

地層処分における微生物の影響 - 研究の現状と今後の課題 -

大貫敏彦*

様々な微生物が地下環境中に生息することが分かってきた。これら微生物の高レベル廃棄物処分への影響について明らかになっていない。本報告では、これまで行われてきた研究を紹介するとともに、将来の研究課題について検討した。微生物代謝による還元、酸化及び代謝産物は、処分施設使用材料の劣化、錯体生成、アクチノイド沈殿物の可溶化、nmスケールのコロイドの生成などをもたらす。処分施設の長期的な閉じこめ性能に影響を与えると同時に、放射性核種の移行を促進する可能性がある。一方、微生物の活動により、微生物による鉱物化、吸着、細胞内への取り込み、沈殿作用により、アクチノイドの閉じこめ能を増す可能性もある。これらの結果は、処分施設の性能への微生物の影響を明らかにするための研究を行う必要があることを示している。

Keywords: 高レベル廃棄物処分, 微生物, 劣化, 深部地層, 生物影響.

Various microorganisms have been observed in deep geologic formation. The effects of such microorganisms on the performance of HLW disposal are still unknown. This paper reviews the studies of microbial effects on the long-term containment of HLW disposal, and discusses the future work to be carried out. Microbial reduction and oxidation and byproducts derived from microbial activities affect performance of HLW repository and have a potential to enhance actinides migration in geologic formation (degradation of the materials of repository, complex-formation, dissolution of actinides precipitates and occurrence of nm scale colloid formation). Potential microbial perturbation of performance of the barriers may enhance confinement of actinides by biomineralization, bioadsorption, bioaccumulation and precipitation. These studies indicate that further experiments are required to elucidate microbial effects on the performance of HLW disposal.

Keyword: HLW disposal, Bacteria, degradation, deep geologic formation, biotic effect.

1 緒言

土壌中には土壌 1 g あたり 10^8 - 10^9 個の微生物が生息することが分かっている[1]。服部らの研究によると[2]、土質や標高による微生物生息数の変化は一桁以内である。この結果は微生物が土壌環境によく適応して生育していることを示している。このような知見は、地下環境においても微生物が生息する可能性があることを示している。しかし、地下環境への人間のアクセスが少なかったことからこれまであまり関心が得られなかった。近年、大陸掘削計画や深海掘削計画などの進展など、地下環境への関心が増したことから、地下における生物圏についての知見も増えてきた[3,4]。一方、放射性廃棄物処分、特に地層処分の安全性に関しては、微生物の関与についてはそれほど大きくないと考えられていた[5]。これまでの日本における報告としては、硫酸還元菌の活動による酸化還元雰囲気の変化に関する記述[6]及び緩衝材の微生物に対する濾過機能に関する研究がある[7]。いずれの場合も、微生物の活動は処分の安全評価に微生物の影響を反映する必要はないだろうとの結論を出している。

地層処分が対象とすべき地表から 1km までの地下環境にはどのような微生物群が存在しているのか。諸外国では、1980 年代中から取り組みが始まり[8,9,10]、1990 年代には各国において建設された地下実験場などを利用して微生物に関する調査が行われた[11-13]。日本では、岐阜県、東

濃地区において地下環境に生息する微生物に関する研究が行われている[14]。一方、地質鉱物学の分野では鉱物の生成、変質への微生物の影響について研究が進んでいる[15,16]。これらの結果は、地下環境に生息する微生物が、廃棄物処分施設及び放射性核種の移行に対して、何らかの影響を及ぼす可能性を示唆している。しかしながら、これまでの研究では廃棄物処分の安全性に対する微生物の影響については明らかになっていない。そこで、安全評価への微生物の影響に関する今後の研究課題を検討するためにも、これまでの研究成果を整理することは重要であると考えられる。

本論文では、廃棄物処分、地質、環境分野で議論されている微生物の影響評価に関する報告書[13-18]を参考にし、これまでの研究を整理し、今後の課題を探ることを目的としている。

2 廃棄物処分と微生物の活動

2.1 微生物のエネルギー獲得法

微生物が代謝及び増殖するのに必要なエネルギーの多くは、有機基質から無機電子受容体に電子が移動するときを得られる。一般には、電子受容体として炭酸ガス、硫酸塩、硝酸塩、酸素である。いくつかの微生物では、酸素も硝酸塩も電子受容体として使う。これらの反応は酵素反応であり、酸化還元電位の異なる酵素反応の組み合わせで起こる。酸素ベースで代謝を行う場合には、硝酸塩ベースで行う代謝に比べて酸化還元電位は高い。硫酸塩の還元系あるいは炭酸ガスのメタン生成系では酸化還元電位は低く、代謝は酸素存在により制限を受ける。微生物的電子伝達系

Microbial Effects on High-Level Waste Disposal -Research review and perspective-, by Toshihiko Ohnuki (ohnuki@sparclt.tokai.jaeri.go.jp)

* 日本原子力研究所, 先端基礎研究センター, 重元素マイクロバイオリジー研究グループ Research Group for Heavy Elements Microbiology, Advanced Science Research Center, Japan Atomic Energy Research Institute 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方 2

