

高レベル放射性廃棄物地層処分の 技術と安全性

—「処分場の概要」の説明資料—

2004年5月

原子力発電環境整備機構

2004年3月 初版発行

2004年5月 第2版発行

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

〒108-0014 東京都港区芝4丁目1番地23号 三田NNビル2階

原子力発電環境整備機構 技術部

電話 03-4513-1114 (技術部) FAX 03-4513-1599

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:

Science and Technology Department

Nuclear Waste Management Organization of Japan

Mita NN Bldg. 1-23, Shiba 4-chome, Minato-ku, Tokyo 108-0014 Japan

©原子力発電環境整備機構

(Nuclear Waste Management Organization of Japan) 2004

目次

第1章 はじめに

1.1 本書の目的	1-1
1.2 本書の構成	1-1

第2章 原子力の利用と高レベル放射性廃棄物

2.1 原子力の利用	2-1
2.1.1 放射線としての原子力の利用	2-1
2.1.2 原子力発電	2-2
2.1.3 核燃料サイクル	2-3
2.2 放射性廃棄物の発生と対策の概要	2-4
2.2.1 放射性廃棄物の発生	2-4
2.2.2 原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の処分	2-6
2.2.3 原子力発電所以外から発生する低レベル放射性廃棄物の処分	2-6
2.2.4 高レベル放射性廃棄物	2-7
2.3 高レベル放射性廃棄物管理	2-11
2.3.1 放射性廃棄物管理の基本的考え方	2-12
2.3.2 高レベル放射性廃棄物の地層処分	2-15
2.3.3 地層処分に関する放射線防護原則	2-15
2.3.4 地層処分計画の進め方	2-19
2.4 わが国の地層処分計画	2-25
2.4.1 地層処分計画の進展	2-25
2.4.2 地層処分による安全確保の考え方	2-31
2.4.3 処分実施への取り組み	2-32
2.5 まとめ	2-35
第2章 参考文献	2-37

第3章 サイト選定

3.1 最終処分施設建設地の選定プロセス	3-1
3.2 概要調査地区の選定.....	3-2
3.3 精密調査地区及び最終処分施設建設地の選定.....	3-5
3.4 サイト環境条件.....	3-6
3.5 まとめ.....	3-7
第3章 参考文献.....	3-8

第4章 処分場の設計

4.1 人工バリア，地上施設，地下施設の役割.....	4-1
4.2 処分場設計の基本的考え方	4-4
4.3 処分場設計の前提条件	4-6
4.4 人工バリアの設計.....	4-9
4.4.1 設計要件	4-9
4.4.2 オーバーパックの設計.....	4-11
4.4.3 緩衝材の設計.....	4-14
4.4.4 人工バリアの長期健全性評価.....	4-17
4.5 地上・地下施設の設計	4-21
4.5.1 地上施設.....	4-21
4.5.2 地下施設.....	4-27
4.6 まとめ.....	4-45
第4章 参考文献.....	4-48

第5章 処分事業

5.1 事業の概要	5-1
5.1.1 最終処分施設建設地の選定に向けた調査・選定段階.....	5-1
5.1.2 処分場の建設・操業・閉鎖及び必要に応じた閉鎖後管理段階.....	5-2
5.2 事業の進め方	5-6

5.2.1	サイトの調査・選定	5-6
5.2.2	処分場の建設	5-7
5.2.3	処分場の操業	5-13
5.2.4	処分場の閉鎖	5-34
5.3	環境対策	5-37
5.3.1	処分事業と環境対策	5-37
5.3.2	処分事業の各段階で想定される環境対策の概要	5-42
5.4	モニタリング	5-46
5.4.1	地層処分におけるモニタリングの役割	5-46
5.4.2	モニタリング計画の具体例	5-47
5.4.3	処分事業におけるモニタリング計画の考え方	5-53
5.5	品質保証	5-56
5.5.1	放射性廃棄物管理における品質保証	5-56
5.5.2	各国における処分実施主体の取り組み	5-56
5.5.3	事業を進めるうえでの段階に応じた品質管理の考え方	5-58
5.6	回収技術	5-61
5.6.1	回収可能性に関する考え方	5-61
5.6.2	回収技術の検討事例	5-62
5.7	記録保存	5-66
5.7.1	地層処分における記録保存の役割	5-66
5.7.2	記録保存方策に関する検討事例	5-66
5.8	まとめ	5-69
第5章 参考文献		5-70
第6章 地層処分の長期安全性		
6.1	セーフティーケース作成のための要素	6-1
6.2	安全評価の基盤	6-2

6.2.1	安全確保構想.....	6-2
6.2.2	地層処分システムの明確化.....	6-4
6.2.3	評価の方法論.....	6-7
6.3	安全評価の実施.....	6-19
6.3.1	オーバーパックの閉じ込め機能が維持される期間.....	6-19
6.3.2	オーバーパックの閉じ込め機能喪失後の期間.....	6-19
6.3.3	仮想的シナリオの評価.....	6-31
6.4	長期安全性に関する信頼性.....	6-35
6.4.1	信頼性に関する議論.....	6-35
6.4.2	安全評価の信頼性.....	6-36
6.4.3	多面的な議論.....	6-37
6.5	まとめ.....	6-42
第6章	参考文献.....	6-43
第7章 段階的なサイト選定に応じた処分場の開発		
7.1	安全確保構想と処分場概念.....	7-1
7.1.1	処分場に対する要件.....	7-1
7.1.2	安全確保の考え方と処分場概念.....	7-2
7.2	処分場概念の開発.....	7-3
7.2.1	段階的サイト選定プロセスと処分場概念開発の枠組み.....	7-3
7.2.2	処分場概念の評価のための方法論.....	7-5
7.3	処分場概念のオプション.....	7-9
7.3.1	諸外国の処分場概念.....	7-10
7.3.2	その他提案されている処分場概念のオプション.....	7-10
7.4	サイト環境条件に関する情報に基づく処分場概念の構築.....	7-13
7.4.1	サイト環境条件を反映した処分場概念開発のフロー.....	7-13
7.4.2	サイト環境条件から処分場設計へのフィードバック.....	7-15

7.4.3 サイト環境条件から性能評価へのフィードバック	7-16
7.5 処分場設計・性能評価手法（計算機支援システム）の開発	7-17
7.6 技術開発の進め方	7-21
7.7 まとめ	7-21
第7章 参考文献	7-23

付録

付録-1 原子力発電量と高レベル放射性廃棄物の発生量との関係	付-1
付録-2 ガラス固化体の潜在的危険性	付-2
付録-3 IAEA「放射性廃棄物管理の原則」	付-3
付録-4 地層処分に関連する放射線防護上重要な概念について	付-5
付録-5 掘削土量及びコンクリート必要量の試算	付-7
付録-6 保全措置の例	付-20
付録-7 諸外国における品質保証	付-24
付録-8 諸外国における回収可能性に関する規制等の現状	付-28
付録-9 諸外国における処分場概念	付-30
付録 参考文献	付-45

用語集

略語集

目 次

第2章

図 2.1.3-1	核燃料サイクルの概要.....	2-3
図 2.2.4-1	日本原燃の高レベル放射性廃棄物貯蔵管理センターとガラス固化体貯蔵ピット.....	2-9
図 2.2.4-2	サイクル機構の再処理施設ガラス固化技術開発施設とガラス固化体貯蔵ピット.....	2-9
図 2.2.4-3	放射能の推移から眺めた高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の特徴（濃縮度 4.5%の核燃料 1MTU 相当）	2-10
図 2.2.4-4	ガラス固化体の発熱量の経時変化.....	2-11

第3章

図 3.1-1	最終処分施設建設地の選定プロセス.....	3-2
図 3.4-1	処分場の建設に適した様々な地質環境の特徴.....	3-7

第4章

図 4.1-1	人工バリアの基本概念と期待される安全機能.....	4-2
図 4.1-2	処分坑道／処分孔への廃棄体の定置方式.....	4-3
図 4.1-3	処分パネルの分割配置の例	4-4
図 4.2-1	人工バリアと地下施設の設計の基本的な流れ.....	4-5
図 4.4.2-1	オーバーパック厚さ検討の手順例.....	4-12
図 4.4.2-2	炭素鋼製オーバーパックの設計仕様例（左）と試作例（右）	4-13
図 4.4.3-1	緩衝材の設計手順.....	4-15
図 4.4.3-2	オーバーパック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係.....	4-16
図 4.4.3-3	設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係	4-16
図 4.4.4-1	人工バリアの設計仕様例	4-18
図 4.5.1-1	地上施設の全体像の一例	4-21
図 4.5.1-2	地上施設の分散配置レイアウト例.....	4-26
図 4.5.1-3	地下化及び複数階化の配置レイアウトの例.....	4-26
図 4.5.1-4	全地下化の配置レイアウトの例.....	4-27

図 4.5.2-1	連絡坑道の仕様例.....	4-30
図 4.5.2-2	処分坑道断面の仕様例.....	4-32
図 4.5.2-3	検討手順.....	4-35
図 4.5.2-4	人工バリア内の温度の経時変化（処分孔縦置き方式，硬岩系岩盤）	4-36
図 4.5.2-5	埋め戻し時の割れ目の処置.....	4-39
図 4.5.2-6	廃棄体の2段定置（軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式）	4-42
図 4.5.2-7	処分パネル2層配置の解析モデル.....	4-43
図 4.5.2-8	高透水性の破碎帯が存在する場合の処分パネル配置例（硬岩系岩盤，処分孔縦置き方式）	4-44
図 4.5.2-9	岩体が傾斜している場合の処分パネルの配置例（軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式）	4-44
図 4.5.2-10	多層の処分パネルの配置例（軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式）	4-45
図 4.6-1	内陸部と沿岸部の処分場の例.....	4-46
 第5章		
図 5.1.1-1	調査・選定段階のイメージ図.....	5-2
図 5.1.2-1	建設・操業時のイメージ図.....	5-3
図 5.1.2-2	建設・操業時の地下施設での作業イメージ図.....	5-4
図 5.1.2-3	地下施設の閉鎖・地上施設の解体撤去時のイメージ図.....	5-4
図 5.1.2-4	閉鎖後のイメージ図.....	5-5
図 5.2.2-1	TBMの外観例と掘削イメージ.....	5-9
図 5.2.2-2	フィンランド Olkiluoto 調査坑道で使用された処分孔掘削機械の外観図とカッターヘッドの写真.....	5-10
図 5.2.2-3	プラグ拡幅部専用機械の概念図.....	5-10
図 5.2.3-1	返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送容器（TN28VT型）	5-15
図 5.2.3-2	返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送車両.....	5-15
図 5.2.3-3	ガラス固化体受入・封入・検査施設の工程ブロックフロー.....	5-16
図 5.2.3-4	日本原燃の貯蔵施設における返還ガラス固化体の輸送容器受け入れの様子	5-17

図 5.2.3-5	遠隔操作による輸送容器からのガラス固化体の抜き出しの様子（日本原燃の貯蔵施設の例）	5-17
図 5.2.3-6	遠隔操作による廃棄体製作工程の概念図（炭素鋼単体オーバーパックの場合）	5-18
図 5.2.3-7	ブロック型緩衝材の製作設備概念図	5-21
図 5.2.3-8	廃棄体の搬送と定置の流れ	5-23
図 5.2.3-9	エレベータ装置による廃棄体搬送概念図	5-23
図 5.2.3-10	カプセル型搬送装置による廃棄体搬送概念図	5-23
図 5.2.3-11	搬送専用車両による廃棄体搬送概念図	5-24
図 5.2.3-12	処分孔縦置き方式の廃棄体定置装置の概念図	5-24
図 5.2.3-13	処分坑道横置き方式の廃棄体定置装置の概念図	5-24
図 5.2.3-14	処分孔縦置き方式の緩衝材定置装置の概念図	5-25
図 5.2.3-15	処分坑道横置き方式の緩衝材定置装置の概念図	5-25
図 5.2.3-16	廃棄体と緩衝材定置作業の手順概念図（処分孔縦置き方式の例）	5-26
図 5.2.3-17	廃棄体の搬送・定置タイムチャート（処分孔縦置き方式）	5-27
図 5.2.3-18	ブロック型緩衝材の搬送・定置タイムチャート（処分孔縦置き方式）	5-28
図 5.2.3-19	処分坑道の埋め戻し作業イメージ図（処分孔縦置き方式）	5-29
図 5.2.3-20	処分場における放射線管理区域の概念及び放射線管理区域の移動概念	5-31
図 5.2.4-1	立坑の埋め戻し作業イメージ図	5-35
図 5.2.4-2	斜坑の埋め戻し作業イメージ図	5-35
図 5.2.4-3	アクセス坑道坑口のプラグ概念図	5-36
図 5.4.2-1	長期間監視付地層処分の進め方	5-48
図 5.4.2-2	長期間監視付地層処分の概念	5-49
図 5.4.2-3	試験からデータ評価までの性能確認作業	5-51
図 5.4.2-4	性能確認検査ガントリ	5-53
図 5.4.2-5	モニタリングの概要	5-54
図 5.6.2-1	カナダの処分孔縦置き方式の場合の緩衝材掘削装置	5-64
図 5.6.2-2	カナダの処分坑道横置き方式の廃棄体回収装置	5-64

図 5.6.2-3	スウェーデンで検討されている緩衝材除去作業の概念.....	5-65
-----------	-------------------------------	------

第6章

図 6.2.1-1	使用済核燃料, 高レベル放射性廃棄物, 中レベル放射性廃棄物それぞれの総イン ベントリに対する放射能毒性指数 (RTI) の比較.....	6-3
図 6.2.2-1	処分場の構成要素と期待される安全機能.....	6-6
図 6.2.3-1	安全評価の基本的手順.....	6-7
図 6.2.3-2	シナリオの検討手順.....	6-9
図 6.2.3-3	安全評価シナリオの分類.....	6-11
図 6.2.3-4	安全評価モデルの開発と必要なデータ.....	6-12
図 6.2.3-5	第2次取りまとめの核種移行モデル.....	6-13
図 6.2.3-6	第2次取りまとめの安全評価で用いられた計算コードとデータベース.....	6-14
図 6.2.3-7	安全評価モデルの適用性.....	6-18
図 6.3.2-1	第2次取りまとめの地下水シナリオレファレンスケースで想定したシステム.....	6-20
図 6.3.2-2	長期安全性能の予測解析結果の例 (第2次取りまとめレファレンスケース).....	6-24
図 6.3.2-3	システム総合安全評価結果.....	6-26
図 6.4.3-1	シガーレイクウラン鉱床の概念図.....	6-37
図 6.4.3-2	天然放射性核種の実測値による補完的指標の適用例.....	6-38
図 6.4.3-3	安全評価結果と天然放射性核種の実測値との比較 (河川中 $4n+2$ 核種濃度).....	6-39
図 6.4.3-4	各バリアに存在する放射性核種に対する毒性指数の時間変化.....	6-40
図 6.4.3-5	各国の安全評価結果の比較.....	6-41

第7章

図 7.2.1-1	処分場概念開発の枠組み.....	7-4
図 7.2.2-1	仮想サイト環境条件 (沿岸部の泥岩, 急勾配).....	7-7
図 7.4.1-1	サイト環境情報を反映した処分場概念開発フロー — 立地点の検討における反 復過程の初期手順 —.....	7-14
図 7.5-1	処分場概念構築システムの構成.....	7-17
図 7.5-2	設計機能の構成.....	7-18

図 7.5-3	熱解析結果の出力例.....	7-19
図 7.5-4	性能評価機能を用いた評価モデルの設定例（第2次取りまとめのモデル体系）	7-20
図 7.5-5	性能評価機能の検証例.....	7-20

付録

付図 5-1	立坑の断面形状と仕様.....	付-12
付図 5-2	斜坑及び連絡坑道の断面形状と仕様	付-12
付図 5-3	処分坑道及び処分孔の断面形状と仕様（処分孔縦置き方式）	付-13
付図 5-4	処分坑道の断面形状と仕様（処分坑道横置き方式）	付-13
付図 5-5	処分パネルの仕様（処分孔縦置き方式，結晶質岩）	付-14
付図 5-6	処分パネルの仕様（処分孔縦置き方式，堆積岩）	付-14
付図 5-7	処分パネルの仕様（処分坑道横置き方式，結晶質岩）	付-15
付図 5-8	処分パネルの仕様（処分坑道横置き方式，堆積岩）	付-15
付図 5-9	地下施設レイアウト（処分孔縦置き方式，結晶質岩）	付-16
付図 5-10	地下施設レイアウト（処分孔縦置き方式，堆積岩）	付-17
付図 5-11	地下施設レイアウト（処分坑道横置き方式，結晶質岩）	付-18
付図 5-12	地下施設レイアウト（処分坑道横置き方式，堆積岩）	付-19
付図 6-1	防塵対策の例	付-20
付図 6-2	排水対策の例	付-21
付図 6-3	ビオトープの例	付-22
付図 6-4	自然景観に配慮した緑化の例	付-22
付図 6-5	掘削土による埋め戻しの例	付-23
付図 6-6	原状回復及び環境修復の例	付-23
付図 9-1	処分孔縦置き方式による処分場概念	付-31
付図 9-2	処分坑道横置き方式による処分場概念	付-31
付図 9-3	ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場レイアウト	付-32
付図 9-4	Kristallin-I の安全評価において検討された人工バリア	付-32

付図 9-5	使用済燃料, ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場レイアウト	付-33
付図 9-6	使用済燃料, ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場計画図	付-34
付図 9-7	ガラス固化体のキャニスタ	付-34
付図 9-8	BWR 使用済燃料のキャニスタ	付-34
付図 9-9	ガラス固化体 (上図) と使用済燃料 (下図) のキャニスタの定置	付-34
付図 9-10	KBS-3 概念	付-35
付図 9-11	銅-鋳鉄キャニスタ	付-35
付図 9-12	処分場のレイアウト	付-36
付図 9-13	銅-鋳鉄キャニスタ	付-37
付図 9-14	キャニスタの定置イメージ	付-37
付図 9-15	ガラス固化体の処分孔横置き方式 (緩衝材あり)	付-39
付図 9-16	ガラス固化体の処分孔横置き方式 (緩衝材なし)	付-39
付図 9-17	ガラス固化体の処分孔縦置き方式	付-39
付図 9-18	ユッカマウンテンにおいて提案されている処分場の概念	付-41
付図 9-19	処分坑道と廃棄物パッケージ定置の概念	付-41
付図 9-20	ガラス固化体の処分場の概念	付-43
付図 9-21	ガラス固化体用処分坑道の断面	付-43
付図 9-22	使用済燃料の処分場の概念	付-44
付図 9-23	使用済燃料用処分坑道の断面	付-44

表 目 次

第2章

表 2.1.1-1 主な放射線利用の現状.....	2-2
表 2.2.1-1 核燃料サイクルなどにおいて発生する放射性廃棄物.....	2-5
表 2.2.4-1 返還ガラス固化体の輸送実績.....	2-8
表 2.2.4-2 現在稼働中のガラス固化体貯蔵施設.....	2-9

第3章

表 3.2-1 法定要件に関する事項.....	3-4
表 3.2-2 付加的に評価する事項.....	3-5

第4章

表 4.4.1-1 オーバーパックの設計要件.....	4-10
表 4.4.1-2 緩衝材の設計要件.....	4-11
表 4.5.1-1 地上施設の設計要件.....	4-22
表 4.5.2-1 地下施設の設計要件.....	4-28
表 4.5.2-2 支保工に対する要件.....	4-33
表 4.5.2-3 各坑道における支保工.....	4-33
表 4.5.2-4 各坑道における施工法と支保形式の関係.....	4-34
表 4.5.2-5 力学的安定性上確保しておく坑道離間距離と廃棄体ピッチ.....	4-35
表 4.5.2-6 処分孔縦置き方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ.....	4-37
表 4.5.2-7 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ及び総掘削量比の関係（硬岩系岩盤）.....	4-38
表 4.5.2-8 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ及び総掘削量比の関係（軟岩系岩盤）.....	4-38
表 4.5.2-9 埋め戻しの施工法一覧.....	4-41

第5章

表 5.2.2-1 各事業段階で必要となる施設.....	5-8
表 5.2.2-2 掘削土量及びコンクリート必要量の試算値.....	5-11

表 5.2.3-1	返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送容器各部の役割と材質.....	5-16
表 5.2.3-2	ガラス固化体受入・封入・検査施設における検査項目.....	5-19
表 5.2.3-3	ブロック型緩衝材の製作工程ごとの作業内容及び管理項目.....	5-20
表 5.2.3-4	埋め戻し材の製作・検査施設の主要工程の概要.....	5-22
表 5.2.3-5	1日5本の廃棄体製作に必要となる主な装置と台数.....	5-27
表 5.2.3-6	1日あたり廃棄体5本分のブロック型緩衝材製作に必要となる成型加圧プレス機 の台数.....	5-27
表 5.2.3-7	放射線管理区域に関する基準.....	5-30
表 5.2.3-8	放射線管理区域における管理事項とモニタリング項目.....	5-32
表 5.2.3-9	操業中に想定される異常事象と安全対策.....	5-33
表 5.3.1-1	環境影響評価法の対象となる事業の概要（第一種事業及び第二種事業）.....	5-39
表 5.3.1-2	環境調査等を規定している環境影響評価法以外の諸法.....	5-40
表 5.3.2-1	環境影響評価項目等選定指針に示される「環境要素の区分」.....	5-42
表 5.3.2-2	主な環境法令等と存在の有無を確認しておく必要が考えられる対象.....	5-43
表 5.3.2-3	概要調査等の実施に伴い考慮する必要性が考えられる環境影響評価項目の例.....	5-44
表 5.3.2-4	地下調査施設の建設とそれを用いた調査に対し考慮する必要性が考えられる環 境影響評価項目の例.....	5-45
表 5.3.2-5	処分場の建設にあたって考慮する必要性が考えられる環境影響項目の例.....	5-45
表 5.4.2-1	性能確認のための試験及びモニタリング.....	5-52
 第6章		
表 6.2.3-1	包括的FEPリスト.....	6-10
表 6.3.2-1	各解析ケースとレファレンスケースとの相違.....	6-27
表 6.4.1-1	地層処分の信頼性に関する重要な論点.....	6-35
 第7章		
表 7.2.2-1	設計因子による評価の一例.....	7-6
表 7.2.2-2	特定のサイト環境条件についての課題の抽出例.....	7-8
表 7.2.2-3	優先度や解決策に応じた分析例.....	7-9

表 7.5-1 一般要求機能とシステム構築の考え方	7-18
---------------------------------	------

付録

付表 2-1 ガラス固化体表面（キャニスタ）における放射線量の計算値	付-2
付表 5-1 母岩の種類と地下施設の設置深度.....	付-7
付表 5-2 アクセス坑道の本数・方式・勾配.....	付-7
付表 5-3 廃棄体ピッチ及び坑道離間距離.....	付-7
付表 5-4 各坑道断面の仕様.....	付-8
付表 5-5 処分パネルの仕様.....	付-8
付表 5-6 地下施設のレイアウト.....	付-8

図表の出所の表示について

- 「出典：……」：原著の内容のとおり掲載した場合
- 「……を一部修正」：原著の記載内容の一部を、用語の統一などを目的に置き換えた場合
- 「……に一部加筆」：原著に記載のない字句等を付け加えた場合
- 「……を編集」：原著の記載内容を変えることなく、表の構成の変更、図のレイアウトの変更、原著本文の表形式化などを行った場合
- 「……を和訳」：原著に記載の外国語表現を和訳して置き換えた場合
- 「……を参考に作成」：原著の内容やデザインなどを参考にしつつ、原環機構の検討結果を加えて作成した場合
- 「写真提供：……」：写真の提供を受けた場合
- 「……に基づき作成」：第三者の情報に基づき原環機構が新たにまとめた場合
- 「原子力発電環境整備機構，……」：原環機構の既公表図表を用いた場合

参考文献リストについて

- 引用した文献は、参照に便利のように、各章及び付録の最後に参考文献リストとして添付している。
- 参考文献は著者名のアルファベット順（日本語著者名については、ローマ字綴りとした場合のアルファベット順）に記載している。
- 同一著者による同一年出版物を複数引用している場合には、それらを区別する記号として、出版年の後にアルファベットを「a」から順に付している（例：○○○○，2004a；○○○○，2004b）。この記号は本書全体を通しての当該文献固有のものとして、各章及び付録において共通に使用している。したがって、各参考文献リストにおいては必ずしも「a」から連続した記載になっていない場合がある。
- 用語集についても、用語解説の作成にあたって参考とした文献をリストとして掲載している。

第1章

はじめに

第1章 はじめに

1.1 本書の目的

原子力発電環境整備機構（以下、「原環機構」という）は、2002年12月19日、概要調査地区の選定にあたり、全国の市町村を対象として「高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域」（以下、「応募区域」という）の公募を開始した。

公募にあたり、各市町村に応募を検討いただくための資料として、「応募要領」、「処分場の概要」、「概要調査地区選定上の考慮事項」、及び「地域共生への取組み」を作成した。これらの公募関係資料のうち、「処分場の概要」では、段階を踏んで選定される最終処分施設建設地に構築される処分場の構成や建設・操業・閉鎖のプロセス、事業を通じた環境保全や安全対策、閉鎖後の長期安全性の確保等、高レベル放射性廃棄物の地層処分場に関する重要な側面を概括的に取りまとめている。

「処分場の概要」は、地層処分に関するこれまでの研究開発の成果や国際的な議論を経て構築された原則論、関連する法規制など、様々な背景のもとに作られたものである。本書は、こうした背景となる情報を取りまとめ、「処分場の概要」の内容についてさらに深く理解していただくために作成した説明資料である。技術的情報のベースとなっているのは、核燃料サイクル開発機構の「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—JNC TN1400 99-020～023」や電力中央研究所と電気事業連合会の作成した「高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術」であり、それ以降明らかにされた科学的知見、地層処分に関する国際的な議論などについても必要に応じて紹介している。

1.2 本書の構成

上述した目的に沿って、「処分場の概要」についての背景や技術的根拠となっている情報を示すため、本書は七つの章から構成されている。公募関係資料である「処分場の概要」との対比は下表のとおりである。

本書 （「処分場の概要」の説明資料）	公募関係資料 （「処分場の概要」）
第1章 はじめに	——
第2章 原子力の利用と高レベル放射性廃棄物	1. 発生と処分
第3章 サイト選定	
第4章 処分場の設計	2. 処分場の構成
第5章 処分事業	3. 処分事業
第6章 地層処分の長期安全性	4. 安全性
第7章 段階的なサイト選定に応じた処分場の開発	——
付録、用語集、略語集（参考文献は各章に添付）	用語の説明、参考文献

本書の各章における内容は、以下のとおりである。

第2章では、原子力の利用とそれに伴って発生する様々な放射性廃棄物に対するわが国における対策の概要を述べ、本書の対象としている高レベル放射性廃棄物の特徴とその対策としての地層処分について、国際的に合意された原則、地層処分計画を進めるうえで鍵となる概念などを参照しながら解説を行った。さらにわが国における地層処分計画について、研究開発、法律など社会制度的側面におけるこれまでの経緯について説明するとともに、このような背景を受けて、原環機構としての地層処分事業への取り組みについての基本的姿勢を述べている。

第3章では、「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」(2000;以下、「最終処分法」という)に定められた三つの段階によって最終処分施設建設地が選定されるプロセスを概観し、最初の段階である概要調査地区の選定にあたって考慮すべき事項を中心に説明する。また、このような段階的なプロセスを経て選定される最終処分施設建設地が有すると考えられる、地質環境や土地利用などに関する諸条件(以下、「サイト環境条件」という)について論ずる。

第4章では、想定されるサイト環境条件に対して、地上施設、地下施設、人工バリアなど処分場の主要な要素をどのように設計するかについて述べる。

第5章では、文献調査に始まるサイト選定を経て、処分場の建設、操業、閉鎖に至る処分事業全体がどのように進められるかについて説明する。併せて、事業を通じて行われる環境対策やモニタリング、品質保証などについて示す。

第6章では、処分場閉鎖後の長期的な安全性が論じられる。このような評価に用いられる方法論として、シナリオとこれに沿ったモデルやデータを用いる予測について説明し、具体的な計算例を示す。

以上までの章で、「処分場の概要」に関する背景や技術的根拠を説明した後、第7章では、今後のサイト選定の進展に対応して、そのサイト環境条件を考慮してどのように処分場概念¹⁻¹⁾を開発していくか、またそのために必要な技術的な準備について述べる。

¹⁻¹⁾ 第7章に示すように、種々の設計因子をすべて考慮して評価を行う対象となる処分施設とその立地点におけるサイト環境条件を合わせて「処分場概念」とよぶ。処分場概念は、段階的に詳細化されるサイト環境条件の情報を反映して処分場の設計や性能評価を繰り返し試行することにより、最終処分施設建設地に建設されることになる処分場として最適なものとされる。

第2章

原子力の利用と 高レベル放射性廃棄物

第2章 原子力の利用と高レベル放射性廃棄物

原子力発電は、既にわが国の総発電電力量の3分の1を超える電力を供給し、エネルギー自給率の向上及びエネルギーの安定供給に貢献するとともに、二酸化炭素排出量の低減に大きく寄与している。また、核燃料サイクル技術は、供給安定性に優れているという原子力発電の特性を技術的に向上させるとともに、原子力が長期にわたってエネルギー供給を行うことを可能にする技術であり、それが国内で実用化されていくことによって、原子力のエネルギー供給システムに対する貢献を一層確かなものにすると考えられる。

原子力の便益を享受した現世代は、原子力の開発利用に伴って発生する放射性廃棄物の安全な処分への取組みに全力を尽くす責務を有しており、今後とも、放射性廃棄物対策を着実に進めていくことが必要である。

本章では、わが国における原子力の利用や放射性廃棄物対策の概要とともに、放射性廃棄物管理に関する国際的な議論を背景としてわが国における高レベル放射性廃棄物処分計画について述べる。

2.1 原子力の利用

原子力の利用は、約1世紀前にレントゲンがX線を、ベクレルがウラン化合物からの放射線を、キュリー夫妻がラジウムを発見したことで放射線や放射能の存在が知られたことに始まる。X線は間もなく診断やがん治療に使われるなど、放射線は早くから医療の分野で利用されてきた。続いて核分裂反応が発見され、原子力は放射線の性質を利用する医療、工業、農業等の分野と、原子力発電のような核分裂によって放出されるエネルギーの利用の分野において、開発や利用が行われてきた。

当初、原子力エネルギーは軍事利用に始まったが、1950年代には軍事利用技術を転用する形で平和利用のための研究開発が進められるようになった。その後、核兵器の拡散を防ぐとともに平和利用を促進する国際的な枠組みが整備されるのに伴い、わが国においても1955年（昭和30年）に原子力基本法が制定され、原子力の平和利用への取組みが始まった。

2.1.1 放射線としての原子力の利用

放射線は世界各国において、その普及の程度に違いはあるものの工業、農業、医療などの分野で広く利用されている。

わが国における放射線の利用は数十年の歴史を持ち、現在では日常生活に欠かせない技術となっている。工業分野においては、高分子（ポリマー）材料の改質としてタイヤの加工、発泡体製造、熱収縮チューブ製造や中性子照射による高品位のシリコン半導体製造に利用されている。また、農業分野では、放射線による植物の品種改良、食品照射、害虫防除等への応用が進展しており、冷害に強い稲の新品種開発や沖縄地方のウリミバエ駆除などの実績がある。医療の分野では、診断や治療等に放射線はなくてはならない存在であり、従来のX線撮影を始め、X線CTなどの新しい技術が普及している。主な放射線利用の現状を表2.1.1-1に示す。

表 2.1.1-1 主な放射線利用の現状

<p>【工業の分野】</p> <ul style="list-style-type: none">○ 高付加価値の新素材（タイヤ，半導体素子など）○ 品質管理（非破壊検査，厚さ計測など）○ 環境保全（排煙処理など） <p>【農業の分野】</p> <ul style="list-style-type: none">○ 食品照射（ジャガイモの発芽防止など）○ 品種改良（病害抵抗性品種の育成，花色改良など）○ 害虫の根絶（ウリミバエ，アリモドクソウムシなど） <p>【医療の分野】</p> <ul style="list-style-type: none">○ 治療（X線・粒子線によるがん治療，内服用放射性薬剤など）○ 診断（X線などを用いた形態・機能診断，内視鏡を用いない血管診断など）○ 滅菌（医療用器具など）

2.1.2 原子力発電

原子力発電は，他のエネルギー源に比べて燃料のエネルギー密度が高く備蓄が容易であるという技術的特徴を有し，加えてウラン資源は石油資源に比べて政情の安定した国々に分散していることから，供給安定性に優れている。また，将来，高速増殖炉等によってウランをより高い効率で利用できる技術が実用に供されれば，原子力発電は，より一層長期にわたって安定的にエネルギーを供給できるようになる可能性があり，将来ともに人類にとって必要なエネルギーを供給するうえで有力な技術的選択肢の一つとなる（原子力委員会，2000）。

わが国では，1966年に最初の商業用原子力発電所の営業運転が開始されて以来今日に至るまで，石油の代替エネルギー源として原子力発電の導入を積極的に進めてきた。その結果，2002年度では，一般電気事業用の国内総発電電力量9,447億kWhのうち，31.2%に当たる2,949億kWhが原子力発電によって供給されている（経済産業省資源エネルギー庁電力・ガス事業部編，2003）。また，2002年度末時点で，52基，総発電設備容量にして4,574.2万kWの商業用原子力発電所が稼動している（日本原子力産業会議，2003）。

英国王立協会による予測（The Royal Society，1999）によれば，エネルギー需要は今後50年で2倍，100年で5倍程度までに増加することが示されている。また，世界エネルギー会議（World Energy Council：以下，「WEC」という）と国際応用システム分析研究所（International Institute for Applied Systems Analysis：IIASA）による共同作業（Nakicenovic et al.，1998）等においても，人口増加，エネルギー増加の予測が行われ，21世紀半ば以降まで同様の傾向を示しているものが多い。こうした予測に基づいて，Rhodesらは将来の人口増加とエネルギー消費量の増加は避けられないとし，このようなエネルギー需要増加を従来の火力発電で賄うことは環境問題に繋がることから，その対応策の一つとして，発電過程で温室効果ガスである二酸化炭素や窒素酸化物，硫黄酸化物を排出しないという特色をもっている原子力発電が欠かせないと論じている（Rhodes and Beller，2000）。

環境対策として考えられている再生可能エネルギーは、資本費が高く、あまり認識されていないが環境への影響も小さくないとされている（Rhodes and Beller, 2000）。確かに、再生可能エネルギーは化石燃料に比較すると環境影響は少ないが、原子力発電に比較するとほとんど差がなく、条件によっては、例えば太陽エネルギー利用では二酸化炭素排出量が多くなる等の評価結果も得られている（本藤ほか, 2000）。Rhodes らは、WEC と国際エネルギー機関（OECD International Energy Agency : OECD/IEA）が再生可能エネルギーについて、予測可能な将来においても大規模なエネルギー生産の手段として経済的に競合できるものとはならず、適切な支援があった場合でも水力を除き全一次エネルギーに占める割合は 2020 年においてせいぜい 5～8%に止まるものと推測していることに言及し、いずれにしても全体的にみれば、将来のエネルギー需要の増加はほとんど従来型のエネルギー構造によって賄われることになるとしている（Rhodes and Beller, 2000）。

2.1.3 核燃料サイクル

わが国では、原子力発電の利用にあたり、長期的なエネルギーの安定確保や放射性廃棄物の適切な処理の観点から、原子力発電に使用した燃料（使用済燃料）について、有用な資源であるウラン、プルトニウムを分離・回収（再処理）し、再び燃料として利用する「核燃料サイクル」（図 2.1.3-1）を原子力政策の基本としている。

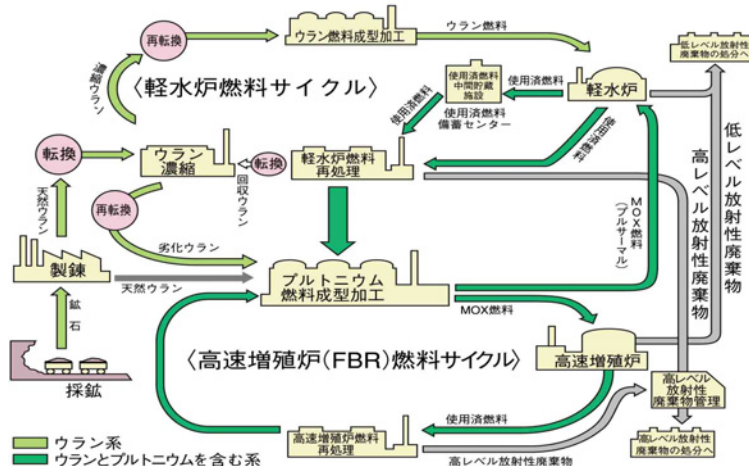


図 2.1.3-1 核燃料サイクルの概要（出典：電気事業連合会，2002）

原子力発電は現在、わが国のエネルギー供給システムを経済性、供給安定性及び環境適合性に優れたものとすることに貢献しているといえるが、核燃料サイクル技術は、これらの特性を一層改善し、原子力発電を人類がより長く利用できるようにする可能性を有する。

現在、原子力発電所の使用済燃料は、一定の期間発電所の貯蔵プール等で冷却しながら安全に貯蔵された後、再処理されている。これまで再処理は主として海外の再処理事業者に委託されてきたが、核燃料サイクルの自主性を確実なものにするなどの観点から、今後、国内で行うことが原則とされており、青森県六ヶ所村に建設中の商業用再処理施設で実施される予定とな

っている（原子力委員会，2000）。また，使用済燃料の中間貯蔵については，1999年に法整備が行われ民間事業者によって操業を開始するための準備が進められている。原子力委員会では，今後は中間貯蔵を適切に運営，管理することができる実施主体が，安全の確保を大前提に事業を着実に実現していくことが期待されるとしている（原子力委員会，2000）。

図 2.1.3-1 に示すように，軽水炉（原子力発電所）の運転に伴って低レベル放射性廃棄物と使用済燃料が発生し，さらに，使用済燃料の再処理によって高レベル放射性廃棄物が発生する。これら放射性廃棄物の発生と対策については 2.2 で述べる。使用済燃料の再処理により回収されたプルトニウムは天然ウラン又は同じく再処理で回収された劣化ウランと混合，成型加工され，軽水炉及び高速増殖炉の燃料として供給される。

2.2 放射性廃棄物の発生と対策の概要

他のすべての社会活動と同様に原子力の利用に伴い廃棄物が発生する。これらの廃棄物には放射能を含むものがある点が特徴となっており，このような特徴を有する廃棄物は放射性廃棄物と呼ばれる。放射性廃棄物は，人間環境に有意な影響を及ぼすことがないよう安全に管理するために適切な方法で処理が行われた後，最終的には処分される。

2.2.1 放射性廃棄物の発生

放射性廃棄物は，原子力発電所や核燃料サイクル施設から発生するものが大部分を占めるが，大学，研究所，医療施設などからも発生する。これらの廃棄物は，発生源によって放射能のレベル・量・形態が異なり，いずれも人の健康と環境に対して潜在的な危険性をもつことから，それぞれの特性に応じてそのリスクが許容できるレベルとなるように適切に対処する必要がある。わが国において発生する放射性廃棄物は，表 2.2.1-1 のように分類される。

100 万 kW 程度の石油・石炭プラントからは，化石燃料の燃焼に伴って排ガスとともに重金属や放射性物質を含む微粒子が廃棄物として年間数十万トンも発生するとされている（Rhodes and Beller, 2000）。これに比して，原子力発電の場合は，少量の燃料から大きなエネルギーを回収できるため取り扱い物質量が少なく，同規模の原子力発電プラントから発生する年間の放射性廃棄物の量は非常に少ない（低レベル放射性廃棄物が 200 リットルドラム缶換算で数百本，高レベル放射性廃棄物（2.2.4 参照）がガラス固化体として 30 本程度（ガラス固化体の体積は 1 本あたり約 150 リットルであり，全体で約 4.5m³程度）発生する）（原子力委員会，2000）。

表 2.2.1-1 核燃料サイクルなどにおいて発生する放射性廃棄物
 (経済産業省資源エネルギー庁ホームページ (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw>) 等に基づき作成)

発生場所	廃棄物区分	種類	形態	処理事業等の実施主体, 法令等	
核燃料サイクル	原子力発電所	放射能レベルの極めて低い廃棄物	コンクリート, 金属など	コンクリート等については 1992 年に法令 ^{*1)} が整備され, 日本原子力研究所で埋設実地試験(素掘り処分)を実施。金属等についても, 2000 年に法令 ^{*1)} が整備されている。	
		低レベル放射性廃棄物	放射能レベルの比較的低い廃棄物	廃液, フィルター, 廃器材, 消耗品など	1987 年と 1992 年に, 処分に関する法令 ^{*1)} が整備され, 日本原燃株式会社の低レベル放射性廃棄物埋設センターで埋設処分(コンクリートピット処分)を実施。
			放射能レベルの比較的高い廃棄物	制御棒, 炉内構造物など	廃棄物の発生者が責任をもって処分に取り組むこととなっており, 2000 年に法令 ^{*1)} が整備されている。
	再処理施設	高レベル放射性廃棄物	再処理で使用済燃料からウラン, プルトニウム等の有用物を分離した後に残存する放射能レベルの高い廃棄物	使用済燃料からウラン, プルトニウム等を分離・回収した後の廃液をガラス固化したもの(ガラス固化体)	2000 年 6 月に「最終処分法」が公布され, この法律に基づき設立された原環機構が高レベル放射性廃棄物(ガラス固化体)の処理事業(地層処分)を実施することとなっている。
		低レベル放射性廃棄物	超ウラン核種を含む放射性廃棄物	燃料棒の部品, 廃液, フィルター, 廃器材, 消耗品など	廃棄物の発生者が責任をもって処分に取り組むこととなっている(原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 2000a)。今後法令が整備される予定。
	MOX 燃料加工施設	低レベル放射性廃棄物			
ウラン濃縮・燃料加工施設	低レベル放射性廃棄物	ウラン廃棄物	消耗品, スラッジ, 廃器材, フィルターなど	廃棄物の発生者が責任をもって処分に取り組むこととなっている(原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 2000b)。今後法令が整備される予定。	
医療機関・研究機関など	低レベル放射性廃棄物	RI 廃棄物	RI を使用する施設から発生する放射性廃棄物。例えば, 医薬品, 研究用放射性物質, 注射器など	2001 年に原子力施設デコミッションング研究協会に RI・研究所等廃棄物の処理処分に関する調査業務が追加され, 組織改正と名称変更がなされた後の(財)原子力研究バックエンド推進センターが処分地の立地等事業に関する調査等を開始している。今後必要な法令が整備される予定。	
試験研究炉・核燃料物質使用施設など	低レベル放射性廃棄物	研究所等廃棄物	核燃料物質を使用した実験等を行うことにより発生する放射性物質。例えば, 機器類, 排気フィルター, 試験片など		

*1) 核原料物質, 核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令(昭和 32 年(1957 年)政令第 324 号; 以下, 「原子炉等規制法施行令」という)に, 廃棄物の形態等に応じた放射能濃度の上限値が順次規定されてきている。

2.2.2 原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の処分

原子力発電所の運転及び解体に伴って発生する低レベル放射性廃棄物は次のように分類されてそれぞれ処分方法が検討され、一部は処分が開始されている。

① 放射能レベルの極めて低い廃棄物

「素掘り処分（人工構築物を設けない浅地中処分）」によって「管理型処分」²⁻¹⁾が適用できるとされ、対象廃棄物に関する放射能濃度の上限値が、コンクリート等の廃棄物に対しては1992年に、金属等の廃棄物に対しては2000年に、原子炉等規制法施行令に規定された。動力試験炉（Japan Power Demonstration Reactor：JPDR）の解体に伴って発生したコンクリート等の廃棄物が、日本原子力研究所東海研究所に埋設されている（原子力安全委員会，2003）。

② 放射能レベルの比較的低い廃棄物

容器に固型化して「コンクリートピット処分（人工構築物を設けた浅地中処分）」を行うことで「管理型処分」が適用できるとされ、均質固化体及び充填固化体については、青森県六ヶ所村にある日本原燃株式会社（以下、「日本原燃」という）の低レベル放射性廃棄物埋設センターにおいて埋設されている（原子力安全委員会，2003）。

③ 放射能レベルの比較的高い廃棄物

「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕をもった深度（例えば、地表から50～100m程度）への処分」や「放射性核種の移行抑制機能の高い地中」等を選ぶことによって「管理型処分」が適用できるとする基本的考え方が示され、これを受けて、対象廃棄物について埋設事業許可申請を行うことができる放射能濃度の上限値が算出されている（原子力安全委員会，2000a）。対象廃棄物に関する放射能濃度の上限値については、2000年に原子炉等規制法施行令に規定された。

2.2.3 原子力発電所以外から発生する低レベル放射性廃棄物の処分

原子力発電所以外から発生する低レベル放射性廃棄物は次のように分類されており、それぞれ処分方法が検討されている。

① 超ウラン核種を含む放射性廃棄物

使用済燃料の再処理施設やMOX燃料の成型加工施設などから発生する超ウラン核種を含む放射性廃棄物であり、放射性核種濃度によって、「管理型処分（コンクリートピット処分）」又は「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕をもった深度への処分」あるいは地層処分として「深部地層への処分」とすることが適切であるとされている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，2000a）。

²⁻¹⁾ 放射能レベルが低く、かつ半減期が極めて長い放射性核種をほとんど含まない放射性固体廃棄物については、その減衰効果が有意に期待できるため、放射能レベルが安全上支障のないレベル以下になるまでの間、放射能レベルに応じた段階的管理に依存して放射能の影響を防止する処分をいう（原子力安全委員会，1985）。

② ウラン廃棄物

ウラン濃縮・燃料加工施設から発生するウランを含む放射性廃棄物であり、主要な放射性核種であるウランの半減期が長いことから管理型処分を適用するのは合理的ではないとされている。具体的処分の方法として、放射能のレベルにより、「素堀り処分」、「コンクリートピット処分」、「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕をもった深度への処分」が適用可能であることが示されている。また、ウラン濃度がより高いものは「地層処分」することが考えられるが、高レベル放射性廃棄物と異なり、発熱を考慮する必要がないことが指摘されている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，2000b）。

③ RI 廃棄物・研究所等廃棄物

大部分が「コンクリートピット処分」又は「素堀り処分」を行うことが適切であることが示されている。また、放射性核種濃度によっては、「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕をもった深度への処分」や「地層処分」が適切とされている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，1998，2000a）。

2.2.4 高レベル放射性廃棄物

高レベル放射性廃棄物は、再処理で使用済燃料からウラン、プルトニウム等の有用物を分離した後に残存する放射能レベルの高い廃棄物で、核燃料の核分裂によって生じた物質（核分裂生成物）等を含む。これは、ガラスで固化した後、30～50年間冷却のために貯蔵され（通商産業省，2000a）、その後最終処分法に従って地下300m以深に地層処分することとなっている。

(1) ガラス固化体及びその発生量

使用済燃料を再処理してウランやプルトニウムを回収する際、核分裂生成物や超ウラン核種を含む放射能の高い廃液が発生する。その廃液を取り扱いやすく安定した形態にするため、ガラス原料に混ぜ合わせて高温で融かし、ステンレス製容器に入れて固めたものが「ガラス固化体」（高レベル放射性廃棄物）である。ガラスは、その網目構造の中に放射性物質を取り込み長期間安定な状態を保つことが可能である。わが国では、使用済燃料の再処理に伴って発生する廃液とガラス固化体を高レベル放射性廃棄物という。諸外国の中には使用済燃料を再処理しない方針の国もあり、その場合には使用済燃料自体が高レベル放射性廃棄物となる。以下では特に断らない限り、高レベル放射性廃棄物はガラス固化体の意味で用いる。

使用済燃料は原子力発電量に応じて発生することから、ガラス固化体の発生量も原子力発電量に応じたものとなる。例えば、100万kWの原子力発電所を1年間運転するとガラス固化体が30本程度発生する。電力消費の側からみると、標準的な家庭10万世帯が1年間に使用する電力を原子力発電で賄った場合、およそ1本のガラス固化体が発生することになる。また、家庭や工場などで利用するすべての電力の半分を原子力発電で賄うとした場合、日本人一人が一生（80年）の間に発生するガラス固化体の体積は、ゴルフボール約3個分に相当する（付録1参照）。

2000年10月に策定された国の特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画によれば、1999年末以前の発電用原子炉の運転に伴って生じた使用済燃料の再処理によって生ずるガラス固化体は約13,300本と見込まれている。その後2000年～2009年の間は年間約1,100～1,400本のガラス固化体に相当する使用済燃料が発生していき、2020年頃までには、総量約4万本のガラス固化体に相当する使用済燃料が発生すると見込まれている（通商産業省、2000b）。

現在、日本原燃によって青森県六ヶ所村に使用済燃料の再処理施設の建設が進められているが、これまでは再処理のほとんどをフランスのCOGEMAとイギリスのBNFLに委託している。この海外再処理の結果、製造されたガラス固化体は、2004年3月までに計9回にわたって日本へ安全に返還輸送されてきており（このガラス固化体を、以下、「返還ガラス固化体」という）、すべて青森県六ヶ所村にある日本原燃の施設において貯蔵管理されている（表2.2.4-1, 2, 図2.2.4-1）。

また、茨城県東海村にある核燃料サイクル開発機構（以下、「サイクル機構」という）東海事業所の再処理施設においても、再処理技術の研究開発を目的として、国内の主に軽水炉で発生した使用済燃料の再処理が行われている。この再処理に伴って発生した高レベル放射性廃液についてもガラス固化体とされ、同事業所内の施設において貯蔵管理されている（表2.2.4-2, 図2.2.4-2）。青森県六ヶ所村に建設されている日本原燃の再処理施設においては、2006年から再処理が行われガラス固化体が製造される計画（日本原燃株式会社、2003）である。

表 2.2.4-1 返還ガラス固化体の輸送実績

（電気事業連合会ホームページ（<http://www.fepec.or.jp>）を編集）

輸送回数	輸送船名	輸送ルート	輸送容器基数	ガラス固化体本数	出発地 出発日（現地時間）	到着地 到着日（日本時間）
第1回	パシフィック・ピンテール号	南米/ホーン岬 経由	1基	28本	仏国シェルブール港 1995.2.23	青森県六ヶ所村むつ小川原港 1995.4.26
第2回	パシフィック・ティール号	喜望峰/南西 太平洋経由	2基	40本	同上 1997.1.13	同上 1997.3.18
第3回	パシフィック・スワン号	パナマ運河 経由	3基	60本	同上 1998.1.21	同上 1998.3.13
第4回	パシフィック・スワン号	パナマ運河 経由	2基	40本	同上 1999.2.25	同上 1999.4.15
第5回	パシフィック・スワン号	パナマ運河 経由	4基	104本	同上 1999.12.29	同上 2000.2.23
第6回	パシフィック・スワン号	南米/ホーン岬 経由	8基	192本	同上 2000.12.19	同上 2001.2.20
第7回	パシフィック・サンドパイパー号	パナマ運河 経由	6基	152本	同上 2001.12.5	同上 2002.1.22
第8回	パシフィック・スワン号	パナマ運河 経由	6基	144本	同上 2003.6.4	同上 2003.7.23
第9回	パシフィック・サンドパイパー号	パナマ運河 経由	5基	132本	同上 2004.1.19	同上 2004.3.4

表 2.2.4-2 現在稼働中のガラス固化体貯蔵施設

(日本原燃株式会社ホームページ (<http://www.jnfl.co.jp/cycle-haikikanri/index.html>), 核燃料サイクル開発機構のホームページ (<http://www.jnc.go.jp/ztokai/repro/week/now/weekly.htm>) 及び動力炉・核燃料開発事業団 (現サイクル機構) の再処理施設設置変更承認申請書 (昭和 62 年 3 月, 昭和 62 年 7 月一部補正) に基づき作成)

設置者	日本原燃	サイクル機構
設置場所	青森県六ヶ所村	茨城県東海村
施設の名称	高レベル放射性廃棄物貯蔵管理センター	再処理施設ガラス固化技術開発施設
施設の操業開始	1995 年	1995 年
貯蔵容量	1,440 本 *将来的には2,880 本を計画	420 本
貯蔵本数 (2004 年 4 月 30 日時点)	貯蔵ピット収納済: 732 本 未収納保管中: 160 本	130 本



(出典：日本原燃株式会社，2000)



(写真提供：日本原燃株式会社)

図 2.2.4-1 日本原燃の高レベル放射性廃棄物貯蔵管理センターとガラス固化体貯蔵ピット

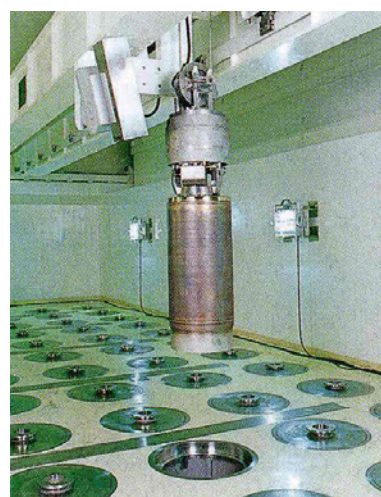


図 2.2.4-2 サイクル機構の再処理施設ガラス固化技術開発施設とガラス固化体貯蔵ピット

(出典：核燃料サイクル開発機構，2000，2002)

(2) ガラス固化体の特徴

ガラス固化体の放射性廃棄物としての特徴は、初期の放射能が極めて高いことである。図 2.2.4-3 に放射能の推移から眺めたガラス固化体の特徴を示す。

製造直後のガラス固化体は、固化体表面における放射線量が約 1,500Sv/h (20 秒弱で 100%の人が死亡するとされる量である) となるほど多量の放射能を有している。ガラス固化体の放射能は時間とともに減衰するが、1,000 年後のガラス固化体表面においても約 20mSv/h の放射線量(人間が一生の間に受ける自然放射線に相当する量を 4 時間で受ける程度のもの)である(付録-2 参照)。さらに、ガラス固化体の放射能が燃料の製造に必要なウラン鉱石の全量がつ放射能と同量になるまでには数万年という時間を要する。このように放射能は減衰しながらも長く存在するため、ガラス固化体を長期間にわたって人間の生活環境から安全に隔離することが必要となる。

ガラス固化体はそれ自身が有する放射能の影響で発熱する性質がある。図 2.2.4-4 にガラス固化体の発熱量の経時変化を示す。発熱量はガラス固化体製造時には約 2,300W/本である。ガラス固化体は製造時には、比較的高い放射能をもつが、放射性核種が急激に崩壊してその放射能を失うのに伴い発熱量も低下し、30~50 年程度経過すると、製造時の約 4 分の 1 から 7 分の 1 に低下する。

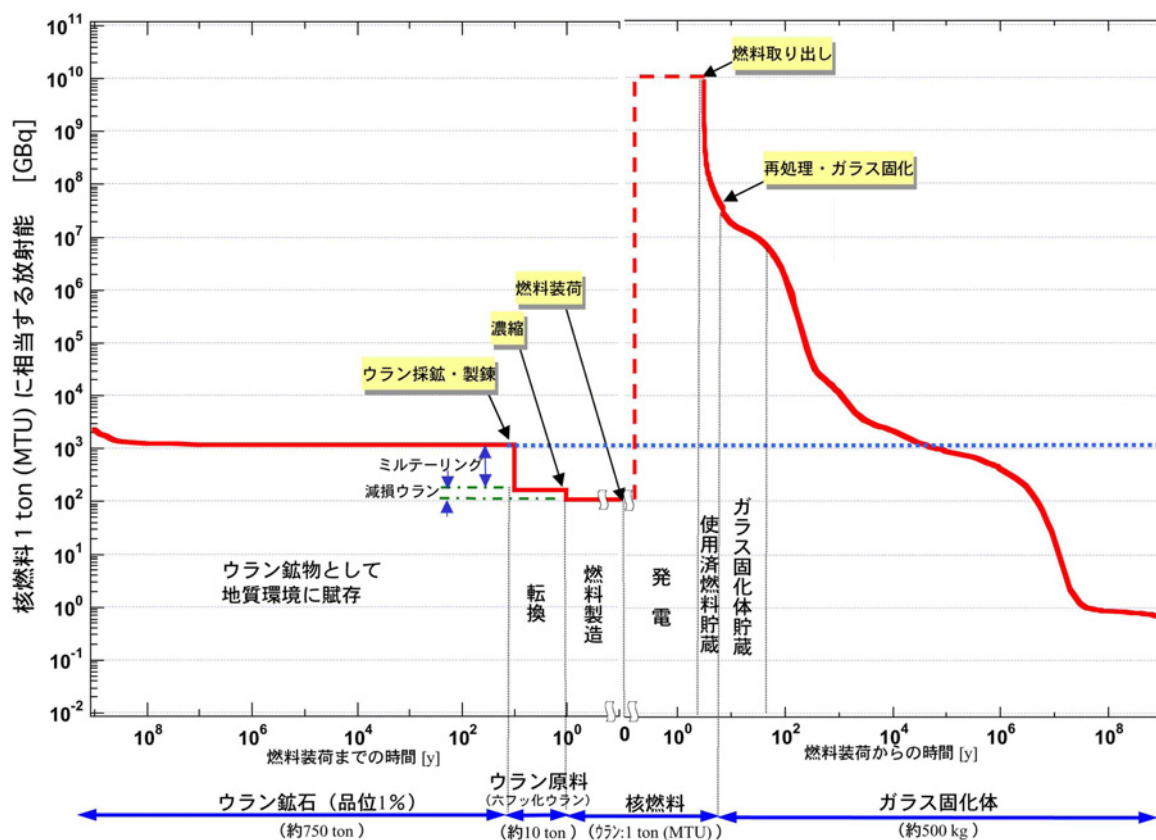


図 2.2.4-3 放射能の推移から眺めた高レベル放射性廃棄物(ガラス固化体)の特徴
(濃縮度 4.5%の核燃料 1MTU 相当) (核燃料サイクル開発機構, 1999a)

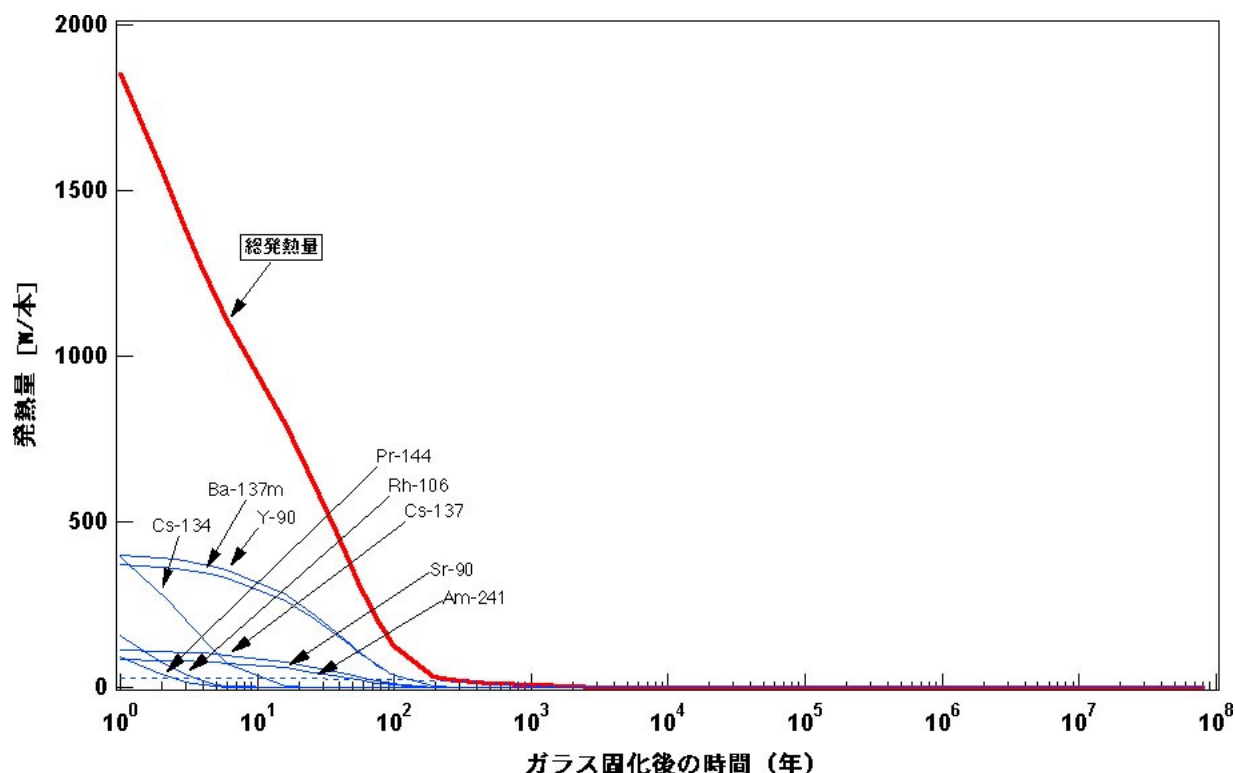


図 2.2.4-4 ガラス固化体の発熱量の経時変化

(日本原燃のガラス固化体仕様を基に設定された条件 (核燃料サイクル開発機構, 1999a) による計算値, 図 2.2.4-3 に示した 1 トンの使用済燃料は 1.25 本のガラス固化体に相当)

2.3 高レベル放射性廃棄物管理²⁻²⁾

放射性廃棄物管理とは、原子力を利用する施設から発生する放射性廃棄物の前処理、処理、調整、貯蔵、処分に関する運営、操業面でのすべての活動を指す (国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency : 以下、「IAEA」という), 1995)。2.2 で述べたように、産業や医療用に広く原子力を利用しているすべての国において放射性廃棄物が存在している。放射能レベルの高い高レベル放射性廃棄物は、特に原子力発電の結果、必然的に発生する。すべての放射性廃棄物に対して責任のある対策をとるのは、現在及び将来の地球環境を健全に維持するために倫理的に行動すべき社会の義務である。

原子力発電計画を有している他の国と同様、日本においても相当量の高レベル放射性廃棄物がすでに存在しており、今後も原子力の利用に応じて継続的に発生する。これらの廃棄物を安全に管理し、将来の世代に過度の負担を押し付けないようにするのは、日本の社会、とりわけ原子力によって恩恵をこうむっている現世代の責任である。これは、一般に世代間の公平性の原則として知られているものである。この原則を満たし、将来の世代の健康や環境にとって悪影響を及ぼさないようにする処分方法として考えられているのが地層処分である。

²⁻²⁾ ここでいう放射性廃棄物管理に相当する英語は、「waste management」である。特定の方法に基づく「control」という意味での管理ではなく、含まれる対策をより包括的に示す概念である。

ここでは、国際的に議論されてきた放射性廃棄物対策の基本原則、地層処分の選択肢としての合理性、地層処分計画に求められる要件などを説明し、これらを背景としてわが国の地層処分計画がこれまでどのように進められ、今後どのように進められようとしているかについて述べる。

なお、国際的な議論については、英文で書かれている情報を正しく解釈できることが重要であり、これを適切な日本語で表現することに特に留意した。

2.3.1 放射性廃棄物管理の基本的考え方

(1) 基本原則

IAEA は、放射性廃棄物管理について基本原則を示している (IAEA, 1995 ; 付録-3 参照)。このなかで、放射性廃棄物は、人間の健康の防護や環境保護に対する受容可能なレベルを保証するような方法で管理されなければならない (原則 1 及び 2) とし、「受容可能なレベル」については倫理的観点から、将来世代の健康に対して予想される影響は、現在受け入れられている影響のレベルよりも大きくなるように管理されなければならない (原則 4) としている。原則 4 に関連して、さらに、放射性廃棄物の管理にあたっては将来世代に対して過度の負担を強いることのないように対策を施さなければならない (原則 5) とし、原子力の恩恵をこうむっている現世代が、将来の世代や環境の防護のためにとるべき対策の基本的指針を示している。

原則 4 については、長期間の時間スケールにわたって放射性廃棄物の完全な隔離を保証するのではなく、人間の健康に対して受け入れることのできない影響が生じないことを確かなものとするを合理的に達成することが意図されている。

原則 5 に関し現世代の責任において果たすべきこととして、放射性廃棄物管理のための技術開発、施設の建設・運転、費用の確保や十分な管理計画の策定を行うことが挙げられている。しかし、必要とされれば、例えば処分場に関する制度的管理 (institutional control, 脚注 2-2) 参照) のような限られた範囲の活動については、将来の世代に引き継がれることもあり得ることが併せて示されている。このような制度的管理の手段としてはモニタリング (5.4 参照) や記録の保存 (5.7 参照) などが挙げられる。放射性廃棄物の処分の実施やその時期に関する決定は、例えば適切なサイト²⁻³⁾ の存在可能性、そのサイトへの処分施設の受け入れ可能性や技術的な開発状況、最終的に処分を行うまでの貯蔵管理の履歴など、科学的、技術的、社会的及び経済的要因に依存する。

さらに、仮に将来世代が長期間の制度的な手段や行為 (例えば、処分場のモニタリングや処分場閉鎖後における廃棄物の回収、記録の保存など) をとることを決定するかもしれないとしても、放射性廃棄物の管理は、可能な範囲で、安全性に関する要件としてこのような制度的手段や行為に依存すべきではないとされている。

²⁻³⁾ 本書では、最終処分施設を建設することが可能と考えられる場所を幅広く意味する語として「サイト」を用いている。「サイト」は様々なサイト環境条件を有しており、ある特定の地域を指すものではない。特定の地域を意味する「最終処分施設建設地」及び「応募区域」とは別の語として使い分けている。

(2) 環境及び倫理的基盤

前項(1)で述べたように、放射性廃棄物管理の基本原則において、倫理的側面はその重要な支柱となっている。

経済協力開発機構原子力機関(OECD/Nuclear Energy Agency (NEA):以下、「OECD/NEA」という)は1994年にワークショップを開催し、放射性廃棄物の地層処分に関する環境面及び倫理面の課題について議論を行っている(OECD/NEA, 1994)。この成果は、放射性廃棄物管理委員会(Radioactive Waste Management Committee: RWMC)の集約意見として報告された(OECD/NEA, 1995a)。

ワークショップでは公正さと公平性に焦点をあてて倫理的側面が検討され、

- 廃棄物発生者は、将来世代に過度の負担を課さないよう、これらの物質について責任をもつとともにそのための方策を準備すべきである、
- 廃棄物については、人間の健康と環境に対して容認できる防護水準を保証し少なくとも今日容認されている安全水準を将来世代に与えるように管理すべきであり将来世代の健康や環境へのリスクを軽視する理由はない(2.3.1(1)で述べたIAEAの基本原則4参照)、
- 廃棄物管理の方策は、不明確な将来に対して安定した社会構造や技術の進展を前提としてはならず、人間が関与する能動的(active)な管理(control)に依存しない受動的(passive)に安全な状態を残すことを目指すべきである、

といった意見の集約をみている(核燃料サイクル開発機構, 1999e)。将来の科学技術の発展に期待しつつ人間が直接手を下して管理を続けることは、将来世代の経済的負担も含め、解決の先送りであるとされた。

このような議論は次のような二つの原則としてまとめられている。

- 世代間の公平性：将来世代へのリスクと負担に関する問題とそれに対する解決の義務を将来の世代に先送りしないことは、現在の世代の責任である。
- 世代内の公平性：環境問題の解決にあたり、現在の世代内において有限な資源を消費する際にはそれが意味のあるものとなるように保証することが重要である。このため、考えられる解決策をとった場合の潜在的な影響を相対的に考慮するとともに、それをどのように進めるかについての意思決定には、社会全体がかかわり公正で公開された方法で行われるように配慮しなければならない。

世代間の公平性の原則は、1992年の環境と開発に関する国連会議(United Nations Conference on the Environment and Development: UNCED)で採択されたリオ・デ・ジャネイロ宣言及びAgenda 21に示され広く知られている持続可能性あるいは持続的発展の原則に関連している(UN, 1992)。持続可能性とは、将来世代が彼らの要求に見合う行動をとるうえで制約とならないように、現世代の要求を満足することを意味している。リオ・デ・ジャネイロ宣言及びAgenda 21によって、一国及び世界的なレベルでの環境に対する戦略的思考についての現在の方向性が与

えられ、持続可能性と予防原則の考え方が国際的な環境政策の中に確立されることになった。予防原則というのは、持続可能性の確保という観点から、その影響が十分に理解され、受け入れられるものでない限り、環境を悪化させるような新たな活動を実施すべきではないという考え方である（つまり、「誤っても注意深く行動する」という考え方）。

前述した OECD/NEA の集約意見では、長寿命放射性廃棄物に関する将来世代に対する責任は、監視と長期間にわたる責任を必要としそのため安定した社会の存続を前提とする永続的な貯蔵より、最終処分によってよりよく果たすことができると結論づけている。併せて、最終処分の方法として現在最も好ましいと考えられるのは地層処分であるとしている。

世代間の公平性に関する OECD/NEA の最近の議論では、ただ将来世代に問題を先送りしないということのみならず、彼らの意見を排除しない、あるいは彼らの意思決定の自由を奪わないように配慮すべきであるということが論点となっている。これは、KASAM (Swedish National Council for Nuclear Waste) によって最初に提起されたものである (KASAM, 1988)。

専門家の社会においては、適切に立地、設計、建設、操業、閉鎖、廃止措置がなされた地層処分場は、世代間の公平性を確かなものとするという目的にかなったものであるという合意が得られている (OECD/NEA, 1999a)。実際にこれは、将来の人々に対して追加的な行動や資源の配分を求めることなく、受動的な方法によって安全性を確保するという持続可能性を満たす解決法である。一方で、地層処分を選択すること自体、将来の世代に対する他のオプションを閉ざしてしまうことになるのではないかという別の疑問を生ずるかもしれない。放射性廃棄物の回収に関する技術的可能性は処分場が閉鎖された後であっても維持されているという事実 (2.3.4 (2) 参照) は、地層処分が将来の選択肢に対して決定的な制約とはならないことを意味している。これに対し長期貯蔵は明らかに世代間の公平性の原則を満たさない。

また、地層処分の長期的安全性に関しては多くの不確実性が伴い、これは予防原則に反するという指摘がある。この背景にある議論は、科学的な疑問に対して答えが用意されない限り社会は拙速に処分を実施すべきではないということである。

このような状況を解決するうえで有効なものとして二つの議論がある。まず世代内の公平性の原則は、現在の資源が公正に用いられるべきことを求めている。したがって、明らかに優れた解決策があれば、ただそれを改良するために資源を投入することが唯一正当化されることである。すでに述べたように、科学技術の専門家の間では地層処分が現在最も有力な方法であるとの見解が示されている。しかし実際に地層処分を実施するとすると、社会的要因や他の選択肢を考慮してさらに検討を行い、この見解が社会全体で共有されるものとなる必要がある。多くの国で現在資源が投入されているのはこの領域である。

第二の議論は、倫理的観点を説明するための方法として、計画を一気に進めるのではなく段階的に進める (step-wise approach) という考え方をとるというものである (OECD/NEA, 1995a)。各段階において安全性が高められ将来への負担は軽減されていくが、重要な意思決定はそれを必要とする時期に居合わせる世代に委ねられる。このような段階的進め方については、2.3.4 で

述べる。

2.3.2 高レベル放射性廃棄物の地層処分

処分とは、放射性廃棄物管理の最終的措置として、回収の意図をもたず放射性廃棄物を人間の生活環境に影響の及ぶおそれのないようにすることである。

高レベル放射性廃棄物の放射能は減衰しながらも長期間にわたって存続し、安全性を確保しなければならない期間が長期にわたるため、人間が関与する能動的な管理方法を前提としてこれを保証することはできないと考えられている。したがって、その処分においては、モニタリングや処分施設の維持、あるいは制度的管理など人間が積極的に関与する手段に依存しない受動的なシステムによって処分場を閉鎖した後の長期安全性を確保することを目指している。

このような技術的な要求を満たし、2.3.1 (2) で述べた倫理的観点に配慮して将来の世代の健康や環境に害を与えないことが確信できるような方法として、高レベル放射性廃棄物を地下深部に処分する方法（地層処分）が選択され、その実現に向けて各国で努力が続けられている（OECD/NEA, 1999a）。地層処分は、また、国際的な法制上の観点からも受け入れられるものとされている（IAEA, 1997）。

一般に地下深部は長期間にわたって安定で、地表に比べて人間活動や自然現象の影響を受けにくい、還元性の環境にあり腐食や溶解が進みにくい、物質を運ぶ媒体となり得る地下水の動きが極めて遅いといった特徴を有し、高レベル放射性廃棄物の安全な隔離に適しているということができる。このことは、例えばアフリカのガボン共和国にあるオクロ鉱床で、20億年前に自然に核分裂反応が生じた結果生成した放射性核種が、長い時間を経た後にも発生した場所からほとんど移動していない（例えば Curtis et al., 1989）という事実や、約13億年前に形成されたカナダのシガーレイク鉱床では今日までウランが安定に保存されている（例えば Miller et al., 1994）ことから類推されている。また、地下深部は、人間による意図的な侵入の可能性を大きく制限するとともに、不注意による人間の侵入の可能性を極めて低いものに抑えることができる。

2.3.3 地層処分に関する放射線防護原則

放射性廃棄物の処分の安全確保に関しては、一般論として「濃縮（固化）・閉じ込め²⁻⁴⁾」と「希釈・分散」という二つの基本的な考え方がある（OECD/NEA, 1977）。いずれの考え方においても環境への放射性核種の早期放出又は時間が経過した後の放出が生ずるであろうことから、IAEAの基本原則4に関して言及したように放出をゼロとすることが目標とされている訳ではない。大気中や水中への早期放出のように環境における「希釈・分散」によって安全に処分することが期待できない放射性廃棄物に関しては、適切な形態に固化され前者の考え方によって処分する方法がとられるが、この場合でも長期的には「希釈・分散」に移行すると考えられる。

²⁻⁴⁾ 国際放射線防護委員会（International Commission on Radiological Protection : ICRP）では、「濃縮・閉じ込め」（concentrate and contain）ではなく、「濃縮・保持」（concentrate and retain）という表現を用いている。

「希釈・分散」に移行しても人間や環境に有意な影響を与えないようにすることが重要である。処分場はこのような固体廃棄物を対象とし、その放射能レベルや形態に応じて立地選定や施設設計が行われる。

放射性廃棄物処分場の開発計画は、一般に操業前、操業中及び閉鎖後という大きく三つの期間に分けられる。放射線の防護を考えなければならないのは、操業中及び閉鎖後の期間である。

(1) 操業期間

操業期間には、廃棄物の埋設施設への搬入、定置、施設の閉鎖のための準備が行われる。操業期間中の作業は密封線源である固体放射性廃棄物の取り扱いであり、放射線による外部被ばくに対する防護が主要な課題となる。この間、線源となる放射性廃棄物は管理され、影響については検証することができることから、国際的な指針や国内法に沿って通常の原子力施設等と同様の方法により、放射線の防護を実施することが可能である。

操業期間中の防護目標及び基準に関する基本的な考え方については、通常の原子力施設に対しIAEAによって示されているもの（IAEA, 1996a）が適用可能である。

- 防護目標

処分施設の操業による職業人や公衆の放射線被ばく（付録-4参照）は、社会的、経済的要因を考慮して合理的に達成し得る限り低いものとしなければならない、また、個人の被ばくは適用される線量限度及び線量拘束値（付録-4参照）を超えないように維持されなければならない。

- 基準（実効線量）

- 職業人の被ばく限度：連続した5年間の平均年実効線量限度20mSv；年間の実効線量限度50mSv
- 不特定多数の公衆で構成される決定グループ（付録-4参照）に対する平均推定線量の限度：年実効線量1mSv

また、国際放射線防護委員会（International Commission on Radiological Protection：以下、「ICRP」という）によれば、公衆に対する被ばくについては種々の線源の重畳を考慮し、施設や操業による線量が線量拘束値0.3mSv/年を超えないように設計されなければならないとされている（ICRP, 1997, 2000a）。この線量拘束値は、ICRPのPublication 60（以下、簡略化してICRP60のように記す）に示されたリスクファクター²⁻⁵⁾（ICRP, 1991）に従えば、死亡と重篤な遺伝的影響に関する 10^{-5} /年のオーダーのリスクレベルに相当する。

なお、閉鎖後の期間においても何らかの制度的管理が継続している間は、操業中と同様の放射線防護の考え方を適用することができると考えられる。

²⁻⁵⁾ ICRP60で見直された値は、ICRP46（ICRP, 1985）で用いられた値の約4倍となっている。

(2) 処分場閉鎖後

放射性廃棄物処分に対する主要な関心事は、処分場を閉鎖し制度的管理を止めた後、人間の健康と環境を長期的にどのような考え方で防護すべきかという点である。処分場が閉鎖された後、放射性核種が非常に長い時間を経て環境に移行し、遠い将来、その結果として人間の被ばくを引き起こす可能性が想定される。このような地層処分特有の問題に対し、ICRP26によって示されていた防護体系の考え方(ICRP, 1977)の適用性について検討が行われた(OECD/NEA, 1984 ; ICRP, 1985)。

これらの検討では、地層処分による長期的な影響については、確率は低いながらも線量限度を超える潜在的な線量をもたらすようなシナリオが考えられ、個人が一定の予測される線量を受ける確率が1か1に近いと考えられる条件に対して規定される線量限度のみからなる基準によって制限することはできないとしたうえで、確率を考慮に入れたすべてのシナリオに起因する放射線被ばくによる個人のリスク限度を確立することが適切とされた。また、日常生活で通常受け入れられているリスクのレベルと比較することによって、およそ 10^{-5} /年というリスクが線量に換算して年間約1mSvに相当することが示されている(脚注2-5) 参照)。

ICRPは、その後の科学的知見の進展等に基づき、原則としてすべての放射線源を対象とした放射線防護体系をICRP60(ICRP, 1991)において示し、これを廃棄物処分に適用するための勧告として、放射性廃棄物全般にわたる処分方策に関するICRP77(ICRP, 1997)、長寿命の固体放射性廃棄物の処分方策に特化したICRP81(ICRP, 2000a)をまとめている。

ICRP60では防護の最適化(付録-4参照)のために線量拘束値の概念が示された。また「潜在被ばく」の概念(「被ばくが起こる可能性はあるが、起こることは確実ではない」ような被ばくをいう)が導入され、「通常被ばく」(多少の不確実性はあるものの将来ほぼ発生することが確からしいと考えられる被ばく)と対となるものとして定義された。潜在被ばくについては、ICRP64(ICRP, 1993)でより具体的に基本概念や勧告の適用に関する説明が行われている。

これを受けICRP77では、廃棄物処分の放射線学的影響に対する防護について、線量拘束値約0.3mSv/年を超えないように最適化を行うことが適切であろうと勧告している。また将来世代の防護の観点から用いる指標として、通常被ばくに対しては決定グループの構成員に対する年間の個人線量、潜在被ばくに対しては決定グループ構成員に対する年間の個人リスクを勧告している。

長寿命放射性廃棄物の処分を対象としたICRP81では、線量拘束値とリスク拘束値の適用に関し、遠い将来における個人の線量は推定されるのみであり、これらの推定値の信頼性は先になればなるほど低下してくるということに留意する必要があるとしている。特に、一定レベルの放射性核種が存在している環境下で放射線量の推定値を決定することになる人間の将来の行動様式を予測するのは困難であり、一般的な想定に基づく以外、これを設定することは不可能である。したがって、地層処分の影響を表す線量あるいはリスクというのは、およそ数百年を超えるような将来にわたる健康への影響を確実に予測するための尺度ではなく、処分システム

に関する現在の理解に基づいて処分場が受け入れられるかどうかを判断するうえで、適切な基準と比較するために推定されるものであるとしている。

ICRP81では、地層処分によって想定される被ばくの状況について、大きく二つのカテゴリーを考えている。これらは、自然に進む劣化や少しずつ変化するプロセス及び自然の突発的事象（disruptive scenario）により生じる被ばく（自然過程（natural process））と意図的でない人間侵入により生じる被ばくである。

すべての自然過程（火山活動、断層活動などによる突発的事象も含む）に対し、通常被ばくについて線量拘束値0.3mSv/年を上限として適用することを勧告している。これは、 10^{-5} /年のオーダーのリスク拘束値に相当するとし、この適用を容認することで潜在被ばくに対する拘束値を与えている。

処分場は、このカテゴリーに含まれるプロセスと事象には十分な抵抗性をもつように設計されている。また、定量的な評価に関して、その信頼性に合理的な見通しが得られるように科学的基礎を準備することが可能である。したがって、このような評価に基づく線量とリスクの計算結果は、それぞれの拘束値と比較すべきであるとしている。

人間侵入については、自然過程を表すシナリオのように拘束値を適用することは適切ではないとしている。拘束値の代わりに、人間侵入の重要性を判断するための線量レベルを考えるうえで、それ以下であれば介入（付録－4参照）する必要はなさそうだという現存年線量（付録－4参照）10mSv程度と、それ以上であれば常に介入を考慮すべきという現存年線量100mSv程度とを参考とすることができるであろうとの示唆を与えている。

人間侵入に対して拘束値が適用できない理由として、ICRP81では、人間侵入が防護の最適化のプロセスを経て構築された地層処分システムによって設けられているバリアを通り抜けてしまうこと、将来の人間活動の予測に関しては確かな科学的根拠が乏しいか全くないことを挙げている。一方、人間侵入の可能性を完全に排除することはできないことから、一つ又はそれ以上の尤もらしい人間侵入シナリオを検討し、その結果に基づいて人間侵入に対する防護の重要性を判断することが求められる。その判断のための目安として、上述したとおり、拘束値の代わりに現行の基準における介入レベルの線量を用いることが示唆されている。この考えに従えば、人間侵入の影響について評価した結果、サイト周辺の住民の線量が介入レベルの線量となる可能性がある場合には、人間侵入の発生確率を減らすため、あるいはその影響を制限するために必要な措置（例えば、侵入をより困難とする深部への地下施設の設定、頑健（robust）な設計の採用、立入り制限や核種放出の可能性に対するモニタリングなど能動的な制度的管理、土地利用制限など受動的な制度的管理等）を、処分場の操業から閉鎖に至る（必要に応じて閉鎖後の制度的管理が行われる場合にはこれも含め）事業の種々の段階においてとることとなる。

ICRP81における議論でも強調されているように、安全評価によって推定される遠い将来（ICRP81では「およそ数百年を超える」とされている）における線量あるいはリスクは、人間の健康への影響を正確に予測するための直接的な指標ではなく、地層処分システムの性能の評

価にあたり適切な基準と比較して、その安全性が受け入れられるものかどうかを判断するために用いられる尺度である点に留意することが重要である。このことは、OECD/NEAの長期安全性の評価に関する集約意見（OECD/NEA, 1991a）、IAEAのBIOMASSプロジェクト²⁻⁶⁾（IAEA, 2003a）においても指摘されている。

このような観点から、線量拘束値やリスク拘束値を満たしているかどうかの判断においては、遠い将来になればなる程、こうした基準を参考値と考えるべきであり、単に数値が守られているだけで、あるいは拘束値を上回っているということだけで、安全性を議論すべきではないというICRPの指摘は重要である（ICRP, 2000a）。このため、2.3.4（3）で述べるセーフティーケースを総合的に検討したうえで判断がなされることが肝要である。判断は際限のないものであってはならず、自然過程に対して適切な拘束値が満足されており、偶然の人間侵入の可能性を低減するために合理的な措置がとられ、また工学的、技術的及び管理上の原則が健全に働いていれば、放射線防護の要件は満たされていると考えることができるという見解が示されている。

2.3.4 地層処分計画の進め方

（1）段階的なアプローチ

2.3.1（2）において、倫理的観点から地層処分計画を段階的に進めるアプローチについて触れた。

地層処分計画をどのように段階設定して進めるかについては、各国の国情などに応じて様々な考え方があがるが、一般に計画の完遂には数十年以上の長い期間を要する。このような長い期間にわたって進められることによって、処分場概念の構築にかかわる作業がもつ新規性や複雑性、計画に対する社会の受容性の変化、技術的課題や社会的受容性に応えるための注意深い進め方への要求（2.3.1（2）で述べた倫理的観点への配慮）などに対応することができる。

段階的なアプローチをとるためには、地層処分計画全体にわたって注意深く行われる技術的な管理、利害関係者（stakeholder）の関与を確実にするための透明性のある仕組み、さらには、頑健で柔軟性の高い処分場概念を構築することが必要となる。計画を進めるための具体的方策に関する基本的考え方は、閉鎖にいたる各段階（stage）においてフェイルセーフなものを目指すべきであり、かつそのような方策をとることによって、処分計画の根幹となる基本的な安全概念に妥協を許すものであってはならない。また、将来の世代がその方策を実行しようとしたときに予定外の負担を必要とするようなことがあってはならず、こうした要件が全体的に調和したものであることが求められる。

処分計画の各段階の終了時には、次の段階に進むかどうか、次の段階への要求事項は修正が必要かどうかについて意思決定が行われる。各段階において達成された計画への信頼性の基盤については利害関係者間で十分に意思疎通が図られ、次段階における課題解決の方策が明確に

²⁻⁶⁾ 1996年10月から2001年10月までに行われた生物圏のモデル化と評価方法に関するIAEAの国際共同研究プロジェクト（BIOsphere Modelling and ASSESSment（BIOMASS）Programme）。三つのテーマで構成され、そのうちの 하나가放射性廃棄物の地層処分の安全評価における生物圏評価を対象としている。

示される必要がある。意思決定において計画への信頼の基盤となるのは、

- 地層処分という選択肢の適切性に関する倫理的、経済的、政策的側面についての一般的な合意、
- 技術的な現実性と長期的安全性に関する信頼性、
- 組織、法規制の枠組み、計画の進め方に関する信頼性、

である。技術的な現実性と長期的安全性に関する信頼性は、セーフティーケースによって論じられる。セーフティーケースについては、2.3.4 (3) において述べる。

米国研究評議会 (National Research Council : 以下、「NRC」という) は米国エネルギー省 (U.S. Department of Energy : 以下、「DOE」という) の依頼に基づき、処分場開発における建設、操業、閉鎖、閉鎖後の各段階を通じてどのように段階設定を行うかを一般的に検討しユッカマウンテン計画 (Yucca Mountain Project : 以下、「YMP」という) への適用性について論じている (NRC, 2003)。段階設定の方法論として、線形的段階設定 (linear staging) と適応型段階設定 (adaptive staging) を挙げ、処分計画にとってより有効なアプローチとして後者を推奨している。適応型段階設定は、計画を進めるなかでの体系的な学習、柔軟性、可逆性 (reversibility, 2.3.4 (2) 参照)、監査の容易性、透明性、健全性、応答性という七つの属性によって規定されている。計画の推進者は意思決定ポイントにおいて、

- その時点までに得られた情報の体系的な整理、統合、評価及び適用、
- 以前の段階への回帰を含む次段階に関するオプションの明確化、
- オプションとの比較を含む地層処分システムの安全評価に関する検討と更新、
- 新たに見出された知見の透明性をもった公開、
- 利害関係者との対話の確保、
- 上記すべての点に基づく次段階の内容の決定、
- 意思決定内容とその理由の周知、普及、

という作業を行うことが求められる。

(2) 可逆性と回収可能性

地層処分の長期的な安全性は、処分場閉鎖後にとられる行為に依存して確保されるべきではないというのが基本原則であるが、このことは保守や監視を目的とした行為の排除を意味している訳ではない (IAEA, 1995 ; OECD/NEA, 1982)。実際、多くの処分場開発計画では、このような行為の可能性を視野に入れている (5.6 参照)。このような行為にも関連し、また、技術的情報や政策的要因の変化に対応するため、計画の柔軟性の向上を目的として可逆性 (reversibility) と回収可能性 (retrievability) の概念を取り込むことについての検討が行われている。可逆性や回収可能性に関する検討は、段階的な計画の推進を保証し、地層処分に関するより広範な社会的信頼を獲得するための倫理的な側面として重要であると考えられている (OECD/NEA, 1982, 1995a)。ここで、「可逆性」とは、処分場開発計画全体の中のどの段階

においても、プランや実施自体に関するある特定のステップやいくつかのステップを元に戻すことが可能であることを意味する。「回収可能性」とは、定置された廃棄物を物理的に元に戻すことができる可能性を意味する。

可逆性と回収可能性の議論は新しいものではない。1982年のOECD/NEA報告書では、それまでに行われていた検討の多くが放射性廃棄物管理の方針と実施についての技術的な側面であったのに対し、放射性廃棄物管理のための政策の背景となるすべての関連原則についてレビューを行い、いかなる選択肢をとるべきかという意思決定の動機に関する議論が展開されている(OECD/NEA, 1982)。

このなかで、処分の方法は受動的であることが基本的な考え方であり、地層処分の安全性はモニタリングなど制度的な管理に依存して確保されるものであってはならないとして、次のようにその論拠を挙げている。

- 将来世代への負担を排除すべきこと。
- 長期間にわたる制度的管理を保証できないこと。
- ただし、短期的（このような期間として合意が得られるのは数百年程度と考えられる）には安全性の確保をより高める手段としてこれを否定するものではない。その場合でも、制度的管理が必須なものとされるべきではなく、また、将来世代への負担となるようなものであってはならない。

また、この1982年OECD/NEA報告書では、回収可能性について、

- 処分という性格上、本来的に廃棄物を回収する意図はない、
- したがって、閉鎖後の段階に対して回収可能性は前提とはならない、
- ただ、このことは処分施設が開放されている閉鎖前の段階について回収可能性を維持すべきではないということの意味している訳ではない、
- また、廃棄物を一旦処分すると回収が不可能となるということの意味している訳ではない、

としている。さらに、

- 廃棄物のタイプや処分を行う場所によって費用や作業の容易さは異なるが、現在の技術によって回収を行うことは可能と考えられると判断している、

とともに

- 技術的ではない何らかの理由により処分施設に回収可能性を容易にするような特徴をもたせる場合には、これによって放射性核種の漏洩の可能性が受け入れられないレベルまで高くなることのないようにしなければならない、

ことを示している。

以上のような議論は、現在の考え方の根幹をなすものであるが、段階的なアプローチに従った意思決定プロセスによって、実際に処分場の開発計画が進められようとする、意思決定に関する可逆性と廃棄物の回収可能性を確保することの重要性が改めて認識される。このような観点からの議論は、2001年のOECD/NEA報告書(OECD/NEA, 2001)において行われており、その主要な結論は以下のようにまとめられている。

- 廃棄物を安全に管理するための技術的な能力に対する信頼性ととも、意思決定プロセスにおける柔軟性に基づき不可逆な決定がなされているのではないことを示すことによって、より広範な公衆の信頼獲得に貢献することができる。仮に地層処分が、その概念自体あるいは特定のサイトにおいて十分な解決法ではないことが判明すれば後戻りが可能でなければならない。廃棄物管理計画には、このような可能性に対して準備ができていないことを示す必要がある。
- 廃棄物管理に関するオプションについての選択権は将来の世代に残されているとはいえ、この問題を解決するための主要な責任は現世代にある。現世代は、処分場を保守し、その状態をモニターするために必要な努力とこれらの努力の結果として生ずる回収可能性の容易さとの間のバランスを決定しなければならない。このような決定は、現在の価値観、倫理的課題に対する解釈、その他、それぞれの国の政治・社会的要請に基づいてなされる必要がある。ただし、意思決定に柔軟性を与えるための手段は、自ら意思決定を行う自由を含む将来世代の要求に敬意を払うべきであるという倫理的な原則に合致するものでなければならない。
- 段階的な処分場開発計画に可逆性を持ち込むことによって、科学的知識や技術の進歩を取り込めるという利点がある。また、国の政策や規制、社会的な態度の変化に対応する能力を備えることができる。
- 廃棄物の回収は、今日考えられているすべての地層処分概念において可能である。しかし概念によって、回収の容易さ、経済性などに相違がある。
- 回収可能性が処分場の開発に関する意思決定を無期限に延ばすための口実となってはならない。処分場の閉鎖は、技術的、社会的側面あるいは管理面から重要なマイルストーンであり、処分場が期待通りに機能することを合理的に保証するための適切で確かなデータが整えられ、閉鎖に伴う地下のモニタリングの中止と回収可能性の困難さの増大を許容することに関して十分な公衆の信頼が得られて初めて、実施されるべきである。
- 回収可能性に関する技術開発は、今後も継続すべきであり、特にその技術的な信頼性を高めるために実証を行うことが重要である。また、回収可能性を考慮するのは主に閉鎖前の期間とすべきであり、技術開発もこの期間に焦点を絞るべきであると考えられる。
- 安全で環境に配慮した、経済性も優れている放射性廃棄物の管理を実施するための原則を示す政策には、投入される資源の価値や他の要因に配慮して、回収可能性をどの程度まで考慮するかについて明らかにされるべきである。また、これに応じて、資金面、体制面、規制面での整備が行われる必要がある。

(3) セーフティーケースの作成

地層処分システムの長期的な安全性能を保証する論拠、すなわち安全論拠（セーフティーケース：safety case）は、段階的な意思決定による処分計画の推進に欠かせないものである。

すでに述べたように処分場の開発はいくつかの段階を経て進められ、それぞれの段階で意思決定の根拠となる理解度や利用可能な技術的情報のレベルは異なる。このような意思決定において必要なのは、

- その段階に対して適切な信頼性を有するセーフティーケースが作成されていること、
- 安全性を損なう可能性がある不確実性に対し、将来の段階においてこれに対処するための効果的な方策が示されていること、

である。

セーフティーケースの性格や目的については近年活発な議論が行われている。OECD/NEA の議論では、セーフティーケースは、

“... a collection of arguments, at a given stage of repository development, in support of the long-term safety of the repository. A safety case comprises the findings of a safety assessment and a statement of confidence in these findings. It should acknowledge the existence of any unresolved issues and provide guidance for work to resolve these issues in future development stages ...”

と定義されている（OECD/NEA, 1999b）。この定義では、地層処分に特徴的な閉鎖後長期間の安全性に関するもの（post-closure safety case）を指しているが、セーフティーケースは処分場の建設、操業など閉鎖前の活動に対しても同様に定義することができる（pre-closure safety case）。本書では特に断らない限り、セーフティーケースは post-closure safety case を意味する。

NRC の報告書（NRC, 2003）でも同様に、

“... to mean the integrated collection of all arguments that the implementer produces to demonstrate safety of the repository to all interested parties. Iterative assessment of the safety case is the fulcrum around which decisions are made. ...”

とされている。セーフティーケースは処分場の開発計画に関する段階的アプローチに沿って繰り返し作成され評価されることから、実施主体の活動に方向性を与える管理ツールとしても機能することを意味している。

処分場に対するセーフティーケースは、時間的に変化する可能性のある、現実的あるいは計画に固有の種々の制約条件²⁻⁷⁾（OECD/NEA, 1997a）によって与えられる枠組みのなかで作成

²⁻⁷⁾ 現実的な制約条件（practical constraints）とは、処分場開発計画のあるステージにおいて適用されるものと定義されており、例えば廃棄物管理技術（オーバーパック製造技術など）があげられる。一方、計画に固有の制約条件（programme constraints）は放射性廃棄物管理計画全体に適用される条件で、自国で発生した廃棄物は自国内の処分場に処分するといった法規制上の要件などがその例である。

される。したがってセーフティーケースの作成手続きは、処分場の計画それぞれによって、また一つの計画内で変わり得るものである。しかし、一般的には次のような手続きで構成される(OECD/NEA, 1999b)。

まず、次のような内容からなる安全評価を実施する。

- セーフティーケースのための安全確保構想 (safety strategy) の作成, サイトと処分場デザインを選定, 処分場の性能を評価するための関連情報, モデル及び手法の整備
- 上記に基づく性能評価の実施
- 性能評価によって示された安全性の信頼性に関する検討

安全性に関する信頼性が十分でないと判断された場合には、必要に応じ、安全確保構想、サイトや処分場デザインの選定、あるいは性能評価手法に関する見直しが行われる。信頼性が十分と判断されれば、

- 安全評価の結果と信頼性に関する記述、次段階以降における課題を取り扱うための方策をセーフティーケースとして取りまとめる。

こうして取りまとめられたセーフティーケースは、意思決定者（実施主体、規制当局など）によるレビューを経て、計画を次段階に進めるかどうかの判断が行われる。

処分場の性能を解析し長期間にわたる安全性を示す作業は、(閉鎖後)安全評価と呼ばれる。安全評価では、処分場から放射性核種が移行すると想定されるような状況はどのようなものか、またその発生の可能性はどの程度か、仮に放射性核種の移行が生じた場合、人間と環境にどの程度の影響を及ぼす可能性があるかといった点について検討を行う。この際、処分場サイトの有する地質学的な特徴や設計された安全機能が、放射性核種の移行低減に如何に寄与するかについて明らかにする必要がある。このため、必要なデータの収集とともにモデル開発が行われ、安全性に関する解析が実施される。安全評価は、地層処分計画のなかで繰り返し行われ、これによってセーフティーケースの改良が行われる。安全評価の具体的な内容については、第6章において述べる。

セーフティーケースは、安全評価に含まれるような定量的な解析だけでなく、処分場性能の評価におけるデータや不確実性などの包括的な分析、例えば人工物や天然にみられる類似現象のような他の独立した証拠に基づく考察を含むものである（このような多面的な検討は“multiple lines of arguments”と呼ばれる）。また、セーフティーケースが意思決定の材料となることを考えれば、これによって、すべての利害関係者に透明性のある理解しやすい形で、安全性がどのように達成されているか、システムの動きに関する科学的知識の限界がもたらす不確実性にどのように対処しているかなどが説明されることが必要である。

セーフティーケースの作成にあたっては、地層処分計画の進展に伴って蓄積される情報（例えばサイトの地質環境）や最新の科学的知見を取り込むことによって信頼性の評価と強化を反復的に進める必要がある。安全性に関する信頼性の議論は、適切なサイトの選定と処分場の設

計に基づく地層処分システムの固有の性能（6.2.2（1）参照）の確保とそのシステム性能を評価するための方法論及び評価結果について行われる必要がある。このような議論には、例えば提案された処分システム概念、地層処分システムに関するデータや知識、安全評価手法、性能評価モデル、性能評価解析とセーフティーケース、デザインやサイト調査へのフィードバック、それぞれについての信頼性が含まれる（OECD/NEA, 2002）。

安全評価によって示されることとなる安全性に対する信頼性を検討するための手法としては、例えば感度解析を利用することができる。不確実性が安全評価の結果に及ぼす影響について感度解析を行い、示された安全性が想定される不確実性に対して許容可能かどうかを判断する。

こうした不確実性に対する評価に基づき、必要であれば安全性に対する信頼性を高めることを可能とする手段が存在する。このような手段とは、システム概念の頑健性の向上（より適切なサイトや処分場デザインの採用）、安全評価能力の質とその適用に関する妥当性の向上、安全性にかかわる課題を扱うための適切な方策を明示することである。

2.4 わが国の地層処分計画

2.4.1 地層処分計画の進展

(1) 基盤的研究開発の段階

わが国の高レベル放射性廃棄物対策については、1976年に原子力委員会により地層処分に重点を置く旨の目標と所要の研究開発方針（原子力委員会、1976）が示され、これに沿って動力炉・核燃料開発事業団（現サイクル機構）などの機関によって研究開発が進められた。1980年には、研究開発を（i）可能性のある地層の調査、（ii）有効な地層の調査、（iii）模擬固化体現地試験、（iv）実固化体現地試験、（v）試験的処分という五つの段階に区分し、各段階の成果をふまえながら順を追って進めることが基本方針として示された（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1980）。この方針に沿って進められた「可能性のある地層の調査」に基づいて、

「・・・具体的には、我が国における「有効な地層」としては、未固結岩等の明らかに適正に劣るものは別として岩石の種類を特定することなくむしろ広く考え得るものであることが明らかになった。即ち、同一種類の岩石においても、それが賦存する地質条件によって地層処分に対する適性にはかなりの差が認められることから、岩石の種類を特定するのではなく、むしろその地質条件に対応して必要な人工バリアを設計することにより、地層処分システムとしての安全性を確保できる見通しが得られた。・・・」

とされ、これを受けて第二段階以降の進め方についての見直しが行われた（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984）。その結果、すでに終了した第一段階を含め、（i）可能性のある地層の調査、（ii）処分予定地の選定、（iii）処分予定地における処分技術の実証、（iv）処分場の建設・操業という四段階の開発手順が採用されることになった。

1989年には、それまでの研究開発の成果を適切な時期に報告書として取りまとめ、情報提供

を積極的に行うとともに、さらにこれを国が評価することなどを通じて、地層処分についての国民的理解を得つつ進め、地層処分の円滑な実施を目指すこととされた（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1989）。この報告書により、地層処分による安全確保の要件として「地下水接触の抑制」、「溶出・移動の抑制」、「環境安全の抑制」が示され、「性能評価研究」、「処分技術の研究開発」、「地質環境条件の調査研究」という研究開発の重点項目が明らかにされた。また、これらのうち「性能評価研究」を中心として研究開発を進めることも併せて示されている。

1992年、動力炉・核燃料開発事業団は国の方針に沿って進められてきたそれまでの研究開発の成果に基づき、わが国における地層処分の技術的可能性に関する総合的な取りまとめ（以下、「第1次取りまとめ」という）を行った（動力炉・核燃料開発事業団、1992a）。第1次取りまとめでは、

- わが国においても、地下深部には、地層処分の観点からみて長期間にわたり安定な地質環境が存在し得る、
- 処分場は現在利用可能な工学技術によって適切に設計・施工し得る、
- 地層処分の長期的安全性は、多重バリアシステムのうち、主に廃棄物の近傍（ニアフィールド）にあるバリアの働きによって確保できる可能性がある、

と結論され、総じてわが国における地層処分の技術的可能性が示されている。最後の点は、安定な地質環境を確保したうえで、わが国の複雑な地質環境を考慮したセーフティーケースの作成を行うため、「性能に余裕を持たせた人工バリアを中心としたニアフィールドに焦点をあてたアプローチ」をとるという基本的な考え方を与えるものである。

第1次取りまとめに対して当時の原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は、地層処分の技術的可能性が提示されたものと評価し、その後の研究開発の進め方を1993年に明らかにしている（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1993）。特に地質環境に関する情報は基本的に既存の公開されている文献に依拠しており、以降の研究開発においてフィールド調査や試験による情報の充実が求められた。

これを受け、サイクル機構は、原子力委員会バックエンド対策専門部会報告書（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997）に従って関係機関の協力のもとに「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—」（核燃料サイクル開発機構、1999a~e；以下、「第2次取りまとめ」という）を作成し、1999年11月26日に原子力委員会に報告している。第2次取りまとめでは、釜石鉱山を利用した原位試験、東濃鉱山やその周辺地域における試験研究、全国を対象とした天然現象（火山・火成活動、地震・断層活動、隆起・沈降・侵食）に関する事例研究や諸外国の地下研究施設を利用した国際共同研究によって地質環境に関する実測値に基づく情報が整備された。また、第1次取りまとめによって示された「性能に余裕を持たせた人工バリアを中心としたニアフィールドに焦点をあてたアプローチ」は、第2次取りまとめにおけるセーフティーケースの作成にあたって踏襲されている（核燃料サイクル開発機構、1999a、1999d；Umeki, 2000）。その結果、

結論として、これまでの研究開発により、

- 地層処分概念の成立に必要な条件を満たす地質環境がわが国に広く存在し、特定の地質環境がそのような条件を備えているか否かを評価する方法が開発されたこと、
- 幅広い地質環境条件に対して人工バリアや処分施設を適切に設計・施工する技術が開発されたこと、
- 地層処分の長期にわたる安全性を予測的に評価する方法が開発され、それをを用いて安全性が確認されたこと、

といった地層処分の技術基盤が整備された。

また、研究開発施設としてすでに ENTRY²⁻⁸⁾ や QUALITY²⁻⁹⁾ が活用されており、さらに超深地層研究所（岐阜県瑞浪市）計画や現在北海道及び幌延町に申し入れている深地層研究所（仮称）（北海道幌延町）計画²⁻¹⁰⁾ が進むことにより、事業化に向けたスケジュールと整合をとりつつ、次段階の研究開発を展開していくことが可能な状況となる。

以上のことから、サイクル機構としては、わが国においても地層処分を事業化の段階に進めるための、信頼性のある技術的基盤が整備されたものと総括した。

とされた（核燃料サイクル開発機構，1999a；脚注は本書において付記）。

第2次取りまとめは、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会によってレビューを受け、「バックエンド対策専門部会報告書に示された技術的重点課題等が適切に達成され、その技術的信頼性が示されている」と評価されている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，2000c）。また、第1次取りまとめとは異なり、その作業の途中段階で進捗状況をドラフトとして原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会に報告して評価を得るとともに広く公開し、様々な関連分野の専門家の意見が取り込まれた。また、OECD/NEAのレビューを受け国際的なレベルでの技術的信頼性の確保が図られている。

このようにみると、2.3.4（1）で述べたような「段階的アプローチ」に関する現在の概念は確立されていなかったものの、最終処分法の公布による実施段階以前においてもわが国の地層処分計画は段階的に進められてきたということが出来る。研究開発は、サイトや岩種を特定せずわが国で一般的に認められる幅広い地質環境を対象としたジェネリックな方法で進められ、その集大成として第2次取りまとめが公表された。第2次取りまとめは、幅広い地質環境を対象としてわが国における地層処分の成立性に関する技術的な信頼性を概括的に示し、処分予定

²⁻⁸⁾ サイクル機構の東海事業所にある「地層処分基盤研究施設」を指し、地層処分で想定される様々なプロセスについて放射性物質を用いずに試験を行い基礎データ等を取得するための施設。

²⁻⁹⁾ サイクル機構の東海事業所にある「地層処分放射化学研究施設」を指し、主に地下深部の環境を模擬して放射性物質の移行挙動に関する基礎データ等を取得するための施設。

²⁻¹⁰⁾ 2000年11月16日に、北海道及び幌延町とサイクル機構の間で「幌延町における深地層の研究に関する協定」が締結され、研究開発が開始されている。

地の選定や安全基準策定の技術的な基盤を提供したものである。わが国は変動帯に位置し、地層が複雑であるということは一般によく知られている。地層処分計画を進めていくうえでは、まず、こうした地質学的条件においても地層処分は技術的に成立し得るかという疑問に答えることが最も重要な課題となる。1989年の原子力委員会報告書に示された研究開発のアプローチは、このような技術的課題に応えるためにとられたものである。地層処分計画の初期の段階における基盤的な研究開発は、以降の段階の基礎を築くという観点から極めて重要な役割を果たしてきている。

(2) 処分実施の段階

(i) 事業化に向けた検討

高レベル放射性廃棄物処分の事業化に向け、原子力委員会は、1995年に高レベル放射性廃棄物処分懇談会を組織した。主として社会経済的な側面からの検討が行われ、地層処分に関する認識の向上を目指すとともに、情報公開のあり方、費用の確保や実施主体設立の考え方、信頼性と透明性を備えた諸制度の整備、処分予定地の選定などに関する提言が行われた（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。また、通商産業省（現経済産業省）総合エネルギー調査会（現総合資源エネルギー調査会）原子力部会（以下、「原子力部会」という）では、処分費用、処分の実施に求められる要件、実施主体のあり方、費用の安定確保策などについて検討が行われている（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）。

(ii) 最終処分法の概要

上述した事業化に向けての検討や技術的基盤となる第2次取りまとめの成果をふまえ、2000年6月に最終処分法が公布された。最終処分法は、原子力発電所の運転に伴って生じた使用済燃料を再処理することによって発生する高レベル放射性廃棄物の最終処分を、計画的かつ確実に実施することを目的として制定され、処分実施主体の設立、最終処分費用の確保・拠出制度の確立、三段階の処分地選定プロセス等をその内容としている。また、高レベル放射性廃棄物は地下300m以上の深さの安定な地層中に処分することが定められている。

最終処分法に基づき、処分実施主体として原環機構が2000年10月18日に設立された。また2000年11月には、原環機構が行う処分地の選定経過や選定の理由等業務の透明性の確保等について提言、評価を行うことを目的として、原子力部会の下に「高レベル放射性廃棄物処分専門委員会」が設置されている。

国においては、最終処分に関する基本方針及び処分計画（以下、それぞれ「国の基本方針」、「最終処分計画」という）を、原子力委員会、原子力安全委員会の意見を基に、経済産業大臣が策定することとなっている。国の基本方針には、処分実施主体は安全の確保を旨として計画を進め、適切な情報公開により計画の透明性を確保するとともに、概要調査地区等の選定において関係住民等の理解と協力を得るよう努めることとされている（通商産業省、2000a）。また、最終処分を多重バリアシステムによって実施すること、原子力委員会の意見に基づく技術開発の進め方（後述の（iv）参照）などが示されている。最終処分計画では、平成20年代前半を目

途に精密調査地区，平成 30 年代後半を目途として最終処分施設建設地を選定し，平成 40 年代後半を目途として最終処分を開始すること，最終処分施設の規模を 4 万本以上とし年間約 1,000 本のガラス固化体を最終処分できる能力とすることなどが記されている（通商産業省，2000b）。

発電用原子炉設置者は，経済産業大臣が決定した拠出金額を，処分実施主体である原環機構に対して拠出し，処分実施主体は拠出金に見合った高レベル放射性廃棄物の処分を行うこととなっている。なお，納付された拠出金の管理等の透明性を確保する観点から，別途，経済産業大臣が指定した「(財) 原子力環境整備促進・資金管理センター」（以下，「原環センター」という）が拠出金を運用・管理することになっており，処分実施主体は必要なときにそれを取り戻すこととなっている。

処分地の選定は，概要調査地区の選定，精密調査地区の選定，最終処分施設建設地の選定という三段階の選定プロセスによって，選定の際の調査・評価事項等を明確にしながらか進めることとなっている。まず文献調査を基に概要調査地区が選定され，選定された概要調査地区においてボーリング調査等による地表からの調査が実施された後，その調査結果を基に概要調査地区の中から精密調査地区が選定される。選定された精密調査地区において地下の測定及び試験を行う施設を利用したさらに詳細な調査が実施され，その調査結果を基に最終処分施設建設地が選定されることとなっている。これら概要調査地区等の選定にあたっては，経済産業大臣が都道府県知事，市町村長の意見を聴き，十分に尊重して行うこととなっている。安全規制に関しては，別に法律を定めることとされている。

(iii) 安全規制に関する検討

安全規制に関しては，原子力安全委員会によって基本的考え方が示されている（原子力安全委員会，2000b；以下，「第 1 次報告」という）。このなかで，安全確保の原則として，長期的に安定な地質環境を選定するなど，常に長期的な観点から安全性に影響が及ぶおそれのある因子に配慮しつつ，安全確保のための対策（サイト選定，工学的対策）を講ずる必要があること，また，処分場の設計・処分に係る事業許可申請以降，処分事業の各段階において安全確保対策の妥当性の確認が必要であり，これらの安全確認のうち最も早い段階で行われる事業許可申請時の安全確認は安全評価によって行うことが挙げられている。

このため，実施主体による最終処分施設建設地の選定に続いて，処分場の設計・処分に係る事業許可申請以降，事業廃止に至るまで，各段階に対応した安全確保方策を講ずる必要があり，原子力安全委員会は，安全基準・指針等の策定を行うとともに，各段階において適切に関与することが重要であるとされている。具体的には，実施主体による精密調査地区選定開始時期までに，処分場の設計要件，安全評価に係る安全指標，基準値，安全評価シナリオ等を定めた「安全審査基本指針」を策定，また新しい知見を適宜取り入れ，安全審査開始前までに「安全審査指針」及び「処分場の技術基準（建設～事業廃止）」を策定することとなっている。

安全確保のための対策については，多重バリアシステムが長期にわたって所期の性能を発揮できるよう，地質環境等において適切な環境要件を満たす処分地が選定されることが重要であ

るとされている。

処分場の設計・処分に係る事業許可申請時における安全評価については、地層処分の安全性に影響を及ぼすと思われる種々の現象を考慮した解析を行い、一般公衆に対する評価線量が基準値を超えていないこと等を確認することが基本であるとし、今後国際動向をふまえた指標及び基準値が設定されることとなっている。

安全評価の結果が確実に担保されるように建設、操業、閉鎖、管理及び事業廃止の各段階において「安全確認」を行うことが重要であり、各段階に応じたモニタリングや巡視・点検等を実施することが必要であるとしている。特に、処分場の閉鎖に際しては、建設・操業段階に得られたデータを追加して安全評価の結果が妥当であることの確認を行うこととし、妥当性を確認するまでの期間は、高レベル放射性廃棄物の回収の可能性を維持することが重要であるとしている。

前記第1次報告で示された安全確保のために処分地に要求される環境要件の在り方に基づき、原子力安全委員会特定放射性廃棄物処分安全調査会は、「高レベル放射性廃棄物処分の概要調査地区選定段階で考慮すべき環境要件について」を取りまとめている（原子力安全委員会、2002）。これは、概要調査地区を選定する際に、文献調査によって明らかに処分地として不適切であると考えられる要件を示したものである。なお、概要調査あるいはそれ以降の調査結果を基に判断することが適当と考えられる事項や、処分施設の設計・施工との関連において検討すべき事項については環境要件とはしないとの考え方がとられている。環境要件を予め提示し、概要調査地区選定に際しての判断の根拠を示すことは、選定プロセスの透明性を高めるとともに、必要な安全確保に関する検討を着実に進めるうえでも重要であるとしている。

これらの環境要件は、概要調査地区の選定にあたって原環機構が作成した公募資料「概要調査地区選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構、2002a）に反映されている。

総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会のもとに設置された廃棄物安全小委員会では、高レベル放射性廃棄物処分の安全規制の在り方や安全規制の内容について検討を進めてきており、高レベル放射性廃棄物処分の安全規制の基盤確保についての審議結果を報告書として取りまとめている（総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会、2003）。この報告書では、安全規制制度の検討に先立ち、今後調査を進めるべき研究課題と研究を実施し規制機関を支援する体制について提言が行われている。

(iv) 研究開発

実施の段階においては、段階的に選定されていく特定のサイトの環境条件に関する情報に基づいて、そのサイトの適切性や処分場のデザインの検討、安全評価などが実施され、セーフティーケースが繰り返し作成される。このための科学技術的基盤や実行可能な技術を継続的に整えるうえで研究開発の枠組みを確保しておくことが必要である。このような研究開発の必要性を考慮し、原子力委員会は国や関係機関、実施主体の役割に関する方針を示している（原子力

委員会，2000)。これによれば，最終処分事業の安全な実施，経済性及び効率性の向上等を目的とする技術開発は実施主体が担当，国及びサイクル機構などの関係機関は最終処分の安全規制，安全評価のために必要な研究開発や深地層の科学的研究等の基盤的な研究開発及び地層処分技術の信頼性の向上に関する技術開発等を進めていくものとしている。

このような方針に従い，原環機構は，処分場のサイトとしての適切性を評価するための技術やそのサイトの環境条件に対応した最適な処分場の設計，安全性の評価を行うためのアプローチ，方法論など技術的基盤の開発に着手している。これについては，第7章で述べる。

(3) 処分計画の進め方に関する国際的な議論との調和

わが国の地層処分計画は，1999年に公表された第2次取りまとめによって示された技術的基盤に基づき，2000年6月の最終処分法の公布をもって，それまでの基盤的な研究開発の段階から実施の段階へと移行した。第2次取りまとめまでの25年に及ぶ基盤的な研究開発の段階においては，第1次取りまとめ及び第2次取りまとめによって研究開発の成果を概括的に取りまとめ，技術的な信頼性が段階的に高められている。このような処分計画の進展は，2.3.4 (1) で述べた段階的な計画推進の概念の萌芽とみることができよう。

2.4.1 (1) で述べたように，第2次取りまとめでは，その途中段階においても作業の進捗状況を公開し広く専門家から意見を求めるとともに，OECD/NEAのレビューを受けて国際的なレベルでの技術的信頼性の確保が図られ，わが国の特徴を考慮した地層処分概念が国際的な考え方とも整合のとれたものであることが確認されている。また，第2次取りまとめの最終報告書に対する原子力委員会バックエンド対策専門部会のレビューについても広く意見が求められた。このようなプロセスをとることによって，地層処分計画の透明性と利害関係者のかかわりに配慮されていることは，倫理的観点(2.3.1 (2) 参照)や段階的アプローチ(2.3.4 (1) 参照)の適用にあたって不可欠の要素が取り込まれているといえることができる。

最終処分法に示されたサイト選定の進め方は，段階的アプローチが明示的に適用されたものである。このように日本の地層処分事業の進め方は，国際的な議論と調和のとれたものである。加えて，最終処分施設の設置可能性を調査する区域については全国を対象として公募方式がとられている(2.4.3 (2) 参照)。このアプローチの背景は地層処分計画の進め方に関する国際的議論や動向を考慮したものである。

2.4.2 地層処分による安全確保の考え方

2.3.2 に述べたように，地下深部は高レベル放射性廃棄物を長期にわたって安全に隔離するうえで好ましい条件を有している。わが国における地層処分概念は諸外国と同様，地質環境が本来的に有する天然バリアとしての機能と人工バリアを組み合わせた多重バリアシステムに基づくものである。しかし，2.4.1 (1) で述べたように，サイトや岩種を特定しない研究開発段階では，日本の地質学的な特徴を考慮して，安定な地質環境を確保したうえで性能に余裕を持たせた人工バリアを中心としたニアフィールド性能に焦点をあててセーフティーケースの構

築を行うというアプローチがとられている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999d；Umeki，2000）。

この安全確保構想では，地層処分システムに著しい影響を与えるような天然現象や人間侵入はサイトを適切に選定することによって基本的には排除される。また，サイト選定によって人工バリアの設置環境として好ましい条件，天然バリアとしての機能を確保する。人工バリアを含む処分施設は，サイトの地質環境を考慮して，期待される機能を発揮するよう適切に設計・施工される。このようなサイト選定，設計・施工による対策によって，処分場には長期間にわたって受動的に働く固有の性能（6.2.2 参照）が確保される。一方，安全評価では，こうして構築された処分場について，想定される将来の様々なシステムの状態に対して固有の性能がどの程度頑健であるかを，ニアフィールド性能を中心として示し安全性の確認を行う。

第2次取りまとめにおいて設計と性能評価の参照ケースとして設定したレファレンスシステムは，炭素鋼オーバーパックに封入されたガラス固化体の周囲にベントナイトを主成分とする緩衝材を充填することによって形成される人工バリアを，安定な地質環境を有する地下深部の岩盤に設置するというものである（核燃料サイクル開発機構，1999a）。それぞれのバリアに期待される安全機能については，第6章を参照されたい。このようなシステムを構築することによって，システム全体のバリア性能の主要な部分はニアフィールドによってもたらされ，天然バリアはその性能をさらに確かなものとする役割を担っている。

実際にサイトが決定されれば，そのサイト環境条件を考慮してサイトに固有の最適な安全確保構想が作成され，安全面，経済面などから合理的と考えられる人工バリアが設計される。第2次取りまとめのレファレンスシステムとそれに基づくセーフティーケースは，そのようなサイトに固有のシステムの検討を行ううえで出発点とすることができる（第7章参照）。安定な地質環境の確保はセーフティーケースの作成にあたって不可欠なものであり，概要調査地区の選定に関して，最終処分法や原子力安全委員会の示した環境要件，原環機構の公募資料「概要調査地区選定上の考慮事項」においては，まずこの点が配慮されている（2.4.1（2）参照）。

2.4.3 処分実施への取り組み

(1) 信頼性の基盤の確保

最終処分の実施は，概要調査地区の選定から処分場閉鎖及び閉鎖後の管理を経て最終的に事業を終了するまで，長期にわたる作業である。このような作業を進める際には，段階ごとに，次の段階へ進めるとの意思決定がサイトを有する地域，国との合意のもとに行われることになる。原環機構は，このような意思決定を行うために必要な技術的に信頼性の高い判断材料を提供するとともに，組織としての信頼性を高めるため積極的な情報提供と情報公開を実施することとしている。

2.3.4（1）で述べたように段階的な計画の推進にあたり，意思決定における計画への信頼の基盤となるのは，①地層処分という選択肢の適切性に関する一般的合意，②技術的な現実性と安全性に関する信頼性，③組織，法規制の枠組み，計画の進め方に関する信頼性である。概要

調査地区の選定に始まる段階的なサイト選定プロセスの初期から最終的な処分場閉鎖、さらに処分事業の終了を含めたすべての期間にわたって、これらの基盤が信頼にたるものであることを確かなものとしていくことが必要である。

(i) 地層処分の適切性

高レベル放射性廃棄物の処分に関しては、技術的な観点から地層処分が現在最も理にかなった対策であることが国際的に認められている（2.3.2 参照）。また、わが国においても、これまでの研究開発から技術的に可能であることが示されている。一方、地層処分は、通常システムとは異なり、これまでに経験のない長期間を対象とした受動的な安全系に基づくシステムであることから、その安全性について感覚的にとらえることが困難という側面を有している。このため、今後、処分計画を進めるうえでは様々な利害関係者が意思決定に関与し、これらすべての利害関係者にセーフティーケースの内容を分かりやすく説明することが極めて重要なテーマとなる。また、理解しやすいセーフティーケースの構造を与えるような処分場概念の構築、安全評価の方法論に関する科学的基礎の例示などにも取り組んでいく必要がある。

また、2.3.1 (2) で述べたように実際に地層処分を実施するためには、倫理的、政治経済的な要因などを考慮して、地層処分の適切性について社会的な合意が得られる必要がある。このためには、他の選択肢との比較による地層処分の適切性を継続的に提示するとともに、計画の可逆性を確保するうえで必要性が高まってくることも考えられるモニタリング技術や回収可能性を維持しやすい処分場の設計などについて検討を行っていくことが重要である。

(ii) 技術的な現実性と安全性に関する信頼性

最終処分事業を進めていくうえでは、最終処分法で規定されている段階的な進め方によって慎重にサイトを選定するとともに、その時点で得られている候補サイトの環境条件に関する情報に基づいて処分場の設計や安全評価を試行し、信頼性のあるセーフティーケースの作成についての見通しを段階的に示す必要がある。このため、2.4.2 で述べた第2次取りまとめのレファレンスシステムやセーフティーケースを起点とし、サイトの環境条件に応じて、長期的な安全性は勿論、操業時の安全性、工学的な実現可能性、環境影響、上述した回収可能性やモニタリング、社会経済的側面などの総合的評価に基づく最適な処分場の設計やその安全評価の方法論について検討を行い、実際に施工するための技術の実証を進めていくこととする。

地層処分を実施するうえでは、全段階においてあらゆる事象に対し万全の安全確保を図ることが最優先課題である。この観点から、放射線に対する安全対策だけでなく、関連する調査や建設等の作業に対する一般労働安全とともに環境保全に関する諸対策を講ずることが必要である（第5章参照）。

前記作業にあたっては、サイトの選定に関する適切な評価基準とともに設計や安全評価のための基準が必要であるが、2.4.1 (2) (iii) で述べたように安全規制については、実施主体による精密調査地区選定開始時期までに、処分場の設計要件、安全評価に係る安全指標、基準値、

安全評価シナリオ等を定めた「安全審査基本指針」が、また新しい知見を適宜取り入れ、安全審査開始前までに「安全審査指針」及び「処分場の技術基準」が国によって策定されることとなっている。したがって、これらの指針等が策定されるまでは、以下、②適切な工学的対策（処分場の設計・施工）や③安全確認において示すように、処分場の設計や安全評価のための目標値として自主的に基準を設定しておくこととする。このような自主的な基準の設定にあたっては、2.3.1 で述べた放射性廃棄物管理の基本原則や 2.3.3 で述べた放射線防護原則、さらには今後の国際的な議論の動向などを適宜反映していくこととする。

① 適切なサイト選定

サイト選定を進める際には、その地点の地質環境が、長期的に安定で放射性核種の溶出と移動の抑制に好ましい条件を有するとともに、最終処分施設の建設が技術的に可能な地点であることなどの技術的な条件はもとより、土地の確保やガラス固化体の輸送の容易性など、社会経済的観点も含めて評価基準を設け、これに基づいて選定を進める。このような考え方は、すでに「概要調査地区選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構，2002a；第3章参照）に反映されている。

② 適切な工学的対策（処分場の設計・施工）

選定されるサイトの環境条件に応じて、人工バリア及び処分施設を適切に設計・施工する。このため、サイト選定の進捗に従って得られる候補地点の地質環境情報を逐次取り込んで設計に反映し、段階的に処分場の最適化を行っていく。設計においては、長期的な安全性の確保とともに、事業期間全体にわたる施設の安全性や事故時の対応、回収可能性、また、その地点に対する環境保全などに配慮し、具体的な対策を明らかにする。当面、具体的な設計目標などについては自主的な基準を設定することとする。また、必要な技術の高度化と、最新の技術の適用可能性について常に検討を行い、安全性、効率性の向上に資する。

③ 安全確認

上記のサイト選定、工学的対策によって構築されたシステムの長期的な安全性について、安全評価に基づく確認を行う。このための目標値については、当面、自主的に基準を設定しておく。また、サイトの調査段階から、処分場の建設、操業、閉鎖までの期間にわたる一般労働安全や放射線防護、環境保全のために必要と考えられるモニタリングの検討を行う。検討にあたり、これら一般労働安全や放射線防護、環境保全が達成されていることを確認するための基準について、既存の原子力施設、鉱山、地下利用施設などを参考に、当面、自主的に設定しておく。なお、閉鎖後におけるモニタリングについては、安全確認の観点からは技術的な重要性は小さいと考えられるが、利害関係者等の意見を反映しながらその要否を検討する。

以上のような処分場の設計、安全評価に関する技術的課題についての具体的な取り組みについては、第7章に述べる。

(iii) 組織，法規制の枠組み，計画の進め方に関する信頼性

実施主体としての組織的な信頼を獲得するため，積極的な情報提供，情報公開に努める。提供する情報，特に意思決定にかかわる判断材料は，透明性・明瞭性（transparency），追跡可能性（traceability），客観性（review），再現性（reproducibility），検索の容易性（retrievability）を要求品質として，確実な品質保証を行い信頼性の高いものとする。安全規制への対応としては，これまで原子力安全委員会によって示された第 1 次報告（原子力安全委員会，2000b）や概要調査地区選定にあたって考慮すべき環境要件（原子力安全委員会，2002）で示された内容を適切に取り入れて，サイトの選定，処分場の設計や安全評価の進め方を検討してきている。今後とも安全規制に関する検討の進捗に応じて，これらを適宜計画の実施に反映していく。

計画の進め方に関する信頼を得るため，最終処分法に基づいて段階的に計画を進めるとともに利害関係者の積極的な意思決定プロセスへの参加を保証することを目的として，概要調査地区の選定に向けては公募方式による方法がとられている。

(2) 概要調査地区選定に向けた公募

最初のマイルストーンである概要調査地区の選定に向け，「特定放射性廃棄物処分の概要調査地区等の選定手順の基本的考え方について」を 2001 年 11 月に公表し，公募による選定の考え方を示した（原子力発電環境整備機構，2001）。これに基づき 2002 年 12 月には日本全国の市町村を対象に「高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域」の公募を開始した。

最終処分事業は極めて公共性が高く長期にわたるものであることから，これを進めるためには受け入れに関して地域が自発的な判断を行うにあたり，利害関係者としての地域住民が最初の重要な意思決定に積極的に参加する枠組みが不可欠であるとの考えに基づき，公平性と透明性が確保できる公募という方法がとられた。

公募にあたり，原環機構では，市町村の応募に向けた検討資料として「応募要領」（原子力発電環境整備機構，2002b），「処分場の概要」（原子力発電環境整備機構，2002c），「概要調査地区選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構，2002a）及び「地域共生への取組み」（原子力発電環境整備機構，2002d）を取りまとめている。これらは，上述した意思決定のための判断材料を提供するものである。

2.5 まとめ

ここでは，原子力の利用とそれに伴って発生する種々の放射性廃棄物に対するわが国の対策の現状を概観したうえで，高レベル放射性廃棄物の特徴とその対策としての地層処分について国際的な原則，最近の議論などを参照しながら解説を行った。また，わが国における高レベル放射性廃棄物対策について，研究開発の段階から処分実施の段階に至るまでの経緯をたどり，これらを基盤として処分事業がどのように進められようとしているかを，国際的な議論と関連づけて述べた。最後に，わが国の地層処分による安全確保の考え方と処分実施に向けた取り組

みについて示した。これらは、次章以降に述べる「サイト選定」、「処分場の設計」、「処分事業」、「地層処分の長期安全性」、「段階的なサイト選定に応じた処分場の開発」の背景情報を与えるものである。

ここ数年の間、国際的にみても多くの国の高レベル放射性廃棄物処分計画で、具体的な処分サイトを視野に入れた事業展開が中心的な課題となるに至っている。これまでの研究開発の成果によって、安全に地層処分を行う科学技術は成熟してきているといえるが、今後の計画を進めるためには、技術面も含めた利害関係者の信頼獲得がますます重要な課題となり、社会的、政治的、法的、倫理的及び経済的側面からの配慮が必要となっている。このような観点から、段階的なアプローチによる事業計画の進め方、計画の柔軟性の向上を目的とした可逆性（reversibility）と回収可能性（retrievability）の概念、地層処分の安全性に関する意思決定者の判断材料としてのセーフティーケースの作成、意思決定プロセスへの利害関係者の参加といった議論が、国際的な場のみならず各国の処分計画においても重要なものとなっている。

わが国における高レベル放射性廃棄物処分事業は公平性と透明性の観点から公募によってサイト選定が進められている。これは、事業における最初の重要な意思決定に利害関係者である地域住民が積極的に参加する枠組みを整え信頼構築を図っていくうえで、極めて重要なものであると考えている。処分事業の実施にあたっては、全段階において、あらゆる事象に対し安全確保を万全とすることが大前提であり、処分場の建設、操業時における適切な放射線防護対策、一般労働安全対策や環境保護に関する諸対策はもとより、処分場閉鎖後においても多重バリアシステムを構築することによって安全性を確保し、併せてこれら安全性について分かりやすく説明する責任を果たすことも重要な課題である。

以上に述べたような信頼構築と安全性の確保のためには、今後選定される特定のサイトの環境条件に合わせて最適な処分場を設計し、安全評価を行うための技術開発を着実に進めていくことが不可欠である。

第2章 参考文献

Curtis, D.B., Benjamin, T.M., Gancarz, A.J., Loss, R., Rosman, J.K.R., De Laeter, J.R., Delmore, J.E. and Maeck, W.J. (1989) : Fission Product Retention in the Oklo Natural Fission Reactors, Jour. Applied Geochemistry, 4, pp.49-62.

