

分置

人工バリアシステムの設計研究(II)

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究報告書)

1987年 8 月

三菱金属株式会社

複製又はこの資料の入手については、下記にお問い合わせ下さい。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13

動力炉・核燃料開発事業団
技術協力部 技術管理室

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to: Technical Evaluation and Patent Office, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation 9-13, 1-chome, Akasaka, Minato-ku, Tokyo 107, Japan

動力炉・核燃料開発事業団 (Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation)

人工バリアシステムの設計研究(Ⅱ)

市川倫夫*

要 旨

本研究には、次の二つの内容が含まれている。

第1部 TRU廃棄物処分システム(人工バリア)の設計研究

第2部 地層条件の人工バリアの設計基準に与える影響の検討

第1部では、動力炉・核燃料開発事業団殿から発生するTRU廃棄物を対象として、処分における人工バリアの役割と処分システムの基本概念を検討し、人工バリアシステムの性能評価手法の検討、設計基準の設定、性能評価計算の実施を通じて、設計研究を行った。

その結果、

- ・アスファルト固化体LA系は、浅地中処分、
- ・アスファルト固化体MA系とプラスチック固化体は、施設透水係数が 5×10^{-11} m/sの深地中処分、
- ・プルトニウム廃棄物は、施設透水係数が 5×10^{-12} m/sの準地層処分、

という処分方式を採用することにより、安全に処分できる見通しが得られた。また、評価の過程において、TRU核種の地球化学的挙動を把握することが重要であるという点が、明らかにされた。

第2部では、我が国で地層処分の研究対象となると思われる種々の地層について、地層の安定性や地層と地下水の物理的、化学的な特性を調査したが、

- ①「人工バリアシステムの設計研究(Ⅰ)」で設計した人工バリアシステムは、かなり安全側のパラメータを用いて性能評価を行っている。
- ②我が国の地層や地下水の基礎データが不足している。

ということにより、「人工バリアシステムの設計研究(Ⅰ)」で設計した人工バリアシステムを積極的に変更すべきであるという結果は得られなかった。

地層条件に応じた人工バリアシステムの性能評価研究を進めるためには、地層や地下水の基礎的データの取得に努めるとともに、完成度の高い地球化学コードを導入し、性能評価研究をより現実化することが望まれる。

本報告書は、三菱金属株式会社が動力炉・核燃料開発事業団の委託により実施した研究の成果である。

事業団担当部化室および担当者：環境資源部廃棄物対策室、梅木博之

*：三菱金属株式会社原子力技術センター

Aug., 1987

Design Study of Engineered Barrier System(II)

Michio Ichikawa*

Abstract

This study consists of two major parts as follows :

Part 1 Design study of engineered barrier system for TRU waste disposal

Part 2 Effects of geological conditions on design criteria of engineered barrier system for HLW disposal.

In Part 1, the design study was performed to clarify the role of engineered barrier and preconceptual design of TRU waste disposal system, to review methodology for performance assessment, to propose the plain design criteria, and to assess the performance of engineered barriers.

The result shows that TRU waste disposal is feasible in a form of :

- shallow land disposal for bituminized waste LA,
- deeper-than-20m facility with the hydraulic conductivity of 5×10^{-11} m/s for bituminized waste MA and plastic-incorporated waste,
- deeper-than-100m facility with the hydraulic conductivity of 5×10^{-12} m/s for plutonium waste.

In the course of the assessment, it was suggested that the geochemical behavior of TRU nuclides gave the significant effect on the result.

In Part 2, stability and physico-chemical properties of candidate geology for HLW disposal in Japan was surveyed. Although basic data on geology and groundwater was scarce, this derived the conclusion that no change may be needed for the engineered barrier system proposed in "Design Study of Engineered Barrier System (I)" because conservative parameters were used in that performance assessment.

In order to give the assessment more validity, further work on the effects of geological conditions needs the data acquisition for geological properties and utilization of appropriate geochemical model.

Work Performed by Mitsubishi Metal Corporation under contract with Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation
PNC Liaison : Hiroyuki Umeki, Waste Isolation Office, Waste Management and Raw Material Division

* : Mitsubishi Metal Corporation, Nuclear Engineering Center

第1部

TRU廃棄物処分システム（人工バリア） の設計研究

目次

まえがき	1 - 1
1 TRU廃棄物の処分における人工バリアの役割	1 - 2
2 TRU廃棄物の処分システムの基本概念	1 - 6
3 人工バリアシステムの性能評価手法	1 - 13
3.1 水理バリア性能の評価手法	1 - 13
3.2 化学バリア性能の評価手法	1 - 17
4 人工バリアシステムの設計基準	1 - 22
5 人工バリアシステムの性能評価計算	1 - 24
5.1 施設内地下水中の核種濃度	1 - 24
5.2 水理バリアによる希釈効果	1 - 35
5.3 各廃棄物の処分に要求される水理バリア特性	1 - 37
6 TRU廃棄物処分システムの設計研究	1 - 38
6.1 処分システムの構成	1 - 38
6.2 廃棄物ブロック	1 - 39
6.3 充填材	1 - 43
6.4 シール	1 - 45
6.5 施設形状	1 - 50
7 今後の課題	1 - 51
参考文献	1 - 53
付録 海外におけるTRU処分システム	1 - 54

图目次

Fig. 2 - 1	Nuclide concentration in waste form and in groundwater contact with TRU waste	1 - 1 1
Fig. 5 - 1	Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from bituminized waste(LA)	1 - 2 5
Fig. 5 - 2	Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from bituminized waste(MA)	1 - 2 6
Fig. 5 - 3	Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from plastic-incorporated waste	1 - 2 7
Fig. 5 - 4	Time variation of nuclide composition in plutonium waste	1 - 2 9
Fig. 5 - 5	Solubility and speciation of Plutonium	1 - 3 1
Fig. 5 - 6	Solubility and speciation of Uranium	1 - 3 2
Fig. 5 - 7	Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from plutonium waste	1 - 3 4
Fig. 5 - 8	Effect of hydraulic conductivities on dilution of leachate from repository	1 - 3 6
Fig. 6 - 1	Typical hydraulic conductivities of various materials	1 - 4 6
Fig. 6 - 2	Preconceptual design for access tunnel plugs	1 - 4 7
Fig. 6 - 3	Preconceptual design for shaft plugs	1 - 4 8
Fig. 6 - 4	Preconceptual design for borehole plugs	1 - 4 9
Fig. A - 1	WIPP Site Layout	1 - 5 5
Fig. A - 2	WIPP Storage Panel Concept	1 - 5 6
Fig. A - 3	RHTRU Emplacement	1 - 5 7
Fig. A - 4	Surface Facilities, Cavern Layout and Design Detail of Caverns for the Shallow Rock Cavern Concept	1 - 6 0
Fig. A - 5	Silos for alpha-containing intermediate-level waste in the type C repository	1 - 6 2
Fig. A - 6	Overview of the type B repository for LLW/ILW	1 - 6 3

Fig. A - 7	(a) Waste drums emplaced in standard large container and immobilized with liquid cement	
	(b) Waste containers stacked in the storage cavern and surrounded with backfill material	1 - 6 4
Fig. A - 8	Small section tunnel for alpha waste disposal	1 - 6 5
Fig. A - 9	Large section tunnel for alpha waste disposal	1 - 6 6

表目次

Table 1 - 1 Typical nuclides included in TRU waste	1 - 3
Table 1 - 2 Typical short-lived nuclides in TRU waste	1 - 3
Table 1 - 3 Typical long-lived nuclides in TRU waste	1 - 4
Table 2 - 1 Characteristics of TRU wastes	1 - 8 ~ 9
Table 3 - 1 Examples of computer codes for groundwater flow analysis	1 - 1 6
Table 3 - 2 Release coefficients of radionuclides	1 - 1 9
Table 3 - 3 List of geochemical codes	1 - 2 1
Table 5 - 1 Comparison of nuclide solubility with their criteria	1 - 3 3
Table 6 - 1 Attributes of packaging of waste containers with concrete	1 - 4 1
Table 6 - 2 Maximum hydraulic conductivity of backfill	1 - 4 4

まえがき

我が国の放射性廃棄物のうち、動力炉・核燃料開発事業団殿を中心に研究開発が行われている高レベル放射性廃棄物や既に事業化や法制面の整備が行われつつある低レベル放射性廃棄物に比べ、TRU廃棄物への対策は必ずしも充分ではない。現在までのところ、TRU廃棄物処分に関する技術開発はほとんど実施されておらず、処分概念も明確にされていないため、処理から処分に至る一貫性のあるシナリオの検討は行われていない。

TRU廃棄物は、高レベル放射性廃棄物に比べはるかに放射能は少ないものの、発生量および種類は多く、また、長寿命のアクチナイドを相当量含むという特徴を有する。これらの特徴に応じた処分システムの概念を早急に決定することは、TRU廃棄物の処理を合理化するとともに、放射性廃棄物全体の処分シナリオを検討するうえにおいても重要である。

本研究は、上記事項に資することを目的として、TRU廃棄物処分システムのうち人工バリアについて検討を行ったものであり、その内容は、以下の通りである。

1. TRU廃棄物の処分における人工バリアの役割
2. TRU廃棄物の処分システムの基本概念
3. 人工バリアシステムの性能評価手法
4. 人工バリアシステムの設計基準
5. 人工バリアシステムの性能評価計算
6. TRU廃棄物処分システムの設計研究
7. 今後の課題

1 TRU廃棄物の処分における人工バリアの役割

放射性廃棄物の陸地処分における安全確保の基本的考え方は、土壌や地層等の天然バリアと固化体、容器、充填材、施設構造物等の人工バリアを組み合わせることによって、廃棄物中核種の長期的閉じ込めと漏洩率の低減を図り、その環境中濃度を十分に低減させることにより安全性を確保するというものである。

このうち人工バリアに期待される役割としては、

- (1) 放射性廃棄物の長期間の閉じ込めを行い、放射性核種を減衰させる（時間バリア機能）
- (2) 放射性廃棄物からの放射性核種の漏洩率を低減させる（漏洩バリア機能）

の2つがあり、人工バリアの設計においてもこの役割を十分に発揮できるものとするのが望ましい。

一方、TRU廃棄物に含まれる放射性核種としては、表1-1に示される様な核種が予想される。

このうち、Co-60, Sr-90, Zr-95, Nb-95, Ru-106, Sb-125, Cs-134, Cs-137, Ce-144, 等の核分裂生成物核種は表1-2に示される様に半減期が比較的短く、人工バリアの「時間バリア機能」が300年程度期待できる場合には、この期間中に十分なレベルにまで減衰し、その安全性を確保することが期待できる。

しかし、これに対して、U-234, U-238, Pu-238, Pu-239, Pu-240, 等の核種は表1-3に示される様に半減期が比較的長く、300年程度の人工バリアの「時間バリア機能」によっては十分なレベルにまで減衰せず、その安全性を確保することが困難である。

そして、これらのアクチニド核種/TRU核種は、前述の核分裂生成物核種に比べ、その化学的挙動は一般に複雑であり、水に対する溶解度は一定の化学的条件の下ではかなり低くなることが報告されている。

したがって、こうしたアクチニド核種/TRU核種の諸特性を考慮した場合、人工バリアに期待する機能としては、「時間バリア機能」よりも、むしろ「漏洩バリア機能」に期

Table 1 - 1 Typical nuclides included in TRU waste

アクチナイド	U-234, 236, 238, Pu-238, 239, 240, 241, 242, Am-241
核分裂生成物	Sr-90, Zr-95, Nb-95, Ru-106, Sb-125, I-129, Cs-134, 137, Ce-144
放射化生成物	Co-60

Table 1 - 2 Typical short-lived nuclides in TRU waste

核種	半減期
Co-60	5.27 y
Sr-90	28.8 y
Zr-95	63.98 d
Nb-95	34.97 d
Ru-106	366.5 d
Sb-125	2.71 y
Cs-134	2.06 y
Cs-137	30.17 y
Ce-144	284.5 d

Table 1-3 Typical long-lived nuclides in TRU waste

核種	半減期
I-129	1.57×10^7 y
U-233	1.59×10^5 y
U-234	2.45×10^5 y
U-235	7.04×10^8 y
U-236	2.34×10^7 y
U-238	4.47×10^9 y
Pu-239	2.41×10^4 y
Pu-240	6.57×10^3 y
Pu-242	3.76×10^5 y
Am-241	4.32×10^2 y

待することが効果的であると考えられる。

この人工バリアの「漏洩バリア機能」とは、放射性核種の人工バリアからの「漏洩率」を低減させる機能であるが、「人工バリアからの年間核種漏洩率」(Ci/Year)が、通常、

「廃棄物への年間接触水量」(l/Year)×「廃棄物に接触する地下水の核種濃度」(Ci/l)

で表されることから、この機能は、具体的には更に次の2つの機能によって構成されると考えられる。

- (1) TRU廃棄物への年間接触水量を低減する機能（水理バリア機能）
- (2) TRU廃棄物に接触する地下水中の核種濃度を低減する機能（化学バリア機能）

このうち、前者の「水理バリア機能」は、陸地処分安全評価/性能評価においては、

- (1) 飽和浸透流解析モデル（地下水挙動）

(2) 不飽和浸透流解析モデル（土壌水挙動，施設浸入水挙動）

等のモデルによって評価することができる。

ここで「飽和浸透流解析モデル」とは，帯水層中の地下水などの様に飽和状態で流れる水の挙動を解析するモデルであり，「不飽和浸透流解析モデル」とは，通気相中の土壌水や施設内に浸入した地下水などの様に不飽和状態で流れる水の挙動を解析するモデルである。

また，後者の「化学バリア機能」は，

(1) 放出係数モデル

(2) 溶解度モデル

等のモデルによって評価することができる。

ここで「放出係数モデル」とは，「廃棄物に接触する地下水中の核種濃度は，廃棄物中の核種濃度に対して，一定の比率の濃度となる」と仮定し，この比率を「放出係数」として定義したモデルである。こうした「放出係数モデル」および「放出係数」は，米国，英国，仏国の陸地処分の安全評価研究においても用いられており，また，最近，我が国の原子力安全委員会における「低レベル放射性廃棄物の濃度上限値」の評価モデルとしても用いられている。

また，「溶解度モデル」とは，処分場の化学的環境条件のもとでの対象核種の水に対する溶解度を用いて地下水中核種濃度を予測するモデルである。

以上述べた様に，TRU廃棄物の処分において人工バリアに期待する機能としては，単に「時間バリア機能」のみでなく「漏洩バリア機能」をも重視することが望ましい。この理由は，TRU核種が一般に長半減期の核種であるため，時間バリアのみによって長期的安全性を確保することが技術的に困難であること，および，安全評価／性能評価の観点から，1000年のオーダーの長期耐蝕性を技術的に示すことは容易ではなく，むしろ収着効果や溶解度効果等による漏洩率の低減効果を示すことの方が容易であることである。

2 TRU廃棄物の処分システムの基本概念

これまで原子力委員会および原子力安全委員会等において検討されてきたTRU廃棄物の処分の基本的考え方は、TRU廃棄物をその濃度レベルによって区分し、それぞれに対して、異なった処分方式を適用するというものである。

例えば、原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会低レベル・高レベル廃棄物合同分科会においては、TRU廃棄物の濃度による区分方法として「一般区分値」「特別区分値」「TRU廃棄物濃度下限値」等を定め、次の様な区分/処分方法を適用することが検討されてきた。

(濃度レベル)	(廃棄物区分)	(処分方法)
一般区分値以下	非放射性廃棄物	一般産業廃棄物並みの処分
特別区分値以下・一般区分値以上	極低レベル廃棄物	簡易な地中処分
濃度上限値以下・特別区分値以上	低レベル廃棄物	地中処分
濃度上限値以上	TRU廃棄物	地層処分に準じる処分方法

一方、原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会安全基準小委員会においては、低レベル放射性廃棄物の「濃度上限値」が検討されてきたが、この検討作業のなかで、処分の安全性に影響を与える被曝シナリオとして、「人間接近シナリオ」が重要であること、処分システムの設計においては、この人間接近シナリオに対する考慮をすることが重要であることが示された。

したがって、これらの原子力委員会、原子力安全委員会の考え方にに基づき、本研究においては、TRU廃棄物を、そのTRU核種濃度レベルに応じていくつかの категорияに分類し、それぞれのcategoryに対して適切な処分方式を適用するという考え方を採用する。そして、この処分方式としては、「人間接近シナリオ」と「地下水移行シナリオ」に対する性能の違いを考慮し、次の処分方式を対象として検討を行う。

- (1) 浅地中処分・・・地表下20m以浅の処分施設であり、将来における「人間接近シナリオ」の発生を考慮する。施設が被覆層中に設けられるため、施設周辺の土壌の透水係数は比較的大きく、施設への「年間浸入

水量」も比較的大きくなる。したがって、人工バリアからの「漏洩率」も相対的に他の施設よりも大きい。

- (2) 深地中処分・・・地表下20 m以深の処分施設であり、将来における「人間接近シナリオ」の発生は無視することができる。施設全体が被覆層下部にある基盤岩中に設けられるため、施設周辺の岩盤の透水係数は比較的小さく、施設内への「年間浸入水量」も比較的小さくなる。浅地中処分施設に比べ、人工バリアからの「漏洩率」が相対的に小さい施設である。
- (3) 準地層処分・・・地層中数100 m程度の深さの施設であり、将来における「人間接近シナリオ」の発生は無視することができる。施設周辺の岩盤の透水係数はかなり小さく、施設への「年間浸入水量」もかなり小さくなる。さらに、深部地層中は地下水の化学的条件が還元性であるため、アクチニド核種やTRU核種の地下水への溶解度が小さくなり「地下水中濃度」が低くなるため、核種の人工バリアからの「漏洩率」がかなり小さな施設である。

一方、本研究において検討するTRU廃棄物としては、動燃事業団の各施設において発生している次の廃棄物を対象とする。

- (1) アスファルト固化体LA系
- (2) アスファルト固化体MA系
- (3) プラスチック固化体
- (4) Pu廃棄物

これらの廃棄物の核種濃度および諸特性は、表2-1に示す通りである。

以上に示した廃棄物の核種濃度および諸特性にもとづき、これらの区分方法と処分方式を安全性およびコストの面から総合的に評価するならば、次に示す区分方法と処分方式の組み合わせが最適であると考えられる。

Table 2-1 Characteristics of TRU wastes

アスファルト固化体

核種	LA	MA
^{60}Co	1×10^{-4}	$1 \times 10^{-1} \mu\text{Ci/g}$
^{90}Sr	6×10^{-3}	1.4
^{95}Zr	—	1×10^{-2}
^{95}Nb	—	1×10^{-2}
^{106}Ru	8×10^{-3}	4
^{125}Sb	9×10^{-3}	2
^{134}Cs	4×10^{-3}	6×10^{-1}
^{137}Cs	7×10^{-2}	4
^{144}Ce	—	2
^{233}U	1×10^{-9}	3×10^{-9}
^{234}U	5×10^{-6}	1×10^{-5}
^{235}U	6×10^{-7}	2×10^{-6}
^{236}U	1×10^{-5}	3×10^{-5}
^{238}U	1×10^{-5}	3×10^{-5}
^{238}Pu	5×10^{-3}	5×10^{-2}
^{239}Pu	7×10^{-4}	7×10^{-3}
^{240}Pu	1×10^{-3}	1×10^{-2}
^{241}Pu	2×10^{-4}	2×10^{-3}
^{242}Pu	4×10^{-6}	4×10^{-5}
^{241}Am	2×10^{-4}	4×10^{-1}
表面線量率	30	1300 mR/h
発熱量	2.5×10^{-10}	$1.7 \times 10^{-8} \text{ W/g}$

continue

プラスチック固化体

^{106}Ru	$2 \times 10^{-2} \mu\text{Ci/g}$
^{125}Sb	2×10^{-4}
^{129}I	3×10^{-4}
^{239}Np	9×10^{-12}
^{238}Pu	1×10^{-9}
^{239}Pu	1×10^{-10}
^{240}Pu	2×10^{-10}
^{241}Pu	4×10^{-8}
^{241}Am	8×10^{-10}
^{243}Am	9×10^{-12}
^{244}Cm	7×10^{-10}
表面線量率	1 mR/h
発熱量	1.0×10^{-16} W/g

プルトニウム廃棄物

^{238}Pu	$7 \times 10^2 \mu\text{Ci/g}$
^{239}Pu	9×10^1
^{240}Pu	2×10^2
^{241}Pu	6×10^3
^{242}Pu	5×10^{-1}
表面線量率	400 mR/h
発熱量	3.0×10^{-5} W/g

(1) アスファルト固化体L A系

廃棄物と接触する地下水中濃度を「放出係数モデル」により計算した結果（図2-1）によれば、アスファルト固化体L A系廃棄物は、主要核種であるPuの濃度が最大のものにおいてさえ、この廃棄物に接触する地下水のPu濃度は高々「最大許容濃度」の2桁以下のレベルである。したがって、仮にこの処分サイトにおいて将来「人間接近シナリオ」が発生し万一「井戸水摂取シナリオ」が発生しても十分な安全性が確保できると考えられる。また、「地下水移行シナリオ」においても、地下水および環境水中での希釈率を考慮するならば、十分な安全性を確保することが可能である。

したがって、これらのアスファルト固化体L A系廃棄物は「浅地中処分」に付することが可能である。

(2) アスファルト固化体M A系

廃棄物と接触する地下水の濃度「放出係数モデル」により計算した結果（図2-1）によれば、アスファルト固化体M A系廃棄物においては、主要核種であるAmの廃棄物に接触する地下水中の濃度は「最大許容濃度」よりも高いレベルである。したがって、この処分サイトにおいて将来「人間接近シナリオ」が発生し「井戸水摂取シナリオ」が発生する可能性を排除することが望ましい。しかし、「地下水移行シナリオ」に関しては、地下水および環境水中での希釈率を考慮するならば、十分な安全性を確保することが可能である。

したがって、これらのアスファルト固化体M A系廃棄物は「深地中処分」に付することが妥当である。

(3) プラスチック固化体

このプラスチック固化体廃棄物は、TRU核種の含有濃度レベルはそれほど高くない廃棄物であるが、ヨウ素の含有濃度が問題となる廃棄物である。そして、このヨウ素は、「地下水移行シナリオ」が発生した場合、地下水中での移行速度が速い核種であり、「放出係数」による安全確保を期待することが困難な核種である。

したがって、これらのプラスチック固化体廃棄物は、浅地中処分よりも高い希釈率が期待できる処分方式である「深地中処分」に付することが妥当である。

log(液相濃度, Ci/m³)

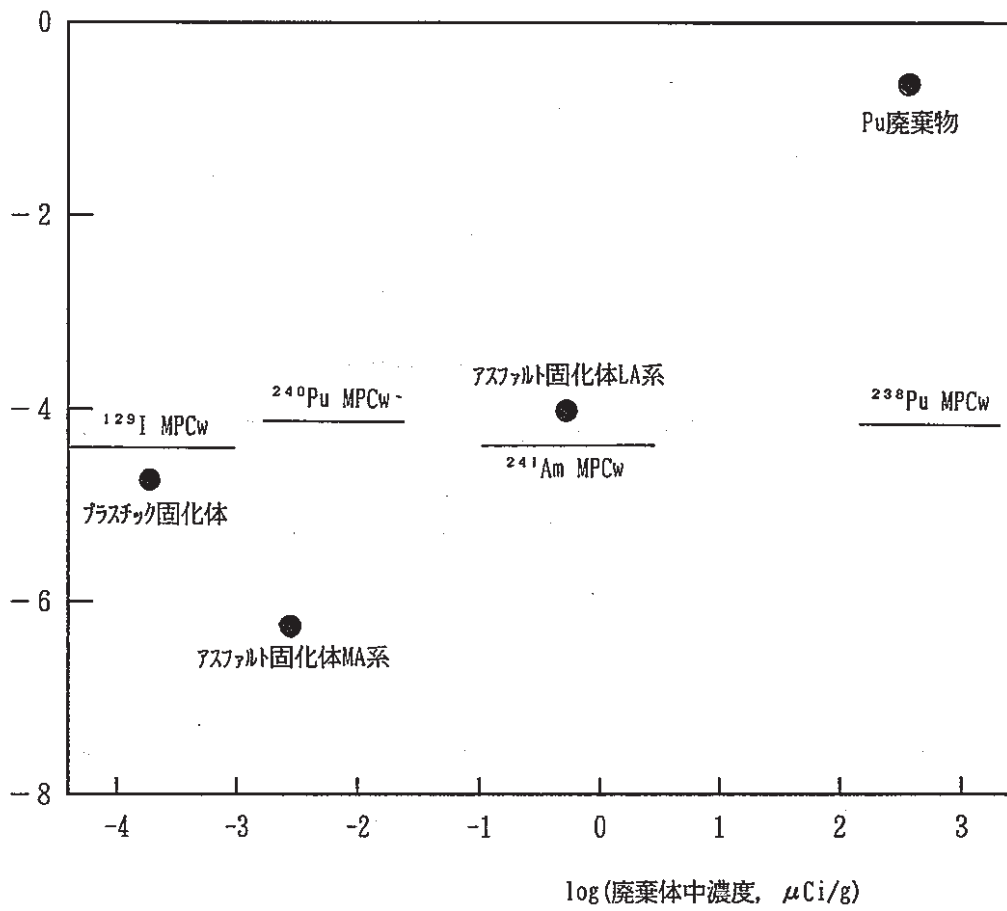


Fig. 2 - 1 Nuclide concentration in waste form and in groundwater contact with TRU waste

(4) Pu 廃棄物

このPu 廃棄物に含まれるPuの濃度はかなり高く、廃棄物と接触する地下水の濃度を「放出係数モデル」により計算した結果（図2-1）によれば、主要核種であるPuの濃度が最大のものにおいては、この廃棄物に接触する地下水のPu濃度「最大許容濃度」よりも3桁程度高いレベルに達する。したがって、この処分サイトにおいて将来「人間接近シナリオ」が発生する可能性を排除することが必要である。

また、このPu 廃棄物については、放出係数や希釈率のみによって十分な安全性を確保することは必ずしも容易ではなく、Pu核種の溶解度を抑制することによって安全性を確保することが望ましい。このためには、地下水が還元性の雰囲気を保つと期待される深部地層中に処分することが望ましく、したがって、これらのPu 廃棄物は「準地層処分」に付することが妥当である。

なお、諸外国において提案されているTRU 廃棄物の処分シナリオの基本的概念を添付資料に示す。

3 人工バリアシステムの性能評価手法

「1 TRU廃棄物の処分における人工バリアの役割」において述べた様に、人工バリアに期待される機能（性能）としては、

- (1) 時間バリア機能
- (2) 漏洩バリア機能

の2つの機能があり、このうち「漏洩バリア機能」とは「人工バリアからの年間核種漏洩率」を低減する機能のことである。

この「人工バリアからの年間核種漏洩率」は、先に述べた様に、

$$\text{「廃棄物への年間接触水量」} \times \text{「廃棄物に接触する地下水の核種濃度」}$$

として表される。したがって、人工バリアの機能／性能を評価するためには、具体的には次の2つの機能／性能を評価することが必要となる。

- (1) TRU廃棄物への年間接触水量を低減する機能（水理バリア性能）
- (2) TRU廃棄物に接触する地下水中の核種濃度を低減する機能（化学バリア性能）

3.1 水理バリア性能の評価手法

TRU廃棄物処分システムの持つ水理バリア性能は、次の2つの性能によって定まると考えられる。

- (1) 処分施設周辺の天然バリアの持つ透水係数
- (2) 処分施設自身の持つ透水係数

すなわち、放射性廃棄物の陸地処分の安全評価／性能評価においては、通常、「地下水移行シナリオ」が評価されるが、このシナリオにおいては、処分施設から漏洩した放射性核種は最終的に帯水層地下水系もしくは地表水系（河川、湖沼等）に流入し、これらの水系の水で希釈された後、井戸水の摂取、河川・湖沼水の灌漑利用等を通じて公衆の被曝に寄与すると考えられる。

それゆえ、この帯水層地下水系もしくは地表水系での希釈に寄与する水量（希釈の分母となる水量）が一定であると仮定し、かつ、廃棄物に接触した水の核種濃度は一定濃度となると仮定した場合、「年間接触水量」、すなわち、処分施設に浸入し核種で汚染された後漏洩する水の総量（希釈の分子となる水量）が小さいほど施設の安全性は高まると考えられる。

したがって、人工バリアの性能は、この年間接触水量を低減することによって高めることができるが、年間接触水量を低減するためには、前述の様に、

- (1) 処分施設を透水係数の低い天然バリア中に設置する
- (2) 処分施設自身の透水係数を低くする

という2つの基本的方法がある。

しかし、具体的に施設の年間接触水量を評価する場合には、これら2つの「組み合わせ効果」を評価する必要がある。また、施設のタイプによっても具体的な評価の考え方と評価モデルが異なってくる。

まず、「浅地中処分施設」においては、施設が比較的透水係数の大きな通気層中に設置されると考えられる。この場合、施設周辺の地下水流は通気層中を鉛直下方向に流れる通気層中浸潤水であり、それは一般に不飽和浸透流である。また、施設に浸入した地下水の挙動は、地下水浸入のシナリオ、すなわち、

- (1) 上部浸入・下部漏洩シナリオ（降雨の上部からの浸入シナリオ）
- (2) 上部浸入・上部漏洩シナリオ（バスタブシナリオ）
- (3) 下部浸入・下部漏洩シナリオ（帯水層地下水位の変動による水浸入シナリオ）
- (4) 下部浸入・上部漏洩シナリオ（帯水層中への施設の埋設）

等によって異なり、かつ、これらの地下水の挙動は一般に部分不飽和浸透流となると考えられる。

こうした不飽和浸透流解析は、通常、「クルートの土壌水分拡散方程式」を、有限差分法、有限要素法等によって解くことにより解析することができるが、こうした解析手法を安全評価／性能評価モデルとして用いる場合には、

- (1) 解析に用いる「水分拡散係数」を実測することが困難である。
- (2) 施設内では部分不飽和浸透流解析となるが、飽和部と不飽和部の比率が地下水浸入シナリオによって大きく変化するため、解析が煩雑になる。
- (3) 施設構造を考慮する場合には解析がさらに煩雑になり、有限要素解析を行う必要がある。

といった問題点がある。

したがって、実際の安全評価／性能評価においては、地下水浸入シナリオを単純化し、降雨浸潤水が全量もしくは一定比率だけ施設へ浸入／浸出するという仮定や、施設内は地下水で飽和状態になっているという仮定など、簡略かつ保守側の仮定を採用した解析を行うことが実際的である。

一方、「深地中処分施設」もしくは「準地層処分施設」においては、施設は帯水層下部の地層中に設置されると考えられる。この場合、施設周辺の地下水流は比較的透水係数の小さい地層中を流れる地下水であり、これは一般に飽和浸透流である。また、施設に浸入した地下水の挙動は、地下水浸入のシナリオによって余り異ならず、飽和浸透流解析によって解析することが可能である。

こうした飽和浸透流解析は、通常、「ナビエ・ストークス方程式」を、有限差分法、有限要素法等によって解くことにより解析することができる。現在、こうした飽和浸透流解析を行う計算コードが世界的に多数利用されており、HYDROCOIN等の国際プロジェクトにおいてもこれらの計算コードのベンマークテストなどが行われている。

著名な浸透流解析コードとしては、表3-1の様なものがある。

なお、こうした施設の浸透流解析においては、解析作業の簡略化の方法として、施設全体に一つの「マクロ透水係数」を与えて解析を行うことが考えられ、本研究においてはこの簡略化モデルを用いることとする。

Table 3-1 Examples of computer codes for groundwater
flow analysis

コード	開発機関
SWIFT	Sandia
FEMWATER	ORNL
UNSAT2D	U. Arizona
NAMMU	Harwell
SIGNUS	東洋情報システム
UNSAFF	岡山大, 京大
GWAP	岡山大, 京大
FEM301	NAGRA
METIS	ENSMP

3. 2 化学バリア性能の評価手法

T R U廃棄物処分システムの持つ化学バリア性能とは、具体的には、「T R U廃棄物に接触する地下水の核種濃度を低減する性能」を意味するが、この地下水中核種濃度は、通常、人工バリアの持つ次の4つの性能によって定まる。

- (1) 廃棄物固化体からの浸出率
- (2) 廃棄物容器の腐食速度
- (3) 施設充填材等の収着性
- (4) 核種の水への溶解度

すなわち、地下水中核種濃度は、

- (1) 廃棄物固化体からの浸出率が低い場合
- (2) 廃棄物容器の腐食速度が低い場合
- (3) 施設充填材等の収着性が高い場合
- (4) 核種の水への溶解度が低い場合

に低くなるが、このうち、廃棄物固化体と廃棄物容器については、T R U廃棄物処分の評価において対象とされる超長期間にわたり、その健全性と性能を示すことは困難である。

したがって、廃棄物固化体や廃棄物容器の性能に依拠して地下水中核種濃度を予測、評価することは妥当ではなく、長期間の後における地下水中核種濃度を保守側に予測、評価する基本的なモデルとしては、

- (1) 施設充填材等による核種収着を評価し、収着の度合を表す「分配係数」を用いて地下水中核種濃度を評価する。(放出係数モデル)
- (2) 施設内地下水の化学的条件を評価し、この条件のもとでの核種の「溶解度」を用いて地下水中核種濃度を評価する。(溶解度モデル)

の2つがある。

このうち「放出係数モデル」は、

「収着性を持つ固層と接触する液層中に存在する核種は、固層への収着作用により液層と固層の間に分配平衡を生じ、液層中核種濃度（地下水中核種濃度）と固層中核種濃度（廃棄物中核種濃度）の間に一定の比例定数で表される平衡が生じる。」

という考え方にもとづき、廃棄物中核種濃度から地下水中核種濃度を推定するモデルである。

そして、この場合の比例定数を「放出係数」と呼び、次の定義を与えている。

$$[\text{放出係数}] = [\text{廃棄物に接触する地下水中の核種濃度}] / [\text{廃棄物中核種濃度}]$$

この「放出係数」は、経験的に与えられる係数であり、基本的には処分施設の構造を模擬した大規模実証試験によって実測することが望ましいが、保守的かつ簡易な推定方法としては、廃棄物周辺に設置される充填材の「分配係数」を用い、この逆数、すなわち、

$$1 / [\text{分配係数}]$$

をもって「放出係数」とする方法が考えられる。

この「放出係数モデル」および「放出係数」は、米国、英国、仏国の陸地処分の安全評価研究において用いられており、また、最近、我が国の原子力安全委員会における「低レベル放射性廃棄物の濃度上限値」の評価モデルとしても用いられている。

これら、諸外国の研究において用いられている「放出係数」の例を表3-2に示す。

一方、「溶解度モデル」は、TRU核種の溶解度を推定することにより地下水中核種濃度を推定するモデルである。

すなわち、一般に、TRU核種は、

- (1) 地下水の酸化・還元電位
- (2) 水素イオン濃度
- (3) 温度

Table 3-2 Release coefficients of radionuclides

NRPB (NRPB-R161)

放出係数		放射性核種
平均値	範囲	
1×10^{-1}	$6 \times 10^{-3} \sim 2$	I, Cs, Tc
3×10^{-2}	$2 \times 10^{-3} \sim 5 \times 10^{-1}$	Sr, Ru
3×10^{-4}	$1 \times 10^{-6} \sim 8 \times 10^{-3}$	U, Pu, Am, Zr, Nb, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ce, Pm, Sm, Eu アクチノイドの娘核種

NRC (NUREG-0782)

Basic Nuclide	Calculated Ratio	Other Nuclides	Assumed Ratio
H-3	1.15	Tc-99 I-129	0.115 0.115
C-14**	5.76×10^{-3}		
Co-60	1.48×10^{-2}	Fe-55 Ni-59 Ni-63 Nb-94	1.48×10^{-2} 1.48×10^{-2} 1.48×10^{-2} 1.11×10^{-2}
Sr-90	9.86×10^{-3}		
Cs-137	1.62×10^{-4}	Cs-135	1.62×10^{-4}
U-238**	1.25×10^{-4}	U-235	1.25×10^{-4}
Pu-239†	4.67×10^{-4}	Pu-238 Pu-241 Pu-242 Np-237 Cm-243 Cm-244	4.67×10^{-4} 4.67×10^{-4} 4.67×10^{-4} 4.67×10^{-4} 4.67×10^{-4} 4.67×10^{-4}
Am-241	4.11×10^{-3}	Am-243	4.11×10^{-3}

*Ratio of the leachate concentration (in Ci/m³) to the waste concentration in (Ci/m³). Assumed ratios are estimated based on chemical similarities between the basic nuclide and the nuclide of concern.

**Calculated using West Valley leachate concentrations and Maxey Flats inventories.

†The calculated ratio includes Pu-238.

