

環境負荷低減に関する調査

(核燃料サイクル開発機構 契約業務報告書)

2000年3月



三菱マテリアル株式会社

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

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

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

© 核燃料サイクル開発機構(Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2000

2000年3月

環境負荷低減に関する調査

(核燃料サイクル開発機構 契約業務報告書)

牧 隆* 浅尾 貴之*

要旨

FBRサイクル実用化に関する調査研究では、環境負荷低減の観点からの評価が行われる。環境負荷の指標としては、処分場から周辺環境へ移行する放射性核種による被ばく量が、重要項目の一つと考えられる。

本調査では、上記評価に資することを目的に、地層処分に起因する被ばくを簡易に評価する手法を調査した。また、環境負荷を特徴付ける因子に関する国内外の情報、論文等を収集し、その考え方に関する分類、整理、及び分析を行った。

調査の結果、以下の成果を得た。

- ① 特定の評価モデル及び評価対象核種を設定した簡易被ばく評価手法を開発した。別途実施した詳細被ばく評価との比較から、本評価手法により、一定の制限下ではあるが、妥当な線量当量の評価を迅速に実施可能であることがわかった。
- ② 環境負荷を特徴付ける因子に関する調査の結果、環境負荷評価の目的や対象によって、環境負荷を特徴付ける因子として適当な項目が異なるものの、最も概括的に環境負荷を特徴付ける因子としては、「廃棄物量」が適当であるという知見が得られた。

本報告書は、三菱マテリアル株式会社が核燃料サイクル開発機構との契約により実施した業務成果に関するものである。
機構担当部課室：システム技術開発部 FBRサイクル解析グループ

* 三菱マテリアル株式会社

March 2000

Research on the reduction of environmental load

Takashi Maki* Takayuki Asao*

Abstract

Effects from the viewpoint of the reduction of environmental load have been evaluated in studies of the validity of the FBR fuel Cycle. As an index of environmental load, the dose rate, which's caused by radionuclide migration from an underground repository to biosphere, is one of the most important items.

For the evaluations of this dose rate, a simplified safety estimation method for the radioactive waste repository was developed. Furthermore, information related to index of environmental load was collected. And collected information was categorized and analyzed.

Through this research, we got the following results.

- ① A simplified safety estimation method for the radioactive waste repository that based on specified evaluation model and target nuclides was developed. Calculated results were compared to results of an existing safety estimation code, and were verified.
- ② Though the most suitable item is varied with the goal and object of assessment, the most summarized item that characterizes environmental load is "the volume of the waste".

This work was performed by Mitsubishi Materials Corporation under contract with Japan Nuclear Cycle Development Agency.

JNC Liaison : System Engineering Technology Center Fast Reactor Cycle Analysis Group

* Mitsubishi Materials Corporation

目 次

1 はじめに.....	1
2 調査の方法	2
2.1 処分場から移行する放射性核種による被ばく量の簡易計算手法の調査	2
2.2 環境負荷を特徴付ける因子に関する調査.....	4
3 調査の結果	5
3.1 処分場から移行する放射性核種による被ばく量の簡易計算手法の調査	5
3.1.1 代表処分モデルと代表核種の設定.....	5
3.1.2 簡易被ばく評価手法の検討	17
3.1.3 線量の試算	21
3.2 環境負荷を特徴付ける因子に関する調査.....	36
3.2.1 環境負荷を取り巻く一般的な動向.....	36
3.2.2 文献サーベイ	42
3.2.3 項目検討	46
3.2.4 環境負荷項目及び因子の整理	50
4 おわりに.....	54
5 参考文献.....	55

表 目 次

表 3.1 2000 年レポートにおける設計用岩盤物性データセット	6
表 3.2 人工バリア構成要素の役割	7
表 3.3 モデルガラス固化体の基本仕様	7
表 3.4 モデルガラス固化体の燃焼条件、再処理条件、及び固化条件	8
表 3.5 炭素鋼オーバーパックの基本寸法	8
表 3.6 緩衝材の仕様	10
表 3.7 基準にもとづく核種の選定	15
表 3.8 核種移行解析において考慮する放射性核種	16
表 3.9 簡易被ばく評価手法におけるバリア条件	19
表 3.10 変動パラメータとして取り扱う核種	20
表 3.11 入力対象核種とその制限	21
表 3.12 人工バリアの安全評価パラメータ設定値	26
表 3.13 モデル地下水及び間隙水の組成設定値	26
表 3.14 放射性元素の溶解度設定値（人工バリア）	27
表 3.15 放射性元素の分配係数設定値（人工バリア）	27
表 3.16 天然バリアの安全評価パラメータ設定値	28
表 3.17 放射性元素の分配係数設定値（天然バリア）	29
表 3.18 線量への換算係数	30
表 3.19 放射性核種及び安定同位体のインベントリ	31
表 3.20 入力対象核種とインベントリ	34
表 3.21 文献サーベイ結果	43
表 3.22 文献サーベイによる環境負荷項目等の整理	46
表 3.23 網羅的に挙げた環境負荷項目等の整理（概要）	47

図 目 次

図 2.1 簡易被ばく評価手法に関する調査の実施手順.....	3
図 3.1 炭素鋼オーバーパックの仕様例.....	9
図 3.2 坑道の仕様例.....	11
図 3.3 処分坑道離間距離と廃棄体定置間隔の例	12
図 3.4 2000 年レポートをベースにした線量当量率評価結果（母岩からの放出）	17
図 3.5 地下水シナリオにおける核種移行経路.....	18
図 3.6 人工バリアの構成及び幾何形状.....	22
図 3.7 人工バリア中の核種移行に関するプロセス	23
図 3.8 処分場から生物圏までの移行経路模式図	24
図 3.10 代表処分モデルケースにおける線量当量率評価結果（詳細評価）	32
図 3.11 Cs を 99%取り除いたケースの線量当量率評価結果（詳細評価）	33
図 3.12 代表処分モデルケースにおける線量当量率評価結果（簡易評価）	34
図 3.13 Cs を 99%取り除いたケースの線量当量率評価結果（簡易評価）	35
図 3.14 「環境への負荷」の概念と例示.....	39
図 3.15 製品ライフサイクル概念図	40
図 3.16 L C A の評価イメージ図.....	41
図 3.17 環境負荷に関連する項目の整理.....	53

1 はじめに

核燃料サイクル開発機構（以下、「機構」という）殿が行う核燃料サイクル実用化戦略調査研究の中では、FBR サイクル実用化像の評価の視点である経済性向上等と共に、環境負荷低減の観点に着目した比較評価が行われる。環境負荷を示す指標として、放射性廃棄物発生量や、廃棄物側へ移行する核種による潜在的毒性、放射能などが考えられているが、廃棄物処分場から周辺環境へ移行する放射性核種による被ばく量も、重要な評価因子の一つと考えられる。

環境負荷を評価するための指標として被ばく量を組み込んだ場合、評価ケースごとに被ばく量の評価が必要となる。従来、地層中の核種移行及び被ばくに関する評価は、処分場の安全評価において、厳密な評価計算コードを用いて実施してきた。しかしながら、計算コードを用いた評価は容易に実施できるものとはいい難く、大量のパラメータスタディの実施には不向きである。

本調査では、環境負荷低減の観点からの FBR サイクル実用化像の比較評価に資することを目的に、処分場から周辺環境への核種移行による被ばく量を、短時間で簡易に評価する手法に関する調査を実施する。このとき調査対象とするシナリオは、地下水移行シナリオとする。また、放射性廃棄物地層処分の負荷低減の観点から、環境負荷を特徴付ける因子に関する国内外の情報、論文等を収集し、環境負荷を特徴付ける因子の考え方について、分類、整理、及び分析を行う。

2 調査の方法

2.1 処分場から移行する放射性核種による被ばく量の簡易計算手法の調査

環境負荷低減を目指した核燃料サイクルの検討に際し、その効果を迅速に評価可能な手法に関する調査を実施する。具体的には、地層処分場の安全評価等のために用いられる詳細な計算コードに対し、廃棄物中に含まれる核種組成の変化に着目し、比較的簡易な手法により迅速に被ばく評価が行える方法（以下、「簡易被ばく評価手法」という）を調査・開発する。開発は、適宜設定した代表処分モデルと選定核種にもとづく、詳細な被ばく評価による数値データをテーブル化し、この数値データをベースに、比較的単純な計算で様々なケースに対する被ばく評価を実施可能にすることを目的とする。この目的を達成するため、本調査では、主として以下の調査・検討を実施する。

- 代表的な処分モデルの調査
- 詳細評価の対象となる核種の選定方法の調査
- 簡易被ばく評価手法で対象とすべき核種の抽出
- 簡易被ばく評価手法の検討
- 詳細被ばく評価及び簡易被ばく評価の実施及び比較

本検討における、上記項目の検討手順を図 2.1に示す。

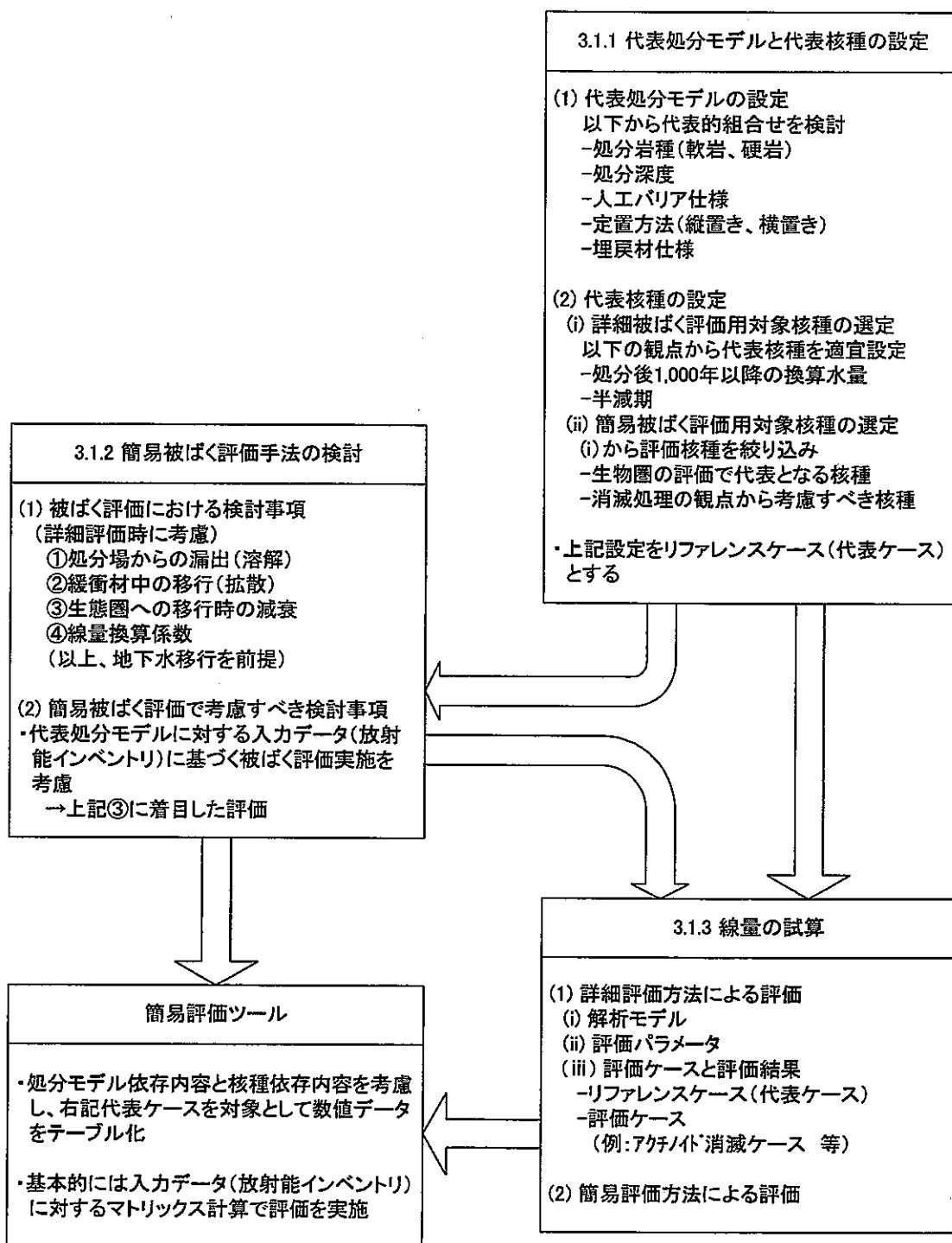


図 2.1 簡易被ばく評価手法に関する調査の実施手順

2.2 環境負荷を特徴付ける因子に関する調査

本調査では、放射性廃棄物地層処分の負荷低減の観点から、環境負荷を特徴付ける因子を調査する。本調査を踏まえた環境負荷評価における意義は、放射性廃棄物（ここでは主にガラス固化体）の排出・処分を通じて、最も環境負荷の小さいプロセスを摘出することである。仮に、ライフサイクル全般についての調査であれば、環境負荷項目として、CO₂排出量、固体廃棄物量などの項目が容易に考えられる。しかしながら、放射性廃棄物地層処分に限った場合に、本来採りあげるべき環境負荷項目をどうすべきか、又はどうすべきとの主張があるか、それに伴い環境負荷が何に特徴付けられているかを調査する必要がある。このために、まず放射性廃棄物地層処分に係る環境負荷とは何かを明らかにし、その環境負荷を特徴付ける因子は何かを明らかにするという調査・検討過程を踏むこととなる。この点を考慮しつつ、調査の具体的な方法を以下のとおりとする。

- ①「放射性廃棄物」、「環境負荷」、その他類似のキーワードによって文献検索／収集を行い、文献内で環境負荷項目及び環境負荷を特徴付ける因子を抽出し、特徴付けるとした考え方、検討内容を整理する（3.2.2項）。
- ②上記①とは別に、環境負荷項目及び環境負荷を特徴付けると考えられる因子を網羅的に挙げるとともに、これら①で抽出されなかった因子等について、環境負荷を特徴付けるとする考え方を整理する。また、この考え方によつた文献等がある場合には、その内容を整理する（3.2.3項）。
- ③上記①②で挙げた因子等について、その考え方等について適宜分類し、各因子の関係について整理することにより、環境負荷を特徴付ける因子として最も有望なものを選定することを目標として調査内容をまとめる（3.2.4項）。

3 調査の結果

3.1 処分場から移行する放射性核種による被ばく量の簡易計算手法の調査

3.1.1 代表処分モデルと代表核種の設定

(1) 代表処分モデルの設定

簡易被ばく評価手法の前提となる代表処分モデルを1ケース設定した。設定に際しては、高レベル廃液をガラス固化して処分することを念頭に、「地層処分研究開発第2次取りまとめ」(核燃料サイクル機構 以下、「2000年レポート」という)を参考に、主として下記の項目を検討した。

- 処分岩種
- 処分深度
- 人工バリア仕様
- 埋戻材仕様

(i) 対象とする岩種の設定

岩種の設定は、人工バリア及び処分施設の設計、製作・施工において重要であり、さらに、安全評価において放射性核種の移行経路を考察するうえでも重要なパラメータとなる。

本調査での処分モデルに適用する岩盤の種類は、2000年レポートでの検討結果を参考として設定した。2000年レポートの「分冊2 地層処分の工学技術」¹⁾では、地下処分場の設計という観点から軟岩系岩盤及び硬岩系岩盤という2種類の処分岩種に対し、岩盤物性データセットを設定している。また、「分冊3 地層処分システムの安全評価」²⁾では、分冊2で設定した岩盤の中から硬岩系岩盤の花崗岩（結晶質岩、亀裂系岩盤）をレファレンスケースとし、安全評価を実施している。2000年レポートにおける、設計用岩盤とそのデータセットの設定結果を表3.1に示す。