電気事業連合会 (2002) : 「原子力」 図面集 2002 - 2003.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992a) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書 ー平成3年度ー, 動力炉・核燃料開発事業団, PNC TN 1410 92-081.

原子力安全委員会 (1985) : 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方について.

原子力安全委員会 (2000a) : 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について (第3次中間報告).

原子力安全委員会 (2000b) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告) .

原子力安全委員会 (2002) : 高レベル放射性廃棄物処分の概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件について.

原子力安全委員会 (2003) : 平成14年版, 原子力安全白書, 平成15年9月1日.

原子力発電環境整備機構 (2001) : 特定放射性廃棄物処分の概要調査地区等の選定手順の基本的考え方について, 官報, 号外第238号, 平成13年11月8日.

原子力発電環境整備機構 (2002a) : 概要調査地区選定上の考慮事項, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料ー3.

原子力発電環境整備機構 (2002b) : 応募要領, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料ー1.

原子力発電環境整備機構 (2002c) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料ー2.

原子力発電環境整備機構（2002d）：地域共生への取組み ―地域と事業を結ぶために―，高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料―4.

原子力委員会（1976）：放射性廃棄物対策について，原子力委員会決定，昭和51年10月8日.

原子力委員会（2000）：原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画（平成12年）.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（1997）：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（1998）：RI・研究所等廃棄物処理処分の基本的考え方について.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（2000a）：超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（2000b）：ウラン廃棄物処理処分の基本的考え方について.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（2000c）：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術的信頼性の評価.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1980）：高レベル放射性廃棄物処理処分に関する研究開発の推進について.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1984）：放射性廃棄物処理処分方策について（中間報告）.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1989）：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の重点項目とその進め方.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1993）：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の進捗状況について.

原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会（1998）：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.

本藤祐樹, 内山洋司, 森泉由恵 (2000) : ライフサイクル CO₂ 排出量による発電技術の評価 – 最新データによる再推計と前提条件の違いによる影響 –, 電力中央研究所研究報告 Y99009, 2000年3月.

IAEA (1995) : The Principles of Radioactive Waste Management, International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 111-F, Vienna, Austria.

IAEA (1996a) : International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 115, Vienna, Austria.

IAEA (1997) : Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, INFCIRC/546, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (2003a) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal, Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme, Part of the IAEA Co-ordinated Research Project on Biosphere Modelling and Assessment, International Atomic Energy Agency, IAEA-BIOMASS-6, Vienna, Austria.

ICRP (1977) : Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 26, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 46, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1991) : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection , International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 60, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1993) : Protection from Potential Exposure: A Conceptual Framework, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 64, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1997) : Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 77, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (2000a) : Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long lived Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 81, Pergamon Press, Oxford and New York.

核燃料サイクル開発機構 (1999a) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999b) : 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1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.

核燃料サイクル開発機構 (1999c) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999d) : 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3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

核燃料サイクル開発機構 (1999e) : 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―, 別冊 地層処分の背景, JNC TN1400 99-024.

核燃料サイクル開発機構 (2000) : エネルギー安定確保のために 東海事業所, パンフレット, 平成12年12月.

核燃料サイクル開発機構 (2002) : サイクル機構, パンフレット, 2002.1.

KASAM (1988) : Ethical Aspects on Nuclear Waste, SKN Report 29, April 1988, SKN, Stockholm, Sweden.

経済産業省資源エネルギー庁電力・ガス事業部編 (2003) : 平成15年度電源開発の概要 ―その計画と基礎資料―, 奥村印刷.

Miller, W., Alexander, R., Chapman, N., McKinley, I. and Smellie, J. (1994) : Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Waste, Nagra Technical Report NTB 93-03.

Nakicenovic, N., Gruebler, A. and McDonald, A. (Ed.) (1998) : Global Energy Perspectives, IIASA and WEC.

日本原燃株式会社（2000）：会社案内，パンフレット，2000.08.

日本原燃株式会社（2003）：六ヶ所再処理工場の竣工時期等の変更について，平成15年9月22日.

日本原子力産業会議（2003）：原子力ポケットブック 2003年版.

NRC（2003）：One Step at a Time, The Staged Development of Geologic Repositories for High-level Radioactive Waste, Committee on Principles and Operational Strategies for Staged Repository Systems, Board on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academies, the National Academy Press, Washington, D.C.

OECD/NEA（1977）：Objectives, Concepts and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes, Report by an NEA group of Experts, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA（1982）：Disposal of Radioactive Waste, An Overview of Principles Involved, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA（1984）：Long-term Radiation Protection Objectives for Radioactive Waste Disposal, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA（1991a）：Can Long-term Safety be Evaluated? A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/Nuclear Energy Agency, and the International Radioactive Waste Committee, IAEA endorsed by the Experts for the Community Plan of Action in the Field of Radioactive Waste Management, CEC, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA（1994）：The Environmental and Ethical Aspects of Long-lived Radioactive Waste Disposal, Proc. of an International Workshop, Paris, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France, September 1994.

OECD/NEA（1995a）：The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal, A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA（1997a）：Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1999a) : Progress towards Geologic Disposal of Radioactive Waste: Where do We Stand? An International Assessment, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1999b) : Confidence in the Long-term Safety of Deep Geological Repositories, Its Development and Communication, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2001) : Reversibility and Retrievability in Geologic Disposal of Radioactive Waste, Reflections at the International Level, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2002) : Establishing and Communicating Confidence in the Safety of Deep Geologic Disposal Approaches and Arguments, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

Rhodes, R. and Beller, D. (2000) : The Need for Nuclear Power, Foreign Affairs, January/February 2000, Vol. 79, No. 1, pp.30-44.

総合エネルギー調査会原子力部会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方, 総合エネルギー調査会原子力部会中間報告, 平成 11 年 3 月 23 日.

総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会 (2003) : 高レベル放射性廃棄物処分の安全規制に係る基盤確保に向けて, 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会報告書, 平成 15 年 7 月 8 日.

The Royal Society (1999) : Nuclear energy - The future climate, The Royal Society and Royal Academy of Engineering, London, United Kingdom (www.royalsoc.ac.uk/st_pol55.htm).

通商産業省 (2000a) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針を定めた件, 平成 12 年 10 月 2 日 通商産業省告示第 591 号.

通商産業省 (2000b) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画を定めた件, 平成 12 年 10 月 2 日 通商産業省告示第 592 号.

Umeki, H. (2000) : Key Aspects of the H12 Safety Case, MRS 2000, Proc. of 24th International Symposium on the Scientific Basis for Nuclear Waste Management, pp.701-711, August 27-31, 2000, Sydney, Australia.

UN (1992) : Report of The United Nations Conference on Environment and Development, Annex I - Rio Declaration on Environment and Development, Annex II - Agenda 21, A/CONF.151/26 (Vol.I - Vol.III), United Nations.

第3章

サイト選定

第3章 サイト選定

地層処分計画は段階的なアプローチに従って進めることが適切であり、わが国においてもこの考え方に沿った最終処分施設建設地の選定プロセスが法令によって定められていることを第2章で述べた。本章では、長期安全性を確保するうえで重要と考える「適切なサイト選定」(2.4.2参照)を、法令に基づきどのように進め最終処分施設建設地を選定するのか、その具体的な考え方、並びに処分場の設計・施工及び安全評価と選定プロセスとの関わりについて述べる。

3.1 最終処分施設建設地の選定プロセス

高レベル放射性廃棄物の最終処分施設建設地は、最終処分法に基づき三段階の過程を経て選定される(図3.1-1)。最終処分法、特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行令(2000, 政令第462号)及び特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行規則(通商産業省, 2000c)においては、各選定段階において実施する調査の方法や調査事項及び選定要件が定められている。

各選定段階において適切な調査を実施していくことにより、より詳しい地質環境の情報を得ることができ、これらの情報を基に、最終処分施設建設地としての適性を段階的に確認しながら選定が進められる。また、処分場の設計・施工や安全評価に必要な詳細情報も併せて取得していくことが可能となる。

最終処分施設建設地の選定にあたっては、選定段階ごとに調査結果などを公表し、地域住民や関係自治体の意向を確認し、理解を得たうえで次の段階に進む。最終処分法施行規則には、各段階における調査結果に関する報告書の作成、公告・縦覧、説明会の開催を原環機構が行うこと、報告書に対して意見を有する者は原環機構に対し意見書の提出により意見を述べるができることなどについて定められており、原環機構はこれに基づく手順を踏んで選定を進めていくこととしている(原子力発電環境整備機構, 2002b)。

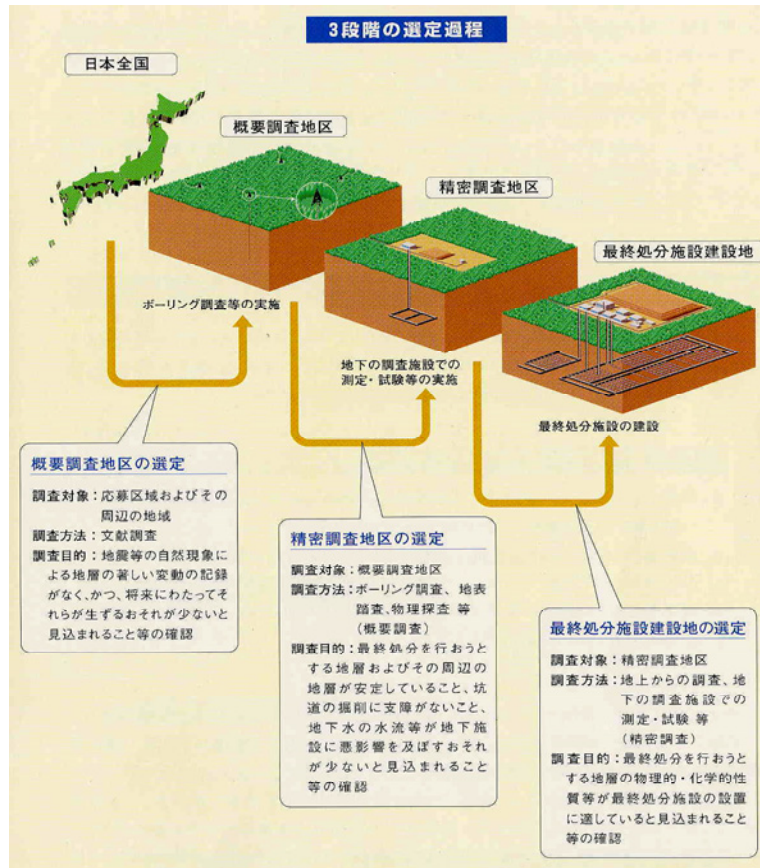


図 3.1-1 最終処分施設建設地の選定プロセス
(原子力発電環境整備機構, 2002a)

3.2 概要調査地区の選定

選定プロセスの第一段階である概要調査地区選定の目的は、文献調査で分かる範囲で、最終処分施設建設地としての適性が明らかに劣る地域を含めないように概要調査を行う地区を選定することである。

概要調査地区を選定するうえで考慮する事項とその評価の考え方などは「概要調査地区選定上の考慮事項」(原子力発電環境整備機構, 2002a)として取りまとめられ、「高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域」(応募区域)の公募開始時に、公募関係資料の一つとして公表されている。「概要調査地区選定上の考慮事項」は、最終処分法及び同施行規則に定められている概要調査地区の選定要件(以下、「法定要件」という)を根拠に、概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件(原子力安全委員会, 2002)に基づき作成されたものである。概要調査地区を選定するうえで考慮する事項の設定の考え方については、原環機構の技術報告書(原子力発電環境整備機構, 2004)に詳しく述べられている。

概要調査地区は、応募区域及びその周辺の地域を対象に、公開された文献その他の資料(記録文書、学術論文、空中写真、地質図など)を用いた文献調査結果に基づき選定されるが、得られる情報には限界がある。情報の不足などにより十分な判断ができない場合には、その応募区域を除外することはせず、概要調査あるいはそれ以降の調査において引き続き検討を行うこととしている。

「概要調査地区選定上の考慮事項」では、法定要件に基づく「法定要件に関する事項」と、法定要件には該当しないものの、原環機構が概要調査地区の選定にあたって考慮すべきと考える「付加的に評価する事項」を設定している。また、「法定要件に関する事項」として設定された内容は、概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件（原子力安全委員会，2002）に示されている事項を満たしている。

概要調査地区の選定においては、まず「法定要件に関する事項」により法定要件に対する適格性が評価される。次に、この適格性を確認した地区を対象に「付加的に評価する事項」により概要調査地区としての特性が総合的に評価され、対象地区が複数の場合には必要に応じて相対比較が行われて概要調査地区が選定される。「付加的に評価する事項」の評価結果は、次段階以降の調査計画及び処分場の設計・施工や安全評価の基盤情報としても活用されることになる。

(1) 法定要件に関する事項

法定要件に対する適格性を評価する事項として、「地震」、「噴火」、「隆起・侵食」、「第四紀の未固結堆積物」及び「鉱物資源」に関する事項が設定され、これらは「全国一律に評価する事項」と「個別地区ごとに評価する事項」に分類されている（表 3.2-1）。

「全国一律に評価する事項」は、一律の基準により概要調査地区選定に関する法定要件への適格性が明確に判断される事項であり、この事項は全国規模で体系的にデータが整備されている文献に基づき判断することとしている。全国的なデータの整備状況などを考慮すると、この評価にあたっては、地震に関係する活断層の存在が示されている「200 万分の1 日本列島活断層図」（中田・今泉編，2002）及び「日本周辺海域の第四紀地質構造図」（徳山ほか，2001）が使用可能な文献である。また、噴火に関係する火山の存在が示されている「日本の第四紀火山カタログ」（第四紀火山カタログ委員会編，1999）の付図「日本の第四紀火山」もこれに該当する。これらの文献を用いて、「文献に示されている活断層³⁻¹⁾がある場所」及び「文献に示されている第四紀火山の位置を中心とした半径 15km の円の範囲内にある地域」を含めないように概要調査地区を選定することを全国一律の基準として設定している。

「個別地区ごとに評価する事項」は、個別の応募区域及びその周辺の地域を対象とする文献調査により、概要調査地区としての適格性を評価する事項である。この評価には、全国的な取りまとめがなされた全国各地で入手可能な全国規模の文献その他の資料、及び地域的な範囲や個別の事項などについて取りまとめがなされた、あるいは入手可能地域が限定されている地域規模の文献その他の資料が使用される。

³⁻¹⁾ 「文献に示されている活断層」とは、「200 万分の1 日本列島活断層図」（中田・今泉編，2002）に示されている陸域の活断層及び推定活断層、並びに「日本周辺海域の第四紀地質構造図」（徳山ほか，2001）に示されている海域の正断層、逆断層、横ずれ断層及びセンス不明の断層をいう。

表 3.2-1 法定要件に関する事項（原子力発電環境整備機構，2002a）

項目	全国一律に評価する事項	個別地区ごとに評価する事項
地震	陸域では空中写真判読等，海域では海上音波探査等に基づいて全国的に調査された文献に示されている活断層がある場所は含めないように，概要調査地区を選定する。	くり返し活動し，変位の規模が大きい活断層等について，次の事項に該当すると明確に判断される場所，範囲は含めないように，概要調査地区を選定する。 ① 全国一律に評価する事項で用いた以外の文献によって認められる活断層がある場所 ② 活断層の幅（断層破碎帯）及びその外側の変形帯に含まれる範囲 ③ 活断層の分岐等の発生の可能性が高い範囲 ④ 顕著な活動を継続している活褶曲（かつしゅうきよく）や活撓曲（かつとうきよく）の分布範囲
噴火	将来数万年にわたるマグマの活動範囲の拡がりの可能性を考慮し，第四紀火山の中心から半径 15km の範囲内にある地域は含めないように，概要調査地区を選定する。	第四紀火山の中心から半径 15km の円の外側の地域でも，将来数万年にわたりマグマの地殻への貫入や地表への噴出が明確に判断される地域は含めないように，概要調査地区を選定する。 また，将来も含め，マグマによる著しい熱の影響，強酸性の熱水，あるいは著しい熱水対流が存在すると明確に判断される地域は含めないように，概要調査地区を選定する。
隆起・侵食	_____	過去 10 万年間の隆起の総量が 300m を超えていることが明らかな地域は含めないように，概要調査地区を選定する。
第四紀の未固結堆積物	_____	最終処分を行おうとする地層が，第四紀の未固結堆積物である地域は含めないように，概要調査地区を選定する。
鉱物資源	_____	最終処分を行おうとする地層において，その採掘が経済的に価値が高い鉱物資源が存在する地域は含めないように，概要調査地区を選定する。

(2) 付加的に評価する事項

法定要件には該当しないものの，原環機構が概要調査地区の選定にあたって考慮すべきであると考える事項を「付加的に評価する事項」として設定している（表 3.2-2）

これは，国が定めた特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針（通商産業省，2000a）に「…機構は，安全性の確保の前提の下，経済性及び効率性にも留意して事業を行う必要がある。…」と示されていることをふまえ，精密調査地区及び最終処分施設建設地の選定段階や建設及び操業の段階等に関し，文献調査で可能な範囲で見通しを得ておくために必要と考えるものであり，最終処分法に示されている精密調査地区の選定段階以降の選定要件や建設及び操業にあたって必要な事項などを含めている。「付加的に評価する事項」に関する調査からは，設計・施工や安全評価に関する情報を得ることが期待できる。

この評価には、「個別地区ごとに評価する事項」と同様に、全国的な取りまとめがなされた全国各地で入手可能な全国規模の文献その他の資料、及び地域的な範囲や個別の事項などについて取りまとめがなされた、あるいは入手可能地域が限定されている地域規模の文献その他の資料が使用される。

表 3.2-2 付加的に評価する事項（原子力発電環境整備機構，2002a）

① 地層の物性・性状に関する事項	岩盤の強度，変形・割れ目・風化・変質の状況，地温勾配，岩体の形状・規模，隆起・侵食の速度，異常間隙水圧・膨張性地山・ガス突出・山はね・大出水の可能性
② 地下水の特性に関する事項	地下水の流量・流速，水温，pH，酸化還元性
③ 地質環境の調査・評価に関する事項	調査の範囲・規模・期間，調査技術・評価手法等の適用性，火成活動・断層活動等の地質環境の評価・モデル化の容易性，調査に対する土地利用等の制約
④ 建設・操業時における自然災害に関する事項	地震・地すべり・洪水等の重大な自然災害の発生可能性
⑤ 土地の確保に関する事項	土地の確保の容易性
⑥ 輸送に関する事項	利用可能な港湾又は港湾候補地からの距離等の輸送の容易性

3.3 精密調査地区及び最終処分施設建設地の選定

精密調査地区及び最終処分施設建設地の各選定段階においても，概要調査地区の選定段階と同様に，各段階における国の安全審査指針等の検討状況を考慮に入れて，最終処分法に示されている選定要件に対する適格性を評価するための具体的な評価基準などを予め明確にし，選定を行っていくこととしている（原子力発電環境整備機構，2002a）。

これらの段階では，概要調査や精密調査から得られるより詳細な情報に基づいて，それぞれの段階の選定要件に対する適格性，及び原環機構として考慮すべきと判断し設定する事項について評価が進められる。概要調査地区の選定段階において，文献情報の不足などにより十分な判断ができない事項については，これらの段階で得られる詳細な情報に基づき検討が行われることになる。

最終処分法及び同施行令で定められている「精密調査地区の選定段階」及び「最終処分施設建設地の選定段階」における調査方法，調査事項及び選定要件をまとめると，以下のとおりとなる。

① 精密調査地区の選定段階

選定された概要調査地区について，ボーリングの実施，地表踏査，物理探査及びトレンチの掘削によって，「地震等の自然現象による地層の変動」，「地層を構成する岩石の種類及び性状」，「地層内に活断層があるときはその詳細」及び「地層内に破碎帯又は地下水の水流があるときはその概要」に関する事項などを，最終処分を行おうとする地層及びその周辺の地層について調査する（概要調査）。

この調査結果に基づいて、最終処分を行おうとする地層及びその周辺の地層に関し「地震等の自然現象による地層の著しい変動が長期間生じていないこと」、「坑道の掘削に支障がないこと」、「活断層、破碎帯又は地下水の水流があるときは、これらが地下施設に悪影響を及ぼすおそれが少ないと見込まれること」などの選定要件に対する適格性を確認し、これらを満足する概要調査地区の中から精密調査地区を選定する。

② 最終処分施設建設地の選定段階

選定された精密調査地区について、地層の物理的・化学的性質などに関する情報を収集するために必要な、測定及び試験を行うための装置を設置する坑道を地下に設け、「岩石の強度などの物理的性質」、「水素イオン濃度などの化学的性質」及び「地下水の水流があるときはその詳細」に関する事項などを、最終処分を行おうとする地層について調査する（精密調査）。

この調査結果に基づいて、最終処分を行おうとする地層に関し「地下施設が異常な圧力や異常な腐食作用を受けるおそれがないと見込まれるなど、地層の物理的・化学的性質が最終処分施設の設置に適していると見込まれること」、「地下水が地下施設の機能に障害を及ぼすおそれがないと見込まれること」などの選定要件に対する適格性を確認し、これらを満足する精密調査地区の中から最終処分施設建設地を選定する。

選定要件に対する適格性を評価するための各段階での調査から得られる情報の中には、処分場の設計・施工や安全評価に用いる情報が含まれる。段階的に詳細に得られていくこれらの情報に基づき、処分場の設計・施工や安全評価に関する検討を進めていくことができる。このような検討は、その結果が処分場の建設及び操業などに関する経済性や効率性の観点からの評価と併せて次段階の選定評価に用いられるため、各段階において可能な限り具体的に行うことが肝要である。

このため、選定要件に対する適格性評価のための調査から得られる情報以外にも、設計・施工や安全評価に必要な情報を得ることが重要であり、これらも勘案して各段階に応じた調査方法や調査事項を明らかにして調査計画を作成することとなる。

3.4 サイト環境条件

以上に述べた最終処分施設建設地の選定プロセスを経て、最終処分法において各段階で要求される選定要件や、原環機構が必要と判断し設定する事項を満たすように選定された地域であれば、処分場の設計と安全評価について国の安全審査を受け事業許可を得たうえで、処分場を建設することが可能であると考えられる。このような地域が有する地質環境の特徴としては、地理、地形、地質学的に様々な可能性が考えられる。例えば、地理的には内陸部、沿岸部、島部、地形的には山地、丘陵、平野、地質学的には結晶質岩や堆積岩といった特徴を有する（図3.4-1）。また地下水については、内陸部では多くの場合降水起源の地下水が、沿岸部では海水起源の地下水が想定される。これらの様々な組み合わせによって、最終処分施設建設地の地質環境が特徴づけられることになる。

応募区域に対して段階的に進める調査によって、サイト環境条件を特定するための情報を着実に

蓄積していくとともに、その地域がもつ地質環境の特徴を十分に考慮しつつ、長期的な安全性を確保できるよう、処分場の設計や建設・施工方法について合理性や効率性を高めながら具体的な検討を進めていくことにより、処分場の設計や長期安全性確保に関する最適化を図っていくことが可能となる。

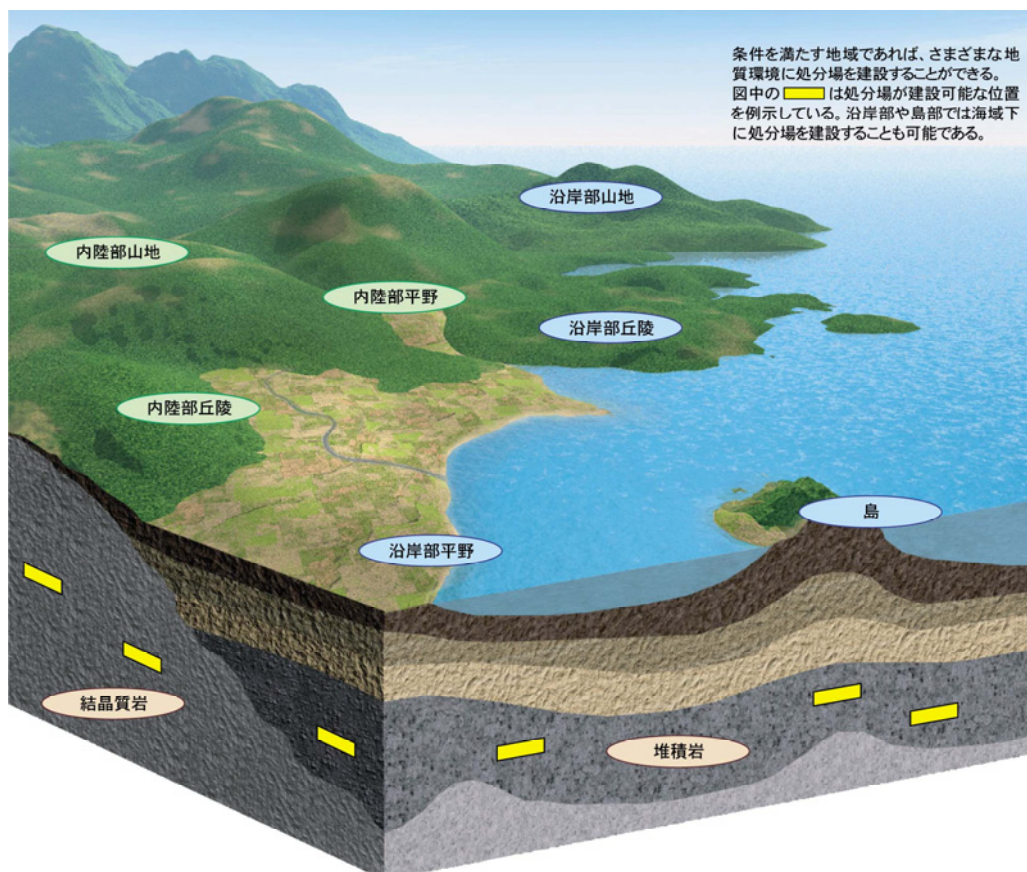


図 3.4-1 処分場の建設に適した様々な地質環境の特徴
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

3.5 まとめ

以上に述べたように、最終処分法に基づいて段階的に調査を実施し、得られたデータに基づく処分場の設計・施工や安全評価の検討を行いつつ、最終処分法で定められている選定要件などに基づき各段階で定める「選定上の考慮事項」に基づいて、適切な最終処分施設建設地の選定を行う。選定を段階的に進める過程で、選定要件に対する適格性の判断をより確かなものとし、設計・施工や安全評価の検討をより詳細に行うために、必要なデータの取得が行われる。

最終処分施設建設地が有することになると考えられるサイト環境条件としては、様々なものが考えられ、このようなサイト環境条件に応じた処分場の設計・施工や安全評価について検討を進めていく必要がある。次章以降に、想定される様々なサイト環境条件に対して、現段階で得られている技術的知見に基づいて処分場の設計・施工や安全評価をどのように進めるかについて事例的に示す。

第3章 参考文献

第四紀火山カタログ委員会編 (1999) : 日本の第四紀火山カタログ v.1.0 (CD-ROM 版), 日本火山学会.

原子力安全委員会 (2002) : 高レベル放射性廃棄物処分の概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件について.

原子力発電環境整備機構 (2002a) : 概要調査地区選定上の考慮事項, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-3.

原子力発電環境整備機構 (2002b) : 応募要領, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-1.

原子力発電環境整備機構 (2002c) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2.

原子力発電環境整備機構 (2004) : 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠 — 「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料-1, 原子力発電環境整備機構, NUMO-TR-04-02.

中田高, 今泉俊文編 (2002) : 「活断層詳細デジタルマップ」付図 200 万分の1 日本列島活断層図, 東京大学出版会.

徳山英一, 本座英一, 木村政昭, 蔵本真一, 芦寿一郎, 岡村行信, 荒戸裕之, 伊東康人, 徐垣, 日野亮太, 野原壯, 阿部寛信, 坂井眞一, 向山健二郎 (2001) : 日本周辺海域の中新世最末期以降の地質構造発達史, 海洋調査技術, 13, pp.27-53.

通商産業省 (2000a) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針を定めた件, 平成 12 年 10 月 2 日 通商産業省告示第 591 号.

通商産業省 (2000c) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行規則, 平成 12 年 9 月 1 日 通商産業省令第 151 号.

第4章

処分場の設計

第4章 処分場の設計

処分場は、閉鎖後長期間にわたってガラス固化体を人間の生活環境から安全に隔離できるよう、人工バリアを含む一群の施設（最終処分施設、以下「処分施設」という）と天然の岩盤（天然バリア）で構成され、高レベル放射性廃棄物やサイト環境条件の特徴を考慮して設計される。

第2次取りまとめまでの研究開発では、わが国の幅広い地質環境を対象に安全性を確保するため、「安定な地質環境を選定し、性能に余裕を持たせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」という考え方によって処分場設計の検討が行われた（核燃料サイクル開発機構、1999a, 1999c）。このような処分場の設計例は、わが国における地層処分の成立性について最も重要な側面である長期安全性の確保を主眼として検討された設計方法に基づくものであり、その技術基盤となる設計の考え方や手法は、第3章で示した種々のサイト環境条件に対する処分場設計検討の始点とすることができる。本章では、この基盤となる設計の考え方や処分施設を構成する人工バリア、地上施設、地下施設それぞれの設計手法や設計仕様について第2次取りまとめに加え、「高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術」（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）（以下、「事業化報告書」という）に示された例を参照しながら述べたうえで、今後処分場を設計していくうえでどのような点に留意してこれを適用していくかを論ずる。

実際のサイト環境条件は立地点それぞれに固有の特徴を有する。これらについては今後のサイト選定の進展に応じ、第3章で述べたように文献調査、概要調査、精密調査と段階的に進める調査によって明らかにされ、例えば実用性、経済性、品質保証あるいは効率性の追求といった実際に処分場を建設する場合において重要となる他の視点も含めた総合的な評価により処分場設計の最適化が行われる。この点については第7章で述べる。

以下では、まず4.1で設計の対象となる人工バリア、地上施設、地下施設それぞれの役割を述べたうえで、処分場設計の基本的な考え方を4.2に示す。次に設計全体を規定する前提条件にはどのようなものがあるかを4.3で論ずる。4.4では処分施設のうち特に長期健全性が重要となる人工バリアについて、また4.5では地上施設と地下施設について、それぞれ設計手法や仕様例をまとめたうえで、これらを今後具体的に適用していくにあたり考慮すべき事項を述べる。最後に、それぞれの仕様例を組み合わせ種々のサイト環境条件に対する処分場のレイアウト例を4.6に示す。

4.1 人工バリア、地上施設、地下施設の役割

以下に処分施設を構成する人工バリア、地上施設、地下施設それぞれの役割を述べる。

(1) 人工バリア

第6章でも詳述するが、人工バリアは天然バリアとともに地層処分システムを構成し、閉鎖後の長期安全性を確保するための種々の安全機能を有する。図4.1-1はそのうち人工バリアに期待される安全機能を示したものである。人工バリアは、ガラス固化体をオーバーパックに封入した後、地下深部の安定で好ましい条件を有する地質環境に設置され、その周囲に緩衝材を敷設することによって形成される。オーバーパックは、ガラス固化体の放射能や発熱量がある程度減衰するまでの期

間、地下水をガラス固化体に接触させないよう物理的に閉じ込めることを目的とした金属製の容器である。緩衝材は粘土を主成分とし、オーバーパックを物理的に保護するとともに、オーバーパックの閉じ込め機能が失われた後も放射性核種の移行を抑制することが期待されている。なおガラス固化体そのものもガラスの性質により放射性核種を物理化学的に安定に閉じ込め、また地下水に溶けにくい性質を有していることからバリアとしての機能が期待されている。



図 4.1-1 人工バリアの基本概念と期待される安全機能
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を参考に作成)

(2) 地上施設

地上施設は、ガラス固化体を受け入れ、地下に搬送し処分するための所要の準備と地下施設で行われる作業を支援する一群の施設である。具体的には、冷却のための貯蔵が終了したガラス固化体を再処理工場あるいは貯蔵施設から受け入れて検査し、オーバーパックに封入した後、それを地下深部に搬送するために必要な施設や、緩衝材の成型、加工に必要な施設に加え、排気・排水処理や環境モニタリングなど地下施設の建設、操業に必要となる一連の施設で構成される。また地下施設の建設で発生した岩や土砂 (掘削土) を再び埋め戻し材として利用する場合には、利用までの間保管しておくための置き場所が必要となる。さらにサイトの環境条件によってはガラス固化体を受け入れるための港湾施設や専用道路も処分場の敷地内に設置する場合がある。

このように地上施設の役割は多様であるが必ずしも集中して配置する必要はなく、地形などのサイト環境条件の特徴をふまえて配置することができる。また地上施設は、地下施設の建設に先立ってその多くを建設する必要があるとともに、処分場の閉鎖に伴い最終的には撤去されることになる。

なお地上施設の建設や操業には、通常の原子力施設や一般の産業施設で確立されている技術を基本的に適用することができる。

(3) 地下施設

地下施設は、地上施設から廃棄体（ガラス固化体をオーバーパックに封入したもの）や建設資材などを搬送するためのアクセス坑道や連絡坑道、廃棄体を定置するための処分坑道あるいは処分孔などから構成される。また廃棄体の搬送や坑道建設に必要な施設、それらの作業の安全性を維持するための施設なども地下に建設される。

アクセス坑道は地上施設と地下の連絡坑道や処分坑道とを結ぶものであり、地上施設との位置関係に応じて柔軟に配置することが可能である。アクセス坑道は廃棄体の搬送だけでなく、緩衝材の搬入、作業員の出入り、掘削土の搬出、換気、排水、エネルギー供給など多様な目的に使用される。搬送手段に応じ、エレベータなどの昇降設備を用いる立坑と、車両・レール方式を用いる斜坑に大別することができる。また地下の作業員にとってアクセス坑道は緊急時の避難通路としての役割も有する。なお処分場の閉鎖に伴いアクセス坑道は最後に埋め戻しが行われる地下施設となる。

廃棄体の定置方式には、諸外国で考えられ検討されてきたものとして、処分坑道に廃棄体を直接定置する方法（処分坑道横置き方式）と、処分坑道から処分孔を一定間隔で掘削しそこに定置する方法（処分孔縦置き方式）が基本的なものとして考えられる。第2次取りまとめでも両者が検討されており（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c）、これらの概念は図 4.1-2 に示すとおりである。

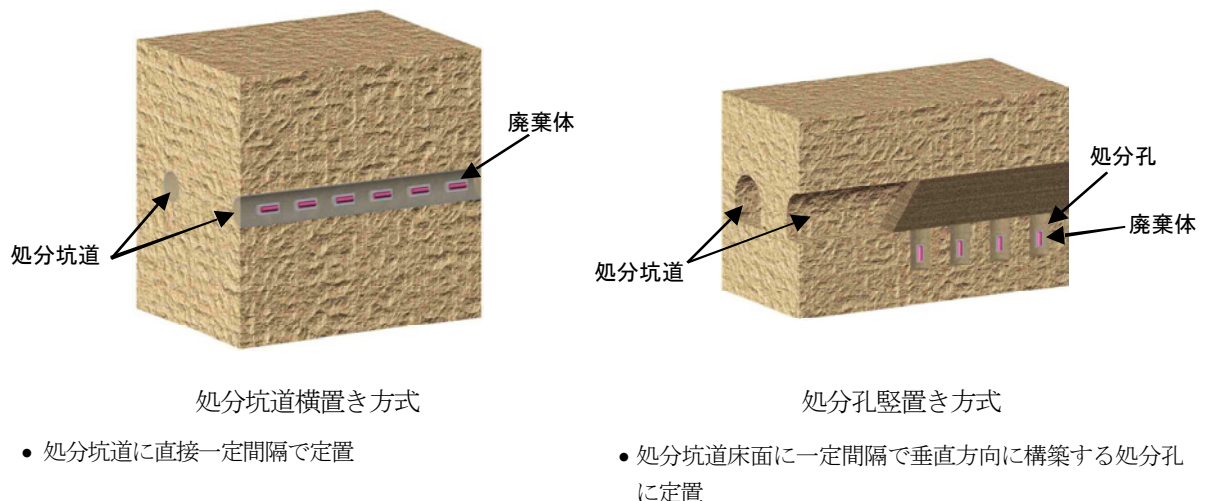


図 4.1-2 処分坑道／処分孔への廃棄体の定置方式
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

なお処分孔竖置き方式の場合も、人工バリアの定置が終了した処分坑道は順次埋め戻しが行われる。

また処分坑道の掘削や人工バリア設置など地下での作業の観点から一定の数の処分坑道群を一つの区画（処分パネル）とし、複数の処分パネルに分けて配置することが可能である。これにより対象となる岩体が小さい場合や傾斜している場合などその特徴に応じて処分パネルを柔軟に配置することができる。処分パネルの配置には、図 4.1-3 に示すように水平レベルで展開する分散配置や垂直方向に展開する多層配置が考えられる。前者は断層など地質構造要素の特徴をふまえた配置に適しており、また後者は地下施設に必要な面積を確保できない場合などに有効となる。

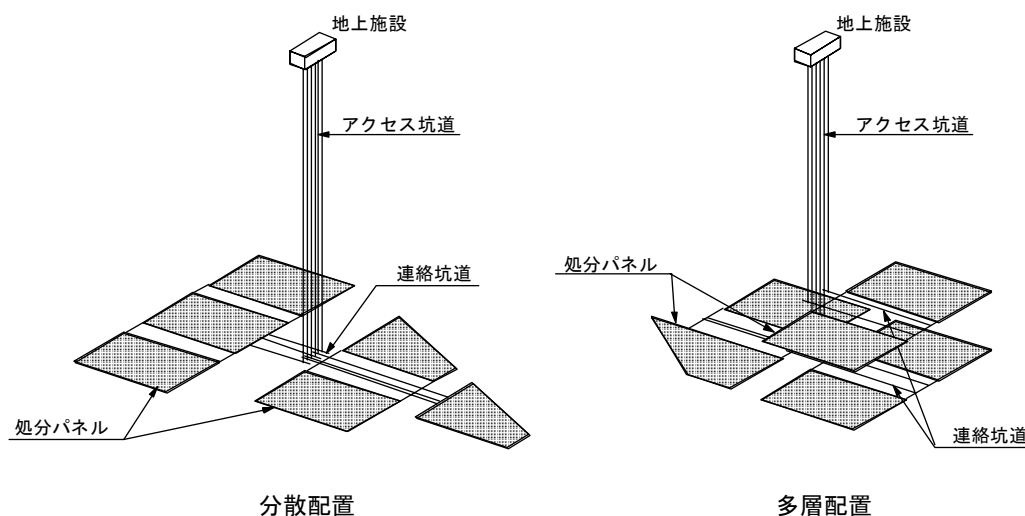


図 4.1-3 処分パネルの分割配置の例（出典：核燃料サイクル開発機構，1999a）

連絡坑道は処分パネル間を結ぶ坑道であり、地上施設からの廃棄体の搬送など地下での作業に伴う物流や作業員の出入りに用いられる。人工バリアの定置が終了した処分パネルごとに、不要となる連絡坑道は基本的に埋め戻しを行うことができる状態となる。

なお地下施設の建設や操業に必要な技術はトンネルなど一般の土木工事や通常の原子力施設などで確立されている技術を基本的に適用することができる。また地下の作業空間という特徴から、作業保全のための換気、坑内湧水の排水処理、緊急時の避難経路の確保が重要である。

4.2 処分場設計の基本的考え方

処分場設計の目的は、処分場が将来にわたって所期の安全性を確保できるよう、信頼性の高い人工バリア、地下施設と地上施設を、設置されるサイトの環境条件を考慮に入れながら合理的に実現することである。また建設から閉鎖に至るまでの期間にわたり作業安全の確保や周辺環境への影響を最小限にすることができるよう、事故防止や環境保全の対策についても配慮する。

第2次取りまとめでは、処分場設計を行ううえで、人工バリア、地上施設、地下施設それぞれの構成要素（例えばオーバーパックや処分坑道）ごとに検討を行う方法が示されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。これによって各構成要素のバリエーションも含めた検討を行い、そ

れを適切に組み合わせることによって、サイト環境条件の特徴に適した処分場を設計することが可能である。

第2次取りまとめで示された基本的な設計の流れは、まず処分場の深度などの前提条件を明らかにしたうえで、人工バリア、地上施設、地下施設それぞれの設計要件を設定し、次に設計要件に基づいて個々の構成要素に対する設計手順を明確にして設計解析を実施し仕様を設定するというものである（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。設計にあたっては現実的な工学技術によって合理的に構築できることを考慮する必要がある。構成要素に対して得られた仕様に関し必要に応じて安全評価によりシステムとしての性能を確認し、設計要件を満足しない場合には個々の仕様や設計に用いるモデルやデータの改善が行われる。

人工バリアは地下施設に設置されることから、まず人工バリアの仕様を先に求め、これを基に地下施設の設計を行うことが合理的である。第2次取りまとめでは、これら人工バリアと地下施設の一連の設計の流れを図4.2-1に示すように取り扱っている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

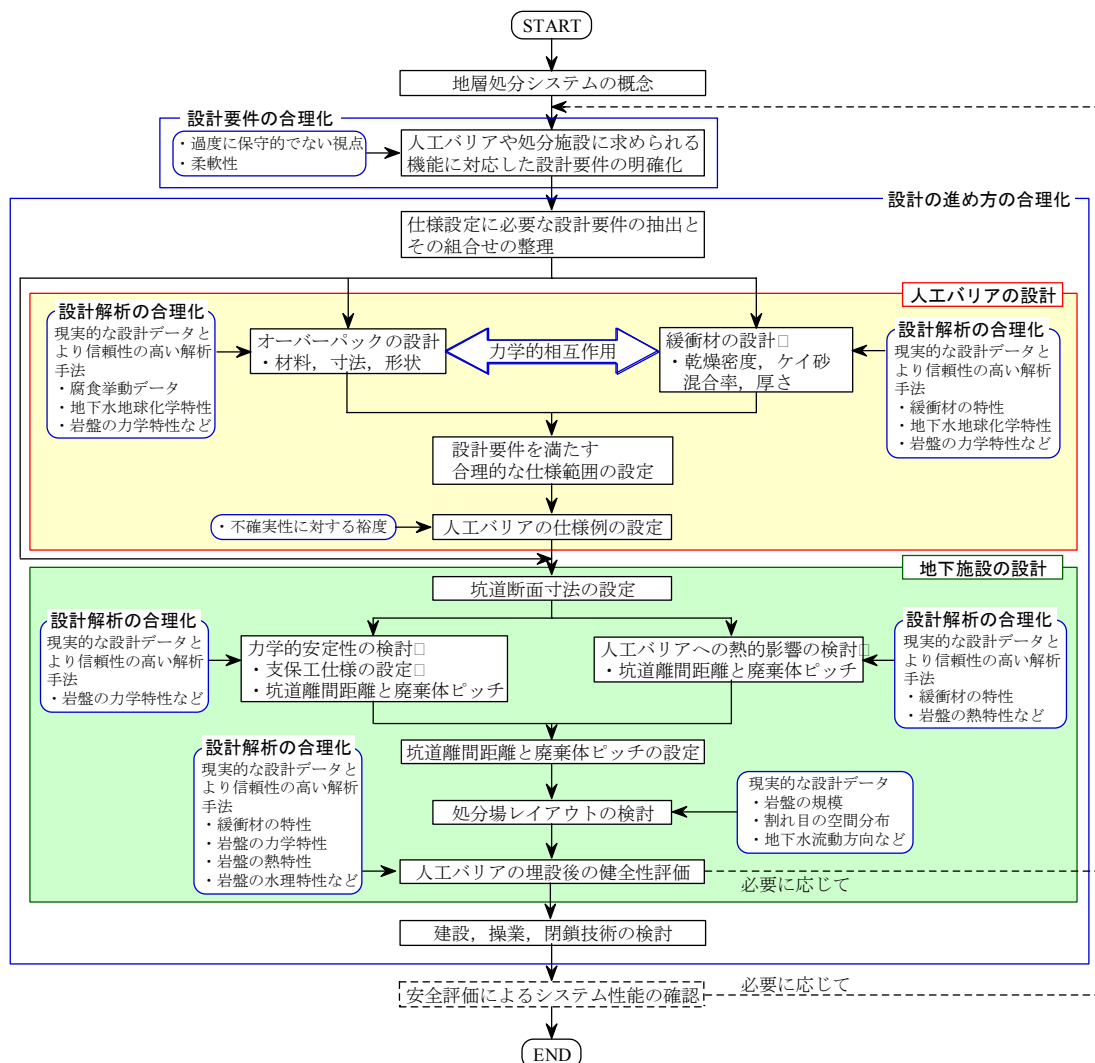


図 4.2-1 人工バリアと地下施設の設計の基本的な流れ

(出典：核燃料サイクル開発機構，1999a)

設計要件はシステムとしての長期安全性を最優先としたうえで、人工バリア、地上施設、地下施設それぞれに求められる機能と現状の技術や近い将来達成可能な技術を考慮し、作業性や経済性の観点も勘案して過度に保守的とならないように設定する必要がある。その際、岩盤の種類や地下水の性質などサイト環境条件を考慮することが必要である。

設計手順は、設計要件に従い対象となる人工バリアや地上／地下施設について、個々の仕様（例えばオーバーパックや処分坑道）ごとに具体的な解析方法を考慮して設定する。

設計解析では、設計手順に沿って信頼性の高い解析手法と設計データを用いて合理的な仕様範囲を設定し、得られた結果に基づいて仕様が設定される。その際、サイト環境条件や用いる設計解析手法とデータの不確実性を考慮し、性能に余裕を持たせた設計ができることが重要となる。特に人工バリア性能については、処分場閉鎖後の長期健全性に関する解析を行い、その安全機能が長期間にわたって機能することを示す。解析の信頼性を高める手法としては、例えばこれまでの種々の試験研究などを通じて得られた知見を基に作成／改良されたモデル・コードを採用することが挙げられる。例えば他分野で用いられ実績のあるものを用いることが信頼性の向上につながる。また設計データについては、岩盤の力学、熱、水理学的特性や地下水の化学的性質などのサイト環境条件に加え、オーバーパック材料や緩衝材の特性についてもできる限り実測によって得られる現実的なデータに基づいて設定することが重要である。

4.3 処分場設計の前提条件

処分場設計の前提条件としては次のものが挙げられ、これらは最終処分法等関係法令で示されている要求事項や、ガラス固化体の種類とその特性、サイト環境条件によって規定される。このうちサイト環境条件は立地点に依存する。

- 処分場の深度と規模
- ガラス固化体の諸特性
- 地質構造要素と地形的条件
- 岩盤特性

以下に、これら前提条件について述べる。

(1) 処分場の深度と規模

1987年に改定された原子力開発利用長期計画（原子力委員会、1987）以降、高レベル放射性廃棄物対策の基本方針として、ガラス固化体は冷却のために30～50年間程度貯蔵した後数百m以深の地層中に処分することとされ、2000年の最終処分法では300m以深と明記された。地層処分の目的である、長期間にわたって高レベル放射性廃棄物を人間の生活圏から安全に遠ざけておくという観点から、処分場の深度をある程度深くすることにより、地表における環境の変化や人間活動の影響が及ばないようにすることは重要である。一方、深度を大きくとることは、処分場の建設技術や地質環境の調査技術などの技術的負担が増すとともに、コスト増の要因にもなることに留意する必要がある。

したがって技術的な観点から、処分場の深度は、地下 300 m 以深を対象に、地層処分の長期安全性、地質環境の特性、現状における建設技術や調査技術の適用範囲、設計上成立する処分深度の範囲という四つの観点から総合的検討を行って設定される。

第 2 章で述べたように、現時点では国の定めた特定放射性廃棄物の最終処分計画（通商産業省，2000b）により、処分場の規模として、4 万本以上のガラス固化体を処分することが求められている。これは 2020 年前後（平成 32 年頃）までの原子力発電によって発生すると見込まれているガラス固化体の総本数に相当する。また処分場の能力として、年間約 1,000 本のガラス固化体を処分することが求められている（通商産業省，2000b）。年間の稼働日数を 200 日と仮定すれば、1 日に約 5 本の廃棄物を定置する必要がある。この年間処分量は青森県六ヶ所村で建設されている日本原燃の再処理工場における使用済燃料の年間処理量約 800 トンに相当するものであり、日本原燃のガラス固化体 1 本は 0.8 トンの使用済燃料から製造される（日本原燃株式会社，1992）。

また、年間 1,000 本のガラス固化体を処分する処分場の規模と処分費用との関係についての分析（総合エネルギー調査会原子力部会，1999）によれば、ガラス固化体が 4 万本程度以上であれば処分単価は規模に大きく依存しないとの結果が得られている。このため設計にあたっては、処分場の規模としてはガラス固化体 4 万本を想定し、能力として年間 1,000 本のガラス固化体の処分を想定することが合理的であると考えられる。

なお、今後サイト選定の進展に応じ、段階に応じて注意深く進められるサイト調査によって、立地点における地質環境の安定性、対象となる岩盤の広がり、地下水の地球化学的性質（酸化還元状態など）や水理学的特性などサイト環境条件の特徴が明らかになり、それに応じた建設技術や調査技術の適用範囲、空洞の力学的安定性や人工バリアへの熱的影響、閉鎖後の長期安全性の検討を通じ、さらに経済性などを勘案して処分場深度の最適化が図られる。

(2) ガラス固化体の諸特性

ガラス固化体の特性として設計上考慮しておく必要があるのは処分時点でのガラス固化体の発熱量や放射エネルギーである。

ガラス固化体の種類としては、フランスの COGEMA、イギリスの BNFL、サイクル機構、日本原燃それぞれの再処理工場で製造されるものが対象となる。これらのガラス固化体の発熱量や放射エネルギーは、燃料のタイプ、原子炉での燃焼履歴、再処理工場の運転条件やガラス固化体の製造プロセスなどに依存し、同じではない（石原ほか，1999）。ガラス固化体は国の方針（通商産業省，2000a，2000b）に従って、冷却のため 30～50 年間程度貯蔵され、その後平成 40 年代後半からの開始を目前に地下深い地層中に処分される。

今後発生するガラス固化体は日本原燃で製造されるものがほとんどを占める（例えば、総合エネルギー調査会原子力部会，1999）ことから、処分場の設計や安全評価で対象とするガラス固化体としては、日本原燃のものを想定することが合理的である。第 2 次取りまとめでは、この考え方に立って設計検討のためのガラス固化体仕様を設定している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

第2次取りまとめでは、ガラス固化後の貯蔵期間は50年間に設定されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。また、使用済燃料が原子炉から取り出された後再処理されガラス固化体が製造されるまでには若干の年数を要する。第2次取りまとめの設計検討ではこの期間を4年と設定し、貯蔵期間の50年と合わせ、炉取り出し後処分までの期間は54年を想定している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。この条件を基に計算された1本のガラス固化体の発熱量は、処分時（炉取り出し後54年）で約350 Wとなり、処分後1,000年には約7 Wとなる。なお、貯蔵期間が最短の30年の場合には、処分時（炉取り出し後34年）の発熱量は約560 Wになる（石原ほか，1999）。

実際の設計にあたっては、ガラス固化体の履歴を考慮し、特性の相違がどの程度設計に影響を及ぼすかについて検討を行うことも重要となる。

(3) 地質構造要素と地形的条件

処分場の設計にあたっては、岩盤の空間的な広がりや割れ目の分布、地形を考慮することが必要である。特に地下施設に関し、処分パネルの規模や数などを検討するうえで、対象とする岩盤の規模や空間的な広がりが重要となる。

処分場の位置やレイアウトの設定には、割れ目の位置や長さ、幅、方向などの空間的な分布といった情報が必要となる。既存の地下発電所など大規模な地下空洞の設計では、割れ目の卓越方向に対して坑道の軸方向を直交させるように坑道を配置することが空洞の力学的安定性上望ましいとされている（電力土木技術協会，1988）。また安全評価の観点から核種移行の遅延性能に有意な影響を及ぼす可能性がある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破碎帯に対しては、水理学的影響などを考慮して処分パネルや廃棄体から適切な距離を確保するなど、設計上の対策を検討しておくことが重要である。

地形は、地下施設の設計において留意する必要がある初期地圧や広域的な地下水流動に影響を及ぼす。また、地上施設やアクセス坑道の位置などの設計に際しては、地形の特徴をふまえてガラス固化体の輸送を含む物流や建設の容易さなどを考慮に入れて検討を行うことが重要である。

(4) 岩盤特性

人工バリアや地下施設の設計、製作・施工においては、岩盤の力学特性や熱特性が重要となる。わが国の土木工学の分野では、岩種、弾性波速度、ボーリングコアの連続性、岩石の強度あるいは地山強度比（一軸圧縮強度と土被り厚の比）、割れ目の間隔や状態などに着目して、岩盤を分類し、同時に岩盤の等級を区分している例が多い（例えば、日本道路公団，1997；日本鉄道建設公団，1996）。さらに道路トンネルや鉄道トンネルの設計・施工においては、経験的な手法として、岩盤分類によって区分される岩盤の等級に対応した標準的な設計例が用意されており、広く利用されている。海外では、ボーリングコアの連続性、岩石の強度、割れ目の間隔や状態などを指標として岩盤の分類を行う様々な方法が提案されてきている（例えば、Deere，1963；Bieniawski，1974；Barton et al.，1974；Hoek and Brown，1997）。

第2次取りまとめでは、このような土木工学の分野における既存の岩盤分類の方法や背景を念頭に置きつつ、長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を設計に反映するという目的のために、岩種ごとに収集、整理された岩石の力学特性などに基づき工学的な観点から以下のように大きく二つのグループに分けて岩種を取り扱っている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999b，1999c）。

- 硬岩系岩盤：結晶質岩（酸性岩），結晶質岩（塩基性岩），先新第三紀堆積岩（砂質岩），先新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩）
- 軟岩系岩盤：新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩），新第三紀堆積岩（砂質岩）

このようなグループ化により、立地点の岩種に応じ処分場の設計について概略の見通しを得ることができる。

4.4 人工バリアの設計

ここでは、まず人工バリアの構成要素であるオーバーパックと緩衝材の設計要件について述べる。次にオーバーパックの設計、緩衝材の設計、人工バリアの長期健全性の順にそれぞれ検討の起点となる第2次取りまとめで行われた設計検討（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）を示したうえで、今後実際のサイト環境条件に対して適用する場合の留意点について説明する。

4.4.1 設計要件

人工バリアの設計については、図 4.1-1 に示した安全機能である放射性核種の隔離性能を備えることに加え、人工バリアがシステムとして所期の性能を発揮することができるようその成立性が基本的な要件となる。人工バリアの設計要件は今後安全審査までに人工バリアの技術基準として規制上の整備が行われることになる（原子力安全委員会，2000b）。このため、当面の間、第2章で述べた自主的な設計基準を設定し、立地点に対する設計検討に用いることとする。以下に、オーバーパックと緩衝材の設計要件について示す。

(1) オーバーパック

図 4.1-1 に示したようにオーバーパックには、基本的な要件として放射性核種の隔離性能が求められる。まずガラス固化体の発熱や放射能が高い期間、地下水とガラス固化体との接触を確実に阻止するようにすることが重要である。このためオーバーパックは少なくともガラス固化体中の放射能がある程度減衰するまでの期間、放射性核種の物理的な閉じ込めが必要となる。また図 4.1-1 に示したように、地下水との反応によりガラス固化体近傍の環境を還元性に維持すること、さらに物理的な閉じ込めが失われた後に、ガラス固化体の放射性核種が地下水に溶け出したとしても、腐食によって生成する腐食生成物に収着することが期待される。このような観点から適切なオーバーパック材料を選定することが重要となる。

別の基本要件として、ガラス固化体や緩衝材が有する人工バリア性能に有意な影響を与えないこと、及びオーバーパックの製作・施工の技術的可能性が重要である。

このような二つの基本要件に対し、第2次取りまとめではオーバーパックの設計要件を表 4.4.1-1

のとおり設定している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

表 4.4.1-1 オーバーパックスの設計要件
（核燃料サイクル開発機構，1999a を一部修正）

基本的な要件	機能・役割	設計上考慮すべき項目 (設計要件)	内 容
放射性核種の隔離	放射性核種の物理的閉じ込めに地下水を所定の期間接触させないこと	閉じ込め性を有すること	操業時に放射性物質の外部環境への漏出を防ぐこと 廃棄体埋設後，地下水の浸入を防ぐこと
		耐食性を有すること	廃棄体埋設後，所定の期間，腐食によって閉じ込め性が損なわれないこと
		耐圧性を有すること	埋設後作用する機械的荷重に対して構造健全性を維持し，閉じ込め性を損なわないこと
		放射線遮へい性を有すること	ガラス固化体からの放射線による水の放射線分解にもなって生成される酸化性化学種により，腐食が促進されないこと
		耐放射線性を有すること	ガラス固化体からの放射線によって，耐圧性が有意な影響を受けないこと
		耐熱性を有すること	ガラス固化体からの発熱に対し，閉じ込め性，耐食性及び耐圧性が有意な影響を受けないこと
人工バリアの成立性	所要の期間，他の人工バリアに有意な影響を与えないこと	十分な内空間を有すること	オーバーパックスの変形やガラス固化体の熱膨張により，ガラス固化体が機械的に破損しないこと
		良好な熱伝導性を有すること	ガラス固化体の発熱を外部に伝え，ガラス固化体の安定な形態を損なうような熱による変質を生じさせないこと
		放射線遮へい性を有すること	ガラス固化体からの放射線によって，緩衝材の材料特性が変化しないこと
		化学的緩衝性を有すること ^{*1}	周囲の地下水を腐食生成物によって還元性環境に緩和すること
	製作・施工が技術的に可能であること	製作性を有すること	既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術に基づいた構造であること
		遠隔封入性を有すること ^{*2}	ガラス固化体の遠隔操作による封入が，既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により，ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく，可能な構造であること
		遠隔定置性を有すること ^{*2}	廃棄体の遠隔操作による定置が，既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により，ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく，可能な構造であること

注) *1：この特性を有していれば人工バリアの機能向上に寄与することが期待される特性。

*2：これらを考慮することによって，放射線遮へい性に対する過度に保守的な要求を緩和できるため，オーバーパックス厚さを減少させることが可能となり，その結果，緩衝材の機能に有意な影響を与えないことが期待できる要件。

(2) 緩衝材

緩衝材については，図 4.1-1 に示した閉鎖後の長期安全性の観点から，オーバーパックスの閉じ込め機能が失われた後の放射性核種の移行抑制が基本的な要件となる。このため地下水の移動抑制，溶解した核種の収着，コロイド移行の防止といった機能が求められる。

また，人工バリアとしての成立性の観点から，製作・施工が可能であることや，オーバーパックスの力学的な保護，ガラス固化体からの発熱，オーバーパックスの腐食に伴って発生する応力の緩和など人工バリア性能に有意な影響を及ぼさないことが挙げられる。第2次取りまとめでは，表 4.4.1-2 に示す緩衝材の設計要件が挙げられている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

表 4.4.1-2 緩衝材の設計要件

(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正)

基本的な要件		機能・役割	設計上考慮すべき項目 (設計要件)	内 容
放射性核種の移行抑制	放射性核種の隔離	地下水の移動の抑制	低透水性を有すること	低透水性を有することにより緩衝材中の地下水の動きを遅くして、結果的に緩衝材中の物質の移動が遅くなるようにするとともに、ガラス固化体の溶解速度や核種の溶出を抑制すること
		溶解した核種の収着	高い収着性を有すること	ガラス固化体から放射性核種が溶出した場合、収着により放射性核種の移行を抑制すること
		コロイドの移行防止	コロイドフィльтраーション機能を有すること	コロイドとしての放射性核種の移行を抑制すること
		地下水の化学的環境の変動の緩和	化学的緩衝性を有すること ^{*1}	地下水の pH や還元性などを化学的に緩衝することにより地下水の化学的条件を好ましいものとする
製作・施工が可能であること	人工バリア成立性	施工, その他で生じたすき間などを充填できること	自己シール性を有すること	地下水の浸入にともなう膨潤によって、定置時の周辺岩盤とのすき間や緩衝材内に生じたすき間を充填できること
		施工可能な特性を有すること	施工可能な締固め特性を有すること	既存の技術によって所要の密度が得られるような締固め特性を有すること
			施工可能な強度を有すること	ブロック方式による施工を想定した場合、据え付け時のハンドリングに必要な力学的特性を有すること
		所要の期間, 人工バリアに有意な影響を及ぼさないこと	応力緩衝性を有すること	変形能を有すること
		オーバーバックを力学的に安定に支持できること	力学的に安定に支持できる強度を有すること	廃棄体埋設後、オーバーバックの機能が維持される期間、オーバーバックを力学的に安定に支持でき、地震に対しても健全性を維持できる力学的特性を有すること
		ガラス固化体及び緩衝材の変質の抑制	良好な熱伝導性を有すること	良好な熱伝導性を有することにより、ガラス固化体の発熱を外部に伝え、ガラス固化体の安定な形態を損なうような熱による変質を生じさせないこと 人工バリアの性能にかかわる熱移動、水分移動、核種移行、応力緩和などに関する性質に有意な影響を及ぼすような緩衝材の熱的な変質が生じないこと

注) *1: この特性を有していれば人工バリアの機能向上に寄与することが期待される特性。

以上に述べた設計要件は、自主的な基準を設定するうえでの始点として用いることとする。

4.4.2 オーバーバックの設計

(1) 設計手順と解析手法

オーバーバックの設計にあたり、第2次取りまとめでは4.4.1で述べた設計要件を満たすために、まずオーバーバックの耐用年数を設定している(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。これは、少なくともガラス固化体中の放射能がある程度減衰するまでの期間、ガラス固化体を物理的に閉じ込めるうえでの設計目標となる。第2章の図2.2.4-3と図2.2.4-4に示したガラス固化体の放射能と発熱の特性を考慮し、1,000年間の耐用年数が設定されている。このオーバーバックの耐用年数は第2章で述べた自主的な設計基準として当面採用しておくことができる。耐用年数に基づき、4.4.1で述べたそれぞれの設計要件を満たすことができるよう、オーバーバックの候補材料を選定したうえで、オーバーバックの形状や厚さの検討が行われている。以下に、この手順に沿ってオーバーバックがどのように設計されるかを述べる。

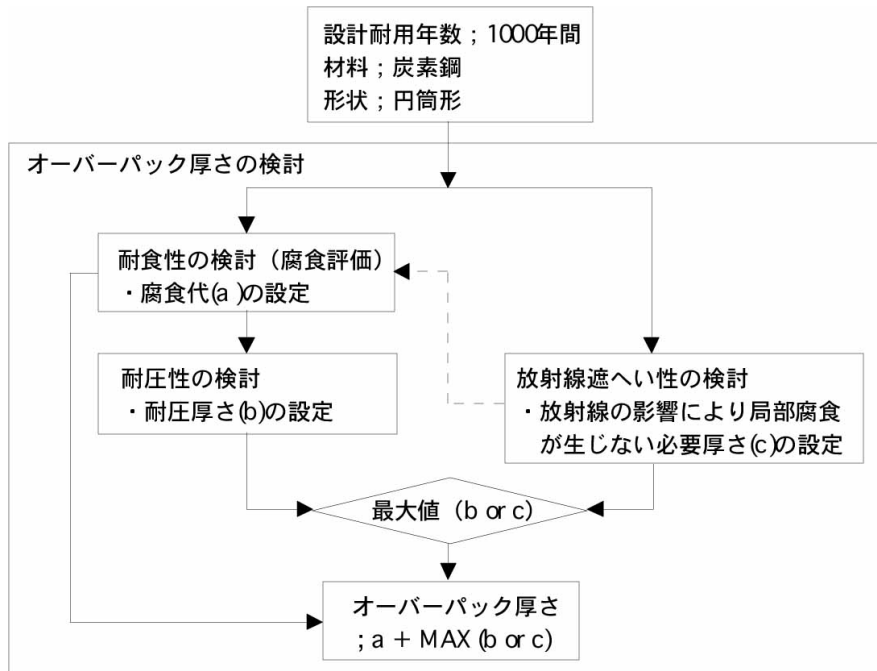


図 4.4.2-1 オーバーパック厚さ検討の手順例

(出典：核燃料サイクル開発機構，1999a)

オーバーパックの候補材料としては、種々の観点から第一に検討すべきものとして炭素鋼が提案されている。また還元性の環境で優れた耐食性を発揮し得る銅や高耐食性金属であるチタン（低合金チタンを含む）も候補材料に加えられている。銅やチタンを使用する場合には、内側に炭素鋼を強度部材として用いる複合オーバーパックが検討の対象となる。

オーバーパックの厚さを設計するうえでは、腐食と耐圧性、放射線遮へい性（ガラス固化体からの放射線が引き起こす水の放射線分解が腐食に影響を及ぼさないようにするために必要な遮へい）が重要である。第2次取りまとめでは、オーバーパックの厚さの検討手順を図4.4.2-1のように設定している（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999c）。

腐食についての実験的研究（例えば，Honda et al., 1995; Taniguchi et al., 1998）の結果，圧縮ベントナイト中の炭素鋼は不動態化しにくいことが明らかにされている。また，たとえ炭素鋼が不動態化した場合でも，局部腐食が進展し得るのは廃棄体定置後の初期の不飽和期間に限定されること，さらに水素脆化が生じる可能性や微生物による影響が生じる可能性は低いと考えられることが示されている。応力腐食割れについては，これまでの知見から人工バリアが設置される還元性の環境では炭素鋼に対して生じる可能性は低い。これらのことから炭素鋼の腐食寿命については，酸素による腐食深さと水の還元による腐食深さを合算し約 32 mm 以上の腐食代を与えることにより 1,000 年以上のガラス固化体の閉じ込めを期待できることが示されている。なおチタンについては，人工バリアの環境条件に応じて適切な合金種を選択すれば，すきま腐食を避けることが可能である。すきま腐食が生じない場合，全面腐食速度はきわめて小さく，水素脆化についてもチタン中の水素濃度の経時変化を評価した結果から 1,000 年間程度では脆化しないことが示されている。また銅につい

ては、地下水の硫化物濃度が高い特殊な地下水が存在するような場合でも、40 mm 程度の腐食代で1,000 年間の腐食寿命が期待できるとされている。

オーバーパックの基本形状の設定においては耐圧性、製作性、遠隔定置性が重要であり、収納するガラス固化体が円柱形であることや耐圧性の観点から円筒形が合理的となる。炭素鋼オーバーパックの耐圧性の検討では、地下水静水圧、岩盤のクリープ変形、炭素鋼の腐食膨張による緩衝材の圧密反力を外圧として考慮し、耐圧上必要な厚さが計算されている（蓋部；110 mm，胴部；50 mm）。また、オーバーパック近傍の緩衝材間隙水中での放射線分解の影響が検討され、局部腐食の進展を防止するために放射線を遮へいするうえで必要な厚さは 150 mm となっている。以上から、炭素鋼オーバーパックの厚さは岩盤の種類やオーバーパックの部位によらず、放射線遮へい厚さ 150 mm（耐圧厚さを含む）に腐食代 40 mm を加え 190 mm となっている（図 4.4.2-2）。

このような設計仕様が現状技術で十分対応可能であることは試作を通じて確認されている（図 4.4.2-2）。オーバーパックの封入溶接には、材料に与える熱影響が小さいこと、長期の品質保証の観点から不純元素や異物混入の可能性が低いこと、さらに作業効率や遠隔自動化といった操作性の観点から、いくつかの溶接法のうち電子ビーム溶接が有力な候補の一つとして考えられている。溶接部の検査には、欠陥検出感度、耐放射線性、耐熱性、遠隔操作性、効率の観点から超音波探傷試験が最も有望な方法と考えられている。またチタンや銅の複合オーバーパックについても試作が行われ、製作が可能であることが示されている。

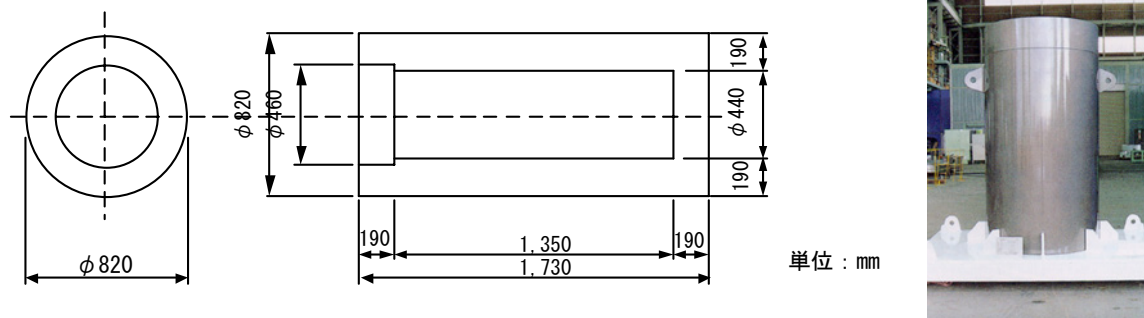


図 4.4.2-2 炭素鋼製オーバーパックの設計仕様例（左）と試作例（右）

（出典：核燃料サイクル開発機構，1999a）

(2) サイト環境条件に応じた設計

第2次取りまとめの検討でオーバーパックの厚さを決定しているのは腐食代と放射線の遮へい厚さである（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。これらの厚さの設定にあたっては、わが国の幅広い地質環境条件に対して成立することができるよう安全裕度が保守的に見込まれている。今後のサイト選定の進展に応じ、第3章で述べたように文献調査、概要調査、精密調査と段階的に進める調査によって立地点のサイト環境条件が詳細に明らかにされていく。したがって、第2次取りまとめでの検討を起点に、第2次取りまとめで保守的に見込まれた安全裕度に焦点をあて、今後期待されるデータや知見を最大限利用することにより、以下の点でオーバーパックの厚さをより合理的に設定することが可能となると考えられる。

腐食代については、立地点のサイト環境条件を考慮した腐食試験データの取得のほか、現在サイクル機構で行われている長期試験（核燃料サイクル開発機構，2003）など腐食挙動に関するデータの蓄積とそれに伴うモデルの改良によってより信頼性の高い現実的な設定が可能となる。水の還元による平均腐食速度について、第2次取りまとめでは微生物の活動による影響など周囲の環境条件に伴う不確実性も勘案し、圧縮ベントナイト中における2年間の浸漬試験で得られた $5\mu\text{m/y}$ 以下の腐食速度を基に平均腐食速度として保守的に $10\mu\text{m/y}$ としたうえで、さらに不均一化を考慮し2倍を見込んで $20\mu\text{m/y}$ を仮定している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。上記浸漬試験では4年後に約 $3\mu\text{m/y}$ 以下の値も得られており、長期的には腐食速度が抑えられる傾向が認められている。このように長期腐食試験のデータの蓄積によって信頼性の高い腐食挙動のメカニズムが明らかにされ、今後の腐食代の設定に反映することが期待できる。

また放射線の遮へい厚さについては、第2次取りまとめでは処分時の放射線量を基に設定されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）ため、ガラス固化体からの放射線が時間とともに減衰するという性質を利用することによって厚さを低減できる可能性がある。これは時間の経過に伴い必要な放射線遮へい厚さが小さくなることによる。一方腐食代の設定において、第2次取りまとめでは水の還元による腐食分について上述した腐食速度を用いて設定している。このため、時間の経過とともに必要ではなくなる放射線遮へい厚さの分を、腐食代に当てることによって、全体としてオーバーパック厚さの低減に寄与することが期待でき、この観点からの検討を今後進めていくことが重要である。

第2次取りまとめでの炭素鋼オーバーパックの板厚は、腐食代（4 cm）と放射線遮へい厚さ（15 cm）から設定されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。1,000年間の閉じ込め性能を確保するという観点から、溶接部も母材と同等の特性が要求され、放射線遮へい厚さ分には腐食代分の溶接に対する要求品質は高い。このため、板厚全体ではなく腐食代分の溶接に焦点をあて、溶接の施工性を高めるような蓋の構造、例えば二重蓋構造が提案されている（原子力環境整備促進・資金管理センター，2003a）。また溶接部の検査方法について、種々ある超音波探傷法の中から適切な手法を抽出する検討（原子力環境整備促進・資金管理センター，2003a）が行われており、今後の成果が期待される。

4.4.3 緩衝材の設計

4.4.1で述べたように、閉鎖後の長期安全性の観点から放射性核種の移行を抑制することが緩衝材の基本的な要件となる。この要件に対しては地下水の移動の抑制、溶解した核種の収着、コロイドの移行の防止といった機能が求められる。また人工バリアが成立するための要件として、製作・施工が可能であることや、所要の期間人工バリア性能としての熱移動、水分移動、核種移行、応力緩和などに関する性質に有意な影響を及ぼさないことについても十分考慮する必要がある。

さらにこれらの性能が長期にわたって維持されるためには、緩衝材の岩盤中への侵入、緩衝材の変質、廃棄体の沈下、ガスの移行、オーバーパックの腐食膨張の影響といった埋設後の人工バリアとしての長期健全性を評価しておくことが重要となる。この長期健全性については4.4.4で述べる。

(1) 設計手順と解析手法

緩衝材の設計について、第2次取りまとめでは、4.4.1 で述べた設計要件をふまえて図 4.4.3-1 に示す手順で検討が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。以下に、この手順に沿って緩衝材がどのように設計されるかを示す。

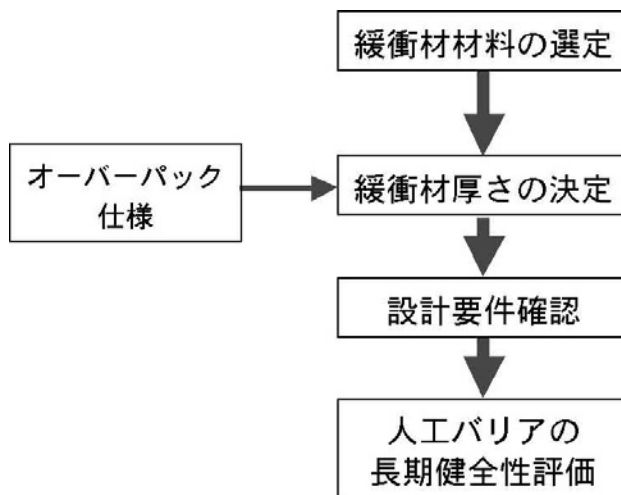


図 4.4.3-1 緩衝材の設計手順

まず緩衝材材料として、第2次取りまとめではNa型ベントナイト70 wt %とケイ砂30 wt %を混合した、乾燥密度 1.6 Mg/m^3 のケイ砂混合体が設定されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。Na型ベントナイトは、これまで諸外国（スウェーデン，スイス，カナダなど）と同様にわが国で検討されてきた基本材料である。ケイ砂の混合は施工性や経済性の観点からベントナイト単体とほぼ同等の特性が得られることが期待でき、その混合比や乾燥密度についてはサイクル機構で取得したデータや国内外の研究機関での試験研究などで得られた緩衝材の基本特性（締固め特性，熱的性質，水理的特性，力学的特性，膨潤特性，化学的性質，緩衝材の乾燥収縮，透気性，コロイドフィルトレーション機能，高温環境下における特性，ブロック間継ぎ目の特性，変質と流出特性）に関するデータや知見を基に設定されている。

緩衝材の厚さについて第2次取りまとめでは、応力緩衝性に着目してオーバーパックと緩衝材の力学的相互作用を考慮し、オーバーパック耐圧厚さと緩衝材厚さとの関係を求めることによって設定するという方法がとられている。オーバーパック耐圧厚さと緩衝材厚さについては図 4.4.3-2 に示すような関係が得られており、合理的であると考えられる緩衝材厚さは約40 cmから70 cmの範囲にあることが示されている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。これを基に応力緩衝性能に余裕を見込み、オーバーパックの腐食に伴う体積膨張などに対してオーバーパック耐圧厚さの変動幅をできるだけ小さくすることを考慮して、緩衝材厚さを70 cmに設定している。

4.4.1 で示した設計要件の確認の観点から、応力緩衝性，自己シール性，コロイドフィルトレーション機能などを満足することが重要となる。この観点から緩衝材の厚さと乾燥密度を軸に、応力緩衝性，自己シール性，コロイドフィルトレーション機能などの設計要件を満足する範囲を図に示したものが図 4.4.3-3 である。図の e, c, d の各曲線で囲まれる領域（斜線部）から、これら設計要件を

すべて満足し得ると考えられる緩衝材厚さと乾燥密度の範囲を求めることができる。

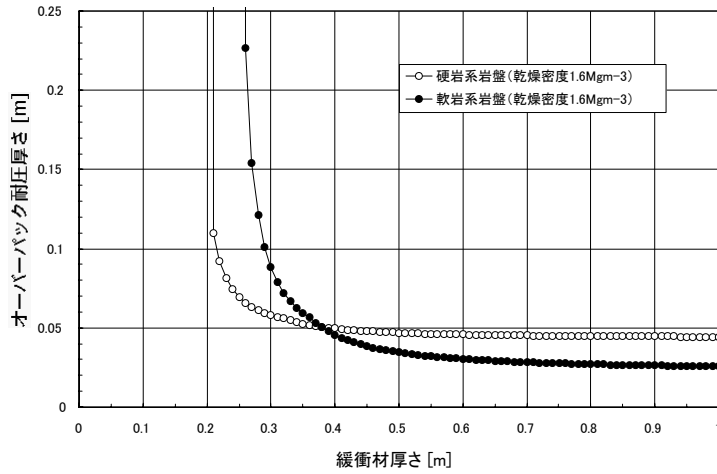


図 4.4.3-2 オーバーパック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係
(30wt%ケイ砂混合体, 乾燥密度 1.6Mg m^{-3} : 胴部)
(出典: 核燃料サイクル開発機構, 1999a)

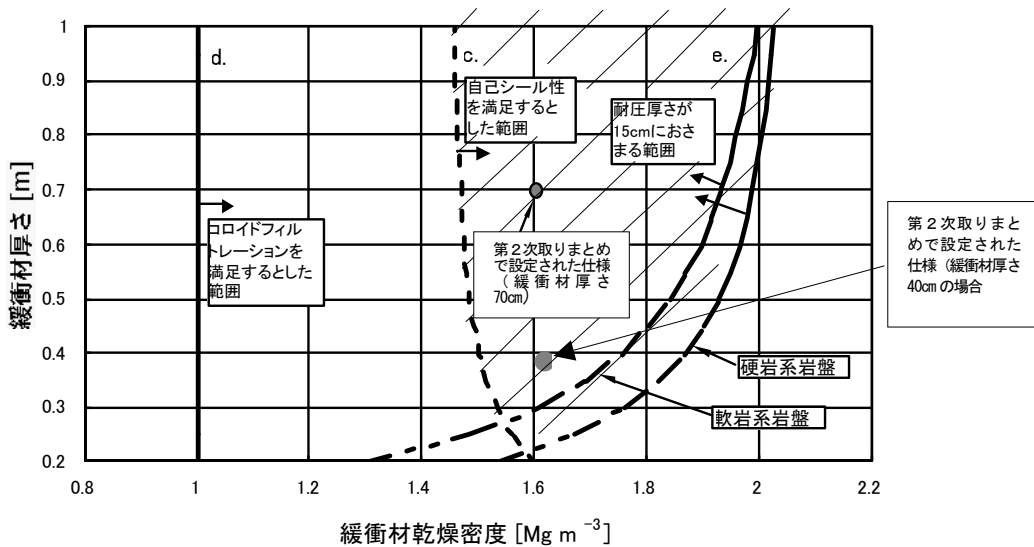


図 4.4.3-3 設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正)

緩衝材の製作・施工技術について、第2次取りまとめでは、釜石鉱山で実施した試験などの国内の試験研究の実績を参考に、現場締固め方式とブロック方式が検討されている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c）。その結果、現場締固め方式の施工方法としては、処分孔縦置き方式の場合、全断面を先に締め固めた後オーバーパック定置のための空間を掘削する工法（掘削工法）や内空間工法（内型枠工法）あるいはオーバーパックを定置した後に周囲の緩衝材を施工するという直接工

法が実現性が高いとされている。一方、処分坑道横置き方式の場合は、掘削工法あるいは内空間工法（内型枠工法，半径方向圧縮工法）が実現性が高いとされている。ブロック方式の場合の緩衝材ブロックの分割数は操作性と力学的な観点から，横置き方式に関しては処分坑道の円周に沿った 6 分割が，縦置き方式に関しては処分孔の円周に沿った 4 分割あるいは分割なしが候補と考えられている。また緩衝材の膨出対策として，処分坑道の両端部にコンクリートプラグを，処分孔縦置き方式の場合の処分孔の孔口にはキャップの設置が必要とされている。さらに，緩衝材の各設計要件を満足する指標をベントナイトの品質と緩衝材の密度を管理項目として，現場締固め方式とブロック定置方式それぞれの施工工程と品質管理の内容が整理されている。

(2) サイト環境条件に応じた設計

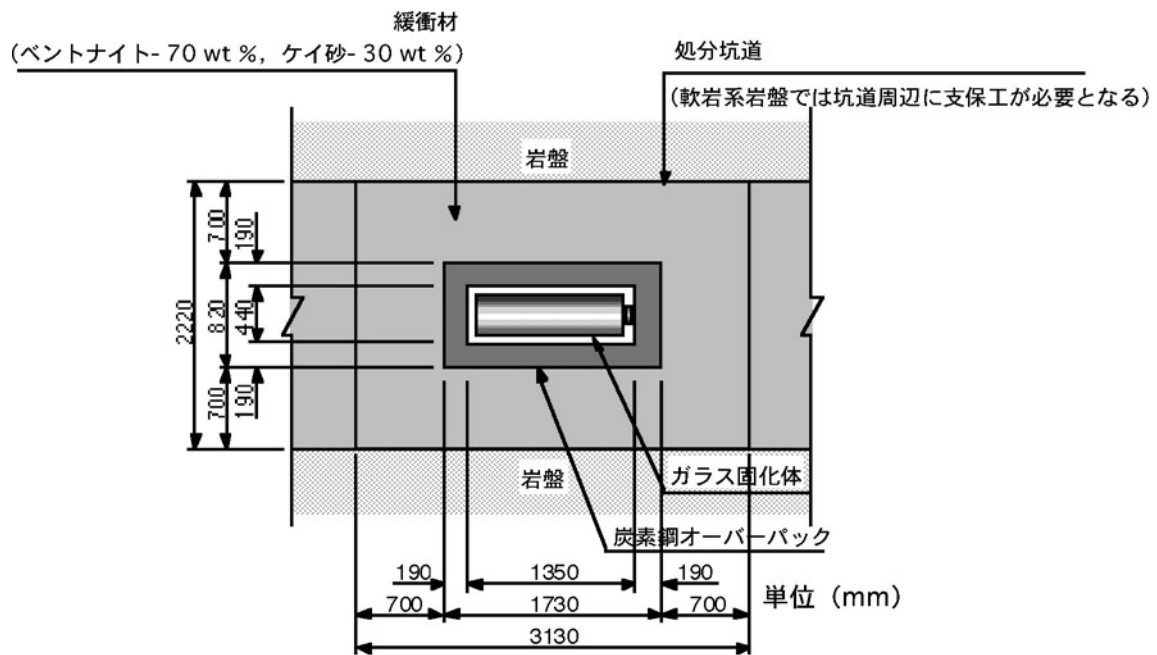
緩衝材の厚さとしては，前項 (1) で述べたように様々なサイト環境条件に対してより技術的な裕度をもって安全性を確保することができる 70 cm を設定しておき，今後段階的に進める調査によってサイト環境条件が詳細に明らかにされるに従い，それらを考慮して緩衝材に関する基本特性データを充実させ，緩衝材の設計に反映していくことが合理的と考えられる。

なお緩衝材の特性のうち自己シール性やコロイドフィルトレーション機能は第 2 次取りまとめで設定されている地下水の水質の範囲ではサイト環境条件に大きく依存しない（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。また図 4.4.3-3 から分かるように，コロイドフィルトレーション機能（直線 d）と自己シール性（曲線 c）は緩衝材の厚さが 70 cm や 40 cm の場合でも裕度の差はほとんどない。一方，耐圧厚さ（曲線 e）は，オーバーパックの腐食量，オーバーパックの腐食生成物の特性，岩盤のクリープ量の違いにより変化し，これらの違いはサイト環境条件により依存するものとなっている。図 4.4.3-3 に示した曲線 e は，オーバーパックの腐食量（4 cm），オーバーパックの腐食生成物の特性（腐食膨張倍率：体積の 3 倍），岩盤のクリープ量（20 mm）を，それぞれ保守的に設定して計算したものであるが，さらにそれらの量よりも大きくなるようなサイト環境条件を想定すると曲線 e は左にシフトすることになる。したがって，設定したオーバーパック厚さに対して緩衝材厚さ 40 cm の場合には曲線 e が左にシフトして安全性を確保することが厳しくなるようなサイト環境条件においても，緩衝材厚さを 70 cm としておけば，裕度をもって安全性を確保できることを示している。

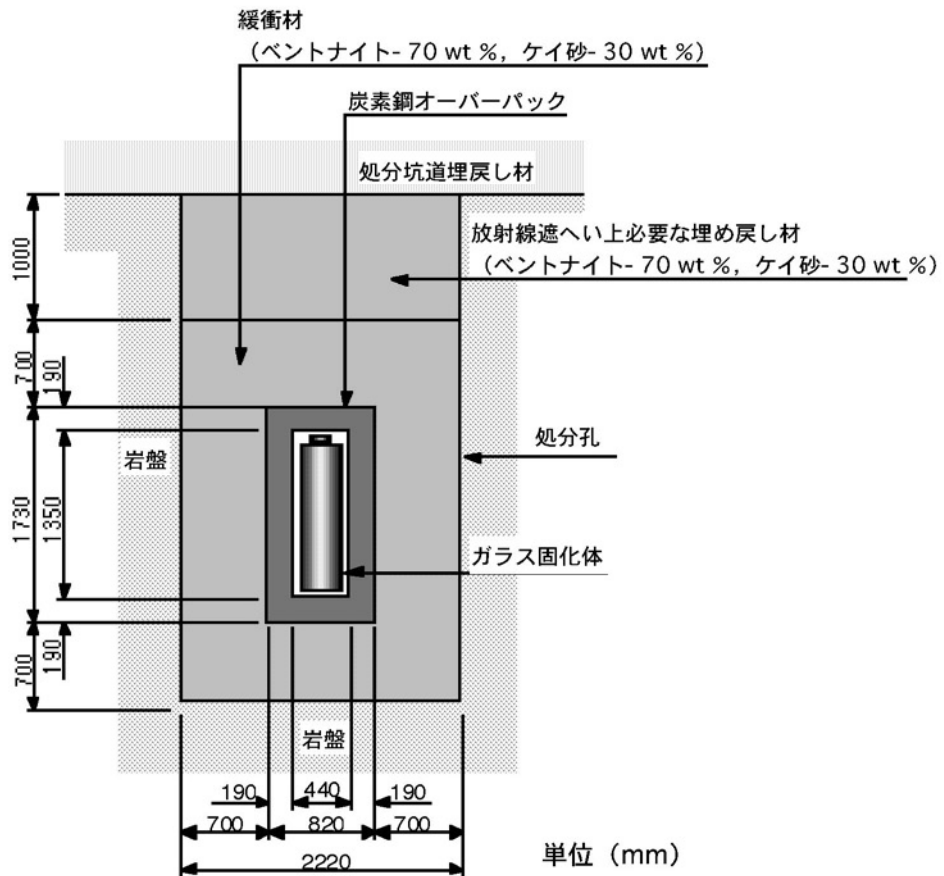
図 4.4.3-3 に示されている特性曲線については，上述のように今後立地点のサイト環境条件を考慮して，より信頼性の高いものとしていくことが重要である。

4.4.4 人工バリアの長期健全性評価

4.4.2 と 4.4.3 に述べたオーバーパックと緩衝材の設計検討から導かれた人工バリアの仕様例を図 4.4.4-1 に示す。このようにして示された人工バリアがシステムとして廃棄体の定置後長期にわたり健全であることを確認することが重要である。この作業を通じて，第 6 章で述べる閉鎖後の長期安全性の信頼性の確保に資するとともに，必要に応じてオーバーパックや緩衝材の設計にフィードバックし，人工バリアの改良を行っていくことが可能となる。



処分坑道横置き方式の仕様 (硬岩系岩盤/軟岩系岩盤)



処分孔縦置き方式の仕様 (硬岩系岩盤/軟岩系岩盤)

図 4.4.4-1 人工バリアの設計仕様例

(出典：核燃料サイクル開発機構, 1999a)

(1) 評価のための技術基盤

人工バリアの領域においては、各バリアの定置直後からガラス固化体からの放熱、周辺岩盤から緩衝材への地下水の浸潤、地下水の浸潤による緩衝材の膨潤圧の発生とそれによる周辺岩盤の応力変化などといった緩慢で複雑な現象が生じることが想定される。またオーバーパックの腐食に伴い、炭素鋼は腐食生成物に変わり体積が膨張するとともに水素ガスを発生する。さらに長期的には地震によって人工バリアの構成要素が構造的な影響を受けることや緩衝材が岩盤の割れ目などに侵入し流出していくことが想定される。このような想定に対して、第2次取りまとめでは、図4.4.4-1に示した人工バリア仕様例に基づいて、再冠水時の人工バリア挙動、人工バリアの長期構造力学安定性、人工バリアと周辺岩盤の耐震安定性、ガス移行挙動、緩衝材の岩盤内侵入について健全性の観点から評価が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。以下にその概要を示す。

(i) 再冠水時の人工バリア挙動

廃棄体定置後のオーバーパックの腐食挙動や緩衝材の機能を評価するうえで、廃棄体を定置した後に周辺岩盤から緩衝材への地下水の浸潤に伴って緩衝材が再冠水（飽和）するまでの期間（再冠水時間）やその状態を把握するために、第2次取りまとめでは釜石鉱山で実施した試験結果を基に熱-水-応力連成モデルの適用性を検討し、このような連成モデルによって再冠水挙動を表現できることを示している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。このモデルを基に図4.4.4-1に示した人工バリア仕様例を対象に岩盤の透水性や圧力水頭をパラメータとして人工バリアとその周辺岩盤（ニアフィールド）の熱-水-応力連成解析が実施されている。その結果、再冠水時間は、岩盤の透水性、初期圧力水頭に影響され、岩盤内の初期圧力水頭が1,000 m程度の場合、再冠水時間は5～15年程度となることが示されている。また、想定した岩盤の透水係数の範囲であれば、圧力水頭が0 m程度であっても再冠水時間は50年程度となっている。これらの結果はオーバーパックの設計寿命（耐用年数）に比べて十分に小さなものとなっている。

(ii) 人工バリアの長期構造力学安定性

人工バリアやその周辺岩盤で長期にわたり起り得る力学的現象を整理したうえで、岩盤クリープ解析、オーバーパックの腐食膨張解析と沈下解析が行われている。岩盤クリープ解析の結果によれば、硬岩系岩盤では1万年経過してもクリープ変形はほとんど見られないことが示されている。軟岩系岩盤では1万年後に天端で21.8 mm変位し、影響領域は、半径の3倍弱まで広がる結果となっている。またオーバーパック腐食膨張解析の結果、1万年後の緩衝材は破壊状態に至らなかった。オーバーパック沈下解析の結果、オーバーパックの沈下量は、横置き方式のケースでは1万年経過時で2.6 mm程度、縦置き方式のケースでも1万年経過時で5.1mm程度となっている。以上の検討から、人工バリア及び周辺岩盤は、長期にわたって力学的にはほぼ安定した状態にあることが確認されている。

(iii) 人工バリアと周辺岩盤の耐震安定性

廃棄体の定置後の緩衝材の耐震安定性を評価するために、人工バリアの振動試験結果を基に開発したコードの適用性を検討し、動的解析が行われている。その結果、緩衝材の地震時の力学的安定

性の観点から、地震によりせん断破壊に至る可能性は低いことが示されている。また緩衝材に生じるせん断ひずみは微小であり、その動的力学特性に関し非線形性が顕著に表れないことも示されている。さらに緩衝材中の過剰間隙水圧の上昇は解析上認められず、液状化が生じる可能性は低いことが推察されている。

(iv) ガス移行挙動

オーバーパック材の炭素鋼が腐食した際に発生する水素ガスは、緩衝材中の間隙水に溶存し拡散移行するか、気相として緩衝材中を移動することが想定される。第2次取りまとめでは、溶存水素の拡散解析と保守的な炭素鋼オーバーパックの腐食速度を用いたガス/水の二相流モデルによるガス移行解析が行われている(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。溶存水素の拡散解析の結果、拡散移行により移動する割合はわずかであり、ガス発生量のほとんどがオーバーパックと緩衝材の界面に蓄積される結果が得られている。ガス移行試験の結果から、発生するガスはある圧力に達すると緩衝材中を透気し、形成された移行経路は緩衝材の自己シール性によって修復されるものと考えられている。またガス移行解析の結果によれば、処分後30年以降においては、ガス発生による間隙圧への寄与は小さく、ガスが岩盤へ侵入した後も緩衝材はほとんど飽和状態を維持したままの状態、その中をガスが移動することが示されている。以上の結果から、オーバーパックの腐食により発生する水素ガスは、緩衝材や岩盤の構造力学的安定性やバリア性能に対して影響を与えないと考えられることが示されている。

(v) 緩衝材の岩盤内侵入

第2次取りまとめでは、緩衝材の岩盤内への侵入挙動を、緩衝材の膨潤圧と粘性抵抗を基に拡散係数を設定して拡散モデルとして取り扱う考え方で解析し、埋設後の緩衝材の密度低下が評価されている(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。評価では、亀裂が直線的に入り、初期の亀裂内部には何も詰まっていないという仮定がなされている。しかし実際の岩盤では、割れ目には充填物が介在していたり、割れ目が交差しているため、どこまでも流出するとは考えにくく、このため、得られる結果は非常に保守的な設定に基づいたものであることに留意する必要があることが指摘されている。解析の結果によれば、100万年後の緩衝材の密度は処分場全体の平均で20%程度の低下が見込まれることが示されている。

(2) 評価手法の信頼性向上

以上に述べた評価の対象となっている現象が複雑であり、サイクル機構では第2次取りまとめ以降も引き続き人工バリアを含むニアフィールドの長期健全性に関する研究が進められている(核燃料サイクル開発機構, 2003)。基礎データの拡充とモデルの信頼性構築に向け、人工バリアの長期構造力学安定性(緩衝材と岩盤の力学変形挙動)や緩衝材の岩盤内への侵入、人工バリア材の変質・劣化挙動(腐食生成物やセメント材料と緩衝材との相互作用)といった検討が行われている。またニアフィールドの熱-水-応力連成挙動に化学プロセスを加えた熱-水-応力-化学連成解析の取組みが行われている。さらに人工バリア性能がどの程度の条件まで維持することができるかを把握することを目的とした緩衝材中のガス透気試験や人工バリアせん断応答挙動試験が行われている。

これら研究によって得られる知見は、今後人工バリア設計の妥当性確認や設計の最適化、また建設・操業による閉鎖後の長期安全性評価の初期条件への影響の検討に反映することが期待できる。

4.5 地上・地下施設の設計

4.5.1 地上施設

(1) 地上施設設計の技術基盤

地上施設の設計検討については事業化報告書（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）に詳しい。同報告書では、主要な構成施設を明らかにし個々の施設に対する設計要件を特定したうえで、各施設の主要設備の検討を行い、それらの結果を基に施設規模での検討、施設レイアウトの作成という手順で検討が行われている。これらの検討ではサイト環境条件に制約がないことを想定している。ここでは上記の手順に沿って、事業化報告書や第2次取りまとめで検討されてきた知見を基に、主要な構成施設と設計要件を (i) に、個々の主要施設の設計検討を (ii) に、レイアウト配置の設計を (iii) にそれぞれ示す。

(i) 主要な構成施設と設計要件

地上施設に必要な主要施設として、事業化報告書では、ガラス固化体の受入・封入・検査施設、緩衝材の製作・検査施設、プラグ製造施設、埋め戻し材製作・検査施設、管理棟、坑道換気施設、排水処理施設、廃棄物処理施設、保安施設、ユーティリティ施設、掘削土置き場、コンクリート供給施設を取り上げている。地上施設の全体像の一例を図4.5.1-1に示す。これら施設のうち、特にガラス固化体の受入・封入・検査施設はガラス固化体を直接取り扱うことから放射線防護対策など入念な安全対策を施す必要がある。

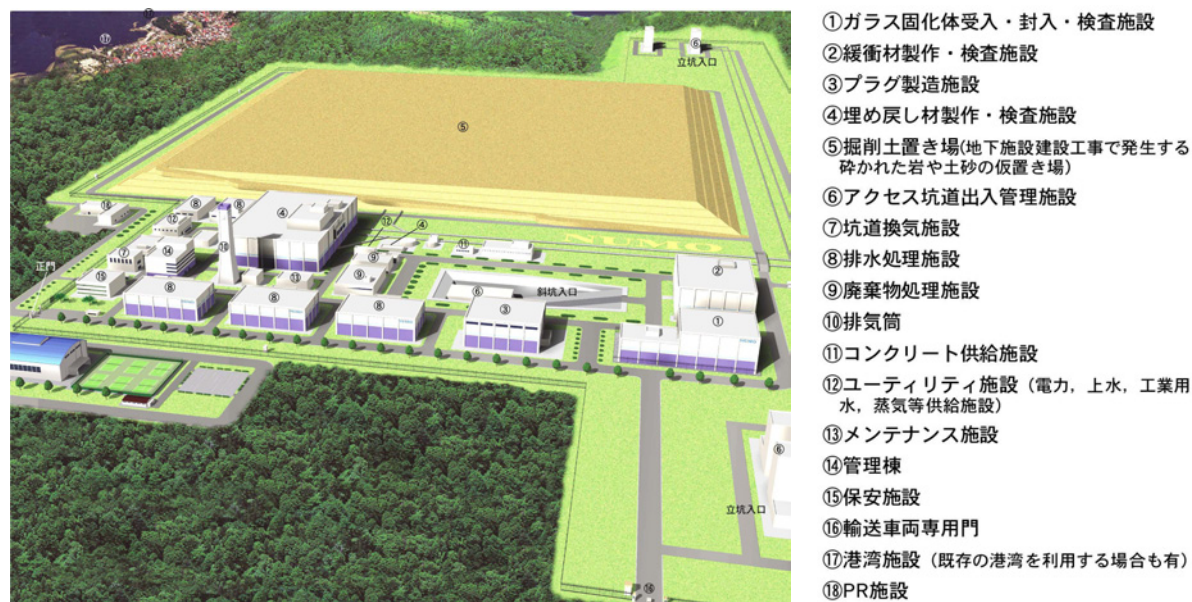


図 4.5.1-1 地上施設の全体像の一例（原子力発電環境整備機構，2002c）

4.3 の設計の前提条件で述べたように、処分場の能力として年間 1,000 本のガラス固化体を処分することが求められている。事業化報告書では、処分場の稼働日数を 200 日と想定し 1 日平均 5 本の廃棄体を扱うことを設計目標に設定しており、検討の内容はこの前提条件を満たしている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。また事業化報告書では上記の主要な施設ごとに、表 4.5.1-1 に示す設計要件を定めている。

表 4.5.1-1 地上施設の設計要件

(電力中央研究所・電気事業連合会，1999 を参考に作成)

施設名	設計要件
ガラス固化体受入・封入・検査施設	<ul style="list-style-type: none"> ・閉じ込め性を有する廃棄体を製作することができること ・ガラス固化体が発生する熱を、輸送容器表面、ガラス固化体及び廃棄体表面から適切に除去できること ・仮に電源が停止した場合にも移送物の落下を防止できるとともに、万一の移送物の落下によっても移送物の著しい損傷を防止できること ・誤操作防止を考慮するとともに、仮に誤操作が行われても安全性が損なわれないこと ・ガラス固化体及び廃棄体を取り扱う室からの排気を適切に処理できることに加え、万一放射性物質が、ガラス固化体や廃棄体から漏洩した場合でも、それぞれを取り扱う室から放射性物質が漏れ出すことがないように、取り扱い室を負圧に維持できること ・ガラス固化体及び廃棄体の検査ができること
緩衝材製作・検査施設	<ul style="list-style-type: none"> ・操業に必要とされる数量の緩衝材を確実に製作できること ・所定の品質の緩衝材を製作できること ・製作された緩衝材を安全にかつ所定の品質を維持して、確実に保管できること ・緩衝材原料の受入から地下施設への搬送までの各工程が円滑に行えること
プラグ製造施設	<ul style="list-style-type: none"> ・操業あるいは閉鎖時に必要量のベントナイトプラグ材を確実に製作できること ・所定の品質のベントナイトプラグ材を製作できること ・製作されたベントナイトプラグ材を安全にかつ所定の品質を維持して、確実に保管できること ・ベントナイトプラグ材原料の受入から地下施設への搬送までの各工程が円滑に行えること
埋め戻し材製作・検査施設	<ul style="list-style-type: none"> ・操業、閉鎖に必要とされる数量の埋め戻し材を確実に製作できること ・所定の品質の埋め戻し材を製作できること ・製作された埋め戻し材を安全にかつ所定の品質を維持して、確実に保管できること ・埋め戻し材原料の受入から地下施設への搬送までの各工程が円滑に行えること
管理棟	<ul style="list-style-type: none"> ・建設、操業、閉鎖等に必要情報を確実に収集し、管理できること
坑道換気施設	<ul style="list-style-type: none"> ・処分場の建設、操業、閉鎖段階に必要とされる換気容量を確実に処理できること ・建設、閉鎖時においては、作業において発生する粉塵、排ガス等を処理できること ・操業時においては、放射線管理区域内の換気が確実にできること
排水処理施設	<ul style="list-style-type: none"> ・処分場の建設、操業、閉鎖段階に必要とされる排水処理容量を確実に処理できること ・建設、閉鎖時においては、作業において発生する地下施設内の湧水等を処理できること ・操業時においては、放射線管理区域内の排水処理が確実にできること
廃棄物処理施設	<p>液体廃棄物処理施設</p> <ul style="list-style-type: none"> ・排水の漏洩防止、漏洩の検出、漏洩発生時の拡大を防止できること ・予想される排水発生量に対して、十分な貯蔵容量を有すること ・万一、放射性物質の漏洩によって排水が汚染された場合、適切な処理がなされ得ること <p>固体廃棄物保管施設</p> <ul style="list-style-type: none"> ・固体廃棄物をドラム缶等に封入し、専用の貯蔵室に保管（廃棄）できること ・予想される固体廃棄物の発生量に対して、十分な貯蔵容量を有すること
保安施設	<ul style="list-style-type: none"> ・防火管理 ・犯罪等に対するセキュリティの確保 ・放射線業務従事者等の放射線管理区域への出入り及び物品の放射線管理区域への搬出入に対して、出入り管理、汚染監視及び各個人の被ばく監視ができること ・処分施設内外の主要な箇所における線量当量率、空気中の放射線物質濃度、放射線管理区域からの湧水中の放射性物質濃度等を測定、監視できること ・放射線監視設備からの主要な情報は、制御室において集中して監視できること ・排気口の放射線監視設備については、特に多重性を付与すること ・施設内の火事等に対し防消火できること ・施設外部からの危害や犯罪行為に対処できること
ユーティリティ施設	<ul style="list-style-type: none"> ・建設、操業、閉鎖時に確実に各施設へ所要の電力、上水、工業用水、スチーム等を供給できること
掘削土置き場	<ul style="list-style-type: none"> ・所要数量の掘削土を保管できること ・周辺の一般公衆や環境に影響を与えないため、掘削土置き場からの粉塵や雨天に伴う泥水等を適切に処理できること
コンクリート供給施設	<ul style="list-style-type: none"> ・建設時等に必要コンクリート量を供給できること