- (4) 圧力
- (5) 共存化学物質

などの一定の化学的条件（通常，還元性の雰囲気）のもとでは，水に対する溶解度が極めて低くなり，この溶解度が実質的に地下水中核種濃度の上限値となる場合がある。

したがって，地下水中核種濃度を予測するモデルとして，こうした一定の化学的条件のもとでのTRU核種の溶解度を予測するモデルを用いることが考えられるが，現在のところ，この「溶解度モデル」としては，現在，欧米各国において開発と適用が進められている「地球化学的計算コード」を用いることが妥当である。

この「地球化学的計算コード」とは，通常，

- (1) TRU核種と共存する化学物質データ
- (2) 水相の化学的条件データ（温度，圧力，参加・還元雰囲気，水素イオン濃度，等）
- (3) 共存する収着媒体の収着データ
- (4) TRU核種の熱力学的データ（化学種，化学反応式，平衡定数，等）

等の諸データを入力することにより，長期間の後（熱力学的平衡が達成された後）の，

- (1) TRU核種の形成する化学種
- (2) その化学種の溶解度
- (3) 液相中濃度を支配する化学種と生成鉱物
- (4) 収着媒体による収着量
- (5) 当該TRU核種の液相中濃度

等を計算予測するコードである。

現在，諸外国において用いられている「地球化学的計算コード」としては表3-3のようなコードがある。

以上述べた「溶解度モデル」は，特に地層処分や準地層処分のような，地下水の化学的条件が還元性の雰囲気を形成していることが期待される処分方式において地下水中核種濃度を推定する場合に有効である。

Table 3 - 3 List of geochemical codes

分 類	コ ー ド	開発機関
WATEQ series	WATCHEM, WATESPEC	USGS
	SOLMNEQ, WATEQF WATEQ1, WATEQ2 WATEQ3,	
REDEQL series	REDEQL	Keck Lab, CIT
	REDEQL2	Stanford Univ.
	GEOCHEM	Univ. CA
	MINEQL	MIT
	MINTEQ, MEXAMS	PNL
MIX series	MIX1, MIX2	USGS
PATHCAL series	PHREEQE PATHCAL	
	EQUILIB	EPRI
	EQ3/EQ6	LLNL

4 人工バリアシステムの設計基準

放射性廃棄物の陸地処分システムは、通常、次のバリアによって構成される。

(1) 人工バリア

- ・ 廃棄物固化体
- ・ 廃棄物容器
- ・ 施設充填材
- ・ 施設構造材（ピット等）

(2) 天然バリア

- ・ 通気層土壌
- ・ 帯水層土壌
- ・ 地層

そして、これらのバリアおよび陸地処分システムの持つ次のプロセスにより、廃棄物から放出された核種の地下水中濃度が安全なレベルまで低下し、陸地処分の安全性が確保されることが考えられる。

- (1) 人工バリア内部での閉じ込めによる核種の減衰（時間バリア機能）
- (2) 人工バリア内部からの核種の漏洩率の制御（漏洩バリア機能）
- (3) 天然バリア内部での閉じ込めによる核種の減衰（時間バリア機能）
- (4) 天然バリア内部での拡散希釈（希釈バリア機能）
- (5) 環境水系（河川、湖沼等）による拡散希釈（希釈バリア機能）

したがって、いま、陸地処分システムの安全目標を、

環境水系の水を飲用する公衆の受ける被曝線量が「 $1\text{ mrem}/\text{年}$ 以下」（基準線量）となること

とした場合、環境水系での核種濃度が「最大許容濃度の $1/5000$ 以下」（基準濃度）

となることを目標とする必要がある。

この場合、人工バリアの設計基準としては、本来、天然バリアのバリア性能と合わせて上記の環境水系の基準濃度を達成する人工バリア性能を設計することが妥当であるが、本研究においては、処分サイトも定まっておらず天然バリア性能が明確になっていない段階での検討を行うことから、人工バリアの設計基準としては、

人工バリアから漏洩した核種の地下水中濃度が最大許容濃度の $1/10$ 以下となること

を目標とする。

この設計目標は、この後、天然バリア中での核種の減衰、環境水系中での核種の希釈、という2つの安全ファクターが存在し、かつ、これら2つのファクターにより、十分に $1/500$ 程度の減衰と希釈が期待できることから妥当な設計目標であると考えられる。

ここで「人工バリアから漏洩した核種の地下水中濃度」とは、施設から漏洩した直後に施設周辺地下水によって希釈される効果をも含んだものである。それは、施設周辺地下水による希釈率は、施設の持つ透水係数と周辺地層の持つ透水係数との関係で決まり、施設設計により変化するパラメータであるからである。

すなわち、本研究においては、まず、この「人工バリアから漏洩した核種の地下水中濃度が最大許容濃度の $1/10$ 以下となる」ことを設計目標とし、次に、「3 人工バリアシステムの性能評価手法」において述べた「放出係数」により「施設内地下水中核種濃度」を算出し、この濃度を「最大許容濃度の $1/10$ 」にまで希釈する水理学的効果を持つ処分施設の設計を行うこととする。

5 人工バリアシステムの性能評価計算

前章までの検討に基づき、TRU廃棄物処分システムの性能評価計算を行った。各廃棄物と接触した地下水中の核種濃度の計算及び水理バリアによる希釈効果の計算結果から、各廃棄物の処分に必要な水理バリア特性を検討した。

5.1 施設内地下水中の核種濃度

「2 TRU廃棄物の処分システムの基本概念」における検討に従い、各廃棄物処分施設内地下水中の核種濃度の検討に当たり、次のモデルを採用する。

・アスファルト固化体LA系	放出係数モデル
・アスファルト固化体MA系	放出係数モデル
・プラスチック固化体	放出係数モデル
・プルトニウム廃棄物	溶解度モデル

(1) 放出係数モデルによる計算

固化体中核種濃度と放出係数から計算した地下水核種濃度を、最大許容水中濃度との比に換算したものを図5-1～3に示す。縦軸は、廃棄物1gから1mlの水中に溶け出した量の核種を最大許容水中濃度にまで希釈するのに要する水量(m^3)である。「4人工バリアシステムの設計基準」で設定した基準濃度である最大許容水中濃度の1/10は、図では、希釈水量 $10^{-7}m^3$ に相当する。各廃棄物の特徴は次のようにまとめられる。

① アスファルト固化体LA系

廃棄体からの浸出液に含まれるアクチナイド/TRU核種の濃度は、基準濃度を越えることはない。Cs-137及びSr-90が初期に基準濃度の 10^3 倍の濃度となっているが、300年後には基準濃度にまで減衰する。

以上の結果は、「2 TRU廃棄物の処分システムの基本概念」においてこの廃棄物の処分方式として浅地中処分が選定されたことの妥当性を裏付けるものである。浅地中処分は我が国において、現在事業化が進められており、本研究のような一般的フィージビリティ評価における検討対象となるだけの課題は無いと考えられるため、以後検討

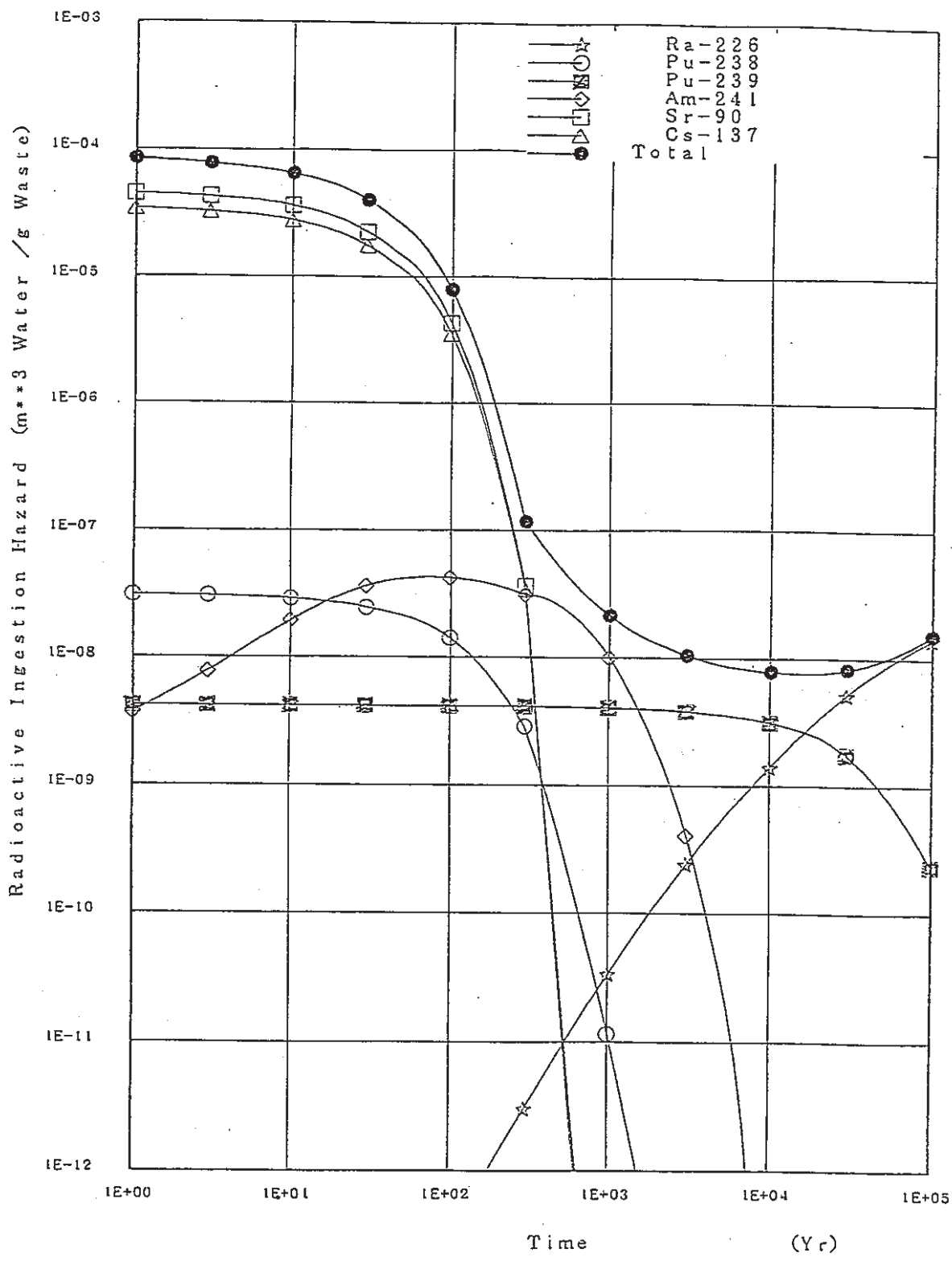


Fig. 5 - 1 Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from bitumenized waste (LA)

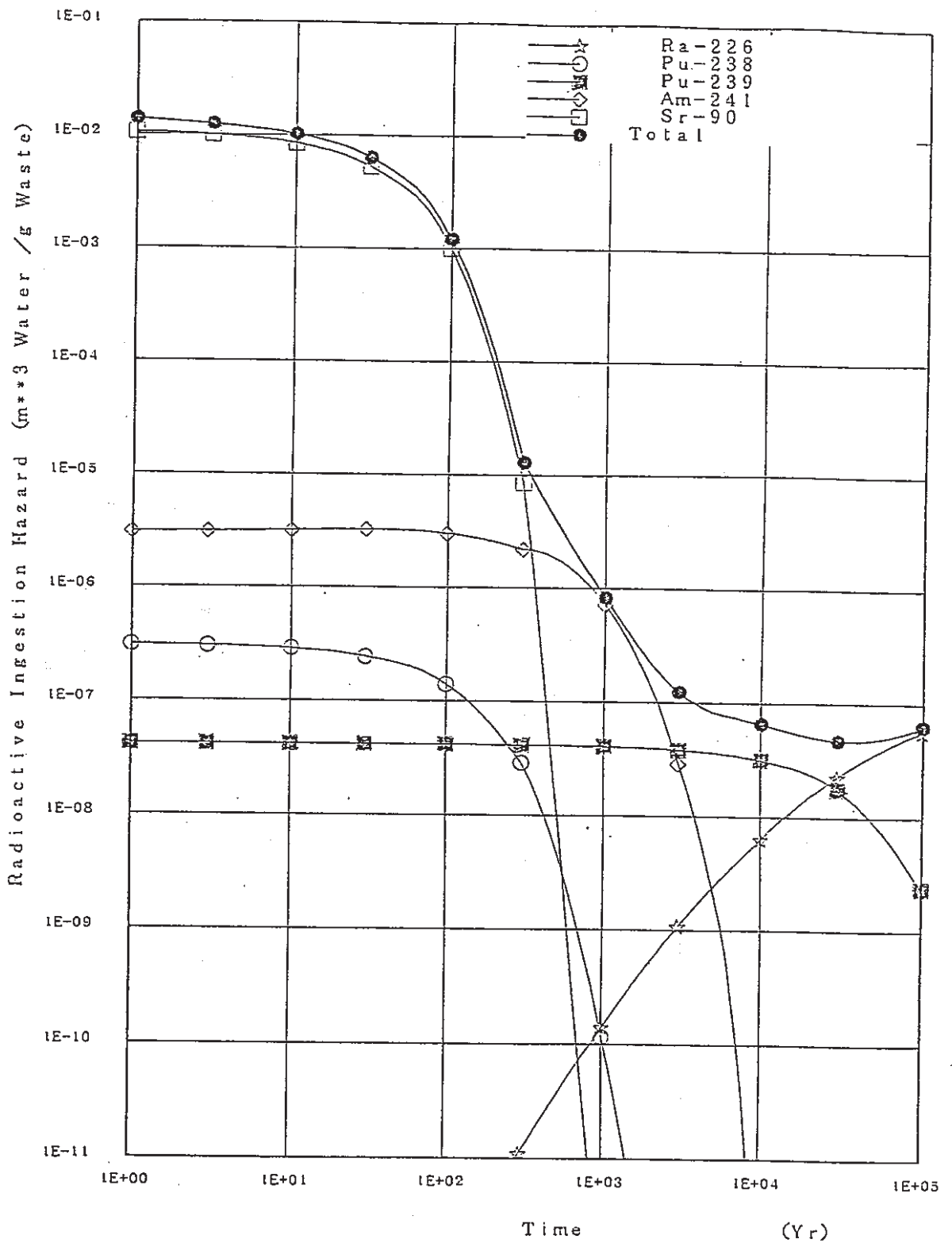


Fig. 5 - 2 Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from bitumenized waste (MA)

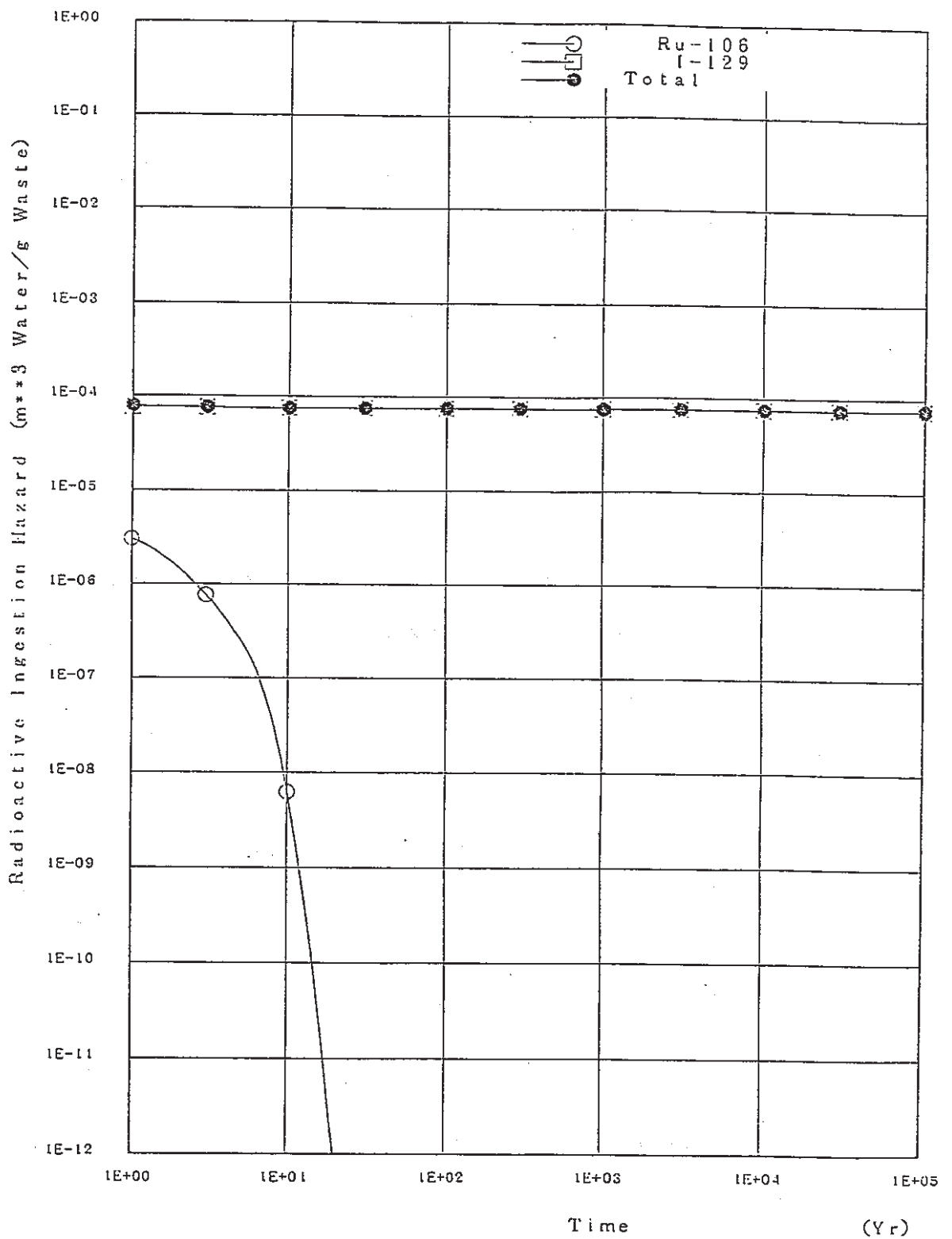


Fig. 5 - 3 Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from plastic-incorporated waste

対象から除外することが適当である。

② アスファルト固化体MA系

初期数百年はSr-90が、その後の数千年はAm-241が廃棄物の毒性を支配する。廃棄体の全毒性は、初期の100年が基準濃度の $10^4 \sim 10^5$ 倍、300年後が 10^2 倍であり、基準濃度に達するのは3000年後である。

③ プラスチック固化体

初期にはRu-106が放射能の大部分を占めるが、毒性ではI-129が全期間を通じ支配的となる。廃棄物の毒性は基準濃度の 10^3 倍である。

(2) 溶解度モデルによる計算

初めに、プルトニウム廃棄物に含まれる核種の中から問題となる主要核種を選び出し、次に、それら核種の溶解度を計算し、基準濃度との比較を行った。放出係数モデルと異なり、溶解度モデルでは、地下水条件を特定することが必要である。ここでは、pHのみをパラメータとし、その他の影響因子は一般的な前提条件を設けるか、或いはその効果を見せざるを得なかった。また、使用した熱力学データは、Allard¹⁾がコンパイルしたものを基本とし、データの信頼性に関する評価は行わなかった。したがって、今回の計算は、溶解度モデルを使用することにより、放出係数モデルよりも現実的な評価を行うことができ、それを人工バリアシステムの設計に反映させることにより、処分への負担を軽減する可能性があることを示すものであるといえる。

1) 対象核種の選定

プルトニウム廃棄物に含まれる核種の組成の時間変化を図5-4に示す。数千年までは初期組成と大きな変化は無く、Pu核種が多い。数万年以降は娘核種であるUの量が多くなる。これら核種の最大許容水中濃度は大きくは異ならないので、この組成から次の核種を用いて評価を行うこととした。

Pu-239, 240, 242

U-235, 236

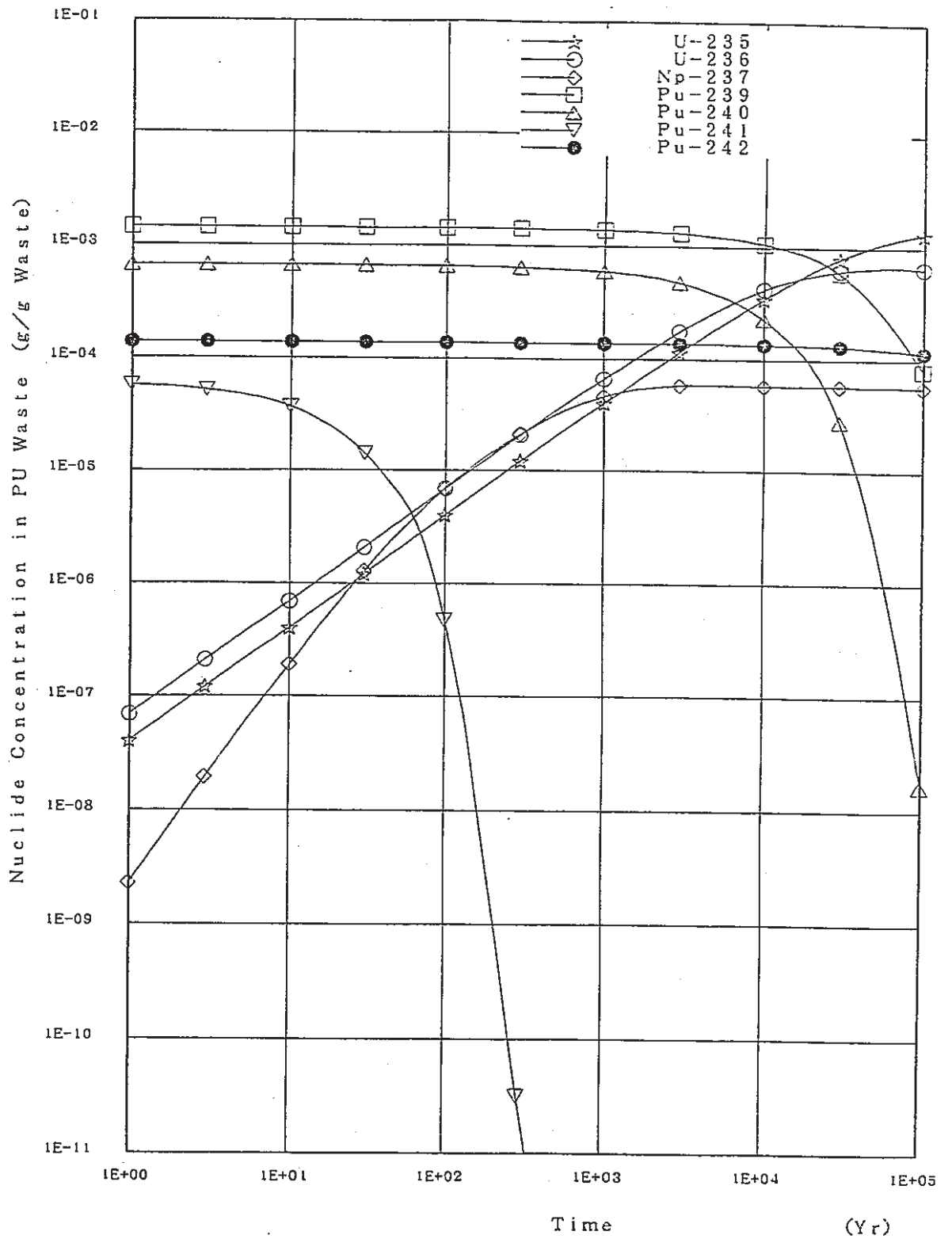


Fig. 5 - 4 Time variation of nuclide composition in plutonium waste

2) 溶解度計算

計算手順を以下に示す。

- ① pHの設定, 及びそれに応じたEh, 炭酸イオン濃度の計算を行う。(今回の計算では, 錯体形成イオンとして, OH^- と CO_3^{2-} のみを考慮した。)
- ② 酸化還元平衡が与えられている任意のイオンの濃度を溶解度積から計算する。
- ③ ②で得た値からその他の価数のイオンの濃度を計算する
- ④ 各価数における錯イオンの濃度を安定度定数を用い計算する。
その中で, 溶解度積を越えるものがあれば, そのイオンの濃度を溶解度に置き換えて, 新たに価数間の分配及び各価数におけるイオン種濃度の計算を繰り返す。
- ⑤ 全てのイオン種の濃度の和を求め, 溶解度とする。

pHの範囲は, 代表的地下水及びセメントの空隙水をカバーする8~13に設定した。

Ehは, スウェーデンの地下水実測値である次式で表されるとした¹⁾。

$$Eh = 0.2 - 0.059 \text{ pH}$$

これは, 事実上地下水がFe(II)/Fe(III)でバッファーされていると考えることができる。炭酸イオン濃度は, 同じくスウェーデンで提案された実験式に基づき, カルサイトの溶解で規制されるとした¹⁾。

$$\text{Log} [\text{CO}_3^{2-}] = 0.76 \text{ pH} - 10.83$$

以上のように計算されたPu及びUの溶解度を図5-5, 6にそれぞれ示す。計算では, Puの溶解度は $6.0 \times 10^{-14} \sim 1.0 \times 10^{-9} \text{ M}$, Uの溶解度は $4.4 \times 10^{-10} \sim 3.3 \times 10^{-6} \text{ M}$ の範囲にあることが示されている。これらの濃度を1)で選んだ核種に振り分け, 放射能濃度に換算したものを表5-1に示す。表には, 最大許容水中濃度の1/10である基準濃度を付記した。プルトニウム廃棄物の毒性は, 最悪の場合でも, 基準濃度の数倍に過ぎない。図5-7に放出係数モデルにより計算されたプルトニウム廃棄物との接触地下水の毒性を示す。このモデルでは, 毒性は基準値の 10^4 倍以上となり,

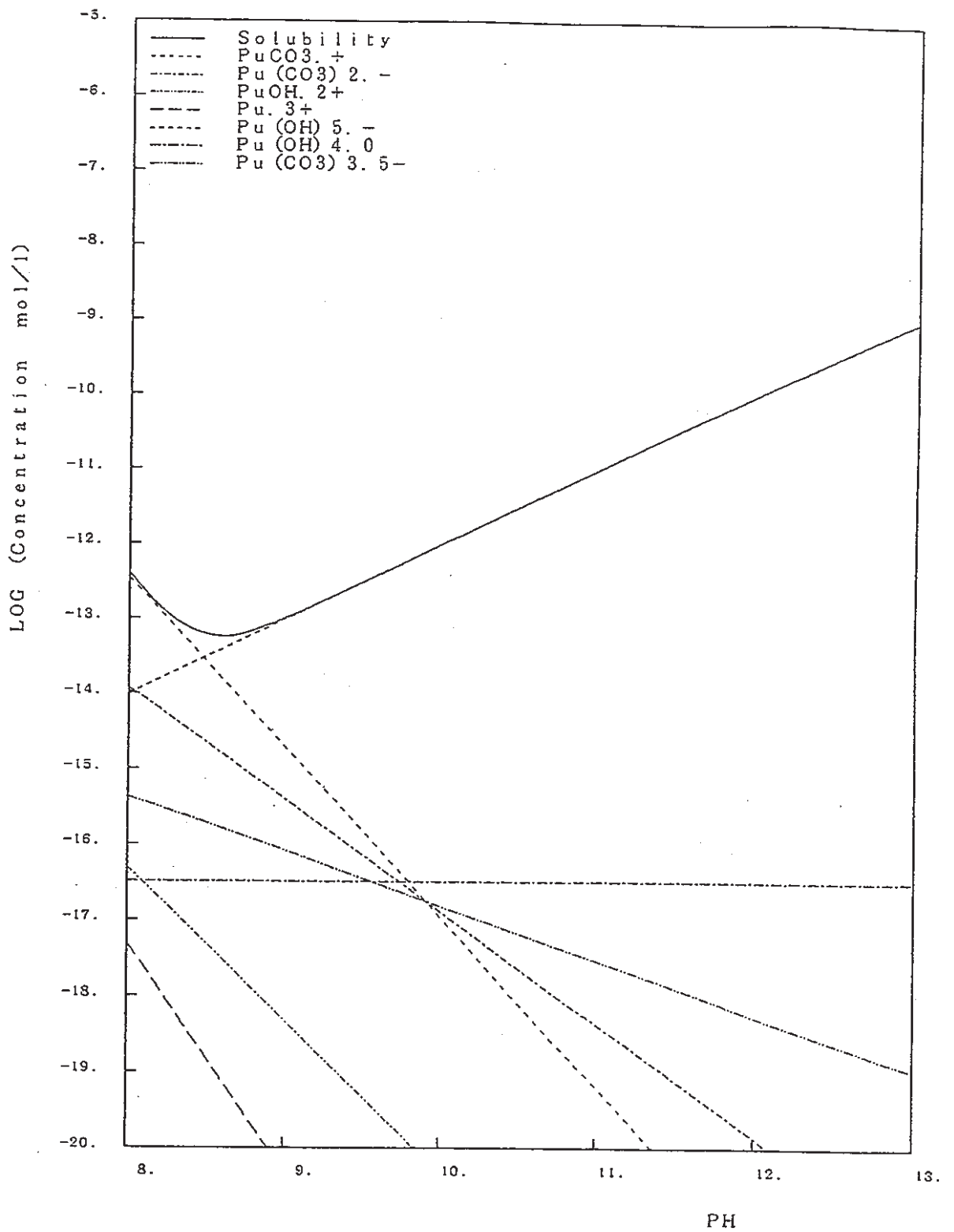


Fig. 5 - 5 Solubility and speciation of Plutonium

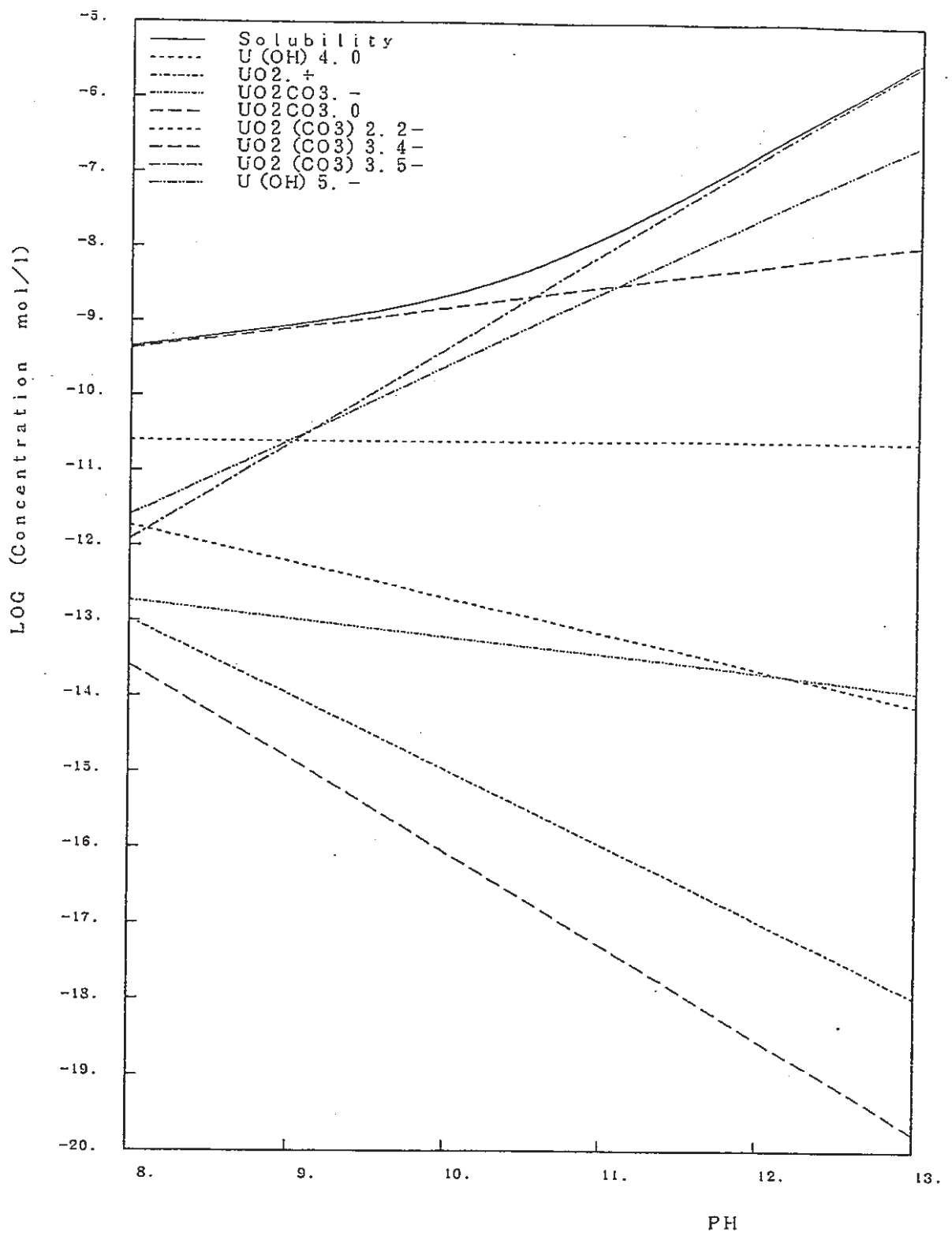


Fig. 5 - 6 Solubility and speciation of Uranium

Table 5 - 1 Comparison of nuclide solubilities with their criteria

Nuclide	Solubility (Ci/m ³)	Criteria (Ci/m ³)
Pu - 239	$6.0 \times 10^{-10} \sim 9.5 \times 10^{-6}$	5×10^{-6}
Pu - 240	$1.0 \times 10^{-9} \sim 1.6 \times 10^{-5}$	5×10^{-6}
Pu - 242	$3.8 \times 10^{-12} \sim 6.0 \times 10^{-8}$	5×10^{-6}
U - 235	$1.4 \times 10^{-10} \sim 1.1 \times 10^{-6}$	4×10^{-6}
U - 236	$2.0 \times 10^{-9} \sim 1.6 \times 10^{-5}$	5×10^{-6}

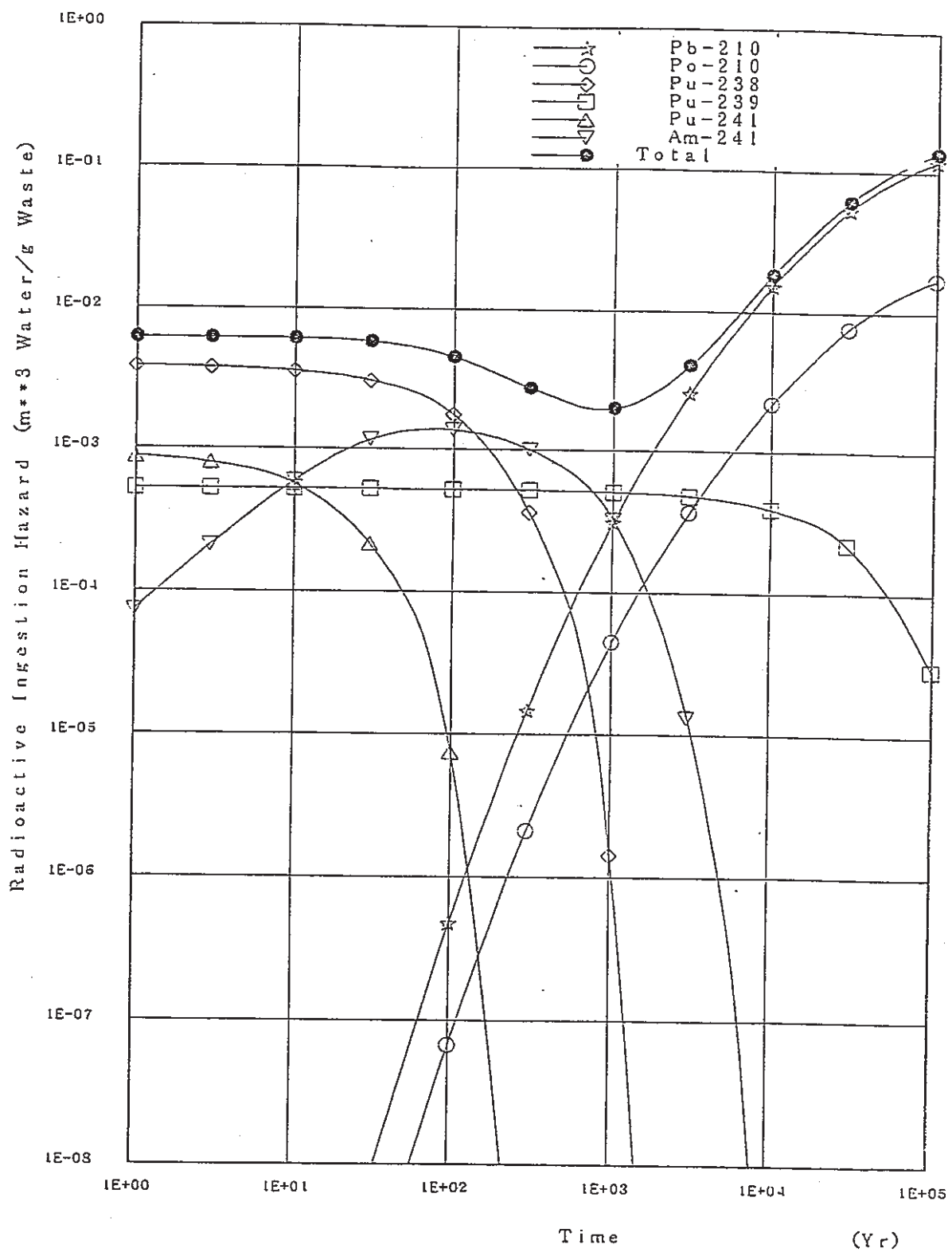


Fig. 5 - 7 Time variation of radioactive ingestion hazard of leachate from plutonium waste

この評価方法を採用した場合には、溶解度モデルに比べ、バリアシステムに期待する性能は極めて高度なものになると予想される。

5.2 水理バリアによる希釈効果

アスファルト固化体 LA 系を除いた処分の方式である深地中処分及び準地層処分を対象として、処分施設のマクロ透水係数と施設周辺の透水係数をパラメータとして希釈効果の検討を行う。

(1) 評価の考え方と方法

「3 人工バリアシステムの性能評価手法」での検討に基づき、深地中処分施設及び準地層処分施設はいずれも帯水層以深の岩盤に設置され、地下水の流れは飽和浸透流であるとする。

地下水流れ方向に対し施設の長さ方向を垂直に配置した。岩盤中を施設の上流から流れてくる地下水は、施設の透水性に応じ一部が施設を貫流し、施設の下流において施設を迂回した流れと合流する。施設に侵入した地下水には、放出係数モデル或いは溶解度モデルで与えられる濃度の核種が含まれており、それは流れの合流が起こる施設の下流において施設を迂回してきた地下水により希釈されると考える。このような状況を二次元有限要素法を用いて解析した。

(2) 結果

岩盤の透水係数を $10^{-10} \sim 10^{-6} \text{ m/s}$ 、処分施設の透水係数を $10^{-14} \sim 10^{-4} \text{ m/s}$ の範囲で変化させたときの、希釈効果の例を図 5-8 に示す。図に示したのは、施設の断面が円形の場合である。施設の透水係数が岩盤の透水係数よりも大きい場合に、希釈率を次式で表すことにすると、

$$\text{希釈率} = F \times (\text{岩盤の透水係数}) / (\text{施設の透水係数})$$

F は、施設の断面が円形の場合に 0.5、長方形のときには、0.2 程度の値をとる。

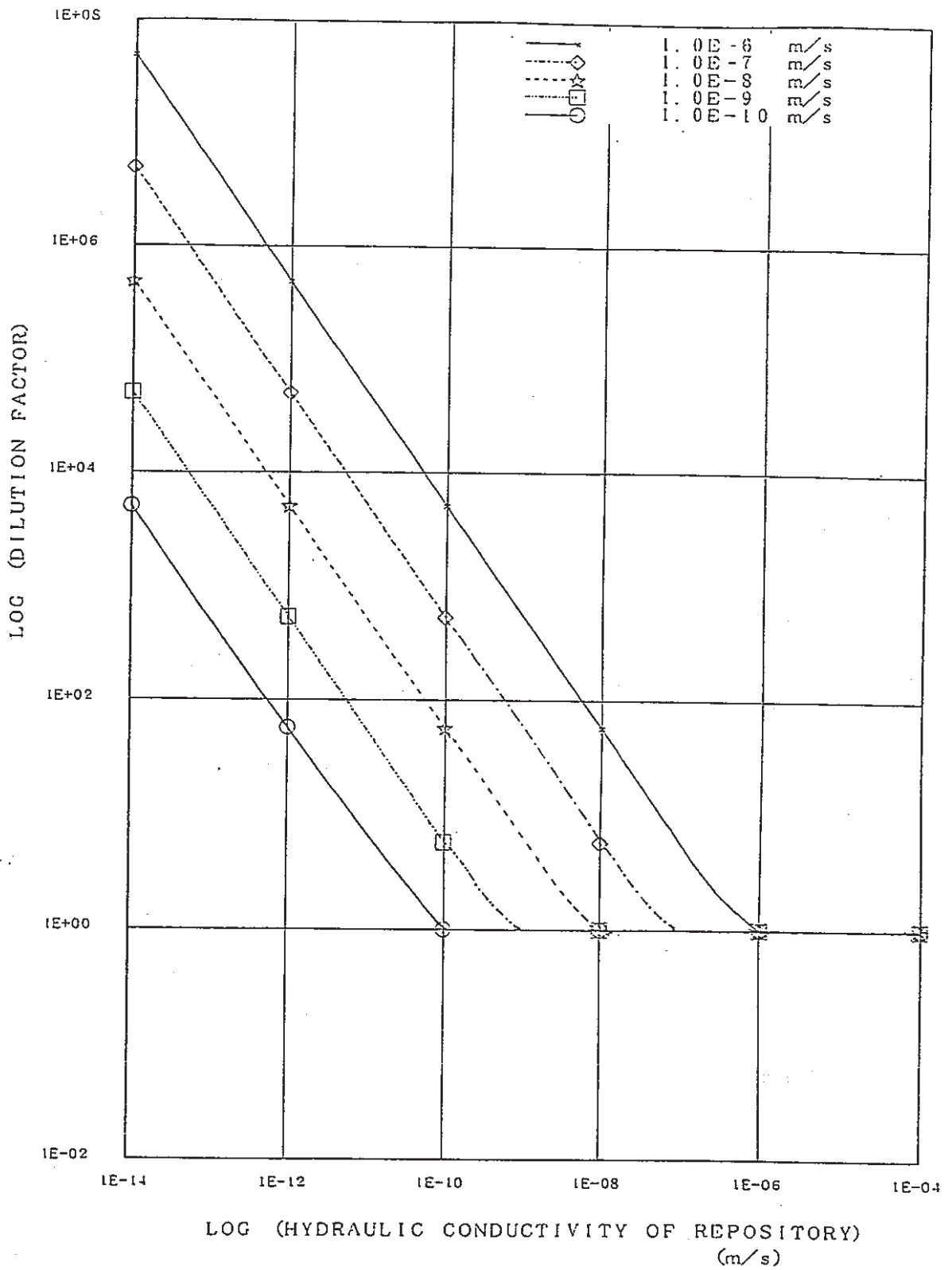


Fig. 5 - 8 Effect of hydraulic conductivities on dilution of leachate from repository

5.3 各廃棄物の処分及要求される水理バリア特性

アスファルト固化体MA系とプラスチック固化体を処分する深地中処分施設及びプルトニウム廃棄物を処分する準地層処分施設のそれぞれに要求される透水性を明らかにするためには、施設周囲の岩盤の透水性を想定することが必要である。ここでは、岩盤の透水性を以下のように設定した。

- ・ 深地中処分 10^{-7} m/s
- ・ 準地層処分 10^{-9} m/s

これらは、我が国の地質特性における普遍的な値であり、サイト選定にあたり、このような水理特性が特に制約条件とはなるようなことはないと考えられる。

5.1での検討から、各処分方式において必要なマクロ透水係数は、次のようになる。

- ・ 深地中処分に必要な希釈率は 10^3 とする。プラスチック固化体はこの希釈率で全期間において十分な安全性が確保される。アスファルト固化体MA系では、この希釈率で安全が確保できるのは200年経過後以降である。それ以前の期間に問題となる核種はSr-90であり、容器の健全性維持及び充填材への収着による閉じ込めを行うことが、実際的と考えられる。したがって、施設のマクロ透水係数として、 5×10^{-11} m/sが必要である。

- ・ 準地層処分に付されるプルトニウム廃棄物は、処分上周辺の化学的環境が好適であれば、地下水による希釈にほとんど頼らずに、核種の溶解度により基準以下の濃度が維持される。但し、溶解度による今回の評価には、不確定な因子が含まれているため、安全マージンを持たせて、必要な希釈率を 10^2 倍に設定しておく。これから、施設のマクロ透水係数は 5×10^{-12} m/sが必要である。

