

本資料は 年 月 日付けで登録区分、  
変更する。2001. 10. 4  
[技術情報室]

生物圏での核種移行等環境リスク  
評価に関する研究 (I)  
(受託研究)

技術資料		
開示区分	レポート No.	受領日
P	J1600 91-001	1996. 12.2

この資料は技術管理室保存資料です  
閲覧には技術資料閲覧票が必要です  
動力炉・核燃料開発事業団 技術協力部技術管理室

1991年3月

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49  
核燃料サイクル開発機構  
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:  
Technical Cooperation Section,  
Technology Management Division,  
Japan Nuclear Cycle Development Institute  
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184  
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

だけに配布するものです。したがって、その取扱いには充分注意を払って下さい。なお、この資料の供覧、複製、転載、引用等には事業団の承認が必要です。

だ

## 目 次

### 要 旨

- 第 1 章 高レベル放射性廃棄物の地層処分
- 第 2 章 核種移行過程と主要な因子
- 第 3 章 地層処分とカナダの生物圏モデル
- 第 4 章 長期予測とナチュラルアナログ
- 第 5 章 '91 ツーソン廃棄物管理国際会議報告
- 第 6 章 環境線量評価における不確実性の算出

### まとめ

## 生物圏での核種移行等環境リスク評価に関する研究 (I)

大橋弘士\*佐藤正知\*

### 要 旨

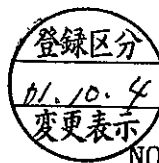
放射性廃棄物処分の安全評価に関し、浅地層および生物圏に近い地層中では動植物の活動の結果生成した有機物やバクテリアの活動により核種移行の挙動への影響についても十分検討される必要がある。

本報告では、初年度として文献調査研究を実施した。高レベル放射性廃棄物の地層処分について概要と各国の研究開発の現状について整理した。ついで地層処分体系の安全評価上最も重要な核種移行過程と核種移行過程に与える主要な因子について整理した。更に、生物圏での核種移行に関し、カナダの生物圏モデルについてまとめた。地層処分については、数百年、数千年から数万年と長期間にわたる評価を避ける訳には行かない。評価上問題とされる不確実性についての一つの方法として重要なナチュラルアナログ研究について簡単に整理した。最後に、環境線量評価に関する不確実性について検討した。

さらに、放射性廃棄物管理に関する最新の動向について、本年2月に開催されたツーソン会議について報告した。

---

\* 北海道大学工学部原子工学科



NOT FOR PUBLICATION

PNC-J1600 91-001

Environmental risk assessment for migration of nuclides in biosphere (I)

Hiroshi Ohashi and Seichi Sato

### Abstract

On safety assessment for radioactive wastes, behaviors of organic substances originated from activities of animals and plants and from those of bacteria are needed to be widely investigated to clarify whether the migration of nuclides is affected or not.

In the present report, survey of relating literatures was carried out, and present situation of the research and development in the safety assessment was summarized. Migration process of nuclides and some important factors affecting the processes were also summarized especially on European reports. A Canadian biosphere model for nuclides migration were studied. Investigations on long-term prediction of behavior of the nuclides in a geologic formation are indispensable; one of the most important methods for the prediction is natural analogs. Several important examples of them were summarized. Uncertainties associated with the long-term estimation were discussed. Further, we reported the outline of the symposium on waste management at Tucson, Arizona, U.S.A. (Wastemanagement '91).

---

Work performed by Hokkaido University under contract with Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation.  
Department of Nuclear Engineering, Faculty of Engineering, Hokkaido University, Sapporo, 060 JAPAN

# 第1章 高レベル放射性廃棄物の地層処分

## 1 地層処分の概要

高レベル放射性廃液ガラス固化体は、処分場周辺地層への崩壊熱の影響を避けるため少なくとも数10年間、地表の施設で管理貯蔵される。その後、透水性が低くほぼ均一の特徴を持ち、地層中での核種移行期間における減衰を十分期待できるかなりの規模を有する地下500～1000m程度の深地層内への処分が有望とされている。

固化体は金属封入容器、オーバーパック、圧縮ベントナイト緩衝材等の核種移行を抑える工学障壁および天然障壁で封じ込めた状態で処分される。透水係数が  $10^{-11}$ ～ $10^{-12}$ m/s、動水勾配が0.1～0.01m/m、即ち1m<sup>2</sup>あたり年間100m程度の地下水が接触する地下水流量の小さい地層に処分場を建設可能なこと<sup>(1,2)</sup>、地下水流路に沿っての岩石や亀裂充填鉱物が核種を収着することから、放射性核種の移動速度は遅い地下水の移動速度に比べ更に数桁程度は小さくなる。このような工学障壁と天然障壁からなる多重障壁概念に基づき、生物圏への放射性核種による影響を1万年またはそれ以上の期間にわたり、1)天然のウラン鉱床の生物圏への影響や<sup>(3)</sup>、2)天然の核種による被曝線量1mSv/年(100mrem/年)や各地域により異なる被曝線量の変動幅に比べ十分低い水準に抑えることが地層処分の目標である。

既に、欧米各国では固化体、圧縮ベントナイト緩衝材や地層中での核種移動挙動について、長期予測に耐え得る代表的データを集め、処分体系の安全解析が行われた。1983年にスウェーデンではKBS-3<sup>(4)</sup>、1984年西ドイツではPSE (Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung)<sup>(5)</sup>、1985年スイスではProjekt Gewähr-1985<sup>(1,2)</sup>と呼ばれる実現可能性調査研究報告書がそれぞれ公表された。また、ベルギーはSAFIR (Safety Assessment and Feasibility Interium Storage)、カナダは確率論的評価を導入したSYVAC (Systems Variability Analysis Code) 処分体系安全解析計算コードを作成中である。一方、米国では1987年12月に議会でヤッカマウンテン地区を第一処分場の候補地として決定した後、核廃棄物政策法に従って1988年12月に同地区を対象とした処分場特性評価計画書 (Site characterization plan)<sup>(6)</sup>を作成した。紆余曲折はあるもの1994年の環境影響評価書 (Environmental Impact Statement) の作成と1995年の米国原子力委員会への許認可申請書の提出 (license

application)に向けて動いている。

各国とも深層ボーリング調査を行い、地質学的、水文地質学的データを収集し、実験室的データ、原位置試験施設または深層地下研究施設 (Underground Research Laboratory, URL) でのデータと合わせ、候補地層又はこれに準じる地層での処分体系の安全解析を行なっている。報告書は地質学的・水文地質学的データに基づくモデル計算を行い、危険な核種濃度の上限値を評価する安全側評価手法 (conservative estimation) により、適切に地層を選び、工学障壁を用意することにより、地層処分後の安全性を確保することが可能としている。

体系化された実現可能性研究結果に基づき、従来の処分概念とともに工学障壁重視型処分概念や天然障壁依存型処分概念の検討<sup>(7)</sup>や、新たに得られたより信頼性の高いデータをもとにあらためて安全解析を進めつつある。また、処分場からの核種放出シナリオを基本的シナリオとして決定論的に評価してきたが、長期間経過した後の地下水流動の変動にともなう変動シナリオや、極めて低い確率でしか発生しないが、発生した場合大きな影響がある破壊的シナリオなど、シナリオ解析が重視され各シナリオの安全性についても検討が進められている。

その一方で、工学障壁や天然障壁中での核種移行に対する性能評価に必要なデータはまだ十分とは言えず、繰り返しデータを集めるとともに、今後一層の不確定性幅の縮小に努め説得力のある安全解析を進めることが期待されている。

## 2 各国地層処分研究開発の現状

本節では、欧米各国における地層処分研究開発の現状について概略を示す。

### 2-1 スウェーデン

#### 2-1-1 バックエンド施設

スウェーデンには現在4つのサイトに12の原子力発電所があり、人口が少ないために一人当たりの原子力発電量は世界第一位である。1989年には45.1%の電力を賄っている。使用済み核燃料をはじめとする放射性廃棄物の処理処分に関する研究開発は4つの電力会社によって設立されたスウェーデン核燃料廃棄物管理会社 (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., SKB) が主体となって進めている。中心となる職員は45人と少ない。このため SKBは他の研究機関や会社の協力を得て活動している。

これらの協力機関の技術者を含めると約500人となる。このような少数の人員で特に放射性廃棄物処理処分の分野で世界の指導的立場にあることは注目に値する。またSKBはOECD/NEAの国際ストリッパ研究計画の主管理者である。

スウェーデンでは図1. に概念図で示すように、Oskarshamnに使用済核燃料の中間貯蔵施設CLAB、Forsmarkに低・中レベル放射性廃棄物処分施設SFRがある。一方、立地は決まっていないが高レベル放射性廃棄物処分場SFLの候補に上がっている3箇所の施設で研究開発を進めている。CLABは1985年7月操業開始、1987年終わりまでに既に630トンの使用済核燃料（ウラン換算）を貯蔵している。使用済み燃料は崩壊熱の放出率が90%低下してしまう40年間貯蔵する予定である。地上の受け入れ施設と燃料を水で冷却する地下の貯蔵施設からなる。現在の所、4つのプールに3000トンの貯蔵能力がある。なお、5000トンまで増加可能な設計になっている。解体された炉心の構造物もこの施設で貯蔵可能である。

原子力発電所の運転の中で発生する廃棄物は、CLABやStudsvikで発生する廃棄物とともにSFR 施設に処分されている。SFR 施設には、従って、低中レベルと数百年の間に無害となる短寿命放射性廃棄物が処分される。また、解体廃棄物の処分も計画されている。ストックホルムの北 160kmのフォルスマルク原子力発電所の沖 3kmの海底下 50m以深の岩体中に1983年以後順次建設中である SFRは2つの段階に分けて建設されている。第一段階は既に終了し60,000m<sup>3</sup>を収容できる空洞が建設され1988年に操業を始めた。第二段階は30,000m<sup>3</sup>の空洞が計画されており1990年代の終わりの操業予定である。

## 2-1-2 スウェーデンにおける地層処分安全解析

1983年、KBS-3報告書が公表された。その後スウェーデンでは 3年ごとに研究開発計画の見直しを行っている。1986年9月にR&D Programme-86が公表された。内外の研究期間や専門家の評価を受け1987年政府により承認された。それによると1990年代の中ごろまでに次に示す3点を中心に研究開発が進められる。

### 1) 地層処分に関するKBS-3概念の代替概念の検討

従来、各国では、実現可能性調査研究の中で基本となるシナリオについて様々なデータを安全側の立場から評価し決定論的に安全解析が行われた。スウェーデンの考え方では、地下、数百メートルの処分場周辺の天然障壁では、地下水は1-数mに1本存在



する亀裂を介して流れる。地下水を介しての各種移行はマトリックス拡散を主とした亀裂表面吸着によって効果的に遅延され、安全性を確保できるとしている。このシナリオに関する安全評価の妥当性が広く認識されるには、処分概念に代替概念を導入し、広い視点からそれぞれの処分体系の安全評価を行い、処分概念の正当性について理解を得ることが重要である。KBS-3概念の代替概念を図2. に示す。

その一つは、WP-Cave概念で、工学障壁を重視した処分概念である。地下数百メートルでの処分を考え、ベントナイトの厚さを5mと一桁以上厚くし核種拡散に対する時間障壁に期待する概念である。ベントナイトの熱伝導性や変質を考えると冷却のための中間貯蔵の期間が長くなること、ベントナイトが高価であり経済性が問題となるなど欠点ある。その一方で、米国の使用済み燃料貯蔵施設であるMRS 施設のような貯蔵施設としての機能も期待できる。このため、中間貯蔵施設でかつ処分施設であるという意味で理解することもできよう。ベントナイトの特性が天然障壁に比べ単純なため、シナリオやモデル、データの不確実性を小さくできるなどの利点もある。

他の一つは、深層処分孔概念で KBS-3概念に比べ天然障壁を重視する考え方である。地下5kmまでは、直径0.4~0.8mの立坑を掘削することが可能であり、この孔に使用済み核燃料オーバーバックを積み上げ方式で処分し、オーバーバックの間を圧縮ベントナイトで封じる処分概念である。

このような処分概念を導入し、シナリオ解析上の難点の克服や、広い視点に立った安全性の確保に向け柔軟に対処しようとする考え方である。

#### 2) 安全解析に欠かせない基本的現象に関する研究開発の推進

地層処分概念の選択、処分場の選定、処分概念の最適化に関し基本的に重要な地質学的水理学的化学的要件を整理しその結果に基づき判断したいとする考え方である。また、地層処分研究開発は目的研究として進められており、従来の知見をもとに研究開発の方向を時間の束縛を受けながら決めてきた。この間、地層処分研究開発の中ではじめて見られる現象がないとは言えない。その場合、研究開発の計画が軌道修正を余儀なくされる場合も有り得る。従って、不明な物理的、化学的過程は早い時点で明らかにしたいとしている。

#### 3) 安全解析モデルに関する研究開発の推進

安全解析モデルは、数学的取扱いとして表現できる必要があるが、できるだけ現象の基本的過程を表現していなければならない。実験データに基づき安全解析モデルにつ

いてもより進んだ取扱いを行い、信頼性の高いモデルとする。

以上の3点を重視した、研究開発を進める。その一方で、従来、鉄鉦山の廃坑であるStripaで行われてきた処分場の特性評価に関する一般的研究を終了すると共に、Hard Rock Laboratoryを建設し手つかずの地層での絞った研究開発を進めるとしている。

Programme 86に見られる研究開発では、1990年代のはじめに詳細な調査研究のための2、3の処分場を選ぶ。2000年の処分場建設申請の候補となる処分場については、1993年以前に詳細な研究を始める。1990年代の中ごろには、処分概念の検討をまとめ、1～2の代替処分概念に絞る。これらの概念について最適化を行う。1998年には処分場の建設地点を決める。以上がProgramme86に見られる研究開発の要点であった。

Programme 86から3年を経て、1989年9月にSKBによりProgramme 89が提出された。この研究計画のうち全体計画を図3.に示す。KBS-3報告書以来新しくSKB91と呼ばれる報告書が、1991年に提出される。この報告書は、従来のものに比べ、性能評価や、安全評価に与える地層の特性のばらつきを重視している。即ち、ほぼ均一な地層とは言え部分的に地質学的・水文地質学的・地球化学的諸条件が変動することによる安全性に与える影響を含めて検討する。1992年にSKBは3つの処分場候補地を明らかにする。これらの用地所有者の同意を得て1992年から1994年にかけて、予備調査を行い、1994年にこれらの地点の特性調査計画を明らかにする。その後、SKN, SKI, SSIによる評価を受ける。Programme-86に比べ具体的になっていることが分かる。

以上、KBS-3以降の研究開発の流れを簡単に整理した。代替処分概念の導入が新しい動きである。研究開発の実績や93～94年にかけてのHard Rock Laboratoryの建設を見ると、KBS-3の延長線上に処分概念を描いているように見られる。一方、代替処分概念は工学障壁、天然障壁の長所短所に関し広い視点から検討する。従って、天然障壁の評価が、欧米に比べて困難となる可能性のある我国の地層処分開発を考える上で興味深い方向といえる。

今後、シナリオ解析、地下水移動挙動、核種収着、工学障壁特性に関する研究開発を進める点で従来と変化はない。しかし、Stripaでの一般的研究から、Hard Rock Laboratoryでの研究へと進ことになる。KBS-3が出された1983年の時点では、Stripaのデータもあまり利用できなかったことから1991年に予定されるSKB-91報告書の提出により、feasibility研究以降の研究開発の経緯と今後の方向が明らかになると期待で

きる。

以上、スウェーデンにおけるバックエンド施設、および、地層処分安全解析に向けての研究開発について整理した。

## 2-2 ドイツ連邦共和国

### 2-2-1 研究開発の経緯

旧西ドイツ連邦政府は1965年Asse岩塩坑を買収し、放射線環境研究会社 (Gesellschaft für Strahlen und Umweltforschung mbH, GSF) の深層地下埋設研究所 (GSF/IFT) として岩塩ドームを利用した地層処分の研究開発を開始した。既に、25年以上も前のことである。

このような早期に研究開発を開始したにもかかわらず、バックエンド施設の安全評価研究は大学や大規模研究機関、民間企業等によってばらばらに進められていた。これに対し1977年、連邦研究技術省 (Bundesministerium für Forschung und Technologie, BMFT) は研究開発を取りまとめ、「バックエンドにおける安全研究計画」 (Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung, PSE) を開始することとし、7年間にわたり体系的に研究開発を進めることとした。この結果、地層処分の安全評価について、岩塩ドーム内への処分の評価方法の確立を目的とし、シナリオ解析について決定論的手法による評価法を確立した。この研究は、処分場特性調査 (site-specific investigation) に基づく研究ではないが、地下研究施設であるGSF/IFTのAsseでの研究成果に基づきシナリオ解析を行ない、評価方法を確立したこと、広い分野の多くの研究者の協力を得て行ったため地層処分の全体像を示し、大きな成果があった。

ドイツ連邦共和国では、高レベル放射性廃棄物、中レベル放射性廃棄物等発熱性廃棄物は、一部の低レベル放射性廃棄物とともに図4に示すゴアレーベン岩塩ドームに処分される予定である。ゴアレーベンでの処分の安全解析は、処分場特性調査が完了していないが、概略PSE報告書<sup>(5)</sup>にみられる処分概念やシナリオ解析が適用される見透しである。また、低レベル放射性廃棄物である非発熱性廃棄物は、コンラッド廃坑に隣接して建設する処分場に処分される見透しである。コンラッドは乾燥した鉄鉱床の廃坑であって、処分場特性調査は既に終了し、シナリオの解析に基づく安全解析も行なわれた。1986年6月、コンラッド処分場の建設操業計画の承認を求める申請書が、許認可当局に提出されている。これらの研究開発、処分場建設申請、許認

可手続きの詳細については、高レベル固化体の処分にも参考になるところが多いので、参考文献 10)～17)を参照されたい。

岩塩ドームへの処分概念を図5に示す。処分場閉鎖後の状態を示しているが、高レベルの固化体HBは立坑道のから最も奥に位置し、その間にいくつかの止水用のダムが設けられている。

このような処分体系における核種放出のシナリオ解析が行なわれた。様々な検討の結果、何らかの事故により大量の地下水が処分後の固化体と接触し、核種を含んだ地下水が岩塩のクリープによりドームの上部に存在する上部地層に押し出され、上部地層を移動し地表に達するシナリオが最悪のシナリオとして安全側の立場で評価を行った。

シナリオ解析では、処分場の操業中に地下水が立坑道から侵入したとしても対処できるので、処分場閉鎖後の地下水と固化体の接触のみ問題とした。地下水による岩塩ドーム自身の浸食が原因で固化体と接触するには大量の地下水による大量の岩塩の溶解が必要となるが、地質学的研究では少なくとも100万年以上の年月が必要である。このため、上部地層から処分場残余空間への地下水の侵入を検討すべきとした。岩塩には室温でクリープによる空洞の収縮が進行し自己封じ込め性がある。また、少量の地下水の侵入では地表への影響はないので、多量の地下水の侵入がないと安全上の脅威とはならない。即ち、残余空間が大きい期間の地下水の侵入のシナリオだけが問題となり得る。このような処分後比較的短時間では、図6の最下段の4ケースが考えられる。岩塩中の塩水は量が極めて少ないこと、立坑道密封部からの大量の地下水の侵入は密封技術の水準から考えられない。処分後早期の人的侵入、即ち、早期ボーリング作業はないと考えて良い。従って、岩塩層内に存在する透水性の無水石膏母相を介しての処分後残余空間への多量の地下水侵入が唯一の可能性のあるシナリオとされた。

以上の考え方に沿ってPSEで採用された処分体系の安全評価に関する決定論的シナリオを図7に示す。核種移行シナリオは、(1)岩塩ドーム自体が地下水で浸食され部分的に消失し固化体と地下水が接触する程の浸食は数10万年程度の期間では進まない、(2)岩塩層中の無水石膏母相を介して上部地層から処分後埋め戻した残余空洞への地下水の侵入と、固化体と接触した地下水による核種放出過程が想定し得るシナリオである、(3)岩塩は室温でもクリープ挙動を示し、処分場残余空洞が150～450年の間に岩塩で封じ込められてしまう、以上の3点を基礎に成り立っている。大量の地下水が早期

に処分場内に侵入しないと環境への影響の可能性は考えられない。そこで、処分後早期に地下水が侵入したとして、固化体と接触した放射性核種を含む地下水は処分場から岩塩ドーム上部の地層に徐々に押し出される。その後、核種は岩塩ドーム上部の地層を移行し生物圏に達するシナリオである。

このシナリオに基づき評価した結果を図8に示す。年曝線量は処分後6000年後に最大となり、 $0.1\sim 0.2\text{mSv}$  ( $10\sim 20\text{mrem}/\text{年}$ ) になるとしている。最近このシナリオ解析はさらに検討が加えられ、この他の変動シナリオや人間侵入シナリオについても、評価がなされPAGISの中にまとめられている。

一方、低レベル放射性廃棄物など非発熱性廃棄物を処分するKonradの安全解析について示す。ドイツでは低レベル放射性廃棄物を中心とする非発熱性廃棄物は図4に示すKonradに処分される。Konradは1億5先年前堆積した鉄鉱床である。1930年代石油探査中に発見され、1965年代から採掘が始まったが、経済性を理由に1976年採掘は中止された。地下800~1300mの地層の上部には地下水を透さない粘土層が存在し、極めて乾燥しており、地下水を媒介としての放射性核種移行が起きにくい環境にある。この地層がKonradにおける処分地層と考えられている。

コンラッドでは1975年予備調査が行なわれた結果、処分場として有望と見られるようになった。これを受けてGSFは1976年から82年にかけて処分場として適当か否か更に調査するため、建設、搬入、処分等工学的課題と地質学的特性を検討した。この結果、コンラッドは非発熱性の廃棄物の処分に適当との調査結果を得た。

そこで、PTBは処分場建設の承認手続き開始の申請を行なった。と同時に、原子力法に基づき、水文地質学的試験など処分場の特性評価が進められ許認可手続きが進められてきた。1986年6月、Konradにおける非発熱性放射性廃棄物の処分場建設に向け、PTBは申請書をニーダーザクセン州政府と鉱山局に提出した。この2つの許認可機関はPTBによる申請書類審査を始めた。図9にKonradにおける処分概念図を示す。コンラッドでは安全規準に従って吸気口の役目を有し、作業員その他の資材の輸送用のコンラッド1立坑と、排気口であり廃棄物輸送を行うコンラッド2立坑の2本がある。コンラッドには100平方メートルの処分容量が用意され、運転予定期の40年にわたり西ドイツで発生する非発熱性放射性廃棄物総量の95%を処分できる。

コンラッドでの地質学的調査、水文地質学的調査結果に基づき、シナリオ解析を行ない、図10に示す3つの地層を介しての核種移行について安全評価を行なった。コ

ンラッド処分場は透水係数 $10^{-7}$ m/s以上、処分層の上下の地層は $10^{-7}$ m/sより小さい。地層断面の調査結果と合わせ、3つの核種移行シナリオについて3次元計算コードで計算した結果、最も短時間に地表に現れ、且つ最も高い被曝線量を与える核種移行経路は処分場が建設されるオックスフォード (Oxford) 層に沿っての移行である。移行核種はコンラッド北東45kmの地表に現われるとしている。処分後、30万年を経過した時点で約 $10^{-9}$ mSv/年になると評価結果を示している。

## 2-2-2 研究開発規制体制

研究開発は連邦経済省に属する連邦物理技術研究所 (Physikalisch Technische Bundesanstalt, PTB) が担当している。PTBは本部はブラウンシュバイクにあり、長い歴史を有し1987年に創立100周年を迎えた。処分関係の研究開発者は、基礎研究費は連邦政府が負担し、この他は原子力法第21条bの前払い制度に基づき廃棄物発生者が負担する。

1959年度12月、原子力エネルギーの平和利用と放射線障害の防止をうたった原子力法 (Atomgesetz) が議会を通過し、PTBは原子力分野での管理貯蔵輸送に関する許認可当局となった。その後1976年8月、原子力法の改正により、放射性廃棄物の貯蔵と処分に関する連邦施設の建設と操業に責任を持つ申請者となり、翌年廃棄物関係のSE部門が設置された。

PTBのSE部門の職員数は80人と少なく、独自に研究開発を推進できる体制を持たない。そこでPTBは様々な機関と協力関係にある。協力機関として放射線環境研究所 (GSF) ドイツ廃棄物処分場建設と運転会社 (DBE)、カールスルーエ原子力センター (KfK) が主なものである。

PTBの研究開発は、次に説明する環境自然保護原子炉安全省 (Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMU) の規制方針と矛盾しない形で進められている。また、長期貯蔵と処分に関する技術開発に関しては、原子力開発にも責任を有する連邦研究技術省 (Bundesministerium für Forschung und Technologie, BMFT) の援助と監督を受ける立場にある。

PTBは既に述べたように、処分場建設の申請者であり、申請に伴う安全解析書等の作成に関して上述の行政府の指導と諸機関の協力を得て業務を進めている。その一方で、原子力法に基づく申請者を審査する機関である州政府、ニーダーザクセン州環境省

(NMU) や州政府の諮問委員会の考え方やBMUの意向、また、連邦鉱山法に基づく審査機関である鉱山局の意向を受け入れ申請作業を進めてきた。

1989年11月に連邦放射線防護機関(BfS)が新たに設立され、PTBの権限はBfSにより引き継がれることとなり、その計画に沿って、DBEが必要な研究開発を進める体制にある。

ドイツにおける放射性廃棄物管理に関する連邦政府としての規制機関は連邦環境自然保護原子力炉安全省(BMU)である。この機関は1986年7月連邦内務省(Bundesministerium des Inneren, BMI) から分離創設された。BMUは連邦政府の処分に関する規制側の立場からの責任を果たすため、原子炉安全委員会(RSK) や放射線防護委員会(SSK) の意見を聞くとともにPTB現在はBfSの作業を指導監督する。とともに、直接の規制機関の州政府に対しても指導協議する立場にある。

1983年連邦内務省(BMI) は「鉱山中への放射性廃棄物処分に関する安全規準」(Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk) を公示した。この中で、安全性に関する目標とともに処分に関し考慮すべき基本的要件を明示した。これには被曝防護目標達成を実証するための原位置での必要データを収集し処分場の特性評価(site-specific safety assessment) を実施する。安全評価では広い視点から地質学的・水理学的に処分環境を把握し、処分場の特徴及び廃棄物固化体パッケージの特性に十分考慮するよう求めている。これを受けてPTBは安全評価上の評価の項目として、

- 1) 処分場の通常操業時の安全解析
- 2) 予想し得る事故時の解析
- 3) 処分地層への崩壊熱による影響
- 4) 臨界安全性
- 5) 長期的放射線による影響

を主な点として上げた。また、上記の5点について独立に安全性を示す必要があるとした。1987年7月、BMUがBMIから分離して創設され放射性廃棄物の長期貯蔵と処分に関する権限はBMIからBMUに移った。

## 2-3 スイス

総発電電力量に占める原子力発電の比率は1989年の実績で41.6%である。発生した使用済燃料を主にフランスに再処理委託している。即ち、スイスは核燃料サイクル施設を持たず、固化体の貯蔵と処分を進めることになっている。1972年原子力発電に関与する6つの電力会社と医療、産業、研究活動から発生する放射性廃棄物を管理する政府機関の7者は図11に示すように、スイス放射性廃棄物貯蔵組合(NAGRA)を設立した。

1978年10月、政府は政令で1985年12月31日以後の原子力発電所の運転に関し、行政府(連邦運輸通信エネルギー省、EVED)の要求する放射性廃棄物処理処分の安全確保に関する保証を与えることができなければ原子力発電所の運転に関する許可証は失効するとした。EVEDは1985年までにNAGRAに「現在の技術水準で放射性廃棄物を処分することは可能であり、処分後の安全性を保証できることを示す報告書」の提出を求めた。1979年国民投票が行なわれ、将来の世代に負担を与えることなく、永久に安全に廃棄物を隔離することが求められた。NAGRAはこれを受けて報告書作成に入った。

高レベル放射性廃棄物発生量を7860トンウラン(240 GW・年)と見積り、この値に基づいて1985年1月NAGRAは上記の安全性を保証できるとするProject Gewähr-1985 報告書(1985.19)を提出した。

次いで、報告書の審査が開始された。1986年9月原子力施設安全本部(HSK)<sup>(20)</sup>、また10月には原子力施設安全委員会(KSA)<sup>(21)</sup>が相次いで報告書を提出し、NAGRAとの間で指摘事項に対するやり取りが行われている。

### 2-3-1 Project Gewähr-1985

#### 実証課題

スイスの地層処分の安全性に関する実現可能性調査報告書(Project Gewähr-1985)においては、図12に示すようにガイドラインR-21が安全性を判断する上での基本である。これは、1) 処分場は数年以内に閉鎖できるよう設計し、処分後、安全上新たな処置を取る必要のないよう処分する、2) 処分後処分場から、現実的に考えられる過程を経て生物圏に達する放射性核種による個人被曝線量は10mrem/年を越えてはならないとの内容を有する。



したがって、将来の世代に負担をかけず処分後の監視や保守をせずに最終処分を実施すること、現在利用できる技術に基づき評価するとの立場である。また、評価上必要なデータにばらつきがある場合、その範囲を明示し、安全側の値を採用するとしている。

実証課題は、1) 処分場の建設・操業・閉鎖に関する技術的実現可能性、および2) 科学的データに基づき処分体系の安全解析を実施することである。安全解析では、将来処分場として有望な場所を代表例とし、モデルデータを基礎として実施する。以上の立場から作成された報告書、Project Gewähr-1985の構成を図13に示す。高レベル放射性廃棄物固化体の処分に関する報告書はNGB85-01、02、03、04、05からなる。

一方、85-06、07、08は低中レベル放射性高レベル放射性廃棄物処分に関するものである。

#### 地質学・水文地質学的試験

Projekt Gewähr-1985の安全解析は地球科学的試験結果に基づいている。1980年以後、地質学・水文地質学的研究が開始された。既に、図14に示すスイス北部の6カ所で地下1,306mから2,482mのボーリング調査を行った。特に水文地質学的調査にNAGRAは経費と時間を費やした。一連の調査の中で、1) 地質調査、2) ボーリング技術試験、3) 採取した岩石試料に基づく実験室的研究を行い、地質構造、岩石力学的特性、透水性、気孔率、比表面積、陽イオン交換能、熱伝導度、元素分析、安定放射性同位元素の測定や分析を実施、4) ボーリング孔を利用しての地球物理学的研究、5) 原位置透水試験を行った。この結果、図15に示すように1,000mより深い層では $10^{-11}$  m/sと透水性の小さい安定した、しかも地下水流路500m以上期待できる大規模な岩層の存在を明らかにした。また地下水の流路分布についてシナリオ解析上重要な地層構成を得た。これを図16に示す。

Project Gewähr-1985では、特に水文地質学的データを基に、地下1,200mの花崗岩層を安全解析に耐える処分層として適当と判断した。これら一連の研究で、安全解析上重要となるトラフの発見、カキライト帯の存在とその分布に関する知見を得た。

#### 処分概念

これらの地球科学的データを基にしたNAGRAによる処分概念図を図17に示す。地

表の廃棄物受け入れ建屋と地下1,200mにある高レベル放射性廃棄物固化体処分場（左）、および、TRU廃棄物処分場（右）からなる。B)には、TRU処分場の拡大図と処分方式を示す。一方、C)には経済的に有利と言われる横坑道型処分方式を示す。D)は固化体定置後の固化体、鋳鋼製固化体収納容器、ベントナイト緩衝材からなる処分概念図である。

この処分概念の工学障壁、天然障壁にみられる特徴を次に示す。近接環境（ニアフィールド）では、1)工学障壁材のオーバーバックとしての鋳鋼製封入容器使用に伴う初期の1,000年間の核種封じ込めと還元環境の実現によるアクニチド元素の著しい溶解度低下、2)ベントナイト緩衝材による低い透水性と高い吸着特性を利用し核種移行遅延効果を期待できる。即ち、核種移行は分子拡散過程が支配し、浸出時に発生するコロイドはベントナイト内に捕捉される。一方、遠隔環境（ファーフィールド）は透水性の小さい地下1,200mの花崗岩層である。処分場は最近接の断裂まで1,500～2,000mの距離を取れる安定な岩体中に建設を想定している。処分場の周囲岩体には透水能が比較的大きい熱水作用を受けたカキライト帯が75m間隔で存在する。これら工学障壁と天然障壁の特性に基づき核種移行評価を行なっている。

#### 基本シナリオと安全解析

処分環境の中で様々な核種放出シナリオが考えられる。NAGRAは次に示す考え方で定量的評価を必要とする基本シナリオ及び基本シナリオの変動シナリオを決定し安全解析を実施した。この考え方を図18に示す。1)影響が大きく、確率の大きい事象は処理処分技術を駆使して核種封じ込めを実施する。2)影響は大きくはないと予想されるが、確率が比較的大きい事象は安全評価上重要なため、定量的に影響解析を行ない、環境に危険を与えないことを示す必要がある。3)確率が小さく影響が大きい場合としては地震や熱水の影響、人的侵入等である。4)確率が小さく、影響が小さいものは必要に応じて定性的に考えるとしている。この結果、Nagraは2)のケースとして、固化体の処分後オーバーバックが腐食し、固化体が地下水と接触することにより核種が浸出し、ベントナイト中を拡散して天然障壁中を移動するシナリオを重要とした。この事象を基本シナリオと称し、定量的に評価した。その概略を図19に示す。シナリオは、1)固化体から浸出した核種がベントナイト中を拡散し、周囲の岩石部に比べ透水能の大きいカキライト帯に移行、2)管で近似するカキライト帯の小

さな空間を透過しながら管周囲の変成した鉱物に吸着され徐々に上部の結晶岩に達する、この時カキライトの周囲の花崗岩母相中への核種拡散による吸着を無視する、3) 上部岩層中で $1/10^4$ に希釈され移行した後、地表近くの地下水の流れに入る。

評価に用いられた放射性核種の吸着係数、遅延係数の現実的値と保守的値、また基本シナリオに基づく安全評価で使用された深地層から地表に至る放出経路の特性に関しては、NGB85-01に説明があるが、その一部を表1と表2に示す。

以上の基本シナリオとデータを用いて処分場から放出された放射性核種が吸着過程を経て処分地層、上部地層を移行し、最終的に生物圏に達した段階での個人被曝線量を評価した。評価結果を図20に示す。被曝線量はガイドラインR-21にある10mrem/年の値の $1/10^7$ となり、高レベル放射性廃棄物固化体の処分は基本シナリオとその変動シナリオに関する限り、処分後長期にわたり、十分安全であるとしている。

#### Projekt Gewähr-1985以後の研究計画

NAGRAはProjekt Gewähr-1985以後のスイスの研究開発の基本的考え方を明らかにしている。

重要な点として、1) 処分後の長期安全性を可能な限り正確に予測するため、物理的・化学的諸過程の理解を深めること、2) 如何なる重要な過程や相互作用も無視していないこと、3) 処分場の選定と特性評価に関する試験方法と解析法の研究開発、4) 実験方法とデータの信頼性を高めること。

以上の科学的・技術的基礎をもとに、今後の研究開発の目標として、1) 処分候補地層の特性評価、2) 建設・操業・閉鎖に関する処分技術工学、3) 処分体系性能評価を進め、処分技術開発をさらに高度化するとしている。中でも、特に処分体系性能評価は、地下水流路に沿っての地球化学的複雑さ、長期予測のため不確定な検討課題が多く研究開発に最も力を入れる必要のある分野としている。

近接環境性能評価上重要な課題として、1) 深地層地下水中で低流速条件下での固化体の浸出挙動研究と浸出モデル研究、2) 鋳鋼製封入容器の腐食挙動研究と腐食生成物の化学的挙動の検討、3) 圧縮ベントナイト中での水の挙動と核種挙動研究、気体の透過挙動、レオロジー的特性の研究、4) 近接環境地下水条件の解明、成分元素の測定、地球化学計算コード開発によるアクニチド溶解度、化学形の検討がある。

以上の研究課題は近接環境の性能評価上極めて重要である。また熱力学的評価で

十分か、速度論的過程も考える必要があるかは今後の検討課題としている。

一方、遠隔環境評価上の課題として、核種移行予測が重要である。今後の課題として、1) 深地層中での地下水の移動挙動の解明、2) 処分地層と気孔を含む媒体モデルでどの程度まで扱えるかという問題とカキライトなどの亀裂を考慮したモデルの検討、3) 収着係数、遅延係数の決定と岩石のどの部分まで核種が拡散し収着に関与するかの検討、4) 生物圏での核種移行と被曝線量評価がある。

処分体系全体としての評価上の課題としては、処分場で見られる基本的過程に関する現象の理解と体系評価上の課題がある。前者としては、コロイドの挙動、微生物の存在による効果、岩層の熱的・機械的・水文学的・化学的相乗効果に関し、深地層実験施設で検討する必要がある。一方、後者の体系評価上の課題として、予測法の改良と実証、決定論的評価法と確率論的方法をどう扱うか、またナチュラルアナログの検討も重要としている。

しかしこれらの研究成果が実を結ぶまで処分体系の安全評価ができない訳ではない。処分場での核種移行を安全側に立って考えて、核種移行モデルの決定を行ない評価することが可能である。Projekt Gewähr-1985の評価は将来更に正確なデータが利用できる時点での評価に比べ、必要以上に安全側に立脚しており、地層処分の経済性を含めた最適化を行うには至っていない。今後は処分技術水準の向上と経済性の両面から最適化に向けた研究開発が必要とされている。

Projekt Gewähr-1985で示したデータや研究分野は基本的に今後も変わらないが、相対的重要性に関しては今後の研究開発の中で変わると思われる。NAGRAとしては、以上の研究開発に関する考え方にに基づき、処分開始に向け次に示す計画を持っている。即ち、第一段階(1987~88年)：スイス北部での地質学・水文地質学的研究、第二段階(1988~95年)：一つ以上の処分場候補地層の特性評価、第三段階(1995~2010)：処分場の建設と処分前の実験、第四段階(2020年)：処分場の使用開始である。

これまで述べてきたスイスの処分場選定や処分概念に関し、米国の場合と比較するとスイスの地層処分の進め方の特徴が理解できる。米国は国土が広く岩塩、凝灰岩、玄武岩等の有望な地層がある。これら地層はハンフォード地区の玄武岩層のように地下水で飽和していたり、ヤッカ山地区の凝灰岩層のように地下水面は処分場よりさらに深部にあったり、岩塩層のように限られた塩水がある他は水の無い場合もある。

したがって、核種が放出されるシナリオも岩層の種類により異なり、処分概念、特

に工学障壁材の使用様式が異なってくる。したがって、米国では処分場を決定する段階で天然障壁と工学障壁の総合的安全評価結果を比較検討することになる。その場合、各バリアの特性評価結果について一定の規準やガイドラインを基に比較検討がなされる。米国のこの立場は、廃棄物処理処分体制が開発から規制に至る分野で、エネルギー省(DOE)、原子力規制委員会(NRC)、環境保護庁(EPA)の3者が牽制する体制にあり徹底したものとなっている。

これに対し、スイスには幾種類もの有望な地層は存在せず、比較的容易に花崗岩が有望とする方針を決定できた。したがって、処分概念もあまり選択の余地はなく、Projekt Gewähr-1985に見られる具体的な結果にまとめることができた。HSKによる審査では必ずしもNAGRAが上げている大規模岩石層の存在や、収着性に優れた1m厚さのカキライトの存在は、スイス北部に一般的に見い出される訳ではなく、花崗岩層とともに堆積岩についても検討するよう求めている。このスイスの立場に立つと、米国の処分の進め方は基準、標準、ガイドラインの決定やこれらに基づく評価に関し、難しい多くの過程が入り結果的に著しく研究開発を束縛すると映える。

しかし、将来、地層処分の研究開発に関する国際協力が進み、各国の処分の進め方が評価される事態に至れば、多様な地層に関する豊富なデータに基づく米国型の基準、標準をもとにした議論が展開される可能性もでてくる。今後の我国の研究開発の進め方を考える上で、両国の動きは参考になる。

しかし、1) 高レベル放射性廃棄物固化体の処分場をスイス北部の地層の中から選定することを有望とし、処分概念を示して処分技術と処分後の安全性に問題を生じることなく処分実施可能としたこと、2) 今後の技術水準の向上と経済性の両面から、最適化を進める一環として信頼性の高いデータを得るためグリゼム岩盤研究所を設け研究開発を推進していること、3) Project Gewähr-1985はHSK, KSA等の評価委員会を受け、この評価で国内とともに国外の専門家を参加させ、客観的評価に努めていることは意義深い。スイスがこのように比較的順調に進んでいるのは、Projekt Gewähr-1985成作の過程で、1) 地質学的・水文地質学的データを集め、スイス国内で最も有望と思われる地層を選ぶ手続きを踏んだこと、2) その結果、NAGRAが指摘するように、関連する科学技術分野の専門家の大方の指示を得ているためと見てよい。

## I 章の参考文献

- 1) Nagra : Projekt Gewähr Reports, NGB 85-01 to NGB 85-08. Baden, Swizerland(1985).
- 2) Nagra : Projekt Report NGB 85-09, "Nuclear Waste Management in Switzer-land:Feasibility Studies and Safety Analyses" . Baden, Swizerland(1985).
- 3) M. Benedict, T. Pigford, H. Levi: "Nuclear Chemical Engineering" McGraw-Hill 2nd ed. pp.623(1981).
- 4) SKBF/KBS : "Final Storage of Spent Nuclear Fuel, KBS-3" .Swedish Nuclear Fuel Supply Co. / Division KBS, Stockholm(1983).
- 5) Hahn-Meitner-Institute : Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung, Hahn-Meitner-Institute, Berlin(1984).
- 6) US Department of Energy, Office of Civillian Radioactive Waste Management: "Site Characterization Plan, Yucca Mountain Site, Nevada Research and Development Area, (1988).
- 7) SKB: "R&D-Programme 89, Handling and Final Disposal of nuclear waste Stockholm(1989).
- 8) R. Storck et al., "Disposal in Salt Formation" in PAGIS, CEC(1988).
- 9) 佐藤正知: "地層処分研究開発の現状と課題" , 原安協だより114号(1990).
- 10) E.Merz : "Final disposal in the Konrad repository" ,Kerntechnik 51 (1987) 81.
- 11) H.Rosel : "Legal prerequisites for disposal of radioactive waste compentencies and responsibilities" ,ibid,51 (1987) 83.
- 12) E.Warnecke and P.Brennecke, "Preliminary waste acceptance requirements for the planned Konrad repository" ,ibid,51 (1987) 87.
- 13) H.Illi : "Safety analyses for the planned konrad repository" ,ibid,51 (1987) 91.

- 1 4 ) P. Brennecke, J. Schumacher and E. Warnecke, "Radioactive Wastes with negligible heat generation suitable for disposal" , ibid.51 (1987) 108.
- 1 5 ) R. Odoj, E. Warnecke and B.-R. Martens "Quality control prior to disposal in the Konrad repository" , ibid.51 (1987) 104.
- 1 6 ) B. Christ, "Complying with the conditions for ultimate storage in Konrad by industrial process qualification" , ibid.51 (1987) 108.
- 1 7 ) R. Gohring and J. Wehmeyer, "Receiving of waste package and emplacement monitoring at the planned Konrad Repository" , ibid.51 (1987) 113.
- 1 8 ) Nagra:Projekt Gewähr Reports, NGB85-01 to NGB85-08  
Baden, Switzerland(1985).
- 1 9 ) Nagra:Projekt Report NGB85-09, "Nuclear Waste Management in Swizerland: Feasibility Studies and Safety Analgses" ,Baden Switzerland(1985).
- 2 0 ) HSK:Gutachten zum Projekt Gewähr 1985, der Nationalen Genossenschaft fur die Lagerung radioactiver Abfalle (Nagra) HSK 23/28 (1986).
- 2 1 ) KSA:Stellungnahme der KSA zum Projekt Gewähr-1985, KSA23/61 (1986).

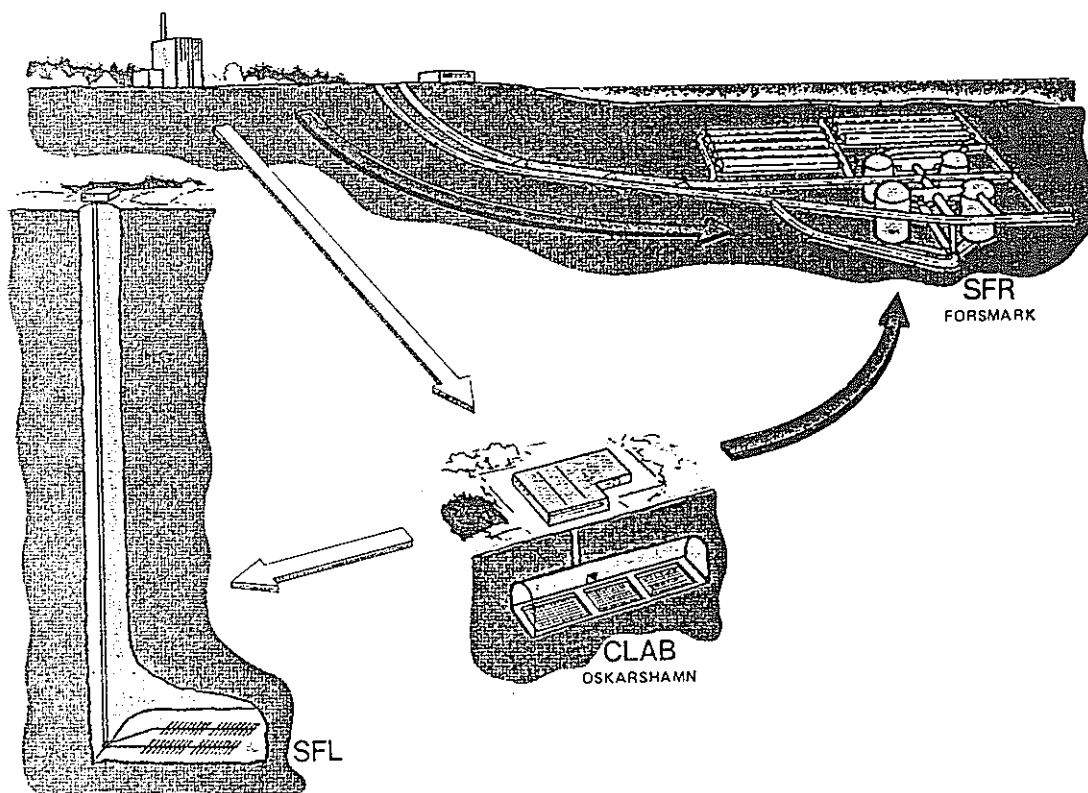


図1. スウェーデンにおける使用済み燃料中間貯蔵施設 (CLAB)、低・中レベル放射性廃棄物処分施設 (SFR) と、高レベル廃棄物処分施設 (SFL) 概念図.



