

特集

核燃料サイクル技術の開発動向と将来

高レベル廃棄物の地層処分

Geologic Disposal of High Level Waste

増田 純男* ・ 石黒 勝彦**

Sumio Masuda

Katsuhiko Ishiguro

1. はじめに

今後も継続して原子力エネルギーの恩恵を受けるためには、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が廃棄物処分の重要な原則¹⁾であり、そのための様々な対策が検討されてきている。

特に、原子力発電に伴い、必然的に発生する高レベル廃棄物は、人間とその生活環境に影響を及ぼし得るレベルの放射能を長い時間にわたって継続することから、その処分に際しては特段の対策が必要である。

廃棄物対策としては、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、例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^{2), 3)}、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選ばれ我が国をはじめ世界各国で研究開発が進められている。

地層処分は人間と自然が今後も健全に共存するため、人間の知恵と自然の力を併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はたらくことを最大の特徴とする。

地層中のウラン鉱石を掘りだし、核分裂エネルギーを取り出した残りの廃棄物は、地層処分によって再び地層中に戻されることになる。

また、今日の原子力利用に伴って発生した廃棄物によって将来の世代に放射能による影響や廃棄物の管理に係わるいかなる負担もかけないための責任¹⁾も、地層処分によって果たすことができると考えられる。

本稿では、高レベル廃棄物の地層処分に関する技術

* 動力炉・核燃料開発事業団 環境技術開発推進本部

処分研究グループ主幹

** " " " 主任研究員

的知見の現状について紹介する。

2. 高レベル廃棄物の発生と特徴

2.1 発生

火力発電では、石炭や石油を燃やして得られる熱から電気エネルギーを作るが、その過程で二酸化炭素や灰が廃棄物として発生し大気に放出されたり、陸上で保管されたりしている。一方、ウランを核分裂させることによって得られる熱を利用する原子力発電では、その過程でストロンチウム、セシウム、白金族元素などの核分裂生成物やアメリカシウムなどのアクチノイド元素が発生する(図-1)。これらは原子炉の中では使用済み燃料中に閉じ込められているが、燃え残りのウランと原子炉で新たに生成された新しい燃料であるプルトニウムを取り出す再処理の過程でまとめて分離される。これを高レベル廃棄物という。すなわち高レベル廃棄物は原子力エネルギーを利用する際に必然的に発生するものである。



図-1 高レベル廃棄物の発生

2.2 特徴

高レベル廃棄物の量は、他の廃棄物に比べて桁違いに少ない。例えば、我々が自分の家で一生の間に使う電気を全て原子力で発電した場合、発生する高レベル廃棄物の量は、ガラス固化体の大きさとして単一の乾電池一個分程度に過ぎない⁴⁾。同じだけの電気を火力

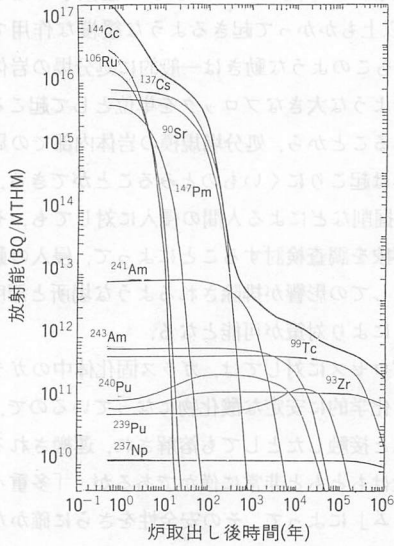


図-2 高レベル廃棄物の放射能 (一例)

発電で得たとすると、数十トンの炭酸ガスと、石炭の場合には、さらに数トンの石炭灰が発生する。

また、人間にとって危険なものとなり得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中で半減期の短い核分裂生成物を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(図-2)。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持つ低いレベルの放射能が長期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のウラン鉱石の放射能がもつ毒性とやがて同程度になる⁹⁾。つまり、その時点では、もともと天然に鉱石として存在するウランとその娘核種の放射能による毒性の総量を増やすことなく、核分裂エネルギーのみが取り出されたと考えることができる。

2.3 ガラス固化体

原子炉で使用された核燃料を再処理する過程で分離される高レベル廃棄物は液体であり、そのままでは取り扱いや処分に適した状態とは言えないため、キャニスターと呼ばれる金属製の容器の中で、ガラスに固められる。(ガラス固化体；図-3)

