

本資料は2001年11月30日付けで
登録区分変更する。 [技術展開部技術協力課]

配布限定

本資料は11年7-25日付けで
登録区分変更する。 [技術展開部技術協力課]

昭和55年度

高レベル廃棄物の地層処分に関する
リスク解析手法の調査研究報告書

昭和56年3月

財団法人 エネルギー総合工学研究所
The Institute of Applied Energy

この資料は動燃事業団が開発業務を進めるために限られた関係者だけに配布するものです。したがってその取扱いには充分注意を払って下さい。

なお、この資料の供覧、複製、転載、引用等には事業団の承認が必要です。

高レベル廃棄物の地層処分に関するリスク解析手法の調査研究

報 告 書*

渡辺武男**，近藤駿介***

黄 明彰***，下岡 浩****

要 旨

本研究の狙いは、日本の花崗岩体における地層処分に関するリスクの予備的解析を行い、その結果の考察により、日本における地層処分の問題領域を検討するものである。今年度の作業は、前年度に引き続き、次のような作業を行った。すなわち、

- (1) 放出シナリオに関する調査研究
- (2) 処分場近傍における熱影響の解析手法の検討
- (3) 放出増大事象による放出影響解析
- (4) 不確定性の検討
- (5) EC諸国におけるリスク解析の現状調査

本文は、5章と2つの付録からなっている。まず第1章では、地層処分のリスク解析の意義を述べた後、地層処分のリスク解析作業の特徴と既往の知見をまとめ、本研究の狙いと採用するアプローチを示している。また、この三年間（53年度～55年度）の作業において形成された地層処分のリスク解析に対する認識や考え方も取りまとめている。

第2章は、欧米諸国の文献により、処分場の閉鎖後、処分場から放射性核種が放出されるシナリオの分析の現状を調査し、その問題点や限界を考察するとともに、その研究の方向を把握しようとするものである。

第3章では、高レベル放射性廃棄物の地層処分に関するリスク解析を実施する上で、必要な処分場およびそれをとりまく花崗岩体の廃棄物の熱放出による温度上昇と、熱応力を求める手法の検討を行っている。本章で得られた非定常熱伝導と熱応力用計算手法（およびその計算コード）は、廃棄物処分のための、熱実験の解析に十分適用できるものと思われる。

第4章は、前年度の放出影響解析の作業に引き続き、放出増大事象の概念を導入し、それら事象に起因するリスクを考察しようとするものである。基準放出ケースによる放出影響（前年度の作業の結果）を増大せしめる事象（放出増大事象）について、その発生頻度ともたらず影響の大きさの2つの観点から検討を行い、自然事象のうち日本で特に問題になるのは断層の発生と火山活動であることを示している。このうち断層については、これがサイト近傍に発生する可能性は百万年という長い期間を考えれば無視できないが、もし発生してもその核種放出増大効果は限られたものであるとの解析を示した。火山活動についてはそれが単にサイトの温度上昇を招く程度でも考慮すべき影響をもたらすと解析されるので、今後サイトにおける火山活動の発生頻度の評価方法を研究する必要がある。

第5章は、本年度の研究の結論をまとめたものである。

付録Aでは、リスク解析に係わる重要な入力パラメータを評価し、リスク解析における不確定性の対策を考案するとともに、リスク解析結果の適用性に係わる因子を示している。

付録Bは、本研究グループのメンバーが、地層処分リスク解析に関する2つの国際会議に出席し、まとめた出席報告書の要約を示すものである。

* 本報告書は、(財)エネルギー総合工学研究所が、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。

** 東京大学名誉教授

*** (財)エネルギー総合工学研究所 研究嘱託(東京大学助教授)

**** (財)エネルギー総合工学研究所 研究員

目 次

まえがき	1
第1章 序 論	3
1.1 高レベル放射性廃棄物の対策	5
1.2 地層処分の安全性問題解決プロセス	5
1.3 リスク解析における従来の研究	12
1.4 本研究の狙い	18
1.5 記号表	20
1.6 参考文献	21
第2章 放出シナリオについて	25
2.1 基本的考え方	27
2.2 シナリオ分析における注意事項	30
2.3 現状調査および検討	33
2.4 展 望	41
2.5 参考文献	42
第3章 処分場近傍における熱影響の解析モデル	45
3.1 はじめに	47
3.2 処分場システムと固化体の概念	47
3.3 非定常熱伝導と熱応力計算の基礎方程式とその解法	61
3.4 非定常熱伝導と熱応力の計算結果とその検討	69
3.5 結 論	93
3.6 記 点 表	93
3.7 参考文献	95

第4章	放出増大事象による放出影響	97
4.1	はじめに	99
4.2	基準放出ケースによる放出影響 — レビュー —	99
4.3	放出増大事象の定義とその種類	110
4.4	放出増大事象による放出影響の推定法	112
4.5	放出増大事象のインパクトマトリクス	112
4.6	断層活動による放出影響	114
4.7	火山活動による放出影響	117
4.8	放出増大事象によるリスクの検討	123
4.9	参考文献	127
第5章	総括結論	131
付録A	リスク解析における不確定性	135
付録B	リスク解析に関する国際会議の出席報告書	143

図・表 目 次

第 1 章

図 1.1	処分の安全性についての一般的な問題解決プロセス	6
図 1.2	バリアシステム	7
図 1.3	処分場からの核種漏洩の原因事象	10
図 1.4	リスク解析の作業分割構造	11
表 1.1	I R G 報告書にレビューされたモデル研究例の表題	13
表 1.2	モデル研究例の評価モデルの組合せ	17

第 2 章

図 2.1	放出シナリオの概念	28
図 2.2	地層処分の安全評価期間と人間の建築プロジェクトの寿命との比較	31
図 2.3	高レベル放射性廃棄物の潜在的毒性の経時変化	32
表 2.1	地層処分システムの放出シナリオに関する研究例	33
表 2.2	主要な事象の累積発生確率	38
表 2.3	主な研究例におけるシナリオのランク	40
表 2.4	各シナリオの重要度	41

第 3 章

図 3.1	概念的な地質断面図	51
図 3.2	地質モデル図	51
図 3.3	処分場概念図(全体図)	52
図 3.4	処分場概念図(坑道図)	53
図 3.5	工学的処分坑	54
図 3.6	掘削処分孔	55
図 3.7	高レベル廃液の熱出力	57
図 3.8	高レベル廃液の放射能レベル	58

図 3.9	高速増殖炉が2,000年に導入された場合の再処理所要量	60
図 3.10	軸対称体の体素に関する熱平衡	68
図 3.11	軸対称体の差分法における熱平衡	68
図 3.12	軸対称応力状態における力の平衡	69
図 3.13	無限平板モデルの概念図	74
図 3.14	差分法による伝熱計算結果と解析解との比較	74
図 3.15	差分計算で用いた球形処分場の形状	75
図 3.16	球形処分場モデルの概念図	75
図 3.17	球形処分場の差分法による伝熱計算結果と解析解との比較	76
図 3.18	球形処分場の差分法による熱応力計算結果と解析解との比較	76
図 3.19	固化体モデルの概念図	77
図 3.20	2層処分場モデルの概念図	78
図 3.21	無限長棒モデルの概念図	79
図 3.22	無限長棒モデルによる固化体近傍の温度分布	80
図 3.23	無限長棒モデルによる固化体近傍の温度変化	80
図 3.24	平板モデルの概念図	81
図 3.25	帯列モデルの概念図	81
図 3.26	円板モデルの概念図	82
図 3.27	重ね合せモデルの概念図	82
図 3.28	円板モデルによる処分場中心部と縁辺部の温度変化	83
図 3.29	帯列モデルによる処分場内の温度分布	83
図 3.30	帯列モデルによる処分場近傍の温度分布	84
図 3.31	各モデルによる処分場内の温度変化結果の比較	84
図 3.32	重ね合せモデルによる冷却期間と固化体近傍の温度変化の変係	85
図 3.33	重ね合せモデルによる処分本数と固化体近傍の温度変化の関係	85
図 3.34	差分法による熱応力計算モデル	86
図 3.35	二層処分場における中心軸上の熱応力分布	87
図 3.36	二層処分場における地下1,000mの熱応力分布	87
図 3.37	二層処分場における地下950mの熱応力分布	88

図 3.38	二層処分場における熱応力 σ_r の分布	88
図 3.39	二層処分場における熱応力 σ_θ の分布	89
図 3.40	二層処分場における熱応力 σ_z の分布	89
図 3.41	二層処分場における熱応力 σ_{rz} の分布	90
図 3.42	二層処分場における熱応力変化-1	90
図 3.43	二層処分場における熱応力変化-2	91
図 3.44	二層処分場における熱応力変化-3	91
図 3.45	二層処分場における熱応力変化-4	92
表 3.1	高レベル放射性廃液の放射能と熱出力	56
表 3.2	高レベル放射性固化体の発生量	59
表 3.3	処分場における各材料の物性値	78

第 4 章

図 4.1	基準放出ケースの計算手順	100
図 4.2	処分サイトにおける定常流動系パターン	101
図 4.3	放射性核種の輸送経路	101
図 4.4	被曝の経路	103
図 4.5	重要な核種による放出影響の経時変化	105
図 4.6	固化体の浸出率と最大放出影響との関係	106
図 4.7	滞留因子と最大放出影響との関係	107
図 4.8	地下水の走行時間と最大放出影響との関係	109
図 4.9	Effect of Temperature on Leach Rate	111
図 4.10	The Fallout Due to Volcanic Explosion for the "10 ³ -Years - Phase"	119
図 4.11	火山噴火による核種の大気中に拡散する概念図	121
図 4.12	Relationship between $\lambda \bar{U}/Q$ and the Downwind Distance	122
図 4.13	Risk Profile for Volcanic Explosion through Repository-1	124
図 4.14	Risk Profile for Volcanic Explosion through Repository-2	125
図 4.15	Risk Profile for Release Enhancement Events	126

表 4.1	RADIS コードの主要なパラメータ	104
表 4.2	滞留因子の設定	108
表 4.3	REE Impact Matrix	113
表 4.4	放出増大事象による放出影響	127

付録 A

図 A・1	地層処分システムのリスク解析の概念	138
図 A・2	地層処分のリスク解析手順の流れ	142

まえがき

本研究は(財)エネルギー総合工学研究所が動力炉・核燃料開発事業団の委託を受けて、昭和55年7月より昭和56年3月にかけて実施したものである。本研究は下記のメンバーにより実施された。

実施責任者	山本 寛	(財)エネルギー総合工学研究所 所長)
実施者	近藤 駿介	(同研究所 研究嘱託)
	黄 明彰	(同 研究員)
	下岡 浩	(同 研究員)
	今川 正二	(同 副主任研究員)
	松井 一秋	(同 主任研究員)

実施にあたっては、広範な知識と判断を必要とするため、所内に下記の委員会をもち御意見をうかがった。

「高レベル廃棄物地層処分のリスク解析委員会」

委員長	渡辺 武男	(東京大学名誉教授)
委員	木村 敏雄	(東京大学教授)
	山口 梅太郎	(東京大学教授)
	山本 寛	(東京大学名誉教授)
	近藤 駿介	(東京大学助教授)

(順不同)

参加していただいた委員の先生方には、御多用ながら適切な御助言をいただき深く感謝します。

委員会を代表して 渡辺 武男

第1章 序 論

- 1.1 高レベル放射性廃棄物の対策
- 1.2 地層処分の安全性問題解決プロセス
- 1.3 リスク解析における従来の研究
- 1.4 本研究の狙い
- 1.5 記号表
- 1.6 参考文献

1.1 高レベル放射性廃棄物の対策

高レベル放射性廃棄物は、核燃料サイクルの方式によって、次のように分類・定義される。⁽¹⁾

① 使い棄て (once-through) 方式。

使用済核燃料

② 再処理方式

(a) 使用済核燃料の再処理施設における溶媒抽出第1サイクル装置の作業から生ずる液体廃棄物あるいは(b)それを固化したもの。

高レベル放射性廃棄物は、量的には、少ないが、半減期が長くかつ高い放射能を有しているので、基本的な考え方としては、環境汚染を防止する見地から、半永久的に生活圏から隔離し、安全に管理することが必要であると考えられ、高レベル放射性廃棄物(特に、再処理方式によるもの)を、安定な形態に固化し、一時貯蔵した後、処分することが提案されている。また、処分の方式としては、宇宙処分、地層処分、海洋底処分などが提案されているが、当面地層処分に重点を置くこととなると考えられている⁽²⁾。

地層処分は、放射性廃棄物を隔離すること(許容し得る範囲内で放射性廃棄物の生物圏からの遮断と定義する)⁽³⁾を目的として、地表から数百メートル以深の地層内に処分場(Repository)と呼ばれる地下構造物を設けて、放射性廃棄物を収納するものである。現在、各国とも、その実現可能性について研究開発を行っており、この処分方式の安全性についての評価も重要な項目となっている。⁽²⁾⁽⁴⁾

1.2 地層処分の安全性問題解決プロセス

地層処分の安全性についての一般的な問題解決プロセスとしては、図1-1の示すような設計—リスク解析—試験研究の繰り返しの作業プロセスであると考えられる。このうち、設計作業とリスク解析の考え方について以下に述べる。

(1) 設計作業

地層処分の安全性を確保するための設計戦略は、次のように考えられる。

(a) 人間と廃棄物との間に距離を置くこと。

放射線源から距離を置くことは、放射線防護の原則の一つであるが、地層処分は、高レベル放射性廃棄物を地層内という人の手の届き難いところに置くこと。

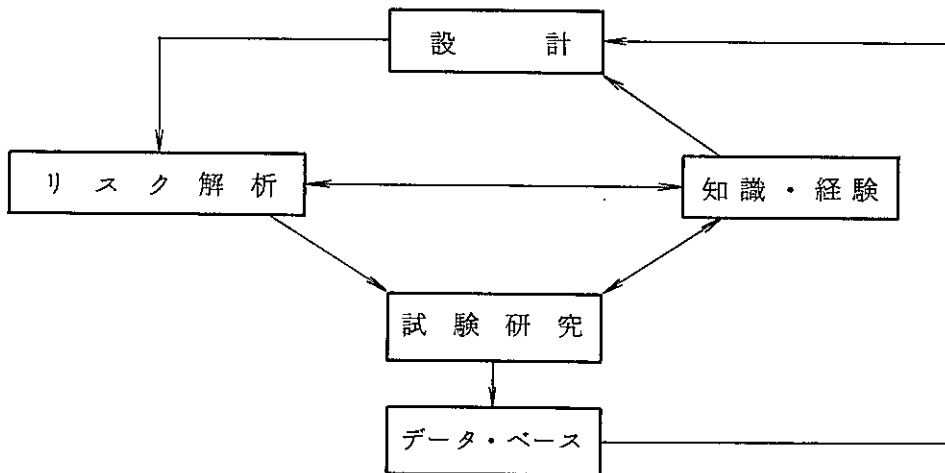


図 1.1 処分の安全性についての一般的な問題解決プロセス

(b) 人間と廃棄物との間に多重のバリア（Barriers, 障壁）を設けること。

地層処分の安全性は多重バリアの設計や工夫に大きく依存するものであると考えられている。⁽²⁾⁽⁵⁾ 多重バリアの概念は、次の通りである。⁽⁴⁾⁽⁵⁾（図 1-2 を参照）

(i) 第 1 バリア：高レベル放射性廃棄物固化体（Waste Form）

放射性廃棄物を調整し、高度な安全性や不溶解性をもつ固化体とする。

(ii) 第 2 バリア：格納容器（Container）

放射性廃棄物固化体を保護する容器。

一般には、キャニスターとそのオーバーパックを指す。このバリアは、固化体とその周辺環境との接触を遮断することを目的とする。第 1 バリアと合わせて、放射性廃棄物パッケージとも言われている。

(iii) 第 3 バリア：充填材（Backfilling）

透水性の小さい物質や吸着性の優れている物質、例えば、ベントナイト（Bentonite）などの粘土物質を廃棄物パッケージの周辺に充填し、核種の移動を防げる。

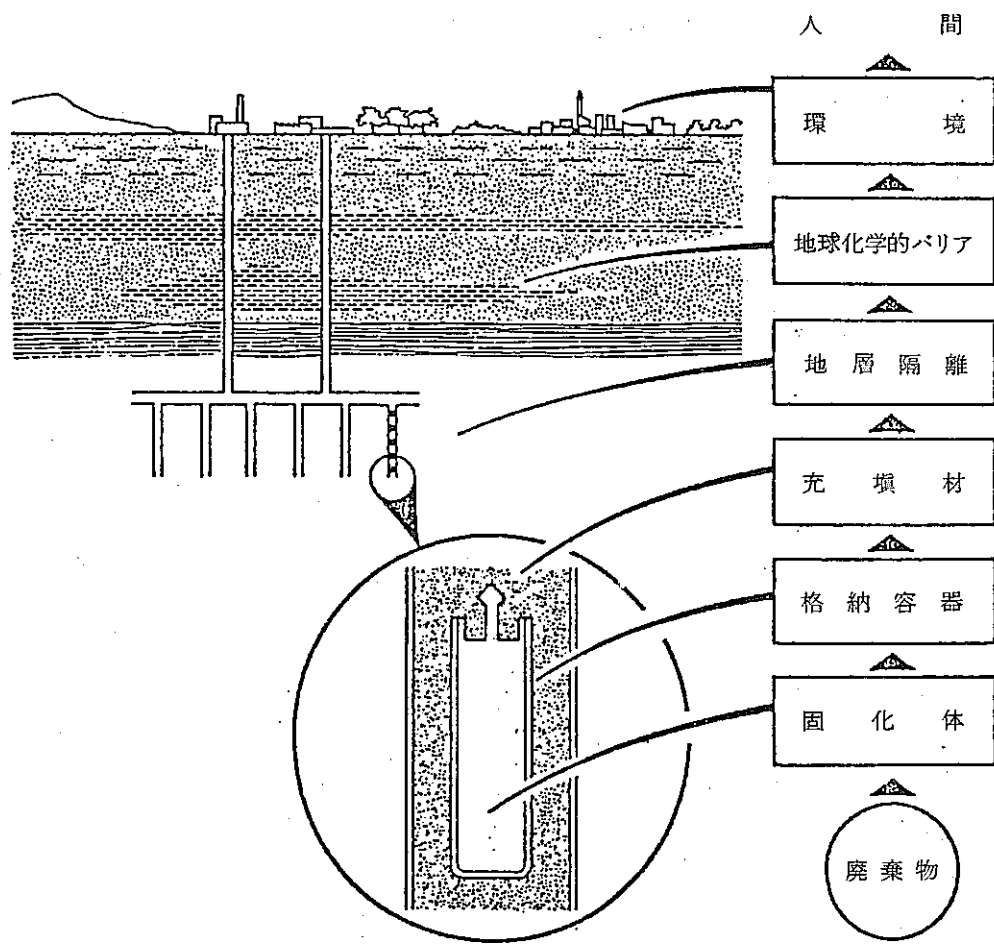


図 1.2 バリアシステム

これを充填材と言う。

第1, 第2バリアと合わせて, 人工バリア (artificial barriers) とも言われる。

(iv) 第4バリア: 地層隔離 (Geological Isolation)

地層の選定によって, 廃棄物と生物圏の接触可能性 (直接接触あるいは地下水による接触) を最小にする。

(v) 第5バリア: 地球化学的バリア (Geochemical Barrier)

地層の吸収能力 (イオン交換, 表面吸着, 沈澱・過剰作用など) により, 核種が地層内で滞留し, 従って, 生物圏までの移動時間が長くなる。この間, 核種が崩壊し, その危険性が減少する。

(vi) 第6バリア: 環境 (Environment)

上述のバリアによる防御にもかかわらず環境へ漏洩した核種は, 人間へ到達するまでに環境による希釈および分離によって, その影響が十分に小さくなることが期待される。第4, 第5バリアと合わせて, 自然バリア (natural barrier) と言われる。

これらのバリアを, 系統的に注意深く選定すれば, これらの諸要素は, 放射性核種が生活圏へ放出される可能性を減小するのに有効な, ある程度独立した人工と自然のバリアとなる。これによれば, 地層処分にも一種の多重防護 (あるいは深層防御) の思想が適用されていることになる。

(c) 隔離時間を確保すること

隔離時間は放射性廃棄物の潜在的危険性を減衰させる上での重要な制御因子であり, それを確保する観点からのバリア設計が必要である。例えば, 廃棄物の調整 (Conditioning) のほか, オーバパック・キャニスター技術の開発, 充填材の開発, グラウト技術の開発 (岩盤基礎補強用) などが, この観点から考えられている。

(d) バリアの安全裕度を取ること

バリアの性能を一定の期間保証するために, その設計にあたって, バリアの強度や性能に設計余裕を充分に取る。

(e) 処分サイトの適合性を考慮すること

長期間にわたる自然環境 (火山活動, 断層活動など) および人間の活動 (掘削, ポ

ーリングなど)がバリアに影響を与える可能性を小さくするために、処分サイトの選定に際して、その適合性を考慮する必要がある。

一般に、その項目は、次のように考えられる。⁽⁶⁾

- (i) 地勢
- (ii) 地殻構造上の安定性
- (iii) 処分する深さ
- (iv) 処分地層の大きさ
- (v) 地層の均質性
- (vi) 地層の割れ目
- (vii) 褶曲の存在
- (viii) 水含有量の大小
- (ix) 天然資源(人間活動の誘因)の賦存状況
- (x) 環境物質(地下水の移動を防げる物質、例えば、粘土層など)の介在
- (xi) 吸着容量(地球化学的バリアの性能)

以上の戦略に基づいて設計される地層処分施設は、一般に、地層処分システム(地層処分の目的があって、それを達成するためにつくられた諸要素、例えば、バリア要素の組み合わせである)と呼ばれる。しかし、このシステムは、普通の装置や工学システム(原子力プラントなど)のような、運転や修復の可能性を前提とするシステムと違って、処分場閉鎖後、完全に操作のできない対象となってしまう、自然環境の影響によってその状態が変化するので、それを工学システムと呼ぶより、むしろ自然システムというほうがふさわしいと考えられる。

このような地層処分システムの性能(performance)に影響を与える事象は、near fieldのものと、far fieldのものに分けられる(図 1.3を参照)。⁽⁷⁾ すなわち、前者(near field)の事象は、処分場内と、その近傍に起きる事象であり、それらは、廃棄物を収納している処分場の存在に起因する熱的、化学的、放射線的作用などが考えられる。そして、後者(far field)の事象は処分場の存在と無関係で広範囲にわたって起きる事象であり、それらは、火山活動、断層・地震活動、地殻変動、隕石衝突、人間的行為(掘削、ドリリングなど)などが考えられる。

これらの事象と地層処分システムとの相互作用は、時間と空間的に多種多様のフェー

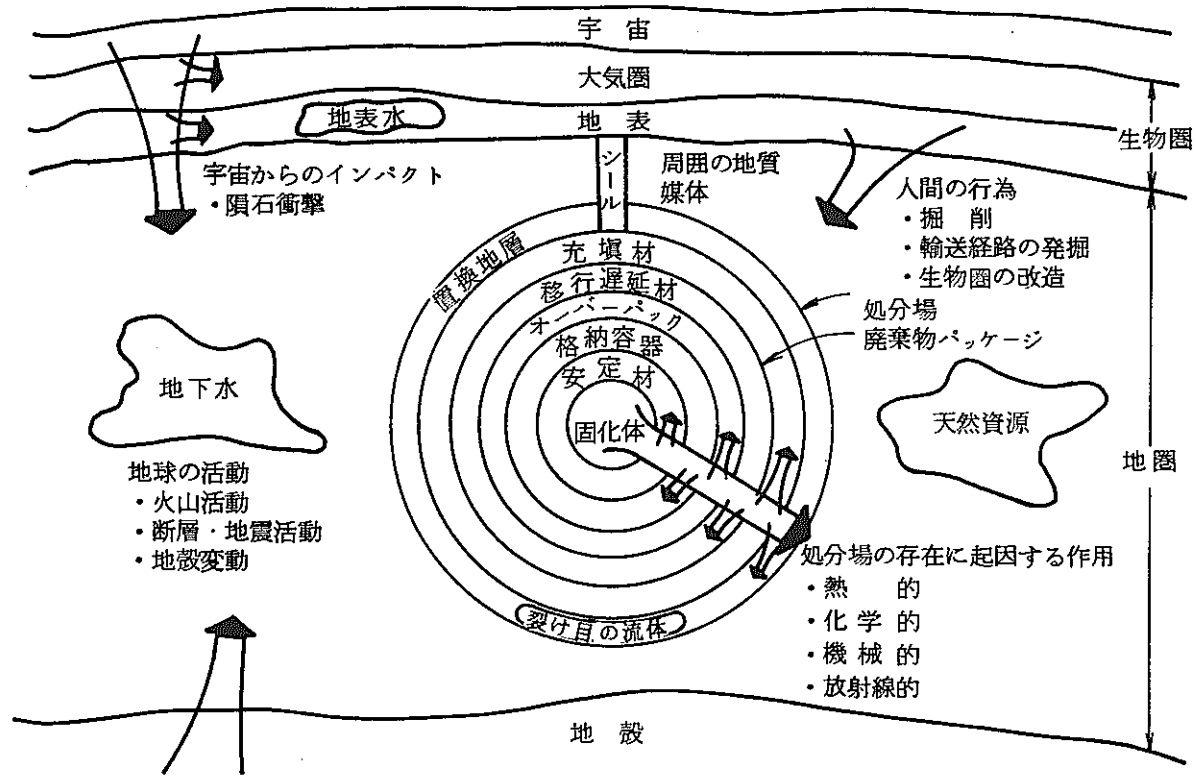


図 1.3 処分場からの核種漏洩の原因事象

ズ (phase) からなり、非常に複雑で、その解析は、科学的推理、工学的経験、直観などの組合わせに基づいて行なわれている。⁽²⁾

(2) リスク解析

一般的には、対象とする地層処分システムに関するリスク解析の作業分割構造 (Work Breakdown Structure) は図 1.4 のように考えられている。即ち、

(i) 不安全事故の発生シナリオの分析

この作業は、地層処分システムがいかなる不安全事故をもたらすかについて分析するものであり、フェイリア・モード解析 (Failure Mode Analysis) ともいわれている。⁽²⁾⁽⁹⁾ その目的は、放射性核種が処分場より放出し、周辺の地層を通過して生物圏に至る機構を明確にすることである。この作業の最も重要な部分は、多重バリアを備えた処分システムにおいて、廃棄物固化体から核種が放出し移動することが起こり得るようなシナリオを分析することにある。

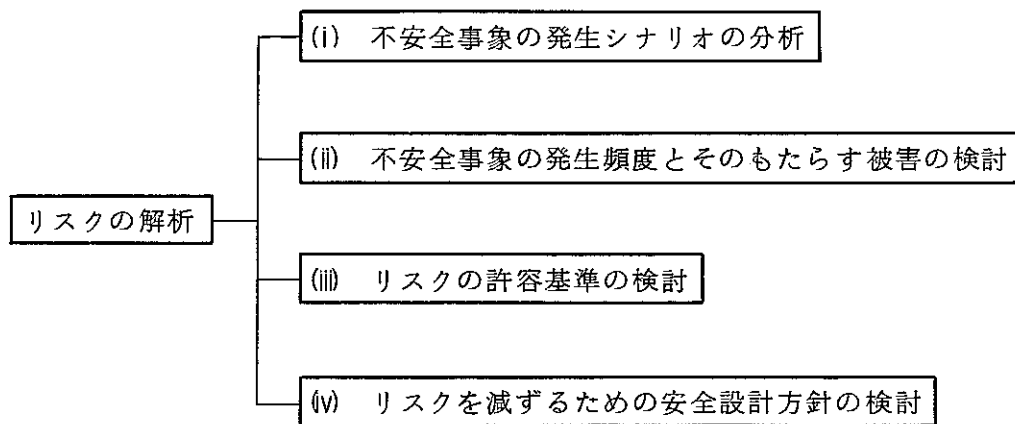


図 1.4 リスク解析の作業分割構造

(ii) 不安全事故の発生頻度とそのもたらす被害の検討

この作業は、上に見出されたシナリオの起り易さ (あるいは、起りにくさと言ってもよいが) を求め、同時にそうしたシナリオにより発生する被害の大きさを推定す

ることである。この起り易さ（難さ）を表現する手段としては、専門家の判断で単に起り得る、めったに起らない、起り得ないという程度の評価を使う場合（いわゆる Expert Opinion 法および Delphi 法）⁽¹¹⁾ から、システマチックな手段（フォールトツリー／イベントツリー解析、モンテカルロー法など）⁽¹¹⁾ を使う場合までである。

次に、被害の大きさの推定には、公衆の被曝などの被害を考えると、放出シナリオによる放射性核種のバリア通過量の推定、環境輸送メカニズムの検討とそのモデル化、そして具体的な処分サイト（specific site）についての輸送拡散シミュレーションの実施、被曝地点まで到達する核種濃度やその量の推定、食物連鎖の考慮および被曝計算などが必要となる。

(iii) リスクの許容基準の検討

この作業は、上述の作業で得られた発生確率と被害の大きさに基づいて、地層処分に関する技術や設計方針と受入れるか否かの判断を行うことであるが、これも具体的には受入れ基準を定めることで、多くの場合、すでに ICRP の勧告をはじめとして、いくつかの基本的ルールが用意されているので、それをどのような形で適用していくかが検討されることになる。

(iv) リスクを減ずるための安全設計の検討

この作業は、そうして得られたリスクと安全設計方針との関係の考察である。例えば、費用／便益分析（Cost/Benefit Analysis）などが具本的作業になる。

この作業を通じて、設計—リスク解析の繰り返しがなされ、ALARA（As Low As Reasonably Achievable）の原則を達成していくことになる。

1.3 リスク解析における従来の研究

ここで、本研究の主テーマであるリスク解析の現状を述べる。

高レベル放射性廃棄物の地層処分に関するリスク解析は、1970年代の初期に、欧米先進国で、いくつかの研究が開始されてから、その必要性が注目されている。特に、米国においては、カーター大統領の指示により、放射性廃棄物の処分に関する省庁間相互検討グループ（IRG: Interagency Review Group on Nuclear Waste Management）が設置

され、全面的に廃棄物管理の問題の洗い直しがなされ、1979年3月に報告書⁽²⁾が発表されたが、その中でリスク解析の必要性が強調されており、単なる一般的な検討に留まらず、実際のサイトについてリスク評価を行うことが必要であると述べられている。

このIRG報告書にレビューされた9つのモデル研究(表1.1を参照)は、処分後放射性核種の挙動に影響を及ぼす多数の水理地質学的、地球化学的、岩石力学的、工学的パラメータの相互関係及び重要性を評価している点で、非常に有益であり、また、このような研究は使用した境界条件及び入出力データの不確定性を明示しているため、その研究結果は、貴重であると評価されている。

これら9つのモデル研究は、現在まで行われてきた第1フェーズのリスク解析作業の一部であるが、それぞれは、第1フェーズの作業に共通の特徴は、次の通りである。

表1.1 IRG報告書にレビューされたモデル研究例の表題

研 究 例	国 別	論 文 表 題	文 献
1. H.C. Claiborne and F. Gera	米	Potential Containment Failure Mechanisms and Their Consequences at a Radioactive Waste Repository in Bedded Salt in New Mexico	14
2. H.C. Burkholder, M.O. Cloninger, D.A. Baker, and G. Jansen	米	Incentives for Partitioning High- Level Waste	15
3. H.C. Burkholder	米	Management Perspectives for Nuclear Fuel Cycle Wastes	16
4. B.L. Cohen	米	High-Level Radioactive Waste from Light Water Reactors	17
5. G. de Marsily, E. Ledouin A. Barbreau, and J. Margat	仏	Nuclear Waste Disposal: Can the Geologist Guarantee Isolation?	18
6. F. Girardi, G. Bertozzi, M. D' Alessandro	JRC, CEC	Long-Term Risk Assessment of Radioactive Waste Disposal in Geological Formations	5
7. M.D. Hill and P.D. Grimwood	英	Preliminary Assessment of the Radiological Protection Aspects of Disposal of High-Level Waste in Geologic Formations	19
8. Nuclear Fuel Safety Group (KBS)	スウェーデン	Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High-Level Reprocessing Waste	20
9. S.E. Logan, M.C. Berban	米	Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management	21

[特徴 1] 課題探索的な目的である。

[特徴 2] 単純で実行可能な手法である。

[特徴 3] 予備的な結果である。

このような地層処分のリスク解析を行うにあたって、次のようなモデルが必要となると考えられる。

- (i) 処分場モデル
- (ii) 核種インベントリの計算モデル
- (iii) 処分場の破損モデル
- (iv) 処分場破損発生確率の計算モデル
- (v) 固化体からの核種の浸出プロセスモデル
- (vi) 地圏における核種の輸送挙動シミュレーションモデル
- (vii) 生物圏における核種の輸送挙動シミュレーションモデル
- (viii) 被曝線量の計算モデル

以下に、これらの研究に使われているモデルの特徴を述べる。

(i) 処分場モデル

処分場のモデル化には、大きく分けて2つのレベルがある。1つは、処分場を特に具体的に想定するのではなく、単に特定の地層（例えば、岩塩層とか、花崗岩とか、あるいはその他）中のある場所に適当な空間の処分場を仮想してみるというアプローチであり、1つは、ある程度具体的に処分場の概念を与え、それによる環境条件への影響を考慮に入れるアプローチである。KBS⁽²⁰⁾やLoganら⁽²¹⁾の研究は後者のアプローチであるが、その他の研究は前者のアプローチである。

(ii) 核種のイベントリの計算モデル

計算モデルとしては、ORIGENコード⁽²²⁾がよく知られている。Hillら⁽¹⁹⁾は、その計算結果⁽⁹⁾を利用している。

(iii) 処分場の破損モデル

処分場の破損モードを決めるのに、2つのアプローチがある。1つは、設計基準事故（DBA）の思想に基づくいわゆるシナリオベースアプローチであり、1つはフォールト・ツリー解析に基づく、いわゆる確率論的アプローチである。Loganら⁽²¹⁾やGirardiら⁽⁵⁾は、後者のアプローチを試みたが、データの不足や共通原因故障の問題⁽²³⁾で、定性的

な結果しか得られなかった。その他は、前者のアプローチをとっている。

(iv) 処分場破壊の発生確率の計算モデル

決定論的なアプローチ(シナリオ・ベース)では、このモデルを特に必要としない。また、超長期にわたる共通原因故障(例えば、火山活動、断層活動などの自然災害、掘削、ボーリングなどの人間の影響などによるバリアの故障)についての情勢が、今のところ不十分であるので、フォールトツリー解析による定量的な計算結果はまだ利用できない。⁽⁴⁾

しかし、その代わりに、Claiborneらのモデル⁽¹⁴⁾が採用される。それによると、処分場における隕石の衝撃、火山噴火、断層の貫通などの発生が処分場破損の主要なメカニズムと仮定し、それら事象の時間、空間における一様分布を求めて、処分場破損の発生確率を検討する。

(v) 固化体からの核種の浸出プロセスモデル

固化体からの核種の浸出メカニズムは、拡散メカニズムと腐蝕メカニズムが支配的であるとされている。⁽²⁴⁾

多くの研究例では、腐蝕メカニズムにより、浸出モデルを構成している(Loganら⁽²¹⁾のモデルは、むしろ拡散メカニズムによるものである)。その主な仮定は、核種の浸出率が核種の種類によらないとしては、一定期間内の一様の浸出モデル(Burkholder⁽¹⁵⁾)と時間依存のモデル(指数型など)(Hillら⁽¹⁹⁾, Girardiら⁽⁵⁾)とがある。

(vi) 地圏における核種の輸送挙動シミュレーションモデル

現在よく知られている地圏における核種の輸送挙動に関する基本的方程式は、次式である。(記号について、1.5節の記号表を参照されたい)

$$\nabla \cdot (\bar{D} \nabla C_i) - \nabla \cdot (\vec{V} C_i) - \lambda_i K_i C_i = K_i \frac{\partial C_i}{\partial t}$$

この方程式を利用するためには、次のような仮定が必要である。

- (i) 地層は多孔質媒体である。
- (ii) 地下水の速度は一定である。
- (iii) 各核種と地層との吸脱着は吸着平衡理論に基づくイオン交換機構によるものである。

この方程式を解くに当たっては、現在、多くの場合、一次元の計算コードが利用されている。これは、課題探索のために必要なケース・スタディ(あるいは感度解析)を行う

場合、計算時間の短縮を考慮したためである。また、輸送現象に関するパラメータの不確定性が、非常に高いので⁽²⁵⁾、複雑な計算コード(二、三次元)を使うと、かえって出力の不確定性が増えるだけという欠陥もある。

Burkholder ら⁽¹⁵⁾に開発されたGETOUTコードは崩壊系列を考慮した一次元輸送方程式の解析解に基づくものである。(KBS⁽²⁰⁾もこのコードを利用している)が、それは多層構造をもつ多孔質媒体に適用できない欠点がある。一方、Hill ら⁽¹⁹⁾、deMarsily ら⁽¹⁸⁾では、差分法などの数値解法による、一次元の計算コードを開発した。このようなコードは、一般的な多孔質媒体や境界条件の考慮ができるというメリットがあるが、ケース・スタディに必要な計算時間の問題が残る。

(VII) 生物圏における核種の輸送挙動シミュレーションモデルおよび(VIII)被曝線量の計算モデル

このモデルは、基本的には、通常の原子力施設の安全解析でとられる方法と変わらない。しかし、その入力パラメータ(例えば、数千年後の生態系、人間の生活様式、人口の分布など)の不確定性が非常に高いので、複雑なモデルはまず必要がないと考えられる。

これらのモデルのうち、一番簡単なのは、Hill ら⁽¹⁹⁾、Cohen⁽¹⁷⁾が採用した飲料水による内部被曝の計算である。Girardi ら⁽⁵⁾は、飲料水のほか、野菜、肉、牛乳などの食物の摂取や空気の吸入による内部被曝も考慮した。Burkholder ら⁽¹⁵⁾、KBS⁽²⁰⁾、Logan ら⁽²¹⁾は、更に環境による外部被曝を考慮した。食物連鎖などの考慮は、現段階では、まだ行われていない。

以上、各研究に使われているモデルを表 1.2 に示す。

一方、リスク解析における第2フェーズの作業は、米国を中心に開始された(例えば、米国のNWTS計画: National Waste Terminal Storage Program)。このフェーズの作業は、地層処分に係わる諸現象の理解や、そのモデリング技術の改善などを目的とするものである。

表 1.2 モデル研究例の評価モデルの組合せ

研 究 例	対象とする地層	処分場モデル	バリアの破損モデル	発生確率の計算モデル	固化体の浸出モデル	地圏における輸送モデル	環境被曝線量の計算モデル
1. Claiborneら	岩塩層	一般的*	決定論的*	外力の発生頻度の推定	腐蝕** (時間依存)	なし	なし
2. Burkholderら	均質土壌 (特にアメリカ西部の砂漠地層)	一般的	決定論的	なし	腐蝕 (Band leaching)	一次元 (GETOUT)***	内部, 外部被曝の考慮
3. Burkholder							
4. Cohen	岩塩層	一般的	決定論的	なし	鉱石中のRa-226の浸出プロセスと同様	鉱石中のRa-226の輸送現象と同様	飲料水による内部被曝
5. deMarsily	限定していない	一般的	決定論的	なし	Band leaching	一次元	なし
6. Girardiら	岩塩層	一般的	確率論的	フォールトツリー解析	同1	なし (直接放出)	食物, 飲料水による内部被曝
7. Hillら	結晶質岩石	一般的	決定論的	なし	同1	一次元 (FACSIMILE)	飲料水による内部被曝
8. KBS	花崗岩	具体的	決定論的	なし	同2	一次元 (GETOUT)	内部, 外部被曝の考慮
9. Loganら	岩塩層	具体的	確率論的	フォールトツリー解析	拡散	一次元 (AMRAW)	同上

* 本文を参照

** 腐蝕メカニズムに基づくモデル

*** コード名

1.4 本研究の狙い

地層処分におけるリスク解析の問題は次のような特徴をもっていると考えられる。⁽⁴⁾

- [特徴1] 非常に長い期間についての安全性を立証しなければならない。
- [特徴2] 地層処分システムの設計・解析に必要なデータ・ベースが不十分である。
- [特徴3] 解析に必要な知識・経験がさまざまな学問分野に關与している。
- [特徴4] 核エネルギーの利用に起因するリスクに対する心理的偏見がある。

解析作業が以上のような特徴をもつ故に、今後、わが国が地層処分を行うものとするれば、地層処分に関するリスクの少なくとも予備的な解析を早急に求め、⁽⁴⁾⁽¹³⁾ 前述した設計-解析のサイクルを開始させることが必要である。特に、原子力エネルギーの利用とその規模の拡大を考えられている日本にとって必須であると考えられている。

一方、日本列島は、世界でもめずらしい島弧が交差した地質構造を有し、プレートテクトニクスなどの影響によって、複雑な地殻変動を受け、概して不安定な構造となっている。また、世界でも有数の地震国であり、その成因については意見の分れる所であるが、プレート、活断層などの影響が考えられている。その観点から、日本における地層処分の条件を早期に明確にすることが望ましい。

そこで、本研究は

- (1) 日本における地層処分に関するリスクの予備的な解析を求める。
- (2) その結果の考察により、日本における地層処分の問題領域を検討する。

ことを目的に

- (1) 日本の花崗岩体における地層処分場に関する予備的な設計
- (2) 地層処分に起因するリスクの推定およびその検討。
- (3) 地層処分のリスクに寄与する主要な原因事象およびバリアの設計パラメータの同定。
- (4) 日本の花崗岩体における地層処分の条件と問題領域の検討。

などの作業を行うものである。

この方針に従って、過去（53～54年度）に行われた作業は、

- (1) 日本のある地域の花崗岩体を対象とする概念的な地層処分システムの検討を行い、基準処分サイトを想定し、処分場モデルの設計パラメータを検討する（昭和53年、54年度の作業）

- (2) 基準処分サイトの概念図において、フォールトツリー解析手法により、処分後、処分場から人間環境への可能な核種放出経路を求め、その経路を発生させる原因事象を同定し、それら原因事象の発生頻度を推定するとともに、主要な核種放出経路を選定する — Far fieldの放出シナリオの選定（昭和53年度の作業）。
 - (3) 処分場近傍（Near field）における温度分布を求める予備的な計算（昭和54年度の作業）
 - (4) 通常時、評価すべき基準放出ケースを設定し、それによるリスクを推定する。このために、地下水による核種輸送計算コードと被曝線計算コードを作成し、必要な入力パラメータを検討する。（昭和54年度の作業）。
 - (5) 基準放出ケースの入力パラメータについて、感度解析を行い、基準放出ケースのリスクに寄与する主要な入力パラメータを同定する。（昭和54年度の作業）。
- ものであり、今年度（55年度）は、
- (1) 基準放出ケースの主要な入力パラメータに影響を与える原因事象〔放出増大事象（Release Enhancement Events；REEs）と定義する〕とその影響度を解析し、その発生頻度を53年度の作業から求め、それによって原因事象の重要度を評価する。
 - (2) 基準放出ケースに対する主要な放出増大事象の影響を推定し、それに起因するリスクの検討を行う。
 - (3) 放出シナリオ解析における不確定性を分析する。
 - (4) 以上に求められたリスクに関する予備的な評価を行い、日本の花崗岩体における地層処分の条件とリスク減少の方策を含めた問題領域を検討する。
 - (5) 放出シナリオについての調査を行う。
 - (6) 処分場近傍における熱影響の解析手法を検討する。
- などの作業を行った。

1.5 記号表

$$\vec{\nabla} : \left(= \vec{i} \frac{\partial}{\partial x} + \vec{j} \frac{\partial}{\partial y} + \vec{k} \frac{\partial}{\partial z} \right)$$

\vec{i} : x 軸方向の単位ベクトル

\vec{j} : y 軸方向の単位ベクトル

\vec{k} : z 軸方向の単位ベクトル

\vec{V} : 地下水の速度ベクトル

C_i : 地下水における i 番目の核種の濃度

λ_i : i 番目の核種の崩壊定数

K_i : i 番目の核種の滞留因子

t : 処分後の時間

\bar{D} : 地質媒体の分散テンソル (昭和54年度の報告書を参照)

1.6 参考文献

- (1) " Objective, Concept And Strategies For The Management Of Radioactive Waste Arising From Nuclear Power Programmes", OECD-NEA, 1977
- (2) The Interagency Review Group On Nuclear Waste Management, " Report To The President By The Interagency Review Group On Nuclear Waste Management", March 1979, TID-29442
- (3) Nuclear Regulatory Commission : " 10CFR60 Technical Criteria For Regulating Geologic Disposal Of High-Level Radioactive Waste--Advanced Notice Of Proposal Rulemaking ", Federal Register (45FR31393), Office of Federal Register, Washington, D.C. (1980)
- (4) F.Girardi, G. de Marsily, " Risk Analysis Of Geological Disposal Of Radioactive Waste ", in Radioactive Waste Management and Disposal, Edited by R. Simon and S. Orłowski, Proc. of the 1st EC Conference, Luxembourg, May 20-23, 1980
- (5) Girardi, F., Bertozzi, G., and D'Alessandro, M., "Long-Term Risk Assessment Of Radioactive Waste Disposal In Geological Formations," Commission of the European Communities, EUR 5902.e, Ispra, Italy, 1977.
- (6) IAEA: "Site Selection Factors Of Repositories Of Solid High Level And Alpha-Bearing Wastes In Geologic Formations", IAEA Tech. Rep., Ser. No. 177, 1977
- (7) H. C. Burkholder, " The Waste Isolation Performance Assessment Program ", TANSO 33, 1979
- (8) Reactor Safety Study - An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, U.S. Nuclear Regulatory Commission, WASH-1400 (NUREG-75/014), October 1975.
- (9) Schneider, K. J. and A. M. Platt, eds, " High-Level Radioactive Waste Management Alternatives", Battelle-Pacific Northwest Laboratories, BNWL-1900, May 1974.