6 TRU廃棄物処分システムの設計研究

本章では、海外のTRU処分システムの例を基本として、前章で設定したマクロ透水係数を実現できるような施設の仕様を検討した。また、それらの施工法についても検討を行った。

6.1 処分システムの構成

海外のTRU廃棄物処分システムにほぼ共有されている特徴は、以下の通りである。

- ・発熱の少ない廃棄物は、トンネル、岩洞、サイロなどに定置される。発熱の多い廃棄物はポアホールに定置される。
- ・発熱の少ない廃棄物は、何本かの廃棄体をまとめてその周囲をさらにコンクリートなどで被われ、ブロック化される。
- ・充填材としては、ベントナイトや粉碎岩石とベントナイトとの混合物が用いられている。

以上から、ここで検討するTRU廃棄物処分システムの構成要素として、次のものを想定する。

- ・廃棄物ブロック
- ・充填材
- ・シール
- ・施設

なお、固化体、容器については、動燃事業団殿において現在使用されているものとし、ここでその仕様の検討は行わないものとした。

6.2 廃棄物ブロック

ブロック材としては、コンクリート、モルタル、セメントなどが候補に挙げられる。セメントに混入される採石や砂の量に応じ、透水性はこの順に小さくなる。しかしながら、水理バリアとして機能すべき期間は、これらの材料の寿命に比べはるかに長いと考えられるため、TRU廃棄物処分の安全性確保の点から廃棄物ブロックに積極的なバリア性能を期待することは、困難である。それゆえ、ここでは、とりあえず経済的に有利なコンクリートをブロック材とする。

ブロック化の目的は廃棄物の特性に依存する。ブロック化の意義と廃棄物の種類との対応は、次のようになる。

- ①ここで検討を行っている廃棄物はいずれも発熱が少ないため、処分施設での定置では、掘削空間の有効利用が一義的な目的と考えられる。空間利用率を上げるためには、廃棄物の形状をそろえることが肝要であり、また、そうすることにより、形状標準化により定置のためのハンドリングが容易にもなるという利点も有る。さらに、多段積み重ねやハンドリング時の容器に機械的強度を与えることができる。これらは、全ての廃棄物に共通する意義である。
- ②アスファルト固化体MA系とプルトニウム廃棄物では、表面線量率が高いのでハンドリング上作業員の被曝を防止する措置を講じることが必要である。①の作業性の向上の他には、遠隔化と遮蔽がその一般的原則である。これら廃棄物程度の線量率であれば、遮蔽として比較的簡易なもので対応できるため、遠隔化と遮蔽の組み合わせが必要であるにせよ、遮蔽に重点をおくことが適当である。したがって、ブロックを遮蔽材として機能させることが考えられる。
- ③核種の減衰を期待する時間バリア機能を備えることが要求されるアスファルト固化体LA系及びMA系では、ブロック材であるコンクリートによって容器材料の腐食速度を低減する環境が長期に亘り維持される。この機能は充填材にも期待することができる可能性があるが、腐食に関するデータの蓄積はコンクリートの方が充填材よりも豊富であるため、現時点では、ブロック化によるものの方が効果が確実に期待できると

いう事情もある。また、万一、閉じ込め期間内に核種が容器から漏洩してもコンクリートの収着作用により、それが環境中へ放出されるのを防止する機能についても同様のことがいえる。

以上の内容を表6-1にまとめた。

廃棄物ブロックの施工においては、上記ブロック化の目的に鑑み、遮蔽としての機能が要求されるアスファルト固化体MA系とプルトニウム廃棄物、及び、表面線量率がそれほど高くないアスファルト固化体LA系とプラスチック固化体とに分けて検討することが妥当と考えられる。

(1) アスファルト固化体MA系とプルトニウム廃棄物のブロック化

これらの廃棄物は輸送、搬入に伴うハンドリング時にブロックを遮蔽材として機能させることが要求されるので、処分施設への搬入時には、すでにブロック化されていることが必要である。したがって、いずれかの地上施設においてブロック化が行われるため、通常のコンクリート打設と施工方法そのものに大きな違いは無い。但し、次の点を考慮することが必要である。

- ・型枠には、型枠とブロックを一体化するものとブロック作成後型枠を取り外すものがある。現行工程に大幅な変更を加えないことを前提とすれば、放射線下の作業となるのは、主に、後者の型枠の撤去作業となる。
- ・取り外しを前提とした型枠を使用する場合には、剝離剤の放射線分解生成物の影響、及び、型枠の機械的支持力を増加させるための補強工程に操作性の改善が必要である。

以上から、これら廃棄物については、次のような施工法が考えられる。

コンクリート製型枠を使用し、廃棄物をその中に納めコンクリート充填後、型枠と一体となるようなコンクリートブロックを作成する。廃棄物周囲のコンクリート厚さを、50cm程度とれば、廃棄物表面の線量率を2桁減少させることができる²⁾。作業の遠隔化は現状技術で充分対応可能であり、技術開発の中心は経済的工法の決定にある。なお、ブロック一体当たりの廃棄体本数は、輸送方法、処分施設の諸元等に依存するため、今後の検討課題である。

Table 6-1 Attributes of packaging of waste containers with concrete

	アスファルト		プラスチック	P u
	L A	M A	廃棄物	廃棄物
ハンドリング, 処分空間利用の効率化	○	○	○	○
機械的強度	○	○	○	○
遮蔽		○		○
容器の腐食速度低減	○	○		
核種移行, 溶解度の低減				○

(2) アスファルト固化体L A系とプラスチック固化体のブロック化

これらの廃棄物では、ブロック化の時期や場所を決定する技術的要件は無い。輸送の面からは、廃棄物の重量及び体積が少なくすむ処分施設内IN SUTUでのブロック化が有利と考えられる。但し、この方式ではブロック体の品質検査における制約が生ずる。OFF SITEブロック作成は、アスファルト固化体M A系とプルトニウム廃棄物の場合と同様であり、 γ 線強度が弱い分だけ更に容易である。以下に、IN SUTUでのブロック化の施工法について記すが、OFF SITE, IN SUTUいずれの方式が有利であるかの判断を行うことは、現時点では困難である。

廃棄物はOFF SITEの場合と同様コンクリート製の型枠を兼ねたパレットに入れて、施設に搬入、定置されるとする。一度にブロック化可能な大きさは、一般建築物の施工では、水和熱の発生と周囲温度の変動による膨張、応力の影響を許容範囲に納めるため、通常水平方向20m程度が最大とされている。また、垂直方向の最大打設高さは、型枠の強度に依存するが、一般の施工では2m程度とされている。水平方向に更に大きな一体物の製作には、千鳥格子状の打設等応力を緩和させるための工夫をこらした施工法が必要とされている。一度に大きなブロックを作成することの積極的な意義は、これら廃棄物の処分においては見出せないの、施工が簡便となる大きさにブロックの形状を区切ることが有利と考えられる。その際、地下施設では周辺温度の変動は地上より小さいと予想されるが、これは本質的にサイト・スペシフィックな特性であるので、ここでは、地上施設と同様な基準を採用することが妥当と思われる。すなわち、20m程度の大きさを単位と

してブロック化を行うことが適当である。

施設に廃棄物を適当量搬入したら、コンクリート壁を設け、その内側にコンクリートを流し込む。数10mのコンクリート移送には現状技術での対応が特に困難な課題は無いと思われる。10m程度まではフレキシブル・ブーム、それ以上の距離は配管により、更に場合によっては流動化剤を併用することなどにより施工可能である。

但し、この場合には、施工後の品質管理が困難であるため、パイプレータの適切な使用並びにそのための遠隔化等の技術開発が必要である。

6.3 充填材

「5 人工バリアシステムの性能評価計算」で行った性能評価から導かれたマクロ透水係数を実現できるような充填材の透水係数について、検討を行った。検討に当たり、次の前提条件を設定した。

- ① 廃棄物固化体は事実上不透水性とする。
- ② したがって、透水領域は廃棄物の周りのコンクリートと充填材の2元系とする。
- ③ コンクリートは長期間経過後には土壌と同じようなものとなる^{3) 4)}。

充填材とコンクリートの透水係数と共に、それらの体積比、空間配置もマクロ透水係数に影響をあたえるが、現在までの検討では、廃棄物の配置方法を決定するに十分な情報は得られていない。それゆえ、地下水流れの仕事を極小とする変分原理から導かれる次のような保守的評価⁵⁾を用いることとする。

充填材とコンクリートブロックの位置関係が不明の場合でも、施設のマクロ透水係数は充填材、コンクリートブロックの透水係数で表される次式の範囲内にある。

$$K_1 + v_2 / \left(\frac{1}{K_2 - K_1} + \frac{v_1}{3K_1} \right) < K$$
$$< K_2 + v_1 / \left(\frac{1}{K_1 - K_2} + \frac{v_2}{3K_2} \right)$$

但し、 K ：施設のマクロ透水係数、 深地中廻分では 5×10^{-11} m/s

準地層廻分では 5×10^{-12} m/s

K_1 ：充填材の透水係数

K_2 ：劣化後のコンクリートの透水係数、 $10^{-5} \sim 10^{-9}$ m/s とする。

v_1 ：充填材の体積分率

v_2 ：コンクリートの体積分率 ($v_1 + v_2 = 1$)

上式のマクロ透水係数の下限値を用い、体積分率をパラメータとして、充填材に必要な透水係数の保守的値を計算することができる。結果を表6-2に示す。劣化後のコンクリ

Table 6 - 2 Maximum hydraulic conductivity of backfill

深地中処分施設

充填材の体積分率	充填材の透水係数 (m/s)
0.3	6.3×10^{-12}
0.4	9.1×10^{-12}
0.5	1.3×10^{-11}
0.6	1.7×10^{-11}
0.7	2.2×10^{-11}

準地層処分施設

充填材の体積分率	充填材の透水係数 (m/s)
0.3	6.3×10^{-13}
0.4	9.1×10^{-13}
0.5	1.3×10^{-12}
0.6	1.7×10^{-12}
0.7	2.2×10^{-12}

ートの透水係数は $10^{-5} \sim 10^{-9} \text{ m/s}$ の範囲では、充填材の透水係数に影響を与えない。充填材の体積が廃棄物ブロックのコンクリートと同等以上であれば、充填材透水係数の目標値はマクロ透水係数の20%程度である。

図6-1に種々の材料の一般的透水係数の範囲を示す^{6)~11)}。充填材に要求される $10^{-11} \sim 10^{-12} \text{ m/s}$ オーダーの透水性は、粉碎岩石のみでは、粒度を細かくしても実現することは困難であり、ベントナイトのような止水性に優れた材料を使用することが必要である。

ベントナイトを充填材に使用する場合、止水性、化学的安定性の面では問題は無いと考えられる。しかしながら、廃棄物の重量に対する支持に関して、施工上留意すべき点がある。すなわち、廃棄物ブロックは周囲を完全に充填材で覆われていることが必要であり、廃棄体の重量により充填材が塑性変形ないしはクリープを起こし施設床面の岩に直接廃棄体が接触するようなことがあってはならない。それゆえ、支持力がそれほど必要無い廃棄体上部や側面と施設床面の施工を分けて考えることが適当である。

施設床面への充填には、機械的支持力を高めるためベントナイトに粉碎岩石を混合した物を用いる。粉碎岩石の混合による透水性の増加は、締め固めの密度を増加させることにより補償する。具体的施工法としては、予め圧密整形した充填材ブロックを敷き詰める、その場で粉体を締め固める、及び、これらを併用するなどの方法が考えられる。

廃棄体上部や側面への充填は、一部圧密ブロックを用いるにしても、遠隔操作性に優れたニューマチックな粉体吹き着けなどを取り入れることが有利である。吹き着けでは機械的圧密程の充填密度を得ることは困難であるため、ベントナイト単体、或いは混合物を用いる場合にはベントナイト含有量を高めたものを使用することが必要である。

6.4 シール

処分施設へのアクセス坑やサイト特性調査のための探査坑は、天然バリアの潜在的なバイパスと成りうる。シールやプラグイングは、天然バリアの人為的に乱された部分を本来の特性に回復させるものであり、積極的な意味でのバリアではない。「5 人工バリアシステムの性能評価計算」における性能評価では、シール部は未擾乱の天然バリアと区別することは行っていない。したがって、それに関する設計研究では、別途シールへの要件を抽

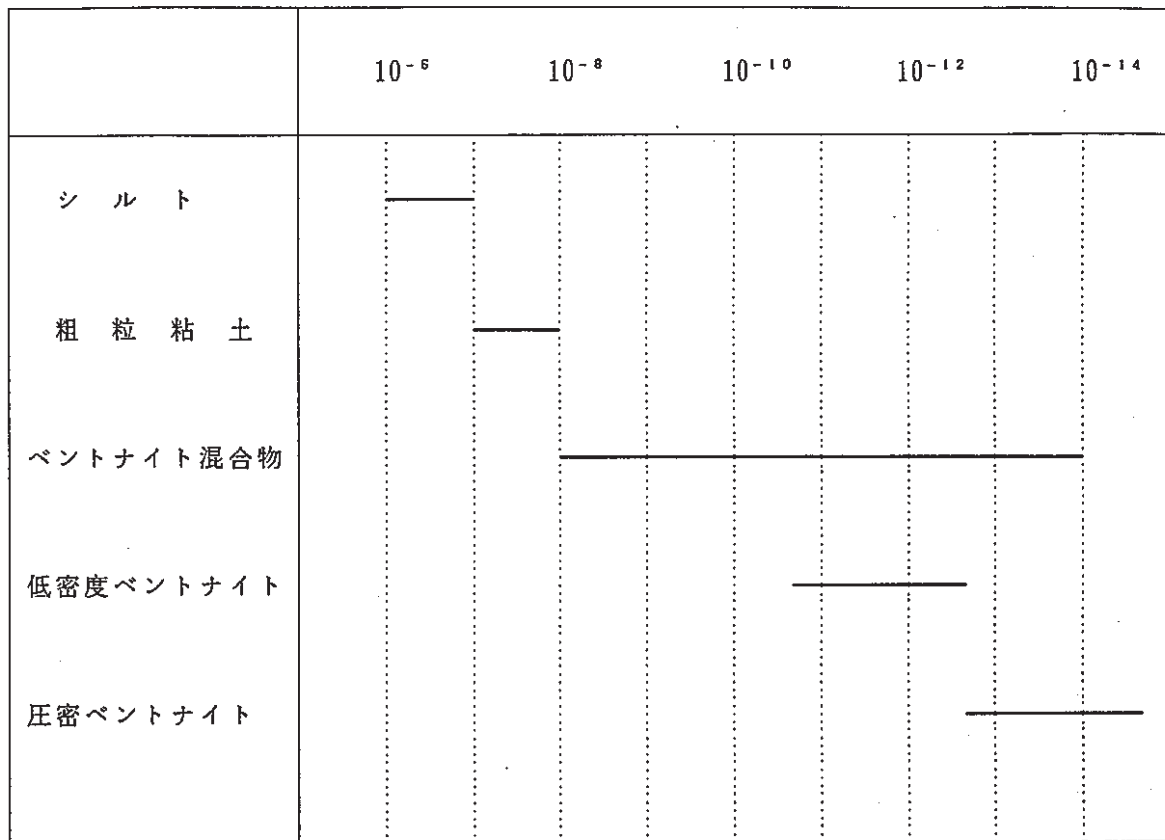


Fig. 6 - 1 Typical hydraulic conductivities of various materials
(unit in m/s)

出することから作業を進めることが必要であり、ここでは、一般的な要件及び概念を示すに留める。

シール技術は石油産業において既に開発、実証されており、主にセメント系材料が使用されている。一方、放射性廃棄物の処分施設のシールにおいては、次のような機能、特性が要求されている。

- ①地下水移行の抑制
- ②シール領域の構造的強度の維持
- ③岩体との両立性、化学的安定性

このなかで、③への要求が既存技術に比べ特に高度なものとなっている。

現在提案されているものは、セメント系材料とベントナイトを相互に重ね多層構造としたものである。ここでは、サイト条件に基づいた検討はできないので、米国BWIPのシールの概念を参考として示す。(図6-2~4)

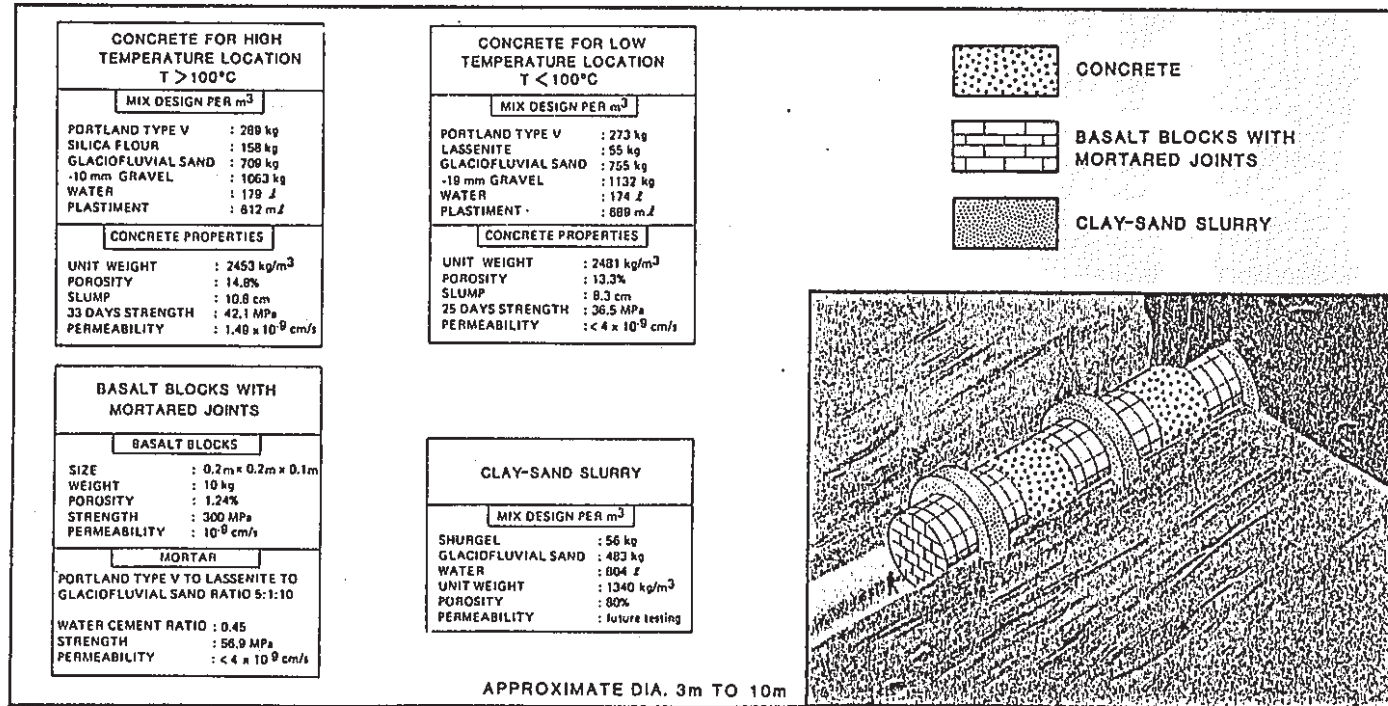


Fig. 6 - 2 Preconceptual design for access tunnel plugs

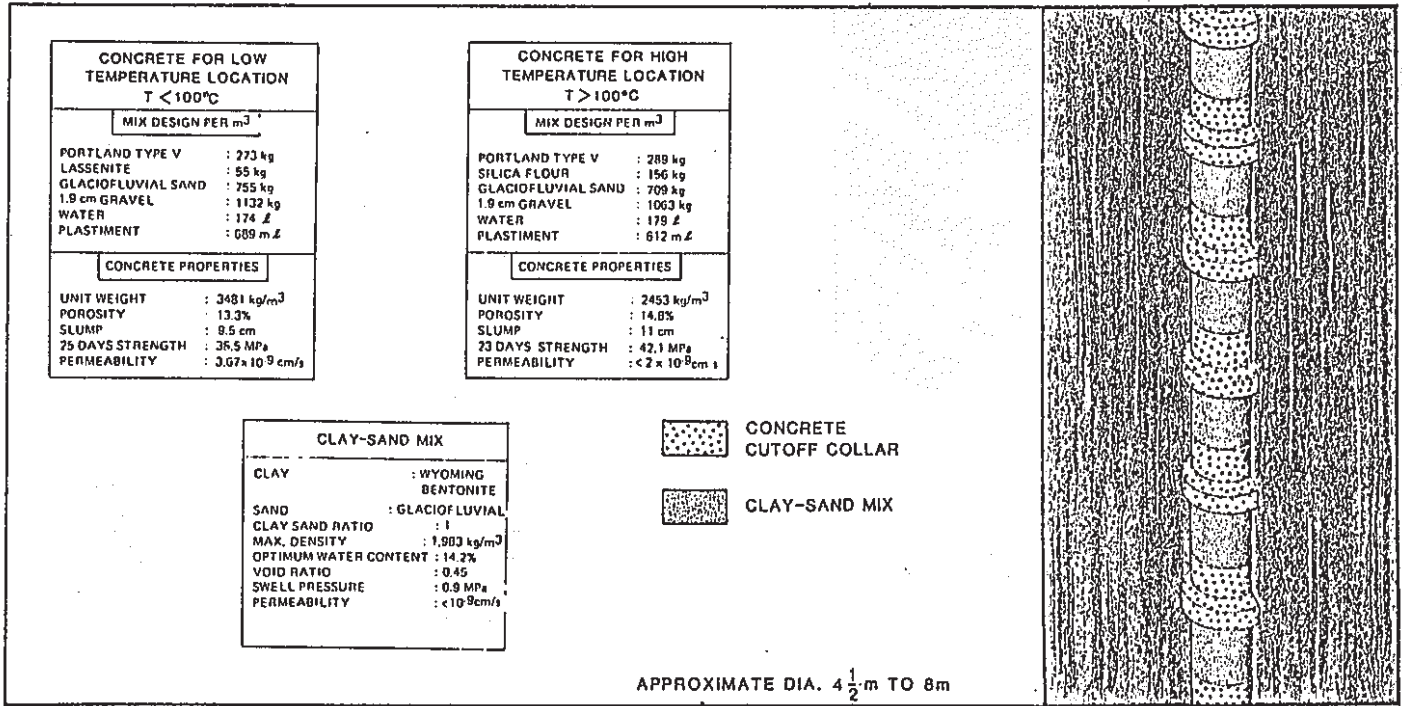


Fig. 6 - 3 Preconceptual design for shaft plugs

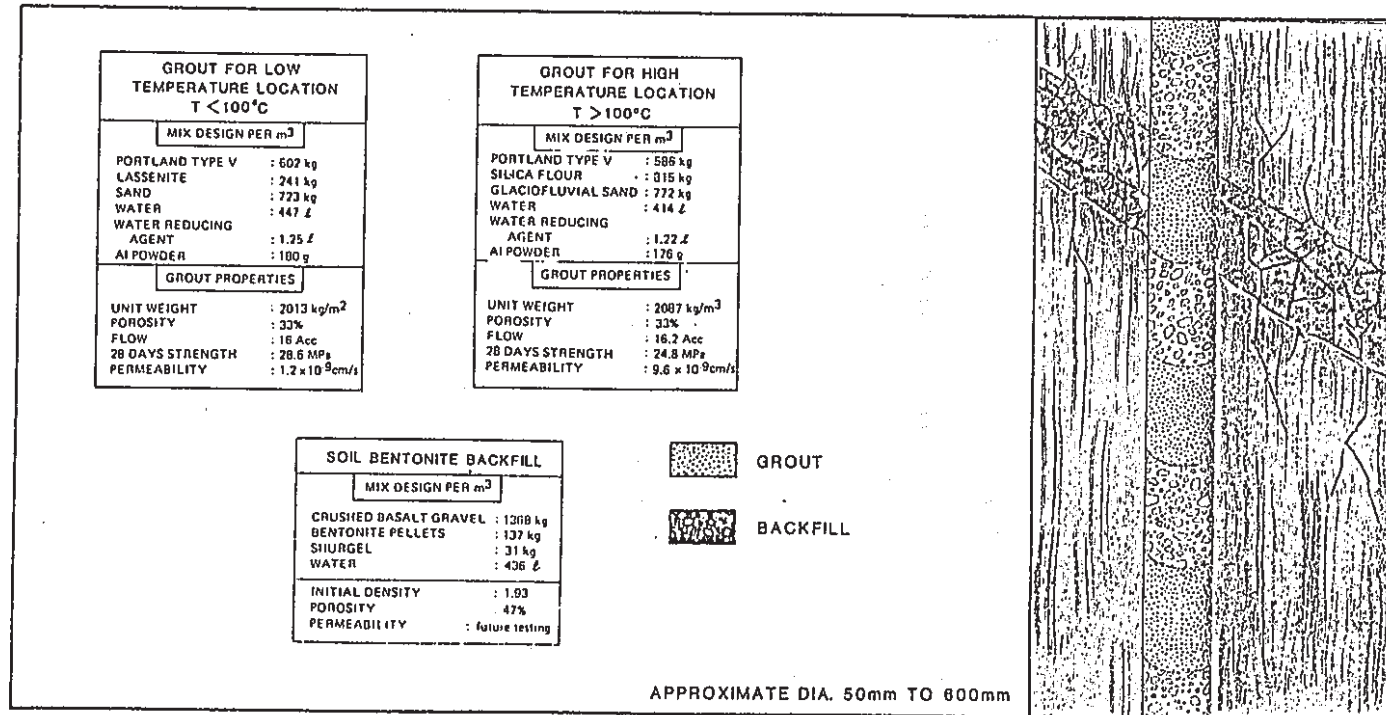


Fig. 6 - 4 Preconceptual design for borehole plugs

6.5 施設形状

「5 人工バリアシステムの性能評価計算」の水理バリアに関する検討から、施設形状のついて次のことが言える。

- ①地下水流に対する施設断面積が小さい程、施設からの核種漏洩量は減少する。
- ②地下水流に対する施設断面形状が四角形の場合より円形のほうが、施設からの核種漏洩量は減少する。

②の円形施設は、掘削に伴う土水圧がシェル効果により軸力に変えられるため構造安定性の面でも有利である。また、廃棄物からの発熱は僅かであり、その影響を考慮する必要は無いので、廃棄物の配置においては、空間の有効利用の観点から廃棄物定置密度を上げることが重要である。

以上から、施設形状としては、大空洞／サイロタイプが、その掘削が可能であれば、優れている点を多く有すると思われる。但し、掘削可能性は基本的にサイトの地質条件に依存するため、ここでの検討結果に基づき施設形状の優劣を評価することはできない。

施工については、大規模な岩盤掘削技術は地下揚水発電所や石油備蓄において既に実用化されており、施工機械の自動化、精密化など近年の進歩は著しいものがある。廃棄物処分施設の建設に特有の課題として、特に困難なものは無く、安全性や効率を更に改善することが残されている。

7 今後の課題

今後TRU廃棄物の処分システム（人工バリア）の設計研究を、より具体的に進めてゆくために必要な検討課題を、以下にまとめた。

(1) 性能評価のために必要なデータ

① サイトの化学特性に関するデータ

性能評価計算において、地下水の化学組成によっては、アクチニド核種の溶解度を極めて低い濃度にできることが示された。そのため、サイト特性として、岩盤の力学的・構造的安定性や空間的広がり・位置、水理特性などとともに、アクチニドの溶解度を低減する化学的特性として当面代表的と考えられる範囲を明確にすることが、設計研究を進めるうえで有効である。

② 溶解度評価のための熱力学的データ

溶解度評価にはサイトの化学特性とともに、核種の溶解度積、錯体の安定度定数、標準エンタルピー変化などの熱力学的定数を整備する必要がある。これらのデータは諸々の機関で測定が行われているが、その値の信頼性には必ずしも問題が無いわけではなく、値の選定に当たっては、クリティカル・レビューが要求される。その作業は学問的、科学的色彩の濃いものであり、単独の機関ないしは我が国のみで対応できるものではない。国際的な協力のもとで遂行すべきものと考えられる。

③ TRU廃棄物の発生量および処分時期

今年度の設計研究は、主に安全評価からの要件を設計に反映させたものであり、技術的フィージビリティの検討を行った。TRU廃棄物の処分を実施するに当たっては、さらに、経済性を評価することが必要である。適切な発生量予測に基づき、処分時期を設定することは、今後の研究開発の指針の一つとなるだけでなく、例えば、高レベル廃棄物との一元化した処分方式など、経済性からの処分システムへの要件を抽出するための基礎となる。

(2) 性能評価モデルの整備

① 地球化学コード

(1)で述べたように、ソースタームの評価を現実的なものとするための有力な手段と

して、地球化学コードの導入・整備を図る。熱力学データベースの大きさ、その拡張性、並びに吸着や反応経路の評価への適用性など、各コードの特徴と評価の目的とを比較検討し、適切なコードを選定することが重要である。

② 水理バリアモデル

本研究の性能評価は、施設からの核種の漏洩濃度を指標とするものであった。この方法では、廃棄体からの漏洩濃度が基準濃度を越える分は希釈により無害化するという考え方に基づいている。これは、本研究のように、一般的とはいえある特性で代表させた天然バリアのなかに建設する人工バリアの評価を行う場合には妥当性を有する方法である。この点は、将来行われる処分システム全体の安全評価とは明確に区別されるべきである。つまり、結果のみから、希釈水量が多い天然バリアのほうが処分の安全性をより確実に確保できるという誤解を避けることが必要である。これは、天然バリア、人間環境を含めた系においては、人工バリアの設計基準となる指標を核種の濃度ではなく、漏洩量に変えるべきであることを示唆している。

参考文献

- 1) B. Allard : Actinide solution equilibria and solubilities in geologic systems, SKBF/KBS TR83-35, 1983
- 2) アイソトープ便覧 改訂3版, 日本アイソトープ協会編, 丸善, 1984
- 3) Update of Part 61 Impact Analysis Methodology, NUREG/CR-4370, 1987
- 4) M. Chapius, P. Guetat : Radiological assessment of a shallow-land disposal, Radioactive Waste Management, BNES, London, p61, 1984
- 5) Z. Hashin, S. Shtrikman : A variational approach to the theory of the effective magnetic permeability of multiphase materials, J. Appl. Phys., Vol.33, No.10, p3125, 1962
- 6) 水理公式集 昭和46年改訂版, 土木学会
- 7) 地下水ハンドブック, 地下水ハンドブック編集委員会編, 建設産業調査会, 1979
- 8) J. Westsik Jr., F. Hodges, W. Kuhn, T. Myers : Water migration through compacted bentonite backfills for containment of high-level nuclear waste, Nucl. Chem. Waste Management, 4, p291, 1983
- 9) R. Pusch : Permeability of highly compacted bentonite, SKBF/KBS TR80-16, 1980
- 10) P. Holopainen : Crushed aggregate-bentonite mixture as backfill material for repository of low- and intermediate-level radioactive waste, Eng. Geol., Vol.21, No.3/4, p239, 1985
- 11) F. Hodges, J. Westsik Jr, L. Bray : Development of a backfill for containment of high-level nuclear waste, Scientific Basis for Nuclear Waste Management V, p641, 1982
- 12) M. J. Smith, S. C. McCarel : Basalt Waste Isolation Project Borehole Plugging Studies -- An Overview, Borehole and Shaft Plugging Proceedings, OECD/NEA, 1980

米国、英国、カナダ、スイス、フランスにおいて提案されている、或いは建設が進められているTRU廃棄物処分システムについて以下にまとめた。廃棄物の区分は、各国の原子力政策、原子力利用の現状及び今後の見通しに基づいたものであり、TRU廃棄物に分類されるもの、或いはそれに相当するものは、国により独自に定義がなされている。したがって、各国のTRU廃棄物或いはそれに相当すると思われるものの定義についても付記した。

1. 米国

(1) 定義

商業再処理が放棄されているため、TRU廃棄物はほとんどが軍事活動から発生している。したがって、TRU廃棄物の処分は、NRCではなく、DOEの所管となっている。DOEの定義によれば、原子番号92以上の α エミッターで、半減期が20年以上の核種を100 nCi/g以上含むものがTRU廃棄物とされている¹⁾。

(2) 処分システム

ニュー・メキシコ州Carlsbad近郊の岩塩層の地下650mに処分場が建設されている。処分場の概観をFig. A-1に示す²⁾。TRU廃棄物は、次のように分けられている。

- ・CHTRU(Contact Handled TRU Waste) : パッケージ表面での線量率200mrem/h 未満
- ・RHTRU(Remote Handled TRU Waste) : パッケージ表面での線量率200mrem/h 以上、
100rem/h未満、かつパッケージ当たりの発熱量 55W未満

CHTRUの容器は55ガロンのドラム缶であり、TRUPACTと呼ばれる輸送システムにより六本を一つのパレットにまとめられた廃棄物は、そのまま処分に付される。廃棄物の周囲は

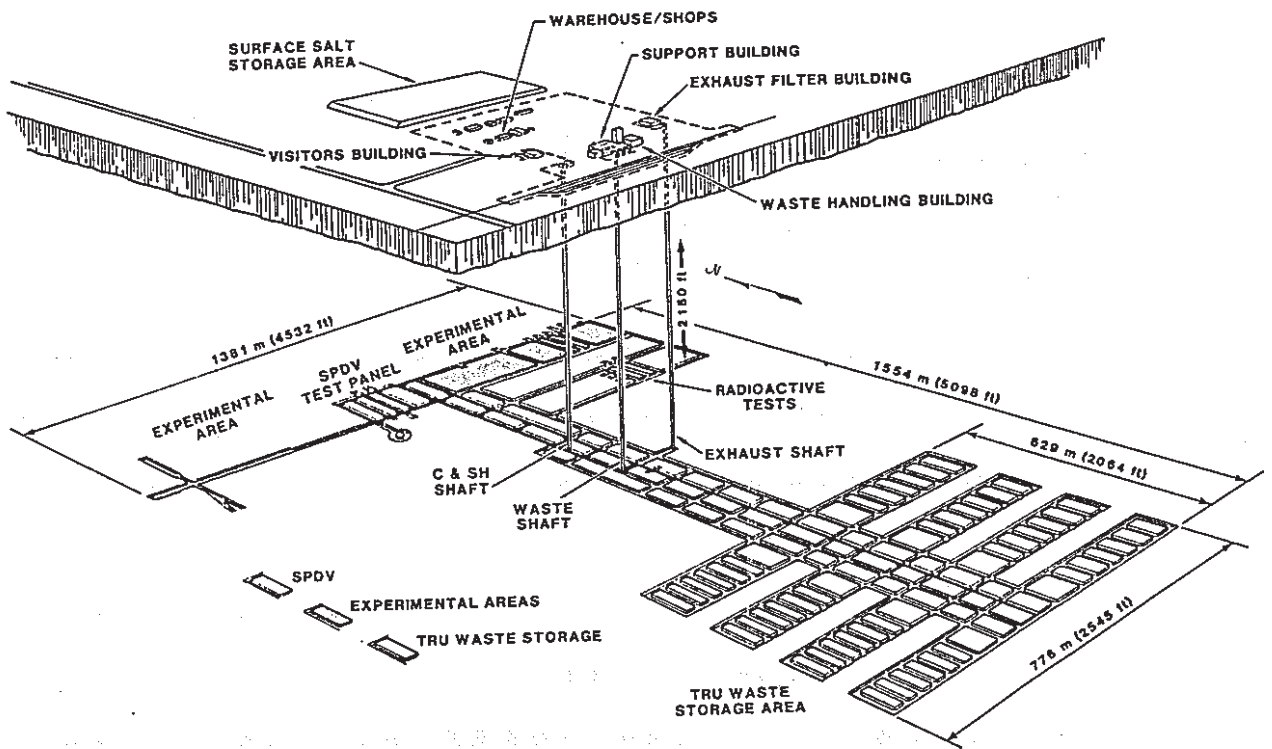


Fig. A-1 WIPP Site Layout

ベントナイトと粉碎岩塩の30/70混合物で、埋め戻される (Fig. A-2)²⁾。

RHTRU はキャニスタに納められており、トンネル壁の水平ボアホール・ライナーと呼ばれる金属製円筒のなかに定置される。ボアホール・ライナーと定置のためのハンドリングシステムを Fig. A-3 に示す³⁾。

2. 英国

(1) 定義

英国の廃棄物分類は、含まれる核種の半減期と量の組み合わせにより、次のように行われている⁴⁾。

- ・高レベル廃棄物： 多量の発熱があり、貯蔵施設や処分施設の設計においてその影響を考慮する必要があるもの。
- ・低レベル廃棄物： α 放射能100nCi/g以下、或いは、 $\beta \cdot \gamma$ 放射能300nCi/g以下の放射性廃棄物。
- ・中レベル短寿命廃棄物： 低レベル廃棄物の放射能濃度を越え、 α 核種または半減期が30年以上の核種を100nCi/g以下のもの。
- ・中レベル長寿命廃棄物： 低レベル廃棄物の放射能濃度を越え、 α 核種または半減期が30年以上の核種を100nCi/g以上のもの。

このなかでTRU廃棄物に相当するものは、中レベル長寿命廃棄物である。

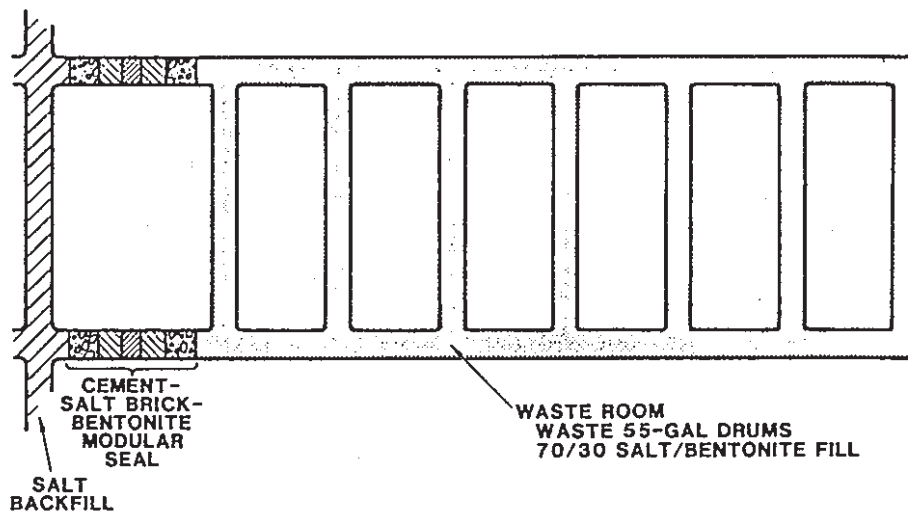


Fig. A - 2 WIPP Storage Panel Concept

(2) 処分システム

現時点では具体的な処分実施計画は無く、概念検討の段階である。中レベル長寿命廃棄物処分場の要件として、次の事項が挙げられている⁵⁾。

- ・ 300m程度の深度であること。
- ・ 地下水の流速が小さいこと。

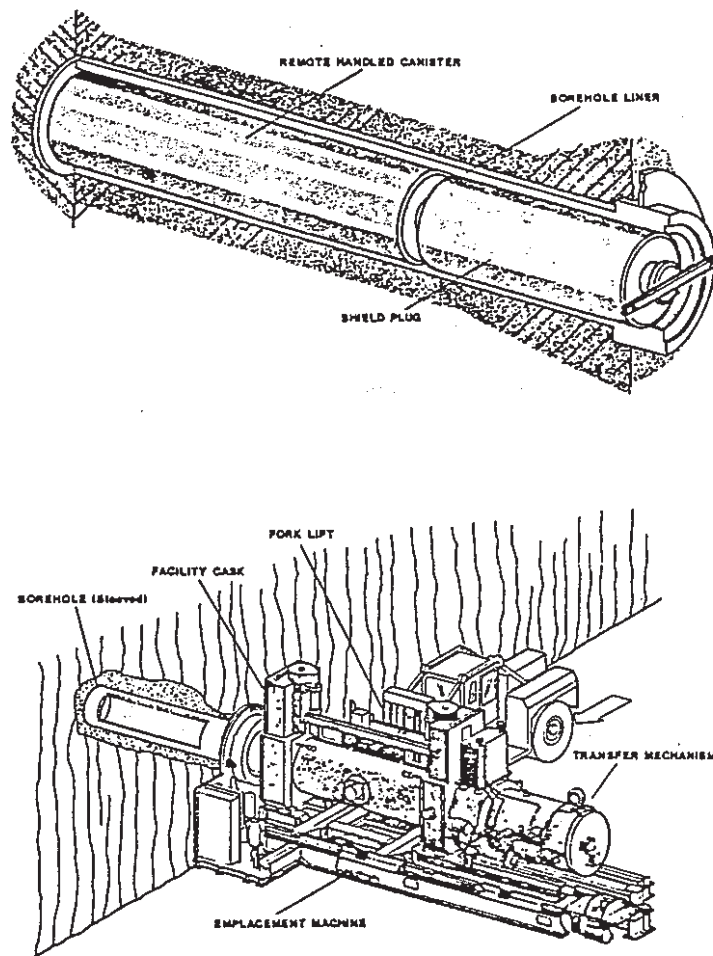


Fig. A - 3 RHTRU Emplacement

- ・核種の溶解度を低減するような環境であること。

これらの条件が満足されれば、

- ・人間接近及びダスト吸引シナリオは発生しない。
- ・地下水移行時間が大きい。

との理由により、処分される廃棄体中の核種濃度に制限は設けられない。

処分場の建設対象となる岩種としては、花崗岩、粘土、石膏などの蒸発残留岩などが検討されている。

候補とされている処分施設のタイプとして、次のものがある。

- ・シャフトやトンネルでアクセスする地層処分
- ・海岸から斜坑でアクセスする海洋底下処分
- ・海上からのドリリング・リグによる海底縦坑処分

廃棄物パッケージについては、500年の耐蝕性を有する500 lドラム缶にセメント固化体を入れたものを、さらにセメントモノリス化するという概念が検討されている。

3. カナダ

(1) 定義

カナダでは、人間環境から隔離するために必要な期間(Hazardous Lifetime)により、使用済燃料を除く放射性廃棄物を次の三つに分類している⁶⁾。

- ・ 150年以下： 主要な核種として、半減期15年以下のRu-106, Ce-144, Fe-55, H-3 などを含むもの。この他に、中程度の半減期であるCs-137, Sr-90などを僅かに含み、C-14, Ra-226, アクチニドなどの長半減期核種をほとんど含