表 3.1 2000 年レポートにおける設計用岩盤物性データセット¹⁾

対象岩種		硬岩系岩盤データセット (HR)	軟岩系岩盤データセット (SR)
物理的特性	飽和密度 ρ [Mg m ⁻³]	2.67	2.20
	真密度 ρ_R [Mg m ⁻³]		2.7
	有効間隙率 ne[%]	2	30
力学特性	一軸圧縮強度 q_u [MPa]	115	15
	弾性係数 E [MPa]	37,000	3,500
	ボアソン比 ν	0.25	0.30
	粘着力 c [MPa]	15	3.0
	内部摩擦角 ϕ [deg]	45	28
	引張強度 σ_t [MPa]	8	2.1
	側圧係数 K_0	$164/h + 0.74$ (h:深度[m])	
	初期鉛直応力 σ_v [MPa]	$\rho h/100$	
	初期水平応力 σ_h [MPa]	$K_0 \cdot \sigma_v$	
熱物性	熱伝導率 λ [W m ⁻¹ K ⁻¹]	2.8	2.2
	比熱 c [kJ kg ⁻¹ K ⁻¹]	1.0	1.4
	地温勾配 [C/100m]		3
	地表面地温 [C]		15
水理特性	透水係数 k [m s ⁻¹]	健岩部 : $10^{-10} \sim 10^{-8}$ 、断層破碎帶 : $10^{-6} \sim 10^{-8}$	
	動水勾配 I [-]	0.008~0.067	

2000 年レポートにおいて安全評価のレファレンスケース岩種を花崗岩としていることから、本調査では、代表処分モデルの岩種を硬岩系の花崗岩と設定した。

(ii) 廃棄体処分深度の設定

処分深度は、廃棄物処分場を生物圏から隔離するという観点から要求される設定項目であり、具体的な設定に際しては、地質環境、工学的実現可能性、経済性等の観点から検討がなされる。

2000 年レポート「分冊 2 地層処分の工学技術」¹⁾では、地下処分場設計の観点から、設定した軟岩系岩盤及び硬岩系岩盤に対しそれぞれ 500m、1,000m という処分深度を設定している。

本調査では、前述の処分岩種の設定において花崗岩を代表処分モデルの対象岩種としたことを受け、処分深度の設定を 1,000m とした。

(iii) 人工バリア仕様の設定

人工バリアは、放射性核種を閉じ込めるための工学的対策が施された障壁であり、わが国の地層処分概念では、ガラス固化体、オーバーパック及び緩衝材の3つの要素で構成される。人工バリアの構成要素それぞれの主要な機能は以下のとおりである。

表 3.2 人工バリア構成要素の役割¹⁾

構成要素	主な機能
ガラス固化体	<ul style="list-style-type: none"> 放射性核種を安定なガラス構造の中に取り込み、地下水への溶出を抑制する
オーバーパック	<ul style="list-style-type: none"> ガラス固化体と地下水の接触を一定期間阻止する
緩衝材	<ul style="list-style-type: none"> 周囲からの地下水の浸透やその中の流れを制限する 地下水に溶出した放射性核種を吸着し、放射性核種の移動を抑制する

以下に、人工バリアの構成要素ごとに、本調査の代表処分モデルに使用する仕様を設定した結果を述べる。

(a) ガラス固化体

ガラス固化体の仕様は、燃料タイプ、燃焼履歴、再処理条件等により変動する。ここでは、2000年レポートの考え方にもとづき、代表処分モデルに使用するガラス固化体の仕様を設定した。2000年レポートでは、モデルガラス固化体の仕様を国内で製造されるガラス固化体（日本原燃株式会社、1992）を参考に設定している（表 3.3及び表 3.4参照）。

表 3.3 モデルガラス固化体の基本仕様¹⁾

項目	設定値	
材料	固化ガラス	ホウケイ酸ガラス
	容器	ステンレス鋼
外形寸法	直径	430mm
	高さ	1,340mm
重量	ガラス固化体重量	500kg/本
	固化ガラス重量	400kg/本
容積	固化ガラス容積	150ℓ/本

表 3.4 モデルガラス固化体の燃焼条件、再処理条件、及び固化条件¹⁾

条件	項目	設定値
燃焼条件	濃縮度	4.5wt%
	燃焼度	45,000MWD/MTU
	比出力	38MW/MTU
	運転日数	1,184.2日連続
再処理条件	炉取出後再処理までの冷却期間	4年以上
	燃料起源の核種のU	0.442%
	Pu	0.548%
	高レベル廃液へのH,C,I,Cl,希ガス	0.0%
固化条件	移行率	その他
	再処理から固化までの冷却期間	0年
	ガラス固化体発生量	1.25本/MTU
	ウラン等価量	0.8MTU/本

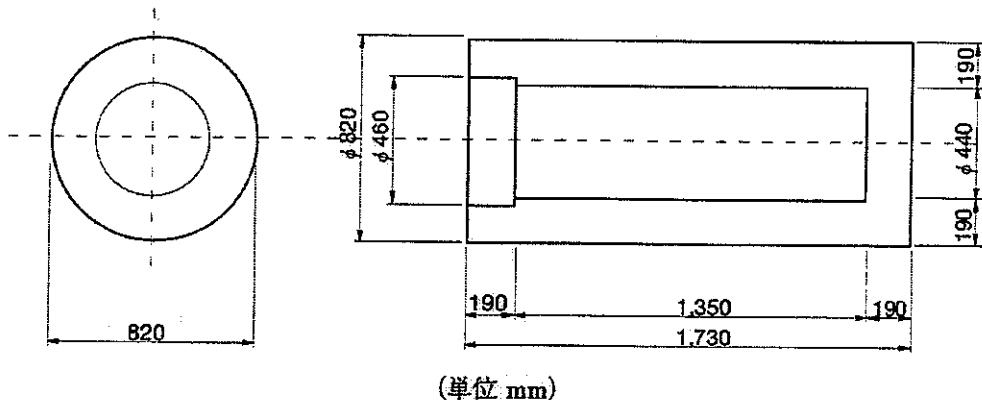
本調査では、2000年レポートにおけるガラス固化体仕様設定の考え方従い、代表モデルに用いるガラス固化体の仕様を表 3.3及び表 3.4に示すとおりとした。また、処分施設に埋設するガラス固化体の本数についても、2000年レポートの考え方従い4万本と設定した。

(b) オーバーパック

オーバーパックの仕様は、ガラス固化体と地下水の接触を一定期間阻止するという役割を念頭に、主として構成材料及び肉厚を検討した結果から決定される。2000年レポートでは、上記役割の観点にもとづくオーバーパックの耐用年数を1,000年間と設定し、材料の選定及び肉厚の検討を実施したうえで、材料として炭素鋼を選択した場合の肉厚を190mmと設定している(表 3.5及び図 3.1参照)。

表 3.5 炭素鋼オーバーパックの基本寸法¹⁾

		寸法 (mm)
外部寸法	直径	820
	高さ	1,730
厚み(胴部、蓋部共)		190
収納部寸法	内径	440
	内寸	1,350

図 3.1 炭素鋼オーバーパックの仕様例¹⁾

本調査では、2000年レポートにおけるオーバーパック仕様設定の考え方従い、代表モデルに用いるオーバーパックの仕様を表3.5に示すとおりとした。

(c) 緩衝材

緩衝材の仕様は、表3.2に示した要求される役割を念頭に、主として材料、乾燥密度及び厚みを検討して設定される。緩衝材に求められる要件を満たす材料としては、Na型ベントナイトが挙げられる。2000年レポートでは、ベントナイト単体で作成した緩衝材とほぼ同等の性能を有し、かつ施工性及び経済性に優れると期待されるベントナイト-ケイ砂混合材料を対象として最適なケイ砂混合比及び乾燥密度を検討し、その仕様をベントナイト70wt%、ケイ砂30wt%、乾燥密度1.6Mg/m³としている。さらに、緩衝材の応力緩衝性に着目し最適な厚みを検討している。この結果、オーバーパックへの応力緩衝性を合理的に確保できると考えられる緩衝材厚み40cm～70cmのうち、応力緩衝性能に余裕を見込んだ70cmを標準的な緩衝材厚みとしている。

本調査では、2000年レポートにおける緩衝材仕様設定の考え方従い、代表モデルに用いる緩衝材の仕様を表3.6に示すとおりとした。

表 3.6 緩衝材の仕様¹⁾

設定項目	設定
材質	ペントナイト：ケイ砂 =70wt% : 30wt%
乾燥密度 (Mg/m ³)	1.6
緩衝材厚み (cm)	70

(iv) 埋戻材の設定

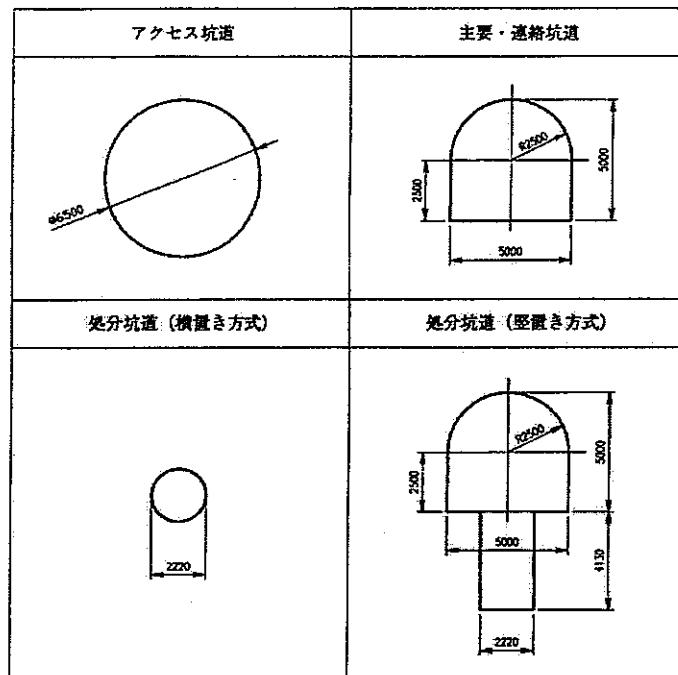
上記した主要な処分場条件に加え、核種移行評価の観点から設定しておくべき項目として、坑道埋戻材の仕様が挙げられる。埋戻材は、処分場閉鎖後に埋め戻し領域が主たる水みちとならぬよう、材質、密度などが設定される。本調査におけるこれらの設定は、2000年レポートにおける考え方方に従い以下のとおりとした。

埋戻材の仕様：ペントナイト混合比 15wt%、乾燥密度 1.8Mg/m³以上の掘削
すりーペントナイト混合材料¹⁾

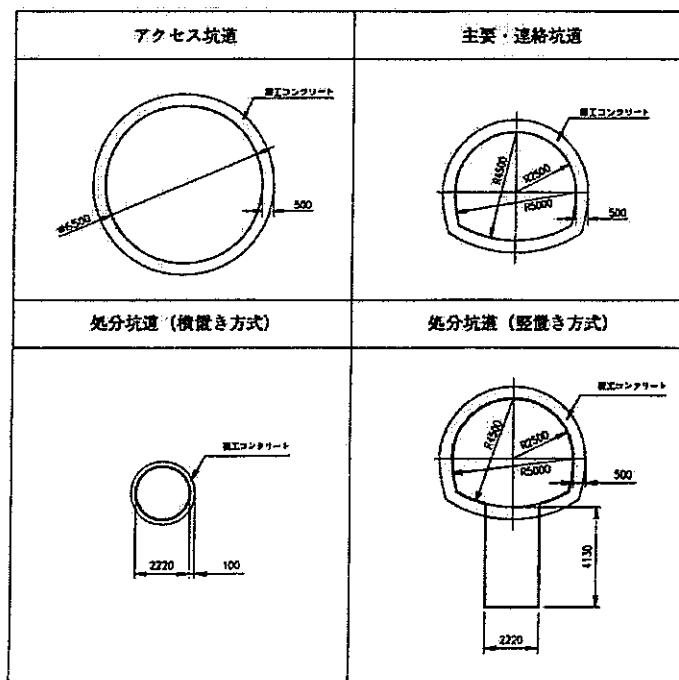
(v) その他

被ばく評価におけるモデル化の観点からは特に設定しておく必要はないが、地下処分場の仕様という意味では、上記以外の設定項目としてアクセス坑道、主要坑道、処分坑道等、各種坑道仕様の設定、処分坑道の離間距離、廃棄体定置間隔の設定、廃棄体定置方式の設定などが挙げられる。

図 3.2に、2000年レポートにおける坑道仕様の例を示す。また、図 3.3に、2000年レポートにおける処分坑道離間距離及び廃棄体定置間隔の設定例を示す。



硬岩系岩盤データセット



軟岩系岩盤データセット

図 3.2 坑道の仕様例¹⁾

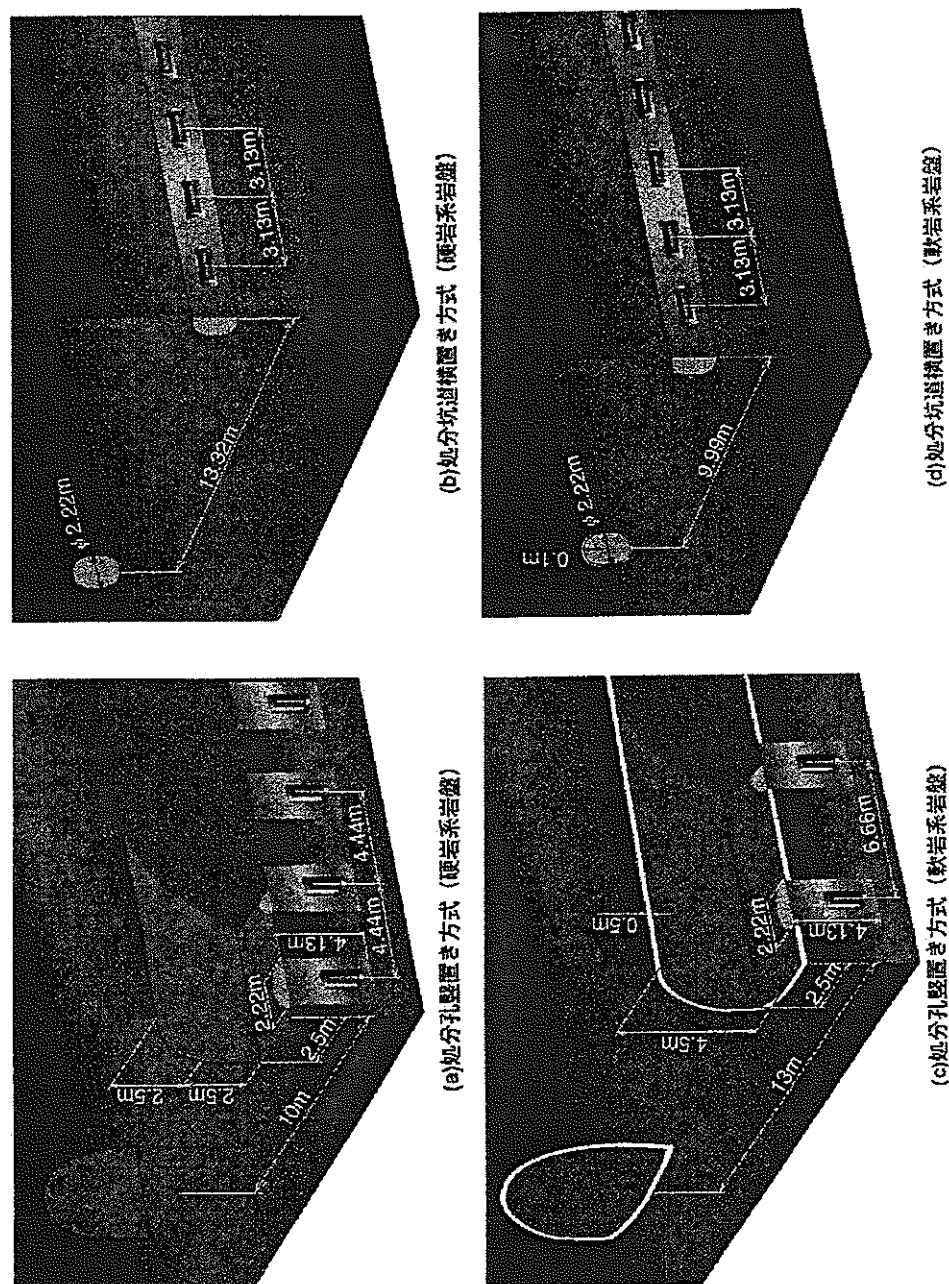


図 3.3 処分坑道離間距離と廃棄体定置間隔の例¹⁾

(2) 代表核種の設定

ここでは、簡易被ばく評価手法の前提となる対象代表核種を設定した。設定に際しては、軽水炉による燃料サイクルを念頭に、地下水移行時の被ばく評価に影響を与える核種を考慮した。具体的には、2000年レポートにおける安全評価の考え方と同様に簡易被ばく評価の拠り所となる詳細被ばく評価で取り扱う核種を選定し、そのうえで、簡易被ばく評価でも重視されるべき核種を絞り込むこととした。