- (10) " HTGR Accident Initiation And Progression Analysis Status Report ", GA-A13617, October 1975.
- (11) A. Brandstetter et al. " Waste Isolation Safety Assessment Program Technical Progress Report For FY-1978 ", PNL-2874, July 1979.
- (12) W. M. Hewitt, N. J. Dayem, " A Process For Proving The Long Term Safety Of Deep Geologic Repositories ", TANSO 34, 1980
- (13) J. D. Bredehoeft et al. " Geologic Disposal Of High-Level Radioactive Wastes: Earth -Science Perspectives ", Geological Survey Circular 779, 1978.
- (14) H. C. Clairborne and F., Gera, "Potential Containment Failure Mechanisms And Their Consequences At A Radioactive Waste Repository In Bedded Salt In New Mexico", ORNL-TM-4639, Oak Ridge, TN (1974).
- (15) H. C. Burkholder, M. O. Cloninger, D. A. Baker, and G. Jansen, " Incentives For Partitioning High -Level Waste ", Nuclear Technology, 31, 202 (1976).
- (16) H. C. Burkholder, " Management Perspectives For Nuclear Fuel Cycle Wastes", Nuclear Waste Management and Transportation Quarterly Progress Report January through March 1976, BNWL- 2029, Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA (1976).
- (17) B. L. Cohen, " High -Level Radioactive Waste From Light Water Reactors", Reviews of Modern Physics, 49, 1 (1977).
- (18) G. de Marsily, E. Ledouns, A. Barbreau, and J. Margat, " Nuclear Waste Disposal : Can The Geologist Guarantee Isolation? ", Science, 197 519 (1977).
- (19) M. D. Hill and P. D. Grimwood, " Preliminary Assesment Of The Radiological Protection Aspects Of Disposal Of High -Level Waste In Geologic Formations ", NRPB-R69, National Radiological Protection Board, Harwell, U. K. (1978).
- (20) Nuclear Fuel Safety Group, " Handling Of Spent Nuclear Fuel And Final Storage Of Vitrified High- Level Reprocessing Waste, " Karn- Bransle- Sakerhet, Stockholm, Sweden (1978).

- (21) S. E. Logan and M. C. Berban, "Development And Application Of A Risk Assessment Method For Radioactive Waste Management", EPA 520/6-78-005 U. S. Environmental Protection Agency Office of Radiation Programs; Washington, DC (1978).
- (22) M. J. Bell, "ORIGEN - The ORNL Isotope Generation And Depletion Code ", ORNL - 4628, 1973
- (23) H. W. Lewis et al., " Risk Assessment Review Group Report To The U. S. Nuclear Regulatory Commission ", NUREG/CR - 0400, 1978
- (24) Mendel, J. E., Program plan for comprehensive characterisation of solidified high-level waste. Richland, Washington, Battelle Pacific Northwest Laboratories, BNWL - 1940 (1975)
- (25) D. E. Evenson et al. " Process And Parameters Involved In Modelling Radio-nuclide Transport From Bedded Salt Repositories ", UCRL-15095, July 1979

第2章 放出シナリオについて

- 2.1 基本的考え方
- 2.2 シナリオ分析における注意事項
- 2.3 現状調査および検討
- 2.4 展 望
- 2.5 参考文献

2.1 基本的考え方

2.1.1 シナリオ分析の定義と目的

一般に、放出シナリオ (Release Scenario) は、処分システムのフェイリア (Failure) に至る、物理的に可能な事象の仮定したシーケンスであると定義され、それに基づいて、次のことを目的とする分析が放出シナリオ分析 (Release Scenario Analysis) といわれる。⁽¹⁾

- (1) 処分場から人間環境への核種の放出および輸送をもたらす、あるいはそれに影響を与える現象の定義や発見
- (2) これら現象の発生確率の推定
- (3) 放出影響分析 (Release Consequence Analysis) を行なうために必要な入力データの収集。

2.1.2 考慮すべき現象あるいはシナリオ

シナリオ分析の作業は、図 2.1 のように、2つの部分に分けられる⁽²⁾。すなわち、第1の作業では、処分場周辺の水理地質学システム (hydrogeologic system) の状態変化をもたらす原因事象、例えば、火山活動、断層・地震活動、侵蝕などの事象を発見し、第2の作業では、処分場内の放射性廃棄物の周辺岩体への放出に至る処分場システムの破損状態、例えば、断層・地震活動、腐蝕作用によるキャニスターの破損、充填材の機能喪失などの状態を同定する。

一般に、処分場からの核種漏洩の原因事象は、図 1.3 のように、次の4つの種類に分けられる⁽⁵⁾。

- (1) 宇宙からのインパクト
隕石衝撃 (太陽系あるいは太陽系以外から)
- (2) 地球の活動に起因する原因事象
熱的 , 例えば火山活動など

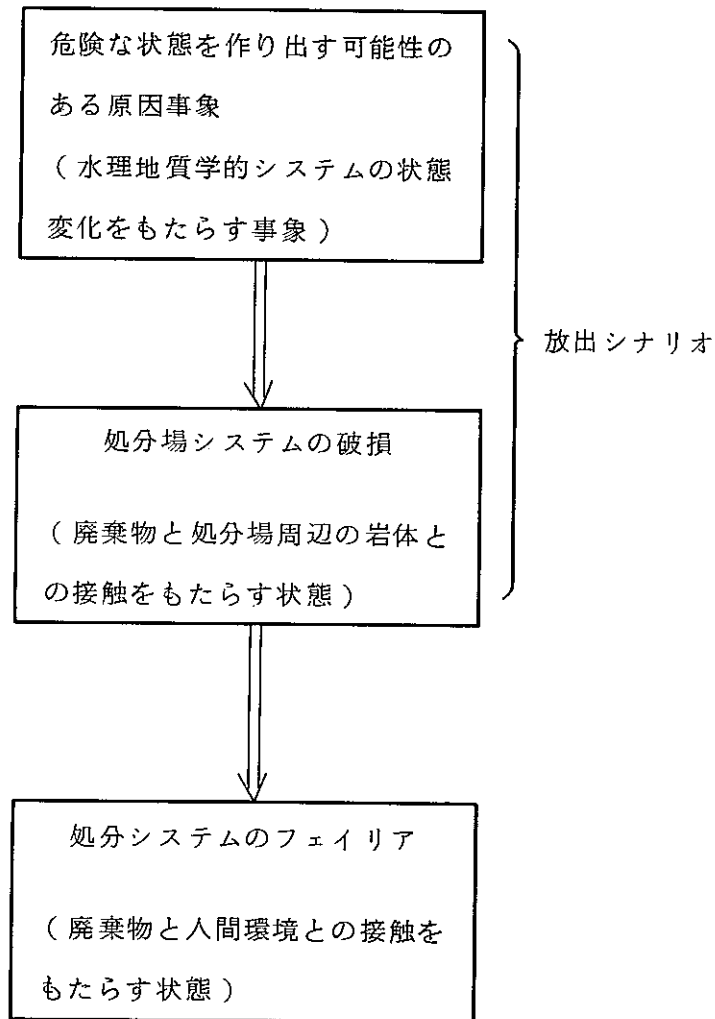


図 2.1 放出シナリオの概念

- 重力的, 例えば, 氷河作用など
 - 機械力, 例えば, 地殻変動, 断層・地震活動など
- (3) 人間の行為に起因する原因事象
- 発掘
 - 輸送経路の掘削
 - 生物圏の改造
- (4) 処分場の存在に起因する作用
- 熱的, 例えば, 廃棄物の崩壊熱
 - 機械的, 例えば, 熱応力

・化学的 ， 例えば， 腐蝕

・放射線的， 例えば， 放射線の作用による処分場のバリアの材質の変化

以上，(1)～(3)の作用は，処分場の外部から作用するものであり，far field の原因事象といわれる。これに対し，(4)の作用は，完全に処分場内の廃棄物の存在に起因する事象であり，near field の原因事象といわれる。

2.1.3 シナリオ分析の手法

これらの原因事象とそれに起因する処分システムの破損状態を発見するために，一般に，次のような手法がよく利用される⁽³⁾。

すなわち，

(1) 専門家の意見や分析

地球物理，地球化学などに関する知識がまだ十分でない現状では，地層処分の問題解決に参与している専門家グループの意見や分析は，放出シナリオを決定するのに，もっとも直接的な方法であり，現在でもよく使われている方法である。

(2) フォールト／イベントツリー分析 (Fault/Event Tree Analysis)

この手法は，軽水炉のリスク解析の分野では，有効な手法であるが，地層処分の分野では，フィードバックの存在や共通要素の存在のため，必ずしも，その手法の特徴を生して利用する例はない。

(3) シミュレーション分析

処分システムの状態方程式を各種の原因事象の作用を考慮して明確な形で表現し，その計算機シミュレーションにより，処分システムの状態変化を把握する手法であり，もっとも合理的なアプローチであるが，システム方程式を確立するのに多くの労力を要する。現在，いくつかのシミュレーション分析しか行なわれている。

2.2 シナリオ分析における注意事項

(1) フェイリア (Failure) という概念⁽³⁾

地層処分の評価には "Failure" という用語がよく使われている。しかし、この用語の取扱いには、注意が必要である。

地層処分の場合、対象とするのが、自然システムなので、いわゆる "Failure" を経験することはない。もしこの場合、使うとすれば、それは当初予定していた標準に満たなくなる、という意味においてのみであろう。

(2) シナリオ分析における Time - Cut

一般に、地層処分の性能評価期間は、図 2.2 の示すように⁽²⁾、 10^6 年間とされているが、この超長期における人間の行為、気候変化、地質現象の活動に関する仮定には、あまりにも不確定性要素が多くて、非科学的な作業になりがちである。例えば集団線量 (mam rem) を計算すると主として数十万年位経って出てくるものもあるので、1 万年から 10 万年よりも 10 万年から 100 万年がはるかに大きなウェイトをもつことから、計算結果を使って何かを決めるには、10 万年位で計算を切っておかないと本来不確定性の多い 50 万～100 万年の様相に支配された決定を行ってしまうことになり、これは明らかに不合理である。

そこで、どこかで切るべきという考え方は、最近、認識されているが、どこで切るべきかは、各国の定めることである。例えば、西ドイツ (H. W. Levi)⁽⁶⁾ の場合には、高レベル放射性の潜在的毒性 (BHP など) の経時変化 (図 2.3 参照) を見て、 10^3 ないし 10^4 年の期間が、意味のあるものと主張されている。

(3) 一般シナリオ (generic scenario)

過去においては地層処分の可能性を示すのに一般シナリオが有効であった。

しかし、サイトが確定すればするほど、より現実的なシナリオが入手されることになる。その意味でサイトが確立すれば、一般シナリオの必要性は薄れてくることに注意しなければならない。

(4) シナリオ分析の利用とその公衆への表現

放出シナリオ分析はシステム全体の性能評価の一部の仕事であり、研究の優先順位やサイトの選択、設計などに使える。

この場合、システム全体の簡単でもよいから全般的な分析があるべきである。

公衆もシナリオ分析に対してその専門家と同様の確信をもつべきである。また、その結果を公衆に、そのまま提出することにはなお問題とする向きがあるが、もし公開するならば、いつも注意深く分りやすく、日常的な経験に即して提示されるべきで、特に低い確率事象についての説明には注意が必要である。

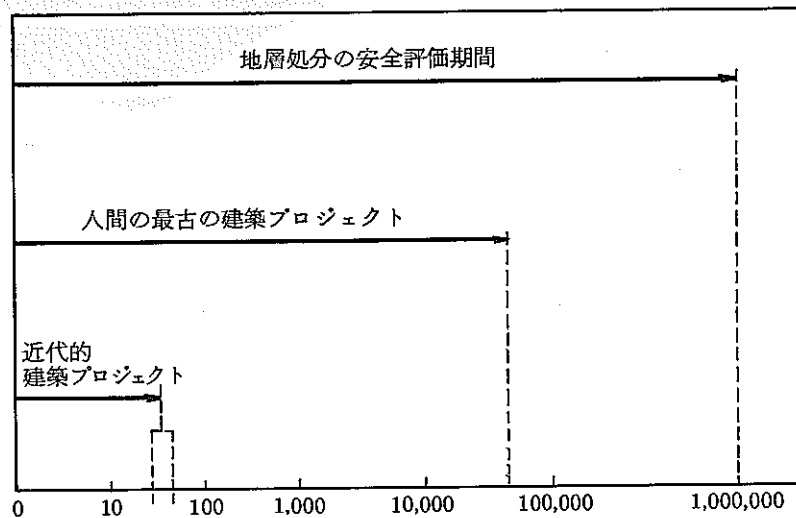


図 2.2 地層処分の安全評価期間と人間の建築プロジェクトの寿命との比較

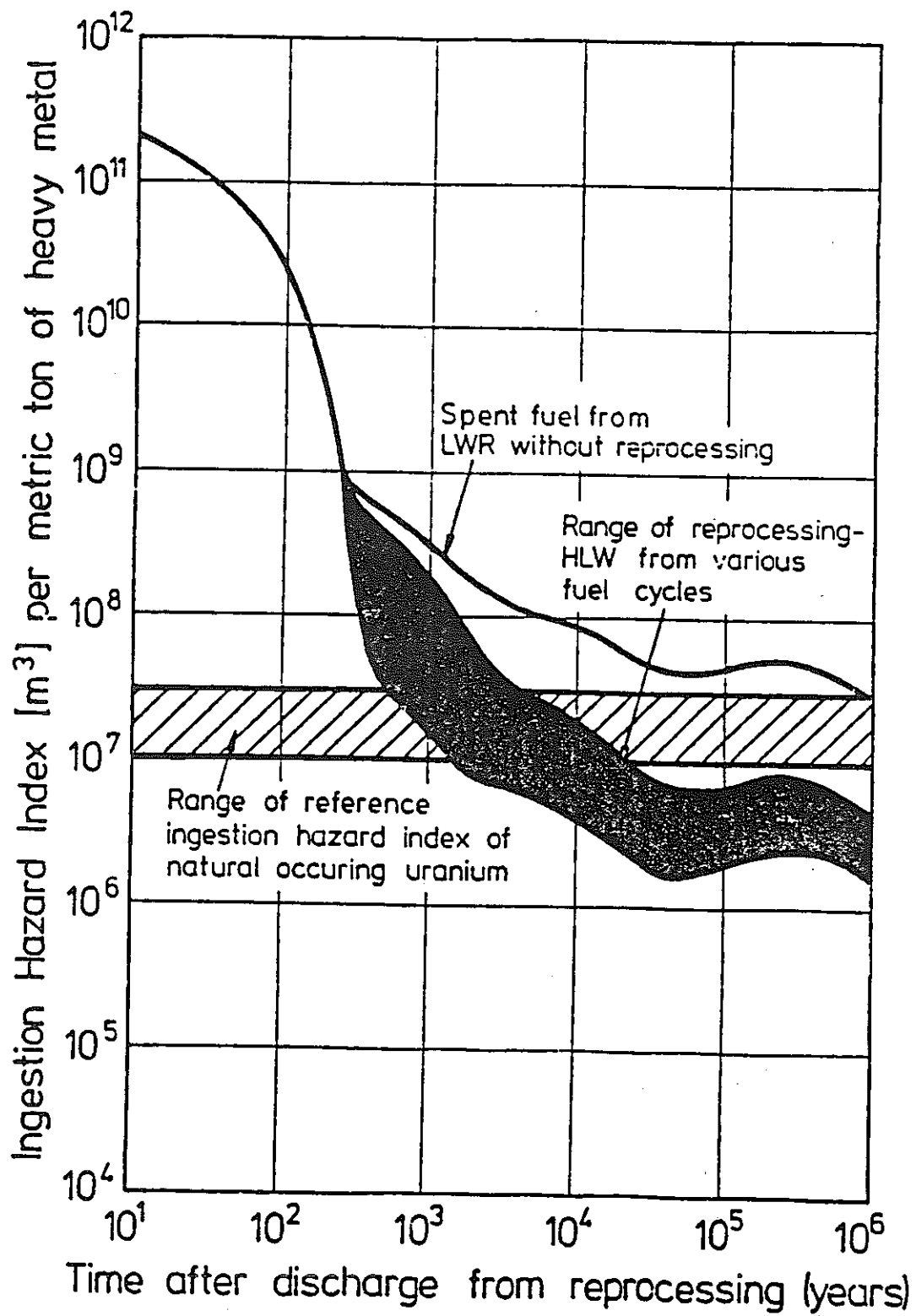


図 2.3 高レベル放射性廃棄物の潜在的毒性 (BHP) の経時変化

2.3 現状調査および検討

欧米諸国における地層処分システムに関するリスク解析の主な研究により放出シナリオの項目について調査し、その結果を表 2.1, 表 2.2 のようにまとめた。但し、シナリオの発生頻度は報告された数値のオーダーで表されている⁽³⁾。

表 2.3 は、表 2.1, 表 2.2 に基づいて各処分対象に対する各シナリオの重要度を示すものである。

表 2.4 は、各シナリオの重要度を示すものである。

これから、各シナリオの重要度に対する認識は、欧米諸国の主な研究とほぼ同じであることがわかる。但し、わが国は、火山および火山活動の影響を受けている地域がかなり大きいので、火山活動についてのデータ・ベースの整備を行う必要があると考えている。

表 2.1 地層処分システムの放出シナリオに関する研究例 ($\frac{1}{5}$)

研究例	対象とする地層	解析方法	放出シナリオ	発生頻度 ($\frac{1}{yr}$)
(1) Claiborne and Gera(1974)	岩塩層 (Bedded Salt)	専門家の意見 (Expert Opinion)	<ul style="list-style-type: none"> • 隕石衝撃 • 断層発生 — 水の侵入 — 井戸への輸送 • サボタージュ • 核戦争 • ドリリング • 火山活動 • 侵食 • 岩塩の溶解 (Natural Process) 	10^{-13} 10^{-10} ~0 (棄却) ~0 (") ~0 (") ~0 (") ~0 (") ~0 (") ~0 (")
(2) Burkholder, et al.(1976)	非岩塩層, 特に砂漠土壌	専門家の意見	<ul style="list-style-type: none"> • 水の侵入 — 地表水への輸送 	— (明確にされていない)

表 2.1 地層処分システムの放出シナリオに関する研究例 (2/5)

研究例	対象とする地層	解析方法	放出シナリオ	発生頻度 ($1/y_r$)
(3) Girardi, et al. (1977)	岩塩層	フォールト ツリー (Fault Tree)	<ul style="list-style-type: none"> • 隕石衝撃 • 水の侵入—地表水 への輸送 • 岩塩の溶解 (自然の) • 掘削 	<p>—</p> <p>$10^{-12} \sim 10^{-9}$</p> <p>—</p> <p>—</p>
(4) de Marsily, et al. (1977)	岩塩層以外 の地層, 特 に限定しな い	専門家の意 見	<ul style="list-style-type: none"> • 水の侵入—地表水 への輸送 	—
(5) Logan and Borbano (1978)	岩塩層	フォールト ツリー	<ul style="list-style-type: none"> • 隕石衝撃 • 火山噴火 • マグマの貫入 — 地表への輸送 • 断層発生—水の侵 入— 地表水への輸送 • Salt Diapirism • 侵食 	<p>10^{-13}</p> <p>10^{-12}</p> <p>10^{-11}</p> <p>10^{-7}</p> <p>~ 0 (棄却)</p> <p>~ 0 (")</p>
(6) Campbell, et al. (1978)	岩塩層	専門家の意 見	<ul style="list-style-type: none"> • 熱や掘削に起因す る割れ目 • 予期しない侵入 • 隕石衝撃 • 火山活動 • 断層発生 • 岩塩の溶解 (自然の) • 侵食 • 沈下 (Subsidence) • シャフトシールとボア ホールの Failure 	<p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p>

表 2.1 (続き) ($\frac{3}{5}$)

研 究 例	対象とする地層	解析方法	放出シナリオ	発生頻度 ($1/y_r$)
(6)			<ul style="list-style-type: none"> • 爆発 (Explosion) • 未発見の空洞および滞水層 • 未発見のボーアホール 	<p>—</p> <p>—</p> <p>—</p>
(7) Nuclear Fuel Safety Group (KBS)	花崗岩	専門家の意見	<ul style="list-style-type: none"> • 隕石衝撃 • 断層発生 • 戦争およびサボータージュ • 予期しない侵入 • 水の侵入—湖への輸送 • 水の侵入—井戸への輸送 • 水の侵入—バルト海への輸送 	<p>~ 0 (棄却)</p> <p>~ 0 (")</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p>
(8) Berman, et al. (1978)	岩塩層およびシェール	専門家の意見	<ul style="list-style-type: none"> • 水の侵入—地表水への輸送 • シャフトシールの Failure—水の侵入—地表水への輸送— • 断層発生—水の侵入—地表水への輸送 • ボーアホールシールの Failure—水の侵入—地表水への輸送 • 角礫岩ハイク (Breccia Pipe) 	<p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p>

表 2.1 (続き) (4/5)

研究例	対象とする地層	解析方法	放出シナリオ	発生頻度 ($1/\text{yr}$)
(8)			・水の侵入 ・地表水への輸送	
(9) Hill and Grimwood(1978) and Hill(1979)	非岩塩層, 特に結晶質 岩体	専門家の意見	・水の侵入 ・地表水への輸送	—
(10) Bingham and Barr (1979)	岩塩層	フォールト ツリー	<ul style="list-style-type: none"> ・掘削 ・侵食 ・ドリリング ・隕石衝撃 ・核戦争 ・断層発生 ・シャフトシールの Failure ・マグマの侵入 ・サポータジュ 	<ul style="list-style-type: none"> — ~ 0 (棄却) $\geq 10^{-6}$ 10^{-12} ~ 0 (棄却) 10^{-10} ~ 0 (10^3年未満) 10^{-11}(10^3年以後) 10^{-12} ~ 0 (棄却)
(11) Raymond, et al. (1980)	岩塩層	専門家の意見	・水の侵入 ・地表水への輸送	—
(12) A.D.Little, Inc. (1980)	岩塩層, 花崗岩, 玄武岩, シェール	専門家の意見	<ul style="list-style-type: none"> ・シャフトシールの Failure ・ボーアホールシールの Failure ・未発見のボーアホール ・ドリリング ・断層発生 	<ul style="list-style-type: none"> — — ~ 10^{-11} (岩塩層) ~ 10^{-10} (花崗岩, 玄武岩, シェール) ~ 0 (10^2年未満) 10^{-4}($10^2 \sim 2 \times 10^2$年) 10^{-8}(花崗岩, 岩塩層, シェール) 10^{-6}(玄武岩)

表 2.1 (続き) ($\frac{5}{5}$)

研究例	対象とする地層	解析方法	放出シナリオ	発生頻度 ($1/y_r$)
(12)			<ul style="list-style-type: none"> • 火山活動 • マグマの侵入 • 隕石衝撃 • 角礫岩ハイプ (岩塩層) (Breccia Pipe) 	10^{-10} (花崗岩, 岩塩層, シェール) 10^{-9} (玄武岩) 10^{-10} (花崗岩, 岩塩層, シェール) 10^{-8} (玄武岩) 10^{-10} ~ 0 (500年未満) 10^{-8} (500年以後)
(13) USDOE	限定しない (一般的な処分場)	専門家の意見	<ul style="list-style-type: none"> • 隕石衝撃 • 断層発生 - 水の侵入 - 地表水への輸送 • 断層発生 - 水の侵入 - 井戸への輸送 • ドリリング 	10^{-13} 10^{-10} - -
(14) 本研究	花崗岩	専門家の意見およびフォールトツリー	<ul style="list-style-type: none"> • キャニスターの破損 - 処分場周辺への既存断層への輸送 - 地表水への輸送 • 処分場に断層発生 - 地表水への輸送 • 火山噴火 • マグマの活動 • 隕石衝撃 • 人間の影響 	~ 0 (10^3 年未満) 1 (10^3 年以後) 10^{-6} $10^{-8} \sim 10^{-7}$ $10^{-7} \sim 10^{-6}$ 10^{-13} -

表 2.2 主要な事象の累積発生確率 ($\frac{1}{3}$)

事 象	累 積 発 生 確 率	出 典
隕石衝突	(1) 10^{-12} /10年 10^{-11} /100年 10^{-10} /1,000年	• Claiborne and Gera (1974) • Logan and Barbano (1978) • K B S (1978) • 本研究 • US DOE
	(2) 10^{-11} /10年 10^{-10} /100年 10^{-9} /1,000年	• Bingham and Barr (1979)
	(3) 10^{-9} /10年 10^{-8} /100年 10^{-7} /1,000年	• A. D. Little, Inc (1980)
主要な断層の発生	(1) 10^{-9} /10年 10^{-8} /100年 10^{-7} /1,000年	• Claiborne and Gera (1974) • Bingham and Barr (1979) • US DOE
	(2) 10^{-8} /10年 10^{-7} /100年 10^{-6} /1,000年	• K B S (1978)
	(3) 10^{-7} /10年 10^{-6} /100年 10^{-5} /1,000年	• A. D. Little, Inc. (1980)
	(4) 10^{-6} /10年 10^{-5} /100年 10^{-4} /1,000年	• Logan and Barbano (1978)

表 2.2 (続き) ($\frac{2}{3}$)

事 象	累 積 発 生 確 率	出 典
主要な断層の発生	(5) $10^{-5}/10$ 年 $10^{-4}/100$ 年 $10^{-3}/1,000$ 年	• 本研究
火山噴火	(1) $10^{-11}/10$ 年 $10^{-10}/100$ 年 $10^{-9}/1,000$ 年	• Logan and Berbano (1978) • Bingham and Barr (1979)
	(2) $10^{-9}/10$ 年 $10^{-8}/100$ 年 $10^{-7}/1,000$ 年	• A.D.Little, Inc. (1980)
	(3) $10^{-7} \sim 10^{-6}/10$ 年 $10^{-6} \sim 10^{-5}/100$ 年 $10^{-5} \sim 10^{-4}/1,000$ 年	• 本研究
	(4) ~ 0 (棄却)	• Claiborne and Gera (1974)
Drilling	(1) ~ 0 (棄却)	• Claiborne and Gera (1974)
	(2) ~ 0 (≤ 100 年) 10^{-3} ($\leq 2 \times 10^2$ 年)	• A.D.Little, Inc. (1980)
	(3) ~ 0 ($< 1,000$ 年) 10^{-1} ($\geq 1,000$ 年)	• Bingham and Barr (1979)
予期しない侵入	(1) ~ 0 (棄却)	• Claiborne and Gera (1974) • K B S (1978)
	(2) (明確にされていない)	• 大部分の研究例
サボタージュ	~ 0 (棄却) (あるいは明確にされていない)	• ほとんどの研究例

表 2.2 (続き) ($\frac{3}{3}$)

事 象	累 積 発 生 確 率	出 典
シャフトやボーアホール のシールの Failure	(1) (明確にされていない)	
未発見のボーアホール	(1) 10^{-4} ($\leq 10^6$ 年)	A.D. Little, Inc. (1980)

表 2.3 欧米諸国の主な研究例におけるシナリオの重要度

シ ナ リ オ	ラ ン ク				
	Basalt	Dome salt	Bed salt	Granite	Clay
気候による変化	I*	I			
断 層	II	II		II	II
地下水流	I	I		I	III
Orogenic uplift/folding	I	II		I	
未検出の断層	I	II			
未検知の人的現象	I	II/I		II	II
シャフトシール・ボアホールの失敗	I	I	I		
地 震		II		I	III
侵蝕(氷河)		I			
Diaspirm		I			III
熱的効果(Waste)		I		I/II	I
資源探査のための発掘		I	I		I
分 解		I	I		
キャニスターの移動		II			
Wasteと地質の相互作用		III	I		
地質化学的な作用		I	I		
RepositoryによるSubsidence		I			
海底の erosion					I
Erosion of Waste	I		I	I	II
Magmatitic intrusion(噴火, 熱的な効果)				III	

* ランクの重要度: I < II < III

表 2.4 各シナリオの重要度の比較

シナリオ	重要度	
	欧米諸国の研究	本研究
隕石衝撃	×*	×
サボタージュ	×	
核戦争	×	
侵食	×	×
火山活動	×	○
diapirism	×	
岩塩の溶解（自然的に）	×	
資源探索のための drilling	○	
井戸の掘削	○	○
エャフトやボアホールの Failure	○	
Fracturing	○	○
水の侵入（自然的に）	○	（前提条件）

* : × - Unimportant

○ - Important

2.4 展 望

現在、Burkholder を中心にする研究グループ（WIPAP: Waste Isolation Performance Assessment Program）から地層処分に関するリスク解析（評価）をシナリオ分析と被害分析に分けるやり方は最も効率的かつ実際的アプローチとはいえないと指摘されている。⁽³⁾ その場合の代案としてイベントとプロセス（あるいはシミュレーション）法が有効とされた。この場合システム中問題となりそうなプロセスは全てモデル化され、入力データの不確かさは適当な統計的手法で考慮されるのである。そして、システム挙動に影響を与えそうなイベントが解析に重ねられる。この方法の出力は被害計算のためのシナリオとその発生確率ではなく、被害計算につながるシステムの状態の時間の関数としての定義である。

ところで、地層処分のリスクがバリアのフェイリアというイベント(シナリオ)から生じるとする考え方に対して、「自然のシステムにフェイリアというのは僥越、全てがシステムで問題はその挙動の変動である。従って性能分析にあつては、そうした変動をもつシステムをなるべくそのまま理解できる方法が望ましい。DBAに基づく軽水炉の安全設計もTMIで見直されたが、それはDBA的アプローチで特定のイベントに固執すると他の重要な挙動を見逃すからである。提示の方法ではこのチャンスを減少でき、より合理的な判断ができる」と考えられている。⁽³⁾

従来の炉の安全解析の立場からは当り前のことで、できるだけ物理的なモデルで解析すべきというのは当然である。本来「設計基準なんとか」というのは設計が標準化したときにのみ有効な概念で、出発点は常にシステム全体の評価である。

2.5 参考文献

- (1) International Atomic Energy Agency, "Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Wastes", Safety Series (Draft), IAEA, Vienna (1980)
- (2) J. T. Zellmer, "Computerized Simulation of Nuclear Waste Repositories in Geologic Media for Release Scenario Modelling", Presented at Workshop on Radionuclide Release Scenarios for Geologic Repositories organized by the OECD/NEA, Paris, France, 8-12 September 1980.
- (3) H. C. Burkholder, "The Development of Release Scenarios for Geologic Nuclear Waste Repositories-Where have We been? Where should we be going?", *ibid.*
- (4) J. Hamstra, "The Importance of Scenario Analysis in the Iterative Process of Achieving AS Low As Reasonably Achievable' Solutions for future Consequences of Underground Disposal", *ibid.*
- (5) H. C. Burkholder, "The Waste Isolation Performance Assessment Program", TANSO 33, 1979

- (6) H.W. Levi, "Project SAFETY-STODIES ENTSORGUNG in the Federal Republic of Germany", presented at the U.S./FRG Bilateral Workshop on Waste Isolation performance Assessment and In-Situ Testing, Berlin, October 1-5, 1979. (ONWI-88)
- (7) EPRI, "Status Report on Risk Assessment for Nuclear Waste Disposal", EPRI NP-1197, October 1979.
- (8) Claiborne, H.C. and Gera, F.: "Potential Containment Failure Mechanisms and Their Consequences at a Radioactive Waste Repository in Bedded Salt in New Mexico", ORNL-TM-4639, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN (1974).
- (9) Burkholder, H.C.: "Waste Isolation Performance Assessment--A Status Report", ONWI-60, Battelle Memorial Institute, Office of Nuclear Waste Isolation, Columbus, OH (1979).
- (10) Girardi, F., et al: "Long Term Risk Assessment of Radioactive Waste Disposal in Geological Formations", EUR 5902.e, Commission of the European Communities. Ispra, Italy (1977).
- (11) de Marsily, G., et al: "Nuclear Waste Disposal: Can the Geologist Guarantee Isolation?", Science, 197, 519 (1977).
- (12) Logan, S.E. and Berbano, M.: "Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management", EPA 520/6-78-005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (1978).
- (13) Campbell, J.E., et al: "Risk Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Waste: Interim Report", SAND78-0029, Sandia Laboratories, Albuquerque, NM (1978).
- (14) Nuclear Fuel Safety Group: "Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High-Level Reprocessing Waste", Karn-Bransle-Sakerhet, Stockholm, Sweden (1978).
- (15) Berman, L.E., et al: "Analysis of Some Nuclear Waste Management Options", UCRL-13917, The Analytic Sciences Corporation, Reading, MA

- (1978).
- (16) Hill, M.D. and Grimwood, P.H. : "Preliminary Assessment of the Radiological Protection Aspects of Disposal of High-Level Waste in Geologic Formations", NRPB-R69, National Radiological Protection Board, Harwell, U.K. (1978).
 - (17) Hill, M.D. : "Analysis of the Effect of Variations in Parameter Values on the Predicted Radiological Consequences of Geologic Disposal of High-Level Waste", NRPB-R86, National Radiological Protection Board, Harwell, U.K. (1979).
 - (18) Raymond, J.R. et al : "Test Case Release Consequence Analysis for a Spent Fuel Repository in Bedded Salt", PNL-2782, Battelle Memorial Institute, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA (1980).
 - (19) Little, A.D., Inc. : "Technical Support of Standards for High-Level Radioactive Waste Management", A.D. Little, Inc., Cambridge, MA (1980).
 - (20) U.S. Department of Energy : "Management of Commercially Generated Radioactive Waste", DOE/E S-0046, U.S. Department of Energy, Washington, D.C.
 - (21) Bingham, F.W. and Barr, G.E. : "Scenarios for Long-Term Release of Radionuclides from a Nuclear-Waste Repository in the Los Medanos Region of New Mexico", SAND78-1730, Sandia Laboratories, Albuquerque, NM (1979).