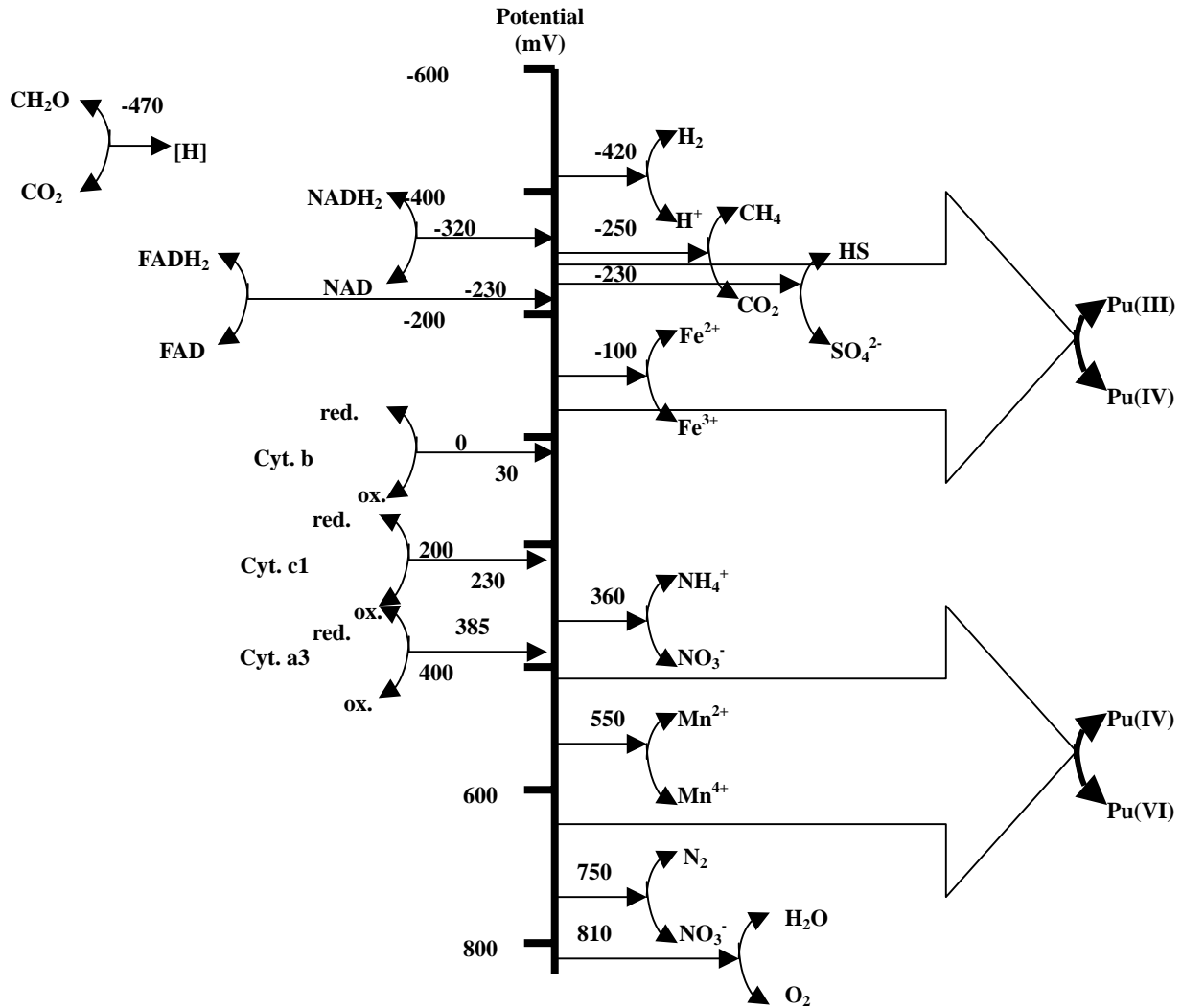


Fig. 1 Oxidation-reduction potentials of elements, and those in biotic electron transfer system.(modified after Zehnder A.J.B., Stumm, W., Geochemistry and biochemistry of anaerobic habitats, in Zehnder A.J.B.(ed.) Biology of anaerobic microorganisms, 19, John Wiley and sons, 1988)

と酸化還元電位との関係を Fig.1 に示す。図には、Pu の III-IV ,IV-VI の電位も併せて示している。図は、鉄還元菌，硫酸還元菌及びメタン生成細菌が Pu(IV)を還元する可能性があることを示している。また、NADP のような補酵素も直接的に作用させれば還元できる可能性がある。図からの判断で、鉄酸化細菌は Pu(IV)を Pu(VI)に酸化することは不可能であることを示している。しかし、鉄酸化細菌には Mn(II)を酸化させるものもあり、Pu(IV)の酸化を否定できない。これは、微生物を分別する際に、エネルギーを獲得するために利用する酸化還元ペアとの関係に着目しているため、実際の微生物の有する酸化還元電位による分類ではないためである。微生物の有する酸化還元電位を直接的に測定する方法は現在まで提案されていないが、アクチノイドなどの移行を検討するためには、微生物の有する酸化還元電位を明らかにする必要がある。

これらのエネルギー獲得方法により微生物が生息できる範囲が限定される。地表近くの酸素が存在する場所では、好気性の微生物活動が盛んであることは明白である。地中

の深度の増加とともに、酸素濃度の減少あるいは供給速度の減少により、好気性の菌種は減り、嫌気性の微生物種が増加する。栄養源の相違により、有機物を炭素源にする従属栄養細菌及び無機炭素を炭素源にする独立栄養細菌に区別でき、地下深部では地表に比べて有機物が少ないため、独立栄養細菌の活動が影響する微生物群を形成していると考えられる。

2.2 地層中で生息する微生物

地層処分を想定している地層深部に生息する微生物については各国で調査が進んでいる。これらの結果をまとめると Table 1 [18]のようになる。生息する微生物の種類と特徴は、サイトの特性、すなわち酸化還元雰囲気、pH などに依存している。スウェーデンで行われた調査では、 10^5 菌体数の中で硫酸還元菌は 10^3 菌体程度であることが報告されている[21]。日本では、長沼らが中心となって、東濃地科学センターで実施した[14]。菌体数としては 10^5 - 10^6 であり、従属栄養性好気性微生物、従属栄養性嫌気性微生物

Table 1 Bacteria populations in deep geologic formation [18].

