

平成 26 年度

地層処分技術調査等事業

使用済燃料直接処分技術開発

報告書

平成 27 年 3 月

独立行政法人日本原子力研究開発機構

本報告書は、経済産業省資源エネルギー庁からの委託事業として、独立行政法人 日本原子力研究開発機構が実施した平成26年度地層処分技術調査等事業「使用済燃料直接処分技術開発」の成果を取りまとめたものである。

目 次

目次.....	i
1. はじめに.....	1-1
1.1 背景と目的.....	1-1
1.2 本事業の全体計画.....	1-1
1.3 本年度の実施内容.....	1-8
参考文献.....	1-11
2. 直接処分研究開発に関する全体計画（5 ヶ年）の見直し.....	2-1
2.1 課題の抽出と分類.....	2-1
2.2 課題への対応方針と取り組み計画の策定.....	2-3
参考文献.....	2-11
3. 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための先進的な人工バリアに関する 先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化.....	3-1
3.1 先進的な材料の開発.....	3-1
3.1.1 背景と目的.....	3-1
3.1.2 バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討.....	3-1
3.1.3 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する現状調査.....	3-62
3.2 閉じ込め性能評価手法の高度化.....	3-69
3.2.1 背景と目的.....	3-69
3.2.2 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究.....	3-70
3.2.3 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究.....	3-106
3.2.4 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究.....	3-134
3.3 まとめ.....	3-167
参考文献.....	3-169
4. 直接処分施設設計の概念構築.....	4-1
4.1 処分施設の設計支援システムの構築.....	4-1
4.1.1 背景と目的.....	4-1
4.1.2 データモデルの仕様の設計.....	4-2
4.1.3 データベースの設計.....	4-8
4.1.4 インターフェースの設計.....	4-11
4.1.5 統合モデルの試作および開発課題の抽出.....	4-16
4.2 処分施設の設計検討.....	4-21
4.2.1 背景と目的.....	4-21

4.2.2 処分容器の設計	4-21
4.2.3 緩衝材の設計	4-78
4.2.4 搬送・定置設備の概念設計	4-110
4.2.5 地下施設の概念設計	4-146
4.2.6 地上施設の概念設計	4-180
4.2.7 直接処分方策に関する調査・検討	4-200
4.2.8 処分容器の設計における臨界安全に関する検討	4-223
4.3 まとめ	4-238
参考文献.....	4-241
5. 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理.....	5-1
5.1 はじめに	5-1
5.2 直接処分第1次取りまとめドラフトの概要	5-1
5.3 直接処分第2次取りまとめに向けた課題の整理	5-2
5.4 国内外専門家による評価	5-3
5.5 まとめ	5-7
参考文献.....	5-9
6. おわりに.....	6-1
6.1 成果の総括	6-1
6.2 課題と今後の計画	6-4
参考文献.....	6-7

目 次

図 3. 1. 2-1	(a) 過冷却液体域 (ΔT_x) および (b) ガラス相生成のための 臨界直径 (d_c) の合金組成依存性	3-5
図 3. 1. 2-2	Fe ₇₆ Si ₉ B _x P _{15-x} 合金の断面状態図の計算結果	3-6
図 3. 1. 2-3	Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 合金の各温度における平衡相 および平衡状態における各相の割合の計算結果	3-6
図 3. 1. 2-4	Fe ₇₆ Si ₉ B _x P _{15-x} 合金の断面状態図の計算結果	3-7
図 3. 1. 2-5	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x=0 to 2.5 at.%) アモルファス合金の DSC 結果	3-9
図 3. 1. 2-6	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x = 0、2.5 at.%) 合金の各温度における 平衡相および平衡状態における各相の割合の計算結果	3-10
図 3. 1. 2-7	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x=0 to 2.5 at.%) 合金の断面状態図	3-11
図 3. 1. 2-8	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x = 0 ~ 2.5 at.%) 合金の第一結晶化および 第二結晶化温度における疑似的な自由エネルギー曲線	3-11
図 3. 1. 2-9	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 、Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 、Fe ₄₃ Cr ₁₆ Mo ₁₆ C ₁₅ B ₁₀ 、Cu ₃₆ Zr ₄₈ Al ₈ Ag ₈ 、 Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 、Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 合金の計算結果を含む (a) $\delta - \Delta H_{mix}$ 図プロットおよび (b) $S\sigma / kB - \Delta H_{mix}$ 図	3-14
図 3. 1. 2-10	単ロール法の模式図および装置内部	3-16
図 3. 1. 2-11	アーク炉を用いた吸引 casting	3-16
図 3. 1. 2-12	フレーム溶射ガンの模式図	3-20
図 3. 1. 2-13	HVOF 溶射ガンの模式図	3-20
図 3. 1. 2-14	急冷遷移制御溶射ガン	3-22
図 3. 1. 2-15	溶射基材、ブラスト処理後の基材および溶射後の外観	3-23
図 3. 1. 2-16	Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 金属ガラスの溶射膜断面	3-25
図 3. 1. 2-17	予熱温度を 200 °C としたときのアセチレンガス流量による断面の変化	3-27
図 3. 1. 2-18	ガス流量を 29 L min ⁻¹ としたときの予熱温度による硬さの変化	3-27
図 3. 1. 2-19	粉末供給量および粒径が異なる溶射被膜断面の SEM 像	3-28
図 3. 1. 2-20	試作した Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ および Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 金属ガラス溶射膜	3-29
図 3. 1. 2-21	試作した Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 金属ガラス溶射膜表面の X 線回折プロファイル	3-30
図 3. 1. 2-22	試作した Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 金属ガラス溶射膜表面の X 線回折プロファイル	3-30
図 3. 1. 2-23	各組成の溶射断面の SEM 像	3-31
図 3. 1. 2-24	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Al ₁₀ Ni ₅ 、Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.6} Nb ₅ および Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 金属ガラスの溶射膜	3-32
図 3. 1. 2-25	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Al ₁₀ Ni ₅ 、Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.6} Nb ₅ および Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 金属ガラス溶射膜表面の X 線回折プロファイル	3-32
図 3. 1. 2-26	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Al ₁₀ Ni ₅ 、Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.6} Nb ₅ および Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀	

	金属ガラス溶射膜断面の光学顕微鏡像.....	3-33
図 3.1.2-27	0.1 mol L ⁻¹ -NaOH 水溶液に 24 時間浸漬した各溶射膜表面	3-34
図 3.1.2-28	0.1 mol L ⁻¹ -NaOH 水溶液に 48 時間浸漬した各溶射膜表面	3-34
図 3.1.2-29	金属ガラス Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の SEM 画像.....	3-37
図 3.1.2-30	金属ガラス Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の EDS 分析結果.....	3-37
図 3.1.2-31	金属ガラス Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の SEM 画像.....	3-38
図 3.1.2-32	金属ガラス Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の EDS 分析結果	3-38
図 3.1.2-33	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像.....	3-39
図 3.1.2-34	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析結果.....	3-39
図 3.1.2-35	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像	3-40
図 3.1.2-36	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析結果	3-40
図 3.1.2-37	金属ガラス Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の SEM 画像	3-41
図 3.1.2-38	金属ガラス Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の EDS 分析結果	3-41
図 3.1.2-39	金属ガラス Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 粉末の SEM 画像	3-42
図 3.1.2-40	金属ガラス Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 粉末の EDS 分析結果	3-42
図 3.1.2-41	浸出試験概要.....	3-43
図 3.1.2-42	浸出試験後の Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-17(d)の試料) .	3-46
図 3.1.2-43	浸出試験後の Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の EDS 分析結果(表 3.1.2-17(d)の試料) ..	3-46
図 3.1.2-44	浸出試験後の Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-18 の試料)	3-47
図 3.1.2-45	浸出試験後の Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の EDS 分析結果(表 3.1.2-18 の試料)	3-47
図 3.1.2-46	Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(酸化条件)	3-49
図 3.1.2-47	Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(酸化条件).....	3-50
図 3.1.2-48	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-23 の 60°C 塩水試料) ..	3-51
図 3.1.2-49	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析結果(表 3.1.2-23 の 60°C 塩水試料) .	3-52
図 3.1.2-50	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-25 の 60°C 塩水試料) ..	3-52
図 3.1.2-51	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析(表 3.1.2-25 の 60°C 塩水試料) ..	3-53
図 3.1.2-52	浸出試験後の Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-28 の 60°C の試料)	3-54
図 3.1.2-53	浸出試験後の Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の EDS 分析結果(表 3.1.2-28 の 60°C の試料) .	3-55
図 3.1.2-54	浸出試験後の金属ガラス粉末試料の 外観の比較(いずれも 60°C、塩水条件) .	3-57

図 3. 1. 2-55	浸出試験前後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ の比較	3-57
図 3. 1. 2-56	浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の SEM 画像(表 3. 1. 2-30 の 60°C の試料)	3-58
図 3. 1. 2-57	浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の EDS 分析結果(表 3. 1. 2-30 の 60°C の試料) .	3-58
図 3. 1. 2-58	浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の EDS 分析結果(表 3. 1. 2-31 の 60°C の試料) .	3-59
図 3. 2. 2-1	春名ほかの測定した Fe_3O_4 中 H_2O 拡散定数を用いた シミュレーション結果	3-72
図 3. 2. 2-2	FeS 腐食皮膜の形成する場合の炭素鋼腐食モデル	3-74
図 3. 2. 2-3	全 S 量が 10 mM の場合の各 S 種の pH 依存性	3-76
図 3. 2. 3-4	FeS 腐食皮膜溶解速度の pH 依存性	3-76
図 3. 2. 2-5	Fe_3O_4 および FeCO_3 腐食皮膜溶解速度と FeS 腐食皮膜溶解速度との比較	3-77
図 3. 2. 2-6	炭素鋼腐食速度 i_{corr} と FeCO_3 腐食皮膜溶解速度 i_d の対応	3-78
図 3. 2. 2-7	炭酸平衡定数、 K_{a1} 、 K_{a2} の温度依存性	3-80
図 3. 2. 2-8	種々の炭酸塩鉱物の溶解速度	3-82
図 3. 2. 2-9	Calcite の溶解機構図	3-83
図 3. 2. 2-10	種々の pH における $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-MgO}$ などを含む 混合酸化物 (Theoleiite basalt glass) の溶解速度 .	3-84
図 3. 2. 2-11	pH と温度に対する混合酸化物 (Theoleiite) の溶解機構	3-85
図 3. 2. 2-12	Quartz における化学反応速度 R_c 、 物質移動速度 R_T 、のアレニウスプロット ..	3-86
図 3. 2. 2-13	チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況および チタンカラムの構造の模式図 ..	3-88
図 3. 2. 2-14	銅電極の配置と交流インピーダンス測定系の模式図	3-89
図 3. 2. 2-15	銅のベントナイト中の電気化学インピーダンス特性の経時変化	3-90
図 3. 2. 2-16	カーブフィッティングに使った等価回路と フィッティングパラメーター ..	3-91
図 3. 2. 2-17	ベントナイト中から取り出した銅電極	3-92
図 3. 2. 2-18	銅の腐食生成物の XRD	3-92
図 3. 2. 2-19	地層処分システムの人工バリア性能における 微生物影響の可能性に関するディシジョンツリー ..	3-94
図 3. 2. 2-20	金属容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図	3-95
図 3. 2. 2-21	炭素鋼試験片	3-97
図 3. 2. 2-22	鉄腐食性標準株による腐食試験結果	3-98
図 3. 2. 2-23	炭素鋼試験片の腐食試験後の重量減量結果	3-99
図 3. 2. 2-24	炭素鋼試験片の腐食試験後の腐食深度	3-100
図 3. 2. 2-25	炭素鋼試験片の腐食速度	3-100

図 3.2.2-26	腐食試験実施後（洗浄後）の試験片の走査型電子顕微鏡像 （無機培地）（加速電圧 1kV、倍率 x500、無蒸着観察）	3-102
図 3.2.2-27	炭素鋼試験片の試験前および試験後の AFM 像および 孔深さの探針結果（無機培地汽水 H-2 集積培養系）	3-103
図 3.2.3-1	使用済燃料中の核種分布	3-107
図 3.2.3-2	使用済燃料中からの核種放出概念	3-108
図 3.2.3-3	燃焼性能計算コードによる燃焼度と FGR の計算結果の例	3-111
図 3.2.3-4	算出された FGR 毎の燃料集合体数の分布	3-112
図 3.2.3-5	使用済燃料の希塩酸浸漬試験における浸出割合の経時変化	3-120
図 3.2.3-6	浸漬試験結果から推算されたギャップおよび粒界のイベントリ割合	3-120
図 3.2.3-7	使用済燃料の α 放射能と α 核種添加量	3-122
図 3.2.3-8	U-233 添加燃料の溶解試験結果	3-123
図 3.2.3-9	使用済燃料溶解試験用オートクレーブ	3-123
図 3.2.3-10	使用済燃料の溶解試験結果	3-123
図 3.2.3-11	カナダの影響評価モデルで考慮する反応の模式図	3-130
図 3.2.3-12	直接処分第 1 次取りまとめのシステムにおける 燃料溶解速度の解析結果	3-131
図 3.2.3-13	直接処分第 1 次取りまとめのシステムにおける 酸化還元フロント移行距離の解析結果（ピンホール破損）	3-131
図 3.2.3-14	直接処分第 1 次取りまとめのシステムにおける酸化還元フロント 移行距離の解析結果（円周方向の亀裂発生）	3-132
図 3.2.3-15	Q-MPM による使用済燃料と炭素鋼の間の U(IV) の濃度分布の計算結果	3-133
図 3.2.3-16	King and Kolar (2001) に掲載されている使用済燃料と 炭素鋼の間の U(IV) の濃度分布の計算結果	3-133
図 3.2.4-1	H12 レポートのレファレンスケースの概念モデル	3-137
図 3.2.4-2	人工バリアの 1 次元円筒座標系の解析モデル	3-139
図 3.2.4-3	人工バリアの核種移行モデルの概念図	3-139
図 3.2.4-4	1 次元平行平板モデルの重ね合わせの概念	3-140
図 3.2.4-5	1 次元平行平板モデルの概要	3-141
図 3.2.4-6	処分容器寿命の感度解析結果	3-142
図 3.2.4-7	廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との 位置関係（横置き方式）	3-144
図 3.2.4-8	廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との位置関係	3-145
図 3.2.4-9	処分坑道横置きの場合の核種移行の概念	3-151
図 3.2.4-10	処分孔縦置きの核種移行の概念（岩盤の透水性が高い場合）	3-152
図 3.2.4-11	処分孔縦置きの核種移行の概念（岩盤の透水性が低い場合）	3-153

図 3.2.4-12	軟岩系岩盤横置きの場合のニアフィールドの構成	3-155
図 3.2.4-13	コンクリート製支保の影響に関連する種々のプロセス間の相互作用 ..	3-156
図 3.2.4-14	二次鉱物沈殿によるコンクリート割れ目閉塞を示す解析事例	3-158
図 3.2.4-15	グラウトおよびコンクリート製支保の影響による岩盤割れ目中 での二次鉱物沈殿・閉塞についての解析事例 ...	3-158
図 3.2.4-16	セメント-ベントナイト境界での保護的境界層形成を示す解析事例 ...	3-159
図 3.2.4-17	コンクリート製坑道支保の影響を考慮した核種移行概念の案 (軟岩横置き)	3-161
図 3.2.4-18	幌延地域における岩盤透水性深度依存性の例	3-162
図 3.2.4-19	幌延地域における地下水水質分布の調査例	3-163
図 4.1.1-1	地層処分エンジニアリング統合支援システム (ISRE) の概念図	4-2
図 4.1.2-1	データモデルの仕様 (案)	4-3
図 4.1.2-2	RUTS によるデータ格納方式の属性データの付与手順	4-6
図 4.1.2-3	Navis によるリンク方式の属性データの付与手順	4-6
図 4.1.2-4	ソフトウェア間のデータ連携相関	4-7
図 4.1.3-1	図面管理データベースと連携するレポート機能のイメージ	4-9
図 4.1.3-2	事業者支援地層処分支援チーム案	4-10
図 4.1.4-1	ISRE のシステム構成	4-11
図 4.1.4-2	統合モデルのデータの流れ	4-11
図 4.1.4-3	地形・地質データの流れ	4-12
図 4.1.4-4	データ管理システム機器構成例	4-14
図 4.1.4-5	ISRE の外部のシステム・データベース連携方法	4-15
図 4.1.4-6	外部システム・データベースとデータモデルの要約された 更新情報 (RSS) の取得 ...	4-15
図 4.1.4-7	ISRE と解析データとの連携方法	4-16
図 4.1.5-1	ユースケース検討例 (地下施設の設計時)	4-18
図 4.1.5-2	擦り付け区間-処分坑道 (俯瞰)	4-18
図 4.1.5-3	擦り付け区間-処分坑道 (坑道内)	4-19
図 4.2.2-1	炉取り出し後の放射能の時間変化 (1MTU あたり)	4-23
図 4.2.2-2	炉取り出し後の発熱量の時間変化 (1MTU あたり)	4-23
図 4.2.2-3	放射エネルギーの燃料タイプ依存性	4-25
図 4.2.2-4	放射エネルギーの初期濃縮度依存性	4-25

図 4.2.2-5	放射エネルギーの比出力依存性	4-26
図 4.2.2-6	放射エネルギーのボイド率依存性	4-26
図 4.2.2-7	放射エネルギーの取り出し燃焼度依存性	4-27
図 4.2.2-8	BWR 燃料集合体用の処分容器の断面形状例	4-29
図 4.2.2-9	臨界解析モデル	4-30
図 4.2.2-10	収容体数 12 体の場合における評価結果	4-33
図 4.2.2-11	遮へい解析モデル	4-36
図 4.2.2-12	放射線フラックス評価時の処分容器内メッシュ分割	4-37
図 4.2.2-13	処分容器表面の吸収線量率評価結果	4-38
図 4.2.2-14	緩衝材中の吸収線量率評価結果	4-38
図 4.2.2-15	放射線分解により処分容器表面に供給されるカソード電流密度	4-41
図 4.2.2-16	処分容器の胴体部の断面形状	4-43
図 4.2.2-17	解析モデルおよび応力評価ライン（使用済燃料 4 体収容例）	4-44
図 4.2.2-18	処分容器の蓋部の断面形状図	4-45
図 4.2.2-19	変位分布ならびに応力分布計算結果例 （使用済燃料集合体 4 体、離間距離 50mm）	4-46
図 4.2.2-20	胴体外周部の必要板厚と許容応力比の関係（使用済燃料集合体 4 体）	4-46
図 4.2.2-21	胴体外周部の必要板厚と使用済燃料集合体離間距離の関係	4-47
図 4.2.2-22	蓋および底板部の必要板厚と許容応力比の関係	4-48
図 4.2.2-23	解析領域	4-49
図 4.2.2-24	処分容器の断面形状の寸法	4-50
図 4.2.2-25	ニアフィールド領域の熱解析メッシュ	4-51
図 4.2.2-26	使用済燃料 1 体あたりの発熱量	4-52
図 4.2.2-27	解析における温度出力点（使用済燃料集合体収容体数 2 体の場合）	4-53
図 4.2.2-28	硬岩系-PWR 燃料 2 体-処分坑道離間距離 20m の解析結果	4-53
図 4.2.2-29	硬岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度	4-54
図 4.2.2-30	軟岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度	4-55
図 4.2.2-31	硬岩系岩盤における収容体数と緩衝材の最高温度	4-55
図 4.2.2-32	軟岩系岩盤における収容体数と緩衝材の最高温度	4-56
図 4.2.2-33	複合処分容器の構成例	4-58
図 4.2.2-34	スウェーデンの複合処分容器の評価例	4-60
図 4.2.2-35	コンクリートキャスクのキャニスタ密封境界の構造例	4-61
図 4.2.2-36	外蓋の継手構造案	4-64
図 4.2.2-37	複合処分容器製作方法の整理	4-64
図 4.2.2-38	平蓋構造における複合処分容器構造の比較	4-65
図 4.2.2-39	処分容器の塑性ひずみコンター図	4-75
図 4.2.2-40	燃料集合体の変形図および塑性ひずみコンター図	4-75

図 4.2.3-1	処分坑道の配置とモデル化した範囲の模式図	4-83
図 4.2.3-2	ケース 2 の解析モデル (全体) (単位: mm)	4-84
図 4.2.3-3	ケース 2 の解析モデル (人工バリア周辺) (単位: mm)	4-85
図 4.2.3-4	境界条件	4-91
図 4.2.3-5	腐食代の銅の腐食膨張量の計算 (5 万年まで)	4-92
図 4.2.3-6	炭素鋼の腐食膨張量の計算 (5 万年以降)	4-93
図 4.2.3-7	経過年数に対する腐食膨張量	4-94
図 4.2.3-8	経過年数に対する処分容器の等価剛性	4-94
図 4.2.3-9	変形図	4-95
図 4.2.3-10	緩衝材の最大主応力分布図 (有効応力) (単位: MPa (=N mm ⁻²))	4-96
図 4.2.3-11	緩衝材の最小主応力分布図 (有効応力) (単位: MPa (=N mm ⁻²))	4-97
図 4.2.3-12	応力経路出力地点	4-98
図 4.2.3-13	緩衝材の応力経路図 (有効応力)	4-99
図 4.2.3-14	岩盤の合成変位分布図 (単位: mm)	4-100
図 4.2.3-15	岩盤変位量出力点	4-102
図 4.2.3-16	処分容器定置直後からの岩盤鉛直変位量経時変化	4-103
図 4.2.3-17	処分容器変位量出力点	4-104
図 4.2.3-18	処分容器定置直後からの沈下量経時変化	4-104
図 4.2.3-19	膨潤圧の経時変化 (Case1)	4-109
図 4.2.4-1	処分施設の設計フローにける本技術オプション整理の位置付け	4-111
図 4.2.4-2	技術オプションの体系的整理実施フロー	4-111
図 4.2.4-3	人工バリアのレファレンス仕様	4-123
図 4.2.4-4	PEM 容器概念	4-126
図 4.2.4-5	PEM の解析モデル	4-129
図 4.2.4-6	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念	4-138
図 4.2.4-7	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概念	4-140
図 4.2.5-1	モールの応力円	4-148
図 4.2.5-2	限界ひずみ ε_0 の概念図	4-148
図 4.2.5-3	地下施設レイアウト	4-152
図 4.2.5-4	アクセス坑道レイアウト	4-153
図 4.2.5-5	排水系統と設計排水量の算定範囲	4-153
図 4.2.5-6	排水系統の構成	4-153
図 4.2.5-7	想定したパネル切羽箇所	4-154
図 4.2.5-8	想定した連絡坑道切羽箇所	4-155
図 4.2.5-9	パネル坑道延長範囲	4-156
図 4.2.5-10	連絡坑道延長範囲	4-157

図 4.2.5-11	排水溝断面の検討箇所	4-158
図 4.2.5-12	断面図	4-159
図 4.2.5-13	硬岩系岩盤における排水ポンプ設備仕様	4-160
図 4.2.5-14	PEM モジュールに対する坑道断面の検討結果	4-163
図 4.2.5-15	解析モデルの全体像と境界条件(硬岩系岩盤)	4-166
図 4.2.5-16	解析結果(エアベアリング方式、硬岩系岩盤)	4-167
図 4.2.5-17	解析結果(エアベアリング方式、軟岩系岩盤)	4-168
図 4.2.5-18	解析結果(門型クレーン方式、硬岩系岩盤)	4-168
図 4.2.5-19	解析結果(門型クレーン方式、軟岩系岩盤)	4-169
図 4.2.5-20	練り混ぜ手順	4-172
図 4.2.5-21	HFSC コンクリートの材齢と圧縮強度との関係	4-175
図 4.2.5-22	結合材水比と圧縮強度との関係	4-176
図 4.2.5-23	HFSC コンクリートの材齢と引張強度との関係	4-176
図 4.2.5-24	HFSC コンクリートの圧縮強度と引張強度との関係	4-177
図 4.2.5-25	HFSC コンクリートの材齢と静弾性係数との関係	4-177
図 4.2.5-26	HFSC コンクリートの圧縮強度と静弾性係数の関係	4-178
図 4.2.5-27	HFSC コンクリートの材齢とポアソン比の関係	4-179
図 4.2.6-1	銅製キャニスタと鋳鉄製インサート	4-187
図 4.2.6-2	SKB キャニスタ研究所の摩擦攪拌溶接機	4-188
図 4.2.7-1	タングステン層を用いた ID 付与技術	4-201
図 4.2.7-2	3D レーザースキャン(例)	4-201
図 4.2.7-3	燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合の 核物質フローと保障措置要件	4-213
図 4.2.7-4	燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合の 核物質フローと保障措置要件	4-215
図 4.2.7-5	燃料詰替施設と最終処分場が同一敷地に立地の場合の ハンドリング・フロー (1/2)	4-217
図 4.2.7-6	燃料詰替施設と最終処分場が同一敷地に立地の場合の ハンドリング・フロー (2/2)	4-218
図 4.2.7-7	燃料詰替施設と最終処分場が別々の敷地に立地の場合の ハンドリング・フロー (1/2)	4-219
図 4.2.7-8	燃料詰替施設と最終処分場が別々の敷地に立地の場合の ハンドリング・フロー (2/2)	4-220
図 4.2.7-9	使用済燃料直接処分と考えられる核セキュリティ対策の固有性	4-221
図 4.2.7-10	新規に登録した諸外国の情報を表示した画面例	4-222

図 4.2.8-1	PWR 燃料 4 体収容の処分容器設計	4-223
図 4.2.8-2	PWR 処分容器体系の感度係数	4-225
図 4.2.8-3	保守的な軸方向燃焼度分布	4-228
図 4.2.8-4	水平方向燃焼度分布の影響評価モデル	4-228
図 4.2.8-5	中性子増倍率の関係	4-230
図 4.2.8-6	相関係数の評価結果	4-232
図 4.2.8-7	MOX 燃料棒体系の実効増倍率の統計処理結果	4-233
図 4.2.8-8	燃料集合体無限配列体系および吸収材の配置方法	4-236
図 4.2.8-9	緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果の計算体系	4-237
図 4.2.8-10	実効増倍率の反射体厚さ依存性	4-237

表 目 次

表 2. 1-1	使用済燃料直接処分技術開発第 2 次取りまとめに向けた課題	2-2
表 2. 2-1	使用済燃料直接処分技術開発 第 2 次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 . . .	2-4
表 2. 2-2	平成 2 6 年度地層処分技術調査等事業 (使用済燃料直接処分技術開発) 実施概要 . . .	2-9
表 2. 2-3	地層処分基盤研究開発に関する全体計画における研究開発課題	2-10
表 3. 1. 2-1	Fe ₃ P および Fe ₂ P 相の結晶学的特徴	3-8
表 3. 1. 2-2	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x=0 to 2.5 at.%) アモルファス合金の 第一および第二結晶化温度 (T _{x1} および T _{x2})、ならびに第一結晶化に 伴う発熱量に対応するエンタルピー (ΔH _{x1}) の文献値 (Jg ⁻¹) ならびに換算値 (kJmol ⁻¹) . . .	3-9
表 3. 1. 2-3	Fe _{83.3+x} B _{7-x} P ₉ Cu _{0.7} (x=0 to 2.5 at.%) アモルファス合金の 第一および第二結晶化温度 (T _{x1} および T _{x2}) における 自由エネルギー変化およびエンタルピー変化 . . .	3-12
表 3. 1. 2-4	アモルファス形成能の評価因子の計算結果	3-13
表 3. 1. 2-5	各組成の密着曲げの可否、浸漬試験後の重量変化および 鋳造材の結晶析出状態 . . .	3-18
表 3. 1. 2-6	各種金属ガラス等の総合評価	3-19
表 3. 1. 2-7	溶射法の分類	3-20
表 3. 1. 2-8	溶射時の主なパラメータと今回の実験条件	3-22
表 3. 1. 2-9	アルミナグリッド粒度とブラスト後の粗さ	3-23
表 3. 1. 2-10	溶射実験 No. とグリッド粒度、予熱温度、アセチレンガス流量に 関する実験条件 . . .	3-24
表 3. 1. 2-11	金属ガラス Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-38
表 3. 1. 2-12	金属ガラス Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-39
表 3. 1. 2-13	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-40
表 3. 1. 2-14	金属ガラス Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-41
表 3. 1. 2-15	金属ガラス Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-42
表 3. 1. 2-16	金属ガラス Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅ 粉末の組成 (元素比率より計算)	3-43
表 3. 1. 2-17	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の浸出試験結果 (液固比 8 ml/g)	3-45
表 3. 1. 2-18	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の浸出試験結果 (液固比 2 ml/g)	3-45
表 3. 1. 2-19	Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6} Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の浸出試験結果 (試験期間:112 時間)	3-45
表 3. 1. 2-20	EDS 分析による Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の 元素比 (「試験後」は表 3. 1. 2-17 (d) の試料) . . .	3-47

表 3. 1. 2-21	EDS 分析による $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の 元素比(表 3. 1. 2-18 の試料)	3-48
表 3. 1. 2-22	$Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 330 時間後)	3-49
表 3. 1. 2-23	$Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 1034 時間後)	3-50
表 3. 1. 2-24	$Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 333 時間後)	3-51
表 3. 1. 2-25	$Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 811 時間後)	3-51
表 3. 1. 2-26	EDS 分析による $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末の 元素比(表 3. 1. 2-23 の 60°C 塩水試料)	3-52
表 3. 1. 2-27	EDS 分析による $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 粉末の 元素比(表 3. 1. 2-25 の 60°C 塩水試料)	3-53
表 3. 1. 2-28	$Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 112 時間後)	3-54
表 3. 1. 2-29	EDS 分析による $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 粉末の元素比(表 3. 1. 2-28 の 60°C 試料)	3-55
表 3. 1. 2-30	$Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 112 時間後)	3-57
表 3. 1. 2-31	EDS 分析による $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ 粉末の元素比(表 3. 1. 2-30 の 60°C 試料)	3-59
表 3. 1. 3-1	種々の材料・鉱物に対するヨウ素の収着挙動についての文献調査結果	3-65
表 3. 2. 2-1	炭素鋼表面上の Fe 酸化物皮膜の生成条件と皮膜中 H_2O 拡散定数	3-71
表 3. 2. 2-2	湖沼等底泥試料	3-95
表 3. 2. 2-3	無機系選択培地 (MBRC 927 培地)	3-96
表 3. 2. 2-4	有機系選択培地 (VM-I 培地)	3-96
表 3. 2. 2-5	圧縮ベントナイト中から検出された DNA 量	3-104
表 3. 2. 3-1	直接処分第 1 次取りまとめにおけるパラメータ仮定値	3-109
表 3. 2. 3-2	スウェーデンのキャニスタ封入施設検討における対象使用済燃料	3-110
表 3. 2. 3-3	FGR の計算において設定した計算ケース	3-111
表 3. 2. 3-4	SR-Site において設定された平均 IRF データセット	3-113
表 3. 2. 3-5	処分が必要な使用済燃料のモデルインベントリ	3-114
表 3. 2. 3-6	スイスにおいて設定された代表的な IRF 設定値	3-115
表 3. 2. 3-7	スイスの燃料マトリクス of 溶解速度設定値	3-117
表 3. 2. 3-8	軽水炉使用済燃料の浸出試験結果から整理した ギャップ (Gap) および粒界 (GB) インベントリの割合	3-119
表 3. 2. 3-9	ギャップ および粒界インベントリ割合から推定される燃焼度毎の IRF	3-119
表 3. 2. 3-10	使用済燃料の最短溶解期間の推定値	3-121
表 3. 2. 3-11	スイスのモデルにおける入力項目	3-127
表 3. 2. 3-12	使用済燃料から放出される α 線出力エネルギーの計算結果	3-128
表 3. 2. 3-13	スイスのモデルを用いて直接処分第 1 次取りまとめにおける 放射線影響評価を行うために変更した入力項目	3-128