第3章 処分場近傍における熱影響の解析モデル

- 3.1 はじめに
- 3.2 処分場システムと固化体の概念
- 3.3 非定常熱伝導と熱応力計算の基礎方程式とその解法
- 3.4 非定常熱伝導と熱応力の計算結果とその検討
- 3.5 結 論
- 3.6 記号表
- 3.7 参考文献

3.1 はじめに

本章の目的は、高レベル廃棄物の地層処分に関するリスク解析を実施する上で必要な、処分場およびそれをとりまく花崗岩体の廃棄物の熱放出による温度上昇と、熱応力を求め、その検討を行なうことである。

本章ではその解析手法として、一般によく知られている簡単な差分法を用い、上記の目的を達することにした。処分場近傍の非定常熱伝導と熱応力計算において、上記の差分法でも十分に良い結果を得ることができ、その結果を基に処分場の諸性質・諸条件について検討を行なった。

なお、この章ではリスク解析の方法論の検討が主な目的であるので、処分場と地層に関するモデル諸量については、そのオーダーが確定できれば十分である。したがって、非定常熱伝導と熱応力計算の結果の検討は、その傾向を求めるにとどめる。

3.2 処分場システムと固化体の概念

3.2.1 地層モデル

処分場の対象となる地域の地層モデルは、前年度までの研究成果を参考にしながら、次の手順で作成される。

まず、処分場の設置場所の選定にあたって次のような要件を設定した。

- ① 花崗岩体が露出している地域であること。
- ② 安定した地勢をもった丘陵地帯であること。
- ③ 人口密度の低い地域であること。
- ④ 新生界のほとんどない、全体的に古い地層であること。
- ⑤ 岩体は半径 2 km以上の岩崗岩体とし、中央部の半径 1 km以内は健全な花崗岩体であること。

これらの条件を念頭に、実際の地質図を検討してみると、1つの例として図 3.1 のよ

うな地層断面を有する地域が想定される。

この図を更にモデル化すると図 3.2 に示すような地質モデル図が得られる。

3.2.2 処分場モデル

ここでは、リスク解析に必要な処分場の概念モデルを前年度の研究成果を参考に検討する。

処分場モデルの作成において次のような条件を必要とする。

- ① 処分場において固化体の安定性が確保されていること。
- ② 処分場が安定であること。
- ③ 処分場が適正な処分容量を有すること。

ここでは、これらの要件に加えてすでに述べた地質学的な制約条件も考慮して処分場モデルを作成・検討する。

(1) 処分場の概念図

処分場の地下施設（処分区域）の概念的なレイアウトを図 3.3 と図 3.4 に示す。

図 3.3 に示すように、地表下約 1,000m のレベルまで 3 本の立坑をおろし、坑道を掘削する。サービス立坑を中心におき、両翼に通気立坑を配して、その間を主要水平坑道で結ぶ。主要水平坑道は、トラックの通行が可能な大きさとし、長期の坑道保守が可能なように支保を施す。サービス立坑付近につくられるサービスエリアから各通気立坑まで、それぞれ 500m の距離とする。

処分坑道は、主要水平坑道から垂直に掘削され、これらが処分区域となる。これら処分坑道の間隔は坑道の大きさ、形態、および岩盤の状態などによって変るであろう。一般に、複数個のトンネルが互いに平行に半径の 9 倍の厚さで隔てられている時には、最大接線応力は、単一トンネルの場合に比べて、1% 以下しか増加しないということが解っており、¹⁾ これから、処分坑道の間隔 D は、処分坑道の半径の 10 倍程度が目安となる。ここでは、処分坑道の大きさを、幅 5m、高さ 3～5m でトラック通行と坑内作業が可能なように考えているので、処分坑道の間隔 D （中心間距離）は

$$D = 10 \times \frac{5}{2} + 5 = 30(\text{m})$$

とすればよい。

次に、処分坑道の長さを、最大500mとする。処分坑道の長さは技術上特に問題にはならないであろうが、施工上、換気への配慮（通気路の確保など）が必要となろう。

このような水平坑道の掘削を100m程度のレベル差をもって複数つくることは可能と思われ、特に水平方向への掘削をあまり期待できない場合にもある程度の処分能力を確保できるであろう。図3.3では2段の水平坑道を設置しているが、これを限界とする理由はない。

(2) 処分孔・処分坑道の形状について

処分方法としては、

- ① 坑道を直接利用する
- ② 坑道部に処分孔を掘削し、そこに処分する。

の2方法が考えられる。処分方法を選択するうえで考慮すべき点として次の事項があげられる。

- ① 処分時の管理の容易さ
- ② 岩体強度への影響
- ③ 地下水対策（遮水性）
- ④ 放射線遮蔽（対作業員）

これらの各項目を考慮して、図3.5および図3.6のような処分方法を検討の対象とした。

3.2.3 固化体モデル

処分固化体はSUS304Lのステンレス容器（キャニスター）に封入されるが、その仕様を一部において実際に検討されている値²⁾を参考に以下の様に決めた。

外 径	318.5 mm	(300A)
肉 厚	10.3 mm	(sch 40)

内 径	2 9 7 . 9 mm
高 さ	1 5 0 0 . 0 mm
内容量	8 0 ℓ (充 填 率 8 0 %)

また、固化体一体に含まれる放射性核種の量は使用済軽水炉燃料 1 Ton U から発生する高レベル放射性廃液に含まれる全核種の量とした。使用済燃料は次の条件を有するものとした。³⁾

燃焼度	3 3 . 0 0 0 MWD/Ton U
熱出力	3 0 MW/Ton U
濃縮度	3.3%
照射中性子束	2.92×10^{13} N/cm ² ·sec
冷却期間	1 5 0 day

これはほぼ 1 0 0 0 MWe 級の PWR の使用済燃料に相当する。この条件の下で、固化体一本に含まれる放射能とその発熱量を求めると、表 3. 1 に、これを図示すると図 3. 7 図 3. 8 が得られる。図 3. 7 に示される発熱量の時間依存性を近似すると以下の関係が得られる。

$$Q = 8.09 \times 10^3 t^{-0.87} \quad [W/MTU] ; 1 \leq t \leq 100 \quad (\text{年})$$

$$Q = 7.94 \times 10^5 t^{-1.866} \quad [W/MTU] ; 100 < t \leq 1000 \quad (\text{年})$$

$$Q = 1.79 \times 10^2 t^{-0.65} \quad [W/MTU] ; 1000 < t \quad (\text{年})$$

3.2.4 計算に使用した固化体の処分容量

本研究では、図 3. 3 と図 3. 4 に示す処分場の概念的なモデルから、処分場の全体処分容量を 5 万本程度とした。処分固化体の発生量は、本研究には、特に必要ないが、ここでは仮に資源エネルギー庁核燃料研究委員会の試算⁴⁾のうち高速増殖炉が西暦 2000 年に導入されるとした場合の軽水炉燃料再処理所要量を求め、本章の計算を行なう場合の一応の参考とした。この再処理所要量を図 3. 9 および表 3. 2 に示す。それを再処理すれば西暦 2000 年では 1 年間に 3 2 0 0 本の固化体が発生し、それまでの累積本数は

29,000本となる。

図3.3と図3.4に示すモデルで、5万本程度の処分容量を確保するためには、2段で一処分孔に4本処分する必要がある。これは、十分可能であり、また、段数を3段程度にすることも十分考えられる。ここでは、一処分孔に4本の固化体を埋設し、100m程度のレベル差をもった処分坑道を2段設け、全体で5万本程度の処分容量としたものを基本に考える。

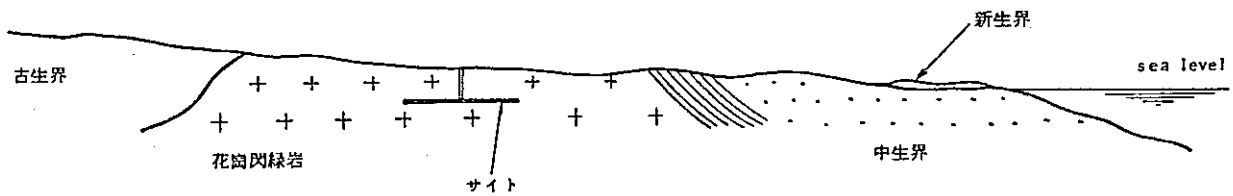


図 3.1 概念的な地質断面図

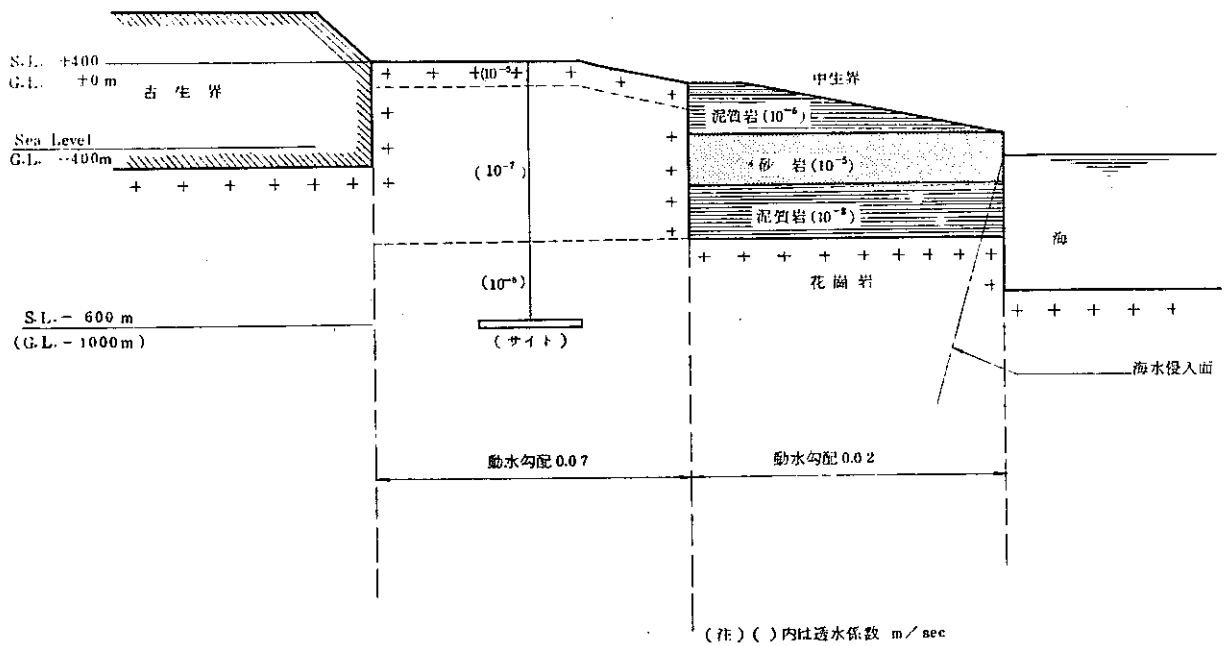


図 3.2 地質モデル図

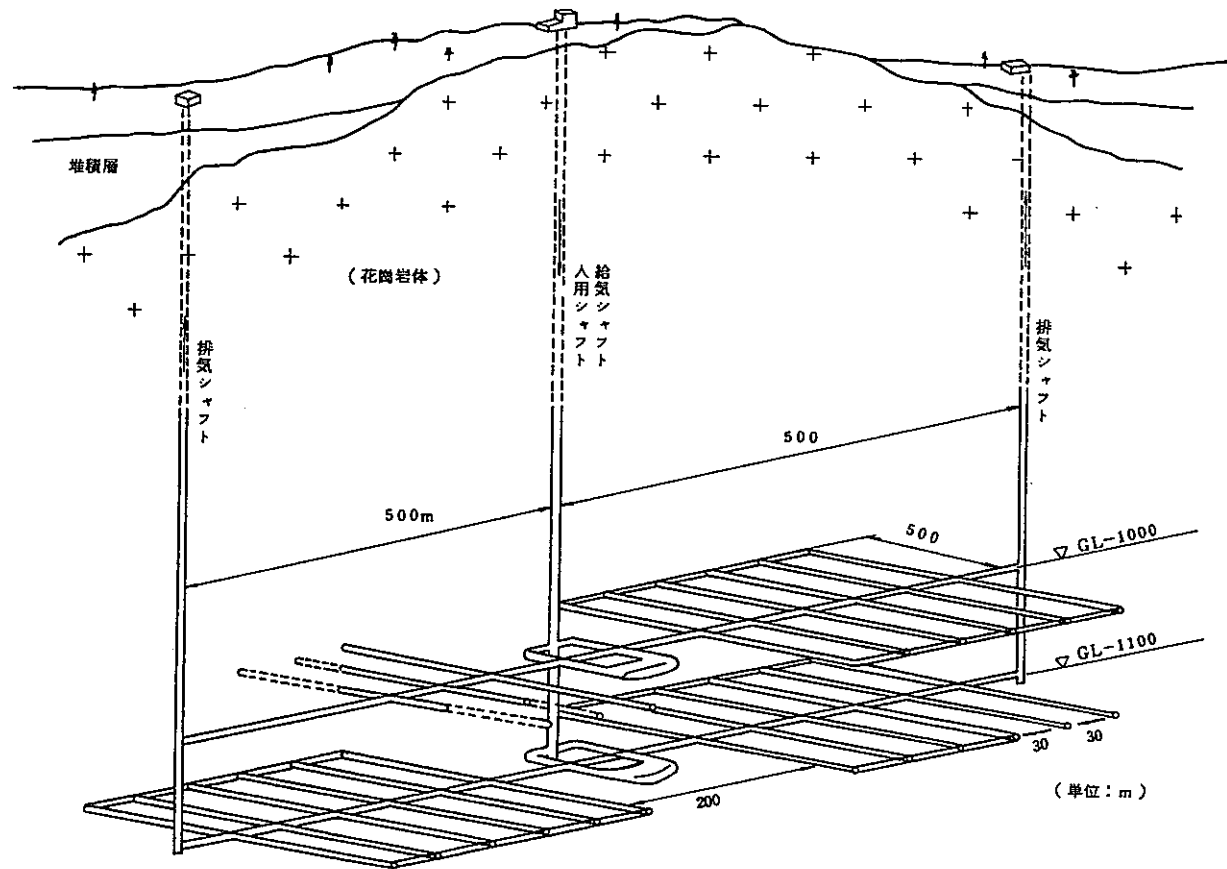


図 3.3 処分場概念図 (全体図)

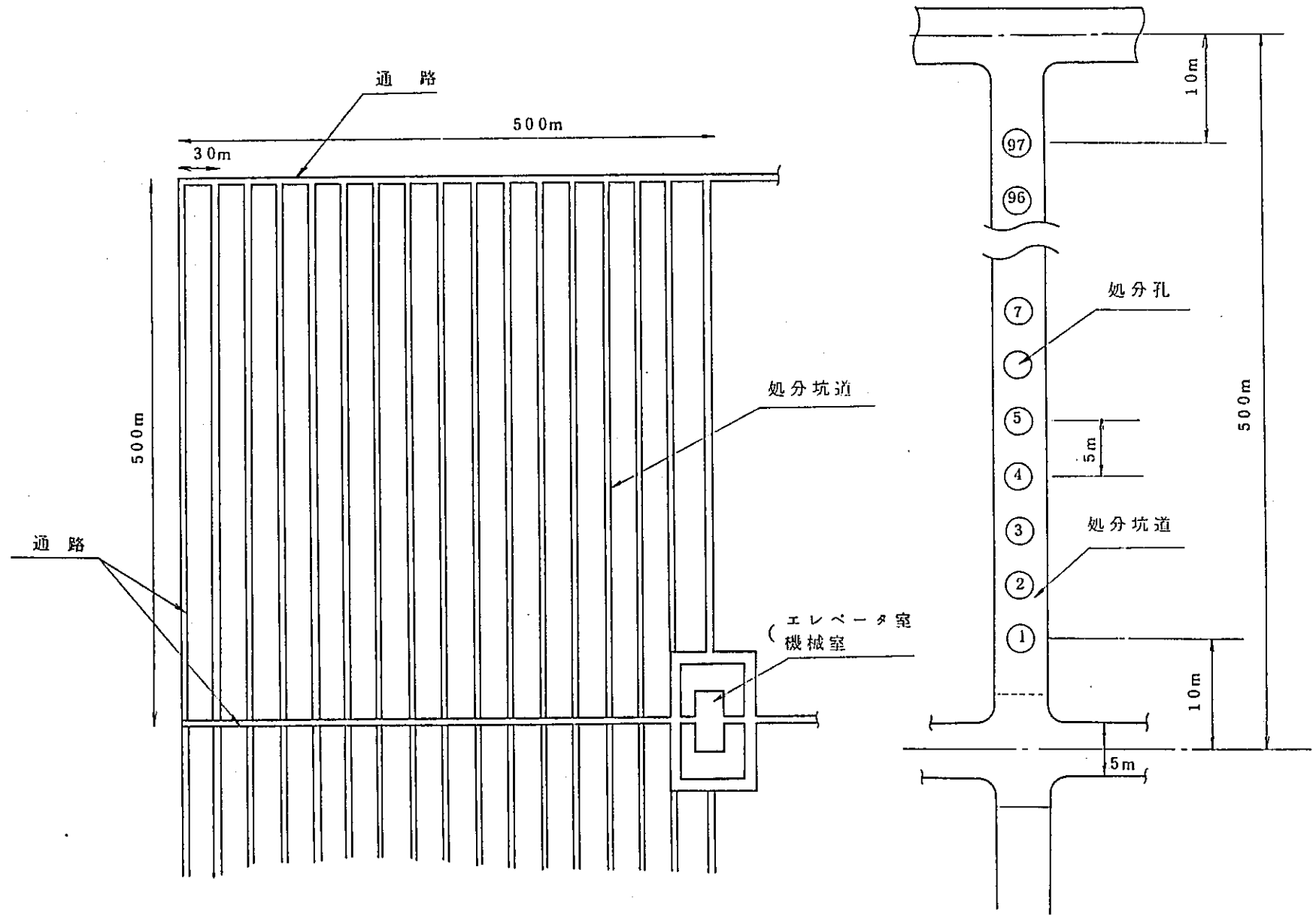


图 3.4 処分場概念図 (坑道图)

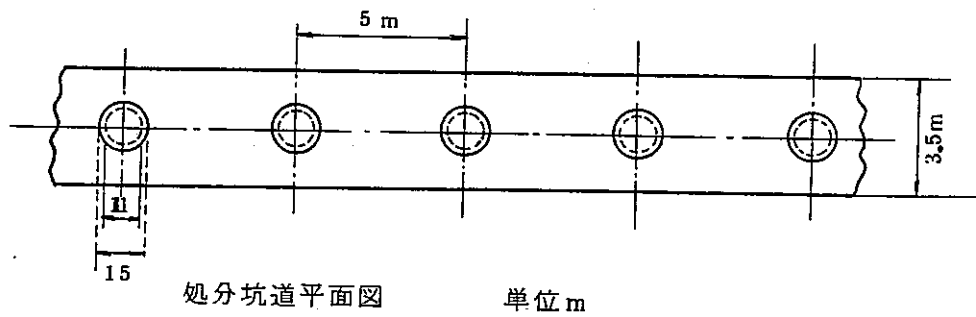
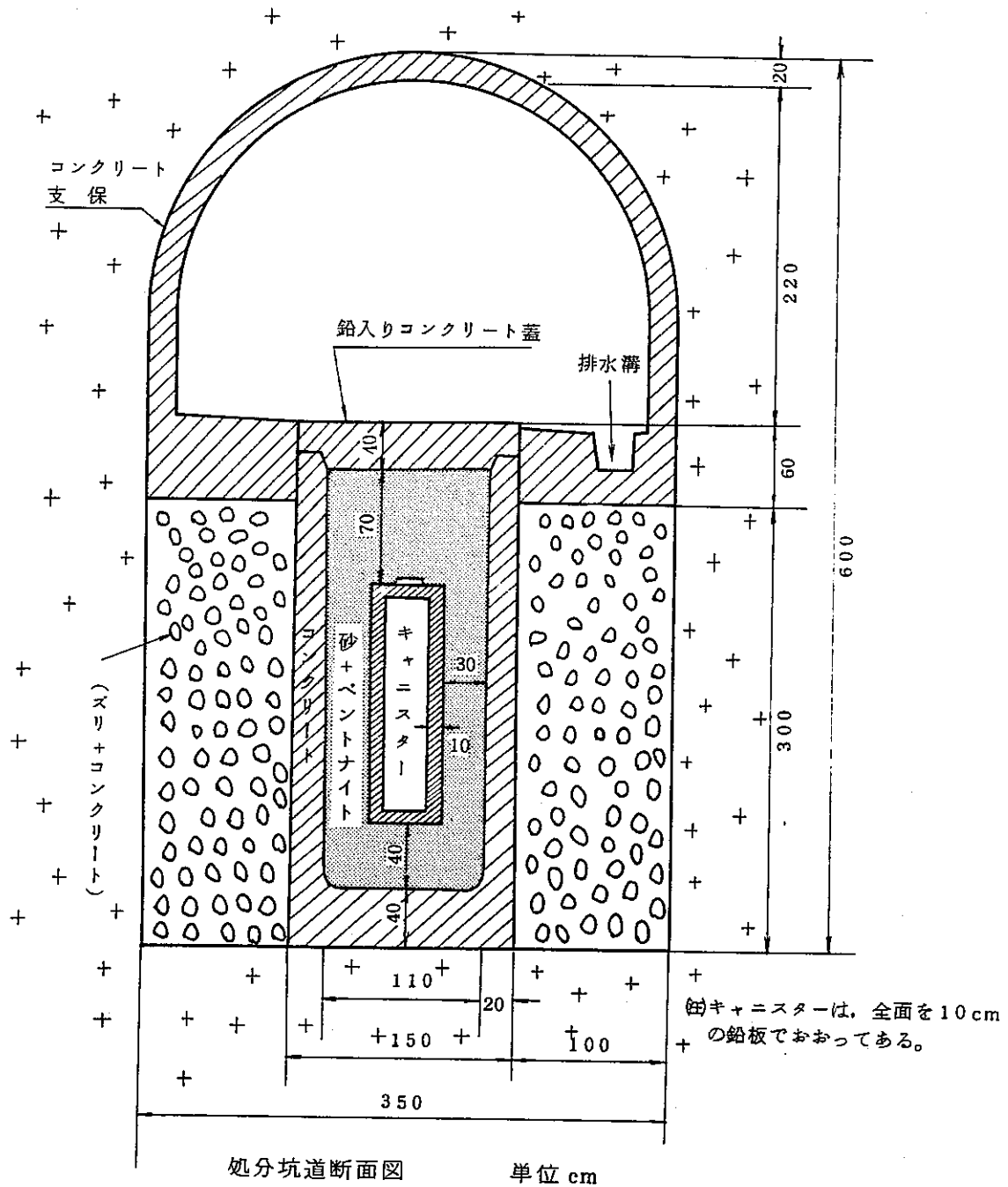


図 3.5 工学的処分孔

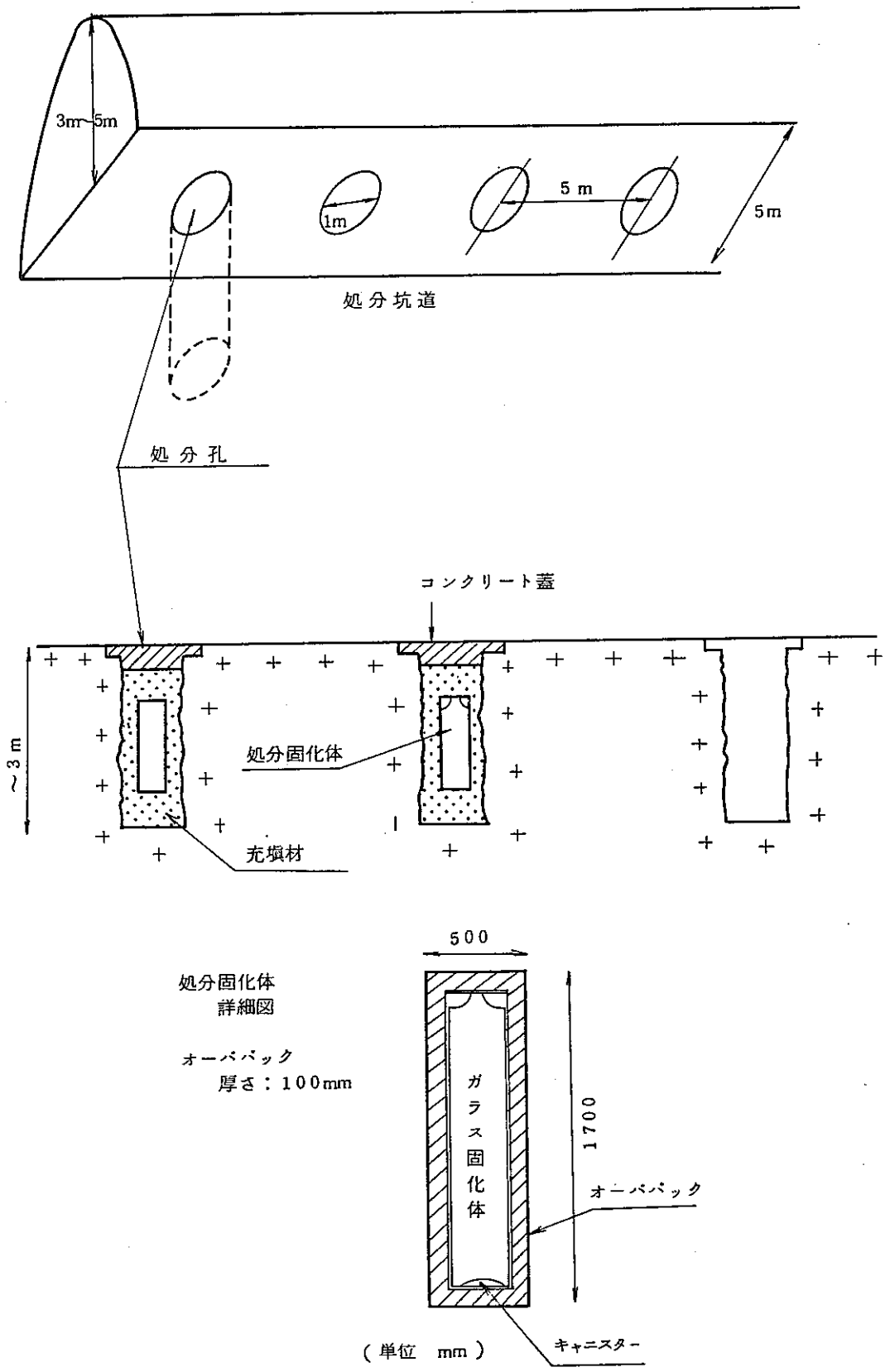


図 3.6 掘削 処分孔

表 3.1 高レベル放射性廃液の放射能と熱出力³⁾

(BNWL-1900 App. 2C)

		再処理時 (0年)	1年	10年	10 ² 年	10 ³ 年	10 ⁴ 年	10 ⁵ 年	10 ⁶ 年
放射能 (*) Ci/MTU	F. P.	4.39×10 ⁶	1.68×10 ⁶	3.12×10 ⁵	3.42×10 ⁴	2.09×10	1.99×10	1.53×10	3.29
	アクチ ニド系	2.25×10 ⁴	7.26×10 ³	2.35×10 ³	3.10×10 ²	7.82×10	2.28×10	2.73	3.21
	計	4.41×10 ⁶	1.68×10 ⁶	3.14×10 ⁵	3.45×10 ⁴	9.91×10	4.27×10	1.80×10	6.50
熱出力 (*) W/MTU	F. P.	1.99×10 ⁴	7.85×10 ³	1.02×10 ³	1.05×10 ²	2.25×10 ⁻²	2.08×10 ⁻²	1.34×10 ⁻²	8.74×10 ⁻⁴
	アクチ ニド系	8.05×10 ²	2.44×10 ²	6.99×10 ¹	9.57	2.10	5.20×10 ⁻¹	6.48×10 ⁻²	7.62×10 ⁻²
	計	2.07×10 ⁴	8.09×10 ³	1.09×10 ³	1.15×10 ²	2.12	5.41×10 ⁻¹	7.82×10 ⁻²	7.71×10 ⁻²

注 (*) 下記条件下で発生する使用済燃料1MTUから発生する量

燃焼度 33GWD/MTU

熱効率 33%

熱出力 30MW/MTU

中性子束密度 2.92×10^{13} N/cm² sec

濃縮度 3.3w/o U

使用済燃料
冷却期間 150日

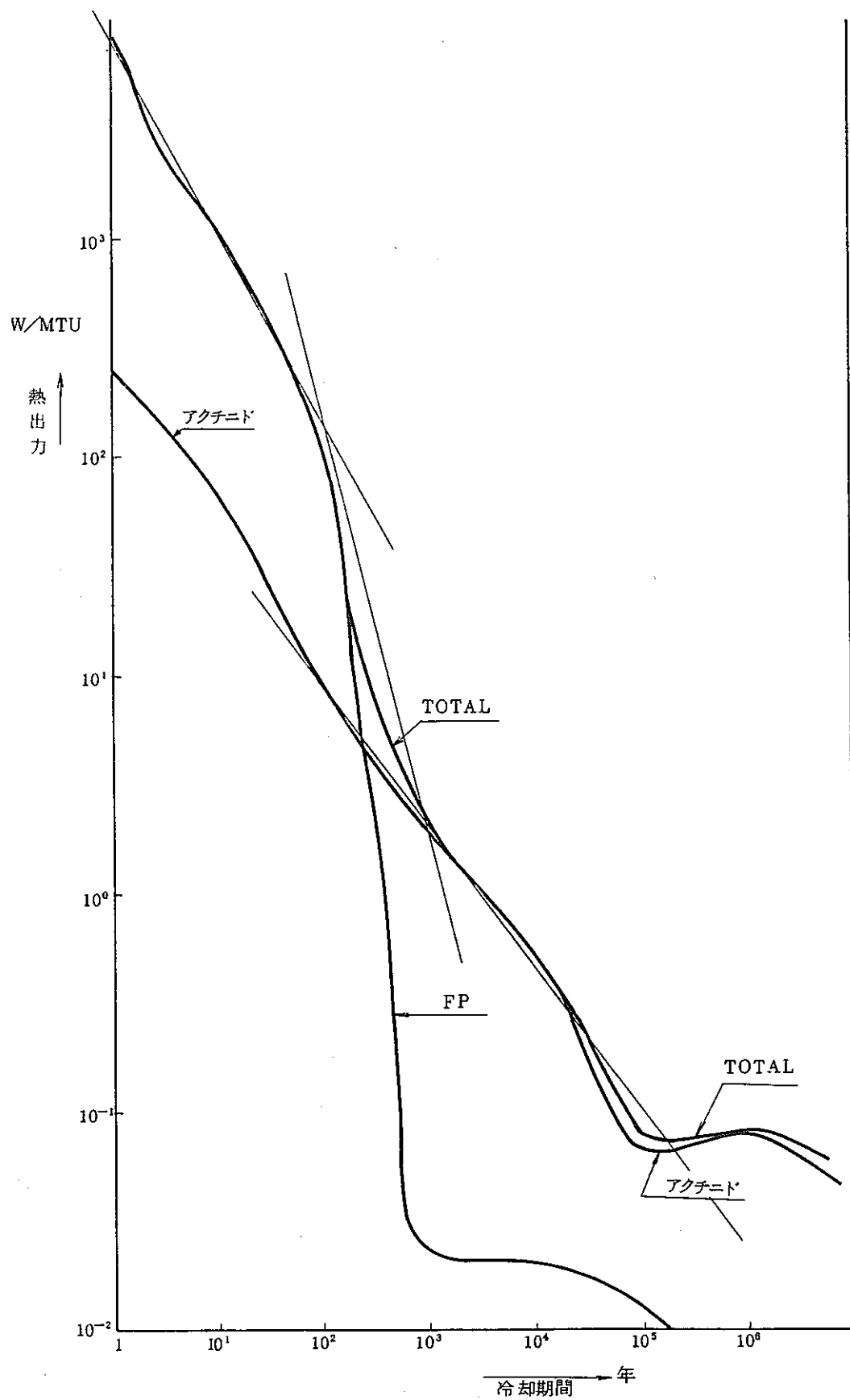


図 3.7 高レベル廃液の熱出力

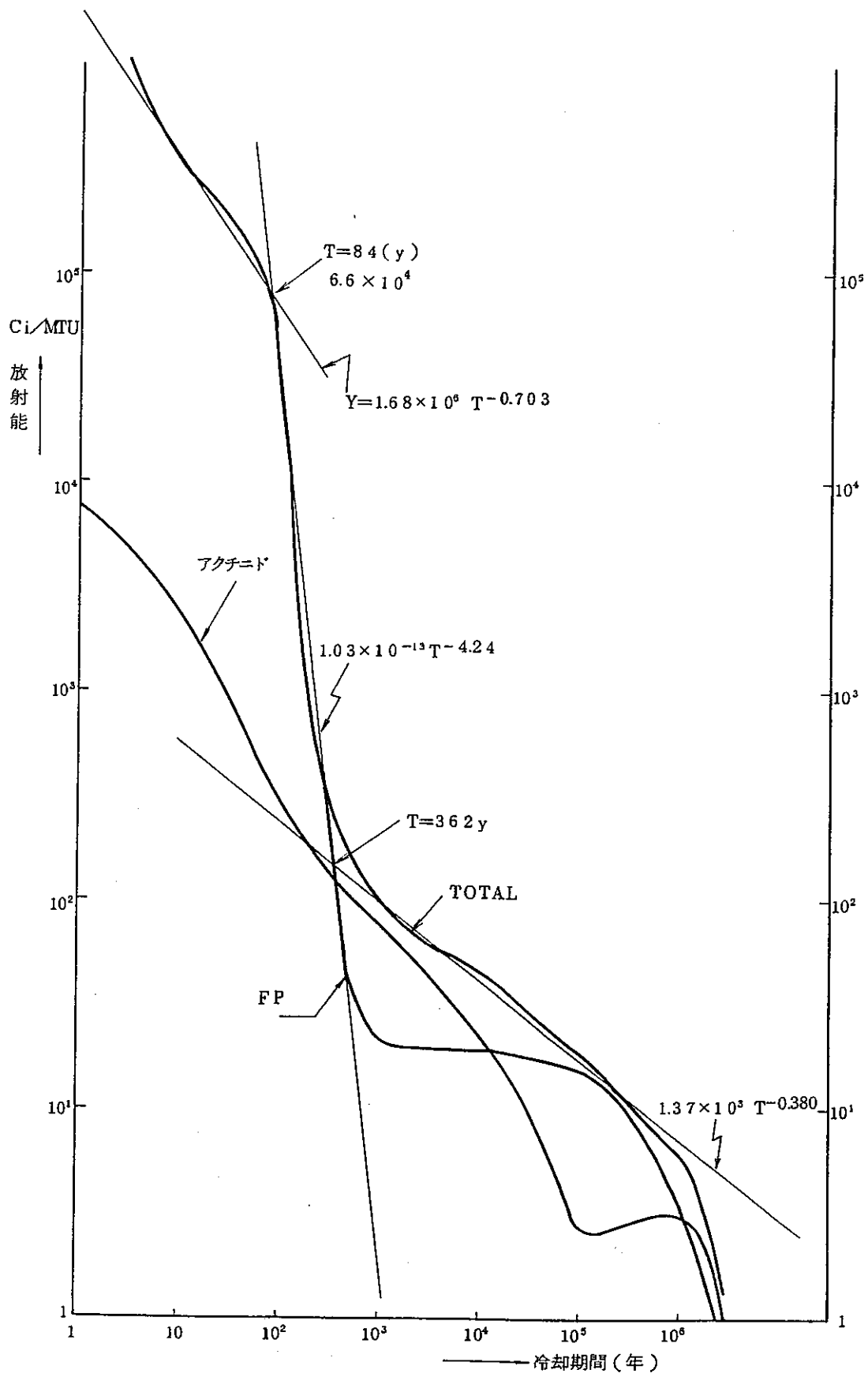


図 3.8 高レベル廃液の放射能レベル

表3.2 高レベル放射性固化体の発生量(注1)

西 暦	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2025
軽水炉発電規模 10^8 kW	0.15	0.34	0.60	1.05	1.5	1.7	1.8	1.6	1.35	0.90
(全原子力発電)	(0.15)	(0.34)	(0.60)	(1.05)	(1.5)	(1.9)	(2.3)	(2.7)	(3.1)	(3.5)
軽水炉燃料(注2)	280	450	1,100	2,140	3,200	4,080	4,340	3,920	3,680	2,560
再処理所要量MTU/年	1,000	3,000	7,200	15,400	29,000	47,300	68,500	89,000	108,000	123,600
軽水炉燃料(注2)	—	—	530	930	2610					
固化体本数 (100ℓキャニスター)	—	—	960	4010	14340					

(注1) 「核燃料サイクルに関する検討結果中間とりまとめ」⁴⁾の表2, 図1, 図4より引用

(注2) 上段は1年当り, 下段は累積の量を示す。

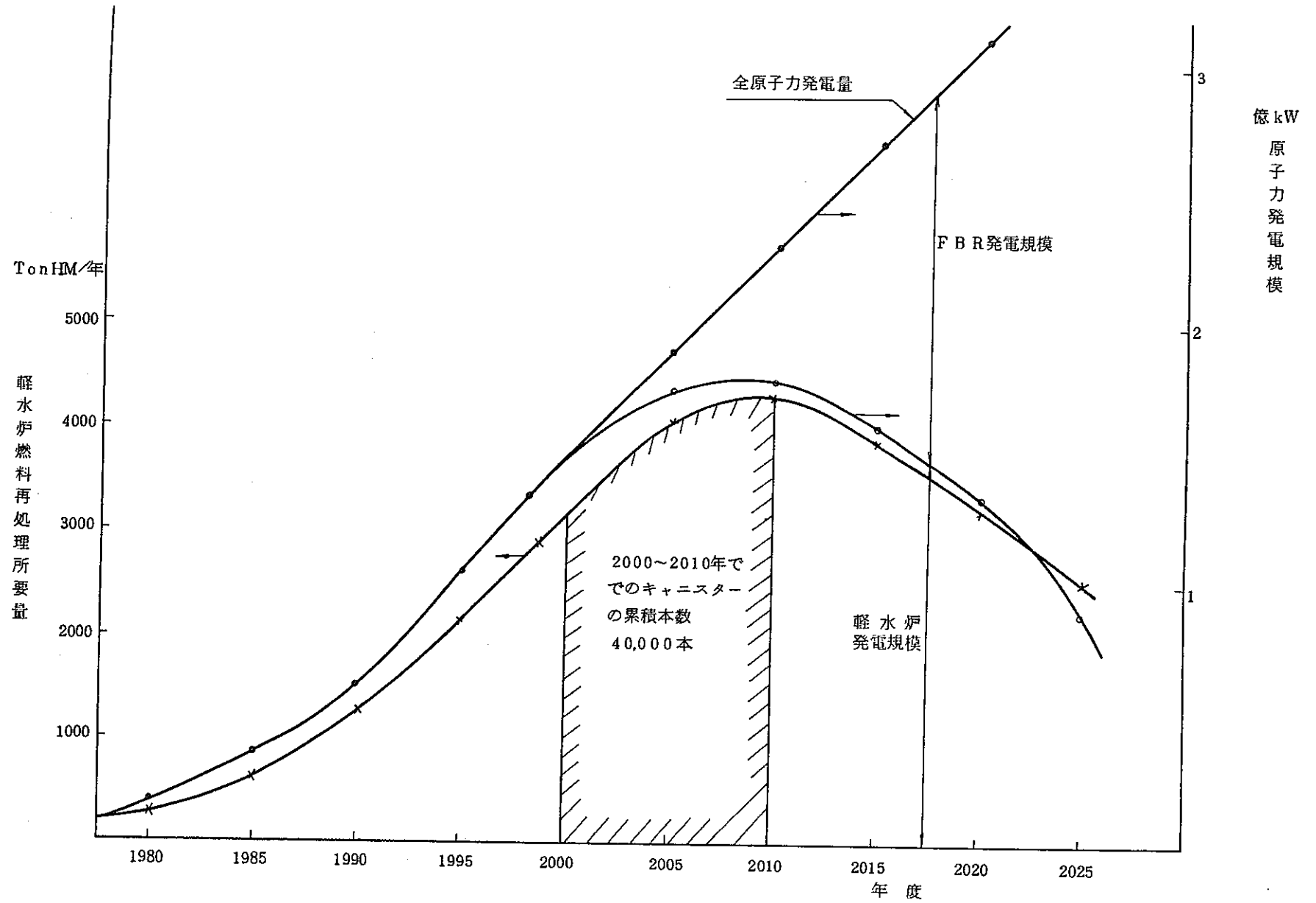


図 3.9 高速増殖炉が 2000 年に導入された場合の再処理所要量 4)

3.3 非定常熱伝導と熱応力計算の基礎方程式とその解法

3.3.1 非定常熱伝導の基礎方程式⁵⁾

1次元熱伝導の場合を例にとり、その基礎方程式を説明する。熱が x 軸方向にのみ伝わりとすると、温度 T は位置 x と時間 t の関数である。いま x と $x+dx$ の2平面により切りとられる単位面積の部分について考えると、 x の面の単位面積を通して単位時間にこの部分に入り込む熱量は $-\lambda \partial \theta / \partial x$ 、 $x+dx$ の面を通して流れ出る熱量は $-\lambda \frac{\partial \theta}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial \theta}{\partial x} \right) dx$ である。この熱量の差 $\frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial \theta}{\partial x} \right) dx$ はいま考えている x と $x+dx$ の間の部分に蓄えられる。この熱量とこの部分自身の発熱量 $q dx$ により、この部分の温度は T から $T + \partial T / \partial t$ に上昇する。この温度を $\partial T / \partial t$ だけ上昇させるのに費われる熱量は $C \rho \partial T / \partial t \cdot dx$ である。上記の2つの熱量は等しいので下式が得られる。

$$C \rho \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right) + q \quad (3.1)$$

λ を一定とすると

$$\frac{C \rho}{\lambda} \dot{T} = \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{q}{\lambda} \quad (3.2)$$

ここで C : 比熱
 ρ : 密度
 λ : 熱伝導率
 \dot{T} : $\partial T / \partial t$

上式が1次元非定常熱伝導の基礎方程式である。

同様に軸対称熱伝導の場合を例にとり、その基礎方程式を説明する。図3.10に示すように、半径方向の r 軸方向に r と $r+\Delta r$ の面で、軸方向の z 軸方向に z と $z+\Delta z$ の平面で区切られたリング状の部分を考える。単位時間にこの部分に入り込む熱量、流れ出る熱量と、この部分の発熱量をそれぞれ、 Q_i 、 Q_{i+1} 、 Q_k 、 Q_{k+1} 、 Q とすると、それらは下記のように表わせる。

$$\begin{aligned}
Q_i &= 2\pi r dz \cdot \left(-\lambda \frac{\partial T}{\partial r}\right) \\
Q_{i+1} &= 2\pi(r+dr) dz \cdot \left\{-\lambda \frac{\partial T}{\partial r} - \frac{\partial}{\partial r} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial r}\right) dr\right\} \\
Q_k &= 2\pi r dr \cdot \left(-\lambda \frac{\partial T}{\partial z}\right) \\
Q_{k+1} &= 2\pi r dr \cdot \left\{-\lambda \frac{\partial T}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial z}\right) dz\right\} \\
Q &= 2\pi r dr dz \cdot q
\end{aligned} \tag{3.3}$$

上記の流入，流出する熱量と発生する熱量により，この部分の温度は T から $T + \partial T / \partial t$ に上昇する。この温度を $\partial T / \partial t$ だけ上昇させるのに費われる熱量は $2\pi r dr dz (C\rho \partial T / \partial t)$ である。上記の2つの熱量は等しいので下記が得られる。

$$2\pi r dr dz \cdot (C\rho \partial T / \partial t) = Q_i - Q_{i+1} + Q_k - Q_{k+1} + Q \tag{3.4}$$

整理すると，

$$C\rho r \dot{T} = \frac{\partial}{\partial r} \left(\lambda r \frac{\partial T}{\partial r}\right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda r \frac{\partial T}{\partial z}\right) + rq \tag{3.5}$$

λ を一定とすると，

$$\frac{C\rho}{\lambda} r \dot{T} = \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial T}{\partial r}\right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(r \frac{\partial T}{\partial z}\right) + \frac{rq}{\lambda} \tag{3.6}$$

上式が軸対称熱伝導の基礎方程式である。

3.3.2 非定常熱伝導の差分方程式

本章では，熱伝導の問題を差分法を用いて解くことにする。前節で導出した軸対称熱伝導の基礎方程式を例にとり，この式の差分式を導出する。まず，前節と同様に，図 3.11 に示すように r 軸方向に $r = r_i$ と $r = r_i + \Delta r_i$ の面で， z 軸方向に $z = z_k$ と $z = z_k + \Delta z_k$ の平面で区切られたリング状の部分を考える。単位時間にこの部分に入り込む熱量，流れ出る熱量と，この部分の発熱量をそれぞれ Q_i ， Q_{i+1} ， Q_k ， Q_{k+1} ， Q

とすると、それらは下記のように表わせる。

$$Q_i = 2\pi r_i \Delta z_k \cdot \left(-\lambda_{ik} \frac{T_{ik} - T_{i-1,k}}{\Delta R_i} \right) \quad (3.7)$$

$$Q_{i+1} = 2\pi (r_i + \Delta r_i) \Delta z_k \cdot \left(-\lambda_{i+1,k} \frac{T_{i+1,k} - T_{ik}}{\Delta R_{i+1}} \right)$$

$$Q_k = 2\pi r_i \Delta r_i \cdot \left(-\tilde{\lambda}_{ik} \frac{T_{i,k} - T_{i,k-1}}{\Delta Z_k} \right)$$

$$Q_{k+1} = 2\pi r_i \Delta r_i \cdot \left(-\tilde{\lambda}_{i,k+1} \frac{T_{i,k+1} - T_{ik}}{\Delta Z_{k+1}} \right)$$

$$Q = 2\pi r_i \Delta r_i \Delta z_k \cdot q_{ik}$$

ここで

$$\Delta R_i = (\Delta r_{i-1} + \Delta r_i) / 2$$

$$\Delta Z_k = (\Delta z_{k-1} + \Delta z_k) / 2$$

λ_{ik} : 半径方向の伝熱に関する熱伝導率

$\tilde{\lambda}_{ik}$: 軸方向の伝熱に関する熱伝導率

上記の流入，流出する熱量と発生する熱量により，この部分の温度は T_{ik} から $T_{ik} + (\partial T / \partial t)_{ik}$ に上昇する。この温度を $(\partial T / \partial t)_{ik}$ だけ上昇させるのに費われる熱量は $2\pi r_i \Delta r_i \Delta z_k \{ C_{ik} \rho_{ik} (\partial T / \partial t)_{ik} \}$ である。上記の2つの熱量は等しいので下式が得られる。

$$\begin{aligned} 2\pi r_i \Delta r_i \Delta z_k \cdot \{ C_{ik} \rho_{ik} \cdot (\partial T / \partial t)_{ik} \} \\ = Q_i - Q_{i+1} + Q_k - Q_{k-1} + Q \end{aligned} \quad (3.8)$$

整理すると，

$$\begin{aligned} C_{ik} \rho_{ik} \cdot \dot{T}_{ik} = & -\frac{\lambda_{ik}}{\Delta R_i} \left(\frac{T_{ik} - T_{i-1,k}}{\Delta R_i} \right) + \frac{\lambda_{i,k}}{\Delta R_i} \left(\frac{T_{i+1,k} - T_{ik}}{\Delta R_{i+1}} \right) \quad (3.9) \\ & -\frac{\tilde{\lambda}_{ik}}{\Delta Z_k} \left(\frac{T_{i,k} - T_{i,k-1}}{\Delta Z_k} \right) + \frac{\tilde{\lambda}_{i,k+1}}{\Delta Z_k} \left(\frac{T_{i,k+1} - T_{ik}}{\Delta Z_{k+1}} \right) + q \end{aligned}$$

ここで，時間増分を Δt ， Δt 後の温度を \bar{T}_{ik} として，下記の関係を仮定する。

$$\dot{T}_{ik} = (\bar{T}_{ik} - T_{ik}) / \Delta t \quad (3.10)$$

上式を式(3.9)に代入すると差分式が得られる。この差分式は現在の温度 (T_{ik} , $T_{i+1,k}$, $T_{i,k+1}$) から直接 Δt 後の温度 \bar{T}_{ik} が得られる陽解法の式であるが、安定な解を得るには時間増分 Δt の大きさに制限があり、長期にわたる伝熱問題を考える場合、くりかえし計算が多くなる。したがって、本節では下記の関係式を用い式(3.9)に代入し差分式を得る。

$$\bar{T}_{ik} = T_{ik} + \{ \beta \dot{T}_{ik} + (1-\beta) \dot{T}_{ik} \} \Delta t \quad (3.11)$$

