高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価

木村英雄（日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部）

1. はじめに

我が国では、返還高レベル放射性廃棄物固化体の中間貯蔵が 1995 年春から開始されるとともに、その処分の実施主体を設立する準備も進められるなどの状況を反映し、高レベル放射性廃棄物に関する一般の関心が高まってきた。ここでは、高レベル放射性廃棄物の処分方策として考えられている地層処分について、その安全評価の概要を自然科学的観点から紹介する。

2. 高レベル放射性廃棄物の地層処分

高レベル放射性廃棄物 (HLW) とは、一般に使用済核燃料再処理工程において、核燃料を溶解させ U 及び Pu を回収した後の放射性廃液またはその固化物 (ガラス固化体) を指す。そこに含まれる放射性核種は、気体を除く核分裂生成物、回収できなかった U 及び Pu, その他の α 核種等である。しかし、使用済核燃料の直接処分を検討している米国、スウェーデン等では、使用済核燃料自体を高レベル放射性廃棄物と定義している。

我が国では、高レベル放射性廃棄物は、安定な形態に固化 (ガラス固化) し、金属製の容器に封入し、透水性の低い緩衝材で覆い、数百メートルの地下深部の安定な岩盤中に処分するとの方針が原子力委員会によって決定されている (第 1 図)。地層処分は廃棄物を深地層に埋設することによって、長期にわたって人間の生活圏から隔離しようとするもので、高レベル放射性廃棄物の処分方策として国際的に有望視されているものである。我が国やフランス等では、処分候補地層は決まっていないが、米国、ドイツ、カナダ等では処分候補地層を決定し、サイト特性調査及び予備的安全評価が進められている (第 1 表)。

3. 安全評価シナリオ

処分システムの安全性は、人工バリア (固化体、容器、緩衝材、処分場構造物等) による閉じ込め性能と天然バリア (核種の岩石への吸着による遅延効果及び地層中における分散効果など)、すなわち多重バリアの性能に依存している。ここで、固化体から漏出した放射性核種が生態圏へ到達するまでの移行プロセスとしては、以下のものが考えられる。

- 固化体：放射性核種を固化体マトリックスに閉じ込める。金属容器は固化体が地下水と一定期間 (～数千年) 接触しないようにする役割をもつが、容器破損後は、地下水と接触し、固化体マトリックスの溶解及び含まれる化学種の溶解度に応じて、放射性核種が固化体から浸出する。
- 緩衝材：放射性核種は遅延メカニズムによって移行が遅延されながら周辺岩石へ拡散移行する。
- 処分場構造物：コンクリート製であるため、そのアルカリ成分により、ある期間放射性核種の溶解度の低下が期待できる。
- 地層：処分場から漏出した放射性核種は、様々な遅延メカニズムにより移行が遅延されながら、生態圏に移行する。
- 生態圏：生態圏に移行した放射性核種は、地表水 (帯水層、河川、湖沼、近海など) で希釈され、様々な経路を移行した後、最終的に人間に摂取される。

これは、地下水移行シナリオと呼ばれるものであり、処分システムの性能が地震等の確率的事象の影響を受けないという仮定に基づく基本 (通常) シナリオである。シナリオでは、処分場閉鎖後、処分場の人工構造物はすべて最終的に地下水で再飽和されることを想定している。この地下水と人工構造物との接触により、金属容器の腐食、ガラス固化体の溶解が起こる。これらの過程を経て、緩衝材への放射性核種の漏出が始まる。緩衝材中では、止水効果 (難透水性) により地下水流による移流は無視でき、主に拡散によって岩石層へ移行する。引き続き地層中における移行は、亀裂あるいは多孔質媒体間隙中の地下水を媒体として行われる。その移行プロセスは、移流、分子拡散及び機械的分散を含んだ分散、岩石鉱物との相互作用による遅延、放射性壊変などに支配される。放射性核種は地層から隣接した帯水層へ移行し、大量の地下水、さらにその他の地表水によって希釈される。