表 3.2.4-1	本検討で対象とした地質環境条件と設計オプションの組み合わせ一覧	3-135
表 3.2.4-2	C-14 および I-129 に関連する核種移行パラメータの設定値.....	3-141
表 3.2.4-3	処分容器寿命の感度解析結果.....	3-142
表 3.2.4-4	ニアフィールド環境時間的変遷による核種移行挙動への 影響に関する課題の整理.....	3-146
表 3.2.4-5	軟岩系の仮想的サイトにおける隆起・侵食を考慮した ストーリーボードの例（基本シナリオ）.....	3-164
表 4.1.2-1	データモデル全体に付与する属性データ（案）.....	4-3
表 4.1.2-2	属性データの抽出（案）の一部抜粋（地下施設）.....	4-4
表 4.1.2-3	属性データの付与方法.....	4-5
表 4.1.2-4	IFC フォーマットとソフトウェアとの連携の検証結果.....	4-7
表 4.1.3-1	ユーザ管理機能の入力情報.....	4-9
表 4.1.3-2	地層処分支援チームにおける役割分担案.....	4-10
表 4.1.4-1	統合モデルのデータ形式.....	4-12
表 4.1.4-2	地質データのファイル形式.....	4-13
表 4.1.4-3	地下施設のモニタリング項目例.....	4-14
表 4.1.5-1	事業段階と ISRE の活用方法.....	4-17
表 4.2.2-1	レファレンスとする使用済燃料の基本仕様.....	4-22
表 4.2.2-2	感度解析ケース.....	4-24
表 4.2.2-3	BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の基本条件.....	4-28
表 4.2.2-4	臨界解析条件.....	4-31
表 4.2.2-5	収容体数 12 体の場合における評価結果.....	4-33
表 4.2.2-6	遮へい計算における使用済燃料の仕様および解析条件.....	4-35
表 4.2.2-7	処分容器内（燃料部）の 放射線フラックス評価結果（ γ 線フラックス）...	4-39
表 4.2.2-8	処分容器内（燃料部）の 放射線フラックス評価結果（中性子フラックス）...	4-39
表 4.2.2-9	処分容器内（処分容器部）の 放射線フラックス評価結果（ γ 線フラックス）...	4-39
表 4.2.2-10	処分容器内（処分容器部）の 放射線フラックス評価結果（中性子フラックス）...	4-39
表 4.2.2-11	解析条件.....	4-44

表 4.2.2-12	解析手法と許容応力などの評価規格	4-44
表 4.2.2-13	処分容器の構造解析結果のまとめ	4-48
表 4.2.2-14	解析ケース	4-50
表 4.2.2-15	解析で用いる物性	4-52
表 4.2.2-16	炭素鋼処分容器の各解析条件における緩衝材の最高温度	4-54
表 4.2.2-17	処分容器の腐食代の材質に応じた緩衝材の最高温度	4-56
表 4.2.2-18	処分容器の仕様	4-57
表 4.2.2-19	複合処分容器の構造検討で考慮すべき事項	4-58
表 4.2.2-20	内外層間の隙間量試算	4-60
表 4.2.2-21	内層の製作方法検討結果	4-62
表 4.2.2-22	外層の製作方法検討結果	4-63
表 4.2.2-23	複合処分容器の内層胴と外層胴の組立方法検討結果	4-64
表 4.2.2-24	内部欠陥の検出方法の比較	4-65
表 4.2.2-25	複合処分容器の製作面における課題と今後の対応案	4-66
表 4.2.2-26	廃棄体や処分施設に求められる設計要件と安全評価項目	4-68
表 4.2.2-27	操業において廃棄体や処分施設が考慮すべき設計要件	4-69
表 4.2.2-28	使用済燃料集合体の健全性に及ぼす影響因子の調査・検討結果	4-71
表 4.2.2-29	処分施設(地上施設)におけるハンドリングプロセス	4-73
表 4.2.2-30	解析条件	4-74
表 4.2.2-31	廃棄体落下対策と課題	4-76
表 4.2.2-32	操業の観点から抽出した設計要件に対する課題と今後の対応案	4-77
表 4.2.3-1	緩衝材の設計要件	4-78
表 4.2.3-2	考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法	4-80
表 4.2.3-3	ガラス固化体と使用済燃料直接処分用処分容器での 5 万年後の銅の最大腐食深さの算出	4-87
表 4.2.3-4	腐食膨張率の算出	4-88
表 4.2.3-5	緩衝材の物性値	4-88
表 4.2.3-6	軟岩系岩盤の物性値(処分深度 500m)	4-89
表 4.2.3-7	支保工(高強度吹付けコンクリート)の物性値	4-89
表 4.2.3-8	間隙流体の物性値	4-90
表 4.2.3-9	処分容器の物性値	4-90
表 4.2.3-10	取得物性値(解析パラメータ)	4-105
表 4.2.3-11	圧密試験に使用する緩衝材の仕様	4-105
表 4.2.3-12	試験ケース	4-106
表 4.2.3-13	载荷条件	4-106
表 4.2.3-14	試験装置	4-107
表 4.2.3-15	試験実施スケジュール	4-107

表 4.2.4-1	対象とする搬送・定置設備の範囲と構成装置	4-113
表 4.2.4-2	装置を構成する機能一覧	4-114
表 4.2.4-3	各搬送・定置装置に関わる技術オプションの例	4-115
表 4.2.4-4	搬送・定置設備の機能、技術オプションと適用候補先装置	4-116
表 4.2.4-5	技術オプションシートの例（無軌条タイヤ）	4-117
表 4.2.4-6	搬送・定置設備に関わる技術オプションの利害得失による 特徴整理の視点	4-119
表 4.2.4-7	技術オプションの利害得失による特徴整理表例 （走行機能；無軌条タイヤ）	4-121
表 4.2.4-8	PEM 容器の設計要件	4-125
表 4.2.4-9	PEM 容器仕様の設定	4-125
表 4.2.4-10	緩衝材の化学組成	4-127
表 4.2.4-11	使用済燃料ガンマ線線源強度	4-128
表 4.2.4-12	使用済燃料中性子線線源強度	4-128
表 4.2.4-13	PEM 容器の遮へい解析結果	4-130
表 4.2.4-14	PEM 容器表面及び 1 m 位置での線量率	4-130
表 4.2.4-15	有効性評価の指標の設定例 （処分坑道 PEM 搬送・定置装置 把持機能）	4-132
表 4.2.4-16	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能の技術オプションの評価	4-133
表 4.2.4-17	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の候補技術の抽出結果	4-134
表 4.2.4-18	有効性評価指標の設定例（連絡・主要坑道 PEM 搬送装置 走行機能）	4-135
表 4.2.4-19	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の走行機能の技術オプションの評価	4-136
表 4.2.4-20	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の各機能の候補技術の抽出結果	4-137
表 4.2.4-21	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の技術設定	4-137
表 4.2.4-22	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様	4-138
表 4.2.4-23	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の各機能の技術設定	4-139
表 4.2.4-24	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概略仕様	4-139
表 4.2.4-25	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の実現可能性の評価結果	4-142
表 4.2.4-26	連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の実現可能性の評価結果	4-143
表 4.2.4-27	複合処分容器を対象とした場合の搬送・定置設備への影響評価	4-144
表 4.2.4-28	搬送・定置設備に関わる課題と今後の対策	4-145
表 4.2.5-1	岩盤モデルの概説	4-147
表 4.2.5-2	地質別トンネル比湧水量一覧	4-150
表 4.2.5-3	一般トンネルにおける湧水対策	4-151
表 4.2.5-4	パネル坑道長算定結果	4-156
表 4.2.5-5	連絡坑道長算定結果	4-157

表 4.2.7-2	封じ込め・監視(C/S)技術.....	4-206
表 4.2.7-3	使用済燃料の再検認技術.....	4-208
表 4.2.7-4	地下部分の設計情報検認技術.....	4-210
表 4.2.8-1	SWAT3.1の核種組成予測精度.....	4-225
表 4.2.8-2	核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響.....	4-225
表 4.2.8-3	燃焼計算時のパラメータの設定.....	4-226
表 4.2.8-4	燃焼履歴による実効増倍率への影響.....	4-226
表 4.2.8-5	燃焼度分布による実効増倍率への影響.....	4-228
表 4.2.8-6	種々のパラメータによる実効増倍率の影響.....	4-229
表 4.2.8-7	臨界実験シリーズの概要.....	4-232
表 4.2.8-8	MVP-2.0およびJENDL-4.0による臨界実験の解析結果.....	4-233
表 4.2.8-9	中性子吸収材を装荷したPWR燃料集合体無限配列体系の中性子増倍率	4-236
表 4.2.8-10	核データ間の相違による実効増倍率への影響.....	4-237
表 5.2-1	第1次取りまとめドラフトの目次構成.....	5-2
表 5.2-2	国内の専門家による直接処分第1次取りまとめドラフトに関する レビュー会合での主要な議論への対応.....	5-4

1. はじめに

1.1 背景と目的

東北地方太平洋沖地震やこれに起因する原子力事故を契機として、今後のわが国のエネルギーシステムをより安全性とセキュリティ性の高いものとしていくことが国家的な重要課題となっている。長期的に安定なエネルギーシステムを構築していく上で、原子力の利用にあたっては、シビアアクシデント対策などより高い安全性と核セキュリティの確保を図るとともに、将来のエネルギー政策や世界のエネルギー情勢などに柔軟に対応可能な技術基盤を整備しておくことが不可欠である。従来わが国では資源の有効利用を目的として全量を再処理し、発生する高レベル放射性廃液をガラス固化体として最終処分することを基本方針として研究開発を実施してきた。しかしながら、原子力利用における柔軟性を確保しつつ今後のバックエンド対策を着実に進めていくためには、これまでに蓄積されてきたガラス固化体の処分に関する技術的知見や諸外国における直接処分に関する技術的知見を利用し、わが国における使用済燃料の直接処分について技術的な検討を行っておくことが必要である。

本事業における技術開発では、わが国において使用済燃料の直接処分が技術的な合理性をもって実現できることを示すために、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえ、考えられる処分場施設の設計・性能評価技術の開発を実施する。技術開発は、国内外の専門家のレビューなどを通じて技術的な信頼性を確認しつつ進め、処分場施設の設計・性能評価技術に関する開発成果を体系的に取りまとめることにより、我が国における使用済燃料の直接処分のための処分場施設の設計・性能評価に関する技術的基盤を提供する。

1.2 本事業の全体計画

本事業は、使用済燃料直接処分技術開発に関する経済産業省資源エネルギー庁（以下、「資源エネルギー庁」）からの受託事業（平成 26 年度地層処分技術調査等事業（使用済燃料直接処分技術開発））であり、事業期間（H25-29 年度）において、適宜外部専門家などのレビューを受け技術的信頼性を確保しつつ技術開発を進める。ガラス固化体や TRU 廃棄物に関する地層処分技術の開発に倣い、技術開発成果を体系的に取りまとめ、総合的な地層処分システム（将来的にはガラス固化体、TRU 廃棄物、福島事故デブリなどの他の廃棄物との共処分も考慮に入れる）の設計検討／安全評価を段階的に試行することを通して、直接処分の技術的成立性を見通しを示すとともにその技術的信頼性を向上させる。技術開発にあたっては、ガラス固化体や TRU 廃棄物の処分に関する国内外の最新の知見および H24 年度までに実施した資源エネルギー庁の事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」などの成果を活用する。また、本事業と並行して実施している他の資源エネルギー庁の事業、「処分システム評価確証技術開発」、「地質環境長期安定性評価確証技術開発」、「セメント材料影響評価技術高度化開発」（H26 年度まで）などと連携する。技術開発の成果は、将来世代が最良の処分方法を選択するための議論や福島原子力発電所の使用済燃料やデブリの処分場施設の設計検討などに資することを想定する。本事業では、特に、わが国の諸条件を考慮して検討を行っておくことが重要と考えられる課題に注力して技術開発を行う。また、処分する使用済燃料な

どの特性（核種インベントリ・発熱量の変化など）に大きな影響を及ぼす可能性のある中間貯蔵の方法や期間との関係に留意する。

上記にもとづき、本事業では以下の事業項目を設定し、使用済燃料直接処分のための処分場施設の設計に関する技術開発を実施する。

- ・ 全体計画（5 ヶ年）の見直し
- ・ 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化
- ・ 直接処分施設設計の概念構築
- ・ 包括的取りまとめ報告書の作成を見据えた情報整理

(1)全体計画（5 ヶ年）の見直し

本事業の研究開発の成果は、独立行政法人日本原子力研究開発機構（以下、「原子力機構」という）が運営費交付金で実施する使用済燃料の直接処分の研究開発成果も踏まえて、直接処分の実現可能性の見通しを提示する取りまとめ報告書（直接処分第1次取りまとめ）や技術的信頼性を例示する包括的な取りまとめ報告書（直接処分第2次取りまとめ）として体系的に取りまとめられ、全体計画（5 ヶ年）の計画期間において、段階的に使用済燃料の直接処分に関する技術的信頼性が高められることとされている（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）。

研究を進めるにあたっては、こうした段階的に作成される包括的な報告書の目的を念頭におき、平成25年度に直接処分第1次取りまとめに向けて実施された使用済燃料の特徴や新しい科学的知見などの調査結果と、設計・性能評価の試行から得られた課題などを踏まえ、今後予定している直接処分第2次取りまとめの作成に向けて、全体計画の見直しを行う。

直接処分第1次取りまとめに向けた設計・性能評価においては、地質環境条件や処分概念の範囲を限定して作業を進めたが、直接処分第2次取りまとめに向けては、わが国の幅広い地質環境条件を考慮して、これらの範囲を拡大していくとともに、残された課題を明確にしつつ研究における段階目標の設定を行う。また、後述するように、外部専門家などからなる評価委員会を設置して、研究計画や成果について評価を行うとともに、地層処分基盤研究開発調整会議に組織される予定であるタスクフォース（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）において、研究の進捗などの確認、他の事業の最新の成果の反映などを行い、適宜計画を最適なものとなるように見直していく。

(2)使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発 および閉じ込め性能評価手法の高度化

本技術開発項目については、2つの技術開発項目（「先進的な材料の開発」、「閉じ込め性能評価手法の高度化」）に分けて実施する。

1)先進的な材料の開発

処分容器材料、処分容器内部充填材、緩衝材、埋め戻し材について、わが国の地下水水質などの地質環境条件を考慮しても長期の閉じ込め性を担保できるか否かを確認するとともに、より有効な新材料の開発・適用性についても検討を進める必要がある。また、廃棄体から発生される高い放射線や発熱が、処分システムの安全性に与える影響や設計に対する制約条件

を緩和するという観点から、処分容器や緩衝材などとして使用可能な新材料の有効性について検討・確認することが必要である。このような観点から、本技術開発項目については、以下に示すような新材料に期待する性能について、わが国および諸外国における調査結果を踏まえて、安全性、経済性、技術的実現性などに関する検討を基礎試験も含めて実施することにより、人工バリア材料としての適合性に関する知見の総合的な整備と次段階の研究計画の策定に資する。

- 処分容器：耐食性向上など
- 処分容器内部充填材：放射線遮へい、中性子吸収など
- 緩衝材：高吸着性、高熱伝導性など
- 埋め戻し材：止水性向上など

人工バリアである処分容器（遮へい性や耐食性の高い材料で作られた使用済燃料を封入する容器）や緩衝材（処分容器と岩盤の間に敷設する止水性や核種の収着性を高めた材料）、埋め戻し材などに関し、安全かつ効率的、経済的に直接処分することができる新材料の開発を行う。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の劣化およびそれに起因して生じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響などに対してわが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明により不確実性を低減し、より現実的な閉じ込め性能評価手法を構築することによって、これまで保守的に見積もってきた閉じ込め性能をより適正に評価し、より高度なバリア機能を期待できる可能性がある。たとえば、処分容器材料の腐食機構を解明、モデル化することにより、経時的な腐食速度の低下を考慮した腐食量評価に基づいて寿命を推定できる可能性がある。また、燃料集合体に対して溶解や劣化挙動の理解にもとづき閉じ込め性能を適正に評価することによって、燃料中や金属中の放射性核種の放出速度などに関するモデル／パラメータについてより現実的な安全評価上の設定が可能となることが期待できる。このような観点から、人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の材料を対象に腐食、劣化や変質に関する現象、メカニズム、影響因子の作用などを解明するとともに、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに対応可能な多重バリアシステムや構成要素に対する新たな長期挙動の評価手法、従来の評価手法の高度化などに資するための知見の整備を行う。

(3) 直接処分施設設計の概念構築

本技術開発項目については、2つの技術開発項目（「処分施設の設計支援システムの構築」、
「処分施設の設計検討」）に分けて実施する。

1) 処分施設の設計支援システムの構築

使用済燃料の廃棄体を対象とした処分施設を設計する上では、ガラス固化体とは異なる廃棄体の形状、寸法、重量、放射線量などの特性を考慮する必要がある。たとえば、搬送・定置設備に関しては、廃棄体の形状、寸法、重量による制約条件を踏まえて把持機構や定置機構などが設計され、放射線被ばく防止の観点から設備の放射線遮蔽機構や運用機構（遠隔操

作性)などが設計される。これらにより、搬送・定置設備の外観、必要空間などの基本仕様が決まることになる。一方、実際に地下施設を建設するためには、搬送・定置設備の基本仕様から要求される空間を考慮するとともに、地下施設が建設される地質環境条件(岩盤物性、初期地圧、水理・地質特性など)に応じて適切な設計を行う必要がある。仮に、ある地質環境条件において現実的な支保工構造(たとえば、支保工厚さ 50cm 以内)で坑道空間を施工できない場合、搬送・定置設備の外観を小さくすべく再設計が必要となる。以上のように、搬送・定置設備の設計と処分施設の設計は密接に関連しており、設計に関わる情報のやりとりにおいて、各々の設計データ情報を共有することが出来れば、処分施設の設計を効率的かつ効果的に行うことができる。

このような観点から、本技術開発項目については、使用済燃料の直接処分に関して、設計や安全評価の前提条件となる地質環境情報、設計・安全評価・建設・操業・維持管理・閉鎖などの各ステージにおいて利用される処分施設の寸法・形状、および処分施設の構成部材の材質・物性などの情報を効率的に利用できるように一元的に管理し、必要に応じてこれらの情報を用いて CAE 技術を利用しつつ、処分施設の設計、建設、維持管理計画および操業計画の策定などを可能とする設計支援システムを構築する。本設計支援システムの構築にあたっては、CIM (コンストラクション インフォメーション モデリング) の考え方を参考にする。CIM は、国土交通省が基準作りを進めている計画～設計～施工～維持管理までの建設事業全体を一括で管理するための概念であり、建築分野で導入が進んでいる BIM (ビルディング インフォメーション モデリング) を土木分野に拡張したものである。また、設計支援システムの開発においては、設計や安全評価の前提となる地質環境情報の設定・管理に関する支援システムとして、原子力機構が資源エネルギー庁から平成 19 年度～平成 24 年度にかけて受託した公募事業「地質環境総合評価技術高度化開発」で開発・整備した「次世代型サイト特性調査情報統合システム」(以下、「ISIS」という)や「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」において開発整備した、知識工学的手法を用いた性能評価手法との連携を図る。

CIM の概念を取り入れて処分施設の設計支援システムを構築することにより、地下施設を配置する地層についての地質・地質構造モデル、地下施設の解析モデル(メッシュ)、搬送・定置設備の設計モデルなどの三次元モデルに時間、材料、材質、コストなどの各種属性データを付与したデータモデルとして、処分施設の設計における各検討項目間でのデータ共有を可能とする。また、設計支援システムと ISIS および知識工学的手法を用いた性能評価手法との連携を図ることにより、設計や安全評価の前提となる地質環境情報の品質を向上させる。たとえば、ある地質環境情報に基づく搬送・定置設備の必要空間と整合する地下施設の設計の段階的詳細化にみられるように、設計検討の進展に応じて変化する様々な条件やデータモデルの更新を反映した設計や性能評価解析を整合的、効率的かつ効果的に行うことを可能とする。なお、本技術開発項目で開発する設計支援システムは、上記 ISIS や知識工学的手法を用いた性能評価手法との連携を図ることにより、処分施設の設計検討や安全評価、処分施設を設置する地質環境のモデル化を視覚的に行えるシミュレーションシステムとすることを目指しており、社会・国民に対しても地層処分を分かりやすく説明するための有効なツールになり得るよう開発を進める。

2) 処分施設の設計検討

本技術開発項目においては、使用済燃料の直接処分のための処分施設の概念設計を行う。概念設計の対象とする施設・設備は、使用済燃料に適用する人工バリアを構成する廃棄体および緩衝材などを搬送・定置するための設備、搬送・定置設備の外形や必要空間と整合するアクセス坑道や処分坑道からなる地下施設、および使用済燃料の封入施設などの地上施設とする。また、使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々なオプション（操業中および閉鎖後管理段階の保障措置および核セキュリティ対策、回収可能性の維持など）の方策についても調査・検討を行う。

①搬送・定置設備の概念設計

使用済燃料に適用する人工バリアを構成する廃棄体および緩衝材の搬送・定置設備の概念設計を行う。ここでは、搬送・定置設備の設計の前提条件設定として、廃棄体および緩衝材の設計を行い、その成果を搬送・定置設備の設計に反映する。使用済燃料の形態から、廃棄体はガラス固化体よりも長尺となり重量も数十トンと重くなる。また、ガラス固化体と比較して放射線量も高くなることから、廃棄体の搬送・定置設備はより高度な放射線遮蔽機能が求められる。これら、使用済燃料の廃棄体特性に適用する廃棄体の搬送・定置設備の概念設計を行う。廃棄体の定置時には廃棄体が暴露し、高い放射線にさらされることから、搬送・定置設備の操作は遠隔操作を基本とする。緩衝材の搬送・定置設備は、放射線遮蔽機能は必要ではないものの、廃棄体定置後の処分坑道への緩衝材の定置が必要であることから、この設備の操作も遠隔操作を基本とする。人工バリアの定置方式については、縦置き方式および横置き方式が考えられることから、両方式に対応した搬送・定置設備の概念設計を行う。これらの概念設計に必要な把持機構、定置機構といった枢要機構に対する適用性確認試験を必要に応じて行う。なお、搬送・定置設備のトラブル時の対処についても予め考慮しておくことが必要となることから、設備の故障などの不具合への対応についても検討する。搬送・定置設備の外形および定置機構の稼働範囲は、地下施設の概念設計における必要空間となることから、1)で構築する設計支援システムに係る情報を活用して搬送・定置設備の概念設計を行う。このため、設備設計に用いるデータモデルは、設計支援システムのデータモデル仕様に準ずることとする。

②地下施設の概念設計

地質環境条件事例としての岩盤の力学特性、初期地圧、水理・地質特性などを設定し、使用済燃料の直接処分のための搬送・定置設備と整合する地下施設の概念設計を行う。人工バリアを地下に適切に構築するための定置方式や搬送・定置設備の仕様によって、必要となる地下空間の大きさが異なることから、人工バリアの構築手法に適合する地下施設の概念を設計する。また、地下施設は使用目的の異なる坑道（アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分坑道など）からなる坑道群で構成され、多くの坑道交差部が存在することから、これらの坑道および坑道交差部の空洞安定性について解析・評価し、概念設計に反映する。なお、地下施設の概念設計においては、現実的な施工方法と整合を図るため、施工方法を再現する掘削手順や支保工打設の工程などを考慮する。これにより、より現実的な地下施設の概念設計を可能とする。また、地下施設の建設時においては突発的な湧水なども考えられることから、

地下施設の建設に必要となる対策工についても検討を行う。これらの設計行為においては、原子力機構が瑞浪および幌延において実施した地下施設（立坑、水平坑道など）の設計／施工についての実績も踏まえることにより、その信頼性を向上させる。地下施設に求められる地下空間の形状・寸法は、搬送・定置設備の稼働のための必要空間となることから、1)で構築する設計支援システムを活用して地下施設の概念設計を行う。このため、地下施設の概念設計に用いるデータモデルは、設計支援システムのデータモデル仕様に適合したものとする。

③地上施設の概念設計

地上施設は、使用済燃料を受入れ、必要な確認を行った上で処分容器への封入を行い、封入部の検査を経て地下施設への払出しを行うための施設である。これら一連の工程を考慮すると、地上施設を構成する設備としては、使用済燃料の受入れ設備、使用済燃料の一時保管設備、使用済燃料の処分容器への封入設備、封入した処分容器の検査設備、一時保管設備および払出し設備などが考えられる。上記工程に対応した機能を有するこれらの設備で構成される地上施設の概念設計を行う。概念設計においては、使用済燃料の特殊性（放射線量、温度環境などの条件）を考慮し、必要な作業工程は遠隔操作で行うことを基本とする。

④直接処分方策に関する調査・検討

使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々なオプションとして、多様な使用済燃料集合体を考慮した操業中および閉鎖後管理段階の保障措置および核セキュリティ対策、回収可能性、モニタリング、モラトリアムの考え方、処分までの貯蔵場所、貯蔵方法、貯蔵（冷却）期間の維持などが考えられ、これらに対する方策について事前に検討しておくことは現段階における重要な課題である。

したがって、処分施設の概念設計を行う現段階において、上記オプションの考え方や方策などについて、直接処分で行っているスウェーデン、フィンランドなど諸外国の事例を調査・分析し、得られた成果・情報をセーフティケースの概念を念頭に置き体系的に整理するとともに、将来の処分施設の実施設に反映できるように知識ベースとして整備する。知識ベースとしての整備にあたっては、原子力機構が資源エネルギー庁から平成19年度～平成24年度にかけて受託した公募事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」において開発し、国内外の処分概念の概要、人工バリアなどの構成要素の詳細、研究の進展による変遷過程などについて調査・分析した結果を取りまとめた「処分概念データベース」を拡充整備することにより進める。

⑤処分容器の設計における臨界安全に関する検討

使用済燃料の直接処分を行う際には、超長期の時間経過に伴う処分容器の劣化による形状などの変化を無視することはできない。その場合、燃料やその周辺の条件は想定以上に変わらないという、通常の臨界安全管理では担保されている要件を満たすことができなくなる。ここでは、未臨界性を担保するための処分容器の設計を行うことを目的とし、以下の項目について検討を進める。

- ・ 処分容器の一部に中性子毒物を適用する可能性を検討し、超長期にわたって燃料と共存することが担保できる吸収体として使用可能な材料があるかを検討する。
- ・ 臨界安全評価において、燃料の燃焼に伴う反応度低下を考慮する燃焼度クレジット

(BUC) の導入が必要と判断される場合、BUC を考慮した基本設計燃料収容容器の設計に基づく臨界安全評価モデルの構築に必要な、最適減速モデルの作成、および、中性子増倍率を低減するために中性子毒物を使用する場合にはその仕様の検討などを行う。また、臨界安全ベンチマーク実験データ ICSBEP の調査によって、処分容器設計時に利用する臨界計算コードの精度評価に使用する事が適切な実験データの抽出と代表性評価を行い、未臨界を判断するための中性子増倍率の基準値の設定に関する検討を行う。

- ・ BUC 導入時に使用する燃焼計算コードの計算精度の確認と、その計算誤差が臨界安全評価に与える影響の評価を行う。この中では、燃焼計算における詳細な照射履歴による影響、燃焼度の軸方向分布の影響なども調査し、特に、BWR 燃料の燃焼計算において考慮が必要となるボイド率の影響を検討する。わが国の BUC 導入ガイド原案では、通常の再処理、輸送、貯蔵時に考慮して良い核種が選定されているが、直接処分において考慮して良い核種の選定は改めて行う必要があるため、特に、上記の燃焼度クレジット導入ガイド原案で考慮して良い核種には含まれていない Np-237 に着目して検討を行う。
- ・ 通常の臨界安全評価では、反射体として水を想定するケースが多いが、直接処分の場合、廃棄体周辺には緩衝材や岩盤が存在することから、ここでは、これらを構成する物質を対象として、反射体効果の検証を行う。
- ・ 設計を超える事態の影響評価を行う必要性について検討を行う。

(4) 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）に記載されているわが国における使用済燃料直接処分の実現可能性の見通しを提示する取りまとめ報告書（直接処分第 1 次取りまとめ）、技術的信頼性を例示する包括的取りまとめ報告書（直接処分第 2 次取りまとめ）を以下のスケジュールに沿って遅滞なく策定できるよう、本事業による研究開発成果および原子力機構が運営費交付金で実施する使用済燃料の直接処分の研究開発成果に関する情報を体系的に整理する。

- ・ 当面の 1 ヶ年（平成 25 年度までを目処）：使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しおよびその課題を第 1 次取りまとめとして提示
- ・ 当面の 3 ヶ年（平成 27 年度までを目処）：第 2 次取りまとめ（レビュー版）の提示
- ・ 当面の 5 ヶ年（平成 29 年度までを目処）：第 2 次取りまとめ（最終版）の提示

上記の包括的取りまとめのための体系的な情報整理にあたっては、その品質を確保するために、国内外の専門家によるレビューを受けるものとする。

なお、体系的な情報整理を基盤として取りまとめられる包括的取りまとめ報告書に記載される本事業や原子力機構が運営費交付金による基盤研究開発の成果については、学校における特別授業や一般の方々も対象としたシンポジウムでの研究成果の講演・説明などの社会・国民に対して分かりやすく説明する活動（国民との科学・技術対話）を通して積極的な情報発信に取り組むこととする。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施にあたり、国内外の関係機関や大学などとの間で情報交換などを実施し、関連技術などについての最新情報を入手するとともに、成果の普及に努める。

また、外部の専門家・有識者などで構成される委員会を設置し、研究計画、実施方法、結果の評価などに関する審議・検討を行い、成果報告書を取りまとめる。

1.3 本年度の実施内容

(1) 全体計画（5 ヶ年）の見直し

平成 25 年度に直接処分第 1 次取りまとめに向けて実施された使用済燃料の特徴や新しい科学的知見などの調査結果と、設計・性能評価の試行から得られた課題などを踏まえ、平成 27 年度の直接処分第 2 次取りまとめドラフト作成に向けて、全体計画の見直しを行う。直接処分第 1 次取りまとめに向けた設計・性能評価においては、地質環境条件や処分概念の範囲を限定して作業を進めたが、わが国の幅広い地質環境条件を考慮して、これらの範囲を拡大していくとともに、残された課題を明確にしつつ研究における段階目標の設定を行う。

(2) 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発

および閉じ込め性能評価手法の高度化

1) 先進的な材料の開発

平成 25 年度に提示された候補材料を対象に、物理化学的な基本特性を整理し、既存の材料との比較、特徴の整理を行うとともに、容器材料としての適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討する。また、緩衝材、埋め戻し材など他のバリア材料についても、機能や性能向上に関する既往の研究開発事例や国内外における新材料開発などの現状を整理する。また、その結果に基づいて新材料となりうる材料の適用可能性、適用にあたっての課題を整理する。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

処分容器など人工バリアを構成する金属材料を対象に、使用済燃料の直接処分を想定した深部地下環境における腐食現象の理解やメカニズム解明および耐食性向上のための試験、文献調査などを実施する。また、燃料集合体（燃料・金属）からの瞬時放出、長期溶解を含むソースターム評価のためのモデル・パラメータ、および放射線影響などの不確実性要因に関する調査、解析、データベースの整備を実施する。さらに、地下水水質、微生物など環境因子の影響についても、使用済燃料の直接処分を想定した条件での閉じ込め機能への影響評価、影響緩和のための工学的対策などの観点から知見を整備するとともに、直接処分システムの性能に関して、種々の不確実性を考慮しつつ安全評価シナリオに基づく包括的な性能確認解析を行うことにより、多重バリアの閉じ込め性能に対して重要な因子や現象を抽出する。

(3) 直接処分施設設計の概念構築

1) 処分施設の設計支援システムの構築

平成 25 年度の検討において示された開発工程に基づいて、設計支援システムのプロトタイプの構築に向けて、ISIS や性能評価支援システムも含めたユーザーインターフェースやデータベース機能などの設計・開発に着手する。設計支援システムの開発にあたっては、設計支援システムの機能や役割が利用者のニーズに合うように、常に関係者で情報共有を行いなが

ら進める。

2) 処分施設の設計検討

①搬送・定置設備の概念設計

長半減期の放射性核種（たとえば、C-14）の閉じ込め機能を持たせた処分容器として、炭素鋼材料を銅材料で覆う仕様とする複合処分容器に対応する搬送・定置設備の実現可能性について検討を行う。処分容器については、複合処分容器に仕様が変わることを考慮し、臨界、遮蔽、熱、および構造設計を行い、その構造や寸法などを設定する。また、処分容器と緩衝材で構成される人工バリアを予め一つのパッケージに組み込んだ PEM(Prefabricated EBS Module)方式における容器の設計を行い、横置き方式を対象とした PEM 方式の搬送・定置設備の実現可能性について検討を行う。緩衝材についても複合処分容器を対象として、沈下、腐食膨張、岩盤クリープ、それらを組合せた複合評価の解析を進め、厚みなどを設定する。これらの検討を通じて抽出される課題および課題解決策を提示する。

②地下施設の概念設計

掘削土量の削減などに寄与する合理的な支保工材料の選定のための基礎物性の取得を行う。また、複合処分容器および PEM 方式に対応する搬送・定置設備の情報を加味しつつ、これと整合する地下施設の概略設計を行う。

③地上施設の概念設計

複合処分容器を対象として封入施設の実現可能性について検討を行う。また、複合処分容器に対して設計要件の確認を行う。これらの検討を通じて抽出された課題および課題解決策を提示する。

④直接処分方策に関する調査・検討

国際会議や施設訪問を通じて諸外国の関係者から使用済燃料の直接処分に適用する保障措置および核セキュリティシステムの概念検討の現状についてヒアリングを行う。これらの成果にもとづき、必要な保障措置、核セキュリティ上の要件、処分場設計に反映すべき項目の整理、保障措置実施方策、核セキュリティ確保のための実施方策について検討を行う。また、平成 25 年度に実施した諸外国の使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる直接処分方策に関する様々なオプションの調査・検討の結果などにもとづき、わが国の直接処分の概念構築や施設設計するにあたって考慮すべき要件と課題について調査検討し、情報整理を行うとともに「処分概念データベース」の拡充を継続する。

⑤処分容器の設計における臨界安全に関する検討

BUC を導入した臨界安全評価で必要とされる、燃焼計算の誤差、燃料集合体の燃焼度分布、及び燃焼履歴による中性子増倍率への影響評価を行う。また、使用済燃料を対象とした臨界安全評価に用いる計算コードの精度確認において、適用可能な臨界実験データの調査・抽出を行う。また、処分容器の一部に中性子毒物を用いる可能性について、材料の観点から調査・検討を行う。さらに、処分容器周辺の緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果に関する検討及び関連した国際ベンチマーク問題の実施に着手する。

(4) 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

平成 25 年度に国内外の専門家によるレビューを実施した本事業の研究開発成果および原子力機構が運営費交付金で実施した研究開発成果を統合した「直接処分第 1 次取りまとめ」について、国内外の専門家による評価を受け、同報告書の品質を向上させる。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施にあたり、国内外の関係機関や大学などとの間で情報交換などを実施し、関連技術などについての最新情報を入手するとともに、成果の普及に努める。また、外部の専門家・有識者などで構成される委員会を設置し、研究計画、実施方法、研究成果などに関する審議・評価を実施する。

【参考文献】

地層処分基盤研究開発調整会議（2013）：地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）2013 年 3 月.