β : パラメータ

この差分式はマトリックス形式となる陰解法の式であり、時間増分を大きくとれるという利点がある。この差分式を求める方法を以下に述べる。

(3.9)式を書き直すと、

$$\dot{T}_{ik} = f(T_{ik}, T_{i+1,k}, T_{i,k+1}) \quad (3.12)$$

Δt 後も同様な関係がなりたつ

$$\bar{T}_{ik} = f(\bar{T}_{ik}, \bar{T}_{i+1,k}, \bar{T}_{i,k+1}) \quad (3.13)$$

(3.11)式を代入する。

$$\begin{aligned} \dot{T}_{ik} = f & \left([T_{ik} + \{ \beta \dot{T}_{ik} + (1-\beta) \dot{T}_{ik} \} \Delta t], [T_{i+1,k} + \{ \beta \dot{T}_{i+1,k} + (1-\beta) \dot{T}_{i+1,k} \} \Delta t], \right. \\ & \left. [T_{i,k+1} + \{ \beta \dot{T}_{i,k+1} + (1-\beta) \dot{T}_{i,k+1} \} \Delta t] \right) \quad (3.14) \end{aligned}$$

(3.12)式から得られるマトリックス形の差分式を解くと \dot{T}_{ik} が求まる。この \dot{T}_{ik} を式(3.11)に代入すると \bar{T}_{ik} が求まる。

本節では固化体の処分後1000年までの期間における状態を考えているので、時間が大きくとれる陰解法を用い、 $\beta = 1/2$ として計算を行なった。

また、時間増分は、

$$t = 0 \sim 0.1 \text{ 年の間は } \Delta t = 0.1 / N_T \text{ 年}$$

$$t = 0.1 \sim 1 \text{ 年の間は } \Delta t = 1 / N_T \text{ 年}$$

$$t = 1 \sim 10 \text{ 年の間は } \Delta t = 10 / N_T \text{ 年}$$

$$t = 10 \sim 100 \text{ 年の間は } \Delta t = 100 / N_T \text{ 年}$$

$$t = 100 \sim 1000 \text{ 年の間は } \Delta t = 1000 / N_T \text{ 年}$$

として計算した。(くり返し計算回数 $4.6 N_T$)

本章の伝熱計算において、1次元問題では主に $N_T = 100$ 、2次元問題では主に $N_T = 20$ を用いた。

3.3.3 熱応力の基礎方程式⁶⁾

本章では軸対称熱応力問題を解析するので、軸対称の場合を例にとり熱応力の基礎方程式である平衡方程式を説明する。この場合、取り扱うひずみと、応力は下記のようになる。

$$\begin{aligned}\epsilon_r &= \partial u / \partial r \\ \epsilon_\theta &= u / r \\ \epsilon_z &= \partial w / \partial z \\ \epsilon_{zy} &= \partial w / \partial r + \partial u / \partial z\end{aligned}\tag{3.15}$$

r : 半径方向座標

z : 対称軸

θ : x 軸よりの位相角

ここで u : r 方向の変位

w : z 方向の変位

応力テンソルは、等方性として

$$\sigma_r = \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \{ (1-\nu)\epsilon_r + \nu(\epsilon_\theta + \epsilon_z) \}\tag{3.16}$$

$$\sigma_\theta = \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \{ (1-\nu)\epsilon_\theta + \nu(\epsilon_z + \epsilon_r) \}$$

$$\sigma_z = \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \{ (1-\nu)\epsilon_z + \nu(\epsilon_r + \epsilon_\theta) \}$$

$$\sigma_{zr} = G \epsilon_{zy}$$

平衡方程式は図 3.12 よりつぎのように求められる。

$$\begin{aligned}(\sigma_r r d\theta dz)_{r+dr} - (\sigma_r r d\theta dz)_r + (\tau_{zr} r dr d\theta)_{z+dz} \\ - (\tau_{zr} r dr d\theta)_z - \sigma_\theta dr dz d\theta + R dr dz r d\theta = 0 \\ (\sigma_{zr} r d\theta dz)_{r+dr} - (\sigma_{zr} r d\theta dz)_r + (\sigma_z r dr d\theta)_{z+dz}\end{aligned}\tag{3.17}$$

$$-(\sigma_z r dr d\theta)_z + Z dr dz rd\theta = 0$$

変形すると

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial r} (r\sigma_r) + \frac{\partial}{\partial z} (r\sigma_{zr}) - \sigma_\theta + rR &= 0 \\ \frac{\partial}{\partial r} (r\sigma_{zr}) + \frac{\partial}{\partial z} (r\sigma_z) + rZ &= 0 \end{aligned} \quad (3.18)$$

ここで

$$\begin{aligned} \sigma_r &= \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{\partial u}{\partial r} + \left(\frac{u}{r} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) \right\} \\ \sigma_\theta &= \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{u}{r} + \nu \left(\frac{\partial w}{\partial z} + \frac{\partial u}{\partial r} \right) \right\} \\ \sigma_z &= \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{\partial w}{\partial z} + \nu \left(\frac{\partial u}{\partial r} + \frac{u}{r} \right) \right\} \\ \sigma_{zr} &= G \left(\frac{\partial w}{\partial r} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (3.19)$$

温度分布 $T(x, y)$ による初期ひずみは

$$\epsilon_r^0 = \epsilon_\theta^0 = \epsilon_z^0 = -\alpha T, \quad \epsilon_{zr}^0 = 0 \quad (3.20)$$

したがって、平衡方程式は下式となる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial r} \frac{Er}{(1-\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{\partial u}{\partial r} + \nu \left(\frac{u}{r} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \frac{Er}{2(1+\nu)} \\ \left(\frac{\partial w}{\partial r} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) - \frac{E}{(1+\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{u}{r} + \nu \left(\frac{\partial w}{\partial z} + \frac{\partial u}{\partial r} \right) \right\} \\ + rR - \frac{\partial}{\partial r} \frac{E\alpha rT}{1-2\nu} + \frac{E\alpha T}{1-2\nu} = 0 \end{aligned} \quad (3.21)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial r} \frac{Er}{2(1+\nu)} \left(\frac{\partial w}{\partial r} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \frac{Er}{(1+\nu)(1-2\nu)} \left\{ (1-\nu) \frac{\partial w}{\partial z} + \right. \\ \left. \nu \left(\frac{\partial u}{\partial r} + \frac{u}{r} \right) \right\} + rZ - \frac{\partial}{\partial z} \frac{E\alpha rT}{1-2\nu} = 0 \end{aligned}$$

3.3.4 熱応力の差分方程式

本章では、熱応力をその平衡方程式(3.21)を差分化して解くことにする。伝熱計算の場合と同様に、 r 軸方向に i 軸、 z 軸方向に k 列の差分点を考え、下記の変換方法で基礎方程式を差分化する。

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial z} &\Rightarrow \left(\frac{u_{i,k+1} - u_{ik}}{\Delta z_{ik}} \right) \\ \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial u}{\partial r} \right) &\Rightarrow \left\{ \left(\frac{W_{i+1,k+1} - W_{i,k+1}}{\Delta r_{i,k+1}} \right) - \left(\frac{W_{i+1,k} - W_{ik}}{\Delta r_{ik}} \right) \right\} / \Delta z_k \\ \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} &\Rightarrow \left\{ \left(\frac{u_{i,k+1} - u_{ik}}{\Delta z_{ik}} \right) - \left(\frac{u_{ik} - u_{i,k-1}}{\Delta z_{i,k-1}} \right) \right\} / \Delta Z_k \quad (3.22) \\ \frac{\partial T}{\partial z} &\Rightarrow \left(\frac{T_{ik} - T_{i,k-1}}{\Delta z_{ik}} \right) \end{aligned}$$

$$\text{ここで } \Delta Z_k = (\Delta z_k + \Delta z_{k-1}) / 2$$

上記の方法で式(3.21)を差分式に変換した後、変位 U_{ik} 、 W_{ik} を求め、次式を用いてひずみを求める。

$$\begin{aligned} (\varepsilon_r)_{ik} &= \{ (U_{i+1,k} - U_{ik}) / \Delta r_i + (U_{i+1,k+1} - U_{i,k+1}) / \Delta r_i \} / 2 \\ (\varepsilon_\theta)_{ik} &= \{ (U_{ik} + U_{i+1,k}) / (2r_i + \Delta r_i) + (U_{i,k+1} + U_{i+1,k+1}) / (2r_i + \Delta r_i) \} / 2 \\ (\varepsilon_z)_{ik} &= \{ (W_{i,k+1} - W_{ik}) / \Delta z_k + (W_{i+1,k+1} - W_{i+1,k}) / \Delta z_k \} / 2 \quad (3.23) \\ (\varepsilon_{zr})_{ik} &= [\{ (W_{i+1,k} - W_{ik}) / \Delta r_i + (U_{i,k+1} - U_{ik}) / \Delta z_k \} \\ &\quad + \{ (W_{i+1,k+1} - W_{i,k+1}) / \Delta r_i + (U_{i+1,k+1} - U_{i+1,k}) / \Delta z_k \}] / 2 \end{aligned}$$

上式で求めたひずみを式(3.16)に代入して、応力を求める。

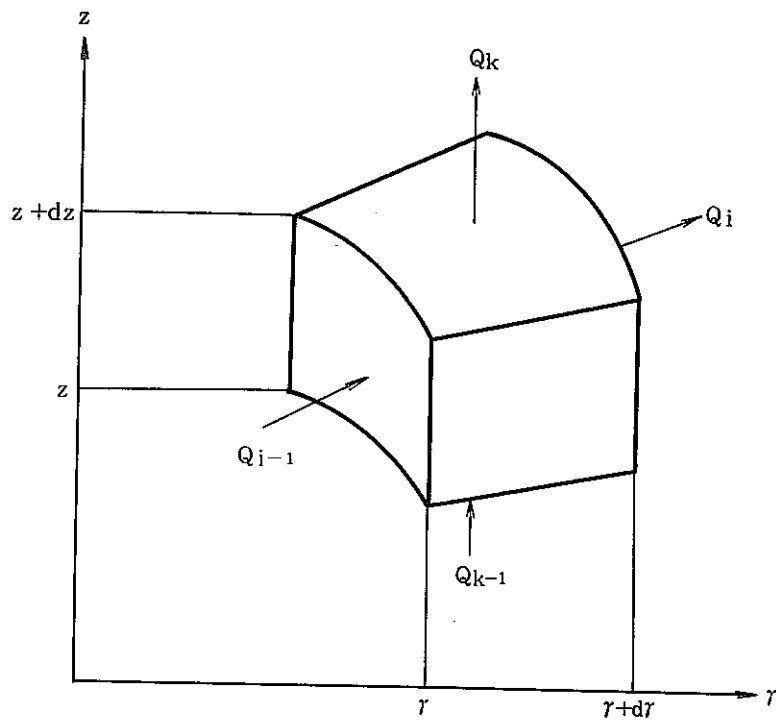


図 3.10 軸対称体の体素に関する熱平衡

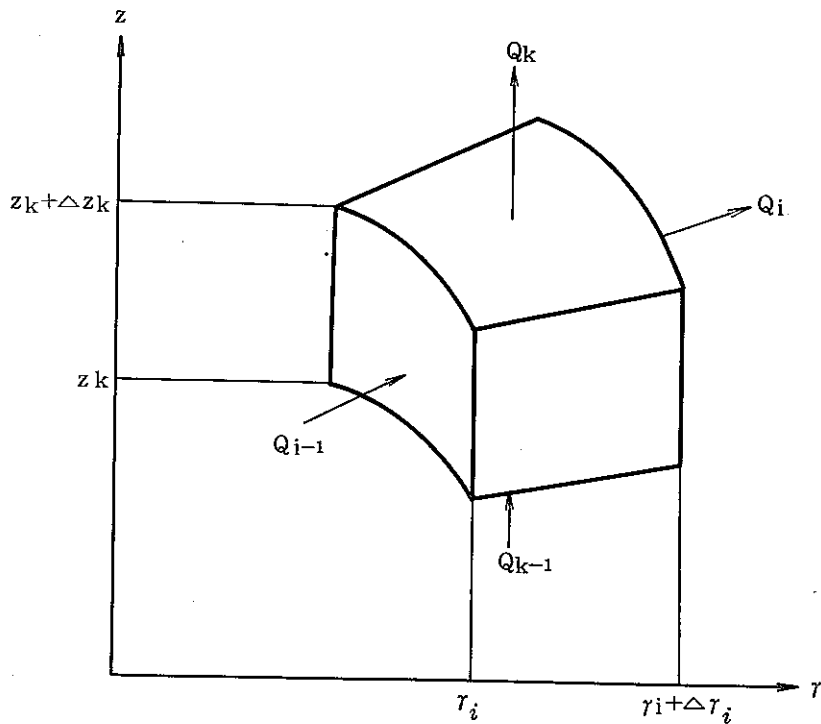


図 3.11 軸対称体の差分法における熱平衡

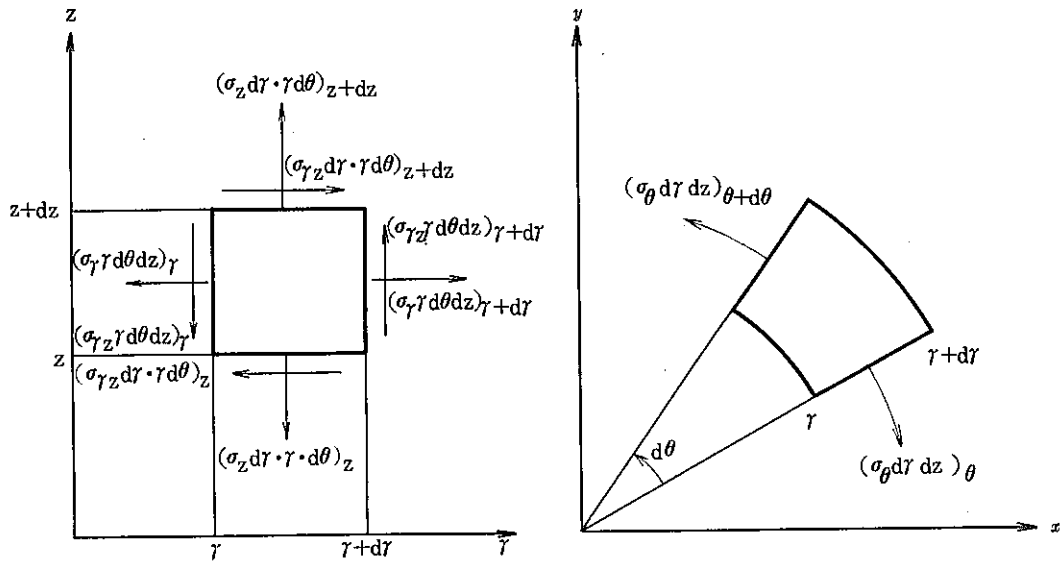


図 3.1.2 軸対称応力状態における力の平衡

3.4 非定常熱伝導と熱応力の計算結果とその検討

3.4.1 非定常熱伝導の差分法による解法の妥当性

前節で説明した非定常熱伝導の差分法による解法の妥当性を確かめるために、解析解と差分解を比べてみる。無限媒体中の単位面積当り $q(t)$ [w/m²] の発熱量のある無限平板による非定常熱伝導問題は下記の方法で式 (3.2.7) の解析解が得られる。

1次元非定常熱伝導の基礎方程式は式 (3.2) より

$$\frac{\partial T}{\partial t} = k \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \quad (3.24)$$

ここで $k = \lambda / C\rho$

この方程式を境界条件

$$z = 0 \quad ; \quad -\lambda \frac{\partial T}{\partial z} \Big|_{z=0} = q(t) \quad (3.25)$$

$$t = 0 \quad ; \quad T(z, 0) = 0 \quad (3.26)$$

で解くと

$$T(z, t) = \frac{\sqrt{k}}{\lambda} \int_0^t q(\tau) \frac{\exp[-z^2/4\kappa(t-\tau)]}{\sqrt{\pi(t-\tau)}} d\tau \quad (3.27)$$

図 3.13 の無限平板モデルにより差分法で得られた解と上記の解析解を比較すると図 3.14 となり、2 つの解は良い一致を示す。したがって、本章で用いた非定常熱伝導の差分法による解法は十分に使用可能であるといえる。

3.4.2 熱応力の差分法による解法の妥当性

次に熱応力の差分法による解法の妥当性を確かめるために、D.P.Hodgkinson の解析解⁷⁾ と差分解を比べてみる。D.P.Hodgkinson は、地下 1000 m の場所に半径 250 m の球形の処分場を考え、下記の物性値を用いて伝熱と熱応力の解析解を求めている。

$\rho = 2600$	kg/m ³
$C = 0.879$	kJ/(kg·K)
$\lambda = 2.51$	W/(m·K)
$E = 40$	GPa
$\nu = 0.3$	
$\alpha = 8 \times 10^{-6}$	K ⁻¹
$Q = 10^6 e^{-0.0231t}$	W

差分法では図 3.15 に示すように、Z 軸に軸をもつ円筒を重ねたもので球形処分場を近似し、図 3.16 の球形処分場モデルで計算を行なった。

D.P.Hodgkinson の解析解と差分解は、温度・応力ともに図 3.17、図 3.18 に示すように良い一致を示す。したがって本章で用いた非定常熱伝導と熱応力の差分法による解法は十分に使用可能であるといえる。

3.4.3 差分計算における固化体モデルと処分場モデル

差分計算で用いる固化体モデルと処分場モデルは図 3.6, 図 3.3 を参考にし, 図 3.19 図 3.20 に示すモデルを用いる。すなわち, 固化体は, $1000\text{m} \times 1000\text{m}$ の処分場内に水平方向にそれぞれ 5m おき, 30m おきに基盤状に並び, 垂直方向に, 基本的に 4 本重ねた状態を考える。それが地下 1000m に 2 層にわかれて処分されているとする。この 2 層処分場では処分される固化体の数 N は, 基本的に 5.3 万本となる。図 3.19 の (1)固化体, (2)オーバパック, (3)花崗岩の物性値は数種の文献^{8~10)}を参考にし, 表 3.3 のように決定し, 以下この値と, 3.2.3 項の固化体の熱出力の値を用いて計算を行なう。

3.4.4 無限長棒モデルを用いた非定常熱伝導計算結果

固化体とその近傍を図 3.21 のようなモデルにし, 非定常熱伝導を 1 次元問題として計算した結果を図 3.22, 図 3.23 に示す。なお, 無限長棒モデルにおける固化体の単位体積当りの発熱量は, 実際のそれと同一にする。

図 3.22, 図 3.23 を見ると, 冷却期間 $t_c = 50$ 年の場合, 固化体中心部の温度が固化体外壁部のそれに比べ約 10K 高くなるのがわかる。

3.4.5 2 層処分場における非定常熱伝導計算結果

図 3.3 の処分場を図 3.24 ~ 27 の各モデルで近似し, その非定常熱伝導計算を行なう。なお以下の計算では処分本数 $N = 5.3$ 万本を基本に計算を行なう。この場合, 処分坑 1 本につき 4 本の固化体を重ねることになり, 処分場の厚さは 6m となる。これらのモデルでは処分場単位体積当りの発熱量を均一, かつ実際のそれと同一にした。

図 3.24 の平板モデルでは, 処分場を水平方向に無限大とし, その内部を一様な発熱体と考え, 1 次元問題として計算を行なう。図 3.25 の帯列モデルでは, 固化体は 30m ごとに等間隔に数多く並んでいるので, 処分場を x 方向に 30m ごとに区切り, その面を断熱とし, 5m おきに並んだ固化体を一様な帯状の発熱体と考え, 処分場内の x 方向の温度分布を計算する。図 3.26 の円板モデルでは, 上方より見て正方形である処分

場を円形で近似し、その内部を一様な発熱体と考え、2次元問題として計算する。図3.27の重ね合せモデルでは、処分坑1本だけによる非定常熱伝導計算結果をそれぞれ30mおき、5mおきに並んだ状態で重ね合わせることで処分場全体の温度を求める。

以上の各モデルでは計算の簡略化のために、固化体、オーバパックの物性値を花崗岩のそれと同一にしている。またすべてのモデルは上下、又は左右に対称であるので対称面を断熱面として片方だけで計算を行なう。さらに、処分場および岩体の初期温度を0℃とし、計算結果は温度上昇分を示すようにした。

図3.28に円板モデルによる処分場中心部($r = 0\text{ m}$)と縁辺部($r = 560\text{ m}$)の温度変化を示し、比較のために平板モデルによる温度変化を記した。処分場縁辺部の温度は中心部の温度の約半分となり、処分場中心部の温度は、平板モデルによる計算も円板モデルによる計算もほぼ同一の結果を示す。したがって、処分場中心部では、処分場を無限大と考える温度条件についてはさしつかえないことがわかる。

図3.29に帯列モデルによる処分場内の x 軸方向の温度分布を示した。処分後約100年までは処分場内でかなりの温度差がある。したがって、図3.28で示した平板モデルや円板モデルのように、処分場内を発熱量が均一と考えた計算による温度より、処分場内の最高温度はやや高いと考えられる。

図3.30では同じく帯列モデルによる処分場近傍の温度分布を、処分場内の温度が最高となる固化体の存在する $x = 0\text{ m}$ の地点と、固化体から最もはなれた地点である $x = 15\text{ m}$ の地点で示した。処分場近傍においても、水平方向にかなりの温度の差があることがわかるが、処分場から10~20m離れた地点では温度差はあまりないことがわかる。したがって、処分場中心部の処分場から10~20m以上離れた地点での温度を求めるには1次元問題としての平板モデルを用いた計算で十分であることがわかる。

図3.31は平板モデル、帯列モデル、重ね合せモデルの各モデルによる処分場内の温度変化結果を比較した図である。この図でRとは、重ね合せモデルにおいて、重ね合せを行なった範囲を示す量である。例えば $R = 200\text{ m}$ とあるのは、考えている固化体を中心に半径200m以内に存在する固化体による温度上昇分を全て重ね合せたことを示す。この図によると、 $R = 50\text{ m}$ の場合は、処分後10年から、 $R = 200\text{ m}$ の場合は処分後100年から以後は、考えている範囲より外の固化体からの熱の影響を考慮していないことが原因で温度結果が低くなることがわかる。各モデルによる計算結果を比べると、

その最高温度は重ね合せモデルによるものが最も高く、帯列モデル、平板モデルはそれぞれ、重ね合せモデルのそれより10 K、20 K程度低く計算されるのがわかる。したがって、温度の高さによりリスクを検討する場合には、重ね合せモデルを用いた計算を行なうべきであることがわかる。

図3.3.2、図3.3.3は、その重ね合せモデルを用いて、冷却期間と処分本数が固化体近傍、すなわち、処分場内の最も温度が高い地点での温度変化に及ぼす影響を示した図である。

冷却期間 $t_c = 30$ 年、処分本数 $N = 5.3$ 万本の場合は、温度上昇が最高点で約80 Kである。したがって、その場合の固化体近傍の温度は初期温度に80 Kを加えたものになり、固化体中心部の温度は、さらに図3.2.2より約10 K加えたものになるので、これらの温度が100°Cを超えることが考えられる。さらに、冷却期間50年、処分本数10.7万本の場合は、温度上昇分ですでに100 Kを超えている。したがって、本章で考えている図3.3に示すような処分場では、温度条件から考えると、固化体は、冷却期間 $t_c = 50$ 年、処分本数 $N = 5.3$ 万本程度が妥当と考えられる。

3.4.6 2層処分場における熱応力計算結果

熱応力計算で用いるモデルは、図3.3.4に示すように処分場を円板モデルと同様とし、得られる応力値に対する固定端の影響が無視できるように、計算に使用する岩体の大きさを非定常熱伝導計算の場合のそれに比べ大きくした。

図3.3.5～4.5に、固化体の冷却期間 $t_c = 30$ 年、処分本数 $N = 5.3$ 万本の場合の熱応力計算結果を示す。熱応力は、処分後約100年の時点で最も大きな値になり、それ以後小さくなることが認められる。なお図3.3.4中の $-pCZ$ の直線は、花崗岩の体積力による初期応力である。熱応力はこれらの図に示すように計算で導出したものの、岩体中のクラックの状態、岩体の引張強さ等、岩体についての強度に関するデータが不足しているので、熱応力による岩体への影響を考察することは本章では行なわない。

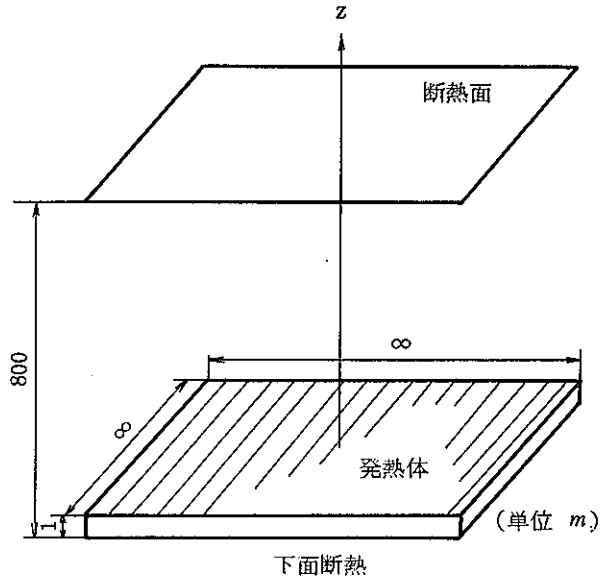


図 3.1 3 無限平板モデルの概念図

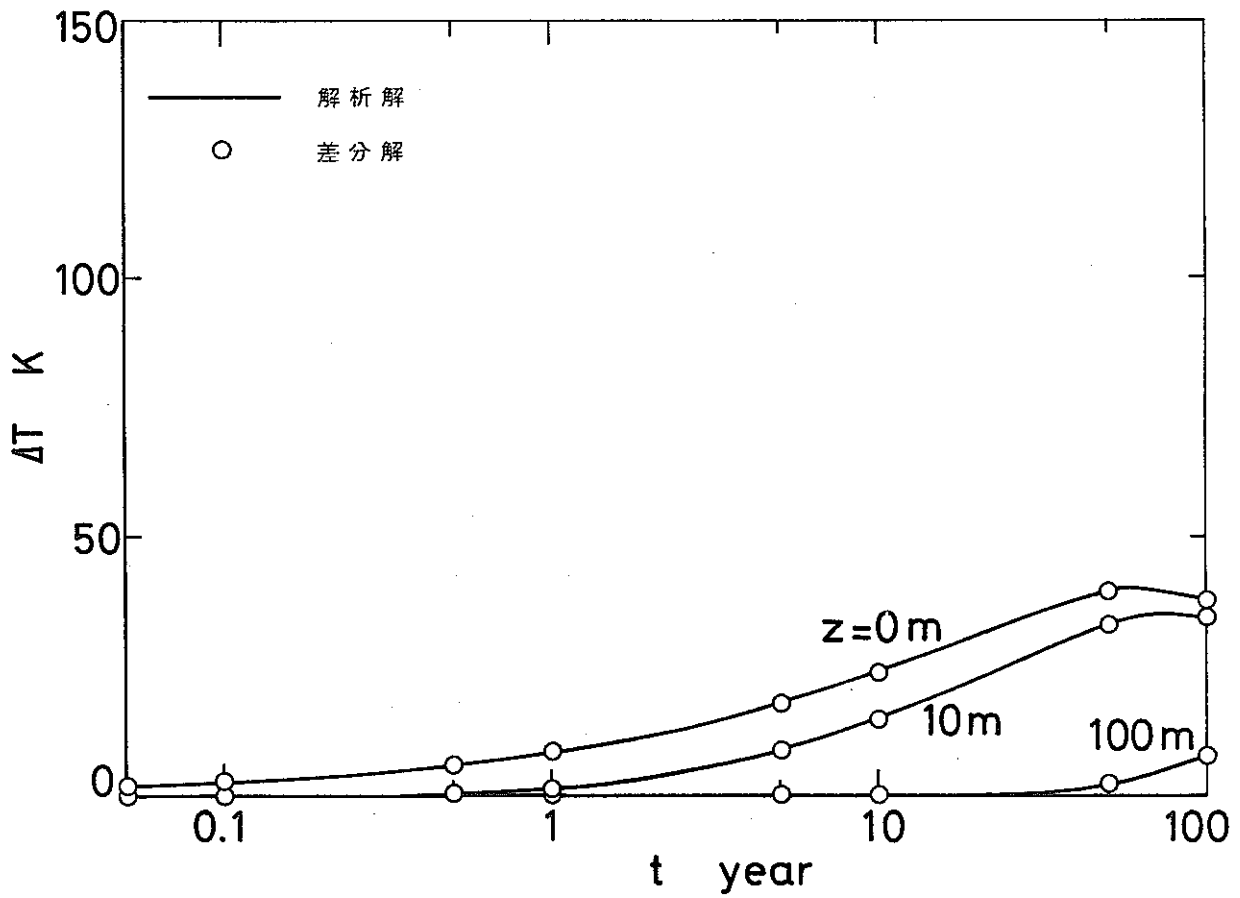


図 3.1 4 差分法による伝熱計算結果と解析解との比較

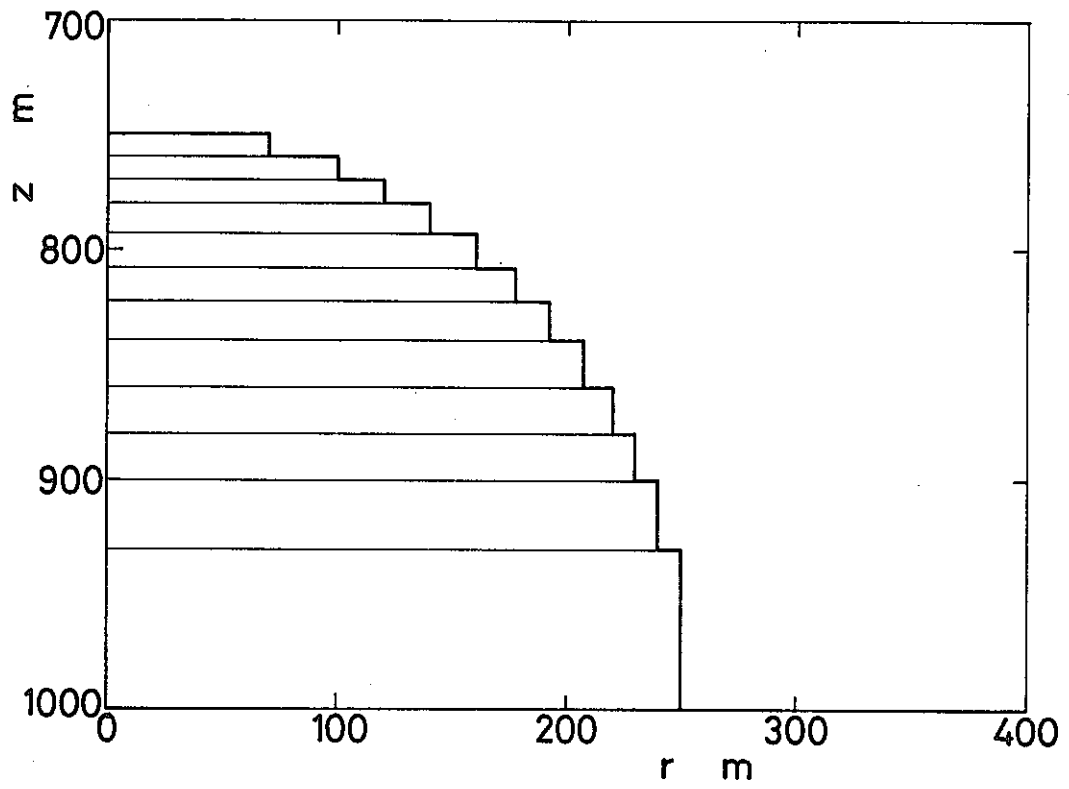


図 3.15 差分計算で用いた球形処分場の形状

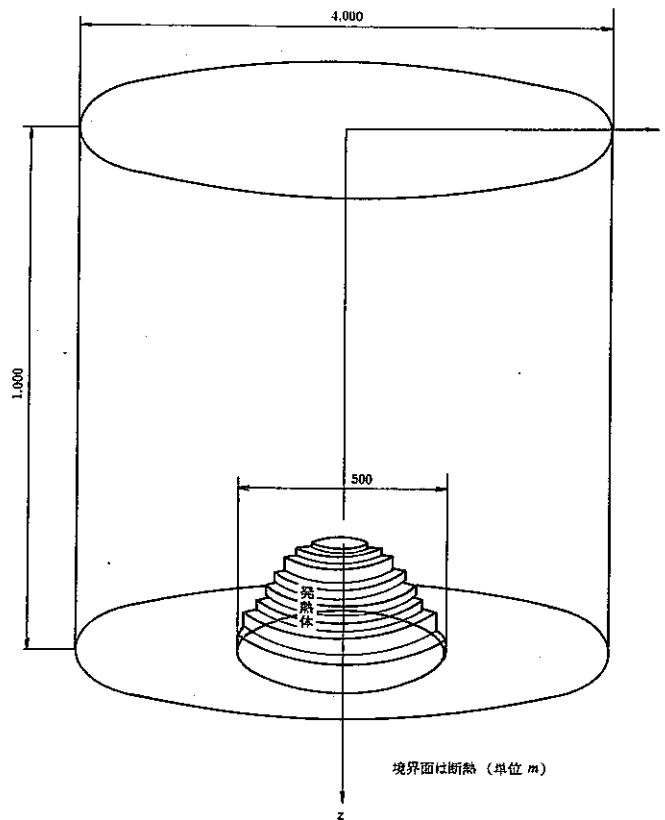


図 3.16 球形処分場モデルの概念図

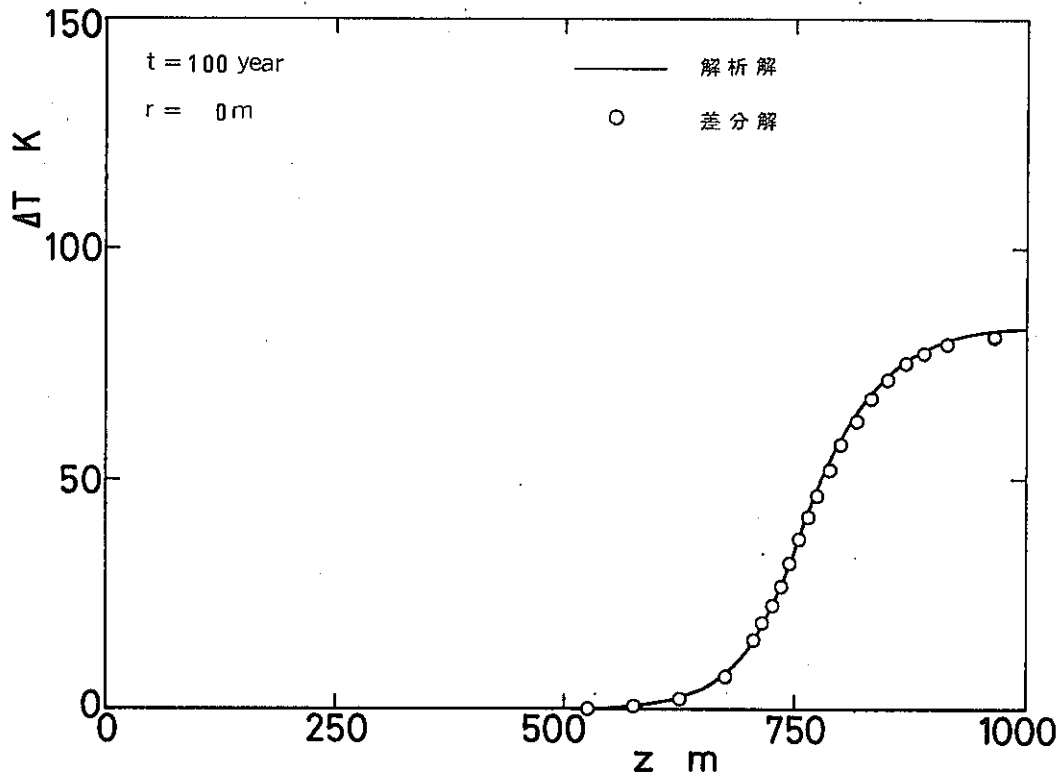


図 3.17 球形処分場の差分法による伝熱計算結果と解析解との比較

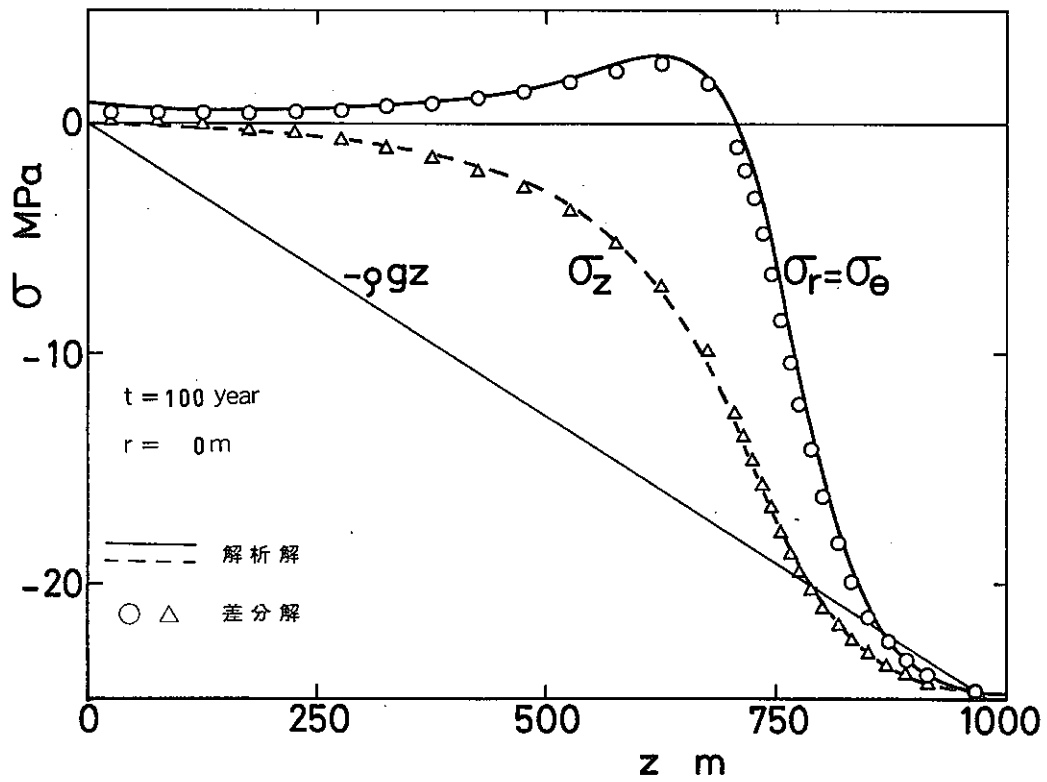


図 3.18 球形処分場の差分法による熱応力計算結果と解析解との比較

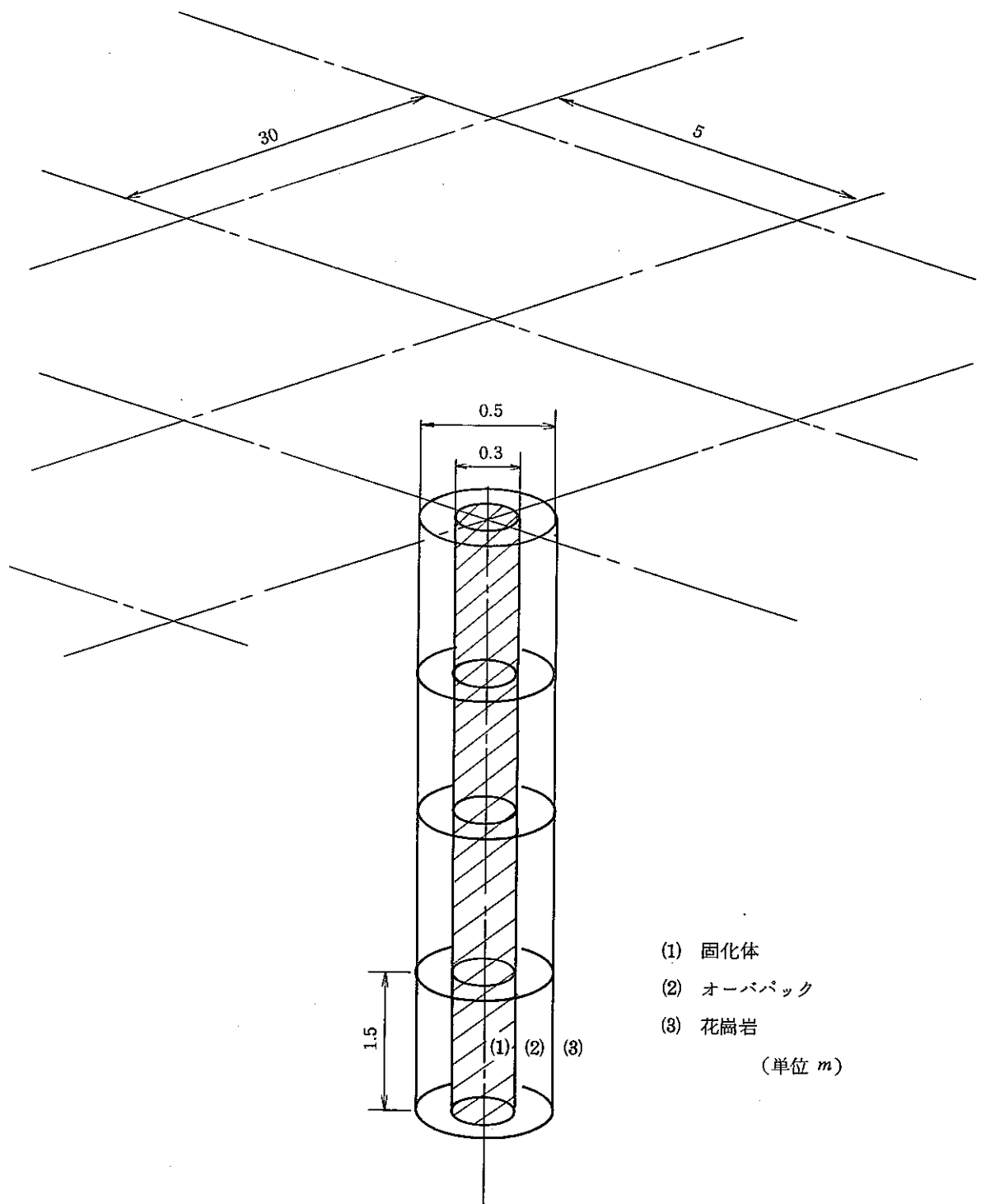


図 3.19 固化体モデルの概念図

表 3.3 処分場における各材料の物性値

物性値 \ 材料	固 化 体	オーバパック	花 崗 岩
密 度 ρ [kg/m ³]	2800	7900	2600
比 熱 C [KJ/(kg·K)]	0.84	0.51	0.92
熱伝導率 λ [W/(m·K)]	1.0	16	2.6
縦弾性係数 ϵ [GPa]			40
ポアソン比 ν			0.30
線膨張率 α [K ⁻¹]			8.0×10^{-6}

