解	説
---	---

高レベル放射性廃棄物地層処分の安全性

財津知久^{*1}, 石黒勝彦^{*1}, 増田純男^{*1}

(1991年10月30日受理)

Safety of Geologic Disposal of High Level Radioactive Waste

Tomohisa ZAITSU,^{*1} Katsuhiko ISHIGURO^{*1} and Sumio MASUDA^{*1}

KEY WORDS: high level radioactive waste, geologic disposal, multi-barrier system, engineered barrier, natural barrier, performance assessment

1. はじめに

石炭や石油を燃やして電気エネルギーを造る火力発電の過程で、二酸化炭素や灰が廃棄物として発生するように、原子力発電ではストロンチウム、セシウム、白金族元素等の核分裂生成物やアメリカウム等の超ウラン元素が発生するが、それらの99%以上は使用済燃料を再処理する過程で高レベル放射性廃液（以下高レベル廃液という）として1か所にまとめて分離される。

この高レベル放射性廃棄物（以下高レベル廃棄物という）は、その発生量は少ないものの、強い放射能を持ち発熱する物質と放射能は弱い半減期の長い物質が含まれているために、細心の注意を払って取り扱う必要がある。そこで、長期にわたって安全に管理するため、物理的・化学的に安定なガラス固化体の形にして貯蔵を行い、その後処分するという方針が世界のすう勢になっている。

わが国でも昭和62年6月に原子力委員会が策定した「原子力開発利用長期計画」¹⁾において、「高レベル放射性廃棄物は、安定な形態に固化し、処分に適する状態になるまで30~50年間冷却のための貯蔵を行い、その後地下数百メートルより深い地層に処分する」ことが基本

的な方針となっており、このための研究開発は、動力炉・核燃料開発事業団が中核となって実施しているところである。

ここでは、このような高レベル廃棄物の地層処分の考え方とその安全性についての知見の現状について紹介する。

2. 高レベル廃棄物ガラス固化体の特徴

現在、実際に使用済燃料を再処理している茨城県東海村の動燃再処理工場では、高レベル廃液は、蒸発濃縮されてステンレス鋼製の貯槽に硝酸溶液の状態で核分裂生成物等の放射能の崩壊熱による貯槽内温度上昇を防止するため冷却しながら保管されている。

この高レベル廃液は、そのままでは取り扱いや処分に適した状態とはいえないため、ガラスと混合溶融し、キャニスターと呼ばれるステンレス製の容器に入れ、ガラス固化体と呼ばれる形に固められる。

固化体の性質として重要なことは、さまざまな廃棄物成分を取り込むことができ、優れた物理的、化学的性質をもつこと、さらに、それらの性質を長期にわたって持続できることである。以上の観点でガラスは高レベル廃棄物固化体として優れており、また固化体の製造プロセスの成熟度が高いことから、世界的に高レベル廃液の固化の主流となっている。また、ガラスが長期的にいか

^{*1} 動力炉・核燃料開発事業団環境技術開発推進本部、東京都港区赤坂 1-9-13 (〒107)
Radioactive Waste Management Project, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation; Akasaka 1-9-13, Minato-ku, Tokyo 107, Japan.

石)が健全な形で見つっている例などからもわかる。

固化体に用いるガラスの種類としては、水や薬品に対する耐食性が優れていること、ガラス熔融温度が低く、プロセス、レンガ、電極材料などガラス熔融炉材料に対する負担を軽減できることおよび廃棄物成分の許含有量が比較的高いなどの理由から「ホウケイ酸ガラス」が採用されている。

このように、ガラスに固めることによって高レベル廃棄物は物理的に安定した形態になるだけでなく、水にほとんど溶けなくなるといった化学的にも安定した性質を備えることになり、放射性核種が速い放射性核種が発する熱が 30～50 年後には地層処分に適した程度に下がる。

次に、ガラスに固められた高レベル廃棄物は、他の廃棄物に比べてその発生量が桁違いに少ないという点があげられる。すなわち、現在の原子力発電所では 1 トンの燃料から約 3 億キロワット時の電気（約 10 万世帯の家庭の 1 年分の電力消費量に相当）を生産しているが、発生する高レベル廃棄物の量はわずか約 100 リットルのガラス固化体 1 本にすぎないということである。