2. 直接処分研究開発に関する全体計画（5 ヶ年）の見直し

本事業の研究開発の成果は、本事業の枠外で実施する使用済燃料の直接処分の研究開発成果も踏まえて、直接処分の実現可能性の見通しを提示する取りまとめ報告書（第1次取りまとめ）や技術的信頼性を例示する包括的な取りまとめ報告書（第2次取りまとめ）として体系的に取りまとめられることとなっている。これらの技術的取りまとめをマイルストーンとして、平成25年度から平成29年度の5 ヶ年における研究開発計画の展開と、研究計画が策定されている（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）。

平成25年度は、原子力機構において、本事業および文部科学省からの運営費交付金に基づき、使用済燃料直接処分に関する研究開発に着手するとともに、直接処分の実現可能性の見通しを提示する包括的取りまとめ報告書（第1次取りまとめ）の作成を進め、平成25年度末にはドラフトとしてまとめた。平成26年度は、国内外の専門家によるドラフトのレビューを進めた。また、第1次取りまとめは、今後の課題を抽出することを目的のひとつとしていることから、第1次取りまとめにおいて実施した予備的設計・安全評価を通じて抽出した課題について、レビュー等を通じてその対応策についての議論を進めた。

本章では、これらの過程から抽出された課題を取りまとめ、これらの課題ごとに対応方針を策定するとともに、段階的な取り組みとして平成26年度の取り組みを明らかにして取りまとめた。

2.1 課題の抽出と分類

第1次取りまとめでは、第2次取りまとめに向けた検討の起点となるように設定した限られた前提条件において、予備的な処分場の設計と、リスク論的な考え方の基軸となる基本シナリオに焦点を当てて安全評価を行った。したがって、今後、第2次取りまとめに向けては、第1次取りまとめでは限定的であった前提条件や検討対象をより包括的なものに拡張していく観点と、設計・安全評価の前提となる個別の現象理解、設計・安全評価手法の高度化といった詳細化の観点の両方が必要である。これらは、使用済燃料の地層処分に特有なもののみではなく、ガラス固化体やTRU 廃棄物と共通的な重要テーマも多い。そのため、直接処分第2次取りまとめに向けた課題を以下の3つの観点で整理することとした。

1. 第1次取りまとめにおける予備的な検討をより包括的なものとするための課題
2. 使用済燃料に特有の課題
3. ガラス固化体・TRU 廃棄物と共通の課題

ここでは、これらのうち、1. および 2. について、課題と課題への取り組みについての具体化を進める。表 2.1-1 にこれらの課題を一覧する。

なお、3. の課題については、地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成25年度～平成29年度）（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）において、高レベル放射性廃棄物およびTRU 廃棄物の地層処分研究開発計画が策定されていることから、この計画に従って研究開発が進められることとなる。

表 2.1-1 使用済燃料直接処分技術開発第2次取りまとめに向けた課題

1. 直接処分第1次取りまとめにおける予備的な検討をより包括的なものとするための課題		a.前提条件の拡張: 地質環境条件の多様性の取扱い b.前提条件の拡張: 使用済燃料の多様性の取扱い c.安全評価のシナリオの拡充 d.様々な処分概念オプションの考慮 e.セーフティケースの検討支援			
1)工学技術に関する課題	(1)工学技術の全体的課題	a.保障措置、核セキュリティの要件に対応した地下施設の設計および建設・操業・閉鎖の概念や設備の検討 b.使用済燃料の発熱が大きいことによる、緩衝材制限温度などの設定の考え方の再検討の必要性			
	(2)地下施設の設計に関する課題	a)処分容器	a.燃焼度クレジットを考慮した臨界安全性評価の考え方、手法の整備 b.炉型、燃焼度、濃縮度など種々の使用済燃料の条件を想定した設計、最適化 c.C-14の閉じ込めを考慮したより長寿命の処分容器など代替処分容器の検討(耐食層への代替材料の適用)		
		b)坑道	a.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した坑道の設計		
	(3)設計された人工バリアの埋設後の挙動に関する課題	a.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮したTHMC連成解析による処分システムの環境条件の変遷に対する理解 b.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した廃棄体の沈下解析			
	(4)処分場の建設・操業・閉鎖に関する課題	a.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した搬送・定置設備および地上施設の設計			
2)使用済燃料に特有の課題	(1)安全評価シナリオに関する課題	a)シナリオ開発	a.使用済燃料の直接処分に特徴的なFEP、FEP間の相互作用、不確実性等の調査・整理		
			b)安全機能に影響を与える可能性のある現象	(a)使用済燃料の溶解/核種の溶出	a.放射線や地下水化学の影響等を含めた燃料溶解メカニズムの理解 b.燃料のタイプや照射履歴などに応じた使用済燃料の性状把握と、核種放出挙動との関係性の理解 c.燃料および放射化金属から放出されるC-14の化学形の理解 d.廃棄体(燃料、構造材)からの核種放出メカニズムの理解 e.構造材(特に被覆管)表面の酸化膜中でのC-14機構の理解
				(b)ガス生成/移行	a.使用済燃料からのガスの発生に関するメカニズムとその発生量の把握、および炉型の違い等の影響を考慮した変動幅や不確実性の評価 b.使用済燃料中のガスによる緩衝材の安全機能への影響や緩衝材中の核種押し出しの発生可能性などに関する評価 c.C-14およびRn-222などの放射性ガスに関する影響評価
				(c)放射線分解/放射線損傷	a.安全評価に及ぼす放射線影響の解析(調査) b.使用済MOX燃料、1F破損燃料等における放射線影響評価 c.使用済燃料の酸化溶解反応における局所反応および変質層生成の影響評価 d.水素ガスによる α 線影響の抑制効果に関するシミュレーション
			(d)臨界	a.ウランが容器外部へ移行し、母岩において析出するシナリオを対象とする臨界安全評価の実施 b.処分容器近傍および人工バリア近傍においてプルトニウムが蓄積するシナリオを対象とする臨界安全評価の実施	
	c)シナリオの記述	a.使用済燃料直接処分のFEPリストの網羅性に関する確認 b.使用済燃料を対象としたシナリオ(基本シナリオ、変動シナリオ、稀頻度シナリオ、人為シナリオ)の具体化、モデル開発、データ設定			
	(2)シナリオに基づく解析に関する課題	a)モデルとデータ	(a)インベントリ	a.わが国に存在する使用済燃料の特性(炉型、集合体仕様、燃焼度等)についての情報整理 b.今後の使用済燃料の発生に関するシナリオとそれに基づく発生量に関する仮定の設定 c.わが国で利用されている燃料集合体仕様等に基づいた、インベントリ計算の前提条件(構造材量、不純物組成等)の設定 d.炉内での燃焼の不均質性などを考慮した上で、評価の目的(e.g. 臨界評価、核種移行評価)に応じた、評価のための設定の簡略化、代表性の考え方の整理 e.燃料特性の多様性を考慮した、上記の調査・検討に基づいた、評価のためのインベントリ設定の方法論の整備とインベントリデータの設定	
			(b)評価対象核種の選定	a.使用済燃料を対象とした安全評価における評価対象核種の選定の考え方の提示とそれにに基づく核種の選定	
			(c)掘削影響領域通過流量	a.使用済燃料の廃棄体を対象とした坑道の設計、廃棄体設置方法(竖置き・横置き)や施工方法に対応した、掘削影響領域の設定、それらのバリエーションを考慮した通過流量の解析、設定	
			(d)生活圏核種移行モデル	a.使用済燃料の安全評価における重要核種(C-14など)を対象とした、地下水・地表水以外の環境媒体による移行を考慮した移行評価モデルの検討	
3. ガラス固化体・TRU廃棄物と共通の課題					

1. においては、今後の検討をより包括的なものとするために、第1次取りまとめでは限定的であった前提条件(地質環境条件、使用済燃料特性等)の多様性への対応について、設計・性能評価のそれぞれにおいて、わが国の特徴と評価上の重要性の視点を踏まえて検討を進めていくこと等が課題である。

2. については、工学技術に関する課題と安全評価に関する課題に大別し、さらにそれぞれについて、課題の細分化と構造化を行い、使用済燃料に特徴的な現象についての理解を深め

るとともに、それらの特徴に対応した設計および安全評価に必要と考えられる課題を抽出、整理している。

2.2 課題への対応方針と取り組み計画の策定

これらの課題に対して、「課題に対する対応方針」、「本年度(H26)の取り組み計画」を策定した。また、課題の前提となっている現状での到達点として「昨年度(H25)の取り組みと第1次取りまとめでの取扱い」との対応を示すとともに、本事業での実施項目および地層処分基盤研究開発調整会議において策定された全体計画（平成25年3月）（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）との対応関係を示し、一覧表に整理した（表2.2-1）。

なお、本事業計画との対応、および全体計画との対応については、それぞれの項目を表2.2-2および表2.2-3中に示しており、課題に番号を付して対応関係を示している。

今後、第2次取りまとめにおける到達点の具体化を図り、それに対応して次年度以降の年度展開、第2次取りまとめ以降を見据えて継続して取り組むべき課題の明確化を行い、基盤調整会議の枠組みでの全体計画の見直しに反映していく。

表 2.2-1 使用済燃料直接処分技術開発 第2次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 (1/5)

直接処分第2次取りまとめに向けた課題	課題に対する対応方針	本年度(H26)の取組み計画	昨年度(H25)の取組みと第1次取りまとめの取扱い	関連事項		
				本事業実施計画(表2.2-2)	全体計画研究開発課題(表2.2-3)	
1. 直接処分第1次取りまとめにおける予備的な検討をより包括的なものとするための課題	a. 前提条件の拡張: 地質環境条件の多様性の取扱い	ジェネリックな段階での検討であることを踏まえ、わが国の地質環境条件の多様性を考慮して、直接処分第1次取りまとめで取り扱わなかった地質環境条件(例えば、沿岸域処分や軟岩/堆積岩の想定)を考慮する。	(1)工学技術の検討 岩盤条件として軟岩を設定する。 (2)安全評価の検討 わが国の地質環境の長期的変動の整理に基づき、ジェネリックな段階での検討であることを踏まえつつ、地質環境条件の多様性として沿岸域を想定した地質環境条件を設定する。	H12 レポートのレファレンスの設定に準拠して、単一の地質環境条件(地形:平野(低地)、岩種:花崗岩(結晶質岩:酸性岩)、地下水タイプ:降水起源の地下水)を前提として、工学技術の検討では硬岩系岩盤を対象に、地層処分システムの安全評価の検討では基本シナリオを対象に検討を行った。	3②-2(4) 3②-2(6) 2②-3	⑨
	b.前提条件の拡張: 使用済燃料の多様性の取扱い	直接処分第1次取りまとめにおいては、H12レポートと同様に炉型としてPWRを対象とした使用済燃料を想定した。今後は、使用済燃料の多様性としてBWR使用済燃料や試験研究炉燃料なども対象とし、インベントリの設定について検討を行うとともに、直接処分第2次取りまとめにおける設計・安全評価に反映する。	(1)工学技術の検討 対象とする使用済燃料集合体をBWR燃料集合体へ拡張し、処分容器の設計を進める。レファレンスとするインベントリを設定の上、臨界、遮へい、構造健全性に関する解析を実施し、BWR燃料のレファレンスケースとなる処分容器の収容本数や容器の肉厚などの仕様を設定する。 (2)安全評価の検討 わが国における使用済燃料の多様性を踏まえ、わが国に存在する(および今後発生が予測される)使用済燃料の仕様や特性に関する調査と情報整理を行う。これに基づき、入手可能な情報の範囲の中で、BWRを中心にインベントリの設定について検討を行う。	モデル使用済燃料は、H12 レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料と同一の設定とし、PWR 使用済燃料集合体(PWR 燃料:濃縮度4.5%、燃焼度45,000 MWD/MTU)を検討の対象とした。使用済燃料中の放射性核種等の存在量(インベントリ)については、最新の断面積ライブラリ等を用いて計算を行った。	3②-2(1)	①, ⑤
	c.安全評価のシナリオの拡充	今後は基本シナリオ以外のシナリオについての検討とそれらのシナリオに基づく評価を進め、直接処分第2次取りまとめにおける評価を包括的なものにしていく。	(1)現象理解の進展に応じて、安全機能への影響の大きいプロセスについてシナリオへ取り込みを検討する。 (2)リスク論的な考え方に基づき、基本シナリオ以外のシナリオ(変動シナリオ、稀頻度シナリオなど)について検討する。 (3)直接処分第1次取りまとめの評価を基軸にしつつも、地質環境条件の多様性や使用済燃料の多様性を考慮したシナリオを検討する。	諸外国の安全評価の事例や国際機関が示している安全評価の考え方を参考に、限定した前提条件下において、地質環境の長期的な変遷を考慮に入れた、リスク論的な考え方に基づく安全評価を予備的に行うことにより、使用済燃料の地層処分システムの安全評価のアプローチを構築した。直接処分第1次取りまとめにおいては、リスク論的な考え方の基軸となる基本シナリオに焦点を当てて安全評価を進めた。	2②-3	⑩
	d. 様々な処分概念オプションの考慮	・直接処分第1次取りまとめにおいては、廃棄体の定置方式は、H12レポートにおける処分坑道横置き方式に準拠し、処分容器については、H12レポートにおけるオーバーバックの設計の考え方を基本として炭素鋼製として地層処分システムの予備的な検討を行い、設計例を示した。しかしながら、地下の環境の多様性や、将来のステークホルダからの様々な要求の可能性を考えると、単一の処分概念や施工方法を前提として検討を進めることは適切ではないと考えられる。したがって、直接処分第2次取りまとめに向けた検討として、地質環境条件やステークホルダからの要求などの様々な条件や制約などに対応するための多様な処分概念オプションを検討し、どのような条件下でどのようなオプションが効果的となるか、それぞれ条件とオプション間の利害得失を整理しつつ検討を進める。 ・なお、この際、様々なシナリオの検討に基づいた、安全評価の観点からの処分概念や処分場設計への要求についても留意し、安全機能と設計要件の関連付けなどによって、設計と安全評価とのより緊密な連携を進めて行くものとする。	(1)使用済燃料直接処分概念オプションの比較評価および適用型処分概念構築手法の検討を以下に沿って実施する。 a)国内外の専門家から聴取した情報整理 b)処分概念オプションの要件および有用性に関する指標の抽出と整理 c)既存処分概念オプションの調査・検討 d)諸外国において想定される課題に対応した処分概念オプション案の調査・検討 e)我が国における使用済燃料直接処分に特徴的な課題の抽出・分析 f)我が国の特徴的な課題に即した新たな処分概念オプション案の創出 g)処分概念オプションの比較評価及び統合方法の調査・検討 h)具体的な事業シナリオに応じた処分概念構築の試行 i)適応型処分概念構築アプローチの検討 (2)わが国の幅広い地質環境条件や多様な使用済燃料を考慮して、複数の設計オプションを検討するとともに、それらの性能を多面的に評価し、フィードバックすることが必要である。このため、システム性能に影響を与える重要な因子や現象を抽出するとともに、性能評価解析を試行し、フィードバックすべき点を整理する。	(1)人工バリア概念は、H12レポートの概念を参考として検討を行った。人工バリアの定置方式は、H12レポートにおける処分坑道横置き方式に準拠した。 (2)処分容器については、H12レポートにおけるオーバーバックの設計の考え方を基本として炭素鋼製として、臨界安全性、遮へい解析、構造解析等を行い、燃料集合体収容体数4体でも臨界安全性が維持されることを確認した。処分容器の肉厚は14cmとした。 (3)H12レポートの仕様と同じ緩衝材に対して沈下解析、腐食膨張解析等を行い、また、熱解析、岩盤の力学的安定性評価の結果から、使用済燃料の収容体数は2体、緩衝材の仕様は乾燥密度1.6Mg/m ³ 、ケイ砂混合率30wt%、厚さ70cm、廃棄体ピッチ6.18m、処分坑道の坑道間距離20mとする第1次取りまとめにおける人工バリア概念のレファレンスを示した。	2②-3	③, ⑤, ⑨ ⑩, ⑫
	e.セーフティケースの構築・活用の支援	直接処分第2次取りまとめに向けて、直接処分第1次取りまとめにおける予備的な検討をより包括的なものとし、セーフティケースの構築を効率的・効果的に進めていくためには、セーフティケースの構成要素となる多種多様なデータ、情報、知識等の体系的な整理が重要となる。そのために、高レベル放射性廃棄物の地層処分技術の研究開発で整備してきた知識マネジメントの考え方やツール群の活用を進める。また、セーフティケースの安全コミュニケーション等への活用も視野に入れて、セーフティケースの内容をわかりやすく提示する等の理解促進に関わる技術の整備も進めていく。	(1)多種多様なデータ、情報、知識等の体系的な整理に向けて、セーフティケースの要素である安全評価基盤に着目し、安全評価や設計でのプロセス及び成果に係る情報として何を何のためにどのような形で管理していくことが必要か、また効果的かを、シナリオ開発等の具体的なプロセスを例として検討する。あわせて、管理やユーザ利用を支援するために有用となる既存の知識マネジメントツールの抽出や機能向上等に向けての開発課題の整理を行う。 (2)処分場の工学技術に関する知識マネジメントのためのツールとして地層処分エンジニアリング統合支援システムの開発を進める。データフォーマットの仕様を設定し、各機能間のインターフェースを構築する。	(1)使用済燃料の地層処分システムとして、諸外国の高レベル放射性廃棄物処分に係る事業等の進捗状況、処分概念および処分システムの検討状況、セーフティケースと安全評価の考え方、可逆性と回収可能性、および保障措置と核物質防護に係る国際動向を概観し、直接処分に関する諸外国の状況を把握した。また、使用済燃料直接処分に関する知識マネジメントの基本的な考え方と進め方の案を整理した。 (2)※地層処分エンジニアリング統合支援システムの構築に向けて、参考とするCIMMに関する国内外の最新の動向の調査を行い、システムへの要求要件に基づいてシステム概念設計を行った。また、システム構築に向けた開発項目と開発工程を示した。 ※第1次取りまとめでは、(2)の地層処分エンジニアリング統合支援システムの構築については記載されていない。	3①	④, ⑫, ⑬

表 2.2-1 使用済燃料直接処分技術開発 第2次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 (2/5)

直接処分第2次取りまとめに向けた課題		課題に対する対応方針	本年度(H26)の取組み計画	昨年度(H25)の取り組みと第1次取りまとめでの取扱い	関連事項			
					本事業実施計画(表2.2-2)	全体計画研究開発課題(表2.2-3)		
2.使用済燃料に特有の課題	1)工学技術の全体的課題	a.保障措置、核セキュリティの要件に対応した地上及び地下施設の設計および建設・操業・閉鎖の概念や設備の検討	使用済燃料は核セキュリティに加え、再処理によりウラン、プルトニウムといった核分裂性物質を分離回収可能であるため、保障措置に係る国際的な要件を考慮することが求められる。IAEAの検討経緯と要件整理、諸外国の検討内容を調査・分析した上で、保障措置、核セキュリティの要件に対応した地下施設及び地上施設の設計、建設・操業・閉鎖の各段階に応じた概念や設置機器を検討する。	(1)保障措置、核セキュリティ対策に関して、直接処分に係る保障措置・核セキュリティ対策に適用可能な技術の調査、保障措置・核セキュリティシステムの予備検討、およびIAEA、諸外国の検討状況調査を行う。 (2)昨年度の調査・整理結果を「処分概念データベース」の拡充整備に反映する。	IAEAの保障措置の要件整理、直接処分に先行しているスウェーデン、フィンランドにおける処分場施設の保障措置に関する対応状況についての事例調査、核セキュリティ対策の要件整理を実施した。また、使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々なオプションについて検討・整備するためのフレームについて調査・検討し、情報を整理した。	3②-1(1) 3②-1(2)	②	
		b.使用済燃料の発熱が大きいことによる、緩衝材制限温度などの設定の考え方の再検討の必要性	・ガラス固化体に比べて1 MTU当たりの発熱量が大きいことから、処分施設の設計において緩衝材の制限温度設定は、処分容器への使用済燃料の収容数、廃棄体の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチなどに影響する重要な設計因子となる。このため、処分概念オプションの調査検討などの取組みを通して、地質、処分深度、緩衝材制限温度の設定の考え方の整理を行い、その結果を反映して地下施設の設計検討を行う。	上記の1.d.項に示した処分概念オプションの調査検討などの取組みを通して、地質、処分深度、緩衝材制限温度の設定の考え方の整理を行う。	H12レポートの設定条件に準拠するものとし、結晶質岩、処分深度1,000m、緩衝材制限温度100℃などの条件を設定して、地下施設の概念検討を実施した。	3②-2(4) 3②-2(6)	③, ⑤	
	2)地下施設の設計に関わる課題	a)処分容器	a.燃焼度クレジットを考慮した臨界安全性評価の考え方、手法の整備	・最も保守的な条件として、新燃料条件において、処分容器の燃料集合体収納スペースに地下水が満たされている条件においては、使用済燃料を1体収容しただけでも、未臨界は維持できない。そのため、実際の使用済燃料条件として、燃料の燃焼に伴う反応度の低下を考慮する燃焼度クレジットの概念を導入することが必須である。 ・今後はBWRも含めて、実際の使用済燃料の燃焼度や濃縮度などの条件を包含するように臨界解析を行い、処分容器を設計する。また、燃料インベントリの評価誤差による影響の検討なども含めて、より現実的な臨界安全性評価モデルを構築する。	(1)臨界安全ベンチマーク実験データの調査・臨界計算コードの精度評価に使用する事が適切な実験データの抽出・代表性評価など、臨界安全評価モデルの構築、燃焼度クレジット導入時に検討が必要なパラメータの調査・検討などを含む、燃焼計算の誤差が臨界安全評価に与える影響の検討、及び、周辺岩盤や緩衝材を構成する物質の反射体効果に関する検討に着手する。 (2)処分容器の一部に中性子毒物を適用する可能性について、材料の観点からの調査・検討を行う。 (3)直接処分の臨界安全の観点で必要とされる計算コードのベンチマークを進めるための国際ベンチマーク問題を検討する。	(1)PWR新燃料と容器内が水に満たされることを条件に臨界解析の結果、燃料集合体1体収容においても未臨界維持が困難であることが判明した。 (2)上記からPWR燃料(45,000 MWD/MTU)の燃焼度クレジットを考慮した臨界解析評価を実施し、4体までの収容で未臨界維持可能であることを確認した。	3②-2(2)	①, ⑤
			b.炉型、燃焼度、濃縮度など種々の使用済燃料の条件を想定した設計、最適化	・使用済燃料の多様性(PWR, BWR, 試験研究炉および炉型毎の使用済燃料特性の不均質性等)を考慮した条件設定を行い、これらを含む処分容器を設計する。 ・また、炉型だけでなく、燃焼度、濃縮度なども含めて多様な仕様の燃料を包括収容可能とする処分容器の設計を行い、設計手法を構築するとともに、最適となる処分容器仕様を明確にする。	レファレンスとするBWR使用済燃料集合体を対象として、処分容器を設計する。濃縮度、燃焼度、寸法などの使用済燃料条件を設定して臨界、遮へい、構造、および熱解析を実施し、収容本数や処分容器の肉厚などの仕様を設定する。	H12レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料と同一の設定とし、PWR使用済燃料集合体(PWR燃料:濃縮度4.5%、燃焼度45,000 MWD/MTU)を対象として、処分容器を設計した。臨界、遮蔽、構造、熱解析を実施して、使用済燃料の収容体数や容器の肉厚の適正化を図り、レファレンスケースとする処分容器仕様を設定した。	3②-2(1)	⑤
		c. C-14の閉じ込めを考慮したより長寿命の処分容器など代替処分容器の検討(耐食層への代替材料の適用)	・ガラス固化体の処分におけるオーバーバックの設計寿命については定置後1,000年に設定されており、処分容器材質は炭素鋼を候補材としている。これに対し、使用済燃料の直接処分においては、非収着性の核種であるC-14(半減期5730年)による将来的被ばく低減の必要性の観点から、より長期的寿命を有する処分容器について検討が必要である。このため、炭素鋼に代わるより、長寿命の代替材料の適用を検討が求められる。 ・今後は、長半減期の放射性核種の閉じ込め機能を持たせた処分容器として、炭素鋼材料を銅材料で覆う仕様とする複合処分容器について、設計を進める。また、新材料の一つである金属ガラスについて、将来的な選択肢の拡充の観点から研究開発を進め、適用性を評価するとともに、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討する。	(1)H25年度に選定した金属ガラスについて熱力学的安定性等の物理化学的な基本特性を整理し、溶射コーティングへの適用、耐食性評価試験を行い、適用性を検討する。 (2)腐食に関する文献調査とメカニズム解明のための基礎試験を実施する。 (3)耐食層を銅とした複合処分容器について、製作性を検討し、製作実証までの開発計画を立案する。 (4)耐食層を銅とした複合処分容器を考慮し、緩衝材の設計を行い、緩衝材仕様を設定する。 (5)耐食層を銅とした複合処分容器を前提として、搬送・定置設備および封入設備の概念を検討する。	(1)処分容器候補材料として、H12レポートと同様、単一の材料で設計要件を満足する可能性があり、構造材や放射線遮蔽材として十分な使用実績も有している炭素鋼を基本として処分容器を設計した。 (2)より長寿命化を狙う銅やチタンを外側の耐食層として用いた処分容器についても調査を行った。 (3)※更には将来的な選択肢の拡充を図る観点から金属ガラスを候補材料の一つに挙げ、今後の検討対象とする合金種を選定した。また、選定された金属ガラスについて予備的な腐食試験を行い、高い耐食性を確認した。 ※第1次取りまとめでは、(3)の金属ガラスについては記載されていない。	2①(1) 2②-1(1) 3②-2(1) 3②-2(3) 3②-2(4) 3②-2(5)	③, ⑥	
		b)坑道	a.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した坑道の設計	幅広く設定した地質環境条件下において、使用済燃料の多様性を考慮した人工バリア概念やその定置方式も考慮して坑道の設計を行い、仕様を提示する。	処分場地下施設の概念設計として、空洞の力学的安定性検討における評価指標の設定、処分場の坑道内の湧水対策の検討、複合処分容器およびPEM方式に対応する地下施設の概略設計を実施する。支保工施工合理化に向けた配合選定を行う。	硬岩系岩盤での処分坑道横置き方式を対象とし、操業に関わる設備の寸法や配置も考慮して、坑道に必要な最大空間を仮定した空洞の力学的安定評価を行い、坑道の仕様(寸法、形状、支保パターン)、交差角度、離間距離を設定し、概念設計に反映した。 また、熱解析により、上記で設定した坑道離間距離が緩衝材最高温度制限と整合することを確認した。	3②-2(6)	③
	(3)設計された人工バリアの埋設後の挙動に関わる課題	a.使用済燃料の廃棄体の発熱等を考慮したTHMC連成解析による処分システムの環境条件の変遷に対する理解	人工バリアや処分坑道の仕様、人工バリアを構成する材料の物性値、岩種の違い等を考慮した処分システムの幅広い環境条件における変遷をTHMC連成解析により提示する。	軟岩/堆積岩中での処分を想定した人工バリア及び処分坑道のレファレンス仕様に基づき、支保工等の影響を考慮した埋設後再冠水時の人工バリアの挙動について、THMC連成解析結果を提示する。	人工バリアのレファレンス仕様について、埋設後の熱-水連成挙動に着目した解析を行い、埋設後再冠水時の人工バリアの挙動を確認した。その結果、ガラス固化体を対象とした場合との間に大きな差がないことを確認した。		③	
		b.使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した廃棄体の沈下解析	ガラス固化体に比べ、使用済燃料を収容した廃棄体は長尺となり、廃棄体重量も大きくなる。この廃棄体の形状・重量を考慮するとともに、処分容器の材料、岩盤特性、横置きおよび縦置きの定置方式などの前提条件を拡張して、廃棄体の沈下挙動を解析的に評価し、その結果を基にそれぞれについて緩衝材仕様の設定を行う。	岩盤条件を軟岩条件に拡張して、緩衝材設計を行う。沈下、腐食膨張、岩盤クリープ、これらを合わせた複合解析を実施し、緩衝材構成、密度、厚さなどの仕様を設定する。	(1)緩衝材の仕様はH12レポートと同じとし、PWRの使用済燃料を収容することを前提とした処分容器と処分坑道の設計条件に対してその成立性を評価した。 (2)岩盤のクリープ解析、廃棄体の腐食膨張解析および廃棄体の沈下解析を実施することにより、応力緩衝性および処分容器の強度特性について検討・評価し、設定した緩衝材の仕様を満足することを確認した。	3②-2(4)	⑤, ⑥	

表 2.2-1 使用済燃料直接処分技術開発 第2次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 (3/5)