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

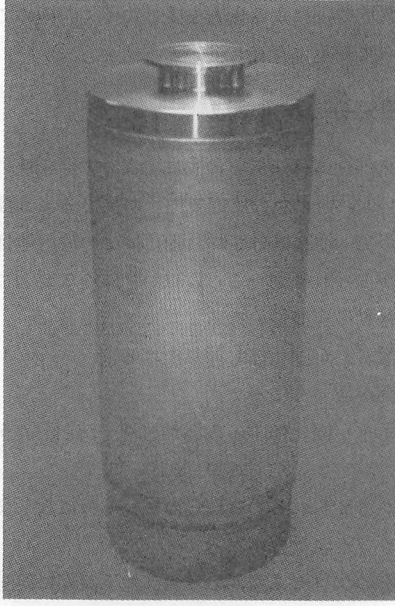


図-3ガラス固化体

く、レンガや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及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。

ガラス固化体の中で、廃棄物成分はケイ素やホウ素のようなガラスの網目構造を形成する成分と同様、網目の酸素と結合してそれ自身がガラス構造の一部となっている。

このように固められることによって、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る。

3. 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的特徴としては、地下水の動きが極めて小さく、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は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極めて遅いうえ、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地震、水

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、極めて長期にわたって安定に存在している。

4. 地層処分の基本構成

ガラス固化体は無機質の固体であり、爆発性のものではないし、何らかの反応で内圧が高まるようなこともないので、地層処分された固化体中の放射能は外的な要因がなければ動くことはない。外的な要因による放射能移動の可能性のあるプロセスとしては、

- ① 地殻変動が固化体を押し上げる。
- ② 人間が掘りあてる。
- ③ 地下水が固化体中の放射性核種を溶かした分だけ運ぶ。

の3つが考えられる。これらのプロセスに対しては、次のような安全概念がある。

①と②のプロセスに対しては、地下深部に処分する際に、「安定な地層」を選ぶことにより、地殻の変動や地下を対象とした人間の活動等によって人間と廃棄物との距離が縮まるという可能性を避けることができる。

これに対し、日本は変動帯に位置し、地震や火山が多いことから、地層処分のできる場所を探すことは難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^{6), 7)}。また、日本の山脈を造り上げた造山活動な

どは、実際には年間に一ミリ以下の極微小な動きが100年以上もかかって起きるような緩慢な作用であり、しかもこのような動きは一般的に処分場の岩体を包み込むような大きなブロックを単位として起こると考えられることから、処分場規模の岩体内部での局所的な変形は起こりにくいものとみることができる。

また、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。

③のプロセスに対しては、ガラス固化体中のガラスや核種は化学的に安定な酸化物になっているので、仮に地下水と接触したとしても溶解され、運搬される放射能の量はもともと非常に僅かであるが、「多重バリアシステム」によって、その安全性をさらに確かなものにするとしている。

つまり地下水は粘土質の緩衝材を通り、さらに厚い金属などのオーバーパックを腐食させない限りガラス固化体に到達し得ない、すなわち放射能が動き出す要因はない。地下水は深くなればなるほど動きが小さく、また、地下水中に溶け込んでいる酸素の量は非常に僅かなので、オーバーパックを腐食させて通り抜けるためには長い時間がかかり、この間に多くの核種が崩壊する。さらに、固化体に接触する地下水の性質はこのよう人工バリアを通しての過程で、ガラスを変質させたり、核種を溶かしたりする力が次第に小さくなるので、地層中に浸み出る核種の種類や量は、限られる。

さらに、地層中に浸み出す核種があったとしても、

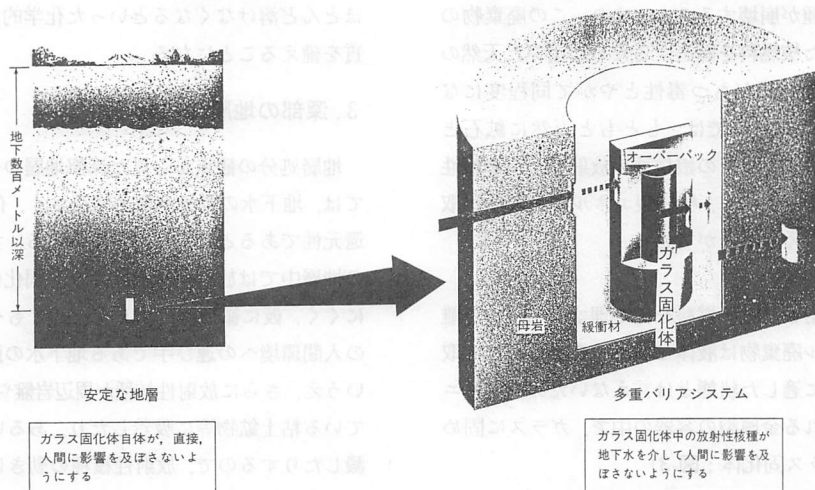


図-4 地層処分システムの基本構成

前述のように、深部の地層中では、地下水の動きが小さいことに加えて、核種自身が周辺の岩盤に吸着されたり沈澱したりすることによってその動きは制限される。図-4に、「安定な地層」に「多重バリアシステム」を構築するという地層処分の基本構成を示す。