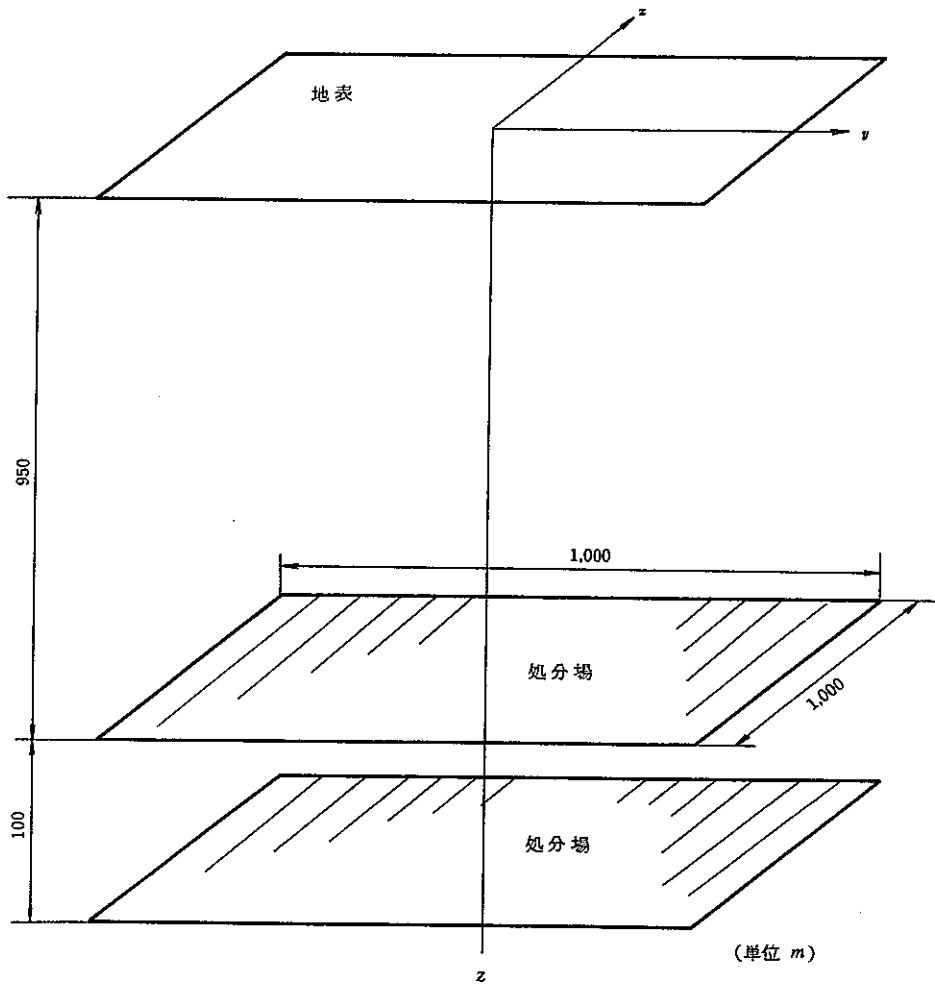


図 3.20 2層処分場モデルの概念図

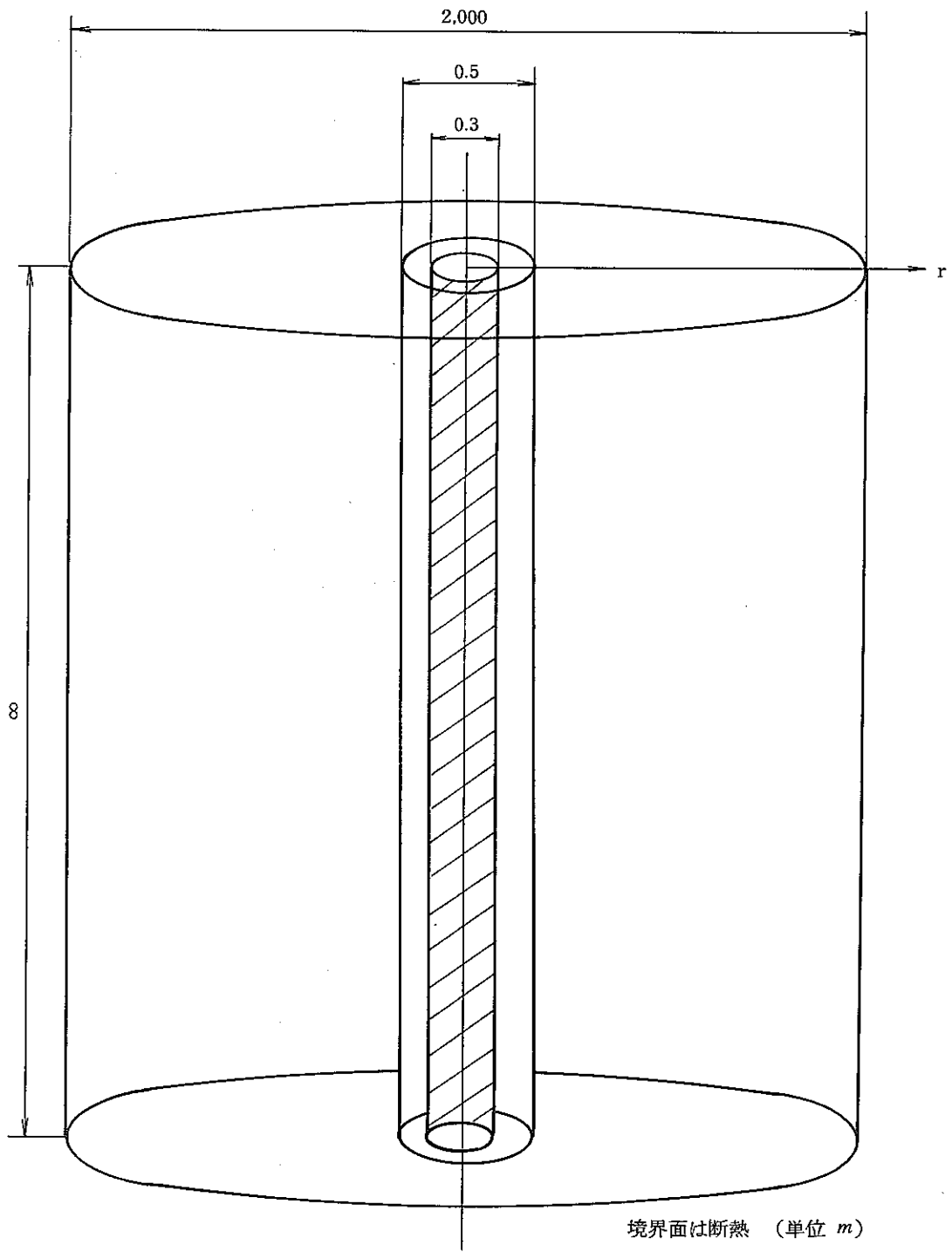


図 3.2 1 無限長棒モデルの概念図

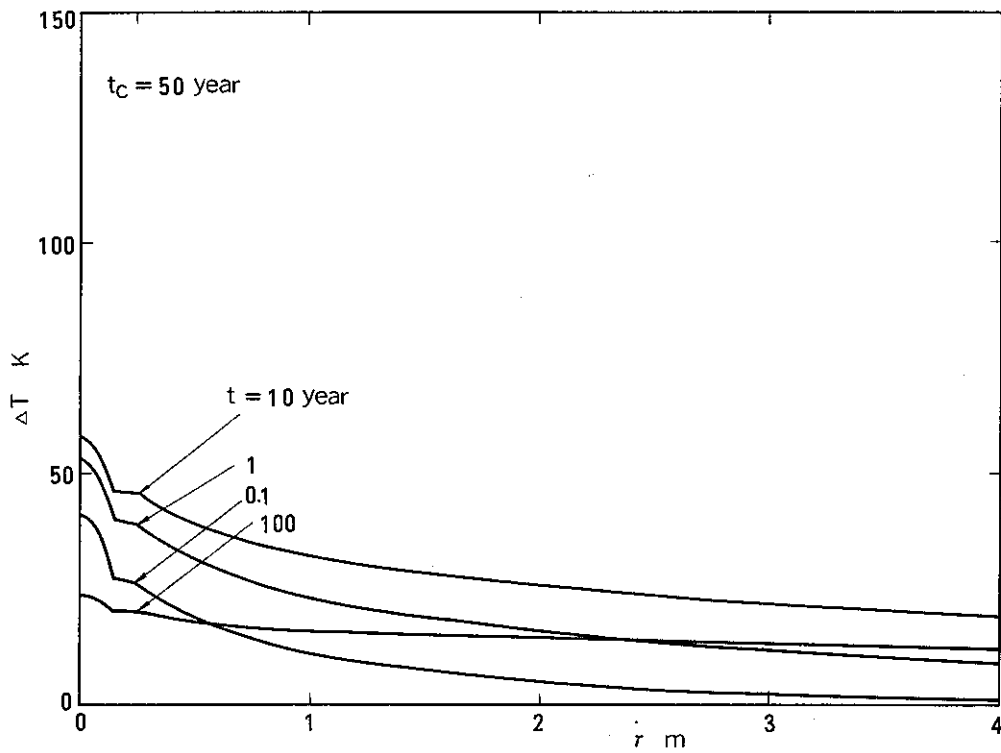


図 3.2.2 無限長棒モデルによる固化体近傍の温度分布

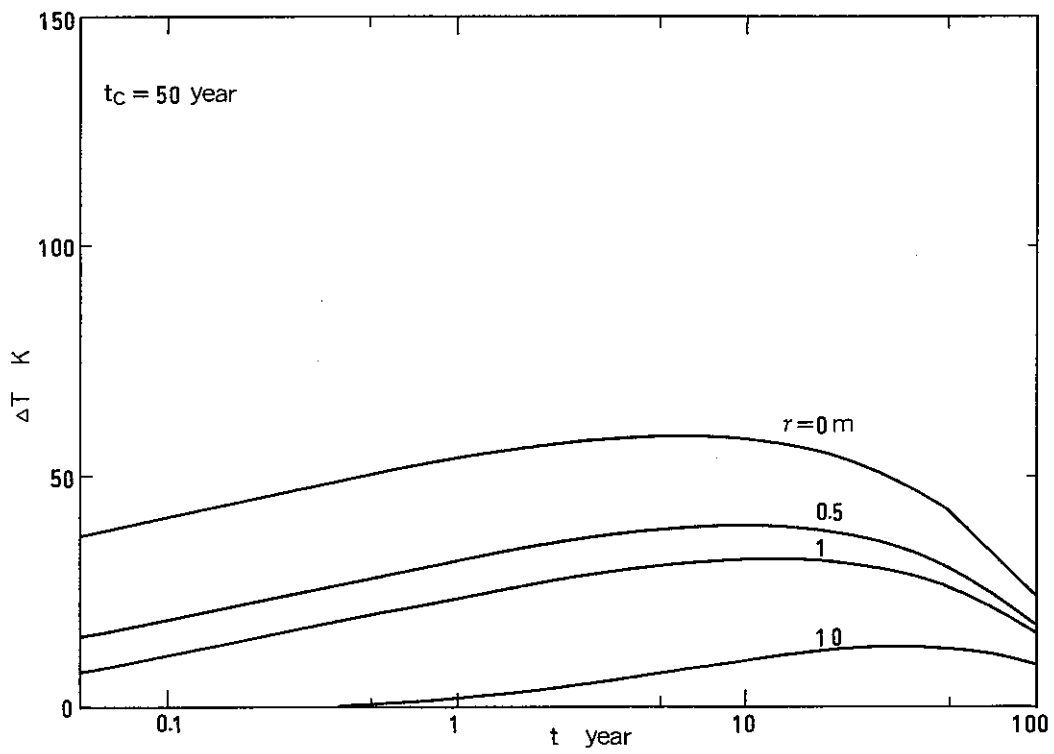


図 3.2.3 無限長棒モデルによる固化体近傍の温度変化

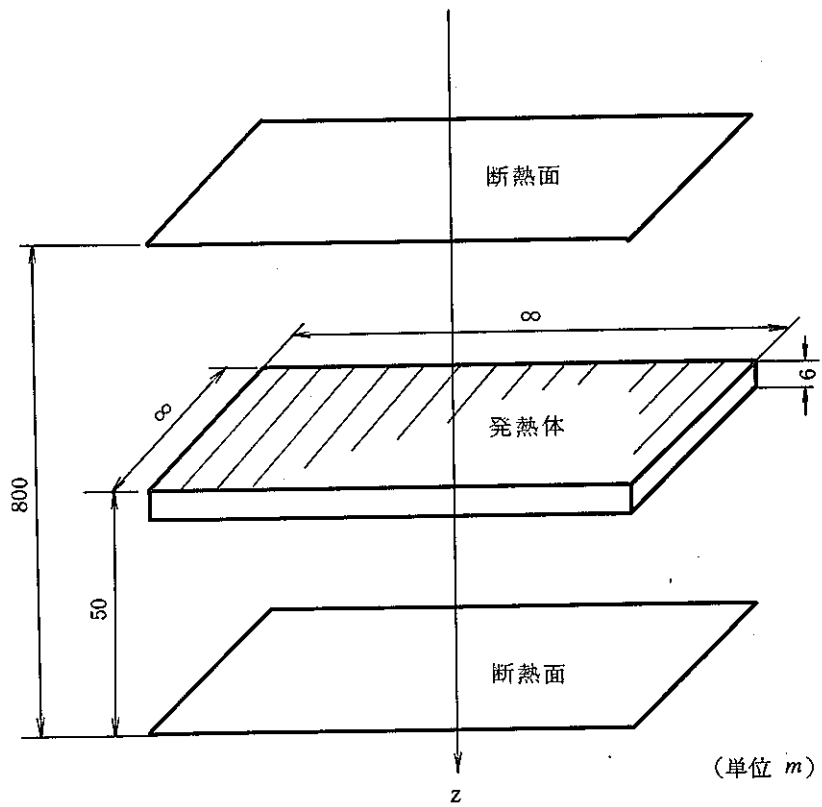


図 3.24 平板モデルの概念図

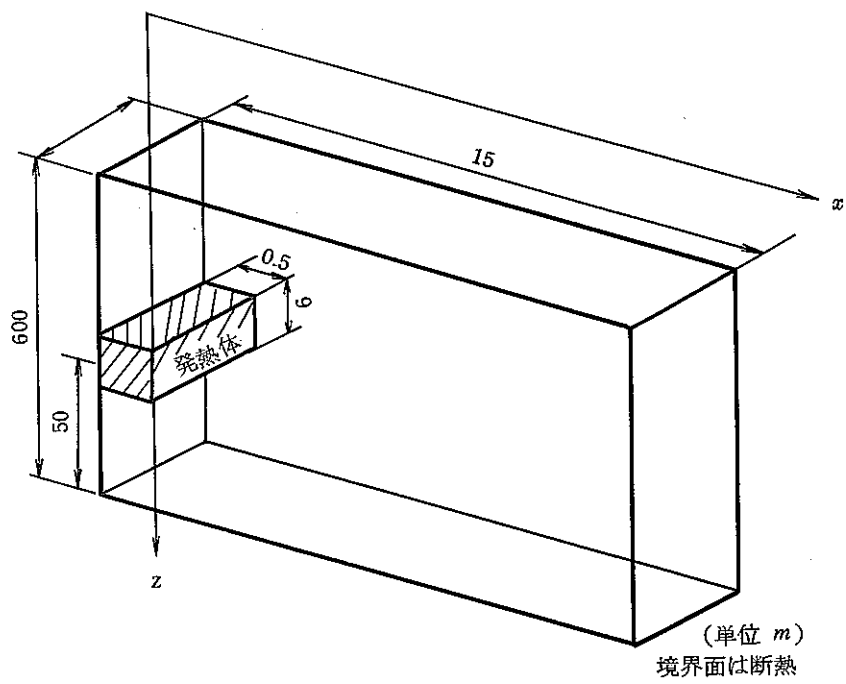


図 3.25 帯列モデルの概念図

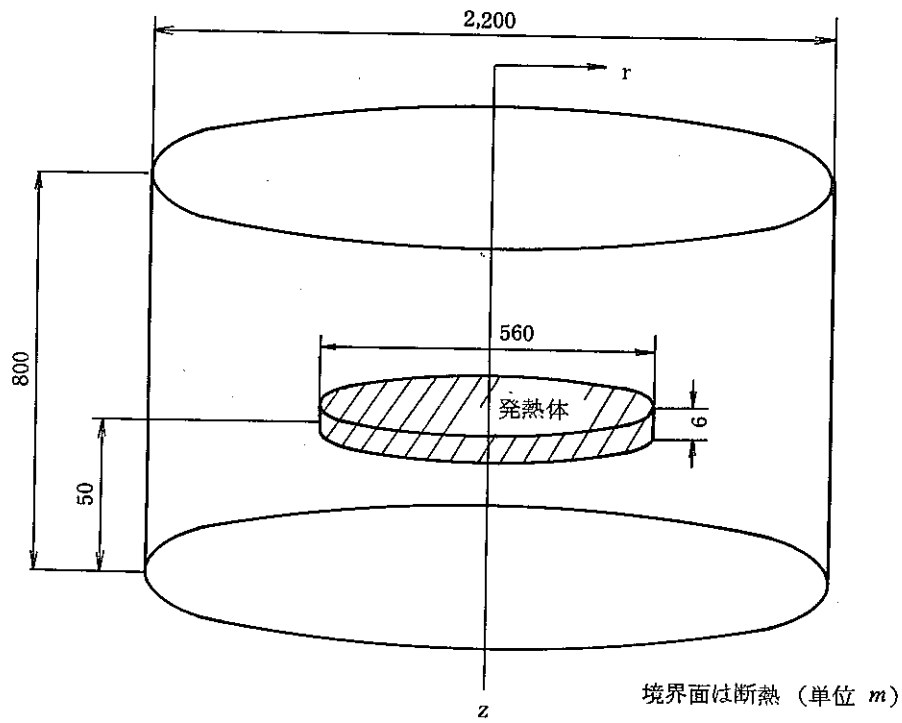


図 3.26 円板モデルの概念図

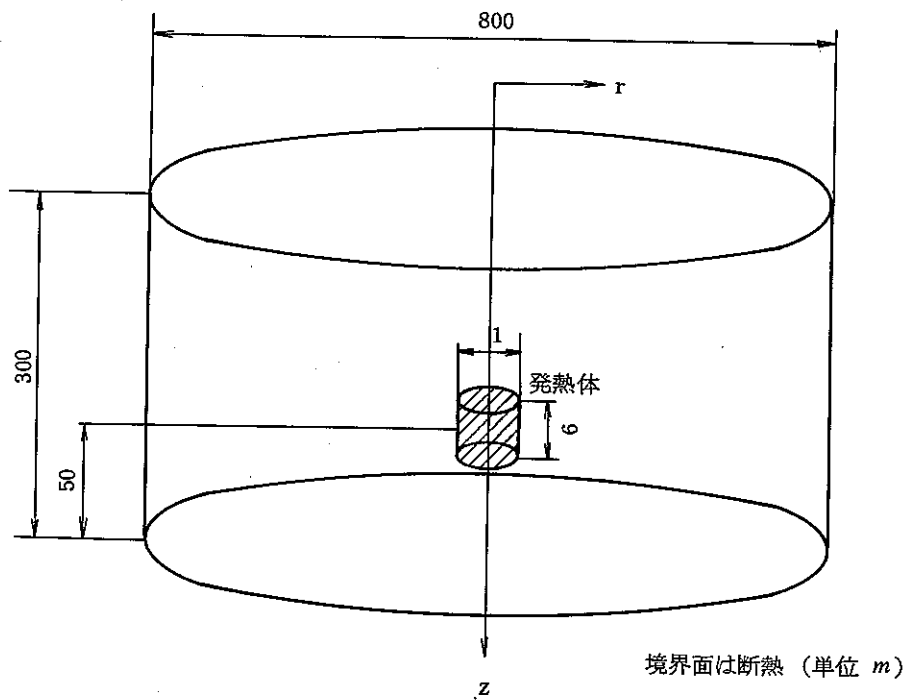


図 3.27 重ね合せモデルの概念図

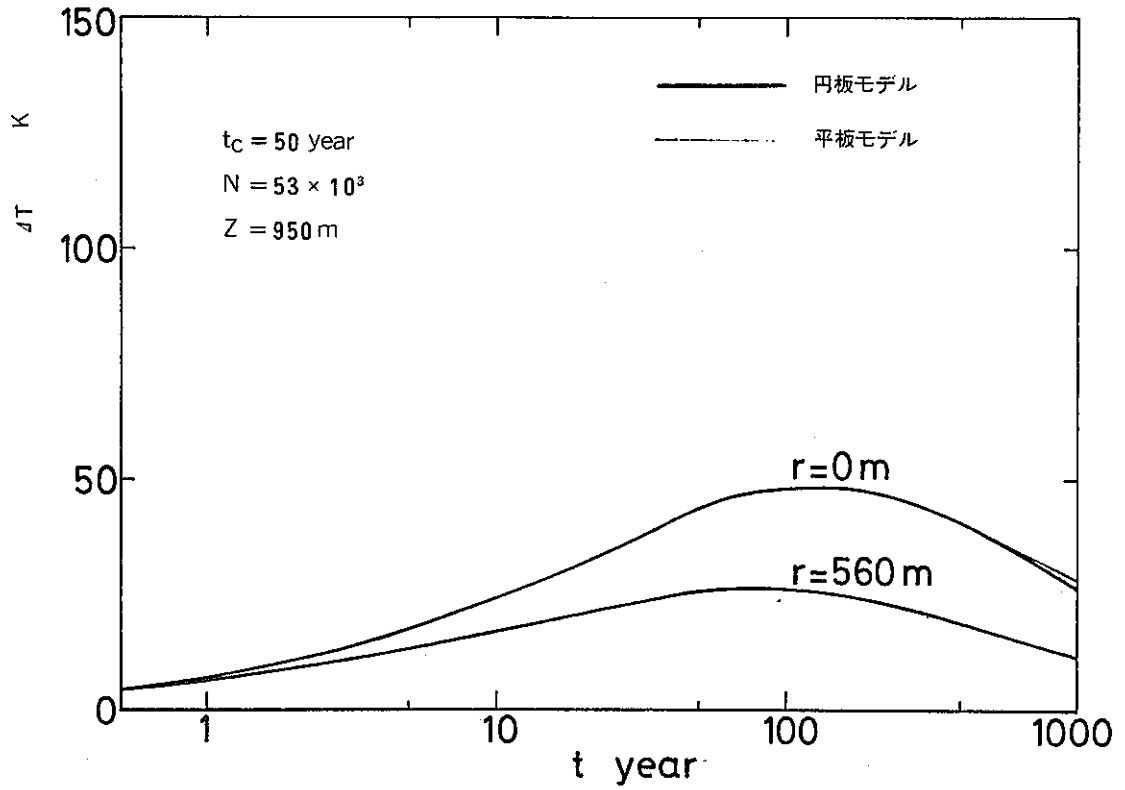


図 3.28 円板モデルによる処分場中心部と縁辺部の温度変化

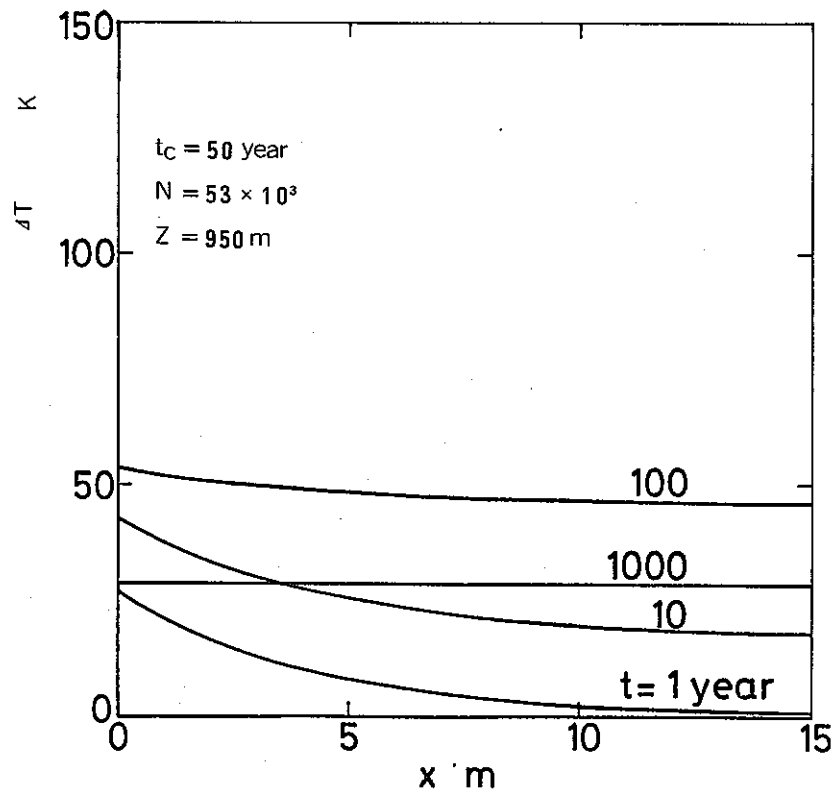


図 3.29 帯列モデルによる処分場内の温度分布

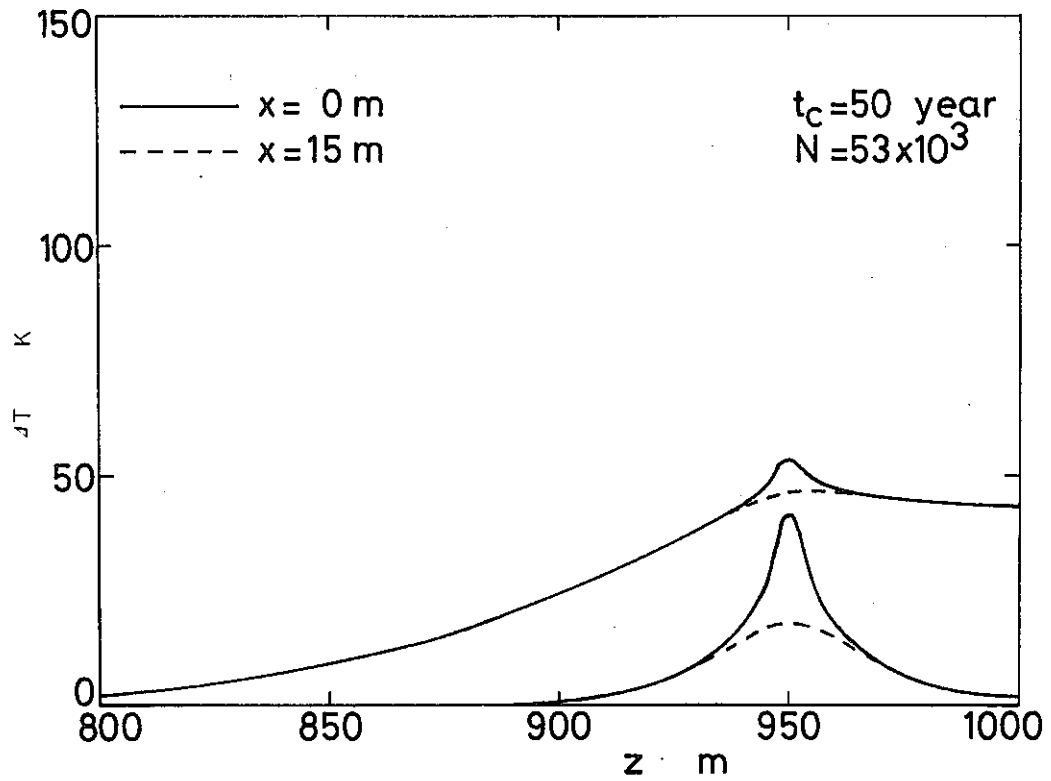


図 3.30 帯列モデルによる処分場近傍の温度分布

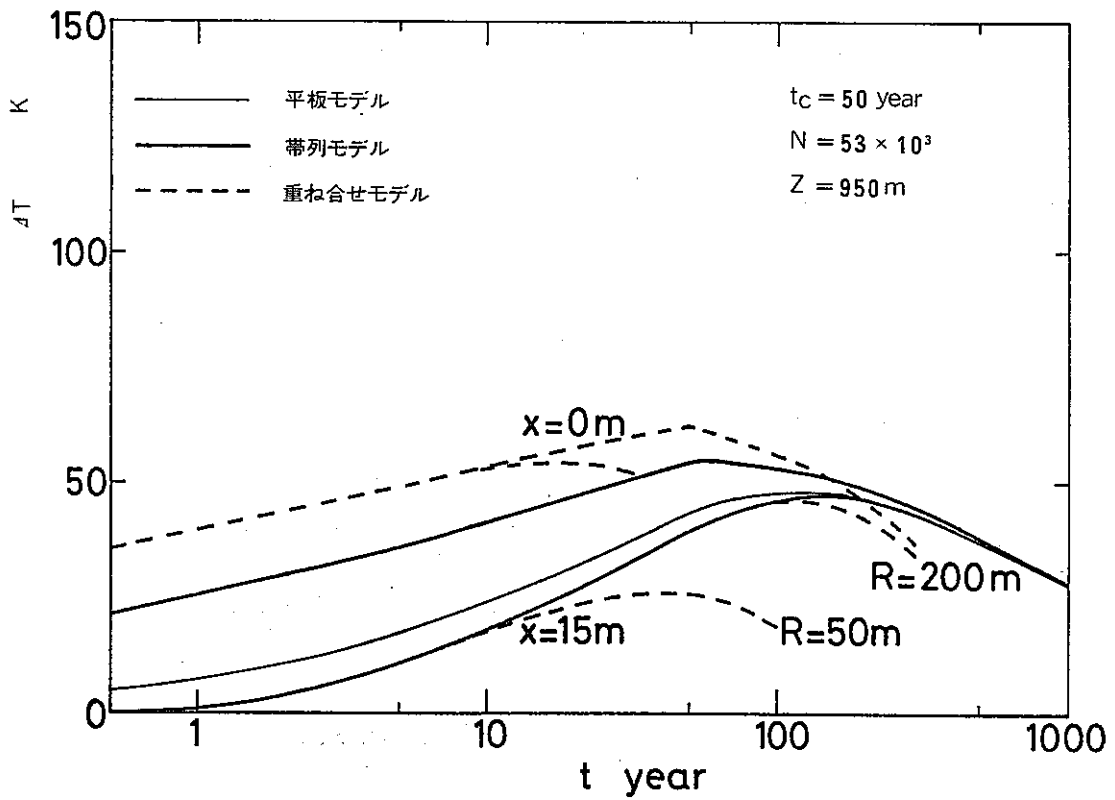


図 3.31 各モデルによる処分場内の温度変化結果の比較

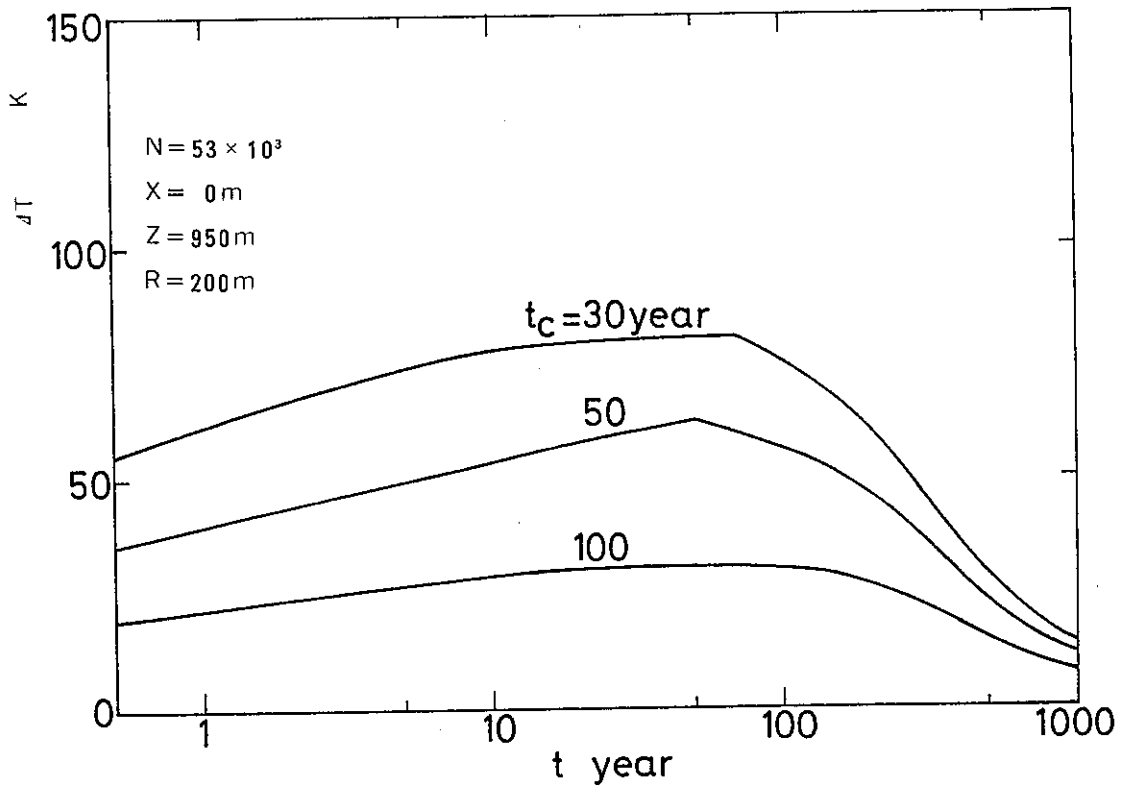


図 3. 3 2 重ね合せモデルによる冷却期間と固化体近傍の温度変化の関係

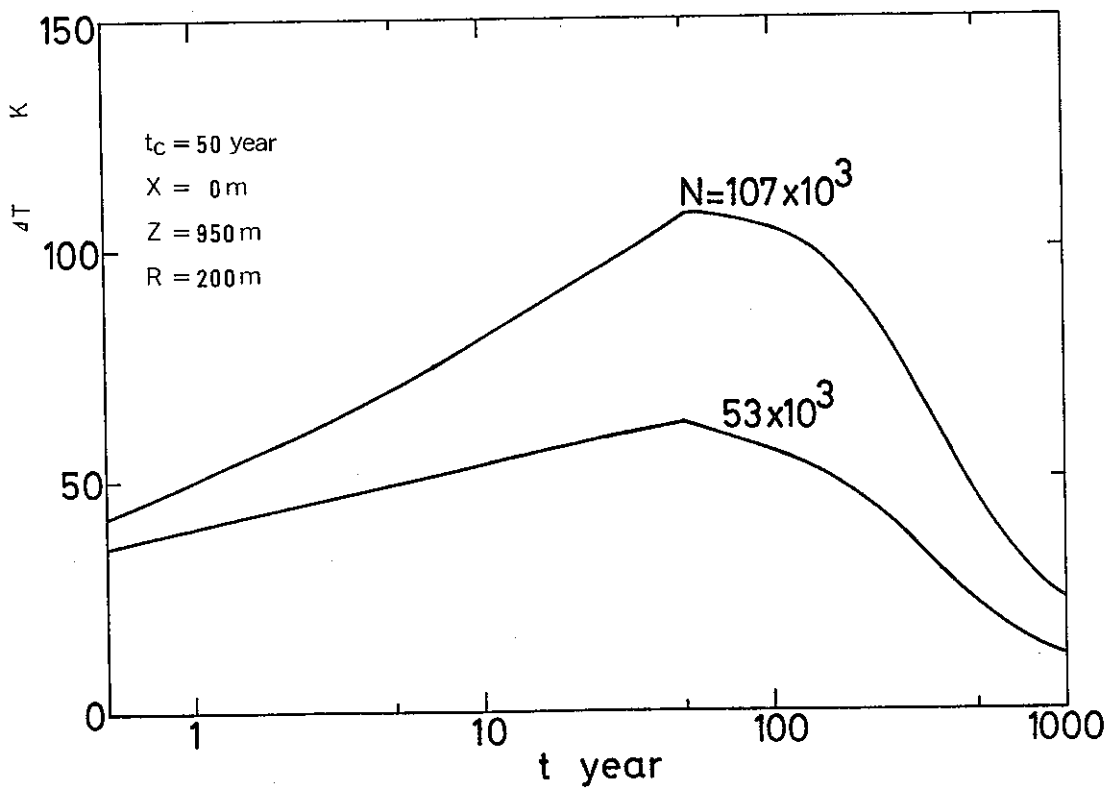


図 3. 3 3 重ね合せモデルによる処分本数と固化体近傍の温度変化の関係

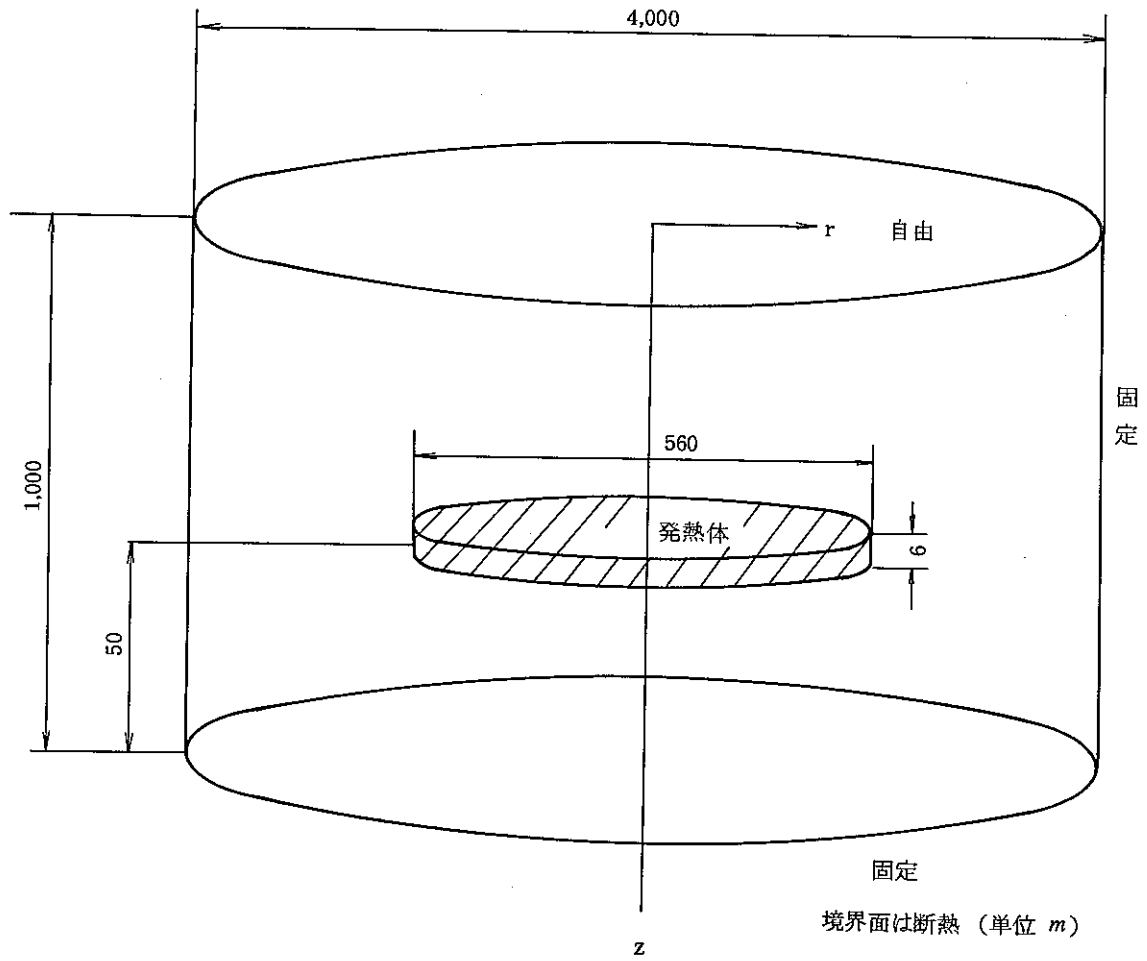


図 3.3 4 差分法による熱応力計算モデル

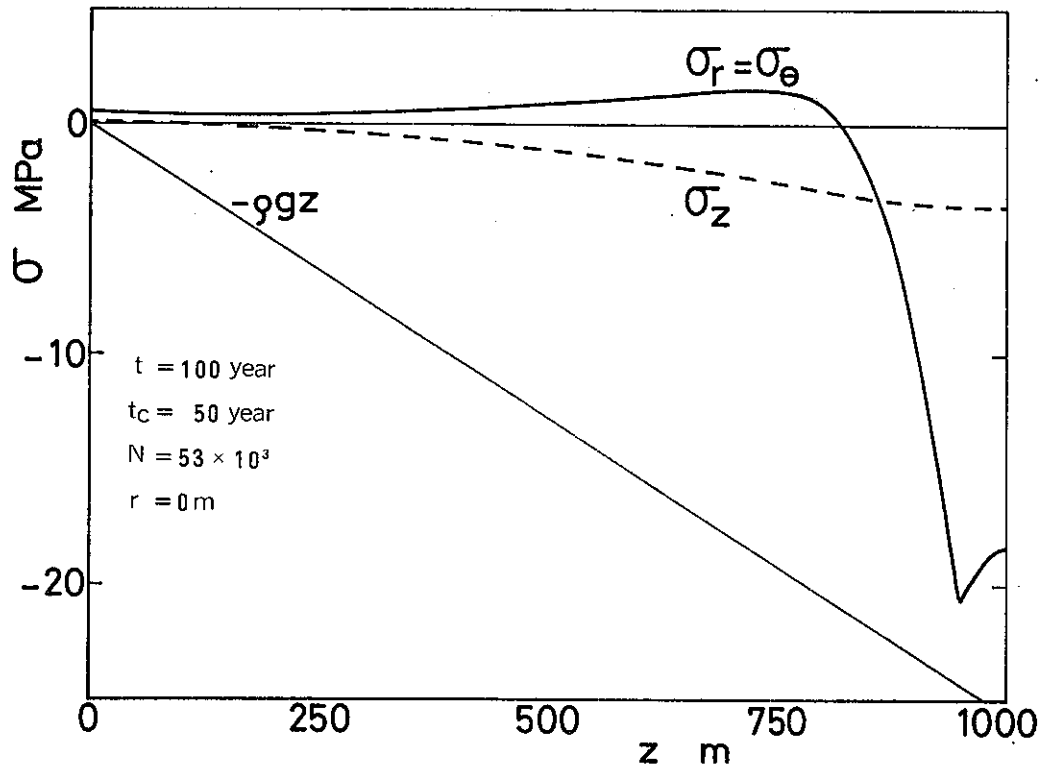


図 3.3.5 二層処分場における中心軸上の熱応力分布

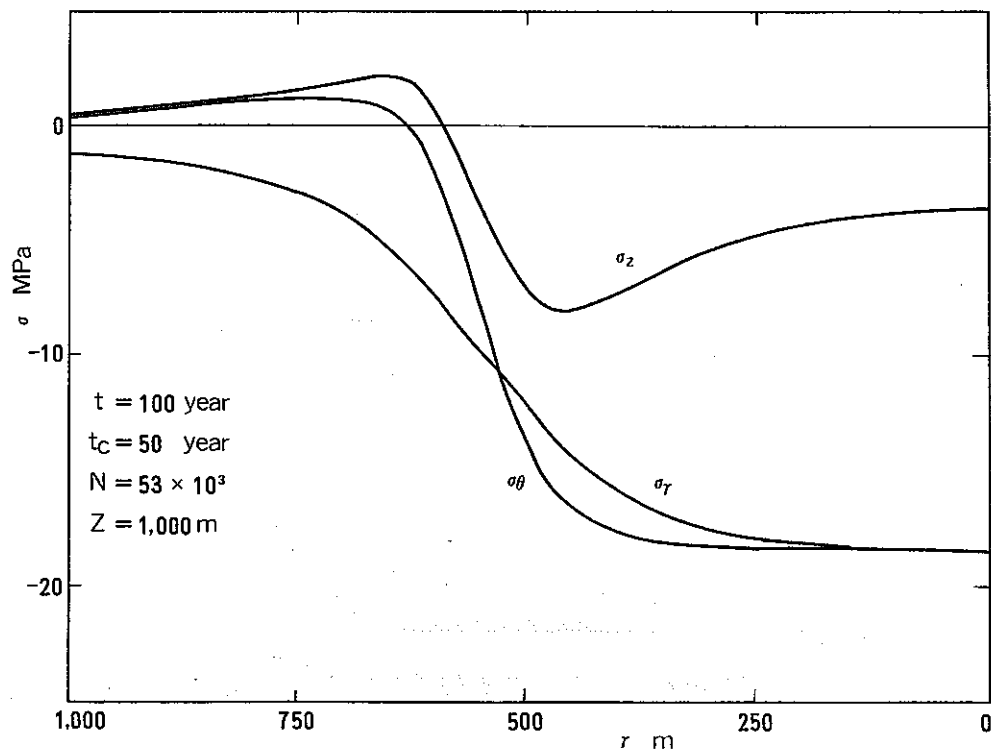


図 3.3.6 二層処分場における地下 1,000 m の熱応力分布

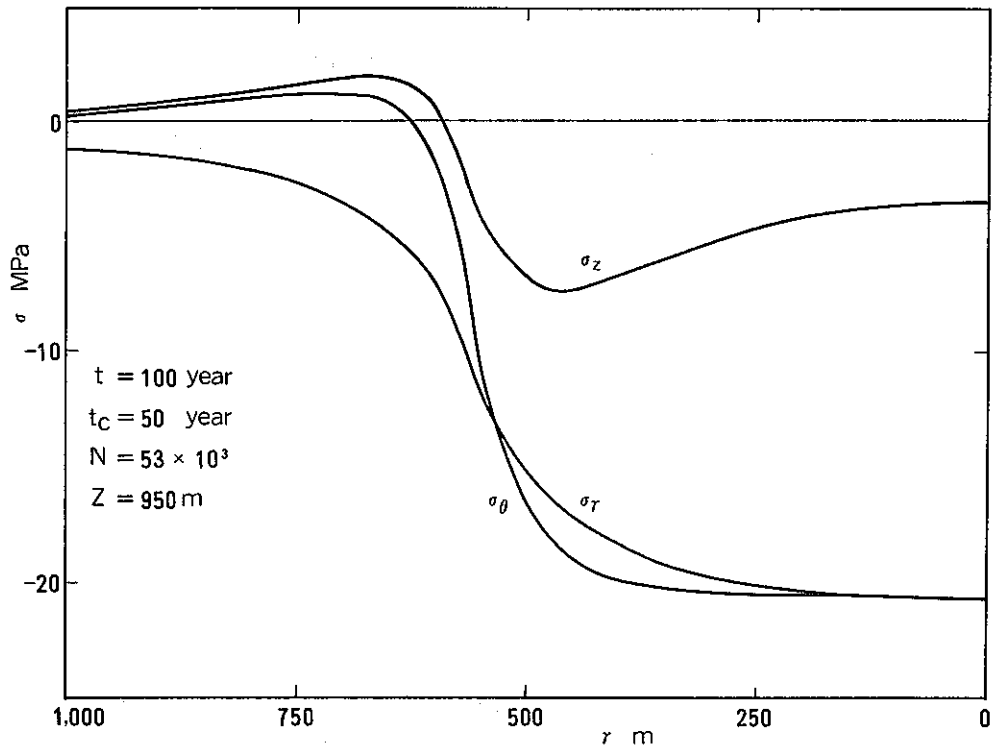


図 3.37 二層処分場における地下 950 m の熱応力分布

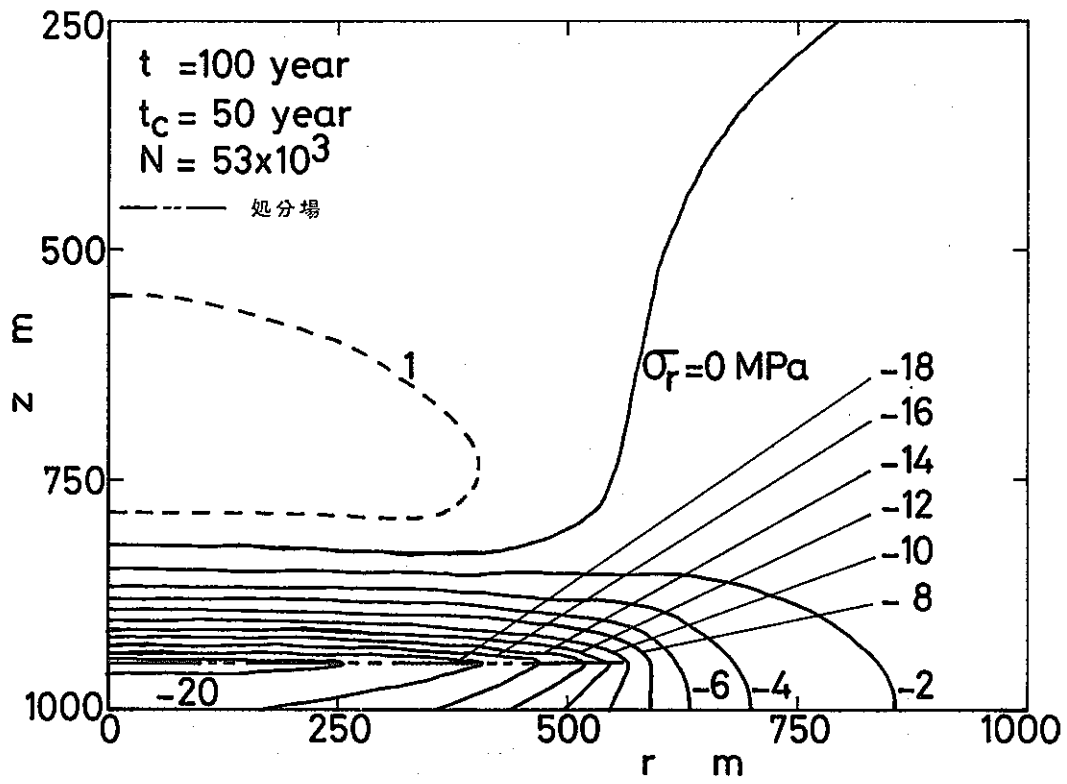


図 3.38 二層処分場における熱応力 σ_r の分布

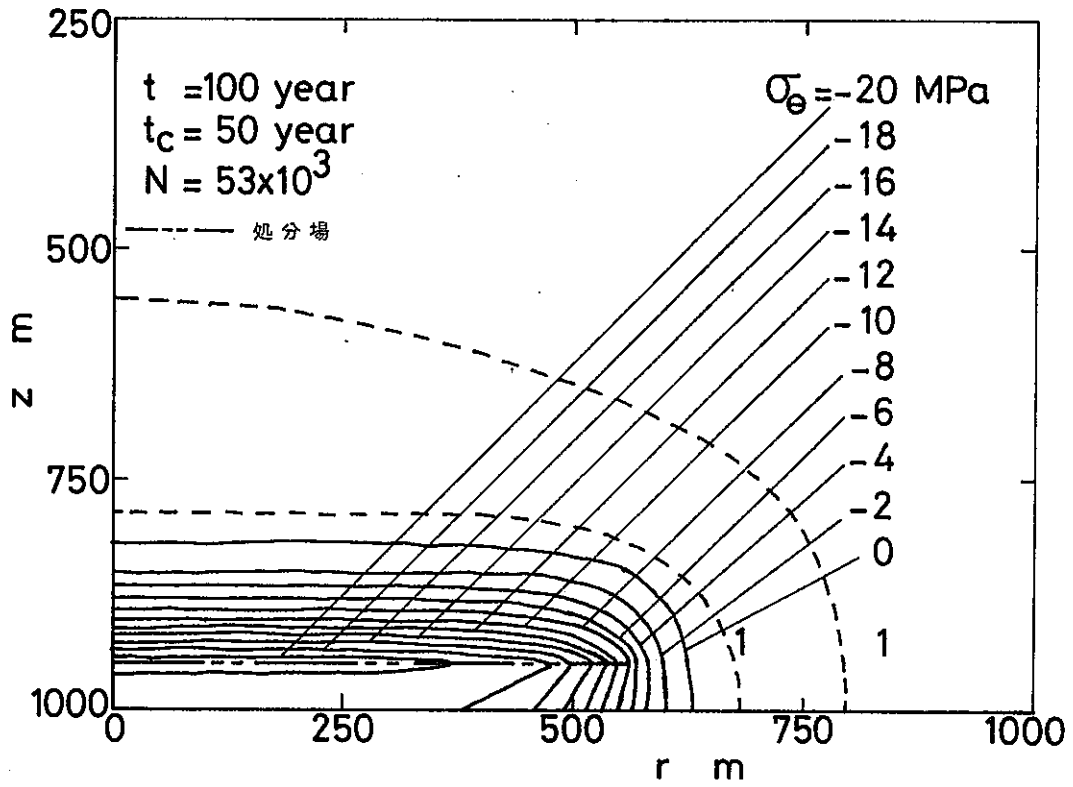


図 3.39 二層処分場における熱応力 σ_θ の分布

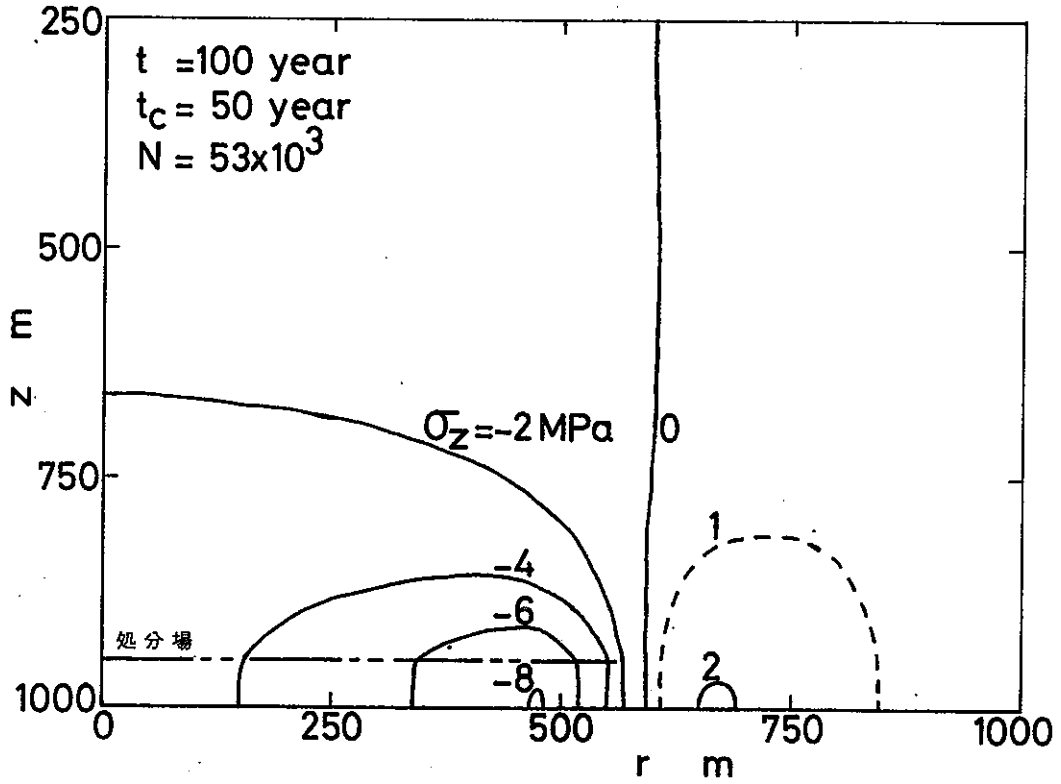


図 3.40 二層処分場における熱応力 σ_z の分布

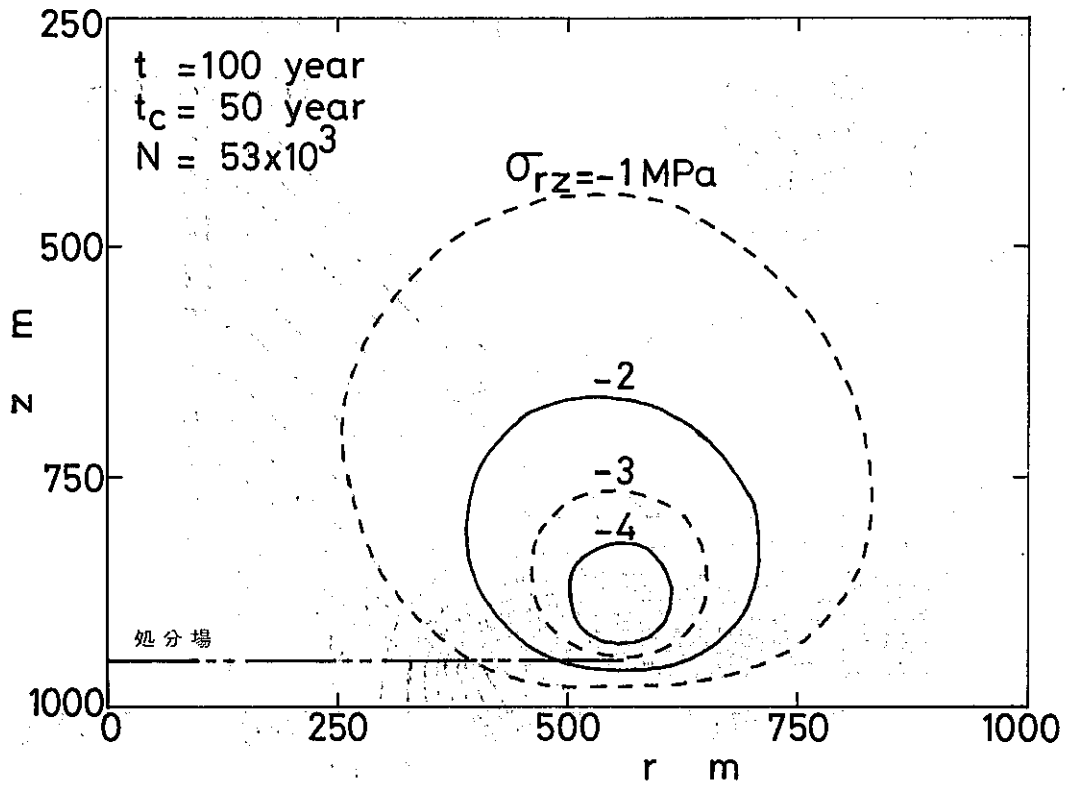


図 3.4.1 二層処分場における熱応力 σ_{rz} の分布

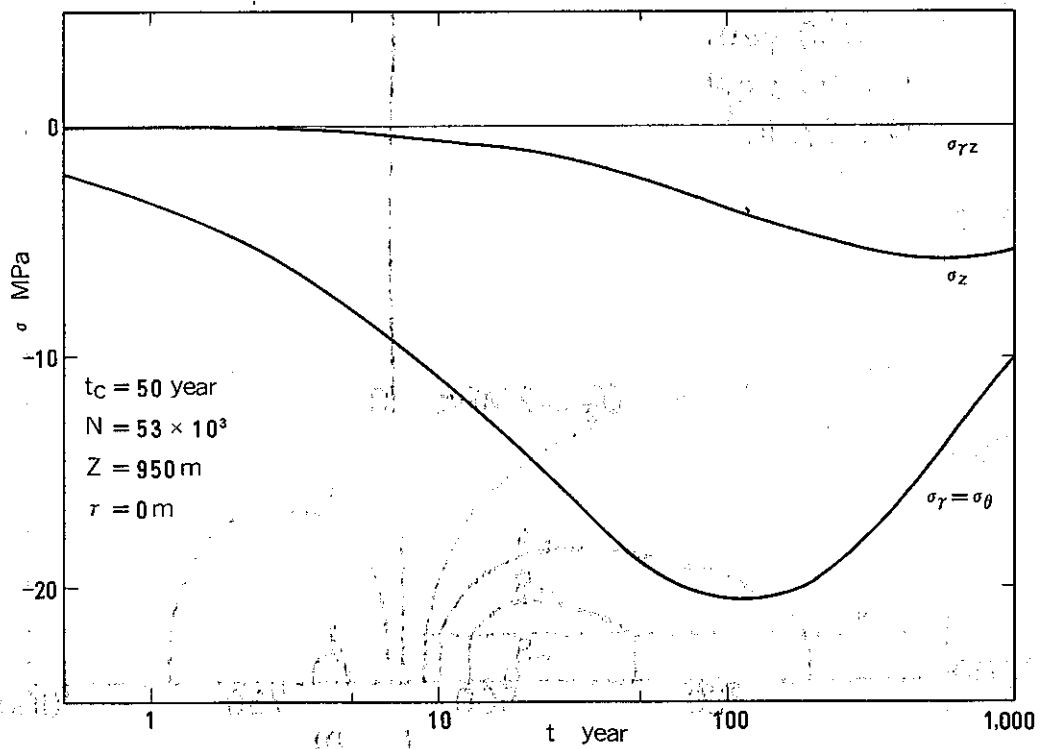


図 3.4.2 二層処分場における熱応力変化 - 1

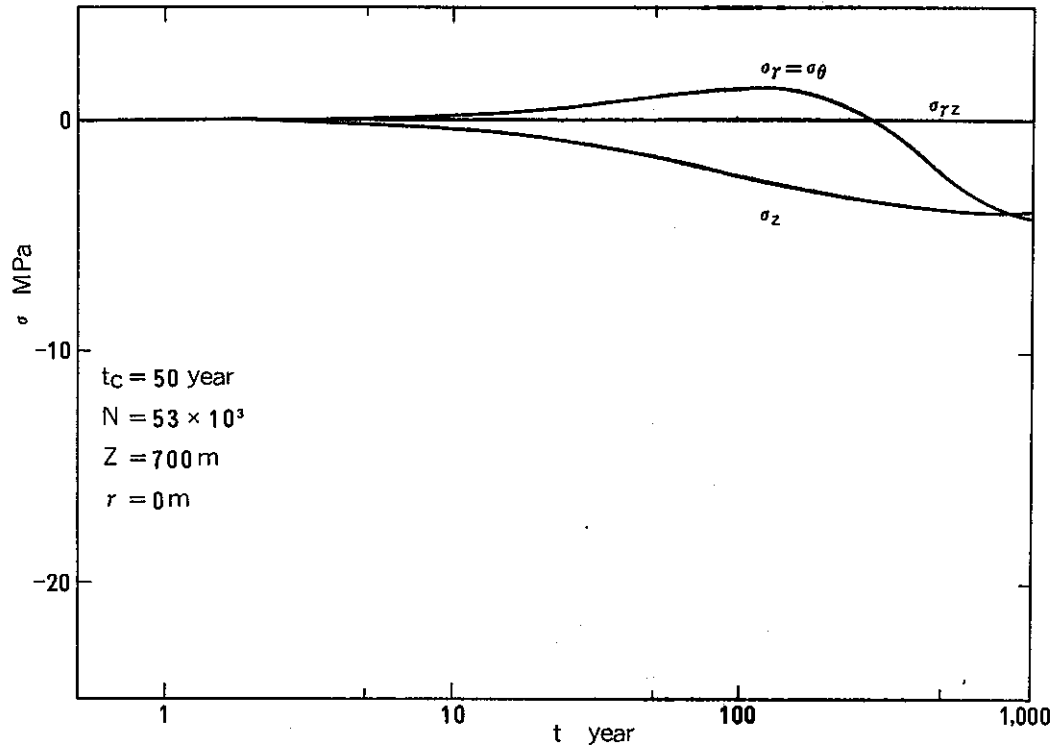


図 3.4.3 二層処分場における熱応力変化 - 2

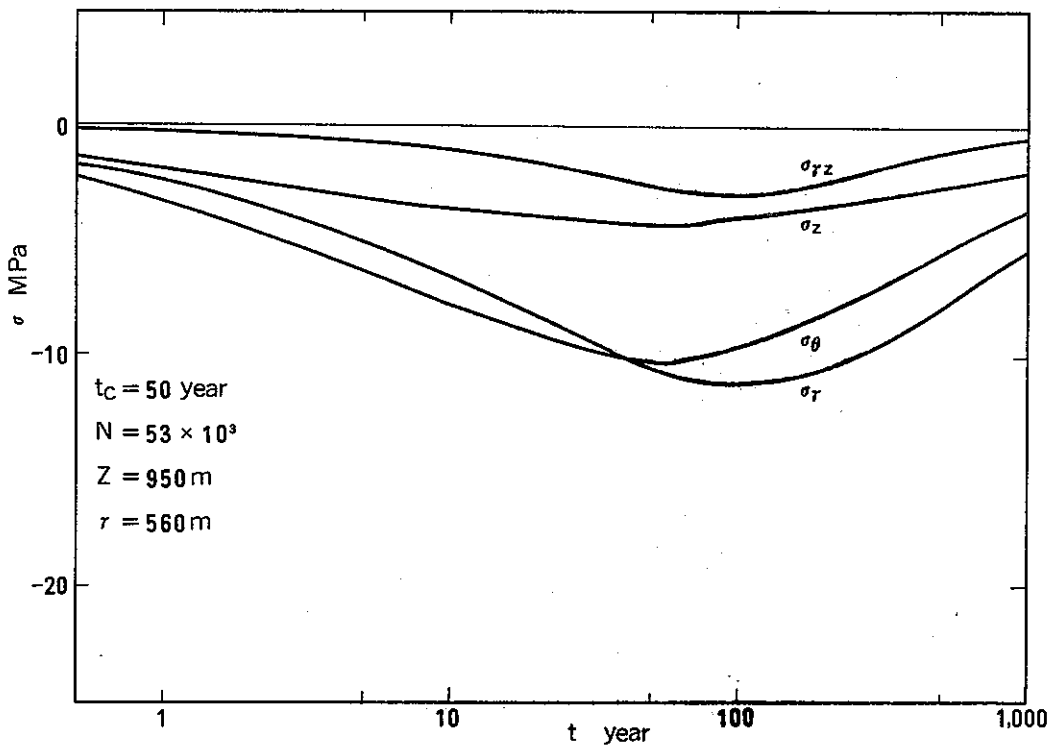


図 3.4.4 二層処分場における熱応力変化 - 3

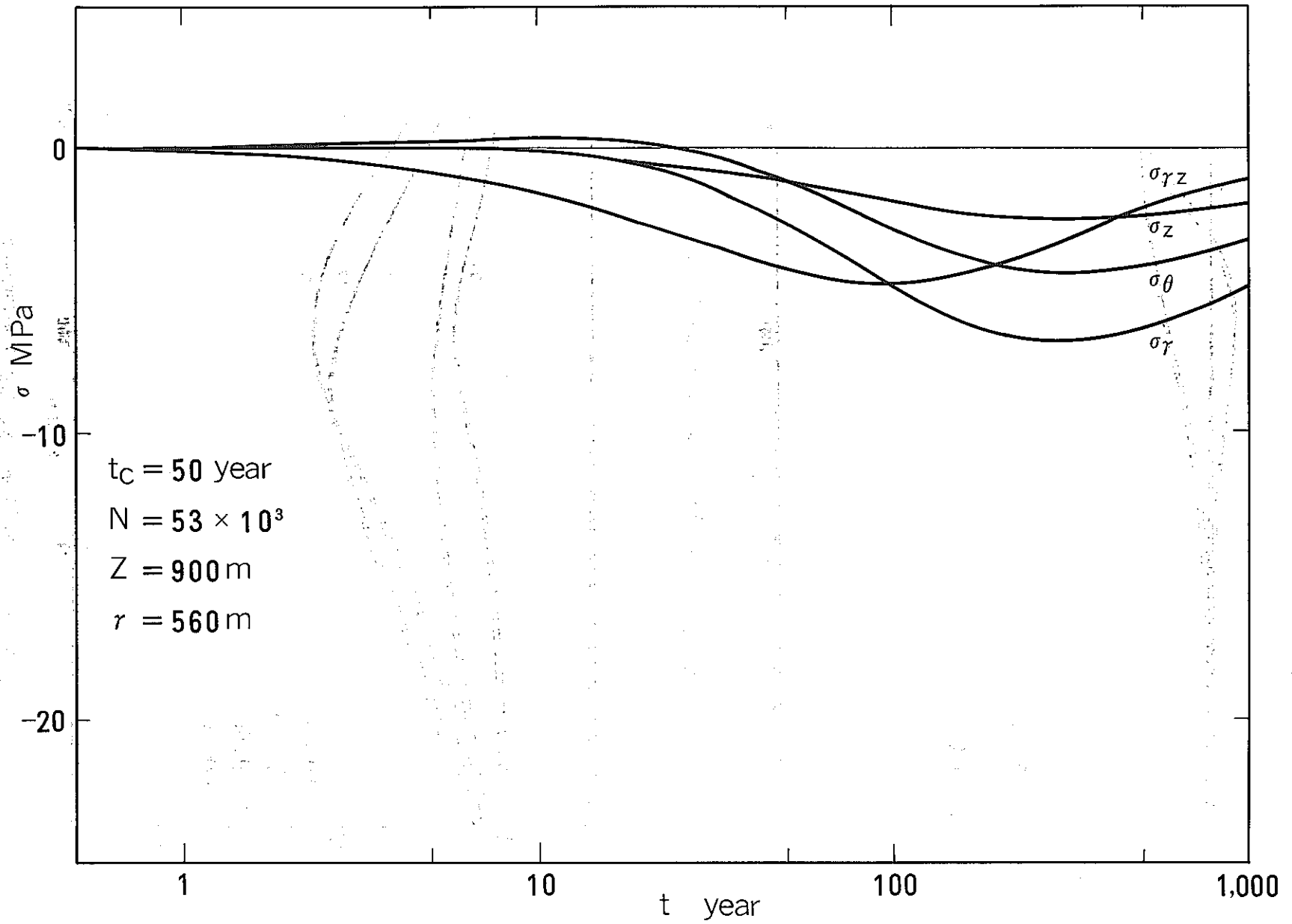


図 3.4 5 二層処分場における熱応力変化 - 4

3.5 結 論

本章では、高レベル廃棄物の地層処分に關するリスク解析に必要な処分場とそれを取りまく花崗岩体の廃棄物の熱放出による温度上昇と、熱応力を求める手法を求めることに、成功した。その手法を用いて解析を行なった結果、温度上昇・熱応力とも処分後約100年後にその最高値を示し、その後減少することがわかった。したがって、温度上昇、熱応力による処分場の評価は本章で行なったように処分後1000年以内の短期フェーズのリスク解析で十分であると言える。

さらに、温度条件から言えば、本研究で用いた二層処分場モデルの場合、固化体は冷却期間50年、1サイト当り約5万本の処分では、その温度が100℃を越えることはないといえる。さらに、熱応力による岩体に及ぼす影響、つまり、岩体のクラックの発生、透水係数の変化等については、その関係がある程度わかっているのので、今後は、岩体の諸データを収集し、熱応力による岩体への影響を評価することが必要である。

しかし、本章で得られた、非定常熱伝導と熱応力用計算手法は廃棄物処分のための、諸実験の解析に十分適用できるものと思われる。

3.6 記 号 表

- C : 比 熱
- E : 縦弾性係数
- f : 関数を表わす記号
- G : 横弾性係数
- g : 重力加速度
- i : r 軸方向の差分点列を表わす記号
- k : z 軸方向の差分点列を表わす記号
- N : 固化体の処分本数

- N_T : 差分法において時間積分を行なう場合のくりかえし数を決定するパラメータ
- q : 単位体積当りの発熱量
- Q : 処分場全体又は固化体 1 本当りの発熱量
- r : 半径方向の座標軸
- r_i : r 方向の i 番目の差分点までの距離
- Δr_i : r 方向の差分点間の距離
- ΔR_i : $= (\Delta r_i + \Delta r_{i-1}) / 2$
- R : 重ね合せモデルにおける重ね合せの範囲
- T : 温度
- t : 処分後の時間
- t_c : 冷却期間