(ii) 主要施設の設計検討

地上施設を構成する主要な施設について以下に述べる。

● ガラス固化体受入・封入・検査施設

ガラス固化体受入・封入・検査施設は、輸送容器に入ったガラス固化体を受け入れ、一時保管した後、ガラス固化体を輸送容器から取り出し、オーバーパックに封入することにより廃棄体として地下施設に搬送するまでの一連の作業を目的とした施設である。ガラス固化体を取り扱うことから、通常の原子力施設と同様に施設は放射線管理区域に設定され、建屋は適切な放射線遮へい設計と耐震設計を要するとともに、ガラス固化体の取り扱いには遠隔操作が必要となる。また受け入れ時や輸送容器からの取り出し、オーバーパックへの封入の際に行う所要の検査設備が必要となる。さらに1日平均5本の廃棄体を製造する処理能力が要求される。

設計要件をふまえ事業化報告書では、必要となる設備としてガラス固化体の搬送機器、オーバーパックへの封入装置、所要の検査装置が検討されている（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）。搬送機器の主要なものには天井クレーンや搬送台車に加え、搬送に必要な遮へい容器が挙げられている。検査装置には、ガラス固化体や廃棄体の外観、放射エネルギー、重量、寸法、表面汚染、閉じ込めの各検査に加え、オーバーパック溶接部の非破壊検査に必要な装置が示されている。遠隔操作に必要な技術は基本的に現状の技術を応用することにより可能であることが示されている。

● 緩衝材製作・検査施設

事業化報告書によれば、緩衝材製作・検査施設は、製作設備、検査設備、保管設備より構成される。処分場は1日平均5本の廃棄体を処分することが要求されることから、緩衝材製作・検査施設においても1日平均5本の廃棄体に必要な緩衝材を製造する能力が必要となる。このうち製作設備は原料を受け入れ緩衝材を製作する設備であり、主要なものとして、含水比測定設備、計量設備、混合設備、移送設備、成形加圧設備、型移送設備、緩衝材取り出し設備、緩衝材移送設備、型清掃設備等が配置される。検査設備は、製作された緩衝材が所定の仕様を満足しているかどうかを検査する設備であり、主要な装置として重量測定や寸法測定等の装置が配置される。これら検査に合格した緩衝材を地下に搬送するまで一時的に保管する設備が保管設備である。

● プラグ製造施設と埋め戻し材製作・検査施設

プラグ製造施設は操業あるいは埋め戻しに必要なプラグ材を製作する施設である。また埋め戻し材の製作・検査施設は、坑道の埋め戻しに使用する材料を製作・検査する施設である。両施設は基本的に製作設備、検査設備、保管設備より構成される。製作設備は、原料を受け入れ、プラグ材や埋め戻し材を製作する設備であり、主要設備として、破碎設備、混合設備、移送設備、貯蔵設備が配置される。検査設備は、製作されたプラグ材や埋め戻し材が所定の仕様を満足しているかどうかを検査する設備であり、主要設備として、締め固め試験設備が配置される。保管設備は、製作された埋め戻し材を保管する設備である。

- 廃棄物処理施設

ガラス固化体受入・封入・検査施設や地下の処分坑道は放射線管理区域に設定される。ガラス固化体は基本的に密封線源であるため、放射線管理区域で発生する廃棄物については一般に放射能は含まれないが、万が一の際に放射性廃棄物が発生することを想定した廃棄物処理施設が設置される。基本的に通常の原子力施設と同様の廃棄物処理施設を適用することができる。液体廃棄物の処理については、予想される排水量に対して十分な余裕をもった貯蔵と処理容量を有するよう設計される。また固体廃棄物の処理についても十分な余裕を含めた貯蔵容量を有する専用貯蔵室を設ける。

- 管理棟

管理棟は、施設従事者の事務所や居室、放射線管理を含む安全管理設備の一括監視設備を有する施設である。また建設、操業、閉鎖時における地上施設及び地下施設内での作業に関する遠隔監視や制御等を行うコントロール機能も有する施設である。主要設備としては、処分場操業中の放射線監視や安全管理の重要情報を一括管理するための監視制御盤やワークステーション等が設置される。

- 保安施設

保安施設は放射線管理施設と一般安全管理施設（守衛所、防消火施設等）に大別することができる。これらの施設の設計には基本的に通常の原子力施設で採用されているものを適用することができる。なお放射線管理施設に必要となる主要な設備としては、放射線管理区域の出入り管理設備（汚染管理設備、個人管理用設備を含む）、放射線管理設備（屋内モニタリング設備、屋外モニタリング設備）、採取した排水や排気の試料分析関係設備などが挙げられる。

- 掘削土置き場

地下施設の建設工事で発生する掘削土は、地下施設の埋め戻し材料として再利用することが考えられるため、掘削と同時に地上へ搬送し、再利用するまでの期間、風雨による飛散や流出などの防止対策を講じた上で地上施設の敷地内にて保管することが想定される。

操業期間中、地下では複数の処分パネルごとに建設、定置、埋め戻しがそれぞれ並行して実施される（第5章参照）。このため掘削土は処分パネルの建設によって発生する一方で、埋め戻し材に再利用される場合には処分孔縦置き方式の場合において処分パネルへ埋め戻される。したがって掘削土置き場の必要面積を算定するうえでは、廃棄体の定置方式や地質に応じた各種坑道の掘削土量に基づいて、処分パネルの建設と埋め戻しによる地上での増減量や、アクセス坑道と連絡坑道の閉鎖段階までの掘削量などを考慮し、地上での最大量を見積もる必要がある。処分パネルの建設、定置、埋め戻し作業が、処分パネル二つ分を常時空洞としておくような方法で進められると想定した場合、地上での掘削土量が最も多くなると考えられるのは、沿岸海域下に地下施設を設置し、地質は堆積岩（軟岩系岩盤）、定置は処分孔縦置き方式による場合で、地上には最大で約810万 m^3 の掘削土が発生すると試算される。このため、掘削土置き場として650 $\text{m} \times 650\text{m}$ 程度の敷地が必要となる。この数値はあくまで概算によるものであり、実際には処分場が建設される地点のサイト環境条件に依存する。

- コンクリート供給施設

敷地内で建設に必要なコンクリートを供給する場合に必要な施設であり、基本的に一般産業で採用されているものを適用することができる。

- (iii) レイアウト配置の設計

地上施設のレイアウト配置の検討にあたっては、まず地上施設の概略の必要面積を算定する必要がある。事業化報告書での検討から、地上施設のなかで最も面積を必要とするのは掘削土置き場である（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。建屋としてはガラス固化体受入・封入・検査施設、緩衝材製作・検査施設、プラグ製造施設、管理棟などがあり、概略 650 m×300 m 程度の敷地を必要とすることとなっている。また前述したように、掘削土置き場としては 650 m×650 m 程度の敷地が必要になると想定される。

事業化報告書では、地上施設を構成する個々の施設の配置を検討するにあたり、敷地が十分確保できる場合を想定し、敷地外からのガラス固化体の受入経路、廃棄体や緩衝材に加え建設や埋め戻しに必要な資材の地下への搬送経路、従事者のアクセス経路、その他排気／排水や保安上の観点からの検討が行われ、それぞれ効率性を高めることできるよう配置にあたって留意すべき事項が抽出されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。

- (2) サイト環境条件に応じた設計の柔軟性

これまでの検討では地上施設に必要な面積の敷地が確保できることを前提としてきた。しかし立地点によっては、必要な面積の敷地が確保できるかどうかの問題となる。このため敷地面積に制約がある場合においても対処できるよう、設計レイアウトのオプションを広く検討しておくことが重要となる。

敷地面積に制約がある例としては、地形が山地など急峻な場合や景観の保護といった社会的な条件によって、十分な広さの平地を確保することができない場合が想定される。そのような場合、確保できるいくつかの敷地への分散配置、限られた敷地に収まるように建屋の地下化あるいは複数階の構造化といった方策を採用することができる。

- (i) 分散配置の検討

山地などの地形により確保できる敷地が飛び地となる場合には、地上施設を構成する施設を、建設、操業、埋め戻しといった作業単位ごとに関連する施設群を分散させて配置することも可能である。

建設や埋め戻しに関連する施設としては掘削土置き場や埋め戻し材製作・検査施設、排水施設などがある。また操業に関連する施設にはガラス固化体受入・封入・検査施設や緩衝材製作・検査施設などがある。この分散配置のレイアウト例を図 4.5.1-2 に示す。この例では、地下施設へのアクセス方法として、建設や埋め戻しの資材搬入には立坑を、廃棄体や緩衝材の地下への搬送には斜坑を設けることを想定している。

なお掘削土置き場は地上施設のなかで最も大きな面積を必要とするため、掘削土を置くための地形条件の有利な場所（例えば谷部など）を数箇所選定し、分散して配置することも可能である。なおこのような配置は、操業と建設や埋め戻しに関連する資材や人員の経路が明確に区分されるため、作業効率の観点から有益となる可能性がある。

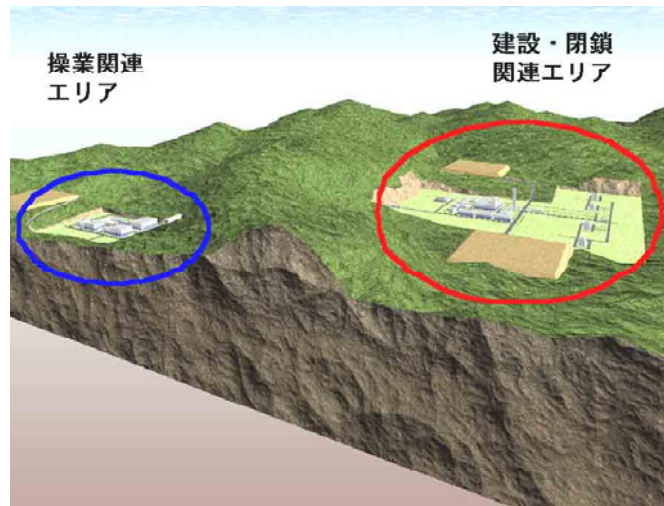


図 4.5.1-2 地上施設の分散配置レイアウト例

(ii) 地下化

分散配置に必要な敷地面積を確保できない場合も含め限られた面積の敷地しか確保できない場合に対処するため、地上施設の諸施設を部分的に地下化あるいは複数階化することによって必要な延床面積を確保することも考えられる。

設計にあたっては異なる用途の施設建屋を統合する必要があるが、その際には緩衝材製作・検査施設と埋め戻し材製作・検査施設のように機能の類似性の高い施設同士を統合することが基本となる。掘削土置き場は最も広い面積を必要とするが、周囲の環境や景観，社会的な条件を考慮して適切な場所を選定することになる。この配置レイアウト例を図4.5.1-3に示す。

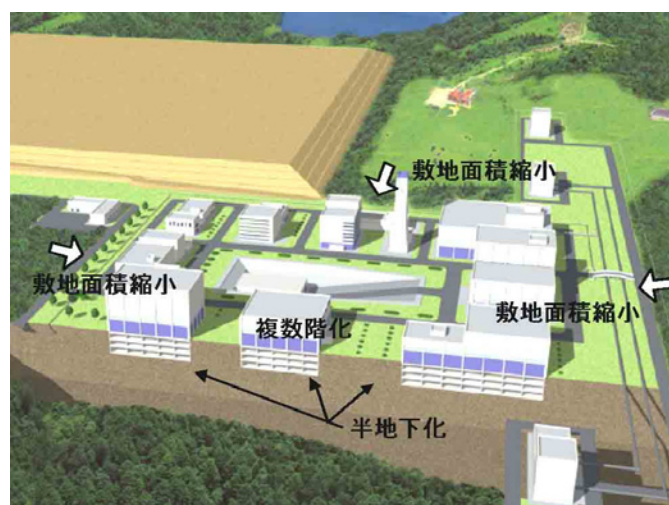


図 4.5.1-3 地下化及び複数階化の配置レイアウトの例

さらに山地等の地形条件や景観上の制約により地上施設に必要な敷地をほとんど確保できない場合に対処するため、施設の大部分を地下に配置することが考えられる。図 4.5.1-4 に地上施設を地下化した場合のイメージを示す。



図 4.5.1-4 全地下化の配置レイアウトの例

この方式では、地上に必要な敷地を人員と物資の出入りなどに必要なものに制限できることから、保安上の観点からも有効と考えられ、地表面に露出する建屋も少なくなり景観への影響も最小限にすることができる。しかしながら地上施設に必要な施設が地下に配置されることから建設費は増大することになる。なお掘削土置き場は敷地周辺に適切な場所を確保する必要がある。例えば、近傍に谷部などがある場合にはそれを活用できるかどうか検討する必要がある。

4.5.2 地下施設

(1) 地下施設設計の技術基盤

地下施設の設計については、第2次取りまとめでは、構成要素となる主要な坑道とその設計要件を特定したうえで、それぞれ機能面や工学的成立性の観点から検討を行い、これらに基づく施設規模での検討、施設レイアウトの作成という手順がとられている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。これらの検討では地下施設を設置する岩体の拡がりに制約がないことを想定している。

このため、ここでは上記の手順に沿って、これまで検討されてきた知見を基に、(i) 地下施設を設置する深度と主要な坑道の設計要件を示したうえで、個々の坑道の設計例を (ii) 各坑道の設計に、工学的成立性の観点から支保工、空洞安定性、耐震安定性、熱解析の検討を (iii) 各坑道の成立性の検討にそれぞれ示す。また地下施設は最終的にすべて埋め戻されるため、坑道の埋め戻しの検討を (iv) 地下施設の埋め戻しに示す。

なお4.5.1で述べた地上施設と同様に、これまでの技術基盤を実際に適用する際の留意点として、敷地に制約がある場合に着目し、サイト環境条件の特徴を考慮した坑道設計のオプション例を併せて示す。

(i) 地下施設を設置する深度と主要な坑道の設計要件

地下施設はアクセス坑道（立坑，斜坑），連絡坑道，処分坑道，処分孔から構成される。処分孔は廃棄体を豎置きに定置する場合に必要となる。地下施設の設計要件を表 4.5.2-1 に示す。

表 4.5.2-1 地下施設の設計要件
(核燃料サイクル開発機構，1999a を参考に作成)

坑道	設計要件
アクセス坑道 連絡坑道	<ul style="list-style-type: none"> ・安全に建設・操業・閉鎖が実施できること ・空洞の力学的安定性が確保されること ・建設に必要な空間が確保できること ・建設関連の物流経路が確保できること ・地理，地形，地質等の設計上の前提となる条件を満たすこと ・操業に必要な空間が確保できること ・廃棄体を含む操業関連の物流経路が確保できること ・閉鎖に必要な空間が確保できること ・核種移行遅延性能に有意な影響を与えないように配慮がなされること
処分坑道 (処分孔)	<ul style="list-style-type: none"> ・安全に建設・操業・閉鎖が実施できること ・空洞の力学的安定性が確保されること ・建設に必要な空間が確保できること ・建設関連の物流経路が確保できること ・地理，地形，地質等の設計上の前提となる条件を満たすこと ・操業に必要な空間が確保できること ・廃棄体を含む操業関連の物流経路が確保できること ・閉鎖後長期安全性を有すること ・核種移行遅延性能に有意な影響を与えないように配慮がなされること ・長期的に健全であること ・人工バリアが安定するように埋め戻されること

4.3 の前提条件で述べたように，地下施設の深度については，地下 300 m 以深を対象に，地層処分の長期安全性，地質環境の特性，建設技術や調査技術の適用範囲，設計上成立する処分深度の範囲を総合的に考慮して設定される。

このうち地質環境の特性としては地下水が還元性を有していることが特に重要であるが，どの程度の深度とすれば地下水が還元状態にあるかはサイトに応じて異なる。建設技術や調査技術の適用性の観点から，トンネル建設時の作業環境としては，岩盤温度が 75 °C での施工実績（成瀬ほか，1995）があり，これを考慮すると，平均地温勾配を適用すれば，2,000 m 程度（地表面温度（15 °C）+地温勾配（3 °C/100 m）×2,000 m=75°C）の深さまで作業環境を維持できると考えられる。また地質環境特性に関するボーリング孔を用いた現状の調査技術に関しては 2,200 m 程度までの実績がある（Nagra, 1994a）。設計において把握される処分深度の範囲は，空洞の力学的安定性と人工バリアの熱的影響を考慮して検討される。空洞の力学的安定性について岩盤特性と深度をパラメータとした理論解析（黒木ほか，1999）によれば，硬岩系岩盤においては，1,000 m 程度であっても解析上は無支保で空洞が安定していることが示されている。一方，軟岩系岩盤については，500 m 程度を超えると解析上は現実的な支保工厚で坑道を建設することが難しくなると考えられている。また人工バリアの熱的影響については，緩衝材の温度が，緩衝材の性能を損なうような変質が生じないとされる制限温度（100 °C）を下回るように，廃棄体 1 本あたりの専有面積を確保しておく必要がある。深度が深くなるにつれて初期地温が高くなるため，より大きい専有面積を必要とするが，熱

伝導解析の結果（谷口・岩佐，1999）から，ある深度を超えると，専有面積を大きくしても緩衝材の制限温度を満足することに関して効果がなくなることが示されている。

以上を勘案し，第2次取りまとめでは，技術的に厳しい条件を設定することによって技術の適用範囲を幅広く示しておくという観点から，地下施設が設置される処分場深度として硬岩系岩盤に対しては1,000 m，軟岩系岩盤には500 mをそれぞれ設定した検討が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。今後のサイト選定の進展に応じて詳細に明らかとなる立地点のサイト環境条件の特徴をふまえ，さらに実際の建設費用の経済性等も考慮して処分場深度の最適化が行われる。

(ii) 各坑道の設計

第2次取りまとめでは，坑道断面を決定するうえで必要となる設定項目として，断面寸法（断面積）と断面形状の二つを挙げている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。このうち断面寸法については，各坑道に必要な機能面から必要な断面積を求め，一方断面形状を決定する因子として，力学的安定性（空洞が力学的に安定でその変形量が小さいこと），作業性（建設・操業・埋め戻しの作業を円滑に行うことができること），経済性（必要断面積を包括しつつ極力小さな断面とすること）を取り上げている。

(a) アクセス坑道

アクセス坑道は地上施設と地下施設を結ぶ坑道で，両施設間の人員と物資の搬送及び換気と排水の経路となる坑道である。4.1 で述べたように立坑と斜坑の2種類が考えられ，各々の断面諸元について以下のように検討されている。

① 立坑

立坑の断面形状には，円形，楕円形，四角形などの形状の施工例があるが，処分場では，施工深度が大きく地圧が大きくなることを考えると，円形断面が力学的安定性上最も有利である。廃棄体の搬送に遮へい機能付きの移動式車両（廃棄体搬送・定置設備：キャスクカー）を用いる場合，廃棄体や人員，資材を運搬するエレベータの仕様によって坑道仕様が決定され，坑道内径は換気ダクト，給排水管などの設置スペースを考慮して $\phi=6.5\text{m}$ とされている。掘削工法について，硬岩系岩盤に対しては全断面発破掘り下がり方式のうち，岩盤が本来有する支保能力を最大限に利用する NATM（New Austrian Tunneling Method）工法が経済的かつ効率的な工法とされている。この工法は岩相の変化への適応性に優れ，硬岩系岩盤における作業の安全性は高く，立坑への適用性の点でも深度100 mを超す実績が増えてきている。軟岩系岩盤に対しては，後述する支保工の設置を考慮すれば，全断面発破掘り下がり方式のうち，ショートステップ工法が作業能率や作業の安全性，深度に対する技術的信頼性の面で優れ，経済的で施工実績も多く，適用性が高いとされている。

② 斜坑

斜坑の場合、その形状と寸法は連絡坑道と同じ考え方で設定でき、勾配や線形（直線、らせん、多角形）は、処分場のレイアウトと関連して設定される。勾配は、輸送手段を車両とするとして1/7（8°）～1/8（7°）、ベルトコンベヤで1/4（14°）としている例が多い（土木学会、1996）。また、線形は、敷地条件（位置、面積、形状など）、廃棄体の搬送装置の形状寸法や能力、走行安全性等を考慮して設定するのが適切である。斜坑の掘削工法については、後述の連絡坑道に対する工法と同様のものが適用できるとしている。

なお、アクセス坑道は、閉鎖後の長期安全性の観点から地下水の主要な流動方向に対して地下施設の上流側に配置することが有利であるとしている。

(b) 連絡坑道

連絡坑道は、アクセス坑道と処分坑道とを結ぶ坑道であり、主として物資の搬送経路となるものである。連絡坑道の形状や寸法は、空洞の力学的安定性ととも、施工性や作業時の作業性を考慮して決定されている（図 4.5.2-1）。硬岩系岩盤では幌型断面、軟岩系岩盤では三心円の断面としている。勾配については、人工バリア定置装置など作業で用いる装置の登坂能力と湧水の排水に必要な勾配の大小関係から0.3～0.5%程度とされている。処分坑道との交差角度は、作業に要する装置の能力（最低必要な曲率半径： $R = 30\text{m}$ ）やこれまでの施工事例を考慮して 30° に設定され、空洞安定性の評価によって確認されている。掘削工法については、後述の処分坑道に対する工法と同様のものが適用できるとされている。

硬岩系岩盤に対する掘削工法としては、あらゆる形状の断面に対応可能であり、地質対応性にも優れ、経済的な工法である発破による NATM 工法の適用性が高いとされている。また、スムーズプラスチックなどの制御発破を適用することにより岩盤に与える影響をある程度抑制することができるとしている。軟岩系岩盤に対しては、三心円の坑道形状の場合、断面形状に対応可能で、岩盤に与える影響が小さく、想定した岩盤の強度に対して高い切削能力を発揮できる自由断面掘削機による NATM 工法が適しているとされている。なお事業化報告書では、円形の坑道形状を想定し、トンネル掘削機（Tunnel Boring Machine：以下、「TBM」という）による掘削と後述のコンクリートセグメントによる支保工の設置を想定した検討が行われている（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）。

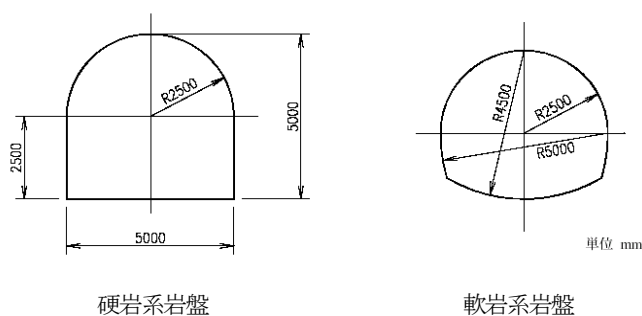


図 4.5.2-1 連絡坑道の仕様例（出典：核燃料サイクル開発機構、1999c）

(c) 処分坑道と処分孔

処分孔を含め処分坑道には廃棄体が定置されることから、地下水の流向・流速など水理条件が核種移行遅延性能に対して有意な影響を与えないように坑道レイアウトを配置することが重要となる。また透水性の高い主要な割れ目帯や断層破碎帯に対しては、それらの規模などに応じて適切な距離を確保し、処分パネルや廃棄体などの配置の検討を行う必要がある。

① 処分孔縦置き方式

処分孔縦置き方式は処分坑道の床面に処分孔を掘削し、その孔内に廃棄体を定置するものである。この場合の処分坑道の形状と寸法は、図 4.5.2-2 に示すように、処分孔掘削機械、廃棄体、緩衝材定置装置の寸法と形状でほぼ決定され、その断面は連絡坑道と同様で、坑道の勾配は湧水の排水に必要な勾配となる。なお、事業化報告書では、硬岩系岩盤においては幌型断面形状を、軟岩系岩盤においては、空洞の安定性をより重視し、かつ、TBM による掘削を想定した円形断面形状を設定している（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。掘削工法としては上述の連絡坑道と同様のものが適用できるとされている。

また処分孔は人工バリアの仕様により決定され、内径 $\phi=2.22$ m、高さ $h=4.13$ m と設定されている。処分孔の掘削については、廃棄体と緩衝材が定置されることから、仕上がり精度や周辺岩盤の損傷に留意した掘削方法が必要となる。直径 2.2 m 程度の処分孔の掘削工法としていくつかの工法が検討された結果、硬岩系岩盤に対しては、限定された作業空間で掘削が可能であり、一軸圧縮強度が 100 MPa 以上の岩盤を確実に掘削できるという点で、パーカッション掘削工法のうちダウンザホールハンマー方式を応用した掘削工法が適するとされている。この工法は、ドリルロッドの先端に装着したエアハンマーで岩盤に打撃を与え、削孔深度に応じて上部にロッドを継ぎ足しながら処分孔を掘進していくものである。軟岩系岩盤に対しては、適用実績が多く騒音や振動も少ないロータリー掘削工法が適しているとされている。この工法は、可動架台上に据え付けた掘削機に岩盤用リバービットとロッドを接続し、掘削機のスラスト力と回転により掘削を行うものである。

② 処分坑道横置き方式

処分坑道横置き方式は処分坑道に廃棄体を定置させるもので、その形状や寸法は、図 4.5.2-2 に示すように基本的には人工バリアの仕様により決定され、坑道の勾配は処分孔縦置き方式の場合と同様に、坑道内の湧水の排水に必要な勾配となる。

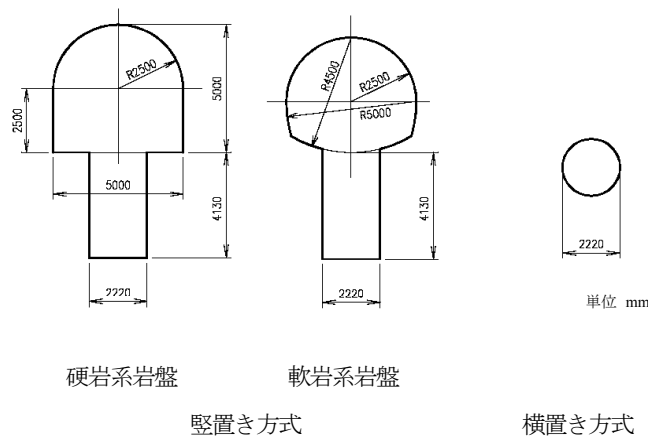


図 4.5.2-2 処分坑道断面の仕様例 (出典：核燃料サイクル開発機構，1999c)

掘削工法としては、硬岩系、軟岩系岩盤とも坑道周辺岩盤の損傷を最小限に抑えることができ、効率的で安全性が高く、かつ仕上がり精度の高い TBM 工法が適するとされている。軟岩系岩盤に対しては、後述のように支保工を設置しなければならないため、掘進にもなつて TBM の後部で、コンクリートセグメントを組み立てることが必要となる。

(iii) 各坑道の成立性の検討

各坑道の工学的成立性の観点から、第2次取りまとめではまず坑道の空洞力学的安定性を確保するために支保工が必要かどうかの検討が行われている(核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c)。必要となる場合には支保工厚さを求めたうえで、空洞の安定性と耐震安定性の評価を行い、さらに廃棄体を定置した場合に生じる発熱が緩衝材の制限温度を超えないことを確認するために熱解析を行って、処分パネルの検討に必要な坑道離間距離と廃棄体間隔が設定される。このような手順に沿って空洞の安定性や熱的条件などを満たす廃棄体1体あたりの専有面積を設定することができる。これまでの検討が行われた条件では、処分坑道横置き方式の場合、空洞の安定性解析によらず熱解析の結果によって坑道離間距離と廃棄体間隔が決定されることが示されている。

(a) 支保工の検討

支保工は坑道の掘削に伴って力学的に不安定となる坑道周辺の岩盤を施工中から供用期間にわたって安定に保ち、掘削作業の安全と完成後の坑道の安全な供用を確保するために設置される構造物である。一般に支保材には吹付けコンクリート、覆工コンクリート、コンクリートセグメント、ロックボルト、鋼製支保工等があり、それぞれ単独あるいは組み合わせて用いられる。

支保工の施工方法には、現場施工のもの(吹き付けコンクリートや覆工コンクリート)とセグメント方式によるものと大別される。支保材としては施工性や経済性の観点からコンクリートが多用される。第2次取りまとめでは、コンクリート材料が有するアルカリ性成分がニアフィールドの環境に影響を及ぼすことへの懸念から、鋼製材料を主体とした支保工(例えば鋼製セグメント)の採用について述べているが、設計としては低アルカリ性セメントによる支保工(必要に応じてH型钢などの鋼製支保工)を採用している(核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c)。一方、事業化報

告書では、支保工はすべてコンクリート製として、岩盤の力学特性などのサイト環境条件に応じて、現場施工とセグメント方式それぞれの特徴をふまえ経済性や施工性、ニアフィールドの環境に及ぼす影響などを含め、総合的に判断を行うことが重要であるとしている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。支保工に求められる要件として、事業化報告書では表 4.5.2-2 に示す項目を挙げている。

表 4.5.2-2 支保工に対する要件

（電力中央研究所・電気事業連合会，1999 を編集，一部修正）

設計要件	概要
力学的安定性（本来的に必要な機能）	・建設～閉鎖までの期間において、周辺岩盤を安定に保持
化学的安定性 （人工バリアを保護する機能）	・コンクリートと緩衝材の接触により、緩衝材が許容限度を超えて劣化することを回避 ・コンクリートの劣化により、支保工部分が許容限度を超えた高透水性ゾーンとなることを回避
施工性（付随して期待する機能）	・地山の安定のため早期架設が可能で初期強度の発現が早い支保工を選択

上記要件を考慮に入れ、事業化報告書では地下施設の各坑道における支保工を表 4.5.2-3 のように想定している（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。なお事業化報告書で対象とした岩盤（結晶質岩と堆積岩）のデータセットは第 2 次取りまとめの分類である硬岩系岩盤と軟岩系岩盤にそれぞれ相当する。支保工については、軟岩系岩盤の場合は力学的安定性の観点から、緩衝材に接する処分坑道横置き方式の場合には化学的安定性の観点から、アクセス坑道については地表への核種移行経路となる可能性があるという観点からそれぞれ重点的に検討する必要があることが示されている。

表 4.5.2-3 各坑道における支保工

（電力中央研究所・電気事業連合会，1999 を一部修正）

区分	坑道	予想される支保工
硬岩系岩盤	アクセス坑道（立坑）	力学的安定性から必要となる支保の規模は軽微な程度と考えられるが、安全面から30 cm程度までの覆工コンクリートが必要
	アクセス坑道（斜坑）	（下記連絡坑道とほぼ同様と考えられる）
	連絡坑道	力学的安定性からは無支保か吹付けコンクリートのみの軽微な支保が想定されるが、安全面から30 cm程度までの覆工コンクリートが必要
	処分坑道	原則的に無支保
	処分孔	無支保
軟岩系岩盤	アクセス坑道（立坑）	深度と共に支保の規模は大きくなり、深部では大きな支保工厚が必要
	アクセス坑道（斜坑）	（下記連絡坑道とほぼ同様と考えられる）
	連絡坑道	NATM（New Austrian Tunnelling Method）による場合、吹付けコンクリート、ロックボルト、覆工コンクリートによる規模の大きな支保工が必要
	処分坑道	円形断面の場合、セグメントタイプの支保工が合理的
	処分孔	原則的に無支保

また支保形式は各坑道の施工法と密接に関係することから、事業化報告書では各種施工法に関連する支保形式を示している（表 4.5.2-4）（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。

表 4.5.2-4 各坑道における施工法と支保形式の関係
(電力中央研究所・電気事業連合会, 1999 を編集, 一部修正)

岩種	坑道		施工法	支保形式
硬岩系岩盤	立坑		発破によるNATM	無支保又は軽微な吹付けコンクリート, 必要に応じて二次覆工
			発破によるショートステップ工法	覆工, 必要に応じて二次覆工
	連絡坑道		発破によるNATM	無支保又は軽微な吹付けコンクリート, 必要に応じて二次覆工
	処分坑道 (縦置き)		発破工法	無支保
	処分坑道 (横置き)		TBM工法	無支保
軟岩系岩盤	立坑		発破又は自由断面掘削機によるショートステップ工法	覆工又はコンクリートセグメント, 必要に応じて二次覆工
	連絡坑道	円形断面	TBM工法	コンクリートセグメント, 必要に応じて二次覆工
		円形以外の断面	発破又は自由断面掘削機によるNATM	吹付けコンクリート+ロックボルト, 必要に応じて二次覆工
	処分坑道 (縦置き)		連絡坑道と同様	連絡坑道と同様
	処分坑道 (横置き)		TBM工法	コンクリートセグメント

支保工の設定にあたり, 第2次取りまとめでは, 後段で述べる空洞の力学的安定性の評価結果に基づき, 軟岩系岩盤では, アクセス坑道, 連絡坑道, 縦置き方式の処分坑道で支保工厚 50 cm, 横置き方式の処分坑道で支保工厚 10 cm と設定している (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。一方, 事業化報告書では, 力学的安定性の検討, 支保工の候補材料に関する検討結果に加え, 廃棄体のサイズ, 廃棄体の搬送設備から決まる必要最小断面から, 現状で考えられる支保工の仕様を設定している (電力中央研究所・電気事業連合会, 1999)。

(b) 空洞の力学的安定性

地下施設を構成する各坑道について, 建設時から最終的に埋め戻しが行われるまで空洞の力学的安定性が確保されていることが要求され, その評価の手法について第2次取りまとめでは経験的な手法と解析的な手法を組み合わせている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。さらに地下施設は地下深部に建設されること, 掘削断面としては小さいものの数多くの連設した坑道群となること, 総延長としては相当な距離となることなど, これまでに経験していない技術要素を含んでいることから, 現状では, 経験的な手法を直ちに適用することはできないとし, 解析的な手法に基づき, 空洞の力学的安定性が評価されている。

評価はまず理論解に基づく方法で概略の検討が行われ, 次に数値解析に基づく方法で理論解による検討結果の妥当性を確認することとしている。理論解による検討では, 深度と支保工厚の関係を求め, 現実的な範囲で概略の支保工厚が設定されている。数値解析による検討では2次元あるいは3次元弾塑性解析により, 理論解による検討で設定した支保工厚の妥当性が確認されるとともに, 空洞の力学的安定性の観点から最大せん断ひずみ, 局所安全率, 支保工応力度を指標として評価され, 必要となる坑道離間距離と廃棄体ピッチ (表 4.5.2-5) が求められている。

なお, 第2次取りまとめでは, 将来, 処分場サイトが特定された段階においては, そのサイト環境条件に応じて割れ目による岩盤の不連続性や異方性や支保工の効果などにも留意して適切な解析

手法を選択すること、サイト特性調査から得られる事前の情報だけでなく、情報化施工の考え方にに基づき、建設時における調査や計測から得られる情報を適宜、坑道の力学的安定性の評価に反映していくことが必要であるとしている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

表 4.5.2-5 力学的安定性上確保しておく坑道離間距離と廃棄体ピッチ
(核燃料サイクル開発機構，1999a を一部修正)

	硬岩系岩盤データセット		軟岩系岩盤データセット	
	坑道離間距離	廃棄体ピッチ	坑道離間距離	廃棄体ピッチ
処分坑道（横置き方式）	2.0 D (4.44 m)	—	2.5 D (5.55 m)	—
処分坑道（縦置き方式）	2.0 D (10.0 m)	2.0 d (4.44 m)	2.6 D (13.0 m)	3.0 d (6.66 m)
連絡坑道	2.0 D (10.0 m)	—	2.6 D (13.0 m)	—

D：坑道径，d：処分孔径

(c) 耐震安定性

処分場の建設・操業・閉鎖が安全に行われるためには、その期間にわたって地下施設の各坑道が地震時においても力学的に安定であることが求められる。第2次取りまとめでは、図4.5.2-3の手順に沿って立坑方式のアクセス坑道と縦置き方式の処分坑道を対象に地震力を静的に作用させた弾性解析を行っている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。

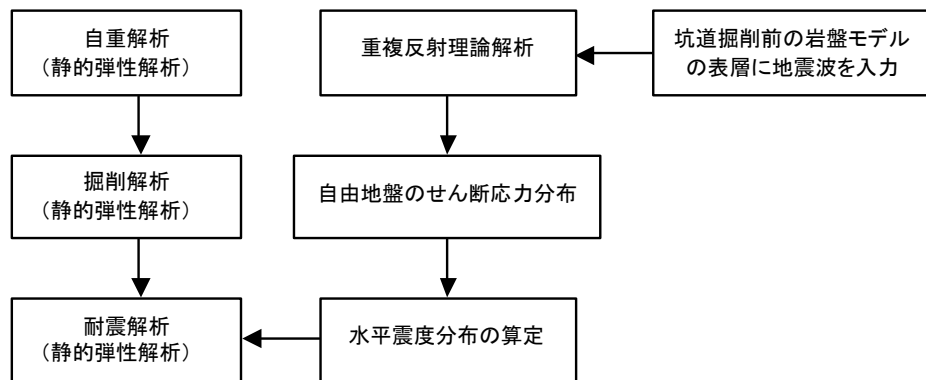


図 4.5.2-3 検討手順（出典：核燃料サイクル開発機構，1999c）

坑道の耐震安定性は、掘削時の力学的安定性の検討と同様に、最大せん断ひずみ、局所安全率、支保工応力度を指標として評価されている。これまでの解析結果から、最小主応力、最大せん断ひずみについても地震時増分は非常に小さく、坑道に対する地震の影響は小さいことが示されている。また支保工応度も許容値を下回ることが確認されている。これらの検討に基づき、処分場建設時に各坑道の力学的安定性が確保できれば、地震時の坑道の力学的安定性は確保できるとの見解が示されている。

(d) ニアフィールドの温度場

空洞安定性や耐震安定性が確認された処分坑道を処分パネルとして配置するためには、廃棄体からの放熱に伴う緩衝材の温度上昇によって緩衝材が有する安全機能を損なうような変質を生じないよう適切な廃棄体ピッチを確保する必要がある。このため、廃棄体定置後のニアフィールドにおけ

る温度の時間的変化を解析し、緩衝材の最高上昇温度が一定の制限温度を下回るよう処分坑道離間距離と廃棄体ピッチを設定することが重要である。

廃棄体定置後のニアフィールドでは、廃棄体からの放熱、周辺岩盤から人工バリアへの地下水の浸潤、地下水の浸潤による緩衝材の膨潤圧力の発生、周辺岩盤の地圧の作用などの現象が相互に影響し、ニアフィールドの熱、水理、力学などの環境が変化することが想定される。ニアフィールドの温度変化を詳細に評価するためには、4.4.4 で述べた熱-水-応力連成解析が必要となる。しかしながら、緩衝材の温度が廃棄体定置直後から最大となるまでの数十年間（谷口・藤田，1997）は、地下深部での地下水の移動速度は非常に小さく熱伝導に与える影響が小さいこと、廃棄体の発熱によるニアフィールドの水分の対流が熱伝導に与える影響が小さいこと（谷口・岩佐，1999）、さらに地下水の浸潤により緩衝材の熱物性は変化するものの緩衝材の設置時における乾燥状態での熱物性値を用いた解析であれば保守的な評価となることから、水理や応力との連成を考慮しない熱伝導解析によりニアフィールドの温度分布を評価することができる。

第2次取りまとめでは、温度が 100 °C 未満の場合には緩衝材性能を損なうような変質は考えにくいことから、緩衝材の制限温度の目安として 100 °C を設定し、有限要素法汎用解析コード FINAS（動力炉・核燃料開発事業団，1992b）を用い、ニアフィールドの温度分布の解析が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。結果の一例として、図 4.5.2-4 に硬岩系岩盤における廃棄体埋設後の人工バリア各部の温度の経時変化を示す。人工バリア各部の温度は廃棄体定置後 10 年から 20 年程度で最大となり、その後徐々に低下することが示されている。

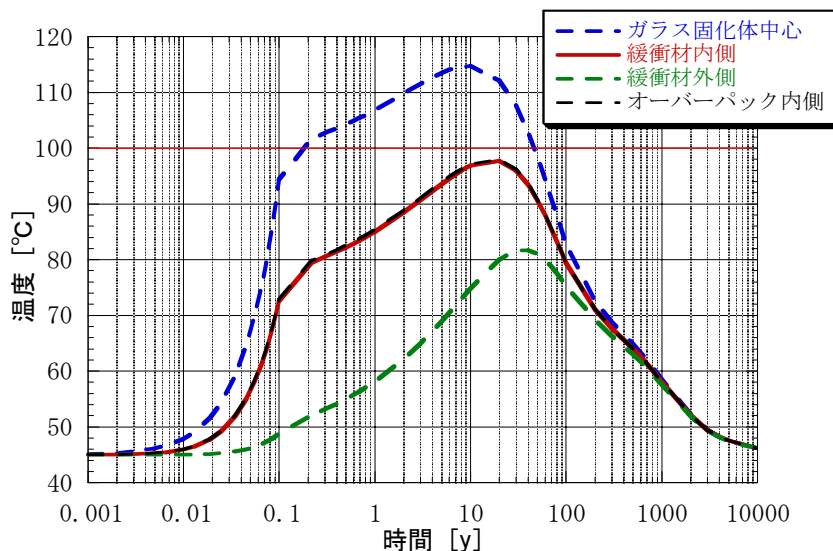


図 4.5.2-4 人工バリア内の温度の経時変化（処分坑道縦置き方式，硬岩系岩盤）

（出典：核燃料サイクル開発機構，1999a）

処分パネルの坑道配置を合理的に検討するうえでの基本的な設計パラメータとして、処分坑道離間距離 b 及び廃棄体ピッチ a が用いられる。これらは、地下施設の概略総面積（廃棄体 1 本あたりの専有面積 $a \times b$ と廃棄体本数の積）、処分坑道の総延長（廃棄体ピッチ a と廃棄体本数の積）、総掘

削量（処分坑道総延長×坑道断面積）を支配する重要なパラメータでもある。経済性、サイト選定の柔軟性を高める等の観点から地下施設規模をできるだけ小さくするためには、地下施設の総面積を最小化（専有面積 $a \times b$ を最小化）するとともに、処分坑道の総延長を最小化（廃棄体ピッチ a を最小化）することが望ましい。

廃棄体専有面積は、熱的条件と (b) で述べた空洞の安定性に関する制限を同時に満たすように決定する必要がある。第2次取りまとめでは、熱解析の結果から、処分孔竖置き方式の場合、空洞の力学的安定性から必要となる処分坑道離間距離が決定因子となり、これと廃棄体ピッチとの組み合わせで廃棄体占有面積が決まっている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c）。処分孔竖置き方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの合理的な組み合わせとして表 4.5.2-6 が示されている。

表 4.5.2-6 処分孔竖置き方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ

(出典：核燃料サイクル開発機構, 1999a)

	処分坑道離間距離	廃棄体ピッチ	廃棄体専有面積
硬岩系岩盤	2D (10m)	2d (4.44m)	44.4 (m ² /本)
軟岩系岩盤	2.6D (13m)	3d (6.66m)	86.6 (m ² /本)

D：処分坑道径，d：処分孔径（2.22m）

一方、処分坑道横置き方式では、緩衝材の最高上昇温度が 100°Cを下回る廃棄体専有面積（硬岩系岩盤 40 m²/本 程度，軟岩系岩盤 30 m²/本 程度）に対応する処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせは、表 4.5.2-7（硬岩系岩盤）、表 4.5.2-8（軟岩系岩盤）のように得られている。これらの組み合わせに対して、第2次取りまとめでは坑道の掘削量に着目し、連絡坑道と処分坑道の総掘削量が最小となる組み合わせが検討されている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c）。その際、廃棄体 4 万本を六つの処分パネルに分け、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチから決まる処分坑道と連絡坑道の延長を基に総掘削量が算出され、各組み合わせごとの総掘削量比がそれぞれ合わせて示されている（表 4.5.2-7 と表 4.5.2-8）。表から、連絡坑道と処分坑道の総掘削量比が小さくなるのは、硬岩系岩盤では坑道離間距離 6D (= 13.32 m)，廃棄体ピッチ 3.13 m とした組み合わせ，軟岩系岩盤では坑道離間距離 4.5D (= 9.99 m)，廃棄体ピッチ 3.13 m とした組み合わせであり、これらがそれぞれ合理的な組み合わせとして示されている。

以上から、ガラス固化後 50 年の貯蔵期間（炉取り出し後の冷却期間 54 年）を経た 4 万本の廃棄体を埋設するとして、処分坑道の総延長を概略的に見積もると、処分孔竖置き方式では、硬岩系岩盤の場合は 180 km 程度以上，軟岩系岩盤の場合は 270 km 程度以上必要となり、処分坑道横置き方式では、硬岩系岩盤，軟岩系岩盤とも 130 km 程度以上必要となることが示されている。

表 4.5.2-7 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ及び総掘削量比の関係（硬岩系岩盤）
 （出典：核燃料サイクル開発機構，1999a）

処分坑道離間距離 [m]	廃棄体ピッチ [m]	廃棄体専有面積 [m ² /本]	総掘削量比*
4.44 (2D)	9.0	40.0	1.00
6.66 (3D)	5.8	38.6	0.70
8.88 (4D)	4.4	39.0	0.57
11.10 (5D)	3.6	40.0	0.50
13.32 (6D)	3.13**	42.0	0.46
15.54 (7D)	3.13**	49.0	0.47
* 処分坑道離間距離が4.44m(2D)のケースの総掘削量を1とした比率			
** 人工バリアの寸法から決まる廃棄体の最小ピッチ			
D：処分坑道径（2.22m）			

表 4.5.2-8 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ及び総掘削量比の関係（軟岩系岩盤）
 （出典：核燃料サイクル開発機構，1999a）

処分坑道離間距離 [m]	廃棄体ピッチ [m]	廃棄体専有面積 [m ² /本]	総掘削量比*
5.55 (2.5D)	5.2	28.9	1.00
6.66 (3D)	4.4	29.3	0.88
8.88 (4D)	3.3	29.3	0.72
9.99 (4.5D)	3.13**	31.3	0.71
11.10 (5D)	3.13**	34.7	0.72
13.32 (6D)	3.13**	41.7	0.74
15.54 (7D)	3.13**	48.6	0.77
* 処分坑道離間距離が5.55m(2.5D)のケースの総掘削量を1とした比率			
** 人工バリアの寸法から決まる廃棄体の最小ピッチ			
D：処分坑道径（2.22m）			

(iv) 地下施設の埋め戻し

人工バリアが定置された後、処分坑道や一部の連絡坑道が操業期間中に埋め戻される。さらに処分場の閉鎖前には、地下施設を地上から隔離するために、連絡坑道、アクセス坑道及びサイト調査に用いたボーリング孔を適切に埋め戻す必要がある。これらの埋め戻しには、所定の埋め戻し材を用いて設計された乾燥密度で均一に施工し、坑道を充填することが求められる。ここでは、これら埋め戻しについて示す。なお、横置き方式の処分坑道は廃棄体の定置と同時に充填される緩衝材によって埋め戻される。

(a) 処分坑道と連絡坑道の埋め戻し

第2次取りまとめでは、処分孔縦置き方式の処分坑道や連絡坑道のようなほぼ水平な坑道の埋め戻しについて、ブロックの積み上げあるいは埋め戻し材のまきだし・締固め、吹付け、横締固めなどの工法が考えられている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999c）。ブロックを用いた工法は、予め密度を調整できることや製作機械の能力に応じて高密度のものを作製できることなどが長所として挙げられている。まきだし・締固め、吹付け及び横締固めの各工法については、一定の形状をとらない粒状の埋め戻し材を用いることにより坑道の形状などに合わせて現場での柔軟な施工が可能となることが示されている。原位置での実規模の埋め戻しの施工実績として、スウェーデンのエ

スボ地下研究所（Äspö Hard Rock Laboratory：以下、「エスポ HRL」という）における試験では、坑道の下半分についてまきだし・締固め工法，上半分については横締固め工法が採用され，十分な締固め密度が達成されている（Gunnarsson et al., 1996）。

多量の湧水をともなう高透水性の割れ目などが坑道と交差するような場合，緩衝材や埋め戻し材が地下水によって流出し密度が低下するなど，バリア性能に有意な影響を及ぼす可能性がある。このため，坑道と割れ目が短絡する水みちが形成されないよう適切な処置が必要となる。この処置方法として第2次取りまとめでは，図4.5.2-5に示すように，まず割れ目に粘土系グラウトを注入して止水性をもつ粘土で割れ目を充填したうえで，止水性能に優れ長期にわたって変質などの少ない，高圧縮成形した粘土ブロックのプラグを，割れ目を挟み込むように設置することが有効であるとされている。プラグ材としては低透水性を有し，長期にわたって変質などが少ないことが要求される。このため，膨潤性を高め低透水性を十分発揮できるよう，第2次取りまとめでは埋め戻し材よりもベントナイトの混合率が高く，乾燥密度も大きいものを採用することが示唆されている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999c）。

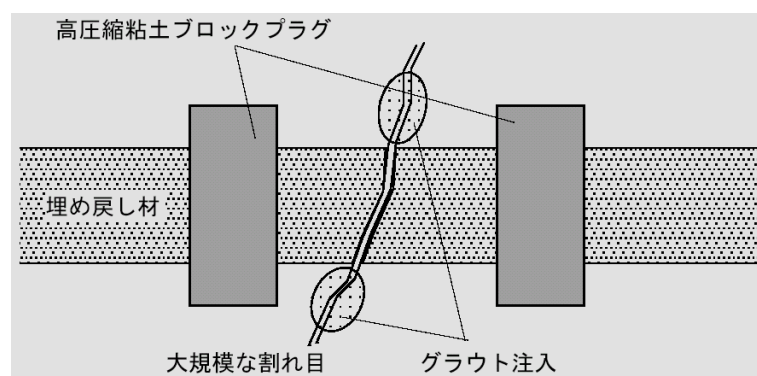


図 4.5.2-5 埋め戻し時の割れ目の処置

（出典：核燃料サイクル開発機構，1999c）

このようなプラグ施工の技術開発例として，カナダ原子力公社（Atomic Energy of Canada Limited：以下，「AECL」という）の地下研究施設において実施された，サイクル機構と AECL との共同研究「トンネルシーリング性能試験」（藤田・杉田，1998）がある。この試験では，幅 4.375m，高さ 3.5m の楕円形試験坑道においてプラグ設置用の切欠き部を施工し，粘土ブロックを積み上げてプラグが施工され，必要な技術の確認が行われており，プラグ施工技術として実際に適用できるものと考えられる。また，割れ目の充填方法に関し，花崗岩を対象とした粘土グラウトの試験として，釜石原位置試験（核燃料サイクル開発機構，1999f）と AECL の地下研究所における試験（Masumoto et al., 1999）の例がある。これらの試験では，粘土グラウトなどの注入により透水係数や湧水量の減少が確認されおり，坑道埋め戻しの関連技術として適用できるものと考えられる。

ベントナイトと骨材の混合材による埋め戻し材やベントナイトプラグ材の透水性などの特性はベントナイトの混合率，密度，含水比で決定され，材料配合のみならず製造時や施工時の品質管理も重要であることに留意しておく必要がある。

(b) アクセス坑道とボーリング孔の埋め戻し

アクセス坑道のうち斜坑方式に対して、第2次取りまとめでは前項(a)で述べた連絡坑道や処分坑道の埋め戻しの要素技術が基本的に適用できるとしている(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。斜坑では、ある程度の勾配を有することから、坑道天端部近傍の鋭角となる部分の埋め戻しに工夫を要するが、坑道の上半分、下半分の区別なく連続して埋め戻しを行うことが可能である。この埋め戻しにおいては、まきだし・締固め工法と横締め工法の組み合わせが適しているとされている。立坑方式に対しては、重力方向の締固めが容易であることから、立坑下部より埋め戻し材を充填していき順次締固めて施工していく方法が有効であるとされており、工法としてはまきだし・締固め工法が考えられている。

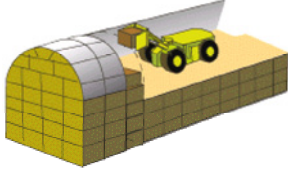
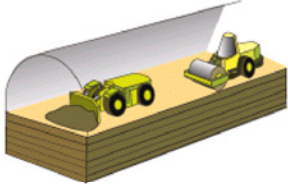
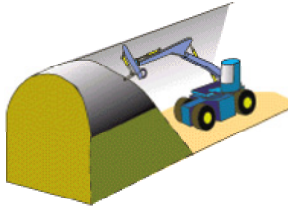
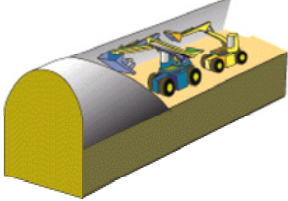
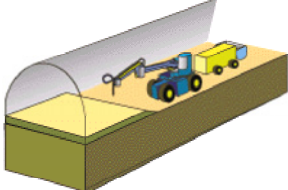
アクセス坑道の埋め戻し終了後、坑道を密閉するため、アクセス坑道の坑口にプラグが設置される。このようなプラグには、埋め戻し材の膨潤応力に抵抗でき、人間の不用意な侵入を防ぐという観点から、第2次取りまとめでは強度の高いコンクリートプラグが適するとされている(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999c)。プラグの施工方法については、処分坑道や連絡坑道に対する施工方法が基本的に適用できる。低アルカリ性セメントや普通セメントを用いたコンクリートプラグでは、期待される強度や低透水性などの特性に影響を及ぼす水セメント比と単位セメント量、単位水量などの調整が重要とされている。いずれの材料を用いた場合においても、材料配合の品質管理のみならず製造時や施工時の品質管理も重要であることに留意しておく必要がある。これらの品質管理は類似の建設工事で適用されている現状技術により十分に行うことができるとされている。

ボーリング孔は、その役割によりサイト調査時からのもを含め処分場建設当初から長期にわたって使用するものもあり、その方向も鉛直孔、斜孔、水平孔とさまざまである。地表からのボーリング孔は地下と短絡する水みちに、坑道内からのボーリング孔についても新たな水みちとなり得ることが想定されるため、適切に充填する必要がある。第2次取りまとめでは、これまでのボーリング孔の埋め戻し方法としては、ストリパプロジェクト⁴⁾で検討されたボアホールプラグ(Fairhurst et al., 1993)や、スイス放射性廃棄物管理共同組合(Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle:以下、「Nagra」という)が行ったグリムゼル試験場におけるボーリング孔閉鎖試験(Blümling, 1997)で適用された、粘土で充填する方法が挙げられている。いずれの試験もベントナイトを充填してボーリング孔を閉鎖することを試みたものであり、ベントナイトを充填した区間は周辺の岩盤よりも透水係数が低くなる、又は選択的な水みちとならないことが確認されている。また1,000 m級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認などが必要となることが示されている(核燃料サイクル開発機構, 1999c)。

以上に述べた埋め戻しの施工法をまとめたものを表4.5.2-9に示す。

⁴⁾ スウェーデンのStripa 鉱山の廃坑を利用して、OECD/NEAにより1980～1992年に実施された、高レベル放射性廃棄物の地層処分に関する技術開発を目的とした国際共同研究。

表 4.5.2-9 埋め戻しの施工法一覧
(核燃料サイクル開発機構, 1999c を編集, 一部修正)

施工法	イメージ図
<p>① ブロック工法 ブロック工法は、ブロック運搬車によって運ばれたブロックをブロック設置車によって所定の位置に設置するものである。設置時に生じるブロック間の隙間は、吹付けなどにより充填される。この工法は坑道の上半、下半いずれに対しても施工可能である特徴を有する。</p>	
<p>② まきだし・締固め工法 まきだし・締固め工法は、骨材混合体運搬車によって運ばれた埋め戻し材をブルドーザなどによってまきだしを行い、振動ローラなどの転圧機械で締固めるものである。この工法は坑道下半の締固めに適しており、締固め機械の能力に応じて施工密度を確保することができる。上半に対しては機械の機高により締固め範囲が制限される。</p>	
<p>③ 吹付け工法 吹付け工法は、埋め戻し材を吹付け機に投入し、吹付けロボットのブームにより位置を変えながら吹付けるものである。この工法は、坑道の上半、下半に関係なく施工することが可能であるが、吹付け機の圧送力や埋め戻し材の状態によっては吹付け後のリバウンドなどが想定され、求められる施工密度を確保できるかどうかの判断が重要となる。</p>	
<p>④ 横締固め工法 横締固め工法は、横締固め機のホッパに投入し締固め位置に送りだされた埋め戻し材を、締固め機械により締固めを行うものである。この工法では、空洞断面に対して斜めに連続して締固めを行うことができることから、坑道の上半、下半いずれに対しても施工が可能である。また、締固め機械の能力に応じて施工密度を確保することができる。</p>	
<p>⑤ 流動体工法（セメント系材料） 流動体工法は、埋め戻し材を打込みポンプ内に圧送し所定の位置に打設するものである。この工法では、埋め戻し材が流動体であるため、設置側の形状に関係なく、また坑道の上半、下半を問わず施工することができる。</p>	

(2) サイト環境条件に応じた設計の柔軟性

地上施設の場合と同様に、これまでの検討では地下施設に必要な面積を地下に確保できることを前提に設計が行われている。しかしサイト環境条件によっては地下で利用できる面積に何らかの制約がある場合も想定される。特に地下施設に必要な総面積は地上施設で必要とするものよりも大きい。このような制約がある場合においても対処できるよう地下施設の配置レイアウトのオプションを広く検討しておくことが重要となる。

地下で利用できる面積に制約がある場合の例としては、例えば対象となる地下の候補岩体の平面的な広がり小さい場合や、水みちとなる透水性の破碎帯が複雑に入り交じり、健全な岩体が占める面積が狭い場合、また堆積岩の層が傾斜している場合などが想定される。このようにある限られ

た面積の範囲に地下施設を設置するためには、一つの処分孔に複数の廃棄体を定置することや処分パネルを多層に配置するといったオプションが考えられる。また沿岸部においてわずかな平地しかなく背後に山地など急峻な地形が迫っているような場合も想定される。この場合、沿岸域の海底下に地下施設を設置することが考えられる。ここでは、これらオプションの成立性や配置レイアウトの可能性について第2次取りまとめなどこれまでの技術基盤を基に検討を行った結果を示す。

(i) 一つの処分孔への複数廃棄体の定置オプションの成立性

複数の廃棄体の定置は1本の場合に比べ処分孔の長さが深くなるため坑道支保工等と与える影響を検討しておく必要がある。ここでは、一つの処分孔に2本の廃棄体定置を想定する(図4.5.2-6)。軟岩系岩盤で処分孔縦置き方式を対象に、処分孔に定置する廃棄体を1段から2段へと増やした場合の処分坑道と処分孔周辺岩盤の力学的安定性について検討を行った。

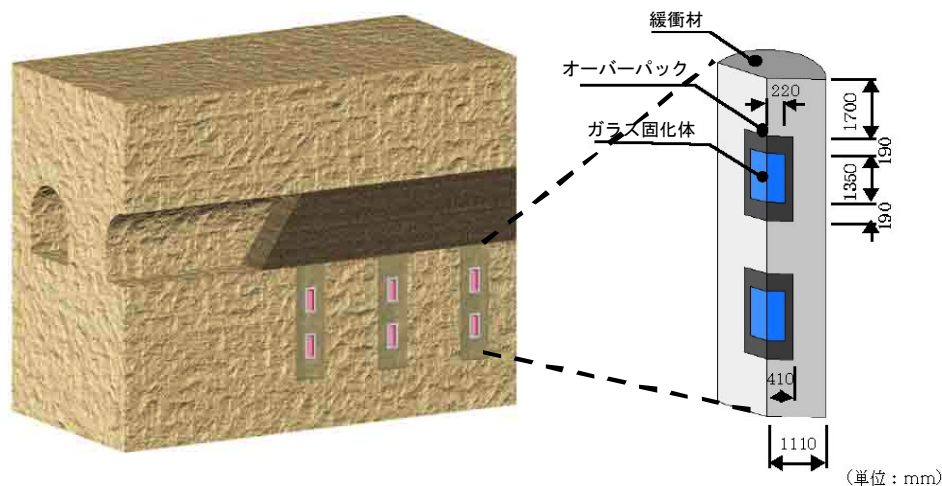


図 4.5.2-6 廃棄体の2段定置(軟岩系岩盤, 処分孔縦置き方式)

その結果、処分孔掘削後、特に周辺岩盤で応力が集中していると判断できる箇所は処分孔上部位置の処分坑道隅角部である。この位置での局所安全率の目標値(第2次取りまとめで採用された $F_s = 1.5$)を下回る領域が坑道壁面より約205 cm, 最大せん断ひずみで目標値0.57%を上回る領域が約170 cmほど発生する結果が示された。このような掘削影響領域は、たとえ力学的に問題がなくても水理学的な弱部になる可能性があることから、補強工法などに留意するとともに、処分孔を深くして、坑道から離して廃棄体を埋設するといった措置が重要となる。

次に硬岩系岩盤と軟岩系岩盤それぞれについて、廃棄体を2段定置とした場合の熱解析を行った。なお使用したコードは第2次取りまとめで用いられたFINASコードによって検証が行われている。硬岩系岩盤では、廃棄体専有面積を2倍に設定することで緩衝材の最高温度を100℃以下に抑えることができたが、これは廃棄体を2段定置にしたものの、専有面積も2倍程度必要となることを意味し、第2次取りまとめの解析手法やデータセットを用いた場合、処分パネルの面積低減の観点からは必ずしも有効とはならない結果となっている。一方、軟岩系岩盤では廃棄体専有面積を拡大せずに緩衝材の最高温度を100℃以下となる結果が得られた。したがって上述した周辺岩盤への力学的安定性が確保できれば廃棄体の2段定置は有効となる。

(ii) 処分パネルの多層配置オプションの成立性

処分パネルの多層配置の成立性の観点から、前記複数廃棄体定置の場合と同様に硬岩系岩盤と軟岩系岩盤それぞれについて、処分パネルを2層配置とした場合の処分孔竖置き方式と処分坑道横置き方式の計4ケースを対象に人工バリア周辺の温度の経時変化を評価した。解析モデルを図4.5.2-7に示す。

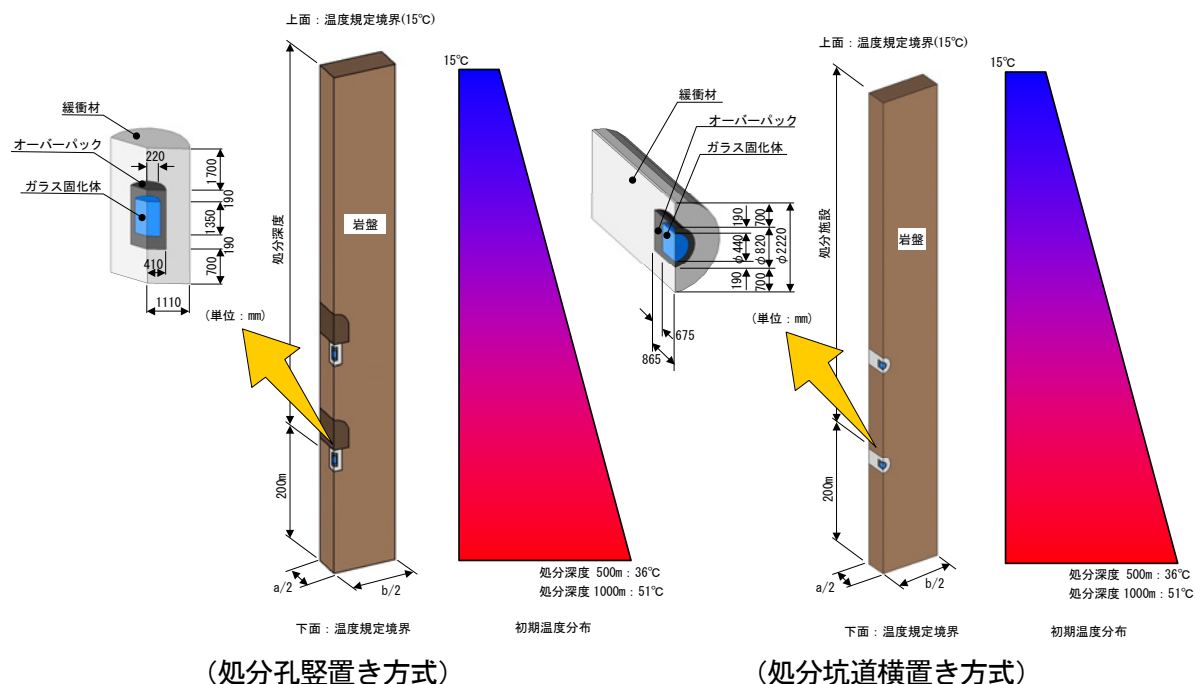


図 4.5.2-7 処分パネル2層配置の解析モデル

緩衝材の最高温度が 100 °C 以下になるよう処分パネルの上下方向間隔を変化させた感度解析から、軟岩系岩盤で処分孔竖置き方式以外ではパネルの上下間隔を 50~60 m 程度とすることにより熱的影響が認められない結果が得られた。軟岩系岩盤の処分孔竖置き方式については、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ（水平方向）が力学的な制限で決定され、熱的には裕度のある結果が得られている。

(iii) サイト環境条件に応じた地下施設レイアウトの検討例

地下施設のレイアウト配置は基本的に建設、操業、閉鎖時の作業性や安全性、空洞の力学的安定性などの観点から設定される。ここでは、より現実的なサイト環境条件に応じた地下施設レイアウト配置を検討することを目的に、岩体の中に高透水層が存在、岩体の地層が傾斜あるいは岩体が小さいといった地下の候補岩体に制約がある場合を想定する。

(a) 岩体に高透水性の破砕帯が存在する場合のレイアウト例

対象とする岩体中に高透水性の破砕帯が存在し、それを回避できない場合には、破砕帯を挟んで処分パネル同士を離すことにより対処することができる。この場合、破砕帯を貫く連絡坑道が選択的な地下水の移行経路とならないよう止水プラグの設置が重要となる。図4.5.2-8に高透水性の破砕帯が存在する場合のレイアウト配置例を示す。

また、高透水性の破砕帯を回避するうえで岩体の平面的な拡がり小さい場合、処分パネルを小型化し多数配置することによって対処することが考えられる。例えば、処分パネルが6面から8面に増えたとしても建設・閉鎖に用いる連絡坑道と操業に用いる坑道を適切に配置することにより、パネルごとの建設、操業、閉鎖を並行して進めることができる。

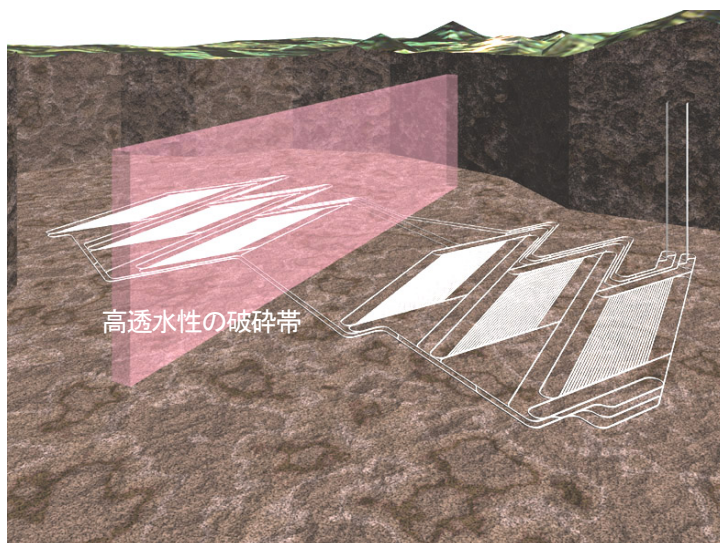


図 4.5.2-8 高透水性の破砕帯が存在する場合の処分パネル配置例
(硬岩系岩盤、処分孔縦置き方式)

(b) 候補岩体が傾斜している場合のレイアウト例

候補岩体の平面的な拡がり水平面に対して傾斜しているような堆積岩の場合、各処分パネルの深度をその傾斜に応じた段丘状の配置にすることが考えられる。図4.5.2-9に処分パネル深度を20mごとに変えた場合の地下施設のレイアウト例を示す。各処分パネルの深度を設定するにあたっては、連絡坑道の勾配に注意する必要がある。

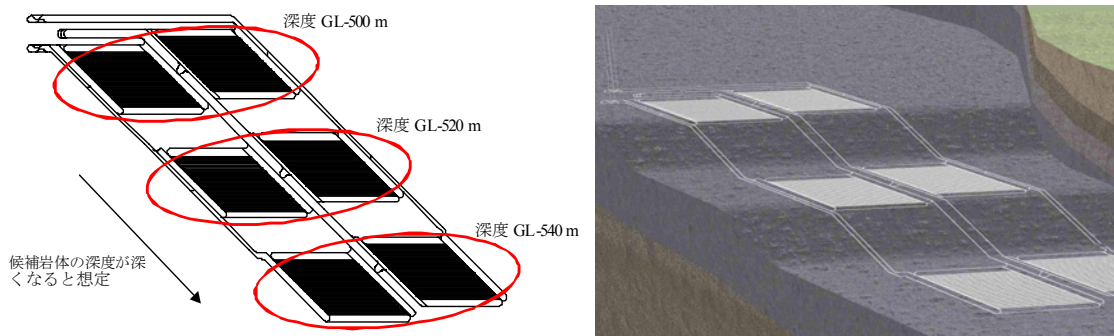


図 4.5.2-9 岩体が傾斜している場合の処分パネルの配置例 (軟岩系岩盤、処分孔縦置き方式)

(c) 多層配置の処分パネルを用いたレイアウト例

上述 (ii) の処分パネルの多層配置オプションの成立性の箇所です述べたように、岩体の平面的な拡がり狭い場合には、処分パネルを多層化することが考えられる。パネルの層数は対象となる岩体の規模（拡がり厚さ）に依存する。図 4.5.2-10 に 2 面分の処分パネルを 2 層化したレイアウト例を示す。

処分パネルが 2 層の場合、上述 (ii) の処分パネルの多層配置オプションに対する熱解析の結果から、パネル間の離間距離を 50 m 程度にすれば緩衝材の制限温度を超えないようにすることができる。また 3 層以上の場合では、パネル間の離間距離をさらにとることなど廃棄体の定置密度を小さくすることにより対処することが可能である。一方、空洞の力学的安定性については坑道間の離間距離を坑道の仕上がり径の 2 倍から 3 倍を目安にすることにより対処することができる。

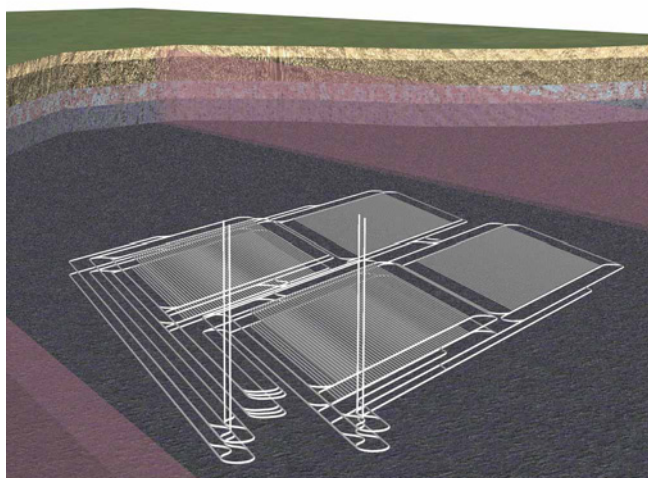


図 4.5.2-10 多層の処分パネルの配置例（軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式）

地下施設での建設，操業，埋め戻しを並行して行うという観点から、鉛直方向に配置される処分パネルの処分坑道群とそれに連結される連絡坑道やアクセス坑道の配置にあたっては、処分パネルごとの作業の独立性に加え、資材の搬送や人員の移動ができるかぎり交差しないように留意することが重要である。

4.6 まとめ

本章の冒頭でも述べたように、第 2 次取りまとめで行われた処分場設計の検討はわが国の幅広い地質環境を対象に行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999c）ことから、そこで示された検討例は今後様々なサイト環境条件に対し起点として適用していくことが可能である。4.4 と 4.5 に示した人工バリアと地上・地下施設の設計に関する技術基盤は構成要素ごとに検討が行われており、それらをサイト環境条件の特徴に応じ適切に組み合わせることにより処分場設計の概略の見通しを得ることができる。その具体例として、ここでは内陸部と沿岸部に処分場を立地した場合について図 4.6-1 に示す。

ように地下施設を沿岸海域の海底下に配置することが可能であり、沿岸の陸域において地下施設に必要な面積を確保できない場合でも対処することができる。この場合、沿岸の地上施設から地下施設へのアクセス坑道には斜坑が採用されている。また沿岸部に位置することから敷地内に港湾施設を設けることも可能である。

なお、これら処分場の長期安全性がどのように示されるかは第6章で述べる。

第4章 参考文献

Barton, N., Lien, R. and Lunde, J. (1974) : Engineering Classification of Rock Masses for the Design of Tunnel Support, Rock Mechanics, Vol. 6, No. 4, pp.189-236.

Bieniawski, Z. T. (1974) : Geomechanics Classification of Rock Masses and Its Application in Tunneling, Proc. 3rd Int. Cong. ISRM, Vol. 2, Part A, pp.27-32.

Blümling, P. (1997) : Borehole Sealing Project at the Grimsel Test Site, 3rd European Engineering Geology Conference 33rd Annual Conference of the Engineered Group of the Geological Society, pp.19-35.

Deere, D.U. (1963) : Technical Description of Rock Cores for Engineering Purposes, Rock Mechanics and Engineering Geology, Vol. 1, No. 1, pp.17-22.

電力中央研究所・電気事業連合会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術.

電力土木技術協会 (1988) : 電力地下施設の設計・施工.

土木学会 (1996) : トンネル標準示方書「山岳工法編」・同解説, 土木学会.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992b) : 汎用非線形構造解析システム FINAS,V.12 使用説明書, PNC TN520 92-006.

Fairhurst, C., Gera, F., Gnirk, P., Gray, M.N. and Stillborg, B. (1993) : OECD/NEA International Stripa Project Overview Vol.1, Executive Summary, pp.67-70.

藤田朝雄, 杉田裕 (1998) : JNC/AECL 共同研究 —トンネルシーリング性能試験の現況について—, 核燃料サイクル開発機構技報, No.1, JNC TN1340 98-001, pp. 79-84.

原子力安全委員会 (2000b) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告) .

原子力発電環境整備機構 (2002c) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2.

原子力委員会 (1987) : 原子力の研究, 開発及び利用に関する長期計画 (昭和 62 年) .

原子力環境整備促進・資金管理センター (2003a) : 平成 14 年度 地層処分技術調査等 遠隔操作技術高度化報告書.

Gunnarsson, D., Johannesson, L.-E., Sandén, T. and Börgesson, L. (1996) : Field Test of Tunnel Backfilling, SKB Progress Report HRL-96-28.

Hoek, E. and Brown, E.T. (1997) : Practical Estimates of Rock Mass Strength, Int. J. Rock Mech. Min. Sci., Vol. 34, No. 8, pp.1165-1186.

Honda, A., Taniguchi, N., Ishikawa, H., Hoch A.R., Porter F.M. and Sharland S.M. (1995) : A Modelling Study for Long-Term Life Prediction of Carbon Steel Overpack for Geological Isolation of High-Level Radioactive Waste, Proceedings of International Symposium on Plant Aging and Life predictions of Corrodible Structures, pp.217-227.

石原義尚, 牧野仁史, 大井貴夫, 石黒勝彦, 宮原要, 梅木博之, 赤坂秀成, 藤原啓司 (1999) : 高レベル放射性廃棄物ガラス固化体のインベントリ評価, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8400 99-085.

核燃料サイクル開発機構 (1999a) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999b) : 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1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.

核燃料サイクル開発機構 (1999c) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999f) : 釜石原位置試験総括報告書, JNCTN7410 99-001.

核燃料サイクル開発機構 (2003) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する研究開発—平成14年度報告, JNC TN1400 2003-004.

黒木繁盛, 谷口航, 小尾繁, 長谷川宏, 杉野弘幸, 窪田茂, 出羽克之 (1999) : 地下空洞の力学的安定性評価, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8400 99-037.

Masumoto, K., Sugita, Y., Fujita, T. and Chandler, N. (1999) : Trial of Bentonite Grouting into EDZ at AECL's Underground Research Laboratory, Proc. of the 29th Symposium of Rock Mechanics, pp.36-42.

Nagra (1994a) : Kristallin-I, Geology and Hydrogeology of the Crystalline Basement of Northern Switzerland, National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, NTB 93-01, Wettingen, Switzerland.

成瀬清, 鈴木晟弘, 松山政雄 (1995) : 安房トンネルの本坑が貫通 高圧帯水火山噴出物層と高熱帯を克服, トンネルと地下, Vol.6, No.11, pp.27-33.

日本道路公団 (1997) : 設計要領, 第三集 トンネル, pp.69-77, 91-92.

日本原燃株式会社 (1992) : 六ヶ所再処理・廃棄物事業所 再処理事業指定申請書 (平成4年11月一部補正) .

日本鉄道建設公団 (1996) : NATM 設計施工指針, pp.36-42, pp.62-68.

総合エネルギー調査会原子力部会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方, 総合エネルギー調査会原子力部会中間報告, 平成11年3月23日.

Taniguchi, N., Honda, A. and Ishikawa, H. (1998) : Experimental Investigation of Passivation Behavior and Corrosion Rate of Carbon Steel in Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp., Proc., Vol.506, pp.495-501.

谷口航, 藤田朝雄 (1997) : 地層処分場設計研究における熱解析, 動燃事業団技術資料, PNC TN 8410 97-212.

谷口航, 岩佐健吾 (1999) : ニアフィールドの熱解析, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8400 99-051.

通商産業省 (2000a) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針を定めた件, 平成12年10月2日 通商産業省告示第591号.

通商産業省 (2000b) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画を定めた件, 平成12年10月2日 通商産業省告示第592号.

第5章

処分事業

第5章 処分事業

本章では、第4章に述べた考え方に沿って設計される施設、設備をどのように実現し、利用して最終処分事業を進めるかについて述べる。5.1では、まず最終処分事業の概略を時系列的に示し、この流れに沿った最終処分事業の具体的な実施内容を5.2に説明する。5.3、5.4及び5.5では、事業期間を通じて継続的に実施することとなる環境対策、モニタリング及び品質保証について述べる。また、5.6及び5.7では回収技術と記録保存について述べる。

5.1 事業の概要

高レベル放射性廃棄物の最終処分事業は、100年規模のプロジェクトであり、最終処分施設建設地の選定に向けた調査・選定段階と、最終処分施設建設地にて処分場の建設、操業、閉鎖及び必要に応じた閉鎖後管理を行う段階の二つに大きく分けられる。原環機構では、事業活動に関するすべての情報を原則として公開し、正確でかつ分かりやすい情報の提供を行うこととしている。以下にこれら二つの段階における事業内容の概略を述べる。

5.1.1 最終処分施設建設地の選定に向けた調査・選定段階

第3章で述べたように、最終処分施設建設地は三段階の過程を経て選定される。調査・選定段階では、最終処分法に基づき、応募区域及びその周辺の地域について、文献調査、概要調査及び精密調査を段階的に実施する。各段階では調査結果に基づいて、地域住民や関係自治体の意見を尊重し、国の承認を受けながら次段階の選定を行っていく。文献調査、概要調査及び精密調査には25年程度を見込んでいる（図5.1.1-1）。

最終処分施設建設地の選定後は、今後制定される国の法令に基づき、最終処分施設建設地のサイト環境条件に応じた適切な処分場の設計・安全評価の実施、処分場の設計・処分に係る事業許可申請、国による安全審査及び事業許可といった手続きを進め、事業許可取得後に処分場の建設を開始する。



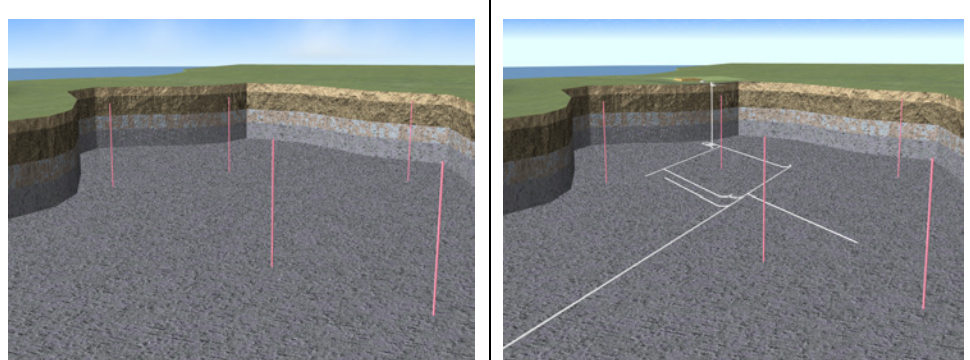
25年間程度		
文献調査	概要調査	精密調査
・文献を用いての調査	・ボーリング調査など地上からの調査	・地下に調査施設を建設しての調査 ・地上からさらに詳細な調査を継続
	地上施設	
	地下施設	

図 5.1.1-1 調査・選定段階のイメージ図（原子力発電環境整備機構，2002c）

5.1.2 処分場の建設・操業・閉鎖及び必要に応じた閉鎖後管理段階

処分場の建設は、まず地上において敷地の造成や敷地内道路の整備を行い、地上施設の建設に着手する。地下施設の建設は、地上において地下施設建設に必要な施設が完成し準備が整った後に開始する。調査・選定段階で建設した地下の調査施設は、地下施設の一部として使用することが考えられ、この場合、アクセス坑道の増設と地下における連絡坑道などの掘削を並行して進めることができる。ガラス固化体の受け入れを始める操業開始までの建設期間として10年程度を見込んでいる（図5.1.2-1）。

設計に従って地下施設を建設する過程で、調査・選定段階では得られなかった、より詳細で精度の高い地下の特性に関するデータを得ることが可能となる。処分場の閉鎖にあたって事業許可申請時の安全評価が妥当であることの確認に用いるために、建設作業に併せて地下の特性に関するデータを収集していくとともに、収集されるデータに基づいて、必要ならば設計を変更しつつ柔軟に処分場を建設していく。

処分場の操業は、ガラス固化体の受け入れから始まる。受け入れ開始は、地上施設と地下施設の建設進捗状況などを勘案して決めることとなる。操業時には、地上施設においてガラス固化体の受

け入れ及びオーバーパックへの封入、緩衝材や埋め戻し材の製作などを行い、廃棄体や緩衝材などを地下施設へ搬送・定置した後、処分坑道の埋め戻しを行う。この間にも、地下においては、地下施設が完成するまで建設作業を並行して行う。このため、地下での建設作業、廃棄体及び緩衝材の定置作業、定置が完了した処分坑道の埋め戻し作業を、処分パネル単位でそれぞれ並行して行うことになる（図 5.1.2-2）。

処分場では、国の最終処分計画（通商産業省，2000b）に従って4万本のガラス固化体を年間約1,000本ずつ埋設していく計画（原子力発電環境整備機構，2000）としており、1日あたりでは約5本のペースで埋設することとなる。4万本のガラス固化体を埋設する操業期間として50年程度を見込んでいる。

ガラス固化体や廃棄体を取り扱う区域では、放射線量や放射性物質濃度などの測定・監視を行うとともに、施設からの放射線や排水・排気中の放射性物質濃度の測定・監視を行うことによって作業安全、環境対策（5.3参照）を確かなものとする。操業時においても地下の特性等の変化に関するデータを収集し、閉鎖の際の安全評価の妥当性の確認に用いる。

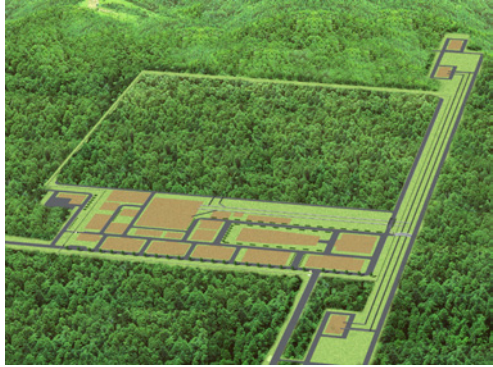
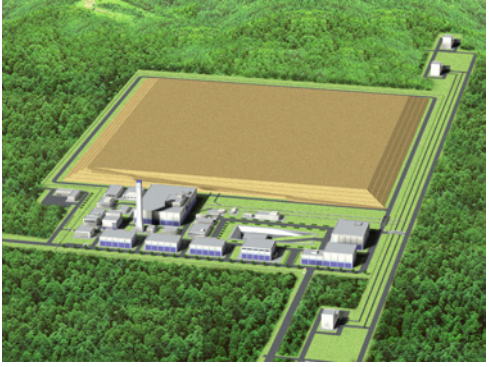
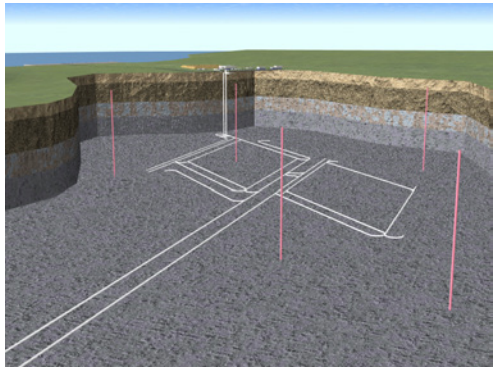
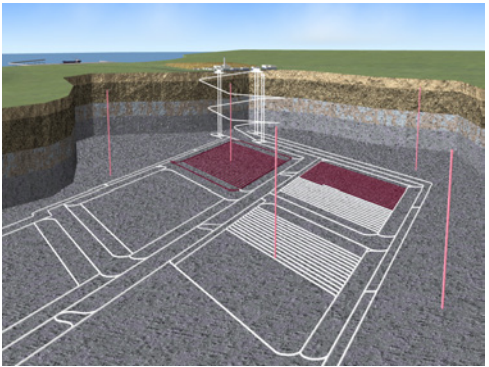
		10年間程度	50年間程度
		処分場の建設	処分場の操業
		<ul style="list-style-type: none"> ・地上施設から建設に着手 ・地下施設の建設は、地上での準備が整ってから着手 ・地下の調査施設を使用する可能性あり 	<ul style="list-style-type: none"> ・ガラス固化体を受け入れ、オーバーパックへ封入 ・廃棄体と緩衝材の定置、処分坑道の埋め戻し ・処分パネルの建設を継続して並行実施
地上施設			
			

図 5.1.2-1 建設・操業時のイメージ図（原子力発電環境整備機構，2002c）

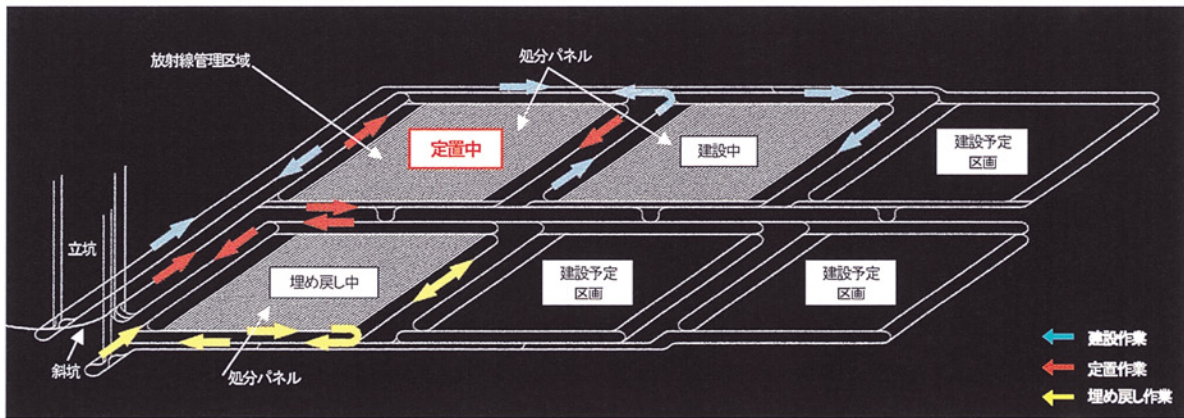


図 5.1.2-2 建設・操業時の地下施設での作業イメージ図 (原子力発電環境整備機構, 2002c)

操業終了後、建設及び操業時に収集された地下の特性に関するデータを、事業許可申請時の安全評価に用いたデータベースに追加し、事業許可申請時に行った安全評価の結果が妥当であることの確認が国によって行われる。この確認が終わるまではガラス固化体の回収 (5.6 参照) の可能性が維持される (原子力安全委員会, 2000b)。確認終了後、連絡坑道及びアクセス坑道を埋め戻して地下施設を閉鎖する。地上施設は不要となったものから順次解体・撤去されることになる。これらの作業には 10 年程度を見込んでいる (図 5.1.2-3)。

		10 年間程度	
		地下施設の閉鎖	地上施設解体撤去
		<ul style="list-style-type: none"> 閉鎖前に安全評価の結果の妥当性を確認 すべての坑道を埋め戻して地下施設を閉鎖 不要になった施設から解体・撤去を開始 	<ul style="list-style-type: none"> 残りの地上施設を解体・撤去 ボーリング孔は、モニタリングに利用する場合は埋め戻さないで残す
地上施設			
地下施設			

図 5.1.2-3 地下施設の閉鎖・地上施設の解体撤去時のイメージ図 (原子力発電環境整備機構, 2002c)

閉鎖後も社会的な要請などにより、地上からの環境モニタリングなどの管理を継続する必要があることが考えられる。この場合には、管理棟、保安施設、PR 施設などが引き続き地上に残されることになる。モニタリングには、調査・選定段階で使用したボーリング孔などを利用することが可能である。このようなモニタリングを行うことになった場合、どのような事項について管理を行う必要があるのか、また、管理の継続の必要性、その具体的な方法、管理体制などについては現段階では具体化されておらず、今後検討されることになる。

必要に応じてモニタリングが実施された場合には、管理の必要がなくなった時点において、そのためのボーリング孔も埋め戻し、地下施設は完全に閉鎖された状態となる。地上の施設はすべて解体・撤去し、跡地には処分場の存在を示すモニュメントや公園などを設けることも可能である（図 5.1.2-4）。

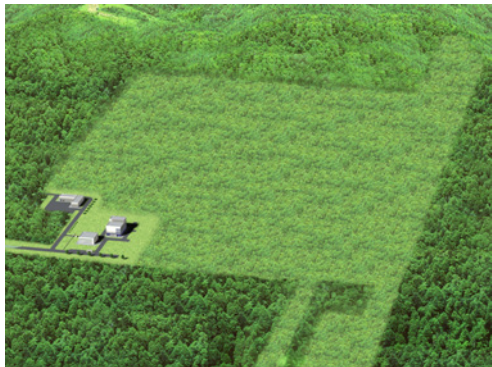

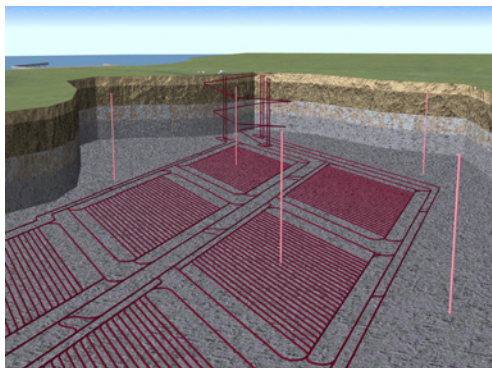
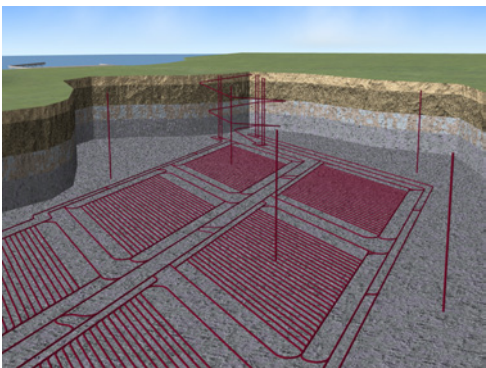
	閉鎖後の管理 (必要があれば管理を継続)	管理終了後
	<ul style="list-style-type: none"> ・必要に応じてモニタリングなどの管理を実施 ・この場合には、必要な施設を地上へ残す 	<ul style="list-style-type: none"> ・すべての地上施設を撤去 ・ボーリング孔も埋め戻す ・跡地利用の検討
地上施設		
地下施設		

図 5.1.2-4 閉鎖後のイメージ図（原子力発電環境整備機構，2002c）

以上の事業期間を通じて、環境対策、放射線安全対策及び作業安全対策が有効に働いていることをモニタリングなどにより継続的に確認し、環境対策と安全確保を確実にしながら事業を進めていく。また、処分場の建設から管理終了までの過程においては、安全評価の結果が確実に担保され

るように、安全設計及び保安のために必要な措置などが今後策定される技術上の基準に適合しており、安全確保上支障のないものであることの安全確認が、適時、国により行われるとの考え方が示されている（原子力安全委員会，2000b）。

5.2 事業の進め方

5.2.1 サイトの調査・選定

最終処分施設建設地の段階的な選定方法については第3章で述べた。各段階での調査から得られていく詳細な地質環境の情報を基に、最終処分施設建設地としての適性を確認しながら段階的に選定が進められるとともに、処分場の設計や長期安全性確保に関する最適化が図られていく。ここでは、各選定段階における調査の手順や調査方法の概要について述べる。

(1) 文献調査

文献調査は、地震などの自然現象による地層の著しい変動の記録がなく、かつ、将来にわたってそれらが生ずるおそれが少ないと見込まれることなどを確認し、これらを満足する応募区域を含めたその周辺の地域を対象として概要調査地区を選定するために行うものである。

原環機構では、2002年12月から日本全国の市町村を対象に「応募区域」を公募中である。応募があった区域については、まず「全国的に調査された文献に示されている活断層がある場所が含まれていないこと」及び「第四紀火山の中心から半径15kmの円の範囲内にある地域が含まれていないこと」の地質的条件を満足する区域であるかどうかの事前確認を行い、この条件に適合する応募区域について文献調査を開始する。

文献調査では、応募区域とその周辺の地域が調査対象となる。「概要調査地区選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構，2002a）に照らして応募区域及びその周辺の地域を文献調査により評価するためには、様々な文献その他の資料を幅広く調査する必要がある。文献調査を実施する範囲は、応募区域及びその周辺の地域より広い範囲が対象となる。

文献調査は、公開された「文献その他の資料」（記録文書、学術論文、空中写真、地質図等）を用いて調査を行うが、これらの資料から得られる情報には限界があるので、情報の不足などにより十分な判断ができない場合には、概要調査あるいはそれ以降の調査において引き続き検討を行う。

(2) 概要調査及び精密調査

概要調査は、最終処分を行おうとする地層及びその周辺の地層について、自然現象による地層の著しい変動が長期間生じていないこと、坑道の掘削に支障がないこと、活断層・破碎帯・地下水の水流が存在する場合、地下施設に悪影響を及ぼすおそれが少ないと見込まれることなどを確認し、これらを満足する概要調査地区の中から精密調査地区を選定するために行うものである。

概要調査では、概要調査地区を対象に、ボーリングの実施、地表踏査、物理探査及びトレンチの掘削による地表からの調査を行い、地層・岩石の分布、地質構造、地下水の水理特性、地球化学特性、岩盤の力学特性などのデータを収集し、地表から地下深部までの情報を体系的に整備する。な

お、概要調査地区の特性をより詳細に評価するために、概要調査地区の周辺においても活断層、火成活動、隆起・侵食などに関する調査を、概要調査と併わせて補足的に行うことがある。

精密調査は、最終処分を行おうとする地層の物理的・化学的性質などが最終処分施設の設置に適していると思込まれることなどを確認し、これらを満足する精密調査地区の中から最終処分施設建設地を選定するために行うものである。

精密調査では、概要調査地区を対象に、地上からさらに詳細な調査を行うとともに、地下に調査施設を建設して種々の測定・試験を実施し、地下の様々な特性データを収集し整備する。

概要調査や精密調査で実施するボーリング調査、物理探査などの調査技術、これらを活用した地質環境の長期安定性や処分場の工学的実現可能性に関する評価手法などについて、国内外の関係機関が有する技術を適切に統合し、実証試験を行うなどして処分事業への適用性の確認を行うことにより、技術基盤を整備していく。

(3) 調査・選定段階の安全対策

文献調査は、情報の収集及び検討という主に机上での作業であり、応募区域及びその周辺の地域において何らかの危険の可能性を伴う作業を行うことはないため、この段階においては対策を講じる必要は生じない。

概要調査及び精密調査では、地上での調査作業、地下調査施設の建設及び地下調査施設での調査作業にかかわる危険の可能性や環境への影響を、調査計画及び建設計画の策定段階から想定し、必要な安全対策及び環境対策を講ずる。特に地下調査施設の建設においては、処分場の建設とほぼ同じ内容の作業が想定されるため、後述の建設時の安全対策（5.2.2 (3) 参照）及び環境対策（5.3 参照）と同様の諸対策を講ずる。

5.2.2 処分場の建設

(1) 地上施設の建設

国から事業許可を受けた後、準備が整い次第、地上施設の建設に着手する。地上では、まず敷地の造成や敷地内道路の整備を行い、事業期間を通じて所要の電力や水などを供給するためのユーティリティ施設や管理棟などの共用施設を建設する。次に、本格的な地下施設建設に必要となる、坑道内の換気施設や湧水の排水処理施設などの建設にとりかかる。これらの作業と並行して地下施設の建設準備も進めていき、準備が整った後に地下施設の建設を開始する。

この後、操業・閉鎖時に必要となるガラス固化体受入・封入・検査施設、緩衝材製作・検査施設、埋め戻し材製作・検査施設などを建設していくこととなる。この間必要に応じて、ガラス固化体の海上輸送に供するための港湾施設を、最寄りの沿岸などに建設する。建設、操業及び閉鎖の各段階において必要となる地上施設を表 5.2.2-1 に示す。これらの地上施設の建設には、一般産業施設や原子力施設の建設に用いられている既存技術が適用可能であり、4.5.1 で述べた地上施設の設計に従って建設される。

地下施設の建設から操業・閉鎖時にも共通して必要となる坑道換気施設や排水処理施設などに関しては、事業期間を通じた所要最大能力の施設を地下施設建設の初期段階に建設しておくことは、経済性の観点から必ずしも有利とはならない。このような地上施設は、初期にはその段階での所要能力を満たす小規模の施設としておき、その後段階的に増設するなど、経済性や効率性、工事工程などの総合的な検討に基づいた建設方法をとる必要がある。

表 5.2.2-1 各段階で必要となる地上施設

段階			施設名称
建設	操業	閉鎖	<ul style="list-style-type: none"> ・ユーティリティ施設（電力、上水、工業用水、蒸気などの供給施設） ・管理棟 ・保安施設 ・坑道換気施設 ・排気筒 ・排水処理施設 ・アクセス坑道出入管理施設 ・コンクリート供給施設 ・プラグ製造施設 ・メンテナンス施設 ・掘削土置き場
—	操業	—	<ul style="list-style-type: none"> ・ガラス固化体受入・封入・検査施設 ・緩衝材製作・検査施設 ・廃棄物処理施設 ・輸送車両専用門 ・港湾施設
—	操業	閉鎖	<ul style="list-style-type: none"> ・埋め戻し材製作・検査施設

(2) 地下施設の建設

地上において地下施設建設の準備が整った段階で、地下施設の建設に着手する。建設初期の坑道換気や排水処理は、比較的小規模の仮設備により対応可能であり、工事の進捗に応じて本設備への切り替えを行っていく。

地下施設はアクセス坑道、連絡坑道及び処分坑道から構成される坑道群であり、各々の坑道に与えられる機能を満足するよう 4.5.2 に述べた地下施設の設計に従って建設される。地下での建設作業は、避難経路や坑道換気の確保など、作業安全と良好な作業環境を常に確保しながら、岩盤の状態や工事の進捗状況に応じた適切な方法を用いて進めていく必要がある。

調査・選定段階で建設した地下の調査施設は、地下施設の一部として使用することが考えられる。この場合、アクセス坑道の増設には地下側から掘り上がる方法を選択することができるとともに、地下における連絡坑道などの掘削を並行して進めることができる。地下の調査施設を使用しない場合には、地上からアクセス坑道の掘削を開始することとなる。

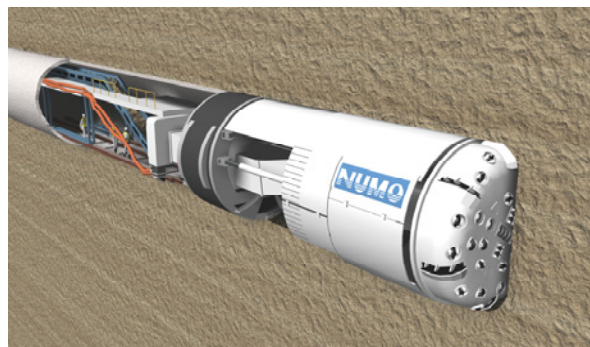
各種の坑道は既存の土木技術を用いて建設可能である。4.5.2 (1) (ii) で述べたように、坑道の掘削工法については、第2次取りまとめ及び事業化報告書において、幅広いサイト環境条件を対象に、現状の技術による掘削工法の中から、立坑、斜坑、連絡坑道、処分坑道及び処分孔、それぞれの坑道の特徴に適した具体的な施工法が硬岩系岩盤と軟岩系岩盤ごとに検討されている。また、建設中の換気・排水及び避難経路の確保の方法についても検討されており、その内容は基本的に様々なサイト環境条件に共通に適用できる。実際の処分場の設計・施工においては、サイト環境条件の特徴に応じた合理性のある設計や効率的な施工方法を可能な限り採用していくことになる。

アクセス坑道の掘削に関しては、地下の浅い部分の地層と地下深部の地層で地質が異なる場合が考えられるため、深度に依らずすべて同じ工法が適用できるとは限らない。安全確保や作業性などの観点から、地質に応じた適切な工法を組み合わせるといった柔軟な対応が必要であり、事前に掘削予定箇所の地質を詳細に調査し、掘削途中における工法の変更を当初からの計画に含めたうえで工事を開始することが重要となる。

4.5.2 (1) (ii) で述べた坑道の掘削工法のうち、TBM 工法 (図 5.2.2-1) は掘削に伴う騒音や振動が少なく、安全性が高く効率的に掘削できるため工期を短縮できるなどの利点があり、1960 年代より国内外において上下水道などの水路や道路・鉄道用のトンネルなどの建設工事に数多く採用されてきている。掘削径の実績としては約 1.7m～約 14m、掘削距離については約 70m～約 22km であり、国内外合わせて約 300 件の実績がある (日本トンネル技術協会, 2000)。このことから、処分場の建設地が TBM 工法を適用可能な地質環境を有している場合には、有望な掘削工法になると考えられる。



(写真提供：東京電力株式会社)



(原子力発電環境整備機構, 2002c)

図 5.2.2-1 TBM の外観例と掘削イメージ

4.5.2 (1) (ii) で述べた処分孔の掘削工法は、一つの処分孔に廃棄体 1 本を定置する処分孔縦置き方式を前提として、深さ 4m 程度の処分孔を掘削する場合のものであるが、一つの処分孔に廃棄体 2 本を定置する場合に必要な深さ 8m 程度の処分孔の掘削実現性に関しても、フィンランドの Olkiluoto で行われた直径 1.527m、深さ 7.5m の実スケールに近い処分孔掘削試験の結果から可能と考えられる。(図 5.2.2-2 ; Autio and Kirkkomäki, 1996)。この試験は、一軸圧縮強度が 250～700MPa という、きわめて硬い岩盤に対して行われたものであり、硬岩系岩盤の場合には 8m 程度の深さの処分孔は掘削可能であるといえる。

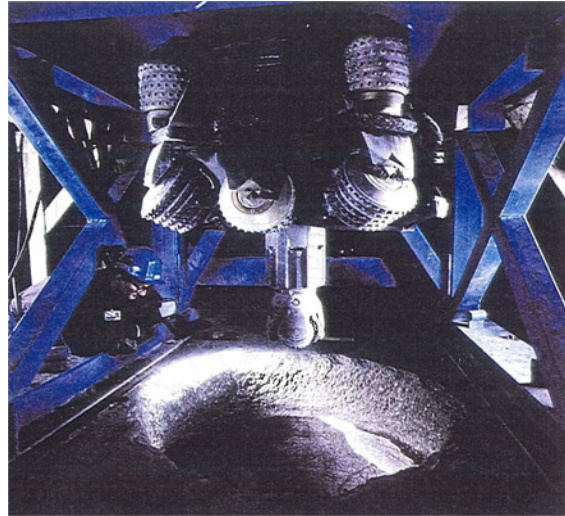
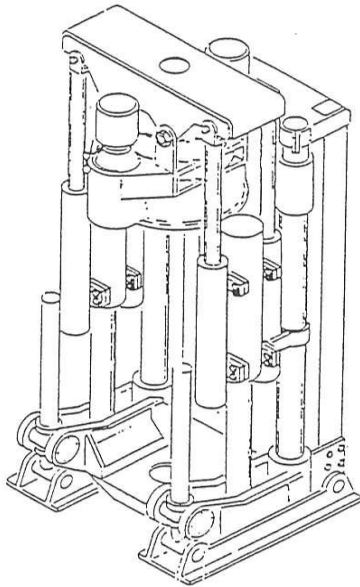


図 5.2.2-2 フィンランド Olkiluoto 調査坑道で使用された処分孔掘削機械の外観図とカッターヘッドの写真（出典：Autio and Kirkkomäki, 1996）

岩盤の割れ目などから湧水がある場合にはグラウト注入などによる止水対策を施しながら掘削を進めていくが、大規模な割れ目に遭遇して大量の湧水が発生するなど十分な止水や更なる掘削が困難な場合には、その坑道の掘削を中止して別経路での掘削を行うことが考えられる。この場合、割れ目からの湧水などが操業から閉鎖までの作業及び処分場閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼさないように、掘削を中止した坑道の最深部にはプラグを設置して坑道断面を閉塞しておく。このような作業には、第2次取りまとめで検討されている、処分坑道両端における緩衝材や埋め戻し材の膨潤圧の抑制や、割れ目の隔離のために設置するプラグ部の拡幅工法を適用することが可能と考えられる。

第2次取りまとめで検討されているプラグ部の拡幅工法は、既存の掘削機械を用いる方法によるものであるが、以下の特徴を備えもつプラグ拡幅部の専用機械（図 5.2.2-3）を開発することも可能であると考えられる。

- 拡幅掘削カッターを任意方向に制御できる。
- 坑道内を自由に自走することができる。
- 硬岩系岩盤と軟岩系岩盤の両方に対応できる。

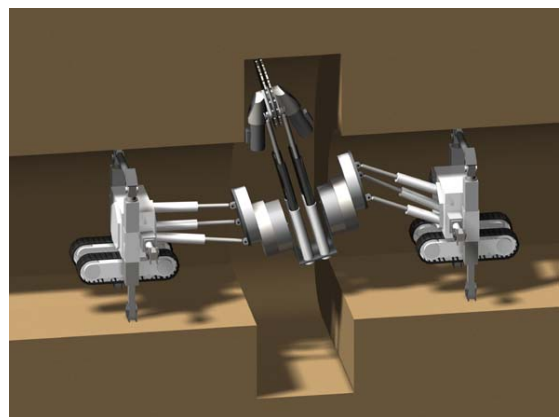


図 5.2.2-3 プラグ拡幅部専用機械の概念図

地下施設建設の工事規模を表す目安量として、坑道掘削に伴い発生する掘削土の総量と、支保工材料としての使用や坑道底面への打設が考えられるコンクリートの必要量の試算例を表 5.2.2-2 に示す（試算方法は付録-5 参照）。

掘削土量については、処分坑道径が小さくかつ処分坑道そのものへ直接埋設する処分坑道横置き方式のほうが処分孔縦置き方式の約1/2～約1/4と少なくなる。掘削土量は、処分深度、坑道離間距離及び廃棄体ピッチなどの様々な組み合わせによって決まる坑道群の総延長や、地質によって決まる坑道の断面形状（断面積）に依存して変わることになる。第4章の図4.6-1に例示した内陸部の処分場（処分孔縦置き方式、結晶質岩）の掘削土量は約690万m³、沿岸部の処分場（処分坑道横置き方式、堆積岩）の掘削土量は約290万m³である（表5.2.2-2にそれぞれの値を太字で示している）。

コンクリート必要量については、支保工の必要がほとんどないと考えられる地質（結晶質岩）に処分場を建設する場合のほうが、支保工を必要とする地質（堆積岩）の約1/5～約1/10と使用量が少なくてすむ。また、処分坑道底面へコンクリート打設をしない処分坑道横置き方式のほうが、処分孔縦置き方式の約1/2～約1/4と使用量が少なくてすむ。

表 5.2.2-2 掘削土量及びコンクリート必要量の試算値

地下施設の位置	廃棄体の定置方式	掘削土量		コンクリート必要量	
		結晶質岩	堆積岩	結晶質岩	堆積岩
陸下	処分孔縦置き方式	約 690 万 m³	約 1,030 万 m ³	約 41 万 m ³	約 360 万 m ³
	処分坑道横置き方式	約 260 万 m ³	約 260 万 m ³	約 15 万 m ³	約 84 万 m ³
沿岸海域下	処分孔縦置き方式	約 730 万 m ³	約 1,060 万 m ³	約 44 万 m ³	約 370 万 m ³
	処分坑道横置き方式	約 300 万 m ³	約 290 万 m³	約 18 万 m ³	約 96 万 m ³

注) 表中の掘削土量は、各種坑道ごとの〔掘削断面積×掘削距離〕の総和であり、地上の掘削土置き場の規模を直接表すものではない。掘削土置き場は、掘削土量の体積変化率、掘削による発生量、埋め戻し材への再利用による減少量などを考慮して設計される。

(3) 建設時の安全対策

地上施設建設時には、一般産業施設や原子力施設の建設において講じられる安全対策と同様の対策を講ずる。地下での坑道掘削時には、トンネル建設などこれまでの地下掘削工事における経験から、切羽の崩壊や膨張など切羽の不安定、湧水及び湧水に起因する地山の崩壊、ガスの発生、山はねなどの現象が発生する可能性が考えられる。第2次取りまとめでは、各種現象に対する既存の対策工法について整理するとともに、これまでのトンネル施工事例の中から発生した現象とその対応策について調査し、湧水対策、ガス対策、山はね対策、破碎帯対策、高熱対策及び地圧対策について検討されている（核燃料サイクル開発機構、1999c）。

このような現象に対しては、掘削を行おうとする岩盤の事前調査や掘削中の施工管理を十分に行い、現象を的確に予測し安全性や作業工程などを勘案しながら適切な対策工法を講じることが重要であるとされている。

湧水対策、ガス対策、山はね対策などは、建設工事中における安全確保と計画に沿った建設工事工程の確保を目的とするものである。これに加え、より安全で良好な作業環境を実現するために、通常のトンネル工事でも行われているような温度、粉塵などに対する作業環境維持対策や避難経路の確保などの諸対策を、労働安全衛生法などの関連法令に基づいて講ずる。これらの対策は建設時のみならず、操業時、閉鎖時における地下施設での全作業に対して共通して講じられるものである。以下にこれらの対策の概要を示す。

温度・湿度に関しては、換気設備による換気や必要な場合には冷房設備を設置することにより適切な作業環境とする。地下においては、建設深度での地温やガラス固化体及び使用する動力機械からの放熱量などに応じて、また場所によって高温多湿の好ましいといえない作業環境となる場合があり、こうした条件によって必要となる冷房設備や換気設備の所要能力が変化する。処分場が操業段階に入ると、地下施設の建設作業、廃棄体などの定置作業及び処分坑道の埋め戻し作業が並行して行われる（5.1.2 参照）ことが考えられ、地下空間の容積が作業の進捗状況に応じて変化することも所要能力の検討において考慮する必要がある。今後、処分場の仕様などをサイト環境条件に応じて詳細に設定していく過程で、適切な作業環境維持のための設備能力などを、作業効率や経済性などもふまえて検討していく。

ガス対策として考えなければならないものに、岩盤中から発生するガスのほかに、内燃機関等を使用する場合に発生する有毒ガス、発破を用いる場合に発生する後ガスなどがあり、これらについても換気による除去又は希釈を行い、坑内作業員に新鮮な空気を供給する。ガスに対する換気設備についても、温度及び湿度に対する対策と併せて換気設備能力などを検討する。

建設時における坑道掘削や坑道壁面へのセメント吹付け、吹付け工法による埋め戻し（表 4.5.2-9 参照）などの作業時には多量の粉塵発生が予想される。これらの粉塵に対しては局所集塵機などの換気設備を設置するとともに、粉塵の発生が少ない工法や材料を用いるなどの工夫を行う。

地下施設において緊急事態が発生した場合を想定して、作業者の安全を確保するための緊急退避所や緊急避難経路を確保しておく。特に処分場の地下施設は多数の坑道群が建設され、場所を移動しながらの作業が長期間にわたって行われることから、常に避難経路が確保された状態のもとで作業を行うことができるよう、計画段階から十分な検討を行い地下施設全体の作業計画を立てておく。避難経路確保の方法については以下のとおり考えられる。

アクセス坑道（立坑の場合）建設時には、人員昇降専用エレベータとは別に設置される掘削土搬出用の昇降設備に非常時人員昇降の機能を付加するなどして、2 系統の避難経路を確保するなどの方策が必要であるとされている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。斜坑建設時についても、他のアクセス坑道との間に適宜避難連絡坑を設けるなどして、2 系統の避難経路を確保する必要があると考える。

連絡坑道建設時は2 本以上の坑道を並行して掘削し、適切な間隔での避難連絡坑を設けることによりアクセス坑道までの経路を複数確保する。避難連絡坑の確保が困難な場合には緊急待避所を設けるなどの対策をとる必要があるとされている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。処分坑道の建

設時においても同様の対策を講じることが可能と考えられる。坑道の掘削状況によっては、避難経路が一方のみとなる状態が生じることが考えられるため、その対策として、緊急待避所の設置などについて計画段階から検討を行い、避難方法が確保された状態で作業を進める。

このような避難経路確保の考え方は、後述する操業時の処分坑道埋め戻し作業（5.2.3（2）（iii）参照）、並びに閉鎖時の連絡坑道及びアクセス坑道の埋め戻し作業（5.2.4（1）参照）においても適用するものであり、2系統の避難経路が最後まで確保されるような手順で埋め戻しを行う。

地下施設建設においては、これまでトンネルなどの建設工事で経験されてきた、湧水やガスなどの様々な現象及び高温多湿や粉塵などの作業環境に対する対策技術を適用できる。しかしながら、処分場は300～1,000m級の大深度地下に多数のトンネル群を長期間にわたって建設するものであることから、安全対策については従来以上に配慮したものである必要がある。また今後の地下工事における技術的な進展に基づく諸対策に着目しながら、さらに安全性の高い対策技術を開発し採用していくことが重要である。

