低レベル放射性廃棄物陸地処分の安全評価

(日本原子力研究所) 和達 嘉樹,
大貫 敏彦, 松永 武, 甲斐 倫明

低レベル放射性廃棄物陸地処分の安全評価モデルについて解説する。現在提案されているモデルの中でも、よく整備されている米国の EPA および NRC の安全評価モデルについて、モデルの開発の経緯ならびにモデルの基本的考え方およびモデルの概要を紹介する。さらに、我が国において実施される低レベル放射性廃棄物陸地処分の安全評価上、安全評価モデルとして重要と考えられる点について言及する。

I. 緒 言

低レベル放射性廃棄物の処分は、諸外国ではすでに実施されているが、我が国では未だ行われておらず、原子力発電所サイト内の貯蔵庫に保管されている状態である。原子力委員会(1976年10月)^①が示した処分に対する方針によれば、低レベル放射性廃棄物の処分は海洋処分と陸地処分によって行うことになっている。現在、海洋処分については、処分予定海域の調査、安全評価、法令の整備等の諸準備が終り、試験的の海洋処分を実施する段階に至っている。一方、陸地処分については、各種の安全性試験に加えて安全評価手法の開発が行われている段階にある。

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会(1982年6月)^②は、低レベル放射性廃棄物の陸地処分について基本的な考え方を示しているが、それによると「固化体や処分施設等の人工バリアおよび土壌や地層という天然バリアにより総合的に安全性を確保できるようその処分方式を決定することが必要である」としている。また、進め方としては、安全評価手法の整備、処分施設に関する法令、指針の整備、処分の実施をあげている。そのうち、安全評価手法の整備については、個々の安全評価モデルの改良を行い、精度よい総合安全評価を行う手法を開発していく必要性を示している。

日本原子力研究所においては、低レベル放射性廃棄物の陸地処分について各種の安全性試験を行うとともに、安全評価手法の開発を進めている。本稿では、安全評価手法開発の一環として行なった諸外国の安全評価に関する調査から、安全評価の考え方および評価モデルの構成の点で整備されていると考えられる米国原子力規制委員会(NRC)および環境保護庁(EPA)の安全評価について紹介する。

さらに、NRC および EPA の安全評価における基本的な考え方を参考にし、我が国の地理的、社会的条件を考慮して、今後我が国で実施される低レベル放射性廃棄物の浅地中処分の安全評価において、評価モデルの構成上重要と考えられる点を示す。

II. EPA の安全評価

1. EPA の安全評価モデル開発の経緯^{③④}

米国における放射性廃棄物の陸地処分は、1950年代初期に核兵器の製造に伴い発生した固体廃棄物を製造施設内に埋設処分したことから始まる。その後、商用原子力発電所で発生する低レベル放射性廃棄物(LLW)のための処分場が開設され、現在米国内ではエネルギー省(DOE)の管轄による5個所の処分場のほか6個所の商用処分場*が設けられている。

このように複数の陸地処分場が操業されている一方で、LLWの処分操業を認可する原子力委員会(AEC, 現在のNRC)の該当規則^⑤は1972年の時点で2項目からなる簡単なものであり、立地の事前評価の手法、具体的な基準は統一されていない状況であった。これに対して、EPAは米国地質調査所(USGS)の協力を得てLLWの陸地処分に重要な意味を持つ水文地質学的な面の研究を1973年に開始した。その最初の成果は「LLWの地中貯蔵：水文地質学および水文化学的因子」と題する報告書^⑥にまとめられ、IAEAの「放射性廃棄物の浅地中処分に関する勧告」と題するガイドブ

*Aspects of Environmental Safety Assessment
for Low-Level Waste Ground Disposal:*

Yoshiki WADACHI, Toshihiko OHNOKI,
Takeshi MATSUNAGA, Michiaki KAI.