- u : r 方向変位
- w : z 方向変位
- x : 水平方向の座標軸
- y : 水平方向で x 軸と垂直な座標軸
- z : 垂直方向の座標軸又は地表からの距離
- Δz_k : z 軸方向の差分点間の距離
- ΔZ_k : $= (\Delta z_k + \Delta z_{k-1}) / 2$
- α : 線膨張率
- β : 温度変化の離散化のパラメータ
- Δ : 増分を表わす記号
- ε : ひずみ
- θ : x 軸よりの位相角
- λ : 熱伝導率
- ν : ポアソン比
- ρ : 密度
- σ : 応力

3.7 参考文献

- 1) イザクソン, E・., トンネル技術者のための岩盤力学入門, 鹿島出版会
- 2) 動力炉・核燃料開発事業団, 昭和52年度成果報告書, 高レベル放射性廃棄物の固化貯蔵に関する研究開発の現状について(II), (昭53.5)
- 3) Schneider, K.J., High-Level Radioactive Waste Management Alternative, BNWL-1900, (1974)
- 4) 資料エネルギー庁核燃料研究委員会, 核燃料サイクルに関する検討結果中間とりまとめ, (昭53.6)
- 5) 藤本・佐藤, 伝熱工学, (昭32), 共立出版
- 6) 藤野, 熱伝導と熱応力, (昭47), 培風館
- 7) Hodgkinson, D.P., Deep Rock Disposal of High Level Radioactive Waste : Initial Assessment of the Thermal Stress Field, AERE R-8999, (1978)
- 8) 理科年表, (昭52), 丸善
- 9) Hodgkinson, D.P. and Bowkl, P.J., Initial Assessment of the Thermal Stresses Around a Radioactive Waste Depositions in Hard Rock, Annals of Nuclear Energy, vol. 7, (1980), P.541-552
- 10) Technical Supports for GEIS : Radioactive Waste Isolation in Geologic Formations, Y/OWI/TM-36/5, vol. 5

第4章 放出増大事象による放出影響

- 4.1 はじめに
- 4.2 基準放出ケースによる放出影響
— レビュー —
- 4.3 放出増大事象の定義とその種類
- 4.4 放出増大事象による放出影響の推定法
- 4.5 放出増大事象のインパクトマトリックス
(Impact Matrix)
- 4.6 断層活動による放出影響
- 4.7 火山活動による放出影響
- 4.8 放出増大事象によるリスクの検討
- 4.9 参考文献

4.1 はじめに

本研究では、53年度に、わが国における重要な地質学的事象の発生頻度を推定し、54年度に粗いモデルに基づいて、処分場における火山噴火および主要な断層の発生による放射性廃棄物の環境への放出結果を求めた。

今年度（55年度）の作業は、放出増大事象（Release Enhancement Events）の概念を導入し、それら事象に起因するリスクを考察しようとするものである。

本章では、54年度に定義された基準放出ケースとその放出影響をレビューし、それにより放出増大事象を定義し、それらの放出影響を考察する。

4.2 基準放出ケースによる放出影響 — レビュー

4.2.1 解析手順

基準放出ケースによる放出影響の解析手順は、図4-1の示すように、次の5つのステップから構成されている。

〔ステップ1〕基準放出ケースの条件設定

〔ステップ2〕発生源（Source term）の設定

〔ステップ3〕岩体中の核種輸送計算

〔ステップ4〕地下水（井戸水）中、河川水中の核種濃度の計算

〔ステップ5〕内部被曝線量の計算

〔ステップ3〕から〔ステップ5〕までは、計算機の作業である。

4.2.2 基準放出ケースの条件設定

基準放出ケースの条件を次のように設定する。

〔条件1〕発生確率 = 1.0

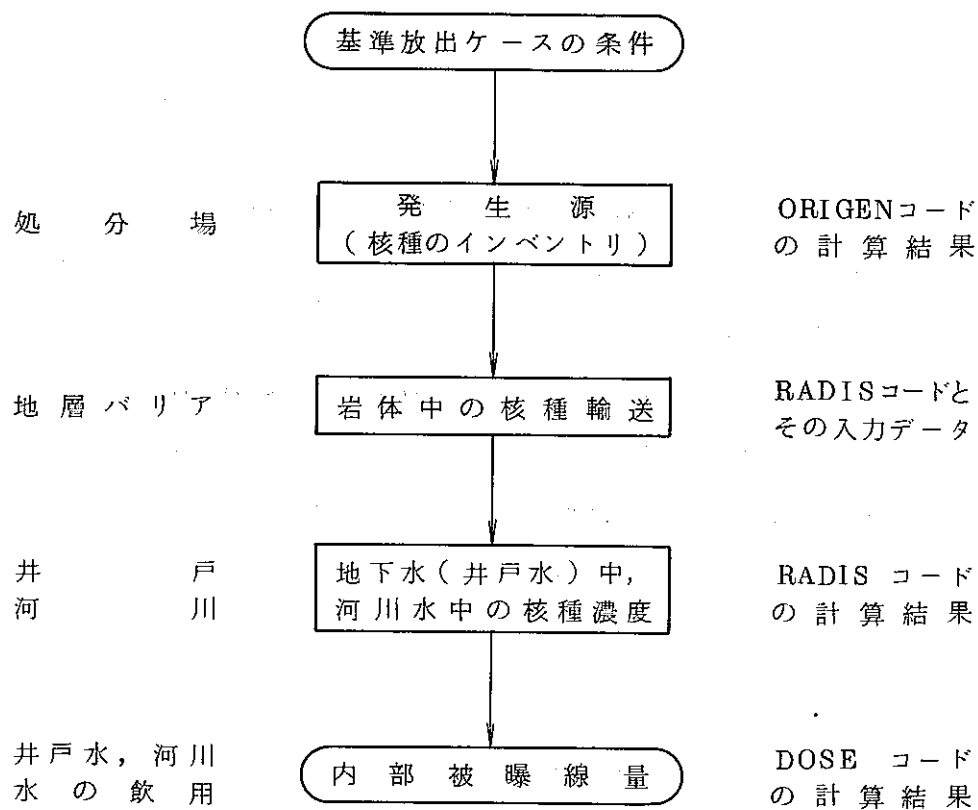


図4.1 基準放出ケースの計算手順

〔条件2〕地質環境の安定性

〔条件3〕処分後，固化体から核種の浸出開始の時間 = 1,000年

〔条件4〕処分場周辺の地下水の流動パターン(図4-2)

〔条件5〕輸送経路(図4-3)

〔条件6〕被曝経路(図4-4)

以下に，各条件について説明する。

(1) 〔条件1〕について

基準放出ケースの前提条件である。

(2) 〔条件2〕について

地層処分システムパラメータが安定性であるための前提条件である。

(3) 〔条件3〕について

廃棄物格納容器(オーバパックキャニスター)の健全性は，少なくとも1,000年ぐ

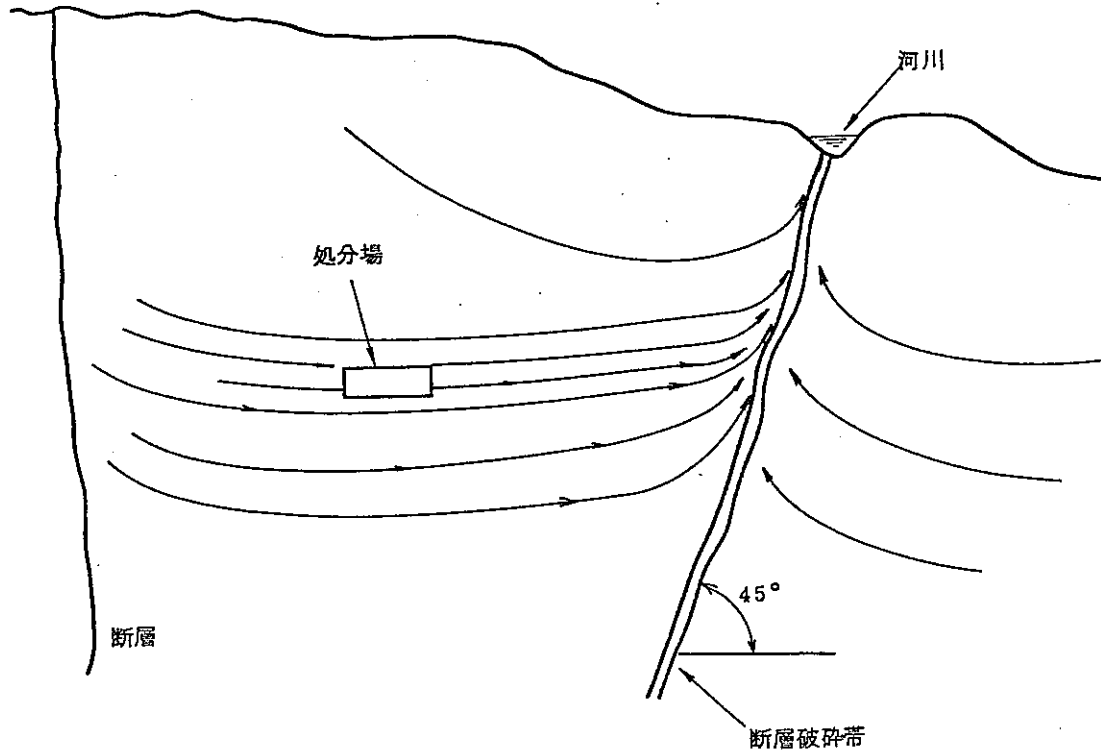


図 4.2 処分サイトにおける定常流動系パターン

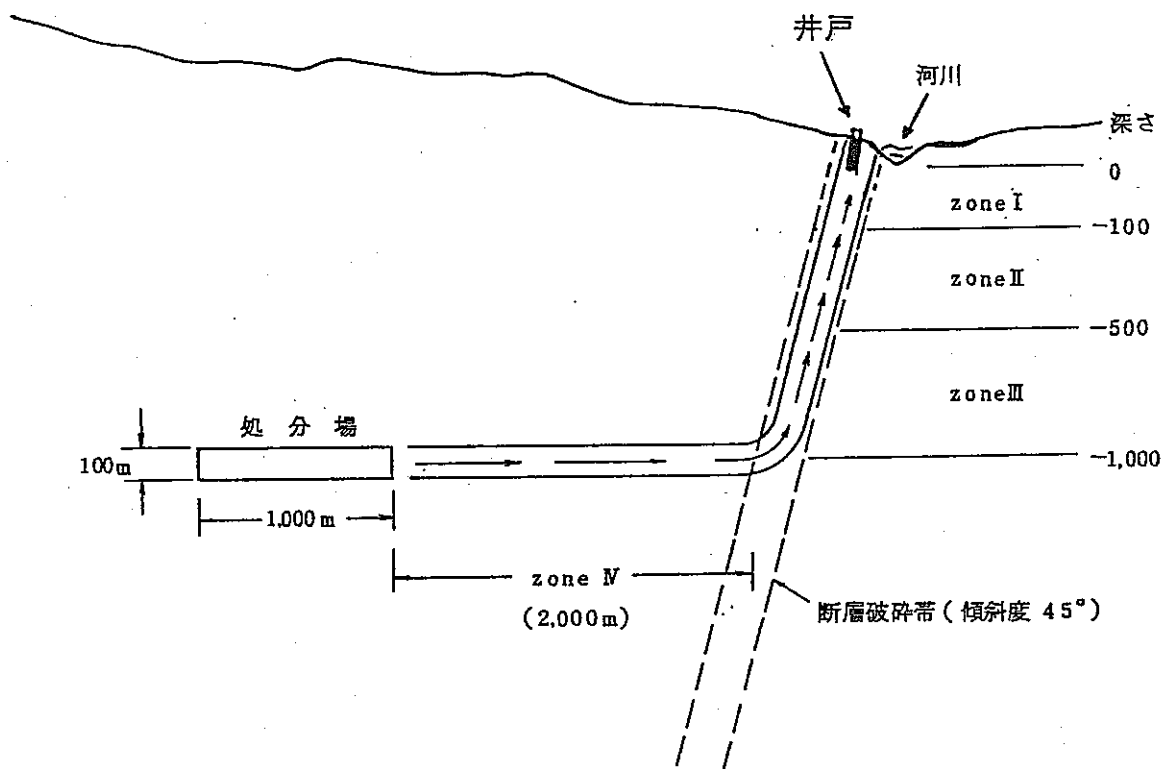


図 4.3 放射性核種の輸送経路

らい保証できると考えられているので⁽¹⁾、保守的に、その保証期間を1,000年とし、1,000年以後、固化体と地下水と接触し、核種が浸出し始めるという仮定が多い。⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾

一方、固化体の浸出率が温度に影響されやすい⁽⁴⁾ので、固化体周辺の温度が許容範囲に達するまで、格納容器により、地下水との接触を遮断する必要がある。

そこで、1,000年経てば、固化体の発熱による処分場内外の温度増加が小さくなり、固化体の浸出率に対する影響は無視できると考えられる。

(4) 「条件4」について

日本では、地下1,000 mの花崗岩層内の地下水の流動パターンに関するデータが入手できないが、その深さにある地下水の流れが、水平方向であり、また、途中断層・破碎帯に沿って上昇する可能性があるとされている。