5.2.3 処分場の操業

（1）地上での操業

ガラス固化体の受け入れ開始により処分場の操業が開始される。地上施設での操業においては、専用輸送容器に入れられたガラス固化体の受け入れから地下への廃棄体搬送装置への積み込みまでの工程が、ガラス固化体と廃棄体の取り扱いや検査などの技術、放射線管理の面などから最も重要な作業となる。

（i）ガラス固化体の受け入れ

（a）ガラス固化体の処分場への輸送⁵⁻¹⁾

第2章で述べたように、ガラス固化体の輸送には既の実績がある。ガラス固化体は貯蔵施設において30～50年間ほど冷却貯蔵された後に、発熱量や放射能レベル、寸法など必要な検査が行われたうえで、専用輸送容器に収納されて処分場へ向け搬出されることになる。

貯蔵施設から処分場までの輸送方法については、サイトが決定していない現段階では確定できないが、返還ガラス固化体の輸送において実績のある「船舶による海上輸送」及び「車両による陸上輸送」が、また、海外でのガラス固化体輸送において実績のある「鉄道による陸上輸送」などが考えられる。

「車両による陸上輸送」の場合は貯蔵施設から処分場まで直接輸送できるが、「船舶による海上輸送」の場合には、貯蔵施設から最寄りの港までの間と、到着した港から処分場までの間の陸上部分は車両又は鉄道などによる輸送となり、途中での積み替えが必要である。また、「鉄道による陸上輸送」についても、既存の鉄道から施設まで専用の軌道を引き込まない場合、貯蔵施設と出発駅、到

⁵⁻¹⁾ 処分場へのガラス固化体の輸送は原環機構が行うと決められているものではない。輸送に関する実施責任などについては現段階では明確に定められておらず、今後、国や電力会社などの関係機関により検討されるものと考えられる。

着駅と処分場の間は車両などによる輸送となるため、やはり途中での積み替えを要する。

具体的にはサイトの地理的条件に応じて、安全性や経済性などが十分に検討されたうえで最適な輸送手段が選択されることになる。また、輸送の時期や規模は、輸送方法や処分場における操業スケジュールなどを勘案しながら適宜計画される。

放射性物質の輸送は一般公衆の生活場所において行われるため、万一の輸送事故時には公衆が放射性物質によって影響を受ける可能性があることから、その安全規制や安全評価は極めて重要である。放射性物質の輸送については、IAEA が「放射性物質安全輸送規則」(IAEA, 1996b; 以下、「IAEA 輸送規則」という)を定めており、各国ともこれを国内法令に取り入れて安全規制を実施している。

日本でも IAEA 輸送規則を取り入れて放射性物質の輸送に関する法令が定められており、ウランやプルトニウム、原子力発電に用いる核燃料やその使用済燃料、原子力発電所や再処理工場から発生する放射性廃棄物などの核燃料物質等⁵⁻²⁾の輸送に関する法令体系⁵⁻³⁾(以下、「輸送関係法令」という)と、医療や工業などで用いられる放射性同位元素の輸送に関する法令体系に大きく分けられる。

輸送関係法令に基づいて、核燃料輸送物⁵⁻⁴⁾自体の安全性については、原子炉設置者や再処理事業者など運搬を行う者の区分や車両・船舶・航空機など輸送手段に応じて文部科学大臣、国土交通大臣又は経済産業大臣が、積載方法、積載限度など輸送方法については国土交通大臣が、また、輸送の経路や日時など輸送途上の安全性については都道府県公安委員会や海上保安庁が安全規制を行っている。

輸送関係法令には、輸送容器の設計に関する技術基準や、輸送の手続き、遵守事項などが定められており、車両又は船舶などへの積載方法、積載量などについても厳しく制限されている。日本で

⁵⁻²⁾ 核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物をいい、核燃料物質については、「核燃料物質、核原料物質、原子炉及び放射線の定義に関する政令」(昭和 32 年 11 月 21 日 政令第 325 号)において、その対象となる物質が定義されている。ガラス固化体は、核燃料物質によって汚染された物に該当する。

⁵⁻³⁾ 核燃料物質等の輸送に関する法令は、原子力発電所や再処理工場などの事業所内における運搬と事業所の外における運搬に、また、事業所の外における運搬は、陸上輸送、船舶輸送及び航空輸送の場合に分けられ、主に以下の法令によって安全規制が行われている。

核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律、昭和 32 年 6 月 10 日 法律第 166 号

・核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令、昭和 32 年 11 月 21 日 政令第 324 号

・核燃料物質等の工場又は事業所の外における運搬に関する規則、昭和 53 年 12 月 28 日 総理府令第 57 号

・核燃料物質等車両運搬規則、昭和 53 年 12 月 28 日 運輸省令第 72 号

・核燃料物質等の運搬の届出等に関する内閣府令、昭和 53 年 12 月 28 日 総理府令第 48 号

・核燃料物質等の事業所外運搬に係る危険時における措置に関する規則、昭和 53 年 12 月 28 日 運輸省令第 68 号

船舶安全法、昭和 8 年 3 月 15 日 法律第 11 号

・危険物船舶運送及び貯蔵規則、昭和 32 年 8 月 20 日 運輸省令第 30 号

航空法、昭和 27 年 7 月 15 日 法律第 231 号

・航空法施行規則、昭和 27 年 7 月 31 日 運輸省令第 56 号

⁵⁻⁴⁾ 核燃料輸送物とは、核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物が容器に収納されているものをいう。核燃料輸送物は、収納される核燃料物質等の放射能の量や濃度などに応じて L 型、A 型、BM 型、BU 型、IP-1 型、IP-2 型及び IP-3 型の 7 種類に区分されており、それぞれの区分ごとに遮へい、閉じ込め、冷却などの能力に関する技術上の基準が定められている。

は、返還ガラス固化体を収納した輸送容器には BM 型核分裂性輸送物⁵⁻⁵⁾としての技術基準が適用されている。輸送容器については、設計段階では技術基準を満たしていることの審査を受け、製作段階では設計どおりに製作されていることが確認されるなど、その安全性が国によってチェックされ、技術基準に合格しなければ運搬できないように手続きが定められている。

処分場へのガラス固化体輸送についても、輸送関係法令に基づく安全規制が適用されることになる。例えば、輸送容器の線量当量率については、輸送容器表面において 2mSv/h、表面から 1m の位置において 0.1mSv/h を超えないことが技術基準として定められている。ガラス固化体は人間が近づくことができないほど高い放射線を発するものであるが、ガラス固化体の専用輸送容器はこの基準を満足する遮へい能力をもつように設計・製作される。返還ガラス固化体の輸送に用いられている輸送容器（図 5.2.3-1、表 5.2.3-1）、輸送船及び輸送車両（図 5.2.3-2）の設計・製作に関する技術や、輸送の安全管理方法を適用することができ、輸送関係法令に定められている安全基準に適合するよう適切な対策が講じられる。また、輸送関係法令に基づいた綿密な計画、手続き及び実施体制のもとで行われることにより、安全かつ確実に処分場への輸送を実施することができる（返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送容器及び輸送車両に関する詳細な情報については、原燃輸送株式会社のパンフレットやホームページ（<http://www.nft.co.jp>）を参照されたい）。

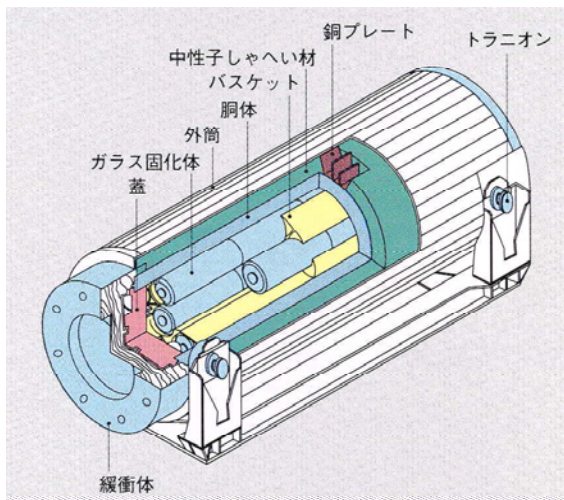


図 5.2.3-1 返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送容器（TN28VT 型）
（出典：原燃輸送株式会社，1999）



図 5.2.3-2 返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送車両
（出典：日本原燃株式会社，2000）

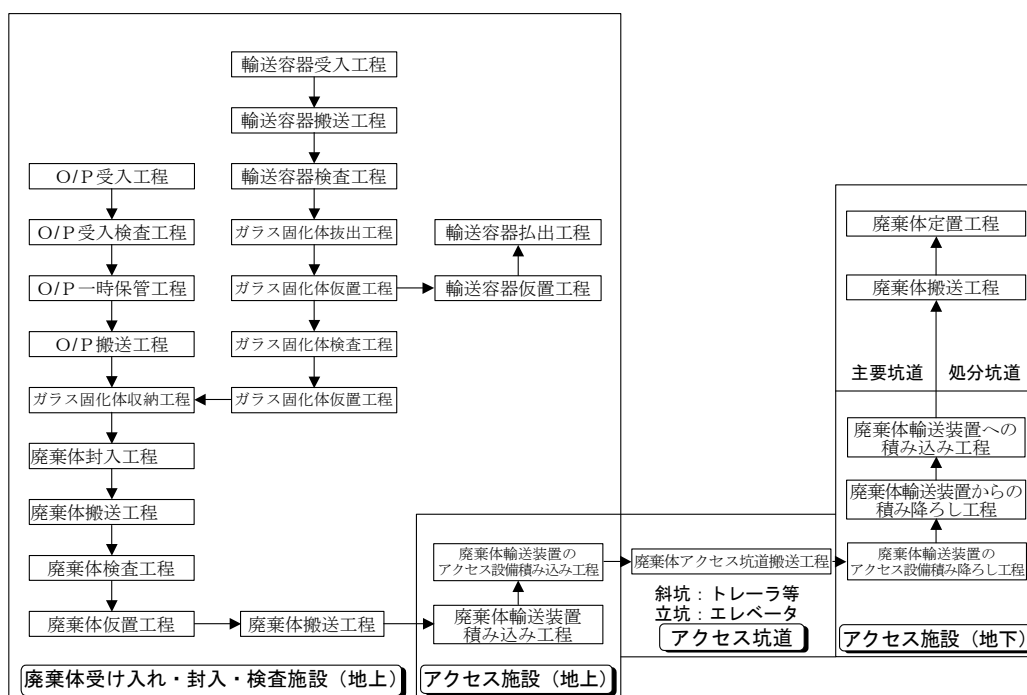
⁵⁻⁵⁾ 核分裂性輸送物とは、U-235 や Pu-239 など輸送関係法令において定められている核分裂性物質を核燃料輸送物として運搬するものをいう。

表 5.2.3-1 返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送容器各部の役割と材質
(高レベル事業推進準備会, 1997 を一部修正)

各部の名称	役割	材質
胴体	γ線遮へい, 密封	炭素鋼
蓋	γ線遮へい, 密封	ステンレス鋼
外筒	保護カバー, 放熱	炭素鋼板
トラニオン	吊り手	ステンレス鋼
バスケット	ガラス固化体受け	アルミニウム合金
中性子遮へい材	中性子遮へい	樹脂 (レジン)
銅プレート	放熱	銅板
緩衝体	衝撃の吸収	木材

(b) 処分場での受け入れ作業

処分場へ輸送されたガラス固化体 (輸送容器) は, 専用輸送車両に積載された状態のままガラス固化体受入・封入・検査施設へ搬入され, その後は図 5.2.3-3 に例示するような作業工程が実施される。参考として, 日本原燃の貯蔵施設における返還ガラス固化体の輸送容器受け入れの様子を図 5.2.3-4 に示す。



(図中の「O/P」はオーバーパックを意味する)

図 5.2.3-3 ガラス固化体受入・封入・検査施設の工程ブロックフロー

(出典: 電力中央研究所・電気事業連合会, 1999)

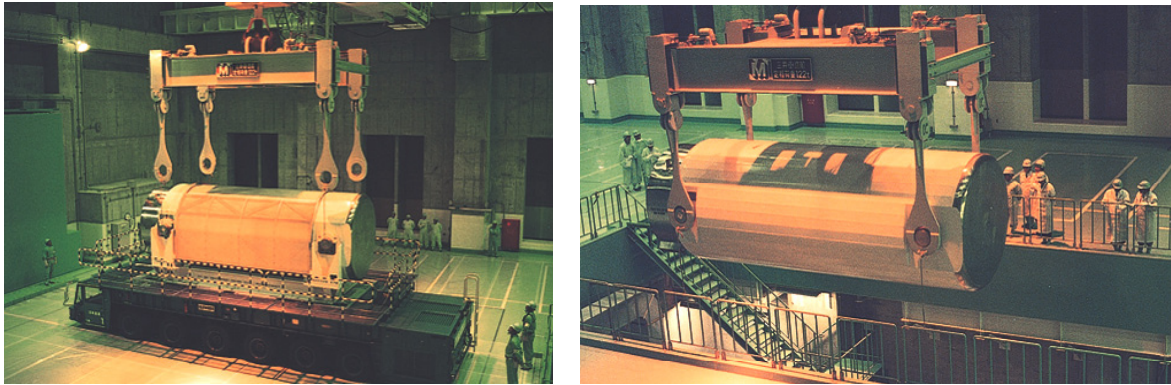


図 5.2.3-4 日本原燃の貯蔵施設における返還ガラス固化体の輸送容器受け入れの様子
(出典：日本原燃株式会社，2000)

ガラス固化体受入・封入・検査施設内では、輸送途上における輸送容器やガラス固化体への損傷などの異常発生の有無について検査を行い、オーバーパックへの封入前にその健全性を確認することが必要である。この確認のために必要と考えられる検査項目を次項 (ii) に記載の表 5.2.3-2 に示す。ガラス固化体の検査については、日本原燃の貯蔵施設で行われている返還ガラス固化体の検査技術（日本原燃ホームページ (<http://www.jnfl.co.jp/cycle-haikikanri/solid-glass.pdf>) を参照) などを適用可能である。

ガラス固化体は人間が近づくことができないほどの高い放射線を発する (2.2.4 (2) 参照) ため、輸送容器からのガラス固化体取り出し以降の作業は、遮へい対策を講じた区域内で遠隔操作によって行う。放射線に対する遮へいについては、他の原子力施設の設計において使用されている放射線量の計算コードなどを用いた設計手法を適用して、建屋のコンクリート壁やガラス固化体及び廃棄体の取扱装置などが適切な遮へい性能を有するように、施設や装置の設計、施工、製作が行われる。

ガラス固化体の移動や検査に必要な遠隔操作技術は、日本原燃やサイクル機構の貯蔵施設において既に実用化されている。参考として、返還ガラス固化体を遠隔操作によって輸送容器から抜き出す作業の様子を図 5.2.3-5 に示す。



図 5.2.3-5 遠隔操作による輸送容器からのガラス固化体の抜き出しの様子
(日本原燃の貯蔵施設の例) (出典：日本原燃株式会社，2000)

原子力施設に対する関連法令においては、一般公衆や放射線業務従事者に対する年間の放射線量限度をはじめ、放射線管理区域として管理すべき場所の放射線量、表面汚染密度及び空気中の放射性物質濃度の基準値などが定められている（5.2.3 (3) (i) 参照）。処分場の施設に対しても、今後これらと同等の基準が法令で定められると考えられ、その基準を満足するように施設設計や操業管理を行う。

(ii) 廃棄体の製作・検査

受け入れ検査に合格したガラス固化体は、①オーバーパックへの収納、②オーバーパックの上蓋溶接、③オーバーパック溶接部の検査の工程を経て廃棄体とされ地下施設へ搬送される。これら一連の作業は遠隔操作で行う必要があり、一般産業で用いられている遠隔操作技術を応用して行うことができる。この工程ではオーバーパックの積み替え作業を極力少なくするため、転倒防止装置付きの搬送台車を用いたライン方式が考えられる。4.4.2 (1) で述べた、電子ビーム溶接によるオーバーパック溶接装置と、超音波探傷試験によるオーバーパック溶接部の検査装置の使用を想定した、ライン方式による廃棄体製作工程の概念図を図 5.2.3-6 に示す。

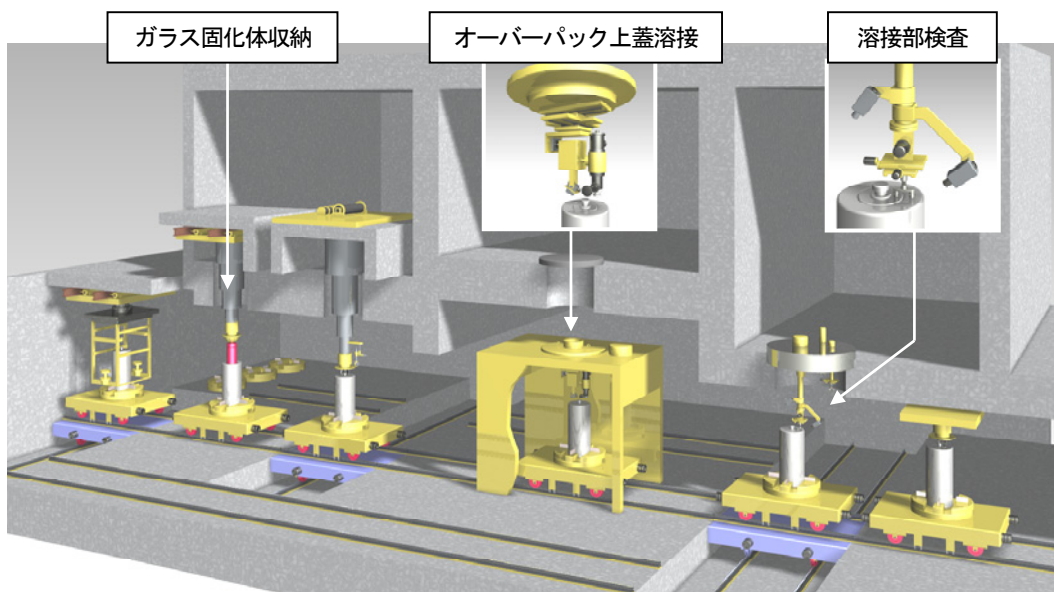


図 5.2.3-6 遠隔操作による廃棄体製作工程の概念図（炭素鋼単体オーバーパックの場合）
（原子力発電環境整備機構，2002c）

ガラス固化体をオーバーパックに封入した後の廃棄体については、地下施設へ搬送する前に溶接部検査や放射線量測定などを実施してその健全性などを確認する。また、処分場外部の工場において製作されることが考えられるオーバーパックについても、その受け入れ時には健全性や仕様確認のための検査を行う。これらの確認のために必要と考えられる検査項目と、前項 (i) (b) におけるガラス固化体の受け入れ時の検査項目などをまとめて表 5.2.3-2 に示す。

表 5.2.3-2 ガラス固化体受入・封入・検査施設における検査項目
(核燃料サイクル開発機構, 1999c を参考に作成)

検査対象	検査時期	検査項目	遠隔操作の要否
輸送容器	気密蓋の取り外し前	標識確認, 外観検査, 内部ガス検査	×
	ガラス固化体抜き出し後	内面汚染検査, 表面汚染密度検査, 放射線量測定, 外観検査	×
ガラス固化体	輸送容器からの抜き出し後	標識確認, 外観検査, 発熱量測定, 寸法・重量測定, 表面汚染密度検査, 放射線量測定, 閉じ込め検査	○
オーバーパック (空状態)	受け入れ時	記録確認 (材料記録, 工場検査記録など), 外観検査, 寸法検査	×
廃棄体	ガラス固化体封入後	外観検査, 溶接部検査, 気密漏洩検査, 表面汚染検査, 放射線量測定, 寸法・ 重量測定	○

(iii) 緩衝材の製作

緩衝材は地上の緩衝材製作・検査施設において製作される。緩衝材は人工バリアの一つとして廃棄体とともに処分坑道へ定置することから、両者を適切に地下へ搬送し定置作業が滞ることがないように、廃棄体及び緩衝材の製作設備の設計、製作工程の調整・管理を行う。

緩衝材の形態としては、既往の研究において①ブロック型、②一体型、③原位置締固め型、及び④ペレット型が検討されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999；原子力環境整備促進・資金管理センター，2001，2002a，2003a；Johannesson，1999；Johannesson and Börgesson，1999；核燃料サイクル開発機構，1999c）。どのような形態の緩衝材とするかについては、サイト環境条件、技術的適用性、長期安全性、経済性などを総合的に評価したうえで決定される。ここではブロック型緩衝材を例にその製作方法を示す。

ブロック型緩衝材はベントナイトを圧縮してブロック状に固めたものである。ベントナイトへの配合材料としては、ケイ砂のほか地下坑道の掘削に伴い発生する砕かれた岩を、さらに細かく粉碎して利用する可能性もある。圧縮成形には、「冷間等方圧プレス機」又は「一軸プレス機と成型型」を用いる方法が代表的なものとして挙げられる。

ベントナイトにケイ砂を混合し、一軸プレス機と成型型を用いて緩衝材を製作する場合について、製作工程ごとの作業内容及び必要となる管理項目を表 5.2.3-3 に、製作設備概念図を図 5.2.3-7 に示す。

表 5.2.3-3 ブロック型緩衝材の製作工程ごとの作業内容及び管理項目

製作工程	作業内容	管理項目
① 材料調整工程	<ul style="list-style-type: none"> ・ベントナイトの初期含水比測定 ・ケイ砂の初期含水比測定 ・ベントナイトの計量 ・ケイ砂の計量 ・ベントナイト, ケイ砂, 水の混合 ・材料の移送 ・材料貯蔵 	<ul style="list-style-type: none"> ・材料の混合度 ・重量 ・含水比 ・1バッチの仕込み量 ・混合時間 ・環境温度 ・環境湿度
② 材料充填工程	<ul style="list-style-type: none"> ・材料の移送 ・材料の計量 ・材料の充填 ・材料の表面ならし 	<ul style="list-style-type: none"> ・重量 ・充填の均一性
③ 成形加圧工程	<ul style="list-style-type: none"> ・成形型の搬入 ・材料の加圧 ・成形型の搬出 	<ul style="list-style-type: none"> ・主軸ストローク ・主軸加圧力 ・ダイクッションストローク ・ダイクッション加圧力
④ 緩衝材取出工程	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝材の取り出し ・緩衝材の移送 ・成形型の清掃, 点検 	(管理項目なし)
⑤ 緩衝材加工工程	<ul style="list-style-type: none"> ・寸法確認 ・重量確認 ・切削加工 ・研削加工 ・緩衝材の移送 	<ul style="list-style-type: none"> ・寸法 ・重量

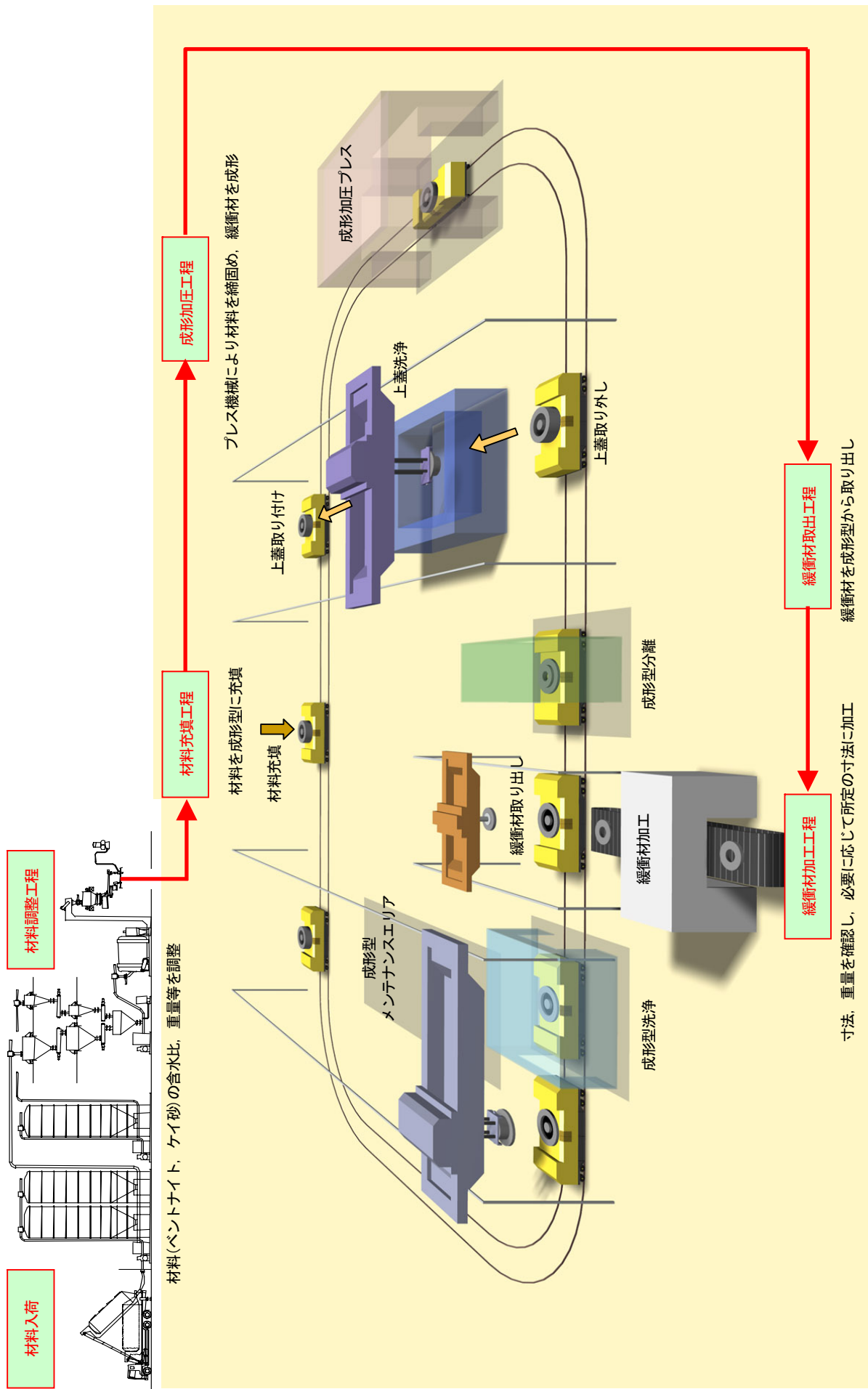


図 5.2.3-7 ブロック型緩衝材の製作設備概念図

(iv) 埋め戻し材などの製作

廃棄体と緩衝材の定置が完了した処分坑道は、適切な時期に埋め戻されていく。また、閉鎖時にはすべての坑道を順次埋め戻していく。4.5.2 (1) (iv) で述べたように、埋め戻しに用いる埋め戻し材は、採用する埋め戻し工法などによって様々な仕様のものが考えられるが、基本的には埋め戻し後長期にわたって地下水が流れにくいよう設計され、埋め戻し材製作・検査施設において製作される。掘削土を利用することを想定した埋め戻し材の製作工程の検討例として、事業化報告書に示されている内容を表 5.2.3-4 に示す。

表 5.2.3-4 埋め戻し材の製作・検査施設の主要工程の概要
(電力中央研究所・電気事業連合会, 1999 を編集, 一部修正)

主要工程	概要
① 現地発生材調整工程	処分場の建設により発生する現地発生材は掘削土置き場に搬入される。本工程は、掘削土置き場から現地発生材を移送し、仮置きヤードに仮置きし（余分な水分を除去）、その後破碎することによって粒度を調整する工程である。作業内容としては、現地発生材の移送、乾燥、破碎が挙げられる。
② 混合工程	現地発生材調整工程で調整された骨材とベントナイト鉱物を混合し、所定の配合及び含水比の埋め戻し材を得る工程である。作業内容としては、骨材の含水比測定、ベントナイト鉱物の初期含水比測定、骨材の計量、ベントナイトの計量、ベントナイト鉱物と骨材の混合が挙げられる。
③ 移送工程	混合工程で混合された埋め戻し材を貯蔵設備まで移送する工程である。作業内容として、ベルトコンベヤ等による埋め戻し材の移送が挙げられる。
④ 貯蔵工程	移送工程で移送された埋め戻し材を貯蔵する工程である。

建設、操業及び閉鎖時には、大規模な割れ目の隔離や、埋め戻しの完了していない空間側への埋め戻し材や緩衝材の膨潤防止などを目的としたプラグが坑道の間中部や端部に設置される。第2次取りまとめでは、プラグの設置目的に応じてコンクリート製のプラグや高圧縮成形した粘土ブロックのプラグが考えられている。これらのプラグは、プラグに求められる要件（4.5.2 (1) (iv) 参照）を満たす設計仕様に従いプラグ製造施設において製作される。

(2) 地下での操業

(i) 廃棄体及び緩衝材の地下への搬送、定置

図 5.2.3-8 に地上施設から定置位置までの廃棄体搬送の流れを概略的に示す。廃棄体の搬送に使用するアクセス坑道の形態や定置方式の組み合わせに応じ、搬送途中において廃棄体を縦方向又は横方向に傾転する。また、搬送作業と定置作業では装置に求められる機能が異なるため、現段階では別々の装置を用いることが考えられている。この場合、地下坑道へ到着後は定置装置へ積み替える作業が行われる。

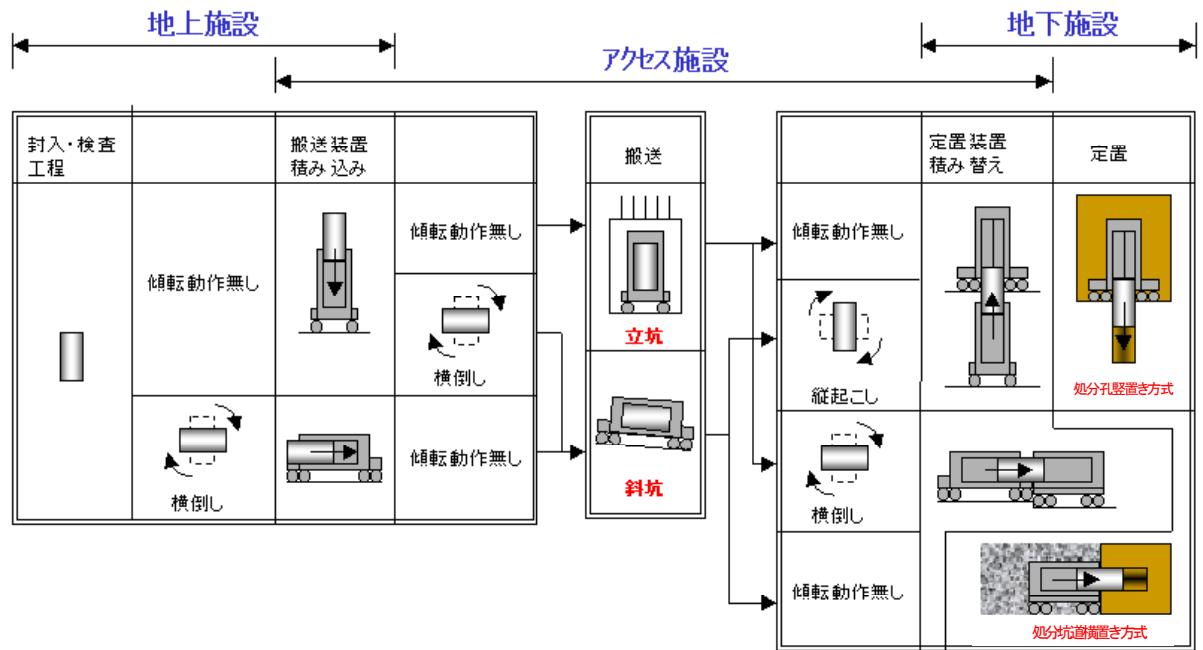


図 5.2.3-8 廃棄体の搬送と定置の流れ

(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2001 を一部修正)

廃棄体の搬送装置としては、アクセス坑道が立坑の場合には図 5.2.3-9 及び図 5.2.3-10 に示すようなエレベータ装置や空気力を利用したカプセル型搬送装置が考えられる。この場合、ガラス固化体受入・封入・検査施設から立坑入口までは別の方法による搬送と積み替え作業が行われる。斜坑の場合には図 5.2.3-11 に示すようにトラックのようなタイヤ方式による搬送専用車両又は貨車のような軌道方式による搬送装置が考えられ、この場合にはガラス固化体受入・封入・検査施設から直接地下まで搬送可能である。

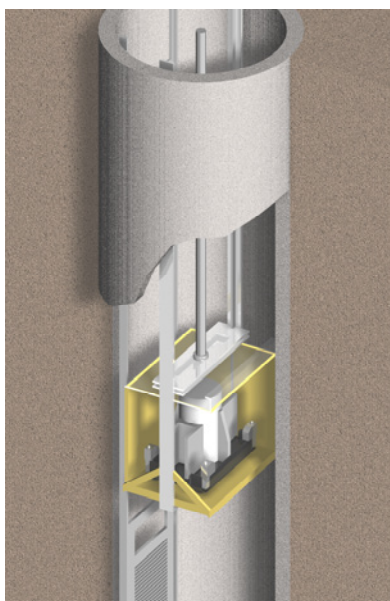


図 5.2.3-9 エレベータ装置による廃棄体搬送概念図

(原子力発電環境整備機構, 2002c)

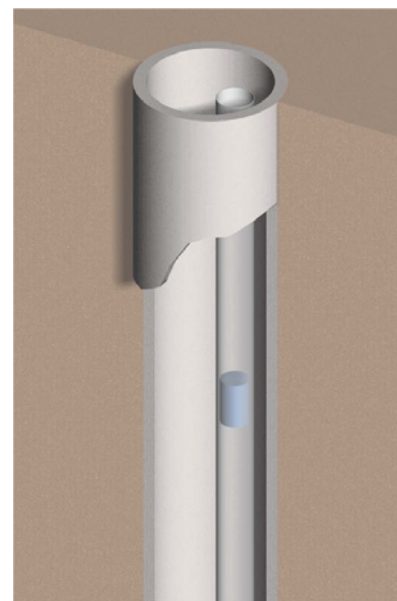


図 5.2.3-10 カプセル型搬送装置による廃棄体搬送概念図

(Hane et al., 2002 に基づき作成)

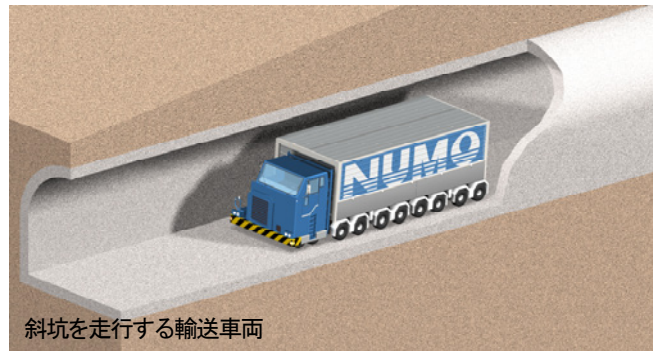


図 5.2.3-11 搬送専用車両による廃棄体搬送概念図
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

地下へ到着した後は搬送装置から定置装置へ積み替えを行い、所定の位置へ廃棄体を定置する作業を行う。処分孔縦置き方式と処分坑道横置き方式の場合の廃棄体定置装置の概念図を、図 5.2.3-12 及び図 5.2.3-13 に示す。

廃棄体の搬送装置及び定置装置は、採用する搬送方式や定置方式などに応じて遠隔制御による無人又は有人での運転とすることが考えられ、いずれの場合においても廃棄体からの放射線を遮へいするための構造及び設備を設ける。

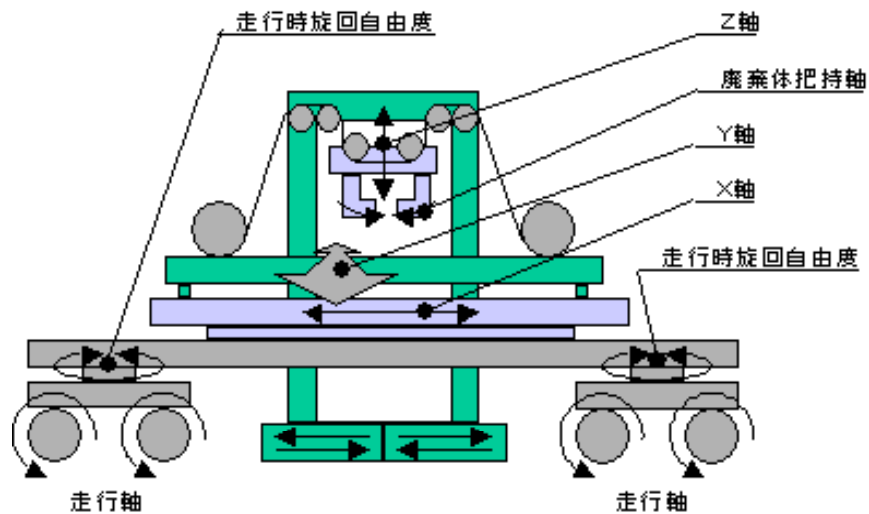


図 5.2.3-12 処分孔縦置き方式の廃棄体定置装置の概念図 (矢印は可動部の動作方向を示す)
(出典：原子力環境整備促進・資金管理センター, 2001)

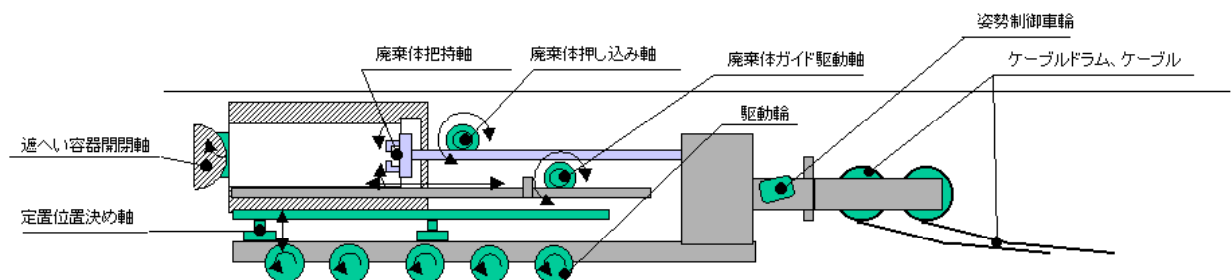


図 5.2.3-13 処分坑道横置き方式の廃棄体定置装置の概念図 (矢印は可動部の動作方向を示す)
(出典：原子力環境整備促進・資金管理センター, 2001)

緩衝材は、基本的には廃棄体と同じ経路で定置位置まで搬送されることになるが、廃棄体とは形状などが異なることや放射線遮へいが不要であることなどから、廃棄体の搬送装置及び定置装置とは別の装置を用いる。緩衝材の搬送装置及び定置装置には、作業安全確保や円滑な作業実施のために、廃棄体の場合と同様の装置転倒防止対策や緩衝材落下防止対策などを講ずる。処分孔縦置き方式と処分坑道横置き方式の場合の緩衝材定置装置の概念図を図 5.2.3-14 及び図 5.2.3-15 に示す。

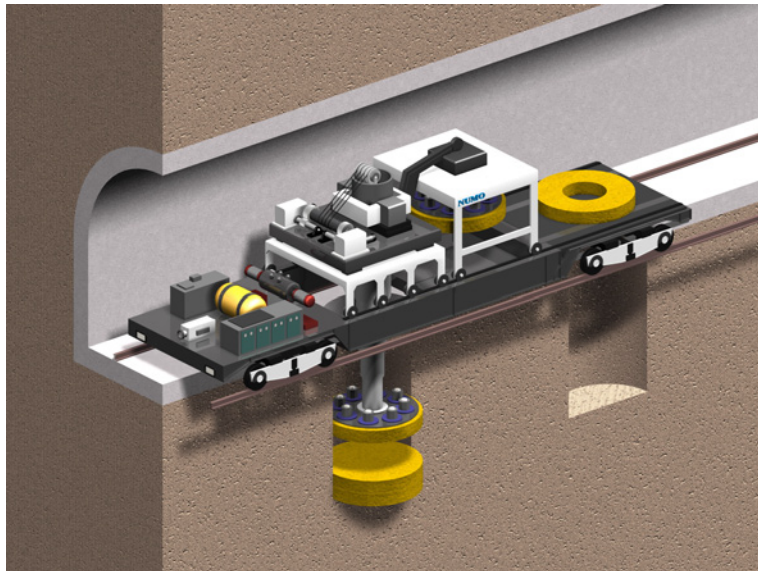


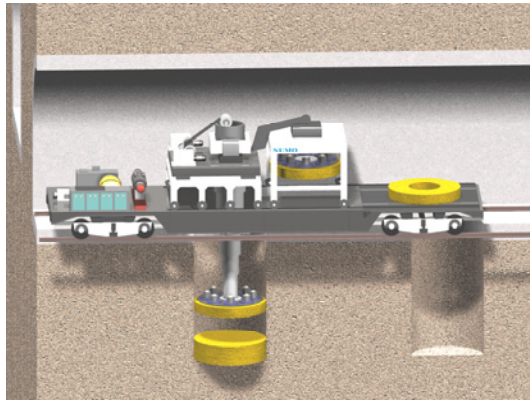
図 5.2.3-14 処分孔縦置き方式の緩衝材定置装置の概念図



図 5.2.3-15 処分坑道横置き方式の緩衝材定置装置の概念図

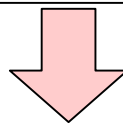
処分孔縦置き方式の場合の、廃棄体及び緩衝材定置作業の手順の概念を図 5.2.3-16 に示す。廃棄体と緩衝材の搬送及び定置をどのような方式で行うかについては、サイト環境条件に応じた処分場の設計やレイアウト、安全性、作業性、経済性などを総合的に検討して決定されることになる。

緩衝材の定置

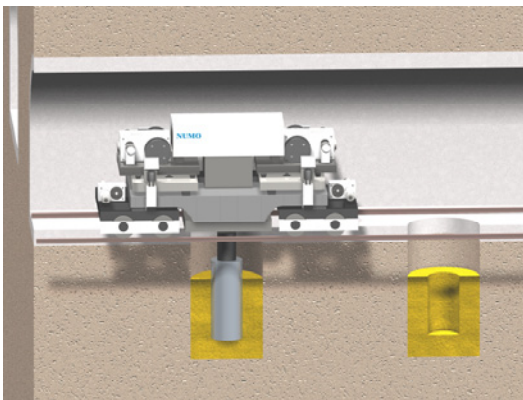


緩衝材定置装置を用いて、緩衝材（ブロック型）を処分孔下部から順に所定の高さまで定置していく。

定置作業を効率的に行うために、必要数量の緩衝材を地下に設けた所定の区域へ予め搬送しておき、そこから定置装置へ積載して作業を行うことが考えられる。

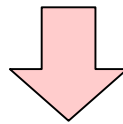


廃棄体の定置

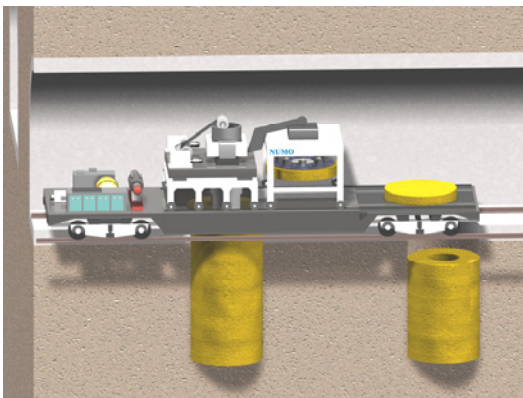


廃棄体定置装置を用いて、廃棄体を緩衝材の内側に定置する。

処分孔内に湧水がある場合、時間の経過とともに緩衝材が膨潤して緩衝材の内径寸法が減少し、廃棄体の定置ができなくなる。この場合は、湧水の程度などに応じて、下部緩衝材定置完了から廃棄体定置までの時間管理や排水などの対策が必要となる。



上部緩衝材の定置



再び緩衝材定置装置を用いて緩衝材を処分坑道底面の高さまで定置し、一つの処分孔の定置作業が完了する。

処分坑道を埋め戻すまでの間、地下水が緩衝材に浸潤して緩衝材が膨潤し、処分坑道空間側へ膨潤することが考えられるため、緩衝材上部をキャップなどにより押さえつける処置を行う（核燃料サイクル開発機構，1999c）。

図 5.2.3-16 廃棄体と緩衝材定置作業の手順概念図（処分孔縦置き方式の例）

（原子力発電環境整備機構，2002c）

(ii) 搬送・定置スケジュール

総合エネルギー調査会原子力部会の中間報告「高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方」において処分費用の見積りが検討されており、その前提条件の一つとして年間 1,000 本を受け入れ可能な設備をもつ処分場が想定されている（総合エネルギー調査会原子力部会，1999）。これは国の最終処分計画（通商産業省，2000b）に基づいて作成した，原環機構の最終処分実施計画（原子力発電環境整備機構，2000）において示されている最終処分施設の能力（年間 1,000 本）と同じ条件である。

既往の研究では，この中間報告の内容を基に 1 日あたり 5 本の廃棄体を定置することを前提条件とし，オーバーパックの溶接装置及び溶接部検査装置，並びに廃棄体と緩衝材の搬送装置及び定置装置について，必要能力や所要台数，廃棄体と緩衝材の定置スケジュールなどが検討されている（例えば，原子力環境整備促進・資金管理センター，2001 など）。これら検討結果の一例を表 5.2.3-5, 6 及び図 5.2.3-17, 18 に示す。

表 5.2.3-5 1 日 5 本の廃棄体製作に必要となる主な装置と台数
(原子力環境整備促進・資金管理センター，2001 に基づき作成)

オーバーパックの種類	溶接装置 (例)	溶接部検査装置 (例)
炭素鋼単体 オーバーパック	電子ビーム溶接装置：1 台	超音波探傷試験装置：1 台
チタン-炭素鋼複合 オーバーパック	炭素鋼部用 電子ビーム溶接装置：1 台 チタン部用 TIG (Tungsten Inert Gas) 溶接装置：1 台	超音波探傷試験装置：1 台

表 5.2.3-6 1 日あたり廃棄体 5 本分のブロック型緩衝材製作に
必要となる成形加圧プレス機の台数

定置方式	ブロック型緩衝材の形状	成形加圧プレス機の必要台数
処分孔縦置き方式	ドーナツ型	2 台
処分坑道横置き方式	イチョウ型	5 台

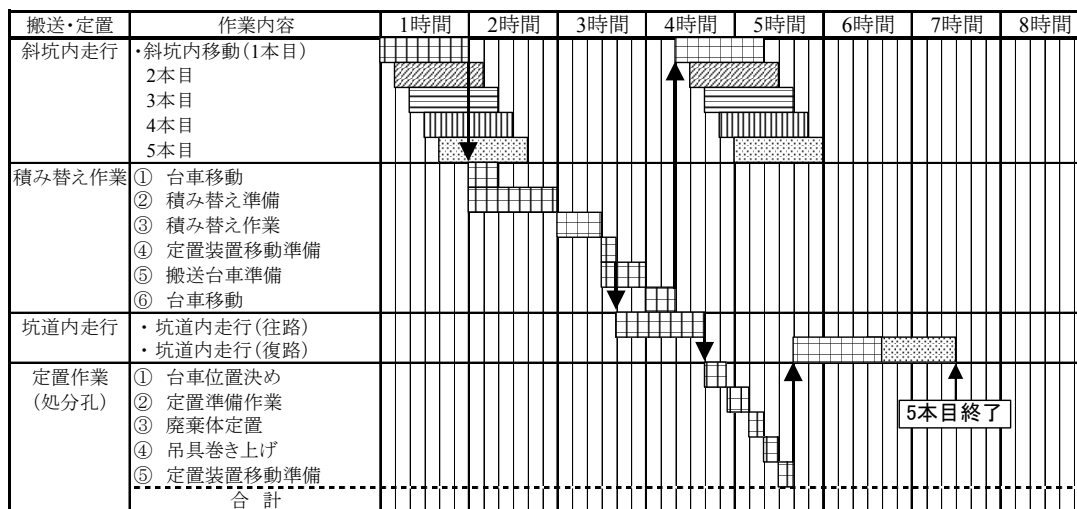


図 5.2.3-17 廃棄体の搬送・定置タイムチャート (処分孔縦置き方式)
(原子力環境整備促進・資金管理センター，2001 を一部修正・加筆)

設備名称	作業内容		作業時間 (時間)	1日目								備考		
				1	2	3	4	5	6	7	8			
積み込み設備	緩衝材積み込み	緩衝材1体分 13個	0.5	A1-1	A1-2	A1-3	A1-4	A1-5						
アクセス設備	地上-地下走行	走行距離5km	0.5	B1-1	B2-1	B1-2	B2-2	B1-3						
	地下-地上走行	走行距離5km	0.5		B1-1	B2-1	B1-2	B2-2	B1-3					
積み替え設備	緩衝材積み替え	緩衝材1体分 13個	0.5		C1-1	C1-2	C1-3	C1-4	C1-5					
定置設備	定置場所へ走行	走行距離2km	0.2		D1-1	D2-1	D1-2	D2-2	D1-3					
	緩衝材定置 *1	8個	0.5		D1-1	D2-1	D1-2	D2-2	D1-3					
	退避-定置位置へ走行	走行距離2km	0.2			D1-1	D2-1	D1-2	D2-2	D1-3				
	緩衝材定置 *2	5個	0.4			D1-1	D2-1	D1-2	D2-2	D1-3				
	積み替え位置へ走行	走行距離2km	0.2			D1-1	D2-1	D1-2	D2-2	D1-3				

*1：廃棄体定置前の下部・側部緩衝材の定置を指す。*2：廃棄体定置後の上部緩衝材の定置を指す。

図 5.2.3-18 ブロック型緩衝材の搬送・定置タイムチャート（処分孔縦置き方式）

（原子力環境整備促進・資金管理センター，2001 に一部加筆）

図 5.2.3-18 に示す処分孔縦置き方式の場合のブロック型緩衝材の搬送及び定置については、積み込み設備が 1 系列 (A1)、アクセス設備が 2 系列 (B1, B2)、積み替え設備が 1 系列 (C1)、定置設備が 2 系列 (D1, D2) 必要となる。この場合、操業 1 日目からは下部と側部の緩衝材を 1 日あたり廃棄体 5 本分ずつ定置していき、2 日目から廃棄体を 5 本分ずつ定置していく (図 5.2.3-17)。3 日目からは上部緩衝材を廃棄体 5 本分ずつ定置していくと、操業 3 日目以降 1 日あたり 5 本のペースで廃棄体と緩衝材の定置が可能となる。図 5.2.3-18 に示すタイムチャート上の緩衝材の流れを以下に示す (A1, B1 などの系列記号の後に付している数字は、その系列設備の稼動順の回数を表す)。

- ① 廃棄体 1 本目分の緩衝材の流れ：A1-1→B1-1→C1-1→D1-1
- ② 廃棄体 2 本目分の緩衝材の流れ：A1-2→B2-1→C1-2→D2-1
- ③ 廃棄体 3 本目分の緩衝材の流れ：A1-3→B1-2→C1-3→D1-2
- ④ 廃棄体 4 本目分の緩衝材の流れ：A1-4→B2-2→C1-4→D2-2
- ⑤ 廃棄体 5 本目分の緩衝材の流れ：A1-5→B1-3→C1-5→D1-3

オーバーパックの溶接方法や溶接部検査方法の違い、処分孔縦置き方式と処分坑道横置き方式の違い、ブロック型又は一体型など緩衝材の形態の違いなどによって、必要となる装置の能力や台数、処理系統数などに差はあるものの、所要の設備を設けることによって 1 日あたり 5 本のペースで廃棄体を定置していくことが可能と考えられる。

(iii) 処分坑道の埋め戻し

掘削した坑道は時間の経過に伴い、地圧の作用により坑道自体の力学的安定性が損なわれたり、坑道内面に近い部分の岩盤が緩むなどして水みちが形成されるなど、処分場のバリア性能に影響を及ぼす事象が考えられることが第 2 次取りまとめにおいて述べられている (核燃料サイクル開発機構, 1999c)。このため、廃棄体と緩衝材の定置が終了した処分坑道は、できるだけ早い時期に埋め戻すことが好ましい。

処分坑道横置き方式は、処分坑道内を廃棄体と緩衝材によって充填するように定置する方式であることから、定置作業を行うことによって処分坑道が埋め戻されていくことになる。

処分孔竖置き方式の場合には、廃棄体と緩衝材の定置後に処分孔上部に空間として残る処分坑道を、埋め戻し材を用いて埋め戻す作業を行う（4.5.2 (1) (iv) (a) 参照）。埋め戻しは、定置後の廃棄体や緩衝材に異常がないことや、処分坑道内面の岩盤の状態などの確認を行ったうえで処分坑道単位で行うことになる。埋め戻しは定置の完了した処分パネル単位で行う、あるいは、操業期間短縮の観点から同一の処分パネル内で定置と埋め戻しを並行して行うことが考えられる。この場合、定置作業と埋め戻し作業が相互に支障のないよう、廃棄体、緩衝材及び埋め戻し材の搬送経路や作業工程などについて設計段階から綿密に検討を行っておく。

第2次取りまとめにおいては、定置が完了した処分孔竖置き方式の処分坑道内では、図4.4.4-1に示す厚みをもった上部緩衝材と放射線遮へいに必要な埋め戻し材の遮へい能力によって、廃棄体からの放射線が人体に害を及ぼさない程度に抑えられることから、埋め戻し作業における施工機械の運転などを直接人間が行うものとして施工方法が検討されている。埋め戻した処分坑道は長期にわたって地下水が流れにくいよう、適切な材料と方法を用いて隙間なく締固めていく。処分坑道の埋め戻し作業のイメージを図5.2.3-19に示す。

埋め戻し（処分坑道横置き方式の場合は廃棄体と緩衝材の定置）が完了した処分坑道の両端部には、地下水の浸潤による、埋め戻しの完了していない空間側への埋め戻し材（処分坑道横置き方式の場合は緩衝材）の膨潤を防ぐためにプラグを設置する。

処分坑道の埋め戻しは操業の一環として行われるのに対して、連絡坑道、アクセス坑道及びボーリング孔は閉鎖段階において埋め戻され、最終的に地上と地下を結ぶ経路が絶たれることになる（5.2.4 参照）。

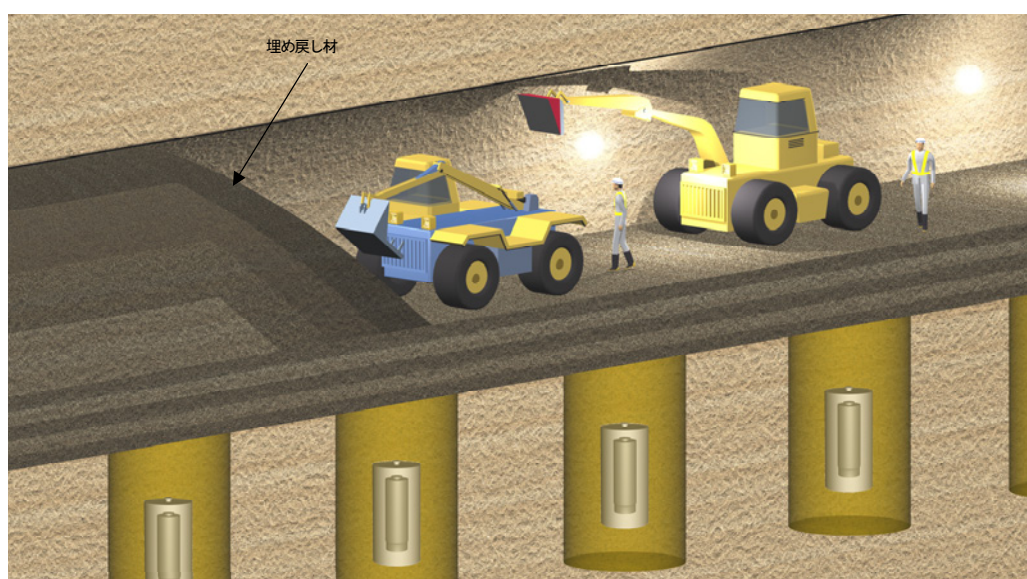


図 5.2.3-19 処分坑道の埋め戻し作業イメージ図（処分孔竖置き方式）

（原子力発電環境整備機構，2002c）

(3) 作業時の安全対策

地上施設及び地下施設での作業においては一般的な労働安全対策をとることはもとより、地下においては、5.2.2 (3) で述べた地下施設建設時の安全対策も継続的に講ずる。特に、処分場内の作業員及び処分場周辺の一般公衆の放射線安全の観点から、処分場内でのガラス固化体及び廃棄体の取り扱いに関して必要な対策を講じることが重要である。以下にその考え方について述べる。

(i) 放射線管理区域の設定と放射線管理

「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」(1957, 法律第166号; 以下、「原子炉等規制法」という) では、表5.2.3-7に示す①～③の各項目について、いずれかの基準を超えるおそれがある場所を放射線管理区域として設定し、他の場所と区別して人や物の出入りなどの管理を行うよう定められている。①は放射線業務従事者の管理に、②と③は作業環境の管理に関する項目である。

表 5.2.3-7 放射線管理区域に関する基準

項目	基準値*1
① 外部放射線に係る線量	3ヶ月間につき 1.3 mSv
② 空気中の放射性物質の濃度	3ヶ月間の平均濃度が濃度限度*2 の 1/10
③ 放射性物質によって汚染された物の表面の放射性物質の密度	表面密度限度*3 の 1/10

*1: 「試験研究の用に供する原子炉等の設置、運転等に関する規則等の規定に基づき、線量限度等を定める告示」第2条第1項より(科学技術庁, 1988)

*2: 放射性物質の種類ごとの濃度限度値とともに、複数の放射性物質が存在する場合や放射性物質の種類が明らかでない場合などの濃度限度値が、*1に示す告示に定められている。

*3: α 線を放出する放射性物質に対しては4Bq/cm²、 α 線を放出しない放射性物質に対しては40Bq/cm²とすることが、*1に示す告示に定められている。

処分場に適用される放射線管理区域の設定に関する法令はまだ制定されていないが、上記現行法令の考え方に基づけば、処分場では以下のような放射線管理が必要になると考えられる。

第2次取りまとめにおいては、地上施設ではガラス固化体の輸送容器、ガラス固化体及び廃棄体を取り扱うため、これらから発せられる放射線量とそれぞれの汚染の可能性に応じて各区域をレベル分けすることが必要となるとされている。これらについては、5.2.3 (1) (i) (b) で触れた。また、廃棄体については表面汚染がないことを地上施設において確認した後に地下へ搬送することになるため、アクセス坑道、連絡坑道、処分坑道などの廃棄体搬送経路は、基本的には表面汚染や空気汚染の可能性のない区域として取り扱うことができ、廃棄体からの放射線量レベルのみに応じて放射線管理区域を設定することができると考えられることが示されている(核燃料サイクル開発機構, 1999c)。

原子炉等規制法第51条の16第2項の廃棄物管理事業における保安のために講ずべき措置のうち、事業所内の運搬に関しては、放射線管理区域外を運搬する場合、核燃料物質等の運搬物又はその運

搬車両などの表面において2mSv/h及び表面から1mの位置において0.1mSv/hを超えないようにし、かつ運搬物の表面の放射性物質の密度が表5.2.3-7の表面密度限度の1/10を超えないようにすること（以下、「事業所内運搬基準」という）が定められている。

第2次取りまとめでは、処分場においてもこの事業所内運搬基準が適用されるとすれば、表面汚染については地上施設においてその有無を確認後に地下へ搬送を行うため問題はなく、アクセス坑道を含めた地下坑道内の廃棄体搬送には、事業所内運搬基準を満足する遮へい能力を有する搬送装置及び定置装置を用いることにより、廃棄体が装置から一時的に露出することになる地下施設での廃棄体の積み替え区域と、定置作業を行う処分坑道のみを放射線管理区域に設定することで管理が可能との考え方が示されている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。

操業期間中の地下においては、処分パネルの建設、処分坑道への廃棄体と緩衝材の定置及び埋め戻しの各作業を並行して行うことになる。定置作業は複数の処分坑道を一つの定置区画としてその定置区画単位で進めていき、処分孔縦置き方式の場合には定置が完了した区画の処分坑道は適時埋め戻していくことも考えられる。処分孔縦置き方式の場合には処分坑道に定置したすべての廃棄体上部への緩衝材定置完了により、また、処分坑道横置き方式の場合には廃棄体を順次定置後の処分坑道最端部への緩衝材定置完了により、処分坑道内及び周辺坑道内の空間線量率は低下する。第2次取りまとめでは、処分坑道内及び周辺坑道内の放射線量率が十分に低下した時点で、その定置区画は放射線管理区域を解除し、放射線管理に関する設備類を撤去するとともに、次の定置区画を放射線管理区域とするためにこれらを移動していく方法が考えられると示されている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。

以上の考え方に基づいた処分場における放射線管理区域の概念、及び放射線管理区域の移動単位を処分坑道4本ごととする場合の放射線管理区域の移動概念を図5.2.3-20に示す。

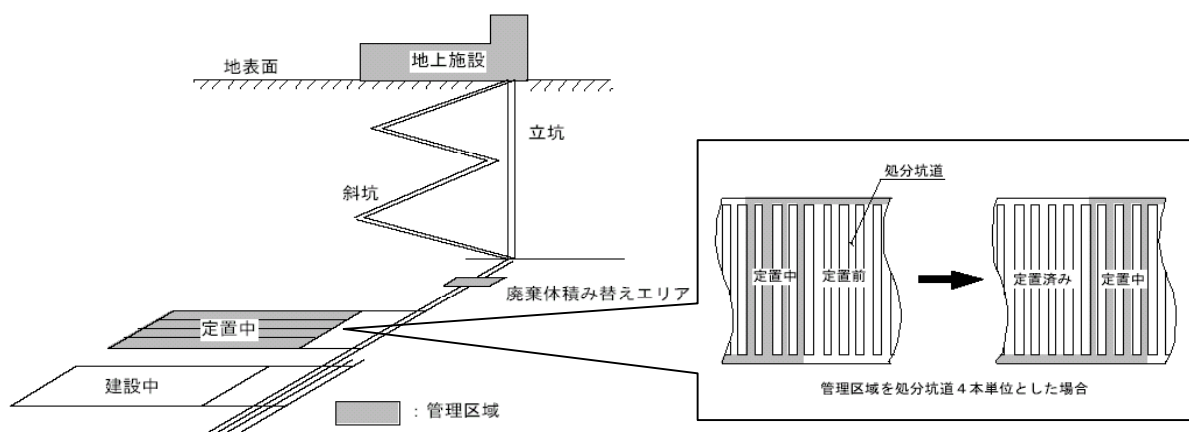


図 5. 2. 3-20 処分場における放射線管理区域の概念及び放射線管理区域の移動概念
(核燃料サイクル開発機構，1999c を編集)

放射線管理区域の移動は、複数の処分坑道単位とする、又は処分パネル単位とするなどの考え方がある。移動単位を小さくすると管理範囲が狭いため管理自体は容易となるが、放射線管理区域の

移動頻度が増すため管理に必要な設備の撤去や再設置などの負担が大きくなる。移動単位をどの程度とするかは、処分場の運用性や経済性を考慮した検討が必要である（核燃料サイクル開発機構，1999c）とともに、定置作業を効率的に行えるよう、処分場全体の作業の進捗状況に応じて移動単位を設定するなど柔軟な対応を図ることが必要である。放射線管理区域に関する管理事項及びモニタリング項目としては、表 5.2.3-8 に示す内容が挙げられる。

表 5.2.3-8 放射線管理区域における管理事項とモニタリング項目

管理事項	モニタリング項目
<ul style="list-style-type: none"> ・ 壁，柵，扉などによる区画 ・ 放射線管理区域に関する標識の設置 ・ 人の出入り管理 ・ 物品の搬出入管理 ・ 飲食，喫煙の禁止 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 放射線業務従事者の実効線量，等価線量 ・ 空間の線量当量率 ・ 空気中の放射性物質濃度 ・ 排気・排水中の放射性物質濃度 ・ 表面の放射性物質の密度

第2次取りまとめにおいては、ガラス固化体受入・封入・検査施設では、ガラス固化体からの放射線による外部被ばくと物品や空気などの汚染による内部被ばくに対する適切な管理が必要になることが示されている。アクセス坑道，連絡坑道及び処分坑道は，前述のとおり汚染の可能性のない区域として取り扱うことができると考えられるため，基本的には外部被ばくのための管理となるが，放射線安全を確認するという観点から，坑道内の空気や湧水の汚染の有無についても適切なモニタリングを実施することが望ましいとの考え方が示されている。これらのことから基本的に，処分場における放射線管理は既存の原子力施設と同様な考え方と方法で行うことができるとしている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。

(ii) 異常事象に対する安全対策

地上施設及び地下施設におけるガラス固化体及び廃棄体の取り扱い作業中の損傷（閉じ込め機能の喪失）を防止するため，万一を想定しての転倒・落下防止対策など，安全確保のための措置を確実に講ずる。

地上施設及び地下施設でのガラス固化体や廃棄体の取り扱い作業に関して，それらの損傷につながる想定される異常事象を引き起こす可能性のある要因は，①機器の故障，誤動作等の内部要因と，②地震，落盤，火災・爆発等の外部要因に分類できる。想定される異常事象に対する基本的な安全対策を表 5.2.3-9 に示す。

これらの安全対策は，サイトの自然条件等も勘案し，地上施設及び地下施設の設計段階において詳細な検討がなされ，各設備の設計・製作や運転・保守マニュアルなどへ反映される。

操業中においては設備等の定期点検を実施して，損傷等の早期発見，性能確認等を行う。点検頻度は，対象に応じて日常点検，月例点検，年次点検などを適切に設定する。万一の異常事象発生に伴いガラス固化体又は廃棄体に損傷が生じた場合には，次の手順による復旧作業を行う。このため，遠隔操作によるマニプレータや立て起こし治具など，損傷したガラス固化体及び廃棄体の回収設備や一時保管用ピットの設置を考慮する（原子力環境整備促進・資金管理センター，2001）。

- ① ガラス固化体又は廃棄体の回収及び撤去（遠隔操作による作業）
- ② 放射線管理区域内の汚染検査及び除染（遠隔操作による作業）
- ③ 設備等の復旧（遠隔操作は不要）

表 5.2.3-9 操業中に想定される異常事象と安全対策
 (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2001 を参考に作成)

要因		異常事象	基本的な安全対策
内部要因	搬送・定置設備の故障, 損傷	・搬送・定置設備の機能停止によるガラス固化体又は廃棄体の転倒, 落下	<ul style="list-style-type: none"> ・重要機能へのインターロックの設置 (過走行防止, 吊り上げ高さ制限) ・転倒防止機能, 脱輪防止機能の設置 ・多重化措置 (吊りワイヤの二重化など) ・吊り荷の確実な保持機構の採用 ・搬送・定置設備の定期点検の実施
	運転操作のミス	・建屋, 他設備との衝突によるガラス固化体又は廃棄体の転倒, 落下	<ul style="list-style-type: none"> ・運転範囲の制限 ・運転要領書の整備 ・ヒューマンエラー防止機能の設置 (フルプルーフ機能設置)
	電源喪失	・搬送・定置設備の機能停止によるガラス固化体又は廃棄体の転倒, 落下	<ul style="list-style-type: none"> ・フェイルセーフ機能の設置 (安全側に保持)
外部要因	地震	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の揺れによるガラス固化体又は廃棄体の転倒, 落下 ・建屋の倒壊 ・坑道, 処分孔の崩落 	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の耐震設計 ・建屋, 坑道, 処分孔の耐震設計 ・耐震設計に基づく支保工の品質管理と施工管理
	落盤	<ul style="list-style-type: none"> ・落石による廃棄体の転倒, 落下 ・坑道, 処分孔の崩落 	<ul style="list-style-type: none"> ・支保工の品質管理と施工管理
	火災・爆発	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の延焼 	<ul style="list-style-type: none"> ・警報・消火設備の設置 ・不燃性・難燃性材料の使用 ・着火源の排除, 可燃性物質の漏洩・混入防止対策 ・異常な温度上昇の防止対策
	地震以外の自然現象 (台風, 浸水, 出水, 豪雪等)	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の機能停止によるガラス固化体又は廃棄体の転倒, 落下 ・建屋の倒壊 ・搬送・定置設備や坑道の浸水 	<ul style="list-style-type: none"> ・防水堤, 排水設備の設置 ・風荷重, 積雪荷重などを考慮した建屋の設計 ・転倒防止機能, 脱輪防止機能の設置

*表中の「搬送・定置設備」とは, 地上施設においてガラス固化体又は廃棄体を移動・搬送する設備, 廃棄体を地下へ搬送する設備, 及び地下施設において廃棄体を搬送・定置する設備をいう。

5.2.4 処分場の閉鎖

閉鎖段階では、地下施設を地上から隔離することを目的として、連絡坑道、アクセス坑道及びボーリング孔の埋め戻しを行う。地上施設は、建設又は操業が終了した段階で不要となった施設から順次解体・撤去作業を行うこととなる。

(1) 地下施設の閉鎖

(i) 安全評価結果の妥当性確認

操業終了後の処分場の閉鎖に際しては、建設及び操業時に収集された地下の特性に関する詳細データを、事業許可申請時の安全評価に用いたデータベースに追加して長期安全性の評価を行い、事業許可申請時に行った安全評価の結果が妥当であることの確認が国によって行われる。この確認が終わるまでは、ガラス固化体の回収可能性を維持する（原子力安全委員会、2000b）。安全評価については、第6章で述べる。

この確認を行うために収集すべき具体的なデータ項目や収集方法については、今後の検討課題である。また、確認の方法や妥当性の判断基準などについても今後検討される。

高レベル放射性廃棄物などの回収可能性維持に関しては、国際機関や諸外国の検討においてその考え方が示されている（2.3.4 (2) 参照）。具体的な回収技術についても海外において検討された事例があり、今後わが国においても、それらを参考とするなどして回収技術の具体的検討や実証試験を行っていくことが求められる可能性がある（5.6 参照）。安全評価の妥当性確認が終わるまで回収の可能性を維持するために考慮しておくべき事項は、処分場の設計・施工に反映される。

(ii) 連絡坑道の埋め戻し

連絡坑道は処分パネル同士あるいは処分パネルとアクセス坑道を結ぶ坑道であり、処分パネルの周囲にはほぼ水平に展開するものであるが、処分パネルが多層配置又は傾斜配置される場合その一部は立坑又は斜坑となる。4.5.2 (1) (iv) (a) で述べたように、水平に展開する坑道に対しては、ブロックの積み上げあるいは埋め戻し材のまきだし・締固め、吹付け、横締固めなどの工法の適用を考えていく。立坑部又は斜坑部に対しては次項 (iii) に述べるアクセス坑道の埋め戻し技術を適用することができる。

(iii) アクセス坑道の埋め戻し

4.5.2 (1) (iv) (b) で述べたように、立坑の埋め戻しは立坑下部より重力方向へ順次締固めながら埋め戻していく方法が有効であり、工法としてはまきだし・締固め工法の適用を考えていく。また、斜坑に対しては、坑道の形状に合わせて柔軟な対応が可能な、まきだし・締固め工法と横締固め工法の組み合わせを適用することを考えていく。図5.2.4-1及び図5.2.4-2に、立坑の埋め戻し作業と斜坑の埋め戻し作業のイメージを示す。

閉鎖時の連絡坑道及びアクセス坑道の埋め戻しにおいては、5.2.2 (3) で述べた建設時の安全対策でも触れたように、2系統の避難経路が最後まで確保されるような手順で埋め戻しを行う。

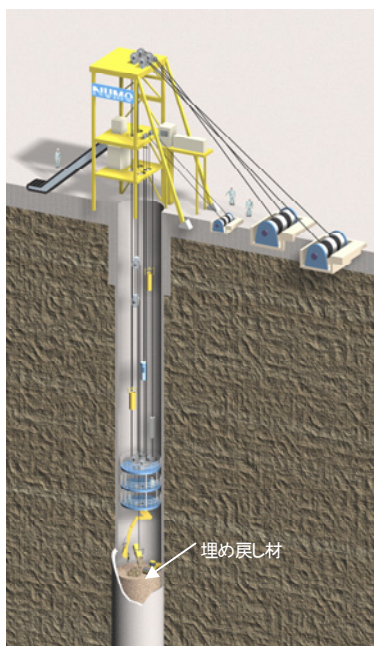


図 5.2.4-1 立坑の埋め戻し作業イメージ図
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

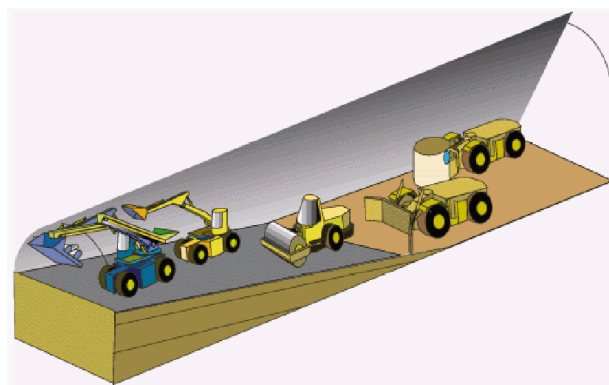


図 5.2.4-2 斜坑の埋め戻し作業イメージ図
(出典：核燃料サイクル開発機構, 1999c)

(iv) プラグの設置

岩盤の割れ目などからの湧水量が多い場合には、坑道建設時又は操業時においてグラウト注入などによる止水対策が適宜実施されるが、長期的には止水機能が低下していずれは水みちとなりバリア機能に影響を与える可能性がある。4.5.2 (1) (iv) (a) で述べたように、このような割れ目に対しては粘土系グラウトの注入や、低透水性を有する粘土ブロックプラグの設置などの方法により埋め戻し時に適切に処置する。粘土ブロックプラグの施工や割れ目の充填方法に関しては、国内外の研究施設などにおいてその実現性に関する研究が行われており、止水の有効性や施工技術の確認が行われていることから、それらの技術の適用を考えていく。このような割れ目に対する処置は、操業時における処分坑道の埋め戻しにおいても実施するものである。

以上は、地下水の流れによる緩衝材や埋め戻し材の流出防止を目的とするものであるが、坑道内の湧水の状況によっては、処分場の閉鎖までの間に地下水が緩衝材や埋め戻し材に浸潤し、埋め戻しの完了していない空間側へ膨潤することが考えられる。この対策として、強度をもたせたコンクリート製のプラグを坑道の端部に設置することが考えられる(核燃料サイクル開発機構, 1999c)。

(v) 坑口の処置

埋め戻しの終了後は、坑道内の埋め戻し材の密閉及び不用意な人間の侵入の防止を目的としたプラグをアクセス坑道の坑口に設置する。このプラグは、埋め戻し材の膨潤応力や人間の不用意な侵入に対抗できるものであることが望まれるとされている(核燃料サイクル開発機構, 1999c)。図 5.2.4-3に坑口プラグの概念図を示す。

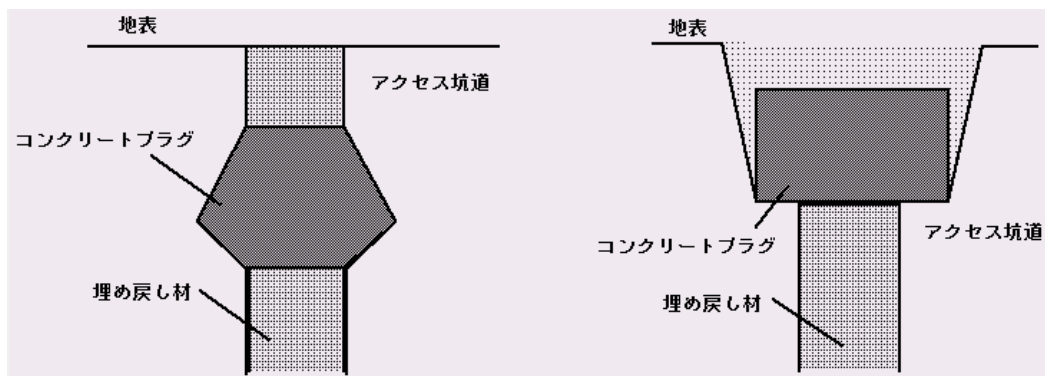


図 5.2.4-3 アクセス坑道坑口のプラグ概念図（出典：核燃料サイクル開発機構，1999c）

(vi) ボーリング孔などの埋め戻し

処分場にはサイト調査段階に地表から掘削されたボーリング孔や、湧水を緩和するための水抜き孔など、様々な方向や径、長さのボーリング孔などが残存することになる。特に地表からのボーリング孔は地下施設と地表を短絡する水みちに、坑道内からのボーリング孔などは岩盤内での新たな水みちとなる可能性があるため、これらは適切に止水処置をしておく。

4.5.2 (1) (iv) (b) で述べたように、ボーリング孔の埋め戻しに関しては海外において止水の有効性や施工技術の確認が行われているが、処分場では 1本あたり1,000m相当のボーリング孔を閉鎖する必要が生じる可能性がある。このような長孔に対する止水性確保のための充填方法と、確実に埋め戻すことができる充填工法の技術開発を進めていく。

(2) 地上施設の解体・撤去

地下施設の建設、地上施設と地下施設での操業、及び地下施設の閉鎖の作業がそれぞれ終了していくのに伴い、地上施設は不要となるものから順次解体・撤去を行っていくこととなる。

受け入れ時のガラス固化体表面や輸送容器の内面は、放射性物質により汚染している場合がある可能性が否定できないため、受け入れ時には表面汚染密度検査を行い、汚染がある場合は除染などの処置を行って汚染拡大を防止する。このため、ガラス固化体受入・封入・検査施設内の建物構造物や機器類が汚染される可能性は少ないと考えられるが、解体・撤去においては汚染の有無を確認しながら作業を進める。仮に汚染している場合には、現在開発されている原子力発電所などの解体技術を適用するなどして汚染レベルに応じた工法で解体するとともに、発生する廃棄物はその汚染レベルに応じ、法令などで定められている方法により適切な施設において処理・処分する。

5.3 環境対策

環境の防護については、2.3.1 (2) で触れたリオ・デ・ジャネイロ宣言及び Agenda21 にもみられるように世界的な規模でその必要性が認められており、わが国においても積極的に取り組むため、様々な事業を対象とした法的枠組みが整備されている。法的枠組みに基づいた活動の中心となるのは「環境影響評価」であり、これについては「環境基本法（1993）」第20条を受けて制定された「環境影響評価法（1997）」により具体的な手続き等が示されている。この他に、種々の法律のなかで特化された環境保全に係る様々な規定も整備されており、これらも含めて、環境影響評価制度として体系化されている。

環境影響評価法における「環境影響評価」とは、ある事業の実施による環境への影響について環境の構成要素にかかわる項目ごとに調査、予測及び評価を行うとともに、これらを行う過程において環境の保全のための措置（保全措置）を検討し、その措置を講じた場合の環境影響を総合的に評価することと定義されている。処分事業は環境影響評価法の対象事業とはなっていない（5.3.1 (2) 参照）が、5.1 に述べたようにその特徴は、概要調査地区、精密調査地区、最終処分施設建設地の各選定段階に引き続き、処分場の建設、操業、閉鎖、さらに必要に応じた閉鎖後の管理段階と、100年以上にわたり段階的に進められる長期事業であるとともに、200km を超える地下坑道の掘削等、大規模な土木工事を伴う。したがって、法定の環境影響評価の適用の有無にかかわらず、事業の各段階を通じて処分場を建設する地域の環境に十分配慮することが重要である。ここではこのような環境の防護に関する取り組みを総称して「環境対策」と呼ぶこととし、以下にそれを述べる。

5.3.1 処分事業と環境対策

(1) 環境対策の基本的考え方

処分事業の長期間にわたる継続性や広い敷地の地上と地下の利用といった特徴を十分に考慮し、事業の各段階で生じる環境への影響について、それぞれの段階の前段階で調査、予測及び評価を行い、環境に与える影響をできる限り回避、低減するとともに、必要に応じて代償措置（復元、創出）をとることを含めた適切な保全措置を講ずることができるよう予め準備を行う。さらに保全措置を考慮した環境への影響を総合的に評価しておく。当該段階においては実際にモニタリング等を行ってその効果を確認し、必要があれば保全措置の改善もしくは追加の措置を講ずるといった計画的かつ柔軟な対応が重要である。また、処分場の閉鎖後は原状を回復する等の対策を講ずることとなる。これらの取り組みを処分事業における環境対策の基本として進める。

処分事業のうち、特に建設、操業、閉鎖の実施に伴い環境対策が必要と考えられる項目については、一般的に実施されている既往の環境技術が適用できることから、これらを適切に組み合わせて処分場を立地する地点の環境への影響の低減を図る。このような一般的な保全措置の例を付録-6 に示す。

以上に加え、より積極的に付加的な価値を創出する種々の方策（環境付加価値創造）を検討し、それらに取り組むことも重要である。検討にあたっては、環境を個々の環境要素（表 5.3.2-1 参照）としてだけでなく体系的に捉え、次のような観点から総合的な環境付加価値の創造を目指してい

く。

- 処分場建設前の環境価値を上回るように環境付加価値を創出するための、種々の環境再生、創造、保全、継承等の活動への取り組み
- 長期性や広い敷地を利用するといった処分事業の特徴に基づく環境保全上の利点の積極的な活用
- 自然環境と社会環境の変化、環境に関する価値観の変化に柔軟に対応できるような仕組みの構築
- 社会と共有できる環境付加価値の創造

環境付加価値を創造するために、これまで森林維持管理・再生技術、植生遷移管理技術、ビオトープ創生技術、自然力（自然が本来有する力）に委ねた植生遷移技術など（例えば、堤，1989；宮脇，1997；鷺谷・矢原，1996 など）が整備されてきている。このような技術は、基本的に処分事業の長期性という特徴を活かすことができることから、これらを考慮して地域の環境に適合した環境付加価値創造の方策を明らかにし、その実現に向けた検討を進めることが重要と考えられる。また、環境対策が適切であることを客観的に確認できるよう、環境対策の計画やモニタリングの結果は公開することが重要である。

(2) 処分事業と環境影響評価制度との関係

前項 (1) で述べた基本的な考え方に基づいて、処分事業における環境対策の在り方を具体的に検討するうえでは、まず環境防護のために整備されている既存の環境影響評価制度との関係を明らかにしておくことが重要である。

(i) 環境影響評価法との関係

処分事業は、「環境影響評価法」第 2 条に定める環境影響評価の対象事業（表5.3.1-1）となっていない⁵⁻⁶⁾。また、処分事業の対象とする高レベル放射性廃棄物に対しても原子力基本法その他の関係法律で定めるところに従うことから、同法第 52 条⁵⁻⁷⁾で適用を除外されている。しかし、処分事業における環境対策への積極的な取り組みを考えるうえでは、同法を参考とすることができる。

⁵⁻⁶⁾ 表 5.3.1-1 では、「廃棄物最終処分場」が対象事業の一つに規定されているが、これは廃棄物の処理及び清掃に関する法律（以下、「廃掃法」という）に基づく処分施設を指しており、放射性物質とこれによって汚染された物はこの法でいう廃棄物からは除外されることが第 2 条に明記されている。

⁵⁻⁷⁾ 環境影響評価法第 52 条（適用除外等）では、「この法律の規定は、放射性物質による大気の汚染、水質の汚濁（水質以外の水の状態又は水底の底質が悪化することを含む。）及び土壌の汚染については、適用しない。」と示されている。

表 5.3.1-1 環境影響評価法の対象となる事業の概要（第一種事業及び第二種事業）
 （環境影響評価法施行令（1997）別表第1（第1条，第3条，第6条関係）を整理して作成）

事業の種類		第一種事業	第二種事業	事業の根拠（法律）等
道路	高速自動車国道	すべて	—	高速自動車国道法
	首都高速道路	すべて（4車線以上）	—	道路整備特別措置法
	一般道路	4車線以上，10km以上	4車線以上，7.5km以上10km未満	道路法
	大規模林道	2車線以上，20km以上	2車線以上，15km以上20km未満	緑資源機構法
河川	ダム（二級河川含む）	貯水面積100ha	75ha以上100ha未満	河川法
	堰（せき）（国土交通省所管以外の工業用水堰，上水道用堰，灌漑用水堰を含む）	湛水（たんすい）面積100ha	75ha以上100ha未満	水道法，土地改良法，工業用水道事業法，水資源機構法，他
	湖沼水位調節施設	改変面積100ha	75ha以上100ha未満	水資源機構法
	放水路	改変面積100ha	75ha以上100ha未満	河川法
鉄道	新幹線（規格新線含む）	すべて	—	全国新幹線鉄道整備法
	普通鉄道	10km以上	7.5km以上10km未満	鉄道事業法
	軌道（普通鉄道相当）	10km以上	7.5km以上10km未満	軌道法
飛行場		滑走路長2,500m以上	1,875m以上2,500m未満	航空法（空港整備法）
発電所	水力発電所	出力3万kW以上	2.25万kW以上3万kW未満	電気事業法
	火力発電所（地熱以外）	出力15万kW以上	11.25万kW以上15万kW未満	
	火力発電所（地熱）	出力1万kW以上	7,500kW以上1万kW未満	
	原子力発電所 ※1	すべて	—	
廃棄物最終処分場		30ha以上	25ha以上30ha未満	廃棄物の処理及び清掃に関する法律
公有水面埋立及び干拓		50ha超	40ha以上50ha以下	公有水面埋立法
土地区画整理事業		100ha以上	75ha以上100ha未満	土地区画整理法
新住宅市街地開発事業		100ha以上	75ha以上100ha未満	新住宅市街地開発法
工業団地造成事業		100ha以上	75ha以上100ha未満	首都圏の近郊整備地帯及び都市開発区域の整備に関する法律，近畿圏の近郊整備区域及び都市開発区域の整備及び開発に関する法律
新都市基盤整備事業		100ha以上	75ha以上100ha未満	新都市基盤整備法
流通業務団地造成事業		100ha以上	75ha以上100ha未満	流通業務市街地の整備に関する法律
宅地造成事業 ※2	環境事業団	100ha以上	75ha以上100ha未満	環境事業団法
	都市基盤整備公団	100ha以上	75ha以上100ha未満	—
	地域振興整備公団	100ha以上	75ha以上100ha未満	地域振興整備公団法
港湾計画		埋立・掘込み面積300ha以上		港湾法

※1：放射性物質による大気，水質，底質及び土壌の汚染については本法の適用対象外である。

※2：宅地には，住宅地と工場用地が含まれる。

(ii) 関連する諸法との関係

環境影響評価法以外にも環境への影響を予測、評価するうえで必要な調査やその結果講ずる保全措置に関して規定を行っている法律があり、これらについても処分事業における環境対策を行ううえで考慮しておく必要がある。このような法律のうち、処分事業を進めるうえで関連があると考えられるものを表 5.3.1-2 に示す。以下に、これら関連諸法と処分場との関係を概説する。

表 5.3.1-2 環境調査等を規定している環境影響評価法以外の諸法

法と指定対象			処分場の立地への制約（想定）	
			制限態様	環境調査等
自然公園法（1957）	国立国定公園	特別地域	許可行為	1ha 以上の面開発，あるいは延長 2km 以上又は幅員 10m 以上となる道路の新築については「総合調査」（自然環境のアセスメント）が必要となる。
		特別保護地区		
		海中公園地区		
		普通地域	届出行為	—
自然環境保全法（1972）	原生自然環境保全地域		環境大臣の許可	法第 12 条第 1 項の規定に基づく「自然環境保全基本方針」において，大規模開発行為について自然環境影響事前調査を要請している。
	自然環境保全地域	特別地区	許可行為	
		野生動植物保護地区	許可行為	
		海中特別地区	許可行為	
		普通地区	届出行為	
港湾法（1950）	重要港湾		地方港湾審議会，国土交通大臣への付議	港湾計画の変更の場合は，港湾の環境の整備及び保全に関して再検討が必要となる（港湾環境影響評価）。
公有水面埋立法（1921）	公有水面		免許申請	環境影響評価法での環境影響評価準備書に相当する「環境保全に関し講じる措置を記載した図書」を作成，添付する。
廃掃法（1970）	焼却施設，最終処分場 破碎・選別施設，し尿処理施設，汚泥脱水施設，その他の施設（廃液処理施設，有害汚泥固化施設，PCB 焼却施設，灰溶融施設，灰固化施設，ごみ運搬パイプライン，ガス化溶融施設，他）		許可申請	公害系の環境影響に関する「生活環境影響調査書」を作成し，関係住民に縦覧等の手続きが必要となる。
文化財保護法（1950）	史跡，名勝，天然記念物		文化庁長官の許可	「特別天然記念物」の生息が確認された場合は詳細な環境調査を要請される場合がある。
	埋蔵文化財		届出	環境調査は要請されないが，本掘調査となれば長期間を要し，出土状況によっては，計画そのものの成立を左右する恐れがある。

「自然公園法」との関係では、処分場の地上施設（4.5.1参照）の建設に伴う土地の改変が開発行為に該当し、地上施設の位置によっては、事前に環境に及ぼす影響について調査を行い環境省令等の基準を満たすことが求められる。例えば、処分場が国立公園あるいは国定公園の普通地域⁵⁻⁸⁾以外の地区・地域を規定の面積以上含んでいる場合には、自然公園法の規定に基づき、許可申請の事前協議のための基礎資料として、動植物と景観の四季調査を基本とする「環境アセスメント」（環境省では「総合調査」と称している）が要請される。

処分場が「自然環境保全法」の原生自然環境保全地域又は自然環境保全地域に含まれ、開発を伴う場合、自然環境に及ぼす影響を予測、評価するものとして自然環境影響事前調査を行うことが「自然環境保全基本方針」（1973年、総理府告示第30号）で示されている。

処分場の立地もしくはガラス固化体輸送のための港湾施設の新設、改造等のために沿岸を埋め立てる場合は、その面積に関係なく、「公有水面埋立法」に基づいて「環境保全に関し講じる措置を記載した図書」を取りまとめ、「埋立必要理由書」などとともに「埋立願書」として提出することが求められる。この図書は海域環境の四季調査を基本とする環境影響評価準備書⁵⁻⁹⁾に類するものであり、後背地の状況によっては海域のみならず陸域の調査も必要となる場合がある。なお、改造する港湾施設が「港湾法」に規定される「重要港湾」である場合で表5.3.1-1に示すように規模の大きい埋立等（埋立及び掘込み面積300ha以上）に該当する場合には、港湾環境影響評価⁵⁻¹⁰⁾が求められる。

「廃掃法」（脚注5-7）参照）との関係としては、処分場の地上施設に廃掃法で規定される廃棄物の焼却施設や汚泥脱水施設等を設置する場合、その設置許可取得にあたり、同法に基づく「生活環境影響調査」を実施することが挙げられる。

「文化財保護法」との関係では、特に、山地や丘陵に処分場を立地する際に「イヌワシ」や「オオサンショウウオ」などの特別天然記念物の生息が確認された場合、文化庁から詳細な環境（生態）調査が要求される。また、埋蔵文化財についても中世以前の遺構が出土した場合には詳細な発掘調査が必要となる。

(iii) 環境影響評価条例との関係

現在、すべての都道府県及びいくつかの自治体では、環境影響評価制度の一環として、環境影響評価法とは別に独自の視点から環境影響評価条例を制定し、その対象となる事業を特定するとともに対象とする規模を設定している。処分場の地上施設には、ガラス固化体受入・封入・検査施設、緩衝材の製作・検査施設、換気・排水処理施設、保安施設、ユーティリティ施設（電力、上水、工

⁵⁻⁸⁾ 国立公園又は国定公園の区域のうち特別地域、特別保護地区及び海中公園地区に含まれない区域をいう（自然公園法第20条）。なお、特別地域、特別保護地区及び海中公園地区では、特に工作物の新築等各種行為を行おうとする場合、国立公園にあつては環境大臣の、国定公園にあつては都道府県知事の許可を受けなければならない。

⁵⁻⁹⁾ 環境影響評価法第12条の規定に基づき環境影響評価を行った後、その結果について環境保全の見地からの意見を聴くための準備として、調査結果の概要、予測及び評価の結果並びに環境保全のための措置を取りまとめた報告書。

⁵⁻¹⁰⁾ 「港湾法」に規定する「重要港湾」にかかわる港湾計画に定められる港湾の開発、利用及び保全並びに港湾に隣接する地域の保全が環境に及ぼす影響について予測、評価し、これに対する保全措置を検討し、この措置を講じたことによる港湾環境影響を総合的に評価すること。

業用水等)、掘削土置き場、付帯的な道路や軌道も含まれ(4.5.1参照)、これらの施設や設備は環境影響評価法の対象事業及びその規模に該当しない場合でも、各地方自治体で制定している「環境影響評価条例」の対象となる可能性がある。これは環境影響評価条例が、環境影響評価法で規定される対象事業の規模よりも小さい規模を下限としていることなどによる。

このように、処分事業の実施にあたっては、環境影響評価法以外に関連する諸法や各地方自治体が制定する環境影響評価条例を視野に入れた環境対策の検討が必要である。

5.3.2 処分事業の各段階で想定される環境対策の概要

5.3.1で述べた環境対策の基本的考え方に従い、ここでは、環境影響評価法第11条に基づく環境影響評価項目等選定指針に示される「環境要素の区分」(表5.3.2-1参照)を参考として、処分事業の内容や地層処分の特徴を考慮しながら、事業の各段階において想定される環境対策の考え方や具体的な事例について概略的に述べる。

表 5.3.2-1 環境影響評価項目等選定指針に示される「環境要素の区分」

環境要素の区分		
環境の自然的構成要素の良好な状態の保持	大気環境	大気質
		騒音
		振動
		悪臭
		その他
	水環境	水質
		底質
		地下水
		その他
	土壌環境・ その他の環境	地形・地質
		地盤
		土壌
その他		
生物の多様性の確保及び自然環境の体系的保全	植物	
	動物	
	生態系	
人と自然との豊かな触れ合い	景観	
	触れ合い活動の場	
環境への負荷	廃棄物等	
	温暖効果ガス等	

※ 環境影響評価法第4条第10項及び法第13条の規定に基づき環境大臣が定め公表する「基本的事項」のうち環境影響評価項目等選定指針に関する基本的事項の一般的事項の別表

(1) 概要調査地区の選定段階で実施する環境対策の概要

概要調査地区の選定段階では、最終処分法などに基づく「概要調査地区選定上の考慮事項」(原子力発電環境整備機構, 2002a)で示された事項について文献調査を行う。文献調査に伴う環境影響は生じないため、文献調査実施にあたっての保全措置は必要ない。しかし、環境影響評価法以外の関

連諸法や立地点の各地方自治体が制定する環境影響評価条例に示される地域指定にかかわる制約条件を始めとする環境法令等の規制状況を文献等の資料から把握し、これを十分考慮できるようにしておく。

特に自然環境にかかわる主な環境法令等に基づき、応募区域及びその周辺地域において、その存在の有無を確認しておく必要があると考えられる対象は表 5.3.2-2のとおりである。

表 5.3.2-2 主な環境法令等と存在の有無を確認しておく必要性が考えられる対象

環境法令等	存在の有無を確認すべき対象
自然公園法（1957）	国立公園，国定公園，都道府県立自然公園等
自然環境保全法（1972）	原生自然環境保全地域，自然環境保全地域等
文化財保護法（1950）	名勝又は天然記念物等
世界の文化遺産及び自然遺産の保護に関する条約 ^{*1}	世界遺産
絶滅の恐れのある野生動植物の種の保存に関する法律（種の保存法）（1990）	生息地等保護地区，希少野生動植物種等
鳥獣保護及び狩猟に関する法律（2002）	鳥獣保護区
特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約（ラムサール条約） ^{*2}	湿地等
レッドリスト・レッドデータブック ^{*3}	哺乳類，鳥類，爬虫類・両生類，汽水・淡水魚類，植物等

*1：1972年の第17回ユネスコ総会で採択された条約のことで、人類が責任をもって保護すべき普遍的な価値をもつ文化遺産、自然遺産を認定し、そのリストを作成することを定めている。2000年1月現在、158カ国が条約を締結し、日本は1992年にこの条約を批准して締約国となっている。

*2：1971年、イランのラムサールで開催された「湿地及び水鳥の保全のための国際会議」において本条約が作成され、1975年発効。特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地及びそこに生息・生育する動植物の保全を促し、湿地の適正な利用を進めることを目的とする。2003年11月現在、締約国数138か国、登録湿地数1317、わが国は1980年に加入。

*3：環境省自然環境局野生生物課が作成する。野生動植物の分類群ごとにまずレッドリストを作成し、次にこれに基づいてレッドデータブックを編集するという二段階の作業を実施している。2001年2月までに全分類群のリストを公表済み。爬虫類・両生類及び植物分野については、レッドデータブックが完成。

さらに、表 5.3.2-1 に示す環境要素に関する入手可能な文献等を基に現況について調査し、次の精密調査地区の選定段階で行う環境対策の検討に資するデータを収集し整理することが重要となる。例えば、土地利用情報を把握することにより、応募区域及びその周辺で希少な動植物等が確認されている場合、その保全措置の検討が可能になる。

これらの情報に基づき、概要調査及び概要調査地区の周辺で補足的に行う調査（以下、「概要調査等」という）に伴い必要となる環境対策について、予め計画として明らかにしておく。

概要調査等の実施による環境影響は基本的に小さいと考えられるが、表5.3.2-1に示した環境要素について、調査等の内容に応じ表 5.3.2-3に示すような項目を考慮することが必要となる可能性がある。これらを勘案して、概要調査等を実施する精密調査地区の選定段階に対する適切な環境対策を準備する。

表 5.3.2-3 概要調査等の実施に伴い考慮する必要性が考えられる環境影響評価項目の例

概要調査等における影響要因	環境影響評価項目例
トレンチ調査のためのトレンチ掘削	地下水、動植物への影響
ボーリング調査でのボーリング孔の掘削、孔内試験等	地下水への影響
櫓の設置（資材等の輸送、掘削作業、保孔、ボーリング櫓の存在）	動植物への影響
空中物理探査	ヘリコプターの騒音等による家畜などへの影響
地表／海上物理探査（火薬や規模の大きな加震方法の場合）	周辺住民及び生物への影響
林道工事等の樹木伐採	動植物への影響

(2) 精密調査地区の選定段階で実施する環境対策の概要

精密調査地区の選定段階では、最終処分法などに定められた事項について概要調査等を行う。この段階では、概要調査等の実施に併せ、前項(1)で述べたような予め準備された計画に沿って保全措置を講じ、その効果をモニタリング等により確認するとともに不十分な点があった場合には直ちに措置の改善を行う。

また、次段階で行う精密調査のうち地上からの詳細な調査に伴う環境への影響を事前に予測及び評価し、保全措置を含めた精密調査に伴う環境対策の計画立案を行う。これにあたっては、上記モニタリング等を通じて把握される環境の現況や概要調査等により得られる情報に基づき、精密調査によって環境への影響が予想される評価項目を明らかにするとともに、それらに関する現況把握、予測及び評価の技術的検討など、この段階で可能なものについて実施することが重要である。

(3) 最終処分施設建設地の選定段階で実施する環境対策の概要

最終処分施設建設地の選定段階では、精密調査として地上からの詳細な調査と地下調査施設の建設及びその施設を利用した調査が実施される。それぞれの際に実施する環境対策の概要を以下に示す。

(i) 地上からの詳細な調査の際に実施する環境対策の概要

地上からの詳細な調査を実施する際は、前項(2)で述べたように概要調査等の実施にあわせて予め準備しておいた環境対策に関する計画に沿って保全措置を講じ、表5.3.2-3と同様の項目についてモニタリング等によりその効果を確認する。仮に不十分な点があった場合には直ちに措置の改善を行う。また、モニタリング等で把握される環境の現況や地上からの詳細な調査によって得られる情報に基づき、地下調査施設の建設及びその施設を用いた調査によって環境への影響が予想される評価項目を明らかにすることによって環境対策の計画を策定する。この際、地下調査施設の建設及びその施設を用いた調査の実施に対し、表5.3.2-1に示した環境要素に対応して、表5.3.2-4のような項目を考慮することが必要になると考えられる。

表 5.3.2-4 地下調査施設の建設とそれを用いた調査に対し考慮する必要性が考えられる環境影響評価項目の例

影響要因	環境影響評価項目例
地下調査施設の建設	資材等の輸送、重機の稼働、土工（掘削、切土、盛土、発破）、コンクリート工事、調査施設・各種工作物の建設等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
地下調査施設を用いた調査	地下湧水の地表への放流に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響

地下調査施設の建設と比較すれば、地下調査施設での調査そのものは地下深部の限られた範囲で実施されることから、周辺への環境影響は小さいと考えられる。

なお、地下調査施設の建設に対して予め準備しておく環境対策の検討は、地上からの詳細な調査で得られる情報も勘案しつつこの段階で実施することとして述べたが、地下調査施設の建設開始時期や環境対策立案に要する時間などによっては、以前の段階から計画の検討を開始することも考えられる。

(ii) 地下調査施設の建設及びその施設を利用した調査を行う際に実施する環境対策の概要

地下調査施設の建設及びそれを用いた調査に対し、前項 (i) で述べたような予め準備された環境対策の計画に沿って保全措置を講じ、表 5.3.2-4 に示したような評価項目に関するモニタリング等を実施してその効果を確認するとともに、必要に応じて保全措置の改善を行う。

このようなモニタリング等を通じて把握される環境の現況や、地下調査施設を用いた調査によって得られる情報に基づき、許認可後行われる処分場の建設、操業、閉鎖に伴う影響に対する環境対策について予め検討を行う。この際、主な環境影響要因として、表 5.3.2-5 のような項目を考慮しておくことが必要になると考えられる。

表 5.3.2-5 処分場の建設にあたって考慮する必要性が考えられる環境影響評価項目の例

影響要因	環境影響評価項目例
地上施設の建設（敷地造成を含む）	資材等の輸送・集積、重機の稼働、土工（掘削、切土、盛土、発破）、コンクリート工事等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
地下施設の建設	資材等の輸送・集積、重機の稼働、土工（掘削、切土、盛土、発破）、コンクリート工事、地下湧水の地表への放流等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
周辺基盤施設・設備（送電設備、輸送専用道路、港湾施設等）の建設	資材等の輸送・集積、重機の稼働、土工（掘削、切土、盛土、発破）、コンクリート工事等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
操業（施設等の存在）	改変地形の存在、地上施設の存在、地下施設及び廃棄体の存在、周辺基盤施設・設備の存在に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
操業（施設等の供用）	地上施設の供用、地下施設の供用、ガラス固化体の海上・陸上輸送、廃棄体の搬送・定置、資材等の運搬、地上施設の供用、土工（掘削、切土、盛土）、コンクリート工事等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響
閉鎖（施設の解体、閉鎖）	土工（掘削土置き場掘削、切土、盛土）、処分坑道及びアクセス坑道の埋め戻し、コンクリート壊し、地上・地下施設・設備解体等に伴う環境要素（表 5.3.2-1 参照）への影響

(4) 最終処分施設の建設，操業，閉鎖段階で実施する環境対策の概要

許認可を得て行われる最終処分施設の建設，操業，閉鎖及び必要に応じた閉鎖後の管理段階においては，前項（3）（ii）で示した予め準備される環境対策に関する計画に従い，すべての期間を通じて保全措置が有効に機能していることをモニタリングによって確認していく。万一，異常が認められた場合には，事後調査等により原因を究明し対応策を講ずることとなる。

以上に述べたように処分事業における環境対策は，既存の環境影響評価の考え方を参考とし，常に事前に計画をたて，そこに盛り込まれた保全措置の効果をモニタリング等を通じて確認しつつ，段階を踏んで計画的かつ柔軟に進めていく。このなかで重要な役割を果たすモニタリングについては，5.4に述べる。

5.4 モニタリング

5.4.1 地層処分におけるモニタリングの役割

地層処分の長期的安全性は，モニタリングを含む閉鎖後の制度的管理に依存しないセーフティーケースによって示されることが原則である（2.3.4 参照）。一方，地層処分におけるモニタリングに関しては，第2章で述べたように制度的管理，廃棄体の回収可能性，段階的意思決定，社会的受容性といった観点からも国際的に議論が行われている。こうした議論を背景として，例えばIAEAでは，モニタリングの定義について「処分システムの構成要素の挙動又は処分場の存在と処分場での操業が環境に及ぼす影響を評価するうえで役立つような工学，環境又は放射線の各分野におけるパラメータの継続的又は定期的観察及び測定」としたうえで，モニタリングの主要な目的として以下の5項目を示している（IAEA，2001）。

- 処分場の建設，操業及び閉鎖を段階的に進めるための計画管理上の決定に必要な情報を提供すること。
- 処分場のセーフティーケースの作成に必要なシステム挙動に関し，いくつかの視点からの理解を深め，それらの視点からの予測ができるように，さらにモデルの妥当性を検討する。
- 処分場開発計画の主要段階でなされる各種の意思決定を社会全体が受け入れる際の信頼の拠り所となる情報を提供し，社会が求める期間にわたって，処分場が人間の健康や環境に好ましくない影響を与えるものではないという確信を深めること。
- 将来の意思決定に参考となるような処分場サイト及びその周辺に関する環境情報データベースを構築すること。
- 使用済燃料又はプルトニウムを多く含む廃棄物が処分される場合，保障措置を維持するための要件に応えること。

第2次取りまとめでは「処分場の管理」の一環として，①設計・施工上のモニタリング，②人工バリア周辺部及び処分施設周辺部における地質環境条件に関するモニタリング，③サイト特性調査，建設，操業，閉鎖の各作業を安全かつ確実に進めていくための作業安全のモニタリング，④処分場敷地周辺部の環境に関するモニタリングを検討している。②のモニタリングに関しては，人工バリアの周辺部及び処分施設周辺の地質環境条件が，処分場の建設，操業，あるいはその期間における

天然現象などの擾乱によって変化しても、人工バリアや周辺母岩が所要の性能を発揮するうえで許容できる範囲にあることを確認あるいは予測するための情報を得ることを目的に挙げている。④については、処分事業の各作業段階を通じて処分場敷地周辺の環境に有意な影響がないことを確認するために行うモニタリングとしている（核燃料サイクル開発機構，1999a）。

また、原子力安全委員会の「高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について（第1次報告）」（原子力安全委員会，2000b）では、

「処分場においては、立地段階から事業廃止に至るまで、各段階に応じたモニタリングや巡視・点検等を実施することが必要である」とされ、「処分場の閉鎖に際しては、建設段階及び操業段階に得られたデータを追加し、安全評価の結果が妥当であることの確認を行う。また、その妥当性を確認するまでの期間は、高レベル放射性廃棄物の回収の可能性を維持することが重要である」

とされており、閉鎖前の安全確認を行うためのデータ取得方法の一つとしてモニタリングが挙げられている。

5.4.2 モニタリング計画の具体例

5.4.1 で述べたようにモニタリングには種々の目的が考えられている。こうした目的に対して具体的にモニタリング計画を明らかにしている例もある。例えばスイスでは将来世代の意思決定に参考となるモニタリングデータを提供するため、閉鎖後のある一定期間回収可能性を容易にする「長期間監視付地層処分」を検討している。また、米国では規制上の要求に基づいて、廃棄物隔離パイロットプラント（Waste Isolation Pilot Plant：以下、「WIPP」という）における適合性確認やYMPでの性能確認のためのモニタリング計画が策定されている。

(1) 「長期間監視付地層処分」におけるモニタリング

スイス連邦政府によって設立された専門家グループ（Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle：以下、「EKRA⁵⁻¹¹⁾」という）は様々な処分概念を調査・比較したうえで、長期間（10 万年以上）にわたって安全基準を満たす放射性廃棄物処分方法は地層処分だけであるとしつつも、地層処分に対する社会の期待は可逆性（2.3.4 (2) 参照）確保の原則に向かっているという社会的・政治的側面を考慮し、回収可能性を考慮した「長期間監視付地層処分」の概念を示している（EKRA，2000）。この概念はモニタリングや回収可能性の維持という無期限の地下貯蔵概念に典型的な特徴を、地層処分にある程度反映したものとなっている（図 5.4.2-1 及び図 5.4.2-2 参照）。

⁵⁻¹¹⁾ EKRA：スイス連邦政府により設立された放射性廃棄物処分概念専門家グループで、その役割は異なる廃棄物管理の概念を比較するための背景情報を提供すること、地層処分、長期間監視付地層処分及び無期限の地下貯蔵の比較検討を行うことであり、①能動的・受動的安全性、②モニタリングと管理、③廃棄体の回収可能性という視点を中心に検討を行っている。

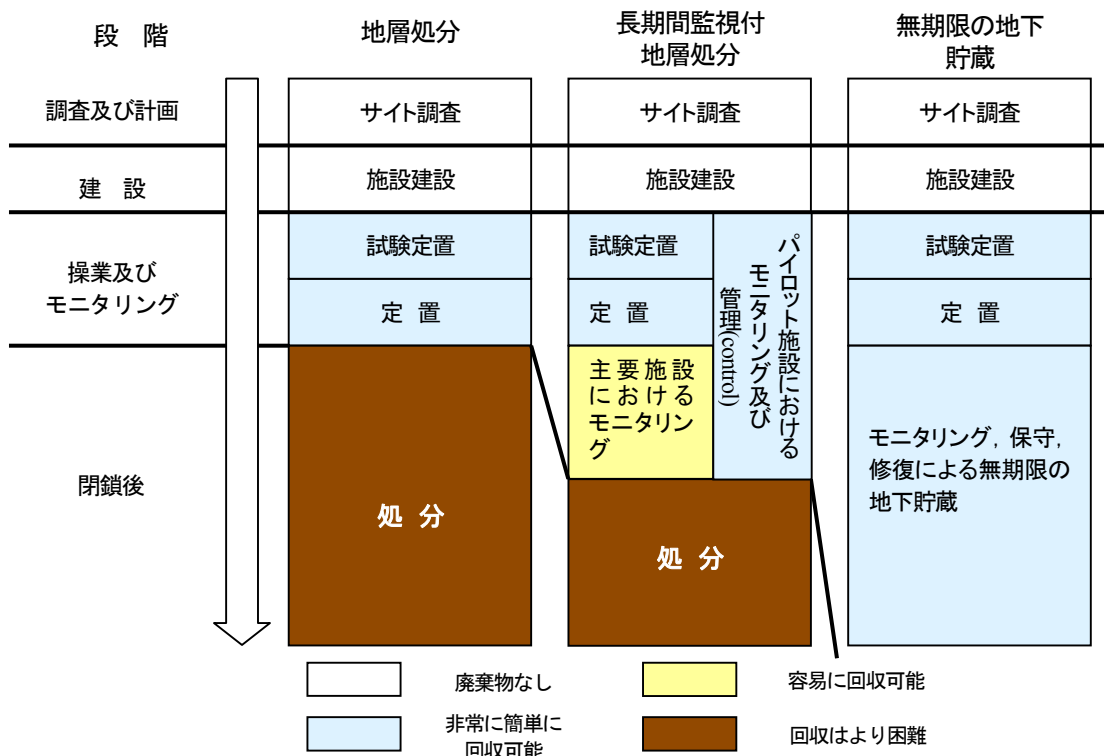


図 5.4.2-1 長期間監視付地層処分の進め方 (EKRA, 2000 を和訳, 一部修正)

長期間監視付地層処分の概念では、図 5.4.2-2 に示すとおり、サイト調査中あるいはサイト調査終了後直ちに「試験施設」が建設される。この試験施設は、許認可で要求される安全性能の提示に必要なサイト固有の情報を取得するための地下研究施設として機能し、処分場の操業段階に移行した後も、「パイロット施設」で行われるモニタリングを補完するために引き続き運用することができるとしている。パイロット施設は、主要施設に先立って建設され主要施設とは水理学的に独立した位置に設置され、処分システムの構成要素について、より精度の高いデータを取得することを目的に建設されるもので、ある一定期間経過後、解体され所要の検査が行われる (EKRA, 2000)。

地層処分は原則的に閉鎖後モニタリングを行わないのに対し、長期間監視付地層処分の概念では、操業中及び主要施設の閉鎖 (坑道の埋め戻し) 後のある期間、パイロット施設において処分の安全性能に関するパラメータのモニタリングが継続される。パイロット施設の役割は、人工バリア及びニアフィールドの長期挙動のモニタリング、安全評価に用いた予測モデルの検証、主要施設閉鎖後の長期間の能動的管理が可能な実証施設としての機能等である。ここで行った様々な試験、観察の成果は、主要施設における人工バリア及びその周辺のある範囲までの天然バリアのモニタリング、必要があれば人工バリアの修復と改善、ニアフィールドもしくは地質環境への想定外の放射性核種の放出があった場合の除染、廃棄体の回収等の活動に反映される。また、主要施設においても埋め戻し後のある期間、遠隔操作によるモニタリングが行われる。

無期限の地下貯蔵の概念は、地下施設への廃棄体定置完了後も閉鎖を行わず、モニタリング、地下施設の保守、修復を行いながら、地下での貯蔵を行うものである。前述したように、EKRA は長

期的な安全性を確保するための方法は地層処分であるとし、無期限の地下貯蔵の概念は否定している。

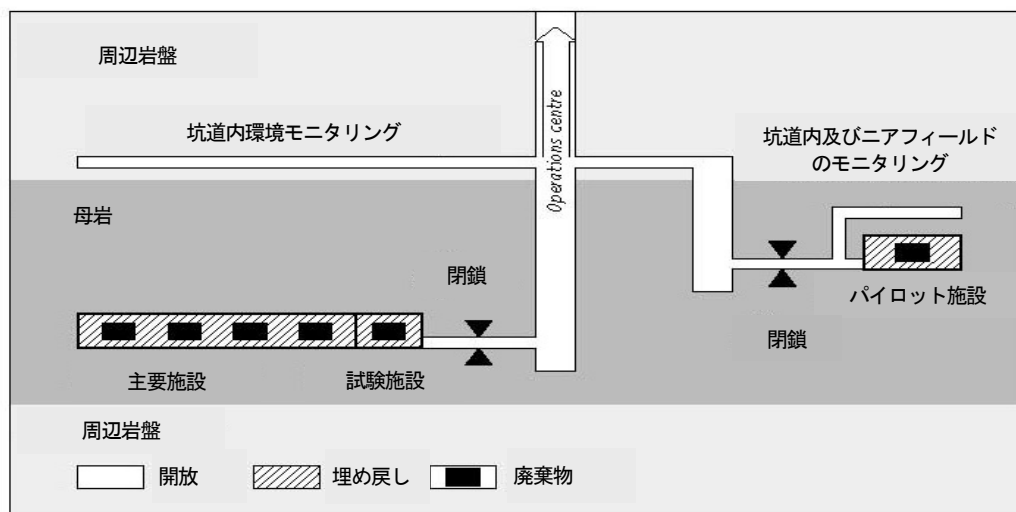


図 5.4.2-2 長期間監視付地層処分の概念 (EKRA, 2000 を和訳)

長期間監視付地層処分の概念は、Nagra によって取りまとめられた Opalinus Clay⁵⁻¹²⁾ を対象とした地層処分プロジェクトに関する安全報告書 (Entsorgungsnachweis) において具体的に検討されている (Nagra, 2002a ; 付録-9, 付図 9-5,6 参照)。

(2) WIPP における適合性確認のためのモニタリング計画

WIPP は、核兵器開発の過程で生じた放射性廃棄物のうち 3.7GBq/t 以下の超ウラン核種を含む放射性廃棄物を地層処分するための施設として、DOE によってニューメキシコ州カールスバッド近傍の岩塩層に建設されたものである。1998 年 5 月に規制当局である米国環境保護庁 (U.S. Environmental Protection Agency : 以下、「EPA」という) による許可を受け、1999 年 3 月より操業を開始している。

EPA の基準 (EPA, 1993, 1996) に従い、実施主体である DOE は、EPA に対して 5 年ごとに適合確認申請書を提出し再認可を受ける必要がある。この適合確認では、性能評価に基づく廃棄物の閉じ込め性能の予測評価に加え、付加的な保証措置の一つとしてモニタリングを実施するよう規定している (EPA, 1996)。このため DOE は許認可申請段階から適合性を示すためのモニタリング計画 (Compliance Monitoring Program) を作成することになっている。