まないもの。

- ・ 500年以下： 主要な核種として、半減期30年以下のCs-137, Sr-90などを含むもので、C-14, Ra-226, アクチニドなどの長半減期核種をほとんど含まないもの。
- ・ 500年以上： 長半減期核種を主に含むもの。但し、Ra-226, アクチニドなどの量は僅かであるもの。

この中では、Hazardous Lifetimeが500年以上の廃棄物がTRU廃棄物に相当すると考えられる。

(2) 処分システム

Hazardous Lifetime 500年以上の廃棄物は、SRC(Shallow Rock Cavern)に処分される。Fig. A-4にその一例を示す⁷⁾。深度は50~200m、一つの空洞の大きさは10,000~20,000 m³、処分場全体の容量は60,000~160,000m³であり、廃棄体はこの空間の50~60%を占めると考えられている。埋め戻し材としては、イライトやNaベントナイトなどの粘土と砂との混合物が候補に挙げられている。容器では、耐久性の面から金属とコンクリートが注目されている。これらは代替候補ではなく、例えば、コンクリートは、小さな容器に入れられた廃棄物やパッケージ化されていない廃棄物のいくつかをまとめてパッケージとするために使用される。

4. スイス

(1) 定義

処分施設に対応した廃棄物の分類が行われている⁸⁾。各処分施設は処分可能な核種濃度で特徴づけられている。タイプAと呼ばれる施設は、所謂、浅地中処分の施設である。このタイプの施設は処分には用いられないことになっている。タイプBは山腹立地のトンネル型施設である。タイプCは地層処分施設であり、トンネル型とサイロ型施設を併せ持っている。

Project Gewährにおいては、タイプB、Cの施設のみが対象とされ、タイプCでは高レ

ABOVE GROUND FACILITIES

BELOW GROUND FACILITIES

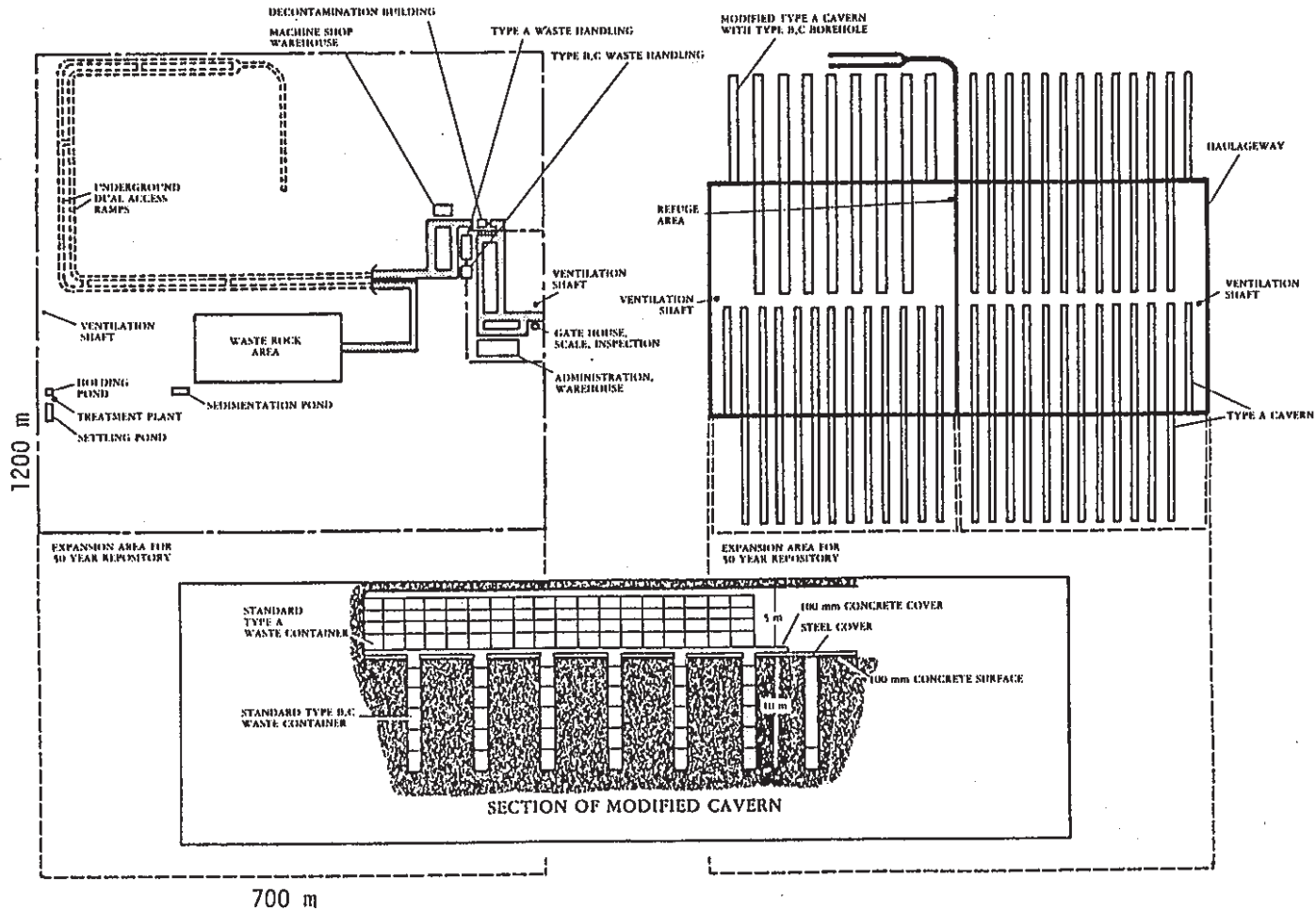


Fig. A - 4 Surface Facilities, Cavern Layout and Design Detail of Caverns for the Shallow Rock Cavern Concept

ベル廃棄物とハル・エンドピースを処分し、再処理からの共沈スラッジを除くその他の廃棄物は全てタイプBに処分することが適切であるとの結論が得られている。共沈スラッジについては、B、Cいずれの処分施設においても処分可能とされている。処分施設への廃棄物の振り分けには、核種濃度のほかに容器や充填材の性能も考慮されているが、共沈スラッジの α 核種濃度を一つの目安とすれば、 $3.7nCi/g$ がその境界値となる。

(2) 処分システム

タイプCのサイロ型施設をFig. A-5に示す⁸⁾。ハル・エンドピースは1,400 lの鋼製容器にセメント固化される。容器はサイロ内に積み上げられセメントでモノリス化される。モノリスとサイロ内壁との間には、ベントナイトが充填される。

タイプBの施設の概観をFig. A-6に、廃棄体ブロックとハンドリング・システムをFig. A-7にそれぞれ示す⁹⁾。容器は200 lドラム缶、700 lと1,200 lのアスベスト・セメント容器が廃棄物の発生場所毎に選定されている。これらはタイプCと同様モノリス化される。埋め戻しはコンクリートで行われる。

5. フランス

(1) 定義

フランスでは、放射性廃棄物は次の三つに分類されている¹⁰⁾。

- ・低・中レベル廃棄物： 主に半減期30年以下の核種を含み、長半減期核種は極僅かしか含まれない。
- ・ α 廃棄物： 長半減期核種を相当量含む。
- ・高レベル廃棄物： 再処理から発生し、ガラス固化されたもの。

上記定義は定性的なものであるが、1969年から操業を行っている低・中レベル処分場であるラ・マンシェの α 核種濃度の受入上限値を参考にすれば¹¹⁾、 α 廃棄物は α 核種を $100nCi/g$ 以上含むものと考えることができる。

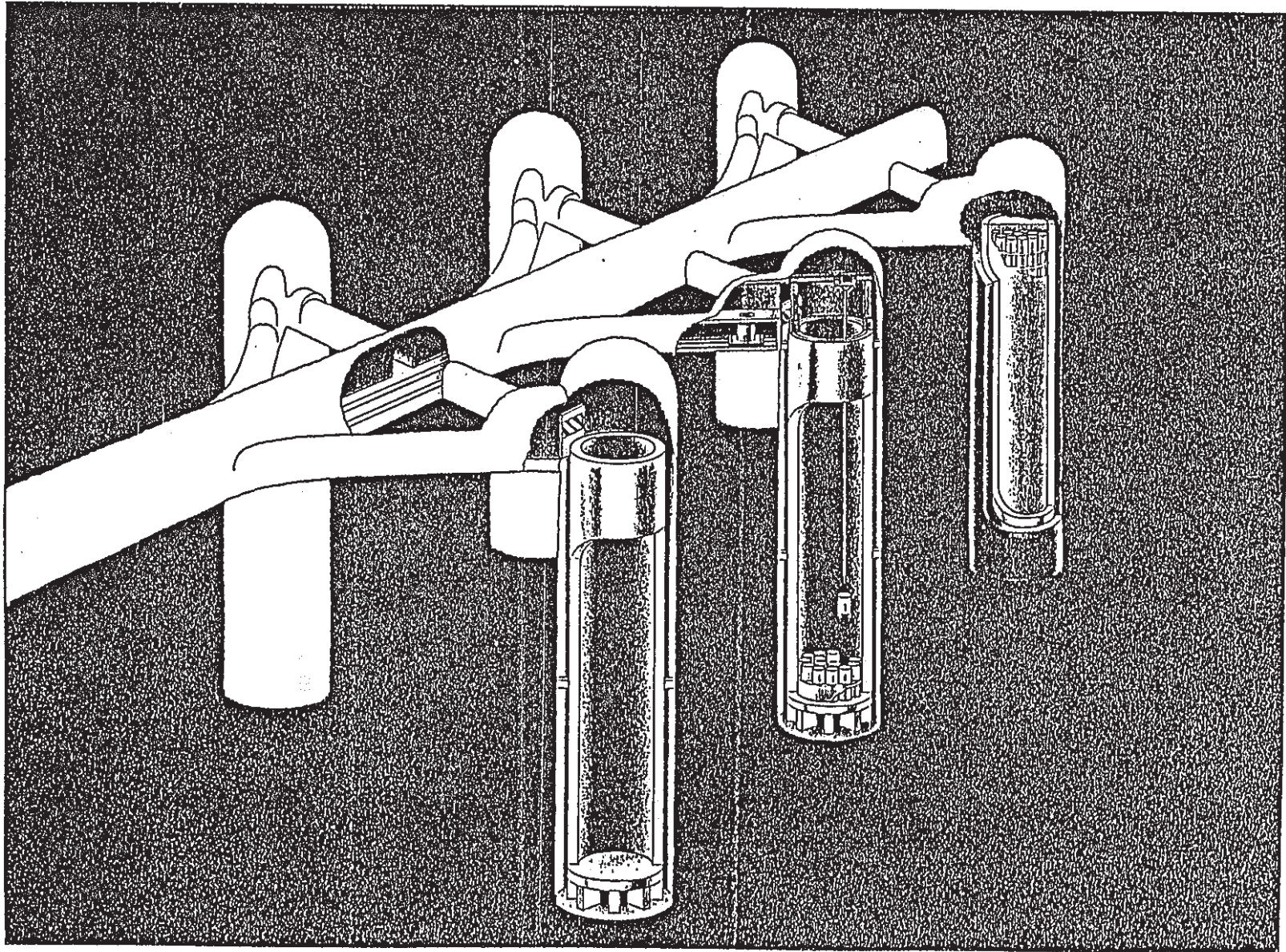


Fig. A - 5 Silos for alpha-containing intermediate-level waste
in the type C repository

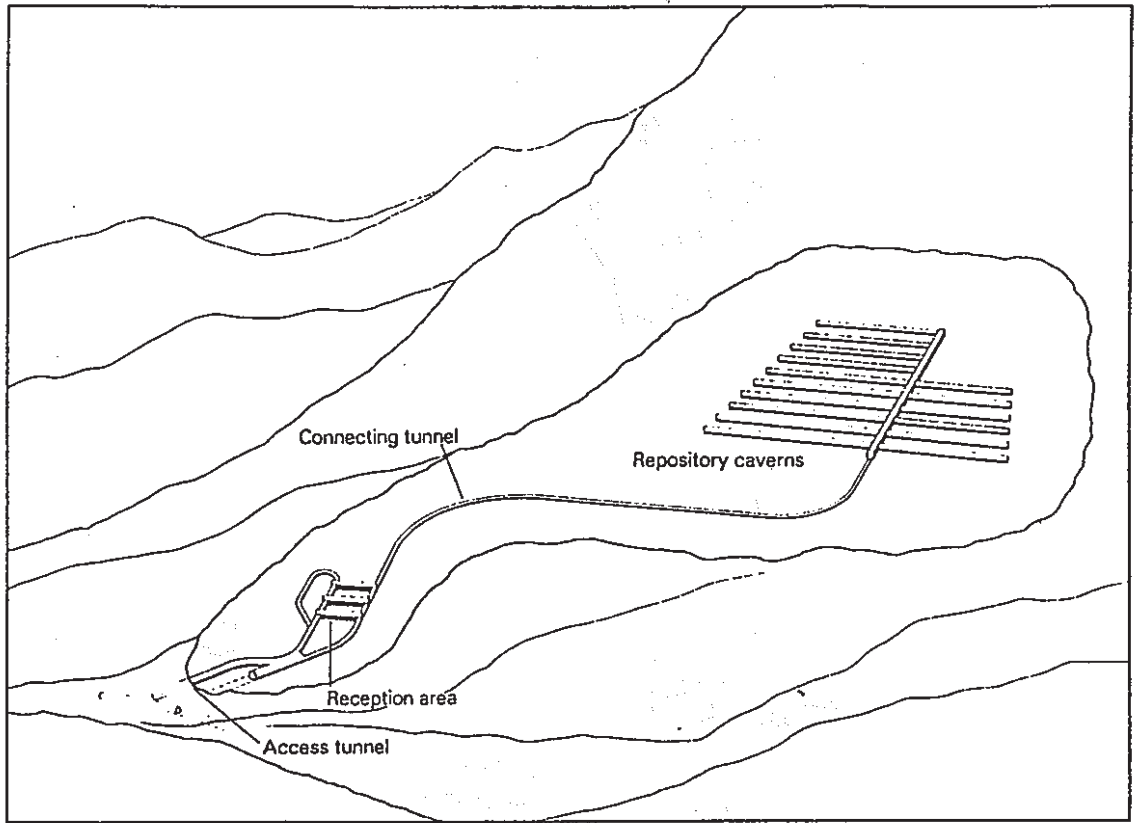


Fig. A - 6 Overview of the type B repository for LLW/ILW

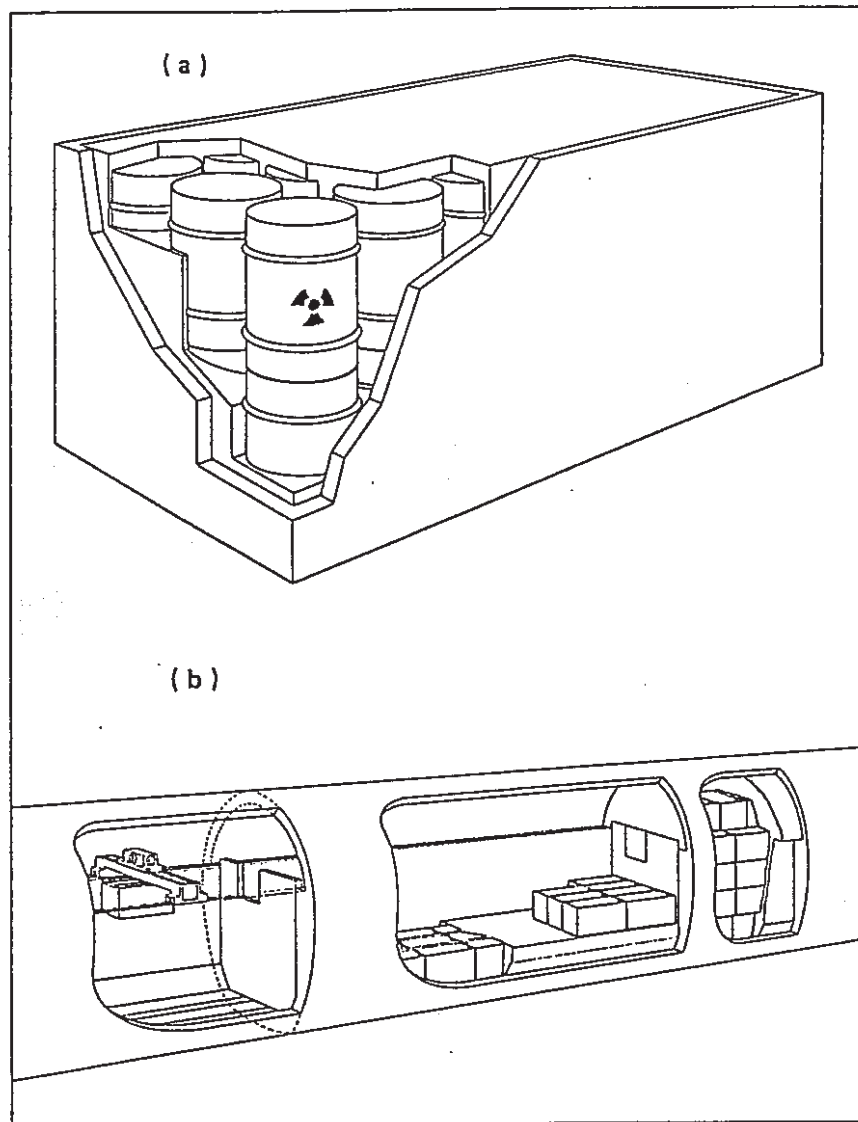


Fig. A - 7 (a) Waste drums emplaced in standard large container and immobilized with liquid cement
(b) Waste containers stacked in the storage cavern and surrounded with backfill material

(2) 処分システム

処分施設の形態として、小断面トンネル型、大断面トンネル型、サイロ型の3つのタイプが挙げられている¹²⁾。小断面トンネル型の断面は15~40m²、大断面トンネル型では100m²以下である。サイロは直径6~30m、長さ30m程度である。小断面トンネル型、大断面トンネル型の概観をFig. A-8, 9にそれぞれ示す。

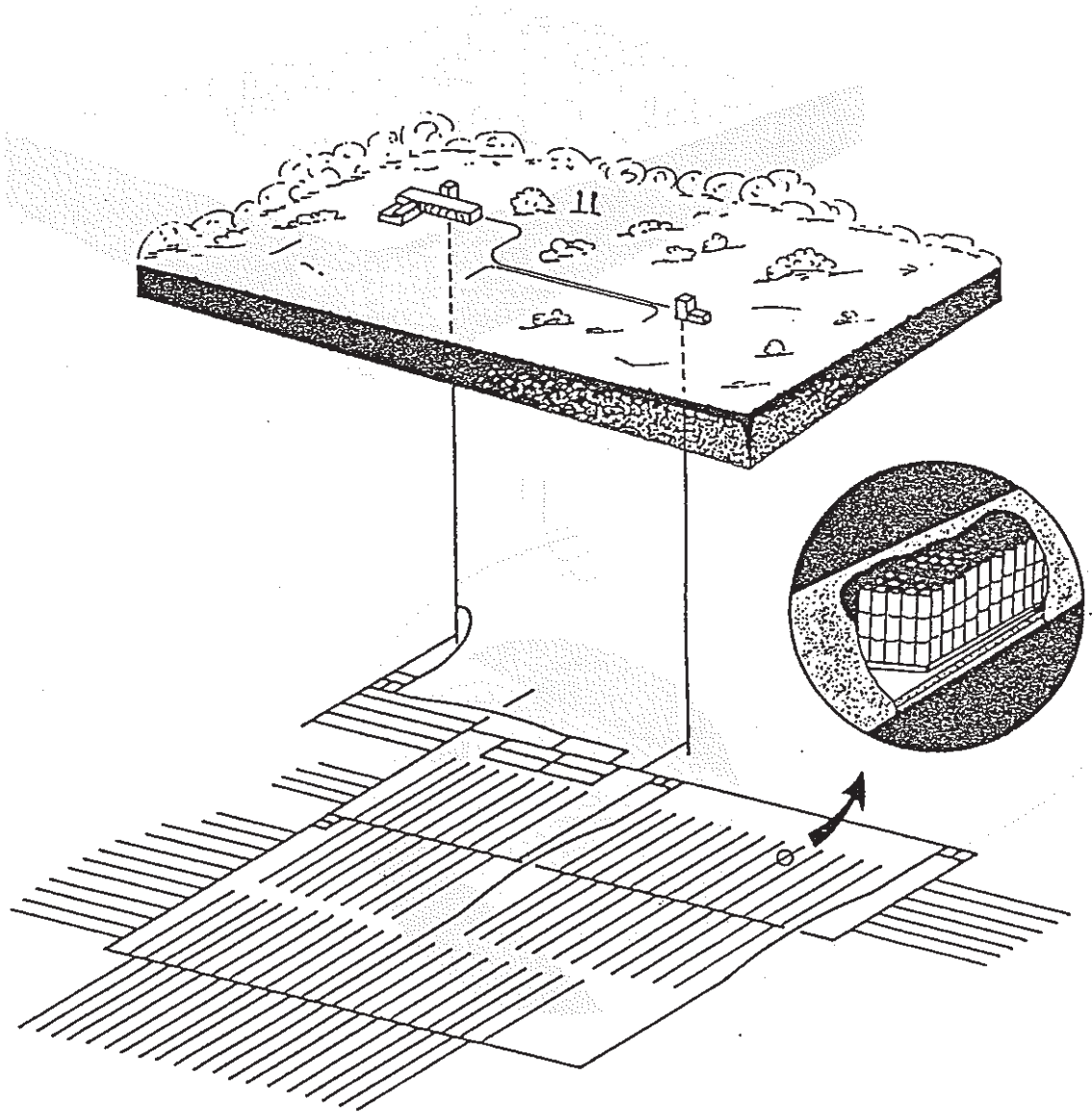


Fig. A-8 Small section tunnels for alpha waste disposal

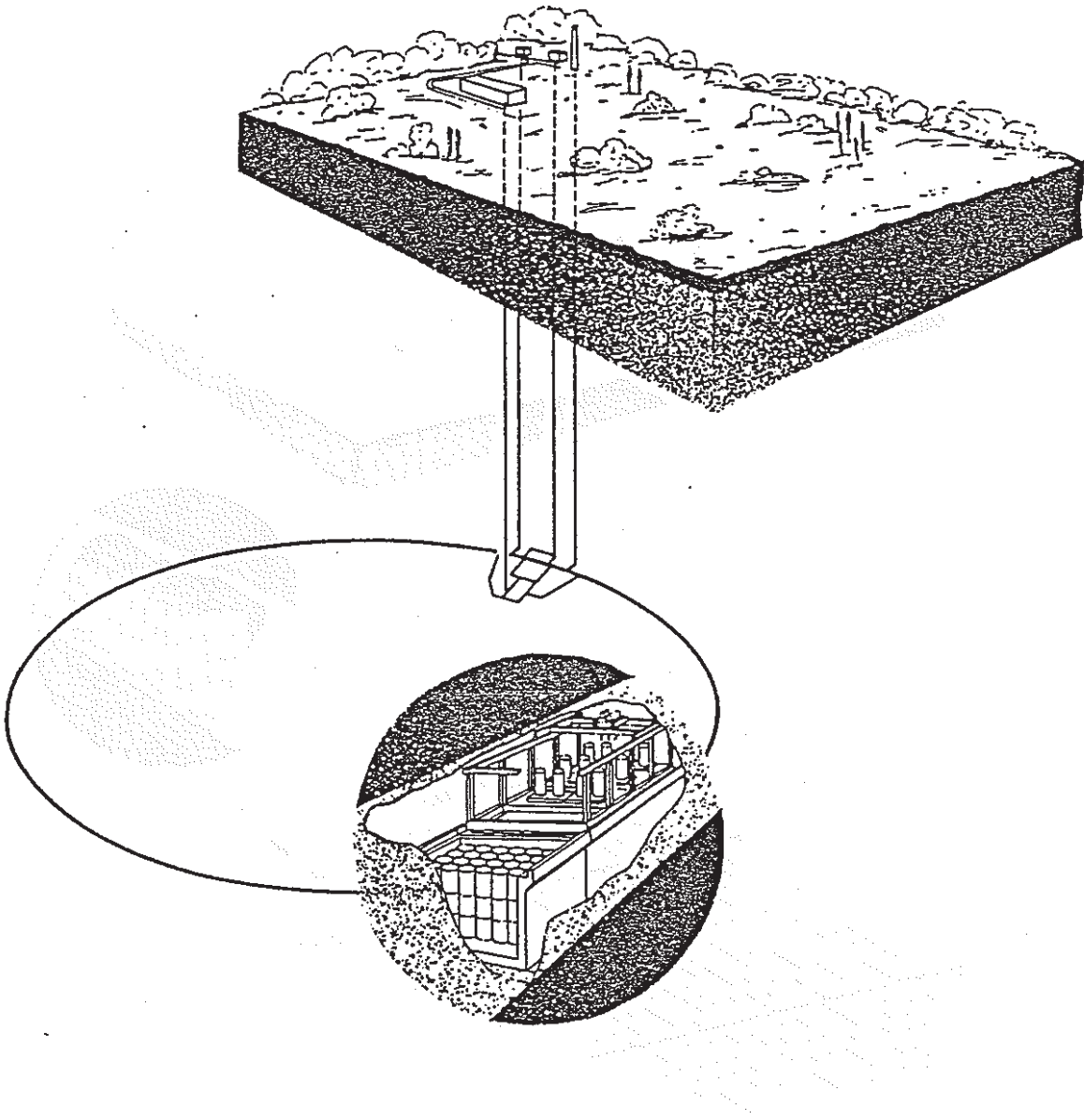


Fig. A - 9 Large section tunnels for alpha waste disposal

付録の参考文献

- 1) DOE: Defense Transuranic Waste Program Strategy Document, DOE/TRU-8302, UC-70, 1984
- 2) L. D. Tyler: WIPP R&D IN SITU TEST PROGRAM, Waste Management 87, Vol.2, p227
- 3) V. J. DeJong, A. E. Hunt, W. R. Cooper, R. C. Marison: 1986 WIPP Overview and Accomplishment, Waste Management 87, Vol.2, p277
- 4) RWMAC: Fifth Annual Report of the RWMAC, 1984
- 5) R. H. Flowers: UNITED KINGDOM RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT PROGRAM, Waste Management 86, Vol.1, p67
- 6) D. G. Hardy, D. F. Dixon: THE TRANSITION FROM STORAGE TO PERMANENT DISPOSAL OF LOW- AND INTERMEDIATE-LEVEL WASTE AT THE CHALK RIVER NUCLEAR LABORATORIES, Waste Management 85, Vol.2, p35
- 7) D. J. Cameron: A Comparative Economic Analysis of Low-Level Radioactive Waste Disposal in Canada, Waste Management 87, Vol.1, p455
- 8) NAGRA: NUCLEAR WASTE MANAGEMENT IN SWITZERLAND: FEASIBILITY STUDIES AND SAFETY ANALYSES, Project Report NGB85-09, 1985
- 9) E. Kowalski, R. Gassner, S. Kappeler: Constructional concepts and site selection procedures for a low and intermediate level waste repository in Switzerland, Siting, Design and Construction of Underground Repositories for Radioactive Waste, p241, IAEA, 1986
- 10) CEA: Programme General de Gestion des Dechets Radioactifs, 1983
- 11) 阪田貞弘: 低レベル放射性廃棄物の処分 ヨーロッパの実状, 原子力工業, 4, p21, 1986
- 12) J. M. Hoorelbeke, M. Serrano, L. Chaudon, M. Cler: ETUDES CONCEPTUELLES DU STOCKAGE DES DECHETS RADIOACTIFS EN FORMATIONS GEOLOGIQUES PROFONDES, Siting, Design and Construction of Underground Repositories for Radioactive Waste, p553, IAEA, 1986

第2部

地層条件の人工バリアの設計基準に 与る影響の検討

目 次

まえがき	1
1 地層処分の調査対象地層の抽出	2
1. 1 我が国の地質の特徴	2
1. 2 調査対象候補地層の抽出	4
1. 3 海外における地層処分の調査対象地層	14
1. 4 地層処分における不適格な岩体	15
1. 5 我が国における調査対象地層	17
2 人工バリアシステムに影響を与える地層の諸条件	21
2. 1 諸外国の性能評価に関する文献調査	21
2. 2 人工バリアシステムに影響を与える地層の諸条件	21
3 地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討	24
3. 1 地層の長期安定性	24
3. 1. 1 地層の浸食	24
3. 1. 2 断層活動	24
3. 1. 3 火山活動	25
3. 1. 4 隕石の衝突	25
3. 1. 5 隆起・沈降	26
3. 1. 6 気象現象による地層の破壊	26
3. 2 地下空洞の安定性	28
3. 2. 1 地下空洞の安定性と人工バリアシステム	28
3. 2. 2 地下空洞の安定性の算定結果	34
3. 3 地層の化学的性質	35
3. 3. 1 岩石の化学的組成	35
3. 3. 2 収着性	40
3. 4 地層の熱的安定性	53

3. 4. 1	人工バリアシステム近辺の温度変化	53
3. 4. 2	調査対象地層の熱的物性値	53
3. 4. 3	示差熱分析による熱的安定性	55
3. 5	地層の放射線による影響	55
3. 6	地下水の物理的・化学的性質	56
3. 6. 1	地下水の流速	56
3. 6. 2	調査対象地層における地下水の水質	58
3. 7	まとめ	70
4	地層条件に応じた性能評価手法の検討	73
	あとがき	73
	参考資料-1	76
	参考資料-2	77

目 次

図 1 - 1	我が国の地質構造区分	3
図 1 - 2	変成岩分布図	6
図 1 - 3	輝緑岩分布図	7
図 1 - 4	花崗岩類分布図	9
図 1 - 5	古第三紀以前の泥質岩の分布図	10
図 1 - 6	新第三紀以前の泥質岩の分布図	11
図 1 - 7	グリーンタフ分布図	12
図 3 - 1	地殻変動図	27
図 3 - 2	最大等価寸法 D_e と NGI トンネル掘削岩盤指数 Q との関係	33
図 3 - 3	試料 (Z9-4-5A) における接液時間毎の溶液中の Am 濃度に対する pH の影響	52
図 3 - 4	試料 (Z9-4-11A) における接液時間毎の溶液中の Am 濃度に対する pH の影響	52
図 3 - 5	トリリニアードイアグラムによる水質表示	64

表 目 次

表 1 - 1 我が国に分布する主要な岩石	4
表 1 - 2 我が国の主な岩石の分布状況	4
表 1 - 3 海外の地層処分対象地層	14
表 3 - 1 NGI トンネル掘削岩盤指数に用いる個々のパラメータの分類	29
表 3 - 2 空洞の分類 (BSR)	32
表 3 - 3 地下空洞の安定性に関する岩石の物性値	33
表 3 - 4 地下空洞安定性の算定結果	34
表 3 - 5 主要造岩鉱物	35
表 3 - 6 斜長石の分類	36
表 3 - 7 調査対象地層に含まれる鉱物と化学組成	38
表 3 - 8 おもな火成岩の平均化学組成	39
表 3 - 9 おもな堆積岩の平均化学組成	39
表 3 - 10 カラム試験による Sr, Cs, Ba の収着比	41
表 3 - 11 各元素における Kd 及び Ka の推奨値	42
表 3 - 12 バッチ試験による Am の分配係数の測定データ	44
表 3 - 13 Cs 及び Sr の分配定数の測定値	45
表 3 - 14 Np 及び Pu の分配定数の測定値	48
表 3 - 15 Am 及び Tc の分配定数の測定値	49
表 3 - 16 Se 及び Ra の分配定数の測定値	50
表 3 - 17 各元素における分配係数の測定結果	51
表 3 - 18 調査対象地層の熱的物性値	53
表 3 - 19 海外の岩石の熱伝導率	54
表 3 - 20 代表的岩石の示差熱分析結果	55
表 3 - 21 調査対象地層における地下水流速の予測	57
表 3 - 22 主な文献における各岩種中の平均水質分析結果	63
表 3 - 23 各岩種における水質的特徴	66
表 3 - 24 比較的塩類濃度の低い地下水に関する水質的特徴	66
表 3 - 25 対象岩種中の地下水の水質総括表	67

参考資料-1	76
参考資料-2	77

まえがき

昭和60年度に実施した「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」においては、海外の人工バリアシステムの性能目標を参考に、

- ・ 1000年以上の放射性核種の閉じ込め期間
- ・ 10^{-5} /年以下の漏洩率

を設計基準として、ガラス固化体、250mmの鋳鋼製のオーバーパック、30cmのNa-ベントナイトから成る人工バリアシステムを設計し、その性能を評価した。

性能評価の結果は、充填材を30cmのNa-ベントナイトとした場合は、サイト条件、天然バリア条件や固化体の浸出率、核種の溶解度、容器の腐食率、充填材中での核種の拡散係数、分配係数、等の人工バリアシステムの性能を評価するパラメータが好ましくない値を示しても、設計した人工バリアシステムは、性能目標を十分に達成し得ることが示唆された。

もちろん、本性能評価において用いたガラス固化体の浸出率、核種の溶解度、容器の腐食率、緩衝材中での核種の拡散係数、分配係数、等のパラメータの値は、海外の研究成果ないし現在まで得られたデータから経験的に設定したものであり、その位置づけについては、検討の余地が残されている。

本年度は、我が国の地層を対象に、

- ① 地層処分の調査対象地層の検討
- ② 人工バリアシステムに影響を与える地層条件の検討
- ③ 地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討
- ④ 地層条件に応じた性能評価手法の検討

を行い、地層の諸条件が人工バリアシステムの性能に及ぼす影響を定性的に考察した。

1. 地層処分の調査対象地層の抽出

我が国の地層の特徴を背景に、分布する主要な岩石、分布状況より調査対象候補地層を抽出し、海外での調査対象地層、地層処分サイト選定に関するガイドラインに示されている不適格とされる岩体などを参照し、地層処分の調査対象地層を抽出する。なお、抽出された地層は、人工バリアシステムの設計に与える影響を検討するために我が国の代表的な地層を抽出したものであり、本研究で抽出されなかった地層が、地層処分に不敵各であるとするものではない。

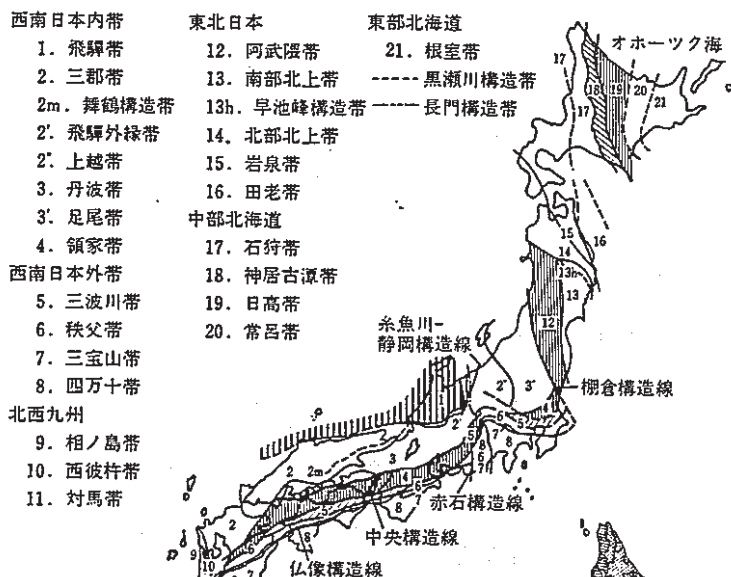
1. 1 我が国の地質の特徴

我が国は環太平洋造山帯に位置し、火成岩、堆積岩、変成岩に属する多種多様な地層が分布している。地質時代的にみても、我が国には古生代、中生代、新生代の地層が発達しており、一般に以下のような特徴を有する。

- ① 先カンブリア系や下部古生代の地層を欠くかほとんど欠く。
- ② シルリア紀から海生の堆積物が優勢である。
- ③ シルリア紀から火山活動がしばしば起こり、時には大変激しかった。
- ④ 古生代中期からは構造運動が繰り返し発生し、時には大変激しかった。
- ⑤ 中生代のある時期から洪積世までアジア大陸東部としばしば陸続きになった。
- ⑥ 造山運動の繰り返しで複雑な地質構造となった。
- ⑦ 古生代、中生代、新生代にわたり花崗岩類が形成された。

このような特徴を考慮に入れて、日本列島の地質構造区分をみると、図1-1に示すとおり、日本列島は糸魚川～静岡構造線によって東日本と西日本に、西日本は中央構造線によってさらに内帯と外帯に区分される。この特徴的な地質構造に関係している地層は主に中生代白亜紀までの地層群と、この時代までに貫入した火成岩類である。古生層、中生層およびその時代までに貫入した火成岩類は、地質的に日本列島の地質構造の骨格を構成するという意味で、一般に基盤岩類と呼ばれている。これに対して第三紀およびそれ以降の地層群と火成岩類とは、前述の基盤岩類を肉付けし被覆している状態で分布しているため、一般に被覆層と呼ばれている。

a) 中・古生代(地調, 1977)



b) 新生代
(藤田, 鈴木, 1981)

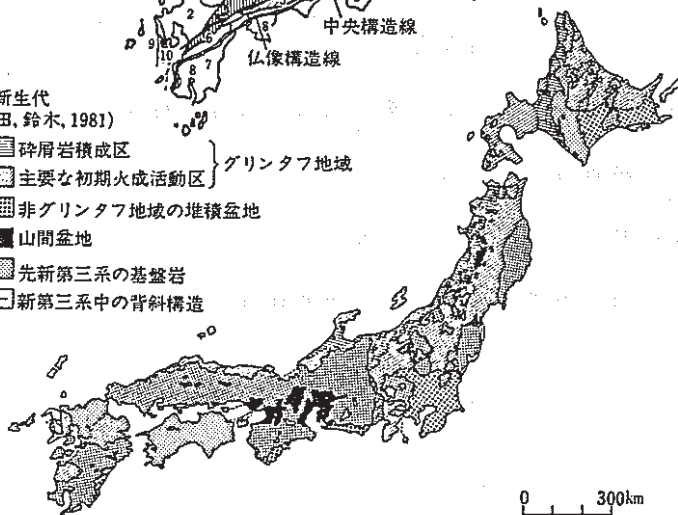
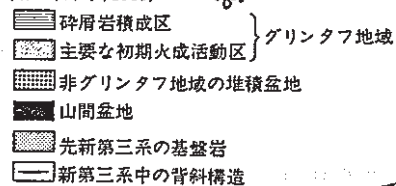


図1-1 我が国の地質構造区分¹⁾

1. 2 調査対象候補地層の抽出

我が国に分布する主要な岩石を表1-1に、岩石の分布状況を表1-2に示す。

表1-1 我が国に分布する主要な岩石^{2), 3)}

[] 内は、貫入岩を示す

岩石区分		主 な 岩 石
変成岩	広域変成岩	片麻岩, 結晶片岩, 千枚岩など
火成岩	超塩基性岩	[橄欖岩], [蛇紋岩] など
	塩基性岩	玄武岩 (輝緑岩), [斑れい岩] など
	中性岩	安山岩, [閃緑岩], [ひん岩] など
	酸性岩	石英安山岩, 流紋岩, [花崗岩類 (花崗岩, 花崗閃緑岩, 花崗斑岩)] など
堆積岩	碎屑岩	泥, 砂, 礫, 泥岩 (頁岩, 粘板岩), 砂岩, 礫岩など
	火山碎屑岩	火山灰 (スコーリア, ローム), 凝灰岩, 凝灰角礫岩など
	その他	石灰岩, 石炭, チャートなど