また、人間にとって危険なものとなりうる放射能は時間とともに低下する、これも他の廃棄物のもつ危険性と違う点である。

高レベル廃棄物の放射能のうちで半減期の短い核分裂生成物がもたらす高いレベルの放射能は、廃棄物が発生してから最初の数百年間でほとんどなくなる。その後も、ウランと同じような性質をもつアクチニド元素のもつ低いレベルの放射能が長年にわたって減衰しつつ残る。アクチニド元素の量は、再処理の方法などによって若干異なるが、半減期千年オーダーまでのアクチニド核種が崩壊することにより、この廃棄物の発生源となった核燃料を製造するために用いた天然ウラン鉱石の放射能がもつ毒性とやがて同程度になる²⁾。

3. 地層処分の選択

現代将来を問わずあらゆる世代の人間が、廃棄物による影響を受けないようにすることや、将来の世代に廃棄物の管理に係わるいかなる負担もかけないことが廃棄物処分を行う上での重要な原則³⁾であり、そのためのいろいろな対策が検討されてきている。

具体的対策としては、人間と廃棄物を「同じ環境に置かない」ことによって、人間が制度的に管理しなくても安全であるような方法が必要であり、地層処分以外にたとえば海洋底下処分や宇宙処分等が検討の対象とされてきたが⁴⁾、具体的な処分方法としての実現性という観点から地層処分が最も可能性があるというのが国際的なコ

ンセンサスである⁵⁾。したがって、現在地層処分が唯一、放射性廃棄物の最後段の対策としてわが国をはじめ世界各国で本格的な研究開発が進められており⁶⁾、いくつかの国ではすでにその技術の実現可能性を総合的に評価し^{6),7)}、政府や議会がその妥当性を承認している。

地層処分は人間と自然が今後も健全に共存するために、人間の知恵と自然の力をあわせて環境を護ることを目的とした廃棄物対策であり、具体的には廃棄物と科学技術と地層が三位一体のシステムとして働くことを最大の特徴とする。

4. 深部の地層の特徴

地層処分の観点から見た深部地層の一般の特徴としては、地下水の動きがきわめて小さく、化学的な環境が還元性であるという点があげられる。すなわち、深部の地層中では放射性核種がガラス固化体から溶け出しにくく、仮に微量溶け出したとしてもその放射性核種の人間環境への運び手である地下水の動きがきわめて遅いうえ、さらに放射性核種が周辺岩盤や割れ目に詰まっている粘土鉱物等に吸着したり、あるいは移動中に沈澱したりするので、放射性核種の動きは地下水の動きよりさらに小さくなる。

また、深部の地層は一般的に地表に比べて外的要因、たとえば地震、氷河活動、侵食作用、隕石落下等の自然要因や戦争行為などの人的要因による影響を受けにくく、きわめて長年にわたって安定に存在しているという特徴も有している。

これに対し、日本は変動帯に位置し、地殻変動に係る事象が比較的多いことから、地層処分のできる場所を探すことはむずかしいという指摘もある。しかし、たとえば日本の断層活動や火山活動は過去の活動の例から限られた地域で起こっていることが明らかにされつつあり、地層処分で考えられる時間の中で新たにそれらの事象の起こる可能性のある地域を避けることができると考えられている^{8),9)}。また、日本の山脈を造りあげた造山活動であっても、実際には年間に 1 ミリ程度の極微小な動きが 100 万年以上もかかって起きるような緩慢な作用であり、多くの地域では、あったとしてもこれよりはるかに遅い変動でしかない⁹⁾。

掘削などによる人間の侵入に対しても、その動機や事象を調査検討することによって、侵入の動機や結果としての影響が排除されるような場所と深度を選ぶことにより対策が可能となる。

5. 地層処分による安全確保の考え方

地層処分という方法は、非常に長い年月の間、放射能を有するガラス固化体を地下数百メートルまたはそれ以

第1図 地層処分の基本構成

深の岩の中に埋没することによって、人間の生活環境や生物圏から隔離するものである。

地層処分されたガラス固化体は無機質の固体であり、もともと爆発性のものでもないので、固化体中の放射能は外的要因がなければ人間環境に戻ってくることはない。外的要因により放射能が人間環境に移動するプロセスとしては、