(1983年 8月31日 受理)

* 放射性汚染の発生等の問題のため、これらのうち3個所は現在閉鎖されている。

ック⁽⁷⁾や NRC の放射性廃棄物の陸地処分に関する認可規則 10 CFR Part 61⁽⁸⁾ にその内容が大きく反映している。

さらに EPA は、米国における LLW の処分に関する公式の環境基準を作成中であり、1984年に答申が提出される予定である。そして、環境基準作成のための環境安全評価モデルの開発が現在進められている。

2. 安全評価モデルの概要

前述のように、EPA は LLW の処分に関する環境基準の作成を進めており⁽⁹⁾、そのための浅地中処分における環境安全評価モデル(以下 EPA モデル)が以下に紹介する計算コード PRESTO (Prediction of Radiation Effects from Shallow Trench Operation) である。その実際の開発はオークリッジ国立研究所 (ORNL) で行われている。

EPA モデルは、浅地中につくられた LLW の処分トレンチから環境中に放出された放射性核種*による人の健康上の影響を評価するものである。処分場閉鎖後、1,000年にわたる処分場周辺の公衆の集団および個人に対する影響が評価される。

(1) 放射性核種の放出モデル

周知のように、米国での LLW の陸地処分は、数 m の深さに掘られたトレンチに、単に廃棄物封入ドラム缶を埋設する方法で行われている。作成中の環境基準が適用されるであろう将来の浅地中処分においても、処分構造物のない同様な方法が一般には想定されている。こうした処分方法に対応し、EPA モデルでは放射性核種の放出経路として次の(1)~(3)が設定されている。

廃棄物封入ドラム缶から浸出した核種については、

- (1) 地中への浸透
- (2) 地表面への流出
- (3) 大気への浮遊

いずれも雨水等によるトレンチ覆土の浸食、引き続くトレンチへの表面水の浸透に起因するものである。なお、(3)には操作中に処分作業に伴って生じた表面土汚染の寄与も含められる。

(2) 被曝モデル

人の被曝は、以下の(1)~(4)の状況で起こるものとされる。すなわち、

- (1) 処分作業に伴う地表面汚染があった場合
- (2) 処分場に人が侵入した場合
- (3) 処分場で農耕を行なった場合
- (4) トレンチの浸食があった場合

以上、いずれも処分場閉鎖後においてである。

直接の被曝形態は、以下の①~⑥であり、上記の(1)~(4)の場合ごとに①~⑥の中のいくつかが設定される。

- ① 汚染した農畜産物の摂取による内部被曝
- ② 汚染した飲料水の摂取による内部被曝
- ③ 汚染した大気の吸入による内部被曝
- ④ 大気中放射性核種による外部被曝
- ⑤ 地表面放射性核種による外部被曝
- ⑥ トレンチ内放射性核種による外部被曝

(3) 移行モデル

EPA モデルでは、環境中に放出された放射性核種の移行経路は、水圏と気圏とに区別されている。それぞれを第 1, 2 図に示す。以下、両図に示された移行経路内各過程の大略を記す。

(1) 放出過程： まず、年降水量、トレンチの大きさ等からトレンチ内の水収支が求められる。次に、トレンチ内土壌水への核種の溶出量、または土壌と土壌水との間の分配係数を用いて、トレンチ底部からの漏出核種量、地表面への流出核種量が年ごとに求められる。

第 1 図 PRESTO における水圏での放射性核種の移行経路

* 暫定的な対象核種は次の15核種である。⁵⁴Mn, ⁵⁵Fe, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ⁹⁹Tc, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce, ²¹⁰Pb, ²³²Th, ²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸U.

第2図 PRESTOにおける気圏での放射性核種の移行経路

(2) 地中移動過程：放射性核種の地中移動に関しては、詳細なモデルが数多く提案されているが、EPAはそのような詳細なモデルを用いずに、1次元の簡単なモデルを独自に開発した。その理由は、①モデルは人の健康上の影響評価に適する精度でよい、②詳細なモデルに用いるデータの不備や精度に由来する計算結果の不確かさを排除する、③計算時間の短縮、計算コストの低減、のためである。

EPAの1次元モデルは、通例の1次元輸送拡散方程式に補正項を導入することにより解析的に解くものである。解析解を用いることは、計算時間の短縮等上記の理由に沿っている。