(注) 平凡社, 地学事典: (1981), 地質査所, 日本地質アトラス: (1982) より作成。

表1-2 我が国の主な岩石の分布状況⁴⁾

岩石区分		面積 (km ²)	面積率 (%)	
変成岩	広域変成岩	16,900	4.6	
火成岩	超塩基性岩-中性岩	5,980	1.6	
	酸性岩	白亜紀~古第三紀の噴出岩	12,440	3.4
		酸性貫入岩 (花崗岩類)	43,890	11.8
	新第三~第四紀火成岩	86,250	23.3	
堆積岩	基盤岩類	古生代の堆積岩	44,450	12.0
		中生代の堆積岩	16,439	4.5
	被覆岩類	第三紀の堆積岩	82,390	22.3
		第四紀の堆積岩	60,880	16.5
合 計		369,610	100.0	

(注) 東京天文台, 理科年表: (1985) より作成

我が国の広域変成岩は動力変成作用を受けた変成帯に分布し、主に片麻岩、結晶片岩、千枚岩などから構成されている。広域変成岩の分布を図1-2に示す。分布する面積は、16,900km²で面積率は4.6%である。我が国には、貫入岩の貫入、火山活動、鉍化作用などの影響による変成岩もあるが、その分布する範囲は狭い。したがって、広域変成岩を調査対象候補地層とすることとする。一般に片理性があり薄片状にはがれやすい。

超塩基性岩は、かんらん岩、蛇紋岩などが代表的なものであるが、貫入岩であり我が国には大きな岩体は認められない。したがって、調査対象候補地層から除外する。

塩基性岩は、玄武岩（輝緑岩）、斑れい岩などが代表的なものである。塩基性岩を含む地層の分布する面積は5,980 km²で面積率は1.6%である。玄武岩は、塩基性岩の中でもっとも普遍的で世界的に分布する。玄武岩台地、火山島、海嶺を形成し、また造山帯で玄武岩-安山岩-流紋岩系として産することが多い。我が国における玄武岩は、古生層（秩父系～石炭・二畳紀）および中生層中に発達する輝緑岩と呼ばれる玄武岩の熔岩、新第三紀のグリーンタフ中の玄武岩、第四紀の火山活動に伴う玄武岩などが代表的なものである。古生層および中成層中に発達する輝緑岩は、海底火山活動の産物であるため、熔岩と海水との作用およびその後の変質作用を受け、海成の堆積物を挟むことが多い。また、大小不規則な割れ目や枕状構造がみられることがある。これらを含む地層を図1-3に示す。新第三紀の緑色凝灰岩（グリーンタフ）中の玄武岩は熱性変質作用を受け、鉍物組成も変化しており、緑色凝灰岩の一つの層とみなすこともできる。第四紀の火山活動に伴う玄武岩は、地層の長期安定性を欠くものと判断されるので、調査対象候補地層から除外する。斑れい岩は、貫入岩であるため大きな分布を示すものは少ない。したがって、輝緑岩を調査対象候補地層とすることとする。

中性岩の代表的な岩石は、安山岩、閃緑岩、ひん岩などである。我が国において、安山岩は、古生代の地層に認められるほか、中生代のジュラ紀～白亜紀の地層の所々で噴出がみられ、新第三紀のグリーンタフ層中にも玄武岩、流紋岩と共に分布しており、広い分布を示すものは、第四紀の新しい火山性の熔岩である。グリーンタフ層中のものは、プロピライト（変朽安山岩）とよばれ、変質作用を著しく受けている。閃緑岩、ひん岩は、貫入岩であり大きな分布を示すものは少ない。中性岩は、第三紀以前のものは大きな分布を示すものは無く、第四紀の火山による熔岩は火山活動の危険性が高い地域に分布するので、調査対象候補地層としないこととする。また、海外でも地層処分の対象とされていない。

酸性岩は、花崗岩類で代表される珪長質貫入岩（深成岩）の花崗岩、花崗閃緑岩と白亜

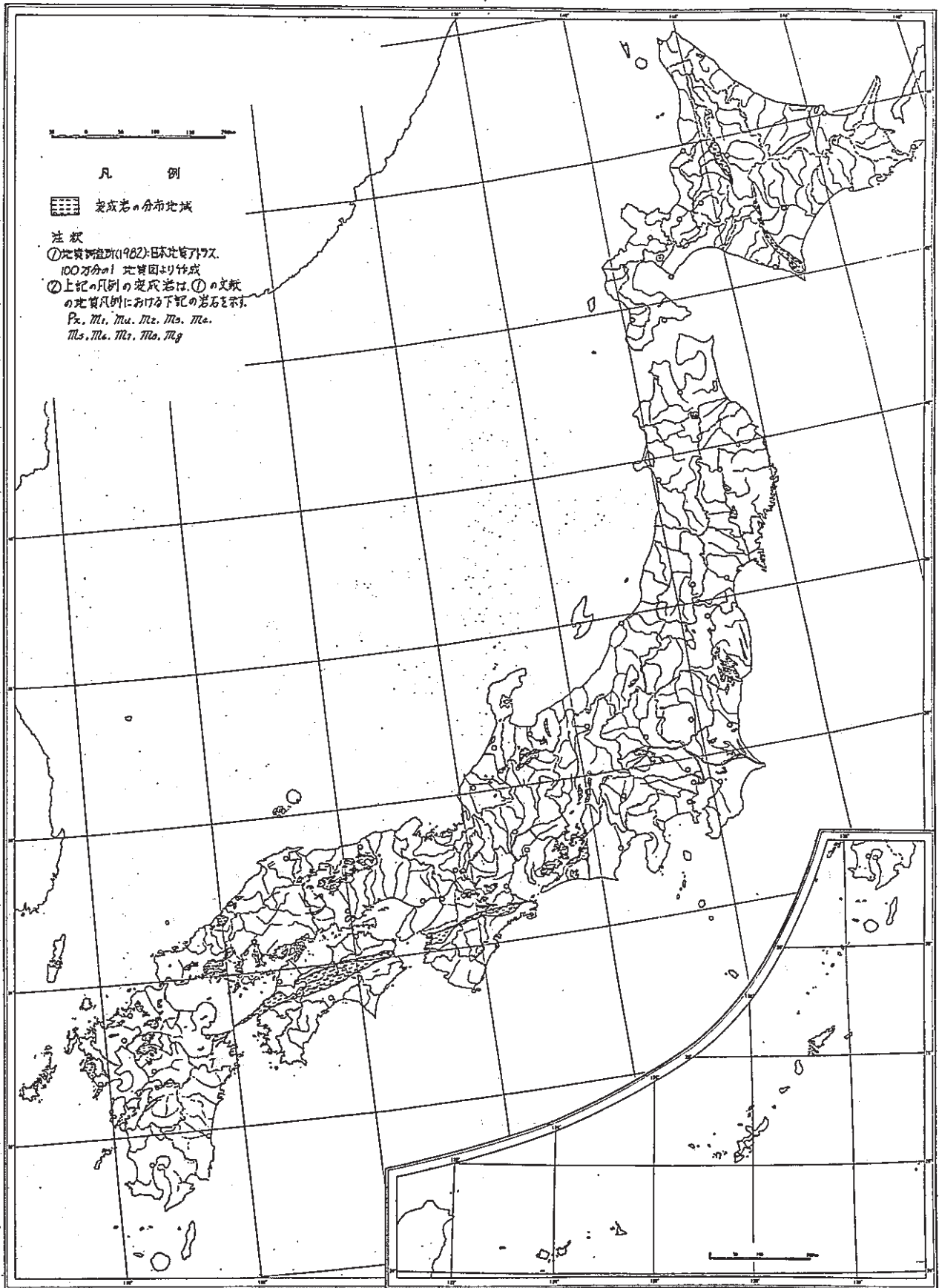


図1-2 変成岩分布図³⁾

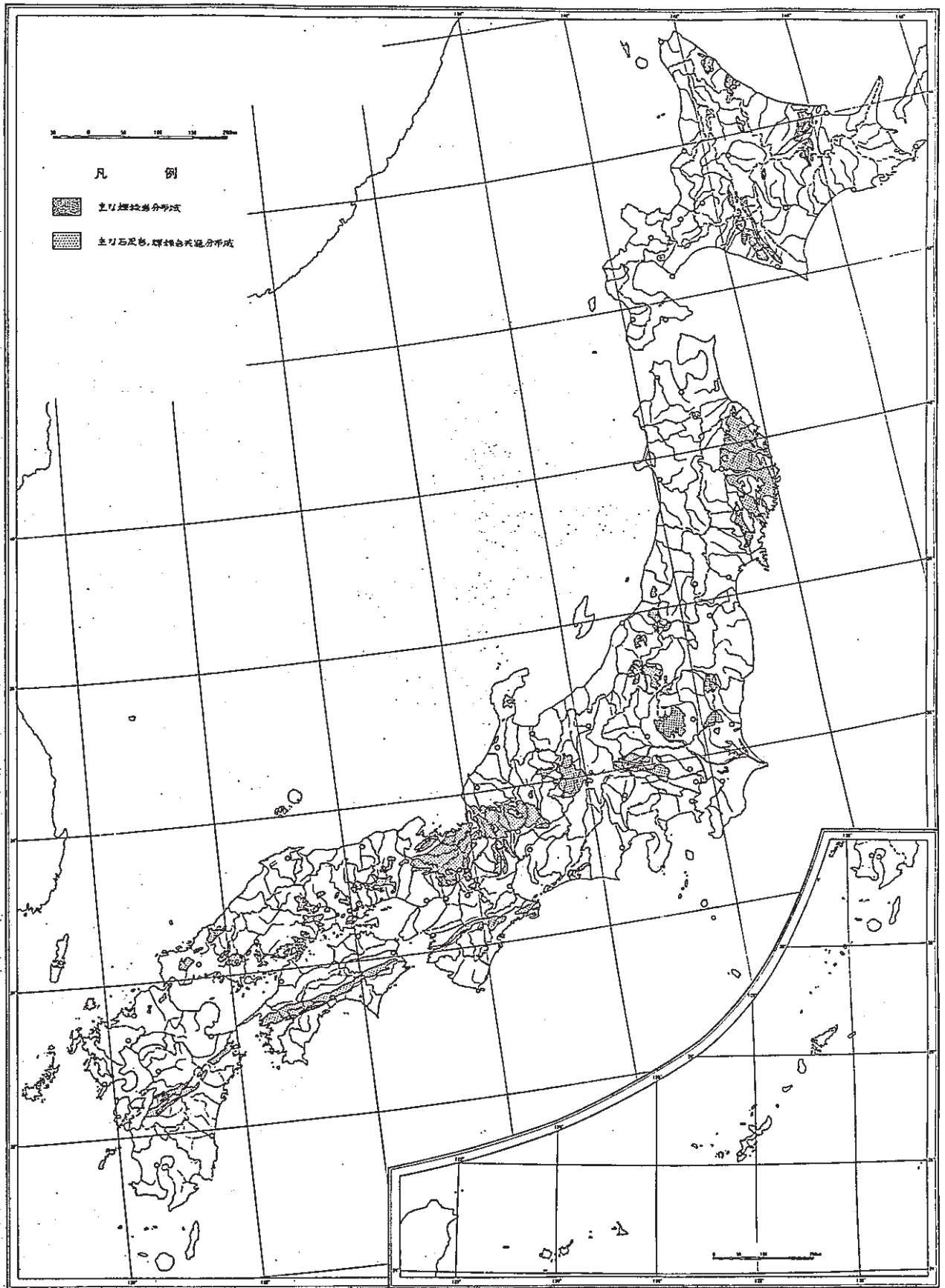


图 1-3 輝綠岩分布图³⁾

紀～古第三紀の珪長質噴出岩である石英安山岩，流紋岩に大きく区分される。花崗岩類の分布を図1-4に示す。白亜紀～古第三紀の噴出岩の面積は，12,440km²で面積率3.4%，花崗岩類の面積は，43,890km²で面積率11.8%である。花崗岩類は，ほぼ全国に分布して来た，貫入の時期によって次のように4区分される。

- ① 中新世
- ② 白亜紀後期（～古第三紀）
- ③ 白亜紀中期またはそれ以前（領家花崗岩類，阿武隈花崗岩類，北上花崗岩類等）
- ④ 中生代前期または古生代後期

珪長質噴出岩は，濃飛流紋岩類や高田流紋岩類が代表的なものであり，西南日本内帯に分布する。後期中生代（白亜紀）～古第三紀に噴出した酸性火山岩類でその分布面積は，単一の岩石としては極めて広い。したがって，花崗岩類，流紋岩類を調査対象候補地層とすることとする。

堆積岩は砕屑岩，火山砕屑岩，その他の岩石に区分される。砕屑岩の代表的な岩石は，砂岩，泥岩（頁岩，粘板岩），礫岩で，火山砕屑岩の代表的な岩石は，凝灰岩，凝灰角礫岩，その他の代表的な岩石は，石灰岩，石炭，チャートなどである。古第三紀以前の堆積岩の分布を図1-5に示す。基盤岩類の堆積岩の分布する面積は，50,889km²で面積率16.5%と広い分布を示す。基盤岩類の堆積岩は，地質構造運動や火成岩の貫入を受け複雑な構造となっており，砕屑岩，火山砕屑岩やその他の岩石が互層を成し単一の地層としての分布する面積は狭いが，これら岩石のうち頁岩が最も普遍的であるので，頁岩を調査対象候補地層とすることとする。被覆岩類である新第三紀の堆積岩の分布を図1-6に示す。第三紀堆積岩の分布する面積は，82,390km²で面積率22.3%と広い分布を示している。この岩石の中には，古第三紀の四万十層や九州北部，北海道に分布する地層，新第三紀のいわゆるグリーンタフ（緑色凝灰岩）地域の堆積岩が含まれる。古第三紀の四万十層と同様の地層は紀伊半島，四国南部，九州南部に分布し，泥岩を主体として砂岩，礫岩などと互層をなして複雑な構造を示し，九州北部，北海道に分布する地層は，泥岩を主体として砂岩，礫岩などと互層をなすが比較的単純な地質構造となっている。これらの泥岩は分布範囲が広いので，調査対象候補地層とすることとする。グリーンタフの分布する範囲を図1-7に示す。新第三紀の凝灰岩は，熱水変成作用を受け緑色に変色しているため一般にグリーンタフと呼ばれている。グリーンタフ中には凝灰岩，泥岩，礫岩，砂岩等が分布するが，凝灰岩，泥岩が主要なものである。泥質岩，火成岩と互層をなし，火成岩の貫入を受けて

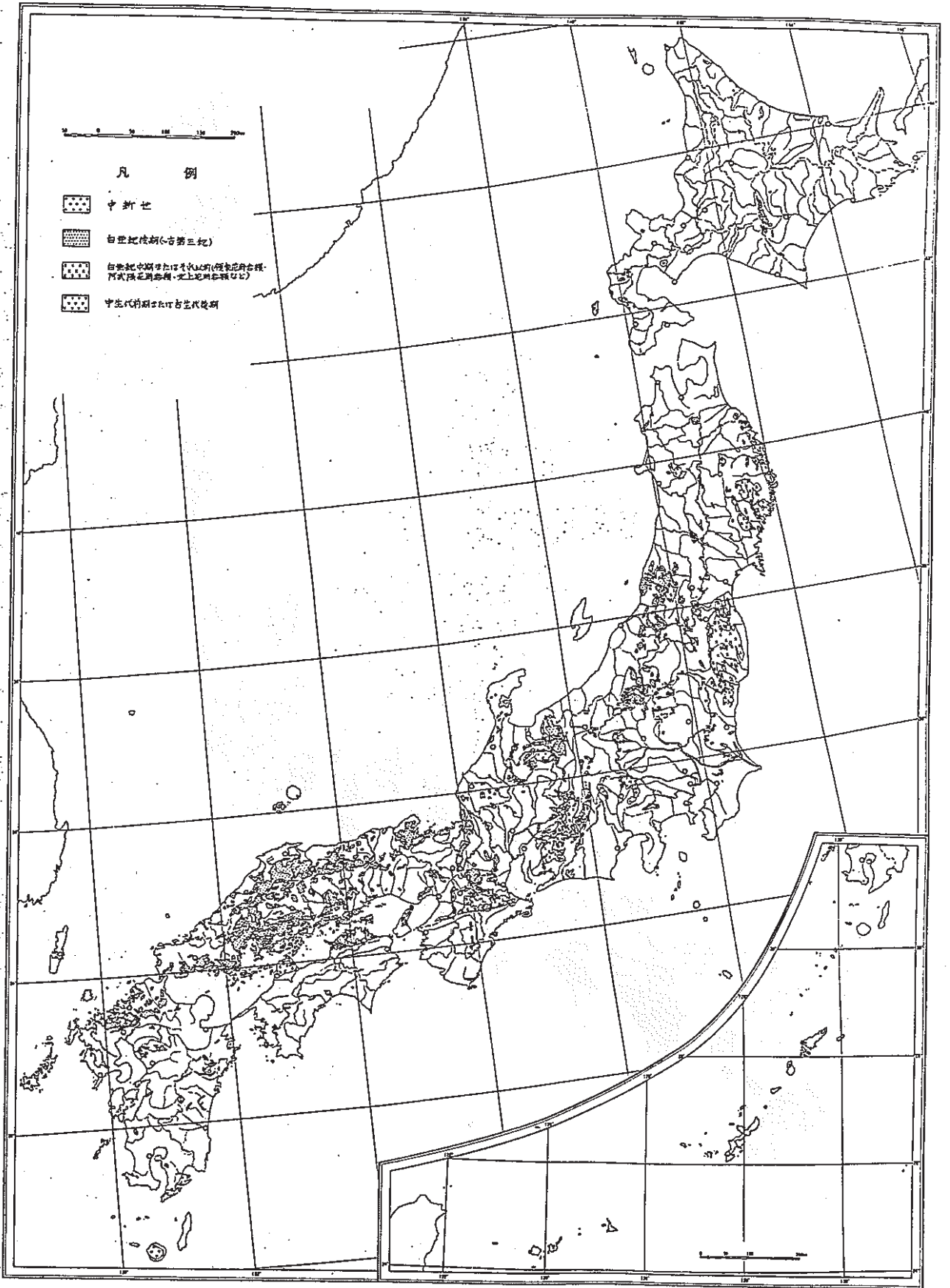


图 1 - 4 花崗岩類分布图³⁾

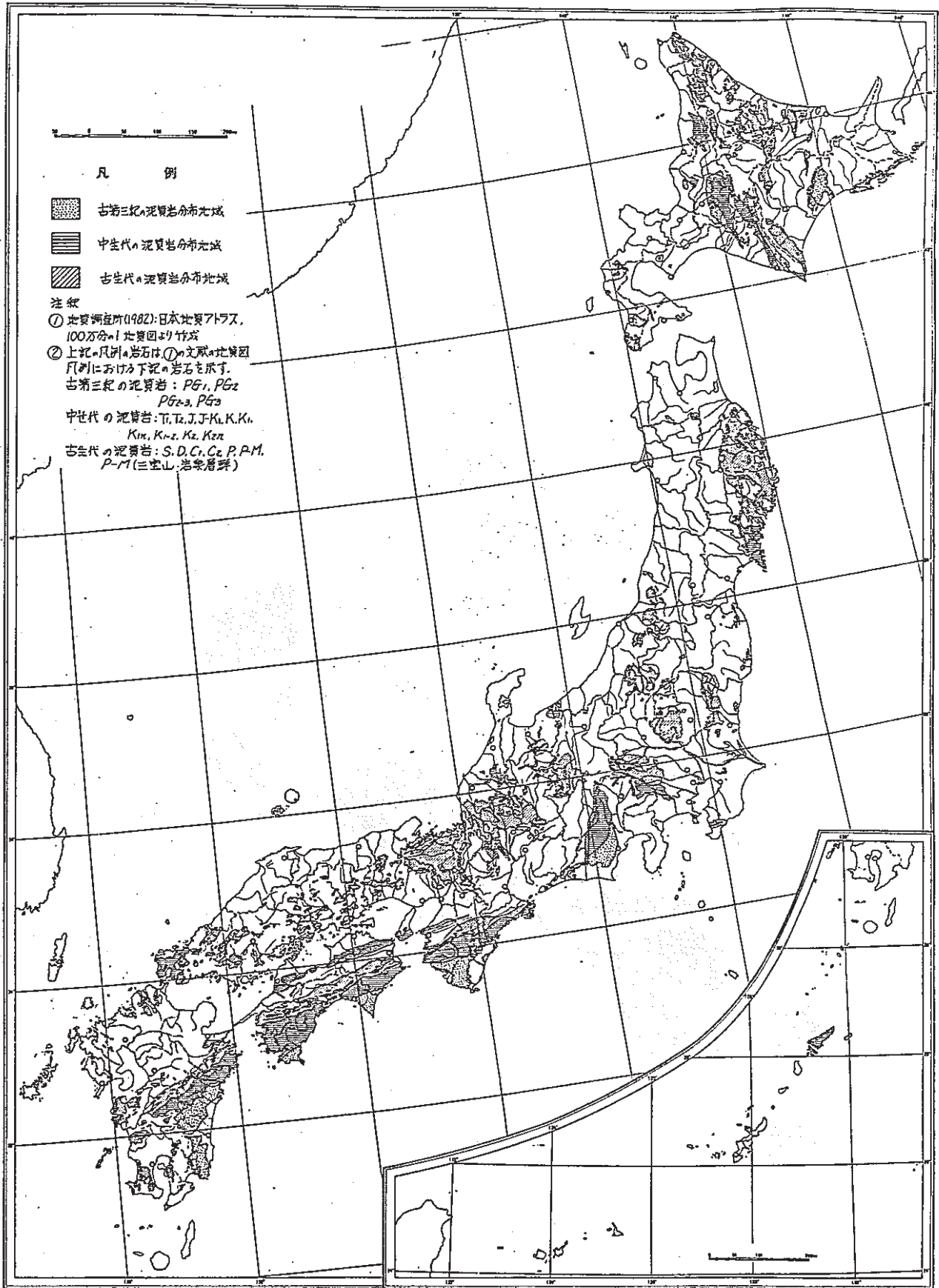


図 1 - 5 古第三紀以前の泥岩分布図³⁾

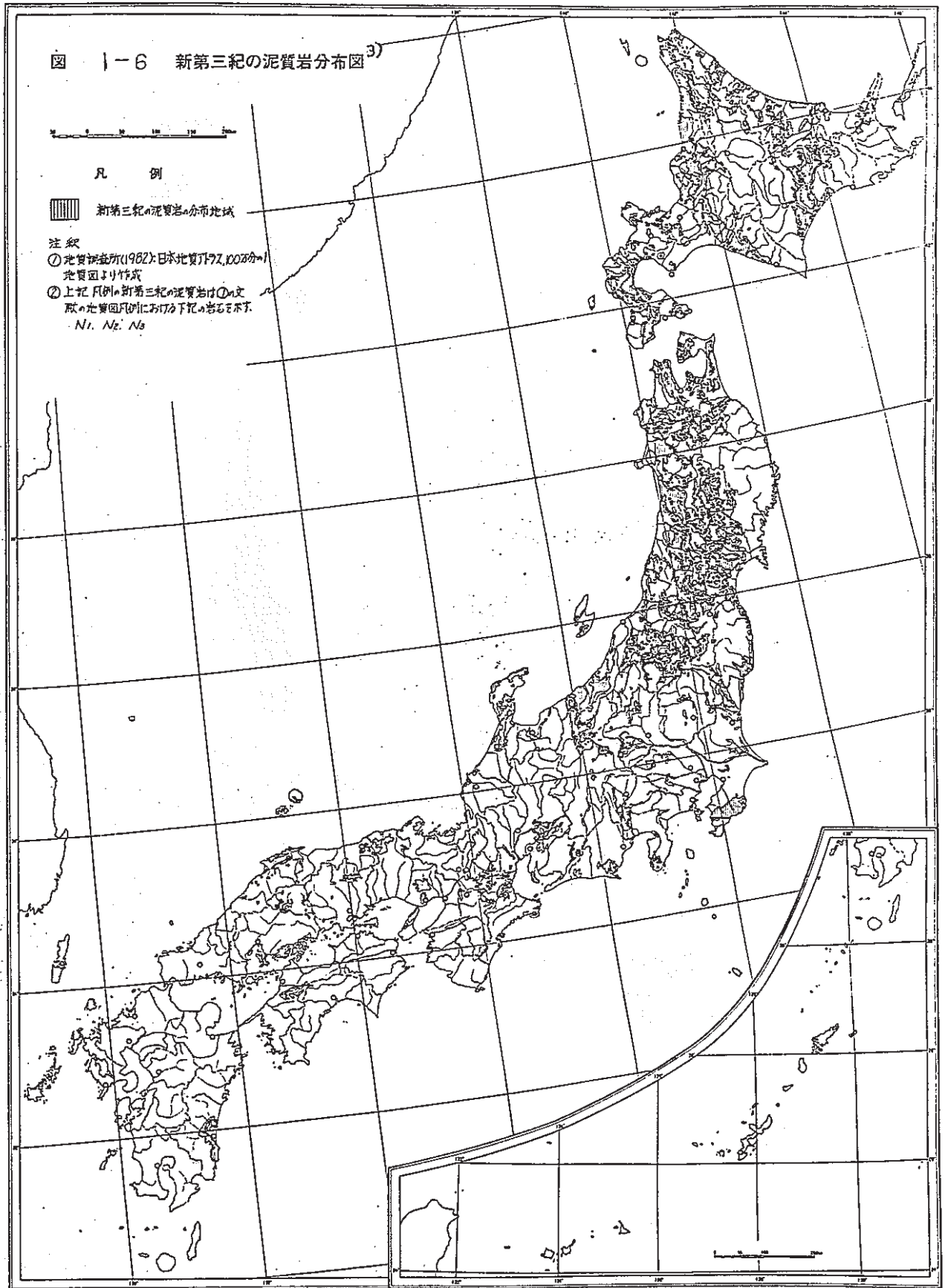


図 1 - 6 新第三紀の泥質岩分布図³⁾

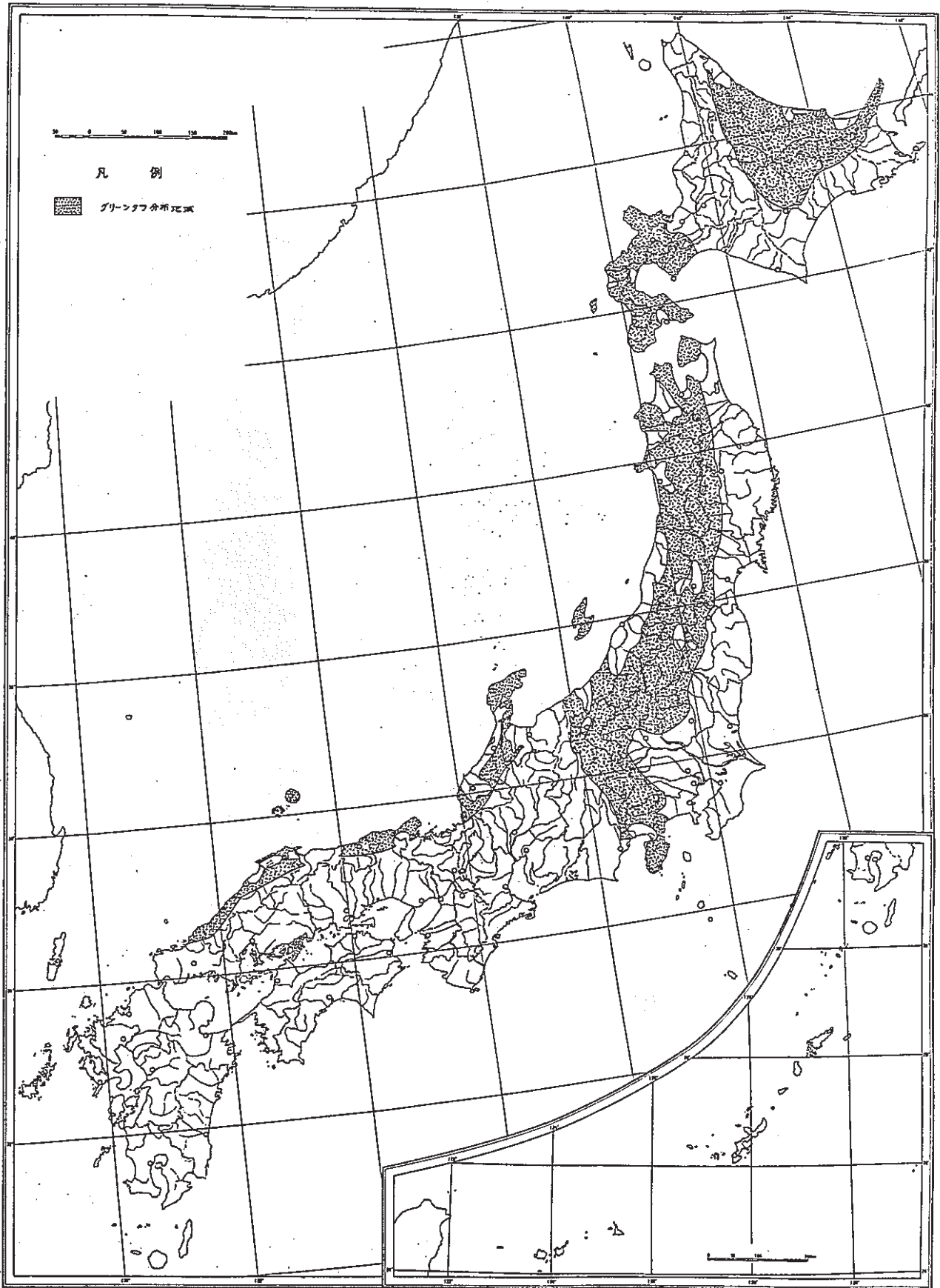


図1-7 グリーンタフ分布図³⁾

いる場合もあるが、分布範囲が極めて広い。泥岩は、砂質、泥質のものと岩質は変化に富むが、広い分布を示すところがある。第三紀の堆積岩のうち、古第三紀の泥岩、新第三紀の凝灰岩、泥岩を調査対象候補地層とすることとする。

第四紀の堆積岩は、泥、砂、礫、火山灰などから成り、面積は60,880km²、面積率16.5%で主に平野部に分布している。第四紀の体積岩は、未固決であり長期的安定性に欠けるので、調査対象候補地層から除外することとする。

以上をまとめると、調査対象候補地層は下記のとおりとなる。

変成岩：広域変成岩（片麻岩，結晶片岩，片岩）

体積岩：頁岩

泥岩

凝灰岩

火成岩：花崗岩

流紋岩

輝緑岩（玄武岩）

1. 3 海外における地層処分調査対象地層

層処分において、地層処分サイトの選定は極めて重要な調査研究項目の一つであり、海外においても地層処分サイトの選定が鋭意進められている。

海外の地層処分の対象岩石を表1-3に示す。

表1-3 海外の地層処分対象地層

国名	対象とする岩石
アメリカ	玄武岩, 凝灰岩, 岩塩, 花崗岩, (石灰岩), (頁岩)
西ドイツ	岩塩
カナダ	花崗岩, 変成岩, (石灰岩)
イギリス	花崗岩, 堆積岩(頁岩), 岩塩, 変成岩
フランス	花崗岩, 頁岩, 岩塩
ベルギー	泥質岩〔粘土層〕
スイス	花崗岩, 堆積岩
スウェーデン	花崗岩, 変成岩
イタリア	泥質岩〔粘土層〕, 岩塩, 石灰岩, 結晶質岩,
オランダ	岩塩

(注) () 内の地層は、これまで調査の対象となったことのある地層

アメリカでは、全国を対象に処分サイト調査を実施し頁岩やNevada Test SiteのClimaxの花崗岩などを調査した経緯はあるが、現在では地層処分の第一の候補地を決定し、ワシントン州のHanfordの玄武岩、Nevada Test Siteの凝灰岩、テキサス州のDeaf Smithの岩塩を地層処分の候補地層としている。また、Defence Wasteを処分するための研究をニュー・メキシコ州で岩塩層を対象に行っている。

西ドイツでは、Asse II岩塩鉱山での経験を基に、古くから岩塩を地層処分の対象岩石と決定し、Gorlebenを処分サイトとして調査を進めている。

カナダでは、Whiteshell研究所の近くで花崗岩を処分の主要な対象岩石として研究を進めているが、変成岩なども対象とする可能性を残している。

イギリスでは、花崗岩、堆積岩（泥質岩）、岩塩、変成岩などを対象に調査を進めていたが、現在はP.Aの問題からサイト調査を中止している。

フランスでは、中央部の花崗岩に試錐を行い花崗岩を主要な調査の対象岩石として調査を進めているが、岩塩や堆積岩などについても、処分の対象岩石としての可能性を残している。

ベルギーでは、国土が狭く地質的な制約から泥質岩〔粘土層〕を地層処分の対象岩石と決定し、処分サイトもモル原子力研究センターの近くと決定している。

スイスでは、花崗岩を処分の対象岩とすることにほぼ決定し、GrimsellのTest Siteで花崗岩を対象に各種の試験を実施している。

スウェーデンでは、12ヶ所の地域において処分地としての適性を調査しているが、主に対象と成っている岩石は花崗岩や変成岩である。

イタリーでは、泥質岩〔粘土層〕、岩塩、石灰岩、結晶質岩〔変成岩〕を対象としてサイト選定を進めている。

オランダでは、国土が狭いこともあり岩塩を対象とすることし調査を行っている。

1.4 地層処分における不適格な岩体

10CFR パート960 のサブパートC,4-2 項の閉鎖後のガイドラインおよびサブパートD の閉鎖前のガイドラインにおいて、地層処分サイト選定の技術的ガイナラインを定めている。サブパートCにおいては、地下水理、地球化学、岩盤特性、気候変化、侵食、溶解、地質構造、天然資源について、サブパートDにおいては、人口密度および分布、サイトの所有権および管理、気象状態、サイト外設備および運転、環境状況、社会経済影響などについて、適格条件、好ましい条件、潜在的に好ましい条件、不適格条件を定めている。

このガイドラインに定められている不適格な地層の条件に関する箇所は以下のとおりである。

- 1) 地下水理：もし、予想される放射性核種移行の全ての移行経路において、接近する環境への地下水移行時間が、1,000年以下であるならば、サイトは不適格とみなさなければならない。
- 2) 侵食：もし、地下施設の全ての部分を、地表面から少なくとも200 m以下に建設することができないならば、そのサイトは不適格とみなさなければならない。
- 3) 溶解：もし、閉鎖後の10,000年間に地質学的記録に基づいて予想される地質活動

の結果、廃棄物を隔離する機能に喪失が起こりそうであるならば、サイトは不適格とみなさなければならない。

4) 地質構造：第四紀の地質学的な記録に基づいて、断層の活動あるいは他の地殻変動の性質と程度が廃棄物の隔離に支障をきたすような場合には、そのサイトは不適格とみなさなければならない。

5) 天然資源：サイトは、下記の事項が認められるならば不適格とみなさなければならない。

- ・サイトにおいて、以前に商業上重要な資源の探査、採鉱、採掘活動があり、計画された地下施設と接近可能な環境の間に大きな地下水の経路が作り出されている。

- ・サイトにおいて、現在価値があると認められている天然資源鉱物を回収するために進行中の、あるいは将来行われるであろう活動が廃棄物の隔離に支障をきたす可能性がある。

6) 岩石特性：サイトの岩石の特性が、処分場の建設、運転、閉鎖に関連した活動において合理的に利用できる技術を用いて緩和するということを考慮しても、作業員の安全と健康に対して重大な危険を引き起こすような場合には不適格とみなさなければならない。

7) 水理特性：予想される地下水の性質を基に、合理的に利用できる技術を越える工学的措置が、探査用シャフトの建設、あるいは処分場の建設、運転、閉鎖に際して必要とされるならばそのサイトは不適格とみなさなければならない。

8) 地質構造：第四紀の当該の地質環境において、活発な褶曲、断層、隆起・沈降あるいは他の地質構造上の活動が認められる場合および火山活動の確証がある場合、また、断層活動あるいは他の地質活動の性質あるいは発生の割合が、探査用のシャフトの建設あるいは処分場の建設、運転、閉鎖に際して、合理的に利用できる技術を越えた工学的措置を要求される可能性がある場合には、不適格とみなさなければならない。

以上が地質的に不適格とされる地層の条件であるが、これらの条件をまとめてみると、地下水の移行速度が極めて早いと想定される地層、処分場の建設が困難である地層、長期的な観点からは廃棄物が露出する可能性が大きい地層が不適格である。堆積後地質的に歴史が浅く地層の固結度が低い我が国の第四紀の堆積岩は、地層処分の対象地層としては不

適格と判断される。また、8)の地質構造の項で述べられている通り、第四紀の火成岩の分布する地域は、断層活動や地殻変動の発生する確率が高いので、地層処分の対象岩石としては不適格と判断される。

1. 5 我が国における調査対象地層

調査対象候補地層を1. 2において抽出したが、これらの地層より、海外で調査の対象となっている地層や技術ガイドラインに示される不適格とされる岩体の記述事項を参照に調査対象地層を抽出する。

変成岩：我が国の変成岩は剝離性が有り、割れ目が多く発達していることが多いが、海外で、カナダ、イギリス、スウェーデンにおいて調査の対象となっており、海外のガイドラインに示される不適格な岩体にも該当しないので、調査対象地層に成り得るものと判断される。なお、カナダ、イギリス、スウェーデンで調査の対象となっている変成岩は、プレカンブリア紀のものであるため、岩石の特性は我国の変成岩と多少異なるものと思われる。

頁岩：海外では、フランスで調査の対象となっており、アメリカ、イギリスで調査の対象となっていた。アメリカ、イギリスで現在調査の対象となっていない理由は、頁岩が処分場の母岩として不適格という結論がでたためではなく、イギリスではP.A 上の問題から地層処分サイトの選定を中止しているためであり、アメリカでは経済的、政治的に頁岩が地層処分サイトの候補となっていた地域の調査を延期したためである。頁岩は、一般に固結度が高いが構造運動を受けて褶曲、断層を有することが多い。構造線の近くのものには割れ目が多く発達しており、地域によっては薄片状に剝離する構造をもつが、海外のガイドラインに示される不適格な岩体に該当しないので、調査対象地層に成り得るものと判断される。

泥岩：古第三紀の泥岩は、砂岩、泥岩などが互層する場合が多いが、四万十層のように単一の地層として広範に分布することもある。新第三紀の泥岩は凝灰岩層と一部互層を成すが広い分布を示すものが多い。強度において不安な点もあるが、海外のガイドラインに示される不適格な岩体に該当しないので、調査対象地層に成り得るものと判断される。

凝灰岩：凝灰岩は、アメリカで地層処分の有力な母岩として調査されている。我国にお

ける大部分の凝灰岩は、新第三紀中新世の緑色凝灰岩（グリーンタフ）で図1-7に示したが、その分布範囲は東北地方を中心に北海道西部から山陰地方九州北部まで極めて広い。緑色凝灰岩は、全般に強い変質作用を受け粘土鉱物であるゼオライトを含むのが大きな特徴である。なお、米国における凝灰岩は熔結凝灰岩であり、変質もあまり受けておらず我が国の凝灰岩と異なるものである。海外のガイドラインに示される不適格な岩体に該当しないので、調査対象地層に成り得るものと判断される。

花崗岩：海外では、アメリカ、カナダ、イギリス、フランス、スウェーデン、イタリアなどの多くの国で調査の対象となっている。我国の花崗岩は、前述したとおり相対的に広い分布を示すが、アメリカ、カナダ、スウェーデン、イギリスなどに分布する大陸性のプレカンブリア紀以前の安定した花崗岩と比較すれば単一の岩体としての分布は狭く、また、造山帯に位置するため、その性状はスイス、イタリアの花崗岩と類似しているものと予想される。花崗岩は、調査対象地層に成り得るものと判断される。

流紋岩：我が国の流紋岩の性質についてはこれまでほとんど調査されていないのが現状である。しかし、海外のガイドラインに示される不適格な岩体に該当しないと思われるので、調査対象地層に成り得るものと判断される。

輝緑岩：海外では、輝緑岩は調査の対象となっていないが、輝緑岩が変質するまえの玄武岩はアメリカで調査の対象となっている。輝緑岩は、古生層（石炭～二畳紀）中、中生代のジュラ紀～白亜紀の地層中にしばしば認められ、変質を受けて緑色を呈する。海底火山活動の産物であるため、熔岩と海水の作用で著しい変質を受け、海生の堆積岩を挟み、不規則な割れ目や枕状構造がみられることが多い。輝緑岩は、海外のガイドラインに示される不適格な岩体に該当しないので、調査対象地層に成りうるものと判断される。