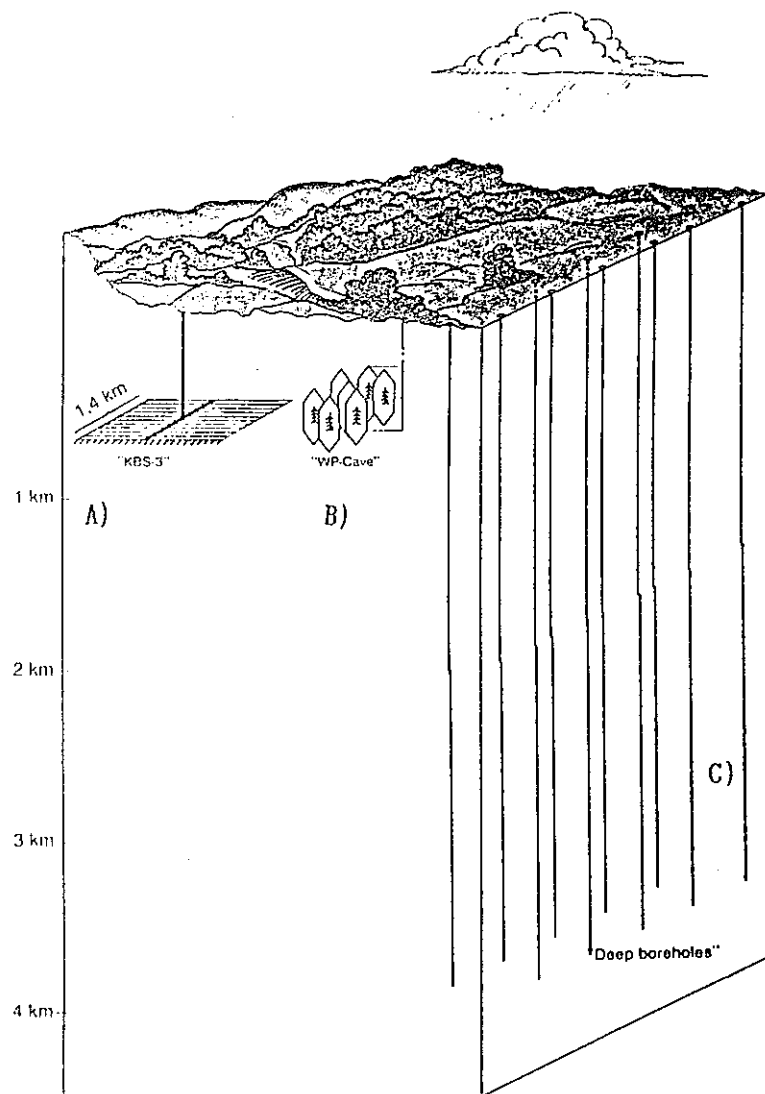


図2. スウェーデンにおける地層処分の基本的概念である A) KBS-3概念と、代替処分概念である B)工学障壁を重視した WP-Cave概念とC)天然障壁を重視した深層処分孔概念。

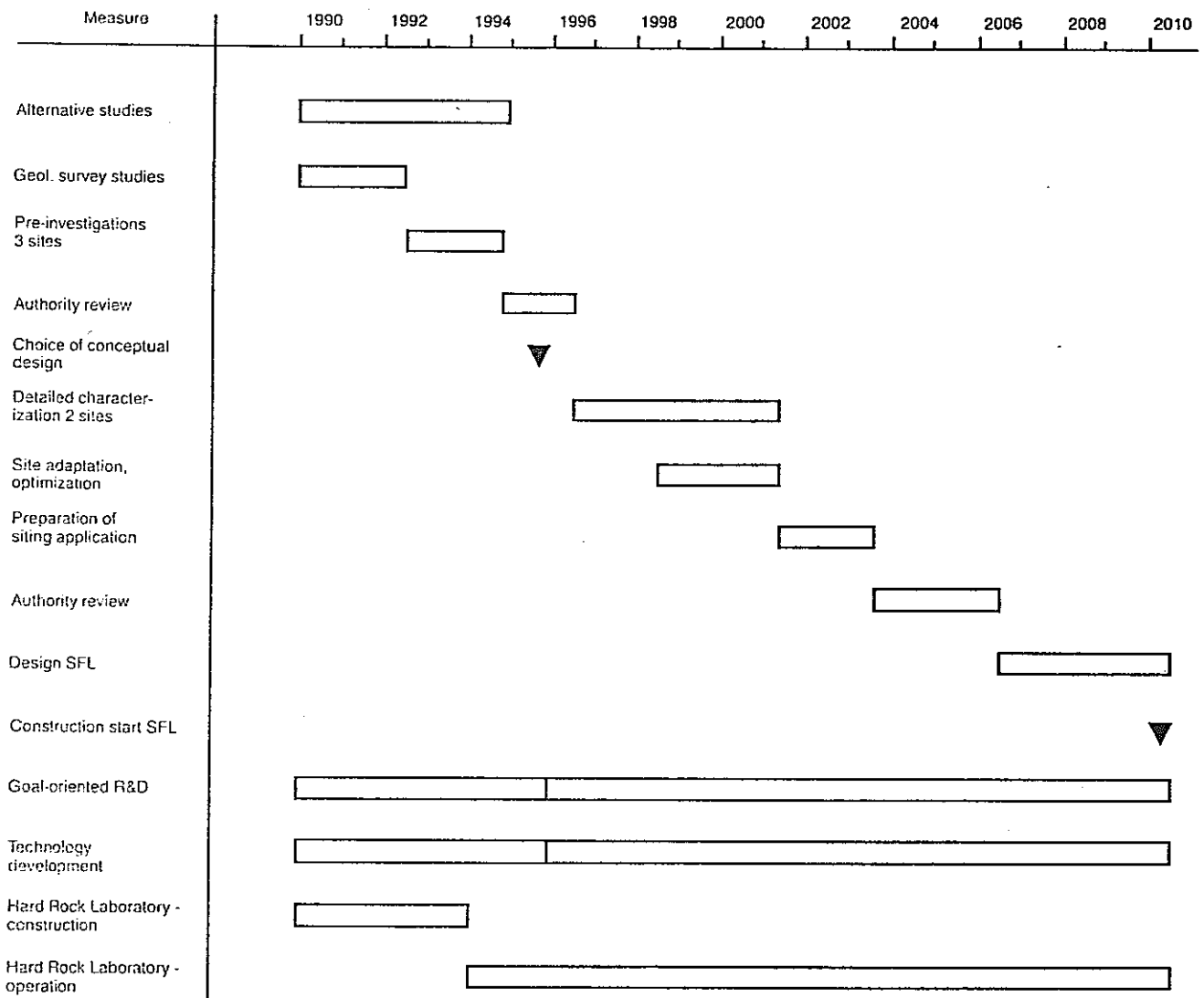


図3. Programme-89 に見られるスウェーデンにおける地層処分の研究開発計画

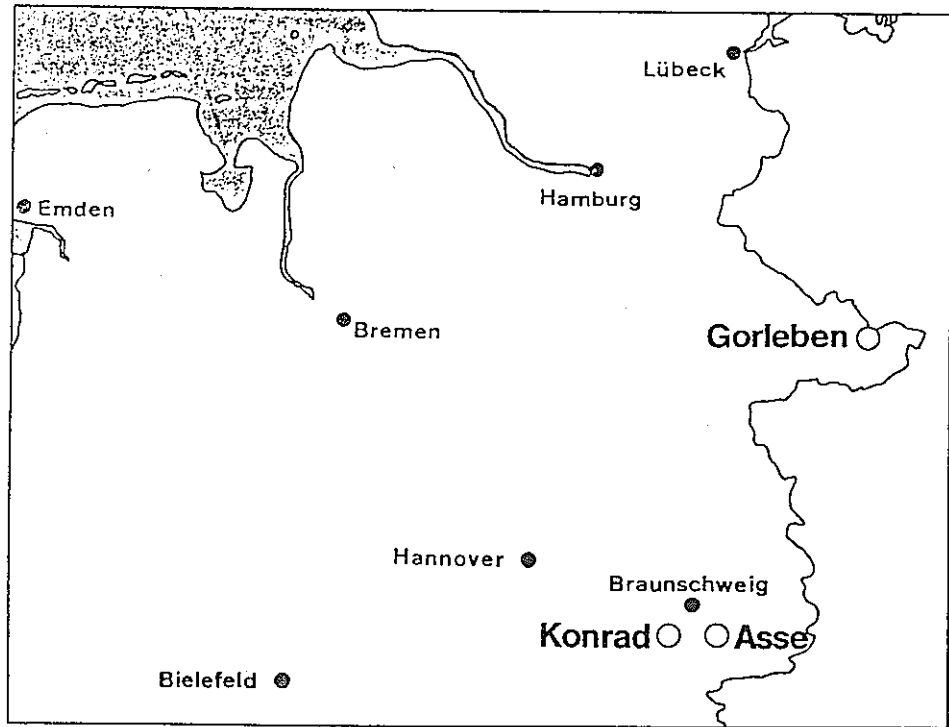


図4. 高レベル放射性廃棄物等の処分候補地のGorleben、非発熱性放射性廃棄物処分場として予定されているKonradt、岩塩ドームの研究施設であるAsse. 図右側に示す線は旧東西ドイツの境界線.

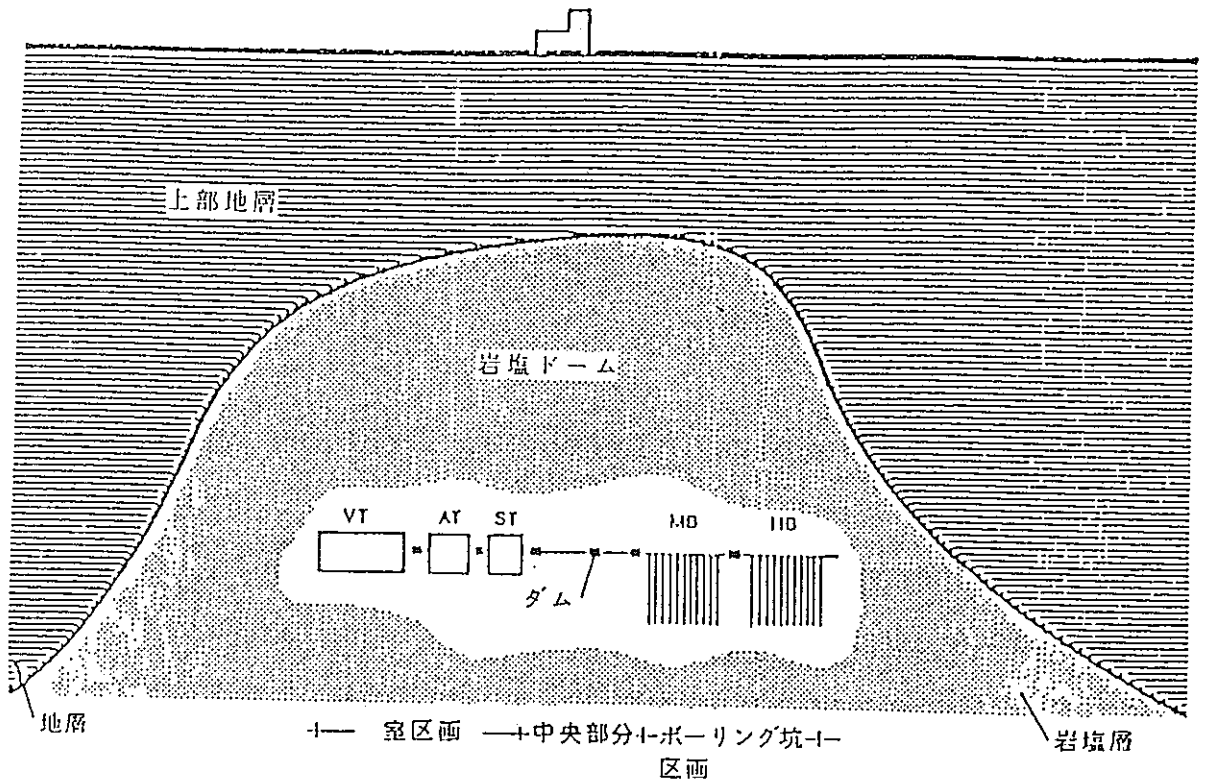


図5. 岩塩ドームへの処分概念図. ATは吊り下げ方式処分空洞、STは積み重ね方式処分空洞、VTは投下方式処分空洞でいずれも非発熱性廃棄物処分用. HBは高レベル放射性廃棄物処分用ボーリング坑、MBは中レベル廃棄物処分用ボーリング坑.

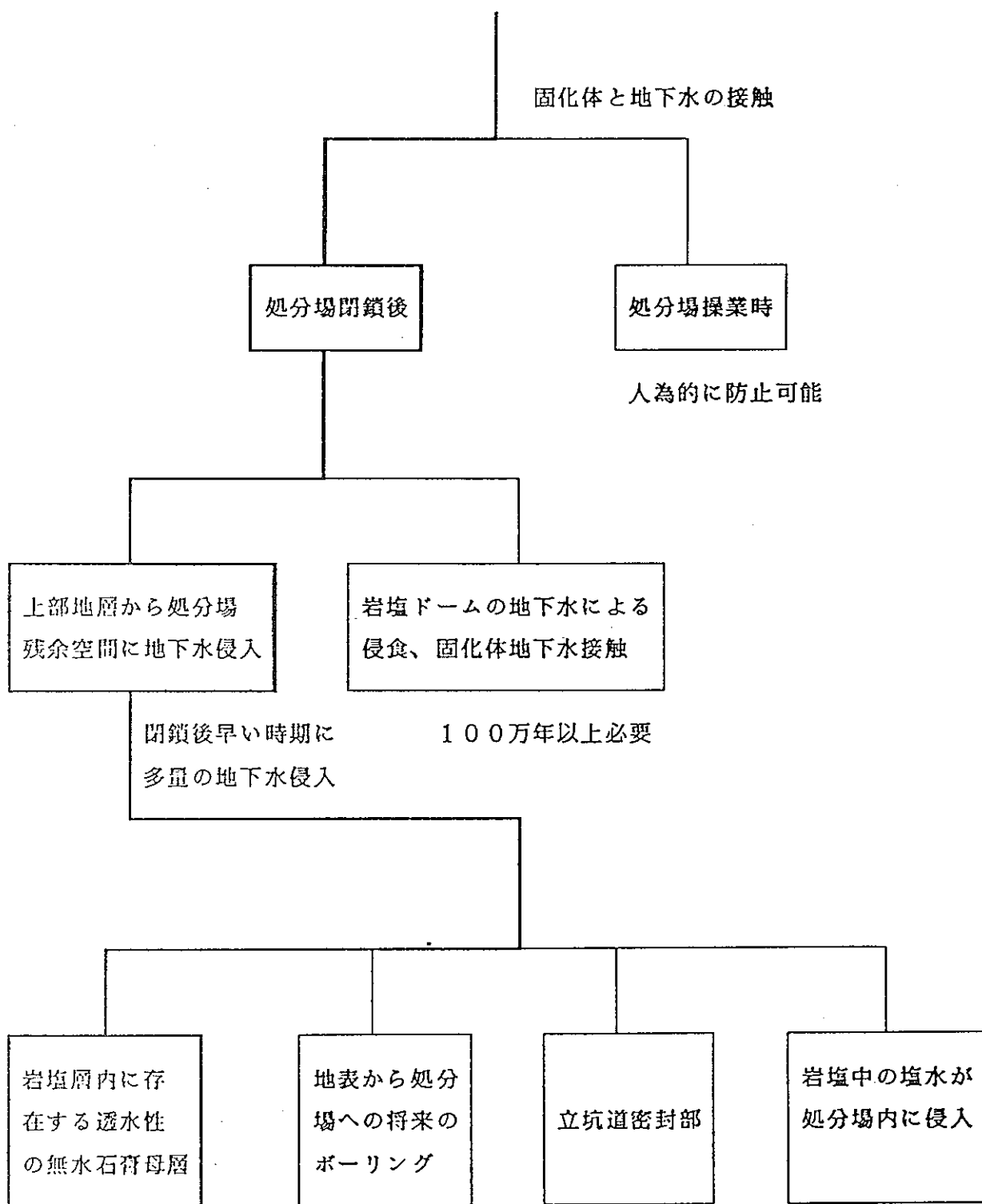


図6. 岩塩ドーム中への発熱性廃棄物処分に関する安全解析のためのシナリオの解析

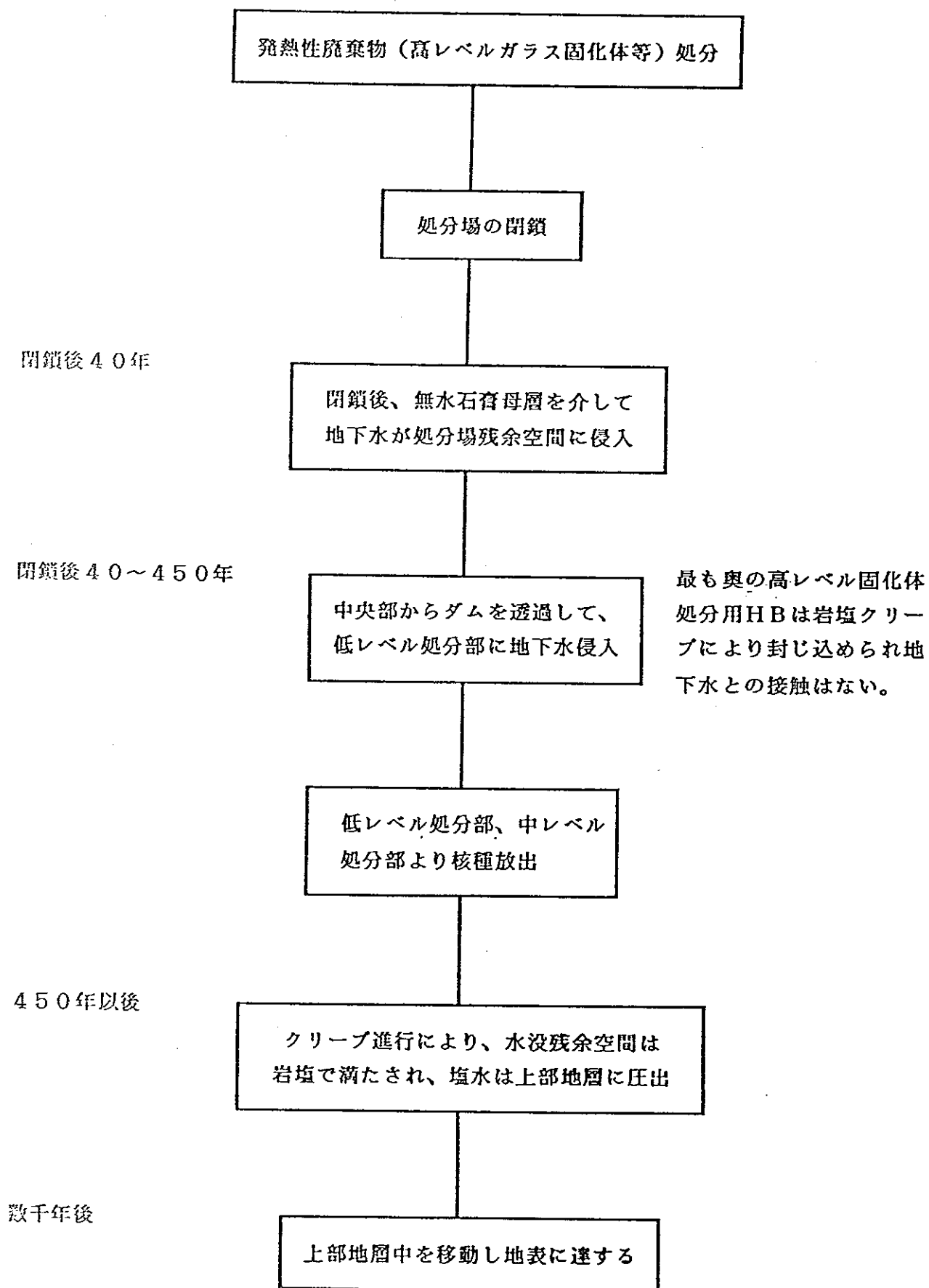


図7. 岩塩ドーム処分に関する安全側の評価で用いられた変動シナリオ

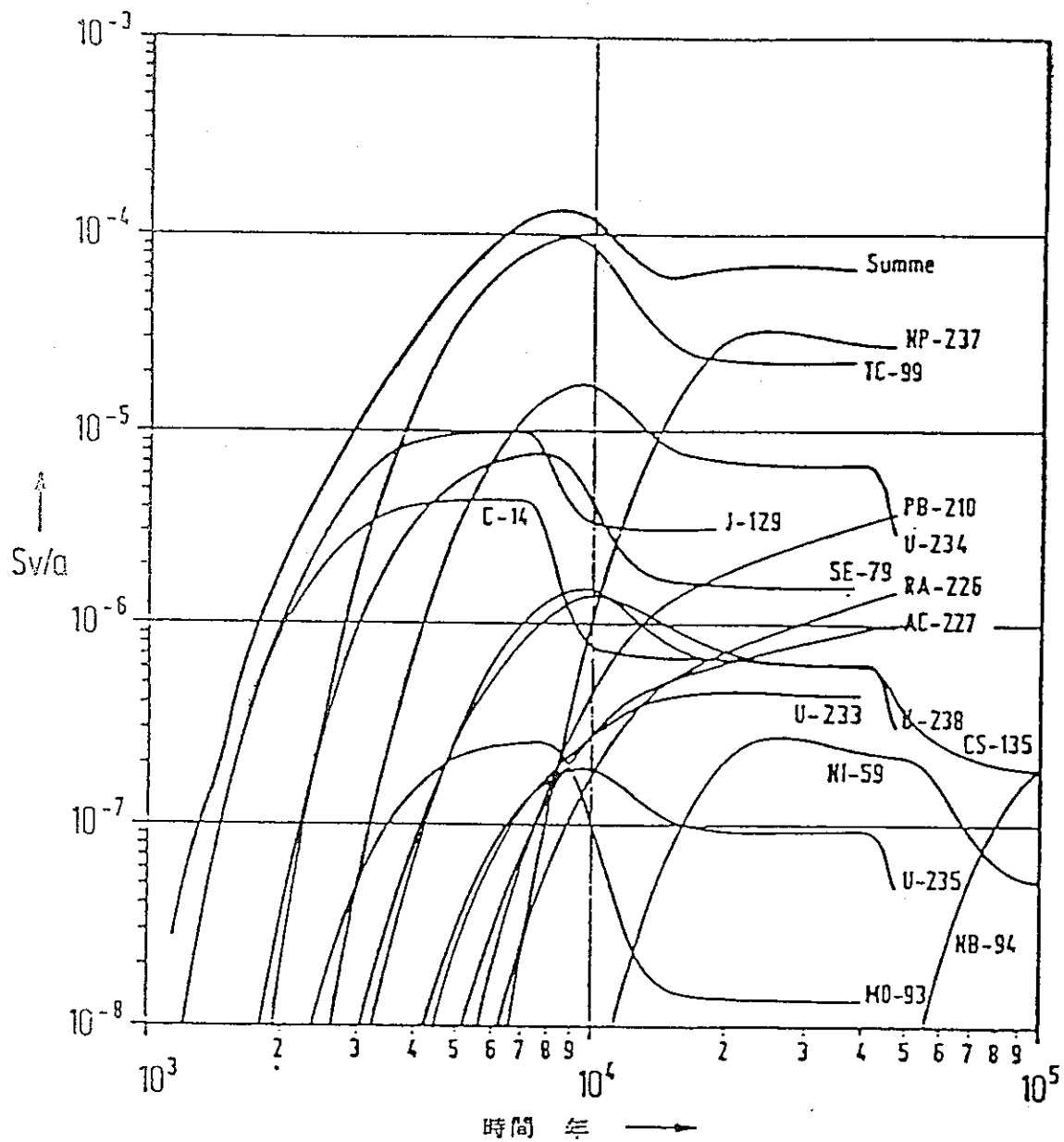


図8. 岩塩ドーム処分に関する安全側の評価で用いられた変動シナリオに基づく評価結果

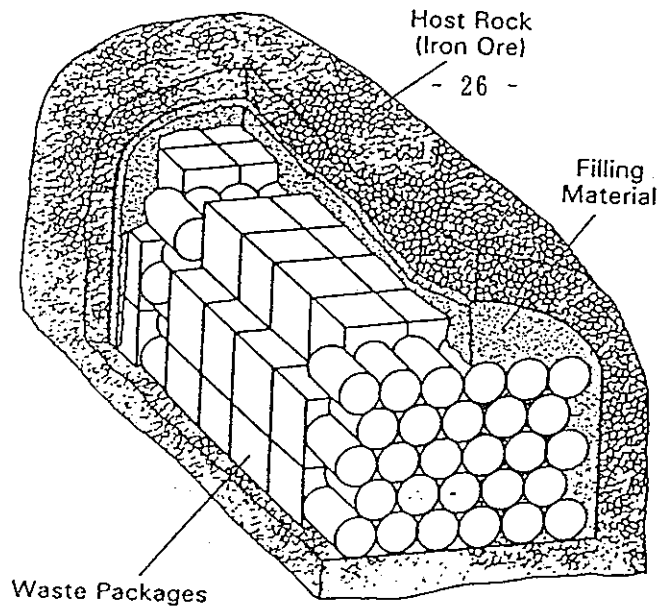
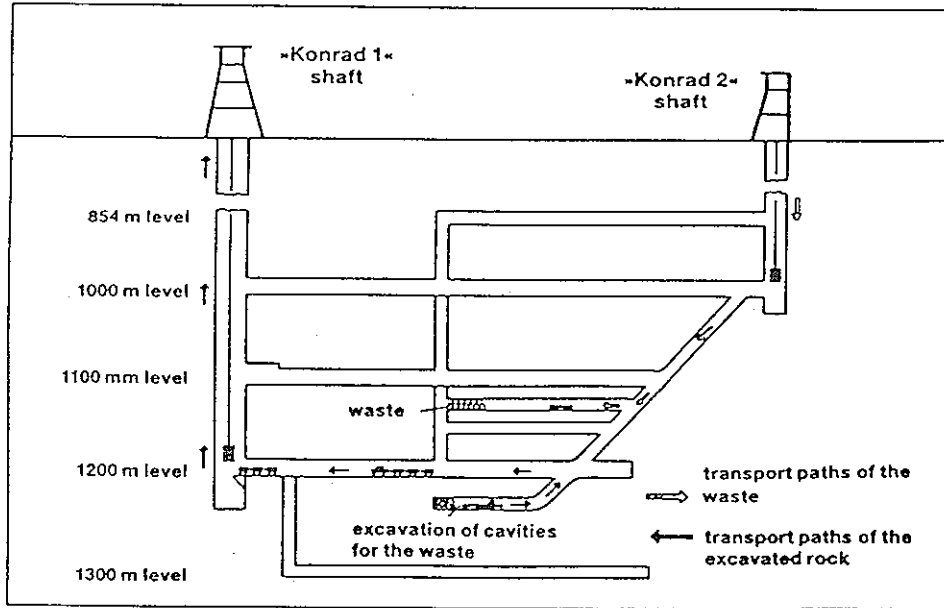


図9. Konradにおける非発熱性廃棄物処分概念図

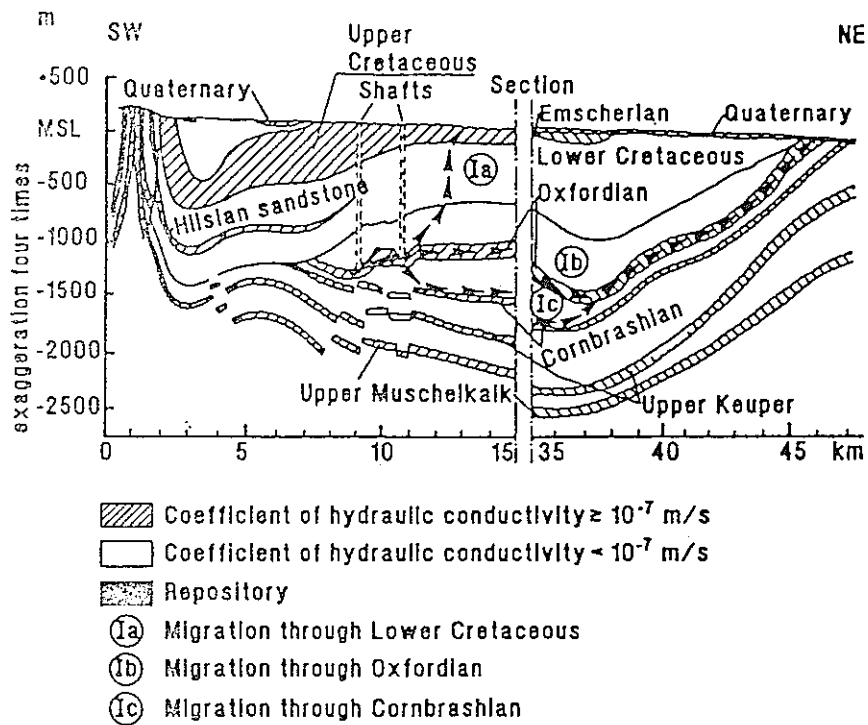


図 10. Konradの地質断面図

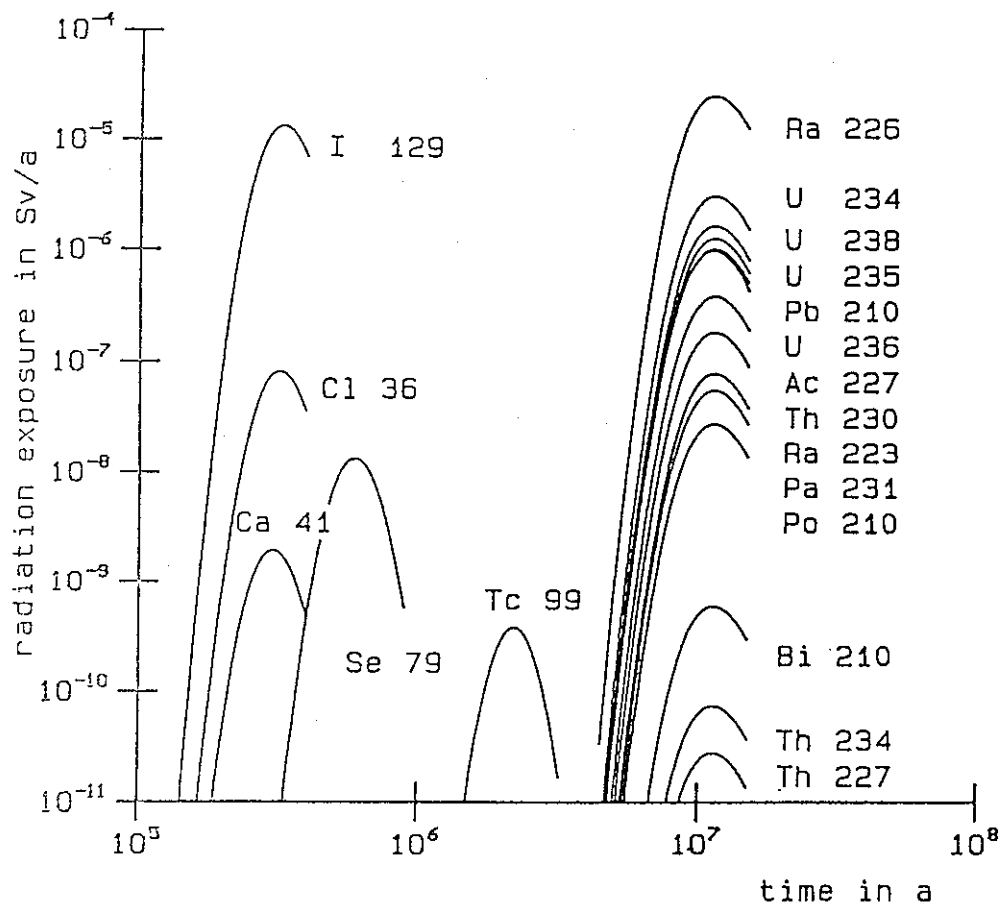


図 11. Konradの評価結果



Nuclide-independent parameters for geosphere transport

Tube frequency $n$	$1 \text{ m}^{-2}$ , $9 \text{ m}^{-2}$
Fissure frequency $n$	$10 \text{ m}^{-1}$
Tube radius $R$	$5 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ , $5 \cdot 10^{-4} \text{ m}$
Fissure aperture $b$	$10^{-4} \text{ m}$
Specific discharge in the kakirite/ dyke zone	$1.5 \cdot 10^{-11} \text{ m/s}$
Average specific discharge in the middle crystalline $q_m$	$1.2 \cdot 10^{-13} \text{ m/s}$
Average specific discharge in the upper crystalline $q_0$	$2 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$
Dispersion length $a_L$	$50 \text{ m}$ , $250 \text{ m}$
Rock density of the kakirite zone	$2616 \text{ kg/m}^3$
Matrix porosity $\varepsilon_p$ (kikirite)	$3.3 \cdot 10^{-2}$
Matrix diffusion constant $D_p$ for the kakirite zone	$1.5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ , $1.5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
Extent of altered zones	
. Fissures ( $\bar{D}$ )	$10^{-3} \text{ m}$
. Kakirite zone ( $D \cdot 2$ )	$1.0 \text{ m}$ , $0,5 \text{ m}$
Migration distance $l$	$500 \text{ m}$ , $1700 \text{ m}$ (see text)

The base case parameters are in bold type

表 1. Project Gewähr-1985 報告書の中にある評価に用いられたデータ

Element	$K_d$ (m <sup>3</sup> /kg)	
	realistic	conservative
Ac	5	0.25
Am	5	0.5
Cs	0.03*	0.006*
Cm	5	0.5
I	0.001	0
Pb	1	0
Mo	0.005	0
Np	1	0.1
Pd	0.01	0
Pu	5	0.5
Pa	1	0.01
Ra	1	0.05
Rn	0	0
Sm	2.5	0.25
Se	0.005	0
Tc	0.25	0.005
Th	1	0.01
Sn	0.05	0
U	1	0.05
Zr	5	0.1

\* For concentration of  $10^{-4}$  moles/l (different to NTB 84-40 where the data is for  $10^{-8}$  moles/l).

表 2. Project Gewähr-1985 報告書の中にある評価に用いられた取着係数 $K_d$ の値

## 実証課題

将来の世代に負担をかけず、監視保守を行わず、 $10\text{mR}/\text{年}$ 以下の被曝線量を満足できるよう隔離可能なことを示すこと。

## 前提事項

現在利用できる技術に基づく判断、評価に必要なパラメータにバラツキがあるときは、バラツキの範囲を示し、安全側の値で評価。

## 検討項目

処分場の建設、運転、閉鎖に関する技術的実現可能性を示す。安全解析では将来処分場となり得る場所を一つの代表として、ここでのデータをもとに解析。

図12. Project Gewähr-1985 報告書の中にある評価の実証課題、前提事項、検討項目

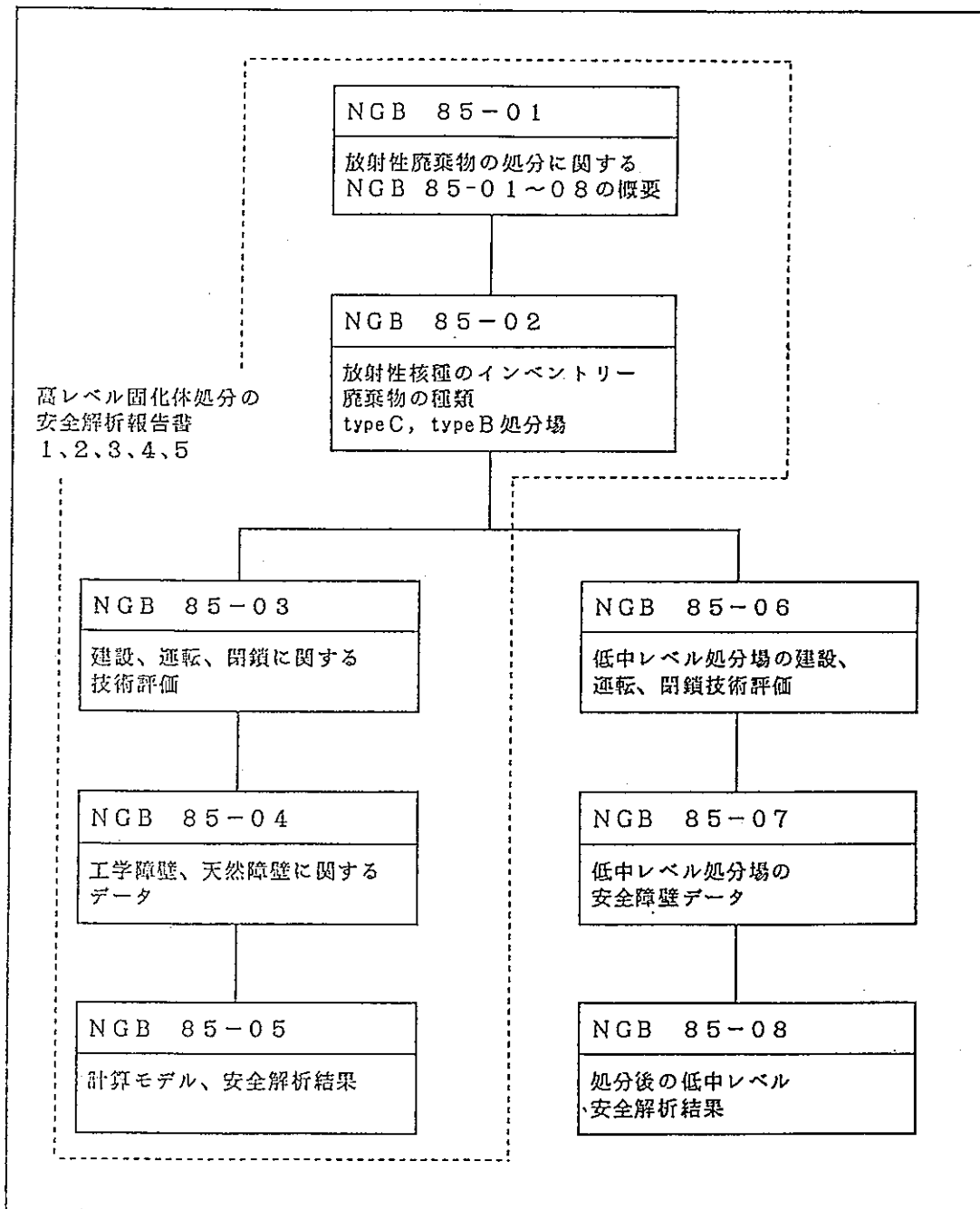


図13. Project Gewähr-1985 報告書の構成

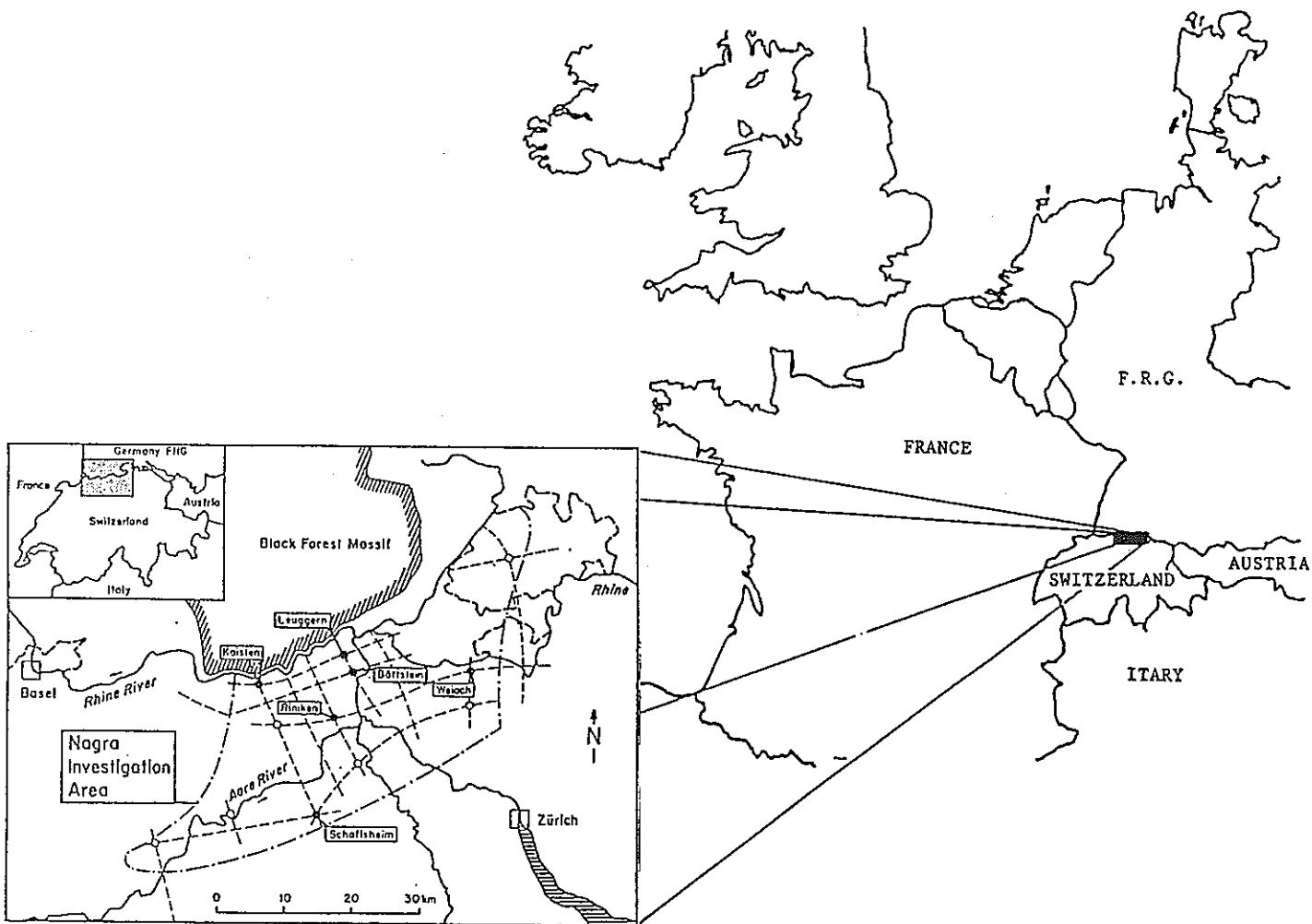
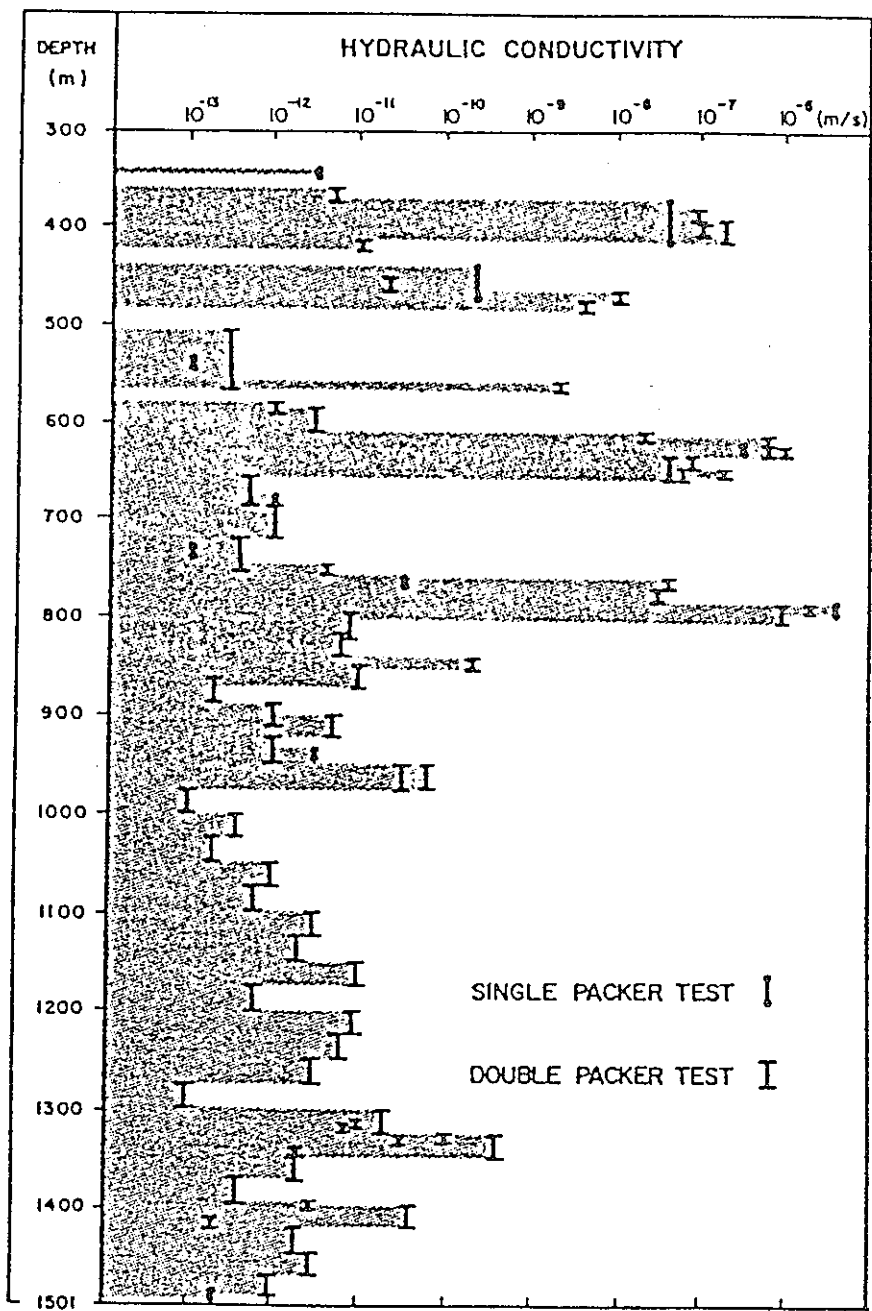
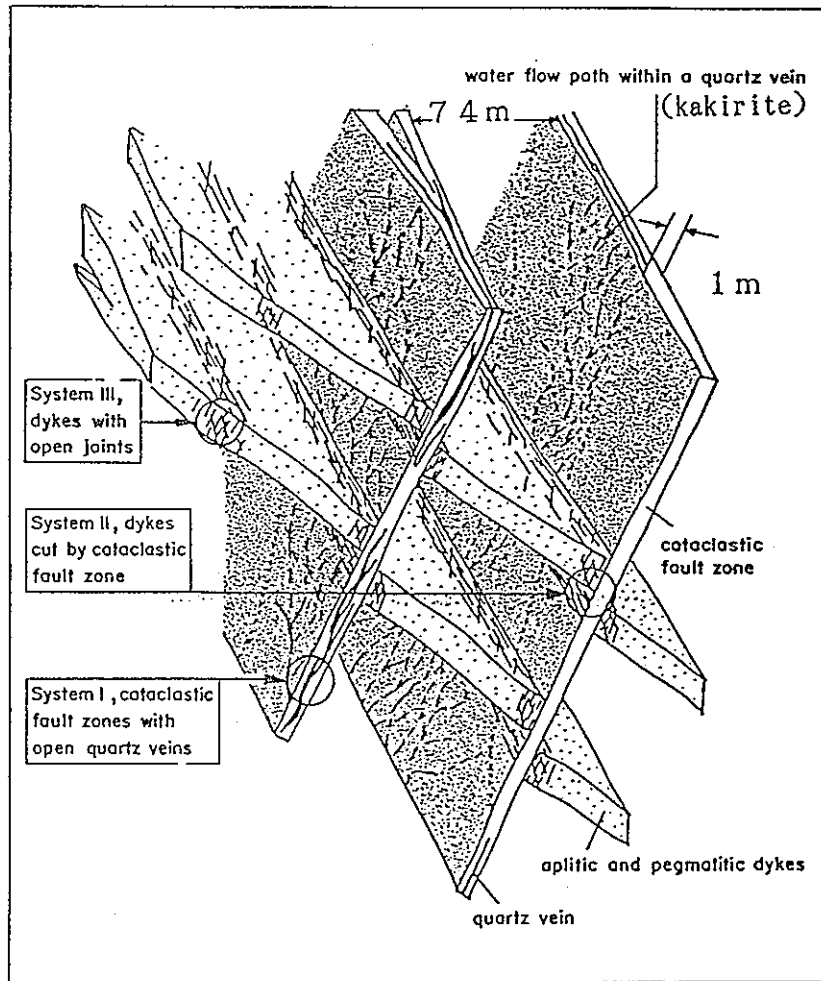


図14. 深層ボーリングによる地質学的・水文地質学的試験箇所(1306~2482m)



by M. Thury et al.(1985)

図15. 水文地質学的試験結果の一例



by M. Thury et al.