(3) 地表面流出過程：トレンチから地表面に流出した可溶性の核種は、表面流により運ばれて河川に流入するものとされる。表面流は地表面下0~30cmの土壌中を流れる。このときの土壌への核種の吸着も考慮される。

(4) 大気への浮遊過程：トレンチから地表面に流出した不溶性の核種、および処分作業時の汚染のため地表面に残留する不溶性の核種は、風もしくは機械的攪乱により大気に浮遊するものとされる。大気への浮遊過程については、Auspaughら⁽¹¹⁾の経験式を基本にしている。

(5) 大気における拡散過程：大気に浮遊した核種の大気中の拡散については、Fieldsら⁽¹²⁾のガウス型放射性雲拡散モデルを基本としている。

(6) 農畜産物への移行過程：放射性核種を含む河川水、井戸水を灌漑水として利用することにより、また大気に浮遊した放射性核種が地表面に沈着することにより、農畜産物への核種の移行が起こるものとされている。農作物への核種の取込み経路として、葉面吸収、経根吸収の両者が考慮される。そしてRegulatory Guide 1.109に示された計算式が用いられる。

(4) 被曝線量、リスク評価モデル

(1) 被曝線量評価：摂取した放射性核種による内部被曝線量の計算コードは、計算コードINREM II⁽¹⁴⁾

が基本にされている。それは、核種の体内での代謝過程にコンパートメントモデルを用いるものである。また決定器官の概念ではなく、線源器官と標的器官の概念が適用されている。国際放射線防護委員会(ICRP)の最新の勧告⁽¹⁵⁾にも同様の手法が採用されている。

地表面の放射性核種による外部被曝、大気中の放射性核種による外部被曝、この両者の被曝線量計算は、それぞれ核種の一様な平面分布、空間分布を仮定するモデルにより行われる。

(2) リスク評価：(1)で算出された被曝線量から、個人および集団の致死がんのリスクと、遺伝的影響のリスクとが評価される。特徴的なのは、人口統計から得られる生命表を用いて、LLW処分施設由来の放射線リスクと競合する他のリスクを考慮し、発現する放射線リスクを評価することである*。致死がんの発生確率にはBEIR II報告書⁽¹⁶⁾の値が用いられている。

Ⅲ. NRCの安全評価

1. 安全評価のための基本的考え方⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾

NRCはLLWの浅地中処分の規則方針として、規定アプローチ(prescriptive approach)と作業目標アプローチ(performance objective approach)の2つの基本的考え方を提示している。規定アプローチとは、処分構造物の設計や操作に対してある特定の詳細な規定を設け、それに基づいてトレンチカバーの厚さやトレンチ壁の最大傾斜角度などの設計から、処分の個々の手順に至るまでを規制の対象としようとするものである。

一方、作業目標アプローチとは、LLWの処分が招くであろう人への放射線影響のみに注目し、それをあるレベル以下に抑えるように処分方法を全体のバランスで規制するものである。規定アプローチに従う種々の処分技術に対する柔軟な対応を損わないために、NRCは最小限の規定にとどめ、作業目標アプローチによって放射線影響からの防護を達成しようとする考えである。

NRCのこの姿勢は、モデル開発の目的に現われている。モデル開発の目的は、①処分の技術的および行政的なパラメータをどこに設定することが放射線影響を低減することになるか、の判断のための手段とすること、②処分場候補地の安全評価に用いること、である。①の目的はNRCモデルの構成に端的に現われており、個々の処分技術の特性を指数で表示する方法を用いている。

* 例えば、処分施設由来の致死量の放射線を受けた人が他の原因で死亡した場合、その放射線リスクは計上しないということである。

NRC は安全評価を行うにあたって、1980年から2000年までの間に発生する低レベル放射性廃棄物量(体積: m^3 , 核種量: Ci)を推定し、これを36種類の廃棄物ごとに分類している。さらに、それぞれの廃棄物について、23種類までの核種の濃度を評価している。36種類の廃棄物の中には、イオン交換樹脂のような核燃料サイクルから生ずるもののほか、生物廃棄物といった核燃料サイクル以外の廃棄物まで広範囲に網羅されている。これらの廃棄物をそれぞれの処理の程度に応じて、4つの廃棄物処理区分に分けて評価が行われる。