EPA では、モニタリングを「処分場とその周辺の状況の継続的な測定」と定義し、期待される地層処分システムの性能に多大な影響を与えるかもしれない兆候を検知するために行うものとしている (EPA, 1993, 1996)。モニタリングは「閉鎖前モニタリング」と「閉鎖後モニタリング」とに大別されている。これは、閉鎖前と閉鎖後では処分場の閉鎖に伴い適用するモニタリング技術が変わることによる (EPA, 1997)。DOE は、閉鎖前モニタリングの項目として、廃棄体の放射能、人間

⁵⁻¹²⁾ Opalinus Clay はスイス北部に広く分布する頁岩 (粘土岩) 層で、スイスにおける使用済燃料、高レベル放射性廃棄物及び長寿命中レベル放射性廃棄物の処分場を建設する候補母岩層のうちの一つである。1991 年から地質環境調査が開始され、1994 年に実施主体の Nagra と規制当局の両者によって好ましい候補母岩層として確認されている。

侵入（ボーリング掘削）、ファーフールド水理、岩盤力学特性という四つの観点から、①Culebra 層⁵⁻¹³⁾の地下水組成、②Culebra 層の地下水流量の変化、③Castile 層⁵⁻¹⁴⁾塩水域への遭遇確率、④ボーリング掘削率、⑤地盤沈下、⑥放射性廃棄物の放射能、⑦クリープによる閉塞と応力、⑧岩塩層の変形範囲、⑨岩塩層の脆性変形の兆候、⑩岩塩層の変位からなる 10 項目（Compliance Monitoring Parameters：以下、「COMPs」という）を挙げ、このうち①から⑤までは閉鎖後モニタリングの項目としても取り上げている（EPA, 1997）。さらに DOE は、COMPs に関連するモニタリングデータの上限值あるいは下限値としてトリガー値（Trigger Values）を設定している。モニタリングデータがトリガー値の設定範囲を超えることは直ちに基準に不適合であるというわけではないものの、その場合にはさらに調査が必要とされている（SNL, 2000a, 2000b）。上記 5 項目以外の閉鎖後モニタリングの項目については処分場の最終的な閉鎖時に策定されることとなっている（DOE, 1996）。また、閉鎖後モニタリングの期間については、DOE が「これ以上、モニタリングを実施する必要がない」ことを EPA に示すことができるまで継続するよう規定されている（EPA, 1996）。

(3) YMP における性能確認のためのモニタリング計画

YMP に対しては、規制当局である米国原子力規制委員会（U.S. Nuclear Regulatory Commission：以下、「USNRC」という）が、実施主体である DOE に対し「ネバダ州ユッカマウンテンに提案されている地層処分場における高レベル放射性廃棄物の処分」に関する最終規則（10 CFR Part 63）（USNRC, 2001a）を規定している。この規則には、①建設及び操業期間を通じて地下の環境の状態及びその変化が許認可取得時に想定した範囲内にあること、②天然及び工学的なシステム並びに構成要素が閉鎖後のバリアとして機能していることを示す性能確認のためのデータを提供することを目的とするモニタリングについて規定を行っている（USNRC, 2001a）。

DOE はこの規制要件に基づいて、性能確認のためのモニタリングを、①閉鎖前安全モニタリング、②性能確認、③閉鎖後モニタリングに区分している。閉鎖前安全モニタリングは主に処分場閉鎖前の全期間にわたる作業員及び訪問者にとって安全な環境を維持するためのモニタリングである。性能確認は処分場閉鎖までに実施する一連の試験、モニタリング、解析作業からなり、ここでのモニタリングは閉鎖後の処分場の性能に影響を与える条件やプロセスについてデータを収集することである。閉鎖後モニタリングは、施設の閉鎖後に処分場周辺で行われるモニタリングで、そのための計画は将来の実用化技術も考慮して処分場閉鎖までに明らかにされる（DOE, 2002）。

上述したモニタリングについては、「性能確認プログラム」（Performance Confirmation Program）として示されており、具体的には以下の八つの段階からなるアプローチがとられている（DOE, 2002）。

⁵⁻¹³⁾ Culebra 層：WIPP の地下約 200m の位置に薄く堆積する層（ドロマイト層）。規制当局である EPA 及びニューメキシコ州環境局（The New Mexico Environment Department）から WIPP で最も透水性が高く飽和した滞水層として地下水モニタリングで最も重要な層と位置付けられている。

⁵⁻¹⁴⁾ Castile 層：WIPP の地下約 800～1100m の位置に堆積する層。加圧塩水の存在が想定されている。

- ① 性能確認に用いる主要なプロセス（因子）及びパラメータの特定
- ② 性能確認のためのベースラインとするデータベースの確立と主要な因子及びパラメータに対する性能の予測
- ③ 主要な因子とパラメータに関する許容範囲と限界値の設定
- ④ 試験の完了を判定するための基準の明確化とデータが許容範囲もしくは限界値を超えた場合の是正措置に関する指針の設定
- ⑤ 性能確認試験及び性能確認モニタリング計画の作成
- ⑥ モニタリング及び試験によるデータ取得
- ⑦ データの解析及び評価
- ⑧ 必要に応じた是正措置の勧告と性能確認プログラムの変更

上記①から④のステップは、性能確認のベースライン設定であり、⑤から⑧は、その後に取得されるデータに基づく性能確認の過程である。試験からデータ評価までの性能確認プロセスの概要は、図 5.4.2-3 のように示される（DOE, 2002）。

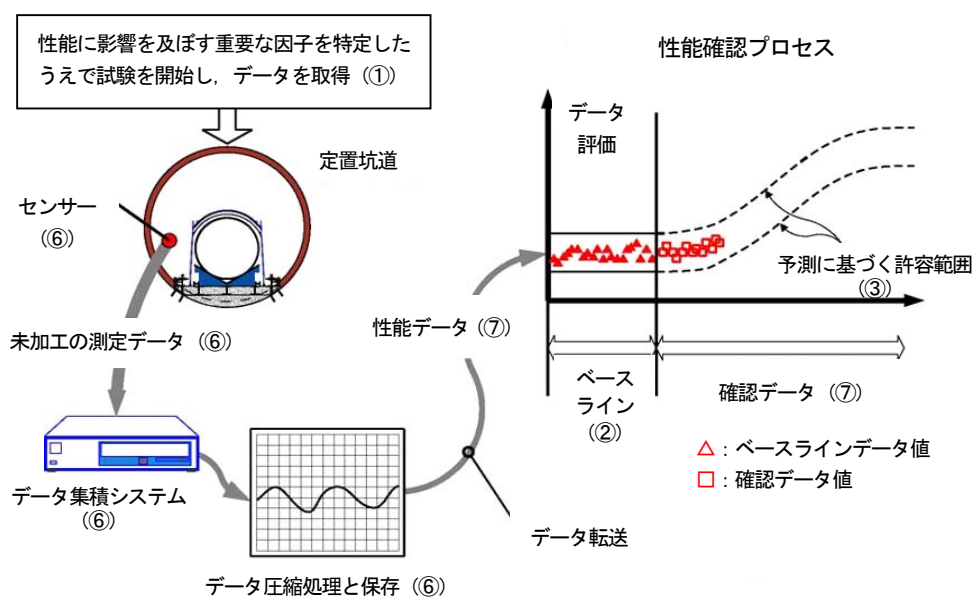


図 5.4.2-3 試験からデータ評価までの性能確認作業（DOE, 2002 を和訳，一部加筆）

原位置での試験から直接得られる未加工の測定データは、解析に用いることができるように変換された後、初期のベースラインデータから予測される性能に基づいて設定された許容範囲にあるかどうかの確認が行われる。

DOE は前述した性能確認のための試験及び付随する具体的なモニタリングの内容について、表 5.4.2-1 のように示している。

表 5.4.2-1 性能確認のための試験及びモニタリング (DOE, 2002 に基づき作成)

区分	性能確認項目	具体的な内容
重要な性能確認項目	浸出水モニタリング	岩盤周囲から坑道への浸出水を測定。
	廃棄物パッケージ原位置モニタリング	処分坑道において遠隔操作により、廃棄物パッケージの外観確認、発熱量、放射線量を測定。
	長期材料特性試験	使用済燃料、廃棄物パッケージ、ドリップシールド材の様々な劣化現象に関するデータを取得するための長期的な試験研究を継続的に実施。
	換気モニタリング	処分坑道の給排気のサンプリング。
	岩体モニタリング	熱・水・応力連成挙動の概念理解と数値シミュレーションの確認を目的に、処分坑道周辺の岩盤応答についての性能確認期間にわたるモニタリング。
	坑道内モニタリング	遠隔装置によるモニタリングや換気モニタリングなど間接的な坑道内モニタリングを補完するため、処分坑道内の特定区域で継続する環境条件のモニタリング。
	搬入材料モニタリング	処分場性能に影響を及ぼす可能性のあるパラメータのベースラインからの変化を評価するため、建設や操業で搬入される流体及びその他の物質（建設、消火業務等に使用した水、コンクリート、鋼、鉄道車両など）をモニタリング。
	回収材料試験片試験	廃棄物パッケージ材の試験片（溶接部を含む）を、坑道内の様々な場所でその環境に直接触れるよう曝しておき、一定期間後に遠隔装置により回収し、地上あるいは施設外の実験室で分析・試験。
	模擬廃棄物パッケージ試験	廃棄物の代わりに電気ヒーターを入れた実際の廃棄物パッケージと同じ部材、寸法、構造配置の模擬パッケージを、閉鎖後の環境を模擬した試験坑道に設置した試験。
	回収廃棄物パッケージ試験	廃棄物パッケージの回収可能性を維持するために、回収時に想定される廃棄物パッケージの表面又は溶接部の潜在的な劣化について実施する検査と試験（ただし、ここでは性能確認のみを目的に廃棄物パッケージを実際に回収し検査することは行わない）。
閉鎖後シミュレーション試験	閉鎖後を模擬した坑道で計測される状態が許認可で想定した範囲に収まっているかを確認する試験であり、模擬廃棄物パッケージ又は実際の廃棄物パッケージ、ドリップシールド、さらに埋め戻しを行う場合には埋め戻し材によりシステムを構成し、廃棄物パッケージの設置開始後に実施。 一つの試験坑道をいくつかの試験区域に分割し、それぞれの異なるケースを模擬した試験を実施。試験区域は数十年間モニタリングされた後、バリア性能の効果を評価するために解体。	
研究開発及び許認可のための試験	地質観察と作図	廃棄物パッケージ定置位置の地質構造及び主要な割れ目と断層の特性を把握し文書化するため、建設中に掘削個所の地質図を作成。
	地下サンプリング及び室内試験	熱試験と関連するモニタリングとともに行われる浸出水試験を支援するため、測定箇所から岩石サンプルを採取し、室内にて岩石の水理化学的、熱的、力学特性を把握。
	ベースライン解析及び評価	性能確認に必要なデータベースの構築、重要なパラメータの性能予測、パラメータの許容範囲と限界値の設定、試験終了のための判定基準と是正措置のための指針の策定等からなるベースラインの構築。
	不飽和領域試験	予備的に評価されたデータを基に、処分場の建設が周辺岩盤の湿分と浸出水に及ぼす影響及び岩体の吸着、不飽和流と物質移動特性に関する追加の試験。
	ニアフィールド環境試験	予備的に評価されたデータを基に、温度の低下による熱・水・応力・化学連成挙動に伴う岩盤の応答データと、ニアフィールド環境の連成プロセスを模擬したヒーター試験による原位置と実験室で得られる追加データの取得。
	使用済燃料試験	予備的に評価された使用済燃料のデータを基に、想定される条件の範囲にわたって、放射性核種の溶存濃度、コロイド濃度及び廃棄物物質の移行制限特性に関するデータ、並びに被覆管性能に関するデータを取得するための追加の試験。
	廃棄物パッケージ試験	予備的に評価された廃棄物パッケージのデータを基に、バリア材（Alloy22等）特性、応力腐食割れ、物質の相安定及び廃棄物パッケージ材表面に形成された皮膜の安定性に関するデータを取得するための追加の試験。
プロトタイプ試験	ボーリング孔埋め戻し試験	地表のボーリング孔において、試作された埋め戻し材を用いた施工技術と埋め戻し性能の試験を行う。試験後は埋め戻し材を回収し、室内で追加の物性試験を実施。
	斜坑及び立坑埋め戻し試験	実験室や原位置での小規模の試験では対象としなかった大規模工事に関連する設計上の課題の解決と埋め戻し性能の確認を目的に、実規模の斜坑と立坑を用いて埋め戻し試験を行う。
その他技術的に必要なモニタリング	地下水水質モニタリング	処分場上流側と下流側に位置する井戸から、帯水層上部の地下水の化学的性質と放射能を定期的にモニタリング。
	地下水水位及び水温モニタリング	地下水の水質測定と併せて、井戸水の温度と水位を原位置で測定し、建設以前の測定値との比較により地下水流動パターンの水理学的な変化などを検出。
	地表隆起モニタリング	定期的に精度の高い測定法を用いて、処分場上部の地表に設けた基準点からの隆起量をモニタリング。
	地下地震動モニタリング	処分場深度での地震の発生頻度と震度を測定し、設計基準地震との比較による安全裕度を確認。

廃棄物パッケージを原位置でモニタリングする装置として、図 5.4.2-4 に示すような門型構台（ガントリー）が検討されている。

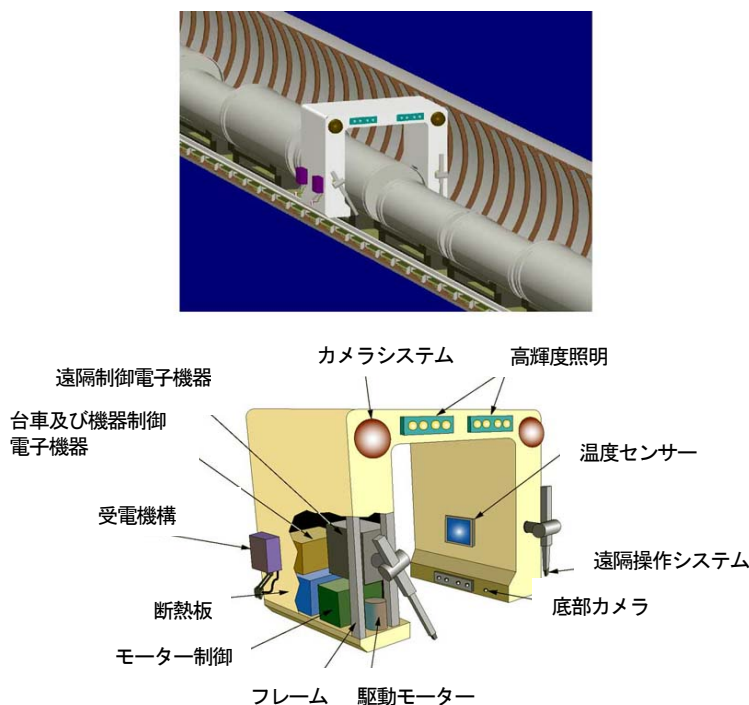


図 5.4.2-4 性能確認検査ガントリー（DOE, 2002 を和訳）

5.4.3 処分事業におけるモニタリング計画の考え方

処分事業におけるモニタリング計画については、今後、国の安全規制に関する検討等に基づいて具体的に定められていくことになるが、ここでは、5.4.1 及び 5.4.2 で述べた国際的議論や各国における検討事例をふまえ、考えられるモニタリングの目的やその目的に応じた計測項目の概略について整理するとともに、計測技術の現状を紹介する。

原子力安全委員会の安全規制の基本的考え方（原子力安全委員会，2000b）や第2次取りまとめにおいて示されているように（5.4.1 参照），モニタリングの主要な目的は，以下の二点に整理できる。

- ① 調査，建設，操業，閉鎖段階における全事業期間を通じて環境対策，放射線安全対策及び作業安全対策が有効に機能していることを確認する。
- ② 処分場の閉鎖に際し，安全評価の結果が妥当であることを確認するため，建設及び操業段階においてバリア性能にかかわるデータを取得する。

このような考え方は，米国の WIPP や YMP に対して EPA や USNRC によって示された規制やそれを受けた DOE のモニタリング計画において示されている考え方と同様のものである。なお，閉鎖後のモニタリングについては，米国では規制によって求められている。閉鎖前の安全確認を確実にすることにより技術的には必要はないと考えられるものの，既に述べたように社会的な要求から必要とされた場合にはある一定期間のモニタリングの実施についても検討を行う。

前記の二つの目的に対して各事業段階で必要と考えられる主要なモニタリングの内容を図5.4.2-5に例示する（原子力発電環境整備機構，2002c）。

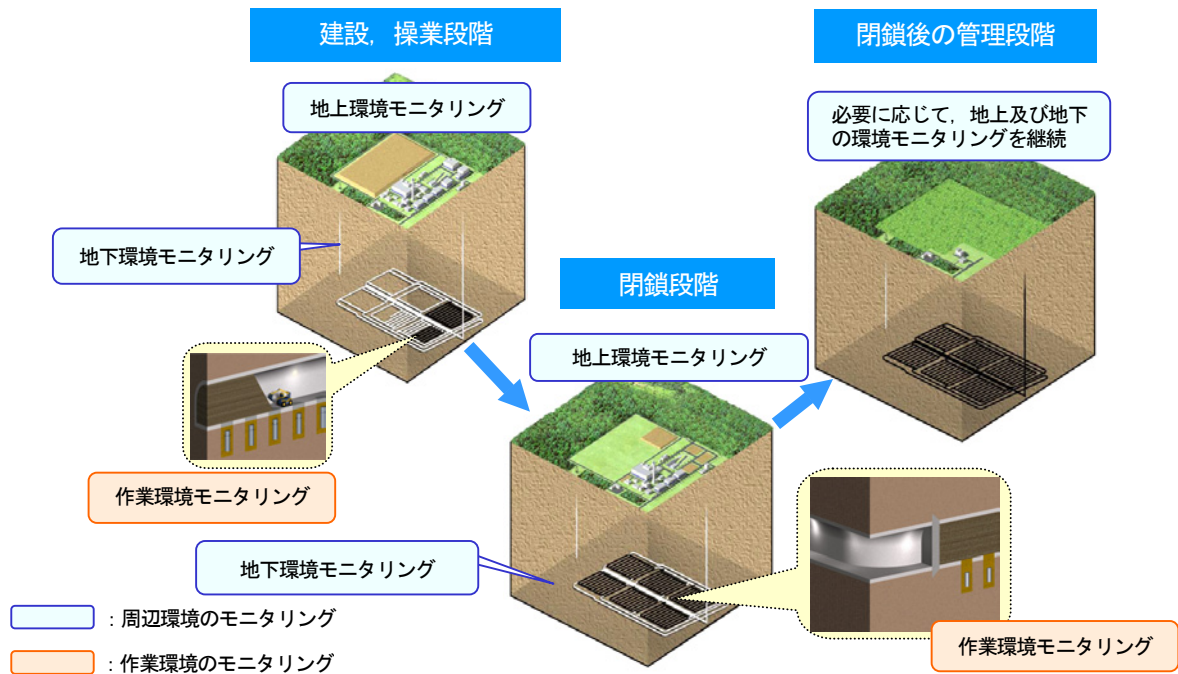


図 5.4.2-5 モニタリングの概要（原子力発電環境整備機構，2002c）

これらのモニタリングについては、図5.4.2-5に示すように「周辺環境のモニタリング」と「作業環境のモニタリング」の二つに区分して整理することができる。その概略を以下に示す。

(1) 周辺環境のモニタリング

(i) 地上環境モニタリング

事業の実施による周辺環境への影響を予測、評価するため、大気質（粉塵）、気象、騒音・振動、道路交通騒音・振動、地下水の水位・水質、一般排水、動植物、生態系などの項目について継続的に測定する。また、保全措置の効果を適宜モニタリングし、必要があれば保全措置の改善もしくは追加措置の検討に資する（5.3 参照）

(ii) 環境放射線モニタリング

処分場の設置により定められると予想される周辺監視区域において、空気中の放射線量、海水・土壌・農産物・海生生物などの環境試料を適宜採取し、放射能の測定を行う。モニタリングの方式については、現行の原子力施設周辺において実施されている環境放射線モニタリングを参考にすることができる。

(iii) 地下環境モニタリング

人工バリア周辺岩盤や処分施設周辺の地質環境が所期のバリア性能を発揮する条件の範囲にあることを確認あるいは予測するため、必要なモニタリングを行う。計測する項目は、主に水理学的特性、地球化学的特性及び地質学的特性である。また、必要に応じ人工バリア内においても性能を確認あるいは予測するためのモニタリングを行う。これらにより得られる情報は、サイト調査・選定、建設、操業段階の品質管理によって取得される情報と合わせて、処分場を閉鎖するための技術的な判断に用いられる。

(2) 作業環境のモニタリング

(i) 作業空間モニタリング

坑道内における作業安全及び良好な作業環境を確保するため、温度、湿度、酸素量、ガス、粉塵等について継続的に測定する。

(ii) 放射線モニタリング

放射線管理区域における線量当量率や放射性物質濃度を測定する。作業安全の確保、作業環境の保全是、原則的には、土木、鉱山、原子力などの分野における現行の法規制あるいは基準類などに準拠して実施可能である。

モニタリングにより異常が認められた場合には、原因を調査し適切な対策を講ずる。また、モニタリング結果を公開し、安全対策や環境対策が適切であることが客観的に確認できるようにすることも重要である。

第2次取りまとめでは、前述したモニタリング項目に対し、計測を行うために用いることが可能と考えられる要素技術は既に数多く存在することが示されている。今後、長期耐久性や空間的分解性能等の改良、高度化による計測技術の開発と、これらを用いた処分全体での体系的なモニタリングシステムの構築が必要であるとしている（核燃料サイクル開発機構、1999a）。

こうした体系的なモニタリングシステムを検討するうえで、既に実施されているスウェーデンのエスポ HRL における Prototype Repository Project (Dahlström, 1998) やスイスグリムゼル岩盤研究所における FEBEX Project (ENRESA, 1998) で用いられた計測技術に関する知見が活用できると考えられる。例えば、スウェーデンのエスポ HRL で行われた緩衝材の特性に関する長期試験では、供試体に設置した計測器センサーの腐食が課題とされ、耐久性の観点からチタン材料の利用が考えられている (SKB, 2000a)。また、瑞浪超深地層研究所計画及び幌延深地層研究計画で進められている各種試験（核燃料サイクル開発機構、2003）においても、このような計測技術に関する知見が得られることが期待され、これらを十分に活用していく。

また、原環センターは、バリアシステムへの影響を低減するため、モニタリング機器用ケーブルを用いない技術の一つとして、得られたデータの無線通信技術の適用性に関する基礎的試験をエスポ HRL で実施している。現在、岩盤内でも約百mの無線通信が可能であることの見通しを得るとともに精度向上のための課題を整理している。さらに、緩衝材内部や人工バリア周辺岩盤での酸化

還元電位 (Eh) や水素イオン濃度 (pH) の原位置測定技術についても調査, 研究を行っている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2003b)。今後, こうした検討の成果もふまえて処分全体での体系的なモニタリングシステムの構築を進めていくことが重要となる。

5.5 品質保証

5.5.1 放射性廃棄物管理における品質保証

第2章から第6章において述べているように, 処分事業を進めるうえで様々な側面から原環機構の業務品質の確保 (品質保証) が重要な要素となっている。品質管理 (Quality Control) は要求品質を満足するように取り組む活動 (プロセス) であり, 品質保証 (Quality Assurance) は品質管理を行いながら要求品質を満たしていることの確信を与える (保証する) 活動とされる。最近の国際標準化機構 (International Organization for Standardization : 以下, 「ISO」という) の規格では, さらに要求事項に対する顧客の満足度の向上も視野に入れた品質マネジメント (Quality Management) という概念が導入されている (ISO, 2000a, 2000b)。

IAEA の示している放射性廃棄物管理の原則 9 (付録-3 参照) では, 「放射性廃棄物管理にかかわる施設の安全性は, 施設の供用期間中, 適切に確保されなければならない」とされ, 放射性廃棄物管理の施設の供用期間を通じて, 適切なレベルの品質保証, 適切な要員の訓練と資質が維持されることの重要性が強調されている (IAEA, 1995)。

放射性廃棄物処分に関する品質保証については, IAEA の原子力発電に関する安全基準 (IAEA, 1988) や各国において策定された原子力施設についての規制内容を適用することが検討されてきたが, 処分事業は長期にわたること, また閉鎖後の極めて長期間にわたる安全性を論じる必要があることから, 地層処分に特化した品質保証のあり方を検討することの重要性が示唆されている (IAEA, 1996c)。

第2章に述べたように, 段階的な事業の推進における意思決定に対しては地層処分の技術的な実現性と長期的安全性に関する判断材料を提供することが特に重要であることから, 事業の各段階で適切な信頼性を有するセーフティーケースの構築にかかわる品質を確保するための品質保証体系を準備することが不可欠である。

以下では各国の品質保証に対する取組みを概観し, 今後処分事業の特徴を考慮した品質保証をいかに体系化していくかを論ずる。

5.5.2 各国における処分実施主体の取り組み

地層処分実施主体に対する規制上の要求への対応や着実な事業推進のため, 情報の追跡性 (traceability) や透明性 (transparency) を確保するという観点から品質保証の重要性が各国において認識されている。実際, スウェーデン, ドイツ, フィンランド, フランス, 米国では, 安全規制において品質保証が言及され, 許認可の取得で必要となる情報, データ, 様々な技術的検討のための前提条件, 意思決定等にかかわる種々の記録に対し追跡性を確保することなどが義務づけられている。カナダ, スイスにおいても実施主体が社会的要求への対応から積極的に品質保証に取り組んで

いる。付録-7にこれらの国々における品質保証、品質マネジメントへの取組みの状況を示す。

処分事業における品質保証計画の策定にあたっては、他の原子力施設の品質保証計画を適用することから開始した国が多く、それぞれ共通する点が多い。しかし、近年、欧州各国（スイス、スウェーデン、ドイツ、フィンランド、フランス）の処分実施主体では利害関係者の理解と信頼を得るため、ISOのISO9001:2000（品質マネジメントシステム - 要求事項、2000年版）やISO14001:2000（環境マネジメントシステム - 仕様及び利用の手引き、2000年版）の認証を取得、あるいは取得を目指す傾向がみられる。これは、最初に述べたように、ISOでの品質マネジメントの概念を取り入れることが、利害関係者の理解と信頼を得ながら事業を進めていくうえで非常に有効であると考えられるようになってきたことによる。

前述した国のうち、サイト選定に関して進捗が見られるスウェーデン、フィンランド、米国ではサイト調査やそれによって得られる情報を用いた処分場の設計・性能評価等にかかわる品質保証の実施方法や手順が詳細に検討されている。

例えばスウェーデンにおいて現在進行中のサイト選定作業では、実施主体のスウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（Svensk Kärnbränslehantering AB：以下、「SKB」という）は調査の計画立案と実施から調査結果に基づく処分場の設計や安全評価までのすべてを品質保証の対象としている。調査で得られたデータや結果がどのように用いられたか、また何に基づいて種々の決定がなされたかについて十分な追跡性を確保することを目的として、文書化と文書管理のための手続きを規定している（SKB, 2000b）。

フィンランドでは、放射性廃棄物処分にかかわる研究開発及び技術的設計（research, development and technical design）プロジェクトのうち、特にサイト調査にかかわる原位置試験の手引き書に重点をおいて品質保証が進められている。また、実施主体のPosivaは規制機関であるフィンランド放射線・原子力安全局（Säteilyturvakeskus：以下、「STUK」という）からの勧告もふまえて「良好な安全文化（A good safety culture）」の構築に向けた検討に取り組んでいる（Vira, 2003）。

米国WIPPでは、1970年代のサイト特性評価段階から事業とともに進展した規制に応じて段階的に品質保証システムを整備してきており、米国機械学会（American Society of Mechanical Engineers）が原子力発電所建設のために策定した規格NQA-1（「原子力施設のための品質保証要求事項（Quality Assurance Program Requirements for Nuclear Facilities）」）に基づく品質保証計画解説（Quality Assurance Program Description）によって、品質保証の実施方法、手順や文書の位置付け・役割の概要を示している。特に規制当局に提出する主要文書及び添付文書、事業の各段階で作成される技術報告書や設計にかかわる文書の品質を高める手段として、“T2R3”と呼ばれる①追跡性（Traceability）、②透明性（Transparency）、③客観性（Review）、④再現性（Reproducibility）、⑤検索の容易性（Retrievability）の確保を基本に考えている（Pickering, 1997）。

諸外国において進められている品質保証、品質管理の主要な点を参考にしつつ、事業の各段階に応じた品質管理の考え方を以下に概説する。

5.5.3 事業を進めるうえでの段階に応じた品質管理の考え方

処分事業の各段階に対して適切な信頼性を有するセーフティーケースを構築するためには、5.1に示した処分場の各段階（サイト調査・選定、建設、操業、閉鎖段階）における種々の制約条件のもとで技術的な品質を保証しながらこれを行うことが重要である。

以下ではこのような品質を保証するため、サイト調査・選定、建設、操業、閉鎖の各段階において必要となる品質管理の考え方や管理項目の例について示す。なお、セーフティーケース構築のためには、安全評価に関する包括的な品質管理が重要であるが、これについては6.4.2に詳しく示す。

(1) サイト調査・選定段階における品質管理の考え方

サイト調査・選定にかかわる品質保証では、地質環境の長期安定性や処分場の設計・性能評価に関連する地質環境の特性を適切に把握することを品質目標とする。このため、処分場概念に固有の特徴を考慮した文献調査、地表踏査、物理探査、ボーリング調査等の実施に関して予め準備した品質保証計画に基づき、要求品質を満足する情報・データの取得に努めるとともにそれらを評価したうえで、要求品質に対して適切に管理する。この段階で重要となるのは地質統合の作業であり、特定サイトの様々な地質環境の情報がそれぞれ整合性を確保した状態で整理され、適切に文書化される必要がある。

処分場の設計・性能評価における品質管理は、各種設計基準、指針等に基づき処分場の地上施設及び地下施設、人工バリアがそれぞれに要求される機能を発揮するよう設計されていることを保証することである。したがって、設計に用いるデータセットや解析コード等の品質管理が十分になされる必要がある。また、設計や性能評価の試行に基づき地質環境条件に関する情報の質と量を確認し、さらに必要となる情報を明らかにすることによって、サイト調査・選定にかかわる品質保証に資することが重要である。

(2) 建設段階における品質管理の考え方

第2次取りまとめでは、処分場の建設における品質管理の目的は、「工事目的物が所定の品質・規格を満足するように施工されていることを、施工途中における各種の試験・検査・検測によって確認し、不良の発生を未然に防止することである」（核燃料サイクル開発機構、1999c）とされ、さらに「品質管理には、使用材料の品質・規格などの管理と、工事目的物として所定の形状寸法・強度などを満足していることを確認するための出来形管理とがある。アクセス坑道、主要・連絡坑道及び処分坑道の建設時においては、吹付けコンクリート、ロックボルト、鋼製支保工、覆工の各部材は地山と一体となり、地山の有する支保機能を有効に利用するために重要なもので、その品質の良否は、トンネルなど構造物としての健全度を左右することになる」と記述されている（核燃料サイクル開発機構、1999c）。

このような品質管理を実施するうえでは、従来の建設工事や鉱山技術で開発され多くの実績がある方法を適用し、閉鎖までの長期間にわたって、坑道を始めとする処分施設の安全機能を維持することが建設段階の要求事項として特に重要となる。また、深度や掘削延長などの観点からこれまで

にあまり例のない工事であることから、継続して品質管理手法の改善を行うとともに、土木工学や鉱山工学などの分野における技術の進展を適切に反映していくことが肝要である。

(3) 操業段階における品質管理の考え方

5.2.3 で述べたように操業段階においては、ガラス固化体の処分場への輸送、処分場での受け入れ作業、ガラス固化体のオーバーパックへの封入・検査、緩衝材の製作、埋め戻し材の製作、廃棄体及び緩衝材の地下への搬送、定置、処分坑道の埋め戻しが行われる。これらの各作業は適切な品質管理のもとに行われることが重要である。特に閉鎖後の長期安全性を確かなものとするため、人工バリアの主要な要素であるオーバーパックと緩衝材については、求められる安全機能を発揮できるように厳密な品質管理を実施する必要がある。

(i) オーバーパックに関する品質管理

第2次取りまとめでは、「オーバーパックの品質管理は、材料調達に関する管理、工場における製作管理、処分場地上施設におけるガラス固化体封入時の管理などに大別される。材料調達にかかわる管理項目には、購入仕様書とミルシートの照合によって行われる材料の組成、強度や寸法などが挙げられる。また、製作管理にかかわる管理項目としては、非破壊検査、寸法計測などによって行われる有害な欠陥の有無、収納部の寸法などが挙げられる」とされている（核燃料サイクル開発機構、1999a）。

オーバーパックに求められる最も重要な安全機能はガラス固化体の物理的な閉じ込めであり、固化体封入溶接部に対する遠隔自動検査装置などについては、5.2.3 (1) (ii) で述べたとおりである。

原環センターでは、オーバーパックの遠隔溶接・検査技術の検討を進めており、関連する品質管理項目についても国内外の既存技術を対象とした調査を行っている。その結果、炭素鋼オーバーパックについては、特に溶接部健全性の確保が重要であり、溶接欠陥検出のための検査技術の向上や溶接欠陥を判定するための基準の確立等に関する検討が品質管理上重要とされている。一方複合オーバーパックについては、耐食層の初期欠陥防止に関する品質管理が最も重要であるとしている（原子力環境整備促進・資金管理センター、2002a）。

これらの点については、今後処分概念に応じた実証試験などを行い、品質管理の体系化を進めることが重要である。

(ii) 緩衝材に関する品質管理

緩衝材に要求される性能には止水性、自己シール性、熱伝導性、化学的緩衝性、応力緩衝性等がある（4.4.1 (2) 参照）。これらの機能を確保するために、透水試験、膨潤性試験、熱伝導率測定、間隙水の pH や Eh の測定、強度（圧縮強度、引張強度、せん断強度等）試験等が実施される。品質管理においては、緩衝材がこれらの要求性能を満足するかどうかを判断する指標として、緩衝材の構成材料であるベントナイトの特性（モンモリロナイト含有量、水分）、緩衝材の密度が管理項目として取り上げられている（核燃料サイクル開発機構、1999c）。

原環センターでは、ブロック型、一体型、原位置締固め型、ペレット型といった緩衝材の形態ごとに品質管理項目を検討し、その特徴を整理している（原子力環境整備促進・資金管理センター，2001，2002a，2003a）。

(iii) 搬送・定置に関する品質管理

第2次取りまとめでは、操業期間中の廃棄体及び緩衝材の搬送・定置に関する品質管理項目として、①遵守すべき輸送基準の確認、②搬送中の品質確保、③定置条件が整っていること、④正しい定置状態にあることなどが考えられている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。特に搬送においては有害な振動や落下の有無、定置に関しては処分孔又は処分坑道における障害物の有無、緩衝材と岩盤との間隙に充填材が適切に充填されていることを確認することなどが重要となる。

なお、原環センターでは、遠隔ハンドリング・定置装置の技術開発を進めており、それらに関する品質管理項目についても国内外の既存技術を対象とした調査を行っている。このような遠隔操作による搬送・定置システムの品質管理において考慮する項目として、例えば、オーバーパックに関しては、搬送及び定置時のオーバーパックへの力学的影響と定置精度を、緩衝材に関しては、同様に搬送及び定置時の力学的影響、地下水、湿度などの周辺環境の影響と定置精度を挙げている。特に湿度や地下水の浸入については、ブロック型緩衝材の場合、湿分の吸収や乾燥による水分の抜け出しに起因するひび割れ、剥離の発生により品質の低下を生じる恐れがあることから、それらに対する品質管理の重要性を指摘している（原子力環境整備促進・資金管理センター，2001，2002a，2003a）。

(4) 閉鎖段階における品質管理の考え方

閉鎖段階では、処分坑道、連絡坑道及びアクセス坑道の埋め戻しが行われる。また、調査試験やモニタリングに用いられるボーリングも埋め戻される。

(i) 処分坑道の埋め戻しに関する品質管理

第2次取りまとめでは、処分坑道の埋め戻しには、「所定の埋め戻し材を用いて、設計された乾燥密度で均一に施工し、坑道を充填することが求められる」と示されている（核燃料サイクル開発機構，1999a）。

また、「埋め戻し材とプラグ材の品質管理項目は、材料の形態に依存する。ベントナイトと骨材の混合材による埋め戻し材と粘土プラグ材の透水性などの特性を左右するのは、ベントナイトの混合率、密度及び含水比であり、これらは重要な品質管理項目となる」、「これらの品質管理は、類似の建設工事で適用されている現状技術により十分に行うことができる」とされている（核燃料サイクル開発機構，1999a）。

(ii) 連絡坑道及びアクセス坑道の埋め戻しに関する品質管理

連絡坑道及びアクセス坑道の埋め戻しの要求品質として、それらが地上と地下を結ぶ放射性核種の移行経路とならないような低透水性を確保することが求められる。第2次取りまとめでは、それらの品質管理項目は前記 (i) と同様であり、「これらの品質管理は、類似の建設工事で適用されて

いる現状技術により十分に行うことができる」とされている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。

(iii) ボーリング孔の埋め戻しに関する品質管理

第2次取りまとめでは、「ボーリング孔の埋め戻しの品質においては、それが放射性核種の移行経路とならないような低透水性を確保することが求められる」とされている（核燃料サイクル開発機構，1999c）。ボーリング孔の埋め戻しに関しては諸外国で試験実績がある（4.5.2 (1) (iv) (b) 参照）が、さらに実証を進め品質管理の体系を明確にすることが重要である。

なお、閉鎖後のある期間においても、処分場の状況が安全確保上支障のないことであることを確認するため、必要に応じモニタリング等を行うことが考えられる（5.1.2 参照）が、それらモニタリングデータの取得や分析・評価にあたって十分な品質管理を行うことが重要である。

今後、原環機構の事業に対する技術的な信頼性を高め、利害関係者の求める情報を適切に提供するためには、品質マネジメントの概念の導入を図ったうえで、前項(1)～(4)に述べたような様々な品質を保証することが不可欠であると考えられることから、海外の処分実施主体等の先行事例を参考として、事業に適応した品質マネジメントシステム（Quality Management System）を構築し適切に運用していく。このシステムは事業の進展に応じて継続的に改良を行っていくことが重要である。

5.6 回収技術

5.6.1 回収可能性に関する考え方

回収可能性については2.3.4 (2) 及び5.4.2 項でも述べたように、段階的な計画の推進における可逆性を保証し、地層処分に関するより広範な社会的信頼を獲得するうえで重要であると考えられている（例えば OECD/NEA, 1995b ; IAEA, 2000）。回収可能性に関する考え方は、法令による規定、規制機関による安全規制、実施主体における方針・検討状況など、各国の事情や処分事業の進捗状況に応じて様々である。

わが国では、原子力安全委員会の「高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について（第1次報告）」において、

「処分場の閉鎖に際しては、建設段階及び操業段階に得られたデータを追加し、安全評価の結果が妥当であることの確認を行う。また、その妥当性を確認するまでの期間は、高レベル放射性廃棄物の回収の可能性を維持することが重要である」

としている（原子力安全委員会，2000b）。

諸外国における回収可能性に関する規制等の現状は付録-8 にまとめているが、以下では、規制面からの要求に基づいて具体的に検討が行われている回収技術について例示する。

米国では、操業期間中の使用済燃料の回収が可能となるよう処分場の設計、建設を行うことが1987年に制定された放射性廃棄物政策法（Nuclear Waste Policy Act）で定められている。YMPに関

しては回収可能性を維持する期間として、USNRCが「定置作業開始から50年間は回収できるように設計すること」と規定（USNRC, 2001b）しているのに対し、DOEはモニタリングのために300年間の回収可能性を維持することの技術的な実現性についても検討を行っている（DOE, 2002）。

法律や規制上、回収可能性に言及している国としては、他にフランス、フィンランド、カナダ、スウェーデン、スイスを挙げることができる。

フランスでは、1991年に制定された放射性廃棄物管理研究法（LOI n° 91-1381 du 30 Décembre 1991 Relative aux Recherche sur la Gestion des Déchets Radioactifs）により、地層処分は回収可能であることが条件とされている。フィンランドでは、キャニスタの回収可能性を維持するよう処分場を計画すること（STUK, 2001）、カナダでは閉鎖前の性能の確認がされるまでの期間回収可能性が維持されること（AECB, 1985）、スウェーデンでは、回収を容易にするための措置による処分場バリア性能への影響を評価し報告すること（SKI, 2002 ; SSI, 1998）などが、それぞれ規定されている。一方、スイスでは廃棄体の回収についてはその費用が高額となるものの実現可能であるとし、廃棄体の回収や処分場の監視及び管理（修復）を容易にするための措置は処分場の安全性を損なってはならないと規定している（HSK and KSA, 1993）。

また、5.4.2でも述べたようにEKRAは「長期間監視付地層処分」の概念を開発している。EKRAの概念では、まず試験施設とパイロット施設の建設を行い、人工バリア及びニアフィールドの長期モニタリングと実証試験を行い、その後建設される主要施設においては操業期間中、廃棄体の回収可能性を容易にするような設計が検討されている（EKRA, 2000）。

スウェーデンの実施主体であるSKBは、一定期間経過後に廃棄体を何体か取り出して、処分システムの構成要素の性能確認を行うため、本格操業の前に全処分量の約10%を回収可能な状態で処分する（初期操業）ことを計画している（SKB, 2001）。

5.6.2 回収技術の検討事例

回収技術に関する諸外国でのこれまでの検討状況から、廃棄体の回収は原理的に現状の鉱山技術やトンネル技術を応用することにより可能であると考えられている（例えば欧州委員会（European Commission : 以下、「EC」という）、2000 ; IAEA, 2000）。回収に必要な作業の内容は、処分場の概念や事業の段階によって異なり、事業の段階が進むにつれて回収作業は複雑になるとともに、必要な費用も増大する（OECD/NEA, 2001）。例えばECの共同プロジェクトにおいては、次のように、地表での貯蔵から制度的管理を終了した閉鎖後までの13段階に区分し、各段階について具体的な回収技術の検討が行われている（EC, 2000）。

- ① 地表もしくは地表近くでの貯蔵段階
- ② 処分場の設計及び建設、並びに最初の処分孔が完成した段階
- ③ 一つの処分孔に廃棄体を定置した段階
- ④ 廃棄体定置直後の処分孔を埋め戻し密封する前の段階、
- ⑤ 処分孔を埋め戻し密封する段階

- ⑥ 処分孔の埋め戻し・密封後，処分坑道を埋め戻す前の段階
- ⑦ 処分坑道を埋め戻す段階
- ⑧ 処分坑道を埋め戻した後，連絡坑道が埋め戻される前の段階
- ⑨ 連絡坑道を埋め戻す段階
- ⑩ 連絡坑道を埋め戻した後，立坑が埋め戻される前の段階
- ⑪ 立坑を埋め戻し密封する段階
- ⑫ 制度的管理を行う閉鎖後段階
- ⑬ 制度的管理を終了した閉鎖後段階

これらは，5.1.2 で述べた処分場の建設，操業，閉鎖及び必要に応じた管理段階に対しては，それぞれ①～②，③～⑧，⑨～⑪，⑫～⑬が対応している。回収技術の複雑さが特に増大するという観点から重要なマイルストーンとなるのは④廃棄体定置直後の処分孔を埋め戻し密封する前の段階，⑧処分坑道を埋め戻した後，連絡坑道が埋め戻される前の段階，⑩連絡坑道を埋め戻した後，立坑が埋め戻される前の段階の三つの段階であり，これらについて対応する回収技術の内容を示すと以下のようなになる。

(1) 廃棄体定置直後の処分孔を埋め戻し密封する前の段階

基本的に廃棄体定置装置(5.2.3 (2) 参照)を逆に運転することにより回収することができるため，定置装置に可逆機能を加えることにより対応可能となる。

(2) 処分坑道を埋め戻した後，連絡坑道が埋め戻される前の段階

処分孔縦置き方式では処分孔及び処分坑道は埋め戻され，また処分坑道横置き方式では処分坑道が埋め戻された状態にある。このため，処分孔や処分坑道の埋め戻し材，緩衝材を掘削除去したうえで廃棄体を回収する必要がある。廃棄体の定置作業と同様，掘削除去及び回収は遠隔操作により実施し，装置には遮へい性をもたせる。

また，廃棄体に損傷を与えずに回収するためには，廃棄体の正確な位置を記録しておく必要があり，廃棄体定置時の品質管理項目の一つとして重要となる。また，廃棄体回収装置が廃棄体位置を正確に捉えるためには，既存の地中レーダー等の技術を適用することが考えられる。

以下に，この段階での回収技術に関して提案されている典型的な例として，カナダ AECL とスウェーデン SKB における検討事例を紹介する。

カナダの事例では，回収にあたって副次的に発生する廃棄物を減らすため，水の使用を最小限に抑えることを考慮し，処分孔縦置き方式，処分坑道横置き方式とも，廃棄体を周囲の緩衝材と一緒にくり抜く（オーバーコアリング）方法が検討されている。処分孔縦置き方式においては図 5.6.2-1 に示すように廃棄体は緩衝材を周囲に付着させたまま処分孔上部の回収車両に設けられた遮へい容器の内部に回収される（Simmons and Baumgartner, 1994）。

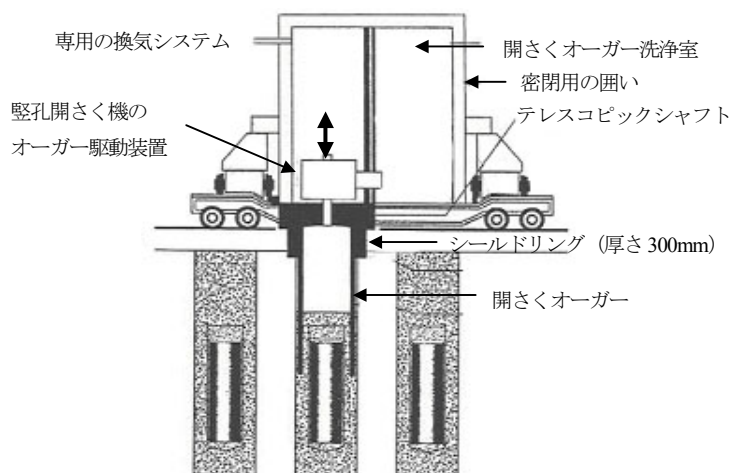


図 5.6.2-1 カナダの処分孔縦置き方式の場合の緩衝材掘削装置
(Simmons and Baumgartner, 1994 を和訳)

同様に図 5.6.2-2 に示すように、処分坑道横置き方式では水平方向に廃棄体を緩衝材ごとくり抜くオーバーコアリング装置にて回収する方法が考えられている。これら作業を行う際には作業に先立ち放射線測定を行い必要に応じて、換気設備などを設置するとともに緩衝材飛散防止と放射線防護のために密閉用の囲いを設置する (Acres Int. Ltd. et al., 1996)。

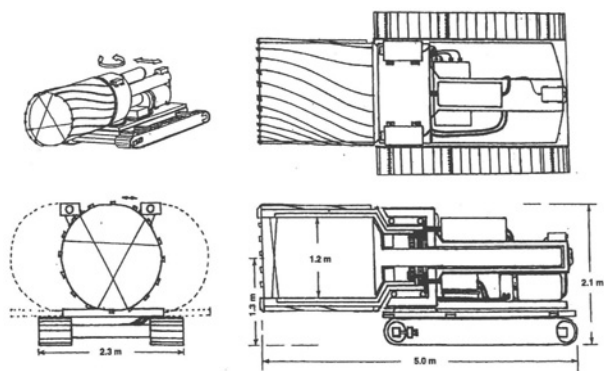


図 5.6.2-2 カナダの処分坑道横置き方式の廃棄体回収装置 (出典：Acres Int. Ltd. et al., 1996)

SKB では、種々の方法を比較検討し、キャニスタを損傷する可能性、作業の複雑さ、エネルギー効率の面から流体力学的方法が最も適切なものとしている (Kalbantner and Sjöblom, 2000)。この方法で考えられている回収技術は二つの段階からなる。まず廃棄体をベントナイトから引き離し、次に廃棄体を把持し遮へい容器に回収する。廃棄体をベントナイトから引き離す方法について検討が行われた結果、流体力学的方法と冷却法が有望と考えられている。図 5.6.2-3 は流体力学的方法の原理を示すものである。この方法は高压で塩水等を注入して敷設されたベントナイトを徐々に緩め、緩んだベントナイトをポンプによって運び出した後、廃棄体を回収するというものである (Kalbantner and Sjöblom, 2000)。冷却法はベントナイトを冷却し収縮させることによって廃棄体とベントナイトの付着を解き、廃棄体を取り出す方法である。

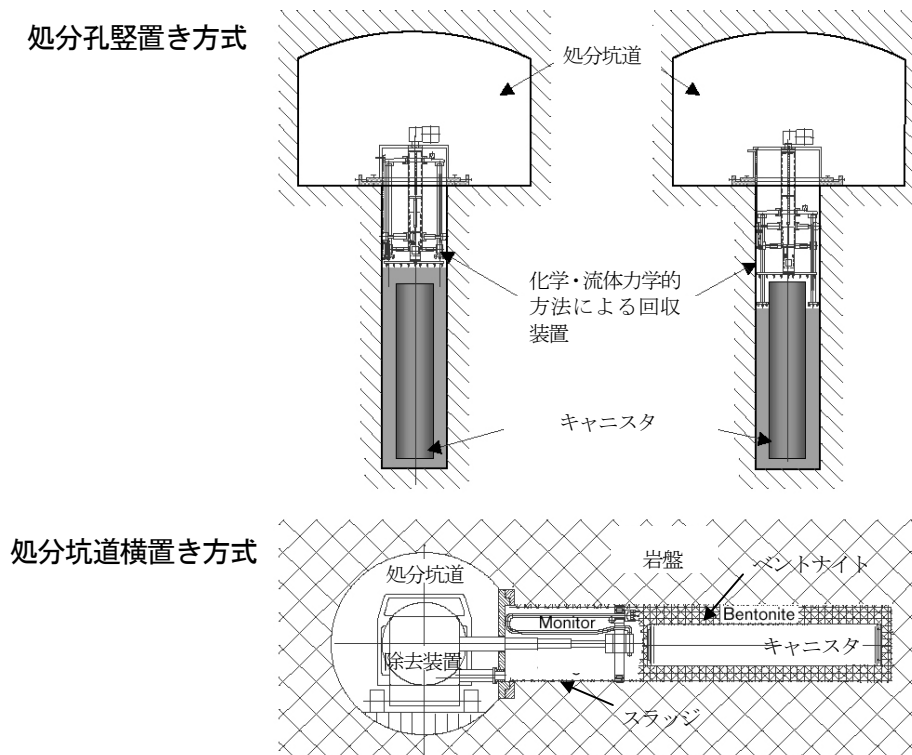


図 5.6.2-3 スウェーデンで検討されている緩衝材除去作業の概念
(Kalbantner and Sjöblom, 2000 を和訳)

これまでに提案されている回収技術には、それぞれ長所、短所があり、今後、実証試験等を通じて総合的に検討を進め、処分場概念に応じて適切なものにしていく必要がある。SKB は、エスポ HRL の坑道において、膨潤したベントナイト緩衝材からキャニスタを取り出した後、坑道まで吊り上げ、放射線遮へい体に収納する実証試験を行うため、2000 年からキャニスタの定置作業を開始している (SKB, 2001)。

(3) 連絡坑道を埋め戻した後、立坑が埋め戻される前の段階

処分坑道の端部や大規模な割れ目にはプラグが設置されるため、回収する廃棄体に接近するためにはその途中にあるプラグを除去する必要がある。プラグは 4.5.2 (1) (iv) に示すとおり、粘土製とコンクリート製が考えられており、それらを安全に除去することについては既存の土木技術を適用することが可能である。処分坑道横置き方式において、回収すべき廃棄体が連絡坑道から比較的近くに存在する場合には、手前にある廃棄体を緩衝材も含めて一つ一つすべて回収した後、回収すべき廃棄体を回収する。回収すべき廃棄体が連絡坑道から離れている場合には、別途アクセスするための坑道を掘削し回収することが合理的と考えられる。

廃棄体に損傷を与えずに回収するためには、廃棄体の正確な位置に関する情報を記録しておくことが必要であり、この観点からも 5.7 に述べる記録保存が重要となる。

処分場が閉鎖された (アクセス坑道が埋め戻された) 後であっても、地表から別途アクセスするための坑道を掘削し、前記 (3) と同様の方法で回収することは不可能ではない。

最初に述べたように、各国におけるこれまでの検討から、廃棄物の回収は原理的には現状の鉱山技術やトンネル技術を応用することにより可能であるとされている。今後、サイト選定の進展に応じ、そのサイト環境条件を考慮した具体的な回収技術の検討とそれらの技術の実証試験を行うことが重要である。

5.7 記録保存

5.7.1 地層処分における記録保存の役割

処分場閉鎖後の制度的管理は、一般に「能動的制度的管理」と「受動的制度的管理」に区分されている (IAEA, 1999)。

- 能動的制度的管理：フェンスや他の物理的障壁の設置による侵入の防止、処分場が閉鎖後も期待される機能を維持していることを確認するための各種モニタリング (5.4 参照) 等によって実施
- 受動的制度的管理：処分場の存在に関する知識の維持、特定の行為に対する土地利用制限等の手段によって実施

2.3.1 で述べたように地層処分システムは、このような制度的管理に頼ることなく長期間にわたって廃棄物を人間の生活環境から安全に隔離することが基本であるが、一方で不用意な人間侵入等によるリスクや処分システムへの悪影響の可能性を低減するとともに、将来世代が処分場に関して重要な決定を行うための情報を提供するという効果が期待されている (例えば、IAEA, 1999)。

記録の保存はこのような制度的管理を実施するうえで不可欠なものである。

最終処分法の第 18 条では、

「機構は、当該最終処分施設に関し経済産業省令で定める事項を記録し、これを経済産業大臣に提出するとともに、その写しを当該機構の事務所に備え置き、公衆の縦覧に供しなければならない」

とし、さらに、

「経済産業大臣は、前項の規定により提出された記録を永久に保存しなければならない」

と定められている。また、原子力安全委員会は「土地利用制限、記録の保存等の制度的管理は、処分場と人間との予測不能な接触の可能性をさらに小さくする上でも有効であると考える」(原子力安全委員会, 2000b) としている。

5.7.2 記録保存方策に関する検討事例

制度的管理に期待される効果のうち、将来世代の処分場への接近・侵入行為の抑制に関しては、例えば WIPP では、規制当局である EPA は処分実施主体である DOE に、マーカーや文書による記録保存を義務づけている (EPA, 1996)。

一方、将来世代の意思決定に資する情報の提供という側面から、例えば北欧原子力安全研究プロジェクト KAN-1.3⁵⁻¹⁵⁾では、廃棄体の回収、処分場の修復あるいは処分システムの再調査・評価といった行為のために長期にわたる情報の保存が必要であるとしている（NKS, 1993）。5.6 で述べたように、実際に廃棄体の回収可能性を維持するためには、廃棄体の特性や定置位置、処分場の施設仕様等に関する記録の保存が重要となる。

記録保存のための具体的方策については、主に次のような観点から検討がなされている。

- 記録保存の期間
- 記録の内容（伝達する情報）
- 記録保存の方法（保存場所、記録媒体、表示形式（言語／将来世代像等））

(1) 記録保存の期間

高レベル放射性廃棄物が有する放射能は時間とともに減衰し、1,000 年後には固化直後の約 3,000 分の 1、数万年後には約 1 万～3 万分の 1 になる（図 2.2.4-3 参照）。このように放射能による潜在的な危険性は減少していくことから、記録保存の必要性も時間とともに低下すると考えることができる。この観点から、記録の保存期間については、主に廃棄物が有する潜在的危険性の時間的変化と関係づけて検討されている。

米国 WIPP 及び YMP に対しては規制によって、マーカー、モニュメントなどによる標識を設置し、合理的に達成される範囲で可能な限り長い期間にわたって処分場エリアを特定できるようにすること、公文書保管所等に最低 1,000 年～数千年間記録を保管することとしている（EPA, 1996 ; USNRC, 2001c ; DOE, 1999）。

フランス原子力施設安全局（DSIN）の安全基本規則 RFSIII.2.f（放射性廃棄物の深地層処分）では、処分場の安全解析において人間侵入などの偶発的な事象を評価する際、初期の 500 年間は記録を保存することにより、これを考慮する必要がないとされている（DSIN, 1991）。

KAN-1.3 の検討では、高レベル放射性廃棄物の放射性核種の毒性を評価し、処分場に関する情報の保存が必要な期間は最低 1,000 年としている（NKS, 1993）。

(2) 記録の内容

記録する内容については、人間侵入の可能性を低減すること及び将来世代の意思決定に資することという 5.7.1 に述べた二つの主な目的に対して検討がなされている。具体的な例として、YMP では、地下施設、ボーリング孔、立坑や斜坑を含む処分場の位置、サイト境界、廃棄物の性質と危険性を確認するための情報、処分場の建設記録及び許認可作業にかかわる記録を保存することとしている（USNRC, 2001c）。

⁵⁻¹⁵⁾ 北欧原子力安全研究プロジェクト KAN-1.3 : 北欧 5 ヶ国の原子力関連規制機関が、原子力安全や放射線防護での科学的共同プロジェクトを実施するための組織とした「原子力安全研究グループ (Nordic Nuclear Safety Research : NKS)」によって取り組まれたプロジェクトの一つ。

(3) 記録保存の方法

記録の保存場所としては、情報の文書や図面等による記録を処分場及び処分場とは別の場所の保管庫に保存する方法と、文字や絵、シンボル等を記したマーカーやモニュメントを処分場もしくはその近傍に設置する方法等が検討されている。KAN-1.3 では、放射性廃棄物処分にかかわる国際的公文書館の設置を提言している (NKS, 1993)。また、処分場、処分場から 10~20km 離れた場所及び国際的公文書館 (公的記録や歴史的文書を保存する場所) など、複数の場所に保存することが提案されている (OECD/NEA, 1995b)。

具体的な例として、(1) で述べたように YMP では、規制当局である USNRC⁵⁻¹⁶⁾は実施主体である DOE に対し、合意的に達成される範囲で可能な限り長期間にわたって、サイト及び地層処分操業区域を確認できるモニュメントを設置すること、将来の侵入者⁵⁻¹⁷⁾が調べる可能性のある記録を公的機関の記録保管所及び土地記録システム並びにその他世界のどこかの記録保管所に保管することを規定している (USNRC, 2001c)。WIPP では、処分場を示す標識として土塁やマーカー、モニュメントを設置し、処分場に関する記録・情報に関しては、処分場近傍において地上に二ヶ所、地下に一ヶ所の合計三ヶ所に記録保管室を設置するとともに、その他世界のどこかの記録センターや公文書館で保管することとしている (EPA, 1996)。

保存するための記録媒体については、紙、マイクロフィルム、電子・磁気媒体、光媒体、岩石、工学素材 (金属及び無機材料) などを対象として、耐久性、保存可能な情報量等が検討されている。記録保存媒体の長期耐久性は、その種類及び保存環境によって異なる。永久紙は保存環境に配慮すれば数百年は有効であることを期待できるが、インク材料の耐久性は十分把握されていないため検討課題とされている (IAEA, 1999 ; NKS, 1993)。また、米国材料試験協会 (American Society for Testing Material) の規格に基づく評価試験で 1,000 年の耐久性をもつ紙が日本国内で開発されている。記録の長期保存媒体として強度、耐久性、耐磨耗性等に優れ、刻印精度も良好な炭化ケイ素が有望な材料であるとの研究事例もある (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2002b)。

情報の表示形式は現代言語、数式、図表、絵文字、シンボル等が考えられている (DOE, 1999 ; NKS, 1993)。将来世代像 (国の制度、文化、価値観、言語、知識レベル等) を予測することは難しく、記録表示形式の選定にあたっては、歴史学、考古学、人類学、言語学、記号学、天文学、情報科学などを参考に、各々の表示の組み合わせや複数言語表示等が必要と考えられている (DOE, 1999 ; NKS, 1993)。米国 WIPP の例では、DOE は廃棄体埋設位置への侵入の危険性、土地利用規制に関する情報を記した WIPP 計画要約書を国連公用六ヶ国語で作成すること、これにナバホ語⁵⁻¹⁸⁾を加えた七ヶ国語によって永続的標識システムを作成することとしている (DOE, 1999)。

なお、処分場の危険性に関するメッセージが遠い将来の人間に理解されず、反対に興味を抱かせ、

⁵⁻¹⁶⁾ EPA は YMP の安全基準の制定に関して責任を有し、YMP に対する EPA 基準 40 CFR Part 197 には記録保存についての規定はない。

⁵⁻¹⁷⁾ 「将来の侵入者」とは、未開発の鉱物資源などを探査する目的で地下の廃棄体埋設位置に対してボーリング調査を行ったり、直接アクセスしようとする者などをいう。

⁵⁻¹⁸⁾ 「ナバホ語」は WIPP 周辺に居住する原住民が用いている言葉。

危険性を理解しないまま処分施設への接近を許してしまう可能性もあるとの議論があり、システム的设计における留意点として挙げられている (OECD/NEA, 1995b)。

以上、国内外における記録保存に関する検討事例を紹介したが、今後、処分場閉鎖後の制度的管理の一つとして「記録の保存」の考え方及び具体的方策をさらに検討していく必要がある。

5.8 まとめ

最終処分施設建設地の選定プロセスで行う調査、及び処分場の建設から管理終了までに行う様々な作業は、既存技術を応用して実現できるものである。本章では最終処分事業に必要な様々な技術に関し、これまでの研究成果や検討結果を例示しながら、その実現性について述べた。

最終処分事業は、処分による長期的な安全性、事業期間中の操業安全性の確保を最優先し、周辺環境への影響が有意なものとならないように配慮して段階的に進められる。このためには、安全対策と環境対策を確実に実行し、事業期間中それらが有効に機能していることをモニタリングによって継続的に確認するとともに、異常がある場合は速やかに原因調査と対策の是正を行う。安全対策や環境対策の内容、モニタリングの結果は公開し、これによって利害関係者の意思決定に資するとともに、事業の透明性や信頼性を確保することが重要である。これらの対策は最終処分法や現行の環境関係法令、今後制定される最終処分に関する安全基準、技術基準に基づいて適切に実施する。

第2章において述べたように、事業を段階的に進めていくうえで計画の可逆性を確保することは重要な要素であり、これを保証するために回収技術について検討を行っておく必要がある。すでに概念的な検討や試験が行われつつあり、今後さらに技術開発や実証試験などを通じて技術的信頼性を高めることが重要である。

処分場閉鎖後の長期安全性を確保するためには、調査段階において可能な限り詳細な地質環境データを取得し、そのデータを用いた設計・性能評価に基づいて処分場の施工を確実に行うことが重要である。これを保証するために、選定段階における調査から、設計・性能評価の実施、地上・地下施設の建設、廃棄体及び緩衝材などの製作や搬送・定置、地下施設の埋め戻しに至るすべての作業に対して品質管理を行う。長期にわたる安全性をより確かなものとするために、処分場の建設、操業時においても適切なモニタリングにより地下の特性に関するデータを取得し、これを用いて、適宜、設計・性能評価の妥当性を確認しながら、事業を進めていく必要がある。さらに、最終処分法にも求められているように、記録の保存を適切に行うことによって、将来の人間侵入の可能性を低減するとともに利害関係者が将来行う意思決定のための情報を提供することが不可欠である。

第5章 参考文献

Acres International Limited, SENES Consultants Limited, SPAR Aerospace Limited and Davy International. (1996) : Feasibility of retrieval of nuclear fuel waste from a sealed disposal vault. AECL Report TR-M-44.

AECB (1985) : Regulatory policy statement. Deep geological disposal of nuclear fuel waste: background information and regulatory requirements regarding the concept assessment phase. AECB Regulatory Document R-71.

Autio, J. and Kirkkomäki, T. (1996) : Boring of full scale deposition holes using a novel dry blind boring method, POSIVA-96-07, Posiva Oy, November 1996.

Dahlström, L.-O. (1998) : Test Plan for the Prototype Repository, SKB Progress Report HRL-98-24.

電力中央研究所・電気事業連合会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術.

DOE (1996) : Waste Isolation Pilot Plant Environmental Monitoring Plan, U.S. Department of Energy, Carlsbad Area Office, DOE/WIPP 96-2194, Carlsbad, NM, U.S.A.

DOE (1999) : Quality Assurance Program Document, U.S. Department of Energy, Carlsbad Area Office, CAO-94-1012, Rev.3, Carlsbad, NM, U.S.A.

DOE (2002) : Yucca Mountain Science and Engineering Report Rev.1, Technical Information Supporting Site Recommendation Consideration, DOE/RW-0539-1, U.S. Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, Washington D.C., U.S.A, February 2002.

DSIN (1991) : Règle Fondamentale Sûreté III.2.f, Stokage définitif de déchets radioactifs en formation géologique profonde, juin 1, 1991. (英訳版 : Statement of Objectives to Be Applied to the Study of Radioactive Waste Disposal in Deep Geological Formations to Ensure Safety after the Operating Period of the Repository, Fundamental Safety Rule, Rule No. III.2.f. Ministry of Industry and Trade, Nuclear Installations Safety Directorate, June 1, 1991.)

EC (2000) : Concerted action on the retrievability of long-lived radioactive waste in deep underground repositories, EC Nuclear Science and Technology Report EUR 19145en, European Commission, Brussels, Belgium.

EKRA (2000) : Disposal Concepts for Radioactive Waste, Final Report, Expert Group on Disposal Concepts for Radioactive Waste (EKRA) , 31st January 2000.

ENRESA (1998) : FEBEX Full-Scale Engineered Barriers Experiment in Crystalline Host Rock, Pre-operational Stage, Summary Report, Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, Spain.

EPA (1993) : Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level, and Transuranic Radioactive Wastes, Final Ruling, 40 CFR Part 191, U.S. Environmental Protection Agency.

EPA (1996) : Criteria for the Certification and Re-certification of the Waste Isolation Pilot Plant's Compliance with the Disposal Regulations: Certification Decision, 40 CFR Part 194, U.S. Environmental Protection Agency.

EPA (1997) : Proposed Rule and Preamble, 40 CFR Part 194: Certification Decision, 10/23/97, U.S. Environmental Protection Agency.

原燃輸送株式会社 (1999) : 原燃輸送株式会社 NUCLEAR FUEL TRANSPORT CO., LTD., パンフレット, 1999.9.

原子力安全委員会 (2000b) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告).

原子力発電環境整備機構 (2000) : 特定放射性廃棄物の最終処分の実施に関する計画, 平成12年11月.

原子力発電環境整備機構 (2002a) : 概要調査地区選定上の考慮事項, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-3.

原子力発電環境整備機構 (2002c) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2.

原子力環境整備促進・資金管理センター (2001) : 平成12年度 高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書 (第2分冊) -遠隔操作技術高度化調査-.

原子力環境整備促進・資金管理センター (2002a) : 平成13年度 高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書 -遠隔操作技術高度化調査-.

原子力環境整備促進・資金管理センター (2002b) : 平成13年度 高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書 -モニタリング機器技術高度化調査- (その3) 地層処分記録保存システムの開発.

原子力環境整備促進・資金管理センター（2003a）：平成14年度 地層処分技術調査等 遠隔操作技術高度化報告書。

原子力環境整備促進・資金管理センター（2003b）：平成14年度 地層処分技術調査報告書－モニタリング機器技術高度化調査－（その1）地層処分モニタリングシステムの検討。

Hane, K., Okutsu, K. and Matsui, N. (2002) : APPLICABILITY OF PNEUMATIC CAPSULE PIPELINE SYSTEM TO RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL FACILITY, Waste Management Symposium 02, February 24-28, 2002, Tucson, Arizona, USA.

HSK and KSA (1993) : Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste, Guideline for Swiss Nuclear Installations, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen and Eidgenössische Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen, HSK-R-21/e, November 1993.

IAEA (1988) : Code on the Safety of Nuclear Power Plants, International Atomic Energy Agency, Quality Assurance Safety Series No. 50-C-QA (Rev. 2) ,Vienna, Austria.

IAEA (1995) : The Principles of Radioactive Waste Management, International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 111-F, Vienna, Austria.

IAEA (1996b) : IAEA SAFETY STANDARDS SERIES, Regulations for Safe Transport of Radioactive Material, 1996 Edition (Revised) , REQUIREMENTS, International Atomic Energy Agency, No. TS-R-1 (ST-1, Revised) , Vienna, Austria.

IAEA (1996c) : Application of quality assurance to radioactive waste disposal facilities, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-895, Vienna, Austria, August 1996.

IAEA (1999) : Maintenance of records for radioactive waste disposal, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1097, Vienna, Austria, July 1999.

IAEA (2000) : Retrieval of high level waste and spent nuclear fuel. Proceeding of international seminar, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1187, Vienna, Austria, October 1999.

IAEA (2001) : Monitoring of geological repositories for high level radioactive waste, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1208, Vienna, Austria, April 2001.

ISO (2000a) : ISO9000:2000, 品質マネジメントシステム－基本及び用語, 2000年12月15日.

ISO (2000b) : ISO9001:2000, 品質マネジメントシステム—要求事項, 2000年12月15日.

Johannesson, L.-E. (1999) : Compaction of full size blocks of bentonite for the KBS-3 concept -Initial tests for evaluating the technique-, R-99-66, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.

Johannesson, L.-E. and Börgesson, L. (1999) : Compaction of bentonite blocks -Development of techniques for production of blocks with different shapes and sizes-, SKB R-99-12, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.

科学技術庁(1988) : 試験研究の用に供する原子炉等の設置, 運転等に関する規則等の規定に基づき, 線量限度等を定める告示, 昭和63年7月26日 科学技術庁告示第20号.

核燃料サイクル開発機構 (1999a) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999c) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (2003) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する研究開発—平成14年度報告—, JNC TN1400 2003-004.

Kalbantner, P. and Sjöblom, R. (2000) : Techniques for freeing deposited canisters, Final report, Technical Report TR-00-15, SKB, June 2000.

高レベル事業推進準備会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物ポケットブック.

宮脇 昭 (1997) : 緑環境と植生学—鎮守の森を地球の森に, 新潮社.

Nagra (2002a) : Project Opalinus Clay, Safety Report, Demonstration of Disposal Feasibility for Spent Fuel, Vitrified High-level Waste and Long-lived Intermediate-level Waste (Entsorgungsnachweis), National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, Technical Report 02-05, Wettingen, Switzerland, December 2002.

日本原燃株式会社 (2000) : 会社案内, パンフレット, 2000.08.

日本トンネル技術協会 (2000) : TBMハンドブック, 2000年2月.

NKS (1993) : Conservation and Retrieval of Information-Elements of a Strategy to Inform Future Societies about Nuclear Waste Repositories, Nordic Nuclear Safety Research Project KAN-1.3.

OECD/NEA (1995b) : Future Human Actions at Disposal Sites, A Report of the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2001) : Reversibility and retrievability in Geologic Disposal of Radioactive Waste: Reflections at the International Level, OECD/NEA Nuclear Energy Agency, Paris, France.

Pickering, S.Y. (1997) : Balancing Compliance and Cost When Implementing a Quality Assurance Program, SAND 97-2832C; Sandia National Laboratories, NM, USA.

Simmons, G.R. and Baumgartner, P. (1994) : Disposal of Canada's nuclear fuel waste: Engineering for a disposal facility. Atomic Energy of Canada Report AECL 10715, COG-93-5.

SKB (2000a) : Long term test of buffer material, Final report on the pilot parcels, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-00-22, Stockholm, Sweden, December 2000.

SKB (2000b) : Geoscientific programme for investigation and evaluation of sites for the deep repository, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-00-20, Stockholm, Sweden, August 2000.

SKB (2001) : RD&D-Programme 2001, Programme for research, development and demonstration of methods for the management and disposal of nuclear waste, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-01-30, Stockholm, Sweden, September 2001.

SKI (2002) : The Swedish Nuclear Power Inspectorate's Regulations concerning Safety in connection with the Disposal of Nuclear Material and Nuclear Waste; FS 2002:1, The Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm, Sweden.

SNL (2000a) : An Analysis Plan for Annually Deriving Compliance Monitoring Parameters and their Assessment Against Performance Expectations to Meet the Requirements of 40 CFR 194.42, SNL Analysis Plan AP-069, Sandia National Laboratories, Carlsbad Programs Office, April 7.

SNL (2000b) : Sandia National Laboratories Annual Compliance Monitoring Parameter Assessment, WBS 1.3.5.2.1.1, Pkg. No. 510062, Sandia National Laboratories, Carlsbad Programs Office, October.

総合エネルギー調査会原子力部会（1999）：高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方，総合エネルギー調査会原子力部会中間報告，平成 11 年 3 月 23 日。

SSI（1998）：The Swedish Radiation Protection Institute's Regulations on the Protection of Human Health and the Environment in connection with the Final Management of Spent Nuclear Fuel and Nuclear Wastes; FS 1998:1.

STUK（2001）：Guide YVL 8.4: Long-term Safety of Disposal of Spent Nuclear Fuel, Radiation and Nuclear Safety Authority（STUK）.

堤利夫編（1989）：森林生態学，朝倉書店。

通商産業省（2000b）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画を定めた件，平成 12 年 10 月 2 日通商産業省告示第 592 号。

USNRC（2001a）：Disposal of high-level radioactive wastes in a geologic repository at Yucca Mountain, 10 CFR Part 63.134--Monitoring and testing waste packages, Nevada, November 2, 2001.

USNRC（2001b）：Disposal of high-level radioactive wastes in a geologic repository at Yucca Mountain, 10 CFR Part 63.111-- Performance objectives for the geologic repository operations area through permanent closure, Nevada, November 2, 2001.

USNRC（2001c）：Disposal of high-level radioactive wastes in a geologic repository at Yucca Mountain, 10 CFR Part 63.51--License amendment for permanent closure , Nevada, November 2, 2001.

Vira, J.（2003）：Finnish Experience in Applying in QA in Project management and Documentation Control of a Nuclear Waste Management Organisation, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

鷺谷いづみ，矢原徹一（1996）：保全生態学入門，文一総合出版。

第6章

地層処分の長期安全性

第6章 地層処分の長期安全性

地層処分の最終的な目的は、処分場閉鎖後長期間にわたって放射性廃棄物を人間や環境から安全に隔離することである。第2章で述べたように、地層処分の安全性はセーフティーケース⁶⁻¹⁾に基づいて判断される。第3章から前章までには、この最終的な目的を達成するため、適切に最終処分施設建設地を選定し処分場を設計するための技術的基盤と、それらを背景としてどのように事業が進められるかを示した。

ここでは、こうした技術的基盤や事業の進展を通じて構築される処分場に対するセーフティーケースがどのように作成されるかを述べる。そのため、セーフティーケースの作成において中心的な役割を有する地層処分システムの安全評価に関し、サイト調査や処分場の設計との関係を明らかにしながら説明するとともに、安全性の判断にとって重要な要因となる安全評価の信頼性について論ずる。

6.1 セーフティーケース作成のための要素

セーフティーケースは、2.3.4 (3) で述べたように地層処分事業の様々な段階において、種々の制約条件のもとでそれぞれの段階に応じた目的に沿って作成され、計画を次段階に進めることに関する意思決定に用いられる。このため安全評価を実施し、それに基づいて長期安全性を示すことが十分可能と判断されれば、安全評価の結果と信頼性に関する議論、次段階以降における課題と対策などをセーフティーケースとして取りまとめ、長期安全性を確保できることの論拠として提示する。セーフティーケースは、基本的には地層処分の実施主体によって作成され、規制当局など意思決定にかかわる利害関係者の判断の材料となる。

安全評価を行うために、まず、

- 安全確保構想の作成、
- サイトと処分場デザインの選定に基づく地層処分システムの明確化、
- 地層処分システムの長期性能を評価するための関連情報やモデル、手法の整備、

によって、評価の基盤を整えることが必要である。次にこれらの評価基盤に基づいて性能評価を実施し、設定された基準を満たすかどうか、また評価の信頼性について検討が行われる。

セーフティーケースを作成するための前提となる制約条件を考えるうえでは、最終処分法及び関係法令、原子力安全委員会が2000年に示した「第1次報告」(原子力安全委員会, 2000b)によって示されている内容に配慮することが必要である。以下では、これらの制約条件と関連づけながら、上述した安全評価の基盤の整備や評価の実施、評価結果の検討をどのように進めるかについて述べる。

⁶⁻¹⁾ 第2章で述べたように、本書ではセーフティーケースは処分場閉鎖後長期安全性を対象とする。処分場閉鎖前の安全性については第5章で述べたような十分な安全対策がとられる。

6.2 安全評価の基盤

6.2.1 安全確保構想

第3章に述べたように、最終処分法によって最終処分施設建設地の選定方法が示されており、段階的な調査に基づき、長期的に安定で地層処分にとって好ましい地質環境を有する処分地が選定される。また、このような地質環境条件を十分に活かすことができるよう、ガラス固化体は地下300m以深に処分することが求められている。最終処分法のもとに策定された基本方針（通商産業省、2000a）には、長期安全性を確保するための基本的考え方として多重バリアシステムを採用することが示されている。これらのことから、適切なサイトと処分場デザインを選定することによって期待される安全機能を発揮するシステムを構築することが、安全確保のための構想の基本となる。

第2次取りまとめでは、安定な地質環境を選定したうえで、人工バリアの性能に余裕をもたせた多重バリアシステムを構築することによって、人工バリアとその近傍の比較的狭い領域の岩盤からなるニアフィールドが有する性能に力点を置いた処分概念が考えられている（核燃料サイクル開発機構、1999a-e）。このような処分概念は、上述した法律によって求められている条件を満たし、基本的に様々なサイト環境条件に対して適用することができる。これについては、6.2.2で述べる。立地点に対してもこれを始点として、そのサイト環境条件の特徴を反映した処分場を検討することが可能である。

また、このような処分概念に対応したニアフィールド性能に力点を置いた安全評価のアプローチも、同様に立地点に応じた処分場の安全評価の方法論を検討するうえで起点とすることができる。これらについては6.2.3で述べる。

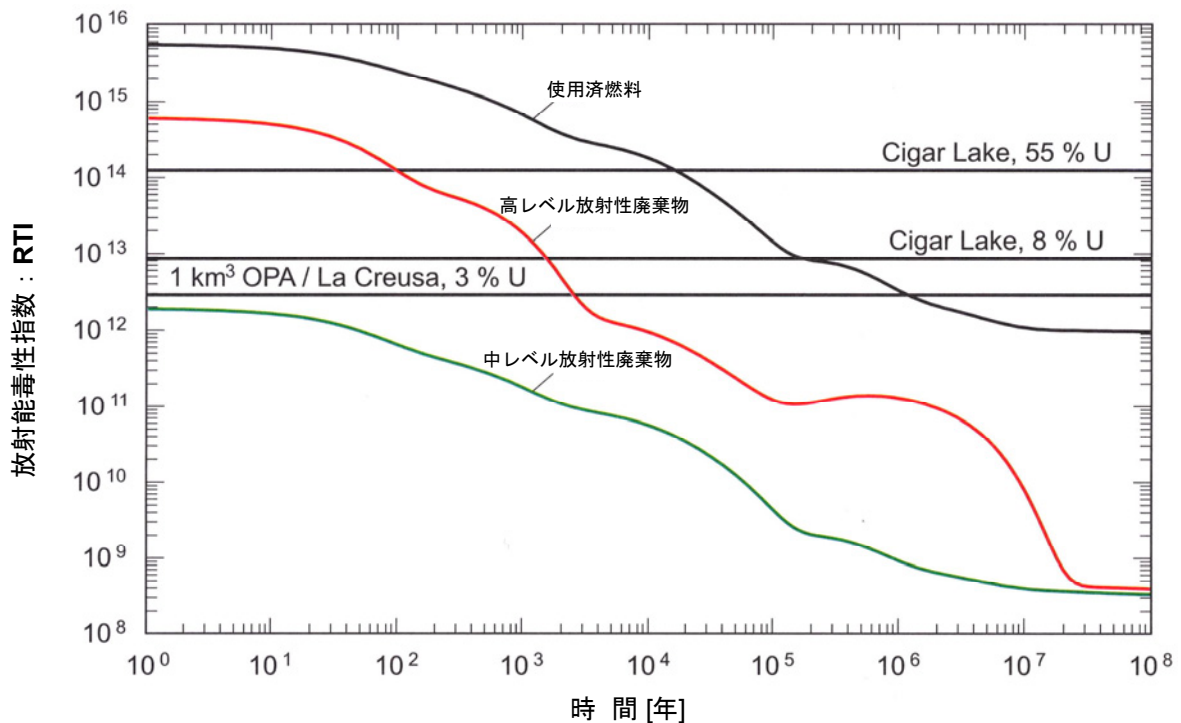
安全評価では、安全性を判断するうえで安全指標や防護レベルあるいは評価の時間スケールといった規制上の要件を考慮する必要がある。第2章に述べたように、安全基準等の規制については現在議論されているところであり、セーフティーケースの検討にあたっては、その動向を適宜取り入れるとともに、安全性をどのように考えるかについて国際的に示されている原則や諸外国における議論などを勘案して自主的な基準を設けておく。このような自主的な基準は、国によって安全規制が策定されるまでの間、実施主体としてセーフティーケースの作成可能性について検討を行い適切に事業を進めるために仮に設けるものであり、安全規制に関する議論や国際的な動向を適宜反映しながら柔軟に適用していくべきものである。

規制要件について、原子力安全委員会が2000年に示した「第1次報告」（原子力安全委員会、2000b）では、

「一般公衆に対する評価線量が最大となる時期においても、あらかじめ基準値として定められた放射線防護レベルを超えていないこと等を確認することが基本」

とされている。これは、第2次取りまとめのガイドラインとなった原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997）の考え方と同じものである。

このため、今後立地点に対して安全評価を行う場合、第2次取りまとめに示された評価の枠組み（核燃料サイクル開発機構、1999a, 1999d）を起点として用いることができる。現時点では、第2次取りまとめと同様に、安全指標には線量を基本とし、また評価の時間スケールについてはとくに限定せず、現在の人々と対比して人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価を行っておくことが重要であると考えられる。なお時間の経過とともに安全評価の不確実性は増加することになるが、一方で放射性廃棄物が有する潜在的な毒性は放射性崩壊に伴い減少することが特徴であり、地質環境の安定性が確保できないような遠い将来の時期に対する安全性については線量やリスクの推定値に基づく議論よりも、より定性的な議論が重みを増すと考えられている（OECD/NEA, 2004）。このような遠い将来の安全性に関する議論に用いるための評価指標の一例として、放射性廃棄物の有する潜在的な毒性をウラン鉱石などの天然の放射性物質との比較で論じるという考え方が示されている（例えば図 6.2.1-1（Nagra, 2002a））。



オパリナスクレイ（OPA）中の処分概念において、対象となる使用済燃料／高レベル放射性廃棄物／中レベル放射性廃棄物それぞれの総インベントリに対する放射能毒性指数（RTI: Radiotoxicity index）と、これらの廃棄物の代わりに処分坑道にウラン鉱石（品位：3%、8%、55%）をそれぞれ満たした場合のRTI及び1 km³のオパリナスクレイに含まれる天然放射性核種のRTIを相互に比較している。3%のウラン品位はスイス La Creusa にある小規模のウラン鉱床の平均値、8%のものはカナダのシガーレイクウラン鉱床の代表値、55%のものはシガーレイクウラン鉱床で観察された最大値にそれぞれ相当する。1 km³のオパリナスクレイに含まれる天然放射性核種のRTIは、3%のウラン鉱石を処分坑道に充填した場合のRTIと同等である。

ここで RTI は、放射性物質の摂取によって生ずると推定される線量を、基準となる線量（図では、スイスの規制ガイドラインで R-21 で規定される年間の線量限度 0.1mSv）で除することにより無次元化したもの。

図 6.2.1-1 使用済核燃料，高レベル放射性廃棄物，中レベル放射性廃棄物それぞれの総インベントリに対する放射能毒性指数（RTI）の比較（Nagra, 2002a を和訳）

また、安全基準については、諸外国の指針や基準、国際機関によって提案されている考え方（第2章参照）を参考にすることに加え、人間環境の予測の困難さを考慮し、長期については天然の放

射線レベルに有意な影響のないことを確認するため補完的な解析結果を併せて示すことが重要である。これらを考慮して自主的な基準を明らかにしていくとともに、それに沿ってセーフティーケースが構築できることを示すことが合理的である。

6.2.2 地層処分システムの明確化

(1) 固有の性能の確保

第3章では、最終処分法で定められた三つの段階を経て選定される最終処分施設建設地が有するサイト環境条件の様々な可能性について述べた。これらのサイト環境条件は、段階に応じて注意深く進められるサイトの調査によって、基本的に火山や活断層などの影響を受けない、長期的に安定で地層処分システムの安全機能にとって好ましいものとなっている。与えられたサイト環境条件のもとで、第4章に説明したように処分場の設計が行われ、人工バリアや地下施設などの仕様が決定される。このようにして構築される処分場は、多重バリアシステムとして種々の安全機能を有し、これらが相互に機能し合うことによって長期的な安全性が確保される。適切なサイト選定と工学的な対策によって処分場が本来的に備えるように意図された安全機能を「固有の性能」と呼ぶこととする。固有の性能の確保は6.2.1で述べた安全確保構想を実現するうえで基礎となるものである。

(i) 適切なサイトの選定

地層処分の安全確保の観点から、サイト選定では、まず処分場の性能に大きな影響をもたらす事象が生じる可能性のある場所を避けることが重要である。わが国は変動帯に位置しており、特にこの観点から、安定な地質環境を有する処分場サイトを選定することが求められる。このため第3章で示したように、最終処分法では、

- 処分場の性能に大きな影響をもたらす天然現象（例えば、火山・火成活動、断層活動、著しい隆起・侵食など）の活動履歴や地質環境への影響のおそれがある地域は選定しないこと、
- また、将来の人間活動によって処分場が破壊されないよう、利用可能な天然資源が存在する地域は選定しないこと、
- 概要調査地区の選定、精密調査地区の選定、最終処分施設建設地の選定と段階的に確認しながら進めること、

などを規定している。最終処分法に従い、原環機構では、まず概要調査地区の選定にあたり、文献その他の資料による調査段階で考慮すべき事項とその評価に関する考え方等を「概要調査地区の選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構、2002a）として取りまとめている。

地質環境の安定性を確保した後、次に考慮しなければならないのは、長期間のうちにオーバーパックが劣化し、ガラス固化体中の放射性核種が地下水に溶解して人間環境に影響を及ぼすという可能性を抑制するため、できるだけ好ましい地質環境を選定することである。このようにして確保されるのが第3章で述べたサイト環境条件である。一般的にこのような条件として、

- 人工バリアの健全性と放射性核種の保持・移行遅延機能が保証されるよう、岩盤が力学的に安定であること、及び地下水の流量が小さく化学的に還元性であること、
- 地質媒体が放射性核種の移行に対して大きな遅延機能を有すること、
- 処分場から人間環境までの地下水の移動距離が長く、放射性核種の分散希釈効果が大きいこと、

が挙げられる。これらは、主として概要調査や精密調査におけるフィールド調査によって、個々の立地点に対し詳細に把握されることになる。

(ii) 人工バリアと地下施設の設計・施工

人工バリアや地下施設は、地下 300 m 以深の安定で地層処分にとって好ましい環境条件を考慮して、第 4 章で示したような経済的かつ合理的に実現可能な技術により設計・施工される。このための技術的基盤については第 4 章に示したように、第 2 次取りまとめの方法論（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999c）を始点とすることができる。その際、厳密な品質管理により人工バリアなどの処分場の構成要素に工学的な欠陥が生じないようにすることが重要である（第 5 章参照）。

概要調査地区や精密調査地区におけるボーリングや物理探査による地表からの調査や地下の調査施設を用いた調査によって、サイト環境条件がより詳細化されるのに応じて処分場の仕様は最適化されていくことになる。

(2) 期待されるシステムの安全機能

図 6.2.2-1 は第 2 次取りまとめで検討された処分場の構成と安全機能を示したものである（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。前項 (1) で述べたような適切なサイトとデザインを選定することによって固有の性能を確保すれば、この安全機能は、わが国の幅広い地質環境に対して構築される地層処分システムに備えることができると考えられるものである。このシステムは、ガラス固化体、炭素鋼オーバーパック、ベントナイト緩衝材からなる人工バリアと、それが設置される安定な地質環境から構成され、それぞれのバリアが種々の安全機能を長期にわたって発揮することが期待されている。これらの安全機能は地下水に対して概略以下のように働くことが示されている。

- 「処分場が建設されるような地下深部は、長期にわたって地質構造学的に安定で、地下水は還元性であり流束は小さい。ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材からなる人工バリアは、このような地質環境の中に構築されるので、長期間健全性が維持され、期待される機能を発揮することが可能である。周囲の岩盤と接触する緩衝材は低透水性であるため、人工バリア中では地下水の動きは極めて遅く、したがって物質の動きも小さなものとなる。また、地下水が還元性であることから、オーバーパックの腐食速度は遅く、少なくともガラス固化体の放射能及び崩壊熱が高い初期の期間において、ガラス固化体を地下水との接触から防ぎ、放射性核種を物理的に閉じ込めることが期待できる。
- 地下水がガラス固化体に接触したとしても、放射性核種は安定なガラス構造の中に取り込ま

れているため、地下水への溶解は非常にゆっくりしたものになる。さらに還元性環境であることから、大部分の放射性元素の溶解度は低く抑えられ、地下水中の放射性核種の濃度は制限される。また、地下水が緩衝材やオーバーパックの腐食生成物と化学反応を起こすことにより、還元性の条件はより確実に維持される。

- 緩衝材中では地下水の動きが極めて遅いため、ガラス固化体から溶出した放射性核種は拡散によってのみ移動し、さらに緩衝材に含まれる鉱物に収着されるため、その移動が抑制される。また、緩衝材はフィルター効果をもち、放射性核種がコロイドとなった場合でも、その移動を阻止する。人工バリアの外側の岩盤中では、地下水の動きが緩慢であるうえ、岩石に含まれる鉱物によって放射性核種が収着されるため、放射性核種の移行は抑制される。さらに、岩盤中を地下水によって運ばれる間に放射性核種は分散し、次第に希釈されるとともに放射能も減衰する。」(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)

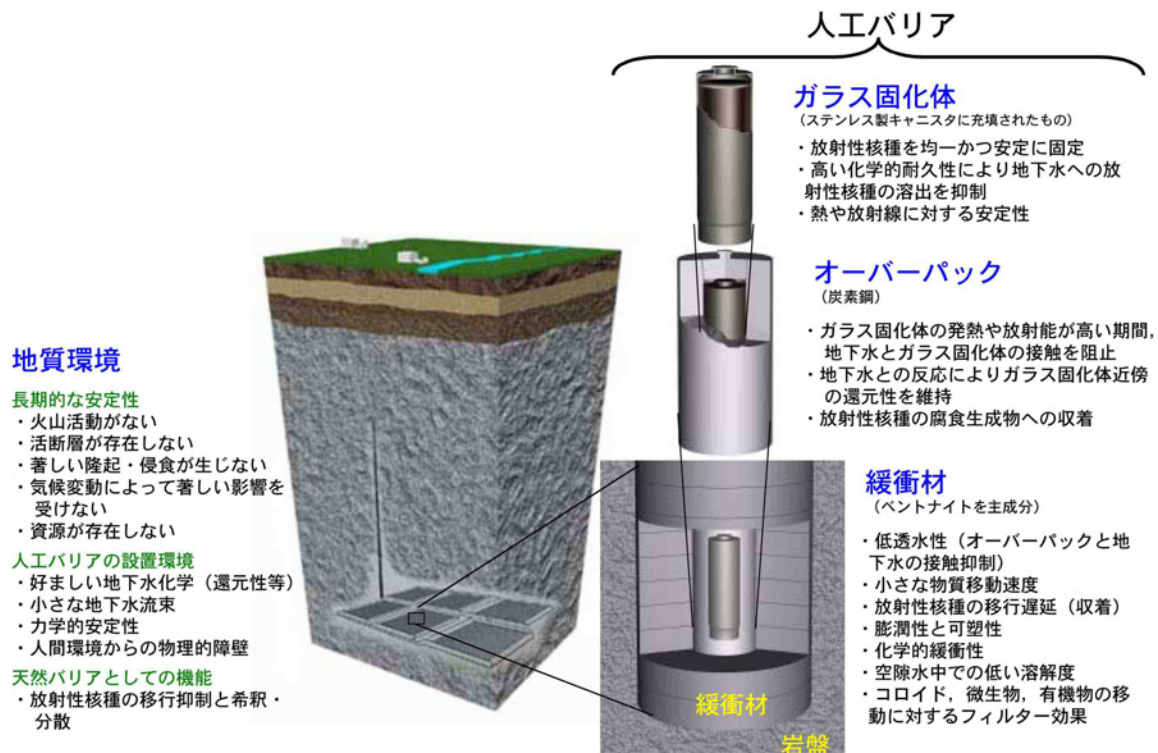


図 6.2.2-1 処分場の構成要素と期待される安全機能
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を参考に作成)

このようにシステムとして個々のバリア機能が相互に補完するように働くことによって、仮にガラス固化体から放射性核種が地下水に移行したとしても、人間の生活圏に到達するまでには非常に長い時間を要し、この間に放射性核種は放射性崩壊によって減衰するとともに希釈される。その結果、人間の生活圏に有意な影響を及ぼすことがないようにすることが可能である。6.2.1 で述べた安全確保構想の考え方に基づいて、第2次取りまとめではガラス固化体、オーバーパック、緩衝材それぞれのバリア機能間の相乗効果及びそれらと周辺岩盤のバリア機能との相乗効果を確実に機能させ、放射性核種の移行抑制に対して大きな効果をもたせるため、オーバーパックや緩衝材の厚さは十分な保守性を見込んだものとしている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。

6.2.3 評価の方法論

(1) 基本的手順

処分場の安全評価が、原子力施設などの通常の工学システムの場合と大きく異なるのは、

- 極めて長い時間スケールを考慮しなければならないこと、
- 天然の地層という不均質で大きな空間領域を有するシステム要素を含むこと、

である。このため従来の工学的アプローチのように、設計に基づいて試験的にシステム全体を構築し、これを実際に作動させてその安全性を実証するという直接的な方法をとることができない。この点が地層処分場の安全評価に固有な特徴である。

この特徴を考慮したアプローチとして確立されてきた基本的な手順は、図 6.2.3-1 に示すとおりである (OECD/NEA, 1991b)。

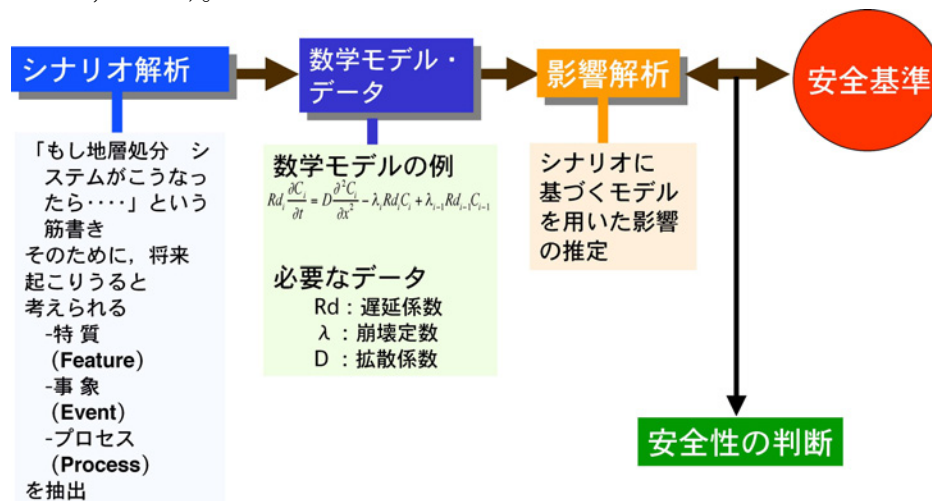


図 6.2.3-1 安全評価の基本的手順 (核燃料サイクル開発機構, 1999a を参考に作成)

まず、処分場の場の特徴 (Feature) と安全性能に影響を及ぼすと考えられる種々の事象 (Event) 及びプロセス (Process) を考慮して、システムの将来の挙動に関するシナリオを描く。次に、シナリオに従ってシステムに関連する長期的な現象を表現するため、物理・化学的な法則に基づいた数学モデルの開発と必要なデータの整備が行われる。最後にモデルとデータを用いた影響解析による予測を行ってシステムの性能を推定した後、これを安全規制のために定められた指針や基準と比較して安全性を判定する。一般にこのような安全規制上の指針や基準によって、将来にわたる放射線影響の防護レベルが線量あるいはリスクとして示される。

ここでいう「予測」とは、将来の人間への影響を言い当てることではなく、地層処分場の安全性の判断材料を提供するためのものである。したがって、安全性を判断するという観点から、予測に用いるシナリオ、モデル、データについて十分議論がつくされているかどうかことが重要となる。安全評価の結果が妥当なものとして受け入れられるためには、シナリオは過不足なく定義されているか、評価の目的に照らして個々のモデルやコード、データは十分に妥当性が検討されているか、これらを組み合わせたシステム全体の解析の手順や数値計算は正しく実行されているか、といった点が綿密に検討されていることを示す必要がある。このような検討が適切に行われることによって安全性

の判断材料としての信頼性が高いものとなる。安全評価の信頼性をどのように確保するかについては後段に述べる。

安全評価の方法論については、特定のサイトに適用するための改良など現在も研究開発が続けられているが、1991年には、処分場の安全評価の方法がほぼ満足できるレベルに達していることを、この分野の専門家の国際的合意として示した OECD/NEA の報告書が公表されている (OECD/NEA, 1991a)。

6.2.1 で述べたニアフィールド性能に力点をおいた評価のアプローチは、基本的に様々なサイト環境条件に対応した処分場の安全評価の起点として用いることができる。概要調査地区の選定段階で行う安全性の検討では、立地点についての文献情報を最大限に活用し、得られるサイト環境条件の特徴に応じて想定される処分場概念の概略的な安全性を示すことが主眼となる。安全評価は、段階的なサイト選定に応じて繰り返され、将来、概要調査地区、精密調査地区と選定が進めば、その場所での調査によって得られる情報やより詳細化される処分場の設計仕様に基づいてより精密に検討が行われる。

また数学モデルを用いた解析のしかたには、決定論的な方法と確率論的な方法とがある。決定論的方法では、パラメータを一定の値に設定して解析が行われる。パラメータの値は、通常その不確実性を考慮しシステムの性能を危険側に推定するよう保守的に設定されるが、モデルが複雑になると最も保守的なケースとなるパラメータ値の組み合わせを明らかにすることが難しくなる。このような場合には、感度解析が利用される。

一方、確率論的な方法では、シナリオの発生確率について考慮するとともに、パラメータの不確実性を確率分布関数として捉え、この分布からサンプリングによって値を設定しながら、種々のパラメータ値の組み合わせに対して繰り返し計算が行われる。システム性能の解析結果は、確率分布として求められる。確率論的な方法では、パラメータの確率分布の与え方が問題となるが、測定値の他、専門家による判断が利用される。

(2) シナリオ作成の方法論

(i) シナリオの作成手順と分類

評価シナリオの作成については、第2次取りまとめでは各国の研究例等も参考にして図 6.2.3-2 に示す手順で検討が行われており (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d), 立地点に対してもこの方法論を適用することができる。

まず図 6.2.2-1 に示した地層処分の安全機能に影響を与える可能性のある要因を検討しながら包括的な FEP リストが作成される。その際、国際的な汎用 FEP リスト (OECD/NEA, 1992, 1997a) や国内外での事例 (例えば, Nagra, 1994b ; 電力中央研究所・電気事業連合会, 1999 ; 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 2003) を参考とするとともに、科学的知見や専門家の判断を活用しながら、安全評価を行ううえで重要となる現象に関して見落としがないように配慮される。リスト作成にあたっては、わが国の処分場のシステムと関係のない FEP (例

えば、使用済燃料の処分に固有の FEP) や地層処分本来の安全性を評価するうえで対象外とすべき FEP (例えば、処分場への意図的な人間侵入にかかわる FEP は原子力安全委員会の第 1 次報告でも安全評価上考慮する必要がないとされ、国際的にもコンセンサスが得られている (OECD/NEA, 1995b)) は除外されている。



図 6.2.3-2 シナリオの検討手順
(核燃料サイクル開発機構, 1999a に基づき作成)

次に、FEP ごとに、科学的な原理・原則や室内及び地下研究施設などを利用したフィールドにおける観察や試験から得られる情報やそれらに基づく専門家の考え方などが整理される (FEP 内容の明確化)。これによって、例えば以下の視点から安全評価において考慮する必要のない FEP をリストから除外する。ここではこのような検討によって第 2 次取りまとめで除外された FEP を例として示す (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。ただし、これらの FEP の中には、後述するように、念のためそのような状況が仮に生じると想定したシナリオ (6.3.3 参照) として検討が行われているものがある。

- 適切な処分地選定により、システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP (例えば、火山の噴火やマグマの移動などの火山・火成活動)
- 適切な工学的対策により、システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP (例えば、人工バリアの初期欠陥)
- 発生確率が極めて小さい FEP (例えば、隕石の衝突)
- 上記以外で、現段階での科学的な知見や専門家の判断によりシステムへの影響が無視できるほど小さいと考えられる FEP (例えば、緩衝材中のコロイド移行)

第 2 次取りまとめで作成された包括的な FEP リストは、表 6.2.3-1 に示すように「処分場のシステムを構成する場」と「分類された現象・特性」からなるマトリクス構造を考え、その成分に属する FEP がそれぞれ割り当てられている (Umeki et al., 1999)。このように FEP をマトリクス化して整理することにより、システムの個々の構成要素における現象や特性に対する理解と網羅性の検討が容易となる。

表 6.2.3-1 の FEP リストは、わが国の幅広い地質環境を対象として、6.2.2 で述べた地層処分システムに対して作成されたものであり、今後立地点の地質環境及びそれに基づいて構築される処分場

概念に応じた FEP リストを検討するうえでの起点としても用いることができる。

各 FEP 内容の明確化を行った後, 安全評価上考慮する必要のない FEP について検討が行われている。この検討によって除外されなかった FEP (表 6.2.3-1 で黄色の網かけによって示されたもの) に基づいて安全評価で考慮するシナリオが作成されている。以上のシナリオ作成プロセス全体を通じて様々な分野の専門家によるレビューを行い, FEP やシナリオの選定などに関する信頼性が高められる。

表 6.2.3-1 包括的 FEP リスト (核燃料サイクル開発機構, 1999a に一部加筆)
(黄色の網かけを施した FEP : 安全評価で考慮するものとして選択されたもの)

	G. ガラス固化体とその引継	OP. オーバーバック (飼食生成物含む)	B. 罐束材	D. プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材	H. 母岩 (岩割影響領域, 断層破砕帯含む)
1. 熱的現象・特性	G-1.1 ガラス固化体の熱物性	OP-1.1 オーバーバックの熱物性	B-1.1 罐束材の熱物性	D-1.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の熱物性	H-1.1 母岩の熱物性
	G-1.2 ガラス固化体の温度	OP-1.2 オーバーバックの温度	B-1.2 罐束材の温度	D-1.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の温度	H-1.2 母岩の温度
	G-1.3 ガラス固化体の熱膨張	OP-1.3 オーバーバックの熱膨張	B-1.3 罐束材の熱膨張	D-1.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の熱膨張	H-1.3 母岩の熱膨張
	G-1.4 断層熱の発生				
2. 水理学的現象・特性			B-2.1 罐束材の水理特性	D-2.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の水理特性	H-2.1 母岩の水理特性
			B-2.2 罐束材の飽和	D-2.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の飽和	H-2.2 母岩の飽和
			B-2.3 罐束材中での地下水流動	D-2.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材中での地下水流動	H-2.3 母岩中での地下水流動
3. 力学的現象・特性	G-3.1 ガラス固化体の力学特性	OP-3.1 オーバーバックの力学特性	B-3.1 罐束材の力学特性	D-3.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の力学特性	H-3.1 母岩の力学特性
	G-3.2 ガラス固化体の応力	OP-3.2 オーバーバックの応力	B-3.2 罐束材の応力	D-3.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の応力	H-3.2 母岩の応力
	G-3.3 ガラス固化体の割れ	OP-3.3 オーバーバックの割れ	B-3.3 罐束材の割れ	D-3.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の割れ	H-3.3 母岩の割れ
		OP-3.4 オーバーバックの破砕現象	B-3.4 罐束材の破砕	D-3.4 プラグ/支保, 埋め戻し材の破砕	
		OP-3.5 オーバーバックの沈下	B-3.5 罐束材の沈下	D-3.5 プラグ/グラウト, 埋め戻し材の沈下	
4. 化学的現象・特性	G-4.1 ガラス固化体の化学特性	OP-4.1 オーバーバックの化学特性	B-4.1 罐束材の化学特性	D-4.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の化学特性	H-4.1 母岩の化学特性
	G-4.2 ガラス固化体崩壊の地下水化学	OP-4.2 オーバーバックの地下水化学	B-4.2 罐束材中の地下水化学	D-4.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材中の地下水化学	H-4.2 母岩中の地下水化学
	G-4.3 ガラス固化体の溶解	OP-4.3 オーバーバックと地下水の反応	B-4.3 罐束材と地下水の反応	D-4.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材と地下水の反応	H-4.3 母岩と地下水の反応
	G-4.4 ガスの発生/影響	OP-4.4 オーバーバックの腐食 OP-4.4.1 全面腐食 OP-4.4.2 点食 OP-4.4.3 寸法腐食 OP-4.4.4 応力腐食割れ	B-4.4 ガスの発生/影響 B-4.5 微生物の影響 B-4.6 有機物の影響 B-4.7 コロイドの形成 B-4.8 腐食の化学的実質 B-4.9 塩の蓄積	D-4.4 ガスの発生/影響 D-4.5 微生物の影響 D-4.6 有機物の影響 D-4.7 コロイドの形成 D-4.8 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の化学的実質	H-4.4 ガスの発生/影響 H-4.5 微生物の影響 H-4.6 有機物の影響 H-4.7 コロイドの形成 H-4.8 母岩の化学的実質
	G-4.5 微生物の影響				
	G-4.6 有機物の影響				
	G-4.7 コロイドの形成				
	G-4.8 ガラス固化体の化学的実質				
		OP-4.5 腐食生成物の生成			
		OP-4.6 ガスの発生/影響			
		OP-4.7 微生物の影響			
		OP-4.8 有機物の影響			
	OP-4.9 コロイドの形成				
5. 放射線学的現象・特性	G-5.1 ガラス固化体中での核種の放射性崩壊	OP-5.1 腐食生成物中での核種の放射性崩壊	B-5.1 罐束材中での核種の放射性崩壊	D-5.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材中での核種の放射性崩壊	H-5.1 母岩中での核種の放射性崩壊
	G-5.2 ガラス固化体崩壊の地下水の放射線分解	OP-5.2 腐食生成物の放射線分解	B-5.2 罐束材中の崩壊水の放射線分解	D-5.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材中の崩壊水の放射線分解	H-5.2 母岩中の崩壊水の放射線分解
	G-5.3 ガラス固化体の放射線誘発	OP-5.3 腐食生成物の放射線誘発	B-5.3 罐束材の放射線誘発	D-5.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の放射線誘発	H-5.3 母岩の放射線誘発
6. 物質 (核種) 移動現象・特性	G-6.1 ガラス固化体崩壊の物質移動特性	OP-6.1 腐食生成物の物質移動特性	B-6.1 罐束材の物質移動特性	D-6.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の物質移動特性	H-6.1 母岩の物質移動特性
	G-6.2 ガラス固化体からの核種の移行	OP-6.2 核種形状/閉鎖構造	B-6.2 核種形状/閉鎖構造	D-6.2 核種形状/閉鎖構造	H-6.2 核種形状/閉鎖構造
	G-6.2.1 核種のコンクリートな遷出	OP-6.3 腐食生成物中の核種の移行	B-6.3 罐束材中の核種の移行	D-6.3 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材中の核種の移行	H-6.3 母岩中の核種の移行
	G-6.2.2 浸潤/溶解	OP-6.3.1 優先/分選	B-6.3.1 優先/分選	D-6.3.1 優先/分選	H-6.3.1 優先/分選
		OP-6.3.2 拡散	B-6.3.2 拡散	D-6.3.2 拡散	H-6.3.2 拡散
		OP-6.3.3 収着	B-6.3.3 収着	D-6.3.3 収着	H-6.3.3 収着
		OP-6.3.4 全解/溶解	B-6.3.4 全解/溶解	D-6.3.4 全解/溶解	H-6.3.4 全解/溶解
		OP-6.3.5 コロイドによる移行	B-6.3.5 コロイドによる移行	D-6.3.5 コロイドによる移行	H-6.3.5 コロイドによる移行
		OP-6.3.6 ガスによる移行	B-6.3.6 ガスによる移行	D-6.3.6 ガスによる移行	H-6.3.6 ガスによる移行
					H-6.4 陥界
7. システムの擾乱となり得る現象	G-7.1 ガラス固化体の組成不良	OP-7.1 オーバーバックの製作不良	B-7.1 罐束材の製作不良	D-7.1 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の製作不良	
			B-7.2 罐束材の施工不良	D-7.2 プラグ/グラウト, 支保, 埋め戻し材の施工不良	
天然現象 (NP-1 地震・断層活動, NP-2 隆起・侵食, NP-3 火山・火成活動, NP-4 気候・海水準変動, NP-5 崩石の落下)					
HA-1 モーリング, HA-2 崩壊の制御・保安 (掘削, 圧入, 地下空間利用, 土工工事)					

評価シナリオについて, 第1次報告では,

「処分した高レベル放射性廃棄物が人間の生活環境へ地下水を介して影響を及ぼすことを想定した「地下水移行シナリオ」と, 処分した高レベル放射性廃棄物が天然現象や人間活動に起因して人間の生活環境に到達する可能性を想定した「接近シナリオ」に区分し, 評価方法及びその結果の取り扱い等を検討することが必要である」

としている。このシナリオの区分は, 基本的に第2次取りまとめのガイドラインとなった原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書 (原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 1997) での考え方と同じである。

このうち接近シナリオを引き起こす現象には天然現象や人間活動が考えられるが, 地質環境の安定性に関する知見などを基に適切な処分地の選定や処分場の設計を行うことによって, その影響を排除することが基本である。しかし安全評価では, その潜在的な影響について念のため検討が行われる場合がある。第2次取りまとめでは, そのような状況が生じると仮に想定 (仮想的 シナリオ) して影響の程度を検討した結果を示している (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。これにつ

いては、6.3.3 に述べる。

また地下水シナリオについて、原子力安全委員会の「第1次報告」では、

「人工バリアによって閉じ込められていた放射性核種が地下水に溶出し、地層（天然バリア）を経て人間の生活環境である地表に運ばれるという地下水移行シナリオを以て、安全評価上の第一義的なシナリオとして想定することが適当である」

としている。わが国の深部地層には地下水が普遍的に存在すると考えられ、安全評価では地下水シナリオに焦点をあてて地層処分システムの長期安全性を示すことが重要となる。

第2次取りまとめでは、そのガイドラインとなった原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，1997）に従って、評価シナリオを「接近シナリオ」と「地下水シナリオ」の二つのタイプに分類している（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999d）。地下水シナリオには、様々なFEPの組み合わせによる多くのシナリオが想定される。このため図6.2.3-3に示すように、地下水シナリオはさらに、システムが長期間にわたって安定で外的な擾乱もなく、6.2.2 (2) で述べたシステムの安全機能が期待どおり発揮されるとする「基本シナリオ」と、将来において何らかの擾乱を想定する「変動シナリオ」とに分類されている。これは、以下に述べる地下水シナリオの評価解析を包括的に行ううえで便利な考え方である。

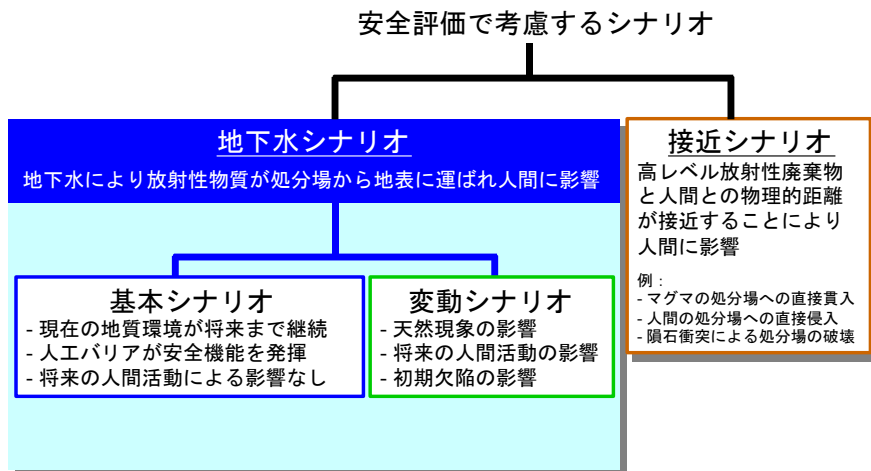


図 6.2.3-3 安全評価シナリオの分類

(核燃料サイクル開発機構，1999a を参考に作成)

(ii) シナリオに基づく解析ケースの設定

評価シナリオに対応した解析ケースの設定方法については第2次取りまとめでは以下のような方法がとられている（核燃料サイクル開発機構，1999a，1999d）。このような考え方は、立地点の安全評価にあたっては起点として用いることができる。

地下水シナリオの解析にあたっては、まず基本シナリオに焦点をあて、サイト選定による安定な地質環境と適切な工学的対策によって地層処分システムに期待される機能が固有の性能として発揮されることを前提としたシナリオに対応する解析ケースをレファレンスケースとして定義する。

レファレンスケースを基に、種々のプロセスや変動要因を考慮することにより、レファレンスケース以外の基本シナリオや変動シナリオに対応した様々なバリエーションを解析するためのケースを表現する。このアプローチは、数多くの様々なシナリオの解析を包括的に行ううえで、①シナリオ全体について重複を避け、抜け落ちがないように影響解析ができること、②数多くの評価結果の解釈を行ううえで、レファレンスケースとの相対的な比較が可能となるため、評価全体を理解しやすいものとするという点で合理的なものである。

例えばレファレンスケースに対応するシナリオ以外の基本シナリオについては、想定するFEPの特徴に応じてレファレンスケースに用いたモデルやパラメータの値を置き換えることによって表現できる。また変動シナリオについては、天然現象による地質環境の変動や人間活動による影響の特徴を表現したモデルを、レファレンスケースに用いたものと適宜置き換えることによって表現される。第2次取りまとめでは、この変動シナリオとして長期間にわたる隆起侵食や気候変動によって生じる海水準変動などのシステムの変動を考慮した解析ケースや、坑道の埋め戻し・プラグの施工不良など人的行為に起因する新たな放射性核種の移行経路を考慮する解析ケースが扱われている(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。

(3) 評価解析の方法

(i) モデル開発

固有の性能が確保されている処分場が安全評価の対象とする地層処分システムの基本となるので、評価解析に用いる安全評価モデルの開発はレファレンスケースに沿って進められる。一般にモデル開発では、図 6.2.3-4 に示すように概念モデル(「与えられた評価の目的のもとにシステムを記述するための仮定の集合」と定義される)の開発、数学的定式化と計算モデルの開発、検証(Verification)、確認(Validation)というステップを繰り返す手順が確立されている。