5. 地層処分システムの性能評価

このような地層処分におけるシステム性能の評価は、極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。

しかし、我々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一番の依りどころとなる理論的アプローチ⁹⁾である。

例えば、太陽系の一つの惑星の一万年間の動きというものは、我々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出され、しかもそれが正しいものであることが様々なやり方で十分に確認されているため、我々はこの星の一万年後の位置を正確に知り、その結果に対して全幅の信頼を寄せることができる。

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/化学法則を見出し、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⁹⁾。

そして、地層処分に関係する人工材料、地層、地下水といった要素や温度、化学的条件等の影響因子、さらに化学反応や物質移動という現象は、全て、我々がこれまで他の分野で何らかの形で研究対象として来たものである以上、これらを一一つ分解して個々の項目に当てはまる法則を見つけ、そしてまた、項目同士の関連に十分留意しつつ組み合わせることによって、地層処分の安全性に関わる法則の集合を明らかにし、その正しさを確かめることが可能と考えられている。

地層処分におけるこのような予測は“性能評価”(Performance Assessment)と呼ばれる新しい研究分野である。

性能評価においては、地質学、地球化学、土木工学、原子力工学、化学工学、材料工学、溶液化学、数理学、情報処理工学等々、多くの専門分野の協力が必要である。このような多分野における専門家の協力は、地層処分の研究で初めて組み合わせられたものである。

6. 地層処分研究開発の現状

4章で述べた地層処分の基本概念において、事象の起こり得る可能性と技術的な対策としての観点からみて、特に重要なのは、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¹⁰⁾。

我が国においては、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。動燃事業団では、この課題に対して、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^{11), 12)}。以下にその基本となる考え方とそれを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

我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、環境及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、地下水化学及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を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。

次に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及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

動燃事業団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る各プロセスや環境場のモデル構成を図-5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

地下水の化学的性質は、地下水の起源、地下水と鉱物や有機物との組み合わせを考えることによって、モデル化出来る。すなわち、性能評価上重要な地下水のpH、Eh及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得る幅を把握するため、上

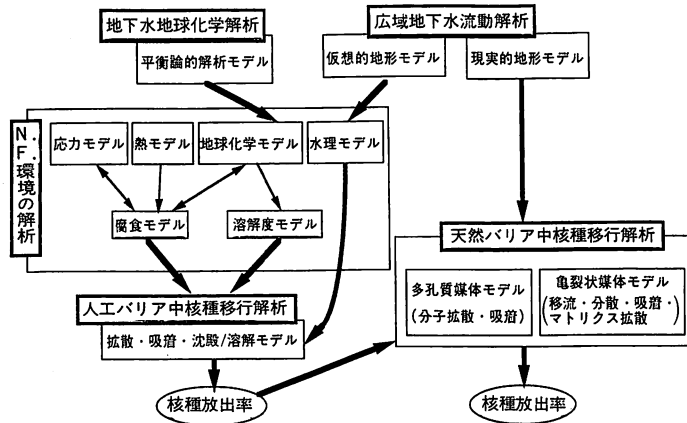


図-5 地下水シナリオに対する性能評価の流れ

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概ね一致することがわかった。例として、表1に4種類のモデル地下水組成と対応する実在の地下水組成との比較¹³⁾を示した。

(2) 深部地下水の水理

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苛酷に設定する必要がある。そこで、広さ十数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、破碎帯等の異透水性ゾーンの有無、などを考慮し、それらの考え得る組み合わせから、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¹⁰⁾。

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得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リ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¹⁵⁾。

(3) 人工バリア内側の水理

処分孔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、処分孔の内部は、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

表1 計算された地下水組成と実測値例の比較

地下水	pH	pe	イオン濃度 (mol/l)			
			HCO ₃ ⁻	Na ⁺	Cl ⁻	
希薄-還元-高pH (堆積岩)	計算値	8.74	-4.75	6.9E-3	7.2E-3	—
	実測値の例	8.6	-5.1	1.5E-3	1.5E-3	2.9E-5
希薄-還元-低pH (花崗岩)	計算値	5.74	-2.72	1.3E-1	2.5E-3	—
	実測値の例	5.7	-4.5	1.2E-2	5.7E-3	1.0E-4
濃厚-還元-高pH (泥岩)	計算値	7.98	-5.18	4.8E-2	6.0E-1	5.5E-1
	実測値の例	8.5	-4.12	2.1E-2	4.7E-1	4.7E-1
濃厚-還元-高pH (堆積岩)	計算値	6.30	-3.06	4.1E-2	4.8E-1	5.5E-1
	実測値の例	7.4	—	5.8E-2	1.8E-1	1.6E-1