そこで、本研究では、処分場周辺の地下水の流れは、図4-2の示すように、サイト選定のとき確保できる2 kmほどの良質花崗岩体中を水平方向に移動し、それから断層（長さ1 km以上、破碎帯の幅100 m以上、深さ1 km以上、傾斜度約45°）に沿って上昇し、河川に合流すると仮定する。

(5) 「条件5」について（図4-3を参照）

この輸送経路について、次の仮定を設けることにする。

- (a) この輸送経路は、通常時考慮すべき核種放出経路であり、かつ図4-2の示すような地下水の流れに沿った一次元パイプ型の経路である。
- (b) 固化体から浸出した核種は、完全に地下水に溶解し、この輸送経路に沿って移行する。安全側の立場により、輸送経路の外への漏洩はないとする。
- (c) この輸送経路は4つのzoneに分けられ、zone I～zone IIIは、断層・破碎帯であり、zone IVは、良質な花崗岩体である。
- (d) 輸送経路の断面積が、流動方向から見た処分場の断面積と同じと安全側に仮定すると、それは0.1 km²と計算される。

以上の仮定により、この輸送経路における核種輸送計算を行うために、RADISコードを使う。

(6) 「条件6」について

本研究においては、必要に応じて放射性核種の放出による人の受ける被曝線量を計算するものとした。この場合、被曝経路は図4-4のように、地下水（井戸水）また

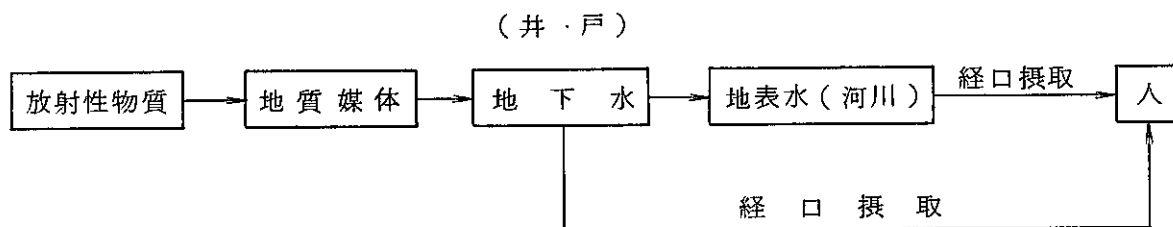


図4.4 被曝の経路

は河川水の経口摂取とし、その摂取量は、標準人1人当り $0.8 \text{ m}^3/\text{yr}$ とした。

この被曝経路による被曝線量計算を行うために、DOSEコードを使う。

4.2.3 発生源 (Source Term) の設定

事例研究のために、発生源は $1,500 \text{ GWe} - \text{yr}$ の発電量に相当する軽水炉の使用済み燃料を再処理した場合に発生する高レベル放射性廃液を固化したものであり、約 50,000 本の固化体となるものであると仮定する。

4.2.4 計算方法とその結果

基準放出ケースによる放出影響を RADIS コードおよび DOSE コード (前年度の報告書を参照) により求め、それら計算コードの主要な入力パラメータは、表 4.1 のように示されている。

処分場周辺の井戸水や河川水を飲料水として使用している場合、個人が受ける可能な放出影響 (決定臓器に対するもの) は、図 4-5 のように示される (但し、放出影響の単位を、AU (任意の単位; Arbitrary Unit) とし、それにより各核種の重要度を比較する)。

図 4-5 によると、Tc-99, I-129 (使用済み燃料中の I-129 の 100% を処分した場合)、Ra-226, Np-237 が基準放出ケースの放出影響に寄与する核種の主なものであることがわかった。

4.2.5 バリアの健全体と計算結果との関係

バリアの健全体と基準放出ケースの放出影響との関係は、図4-6～図4-8に示される。

図4-6は、固化体の浸出率と最大放出影響との関係を示す。

図4-7は、地層における核種の滞留因子 (Retardation factor) と最大放出影響との関係を示す (但し、滞留因子の値は、表4.2のように設定されている)。

図4-8は、処分場から地表水 (河川) までの地下水の走行時間 (transit time) と最大放出影響との関係を示す。

表4.1 RADISコードの主要なパラメータ

パラメータ	推定値	
固化体の浸出率 (g/cm^2-day)	1.4×10^{-5}	
輸送経路の断面積 (km^2)	0.1	
処分場から河川までの地下水の移行時間 (yr)	120	
河川の年平均流量 (m^3/yr)	3×10^8	
滞留因子 $\left(\frac{V_{water}^*}{V_{nuclide}} \right)$	Sr	100
	Zr	10,000
	Tc	1
	I	1
	Cs	1,000
	Ra	500
	Th	50,000
	U	14,000
	Np	100
	Pu	10,000
Am	10,000	
Cm	3,000	

* V_{water} : 地下水の速度

$V_{nuclide}$: 核種の移動速度

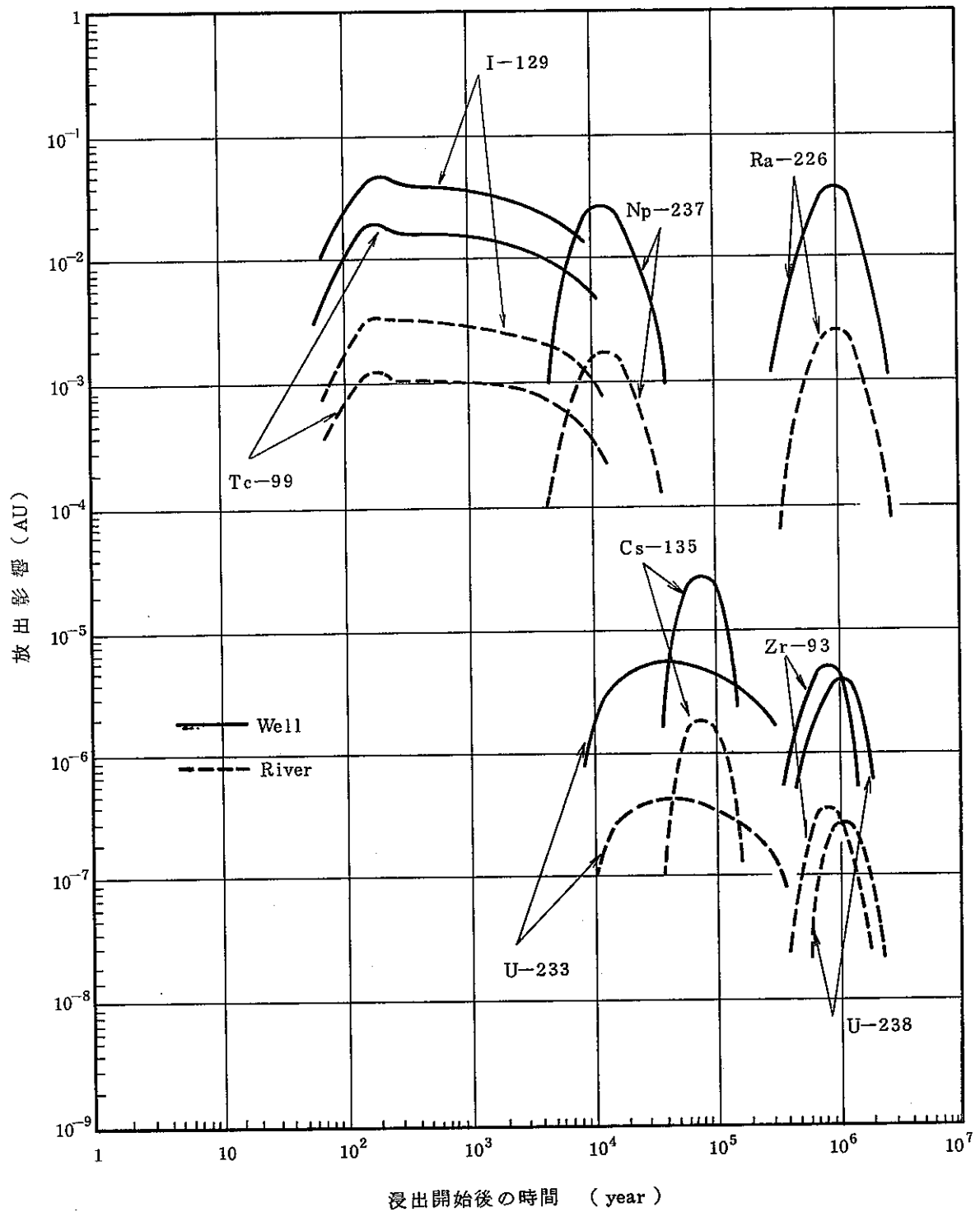


図 4.5 重要な核種による放出影響の経時変化

AU : Arbitrary Unit

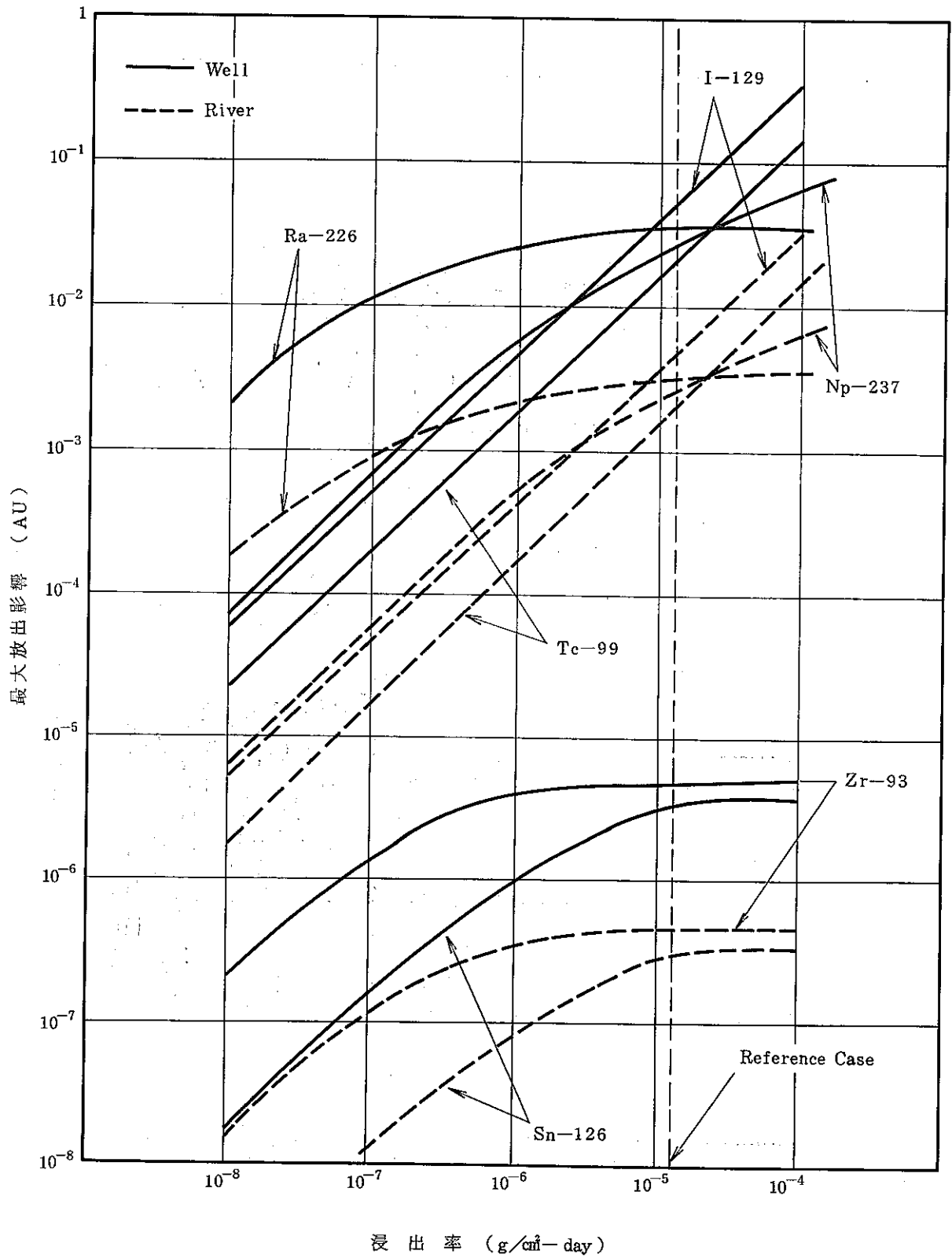


図 4.6 固化体の浸出率と最大放出影響との関係

AU : Arbitrary Unit

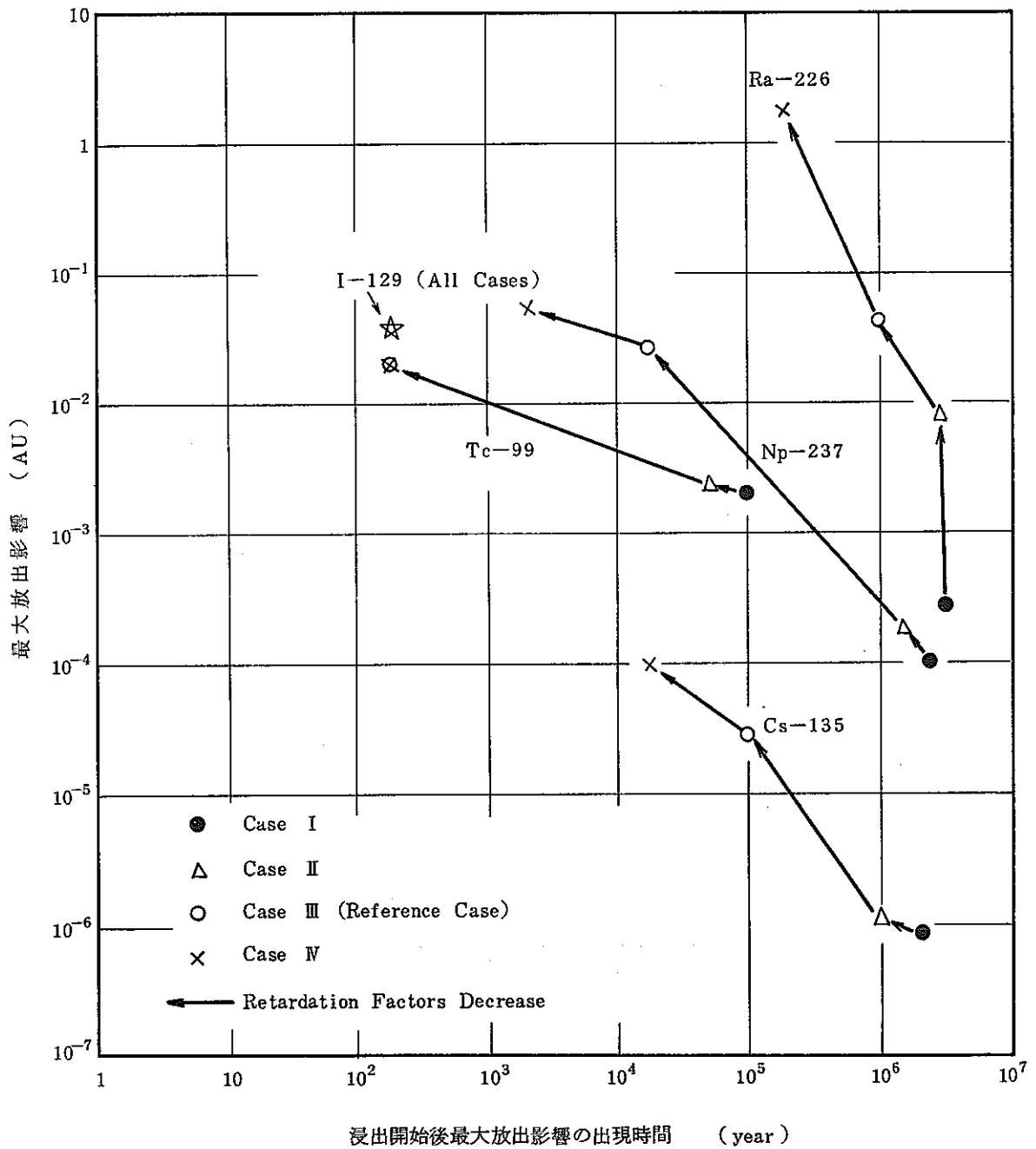


図 4.7 滞留因子と最大放出影響との関係

AU : Arbitrary Unit

表4.2 滞留因子の設定

Nuclide	Case I	Case II		Case III	Case IV
	all zones*	zones IV*	zone I ~ zone III**	all zones**	all zones
Sr	1300	1300	1×10^2	1×10^2	1×10
Zr	52000	52000	1×10^4	1×10^4	1×10^3
Tc	800	800	1	1	1
I	1	1	1	1	1
Cs	18000	18000	1×10^3	1×10^3	1×10^2
Ra	41000	41000	5×10^2	5×10^2	5×10
Th	82000	82000	5×10^4	5×10^4	5×10^3
U	30000	30000	1.4×10^4	1.4×10^4	1.4×10^3
Np	30000	30000	1×10^2	1×10^2	1×10
Pu	5000	5000	1×10^4	1×10^4	1×10^3
Am	490000	490000	1×10^4	1×10^4	1×10^3
Cm	3×10^3	3×10^3	3×10^3	1×10^3	3×10^2

* : K B S のデータ,⁽¹¹⁾ 但し, Cm の滞留因子は Burkholder らのデータ⁽¹⁰⁾ に
より引用。

** : Burkholder らのデータ

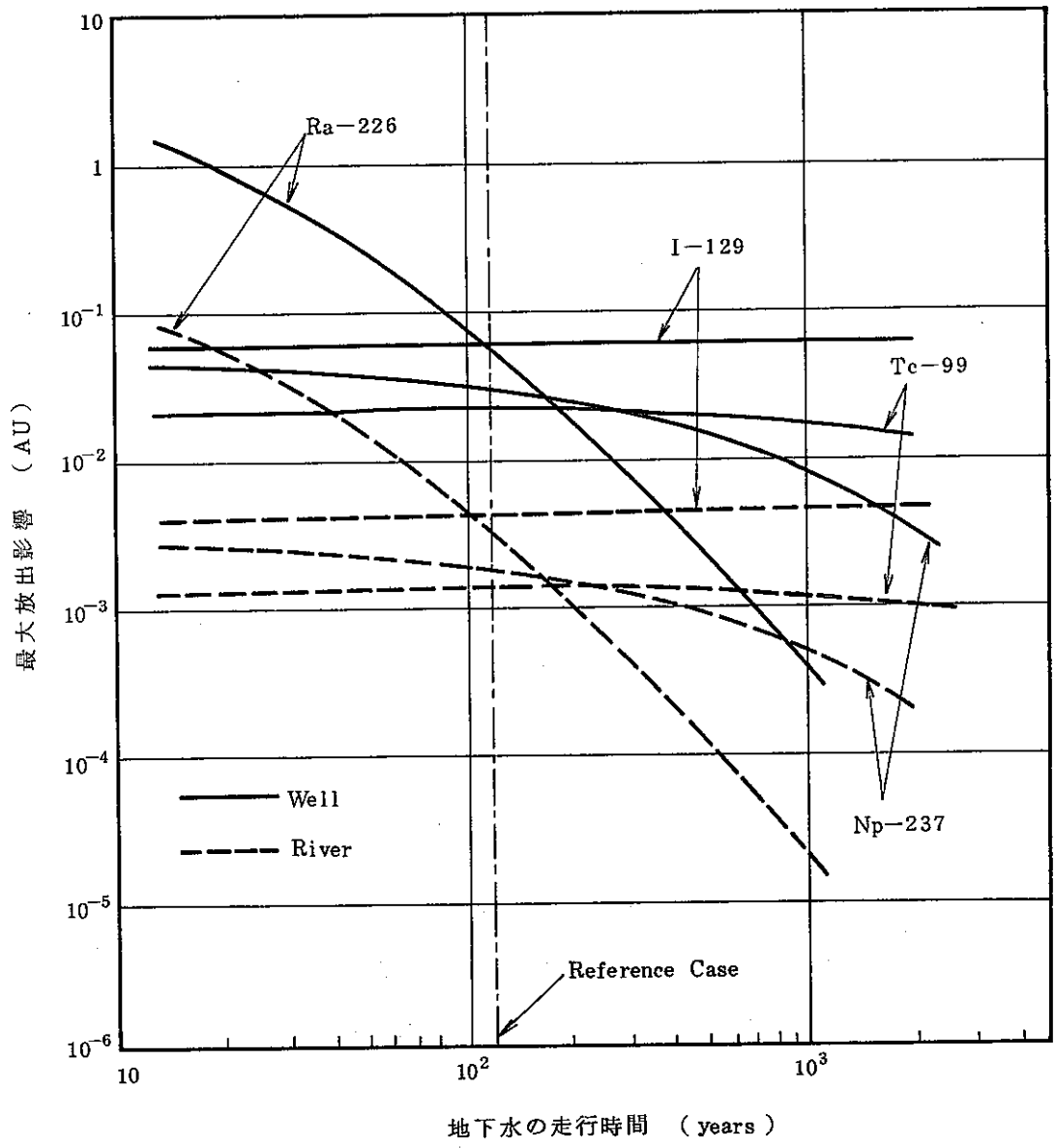


図 4.8 地下水の走行時間と最大放出影響との関係
 AU : Arbitrary Unit

4.3 放出増大事象の定義とその種類

前節の解析結果から、処分場から人間環境への核種の放出が、基準放出ケースより大きくなる主な原因は、次のように考えられる。

〔原因1〕 固化体浸出率の増加

〔原因2〕 地球化学的バリアの性能の減衰（つまり、核種の滞留因子の減少）

〔原因3〕 処分場から人間環境までの地下水の走行時間の短縮

ここでは、これらの原因を発生させる初期事象を放出増大事象（Release Enhancement Events；REEs）と定義する。

以下に考えられる放出増大事象を示す。

(1) 〔原因1〕について

固化体浸出率の増加は、次の2つの原因によるものと考えられる。

(i) 固化体表面積の増大

これは、機械力（応力）などによる固化体のひび割れ、破損が、主な原因であり、その初期事象として、主要な断層の処分場の貫通、地震、隕石衝撃、火山活動などがあげられる。

(ii) 熱的影響

図4-9⁽³⁾⁽⁴⁾は、固化体の浸出率と環境の温度との関係を示すものである。この図によると、固化体の浸出率は熱に影響されやすいことがわかる。

このような熱的影響を起こさせる初期事象としては、火山活動が考えられる。

(2) 〔原因2〕について

核種の滞留因子は、地層の構造とその成分、地質環境の温度、地下水の成分などに依存するとされている。⁽³⁾⁽⁵⁾ そのうち、滞留因子が減少する原因は、地層構造の変化、例えば、ひび割れ、断層の発生などが、主なものであると考えられている。これら原因の初期事象は、断層活動、火山活動、地震、隕石衝撃などが考えられる。

(3) 〔原因3〕について

処分場から人間環境までの地下水の走行時間は、地下水の走行距離と、その速度に依存する。地下水の走行時間を短縮させる初期事象のうち、隕石衝撃、火山活動、断層・地震活動、水河作用、侵蝕などが、その主なものであると考えられる。

これから、ここでは、放出増大事象としては、次のようなものを扱うこととする。ここで、人間の活動による影響を考慮しない。

- (i) 隕石衝撃（1,000 m 深さまで掘り出すような巨大隕石の衝撃）
- (ii) 火山活動（噴火，熱的效果）
- (iii) 主要な断層の貫通
- (iv) 地震
- (v) 氷河作用
- (vi) 侵蝕

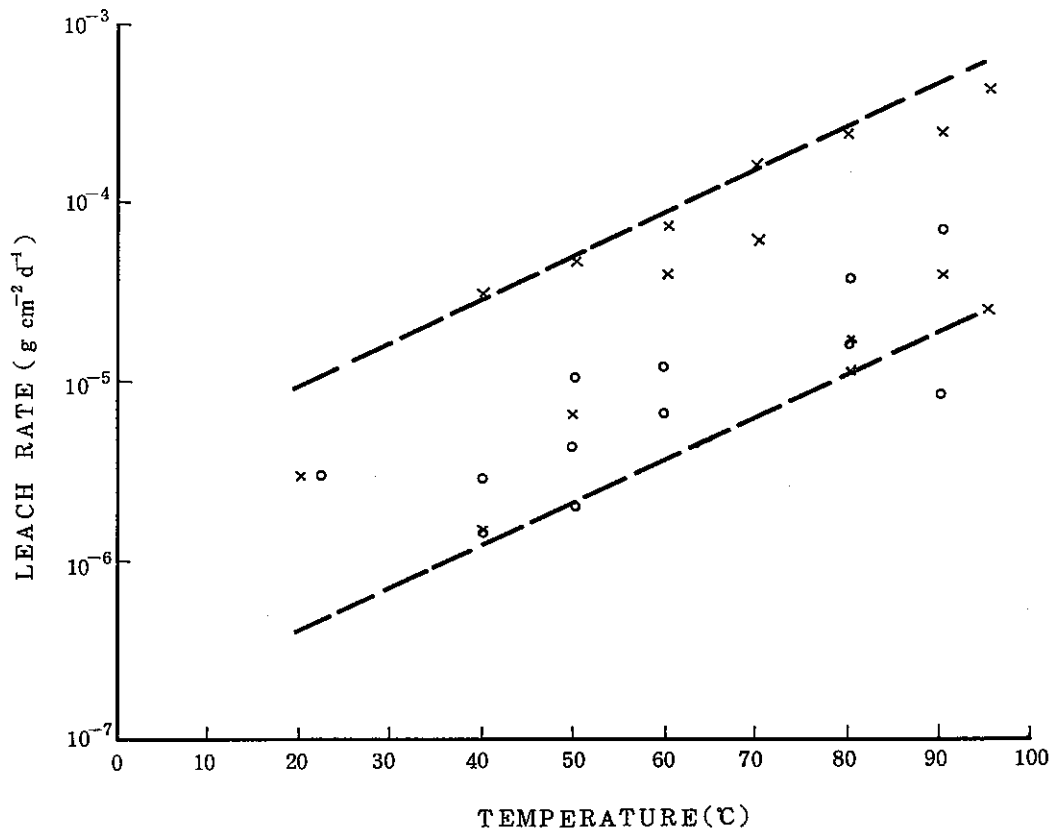


図 4.9 Effect of Temperature on Leach Rate

4.4 放出増大事象による放出影響の推定法

4.3.1 節に選定された6つの放出増大事象の影響度を次の3つのステップで推定する。

〔ステップ1〕百万年の時間帯における各放出増大事象の発生確率の推定

〔ステップ2〕基準放出ケースのリスクに寄与する主な入力パラメータに対する各放出増大事象の影響度の推定

〔ステップ3〕主要な放出増大事象の選定とその放出影響の推定

火山活動、断層活動、などの放出増大事象の発生確率が、前者(ステップ1)については、すでに53年度の作業において求められている。

主要な入力パラメータ(固化体の浸出率、核種の滞留因子、地下水の走行時間)に対する放出増大事象の影響度は、4つのランク(rank)に分けられる。すなわち

- (i) ランクA：8倍(factor 8)以上の影響度(Tremendous Change)
- (ii) ランクB：3～8倍の影響度(Major Change)
- (iii) ランクC：1.5～3倍の影響度(Minor Change)
- (iv) ランクD：1.5倍以下の影響度(Insignificant Change)

4.5 放出増大事象のインパクトマトリックス(Impact Matrix)

放出増大事象の発生確率と主要な入力パラメータに対する影響度を表4.3のようなImpact Matrixにまとめる。但し、前者は、3.2節から求められ、後者は、次のように求められた。

(1) 隕石衝撃について

巨大な隕石衝撃は、地層処分システムにとって、CatastrophicなImpactであると、考えられるので、その影響度を、すべてrank Aとする。

(2) 火山活動

(a) 噴火の場合

処分場における火山噴火は、Catastrophicなものである。

(b) マグマの活動(噴火に至らない)による熱影響

表4.3 REE IMPACT MATRIX

CRITICAL PARAMETERS REE		LEACH RATE	RETARDATION FACTORS		CROUNDWATER TRANSIT TIME	OCCURENCE PROBABILITY (1/yr)	重要度の評価 (rank)
			HARD ROCKS	SOFT ROCKS			
METEORITE IMPACT		A**	A	A	A	10^{-13}	
VOLCANIC ACTIVITY	EXPLOSION	A	A	A	A	$10^{-8} \sim 10^{-7}$	◎
	THERMAL EFFECTS	A	C	D	C	$10^{-7} \sim 10^{-6}$	◎
SEVERE FAULTING THROUGH REPOSITORY		C	B	C	B	10^{-6}	◎
SEISMIC ACTIVITY		C	C	D	C	10^{-2} *	○
CLACIATION		D	D	D	C	0 or 10^{-5}	
EROSION		D	D	D	D	—	

* Occurrence probability of earthquakes of intensity VI

** A = Tremendous (more than factor 8) change

B = Major (factor 3~8) change

C = Minor (factor 1.5~3) change

D = Insignificant (less than factor 1.5) change

- (i) 固化体の浸出率に対する影響が大きいと考えられる(図4-9を参照)。
- (ii) 滞留因子は、温度の増加により大きくなることもある⁽¹⁾ので、マグマの活動による滞留因子の減少はあまり重要ではないと考えられる。
- (iii) マグマ活動の熱効果により、地下水が処分場から垂直的に地表へ移動し、これにより、地下水の走行時間が短くなる可能性があると考えられるので、その影響度をrank Bとする。

(3) 処分場に主要な断層の発生

大きな断層の発生による変位は、一般的には、約数メートルである(長さ数10キロの断層に対するもの)⁽⁶⁾。

しかし、処分場一辺の長さは、約 10^3 メートルであるので、大きな断層の発生による固化体全体の破損率は、せいぜい数%しかないと考えられる。そこで、大きな断層の発生による固化体全体の浸出率の増加は、あまり重要ではないとわかる。

ところで、大きな断層による核種の滞留因子の減少と地下水の走行時間の短縮が考えられるので、この2つのパラメータに対する影響度をほぼrank Bとする。

(4) その他

侵食、氷河作用などの影響度は、諸バリア要素に対して、rank CあるいはDの程度であると考えられる。

表4.3によると、火山活動、断層活動が、放出増大事象の主要なものであるとわかる。日本では、地震の発生頻度が高いが、鉾山のデータによると、処分場とその周辺に主要な断層の発生をもたらさない地震は、その影響があまり大きくないものである。但し、地震による断層の発生は、断層活動のカテゴリーに入れることにする。

4.6 断層活動による放出影響

断層活動による放出影響の解析ケースは、処分場に大きな断層の発生の時期により、次のように分けられる。

〔ケースⅠ〕処分後1,000年、断層が発生する。

〔ケースⅡ〕処分後1,000年未満、断層が発生する。

〔ケースⅢ〕処分後1,000年以後、断層が発生する。

以下に、各ケースによる放出影響を検討する。

(I) 〔ケース1〕について

このケースの発生時期は、基準放出ケースと同じであるので、それによる放出影響が、基準放出ケースの主要な入力パラメータに対する断層発生の影響から推定できると考えられる。

表4.3によると、処分場における大きな断層の発生により、主要な入力パラメータの変化は、次の3つのタイプがあると考えられる。

〔Impact I〕固化体の浸出率が約3倍に増加する。

〔Impact II〕核種の滞留因子は、表4.2中のCase II (Realistic Case) から Case III (Conservative Case) へ変化する。⁽¹²⁾

〔Impact III〕処分場から人間環境までの地下水の走行時間が約 $2/5$ に短縮する。

以下に、この3つのImpactによる放出影響を次のように推定する。

(i) 〔Impact I〕について

図4-6によると、固化体の浸出率が基準ケースより、約3倍に増加する場合、Tc-99, I-129, Np-237などの核種による最大内部被曝も約3倍に増加する(その他は、あまり変化しない)しかし、固化体の浸出率は、 $10^{-5} \sim 5 \times 10^{-11} \text{ g/cm}^2\text{-day}$ の範囲で調整できるので、主要な断層の発生による放出影響は、ガラス固化体処理技術の改善によりカーバできると考えられる。

(ii) 〔Impact 2〕について

このような影響は、図4-7のように、諸核種による最大内部被曝線量がCase II (現実なケース)からCase III (基準ケース)へ変化することである。

一方、基準放出ケースは、表4.2中のCase IIIの使用を前提としたものであるので、このようなImpactによる放出影響は、基準放出ケースから見れば、無視できると考えられる。

(iii) 〔Impact 3〕について

この場合による影響は図4-8のように、次の通りである。

(a) Tc-99, I-129の放出による影響が変化しない。

(b) Np-237の放出による影響がほとんど変化しない。

(c) Ra-226の放出による影響が約4倍に増加する。

以上、総合的に、この〔ケースⅠ〕による放出影響は、基準放出ケースと比べて、次のように考えられる。

(i) Tc-99, I-129, Np-237の放出による影響は、約3倍に増加する。

(ii) Ra-226の放出による影響は、約4倍に増加する。

(Ⅱ) 〔ケースⅡ〕について

基準放出ケースについて、廃棄物格納容器の健全性が、処分後1,000年まで保証できるという条件設定を設けた。

この保証期間に、処分場に大きな断層が発生しても、その影響範囲は、処分場の大きさと比べて、狭いのであり、大部分の格納器の健全性が影響されていないと考えられる。

また、この時期における処分場内の温度が、固化体の浸出率に大きな影響を与える可能性があるが、影響を受けている固化体の本数は少ない（一部分の格納容器の破損によるもの）ゆえ、それによる放出影響があまり大きくなると考えられる。

従って、この〔ケースⅡ〕による放出影響は、〔ケースⅠ〕より大きい、その差があまり大きくないと考えられる。

(Ⅲ) 〔ケースⅢ〕について

このケースと〔ケースⅠ〕との違いは、次の通りである。

(a) 断層が発生した時点、処分場内の核種の一部がすでに処分場以外のところへ放出してある。

処分後4年以上経てば、処分場に残留する核種は、ほとんどないと考えられる(10^{-4} /yrの浸出率によるもの)従って、その放出影響について、次のように考えられる。

(i) 処分後4万年未満、その影響は、CaseⅠより小さい。

(ii) 処分後4年以上、その影響は無視できる。

4.7 火山活動による放出影響

火山活動による放出影響を推定するために、次の3つのモデルが考えられた。

〔モデル1〕

- ① 火山噴火によって処分場内の放射性核種は一定期間かかって、全量大気中に噴出される。
- ② 噴出された放射性核種は、全量地表に降下する。
- ③ 地表に降下した放射エネルギーの分布は、ガウス分布に従うものとする。

〔モデル2〕

- ① 火山噴火によって処分場内の放射性核種は一定期間かかって、全量大気中に噴出される。
- ② 噴出された放射性核種の1%が、大気中に留まり拡散し、残りの99%が、火山灰と一緒に地表に降下する。
- ③ 大気中における核種の拡散は、Pasquillの拡散方程式に従うものとする。
- ④ 地表に降下した放射能の分布は、ガウス分布に従うものとする。

〔モデル3〕

火山噴火が起きていないマグマの活動により、処分場内とその周辺岩体の温度（初期温度、約40℃と仮定）が80～120℃に上がる。

以下に、この3つのモデルによる放出影響の推定を行う。

(I) 〔モデル1〕について

火山噴火のとき放射能を含んだ火山灰のほとんどすべてが降下する範囲を半径 r km とすると、降下放射能のガウス分布 $q(r, t)$ は(4.1)式である。

$$q(r, t) = \frac{C(t)}{\sqrt{2\pi^3\sigma}} \cdot \frac{e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{r}{\sigma}\right)^2}}{r} \dots\dots\dots (4.1)$$

ここで、 $C(t)$ = 処分後、 t 年における処分場内の廃棄物の全放射能（固化体からの浸出がないとする）

$$\sigma = r/2 \text{ (km)}$$

$$r = \text{噴火口からの距離 (km)}$$

ところで、処分後1,000年以上における固化体1本(1トンの使用済み燃料を再処理し、その高レベル放射性廃液を固化したものに相当する)の放射能は、図3-8のように表わされることができる。この図によると50,000本の固化体の処分量による核種の放射性は、

$$C(t) = \begin{cases} 8.4 \times 10^{10} \times t^{-0.703} & (1 \leq t \leq 84 \text{ 年}) \\ 5.2 \times 10^{17} \times t^{-4.27} & (84 < t \leq 362 \text{ 年}) \dots\dots\dots (4.2) \\ 6.9 \times 10^7 \times t^{-0.380} & (t \geq 362 \text{ 年}) \end{cases}$$

となる。

(4.1)式により計算された噴火口から距離rの地点における単位面積当りの降下量(C_i / km^2)は、図4-10に表わされる。(処分後の 10^3 -years-phase)

火山噴火によって処分放射能が全量、ある期間かかって大気中に放出された場合のその量の評価基準として、自然のフォールアウトの量を参考にした。フォールアウトの量は地域的、季節的な変動が大きく、明確な値を決めることが難しいが、一応の目安として S_r-90 、 C_s-137 の土壌中蓄積量の平均的レベルである $100 mCi / km^2$ が得られている⁽⁷⁾。

このモデルによる放出影響について、次のように検討する。

- (a) 処分後 10^3 年に火山噴火が起きる場合(10^3 -years-phase)図4-10によると、噴火口から10 km程度離れる地点のフォールアウトが自然のフォールアウトより、3~4桁大きい。噴火口から100 km以上離れると、そのフォールアウトと同じレベルの値となる。
- (b) 処分後 10^2 年に火山噴火が起きる場合(10^2 -years-phase)この時点の処分場内の放射能は、 10^3 -years-phaseの場合の約340倍あるので、噴火口から10 km以上離れた地点のフォールアウトは、(a)より340倍になる。
- (c) 処分後 10^4 年に火山噴火が起きる場合(10^4 -years-phase)この時点においては、処分場内の廃棄物の半分以上がすでに環境へ放出されていること(基準放出ケースの設定によるもの)、全廃棄物の放射能も 10^3 -years-phaseの場合より、約半分以下となっていることから、この噴火による降下量は、 10^3 -years-phaseの場合より、半分以下と考えられる。

また、 4×10^4 年以後に火山噴火が起きる場合、処分場に放射性核種があまり残っ

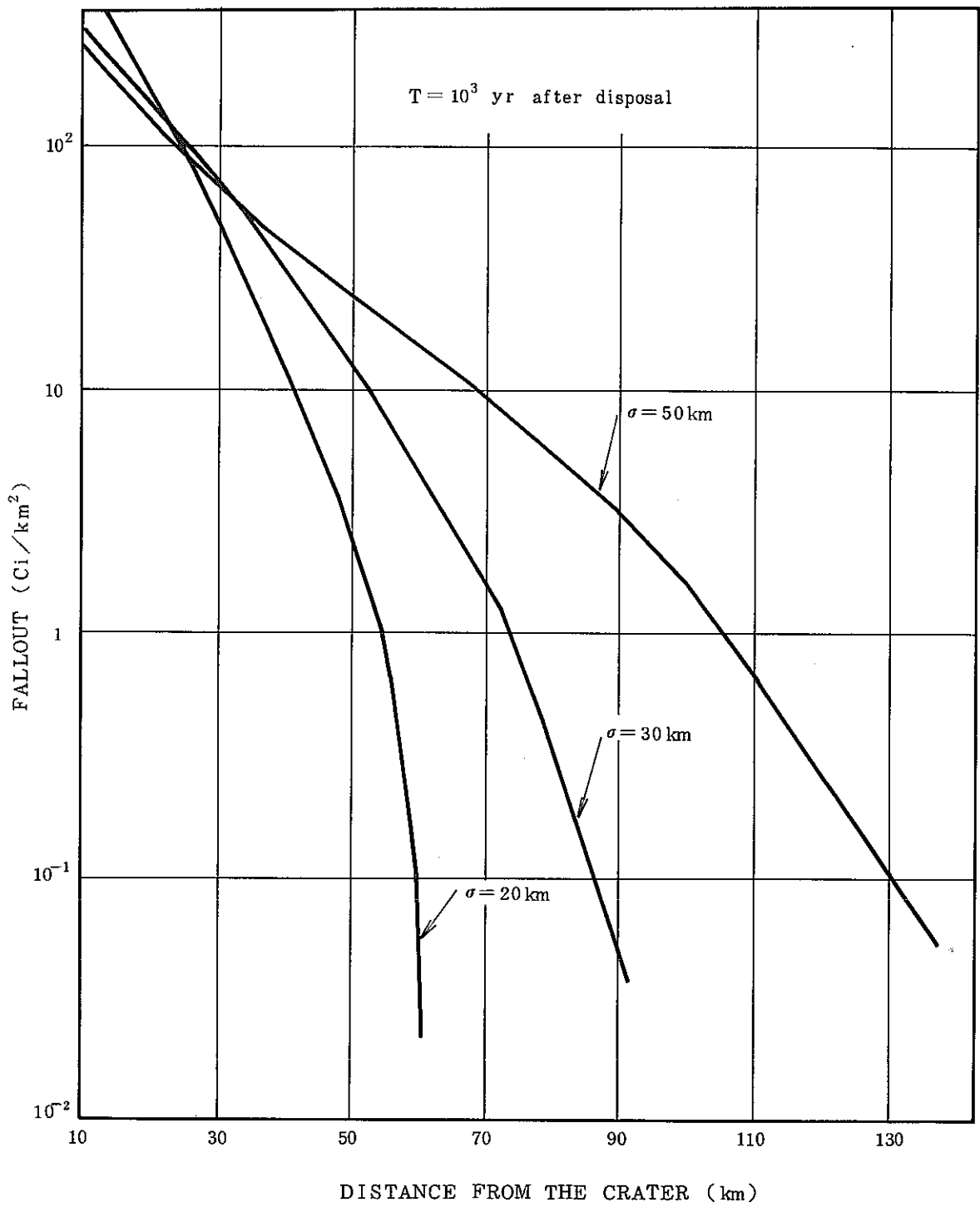


图 4.1 0 The Fallout Due to Volcanic Explosion for the “ 10^3 -Years-Phase”

ていないので、その影響がほとんど無視できる。

(II) 【モデル2】について

噴火したときに、処分場内の放射能の一部が大気中に拡散する場合、大気中の核種濃度を計算する必要がある。ここでは、処分後10³年に火山噴火が起きて、処分場内の放射能の1%が大気中に拡散し、残りの99%が【モデル1】のケースと同じように、地表へ降下するとする。大気中に拡散する核種の濃度を計算するために、Pasquillの拡散方程式が利用される。そこで、平均風向の風下軸上の地表濃度 x (Ci/m³)と風下距離 x (km)の関係⁽⁸⁾を次式のように示す。(図4-11を参照)

$$x = \frac{Q}{\pi \bar{U} \sigma_y \sigma_z} \cdot \exp\left[-\frac{H}{2\sigma_y^2}\right] \dots\dots\dots (4.3)$$