(i) 2000年レポートの考え方²⁾にもとづく核種の選定

2000年レポートでは、人工バリア及び天然バリア中の核種移行解析で対象とすべき核種について、以下の点を考慮して抽出している。

- ① 処分後1,000年以降の換算水量が $1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ の年間線量当量率に相当する値を上回る
- ② 半減期1年以上

ここで”換算水量”とは、核種の毒性がある基準以下に希釈するのに必要な水量を表し、”換算水量が $1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ の年間線量当量率に相当する値を上回る”とは、ある核種に着目し、これを含む水の摂取による個人の年間線量当量率が $1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ となるために必要な希釈水量が、想定した条件下での水量（基準値）を上回ることを意味する。

対象核種の選定に際して換算水量の基準値を求めるにあたり、2000年レポートでは以下の前提条件を想定している。

- 核種の放出は処分後1,000年間、すなわちオーバーパックが破損するまでには起こらない。
- 核種が浸出した地下水は、直ちに地表に運ばれる。
- 地表へ運ばれた地下水は井戸水で希釈され、それを人が摂取し被ばくする。

以下では、上記前提にもとづき①及び②の抽出を行った結果を示す。

(a) 浸出時間の算出

処分後1,000年経過時点からガラス固化体が全量浸出するまでの浸出時間Tは、以下の式で算出される。

$$T = \frac{W}{L \cdot S}$$

ここで、

w : 固化ガラス重量=400 [Kg/本]

L : ガラス溶解速度=0.01 [g/m²d]

S : ガラス固化体表面積=17 [m²/本]

とした。

上式から、固化ガラスからの核種の浸出時間 T はおよそ 6,500 年となる。

(b) ガラス固化体 1 本あたりの希釈水量の算出

想定している条件の下でのガラス固化体 1 本あたりの希釈水量 v は、以下の式で算出される。

$$v = \frac{V \cdot T}{N}$$

ここで、

V : 井戸水量=1×10⁶ [m³/y]

N : ガラス固化体本数=40,000 [本]

とした。

上式から、ガラス固化体 1 本あたりの希釈水量は 1.6×10⁵ [m³/本]となる。

(c) 換算水量の基準値の算出

上記希釈水量をもとに、水の摂取による個人の年間線量当量率を 1 μSv/y とした場合の、換算水量の基準値を算出する。

ガラス固化体 1 本あたりに含まれる核種ごとの放射能量[Bq/本]を、法令で定められた核種ごとの水中濃度限度[Bq/cm³]（科学技術庁、1988）で除した希釈水量は、この希釈水量をもってすれば、当該核種を含んだ水の摂取による個人の年間線量当量率が 1 mSv/y となることを示している。上記①で示した年間線量当量率の条件は 1 μSv/y であるから、換算水量の基準値を設定するためには、算定された希釈水量を 1/10³ する（算定された希釈水量の 1/10³ の水量で、1 mSv/y の基準を満足する）必要がある。

したがって、①の選定基準となる 1 μSv/y の年間線量当量率に相当する換算水量は 1.6×10² [m³/本]となる。

(d) 核種の設定結果

上記抽出①及び抽出②の基準に従い、換算水量及び半減期の観点から選定した核種を表 3.7 に示す。2000 年レポートでは、①から②の間に除かれる核種に関し

ては核種移行評価上個別に取り扱わないが、生物圏評価では親核種と放射平衡にあるとして考慮するとしている。

表 3.7 基準にもとづく核種の選定

	半減期(年)	基準①	基準②
Se-79	6.50E+04	○	○
Zr-93	1.53E+06	○	○
Nb-93m	1.36E+01	○	○
Nb-94	2.03E+04	○	○
Tc-99	2.13E+05	○	○
Sn-126	1.00E+05	○	○
Sb-126	3.40E-02	○	
Sb-126m	3.61E-05	○	
Cs-135	2.30E+06	○	○
Sm-151	9.01E+01	○	○
Pb-210	2.23E+01	○	○
Po-210	3.79E-01	○	
Ra-225	4.06E-02	○	
Ra-226	1.60E+03	○	○
Ac-227	2.18E+01	○	○
Th-229	7.34E+03	○	○
Th-230	7.71E+04	○	○
Pa-231	3.28E+04	○	○
Pa-233	7.40E-02	○	
U-233	1.59E+05	○	○
U-234	2.45E+05	○	○
U-236	2.34E+07	○	○
U-238	4.47E+09	○	○
Np-237	2.14E+06	○	○
Np-239	6.45E-03	○	
Pu-238	8.78E+01	○	○
Pu-239	2.41E+04	○	○
Pu-240	6.54E+03	○	○
Pu-241	1.44E+01	○	○
Pu-242	3.87E+05	○	○
Am-241	4.33E+02	○	○
Am-242m	1.52E+02	○	○
Am-242	1.83E-03	○	
Am-243	7.39E+03	○	○
Cm-242	4.47E-01	○	
Cm-245	8.50E+03	○	○
Cm-246	4.73E+03	○	○

また、アクチノイドの 4N+2 系列において、Cm-246→Pu-242→U-238→U-234 →Th-230 に Am-242m→Pu-238→U-234 とうい崩壊系列の合流が存在するが、2000 年レポートでは、その寄与は無視できるほど小さいとしている。そこで、本

調査における詳細被ばく評価でも崩壊系列の合流は取り扱わず、U-234 の初期インベントリに含めるなどの方法により考慮した。

また、表 3.7では抽出されていないが、崩壊連鎖に含まれる核種に関しては処分後 1,000 年経過以降でのビルトアップによる放射能量の増加を考慮し、4N 系列に含まれる Th-232 及び 4N+3 系列中に含まれる U-235 を選定核種に加えた。

さらに、放射化生成物/核分裂生成物の Pd-107 に関しては、2000 年レポートとの整合性を考え追加した。

以上、本調査で 2000 年レポートの考え方と同様に選定した、人工バリア及び天然バリア中の核種移行解析において考慮すべき放射性核種を表 3.8に示す。

表 3.8 核種移行解析において考慮する放射性核種

放射化生成物 核分裂生成物	Sm-151, Cs-135, Sn-126, <u>Pd-107*</u> , Tc-99, Nb-94, Zr-93→Nb-93m, Se-79
4N 系列	Pu-240→U-236→Th-232
4N+1 系列	Cm-245→Pu-241→Am-241→Np-237→U-233→Th-229
4N+2 系列	Cm-246→Pu-242→U-238→U-234→Th-230→Ra-226→Pb-210 Am-242m→Pu-238 ↑ **
4N+3 系列	Am-243→Pu-239→U-235→Pa-231→Ac-227

* 上記表中で で示した核種は選定フローにて選ばれたものに対して追加した核種である。

**Am-242m→Pu-238→U-234 の崩壊系列の合流に関しては、核種移行解析では取り扱わず、初期インベントリの補正にて考慮する。

(ii) 簡易被ばく評価で対象とする代表放射性核種の設定

簡易被ばく評価で表 3.8に示した核種をすべて取り扱うことは、評価を簡易に実施するという本来の目的を考えれば合理的ではない。そこで本調査では、表 3.8に示した核種の中からさらに、生物圏における被ばく評価に実質的に影響する核種のみを抽出し、これを簡易被ばく評価の対象とした。

具体的には、2000 年レポートをベースにしたレファレンスケースにおける線量当量率の試算結果をもとに、代表的な年代ごとに、線量当量率を支配している核種を抽出した。この際、2000 年レポートでの解析結果の分析を参考とした。

2000 年レポートをベースに、母岩から放出される核種の線量当量率を評価した結果（レファレンスケース、ガラス固化体 4 万本）を図 3.4に示す。

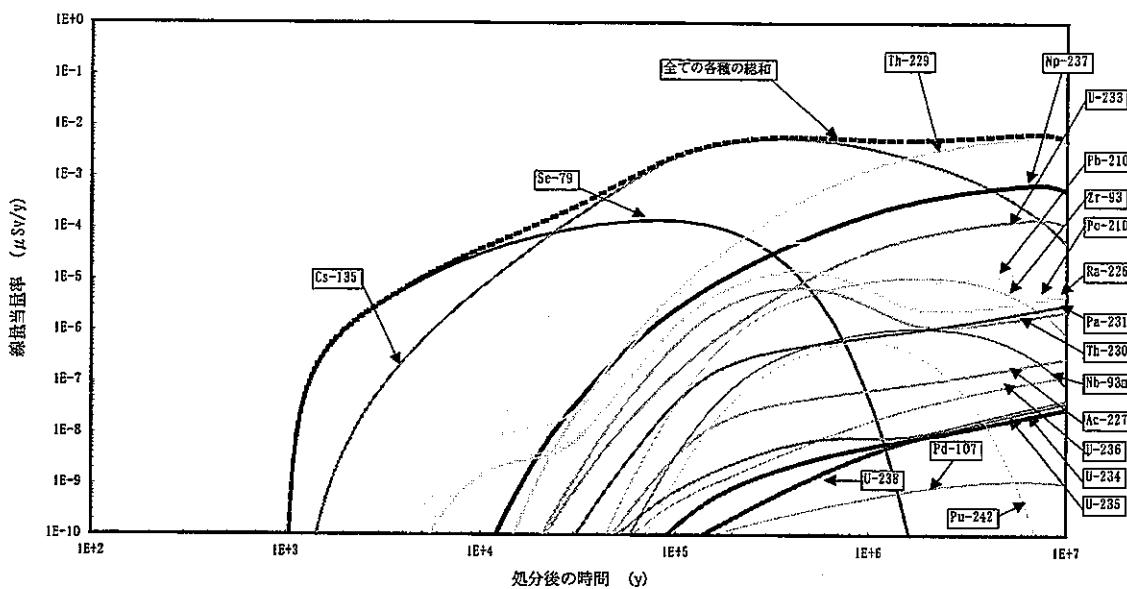


図 3.4 2000 年レポートをベースにした線量当量率評価結果（母岩からの放出）

図 3.4に示した結果から、線量当量率を支配する放射性核種は、処分後 1,000 年から 1 万年の範囲では Se-79、1 万年から 100 万年程度までは Cs-135、それ以降では Th-229 であることがわかる。また、総線量当量率の最大は 20 万年近辺に現れ、2000 年レポートによれば、100 万年以降この最大値を超えることはない。

以上から、本調査の簡易被ばく評価で評価の対象とする放射性核種は、代表モデルにおける主要核種という観点から Se-79、Cs-135 を選択し、Th-229 の親核種である Np-237（娘核種である Th-229 及び U-233 を含む）を選択する。さらに、消滅処理等の効果を評価可能にするという観点から、4N+2 系列では U-238（Pb-210 等の娘核種を含む）、4N+3 系列では U-235（Pa-231 等の娘核種を含む）を加えた。

また、簡易被ばく評価手法では、崩壊連鎖を考慮しないものとし、Np-237、U-238 及び U-235 これらの娘核種が放射平衡にあるとして取り扱う。

3.1.2 簡易被ばく評価手法の検討

(1) 被ばく評価における検討事項

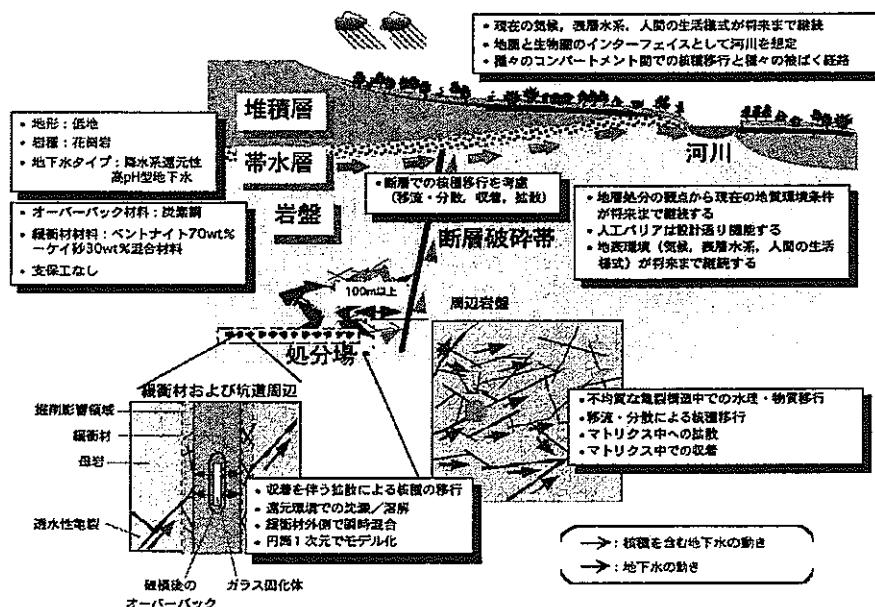
ここではまず、線量評価を実施するための評価モデルについて、2000 年レポートをもとに検討した。2000 年レポートでは、地下水移行シナリオを以下のとおり想定している。

- 処分場閉鎖後、地下水が緩衝材に浸入、飽和する。

る。

- 地下水がガラス固化体に接触して固化体の溶解が生じ、それに伴ない放射性核種が地下水中に溶出する。
- 膨潤して低透水性状となった緩衝材中を、放射性核種が拡散支配により移行する。このとき、緩衝材の構成鉱物に収着することで核種移行の遅延が生じる。
- 緩衝材から放出された放射性核種は、周辺母岩内のゆっくりとした地下水の流れに起因する移流・分散により移行する。このとき、核種移行は岩盤の粒子間隙中での、鉱物表面への収着により遅延される。
- 母岩中を移行した放射性核種は、地下水の流れに対して処分場下流側に位置する大規模破碎帯を含む断層に達し、断層中を移流・分散により溶質として移行する。このときも核種移行の遅延が生じる。
- 断層を移行した放射性核種は、母岩上に位置する帶水層を経て生物圏に至り、様々な被ばく経路により人間に放射線影響を及ぼす。

以上の地下水シナリオにもとづく核種移行経路の概念を図 3.5 に示す。



以上の地下水シナリオを前提とした被ばく値算出時の検討項としては、線量換算係

以上の地下水シナリオを前提とした被ばく値算出時の検討項としては、線量換算係数を除き以下のものが挙げられる。

- ① 処分場からの漏出（溶解）
- ② 緩衝材中の移行（拡散）
- ③ 生物圏への移行時の減衰

詳細被ばく評価では、上記地下水シナリオにおいて、①～③を考慮した人工バリア及び天然バリアのモデル化を行い、解析を実施した。なお、詳細評価手法による被ばく評価の詳細は、後述の3.1.3項で述べる。

(2) 簡易被ばく評価で考慮すべき検討項目

(i) 簡易被ばく評価で考慮すべき検討項目の抽出

本調査では、3.1.1項で設定した代表処分モデルと選定核種にもとづく、詳細な被ばく評価による数値データ（上記(i)の①から③を踏まえて相対評価が可能な基礎データ）をテーブル化し、この数値データをベースに、比較的単純な計算で様々なケースに対する被ばく評価を実施可能にすることを目的としている。この目的を達成するために、上記検討項目のうち、簡易被ばく評価手法において考慮すべき項目を抽出した。

廃棄物中に含まれる核種組成の変動に着目した簡易評価では、変動の影響が正確に把握できるよう、核種組成以外の被ばく量に対する変動要因を極力固定しておくことが必要である。そこで、簡易被ばく評価で変更可能な入力パラメータは核種組成のみとし、それ以外の項目は実質固定とした。

簡易被ばく評価において対象とする人工バリア及び天然バリア条件をまとめたものを、表 3.9に示す。

表 3.9 簡易被ばく評価手法におけるバリア条件

条件			設定
固定条件	人工バリア	オーバーパック	炭素鋼 厚さ 19 [cm]
		緩衝材	ペントナイト:ケイ砂=7:3 厚さ 70 [cm]
天然バリア	岩種	花崗岩	
	深度	1,000 [m]	

簡易被ばく評価では、表 3.9に示した人工バリア及び天然バリア条件を対象とし、

たりの濃度（mol/体：処分後 1,000 年経過時点の値を入力値とする）をパラメータとして評価を実施した。

(ii) 変動パラメータに対する制限の検討

簡易被ばく評価では、対象とするアクチノイドとして系列ごとに Np-237、U-238 及び U-235 を選定し、同時に、これらの娘核種も放射平衡として取り扱うこととした。したがって、選定したアクチノイドのうち、実際に変動パラメータとして取り扱う核種は Np-237、U-238 及び U-235 とし、これらの娘核種は、母岩からの核種放出に際し親核種の放出量と連動して変動するものとした（表 3.10参照）。