直接処分第2次取りまとめに向けた課題			課題に対する対応方針	本年度(H26)の取組み計画	昨年度(H25)の取組みと 第1次取りまとめの取扱い	関連事項			
						本事業 実施計画 (表2.2-2)	全体計画 研究開発課題 (表2.2-3)		
2.使用済燃料に特有の課題	1)工学技術に関する課題	(4)処分場の建設・操業・閉鎖に関わる課題	a. 使用済燃料の廃棄体形状や重量を考慮した、定置方式に対応した搬送・定置設備および地上施設的设计	・使用済燃料に対応した人工バリア仕様は、ガラス固化体に比べて廃棄体の長さや重量が大型化するなどの特徴を踏まえて設計された処分容器および緩衝材の設計成果を基に設定される。この人工バリア仕様に適合する搬送・定置設備および地上施設の概念設計を進め、設備の工学的実現可能性について評価を行い、研究開発課題を抽出する。また、様々な地質環境条件や処分概念に対応できる技術選択肢を準備しておくことを目的に、各施設・設備の設計・技術オプションについて基盤情報として整理を行う。	(1)地上施設(封入設備)について、適用候補となる溶接や検査技術などの技術オプションを体系的に整理する。本整理を基に銅と炭素鋼の複合容器を対象として、設備の概念設計を行い、工学的な実現可能性を評価する。また、検討結果から開発課題を抽出し、今後の研究開発計画を立案する。 (2)搬送定置設備について、搬送・定置方式やそれらに対応する設備についての適用候補となる技術オプションを体系的に整理する。その一例としてPEMの横置き定置方式を前提に、人工バリアの仕様を設定の上搬送・定置設備の概念検討を行い、工学的実現可能性を評価する。また、検討結果から開発課題を抽出し、今後の研究開発計画を立案する。	PWR燃料2体収容の炭素鋼処分容器や厚み70cmの緩衝材をレファレンス仕様とし、横置きのブロック定置方式を前提条件として、搬送・定置設備の概念設計を実施し、設備概念を示すとともに研究開発課題を抽出した。	3②-2(3) 3②-2(5)	③	
			a)シナリオ開発	a.使用済燃料の直接処分に特徴的なFEP、FEP間の相互作用、不確実性等の調査・整理	FEPリストの信頼性を向上させるため、FEPリストのレビュー、および諸外国の実施主体や国際機関が提案しているFEPとの比較分析を行うとともに、直接処分固有の現象について情報を整理し、必要に応じてシナリオへ反映する。	(1)諸外国の直接処分を対象としているFEPリストや国際FEPリスト等を参照しつつ、直接処分第1次取りまとめで作成したFEPリストの妥当性を確認する。 (2)直接処分固有の現象である、使用済燃料の溶解や核種の溶出、ガス生成、放射線分解等について情報を整理し、FEP間の相互作用や不確実性について整理する。	H12レポートの包括的FEPリストに基づき、スウェーデンやスイスのFEPリストを参照しつつ、使用済燃料の溶解に関するFEP、使用済燃料からの核種の溶出(瞬時放出、ガス形態による放出)に関するFEP、および臨界に関するFEPをガラス固化体の代わりに加えることで、包括的FEPリストを作成した。また、新たに追加したFEPについて既往の科学的知見を整理した。	2②-3	⑩
	2)安全評価に関する課題	(1)安全評価シナリオに関わる課題	(a)使用済燃料の溶解/核種の溶出	a. 瞬時放出メカニズムの理解と不確実性の評価	諸外国の安全評価で行われている評価モデルおよびパラメータ設定等の調査により、燃料バリエーション毎の核種放出挙動の特性等を理解した上で、わが国の対象燃料に対応した瞬時放出パラメータ(IRF)の評価を行う。	諸外国における瞬時放出モデル・パラメータ設定の考え方、特に燃料特性による相違と不確実性の取扱いについて整理し、その根拠となる実験データの調査・整理を行う。 一方で、わが国のパラメータ検討のために、国内の使用済燃料の照射後試験データ(FGR、リム形成など)を調査する。	諸外国のパラメータ設定値を調査し、その値を参考におおむね保守的な設定を行った。	2②-2(1)	⑦
				b. 長期溶解メカニズムの理解と不確実性の評価	諸外国の安全評価で行われている評価モデルおよびパラメータ設定等の調査により、燃料の溶解速度に与える環境条件や放射線影響等を理解した上で、必要に応じて実燃料を用いた核種浸出試験検討等を加えて、わが国の対象燃料および環境に対応した長期溶解パラメータの評価を行う。	諸外国における燃料溶解モデル・パラメータ設定の考え方、特に処分場の環境条件による不確実性の取扱いについて整理し、その根拠となる実験データの調査・整理を行う。 一方で、わが国のパラメータ検討のために、国内の使用済燃料の照射後試験データ(組織観察など)を調査する。	諸外国のパラメータ設定値を調査し、その値を参考におおむね保守的な設定を行った。	2②-2(1)	⑦
				c. 金属からの核種放出メカニズムの理解とパラメータ設定	わが国のTRU廃棄物を対象に継続的に行われているデータ取得や議論を中心に、最新情報の収集・整理を行い、諸外国における評価とも照らして、C14を主とした放射化物の核種放出パラメータの評価を行う。	第2次TRUレポート以降、RWMOを中心に行われている実験データおよび議論に関する調査を行う。	第2次TRUレポートの考え方を踏襲した。	2②-2(1)	⑦
			(b)放射線分解/放射線損傷	a. 安全評価に及ぼす放射線影響の調査	諸外国の安全評価で行われている放射線影響評価方法を調査し、代表的なモデルや、そのもとになっている現象を理解した上で、わが国の燃料インベントリおよび処分システムにおける燃料溶解や水素ガス発生等に及ぼす放射線影響の定量的な評価を行う。	諸外国における代表的な放射線影響評価モデルを用いて、暫定的に設計したわが国の使用済燃料直接処分システムにおける、燃料の長期溶解速度へ与えるα線照射の影響を中心に評価を行う。	諸外国の安全評価報告書の評価結果に基づく定性的な評価により、暫定的に酸化還元フロントの拡大可能性等の影響は小さいと判断した。	2②-2(2)	⑦
				a. 使用済燃料からのガスの発生に関するメカニズムとその発生量の把握、および炉型の違い等の影響を考慮した変動幅や不確実性の評価	燃料バリエーション毎の使用済燃料からのガスの発生に関するメカニズム等を理解した上で、わが国における使用済燃料からのガスの発生量を評価する(プレナム部充填ガス、処分後のα崩壊による燃料でのHeの蓄積等)。	諸外国の文献調査を継続(評価モデルおよびパラメータ設定等)する。	プレナム部充填ガスの発生量および処分後のα崩壊による燃料でのHeの蓄積について調査し、処分容器の構造健全性に影響を与えないことについて見通しを得た。	2②-2(1)	⑦
				b. 使用済燃料中のガスによる緩衝材の安全機能への影響や緩衝材中の核種押し出しの発生可能性などに関する評価	上記 a. の評価結果を踏まえるとともに、処分容器の金属腐食によるガス発生量/発生速度等も考慮して評価する。	国内外の文献調査を継続(評価モデルおよびパラメータ設定等)する。	処分容器の腐食に伴い発生する水素ガスの量および緩衝材への影響(透気)について、H12レポートやその後の知見を踏まえ整理した。	2②-2(1)	⑦
			(c)ガス生成/移行	c. C-14およびRn-222などの放射性ガスに関する影響評価	メカニズムの理解やその発生量に係る不確実性を踏まえ、C-14およびRn-222等の放射性ガスが直接処分システムに与える影響を評価する。	わが国における直接処分システムの特徴を踏まえ、他国でのガス移行シナリオの評価方法の調査を継続し、放射性ガスによる被ばく線量評価手法の検討を進める。	SKBIにおける放射性ガスの移行評価を調査した。調査の結果、発生した放射性ガスが瞬時に生活圏に放出されるというシナリオを想定し、C-14 およびRn-222 ともに10 μSv y ⁻¹ 以下であると評価されていることがわかった。	2②-2(1)	⑩
				a. ウランが容器外部へ移行し、母岩において析出するシナリオを対象とする境界安全評価の実施	既往の文献等の報告例をベースにシナリオ分析を行い、その結果に基づき、臨界解析と、必要に応じて物質移行解析を行い、処分後の境界安全性を評価する。	第1次取りまとめで整理されたシナリオ検討結果に基づき、地層中に規則的に亀裂が存在するモデルを適用して、使用済燃料の処分由来して地層中にウランが蓄積することによるウランの臨界質量の解析を実施する。	シナリオの整理を実施した。		⑪
				b. 処分容器近傍および人工バリア近傍においてプルトニウムが蓄積するシナリオを対象とする境界安全評価の実施	既往の文献等の報告例をベースにシナリオ分析を行い、その結果に基づき、臨界解析と、必要に応じて物質移行解析を行い、処分後の境界安全性を評価する。	第1次取りまとめで整理されたシナリオ検討結果に基づき、使用済燃料の直接処分における、廃棄体周辺と人工バリアの周辺での臨界解析のためのモデルの開発を実施する。	シナリオの整理を実施した。		⑪

表 2.2-1 使用済燃料直接処分技術開発 第2次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 (4/5)

直接処分第2次取りまとめに向けた課題				課題に対する対応方針	本年度(H26)の取組み計画	昨年度(H25)の取り組みと第1次取りまとめでの取扱い	関連事項		
							本事業実施計画(表2.2-2)	全体計画研究開発課題(表2.2-3)	
2.使用済燃料に特有の課題	2)安全評価に関する課題	(2)シナリオに基づく解析に関わる課題	a)モデルとデータ	a. わが国に存在する使用済燃料の特性(炉型, 集合体仕様, 燃焼度等)についての情報整理	設置許可申請書等の公開情報の収集, 整理に基づき, わが国に存在する使用済燃料の特性(炉型, 集合体仕様)を把握するとともに, 推計又は事業者への問合せにより, 炉型, 集合体仕様, 取出燃焼度毎の使用済発生量を把握する。	(1)電気事業者が公開している使用済燃料貯蔵・搬出実績, 設置許可申請書等を調査し, わが国の軽水炉で発生し貯蔵されている使用済燃料の情報を収集, 整理する。 (2)また, 新燃料装荷実績, 運転実績, 過去の新型燃料導入時期, 典型的な燃料取替パターン等の調査結果に基づき, 炉型, 集合体仕様, 取出燃焼度毎に, 過去の使用済発生量を推計する。	商用原子力発電所, 研究開発段階炉(もんじゅ, ふげん), 試験研究炉及び再処理施設における使用済燃料貯蔵量(ウラン)を整理した。炉型, 集合体仕様ごとの燃焼度の多様性については, 公開されている情報を収集した。研究炉等は, 商用炉に比べ, 使用済燃料発生量は少ないものの, 燃料組成, 構造材量などの性状が多岐にわたるという特徴があり, 処分の観点から必要となる情報の項目を整理し, 課題を抽出した。	2②-2(1)	①
				b. 今後の使用済燃料の発生に関するシナリオとそれに基づく発生量に関する仮定の設定	これまでに発生した使用済燃料特性(炉型, 集合体仕様, 燃焼度等)についての情報整理・推計を踏まえ, 将来の原子力利用について, 数通りの発電電力量シナリオを仮定し今後の使用済燃料の発生量を推計する。	今後の発生量の予測の考え方についての検討を行う。	H12 レポートと同様に, ガラス固化体40,000本相当の使用済燃料が発生すると仮定した。	2②-2(1)	①
				c. わが国で利用されている燃料集合体仕様等に基づいた, インベントリ計算の前提条件(構造材量, 不純物組成等)の設定	設置許可申請書等の公開情報を調査し, わが国で実際に使用されている燃料集合体諸元と, H12 レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料の違いが小さいことを確認する。不純物組成等については, 公開情報を収集, 整理する。	(1)設置許可申請書等の公開情報を調査し, わが国で実際に使用されている燃料集合体諸元(構造材量等)と, H12 レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料の違いが小さいことを確認する。 (2)不純物組成等については, 公開情報を収集, 整理する。	H12 レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料と同じ設定を用いた。	2②-2(1)	①
				d. 炉内での燃焼の不均質性を考慮した上で, 評価の目的(e.g. 臨界評価, 核種移行評価)に応じた, 評価のための設定の簡略化, 代表性の考え方の整理	PWR燃料と比べ, BWR燃料はボイド分布, ウォーターホールが存在等により, 集合体内の不均質性が高いことを踏まえ, 不均質性の影響評価はBWR燃料を題材とする。またPWR, BWRそれぞれについて, 集合体仕様, 初期濃度, 取出時の燃焼度等の変化が放射性核種の発生量に及ぼす影響を評価し, わが国の使用済燃料発生状況(炉型, 集合体仕様, 燃焼度毎の発生量)に鑑みつつ, 簡明かつ代表性のある設定について検討する。	(1)炉心内の不均質性の強いBWR燃料について, 特に減速材密度分布, 集合体内濃度分布等が放射性核種等の発生量に及ぼす影響を評価する。 (2)またPWR, BWRそれぞれについて, 集合体仕様, 濃度, 燃焼度等の多様性が放射性核種の発生量に及ぼす影響を感度評価し, わが国の使用済燃料発生状況(炉型, 集合体仕様, 取出し時の燃焼度毎の発生量)に鑑みつつ, 簡明かつ代表性のある設定について検討する。	H12 レポートのモデルガラス固化体の前提と同じくPWR使用済燃料を対象としたが, BWR燃料ほど集合体内の不均質性(濃度/減速材密度分布)が強く無いため, 燃焼の不均質性等は特に考慮しなかった。	2②-2(1)	①
				e. 燃料特性の多様性を考慮した, 上記の調査・検討に基づいた, 評価のためのインベントリ設定の方法論の整備とインベントリデータの設定	直接処分を進めている諸外国における設定方法の調査これを踏まえつつ, わが国との使用済燃料発生状況の違い等を考慮し, 簡明かつ代表性あるインベントリ設定に資するような方法論を整備し, モデルインベントリを設定する。	(1)直接処分を進めている諸外国において, 処分対象となる燃料の特性・取出し時期を踏まえ, モデルインベントリをどのように設定しているか, その考え方及び具体的な方法について調査し整理する。また, 多様な使用済燃料を処分容器に封入する際に, 考慮すべき要件や指標(例えば発熱量, 放射線量等)について, その背景となる考え方, 制限値についても調査するとともに, これらの要件や設定値と, 設計・性能評価におけるモデルインベントリの関係についても調査する。 (2)これらの調査結果を整理し, 取りまとめた上で, 各国とわが国との使用済燃料の発生状況の違い等を考慮し, わが国における設計・性能評価に用いるインベントリの設定方法の可能性のオプションを検討する。	H12 レポートのモデルガラス固化体の前提となっている使用済燃料と同じ設定を用いた。	2②-2(1)	①
			(b)評価対象核種の選定	a. 使用済燃料を対象とした安全評価における評価対象核種の選定の考え方の提示とそれに基づく核種の選定	核種選定方法に対する信頼性を向上させるため, H12レポートやTRU-2以降に国内外において拡充された技術的な知見を考慮した上で, 選定の考え方を提示する。また, 考え方に基づく選定を行い, 第1次取りまとめの選定結果の妥当性を確認する。	使用済燃料直接処分の設計・性能評価における対象核種選定方法について幅広く調査を行うとともに, 調査した複数の選定方法に対して, 第1次取りまとめの評価条件を適用した試行を行う。試行結果については, 第1次取りまとめの対象核種との比較を行う。	第1次取りまとめにおいては, H12レポートおよびTRU-2において対象となった核種を全て含めるように選定した。なお, これらの核種については, 諸外国の安全評価における主要な対象核種が網羅されていることを確認した。	2②-2(1)	⑫
			(c)掘削影響領域通過流量	a. 使用済燃料の廃棄体を対象とした坑道の設計, 廃棄体設置方法(設置き・横置き)や施工方法に対応した, 掘削影響領域の設定, それらのパリエーションを考慮した通過流量の解析, 設定	以下の項目について検討を進め, 第2次とりまとめで考慮すべき地質環境の多様性や複数の処分概念オプションなどを考慮した設定を行う。 ①掘削影響領域に対する知見の整理 国内外における掘削影響領域における特性(特に力学, 水理学的特性)についての最新の知見を整理するとともに, 国外の処分事業における掘削影響領域の取扱い(地下での調査方法, 施工上の扱い, 安全評価上の扱い)の事例を整理する。 ②掘削影響領域を含むニアフィールドのシナリオの整理 地質環境の多様性, 掘削工法, 支保, 処分概念オプションなどの違いを考慮したニアフィールドにおける水理学的特性の変化とそれが緩衝材周辺の地下水流動, 緩衝材特性, 物質移行特性に与える影響などについてのシナリオを整理する。 ③性能評価上の取扱い 上記シナリオの整理に基づき, 緩衝材中の核種移行挙動の外側境界条件, または母岩中の核種移行挙動の扱い方を検討する。 ④解析ツールの整備 上記評価上の取扱いの検討結果に対応し, 多様な地質環境と処分概念オプション(縦置, 横置を含む)に適用可能な計算ツールを整備する。	H12レポートにおけるモデル設定の背景となる考え方を踏まつつ, ジェネリックな段階におけるニアフィールド母岩の核種移行モデルの設定方針について検討を進める。	H12レポートと同様に, 200m×200m×200mmの領域を対象に構築した亀裂ネットワークモデルを用いた地下水流動解析により掘削影響領域を通過する地下水流量を算出した。処分坑道直径と位置間隔については, 第1次とりまとめの設定値を用いた。		⑫

表 2.2-1 使用済燃料直接処分技術開発 第2次取りまとめに向けた課題と今後の開発展開案 (5/5)

直接処分第2次取りまとめに向けた課題					課題に対する対応方針	本年度(H26)の取組み計画	昨年度(H25)の取り組みと第1次取りまとめでの取扱い	関連事項		
								本事業実施計画(表2.2-2)	全体計画研究開発課題(表2.2-3)	
2.使用済燃料に特有の課題	2)安全評価に関する課題	(2)シナリオに基づく解析に関する課題	a)モデルとデータ	(d)生活圏核種移行モデル	a. 使用済燃料の安全評価における重要核種(C-14など)を対象とした、地下水・地表水以外の環境媒体による移行を考慮した移行評価モデルの検討	使用済燃料の安全評価における重要核種(C-14, I-129等)については、既往評価と同様、地表環境において他の核種と同様の挙動をすると仮定してきたものの、特徴的な移行挙動を示すと考えられる核種(C-14やI-129)について、その特徴を考慮した移行評価モデルの開発が必要である。また、超長期の評価においては、長期的変動を考慮した地質環境条件と整合のとれた地質環境と生活圏とのインターフェイス(GBI)の設定や、地下水・地表水以外の環境媒体を考慮した移行経路の設定が重要となる。以上の課題について、国内外の先行事例等を参考に、設定手法の検討およびモデル開発を実施する。	気候変動や隆起・侵食等に伴う長期的変動を考慮した地質・地表環境条件の変遷と整合的なGBIや地表環境での核種移行・被ばく経路の設定方法の検討を進める。	隆起・侵食を考慮した評価において、風化帯での核種移行を想定した概念モデルを構築し、処分場直上および下流堆積地での土地利用に伴う被ばく経路を設定した線量評価を実施した。	2②-3	⑫
			b)解析評価	a.使用済燃料を対象としたシナリオ(基本シナリオ、変動シナリオ、稀頻度シナリオ、人為シナリオ)の具体化、モデル開発、データ設定および解析の実施	1.の課題に対応して検討されるシナリオに対して、2.の上記の各課題および下記3.の各課題への対応の成果を反映して、リスク論的考え方に基づき複数のシナリオを具体化するとともに、評価に用いるモデルおよびデータ設定を行い、安全評価のための解析を実施する。	直接処分第1次取りまとめの安全評価をベースとして、使用済燃料の直接処分を対象として、第1次取りまとめでは取り扱わなかった前提条件に対する基本シナリオ、および基本シナリオ以外のシナリオに対応した、モデル開発、データ設定の検討を進め、包括的な解析の準備を進める。	直接処分第1次取りまとめにおいては、リスク論的な考え方の基軸となる基本シナリオに焦点を当てて安全評価を進めた。	2②-3	⑩, ⑫	
3. ガラス固化体・TRU廃棄物と共通の課題					別表にて整理(準備中)					

表 2.2-2 平成26年度地層処分技術調査等事業（使用済燃料直接処分技術開発） 実施概要

1.全体計画の見直し		a)平成25年度に実施した、第1次取りまとめから得られた課題等を踏まえ、平成27年度の第2次取りまとめドラフト作成に向けて、全体計画を見直し b)第1次取りまとめの設計・性能評価においては、地質環境条件や処分概念の範囲を限定して作業を進めたが、平成26年度においては、これらの範囲を拡大していくとともに、残された課題を明確にしつつ研究における段階目標を設定		
2.使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化	①先進的な材料の開発	(1)平成25年度選定したバルク金属ガラスの基本特性、適用性検討	a)熱力学的安定性等の物理化学的な基本特性の整理 b)溶射コーティングへの適用 c)耐食性評価試験(合金の粉末粒子を用いて、浸漬試験)	
		(2)緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する現状調査	a)緩衝材、埋め戻し材の機能や性能の向上に関する既往の研究開発事例や国内外における新材料開発などの現状を整理 b)その結果に基づき、新材料となりうる材料の適用可能性、適用にあたっての課題を整理	
	②閉じ込め性能評価手法の高度化	②-1人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究	(1)処分容器材料の腐食挙動	a)低酸素濃度環境における腐食モデルに関する文献調査とモデル計算 b)ベントナイト中における処分容器材料の腐食生成物の性状調査 c)ベントナイト中における銅の応力腐食割れ試験 d)ベントナイト中における銅の腐食速度のモニタリング
			(2)人工バリア性能への微生物影響評価	a)圧縮ベントナイト中の微生物活性の評価 b)環境中における金属腐食性細菌の探索湖沼などの還元環境を対象として、金属腐食反応に關与する微生物の培養を試行。 c)微生物による金属試験片の腐食挙動評価
		②-2使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究	(1)ソースターム評価のためのモデル、パラメータの調査	a)諸外国の安全評価手法及び根拠となる文献情報を調査し、燃料マトリクス of 長期溶解評価と瞬時放出のモデル・パラメータ設定の考え方、使用済燃料の基本特性及び処分場の環境条件による影響も含めた不確実性の取り扱いについて整理し、その根拠となる文献をデータベース化
(2)放射線影響評価	a)諸外国の安全評価で用いられている放射線影響評価モデルを用いて、暫定的に設計したわが国における使用済燃料直接処分システムにおけるα線照射の影響について、可能な限り定量的に評価			
②-3多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究		a)地質環境条件の多様性(例えば、軟岩や沿岸域の想定など)、燃料の多様性(例えば、BWRなど)、設計の多様性(例えば、処分容器の長寿命化など)、シナリオの多様性(例えば、変動シナリオなど)等を反映してシステム性能を評価するための手法についての検討と試行 b)試行結果を踏まえ、システム性能に影響を与える重要な因子や現象を抽出するとともに、フィードバックすべき点を整理		
3.直接処分施設設計の概念構築	①処分施設の設計支援システムの構築		a)データモデルの仕様の設計 b)インターフェースの設計 c)統合モデルの試作および開発課題の抽出	
	②-1直接処分案に関する調査・検討	(1)保障措置、核セキュリティ対策の検討	a)直接処分に係る保障措置・核セキュリティ対策に適用可能な技術の調査 b)保障措置・核セキュリティシステムの予備検討 c)IAEA、諸外国の検討状況調査	
		(2)処分概念データベースの拡充	様々なオプションの調査・検討の結果を処分概念データベースへ登録	
	②処分施設の設計検討	②-2処分施設の概念設計	(1)処分容器の設計	a)使用済燃料集合体のインベントリの設定 b)BWR燃料集合体を対象とした臨界、遮へい、構造健全性などの解析 c)C-14の閉じ込めを考慮した、より長寿命の処分容器として銅と炭素鋼からなる複合処分容器の製作性を検討 d)処分容器の操業時の安全性、健全性に関わる課題を抽出
			(2)処分容器の設計における臨界安全に関する検討	a)臨界安全評価モデルの構築 b)燃焼度クレジット(BUC)導入のためのパラメータ検討 c)中性子吸収材の検討 d)緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果の検討
			(3)地上施設(封入設備)の概念設計	a)地上施設(封入設備)を対象として、適用候補となる技術オプションを体系的に整理 b)地上施設の使用済燃料封入設備についての実現可能性の検討 c)研究開発計画案の立案
			(4)緩衝材の設計	a)軟岩条件、複合処分容器などを前提とした緩衝材の設計
(5)搬送・定置設備の概念設計			a)搬送・定置設備を対象として、適用候補となる技術オプションを体系的に整理 b)PEM方式の搬送・定置設備の実現可能性について検討 c)研究開発計画案の立案	
(6)地下施設の概念設計	a)処分場地下施設の概念設計 ・空洞の力学的安定性検討における評価指標の設定 ・処分場の坑道内の湧水対策の検討 ・複合処分容器およびPEM方式に対応する地下施設の概略設計 b)支保工施工合理化に向けた配合選定 ・HFSCコンクリートの基本特性の取得			
4.包括的取りまとめ報告書の作成を見据えた情報整理		a)第1次取りまとめ報告書について、国内外の専門家による評価を受けるとともに、評価結果についての情報整理を実施することにより、第1次取りまとめ報告書の品質を向上		

表 2.2-3 地層処分基盤研究開発に関する全体計画における研究開発課題

分類	細目	研究開発課題	概要
廃棄物データベース開発	インベントリデータ整備	①使用済燃料に関する発生量評価とインベントリ評価	使用済燃料発生量評価：国内の発電用原子炉や試験研究炉等の使用済燃料の現在／将来の発生量に関する調査・分析とデータの整備 使用済燃料インベントリ評価：国内の発電用原子炉や試験研究炉等の使用済燃料についての特性調査とインベントリデータの分析・評価
処分場の工学技術	処分場設計技術開発	②直接処分に関する方策の検討	諸外国における直接処分方策の分析に基づく、わが国における現実的な直接処分方策の検討 使用済燃料を直接処分する際の保障措置に関する方策及び対処技術の検討
		③設計技術開発	人工バリアの搬送・定置設備及び処分場の地下施設の設計 使用済燃料の封入から保管までを想定した地上施設の概念設計 搬送・定置設備の主要な機構を対象とした実現性の確認のための試作
		④設計支援システム開発	地上施設の設計、廃棄体パッケージや緩衝材等の搬送・定置設備の設計、地下施設の設計や解析等で用いるデータを共有することで処分施設の設計研究を効率的に行うことが可能となる設計支援システム（初期モデル）の開発
	人工バリア概念の開発	⑤使用済燃料の特徴を考慮した人工バリア概念の設定	使用済燃料の特徴（形状、寸法、重量、発熱特性、放射線影響、核分裂性物質等の量と割合、臨界可能性等）を考慮した人工バリア概念（廃棄体パッケージの仕様、緩衝材の仕様）の設定 廃棄体パッケージの仕様に適用する蓋構造の閉蓋方法の提示
		⑥人工バリア概念設定に資するデータの整備及び評価手法開発	使用済燃料に特徴的な環境条件下における廃棄体パッケージ材料の腐食実験による基盤データの整備 整備されたデータに基づく廃棄体パッケージの長期的な腐食挙動評価及び寿命評価手法の開発 緩衝材仕様設計に資する緩衝材の基盤データの整備 廃棄体パッケージに適用する新材料の調査、基礎データの整備
性能評価技術	性能評価モデル／データ整備	⑦現象理解・モデル開発	使用済燃料の溶解と核種の浸出挙動：瞬時放出と燃料マトリクス溶解に関するメカニズムやモデル化の知見収集・整理と、挙動評価が可能なモデルの開発 使用済燃料からの放射線分解影響：燃料表面での長期的溶解挙動と酸化還元フロントによる核種移行への影響に関する既往知見の整理及び試験・解析に基づく、放射線分解による影響を評価可能なモデルの開発
		⑧データ整備・データベース開発	使用済燃料の核種浸出データ取得：上記の燃料溶解や放射線分解のモデル構築のための基礎試験等の実施 核種移行データの取得：拡充が必要なU, I-129, C-14 等に関する収着等の移行パラメータの基礎データの取得 核種移行データベースの開発：国内外の既往のデータの収集・整理と核種移行データベースとモデルの開発
	総合性能評価手法の開発	⑨地質環境条件の設定	性能評価における地質環境条件設定技術に関する諸外国の事例調査と技術的課題に関する検討・整理、わが国の地下深部の地質環境特性（結晶質岩及び堆積岩）についての情報を収集と分類・整理。 隆起・侵食などの長期的な自然現象が地質環境に与える影響評価に関する技術情報の整理とパラメータ設定手法の検討。これらの検討・整理結果に基づく、直接処分システム性能評価に当たってのわが国に幅広く分布する地質環境に関する解析条件の設定
		⑩シナリオの開発	使用済燃料の直接処分に特徴的なFEP（特徴、事象、プロセス）やシナリオの体系的な抽出・整理。 総合性能評価の前提となるリスク論的考え方に基づくシナリオの開発。
		⑪処分場周辺における臨界可能性評価	廃棄体から浸出した核分裂性物質（U, Pu）が一か所に濃集することによる臨界可能性についての、評価の考え方の整理と評価ツールの整備。地質環境条件や物質移行特性及びそれらの不確実性を考慮した臨界可能性の評価の実施。
		⑫直接処分総合性能評価手法開発	直接処分システムの性能評価解析を行う総合性能評価手法の整備と評価の実施。得られた結果に基づく、人工バリア概念の開発及び性能評価モデル／データ整備への課題のフィードバック。 直接処分を対象とした安全確保の考え方の検討、不確実性要因の分析、不確実性が処分システム性能へ与える影響についての評価、評価指標の考え方の整理等を含めた、セーフティケース構築の方法論に関する検討・整理。
		⑬直接処分に係る技術・知識・情報・データ等の知識ベース化	使用済燃料の直接処分に関する研究開発で得られる多様な技術・知識・情報・データ等の段階的な整備と知識ベース化。

【参考文献】

地層処分基盤研究開発調整会議（2013）：地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）2013 年 3 月.