Country	Geology	Depth(m)	bacterial count
Japan	Geology	400-800	10^2 - 10^7 cells/ml
Canada	Granite	350-400	10^3 - 10^5 cells /ml
Finland	Granite	200-900	10^5 - 10^6 cells /ml
Sweden	Granite	799-1240	2×10^1 - 1.3×10^5 cells /ml
	Granite	129-1078	1.5×10^1 - 1.8×10^6 cells /ml
Switzerland	Granite	約 350m	9.5×10^1 - 9×10^4 cells /ml
UK	Granite	10-281	9.4×10^5 colony/ml
	Clay	165-331	8.6×10^3 - 3.5×10^5 colony /ml
Belgium	Boom clay	190-223	1.2×10^3 colony /ml
Germany	Salt	750	Not detected
USA	Tuff	60	10^2 - 9×10^3 cells/g dry weight (not detected above water table)

物が生息すること、深さ方向について、従属栄養性嫌気性微生物が深度とともに増加することが調査結果として報告されている。地下水中に生息する菌体数は、海洋表層の細菌密度と同程度であることは興味深い。菌体数を調査することは、地下環境において微生物の生息の事実を示すことにおいては重要であると考えられる。しかし、核種移行への影響を評価するためには、局所的な酸化還元雰囲気の変化への微生物の関与、すなわち、酸化還元対間と硫化物、窒化物、炭化物間の電子の授受への微生物の触媒作用としての貢献を明らかにする必要がある。したがって、Westらが提唱しているように[18]、局所的な微生物の代謝活動、つまり、硫酸還元菌、硫酸化細菌、鉄還元菌やメタン細菌などの相互作用を解明することが重要になる。長沼らの研究でも、鉄酸化細菌及び鉄還元細菌などの鉄関連細菌は鉄化学種の酸化還元境界に多く生息していることが分かっている[14]。

2.3 処分施設付近での微生物の生存性

処分施設付近での微生物に関する研究は少ないが、スイス[18]及びスウェーデン[19]において研究が進められている。微生物などが生息するためには、温度、酸化還元電位、pH、水分、空隙の存在及びエネルギー獲得源が関与する。処分施設は微生物が生存するには過酷な条件であると考えられる。すなわち、高温であること、乾燥していること、貧栄養であること及び高放射線場であることが原因である。しかし、高放射線下、高温下などの極限状態に生存する微生物が発見されたことから、処分の安全性への影響も懸念されている。最も大きな要因と考えられる温度については、微生物の生息上限温度は 113 であると報告されている[22]。処分施設内の緩衝材の温度はおおよそ 90 であることから微生物の生存可能な温度範囲であると考えられる。放射線と乾燥の影響についてのカナダにおける研究では、緩衝材付近では微生物の生存数減少帯が生じることが示唆された。一方、ヤッカマウンテンで採取された微生物

物を用いた照射実験から、10K Gy までは微生物が生存することが示された。最近の X 線耐性の研究から、15K Gy では生存可能であるが 20K Gy では生存できなかったことが報告されている。また、硫酸還元菌では 1K Gy で 40 時間生存した結果も示された。リ-マリアイトにおける炉心の観察から、過酸化水素の使用や 10Gy/h の放射線下にもかかわらず微生物の生存が確認された。

水の影響も重要である。微生物は水の活量が 0.96 以上でないと生存できない。したがって、緩衝材中における微生物の生存の条件は、自由水が存在していることである。アルカリ条件に対する耐性はヨルダンのコンクリートのナチュラルアナログサイトにおいて pH12 条件下での生存が報告されている。フランスの研究では微生物がセメントと接触し、pH を減少させることが明らかになっている。硫酸還元菌では、pH8-10 で系の Eh を減少させることが報告されている。

これらの研究成果は、特異な微生物の存在により、高温環境、高放射線環境及び高 pH などの極限環境における微生物の生存の可能性を示している。しかしながら、極限環境下では栄養源の獲得効率及び微生物代謝効率もいわゆる微生物が増殖する環境に比べて劣ると考えられる。このような環境下で、微生物群としてどの程度生存できるか、今後の研究が必要になると考えられる。

3 処分施設材料と微生物との相互作用

処分施設材料と微生物との相互作用に関する研究は少ないが、スイス[18]及びスウェーデン[19]において研究が進められている。これらの研究を中心に紹介する。

3.1 廃棄体の劣化

廃棄体の劣化に関する研究では、ガラス固化体、SYNROC あるいは使用済燃料に対する微生物による劣化の研究例はほとんどない。しかし、滅菌条件の固化体を用いた劣化速度の比較などの研究はあり、触媒作用としての

微生物の効果が示唆されている[18]。ガラス固化体、SYNROC あるいは使用済燃料に対して微生物による直接作用はないと考えられている。真菌類の代謝産物によるガラスの溶解が報告されている[8]ことから、微生物の代謝産物による影響を考慮する必要がある。

3.2 セメント及びコンクリート

セメント及びコンクリートの劣化は微生物の活動により促進される。これまでの研究では、微生物が関与した直接的な劣化は酸化条件で起こっている[23]。間接的な影響としては、硫黄酸化細菌である *Acidithiobacillus* sp. が硫黄、チオ硫酸を酸化条件で酸化する過程で放出する硫酸、及び硝化細菌がアンモニアから生成する硝酸の影響がある。これらの酸は、コンクリートに作用し、CSH (ケイ酸カルシウム水和物)、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ を溶解する。微生物が生産する有機酸が重要な役割をすることは知られているが、還元雰囲気におけるコンクリートの直接的な腐食は起こらないようである[24]。コンクリート表面上にバイオフィームが形成する可能性はある[26,27]。アルカリ領域で生息することが可能である微生物が存在することから、コンクリートにより形成される局所的なアルカリ雰囲気による微生物成長の抑制は期待できないと考えられる。