- ① 地層の隆起や侵食等により、廃棄物が地表に接近または露出したり、あるいは人間が資源の開発等の目的により不用意に廃棄物に接近する可能性。
- ② 地層中に地下水がある場合には、地下水が廃棄物と接触して放射性核種が溶け出し地表に運ばれる可能性。

の二つが考えられる。これらのプロセスに対しては、廃棄物の埋設場所として、地殻変動等の影響が小さく、地下資源の存在する可能性が低い地層および適切な埋設深度（安定な地層）を選び、このような地質環境が本来備えている包蔵性（天然バリア）、ならびに地下水による核種の影響と核種の溶出・移行を防ぐ観点から有効と考

えられる人工的な安全防護機能（人工バリア）をさまざまに組み合わせ、多重バリアシステム（注）を構築することにより安全確保を図ることが地層処分の基本的考え方である¹⁰⁾。

第1図に現在考えられている多重バリアシステムの構成を模式的に示した。ガラス固化体はガラス固化処理の工程においてキャニスタと呼ばれるステンレス鋼製の容器に封入されているが、地層処分の際にはオーバーパックと呼ばれる厚肉の容器内に入れ、地層中に埋設する。このとき、オーバーパックと地層との間には、粘土鉱物等からなる緩衝材を充填する。これらの多層の人工バリアと天然バリアとしての地層がもつ、後述するような種々の機能を多重に組み合わせることによって多重バリアシステムが構築される。

注) 核種の移動を妨げる安全確保上の障壁をバリアと呼ぶが、物理的な障壁機能と化学的な雰囲気形成による溶出・移動の抑制機能及び水の流れに対する抵抗などの幅広い機能が含まれる。

6. 多重バリアシステムによる安全確保—研究開発の アプローチと現状—

前章で述べた地層処分基本概念において、事象の起こりうる可能性と技術的な対策としての観点からみて、とくに重要なのは、地下水によって核種が人間の生活圏に運ばれる可能性についての検討評価である。すなわち、地下水による核種の溶解・移行の対策としての多重バリアシステムの性能評価に関する研究が地層処分研究の中心的課題となっている。このような地層処分におけるシステム性能の評価は、きわめて長期にわたるプロセスを対象とするため、原子力施設のように実験や運転で全過程の評価を行うことは不可能である。このため、地層処分におけるシステム性能の評価は、現象のモデル化とそれに基づく計算コードとデータによる予測解析によってなされる¹¹⁾。

さて、わが国の地層処分研究開発においては、国の計画¹⁰⁾にも述べられているように、岩種や地域を特定することなく、多岐にわたる地質環境条件に対して地層処分の概念が成立する見通しを示すことが当面の目的である。動燃では、この課題に対処するため、多重バリアシステムの性能評価上重要なプロセスとその条件となる物理・化学的な場に関する一般的なモデル化を検討してきた¹²⁾。以下にその基本となる考え方とそれを用いた予備的な性能解析結果の例を紹介する。

6.1 モデル化の基本的考え方

わが国の多岐にわたる地質環境を想定した性能評価を行うため、以下の方針のもとで、環境および事象のモデル化を実施した。まず、地質環境に関する諸因子のなかで性能評価の観点から重要な水理、地下水化学および地質構造を一般的な理論や経験則などの既存の知見をもとに性能評価上重要な因子に注目してモデル化する。さらに、そのモデルに基づいてそれらの地質環境条件を個々の特性値の幅として導出する。

次のそのようにして把握された地質環境条件の幅のなかで、地質環境の条件に依存度の小さい地層処分システム性能（固有性能）を把握する。

このような方針のもとに、地層処分に係る場と事象のモデル化およびそれらに基づく解析を実施している。

6.2 各プロセスや環境場のモデル化の概要

動燃において実施している多重バリアシステムの性能解析に用いられている各プロセスや環境場のモデル構成を第2図に示した。このモデル連鎖にそって、モデル化と解析結果の概要を紹介する。