地層処分の安全評価モデルは、このような考え方をすなわちシナリオに基づいて構築される。シナリオは処分サ

第1図 地層処分システムの構成

第1表 各国の処分候補地層

地質	花崗岩層	岩 塩 層	凝灰岩層	粘 土 層
国 名	カナダ スウェーデン スイス フィンランド	ドイツ オランダ	米国	ベルギー
課 題	亀裂の評価	クリープ 地下水による溶解	不飽和層 ガス移行	地層の安定性 有機物質 コロイド等の影響

イトに大きく依存する部分（例えば、マトリックス拡散のような亀裂媒体に特有な現象のモデル化は、岩盤亀裂の存在状態などに大きく依存する）がある。我が国では、処分候補サイトは決定されていないため、詳細シナリオ（サイトに特有なシナリオ）を設定することは困難であり、一般的な基本シナリオのみが設定されている。また、地震等の確率的事象を想定した確率シナリオは、その発生頻度及び規模を評価することが難しく、かつサイトに大きく依存する等の理由で、現段階では詳細シナリオと同様に設定することが困難である。

4. 放射線防護

国際放射線防護委員会 (ICRP) は放射線防護の基本原則として以下の3つを勧告している¹⁾。

【行為の正当化】

いかなる行為も、その導入が正味でプラスの便益を生むものでなければ採用してはならない。

【防護の最適化】

すべての被曝は経済的及び社会的な要因を考慮に入れながら、合理的に達成できる限り低く保たなければならない (ALARA)。最適化に際しては、個人の線量が線量限度あるいは潜在的被曝に対してはリスク限度を越えないようにしなければならない。

【個人線量限度】

公衆の構成員としてあるいは職業に従事する結果として、通常の生活の間に個人が受ける線量は、委員会が勧告する線量限度を超えてはならない。

このため、放射性廃棄物の処分は、それ自体で正当化される独立した行為というよりはむしろ、原子力発電全体として正当化されなければならない一行為の一部分と考えられている。

放射性廃棄物地中処分に関して、国際機関が提唱する安全基準としては、以下のものがあげられる。

- (a) ICRP : Publication No. 46, "Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Wastes"²⁾,
- (b) IAEA : Safety Series No. 60, "Criteria for Underground Disposal of Solid Radioactive Wastes"³⁾,
- (c) OECD/NEA : "Long-Term Radiation Protection Objectives for Radioactive Waste"⁴⁾

これらの報告書は、放射性廃棄物処分に関して将来世代にも現在の防護基準が適用されるという考え方で共通しており、一般に受け入れられている放射線防護の原則は以下のとおりである。

- ・防護の最適化 (ALARA)
- ・個人線量またはリスクの制限
- ・将来世代の防護

これらの原則は、高レベル放射性廃棄物処分場の安全規制に適用されるべきものと考えられる。ここで、最後の原則は2番目の原則から導かれるものであるが、高レベル放射性廃棄物処分に起因する極めて長期的な放射線影響を考慮すると、別途掲げることの意味がある。

ICRP の提唱する個人線量限度は、基本シナリオに含まれる起こりうる事象 (likely events) に対して適用されるものであり、確率シナリオに含まれる起こりにくい事象 (less likely events) に起因する潜在的被曝に対して、直接適用することはできない。ここで、基本シナリオとは、地質学的、地球化学的研究等により将来起こることが予想される一連の事象であり、その事象の発生確率が1であると想定されるものである。一方、確率シナリオは、潜在的に生態圏への放射性核種の直接放出をもたらすような事象を取り扱う。例えば、地震、造山活動、氷河による浸食等の事象である。個人線量限度は、理想的には、被曝の可能性及び被曝による損害を考慮して、リスク限度によって補足されるべきものである。ICRP が勧告している個人リスク限度は 10^{-5} であり、これは個人線量限度 1 mSv/年に相当する。

我が国の現行の原子力施設の安全基準は、個人線量に基づいて規制されており、その公衆に対する線量限度はICRP の勧告値 1 mSv/年と同じである。一方、線量目標値は、原子炉平常運転時で $50 \mu\text{Sv}/\text{年}$ であり、実質的

にはこの値が許認可申請に用いられている。低レベル放射性廃棄物の浅地層処分では、線量目標値は $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ である。高レベル放射性廃棄物深地層処分に関しては、現在まだ安全基準は特に策定されていないが、長期的評価で問題となる確率シナリオを評価するための数値目標 (確率的指標：例えばリスク目標、または線量目標に対応したリスク概念) を付加することにより、現行の枠組みを大きく変更することなく、深地層処分に対応することができると考えられる⁵⁾。