図16. 深層ボーリングによる地質学的試験にもとづき明らかにされた処分地層の地質断面図

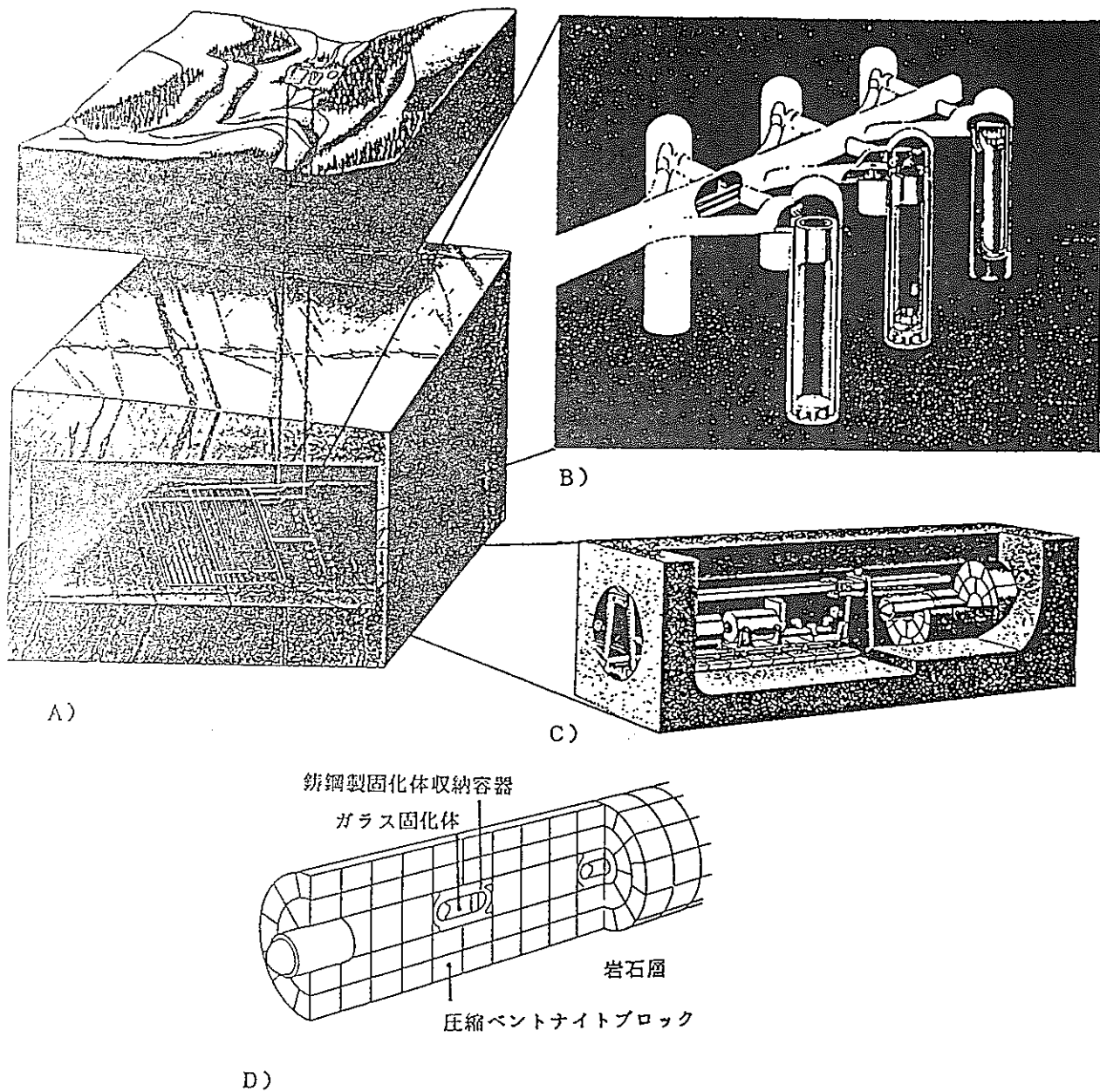


図17. type C 処分場概念図、A) 地下1200mでの横坑道型高レベル固化体処分トンネル(左)、TRU 廃棄物処分サイロ(右)とその拡大図をB)に示す。C)高レベル固化体処分手続き、D)固化体の処分状態。



好ましく ない影響	発生確率	
	大（ほぼ確実）	小（ほぼ発生しない）
大	処分場の設計を適切にして防止	可能な限り定量的に議論 する必要がある （人的侵入、例えば汚染 地下水の汲み出しなど）
小	影響解析評価の必要となる基本 シナリオ（核種浸出と移行）	定性的検討を要する （地震等）

NAGRAの地層処分の安全評価に関する危険度の分類、  
発生確率の大きい事象が重要。

図18. Nagraによる評価すべき事象の分類と評価の対象となった基本シナリオ

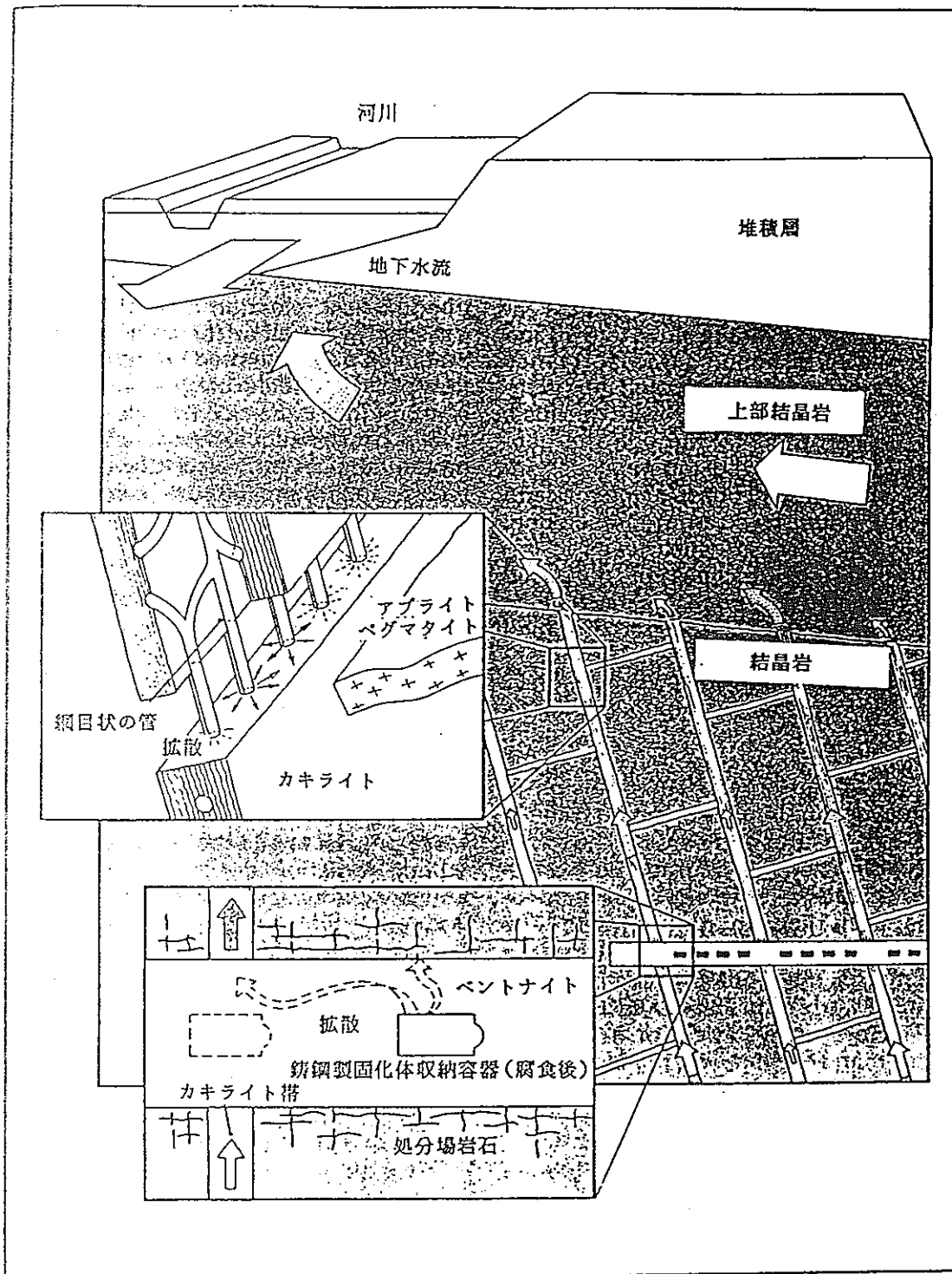


図19. Nagraによる高レベル固化体からの核種放出移行に関する基本シナリオ

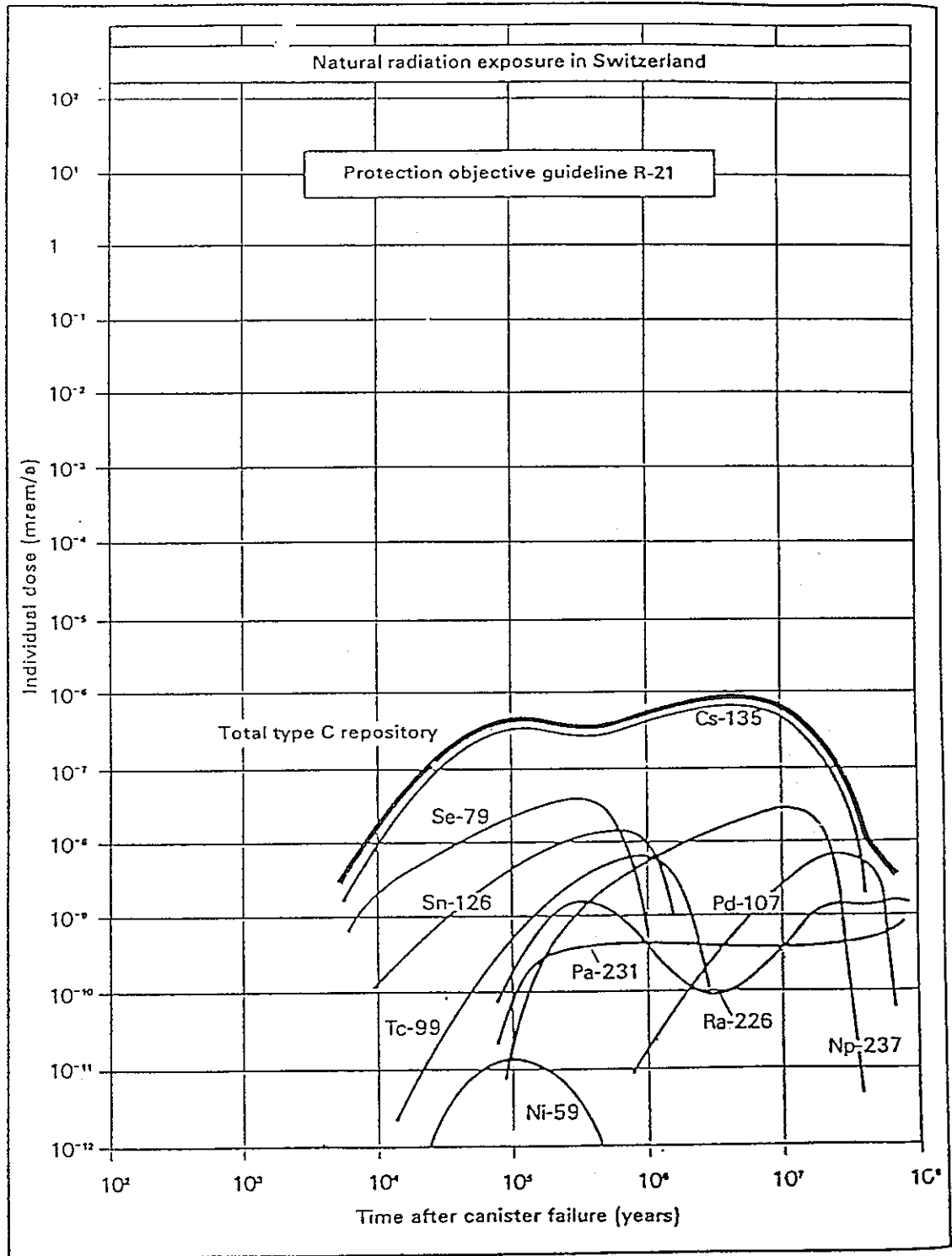


図 20. カキライト中での保守的拡散係数値を用いたときの処分後の年数と個人被曝線量

## 第2章 核種移行過程と主要な因子

深地層中に処分した高レベル放射性廃棄物を封じ込める工学障壁の性能が劣化すると、地下水に溶解した放射性核種は周囲の岩石と吸着脱着を繰り返しながら地下水の流れの方向に移動する。吸着に関しては、バッチ法、カラム法をはじめ、種々の吸着係数測定法が知られている。このような方法による測定結果の正確さやばらつきなどデータの整理考察とともに、これらの結果が実際の評価モデルの中でどのように用いられているか考えることが重要である。

### 1 KBS-3, Project Gewähr-1985の核種移行方程式

実現可能性調査報告書に見られる核種移行方程式は地質学的・水文地質学的調査結果に基づきシナリオ解析を行い、核種移行のモデル化により採用されることとなった点を特に評価すべきである。

スウェーデンでは花崗岩を処分地層と考えている。花崗岩には大小様々な亀裂が存在する。また、この亀裂には一般に亀裂充填鉱物 (fissure filling materials) が存在する。しかし、充填鉱物は亀裂内に一様に存在する訳ではない。1983年に出されたスウェーデンの調査報告書 KBS-3では安全側に立った評価法との立場から、亀裂充填物による吸着を期待しないで評価している。即ち、(2.1) 式に示すように、亀裂中での時間  $t$  と位置  $z$  での核種濃度 (1) を亀裂内での移流 (2)、分散 (3) と亀裂表面から内部への拡散過程 (4) で評価する立場に立っている<sup>(1)</sup>。

$$\frac{\partial c_i^f}{\partial t} + U_f \frac{\partial c_i^f}{\partial z} - D_L \frac{\partial^2 c_i^f}{\partial z^2} = a D_p \varepsilon_p \left. \frac{\partial c_i^f}{\partial x} \right|_{x=0} - \lambda^i c_i^f + \lambda^{i-1} c_{i-1}^f \quad (2.1)$$

$c^i$  = 亀裂中の  $i$  核種の濃度

$t_f$  = 核種放出後の時間

$U_f$  = 地下水の流速

$z$  = 流路に沿っての距離

$D_L$  = 分散係数

- a = 地下水単位あたりの収着に関する表面域
- $D_p \varepsilon_p$  = 岩石母相中での実効拡散係数
- $c^i$  = 岩石母相内の間隙水中での i 核種濃度
- $x_p$  = 亀裂表面から岩石母相中への距離
- $\lambda_i$  = i 核種の壊変定数

ここに、 $x = 0$  から亀裂と垂直方向の岩石母相中への拡散は、

$$\frac{\partial c_p^i}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 c_p^i}{\partial x^2} - \lambda^i c_p^i + \frac{K_d^{i-1}}{K_d^i} \lambda^{i-1} c_p^{i-1} \quad (2.2)$$

- $D_a$  = 岩石母相内中でのみかけの拡散係数
- $K_a$  = 岩石母相内の収着係数

式で記述し、(2.1)(2.2)式の連立偏微分方程式を解くことにより、処分場からの距離と時間の関数として核種濃度を評価している。

一方、Projekt Gewähr-1985ではKBS-3と異なるモデルで評価している。図19の核種移行シナリオを天然障壁中で模式的に図21に示した。収着性に優れたカキライト中に管状の地下水の流れやすい部分があり、この中を地下水が移行するとともに管の外側に向けて地下水で満たされた厚さ50cmのカキライト中へ拡散するモデルである。

管に沿っての核種移動方向をZとし、管の半径をR、管の外のカキライト内の位置を距離をrで示し、

$$R_f^i \frac{\partial}{\partial t} C_f^i = D_f \frac{\partial^2 C_f^i}{\partial z^2} - V_f \frac{\partial C_f^i}{\partial z} + \frac{2}{R} \varepsilon_p D_p \frac{\partial C_p^i}{\partial r} \Big|_{r=R} - \lambda_i R_f^i C_f^i + \lambda_{f-1} R_f^{i-1} C_f^{i-1} \quad (2.3)$$

式を用いている<sup>(2)</sup>。ここに $C_f$ は亀裂内での i 核種の濃度、 $C_p$ はカキライト中の間隙中での濃度、 $R_f$ は表面遅延係数、 $D_f$ は亀裂内地下水での分散係数、 $V_f$ は流速、 $\varepsilon$ は間隙率、 $D_p$ は間隙内拡散係数である。 $r = R$ のところでカキライトと接触し、外側へカキライト中を拡散するが、この過程は

$$R_p^i \frac{\partial}{\partial t} C_p^i = D_p \left\{ \frac{\partial^2 C_p^i}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_p^i}{\partial r} \right\} - \lambda_i R_p^i C_p^i + \lambda_{i-1} R_p^{i-1} C_p^{i-1} \quad (2.4)$$

$$R_f^i = 1 + \frac{2}{R} K_a^i$$

$$R_p = 1 + (1 - \varepsilon_p) \rho K_d / \varepsilon_p$$

式を用いている。ここに  $R_p$  はカキライト内での遅延係数、 $K_a$  は管内表面での表面吸着係数である。

このように核種移行に関し、スイスとスウェーデンのモデルは同じ花崗岩を対象としても明白に異なる。スイスは花崗岩層中に75m 程度の間隔でごく一部にしかないが、吸着係数の大きいカキライトに依存して安全評価を進めているが、岩石母相中への拡散による吸着は期待していない。これに対し、スウェーデンの評価では、厚い亀裂充填鉱物がないこともあるが、吸着係数は小さいとは言え1m程度の間隔で存在する亀裂母層内への拡散による吸着効果は大きいと判断している。

## 2 放射性核種の移行遅延と吸着

### 2-1 吸着の概念

前節に示したように、実際の評価では、スウェーデンでは岩石母層内の吸着係数の値が用いられているが、この  $K_d$  はマトリックス拡散の挙動研究の中で決められるべきデータである。バッチ法のデータを直接使用できるかについては、議論されるべき課題である。一方スイスの評価では、カキライトの吸着係数  $K_d$  を用いているが、これもカキライトのマトリックス拡散のときの遅延係数を決める中で決められるべきデータであろう。むしろ今後、どの程度安全側の評価になっているか十分検討がなされるべき課題である。そこで、実験室での吸着や遅延現象について、十分検討することも、なお重要な意味がある。ここでは吸着の基礎について整理した。

工学障壁（人工バリア）としてのベントナイト緩衝材、埋め戻し材、天然障壁（天然バリア）としての地層はともに核種移行に対する障壁として期待されている。障壁としての性能評価を行なう場合、1) 亀裂や微細な割れ、亀裂表面に存在する充填物

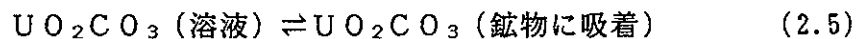
(fracture-filling materials)、間隙 (pore) 等の地層の特性、2) 岩石や鉱物に対する放射性核種の取着特性とその支配的過程について検討しなければならない。前者は地質学的・水文地質学的立場から、一方、後者は次に示すように化学的・地球化学的立場からそれぞれ研究される必要がある。

ガラス固化体から放出された放射性核種は、地層中で地下水を媒介として移動するが、この時、核種は岩石と化学的に相互作用し取着する。このため移動速度は地下水の流速に比べ一般に著しく遅くなる。

吸着 (adsorption) とは気相や、液相中の物質がその相と接する別の相、例えば固相との境界面で、気相内部や液相内部とお互いに異なる濃度で熱力学的平衡となる現象を言う。

これに対し、取着は (sorption) は吸着に加え、固相内への拡散、気相や液相からの新たな固相の析出や共沈によって、固相表面で見かけ上濃度が増加または減少する現象を含む。この様に、地下水中の核種が鉱物の表面に吸着されたり、ケイ酸塩として析出して表面に付着したり、 $\text{Fe}^{3+}$  イオンが  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  として沈澱する際に他のイオンと共に共沈し、地下水中の放射性核種濃度を低下させる現象を含めて取着と言っている。これらの取着現象が核種遅延効果を示す。

次に、脱着について考える。吸着は平衡状態で成り立つ現象であった。例えば、地下水中の炭酸ウラニルが鉱物表面に吸着する



の場合を考える。この反応の吸着平衡は、吸着速度とその逆反応の脱着速度の比として定義される平衡定数で記述できる<sup>(3)</sup>。反応が吸着平衡にあるか否かに関しては(1)式の左から右方向の反応の吸着過程を利用した実験を行ない、得られた平衡定数が(1)式の右から左の反応を用いて得た平衡定数と一致すれば平衡にあるとみてよい。従って、吸着や取着過程を理解するため、しばしば脱着過程も含め考える。地層処分に関する系では、一度核種が取着した後、どのような過程で核種が再度放出されるかに関心が持たれ、脱着の研究も行なわれている<sup>(4,5)</sup>。

## 2-2 取着係数 (分配係数) の測定

取着現象を定量的に表わす際、取着係数 (sorption coefficient) を用いる。この定義は<sup>(6)</sup>、

$$K_d = \frac{\text{単位重量あたりの固相中の放射能}}{\text{単位体積あたりの液相の放射能}} \quad (2.6)$$

である。比放射能既知の溶液を用意し、岩石や土壌試料と共に容器に入れ所定の期間接触させると、吸着係数 $K_d$ を決定できる。この方法をバッチ法と呼んでいる。試料と接触させる前の溶液の比放射能を $A$  ( $\mu\text{Ci/ml}$ )、所定の期間接触後の溶液の比放射能を $A_0$ 、溶液の容量を $V$  (ml)、試料岩石鉱物の重量を $W$  (g) とすると、

$$K_d = \frac{(A_0 - A) \cdot V / W}{A} \quad (\text{ml/g}) \quad (2.7)$$

より $K_d$ を決定できる。バッチ法では、平衡に達したとき、または、これに近い条件下で $K_d$ を決定する。一方、深地層の場合でも地下水は極めて遅いとはいえ流れている。この動的過程を重視した測定法としてカラム法がある。この方法では、ガラス管等の管状容器に岩石や土壌試料を入れ、核種を含む模擬地下水を透過させる。カラムを核種で飽和させた後、核種を含まない溶液で核種を放出させ、飽和時の核種量の半分が放出されたときの体積 $V_{0.5}$ を知る。 $A_0 \cdot V_{0.5}$ はカラム全体の飽和吸着量の半分に等しい。従って、カラム全体として、 $0.5 \cdot A_0$ の比放射能の溶液と平衡にあると考えてよい。(2.6)式から、

$$K_d = \frac{(A_0 \cdot V_{0.5}) / W}{(0.5 \cdot A_0)} \quad (\text{ml/g}) \quad (2.8)$$

となり、吸着係数 $K_d$ を決定できる<sup>(7)</sup>。

### 2-3 核種移行遅延現象の背景にある過程

地下水は岩石中に含まれる間隙を介して流れる。間隙率を $\varepsilon$ 岩石の密度を $\rho$  (g/cm<sup>3</sup>)とする。実在の単位体積の岩石を概念的に間隙部分と間隙を除いた純然たる岩石部分に分けて考える。1.0cm<sup>3</sup>の系では、地下水部分と岩石部分の示す体積はそれぞれ $\varepsilon$ cm<sup>3</sup>、 $(1 - \varepsilon)$ cm<sup>3</sup>である。隣接部分から流入してきた地下水の放射性核種濃度を $C_{in}$ 、平衡後の濃度を $C_f$ とすると、 $\varepsilon$ cm<sup>3</sup>の地下水と $\rho(1 - \varepsilon)$ グラムの岩石系での吸着係数は、

$$K_d = \frac{(C_{in} - C_f) \cdot \varepsilon / \{\rho \cdot (1 - \varepsilon)\}}{C_f} \quad (2.9)$$

と記述できる。

考えている単位体積の系が吸着平衡にあるとき、可動相である $\varepsilon$ cm<sup>3</sup>の地下水に $m$



なる量の核種があれば、

$$\varepsilon \cdot C_f = m \quad (2.10)$$

一方、見かけの 1 cm<sup>3</sup>中の岩石、 $(1 - \varepsilon) \cdot \rho$  グラムに吸着した核種の量は (2.9)

(2.10) 式より、

$$\begin{aligned} \varepsilon \cdot (C_{in} - C_f) &= K_d \cdot C_f \cdot \rho (1 - \varepsilon) \\ &= K_d \cdot \frac{m}{\varepsilon} \cdot \rho (1 - \varepsilon) \end{aligned} \quad (2.11)$$

この系では、地下水相にある  $m$  と岩石相に吸着した  $K_d \cdot (m/\varepsilon) \cdot \rho \cdot (1 - \varepsilon)$  の核種のうち地下水中の  $m$  だけが隣接する系へと流れていく。即ち、移動する核種の割合は、

$$\begin{aligned} & m / \{ m + K_d \cdot (m/\varepsilon) \cdot \rho \cdot (1 - \varepsilon) \} \\ &= 1 / \{ 1 + K_d \cdot \rho \cdot (1 - \varepsilon) / \varepsilon \} \end{aligned} \quad (2.12)$$

ここで、垂直に立てた間隙を含む岩石からなる円柱状の側面不透水性のカラムを考える。上方から一定濃度  $C_{in}$  の核種を定常的に流すと、下方に向け上方から順に岩石は濃度  $C_{in}$  で吸着平衡となる。  $t$  時間後には岩石カラム上端からの地下水先端位置は  $L(t)$ 、一方、 $C_{in}$  で飽和された位置は  $l(t)$  に達したとする。  $l(t)$  から少し先では (2.12) より溶液中の核種濃度は急激に低下する。カラム断面積を  $S$  cm<sup>2</sup> とすると、 $L(t)$  までのカラム中の間隙部体積  $S \cdot L \cdot \varepsilon$  cm<sup>3</sup> 中の核種量  $m = S \cdot L \cdot \varepsilon \cdot C_{in}$  はすべて  $l(t)$  までのカラム中に濃度  $C_{in}$  と平衡な吸着状態で存在する。

$$\text{即ち、} \quad L \cdot S \cdot \varepsilon \cdot C_{in} = l \cdot S \cdot \varepsilon \cdot C_{in} \cdot \rho (1 - \varepsilon) \cdot l \cdot S$$

$$\text{従って、} \quad \frac{L}{l} = 1 + K_d \cdot \rho \cdot \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon}$$

となる。ここで、 $1 + K \cdot \rho \cdot (1 - \varepsilon) / \varepsilon$  を  $R_f$  と記し、遅延係数 (retardation factor) と呼んでいる<sup>(8,9)</sup>。一方、ガスクロマトグラフの分野で用いられる定義では、 $1/R_f$  を retardation factor<sup>(10)</sup> としているので注意を要する。

以上、この節をまとめると、一定濃度の核種を含む地下水の一次元方向にのみ流れるカラム内に穏やかに流し込んだとき、流し込んだ地下水の進行した距離を濃度の地下水部分が進んだ距離で割った値が地層処分で用いられる遅延係数である。

#### 2-4 吸着機構

つぎに、吸着現象の物理化学的機構について考えてみる。地下水を媒体として放射性核種と岩石の相互作用を表す吸着には、次の5つの機構がある。(12-13)

- 1) 物理吸着
- 2) イオン交換
- 3) 化学吸着
- 4) 置 換
- 5) 沈澱-鉱物化

1) の物理吸着では、放射性核種またはその化合物(化学種)と岩石表面の物理的引力が吸着の駆動力となる。同様な引力は溶解しているすべての分子間にも働く。この機構による吸着の特徴として、迅速かつ可逆的に反応(過程)が進行することがあげられる。溶液中の放射能核種の濃度が低い領域では濃度に依存しないが、濃度が高くなり多分子層が表面に吸着すると、吸着から析出反応へ徐々に変化する。もちろん、その吸着引力は化学吸着の場合に比べ小さい。

2) のイオン交換の過程では、溶液中で帯電した放射性核種のイオンが反対電荷で帯電した表面層に電氣的に引き寄せられた後、固相(岩石)中の同じ電荷をもつイオンと置き換わり吸着する。イオン交換反応が溶液中の塩含有量、放射能核種濃度に強く依存するのみならず、固相の組成にも依存するのが特徴的である。この反応も1)の物理吸着と同様に可逆的である。

3) の化学吸着では、溶解した放射性核種の化学種と岩石表面相の間で一種の化学結合力が働き吸着する。この吸着も濃度依存性が強く、さらに温度依存性が大きい。吸着反応は比較的ゆるやかで、一部は不可逆的である。

4) の置換反応は、溶液中の放射性核種と岩石中の元素が置換することを意味する。イオン交換反応もこの過程の一つと考えられるが、この他に鉱物化、析出等の不可逆な固相反応も含まれる。反応がゆるやかに起こり、濃度依存性が強いのが特徴である。

5) の沈澱-鉱物化現象は厳密には吸着の定義に含まれないが、結果としては放射性核種が水溶液中から岩石表面に移行するので吸着と同じように取り扱える。この沈澱現象は近接環境(Near-field)中で地下水が酸化性から還元性に変わる“Redox front\*”境界で起こり易い。( \*キャニスター近傍では放射線が強いため地下水が加水分解し、水素、酸素、過酸化水素が発生する。移動しやすい水素が周辺に移ると地下水は酸化性雰囲気となるが、放射線の影響のない地下水は一般に還元性雰囲気であるため、

キャニスター近傍で酸化性から還元性に変わる境界が存在する。この境界のことをRedox Front という) 放射性核種の沈澱物としては、 $U(OH)_4$ 、 $Np(OH)_4$ 、 $Pu(OH)_4$ 等の水酸化物が最も多く、この水酸化物が不可逆反応で脱水素化し酸化物になることは鉱物化現象と例の一つである。

## 2-5 収着現象に影響する因子

地層処分システムの安全評価用解析コードでは(例えばその一例として(2.1)と(2.2)式)、遅延係数を導出する分配係数(収着係数)は単に放射性核種の地下水中と岩石中の濃度比のみより算出する。しかし、前節で述べたように収着現象はいくつかの機構から構成されているので、地層中の環境変化により著しく分配係数が変化する。影響の大きい因子を項目的分類すると次のようになる。(13)

- 1) 地下水の組成、化学的状態
  - a) 放射性核種の濃度
  - b) 共存イオン(陽イオン、陰イオン)の濃度
  - c) pH(水素イオン濃度)
  - d) Eh(酸化還元ポテンシャル)
- 2) 岩石(固相)の組成、状態
  - a) 岩石の組成(成分)
  - b) 結晶性
  - c) 岩石表面の機構と性質
  - d) 比表面積
- 3) その他の条件
  - a) 温度
  - b) 時間(接触時間)
- 4) コロイド

以上の項目のうち特に影響が大きく重要だと考えられる地下水中での放射性核種の濃度、pH、接触時間について下記に詳しく解説する。

### (1) 放射性核種の濃度の影響

一定温度において水溶液中における放射性核種の濃度の関数として吸着量(平衡

時) を表現する曲線を吸着等温線という。したがって、地下水中の放射性物質の濃度が岩石への吸着挙動にどのように影響するかを見るには、この吸着等温線がどのような形になるかを知れば良い。吸着等温線の理論は、吸着機構解明の最も基礎的な手段として、主に気体吸着の研究を通して発展して来た<sup>(14)</sup>。代表的なものとして、ヘンリー (Henry) 型、ラングミュアー (Langmuir) 型、フロイドリッヒ (Freundlich) 型等の6つの型があるが、地下水中で放射性核種の岩石への吸着を表現するにはフロイドリッヒ型が最適で、実験結果の解析に最も良く用いられている。フロイドリッヒ型吸着等温線は次式で表現できる。

$$S = K C^N \quad (2.13)$$

ここで、Sは平衡吸着量 (μl/g)、Cは地下水中の放射性核種の濃度、K、Nはフロイドリッヒ・パラメータである。

Barney等<sup>(4)</sup>は、米国コロンビア川玄武岩層の砂岩、中間層岩へCs、Sr、Se、Tc、Ra、U、Np、Am、を吸着させ、(2.13)式のフロイドリッヒ型吸着等温式で解析した。指数項のNが1でないことから分配係数は濃度によって変化することが分かった。

次に、Np、Uについての吸着-脱着等温線の結果から吸着-脱着が同じ直線とならず、反応が不可逆過程であることを報告している。

## (2) 吸着係数のpH依存性

後述するように、地下水中の放射性核種の化学形 (化学種) は、pH、Ehによって変化する。したがって、吸着係数も地下水のpHに大きく依存する。

Allard等は<sup>(15)</sup>Am(III)、Th(IV)、Np(V)、Pa(V)、U(VI)、Puの吸着係数に与えるpHの影響をpH2~12の範囲でバッチ法により測定した。放射性核種の濃度を $10^{-9}$  ~  $10^{-7}$  Mとし、 $Al_2O_3$  -0.01M  $NaClO_4$  と  $SiO_2$  -0.01M  $NaClO_4$  の2つの系で実験した。

これらの結果を次の3つの型に分類することができる。(pHが低い方から高い方へ)

- 1) 低pH領域でpHの増加とともに分類係数Kdが増加する…Am(III)、Th(IV)、Pu
- 2) 中間pH領域でKdが大きくほぼ一定 Am(III)、Th(IV)、Pa(V)、Pu
- 3) 高pH領域でKdがゆるやかに小さくなるか (Am(III)、Th(IV)、Pa(V)、Pu)

あるいは急激に小さくなる (U (VI))。

これらの傾向は、加水分解の程度と関連づけて理解できる。すなわち、中性の化学種が存在する中間のpH領域では吸着係数は最大となるが、水酸化物、炭酸塩の化学種が存在する領域では吸着能力が減少し、吸着係数が減少することを示している。U (VI) でpHが7~8以上の場合、炭酸複合陽イオンを形成し溶解度が上昇するため、高pH領域で吸着係数が減少すると考えられる。

### (3) 接触時間の影響

地下水中で放射性核種が岩石と接触している時間が吸着係数にどのように影響するかを通常の実験室的研究で見出すことは難しい。むしろ実際に処分した後長時間にわたって接触したとき問題となることから接触時間が吸着量に与える影響といかえられる。地下水中の放射性核種はまず亀裂内面の充填材 (fissure filling materials) と相互作用しその中に吸着する。この量はこれまで述べてきたように単純な吸着反応で解析でき次のように表現できる<sup>(16)</sup>。

$$q_i = K_d \rho_p C_i \quad (2.14)$$

ここで、 $q_i$ は岩石の単位体積当りの放射性核種の量、 $\rho_p$ は岩石の密度である

このような状態が長時間続けば、放射性核種は充填材を構成する鉱物より更に岩石母相の微小クラック、粒界を拡散し内部へと浸入していく。したがって、接触時間とともに吸着量が増大するので吸着係数が大きくなる。この変動の時間間隔は、岩石中への放射性核種の拡散係数によって決まるのが、その値が小さく実験室的な吸着係数の測定方法 (バッチ法、カラム法) で検出することが難しい。この現象は当然のことながら時間の遅れる方向 (地下水の下流) に放射性核種を分散させる効果をもつ。

Neretnieksらは岩石母相中の濃度が岩石母相表面の濃度の1%になる場所の岩石母相表面からの深さ (距離) を浸入距離と定義している。この深さが非吸着性核種、吸着性核種で時間とともにどのように変化するか検討した。非吸着性核種が吸着性核種に比べ、より深く浸入することがわかり、非吸着性核種が岩石表面に執着されなくても亀裂内の地下水流と同じ速度で移動することなく、遅れて移動、放出することが明らかである。

## 3 分散現象

### 3-1 分散現象の要因、定義<sup>(17)</sup>

岩石の亀裂中を地下水が移動する。この水路を形成する亀裂は、必ずしも一様でない。亀裂の幅は場所により異なる。また、進行方向が曲がりくねったり、わき路が存在したりする。この結果放射性核種の移動は平均値に比べ速くなったり遅くなったりしながら、その存在範囲が広範囲の輸送経路に広がっていく。この現象を分散現象と呼び、放射性核種の輸送経路中での拡がりの程度が大きい程、分散係数は大きくなる。

### 3-2 具体的解析例

Burkholder 等<sup>(18)</sup> は、この分散現象を定量的に調べるため、 $^{234}\text{U}$ を親核種とする放射性崩壊系列に現われる長半減核種  $^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra}$ の生物圏への放出挙動を計算した。101000 Ciの  $^{234}\text{U}$ が110 m/yの流速をもつ地下水中に333年かかって浸出し、16000mの輸送路（亀裂の方向が常に地表面に垂直でないので、地下1000 mの位置に放射性核種が存在したと仮定すると、そこから地下水が地表面に到達するには、この程度の距離の輸送路になるものと思われる）を0.42048 m<sup>2</sup>/yの分散係数で地表面（生物圏）に放出すると仮定して評価した。

さらに、分散現象の効果を明瞭にするため、 $D=0.42048 \text{ m}^2/\text{yr}$ の値を0から1000倍の範囲で増加させ計算、検討した。この結果より、分散係数が大きくなるほど、放射性核種の放出ピーク（最大の年間放出量）は減少するが放出開始時間が速くなり放出完了時期が遅くなることがわかる。この放出ピークの拡がりも、分散係数が大きい程、大きくなる。

### 3-3 動的分散現象<sup>(19)</sup>

放射性核種でない安定な物質の場合、分散現象により放出ピークが減少するので環境保護の観点から好都合である。しかし、大きい分散係数をもつ放射性核種を考えると、もし分散しなければ地層中に存在し放射性崩壊により消滅するであろう核種が早めに地表面に放出するので、環境への影響の観点から好ましくない。均一な亀裂内の地下水を放射性核種が移動する場合でも分散現象が起こることがある。放射性核種の岩石への吸着能力は充分であるが、吸着速度が遅く地下水の流速と同程度となると放射性核種は移動経路に拡がり分散する。

## 4 コロイドの挙動

### 4-1 コロイドの存在とその種類

コロイドとは水溶液中に溶解している化学種が凝集体として成長したものを言う。放射性核種の溶解した水溶液中にコロイドが存在することは、水溶液を種々の孔径のフィルターでろ過し、ろ過前後の放射性核種の濃度を測定することにより確認された。

例えばNp, Pu, Amの浸出液を種々の孔径のフィルターでろ過した後、ろ紙上に残る割合を孔径の関数として示した結果<sup>(20)</sup>によると、明らかに異なった大きさのコロイドが生成していることがわかる。

これまでの多くの研究成果から地下水中に存在するコロイドの種類として次の2分類4種類が考えられている。

- 1) 真性コロイド
- 2) 疑似コロイド
  - a) ガラス固化体の溶解ゲル
  - b) 岩石の風化、粘土の分散
  - c) 地層中のフミン酸等の有機物を核としたコロイド

次にこれらのコロイドの成因について検討する。

### 4-2 コロイドの成因

#### (1) 真性コロイドの成因<sup>(21)</sup>

水溶液中で3価、4価の電荷のイオンを形成できるアクチノイド元素 (Th, Pu, Am等) は水酸化物を形成しやすい。この水酸化物が会合し高分子化したものが真性コロイドである。高分子化が進行すれば残存電荷が増加し内部反撥力が大きくなるのでそれ以上成長できなくなる。

酸性溶液、中性溶液で形成した水酸化物コロイドは正の電荷をもつので、負の電荷をもつ岩石表面にはよく吸着される。電荷をもたない中性コロイドは非常に遅い速度で析出、結晶化するが、その反応は非可逆過程であるため水溶液中に溶解したアクチノイド元素の濃度が減少すれば再び溶解する。しかし、 $\text{Pu}(\text{OH})_4$ 、 $\text{Np}(\text{OH})_4$ 等の水酸化物は、結晶化する前に水分子を失い、水酸化物より数桁溶解度が小さい酸化物に変わり沈澱する場合も起こり得る。コロイドは、溶解したイオンに比べ非常に複

雑な挙動を示すので、その性質を定量的に把握するのは困難である。

## (2) 疑似コロイドの成因

a) ガラス固化体の浸出液のみに存在する。ガラス固化体でSiを除く成分元素iの浸出率を $K_i$ 、その元素の浸出液中での溶解度を $C_i$ とし、Siの浸出率を $K-Si$ 溶解度を $C-Si$ とすると、ガラス固化体の成分元素の浸出挙動は次の3つに分類できる。

- 1)  $K_i > K-Si$
- 2)  $K_i < K-Si$  and  $C_i > C-Si$
- 3)  $K_i < K-Si$  and  $C_i < C-Si$

1) の場合、着目する成分元素がガラス固化体中を容易に拡散し浸出する元素で $Na^+$ 、 $K^+$ 等のアルカリ元素が相当する。2) の場合、着目する成分元素はガラス固化体の中を拡散できないが、溶解度がSiより大きいので $SiO_2$ 溶解とともに溶解する。高電荷の $Np$ 、 $Tc$ が相当する。3) の場合がコロイド形成の主要因となる。この場合、着目する成分元素の溶解度が非常に小さいため、ガラス固化体表面上に濃縮し、微小コロイドとして水溶液中に放出する。これらの成分元素として、 $Pu$ 、 $Am$ のような地層処分の安全評価で重要となる元素が含まれる。

## b) 岩石の風化、粘土の分散

亀裂中を地下水が流れ岩石を風化すると、岩石表面より岩石成分の一部が微粒子となって水中に放出し懸濁する。同様に粘土鉱物中を地下水が流れるときのその一部は微粒子となり懸濁する。この微粒子がコロイドとなり、放射性核種の収着源になるとき、擬コロイドと呼ぶ。この天然に存在するコロイドは $Si$ 、 $Fe$ 、 $Mn$ 、 $Al$ 等の粘土鉱物、水酸化物が構成成分となる。

## c) 地層中の有機物を核とする複合化合物

地下水中（特に浅い地層）には腐敗した植物からできる多くの高分子有機酸（Humic, Fulvic acid）を含む。この有機酸がアクニチド元素の水酸化物、炭酸塩と複合化合物を形成し、擬コロイドとなる。深地層の地下水では約 $1 \sim 8 \text{ mg/l}$ の有機酸を含み、わずかな複合酸化物しか形成できない。また、4価、6価のアクニチド元素の場合、加水分解、炭酸塩形成反応が有機物との複合酸化物を構成する反応より優先するため、コロイドとならない。

深地層中にはかなりの量の有機物を含み、放射性核種が岩石に吸着するのを妨害する。<sup>(22)</sup>しかし、核実験からのフォールアウト中のプルトニウムは地層中の有機酸と



複合酸化物を形成し予想以上に地中を移動しない。

#### 4-3 放射性核種の移動に与える影響

地下水中のコロイドの輸送に伴う放射性核種の移動を評価するため、多くのカラム実験が行われてきた。この結果は次の式により解析できる。(23)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda v C \quad (2.15)$$

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = \varepsilon \lambda v C \quad (2.16)$$

ここで、Cはカラム中の移動水1ℓ中のコロイドのモル数、σはカラム1ℓ当たりのろ過で固定されるコロイドのモル数、λはフィルター係数、vは地下水の流速、εは動的空隙率である。Amのコロイドについて、実験値とこの式で解析した値との比較から余り速くない流速ではコロイドは岩石表面に吸着し放射性核種の移動を遅らせることがわかった。

しかし、地下水の流速が大きい場合、事情は逆転する。この場合、地下水に含まれる岩石の風化、粘土の分散、懸濁によるコロイドの濃度が大きくなる。岩石表面にコロイドが吸着する反応は遅く、かつ高速の地下水流によりコロイドが流されるため、岩石表面へのコロイド（多量に放射性核種を吸着）の吸着は期待できず、地下水の流れとともに放射性核種が移動する。このような事態は地層処分の安全確保上最悪となるが、深地層処分場合、次のような事情からこのような事態は起こりえない。

- 1) 透水係数は深さとともに減少するので、深地層領域では透水係数が小さく地下水の流れは非常に遅い。したがって、たとえコロイドが形成しても岩石表面に吸着でき、熱力学的平衡が保持できる。
- 2) 深地層中での亀裂表面積は全コロイドの表面積に比べ数桁大きく、コロイドによる放射性核種の輸送量は非常に少ない。
- 3) 推積物で充満した亀裂中をコロイドが地下水にのって流れると推積物中に固定される。

## 2章の参考文献

- 1) SKBF/KBS : "Final Storage of Spent Nuclear Fuel, KBS-3" , Swedish Nuclear Fuel Supply Co./Division KBS, Stockholm(1983).
- 2) Nagra:Projekt Report NGB 85-09, "Nuclear Waste Management in Switzerland :Feasibility Studies and Safety Analyses" .Baden,Switzerland(1985).
- 3) W.J.ムーア著 "物理化学(上)第4版"、P.349.  
藤代亮一訳、東京化学同人、(1974).
- 4) G.S.Barney, "Radionuclide Sorption and Desorption Reactions with Interbed Minerals from the Columbia River Basalt Formation" ,  
in Geochemical Behavior of Disposed Radioactive Waste,eds,  
G.S.Barney and J.D.Navratil et al.,ACS Symposium Series 246  
American Chemical Society(1984).
- 5) B.R.Erdal et al. "Sorption desorption Studies on Granite" ,  
LA-7456-MS.
- 6) D.G.ブルッキングズ著 "放射性廃棄物処分の基礎"、P.86,  
石原健彦、大橋弘士訳、現代工学社(1987).
- 7) J.A.Apps,L.A.Benson et al., "Theoretical and Experimental  
Evaluation of Waste Transport in Selected Rocks" ,PNL-SA-6957.
- 8) J.Bear, "Hydraulics of Groundwater" ,Mc Graw-Hill pp.266(1979).
- 9) I.Neretnieks, "Transport Mechanisms and Rates of Transport of Radionuclides in the Geosphere as Related to the Swedish KBS Concept,in Proc.Symp  
"Underground Disposal of Radioactive Wastes" ,vol II..P.315,organized by  
IAEA and OECD/NEA,Otaniemi2-6 July(1979).
- 10) 舟阪、池川編、最近ガスクロマトグラフィー [ I ]、基礎編  
廣川書店、pp.9(1965).
- 11) B.Allard et al., "Sorption of Actinides in Well-defined Oxidation States on Geologic Media" .in Scientific Basis for Nuclear Waste Management-V,  
ed..W.Lutze,North-Holland,New York,pp.775(1982).
- 12) A.B.Muller,D.Langmuir,I.Neretnieks, "Conclusions from an NEA Workshop:  
The Role of Phenomenological Sorption Modelling in Performance Assess-

- ment of Radioactive Waste Disposal Systems" ,in Scientific Basis for Nuclear Waste Management VII" .
- 13) B.Allard,K.Andersson et al.  
"Migration experiments in Studsvik" ,  
KBS TR 83-18 (1983).
  - 14) 慶伊 富長  
「吸 着」  
共立全書, pp.157, (1965).
  - 15) B.Allard, "Sorpton of actinides in Granitic rork" ,  
KBS Report 82-21(1982).
  - 16) I.Neretnieks,Diffusion in the Radionuclide  
Retardation? J.Geophyd.Res. 85,4379(1980).
  - 17) Anders Rasmuson, "Diffusion and Sorpton in Particles and Two-Dimension-  
al Dispersion in A Porous Medium  
Water Resources Research" ,17,321(1981).
  - 18) H.C.Burkholder et al, "A Model for the Tranceport of Radionuclides and  
Their Decay Products Through Geologic Media Nuclear Technology" ,  
49,150(1980).
  - 19) B.S.Jensen, "The Applicability of Equilibrium Models,Kinetic  
Data and the Use of Low-Temperature Experimental Data  
The Geochemistry of High-Level Waste Disposal in Granitic Rocks" ,  
AECL-8361 EUR-9162(1984).
  - 20) A.Avogadro,C.N.Murray,A.De.Plano,G.Bidoglio  
Underground Migration of Long-Lived Radionuclides Leached  
from a Borosilicate Glass Matrix  
IAEA-SM-257/73, (1981).
  - 21) F.Kepak  
Adsorption and Colloidal Properties of Radioactive  
Elements in Trace Concentrations Chemical Reviews,  
vol.71,No.4 pp.357, (1971).