(1) 深部地下水の化学的性質

文献によると、わが国の地下水については、過去に比

較的浅い深度の地下水も含め1,000件以上の分析例があり、その化学的特性は比較的分析例の多い化学組成だけをとってみても多様である。しかし、このような特性のばらつきは、地下水の起源、地下水と鉱物や有機物との反応の組合せを考えることによって、モデル化することができる^{13,14)}。すなわち、性能評価上重要な地下水のpH、Eh および主要なイオン濃度について、それらの決定に有意に寄与すると考えられる基本プロセスを抽出し、それらの特性値の取りうる幅を把握するため、上限、下限を与えるようなプロセスを組み合わせることによってモデル地下水組成を求めた。これらのモデル地下水の組成は、幾つかの実際の地下水の測定例とおおむね一致することがわかった。例として、第1表に2種類のモデル地下水組成と対応する実在の地下水組成範囲との比較を示した¹³⁾。

(2) 人工バリア空隙水の地球化学モデル

ガラス固化体からの核種の溶出やその拡散移行の場となる人工バリア内部の空隙水の化学的性質は、上記(1)で述べた自然地下水と人工バリア材料との相互作用によって影響される。したがって、人工バリア材料と自然地下水との反応をモデル化することにより核種の挙動評価上重要な空隙水の化学的性質とその範囲を規定することができる^{13,15,16)}。

(3) 深部地下の水理

処分場を取りまく水理、水文的な場の条件設定は、目的に応じて以下の2通りのアプローチがとられた。

① 人工バリア周辺の水理条件の決定のための保守的評価

ニアフィールドにおける人工バリアシステムの限界的な性能を把握するためには、周辺岩盤における水理的条件を考えられる範囲内でできるだけ苛酷に設定する必要がある。そこで、広さ数十 km、深さ数 km 規模の仮想のフィールドを想定し、その水理場を大局的に支配する要因として山地、傾斜等の地形要素の組み合わせ、隣接する水系の影響、破砕帯等の異透水性ゾーンの有無、などを考慮し、それらの考えうる組合せから、処分深度における水理場を動水勾配としてとらえ、その幅を把握した¹⁵⁾。

② 天然バリア性能の可能性を評価するための現実的評価

放射性核種の移行遅延にかかる天然バリア性能は地質環境条件の幅に大きく依存するため、その幅のなかで成立しうる最小限の性能を規定することは困難である。したがって、むしろ天然バリアに対しては、過度に保守的な条件よりも現実的な可能性のある条件設定が天然バ

第2図 多重バリアシステムの性能解析のためのモデル構成

第1表 平衡モデルによるモデル地下水組成の計算例

		希薄地下水組成		濃厚地下水組成	
モデル地下水の組成					
pH	(mV)	9.2	(中性～アルカリ)	6.3	(弱酸～弱アルカリ)
Eh	(ppm)	−350	(−300)	−181	
Na ⁺	(ppm)	61	(30～60)	10,930	
K ⁺	(ppm)	0.0003	(~3)	393	
Ca ⁺	(ppm)	1.7	(2～20)	91	(10～500)
Mg ²⁺	(ppm)	0.1	(~1)	1,117	(10～700)
Cl [−]	(ppm)		(~5)	19,636	(4,000～20,000)
SO ₄ ^{2−}	(ppm)	0.007	(~20)	127	(0～1,000)
HCO ₃ [−]	(ppm)	116	(100～150)	2,528	(1,000～6,000)
Fe (total)	(ppm)	0.002	(~1)	0.003	
SiO ₂	(ppm)	12	(10～30)	8.9	(10～100)
F [−]	(ppm)	12	(~10)	1.4	

() 内：実測地下水組成例

ア性能の意義を考える上で妥当である。そこで、より現実的水理場の設定を行うために、日本全国をいくつかの地域に分割して、それぞれの地域に対する地形、地質、水理パラメータ等の文献データをもとに、広域の水理解析を実施し、地下深部における動水勾配の分布を評価している¹⁷⁾。

(4) 人工バリア内側の水理

処分坑周辺の地下水理は周辺母岩の透水係数と動水勾配によって支配される。一方、処分坑の内部は、緩衝材の高い止水性のために、周辺での地下水流速が比較的大きい場合においても、緩衝材内部は静水状態となる。たとえば、考えられる最大の動水勾配を仮定しても、ペクレ数としては $10^{-3} \sim 10^{-5}$ 程度となり¹⁸⁾、緩衝材内部での物質移行は外側での地下水流速にかかわらず、分子拡散を考えればよいことになる。