評価期間は、放射線防護基準には時間の限定がないこと、評価結果に含まれる不確かさは時間とともに増加すること、廃棄物中の放射能は時間とともに減衰すること等を考慮して設定される。評価期間に打ち切りを設けている国は、米国、カナダ、ドイツ等である。その基本的論拠は、十分な信頼性をもって評価できる期間内でのみ個人線量・リスク算出に意味があるというものである。一方、評価期間に打ち切りを設けていない国は、英国、フランス、スイス等である。その論拠は、安全評価は現実の機構の忠実なシミュレーションではなく、様式化された解析であり、基準への適合性実証のための実際的な手段であるというものである。いずれにしても、不確かさの程度を勘案し、評価期間をいくつかの区間に分けて、その評価基準を変更させるという考え方でコンセンサスが得られつつある⁶⁾。

5. 安全評価モデル

地層処分の安全評価手法は、処分システムの長期的な挙動を解析するモデル及び処分に伴う放射線影響を評価するモデルから構成されている。第2図に一般的なモデ

第2図 モデル化のフロー

ル化のフロー図を示す⁷⁾。モデル化の第一段階は、処分システムで起こりうる現象・プロセスを物理・化学的に理解することである。第二段階は、処分システムにおいて重要であると考えられるメカニズムの同定及びそれらの関係に基づいて、概念モデルを構築することである。この過程では、処分システムを抽象的に理解することが大切である。第三段階は、構築した概念モデルを数学モデルに変換することである。この過程では、モデル適用の際の実用性を考慮して、簡単化及び近似が行われる。しかしながら、その簡略化及び近似は、モデルの妥当性検証を行うことを想定して行わなければならない。次の段階は、数学モデルを解析解・数値解法を用いて計算コードに変換することである。最後の段階は、作成された計算コードの検証及び使われているモデルの妥当性検証である。計算コードの検証は、計算コードが意図したように正しく計算できることを確認することである。この作業は、厳密解との比較、あるいは計算コードの相互比較計算によって行われる。一方、モデルの妥当性検証は、モデルが対象としたシステムを適切に表現していることを確認することである。この作業は、通常実験結果と計算結果を比較することによって行われる。地層処分の場合、評価対象が自然もしくは自然条件下の人工構造物であるので、モデルの妥当性検証は空間的及び時間的に極めて困難であり、現在、地下実験施設を使用した検証実験、野外試験及びそれらに基づく国際協力研究が進められている^{8,9)}。

地層処分の安全評価モデルは、基本シナリオ（地下水移行シナリオ）に基づけば、一般にソースタームモデル、天然バリアモデル、生態圏モデルの3つに分けられる。以下にその概略を述べる。

【ソースタームモデル】

ソースタームモデルは、処分廃棄体から周辺地層へ漏出する放射性核種のフラックスを解析する。処分場の人工バリアは、金属容器に入れられたガラス固化体、及び緩衝材（ベントナイト）から成る。そこで、ソースタームモデルは以下のプロセスについて解析を行う。

- ・ガラス固化体からの浸出開始時間は、金属容器の腐食によって決まる。
- ・ガラス固化体と緩衝材との境界における放射性核種のフラックスは、ガラス固化体の主成分であるシリカ（ SiO_2 ）の溶解度及びその拡散に支配される固化体の溶解速度、あるいは放射性核種の溶解度及びその拡散に支配される核種の浸出速度によって決定される。
- ・緩衝材中における放射性核種の拡散移行では、遅延

効果を考慮する。

金属容器が腐食により破損するまで、廃棄物固化体は地下水と接触しないので、いっさいの放射性物質の漏出はないものとする。破損に要する時間は、容器が存在する領域の電気化学的雰囲気支配される腐食速度に依存する。

金属容器破損後、廃棄物固化体と地下水が接触し、放射性核種の浸出が始まる。この浸出は、評価すべき放射性核種の溶解度が固化体の主成分であるシリカの溶解度よりも高い場合（Cs など）、固化体の溶解に比例して含まれる放射性核種も漏出する（調和溶解モデル）と考える、逆に評価すべき放射性核種の溶解度がシリカの溶解度よりも低い場合（多くの α 核種など）、その核種の溶解度に律速されて浸出する（溶解度律速モデル）と考える。