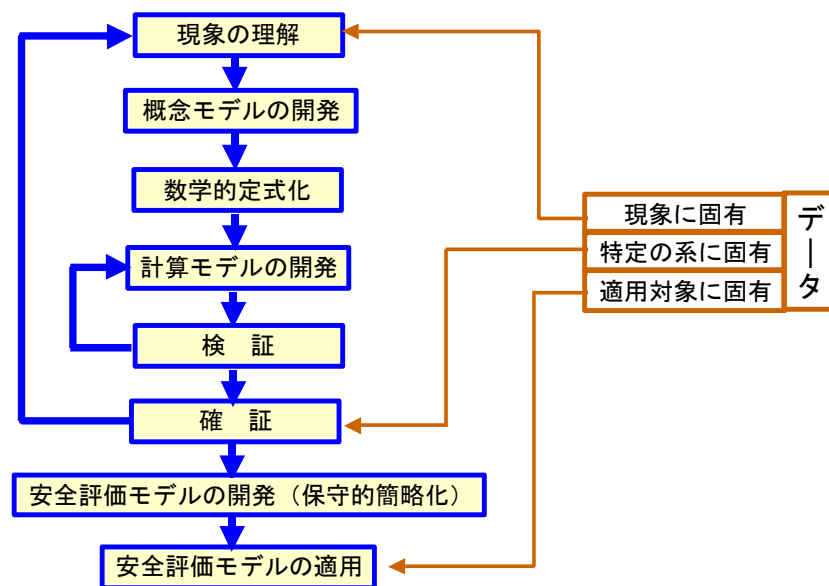


図 6.2.3-4 安全評価モデルの開発と必要なデータ

シナリオに沿って、まず、科学的な原理、法則や、室内及びフィールドにおける観察、実験から得られる情報を基に、シナリオを構成する個々のFEPやいくつかのFEPの組み合わせで表わされる現象に対して、可能性のあるすべての概念モデルを明らかにする。概念モデルに対して数学的な定式化（数学モデル）を行った後、計算モデル（コードとも呼ばれる）を作成する。

検証は、計算モデルが与えられた数学モデルを数値的に正しく解いていることを、解析解との比較やベンチマーク等によって確認する作業である。検証では、モデルを用いた予測解析と実験の結果とを比較することによってモデルの妥当性を検討し、最も適切な概念モデルとそれに対応した数学モデルを選択する。モデルの妥当性を検討する際には、安全評価で考慮する時間的、空間的スケールの大きさについて留意しておくことが重要である。ナチュラルアナログ（天然類似現象）はモデルの妥当性を時間に対して保証していくための有効な手段の一つと考えられている。

それぞれの現象についての理解度、数値計算技術や計算機性能あるいは実験技術上の制約により、個々のモデルの開発レベルやデータの整備状況は同じではない。地層処分システム全体を評価する安全評価モデルを作成するためには、これらのバランスをとりながら実際の道具として統合化する必要がある。具体的には、安全評価の手順に従い、適切な保守的簡略化を施して、最終的に線量を指標とすることを目的とした安全評価モデルが作成される。

安全評価を行うためのモデルの中心となるのは、ガラス固化体中の放射性核種が地下水によって移動する過程を解析する一連の物質移動モデルである。このようなモデルは、多重バリアシステムの要素に沿って、大きく人工バリア核種移行モデル（ガラス溶解、緩衝材中核種移行）、天然バリア核種移行モデル（母岩、断層破碎帯などの地質構造要素中の核種移行）、生物圏モデル（地表環境における核種移行、人間の被ばく）に分類できる。生物圏は、人工バリアや天然バリアのようにバリア性能を期待するものではない。生物圏のモデル化にあたっては、将来の人間の環境や生活様式を予測することが基本的に困難であるため、その環境や様式に関する仮定を安全評価の目的に沿って整合性をとりながら合理的に設定し適切な指標に換算するための道具として生物圏をとらえるレファレンスバイオスフィア（Reference Biosphere）の考え方（IAEA, 2003a）を適用することができる。また、このような核種移行の解析を行うためには、併せて場としての水理学的、地球化学的条件、温度などを把握する必要がある。図 6.2.3-5、図 6.2.3-6 にそれぞれ第2次取りまとめの安全評価で用いられた核種移行モデル、計算コードとデータベースの体系を示す。これらのモデルは前述したような手順に従って開発されたものが用いられている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d）。第2次取りまとめで評価解析のために用いられたモデル体系は幅広い地質環境を対象として構築されたものであり、立地点の安全評価にあたっては、そのサイト環境条件やそれに応じて想定される処分場のデザインに適合したものとすることが必要である。また、継続して行われている研究開発に基づく最新の知見を反映して、適宜更新を行っていくことが重要である。

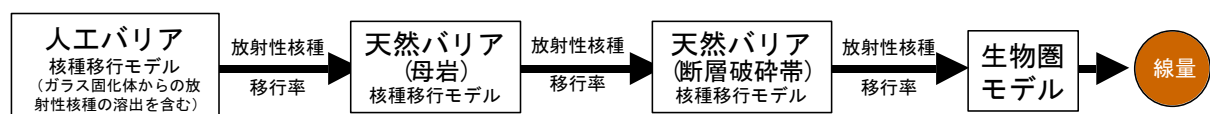


図 6.2.3-5 第2次取りまとめの核種移行モデル

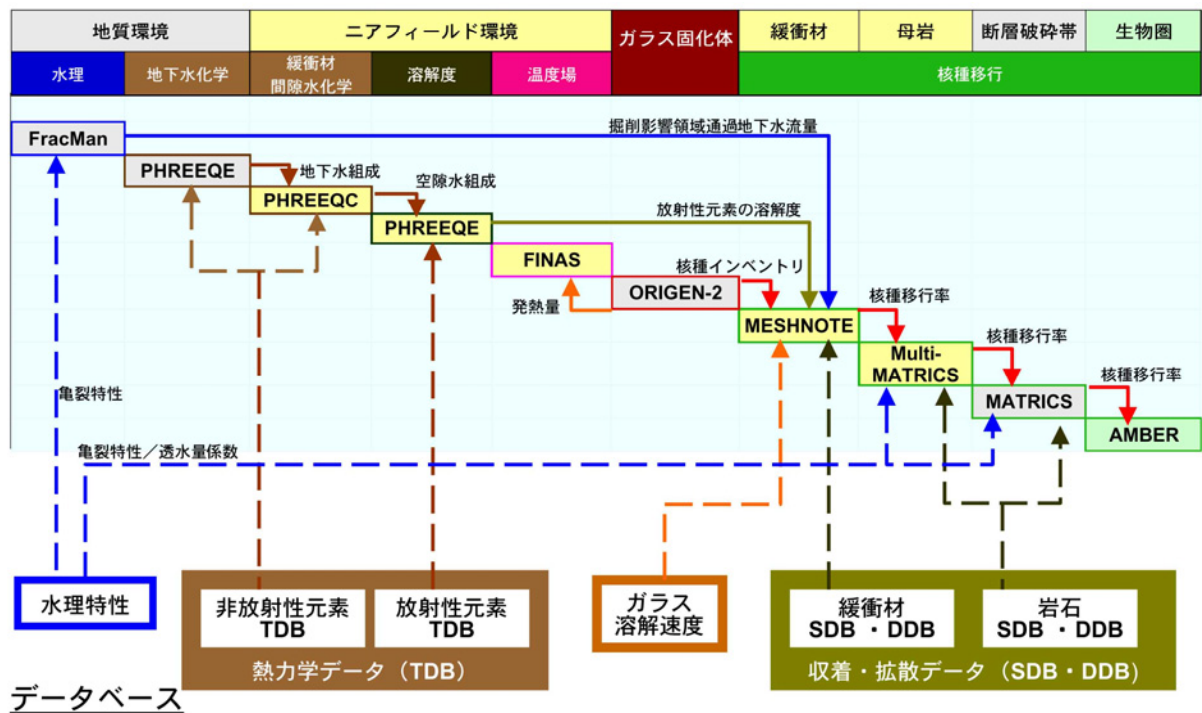


図 6.2.3-6 第2次取りまとめの安全評価で用いられた計算コードとデータベース
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を参考に作成)

(ii) データ整備

モデルに対応して、パラメータや境界条件に関するデータが必要となり、これらは室内やフィールドにおける実験等を通じて準備する。安全評価の信頼性を確かなものとするためには、モデルとともにデータが適切なものであることが重要である。

地層処分システムの安全評価で用いるデータはモデルに対応して多岐にわたり、これらの整備には多大の費用と時間とを要する。信頼性の確保とデータ取得効率の観点から、汎用性があり共通に用いることが可能なデータベースについては、国際共同プロジェクトによって開発が行われている。代表的なものに OECD/NEA で進められている熱力学データや収着に関するデータベースが挙げられる (Wanner, 1988; Ticknor and Rügger, 1989)。第2次取りまとめでは、これらを参考にしながらわが国で考えられている地層処分システムに対応した核種の溶解度や収着係数など安全評価上重要なパラメータに関するデータベースが構築されている (例えば, Yui et al., 1999) (図 6.2.3-6 参照)。

第2次取りまとめで整備されたデータベースのうち、岩種や地下水の分類ごとに整理されているものは、特にサイトにおけるボーリングなどを用いた実際の調査データが得られない文献調査段階では、文献調査から得られる情報を基に推定される岩種や地下水の性質などに応じて、安全評価のためのデータセット設定に用いることができる。サイト環境条件に大きく依存しないデータについては、立地点に対して共通に用いることが可能である。

これらのデータについては信頼性を高めるための研究開発が継続されており、それらの成果を取り込んで最新のものに更新していくことが重要である。

(4) 不確実性への対処

(i) 基本的な考え方

6.2.2 で述べたように固有の性能は安全確保構想の基礎となるものであり、適切なサイト選定と処分場の設計によって確保される。しかし、不均質な媒体である天然の岩盤を対象とした広い空間領域にわたる地質環境条件を把握するためのサイト調査の結果には、不可避免的に不確実性が伴う。また現在の地質環境が地層処分を考慮するような長期間の時間スケールに対して、将来的にどのように変遷するのかについての予測に関しても不確実性が伴う。第 3 章に述べたように段階を追って様々な角度から調査を行うことにより、このような不確実性は可能な限り低減される。処分場の設計においては、その後においてもなお残された不確実性を勘案して安全裕度を配慮した保守的な設計が行われる。このような設計上の対策については第 4 章で述べた。サイト選定や処分場の設計という対策によって固有の性能に関する不確実性はできる限り小さなものとされる。

安全評価においては、固有の性能を前提としつつ予測に付随する不確実性について配慮することが必要である。このような不確実性は安全評価の基本的な要素であるシナリオ、モデル及びデータに関して様々な形で取り扱われる。安全評価の不確実性は、考慮すべき時間/空間スケールに加え、そこで起こり得る現象の複雑さや知識の限界、さらに評価そのものの行為における過誤に起因する。このため安全評価の信頼性を向上させるためには、これら不確実性の個々の要因を特定し、その特徴に応じた対策をとることが重要となる。なお、考慮すべき時間スケールが長くなればなるほど安全評価の不確実性は増加するが、時間の経過とともに放射性廃棄物が有する潜在的な毒性は放射性崩壊により減少する。安全性に関する議論においてはこの点を勘案することが重要である (OECD/NEA, 2004)。

一般に不確実性への対策は、不確実性の低減と不確実性に対する処理とに分けて考えることができる。これら不確実性の低減と不確実性に対する処理とを、安全評価を行ううえでの種々の制約条件 (例えば、規制基準の整備状況、事業の進展の度合い、安全評価のコンテキスト) に照らし適切に組み合わせていくことにより不確実性への対策が講じられる。安全評価の結果に基づいて明らかにされた重要な不確実性要因については、サイト選定や設計にフィードバックされ対応策が講じられることによって不確実性の低減が図られる。また安全評価シナリオやモデル、データに関する研究開発により情報や知識を増やすことによって評価自体の不確実性を低減することができる。不確実性の低減のための具体的な目標は、安全評価の手法に応じた不確実性の処理の方法との関係で設定される。

例えば、安全評価上決定論的アプローチを適用する場合には、個々の不確実性の要因について保守的な仮定やモデル/データを適切に設定することによって対処することができる。また、確率論的アプローチを適用する場合には、シナリオに対して発生確率を付与すること、パラメータに適切な確率分布を付与することなどが行われる。確率論的アプローチについては、統計的なデータが不足している場合など確率や確率分布を付与することが困難な場合には、専門家の意見などに基づく主観的確率などが用いられる。第 2 次取りまとめでは、基本的に決定論的な方法が用いられているが、一部母岩中の水理や核種移行に関するモデルでは亀裂の性状を実測値に基づいて確率論的に

取り扱っている (Ijiri, et al. 1998a, 1998b)。

以下では、安全評価における不確実性の取り扱いについて第2次取りまとめを例にして述べる。このような取り扱い方法については、今後立地点のサイト環境条件やそれに対応して設計される処分場を考慮した安全評価の内容に沿って適切に用いられる事が必要である。

(ii) 評価に伴う不確実性の分類と対策

安全評価の方法論に沿って、評価に伴う不確実性は次の三つに分類されている (例えば, ICRP, 2000a ; OECD/NEA, 1997b, 1999b ; IAEA, 2003b)。

- シナリオに関する不確実性
- モデルに関する不確実性
- データに関する不確実性

以下に、シナリオ、モデル及びデータに伴う不確実性に加え、影響解析に伴う不確実性について、それぞれの要因と対策について述べる。

評価シナリオに関しては、情報／知識の不足に起因する、

- FEP リストの網羅性の程度、
- 個々の FEP に対する理解の程度、
- 安全評価で考慮すべき FEP の選定結果、
- シナリオに取り込まれる FEP の選定や組み合わせ方、

などに伴う不確実性が挙げられる。これらシナリオの作成過程で生じる不確実性に対しては、図 6.2.3-2 に示した検討手順によって、個々の作業内容や FEP の選択などの意思決定に関する判断根拠の追跡性と透明性を確保しながら体系的に進めるアプローチをとること、様々な専門家の参加による包括的検討、独立したレビューの実施を行うことなどによって対応する。知識の不足に起因して、シナリオの検討で対象とする FEP には専門家の誰もが認めるものから意見の分かれるものまで多岐にわたる。このため、すべての FEP を評価上一様の重みでシナリオ検討の対象とすることは、意思決定を行ううえで適切ではない。このため、ある FEP をシナリオの対象に取り上げることの確からしさを、「蓋然性に対する専門家の合意の程度」と「不確実性の本質的な指標 (時間スケール)」の二軸で FEP を整理してシナリオを作成するといった方法も提案されている (Umeki and Smith, 2002)。

モデルに関しては、図 6.2.3-4 に示した開発の手順に応じて、情報／知識の不足に起因する、

- モデル化の対象とする個々の現象に関する理解の程度、
- 概念モデルやその数学的定式化、プログラミングの方法、
- 安全評価モデルを作成するうえでの保守的簡略化の程度、
- 適用対象となる系のスケールに応じた空間的不均質性、時間の経過に伴う系の変遷の蓋然性の判断、

などに伴う不確実性が挙げられる。

図 6.2.3-4 に示されているようにモデル開発の過程は複雑であり、この過程で利用可能な情報、データの質や量も対象とする現象によって異なっている。したがって、シナリオの検討と同様、モデル開発についても各作業過程の追跡性と透明性を確保し、最終的に安全評価に用いられるモデルがどのような不確実性を有するのかが明らかになるようにしておく必要がある。これに基づいて、例えば現在の理解ではいくつかの概念モデルの可能性が考えられる場合には、それらのモデルをすべて適用して評価解析を行うといった配慮が必要である。

また実験室やフィールドでの試験結果との比較によるモデルの確証は、情報／知識の不足によって見落とし可能性のある現象の存否を確認することができるため有益である。ナチュラルアナログを利用したモデルの長期的な変遷に対する信頼性向上も有効な方法である。計算モデルについては、さらにコードのベンチマークや解析解との比較に基づく検証により、数値計算に伴う不確実性を明らかにすることが可能である。安全評価モデルの作成にあたっては、不確実性に対して安全評価上の保守性を確保するという観点から、以下の要件を設定することによって情報／知識の不足に対処することができる。

- 一般的に認められている科学的原理に基づく十分に確立された概念モデルの適用
- 不利益な影響を及ぼすと考えられるすべてのプロセスの考慮
- 簡略化の結果が保守的であることの保証
- 影響を緩和するプロセスは、それが信用できると考えられる場合のみ考慮

また安全評価モデルの保守性は詳細な現象解析モデルとの比較を通じて確認することも可能である。

第2次取りまとめで開発された安全評価モデル（図 6.2.3-6）では、6.2.3 (3) で述べたように実験室やフィールドでの試験結果との比較による概念モデルの確証、ナチュラルアナログの利用、コードのベンチマークや解析解との比較による計算モデルの検証などの対策が講じられている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。また、時間の経過に伴う系の変遷の蓋然性については、図 6.2.3-7 に示すようにモデル予測の適用可能な時間枠が考慮されている。安全評価モデルは、これらを考慮して合理的に保守性を確保した簡略化に基づき構築されている。

データ（パラメータ値）は、解析を行うのみならずモデルを記述するうえでも重要な情報となる。このため、個々のモデル化の目的に応じた抽象化あるいは簡略化の度合い、データの取得／設定過程において不確実性が伴う。不確実性の要因としては、測定機器の誤差、不適切な測定手法の採用、測定対象の空間分布の不均質性／時間変動などが挙げられる。

モデルに対応したデータ取得／設定の過程で生じる誤差については、包括的な品質管理により対処することができる。また、種々の試験の並行実施（実験室，フィールド）、測定手法の標準化、サンプル数の追加、データ補間手法の高度化などによって不確実性を低減することが可能である。測定対象の空間分布の不均質性／時間変動については、確率論分布を付与することによって表現する

ことも一つの対処法である。安全評価に用いるデータについては、基本的な要件として直接的な根拠（例えば、ナチュラルアナログの傍証）により正しいことが保証されているか、又は保守的であることが示されているパラメータ値（あるいは範囲）を採用することにより対処することができる。

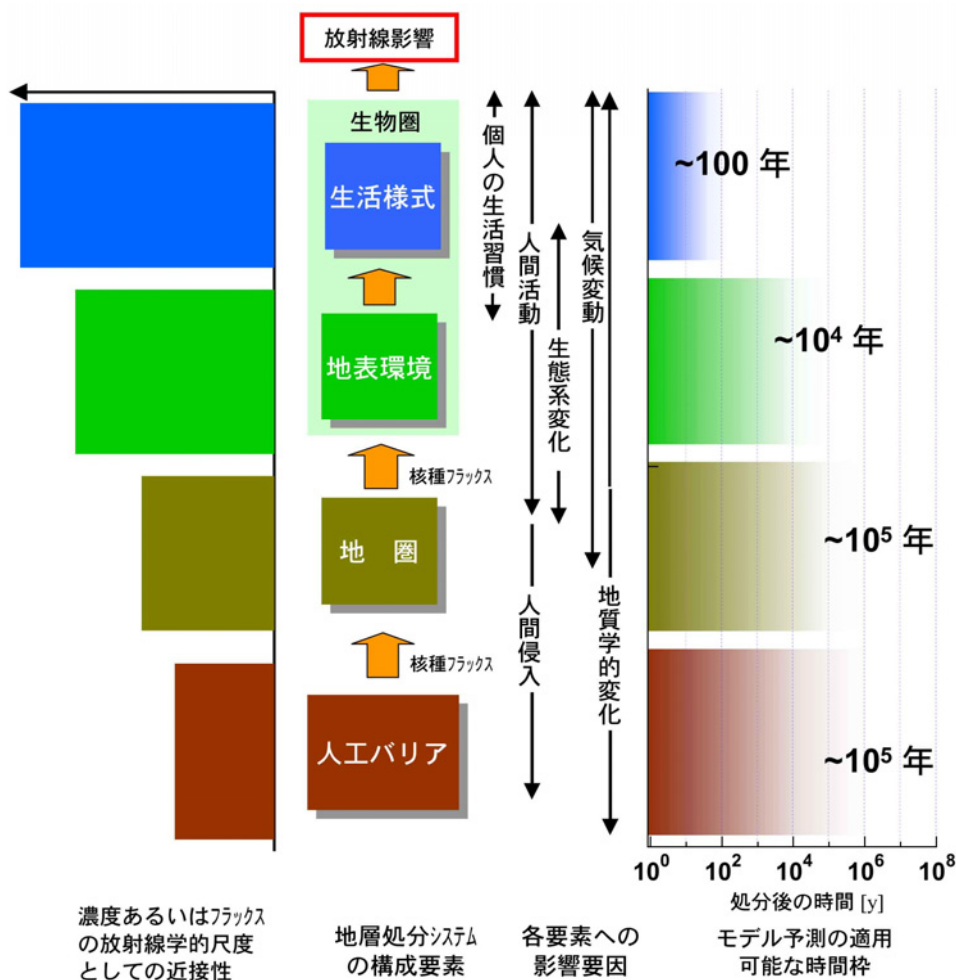


図 6.2.3-7 安全評価モデルの適用性

(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正)

第2次取りまとめでは、モデル化に必要なデータの多くについて、地下深部の環境を模擬して行われたサイクル機構の地層処分基盤研究施設（ENTRY）での室内試験や地層処分放射化学研究施設（QUALITY）での放射性核種を用いた試験、さらに東濃地域や釜石鉱山を利用したフィールド試験の成果を利用して妥当性が確認されている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d）。

専門家のレビューはデータの不確実性に対処する有効な方法である。例えば、溶解度の設定に用いられた熱力学データベースは国際的な専門家によるレビューを受けて取りまとめられている（Yui et al., 1999）。

6.3 安全評価の実施

この節では、以上に述べた安全評価基盤に基づいて実際に安全評価がどのように進められるかを示す。第4章で述べたようにオーバーパックは、ガラス固化体の放射能や発熱が高い処分後の少なくとも1,000年間にわたってガラス固化体を物理的に閉じ込めることができるように設計される。このためシナリオの記述にあたっては、処分場閉鎖後、オーバーパックの閉じ込め機能が維持される期間とオーバーパックの閉じ込め機能が喪失した後の期間とに分けて説明することとする。

6.3.1 オーバーパックの閉じ込め機能が維持される期間

(1) シナリオの検討

処分場閉鎖後、ガラス固化体からの放熱、周辺岩盤から人工バリアへの地下水の浸入、地下水の浸入による緩衝材の膨潤圧の発生、周辺岩盤に生ずる応力の変化などによってニアフィールド環境が変化する。第4章に示したように、オーバーパックはこのような環境の変化も考慮して、少なくとも1,000年間はガラス固化体を物理的に閉じ込めておくことができるように設計され、第5章で述べたように厳密な品質管理のもとで製作・施工される。したがって、この期間全体にわたって地下水の移行に伴う放射性核種の移動は起こらず、ガラス固化体中の放射性核種は放射性崩壊によって確実に減衰することになるというのが想定されるシナリオである。時間スケールから考えて地質環境自体に大きな変化が生ずる可能性は小さい。

しかし、FEPリストにあるように、安全評価の観点からは極めて僅かな可能性ながら品質管理の失敗によりオーバーパックや緩衝材の製作・施工不良によって、早期にガラス固化体が地下水と接触し放射性核種が地下水に溶出する可能性についても検討しておく必要がある。これについては、6.3.2の地下水シナリオにおいて取り扱われている。

(2) 評価解析

4.4.4で述べた人工バリアの設計における長期健全性の評価結果は、前述したニアフィールド環境の変化がシステムに及ぼす影響に関する検討に用いることができる。それによれば、人工バリアが設計どおり製作・施工されれば、その健全性は維持されると考えられ、ニアフィールドの環境変化によって早期のオーバーパック破損や、図6.2.2-1に述べた人工バリアに対して期待される安全機能の喪失が生ずることはないことが示されている。

6.3.2 オーバーパックの閉じ込め機能喪失後の期間

(1) シナリオの検討

オーバーパックは少なくとも1,000年間閉じ込め機能を有するように設計されているが、腐食の進行に伴いその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損することが想定される。ここでは、処分場閉鎖後1,000年の時点でオーバーパックが破損することを仮定し、地下水がガラス固化体と接触することで生じるガラスマトリクスの溶解により放射性核種が地下水中に溶出を開始した後、放射性核種がどのように人間の生活環境に至るかを記述した地下水シナリオについて示す。

このようなシナリオについて検討を行う方法論については、6.2.3(2)に示したとおりである。こ

れに従って、以下では、まずレファレンスケースについて記述した後、基本シナリオ及び変動シナリオに対するレファレンスケース以外の解析ケースについて述べる。

(i) レファレンスケース

第2次取りまとめのレファレンスケースでは、処分場は平野に位置し、地質環境として降水起源の地下水を、岩種には結晶質岩(酸性岩)をそれぞれ想定している(核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。また放射性核種が地表に移行する可能性の高い場所(地質環境と生物圏とのインターフェイス: GBI)として放射性核種は河川を通じて人間環境に至ることを想定している(図6.3.2-1)。このレファレンスとなるシステムは、基本的に生物圏にいたる主要な核種移行経路を網羅しており、これを基に種々のサイト環境条件に応じたレファレンスケースを構築することが可能である。

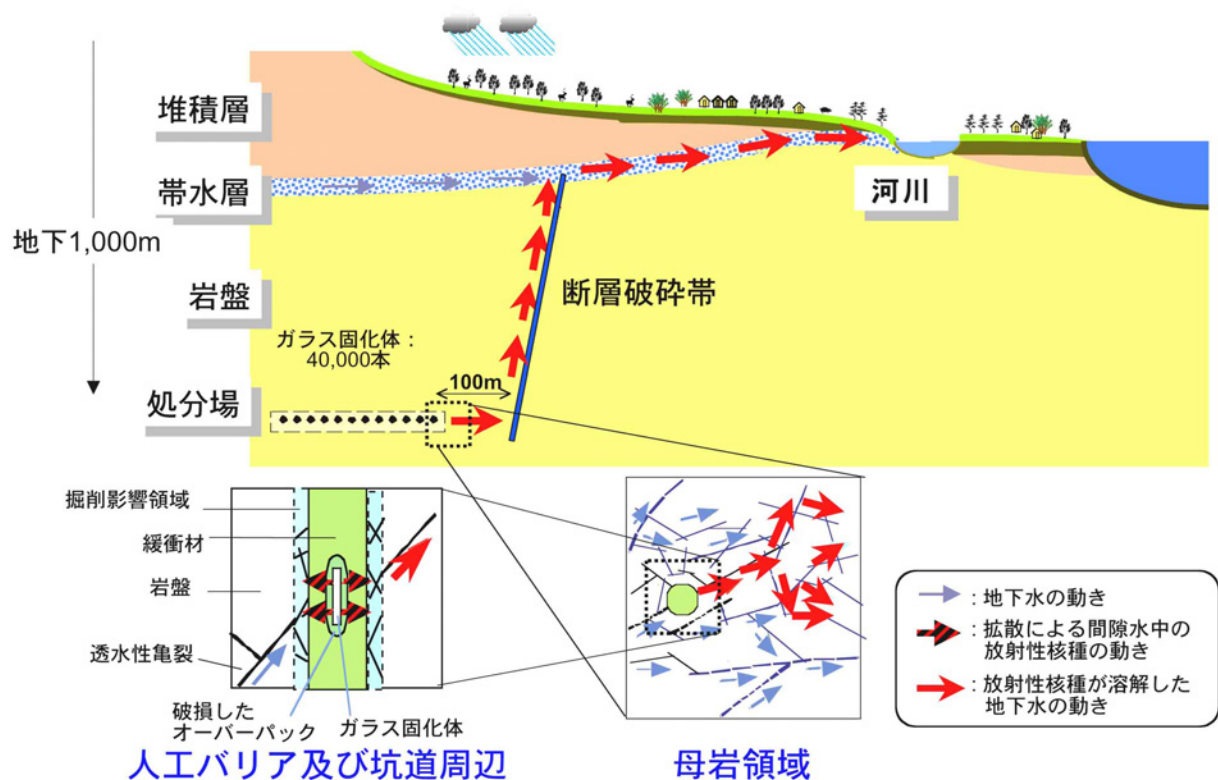


図 6.3.2-1 第2次取りまとめの地下水シナリオレファレンスケースで想定したシステム
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正・加筆)

ガラス固化体には、製造時の冷却やオーバーパック破損後の応力による割れが生じていると考えられ、この割れは地下水が接触した際の単位時間あたりのガラス溶解量に影響を及ぼす。また、ガラスの溶解が進むことにより体積が減少し、それに伴う表面積の減少が単位時間あたりの溶解量を低下させる。

主要な放射性元素の多くは還元条件で難溶性の性質を有することから、ガラス固化体からの溶出あるいは親核種からの崩壊により地下水中の存在量が溶解度を超えると沈澱を生ずる。その際、同

位体が存在する場合には、それぞれの核種の濃度は同位体存在比に応じて、その元素の溶解度から割り当てられる上限値で抑えられることになる。難溶性の核種は、このように溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に収着⁶⁻²⁾することにより、移行が遅延される。緩衝材に加え、オーバーパックの腐食生成物層にも放射性核種が収着する可能性がある。核種は、人工バリア中を移行する間にも放射性崩壊により減衰／生成する。緩衝材外側周辺を通過する地下水の流れは一般的に遅く、緩衝材中の濃度勾配はゆるやかなものとなる。

また、緩衝材の微細間隙構造がもたらすフィルトレーション機能により、コロイド、微生物あるいは高分子量の天然有機物の移行は抑制される（Kurosawa et al., 1997；金持ほか, 1999；嶺ほか, 1999）。

プラグ、グラウト、支保工としてセメント系材料を用いる場合には、低アルカリ性セメントを想定する（第4章参照）。これにより、緩衝材は長期間にわたって顕著な変質を起こさず、所要の安全機能を発揮することが期待される（Bradbury and Baeyens, 1997；黒木ほか, 1998）。

母岩中の地下水及び物質の移動は、亀裂が卓越する場合、透水性亀裂の不均質なネットワーク構造中で生ずる。緩衝材外側に達した放射性核種は緩衝材に接する母岩中の亀裂に移行する。亀裂に移行した核種は地下水の流れによりネットワーク構造中を移流・分散⁶⁻³⁾により溶質として移行する。亀裂中を移動する際の核種は亀裂表面から岩石基質部の微細空隙中を拡散移行（マトリクス拡散）し、その過程で鉱物表面に収着する。このように核種は亀裂から岩石基質部へ移行、収着することによって、亀裂中を流れる地下水の移動に対して遅延されることになる。その結果移動に費やされる時間は長くなり、放射性崩壊によって核種は減衰する。

地下水流れに対して処分場の下流側に位置すると仮定した大規模な断層破碎帯に母岩を経て到達した放射性核種は、この中を移流・分散により溶質として移行する。この間にも、核種の移動は拡散や収着により遅延され、放射性崩壊により減衰／生成する。

人工バリア、母岩、断層破碎帯を移行した放射性核種は、母岩の上部に位置する帯水層を経て地表の人間の生活環境に達した後、地表の環境中を移行しながら、様々な被ばく経路を通じて最終的に人間に放射線影響を及ぼすことが想定される。第2次取りまとめのレファレンスケースでは、放射性核種は河川水に流入し、その後灌漑による表面土壌への移行や河川の流れに沿って沿岸海域に流出することなどが想定されている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d）。このように地表の環境中に拡がった放射性核種が最終的に人間に影響を及ぼす被ばく経路として、飲料水、農畜産物や水産物などの摂取による内部被ばくや土壌表面などからの放射線による外部被ばくが想定されている（馬場ほか, 1999）。

⁶⁻²⁾ 気体又は溶液中の溶質が固体表面及び内部に取り込まれる現象を包括的に示す言葉で、物理吸着、イオン交換、表面錯体形成、鉱物化などの現象を含む。

⁶⁻³⁾ 地下水の流れによって溶質が地下水とともに移動することを移流という。また、移動する過程で経路が分岐していたり熱力学的エネルギーに伴う分子拡散によって広がっていくことを分散という。

(ii) 基本シナリオに対応する他の解析ケース

基本シナリオはシステムが長期間にわたって安定で外的な擾乱が生じないシナリオである。第2次取りまとめでは基本シナリオに対応するレファレンスケース以外の解析ケースを、レファレンスケースを起点として以下の分類でとらえている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。

- レファレンスケースで対象とした地質環境や人工バリア仕様とは異なるシステムに対する解析ケース
- レファレンスケースで対象としたモデルやデータの不確実性を考慮した解析ケース

前者のタイプのケースには、地質環境として、レファレンスケースで想定した平野以外の地形、結晶質岩（酸性岩）以外の5岩種、海水起源の地下水、河川以外のGBIなどの多様性を想定したシステムを対象としたものが含まれている。また人工バリア仕様については、鉄以外のオーバーパック材料（銅やチタン）や異なる緩衝材仕様を想定したシステムが検討されている。

例えば母岩が堆積岩のシステムでは、比較的新しい地層で粒子間隙中の流れが支配的となるような場合、人工バリアから母岩に移行した放射性核種は、不均質な多孔質媒体とみなすことができる地質構造内のゆっくりした地下水の流れによる移流・分散により溶質として移行することになる。放射性核種の移行は、母岩中において放射性崩壊による減衰を伴いながら粒子間隙中での鉱物表面への収着により遅延される。

また軟岩系岩盤（第4章参照）のシステムでは、空洞の力学的安定性を確保するために支保工を必要とする場合が想定される。支保材としてコンクリートを用いた場合、支保工と反応した地下水が緩衝材中に浸透し、緩衝材の変質や緩衝材間隙水を変化させることが考えられる。また、長期間のうちには支保材自体が化学的に変質することから、支保工に期待する性能が発揮されなくなる場合を考慮に入れると、オーバーパック腐食膨張による応力や岩盤のクリープが、人工バリア周辺岩盤の掘削影響領域に対して力学的影響を及ぼす可能性がある。

一方、後者のタイプの解析ケースには、レファレンスケースで想定されていないプロセスとして、例えば地下水中のコロイドへの核種収着による疑似コロイドの形成が挙げられる。この想定により亀裂での放射性核種のマトリクス拡散による遅延効果が減少する可能性がある（Baek and Pitt Jr., 1996）。しかしコロイドは鉱物の表面への付着などの相互作用をもつことも確認されており、コロイドの岩石への付着による遅延も期待される（Dran et al., 1994）。

またレファレンスケースでは、評価上すべてのガラス固化体からの放射性核種は人工バリアから一様に周辺母岩に到達することをシナリオとして想定しているが、実際の処分場の幾何形状を考慮すると、ガラス固化体は一定の距離をおいて配置されるため、放射性核種は処分場領域内の母岩中を移行し、この間にも母岩によって核種が遅延され核種移行遅延効果が加わる。さらに地下水の流れに沿って複数のガラス固化体の位置関係に着目すると、地下水の流れの上流側に位置するガラス固化体から溶出してきた核種が下流側のガラス固化体周辺に至り、緩衝材外側での核種濃度が上昇することによって、緩衝材中での濃度勾配がより緩やかになる（畑中・亘，1999）。このシナリオでは、結果として下流側の緩衝材からの核種の移行率がさらに小さくなることが考えられる。

なお第2次取りまとめでは、これら二つのタイプのケースに対応する基本シナリオについて影響解析を行う観点から、レファレンスケースに沿って作成したモデルやパラメータが有する特徴に基づき、前者のタイプを地質環境変更ケース/代替デザインケース、後者のタイプをデータ不確実性ケース/概念モデル変更ケースとして取り扱っている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。

(iii) 変動シナリオに対応する解析ケース

変動シナリオは、レファレンスケースで想定したシステムに対して将来何らかの擾乱が生じるシナリオである。第2次取りまとめでは、天然現象による地質環境の変動と人間活動に基づく影響を考慮している（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。地質環境の変動に起因するシナリオには、一定の速度で隆起・侵食が生じるケースや気候変動によって生じる海水準変動に起因する地下水タイプの変化するケースを、また人間活動に起因するシナリオには、オーバーパックの製作不良、品質管理の失敗による早期破損、埋め戻し・プラグの施工不良を考慮したケースを想定している。

なお、天然現象や人間活動によって廃棄体と人間との物理的な距離が接近し、人間の生活環境に影響が及ぶことを想定する接近シナリオについては、6.2.2 (1) で述べたように、適切な処分地を選定することによって、その影響を排除するのが基本である。しかし、6.2.3 (2) で述べた考えに従って、第2次取りまとめでは「仮想的シナリオ」として、処分場への意図的ではない人間侵入や火山噴火、断層活動等に起因するシナリオを検討している（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。

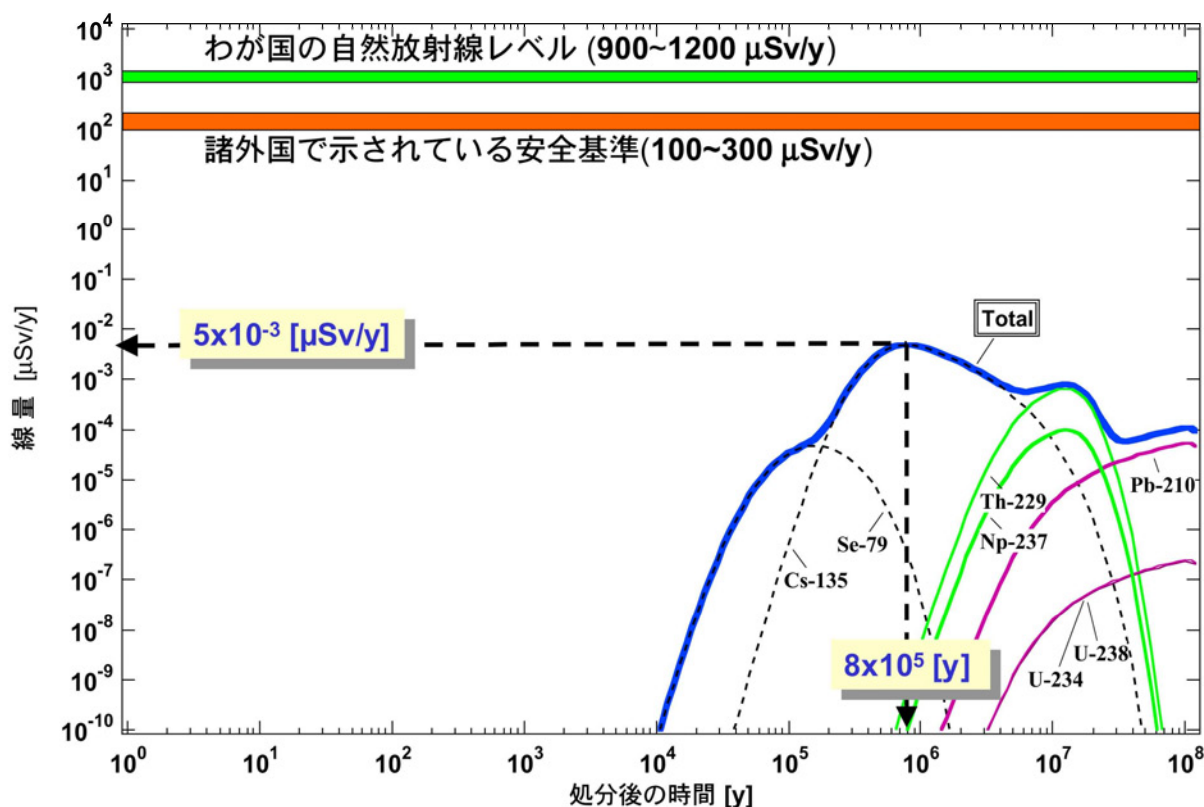
(2) 評価解析

(i) レファレンスケースの解析

想定される地下水シナリオに対し、モデルとデータを用いてシステム挙動の解析が行われ、人間への影響が推定される。解析のためのモデルやデータは、6.2.3 (3) に述べた方法に基づき、レファレンスケースに沿って整備される。第2次取りまとめで開発されたモデルやデータについては、併せて6.2.3 (3) に述べた。

これらのモデルやデータを用いて、第2次取りまとめでは、総本数4万本のガラス固化体を処分することを想定した処分場の性能を示すために、ガラス固化体1本に基づく結果を4万倍することによって線量を算出している（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。これは、すべての廃棄体が一律1,000年でオーバーパックによる物理的閉じ込め機能を失い、その結果地下水に移行した放射性核種は一様に人工バリア、母岩、断層破碎帯を通過して生物圏に至ることを想定した極めて保守的な評価である。レファレンスケースについてこれら解析モデルを用いた線量推定の結果を図6.3.2-2に示す。人間への影響が最大となるのは処分後約80万年で線量として $0.005 \mu\text{Sv/y}$ となることが計算によって推定されている。また図には諸外国で地層処分に対して示されている安全基準あるいは指針（防護レベル）（例えば、AECB, 1987; DSIN, 1991; EPA, 1993; HSK and KSA, 1993; Nordic Countries, 1993; SSI, 1998; STUK, 2001; USNRC, 2001dなど）の範囲（ $100\sim 300 \mu\text{Sv/y}$ ）に加え、わが国の自然放射線レベル（約 $900\sim 1200 \mu\text{Sv/y}$ ）（阿部，1989）が併せて示されている。レファレンスケースの解析結果はこれらに比して極めて小さなものとなっている。

上述したように1本のガラス固化体に対する評価結果を4万倍することの想定には大きな安全裕度が見込まれており、今後のサイト選定の進展に応じ、サイト環境条件や処分場概念の詳細が明らかになるのに従い、その特徴を踏まえたより現実的な評価が可能となる。例えば4万本を処分するような処分場では、その大きさから、幾何形状など空間的な拡がりを考慮した処分場全体からの核種移行の評価を行うことができる。この場合、処分場の周囲を含む地下水の動きの局所的な相違や個々のガラス固化体から溶出した放射性核種を含む地下水が相互に干渉することなど、核種の溶出／移行の抑制や、希釈／分散などの効果を取り入れることが可能であると考えられる。また母岩中の核種の移行距離は、処分場全体での地下水の動きを考慮すると、それぞれのガラス固化体に対して一律同じものではなく、流れの上流側に位置する側に対しては移行距離が長くなり、より大きな天然バリア効果を期待することができる。



(4万本の廃棄体について、すべてのオーバーパックが処分後1,000年で閉じ込め機能を失うことを想定)

図 6.3.2-2 長期安全性能の予測解析結果の例 (第2次取りまとめレファレンスケース)

(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正・加筆)

(ii) システム総合安全評価

レファレンスケースに対応したモデルやデータベースを基に、モデルやデータの変更あるいは対象とするシステムを置き換えることによって基本シナリオや変動シナリオに対応するレファレンスケース以外のケースを解析することができる。

6.3.2 (1) で述べたように、第2次取りまとめでは基本シナリオに対応するレファレンスケース以外の解析ケースとして、データ不確実性ケース／概念モデル変更ケース、地質環境変更ケース／代替デザインケースが設定されている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。個々のシナリオの特徴に応じ、データやモデルを置き換えたデータ不確実性ケース／概念モデル変更ケースでは、例えばガラス溶解速度やオーバーパックスの破損時期、緩衝材外側での地下水流量などの値を変えたケース（データの不確実性）や腐食生成物層や掘削影響領域での核種移行遅延などをレファレンスケースのモデルに追加したケース（概念モデルの不確実性）などがそれぞれ評価されている。地質環境変更ケースでは地形や岩種、地下水の種類などがレファレンスケースとは異なるサイト環境条件を、代替デザインケースでは、銅やチタンなどの代替材料を用いたオーバーパックス、緩衝材厚さを変えたケースなどについてそれぞれ解析が行われている。

データ不確実性ケース／概念モデル変更ケース、代替デザインケースや地質環境変更ケースには数多くの組み合わせが考えられる。このため第2次取りまとめでは、感度解析を通じて安全評価上重要なパラメータに着目することによって組み合わせの数を絞り込みながら、解析が進められている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。これらの結果、地下水の流れや地球化学的性質、岩盤中の物質移行経路などにかかわるパラメータが安全評価上重要となることが示されている。

また変動シナリオについては、レファレンスケースに用いたモデルを基に、隆起・侵食や気候変動に伴う海水準変動などの天然現象及びオーバーパックスの不完全な密封や埋め戻し・プラグの施工不良、さらに将来の人間活動などによる地層処分システム性能への影響を想定したケースの解析が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。

生物圏モデルについては、線量の推定にあたって保守的な結果となるよう、GBIが河川水、河川堆積層及び深井戸の場合には農業従事者グループを、また沿岸海域水及び沿岸海域堆積層の場合には漁業従事者グループに対する線量への換算係数を用いることができる。

レファレンスケースとともに、このようにして実施された計37ケースの解析の結果、得られた最大線量とその到達時間をプロットしたものが図6.3.2-3である。図から、モデルやデータの不確実性、天然現象などによる処分場システムへの影響、さらに地質環境と人工バリア仕様の多様性を考慮しても、線量の最大値は、例えば諸外国で地層処分に対して提案されている年間の防護レベル（100～300 μ Sv）を下回ることが示されている。以下、第2次取りまとめの37ケースの解析結果について述べる。

また図6.3.2-3には、第2次取りまとめの37ケースの解析結果（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）のうち、わが国の様々な地質環境を対象としたケースに対する最大線量の範囲（0.00002～0.4 μ Sv/y）を示してある。これによって、図4.6-1に示した内陸部と沿岸部の二つのタイプの処分仕様例が有する概略の性能を論じることが可能である。この議論については（iii）に示す。

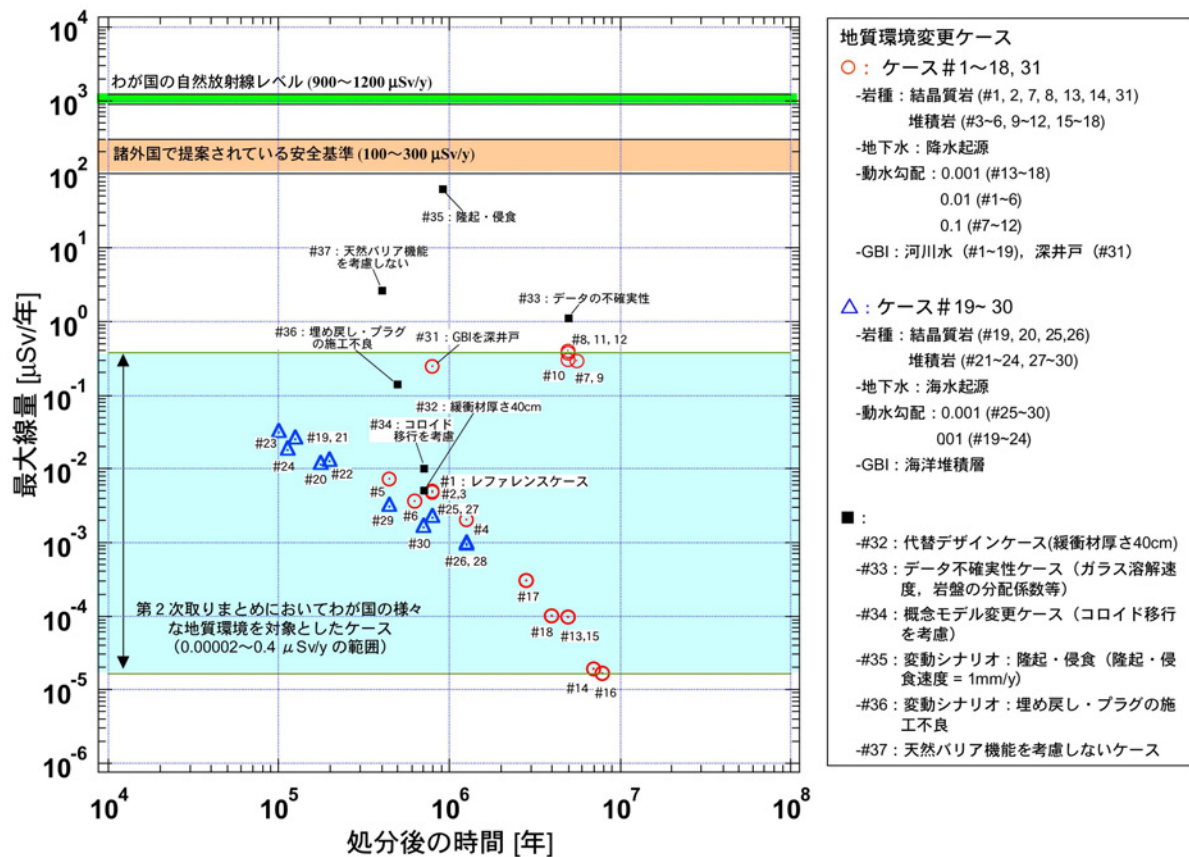


図 6.3.2-3 システム総合安全評価結果
(核燃料サイクル開発機構, 1999a に基づき作成)

図中のケース1がレファレンスケースの評価結果である。また、ケース2から31までが地質環境変更ケース、ケース32は代替デザインケース、ケース33はデータ不確実性ケース、ケース34は概念モデル変更ケース、ケース35と36は変動シナリオそれぞれの評価結果に対応する。さらに、人工バリアのみの性能に焦点をあてるため、非現実的な想定ではあるが岩盤による核種移行遅延効果を考慮せず、人工バリアから移行した核種が直接生物圏に至ることを想定したケースの評価結果がケース37に該当する。レファレンスケース以外の36ケースについて、レファレンスケースとの相違をまとめたものが表6.3.2-1である。

表 6.3.2-1 各解析ケースとレファレンスケースとの相違
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正・加筆)

解析ケースの分類	ケースNo.	レファレンスケースとの相違						
		地下水	動水勾配	岩種				
レファレンスケース	1	降水系 地下水	0.01	結晶質岩 (酸性)	河川水			
	2			結晶質岩 (塩基性)				
	3			先新第三紀砂質岩				
	4			先新第三紀泥質・凝灰質岩				
	5			新第三紀砂質岩				
	6			新第三紀泥質岩・凝灰質岩				
	7		0.1	結晶質岩 (酸性)				
	8			結晶質岩 (塩基性)				
	9			先新第三紀砂質岩				
	10			先新第三紀泥質・凝灰質岩				
	11			新第三紀砂質岩				
	12			新第三紀泥質岩・凝灰質岩				
	13		0.001	結晶質岩 (酸性)				
	14			結晶質岩 (塩基性)				
	15			先新第三紀砂質岩				
	16			先新第三紀泥質・凝灰質岩				
	17			新第三紀砂質岩				
	18			新第三紀泥質岩・凝灰質岩				
	地質環境変更ケース		19	海水系 地下水		0.01	結晶質岩 (酸性)	沿岸海域 堆積層
			20				結晶質岩 (塩基性)	
			21				先新第三紀砂質岩	
			22				先新第三紀泥質・凝灰質岩	
			23				新第三紀砂質岩	
			24				新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
			25			0.001	結晶質岩 (酸性)	
			26				結晶質岩 (塩基性)	
			27				先新第三紀砂質岩	
			28				先新第三紀泥質・凝灰質岩	
			29				新第三紀砂質岩	
			30				新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
			31			GBIを深井戸に変更		
デザイン変更ケース	32	緩衝材厚さの変更 (0.4 m) を考慮		河川水				
データ不確実性ケース	33	ガラス溶解速度, 岩盤中分配係数, 透水量係数の不確実性を同時に考慮		河川水				
概念モデル変更ケース	34	コロイドによる核種移行を考慮						
変動シナリオ	35	隆起・侵食 (隆起侵食速度 = 1 mm/y)						
	36	埋め戻し・プラグの施工不良						
天然バリア機能を考慮しないケース	37	人工バリアから核種が直接生物圏に移行すると仮定						

GBI:地質環境と生物圏とのインターフェイス

● 地質環境変更ケース (ケース 2~31)

第2次取りまとめのレファレンスケースで対象とした地質環境は、降水系起原の地下水で、地形は平野 (動水勾配として 0.01 を想定) であり、岩種としては結晶質岩 (酸性岩), さらに GBI として河川水が想定されている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。

レファレンスケースを基に、岩種のみが異なるケースとして結晶質岩 (塩基性), 先新第三紀砂質岩, 先新第三紀泥質岩・凝灰質岩, 新第三紀砂質岩, 新第三紀泥質岩・凝灰質岩をそれぞれ想定したものがケース 2 から 6 である。解析にあたっては、各岩種についての間隙率, 乾燥密度, 実効拡散係数, 分配係数にはそれぞれの岩種の代表値が用いられている。第2次取りまとめでは結晶質岩の場合には深度 1,000 m を, 堆積岩の場合には 500 m を想定している (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d) ため、天然バリアのうち断層破碎帯での放射性核種の移行距離はそれぞれ 800 m と 300 m になっていることに留意する必要がある。第2次取りまとめでは、保守的に結

晶質岩、堆積岩ともに亀裂が支配的な経路となるような概念モデルを用いている。なお、各岩種の亀裂構造については、レファレンスケースと同じ想定としている。

想定し得る地質環境のうち動水勾配が極端に大きな地域は適切なサイト選定と処分場レイアウト設計で避け得ると考えられること、また地下深部の動水勾配は地下水面の勾配より推定された動水勾配よりも小さいと考えられることから、動水勾配としては 0.001~0.1 の範囲が第2次取りまとめの検討の対象とされている。レファレンスケースで想定した平野の動水勾配 0.01 を基に、山地や丘陵に相当するものとして 0.1 を想定し、上記六つの岩種に対して設定したものがケース 7 から 12 である。同様に、上記六つの岩種に対して低地に相当する動水勾配として 0.001 を想定したケースが 13 から 18 である。

一方、レファレンスケースを基に、海水系地下水を想定したものがケース 19 から 30 である。解析にあたっては海水系地下水の化学的性質を考慮して、岩種に応じて設定された分配係数がそれぞれ用いられている。また海水系地下水が想定される沿岸域では、基本的に山地や丘陵に相当するような大きな動水勾配は考えられず、動水勾配は 0.001~0.01 の範囲が検討の対象とされている。レファレンスケースと同じ動水勾配 0.01 を想定し前記六つの岩種に対応して設定されたケースが 19 から 24 であり、0.001 を想定したものがケース 25 から 30 である。

放射性核種が地表に流入する GBI には、河川水以外に、河川堆積層、深井戸、沿岸海域水、沿岸海域堆積層が考えられている。地下水の化学的性質、動水勾配、岩種といった地質環境の設定と整合するように、前記のケース 2 から 18 まではレファレンスケースと同様に河川水、ケース 19 から 30 までは沿岸海域堆積層が想定されている。また、様々な GBI のうち結果が一番厳しくなるものとして深井戸を想定したものがケース 31 である。

- デザイン変更ケース（ケース 32）

デザイン変更ケースのうち、人工バリア仕様例のオプションとして合理的であると考えられる緩衝材の厚さの範囲 70 cm から 40 cm 程度（4.4.3 参照）のうち、40 cm の場合の緩衝材を想定したケースがケース 32 として取り上げられている。緩衝材の厚さ以外、用いたモデルやデータはレファレンスケースと同じである。

- データ不確実性ケース（ケース 33）

レファレンスケースで用いたモデルに対する感度解析の結果に基づき、重要なものとして透水量係数分布、ガラス溶解速度及び岩盤への分配係数についての不確実性が考慮されている。これらの不確実性に対しては、あえてシステムの性能に対して好ましくない影響を与える設定が行われ、さらにそれらを組み合わせるケースが設定されている。

まず、亀裂の透水量係数分布に関しては、その分布をレファレンスケースでの設定から高透水性側に 1 桁高くしたケースが設定されている。このとき、

- 透水性が高く天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂の頻度が高い岩盤はサイト選定の段階で避ける、

- 透水性が高く天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂がある場合には、亀裂を避けて処分場を配置するなどの工学的な対策を施す、

ことによって天然バリアとしての性能を確保できると考えられることから、さらに高い透水量係数の設定や高い動水勾配との組み合わせは考慮されていない。

また、ガラス溶解速度については、保守的にレファレンスケースでの設定から1桁高い値が設定されている。さらにマトリクス拡散による遅延効果に寄与する分配係数については、不確実性の幅から保守側のデータが設定されている。

- 概念モデル変更ケース（ケース 34）

モデルの不確実性については、レファレンスケースを基に天然バリア中におけるコロイドによる核種移行が考慮されている。このケースでは、天然環境に存在するコロイドを対象として以下の仮定が行われている。

- コロイドは粒径が比較的大きく一般に岩石と同じ負に帯電していることから、岩石基質内への拡散、亀裂表面への収着及びフィルター効果や凝集沈殿による移動遅延効果は保守的に考慮しない。
- 亀裂中でのコロイドの移動に関する分散長は核種の場合の分散長と等しく、また核種のコロイドへの収着は、瞬時／線形／可逆とする。
- コロイド濃度は場所や時間にかかわらず一定とする。

- 変動シナリオ（ケース 35, 36）

変動シナリオについては、隆起・侵食による将来の処分システムへの長期的な影響を考慮するケースと、坑道の埋め戻しやプラグの施工不良に起因して放射性核種の卓越的な移行経路が発生するケースが取り上げられ、レファレンスケースに基づいて以下のような想定が行われている。

隆起・侵食のケースでは、隆起、侵食がともに1 mm/y の速度で生じ処分場の深度が継続的に減少することを想定し、地表付近（100 m 以浅を仮定）に到達した時点で、酸化性地下水の浸入とその地下水組成に応じた溶解度、分配係数及び拡散係数の変化、さらに土被りの減少による透水性の増加（レファレンスケースで設定した値の10倍）が考慮されている。

埋め戻し・プラグの施工不良のケースでは、処分坑道の複数の箇所とその処分坑道と連結するアクセス坑道においてグラウトや埋め戻しの施工不良が生じ、廃棄体から地表の環境までを結ぶ卓越的な移行経路が生ずることを仮定している。具体的には、緩衝材外側での地下水流量の増加、人工バリアから放出された放射性核種が母岩や断層破碎帯での核種移行遅延効果を受けず地下水の流れとともに生物圏に到達するというプロセスが考慮されている。

- 天然バリアの機能を考慮しないケース（ケース 37）

このケースは、人工バリアの性能を端的に示すものとして、非現実的な想定ではあるが、人工バリアの外側に到達した放射性核種が岩盤の遅延効果などを受けずに直接人間の生活圏に至ると仮定したものである。レファレンスケースを基に、天然バリアの機能である母岩と断層破

砕帯における核種移行抑制効果を考慮に入れず、人工バリアからの核種移行率をそのまま生物圏に流入する核種移行率として取り扱われている。なお人工バリアの核種移行解析については、レファレンスケースと同じモデルやデータが用いられている。

(iii) 内陸部と沿岸部の二つのタイプの処分場仕様例の概略性能

すでに述べたように、図 6.3.2-3 には、第 2 次取りまとめの 37 ケースの解析結果（核燃料サイクル開発機構、1999a, 1999d）のうち、わが国の様々な地質環境を想定したケースについて、最大線量の範囲を示した。以下では、これを基に図 4.6-1 に示した内陸部と沿岸部の二つのタイプの処分場仕様例が有する概略の性能を論ずる。

● 内陸部の処分場に対応するケース（図 6.3.2-3 のケース 1~18 に相当）

内陸部の処分場に関しては基本的に降水系地下水が想定され、第 2 次取りまとめのレファレンスケースを含むケース 1 から 18 で設定されているシステムもこのタイプの処分場に属する。ただし、第 2 次取りまとめでは、保守的に結晶質岩、堆積岩ともに亀裂が支配的な経路となるような概念モデルを用いていることなど、実際のサイト環境条件を十分に反映していない点があることに注意を要する。

動水勾配については、想定し得る地質環境のうち動水勾配が極端に大きな地域は適切なサイト選定と処分場レイアウト設計で避け得ると考えられること、また地下深部の動水勾配は地下水面の勾配より推定された動水勾配よりも一般に小さいので、レファレンスケースでの値 0.01 に加え、0.001 と 0.1 を設定した第 2 次取りまとめの解析ケースの範囲によって、内陸部のサイト環境条件として大部分を網羅していると考えてよい。

GBI としては、第 2 次取りまとめで想定されている河川水、河川堆積層、深井戸、沿岸海域水、沿岸海域堆積層のすべてが対象となる。このうち図 6.3.2-3 では、結果が最も厳しくなる深井戸の場合がケース 31 として取り上げられ、河川堆積層や沿岸海域水の場合については河川水を想定したケースの結果が厳しいことから、これにより代表されている。

これらの条件のもとに、解析された最大線量の範囲は $0.00002 \sim 0.4 \mu\text{Sv/y}$ であり、諸外国で提案されている安全基準やわが国の自然放射線レベルと比して低いものとなっている。図 4.6-1 に示された内陸部の処分場仕様例は結晶質岩を対象とした処分場深度 1,000 m であり、この条件はケース 1, 2, 7, 8, 13, 14 に該当し、GBI が深井戸の場合のケース 31 を含めても最大線量の範囲は上記とほぼ同じ $0.00002 \sim 0.4 \mu\text{Sv/y}$ の範囲になっている。

● 沿岸部の処分場に対応するケース（図 6.3.2-3 のケース 19~30 に相当）

沿岸部においては、地下水のタイプとして降水系と海水系が考えられる。降水起源であれば、前記内陸部のケースでの想定に該当する。ただし、特に沿岸海洋底下に処分場が設置される場合には、動水勾配はほとんどゼロ近くなると考えられ、地下水の流速は極めて小さいものとなる。このようなケースは第 2 次取りまとめで計算されていないが、推定される線量が極めて小さいものとなることは容易に理解できる。処分場が設置される環境の地下水が海水起源の場合について

は、以下のとおりである。

一般に、降水起源の陸水と海水の密度差の影響により塩淡境界において海水は陸水の下へ陸側に向かって緩やかに流れ、放射性核種が塩淡境界に運ばれてきた場合には陸水側の上昇流に沿って海岸付近に放出される可能性が考えられる。密度差に起因した陸側に向かう海水の流れは、陸水の動水勾配（地下水面の勾配より推定された動水勾配）から定量的に推定することは困難であるが、塩淡境界から離れ地下深部にいくほど海水の流れは小さくなると考えられる。このため、動水勾配としてレファレンスケースの0.01より小さい0.001と0.01を設定した第2次取りまとめの解析ケースの範囲によって、沿岸部のサイト環境条件として大部分を網羅していると考えてよい。なお放射性核種が塩淡境界の海水側の上昇流に沿って生物圏に放出される場合には、移行距離は長くなると考えられるものの、第2次取りまとめのケース19から30では断層破碎帯を通過して生物圏に放出されることを仮定しており、この移行距離の効果は考慮されていない。なお海水起源の場合には、地下水が海域と接続していることから、GBIとしては沿岸海域水と沿岸海域堆積層が想定されている。

以上の条件のもとに解析された最大線量の範囲は、0.001~0.04 μ Sv/y であり、内陸部の処分場の場合と同様、諸外国で提案されている安全基準やわが国の自然放射線レベルと比して低いものとなっている。図4.6-1に示された沿岸部の処分場仕様例は、沿岸海底下の堆積岩を対象とした処分深度500mの場合であり、この条件はケース21~24, 27~30に該当し、最大線量の範囲は、上記とほぼ同じ0.001~0.04 μ Sv/yの範囲になっている。

以上の議論から、種々のサイト環境条件に対して、第2次取りまとめの結果を基に、概略の安全性を検討することが可能であることを示したが、これを出発点として実際の処分場立地点のサイト環境条件をより詳細に反映した評価を進めていくことが必要である。

6.3.3 仮想的シナリオの評価

6.2.3 (2) で述べたように、接近シナリオについては適切な処分地の選定や処分場設計により、その影響を排除することが基本であるが、その潜在的な影響について念のため仮想的シナリオとして検討される場合がある。火山噴火や断層活動といった天然現象に起因する接近シナリオについては、今後のサイト選定の進展に応じ、段階的に行われるサイト調査によって実際のサイト環境条件やそれに対する処分場概念が明らかにされるに従い、遠い将来その地域で発生する可能性についてより現実的に評価することになる。このようなサイトに即した十分な検討を行ったうえで、仮想的なシナリオを検討する要否、仮に評価を行う場合にはどのようなシナリオ、モデル、データを使用するかを議論する必要がある。

一方、人間活動に起因する接近シナリオとしては、将来の世代が廃棄物の存在やその危険性を知ったうえでの意図的な侵入と偶発的な侵入が想定されるが、前者についてはその時点の社会の保安上の責任と考え、地層処分システムの安全評価には取り上げないことが国際的にも合意されている(OECD/NEA, 1995b)。偶発的な侵入は、「処分場の位置を知らず、その目的も忘れ、もしくはその影響を認知していないために、処分場あるいはバリア機能を有する地層処分システムに偶発的に侵

入してしまうこと、又はその性能を損なう行動をとること」と定義されている (OECD/NEA, 1995b)。処分場への意図的ではない偶発的な人間侵入が生ずる可能性については、有用な鉱物資源がないと考えられるサイト環境条件のもとでは基本的にサイトに依存しないと考えられる。管理の継続の不確実性などから長期的な安全確保の要件とはなり得ないが、立入り制限や記録の保存といった制度的管理によって一定期間の効果は期待できる。この「一定期間」を安全評価上数百年から 1,000 年間程度は有効としている国もある (例えば, DSIN, 1991 ; AECB, 1987)。しかし百年以上先の人間活動を技術的に予測することは困難であり、将来の侵入を完全に排除することはできないため、一つ以上の尤もらしい様式化した侵入シナリオを基に評価を行うことが適切と考えられている (ICRP, 2000a)。様式化したシナリオの評価で示される危険性には、①侵入者自身に対する危険性、②地表へ運ばれる放射性物質によって公衆が受ける危険性、③処分システムの所期性能が損なわれることによる危険性が挙げられ、米国研究評議会 (NRC: National Research Council) は、①、②については仮に評価を行ったとしても、システムによらず同様の結果となるため、処分地の選定や処分場設計によって明確となる地層処分システム固有の安全機能に関して有益な情報を与えないとし、③に重点を置くことが重要であるとしている (NRC, 1995)。

第2次取りまとめでは、地層処分システムに期待される安全機能に対して影響を与える可能性のある天然現象 (隆起・侵食、火山活動、地震・断層活動) や処分場への意図的でない人間侵入に起因するシナリオについて以下のような事例的評価が行われている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。このような評価は、今後立地点に対して仮想シナリオの検討を行ううえで参考とすることができる。

(1) 天然現象に起因する仮想的シナリオ

(i) 隆起・侵食

適切なサイト選定や処分場の設計により、基本的には隆起・侵食に起因して処分場が地表に露出し有意な影響が生じることを排除することができるとしているが、そのサイトで仮に処分場が最終的に地表に露出するという状況に至った場合、どの程度の影響を及ぼすものを把握することを目的に評価が行われている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。隆起と侵食が同じ速度で進むという保守的な仮定を極めて遠い将来まで外挿することにより、1 mm/y の速度で処分場の深度が継続的に減少し、地表付近 (100 m 以浅を仮定) に到達した時点での影響については変動シナリオとして扱われている (図 6.3.2-3 のケース 35 参照)。さらに、仮想的なシナリオとして、その後処分場を含む岩盤が地表に露出した場合の影響について、処分場を含む岩盤の侵食により生ずる処分場起源の核種フラックスを天然放射性核種のフラックスと対比して考察している。これによって、天然放射性核種を起源とする核種フラックスに比べ有意な影響を及ぼさず可能性は小さいことが示されている。評価の結果、堆積岩に設置された処分システムの場合 (処分深度 500m)、侵食速度 1 mm/y の場合の処分場起源の核種フラックスは花崗岩に設置された処分システムの場合とほぼ同じとなっているが、侵食速度 0.1 mm/y の場合は花崗岩に比べて 40 倍程度高いフラックスとなっている。これは、半減期が約 200 万年である Np-237 の崩壊量の違いに起因していることが示されている。

(ii) 火山活動

サイト調査により、過去数十万年～百数十万年程度の火山活動の時間的・空間的变化に基づき、十万年程度の将来の活動場を評価することが可能であり、処分場を現在の火山地域からその影響の範囲を考慮して離すことによって火山活動の影響は避け得るとしているが、仮に火山活動が地層処分システムに影響を及ぼすとすると、それがどの程度のものかを把握することを目的に評価が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。この評価では、200 万年前以降に新たに形成された第四紀火山の数を基に火山が処分場（4 km²と仮定）に重大な影響を及ぼす確率が検討されている。これによれば、発生した火山が処分場に直接影響を及ぼす確率は、 $1.8 \times 10^{-9}/y$ と評価され、処分後 10 万年時点に発生する火山の影響により人工バリアに保持されている核種が生物圏に放出されるという想定に対しては $5.7 \times 10^{-8}/y$ となり、十分に小さい値と考えることができるとしている。

また、処分後 10 万年以降に火山が処分場を直撃し人工バリアに保持されている核種が放出されるという仮定のもとに、評価が行われ、大規模なマグマが廃棄体 300 本分（廃棄体 1 本の専有面積を約 40~90 m²とした場合、半径 60~90 m の円内に含まれる廃棄体の本数に相当）を直撃するとして、マグマとともに地表に放出される処分場起源の放射性核種の量を、マグマに含まれる天然の放射性核種の量と比較した評価が行われている（牧野ほか，2000）。その結果、マグマとともに噴出する処分場起源の放射性核種の放射エネルギーは、約 4×10^5 m³（ウラン濃度を 1 ppm と設定）のマグマに含まれる天然の放射性核種の潜在的危険性をすべて U-238 に換算して求めた場合の放射エネルギーに匹敵することが示されている。火山活動による噴出物の量が火山体積（平均は約 4×10^{10} m³）に等しいと仮定すると、この火山体積が 1 回の火山活動によるものではないことを勘案しても、マグマとともに地表に放出される処分場起源の放射性核種の量は、火山活動によって噴出されるマグマに含まれる天然の放射性核種の量に比べてそれほど大きいものではないことが推定されている。

(iii) 地震・断層活動

第 2 次取りまとめでは、サイト調査により、十万年程度の将来について、現在までの活動の継続として断層活動を評価することが可能と考えられ、個々の活断層について処分場との間に適切な距離を確保するという対策をとることができることが示されている。断層が発達しているわが国では、全く弱面の存在しない岩盤に新たに断層が発生する可能性は小さく、仮に新たな断層が生じたとしても初期の断層は小規模な破断の集合帯として徐々に成長するため、これが大きな変位を生じさせる大断層に急速に成長する可能性は極めて小さいとされている。これらのことを踏まえたうえで、処分場内に新たな活断層の発生の可能性の検討と、仮に発生した場合、地層処分システムに対してどの程度の影響を与えるかを把握することを目的に評価が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999d）。

評価では、第四紀（170 万年前以降）に繰り返し活動する活断層の数を基に、活断層の発生を時間的、空間的にランダムな事象にとらえ、発生した活断層が処分場（4 km²と仮定）に直接的な影響を及ぼす確率が $1.3 \times 10^{-8}/y$ と求められている。

また、処分後 1,000 年、1 万年、10 万年それぞれの時点において活断層が処分場を直撃し、人工バリアに保持されている核種が放出するという想定に基づく線量の推定が行われている。評価解析にあたっては、簡単のため処分場内に廃棄体が 200 体×200 体の正方形のレイアウトで配置されるとし、対角線上に位置する約 300 の廃棄体とそれを取り囲む人工バリアを横切るように断層が発生することが仮定されている。これは、処分場を横切る一度の活断層の発生によって、最も多くの廃棄体が影響を受けることを想定したものである。また、この断層発生によって人工バリアが断層面に沿ってずれ、緩衝材による移行遅延機能（拡散、収着）が失われて、核種は沈殿生成を経た後、断層を流れる地下水によって生物圏に運ばれること、人工バリア領域（ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材）は瞬時混合領域とみなされ、断層発生時まで人工バリア領域に存在していた核種量は断層発生後にその領域内で均質に分布することなどが仮定されている。断層を流れる地下水流量には、廃棄体 1 本あたり $0.01 \text{ m}^3/\text{y}$ と $0.1 \text{ m}^3/\text{y}$ （それぞれレファレンスケースでの値の 10 倍、100 倍）が設定されている。このような仮定のもとに、処分後 1,000 年、1 万年、10 万年で断層が発生したとして、核種移行解析が行われた結果、断層中の地下水流量が $0.01 \text{ m}^3/\text{y}$ の場合、発生時期に対応して、最大線量はそれぞれ、160, 90, 270 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ となることが示されている。また、断層中の地下水流量が $0.1 \text{ m}^3/\text{y}$ と 10 倍になった場合では、線量の最大値はそれぞれ 10 倍の値となっている。

(2) 処分場への意図的でない人間侵入

第 2 次取りまとめでは、意図的ではない人間侵入に対する評価として、ボーリングによる処分場への掘削を想定し、侵入者が、処分場に関する情報の入手や保持、処分場の存在の探知と危険性の認識、処分場のある地下へのボーリングの中止、掘削やボーリングコア観察の作業中における廃棄物の存在検知といったすべての行為に失敗するという仮定のもとに廃棄物に接近してしまうというシナリオが考えられている（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d）。

このような仮定のもとに、掘削によりガラス固化体を貫通する確率とそれが発生した場合の被ばく線量を基に、偶発的な人間侵入による侵入者への潜在的な影響についてリスクを指標とした評価が行われている。被ばくの形態としては、ボーリングコアの観察の際に観察者が受ける外部被ばくと掘削作業にともなう掘削屑を吸入することによる内部被ばくが想定されており、侵入者として同一の人間がボーリング掘削とコア観察を行うことが仮定されている。その結果、ボーリングによってガラス固化体を貫通することによるリスクは、最大でも諸外国で提案されている安全基準や指針 ($10^{-6} \sim 10^{-5} / \text{y}$)（例えば、ICRP, 1985; HSK and KSA, 1993）を下まわっていることが示されている。

以上に述べた仮想シナリオの評価事例は、考え得る一般的な評価の方法を示唆しており、このような考え方を基に、必要であると判断されれば、実際のサイト環境条件に即した評価の方法を構築することが重要である。

6.4 長期安全性に関する信頼性

6.4.1 信頼性に関する議論

6.1 で述べたようにセーフティーケースを作成するために、まず安全基盤が準備され、次にこれに基づいて安全評価が実施された後、その結果に基づく安全性の判定と評価の信頼性が検討される。6.3 までにこれら一連の作業について説明した。ここでは、セーフティーケースの信頼性がどのように論じられるか、また信頼性を高めるためにどのような手段があるかについて述べる。

セーフティーケースの信頼性を向上させるという観点で忘れてはならないことは、地層処分事業を進めるための基本的な考え方として段階的なアプローチがとられることである。これによって、計画全体を通じ、課題を明らかにしつつ適切な対策をとりながら恒常的に信頼性を高めていくことができる。

すでに 6.2.3 で述べたように、地層処分の安全性は従来の工学システムでは経験のない数千年以上といった極めて長い時間スケールと天然の地層という不均質な要素を含むシステムを対象として論じられることから、安全評価にあたっては予測に伴う不確実性に対して格別の配慮がなされている。OECD/NEA では、地層処分の安全性に関する信頼性を示すうえで考え得る論点を表 6.4.1-1 のようにまとめている。これらは、これまでに述べたセーフティーケースを作成するための作業全般にわたっている。

表 6.4.1-1 地層処分の信頼性に関する重要な論点 (OECD/NEA, 2002 を和訳)

地層処分システム自体の信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・多重バリアシステムの本質的な頑健性 ・一部の安全機能が損なわれることを想定した仮想的シナリオ及び関連する計算結果 ・よく知られた他のシステムの事例やナチュラアナログとの比較
地層処分システムに関するデータや知識の信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・研究プログラムや地質環境調査の品質 ・品質管理体制 ・多様なソースや取得方法に基づくデータ ・形式に則ったデータトラッキング手法の使用
アプローチの信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・論理的であり、明快かつ体系的な評価アプローチ ・監査することが可能なフレームワークのもとでの評価の実施 ・反復的な実施による理解の改善 ・独立した専門家によるレビュー
性能評価モデルの信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・評価結果と直感的な理解との整合性 ・代替的な概念モデルや評価アプローチの考察 ・実験結果や自然の観察との比較によるモデルの妥当性の検討 ・複数のモデルの相互比較 ・ナチュラアナログとの比較 ・古水理地質学的 (paleohydrological) 情報等の独立した証拠
セーフティーケース及び性能評価の信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・解析上の仮定に関する明確な記述及び根拠の説明 ・仮定の蓋然性あるいは保守性についての論証 ・感度解析 ・不確実性の取り扱いと低減方法についての明確な対策 ・多様な安全指標の使用 ・解析結果の妥当性に関する多様な理由づけ
設計や地質環境調査へのフィードバックによる信頼性向上	<ul style="list-style-type: none"> ・処分概念や仕様変更の根拠 ・処分システムの全体的な品質及び安全性

この表からもわかるとおり、地層処分の長期安全性を示すためには、安全評価の基本となるシナリオやモデル、データとこれらを用いた評価解析自体の信頼性の確保に加え、様々な観点から地層処分の長期安全性にかかわる説明（多面的な議論）を併せて示すことが重要となる。さらに、これら一連の長期安全性を示す論拠に対して行われる専門家による独立したレビューも、信頼性を示すうえで有効なものとして挙げられている。

以下では、長期安全性に対する信頼を確保する観点から行われる様々な検討について説明する。

6.4.2 安全評価の信頼性

安全評価の結果が妥当なものとして受け入れられるためには、

- シナリオは過不足なく定義されているか、
- 評価の目的に照らし個々のモデルやコード、データは十分に妥当性が検討されているか、
- これらを組み合わせたシステム全体の解析の手順や数値計算は正しく実行されているか、

といった点が綿密に検討されていることを示す必要がある。

シナリオやモデルの開発、データの整備に関しては上記のような点について十分な検討が尽くされるように、6.2.3 に述べたように注意深い方法論が適用されている。このような方法論を適用する際に信頼性構築の観点から重要なことは、すべての作業について透明性と追跡性が確保されることである。

このため、安全評価に関する包括的な品質管理体系を準備することは有効な対策である。このような品質管理によって、モデル化の対象となる個々の現象の理解や概念モデルの作成、さらに数学モデルや計算モデルの各作成過程で生じる過誤、あるいはモデルに対応したデータ取得／設定の過程で生じる過誤についても対処することができる。また計算技術の進展に伴う必要な計算機コードの改良もこのような品質管理に含めておくことが重要である。

解析ケースに対応した一連の計算作業においても、個々の評価モデルの計算において誤ったデータを用いる、あるいはあるモデルの計算結果を他のモデルの計算に誤って受け渡すといった過誤が生ずる可能性が考えられる。このような過誤を排除することも品質管理体系において考慮しておく必要がある。これに関しては、例えば個々の安全評価モデルやデータセットに固有の記号を付し、シナリオに沿った解析ケースごとに用いるモデルやデータセットを一つのシート（解析フォーマット）に記録するといった方法が挙げられる。第2次取りまとめでは、コードやデータを用いた安全評価解析作業において、

- 入力データの管理、
- 解析手順（内容）の管理、
- 解析結果の管理、

が適切に行われることを確保するための計算機システムが開発され、適用されている (Neyama et al., 1998)。

6.4.3 多面的な議論

安全評価で行われるシナリオに沿った評価解析に基づく将来世代が被ると考えられる放射線影響（線量あるいはリスク）の推定には、不可避免的に不確実性を伴う。このため、安全性に関する信頼を高めることを目的として、評価解析の結果を安全基準あるいは指針に示される防護レベルと比較して安全性を示すだけでなく、地層処分の長期安全性にかかわる多面的な議論（Multiple lines of arguments）を行うことが重要である（表 6.4.1-1 参照）。このような多面的な議論の例として、

- 仮想的シナリオの評価（6.3.3 参照）、
- 安全評価の前提や知見が自然のシステムに関する研究によって支持されていることの提示（例：ナチュラルアナログ）、
- 補完的安全指標（例：天然放射性核種の濃度やフラックスとの比較）の適用、
- バリア効果の表示（例：各バリア内の放射性核種の存在量変化の提示）、
- 他の安全評価結果との比較（例：諸外国で実施された安全評価との比較）、

を挙げることができる。これらは第2次取りまとめでも実施されたものであり、以下にそれぞれの事例を紹介する。これらの議論は、立地点の安全評価に対しても同様に行うことが可能である。ただし、その区域のサイト環境条件などの特徴に沿って展開される必要がある。

(1) ナチュラルアナログの適用

ナチュラルアナログは、地層処分において想定される長期的現象の理解のために、自然界で過去に起こったそれらの現象と類似の現象を利用するものである。その事例として、カナダのシガーレイクのウラン鉱床（図 6.4.3-1）が挙げられる。シガーレイクウラン鉱床は約 13 億年前に形成され、図からわかるように地下深部に存在するウラン鉱床の周辺を粘土層の地層が取り囲んでいることから、廃棄体の周りをベントナイトを主成分とする緩衝材で充填する地層処分システムと類似の構造となっている。これまでの調査（例えば、Miller et al., 1994）から、この環境が長期間にわたって物質を閉じ込める能力を有していることが知られており、これを処分場のバリアが有する安全機能が長期にわたって働くことのアナロジーとして説明に用いることができる。

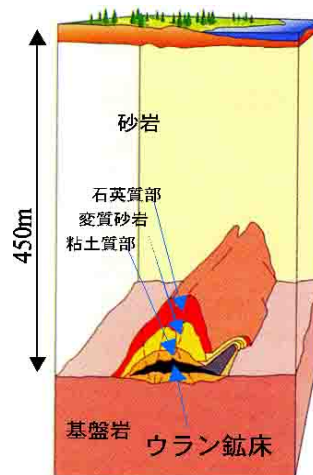


図 6.4.3-1 シガーレイクウラン鉱床の概念図（Miller et al., 1994 に一部加筆）

(2) 補完的安全指標による検討

安全評価の指標の基本となる線量の推定は人間の生活様式や環境に依存するが、これらが将来どのようなようになるかについては大きな不確実性が伴う（6.2.3 (4) 参照）。線量による評価を補完するため、図 6.4.3-2 に示すように、安全評価に用いる解析モデルによって推定されるシステム内の処分場起源の放射性核種濃度やフラックスと比較するうえで、天然に存在する放射性核種の実測値が利用可能な河川や地下水などでの放射性核種の濃度やフラックスをシステムの安全性の判断に資する補完的指標として用いることの有効性が示されている（IAEA, 1994；高須ほか, 1999）。

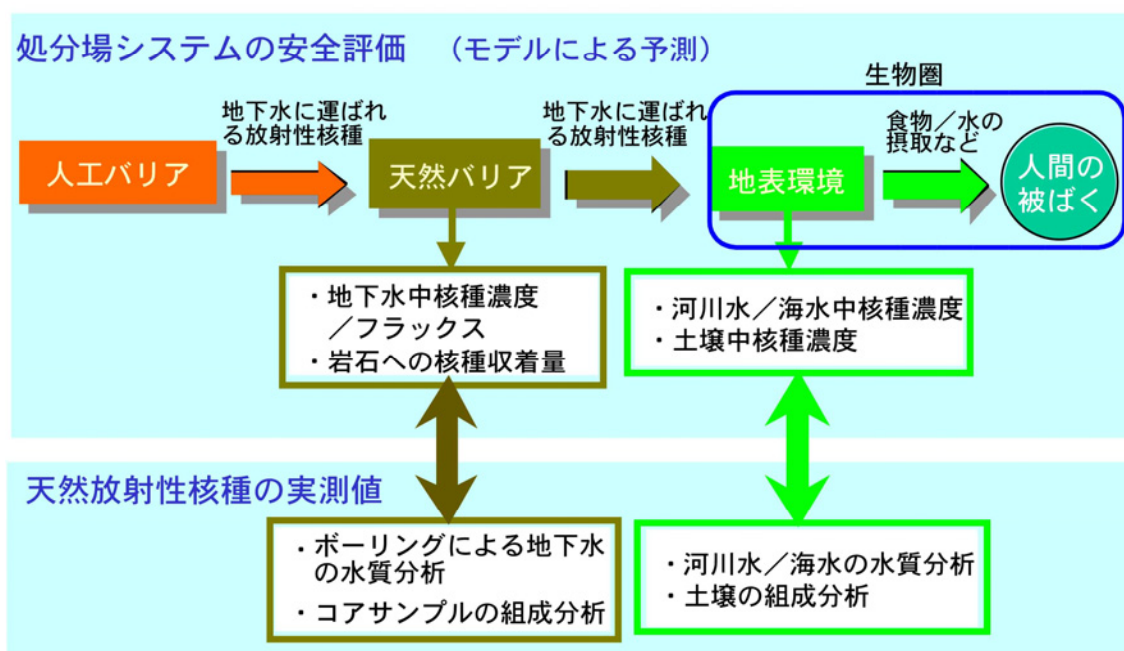
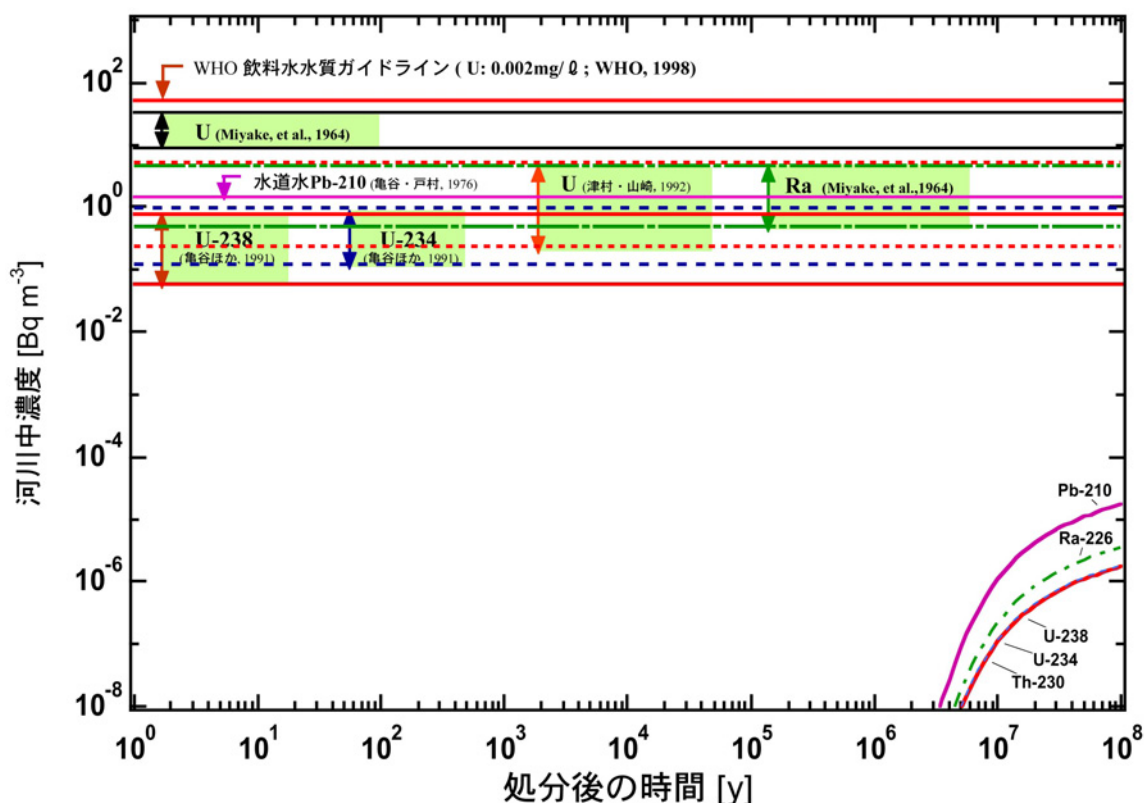


図 6.4.3-2 天然放射性核種の実測値による補完的指標の適用例
(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正)

補完的指標を適用した一例（高須ほか, 1999）として、第2次取りまとめのレファレンスケースの解析結果から求められた河川中核種濃度と、それらの実測値とを比較したものを図 6.4.3-3 に示す。

図から、地層処分によって天然の放射線レベルに有意な影響を及ぼすことがないことが示されている。今後サイトが特定されれば、その地点に対するサイト特性調査に基づきこのような天然の放射性核種の濃度を測定することによって、そのサイトに応じた補完的指標の適用が可能となる。



【図中データ出典】

亀谷勝昭, 戸村加代子 (1976) : 水道水, 井水, 雨水中の ^{226}Ra 及び ^{210}Pb 含有量と ^{210}Pb の土壌への吸着について, *Radioisotopes*, Vol.25, No.7.

亀谷勝昭, 松村年朗, 浅田誠 (1991) : ウラン分析法と河川水中の ^{238}U 及び ^{234}U 濃度調査, *Radioisotopes*, Vol.40, No.3.

Miyake, Y., Sugimura, Y. and Tsubota, H. (1964) : Content of Uranium, Radium and Thorium in River Water in Japan, *The Natural Radiation Environment*, pp.219-225.

津村明人, 山崎慎一 (1992) : 二重収束型高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による陸水の超微量希土類元素及びアクチノイドの直接定量, *RADIOISOTOPES*, 41, pp.185-192.

WHO (1998) : *Guidelines for Drinking-water Quality*, World Health Organization.

図 6.4.3-3 安全評価結果と天然放射性核種の実測値との比較 (河川中 $4n+2$ 核種濃度)

(核燃料サイクル開発機構, 1999a を一部修正)

(3) バリア効果の表示

処分場を構成する各バリアに潜在的な危険性を有する放射性核種がどの程度存在しているかを時間の経過とともに示したものが図 6.4.3-4 である (Umeki and Smith, 2002)。これは第 2 次取りまとめのレファレンスケースの解析結果に基づくものであり, システムの各構成要素 (ガラス固化体, 緩衝材, 岩盤, 生物圏) に存在する放射性核種の量を, 潜在的な危険性を表す毒性指数⁶⁻⁴⁾を指標として示している。また図には, 比較のため, 地下 1,000m に埋設された廃棄体 1 本あたりの専有面積とほぼ同じ面積 (約 50m², 第 4 章参照) に対し, 廃棄体の上部に存在する花崗岩 (厚さ 1,000m)

⁶⁻⁴⁾ ここでは放射性核種の放射能を現行の規制で定められている水中の濃度限度 (科学技術庁, 1988) で除すことにより規格化し, 濃度限度以下になるまで希釈するために必要な水の量。

が 1ppm の天然ウランを含むものとして、その毒性指数を併せて表示している。

図から、ガラス固化体内の放射性核種は放射性崩壊により減衰することに加え、処分後 1,000 年以降は地下水への溶解が進み、約 7 万年後には、ガラス固化体中の放射性核種インベントリはなくなってしまう。1,000 年以降、放射性核種はガラス固化体から緩衝材へ移行しはじめ、その一部は緩衝材から岩盤を経て最終的に地表の生物圏に到達する。図には、緩衝材、岩盤、生物圏に存在する核種に基づく毒性指数の時間変化がそれぞれ示されている。生物圏に存在する放射性核種に対する毒性指数は最大でも処分直後のガラス固化体に存在していた放射性核種の毒性指数の数千万分の 1 程度となる。また岩盤内に存在する放射性核種に対する毒性指数は最大でも上記 1 ppm の天然ウランを含む花崗岩よりも少ない。このことは、処分場を構成する各バリアが、放射性核種の移行に対して十分な抑制機能を有し、その結果放射性崩壊による放射性核種の減衰に十分な移行時間を確保していることを示している。このような評価は、線量という指標を用いずにシステムとして各バリアの安全機能が有効に働くことを示すうえで有益である。

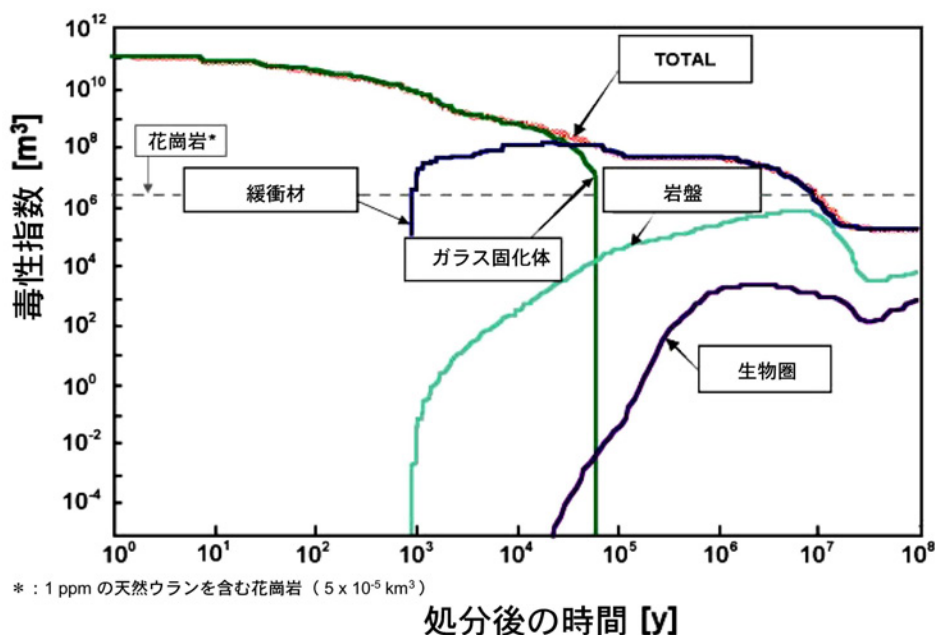


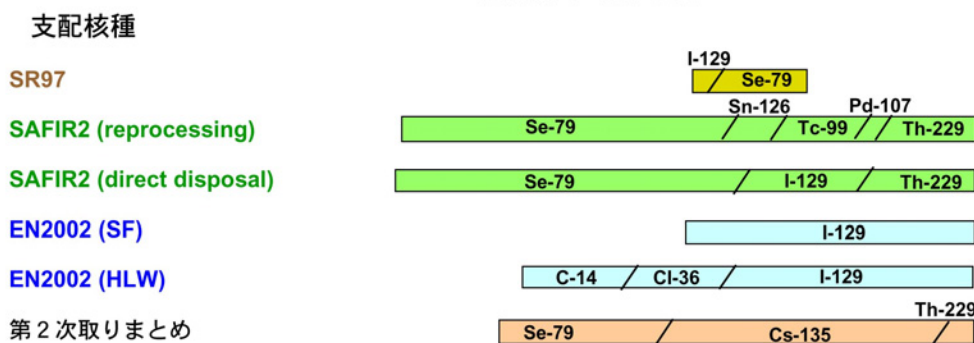
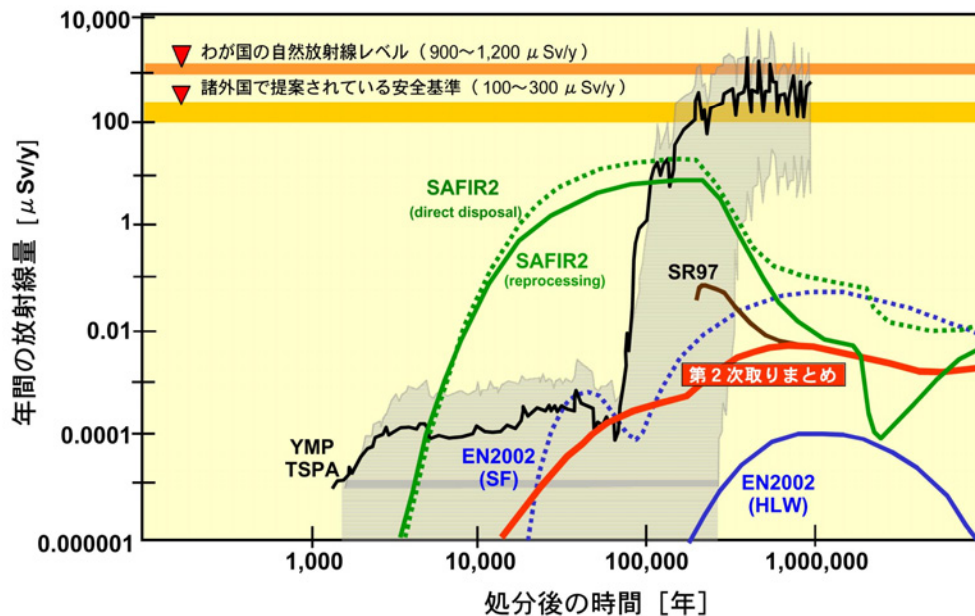
図 6.4.3-4 各バリアに存在する放射性核種に対する毒性指数の時間変化
(Umeki and Smith, 2002 を和訳)

(4) 安全評価結果の相互比較

安全評価の信頼性を全体的に確かめる一つの方法として、各国の包括的な安全評価報告書と比較することが挙げられる。これは、それぞれの安全評価では独立にその妥当性を保証するための努力が払われていることから、一つの安全評価が妥当であれば、その違いが定量的に説明されることによって比較の対象も相対的に妥当であるということに基づく。第2次取りまとめでは、スウェーデン：SKB-91 (SKB, 1992)、カナダ：EIS (AECL, 1994)、スイス：Kristallin-I (Nagra, 1994b)、フィンランド：TILA-99 (Vieno and Nordman, 1999) との比較が行われている (核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d)。

第2次取りまとめ以降、スウェーデン：SR97 (SKB, 1999)、ベルギー；SAFIR2 (ONDRAF/NIRAS, 2001a)、米国：YMP TSPA (DOE, 2002)、スイス：EN2002 (Nagra, 2002a) が公表された。それぞれの安全評価で対象とされた処分場概念については付録-9 を参照されたい。これらの安全評価報告書における線量の推定結果と第2次取りまとめのレファレンスケースの結果（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d) とを比較したものを図 6.4.3-5 に示す。なお比較に用いた各国の解析ケースは、以下のとおりである。

- SR97：A berg を対象とする合理的なケース (reasonable case for A berg)
- SAFIR2：井戸を移行経路とする再処理オプションと直接処分オプションのケース
- YMP TSPA；ノミナルシナリオ (nominal scenario) ⁶⁻⁵⁾
- EN2002：使用済燃料とガラス固化体に対するレファレンスケース



(YMP TSPAについては確率的シミュレーション結果の平均値及び分布の95%から5%の範囲を示す。また確率的に扱っているため、支配核種は明示されていない。)

図 6.4.3-5 各国の安全評価結果の比較

⁶⁻⁵⁾ ノミナルシナリオは、廃棄体の定置後1万年間に発生確率が1に近いプロセスを考慮したものであり、1万年以降の発生確率が1万分の一のオーダーの事象については突発的事象に起因するシナリオ (disruptive scenario) で扱われている (DOE, 2002)。

第2次取りまとめと同様に、ここでの比較においても、各国の評価で示された線量の推定結果の差は、処分場概念、地質環境などの相違に基づく評価の仮定や、モデル、データの差によって説明することができ、それぞれの妥当性を相互に検証することが可能となっている。また、各国の安全評価の対象となっているシステムの要素である、廃棄物、処分場デザインや地質学的特徴はそれぞれ異なるものの、適切なサイトが選定され、工学的な対策が適切に施されれば、高レベル放射性廃棄物の地層処分について諸外国で提案されている安全基準を十分下回ることがみてとれる（米国 YMP TSPA については、1 万年までの評価結果が基準(40CFR197 (EPA, 2001) 及び 10CFR63 (USNRC, 2001d)) で定められた線量レベルと比較される)。これは、安全に地層処分を行うためのシステムが柔軟性の高いものであることを示している。

6.5 まとめ

地層処分システムの安全評価は、通常の原子力施設などとは異なり、極めて長い時間スケールを対象としなければならないこと、及び天然という不均質な地層の空間スケールを対象としなければならないことに特徴がある。このような特徴を有する安全評価の結果とともに、地層処分システムの長期性能を確保できることを保証する様々な議論を合わせて提示することによりセーフティーケースが取りまとめられ、長期安全性の判断材料として示される。本章では、このセーフティーケースがどのように作成されるかについて述べた。

これまでわが国においては、具体的なサイトを特定しない一般的な地質環境条件を想定して地層処分システムの安全評価が行われ、セーフティーケースが作成されてきた。今後のサイト選定の進展に応じ、地層処分事業を進めるための様々な意思決定が行われることから、その都度適切に信頼性の高いセーフティーケースを作成することが求められる。このためには、文献調査、概要調査、精密調査と進む過程で、特化され詳細化される立地点のサイト環境情報に応じて、そのサイトに適した安全評価手法の開発に加え、評価結果の信頼性向上に関する議論や次段階以降で必要となる課題や対策を明らかにしていく必要がある。また、利害関係者が立地点となる市町村の住民や政策決定者にも拡がることから、セーフティーケースの作成とその資料化に対する品質保証（追跡性、透明性、客観性、再現性、検索の容易性）に要求されるレベルがより一層高いものとなることに留意する必要がある。

本章で述べたように、第2次取りまとめなどこれまでの研究開発により、わが国において地層処分は概念として長期安全性を確保することが可能であることが示されている。安全評価の方法論とセーフティーケース作成に必要な議論や知見の蓄積により、想定される将来の様々な事象に対し、不確実性を考慮に入れながらシステムの安全評価を行うことが可能である。また、これらに基づく具体的な評価結果から、今後適切なプロセスにより選定された立地点に適切な処分場を設計することによって構築されるシステムについては、長期安全性が大きく損なわれる可能性は小さいものと推測される。このことを確かなものとするため、サイト選定の進捗に応じて詳細化される立地点のサイト環境条件に関する情報とそれに応じて具体的に設計される処分場を対象とした、よりサイトに特化した安全評価を行い信頼性の高いセーフティーケースを作成していくことが重要である。

第6章 参考文献

阿部史郎 (1989) : 放射線科学 Vol.32 No.4, April 1989, pp.109-113.

AECB (1987) : Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes, Long-Term Aspects, AECB Regulatory Documents R-104.

AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-10711, COG-93-1, AECL, Canada.

馬場智子, 石原義尚, 鈴木祐二, 内藤守正, 石黒勝彦 (1999) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分安全評価における生物圏のモデル化の検討, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8400 99-084.

Baek, I. and Pitt Jr., W. W. (1996) : Colloid-Facilitated Radionuclide Transport in Fractured Porous Rock, Waste Manage., Vol.16, No.4, pp.313-325.

Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (1997) : Far-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in a Disturbed/Altered Palfris Marl Host Rock, Paul Scherrer Institute, PSI Bericht Nr. 97-16.

電力中央研究所・電気事業連合会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術.

DOE (2002) : Yucca Mountain Science and Engineering Report Rev.1, Technical Information Supporting Site Recommendation Consideration, DOE/RW-0539-1, U.S. Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, Washington D.C., U.S.A, February 2002.

Dran, J.C., Mea, G.D., Moulin, V., Petit, J.C. and Rigato, V. (1994) : Interaction of Pseudocolloids with Mineral Surface: The Fate of Scavenged Cation, Radiochim. Acta, 66/67, pp.221-227.

DSIN (1991) : Regle Fondamentale Surete III.2.f, Stockage definitif de dechets radioactifs en formation geologique profonde, Juin 1, 1991. (英訳版: Statement of Objectives to Be Applied to the Study of Radioactive Waste Disposal in Deep Geological Formations to Ensure Safety after the Operating Period of the Repository, Fundamental Safety Rule, Rule No. III.2.f. Ministry of Industry and Trade, Nuclear Installations Safety Directorate, June 1, 1991.)

EPA (1993) : Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level and Transuranic Radioactive Wastes, Final Ruling, 40 CFR Part 191, U.S. Environmental Protection Agency.

EPA (2001) : 40 CFR Part197: Public Health and Environmental Radiation Protection Standards for Yucca Mountain, Nevada, Environmental Protection Agency.

原子力安全委員会 (2000b) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告) .

原子力発電環境整備機構 (2002a) : 概要調査地区選定上の考慮事項, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-3.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について.

畑中耕一郎, 亘真吾 (1999) : 濃度干渉を考慮した天然バリア中の核種移行モデルの開発, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-094.

HSK and KSA (1993) : Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste, Guideline for Swiss Nuclear Installations, HSK-R-21/e, November 1993.

IAEA (1994) : Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-767, Vienna, Austria.

IAEA (2003a) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal, Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme, Part of the IAEA Co-ordinated Research Project on Biosphere Modelling and Assessment, International Atomic Energy Agency, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria .

IAEA (2003b) : Geological Disposal of Radioactive Waste, DRAFT SAFETY REQUIREMENTS, International Atomic Energy Agency, IAEA Safety Standards Series, DS-154, Vienna, Austria.

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 46, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (2000a) : Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long lived Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 81, Pergamon Press, Oxford and New York.

Ijiri, Y., Sawada, A., Hatanaka, K., Webb, E., K., Uchida, M., Ishiguro, K. and Umeki, H. (1998a) : Strategy for Characterisation and Radionuclide Migration Modelling in Block-Scale Geological Media, Water-Conducting Features in Radionuclide Migration, OECD/NEA, pp.259-270.

Ijiri, Y., Sawada, A., Webb, E.K., Watari, S., Hatanaka, K., Uchida, M., Ishiguro, K., Umeki, H. and Dershowitz, W.S. (1998b) : Radionuclide migration analysis using a discrete fracture network model, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXII, Vol.556, Materials Research Society, pp.729-736.

科学技術庁(1988) : 試験研究の用に供する原子炉等の設置, 運転等に関する規制等の規定に基づき, 線量限度等を定める告示, 昭和 63 年 7 月 26 日 科学技術庁告示第 20 号.

核燃料サイクル開発機構 (1999a) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999b) : 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 1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.

核燃料サイクル開発機構 (1999c) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999d) : 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 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

核燃料サイクル開発機構 (1999e) : 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－, 別冊 地層処分の背景, JNC TN1400 99-024.

金持真理子, 久野義夫, 油井三和 (1999) : 圧縮ベントナイトに対する有機物の透過試験, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-080.

黒木泰貴, 久保博, 川地武 (1998) : ベントナイト－消石灰反応の促進実験 (その 3) -Ca(OH)₂, Ca(OH)₂-NaOH-KOH 溶液の濃度と温度の影響について-, 粘土科学討論会, pp.184-185.

Kurosawa, S., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1997) : Experimental Study of Colloid Filtration by Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.465, pp.963-970.

牧野仁史, 加藤藤孝, 宮原要 (2000) : 天然現象の発生が地層処分システム性能に与える影響についての概略的検討－サイトを特定しない段階での検討例－ (研究報告), JNC TN8400 2000-033.

Miller, W., Alexander, R., Chapman, N., McKinley, I. and Smellie, J. (1994) : Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Waste, Nagra Technical Report NTB 93-03.

嶺達也, 三原守弘, 大井貴夫 (1999) : 微生物の珪砂混合ベントナイト中の移行に関する実験的研究, サイクル機構技術資料, JNC TN8430 99-013.

Nagra (1994b) : Kristallin-I, Safety Assessment Report, National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, NTB93-22, Wettingen, Switzerland, July 1994.

Nagra (2002a) : Project Opalinus Clay, Safety Report, Demonstration of Disposal Feasibility for Spent Fuel, Vitrified High-level Waste and Long-lived Intermediate-level Waste (Entsorgungsnachweis) , National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, Technical Report 02-05, Wettingen, Switzerland, December 2002.

Neyama, A., Ishihara, Y. and Fusaeda, S. (1998) : Quality Assurance Program with Computer-Oriented Management System for Performance Assessment, Proc. of the 1998 International High-Level Radioactive Waste Management Conference.

Nordic Countries (1993) : Disposal of High-Level Radioactive Waste; Consideration of Some Basic Criteria, The Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden.

NRC (1995) : Technical Bases for Yucca Mountain Standards, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.

OECD/NEA (1991a) : Can Long-term Safety be Evaluated? A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/Nuclear Energy Agency, and the International Radioactive Waste Committee, IAEA endorsed by the Experts for the Community Plan of Action in the Field of Radioactive Waste Management, CEC, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1991b) : Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment, Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1992) : Systematic Approaches to Scenario Development : A Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1995b) : Future Human Actions at Disposal Sites, A Report of the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1997a) : Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1997b) : Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories - Systematic Approaches to Scenario Development - An International Database of Features, Events and Processes. Draft Report (24/6/1997) of the NEA Working Group on Development of a Database of Features, Events and Processes Relevant to the Assessment of Post-Closure Safety of Radioactive Waste Repositories, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (1999b) : Confidence in the Long-term Safety of Deep Geological Repositories, Its Development and Communication, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France. OECD/NEA (2002) : Establishing and Communicating Confidence in the Safety of Deep Geologic Disposal, Approaches and Arguments, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2002) : Establishing and Communicating Confidence in the Safety of Deep Geologic Disposal Approaches and Arguments, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2004) : The Handling of Timescales in Assessing Post-closure Safety, Lessons Learnt from the April 2002 Workshop in Paris, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.

ONDRAF/NIRAS (2001a) : Technical overview of the SAFIR2 report, Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2, NIROND 2001-05E, December 2001.

SKB (1992) : SKB-91, Final Disposal of Spent Nuclear Fuel, Importance of the Bedrock for Safety, SKB Tech. Rep., TR 92-20, SKB, Stockholm, Sweden.

SKB (1999) : SR 97 - Post-closure safety, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report, TR-99-06, Stockholm, Sweden, November 1999.

総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会 (2003) : 高レベル放射性廃棄物処分の安全規制に係る基盤確保に向けて, 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会報告書, 平成 15 年 7 月 8 日.

SSI (1998) : The Swedish Radiation Protection Institute's Regulations on the Protection of Human Health and the Environment in connection with the Final Management of Spent Nuclear Fuel and Nuclear Wastes; FS 1998:1.

STUK (2001) : Guide YVL 8.4 Long-term Safety of Disposal of Spent Nuclear Fuel, Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) ,2001.

高須亜紀, 梅木博之, 内藤守正, 増田純男 (1999) : 地層処分システム性能評価における補完的安全指標の適用性に関する検討, 日本原子力学会「1999年春の年会」予稿集, p.783.

Ticknor, K. V. and Rügger, B. (1989) : A Guide to the NEA's Sorption Database.

通商産業省 (2000a) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針を定めた件, 平成 12 年 10 月 2 日 通商産業省告示第 591 号.

Umeki, H., Makino, H., Miyahara, K. and Naito, M. (1999) : Scenario Development and Analysis in JNC's Second Progress Report, Proc. of the NEA Workshop on Scenario Development, Madrid, Spain, May 10-12, 1999.

Umeki, H. and Smith, P.A. (2002) : The Handling of Timescales in Assessing Post-closure Safety of Deep Geological Disposal, Workshop Proceedings, Paris, France, 16-18 April 2002.

USNRC (2001d) : 10 CFR Part63: Disposal of High-level Radioactive Wastes in a Geologic Repository at Yucca Mountain, Nevada.

Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99, POSIVA 99-07.

Wanner, H. (1988) : The NEA Thermochemical Data Base Project, Radiochimica Acta, Vol. 44/45, pp.325-329.

Yui, M., Azuma, J., and Shibata, M. (1999) : JNC Thermodynamic Database for Performance Assessment of High-level Radioactive Waste Disposal System, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-070.