- ここで、 x : 風下軸上の地表濃度, Ci/m³
- \bar{U} : 平均風速(放出点の高の), m/sec
- H : 放出点の地上高, m
- σ_y : 濃度分布の y 方向の標準偏差, m
- σ_z : 濃度分布の z 方向の標準偏差, m

但し、 σ_y 、 σ_z は風下距離および安定度の関数(原子力委員会の「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針について」⁽⁸⁾を参照)

一方、 $x\bar{U}/Q$ と風下距離 x との関係を図4-12のように示す。但し、H=2,000 m, B, C, Dは大気安定度である。(同指針を参照)⁽⁸⁾

- 事例として、(i) 核種放出点の地上高H=2,000 m
- (ii) 平均風速 $\bar{U}=2.0$ m/sec
- (iii) 処分場内の全放射能の環境への放出が1日以上かかるとすると、大気中へ拡散する核種の平均放出率は $\bar{Q} \leq 0.6$ Ci/sec
- (iv) 大気安定度はCとする

と置くと、噴火口から風下方向の約50 km離れたところに、大気中の核種濃度が最大であり、その値は、

$$x_{\max} \leq 6 \times 10^{-9} \text{ Ci/m}^3 \dots\dots\dots (4.4)$$

ところで、「放射性物質の核種が明らかでない場合の空気中の許容濃度：4×10⁻¹³

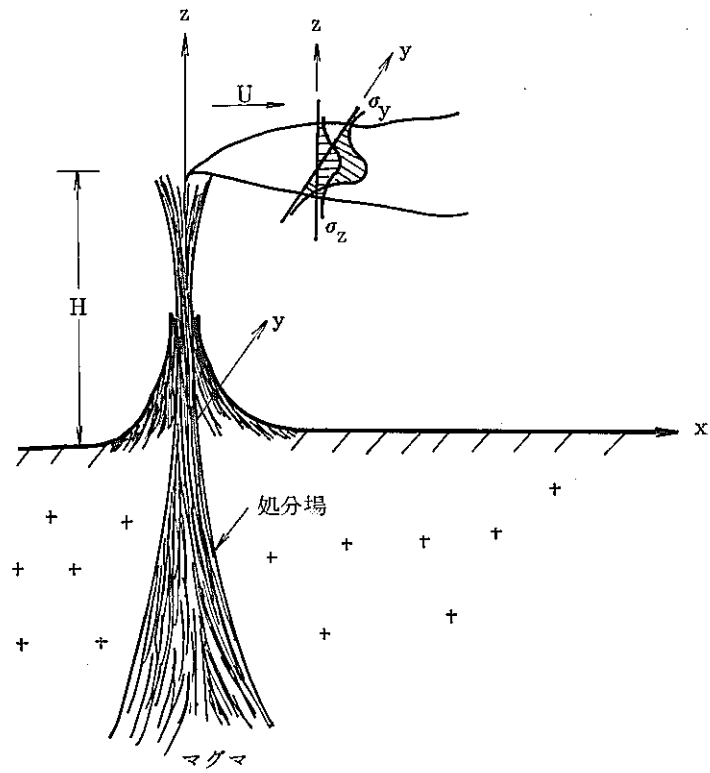
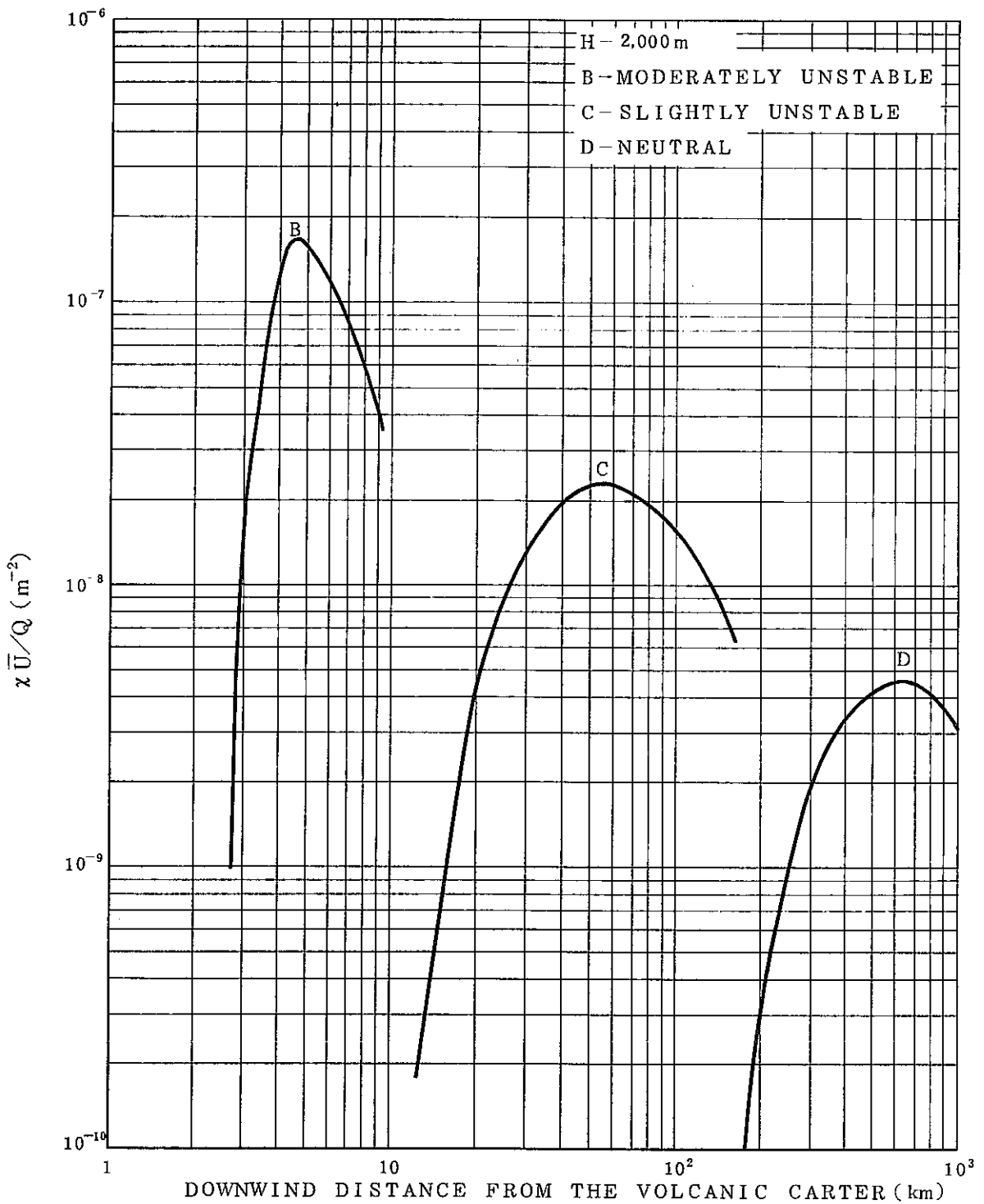


図 4.11 火山噴火による核種の大気中に拡散する概念図



4.1 2 Relationship between $x\bar{U}/Q$ and the Downwind Distance

Ci/m^3 ⁽⁹⁾であるので、(4.10)式に示される火山噴火による大気中の核種の最大濃度は、この許容濃度の約 10^4 倍となることがわかる。

このモデルの 10^2 -years-phaseと 10^4 -years-phaseにおける放出影響の検討は、〔モデル1〕の場合と同じである。

(Ⅲ) 〔モデル3〕について

固化体の浸出率は、図4-9によると、約1~2桁増加することになる(初期温度40℃から80~120℃に上がる場合)。

この場合、温度の上昇による岩体の構造や地下水の流動パターンが多少変化するが、滞留因子や地下水の走行時間は、固化体の浸出率ほど変化がないと考えられる。

従って、マグマの活動による放出影響を、図-6、図4-7、図4-8と工学的判断に基づいて(表4.3を参照)、次のように推定する。

(i) Tc-99, I-129, Np-237の放出による影響は、約1~2桁増加とする。

(ii) Ra-226の放出による影響は、Tc-99などの核種と比べて、小さいとする。

一方、マグマの活動が処分後 10^3 年未満あるいは、 10^3 年以後におきる場合、その検討は、次の通りである。

(i) 処分後 10^3 年未満の場合

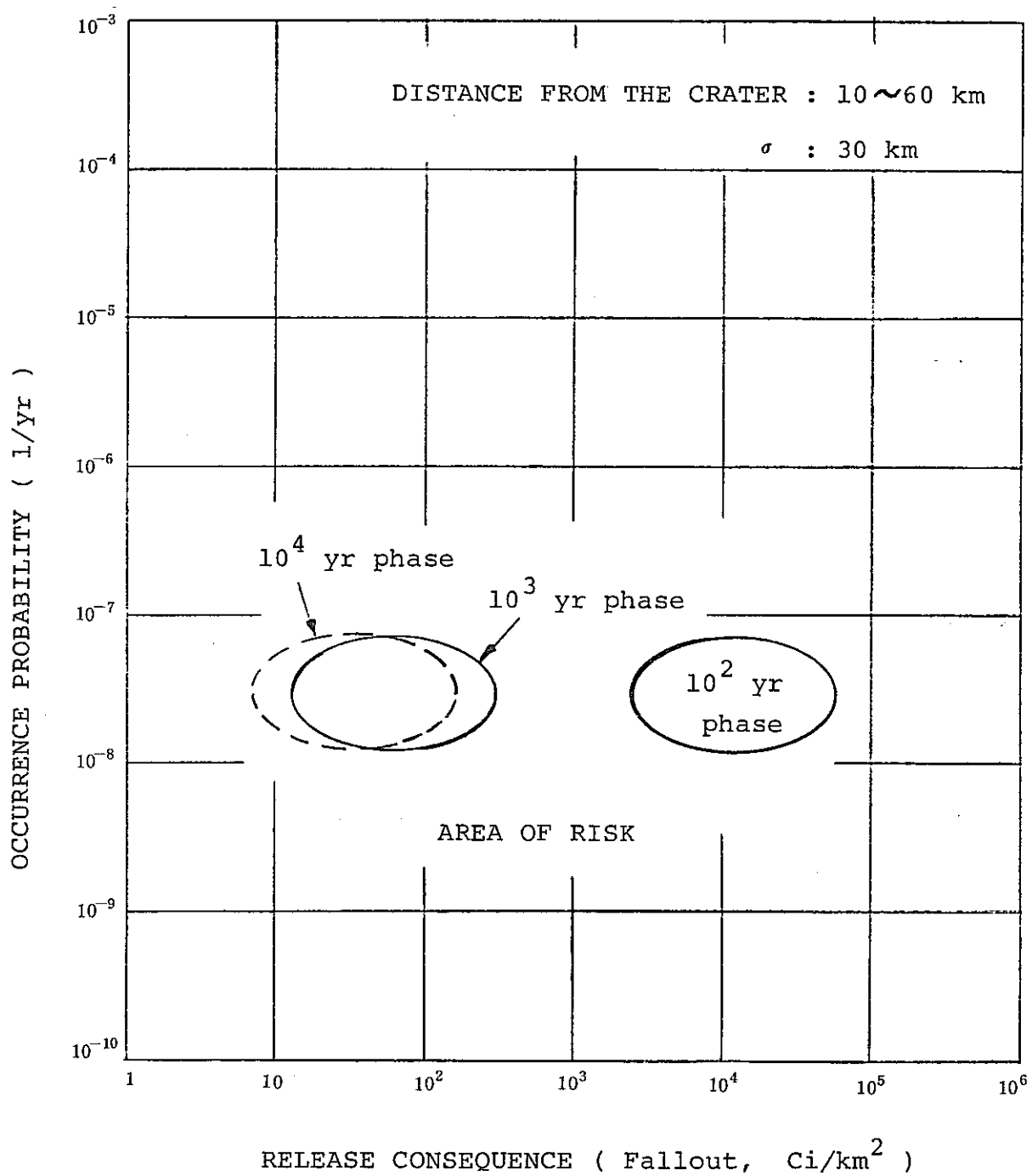
廃棄物の発熱による温度の増分は、マグマの活動の影響と比べれば、無視できると考えられる。このケースの放出影響は、上述の 10^3 年のケースとほぼ同じである。

(ii) 処分後 10^3 年後に起きる場合

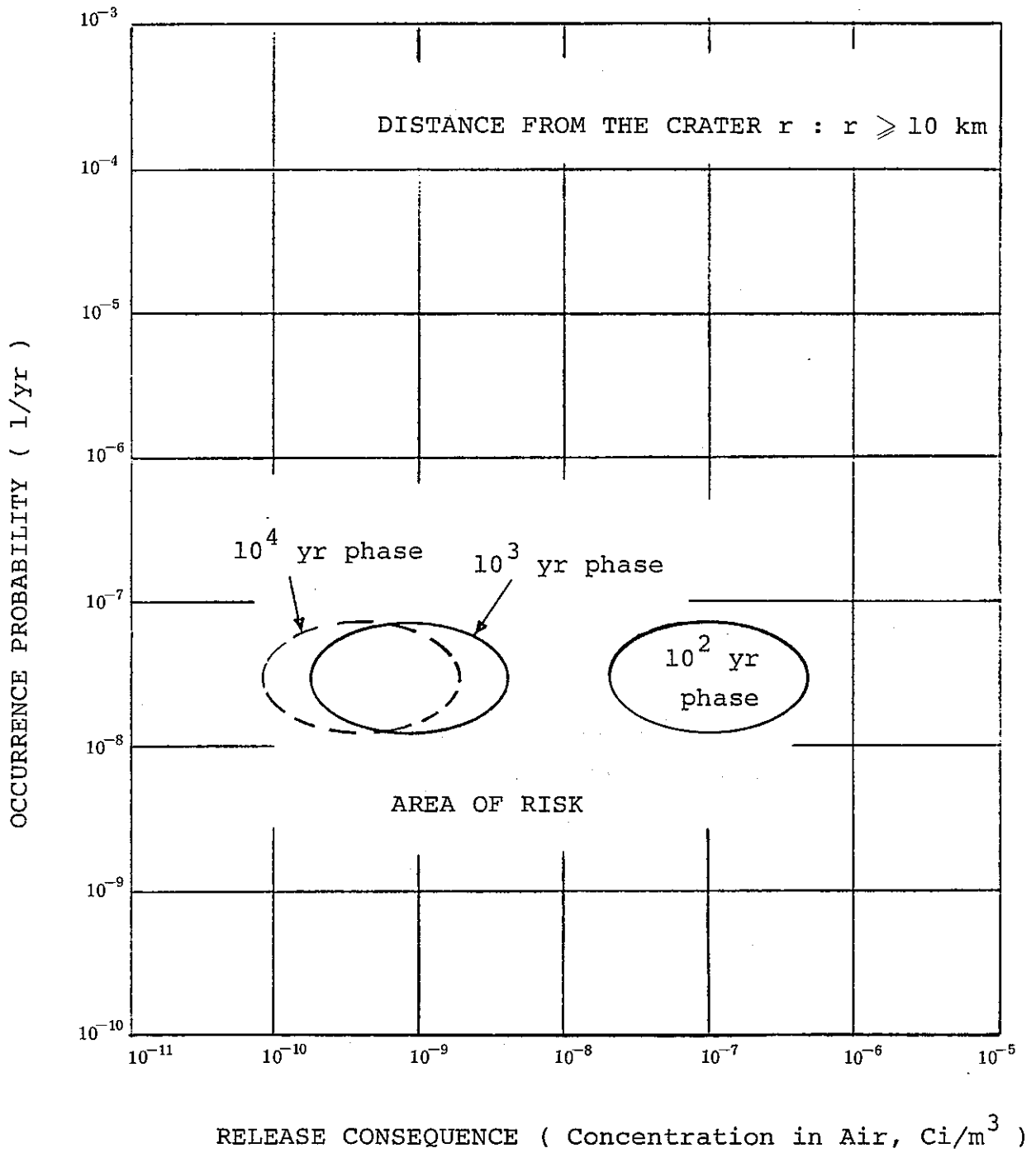
この時期には、処分場内の廃棄物の一部がすでに環境へ放出しており、 10^4 -years-phaseの場合、その放出影響は、 10^3 -years-phaseの $1/4 \sim 1/5$ 以下と考えられる(〔モデル1〕を参照)。

4.8 放出増大事象によるリスクの検討

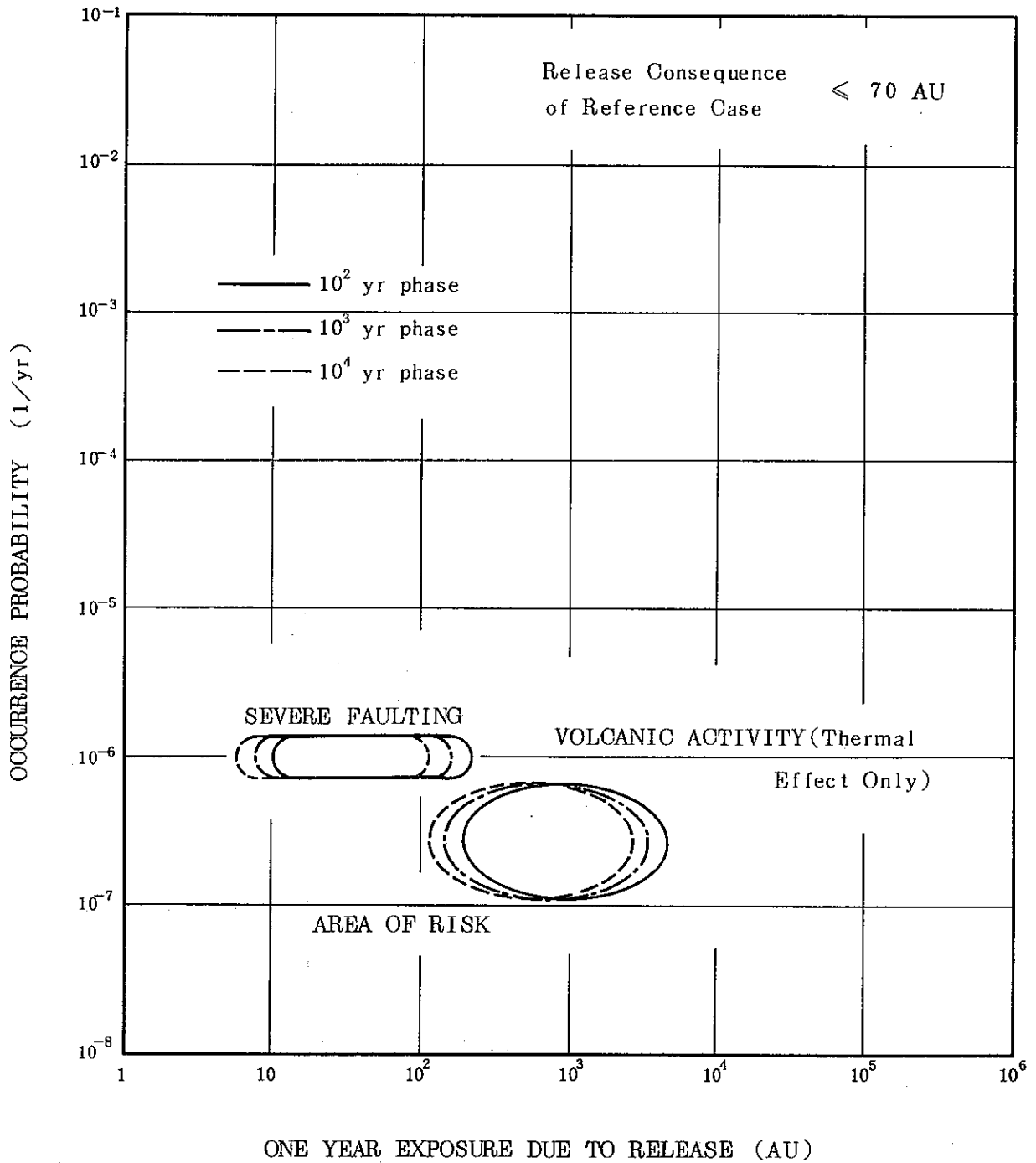
処分場における大きな断層の発生と火山活動は、基準放出を越える放出に至る主要なものである。これら事象のRisk Profile(放出影響とその発生頻度)を図4-13~4-15、



☒ 4.1 3 Risk Profile for Volcanic Explosion
through Repository - 1



☒ 4.1 4 Risk Profile for Volcanic Explosion
through Repository - 2



☒ 4.1 5 Risk Profile for Release Enhancement Events

AU : Arbitrary Unit

および表 4.4 に示す。この Risk Profile によると、処分場に大きな断層の発生によるリスクは、火山活動のより小さいと考えられる。

一方、火山活動による放出影響はかなり大きいので、日本における地層処分を推進するには、火山活動の発生頻度が十分小さいサイトが選定されるべきである。

本研究では、諸外国の研究例のように（53 年度の報告書を参照）、火山活動の発生が、空間的、時間的に、ランダムな分布をもつと仮定して、その発生頻度を推定しているが、火山噴火の発生頻度は、地域によって、かなりの差が見られるし、火山活動が、空間的、時間的に、ランダムに発生するものでないことは、地質学的に明らかになっているので、今後百年万年の間において、火山活動の起らないと考えられる地域をサイトとして、選定すべきである。

そこで、地層処分の安全性を確保するために、火山活動について、地質学的研究および火山活動に関するデータの整理が望まれる。

表 4.4 放出増大事象による放出影響

事 象	発生頻度 (1/yr)	放出影響	重 要 度
(基準放出ケース)		1*	
主要な断層の発生	10^{-6}	3~4	○
火山活動(熱的効果)	$10^{-7} \sim 10^{-6}$	$10 \sim 10^2$	◎

* 基準放出ケースによる放出影響を 1 とする。

4.9 参 考 文 献

- (1) Nuclear Fuel Safety Group, "Handling Of Spent Nuclear Fuel And Final Storage Of Vitrified High-Level Reprocessing Waste", KBS, Stockholm, Sweden, 1978
- (2) H. C. Burkholder, M. O. Cloninger, D. A. Baker and G. Jansen, "Incentives For Partitioning High-Level Waste", Nuclear Technology, 31, 202 (1976)

- (3) M. D. Hill and P. D. Grimwood, "Preliminary Assessment Of The Radiological Protection Aspects Of Disposal Of High-Level Waste In Geologic Formations", NRPB-R69, National Radiological Protection Board, Harwell, U. K. (1978)
- (4) L. E. J. Roberts, "Radioactive Waste Disposal - Policy And Perspectives", Nuclear Energy, 1979, Vol. 18, Apr., No. 2, 85-100
- (5) D. Isherwood, "Geochemistry And Radionuclide Migration", in Waste Management '78, p. 469-482, 1978
- (6) S. E. Logan and M. C. Berban, "Development And Application Of A Risk Assessment Method For Radioactive Waste Management", EPA 520/6-78-005, U.S. Environmental Protection Agency Office of Radiation Programs, Washington, D.C. (1978)
- (7) 浅田, 大山ら, "原子力ハンドブック", オーム社, 1976年。
- (8) 原子力委員会, "発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針について", 昭和52年6月14日。
- (9) 原子力発電便覧, 79年版, 電力新報社。
- (10) H. C. Burkholder, "Nuclear Partitioning Incentives", in Proc. NRC Workshop on Management of Radioactive Waste: Waste Partitioning as an Alternative, June 8-10, 1976, Seattle, NR-CONF-001, pp. 444-481
- (11) B. Allard et al., "Disposal Of Radioactive Waste In Granite Bedrock", in Radioactive Waste in Geologic Storage Edited by S. Fried, Miami Beach, Florida, ACS Symposium Ser. 100, September 1978

(12) E P R I, "Status Report on Risk Assessment for Nuclear Waste Disposal",
E P R I NP-1197, Oct. 1979.

第 5 章 総括結論

本研究の狙いは、日本の花崗岩体における地層処分に関するリスクの予備的解析を行い、その結果の考察により、日本における地層処分の問題領域を検討するものである。今年度の作業は、前年度に引き続き、次のような作業を行った。すなわち、

- (1) 放出シナリオに関する調査研究
- (2) 処分場近傍における熱影響の解析手法の検討
- (3) 放出増大事象による放出影響解析
- (4) 不確定性の検討
- (5) EC諸国におけるリスク解析の現状調査

以下に、その主な結論を示す。

(1) 固化体の浸出率、地層バリアにおける核種の滞留因子、処分場から人間環境への地下水の走行時間の3つは、地層処分に係わる環境影響に寄与する入力パラメータの主要なものである。従って、リスクの小さい地層処分を行うためには、

- (i) オーバパック等を含む廃棄物固化処理技術の確立による低浸出率の確保
 - (ii) ある程度の大きさの良質な花崗岩体を利用することにより、適切な地層の滞留効果および地下水の走行時間の確保
- などが必要である。

(2) 処分場における大きな断層の発生と火山活動は、基準放出を越える放出に至る原因事象の主要なものである。これら事象のRisk Profileによると、前者(断層の発生)によるリスクは、後者(火山活動)のより小さいと考えられる。

一方、火山活動による放出影響は、かなり大きいので、日本における地層処分を推進するには、火山活動の発生頻度が十分小さいサイトを選定すべきである。

今後の課題としては、次のように考えられる。

(1) 地層処分のリスクについては、本研究に用いた簡単な解析モデルにより、ある程度の本質的な考察が可能である。しかし、今後より精度を向上させる必要があるとすれば、

- (i) 処分場内における固化体の浸出現象の解明
- (ii) 処分場近傍およびその周辺岩体における核種輸送現象に関する解析モデルの妥当性の検証
- (iii) 滞留因子、水理地質学的データ、固化体の浸出率などのデータ・ベースの整備
- (iv) 熱的、機械的、化学的作用などによる固化体、処分場、岩体などの性能変化に関する研

究

などが必要である。

- (2) 本研究では、諸外国の研究例のように（53年度の報告書を参照）、火山活動の発生が、空間的、時間的にランダムな分布をもつと仮定して、その発生頻度を推定しているが、火山噴火の発生頻度は、地域によって、かなりの差が見られるし、火山活動が、空間的、時間的に、ランダムに発生するものでないことは、地質学的に明らかになっているので、今後百万年の間において、火山活動の起らないと考えられる地域を同定する手法を確立する必要がある。

付録A リスク解析における不確定性

- A.1 入力パラメータの評価
- A.2 不確定性対策の考え方
- A.3 リスク解析結果の適用性
- A.4 参 考 文 献

A.1 入力パラメータの評価

一般に、放射性廃棄物地層処分システムのリスク解析の概念は、図 A-1 のように示されている。⁽¹⁾ 図 A-1 では、

E = 究極的に生じる健康影響度

S = 発生源の強さ、あるいは廃棄物中の放射能

β_G = 地圏における減衰係数

β_B = 生物圏における減衰係数

β_H = 健康影響係数

これらの記号を用いると、

$$E = \beta_G \beta_B \beta_H S \quad \dots\dots\dots (A.1)$$

となる。シミュレーションモデルでは、 β_G 、 β_B の表現が中心になっており、その評価は次の通りである。

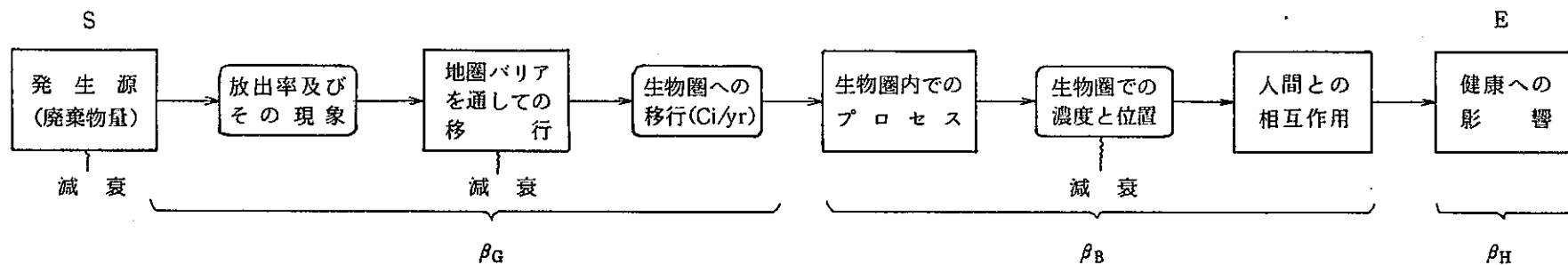
(1) β_G の評価

このパラメータは、地質の物理的性質と処分場の周りの水力学によって決まる。同時に種々の時間因子、破壊確率、解析方法に依存する。例えば、時間因子としては次のようなものがある。

- キャニスターの融解が始まる時刻
- 廃棄物体より放射性物質のもれが始まる時刻
- 放射性物質が廃棄物体より放出する時間間隔
- 発生源から生物圏へ移行する時間
- “dispersion time” (分散時間) : 放射性物質のパルス状に放出された場合、流れ経路に沿って分布する程度を表わす特性時間

(2) β_B の評価

- ① 生物圏へ入った地点よりの挙動
- ② 放射性核種と人間との相互作用



S = 発生源の強さ, 廃棄物中の放射能

β_G = 地圏における減衰係数

β_B = 生物圏における減衰係数

β_H = 健康影響係数

E = 究極的に生じる健康影響度

図A.1 地層処分システムのリスク解析の概念

の2つが重要であり、①については分散的か、濃縮的かの2つのタイプに大別できる。
また、②は全て仮定による外はない。

(3) β_G と β_B の定量化

極端な場合としては、次のものがある。

$\beta_G = \beta_B = 1$: 廃棄物と直接接触

$\beta_G = 0$: 閉じ込め完全

$\beta_G = 0$: 地層のホールドアップ(滞留)大,あるいは廃棄物体からの放出小

$\beta_G = 1$: 地層のホールドアップほとんどなし,直接浸入(例えばドリル)地下水の
短絡

$\beta_B = 1$: 生物圏での濃縮傾向大,及び放射性核種と人間の相互作用大

$\beta_B = 0$: 生物圏での希釈大,人間との相互作用小

実際には、計算結果に含まれる確率、不確かさの相対的大きさを評価する事が必要である。

問題となる事項としては、

β_G, β_B の確率分布は?

β_G, β_B の不確かさの幅は?

β_G と β_B の双方が大きい時, $\beta_G \cdot \beta_B$ の確率, 不確かさの幅?

β_G と β_B とが共に小さい時, 不確かさの原因と相対的大きさ?

がある。 β_G, β_B が大きくなる場合としては、次のものが考えられる。

- 埋設地の破壊, 地下水浸入, 廃棄物の迅速融解が, 埋設地がシールされた後すぐに生じる。
- 放射性核種の地質中での移行でホールドアップが小さい。
- 生物圏に入った放射性核種が濃縮する。
- 多くの人間が濃縮された放射性核種と相互作用する。

(4) β コントロールと予測

定量的には行われていない。定性的に考えると、

- 埋設地のサイト設定, システム設計は最も制御できる因子。

- 埋設地を破壊するプロセスの確率の推定に關与した β_G の要素は、ある程度制御可。
 - 放射性核種の生物圏での移行に關与した β_B の要素は、ある与えられたシステムについてはわかる。しかし、長期的には制御不可。
 - 超将来の人間と放射性核種の相互作用に關しては、推定できるのみ。
- などがある。

A.2 不確定性対策の考え方

上述のように、リスク解析においては、入力 (β_G, β_B など) の不確定性に依じて、出力 (E) の不確定性が定まる。従って、この対策作業には、科学的な推理、工学的な判断、将来の地球の生態の変化に対する豊かな想像力が必要である。

ところで、(A.1) 式の $S, \beta_G, \beta_B, \beta_H$ は、時間的な関数であるので、(A.1) 式は、次のようになる。

$$E(t) = \beta_G(t) \beta_B(t) \beta_H(t) S(t) \\ = f(t) S(t) \dots\dots\dots (A.2)$$

但し、 $f(t) \equiv \beta_G(t) \beta_B(t) \beta_H(t) \equiv$ 放出影響係数

今、 $f(t)$ の評価にある不確定性、 $\Delta f(t)$ が問題とすると、これは当然時間とともに増大していくと考えられるので、仮に

$$\Delta f(t) = \Delta f \exp(\lambda_f t) \dots\dots\dots (A.3)$$

とかけよう。そこで、超長期のリスク解析はあてにならないと主張するむきもある。しかし、 $S(t)$ の方は放射性物質であるから崩壊して時間とともに減少していくのであり、

$$S(t) = S_0 \exp(-\lambda_s t) \dots\dots\dots (A.4)$$

とかけるから、地層処分に起因する健康影響度 $E(t)$ の不確定性、 $\Delta E(t)$ は、

$$\Delta E(t) = S_0 \exp(-\lambda_s t) \cdot \Delta f \exp(\lambda_f t) \\ = S_0 \cdot \Delta f \exp[-(\lambda_s - \lambda_f) t] \dots\dots\dots (A.5)$$

と整理できる。ここで、 $\Delta f =$ 放出影響係数の初期不確定性

$\lambda_f = \Delta f$ の増加率

S_0 = 廃棄物の初期放射能

λ_s = 廃棄物の崩壊定数

このことから、

$$\lambda_f < \lambda_s$$

であれば、初期の不確定性が増大しない。従って我々の研究開発は、この条件を満たすべく行なわれればよい。つまり我々は解析・予測の不確定性の増大することを否定はしない。しかしそれが、リスクという観点からみて、今、意志決定をすることが不合理にならないような増加の程度の範囲になるように知識を増大していくことを目標としており、かつそれは、実現可能と考えているので、この様な超長期の解析に取り組んでいるのである。

A.3 リスク解析結果の適用性⁽¹⁾

(1) 適用性に係わる因子

リスク解析の結果は、3つの基本的な入力条件から導かれる。

それは、

- (a) 対象システムの記述方法
- (b) 使用データ
- (c) 計算モデル

である。

次の基本的な論点が図A-2より導き出される。

- ・ システムの記述は十分に包括的で詳細か？
- ・ 破壊、地質中移行、生物圏での分散のシナリオは十分に記述されているか？
- ・ シナリオに含まれる必要データは包括的に記述されているか？
- ・ 解析的方法を開発するのに必要な計算モデルは十分理解されているか？
- ・ 計算モデルのコンピューターへの組み込みは妥当か？
- ・ コンピューターソフトウェアは妥当か？
- ・ 測定可能なものについては正しく測定されたか？
- ・ 測定できないものについては、大きさ、幅、不確かさの推定が行われたか、あるいは

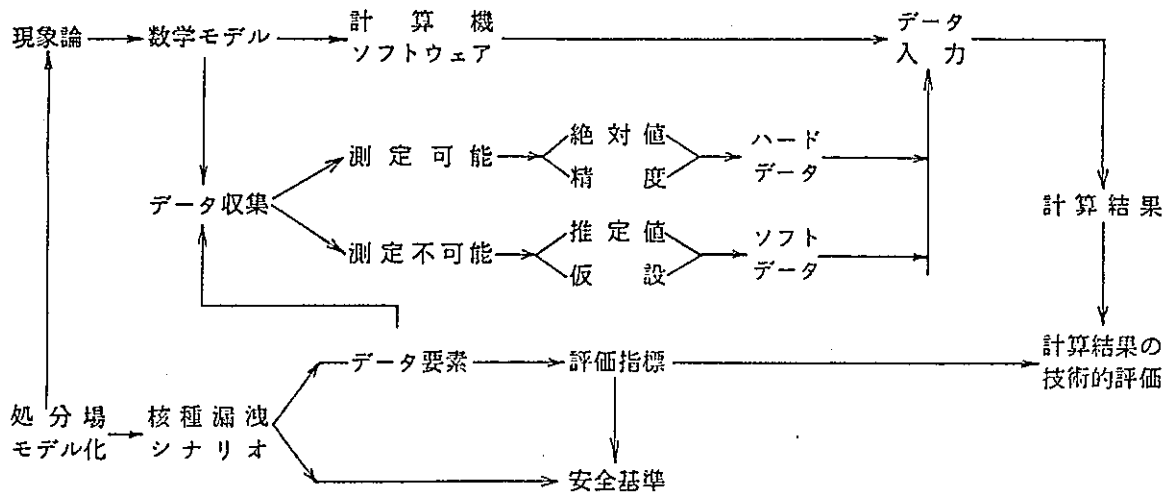


図 A - 2 地層処分のリスク解析手順の流れ

これらのパラメータの評価は、限られた範囲の単純化された仮定に限られているか。

- 結果は、シナリオの全て付随する情報要素の全てについて求められたか。

(2) 安全基準設定に役立つか

規制は、リスク解析結果の確率論的な面に順応し、適応しなければならない。この適応をどのように行うかはまだ確立されていない。論点としては、次のようなものがある。

- どのようなタイプの規制が必要か。
- どのようなタイプの規制事項が解析によって示され得るか。
- 規制パラメータの数値としてどれが適当か。
- 比較コントロールしやすいが、厳しく強制された時、不確かさを減少し難いパラメータの規制をどのようにするか。
- 比較的未知で、制御不可能なパラメータの不確かさをどのように扱うか。

A.4 参考文献

- (1) EPRI, "Status Report on Risk Assessment for Nuclear Waste Disposal", EPRI NP-1197, Project 767-4, Interim Report, October 1979

付録B リスク解析に関する国際会議の出席報告書

今年度（昭和 55 年度）の EC 諸国の地層処分に関するリスク解析の現状調査の実施にあたって、本研究グループのメンバーは、2つの国際会議に出席し（論文の提出を含む）、その出席報告書を2冊にとりまとめた。以下に、その要約を示す。詳しい内容については、両報告書を参照されたい。

〔出席報告書 I〕

- (1) 報告書番号：IAE-M8002
- (2) 標 題：放射性廃棄物の管理と処分に関する第 1 回欧州共同体会議出席報告書
- (3) 出 席 者：近藤 駿介（研究嘱託，東京大学助教授）
徳下 善孝（元副主任研究員，現電源開発）
- (4) 発刊年月：昭和 55 年 6 月
- (5) 要 約

本文は筆者が出席した 1980 年 5 月 20 日から 23 日までルクセンブルグ市 New Theatre で開かれた First European Community Conference on Radioactive Waste Management and Disposal の提出論文とそこでなされた討論の要約である。本会議は 1975 年より始められた EC 委員会の Waste に関する研究開発計画（第一次）の結果を討論する目的で開かれたもので、従って発表論文は、いずれも同委員会の招待論文であった。参加者は約 350 人、多くが EC 諸国からで他は米，加，日合せて 30 人程度であった。秋にはプロシーディングが発行されるとのことなので、本文はそれまでの tentative な意味しかなく、同時通訳の英語に頼らざるを得なかったので精度はよくないが、関係者の御参考になれば幸いである。

会議は 8 つのセッションと 4 つのパネルから構成されていた。開会セッションは CEC の R & D 計画の要約編で、4 人のスピーカーにより、EC のエネルギー情勢の分析、Waste Management の R & D の展開の現状と将来が述べられた。第 1 セッションでは Waste と hull の Management 技術が述べられ、主として減容と固定についての技術開発における進歩が披露された。第 2 セッションでは HLW の Management 中貯蔵施設と分離技術の進歩が要約された。第 3 セッションでは気体状廃棄物について研究開発の概要と Kr^{85} 、T のそれぞれについての技術開発の要約が述べられた。つづいて行われた気体状廃棄物についてのパネルでは多くのことが語られたが、key words は Cost-Benefit Analysis/Optimization であった。何をどこまでやればよいか決めたいが、なんとなく決め難い状況を反映した討論であ

った。第4セッションは LLW と MLW の調整技術についての技術開発の要約で、これが実は焦眉の急務であるとの印象を得た。第5セッションは HLW 固化体の試験・評価についてで、浸出率、その試験法、それに対する熱、放射線の影響に関する研究が語られた。それらの報告をもとに第2のパネルがもたれたが、そこでは、ここまで進歩したガラス固化体に対して代替技術の開発が必要か否かが論じられた。セッション6は地層処分についてで、Salt, Hard Rock, Clay のそれぞれの R & D 担当者の発表と、熱的問題の検討報告、設計のレビューが述べられた。この話題はセッション7につづき、Migration behavior の確定のための測定、同処分のリスク解析、そしてこれらを反映した今後の研究方向の検討が報告された。この中で最後の Venet の論文は、OEC の今後の R & D の方向を占う上で重要と考えられた。第3パネルでは、技術問題の総括が行われ、各国の計画の review と技術判断が検討された。そこでの key word は optimization と Artificial barrier の2つであった。最後に closing panel がもたれ、現状の要約と、若干の技術討論が行われた。

以上の全体を通じて気になったことをまとめておくと、以下のようである。

1. ICRP のいう Further action justification のための cost/benefit 分析の必要性が強調されたが、この Optimization の具体化は今後の課題である。
2. MLWこそ緊急の課題であり、これを HLW 技術実証の手がかりにしていく季望が強い。
3. 安全解析は市民権を確立している。リスク論はこれからであるが、処分リスクの主要部は通常リスクなので、原子炉安全のケースほどめめないだろう。
4. HLW 固化体のガラスに対する代替技術の研究開発をどこまでどのような規模で進めるかについては意見が分かれているが、ある程度進めることになるであろう。
5. Container, artificial barrier を含めた現実的な実証こそ、今求められているものである。
6. 最終的にはシミュレーション解析により意志決定を行う必要があるので、解析能力、必要な入力データベースの確立が精力的に行われる必要がある。
7. そして公衆との open/fair な意見の交換こそ原子力問題の前進に必須であることが重ねて強調され、その困難さが浮彫りされた。

〔出席報告書Ⅱ〕

- (1) 報告書番号：IAE-M8004
- (2) 標 題：OECD/NEA主催の地層処分場からの核種放出のシナリオに関する作業部
会出席報告書
- (3) 出 席 者：近藤 駿介（研究嘱託，東京大学助教授）
- (4) 発刊年月：昭和55年9月
- (5) 要 約

本報告は筆者が1980年9月8～12日に開催されたOECD/NEA主催の地層処分場からの核種放出のシナリオに関する作業部会に出席したときの議事概要と印象をまとめたものである。

本部会は出席者が14カ国2機関併せて35人という小規模のものであったが、この分野は、現在、対象については、いわゆる generic な研究から site specific な研究へ、方法論については、特定のシナリオの解析からパラメータ変動のスペクトルに注目する systems 分析的な研究への曲り角に位置しているので、この時点における国際的な consensus をつくったという点で評価されるだろう。

日本にとっては、通常時は工学バリヤと固化体が十分な障壁となることが大体わかっているので、特定サイトについて、地質関係者に対して想定される外乱の範囲と示すことを求めつつ、設計を実施し、同時に最外障壁としての地層特性を求めていくという並行型のアプローチが必要であるとの印象を得た。