これらの岩石の他、海外では、岩塩、石灰岩、粘土岩が調査の対象となっている。我が国には、前述のとおり多種類の岩石が分布しているがカナダ、スウェーデンにみられるプレカンブリア紀（約6億年前）の岩石や岩塩、厳密な意味でのベルギーで対象となっている粘土層などは分布していない。石灰岩は、我が国の東北地方、中部地方、中国地方などの古生層中に分布するものが代表的なものであるが、海外でみられるような単一で大きな

岩体はない。また、石灰岩は降雨量の多い我が国ではとくに鍾乳洞の発達が顕著であること、石灰岩自体が資源であることなどを考慮すると地層処分の対象と成りにくいものと判断され、調査の対象地層から除外することとする。

以上において我が国の地層の特徴を背景に、分布する主要な岩石、分布状況より調査対象候補地層を抽出し、海外での調査対象地層、ガイドラインに示されている不適格とされる岩体などを参照にして、地層処分の調査対象地層を抽出したが、その結果をまとめ下記に示す。

変成岩：広域変成岩（片麻岩，結晶片岩，片岩）

堆積岩：頁岩

泥岩

凝灰岩

火成岩：花崗岩

流紋岩

輝緑岩（玄武岩）

1. の文献

- 1) 地学ハンドブック, 大久保雅弘, 藤田至則: 築地書館, p15, (1984).
- 2) 地学辞典, 平凡社: (1981)
- 3) 日本地質アトラス, 地質調査所: (1982)
- 4) 理科年表, 東京天文台: (1985)

2. 人工バリアシステムに影響を与える地層の諸条件

人工バリアシステムのバリア性能に影響を与えると考えられる地層の諸条件について、諸外国の性能評価研究を参考に整理する。

2. 1 諸外国の性能評価に関する文献調査

諸外国における性能評価（安全研究を含む）研究に関する代表的な文献および文献の調査結果を、報告書の巻末に参考資料-1, -2として示す。文献調査として、研究の目的の概要を記すとともに、核種漏洩の主要な要因に焦点をあてて調査し、その結果から人工バリアシステムのバリア性能に影響を与えると考えられる地層の諸条件について検討する。

2. 2 人工バリアシステムに影響を与える地層の諸条件

人工バリアシステムに影響を与える地層の諸条件について、2. 1で行った“諸外国の性能（安全）評価に関する文献調査”を参考にし、検討した結果を以下に示す。

長期的地層の安定性

地層の侵食

断層活動

火山活動

隕石の衝突

隆起・沈降

気象現象による地層の破壊

地下空洞の安定性

岩石の圧縮強度

岩石の引張強度

地層の化学的特性

化学的組成

収着性

地層の熱的安定性

熱伝導率

地層の放射線による影響

地下水の物理的・化学的特性

地下水の流速

地下水のpH, Eh

人為的活動

資源の探査活動

(放射性廃棄物の回収)

資源の採掘

(戦争による処分場の破壊)

地下空間の利用

(故意による地下処分施設の破壊)

「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」においては、地層は長期的に安定であり、地層の機械的強度、地層の化学的特性、人為的活動は考慮しないで設計研究を進めたが、本研究においては我が国で調査の対象となる地層を具体的に想定し、前記の地層の諸条件が人工バリアシステムの設計に影響を与えるかどうか定性的に検討する。

地層の長期的安定性に関係する要因として、地層の浸食、断層活動、火山活動、隕石の衝突、地層の隆起・沈降、気象現象による地層の破壊（氷河活動、洪水）などがあげられる。地下空洞の安定性に関係する要因として、岩石の圧縮強度、引張強度などがあげられたが、これらの強度が充分でないと、地下処分施設の破壊が生じ人工バリアシステムに影響を与える可能性が残されている。地層の化学的特性と関係する要因として、地層の化学的組成、収着性があげられ、特に、収着性は人工バリアシステムの緩衝材に期待されるところであるため、人工バリアシステムと地層の種類の関係において検討が必要である。

地層の熱的安定性、地層の放射線による影響、地下水の物理的・化学的特性は、「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」において、これらの条件を配慮して人工バリアシステムの設計を行ったが、我が国の地層条件を考慮した場合、人工バリアシステムを、再考すべきかどうかけんとうする。

地層の熱的安定性に関する要因として、地層の熱伝導率、地下水の物理的・化学的特性に関する要因として、地下水の流速、地下水のpH, Eh があげられる。

人為的活動に関係する要因として、廃棄物の回収、資源の探査活動、資源の採掘、地下空間の利用、戦争による地下処分施設の破壊、故意による地下処分施設の破壊などが考えられる。地層の種類により直接関係する要因は、地層自体が資源であることもあり地層

によって資源を胚胎する可能性が異なること，地層により地下空間の安定性が異なることなどを考慮すると，資源の探査活動，資源の掘削，地下空間の利用となるが，これらの要因は現時点では，人工バリアシステムの設計とは直接関係しないので，本研究から除外することとする。

3. 地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討

本章においては、1. で選定した我国の地層を対象とし、2. で検討した地層の諸条件のデータを既存の文献を用いて調査するとともに、前年度実施した「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」の成果を踏まえ、地層の持つ諸条件の違いが人工バリアシステムの性能に影響を与えるかどうか検討する。

3. 1 地層の長期安定性

前第2章、2. 2において地層自体の長期安定性に関与する要因として、

- ① 地層の侵食
- ② 断層活動
- ③ 火山活動
- ④ 隕石の衝突
- ⑤ 隆起・沈降
- ⑥ 気象現象による地層の破壊

があげられた。これらの要因について、以下に検討する。

3. 1. 1 地層の侵食

侵食の速度は、処分施設の建設される地域の隆起、岩石の風化、降雨量、河川活動などによって左右されるが、詳しい研究はこれまでなされておらずSite Specificな課題であり、サイト調査の一環として行われるべきものである。地層処分の調査の対象とした地層は、第三紀以前（2百万年以前）の地層であり、一般的に長期間の侵食に耐えてきたものであが、侵食の速度の速い地域が処分サイトとして選定された場合は、侵食速度に合わせた処分場の設計を行うことにより対処できるものと考えられる。

なお、文献8.では、英国での平均的な侵食の速度を、

$$0.1\text{m}/1,000\text{y}$$

と想定しており、300mの深度に地下処分施設を建設した場合、露出するまでに300万年を要すると算定している。

3. 1. 2 断層活動

処分施設に断層が発生した場合は、処分施設としての機能に破綻をきたし、処分施設と

しての性能を保持できなくなる可能性がある。従って、基本的に処分施設の周辺に断層が発生する危険性のある地域に処分施設を建設すべきではなく、処分場サイトの選定の段階で可能な限りこの危険性を排除されなければならない。

なお、文献7.においては、

地震により断層の発生する確率 $= 1.5 \times 10^{-9} / y$ と推定している。

文献8.においては、

マグニチュード5.8以上の地震の発生する確率 $= 5 \times 10^{-8} \times d \times 10^2$

断層の大きさの推算式： $\log_{10} LD^2 = 2.24M - 4.99$

d：震央からの距離

L：断層の大きさ (cm)

D：断層の落差 (cm)

M：マグニチュード (-)

通常は $D/L = 10^{-4}$ であり、 $M = 5.8$ の時、 $L = 2\text{km}$, $D = 0.2\text{m}$ と推定している。

文献15. においては、

地下処分施設に影響を与える断層の発生確率 $= 4 \times 10^{-11} / y$

と推定している。

3. 1. 3 火山活動

処分施設の周辺に火山活動が発生した場合は、処分施設全体が破壊され人為的対処が不可能になる。火山活動の発生の高い地域は、サイト選定の段階で考慮し処分施設を建設してはならない。

文献8.においては、

火山活動の発生する確率 $= 2 \times 10^{-11} / y$

と推定しているが、我が国において第四紀の火山活動が発生していない地域は、今後数百万年は発生しないとみるのが妥当であろう。

3. 1. 4 隕石の衝突

巨大隕石の衝突は、処分サイトに火山活動が発生したばあいと同様に、瞬時に地下処分施設の破壊につながり、また、回避することが不可能な現象である。下記の文献では隕石の衝突による影響や衝突する確率を次のように推定している。

文献1.においては、隕石の規模が、直径25m,速度20Km/sec,重量 7×10^7 (8g/cm³)であれば、直径2Km,深さ600mのクレータが形成される。

文献8.においては、1km,600mの深さの地下処分施設から放射能もれを起こす隕石の衝突する確率= 2×10^{-11} /yである。

文献15.においては、地下600mまでクレータが達する隕石の衝突する確率は、100万年間に 2×10^{-7} である。

3. 1. 5 隆起・沈降

隆起・沈降は緩慢な地質現象であるが、地殻は常に変動し隆起・沈降を繰り返している。我国の第四紀の地層の変動をみると一般的に隆起・沈降は長期的に継続している。隆起している地域は、侵食が激しく地下の水理条件をかえる。我が国における隆起量は、図3-1に示すように、四国の室戸岬のように1,930年から1,950年までの20年間に70cmという局所的に隆起の激しい地域があるので、これらの地域に放射性廃棄物を埋設した場合、人工バリアシステムの性能は維持できなくなる可能性が考えられる。したがって、隆起量の大きい地域は、サイト選定の段階で除外されることが望ましい。なお、文献8.においては(イギリス)、隆起は1~6mm/yと報告されている。沈降については、沈降しつつある域に地下処分施設が建設されれば、地下処分施設全体が地下深部に移動することになるため、性能評価上は安全側となるであろう。

3. 1. 6 気象現象による地層の破壊

気象現象による地層の破壊として、氷河による破壊、洪水による破壊が考えられる。我国において、これまでの氷河の周期からすると人工バリアシステムの性能を堅持するべき1,000年間に氷河に襲われることはないであろう。しかし、北海道、東北地方の北部は、氷河に覆われた痕跡を残しているため、超長期的には我が国の北部は氷河に覆われることも予想される。したがって、我が国の北東部に地層処分施設を建設する場合は、氷河に覆われることを考慮した性能評価を実施し安全性を確認する必要があるであろう。ちなみに文献8.では氷河による侵食の速度を1~30m/1,000yとしている。

短期的には洪水により地下処分施設が破壊されることはないであろう。長期的には洪水による侵食により地下処分施設への影響は考えられるので、洪水による侵食の影響は長期的な安全評価においては検討されるべきものであろう。なお、地層処分場の建設、操業、

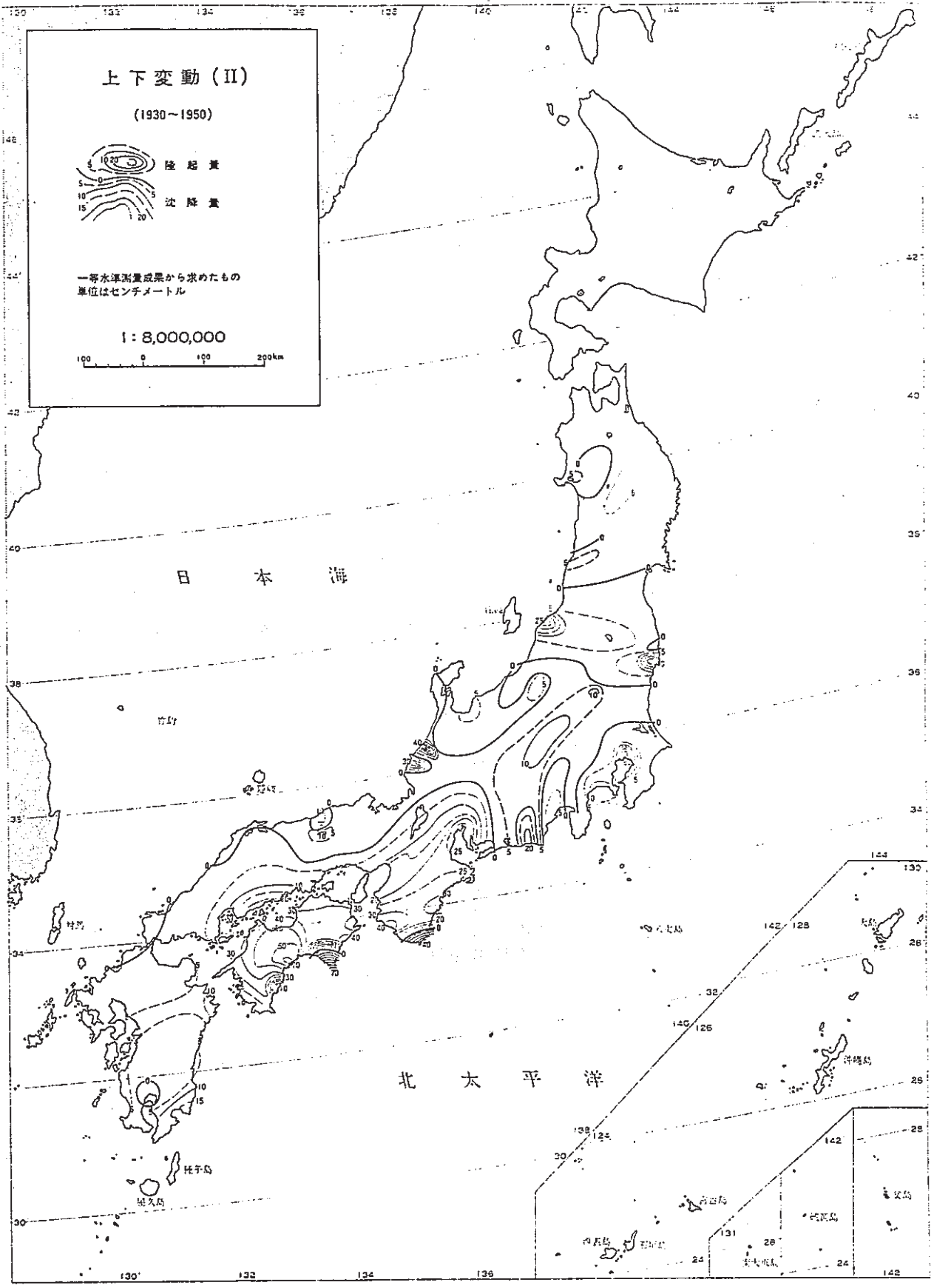


図3—1 地殻変動図¹⁾

閉鎖期間は、洪水によって地上処分施設が破壊される可能性があるので、洪水の発生する危険性のある地域は処分サイトとするべきではない。

3. 2 地下空洞の安定性

地下空洞の安定性と関係する要因として、岩盤の圧縮強度、引張強度があげられる。これらの要因について以下に検討する。

3. 2. 1 地下空洞の安定性と人工バリアシステム

人工バリアシステムが長期的に性能を維持するためには、人工バリアシステムが埋設される処分孔が長期的に安定であることが望まれる。以下に処分孔の長期的安定性について検討する。

(1) NGIトンネル掘削岩盤指数

ノルウェーの岩盤工学研究所 (Norwegian Geotechnical Institute, NGI) のパートン、リーン、ルンデは、非常に多くの事例の考察から、トンネル岩盤の質を判定するインデックスQを提案した。このインデックスは、数値で表されており次の式で定義される。

$$Q = \left(\frac{RQD}{J_n} \right) \left(\frac{J_r}{J_a} \right) \left(\frac{J_w}{SRF} \right) \dots\dots\dots (3. 1)$$

$$RQD (\%) = 100 \times \frac{\text{長さ100mm 以上のコアの累計長さ}}{\text{ボーリングの長さ}}$$

- J_n : 節理群の数
- J_r : 節理面の粗さ係数
- J_a : 節理の変質係数
- J_w : 節理内の水による低減係数
- SRF : 応力低減係数

これらの各項の定義は、とくに各数値を表3.1から定める時には、ほとんどが自明のものである。

表3-1(1) NGI トンネル掘削岩盤指数に用いる個々のパラメータ³⁾

記述	値	備考	
1. 岩盤良好度表示	RQD		
A. 非常に悪い	0~25	1. RQDが10以下として(0を含む)報告あるいは計測された場合、名目上の値としてQ値の評価に10を用いる。 2. RQDは5間隔とする。すなわち100, 95, 90などで十分な精度をもつ。	
B. 悪い	25~50		
C. 普通	50~75		
D. 良好	75~90		
E. 非常に良好	90~100		
2. 節理群の数	J_n		
A. 塊状で節理がまったくないかあるいはほとんどない	0.5~1.0	1. 坑道の交差部に対して ($3.0 \times J_n$) 2. 坑口に対して ($2.0 \times J_n$)	
B. 1方向の節理群	2		
C. 1方向の節理群とランダムな節理	3		
D. 2方向の節理群	4		
E. 2方向の節理群とランダムな節理	6		
F. 3方向の節理群	9		
G. 3方向の節理群とランダムな節理	12		
H. 4あるいはそれ以上の節理群、ランダムで著しく節理の多い“角砂岩状”など	15		
J. 土砂状に破碎された岩盤	20		
3. 節理面の粗さ係数	J_r		
a. 節理面が接触している場合、および b. せん断変位10cm以下で節理面が接触する場合			
A. 不連続性節理	4	1. 当該節理群の平均節理間隔が3m以上の場合は、1.0を加える。 2. リニエーション(線状構造)が最小強度方向に配列している場合は、このようなリニエーションを持つ平坦な鏡肌状の節理に対して $J_r=0.5$ とする。	
B. 粗いかあるいは不規則で波状	3		
C. 平坦で波状	2		
D. 鏡肌状で波状	1.5		
E. 粗いかあるいは不規則で平坦	1.5		
F. 滑らかで平坦	1.0		
G. 鏡肌状で平坦	0.5		
c. せん断時に節理面の接触が生じない場合			
H. 節理面の接触を防ぐのに十分な厚さの粘土鉱物を含むゾーン	1.0		
J. 節理面の接触を防ぐのに十分な厚さの砂質、礫状あるいは破碎ゾーン	1.0		
4. 節理変質係数	J_a	ϕ_r (概略値)	
a. 節理面が接触している場合			
A. 強く結合し、硬質で非軟化性の不透水性充填物を含有	0.75	—	1. 残留摩擦角 ϕ_r は、変質物の鉱物的性質を考慮して概略の参考値としている。
B. 節理面は汚れているのみで変質していない	1.0	(25°~35°)	
C. 節理面はわずかに変質し、非軟化鉱物で被覆され、砂質粒子、粘土分のない風化岩などを含有	2.0	(25°~30°)	
D. シルト質粘土あるいは砂質粘土で被覆され、少量の粘土を含有(非軟化性)	3.0	(20°~25°)	

表3-1(2) NGI トンネル掘削岩盤指数に用いる個々のパラメータ³⁾

E. 軟化した、あるいは摩滅の小さい粘土鉱物、すなわちカオリナイト、雲母などで被覆されている。また、緑泥石、滑石、石膏、石墨など、および少量の膨潤粘土を含有（不連続性被覆物の厚さは1~2mm、あるいはそれ以下）。	4.0	(8°~16°)	
b. せん断変位10cm以下で節理面が接触する場合			
F. 砂質粒子、粘土分のない風化岩など	4.0	(25°~30°)	
G. 強く過圧密された非軟化の粘土鉱物の充填物（連続性があり、厚さ<5mm）	6.0	(16°~24°)	
H. 中程度あるいは少し過圧密されて軟化した粘土鉱物の充填物（連続性があり、厚さ<5mm）	8.0	(12°~16°)	
J. 膨潤性粘土充填物、すなわちモンモリロナイト（連続性があり、厚さ<5mm）。 J_c の値は、膨潤性粘土の割合と水の有無に関係する。	8.0~12.0	(6°~12°)	
c. せん断時に節理面の接触が生じない場合			
K. } L. } M. } 風化あるいは破砕した岩石および粘土のゾーンあるいはバンド（粘土の状態についてはG, HおよびJを参照）	6.0, 8.0 あるいは 8.0~12.0	(6°~24°)	
N. シルト質粘土あるいは砂質粘土のゾーンあるいはバンドで粘土含有は少量（非軟化）	5.0		
Q. } P. } R. } 粘土の厚い連続性のあるゾーンあるいはバンド（粘土の状態についてはG, HおよびJを参照）	10.0~13.0 あるいは 13.0~20.0	(6°~24°)	
5. 節理間の水による低減係数	J_w	概略の水圧 (kgf/cm ²)	
A. 乾燥状態での掘削、あるいは少量の湧水、すなわち、局部的に<5l/分。	1.0	<1.0	1. C. からF. の項はごく概略の推定値。排水工が行われるならば J_w を増す。 2. 凍結がある特別な問題は考慮していない。
B. 中程度の湧水、あるいは中程度の水圧。ときに節理充填物の流出。	0.66	1.0~2.5	
C. 充填物のない節理を有する耐力のある岩盤内の大量の湧水、あるいは高い水圧。	0.5	2.5~10.0	
D. 大量の湧水、あるいは高い水圧。充填物の相当量の流出。	0.33	2.5~10.0	
E. 発破時に例外的に多量の湧水、あるいは例外的に高い水圧。時間とともに減衰。	0.2~0.1	>10	
F. 例外的に多量の湧水、あるいは例外的に高い水圧。減水なしに続く。	0.1~0.05	>10	
6. 応力低減係数			
a. トンネルの掘削時に岩盤にゆるみが生じる可能性のある弱層が空洞と交差している場合	SRF		
A. 粘土、あるいは化学的に風化した岩石を含む弱層が複数存在し、周辺岩盤がゆるんでいる（掘削深さに無関係）	10.0	1. 問題となるせん断ゾーンが空洞と交差しない場合は、SRFを25~50%下げる。	2. 初期応力場（測定された場合）が強い異方性を示す場合： $5 \leq \sigma_1/\sigma_3 \leq 10$ の時、 σ_c を0.8 σ_c に、 σ_t を0.8 σ_c に減少させる。 $\sigma_1/\sigma_3 > 10$ の時、 σ_c を0.6 σ_c に、 σ_t を0.6 σ_c に減少させる。ここに、 σ_c =一軸圧縮強さ、 σ_t =引張り強さ（点載荷）、 σ_1 と σ_3 はそれぞれ最大、最小主応力である。
B. 粘土、あるいは化学的に風化した岩石を含む単一の弱層（掘削深さ50m以下）	5.0		
C. 粘土、あるいは化学的に風化した岩石を含む単一の弱層（掘削深さ50m以上）	2.5		
D. 耐力のある岩内に複数のせん断ゾーン（粘土を含まない）が存在し、周辺岩盤はゆるんでいる（掘削深さに無関係）	7.5		
E. 耐力のある岩内に単一のせん断ゾーン（粘土を含まない）（掘削深さ50m以下）	5.0		

表 3—1 (3) NGI トンネル掘削岩盤指数に用いる個々のパラメータ³⁾

F. 耐力のある岩内に単一のせん断ゾーン（粘土を含まない）（掘削深さ50m以上）	2.5	3. クラウンの地表からの深さがスパンより小さいところでの少数の事例では、SRFは2.5を5に増大させた方がよい(H.参照).		
G. ゆるい開いた節理, 著しく発達した節理あるいは“角砂岩状”（掘削深さに無関係）	5.0			
b. 耐力のある岩で岩盤応力が問題となる場合	σ_c/σ_1	σ_t/σ_1	SRF	
H. 地表近くで低い応力	>200	>13	2.5	
J. 中程度の応力	200~10	13~0.66	1.0	
K. 高い応力で非常に強固な地質構造（一般的に安定性に関しては良好だが、壁面の安定に関しては不利となる可能性がある）	10~5	0.66~0.33	0.5~2	
L. 山はねは少ない（塊状岩盤）	5~2.5	0.33~0.16	5~10	
M. 激しい山はね（塊状岩盤）	<2.5	<0.16	10~20	
c. 押し出し性岩盤, すなわち高い岩盤圧力の影響で耐力のない岩が塑性流動を起こす場合	SRF			
N. 中程度の押し出し性岩盤圧	5~10			
O. 激しい押し出し性岩盤圧	10~20			
d. 膨潤性岩盤, すなわち水の有無に支配される化学的膨潤性作用を起こす場合	SRF			
P. 中程度の膨潤性岩盤圧	5~10			
R. 激しい膨潤性岩盤圧	10~20			

このようなトンネル掘削岩盤指数Qと地下空洞の挙動や支保の必要性などの関連性を求めるために、バートン、リーンとルンデは、地下空洞の等価寸法 (equivalent dimension) De と呼ぶもう一つの量を定義した。この値は、空洞のスパン、直径あるいは壁面高さを空洞支保比 (excavation support ratio, ESR) と呼ぶ量で割ることによって求められる。すなわち、 De は、次の式で求められる。

$$De = \frac{\text{空洞のスパン, 直径あるいは高さ (m)}}{\text{空洞支保比 ESR}} \quad (3.2)$$

空洞支保比は、その空洞が何に使用されるか、またどの程度の不安定性が許容されるかに関係している。バートンは、表3-2に示す ESR を提案している。

表3-2 空洞の分類 (ESR) ^{*)}

空洞の分類	ESR
A. 仮設的な採鉱空洞	3~5
B. 恒久的な鉱山の空洞, 水力発電用水路トンネル (高圧の水圧管は除く), 大規模掘削のための導坑, 通洞および切羽	1.6
C. 貯蔵室, 水処理プラント, 小断面の道路あるいは鉄道用トンネル, サージ室, アクセストンネル	1.3
D. 発電所, 大断面の道路あるいは鉄道用トンネル, 防空壕, 空洞坑口, 交差部	1.0
E. 地下原子力発電所, 地下鉄道駅, 地下体育館, 地下公共施設, 地下工場	0.8

地下処分施設は、地下原子力発電所や地下工場などに該当するため、ESR はEの0.8である。

トンネル掘削岩盤指数Qと無支保で自立する空洞の等価寸法 De との関係は図3-2に示すとおりである。支保の必要性のためのさらに綿密なグラフはバートンらによって提案されているが、本研究においては地下空洞の安定性に関する概要を把握することが目的であるため詳細な検討は行わないこととする。

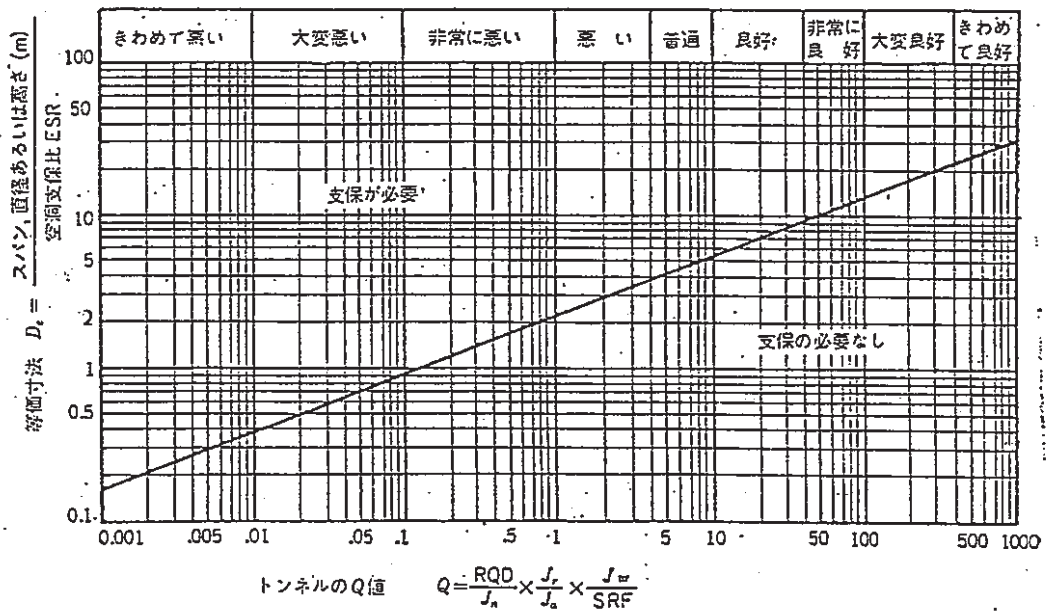


図3-2 最大等価寸法DeとNGI トンネル掘削岩盤指数Qとの関係³⁾

(2) 岩石の物性値

トンネル掘削岩盤指数Q値を算定するための岩石の物性値について表3-1を参照し検討すると、定量的な数値として表示できるものは、RQDとSRFの一部である岩石の一軸圧縮強度(σ_c)と引張強度(σ_t)であり、 J_n , J_r , J_a , J_w およびSRFの大部分は定性的に現地調査結果を判定するものである。地下空洞の安定性に関する岩石の物性値を表3-3に示す。RQDについては、我が国および海外のデータはほとんど無く、経験的に定めた。

表3-3 地下空洞の安定性に関する岩石の物性値³⁾

岩種		物性	密度 (gr/cm ³)	RQD (%)	一軸圧縮強度 (kg/cm ²)	引張強度 (kg/cm ²)	備考
広域変成岩			2.85	90~60	1.300	28.7	下注(1)
堆積岩	頁岩		2.12	70~50	525	35.7	下注(2)
	泥岩		1.83	60~40	362	18.8	下注(3)
	凝灰岩		1.86	90~70	663	31.4	下注(4)
火成岩	花崗岩		2.62	80~50	1,873	86.5	下注(5)
	流紋岩		2.34	60~30	2,515	126.4	下注(6)
	輝緑岩		2.92	70~50	1,851	160.0	下注(7)

3. 2. 2 下空洞の安定性の算定結果

調査対象地層として選定された地層のトンネル掘削岩盤指数Q値の算定結果を表3-4に示す。

表3-4 地下空洞の安定性の算定結果

岩種	岩石の特性	岩盤RQDの良好度 % RQD	節理群の数 Jn	節理面の粗係数 Jr		節理変質係 Ja		節理低減の係数 に よ Jw	応力低減係数			ト盤 ン指 ネル 掘Q 削値 岩	
				σ_c	σ_t	SRF							
広域変成岩		60	6	A	4	E	4.0	B	0.66	9.2	0.34	2	3.3
堆積岩	頁岩	50	3	B	3	C	2.0	B	0.66	4.9	0.35	6	2.7
	泥岩	30	2	C	2	B	1.0	A	1.0	3.9	0.20	10	3.0
	凝灰岩	70	2	H	1	C	2.0	A	1.0	4.3	0.34	6	3.1
火成岩	花崗岩	50	3	E	1.5	B	1.0	B	0.66	14.3	0.66	2	12.5
	流紋岩	30	6	B	3	B	1.0	B	0.66	21.5	1.08	1	9.9
	輝緑岩	50	6	A	4	E	4.0	B	0.66	12.6	1.10	1	5.5

表3-4の岩石の特性のRQD, Jn, JR, Ja, Jwについては、表3-1を参照し弊社の資源開発や土木工事の経験を基に定性的に判断した。応力低減係数については、岩盤に掛かる応力(σ_t)を「岩石の比重×地下処分施設の深さ」として計算し、岩石の比重は表3-3より、地下処分施設の深さは500mと仮定した。圧縮強度(σ_c)と引張強度(σ_t)は表3-3の数値を用いた。トンネル掘削岩盤指数Q値は、(3.1)式より算定した。

トンネル掘削岩盤指数Q値の算定結果をみると、堆積岩の値が低く、広域変成岩、火成岩の順となっている。処分孔の孔径が約1.6mであり、ESRが0.8であるので(3.2)式より等価寸法Deの値は2となり、図3-2に照合すると「支保の必要なし」のQ値は約1となる。調査の対象とした地層のQ値は1以上であるので、処分孔を掘削した場合安定であるといえることができるが、堆積岩はQ値の値が低いので、堆積岩を対象として地層処分予定地の選定作業を進める場合、地下空洞の安定性に関する検討が必要と思われる。

3. 3 地層の化学的特性

3. 3. 1 岩石の化学的組成

(1) 岩石の代表的構成鉱物

地殻の岩石を形成している鉱物は、造岩鉱物といわれる。これらのうち普通にみられる鉱物はごく限られており、主要造岩鉱物といわれている。それを表3-5に示す。

表3-5 主要造岩鉱物¹⁾

名称	化学組成	結晶系	色	光沢	モース硬度	比重
石英	SiO ₂	六方	無色	ガラス質	7	2.7
カリ長石	K ₂ O · Al ₂ O ₃ · 6SiO ₂	単斜	白	ガラス質	6	2.6
斜長石	$n(\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 6\text{SiO}_2)$ $+m(\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2)$	三斜	白	ガラス質	6	2.6
黒雲母	K(Mg, Fe) ₃ [AlSi ₃ O ₁₀] [OH] ₂	単斜	黒~緑	真珠質	2.5	3.0
白雲母	KAl ₂ [AlSi ₃ O ₁₀](OH) ₂	単斜	白	真珠質	2.5	2.76~3.0
輝石	Ca(Mg, Fe, Al) [(Si, Al) ₂ O ₆]	単斜	暗緑	ガラス質	5~6	3.2~3.6
角閃石		単斜	暗緑	ガラス質	5.5	3.1~3.3
かんらん石	2(Mg, Fe)OSiO ₂	斜方	淡緑	ガラス質	6.5~7	3.2~4.35

主要造岩鉱物の性質は、岩石の諸性質に大きな影響を与える。酸化鉱物である石英を除いて、他はすべて珪酸塩鉱物である。

主要造岩鉱物と異なり、岩石中にごくわずかしが含まれず、岩石の種々の性質にほとんど影響を与えないような鉱物を副成分鉱物という。これには電気石（珪酸塩鉱物、六方晶系）、ジルコン（硫酸塩鉱物、正方晶系）、ざくろ石（珪酸塩鉱物、等軸晶系）、磁鉄鉱（酸化鉱物、等軸晶系）、りん灰石（りん酸塩鉱物、六方晶系）などがある。

マグマから直接固結してできた鉱物や溶液から沈澱してできた鉱物を一次鉱物という。これに対して、他の鉱物やその他の鉱物中に含まれる鉱物との化学反応によって形成される鉱物、あるいは他の鉱物から温度や圧力の作用によって形成される鉱物を二次鉱物といわれる。上述の主要造岩鉱物は、ほとんどの場合一次鉱物である。

長石は表3-5に示す化学成分から明らかなように、ナトリウム、カリウム、カルシウムのアルミ珪酸であり、一次鉱物としてマグマから結晶する。化学成分によってナトリウム・カルシウム長石（斜長石）とカリ長石に分けられる。

斜長石は曹長石 $\text{Na}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$ と灰長石 $\text{Ca}(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8)$ が種々に混ざりあった混合物で、その混合比によって表3-6のように分類される。

表3-6 斜長石の分類⁴⁾

曹長石量 (Ab)	灰長石量 (An)	名 称
100 ~ 90	0 ~ 10	曹長石
90 ~ 70	10 ~ 30	オリゴクレーヌ
70 ~ 50	30 ~ 50	アンデジシ
50 ~ 30	50 ~ 70	ラブラドライト
30 ~ 10	70 ~ 90	ビトーナイト
10 ~ 0	90 ~ 100	灰長石

カリ長石は単斜晶系に属する正長石のほかに、三斜晶系の微斜長石がある。長石類のなかでもカリ長石は、水分や水分中の酸におかされやすい性質を持っている。

雲母類は長石類より複雑な化学組成を持っている。岩石中でもっとも広くみられるのは、黒雲母と白雲母である。黒雲母は偏平な黒色〜褐色のよく光鉱物であり、肉眼でも容易に判定できる。白雲母は無色の偏平な鉱物である。

輝石でもっとも広く分布しているものは普通輝石であり、化学成分は表3-5に示してある。

角閃石は普通角閃石と陽起石に分けられる。両者の物理的性質は類似しているが、普通角閃石が一次鉱物であるのに対して、陽起石は普通角閃石から変質して形成されることが多い。

かんらん石は、オリーブ色〜緑色を呈していることからきた名称で大多数のかんらん石は一次鉱物である。

二次鉱物の代表的な鉱物は下記のとおりである。ただし、主要造岩鉱物でも二次鉱物として形成される場合があるが、これらの鉱物は除外する。

① さまざまな化学組成の変成岩に出現する鉱物

緑泥石：

スチルプノメレン：

赤鉄鉱：

チタン鉄鉱：

磁鉄鉱：

② 主として泥質堆積岩起原の変成岩に出現する鉱物

ナトリウム雲母：

藍晶石，紅柱石，珪線石：

クロリトイド族：

十字石：

堇青石：

③ 主として石灰質堆積岩起原の変成岩に出現する鉱物

方解石とアラゴナイト：

ドロマイト：

④ 主として塩基性変成岩に出現する鉱物

珪灰石：

緑簾石族：

ローソン石，パンベリ石，ブドウ石：

⑤ 粘土鉱物

カオリナイト：

モンモリロナイト：

(2) 岩石の化学組成

調査対象地層として選定した地層（岩石）に含まれる鉱物と化学組成を表3-7に示す

表3-7 調査対象地層に含まれる鉱物と化学組成⁵⁾

岩石名		変成岩	泥岩	頁岩	凝灰岩	花崗岩	流紋岩	輝緑岩
含まれる 鉱物	主要構成 鉱物	角閃石	石英 斜長石	石英 斜長石	石英 斜長石	石英 斜長石 黒雲母 カリ長石 角閃石	石英 斜長石 カリ長石 黒雲母 角閃石	角閃石 石英
	その他の 鉱物	緑泥石 白雲母	緑泥石 黄鉄鉱 モンモリ ロナイト	緑泥石 菱鉄鉱 絹雲母	モンモリ ロナイト 沸石	緑泥石		ぶどう石 緑泥石
SiO ₂		44.23	68.18	75.12	52.31	86.80	73.66	49.48
TiO ₂		1.73	0.53	0.50	1.03	0.08	0.22	0.75
Al ₂ O ₃		11.70	12.43	11.13	17.96	6.47	13.45	15.76
Fe ₂ O ₃		6.30	2.67	1.01	6.10	0.34	1.25	1.48
FeO		7.12	0.32	3.04	4.02	0.93	0.75	6.96
MnO		0.09	0.02	0.09	0.03	0.05	0.03	0.16
MgO		10.20	1.27	1.42	3.45	0.24	0.32	8.49
CaO		9.92	0.98	0.39	6.66	0.12	1.13	10.16
Na ₂ O		1.70	0.82	1.28	3.34	1.16	2.99	1.94
K ₂ O		0.20	0.06	2.51	0.75	2.47	5.35	0.55
P ₂ O ₅		0.14	0.02	0.06	0.03	0.14	0.07	0.06
S		0.01	0.55	0.14	14ppm	—	—	—
+ H ₂ O		0.08	5.17	1.84	2.48	0.43	0.75	3.87
- H ₂ O		1.70	3.13	0.14	1.57	0.22		0.41

(注) 流紋岩は、理科年表：丸善(株)，(1986)より作成した。
 変成岩は角閃変岩を対象とした。
 各岩石の化学組成は重量%である。

なお、参考資料として、おもな火成岩と堆積岩の平均化学組成を表3-8、表3-9に示す。

表3-8 おもな火成岩の平均化学組成⁴⁾

(S. R. Nockolds (1954) による)

	カルク アルカリ 花こう岩	カルク アルカリ 流紋岩	セン緑岩	安山岩	ハンレイ岩	ソレイア イト質 玄武岩	アルカ リ 玄武岩	カンラ ン 岩
SiO ₂	72.08	73.66	51.86	54.20	48.36	50.23	45.78	43.54
TiO ₂	0.37	0.22	1.50	1.31	1.32	2.03	2.63	0.81
Al ₂ O ₃	13.86	13.45	16.40	17.17	16.84	14.07	14.64	3.99
Fe ₂ O ₃	0.86	1.25	2.73	3.48	2.55	2.88	3.16	2.51
FeO	1.67	0.75	6.97	5.49	7.92	9.00	8.73	9.84
MnO	0.06	0.03	0.18	0.15	0.18	0.18	0.20	0.21
MgO	0.52	0.32	6.12	4.36	8.06	6.34	9.39	34.02
CaO	1.33	1.13	8.40	7.92	11.07	10.42	10.74	3.46
Na ₂ O	3.08	2.99	3.36	3.67	2.26	2.23	2.63	0.56
K ₂ O	5.46	5.35	1.33	1.11	0.56	0.82	0.95	0.25
H ₂ O	0.53	0.78	0.80	0.86	0.64	0.91	0.76	0.76
P ₂ O ₅	0.18	0.07	0.35	0.28	0.24	0.23	0.39	0.05
合計	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.34	100.00	100.00

表3-9 おもな堆積岩の平均化学組成⁴⁾

	泥質岩 (277 個 の試料の平均, Wedepohl)	砂質岩 (253 個 の試料の平均, Clarke)	石灰岩 (345 個 の試料の平均, Clarke)	深海底泥質堆積 物 (87 個の試料 の平均, Clarke, Goldberg, Arrhenius)
SiO ₂	58.9	78.7	5.2	52.8
TiO ₂	0.77	0.25	0.07	0.8
Al ₂ O ₃	16.7	4.8	0.8	16.4
Fe ₂ O ₃	2.8	1.1	} 0.5	} 8.8
FeO	3.7	0.3		
MnO	0.1	0.01	0.05	0.8
MgO	2.6	1.2	7.9	3.4
CaO	2.2	5.5	42.6	3.2
Na ₂ O	1.6	0.5	0.05	2.1
K ₂ O	3.6	1.3	0.3	2.8
H ₂ O ⁺	} 5.0	1.3	0.6	} 6.2
H ₂ O ⁻		0.3	0.2	
P ₂ O ₅	0.16	0.04	0.09	0.15
CO ₂	1.3	5.0	41.6	2.1

3. 3. 2 収着性

我が国においては、放射性核種の地層の収着性に関する公表された研究成果はほとんど無い。「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」では、“人工バリアシステムの設計にあたり、現在までの研究成果から地層の収着性を地層条件のパラメータとして表現することは、困難もしくは妥当性を欠くものと考えられる”として、地層の収着性を考慮して人工バリアシステムの設計を行っていない。地層の収着性は地層処分サイト特有のパラメータであり、地層処分サイト予定地が選定され、サイトでの地層の収着性が明らかにされた時点で、人工バリアシステムを変更せねばならないかどうかを検討すべきものと思われる。

本項においては、調査対象地層と同様の地層の収着性に関する代表的な海外のデータを下記に示すに留める。

i) 花崗岩

- ① 文献 : E. N. Treher, et al. 'The Elution of Radionuclides through Columns of Crushed Rock from Nevada Test Site', LA-9329-M3, (1982)

目的 : ネバダサイトにおける地下水流動環境下での放射性核種の移行状況を把握すること。

試験方法 : カラム法。試験用水は合成地下水で⁸⁵Sr, ¹³⁷Cs, ^{95m}Tc, ¹³³Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁵²Bu について測定。固/液比は1g/20 mlで2週間以上、室温下で接液

試験結果 : 表3-10にSr, Cs, Baについてのカラム収着比を示した。

- ② 文献 : T. T. Vandergraaf, 'A Compilation of Sorption Coefficients for Radionuclides on Granites and Granitic Rocks', AECL-TR-120, (1982)

目的 : 花崗岩及び花崗岩質岩における収着係数Ka, 分配係数Kdの実測値及び既往文献値のとりまとめ。

試験方法 : バッチ法, 測定条件は多様。

試験結果 : 本文献では,

$$\text{収着係数 } K_a = \frac{\text{1cmあたりに収着された放射能}}{\text{溶液 1 ml 中の放射能}}$$
$$\text{分配係数 } K_d = \frac{\text{1gの物質に収着された放射能}}{\text{溶液 1 ml 中の放射能}}$$

として表3-11に示すようなKa, Kd を推奨値として挙げている。

ii) 玄武岩

- ① 文献 : P. G. Rickert, 'Americium Migration in Basalt and Implications to

表 3—10 カラム試験による Sr, Cs, Ba の収着比

TABLE IV
COLUMN SORPTION RATIOS OF STRONTIUM, CESIUM, AND BARIUM

Column	R_d (m ² /g)		
	⁸⁵ Sr	¹³⁷ Cs	¹³³ Ba
<u>Tuff</u>			
YM54-1	42	130	141
YM54-2		76	
YM54-3	44	122	149
YMC8-3		24 100	
YM22	22	363	137
JA37	123	1390	
JA32-1	55		
JA32-2	39		
JA32-3	46		
JA18-1		[6560-13 800] ^a	[22 200-95 000]
JA18-3		[11 500-24 700]	
G1-3653	984 [1705-4059]	4150 [1853-3806]	4720 [2755-8702]
G1-3116	449	4260	[33 300-54 200]
G1-2901	29	[728-810]	386
G1-2476	22	[369-393]	276
G1-2363	60	273	199
G1-2233	[24 000-38 200]	[84 000-129 000]	[168 000-672 000]
G1-1982	53	[1350-1720]	483
G1-1883-1	14	129	85
G1-1883-2	23	[281-235]	162
G1-1292	113	[903-1142]	[709-799]
GT-U12G	[>1550]	[>1550]	[>1550]
<u>Granite</u>			
CS7	12	[5520-7400]	55
CS5-1	7.2	[6630-13 900]	36
CS5-2	26	231	190
CS5-3	6.5	213	158
<u>Argillite</u>			
CN1	44	[2710-6770]	
CN2-1	57	[4333-7950]	

^aValues in brackets are from data obtained from sectioned columns.