表 3.10 変動パラメータとして取り扱う核種

	核種	半減期（年）	備考
FP	Se-79	6.50E+04	入力パラメータ
	Cs-135	2.30E+06	入力パラメータ
4N+1	Np-237	2.14E+06	入力パラメータ
	U-238	1.59E+05	Np-237と放射平衡
	Th-229	7.34E+03	Np-237と放射平衡
4N+2	U-238	4.47E+09	入力パラメータ
	U-234	2.45E+05	U-238と放射平衡
	Th-230	7.71E+04	U-238と放射平衡
	Ra-226	1.60E+03	U-238と放射平衡
	Pb-210	2.23E+01	U-238と放射平衡
4N+3	U-235	7.04E+08	入力パラメータ
	Pa-231	3.28E+04	U-235と放射平衡
	Ac-227	2.18E+01	U-235と放射平衡

また、2000 年レポートの、レファレンスケースにおける緩衝材外側からの核種移行率の結果²⁾からは、入力パラメータとした 5 核種のうち Cs-135 を除く 4 核種は、溶解度の制限により緩衝材内部で沈殿が生じていることがわかる。緩衝材内部で沈殿が生じている場合、定常状態に達した後の緩衝材領域から掘削影響領域への核種の放出量は一定となる。一方、沈殿が生じないようなガラス固化体中の核種存在量を定量的に判断することは、本調査における簡易被ばく評価手法の範疇では不可能である（これを評価するためには、詳細被ばく評価でパラメータスタディを実施し、出力結果から判断する必要があるものと考えられる）。したがって、本調査では、代表処分モデルの評価で溶解度制限となっている Se-79、Np-237、U-238 及び U-235 については、任意の濃度を対象とするのではなく、代表処分モデルにおいて設定した濃度、あるいはゼロ値のみを設定の対象とした。

定した濃度、あるいはゼロ値のみを設定の対象とした。

入力対象とする変動パラメータとその設定の制限をまとめたものを表 3.11に示す。

表 3.11 入力対象核種とその制限

	核種	半減期(年)	入力値(モル/ガラス固化体)
FP	Se-79	6.50E+04	代表ケースの濃度又はゼロ値
	Cs-135	2.30E+06	任意
4N+1	Np-237	2.14E+06	代表ケースの濃度又はゼロ値
4N+2	U-238	4.47E+09	代表ケースの濃度又はゼロ値
4N+3	U-235	7.04E+08	代表ケースの濃度又はゼロ値*

* U-235 の場合は、Pu-239 の崩壊による U-235 の生成を考慮し、ゼロ値を入力したとしても緩衝材外側での放出量は代表ケースと同様であるものと考えた。

なお、アクチノイドの場合、核種を全量取り除いたとしても、親核種の崩壊により新たに当該核種が生成される。本来ならば、初期条件においてゼロ値を入力（初期のインベントリにおける濃度がゼロ）したとしても崩壊連鎖を考慮した評価を実施すべきであるが、簡易被ばく評価手法では、初期インベントリにおける核種ごとの濃度に着目し、親核種の存在量が当該核種と比較して少ない Np-237 及び U-238 については、親核種の崩壊による当該核種生成の効果を無視することとした。また、親核種（Pu-239 半減期 2.41×10^4 年）の崩壊による生成が無視できない U-235 の場合は、初期条件においてゼロ値を入力したとしても、保守的に代表ケースの場合と同様の量が存在、放出するものとした。

(iii) 簡易被ばく評価の方法

上記の検討を踏まえ、簡易被ばく評価として、以下の手順により線量当量率を算出することとした。

- ① 表 3.10に示した核種を対象とし、詳細被ばく評価の代表ケースにおけるガラス固化体のインベントリと線量当量率の関係を設定する
- ② 表 3.11に示した設定した制限下での、入力データと代表ケースのインベントリとの関係を判断する
- ③ ②で判断した関係から、入力データに対応する線量当量率を算出する

3.1.3 線量の試算

3.1.2項で検討した評価方法により線量当量率を試算した。

年レポートと同様の詳細評価手法により各ケースの被ばく評価結果から当該ケースの絶対評価値を算出した。次に、簡易被ばく評価手法により評価ケースの被ばく評価結果（代表処分モデルケースの相対評価値）を求め、簡易被ばく評価手法の有効性を確認した。

(1) 詳細被ばく評価手法による線量当量率の評価

詳細被ばく評価では、人工バリア、天然バリア及び生物圈それぞれをモデル化し、核種移行解析を実施したうえで、線量当量率を評価した。この評価は、2000年レポートで行われた被ばく評価と同等な評価である。以下に、評価に用いる解析モデル、評価ケース及び評価の結果を示す。

(i) 解析モデル

解析モデルは、2000年レポートのレファレンスケースでの考え方²⁾をもとにした。

(a) 人工バリア

人工バリア中の核種移行解析では、ガラス固化体からの核種の溶出から、緩衝材中の核種の遅延・崩壊を伴なう移行及び緩衝材外側から周辺母岩への放出までを評価した。評価対象とした人工バリア構成、その幾何形状、及びそれらの解析上の取り扱いを模式的に表したものと図3.6に示す。

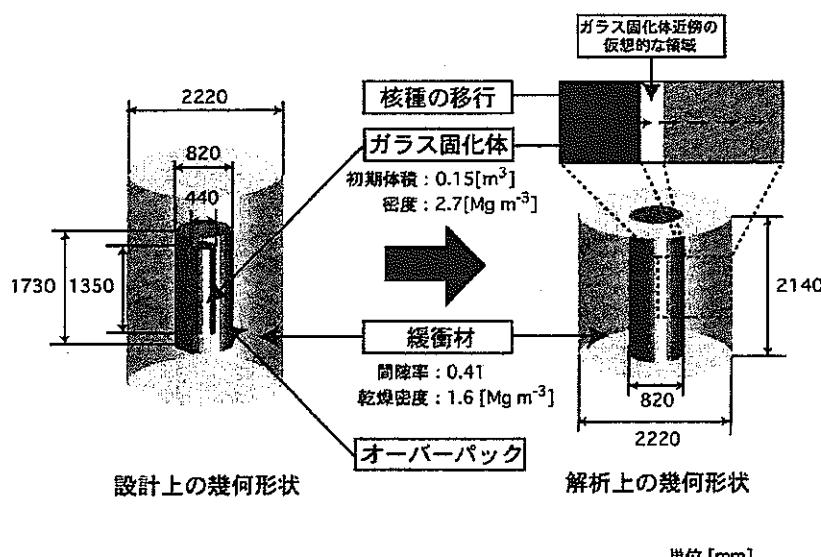


図 3.6 人工バリアの構成及び幾何形状²⁾

評価体系は図3.6中に示した1次元体系とし、以下に示す4つの領域を想定した。

た。

- ガラス固化体
- ガラス固化体近傍の仮想的な領域
- 緩衝材領域
- 挖削影響領域

ガラス固化体近傍の仮想的な領域は、ガラスの溶解をモデルとして取り入れるために導入するもので、ガラス固化体から溶出した核種はいったんこの領域に溶出し、緩衝材に移行すると考えた。上記4つの領域において各種移行評価上考慮したプロセスを図3.7に示す。

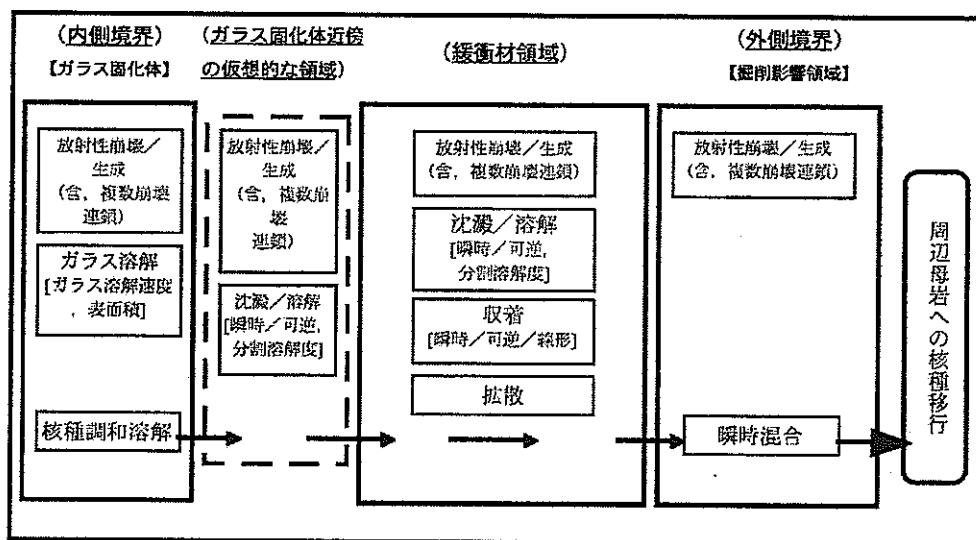


図 3.7 人工バリア中の核種移行に関するプロセス²⁾

(b) 天然バリア

2000年レポートでは、評価対象とする天然バリア領域を以下のとおり仮定している。

- 処分場は、その安定性や性能に影響を及ぼす可能性のある活断層や、透水性の高い大規模な破碎帯を伴なう主要な断層から少なくとも 100m以上離して配置される。
- 処分場から地下水によって運ばれてきた核種は、処分場下流側 100m にある大規模な断層内を上向きに流れで最短距離で生物圏に放出される。

に示す。ただし、本検討において評価対象とする天然バリア領域は、図 3.8に示した領域のうち、処分場領域内、及び処分場下流側断層までの母岩とした。

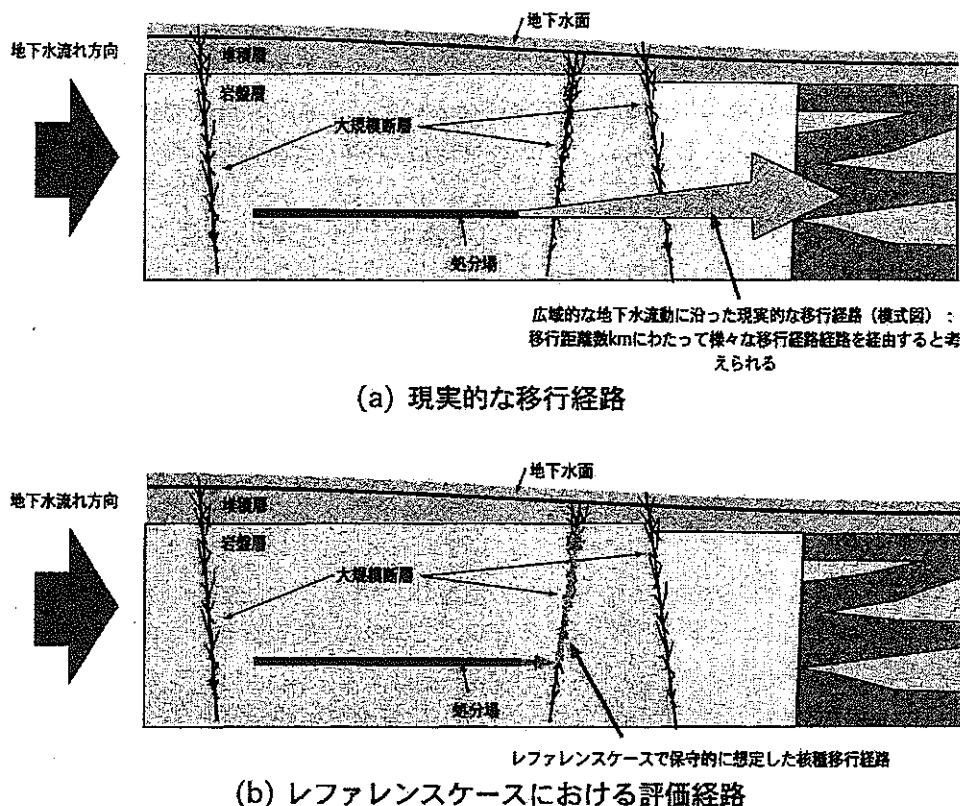


図 3.8 処分場から生物圏までの移行経路模式図²⁾

2000 年レポートによれば、3.1.1項で母岩として設定した花崗岩は、亀裂内の物質移行が支配的な典型的亀裂性岩盤に分類される。そして、亀裂性岩盤内の物質移行評価にあたっては、岩石基質内の流れを無視し、亀裂内部の流れと亀裂から岩石基質へのマトリクス拡散及び岩石基質内の鉱物粒子への収着を考慮した亀裂モデルを適用するのが一般的である。

本調査の母岩に対する評価概念モデルは、2000 年レポートの考え方にならい、3 次元の亀裂ネットワークモデルと比較しても妥当な結果の得られる、平行平板の重ね合わせモデルとした。

(c) 生物圏

本調査では、生物圏における核種の移行プロセスや被ばく経路を特に検討しない。人間に対する被ばく量は、人工バリア及び天然バリア中の評価で算出された

い。人間に対する被ばく量は、人工バリア及び天然バリア中の評価で算出された評価核種ごとの生物圈への移行率に対し、2000年レポートで検討された被ばくモデルにもとづく、核種ごとの放出放射能を線量当量率に換算する”線量換算係数”²⁾を乗ずることで評価した。線量換算係数を用いた評価は、核種で汚染された地下水を、河川水移行シナリオにもとづく種々の経路をとおして人間が摂取した場合の評価に相当する。

(ii) 評価パラメータ

ここでは、人工バリア及び天然バリアで安全評価解析上考慮すべき主要なパラメータを設定した。パラメータの設定値は、2000年レポートの安全評価解析におけるレファレンスケースに対する設定をもとにした。

(a) 人工バリア

人工バリアにおける解析モデルで考慮するパラメータは以下のとおりである。

- 核種半減期／放射性核種及び安定同位体のインベントリ
- 間隙水の化学
- ガラス溶解速度
- 元素の溶解度
- 元素の拡散係数
- 元素の分配係数
- 挖削影響領域通過流量
- 人工バリア幾何形状

本調査では、上記パラメータのうち、放射性核種及び安定同位体のインベントリは評価ケースごとに設定するパラメータとなる。以下に、上記パラメータに対する設定値を示す。

表 3.12 人工バリアの安全評価パラメータ設定値²⁾

パラメータ	設定値
間隙水の化学	表 3.13参照 (モデル地下水及び間隙水組成)
ガラス溶解速度	0.001[g m ⁻² d ⁻¹]
元素の溶解度	表 3.14参照
元素の拡散係数	実効拡散係数[m ² s ⁻¹ at 60°C] Se : 2 × 10 ⁻¹⁰ Cs : 6 × 10 ⁻¹⁰ その他 : 3 × 10 ⁻¹⁰
元素の分配係数	表 3.15参照
掘削影響領域通過流量	ガラス固化体 1 本あたり 0.001[m ³ y ⁻¹]
人工バリア幾何形状	緩衝材内側半径 : 0.41[m] 緩衝材外側半径 : 1.11[m] 緩衝材高さ : 2.14[m] 緩衝材間隙率 : 0.41 緩衝材密度 : 1.6[Mg m ⁻³]

表 3.13 モデル地下水及び間隙水の組成設定値²⁾

	設定値	
	モデル地下水	間隙水組成
pH	8.5	8.4
Eh[mV]	-281	-276
単位 : [mol l ⁻¹]		
Na(Total)	3.6E-03	2.8E-02
Ca(Total)	1.1E-04	5.3E-05
K(Total)	6.2E-05	1.2E-04
Mg(Total)	5.0E-05	4.2E-06
Fe(Total)	9.7E-10	2.0E-09
Al(Total)	3.4E-07	3.4E-07
C(Total)	3.5E-03	1.6E-02
S(Total)	1.1E-04	1.1E-04
B(Total)	2.9E-04	2.9E-04
P(Total)	2.9E-06	2.9E-06
F(Total)	5.4E-05	5.4E-05
N(Total)	2.3E-05	2.3E-05
Cl(Total)	1.5E-05	1.5E-05
Si(Total)	3.4E-04	3.4E-04