3. 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化

3.1 先進的な材料の開発

3.1.1 背景と目的

わが国において使用済燃料の直接処分が技術的な合理性を持って実現できることを示すためには、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえて処分場の設計技術およびその技術オプションを整備する必要がある。人工バリアである処分容器材料および緩衝材、ならびに処分容器内部充填材、埋め戻し材について、設計で期待される機能を発揮することを確認しておくことが重要である。また、使用済燃料のインベントリや廃棄物の形状・寸法がガラス固化体とは異なることに留意し、より有効な新材料の開発・適用性についても検討を進める必要がある。また、廃棄体から発せられる高い放射線や発熱が、処分システムの安全性に与える影響や設計に対する制約条件を緩和するという観点から、処分容器や緩衝材等として使用可能な新材料の有効性について検討・確認することが必要である。

そこで、本研究では、処分場設計に資する技術オプションとして提示することを目的として、従来から提案されている候補材料（以下、「従来材料」という）だけでなく、より有効と考えられる新材料も視野に入れ、わが国における使用済燃料の直接処分に適用可能な人工バリア材料について幅広い検討を行うこととした。この検討にあたっては、新材料に期待する性能について、わが国および諸外国における調査結果を踏まえて、安全性、経済性、技術的実現性等に関する検討を基礎試験も含めて実施することにより、人工バリア材料としての適合性に関する知見の総合的な整備と次段階の研究計画の策定に資することとした。新材料に期待する性能の例としては、以下が挙げられる。

- 処分容器：耐食性向上等
- 処分容器内部充填材：放射線遮蔽、中性子吸収等
- 緩衝材：高吸着性、高熱伝導性等
- 埋め戻し材：止水性向上等

平成 25 年度は、処分容器を対象に、既往の研究成果を調査することにより、先進的な新材料開発にあたっての留意事項・課題を整理した。この調査結果に基づき、処分容器新材料としてバルク金属ガラスを対象に開発候補材料を提示した。また、使用済燃料の直接処分で特徴的な放射線量や環境等の条件に対する課題を整理した。

本年度は、平成 25 年度に提示された候補材料を対象に、物理化学的な基本特性を整理し、既存の材料との比較を行うとともに、容器材料としての適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討した。また、緩衝材についても、性能向上に関する既往の研究開発事例や国内外における新材料開発などの現状を整理するとともに、その結果に基づいて新材料となりうる材料の適用可能性、適用にあたっての課題を整理した。

3.1.2 バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討

(1)背景、目的

本研究では、3.1.1 に示した目的を踏まえ、廃棄体を直接閉じ込める機能を期待する処分容器への新材料の適用について基礎試験を実施する。

平成 26 年度は、平成 25 年度に提示された候補材料としてバルク金属ガラスに着目し、その物理化学的な基本特性を整理し、これまで提案されている多くの金属組成との比較、特徴の整理を行うとともに、容器材料としての適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討する。検討項目は、1) 候補材料の物理化学的特性に関する検討、2) 溶射コーティングの適用、3) アトマイズ粉末による耐食試験である。

1) 候補材料の物理化学的特性に関する検討

候補となった新合金はいずれも非晶質であることから、その熱力学安定性等物理化学的な基本特性を整理する必要がある。これまで実験的に作成されたバルク金属ガラスの種類は 500 種類以上になるが、それらが安定にガラス形成することの理論的な検討は十分とは言えない。そこで、昨年度提示された候補材料から熱力学的研究が最も進んでいる Fe 基アモルファス合金に焦点を当て、Fe-B-P-Cu とともに $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金を研究対象に選択して統合型熱力学計算ソフト(Thermo-Calc)を用いた熱力学計算を行うとともに、アモルファス形成能の評価因子である原子寸法差および混合エンタルピーについて、昨年度選出した Zr 基

($\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$)、Fe 基 ($\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$)、Cu 基 ($\text{Cu}_{36}\text{Zr}_{48}\text{Al}_8\text{Ag}_8$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$) ならびに本年度の予備試験を含めて実験研究が展開されている $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.5}\text{Nb}_5$ および Ni 基 ($\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{11}\text{Nb}_4\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ および $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$) に対して熱力学計算を行い、これらの合金のガラス形成能を系統的に整理することにより、これらの因子が合金組成の改善などを行う際に有効であることを示す。

2) 溶射コーティングの適用

本研究では、使用済燃料の直接処分における人工バリア材料に関する研究の一環として、炭素鋼等に直接、金属ガラスを溶射し、耐食性の向上を目指すことに着目する。すなわち、上述 1) に掲げたバルク金属ガラスについて、処分容器への施工を考慮して溶射コーティングの適用を検討する。まず、昨年度挙げられた合金を薄帯に加工して、その耐食性の予備評価と必要に応じて組成改良を行う。次にコーティング技術の適用性を検討するために、溶射膜作製の手順およびその最適な条件を探索する。また、実際に形成した溶射膜の耐食性についての予備評価を行う。

3) アトマイズ粉末による耐食試験

合金の粉末粒子を用いて、耐食性評価試験を行う。粉末材の比表面積は薄帯や板材よりも大きいことから、本試験は、耐食性を把握するための加速試験となる。試験条件を設定する際には、淡水系地下水および塩水系地下水を考慮する。また、セメント系材料により処分場周辺地下水が高アルカリ化する場合も考慮して試験を実施する。更に、耐食性に及ぼす温度および酸化還元条件の影響を調査する。

金属ガラスは、前述の溶射材としての適用のほかにも処分容器内部充填材としての用途等も考えられる。したがって、粉末としての耐食性の知見は、金属ガラスの多様な適用の基礎となる。また、2) での溶射膜の耐食性との対比としての基礎データとなる。

(2) 候補材料の物理化学的特性に関する検討

1) 検討合金の選択

本年度は、下記の2項目の研究を展開した。第一の研究項目は、昨年度に選出した候補材の中で、実証試験上、最も重要であり、かつ、熱力学的研究が最も進んでいるFe基に焦点を当て、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金を研究対象の一つに選択して統合型熱力学計算ソフト(Thermo-Calc)を用いた熱力学計算を行った。続いて、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ 合金を指向した研究を検討したが、この $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ 合金が合金元素を5つ含む多元系であること、ならびに、CrおよびMoの前期遷移金属を含有し、熱力学的計算の精度が十分に保証できていないため、代替的に $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金のファミリー合金であるFe-B-P-Cu合金を選択して研究を展開した。一方、第二の研究項目は、アモルファス形成能の評価因子である原子寸法差および混合エンタルピーについて、前者は δ パラメータおよびボルツマン定数(k_B)で規格化したミスマッチエントロピー(S_σ/k_B)の2種類のパラメータで評価するとともに、後者については ΔH_{mix} として、いずれも合金組成の関数として計算した。計算対象合金は、昨年度選出した $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ 、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ 、 $\text{Cu}_{36}\text{Zr}_{48}\text{Al}_8\text{Ag}_8$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 合金ならびに本年度の予備試験を含めて実験研究が展開されている $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.5}\text{Nb}_5$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{11}\text{Nb}_4\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 合金とし、これらの合金のガラス形成能を具体的に評価した。

①Thermo-Calcを用いたFe基アモルファス合金の相安定性の計算

昨年度に続き、統合型熱力学ソフトウェアのThermo-Calcを用いてFe基アモルファス合金の相安定性を計算した。研究対象としては、Fe-半金属系合金の中で最もガラス形成能が高い $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラス(Makino et al., 2007)および材料価格を安価に抑えることをひとつの目的として、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ から合金組成を高Fe濃度側にシフトさせた合金群の中から、アモルファス相からの結晶化過程について、実験的な研究成果が豊富にあるFe-B-P-Cu合金(Urata et al., 2013)を選択した。

$\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスは、75原子%以上で最大の臨界直径(d_c) = 2.5 mmが得られる合金であり、このように高いガラス形成能が得られる根拠を明らかにするため、昨年度得られた知見を発展させる研究を展開した。

アモルファス相が結晶化した場合、アモルファス構造に起因する優れた機能特性は結晶化により失われることになる。さらには、Fe基金属ガラスの場合、結晶化温度以下での熱処理において脆化が生じる合金もあることから、Fe基金属ガラスに対して結晶化の機構を解明することは、非常に重要である。そこで、Fe-B-P-Cu合金を対象として、熱力学的解析による相の安定性を評価することにより、アモルファス相の安定性を向上させる種々の因子を導出することを指向した研究を展開することとした。

②アモルファス形成能の評価因子の計算

$\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ 、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ 、 $\text{Cu}_{36}\text{Zr}_{48}\text{Al}_8\text{Ag}_8$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 合金を対象として δ パラメータ、 S_σ/k_B および ΔH_{mix} を計算するとともに、バルク金属ガラスならびに高エンタルピー合金に共通する汎用ダイアグラムであり、ガラス形成能の傾向を評価するために開発された図面として知られている $\delta - \Delta H_{\text{mix}}$ 図(Zhang et al., 2008)上にプロットして、上記合金の特徴を評価した。それぞれのパラメータの具体的な計算方法については、

先行研究に詳細が記述されている (δ パラメータについては Zhang らの研究 (Zhang et al., 2008)、 S_o/k_B および ΔH_{mix} については Takeuchi・Inoue の研究 (Takeuchi and Inoue, 2000)、 δ パラメータと S_o/k_B の相関については竹内らの先行研究 (Takeuchi et al., 2013)、総説については竹内らの研究(竹内ほか, 2015))。なお、原子寸法差を表現する δ パラメータおよび S_o/k_B は、正の値で与えられ、値が大きいくほど原子寸法差の効果が大きくなる。一方、 ΔH_{mix} は、金属ガラスでは一般的に負の値が得られ、負に大きくなるほどガラス形成能的には有利であるが、三元系アモルファス合金に対する計算結果から、アモルファス合金では概ね $0 > \Delta H_{mix} / \text{kJ mol}^{-1} \geq -55$ に収まることが知られている (Takeuchi and Inoue, 2000)。

2) $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスの熱力学的安定性

実験的に報告されている Fe-Si-B-P 合金の (a) 過冷却液体域 (ΔT_x) および (b) ガラス相生成のための臨界直径 (d_c) の合金組成依存性を図 3.1.2-1 に示す (Makino et al., 2007)。図 3.1.2-1 は、熱力学量である ΔT_x と物理量である d_c とが、ともに、ガラス形成を表すパラメータとして類似した傾向を合金組成図上で示すことを表している。図 3.1.2-1 の詳細を見ると、以下の二つの傾向が認められる。まず、合金中の Si、B および P の濃度 (9 at.%Si、10 at.%B および 5 at.%P) に対応する $(x, y, z) = (0.375, 0.417, 0.208)$ で、 $\Delta T_x = 50 \text{ K}$ および $d_c = 2.5 \text{ mm}$ の最大値を示している。次に、この最大値に対して、等高線は Si 量を一定としたまま B と P とを置換する方向に伸びている。上述の 2 つの傾向から、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_x\text{P}_{15-x}$ で表現される合金組成について熱力学解析を行うことにより、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスが高いガラス形成能を示す理由が明らかになることが期待できる。実際に計算を行った断面状態図を図 3.1.2-2 に示す (Takeuchi and Makino, 2014a)。図 3.1.2-2 は、多元系合金の断面状態図であるため、複数の相平衡が混在しており、大変複雑であるが、以下の 3 つのポイントを読み取ることができる。まず、下向きの破線矢印で示した $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスの合金組成は、この Fe-Si-B-P 多元系合金状態図において、多元共晶反応の合金組成付近に位置していることが分かる。具体的には、図 3.1.2-2 において、X 軸の B 濃度が低い左側を中心として高温の液相 (Liquid) 単相が広がっており、 $x = 7$ の合金付近よりも高 B 濃度側では、液相と Fe_2B 相の共存領域 (Liquid + Fe_2B) が認められる。断面状態図の特徴から推測して、 $x = 7$ の合金が多元共晶反応組成であると推測される。図 3.1.2-2 では平衡相として Fe_2P 相の存在領域が特徴的である。具体的には、低温域において安定相として Fe_2P 相の存在する領域が断面図状で「く」の字を呈しており、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ の合金組成では、 Fe_2P 相は 1300 K 付近の一部分しか平衡相として存在しないことが分かる。 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスは、図 3.1.2-2 において B 濃度が 10 at.% の破線矢印に対応することを考えた場合、下向きの破線矢印に沿って $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金が液相から冷却によって作製される場合、 Fe_2P 相の析出を回避していると予測される。したがって、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスの生成に、 Fe_2P 相が無関与であることが示唆される。

次に、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金の各温度における平衡相および平衡状態における各相の割合を計算した結果を図 3.1.2-3 に示す。図 3.1.2-3 から、 $T = 1500 \text{ K}$ の液相単相からの冷却を行った場合、まず、 Fe_2B 相が初相として晶出した直後に bcc-Fe 相の晶出が開始することが分かる。その後、共晶温度 ($T \sim 1314 \text{ K}$) 近傍で Fe_2P 相と Fe_3P 相の晶出が生じるが、 Fe_2P 相は 1250 K

近傍で平衡相としては消失することが理解できる。1250 K以下の低温では、平衡相はbcc-Fe、Fe₂BおよびFe₃P相の混相であることが計算結果から明らかになった。なお、図 3. 1. 2-3 の計算結果は、平衡熱力学に基づく計算結果であり、本研究の研究対象である金属ガラスが 100 K s⁻¹程度の冷却速度の下に作製されることを鑑みる必要がある。換言すれば、液相からの冷却過程において、特に液相温度直下の温度領域においては、動力学的見地から平衡結晶相を生成するための十分な時間的余裕がないため、必ずしも平衡結晶相の晶出および析出が生じない可能性を考慮する必要がある。したがって、図 3. 1. 2-3 から、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅バルク金属ガラスの平衡相の特徴として、 $T \sim 1314$ から 1250 Kの狭い温度範囲に存在するFe₂P相が鍵を握ると考え、より詳細な計算を行った。

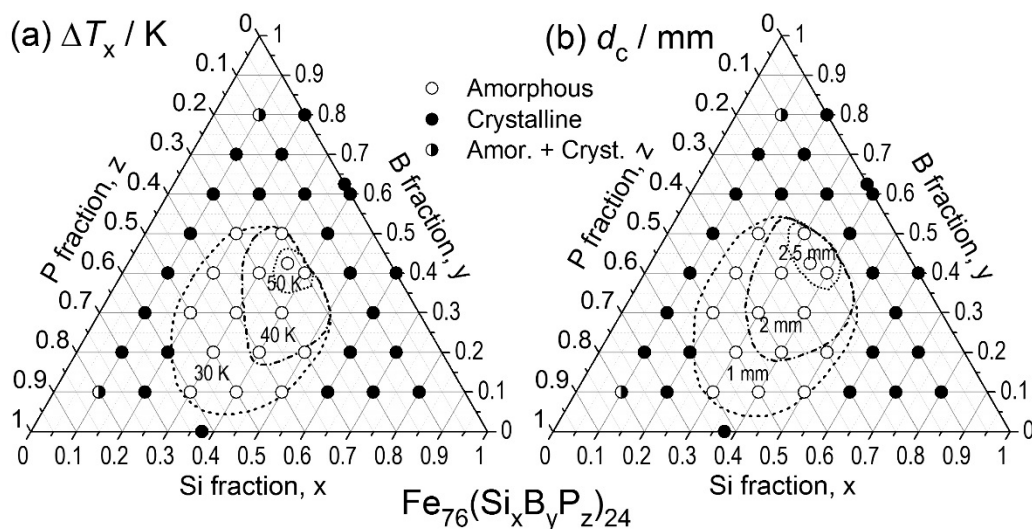


図 3. 1. 2-1 (a) 過冷却液体域 (ΔT_x) および (b) ガラス相生成のための臨界直径 (d_c) の合金組成依存性 (Makino et al., 2007)

図 3. 1. 2-2 の断面状態図の解析結果を元に、液相温度近傍の 1500 K およびガラス遷移温度近傍の 780 K における等温断面状態図を計算した。等温断面状態図の結果は図 3. 1. 2-4 に示すとおりであり、参考のため、図 3. 1. 2-1 (b) の d_c に関する等高線を破線で合わせて示している。図 3. 1. 2-4 (a) では、バルク金属ガラスが形成される $d_c \geq 1$ mm の領域は、 $T = 1500$ K で液相単相となっており、この合金組成域の液相温度が他の領域よりも低いことを示している。この結果は、バルク金属ガラスの生成条件として、液相の安定化が挙げられていることと合致する。液相の安定化は、状態図における共晶反応に対応しており、いわゆる共晶反応が生じる合金組成付近で液相温度が低下する現象の幾何学的表現、すなわち、状態図における「共晶の谷」付近の合金組成が金属ガラスの生成に必要なことを示唆している。従来、実験的な手法に基づき、絨毯爆撃的にしらみつぶしに合金組成を探索する以外にバルク金属ガラスが生成する合金組成を探索する方法はなかったが、本研究で示されたように、熱力学的手法に立脚した計算機科学を利用することにより、液相温度が低下する「共晶の谷」を見つけ出すことが可能であることを図 3. 1. 2-4 (a) は示している。この計算科学的手法の精度を高めることにより、今後、未知の多元系合金に対して、計算機科学主導により、バルク金属

ガラスの合金組成の予測が期待される。

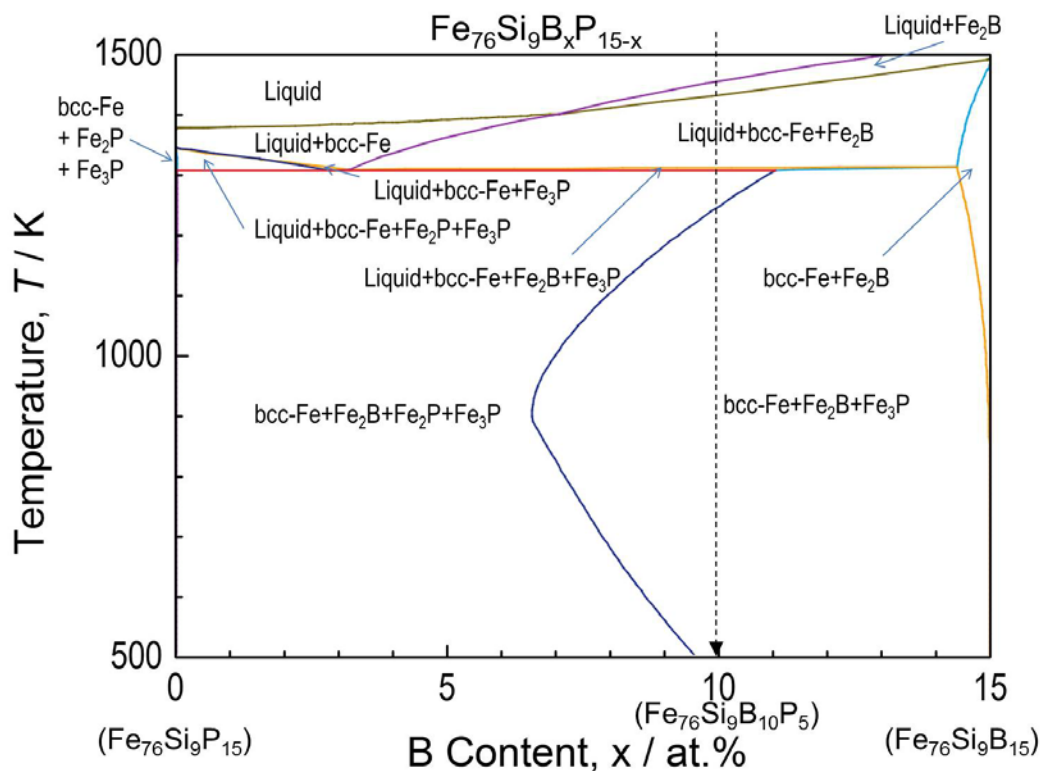


図 3.1.2-2 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_x\text{P}_{15-x}$ 合金の断面状態図の計算結果 (Takeuchi and Makino, 2014a)

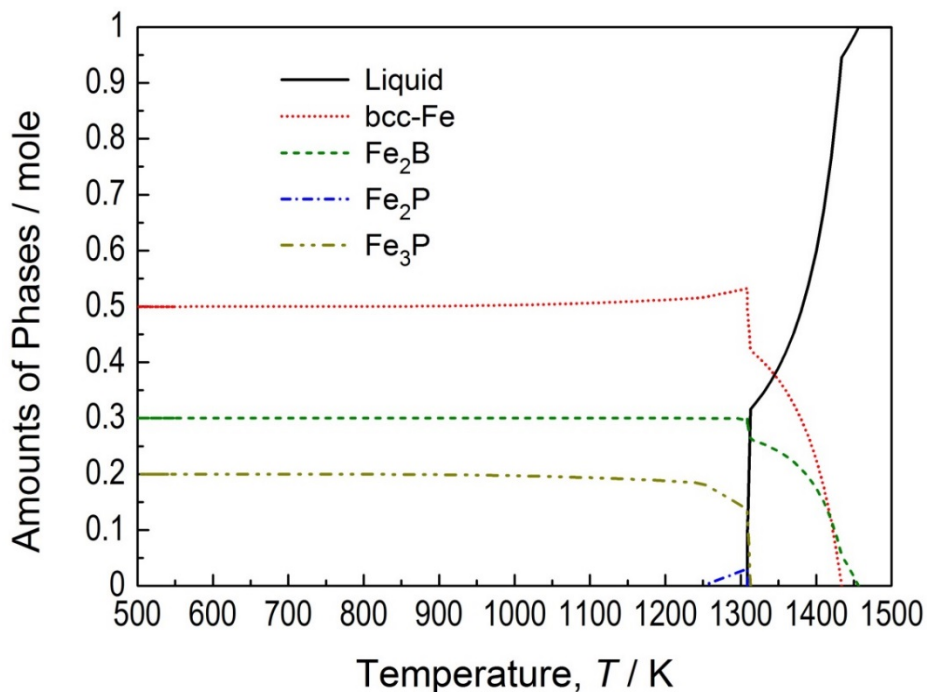


図 3.1.2-3 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金の各温度における平衡相および平衡状態における各相の割合の計算結果 (Takeuchi and Makino, 2014a)

一方、図 3.1.2-4(b)では、 $d_c = 2.5$ mm の領域は、 $T = 780$ K における平衡相として Fe_2P を含んでいないことを特徴として挙げることができる。実際、図 3.1.2-4(b)の $x \leq 0.52$ では「bcc-Fe + Fe_2B + Fe_3P 」および「bcc-Fe + Fe_2B + Fe_2P + Fe_3P 」の二つの平衡相領域が存在するが、 $d_c = 2.5$ mm の領域は「bcc-Fe + Fe_2B + Fe_2P + Fe_3P 」と排他的であることが理解できる。図 3.1.2-2 の断面状態図から推測して、 $T < 780$ K の温度域では、 $d_c = 2.5$ mm の領域においても平衡相として Fe_2P 相が存在することが予測される。しかしながら、凝固プロセスにおける原子拡散がガラス遷移温度以下では凍結されることを考えると、 Fe_2P 相を平衡相として含まないことがバルク金属ガラスの生成に寄与していると推測できる。

以上のように、本研究では $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスが $d_c = 2.5$ mm の高いガラス形成能をもつ理由の一つとして、平衡相である Fe_2P 相の不在が関与していることが明らかになった。さらに、ガラス形成能に及ぼす Fe_2P 相の影響は、結晶学的な特徴で示すことが可能である。例えば、Fe-P 二元系の代表的な金属間化合物であり、かつ、本研究の熱力学的解析でも取り扱った Fe_3P および Fe_2P 相の特徴を表 3.1.2-1 に示す。表 3.1.2-1 に示されているように、 Fe_3P および Fe_2P 相を比較した場合、P 原子中心の配位数 (CN: Coordination number) および P 原子周りの配意環境 (クラスター) に大差は認められないが、格子定数は Fe_3P 相の方が大きく、かつ、単位胞に含まれる原子数は、 Fe_3P 相が 32 個であるのに対して Fe_2P 相は 9 個であり、やはり、 Fe_3P 相の方が多くなっている。したがって、結晶学的には Fe_2P 相よりも Fe_3P 相の方が複雑であることが理解できる。この結晶学的な複雑さの程度は、ガラス形成能に影響を与えると理解できる。すなわち、液相からの冷却過程において、結晶学的に単純な相は核形成、もしくは、その前駆段階のクラスター形成が容易であるため、ガラス相の形成に対しては不利に働く。図 3.1.2-2 および図 3.1.2-4(b)で説明したように、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金が $d_c = 2.5$ mm の高いガラス形成能をもつ理由の一つとして、平衡相として Fe_2P 相を含有しないことが理由の一つとして挙げられる根拠を表 3.1.2-1 が示していることになる。

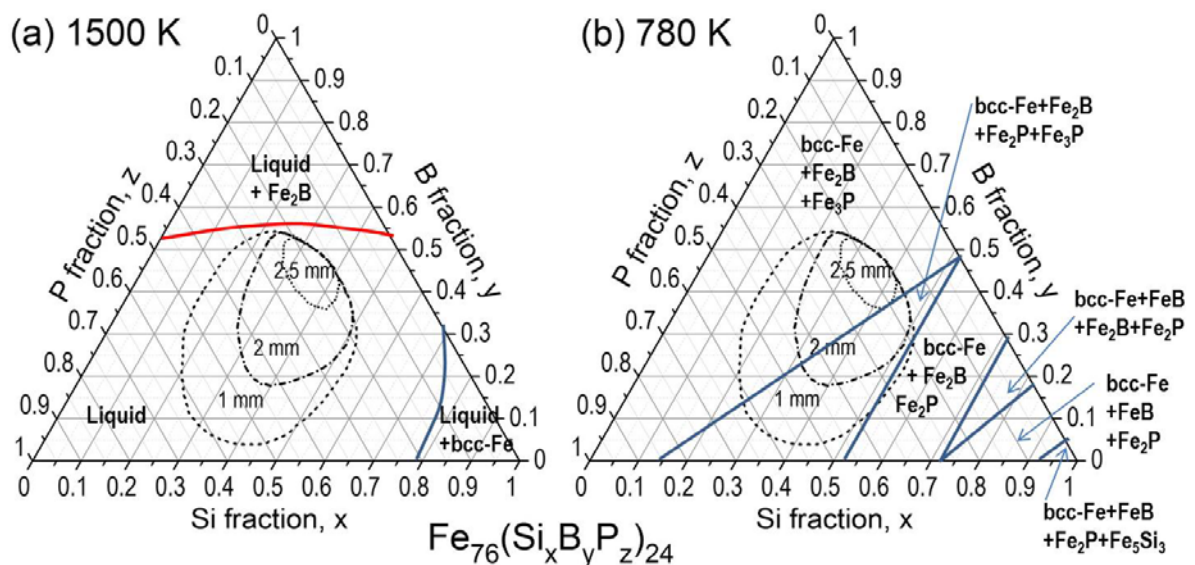
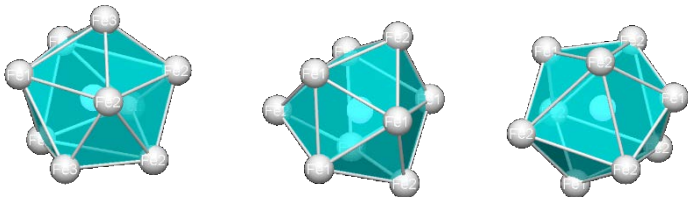


図 3.1.2-4 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_x\text{P}_{15-x}$ 合金の断面状態図の計算結果 (Takeuchi and Makino, 2014a)

表 3.1.2-1 Fe₃P および Fe₂P 相の結晶学的特徴 (Pearson, 2011)

	Fe ₃ P	Fe ₂ P
相	Ni ₃ P、 tI32、 82	Fe ₂ P、 hP9、 189
格子定数	$a = 0.9090$ nm、 $c = 0.4446$ nm	$a = 0.5852$ nm、 $c = 0.3453$ nm
P 原子中心の配位数 (CN: Coordination number)	CN = 9	CN = 9
P 原子周りの配意環境 (クラスター)		
※配位記号	6 ^{5.03} 4 ^{.0}	

※配位記号(6^{5.03}4^{.0}): P 原子周りの配位原子について、6 個の原子は 5 つの三角形で取り囲まれた五角形要素から構成され、残りの 3 個の元素は 4 つの三角形による四角形要素であることを示す配位記号。上付きの少数点は、前者が三角面の数、後者(小数点一桁)が四角面の数に対応する。

以上、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ バルク金属ガラスの熱力学的安定性をまとめると以下のようなになる。本研究では、昨年度に候補材として選出した Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ バルク金属ガラスに対する熱力学的計算を行った。その結果、これまでは実験的に示された Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ 合金が相対的に高いガラス形成能を示す理由について、計算機科学に基づく熱力学的解析を行うことにより、共晶反応近傍組成であることに起因する液相の安定化ならびに競合結晶相としての Fe₂P 平衡相の不在の因子を導出することに成功した。

3) Fe-B-P-Cu 合金の熱力学的安定性

液体急冷法により作製した Fe_{83.3+x}B_{7-x}P₉Cu_{0.7} (x = 0 ~ 2.5 at.%) アモルファス合金の熱分析結果を図 3.1.2-5 に示す。この Fe_{83.3+x}B_{7-x}P₉Cu_{0.7} 合金は、前項で示した Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ バルク金属ガラスの合金組成と比較して、Fe の濃度が 80 at.% 以上でありながら XRD 回折ではアモルファス単相であることが確認されている。最も Fe 濃度が高い x = 2.5 合金では 85 at.% 以上の Fe 含有率であり、事実上、最も高 Fe 濃度のアモルファス合金の一つである。図 3.1.2-5 が示す特徴としては、アモルファス相の結晶化が低温および高温域の二段で生じることを挙げることができる。先行研究により、低温側の結晶化では bcc-Fe が析出し、一方、高温側では平衡相の金属間化合物が析出することが知られている。図 3.1.2-5 に示した熱分析結果を結晶化温度および結晶化に伴う発熱量に相当するエンタルピー変化としてまとめたものを表 3.1.2-2 に示す。エンタルピー変化は、図 3.1.2-5 の各ピークの面積に対応する。本研究では、Fe_{83.3+x}B_{7-x}P₉Cu_{0.7} 合金の二段結晶化の中で、低温側で生じる bcc-Fe の結晶化を中心とした熱力学的な解析を行った。

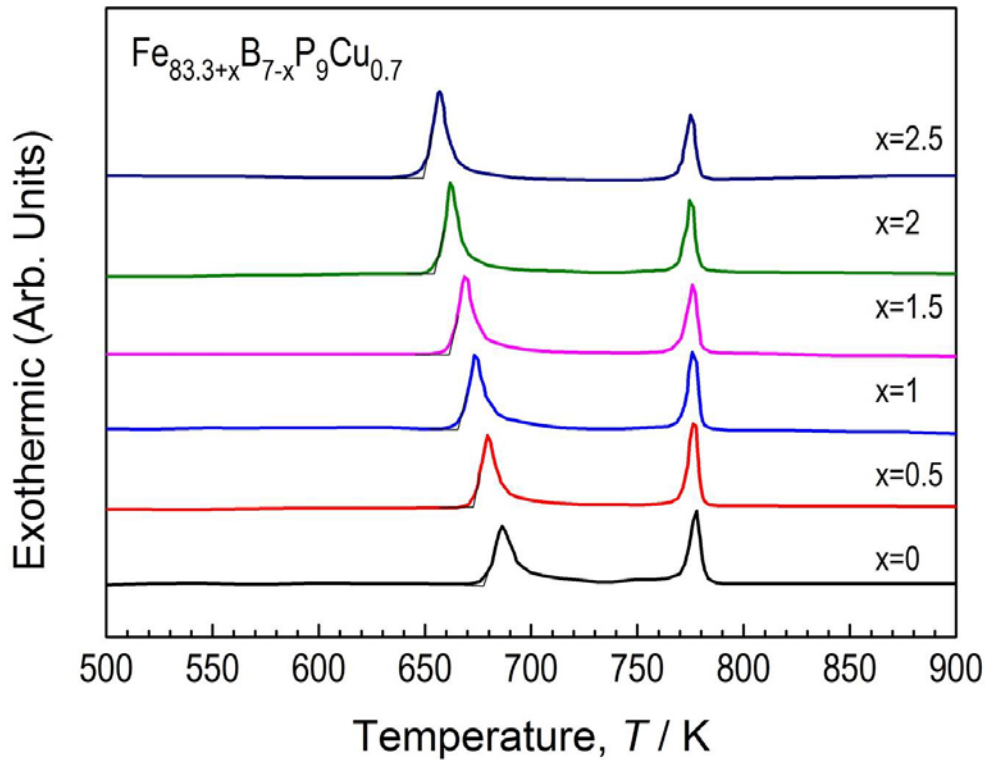


図 3.1.2-5 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) アモルファス合金の DSC 結果 (Urata et al., 2013)

表 3.1.2-2 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) アモルファス合金の第一および第二結晶化温度 (T_{x1} および T_{x2})、ならびに第一結晶化に伴う発熱量に対応するエンタルピー (ΔH_{x1}) の文献値 (Jg^{-1}) ならびに換算値 (kJ mol^{-1})

x	T_{x1} / K	$\Delta H_{x1} / \text{Jg}^{-1}$	$\Delta H_{x1} / \text{kJmol}^{-1}$	T_{x2} / K
0	678	61	3.08	
0.5	671	68	3.45	
1.0	666	78	3.97	
1.5	660	80	4.09	~770
2.0	652	88	4.52	
2.5	647	93	4.80	

次に、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 0, 2.5$ at.%) アモルファス合金の各温度における平衡相および平衡状態における各相の割合を計算した結果を図 3.1.2-6 に示す。図 3.1.2-6 に示された両合金の各温度における平衡相および平衡状態における各相の割合の計算した結果を比較すると、1260 K 近傍の共晶温度以上の bcc-Fe 相および Fe_2B 相の晶出割合に若干の違いがあるものの、各温度において、平衡相の種類には相違がみられない。したがって、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 0 \sim 2.5$ at.%) で示される合金シリーズにおけるガラス形成能は平衡結晶相により影響を受けず、例えば、共晶反応に伴う液相温度の高低に影響されることが示唆される。この予測に基づき、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ 合金の断面状態図 (Takeuchi and Makino, 2014b) を計算した結果を図 3.1.2-7 に示す。図 3.1.2-2 の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金の場合と同様に、

複数の相平衡が混在しており、大変複雑であるが、以下の3つのポイントを読み取ることができる。まず、下向きの2本の破線矢印で示した $x = 0$ および 2.5 合金を比較すると、 $x = 0$ 合金は、この Fe-Si-B-P 多元系合金状態図において、多元共晶反応の合金組成付近に位置していると推測される。ただし、液相からの凝固プロセスにおいて、 $x = 0$ および 2.5 合金が通過する平衡相の種類は同一であるため、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ 合金の結晶化は同一種類であると予測される。