2. 廃棄物処分の放射線防護に対する考え方

廃棄物処分の放射線防護は、処分作業時と処分場閉鎖後との2つに分けられる。処分作業時は、作業および一般公衆の健康と安全を防護することにある。NRC は作業時の作業者の放射線防護には現行基準(10 CFR Part 20⁽¹⁴⁾)を直接適用し、環境への放射性核種の放出による一般公衆の被曝を全身に対して25 mrem/yr, 甲状腺は75 mrem/yr, その他の器官については25 mrem/yr 以下に抑えなければならないと考えている。

一方、処分場閉鎖後長期にわたる放射線防護の対象として、一般公衆のほかに制度上の管理期間(institutional control period)後に、処分場であることに気づかず入ってくる侵入者を想定している。NRC が実際には起こらないであろう侵入者を防護の対象としているのは、10 CFR Part 61⁽¹⁵⁾において廃棄物区分を行うためである。放射性核種が地下水の移動によって公衆の被曝をもたらす場合のように、処分場の廃棄物の処分総量に関係するシナリオではなく、廃棄物中の核種の濃度に依存するだけでどの処分場にも一般的に適用できる基準を作成するためである。しかし、NRC は ALARA*の原則をもとに処分技術の最適化を行い、被曝線量の低減に努めるよう勧告している。したがって、NRC の採用している安全評価モデルは、上記のような放射線防護に対する考え方に基づいて理解されるべきであろう。

3. 安全評価モデルの概要⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾

NRC のモデル開発の第1の目的は、潜在的な放射線影響を低減するためのパラメータの決定である。この観点から、NRC は従来提案されてきたような複雑で込み入った移行経路図ではなく、制御が可能なパラメータの決定を容易に行えるものを考えている。第3図に示すように、廃棄物処分に伴う被曝形態は次の7通りにまとめられる。すなわち、

- (1) 汚染した空気の吸入
- (2) 汚染した空気からの直接放射線被曝
- (3) 汚染空気を介して汚染した葉菜の摂取
- (4) 汚染空気を介して汚染した地表面からの直接放射線被曝
- (5) 汚染した地表面から再浮遊した塵埃の吸入
- (6) 経根移行で汚染した葉菜の摂取
- (7) 植物→動物→食肉, 植物→動物→牛乳などの食物連鎖によって汚染した食物の摂取

である。

第3図 生物相近接位置と被曝経路との関係

以上の被曝形態からの線量評価を行うとき、処分場ごとに特有な移行パラメータを用いなくてはならない。しかし、NRC は一般性のある評価モデルを作成するために、環境の特性や人間の被曝に関係する生活習慣について一定の仮定を設け、線量評価を次のように簡便化している。すなわち、第1図の生物相近接位置(①廃棄物と土との混合物、②空気、③地下水、④表面水の4箇所)における濃度を C_a (単位: Ci/m^3) とするとき、そこからの被曝線量 H は移行経路線量換算係数(pathway dose conversion factor, PDCF. 単位は $(\text{mrem}/\text{yr})/(\text{Ci}/\text{m}^3)$) を C_a に乗ずることで得られる。

$$H(\text{mrem}/\text{yr}) = \text{PDCF} \times C_a$$

PDCF は生物相近接位置に単位濃度の放射性核種が存在するとき、そこから一定の移行経路を通して人間に摂取される核種量から、線量換算係数を用いて評価される被曝線量を一度に算出するための換算係数である。このような新しい量を定義して用いているのは、生物相近接位置から被曝に至るまでの経路が制御できないものであるため、モデルの目的である被曝低減のためのパラメータの決定をより明瞭に行えるようにするためである。

* As Low As Reasonably Achievable. ICRP Pub. 26⁽¹⁵⁾ に述べられている放射線防護の原則の1つ。

NRC は被曝シナリオとして、次の7つを提示している。

- (1) コンテナの破損および火災の事故
- (2) 侵入者の家屋建設
- (3) 侵入者の農耕
- (4) 地下水移動による井戸の汚染
- (5) 地下水移動による公共用水の汚染
- (6) 地下水移動による表面水の汚染
- (7) 大気中移行