引き続き緩衝材中では、難透水性のため拡散によって放射性核種は移行するものとする。ここで、放射性核種は緩衝材とその間隙中の地下水との間に分配平衡が成り立っていると仮定し、吸脱着により移行が遅延されるものとする。

【天然バリアモデル】

天然バリアモデルは、天然バリアである地層中（岩盤）における地下水を媒体とした放射性核種の移行を解析する。地層での移行モデルは、地下水中の放射性核種濃度は十分低いと考えられるので、移行の要因となる地下水流を解析するモデル（地下水流解析モデル）と、その地下水流に乗って移動する放射性核種を解析するモデル（核種移行解析モデル）とに分けて考えることができる。天然バリアモデルは、基本的に処分サイトの水文学的、地球化学的条件等に依存する部分が大きいので、その多様性を考慮して様々な評価モデルが開発されている。これらのモデルは、処分サイトのある程度忠実にかつ詳細に解析するという意味で、詳細モデルと呼ばれている。しかしながら、具体的処分サイトを想定しないで地層処分の一般的な可能性を検討する場合、あるいは処分に伴う環境影響をより簡略明瞭に表現したい場合などには、簡略化した評価モデルが用いられる。当然のことながら、安全審査で簡略化したモデルを用いる場合、その評価結果は、より詳細なモデルでその妥当性が裏付けられたものでなければならない。以下に、天然バリアモデルの概略を示す。

・地下水流解析モデル

地下水流解析モデルは、核種移行の要因となる地下水流速の分布を計算するものである。地下水流解析はサイトの地形、岩盤の透水性などを考慮して行われるため、

地下水流解析モデルには基本的に簡略化したモデルは存在しない。天然バリア中の移行を簡略化した核種移行モデル評価する場合には、地下水流解析結果に基づいて地下水流路及び地下水流速を決定するか、専門家の判断で移行距離及び地下水流速を決定することになる。

岩盤は水文学的に二つのユニットすなわち亀裂と多孔質体ブロックに分類できる。この亀裂の規模及び頻度により、岩盤は多孔質媒体あるいは亀裂性媒体として表現される。亀裂が小さくその頻度も少ない場合、あるいは卓越亀裂が存在せず亀裂密度が高い場合などは、原理的に多孔質媒体として近似することが可能である。卓越亀裂が存在する場合でも、異方性を考慮し等価な多孔質媒体として表現しようとするモデルも提案されている (Stochastic continuum model)¹⁰⁾。一方、亀裂を直接的に表現するモデルも多く提案されている。これは、亀裂ネットワークモデル等と呼ばれるもので、地下水流はネットワーク状に表現された亀裂群のみを流れると考えるものである¹¹⁾。Stochastic continuum model 及び亀裂ネットワークモデルは、いずれも岩盤を様々な情報をもとに確率・統計的に把握しようとするものであり、現在各国でその妥当性検証研究が進められている。

・核種移行解析モデル

核種移行解析モデルは、地下水流解析モデルで計算された地下水流速場、あるいは専門家が判断した地下水流速及び移行距離をもとに、放射性核種の移行を解析するものである。したがって、その目的に応じて、詳細なモデルから簡略化されたモデルまで開発されている。

地層を多孔質媒体と考えた場合の核種移行では、地下水流による移流-分散効果のほかに、地層構成物質との相互作用による吸着-脱着、沈殿-溶解、凝集、錯体形成などの化学反応を考慮しなければならない。しかしながら、現在用いられているほとんどの解析モデルでは、複雑な化学反応は実際のサイトでの詳細な化学データが必要となるので考慮されておらず、それらの効果が包括的に反映された平衡吸着理論に基づく分配係数 (K_d) を用いた核種輸送方程式が多く採用されている。