3.3 粘土

天然環境における鉱物の変質への微生物の影響については、代謝産物の影響も含め研究が進んでいる[15]。しかし、ベントナイトは緩衝材として使用する前に、熱処理を施すことにより有機物を除去している。このことは、天然環境において得られた粘土の変質に対する微生物影響に関する知見を直接処分環境に適用することができないことを示している。しかし、処分環境におけるベントナイトなどの粘土の変質に対する微生物の影響についてはまだ不明である。

カナダ、スウェーデンなどでは地下実験施設等において微生物の生存の可能性などを検討している[19]。生存可能性に関しては、地下で採取した硫酸還元菌について MX-80 ベントナイトの圧密度の影響を調べた実験から、圧密 $1.8\text{g}/\text{cm}^3$ 以上では 60 日以上生存は不可能であることが分かった。圧密 $1.8\text{g}/\text{cm}^3$ 以下の場合には生存する可能性がある。例えば、*Desulfomicrobium baculatum* は圧密 $1.5\text{g}/\text{cm}^3$ では 60 日間生存した。微生物種が異なるため、すべての微生物に関して議論することは出来ないが、ベントナイトの圧密度の増加により、微生物の生存が制限される可能性は高い。すでに述べたように、ベントナイトの圧密度と微生物の生存との関係は、水の活量と微生物の生存の関係と関連づけて検討する必要がある。

また、生存の可能性を調べるために、通常の室内では閉じた系による実験を行っている。実際の岩盤条件である開いた系での長期実験が必要となることから、地下実験施設において実験を行うことは、実環境における微生物の生存

について検討するためにも必要である。そこで、スウェーデンでは、数種類の硫酸還元菌(耐塩性、孢子形成菌を含む)及び好気性放射線耐性菌などを用いて模擬ベントナイト中央に熱源をおいた実験を行った。50-70 の熱源がある場合には熱源がない場合(20-30)に比べて 15 ヶ月後の生存率が孢子形成菌を除いては減少した。*Bacillus subtilis* や *Bacillus stearothermophilus* では菌体数 100 万以上接種したにもかかわらず、100 個以下に減少した。ただ、*Desulfotomaculum nigrificans* は、熱源から 2cm では 100 以下であったが、その外側では 10^3 個以上観察された。この結果は、廃棄体の発する熱により、微生物菌体の減少が期待できることを示している。ただし、完全な滅菌が期待できるかどうかは不明である。廃棄体及びその周辺の温度の経時変化と微生物の影響については、完全な滅菌が期待できれば処分後のある一定期間については微生物の影響を排除できることから、重要な課題となる。

膨潤の影響についても検討されている。196 日間の実験では膨潤により、実験初期に接種した菌体数(10^8 個程度)は 4 桁減少したが、多くの菌種で生存が確認されている。これらの結果は、ベントナイト中でも生存できる可能性がある菌が存在することを示している。ただ、実験期間が短いことから、長期の実験をにより検討する必要がある。ベントナイトの性能への微生物の直接的な影響は今後の課題である。

4 アクチノイドの移行への影響

アクチノイドの移行への影響については、ウランについては Suzuki らが[16]、Pu については Francis が[17]がまとめている。これらの報告を参考に他の報告結果を加えてまとめる。

4.1 アクチノイドの可溶化

地層中は還元条件にあることから、アクチノイドの中でも U, Np, Pu は IV 価で存在する可能性が高い。微生物には硫酸や鉄を還元することによりエネルギーを獲得している菌が存在する。これらの菌により、例えば Pu(IV)が還元されて Pu(III)になる可能性があると考えられる。Pu(III)は Pu(IV)に比べて溶解度が高いことから地下環境で経常的に微生物による還元が起これば、また、微生物が生息するような場所で酸化還元電位が局所的に Pu(III)が安定な領域に達すると、Pu(III)の移行性が増す可能性がある。これらの結果は、現在 Pu(IV)の溶解度により評価している Pu の移行シナリオを再考する可能性がある重要な課題であると考えられる。Rusin らは、鉄還元菌を用いて Pu(IV)の挙動を検討した[27]。鉄還元菌の一種である *Bacillus* sp. が PuO_2 を NTA と共存する条件で 7 日間の接触で可溶化することを明らかにしている。この実験条件下では Pu(III)が NTA と錯体を形成していると報告している。NTA が存在しない場合には 40% の Pu が可溶化していることから NTA

などの錯形成能を有する有機物の存在が必要であることを示唆している。殺菌した状態では PuO_2 の溶解度は非常に小さかったことから微生物の可溶化の影響は大きいこと、大腸菌のような鉄還元能力がない微生物では Pu の還元が起こらなかったことから還元能を有する微生物の存在が必要であることが示された。しかし、分光学的方法などで Pu(III) の存在は確認されていないことから、可溶化した Pu の酸化数については疑問も多く、今後検討する必要があると考えられる。

シデロフォアなどの鉄キレート物質は生物にとって不溶性の Fe(III) を摂取するために重要な代謝産物である。Pu(IV) と Fe(III) の持つ化学的及び生化学的な類似性やシデロフォアを生産する微生物の普遍性及びこれらの微生物が産する鉄隔離キレート物質は Pu(IV) や他のアクチノイドとの錯生成の観点から重要である。鉄キレート物質が PuO_2 の溶解度を増すとの報告がなされた[28]。シデロフォアを用いた PuO_2 の溶解実験からシデロフォアは他の生物的錯生成物質に比べて 10^3 以上の速度で溶解性を増すことが分かった[29]。鉄が存在した場合の方が、鉄欠損条件下よりも溶解性を増すとの結果も得られている。ウランやトリウムが存在する中で培養された *Pseudomonas aeruginosa* はシデロフォアと似た代謝産物を排出する[30]との報告もある。