22) U.Olofsson, B.Allard

Complexes of actinides with naturally Occurring  
Organic substances-Literature survey

KBS TR 83-09

23) A.Saltelli, A.Avogadro and G.Bidoglio

Americium Filtration in Glauconitic Sand Columns

Nucl.Technol.67, pp.245, (1984).

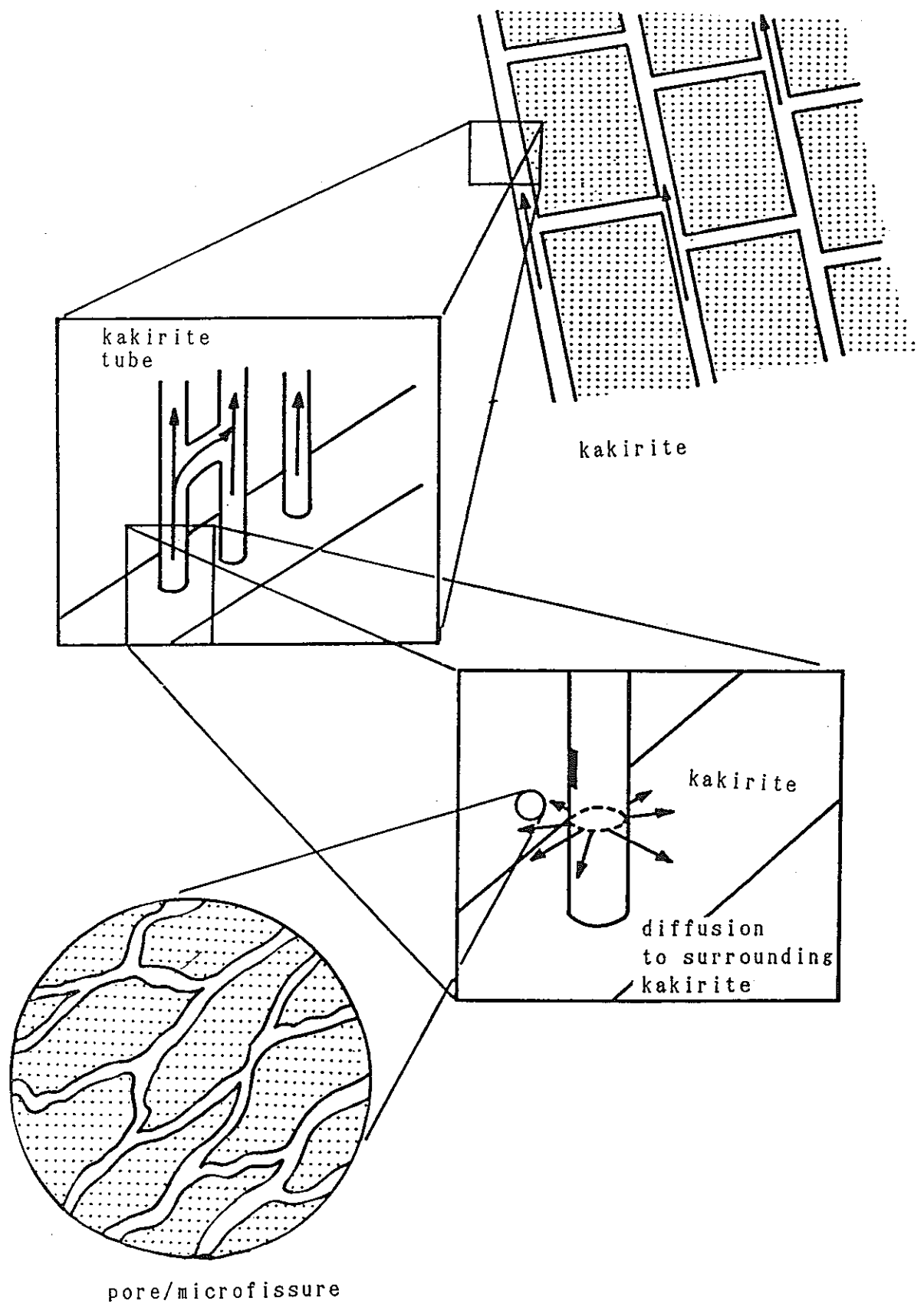


図 2 1. カキライト中での地下水の流れの模式図

## 第3章 地層処分とカナダの生物圏モデル

### 3. 1 はじめに

本章は、「核燃料廃棄物処分のためのカナダの概念の暫定アセスメントに対する生物圏モデル」(J.W.Barnard: Biosphere model for the interim assessment of the Canadian concept for nuclear fuel waste disposal, CONF-850918, pp.659-670(1985).)を訳出したものである。

核燃料廃棄物の地層処分のためのカナダの概念を評価するために、システム変動性解析コード(System Variability Analysis Code, SYVAC)<sup>1)</sup>を開発した。本コードは処分室、岩石圏および生物圏を模擬する三つのサブ(部分)モデルからなっている。このコードでは処分室からの放射性核種の放出と長期間にわたるその地圏から生物圏への移行をモデリングしている。パラメータ値の不確実性は、パラメータ値の分布からのモンテカルロサンプリング(抽出)によって取扱われる。

### 3. 2 生物圏サブモデルの一般論

SYVACにおいては、生物圏には未固結表土、浅い地下水領域、地表水、土壌および大気が含まれる<sup>2)</sup>。生物圏サブモデルは、種々の環境経路における放射性核種の移行を模擬し、人への線量を計算するものである。

サブモデルの放射性核種移行の要素を図3. 1に示す。岩石圏から生物圏へ入る放射性核種は六つの主なコンパートメントに分布する。コンパートメントの四つ(空気、湖沼、堆積物および井戸)においては、放射性核種は直ちに混合されるので、各コンパートメント内では一様濃度が保持されると仮定する。これら四つのコンパートメントからの移行は1次過程によって支配される、つまり、移行速度はコンパートメントのインベントリーに正比例すると仮定する。残りの二つのコンパートメント(不飽和および飽和の土壌層)における放射性核種の濃度は一様ではない。これらのコンパートメントを通過する地下水中の放射性核種の移行は、流入物と流出物の濃度と量を得るために明示してモデリングされる。放射性核種の移動量は、媒体の分散特性、土壌粒子との化学的相互作用および放射性崩壊によって影響される。

線量を算出する生物圏モデルの要素を図3. 2に示す。線量は岩石圏から放射性核種が放出される地域に住んでいる人々からなる基準グループに対して計算される。このグループは空気による直接被曝や地表に立ち、特定の土地で水浴をすることによって外部被曝線量を受けることが考えられる。また、このグループは空気の吸収や特定の土地の水を飲み、その土地で生産された食物を摂取することにより内部被曝線量を受けることが考えられる。

### 3. 3 サブモデルの詳細

#### A. 生物圏の応答

生物圏のコンパートメントへの放射性核種の流入の時間範囲を一連の不連続な時間ステップすなわち間隔に分割することができ、また、連続的な放射性核種の流入量をその間隔に対する放射性核種  $i$  の全流入量に大きさが等しい各時間ステップの最初のインパルスによって置き換えることができると仮定する。そうすると、コンパートメントを通過する放射性核種の量は、時間の関数として、

$$Q_i(t) = \sum_{t'} R_i(t, t') \cdot I_i(t') \cdot t' \quad (3.1)$$

によって与えられる。ここで、

$Q_i(t)$  = 時間  $t$  における当該コンパートメント内の“ $i$ 番”放射性核種の量

$I_i(t')$  = 時間  $t'$  に始まる時間間隔においてコンパートメントに入る量

$R_i(t, t')$  = 時間  $t'$  における単位のインパルス（ディラックのデルタ関数）流入量による時間  $t$  におけるコンパートメント内の放射性核種  $i$  の量。

$R_i(t, t')$  には放射性崩壊の効果が含まれる

である。現在のところ、SYVACにおけるパルス間の時間間隔は  $5 \times 10^4$  年である。

#### B. 岩石圏と生物圏の界面

岩石圏と生物圏の界面における放射線核種  $i$  の濃度は、井戸水の需要が  $H \cdot G \cdot A$  以下の時には、

$$C_{g,i}(t) = X(t) / H \cdot G \cdot A \quad (3.2)$$

によって与えられる。さもなければ

$$C_{g,i}(t) = 0$$

である。ここで、

$C_{g,i}(t)$  = 岩石圏から放出される地下水中の放射性核種の濃度 ( $\text{moles m}^{-3}$ )

$X_{g,i}(t)$  = 岩石圏からの放射性核種  $i$  のフラックス ( $\text{mole} \cdot \text{yr}^{-1}$ )

$H$  = 岩石圏上層の透水係数 ( $\text{m} \cdot \text{yr}^{-1}$ )

$G$  = 岩石圏上層における動水勾配 ( $\text{m} \cdot \text{yr}^{-1}$ )

$A$  = 地下水流出面積 ( $\text{m}^2$ )

である。

(3.2) 式の右辺のすべてのパラメータは、流出面積  $A$  を除いて、岩石圏モデル<sup>3)</sup> から得られる。Mehta<sup>2)</sup> は、特定サイトに対する流出面積を評価するのに特定地域の流れ系をモデル化した多次元コンピュータコードを使うことができることを示した。流出面積についてさらに多くの情報が利用できるまでは、Mehta<sup>2)</sup> によって提示された  $A$  のパラメータ分布が使われることになろう。これは対数正規分布をしており、分布の対数の平均値は

(10を底として)  $\mu = 6.6$ で、標準偏差は $\sigma = 0.2$ である。この分布は $\pm 3\sigma$ の値でカットされる。

### C. 井戸コンパートメント

基準グループの構成員によって使われる井戸が基盤につくられるものと仮定する。井戸の中の放射性核種*i*の濃度、 $C_{w,i}$ 、は $C_{g,i}(t)$  ((3.2)式)に等しいと仮定する。しかしながら、井戸水の需要が面積*A*の範囲内の岩石圏からの流出速度を超えるならば、岩石圏からの全放射性核種フラックスは井戸によって遮断される。この場合には井戸水需要によって割ったものに等しくなる。年間の井戸水需要は Beals<sup>5)</sup>によって編集された井戸の使用と世帯の大きさに関する統計から算出される。

Thunvik<sup>6)</sup>およびCarlssonら<sup>7)</sup>による岩石圏モデリングはスウェーデンの基盤内井戸に対する希釈係数の推定値を与えた。高レベル廃棄物の処分に関するスウェーデンの評価では、希釈係数は井戸から取り出される年間水量に対する処分室での年間水量の比である。SYVACにおける比較できる比は

$$R = A_v / H \cdot G \cdot A \quad (H \cdot G \cdot A \geq Q_D \text{ に対して}) \quad (3.3)$$

$$R = Q_v / Q_D \quad (H \cdot G \cdot A < Q_D \text{ に対して})$$

であろう。ここで

$R$  = SYVACの“希釈係数”

$Q_v$  = 処分室での年間水量 ( $m^3 \cdot yr^{-1}$ )

$Q_D$  = 年間井戸水需要 ( $m^3 \cdot yr^{-1}$ )

である。

希釈係数は、井戸の放射性核種の濃度を算出するためには使われなくても、比*R*をスウェーデンのモデリングの希釈係数の範囲と比較することは興味深いことである。

図3.3はSYVACにおける*R*の分布がおおよそ $10^{-7}$  (スウェーデンの研究で推定された希釈係数の最小値) から $10^{-1}$  (スウェーデンの研究の最大値よりも1桁大) までの範囲であることを示している。*R*の分布の中央値はほぼ $10^{-4}$ にあり、これは決定論的なスウェーデンの評価において使われているものである。

### D. 表土

表土は図3.1に示すように、飽和土壌層および不飽和土壌層と呼ばれる二つのコンパートメントからなる。図3.4はSYVACにおいてモデリングされる表土のプロフィールを示す。岩石圏から放出された放射性核種は地下水を経て直接湖沼に移動し、また、ほんの少しだけが地下水面の頂上に接触し、不飽和層を汚染するものと仮定する。オンタリオ州、Atikokan近くのある地域に対する水理地質モデリングでは、一般に深地下水の流出が湖に向かって生じることが示されている。



さらに、土壤に結合した放射性核種の濃度が地下水中の濃度に正比例すると仮定する。その比例係数は $K_d$  ( $m^3 \cdot kg^{-1}$ ) である。時間  $t = 0$  で単位パルスの流入があり、また、 $t = \infty$  で濃度 0 という 1 次元の対流-拡散方程式の解は、飽和層を通過する放射性核種の移行をモデリングするために使われる応答関数である<sup>10)</sup>。

飽和層の下部の濃度は $C_{g,i}(t)$ に等しく、(3.2)式によって与えられる。岩石圏から飽和層への年間の流入量、 $I_{s,i}(t)$  ( $moles \cdot yr^{-1}$ ) は

$$I_{s,i}(t) = X_{g,i}(t) - C_{w,i} \cdot Q_d \quad (H \cdot G \cdot A \geq Q_d \text{ に対して}) \quad (3.4)$$

$$I_{s,i}(t) = 0 \quad (H \cdot G \cdot A < Q_d \text{ に対して})$$

である。応答関数はこれらの流入量を地下水面の頂部における流出放射性核種の流量と濃度に変えるために使われる。飽和層からの年間の流量は直接湖沼へ放出されると仮定する。

カナダ楕状地の上では夏季には、水は蒸発のために土壤を通過して上方へ上昇する。晩秋および早春には、水は降雨の地表からの浸透のために下方へ移動する。年間の正味の流れは一般に下方へ向っているが、地下水面の頂部で地下水に溶けている微量成分元素の一部は分子拡散によって地表へ移動する。地表との交換は、SYVACの時間ステップに比較して急速に、定常状態に到達する。

Sheppard<sup>11)</sup> はカナダ楕状地の不飽和土壤層を通しての放射性核種の移行をモデル化するために、土壤モデルSCEMRを改良した。蒸発散は幾つかの要因に依存するけれども、Sheppard<sup>12)</sup> は、蒸発散が年間降水量に強く相関していることを示した。1組の表がSCEMRを用いるために用意されており、これは $K_d$ の関数として飽和層地下水中の単位濃度あたりの根層(図3.4の二つの上層)における平均放射性核種濃度、年間降水量および不飽和層厚さを与える。これらのデータは、飽和層濃度を根層濃度に変換するために、SYVACによって使われている。

## E. 湖沼と堆積物

土壤表面に沈着した放射性核種は不飽和層と地下水面上部を通過して湖沼に移行するが、その時間はSYVACの時間ステップに比べて短い。それゆえ、井戸による灌漑と家事で使う水の放出により湖沼の放射性核種の含有量が増えるが、これらのための湖沼からの取水は全く影響を与えない。

湖沼の水量は一定と仮定しているので、湖沼からの流量は正味の降雨量(蒸発量以下の降水量) $P$  ( $m \cdot yr^{-1}$ )、と集水面積 $A_d$  ( $m^2$ )の積である。湖沼からの流出による核種 $i$ の移行に対する1次の速度定数 $\alpha_i$  ( $yr^{-1}$ )は

$$\alpha_i = P \cdot A_d / V_i \quad (3.5)$$

である。ここで、 $V_i$ は湖沼の体積( $m^3$ )である。

湖水から堆積物への放射性核種の移行は、水柱 $J_i$ 内の滞留時間によって支配される。

これは水柱内の放射性核種  $i$  の濃度が堆積作用のみによって初期値の  $1/e$  に減少するのに要する時間である。各種の湖沼の放射性核種の滞留時間は Cornett と Ophel<sup>13)</sup> によって決定されている。湖沼堆積物の上層は海洋動植物の栄養源となりうる堆積物コンパートメントの一部である。これは常に最も最近に堆積した層である。この層中の濃度は

$$C_{sed, i}(t) = X_{i, i}(t) / A_i \cdot J_i \cdot R_s \quad (3.6)$$

によって与えられる。ここで、

$C_{sed, i}(t)$  = 時間の関数としての堆積物中の放射性核種の濃度 (moles  $\cdot$  m<sup>-3</sup>)

$X_{i, i}(t)$  = 時間  $t$  における湖沼中の放射性核種  $i$  の量 (moles)

$A_i$  = 湖沼の面積 (m<sup>2</sup>)

$R_s$  = 湖沼の堆積速度 (m  $\cdot$  yr<sup>-1</sup>)

である。

#### F. 空気コンパートメント

空气中に浮遊した土壌粒子の濃度は、Zach<sup>14)</sup> によって推奨された大気中塵埃負荷を用いて計算される。塵埃負荷は極めて変りやすく、SYVACにおいては対数正規分布によって表わされ、その対数は平均値  $\mu = -7.0$  (すなわち塵埃負荷の平均値 =  $10^{-7}$  kg  $\cdot$  m<sup>-3</sup>) と標準偏差  $\sigma = 0.4$  を有する。浮遊粒子中の放射性核種の濃度は土壌中と同じであると仮定する。

考慮される唯一の気体は土壌から放出されるラドンである。空气中的ラドン濃度  $C_{a, Rn}$  (Bq  $\cdot$  m<sup>-3</sup>) は、土壌からのラドンの放出速度  $X_{Rn}$  (Bq  $\cdot$  m<sup>-2</sup>) と Davis<sup>15)</sup> によって推奨された公式

$$C_{a, Rn} / X_{Rn} = -4.95 + 27.1 A^{1/8} \quad (3.7)$$

によって相関づけられる。ここで

$A$  = 放出面積 (m<sup>2</sup>)

である。

ラドンの放出速度は、標準化されたラドン放出速度によって土壌中の先行核の<sup>226</sup>Raの濃度  $q$  ( $q = 2.7 \times 10^9$  Bq  $\cdot$  m<sup>-2</sup> / mol<sup>226</sup>Ra / kg土壌) と直接関係づけられる。

#### G. 食物連鎖と線量計算

人の食事を設定し、人による放射性核種の摂取を計算する生物圏サブモデルの部分は、食物連鎖モデル LIMCAL の特別版であって、LIMCAL-S<sup>14)</sup> と呼ばれる。LIMCALにおいては、人のエネルギー必要量は生涯を通じて一定であると仮定する。人は多種類の食品を摂取するが、各種の食品から摂取するエネルギーの和は1に等しくなければならない。人の水消費量はエネルギー摂取量と関係する。

放射性核種  $i$  による年間有効内部被曝線量  $H_i^{int}$  は

$$H_i^{int} = I_i^{int} \cdot DCF_i \quad (3.8)$$

と計算される。ここで、

$I_i^{int}$  = 放射性核種  $i$  の全摂取量 ( $Bq \cdot yr^{-1}$ )

である。

$DCF$  は 50 年間預託線量当量変換係数 ( $Sv \cdot Bq^{-1}$ ) である。Johnson<sup>15)</sup> は、年間線量変換係数よりもこれらの  $DCF_i$  係数を使う方が年間線量当量の安全側かつ現実的な評価を与えることを示した。空気中および水中での生活および汚染された土地に立っていることによる外部実効線量は Barnard と D'Arcy<sup>16)</sup> による線量率変換係数を用いて算出される。年間線量は年間の外部線量と内部線量の和である。

### 3. 4 進行中の研究

生物圏の放射性核種に対する他の経路を SYVAC 生物圏サブモデルに含めるための検討を行った。これらには灌漑経路<sup>17)</sup>、動物による吸入経路<sup>18)</sup> および動物による土壌摂取経路<sup>19)</sup> が含まれる。各研究者により用いられた基準によれば、これらはすべて重要な経路であると思われる。それらの重要性は、現在、SYVAC においてモデリングされている経路との関連で判断されなければならない。SYVAC におけるそれらの重要性の評価によると、動物による土壌の摂取と灌漑は重要であるが、動物による吸入は重要ではない。

Sheppard<sup>17)</sup> は 土壌中に灌漑によって投入された放射性核種の根による取り込みは、葉の上に積った放射性核種の消費よりも重要であることを示した。彼は、長期アセスメント研究に 0 から 500  $mm \cdot yr^{-1}$  の間の灌漑速度を使うことを推奨したが、灌漑の頻度については、庭の散水による小規模の灌漑が行われることに言及した他は何ら言及していない。

根部における放射性核種の濃度を灌漑水による土壌表面の放射性核種の沈着速度と関連づける係数を算出するために SC EMR を使う研究が進行中である。

気候の長期変動を表現するために各時間ステップにおいて天候パラメータ、特に降雨量を再び選択する可能性が Heinrich<sup>20)</sup> によって研究されている。

### 3. 5 まとめ

カナダ楕状地の環境については多数の情報が入手できるので、他のサブモデル（処分室および岩石圏）よりもより詳細に生物圏をモデリングすることができる。さらに、生物圏パラメータが時間とともに変化する可能性があるので、さらに詳細なモデリングができる。生物圏においては現実的かつ細部にわたってのモデリングが必要とされるので、必要とされる計算量によって制限され、それ故、線量に対して重要でないものを除くことによって経路の数を減らすことが望ましい。

LYMCAL は、核燃料廃棄物の処分のためのカナダの概念の 2 回目の評価に対する線量計算において 1 回目の評価<sup>12)</sup> に用いた方法に比べて、格段に改良された。3 回目の評

価に使うために、サブモデルの放射性核種移行の部分にさらに修正を加えつつある。井戸水の濃度がより直接岩石圏のパラメータに関係するように、井戸モデルを変更した。表土における放射性核種の移行に対する現在のモデルは、特に、SCEMRコードがカナダ楕状地の代表的な土壌を用いて得られた広範な妥当性によって支持されているので、初期のモデルに比べてかなり改良されている。

#### 参考文献

1. K.W.Dormuth and R.D.Quick, "Accounting for Parameter Variability in Risk Assessment for a Canadian Nuclear Fuel Waste Disposal Vault", Int. J. of Energy Systems, 1, 125.
2. K.K.Mehta, "Biosphere Submodel for the Second Interim Assessment of the Canadian Concept for Nuclear Fuel Waste Disposal - Post-Closure Phase", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-298(1985).
3. W.F.Heinrich, "Geosphere Submodel for the Second Interim Concept Assessment", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-286 (1984).
4. D.M.Wuschke et al., "Second Interim Assessment of the Canadian Concept for Nuclear Fuel Waste Disposal - Volume 4: Post Closure Assessment", Atomic Energy of Canada Limited Report, AECL-8373-4, Pinawa, Manitoba (1985).
5. D.Beals, "Hydrologic and Hydrogeologic Parameters for Post-Closure Biosphere Assessment of Nuclear Fuel Waste Disposal", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-287, in preparation(1985).
6. R.Thunvik, "Calculation of Fluxes through a Repository Caused by a Local Well", A KBS Technical Report, TR-83-50(1983).
7. L.Carlsson, A.Winberg and B.Grundfelt, "Mode Calculation of the Ground-water Flow at Finnsjon, Fjallveden, Gidea and Kanlunge", KBS Technical Report, KBS-83-45(1983).
8. KBS, "Final Storage of Spent Nuclear Fuel", KBS Report, KBS-3(1983).
9. INTERA Environmental Consultants Inc., "A Regional Hydrology Simulation of the Atikokan Site (Research Area 4)",
10. G.L.Moltyaner, "Migration of Radionuclides in Unconsolidated Materials: Equilibrium Transport Models", Atomic Energy of Canada Report, AECL-8253, Chalk River, Ontario(1983).
11. M.I.Sheppard, "SCEMR: A Model for Soil Chemical Exchange and Migration of Radionuclides in Unsaturated Soil Part 1: A Users' Manual", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-175(1981).
12. M.I.,Sheppard, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa, Manitoba, Private

- Communication(1985).
13. R.J.Cornett and J.L.Ophel, "Sedimentation of Radiocobalt in a Small Shield Lake", Accepted for Pub. Can. J. Fisheries and Aquatic Science (1985).
  14. R.Zach, "Preliminary Probability Density Distributions for the Parameters of the Food Chain Model LIMCAL", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-205(1982).
  15. J.R.Johnson, "Dose Conversion Factors Used in the Current Canadian High Level Waste Disposal Assessment Study", Radiation Protection Dosimetry 3, 47-50(1982).
  16. J.W.Baenard and D.D'Arcy, "EDEFIS. Code for Calculating Effective Dose Equivalent For Immersion", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-244, in preparation(1985).
  17. S.C.Sheppard, "Use of the Foodchain Model FOOD III and the Soil Model SCEMR to Assess Irrigation", Atomic Energy of Canada Limited Report, AECL-8380(1985).
  18. R.Zach, "Contribution of Inhalation by Food Animals to Man's Ingestion Dose", Submitted for Publication in Health Physics(1985).
  19. R.Zach and K.Mayoh, "Soil Ingestion by Cattle: A Neglected Pathway", Health Physics, 46, 431(1984).
  20. W.H.Heinrich, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa, Manitoba, Private Communication(1985).
  21. D.M.Wuschke et al., "Environmental and Safety Assessment Studies for Nuclear Fuel Waste Management, Volume III: Post-Closure Assessment", Atomic Energy of Canada Limited Technical Record, TR-127-3(1981).
  22. M.I.Sheppard and S.C.Sheppard, "A Solute Transport Model Evaluated on Two Experimental Systems with Different Nuclides Soil, Nuclide Placement and Aeration State", in preparation(1985).

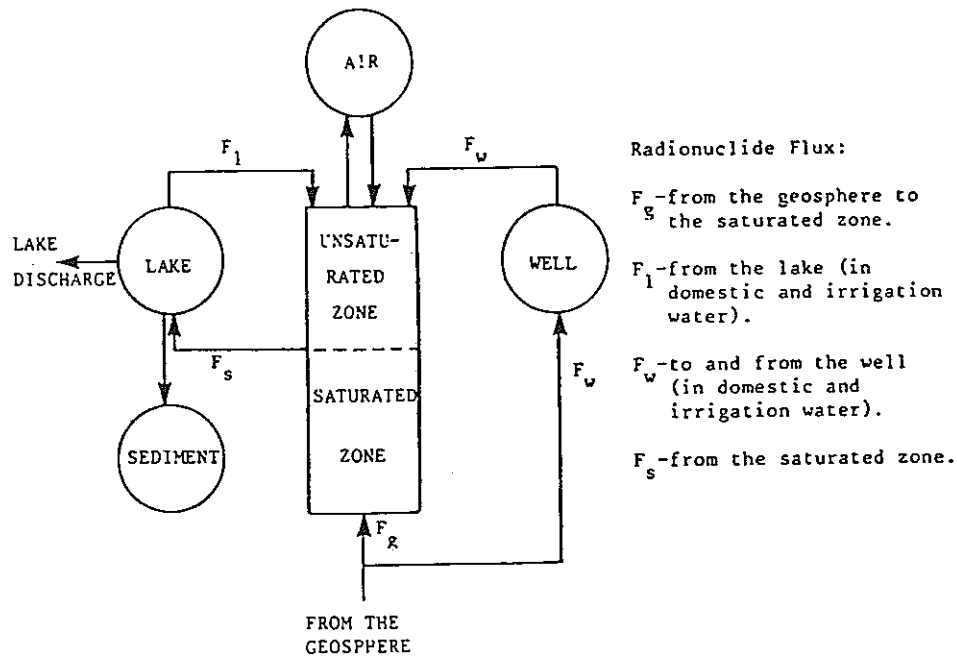


図3. 1 生物圏モデルにおける放射性核種の移行

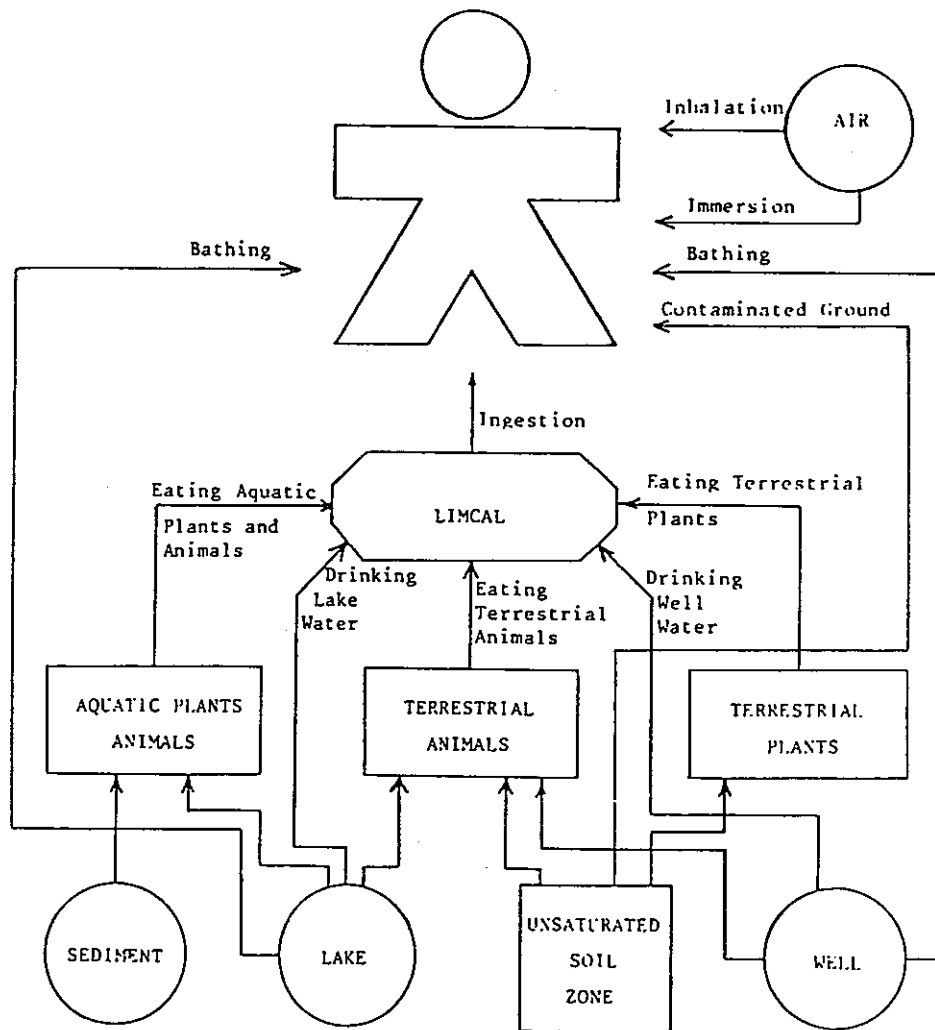


図3. 2 SYVACに対する線量評価モデル

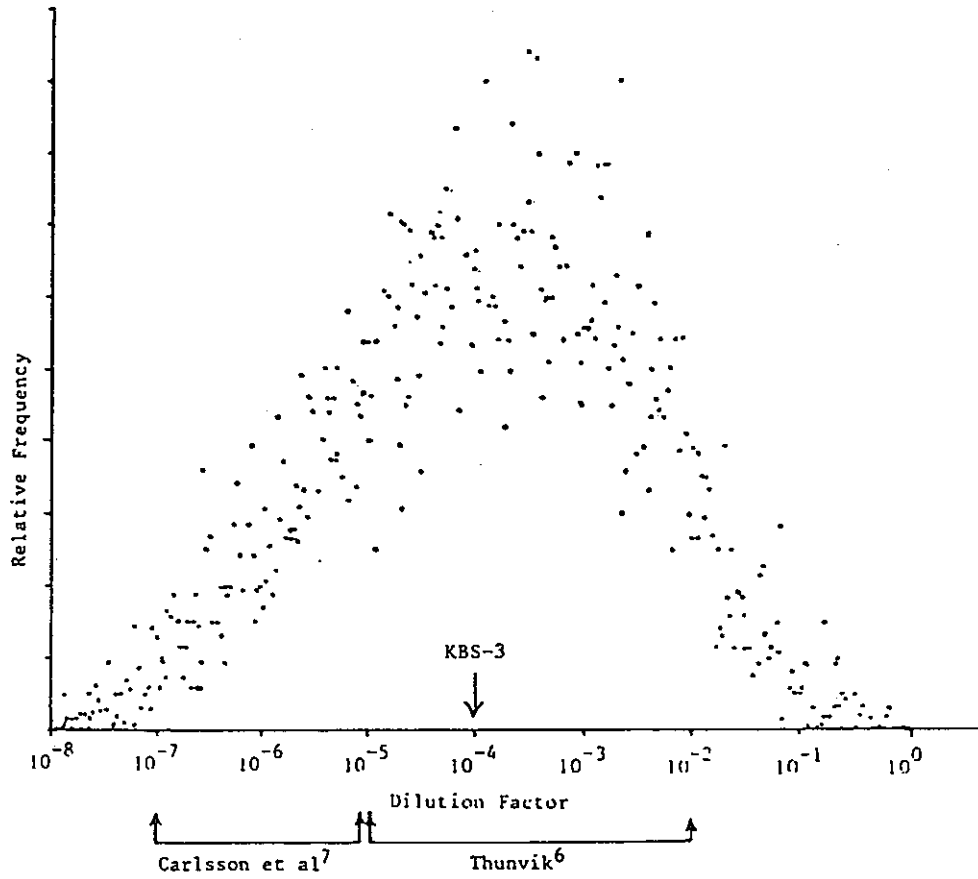


図3. 3 本モデルにおける希釈係数Rの分布  
スウェーデンの井戸モデリング研究による値  
およびKBS-3<sup>8)</sup>に採用された値も示す

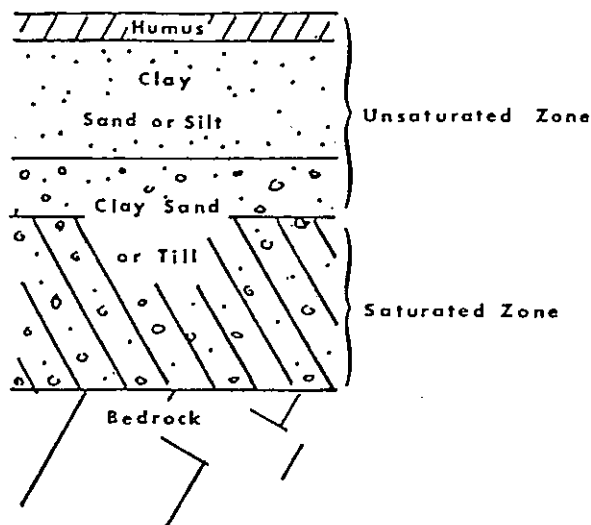


図3. 4 SYVACにおいてモデリングされた土壌プロフィール

## 第4章 長期予測とナチュラルアナログ

### 1. はじめに

生物圏での核種移行等リスク評価を行う上で、高レベル固化体の、金属封入容器材、オーバーパック材、圧縮ベントナイト緩衝材等の工学障壁材及び天然障壁である周囲の処分地層やその上部地層等における放射性核種の隔離性能の評価が重要な検討課題である。

処理後 300年までは、固化体の核種インベントリーの高いCs-137、Sr-90等の核分裂生成元素やAm-241の放出移行が重要である。1000

年以上経過すると、オーバーパックの寿命が近づき、アクチニドの放出と移動挙動が問題となる。緩衝材である圧縮ベントナイトが健全であれば、Pu-239をはじめとするアクチニド核種はこの中でかなりの部分減衰してしまう。一方、Np-237とTc-99 は半減期が長いこと、吸着係数が比較的小さいことから、オーバーパック、ガラス固化体、通常の厚さのベントナイトの存在の有無に関わらず、天然障壁中に放出され移行するものと考えられる。

安全評価を実施するため、1) 実験室的研究とともに2) 野外試験、原位置試験、深層地下実験施設 (Underground Research Laboratory, URL) を用いて各国で研究開発が進んでいる。前者は、様々な条件で広く実験データを集め、パラメトリックサーベイを行い、核種移行に重要となる因子を特定するとともに、支配的過程を検討する上で有力である。一方、実際の処分条件では地下水の特有な流動特性とともに、

- 1) 地下水の組成と錯イオン形成、
- 2) 共存岩石、工学障壁材との化学的相互作用、
- 3) 酸化還元電位やpH、
- 4) コロイド、
- 5) 二次鉱物の生成
- 5) 微生物やフミン酸等の有機酸の効果、
- 6) 照射効果

等、多数の地球化学的因子をはじめとする諸因子が関与している。従って、後者の研究では、原位置に特有なパラメータに絞った環境下での核種移動挙動の検討が必要で



ある。

しかし、この2つの実験法は核種挙動を支配する機構解明や実証に有力ではあるが、いずれも実験室的時間スケールでの研究となるため、 $\sim 10^5$ 年に至る長期を予測するための実験法としては問題が残る。そこで、異なる研究方法の導入が望まれる。

自然界には地質学的諸過程がかなり解明された事例があり、地層処分の安全解析に有用となる。この場合、時間的には実験室では不可能な長時間の経過が終了しており、事例の地質学的・地球化学的過程を詳細に検討することにより、実験室的研究の欠点を補う方法となり得る。地層処分の安全解析を進める上で、このような地球科学的方法をナチュラル・アナログ (Natural Analogues) と称している。

ナチュラル・アナログの方法は従来からの実験室的研究、野外試験、原位置試験と互いにデータを比較検討することにより、 $\sim 10^5$ 年に及び長期の安全解析に有用となる。この方法では、

- 1) 基本シナリオや変動シナリオで対象となる穏やかなまたは比較的穏やかな処分条件の下で、 $\sim 10^5$ 年の核種移動を予測するため開発される核種移動挙動解析コードの性能評価
- 2) 破壊的シナリオが対象とする苛酷な処分条件での処分場の核種封じ込め性能、例えば、熱水の侵入等
- 3) 実験室的には必ずしも明らかにできない過程の確認  
例えば、酸化還元境界面 (Redox-front) の移動等

について検討する上で有力である。

そこで本章では、自然現象に着目し、地球科学的に進行した過程を特定できた報告例から地層処分の安全評価上有用な例を上げ、地層処分に関する多重障壁概念と安全解析について検討する。

まず、1) 米国や欧米の ナチュラル・アナログ に対する取り組みの現状を調査した。ついで、2) ナチュラル・アナログの具体例について示した。

## 2. ナチュラル・アナログに関する研究の現状

地層処分の安全評価に関する固化体、オーバーパック材、処分地層等、多重障壁を構成する各種障壁の性能評価に関し、我国をはじめ、米国エネルギー省 (DOE)、米国原子力規制委員会 (NRC)、スウェーデン SKB/KBS、英国 Harwell、西独

KfK、オーストラリア原子力委員会等で体系的に研究が進められている。しかし、ナチュラル・アナログは安全解析上の手段として取り入れた組織的な研究は少ない。

このような現状にあって、NRCの動きは注目に値する。NRCはDOEによる高レベル放射性廃液固化体処分場建設に許認可権を有している。DOEは多額な研究開発費を投じて処分場に特有な（site-specific）設計と安全解析を進め、処分場建設及び使用に関する申請書を提出することになる。そこで、NRCは予算面での制約や審査側の立場から、地層処分に関する多岐にわたる申請に応ずることが出来るよう、自然界の諸過程を理解し、様々な処分場に対処可能な核種移行モデルを確立することにより、審査に望む立場を取ろうとした。地層処分では、難題である長期予測と取り組むため、NRCは実験室的研究や野外研究結果とともに、自然界で進む諸過程を理解する有力な方法の一つとしてナチュラル・アナログの方法を位置づけ、長期予測の信頼性を向上させたいとの立場を取っている。

NRCはナチュラル・アナログに関し、

- 1) 玄武岩、凝灰岩、花崗岩、岩塩層への貫入
- 2) ウラン鉱体、Oklo天然原子炉
- 3) ウラン鉱山での原位置浸出
- 4) 孤立湖でのアクチニドの溶解度の研究
- 5) 低レベル放射性廃棄物処分場とウラン鉱さい処分場での核種移動について検討を進めている<sup>(1,2)</sup>。

一方、ChapmanらはKBSとNAGRAの地層処分概念について、地質学的地球化学的立場からナチュラル・アナログに関係する文献を調査し、総説を公表している<sup>3)</sup>。

地層処分後 $\sim 10^5$ におよぶ核種移行に関し、取着等の複雑な岩石・地下水系での核種の化学的挙動や岩石の変質作用の過程を含む予測を考えると、実験室的研究結果に基づく予測が可能か疑問とし、これに代わる長期予測上重要となる過程を理解する上でナチュラル・アナログが重要としている。地層処分体系の解析上重要となる項目として、以下の9項目を上げている。

- 1) 緩衝材、埋め戻し材に用いられるベントナイトの変質
- 2) 固化体パッケージの腐食
- 3) 固化体の溶解過程
- 4) 核種の溶解度と化学形

- 5) 高温での鉱物中への核種固定
- 6) 放射線分解
- 7) 酸化還元平衡
- 8) 核種移行の遅延
- 9) 岩石内での拡散

ここ数年この分野の報告の数は増加し、今後その重要性が認識されていくと思われる。また、この分野の研究が進むとともに、関連した研究課題、例えば天然放射性核種の地層中での地球化学的挙動や核種移動挙動解析コードの開発研究など、現在の実験室的研究の方向も改めて検討する必要が出て来るものと考えられる。

### 3. ナチュラル・アナログの事例

#### 1) Mono Lake湖での取着係数測定

Simpson<sup>(4)</sup>らは、湖水が河川を介して流出することなく、蒸発だけで水が失われる孤立湖のMono Lakeの湖水と土壌を採取し、降下物のPuの取着係数Kdの測定を行なった。これは、実験室でのバッチ法による取着係数測定のナチュラル・アナログである。Kd値は $10^3$ ml/gとなり、他の測定値に比べ、2桁程度小さい値となった。その理由として、Mono Lakeが塩分に富んでいること、炭酸イオン濃度が高く錯形成により溶液側でプルトニウムが安定になるためと考えられている。

#### 2) N T Sでの研究

Nevada核実験場(NTS)では、実験後時間が経過し地下水で飽和している地下300mの爆発地点の空洞に向けて井戸を掘り、空洞内の核種濃度を決定した。また、空洞から90m離れた所に別の井戸を掘り、ポンプで地下水を汲み上げ、地下水中の核種濃度を測定し核種移動速度を評価した。この結果、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ の取着係数は $10^4$ ml/g、 $^{239}\text{Pu}$ の取着係数は $10^8$ ml/g以上となった<sup>(5)</sup>。 $10^4$ ml/gの場合、地下水の流速を1m/年として、凝灰岩の気孔率を0.3、岩石の密度を1.5とすると、 $5 \times 10^4$ 年で核種は1m移動する程度と言え、この場合の地層バリア性能は優れていると言える。

### 3) $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ の放射平衡からのずれと核種移行

米国テキサス州南東部、Carrizo帯水層は上下を不透水性の地層で囲まれている。地表に露出している帯水層の部分から雨水が帯水層中に侵入し、徐々に極めて緩やかな傾斜の帯水層内部に移行するとともに7PPbのU(VI)を溶解させる。侵入距離が深くなると、地下水の酸化還元電位は低下し、U(VI)は還元されて溶解度が $10^{-3}$ PPbとなり、ウランの沈澱が生じる。沈澱部分で $^{238}\text{U}$ は $\alpha$ 崩壊し、反跳により娘核種を地下水中に放出させる。娘核種は $\beta$ 崩壊し、半減期25万年の $^{234}\text{U}$ となる。通常は、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ は永続平衡にあり放射能比は1であるが、U(VI)の極めて小さい溶解度のため、反跳により地下水中に $^{234}\text{U}$ が放出され $^{238}\text{U}$ が沈澱する。即ち、この部分で $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ の放射能比は1より大きくなる。その後、数10万年を経て、地下水とともに $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比は再び1に近づく。この過程を測定することにより、数10万年間のウラン移動距離を評価できる。このようにしてCarrizo帯水層で $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比を移動方向に距離の関数として測定した<sup>(6)</sup>。

評価には、地下水の移動速度を $^{14}\text{C}$ を用いて測定した。 $^{14}\text{C}$ が $\text{CaCO}_3$ 等の析出物の生成が生じず $^{14}\text{C}$ の $K_d \sim 0$ であることを確かめ、地下水の流速を1~2 m/年とした。以上のデータに基づき、ウランの移動の遅延係数 $R_d$ は30、 $K_d$ は4~6 ml/gとした。

以上に示したナチュラル・アナログに基づく核種移行に関する研究結果は直接処分場の評価に適用できないが、1) 収着係数や遅延係数の実験室データや原位置試験データの信頼性、2) 核種移動挙動解析コードの信頼性を検討する上で極めて重要である。

この他、ナチュラル・アナログ研究として、天然ガラスの風化過程からの固化体の腐食挙動研究、オクロ天然原子炉周辺での核分裂生成元素とアクチノイドの分布、ウラン鉱床、ミルティリング、低レベル放射性廃棄物処分場、貫入部分での元素分布、熱水作用の生じた部分での元素分布などがある。今後、実験室的研究、地下研究施設での研究とともに、これらの研究の発展が期待される。

#### 4章の参考文献

- 1) C.F. Birchard, D.H. Alexander, "Natural Analogues ... A way to Increase Confidence in Predictions of Long-Term Performance of Radioactive Waste Disposal" .Sci.Basis for Nucl.Waste Manage.VI, edited by D.G. Brookins, North-Holland, pp.323 (1983).
- 2) R.B. Leachman, W.P. Bishop, "Relevance of Natural Retention Experience to Nuclear Waste Management" ,in Proc.Meeting Technical.Committee on Natural Fission Reactors, organized by IAEA, pp.700 (1978).
- 3) N.A. Chapman, I.G. McKinley, J.A.T. Smellie, "The Potential of Natural Analogues in Assessing Systems for Deep Disposal of High-Level Radioactive Waste" ,KBS TR84-16 (1984).
- 4) H.J. Simpson et al., "Fallout Plutonium in an Alkaline, Saline, Lake" , Science 207, 1071.
- 5) D.C. Hoffman et al., "A Review of Field Study of Radionuclide Migration from an Underground Nuclear Explosion at Nevada Test Site" ,in Proc.Int. Conf.Radioactive Waste Management edited by IAEA Staff (1984) vol.5.
- 6) R.W. Andrews et al., "Transport of  $^{14}\text{C}$  and Uranium in the Carrizo Aquifer of South Texas, a Natural Analogues of Radionuclide Migration, in Scientific Basis for Nuclear Waste Management VI" , edited by G.L. Mc Vay, North-Holland, New York, 1085 (1984).