亀裂を直接的に表現した核種移行解析モデルにおいては、多孔質媒体で考慮した移流-分散及び平衡吸着などの現象のほかに、以下の現象も考慮しなければならない。亀裂要素群には流れに寄与しない亀裂要素 (淀み領域) が存在し、この淀み領域への拡散効果により、核種移行が遅延される現象が生じる。また、淀み領域への拡散と同様に、亀裂のない岩石部分 (多孔質媒体、岩石マトリックスと呼ぶ) への拡散効果により、核種移行が遅延される現象 (マトリックス拡散) や、同一亀裂内で亀

第3図 亀裂性媒体に特有な現象

裂幅が一定でないために起こるチャネリング (水路の生成) という一種の分散現象が生じる (第3図)¹²⁾。

【生態圏モデル】

地下水によって人間の生活環境にもたらされた放射性核種は、生態圏内の様々な経路を経て、環境媒体 (土壌、植物、大気、河川、湖沼など) あるいは摂取物 (農畜水産物、飲料水) に移行し、人間に被曝を与える。将来世代に対する長期的な放射線影響を考える場合、生態圏の環境条件は地層よりも外的事象 (気候変動、氷河など) の影響を受けやすいものと考えられる。しかしながら、その変化を予測することは極めて困難であるので、一般に生態圏モデルは、現在の環境条件は将来も変化しないとの仮定に基づいて構築される。

生態圏モデルは、様々な環境媒体中の放射性核種の移行を解析する移行サブモデルと、人間の被曝線量を評価する線量評価サブモデルとから構成される。移行サブモデルは、環境媒体中における放射性核種の濃度の時間変化を考慮するために、通常動的なコンパートメントモデルが用いられる。地下水移行シナリオに基づく線量評価サブモデルでは、被曝事象として、汚染された飲料水及び食物の摂取による内部被曝、汚染された空気中浮遊物質の吸入による内部被曝、汚染土壌からの直達 γ 線による外部被曝等を考慮する。

6. おわりに

ここでは、高レベル放射性廃棄物地層処分について、その安全評価の考え方及び安全評価モデルの概略を自然科学的観点から紹介した。高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価には、評価期間が数年以上の長期にわたり、評価対象に天然の地層や生態圏が含まれるため、様々な空間的及び時間的不確かさが伴う。今後、地層処分の安全評価の信頼性をより高めるためには、これらの不確かさを低減・定量化する必要がある、そのために様々な分野における研究開発が必要とされる。本解説が多くの分野の方々の理解と協力を得るきっかけとなれば幸いである。

参 考 文 献

- 1) ICRP; 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, Volume 21, No. 1-3 (1991).
- 2) ICRP; Radiation protection principles for the disposal of solid radioactive waste, ICRP Publication 46, Annals of the ICRP, Volume 15, No. 4 (1985).
- 3) IAEA; Criteria for underground disposal of solid radioactive wastes, Safety Series No. 60, Recommendations (1983).
- 4) OECD/NEA; Long-term radiation protection objectives for radioactive waste (1984).
- 5) H. KIMURA and H. MATSUZURU; Radiation protection and safety assessment aspects of geologic disposal of high-level radioactive waste, *Hoken Butsuri*, 28, 273-282 (1993).
- 6) IAEA; Safety indicators in different time-frames for the safety assessment of underground radioactive waste repositories, IAEA-TECDOC-767 (1994).
- 7) H. MATSUZURU and H. KIMURA; Methodology of safety assessment for radioactive waste disposal, The Third Int. Sym. on Advanced Nuclear Energy Research, Mito, pp. 326-338 (1991).
- 8) SKB; Aspo Hard Rock Laboratory Annual Report 1994, SKB TR 95-07 (1995).
- 9) NEA-SKI; The international INTRAVAL Project Phase 1, Summary Report, OECD/NEA (1993).
- 10) S.P. NEUMAN; A proposed conceptual framework and methodology for investigating flow and transport in Swedish crystalline rocks, SKB Arbestrapport 88-37 (1988).
- 11) F.W. SCHWARTZ and L. SMITH; Overview of the stochastic modeling of dispersion in fractured media, Advances in transport phenomena in porous media, NATO ASI Series, pp. 727-750, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster (1987).
- 12) H. KIMURA and M. MUNAKATA; Analysis of tracer movement in single fracture in granite core (INTRAVAL Case 2), *J. Nucl. Sci. and Technol.*, 28, 1115-1127 (1991).