表3-11 各元素におけるKdおよびKaの推奨値

RECOMMENDED k_d AND k_a VALUES

<u>Element</u>	<u>k_d (mL/g)</u>	<u>k_a (cm)</u>
T	0	0
Sr	10	0.7
Zr	1000	10
Nb	210	5
Tc	26	-
Ru	200	0.66
Pd	11	0.7
Cd	-	1.1
Sb	-	11
Te	-	1.8
I	0	0
Cs	100	0.6
Ce	1000	8
Nd	1000	8
Eu	1000	8
Ra	80	6
Th	850	-
U	5	0.3
Np	80	-
Pu	280	4
Am	1000	8
Cm	1000	8

Dated

1980 June 1

Repository Risk Analysis', CONF-8010130-8, (1980)

目的 : 室内実験によって, 玄武岩, 凝灰岩, 砂岩におけるAmの移行状況を把握し, リスク解析の一助とすること.

試験方法 : バッチ法. 現地の地下水を調整, 20-50mesh の試料を用いAmについて測定. 固/液比は 0.3g/ 500mlもしくは0.3g/ 1000ml.

試験結果 : 表3-12に示す分配係数の測定値が得られている.

- ② 文献 : G.S.Barney, 'Radionuclide Reaction with Groundwater and Basalts from Colombia River Basalts Formations' RHO-SA-217, (1981)

目的 : 玄武岩中に処分された放射性廃棄物からの放射性核種に対する玄武岩の遅延能力について調査すること.

試験方法 : バッチ法. 試験用水は合成地下水. 20-50mesh の試料を用い ^{137}Cs , ^{85}Sr , ^{237}Np , ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{95}Tc , ^{226}Ra , について測定. 固/液比は 1g/ 30 ml で14日間, 23 ± 5 °Cの条件下で接液.

試験結果 : 表3-13に示す分配係数の測定値が得られている.

iii) 粘土質岩

- ① 文献 : E.N.Treher, et al. 'The Elution of Radionuclides through Columns of Crushed Rock from Nevada Test Site', LA-9329-M3, (1982)

目的 : ネバダサイトにおける地下水流動環境下での放射性核種の移行状況を把握すること.

試験方法 : カラム法. 試験用水は合成地下水で ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{95}mTc , ^{133}Ba , ^{141}Ce , ^{152}Eu について測定. 固/液比は1g/20 ml. 2週間以上, 室温下で接液

試験結果 : 表3-10参照.

iv) 凝灰岩

- ① 文献 : P.G.Rickert, 'Americium Migration in Basalt and Implications to Repository Risk Analysis', CONF-8010130-8, (1980)

目的 : 室内実験によって, 玄武岩, 凝灰岩, 砂岩におけるAmの移行状況を把握し, リスク解析の一助とすること.

試験方法 : バッチ法. 現地の地下水を調整. 試料は<60meshでAmについて測定. 固/液比は 0.3g/ 500mlもしくは0.3g/ 1000ml.

試験結果 : 表3-12参照.

表 3—12 バッチ試験による Am の分配係数の測定データ

TABLE 1. Batch Experiment Data

Sample	Solution	Am Concentration Original M	Am Concentration Final M	Am Concentration on Rock moles/gram	K_d
Basalt	Basalt	6.3×10^{-12}	1.9×10^{-13}	1.15×10^{-11}	60526
Basalt	Basalt	4.5×10^{-11}	8.3×10^{-13}	4.04×10^{-11}	48675
Basalt	Basalt	4.0×10^{-10}	2.7×10^{-12}	3.21×10^{-10}	118889
Sandstone	Basalt	6.3×10^{-12}	1.0×10^{-12}	4.03×10^{-12}	4030
Sandstone	Basalt	4.5×10^{-11}	7.1×10^{-12}	1.94×10^{-11}	2732
Sandstone	Basalt	4.0×10^{-10}	7.3×10^{-11}	2.04×10^{-10}	2795
Sandstone	Tuff	6.2×10^{-12}	5.7×10^{-13}	5.97×10^{-12}	10474
Sandstone	Tuff	2.1×10^{-11}	1.3×10^{-12}	1.50×10^{-11}	11538
Sandstone	Tuff	1.8×10^{-10}	6.8×10^{-12}	1.19×10^{-10}	17500
Tuff	Tuff	6.2×10^{-12}	3.6×10^{-13}	1.32×10^{-11}	36667
Tuff	Tuff	2.1×10^{-11}	3.8×10^{-13}	2.33×10^{-11}	61316
Tuff	Tuff	1.8×10^{-10}	2.1×10^{-12}	2.10×10^{-10}	100000

表 3-13 ^{137}Cs 及び ^{85}Sr の分配係数の測定データ

Sorption Data for $^{137}\text{Cs}^+$

Solution	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Minerals	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$
1	779	132	145	6.3	3654	11.7	1927
2	782	102	200	2.5	9133	24.9	390
3	758	121	158	3.5	6432	7.7	2622
4	752	97.5	209	3.1	7318	9.6	2286
5	777	150	24	6.2	3650	13.8	1657
6	732	55.5	262	4.6	4775	8.3	2559
7	759	47.1	449	3.9	5808	6.3	3489
8	759	50.8	424	3.6	6218	10.1	2185
9	696	89.8	235	3.0	7924	9.5	2450
10	760	177	98.5	4.2	5356	48.8	427
11	735	58.3	197	5.3	4154	6.2	3625
12	782	92.6	221	2.6	8899	12.7	1814
13	785	187	95.6	5.7	4131	10.1	2277
14	758	102	189	5.1	4446	4.2	5355
15	754	40.0	537	2.8	8155	4.5	5062
16	795	154	123	4.2	5628	37.4	593
17	795	174	107	3.0	7773	14.6	1693
18	795	187	94.5	4.2	5619	26.3	873
19	793	174	107	3.5	6810	13.0	1773
20	630	21.0	941	2.4	8577	2.8	7360

*To convert cesium concentration to moles/l, multiply by 8.39×10^{-11} moles/ μCi

Sorption Data for $^{85}\text{Sr}^+$

Solution	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Minerals	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$
1	14810	2141	175	365	1137	559	763
2	15120	1534	250	153	2377	365	1196
3	15870	1636	250	208	2236	299	1470
4	15460	1395	296	184	2418	397	1127
5	16190	2381	174	157	3063	593	756
6	15120	2025	168	431	1022	762	563
7	16180	1563	291	197	2409	385	1192
8	14450	1532	241	400	1054	652	618
9	13290	363	1068	41.7	9253	181	2147
10	17610	2224	194	480	1049	772	643
11	13280	309	924	79.4	4832	145	2736
12	19980	2016	216	90.6	6585	510	1141
13	15060	918	444	84.8	5297	116	3642
14	14200	642	621	67.3	6289	78.2	5258
15	18430	1320	368	188	2553	318	1706
16	6238	1810	74.9	255	696	463	370
17	13510	1219	293	174	2254	358	1097
18	16430	2062	199	340	1391	591	768
19	17300	2200	198	327	1511	488	1029
20	8357	76.2	3260	18.2	14425	37.0	7149

*To convert strontium concentration to moles/l, multiply by 2.09×10^{-10} mole/ μCi

- ② 文献 : E. N. Treher, et al. 'The Elution of Radionuclides through Columns of Crushed Rock from Nevada Test Site', LA-9329-M3, (1982)

目的 : ネバダサイトにおける地下水流動環境下での放射性核種の移行状況を把握すること。

試験方法 : カラム法。試験用水は合成地下水で⁸⁵Sr, ¹³⁷Cs, ^{95m}Tc, ¹³³Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁵²Eu について測定。固/液比は 1g/20ml。2週間以上、室温下で接液

試験結果 : 表 3-10 参照。

- ③ 文献 : E. A. Bryant, et al., 'Research and Development Related to the Nevada Nuclear Waste Investigation', LA-9846-PR, (1983)

目的 : ネバダでの水質, 収着及び沈澱, 溶解度, 地下水流動, 熱水, 凝灰岩の岩石学的調査, 火成活動等といった総合調査についての1983年におけるとりまとめ。

試験方法 : バッチ法。凝灰岩の種類, トレーサ濃度, 反応時間, pHを変化させて吸着比 (ml/g) を求めている。Sr, Cs, Ba, Eu, Tc, Np, Pu, Am について測定。

試験結果 : 凝灰岩の種類, 反応時間, トレーサ濃度の変化による吸着比 (Rd) をそれぞれ表 3-14~3-16 に示す。

v) 結晶質岩 (Migmatitic-Gneissic Granite)

- ① 文献 : O. Landstrom, et al., 'In Situ Experiment on Nuclide Migration in Fractured Crystalline Rocks', KBS-TR-110, (1978)

目的 : ストックホルム南約90kmに位置する試験サイトにおいてボーリング孔を利用した原位置核種移行試験によって, 割れ目を含む結晶質岩中での核種移行を把握すること。

試験方法 : バッチ法。試験用水は地下水及び希釈地下水。試料の粒径は0.17-0.02 mm主体。Sr, Nd, I, Se, Cs について測定。固/液比は15-500g/1000mlで2時間接液。

試験結果 : 表 3-17 に示すような分配係数の測定値が得られている。

vi) 氷河性堆積物 (玄武岩及び緑色片岩相の変成岩から構成される)

- ① 文献 : D. Rai, et al., 'Influence of an Americium Solid Phase on Americium Concentrations in Solutions', Geochim. Cosmochim. Acta, v. 45, pp. 2257-2265, (1981)

目的 : 溶液中のAm濃度が溶解度により制御されているかどうかを検討し、地下水中のAm濃度を予想できるようなメカニズム又は反応を検討すること。

試験方法 : バッチ法。Amについて測定。固/液比は2g/ 50mlで 700日まで接液。

試験結果 : 図3-3及び図3-4に各試料における接液時間毎の溶液中のAm濃度とpHとの関係を示す。

表 3—14 ^{237}Np 及び ^{238}Pu の分配係数の測定データ

Sorption Data for ^{237}Np *

Solution	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Minerals	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$
1	0.94	0.79	5.4	0.43	35	0.48	26
2	1.1	0.16	173	0.0054	6081	0.35	56
3	1.0	0.79	7.7	0.50	29	0.50	27
4	0.83	0.14	148	0.0074	3335	0.26	59
5	0.96	0.71	10.3	0.34	54	0.36	47
6	1.0	0.80	7.2	0.52	27	0.53	23
7	0.99	0.71	11.5	0.26	84	0.43	35
8	1.0	0.79	7.5	0.45	36	0.51	25
9	0.97	0.14	174	0.0062	4572	0.13	191
10	0.99	0.11	240	0.0040	7179	0.25	81
11	1.0	0.80	7.2	0.42	40	0.45	35
12	0.93	0.12	202	0.0032	8688	0.25	75
13	0.94	0.13	185	0.0072	3885	0.11	219
14	1.1	0.82	9.8	0.51	34	0.48	37
15	0.99	0.83	5.4	0.40	43	0.46	31
16	0.77	0.14	135	0.0062	3696	0.28	44
17	0.87	0.25	73	0.0063	4072	0.29	49
18	0.93	0.11	223	0.0034	2938	0.20	101
19	0.70	0.068	278	0.0042	4970	0.14	114
20	0.98	0.77	7.7	0.38	46	0.42	39

*To convert neptunium concentration to moles/l. multiply by 5.99×10^{-6} moles/ μCi

Sorption Data for ^{238}Pu *

Solution	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Minerals	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	$K_d, \text{ml/g}$
1	0.23	0.074	50	0.026	198	0.0019	3125
2	0.11	0.013	220	0.00063	4913	0.00036	8612
3	0.64	0.23	52	0.021	867	0.0046	4059
4	0.13	0.027	110	0.0018	2136	0.00070	5480
5	0.35	0.095	79	0.0080	1269	0.001	9417
6	0.51	0.19	50	0.031	463	0.0037	4060
7	0.45	0.14	66	0.016	797	0.0014	9064
8	0.73	0.33	35	0.029	703	0.0042	5180
9	0.37	0.067	131	0.0043	2526	0.0010	10777
10	0.66	0.11	148	0.0057	3446	0.0011	17442
11	0.56	0.24	39	0.12	107	0.015	1066
12	0.036	0.0016	645	0.0003	3970	0.00055	1973
13	0.078	0.018	97	0.0011	2036	0.0087	226
14	0.73	0.14	125	0.032	647	0.0060	3545
15	0.43	0.10	113	0.027	498	0.0057	2351
16	0.035	0.0066	125	0.0004	>2380	<0.0005	>3430
17	0.15	0.045	68	0.0029	1683	<0.0004	>10782
18	0.24	0.099	41	0.0024	2969	<0.0004	>17273
19	0.057	0.011	124	0.00053	3133	0.00056	2988
20	0.67	0.26	46	0.075	237	0.037	486

*To convert plutonium concentration to moles/l. multiply by 2.47×10^{-10} moles/ μCi

表 3—15 ^{241}Am 及び ^{95}Tc の分配係数の測定データ

Sorption Data for ^{241}Am

Solution #	Initial Conc., uCi/l	Basalt		Altered Basalt		Secondary Miner.	
		Final Conc., uCi/l	K_d , ml/g	Final Conc., uCi/l	Fraction Sorbed	Final Conc., uCi/l	Fraction Sorbed
1	0.011	0.0014	205	0.00056	0.940	<0.0005	>0.952
2	0.013	0.0026	1470	<0.0010	>0.923	<0.0003	>0.977
3	0.024	0.0042	191	0.0031	0.987	<0.0002	>0.992
4	0.012	0.0033	78	0.00055	0.954	<0.0003	>0.975
5	0.038	0.0033	315	0.00074	0.981	<0.0003	>0.992
6	0.012	0.0024	112	<0.00050	>0.950	0.00031	0.972
7	0.046	0.0067	178	0.0010	0.978	<0.0003	>0.992
8	0.025	0.0093	50	0.00062	0.975	0.00035	>0.982
9	0.020	0.0033	167	0.00069	0.966	<0.0004	>0.982
10	0.021	0.0079	56	0.00091	0.960	<0.0003	>0.987
11	0.0087	0.00092	246	<0.0004	>0.954	<0.0002	>0.977
12	0.0015	<0.0003	>120	<0.0003	>0.800	<0.0003	>0.800
13	0.0086	0.0020	99	0.00044	0.949	<0.0003	>0.965
14	0.018	0.0035	124	0.0011	0.939	0.00031	0.983
15	0.010	0.0012	220	0.00031	0.969	<0.0002	>0.980
16	0.0056	0.0033	20	0.00050	0.911	<0.0003	>0.946
17	0.016	0.0050	66	0.00044	0.973	<0.0003	>0.981
18	0.0076	0.00071	288	0.00052	0.932	<0.0003	>0.951
19	0.025	0.0046	129	0.0022	0.912	0.00051	0.939
20	0.026	0.0034	197	0.00050	0.977	0.00055	0.979

Sorption Data for ^{95}Tc

Solution #	Initial Conc., uCi/l	Basalt		Altered Basalt		Secondary Mineral	
		Final Conc., uCi/l	K_d , ml/g	Final Conc., uCi/l	K_d , ml/g	Final Conc., uCi/l	K_d , ml.
1	88	46	-0.29	14	>155	77	2.0
2	86	13	-173	10	>230	11	>206
3	35	16	-0.65	8	>295	83	0.45
4	94	11	-206	6	>404	10	>230
5	89	27	1.0	80	1.6	82	0.83
6	89	76	3.3	75	3.3	78	2.5
7	86	20	1.6	80	1.6	69	6.8
8	94	26	-0.65	76	3.3	82	0.83
9	82	10	>230	11	>206	11	>206
10	90	10	>230	39	36	11	>206
11	79	71	5.8	84	0.07	79	5.8
12	84	17	123	6	>404	12	>187
13	85	10	>230	8	>295	12	>187
14	90	75	3.8	73	4.8	70	6.3
15	80	78	2.5	71	5.8	83	0.95
16	84	6	>404	6	>404	10	>230
17	89	11	>206	11	>206	6.2	>390
18	86	12	>187	6	>404	11	>206
19	83	10	>230	9	>259	10	>230
20	76	81	1.2	90	-2.0	72	5.3

*To convert technetium concentration to moles/l, multiply by 3.8×10^{-13} mole/uCi.

表 3—16 ^{75}Se 及び ^{226}Ra の分配係数の測定データ

Sorption Data for ^{75}Se

Solution #	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Miner	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d , ml/g	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d , ml/g	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d
1	532	438	5.6	349	19.2	299	26.1
2	591	540	2.7	489	6.0	405	8.1
3	606	542	3.3	427	12.3	388	14.1
4	542	441	6.5	351	15.7	387	7.0
5	572	454	7.7	444	8.0	359	15.2
6	545	444	6.5	424	8.1	336	16.2
7	552	507	2.5	478	4.3	182	53.6
8	565	491	4.4	430	8.9	369	13.5
9	569	506	3.4	425	9.7	422	5.4
10	581	520	3.4	330	22.5	384	10.6
11	602	531	3.8	450	9.7	426	10.1
12	600	496	6.1	329	24.4	355	11.1
13	618	412	14.7	279	35.8	395	13.1
14	567	528	2.1	425	9.7	402	10.1
15	584	532	2.9	406	12.8	380	11.6
16	580	448	8.6	316	24.7	362	13.2
17	613	559	2.8	395	16.3	401	11.2
18	571	472	6.0	320	22.9	354	13.5
19	565	494	3.9	315	23.6	196	51.5
20	620	582	1.8	447	11.2	456	7.8

Sorption Data for ^{226}Ra

Solution #	Initial Conc. $\mu\text{Ci/l}$	Basalt		Altered Basalt		Secondary Mineral	
		Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d , ml/g	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d , ml/g	Final Conc. $\mu\text{Ci/l}$	K_d , ml/g
1	1.0	0.027	1031	0.0067	4403	0.0023	12,883
2	1.1	0.0034	9676	0.0017	19382	0.024	1341
3	0.85	0.013	1394	0.0044	5765	0.018	1385
4	0.75	0.0091	2394	0.0026	8623	0.022	988
5	1.2	0.018	1912	0.0050	7099	0.028	1241
6	0.92	0.012	2225	0.0062	4335	0.019	1407
7	1.3	0.0097	3951	0.0020	19277	0.018	2093
8	0.81	0.0076	3167	0.0025	9224	0.012	1916
9	0.37	0.00054	20123	0.001	11070	0.0042	2609
10	1.5	0.017	2591	0.0086	5202	0.044	979
11	0.40	0.0024	4825	0.0030	3970	0.0042	2770
12	1.6	0.0079	5936	0.0012	39574	0.026	1776
13	1.2	0.0054	6571	0.0045	7891	0.0084	4253
14	0.70	0.0062	3324	0.0017	12201	0.0024	8632
15	1.3	0.0087	4453	0.0049	7850	0.015	2568
16	1.3	0.014	2756	0.0019	20293	0.026	1451
17	0.75	0.0068	3279	0.0036	6158	0.019	1127
18	1.4	0.024	1686	0.0089	4689	0.052	766
19	1.2	0.022	1606	0.0031	11355	0.023	1252
20	0.35	0.0049	2113	0.00073	14072	0.0032	3186

表 3—17 各元素における分配係数の測定結果

TABLE IV Laboratory determinations of the mass distribution coefficient, K_d

Element	Isotope used	K_d (ml/g)
Strontium	^{85}Sr	1.5 (5)
Neodymium	^{147}Nd	44 (4)
Iodine	^{131}I	0
Selenium	^{75}Se	2.4
Cesium	^{134}Cs	560 (2)

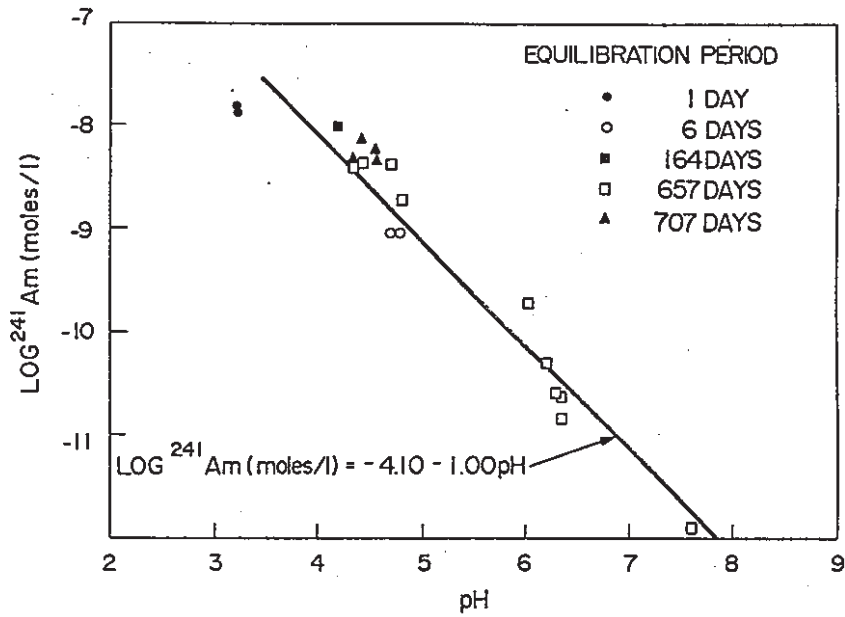


Fig. 1. Effect of pH on Am concentration in solution contacting Z9-4-5A contaminated sediment. Total sampling and counting errors were estimated from triplicate samples and are within the plotted points.

図 3 — 3 試料 (Z9-4-5A) における接液期間毎の溶液中の Am の濃度にたいする pH の影響

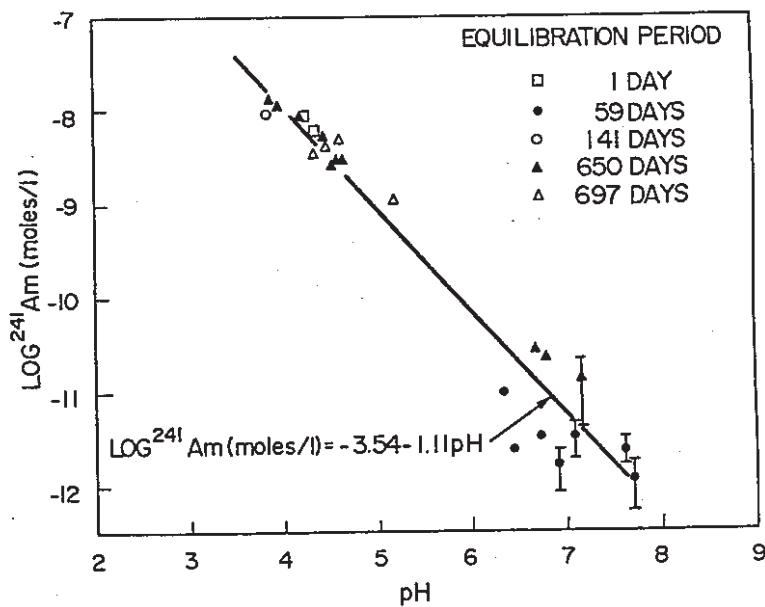


Fig. 2. Effect of pH on Am concentration in solution contacting Z9-4-11A contaminated sediment. Total sampling and counting errors were estimated from triplicate samples and are within the points except where shown by vertical lines.

図 3 — 4 試料 (Z9-4-11A) における接液期間毎の溶液中の Am の濃度にたいする pH の影響

3. 4 地層の熱的安定性

3. 4. 1 人工バリアシステム近辺の温度変化

「人工バリアシステムの設計研究（I）」において、ガラス固化体の発熱量の経年変化を基に人工バリアシステム近辺の温度変化を評価した。評価の結果は、ガラス固化体の中心部の真横の処分孔壁面で、埋設の15年後、約60℃と算定された。

計算に使用した地層の物性値は下記の通りである。

	密度 (g/cm ³)	熱伝導率 (cal/cm·sec·K)	比熱 (cal/g·k)
岩盤（花崗岩）	2.7	0.0053	0.19

3. 4. 2 調査対象地層の熱的物性値

調査対象地層の代表的な岩石の熱的物性値は下記の通りである。

表 3-18 調査対象地層の熱的物性値⁵⁾

地層名	物性値	密度 (g/cm ³)	熱伝導率 (cal/cm·sec·K)	比熱 (cal/g·k)
広域変成岩		3.11	7.753×10^{-3}	0.202
頁岩		2.70	8.872 "	0.198
泥岩		1.85	3.620 "	0.182
凝灰岩		2.12	4.582 "	0.186
花崗岩		2.61	6.320 "	0.192
流紋岩		2.62	6.482 "	0.194
輝緑岩		2.93	7.200 "	0.223

(注) 流紋岩は、理科年表、丸善(株)。(1986)より作成した。
変成岩は角閃変成岩を対象とした。

なお、海外の熱伝導率を参考資料として表3-19に示す。

表3-19 海外の岩石の熱伝導率⁶⁾

III. 熱伝導率
表-1 (文献12)

岩石名*	熱伝導率 K (10 ⁻³ Cal/cm. s. °C)
花コウ岩	7.77
花コウ閃緑岩	6.64
"	7.61
ジャ紋岩化カンラン岩	6.34
燧岩	7.2
"	5.01
"	6.4
輝緑岩およびヒン岩	7.14
注入片麻岩および片岩	7.74
片麻岩	6.34
珪岩	10.1
石灰岩	6.12
白雲岩	13.2
砂岩	4.7
礫岩	4.98
砂岩(石炭紀)	6.62
頁岩()	3.26
頁岩	3.55
"	4.20

*主としてアメリカ産

表-2 (文献13)

岩石名	熱伝導率 K (10 ⁻³ Cal/cm. s. °C)
花コウ岩	4-8
斑岩	5-8
片麻岩	5-6
石灰岩	5-8
燧岩	2-5
粘板岩	4.7-5.7
砂岩(乾)	2-3
"(湿)	5-7
砂(極乾)	0.8-0.9
砂・石英(乾)	1-3
"(湿)	8-9
粘土(乾)	2-3
"(湿)	3-4

文献

- 1) 吉田巖, 安江明光, 吉中竜之進(1964): 岩の力学国内シンポジウム論文集
- 2) 井波和夫, 垣見俊弘(1968): 地調月報, 19巻1号
- 3) 楢谷憲司, 斉藤和雄(1963-66): 電力中研技研報, No63010, 64002, 65059, 66002
- 4) 石外宏, 楢谷憲司, 斉藤和雄(1964): 応用地質, 5巻2号
- 5) B. P. Belikov (大草沢) (1965): 地調月報, 16巻1号
- 6) R. G. Wuerker(1959): Mining Engineering, Vol. 7 No10

- 7) 平沢清(1962): 物理探鉱, 15巻4号
- 8) 林田精郎(1965): 応用地質, 6巻4号
- 9) 堀部富男, 小林良二(1961): 日本鉱業会誌, 881号
- 10) V. G. Keller (1966): Handbook of Physical Constants
- 11) 物理探鉱技術協会(1958): 物理探鉱十周年特別号
- 12) S. P. Jr. Clark (1966): Handbook of Physical Constants
- 13) J. J. Jakosky (1950): Exploration Geophysics, Trija Publishing Co.

3. 4. 3 示差熱分析による熱的安定性

調査対象地層の代表的岩石の示差熱分析結果を表3—20に示す。

表3—20 代表的岩石の示差熱分析結果⁵⁾

岩石名	示差熱分析結果
広域変成岩	573℃付近において石英の転位に伴う吸熱ピークが認められた。
頁岩	440℃付近において硫化物の燃焼にらると思われる発熱ピークが認められた。
泥岩	140℃付近においてモンモリロナイト（粘土鉱物）の付着水、吸着水の脱水、348℃付近において炭質物の燃焼、440℃付近において黄鉄鉱のものと思われる発熱ピークが認められた。
凝灰岩	523℃付近において吸熱のピークが認められた。
花崗岩	573℃付近において石英の転移に伴う吸熱ピークが認められた。
流紋岩	573℃付近において石英の転移に伴う吸熱ピークが認められた。
輝緑岩	650℃付近、805℃付近で緑泥石によるものと思われる吸熱ピークが認められた。

「人工バリアシステムの設計研究（I）」においては、前述の通り花崗岩を処分施設の岩盤として熱解析を行い、処分孔における最大の温度が約60℃という結果を得ているが、岩石の比重や比熱においては、調査の対象とした地層の値と解析に用いた値に大きな差異が無いので問題はないと判断されるが、熱伝導率においては、泥岩や凝灰岩は解析に用いた値と異なるので、今後、これらの値を用いて再度熱解析を行い安全性を確認する必要があるものと考えられる。しかし、示差熱分析結果をみても分かる通り、140℃付近において粘土鉱物の付着水ないし吸着水の脱水が生じるが、岩盤に影響を与える温度は炭質物の燃焼の始まる348℃であるので、熱に対する岩盤の安全裕度は高いものと思われる。

なお、KBS レポートにおいて、ベントナイト+石英砂の熱伝導率を測定した際に温度が90℃～250℃に及んだが、数ヶ月の期間ではベントナイトの変質は認められなかった、という報告がある。

3. 5 放射線による影響

「人工バリアシステムの設計研究（I）」において、ガラス固化体に含まれる放射線は十分に遮蔽されるように設計した。従って、本研究の対象外とする。

3. 6 地下水の物理的・化学的特性

「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」において、地層条件の地下水の物理的・化学的特性として地下水のpH, Eh および動水勾配をパラメータとして性能評価研究を進めた。

地下水の流速は、保守側の値として、 $10^{-3}\text{m}/\text{y}$ として用いた。調査対象地層の透水係数のデータを収集し、導水勾配を想定して地下水の流速を算定する。

地下水のpH, Eh は飽和溶解度の値の設定に際して利用し、KBS レポートの花崗岩中でのpHとEhの関係が、

$$\text{Eh} = 0.24 - 0.06\text{pH} + 0.06$$

という報告に基づき当式を使用した。しかし、我が国における各地層のpHとEhの関係についてのデータは皆無であり、サイト固有の値と考えられるので、本研究においては、調査対象地層における地下水のデータ収集するに留める。

3. 6. 1 地下水の流速

地下水の流速は、ダルシー流を仮定すれば、透水係数：Kと導水勾配： dh/dx により下記のように表される。

$$V = K \cdot dh/dx$$

地下処分施設周辺の動水勾配を充分保守側の値として $1/10$ と仮定し、また、透水係数も大きい方の値を用い、調査対象地層の地下の流速を算定した結果を表3-21に示す。

当表をみると、「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」で、地下水の流速を保守側の値として $10^{-3}\text{m}/\text{y}$ として用いたが、調査対象地層の地下の流速は保守側の値よりさらに小さく、地下水の流速をパラメータとして「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」の設計の結果を変更する必要はない。

表 3-21 調査対象地層における地下水流速の予測⁷⁾

地層名	V (m / y)	K (cm / s)	dh / dx (m)
広域変成岩体	3.2×10^{-4}	$10^{-8} \sim 10^{-12}$	1 / 10
頁岩	3.2×10^{-5}	$10^{-9} \sim 10^{-10}$	"
泥岩	3.2×10^{-4}	$10^{-8} \sim 10^{-9}$	"
凝灰岩	3.2×10^{-5}	$10^{-9} \sim 10^{-12}$	"
花崗岩	3.2×10^{-6}	$10^{-10} \sim 5 \times 10^{-12}$	"
流紋岩	3.2×10^{-4}	$10^{-8} \sim 10^{-11}$	"
輝緑岩	3.2×10^{-5}	$10^{-9} \sim 10^{-12}$	"

(注) 林正夫, 他, 地盤工学における有限要素解析: 培風館, (1978) を参考にして作成

3. 6. 2 調査対象地層中における地下水の水質

(1) 水質の起源

地層中に賦存する地下水は、地層生成時に地層中に取り込まれた水（化石環境水や岩漿水）及び地層生成後に周囲からもたらされた水（浸透水や裂隙水など）とから構成されていると考えられている。化石環境水や岩漿水は特殊な条件により地層生成時の水が保持されているものであり一般的ではない。地層生成後に地層にもたらされる水のほとんどは、天水を給源としている。

天水の理化学的性質は蒸留水に近いもので、溶存成分は非常に少ない。この天水が地表面に達すると機械的な浸食のみならず、岩石に対し化学的な溶解作用の溶媒として働く。

岩石は石灰岩等を除けば一般に珪酸塩鉱物から構成されており、主な造岩鉱物は石英、カリ長石、斜長石、雲母、角閃石、輝石、橄欖石の7種である。これらの鉱物は水に対してゆっくりと溶解していく。鉱物種や鉱物に含まれる元素の種類によってその「溶出のし易さ」は異なり、「溶出の速さ」も異なる。一般的な造岩鉱物の風化に対する安定度は、「溶出のし易さ」に置き換えることができるので、

溶出難	—————						溶出易
石英	白雲母	カリ長石	黒雲母	角閃石	輝石	橄欖石	
			K, Na斜長石	Na-Ca斜長石	Ca-Na斜長石	Ca斜長石	

と定性的に表現することができる。また主要元素のみに絞ってみると、

溶出難	—————			溶出易
(Fe, Al, Ti)	(Si, Mn)	(Ca, Na, Mg, K)	(S, Cl)	

と表現される。

これらのことをまとめると、苦鉄質の岩石からはアルカリ土類が多く溶出するであろうし、珪長質の岩石からはアルカリが多く溶出すると予想される。これらに対し陰イオンとしての成分は、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- が考えられている。このうち HCO_3^- は水中に溶け込み易い CO_2 が鉱物に作用することによって生ずる。例えば、



以上のことで岩石種と水質との関係は、ある程度予想することは可能であると判断される。水質が溶存成分によって特徴づけられるならば、岩種というよりも構成鉱物種によって決定されると考えられる。つまり「水質を決めるのは、構成鉱物の溶解によってもたらされる化学成分で、溶出量は水と岩石との接触時間の関数」と言える。そして実際に得ら

れる水質は、上記の天水起源の水や化石環境水等の影響などによって決定されると考えられる。

(2) 調査対象地層中の地下水の水質に関する文献調査

調査対象地層中の地下水の水質について、公表あるいは公開された資料について文献調査を実施した。データの収集にあたっては、外部からの汚染を受けていないと判断できるもの（例えば横坑切羽の湧水や単一岩種岩盤中の深井戸など）に絞り、河川水や浅井戸等のデータは除外した。また各種溶存イオン濃度等水質を特徴づけるデータが十分なものに着目した。

以下に地層を構成する岩種毎に、出典、産地、地質時代、採水状況、水質の特徴、水の採取深度、その他について記述する。なお、本項で使用した文献は地下水の水質に関する参考文献として本項末に記載した。

i) 花崗岩

①笠間，鶴巻（1971）

兵庫県六甲山地，白亜～古第三系，新幹線トンネル切羽湧水，G.L.-80m程度

pH=7.6～8.0，電導度 143～194 $\mu\text{mho}/\text{cm}$

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ ， Ca^{2+} に富みアルカリ炭酸塩～アルカリ土類炭酸塩型に属する。 SiO_2 は18.2～22.7ppm。

本文献では断層湧水の採水も実施されており参考のために示す。

pH=7.5～8.0，電導度 140～167 $\mu\text{mho}/\text{cm}$

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ ， Ca^{2+} に富みアルカリ炭酸塩～アルカリ土類炭酸塩型に属する。 SiO_2 は15.5～24.4ppm。従って本地域では花崗岩の裂隙水と断層湧水との間に水質についての明瞭な相違は認められない。

②鶴巻（1973）

兵庫県六甲山地，白亜～古第三系，新幹線トンネル切羽湧水，G.L.-80m程度

①笠間，鶴巻（1971）と同一データを用いているため省略する。

③三菱金属（1978）

栃木県高山鉦山，白亜～古第三系，坑口水

pH=6.5， $\text{SO}_4^{2-}=32.0\text{mg}/\text{l}$ ，他にCu, Pb, Zn, Cd, t.o.t , Feのデータがある。

④黒田ほか（1981）

兵庫県六甲山地，白亜～古第三系，トンネル切羽，G.L.-80m程度

pH=7.0, 電導度 156.2 μ mho/cm

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Ca^{2+} に富みアルカリ土類炭酸塩型に属する。

本文献では恒常湧水, 断層湧水についても実施されており参考のために示す。

pH=7.6~8.0, 電導度 157.5~164.5 μ mho/cm

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ , Ca^{2+} に富みアルカリ炭酸塩~アルカリ土類炭酸塩型に属する。切羽の水質に対して、 Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ にやや富む。