表 3.14 放射性元素の溶解度設定値（人工バリア）²⁾

単位 : [mol ℓ ⁻¹ at25°C]	
元素	設定値
Se	3×10^{-9}
Zr	1×10^{-6}
Nb	1×10^{-4}
Tc	4×10^{-8}
Pd	1×10^{-9}
Sn	5×10^{-6}
Cs	可溶性
Sm	2×10^{-7}
Pb	2×10^{-6}
Ra	1×10^{-12}
Ac	2×10^{-7}
Th	5×10^{-6}
Pa	2×10^{-8}
U	8×10^{-9}
Np	2×10^{-8}
Pu	3×10^{-8}
Am	2×10^{-7}
Cm	2×10^{-7}

表 3.15 放射性元素の分配係数設定値（人工バリア）²⁾

単位 : [m ³ kg ⁻¹ at25°C]	
元素	設定値
Se	0
Zr	10
Nb	1
Tc	0.1
Pd	0.1
Sn	1
Cs	0.01
Sm	1
Pb	0.1
Ra	0.01
Ac	1
Th	1
Pa	1
U	1
Np	1
Pu	10
Am	10
Cm	10

(b) 天然バリア

天然バリアにおける解析モデルで考慮するパラメータは以下のとおりである。

- 動水勾配
- 人工バリアからの核種放出量
- 移行距離
- 透水量係数
- 亀裂開口幅
- 亀裂内分散長
- マトリックス拡散寄与面積率
- マトリックス拡散深さ
- マトリックス間隙率
- マトリックス乾燥密度
- 実効拡散係数
- 分配係数

以下に、上記パラメータに対する設定値を示す。

表 3.16 天然バリアの安全評価パラメータ設定値²⁾

パラメータ	設定値
動水勾配	0.01
人工バリアからの核種放出量	掘削影響領域通過流量 $0.001[m^3 y^{-1}]$ とした場合の人工バリアからの核種放出量
移行距離	100[m]
透水量係数	対数正規分布 対数平均値 : -9.99 対数標準偏差 : 1.07 (算術換算平均値 : $2.18E-9[m^2 s^{-1}]$ 標準偏差 : $4.61E-8[m^2 s^{-1}]$)
亀裂開口幅	$a=2\sqrt{T}$ a : 開口幅[m] T : 亀裂の透水量係数 [$m^2 s^{-1}$]
亀裂内分散長	縦方向分散長 : $10[m]=1/10 \times$ 評価距離
マトリックス拡散寄与面積率	50[%]
マトリックス拡散深さ	0.1[m]
マトリックス間隙率	2 %
マトリックス乾燥密度	$2.64[Mg m^{-3}]$
実効拡散係数	$3 \times 10^{-12}[m^2 s^{-1}]$
分配係数	表 3.17参照

表 3.17 放射性元素の分配係数設定値（天然バリア）²⁾

元素	単位 : [m ³ kg ⁻¹] 設定値
Se	0.01
Zr	0.1
Nb	0.1
Tc	1
Pd	0.1
Sn	1
Cs	0.05
Sm	5
Pb	0.1
Ra	0.5
Ac	5
Th	1
Pa	1
U	1
Np	1
Pu	1
Am	5
Cm	5

(c) 生物圏

人工バリア及び天然バリア中の評価で対象とした評価核種ごとの、線量への換算係数を表 3.18に示す。

表 3.18 線量への換算係数²⁾

単位： [(mSv y ⁻¹)/(Bq y ⁻¹)]	
核種	換算係数
Pu-240	1×10^{-11}
U-236	1×10^{-12}
Th-232	2×10^{-10}
Ra-228	6×10^{-12}
Th-228	4×10^{-12}
Cm-245	5×10^{-12}
Pu-241	4×10^{-13}
Am-241	2×10^{-11}
Np-237	1×10^{-11}
Pa-233	2×10^{-14}
U-233	2×10^{-12}
Th-229	8×10^{-11}
Cm-246	4×10^{-11}
Pu-242	1×10^{-11}
U-238	1×10^{-12}
U-234	1×10^{-12}
Th-230	4×10^{-11}
Ra-226	4×10^{-11}
Pb-210	3×10^{-11}
Po-210	9×10^{-12}
Am-243	2×10^{-11}
Pu-239	2×10^{-11}
U-235	2×10^{-12}
Pa-231	2×10^{-10}
Ac-227	9×10^{-11}
Sm-151	2×10^{-15}
Cs-135	1×10^{-13}
Sn-126	1×10^{-12}
Pd-107	1×10^{-15}
Tc-99	1×10^{-14}
Nb-94	7×10^{-13}
Zr-93	2×10^{-14}
Nb-93m	2×10^{-15}
Se-79	3×10^{-12}

(iii) 算定ケースと評価結果

(a) 代表処分モデルケース

3.1.1項の(1)で設定したガラス固化体仕様での放射性核種のインベントリを代表ケースとし、前述の解析モデル及び評価パラメータにもとづき解析を実施した。表 3.19に、入力値となる処分後 1,000 年経過時点の放射性核種及び安定同位体のインベントリを示す。被ばく評価では、オーバーパックの設計寿命である処分後 1,000 年以降が評価対象となるため、処分後 1,000 年経過時点のインベントリが

解析のソースタームとなる。

表 3.19 放射性核種及び安定同位体のインベントリ

(処分後 1,000 年経過時点 ガラス固化体 1 本あたり)

元素	質量数	モル数 [mol]	放射能量 [Bq]	元素	質量数	モル数 [mol]	放射能量 [Bq]
Se	79	8.03E-02	1.64E+10	Th	229	2.41E-06	4.34E+06
	-	6.86E-01	-		230	5.03E-05	8.64E+06
Zr	93	8.54E+00	7.39E+10		232	6.28E-06	5.91E+00
	-	4.74E+01	-	Pa	231	1.82E-06	7.33E+05
Nb	93m	7.21E-05	7.02E+10	U	233	1.12E-03	9.39E+07
	94	2.80E-04	1.83E+08		234	1.40E-02	7.57E+08
	-	2.67E-02	-		235	1.45E-01	2.73E+06
Tc	99	8.27E+00	5.14E+11		236	1.02E-01	5.79E+07
Pd	107	2.04E+00	4.16E+09		238	1.31E+01	3.89E+07
	-	1.18E+01	-	Np	237	3.62E+00	2.24E+10
Sn	126	2.25E-01	2.97E+10	Pu	238	2.94E-05	4.43E+09
	-	6.42E-01	-		239	1.60E-01	8.79E+10
Cs	135	3.19E+00	1.83E+10		240	1.78E-01	3.60E+11
	-	8.84E+00	-		241	1.24E-05	1.14E+10
Sm	151	3.20E-05	4.71E+09		242	1.12E-02	3.82E+08
	-	3.33E+00	-	Am	241	1.88E-01	5.75E+12
Pb	210	3.36E-09	2.00E+06		242m	5.79E-05	5.03E+09
	-	3.46E-07	-		243	4.01E-01	7.19E+11
Ra	226	2.41E-07	2.00E+06	Cm	245	7.28E-03	1.13E+10
Ac	227	1.21E-09	7.33E+05		246	8.32E-04	2.33E+09

代表処分モデルケースにおける、詳細被ばく評価手法による評価結果を図 3.9 に示す。結果は、表 3.19 に示したインベントリを含むガラス固化体 4 万本を対象とした結果である。また、グラフには、簡易被ばく評価手法で対象とする核種のみを表示し、合計値に表 3.19 に示す対象全核種の総和を示している。

評価の結果、母岩外側から放出される核種の線量当量率は、処分後数千年は Se-79、それ以降数百万年までは Cs-135、その後は Th-229 に支配されていることがわかる。また、線量当量の最大は 25 万年付近でおよそ $0.012 \mu\text{Sv}/\text{年}$ となつた。

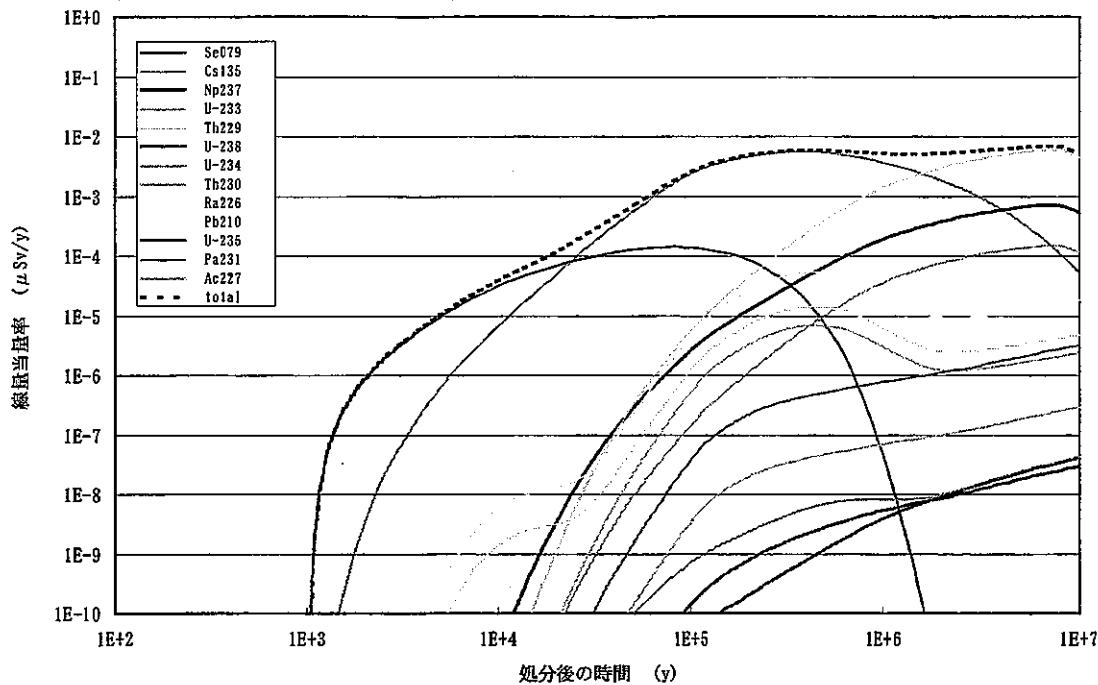


図 3.9 代表処分モデルケースにおける線量当量率評価結果（詳細評価）

(b) 評価ケース

代表処分モデルケースで線量当量率の最大値を支配している Cs-135 に着目し、ガラス固化体への Cs の移行率を、表 3.19 に示したガラス固化体のインベントリの 1 % に低減したケースを設定して評価を実施した。このとき、解析モデル及び評価パラメータは代表処分モデルケースの評価と同様とした。

評価結果を図 3.10 に示す。評価の結果、母岩外側から放出される核種の線量当量率は、処分後数万年は Se-79、それ以降数十万年までは Th-229 及び Pb-210、その後は Th-229 に支配されていることがわかった。Cs が取り除かれたことにより、Th-229 の支配領域である 600 万年付近に線量のピークが現れたが、線量自体は代表ケースから大きく変化せず、およそ $0.012 \mu\text{Sv}/\text{y}$ となった。

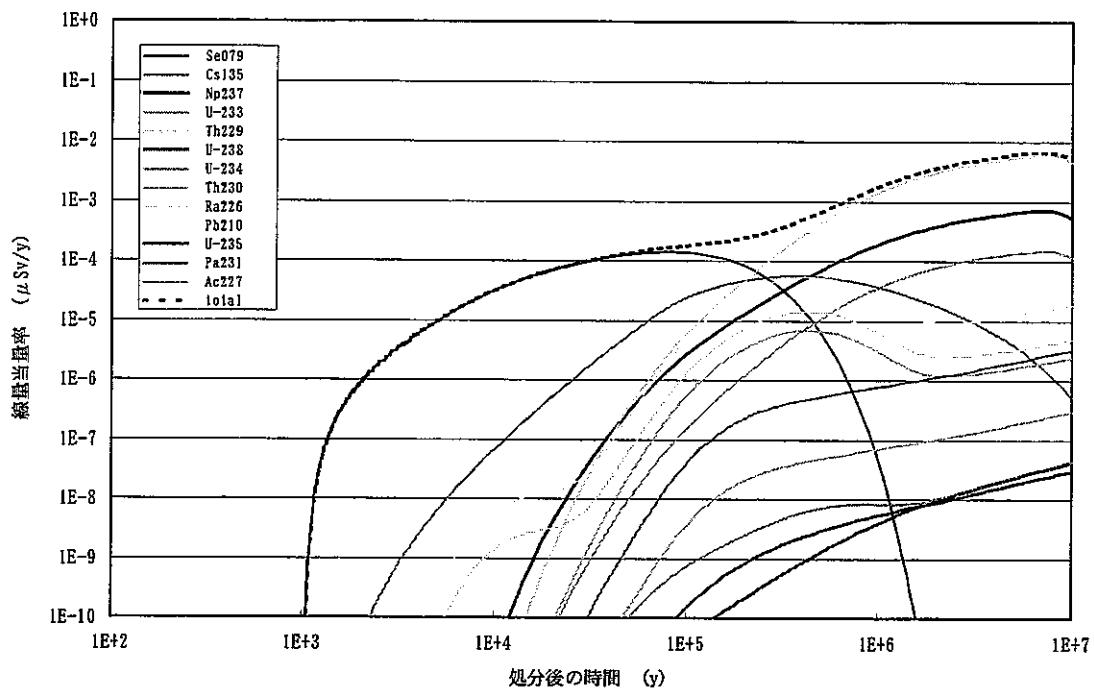


図 3.10 Cs を 99 %取り除いたケースの線量当量率評価結果（詳細評価）

(2) 簡易被ばく評価手法による線量当量率の評価

(i) 解析モデル及び評価パラメータ

簡易被ばく評価では、詳細被ばく評価の結果得られたデータをベースにしている。

したがって、簡易被ばく評価が内包している解析モデル及び評価パラメータは詳細被ばく評価で設定したものと同様である。

(ii) 算定ケースと算定結果

(a) 代表処分モデルケース

簡易被ばく評価手法で対象としている核種に対し、代表処分モデルケースで設定したインベントリを適用して評価を実施した。

表 3.20 入力対象核種とインベントリ

	核種	半減期 (年)	モル数 (モル/ガラス固化体)
FP	Se-79	6.50E+04	8.03E-02
	Cs-135	2.30E+06	3.19E+00
4N+1	Np-237	2.14E+06	3.62E+00
4N+2	U-238	4.47E+09	1.31E+01
4N+3	U-235	7.04E+08	1.45E-01

評価結果を図 3.11に示す。詳細被ばく評価と比較した場合、核種を取捨選択したことにより線量当量率の総和で1%未満の差はあるものの、線量当量率を支配している核種を網羅したことから、結果に有意な差は見られなかった。

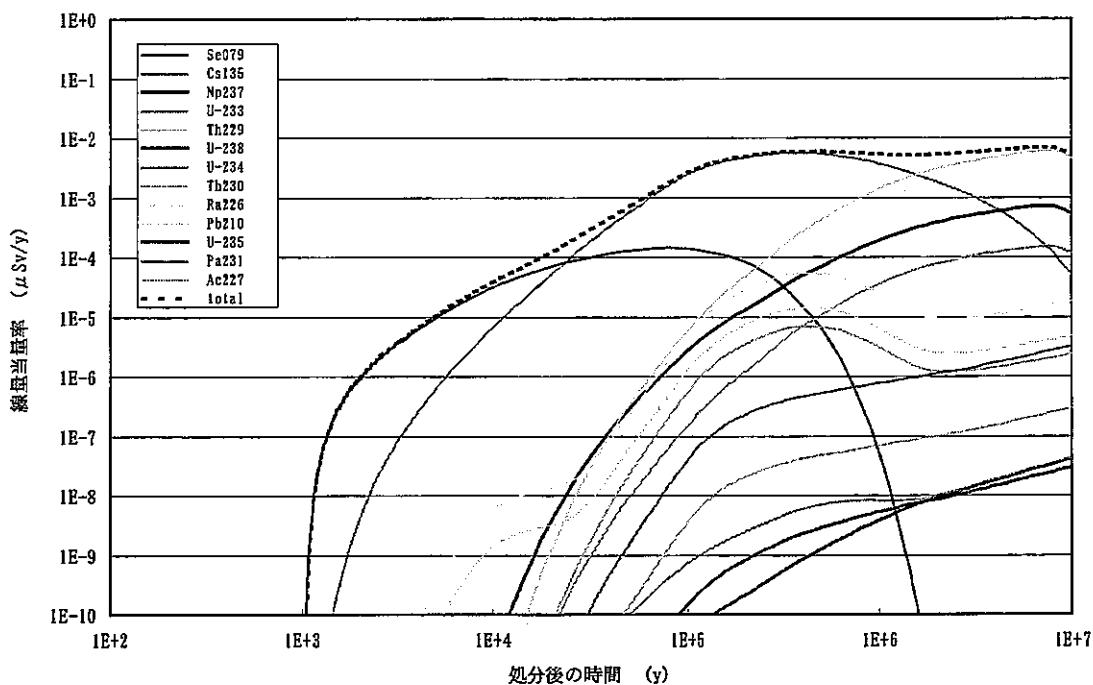


図 3.11 代表処分モデルケースにおける線量当量率評価結果（簡易評価）

(b) 評価ケース

詳細被ばく評価と同様、ガラス固化体へのCsの移行量を、表 3.20に示したガラス固化体のインベントリの1%に低減したケースを評価した。評価結果を図3.12に示す。