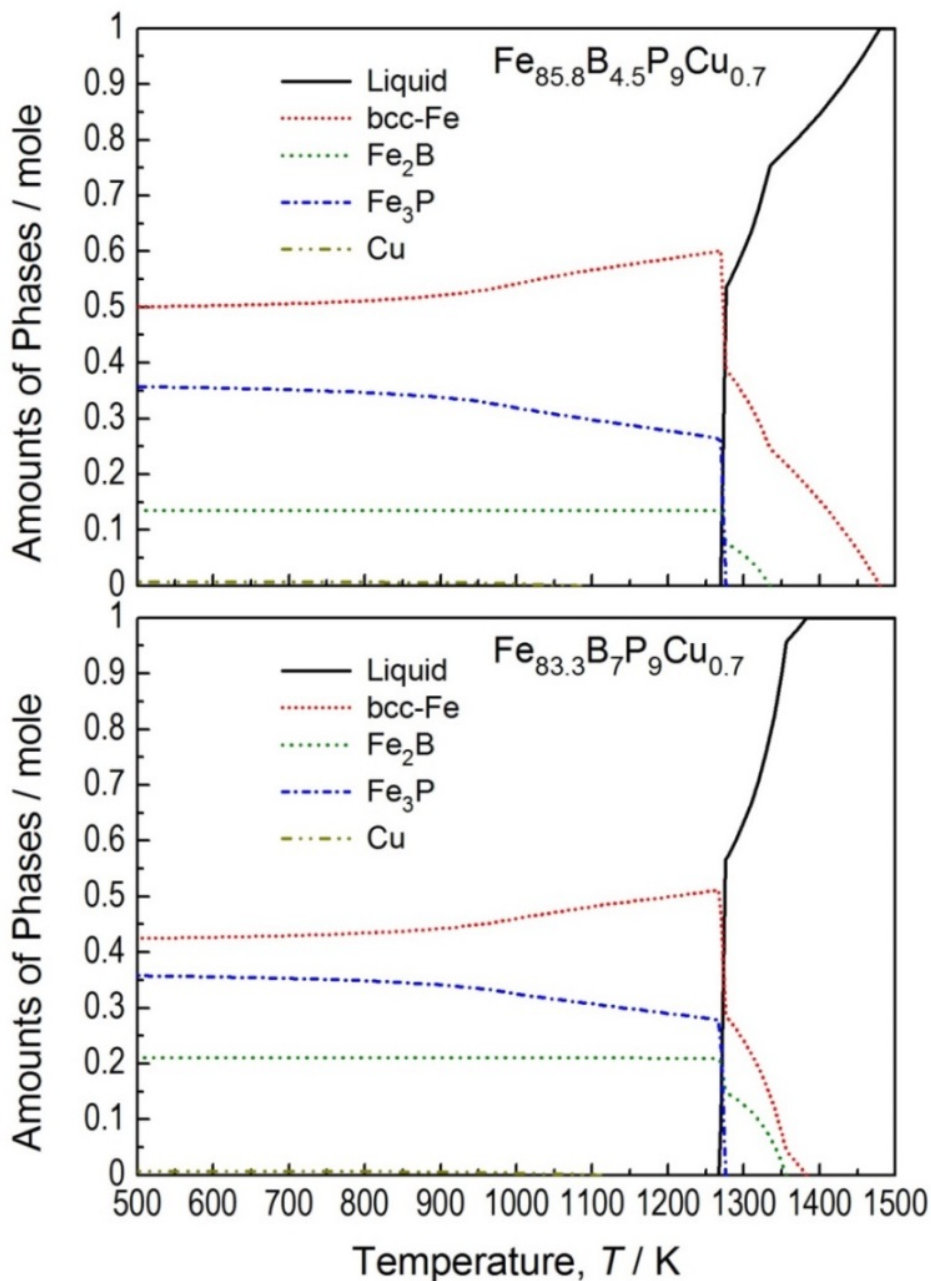


図 3.1.2-6 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 0$ 、2.5 at.%) 合金の各温度における平衡相および平衡状態における各相の割合の計算結果 (Takeuchi and Makino, 2014b)

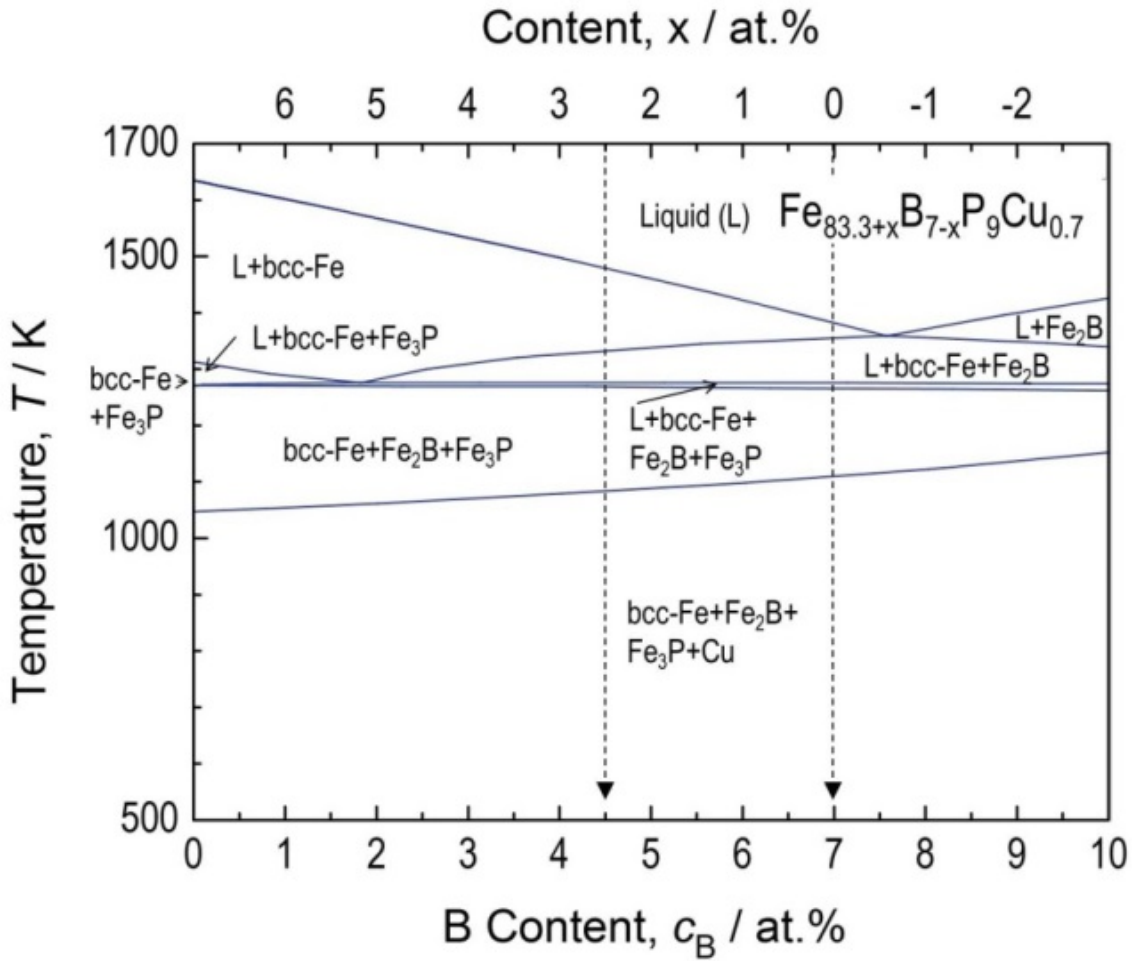


図 3.1.2-7 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) 合金の断面状態図
(Takeuchi and Makino, 2014b)

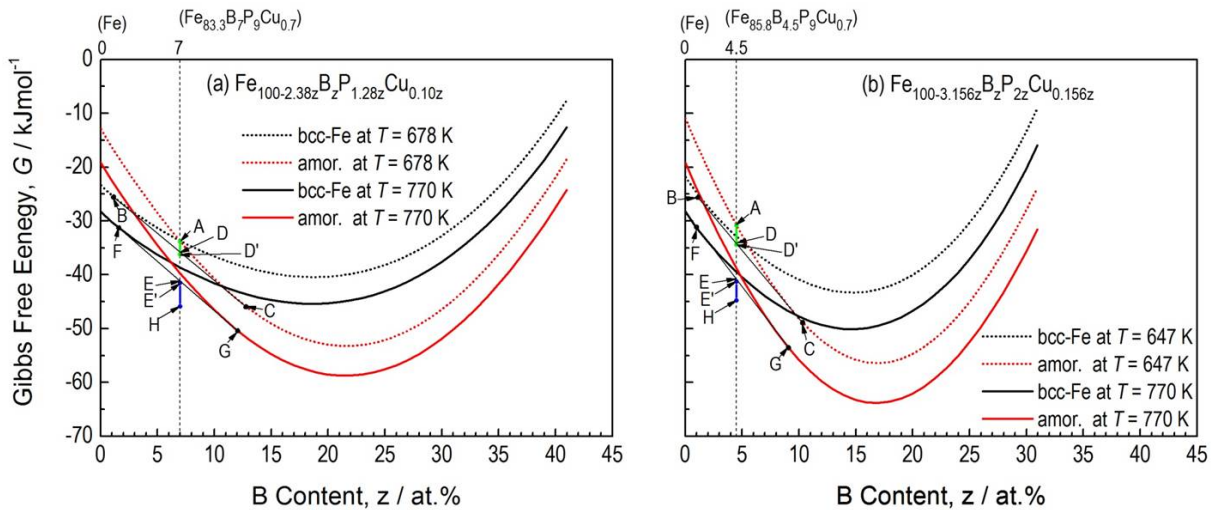


図 3.1.2-8 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 0 \sim 2.5$ at.%) 合金の第一結晶化および第二結晶化温度における疑似的な自由エネルギー曲線 (Takeuchi and Makino, 2014b)

表 3.1.2-3 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) アモルファス合金の第一および第二結晶化温度 (T_{x1} および T_{x2}) における自由エネルギー変化およびエンタルピー変化

	ΔG_{x1} / kJmol^{-1}	ΔG_{x2} / kJmol^{-1}	ΔH_{x1} / kJmol^{-1}	ΔH_{x2} / kJmol^{-1}	ΔH_{x1} / ΔH_{x2}
$\text{Fe}_{83.3}\text{B}_7\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 0$)	2.44	4.36	7.86	9.95	0.79
$\text{Fe}_{85.3}\text{B}_{4.5}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x = 2.5$)	3.61	3.49	10.51	8.38	1.25

実験的に得られた図 3.1.2-5 の DSC 解析に基づき、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ 合金の自由エネルギー解析を行った結果を図 3.1.2-8 に示す。この自由エネルギー解析により、アモルファス相の結晶化過程を以下のように考えることが可能である。まず、実験的に液体急冷法等によりアモルファス単相が得られた合金に対して、第一結晶化温度 (T_{x1}) で保持した場合、図 3.1.2-8 のエネルギー状態は、記号 A のアモルファス相から線分 BC の状態に変化する。ここで、記号 B の状態は bcc-Fe 相であり、記号 C は合金組成が異なるアモルファス相に対応する。このアモルファス単相からの bcc-Fe 相の析出に伴い、自由エネルギーは記号 D の状態まで減少する。この際の bcc-Fe の体積分率は、梃子の原理から、線分 DC/線分 BC となる。この第一結晶化が完了して、さらに高温の第二結晶化温度 (T_{x2}) で保持した場合、記号 B の bcc-Fe 相と記号 C のアモルファス相に分解した状態は、 T_{x2} の温度では、記号 F の bcc-Fe 相と記号 G のアモルファス相の状態にエネルギー状態が変化する。この際の合金の自由エネルギーは、記号 E の状態に対応する。第二結晶化が生じる過程は、図 3.1.2-8 の断面図では表現することができないが、数値演算による自由エネルギー解析から、記号 H の状態に変化する。

以上の結晶化に伴う自由エネルギー変化をまとめると、次のようになる。アモルファス相からの bcc-Fe の析出に対応する第一結晶化では、自由エネルギーは記号 A から D への減少であり、平衡安定相への結晶化に対応する第二結晶化は、記号 E から H への減少となる。これらの自由エネルギーの減少は、自由エネルギーがエンタルピーから絶対温度とエントロピーの積を引いた数式で表現できることからわかるように、結晶化に伴うエントロピー変化として算出することが可能である。このようにして、図 3.1.2-8 の自由エネルギー解析に基づき、第一および第二結晶化の自由エネルギーおよびエンタルピー変化をまとめると表 3.1.2-3 のようになる。表 3.1.2-3 に示された ΔH_1 、 ΔH_2 および $\Delta H_1/\Delta H_2$ の値は、計算結果であるため、それらの絶対評価を実験結果と照合することは難しいが、少なくとも、表 3.1.2-2 で x が 0 から 2.5 に増加することにより ΔH_1 が増加する傾向を表 3.1.2-3 は再現することができる。さらに、図 3.1.2-5 の DSC 結果から、 x の増加とともに、第一および第二結晶化ピークに対応する面積の比 ($\Delta H_1/\Delta H_2$) は増加する傾向を読み取ることができるが、表 3.1.2-3 はこの傾向を再現している。以上により、本研究では、 $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) アモルファス合金に対する熱力学的解析を行い、結晶化機構を解明することが出来た。

高 Fe 濃度側の合金において、アモルファス相から bcc-Fe 相の結晶化が生じる際には、bcc-Fe と液相の自由エネルギー曲線が交差する、いわゆる、 T_0 温度 (T_0 組成) よりも合金組成は高 Fe 濃度 (低溶質濃度) であり、そのため、bcc-Fe の結晶化ではきわめて大きな結晶化熱が生じることが理解できた。また、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ バルク金属ガラスから派生したファミリー合金である $\text{Fe}_{83.3+x}\text{B}_{7-x}\text{P}_9\text{Cu}_{0.7}$ ($x=0$ to 2.5 at.%) アモルファス合金に対して、熱力学的アプロー

チによる自由エネルギー解析を行うことが出来た。

4) アモルファス形成能の評価因子の計算結果

Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀、Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈、Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀、Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄合金に対して δ パラメータ、 S_σ/k_B および ΔH_{mix} を計算した結果を表3.1.2-4に示すとともに、 $\delta - \Delta H_{mix}$ 図 (Zhang et al., 2008) として図3.1.2-9に示す。図3.1.2-9(a)は $\delta - \Delta H_{mix}$ 図であり、図3.1.2-9(b)は、先行研究で報告 (Takeuchi and Inoue, 2000) されている $S_\sigma/k_B - \Delta H_{mix}$ 図に対応する。 $\delta - \Delta H_{mix}$ 図と $S_\sigma/k_B - \Delta H_{mix}$ 図は等価であり、 δ と S_σ/k_B の差相関は、文献 (Takeuchi et al., 2013) で解析されており、図3.1.2-9の上部に示される数式が得られている。図3.1.2-9(a)について、Zhangらによれば図中の領域 (ゾーン) B₂は、Cu基およびMg基のバルク金属ガラスが生成する領域であり、ゾーンB₁は上記以外のバルク金属ガラスが生成する領域であると報告されている。今回計算した合金系について、個別に評価すると次のような傾向が読み取れる。Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀合金は、Zhangらが示したゾーンB₁の中心にプロットされており、十分なガラス形成能を保持していると考えられる。その他、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀およびNi₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄合金はゾーンB₁の端に位置しており、良好なガラス形成能であると理解できる。Cu基のCu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈およびCu₆₀Zr₃₀Ti₁₀合金は、Zhangらが示したゾーンB₂からは外れているがCu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈合金はゾーンB₁の端に位置しており、良好なガラス形成能を保持していることを示唆している。一方、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅合金は、ゾーンB₁およびB₂の双方から外れた位置にプロットされており、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅合金の d_c が高々2.5 mmでありバルク金属ガラスとしてはガラス形成能が充分ではない実験結果に対応していると理解できる。今回、Zr基、Fe基、Cu基およびNi基の代表的な合金についてアモルファス形成能因子の計算に成功を収めるとともに、今後、本研究の進展に伴い合金組成の改善などを行う場合には、図3.1.2-9の $\delta - \Delta H_{mix}$ 図を利用することが有効的であることが示された。

表 3.1.2-4 アモルファス形成能の評価因子の計算結果

	δ	S_σ/k_B	$\Delta H_{mix} / \text{kJmol}^{-1}$
Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀	10.3	0.22	-30.6
Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.5} Nb ₅	9.5	0.19	-33.2
Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅	5.1	0.05	-17.9
Fe ₄₃ Cr ₁₆ Mo ₁₆ C ₁₅ B ₁₀	17.4	0.54	-35.2
Cu ₃₆ Zr ₄₈ Al ₈ Ag ₈	10.0	0.21	-25.7
Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀	10.4	0.24	-18.7
Ni ₆₅ Cr ₁₁ Nb ₄ P ₁₆ B ₄	7.6	0.12	-28.7
Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄	7.1	0.11	-26.9
Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄	6.5	0.09	-25.1

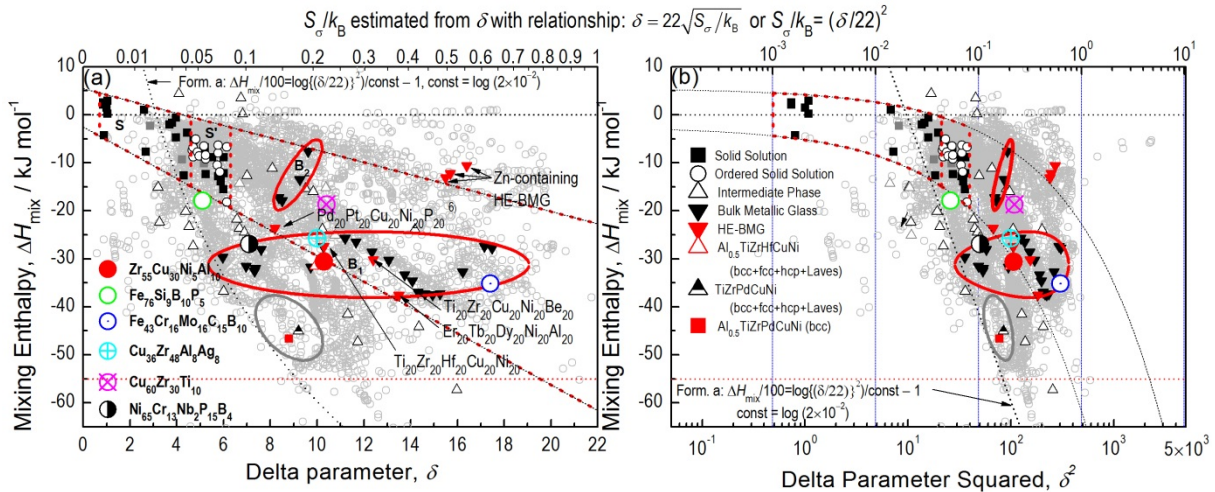


図 3.1.2-9 Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀、Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈、Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀、Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄合金の計算結果を含む(a) $\delta - \Delta H_{\text{mix}}$ 図 (Zhang et al., 2008) プロット および(b) $S_{\sigma}/k_B - \Delta H_{\text{mix}}$ 図

5) まとめと今後の課題

今年度の研究成果として、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ および Fe-Si-B-P-Cu 系合金の熱力学的解析を実施した結果、先行研究として実験的に得られている Fe 基金属ガラスのガラス形成能を再現する計算結果を得ることに成功した。さらに、Fe 基金属ガラスに対する自由エネルギー解析を行い、結晶化過程を評価可能であることが明らかとなった。今後は、耐食性の向上のために必要な添加元素である Cr、Mo を添加した Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金を指向して同様の自由エネルギー解析を実行してゆく計画である。ガラス形成能の評価については、引き続き、 $\delta - \Delta H_{\text{mix}}$ 図を利用した研究を中心として進めてゆく予定である。

(3) 溶射コーティングへの適用

1) 急冷リボンによる耐食性およびガラス形成能の予察試験

平成 25 年度においては、金属ガラスに関する論文などの公開資料を精緻に調査することにより、長期健全性の観点から人工バリア材料に資するべき金属ガラスの合金系、合金組成の調査を行なった。その過程の中で、第一段階として研究を開始するにあたり、研究事例の豊富な Zr 基金属ガラスの中で、ガラス形成能の高い Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ を選定した。また、人工バリア材として使用する場合に非含有が望ましい元素、資源確保や材料コストの観点および化学的特性から、種々の金属ガラスの中でもアルカリ水溶液環境下における耐食性が良好な Cu 基金属ガラスを選定し、Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈ および Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀ を候補材として選出した。さらに、材料の廉価性を重視して Fe 基金属ガラスも研究対象とすることにし、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ および Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ を選定した。

しかし、一方で研究事例やガラス形成能、あるいは廉価性などにより合金組成を選定していたために、選定した金属ガラスを同時に並べて耐食性やガラス形成能等の特性を評価する必要性が生じていた。そこで、本年度は金属ガラスの作製方法として一般的な単ロール法および金型鋳造法を用いて、リボン形状および棒状の金属ガラスを作製し、各種浸漬試験およ

びガラス形成能の予察試験を行ない、選定された各金属ガラスを比較することとした。この予察試験には、アモルファス金属の研究が急激に盛んになった 1970 年台の後半にすでに開発されていた高耐食アモルファス合金として Fe-Cr-P-C 系合金も加え、また、同様な時期に開発された Ni-Cr-P-B 系アモルファス合金をその後ガラス形成能の観点で改良した Ni-Cr-Nb-P-B 系金属ガラスも比較のために試験に加えている。

今回、試料の作製に用いた単ロール法および金型鑄造法の手法について、以下に紹介する。単ロール法は、アモルファス合金の研究が開始された当初から行われている液体急冷法の一つであり、1974 年に開発された手法である。単ロール法の模式図および装置内を図 3.1.2-10 に示す。高周波誘導加熱によりノズル内の合金を溶解し、その溶融合金をガス圧によりノズル先端の孔から噴出させ、回転する冷却用回転体の表面上で急速に固化させる方法であり、ロール材質や回転数を制御することにより $10^4 \sim 10^7 \text{ K s}^{-1}$ 程度の冷却速度を達成できる。この手法の装置は装置構造が簡単で、ノズル上部をタンディッシュにすることにより多量の生産も可能になることから、単ロール法は、研究用途のみだけでなく、アモルファス合金リボンの製造は一般にこの単ロール法によって行われている。本節では、この単ロール法で 0.4 mm の孔を有するノズルを用いて、銅ロールを 1000 rpm、1500 rpm および 3000 rpm のロール回転数の条件で、約 1 mm 幅の種々のリボンを作製し試験に供した。

金型鑄造法は、金属ガラスが見出された当初から行われている液体急冷法の一つであり、種々の内部形状をもった銅鑄型を使い、その鑄型内部に溶融合金を注入し、鑄型の内形状と同じ形状のバルク金属ガラスを作製する方法である。同じ条件で棒材を作製した場合、作製する棒材の直径が大きくなるほど冷却速度が低下することから、金型鑄造法により何ミリまで非晶質相のみの棒材が得ることができるか、すなわちガラス化臨界直径が金属ガラスのガラス形成能の比較として用いられる。本節では、Zr 基および Cu 基合金以外の合金系については、単ロール法のロール部分を銅鑄型に替えて鑄造を行なうことにより棒材を作製した。活性な Zr や Ti を含有する Zr 基および Cu 基金属ガラスについては、ノズルとの反応が生じるために、ノズルを用いた金型鑄造法を用いず、アーク溶解による吸引鑄造法により棒材を作製した。アーク溶解による吸引鑄造法の模式図を図 3.1.2-11 に示す。冷却銅鑄型上でアークにより合金を溶解し、その溶融合金を冷却するつぼの孔の中に吸引して鑄造する手法であり、ノズルを用いないために活性な合金でも金型鑄造法による急冷鑄造材が作製できる特徴を有する。本節では、Zr 基および Cu 基金属ガラス以外は、ノズルを用いた金型鑄造法により、直径 2 mm および 4 mm の鑄造材を作製し、Zr 基および Cu 基合金については、吸引鑄造法により直径 5 mm および 3 mm の鑄造材を作製して、非晶質相が得られるか否かを判断基準として各種組成のガラス形成能を比較した。

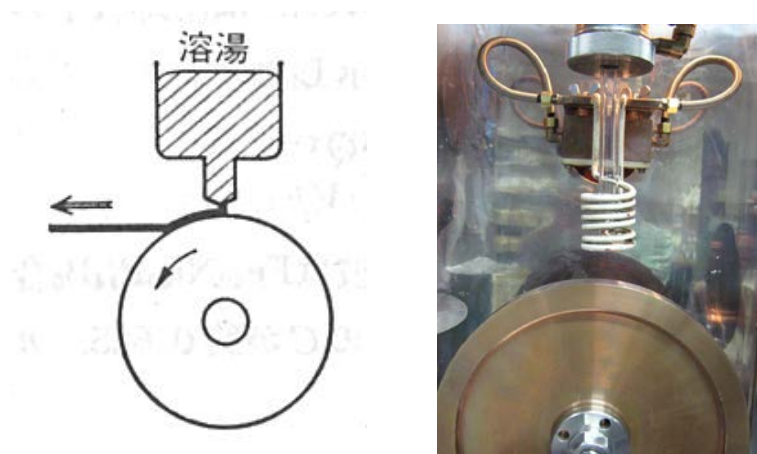


図 3.1.2-10 単ロール法の模式図および装置内部

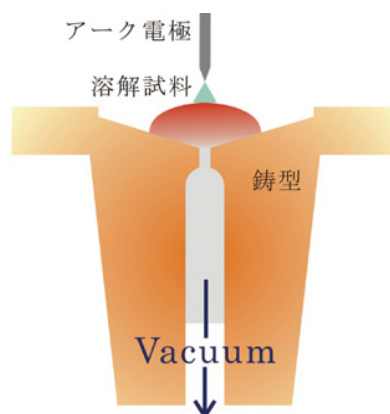


図 3.1.2-11 アーク炉を用いた吸引鋳造

浸漬試験の試験液は、平成 25 年度の「金属ガラス粉末を用いた浸出試験」における高アルカリ溶液の浸漬試験によるアルカリ耐性についての予察試験を基に、0.1M-NaOH 水溶液への浸漬を行なった。また、地層処分環境条件として、国内の地下水が塩分を含むことが多々あることが想定されるため、耐塩水の評価のために、CASS 試験液も浸漬試験液として追加した。CASS は、Copper Accelerated Acetic Acid Salt Spray の頭文字から命名されており、CASS 試験液は、JIS H 8502 に規定されるメッキ等の表面処理した材料の耐食性を塩水噴霧法と同様の方法で評価するための試験液であり、以下の成分からなる。

CASS 試験液 : NaCl 50 g L^{-1}
 CuCl_2 0.2 g L^{-1}
 $\text{pH}=3.0$ (酢酸酸性)

中性の食塩水を用いた試験に比べて短時間で評価できる特徴を有する試験液であり、着色により腐食状況の観察も可能であることから、今回試験液として選定した。

また、機械的特性として、前述のリボン材の密着曲げ試験による延性の評価も行った。

表 3.1.2-5 に、作製した試料と密着曲げの可否、各浸漬試験後の一日当たりの重量変化および鑄造材の観察結果を示す。今回試験を行なった組成において、Zr 基、Cu 基のリボン材については密着曲げが可能であり、延性が高い材料であるといえる。ロール回転数を 1000 rpm にして冷却速度を低下させて作製された状態とアモルファス合金溶射で得ることが可能な最高の冷却速度が類似していることが知られている（網谷ほか，2013）。これらの 2 つの合金系は 1000 rpm で作製したリボンでも密着曲げができていることから、溶射膜が得られた場合にも延性を維持している可能性が高いといえる。一方、Ni 基金属ガラスの 2 種は、Nb の含有量で延性が異なり、同じ 1000 rpm で作製したリボンと比較すると、Nb=4 at% の組成で脆化していることが分かる。また、昨年度選定された $\text{Fe}_{70}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 金属ガラスは、3000 rpm の高冷却速度で作製された場合は密着曲げが可能であるが、冷却速度を低下すると脆化が顕著になることが分かった。従来の高耐食アモルファス合金の $\text{Fe}_{70}\text{Cr}_{10}\text{P}_{13}\text{C}_7$ は、2000 rpm で作製されたリボンで密着曲げが可能であることから、昨年度選定された Fe 基金属ガラスより延性があるといえる。しかし、その Fe 基アモルファス合金をもってしても 1000 rpm で作製したリボンでは密着曲げが不可となり、冷却速度を下げると脆化が進行している。このことから、Fe 基金属ガラスの溶射への適用には、溶射膜が脆化していないか慎重に検討する必要があることが分かった。

CASS 試験液への浸漬結果については、SUS316L を同様の試験を行なうと腐食が認められず 0%を示すことを基準とすると、昨年度選定された $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Al}_{10}\text{Ni}_5$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ については腐食が認められ、Fe 基については耐性が無いと言えるような数値となった。しかし、昨年度のスクリーニングでは最終的には選定されなかった Zr 基金属ガラスでも Nb を添加して耐食性を改善した $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.6}\text{Nb}_5$ 組成や、今回、比較として評価している Ni 基金属ガラスでは腐食は微量であり、塩水が混入している地下水等に暴露しても耐食性を維持できるものと考えられる。

NaOH 水溶液への浸漬結果については、室温での浸漬試験であることから、いずれの組成においても顕著な腐食は認められなかった。

ガラス形成能については、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ については、これまで 2.5 mm Φ の金属ガラス棒材が得られていることから、昨年度選定された $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Al}_{10}\text{Ni}_5$ 、 $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ のいずれも高いガラス形成能を有していると考えられる。また、今回検討した組成においては、従来のアモルファス合金である $\text{Fe}_{70}\text{Cr}_{10}\text{P}_{13}\text{C}_7$ を除いて、2 mm Φ 以上のガラス化臨界直径を有しており、溶射を実施するにあたり十分なガラス形成能を有していると判断できた。

表 3.1.2-5 各組成の密着曲げの可否、浸漬試験後の重量変化
および鑄造材の結晶析出状態

サンプル		密着 曲げ	CASS	NaOH	NaOH +NaCl	鑄造	
	回転数	厚み	減少量	減少量	減少量	鑄造断面	
	(rpm)	(μ m)	(wt%)	(wt%)	(wt%)	結晶	
Zr ₅₅ Cu ₃₀ Al ₁₀ Ni ₅	1000	55	○	-	-	-	5mm Φ 無
	1500	40	○	2.2	0.0	0.6	
	3000	21	○	4.9	-	-0.1	
Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.6} Nb ₅	3000	20	○	0.3	-0.1	-0.4	5mm Φ 無
	1000	59	○	-	-	-	
Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀	1000	51	○	-	-	-	5mm Φ 中心部結晶
	3000	19	○	11.0	0.0	-	3mm Φ : 微細結晶少量
Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄	1000	36	○	0.1	0.0	-	2mm Φ 無
Ni ₆₅ Cr ₁₁ Nb ₄ P ₁₆ B ₄	1000	38	×	-	-	-	4mm Φ 無
	3000	14	○	0.1	0.1	-	
Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅	2000	27	×	-	-	-	2章の結果から 2mm Φ 無
	3000	14	○×	39.6	-	-	
Fe ₇₀ Cr ₁₀ P ₁₃ C ₇	1000	45	×	-	-	-	従来のアモル ファス合金のため 鑄造不可
	2000	21	○	0.1	-0.1	-	

以上の結果をまとめると表 3.1.2-6 のようになり、延性、塩水を考慮した耐食性およびガラス形成能の観点からは、全て比較的良好な結果が得られた金属ガラスは、Zr₅₇Cu_{15.4}Al₁₀Ni_{12.6}Nb₅ および Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ 金属ガラスであった。この 2 種については、溶射を検討する合金系として昨年度に選定した金属ガラスに加えて検討を続けることとした。

表 3. 1. 2-6 各種金属ガラス等の総合評価

(ガラス形成能については臨界ガラス化直径が 5 mm 以上の組成について◎で記載)

ガラス形成能については臨界ガラス化直径が 5 mm 以上の組成については◎で記載。

サンプル	評価		
	延性	腐食 (CASS)	ガラス 形成能
Zr ₅₅ Cu ₃₀ Al ₁₀ Ni ₅	○	×	◎
Zr ₅₇ Cu _{15.4} Al ₁₀ Ni _{12.6} Nb ₅	○	○	◎
Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀	○	×	○
Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄	○	○	○
Ni ₆₅ Cr ₁₁ Nb ₄ P ₁₆ B ₄	×	○	○
Fe ₇₆ Si ₉ B ₁₀ P ₅	×	×	○
Fe ₇₀ Cr ₁₀ P ₁₃ C ₇	×	○	○