## 第5章 ‘91 ツーソン廃棄物管理国際会議報告

### 1. はじめに

この度、「廃棄物管理 ‘91」(Waste Management ‘91)に参加する機会を得たので、この国際会議の概要とユッカマウンテン研究の現況および廃棄物管理と環境修復に対する米国の最近の取り組みについて報告する。

この会議は、“より美しい環境へ向けての活動”という副題を掲げた廃棄物の処理、輸送、貯蔵および処分に関する会議で、アリゾナ大学工学鉱山学部、米国機械学会、米国原子力学会核燃料サイクル廃棄物部会およびアリゾナ支部、米国エネルギー省の共催で去る2月24日から28日までの4日間にわたり米国アリゾナ州の州都につぐ第二の都市ツーソン市のコンベンションセンターにおいて行われた。この会議はツーソン会議として知られており、今年はその第17回目にあたる。

最終プログラムによると、35セッションに分かれて304件の発表と特別パネルおよびワークショップが行われた。そのうち105件は、四つのポスターセッションで、残りの199件は四つの会場において発表された。ただし、それらのうち数件は当日取り消しになった。

発表された論文の数と登録者数を国別に分けて表1に示す。登録者数は、予約登録者と2月26日までの当日登録者を合わせて約1650名であったが、実際の参加者はこれよりも少なかったものと思われる。参加国は18ヶ国およびIAEAである。論文数、登録者数ともにアメリカが圧倒的に多く、イギリス、フランス、カナダ、日本、ドイツなどがこれに続いている。

各セッションの主題と論文数を表2に示す。日本、イギリス、フランス、カナダにおける放射性廃棄物管理の計画と現状、米国における各種廃棄物管理計画の概要、放射性廃棄物と混合廃棄物の特性評価、処理、輸送、処分、品質保証と品質管理などに関する技術的諸問題、処分と除染に関するリスク評価、リスクコミュニケーションとパブリックアクセプタンス、米国エネルギー省の(環境修復)5ヶ年計画と文化革命、廃棄物管理に関する州間協定・許認可申請・訴訟、環境修復、教育問題、さらに、サバナリバーの環境修復、ユッカマウンテンプロジェクトとWIPPプロジェクトの計画と現状など、広い範囲の諸問題が論じられた。特に今回初めて原子炉廃止措置にかかわる廃棄物管理のセッションが新設された。総会において、日揮(株)が昨年のポスター発表に対して受賞されたことは特記に値する。

24日の午後3時から参加登録が、5時からレセプションが、それぞれHoliday Inn BroadwayのロビーとEmpire Ballroomで行われた。レセプションは大変な熱気で、参加者のコミュニケーションが盛んに行われていた。同日の9時から15時まで“コミュニティ関係におけるリスクコミュニケーション”という会議前ワークショップが行われた。筆者は参加していないが、“WM’91 NEWS”に報じられたことによると、よい成果を

あげたということである。

## 2. ユッカマウンテンにおける高レベル廃棄物処分研究

このセッションでは5件の発表がなされた。ユッカマウンテン用地特性評価プロジェクトのManager、Carl Gertzによる“ユッカマウンテンにおけるこの12ヶ月”という講演の他は、米国地質調査所の研究の概要報告など技術的なものであった。Gertzの講演<sup>1)</sup>を中心にしてユッカマウンテンプロジェクトの現状を追ってみたい。

ユッカマウンテン用地は、ネバダ州のネバダ試験場の西側境界線上に位置し、ラスベガスの西北約160 kmに位置する。想定処分場の位置を 図1 に示す。

ユッカマウンテンの用地特性調査は、このユッカマウンテン用地が処分場として適当かどうかを科学的な研究によって決めることである。これは、1982年の核廃棄物政策法に端を発しており、1987年の修正法によって決められたことである。初めの目論みでは、2001年までにDOEが用地特性評価を終わり、その後に許認可申請をし、NRCが審査を行い承認か否認かを決定し、その後、建設と操業に入ることになっていた。建設のメドは2010年ということであった。

しかし、この計画は種々の大変厳しい難問を抱えている。まず第一に、「頑固な州の反対」が最大のネックになっている。第二のものは、「非常に厳しいマスコミの攻勢」で、我々がすることは何でもマスコミによって針小棒大に増幅されている。第三は、「複雑な科学的問題」で、1万年以上にわたる地質、水理などを予測評価しなければならない。第四に、「不確実な予算の問題」があり、また、規制、許認可手続きが大変不透明である。第五に、「詳細な処置と記録作成」がある。また、「契約者の将来の役割が不確実」なことも問題を難しくしている。

このプロジェクトにはいくつかの組織が関与しているが、その一つは民間放射性廃棄物管理局(OCRWM)である。John BartlettがDirectorで、その下にSystems and Compliance部(処分システムとその法令適合性を取り扱う部)、契約実務管理部、貯蔵・輸送部、地層処分部、計画・資源管理部(計画、人員配置、資金計画)などのラインが配置され、品質保証部、戦略的計画作成・国際プログラム部、渉外部などのスタッフ部門が配置されている。

ユッカマウンテン用地特性調査プロジェクトの事務所はラスベガスにあり、C. GertzがManagerを勤めている。実際の仕事は、米国地質調査所、サンディア国立研究所、ローレンスリバモア国立研究所、ロスアラモス国立研究所などが担当しており、さらに、Science Applications International Corp.、Technical & Management Support Services、Mactec、Reynolds Electrical & Engineering Co.、Raytheon Services Nevadaなどの企業が関与している。

新しい特性評価活動の前提条件は、土地へのアクセス(1989年10月に完了)、NRCによる用地特性評価計画の審査(1989年7月に完了)、Midway Valleyにおけるトレンチ掘削と第四紀層の水文に関する研究(1989年12月にNRCが受理)、絶滅

に瀕した生物種法の制定（1990年9月1日に陸棲の砂漠カメなど非危険生物に関する意見が提出される）、研究遂行のために完全に修正されたQAプログラムのNRCによる受理（1991年1月）、環境の法令適合性（environmental compliance）と認可などである。

米国では、1982年に議会が核廃棄物政策法を決定し、高レベル核廃棄物の処分の問題の解決をはかることとし、1983年にDOEは六つの州内の九つの場所を可能性のある処分用地として選定した。これらの用地についての予備的な研究結果が次々に報告された。その後、1987年12月に、議会は核廃棄物政策法を修正して、DOEにユッカマウンテンのみを研究させることとした。ユッカマウンテンが処分場として不適当であると分かったときには、研究が直ちに中止されることとしている。しかし、ネバダ州住民は1987年修正法が不公平であると感じており、極めて批判的である。

ネバダ州は1990年1月にDOEを相手取って訴訟を起こしたが、米国連邦巡回控訴裁判所は1990年9月に満場一致でDOEに有利な判決を下した。そこで、州は1990年12月に米国連邦裁判所にその判決に対する控訴を行った。一方、DOEは1990年1月に用地特性評価活動の認可を受けるべく米国地方裁判所に対して州を相手取って訴訟を起こした。しかし、最高裁判所が州の“不同意”の申し立てを判決するまでは、DOEは米国地方裁判所から最終判決を期待できない状況にある。

一方、DOE長官は10月に議会に新しい業務開始のための法律を考えるよう要求した。この時点でもDOEは州の環境規制のすべての基準に従おうとしているし、また、大統領は立法府の決定を提案された国家エネルギー戦略の一部として含めることを考えている。

この計画の科学研究活動は野外データの収集、解析、実験室におけるデータ収集、天然バリアのモデル開発、新技術の開発、概念的な工学設計、環境データ・考古学データの収集、計画・手順等の開発、特別研究、技術レポートの刊行などを考えている。

例えば、概念的な工学設計には、地上施設、処分場、廃棄物パッケージなどが含まれている。天然バリアのモデル開発のために、水理、地震、気候、地球化学、地殻変動などを調べることにしている。また、性能評価の計算には、感度解析と不確実性の解析を取り入れている。処分場から人の居住環境への放射性核種の放出についてのモデルの開発を行っている。

野外データの収集は、223のボーリング孔、95のトレンチやピット、595の監視ステーション44の測量などによって行われる。また、実験室におけるデータ収集は、放射性核種の収着と遅延、岩石の熱による機械特性などについて行う。

ユッカマウンテンプロジェクトでは、住民に情報を提供することに熱心である。昨年、市民グループ、企業グループおよび専門家組織に145回以上の説明会を行ってきた。ネバダ州の各地で展示会を行い、BeattyとClark Countyに情報センターを設置した。このプロジェクトではマスコミのあらゆる質問に答え、また、州内各所で年2回の公聴会を行っている。最近では、住民の反応は良好のようで、ユッカマウンテン見学会への招待に対して1000名以上の住民が一週間以内に回答を寄せている。その結果、見学会を3月、4月お



よび5月に行うという計画がなされた。

核廃棄物の地層処分を推進するために連邦政府の決意を示すには、民間放射性廃棄物管理局は、1) 法律関係が整備され、訴訟関係が解決すること、2) 適切な資金、人員を確保するために政府(行政予算局、Office of Management and Budget、OMB)とDOEが援助すること、3) 議会による十分な資金援助、を必要としている。これらの三つのすべてが揃わなければ、処分場計画は立ち往生することになり、原子力の選択は国家エネルギー戦略の主要部分としての意義を失うことになる。しかし、これらの見通しは必ずしも暗いものではなく、ユッカマウンテンプロジェクトは1991年のうちには動き出す見通しであるという。

米国地質調査所(USGS)はOCRWMのユッカマウンテン用地特性評価プロジェクトの活動の中の地質と水理の部分を分担している<sup>2)</sup>。

ユッカマウンテンの想定処分場の地質は第三紀火山岩で、その東側は第四紀沖積層によって覆われている。L. R. Hayesによって紹介された層位図は 図2 にしめすようなものである。処分場は海拔約1000mで山の地表面から約400mのところ想定されている。これはトポパ・スプリング部層内である。およそ1kmのところSolitario Canyon断層が走っている。

ユッカマウンテン用地の長所は、1) 乾いた地域にあり、地下水の涵養が極めて小さい、2) 地下水面が低い(750m以上の深さ)、3) 厚い不飽和堆積物および飽和・不飽和凝灰岩の高い収着性(SrとCsに対する収着性が極めて高い)、4) 透水性の極めて低い花崗岩などの地質を使える、5) 最も遠いサンプ(Sump、地下水の湧出後の集水窪地)まで既知である、6) この用地の地域的帯水層に到達する汚染物質はいずれも少なくとも100倍は希釈される、などである。

これに対し、ユッカマウンテン用地の問題点は、1) 高温における機械的性質の研究が必要、2) 超ウラン元素の収着性の研究が必要、3)  $10^4 \sim 10^5$ 年以内に多雨気候に戻りそうであるが、地下水理に対するこの気候の影響が未知、4) 地質構造の安定性が不確か、などである。

ユッカマウンテンにおける水理の概要は 図3 に示すようなものである。ユッカマウンテンの処分場想定地点での年間の降水量の推定値は155-175mmと言われている。このうち97%は蒸発、蒸散によって大気中に戻り、地中に涵養されるのはわずか3%にすぎない。涵養された地下水はCalico Hills部層を経て南方ないし南東のJackass Flats、Amargosa砂漠のプラーヤ(天然乾湖)あるいはDeath Valleyに向かって流れている。凝灰岩の収着性が高いこと、また、流出する水量が極めて少なく、基本的に窪地に流出することは、放射性廃棄物の処分の上では大変好ましいものであると思われる。

### 3. 教育問題

廃棄物管理および環境修復の技術者不足およびパブリックアクセプタンスに対応するために教育問題に関するセッションがもたれた。8件の講演に約50名の聴衆が熱心に耳を

傾けていた。環境修復と廃棄物管理教育の現状（講演者：C. W. Frank）<sup>3)</sup>、放射性廃棄物管理における大学インターン制（F. L. Parker）<sup>4)</sup>、D O Eと民間廃棄物管理局（O C R W M）の教育に対するイニシアチブ（G. King）<sup>5)</sup>、大学と国立研究所の連携（R. Bhada）<sup>6)</sup>、サウスカロライナ州での大学とD O Eの連携（M. E. Meadous）<sup>7)</sup>、環境修復・廃棄物管理の教育プログラムの開発（R. Harrison）<sup>8)</sup>、廃棄物管理の大学院プログラムの開発（W. P. Duggan）<sup>9)</sup>、中等学校の理科と数学の教師用廃棄物管理短期コースの経験（W. J. Toth）<sup>10)</sup>などについて発表された。そのうち二、三の話題を紹介してみたい。

米国では、原子力全体に対しても放射性廃棄物の貯蔵と処分に対しても極めて厳しい世論が存在する。これは高レベル廃棄物の処分のみならず、エネルギーの自立、環境保護、技術競争とも相互に関連した諸問題の解決の障害となり、種々の計画のネックとなっている。しかし、この解決は一朝一夕にできることではない。米国もここにきて少し廃棄物問題全体の進め方をトーンダウンしたようである。まず、関連の科学技術者を育て、国民の科学的教養を高めることが、計画の遂行とパブリックアクセプタンスを得るための近道であることに気づいた模様である。

米国では、最近、科学と数学を専攻する大学生の数が減少しつつある。その理由として、1) 国民の科学的教養の低下、2) 大学生年齢層の減少、3) 資格のある理科教師の不足、4) マイノリティ（少数民族）と女子学生が科学者・技術者になることを奨励することに失敗したこと、などを挙げることができる。エネルギー長官 James Watkinsは、D O Eが将来その多様な使命を果たすのに必要な科学技術者が不足するであろうことを認め、その解決のために適切なイニシアチブをとることとした。その中には、1) 女性と少数民族が科学技術の職業に入る動機と機会を与えること、2) 学生と教師に、科学技術に関する技能と知識の向上の機会を与えること、3) D O E傘下の国立研究所を利用して、科学・数学・工学関連の職業をめざす青年に実地研究の経験を与えること、などが含まれている。現在、六つの国立研究所が「実験科学教育センター」として考えられている。

教育問題に関するO C R W Mの役割分担として、フェローシップ計画を挙げることができる。この計画によって、地球科学、工学、物質科学、輸送（交通）、化学および放射線科学の分野の優秀な学生を支援している。さらに、18大学に対して研究支援も行っている。

しかしながら、放射性廃棄物管理計画の達成のためには、このような人的資源の開発だけでは十分ではないと言う。公衆が放射性物質の輸送、貯蔵および処分に関して何らかの懸念、不安を抱く限り、地層処分場や監視下再取り出し可能な貯蔵施設（Monitored Retrievable Storage, M R S）の用地を決めることは極めて困難である。多くの公衆の懸念は、特定の施設のための用地選定に関わる相対的なリスクとベネフィットの評価から生じる。しかし科学と数学に弱いことにも原因がある。放射性廃棄物管理に関連した諸問題を一般市民が理解し、意見をもち、また、正しく議論できるようにするためには、基礎的な技術と知識に関してあるレベルが必要である。処分場用地を選定し、施設を建設し、廃棄物を輸送するのは、必ずしも今の世代ではないかもしれない。次の世代がそれに責任をも

つことになるかもしれない。それならば、教育の対象を相当に幅広く考えなければならぬことになる。

OCRWMは、現存の理科のカリキュラムのなかで問題を詳しく取り扱うことによって、幼稚園から高校までの一般的な科学の教養を高めることができると考えている。大学レベルのカリキュラムも作成され、その試験と評価が行われている。さらにOCRWMは高校教師に対する現職教育計画にも大いに関与しており、また、教材の検討の段階で教師とカリキュラム作成者を参画させている。このカリキュラムは、科学的問題解決能力を高め、高レベル放射性廃棄物管理計画および関連の環境に関わる諸問題の理解を増進するように立案されている。さらにOCRWMの教育に関するイニシアチブでは、種々の市民、公衆および国際機関との協力協定により計画についての基本的な情報を提出することとしている。また、放射性廃棄物管理の分野の教育に関する国際的ワークショップももたれることとなっている。また、OCRWMは、直接参加と情報の双方向の流れを促進する種々の至れり尽くせりの活動によって公衆の理解を広げる試みを行っている。

しかし、高レベル廃棄物管理計画の成功も国民の一般的科学常識の向上も、一、二の機関の努力のみでは達成できない。政府、大学、産業界および学会の間の斬新な協力関係が着実に前進することが望まれている。

大学-国立研究所廃棄物管理教育研究組合(Waste Management Education-Research Consortium、WERC)は、ニューメキシコ州立大学(NMSU)によって提案された計画を1990年2月にDOE長官J. Watkinsが承認し予算措置を行ったことに始まる。“WERC”という略語によって知られるこの計画には、ニューメキシコ州立大学の他、ニューメキシコ大学(UNM)、ニューメキシコ鉱工業大学(NMIMT)の3大学と、ロスアラモス国立研究所およびサンディア国立研究所の2国立研究所が参画している。

この研究組合の主な目的は廃棄物管理に関する専門知識をもった技術者を育てることである。各大学によって事情は若干異なるが、農業工学科、土木工学科、地質工学科、機械工学科、電気工学科、化学工学科、石油工学科、原子力工学科、鉱山冶金工学科が関係している。廃棄物管理コースには、技術分野だけでなく、法律、住民対策(public policy)、経済、リスクアセスメントなども含まれる。このプログラムは1990年秋に始まり、3大学で200名の学部生および50名の大学院生が登録した。最初の4年間で200-300名の卒業生を出し、平準化した暁には毎年100名の卒業生を出す予定である。

大学院プログラムもまた1990年秋に作成された。このプログラムでは、学生は各専門のコアコースをとることが要求されているが、単位の半分は廃棄物管理からとることおよび論文は廃棄物管理分野で書くこととされている。

短大レベルのプログラムも計画されている。ここを出た卒業生は企業、研究所および政府機関において有害廃棄物の発生、処分、輸送、貯蔵あるいは規制などに技術者(technician)として関わるのが期待されている。このプログラムは1991年半ばに開始されることとなっている。

このプログラムの一環として、学部および大学院学生のための奨学生制度も発足した。

採用の条件は学業成績と環境分野への就職希望である。初年度には、35名の学部生が奨学金を支給され、50名の大学院生が研究助手手当の支給を受けることとなった。企業からの支援により奨学金制度の充実を図っているところであり、次年度には受給者の数を2倍にする予定である。

研究組合の活動の一環として、放射性、有害および固体廃棄物管理および環境修復関連の研究助成が開始された。初年度は87件の申請を2段階審査で27件に絞って資金を提供し、1990年2月にプロジェクトが開始された。1990年9月に61件の2年度の申請を受理し、そのうち34件に1991年の助成をする予定である。これらの研究の成果の予測するのは時期早尚であるが、150名の教官と学生が廃棄物関連の研究プロジェクトに関わるようになり、また、3大学と2国立研究所の間で技術移転がはかれるようになったことは極めて重要な経験である。

また、研究・教育を支援するために、ニューメキシコ州立大学Las Crucesキャンパスに土壌-水-大気試験研究施設、Carlsbadに放射能実験施設、Hobbsに石油-水実験施設を設置した。

本研究組合の技術移転活動として、年報の刊行、論文の投稿、パンフレットとニュースレターの発行、セミナーの開催などが行われており、技術移転のための大学公開講座も計画されている。

その他の活動として、1) ロスアラモス国立研究所との緊密な協力のもとに、高校までの生徒による環境データ観察のモデルプログラム、2) 高校教師とマイノリティ学生に対する環境工学夏期講習会、3) 高校までの生徒に対する講師派遣と見学会、4) 全米大学生による環境設計コンテスト(展示は1991年の地球の日)、5) ニューメキシコ州、ShiprockにあるNavajoコミュニティカレッジにおける実験実習計画などが挙げられる。

この規模の学会で教育問題に8件もの発表があり、半日の時間が当てられたことは、米国が廃棄物問題、ひいては原子力・環境問題を真剣に考え、かつ、その困難を教育によって解決しようとしている熱意の表れととることができよう。わが国においても原子力(核)工学科学生の原子力(産業)離れが喧伝されている。しかし事の是非を嘆いてばかりいても解決にはならない。政府、産業界、大学、学会等の諸機関の協力関係のもとに有効な手立てを真剣に模索すべきであろう。その中には、具体的には、学部・大学院学生の奨学金制度の充実、大学と研究機関間の協力研究の拡大、国民の一般的科学的教養の向上、就職の動機と決断が学生一個人のライフスタイルによっても行われることを考えるとき、学生の卒業後の職場のアメニティやパブリシティの向上の努力なども含まれよう。これらはいずれも新たに始めなければならない努力ではない。今までも提案されずで行われている努力をほんの少しだけ強化すれば足りることであろう。

## 文 献

- 1) C. P. Gertz. 廃棄物管理' 91 (第17回ツーソン会議) 報文集は現在未刊であっ

てページが示せないなので、予稿またはプログラムにある著者名だけを記す。

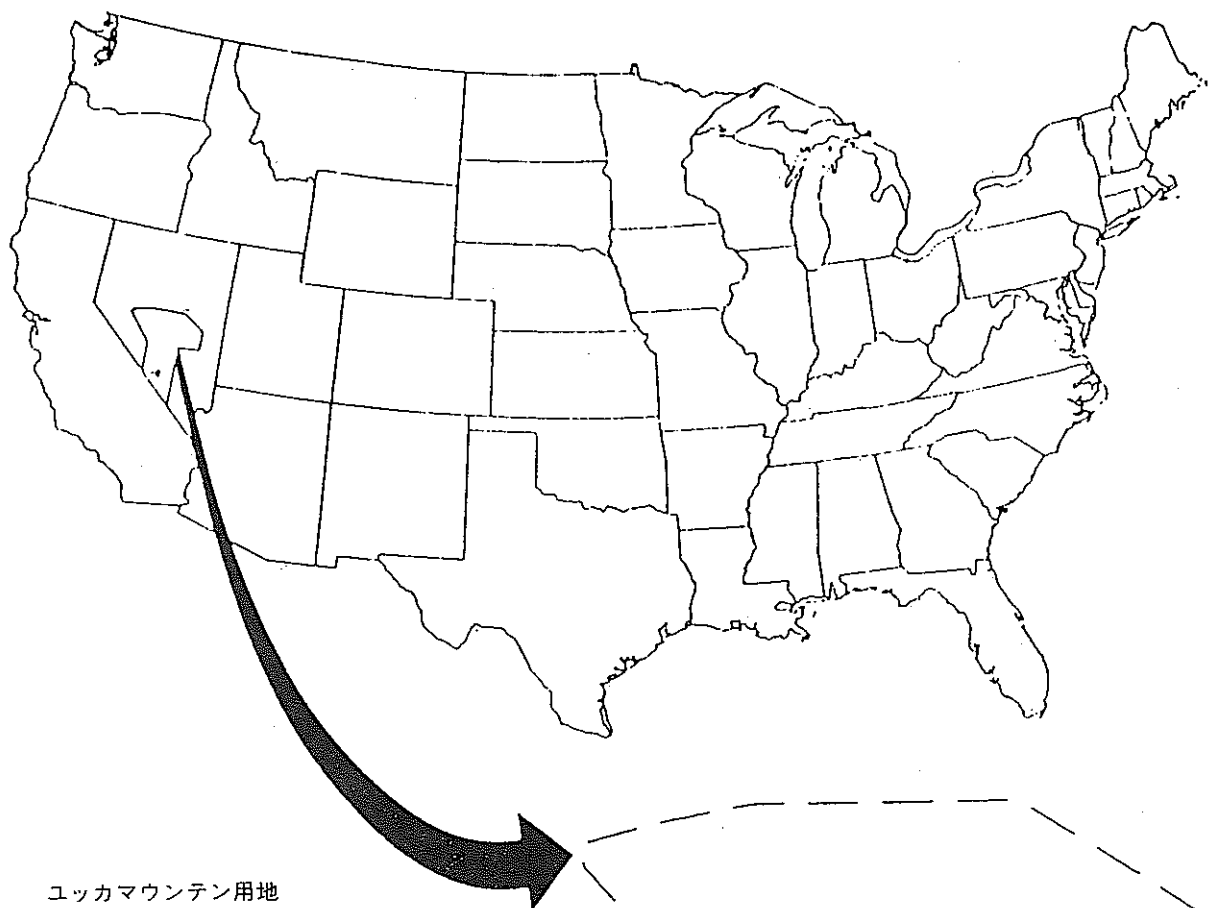
- 2) A. Buono, L. R. Hayes.
- 3) C. W. Frank, S. M. Prestwich, T. C. Chee.
- 4) F. L. Parker.
- 5) G. King.
- 6) R. Bhada, J. D. Morgan, J. Bickel, D. Bandy.
- 7) B. E. Gilliland, M. E. Meadows, H. J. Payne, T. Hallman.
- 8) R. J. Harrison, W. J. Toth, T. R. Smith.
- 9) R. E. Berlin, W. P. Duggan, C. C. Stanton.
- 10) W. J. Toth, T. H. Smith, M. M. Garcia, J. E. Ferguson.

表1 国別の論文数と登録者数

国名	論文数	登録者数
米 国	251	1533
英 国	11	25
フランス	6	19
カナダ	3	17
日 本	8	16
ドイツ	8	15
中国(台湾)	4	6
スウェーデン		4
韓 国	3	4
スイス		2
オーストリア		2
ベルギー		2
スペイン	1	2
オランダ		2
ソ 連	3	2
ユーゴスラビア		2
イタリア	2	1
イスラエル		1
IAEA	1	
仏・中	1	
米・独	1	
米・日	1	
合 計	304	1656

表2 各セッションの主題と論文数

主 題	論文数
1. 総会：より美しい環境のための活動	8
2. OCRWM計画の概要	5
3. リスクコミュニケーション—パブリックアクセプタンスの鍵	6
4. サバナリバー用地—新しい10年間のための環境修復と廃棄物管理	7
5. 米国エネルギー省の5年計画	6
6. 廃棄物管理に関する米国エネルギー省特別パネル	—
7. 高レベル廃棄物 (ポスター)	2 6
8. 低レベル廃棄物管理：協定の状況、許認可申請、訴訟	8
9. 核廃棄物管理に関する意志決定過程における監督パネル	9
10. 核廃棄物管理問題の社会的要因とコミュニケーション	6
11. 研究・開発・実証・試験・評価計画の実績	2
12. 低レベル廃棄物の処理 (ポスター)	2 6
13. 処分と除染のためのリスク評価	7
14. 環境修復に対する優先順位設定	6
15. 廃棄物管理における教育の必要性和就職の動機	8
16. 混合廃棄物の特性評価、処理および管理 I	7
17. 低レベル廃棄物の処分と性能評価 (ポスター)	2 8
18. 環境修復：技術—概念および実証	8
19. 核廃棄物の輸送	7
20. 混合廃棄物の特性評価、処理および管理 II	8
21. 放射性廃棄物の低減、取り扱いおよび処理	9
22. 低レベル廃棄物：環境修復と輸送 (ポスター)	2 3
23. 高レベル廃棄物：処理と梱包	6
24. 低レベル廃棄物の特性評価と分別	6
25. 規制面からみた新しい改善技術	5
26. 高レベル廃棄物計画での規制経験	3
27. 廃棄物管理に対する廃止措置の影響	8
28. 高レベル廃棄物処分用地としてのユッカマウンテンの特性評価	5
29. 核廃棄物処分のためのシステム解析	5
30. 超ウラン元素取り扱い施設	9
31. 廃棄物管理における実務上の諸問題	7
32. 混合廃棄物に対する規制の影響	7
33. 米国エネルギー省の文化革命	3
34. 核廃棄物管理における品質保証と品質管理	6
35. 超ウラン元素廃棄物管理計画	7



ユッカマウンテン用地

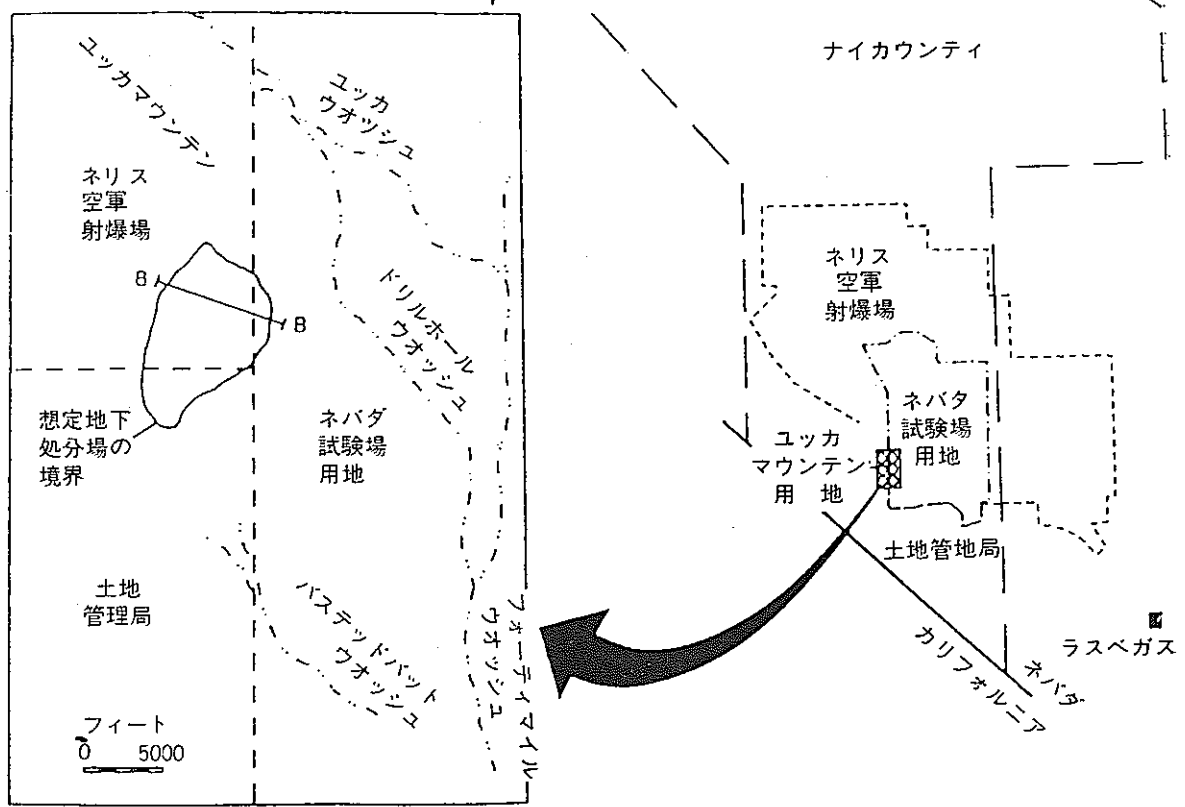


図 1 放射性廃棄物の地下処分場として考えられているネバダ州南部ユッカマウンテン用地の位置 (米国エネルギー省用地特性評価計画, 1988 図 2.1 から)



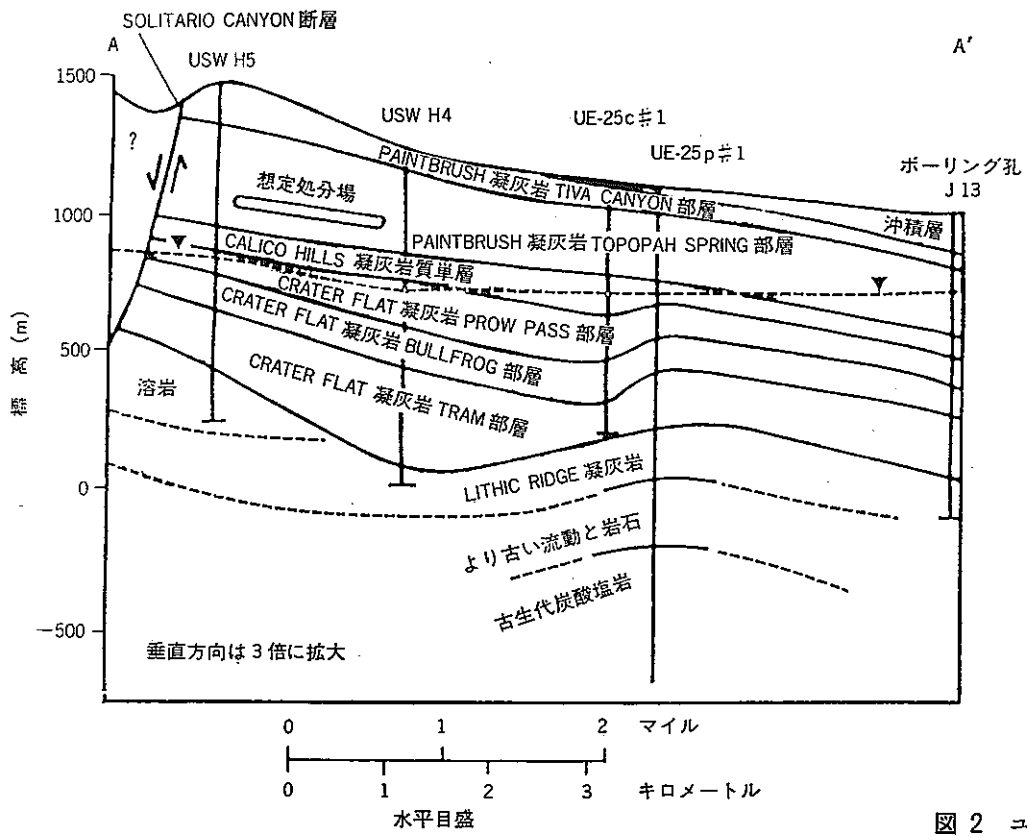
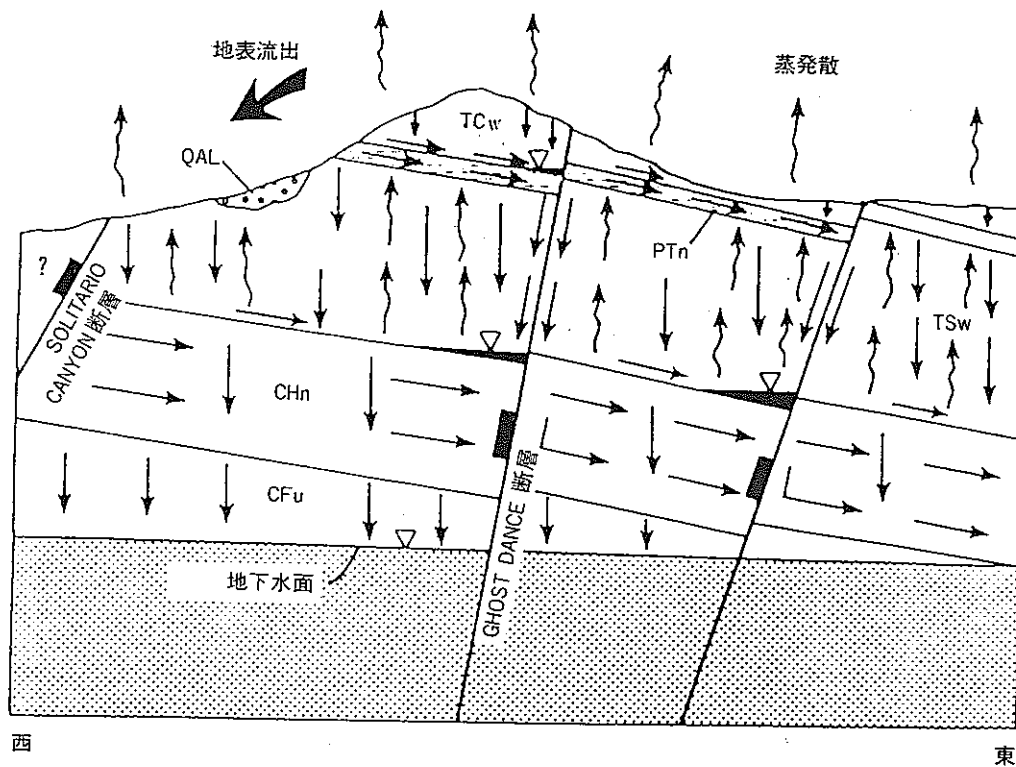


図 2 ユッカマウンテンを横断する部分の層序

(米国エネルギー省用地特性評価計画, 1988, 図 3.25)

- ▼--- 地下水面
- |--- 層位境界 (破線は不明部分を示す)
- ? 不明部層
- /// 断層
- ┆ USW H-4 ボーリング孔



- QAL 沖積層
- TCw TIVA CANYON 溶結部層
- PTn PAINTBRUSH 非溶結部層
- TSw TOPOPAH SPRING 溶結部層
- CHn CALICO HILLS 非溶結部層
- CFu CRATER FLATS (未分化) 部層

- ↓ 液体水流れ
- ↑ 水蒸気流れ
- 正断層
- 地下水面
- 考えられる宙水帯
- 飽和帯
- ? 不明部層

図 3 自然の状態での水分流れ系の概念を示すユッカマウンテンの東西断面図

[米国エネルギー省用地特性評価, 1988, 図 3.40 から (Montazer と Wilson, 1984 を一部修正)]

## 第6章 環境線量評価モデルにおける不確実性の算出

### 6.1 はじめに

本章は、John E. Till & H. Robert Meyer編：Radiological Assessment, NUREG/CR-3332, ORNL-5968 (1983) の第11章 Evaluation of Uncertainties in Environmental Radiological Assessment Models (F. O. Hoffman & R. H. Gardner 著) を訳出したものである。

環境への放射性核種放出の評価では、発生源からの放射性核種の移行ないし人への線量の計算までを記述できる数学的モデルを使うことが要求される。これらのモデルにおいて、空気、水、陸上、食物および人の組織の間の放射性核種の移行などの、多数の媒体間の関係を定量的に表現する値はモデルパラメータと呼ばれる。放射線量評価の結果は、放射性核種の放出を容認できるかどうかの決定を容易にするために使われる。このような決定は、予測される結果を軽減するのに必要な防護活動や緊急活動は勿論、施設の許可申請や設計にも影響を与える。

これらのモデルを使うとき、考えるべき重要問題は、モデル予測値の正確さがどの位か、ということである。過去においては、保守的な仮定を使用することによって公衆の構成員が受ける実際の線量を過大評価しがちなモデル計算がもたらされた。これらの仮定は、空気、水もしくは食物中の最大濃度の場所に住み、またその行動と食事上の習慣により予測線量が予想平均値よりも高くなるような仮想的個人を仮定している。たとえそうではあっても、原子力施設からの放出に対して計算された線量の大半は規制上の基準に比べてごく小さなものに過ぎなかった。つまり、モデル予測に関連した不確実性を決定するという努力は、規制上の必要よりは科学的好奇心によって促されたものであった。

この状況は変わってきた。数値指標と規制限度は過去数年の間に大幅に切り下げられた。以前は、一般公衆の構成員の全身に対する最大許容線量は500ミリレムであった(FRC, 1969)。米国環境保護庁(EPA)の現在のウラン燃料サイクルの基準では、個人の全身被曝線量が25ミリレムを越えないことが要求されている(USEPA, 1977)。放射線防護基準の制限が強化されるとともに、保守的に仮定された最大被曝個人に対する線量の計算でももはや線量限度内にあると考えられる評価値が得られなくなった(HoffmanとKaye, 1976)。

現在、保守的な仮定を排除し、モデル予測の“現実性”を増大させることが強調されつつある。線量の計算は、住民の実際の居住地に対して、また、原子力施設の近くに住んでいる個人による食物の生産と消費に対する立地固有の状況に対して行われつつある。あいにく、多くの環境移行係数と線量変換係数は、立地固有の基準では決定されていない。しかも、これらは最も変りやすく、かつ、その推定において最も不確実性を示すパラメータである(HoffmanとBaes編, 1979)。多くの放射性核種に対して、パラメータ推定に対して

適切なデータが利用不可能であり、また、パラメータ値は科学的な判断を用いて得なければならない (Hoffmanら, 1978a, 1978; Ngら, 1978)。残りの不確実性を明らかにすることなく保守的な仮定を排除することによってモデル予測の現実性を改善するという試みは、過小評価の可能性を増やすことになる。

それゆえ、“保守的な” 仮定よりも“現実的な” 仮定を用いたモデルが、1桁でも規制値に近い線量予測値を生ずる時には、「実際の線量が基準を超える可能性があるのか」という疑問が生ずる。この疑問は現在の放射線評価モデルに関わる不確実性を評価しようという動機を増大させることになる。

## 6. 2 不確実性の発生源

すべての環境評価モデルが元来不確実なものである。せいぜい、それらは現実世界の現象の近似にすぎない。詳細モデルは、通常、モデルパラメータに対するデータを欠いていることによって限定される。一方、より単純なモデルは、より少ない情報で間に合い、物理的に複雑な系を若干の方程式の形にまとめることができる。それゆえ、モデル予測の誤差が種々の多数の発生源から発生することになる。基本的にこれらの発生源は、不適当なパラメータ推定 (パラメータの偏り)、不適当なモデル公式化 (モデルの偏り) およびランダムな測定・サンプリング誤差あるいは自然変動による確率論的影響 (パラメータ変動) に分類される。