(1)~(7)のシナリオに対して、8つのPDCFが第4図に示す被曝経路に応じてそれぞれ定義される。PDCFの値は23核種について、それぞれ全身、骨、肝臓、甲状腺、腎臓、肺、消化管(大腸下部)の線量を算定できるように与えられている。

第4図 シナリオとその摂取経路

次に、生物相接近位置における濃度 C_a を求める方法について述べる。廃棄物中の放射性核種濃度を C_w (Ci/m^3) とするとき、 C_a は次の式から算出される。

$$C_a = I \times C_w$$

ここで、 I は相互作用係数 (interaction factor) と呼ばれ、次のように定義される。

$$I = f_0 \times f_a \times f_w \times f_s$$

f_0 : 時間遅延のバリア係数

処分終了時から廃棄物が移行媒体(空気、地下水)と接触するまでの時間を考慮するための係数

f_a : 処分構造物設計のバリア係数

処分場の工学的バリアおよび環境中への移行を低減するような操作上の効果を表わすための係数

f_w : 廃棄物形態とパッケージのバリア係数

移行媒体の汚染を抑制するように働く廃棄物の物理的または化学的性状を考慮するための係数

f_s : 処分場選定のバリア係数

処分場となる自然環境が生物相接近位置の濃度の低減に寄与する効果を表わす係数

以上をまとめると、次の基本式が得られる。

$$H = f_0 \cdot f_a \cdot f_w \cdot f_s \cdot C_w \cdot (\text{PDCF})$$

相互作用係数 f_0, f_a, f_w, f_s は、処分場および廃棄物形態に応じてそれぞれ定義される指数を用いて計算される。この指数は NRC の安全評価モデルの線量計算の入力データとなるもので、処分技術指数と廃棄物形態指数とに分けられる。処分技術指数は、トレンチやトレンチカバーなどの処分場の特性や処分構造物の様式を整数で選択できるようにしたもので、13種類に分別される。廃棄物形態指数は、廃棄物の固化方法の違いによる固化体からの核種の浸出率を表示する指数など、廃棄物の物理・化学的形態およびパッケージの特性を表わしたもので、6種類の指数からなる。

核種の地下水移動によって井戸が汚染する場合の被曝評価シナリオについて、その線量計算を具体例としてあげてみる。このシナリオでは処分場を10区間に分け、生物相接近位置としての井戸(地下水)と核種の放出地点との位置関係を第5図に示すように仮定している。

第5図 地下水移動のシナリオ

線量計算の基本式に基づき、線量は次式から求められる。

$$H(\text{mrem}/\text{yr}) = \sum_i \sum_n (f_0 \cdot f_{a_i} \cdot f_{w_i} \cdot f_{s_i}) \cdot C_{w_n} \cdot (\text{PDCF}-6)_n$$

i は廃棄物形態の種類(36種類を考慮できる)、 n は廃棄物中に含まれる核種(23種類を対象としている)をそれぞれ意味している。放出源情報は処分構造物によ

て決められ、水との接触の程度を示す f_a と廃棄物が水との接触によって浸出する放射性核種汚染水量を示す f_w とで表わされる。 f_a は処分構造物に浸透してくる年間水量、水との接触による浸出率などで評価される。このときに用いる浸出率は、実際の処分場で経験的に得られた評価値に基づいているのが特徴である。漏洩した核種が地下水によって移行する過程での拡散・希釈は f_d で表わされている。地下水による移行は、1次元の輸送拡散方程式の解によって処分場の各区分ごとの拡散の割合を求めて、地層の深さ方向の拡散の効果を考慮して評価される。

IV. 日本における安全評価

1. 安全評価のための基本的な考え方

我が国における LLW の浅地中処分は、前述したような地理的条件(雨量が多い、地下水位が浅い、など)および社会的条件(人口密度が高い、など)から、米国よりさらに安全性を重視した方法が選ばれるものと考えられる。そのため、安全評価モデルには、前述の NRC および EPA のモデルを直接用いることには種々の問題がある。