2) 金属ガラスの溶射コーティングの手法選定

溶射とは金属等の材料を熔融し液滴状にした後に、被溶射材となる基材に噴霧投射して基材上で扁平状になると共に凝固・堆積させることにより製膜する方法であり、1909年に発明された製膜技術である。溶射法は、その原理から「液滴が直接被膜形成をするので、メッキ法や気相を用いるスパッタ法などに比べて、被膜形成速度が非常に高い。加熱により熔融または軟化する材料であれば被膜形成ができる。」などの特徴を有する。溶射法は、熔融する熱源、材料の形状から表 3. 1. 2-7 に示すような分類がなされている。熱源としては、ケロシンやアセチレン等の燃焼ガスを用いる方法、アークやプラズマ等の電気をエネルギー源とする方法などがあり、それぞれ、フレイム（火炎）溶射、アーク溶射、プラズマ溶射という溶射法の名称がつけられている。フレイム溶射の概略図を図 3. 1. 2-12 に示す。通常、アセチレンなどの燃焼ガスと酸化ガスとして酸素を用いてフレイムを生成させ、そのフレイム中に溶射原料を投入して液滴にすると同時に液滴の加速を行なう手法である。フレイムの温度はアセチレンの場合 3000℃程度に達する。フレイム溶射は、原料がフレイム中に滞留する時間が比較的長いため、熔融が十分に進むという特徴を有している。一方、フレイム溶射の中でも、燃料ガスにケロシンなどを用い燃焼室の圧力を高めてジェットエンジンのようなガン構造とすることにより、音速を超えるフレイム速度を得て飛行液滴の速度を大幅に上げる手法

を HVOF (High Velocity Oxy-Fuel spraying) と呼ぶ。その模式図を図 3.1.2-13 に示す。この HVOF は、基材への衝突する際の衝撃力が上がるため緻密な製膜が行えるが、フレイムの温度は通常のフレイム溶射と大きな違いがなく、溶射粉末のフレイム中の滞留時間が少ないため、溶融が不十分になりやすく、高融点材料の場合、半溶融～溶融状態となり溶射が困難な場合が生じるという問題点も有している。

表 3.1.2-7 溶射法の分類

熱源	名称	
燃焼ガス	フレイム溶射	溶線式
		粉末式
	高速フレイム溶射	HVOF
電気	爆発溶射	
	アーク溶射	
	プラズマ溶射	
	線爆溶射	
レーザー	レーザ溶射	
その他	コールドスプレー	

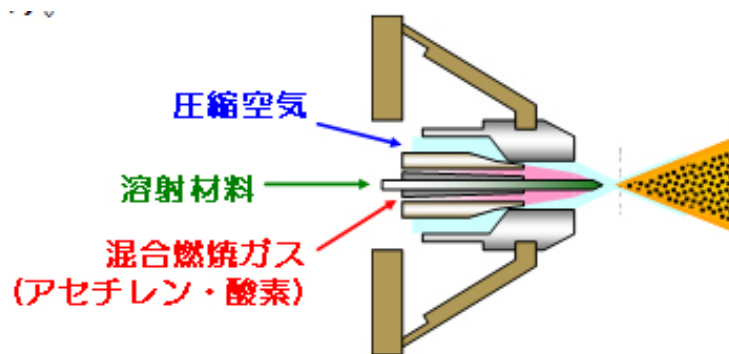


図 3.1.2-12 フレイム溶射ガンの模式図

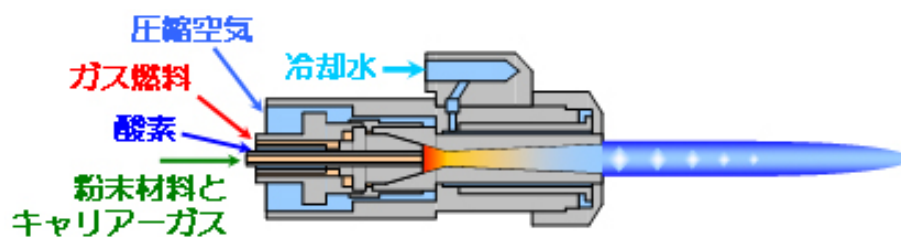


図 3.1.2-13 HVOF 溶射ガンの模式図

金属ガラスおよびアモルファス合金の溶射は、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ および $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ について行われている(杉山ほか, 2007a; 杉山ほか, 2007b; Kim et al., 2010)。特に、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ については、はんだめっき用溶融るつぼへの被覆がなされ、実用化も報告されている。このHVOF法による金属ガラスの溶射は、溶射材料として、目的組成を有する非晶質単相である粉末を用いることに特徴があり、例えば、粒子が結晶化している粉末を用いた場合、非晶質相からなる溶射膜を作製できない。これは、粒子がフレーム中で加熱される際に、非晶質相がガラス遷移温度で過冷却液体状態になり、融点以下の温度で基材に衝突し製膜しているためと考えられている。結晶化した粉末の場合、ガラス遷移を示さないため、融点まで加熱されなければ液滴とならず製膜されない。このように、このHVOFを用いた金属ガラスの溶射は、材料自体が急速に加熱された際にガラス遷移温度以上で過冷却液滴が安定である合金系に限られているが、金属ガラスはアモルファス合金の中でも過冷却液体状態が安定な合金であるので、HVOFは金属ガラス特有の溶射手法ともいえる。

一方、通常フレーム溶射の改良により、比較的過冷却液体状態が不安定である従来のアモルファス合金を溶射できることが、Komaki et al. (2010)により報告されている。この改良された溶射ガンの模式図を図3.1.2-14に示す。アセチレンを燃焼ガスとして用いる通常フレーム溶射ガンの先端に、窒素ガスを高速で噴出できる冷却筒を設け、冷却筒中をフレームが通過する構造を有している。この改良されたフレーム溶射ガンは、急冷遷移制御溶射ガンと命名されている。この急冷遷移制御溶射ガンを用いた溶射は、以下の通り行なわれる。目的組成の粉末が搬送ガスにより溶射ガンから噴出し、冷却筒中で発生しているフレーム中で液滴となる。液滴が冷却筒から前方に噴出すると、冷却筒から噴出されている冷却ガスによりフレーム自体が冷却されるとともに、液滴も冷却されつつ、基材に衝突する。基材の衝突とともに液滴は急速に冷却されるが、冷却ガスによっても冷却が加速され、非晶質相を得ることができ、それを連続で行い積層することにより、アモルファス合金の溶射膜が成形される。

このように急冷遷移制御溶射ガンを用いたアモルファス合金溶射は、粉末は一旦融点以上に加熱され、完全な液滴になることに特徴があり、前述のHVOFによる溶射と異なり、原料の非晶質化は関係がなく、また原理的に、過冷却液体領域の安定性はHVOFを用いた場合より影響が少ない。さらに、通常フレーム溶射ガンを基本としているので汎用性が高く、現地施工も可能であることも、魅力のある溶射技術であるといえる。

そこで、今回、金属ガラスの溶射コーティングの適用を検討するにあたり、溶射コーティングの適用を実施する合金組成が変わる可能性や、アトマイズ方法によっては、金属ガラス粉末の入手が困難になる可能性も踏まえ、また、大型の処分容器への施工から考えても汎用性の高い溶射技術の導入が望ましいことから、本研究開発では、急冷遷移制御溶射ガンを用いた改良フレーム溶射法を用いて溶射コーティングの適用を検討することとした。

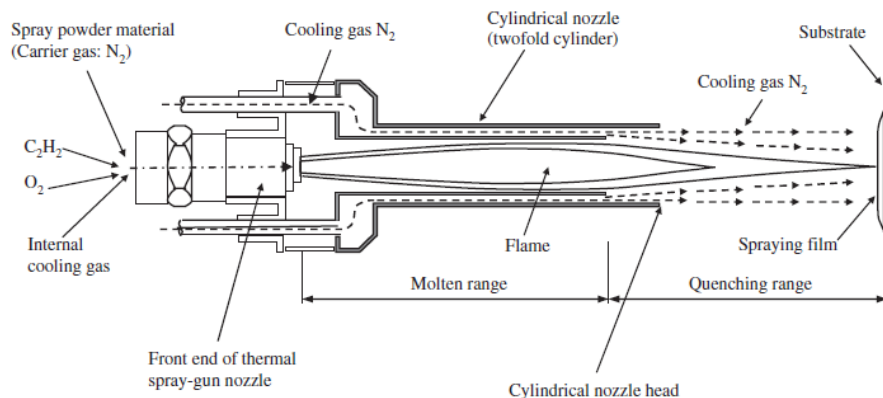


図 3.1.2-14 急冷遷移制御溶射ガン (Komaki et al., 2010)

3) Ni-Cr-P-B 系アモルファス合金を用いた溶射条件の検討

改良フレーム溶射法により昨年度選定した金属ガラス等の溶射コーティングの適用を実施するにあたり、種々の組成を試作することから、原料粉末が多量に作製できないため、最適な溶射条件を前もって絞ることが必要であった。そこで、まず溶射実績がある金属ガラス等を用いて、溶射条件を詳細に検討することにより、金属ガラスの最適な溶射条件を絞り込むこととした。本節では、種々の溶射実績などから、過冷却液体の幅が約 20K であり、すでに一部溶射膜が上市している $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラスを選定し、その溶射条件と製膜状況について検討を行なった。

溶射条件には種々の可変パラメータがあり、主なパラメータとしては、粉末粒径、材料供給量、基材の溶射前のブラスト処理、予熱温度、燃焼ガスのアセチレン流量などがあり、それぞれ、これまでの溶射実績を基に、表 3.1.2-8 の示す条件により、SS400 の基材上への溶射膜の作製を実施した。図 3.1.2-15 に基材 (SS400)、ブラスト処理後の基材および溶射後の外観写真に示すように、光沢のある基材の状態から、ブラスト処理により梨地の表面になり、その上に溶射膜が形成されている。

表 3.1.2-8 溶射時の主なパラメータと今回の実験条件

溶射パラメータ	条件
粉末粒径	38-63 μm および 63-88 μm
粉末供給量	7~16 g min^{-1}
ブラスト処理	アルミナグリッド#14、#20、#60
予熱温度	200~400 $^{\circ}\text{C}$
アセチレン流量	24~28 L min^{-1}

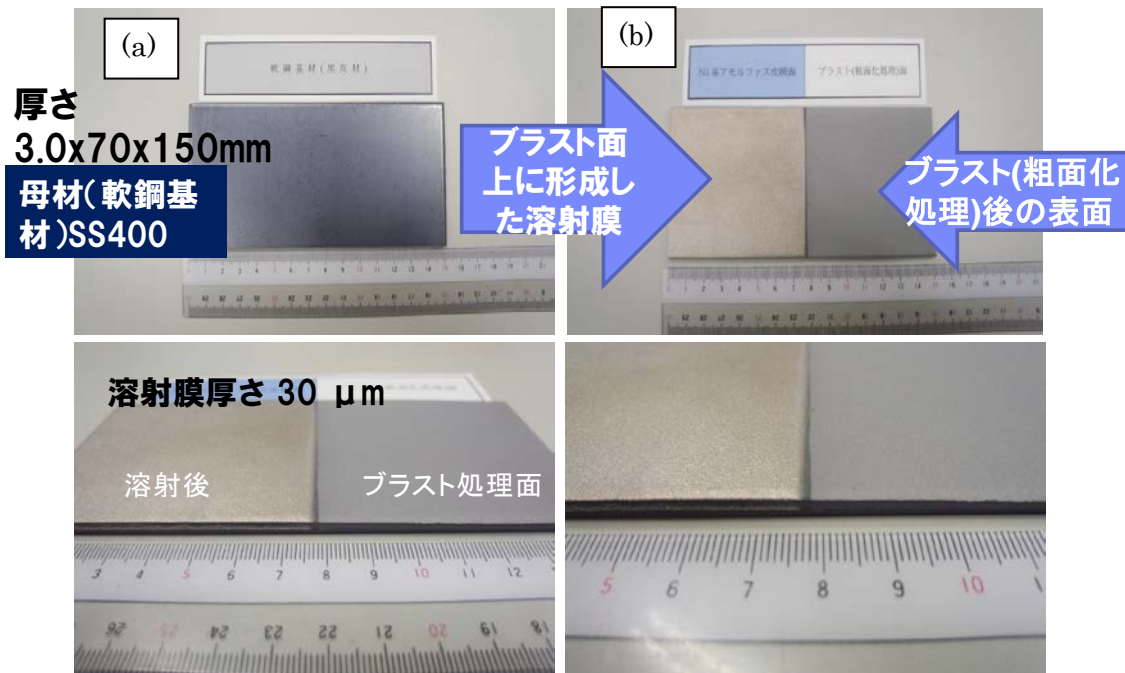


図 3.1.2-15 溶射基材、ブラスト処理後の基材および溶射後の外観
 上段(a)：基材、(b)右：ブラスト処理後の基材、(b)左：溶射後
 下段左：上段(b)の近景、下段右：左記の拡大

ブラスト処理に用いるアルミナグリッドの呼びの#14、#20 および#60 は、それぞれ 1700-1400 μm、1180-1000 μm および 300~250 μm の粒径であり、数字が低いほど荒い表面が仕上がる。溶射膜はブラスト処理により、基材の表面積を増大させ、アンカー効果により密着強度を増す必要があり、通常の金属では#16~#60 程度のグリッドを用いてブラストを行なっている。表 3.1.2-9 に 3 種のアルミナグリッドによりブラスト処理した SS400 の基材表面の粗さを示す。ここで、Ra、Rz および Rz.J はそれぞれ算術平均粗さ、最大高さ、10 点平均粗さを示している。グリッド粒度が粗くなる（呼びが下がる）ほど、粗さが低くなっており、Ra と Rz の差が開く傾向が認められる。すなわち、粒度が粗くなるほど、単純に粗くなるというより、断面曲線において谷底の部分が深い穴状になって、その穴が増加していることが分かる。

表 3.1.2-9 アルミナグリッド粒度とブラスト後の粗さ

グリッド粒度	条件
#14	Ra=16 μm、Rz=107 μm、Rz.J=129 μm
#20	Ra=11 μm、Rz=70 μm、Rz.J=75 μm
#60	Ra=3 μm、Rz=21 μm、Rz.J=28 μm

図 3.1.2-16 に表 3.1.2-10 の条件で溶射を行なった断面の光学顕微鏡による観察結果を示す。光学顕微鏡による断面観察では、鋭敏干渉観察を行ない析出した結晶も凹凸として観察できる手法を用いた。断面上部の溶射膜と断面下部の基材の界面部分に着目すると、種々の溶射パラメータがあるものの、アルミナグリッド#60 の溶射膜は、界面部分の欠陥が少なく、基板の上に密着して溶射膜が形成されているのに対して、#14 および#20 については、ブラストで生じた谷底が深く、その部分に溶射膜がブリッジ上に形成され、基材と密着していないことが分かる。このことから、密着性を高めた膜を作製するためには、#60 以下の粒子の細かいグリッドを用いてブラストを行なうことが必要であることが分かった。また、密着力が 50 MPa 以上の値を示した溶射条件も#60 でブラスト処理を行なったものであった。この 50 MPa の密着力は、通常の結晶金属の溶射膜の密着強度が 20 MPa 程度であることに對して極めて高い密着力であり、この高い密着力を得るためには、溶射膜の密着性が良好な#60 でブラスト処理を行なうことが肝要であると考えられる。グリッド粒度#60 は通常の金属の溶射では基材の粗さが低い部類に入るが、金属ガラスの場合、結晶化のおそれがあり高温の予熱を行っていないため、粒度の粗い基板では、谷底まで溶射膜を密着して形成することができなかつたと思われる。

表 3.1.2-10 溶射実験 No. とグリッド粒度、予熱温度、
アセチレンガス流量に関する実験条件

粉末粒径および粉末供給量は、38-83 μm および 15 g min^{-1} で固定

実験 No.	グリッド粒度	予熱温度 (°C)	アセチレンガス流量 (L min ⁻¹)
A	#14	200	24
B	#20		
C	#60		
D	#14	300	
E	#20		
F	#60		
J	#14	200	26
K	#20		
L	#60		
M	#14	300	
N	#20		
O	#60		
S	#14	200	29
T	#20		
U	#60		
V	#14	300	
W	#20		
X	#60		
Y	#14	400	
Z	#20		
AA	#60		

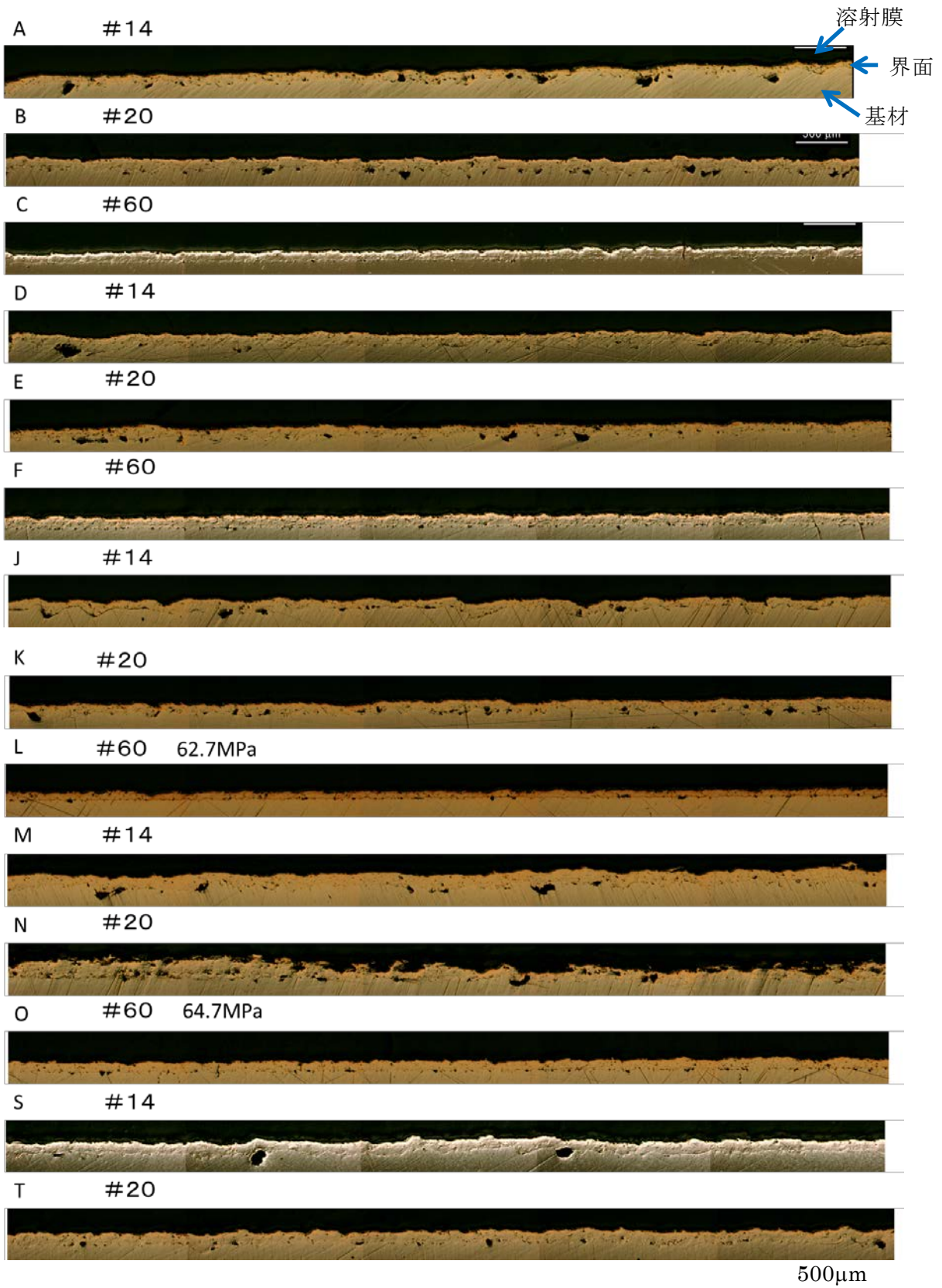


図 3.1.2-16 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラスの溶射膜断面 (次ページにつづく)

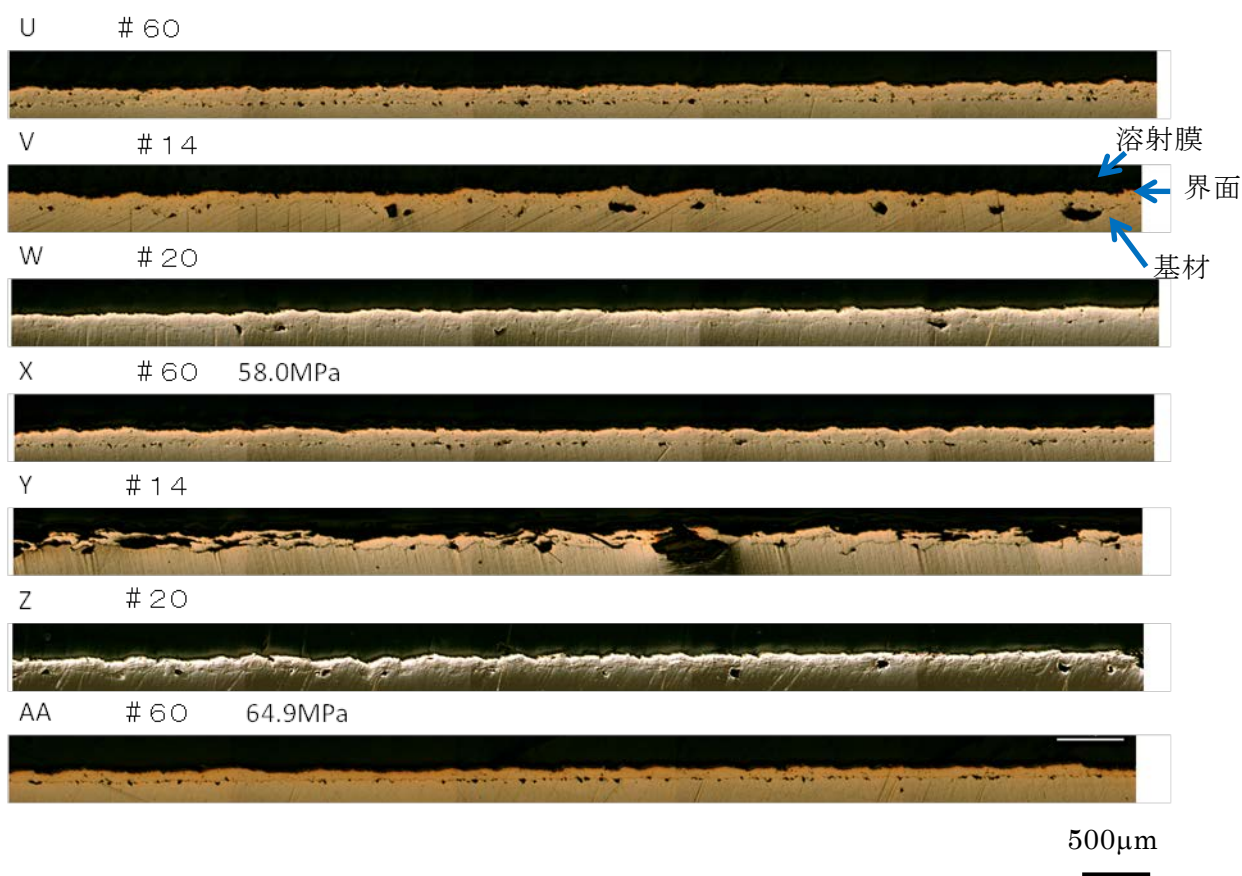


図 3.1.2-16 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラスの溶射膜断面（記号は実験 NO.、続く # 番号はブラストのグリッド粒度を示す。密着力試験により 50 MPa 以上の密着力を示した溶射膜のみ密着強度も併記している。）

図 3.1.2-17 に予熱温度 200 °C に条件を固定した場合の、アセチレンガス流量を変化させて溶射を行なった溶射断面の SEM 像を示す。アセチレンガス流量が低い 24 L min^{-1} の場合、球形状の粒子が多数観察され、半熔融状態で基材に衝突している可能性がうかがえる。一方、 55 L min^{-1} 以上では、そのような粒子が観察されなかった。フレーム溶射では、フレーム中心から外れた粉末は加熱速度が低いため、アセチレンガス流量が低いと未熔融が生じやすい。さらに、急冷遷移制御溶射ガンの場合、冷却筒から出た粒子は冷却ガスにより冷却されるために、フレーム中での十分な加熱が必要となる。この十分に加熱を行なうためには 55 L min^{-1} 以上のアセチレン流量が必要であることが判明した。

図 3.1.2-18 にアセチレンガス流量を 29 L min^{-1} としたときの予熱温度による溶射膜の硬さ変化を示す。予熱温度が 200 および 300 °C ではビッカース硬度に大きな変化が認められないが、400 °C で急激に上昇している。これは予熱温度が高いために結晶化が顕著になっているためと考えられ、予熱温度は 300 °C 以下にすることが必要であることが分かった。

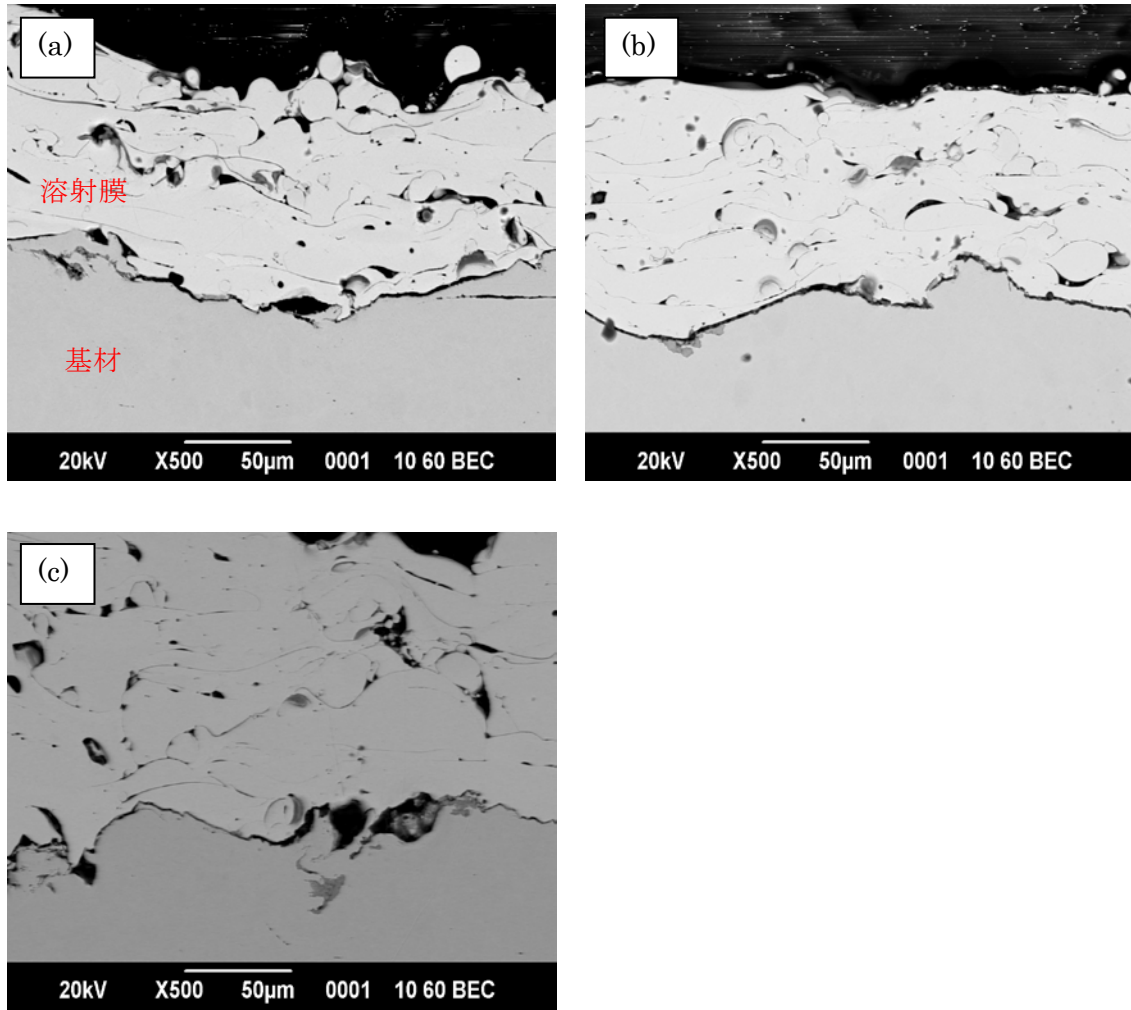


図 3.1.2-17 予熱温度を 200 °Cとしたときのアセチレンガス流量による断面の変化
 (a)24 L min⁻¹、(b)26 L min⁻¹、(c)29 L min⁻¹

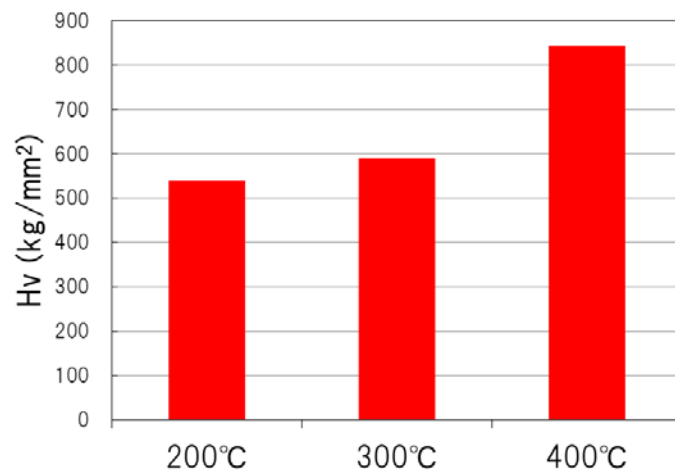


図 3.1.2-18 ガス流量を 29L min⁻¹としたときの予熱温度による硬さの変化

次に粉末供給量と粒径を変えた場合を検討した。図 3.1.2-19 に粉末供給量および粒径が異なる溶射断面の SEM 像を示す。38-63 μm の粒径の場合、(a)と(b)のように粉末供給量を減少させることにより溶射膜内の気孔が減る傾向があるが、粒径を大きくすると(c)のように気孔も大きくなる結果が得られた。粉末供給量を下げると製膜速度を下げてしまうが、健全な溶射膜を作製するためには粉末供給量を下げた方が欠陥の少ない溶射膜が得られることが分かった。粉末粒径の違いは、粒径が大きくなったことによる加熱速度の違いもあるため、さらに検討を要すると考えられる。