モデルとそのデータベースがはじめに作成されたものと異なった条件で予測が行われる時、モデルの偏りとパラメータの偏りは、特に疑わしいものとなる。このような状況は稀ではない。たとえば、短期の観察によって得られたデータベースからなるモデルが、しばしば遠い将来への影響を予測するために使われる (Kocher, 1982)。平らな地形と短距離での実験により作成されたモデルが複雑な地形の大きな地域での放射性核種の大気中濃度の予測に使われてきた (Millerら, 1981)。多様な野外条件下での植物による土壌からの放射性核種の取り込みを予測するモデルが、時には、鉢の土壌で育てられた若干の植物種についての限られた数の温室実験によって得られたデータに基づいていることがある (Ngら, 1982)。

不確実性の発生源としてのパラメータ変動は決定論的モデルを使用することと関連している。決定論的モデルは、一つの予測を行うために各パラメータに対して一つの値を用いている。これらのモデルは、不正確なパラメータ推定と系の変動の影響を無視している。どのような評価条件に対しても、モデルパラメータは、値の範囲 (もしくは分布) によって表されるのが最も有用である。この範囲はモデル予測の範囲 (もしくは分布) に翻訳される。この範囲を明らかにできないということは、保守的な仮定が計算から外されたとき、決定論的モデルの予測が説明困難となることを意味している。パラメータの推定における不正確さを明快に説明するためには、決定論的なモデリングの方法よりも確率論的なモデ

リングの方法が必要となる。

### 6. 3 範囲の限定

不確実性の解析における第一歩は範囲を限定することである。これには評価の目的を明確に述べ、関係している放射性核種、被曝経路、およびモデルパラメータを決定することが必要である。不確実性解析の範囲を限定することによって、意味のない評価モデルについて財政的、物理的および人的資源の浪費を避けることができる。特定の放射性核種、被曝経路およびパラメータの重要性は、単純なスクリーニングやより厳密な数学的な感度解析によって決定される。

#### 6. 3. 1 スクリーニングの方法

重要でない放射性核種および被曝経路のスクリーニングの簡単な方法は、モデル予測を任意の限度もしくは確立された規制基準と比較することである。この方法では、線量限度(DL)のある特定の割合より以上に寄与し得ないすべての放射性核種と被曝経路は、以後の解析から除かれる。この割合の指定は主観的なものであり、モデル予測と関連する潜在的な偏りと変動についての進んだ知識を必要とする。

スクリーニングの目的に対して、線量限度の大部分は保守的に偏っているものと考えられるモデルに対して指定される。逆に、より小さな部分は、モデルが保守的な偏りをもたず、予測が高度の不確実性でもって悩まされるときに適用されるべきである。

スクリーニングに対して線量限度を用いることは、不確実性が確立された基準からある割合を超えないならば、モデルのこれらの部分における不確実性がほとんど関心をひかないことを意味している。多くの場合、すべての被曝経路と放射性核種を考えた線量予測は、小さなものであって、不確実性解析は必要がないであろう。他方、スクリーニングの基準として(実効もしくは器官特有の)全予測線量の一部を用いることは、ある放射性核種と被曝経路が以後の解析のために常に選ばれることを保証する。

[例1] ウラン燃料サイクルに対する現在の米国環境保護庁(EPA)の線量限度は、全身および甲状腺以外のどの器官に対しても25ミリレムで、甲状腺に対しては75ミリレムである(USEPA, 1977)。平常時に少量の放射性核種を大気および水環境に放出している原子力施設の付近に住んでいる個人に対する完全な評価では、9被曝経路と35核種に対して線量予測が行われている(表6.1)。

考えられる各被曝経路および35核種のすべてに対して不確実性解析を行うことは現実的ではない。しかしながら、全身および甲状腺以外の器官に対するEPAの限度(25ミリレム)の5%(1.25ミリレム)および甲状腺に対するEPAの限度(75ミリレム)の5%(3.75ミリレム)をスクリーニングの基準として使うと、不確実性解析の範囲を $^{131}\text{I}$ に対する被曝に影響するモデルとパラメータのみに減らすことができる(甲状腺に対する $^{131}\text{I}$ の線量はスクリーニングの基準を30%超える)。他方、全身に対する予測線量(1.0

ミリレム)の10%(0.1ミリレム)と甲状腺に対する予測線量(4.9ミリレム)の10%(0.49ミリレム)をスクリーニングの基準に使うと、解析の範囲を魚と肉の中の $^{137}\text{Cs}$ および牛乳と野菜の中の $^{131}\text{I}$ に対する被曝に影響するモデルとパラメータにまで拡張しなければならなくなる。

これらの場合には、どちらかのスクリーニング基準—EPAの限度の5%もしくは全予測線量の10%—は十分に小さく、潜在的に重要な放射性核種あるいは被曝経路の除外を不可能にするであろう。

### 6. 3. 2 感度解析

感度解析とは、通常、モデルに含まれる一つの着目パラメータ以外を前もって決めた公称値にしたままでその着目パラメータを少しずつ変えて、モデル予測に対する相対的な影響を定量的に評価するものである。モデル予測に最大の影響を有するパラメータはそのモデルの最大感度パラメータと呼ばれる。しかしながら、環境モデルにおいては、大きなパラメータの不確実性もしくは変動性が小さなパラメータの変動によって得られる結果とは全く異なる結果を生ずることがある(Gardner et al, 1982)。このため、各パラメータを予想される全範囲にわたって変えることによって感度解析を行うことが推奨される。

たとえば、放射線評価において採用されるモデルのうち最も単純なものは、累乗連鎖である。この場合、モデルの構造は

$$\text{線量} = Q \cdot A \cdot B \cdot C \cdot D_r \quad (6.1)$$

と表される。ここで、

Q = 一定の放出速度

A = 大気中あるいは水系における物理的分散

B = 食物連鎖による移行

C = 食物摂取速度

D = 線量変換係数

である。公称値の一定割合だけ各パラメータを加減することによって行われる感度解析は、各パラメータが同様に重要であることを示すであろう。しかしながら、各パラメータをその予想される範囲全体にわたって変えることによって別の結論に到達することもある。たとえば、もしもQを2桁、Aを2倍、Bを10倍、Cを3倍、 $D_r$ を4倍変えるときには、パラメータの重要性の順位は $Q > B > D_r > C > A$ となり、伝統的な感度解析の結果とは全く異なったものとなる。

また、食用植物にある濃度まで一定の速度で析出する放射性核種の移行を予測するために現在使われているほとんどの評価モデルは(6.2)式に類似の式を採用している。

$$\begin{aligned} C_{iv} = & d \{ r [1 - \exp(-(\lambda_{ir} + \lambda_w) t_a)] / [Y_v(\lambda_{ir} + \lambda_w)] \\ & + B_{iv} [1 - \exp(-(\lambda_{ir} + \lambda_{is}) t_b)] / [p(\lambda_{ir} + \lambda_{is})] \} \\ & \times \exp(-\lambda_{ir} t_n) \end{aligned} \quad (6.2)$$

ここで

$C_{iv}$  = 植物中の核種  $i$  の濃度 ( $C_i/\text{kg}$ )

$d$  = 平均沈着速度 ( $C_i/\text{m}^2 \text{ d}$ )

$r$  = 初期の沈着のうち食用部分に捕捉された割合 (-)

$Y_v$  = 食用植物の収穫物の生物量 ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )

$\lambda_{ir}$  = 放射性崩壊定数 ( $\text{d}^{-1}$ )

$\lambda_w$  = 植物表面からの放射性核種の除去に対する環境損失定数 ( $\text{d}^{-1}$ )

$t_e$  = 植物が汚染空気に暴露される時間 (d)

$B_{iv}$  = 植物中の濃度に対する土壌中の濃度の比 (-)

$p$  = 特定の根の深さ以内の土壌の有効表面密度 ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )

$\lambda_{is}$  = 土壌中の核種に対する環境損失定数 ( $\text{d}^{-1}$ )

$t_b$  = 土壌が汚染空気に暴露される時間 (d)

$t_h$  = 収穫と消費の間の時間 (d)

である。

この例に対して、あらかじめ選んだ公称値および核種に依存しないパラメータと核種に依存するパラメータ（沈着速度は一定であると仮定）を表 6. 2 に列記する。

いかなる特定の 1 組の条件下においても、公称値と極限値の選択は、実質上は、この例に与えたものとは異なることに注意されたい。感度解析を行う前に公称値とパラメータの範囲の妥当性を評価するために、常に、健全な判断を用いるべきである。

上述の公称値および範囲について行われた感度解析の結果を表 6. 3 に示した。表 6. 3 には、類似の生化学的挙動を示すが異なった崩壊定数の放射性同位体の影響を比較するために、 $^{129}\text{I}$ 、 $^{131}\text{I}$ 、および  $^{133}\text{I}$  の結果を示した。 $^{133}\text{I}$  の崩壊定数  $\lambda_{ir}$  は  $0.797 \text{ d}^{-1}$ 、 $^{129}\text{I}$  の崩壊定数は  $1.12 \times 10^{-10} \text{ d}^{-1}$  である。表 6. 3 においては、特定のパラメータの公称値以外のパラメータを固定しておき、そのパラメータの公称値に対して最小値と最大値を代入して感度指数を出し、植物濃度の最大値と最小値 ( $C_{iv}^{\text{max}}$ ,  $C_{iv}^{\text{min}}$ ) を得た。表 6. 3 の各指数は

$$\text{感度指数} = 1 - (C_{iv}^{\text{min}} / C_{iv}^{\text{max}}) \quad (6.3)$$

を用いて得ることができる。

たとえば、 $1 p C_i / \text{m}^2$  という一定の  $^{131}\text{I}$  沈着速度に対して  $r$  の公称値を 0.2 からその最大値 0.5 まで上げると

$$C_{iv}^{\text{max}} = 2.37 p C_i / \text{kg 植物}$$

となる。 $r$  の値を 0.05 に下げると

$$C_{iv}^{\text{min}} = 0.239 p C_i / \text{kg}$$

になる。パラメータ  $r$  に対する  $^{131}\text{I}$  の感度指数は

$$\text{感度指数} = 1 - (0.239 / 2.37) = 0.90$$

となる。

0.01以下の感度指数はパラメータの値の変化に対して数値の上では鈍感であることを示している。解析の結果は $^{131}\text{I}$ に対して最も重要なパラメータは $r$ と $Y_v$ であることを示している。 $^{131}\text{I}$ に対してパラメータ $t_e$ 、 $p$ 、 $t_b$ 、 $B_{iv}$ および $\lambda_{is}$ が鈍感であることから、(6.2)式は

$$C_{iv}^{1-131} = d \cdot r \cdot [Y_v(\lambda_w + \lambda_{ir})]^{-1} \exp(-\lambda_{ir} t_h) \quad (6.4)$$

と簡単化される。

$^{131}\text{I}$ に対して、 $C_{iv}$ の不確実性はパラメータ $t_h$ の変化によって支配されることが表6.3から明らかである。 $t_h$ が高感度なのは $^{133}\text{I}$ の半減期(20.9h)が比較的短いことによる。パラメータ $\lambda_w$ の低感度のために $^{133}\text{I}$ に対しては(6.4)式はさらに

$$C_{iv}^{1-133} = d \cdot r \cdot (Y_v \cdot \lambda_{ir})^{-1} \exp(-\lambda_{ir} t_h) \quad (6.5)$$

と簡単化される。 $^{129}\text{I}$ に対しては(表6.3に示したように)、(6.2)式のパラメータ $t_e$ と $t_h$ のみが鈍感である。それゆえ、 $^{129}\text{I}$ に対する(6.2)式は

$$C_{iv}^{1-129} = d \{ r [1 - \exp(-\lambda_w t_e)] / (Y_v \lambda_w) + B_{iv} / (p \lambda_{is}) \} \quad (6.6)$$

に変形される。 $^{129}\text{I}$ の $\lambda_{ir}$ が極めて小さな値( $1.12 \times 10^{-10} \text{d}^{-1}$ )であるので、(6.2)式の $(\lambda_w + \lambda_{ir})$ と $(\lambda_{is} + \lambda_{ir})$ の表現が(6.6)式ではそれぞれ $\lambda_w$ と $\lambda_{is}$ に等しいことに注意されたい。

本章においては、感度解析がモデルの不確実性の解析に先立ち考えなければならないパラメータと被曝経路の数を減らす有効な手段となることを示した。

#### 6.4 モデルの妥当性

モデル予測と関連した不確実性を解析する最良の方法は、モデルの妥当性という方法である。何が“妥当な”モデルであるかについては多くの考え方があるが(Mankinら,1977)、実際上は、モデルの正確さの許容レベルを請け合う検定が十分になされた時に、このモデルは妥当であると考えることができる。モデルの正確さの許容可能性は主観的な決定であり、ケースバイケースで変わり得ることである。

現在の放射線量評価モデルの決定論的性質のために、与えられた放射性核種の放出、被曝経路および決定器官に対して唯一の線量予測がなされる。放射性核種の放出、環境濃度および集団の中の個人のふるまいと生理学は変動する量である。それゆえ、放射線量評価モデルの妥当性は、測定された情報の分布に対する予測量の比較によって始められる(図6.1)。この比較は、モデルが意図している条件の範囲を示している測定に対してなされるべきである(図6.2)。

モデルの検定に対して選ばれた条件の各々の組に対して、この方法は異なる予測量と測定量を与えるものと期待される。これらの結果は各予測値を対応する測定値の分布で割る



ことによって比較し、各々の条件の組に対する予測値対観測値の比 (P/O) の頻度分布を与えることができる (図6. 3)。これらのP/O比は、モデルの一般的な適用性と関連する全体的な不確実性を示す一つの一般的な分布にまとめられる。

#### 6. 4. 1 P/O比の適用

P/O比の分布は予測上の偏りとシステムの変動による不確実性の尺度を与える。たとえば、中央値1.0と標準偏差0.2をもつ対数対称分布のP/O比は、システムの変動性により20%の相対誤差で、系統的偏りを全く示さない。他方、中央値10と標準偏差0.2をもつ対数対称分布のP/O比は10倍の過大評価の傾向をもつ強い偏りを示す。この場合には、ほんの2%の相対誤差のみがシステムの変動によるものである (図6. 4)。

妥当性実験が行われた条件に類似の特性を有する評価にモデルが適用されるならば、P/O比は系統的偏りを減らすためのモデル予測を校正するために使うことができる。校正後の残りの不確実性はシステムの変動によるであろう (図6. 5)。P/O比の逆数の分布は、この場合、モデル予測値の不確実性のために線量限度もしくは環境基準を越えない確率を推定するためにも使われる (図6. 6)。

[例4] たとえば、原子力施設が比較的予測可能な気象パターンによって特徴づけられる平らな地形に位置しているものと仮定する。単純な大気分散モデルが放出源から70 kmの位置での年平均空気中濃度を予測するために使われる。<sup>85</sup>Krの一定の放出に対して、このモデルは38 pCi/m<sup>3</sup>の年平均濃度を予測する。この予測はどの程度不確実であろうか。このモデルが評価を受けつつある地域に一般的なものと極めて似ている気象条件および地形条件下で検定されたことを文献レビューが示していると仮定しよう。これらの検定の結果は幾何平均 $X_g$ が2.41で、幾何標準偏差 $S_g$ が1.45の対数正規分布のP/O比を与える。すべてのP/O比の95%を含むと期待される ( $X_{min}$ と $X_{max}$ で定義される) 区間は

$$X_{max} = X_g S_g^2 \quad (6.7)$$

および

$$X_{min} = X_g / S_g^2 \quad (6.8)$$

と算出される。

P/O比の幾何平均は、単純な分散モデルが約2.4倍だけ平均より過大評価をするであろうことを示している。(6.7)式と(6.8)式の幾何平均と幾何標準偏差の値を用いることによって得られた結果は、過大評価の範囲が1.1倍と5.1倍の間にあるべきことを示している。モデル予測をP/O比の幾何平均によって割ることによる校正によって系統的偏りは減らされる。つまり、空気中濃度の不偏的予測値は  $(38 \text{ pCi/m}^3) \div (2.41) = 16 \text{ pCi/m}^3$  で、この校正された予測に対する95%区間は7.6から34 pCi/m<sup>3</sup>である。ことによって得られた結果は、過大評価の範囲が1.1倍と5.1倍の間にあるべきことを示している。モデル予測をP/O比の幾何平均によって割ることによる校正によって系統的偏

りは減らされる。つまり、空气中濃度の不偏的予測値は  $(38 \text{ p C}_i / \text{m}^3) \div (2.41) = 16 \text{ p C}_i / \text{m}^3$  で、この較正された予測に対する95%区間は7.6から34  $\text{p C}_i / \text{m}^3$  である。

[例5] さらに、任意限度として40  $\text{p C}_i / \text{m}^3$  を仮定する。例3の較正なしのモデルが38  $\text{p C}_i / \text{m}^3$  の空气中濃度 ( $P'$ ) を予測するならば、過大でない限度の確率はどのくらいか？

対数正規統計を用いて、

$$z = [\ln(L) - \ln(P' / X_{g.p./o})] / \ln(s_{g.p./o}) \quad (6.9)$$

を見出す。ここで

$X_{g.p./o} = P/O$  比の幾何平均、2.41

$s_{g.p./o} = P/O$  比の幾何標準偏差、1.45

$z$  = 累積確率の特定レベルに対応する標準的な正規分布における標準偏差の数である。つまり

$$z = [\ln(40.0) - \ln(38.0/2.41)] / \ln(1.45) = 2.51$$

となる。

この2.51という $z$ 値は表6 A. 1の0.9940という累積確率に対応する。つまり、予測値 $P'$ の不確実性が、実際の空气中濃度が限度 $L$ を越えない確率は99%以上であると結論することができる。逆に、限度 $L$ を越える確率は1%よりも小さいと結論できる。 $P/O$ 比の分布は予測値 $P'$ がもたらされた条件に直接関係があり、また、これらの分布は十分に大きな数の観測から得られたものであると仮定することによって、これらの結論を引き出したことに注意されたい。この仮定は常に問題にされるであろう。

#### 6.4.2 相関解析の応用

モデルの性能のもう一つの尺度はモデル予測を環境条件の範囲の観測と比較し、また、予測値と観測値の間の相関関係を検定することによって得られる。

強い相関は、観測値の中の相違がそのモデルによって説明できることを示している。弱い相関は観測値の中の相違がそのモデルによっては説明できない要因に支配されていることを示している。弱い相関は、不適當なモデル構造、不適當なモデルのパラメータ化、もしくは高いシステム変動など、多数の要因の結果である。

モデルが欠陥のある予測変量でありながら、しかも予測値と観測値の間に強い相関を示すことはありうる(図6.7)。この場合、予測値は比例した量だけ観測値と異なる傾向がある。強い相関のために、モデルの性能を改善するのに必要なことは、一定倍だけモデル予測値を較正することだけとなる。

[例6] AIDOS-EPAコンピュータコード(Mooreら1979)に含まれている、大気分散モデルの試験においては、核燃料再処理施設から放出される $^{85}\text{Kr}$ の年平均空气中濃度の予測値と13サンプリング地点から得られた空气中濃度の測定値の1年間の平均値との間の相関解析が行われた(Fieldsら1981)。この解析の結果を図6.8に示す。

図6. 8にプロットした点は $^{85}\text{Kr}$ の空气中濃度の予測値と13モニタリングステーションでの測定値との間の関係である。各点の位置は、y軸に予測値を、また、x軸に観測値を与えることによって決定した。実線は予測値が観測値に等しい場合の関係を示している。

実線がプロット点のどれとも交差していないことに注意されたい。一見したとき、大気分散モデルは比較的欠陥のある予測変量であるかのように見える。しかしながら、1次の相関係数( $r$ )は0.93で、予測値と観測値の間に強い相関があることを示している。つまり、モデルは観測点にはよい一致を示さないが、観測値の間の差のほとんどはこのモデルによって説明される。プロット点に合うように改良すべき補正係数を用いてモデル予測値を較正することによってモデルの正確さを改善できる。モデル較正の結果は図6. 8の破線で示されており、この場合、モデル予測値は2で割ってある。

図6. 8に示された相関分析は、モデル予測値が偏りのある場合に典型的なものであるが、このモデルによっては説明できないシステム変動の量は予測値と観測値の範囲と比較して小さい。この場合、モデルの偏りは保守的である。つまり予測値は観測値を過大評価する傾向がある。この偏りの原因は大気平均混合高度の過小評価の結果であると考えられている(Fieldsら,1981; Bucknerら,1981)。

#### 6. 4. 3 モデルの妥当性の限界

モデルの妥当性は予測をしようとしている条件の全範囲にわたる検定を必要としている。これは時間と資金のかかりの投資を必要とする。大多数の妥当性研究は、アセスメントモデルの要素に限定されてきており、また、比較的短時間かつ少数の場所に限られてきた。しばしば、モデル予測値が観測データにあらかじめ適合された、いわゆる“妥当性”検定とモデル予測値とは独立な観測値との真の比較とを区別することは困難である。他の場合には、妥当性は、予測濃度および線量のレベルが極めて低いこともしくはモデルで考えている時間が長いために、ほとんど不可能である(LindackersとBonnenberg,1980)。

モデルの妥当性に対する一つの情報源は原子力施設における現在のモニタリング計画から得られるデータであり得た。しかしながら、これらの計画は、モデル予測値と報告されたデータとの信頼できる比較を許す程適当であることはまれである(Eichholz,1978; USNRC,1982)。大多数のモニタリング計画は確定された限度もしくは技術的仕様と合致することを示すために特別に計画されており、また、実験もしくはサンプリングの計画の変更および検出限度の改良は、これらの計画により得られるデータが評価モデルの検定に対して適切となる前になされなければならない。

#### 6. 5 パラメータの不確実性解析

モデルの不確実性を定量化するための妥当性に関する情報が容易に入手できないか十分には完全でないときには、どうすればよいのだろうか。モデル構造が比較的偏りのないものであれば、(すなわちモデルの構造が評価を受けようとしている実際の状況を適切に表

しているならば)、モデル予測値の不確実性を評価することができる。パラメータの不確実性解析では、各モデルパラメータに対する値の推定頻度分布を用いてモデル予測値の頻度分布をつくり出す(図6. 9)。モデル予測値の分布はアセスメントモデルの決定論的予測もしくは潜在的偏りと確定限度を越える可能性を推定するための確定限度と比較することができる(図6. 10)。

パラメータの不確実性解析はまたモデル予測における全体的な不確実性解析に対する各パラメータの寄与の決定に対しても有用である。この情報は、パラメータ評価を改善し、不確実性を減らすための以後の研究の参考となる。

#### 6. 5. 1 パラメータの不確実性の評価

パラメータの不確実性解析の第一歩は各入力パラメータに係わる値の広がりを決めることである。普通遭遇する一般的条件およびパラメータの不確実性を評価する手順を表6. 4に概略示してある。理想的にはパラメータ値はサイト固有の研究から引き出されるべきである。適切なデータが存在する時には、適当な統計分布とそのモーメント、たとえば、平均と分散(HahnとShapiro, 1967; JohnsonとKotz, 1970)が各パラメータに対して決定できる。実際には、適当なサイト固有のデータが利用できることはまれである。放射線量評価モデルに採用されている多くのパラメータは、文献に報告されている類似の値から間接的に評価できるだけである。つまり、主たる努力は、関連データを探すことに払われる。しばしば、特定評価条件と矛盾のないパラメータ値の評価がなされる前に、判断がなされなくてはならず、また文献データについて操作が行われなければならない(Ngら, 1978, 1982; Shaeffer, 1981; Bennett, 1981; Hoffmanら, 1982)。

文献レビューによってパラメータの不確実性を評価するときには、値に大きな範囲があると予想される。表6. 5は文献に報告されている値からパラメータの変動を評価したオークリッジ国立研究所の集団作業の結果を示したものである。これらの値はNRC規制ガイド1.109(USNRC, 1977)に明記されているパラメータに関連すると考えられた。表6. 5のすべてのパラメータ値は、対数正規分布に適合し、それらの1%位の値、モード、中央値、平均および99%位の値にしたがって列記してある。

比較的短期間かある環境条件の範囲に対して行われた個々の観察から引き出されたパラメータに対しては、大きな変動が予想される。長期間、大面積および大母集団に対して平均されたサイト固有のデータから算定されたパラメータにはより小さな変動が予想される。より大きなパラメータの変動は、大きな母集団に対する集団線量評価に対して予想されるよりも決定集団グループの個々の構成員に対する線量評価に対して予想される。

[例7] 牛乳移行係数( $F_m$ )は、乳牛による放射性核種の毎日の摂取量に対する牛乳1ℓ当たりの放射性核種の定常濃度と関係している。 $^{137}\text{Cs}$ の放射線評価に対しては、 $F_m$ の一般的不履行値として0.012 d/Lが規制ガイド1.109に与えられている(USNRC 1977)。この一般的不履行値に関わる不確実性はどれ程か?  $^{137}\text{Cs}$ の $F_m$ についてのサイト固有

データが入手できないと仮定する。この問題に答えるために、評価しようとしているサイトに関係のあるデータのみで、文献に報告されているデータを解析することにする。文献の注意深い評価によれば、次の値が関係ありと考えられる。

文献から得られた<sup>137</sup>Csに対するF<sub>m</sub>の値 (d/L)

$6.4 \times 10^{-3}$	$4.9 \times 10^{-3}$	$4.5 \times 10^{-3}$
$1.3 \times 10^{-2}$	$9.8 \times 10^{-3}$	$3.5 \times 10^{-3}$
$1.5 \times 10^{-2}$	$8.9 \times 10^{-3}$	$4.1 \times 10^{-3}$
$1.5 \times 10^{-2}$	$4.1 \times 10^{-3}$	$2.5 \times 10^{-3}$
$1.6 \times 10^{-2}$	$2.5 \times 10^{-3}$	$4.6 \times 10^{-3}$
$9.2 \times 10^{-3}$	$7.5 \times 10^{-3}$	$4.8 \times 10^{-3}$
$1.4 \times 10^{-2}$	$3.6 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10^{-2}$
$9.6 \times 10^{-3}$	$8.7 \times 10^{-3}$	$9.9 \times 10^{-3}$
$7.1 \times 10^{-3}$	$4.8 \times 10^{-3}$	$1.5 \times 10^{-2}$

観測値は27で、平均値 ( $\bar{X}$ ) は $8.2 \times 10^{-3}$  d/L、また、標準偏差は $4.3 \times 10^{-3}$  d/L (変動係数=52%) である。対数正規確率紙上にデータをプロットすると、このデータがほぼ直線で近似でき (図6. 11)、それゆえ、対数正規分布に従うことを示している。図6. 11にプロットしたデータは $[(i-0.375)/(n+0.25)]$  という表現に従っている。ここで、iは観測値の階級次数で、nは観測値の全数である。

F<sub>m</sub>の値の対数変換、すなわち、

$$\ln(6.4 \times 10^{-3}) = -5.05$$

$$\ln(1.3 \times 10^{-2}) = -4.34$$

$$\ln(1.5 \times 10^{-2}) = -4.20$$

$$\ln(9.2 \times 10^{-3}) = -4.69$$

などから、対数変換した平均 ( $\mu$ ) と標準偏差 ( $s_g$ ) の値として-4.95と0.572が得られる。

幾何平均 ( $X_g$ ) と幾何標準偏差 ( $s_g$ ) は $\mu$ と $\sigma$ の逆対数で

$$X_g = e^{\mu} \quad (6.10)$$

および

$$s_g = e^{\sigma} \quad (6.11)$$

と算出される。幾何平均は中央値、すなわち、対数正規分布の50%の値に相当する。幾何標準偏差は乗法誤差の推定量である。ここで $X_g s_g$ と $X_g / s_g$ は対数正規分布の68%を包含する $X_g$ の区間である。

上述の $\mu$ と $\sigma$ の値を用いたF<sub>m</sub>の例に対しては

$$X_g = e^{\mu} = e^{-4.95} = 7.1 \times 10^{-3} d/L$$

および

$$s_g = e^{\sigma} = e^{0.572} = 1.77$$

である。 $^{137}\text{Cs}$ に対するNRCの一般的な $F_m$ 値は

$$\begin{aligned} z &= [\ln(a) - \ln(X_g)] / \ln(s_g) \\ &= [\ln(1.2 \times 10^{-2} d/L) - \ln(7.1 \times 10^{-3} d/L)] / \ln(1.77) \\ &= 0.92 \end{aligned} \tag{6.12}$$

から得られる。

付録6Aの表6A. 1から、 $z = 0.92$ に対する累積確率は0.82（すなわち82%位）である。

つまり、パラメータ変動の評価が適切であれば、NRCによって採用された一般的な値は、保守的な方に偏りがある。しかしながら、NRCの値は幾何平均よりもおよそ2倍大きいけれども、NRCの不履行値はわれわれの推定した $F_m$ の分布内の値を越える確率が18%もある。結局、線量予測の最終的な影響を評価する前に、われわれが推定した $F_m$ の分布を他のモデルパラメータの分布と結合させて考えるべきである。

## 6. 5. 2 パラメータの不確実性の結合

### 6. 5. 2. 1 単純な解析方法

さまざまな放射線量評価モデルに対して、単純な解析方法が用いられてきた（Schubertら, 1967; ShaefferとHoffman, 1979; HoffmanとBaes, 1979; Garten, 1980）。以下の節に述べる方法は、加算したり累乗したりして減らしたり、修正したりできるモデルに関係している。

[加算モデル] パラメータの結合された不確実性からモデル予測値の不確実性を評価する最も単純な方法は、モデルの構造を

$$y = a + b + c + \dots + n \tag{6.13}$$

の形の加算項の表現にすることである。加算モデルでは、パラメータ $a, b, c, \dots, n$ が正規分布になるであろう。それゆえ、 $y$ の分布は $\bar{X}$ と $s_y^2$ の値を決定することによって算出される。

加算モデルに対しては、 $\bar{X}$ と $s_y^2$ は簡単にすべてのパラメータの平均

$$\bar{X} = \bar{X}_a + \bar{X}_b + \bar{X}_c + \dots + \bar{X}_n \tag{6.14}$$

と分散の和

$$s_y^2 = s_a^2 + s_b^2 + s_c^2 + \dots + s_n^2 \tag{6.15}$$

によって得られる。もしもパラメータの分散が同程度かあるいはパラメータの数が十分大きければ、 $y$ の分布は、パラメータ分布が正規分布でなくても、平均値が $\bar{X}$ で、分散が $s_y^2$ の正規分布に近づく傾向がある（BendatとPiersol, 1966; Feller, 1971）。このことは統計学における中心極限定理と一致している。

この方法は加算式に示る評価モデルに限定される。考えられる場合は次の二つである。

1. ある集団に対する集団線量当量 (S) : (ICRP, 1977)

$$S = \sum_{i=1}^n H_i P_i \quad (6.16)$$

ここで、Sはある集団のサブグループ(i)における個人数(P<sub>i</sub>)に対する全身もしくは特定の器官あるいは組織における1人当りの線量当量(H<sub>i</sub>)の和である。また、和は被曝集団のすべての集団のサブグループにわたってとられる。Sが正規分布をするためには、積H<sub>i</sub>P<sub>i</sub>はランダム変数でなければならず、母集団のサブグループ(i)は大きく、独立の放射線源に被曝してはならない。

2. 費用-便益解析(1977) : これは加算の形

$$B = V - (P + X + Y) \quad (6.17)$$

で表すことができる。ここで、放射線を取扱うことによる製品の正味の便益は、全便益(V)と、製品の基本費用(P)とあるレベルの放射線防護を達成するための費用(X)およびその製品の製造、操作、使用および処分に関わる社会および環境への全損害(Y)の和との差である。

[乗法モデル] 多くのアセスメントモデルはパラメータの単純な積の形になっており、

$$y = a \cdot b \cdot c \cdot \dots \cdot n \quad (6.18)$$

の形で表すことができる。乗法は対数変換によって容易に加法に変えることができる。すなわち、式(11.18)は

$$\ln(y) = \ln(a) + \ln(b) + \ln(c) + \dots + \ln(n) \quad (6.19)$$

となる。式(6.19)は加法モデルであるから、ln(y)は正規分布になる。つまり、yの分布は対数正規分布で近似される。パラメータaからnまでが対数分布であれば、yの分布は対数正規分布となる。パラメータが統計的に独立であればln(y)の平均と分散はすべてのモデルパラメータの対数変換値の平均と分散の和となるであろう。

モデルに比較的少数のパラメータしか含まれていない場合でも、しばしば、yは対数正規分布になる。これはモデルの乗法的性質のためであり、また、大きな相対誤差をもつパラメータはしばしば乗法過程の積であり、それゆえ対数正規分布になるという事実のためである(May, 1976; AitchisonとBroon, 1969)。

乗法モデルの例は多数ある。

1. 水-魚-人被曝経路(USNRC 1977)

$$R_{ij} = C_i \cdot B_i \cdot U_i \cdot D_{ij} \quad (6.20)$$

ここで、放射性核種iの経口摂取による器官もしくは組織jへの線量(R)は、水中濃度(C<sub>i</sub>)、水たい魚の定常生物濃縮係数(B<sub>i</sub>)、魚の年間摂取量(U<sub>i</sub>)および経口線量

変換係数 ( $D_{ij}$ ) の積である。

## 2. $^{14}\text{C}$ 比放射能モデル (KilloughとRohwer 1978)

$$R(\text{全身}) = A \cdot (1 - f) \cdot D_r \quad (6.21)$$

ここで、全身線量率 ( $R$ ) は空気中の $^{14}\text{C}$ の比放射能 ( $A$ )、比較的汚染されていない源から得られた体中の全炭素の割合 ( $f$ ) および定常線量率係数 ( $D_r$ ) の積である。

## 3. 線量当量 (ICRP 1977)

$$H = D \cdot Q \cdot N \quad (6.22)$$

ここで、線量当量 ( $H$ ) は吸収線量 ( $D$ )、線質係数 ( $Q$ )、およびすべての他の修正係数 ( $N$ ) の積である。

## 4. 集団に対する放射線による健康障害 (ICRP 1977)

$$G_i = P \cdot \bar{H} \cdot \bar{r}_i \quad (6.23)$$

ここで、健康への影響の数値 ( $G_i$ ) は集団内の個人の推定人数 ( $P$ )、1人当りの線量当量の推定平均値 ( $\bar{H}$ ) および健康への影響 ( $i$ ) を受ける1人当りのリスクの推定平均値 ( $\bar{r}_i$ ) の積となる。

[パラメータの重要性] パラメータの重要性が全体のモデル不確実性への寄与によって示されるならば、加法モデルでは、パラメータの重要性は  $s^2$  の直接関数となるであろう。すなわち、

$$I_i = s_i^2 / s_y^2 \quad (6.24)$$

ここで、 $I_i$  は重要性指標、 $s_i^2$  はパラメータ  $i$  の分散、また、 $s_y^2$  はモデルによって予測される値の分散である。乗法モデルに対しては、分散は対数変換値の分散となる。

[例8] 以前に放射性核種で汚染された土地を牧草地に変えることを考えており、この行動の実現可能性が評価モデルによって最もよく決定されると仮定する。さらに、多数の一般的な情報は存在するけれども、サイト固有のパラメータ値は利用できないと仮定する。

スクリーニングの方法と感度解析は、関係する主要な核種が $^{137}\text{Cs}$ であり、モデルの構造が

$$R(\text{全身}) = C_s \cdot B_v \cdot Q_m \cdot F_m \cdot U_m \cdot D_r \quad (6.25)$$

の形の乗法の鎖に単純化されることを示している。ここで $R(\text{全身})$ は $^{137}\text{Cs}$ の1年間の摂取に対する与託線量、 $C_s$ は土壌濃度、 $B_v$ は植物/土壌濃度比、 $Q_m$ は放牧乳用家畜によって消費される牧草地の植物の1日当りの量、 $F_m$ はミルク移行係数、 $U_m$ は人による牛乳の年間消費量、 $D_r$ は $^{137}\text{Cs}$ の年間摂取量による全身に対する線量当量変換係数である。

ある土壌濃度に対しては、アセスメントモデルは決定論的であり、各パラメータに対し次の単一の値を採用する。



パラメータ	一般値
$B_v$ [pCi/kg(乾重)植物/pCi/kg(乾重)土壌]	$1.5 \times 10^{-2}$
$Q_m$ [kg(乾重)/d]	12.5
$F_m$ (d/L)	$1.2 \times 10^{-2}$
$U_m$ (L/y)	310
$D_r$ (ミリレム/pCi)	$7.97 \times 10^{-5}$

これらの値の積は  $5.56 \times 10^{-5}$  ミリレム $\cdot$ y $^{-1}$ /pCi $\cdot$ kg $^{-1}$ 土壌、すなわち、おおよそ0.056ミリレム $\cdot$ y $^{-1}$ /pCi $\cdot$ g $^{-1}$ 土壌という予測値を与える。平均土壌濃度として33pCi $\cdot$ g $^{-1}$ を仮定すると、この牧草地で草をはむ雌牛によってつくられる牛乳の1年間の消費による予測線量はおおよそ1.9ミリレムとなる。

関連の文献データの評価によって、次の幾何平均 ( $X_g$ ) と幾何標準偏差 ( $s_g$ ) の推定値が得られるとしよう。ここで  $X_g$  と  $s_g$  は上述のパラメータに対する対数変換データの平均 ( $\mu$ ) と対数変換データの分散 ( $\sigma^2$ ) から導かれる。

パラメータ	$X_g$	$s_g$	$\mu$	$\sigma^2$
$B_w$	$5.5 \times 10^{-3}$	1.4	-5.20	0.113
$Q_m$	11.0kg/d	1.26	2.4	0.054
$F_m$	$6.7 \times 10^{-3}$ d/L	1.77	-5.01	0.326
$U_m$	95L/y	2.23	4.55	0.643
$D_r$	$3.7 \times 10^{-5}$ mrem/pCi	1.32	-10.2	0.077

パラメータ不確実性の影響は (6.14) 式と (6.15) 式の  $\bar{X}$  に  $\mu$ 、 $s^2$  に  $\sigma^2$  を置換して解析される。つまり

$$\begin{aligned} M(\text{線量}) &= \ln(3.3 \times 10^{-4} \text{pCi/kg}) + (-5.2) + 2.4 + (-5.01) + 4.55 + (-10.2) \\ &= -3.06 \end{aligned}$$

および

$$\begin{aligned} \sigma^2(\text{線量}) &= 0.113 + 0.0534 + 0.326 + 0.643 + 0.077 \\ &= 1.21 \end{aligned}$$

となる。

(6.25) 式の決定論的予測 (例えば、全パラメータセットに公称値を用いた予測) は1.9ミリレムでこれは  $4.7 \times 10^{-2}$  ミリレムという推定幾何平均値よりもおおよそ40倍も高い。

実際の線量を過小評価する予測をもたらすパラメータ不確実性の確率は、(6.12) 式によって決定される。

$$\begin{aligned} z &= [\ln(1.9 \text{ミリレム}) - \ln(0.047 \text{ミリレム})] / \ln(3.0) \\ &= 3.37 \end{aligned}$$

3.37 という  $z$  値は0.9996の累積確率に相当する。つまり、1.9ミリレムという決定論的評

価予測値は0.1%以下の確率で過小評価する可能性を有し、99%以下の確率で過大評価する可能性を有する。アセスメントの予測は保守的に偏っていると結論したい。

[例9] 何が(11.25)式のパラメータの重要性の順位になるか。何がモデル全体の予測される不確実性に対するそれらの不確実性の相対的な寄与となるか。

単純な乗法の鎖に対するパラメータの重要性は(6.24)式の $s_i^2$ と $s_y^2$ の代わりに $\sigma_i^2$ と $\sigma_y^2$ を代入することによって決定できる。 $\sigma_i^2$ は各パラメータに対する対数の分散であり、 $\sigma_y^2$ は予測線量の対数の分散である。パラメータの重要性の順位とパラメータ不確実性の相対的寄与は次の通りである：

パラメータ	重要性の順位	$\sigma_i^2 / \sigma_y^2 =$ 不確実性の寄与
$U_m$	1	$(0.643/1.21) = 0.531$
$F_m$	2	$(0.326/1.21) = 0.269$
$B_v$	3	$(0.113/1.21) = 0.093$
$D_i$	4	$(0.077/1.21) = 0.064$
$Q_m$	5	$(0.053/1.21) = 0.044$

最も重要なパラメータは年間の牛乳の消費量( $U_m$ )である。これは線量予測値の全不確実性に50%以上の寄与をする。

改善された $U_m$ の推定値は線量予測における不確実性を大幅に減少させるが、 $Q_m$ あるいは $D_i$ に対する $\sigma_i^2$ の値を改善する努力によっても少しはよくなる。

[例10] 被曝の無視しうる経路と関連の放射性核種を排除すると、軽水炉からの将来の確率の低い事故時の放出による最も顕著な放射線影響が空気中の $^{131}\text{I}$ の吸入によるものであることがわかる。再び、モデルが単純な積の形

$$R = Q \cdot (\bar{\chi} / Q) \cdot U_i \cdot D_i \quad (6.26)$$

にできるものとする。ここで、 $Q$ は $\mu\text{Ci}$ で表わした $^{131}\text{I}$ の全放出量である。 $(\bar{\chi} / Q)$ は短期間の大気分散係数( $\text{s}/\text{m}^3$ )で、これは $\mu\text{Ci} \cdot \text{s} / \text{m}^3$ で表わされる大気濃度( $\bar{\chi}$ )と $\mu\text{Ci}$ で表わされる短期間の放出( $Q$ )とから得られる。 $U_i$ は吸入速度( $\text{m}^3/\text{s}$ )、また $D_i$ は( $\text{レム}/\mu\text{Ci}$ 吸入)で表わした一般公衆の構成員の甲状腺に対する吸入線量当量変換係数である。

各パラメータの変動の徹底的な解析はなされていないし、行うこともできない。この場合には、最小値と最大値のおおよその判断はできる。最小値と最大値の推定値は次の通りである。

パラメータ	最小推定値	最大推定値
$Q(\mu\text{Ci})$	$1 \times 10^7$	$1 \times 10^9$
$\bar{\chi} / Q(\text{s}/\text{m}^3)$	$3 \times 10^{-6}$	$8 \times 10^{-5}$
$U_i(\text{m}^3/\text{s})$	$3 \times 10^{-5}$	$6 \times 10^{-4}$
$D_i(\text{レム}/\mu\text{Ci})$	0.5	30

最小値を互いに組合わせると0.45ミリレムの下限線量予測値となる。最大値を組合わせると $1.4 \times 10^3$ レムの上限推定値となる。下限では、予測線量値は無意味である。上限では、重大な甲状腺障害が予想される。パラメータ間に強い正の相関関係がなければ、極限は非常に低い確率となる。つまり、このようにして範囲を単純に組合わせることは無意味な結果をもたらす。

この例におけるわれわれの目的は各パラメータの対数の平均 ( $\mu$ ) と分散 ( $\sigma^2$ ) を組合わせることによって不確実性を正しく評価することであろう。この例では、判断をし、また、各パラメータに対数一様分布を仮定することによって、 $\mu$  と  $\sigma^2$  の近似値を

$$\mu = [\ln(\text{最小値}) + \ln(\text{最大値})] / 2 \quad (6.27)$$

と

$$\sigma^2 = [\ln(\text{最大値} / \text{最小値})]^2 / 12 \quad (6.28)$$

のように求めることができる。これらの式は連続一様分布の平均と分散に対して与えられたものから導かれる (Neterら1978)。対数一様分布は単純に対数の一様分布である。

(6.27) 式と (6.28) 式を使うと、次の  $\mu_i$  と  $\sigma_i^2$  の値が算出される。

パラメータ	$\mu_i$	$\sigma_i^2$
Q	18.4	1.77
$\bar{x} / Q$	-11.1	0.90
$U_i$	-8.92	0.75
$D_i$	1.35	1.40

(6.14)式および(6.15)式を用い、また、 $X$  と  $s$  に  $\mu$  と  $\sigma^2$  を代入すると、 $\mu_R$  と  $\sigma_R^2$  の推定が可能となり

$$\mu_R = \sum \mu_i = -0.27$$

と

$$\sigma_R^2 = \sum \sigma_i^2 = 4.82$$

が得られる。予測線量の幾何平均 ( $X_g$ ) は

$$X_g = \exp(\mu_R) = 0.76 \text{レム}$$

となる。予測線量の幾何標準偏差 ( $s_g$ ) は

$$s_g = \exp(\sqrt{\sigma_R^2}) = 9.0$$

となる。この例においては、モデル予測値は、 $\sigma^2$  の値が同オーダーの大きさのパラメータの乗法結合のために、対数正規分布で近似できる。それゆえ、確率95%を越えない線量の予測は対数正規分布の統計を用いておおよそ近似できる：

$$\begin{aligned} X_{95} &= \exp(\mu + 1.65\sigma) = X_g s_g^{1.65} = 0.76(9.0)^{1.65} \\ &= 29 \text{レム} \end{aligned} \quad (6.29)$$

この被曝レベルでは、直ちに甲状腺障害が現れることはなかろうが、危険な集団のグループに対しては避難もしくはヨウ化カリウム錠剤の配布を考えなければならないかもしれない。95%位の線量推定値は上限パラメータ値を組み合わせて算出された最大値のおおよそ50分の1以下である。1.4×10<sup>3</sup>レムという極限推定値に関わる累積確率は(6.12)式と表A 6. 1を用いて算出される：

$$\begin{aligned} z &= [\ln(X_{\max}) - \ln(X_r)] / \ln(s_r) \\ &= [\ln(1.4 \times 10^3) - \ln(0.76)] / \ln(9.0) \\ &= 3.42 \end{aligned}$$

表A 6. 1では、3.42のz値は0.9997の累積確率に等しい。つまり、1.4×10<sup>3</sup>という極限推定値は対数正規分布の0.9995の累積確率を越えると結論することができる。