我が国においては、原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会報告書⁹⁾により、廃棄物パッケージを構造物中に処分する方式が実現の可能性が高いものと考えられる。したがって、安全評価モデルを検討する上では、人の管理が長期にわたって行われることおよび地理的条件を考慮すると、放射性核種が大気中に放出されて環境中を移行する経路よりも水による環境中移行を取り上げることが現実的であろう。

以上の事情に基づいて、我が国に適合する安全評価モデルを考えることとするが、この際 NRC および EPA モデルを参考として、モデルの内容を4項目、すなわち、①放出モデル、②地中移動モデル、③環境中移行モデル、④線量評価モデル、に分けて考察する。

2. 安全評価モデルの概要

(1) 放出モデル

放出モデルは、放射性核種が人工バリア、すなわち廃棄物パッケージと処分構造物を通して、その外側に放出される過程を表わす。放出モデルは、廃棄物パッケージおよび処分構造物の構成に依存し、それにより放出シナリオも異なる。

NRC モデルでは、処分に対する規制のためパッケージおよび構造物に対する詳細なデザインがなく、いくつかのバリア度を用いて構造物の構成を表現し、それらの積で核種の放出量の推定を行なっている。NRC

モデルが対象としている核種は、核燃料サイクル中に発生する超ウラン元素を除くと、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{55}Fe 、 ^{60}Co 、 ^{59}Ni 、 ^{63}Ni 、 ^{90}Sr 、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc 、 ^{129}I 、 ^{135}Cs および ^{137}Cs である。被曝シナリオは、第Ⅲ-3節で述べたように7種類考えている。一方、EPA モデルでは、実際に処分してある廃棄物の環境影響を調査するため、廃棄物ドラム缶および雑固化体等をトレンチ中へ埋設した場合の核種の放出量を、雨水などの水の浸透による浸出から求めている。このモデルが対象としている核種は、低レベル廃棄物中に含まれるすべての核種である。被曝シナリオは第Ⅱ-2節で述べたように4種類考えている。EPA では、陸地処分の環境影響を調査する目的から、被曝シナリオを NRC モデルほど限定せずに、あらゆる場合に適用できるモデルの開発を目指していることが特徴的である。

従来、安全評価モデルにおいては、放出源の評価はモデル化が困難なために考慮されることがほとんどなかった。NRC は簡単な指数で構造物のバリア効果を表現しているが、今後、安全評価上放出源のモデル化は、我が国のように堅固な処分構造物の設計を考えている国においては重要な課題となるであろう。

(2) 地中移動モデル

地中移動モデルは、処分サイト内の通気層中および帯水層中における放射性核種の移動を表わす。このモデルは、水の流れを表わすモデルと、核種の移動を表わすモデルとに分けられる。通気層中の核種移動について NRC モデルでは、漏出した核種は即座に帯水層に達すると考えて、通気層中における核種のバリア効果は考えていない。一方、EPA モデルでは、USGS が開発した水の浸透モデルにより水の移動を求め、通気層を1次元カラムと考えて通気層中の核種の減衰率を求めて核種の通気層中移動を予測している。

帯水層中における放射性核種の移動は、NRC モデルではトレンチを地下水の流れ方向に10個のセクターに分けて、各セクターから評価点までの間の核種の移動を減衰係数より求めている。この場合、核種の移動支配方程式は崩壊を考慮した1次元の拡散輸送方程式である。一方、EPA モデルでは、1次元の拡散輸送方程式の解析解を水の移動モデルとともに計算している。

我が国における安全評価を考えると、前述したように水による核種の移動が重要になる。したがって、核種の地中移動モデルの開発が必要となる。現在のところ、すべての浅地層および核種に対して、共通に使用できる評価モデルは確立されていない。その理由

は、通気層中における水の移動が明らかとなっていないため、さらに ^{60}Co のように、化学形による土壌と核種との吸着反応機構が明らかとなっていないものが存在するためである。

現在試作的に行われている安全評価モデルにおいては、通気層中を核種が瞬時に移動するモデル(NRCモデル)や非常に簡略化された移動モデル(EPAモデル)が用いられている。加藤らの報告⁽²⁰⁾によれば、大量の炉水漏出事故においても ^{59}Co および ^{60}Co はほとんど通気層中を移動していない。このように通気層は重要な天然バリアとなることから、通気層中の核種移動を表わす精度のよいモデルの確立は特に重要である。