(5) 人工バリアからの核種放出モデル

ガラス固化体/オーバーバック/緩衝材からなる人工バリアシステムにおいて、核種の長期的な放出挙動に支配する環境側の重要因子は、先に述べたように、人工バリア内の空隙水の化学的性質とそこでの物質移行に影響を及ぼす水理的条件である。上記(2)および(4)で述べたように、これらの二つの因子は人工バリア外側の種々の外的条件の変動範囲においても、ほとんど変化しないか一定の比較的狭い変動幅をもって把握できることがわかった。

このようなニアフィールドの物理的・化学的な場の条件のもとで、核種放出に対するバリア性能の支配する基本原理は放射性核種の溶出の制限とバリア内での移行の制限である。人工バリア内の空隙水の化学的条件下での

核種の溶解を PHREEQE¹⁹⁾などの地球化学コードを用いて解析^{13,15)}すると、その範囲内ではほとんどの核種溶解濃度は一様に低く抑えられる。溶出した核種の緩衝材中での移行は分子拡散によって支配される。このとき、緩衝材外側での核種濃度も拡散挙動に影響するが、保守的な動水勾配にもとづく水理条件を想定して外側濃度を零とすれば、保守的かつ外側の水理条件に支配されない放出率を評価することができる。

一方、Cs等の易溶性の元素に対しては、ガラス固化体固相の溶解速度が溶解度に代わって元素の溶出を制限するが、このときも人工バリア外側の水理および地球化学条件に大きく依存しない保守的な放出率を評価することができる。

第3図に保守的な外側境界条件に基づく人工バリアからの核種の放出率評価例¹⁹⁾を示した。人工バリアからの核種放出率はこのように溶解度やガラスの溶解速度、緩衝材の拡散抵抗に基づく核種の溶出と移行の制限効果が働くことによって低く抑えられ、その効果は安全担保上きわめて有効であることが示されつつある^{15,18)}。

(6) 核種移行の観点からの地質媒体の概念モデル化
放射性核種の移行という観点からは、支配的な移行メカニズムに着目した地質媒体の類型化が考えられる。たとえば、泥岩のような細粒の堆積岩や亀裂の少ない凝灰岩等の火成岩においては地下水の流れに対する抵抗が大きいので、移流の効果が及ばず、核種の移行機構として分子拡散が支配することになる。結晶質岩等の亀裂を有する媒体や、比較的空隙の多い基質に礫岩層を含む媒体などでは、卓越した空隙のなかで核種の地下水による移流が生じると同時にその周囲のより下位の空隙への分子

第3図 人工バリアからの核種放出率の評価例

第4図 天然バリアの核種放出率低減効果の評価例

拡散（マトリクス拡散）が起きる。

このように、核種の移行機構に着目して、地質媒体に対して移行媒体としての類型化と概念モデル化を行い、核種の移行を支配するパラメータの幅を把握することが可能である。

前述したように天然バリアの効果の評価においては、核種の移行を支配するパラメータに対して、過度の保守性を排した現実的な条件設定の中で評価を行うことが妥当であると考えられる。そのような条件設定の中で実施した天然バリアの効果の評価例^{15,20)}を第4図に示した。図中で Np-237 の放出率は点線で示した人工バリアからの放出率のピーク値に対して規格されている。

このように、人工バリアの効果を加えて、天然バリアの効果がどのような地質環境条件のもとで有効に働きうるか、また、それを満たす核種移行パラメータの組合せが現実的な環境条件のなかに存在しうるということが明らかになりつつある。

7. おわりに

上記のように、処分の安全に係わる種々の現象については、さまざまな分野の科学技術的な根拠をあわせて展望することによって、基本的な把握が可能となってきた。

しかし、スウェーデンやスイスのように地質処分の技術的可能性についての評価の結果が議会などでも認められている国がある一方、わが国も含め多くの国ではまだ、地層処分の安全性や技術的な確かさが社会的に理解されるには至っていない。

人々が、放射能という“見えない物”を地質環境とい

う“見えない”所に、遠い将来という“見えない時間”にわたって置くことについて、不安を抱くのは止むをえないことであろう。しかも、地層処分の長期にわたる安全性をわれわれが経験し、その経験に基づき確認することが不可能であることも事実である。