代表処分モデルにおける結果と同様、Csの移行量を代表ケースのインベントリ

代表処分モデルにおける結果と同様、Cs の移行量を代表ケースのインベントリに対して 1 % に低減したケースの場合でも、詳細被ばく評価と比較した場合の有意な差は見られなかった。Cs の場合、可溶性元素であることを主たる理由として、同じ処分条件、評価モデル及び評価パラメータの下では、その放出量の経時変化は単純にガラス固化体中の存在量に依存する。したがって、本評価ケースの場合には詳細被ばく評価の結果と簡易被ばく評価の差が出なかったものと考えられる。

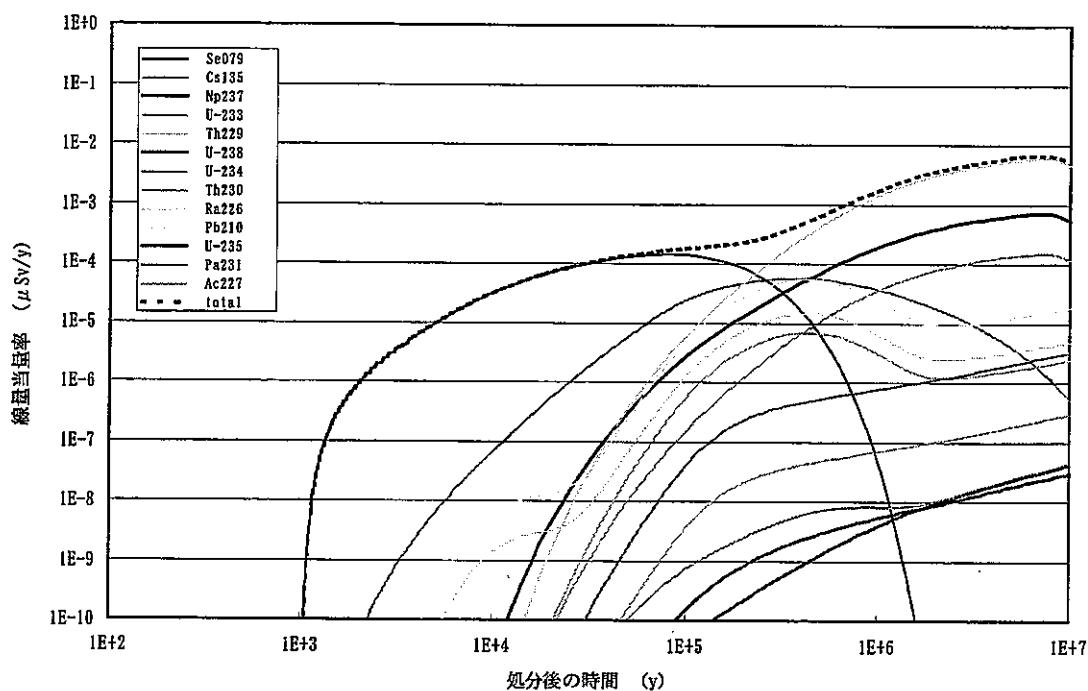


図 3.12 Cs を 99% 取り除いたケースの線量当量率評価結果（簡易評価）

3.2 環境負荷を特徴付ける因子に関する調査

3.2.1 環境負荷を取り巻く一般的な動向

放射性廃棄物の環境負荷に係る調査に先立ち、一般に求められる環境負荷低減に係る動向を概括するとともに、本調査がこれら一般的動向から考えてどのような検討に位置付けられるかをあらかじめ確認した。

(1) 環境負荷とライフサイクルアセスメント

環境負荷とは、国立環境研究所環境情報センターWeb ページによれば、「人が環境に与える負担のこと。単独では環境への悪影響を及ぼさないが、集積することで悪影響を及ぼすものも含む。」とされ、(株) 新技術開発センターWeb ページ³⁾によれば、「恒常的もしくは一時的に天然資源の減少や大気、水質、土壤の質の悪化をもたらす環境への変化。」とされる。また、環境基本法では、環境への負荷を「人の活動により、環境に加えられる影響であって、環境の保全上の支障の原因となるおそれのあるものをいう」としている。さらに、環境庁における「環境への負荷」の概念と例示として、図 3.13が示されている⁴⁾。

このように、「環境負荷」及び「環境への負荷」は、一般に定義された用語であり、原子力業界において、この用語を用いる場合にも、この枠組みの中で議論されるべきものと考えられる。

これをベースとした環境へ与える負荷を総合的に評価する手法として、ライフ・サイクル・アセスメント (Life Cycle Assessment) がある。

ライフ・サイクル・アセスメントとはLCAと略称され、JIS Q14040 によれば、「製品システムのライフサイクルを通した入力、出力、及び潜在的な環境影響のまとめ並びに評価」とされ、製品のライフサイクルを通じてのエネルギーと環境負荷を評価対象としている⁵⁾ (製品のライフサイクルについては、図 3.14参照)。

また、上記国立環境研究所環境情報センターWeb ページによれば、LCAは製品の生産設備から消費、廃棄段階のすべての段階において製品が環境へ与える負荷を総合的に評価する手法とされる。これまでの環境負荷評価は、製品の使用や廃棄に伴う特定物質や有害物質の排出の有無、処理の容易性、使用後のリサイクルの容易性などライフサイクルのあるプロセスだけを評価範囲としたものが多い。このため使用、廃棄の段階での環境への負荷が少なくても、原料採取、製造、流通の段階での環境への負荷が大きく、全体としては、環境への負荷の低減には寄与しない製品が生産されてし

まう可能性がある。そこで、経済社会活動そのものを環境への負荷の少ないものに変革するため、平成5年に制定された環境基本法において、「環境への負荷の低減に資する製品等の利用の促進」が規定された。

LCAは、近年世界的に注目を集め各地で研究が進められている。また、国際標準化機構（ISO）においても国際標準化の作業が進められ、ISO14040シリーズとして標準的な手法として認められている。

原子力発電に関連した研究としては、電力中央研究所などを中心に、発電プラントのライフサイクル全体を対象とした研究が1980年代後半から実施されるようになった⁴⁾。これは、原子力発電が、発電所の建設から放射性廃棄物の処理までを考えた場合、必ずしも石油火力発電や石炭火力発電に比較してコスト的にも環境的にも有利ではないという批判から開始されたものである。同時に地球温暖化が問題になり始めた頃でもあり、二酸化炭素の最大の排出源である発電所の在り方を検討するという目的も合わせて持っていた。

(2) 放射性廃棄物の地層処分に係る環境負荷

LCAでは、まず評価すべき目的と対象を設定し、それにもとづき①目的システムの環境負荷を列挙するライフサイクルインベントリーのフェイズ、②その列挙された環境負荷の地球環境への影響を分析するライフサイクルインパクト分析のフェイズ、③これらライフサイクルインベントリー及びライフサイクルインパクト分析の結果から環境負荷低減の方向を明らかにするライフサイクル解釈のフェイズ、の3つのフェイズ(図3.15中ではそれぞれインベントリー、インパクト分析、インタープリテーションと記している)を経ることによって、目的とする製品のライフサイクル全体に係わるシステムでの地球環境への負荷を評価する⁵⁾ (図3.15参照)。

一方では、LCA手法は歴史が浅く、実施に際しては課題が多いとされるものの、LCAの用途に関してはISOの規格枠外であり、目的と範囲を明確に設定すれば、自由に企画でき、広く利用できると考えられる。即ち、本来の「ゆりかごから墓場まで」の理念と異なる「限定された範囲のLCA」、Streamlined(簡略)LCAが考えられており、解析の内容は目的に応じて変化することも十分あり得る。重要なことは、「目的」、「対象」、及び「範囲」の明確な特定である⁵⁾。

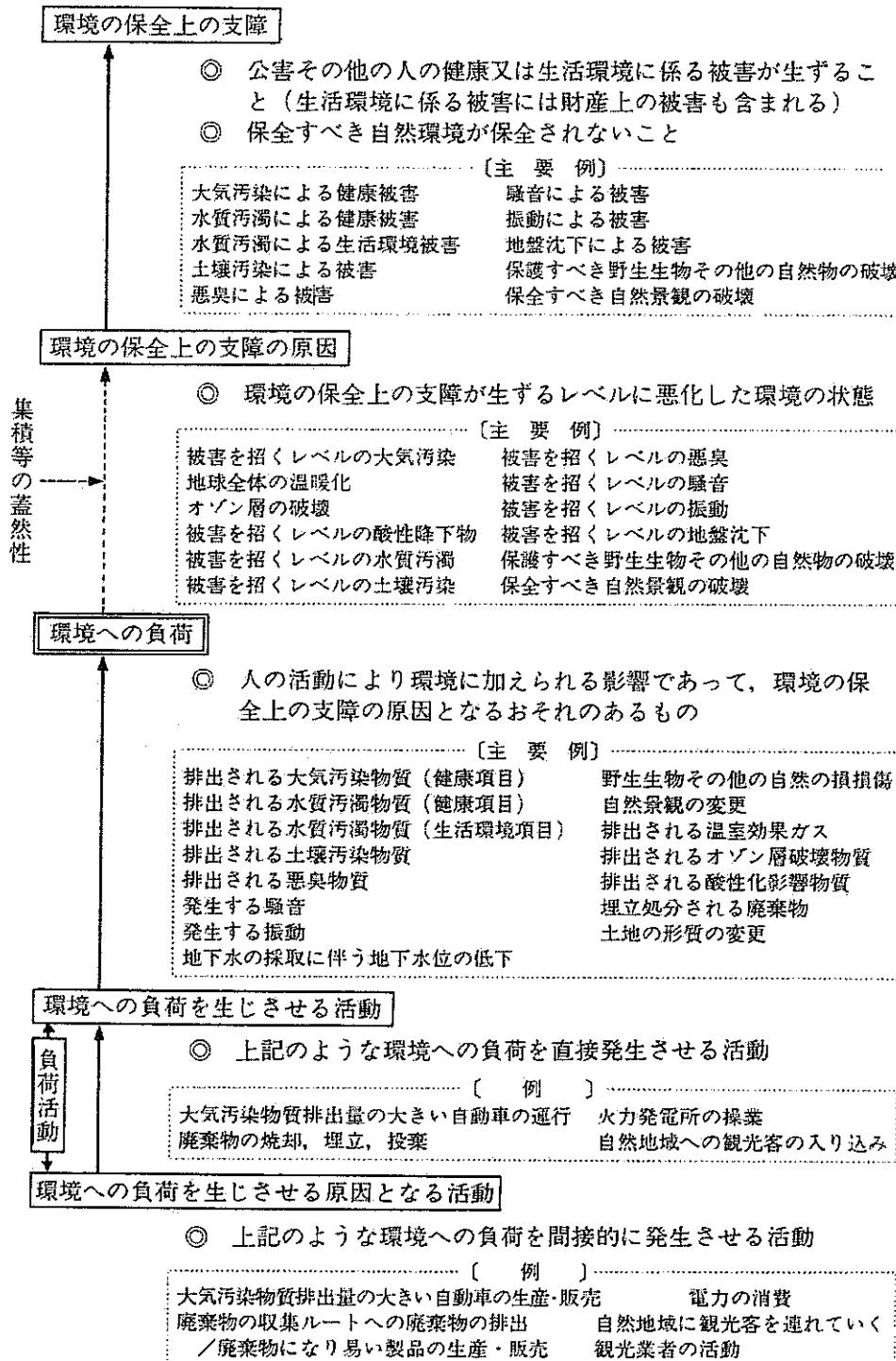
ここで、放射性廃棄物の地層処分に係る環境負荷評価とは、基本的には原子力燃料サイクルにおける最下流のライフサイクル(図3.14及び図3.15の「廃棄」に相当す

る部分）に限定した「範囲」での負荷を議論することを意味する。具体的には、以下のような「範囲」が挙げられる。

- ①原子力燃料サイクルにおける廃棄物発生後、廃棄体製造から埋設処分まで
- ②廃棄体製造後埋設処分まで
- ③埋設処分のみ

以降、基本的にはこのうち最も広範囲である①の「範囲」を念頭に、環境負荷に着目した調査を行うが、前述のように、本来であればライフサイクル全体（即ち、原子力分野であれば、地層処分に限定することなく、採鉱から核燃料サイクルを含め全廃棄物処分まで）を考慮すべきであることを認識したうえで、今回の調査を実施するものとした。

また、放射性廃棄物の地層処分に係る環境負荷を調査する前提として、前述の「目的」、及びそれに応じた「対象」が明確とは言えない現状にある（上記「範囲」が、この時点では明確に設定できないのも、これら「目的」や「対象」が明確でないことに由来する）。したがって、本調査を実施する際には、これらの設定を考慮したうえで実施するものとした。

図 3.13 「環境への負荷」の概念と例示⁴⁾

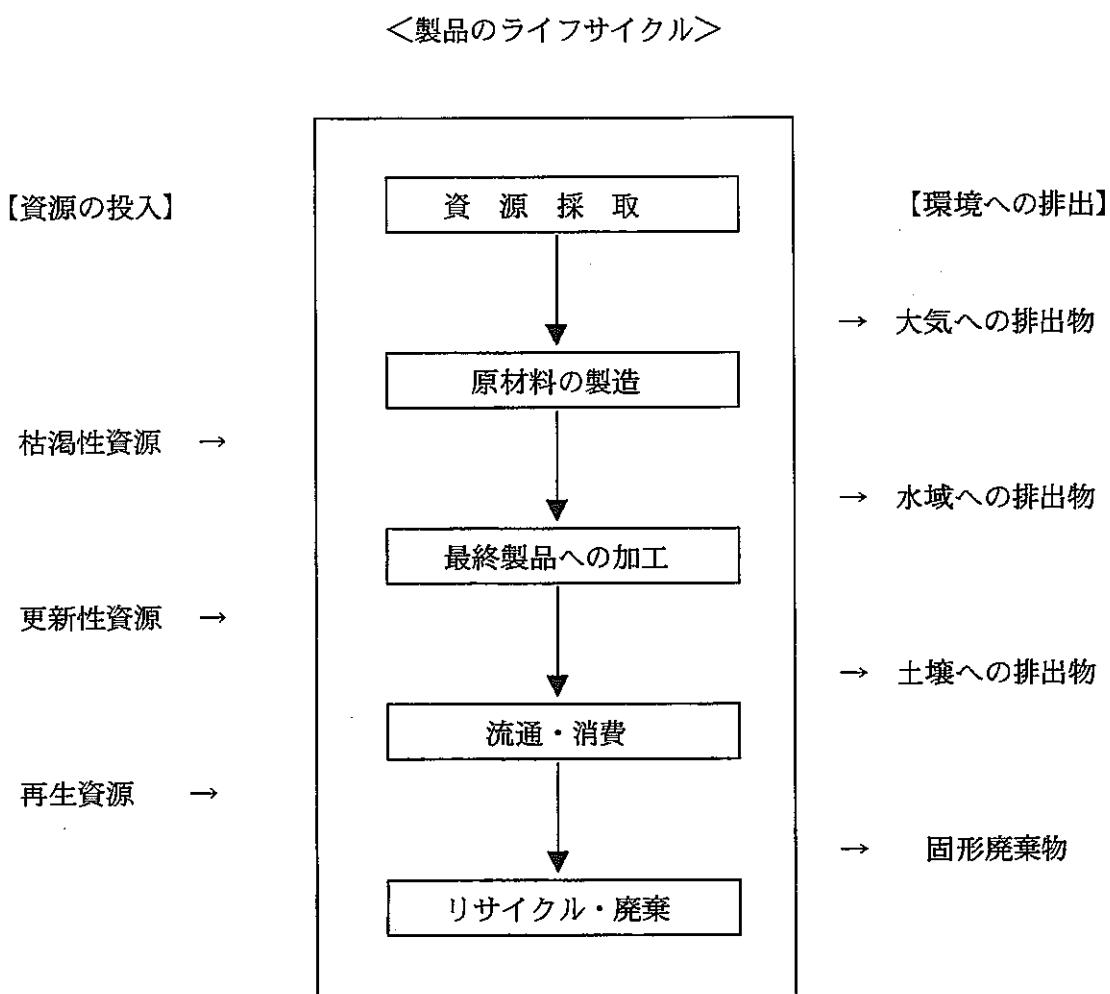
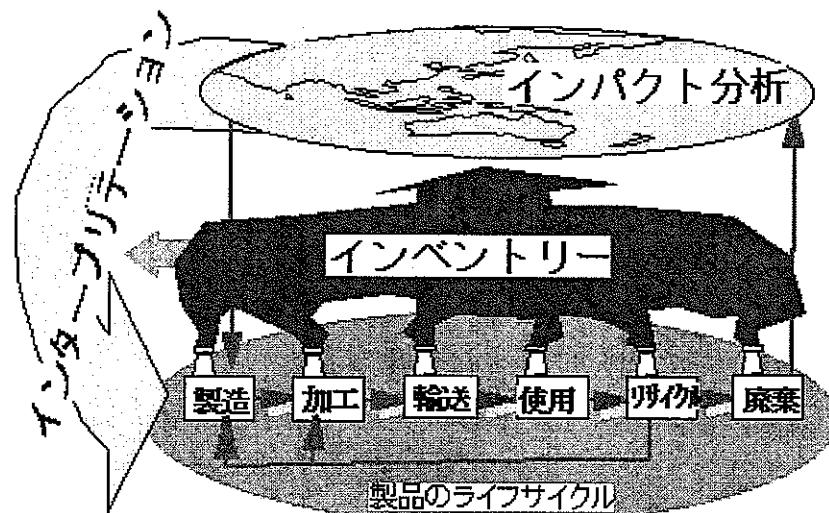