Pu(VI) を含む培地中で培養した微生物は Pu を易動化するクエン酸に似た代謝産物を排出する。これらの代謝産物は Pu を細胞内に取り込むのに貢献することが示唆されている[31]。土壌カラムを用いた実験等により、Pu が存在する場合には細胞の外で形成された Pu-代謝産物錯体がカラム外に流出された。代謝産物や EDTA などの化合物に接触することにより、Pu の還元が起こるため、酸化還元状態に関する報告はないが、還元されている可能性は高い。しかし、Pu と微生物との相互作用は、培養条件、実験開始時の Pu の化学形、微生物の種類、pH などの条件により異なると考えられるため、今後も検討していく必要があると考えられる。

4.2 アクチノイドの不溶化

不溶化に関しては、環境修復、ウラン鉱廃水処理などの観点から、ウランに関して多くの報告がある。最も多いのが細胞壁あるいは膜への収着に関するものである。収着容量に関する 1970 年代における研究から XAFS などの分析技術を用いた収着したアクチノイドの化学状態を明らかにする研究まで数多くの報告がある。それらすべてを紹介することはできないが、緒言に示した review 論文[16,17]を参照されたい。収着としては、微生物表面への吸着、イオン交換、沈殿及び細胞内取り込みが含まれる。

ウランに関しては、微生物の 1g 乾燥重量あたり、0.1g U 以上収着するものが数多く報告されている[16]。実験の pH 範囲は 3-6 であり、ウラン濃度も 200ppm を上回るものもあり、ウランの溶解度を考慮していない報告もある。我々

が行った、熱処理した酵母を用いた実験では U 濃度 100ppm、pH 4 で分配係数は約 10^4 ml/g であった。表面に収着した U は炭酸溶液と接触すると脱離する[32,33]。細胞の構成物質（マンナンやキチン質）に着目した研究もあり、酵母を用いた研究ではマンナンへの収着がキチンやグルカンよりも卓越していることが報告されている[34]。

Pu に関する研究としては、長崎付近で採取した微生物を用いた Pu の収着実験結果があり、収着形態に微生物の生育条件の違いが反映されることを報告している[35]。WIPP サイトやグリムゼルサイトで採取した好塩菌などを用いた実験では、Pu を 145ng ^{241}Pu 乾燥 g (*Acetobacterium* sp.) や 351ng ^{241}Pu 乾燥 g (*Halomonas* sp.) 濃集した[36]。実験では 1×10^{-9} M という低い濃度で行っていることから、Pu 濃度を増加させることにより収着量も増加すると考えられる。Giesy らは Pu の微生物への収着への天然の有機物の影響について検討した[37]。Skinface 湖で採取した水をメンブレンフィルターで分画し、微生物と藻類を用いて Pu 収着への影響を調べた。その結果、藻類では大きな分画物質 ($0.0032 \mu\text{m}$ 以上) では収着量が減少し、一方、小さな分画領域では収着量が増加した。微生物を用いた場合には異なる影響、すなわち大きな分画物質 ($0.0009 \mu\text{m}$ 以上) ではほとんど影響せず、それよりも小さな分画物質を共存させた場合には収着が増加した。これまでの研究では、Pu が細胞内に取り込まれた可能性は、キノコを用いて非常に希薄な Pu 溶液についての研究以外、報告されていない。

細胞外における鉱物化については、Strandberg らや Macaski らの研究があり、ウランリソリン酸塩鉱物として沈殿していることが報告されている[38,39]。しかしながら、鉱物化の条件、生成場所などについてはまだ解明されていなかった。我々は、数種の酵母を用いて U(VI) の収着実験を行い、ポリリン酸濃集酵母はウランを鉱物化すること (Fig.2)、ポリリン酸を濃集しない酵母はウランを濃集するが鉱物化しないこと、熱処理した場合にはウランが鉱物化しないことを明らかにした[40]。溶液中のリソリン酸濃度を測定した結果、鉱物化が観察された場合には、リソリン酸の排出があることが分かった。

U(VI) の還元による鉱物化については Lovely らの研究[41,42]では、硫酸還元菌を用いて代謝過程で、U(VI) を電子受容体として利用していることが示された。彼らは、ウランの還元が酵素反応であることも示している。Suzuki らは、鉱物化の初期の段階では nm スケールの UO_2 が生成することを TEM を用いた観察から明らかにしている[43]。Np については、Macaski らが、*Citobactor* sp. と Np(V) を接触させた場合、初期の段階で希土類リン酸塩鉱物を加えることで Np(V) が収着されるが、希土類リン酸塩鉱物を加えない場合には収着がほとんどないことから、希土類リン酸塩鉱物が導入鉱物となり、Np(V) の不均化反応により生成した Np(IV) が Np(IV) リソリン酸塩鉱物を生成したのではないかと報告している[44]。しかし、分光学的に Np(IV) の存在は確認していないため、機構については明らかになって