[例1 1] 30レムのオーダーの甲状腺線量の推定は例1 0に示したパラメータの不確実性の推定の再評価を正当化するに十分な大きさである。

(6.29)式によって示されるモデルの再検討が吸入速度(U<sub>i</sub>)と吸入線量当量変換係数(D<sub>r</sub>)の間に負の相関を示すものと仮定しよう。この可能性が存在するのは、U<sub>i</sub>が個人の大きさに一部関係しており、D<sub>r</sub>が個人の大きさに逆相関であり、また、気管による微粒子の保持は呼吸が高速の際にはU<sub>i</sub>に逆比例するからである。

今までのところ、統計的に独立な変数に対するパラメータの不確実性の結合に限って議論してきた。相関パラメータに対しては、さらに別の項が必要となる。二つの追加のパラメータが相関づけられる場合には、(6.15)式に加えられるべき、もしくは、この式から取り去られるべき項は

$$\pm 2 s_{ab} = 2 r s_a s_b \quad (6.30)$$

である。(6.30)式において、rは1次の相関係数、S<sub>ab</sub>は共分散項、またs<sub>a</sub>とs<sub>b</sub>はそれぞれパラメータaとbの標準偏差である(SnedecorとCochran 1967)。乗法モデルに対しては、パラメータの対数変換値の標準偏差σ<sub>a</sub>とσ<sub>b</sub>はs<sub>a</sub>とs<sub>b</sub>で置換することができる。ここで、s<sub>ab</sub>の符号は相関係数rの符号によって決定される。

われわれの例では、パラメータln(U<sub>i</sub>)とln(D<sub>r</sub>)が強い負の相関を示す、すなわち、rは-0.80であるとしよう。

ln(U<sub>i</sub>)とln(D<sub>r</sub>)に対するσの値は0.87と1.18である。それゆえ、パラメータの相関を説明するための(6.30)式で表される追加の項は

$$2 r \sigma_{U_i} \sigma_{D_r} = 2(-0.8)(0.87)(1.18) = -1.64$$

である。例1 0においては、対数変換されたモデル予測の全分散は4.82であった。ln(U<sub>i</sub>)とln(D<sub>r</sub>)の間の相関のために、この全分散は

$$\begin{aligned} \sigma_R^2 &= [\sum \sigma_i^2] \pm 2 \sigma_{U_i D_r} = 4.82 - 1.64 \\ &= 3.18 \end{aligned}$$

となる。幾何標準偏差の修正された算定値は

$$s_g = \exp(\sqrt{\sigma_r^2}) = \exp\sqrt{3.18} = 5.9$$

となる。つまり、95%位の線量予測値の修正された算定値は、(6.29)式を用いて、

$$X_{95} = X_g s_g^{1.65} = 0.76(5.9)^{1.65} \\ = 14 \text{レム}$$

となる。この例では、 $U_1$ と $D_1$ の間に負の相関があるので、モデルパラメータ間の相関がないと仮定して算出した29レムという95%位の線量の50%の減少がもたらされる。勿論、パラメータ不確実性の修正評価値でもって予測した線量の分布にもさらに変化があることが予想される。

#### 6.5.2.2 複雑な解析的方法

モデルが加算性もしくは乗法性の構造に変えることができず、モデルの出力が複雑であるような状況が起こりうる。このような状況を取り扱う解析的方法を開発することができるが、それは非常に複雑なものとなろう。選ばれたモデル公式化のパラメータ不確実性解析に対する解析解の詳しい議論に対しては、Ku (1966)を見られたい。モデル構造の差の関数としてのパラメータ不確実性の伝播に対する追加の公式は本章の最後の付録6Aの表6A.2に与えられている。これらの公式は入力変数に対して相対的誤差を与えるモデル予測値の分散の近似値を与える。一般に、複雑な状況に対しては、パラメータ不確実性を数値的に伝播するにはコンピュータを利用するのがより一層便利である。

#### 6.5.2.3 数値解法

モデル予測に対するパラメータ不確実性の結合効果を数値解析するためのコンピュータを用いた方法の開発は急速に成長している分野となってきた。修正されつつある多くの技術が出版文書としても入手可能である。最も広く使われている方法はモンテカルロ法に関係している。この方法では、モデルパラメータのための値をあらかじめ選ばれた確率分布からランダムに取り出す (Rubenstein, 1981; Gardnerら, 1982; Gardnerら, 1980; Mattiesら, 1981; O'Neillら, 1981; GardnerとO'Neill, 1982; DunningとSchwarz, 1981; SchwarzとHoffman, 1981; Henrion, 1979; McKayら, 1979; Imanら, 1980; Carneyら, 1981)。

モンテカルロ法は1組のランダムに選んだパラメータ値から一つの予測値すなわちモデル解をつくり出す。次いで、多数(500から1000)の繰り返しによるモデル解の結果が統計的にまとめられる。この方法の長所はモデル予測値の不確実性がモデルパラメータに対して指定される種々の理論的もしくは経験的分布の数に基づいている。ラテン方格サンプリングのような、ランダムサンプリング法に 응용される統計的設計は効率を高め、費用を減らす (CranwellとHelton, 1982; Imanら, 1980; McKayら, 1979)。

パラメータの重要性はランダムに選んだパラメータ値を結果として与えるモデル予測値と相関させることによって決定される。つまり、パラメータの可変性とモデル予測値の間関係は単純な相関係数( $r$ )でもって評価することができる (SnedecorとCochran 1967)

。rの値は-1.0から1.0の間に入る。r=0であれば、パラメータの可変性とモデル予測値の間には全く関係がない。rが1か-1かであれば、パラメータの可変性とモデル予測値の間に正もしくは負の完全な相関が存在する。後者の場合には、r=1は、モデル予測値の不確実性がすべて単一のパラメータ不確実性によって説明されることを示している。パラメータの可変性が寄与するモデル予測値の可変性のパーセントは決定係数と言われる相関係数の二乗の値 ( $r^2$ ) によって表される。つまり、モデル予測値と  $r = -0.5$  を与えるあるパラメータの間の回帰分析は、このパラメータがパラメータの可変性によるモデル出力における不確実性と25%の負の相関をもち、また、小さなパラメータ値では大きな予測値を与えることを示す。

モンテカルロコンピュータ法の最近の応用では、パラメータの順位変換値と予測値の回帰によって、実際の回帰よりも信頼性の高い値を与えている (Heltonら 1981)。順位変換とは、モデルパラメータに対して選んだ値とモンテカルロ法によって得た予測値をそれらに対応する順位に置き換えることである (すなわち、最小値に順位1を与え、次に小さな値に順位2を与え、・・・ということを経最大値まで行う。最大値にはパラメータ値とモデル予測値の分布を与えるために使われるコンピュータの繰り返し数に対応する順位を与える)。順位変換は、パラメータ値とモデル予測値の間の種々の関係を示し、また極値の影響を最小にするのに有用である (ImanとConover 1979)。つまり、パラメータ値とモデル予測値の順位から算出した相関係数 (r) は実際の値について行った回帰から得られた単純な相関係数よりも、パラメータの重要性のよりよい指標になる。

[例12] モンテカルロパラメータ不確実性解析の簡単な実証は、加算、乗法および指数の要素からなる次のモデルによって行うことができる：

$$R = D_r (b \cdot c + d \cdot e) \exp(-\lambda \cdot t) \quad (6.31)$$

ここで、Rは推定線量、 $D_r$ は線量変換係数、bとdは2種の汚染食物の摂取率、cとeはこれら二つの食物中の放射性同位元素の濃度である。指数項の $\lambda$ とtはそれぞれ特定同位体の崩壊定数と汚染食物の摂取までの時間遅れである。このモデルは二つの独立経路からの汚染食物の摂取による放射線量 (R) を予測するためのものである。

さて、これらのパラメータ値が問題のサイトに対して直接には測定されず、物理定数 $\lambda$ が未知であると仮定する。直接測定が行われなかったので、モデルパラメータの平均、分散および分布の特性は未知である。われわれにできることは各パラメータの上限と下限を決め、これらの上限と下限の間の値を観測する確率が等しいと仮定することである。これは一様分布を与え、この解析に対して極めて保守的な仮定を与えることになる。すなわち、各パラメータの情報ベースの改善はRの予測値と関係のある不確実性に大きな改善をもたらすことになる。

それゆえ、下限と上限が、 $D_r [1, 5]$ ;  $b [0.1, 0.3]$ ;  $c [0.03, 0.06]$ ;  $d [10, 30]$ ;  $e [0.004, 0.009]$  および  $t [4, 12]$  であると仮定する。崩壊定数 $\lambda$ を0.5のように仮定す

る。これは最初の不確実性解析に対して必要な最小の情報を与えることになる。上述の限界（上限と下限）によって特定される各一様分布からパラメータをランダムに選ぶことによってモンテカルロ計算を行う。この方法を多数回（次の例では500回）繰り返し、その結果を統計的にとりまとめた。モンテカルロ反復は大きなデータセットを形成し、このデータセットからRの不確実性と個々のパラメータへの関係が得られる。

Rの頻度分布（図6. 12）は歪んでいる。これは乗法相互作用と指数によって支配されるモデルに典型的なものである。パラメータのRについての順位次数相関はtが最重要パラメータで、Rの変動の81%を占めることを示す。残りのパラメータの内ではD<sub>r</sub>が最も重要（9.9%）で、bが最も重要度が低い（<0.1%）。残りのパラメータは合わせてRの不確実性の19%を占める。明らかに、tに関わる不確実性がRの不確実性を支配することになる。つまり、t以外のすべてのパラメータの推定値の顕著な改善はモデル予測値の19%以下の改善しかもたらさない。

tの限界（4日から10日）は現実的なものである、つまり、この限界は実際に観測されたものであると仮定しよう。その時、われわれはこのモデルに対して予測可能性の限界に近づいたであろうか。tに関してさらに情報が手に入り、8日という期待値もしくはモードが既知であるとしよう。この情報は上限および下限とともにtの値の三角頻度分布を描くことになる。モンテカルロシミュレーションの反復とこの情報により、Rの期待値の24%の減少および95%位と99%位の36%と27%の減少がもたらされる（表6. 6、ケースII）。

モデルの改善に関わる不確実性に影響を及ぼし得るもう一つの情報はパラメータ間の相関である。たとえば、このモデルにおいてD<sub>r</sub>をdと相関させることができよう。そうすると、線量変換係数と特定経路からの食物の摂取率が関係することが示される。表6. 6のケースIIIは、D<sub>r</sub>とdが-0.5に等しい場合の両者の間の相関について、このような関係の影響を調べたものである。つまり、新しい実験をせず、データの極めて少ない解析により、tの頻度分布を含む情報とD<sub>r</sub>およびdの関係がモンテカルロシミュレーションに対するパラメータ値の単純な限度に加えられた。表6. 6を見ると、これらの改善は平均の28%の減少、標準偏差の43%の減少および95%位および99%位の41%および37%の減少を示している。

[例13] 図6. 13はモンテカルロ法によって得られた離散型区間の頻度分布である。文献データおよび研究者の判断によって推定された三角、正規および対数正規分布からの標本パラメータに対して500回コンピュータ反復を行った（Hoffmanら1982）。このモデルは、陸上の食物連鎖移行と内部線量測定を記述しているNRC規制ガイド1.109（USNRC, 1977）の複雑な一連のアルゴリズムと構造が類似している。<sup>90</sup>Srの一定析出速度に対して次の被曝経路が考えられている。

・析出—葉菜類—人

- ・析出－非葉菜類－人
- ・析出－牧草－乳牛－牛乳－人
- ・析出－牧草－肉牛－牛肉－人

予測値は骨の骨内部位に対する50年預託線量当量となる。パラメータ値とモデル予測値の順位相関は不確実性全体の50%が析出－非葉菜類－人の経路に関わる不確実性に起因すると考えられることを明らかにした。最も重要な単独パラメータは、土壌の根の領域からの $^{90}\text{Sr}$ の除去速度定数で、これは不確実性全体の18%の寄与を示した。 $^{90}\text{Sr}$ の線量変換係数は2番目に重要なパラメータで、その変動は低かった( $s_g=1.4$ )にもかかわらず、10%を占めた。線量係数の重要性は、四つの被曝経路のすべてに対して共通するこのパラメータの結果である。

この解析はすべての経路に対する複合被曝に対して( $s_g=2.4$ )よりも単独の被曝経路( $s_g\geq 3.0$ )に対してより大きな変動を示した。この効果は多重被曝経路の加算性の結果であった。それにもかかわらず、モデルの乗法成分と対数正規分布パラメータ値が支配的であり、おおよそ対数正規分布のモデル予測値を与える(図6. 13)。

NRC規制ガイドの決定論的予測値をモンテカルロ法で予測した $^{90}\text{Sr}$ 骨表面線量の分布と比較してみると、NRCの予測値は極めて保守的であることを示している。NRCが予測した線量は、その分布の幾何平均よりもおおよそ10倍以上大きく、主として人の食事上の習慣と線量変換係数により99%位を越える。この場合には、NRCの規制ガイドのモデルは、骨の骨内部位に対するよりも骨全体に対する変換係数を採用している(Hoffmanら, 1982)。規制ガイド1.109が骨の骨内部位に対して同程度の変換係数を採用しているならば、決定論的予測値はおおよそ図6. 13の80%位になったことであろう。

### 6.5.3 パラメータ不確実性解析の限界

多くの決定論的モデルはパラメータの変動もしくはパラメータ不確実性の影響を評価するようには考えられてはおらず、モデルパラメータ間の相関関係と相互作用を明らかにすることに少しも注意が払われてこなかった。これらの相関関係はパラメータ不確実性解析の結果に著しい影響を与えうる(SchwarzとDunning, 1982; Gardnerら, 1980; LindackersとBonnenberg編, 1980)。パラメータ間の相関関係は、モデルの構造、パラメータの機能的役割および相関が正か負かなどに依存して、パラメータが統計的に独立な場合のパラメータ不確実性の影響を増やしたり減らしたりする。

おそらく、パラメータ不確実性の最も重要な限界はモデルの公式化における予知できない偏りおよびモデルパラメータの推定範囲(もしくは分布)の偏りである。モデルとパラメータの偏りは、特定の条件下で起こる事象を実際の範囲から著しく異なったものとする解析結果を与えるであろう。しかしながら、もしもパラメータ不確実性の程度がモデルの公式化の誤差を説明できる程度に保守的に推定されているならば、モデル予測値の95%もしくは99%の範囲の推定は、現実の系の結果を包含することになる(図6. 14)。こ



の予想は実験的な実地検証によって確認されるまでは判断に基づかなければならない。予知できない偏りを明らかにすることは、パラメータ不確実性解析が意志決定において有用であるために欠くことのできないものである。

## 6. 6 モデルの比較

過去において不確実性を示すために最もしばしば使われた方法は、異なるモデルもしくはコンピュータコードの結果の比較であった。多くの放射線量評価は数学形式とデータの出所に類似の偏りをもつが故に、モデル比較の結果を解析するには極度の注意を払わなければならない。つまり、モデル間の比較は、通常、真に独立の結果の評価を含まない。モデル間の比較の最大の価値はモデル間の明らかな相違を特定することである。

モデルを比較するとき、

- ・モデル構造の差
- ・仮定の差
- ・パラメータ評価のためのデータの出所の差

の特定に注意を払わなければならない。

モデルの実行のしやすさも問題とされる。ある与えられたアセスメントに対する“最良の”モデルはしばしば最も使いやすいが、“許容しうる”誤差裕度内の結果を与えるモデルであるからである。この場合、誤差の程度は実地の実証試験またはパラメータ不確実性解析によって決定される。さらにまた、“許容しうる”誤差の程度は主観的な判断であり、この判断はケースバイケースでなされるべきである。

[例14] ある与えられたモデルの不確実性を評価する試みでは、研究者はモデルの予測値をいろいろな他のモデルの予測値と比較しようとする。ここに一つの比較の結果がある。

モデルの番号	予測線量 (ミリレム)
1 (最初のモデル)	23
2	21
3	19
4	75
5	20
6	22

モデル1の予測値はモデル4以外のすべてのものと一致するように見える。このためモデル4を例外として捨て、残りの五つのモデルによる予測値の平均をとる傾向がある。限度を25ミリレムと仮定することによって、われわれの最初のモデルが全体として条件を満たしていることを示していると結論するかもしれない。この結論は誤解を招くおそれがある

う。いろいろなモデル間のモデル構造、基本的な仮定およびデータベースの差を調べることで容易に異なる結論を正当化することができよう。たとえば、モデル1、2、3、5および6がすべて、限られた文献調査によって得られた共通のパラメータ値をもち、モデル4だけが入手できるデータの再検討を行っており、適切なサイト固有の条件を含むならば、モデル4が最も信頼できる予測値を与えることになるかもしれない。さらに、パラメータ不確実性解析はモデル1、2、3、5、および6の予測値の変動が大きき全域をカバーしていることを示しているのに対し、モデル4の予測値の変動は3倍だけである。この場合、パラメータ不確実性解析は六つのモデルのどれを用いても、25ミリレムという線量限度を越える確率が高いことを示すであろう。

〔例15〕放射性核種の陸上食物連鎖移行およびそれに続く決定集団グループの構成員への線量を評価するのに、さまざまなコンピュータコードおよび規制モデルを使用することができる。表6.7は三つのこのようなモデルの結果とパラメータ不確実性解析を用いて推定した幾何平均および95%の範囲の比較を示したものである。予測値は農地へ継続的に $1\text{ pCi}/\text{m}^2\text{d}$ の速度で $^{90}\text{Sr}$ が30年間析出したことに起因する標準成人の骨表面への50年預託線量当量である。

三つのモデル (IAEA, 1982)、AIRDOS/EPA (Mooreら, 1979)、NRC 1.109 (USNRC, 1977) によって得られた結果の比較は、予測された値が比較的よく一致していることを示す。しかしながら、非葉菜類経路に対するパラメータ不確実性解析によって得られた幾何平均は三つの結果の間で1桁以上異なり、個々の被曝経路に対して得られた95%範囲は2桁以上変化している。この範囲は三つのモデルの各々の予測値のほとんどすべてを包含している。これらのモデルの注意深い解析によって数学上の公式化とパラメータ値が得られたデータベースの両者に厳密な類似性があることが明らかになる。つまり、モデルの比較によって与えられる第一印象は、不確実性解析によって特定される大きな変動によって保証されるよりもこれらのモデルの決定論的予測値の間にもっとよい一致が示されるので、誤解を招くおそれがある。

〔例16〕モデルの比較は、モデルの一つが実証のために実地で検定されるか、もしくはモデルの一つが既知の正確さレベルと結びつけて考えられる時には、最も有用である。たとへば、 $^3\text{H}$ と $^{14}\text{C}$ に対する完全平衡比放射能モデルは、一般に、これらの放射性核種の放出源近くに住んでいる集団グループに対して最大の上限線量推定値を与える (Hoffmanら 1982)。それゆえ、完全平衡比放射能モデルと他の“さらに現実的な”タイプのモデルとの比較は、これらの“現実的な”モデルの推定値が最大上限からどの位離れているかを示すことになる。

このような比較を表6.8に示す。この結果はNRC規制ガイド1.109 (USNRC 1977) に用いられている $^3\text{H}$ および $^{14}\text{C}$ の経路モデルが完全平衡モデルによって与えられる最大上限の約1/3であることを示している。

$^{14}\text{C}$ に対しては、これらの相違を説明するその後の研究によって、規制ガイド中の移行係数が大気と陸上食品間の $^{14}\text{C}$ 比放射能の完全平衡を仮定することによって直接得られたものであることが明らかにされた。それゆえ、二つのモデル間には全く相違がないと考えるべきである。しかしながら、さらに詳しく調べてみると、植物の炭素分率が規制ガイドではかなり過小評価であることが分かった。

#### 6. 7 モデル予測値の信頼性の改善

モデル予測値の信頼性は妥当性研究がうまく行われたかというその程度とモデルパラメータに関わる変動を減らす能力に依存するであろう。モデルの妥当性が増大すると、モデル予測値の信頼性は、予測値と観測値の間の食い違いが明らかになり次いで減少するとともに改善される。パラメータ変動の減少は、気候、土壌、pH、水の懸濁堆積物含有量および動植物分類群などのようなモデル構造に通常は正式には含まれないような、容易に測定できる環境変数との相関を定量化することによって最もよく処理される。パラメータを測定可能な物理的、化学的あるいは生態学的変数と相関づけることによって、関係あるパラメータ値を経験的に得るために高価なサイト固有の実験を必要とせずとも、与えられたサイトの支配的な条件に、よりよく適合できる。現在のところ、このような相関は若干の放射性核種と若干の環境媒体に対して存在するに過ぎない。この重要な研究分野を論じるにはさらに多くのことを行わなければならない。

## 1. 累積確率の決定

標準正規分布において

$z$  = ある一定値  $X$  が分布の平均  $\bar{X}$  からはずれる標準偏差の数

である。表 6 A. 1 の累積確率は標準正規曲線下の  $-\infty$  から  $z$  ( $1 - \alpha$ ) までの面積  $1 - \alpha$  に相当する。つまり、これらの累積確率は分布において他の値によっては超えられないある一定値  $X$  の確率を示す。 $X = 100$ 、分布の標準偏差  $s = 30$ 、平均値  $\bar{X} = 90$  の例においては

$$\begin{aligned} z &= X - \bar{X} / s \\ &= 100 - 90 / 30 \\ &= 0.33 \end{aligned} \tag{A6.1}$$

で、累積確率は 0.6293 である。評価モデルは近似的なものであるから、この累積確率はおおよそ 63% 値と解釈される。

正規分布に対しては、

$$\begin{aligned} 50\% \text{ 値} &= \text{平均 } \bar{X} \\ 84\% \text{ 値} &= \text{平均 } \bar{X} + \text{標準偏差 } s \\ 95\% \text{ 値} &= \bar{X} + 1.65s \\ 99\% \text{ 値} &= \bar{X} + 2.33s \end{aligned}$$

である。

対数正規分布に対しては

$$\begin{aligned} 50\% \text{ 値} &= \text{exp}(\mu) \\ \text{ここで、} \mu & \text{は対数変換データの平均} \\ \text{平均} &= \text{exp}[\mu + (\sigma^2 / 2)] \\ \text{ここで、} \sigma^2 & \text{は対数変換データの分散} \\ 84\% \text{ 値} &= \text{exp}(\mu + \sigma) \\ 95\% \text{ 値} &= \text{exp}(\mu + 1.65\sigma) \\ 99\% \text{ 値} &= \text{exp}(\mu + 2.33\sigma) \end{aligned}$$

なお、これらの例では、 $\bar{X}$ 、 $s$ 、 $\mu$ 、 $\sigma$  の推定値が十分に大きな数から得られると仮定している。

## 2. 誤差伝播の公式

表 6 A. 2 は数式の種々の関数形に依存する誤差伝播の公式を示す。本文の式 6. 14 と 6. 15 は表 6 A. 2 に与えられた第 1 の例から得られたものである。

対数正規分布モデルの解に対しては、対数変換された解  $\mu$  の平均とその分散  $\sigma^2$  の推定

値は変換されていない平均  $\bar{X}$  と分散の推定値から次の式 (DunningとSchwarz, 1978)

$$\mu = \ln \{ \bar{X} / [1 + (s / \bar{X})^2]^{1/2} \} \quad (\text{A6.2})$$

$$\sigma^2 = \ln [1 + (s / \bar{X})^2] \quad (\text{A6.3})$$

によって得られる。

### 3. 集団統計と標本統計の関係

集団統計と標本統計の関係は表6 A. 3に与えられている (Colleeら, 1981)。本章ではパラメータとモデル不確実性のすべての推定値は集団統計を用いて計算されている。

## 参考文献

- Aitchison, J., and Brown, J. A. C. 1969. *The Lognormal Distribution*, Cambridge Univ. Press, New Rochelle, N.Y.
- Bendat, J. S., and Piersol, A. G. 1966. *Measurement and Analysis of Random Data*, Wiley, New York.
- Bennett, B. G. 1981. "The Exposure Commitment Method in Environmental Pollutant Assessment," *Environ. Monit. and Assess.* 1, 21-36.
- Buckner, M. R. (compiler) 1981. Proceedings of the First SRL Model Validation Workshop, Hilton Head, S.C., November 19-21, 1980, DP-1597, Savannah River Laboratory, Aiken, S.C.
- Carney, J. H., Gardner, R. H., Mankin, J. B., and O'Neill, R. V. 1981. *SEAP: A Computer Program for the Error Analysis of a Stream Model*, ORNL/TM-7694, Union Carbide Corp., Nucl. Div., Oak Ridge Natl. Lab.
- Collee, R., Abee, H. H., Cohen, L. K., Ed, D., Eisenhower, E. H., Jarvis, A. N., Fisenne, I. M., Jackson, M., Johnson, R. H., Jr., Olson, D., and Peel, J. 1980. "Reporting Environmental Radiation Measurement Data," pp. 6-1 through 6-34 in *Upgrading Environmental Radiation Data*, Health Physics Society Committee Report HPSR-1, EPA 520/1-80-012, U.S. Environ. Protection Agency.
- Cranwell, R. M., and Helton, J. C. 1982. "Uncertainty Analysis for Geologic Disposal of Radioactive Waste," pp. 131-144 in *Proceedings of the Symposium on Uncertainties Associated with the Regulation of the Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste, Gatlinburg, Tennessee, March 9-13, 1981*, CONF-810372, ed. D. C. Kocher.
- Dunning, D. E., Jr., and Schwarz, G. 1981. "Variability of Human Thyroid Characteristics and Estimates of Dose from Ingested  $^{131}\text{I}$ ," *Health Phys.* 40, 661-75.
- Eichholz, G. G. 1978. "Planning and Validation of Environmental Surveillance Programs at Operating Nuclear Power Plants," *Nucl. Saf.* 1, 486-96.
- Federal Radiation Council 1960. *Background Material for the Development of Radiation Protection Standards*, Staff Report 1.
- Feller, W. 1971. *An Introduction to Probability Theory and its Applications*, 2d ed., vol. II, Wiley, New York.
- Fields, D. E., Miller, C. W., and Cotter, S. J. 1981. "The AIRDOS-EPA Computer Code and Its Application to Intermediate Range Transport of  $^{86}\text{Kr}$  from the Savannah River Plant," pp. 49-60 in *Proceedings of the Symposium on Intermediate Range Atmospheric Transport Process and Technology Assessment, Gatlinburg, Tennessee, October 1-3, 1980*, CONF-801064.
- Gardner, R. H., and O'Neill, R. V. 1982. "Error Analysis," in *Symposium Proceedings, HDR Sciences Modeling Workshop*, Santa Barbara, California. February 5-6, 1981.

- Gardner, R. H., O'Neill, R. V., and Hoffman, F. O. 1982. "Assessing Model Uncertainties," pp. 199-208 in *Proceedings of the Symposium on Uncertainties Associated with the Regulation of the Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste, Gatlinburg, Tennessee, March 9-13, 1981*, CONF-810372, ed. D. C. Kocher.
- Gardner, R. H., O'Neill, R. V., Mankin, J. B., and Kumar, D. 1980. "Comparative Error Analysis of Six Predator-Prey Models," *Ecology* 61, 323-32.
- Garten, C. T., Jr. 1980. "Statistical Uncertainties in Predicting Plutonium Dose to Lung and Bone from Contaminated Soils," *Health Phys.* 39, 99-103.
- Hahn, G. J., and Shapiro, S. S. 1967. *Statistical Models in Engineering*, Wiley, New York.
- Helton, J. C., Brown, J. B., and Iman, R. L. 1981. *Risk Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Waste: Asymptotic Properties of the Environmental Transport Model*, SAND 79-1908, Sandia Natl. Lab., Albuquerque, N.Mex.
- Henrion, M. 1979. "Designing a Computer Aid for Decision Analysis," *IEEE Trans. Syst. Man. Cybern.* (October 1979), pp. 187-193.
- Hoffman, F. O., and Baes, C. F., III, eds. 1970. *A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides*, ORNL/NUREG/TM-282, Union Carbide Corp., Nuclear Div., Oak Ridge Natl. Lab.
- Hoffman, F. O., Gardner, R. H., and Eckerman, K. F. 1982. *Variability in Dose Estimates Associated with the Food Chain Transport and Ingestion of Selected Radionuclides*, NUREG/CR-2612, U.S. Nuclear Regulatory Commission.
- Hoffman, F. O., and Kaye, S. V. 1976. "Terrestrial Exposure Pathways: Potential Exposure of Man from the Environmental Transport of Waste Nuclides," pp. 524-38 in *Proceedings of the International Symposium on Management of Wastes from LWR Fuel Cycle, Denver, Colorado. July 11-16, 1976*, CONF-76-0701, U.S. ERDA.
- Hoffman, F. O., Shaeffler, D. L., Miller, C. W., and Garten, C. T., Jr., eds. 1978a. *The Evaluation of Models Used for the Environmental Assessment of Radionuclide Releases*, proceedings of a workshop held in Gatlinburg, Tenn., Sept. 6-9, 1977, CONF-770901.
- Hoffman, F. O., Shaeffer, D. L., Baes, C. F., III, Little, C. A., Miller, C. W., Dunning, D. E., Jr., Rupp, E. M., and Shor, R. W. 1978b. "An Evaluation of Uncertainties in Radioecological Models," pp. 610-48 in *Radioaktivität und Umwelt*, vol. 2, ed. H. J. Kellerman, Fachverband für Strahlenschutz.
- Iman, R. L., and Conover, W. J. 1979. "The Use of the Rank Transform in Regression," *Technometrics* 21, 499-509.

- Iman, R. L., Conover, W. J., and Campbell, J. E. 1980. *Risk Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Waste: Small Sample Sensitivity Analysis Techniques for Computer Models, with an Application to Risk Assessment*, NUREG/CR-1397, U.S. Nuclear Regulatory Commission.
- Iman, R. L., Davenport, J. M., and Ziegler, D. K. 1980. *Latin Hypercube Sampling (Program User's Guide)*, SAND 79-1473, Sandia Natl. Lab., Albuquerque, N.Mex.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) 1982. *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases: Exposures of Critical Groups*, IAEA Safety Series No. 57, Int. Atomic Energy Agency, Vienna.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 1975. *Report of the Task Group on Reference Man*, ICRP Publication 23, Pergamon, New York.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 1977. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 26, Pergamon, New York.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 1979. *Radionuclide Release into the Environment: Assessment of Doses to Man*, ICRP Publication 29, Pergamon, New York.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 1980. *Limits of Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30, supplement to Part I. Pergamon, New York.
- Johnson, N. L., and Kotz, S. 1970. *Distributions in Statistics: Continuous Univariate Distributions*, vol. 1, Houghton Mifflin Co., Boston.
- Kaye, S. V., Hoffman, F. O., McDowell-Boyer, L. M., and Baes, C. F., III 1982. "Development and Application of Terrestrial Food Chain Models to Assess Health Risks to Man from Releases of Pollutants to the Environment," in *International Symposium on Health Impacts of Different Sources of Energy, Nashville, Tennessee, USA. June 22-26, 1981*, IAEA-SM/63, Int. Atomic Energy Agency, Vienna.
- Killough, G. G., and Rohwer, P. S. 1978. "A New Look at the Dosimetry of  $^{14}\text{C}$  Released to the Atmosphere as Carbon Dioxide," *Health Phys.* 34, 141-159.
- Kocher, D. C., ed. 1982. *Proceedings of the Symposium on Uncertainties Associated with the Regulation of the Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste, Gatlinburg, Tennessee, March 9-13, 1981*, NUREG/CP-0022, CONF-810372.
- Ku, H. H. 1966. "Notes on the Use of Propagation of Error Formulas," *J. Res. Nat. Bur. Stand. Sect. C* 70(4), 236-273.
- Ku, H. H. ed. 1969. *Precision Measurement and Calibration: Statistical Concepts and Procedures*, Special Publication 300, vol. 1, Natl. Bur. Standards.



- Lindackers, H. H., and Bonnenberg, H. 1980. *Proceedings of a Workshop on Accuracy In Dose Calculations for Radionuclides Released to the Environment. September 10-14, 1979*, Aachen, Federal Republic of Germany, G UW, Aldenhoven.
- Mankin, J. B., O'Neill, R. V., Shugart, H. H., and Rust, B. W. 1977. "The Importance of Validation in Ecosystem Analysis," pp. 63-71 in *New Directions in the Analysis of Ecosystems*, Simulations Councils Proceedings Series, vol. 5, No. 1, ed. G. S. Innis.
- Matthies, M., Eisfeld, K., Paretzke, H., and Wirth, E. 1981. "Stochastic Calculations for Radiation Risk Assessment: A Monte Carlo Approach to the Simulation of Radiocesium Transport in the Pasture-Cow-Milk Food Chain," *Health Phys.* 40, 764-769.
- May, R. M., ed. 1976. *Theoretical Ecology: Principles and Applications*, Saunders, Philadelphia.
- McKay, M. D., Conover, W. J., and Beckman, R. J. 1979. "A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code," *Technometrics* 21 (2) 239-45.
- Miller, C. W., Cotter, S. J., and Hanna, S. R. eds. 1981. *Symposium on Intermediate Range Atmospheric Transport Processes and Technology Assessment, Gatlinburg, Tenn., October 1-3, 1980*, CONF-801064, U.S. DOE.
- Moore, R. E., Baes, C. F. III, McDowell-Boyer, L. M., Watson, A. P., Hoffman, F. O., Pleasant, J. C., and Miller, C. W. 1979. *AIRDOS-EPA: A Computerized Methodology for Estimating Environmental Concentrations and Dose to Man from Atmospheric Releases of Radionuclides*, EPA 520/1-79-009.
- Neter, J., Wasserman, W., and Whitmore, G. A. 1978. *Applied Statistics*, Allyn, Boston.
- Ng, Y. C., Colsher, C. S., and Thompson, S. E. 1978. "Transfer Coefficients for Terrestrial Food Chains — Their Derivation and Limitations," pp. 455-81 in *Radioactivitat und Umwelt*, vol. 1, Fachverband für Strahlenschutz.
- Ng, Y. C., Colsher, C. S., and Thompson, S. E. 1982. *Soil-to-Plant Concentration Factors for Use in Radiological Assessments*, NUREG/CR-2975 (UCID-19463).
- O'Neill, R. V., Gardner, R. H., Hoffman, F. O., and Schwarz, G. 1981. "Effects of Parameter Uncertainty on Estimating Radiological Dose in Man: A Monte Carlo Approach," *Health Phys.* 40, 760-64.
- O'Neill, R. V., Gardner, R. H., and Mankin, J. B. 1980. "Analysis of Parameter Error in a Nonlinear Model," *Ecol. Modelling* 8, 297-311.
- Rao, R. C. 1965. *Linear Statistical Inference and its Applications*, 2d ed., Wiley, New York.
- Rubenstein, R. Y. 1981. *Simulation and the Monte Carlo Method*, Wiley, New York.

- Schubert, J., Brodsky, A., and Tyler, S. 1967. "The Log-Normal Function as a Stochastic Model of the Distribution of Strontium-90 and Other Fission Products in Humans," *Health Phys.* 13, 1187-1204.
- Schwarz, G., and Dunning, D. E., Jr. 1982. "Imprecision in Estimates of Dose from Ingested  $^{137}\text{Cs}$  Due to Variability in Human Biological Characteristics," *Health Phys.* 43, 631-645.
- Schwarz, G., and Hoffman, F. O. 1981. "Imprecision of Dose Predictions for Radionuclides Released to the Environment: An Application of a Monte Carlo Simulation Technique," *Environment International* 4, 289-97.
- Shaeffer, D. L. 1980. "A Model Evaluation Methodology Applicable to Environmental Assessment Models," *Ecol. Modelling* 8, 275-95.
- Shaeffer, D. L. 1981. "A Two Compartment Model for the Transport of  $^{131}\text{I}$  via the Pasture-Cow-Milk Pathway," *Health Phys.* 41, 155-64.
- Shaeffer, D. L., and Hoffman, F. O. 1979. "Uncertainties in Radiological Assessments — A Statistical Analysis of Radioiodine Transport via the Pasture-Cow-Milk Pathway," *Nuclear Technol.* 45, 99-106.
- Snedecor, G. W., and Cochran, W. G. 1967. *Statistical Methods*, Iowa State Univ. Press, Ames.
- Tomovic, R. 1963. *Sensitivity Analysis of Dynamic Systems*, McGraw-Hill, New York.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) 1977. 40 CFR Pt. 190, "Environmental Radiation Protections Standards for Nuclear power Operations," *Fed. Regist.* 42 (9) 2858-61.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) 1975. *Numerical Guides for Design Objectives and Limiting Conditions for Operation to Meet the Criterion "as Low as Practical" for Radioactive Material in Light-Water-Cooled Nuclear Power Reactor Effluents. Opinion of the Commission*, Docket RM-50-2.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) 1977. *Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I*, Regulatory Guide 1.109, rev. 1, October 1.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) 1982. *Proceedings of the Workshop on Environmental Assessment held at National Bureau of Standards, Gaithersburg, Maryland, December 15-18, 1981*, NUREG/CP-0025.

表6. 1 原子力施設付近の陸上および水中環境への35放射性核種の平常時放出  
 についての仮想的放射線評価の結果

被曝経路	主要放射性核種	予測線量	決定組織・器官
水中			
水泳	35核種	0.01	全身
堆積物での被曝	35核種	0.03	全身
魚の摂取	$^{60}\text{Co}$	0.008	全身
	$^{90}\text{Sr}$	0.02	骨
	$^{137}\text{Cs}$	0.8	全身
陸上			
空気サブマージョン	35核種	0.5	皮膚
地表面での被曝	35核種	0.02	全身
野菜の摂取	$^{131}\text{I}$	0.5	甲状腺
牛乳の摂取	$^{131}\text{I}$	4.4	甲状腺
肉の摂取	$^{137}\text{Cs}$	0.1	全身
呼吸	$^{131}\text{I}$	0.03	甲状腺
	その他	0.03	全身
合計、全経路および 全核種		1.0	全身
		4.9	甲状腺
		0.02	骨
		0.5	皮膚

表6. 2 核種に依存しないパラメータと核種に依存する ( $^{131}\text{I}$  に対する)  
 パラメータに対する事前選定公称値と範囲

パラメータ	最小値	公称値	最大値
核種に依存しないパラメータ			
$r$ (無次元)	0.05	0.2	0.5
$Y_v$ ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )	0.5	1.0	2
$\lambda_w$ ( $\text{d}^{-1}$ )	0.035	0.05	0.07
$t_c$ (d)	30	45	60
$p$ ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )	200	220	250
$t_b$ (d)	5500	11000	18000
$t_h$ (d)	2	5	7
核種に依存するパラメータ			
$B_{iv}$ (無次元)	0.01	0.06	0.5
$\lambda_{is}$ ( $\text{d}^{-1}$ )	$1 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$8.22 \times 10^{-3}$
$\lambda_{ir}$ ( $\text{d}^{-1}$ )		$8.66 \times 10^{-2}$	

表6. 3 パラメータ値の範囲に対する線量移行モデルの感度

Parameter	Sensitivity index <sup>a</sup>		
	<sup>131</sup> I	<sup>133</sup> I	<sup>129</sup> I
<i>r</i>	0.90	0.90	0.72
<i>Y<sub>v</sub></i>	0.75	0.75	0.57
<i>λ<sub>w</sub></i>	0.22	0.038	0.27
<i>t<sub>e</sub></i>	0.02	<0.01	0.12
<i>p</i>	<0.01	<0.01	0.083
<i>t<sub>b</sub></i>	<0.01	<0.01	<0.01
<i>t<sub>h</sub></i>	0.35	0.98	<0.01
<i>B<sub>lv</sub></i>	0.02	<0.01	0.38
<i>λ<sub>lv</sub></i>	<0.01	<0.01	0.44

<sup>a</sup>A sensitivity index of 1.0 indicates complete sensitivity; a sensitivity index less than 0.01 indicates that the model is insensitive to changes in the parameter.