図 3.14 製品ライフサイクル概念図⁵⁾



ある製品や素材について、その始めから終わりまで(原料の取得から製造、加工、運搬、使用、再生、廃棄に至る一生)の間に発生する環境への負荷を科学的に評価する方法

ライフサイクル・インベントリー分析:	対象とするシステムの地球環境への入出力を定量化するためのデータの収集と積算
ライフサイクル・インパクト分析:	インベントリー分析の結果を環境影響と関連付けその重要性を評価する
ライフサイクル評価:	インパクト分析やインベントリー分析の結果から結論や勧告を導き出す

図 3.15 LCAの評価イメージ図³⁾

3.2.2 文献サーベイ

調査にあたって、国内外の文献サーベイを実施した。

使用したデータベースは、科学技術振興事業団（JST）における原子力情報データベース NUCLEN とした。

これにより、以下のようにキーワード検索を行った。

- ・国内文献検索向けキーワード
「放射性廃棄物」 & 「環境負荷」
- ・海外文献検索向けキーワード

「radioactive waste」 & （「environmental load」 or 「environmental burden」）

この結果、国内文献として 15 件、海外文献として 1 件が検索された。

このうち、海外文献については、埋設処分及び先進的核燃料サイクルとは無関係の、低レベル放射性廃棄体の荷下ろしと輸送に関する内容であるため、これを除外した。また、国内文献については、15 件のうちパンフレット、業界／企業広報誌及び団体一般誌を除く 7 件を抽出し、表 3.21 に示す。

表 3.21 に示したように、環境負荷項目又は環境負荷の低減を明確に表現した文献は僅少である。さらに、その定量性にまで直接的に言及したものはほとんどない。

即ち、先進燃料サイクル又は放射性廃棄物関連の文献等において、環境負荷又は環境負荷の低減という表現を見かけたとしても、定量的な内容にまで結びつけた検討が見られるものは、現状ではほとんどないと考えられる。

それを踏まえたうえで、強いて環境負荷項目等を分類・整理した結果を表 3.22 に示す。

表 3.21 文献サーベイ結果 (1/3)

文献 No. 1	
文献名	コンクリート廃材からの骨材リサイクル
著者	石倉武, 最首貞典 (原子力発電技術機構); 石博頭吉 (東大)
資料名、発行年	原子力EYE VOL. 45, NO. 6 PAGE. 60 - 63 1999
抄録	原子力発電所を解体すると、放射性廃棄物として扱う必要のないコンクリートが110万kW級軽水炉で約50万トン発生するという。解体廃棄物については、環境負荷の低減、資源の有効利用、地球的環境の観点から再利用可能なものは再利用を図る、と通産省でも指摘している。以上、原発解体からのコンクリート再利用には、再利用用途に応じた幅広い品質要求に対応する技術が必要であり、リサイクル率をあげるには、高品質再生骨材製造技術が欠かせない。また処分場不足の解消、資源・環境保護の観点からもニーズの高い開発課題である。
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - 廃棄物総量 (処分場容積: 筆者推定)。 ・環境負荷低減に係る因子 <ul style="list-style-type: none"> - 廃棄物リサイクル量増加

文献 No. 2	
文献名	原子力発電所の廃止措置技術の開発
著者	阿部清治, 石倉武, 最首貞典 (原子力発電技術機構); 石博頭吉 (東大)
資料名、発行年	日本機械学会動力・エネルギー技術シンポジウム講演論文集 VOL. 6 th PAGE. 343 - 347 1998
抄録	原子力発電技術機構では、原子力発電所の廃止措置が安全に出来ることはもとより、人的負担を一層軽減するための被ばく低減技術、作業効率化やシステム化技術、環境負荷を更に軽減するための廃棄物量の低減、廃棄物の再資源化技術等について、国内最初の商業炉の廃止措置となる東海発電所や軽水炉の廃止措置に適用できる実用性を重視した技術開発を行っており、除染技術、廃棄物処理技術、放射線計測技術、解体技術の開発状況を概括的に報告する。 (著者抄録)
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - 廃棄物総量 (処分場容積: 筆者推定)。 ・環境負荷低減に係る因子 <ul style="list-style-type: none"> - 廃棄物リサイクル量増加

文献 No. 3	
文献名	先進的核燃料リサイクル技術
著者	井上正 (電力中研)
資料名、発行年	電気評論 VOL. 83, NO. 10 PAGE. 45 - 49 1998
抄録	先進的核燃料リサイクルは現在の延長線上ではなく、高速増殖炉の燃料として混合酸化物燃料や、増殖比の高い燃料、また、再処理についても大幅なプロセスの簡素化が提案されている。このための技術に必要な要件は核不拡散対策、経済性の向上、発生廃棄物量の低減と環境負荷の低減である。この技術のうち、先進湿式再処理、乾式再処理、酸化物直接電解乾式再処理などを紹介した。
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - 毒性核種量。 ・環境負荷低減に係る因子 <ul style="list-style-type: none"> - 毒性低減。 (以上、文中記載内容より推定)

表 3.21 文献サーベイ結果 (2/3)

文献 No. 4	
文献名	高レベル放射性廃棄物地層処分と群分離・核種変換についての所見
著者	神山弘章 (電力中研)
資料名、発行年	原子力工業 VOL. 43, NO. 10 PAGE. 65 - 69 1997
抄録	高レベル放射性廃棄物の地層処分と群分離・核種変換の我が国原子力政策における位置づけについて記した。内外の研究開発の現状、本法による地中処分の期待されるメリット、同廃棄物処分対策を円滑に実現するための考え方などを示した。この方法による分別処分は、処分の合理化に資すこと、評価期間が短縮できること、長半減期核種の環境負荷低減は隔離健全性の多重防護であることなどの利点を有する。しかし、この推進には国民の教育、合意形成が必要であり、このためには多くの選択肢の提供が不可欠である。群分離・核種変換技術も地層処分改善の1つの選択肢であり、地層処分の代替えではない。
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - 長半減期核種の処分場からの漏出量（具体的記載なし）。 ・環境負荷低減 <ul style="list-style-type: none"> - 隔離健全性の多重防護 (現在の地質環境では長半減期核種の存在量に無関係であるとされているが、超長期の地質環境変化により地下水の状態が変化した場合にも、長半減期核種の環境負荷低減は隔離健全性の多重防護となる。:以上、本文より)

文献 No. 5	
文献名	トカマク型核融合炉の経済性、エネルギー収支及び環境負荷に関する研究
著者	時松宏治、山地憲治、桂井誠 (東大工); 本藤祐樹 (電力中研)
資料名、発行年	電気学会プラズマ研究会資料 VOL. EP-97, NO. 38 - 48 PAGE. 55 - 60 1997
抄録	核融合炉のエネルギー源としての可能性を評価するために標題の研究を行った。実験炉ITERのコスト計算を基準としてITERと、ITERをパワーアップした動力炉ITER-likeと、高物理性能RS炉のコストを評価した。RS炉は現在の商用核分裂炉並のコストで建設可能であることが分かった。このコスト計算を基準にして核融合炉の建設から廃炉に至るまでのエネルギー収支、CO ₂ 排出量、及び放射性廃棄物量を評価した。RS炉はエネルギー収支、CO ₂ 排出量原単位とも核分裂炉や水力などの他発電方式より優位であることが分かった。
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - CO₂排出量 - 放射性廃棄物量 ・環境負荷低減に係る因子 <ul style="list-style-type: none"> - ライフサイクル全般のCO₂排出、放射性廃棄物排出低減、

表 3.21 文献サーベイ結果 (3/3)

文献 No. 6	
文献名	硝酸プルトニウム溶液中の微量ネプツニウムの分離
著者	岡田尚, 都所昭雄, 木原義之 (動燃 東海事業所)
資料名、発行年	動燃技報 NO. 96 PAGE. 66 - 70 1995
抄録	環境負荷低減や総合的経済性・核拡散抵抗性の向上を目標に、アクチニドリサイクルを研究開発している。本報では、Pu (III) のNpに対する還元力を利用し、Np (IV) 原子価調整が可能であることを報告した。Pu (III) は分解可能な硝酸ヒドロキシルアミン及びヒドラジンで調整するため不純物の残留はなく、Pu・Np混合溶液からのNp分離技術の見直しを得た。
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 <ul style="list-style-type: none"> - 放射性廃棄物量 ・環境負荷低減に係る因子 <ul style="list-style-type: none"> - ネプツニウムの分離

文献 No. 7	
文献名	第32回原子動力研究会年会報告書 高速炉グループ
著者	吉見宏孝 (富士電機); 渡孔男 (日立); 鈴木威男, 永井寛 (動燃); 本永哲司 (日立); 市川肇 (三菱マテリアル); 吉田弘幸 (原研); 稲垣達敏 (日本原子力発電); 加藤潤悟 (三菱重工業)
資料名、発行年	原子動力研究会年会報告書 VOL. 32nd PAGE. V. 1 (1) - V. 1 (2), V. 1 - V. 9 1 1995
抄録	高速炉の実用化と可能性への内外の研究開発の動向を追いたながら、専門家による講演や関係施設の見学調査、文献等により 1) 高速炉開発の現状と動向、2) 次世代高速炉の要件とシステム概念、3) 高速炉の多様化技術等について調査研究した。1) では常陽、もんじゅ、実証炉、欧州統一炉EFR、フェニックスとスーパーフェニックス(仏)、ALMR(米)、BN-600とBN-800(ロ)等、2) では環境負荷軽減効果、安全性向上、リサイクル必要性等、3) ではアクチニドリサイクル研究の進展、小型炉の活用について調べた
環境負荷又は環境負荷低減に対して読み取れる評価項目又は因子	<ul style="list-style-type: none"> ・環境負荷項目 ・環境負荷低減に係る因子 (いずれも、本文のみで読み取れず)

表 3.22 文献サーベイによる環境負荷項目等の整理

環境負荷項目	環境負荷低減に係る因子	対応する文献 No. (表 3.21)
廃棄物量	廃棄物リサイクル量増加	文献 No.1 及び 2
毒性核種量	毒性低減	文献 No.3
(具体的記載ないが、長半減期の放射性核種を対象とした処分場からの漏出量)	(環境負荷低減として) 隔離健全性の多重防護	文献 No.4
・CO ₂ 排出量 注) ・放射性廃棄物量 注)	ライフサイクル全般のCO ₂ 排出、 放射性廃棄物排出低減、	文献 No.5
放射能量	ネプツニウムの分離	文献 No.6

注) ライフサイクル全般に着目したものとして、本調査の項目としては
考へないものとする。

3.2.3 項目検討

3.2.2項で示したように、直接的に放射性廃棄物埋設処分に係る環境負荷等に関する記載が明確である文献は僅少である。そこで、ここでは文献サーベイとは別に、環境負荷項目及び環境負荷を特徴付けると考えられる因子を網羅的に挙げ、環境負荷を特徴付ける考え方を整理する。

3.2.2項で示した環境負荷項目等に関連して、考えうる類似の項目、因子等を追加して表3.23に列挙する。

表 3.23 網羅的に挙げた環境負荷項目等の整理（概要）

環境負荷項目 (環境影響ポテンシャル)	環境負荷低減に係る因子	備考
資源消費量（資源消費、資源枯渇）	バージン材消費量低減（廃棄物リサイクル量增加、廃棄物量低減）	前項文献 No.1 び 2 と関連。
廃棄物量（廃棄物発生）	ガラス固化体発生量低減（発熱量、元素溶解度、使用済燃料起源でない元素、固化体中の総廃棄物量の各観点での低減を含む）	
分離変換の処理に伴う二次廃棄物を含めた廃棄物量（廃棄物発生）	放射性核種量低減（二次廃棄物としての TRU 核種量等の低減を含む）	
放射能量（放射能）	放射性核種量低減	前項文献 No.6 含む。
長期経過時の放射能量（放射能）	長半減期の放射性核種量低減	
処分場からの放射能放出率（放射能）	処分場からの放射性核種放出率低減	前項文献 No.4 関連。
生活環境への放射能放出率（放射能）	生物圏への放射性核種放出率低減	
潜在毒性量（放射毒性）	毒性核種量低減	前項文献 No.3 同じ。
核分裂性核種量（臨界性）	核分裂性核種量低減	
発熱量（発熱性）	発熱性核種量低減	
処分場スペース（経済性）	処分場コスト低減に繋がる処分場スペース等の仕様変更	
処分場スペース（土地利用の制約、社会活動の制約）	廃棄物量低減（処分場スペース容積低減）	
外部被ばく量（外部被ばく）	高エネルギー γ 線核種量低減	
一般公衆への線量当量 (地下水移行シナリオ被ばく) 又は (人間侵入シナリオ被ばく)	安全評価において律速となるソースターム核種量低減	
放射能濃度（侵入シナリオ被ばくに対する影響）	放射性核種濃度低減	

3.2.2項での項目整理及び表 3.23に示す項目例挙でわかるように、これまでに掲げた環境負荷項目及び環境負荷に関連する因子については、各自に何らかの関係を持つ場合がある。例えば、放射性核種総量と発熱性核種総量とは包含関係があり、「経済性」に着目すれば処分場仕様とソースターム核種には密接な関係がある。また、一方では環境負荷項目として挙げた項目が他方では環境負荷低減に係る因子として取り上げられることもある。したがって、これらの関係まで考慮した因子等の整理を行って、環境影響の観点を含めて、本来採り上げるべき環境負荷項目等を検討・整理すべきであると考えられる。この点については次項3.2.4項で行うこととし、表 3.23では一次的な環境影響ポテンシャルという観点のみを踏まえて整理した。

また、表 3.23で挙げた環境負荷項目について、その考え方、影響、（内容を整理することによって前記考え方をまとめた）参考文献等を以下に述べる。

① 資源消費量（資源消費、資源枯渇）

高レベル放射性廃棄物には、核分裂性の核種など、有用元素（核種）が含まれている。それらの有効利用は、資源枯渇に対する対策となりうる。

② 廃棄物量（廃棄物発生）

廃棄物の基本属性である。処分場の面積、処分コスト、環境影響などに関連がある⁶⁾⁷⁾。

③ 廃棄物発生分離変換の処理に伴う二次廃棄物を含めた廃棄物量（廃棄物発生）

分離変換は、高レベル放射性廃棄物の量と濃度を低減することができる。しかし、現行の再処理に加えた処理を行うことによって、2 次廃棄物が発生する。それらは TRU 廃棄物と呼ばれるものであり、濃度によってはやはり地層処分を必要とする。したがって、高レベル放射性廃棄物のみならず、本来サイクル全体から発生する廃棄物の影響を考慮する必要がある。