(3) 環境中移行モデル

NRC, EPAともに、放射性核種の大気中移行によって農産物が汚染することによる被曝を重要な経路として捕えている。我が国の場合、地理的条件や処分方法などの違いから、水による移行の方がより重要であり、そのとき被曝の決定経路が飲料水、水稲、海産物などのいずれになるのかが安全評価上の課題であろう。

しかしながら、我が国の低レベル放射性廃棄物の陸地処分の基本的な考え方⁽²¹⁾によると、人工バリアと天然バリアによって放射性核種を一般環境中に放出しないようにすることが第一に要求される。実際、処分場内のこれら2つのバリアによって一般環境へ放出される核種の量は極めて少ないと考えられるので、処分場内の2つのバリアでの挙動の評価はどの精度を環境移行モデルに要求することの必要は少ないと考えられる。

4. 線量評価モデル

線量評価モデルは、内部被曝と外部被曝との評価に分けられる。我が国では、今まで考察したように、放射性核種の地下水移行によって起こる内部被曝が問題となる。

内部被曝線量評価は、従来のICRP Pub. 2⁽²²⁾のモデルからICRP Pub. 30⁽²³⁾の新しい評価モデルを用いるように変わってきており、NRC, EPAともに後者とほとんど同様の手法を用いている。今後は、乳幼児などの年齢を考慮した評価モデルの開発が求められる。こ

の場合、線量評価上重要な代謝データの不備が最も問題となるであろう。この分野の研究およびデータの蓄積が期待される。

V. 結 言

以上、低レベル放射性廃棄物の陸地処分に関する安全評価モデルについて、米国で公表されている代表的な2つのモデル、すなわちEPAおよびNRCモデルをそれぞれの特徴を中心に紹介し、さらに、これらモデルを参考にして日本における安全評価を行う際にモデルの構成上重要となる点について述べた。

本稿が、今後の低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全評価に、いささかなりとも参考になれば幸いである。

—参考文献—

- (1) 原子力委員会月報, 21[10], 7 (1976).
- (2) 原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会報告書, (1982).
- (3) BARAINCA, M.J.: *NUREG/CP-0028*, Vol. 1, 17 (1982).
- (4) MEYER, G.L.: *ibid.*, Vol. 1, 31.
- (5) U.S.AEC: Code of Federal Regulations, 10 CFR 20.302, (1972).
- (6) U.S.EPA: *EPA-520/3-74-009*, (1974).
- (7) IAEA: *Safety Series*, No. 53, (1981).
- (8) U.S.NRC: NRC Proposed Rule 10 CFR 61, Federal Register, Vol. 46, No. 142, p.38081~38105 (1982).
- (9) MEYER, G.L.: *CONF-801217*, p.9 (1981).
- (10) MEYER, G.L., et al.: *ibid.*, p.283.
- (11) AUSPAUGH, L.R., et al.: *Health Phys.*, 29, 571 (1975).
- (12) FIELDS, D.E., et al.: *ORNL/TM-6874*, (1980).
- (13) U.S.NRC: NRC Regulatory Guide 1.109 Rev. 1, (1977).
- (14) KILLOUGH, G.G., et al.: *ORNL/NUREG/TM-84*, (1978).
- (15) ICRP: *ICRP Publ.* 26, (1977).
- (16) The Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation: "The Effects on Population of Exposures to Low Levels of Ionizing Radiation", (1972), National Academy of Sciences-National Research Council, Washington, D.C.
- (17) U.S.NRC: *NUREG-0782*, (1981).
- (18) U.S.NRC: *NUREG/CR-1759*, (1981).
- (19) U.S.NRC: NRC Final Rule 10 CFR 20, (1983).
- (20) 加藤正平, 他: 原子力誌, 20[1], 42 (1978).
- (21) ICRP: *ICRP Publ.* 2, (1959).
- (22) ICRP: *ICRP Publ.* 30, (1979).