ORNL-DWG 82C-13558R2

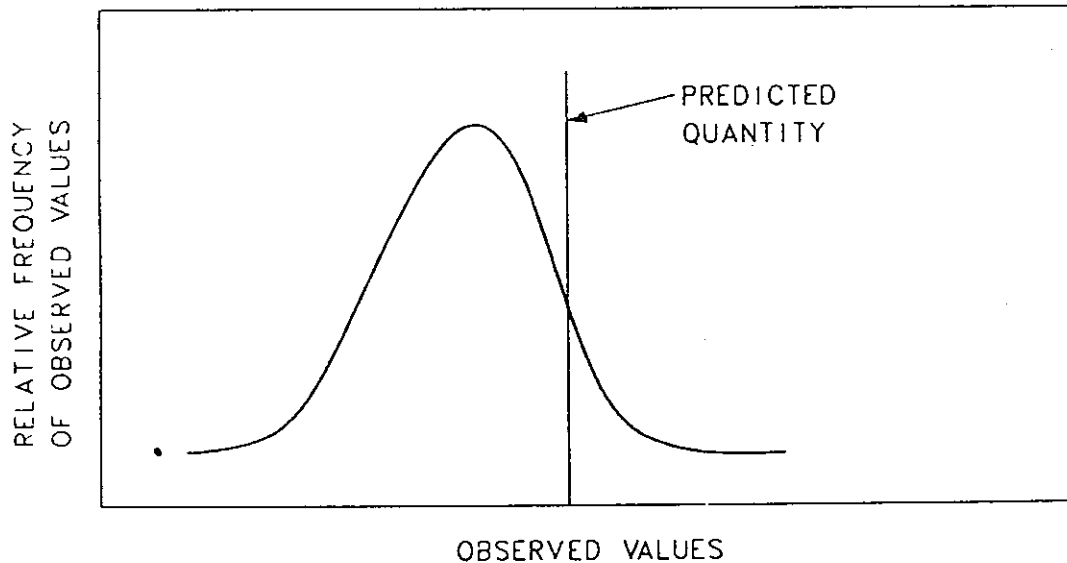


図6. 1 測定された観測値の分布に対する単一予測量の比較

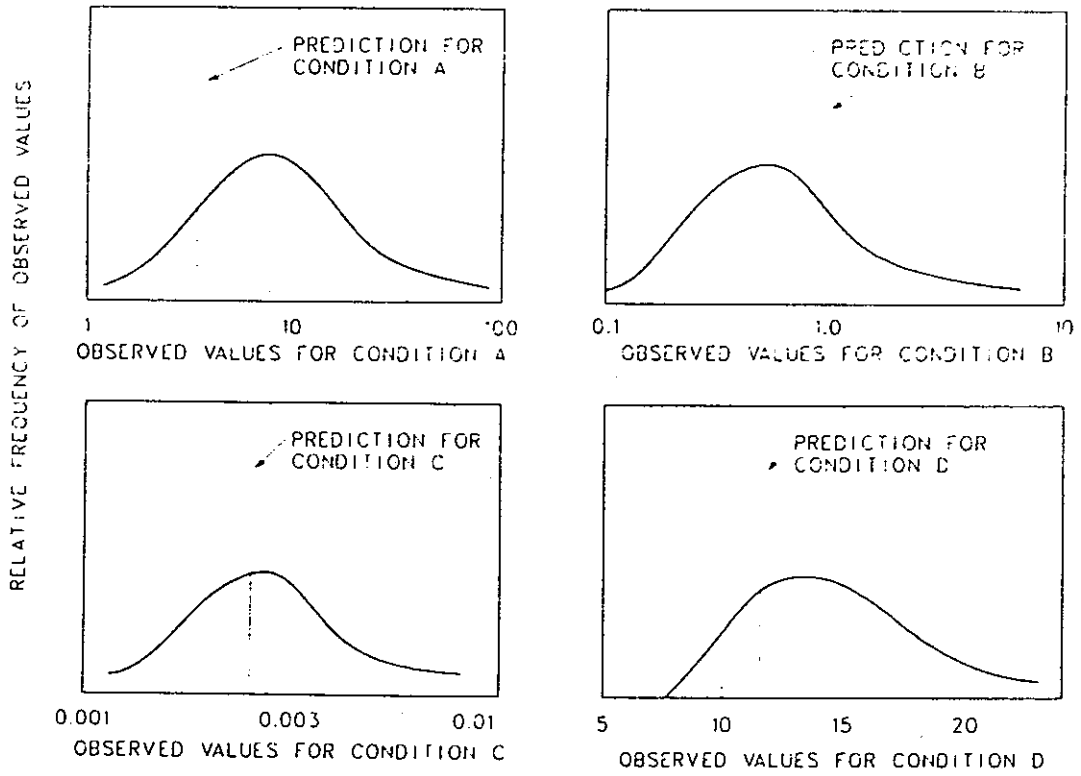


図6. 2 条件の全範囲と予測値の比較

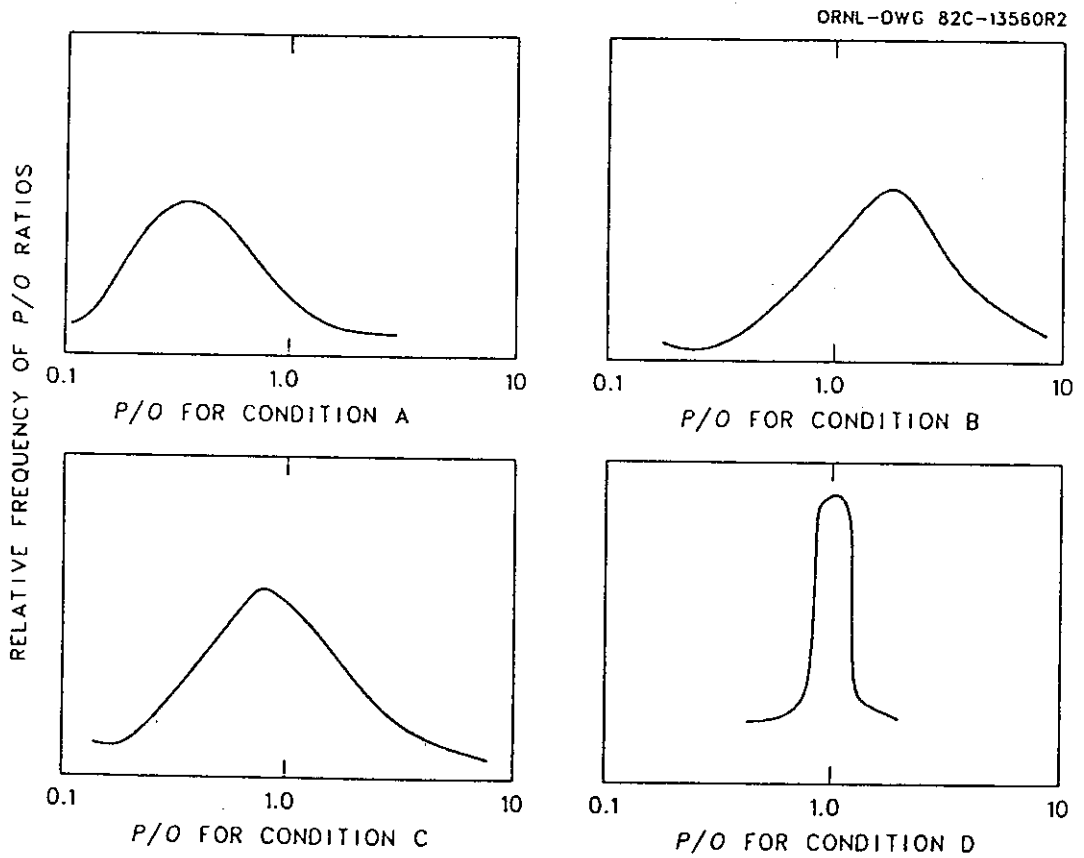


図6. 3 各条件に対する予測値対観測値の度数分布

SYSTEMATIC BIAS

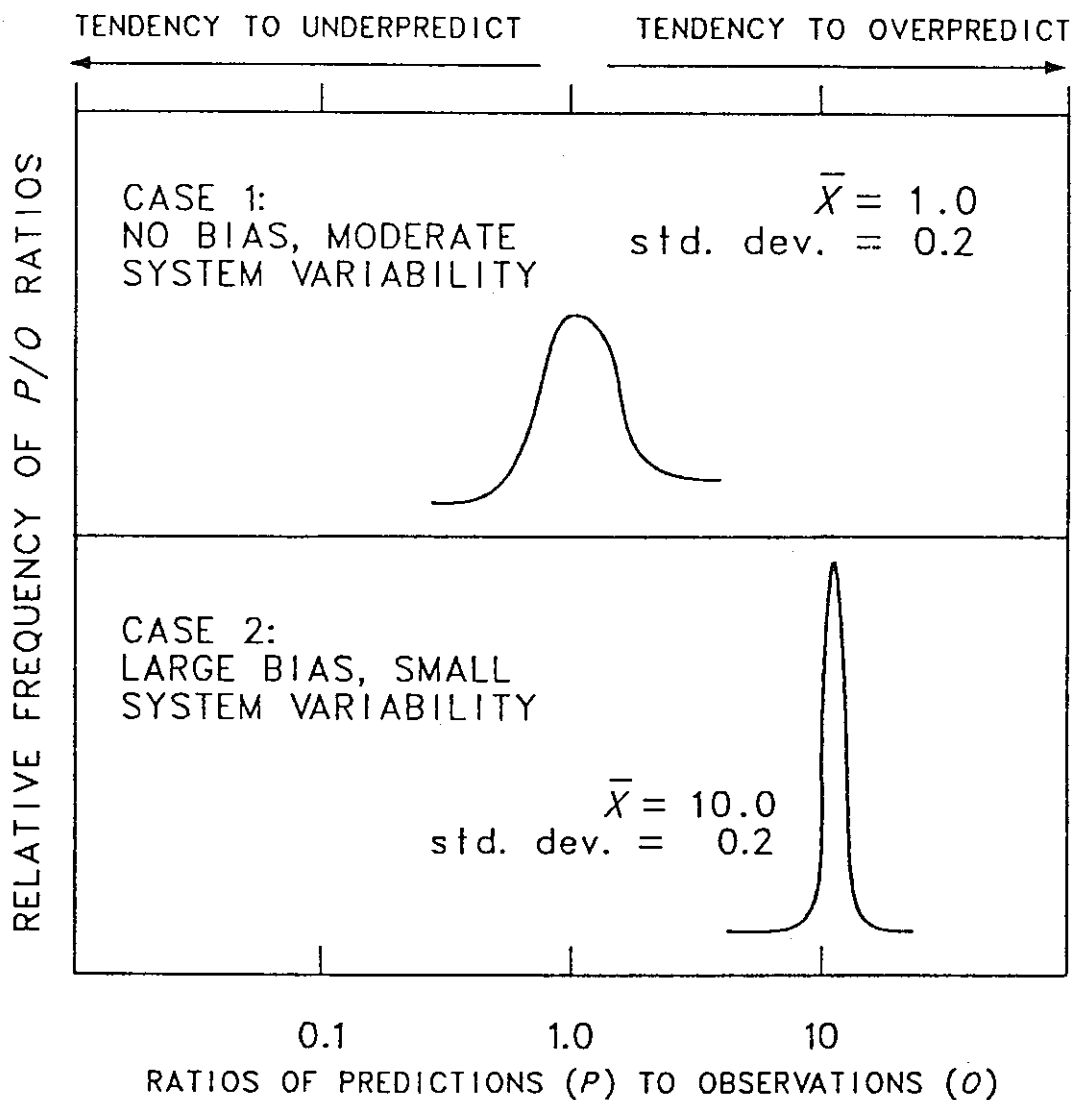


図6. 4 モデルの偏りと系統的変動性の指標としてのP/Oの分布

BIAS

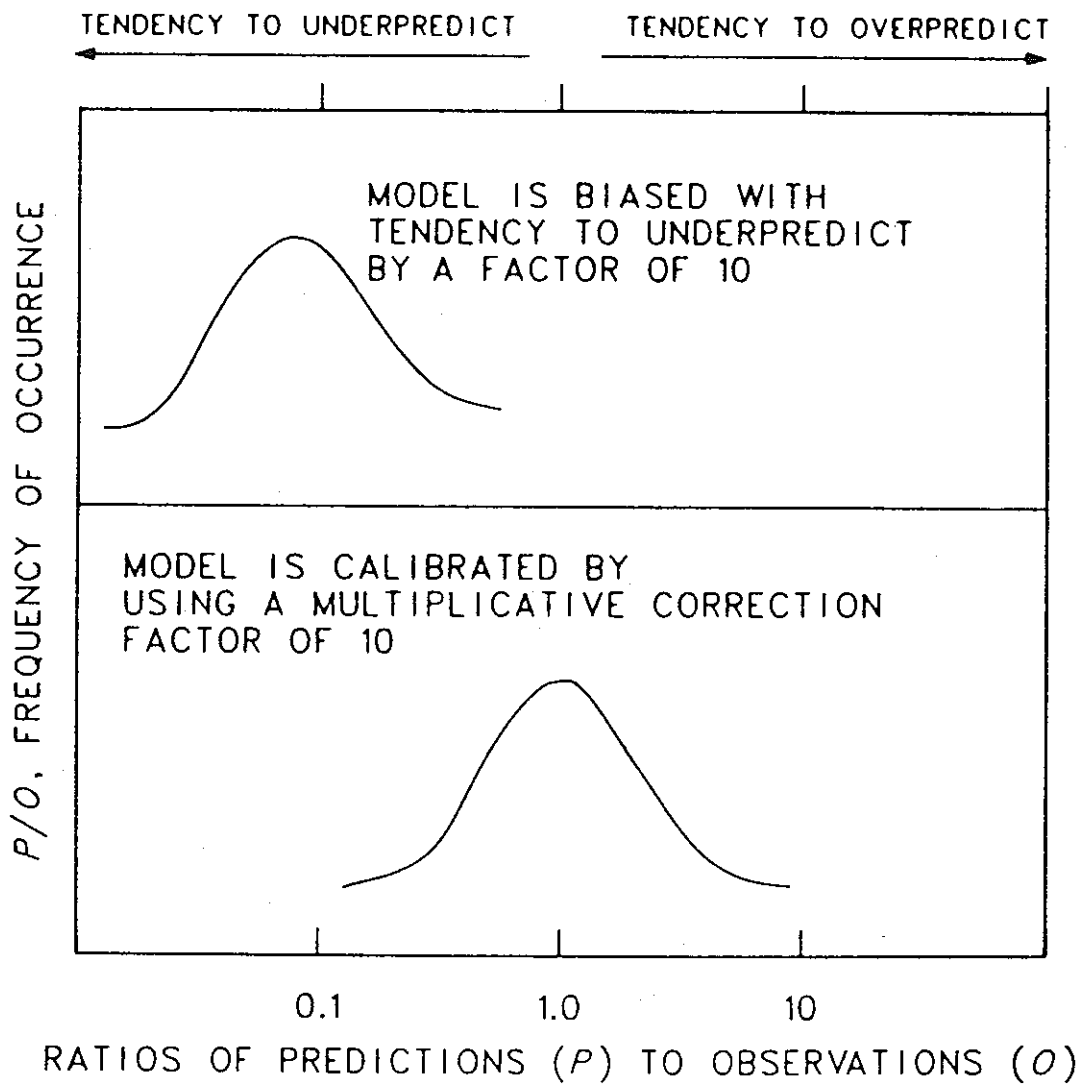


図6. 5  $P/O$ 比の分布と系統的変動性

ORNL-DWG 82C-1564R2

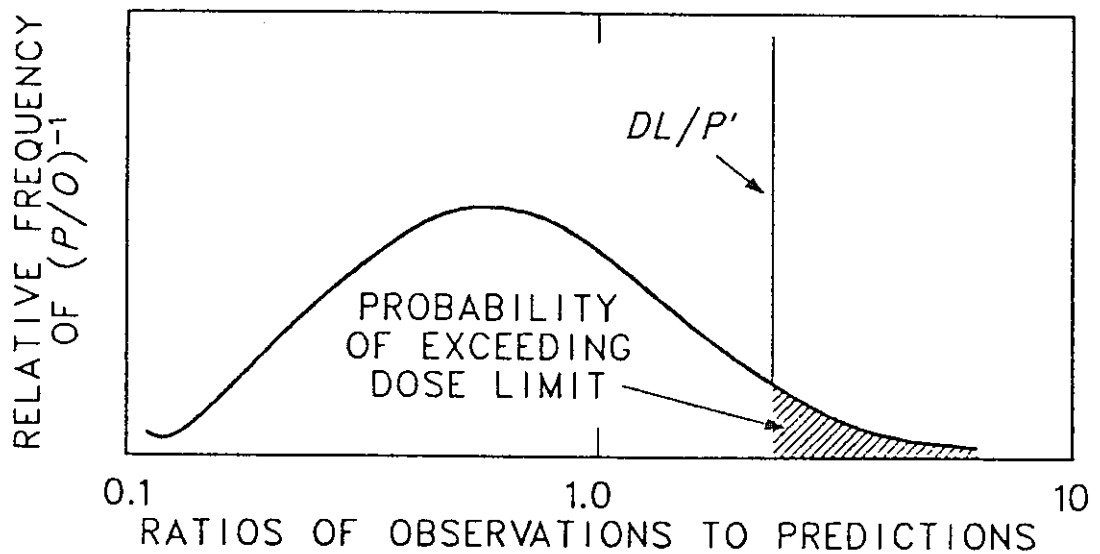


図6. 6 評価による予測値( $P'$ )と標準( $DL$ )との比較における $(P/O)^{-1}$ の分布

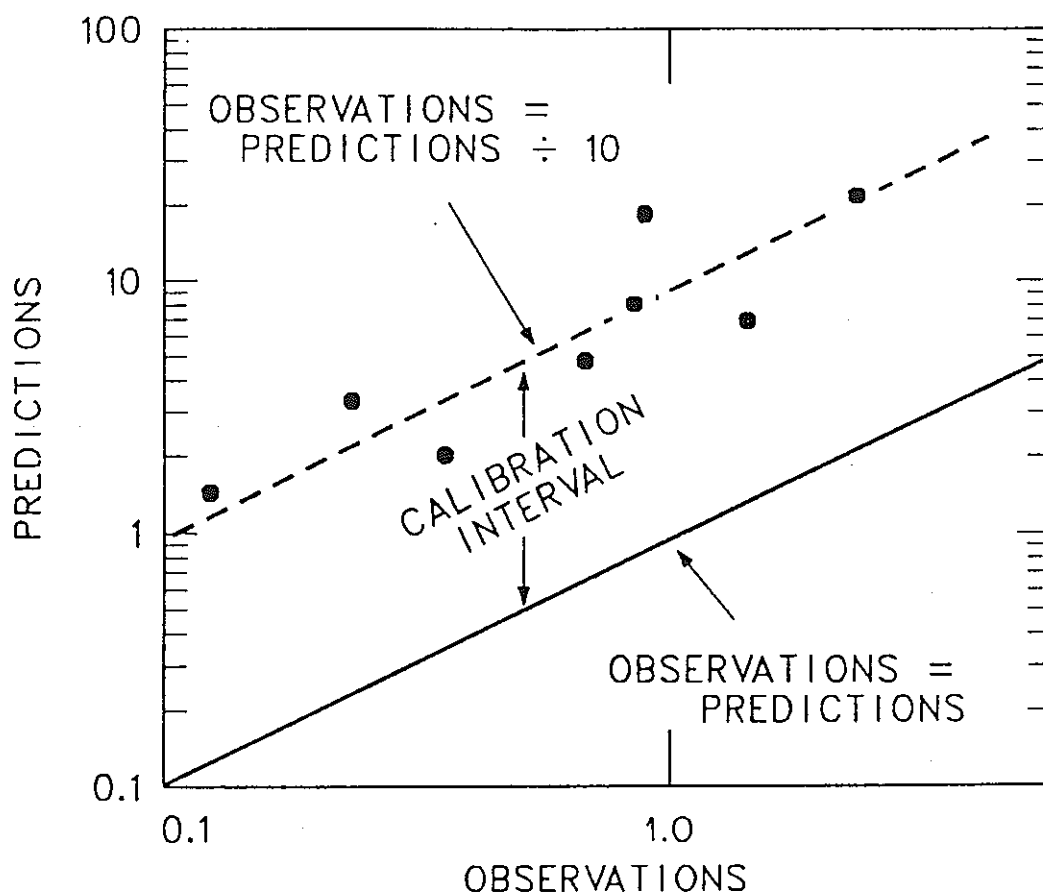


図6. 7 予測値と観測値の回帰 ( $10^{-1}$ の修正がモデルの性能を改善する)

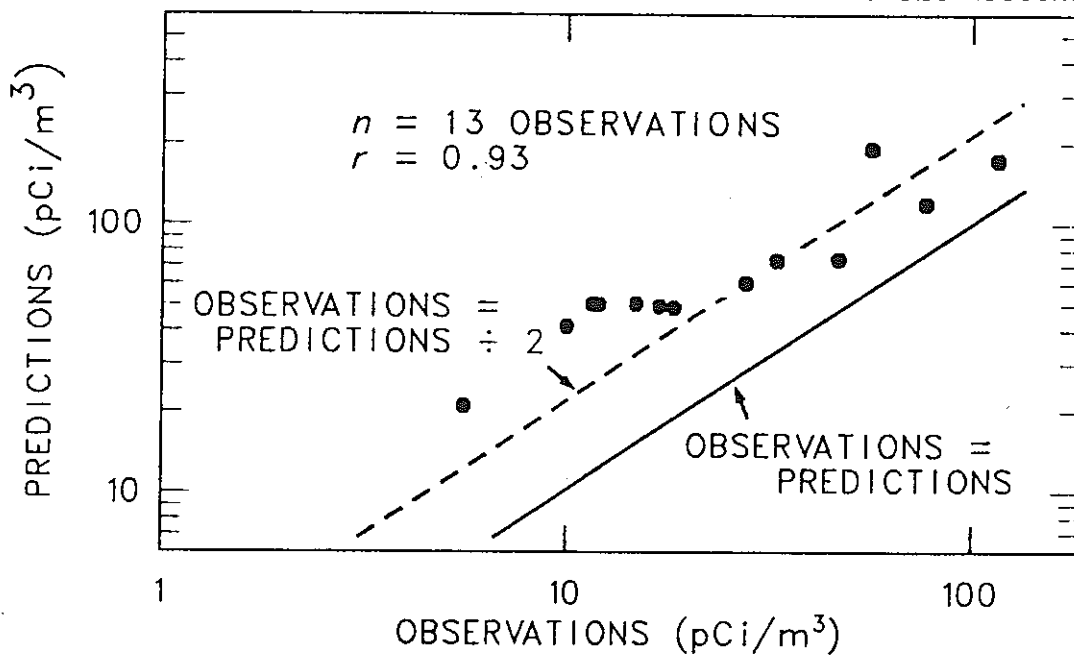
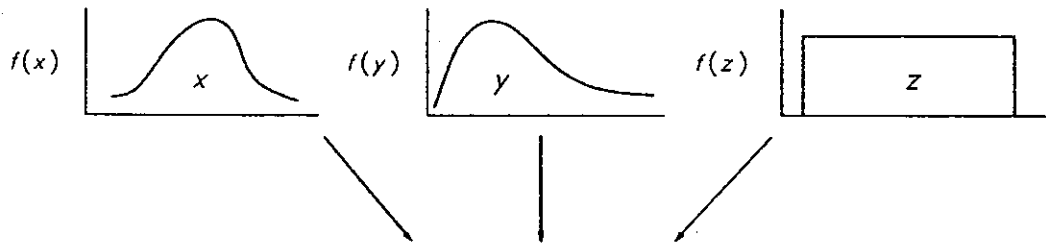


図6. 8  $^{85}\text{Kr}$ の地上レベル空气中濃度の予測値と観測値の比較 (Fields, 1981)



1. ESTIMATE DISTRIBUTIONS OF VALUES FOR PARAMETERS  $x$ ,  $y$ , AND  $z$



2. INPUT DISTRIBUTIONS INTO MODEL

$$\text{DOSE} = g(x, y, z)$$

3. PRODUCE DISTRIBUTION OF MODEL PREDICTIONS

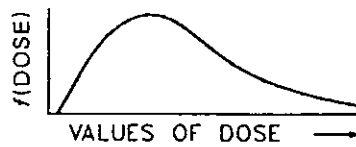
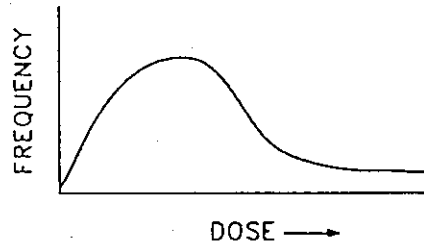
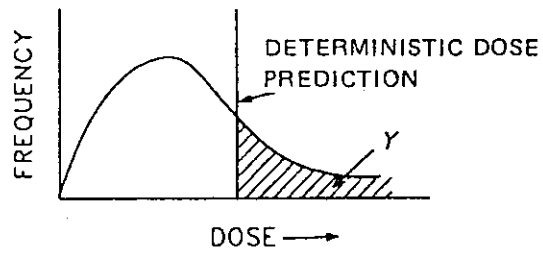


図 6. 9 パラメータ不確実性解析の概念

1. PRODUCE A DISTRIBUTION OF MODEL PREDICTIONS.

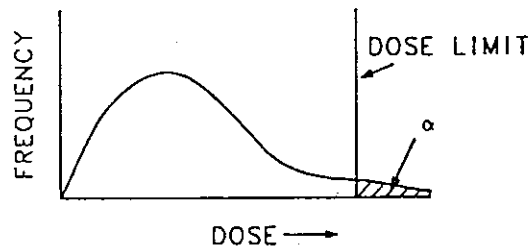


2. COMPARE WITH ASSESSMENT PREDICTION.



$Y$  = PROBABILITY OF DETERMINISTIC DOSE PREDICTION BEING EXCEEDED

3. COMPARE WITH DOSE LIMITS.



$\alpha$  = PROBABILITY OF DOSE LIMIT BEING EXCEEDED

4. PRIORITIZE IMPORTANT PATHWAYS AND PARAMETERS.

図 6. 10 パラメータ不確実性解析の目的

表6. 4 パラメータ不確実性を推定する手順

条件	手順
サイト固有のデータ入手可能	データを統計的に解析
サイト固有のデータ入手不可能 但し他のサイトのデータ入手可能	特定サイトにおけるものと同程度の条件に関連するデータのみ統計的に解析
入手可能データが関連の化学元素の放射性核種あるいは異なる環境条件に限定	環境、化学および物理的類似性に基づくパラメータの期待範囲を推定する判断に使用

表6. 5 NRC規制指標1. 109に用いられている食物連鎖パラメータに対する値の分布

Parameter	$X_{01}^{99}$	Mode	Median	Mean	$X_{99}^{99}$	NRC <sup>c</sup>
Ratio of vegetation interception fraction to forage density, $r/Y$ , [m <sup>2</sup> /kg (dry wt)]	0.64 (0.01)	1.5 (0.33)	1.8 (0.50)	2.0 (0.59)	5.1 (0.99)	1.1 (0.12)
Environmental half-time of materials deposited on vegetation, $T_v$ (d)						
Particulates	8.2 (0.01)	13.9 (0.40)	14.9 (0.50)	15.4 (0.55)	27.2 (0.99)	14.0 (0.41)
Iodines	4.8 (0.01)	9.06 (0.38)	9.97 (0.50)	10.5 (0.56)	20.5 (0.99)	14.0 (0.86)
Milk transfer coefficient for dairy cows, $F_m$ (d/L)						
Iodine	2.8E-3 (0.01)	7.4E-3 (0.29)	1.0E-2 (0.50)	1.2E-2 (0.61)	3.6E-2 (0.99)	6.0E-3 (0.17)
Strontium	3.4E-4 (0.01)	9.3E-4 (0.30)	1.2E-3 (0.50)	1.4E-3 (0.60)	4.2E-3 (0.99)	8.0E-4 (0.21)
Cesium	1.7E-3 (0.01)	4.8E-3 (0.28)	6.7E-3 (0.50)	8.0E-3 (0.61)	2.6E-2 (0.99)	1.2E-2 (0.84)
Beef transfer factor, $F_f$ (d/kg)						
Cesium	1.7E-3 (0.01)	5.8E-3 (0.21)	1.1E-2 (0.50)	1.5E-2 (0.66)	7.3E-2 (0.99)	4.0E-3 (0.10)
Freshwater finfish bioaccumulation factor, $B_p$ (L/kg)						
Iodine	7.8 (0.01)	23 (0.27)	33 (0.50)	40 (0.62)	140 (0.99)	15 (0.10)
Strontium	0.17 (0.01)	0.43 (0.04)	11 (0.50)	56 (0.82)	730 (0.99)	30 (0.71)
Cesium	170 (0.01)	640 (0.19)	1300 (0.50)	1900 (0.67)	9900 (0.99)	2000 (0.68)
Annual consumption of milk by infants, $U_{inf}^M$ (L/y)	190 (0.01)	287 (0.42)	299 (0.50)	305 (0.54)	476 (0.99)	330 (0.69)

\*Values in parentheses are the estimated percentiles associated with the location of each parameter value within the distribution of parameter values.

<sup>b</sup> $X_{99}^{99}$  represents the estimated 99th percentile of the distribution;  $X_{01}$  represents the first percentile.

<sup>c</sup>NRC generic default values recommended in NRC Regulatory Guide 1.109 for use in lieu of site-specific information.

Source: Hoffman, F. O., and Baes, C. F., III, eds. 1979. *A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides*, U.S. Nuclear Regulatory Commission Report ORNL/NUREG/TM-282, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.

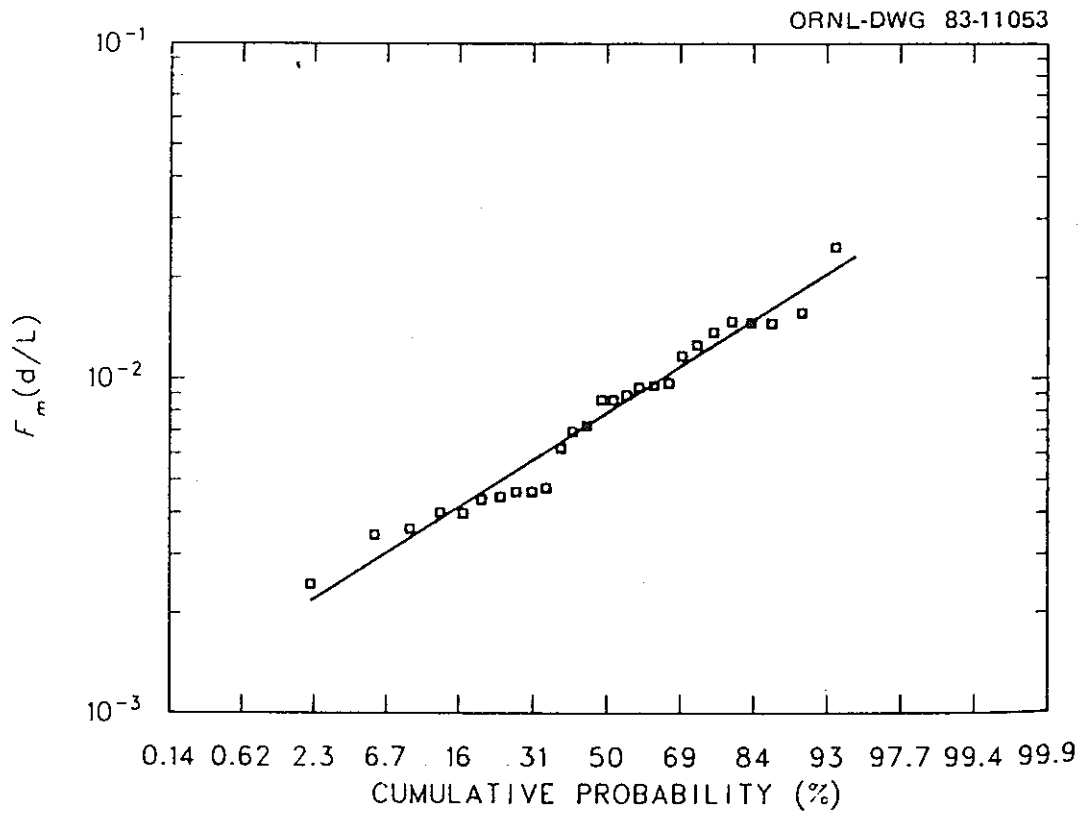


図6. 11 乳牛中のセシウムに対する牛乳移行係数の対数正規確率プロット

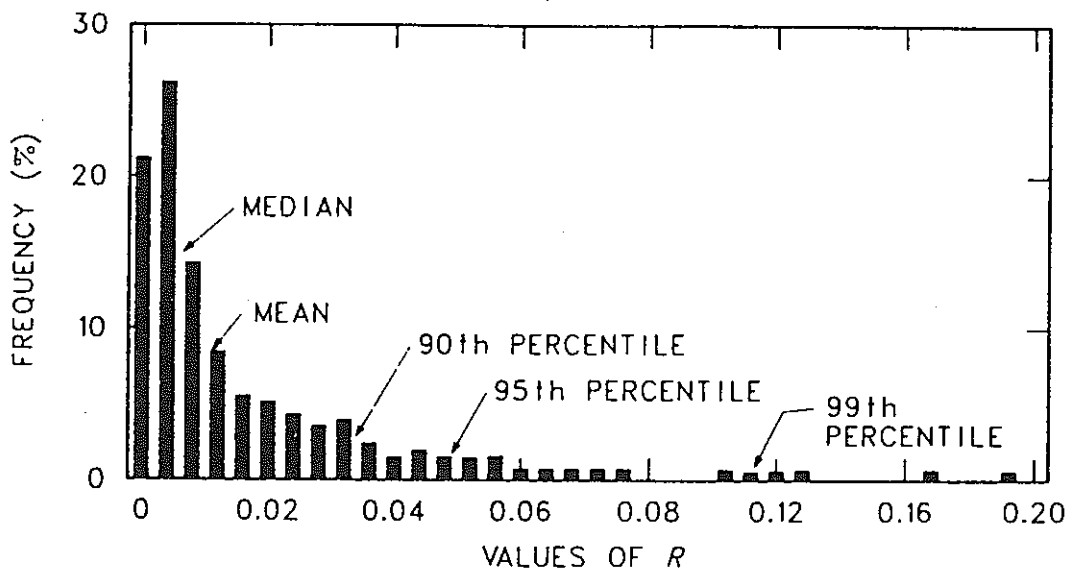


図6. 12 線量評価モデルの6パラメータに対しあらかじめ定められた一様分布からランダムに標本抽出するためのモンテカルロ法を用いた500回のコンピュータ繰り返しにより発生したRの度数プロット

表6. 6 モデルの500回モンテカルロ繰り返しによる予測値の平均、標準偏差、95%値および99%値

Case <sup>a</sup>	Mean dose	Standard deviation	95th percentile	99th percentile
I	1.4	1.8	5.1	9.7
II	1.1	1.2	3.2	7.0
III	1.0	1.0	3.0	6.1

<sup>a</sup>Case I simulations were performed with parameter values drawn from the uniform distribution; Case II, with values of  $t$  drawn from a triangular distribution; and Case III, with the addition (to the triangular distribution) of a correlation between  $D_f$  and  $d$  of  $-0.5$ .

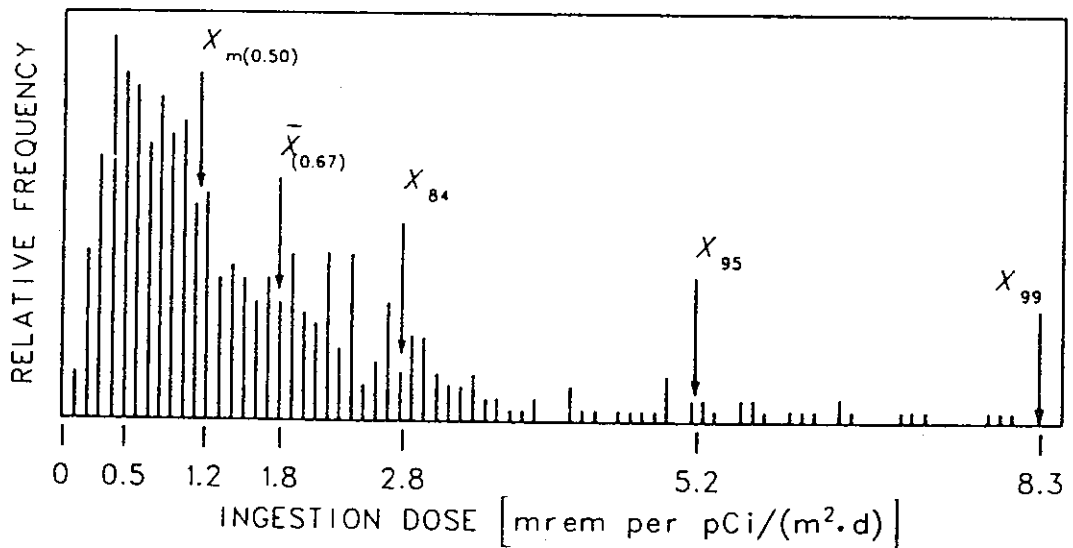


図6. 13 15年間、 $1 \text{ pCi}/(\text{m}^2 \text{ d})$ の連続沈着率の陸上食物経路による骨表面への $^{90}\text{Sr}$ の予測される摂取線量の度数分布

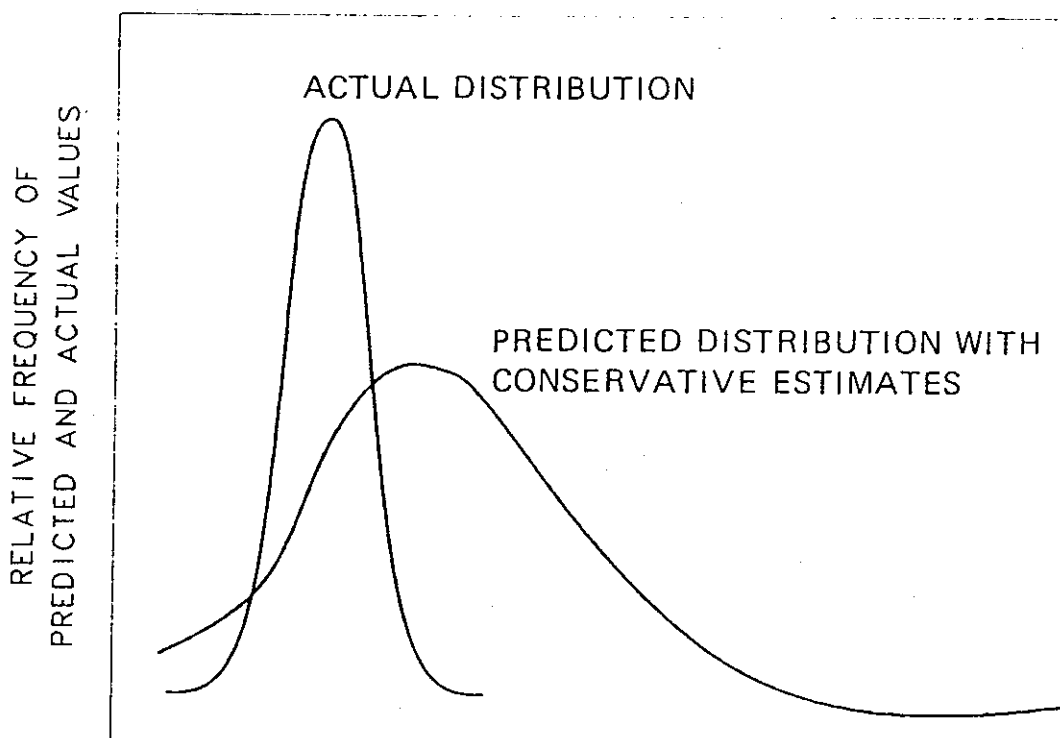


図6. 14 予測値と実測値の相対度数

表6. 7 農地への<sup>90</sup>Srの連続沈着による骨表面線量の各種の陸上食物連鎖移行モデルを用いた予測値の比較

経路	モデル			$X_g^c$	95%範囲
	IAEA <sup>b</sup>	AIRDOS/EPA	NRC 1.109 <sup>b</sup>		
	30年の沈着に対する pCi/(m <sup>2</sup> d) 当たりの mrem				
葉菜類	1.05 (0.89) <sup>c</sup>	0.20 (0.39)	0.26 (0.51)	0.27 (0.50)	0.030-2.4
非葉菜類	5.29 (0.98)	2.62 (0.94)	2.09 (0.92)	0.34 (0.50)	0.025-4.7
牛乳	0.20 (0.58)	0.28 (0.68)	0.102 (0.34)	0.15 (0.50)	0.011-2.1
肉	0.045 (0.44)	0.029 (0.33)	0.031 (0.31)	0.055 (0.50)	0.003-0.97
複合経路	6.59 (0.97)	3.12 (0.86)	2.46 (0.79)	1.20 (0.50)	0.21-6.9

<sup>a</sup>Values in parentheses are cumulative percentiles produced by comparing the model predictions of IAEA, AIRDOS/EPA, and NRC 1.109 with a distribution of predicted doses generated by parameter uncertainty analyses. The values in parentheses indicate the probability that the dose prediction will be conservative (i.e., tend to overpredict).

<sup>b</sup>Models adapted for use with ICRP 30 bone surface dose factors (ICRP 1980).

<sup>c</sup>Geometric mean ( $X_g$ ) and 95% range (from Hoffman et al. 1982) estimated from parameter uncertainty analyses on a model of similar structure to the IAEA, AIRDOS/EPA, and NRC 1.109 models.

表 6. 8 一定濃度の<sup>3</sup>Hと<sup>14</sup>Cに対する最大被曝個人に対する  
NRC規制指標1.109と比放射能の計算の比較

Calculational approach	Pathway	Annual dose equivalent <sup>a</sup>	
		<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C
Reg. Guide 1.109	Air-vegetables-man	$2.9 \times 10^{-3}$	$2.3 \times 10^{-1}$
Reg. Guide 1.109	Air-vegetation-milk-man	$7.7 \times 10^{-4}$	$7.3 \times 10^{-2}$
Reg. Guide 1.109	Air-vegetation-meat-man	$3.3 \times 10^{-4}$	$6.7 \times 10^{-2}$
Reg. Guide 1.109	Air-all terrestrial pathways-man	$4.0 \times 10^{-3}$	$3.7 \times 10^{-1}$
Specific activity <sup>b</sup>	All pathways	$1.2 \times 10^{-2}$	1.3

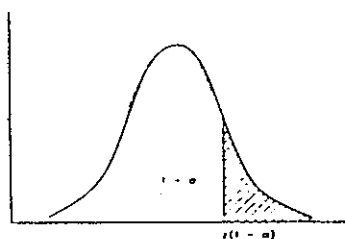
<sup>a</sup>Annual dose equivalent (mrem/y) resulting from 1 pCi/m<sup>3</sup> in aboveground air.

<sup>b</sup>Assuming complete equilibrium of specific activity between the atmosphere and the human body; dose equivalents therefore represent maximum upper-limit estimates.

Source: *Variability in Dose Estimates Associated with the Food Chain Transport and Ingestion of Selected Radionuclides*, NUREG/CR-2612, F. O. Hoffman, R. H. Gardner, and K. F. Eckerman, U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1982.

表 6 A. 1 標準正規分布の累積確率

Entry is area  $1 - \alpha$  under the standard normal curve from  $-\infty$  to  $z(1 - \alpha)$



z	.00	.01	.02	.03	.04	.05	.06	.07	.08	.09
.0	.5000	.5040	.5080	.5120	.5160	.5199	.5239	.5279	.5319	.5359
.1	.5398	.5438	.5478	.5517	.5557	.5596	.5636	.5675	.5714	.5753
.2	.5793	.5832	.5871	.5910	.5948	.5987	.6026	.6064	.6103	.6141
.3	.6179	.6217	.6244	.6293	.6331	.6368	.6406	.6443	.6480	.6517
.4	.6554	.6591	.6628	.6664	.6700	.6736	.6772	.6808	.6844	.6879
.5	.6915	.6950	.6985	.7019	.7054	.7088	.7123	.7157	.7190	.7224
.6	.7257	.7291	.7324	.7357	.7389	.7422	.7454	.7486	.7517	.7549
.7	.7580	.7611	.7642	.7673	.7704	.7734	.7764	.7794	.7823	.7852
.8	.7881	.7910	.7939	.7967	.7995	.8023	.8051	.8078	.8106	.8133
.9	.8159	.8186	.8212	.8238	.8264	.8289	.8315	.8340	.8365	.8389
1.0	.8413	.8438	.8461	.8485	.8508	.8531	.8554	.8577	.8599	.8621
1.1	.8643	.8665	.8686	.8708	.8729	.8749	.8770	.8790	.8810	.8830
1.2	.8849	.8869	.8888	.8907	.8925	.8944	.8962	.8980	.8997	.9015
1.3	.9032	.9049	.9066	.9082	.9099	.9115	.9131	.9147	.9162	.9177
1.4	.9192	.9207	.9222	.9236	.9251	.9265	.9279	.9292	.9306	.9319
1.5	.9332	.9345	.9357	.9370	.9382	.9394	.9406	.9418	.9429	.9441
1.6	.9452	.9463	.9474	.9484	.9495	.9505	.9515	.9525	.9535	.9545
1.7	.9554	.9564	.9573	.9582	.9591	.9599	.9608	.9616	.9625	.9633
1.8	.9641	.9649	.9656	.9664	.9671	.9678	.9686	.9693	.9699	.9706
1.9	.9713	.9719	.9726	.9732	.9738	.9744	.9750	.9756	.9761	.9767
2.0	.9772	.9778	.9783	.9788	.9793	.9798	.9803	.9808	.9812	.9817
2.1	.9821	.9826	.9830	.9834	.9838	.9842	.9846	.9850	.9854	.9857
2.2	.9861	.9864	.9868	.9871	.9875	.9878	.9881	.9884	.9887	.9890
2.3	.9893	.9896	.9898	.9901	.9904	.9906	.9909	.9911	.9913	.9916
2.4	.9918	.9920	.9922	.9925	.9927	.9929	.9931	.9932	.9934	.9936
2.5	.9938	.9940	.9941	.9943	.9945	.9946	.9948	.9949	.9951	.9952
2.6	.9953	.9955	.9956	.9957	.9959	.9960	.9961	.9962	.9963	.9964
2.7	.9965	.9966	.9967	.9968	.9969	.9970	.9971	.9972	.9973	.9974
2.8	.9974	.9975	.9976	.9977	.9977	.9978	.9979	.9979	.9980	.9981
2.9	.9981	.9982	.9982	.9983	.9984	.9984	.9985	.9985	.9986	.9986
3.0	.9987	.9987	.9987	.9988	.9988	.9989	.9989	.9989	.9990	.9990
3.1	.9990	.9991	.9991	.9991	.9992	.9992	.9992	.9992	.9993	.9993
3.2	.9993	.9993	.9994	.9994	.9995	.9994	.9994	.9995	.9995	.9995
3.3	.9995	.9995	.9995	.9996	.9996	.9996	.9996	.9996	.9996	.9997
3.4	.9997	.9997	.9997	.9997	.9997	.9997	.9997	.9997	.9997	.9998

Selected percentiles

Cumulative probability $1 - \alpha$ :	.90	.95	.975	.98	.99	.995	.999
$z(1 - \alpha)$ :	1.282	1.645	1.960	2.054	2.326	2.576	3.090
Cumulative probability $1 - \alpha$ :	.10	.05	.025	.02	.01	.005	.001
$z(1 - \alpha)$ :	-1.282	-1.645	-1.960	-2.054	-2.326	-2.576	-3.090

Example:  $P(Z \leq 1.83) = .9664$ , so  $z(.9664) = 1.83$

Source: *Applied Statistics*, J. Neter, W. Wasserman, and G. A. Whitmore, Allyn and Bacon, Boston, 1978, Table B-1.



表 6 A. 2 簡単な関数に対する誤差伝播公式

Function form*	Approximate variance	Additional term if $u$ and $v$ are correlated
$x = au \pm bv$	$s_x^2 = a^2 s_u^2 + b^2 s_v^2$	$\pm 2abs_{uv}$
$x = auv$	$\frac{s_x^2}{\bar{X}_x^2} = \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2} + \frac{s_v^2}{\bar{X}_v^2}$	$+2 \frac{s_{uv}}{\bar{X}_u \bar{X}_v}$
$x = \frac{au}{v}$	$\frac{s_x^2}{\bar{X}_x^2} = \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2} + \frac{s_v^2}{\bar{X}_v^2}$	$-2 \frac{s_{uv}}{\bar{X}_u \bar{X}_v}$
$x = u^2$	$s_x^2 = 4\bar{X}_u^2 s_u^2$	
$x = \sqrt{u}$	$s_x^2 = 1/4 \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2}$	
$x = au^{\pm b}$	$\frac{s_x^2}{\bar{X}_x^2} = b^2 \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2}$	
$x = ae^{\pm bu}$	$\frac{s_x^2}{\bar{X}_x^2} = b^2 s_u^2$	
$x = cu^{\pm a} v^{\pm b}$	$\frac{s_x^2}{\bar{X}_x^2} = a^2 \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2} + b^2 \frac{s_v^2}{\bar{X}_v^2}$	$2(\pm a)(\pm b) \frac{s_{uv}}{\bar{X}_u \bar{X}_v}$
$x = \ln u$	$s_x^2 = \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2}$	
$x = a \ln(\pm bu)$	$s_x^2 = a^2 \frac{s_u^2}{\bar{X}_u^2}$	

\*Where  $a$ ,  $b$  and  $c$  are constants;  $u$  and  $v$  are independent variables which are assumed to be statistically independent; and the value of  $x$  is finite and real [e.g.,  $v \neq 0$  for ratios with  $v$  as denominator,  $u > 0$  for  $\sqrt{u}$  and  $\ln u$ , and  $(\pm bu) > 0$  for  $\ln(\pm bu)$ ].

Table A.2 has been taken from Collee et al. (1981). In the equations for error propagation,  $s^2$  is the variance and  $s_{uv}$  is the covariance term.

表 6 A. 3 集団統計と標本統計の関係

Population parameters <sup>a</sup>	Sample statistics <sup>b</sup> (Estimators of parameters)
$M_x$ (mean - first moment) = $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N X_i$	$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_i$
$V_x$ (variance - second central moment) = $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2$	$s_x^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2$
$S_x$ (standard deviation of $x$ about the population mean $M_x$ )	$s_x = \sqrt{s_x^2}$
$S_{\bar{x}}$ (standard error of the mean, or standard deviation of the average)	$s_{\bar{x}} = \frac{1}{\sqrt{n}} s_x$
$S_{xy} = S_{yx}$ (covariance)	$s_{xy} = s_{yx} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})$
$\frac{S}{M}$ (100) (coefficient of variation, or relative standard deviation, expressed in percent)	$cv_x = \frac{s_x}{\bar{X}} (100)$

<sup>a</sup>Where  $N$  is the total number within a population.

<sup>b</sup>Where  $n$  is the size of the sample.

## ま と め

放射性廃棄物処分の安全評価に関し、浅地層および生物圏に近い地層中では動植物の活動の結果生成した有機物やバクテリアの活動により核種移行の挙動への影響についても十分検討される必要がある。

本報告では、初年度として文献調査研究を実施した。高レベル放射性廃棄物の地層処分について我国の地層と比較的条件の面で類似した花崗岩層を有するスウェーデンとスイスの評価手法について整理した。同じ花崗岩層を対象とする場合でも水理学的、地質学的調査結果の異なる両国の間では、評価手法に明確な違いがあることが分かった。また、我国の処分候補地層と大きく異なる岩塩ドームへの処分についてのドイツの評価手法についても整理した。地層処分体系の安全評価上最も重要な核種移行過程と核種移行過程に与える主要な因子について整理した。更に、生物圏での核種移行に関し、カナダの生物圏モデルについてまとめた。地層処分については、数百年、数千年から数万年と長期間にわたる評価を避ける訳には行かない。評価上問題とされる長期予測についてのアプローチの一つの方法として重要なナチュラルアナログ研究について簡単に整理した。最後に、環境線量評価に関する不確実性について検討した。

さらに、放射性廃棄物管理に関する最新の動向について、本年2月に開催されたツーソン会議について報告した。