しかし、われわれが経験できないものについても、それが将来どうなるかを確実に知ることはできる。これを可能とするものが、地層処分研究開発のいちばんの依りどころとなる理論的アプローチである。

たとえば、太陽系の一つの惑星の1万年間の動きというものは、われわれが経験できるものではない。しかし、この星の動きを支配する物理法則が見いだされ、しかもそれが正しいものであることがさまざまなやり方で十分に確認されているため、われわれはこの星の1万年後の位置を正確に知り、その結果に対しての全幅の信頼を寄せることがとできる。

地層処分研究開発においても、この例と同じように地層中の多重バリアシステムにおける核種の動きを支配する物理/化学法則を見だし、その正しさを確かめることによって長期間の安全性を予測し、科学的に確認することを目指している。

参考文献

- 1) 原子力委員会;原子力開発利用長期計画 (1987)。
- 2) たとえば, Disposal of Radioactive Wastes, Energie Spectrum 81, 4. ECN (1981), J. HAMSTRA and Y. Van der FEER, New ICRP Norms and Underground.

- 3) OECD/NEA; Disposal of Radioactive Waste, An Overview of the Principles Involved (1982).
- 4) U.S. DOE; Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046 (1979).
- 5) たとえば, OECD/NEA; Geological Disposal of Radioactive Waste, An Overview of the Current Status of Understanding and Development (1984).
- 6) SKBF/KBS; Final Storage of Spent Nuclear Fuel-KBS-3 (1983).
- 7) NAGRA; Project Gewähr (1985).
- 8) 木村敏雄; 地層処分と日本の地層, “放射性廃棄物に関する研究開発”, 天沼 暁, 阪田貞弘監修, テクノプロジェクト, pp. 535-552 (1983).
- 9) 小出 仁; 高レベル放射性廃棄物地層処分, 資源・素材学会誌, **106**, 496-499 (1990).
- 10) 原子力委員会, 放射性廃棄物対策専門部会; 「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の重点項目とその進め方」(1989).
- 11) OECD/NEA; Disposal of Radioactive Waste: Review of Safety Assessment Methods (1991).
- 12) 石黒勝彦; 多重バリアシステムの性能評価研究, 第7回放射性廃棄物セミナー資料集, 放射性廃棄物研究連絡会, 日本原子力学会 (1991. 7).
- 13) 油井三和; ニアフィールドにおける地球化学データとモデリング, 「放射性廃棄物処理・処分の基礎科学」報告書, p. 25, UTNL-R 0265 (1991).
- 14) 梅木博之, 根山敦史, 油井三和, 石黒勝彦, 武田精悦; 地下水の化学的変遷モデルの作成と我が国の地下水分類への適用, 日本原子力学会, 1991 年秋の大会予稿集, p. 554 (1991).
- 15) H. UMEKI, K. ISHIGURO, H. TAKASE, M. YUI, N. SASAKI, S. MASUDA; Site-Generic Approach for Performance Assessment for HLW Disposal System in Japan, Proc. 2nd Ann. Int. Conf. Las Vegas, Nevada, April 28-May 3 (1991).
- 16) 佐々木憲明, 牧野仁史, 根山敦史, 油井三和; 人工バリアシステムによる地下水の化学的緩衝作用のモデル化, 日本原子力学会, 1991 年秋の大会予稿集, p. 555 (1991).
- 17) 柳澤孝一, 今井 久, 大澤英昭, 中島 誠; 我が国の水理学的環境把握のための水理解析, 日本原子力学会, 1991 年秋の大会予稿集, p. 553 (1991).
- 18) D.C. PARKHURST, D.C. THORSTENSON, L.N. PLUMMER; PHREEQE-A Computer Program for Geochemical Calculations, *U.S. Geol. Surv. Water-Resources Investigations*, **96**, 210 (1980).
- 19) S. MASUDA, H. UMEKI, K. ISHIGURO; Intrinsic performance of the engineered barrier system, Proceedings of the ANS Topical Meeting on Nuclear Waste Packaging, Las Vegas, September 29-October 2 (1991).
- 20) 畑中耕一郎, 梅木博之, 石黒勝彦, 吉田英一; 地下水シナリオに対する天然バリアシステムの感度解析, 日本原子力学会, 1991 年秋の大会予稿集, p. 560 (1991).