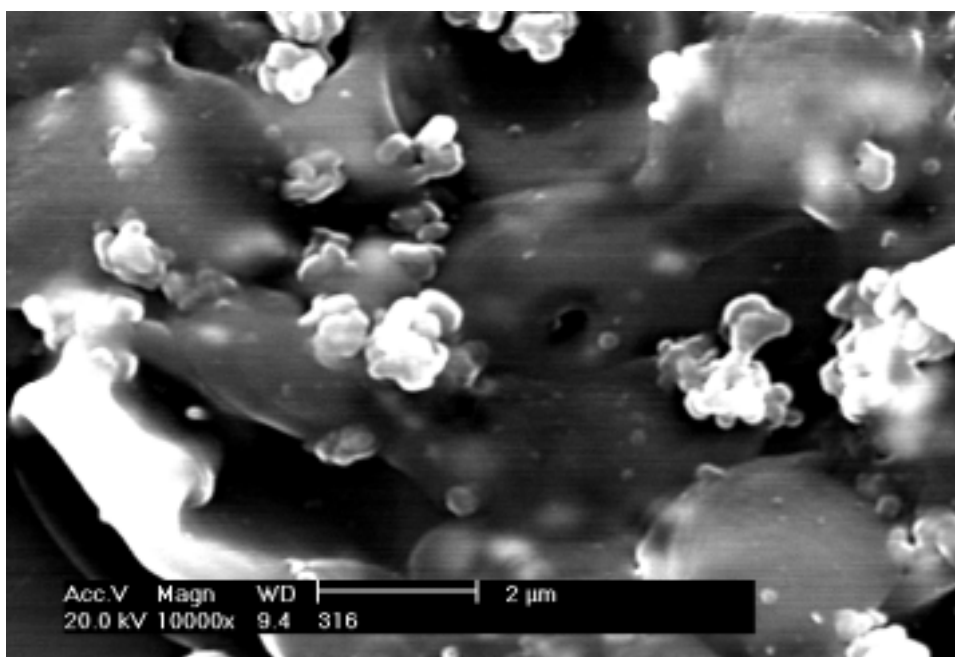


Fig. 2 SEM image of uranium accumulated *Saccharomyces cerevisiae*

いない。鉱物化に関する研究は、ウランについては報告されているが、他のアクチノイドでは Np についての結果があるだけである。取り扱いの制限等から、酸化状態を明らかにするまでには至っていない。今後の課題である。

U(VI)の還元に見られるように、微生物によるアクチノイドの化学状態変化は、アクチノイドの移行を検討する上で重要である。Sasaki らはパルプ工場で採取した硫酸還元菌を含む微生物を用いて Np(V)が還元吸着する可能性があることを示唆している[45]。Pu については、Pu(VI)を用いた研究で、吸着化学種として Pu(V)が観察され、1ヶ月の長期にわたる接触を続けた後、Pu(IV)が観察された[46]。我々が地衣類を用いて行った研究では、溶液中では Pu(VI)は Pu(V)に還元されること、吸着した Pu は IV 価に還元され地衣類表面に分布することが分かった[47](Fig. 3)。これらの結果は、地球表層中における Pu の化学状態には微生物が大きく関与していることを示している。

5 今後の研究課題

このように、微生物が処分の安全確保の観点から保守側に働くのか、移行を促進させるように作用するかは、現在までの研究からは判断できない。早急に、微生物と処分施設及び放射性核種（特にアクチノイド）との相互作用を明らかにする必要があると考える。

地層処分を対象にした研究としては、各国における地下実験施設において実施されている微生物と処分施設及び構造物との相互作用研究と同じような研究を日本でも実施する必要がある。微生物種はサイトにより異なることを考慮すると、地下実験施設での研究をそのまま処分の安全評価に反映できるとは限らない。しかし、地下環境で活動する微生物が処分場閉鎖後の Eh, pH などの化学条件の変

化に影響を及ぼすことから、地下環境での微生物の採取と培養、及び処分施設及び多重バリアの性能への影響に関する知見は早急に取得する必要がある。日本で建設されるであろう処分施設は、日本産のベントナイト、骨材を用いると考えられ、緩衝材やコンクリートなど外国とは異なる材料組成となる可能性が高い。これらの材料及びその組成と、地下において生息している微生物との相互作用に関する研究は皆無であろう。このような実験を行うには、陸上

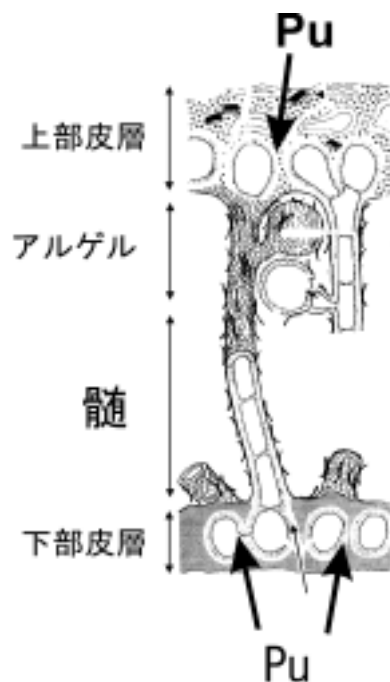


Fig.3 Schematic diagram of cross section of Pu sorbed *Parmotrema tinctorum*. Pu was accumulated on the surface of *P. tinctorum*. Pu(VI) was reduced to be Pu(IV) during accumulation.

に建設した室内における研究も並行して行う必要がある。室内実験では、実環境と異なり閉鎖系である。このことは、開放系である実環境とは異なる結果を得る可能性がある。しかし、微生物の影響を機構レベルで解明するためには、室内の環境を制御した条件下で行う研究が不可欠である。今後、地下実験施設を建設する場合には、微生物の調査及び微生物との相互作用を検討できるような施設を付加する必要があると考える。

核種移行への影響については、還元菌とウランを除くアクチノイドとの相互作用に関する知見が不足している。特に、酸化状態などの化学状態についての検討はアクチノイド化学を行っている科学者が参加して行う必要があると考えられる。この際、地下環境が還元条件であることを考慮すると、地下実験施設において直接実験を行うことが困難なため、酸素濃度を制御できるグローブボックスを活用する必要がある。これらの整備は重要になる。微生物によるPu(IV)の還元の可能性から、地下水中におけるPuの移行シナリオの再考が必要となるかもしれない。早急に検討すべき課題であろう。