なる。例えば、考えられる最大の動水勾配 (0.35) を仮定しても、ペクレ数としては $10^3 \sim 10^6$ 程度となり、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良いことになる¹⁴⁾。

(4) 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。従って、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^{14), 16), 17)}。

(5) 人工バリアからの核種放出モデル

ガラス固化体/オーバーパック/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を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(3)及び(4)で述べたように、これらの2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を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度をPHREEQE[®]などの地球化学コードを用いて解析^{14), 16), 19)}すると、表2に示すように、その範囲内で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基づく水理条件を想定して外側濃度を0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²⁰⁾。

(6) 天然バリアにおける核種移行の概念モデル

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。例えば、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となる。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拡散(マトリクス拡散²¹⁾)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。

図-6に分子拡散が核種の移行を支配する媒体におけるNp-237の放出率の評価例²⁰⁾を示した。図中には人工バリアからの放出率($Z=0$ の線図)も合わせて示されているが、これが天然バリア入口へ入力されたフラックスに相当する。図のように、移行経路に依存した放出率の低減効果が認められる。

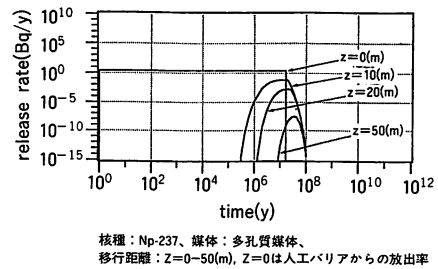


図-6 天然バリアからの核種放出率の解析例

7. おわりに

高レベル廃棄物と地質環境の特徴、それらを踏まえて高レベル廃棄物の対策として最も合理的と考えられる地層処分概念の説明するとともに、その研究開発の現状を概括した。

このような研究開発の推進には、様々な分野の専門家の協力が必要であり、専門分野の異なる専門家間で、研究の最新情報を交換し、共有することが極めて重要であるとの認識から、動燃事業団では今後も研究開発の成果を適時とりまとめ、各界の専門家の評価を仰いでいく方針である。

表2 主要元素の溶解度評価結果 [mol/l]

元素	溶解度制限固相	希薄還元性地下水		濃厚還元性地下水	
		高pH	低pH	高pH	低pH
Tc	TcO ₂ · 2H ₂ O	3.5E-8	3.4E-8	3.4E-8	3.4E-8
Np	NpO ₂	2.0E-12	2.0E-12	1.7E-12	1.7E-12
Pu	PuO ₂	3.7E-11	4.5E-6	4.1E-10	2.3E-7
Am	AmOHCO ₃	4.4E-8	3.5E-7	5.8E-9	3.1E-8
Se	FeSe ₂	5.4E-7	3.0E-9	4.6E-9	3.5E-10
Pd	PdO	1.3E-9	1.3E-9	1.2E-9	1.2E-9

参 考 文 献

- 1) IAEA : "Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High level Radioactive Waste", Safety Series No.99 (1989).
- 2) U. S. DOE : Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046 (1979).
- 3) OECD/NEA : Feasibility of Disposal of High-Level Radioactive Waste Into the Seabed, Vol.1-8., 1988.
- 4) 鈴木篤之 : 高レベル廃棄物の安全な取り扱い方, エネルギーレビュー, 1990.2, p.6-11.
- 5) J. Hamstra et al., New ICRP norms and Underground Disposal of Radioactive Wastes, Energie Spectrum 81, 4, ECN, The Netherlands, 1981, (in Dutch).
- 6) 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 涼, 阪田貞弘監修, テクノプロジェクト, p.535-552
- 7) 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 (1990) p.496-499
- 8) OECD/NEA : Can Long-term Safety be Evaluated- An International Collective Opinion, 1991.
- 9) OECD/NEA : Disposal of Radioactive Waste : Review of Safety Assessment Methods, 1991.
- 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」
- 11) 増田純男他 : 原子力学会, 1991年春の大会
- 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年7月
- 13) 梅木博之他 : 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
- 14) H. Umeki et al.: 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.
- 15) 柳澤孝一他 : 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
- 16) 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・処分システムの基礎科学」報告書, p.25, UTNL-R 0265.
- 17) 佐々木憲明 : 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
- 18) D. C. Parkhurst et al. : PHREEQE -A Computer Program for Geochemical Calculations, U. S. Geol. Surv. Water-Resources Investigations, 96 (1980) 210.
- 19) S. Masuda et al. : 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) NAGRA : Project Gewähr 1985, Nuclear Waste Management in Switzerland : Feasibility Studies and Safety Analysis, NGB 85-09.
- 21) I. Neretnieks : Diffusion in the Rock Matrix : An Important Factor in Radionuclide Retardation, J. Geophys. Res., 85(1980) 4379-4397.
- 22) 畑中耕一郎 : 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