⑤湯原(1981)

富山県黒部峡谷, 古第三系, 坑内湧水, G.L.-150m程度

本調査地は別名高熱隧道の名が示すとおり、高温の噴気や温泉湧出に富む。ここでは泉温25℃未満のものについてまとめることにする。

pH=2.7~7.9, 陰イオンは SO_4^{2-} に富み陽イオンは Ca^{2+} に富みアルカリ土類非炭酸塩型に属する。採取位置や泉温によって各種イオン濃度は著しく変化しており、本地域の水質は一様ではなく不均質であると判断される。

ii) 流紋岩

①三菱金属(1978)

山形県福舟鉾山, 新第三系, 坑水

pH=2.9~3.2, 他にCu, Pb, Zn, Cd, 土, Feのデータがある。

②黒田ほか(1981)

岐阜県中津川, 白亜~古第三系, 恵那山トンネル切羽湧水

pH=7.4, 電導度 182.1 μ mho/cm

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Ca^{2+} に富みアルカリ土類炭酸塩型に属する。

③日下ほか(1982)

兵庫県神戸市, 白亜系, 浅層地下水(井戸)

pH=6.2, 陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ , Ca^{2+} に富みアルカリ炭酸塩~アルカリ土類炭酸塩型に属する。 SiO_2 は21.2ppm。本文献による水質分析結果を表3-23に示す。

④北海道立地下資源調査所(1985)

富良野盆地北部, 鮮新~更新統, 全7本の井戸, G.L.-52~185m

pH=7.1~7.4, 陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩に属する。

iii) 輝緑岩 (玄武岩)

①青山ほか (1979)

青森県～北海道 (津軽海峡), 新第三系, 青函トンネル湧水, G.L. -100m 程度

pH = 7.2~10.2, 陰イオンは Cl^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ非炭酸塩型に属する。

iv) 頁岩

①加藤 (1983)

山形県寒河江市, 新第三系, 自然湧出泉

pH = 6.8~8.0, 陰イオンは Cl^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ非炭酸塩型に属する。筆者はこの食塩泉の成因を化石塩水としている。

②阿部 (1986)

和歌山県～奈良県, 上部白亜系, ボーリング井及び自噴井

pH = 7.05~8.9, 陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩型に属する。なお本調査地の水温は約50℃の温泉となっている。

v) 泥岩

①高倉ほか (1972)

富山県西部, 新第三系, ボーリング井, G.L. -5~19m

pH = 5.5~9.7, 電導度63~557 $\mu\text{mho/cm}$

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩型に属する。 SiO_2 は

4.3~19.0mg/l。同地域の表層湧水はpH = 5.3~5.6, 電導度56~62 $\mu\text{mho/cm}$, 水質がアルカリ非炭酸塩型 (NaCl型) といったように層内水とは著しく異なる。

②青山ほか (1979)

青森県～北海道 (津軽海峡), 新第三系, 青函トンネル湧水, G.L. -100m 程度

pH = 6.2~8.5, 陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩型に属する。

③池田ほか (1981)

静岡県清水～浜岡, 新第三系, ラドン観測井, G.L. -49~265m

pH = 7.9~9.1, 電導度 358~4960 $\mu\text{mho/cm}$

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩型に属する。本調査地域に分布する相良層群及び掛川層群は塊状泥岩ではなく泥岩の卓越する泥岩・砂岩互

層である。

④天然ガス鉱業会，大陸棚石油開発協会（1982）

宮崎市，新第三系，ガス田坑井，G.L.-713~1078m

pH= 7.7~7.9, 陰イオンは Cl^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ非炭酸塩型に属する。本調査地域に分布する宮崎層群は塊状泥岩ではなく泥岩の卓越する泥岩・砂岩互層である。

vi) 凝灰岩

①青山ほか（1979）

青森県~北海道（津軽海峡），新第三系，青函トンネル湧水，G.L.-100m 程度

pH= 5.9~10.5, 陰イオンは Cl^- に富み陽イオンは Na^+ に富み一部で Ca^{2+} に富むものが含まれ、全体的にはアルカリ非炭酸塩型に属する。本調査地域の凝灰岩はいわゆるグリーンタフに含まれるが、岩種は粗粒凝灰岩~凝灰角礫岩までと多様である。

②立松（1984）

青森県~北海道（津軽海峡），新第三系，青函トンネル湧水，G.L.-100m 程度

pH= 7.0~10.5, 陰イオンは Cl^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ非炭酸塩型に属する。

vii) 広域変成岩

①三木，吉沢（1977）

三重県青山，白亜~古第三系の片麻岩~ミグマタイト，トンネル湧水

pH= 7.6~9.5, 電導度 120~ 182 $\mu\text{mho/cm}$

陰イオンは HCO_3^- に富み陽イオンは Na^+ に富みアルカリ炭酸塩型に属する。なお本文獻では断層湧水についても実施しており、pH= 6.4~7.5, 電導度 126~ 146 $\mu\text{mho/cm}$ Ca^{2+} に富むアルカリ土類炭酸塩型という結果が得られている。

②三菱金属（1978）

愛媛県出石鉱山，古生代後期~中生代中期（源岩），ジュラ~白亜前期（変成作用の時代）の緑色片岩，坑水

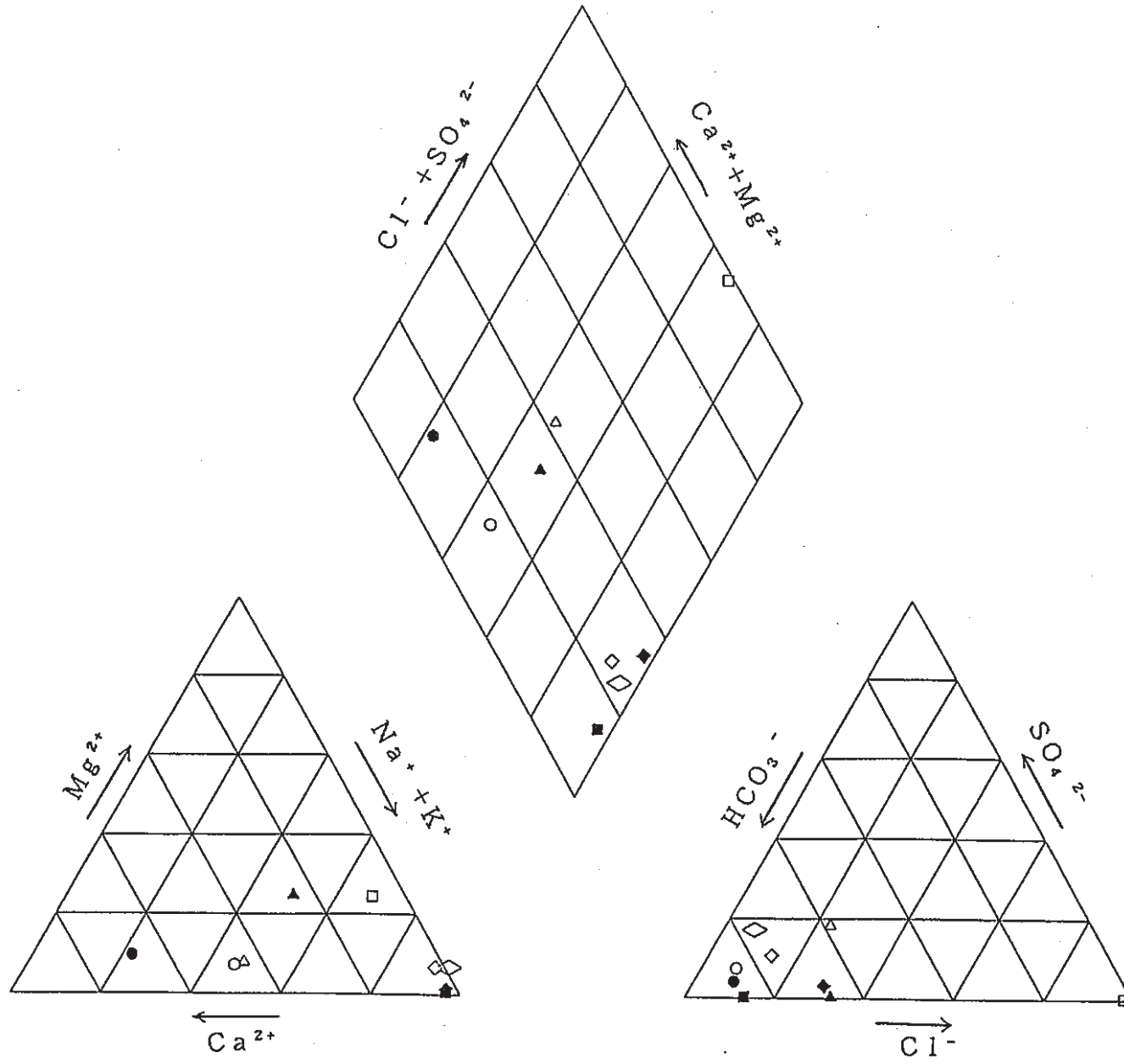
pH= 5.8~6.0, 電導度 308.5~ 673.5 $\mu\text{mho/cm}$

主要溶存イオンは Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} が測定されており SO_4^{2-} に富む。他にCu, Pb, Zn, Cd, As, Mn, Al, 及び Fe について測定されている。

以上の結果に従い各文獻における主要溶存イオンの濃度の一覧を表3-22にまとめ、そ

表3—22 主な文献における各岩種中の平均水質分析結果

試料	Na ⁺		K ⁺		Mg ²⁺		Ca ²⁺		HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻		Cl ⁻	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
花崗岩 笠間, 鶴巻(1971)	20.5	45.7	0.5	Na の 欄 に 組 み 込 み 済 み	1.9	8.1	18.3	46.2	93.9	82.8	7.2	8.1	5.9	9.1
花崗岩 黒田ほか(1981)	10.7	21.9	0.5		2.8	10.5	29.7	67.6	94.0	83.7	5.0	5.4	7.1	10.9
流紋岩 日下ほか(1982)	8.5	46.6	1.5		1.1	10.2	7.7	43.2	29.1	59.3	6.7	17.3	6.8	23.4
流紋岩 道立地下資源調査所(1985)	12.0	51.5	6.5		4.0	24.6	6.5	23.9	55.5	66.9	0	0	16.0	33.1
頁岩 加藤(1983)	4836.3	68.0	120.6		290.5	7.6	1533.6	24.4	229.1	1.2	65.1	0.4	11055	98.4
頁岩 阿部(1986)	244.4	96.4	8.5		0.6	0.4	7.3	3.2	617.8	87.0	1.1	0.2	52.8	12.8
泥岩 高倉ほか(1972)	57.3	91.3	1.2		0.8	2.5	3.5	6.2	146.6	76.7	14.4	9.6	15.1	13.7
泥岩 池田ほか(1981)	555.5	96.7	17.8		4.8	1.6	8.8	1.7	1144.0	66.6	21.0	1.6	317.6	31.8
片麻岩 三木, 吉沢(1977)	32.8	92.9	0.3		0.05	0	2.2	7.1	69.6	77.6	12.6	17.7	2.4	4.8



凡例

- 花崗岩, 笠間, 鶴巻(1971)
- 花崗岩, 黒田ほか(1981)
- △ 流紋岩, 日下ほか(1982)
- ▲ 流紋岩, 北海道立
地下資源調査所(1985)
- 頁岩, 加藤(1983)
- 頁岩, 阿部(1986)
- ◇ 泥岩, 高倉ほか(1972)
- ◆ 泥岩, 池田ほか(1981)
- ◇ 片麻岩, 三木, 吉沢(1977)

図3-5 トリリニアードイアグラムによる水質表示

の特徴を図示するために図3-5に示したトリリニアードイアグラムにプロットした。

(3) 地層を構成する各岩石種における水質のまとめ

これまで記述した資料にもとずき、各岩石種に対するpH, 電導度, そして水質の型について表3-25にまとめる。また地下水ハンドブック(1979)において、比較的塩類濃度の低い地下水について岩質毎に水質の特徴をまとめており、表3-26に示す。表3-26中の水質の特徴を水質の型に書き換えると、

花崗岩, 流紋岩	—————	アルカリ炭酸塩型
玄武岩	—————	アルカリ土類炭酸塩型
シルト岩(泥岩)	—————	多様
片岩, 片麻岩	—————	アルカリ土類炭酸塩~アルカリ炭酸塩型

と表現することができる。今回の文献調査で得られた岩石種別の水質の型と比較すると、玄武岩を除いて整合している。この相違については、採水地点が海底トンネルであったこと、周囲の泥岩や凝灰岩と類似した水質を示すこと、そして玄武岩自身が堆積岩中の貫入岩脈であることから、得られた水質は玄武岩の岩質そのものを反映していない可能性がある。また凝灰岩については比較はできないが、今回の文献調査での採水地点も玄武岩と同様海底トンネル内であり、多数の海水起源の異常出水に遭遇しており、凝灰岩の岩質そのものを反映していない可能性がある。国内の凝灰岩の多くは珪長質であることから、凝灰岩中の水質は花崗岩や流紋岩に近いと考えられる。

以上のことから、今回対象とした地層を構成する各岩石種と水質の関係は、表3-27のようにまとめられる。

表3—23 各岩種における水質的特徴

	pH	電導度 ($\mu\text{mho/cm}$)	水質の型
花崗岩	7.6~8.0	140~167	アルカリ炭酸塩~アルカリ土類炭酸塩
流紋岩	6.2~7.4	—	アルカリ土類炭酸塩~アルカリ炭酸塩
玄武岩類	7.2~10.2	—	アルカリ非炭酸塩
頁岩	6.8~8.9	—	アルカリ非炭酸塩, アルカリ炭酸塩 (温泉)
泥岩	5.5~9.7	63~4960	アルカリ炭酸塩, アルカリ非炭酸塩
凝灰岩	5.9~10.5	—	アルカリ非炭酸塩
片麻岩	7.6~9.5	120~182	アルカリ炭酸塩
緑色片岩	5.8~6.0	308.5~673.5	—

表3—24 比較的塩類濃度の低い地下水に関する水質的特徴

岩 質	水 質 の 特 徴			
	pH	溶存成分濃度	主要溶存イオン	SiO ₂ 濃度
1 花崗岩、流紋岩	6.3-7.9	低い	Na ⁺ 、HCO ₃ ⁻	中位~高い
2 はんれい岩、玄武岩	6.7-8.5	中位	Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、HCO ₃ ⁻	高い
3 砂岩、アルコース、グレーワッケ	5.6-9.2	高い	Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、Na ⁺ 、HCO ₃ ⁻	低い~中位
4 シルト岩、砂岩	4.0-8.6	高い	Na ⁺ 、Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、HCO ₃ ⁻ 、SO ₄ ²⁻ 、Cl ⁻	低い~中位
5 石灰岩、(苦灰岩)	7.0-8.2	高い	Ca ²⁺ 、(Mg ²⁺)、HCO ₃ ⁻	低い
6 スレート、片岩、片麻岩	5.2-8.1	低い~中位	HCO ₃ ⁻ 、Ca ²⁺ 、Na ⁺	低い

この表は、Whiteら⁽⁹⁾の報告をBrownlow⁽¹¹⁾が要約したものである。(地下水ハンドブックから引用)

表 3—25 対象岩種中の地下水の水質総括表

地層を構成する岩石種		pH	水質の型
堆積岩	頁岩, 泥岩	5.5~9.7	アルカリ非炭酸塩~アルカリ炭酸塩型
	凝灰岩	5.9~10.5	アルカリ炭酸塩~アルカリ土類炭酸塩型
火成岩	花崗岩	7.6~8.0	アルカリ炭酸塩~アルカリ土類炭酸塩型
	流紋岩	6.2~7.4	アルカリ土類炭酸塩~アルカリ炭酸塩型
	輝緑岩 (玄武岩)	6.7~8.5	アルカリ土類炭酸塩型
変成岩	広域変成岩 (片麻岩 結晶片岩等)	5.8~9.5	アルカリ土類炭酸塩~アルカリ炭酸塩型

地下水の水質に関する参考文献

1. 六甲山地のトンネル湧水状況とその水質, 笠間太郎, 鶴巻道二: 応用地質, v. 12, No. 1, pp. 16-28, (1971)
2. 六甲山地のトンネル湧水と表流水の水質, 鶴巻道二: 施工技術, v. 6, No. 7, pp. 35-44, (1973)
3. 高レベル廃棄物の地層処分に関する調査・研究, 三菱金属株式会社: PNC-ZJ621-78-01, pp. 456-575, (1978)
4. 断層帯を伴う花崗岩に付随する地下水・湧水の水質について, 黒田和男, 坂巻幸雄, 望月常一, 小尾五明: 応用地質, v. 22, No. 1, pp. 118-131, (1981)
5. 富山県黒部高温岩体放熱量調査報告, 湯原浩三: 地質調査所月報, v. 32, No. 4, pp. 227-239 (1981)
6. 地下水の水質と地質—特に有馬層群について—, 日下譲, 辻治雄, 玉利祐三, 竹内慶行, 西田直也, 西村公男: 1982年度日本地球化学会年会講演要旨集, pp. 192, (1982)
7. 北海道の水資源—地下水を中心として—, 北海道立地下資源調査所: 北海道の地質と資源 IV, pp. 54, (1985)
8. 青函トンネル坑内水の地球化学的研究, 青山芳夫, 立松英信, 阿部弘, 松村宮吉: 鉄道技術研究報告, No. 1107, 36p., (1979)
9. 塩の字のつく地名とその地下水—とくに山形県寒河江市平塩地区の地下水について—, 加藤武雄: 地下水と井戸とポンプ, No. 9, pp. 2-9, (1983)
10. 紀伊半島中南部温泉水中のフッ素含有量, 阿部喜久男: 地質調査所月報, v. 37, No. 9, pp. 479-489, (1986)
11. 富山県西部丘陵地すべり地帯における陸水の水質, 高倉盛安, 木沢進, 藤森一郎: 工業用水, No. 163, pp. 32-43, (1972)
12. 東海地方東部地域における地震予知研究—地下水中のラドン自動連続観測とその結果についての考察—, 池田喜代治, 村下敏夫, 田口雄作, 井野盛夫: 地質調査所月報, v. 32, No. 3, pp. 151-166, (1981)
13. 日本の石油・天然ガス資源, 天然ガス鉱業会, 大陸棚石油開発協会: 455p., (1982)
青函トンネルにおける粘土鉱物と湧水水質に関する研究, 立松英信: 鉄道技術研究報告, No. 1256, 76p., (1984)

14. トンネル湧水の水質分析によるその発生形態同定について, 三木一美, 吉田甫: 土木学会論文報告集, No. 265, pp. 47-60, (1977)
15. 地下水ハンドブック, 地下水ハンドブック編集委員会: 株式会社建設産業調査会, 1537p. (1979)

3. 7 まとめ

地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討として、

地層の長期安定性

地下空洞の安定性

地層の物理的・化学的性質

地層の放射線による影響

地下水の物理的・化学的性質

について検討した。

地層の長期安定性：地層の長期安定性に関係する要因として、地層の侵食、断層活動、火山活動、隕石の衝突、隆起・沈降、気象による地層の破壊について検討した。地層の侵食、断層活動、火山活動、隆起・沈降、気象による地層の破壊などの要因は、サイト選定の段階で充分検討されるべきものであり、また、隕石の衝突を考慮したとしても、地層の持つ諸条件は人工バリアシステムの設計にほとんど影響を与えないものと思われる。

地下空洞の安定性：調査の対象とした地層の安定性について検討したが、極めて定性的ではあるが、地下500mの処分施設に処分孔を掘削しても、安定であることが判明した。

地層の物理的・化学的特性：地層の物理的・化学的特性として、岩石の化学的組成や収着性について検討した。岩石の化学的組成は、詳細に判明しているが、人工バリアシステムの設計に直接関係するものではない。むしろ地下水の性質に係っている。収着性については、これまでほとんどデータが採取されておらず、人工バリアシステムの設計に影響するのかどうか不明であった。

地層の熱的安定性：人工バリアシステム近辺の岩盤の温度上昇では、地層は極めて安定であることが判明した。

地層の放射線による影響：「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」では、ガラス固化体の放射線は遮蔽されるように設計したので、本研究からは除外した。

地下水の物理的・化学的特性：地下水の物理的・化学的特性に関係する要因として、調

対象地層の地下水の流速，地下水の水質を検討した。地下水の流速を予測したところ， $10^{-4}\sim 10^{-6}\text{m}/\text{y}$ であり，「人工バリアシステムの設計研究〔Ⅰ〕」で用いた値 $10^{-3}\text{m}/\text{y}$ より低く安全側であった。以上が，地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討結果であり，地層や地下水の基礎的データが不足しており，地層の種類により「人工バリアシステムの設計研究〔Ⅰ〕」で設計した人工バリアシステムを積極的に変更するべきであるという結果は得られなかった。

3. の文献

- 1) 日本国勢地図帳, 建設省国土地理院: 日本地図センター, (1977)
- 2) 岩盤地下空洞の設計と施工, 小野透, 他: 土木工学社, (1985)
- 3) 日本鉱業会誌, 日本鉱業会: 98 1128 巻, (1982)
- 4) 土木地質学, 大草重康: 朝倉書店, pp25~26, (1977 ~1984)
- 5) 高レベル廃棄物の地層処分に関する研究, 動燃事業団: (1977~1984)
- 6) 地学辞典, 平凡社: (1981)
- 7) 地盤工学における有限要素解析, 森正夫: 培風館, (1978)
- 8) 地学辞典, 平凡社: (1981)

4. 地層条件に応じた性能評価手法の検討

60年度に行った性能評価では、次のような前提条件のもとで、試算を実施した。

(1) 廃棄体に接触する地下水の化学的條件として、一般に想定される地下水のpH, Eh 範囲内で最も好ましくない場合を設定した。

(2) オーバーパックの健全性は、目標性能として最小限の要請である1000年で喪失とした。

これら保守的前提の基での試算から導かれた人工バリアシステムは、地下環境に関する現状知識の範囲内においては、ジェネリックな性格のものであり、前節までの検討において示されたように地層条件によりその安全性が脅かされることはないと考えられる。したがって、地層条件の人工バリアシステム性能に対する影響の評価は、保守的かつジェネリックに設定された諸条件をより現実的なものに変えるという作業の一環として捉えることができる。

このような考え方により、(1)、(2)の前提を見直すと、次の点が指摘できる。

(1) 地下水の化学的條件として設定したのは、岩体中の未擾乱のものであり、人工バリアとの相互作用が起こった後での性質の変化は考慮されていない。

(2) 人工バリアの性能及び天然バリアの特性については、把握しきれない部分が存在すると考えられるが、このような不確実性は考慮されていない。

したがって、従来の性能評価に次のような改良を施すことが、地層条件に応じた性能評価に必要といえる。

(1) 地層処分サイトに固有の条件、特に、人工バリアの性能に大きな影響を与える地層処分場近傍の地下水の化学的條件を評価し、より現実的な人工バリア性能の評価を行う。この際、人工バリアの構成要素が周辺の地下水の化学的條件に与える影響や、人工バリア要素間の化学的相互作用を評価する。

(2) 人工バリアの性能やサイトに固有な条件に含まれる不確実性が、人工バリアシステム

の性能に与える影響の程度を評価する。

(1)については、近年開発が進められつつある地球化学コードが有力な手段と成りうる。地球化学コードを用いることにより、複雑な系の中の物質の存在状態を定量的に予測することが可能となる。岩体中の未擾乱の地下水が緩衝材、オーバーパック、ガラス固化体と反応し、化学組成が変化した後の核種の溶存状態、固相としての析出を評価することができる。

また、安全評価モデルに組み入れられている分配係数はそれ自身は単純な概念であり、モデルとしての取り扱い上の簡便性を有している一方、その現象には複数の化学的プロセスが含まれる場合があり、更に各プロセスに対する影響因子の関わり方も単純ではないことが多い。地球化学コードはこのような分配係数へ理論的裏付けを与えることができ、更に、一部のコードでは、環境条件の変動に伴う分配係数の変化を予測することも可能である。

ただし、一部核種については、計算の基礎となる核種の溶解度、錯体の安定度定数、標準エンタルピー変化などの信頼性が乏しいという問題点がある。特に、データの取得における取り扱いが困難なアクチニドにおいてこれが顕著である。現在OECD/NEAにおいて、これらの熱力学データのレビューおよびデータ・ベース化が行われている。

(2)については、決定論的方法、統計的方法それぞれにおいて、開発が進められている。開発は、地層処分に限らず、原子炉の事故解析など大規模システムの性能評価全般を対象とし、近年活発に行われている。原理的には、不確実性に対する感度、さらに性能評価結果の有意性をも示すことができる可能性があるが、現状では、それを示すに十分な程度にまでは手法として確立されていない。

以上述べてきた性能評価に関する研究開発の現状及び趨勢から、地層条件に応じた人工バリアシステムの性能評価においては、当面、手法としての完成度が高い地球化学コードを導入し、評価を現実化することが有効と考えられる。ただし、併せて、計算の基礎となる熱力学的データの信頼性を向上させる努力が必要と考えられる。

あとがき

昭和60年度に実施した「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」において、海外の人工バリアシステムの性能目標を参考に設計基準を設定し、ガラス固化体、250mmの鋳鋼製のオーバーバック、30cmのNa-ベントナイトから成る人工バリアシステムを設計し、その性能を評価した。

本年度は、我が国の地層を対象に、

- ① 地層処分の対象地層の検討
- ② 人工バリアシステムに与える地層条件の検討
- ③ 地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の検討
- ④ 性能評価手法の検討

を行った。

地層が人工バリアシステムの設計に与える影響の要因として、

地層の長期安定性

地下空洞の安定性

地層の物理的・化学的性質

地層の放射線による影響

地下水の物理的・化学的性質

をあげ、我が国で地層処分の研究対象と成るとされる種々の地層について検討したが、地層や地下水の基礎的データが不足しており、地層の種類により「人工バリアシステムの設計研究〔I〕」で設計した人工バリアシステムを積極的に変更するべきであるという結果は得られなかった。

地層や地下水の基礎的データは、サイト特有のものであり、データの取得にはかなりの労力と時間が必要であろう。

地層条件に応じた人工バリアシステムの性能評価研究を進めるためには、地層や地下水の基礎的データの取得に努めるとともに、完成度が高い地球化学コードを導入し、性能評価研究をより現実化することが望まれる。

參考資料

参考資料 - 1

1. 諸外国における性能評価 (安全研究を含む) 研究に関する代表的な文献
1. Environmental Aspects of Commercial Radioactive Waste Management, Volume 1,2,3, of 3, DOE/ET-0029 (1979) 1.1-79
2. Final Environmental Impact Statement Waste Isolation Pilot Plant, DOE-EIS-0026, UC70 (1980) 2.1-61
3. Bedded-Salt Repository Analysis: Final Report, UCRL-15236 (1980) 3.1-106
4. Site Characterization Report for the Basalt Waste Isolation Project, DOE/RL 82-3 Volume 1. (1982) 4.1-50
5. Test Case Release Consequence Analysis for a Spent Fuel Repository in Bedded Salt, PNL-2782, UC-70 (1980) 5.1-49
6. Backfill Performance Requirements-Estimates from Transport Models, Nuclear Technology Vol.59 (1982) 6.1-24
7. Safety Assessment for Deep Underground Disposal Vault-Path ways Analysis, IAEA-SM-243/169 7.1-11
8. Preliminary Assessment of the Radiological Protection Aspects of Disposal of High-Level Waste in Geologic Formations, NRPB-R69 (1978) 8.1-31
9. High-Level Radioactive Waste from Light Water Reactors, Cohen, B.L, Reviews of Modern Physics. Vol.1 (1977) 9.1- 9
10. Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitriified High Level Reprocessing Waste, KBS, Steckholm, Sweden (1977) 10.1-25
11. Release Consequence Analysis for A Hypothetical Geologic Radioactive Waste Repository In Salt, INFCE/DEP.WG.7/16 (1979) 11.1-43
12. Release Consequence Analysis for A Hypothetical Geologic Radioactive Waste Repositoty in Hard Rock, INFCE/DEP.WG.7/21 (1979) 12.1-59
13. Environmental Impact Statement, Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046F (1979) 13.1-44
14. Technology for Commercial Radioactive Waste Management, DOE/ET-0028 (1979) 14.1-21
15. Potential Containment Failure Mechanisms and Their Consequences at a Radioactive Waste Repository in Bedded Salt in New Mexico, Claiborne, H.C. and Gera, F., PRNL-TM-4639 (1974) 15.1-23
16. Incentives for Partitioning High-Level Waste, H.C. Burkholder et al., Technology Vol.31, P.202, (1976) 16.1-34
17. Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management, Logan, S.E. and Berbano, M.C. EPA520/6-78-005 (1978) 17.1-24
18. Nuclear Waste Disposal: Can the Geologist Guarantee Isolation?, de Marsily, G. et al., Science, Vol.197, No.4303 (1977) 18.1-16
19. Long-Term Risk Assessment of Radioactive Waste Disposal in Geologic Formations, Girardi, F. et al., CEC, EUR 5902e (1977) 19.1-26

2. 文献の調査結果

(1) 文献 1. について

① 研究の目的

商業用原子炉から発生する使用済燃料を地層処分する場合の安全性を評価し、経済的、社会的、生物学的な影響を調査する。事故が発生した時にどの程度被曝するかを算定する。

② 核種漏洩の主要な要因

キャニスタ事故

地表施設において、フォークリフト運転員の過失により、フォークリフトよりキャニスタが落下する。

立坑でのキャニスタが落下

立坑でキャニスタが落下し、キャニスタが破損することにより、立坑に放射性核種が放出する。

隕石による地下処分施設の破壊

隕石の落下により処分施設の深度（600m）までとどくクレータが作られ、放射性棄物の1%が放出する

地下資源探査による事故

処分場を閉鎖してから、1,000年後に鉱物資源探査のための試錐により、1個のキャニスタの1/4が地表まで掘り出される。

地下処分施設の目れ目発生による浸水

2通りのシナリオを想定している。1つは、大きな割れ目が形成され、割れ目により浸水し、直ちに地表まで汚染された水が届き、近くの河川に流出する。もう1つは、割れ目から侵入した水はゆっくり地層中を伝わり、近くの河川に流出する。

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

隕石による地下処分施設の破壊

地下資源探査による事故

地下処分施設の目れ目発生による浸水

ということが出来る。

(2) 文献2. について

① 研究の目的

National Environmental Policy Act (NEPA) に基づき、放射性廃棄物の処分場であるWaste Isolation Pilot Plant (WIPP) に関し、環境に対する影響の調査を行う。事故解析においては、リスク評価ではなく、事故結果の解析を行う。

核種漏洩の主要な要因

通常操業時

キャニスタ表面の汚染

通常操業時

地表の廃棄物取扱施設の火災

廃棄物取扱施設でのキャニスタの破損

地下施設でのキャニスタの破損

地下施設での火災

長期漏洩のメカニズム

地下水による核種移行

人間による掘削

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

地下水による核種移行

人間による掘削

ということが出来る。

(3) 文献3. について

① 研究の目的

特定の処分場ではなく、一般的な処分場モデルを想定し、安全評価に用いる計算コードの実証と 漏洩シナリオによる結果の比較を行う。

② 核種漏洩の主要な要因

500 年間は健全と仮定し、核種漏洩の主要な要因を以下のものとした。

地下処分施設への地下水の侵入

キャニスタの腐食

使用済燃料の溶解

地下水による漏洩

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

地下処分施設への地下水の侵入

地下水による漏洩

ということが出来る。

(4) 文献4. について

① 研究の目的

Basalt Waste Isolation Project の長期性能について、次の4点を中心に評価した。

- ・ 処分場の性能で問題となる点を明らかにする。
- ・ 処分システム性能評価のために開発された手法の紹介
- ・ これまで行われてきたColumbia River Basalt中の処分施設の性能評価解析
- ・ Columbia River Basalt中の処分施設の性能評価解析

② 核種漏洩の主要な要因

断層のない玄武岩中の地下水流による核種移行

断層に沿う地下水流による核種移行

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

断層のない玄武岩中の地下水流による核種移行

断層に沿う地下水流による核種移行

ということが出来る。

(5) 文献5. について

① 研究の目的

地下処分施設の閉鎖後の安全評価方法を開発する。特に、本研究では、地下から生

物圏を経て人間の被曝量を計算するための、水理学的モデル、核種移行モデル、浸出モデルの開発を中心に行う。

② 核種漏洩の主要な要因

地震による断層の発生

断層に沿う地下水流による核種移行

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

地震による断層の発生

断層に沿う地下水流による核種移行

ということが出来る。

(6) 文献6. について

① 研究の目的

埋戻し材の機能を評価し、埋戻し材が地下処分施設の全体の閉じ込め性能に対しどの程度の貢献ができるか調査する。

② 核種漏洩の主要な要因

玄武岩中の地下水流による核種の移行

地震あるいは、立坑破損による地下水流による核種の移行

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

玄武岩中の地下水流による核種の移行

地震あるいは、立坑破損による地下水流による核種の移行

ということが出来る。

(7) 文献7. について

① 研究の目的

地下500～1,000mの深成岩中に建設された地下処分施設を仮定し、核種移行経路、発生事故の発生確率、食物連鎖による被曝量などを調査する。

② 核種漏洩の主要な要因

地中経路解析および漏洩発生確率解析を行っている。

地中漏洩解析においては、以下の要因をあげている。

キャニスタの健全期間（500年）後、地下水による漏洩

漏洩発生確率解析においては、以下の要因をあげている

人為的破壊

自然現象

地震

隕石

火山

氷河

侵食

熱応力による割れ目の発生

地下処分施設の建設に伴う割れ目の発生

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

地下水による漏洩

自然現象

地震

隕石

火山

氷河

侵食

熱応力による割れ目の発生

地下処分施設の建設に伴う割れ目の発生

ということが出来る。

(8) 文献 8. について

① 研究の目的

高レベル放射性廃棄物の地層処分サイト選定のための予備的な研究を行う。

② 核種漏洩の主要な要因

核種漏洩メカニズムを 4 グループに分類し評価する。

グループ〔Ⅰ〕 自然界の速い事象

隕石の衝突

火山活動

グループ〔Ⅱ〕 自然の地質的事象とプロセス

地震と断層の形成

侵食

気候の変化…氷河

隆起

沈降

グループ〔Ⅲ〕 地下処分施設建設による地質的事象とプロセス

熱的効果

放射線効果

機械的応力

グループ〔Ⅳ〕 人間の活動

核戦争

破壊行為

掘削

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

隕石の衝突

火山活動

地震と断層の形成

侵食

気候の変化…氷河

隆起

沈降

熱的效果

放射線効果

機械的応力

核戦争

破壊行為

掘削

ということができる。

(9) 文献9. について

① 研究の目的

高レベル放射性廃棄物に含まれる放射性核種の崩壊履歴を導き、高レベル放射性廃棄物の環境に与える影響を計算し、地下処分施設（600m）に埋設された高レベル放射性廃棄物が地表に漏洩するまでの時間と濃度を数100年間について計算する。

② 核種漏洩の主要な要因

地下水による核種の漏洩

隕石の衝突

火山活動

人間による掘削

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

地下水による核種の漏洩

隕石の衝突

火山活動

人間による掘削

ということができる。

(10) 文献10. について

① 研究の目的

KBS プロジェクトの目的は、

- 1) 高レベル放射性廃棄物や使用済燃料の取扱い、最終的に貯蔵する方法を示すこと
- 2) 高レベル放射性廃棄物屋使用済燃料の最終貯蔵サイトを示すこと
- 3) 高レベル放射性廃棄物や使用済燃料の取扱いおよび貯蔵の手順の安全性を示すこと

である。本研究は、高レベル放射性廃棄物ガラス固化体の固化プロセス、輸送、中間貯蔵などを含めた包括的な安全評価を行う。

② 核種漏洩の主要な要因

放射性核種の漏洩のプロセスを次の2つに区分して評価する。

・遅いプロセス

- キャニスタの破損
- キャニスタの腐食
- ガラス固化体の浸出
- 地下水による核種の移行

・速いプロセス

- 地震
- 隕石
- 戦争
- 人間による掘削

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

- キャニスタの破損
- キャニスタの腐食
- ガラス固化体の浸出
- 地下水による核種の移行
- 地震
- 隕石
- 人間による掘削

とすることができる。

(11) 文献11. について

① 研究の目的

想定される種々の核燃料サイクルから発生する放射性廃棄物を岩塩中に地層処分した場合の健康および安全への影響を評価し、比較する。

② 核種漏洩の主要な要因

通常の漏洩シナリオ

岩塩層を通して放射性廃棄物の帯水層への拡散

帯水層から河川への核種移行

異常事象発生による漏洩シナリオ

地下処分施設周辺の割れ目の存在

上部帯水層の高濃度塩水の流入

塩水による核種移行

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、岩塩層特有な要因であり、我が国には岩塩層が分布しないので、これらの要因は地層に関する要因としないこととする。

(12) 文献12. について

① 研究の目的

想定される種々の核燃料サイクルから発生する放射性廃棄物を花崗岩あるいは片麻岩に地層処分した場合の健康および安全への影響を評価し、比較する。

② 核種漏洩の主要な要因

廃棄物容器の破損

放射性廃棄物からの核種の浸出

地下水による核種移行

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

廃棄物容器の破損

放射性廃棄物からの核種の浸出

地下水による核種移行

ということが出来る。

(13) 文献13. について

① 研究の目的

National Environmental Impact Statement (NEIS) の勧告に従い、高レベル放射性廃棄物およびTRU 廃棄物の管理による影響を調査する。なお、本研究は、放射性廃棄物の管理戦略に資するもので、処理プロセスの選択と対象地層の選定、対象地層でのサイト調査、新型廃棄物管理技術の調査を含んでいる。

② 核種漏洩の主要な要因

核爆弾の衝撃

隕石の落下

掘削

岩塩（資源）の掘削

処分時における岩塩層の掘削

火山活動

洪水による地下処分施設の破壊

廃棄物容器の腐食

臨界

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

核爆弾の衝撃

隕石の落下

掘削

岩塩（資源）の掘削

火山活動

洪水による地下処分施設の破壊

廃棄物容器の腐食

ということが出来る。

(14) 文献14. について

① 研究の目的

National Environmental Impact Statement (NEIS) on Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046-D の補助として作成された。商業用軽水炉燃料サイクルから発生するHLW およびTRU の管理技術を規制するものである。

② 核種漏洩の主要な要因

地層に関連する要因は下記のものである。

隕石の衝突

試錐による掘削

資源としての採掘（岩塩のみ）

火山活動

地下水による核種移行

侵食

断層活動

(15) 文献15. について

① 研究の目的

New MexicoのBedded Salt に地下処分施設を建設した場合の人為的、地質的インパクトを系統的に評価するため、その発生確率、危険性、およびその対策について論じる。

② 核種漏洩の主要な要因

人為的喪失要因

サボタージュ

核戦争

試錐による掘削

地質的喪失要因

隕石の衝突

火山活動

断層の発生

侵食

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

隕石の衝突

火山活動

断層の発生

侵食

ということが出来る。

(16) 文献16. について

① 研究の目的

原子力発電所から発生する放射性廃棄物の安全な隔離を定める手法を確立し、高レベル放射性廃棄物の処分による処分サイト内の個人に対する50年間の集積線量を評価する。

② 核種漏洩の主要な要因

地質的な核種漏洩の要因を考慮せず、必ず放出されると仮定し、初期放出時間と浸出時間をパラメータとして地下水による核種漏洩を評価する。

(17) 文献17. について

① 研究の目的

EPA の要請により作成し、AMRAW (Assessment Method for Radioactive Waste) により、高レベル放射性廃棄物の地層処分による影響を評価する。

② 核種漏洩の主要な要因

隕石、断層、試錐の掘削による核種の漏洩も考慮しているが、主要な要因を地下水との接触による浸出としている。

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

隕石の衝突

断層

試錐による掘削

地下水による核種の移行

ということが出来る。

(18) 文献18. について

① 研究の目的

長半減期のかなり有害な放射性核種を対象として、地層処分の限界に関して議論する。

② 核種漏洩の主要な要因

放射性核種は、ガラス固化体から浸出し、地下水によって地表に移行する。

(19) 文献19. について

① 研究の目的

高レベル放射性廃棄物の地層（岩塩層）処分の長期的タスク評価を行う。

② 核種漏洩の主要な要因

固化体の健全性

破損に対する健全性 ……放射線損傷，内部からの熱的・機械的応力

浸出に対する健全性 ……地下水による浸出

岩塩層の安定性

隕石の衝突 ……処分場の破壊，不透水層の破損

地下水の流入 ……不透水層の損傷

廃棄物の発掘 ……バリアの喪失，隆起

以上の核種漏洩の主要な要因をみると、地層と関係するものは、

隕石の衝突

地下水の流入

廃棄物の掘り出し

ということが出来る。