本報告で紹介した研究の他では、アクチノイドコロイドの移行への微生物の影響を明らかにすることが重要と考える。有機酸のような代謝産物がコロイドを可溶化する可能性が考えられる。また、コロイドを微生物が直接摂取する可能性も否定できない。Suzukiらが示したnmスケールのアクチノイド鉱物が長期に渡りどのように挙動するか不明である。凝集して安定な鉱物相を形成する可能性がある一方で、nmスケールの鉱物がコロイドとして直接地下水中を移行することも考えられる。アクチノイドとの相互作用研究において明らかになる微生物の有する特異的性質は他の分野にも適用できる可能性がある。たとえば、2002年のScienceに微生物を用いた電池に関する論文も掲載されている。微生物とアクチノイドとの相互作用を明らかにする上で、微生物と酸化還元電位との関係は欠かせない重要な課題である。微生物に関する知見は、廃棄物処分だけでなく、医薬品の開発や微生物の酸化還元を利用した電池などの新しいエネルギー獲得方法の開発にも繋がるものである。

参考文献

- [1] 高井康雄, 三好洋: 土壌通論, 朝倉書店, 東京(1977).
- [2] 服部勉: 植物栄養土壌肥料大事典, 養賢堂, 東京(1976).
- [3] Fredrickson, J.K., Onstott, T.C.: Microbes Deep inside the Earth, *Sci., Am.* **257**, 42-47 (1996).
- [4] Fisk, M.R., Giovannoni S.J., Thorseth I.H.: Alteration of oceanic volcanic glass: textural evidence of microbial activity, *Science*, **281**, 978-980(1998).
- [5] Amy, P.S., Haldeman, D.L.(eds): *Microbiology of the Terrestrial Subsurface*, CRC Press, Boca Raton, Florida(1997).
- [6] 核燃料サイクル開発機構: わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第2次取りまとめ -, JNC TN1410 99-020 ~ 024, (1999).
- [7] 吉川英樹, 川上 泰 他: “地層処分システムにおける微生物の影響について(2) - 微生物の栄養源と透過性について - ”, 放射性廃棄物研究, **1**, pp.213(1995).
- [8] 嶺達也, 三原守弘, 大井貴夫: 微生物の緩衝材中での移行評価研究, サイクル機構技報 No.6 核燃料サイクル開発機構(2000).
- [9] West, J.M., McKinley, I.G., Chapman, N.A.: Microbes in deep geological systems and their possible influence on radioactive waste disposal, *Radioactive Waste Management and Nuclear Fuel Cycle*, **3**, 1-15(1982).
- [10] (a) Stroes-Gascoyne, S.: The potential for microbial life in Canadian high level nuclear fuel waste disposal vault: a nutrient and energy source analysis., AECL-9574, Whiteshell, Canada(1989); (b) West, J.M., McKinley I.G.: The geomicrobiology of nuclear waste disposal. *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVIII (Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 353)* (Murakami, T., and Ewing, R. ed.) Part 2, Kyoto, Japan, October 23-27, 1994, pp. 181-188(1994).
- [11] Pedersen, K., Karlsson, F.: Investigation of subterranean microorganisms and their importance for performance assessment of radioactive waste disposal. Results and conclusions achieved during the period 1995 to 1997, SKB TR 97-22, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., (1997).
- [12] West, J.M.: A review of progress in the geomicrobiology of radioactive waste disposal. *Radioactive Waste Management and Environmental Restoration*, **19**, 263-283(1995).
- [13] Christofi, N., Philp, J.: Microbiology of subterranean waste site, *Experientia*, **47**, 524-527(1991).
- [14] 村上由記, 長沼毅, 岩月輝希: 深部地質環境における微生物群集 - 東濃地域を例として -, 原子力バックエンド研究, **5**, 59-66(1999).
- [15] Banfield, J.F., Nealson, K.H. (ed.): *Geomicrobiology: Interactions between Microbes and Minerals. Review in Mineralogy*. **35**, Mineralogical Society of America, Washington D.C. (1997).
- [16] Suzuki, Y., Banfield, J.F.: Geomicrobiology of uranium. In *Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment*, Review in Mineralogy(Burns, P.C., and Finch, R. ed.), **38**, Mineralogical Society of America, Washington D.C. pp.393-432(1999).
- [17] Francis, A.J.: Microbial transformation of plutonium and implications for its mobility. In: *Plutonium in the Environment*, (Kudo, A. ed): Elsevier Science Ltd., Amsterdam, pp. 201-219(2001).
- [18] West, J.M.,McKinley, I.G., Stroes-Gascoyne, S.: Microbial effects on waste repository materials. In *Interaction of Microorganisms with Radionuclides*, (Keith-Roach, M.J. and Livens, F.R.ed.) Elsevier Science Ltd., Amsterdam, pp.