④ 放射能量（放射能）

廃棄物の基本属性である。線量当量、潜在毒性、外部被ばく性と関連が深い⁸⁾。

⑤ 長期経過時の放射能量（放射能）

管理の継続が期待できる期間は数百年であるといわれており(ICRP Pub.46)、処分システムにより機能が維持できる期間には限りがある。

核変換によって、仮に現時点での放射能量を増大させたとしても、半減期の短い核種とすることで、その影響を管理が期待できる期間に限定することが考えられる。期間として、オーバーパックの機能維持期間 1,000 年、生物圏の変動が大きくなる 10,000 年、地質条件も含めた変動が大きくなる 1,000,000 年などが考えられる。

⑥ 処分場からの放射能放出率（放射能）

処分システムの中で、核種が移行する天然バリアは大きな役割を担っているが、超長期にはこの部分も変動する可能性が指摘されている。大きな変動に対してもシステムの頑健性を失わないためには、処分場放出率を低減することが重要である。

⑦ 生活環境への放射能放出率（放射能）

地下水移行シナリオは、基本的には生活環境へ放射性核種が到達した時点での影響を検討する。したがって、重要なのは環境への放出率である。線量当量は、これ

に生物圏での移行の影響を加えたものであるが、生物圏や人の活動形態は超長期には現在と大きく変わる可能性があり、線量では意味を持たなくなるとの指摘がある。その際の代替的な指標として、生物圏などの変動の影響を受けない核種の環境放出率を用いることが検討されている⁹⁾。

⑧ 潜在毒性(毒性核種量)

高レベル放射性廃棄物処分場に対するボーリングなどの人間侵入シナリオ、超長期において、処分場が著しい侵食を受け廃棄物が露出する状況で影響する。

本調査では対象としていないが、放射能毒性以外に、化学毒性についての考慮も必要である。

⑨ 核分裂性核種量（臨界性）

廃棄体周辺に地下水が浸入した場合、廃棄体から核分裂性核種が浸出した際に、臨界にならない濃度にあらかじめ制限する必要がある。放射性毒物が選択的に浸出した際の臨界性、核分裂性核種が処分システム内で濃集した場合の臨界性などを考慮する必要がある¹⁰⁾¹¹⁾¹²⁾。

⑩ 発熱性(発熱性核種量)

ガラス固化体、ペントナイト、コンクリートなどの処分システム中の材料が変質を受けない温度以下になるよう、発熱性に応じて処分密度を調整する必要がある。100°Cを超える温度に達すると、処分場内の水分分布も大きく移動し、システムの性能への影響を考慮する必要がある¹³⁾。

⑪ 処分場スペース（経済性）

核種分離・変換などの処理にコストを投じることによって、廃棄物容積、廃棄物濃度を低減し、処分コストを低減することが考えられる。全体のコストが最適化されるような処理処分方策を検討することが必要である。

なお、この経済性については、「核燃料サイクルの問題の一番大きい意味は環境問題としての視点であり、議論となるのは経済性と考える」旨の記事¹³⁾があったことを付記する。

⑫ 処分場スペース（土地利用の制約、社会活動の制約）

高レベル放射性廃棄物は、発熱対策などのために、他の放射性廃棄物と比べて廃棄体定置効率が著しく小さく、その結果広大な処分場面積を要する。廃棄物容積の低減、発熱量の低減（ないし冷却期間の延長）によって、処分場面積を減少させる

ことができる。

⑬ 外部被ばく性（高エネルギー放出核種量）

廃棄体の保管、定置作業時の被ばく管理に影響する。処分場閉鎖後については、
基本的に影響しない。

⑭ 線量当量（地下水移行シナリオ被ばく）又は（人間侵入シナリオ被ばく）

主に処分システムが安定してその機能を発揮している状況における生活環境への
影響。種々の被ばく経路を想定し、放射線学的な影響を指標としてまとめたもの⁸⁾。

⑮ 放射能濃度

地下水移行シナリオでは処分される放射能量が重要であるが、人間侵入シナリオ
ではむしろ人が接触する廃棄体の放射能濃度の方が重要である。

3.2.4 環境負荷項目及び因子の整理

3.2.2項及び3.2.3項で挙げた因子等について、その考え方を適宜分類し、各因子の関係
について整理し、環境負荷を特徴付ける因子として最も有望な項目を選定することを目標
として調査内容をまとめた。

各因子等を整理したものを図 3.16に示す。

図 3.16ではまず、放射性廃棄物処分に係る環境影響として、大きく 7 項目（資源枯
渴、水系への放出、有害廃棄物の放出、経済性、社会活動の制約、人体健康影響）を挙
げ、3.2.3項での一次的な環境影響ポテンシャルを通して環境負荷項目をこれらに分類し
た。また、3.2.3項での環境負荷項目の分析等を踏まえて、それ自身が環境負荷を特徴付
ける因子となりうる項目かそうでない項目かに注意しつつ、各項目の関係を整理した。

図 3.16において、環境評価者の着目点には自由度があるため、環境負荷については
様々なアプローチがあることは、前述の LCA 手法で述べたところである。2.2節では、
放射性廃棄物地層処分の負荷低減を踏まえた環境負荷評価における意義は、放射性廃棄
物（ここでは主にガラス固化体）の排出・処分を通じて最も環境負荷の小さいプロセス
を摘出することであるとしたが、具体的な目的や対象としては、図 3.16中のインパクト
評価カテゴリすべてか又はその一部にもとづくものとなると考えられる。これには、一
般的な観点によるものと原子力分野の視点によるものが考えられるが、後者については、
前述の環境影響ポテンシャルと同等と考えることで、その元になる環境負荷低減との結
びつきや考え方が整理できる。

したがって、解析者が行う評価の目的や対象によって、環境負荷を特徴付ける因子と

して適當な項目が異なることになる。例えば、資源消費（資源枯渇）の観点で環境影響を考えるものとし、これを最小とする環境負荷及び環境負荷を特徴付ける因子は、それぞれ資源消費量（具体的には、核分裂性核種量等）及びガラス固化体中の資源割合等である。

このような評価の目的や対象を明確にした整理とは別に、図 3.16の環境負荷（環境ストレス因子）項目に着目すると、「固体廃棄物量」が、殆どすべての（「廃棄物発生」としての自身の環境影響を含めて）環境負荷項目に関する因子であるため、最も概括的に環境負荷を特徴付ける因子としては、「廃棄物量」が適當であるとも考えられる。

加えて、「廃棄物量」の低減が結果的に偶発的な人間侵入が生じた場合のリスクを低下することができ、地層処分の社会的安心感の確保と後世代への負担低減に潜在的に寄与できる観点からも、上記「廃棄物量」に着目することが概括的に適當であると考えられる。

さらに言えば、この廃棄物量は、即ち本調査ではガラス固化体本数を指し、この発生本数は、固化体の中に添加することの可能な高レベル放射性廃液の最大濃度により支配される。この最大濃度を規定する要因として、表 3.23及び図 3.16にも記載したように、以下の 4 項目が挙げられ、これらの項目が概括的な環境負荷を特徴付ける因子とした「廃棄物量」をさらに特徴付ける因子と理解される。

① ガラスマトリックスへの各元素の溶解度

ガラス固化体中への廃棄物元素（核分裂生成物、アクチノイド元素、放射化生成物等）は、ほとんどすべての元素が酸化物として、ホウケイ酸ガラスの網目構造を形成する。しかしながら、特定の元素濃度が増加すると、それら元素はガラス固化体中で相分離物を形成し、浸出特性を低下させる。ガラス固化体中で相分離物を形成しやすい元素として、モリブデンが報告されている¹⁴⁾¹⁵⁾

② 使用済燃料起源ではない元素の影響

使用済燃料起源ではない元素の中で、最も濃度が高い元素は、 Na_2O である。これは、ガラス原料の成分そのものと再処理工程での溶媒洗浄のために添加される Na_2CO_3 がアルカリ濃縮廃液中に含まれるためである。ガラス固化工程では、ガラス固化体の浸出特性、ガラス溶融時の通電性、流動性を確保するために、ナトリウム濃度が管理される。したがって、使用済燃料をガラス固化する場合、ガラス固化体中の Na 濃度に着目する必要がある。

③ ガラス固化体中の総廃棄物重量

ガラス固化体中の総廃棄物含有率は、ガラス固化体中での相分離の影響、ガラス溶融炉運転への影響、発熱元素の影響などから制限されている¹⁵⁾。

④ ガラス固化体の発熱量

ガラスは、高温で長期間保持すると、失透という現象により結晶が析出する。固化ガラスの失透を避けるために、ガラス固化体中心部の温度に着目するとともに、ガラス固化体貯蔵中の冷却の観点から、ガラス固化体の発熱量を制限して管理している。

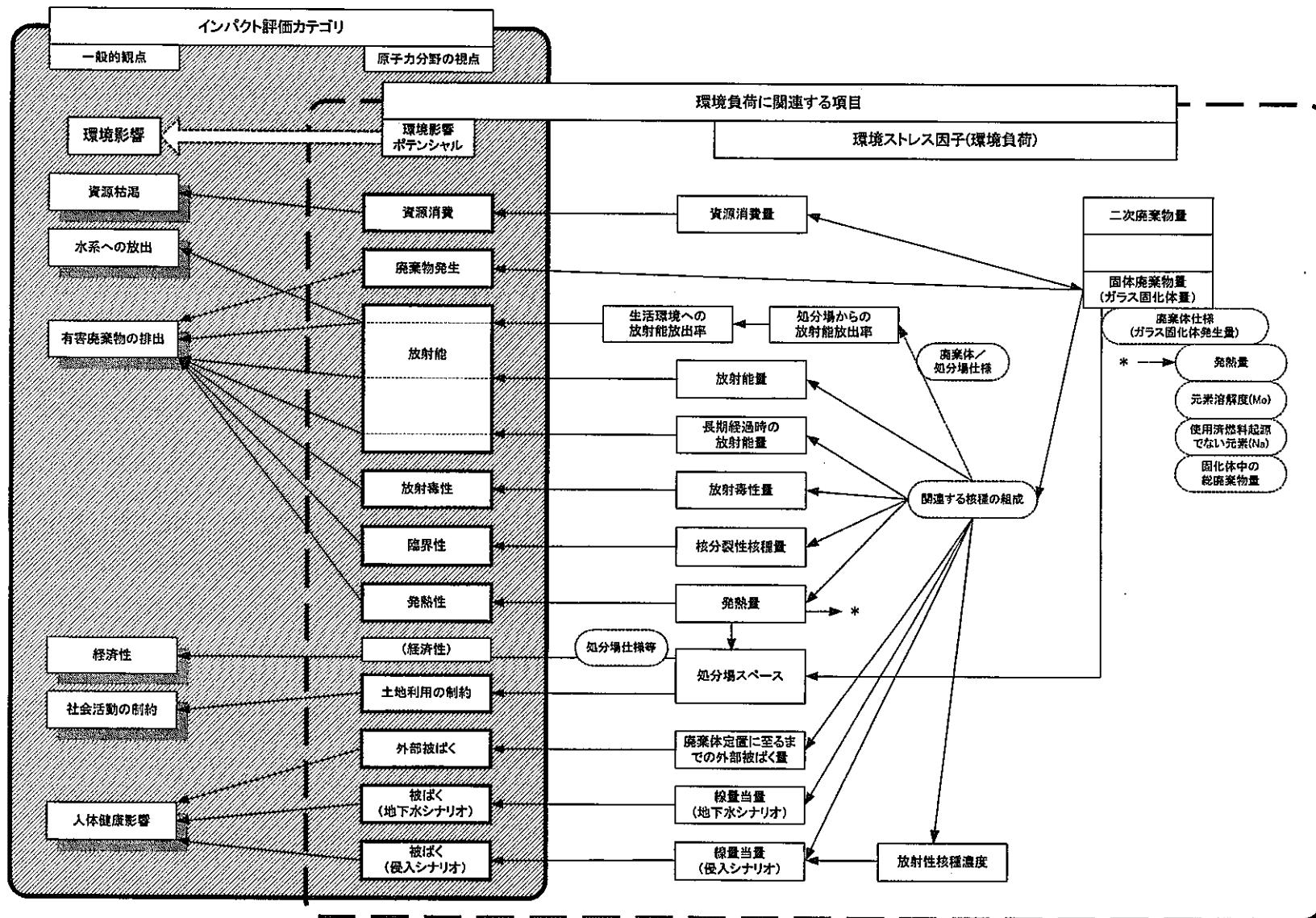


図 3.16 環境負荷に関連する項目の整理

4 おわりに

環境負荷低減を目指した核燃料サイクルの検討に資するため、本調査では、以下の調査・検討を実施した。

高レベル廃液をガラス固化した後に地層処分することを念頭に、代表的な処分モデル、評価対象核種の選定に関する調査を実施した。また、この結果をもとに簡易被ばく評価手法に適用する処分モデル及び対象核種を設定した。

上記の設定結果を受け、簡易被ばく評価手法を検討した。簡易被ばく評価による線量の試算結果は、別途実施した詳細被ばく評価の結果と比較し、妥当性を評価した。

以上の検討から、本調査で検討した簡易被ばく評価手法を用いることにより、一定の制限下ではあるが、妥当な線量当量の評価を迅速に実施可能であることがわかった。

また、環境負荷を特徴付ける因子に関する調査として、放射性廃棄物地層処分の負荷低減の観点から環境負荷を特徴付ける因子に関する国内外の情報、論文等をサーベイするとともに、網羅的に項目を挙げ、環境負荷を特徴付ける因子の考え方に関する分類、整理、及び分析を行った。

その結果、環境負荷評価の目的や対象によって、環境負荷を特徴付ける因子として適当な項目が異なることになるものの、最も概括的に環境負荷を特徴付ける因子としては、「廃棄物量」が適当であることが考えられた。

5 参考文献

- 1) 増田純男他：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ 分冊2 地層処分の工学技術 JNC TN1400 99-022 (1999)
- 2) 増田純男他：地層処分研究開発第2次取りまとめ第2ドラフト－ 分冊3 地層処分システムの安全評価 JNC TN1400 99-009 (1999)
- 3) 原田幸明：ライフサイクルアセスメント(LCA)の手法と展開、(株)新技術開発センターWebページ (1999)
- 4) 環境庁：環境基本法の解説、ぎょうせい (1994)
- 5) (社)未踏科学技術協会 エコマテリアル研究会編: LCAのすべて、工業調査会 (1995)
- 6) 高レベル事業推進準備会：高レベル放射性廃棄物ポケットブック (1997)
- 7) 原子力委員会 高レベル放射性廃棄物処分懇談会：高レベル放射性廃棄物処分に向けての基本的考え方について (1998)
- 8) 増田純男他：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ 総論レポート JNC TN1400 99-020 (1999)
- 9) Safety Indicators in Different Timeframes for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, IAEA TEC-DOC 767 (1994)
- 10) Viability Assessment of Repository at Yucca Mountain, vol.3, Total System Performance Assessment (1998)
- 11) Joonhong Ahn, Ehud Greenspan, and Paul L. Chambre : Analysis of Underground Autocatalytic Criticality by Vitrified HLW in Water-Saturated Geologic Repositories, Waste Management 97 (1997)
- 12) W. E. Kastenberg et al. : Scenario Assessment of Autocatalytic Criticality in the Yucca Mountain Geologic Repository, Waste Management 97 (1997)
- 13) 鈴木篤之他：大転換するエネルギー政策 プルトニウム利用の透明化に傾注の「原子力政策」 新・原子力「長計」のリサイクル政策を分析する、エネルギーフォーラム No.476 P54-60 (1994)
- 14) P.A.Tempest : A Comparison of Borosilicate Glass and Synthetic Minerals as Media for the Immobilization of High-Level Radioactive Waste, Nuclear Technology Vol.52 p.415-p.425 (1981)
- 15) 米谷雅之他：高レベル放射性廃棄物の高減容処理研究、動燃技報 No.98、p.80-p.90 (1996)