第7章

段階的なサイト選定に応じた 処分場の開発

第7章 段階的なサイト選定に応じた処分場の開発

地層処分計画における様々な意思決定に際し、その都度適切に信頼性の高いセーフティーケースを作成するためには、今後、文献調査、概要調査、精密調査と進む過程で特化され詳細化される立地点のサイト環境条件に応じて、そのサイトに最適な処分場を設計していく必要がある。

前章までに、最終処分施設建設地として想定されるサイト環境条件に対し、主に第2次取りまとめで示された処分概念に関する技術的基盤に基づいて、どのように処分場が構築されるかを例示的に示した。ここでは、第2次取りまとめによって示された技術基盤をより実用的なものとし、立地点のサイト環境条件に適用して処分場の設計や性能評価を行い、これを最適なものとしていくための進め方や方法、手段について論ずる。

7.1 安全確保構想と処分場概念

7.1.1 処分場に対する要件

第3章で述べたように、最終処分法に基づき、

- 文献調査に基づく概要調査地区の選定、
- ボーリングを含む地表からの調査（概要調査）に基づく精密調査地区の選定、
- 地表からの調査に加え地下調査施設を利用した調査（精密調査）に基づく最終処分施設建設地の選定、

という三段階の過程によってサイト選定が進められることとなっている。

概要調査地区の選定に向けて、「高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域」（応募区域）を公募する方法がとられている。応募のあった区域に対して、「概要調査地区選定上の考慮事項」（原子力発電環境整備機構，2002a）が適用され、まず文献によって分かる範囲でその適性が評価されたうえで概要調査地区として選定するかどうかの判断が行われる（第3章参照）。

段階的に進められるサイト選定に応じて蓄積されていくサイト環境条件に関する情報に基づき、立地点に対して処分場の設計が最適化される。最終処分法やそれに基づいて示されている国の基本方針、最終処分計画（2.4.1（2）参照）によって、処分場は次のような要件を満たすことが必要である。

- 処分の対象とするのは、使用済燃料の再処理によって分離される高レベル放射性廃液をガラス固化体としたもの
- 地下300m以上の深さの安定な地層に処分
- 処分場の規模は、ガラス固化体4万本以上
- 多重バリアシステムによる安全確保

これら最終処分法などで示されている要件の他に、原子力安全委員会の「第1次報告」（原子力安全委員会，2000b）によって、処分場の閉鎖にあたって安全評価の結果の妥当性を確認するまでの期間は高レベル放射性廃棄物の回収の可能性を維持することが重要であるとされている。また、応募

のあった区域の面積（公募にあたっては、4万本のガラス固化体を対象とした最終処分施設を想定）（原子力発電環境整備機構，2002b）など、処分場を設計するうえで制約となり得る条件が生ずることが考えられる。さらに、段階的に計画を進めていく過程で、利害関係者の意思決定に資するという観点から、より具体的にモニタリングや回収可能性に関する技術を提示する必要が生ずる可能性もある（5.4, 5.6 参照）。

処分場の設計にあたっては、以上のような最終処分法などによって求められている要件は無論のこと、利害関係者からの要請、応募区域に依存した制約条件などについても柔軟に対応できるように、準備を進めておくことが重要である。

7.1.2 安全確保の考え方と処分場概念

2.4.2 や第6章で述べたように、第2次取りまとめまでの研究開発においては、わが国の幅広い地質環境を対象として長期安全性を確保するため、「安定な地質環境を選定し、性能に余裕を持たせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」という考え方によって地層処分システムが検討された（核燃料サイクル開発機構，1999a~d）。また、このような地層処分システムに対し、ニアフィールド性能を中心とした安全評価によって長期的な安全性が示されている。

第2次取りまとめでは、諸外国でも対象とされ、よく知られている地下に展開した坑道に高レベル放射性廃棄物を埋設する処分場（以下、「坑道掘削型処分場」（mined geological repository）という）を基本概念として設計や性能評価の検討が行われている（核燃料サイクル開発機構，1999a, 1999c, 1999d）。このような概念はわが国の幅広い地質環境に普遍的に適用し得るものとして選定された。第4章、第5章で例示した処分場のイメージもこのタイプに属するものである。

第2次取りまとめにおいて処分場の設計と性能評価の参照ケースとして設定された地層処分概念であるレファレンスシステムは、わが国における地層処分による高レベル放射性廃棄物対策の成立性を概括的に検討するためのものであり、幅広い地質環境条件に対して頑健性をもつように設計されている（核燃料サイクル開発機構，1999a~d）。また、性能評価に用いられたモデルやデータについては、多様な地質環境やデザインの類型を包絡できるような、より一般的で保守性の高いものが用いられている。レファレンスシステムは、多重バリアの概念に基づくとともに、4万本のガラス固化体を処分することが前提とされている。また、深度については処分場が建設される岩種が堆積岩であるか結晶質岩であるかに応じて、それぞれ500m及び1,000mが考えられ、前者については支保工が想定されている。レファレンスシステムに対し、オーバーパック材料や処分パネルのレイアウト、ガラス固化体の定置方式などに関する類型についても検討が行われている。第2次取りまとめにおけるレファレンスシステムやその類型（第4章に示したオーバーパックや廃棄体定置方式、処分パネルの配置などに関するオプション）を参考として、最終処分法などで示された要件を満たすような、異なるサイト環境条件に対する処分場の設計例を第4章で示し、その長期安全性を第6章で論じた。

このような処分場の設計例は、7.1.1 で述べた最終処分法などで示されている要件を満たしているものの、第2次取りまとめまでの主要なテーマであったわが国における高レベル放射性廃棄物地層

処分の成立性について、最も重要な側面である閉鎖後の長期安全性を主眼として検討された設計方法に基づき導出されたものである。例えば実用性、経済性あるいは効率性といった実際に処分場を建設する場合において重要となる他の側面も含め、また品質保証上の要件も考慮して総合的に評価を行って最適化されたものとはいえない。

今後、処分事業の段階的進展に応じて処分場を最適化していくためには、各段階においてそのサイト環境条件に関するデータを適切に反映して処分場の設計を行うとともに、サイト環境条件とそれに応じた処分場のデザインの特徴を反映した性能評価モデル、データセットを作成していく必要がある。

7.1.1 に示した種々の要件を満たし、7.2.2 で述べる設計因子をすべて考慮して評価を行う対象となる処分施設とその立地点におけるサイト環境条件を合わせて「処分場概念」とよぶことにする。処分場概念の構築にあたっては、長期的な安全性だけでなく、実際に処分場の開発を行ううえで考慮すべき様々な側面が検討される。

7.2 処分場概念の開発

長期間にわたり段階的に進められる高レベル放射性廃棄物地層処分事業において、質的、量的に進展するサイト環境の情報を反映して処分場の設計や性能評価を体系的かつ柔軟に行い、立地点に適合した処分場概念を構築するための基本的な進め方と具体的方法論について以下に述べる。

7.2.1 段階的サイト選定プロセスと処分場概念開発の枠組み

第4章から第6章を通じて理解されるように、処分場概念は、

- 地上及び地下施設、人工バリアの設計とレイアウト、
- 建設、操業、閉鎖、モニタリング、
- 操業時及び閉鎖後長期間の安全性、
- 環境、社会経済的影響、

といった点を考慮して検討を行う必要がある。立地点に適合した処分場概念の開発のための基本的な進め方や具体的方法論については次のような視点が重要となる。

- 長期的な地層処分事業の各段階に対応して段階的に詳細化されるサイト環境の情報を反映することが可能であること。
- サイト環境条件に応じた設計とそれに対する性能評価が可能であること。
- 最新の科学技術的な知見を反映できること。
- 処分場概念の種々のオプションを考慮することが可能であること。

これらの視点を考慮した進め方は、図7.2.1-1のような処分場概念開発の枠組みとして具体化されている (Umeki et al., 2003a ; 梅木ほか, 2003)。まず文献調査開始までの準備段階として、第2次取りまとめレファレンスシステムの処分場概念 (レファレンス処分場概念) に関し、想定される種々のサイト環境条件に対する成立性について設計因子を用いた概略の評価を行う。これに基づき、必

要に応じてレファレンス処分場概念の改良案や類型、他のオプションを適用し、想定されるサイト環境条件に対して成立し得る処分場概念の見通しを明らかにしておく。また、それらについて性能評価を行い、長期的な安全性を確保するために必要となる技術開発の内容について検討を行う。

具体的にサイトが特定された場合、上記検討に基づきそのサイト環境条件に対して成立すると考えられる処分場概念の範囲を設定することができる。これらを対象として、そのサイトに関する文献調査、概要調査、精密調査に応じて段階的に詳細化されるサイト環境条件に関する情報を反映しながら、サイト環境条件に応じた処分場概念を明らかにする作業が繰り返し進められる。この過程でも、処分場の設計や性能評価が試行されることにより、重点的に進めるべき技術開発内容を明らかにするとともにサイト調査の最適化が図られる。このような進め方は技術開発計画全体を管理するための道具としての観点からも有効なものとなる。概要調査が終了した段階で設計因子に基づく詳細な処分場の設計と性能評価が行われ、それぞれの候補サイトに応じた処分場概念がより具体的に示される。これらに対し、精密調査に基づいて最終処分施設建設地の選定と処分場の最適化が行われる。この過程においても精密調査の進展に応じて、設計、性能評価が繰り返し行われることになる。

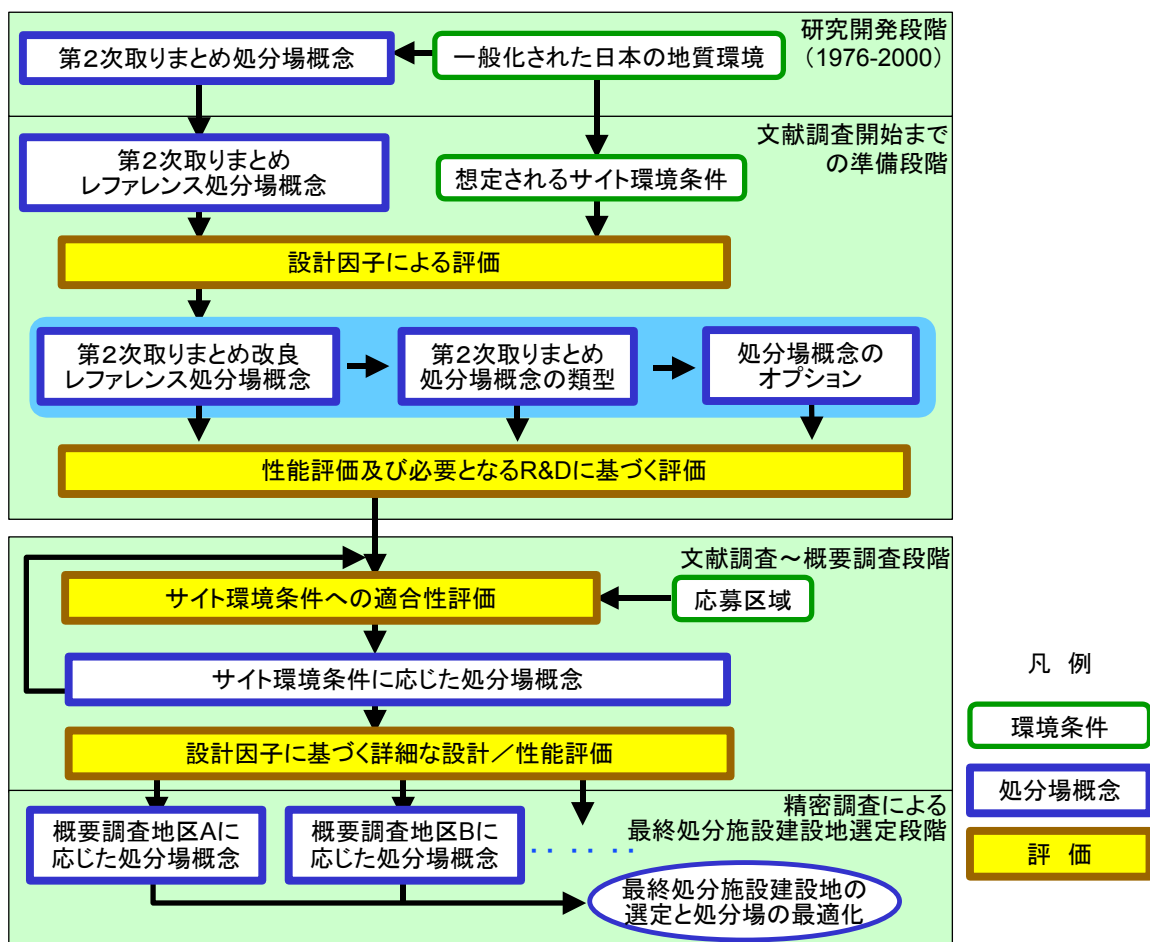


図 7.2.1-1 処分場概念開発の枠組み (Umeki et al., 2003a ; 梅木ほか, 2003 を一部修正)

上述したような反復過程を体系的かつ柔軟に進めるため、処分場概念のサイト環境条件への適合性を包括的に評価するための設計因子を作成するとともに、個々のサイト環境条件に即して処分場の設計と性能評価を一貫して行うフローを整理し、これに沿って解析を行うことを可能とする計算機支援型評価解析システムを「処分場概念構築システム」として開発している。設計因子については、7.2.2で、処分場概念構築システムに関しては、7.5で詳細に触れる。

図7.2.1-1に示す処分場の設計や性能評価に必要なサイト環境条件に関する情報は、立地点の調査に基づいて段階的に整備される。初期の文献調査の段階では、特に地下深部の地質、水理、地球化学等に関するデータは限られており、処分場概念も概括的なものとして示される。このような概括的な処分場概念の検討によって、そのサイトに適合する処分場概念についての見通しを明らかにするとともに、次段階の概要調査の進め方や5.3で述べた環境対策に関する示唆を得ることが可能となる。処分場概念の開発は反復過程であり、立地点の調査の進展に応じて、より詳細な立地サイト固有のデータを用いた処分場概念が作成され、最終的に精緻で最適化されたものとなる。

7.2.2 処分場概念の評価のための方法論

今後の段階的なサイト選定の進展に応じて、処分場概念の開発・評価が行われていくが、そのための手法は、以下のような背景から、「構造化」されたものであることが重要である。

- 処分事業の段階ごとに新たに与えられる情報や制約条件のもとで処分場概念を構築するという反復過程を合理的・効率的に実施するためには、共通に必要なとされる基軸に沿って「構造化」された手法を予め用意しておくべきである。
- サイト選定を進めるうえでは、閉鎖後の長期安全性のみならず、工学的な観点、さらには環境影響や社会経済の観点を幅広く基軸におきながらサイト環境条件への処分場概念の適合性を評価していく必要がある。
- 「構造化」された手法の採用により、処分場概念構築のプロセスが明確な論理のもとに進められ、また、その意思決定の根拠となった情報が体系的に保存される必要がある。

「構造化」のための基軸として、以下の「設計因子」が定義されている (Umeki et al., 2003a ; 植田ほか, 2003)。設計因子は、設計によって処分場概念にもたせようとする性質と能力を表したものであり、これによって処分場概念のサイト環境条件への適合性を包括的に評価することを目的としている。

- 閉鎖後安全性 (Long-term Safety)
- 操業安全性 (Operational Safety)
- 工学的成立性／品質保証 (Engineering Feasibility / Quality Assurance)
- 工学的信頼性 (Engineering Reliability)
- サイト特性調査とモニタリング (Site Characterisation and Monitoring)
- 回収可能性 (Retrievability)
- 環境影響 (Environmental Impact)
- 社会経済的側面 (Socio-economic Aspects)

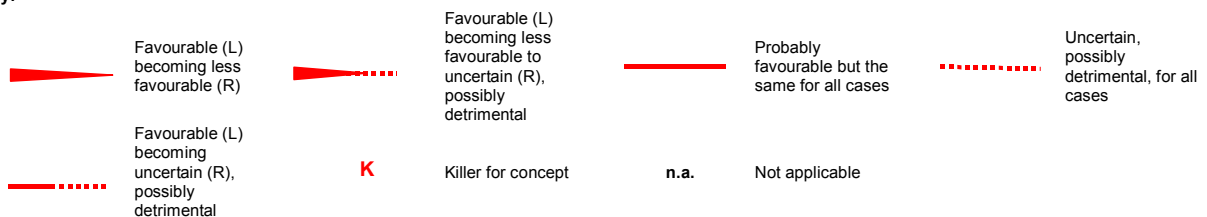
これらの設計因子は、処分場概念を反復的に構築していく過程で見直され、より適切なものへと改良が行われる。設計因子をさらに下位の属性（要件，検討項目や制約条件）に展開していくことにより，包括的で緻密な評価構造が得られる。7.3.2 で述べるように，スウェーデンにおいては，計画の当初から処分場概念に関するいくつかのオプションが，上述した設計因子のいくつかに注目して比較検討されている。

構造化された設計因子によって，処分場概念のサイト環境条件への適合性を評価するため，サイト環境条件を構成する主要パラメータを横軸にとり，縦軸の各設計因子との相関性を半定量的に評価するマトリクスが作成されている。第2次取りまとめのレファレンスシステムに対して評価を行った一例として，処分孔縦置きの定置方式に関するマトリクスの一部を表 7.2.2-1 に示す。

表 7.2.2-1 設計因子による評価の一例（Umeki et al., 2003a を編集）

Layout/Geometry 1)	Design Factors	Attributes	Rock mechanics					Hydrology (ms ⁻¹)			Comments
			HR	SR-A	-B	-C	-D	-E	10 ⁻¹²	10 ⁻¹⁰	
Long-term Safety	Vulnerability to faulting	fracture						? liner			1) H12 reference concept: in-hole, single level panels. 2) Currently no consideration of thermal convection. 3) EDZ around liner. EDZ may be positive or negative, but expected to seal more quickly in soft rocks. 4) Effect of EDZ on safety may be positive or negative. 5) Stress anisotropy means that layout may be oriented on mechanical not flow considerations. 6) Dependent on development of EDZ. 7) Liner in hole would be needed to allow separation of construction and operation. 8) Not just rock strength but stress anisotropy is an issue. 9) Liner in soft rocks not necessarily favourable for drainage if flow takes place behind it. 10) Gas and water bursts. Not known whether likelihood varies with rock type. 11) More complex procedures (inc. installing liner). 12) Practicality. 13) Reuse of spoil / spoil stability (acid mine drainage). More spoil with liner in soft rocks. 14) Depends on groundwater chemistry and drainage water chemistry. 15) Influence of concrete liner; also changes to groundwater composition due to oxidation round tunnel.
	Thermal considerations		n.a.					n.a. 2)			
	Excavation disturbed zone (EDZ)							3)			
	Groundwater flow							4)			
	Interaction between canisters							5)			
	Flow path length		n.a.					n.a.			
Operational Safety	Radiation control							n.a.			
	Mechanical stability							n.a.			
	Evacuation		n.a.					n.a.			
	Construction/operation in parallel							n.a.			
Engineering Feasibility and QA	Dimensions							n.a.			
	Excavation technology/QA							K			
	Support requirements							grout / liners			
	Rock quality confirmation							n.a.			
Engineering Reliability	Drainage/ventilation							9)			
	Vulnerability to perturbations							10)			
	Equipment robustness							11)			
Site Characterisation and Monitoring Requirements	Rock mechanics	- Measure									
		- Monitor									
	Hydrology	- Measure									
		- Monitor									
Retrievability	Handling practicality										

Key:



表中、横軸はサイト環境条件の主要パラメータとして、設定された分類のもとでの岩盤の強度（岩盤力学パラメータ）及び透水係数（水理パラメータ）を示しており、縦軸は同定置方式を対象として設計因子とその属性を配置したものである。マトリクス行と列が交差する各セルにおいては、サイト環境条件主要パラメータに対する各属性の適合性が半定量的に評価され、その結果が記号で表示されている。例えば、「岩盤力学（Rock mechanics）」の列において、「操業安全性（Operational safety）」の属性である「建設／操業の並行（Construction/operation in parallel）」の行が交差するセルにおいては、処分孔が掘削後力学的に維持しやすい「硬岩系（HR）」で比較的容易であり「軟岩系（SR）」ではより厳しくなること（三角形の記号）、後者においては処分孔に支保工を設置できれば改善される可能性があること（点線及びコメント7）といった評価結果が表示されている。

また、より実際的には、特にサイト選定の初期段階において、特定のサイト環境条件に関する情報の不足、あるいは情報に含まれる不確実性をどのように取り扱うかが重要な課題となるが、このような観点からも「構造化」された手法を適用することによって、以下に示すように、課題やそれに対する技術開発の方向性を明らかにすることができる。

特定のサイト環境条件として、例えば図7.2.2-1に示すような「仮想サイト環境条件」を考えてみる。同図は、単純なスケッチではあるが、高透水性の断層、力学的強度の低い表層部、狭い候補岩体領域といった重要なサイト特性を表現しており、支保工の使用、処分パネルの多層配置、あるいは、その他の処分場概念のオプション（7.3 参照）といった工学的対策の適用について考察することができる（より具体的なサイト特性としては、同図右に記述したようなサイト環境条件を想定する）。

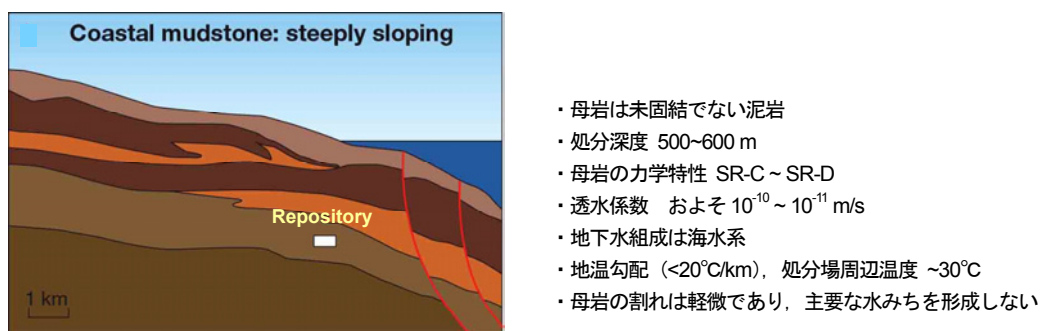




図 7.2.2-1 仮想サイト環境条件（沿岸部の泥岩、急勾配）（Umeki et al., 2003a を和訳）

対象とする仮想サイト環境条件に対して、設計因子による評価を行い、情報不足や不確実性の存在を課題として抽出した例を表7.2.2-2に示す。ただし、同表は、処分孔縦置き定置方式に対する処分パネルのレイアウト／配置についての例である。同表は、表7.2.2-1と同様な縦軸と横軸によるマトリクスにおいて評価を展開したものであり、マトリクスの各セルには、各属性に関する課題をサイト環境条件の各主要パラメータへの依存度に応じて識別（色分け）した結果が示されている。また、課題については記号（例えばR1）が付されており、これらについて優先度や解決策に応じた分析を行った例が表7.2.2-3である。

表 7.2.2-2 特定のサイト環境条件についての課題の抽出例 (Ueda et al., 2004 を編集)

Layout/Geometry	Design Factors	Attributes	Rock mechanics						Hydrology (ms ⁻¹)		
			HR	SR-A	-B	-C	-D	-E	10 ⁻¹²	10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁸
Long-term Safety	Vulnerability to faulting		R1						H1		
	Thermal considerations								H2		
	Excavation disturbed zone (EDZ)		R2						H3		
	Groundwater flow		R3								
	Interaction between canisters		R4								
	Flow path length										
Operational Safety	Radiation control										
	Mechanical stability		R5								
	Evacuation								H4		
	Construction/operation in parallel		R6								
Engineering Feasibility and QA	Dimensions		R7								
	Excavation technology/QA		R8						H5		
	Support requirements		R9						H6		
	Rock quality confirmation		R10								
Engineering Reliability	Drainage/ventilation		R11						H7		
	Vulnerability to perturbations		R12						H8		
	Equipment robustness		R13						H9		
Site Characterisation and Monitoring Requirements	Rock mechanics - Measure										
	- Monitor										
	Hydrology - Measure								H10		
	- Monitor								H11		
Retrievability	Handling practicality		R14								
	Failure detections		R15						H12		
Environmental Impact	Spoil etc.		R16								
	Drainage/groundwater quality								H13		
	Groundwater perturbations		R17						H14		
Socio-economic Aspects	Cost		R18						H15		
	Credibility								H16		
	Repository footprint		R19								

Key :  Uncertainty/open issues for all values of site parameter  Variation across factor with issues arising for some values  Uncertainty for all values but importance/impact varies

例えば、表 7.2.2-2 において、前述した表 7.2.2-1 のセル (岩盤力学 vs. 建設/操業の並行) に注目すれば、R6 が全範囲における課題として抽出されている。これは、表 7.2.2-3 の R6 の欄に記述されているように、「範囲内のどの点において処分孔に支保工を設置することになるか」が課題となるためであり、同表において、R6 の優先度は高く (1: High)、また、今後取り組みが必要な課題 (O: Open issue) として分類され、それに応じた解決策として、処分孔支保工設置に関する基準の設定と長期安全性への影響の把握の二項目が示されている。

ここでは仮想サイト環境条件を対象とした一部の例を示したが、サイト選定の初期段階において上述のようなマトリクスの展開による作業を行えば、より効果的な技術開発のための基礎情報が得られることになる。

今後は、設計因子と属性、サイト環境条件に関するパラメータをより精緻化していくとともに、立地点に適合した設計仕様の選定の方法、設計と性能評価の相互関係の明確化、技術開発課題の抽出等への展開を図りながら、手法としての適用性を高めていくことが必要である。

表 7.2.2-3 優先度や解決策に応じた分析例

ID No.	Statement of the issue	P	C	Potential solutions
R1	HR is likely to have greater vulnerability to faulting than plastic SR.	2	O	Detailed siting to avoid fractures Assess impacts on LT safety (PA) Change concept to reduce impacts
R2	Development of EDZ varies by rock type but the impact of the EDZ is uncertain - could be positive or negative.	2	O	Evaluate potential EDZ impacts on PA for a range of scenarios including EDZ sealing in SR Improved understanding of EDZ evolution (post closure) by in situ experiments for some rocks types
R3	Stress anisotropy means that layout may be oriented on mechanical not flow considerations - potentially different effect for fractured HR compared to SR.	2	O	Compare impacts of stress anisotropy on repository layout/performance to those of groundwater flow for various orientations of the repository Investigate concept variants/alternatives if stress anisotropy proves problematic
R4	Interaction between WPs expected to be greatest with fractured HR but this assumes it (and role of EDZ) is positive - is this (always) the case?	2	O	Evaluate EDZ impacts by PA of a number of scenarios (see also R2) which pertain to different rock types
R5	How will potential instability in the host rock during construction be handled?: HR and SR (with liner) are probably OK but in between, rocks may be vulnerable.	1	O	Mechanical criteria for liner (support) requirement in terms of operational safety Standard operating procedures for underground construction may cover this area
R6	At what point does the requirement for construction and operation in parallel mean that disposal holes must be lined?	1	O	Practical criteria for liner (support) requirement for disposal holes Assess impacts on LT safety of liner in disposal hole
R7	Will the required dimensions of the disposal tunnels and pits mean that some rock types will be insufficiently strong to allow construction of this concept?	1	S	Standard engineering knowhow can answer this Avoid host rock types where tunnel and disposal hole support will be needed Consider concept variants or alternatives which avoid this issue (allow smaller diameter tunnels/no disposal pits...etc)
R8	What excavation techniques / QA methods will be used?	1	S	Standard engineering knowhow
R9	How will support requirements be assessed? Stress anisotropy as well as rock strength may be involved. Does the assessment take account of e.g. delays in emplacement (unstable disposal holes)?	1	O	Establishment of mechanical criteria for liner (support) requirement, including stress anisotropy and disposal hole stability Avoid host rock types where tunnel and disposal hole support will be needed
R10	Confirmation of rock quality will be relatively simple for good HR but increasing difficulties may occur with less good rocks, increasing the uncertainty about their suitability.	1	O	Careful site investigation in terms of engineering feasibility

Key

P (Priority) 1: High; 2: Low; 4: Requires no action

C (Category) O: Open issue; S: Standard engineering know-how required; D: Discriminatory factor between PSEs

7.3 処分場概念のオプション

前章までは、第2次取りまとめで対象とされていた従来よく知られた坑道掘削型処分場を中心として技術的内容を論じた。今後、立地点に応じて、付随する様々な制約条件を念頭におき、7.2.2で述べた幅広い設計因子を考慮して処分場概念を開発していくうえでは、種々のオプションを視野に入れておくことによって柔軟性を高めることが重要である。以下では、まず諸外国の地層処分計画において示されているレファレンスシステムとしての処分概念やその他これまでに提案されている種々の概念を概観する。ただし、ここで対象とする処分概念は、

- 地下深部への埋設、
- 最終的に受動的なシステムによって長期的安全性が確保される、
- 高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体あるいは使用済燃料）を対象とする、

- 多重バリアシステムである,

という条件を満たすものであり, 例えば深部岩石溶融法 (deep rock melting ; 例えば Logan, 1999) のような第2次取りまとめの処分概念と全く異なる概念は含めない。

7.3.1 諸外国の処分場概念

諸外国の計画で示されている処分場概念は, それぞれのサイト環境条件等に応じて異なっており, また, 最終処分地の候補地が決定しているフィンランドや米国においても, 処分場概念としての最適化は今後検討が行われることになる。これら諸外国で現在レファレンスシステムとして考えられている処分概念について, 付録-9 にその概要を示す。これらは, YMP における処分場概念と EKRA の概念を除き, 第2次取りまとめのレファレンスシステム及びその類型によって基本的に網羅されている。

米国の YMP (DOE, 2002) では, 処分場は地下水面上部の不飽和層中深度約 300m の位置に建設されることになっており, 他の計画で検討されている処分場概念がすべて地下水面下の飽和層中を対象としているのと異なっている。また, 5.4.2 で述べたように, スイスでは処分を行う前に試験施設とパイロット施設を建設する, 「長期間監視付地層処分」の考え方が提案されている (EKRA, 2000)。

7.3.2 その他提案されている処分場概念のオプション

第2次取りまとめの対象としたレファレンスシステムは, 1970 年代終わりから 1980 年代初頭にかけて作られたもので, 当時の科学技術に基づいた概念である。しかし地層処分計画の進展に伴い, 設計因子で示したような処分場概念の構築において考慮すべき様々な側面からの検討の必要性, あるいは意思決定への確信を保証するという観点からのモニタリングや回収可能性などに対する検討の重要性が高まってきている。こうした要求に柔軟に応えるため, 処分場概念のオプションに関する検討も進められてきている。

スウェーデンでは, 1984 年に改正された原子力法 (The Act on Nuclear Activities) によって, 基本的な概念である KBS-3 概念 (SKB, 1983) とともに, いくつかのオプションを検討することが求められている。KBS-3 概念は, KBS プロジェクトで提案された概念で, 地下数百 m の結晶質基盤岩中に掘削された処分孔に廃棄体を堅置きに埋設するものであり, 第2次取りまとめ地層処分概念の参考の一つともなった坑道掘削型処分場である。当初, 使用済燃料を格納するキャニスタ (第2次取りまとめ地層処分概念のオーバーパックに相当) 材料として銅が考えられた。

また, SKB は上記法律に基づいて, 1986 年より 3 年ごとに総合的な研究開発計画を公表し, 処分場概念の検討についてもこのなかで明らかにしつつ進めている。以下にその検討の経緯の概要を示す。

1986 年の研究開発計画 (Research & Development Programme : 以下, 「R&D 計画」という) では,

KBS-3 概念とともに、WP-cave⁷⁻¹⁾及びVDH⁷⁻²⁾をオプションとして検討することが示されている (SKB, 1986)。1989 年の R&D 計画では、それまでの検討に基づいて WP-cave が対象から除外され、代わりに VLH⁷⁻³⁾が検討されることとなった (SKB, 1989a, 1989b)。WP-cave は、概念的には可能と考えられたが、

- 使用済燃料の廃棄体の埋設密度が高く 100 年程度空洞を維持し空気の循環によって冷却することが必要、
- 処分場全体を大規模な粘土バリアで包み込むために温度が上昇し、処分場内の化学プロセスを評価することが難しい、
- 大規模な粘土バリアを岩盤構造に適合させることが難しい、

といった技術的な理由に加え、費用が高価なものとなるという経済的な理由から検討の継続が断念されている。また、キャニスタ材料として、銅のほか、鋼鉄及び銅-鉄複合材料が検討されることになった。

1989 年の R&D 計画に沿って行われたプロジェクト、PASS (Project on Alternative System Study) では、KBS-3 + 銅製キャニスタあるいは鉛充填銅製キャニスタの概念に加え、次のような四つのオプションが工学技術的実現性、閉鎖後長期安全性、費用の観点から比較検討された (SKB, 1992a)。

- KBS-3 + Cu/Fe 複合材料製キャニスタ
- VDH + Ti/コンクリート製キャニスタ
- VLH + Cu/Fe 複合材料キャニスタ
- MLH⁷⁻⁴⁾ + Cu/Fe 複合材料キャニスタ

この結果、KBS-3 と MLH が最上位にランクされ、以下 VLH, VDH の順となった。VDH はすべての面で最下位となっている。VLH は、KBS-3 や MLH に比べ、工学技術的実現性の面で劣ると評価された。KBS-3 と MLH では、技術的な実現性で KBS-3、費用の面で MLH が有利との評価結果となっている。

これを受けて、1992 年の研究開発及び実証計画 (Research, Development & Demonstration Programme : 以下、「RD&D 計画」という) では、技術的な実現性を最優先させ、KBS-3 概念と銅-鉄複合材料製キャニスタがレファレンスとして選定されるとともに、VLH はトンネル距離の短い MLH に修正された (SKB, 1992b)。鉛充填銅製キャニスタについては引き続きオプションの一つとされた。VDH については、オプションとしての総合的な検討は中止するが、地下深部についての知

⁷⁻¹⁾ WP-system AB 社によって考案されたもので、廃棄体を大規模な粘土バリア内に集中的に埋設し、地下水を人工的に迂回させようという概念。

⁷⁻²⁾ VDH (Very Deep Hole : 深孔処分) は、地下数千 m 以深に及ぶ処分孔を掘削し廃棄体を深度方向に積み重ねて処分する概念。

⁷⁻³⁾ VLH (Very Long Hole : 長距離水平トンネル処分) は、バルト海海洋底下への処分を想定し、数千 m にわたって掘削した水平トンネルに沿って廃棄体を埋設処分するという概念。

⁷⁻⁴⁾ MLH (Medium Long Hole : 水平トンネル処分) は、KBS-3 と VLH の中間的なもので、廃棄体をトンネルに沿って水平に処分する概念。

見の蓄積を継続することによって可能性を維持しておくこととされた。また、廃棄体埋設中あるいは埋設後の回収可能性を確保するための検討を行うことが示された。

1995年のRD&D計画では、銅-鉄複合材料製キャニスタを基本とし、鉛充填銅製キャニスタの検討は当面中止されることになった(SKB, 1995)。また、以後6年間でサイトと処分場近傍の条件に関するモニタリングについて技術的可能性を検討し、モニタリングが短期的、長期的な安全性に及ぼす影響を分析することが示されている。

1998年のRD&D計画では、回収可能性に関する試験をKBS-3とMLHに絞って検討を行うことが示された(SKB, 1998)。前者についてはエスポHRLにおいて実施することが計画されている(5.6.2参照)。

1996年から開始されたJADE (Jamforelse Av Deponeringsmetoder : 英語では Comparison of disposal methods) プロジェクト (Sandstedt et al., 2001; Birgersson et al., 2001) は、PASSで示されたKBS-3概念の類型について、将来的に検討を行うべきものを明らかにすることを目的として実施されている。PASS同様、工学技術的実現性、閉鎖後長期安全性、費用の観点から、KBS-3の類型として、従来からの処分孔縦置き方式KBS-3V (Vertical)、処分坑道横置き方式KBS-3H (Horizontal) 及びMLHを対象とした比較検討が行われている。技術的な知見が蓄積されているということから、総合的にみるとKBS-3Vを引き続きレファレンス概念として採用しているが、KBS-3HとMLHはKBS-3Vに比べて経済的に魅力があるとしている。

2001年のRD&D計画では、JADEプロジェクトに基づき、KBS-3V、KBS-3H、MLHをKBS-3の三つの類型として、引き続き検討を行うことが示されている(SKB, 2001)。KBS-3Vについては、一つの処分孔に二つの廃棄体を埋設するオプションも考えられている。また、最近では、一体型の人工バリアをMLHに適用した類型として、拡張されたKBS-3H概念も検討されている(Lindgren and Petterson, 2003)。

以上のような種々の類型の検討は、処分場概念全体にかかわるものから人工バリアの個別要素に注目したものまで程度の差はあれ、各国において行われてきている。このような検討は、サイト環境条件にかかわる情報の詳細化や科学技術の進歩に応じて繰り返し行われる必要がある。各国の処分計画において現在レファレンスとなっている概念やスウェーデンにおける検討で対象とされた種々の類型は、第2次取りまとめのレファレンスシステムやその類型をさらに拡張し、立地点のサイト環境条件に適した処分場概念を柔軟に検討していくうえで参考とすることができる。

サイト環境条件に応じた処分場概念開発の初期の段階では、設計因子のなかで特に閉鎖後長期安全性、操業安全性、工学的成立性が重要であるが、処分事業の進展に従って例えば回収可能性やモニタリングといった利害関係者の意思決定にとって重要なものとなる可能性のある因子の比重が大きくなることも考えられる。これらについては、5.6で述べたような回収可能性に関する各国の検討例が参考となる。また、回収可能性やモニタリングに対して、より長期間坑道を閉鎖しないで維持するようなオプションに関しても概念的な可能性の検討が行われている (McKinley et al., 2003 ; Umeki et al., 2003b)。

7.4 サイト環境条件に関する情報に基づく処分場概念の構築

ここでは、7.2 で説明した処分場概念の段階的な開発に向けた全体的な枠組みや設計因子に基づく構造化されたアプローチと 7.3 で示した処分場概念のオプションを、立地点のサイト環境条件に関する情報とどのように関連づけ、サイトに適した処分場概念を構築していくかについて述べる。

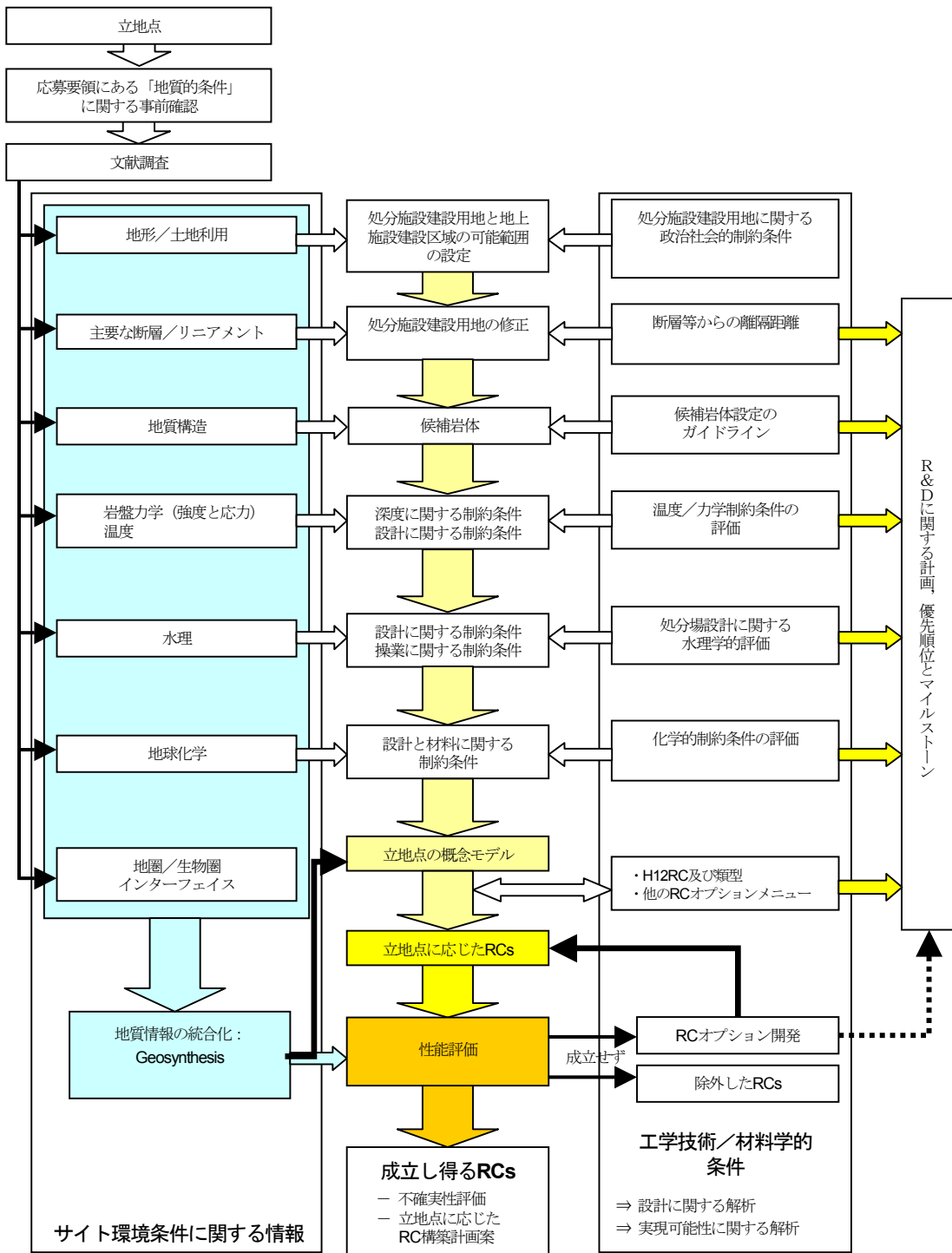
7.4.1 サイト環境条件を反映した処分場概念開発のフロー

立地点に対する処分場概念の検討に関する反復過程（図 7.2.1-1 参照）の初期手順の全体フローを図 7.4.1-1 に示す。

処分場概念の開発という観点から、立地点に関する文献調査で留意すべきサイト環境条件に関する情報について考えると次の項目を挙げることができる（原子力発電環境整備機構，2004）。これらの項目に対する主要な情報源を併せて括弧内に示す。

- 地形／土地利用（各種地図情報）
- 主要な断層／断層の可能性のあるリニアメント（断層に関する空中写真などの文献）
 - － 力学的性質
 - － 水理学的性質
- 地質構造（マッピングや地震弾性波探査などのデータ，ボーリングデータ）
- 岩盤力学（広域応力分布図，ボーリングデータ）
- 温度情報－地温勾配（ボーリングデータ）
- 水理学的情報（ボーリングデータ等）
 - － 帯水層
 - － 亀裂中の地下水の流れ
 - － 想定される地下水排出域
 - － 地下水供給域
- 地球化学（ボーリング孔からのサンプルを含む文献データ）
 - － 地下水化学
 - － 同位体データ
- 地圏／生物圏インターフェース（地形／土地利用，地球化学，水理学的情報を利用）

これらの情報は、図 7.4.1-1 の左側の欄に集約して示している。文献調査の段階では、地形や土地利用に関する情報を除き、処分場の設計や性能評価を確定的に行うための情報は少ないと考えられる。したがって、この段階において示される処分場概念は、このような不確実性に配慮して様々な可能性を探っておくことが重要である。



RC (Repository Concept) : 処分場概念, H12RC : 第2次取りまとめ処分場概念

図 7.4.1-1 サイト環境条件を反映した処分場概念開発フロー
 —立地点に対する検討における反復過程の初期手順—

図 7.4.1-1 の右側の欄には、設計にあたって考慮すべき工学的あるいは材料学的な制約条件を示している。

以下、サイト環境条件に関する情報や工学的あるいは材料学的な制約条件が設計や性能評価にどのように用いられるかについて図 7.4.1-1 のフローに沿って示し、サイトに適した処分場概念の構築過程を説明する。

7.4.2 サイト環境条件から処分場設計へのフィードバック

サイト環境条件に関する情報や工学的あるいは材料学的な制約条件に基づき、処分場の設計の観点から立地点の概念モデルが作成される。7.2.2 で述べた構造化手法を用いて、立地点の概念モデルに照らし 7.3 に述べたような種々の処分場概念オプションの適合性が検討され、立地点に適した処分場概念が選定される。構造化手法の適用にあたっては、作成された立地点の概念モデルに基づいて、表 7.2.2-1 に示したマトリックスの横軸が展開されることになる。また、サイト選定の各段階における設計や性能評価の目的に合わせて設計因子に重みづけを行うといった配慮が重要である。

処分場の設計の前提となる種々の条件を与えるための立地点の概念モデルは、以下のような手順によって明らかにされる情報を統合したものとして作成される。

- 処分施設建設用地（地下施設部分の地表への投影と地上施設部分を合わせた範囲）と地上施設建設区域に関する可能範囲の設定：
まず、立地点についての地形や土地利用状況に関する情報と政治社会的な制約条件から、処分施設建設用地と地上施設建設区域が検討される。
- 処分施設建設用地の修正：
作成された案について、主要な断層とリニアメントの配置を考慮して処分施設建設用地の修正案が検討される。この検討においては、断層やリニアメントからの離隔距離に関する制約条件を考慮する必要がある。
- 候補岩体の検討：
次に地質構造や地質環境特性（例えば岩盤物性）に関する情報から、処分場の地下施設を建設する候補岩体が検討される。この検討にあたっては、候補岩体設定のためのガイドラインが適用される。
- 処分深度、坑道配置、処分パネルレイアウトに関する力学的・熱的制約条件の明確化：
立地点における岩盤力学特性や温度に関する情報と工学技術／材料についての力学的・熱的制約条件の評価により、深度や坑道配置、処分パネルレイアウトに関して立地点が有する力学的・熱的制約条件が明らかにされる。
- 処分場設計（深度、坑道配置、処分パネルレイアウトなど）、操業に関する水理学的制約条件の明確化：
さらに、立地点における水理学的情報と処分場設計に関する水理学的評価に基づいて、立地点が有する深度、坑道配置、処分パネルレイアウトなどについての処分場設計及び操業上の水理学的な制約条件が明らかにされる。

- 人工バリアの設計や材料に関する地球化学的制約条件の明確化：
立地点における地下水地球化学的条件と工学技術／材料についての地球化学的制約条件の評価によって、人工バリアの設計や材料に関して立地点が有する地球化学的制約条件が明らかにされる。
- 地質情報の統合による立地点の概念モデルの作成：
以上の過程を経て明らかにされる処分場設計上の制約条件と統合されたサイト環境条件に関する情報を合わせることによって立地点の概念モデルが構築される。

以上の作業過程において必要となる、断層等からの離隔距離の設定、候補岩体設定のガイドラインの作成、処分場の設計や工学技術、材料に関する各種制約条件の評価を可能とするため、それぞれの課題を明らかにしたうえで技術開発に取り組むことが重要である。

作成された立地点の概念モデルに対して、第2次取りまとめの処分場概念（レファレンスシステム及びその類型）や考えられる他のオプションを検討し、その立地点において技術的に成立する可能性のある処分場概念を明らかにする。

7.4.3 サイト環境条件から性能評価へのフィードバック

7.4.2 で述べた作業によって明らかにされた処分場概念に対し、その長期的な安全性を検討するために性能評価を行う（図 7.4.1-1 参照）。統合されたサイト環境条件に関する情報は、次のような形で性能評価に反映される。

- 地下水流動解析に関するモデル、データセットの開発のための情報
- 地下水排出域や希釈を含む生物圏評価に関するモデル、データセットの開発のための情報
- プラグなどシールリングの位置や構造要素の検討のための情報
- 個々の廃棄体や処分場の区画ごとの評価を可能とするモデル、データセットの開発のための情報
- 種々の処分場概念を比較検討するためのモデル、データセットの開発に関する情報
- 埋め戻しやシーリングによる閉鎖後安全性への影響を評価するための方法論、モデル及びデータセットの開発のための情報
- 重要なパラメータを明らかにするための感度解析手法等の開発に資する情報
- その他

性能評価の結果、長期的な安全性を確保することが可能と判断される処分場概念については、次段階のサイト調査において詳細化される地質環境条件に関する情報に照らして、より精緻な評価を行い、その立地点に対して最適化を進めるための処分場概念の候補とする。長期安全性を確保することが難しいと判断された処分場概念については、この段階で除外するか、別のオプションの開発あるいは必要に応じた課題解決のための技術開発の実施といった意思決定を行う。このような方法によって体系的かつ柔軟に立地点に応じた処分場概念の開発を進めていく。

7.5 処分場設計・性能評価手法（計算機支援システム）の開発

7.2.1 及び 7.4 で述べたように、最終的に立地点に適合した処分場概念を構築するためには、初期の段階からそのサイト環境条件に関する限られたデータや情報を用いて概略的な処分場の設計仕様と安全性能を把握し、そのサイトに適合する処分場概念に関する見通しやその後の調査、技術開発の方向性を明らかにしていくことが重要である。このための手段として、サイト環境条件に応じた処分場の設計や安全評価を体系的かつ効率的に行うことを目的とした計算機支援型の処分場概念構築システムの開発を進めている（内藤ほか，2003）。

このシステムは、図 7.5-1 に示すように、処分場の設計機能、性能評価機能及びこれらに必要なデータベースで構成される。システムの開発にあたっては、表 7.5-1 に示すシステムに対する一般要求機能に留意している。また、現時点では全国市町村からの応募に対応できるよう一般性を確保するために、幅広い地質環境を対象とした第2次取りまとめのモデルやデータが利用されている。

表 7.5-1 に示した一般要求機能を実現するため、設計機能、性能評価機能とも解析のための入力画面で容易に設定できるようになっている。例えば、データセットとしてのパラメータ入力は画面上で各データベースを直接参照しながら実行することができる。さらに性能評価機能では、オブジェクト指向のシステムの採用により地層処分システムの構成要素を自由に組み合わせたモデル体系を構築できるようになっている。このため、シナリオに沿った解析ケースを容易に設定することが可能である。入力情報は設計、性能評価の結果とともに履歴データベースにおいて管理することによって、解析の再現性や用いたモデル、データの追跡性を確保することができる。

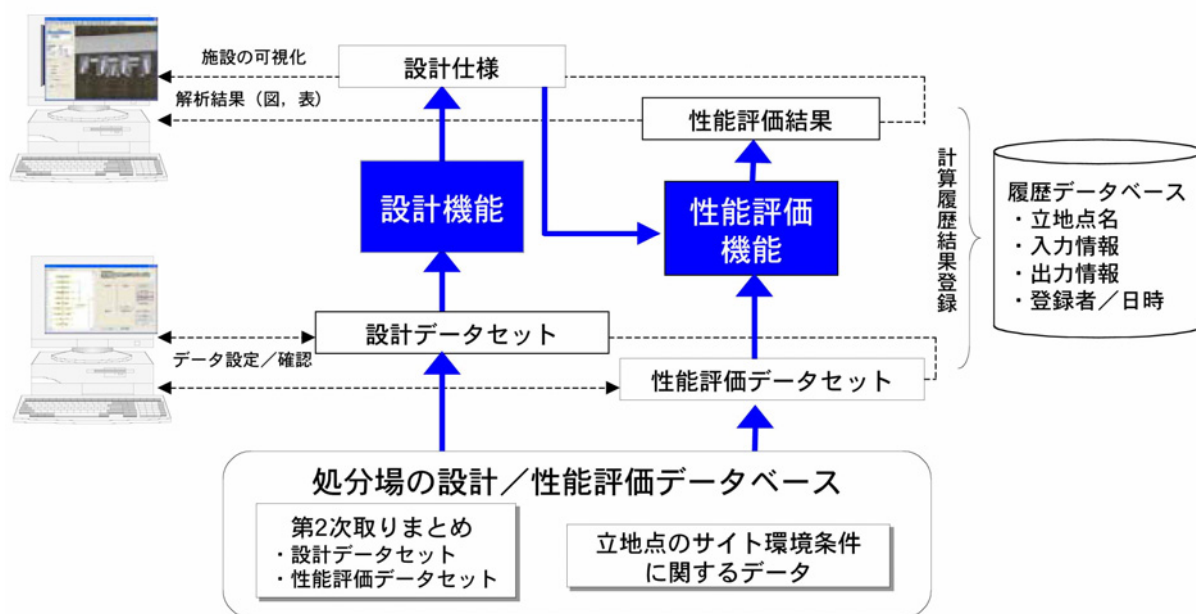


図 7.5-1 処分場概念構築システムの構成

表 7.5-1 一般要求機能とシステム構築の考え方

	システムに対する一般要求機能	システム構築の考え方
拡張性	事業の進展に従い、詳細度が増す立地点のデータや情報技術開発成果に基づく十分に検証された設計手法や評価モデルの適切な取り込み	<ul style="list-style-type: none"> データベース：立地点ごとに表形式で作成、併せて履歴を管理 様々なサイト環境条件、処分場概念に対応できる柔軟なモデルの採用
操作性	パソコン上でモデル/データを容易に扱える簡易でユーザーフレンドリーなシステム	<ul style="list-style-type: none"> 画面のメニュー化 数値解析に代わる簡易計算式の採用 オブジェクト指向のシステムの採用
追跡性	用いたモデルやデータセットの追跡性、解析結果の再現性/信頼性の確保	<ul style="list-style-type: none"> 使用したデータセット/モデル/解析結果を一つのケースセットとし、登録者/日時を付したうえで履歴とともに登録管理 データの出典等の付属情報を併せて登録 性能評価解析の自己検証機能

以下に、設計機能と性能評価機能の概要を紹介する。

(1) 設計機能

設計機能は、図 7.5-2 に示すように、処分場の設計手順に沿った支保工設計、空洞安定性解析、人工バリア設計、熱解析の各機能から構成される。それぞれの機能は、サイト環境条件に応じて簡便に設計を行うことができるよう、煩雑な数値解析を避け、理論解や3次元解析結果を基に第2次取りまとめの数値解析とほぼ同等の精度を確保する計算式又は近似式を作成し、関連するデータベースとともに体系化されている。

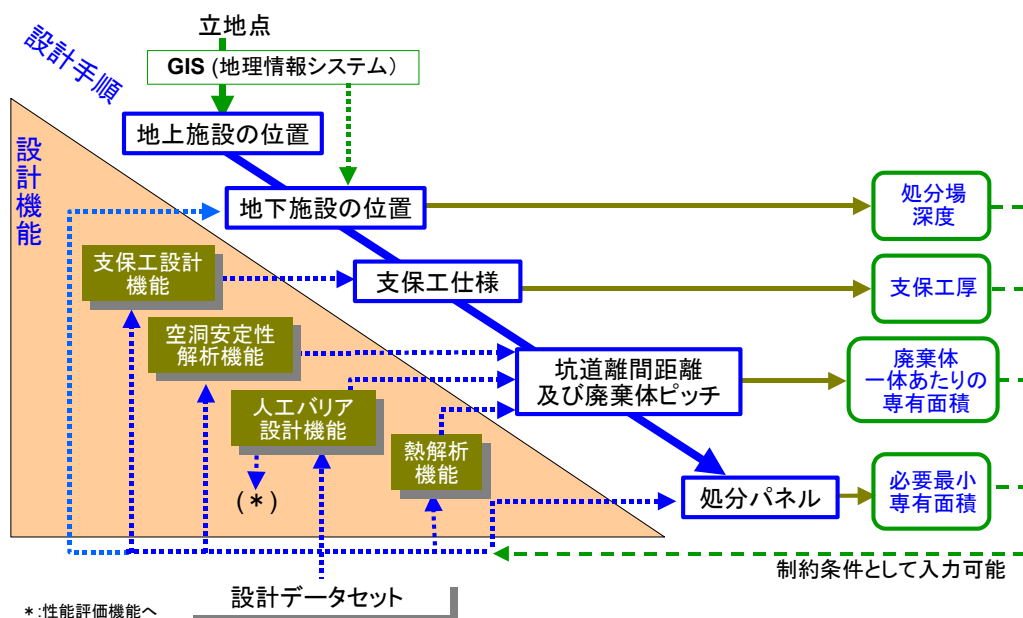


図 7.5-2 設計機能の構成

支保工設計機能では、静水圧状態下での円形開削トンネルの弾塑性変形挙動に関する理論解(岡, 1977)に基づいて支保工厚を求めるための計算式を設定している。また空洞安定性解析や熱解析の

機能では、第2次取りまとめと同様に汎用非線形構造解析システム FINAS コード（動力炉・核燃料開発事業団，1992b）を用いた3次元有限要素法解析を種々のパラメータ値に対して行い、その結果から最小二乗法を用いて多項式による近似式を設定している。近似式は、2次多項式を出発点とし、必要に応じてより高次の多項式の採用あるいは有限要素法解析結果の解析点数を増やすことによって近似精度を向上させている。人工バリア設計機能については、現在第2次取りまとめに示された緩衝材の厚さなどの値を直接入力しなければならないが、今後同様に簡易計算式を作成しシステムに組み込む予定である。

具体的な機能について熱解析を例に説明する。熱解析機能では、緩衝材内側の最高温度を算出するために、廃棄体ピッチ、坑道離間距離、ガラス固化体の貯蔵管理期間（初期発熱量に換算）、処分深度、緩衝材厚さをそれぞれ変数とした3次の多項式による近似式を導出している。この近似式を用いて算出した結果の一例を図7.5-3に示す。図の曲面は、地温勾配 $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ の硬岩系岩盤の地質環境に、貯蔵管理期間30年の日本原燃仕様ガラス固化体を厚さ19cmのオーバーパックに入れ、厚さ70cmの緩衝材とともに横置きで定置した場合の人工バリアについて、処分場深度と廃棄体ピッチをパラメータとした緩衝材内側の最高温度を示している。また坑道の離間距離は13.32mに設定している。これによって、例えば緩衝材内側の最高温度を 100°C に制限した場合、処分場深度に応じた廃棄体ピッチの限界や裕度を視覚的に把握することができる。さらに、廃棄体一本あたりに必要な専有面積や処分パネルに必要な最小面積を処分場深度に応じて求めることが可能となる。近似式に含まれる他の変数をパラメータとして設定することも可能であり、ユーザーの目的に応じて結果を柔軟に表示することができる。

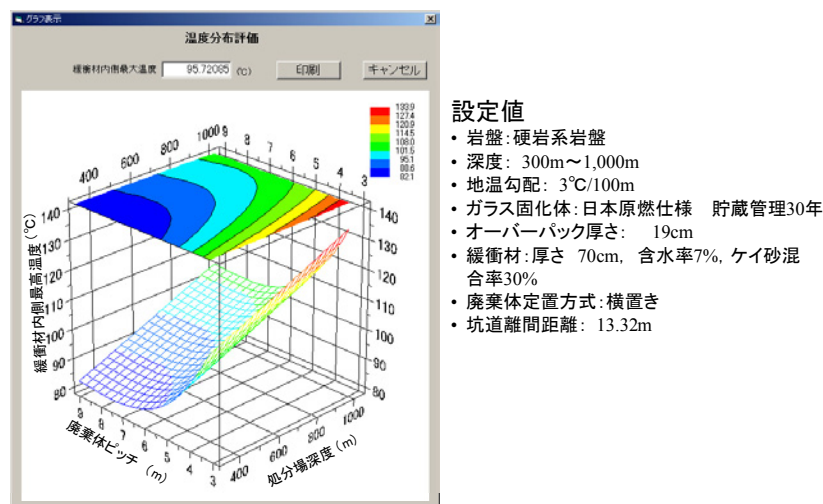


図 7.5-3 熱解析結果の出力例

(2) 性能評価機能

性能評価機能については、図7.5-4に示すようにサイト環境条件や設計仕様に応じて特徴づけられる人工バリア、天然バリア、生物圏の各モデルを柔軟に表現することができるよう、米国で開発された汎用解析コード GoldSim (Kossik and Miller, 2001) を導入し、データベースと併せて体系化が行われている。これによってモデル間のデータ受け渡しなどの処理をユーザーが行うことなく、

地層処分システム全体の核種移行解析を一貫して実施することが可能となっている。

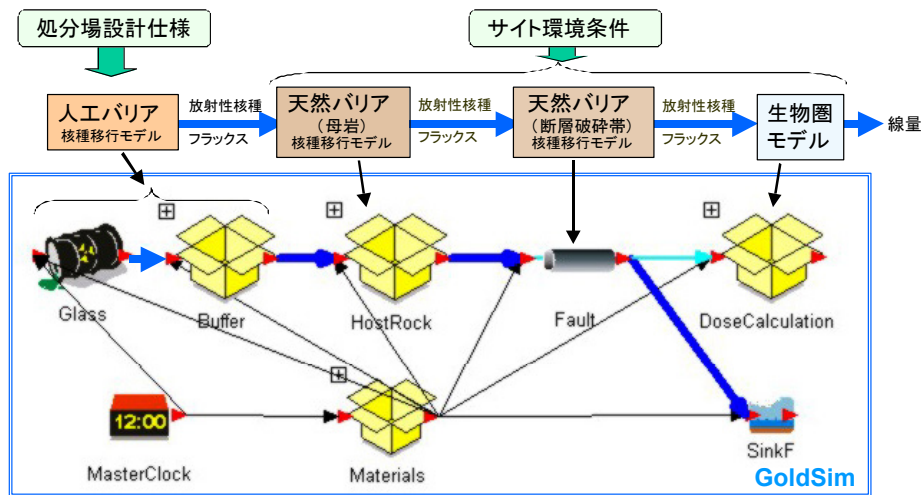


図 7.5-4 性能評価機能を用いた評価モデルの設定例（第2次取りまとめのモデル体系）

この性能評価機能を用いて、第2次取りまとめの地下水シナリオのレファレンスケースについて解析を行った結果を図 7.5-5 に示す。図には、比較のために第2次取りまとめの結果（核燃料サイクル開発機構, 1999a, 1999d）を併せて示している。図から両者の結果はほぼ一致していることがわかる。またこのモデル体系に含まれる各モデルについても解析の妥当性を個別に確認している。第2次取りまとめでは、MESHNOTE（人工バリア）、MATRICS（天然バリア）、AMBER（生物圏）という三つの計算コードが用いられ、それぞれ出力データの受け渡しを必要とするが、このシステムの性能評価機能ではユーザーはそれを意識することなく解析を行うことが可能であり、また計算時間も大幅に短縮される。このため、立地点のサイト環境条件とそれに応じた処分場概念の仕様ごとに想定される様々のシナリオに基づく安全評価を、品質管理を含め迅速かつ容易に行うことができる。

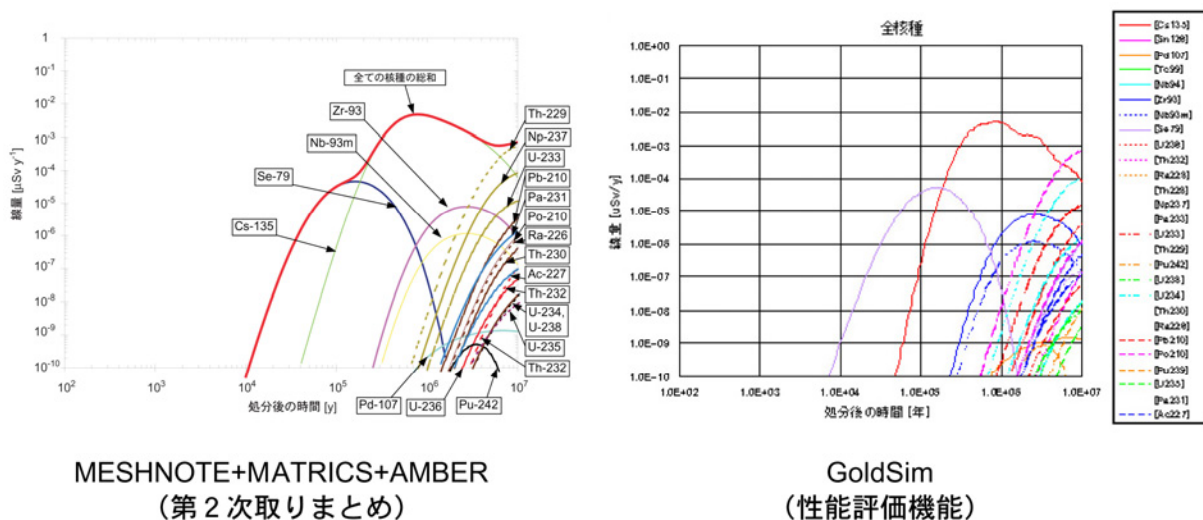


図 7.5-5 性能評価機能の検証例

現在の処分場概念構築システムは、サイト選定の初期の段階における概略の評価を簡易に行うことが主要な目的であるが、今後、サイト調査の進展や最新の科学技術的知見を反映して適宜改良し、よりサイトに特化した詳細なシステムの開発を行っていく。

7.6 技術開発の進め方

サイト選定の進展に応じて詳細化、特化されるサイト環境条件に応じ、また意思決定における確信を高めるための技術的要請に応えるため、7.4 で述べたように処分場概念を具体化するうえでの技術開発課題を抽出し、これらに計画的に取り組んでいく。具体的には以下のような課題が挙げられる。

- 断層及びリニアメントについて、文献調査によって取得可能なデータに基づく離隔距離を決定するための手法開発
- 結晶質岩、堆積岩のそれぞれに対して、幾何形状及び他の特性に着目した候補岩体としての要件の明確化
- 岩盤の力学特性及び深度の関数として、人工構造物に関する温度／力学制約条件の評価
 - － レイアウト／建設／操業に関する制約条件
 - － 支保工の設置に関する条件
- 時間スケールに応じた緩衝材に関する合理的な最大許容温度
- 全流入量あるいは局所的な流入量によって設定される建設／操業に関する制約条件の明確化（グラウトの注入、プラグや支保工の設置、排水処理など）
- 人工バリア構成材料に関する地球化学的制約条件（外乱によるリスク、例えば高濃度塩水の浸入など）の評価
- 緩衝材特性に対するコンクリートの化学的影響

7.7 まとめ

以上、第2次取りまとめによって示された技術基盤をより実用的なものとし、立地点のサイト環境条件に適用して処分場の設計や性能評価を行い、これを最適なものとしていくための進め方や方法、手段について論じた。ここで示したアプローチは、処分場概念の開発に対し、

- 処分事業の進展に応じて、サイトに特化されかつ詳細化されるサイト環境情報の適切な反映、
- サイト環境の特性やそれに応じた適切な設計によって確保される安全機能（固有の性能）を合理的に反映した性能評価、
- 最新の科学技術的な知見の設計や性能評価への適切な反映、
- 種々のオプションの考慮、

を可能とするとともに、これに基づいて処分場概念の開発を行う過程で設計や性能評価を試行することにより、今後重点的に進めるべき技術開発の具体的内容を明らかにすることができる。この観点から、このアプローチは技術開発計画全体を管理するための道具としても有効である。

また、立地点が特定されれば、段階的に進められる地層処分事業に応じて詳細な情報が蓄積され、それに応じて、安全かつ合理的に処分場を設計し、長期的な安全性を確保していく必要がある。このため、今後の地層処分計画における種々の状況に対して上記アプローチを柔軟に適用していくことが重要となる。

このようなアプローチを効率的かつ品質管理の面から確かなものとして適用するため、計算機支援の処分場概念構築システムの開発を進めている。

第7章 参考文献

Birgersson, L., Pers, K. and Wiborgh, M. (2001) : Project JADE, Long-term function and safety, Comparison of repository systems, SKB Technical Report TR-01-18, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., December 2001.

DOE (2002) : Yucca Mountain Science and Engineering Report Rev.1, Technical Information Supporting Site Recommendation Consideration, DOE/RW-0539-1, U.S. Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, Washington D.C., U.S.A, February 2002.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992b) : 汎用非線形構造解析システム FINAS,V.12 使用説明書, PNC TN520 92-006.

EKRA (2000) : Disposal Concepts for Radioactive Waste, Final Report, Expert Group on Disposal Concepts for Radioactive Waste (EKRA) , 31 January 2000.

原子力安全委員会 (2000b) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告).

原子力発電環境整備機構 (2002a) : 概要調査地区選定上の考慮事項, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-3.

原子力発電環境整備機構 (2002b) : 応募要領, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-1.

原子力発電環境整備機構 (2004) : 概要調査地区選定上の考慮事項設定の背景と技術的根拠 - 「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料-1, 原子力発電環境整備機構, NUMO-TR-04-02.

核燃料サイクル開発機構 (1999a) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999b) : 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1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.

核燃料サイクル開発機構 (1999c) : 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.

核燃料サイクル開発機構 (1999d) : 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3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

Kossik, R. and Miller, I. (2001) : The GoldSim Probabilistic Simulation Environment, - Radioactive Waste Management Application -, GoldSim Consulting Group, (www.goldsim.com/Software/brochures.asp).

Lindgren, E. and Pettersson, S. (2003) : R&D program for Horizontal Emplacement KBS-3H, Proceedings of 10th International High-Level Radioactive Waste Management Conference (IHLRWM 2003), pp.571 - 577, March 30 -April 2, Las Vegas, NV, USA.

Logan, S.E. (1999) : Deeper Geological Disposal: A New Look at Self-burial, Proceedings of Waste Management '99, Tucson, AZ, USA.

McKinley, I.G., Neall, F.B., Smith, P.A., West, J.M. and Kawamura, H. (2003) : Evolution of the Cavern Extended Storage (CES) Concept for Flexible Management of HLW, Proceedings of Scientific Basis for Nuclear Waste Management, XXVII (in press).

内藤守正, 梅木博之, 小西俊実, 植田浩義, 段田裕章, 石原義尚, 奥津一夫, 池田孝夫 (2003) : 処分場概念構築システムの開発, 日本原子力学会, 2003年春の年会予稿集, O2, p847.

岡行俊 (1977) : NATMにおける支保理論, 施工技術, Vol.10, No.11, pp.6-12.

Sandstedt, H., Pers, K., Birgersson, L., Ageskog, L. and Munier, R. (2001) : Project JADE, Comparison of repository systems, Executive summary of results, SKB Technical Report TR-01-17, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., December 2001.

SKB (1983) : Final Storage of Spent Nuclear Fuel, KBS-3, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden.

SKB (1986) : R&D-PROGRAMME 86, Parts I-III, Handling and final disposal of nuclear waste, Programme for research development and other measures, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1986.

SKB (1989a) : R&D-PROGRAMME 89, Parts I-II, Handling and final disposal of nuclear waste, Programme for research development and other measures, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1989.

SKB (1989b) : BACKGROUND REPORT TO R&D-PROGRAMME 89, Handling and final disposal of nuclear waste, Hard Rock Laboratory, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1989.

SKB (1992a) : Project on alternative system study (PASS) , Final report, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR 93-04, Stockholm, Sweden.

SKB (1992b) : RD&D-PROGRAMME 92, Treatment and final disposal of nuclear waste, Programme for research, development, demonstration and other measures, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1992.

SKB (1995) : RD&D-PROGRAMME 95, Treatment and final disposal of nuclear waste, Programme for encapsulation, deep geological disposal, and research, development and demonstration, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1995.

SKB (1998) : RD&D-Programme 98, Treatment and final disposal of nuclear waste, Programme for research, development and demonstration of encapsulation and geological disposal, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1998.

SKB (2001) : RD&D-Programme 2001, Programme for research, development and demonstration of methods for the management and disposal of nuclear waste, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-01-30, Stockholm, Sweden, September 2001.

植田浩義, 梅木博之, 小西俊実, 内藤守正, 段田裕章 (2003) : 設計因子による処分場概念のフィルタリング, 日本原子力学会, 2003年春の年会予稿集, O3, p848.

Ueda, H., Umeki, H., Konishi, T., Naito, M. and Danda, H. (2004) : Design Factors for Filtering HLW Repository Concepts, Proceedings of Disposal Technologies and Concepts (DisTec) 2004, April 26-28, Berlin, Germany (印刷中) .

梅木博之, 小西俊実, 内藤守正, 植田浩義, 段田裕章 (2003) : サイト環境に応じた地層処分概念開発のアプローチ, 日本原子力学会, 2003年春の年会予稿集, O1, p846.

Umeki, H., Ueda, H., Naito, M., Konishi, T. and Danda, H. (2003a) : The NUMO Approach for Development of Repository Concepts, Proceedings of 10th International High-Level Radioactive Waste Management Conference (IHLRWM 2003) , pp.1019 - 1024, March 30 - April 2, Las Vegas, NV, USA.

Umeki, H., Masuda, S. and McKinley, I.G. (2003b) : Advanced repository concepts required for a volunteering approach to site selection, GLOBAL 2003: Topical Meeting of the 2003 ANS/ENS International Winter Meeting, Nov.16-20, 2003, New Orleans, LA, USA.

付 録

付録－1 原子力発電量と高レベル放射性廃棄物の発生量との関係

高レベル放射性廃棄物は原子力発電量に応じて発生する。この関係を実感できるようにすることは高レベル放射性廃棄物についての理解にとって有益と考えられる。そのため、個人の電力消費量と高レベル放射性廃棄物の発生量を身近なもので表現することとして、ゴルフボールをとりあげている。第2章において、日本人一人が一生の間（80年）に消費する電力量（電力の半分を原子力発電で賄うと仮定）から発生する高レベル放射性廃棄物の量は、ゴルフボール約3個分の体積に相当すると述べた。それは以下のような計算に基づく。

【計算の前提】

①電力会社10社の2002年の販売電力量[※]：841,474,400 [MWh] = 841,474,400/24 [MWd]

※電気事業連合会ホームページ「電力統計情報」より

②日本の人口[※]：1億2,743万5,000 [人]

※総務省統計局ホームページ「統計データー平成14年10月1日現在推計人口」より

③総発電量に対する原子力発電量の割合：1/2と仮定

④日本人の平均寿命：80 [年]と仮定

⑤原子燃料の燃焼度[※]：45,000 [MWd/MTU]

※第2次取りまとめで用いられたモデルガラス固化体の燃焼条件

⑥原子力発電所の発電効率：33.4 [%]（110万kW級BWR標準）

⑦原子燃料1トンあたりのガラス固化体の発生量[※]：1.25 [本/MTU]

※第2次取りまとめで用いられたモデルガラス固化体の固化条件

⑧ガラス固化体1本あたりのガラス体積：150×10³ [cm³]

【ガラス固化体発生量の計算】

上記前提条件のもと以下の式により、日本人一人が一生の間に消費する電力量から発生するガラス固化体の体積が求まる。

$$\frac{841,474,400}{24} \times \frac{1}{127,435,000} \times \frac{1}{2} \times 80 \times \frac{1}{45,000} \times \frac{100}{33.4} \times \frac{1.25}{1} \times \frac{150 \times 10^3}{1}$$

販売電力量 [MWd/年]	一人あたり [1/人]	原子力 の割合	寿命 [年]	燃焼度 [1/MWd/MTU]	発電効率	ガラス固化体 発生量 [本/MTU]	固化ガラス 体積 [cm ³]
------------------	----------------	------------	-----------	--------------------	------	--------------------------	-----------------------------------

=137 cm³

ここで、ゴルフボール1個の体積を41cm³と仮定（ゴルフボールの公式球の直径は1.68インチ（42.67mm））すると、

$$137\text{cm}^3 / 41\text{cm}^3 = 3.34 \text{ (個)}$$

により、約3個分の体積のガラス固化体が発生する。

付録-2 ガラス固化体の潜在的危険性

ガラス固化体は初期の発熱量と放射能レベルが高いため、製造直後から、冷却のための貯蔵、処分場への輸送、さらに処分場でのガラス固化体の受け入れから地下への処分に至るまで、適切な遮へいや遠隔操作により人間環境から厳重に隔離した状態で管理する必要がある。ここでは、ガラス固化体の放射能レベルが、どの程度の潜在的な危険性を有するものかを述べる。

ガラス固化体には核分裂生成物やアクチノイドなどの放射性核種が含まれる。核分裂生成物の多く（セシウム 137 やストロンチウム 90 など）は半減期が比較的短く、 β 線や γ 線を放出する。これらは、製造直後のガラス固化体の放射能レベルや放出される放射線量が高い原因であり、その結果発熱量も高いが、放射性崩壊に伴い時間の経過とともに減衰する性質を有する。付表 2-1 は、ガラス固化体表面（キャニスタ）での放射線量の計算値（若杉ほか、2003）を示したものである。

付表 2-1 ガラス固化体表面（キャニスタ）における放射線量の計算値

経過時間	ガラス固化体表面（キャニスタ）の放射線量	
	(mSv/h)	(mSv/s)
製造直後	1,521,000	422.5
50 年	163,400	45.39
100 年	50,770	14.10
1,000 年	19.29	0.005358
10,000 年	15.15	0.004208

表から、製造直後のガラス固化体表面（キャニスタ）の放射線量は約 1,500 Sv/h であり、これは、その位置に仮に人間が立っているとした場合、約 20 秒で ICRP の勧告（ICRP, 1984）において 100% の人が死亡するとされているレベル（約 7 Sv）に達する強さである。このため、ガラス固化体は製造直後から適切な遮へい設計が施された施設で取り扱われる。製造直後のガラス固化体の放射線量を法令上の放射線管理区域を必要としないレベルまで遮へいするためには、例えばガラス固化体から 1m 離れた位置にコンクリート壁を設置する場合、必要な厚さは約 1.5m と計算されている（若杉ほか、2003）。時間とともに必要な遮へい厚さは減少し、50 年冷却した後では、必要なコンクリート壁の厚さは約 1.1m に減少する（若杉ほか、2003）。

付録ー3 IAEA「放射性廃棄物管理の原則」

IAEA が放射性廃棄物の地層処分の安全原則についての考え方を初めて示したのは、安全シリーズ No.99「高レベル放射性廃棄物の地下処分に関する安全原則及び技術基準」(IAEA, 1989) である。その後、IAEA では安全基準文書の体系が変更され、安全原則については、安全シリーズ No.111-F「放射性廃棄物管理の原則」(IAEA, 1995) が刊行された。すべての放射性廃棄物を対象として、No.111-F に示されている安全原則は以下のとおりである。

放射性廃棄物管理の目標

放射性廃棄物管理の目標は、現在及び将来にわたり、人間の健康と環境を保護し、将来世代に過度の負担をかけることなく放射性廃棄物を取り扱うことである。

放射性廃棄物管理の基本原則

原則1：人間の健康の防護

放射性廃棄物は、人間の健康に対する受容可能な防護のレベルを保証するような方法で管理されなければならない。

原則2：環境の保護

放射性廃棄物は、環境保護が受容可能なレベルで行えるような方法によって管理されなければならない。

原則3：国境を越えての防護

放射性廃棄物は、国境を越えて起こり得る、人の健康及び環境に対する潜在的な影響が確実に考慮されるような方法で、管理されなければならない。

原則4：将来世代の防護

放射性廃棄物は、将来世代の健康に対して予想される影響が、現在受け入れられている影響のレベルよりも大きくなるような方法で管理されなければならない。

原則5：将来世代への負担

放射性廃棄物は、将来世代への過度の負担を強くないような方法で管理されなければならない。

原則6：国の法的枠組み

放射性廃棄物は、責任の明確な割り当てと、独立した規制機能の準備を含めた適切な国の法的枠組みのもとで管理されなければならない。

原則 7：放射性廃棄物の発生抑制

放射性廃棄物の発生は可能な限り低く保たれなければならない。

原則 8：放射性廃棄物の発生と管理の相互依存性

放射性廃棄物の発生と管理のすべてのステップにおける相互依存性が、適切に考慮されなければならない。

原則 9：施設の安全性

放射性廃棄物管理にかかわる施設の安全性は、施設の供用期間中、適切に確保されなければならない。

付録－4 地層処分に関連する放射線防護上重要な概念について

第2章の記述に関連して、ICRP が示している重要な概念について以下に解説を行う。

職業人や公衆の放射線被ばく

ICRP では、放射線防護体系を具体的に適用するうえで、管理する対象や管理の容易さの違いを考慮に入れて効率的にこれを行うために、被ばくを、「職業被ばく」、「公衆被ばく」、「医療被ばく」の三つに区分している。ICRP で用いられる「職業人」という語は、職業被ばくの対象となる人を指し、例えば原子力施設の放射線管理区域内で作業を行う従事者が該当する。職業被ばくは、線源、作業環境、人についてそのどれもすべて管理が可能であるが、公衆被ばくは通常、線源管理が唯一の方法である。医療被ばくは線源と患者を対象に医療処置の一環として管理される。それぞれの被ばく区分ごとに最も適切な方策を採用することにより、放射線管理を効率的に行うことができる。

線量限度と線量拘束値

線量限度は、**職業人や公衆**に対し基準として設定された被ばくの上限值であり、制御されるすべての**行為**あるいは線源から個人が実際に受ける線量の合計に対して適用されるものである。線量拘束値は、一つの線源を対象とした**防護の最適化**について判断を行う際の尺度となる個人線量の上限值である。一人の職業人が複数の職種に従事する可能性がある場合や、公衆の一人が複数の行為あるいは線源によって被ばくする可能性があることから、個人の線量限度の値を、職種や行為、線源ごとに適切に割り当てる必要があり、その割り当てた値が線量拘束値である。

決定グループ

公衆に対する被ばくの管理は線源ごとに行われ、一つの線源から被ばくする不特定多数の公衆を代表するグループに着目し、このグループの平均線量が適切なレベルに保たれるように放射性物質や放射線の放出源が管理される。このような公衆を代表するグループを決定グループという。この考え方はICRP 1 (ICRP, 1959) で導入され、決定グループという語が最初に用いられたのはICRP7 (ICRP, 1966) である。決定グループは、対象となる線源から最も大きく被ばくする集団で、年齢、食生活など線量評価に関連する因子ができるだけ均一となるよう十分に小さい人数により設定される。公衆の防護は、この決定グループの個人線量が**線量拘束値**を超えないように**最適化**することによって行われる。

防護の最適化

防護の最適化とは、ICRP60 (ICRP, 1991) において、正当化された行為に関連したある特定の線源からの個人の被ばく線量、被ばくする人数、被ばくの可能性（潜在被ばく）を経済的及び社会的な要因を考慮に入れて合理的に達成できる限り低く保つことと定義されている（112項）。その判断尺度として個人の線量が**線量拘束値**を超えないことが求められる。長寿命放射

性廃棄物の地層処分に対する線量拘束値として、ICRP は年あたり 0.3 mSv を勧告している (ICRP, 2000a)。

行為と介入

ICRP60 (ICRP, 1991) において、被ばくに関連した人間活動を「行為 (Practice)」と「介入 (Intervention)」の二つに区分して定義している (106 項)。「行為」は、放射線被ばくを全体的に増大させる人間活動を、「介入」は放射線被ばくを全体的に低減させる人間活動を指す。

さらに、ICRP82 (ICRP, 2000b) では、行為と介入の区別について、行為に関してはそれによって被ばくが生ずることから事前に防護の体系を適用することができるが、防護対策を検討するときにはすでに被ばくの経路が存在している場合には、介入によってのみこれを低減することができるとしている (D25 項)。したがって、**防護の最適化**にあたって行われる被ばく低減の措置は「行為」にあたり、「介入」ではない。

地層処分の原則から、閉鎖後の長期安全性を示すうえで将来の世代の「介入」による安全の確保を期待してはならない。また処分場の操業から閉鎖まで (必要に応じて行われるその後の制度的管理も含め) の処分事業は、想定外の事故が発生した場合に実際に行われる活動を除き、すべて「行為」に該当する。

現存年線量

現存年線量とは、ICRP82 (ICRP, 2000b) において、ある個人に対しその居住地に持続的に存在しているすべての線源によってもたらされる長期被ばくによる年線量を合計したものと定義されており、以下のものが含まれる (B14 項)。

- 自然放射線源からの年線量
- 制御されたある行為のもとで放出された長寿命放射性核種の蓄積によって引き起こされる年線量
- 以前の間活動あるいは事故によって汚染が長期間継続している環境中の長寿命放射性残渣に起因する年線量

付録-5 掘削土量及びコンクリート必要量の試算

ここでは、第5章の表5.2.2-2に記載した掘削土量とコンクリート必要量の試算にあたり設定した前提条件や試算の手順を示す。

なお掘削土量及びコンクリート必要量は、概略次のように求めることができる。

- 掘削土量 = 各坑道の掘削量（掘削断面積×坑道掘削距離）の総和
- コンクリート必要量 = 各坑道におけるコンクリート使用量（コンクリート設置断面積×コンクリート設置距離）の総和

1. 試算の前提条件

試算にあたって設定した前提条件は、付表5-1～5-6に示すとおりである。

付表 5-1 母岩の種類と地下施設の設置深度

母岩の種類	結晶質岩	堆積岩
設置深度	1,000 m	500 m

付表 5-2 アクセス坑道の本数・方式・勾配

用途区分	地下施設を陸下に設置する場合		地下施設を沿岸海域下に設置する場合	
	立坑（本） （垂直）	斜坑（本） （勾配：7%）	立坑（本） （垂直）	斜坑（本） （勾配：7%）
建設用	2	—	—	1
閉鎖用	2	—	—	1
操業用	2	1	—	1
合計本数	6	1	—	3

付表 5-3 廃棄体ピッチ及び坑道離間距離

		結晶質岩	堆積岩
廃棄体ピッチ	処分孔 縦置き方式	4.44 m	6.66 m
	処分坑道 横置き方式	3.13 m	3.13 m
坑道離間距離	処分孔 縦置き方式	10.00 m	13.00 m
	処分坑道 横置き方式	13.32 m	9.99 m

・処分パネルの仕様と地下施設レイアウトの検討（付図5-5～5-12）に使用されている値

付表 5-4 各坑道断面の仕様

		結晶質岩	堆積岩
立坑		付図 5-1 参照	
斜坑, 連絡坑道		付図 5-2 参照	
処分孔 縦置き方式	処分坑道, 処分孔	付図 5-3 参照	
処分坑道 横置き方式	処分坑道	付図 5-4 参照	

付表 5-5 処分パネルの仕様

		結晶質岩	堆積岩
処分孔縦置き方式		付図 5-5 参照	付図 5-6 参照
処分坑道横置き方式		付図 5-7 参照	付図 5-8 参照

- ・ 処分孔縦置き方式, 処分坑道横置き方式ともに, 処分坑道の両端に各々10m の連絡坑道を直線配置
- ・ 処分坑道横置き方式では, 処分坑道内での定置装置の運転に必要な距離として 15m ずつを, 廃棄体定置用処分坑道の両端に配置

付表 5-6 地下施設のレイアウト

		結晶質岩	堆積岩
処分孔縦置き方式		付図 5-9 参照	付図 5-10 参照
処分坑道横置き方式		付図 5-11 参照	付図 5-12 参照

2. 試算の手順

(1) 掘削土量

(a) 掘削断面積の算出

各坑道の仕様 (付図 5-1~5-4) に基づき, 各坑道の掘削断面積を求める (下表①~⑩)。掘削断面積には, 支保工 (吹付けコンクリート及び覆工コンクリート) の設置断面積を含める。

		結晶質岩	堆積岩
立坑		①	②
斜坑, 連絡坑道		③	④
処分孔 縦置き方式	処分坑道	⑤	⑥
	処分孔	⑦	⑧
処分坑道 横置き方式	処分坑道	⑨	⑩

(b) 坑道掘削距離の算出

アクセス坑道の本数・方式・勾配 (付表 5-2) に基づき, 各アクセス坑道の掘削距離を求める (次表 a~f)。立坑と斜坑の各 1 本あたりの距離は, 地表から地下施設の設置深度 (付表 5-1) に到達するまでの距離とする。

(各定置方式に共通)		結晶質岩	堆積岩
陸下	立坑 (6本)	a	b
	斜坑 (1本)	c	d
沿岸海域下	斜坑 (3本)	e	f

地下施設のレイアウト(付図 5-9~5-12)に基づく連絡坑道の掘削距離, 処分パネルの仕様(付図 5-5~5-8)に基づく処分坑道の掘削距離, 及び処分孔の仕様(付図 5-3)に基づく廃棄体 4 万本分の処分孔掘削距離をそれぞれ求める(下表 g~p)。一つの処分孔の掘削距離はインバート上面から処分孔底面までの距離とする。

(陸下と沿岸海域下に共通)		結晶質岩	堆積岩
処分孔 縦置き方式	連絡坑道	g	h
	処分坑道	i	j
	処分孔	k	l
処分坑道 横置き方式	連絡坑道	m	n
	処分坑道	o	p

(c) 掘削土量の算出

下表の組み合わせのとおり掘削断面積に坑道掘削距離を乗じ, 定置方式別, 母岩の種類別にそれぞれ合計値(網かけ部)を求める。網かけ部の値が第 5 章の表 5.2.2-2 に記載された試算値である。

			結晶質岩		堆積岩	
陸下	処分孔 縦置き方式	立坑 (6本)	①×a	小計=A	②×b	小計=B
		斜坑 (1本)	③×c		④×d	
		連絡坑道	③×g	小計=C	④×h	小計=D
		処分坑道	⑤×i		⑥×j	
		処分孔	⑦×k		⑧×l	
	合計	約 690 万 m ³		約 1,030 万 m ³		
	処分坑道 横置き方式	立坑 (6本)	(A と同値)		(B と同値)	
		斜坑 (1本)				
		連絡坑道	③×m	小計=G	④×n	小計=H
		処分坑道	⑨×o		⑩×p	
合計		約 260 万 m ³		約 260 万 m ³		
沿岸 海域下	処分孔 縦置き方式	斜坑 (3本)	③×e	小計=E	④×f	小計=F
		連絡坑道	(C と同値)		(D と同値)	
		処分坑道				
		処分孔				
	合計	約 730 万 m ³		約 1,060 万 m ³		
	処分坑道 横置き方式	斜坑 (3本)	(E と同値)		(F と同値)	
		連絡坑道	(G と同値)		(H と同値)	
		処分坑道				
合計		約 300 万 m ³		約 290 万 m ³		

(2) コンクリート必要量

(a) 支保工などのコンクリート設置断面積の算出

各坑道の仕様（付図 5-1～5-4）に基づき、各坑道のコンクリート設置断面積（吹付けコンクリート、覆工コンクリート及びインバートコンクリートの部分）を求める（下表⑪～⑰）。

		結晶質岩	堆積岩
立坑		⑪	⑫
斜坑, 連絡坑道		⑬	⑭
処分孔 縦置き方式	処分坑道	⑮	⑯
	処分孔	(コンクリート不要)	(コンクリート不要)
処分坑道 横置き方式	処分坑道	(コンクリート不要)	⑰

(b) 支保工などのコンクリート設置距離の算出

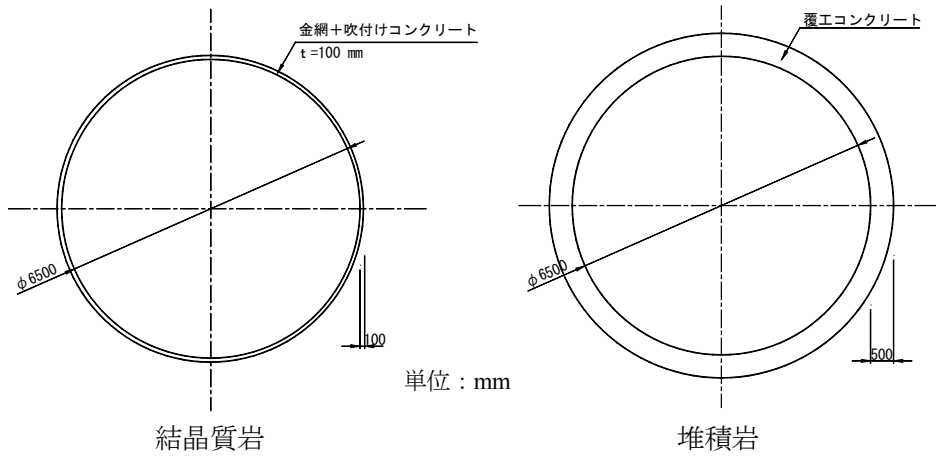
各坑道の支保工などの仕様は各坑道の掘削断面仕様と同様に分類されるため、支保工などのコンクリート設置距離は掘削土量の算出に用いた坑道掘削距離の値（下表 a～p）となる。

		結晶質岩	堆積岩
陸下	立坑 (6 本)	a	b
	斜坑 (1 本)	c	d
沿岸海域下	斜坑 (3 本)	e	f
処分孔 縦置き方式	連絡坑道	g	h
	処分坑道	i	j
	処分孔	(コンクリート不要)	(コンクリート不要)
処分坑道 横置き方式	連絡坑道	m	n
	処分坑道	(コンクリート不要)	p

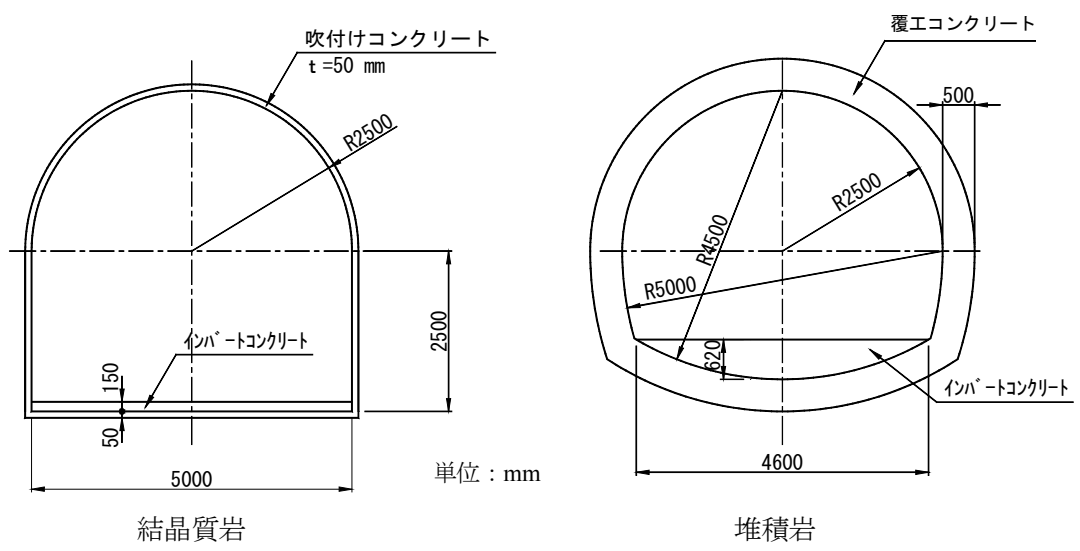
(c) コンクリート必要量の算出

下表の組み合わせのとおりコンクリートの設置断面積に設置距離を乗じ、定置方式別、母岩の種類別にそれぞれ合計値（網かけ部）を求める。網かけ部の値が第5章の表5.2.2-2に記載された試算値である。

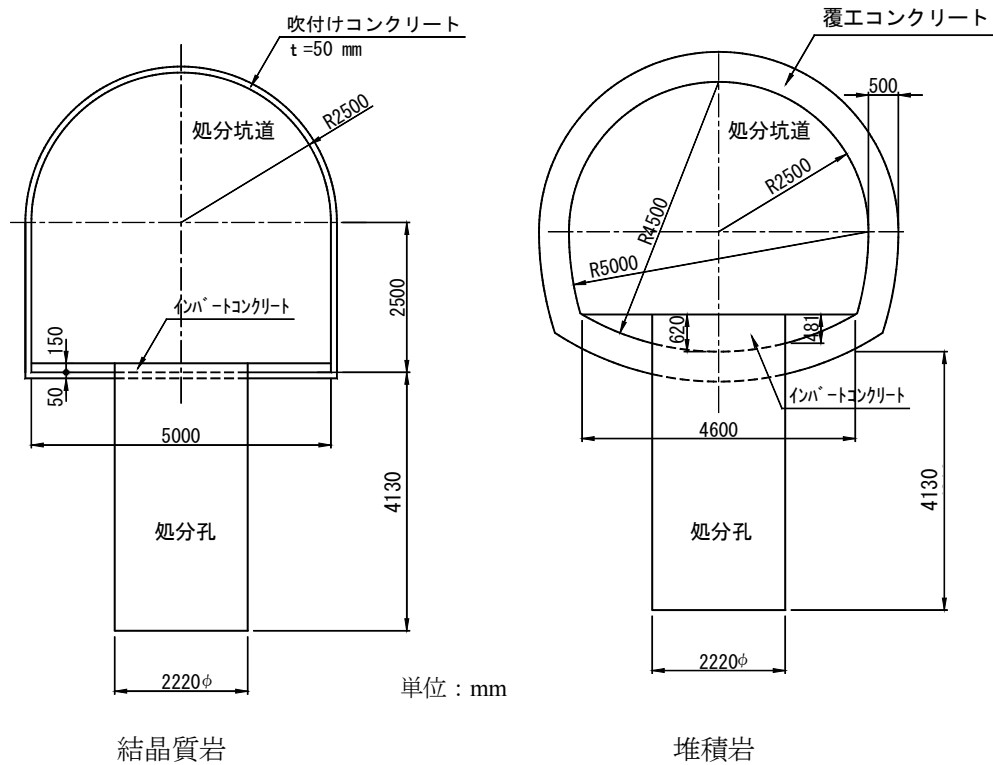
			結晶質岩		堆積岩	
陸下	処分孔 縦置き方式	立坑 (6本)	⑪×a	小計=I	⑫×b	小計=J
		斜坑 (1本)	⑬×c		⑭×d	
		連絡坑道	⑬×g	小計=K	⑭×h	小計=L
		処分坑道	⑮×i		⑯×j	
		処分孔	—		—	
		合計	約 41 万 m ³		約 360 万 m ³	
	処分坑道 横置き方式	立坑 (6本)	(Iと同値)		(Jと同値)	
		斜坑 (1本)				
		連絡坑道	⑬×m	小計=O	⑭×n	小計=P
		処分坑道	—		⑰×p	
合計		約 15 万 m ³		約 84 万 m ³		
沿岸 海域下	処分孔 縦置き方式	斜坑 (3本)	⑬×e	小計=M	⑭×f	小計=N
		連絡坑道	(Kと同値)		(Lと同値)	
		処分坑道				
		処分孔				
	合計	約 44 万 m ³		約 370 万 m ³		
	処分坑道 横置き方式	斜坑 (3本)	(Mと同値)		(Nと同値)	
		連絡坑道	(Oと同値)		(Pと同値)	
		処分坑道				
合計		約 18 万 m ³		約 96 万 m ³		



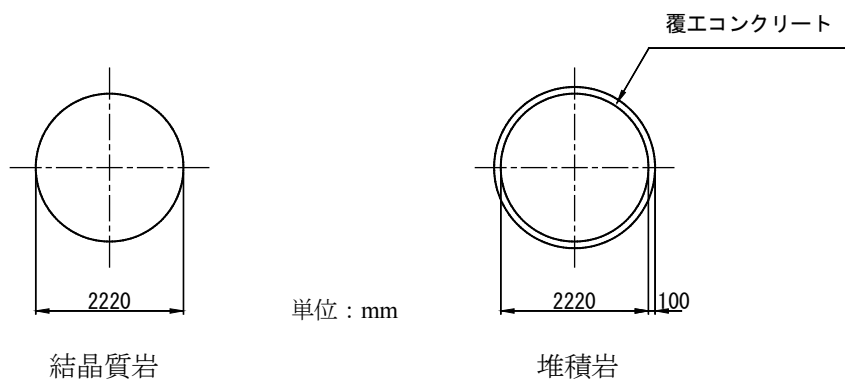
付図 5-1 立坑の断面形状と仕様



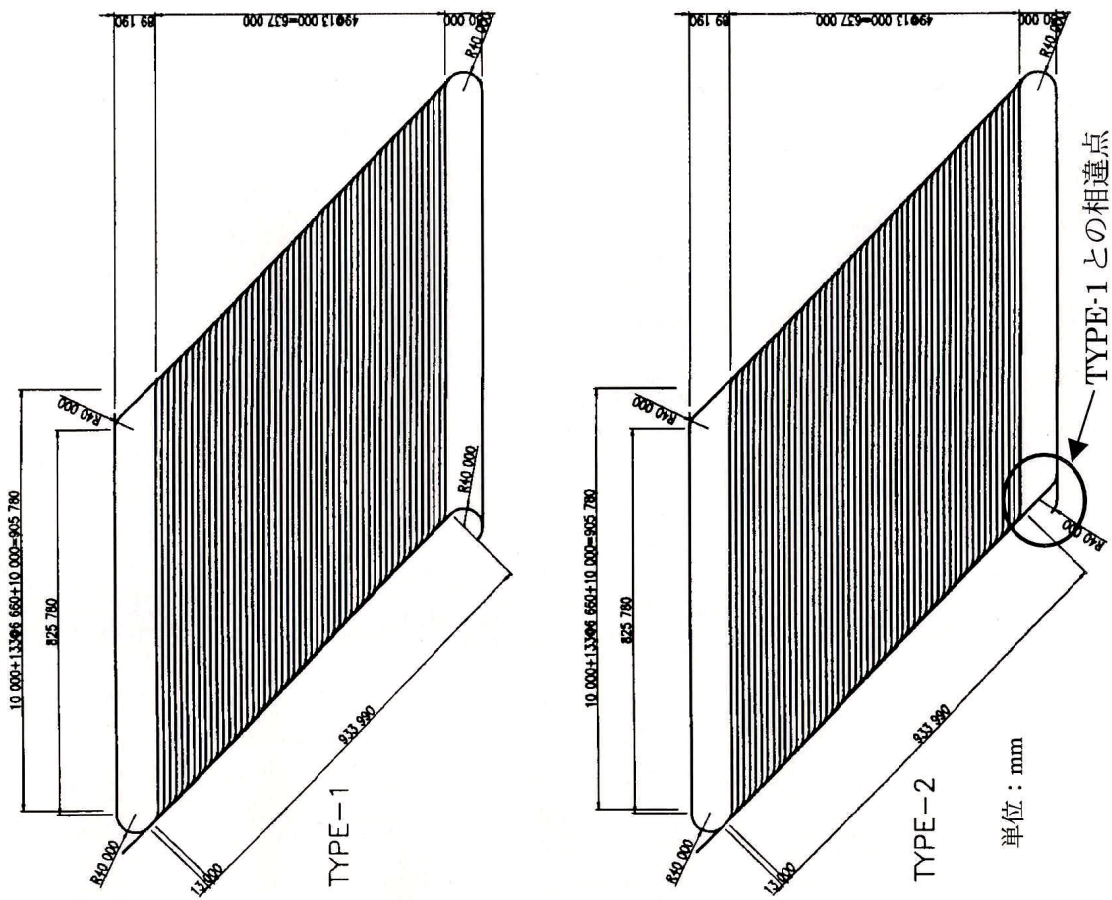
付図 5-2 斜坑及び連絡坑道の断面形状と仕様



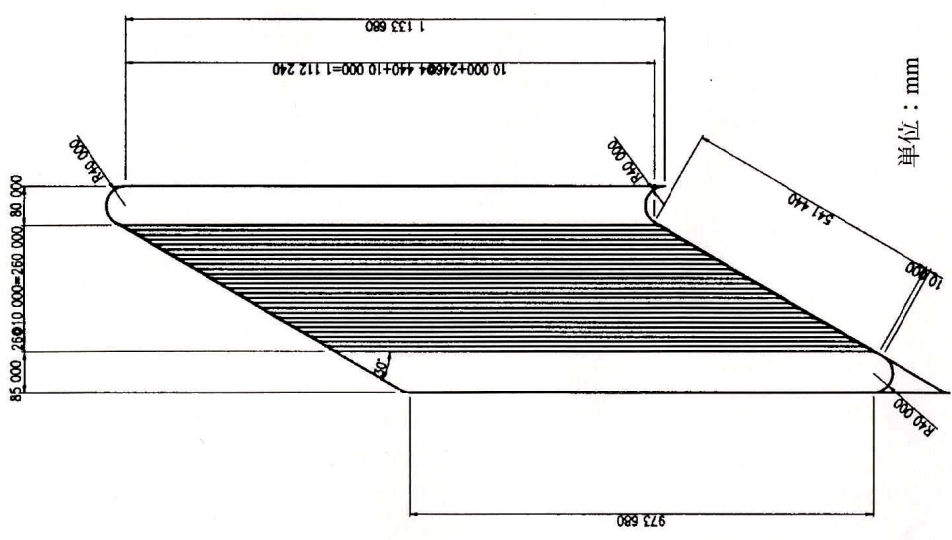
付図 5-3 処分坑道及び処分孔の断面形状と仕様（処分孔縦置き方式）



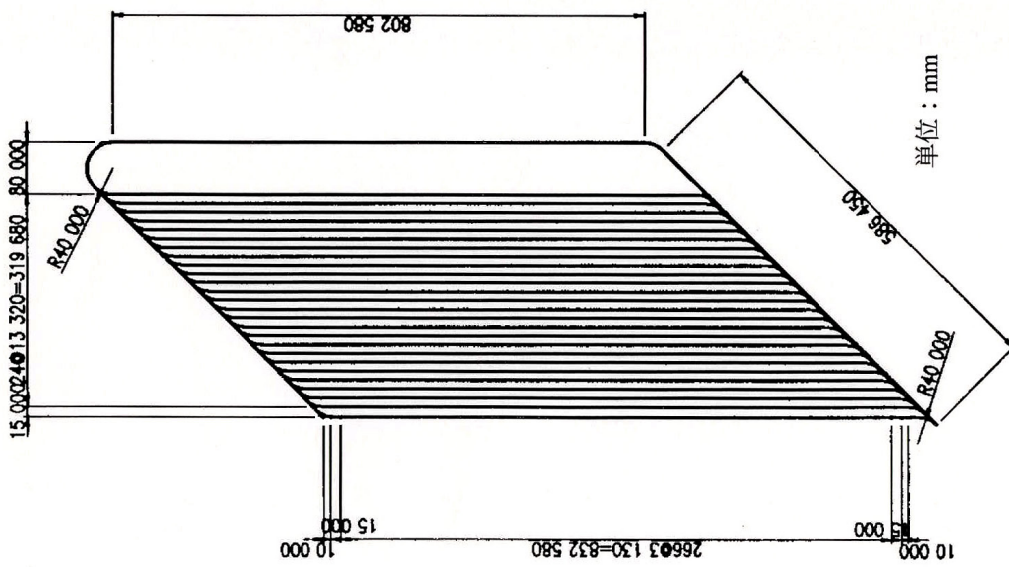
付図 5-4 処分坑道の断面形状と仕様（処分坑道横置き方式）



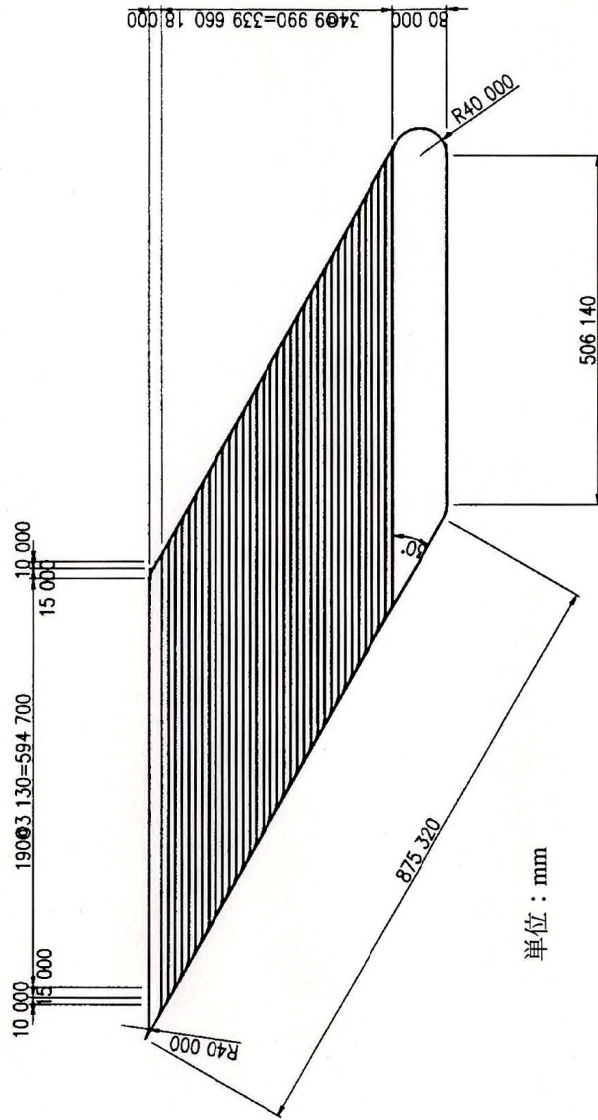
付図 5-6 処分パネルの仕様（処分孔設置方式，堆積岩）



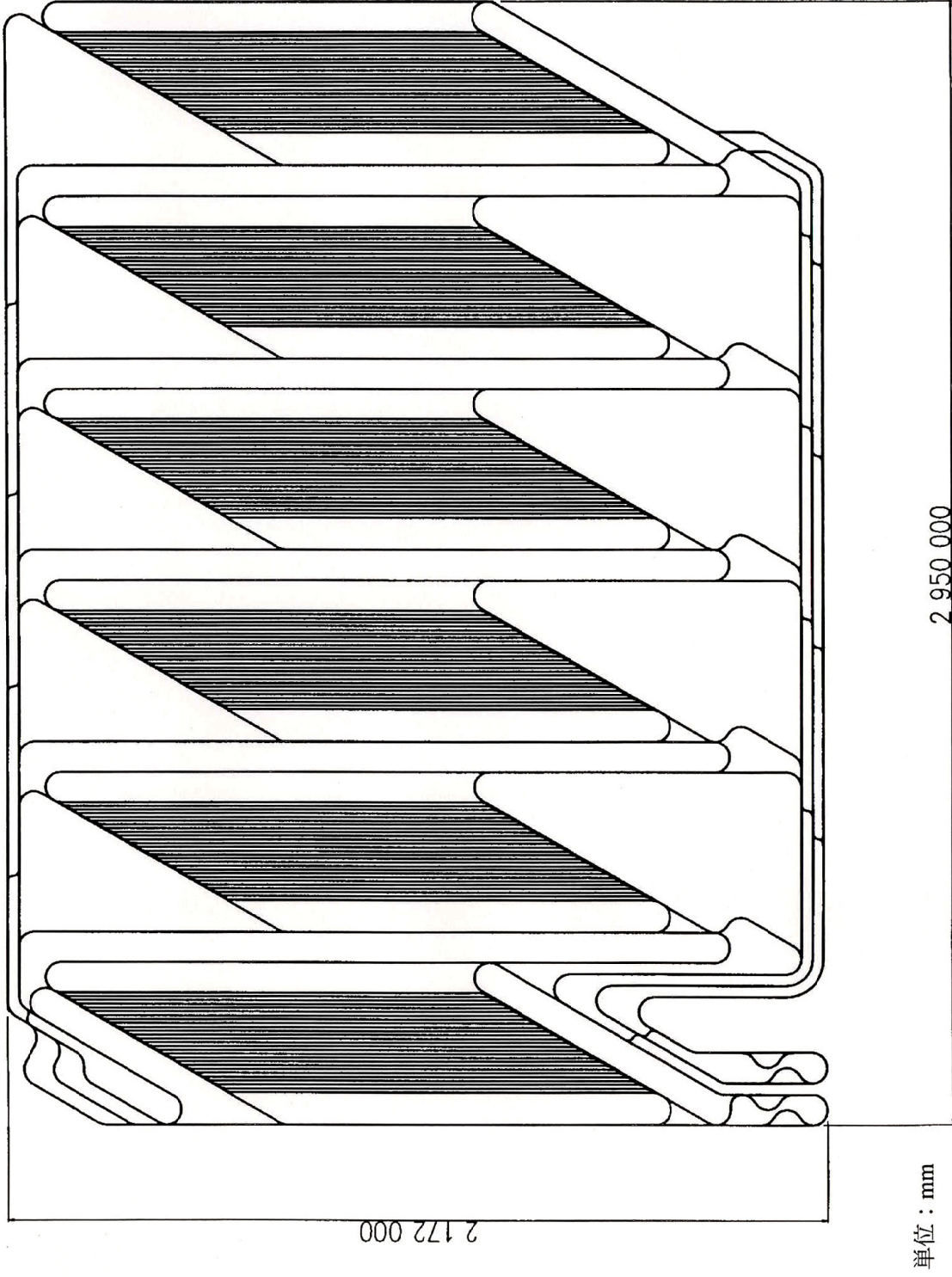
付図 5-5 処分パネルの仕様（処分孔設置方式，結晶質岩）



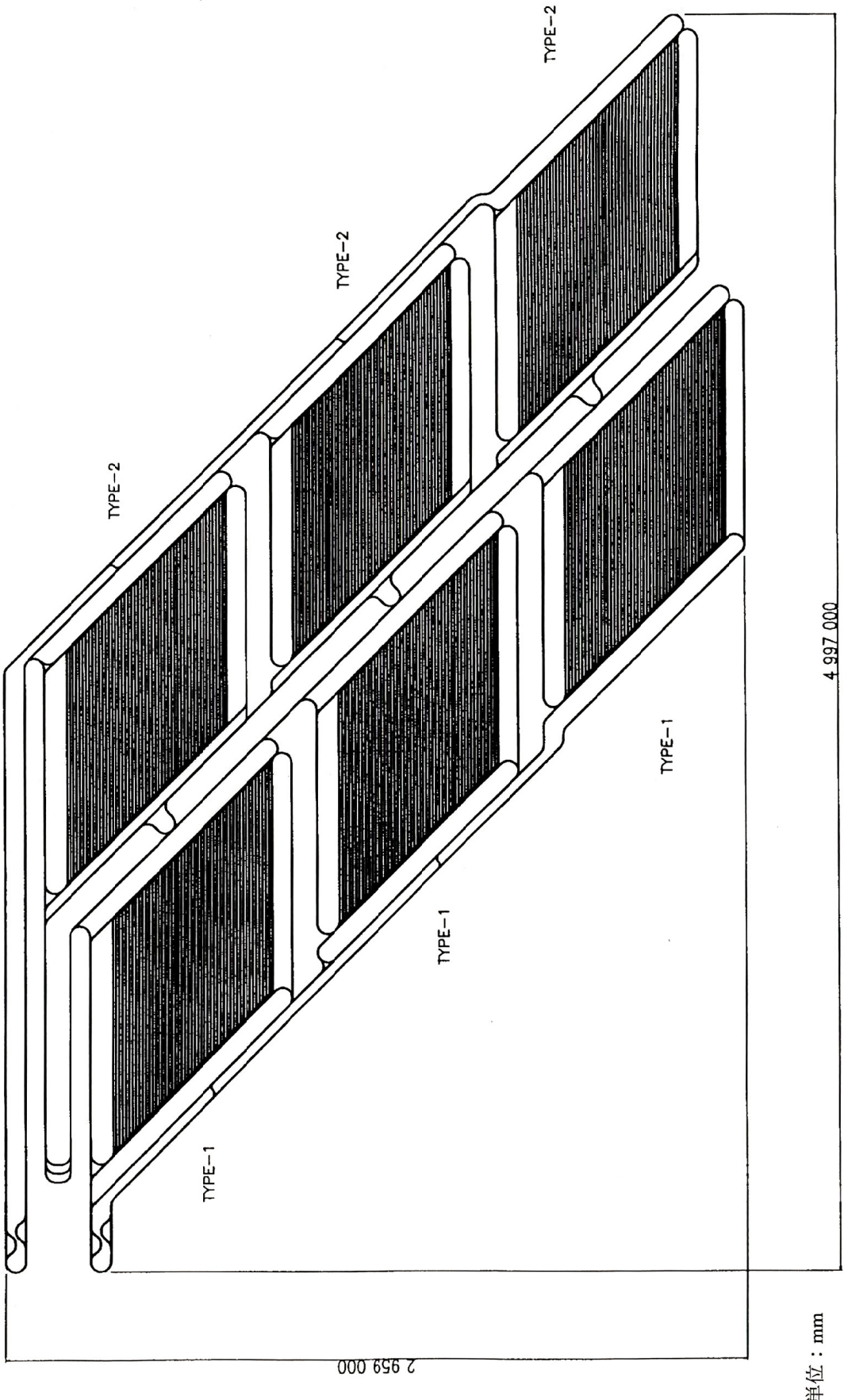
付図 5-7 処分パネルの仕様 (処分坑道横置き方式, 結晶質岩)



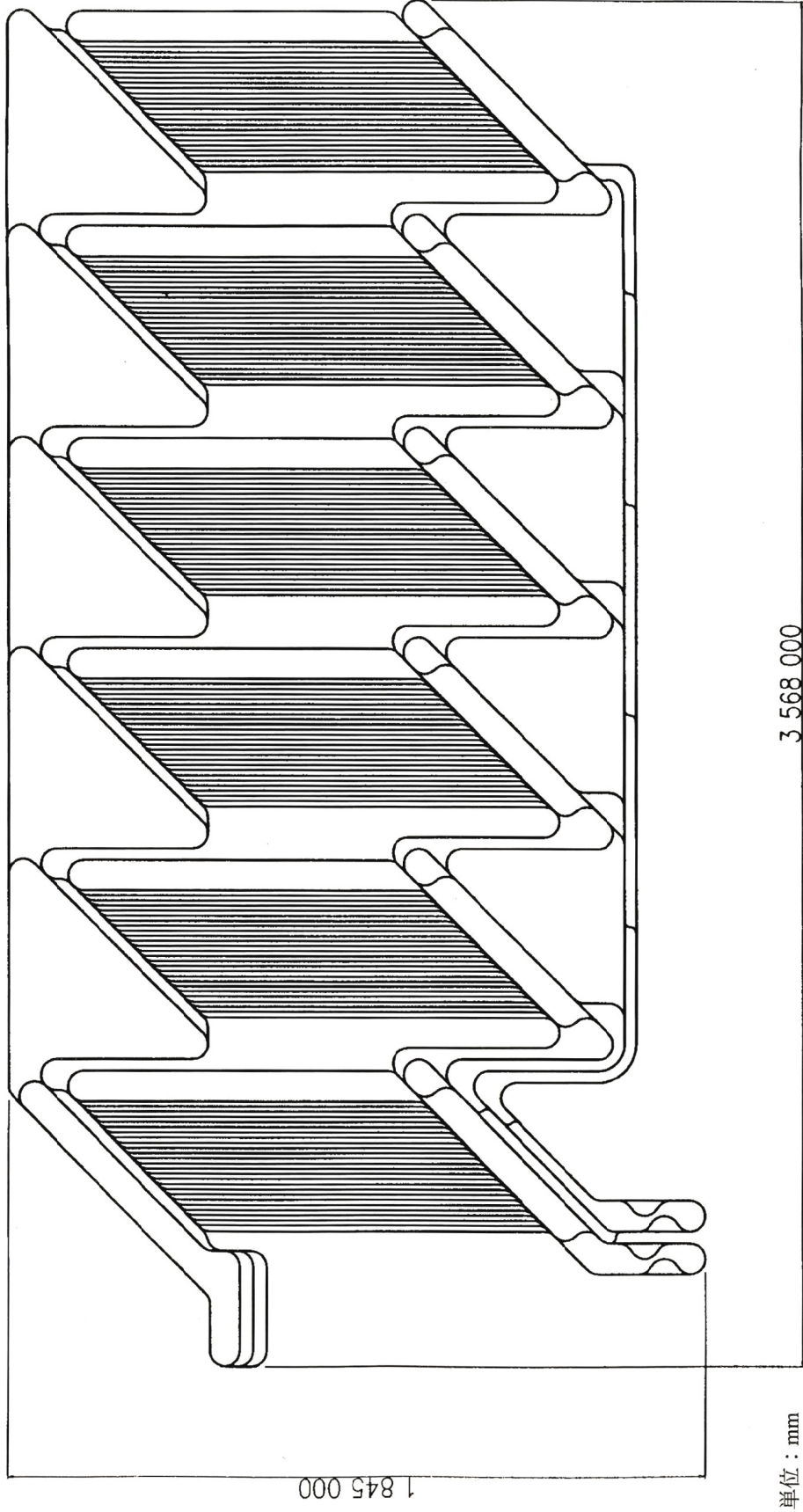
付図 5-8 処分パネルの仕様 (処分坑道横置き方式, 堆積岩)



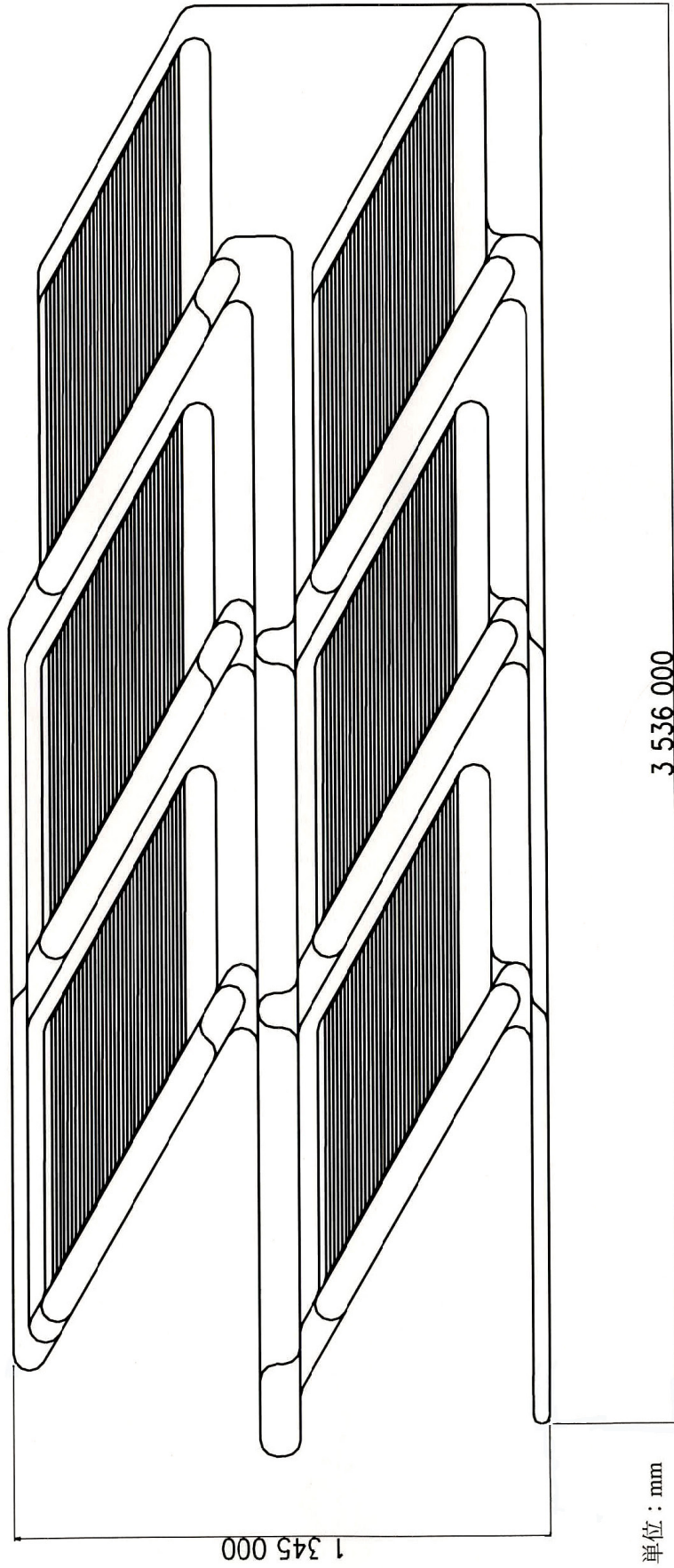
付図 5-9 地下施設レイアウト (処分孔竖置き方式, 結晶質岩)