- 255-277 (2002)
- [19] Pedersen, K.: Microbial process in the disposal of high level radioactive waste 500 m underground in Fennoscandian Shield rocks, In: *Interaction of Microorganisms with Radionuclides*, (Keith-Roach, M.J. and Livens, F.R.ed.) Elsevier Science Ltd., Amsterdam, pp. 279-311 (2002)
- [20] 村上由記, 岩月輝希, 長沼毅, : 深部地質環境における微生物生態系,月刊 海洋, **19**, 108-115(1999).
- [21] Pedersn, K: Microbial life in granitic rock, *FEMS Microbiology Reviews*, **20**, 399-414(1997).
- [22] Stetter, K.O.: Hyperthermophilic procaryotes, *FEMS Microbiology Reviews*, **18**, 145-148(1996).
- [23] Philip, J.C., Taylor, K.J., Christofi, N.: Consequences of sulphate-reducing bacterial growth in a lab-simulated waste deposit regime, *Experimentia*, **47**, 553-559(1991).
- [24] Perfettini, J.V., Revertegam, E., Langomazino, N.: Evaluation of cement degradation induced by the metabolic products of two fungal strains, *Experimentia*, **47**, 527-533(1991).
- [25] Colasanti, R., Coutts, D., Pugh, S.Y.R., Rosevear, A.: The microbiology programme for UK NIREX, *Experimentia*, **47**, 560-572(1991).
- [26] Rogers, R.D.: Assessment of the effects of microbially influence degradation on a massive concrete structure, Final report UCRL-CR-122068, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore (1995).
- [27] Rusin, P.A., Quintana, L., Brainard, J.R., Stritelmeirer B.A., Tait, C.D., Ekberg, S.A., Palmer, P.D., Newton, T.W., Clark, D.L.: Solubilization of plutonium hydrous oxide by iron-reducing bacteria, *Environ. Sci. Technol.*, **28**, 1686-1690(1994).
- [28] Barnhart, B.J., Cambpbell, E. W., Martinez, E., Caldwell, D.E., Hallett, R.: Potential microbial impact on transuranic wastes under conditions expected in the waste isolation pilot plant (WIPP), LA-7788-PR, Los Alamos National Laboratory (1980).
- [29] Brainard, J.R., Stritelmeir, B.A., Smith, P.H., Langston-Unkefer, P.J., Barr, M.E., Ryan, R.R.: Actinide binding and solubilization by microbial sideropores, *Radiochim. Acta*, **58/59**, 357-363(1992).
- [30] Premuzic, E.T., Francis, A.J., Lin, M., Schubert, J.: Induced formation of chelating agents by *Pseudomonas aeroginosa* grown in presence of thorium and uranium, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **14**, 759-768(1985).
- [31] Wildung, R.E., Garland, T.R., Rogers, J.E.M.: Plutonium interactions with soil microbial metabolites: Effect on plutonium sorption by soil, DOE Symp. Ser., 59, Department of Energy, pp. 1-25(1987).
- [32] Nakajima, A., Sakaguchi, T.: Accumulation of uranium by basidiomycetes, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **38**, 574-578(1993).
- [33] Strandburg, G.W., Shumate, S.E., Parrott, J.R.: Microbial cells as biosorbents for heavy metals: Accumulation of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and *Pseudomonas aeruginosa*, *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**, 237-245(1981).
- [34] Chmielowski, J., Worznica, A., Klapcinska, B.: Binding of uranium by yeast cell wall polysaccharides, *Bull Polish Acad. Sci. Biol. Sci.*, **42**, 147-149(1994).
- [35] Kauri, T., Santry, D.C., Kudo, A., Kushner, D.J.: Uptake and exclusion of plutonium by bacteria isolated from soil near Nagasaki, Japan., *Environ. Toxicol. Water Qual.*, **6**, 109-112(1991).
- [36] Gillow, J.B., Dunn, M., Francis, A.J., Papenguth, H.W.: The potential role of subterranean microbes in facilitating actinide migration at the Grimsel Test Site and Waste Isolation Pilot Plant., *Radiochim. Acta*(in print).
- [37] Giesy, J.P., Paine, D., Hersloff, L.W.: Effect of naturally occurring organics on plutonium-237 uptake by algae and bacteria. In: *Transuranics in natural environments, Nevada applied ecology group*, (White, M.G., and Dunaway, P.B. ed.), NVO-178 UC-1, US Energy Research and Development Administration, pp. 531-543(1977).
- [38] Macaski, L.E., Empson, R.M., Cheetham, A.K., Grey, C.P.A., Skarnuli, J.: Uranium bioaccumulation by a *Citrobacter* sp. As a result of enzymatically mediated growth of polycrystalline HUO_2PO_4 , *Science* **257**, 782-784(1992).
- [39] Strandberg, G.W., Shumate II, S.E., Parrott, J.R.: Microbial cells as biosorbents for heavy metals; accumulation of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and *Pseudomonas aerogenosa*, *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**, 237-245(1981).
- [40] Ohnuki, T., Ozaki, T., Yoshida, T., Francis, A.J.: Biomineralization of uranium by *Saccharomyces cerevisiae*, (to be published.)
- [41] Lovely, D.R., Phillips, E.J.P., Gorby, Y.A., Landa, E.R., Microbial reduction of uranium, *Nature*, **350**, 336-344(1991).
- [42] Lovely, D.R., Widman, P.K., Woodward, J.C., Phillips E.J.P.: Reduction of uranium by Cytochrome c3 of *Desulfovibrio desulfuricans*, *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**, 3572-3576(1993)
- [43] Suzuki, Y., Kelly, S. D., Kemner, K. M., Banfield, J.F.: Nanometre-size products of uranium bioreduction, *Nature*, **419**, 134(2002).
- [44] Lloyd, J.R., Yong, P., Macaski, L.E.: Biological reduction and removal of Np(V) by two microorganisms, *Environ Sci and Tech*, **34**, 1297-1301(2000).
- [45] Sasaki, T., Zheng, J., Asano, H., Kudo, A.: Interaction of Pu, Np and Pa with anaerobic microorganisms at geologic repositories, in: *Plutonium in the Environment* (Kudo, A ed.) Elsevier Science Ltd., Amsterdam, pp. 221-232(2001).
- [46] Panak, P.J., Nitsche, H.: Interaction of aerobic soil bacteria with plutonium(VI), *Radiochim. Acta*, **89**, 499-504(2001).
- [47] Ohnuki, T., Samadofam, M., Purvis, O.W., Kimura, Y., Aoyagi, H., Kitatsuji, Y.: Plutonium accumulation by lichen biomass, (to be published.)