付図 5-10 地下施設レイアウト（廻分孔縦置き方式，堆積岩）



付図 5-11 地下施設レイアウト（処分坑道横置き方式，結晶質岩）



付図 5-12 地下施設レイアウト（処分坑道横置き方式，堆積岩）

付録-6 保全措置の例

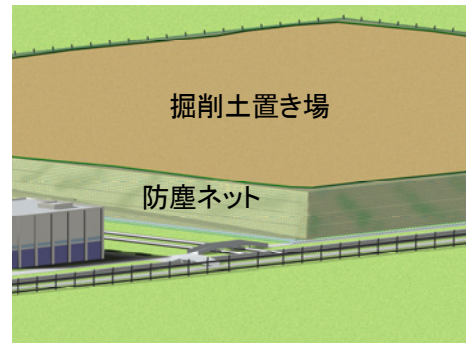
第5章の5.3で述べたように、処分事業各段階で想定される周辺環境への影響に対して、調査、予測及び評価を行い、適切な保全措置を講じることが重要である。ここでは、処分事業のうち特に建設、操業、閉鎖に伴う環境への影響に対し、環境要素である「大気環境」、「水環境」、「動物、植物、生態系」、「景観・社会環境」、「産業・一般廃棄物」、「原状回復及び環境修復」について一般的な保全措置を参考に、適用可能と考えられる措置の概要を示す。

(1) 大気環境

(i) 大気質

地上施設の掘削土置き場では、強風時に粉塵等の巻き上げが懸念される。これらについては、以下のように、一般的な造成工事における裸地への保全措置と同等の措置をとることが可能である。

- 可能な限り改変面積と発生土量を小さくする。
- 一時に大面積の裸地が発生しないよう工事計画の最適化を図る。
- 発生した裸地については、緑化等による法面保護、掘削土の飛散防止等の保全措置を実施する。
- 必要に応じ処分場敷地の周囲に仮囲い（防塵ネットなど）や緩衝緑地を配置する（付図6-1）。
- 晴天が続いた場合には、適宜散水等を行う。
- 車両走行による粉塵の巻き上げを防ぐため、仮舗装や散水を行うとともに適宜車両の洗車を行う。



付図 6-1 防塵対策の例
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

また、地下施設建設のための坑道の掘削に伴う粉塵対策としては、坑内に集塵機を設置することによって対処することができる。建設重機の稼働にあたっては、重機の一部に硫黄分を含む重油を燃料とする機械が含まれることから、硫黄分や窒素分の少ない良質燃料を使用する等の保全措置や排出ガス規制をクリアした車両を採用することにより対処することができる。

(ii) 騒音・振動

建設重機の稼働が必要な場所は比較的集中し、稼働時間も同じ時間帯に行われる傾向にあることから、想定される騒音・振動に対し以下の保全措置をとることが可能である。

- 工事計画の策定にあたり、重機の分散配置、負荷平均化を図る。
- 特に保全すべき場所や施設から遠ざけて重機を配置する。
- 必要に応じて遮音壁、緩衝緑地を配置する。
- 低騒音・低振動型の機械を採用する。

また、発破や杭打ち作業については、以下の保全措置をとることが可能である。

- 周辺の住民や生息動物への影響が最小限となる季節、時間に配慮して作業を行う。
- 発破作業にあたっては、周辺住民に事前に周知するとともに薬量を必要最小限にとどめる。
- 杭打ち作業においては、騒音や振動の比較的小さいアースオーガー併用工法等を用いる。

(2) 水

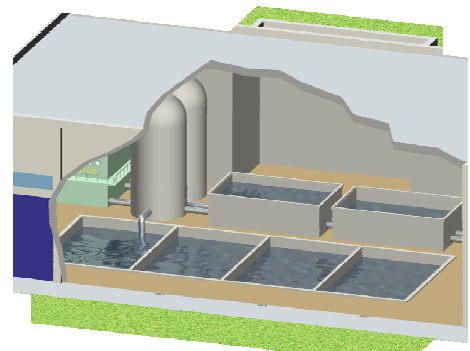
(i) 地下水、河川、湖沼などの水質

掘削土置き場から降雨時に土砂が周辺環境の水系（地下水、河川、湖沼など）に流出しないよう、敷地造成にあたっては予め調整池を設けるとともに、作業エリア（裸地）周辺には仮設沈砂池を設置し濁水の流出を防止することが可能である。

地下の坑道内で発生する湧水の排水については、湧水の水質に応じ適切な水処理施設を設置することにより対応が可能である。湧水の水質が良好な場合には場内散水等に直接利用することが可能であり、放出量を低減することができる。

また、地下の坑道内の作業エリアから発生する排水（たとえば濁水、酸性やアルカリ性廃液）に対しては、適切な水処理施設の設置により保全措置を講ずる（付図6-2）。特にコンクリート工事に伴い、高アルカリ性の排水や濁水の発生が考えられるが、次の保全措置をとることにより対処することができる。

- 切り回し水路や仮設沈砂池の設置により、工事範囲の排水が直接下流域に流出しないようにする。
- 排水の水質に応じて適切な水処理を施し、モニタリングによって水質を確認した後に放出する。



付図 6-2 排水対策の例
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

(ii) 海域の水質

海域での工事（浚渫、護岸、防波堤等の工事及び埋立て工事等）を伴う場合には、これによって発生する濁水の拡散を抑制するため、濁水の発生が少ない工法を採用するとともに、汚濁防止膜、汚濁防止フェンスを設置することが可能である。

(3) 動物・植物、生態系

動物・植物、生態系等に関する保全措置としては、必要に応じて次のような方法が考えられる。

- 事前調査等によって設定された保全エリアを特定し、不要な立ち入りを制限する。
- 貴重植物等の生息位置の保全を確保し、計画上やむを得ない場合には移植等の保全措置

を講ずる。

- 樹木の植栽にあたっては、当該地域の潜在自然植生を考慮し、早期に多様な環境を回復できるように多階層植栽を行う。また、残置森林の林縁部にはマント・ソデ群落^{付1)}を植栽し林内環境を保護する。造成緑地についても芝草に在来の草本・木本類の種子を混播^{付2)}する。
- 直線基調の造成面は周辺の自然景観に違和感を与えるため、緩やかな曲面とする。これによって法面の勾配も若干の緩急をつけ、周囲の景観との調和を図る。
- 事前の環境調査等により、生物多様性が高く、地域の自然を代表するような場所は保全エリアとし影響要因となる開発行為を回避する。造成範囲においても植栽や遊休地のビオトープ化^{付3)}等により動植物の生息に配慮した多様な環境を創出する（付図 6-3）。
- 動物の移動経路を分断するおそれのある個所は、ロードキル防止のためのフェンスを設置したり、動物の移動が可能となるエコ・トンネル等を検討する。



付図 6-3 ビオトープの例

（原子力発電環境整備機構，2002c）

(4) 景観・社会環境

(i) 景観

景観に関しては、形状、色彩、仕上げ材の質感等に配慮して周囲の景観との調和を図ることが重要である。特に主要な眺望点が付近にある場合には、その視点からの眺望を悪化させないように、光沢のある仕上げを避け、周辺環境と調和した色彩の採用や緑化の設置が可能である（付図 6-4）。さらに、建築物の低層化や地下化を図り、スカイラインを壊さないような配慮も有効である。



付図 6-4 自然景観に配慮した緑化の例

（出典：中部電力株式会社，1999）

(ii) 社会環境

建設工事や操業に伴う車両の運行にあたっては、搬入ルートや時間帯を考慮し、極端な交通量の集中を避ける。さらに、運行状況の監視や運転モラルの向上により、過積載やオーバース

付1)比較的中低木のコナラ、エゴノキなどのマント群落や、ススキ、ヨモギなどのソデ群落を樹木の端部に植栽することにより、強い風や直射日光が直接樹林内に入り込むのを防ぐことができる。

付2)自然林を再生する一つの方法である「生態学的混播法」を用い、もともとその周辺に生育している種子を混ぜ合わせて植えること。

付3)ビオトープとは、草地・水辺などを含む自然豊かな状態で、多様な動植物が生息・生育できる環境（十分な広さを有した空間）をいう。

ピード、アイドリングの排除を徹底する保全措置も有効である。

(5) 産業・一般廃棄物

事業に伴って発生する産業・一般廃棄物等に対する保全措置としては次のような方法をとることが可能である。

- 坑道を掘削することによって発生する掘削土については、地上の掘削土置き場に仮置きし、できるだけ坑道埋め戻しの際に埋め戻し材として再利用する（付図 6-5）。
- 一般ごみの発生については、分別廃棄を徹底し減容化するとともに、再使用やリサイクルが可能な仮設資材や養生資材の採用、工法・施工法の工夫により低減化を図る。
- 伐採木等の廃棄物については、幹の部分は有用材として活用し、端材も炭化、チップ化する等の有効活用を努める。有効活用できないものについては専門の業者に委託する等、関連法令を遵守して適切な対策を講ずる。
- 一般廃棄物の焼却については、焼却物の性状に適合する除去装置を備えた焼却施設を導入し、適切な運転管理を行う。発生する焼却灰を敷地内に処分する場合は、一般廃棄物の最終処分場等と同等の遮水構造とし、浸出水処理施設を設置するとともに、水質を継続的にモニタリングする。



付図 6-5 掘削土による埋め戻しの例
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

(6) 原状回復及び環境修復

処分場の閉鎖後は、原状を回復する等の保全措置をとる（付図 6-6）。必要に応じ、自然植生の再生のため、自然生態系を考慮に入れて、自然植生を積極的に再生・保全し、自然公園などに修復することも可能である。



付図 6-6 原状回復及び環境修復の例
(原子力発電環境整備機構, 2002c)

付録一7 諸外国における品質保証

品質保証に関する各国の考え方は、規制当局などからの要求、事業主体の方針など各国の事情や処分計画の進捗状況に応じて異なっている。以下に、カナダ、スイス、スウェーデン、ドイツ、フィンランド、フランス及び米国（WIPP と YMP）における品質保証の事例を概説する。なお、ここでは、「QM」及び「QA」という略語は「品質マネジメント（Quality Management）」及び「品質保証（Quality Assurance）」を指すものとする。

(1) カナダ

カナダでは、カナダ規格協会（Canadian Standard Association : CSA）が品質に関する主要な規格・基準を策定しており、そのうち、CSA-N286.0-92 が原子力発電所の全体的な品質保証計画の要件を規定し（CSA, 1998）、また N286.1 から N286.7 シリーズによって、カナダ型重水炉（CANDU）、研究炉及びその他原子力施設すべてのライフサイクルに対応する品質保証計画の要件を規定している。そして品質マネジメントシステム（Quality Management System : 以下、「QMS」という）の要求事項は ISO9001:2000 と整合している。

カナダにおける原子力利用全体にわたる規制当局であるカナダ原子力安全委員会（Canadian Nuclear Safety Commission : CNSC）は、産業界の品質適合性が保証されているかどうかをより厳密に精査するようになってきている。これに対し、産業界も規制及び品質への適合に対し、より積極的に取り組んでいる。また、QMS における文書のレビューは、品質マニュアル、プロジェクト計画、環境アセスメント、建設・操業・廃炉にかかわる許認可資料、設計資料に及んでいる。なお、品質保証にかかわる課題として、品質保証マニュアル類が多すぎることや責任の所在が曖昧であることなどを挙げ、プロジェクトの遅れや操業許可期間の縮小、コスト増などに繋がることのないよう効率化に向けての検討が現在進められている（Nuttall, 2003）。

(2) スイス

スイスでは規制側が要求する放射性廃棄物処分に関する品質保証規定はなく、実施主体である Nagra が処分事業に見合った独自の QMS を構築し、運用している。QMS を規定した文書としては、品質マネジメントハンドブック（QM Handbook）及び品質マネジメントガイドライン（QM Guidelines）を策定している。これらは ISO 規格を参考にして作成されており、将来的には利害関係者（国民、共同研究機関）からの要請を想定し、ISO の認証を受けることが予定されている（McKinley, 2003）。

Nagra 全体の品質保証を管理する組織として、品質マネジメント室を置き、その長である品質マネージャーが品質保証活動の中心的な役割を担っている。また各部門について品質マネジメントを担当する QM コーディネーターを選任し、QM 調整グループを構成している。QMS の運営においては、プロジェクトの規模、期間及び予算等を勘案して、①P-1（重要なプロジェクト）②P-2（その他のプロジェクト）の二つに分類し、P-1 プロジェクトについてのみ事前のプロジェクト計画書作成を要求している。またリスク管理の観点から、プロジェクト（サブプロジェクトも含む）を①Q-1（リスク：平均～高い）、②Q-2（平均～低い）及び③Q-3（無視可能）の3階級に分け、レベル

別に要求する文書化の品質の程度が異なっている。

(3) スウェーデン

スウェーデンでは、規制当局であるスウェーデン原子力発電検査局（Statens kärnkraftinspektion：SKI）が放射性廃棄物処分に対する品質保証を規定している。実施主体であるSKBは、品質保証システムとしてISO9001:1994、環境の分野でISO14000の認証を受けている。またSKBでは、プロジェクト管理における品質には、①「正しい方法で行う」②「正しいことを行う」の二つの側面があると考えている。「正しい方法で行う」ための方策として、プロジェクトの模範をプロジェクトハンドブック（Project handbook）に規定し、プロジェクトの組織、決定事項、プロジェクト計画書、活動計画書、品質計画書及び監査等の概要を説明している。また、「正しいことを行う」ために、プロジェクトにかかわる要員の力量や経験、計画書、研究開発プログラム及び内部・外部レビュー等を定めている（Andersson, 2003）。

現在進行中のサイト選定プロセスについて、SKBは、プログラムの策定から、調査の計画立案と実施、調査結果に基づく処分場の設計や安全評価までのすべてを品質保証の対象としている。これは、調査で得られたデータや結果がどのように用いられたか、また何に基づいて決定がなされたかについて十分な追跡性を確保することが不可欠であると考え、文書化と文書管理のための適切な手続きを規定している（SKB, 2000b）。

SKBのデータ管理とデータベース（SICADA）の使用については、いくつかの基本原則が定められている。まず品質が保証されたデータのみSICADAに登録することが可能であり、登録された情報はSICADAの品質保証手続きに従って保持される。また、判断や解析、調査サイトのモデリングに用いるデータはSICADAからのデータのみとされている。データの取り出しをログファイルに記録することにより、オリジナルのデータソースから最終結果までの一連の処理に関する追跡性を保証することができるとしている（SKB, 2000b）。

(4) ドイツ

ドイツでは、地層処分にかかわる機関のうち、実施主体であるドイツ連邦放射線防護庁（Bundesamt für Strahlenschutz：BfS）、BfSとの契約により実質的な作業を行うドイツ廃棄物処分施設・運転会社（Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH：DBE）及び地層処分の地質環境科学を担当するドイツ連邦地質学・資源研究所（Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe：BGR）3機関がQMSを構築し適用している。QMSはISO9001及び規制当局の規格KTA1401への適合を要件としている。また、文書体系のうち品質マネジメントマニュアル（QM-Manuals）には「何を」、「なぜ」といった要求を定義し、品質マネジメント手引き書（QM-Measures）には「いつ」、「どこで」、「どのように」といった実施方法を規定している。QMSの基本原則は、①顧客の要件に対する高い品質水準の製品実現、②組織の全部署における過誤防止、③全職員による品質保証であり、許認可申請及び許認可権を有する機関とのコミュニケーションのための文書化が最も重要な目的と考えられている。なお、品質マネジメントは、品質保証の計画（Quality plan）、手引き（Quality guidance）、評価（Quality assurance）に区分して実践している（Kühn, 2003）。

(5) フィンランド

当初、フィンランドにおける放射性廃棄物処分にかかわる研究開発及び技術的設計（research, development and technical design : RTD）の品質保証は、原子力発電事業者であるテオリスーデン・ヴォイマ社（TVO）等の基準及び要求事項に基づいて実施されてきた。その後、規制当局である STUK から品質保証に関する記述の記載が要求され、1996 年に実施主体である Posiva が設立されたことに併せて、ISO9001 を基本にした QMS の開発が進められた。現在は ISO9001 の 2000 年版への更新を済ませるとともに環境分野の ISO14000 の認証も取得している。

QMS は Posiva のすべての活動をカバーしており、RTD プロジェクトのマネジメント、特にサイト調査にかかわる原位置試験の手引き書に重点がおかれている。QMS 文書の体系は、品質方針等を記述した品質保証ハンドブック（QA Handbook）、実践的な手引き書（Procedures）及び Posiva 職員による現地調査等のための指導要領（Instructions）という構造とし、QMS 実践にあたっては、職員の強力な取組み、職員の教育・訓練、早い段階での規制当局との議論、外部監査の活用、品質保証に優れた職員の昇給等を重要としている。すべての研究成果は、商取引・契約等にかかわる例外を除き積極的に公開することとしている。また、現在 Posiva は STUK からの要求も踏まえた「適切な安全文化（A good safety culture）」構築方策の検討にも取り組んでいる（Vira, 2003）。

(6) フランス

フランスの処分事業実施主体であるフランス放射性廃棄物管理機関（Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs : 以下、「ANDRA」という）は独自の QA システムを 80 年代に精緻化し、規制への適合を図っている。ANDRA は現在 ISO9001:2000 の認証を取得するとともに、①環境モニタリングに関する規制側の要求への適合、②環境への取組み姿勢を印象づけるうえでの有益性という 2 点を考慮し、ISO14000 の認証も取得している。

ANDRA の QA システムの構造は、①製品実現と②インフラ、物流資源の 2 種類のプロセスに区分されている。製品実現プロセスには、廃棄物管理及び施設設計の概念、公衆の意見聴取とコミュニケーション、データ取得、安全と環境等が含まれる。インフラ、物流資源プロセスには、人的資源、財務・購買管理、情報システムが含まれる（Faucher, 2003）。

(7) 米国 WIPP

WIPP の品質保証は、EPA が定めた連邦基準 40 CFR 194 において、USNRC が原子力施設の安全管理について定めた連邦基準 10 CFR Part 830 (USNRC, 2001e) と米国機械学会（American Society of Mechanical Engineers : 以下、「ASME」という）が原子力発電所建設のために策定した規格 NQA-1（「原子力施設のための品質保証要求事項（Quality Assurance Program Requirements for Nuclear Facilities）」；ASME, 1989a）等の要求事項に従うことを規定し、このうち、NQA-1 が基本的な要件とされている。これらの要求事項を満足するため DOE は、主に NQA-1 に基づき品質保証計画解説（Quality Assurance Program Description）を策定し、品質保証の実施方法、手順や文書の位置付け・役割の概要を示している。ただし、NQA-1 は最終処分場の設計や建設に対しては適切な規格であるが、サイト選定やサイト評価及び様々な形態の予備的な調査には適していない。さらに、当初 NQA-1

には品質保証のソフトウェアやセーフティーケースの一部である超長期の予測解析の考え方に関する定義がなされていなかった（現在はコンピュータ・ソフトウェアの要求事項として NQA-2a (ASME, 1990), 高レベル放射性廃棄物処分におけるサイト評価のための科学・技術情報の収集に関する要求事項として NQA-3 (ASME, 1989b) が追加され、これらへの適合性も考慮されている）。したがって、DOE を技術的に支援するサンディア国立研究所 (Sandia National Laboratories : 以下, 「SNL」という) は核廃棄物管理プログラム (Nuclear Waste Management Program) の一環として、適用性を高めたより具体的な品質保証計画 (Quality Assurance Program : 以下, 「QAP」という) を作成し、実際の品質保証を行ってきた。DOE は品質保証計画書 (Quality Assurance Program Document) を提出し、EPA の評価を受けている。この計画書は、ISO9000 シリーズの要求事項とも多くの点で整合するとともに、廃棄体定置・貯蔵・輸送といった操業、設計管理、調達、検査・試験における性能の要求事項、検査における評価の要求事項、サンプル管理及びソフトウェア等の要求事項を定めている。

WIPP の品質保証システムは、1970 年代のサイト特性評価段階から、事業とともに進展した規制に応じて段階的に整備されてきた。このシステムでは、“T2R3” と呼ばれる①追跡性 (Traceability), ②透明性 (Transparency), ③客観性 (Review), ④再現性 (Reproducibility), ⑤検索の容易性 (Retrievability) の確保を基本としている。

(8) 米国 YMP

YMP に関しては、DOE の民間放射性廃棄物管理局 (Office of Civilian Radioactive Waste Management : 以下, 「OCRWM」という) が ASME の規格 NQA-1 に基づき「品質保証要件と解説」 (Quality Assurance Requirement & Description) を作成し、品質保証の要件を定義している。この要件は、①規制対応文書 (Regulatory documents), ②実施対応文書 (Commitment documents), ③手引き書 (Guidance documents) の三つに分類され、このうち、規制対応文書では連邦基準 10 CFR Part 50 App.B が最も重要なものとなっている。USNRC からの許認可取得に関する要求事項として、安全解析報告書に、安全性に重要なすべての構造物、システム、構成要素及び廃棄物の隔離に重要なバリアシステムの設計・評価に関する品質保証計画を記述するよう規定されている (USNRC, 2001f)。実施対応文書の中心は NQA-1 であり、OCRWM によって効果的な QAP の策定と実施を課せられている。手引き書には QAP の策定に資するより具体的な情報が規定されており、ASME の規格 NQA-2 (ASME, 1989c) 及び NQA-3 がそれにあたる。

また、QAP の策定において、YMP のサイト特性調査の QAP に加え、DOE や DOE との契約のもとに業務を実施する組織 (Management and Operating Contractor : M&O) 及び SNL それぞれの QAP が作成され、多層の品質保証体系が構築されている。

YMP における品質保証は、基本的に、許認可の取得で必要となる情報、データ、条件、意思決定等にかかわるすべての記録に対し追跡性を確保することを目的としている。追跡性を有するこれらの記録は、許認可取得だけでなく、事業にかかわるすべての利害関係者 (規制当局、関係する州、地域住民等) にも役立つものと考えられている。

付録ー8 諸外国における回収可能性に関する規制等の現状

回収可能性に関する各国の考え方は、法律による規定、規制当局による要求、実施主体の方針など各国の事情や処分計画の進捗状況に応じて異なっている。以下に、規制上、回収可能性に言及しているカナダ、スイス、スウェーデン、フィンランド、フランス及び米国の状況を概説する。

(1) カナダ

カナダの規制主体であるカナダ原子力管理委員会（Atomic Energy Control Board : AECB）は、実施主体に対し、性能評価に用いた入力データが処分場システムの環境を十分に表したものであることを閉鎖前に確認すること、及びこの間の回収可能性について技術的な裏づけを求めている（AECB, 1985）。

これに対し2002年に実施主体として設立された核燃料廃棄物管理機関（Nuclear Waste Management Organization : 以下、「NWMO」という）は、カナダの処分概念に適用できる回収技術の検討を行っている（NWMO, 2002）。

(2) スイス

規制当局であるスイス連邦原子力安全局（Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen : HSK）は、廃棄物の回収について、その費用は高額となるものの実現は可能であるとしたうえで、廃棄物の回収や処分場の監視及び管理（修復）を容易にするためにとられる措置が処分場の安全性を損なうことにはならないと規定している（HSK and KSA, 1993）。また、第5章の5.4 モニタリングでも述べたように、スイスのEKRAは「長期間監視付地層処分」の概念を提案している。EKRAは、この概念において実際に処分を行う前に試験施設やパイロット施設を建設し、人工バリアとニアフィールドの長期モニタリングと実証試験を行うことに加え、廃棄物の大部分を処分する主要施設については操業期間にわたり回収可能性を容易とする設計を行うことを勧告している（EKRA, 2000）。

これに対しNagraは、EKRAの勧告を受け、回収可能性の維持を検討するとともに、「長期間監視付地層処分」の概念を考慮した回収方法の検討を行っている（Nagra, 2002b）。

(3) スウェーデン

規制当局であるSKI及びスウェーデン放射線防護機構（Statens strålskyddsinstitut : SSI）は、各々の規制において、処分場からの廃棄物回収を容易にするための措置を講じることは可能であるとし、その措置による処分場バリア性能への影響を評価し報告するよう求めている（SKI, 2002 ; SSI, 1998）。

これに対し実施主体であるSKBは、一定期間経過後に廃棄体を何本か取り出して、処分場のシステム構成要素の性能を確認するため、本格操業の前に全処分量の約10%を回収可能な状態で処分する（初期操業）ことを計画している（SKB, 2001）。

(4) フィンランド

フィンランドの「使用済燃料処分の安全性に関する政府決定」(1999)では、処分場は廃棄体の回収可能性が維持できるように計画されなければならないと規定している。

規制当局である STUK は、詳細安全規則 (STUK, 2001) において、人工バリアが放射性物質を完全に閉じ込めることが要求されている期間、回収可能であることを規定している。

実施主体である Posiva は、処分場の閉鎖の後でも回収は長期にわたって可能であるとしている (Saanio and Raiko, 1999)。

(5) フランス

放射性廃棄物管理研究法 (LOI n° 91-1381 du 30 Décembre 1991 Relative aux Recherche sur la Gestion des Déchets Radioactifs) において、地層処分は回収可能であることが条件とされている。また、国家評価委員会 (CNE) は、回収可能性を確保するためにとられる手段が処分場の安全性を損なわないこと、回収可能性の維持は明確に規定された時間の枠内で考えるべきであることを求めている (CNE, 1998)。

実施主体である ANDRA は、地層処分の可能性について検討を行ううえで、可逆性 (reversibility) を段階的に取り扱うこととし、このための回収技術の実証試験を 2006 年以降にビュール地下研究所で行うことを計画している (ANDRA, 2001a)。

(6) 米国

放射性廃棄物政策法 (Nuclear Waste Policy Act (1987)) では、①住民の健康、安全、環境等にかかわる理由、又は②使用済燃料中の経済的に重要な含有物の回収 (再処理) の理由から、処分場は、操業期間中に使用済燃料を回収できるように設計、建設されなければならないと規定している。

規制当局である USNRC が策定した YMP の安全基準 (10 CFR 63) では、性能確認及び USNRC による審査のために必要な期間として、廃棄体の定置作業開始から 50 年間は回収が可能となるように処分場を設計することを規定している (USNRC, 2001b)。

実施主体である DOE は、閉鎖前の性能確認及びモニタリングの期間を 300 年間まで延長できるものとし、その間の回収可能性を維持することとしている (DOE, 2002)。

付録-9 諸外国における処分場概念

以下に、カナダ、スイス、スウェーデン、フィンランド、フランス、米国及びベルギーの地層処分計画において、レファレンスシステムとして示されている処分場概念の概要を紹介する。これらは確定したものではなく、様々な面から引き続き検討が行われている。長寿命放射性核種を相当量含む中低レベル放射性廃棄物を高レベル放射性廃棄物と同一の処分場で処分する概念（共処分）を検討している国もあるが、ここでは高レベル放射性廃棄物に関する内容のみを記載している。

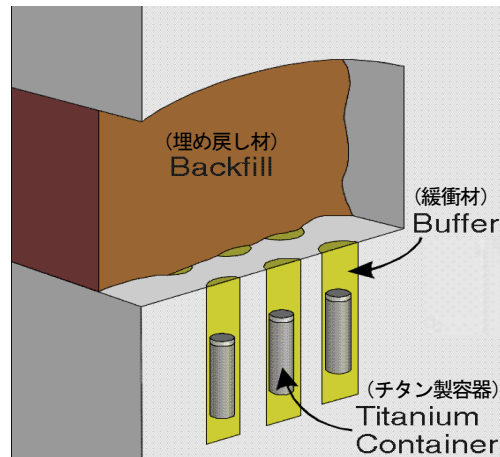
1. カナダ

カナダではこれまでに使用済燃料の直接処分が検討されていた（AECL, 1994）が、2002年11月に新たに施行された核燃料廃棄物法（Nuclear Fuel Waste Act (2002)）によって、今後、実施主体である NWMO が地層処分、原子炉サイト内貯蔵、地上あるいは地下での集中貯蔵を含め複数の管理アプローチを検討し、その結果に基づいて長期管理方法が決定されることになっている。選択肢の一つである地層処分については、以下に示す AECL によって示された処分概念に基づいて検討が進められることになっている。

実施主体	- NWMO (核燃料廃棄物管理機関)	
対象廃棄物	- 使用済燃料 (カナダ型重水炉 (CANDU))	(AECL, 1994)
処分量	- 191,000 t (ウラン換算)	(AECL, 1994)
処分場サイト	(未定)	
地質環境	- 還元性地下水で飽和された楕状地花崗岩	(AECL, 1994)
処分深度	- 500m~1,000m	(AECL, 1994)
処分場規模	- 約 4km ²	(AECL, 1994)

(1) 処分孔縦置き方式 (付図 9-1)

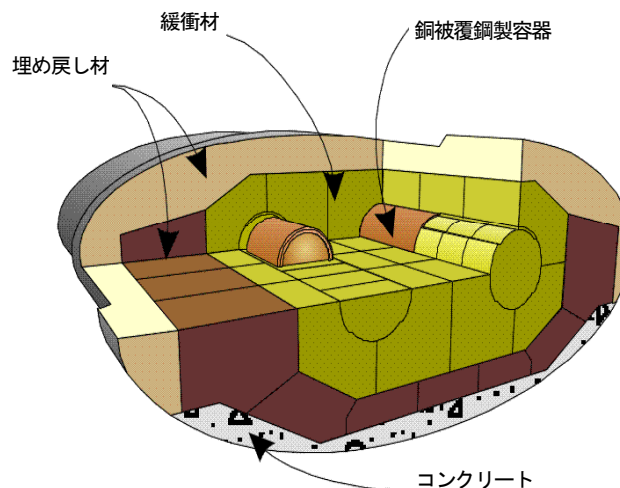
処分システム	<ul style="list-style-type: none"> - 使用済燃料, 廃棄物容器, 緩衝材及び天然の地層からなる多重バリアシステム - チタン製容器*: 直径約 0.65m, 高さ約 2.3m, チタン厚 6.35mm (設計閉じ込め性能: 1,000~6,000 年) - 処分坑道に垂直に処分孔 (深さ 5.0m, 直径約 1.2m) を配置 (付図 9-1) - 処分孔内に緩衝材を原位置締固め (ブロック化) にて充填後, オーガー掘削にて緩衝材を掘削 (深さ 2.8m, 直径 74cm) し, 廃棄物を定置 - 定置後の緩衝材厚さ: 25cm (側方), 約 170cm (廃棄物上部), 70cm (廃棄物下部) - 緩衝材: ベントナイトとケイ砂の混合体 (混合比 1:1) - 上部埋め戻し材: ベントナイトとケイ砂の混合体 (混合比 1:1) - 下部埋め戻し材: 粘土と碎石の混合体 (混合比 1:3) 	(AECL, 1994)
--------	---	--------------



付図 9-1 処分孔縦置き方式による処分場概念 (Gierszewski et al., 2001 を和訳)

(2) 処分坑道横置き方式 (付図 9-2)

処分システム	<ul style="list-style-type: none"> - 使用済燃料，廃棄物容器，緩衝材及び天然の地層からなる多重バリアシステム - 銅被覆鋼製容器*：直径約 1m，高さ約 1.3m，銅被覆厚約 25mm (設計閉じ込め性能：<100 万年) - 処分坑道を楕円形（高さ 3.3m，幅 7.6m）とすることで岩盤の安定性を確保 - 処分坑道軸方向と並行に，廃棄物容器を 2 列に定置 (付図 9-2) - 緩衝材：ベントナイトとケイ砂の混合体（混合比 1:1）（ブロック） - 埋め戻し材（廃棄物上部）：50%ベントナイト+50%砂（花崗岩） - 埋め戻し材（廃棄物下部）：25%粘土（氷河期堆積物）+5%ベントナイト+70% 砕石（花崗岩）の圧縮ブロック <p style="text-align: right;">(Baumgarther et al., 1996 ; Johnson et al., 1996)</p>
--------	--



付図 9-2 処分坑道横置き方式による処分場概念 (Gierszewski et al., 2001 を和訳)

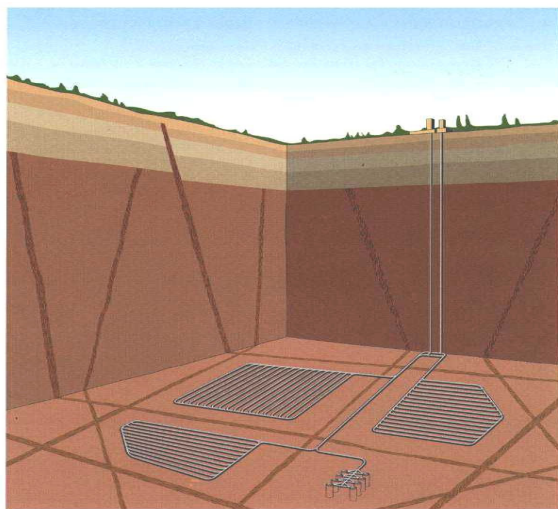
*カナダではこれまでに，使用済燃料を封入する容器（コンテナ）として，チタン製，チタン被覆鋼製，銅製，銅被覆鋼製などが検討されてきたが，現在は，銅被覆鋼製容器に絞って概念の検討が行われている。この容器によって 10 万年以上の閉じ込め性能を期待できるとしている (Gierszewski et al., 2002)。

2. スイス

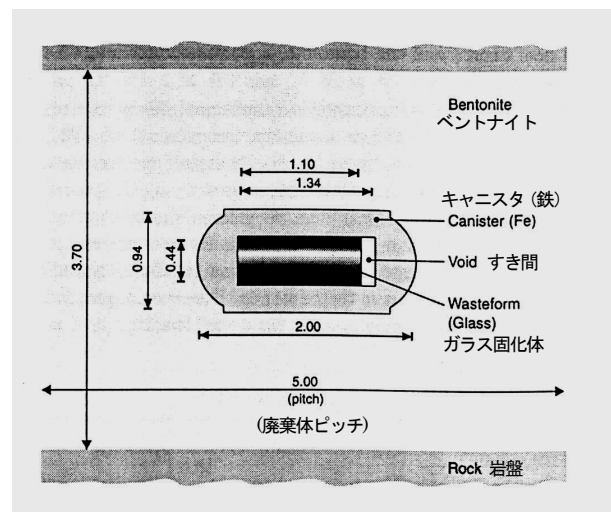
実施主体	- Nagra (スイス放射性廃棄物管理共同組合) [建設, 操業は別主体]
処分場サイト	(未定)

(1) 「Kristallin-I」の処分概念

地質環境	- 還元性地下水で飽和された花崗岩 (Nagra, 1994b)
処分深度	- 1,000m (付図 9-3) (Nagra, 1994b)
処分場規模	(未定)
対象廃棄物	- ガラス固化体 (Nagra, 1994b)
処分量	- ガラス固化体 2,693 体 (Nagra, 1994b)
処分システム	<ul style="list-style-type: none"> - ガラス固化体, キャニスタ, 緩衝材及び天然の地層からなる多重バリアシステム - ガラス固化体を鋼鉄製キャニスタ (設計目標とする閉じ込め期間: 1,000 年) に封入 (付図 9-4) - 処分坑道 (直径 3.7m) に 5m 間隔で横置きに定置し, 周辺にベントナイトブロックを充填 - 緩衝材は圧縮ベントナイト <p style="text-align: right;">(Nagra, 1994b)</p>



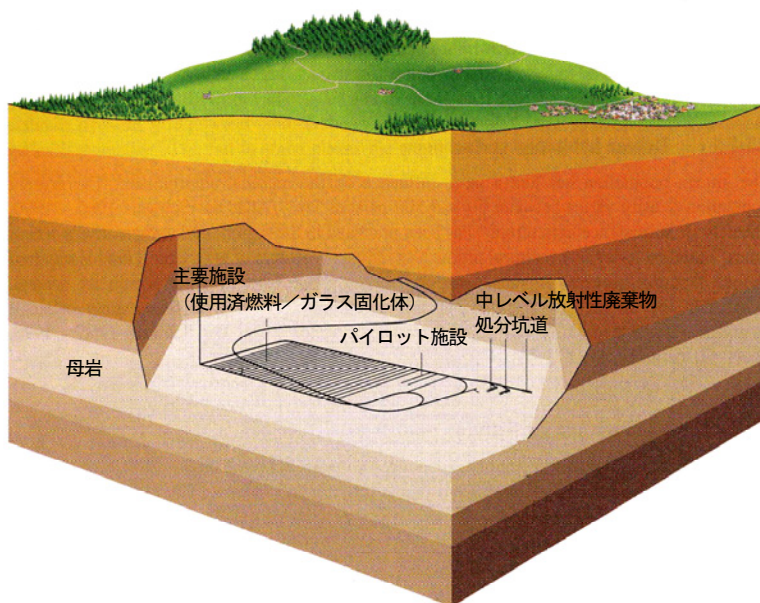
付図 9-3 ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場レイアウト
(出典: Nagra, 1994b)



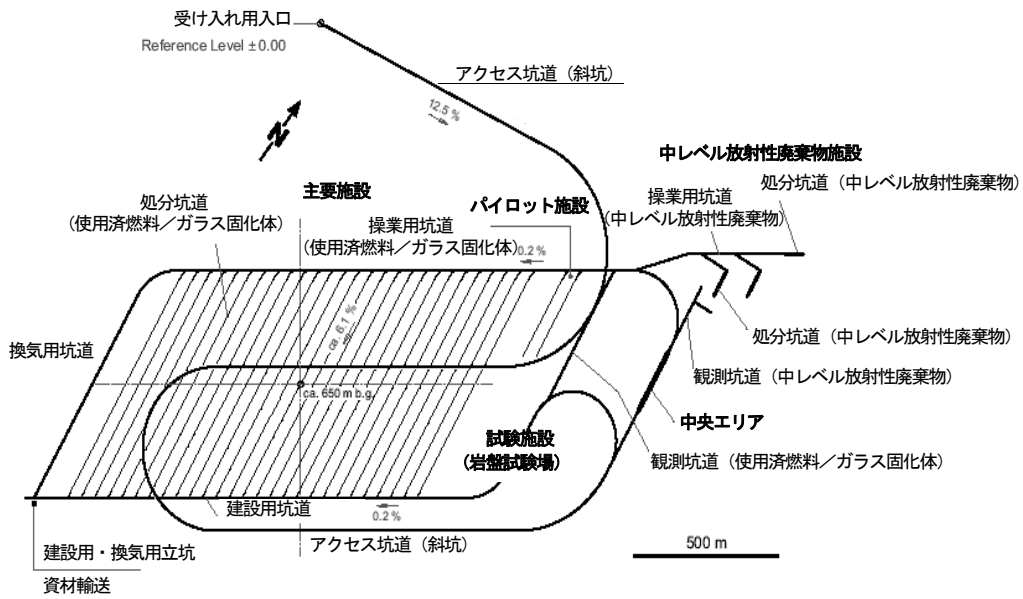
付図 9-4 Kristallin-I の安全評価において検討された人工バリア (Nagra, 1994b を和訳)

(2) 「Project Opalinus Clay」の処分概念

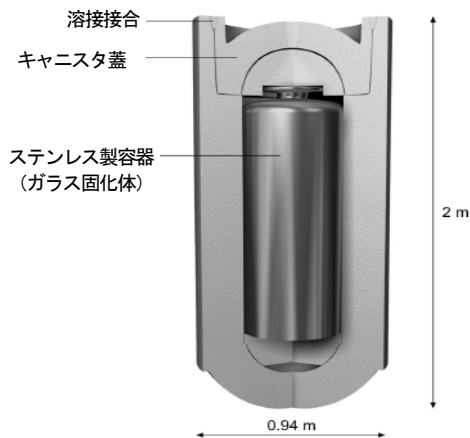
地質環境	- 還元性地下水で飽和されたオパリナスクレイ（頁岩（粘土岩）） (Nagra, 2002a)
処分深度	- 650m（北部スイスにオパリナスクレイが存在する深度，付図 9-5） (Nagra, 2002a)
処分場規模	- 約 1.5km ² （付図 9-6） (Nagra, 2002a)
対象廃棄物	- ガラス固化体，使用済燃料，MOX 使用済燃料 （沸騰水型原子炉（BWR），加圧水型原子炉（PWR）） (Nagra, 2002a)
処分量	- ガラス固化体：約 730 体（ウラン換算約 1,195t） - PWR 使用済燃料：約 1,443t（ウラン換算） - BWR 使用済燃料：約 1,629t（ウラン換算） - MOX 使用済燃料：約 145t（ウラン換算） (Nagra, 2002a)
処分システム	- ガラス固化体／使用済燃料，キャニスタ，緩衝材及び天然の地層からなる多重バリアシステム - ガラス固化体，使用済燃料を鋼鉄製キャニスタ（設計目標とする閉じ込め期間：1,000 年）に封入（付図 9-7，9-8） - 処分坑道（直径 2.5m）に，3m 離して設置されるベントナイトブロック上に横置き定置し，周辺にペレット型緩衝材を充填（付図 9-9） (Nagra, 2002a)



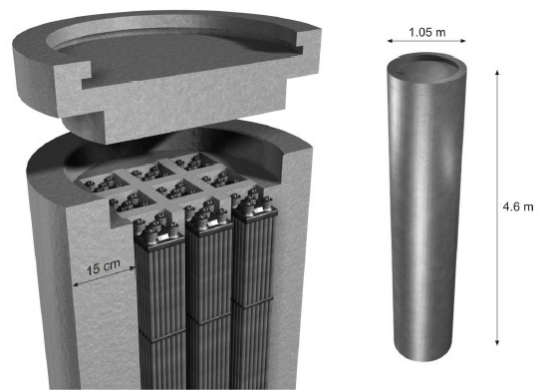
付図 9-5 使用済燃料，ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場レイアウト
(Nagra, 2002a を和訳)



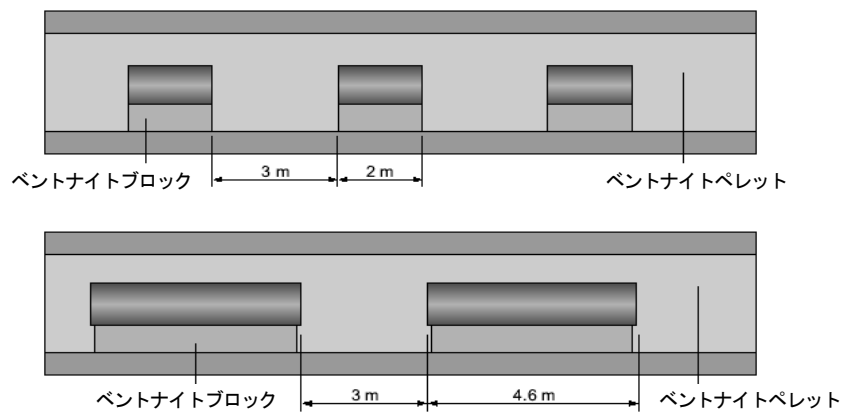
付図 9-6 使用済燃料，ガラス固化体及び中レベル放射性廃棄物の処分場計画図
(Nagra, 2002a を和訳)



付図 9-7 ガラス固化体のキャニスタ
(Nagra, 2002a を和訳)



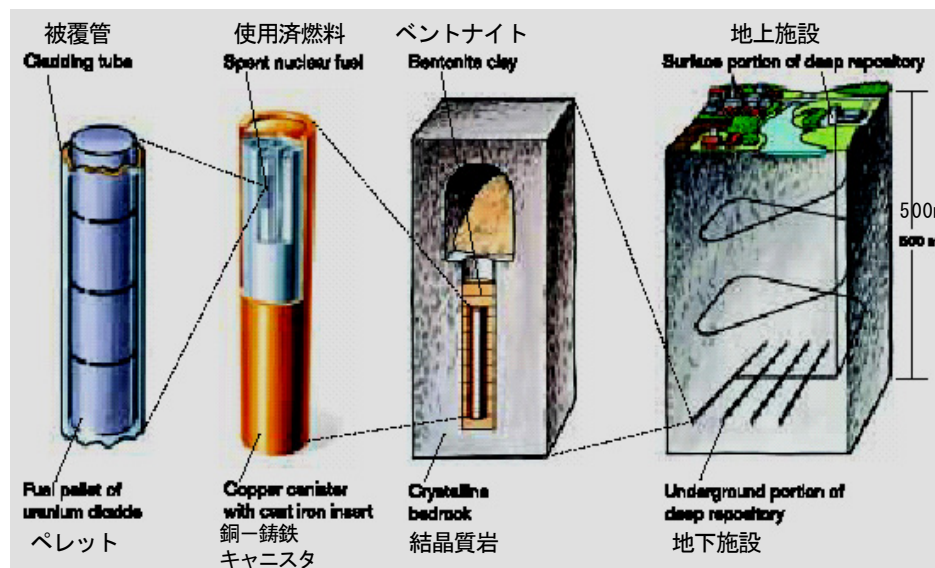
付図 9-8 BWR 使用済燃料のキャニスタ
(出典：Nagra, 2002a)



付図 9-9 ガラス固化体 (上図) と使用済燃料 (下図) のキャニスタの定置
(Nagra, 2002a を和訳)

3. スウェーデン

実施主体	- SKB (スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社：電力会社4社の共同出資会社)
対象廃棄物	- 使用済燃料 (BWR, PWR) (SKB, 2001)
処分量	- 9,300t (ウラン換算) (BWR : 7,000t, PWR : 2,300t) (SKB, 2001)
処分場サイト	- オスカーシャム, エストハンマルの2箇所が候補地 (SKB, 2000c)
地質環境	- 還元性地下水で飽和された結晶質岩 (SKB, 2001)
処分深度	- 400m~700m (SKB, 2001)
処分場規模	- 地下施設の面積：1~2km ² , 地上施設の面積：0.1~0.3km ² - 処分坑道の延長距離：45km (SKB, 1998)
処分システム	- 使用済燃料, キャニスタ, 緩衝材及び天然の地層からなる多重バリアシステム (付図9-10) - キャニスタ：内側が銅, 外側が銅 (厚さ5cm) の二重構造 (付図9-11) (期待される物理的閉じ込め期間：少なくとも10万年と推定) - 鉛直処分孔 (深さ7.8m, 直径1.75m) へ定置 - 緩衝材は圧縮ベントナイト - 埋め戻し材は碎石にベントナイトを混合 (SKB, 1999, 2001)



付図 9-10 KBS-3 概念 (SKB, 2001 を和訳)

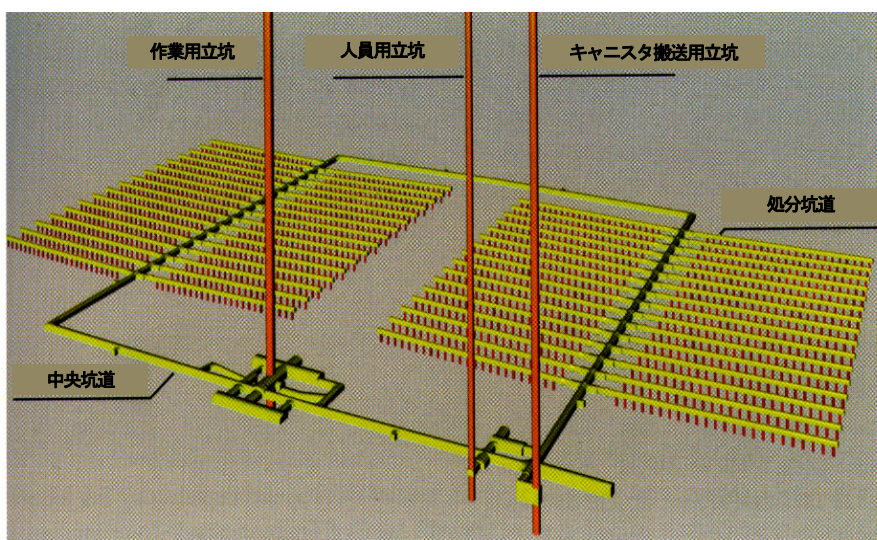


付図 9-11 銅-鋳鉄キャニスタ (出典：SKB, 2001)

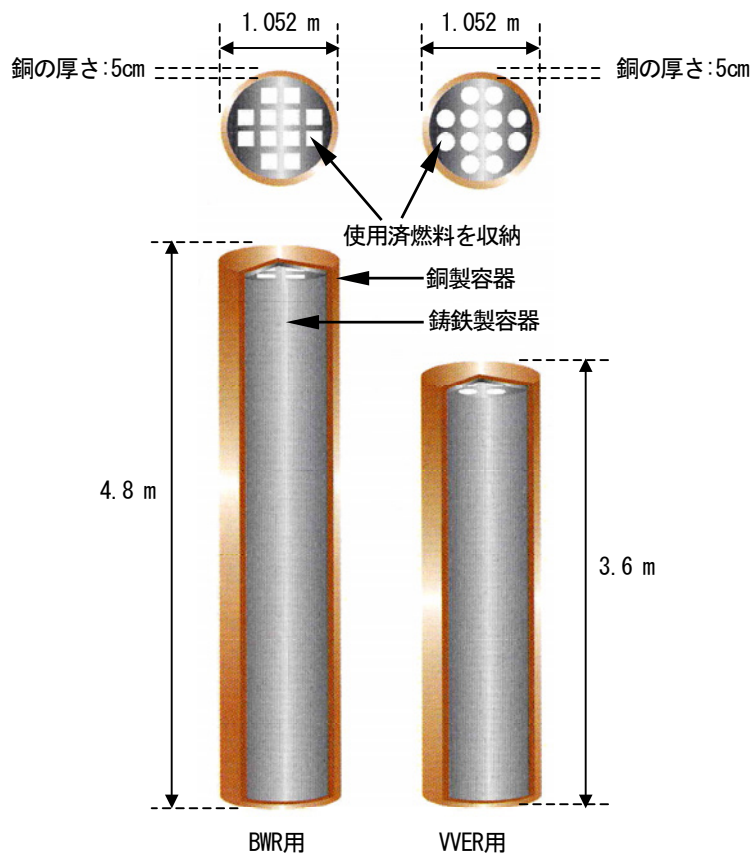
4. フィンランド

実施主体	- Posiva 社（電力会社 2 社の共同出資会社）
対象廃棄物	- 使用済燃料（BWR, 旧ソ連製加圧水型原子炉（VVER）） (Vieno and Nordman, 1999)
処分量	- 2,600t（ウラン換算）*
処分場サイト	- オルキルオト（ユーロヨキ自治体） (使用済燃料の最終処分施設サイトに関する原則決定（2001）)
地質環境	- 還元性地下水で飽和された結晶質岩 (Vieno and Nordman, 1999)
処分深度	- 400m～700m (Posiva, 1999)
処分場規模	- 地上施設の面積：約 0.15km ² - 地下施設の面積：約 0.3km ² - 処分坑道の延長距離：約 13km（付図 9-12） (Vieno and Nordman, 1999 ; Posiva, 1999)
処分システム	- 使用済燃料，キャニスタ，緩衝材，埋め戻し材及び天然の地層からなる多重バリアシステム - キャニスタ：内側が鋳鉄，外側が銅（厚さ 5cm）の二重構造（付図 9-13） （期待される物理的閉じ込め期間：少なくとも 10 万年） - 鉛直処分孔（深さ 7.8m, 直径 1.75m）へ定置（付図 9-14） - 緩衝材は圧縮ベントナイト - 埋め戻し材は砕石にベントナイトを混合 (Vieno and Nordman, 1999 ; Posiva, 1999)

*既設 4 基の原子力発電所を 40 年運転すると想定した場合の処分量（Posiva, 1999）。2002 年 5 月に、オルキルオト原子力発電所への 5 基目の建設と、計 5 基の 60 年運転を想定した発生量 6,500t（ウラン換算）の処分に対応できる規模への処分場拡張が、法令に基づく手続きにより決定されている（使用済燃料の最終処分施設サイトに関する原則決定（2002））。

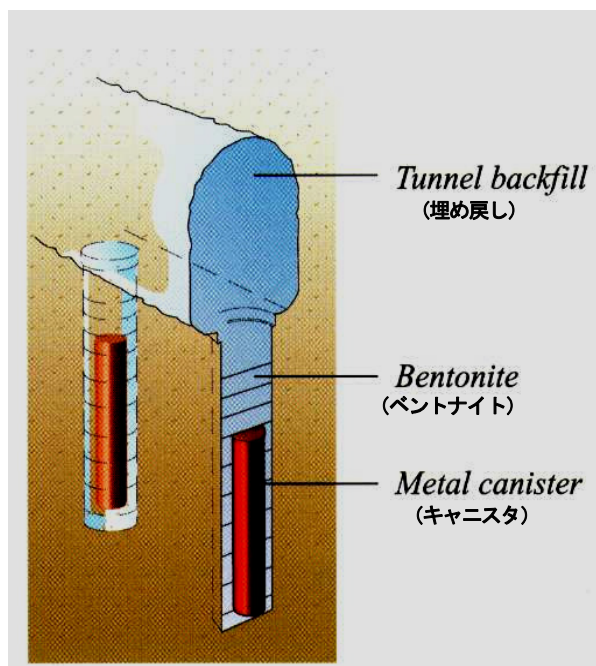


付図 9-12 処分場のレイアウト（Posiva, 1999 を和訳）



付図 9-13 銅—鑄鉄キャニスタ

(Posiva, 1999 に Vieno and Nordman, 1999 を和訳加筆)



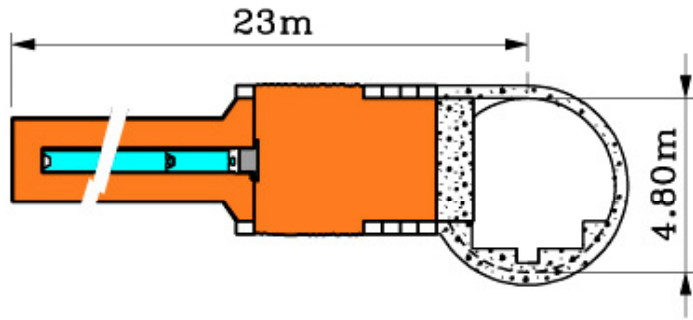
付図 9-14 キャニスタの定置イメージ

(Posiva, 1999 を和訳)

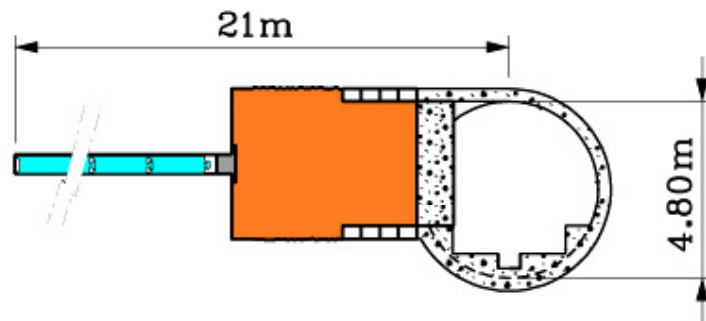
5. フランス

放射性廃棄物管理研究法（1991）によって、地層処分、長寿命核種の分離・変換及び長期貯蔵を並行して研究し、これら三つのオプションから 2006 年に選択することとされている。選択肢の一つである地層処分については、以下に示す処分概念に基づいて ANDRA によって検討が進められている。

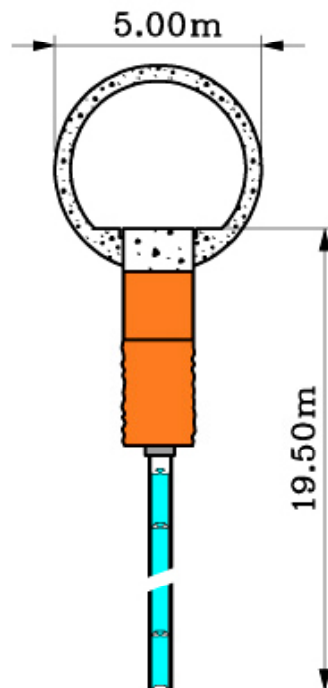
実施主体	- ANDRA（フランス放射性廃棄物管理機関）
対象廃棄物	- カテゴリーC 廃棄物（ガラス固化体, 使用済燃料）（ANDRA, 2001b）
処分量	- 全量再処理の場合（ガラス固化体 35,740 体（6,420 m ³ ）） - 直接処分の場合（使用済燃料 17,500 体（75,500 m ³ ）, ガラス固化体 13,920 体（2,480 m ³ ）） （ANDRA, 2001b）
処分場サイト	（未定）
地質環境	- 還元性地下水で飽和された粘土質岩又は花崗閃緑岩（ANDRA, 2001b）
処分深度	- 450±100m（粘土質岩）（ANDRA, 2001b）
処分場規模	（未定）
処分システム	- ガラス固化体／使用済燃料, オーバーパック, 緩衝材（定置方式に示すように緩衝材を設置する場合としない場合がある）及び天然の地層からなる多重バリアシステム - オーバーパック（ガラス固化体の場合, 2 ケース） (1) 75mm 肉厚の炭素鋼 (2) 25mm 肉厚の Ni-Cr 合金 - 定置方式（ガラス固化体の場合, 3 ケース） (1) 処分坑道の側壁に掘削した水平孔（直径 2.5m）内に廃棄体を 8 体定置し, 緩衝材を設置（付図 9-15） (2) 処分坑道の側壁に掘削した水平孔内に廃棄体を 8 体定置し, 支保材（tube）で支持（付図 9-16） (3) 処分坑道の床に掘削した鉛直孔内に廃棄体を 8 体定置し, 支保材（tube）で支持（付図 9-17） - 緩衝材：膨張性粘土 - 粘土のプラグを設置 （ANDRA, 2001b）



付図 9-15 ガラス固化体の処分孔横置き方式（緩衝材あり）
 （出典：ANDRA, 2001b）



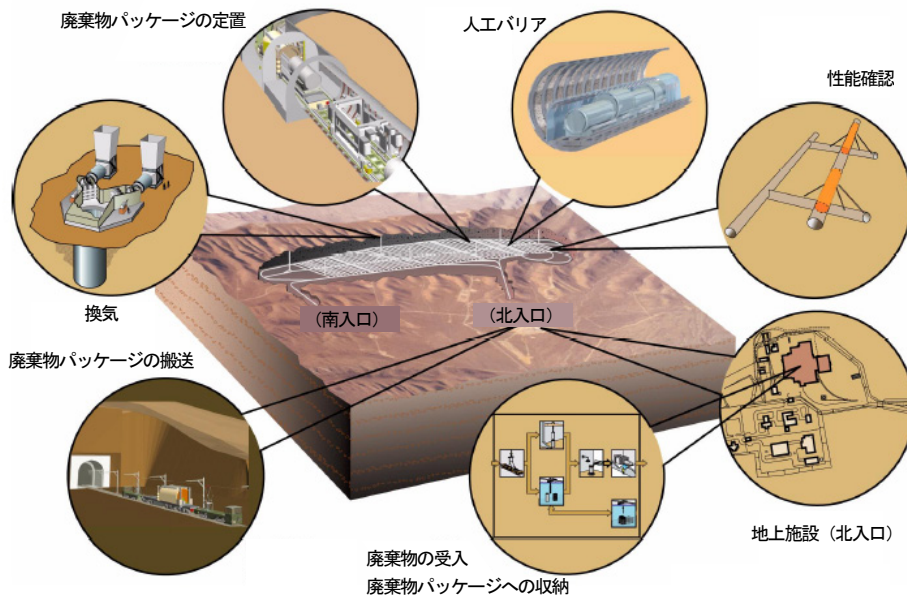
付図 9-16 ガラス固化体の処分孔横置き方式（緩衝材なし）
 （出典：ANDRA, 2001b）



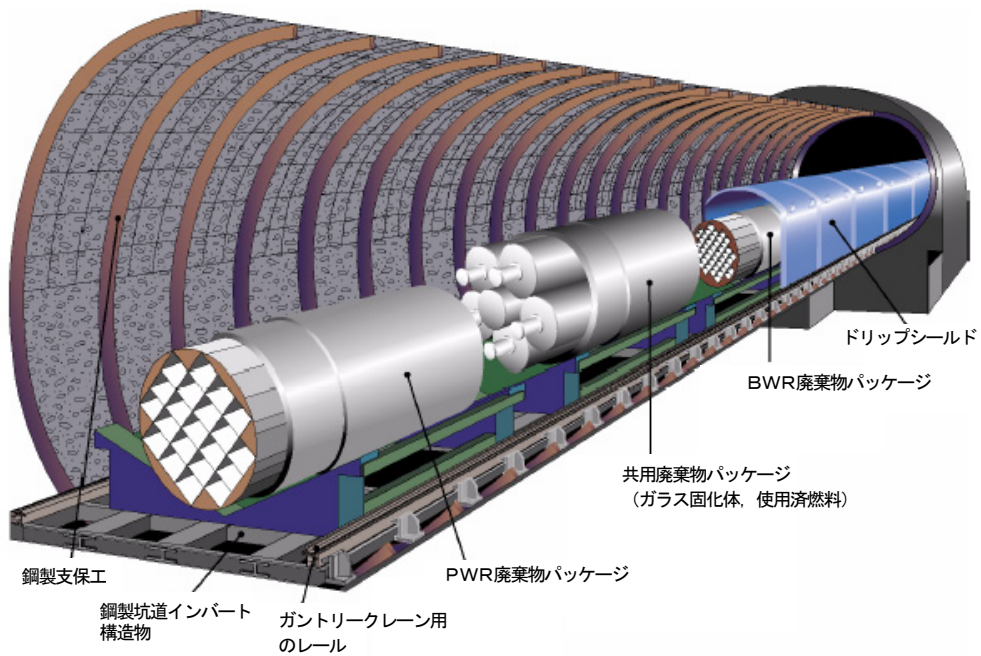
付図 9-17 ガラス固化体の処分孔縦置き方式
 （出典：ANDRA, 2001b）

6. 米国

実施主体	- DOE/OCRWM (米国エネルギー省・民間放射性廃棄物管理局)
対象廃棄物	- 使用済燃料 (主に商業用 PWR, BWR から発生) - ガラス固化体 (主に軍事利用から発生) (放射性廃棄物政策法 (1982))
処分量	- 使用済燃料 商業用 : 約 6 万 3,000t (ウラン換算) 軍事利用 : 約 2,333t (ウラン換算) - ガラス固化体 主に軍事利用 : 約 4,667t (ウラン換算) (DOE, 2002)
処分場サイト	- ユッカマウンテン (ネバダ州) (放射性廃棄物政策法 (1987), 米国議会承認 (2002))
地質環境	- 不飽和の凝灰岩 - 酸化性地下水 (DOE, 2002)
処分深度	- 約 200m~約 500m, 地下水面より平均約 300m 上方 (地下水面はおおよそ地下 500m~800m) (DOE, 2002)
処分場規模	<処分量 : 7 万 t (ウラン換算) ベース> - 処分坑道が配置される処分領域の総面積 : 約 4.65km ² - 処分坑道及び主要坑道の延長距離 : 約 69km - アクセス坑道, 換気用坑道などの延長距離 : 約 20km (DOE, 2002)
処分システム	- 使用済燃料/ガラス固化体, 廃棄物パッケージ, ドリップシールド, 坑道インバート及び天然の地層からなる多重バリアシステム (付図 9-18, 19) - 廃棄物パッケージ : 内部がステンレス鋼, 外部が Ni 合金 (付図 9-19) (期待される物理的閉じ込め期間 : 1 万年) - 山中の水平アクセス坑道を介して水平坑道に処分 (付図 9-18) - 処分坑道は鋼製ライナーで支保し, 鋼製坑道インバートを敷設 (付図 9-19) - 廃棄物パッケージは横置き定置, チタン製ドリップシールドで廃棄物パッケージを被覆 (付図 9-19) - 埋め戻しを行わない (ただし, オプションとしては埋め戻しを想定) (DOE, 2002)



付図 9-18 ユッカマウンテンにおいて提案されている処分場の概念 (DOE, 2002 を和訳)



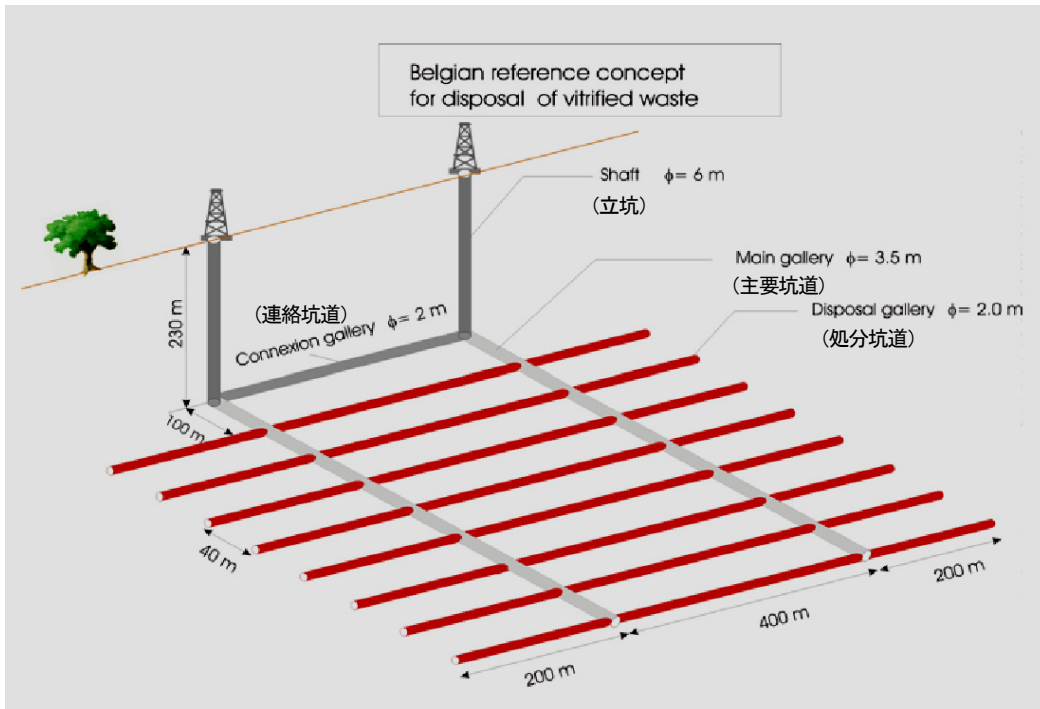
付図 9-19 処分坑道と廃棄物パッケージ定置の概念 (DOE, 2002 を和訳)

7. ベルギー

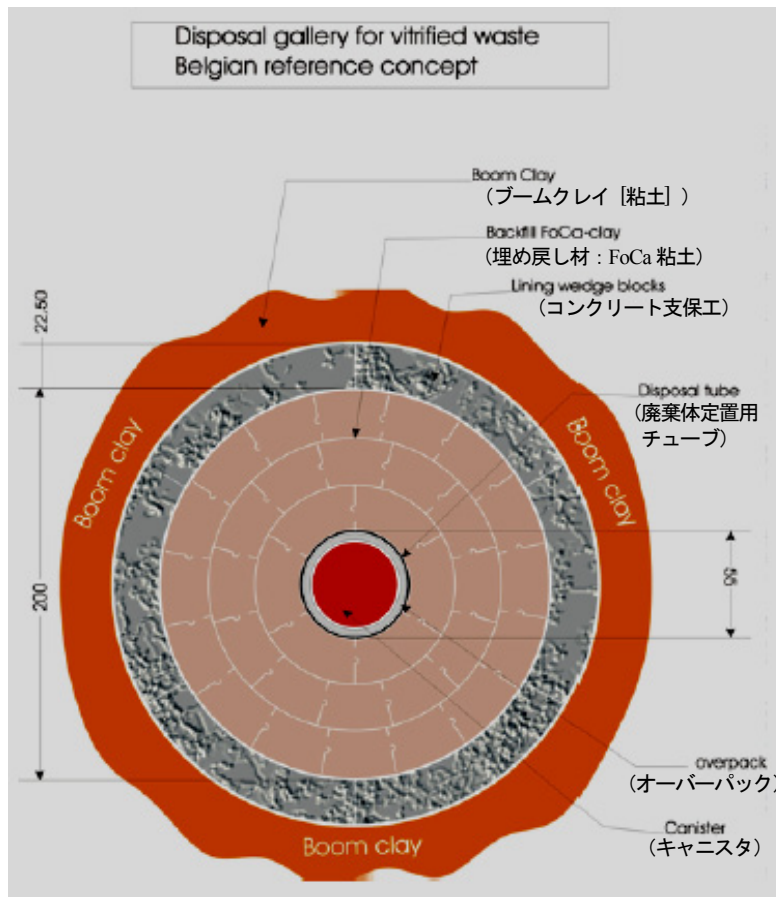
実施主体	- ONDRAF/NIRAS (ベルギー放射性廃棄物・核物質管理庁)
対象廃棄物	- ガラス固化体と使用済燃料 (ONDRAF/NIRAS, 2001a)
処分量	- カテゴリーC (超高レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物) <ul style="list-style-type: none"> ・ 全量再処理オプションの場合 ガラス固化体 3,915 本, 燃料被覆管等の収納コンテナ 6,410 個 ・ 再処理を継続しないオプションの場合 ガラス固化体 420 本, 使用済燃料集合体 9,859 本, 燃料被覆管等の収納コンテナ 820 個 <p>上記に加え</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ EUROCHEMIC 再処理施設^{付4)}からの発生分 ガラス固化体及びセメント固化体 2,361 本 (ONDRAF/NIRAS, 2001a)
処分場サイト	(未定)
地質環境	- 還元性地下水で飽和されたブーム粘土層 (ONDRAF/NIRAS, 2001a)
処分深度	- 約 240m (ONDRAF/NIRAS, 2001a)
処分場規模	- 処分坑道専有面積 <ul style="list-style-type: none"> ・ 全量再処理オプションの場合：0.224km² (付図 9-20) ・ 再処理を継続しないオプションの場合：1.3km² (付図 9-22) (ONDRAF/NIRAS, 2001a)
処分システム	- ガラス固化体/使用済燃料, オーバーパック, 埋め戻し材及び天然の地層からなる多重バリアシステム <ul style="list-style-type: none"> - ガラス固化体の場合 (設計閉じ込め期間：約 300 年) (付図 9-21) <ul style="list-style-type: none"> ・ オーバーパック：ステンレス製, 内径 46cm, 長さ 1.58m, 厚さ 30mm ・ 処分坑道 (内径 2m) の中心に設置した廃棄体定置用チューブ (ステンレス製, 内径 55cm, 厚さ 10mm) 内に定置 ・ 埋め戻し材^{付5)}：FoCa 粘土 60%・砂 35%・黒鉛 5%の混合体の圧縮ブロック (厚さ約 70cm) ・ コンクリート支保工：厚さ 22.5cm - 使用済燃料の場合 (設計閉じ込め期間：約 2,000 年) (付図 9-23) <ul style="list-style-type: none"> ・ 収納容器 ("bottle")：ステンレス製, 内径 36cm, 長さ 3.2m, 4.4m, 5.1m の 3 種類, 厚さ 9.5mm (オーバーパックについては検討中) ・ 処分坑道 (内径 2.2m) を 4 等分したそれぞれの部分の中央に設置した廃棄体定置用チューブ (ステンレス製, 内径 50.8cm) 内に定置 ・ コンクリート支保工：厚さ 25cm (ONDRAF/NIRAS, 2001a, 2001b ; Grupa et al., 2000)

付4) 欧州 13 カ国で構成する合弁企業が所有し、商業用再処理施設開発のための再処理パイロットプラントとして、ベルギーのモルーデッセル・サイト内に建設された再処理施設。1966 年から 1974 年まで運転され、その間に使用済燃料合計 210 トンを再処理した。1975 年 1 月に停止し、その後発生した廃棄物は安全に貯蔵された (1975～1979)。1984 年に ONDRAF/NIRAS の子会社として設立されたベルゴプロセス社が責任をもつことになり、現在、この施設の除染、解体が進められている。

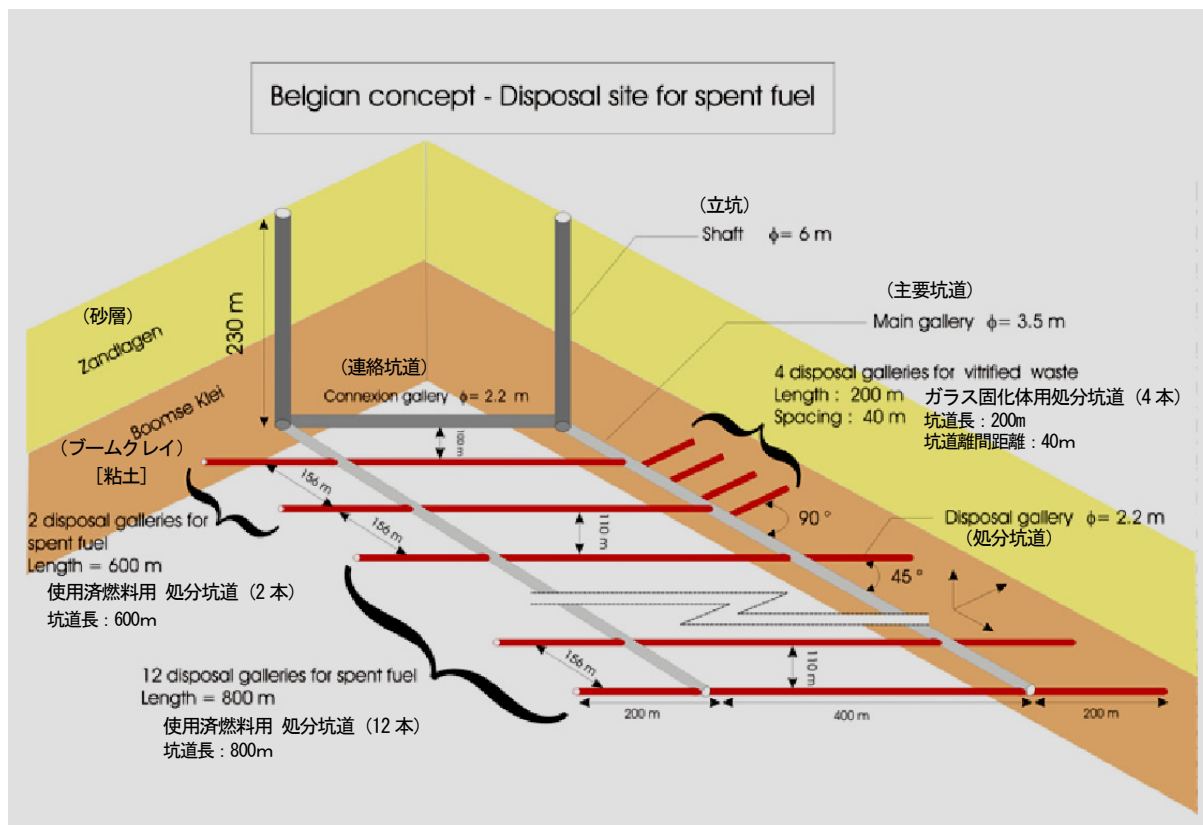
付5) ベルギーでは、緩衝材及び埋め戻し材は区別されることなく「Backfill Material」とよばれており、ここでは、これを「埋め戻し材」という語で表している。



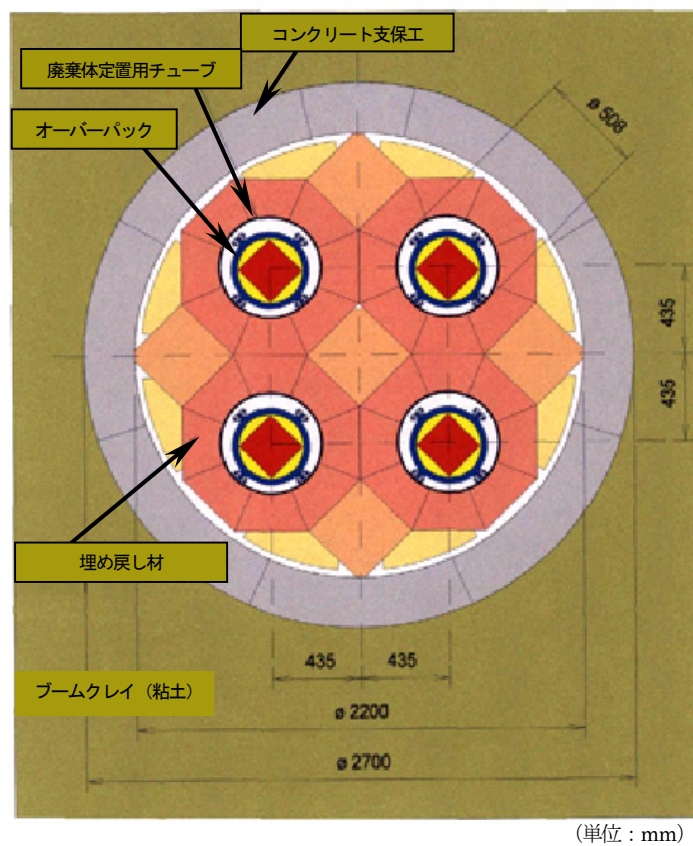
付図 9-20 ガラス固化体の処分場の概念 (ONDRAF/NIRAS, 2001b を和訳)



付図 9-21 ガラス固化体用処分坑道の断面 (ONDRAF/NIRAS, 2001b を和訳)



付図 9-22 使用済燃料の処分場の概念 (ONDRAF/NIRAS, 2001b を和訳)



付図 9-23 使用済燃料用処分坑道の断面 (ONDRAF/NIRAS, 2001b を和訳)

付録 参考文献

AECB (1985) : Regulatory policy statement. Deep geological disposal of nuclear fuel waste: background information and regulatory requirements regarding the concept assessment phase. AECB Regulatory Document R-71.

AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, Atomic Energy of Canada Limited, AECL- 10711,COG-93-1,Pinawa, MB, Canada, Sep.1994.

Andersson, J. (2003) : Experience in applying QA in project management and documentation control – Sweden, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

ANDRA (2001a) : Commission Nationale d'Evaluation, relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs, Instituee par la loi 91-1381 du 30 décembre 1991. Repport d'evaluation No7, Juin 2001.

ANDRA (2001b) : DOSSIER 2001 ARGILE, Progress Report on Feasibility Studies & Research into Deep Geological Disposal of High-Level, Long-Lived Waste, Synthesis Report, December 2001, ANDRA.

ASME (1989a) : Quality Assurance Program Requirements for Nuclear Facilities, NQA-1-1989.

ASME (1989b) : Quality Assurance Program Requirements for the Collection of Scientific and Technical information for Site Characterization of High-Level Nuclear Waste Repositories, NQA-3-1989.

ASME (1989c) : Quality Assurance Requirements for Nuclear Facility Applications, NQA-2-1989.

ASME (1990) : Quality Assurance Requirements of Computer Software for Nuclear Facility Applications, NQA-2a-1990 addenda, Part 2.7.

Baumgarther, P., Bilinsky, D.M., Ates, Y., Read, R.S., Crosthwaite, J.L. and Dixon, D.A. (1996) : Engineering for a Disposal Facility Using the In-room Emplacement Method, AECL-11595, COG-96-223, June 1996.

中部電力株式会社 (1999) : 浜岡原子力発電所 5号機増設計画の概要, パンフレット, 99.05.

CNE (1998) : Commission Nationale d'Evaluation, relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs, Instituee par la loi 91-1381 du 30 décembre 1991, Reflexions sur la reversibilite des stockages, juin 1998.

CSA (1998) : CSA N286.0-92 (R1998) ,Overall Quality Assurance Program Requirements for Nuclear Power Plants, Canadian Nuclear Safety Commission.

DOE (2002) : Yucca Mountain Science and Engineering Report Rev.1, Technical Information Supporting Site Recommendation Consideration, DOE/RW-0539-1, U.S. Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, Washington D.C., U.S.A, February 2002.

EKRA (2000) : Disposal Concepts for Radioactive Waste, Final Report, Expert Group on Disposal Concepts for Radioactive Waste (EKRA) , January 31, 2000.

Faucher, B. (2003) : National experience in applying QA - Project management and document control, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

原子力発電環境整備機構 (2002c) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2.

Gierszewski, P.J., Russell, S.B., Garisto, F., Jenson, M.R., Kempe, T.F., Maak, P. and Simmons, G.R. (2001) : DEEP GEOLOGIC REPOSITORY TECHNOLOGY PROGRAM – ANNUAL REPORT 2000, Report No: 06819 - REP - 01200 - 10055 - R00, ONTARIO POWER GENERATION, March 2001.

Gierszewski, P.J., Russell, S.B., Garisto, F., Jenson, M.R., Kempe, T.F., Maak, P., Simmons, G.R. and Vorauer, A. (2002) : DEEP GEOLOGIC REPOSITORY TECHNOLOGY PROGRAM – ANNUAL REPORT 2001, Report No: 06819 - REP - 01200 - 10080 - R00, ONTARIO POWER GENERATION, March 2002.

Grupa, J.B., Dodd, D.H., Hoorelbeke, J.M., Mouroux, B., Potier, J.M., Ziegenhagen, J., Santiago, J.L., Alonso, J., Fernandez, J.J., Zuidema, P., Crossland, I.G., McKirdy, B., Vrijen, J., Vira, J., Volckaert, G, Papp, T. and Svemar, C. (2000) : Concerted action on the retrievability of long-lived radioactive waste in deep underground repositories, Final Report, Nuclear Science and Technology, EUR19145EN, ISBN92-828-9466-5.

HSK and KSA (1993) : Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste, Guideline for Swiss Nuclear Installations, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen and Eidgenössische Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen, HSK-R-21/e, November 1993.

IAEA (1989) : Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High Level Radioactive Wastes, International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 99, Vienna, Austria.

IAEA (1995) : The Principles of Radioactive Waste Management, International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 111-F, Vienna, Austria.

ICRP (1959) : Recommendations of International Commission on Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 1, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1966) : Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Material, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 7, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1984) : Non-stochastic Effects of Ionizing Radiation, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 41, Annals of the ICRP 14 (3) , Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (1991) : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 60, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (2000a) : Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long lived Solid Radioactive Waste, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 81, Pergamon Press, Oxford and New York.

ICRP (2000b) : Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure, The Application of the Commission's System of Radiological Protection to Controllable Radiation Exposure Due to Natural Sources and Long-lived Radioactive Residues, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 82, Pergamon Press, Oxford and New York.

Johnson, L.H., Leneveu, D.M., King, F., Shoesmith, D.W., Kolar, M., Oscarson, D.W., Sunder, S., Onofrei, C. and Crosthwaite, J.L. (1996) : The disposal of Canada's nuclear fuel waste: A study of postclosure safety of in-room emplacement of used Candu fuel in copper containers in permeable plutonic rock: Volume 2: Vault model, AECL-11494-2, COG-95-552-2, June, 1996.

Kühn, K. (2003) : Quality Management in German Radioactive Waste Disposal, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

McKinley, I. (2003) : Quality Management in Nagra, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

Nagra (1994b) : Kristallin-I, Safety Assessment Report, National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, NTB93-22, Wetingen, Switzerland, July 1994.

Nagra (2002a) : Project Opalinus Clay, Safety Report, Demonstration of Disposal Feasibility for Spent Fuel, Vitrified High-level Waste and Long-lived Intermediate-level Waste (Entsorgungsnachweis) , National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, Technical Report 02-05, Wettingen, Switzerland, December 2002.

Nagra (2002b) : Projekt Opalinuston, Konzept für die Anlage und den Betrieb eines geologischen Tiefenlagers, Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Technischer Bericht 02-02, Wettingen, Switzerland, Dezember 2002.

Nuttall, K. (2003) : QA in Projects and Documentation Control: Experience in Canada, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

NWMO (2002) : Annual Report 2002, Nuclear Waste Management Organization.

ONDRAF/NIRAS (2001a) : Technical overview of the SAFIR2 report, Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2, NIROND 2001-05E, December 2001.

ONDRAF/NIRAS (2001b) : SAFIR2, Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2, NIROND 2001-06E, December 2001.

Posiva (1999) : The Final Disposal Facility for Spent Nuclear Fuel - Environmental Impact Assessment Report, Posiva Oy, May 1999.

Saario, T. and Raiko, H. (1999) : Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituskapseleiden palautettavuus, Työraportti 99-21, Posiva Oy, Helsinki.

SKB (1998) : RD&D-Programme 98, Treatment and final disposal of nuclear waste, Programme for research, development and demonstration of encapsulation and geological disposal, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, September 1998.

SKB (1999) : SR 97 - Post-closure safety, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report, TR-99-06, Stockholm, Sweden, November 1999.

SKB (2000b) : Geoscientific programme for investigation and evaluation of sites for the deep repository, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-00-20, Stockholm, Sweden, August 2000.

SKB (2000c) : Integrated account of method, site selection and program prior to the site investigation phase, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-01-03, Stockholm, Sweden, Dec. 2000.

SKB (2001) : RD&D-Programme 2001, Programme for research, development and demonstration of methods for the management and disposal of nuclear waste, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Technical Report TR-01-30, Stockholm, Sweden, September 2001.

SKI (2002) : The Swedish Nuclear Power Inspectorate's Regulations concerning Safety in connection with the Disposal of Nuclear Material and Nuclear Waste; FS 2002:1, The Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm, Sweden.

SSI (1998) : The Swedish Radiation Protection Institute's Regulations on the Protection of Human Health and the Environment in connection with the Final Management of Spent Nuclear Fuel and Nuclear Wastes; FS 1998:1.

STUK (2001) : Guide YVL 8.4: Long-term Safety of Disposal of Spent Nuclear Fuel, Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK).

USNRC (2001b) : Disposal of high-level radioactive wastes in a geologic repository at Yucca Mountain, 10 CFR Part 63.111-- Performance objectives for the geologic repository operations area through permanent closure, Nevada, November 2, 2001.

USNRC (2001e) : Nuclear Safety Management, 10 CFR Part 830, Final rule, Federal register, January 10, 2001.

USNRC (2001f) : Disposal of high-level radioactive wastes in a geologic repository at Yucca Mountain, 10 CFR Part 63.142-- Quality assurance criteria, Nevada, November 2, 2001.

Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara - TILA-99, POSIVA 1999-07, Posiva Oy, March 1999.

Vira, J. (2003) : Finnish Experience in Applying in QA in Project management and Documentation Control of a Nuclear Waste Management Organisation, The 5th International Technical Advisory Committee Meeting, July 29-31, 2003, NUMO, Tokyo, Japan.

若杉圭一郎, 宮原要, 牧野仁史, 石黒勝彦, 澤村英範, 根山敦史, 西村和哉 (2003) : ガラス固化体からの放射線量に関する検討, 核燃料サイクル開発機構技術資料 JNC TN8400 2003-022.

用語集

用語集

(五十音順；本用語集において解説している用語は、説明文中において太字で示してある。)

アースオーガー併用工法

低騒音低振動型の既製杭工法の一つで、既製杭打ち込み時の騒音及び振動を低減することを目的に、杭打ちに先立ちネジ山の入った削孔機（アースオーガー：earth auger）で孔を開けた後、杭を打設する工法をいう。

異常間隙水圧

間隙水（岩石中のすき間に含まれる水）が、何らかの要因で異常に高い圧力を受けていることをいう。異常間隙水圧は、**膨張性地山**や大出水等の原因の一つと考えられている。

一軸圧縮強度

一つの軸方向から物体に圧力を加え、破壊するときの軸応力をいう。この値は、例えば上下方向から円柱又は角柱の試験片に圧力を加え、試験片が完全に破壊するまでに加えた圧力の最大値を試験片の断面積で除した値となり、一般に Pa（パスカル）の単位で表される。

塩淡水境界

地下における海水と淡水の境界面をいう。海岸部付近の地層中では、降水系地下水（淡水）の下に海水系地下水（塩水）が侵入している現象が見られる。これは塩水と淡水の密度差に起因する。

オーバーパック

ガラス固化体を封入する容器をいう。ガラス固化体に地下水が接触することを防止し、地圧などの外力からガラス固化体を保護する。**人工バリア**の構成要素の一つ。

概要調査地区

応募区域及びその周辺地域についての文献調査結果に基づき原環機構が選定する地区をいう。概要調査地区では、**ボーリング調査**、**地表踏査**、**物理探査**等の地表からの調査（概要調査）が行われる。

化学的緩衝性

緩衝材の特性の一つで、地下水と緩衝材中の鉱物との化学反応により、元の地下水の pH や**酸化還元性**などの化学的性質を地層処分にとってより好ましい条件に緩衝する特性をいう。

核種フラックス

ある領域の断面を単位時間あたりに通過する放射性核種の量をいう。放射性核種の移行率と同じ意味で使われる。

核分裂生成物

ウランなどの核分裂によって生じる放射性物質（核分裂片），及びそれらからさらに放射性崩壊によって生じる放射性物質をいう。質量数が90と130前後の放射性物質が多く，代表的なものにCs-137, Sr-90などがある。

火成活動

地下深部で形成された**マグマ**が**地殻**に貫入したり，地表に噴出する，あるいはマグマにより地下水，岩盤等に様々な物理的・化学的な影響を生じさせる現象をいう。

可塑性

緩衝材が有する可塑性とは，緩衝材が膨潤や圧密によって変形する能力を指す。可塑性により，**オーバーパック**の腐食に伴う腐食膨張や岩盤の**クリープ**変形を力学的に緩和することが期待される。

活褶曲

層状の**地層**に水平方向の応力が作用すること等により，波状に変形する運動を褶曲運動といい，この褶曲運動が現在あるいは最近まで進行し，地形の変形等として認められ，将来も活動する可能性のあるものを活褶曲という。「概要調査地区選定上の考慮事項」（参考文献参照）では，過去数十万年前以降活動したものを対象としている。

活断層

過去数十万年前以降繰り返し活動したことのある断層で，将来も活動する可能性のある断層をいう。

活撓曲

地層が厚く堆積しているような地域で，深部の基盤が断層運動等により上下に変位することにより，地表付近では断層が生じず，地層が連続したまま屈曲しているもので，現在あるいは最近まで活動し，将来も活動する可能性のあるものをいう。「概要調査地区選定上の考慮事項」では，過去数十万年前以降活動したものを対象としている。

ガラスマトリクス

ガラス固化体における**ガラス基質**のことを指す。取り込まれている放射性核種と区別してこの語が用いられる。

間隙水

砂礫，砂，粘土などの土粒子や岩石の間隙を満たしている水をいう。本書では**緩衝材**中の間隙を満たしている水を指す。

緩衝材

人工バリアの構成要素の一つで、候補材料はベントナイトなどの粘土。オーバーパックと岩盤の間に充填し、地下水の浸入や放射性物質の移動を抑制するものをいう。さらに岩盤の変位を物理的に緩衝するクッションの働きや、地下水の水質を化学的に緩衝して変化を抑える働きをもつ。

岩盤の力学特性

岩盤の構成要素である岩石及び割れ目などの性質を含めた、強度・変形などに関する特性をいう。

キャニスタ

放射性廃棄物を収納する容器をいう。わが国では、高レベル放射性廃棄物をガラス固化する際の容器をいうことが多い。海外では、処分の際に用いられる容器をいう場合がある。

局所安全率

本書では、岩盤が破壊に至る応力の限界値を、実際に作用している応力で除した値（安全余裕もしくは破壊近接度）を指す語として用いている。

掘削影響領域

岩盤が、掘削の影響を受け、初期の性質から変化している領域をいう。一般に、破壊特性や変形特性などの力学特性、透水係数などの水理特性、あるいは空気の侵入により地下水の酸化還元電位などの地球化学特性が変化することが想定される。

クリープ

外加重に対する材料の応答（変形や応力・ひずみの変化）がゆっくりと時間遅れで生じる現象をいう。

ケイ砂

主に石英粒からなる砂をいう。ベントナイトと混合し、緩衝材や埋め戻し材の材料として使用することが考えられている。

結晶質岩

マグマが冷えて固まってできた火成岩（例：花崗岩）及び既存の岩石が熱や圧力によって変化してできた変成岩（例：結晶片岩，片麻岩）をいう。

坑道離間距離

隣接して掘削される連絡坑道や処分孔坑道の中心間距離をいう。空洞の力学的安定性や廃棄体からの放熱による緩衝材の熱変質防止などの観点から、適切な坑道離間距離が設定される。

鉱物資源

鉱業法第3条第1項に定義されている鉱物（例えば、金鉱、銀鉱、石炭、石油、石灰石、けい石等）を指す語として用いている。→参考文献「概要調査地区選定上の考慮事項」を参照

高レベル放射性廃棄物

わが国では、原子炉の使用済燃料から**再処理**により有用物質を分離して生じる廃液又はそれを固化したものをいうが、一般には後者の意味でガラス固化体を指して用いられることが多い。使用済燃料を再処理せず直接地層処分する国において、この語を意味する「High-Level Radioactive Waste」などが用いられる場合は、処分対象の使用済燃料を指す。

コロイド

物質の状態を示す概念のひとつで、大きさが $10^{-6} \sim 10^{-3}$ mmの粒子が水などの液体中に浮遊し、容易に沈まない状態にあるものをいう。粒子の大きさがこれよりも小さい場合は溶存状態となり、大きい場合はけんたく状態となる。（第2次取りまとめより）

コロイドフィルトレーション

飽和圧縮したベントナイトが有する微細な間隙構造により、コロイド粒子がトラップされ、コロイドの透過が防止されることをいう。（第2次取りまとめより）

最終処分施設

高レベル放射性廃棄物の地層処分（最終処分）を行うために必要な、ガラス固化体の搬送用の設備、埋設用の坑道、人工バリア（ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材の総称）を含む一群の施設をいう。

最終処分施設建設地

精密調査により地層の物理的及び化学的性質が最終処分施設の設置に適していることが明らかになった精密調査地区内において、最終処分施設を建設しようとする地点をいう。

再処理

原子炉の使用済燃料からウランやプルトニウムなどの有用物質を回収するために、使用済燃料を化学的方法により処理することをいう。

サイト特性調査

応募区域及びその周辺の地域、概要調査地区及び精密調査地区において実施する、処分場の設計や性能評価に必要な情報を包括的に取得するために実施する調査をいう。公開された文献その他の資料を用いた文献調査、地表からのボーリング調査や物理探査、地下施設を用いた調査などにより、地表から地下深部までの岩盤及び地下水の性質を体系的に調べる。

酸化還元性

物質を酸化あるいは還元する性質をいう。一般に地下深部は、金属が腐食しにくい等の還元性の環境にあるとされている。

自己シール性

緩衝材の特性の一つで、地下水の浸入に伴う膨潤によって、周辺岩盤との隙間や緩衝材内に生じた隙間を充填する特性をいう。

Sv（シーベルト）

放射線を受けたときの人体への影響の大きさを表す単位。1mSvは、1Svの1000分の1。胸部のレントゲン撮影では1回あたり約0.05mSvの放射線を受ける。

支保工

支保工は、坑道の掘削に伴って力学的に不安定となる坑道周辺の岩盤を施工中から完成後にわたって安定に保ち、掘削作業の安全と完成後の坑道の安全な供用を確保するために設置される構造物をいう。支保部材としては、吹付けコンクリート、覆工コンクリート、コンクリートセグメント、ロックボルト、鋼製支保工等が一般的であり、単独あるいは組み合わせて用いられる。

ショートステップ工法

立坑を掘削（構築）する工法の一つで、掘削と逆巻（さかまき）工法によるコンクリート覆工を1.2～2.3mピッチで繰り返す工法をいう。地山が悪い場合でも対応可能であり、経済的で施工実績も多く適用性が高い工法と考えられている。なお、逆巻工法とは、掘削後の立坑坑壁を支保するコンクリート打設を上方から下方に行っていくものをいう。

処分場

地層処分に必要な人工バリアを含む一群の施設（最終処分施設）と天然の岩盤（天然バリア）によって構成され、閉鎖後長期間にわたってガラス固化体を人間環境から安全に隔離するための機能をもつシステムをいう。したがって処分場は、閉鎖までに必要な一群の施設と閉鎖後長期にわたる安全機能が期待される構成要素すべてを総称したものを指す。閉鎖後の長期にわたる安全機能に着目し一つのシステムとして表現する際には、多重バリアシステムという。

処分パネル

ガラス固化体を埋設する処分坑道群とそれを取り囲む坑道からなる一つの区画をいう。

人工バリア

地層処分において、ガラス固化体中の放射性物質を人間の生活環境から隔離するために設計される人工的な障壁をいう。ガラス固化体、オーバーパック及び緩衝材の総称であり、処分場の構成要素の一つ。

推定活断層

「200万分の1日本列島活断層図」では、断層活動に伴う変位地形が最近数十万年前以降に形成されたものかどうかの判定が、**活断層**に比べて難しいものや、変位地形そのものが、他の理由（成因）で形成された可能性があることを示す断層としている。

水理特性

岩盤の性状によって規定される地下水の流れの速さや量など、その動きに関する性質をいう。

スムーズブラスティング

火薬類を使用して岩盤を破壊し掘削する「発破工法」のうちの密閉爆破（内部装薬法）の一種で、特に、装薬孔周辺に及ぼす爆薬の破壊力を制御し、特定の方向にだけ破壊効果を与え、坑壁の岩盤にできるだけ損傷を及ぼさない発破方法をいう。この方法では掘削壁面が滑らかとなり設計どおりの断面を確保できる。

正断層，逆断層，横ずれ断層

断層のずれの向きによって分類したもの。断層面に沿って主として上下方向にずれた断層が縦ずれ断層で、上盤側が相対的に下向きにずれた断層を正断層といい、上向きにずれた断層を逆断層という。横ずれ断層は、断層面に沿って主として水平方向にずれた断層で、断層をはさんで他方を見た場合に、他方が右にずれていれば右横ずれ断層、左にずれていれば左横ずれ断層という。

精密調査地区

概要調査地区での概要調査の結果に基づき原環機構が選定する地区をいう。精密調査地区では、**最終処分施設建設地**の選定に向けて、地表からのさらに詳細な調査及び地下の特性などを調べるために地下に調査施設を建設しての調査（精密調査）が行われる。

先新第三紀

新生代の古第三紀以前（古生代 [約5.7億～2.45億年前] ～ 中生代 [約2.51億年前～約6,500万年前] ～ 新生代古第三紀 [6,500万年前～2,330万年前]）の地質学における時代を指す語として本書で用いている。なお、新生代は、古い順に古第三紀，新第三紀 [2,330万年前～164万年前]，**第四紀** [約170万年前～現在] に分けられている。

センス

正断層，逆断層，横ずれ断層等，断層のずれの向きを表したものをいう。

操業

処分場へのガラス固化体の受け入れに始まり、**オーバーパック**へのガラス固化体の封入，廃棄体や緩衝材の地下への搬送・定置，その後に行う処分坑道の埋め戻しまでの一連の作業をいう。

帯水層

地表面下において多量の水が蓄えられた層であり、井戸あるいは泉に対してかなりの水の供給ができるものをいう。

堆積岩

海底や河床などに運ばれた泥や砂などの堆積物や、火山噴出物などが固まってできた岩石（例：砂岩、泥岩）をいう。

第四紀

約170万年前から現在までの地質学における時代をいう。

第四紀火山

「日本の第四紀火山カタログ」では、約200万年前以降に活動したことが認められる火山を**第四紀火山**とし、日本全国で348の第四紀火山が記載されている（第四紀は、一般に約170万年前以降をいうが、この文献では約200万年前以降に活動したものを第四紀火山としている）。

多重バリアシステム

高レベル放射性廃棄物を、長期間にわたり生物圏から隔離し、放射性物質の移動を抑えることにより、処分された放射性廃棄物による影響が、将来にわたって人間とその環境に及ばないようにするための多層の防護系から成るシステムをいう。工学技術により設けられる**人工バリア**と、天然の**地層**である**天然バリア**により構成される。（第2次取りまとめより）

断層破碎帯

断層の活動に伴い、岩石が破碎され、不規則な割れ目の集合体となったもので、角礫部、粘土部等から構成される、ある幅をもった帯をいう。

地温勾配

地層の温度は、地下の深度が増すにつれて上昇する傾向があり、その度合いを地温勾配という。日本の平均的な地温勾配は、深さ100mあたり約3℃の上昇とされている。

地殻

地球の表面にある固体状の部分の部分をいう。厚さは一様でなく、大陸地域で厚く（数十km程度）、海洋地域で薄く（5～10km程度）なっている。地球は、この地殻と中心部の核、その間の地下2,900kmまでに存在するマントルから構成されている。

地下施設

廃棄体を地上から地下に搬送するためのアクセス坑道や連絡坑道、廃棄体を埋設するための処分坑道と処分孔等をいう。

地球化学特性

地質環境の化学的な性質をいう。地下水の化学組成、pH、酸化還元電位などの化学特性や、岩石の化学組成などが該当する。

地質環境

地層処分の観点からみた地下の環境をいい、岩盤とそこに含まれる地下水などの要素からなるが、広義には、地理や地形を含めた意味合いで用いられることがある。

地上施設

ガラス固化体受入・封入・検査施設、緩衝材製作・検査施設、管理棟など、地下での建設や操業から閉鎖までに必要な地上の施設をいう。地下施設の閉鎖後は撤去されるが、閉鎖後管理が行われる場合、その間は必要な施設が残される。

地層

本書では、地層処分において考慮される一定の広がりと深さをもった地層及び岩体を指す語として用いている。地質学では堆積岩などの成層構造をなした岩体に限定して「地層」と呼ぶが、成因や構成要素を限定しない点で地質学における定義とは異なり、一般の「岩体」を含む意味で用いている。

地層処分システム

閉鎖後の長期安全性を評価するうえで対象となるシステム全体の総称。一般に多重バリアシステム（又は処分場）に人間環境（生物圏）が含まれる。

地表踏査

地表面で行う現地調査をいう。地表で確認できる事項、例えば、地層・岩石の分布、地質構造、活断層の分布等を調べる。

低アルカリ性セメント

その浸出液が最大でもpH11程度のセメントをいう。構築物などに広く用いられている普通セメントではpH12.5～13.0の高アルカリ性を示すことから、これを処分場の坑道の支保工などのコンクリート材料として使用した場合、高アルカリ性の浸出液がニアフィールドの特性に影響を及ぼす可能性があり、代替材料として低アルカリ性セメントの開発とその適用性が検討されている。

定置

廃棄体や緩衝材を処分坑道内の所定の位置に据えることをいう。

天然バリア

放射性物質を閉じ込める機能を期待し、安定で地層処分に好ましい条件をもつ地下深部の岩盤をいう。処分場（多重バリアシステム）の構成要素の一つ。

透水係数／透水量係数

いずれも岩盤中での水のとおりやすさを示す数。透水係数は、**動水勾配**が1のときに、単位面積あたりを流れる水の速度 (m/s) で表す。透水量係数は、透水係数に**帯水層**の厚さや割れ目の開口幅を乗じたもの (単位は m^2/s)。(第2次取りまとめより)

動水勾配

地下水の動きを決める要因の一つで、地下水が流れる方向の単位距離あたりの水圧 (正確には水頭の差をいう。地下水は、水圧の高い方から低い方へ移動するので、水圧の高さが同じところを結んだ等水圧線に対して垂直の方向が動水勾配の方向となる。(第2次取りまとめより)

特定放射性廃棄物

最終処分法では特定放射性廃棄物を「使用済燃料の**再処理**後に残存する物を固型化したもの」と定義しており、具体的にはガラス固化体を意味している。わが国では、COGEMA、BNFL、サイクル機構及び日本原燃において製造されるガラス固化体が最終処分の対象となる。

トレンチの掘削

活断層の既往歴を調査するために、断層線を横切る方向に細長い溝を掘ること。断層のずれかたや地層の年代を測定することにより、地震断層の動いた年代などを調べる。

ナチュラルアナログ

放射性廃棄物埋設後の放射性核種の挙動や**人工バリア**の腐食・変質など、**地層処分システム**において想定される現象と類似した、自然界で過去に起こった長期的変化に関する現象をいう。火山から噴出した火山ガラス、古代の遺跡などから発掘される銅鐸、地下に埋設された古い**鑄鉄管**などは、人工バリアの候補材であるガラスや金属に類似しているため、これらの地下での長期的な変化を調べることにより、人工バリアで生じ得る現象を確認したり、評価方法の妥当性をチェックすることができる。また、天然の放射性核種を含むウラン鉱床などは、地層処分システム全体のナチュラルアナログの研究の場として利用できる。(第2次取りまとめより)

NATM工法

坑道周辺岩盤の緩み (応力開放) が大きくなならないうちにコンクリートを壁面に吹き付け、ロックボルトを打設することにより坑道の安定化を図りながら掘削するトンネル掘削工法をいう。道路、鉄道等の山岳トンネル工事において多くの実績を有し、立坑掘削や都市部の軟岩に対しても採用されている。NATMは「New Austrian Tunnelling Method」の略。

ニアフィールド

人工バリアと、その設置などにより影響を受けると考えられる人工バリア近傍の岩盤とを合わせた領域をいう。(第2次取りまとめより)

人間侵入

地下深部に処分した**高レベル放射性廃棄物**と人間環境との物理的な距離が接近することをいう。これにより人体に直接的な影響が及ぶことが想定される。人間侵入には**処分場**の存在を認識したうえで処分場かその近傍に侵入するケース（処分場の存在を認識した人間侵入）と、処分場の存在を認識せずに偶発的に処分場に侵入してしまうケース（偶発的な人間侵入）が想定される。（第2次取りまとめより）

熱-水-応力連成挙動

廃棄体定置後の**ニアフィールド**において、熱伝導、水理、応力のプロセスが相互に作用して起こる挙動をいう。ニアフィールドでは、ガラス固化体からの発熱に伴う熱伝導、周辺岩盤から**緩衝材**への地下水の浸入、緩衝材の膨潤に伴う岩盤の応力が相互に作用することが想定され、これを同時に扱うために熱-水-応力連成挙動のモデル化が行われる。さらに、地下水と緩衝材の構成鉱物との反応など化学プロセスを考慮に加えた場合には、熱-水-応力-化学連成挙動という。

パーカッション掘削工法

重錘又はハンマーによる衝撃力を利用して岩盤を掘削する工法をいう。重錘の自由落下を繰り返すことにより岩盤に衝撃を与えて掘削する「重錘式」と、エアコンプレッサーからの圧縮空気によりハンマーをピストン運動させ孔底のビット先端に打撃を与えて岩盤を粉砕する「ダウンザホールハンマー方式」がある。

廃棄体

ガラス固化体を**オーバーパック**に封入したものをいう。

廃棄体専有面積

空洞の安定性解析や熱解析から求まる**坑道離間距離**と**廃棄体ピッチ**との積で表される面積を指し、廃棄体1本が専有する面積とみなす。廃棄体専有面積と処分する廃棄体の総本数の積により、**地下施設**の概略の規模を見積もることができる。

廃棄体ピッチ

隣接する廃棄体中心間の距離をいう。廃棄体ピッチと処分する廃棄体の総本数の積により、**処分坑道**の総延長を見積もることができる。処分孔縦置き方式の場合には「**処分孔間隔**」ともいう。

ビオトープ

自然の状態で多様な動植物が生息する環境の最小単位を意味する。地球上の生態系を持続していくうえで欠くことのできない構成単位。

ファーフIELD

ニアフィールドの外側から地表にかけての領域すべてを指す。

フィルトレーション機能

コロイドフィルトレーションと同義。

物理探査

人工的に発生させた地震波や電磁波等を利用して、空中、地上、水上等から地下の状況を間接的に調査することをいう。地質構造の状況、鉱床の有無等を調査することができる。

不飽和層

地下水で満たされていない岩盤をいう。地下水面より上に位置する岩盤や堆積層、坑道周囲の掘削影響領域などがこれに該当する。

変形帯

活断層の破砕帯周辺に認められる断層活動に伴う地層の変形が生じているゾーンをいう。断層活動による力を受けて地層の変形を生じていることから、将来、断層活動に伴い、処分場に著しい影響を及ぼすことが想定される。

変動帯

地球表面上で、地殻変動や火山活動、地震活動などが活発に起こっている地帯をいう。現在の変動帯は、主にプレート（地球表面を覆う岩盤）の境界に沿う。日本列島は、太平洋を取り巻く変動帯に位置する地域の一つである。（第2次取りまとめより）

ベントナイト

モンモリロナイトという鉱物を主成分とする粘土の一種で、緩衝材の主要材料。ベントナイトは、その層間に入っている交換性の陽イオンの違いによって二つのタイプに分類される。Naイオンが入っているものをNa型ベントナイト（膨潤型）、Caイオンの場合はCa型ベントナイト（非膨潤型）という。Ca型ベントナイトは、Na型ベントナイトに比べ層間結合が比較的に強いいため水が浸潤しにくい膨潤性能は劣る。

放射能

物質が放射線を放出する性質をいい、単位時間あたりに放射性崩壊によって壊変する数で表される。単位は、Bq（ベクレル）。

膨張性地山

坑道の掘削等の際に、坑道周辺の岩盤が徐々に坑道の内側へ膨らみ出してくるような現象を引き起こす岩体をいう。坑道の崩壊、坑道内への押し出しにより、工事が難航する可能性がある。

ボーリング調査

地下の地質状況などを調べるため、地中に直径数cm～十数cm程度の円筒状の孔を掘って行う調査をいう。この際に採取した岩石試料、孔を用いた各種の計測等によって、地下の岩石、地下水等に関する様々な情報を取得することができる。地層処分では、ボーリング調査を行う深さは数百m～1,000 m程度となる。

マグマ

岩石が高温、溶融した状態で地下に存在しているものをいう。一般に、マグマはマンツルの上部で発生し、周囲より密度が小さいためにマンツル内を上昇し、地殻に貫入、地表への噴出に至る。

未固結堆積物

礫、砂、泥等の堆積物が固結していない状態にあるものをいう。

モニタリング

周辺環境や、施設からの排気や排水中の放射能のレベルなどを測定することをいう。例えば、地下水位の測定、排気筒から放出される放射性物質濃度の測定などがある。

山はね

一般に、地下深部の非常に硬い岩盤を掘削した際に起きる現象で、坑道周壁の岩盤が、振動と大音響を伴って岩片状となり、坑道内に飛び散る現象をいう。

用語集 参考文献

地学辞典，地学団体研究会編，平凡社.

地下水学用語辞典，古今書院.

土木工学ハンドブック，土木学会編，技報堂出版.

概要調査地区選定上の考慮事項，高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-3，原子力発電環境整備機構.

概要調査地区選定上の考慮事項設定の背景と技術的根拠 - 「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料-1，NUMO-TR-04-02，原子力発電環境整備機構.

廃棄物処分・環境安全用語辞典，丸善株式会社.

活断層詳細デジタルマップ，付図「200 万分の1 日本列島活断層図」，中田高・今泉俊文編，東京大学出版会.

日本の第四紀火山カタログ v.1.0 (CD-ROM 版)，第四紀火山カタログ委員会編，日本火山学会.

処分場の概要，高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2，原子力発電環境整備機構.

トンネル標準示方書 [山岳工法編] ・同解説，土木学会.

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-1，総論レポート，JNC TN1400 99-020，核燃料サイクル開発機構.

略語集

略語集

AECB	Atomic Energy Control Board (カナダ原子力管理委員会)
AECL	Atomic Energy of Canada Limited (カナダ原子力公社)
ANDRA	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (フランス放射性廃棄物管理機関)
ASME	American Society of Mechanical Engineers (米国機械学会)
ASTM	American Society for Testing and Materials (米国材料試験協会)
BIOMASS	BIOsphere Modelling and ASSEssment Programme (生物圏のモデル化と評価方法に関する IAEA の国際共同研究プロジェクト)
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz (ドイツ連邦放射線防護庁)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (ドイツ連邦地質学・資源研究所)
BNFL	British Nuclear Fuels plc (英国原子燃料会社)
CMP	Compliance Monitoring Program (DOE が策定しているモニタリング計画)
COGEMA	Compagnie Générale des Matières Nucléaires (フランス核燃料公社)
COMPs	Compliance Monitoring Parameters (DOE が設定しているモニタリング項目)
CSA	Canadian Standard Association (カナダ規格協会)
CNSC	Canadian Nuclear Safety Commission (カナダ原子力安全委員会)
DBE	Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (ドイツ廃棄物処分施設・運転会社)
DOE	U.S. Department of Energy (米国エネルギー省)
DSIN	Direction de la Sûreté des Installations Nucléaires (フランス原子力施設安全局)
EC	European Commission (欧州委員会)
EKRA	Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle (スイス連邦政府により組織された放射性廃棄物処分概念専門家グループ)
ENTRY	ENgineering-scale Test and Research FacilitY (サイクル機構東海事業所にある地層処分基盤研究施設)
EPA	U.S. Environmental Protection Agency (米国環境保護庁)

FEP	Features, Events and Processes (地層処分システムで想定される特質, 事象, プロセスを総称したもの)
HRL	Hard Rock Laboratory (スウェーデンのエスポにある地下研究施設)
HSK	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (スイス連邦原子力安全局)
IAEA	International Atomic Energy Agency (国際原子力機関)
ICRP	International Commission on Radiological Protection (国際放射線防護委員会)
IEA	International Energy Agency (OECD 国際エネルギー機関)
IASA	International Institute for Applied Systems Analysis (国際応用システム分析研究所)
ISO	International Organization for Standardization (国際標準化機構)
JADE	Jamforelse Av Deponeringsmetoder (スウェーデン SKB で行われた処分方法の比較検討プロジェクト)
KSA	Eidgenössische Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (スイス連邦原子力施設安全委員会)
Nagra	Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (スイス放射性廃棄物管理共同組合)
NEA	Nuclear Energy Agency (OECD の原子力機関)
NRC	National Research Council (米国研究評議会)
NWMO	Nuclear Waste Management Organization (カナダの核燃料廃棄物管理機関)
OCRWM	Office of Civilian Radioactive Waste Management (DOE の民間放射性廃棄物管理局)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (経済協力開発機構)
ONDRAF/NIRAS	Organisme national des déchets radioactifs et des matières fissiles enrichies / Nationale Instelling voor Radioactief Afval en verrijkte Splijtstoffen (ベルギー放射性廃棄物・核物質管理庁)
PASS	Project on Alternative System Study (スウェーデン SKB で行われた代替システム検討プロジェクト)
QMS	Quality Management System (品質マネジメントシステム)
QUALITY	QUantitative Assessment Radionuclide Migration Experiment FaciLITY (サイクル機構東海事業所にある地層処分放射化学研究施設)

RWMC	Radioactive Waste Management Committee (OECD/NEA の下に組織された「放射性廃棄物管理委員会」)
SKB	Svensk Kärnbränslehantering AB (スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社)
SKI	Statens kärnkraftinspektion (スウェーデン原子力発電検査局)
SNL	Sandia National Laboratories (米国サンディア国立研究所)
SSI	Statens strålskyddsinstitut (スウェーデン放射線防護機構)
STUK	Säteilyturvakeskus (フィンランド放射線・原子力安全局)
TBM	Tunnel Boring Machine (トンネル掘削機)
TSPA	Total System Performance Assessment (全体システム性能評価)
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development (環境と開発に関する国連会議)
USNRC	U.S. Nuclear Regulatory Commission (米国原子力規制委員会)
WEC	World Energy Council (世界エネルギー会議)
WIPP	Waste Isolation Pilot Plant (米国廃棄物隔離パイロットプラント)
YMP	Yucca Mountain Project (米国ユッカマウンテン計画)