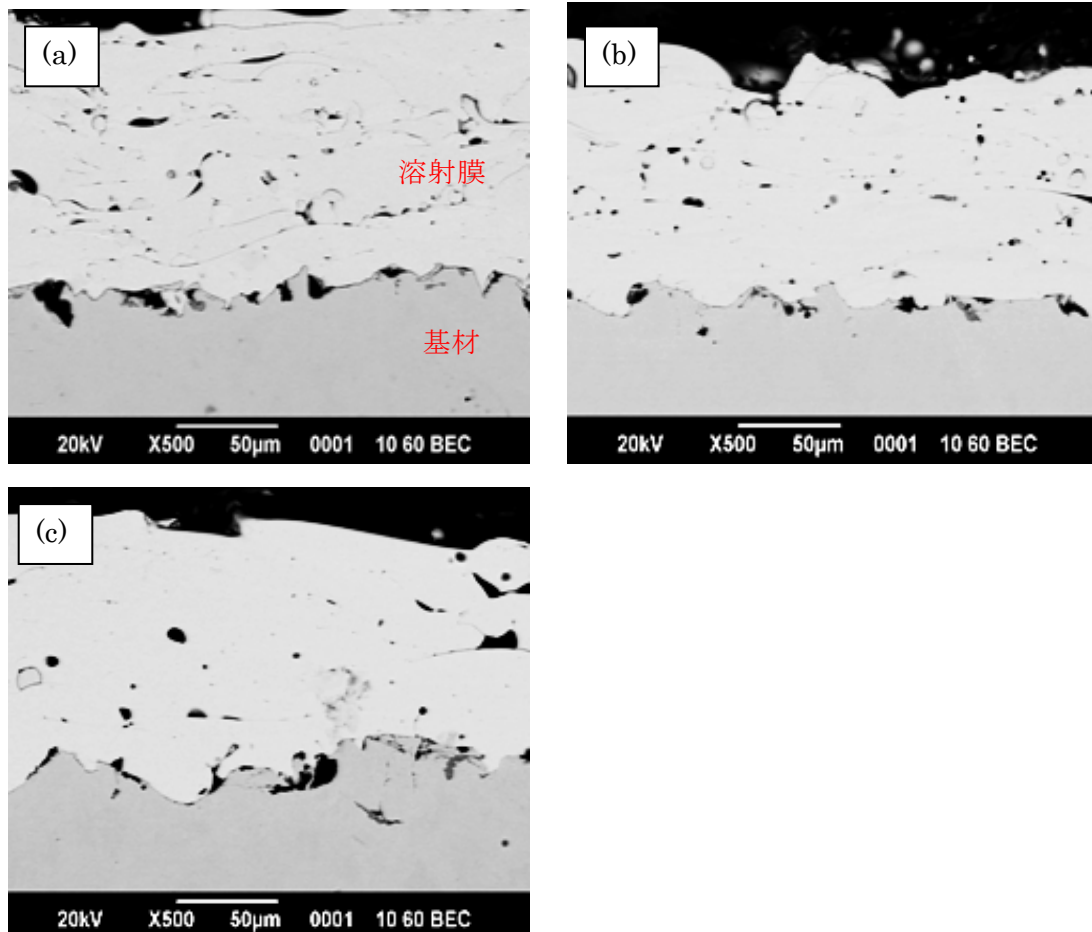


図 3.1.2-19 粉末供給量および粒径が異なる溶射被膜断面の SEM 像

(a)粉末粒径 38-63 μm 、粉末供給量 15 g min^{-1} 、(b)38-63 μm 、7 g min^{-1} 、
(c)63-83 μm 、10 g min^{-1}

以上、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラスを選定し、その溶射条件と製膜状況について検討を行なった結果、適した製膜条件として、ブラスト処理では#60 のアルミナグリッドを用い、アセチレンガス流量は 26~29 L min^{-1} 、予熱温度は 300 $^{\circ}\text{C}$ 以下、粉末供給量は可能な範囲で少なくすることが健全な金属ガラス溶射膜を作製するための溶射条件であることが判明した。

4) Ni-Cr-Nb-P-B 系および Fe-P-C-B-Si 系金属ガラスの溶射コーティング

前節の金属ガラスに適した溶射条件を基に、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ および $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 金属ガラス

の溶射膜の作製を試みた。図 3.1.2-20 に SS400 上に溶射膜を成形した外観を示す。いずれも割れのない溶射膜を形成できた。また、図 3.1.2-21 および図 3.1.2-22 に示すように $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ および $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ のいずれにおいてもブロードなピークのみで結晶の存在を示す鋭いピークが観察されなかった。したがって、ガラス相単相の金属ガラス溶射膜であるといえる。

さらに、その断面を見ると図 3.1.2-23 に示すように、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ は気孔などの欠陥もなく、基材に密着した溶射膜が得られ、その形態は Nb を添加していない Ni-Cr-P-B 系金属ガラスに比べて格段に良好な膜形態であることが分かる。一方、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ については、未溶融らしき球状の部分などが観察されていた。Ni 基金属ガラスは Nb の添加によりガラス形成能が向上する、すなわち過冷却液体が安定になるため、基板上での冷却中でも液滴同士や液滴-基材間の密着性が向上したために健全な溶射膜が得られたものと考えられる。一方、Fe 基においては、融点の違いにより加熱不足が生じているものと推定される。Fe 基金属ガラスの溶射については、さらに条件の検討が必要な状況である。

密着力は $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ および $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ のそれぞれで 52 MPa および 61 MPa を示しており、十分に高い密着強度が得られていることから、特に Fe 基金属ガラスについては緻密な溶射膜を作製することで、さらに強固な密着力が得られるものと予想される。

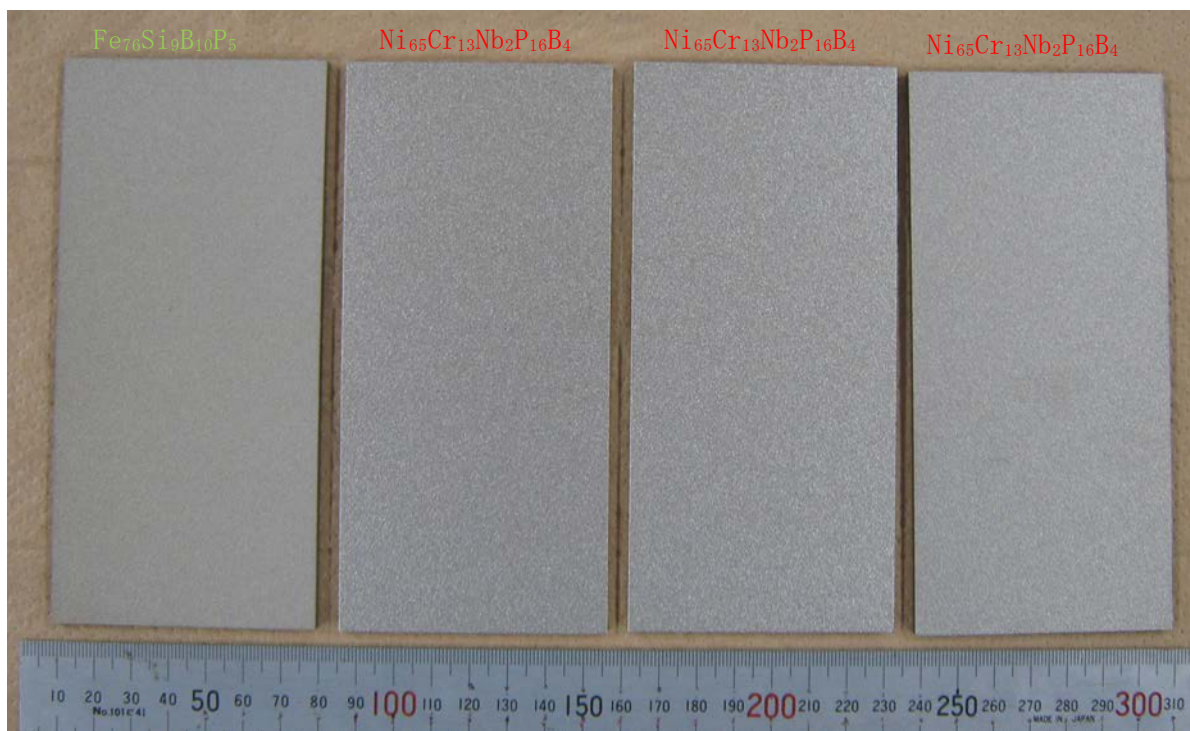


図 3.1.2-20 試作した $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ および $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 金属ガラス溶射膜

左より、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ (粉末粒径 38-90 μm 、アセチレン流量 28 L min^{-1})

$\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ (粉末粒径 63-88 μm 、アセチレン流量 28 L min^{-1})

$\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ (粉末粒径 63-88 μm 、アセチレン流量 24 L min^{-1})

$\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ (粉末粒径 38-90 μm 、アセチレン流量 24 L min^{-1})

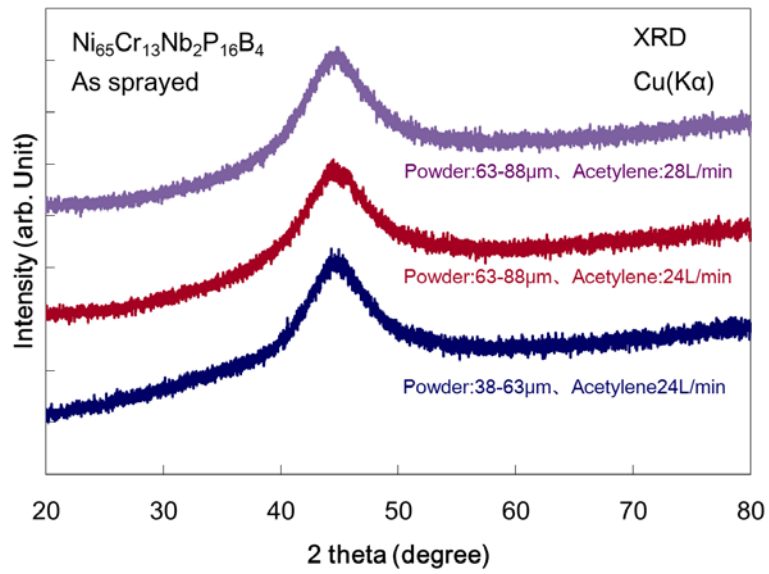


図 3. 1. 2-21 試作した $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラス溶射膜表面の X 線回折プロファイル

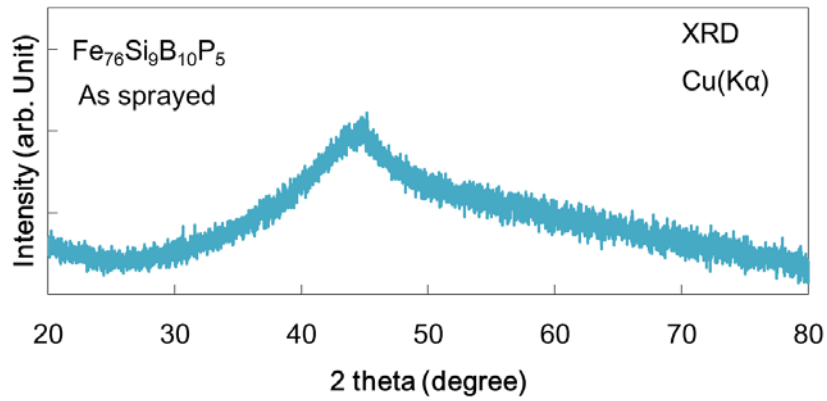


図 3. 1. 2-22 試作した $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 金属ガラス溶射膜表面の X 線回折プロファイル

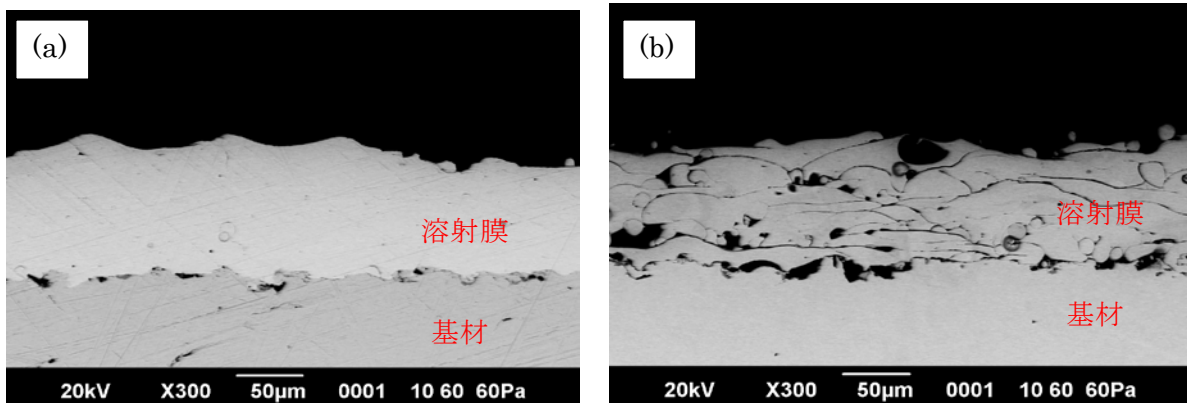


図 3. 1. 2-23 各組成の溶射断面の SEM 像 (a) $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、(b) $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$

5) Zr-Cu-Al-Ni 系および Cu-Ti-Zr 系金属ガラスの溶射コーティング

1) で選定した Zr 基金属ガラスおよび Cu 基金属ガラス、すなわち $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Al}_{10}\text{Ni}_5$ 、 $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.6}\text{Nb}_5$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ について溶射膜の作製を試みた。図 3. 1. 2-24 に SS400 上に溶射被膜を成形した外観を示す。図中、最も左の溶射膜は、3. 3 節で作製した $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 溶射膜であり、色調の比較のために同時に撮影している。2 種の Zr 基および Cu 基のいずれにおいても、溶射膜表面は酸化された状態になっており、活性な Zr および Ti を多量に含有する合金の溶射は、Ni 基や Fe 基と同様な溶射条件では酸化することが判明した。各々の試料表面の X 線回折プロファイルを図 3. 1. 2-25 に示す。いずれの試料においても、ブロードなピークと同時に結晶の析出を示す鋭いピークが重畳しており、ガラス相と結晶相の混相であることが分かる。金属ガラスは酸化物などにより、液体からの冷却中に不均一核生成を生じることが知られており、今回も酸化物を起因とした結晶化が生じていると推察される。

Zr 基金属ガラスおよび Cu 基金属ガラス共に表面が酸化されているが、その断面を見ると図 3. 1. 2-26 に示すように、個々の粒子間の界面が明確に見て取れるが、いずれも球形粉末が基材に付着している状態ではなく、基材に衝突・付着した後に酸化しているものと考えられる。目視ではあるが、基材への付着時には酸化による着色が明確ではなく、フレームが外れてから着色が進行しているように観察されている。以上のことから、1 層積層しフレームが外れた後に酸化が進行し、それが各層で生じている可能性が高く、1 層積層毎の酸化を防ぐことが重要であると考えられる。以上のことから、酸化を進行させないように高冷却速度を保持できる基材温度のコントロールなどを今後検討することにより、酸化が抑えられた溶射膜が作製できる可能性がある。

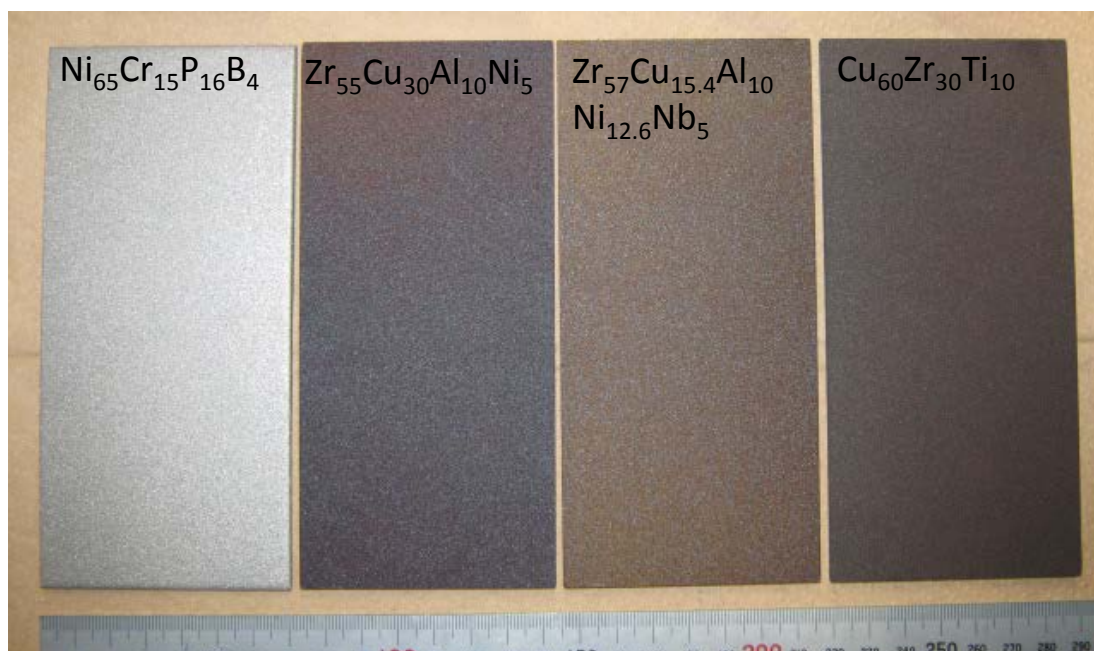


図 3. 1. 2-24 $Zr_{55}Cu_{30}Al_{10}Ni_5$ 、 $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.6}Nb_5$ および $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 金属ガラスの溶射膜
 (左より $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ (色調比較のため掲載)、 $Zr_{55}Cu_{30}Al_{10}Ni_5$ 、 $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.6}Nb_5$ および
 $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 金属ガラス)

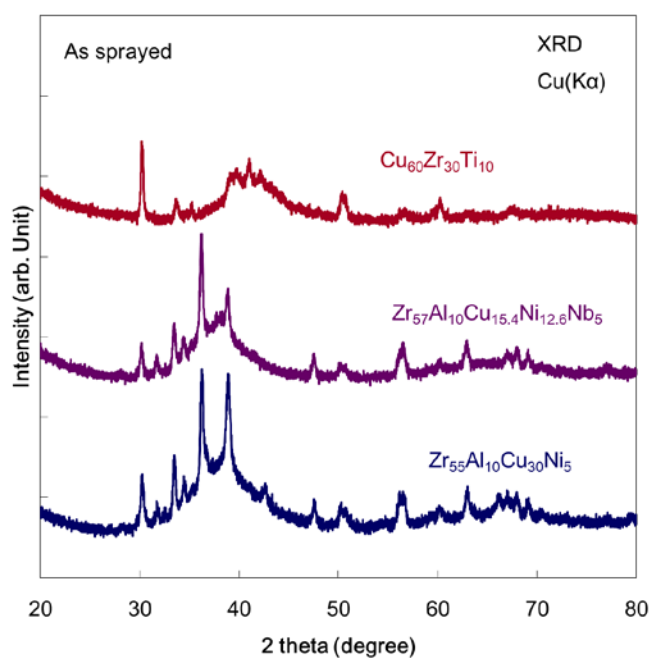


図 3. 1. 2-25 $Zr_{55}Cu_{30}Al_{10}Ni_5$ 、 $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.6}Nb_5$ および $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 金属ガラス溶射膜表面
 の X 線回折プロファイル

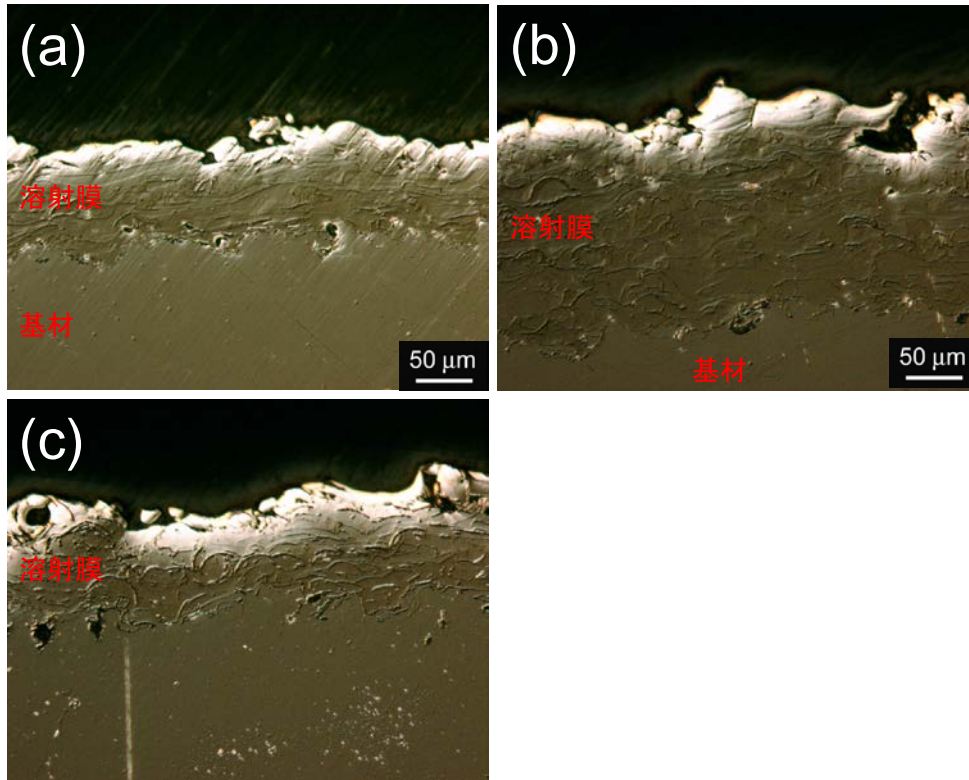


図 3. 1. 2-26 $Zr_{55}Cu_{30}Al_{10}Ni_5$ 、 $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.6}Nb_5$ および $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 金属ガラス溶射膜断面の光学顕微鏡像

6) 各溶射コーティングの耐食性評価

$Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 、 $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 、 $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ の各々の溶射膜について、 $0.1 \text{ mol L}^{-1}\text{-NaOH}$ 水溶液での浸漬試験を行なった（溶射膜の高い密着力が得られたアセチレン流量および基板温度を選んだ）。20 mm 角に切断した溶射膜を基材とともに切断し、溶射表面を $60 \text{ } \mu\text{m}$ 程度に研磨し、平坦部分を出現させ、基材側の裏面および側面は耐薬品用エポキシ樹脂塗料（関西ペイント製、ミリオン）によりコーティングを行なった後に、浸漬を行なった。比較のために基材も同様に浸漬を行なった。24 時間後、48 時間後の浸漬後の溶射膜表面の状態を図 3. 1. 2-27 および図 3. 1. 2-28 に示す。48 時間程度では、基材、Ni-Cr-P-B 系および Ni-Cr-Nb-P-B 系のいずれも表面状態に変化が見られないが、Fe-P-B-Si については、変色が見られた。Fe-P-B-Si の耐アルカリ性がないことは、後述の(4)3)④に報告されており、溶射膜においても、腐食が進行しているものと推察される。今後も、作製した溶射膜について、各種溶液および条件での浸漬試験を継続する。

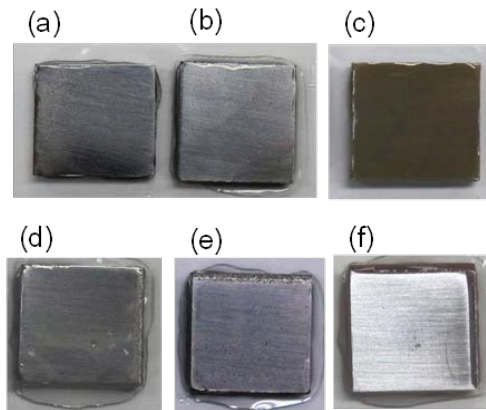


図 3.1.2-27 0.1 mol L⁻¹-NaOH 水溶液に 24 時間浸漬した各溶射膜表面 (水洗後、無乾燥状態で撮影。(a, b):Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄、(c):Fe₇₆Si₉B₁₀P₅、(d, e):Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄、(f):溶射膜無基材 (SS400)。なお、(a, b)のアセチレン流量は各々 24 L min⁻¹、28 L min⁻¹、基板温度 300 °C、(d, e)のアセチレン流量はともに 26 L min⁻¹、基板温度が各々 200 °C、300 °Cである。)

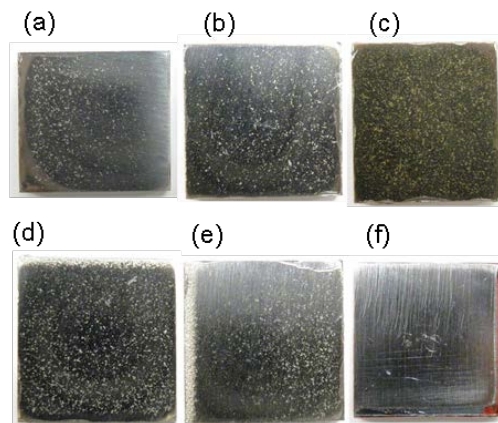


図 3.1.2-28 0.1 mol L⁻¹-NaOH 水溶液に 48 時間浸漬した各溶射膜表面 ((a, b):Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄、(c):Fe₇₆Si₉B₁₀P₅、(d, e):Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄、(f):溶射膜無基材 (SS400)。(a, b)、(d, e)の違いは図 3-18 と同じ。)

7) まとめと今後の課題

昨年度に選定された金属ガラスについてリボン材を作製し、耐食性とガラス形成能の観点から予察試験を実施した。その結果、Zr₅₅Cu₃₀Al₁₀Ni₅、Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ 金属ガラスについては塩水中での耐食性が低いことが分かり、溶射コーティングの報告がある Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ のガラス形成能を改善した Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ および Zr₅₅Cu₃₀Al₁₀Ni₅ の耐食性について改善した Zr₅₇Cu_{15.4}Al₁₀Ni_{12.6}Nb₅ についても昨年度選定された組成に追加し、溶射コーティングの検討組成とすることとした。金属ガラスの溶射コーティングを実施するに際し、Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ 合金を用いて、金属ガラスのコーティング条件の予備検討を行なった。その結果、健全な金属ガラス溶射膜を作製するための、ブラスト処理、アセチレンガス流量、予熱温度および粉末供給量の溶射条件を得ることができた。この溶射条件を基に、選定した金属ガラスの溶射コーティングを試みたところ、Ni₆₅Cr₁₁Nb₂P₁₆B₄、Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ について、金属ガラスの溶射膜を得ることが出来たが、Zr₅₅Cu₃₀Al₁₀Ni₅、Zr₅₇Cu_{15.4}Al₁₀Ni_{12.6}Nb₅ およ Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀ については、合金の酸

化が顕著であり、基材温度等の溶射条件の検討が必要であることが判明した。また、溶射膜のアルカリ耐食を比較したところ、 0.1 mol L^{-1} -NaOH 溶液に一日浸漬したのみで $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ は変色を示し、アルカリ耐食が低いことが判明した。

以上の結果より今後は、リボン材および鋳造材での予察試験を後述するアトマイズ粉末を用いた耐食性試験の結果も考慮しつつ実施し、アルカリ耐食を有する金属ガラス組成の選定を行なうことが必要である。特に、すでに良好な溶射コーティングが行なっている Ni 基金属ガラスについては、合金系の選定とともに溶射特性とアルカリ耐性を具備した合金組成の改良も重要であると考えられる。また、Zr 基および Cu 基金属ガラスについては、基材温度を中心に溶射条件の検討を実施し、酸化を抑制した溶射コーティングの作製を試みる必要がある。今年度得られた溶射膜については、継続的に耐食性の評価を実施する必要がある。

(4) アトマイズ粉末による耐食性評価試験

1) 昨年度実施の概要、本年度の実施内容

金属ガラスの直接処分容器材料への適用検討の一環として、金属ガラスのアトマイズ粉末を用いた耐食試験を昨年度より継続実施中である。昨年度の成果では、処分環境を考慮した耐食試験条件の設定、耐食試験(浸出試験)の試験系検討、金属ガラス粉末を用いた予察試験について報告した(原子力機構, 2014b)。試験条件の設定では、本研究の対象となる直接処分の深地下環境において考慮すべき条件として、セメント系材料由来の高アルカリ条件、および地下環境中の酸素消費に伴う還元条件を抽出した。そして、これらの条件を反映させた試験として、代表的な金属ガラス材料の一つであり機械的特性が高く研究事例も多い $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ 粉末を用いた成分浸出試験(20 日間)を実施した。その結果、高アルカリ条件(pH 13)、還元および酸化雰囲気において若干の Al の浸出が認められたが、他の元素の浸出は確認されなかった。Al についても、高アルカリ条件下では溶解しやすい元素であるものの、試験に使用した金属ガラス粉末中の Al 含有量と比較すると浸出は極微量に留まっていた。これらのことより、ある条件に対して耐食性が低い元素を金属ガラス材料が含有する場合であっても、他の元素の特性によって腐食が低減され、材料全体として各金属単体より高い耐食性を発現する可能性を指摘した。一方で、このような金属ガラスの高耐食性発現は元素種類のみならず含有元素比率にも依存することが予想されるため、一種類の金属ガラス材料だけでなく種々の金属ガラス材料の含有元素の浸出挙動を調査し、知見を整理する必要性について言及した。

本年度は、以上のような昨年度の成果を受けて、昨年度検討した浸出試験系により、昨年度および前述の CASS 試験にて候補材料として抽出した $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ 以外の金属ガラス材料についても同様の試験を実施した。また、 $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ については、昨年度からの試験を一部継続実施しており、昨年度の報告書でも今後の課題としていた浸出挙動の経時変化に関して併せて報告する。なお、本年度新たに着手した浸出試験はいずれも酸化条件で実施しており、前述の処分環境を考慮した還元条件とは異なる。これは、還元条件と比べてより金属材料の腐食が進展すると予想される酸化条件について予察的に候補材料の試験を実施することで、金属ガラス材料の耐食性の傾向把握や候補材料の絞り込みを考慮したことによる。

2) 金属ガラスのアトマイズ粉末を用いた浸出試験

本研究では、処分環境条件における金属ガラスの耐食性に関する試験として、金属ガラスのアトマイズ粉末を用いた浸出試験を実施した。淡水および塩水条件を設定した高アルカリ溶液に金属ガラス粉末を浸漬し、浸出する元素の測定、ならびに浸出試験前後の金属ガラス粉末を SEM-EDS で観察することで、金属ガラスの耐食性について基礎的知見を得ることを目的とした。

①金属ガラスのアトマイズ粉末試料

本研究の浸出試験には、ガスアトマイズ法により作製された金属ガラスの粉末を使用した。ガスアトマイズ法は、合金溶湯に高速のガス(アルゴンや窒素、ヘリウム等の不活性ガス)を吹き付けることで飛散および急冷凝固させて合金粉末を得る方法である(井上監修, 2009)。金属ガラス材料として、Zr 基の $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ および $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 、Ni 基の $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ および $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 、Fe 基の $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ 、Cu 基の $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ を使用した(各元素に付記されている値は元素比率を示す)。これらは、昨年度の報告書、および前述の CASS 試験によるスクリーニングを考慮して選択した。粒径は、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ のみ $75 \mu m$ 以下、他は $38 \mu m$ 以下の金属ガラス粉末を使用した。図 3.1.2-29 は、浸出試験に使用する前の金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM(Scanning Electron Microscope) 画像である。SEM は日立ハイテクノロジーズ社製 TM3030 を使用した。図 3.1.2-29 に見られるように、一部に繊維状等の形状が見られるがほとんどは球状粒子であり、その大きさはナノオーダーから分級設定の粒径 $75 \mu m$ の範囲に入る $60 \mu m$ 程度である。 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の表面は $20 \mu m$ 程度まで拡大した観察においても非常に滑らかであり、亀裂や局所的な変色はほとんど認められない。また、図 3.1.2-30 は EDS(Energy Dispersion X-ray Spectrometer、前出の SEM(TM3030)に付属)による $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の元素分布分析結果である。金属ガラス粉末試料の作製に用いられているジルコニウム(Zr)、銅(Cu)、ニッケル(Ni)、アルミニウム(Al)の各元素の均一な分布が確認できる。EDS 分析による元素比の定量結果は、浸出試験後の分析結果と併せて後述の表 3.1.2-20 に示したが、元素比率が $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ に概ね一致していることからガスアトマイズ法により良好な金属ガラス粉末試料を得ることができていると言える。表 3.1.2-11 は、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ の設定元素比率から含有する各元素の重量比やモル比、浸出試験 1 サンプルあたりに使用した重量(4 g)中の各元素の物質質量(mol)を算出したものである。後述の浸出試験結果では、浸出量を各元素の物質質量(mol)で示しており、表 3.1.2-11 とつきあわせることで試験に供した金属ガラス粉末量に対してどの程度浸出があったか比較できるように単位を揃えた。同様に、図 3.1.2-31 から図 3.1.2-40 に浸出試験に使用する前の $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 、 $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 、 $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 、 $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ 、 $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ の SEM 画像および EDS 分析結果を示す。これらは粒径が $38 \mu m$ 以下になるように分級されているため、 $1 \mu m$ 以下の粒子も見られる。いずれも凹凸や亀裂などが見られない滑らかな球状粒子であり、SEM 観察からは金属ガラス材料に依存した違いは確認できない。EDS 分析においても、いずれの金属ガラス材料に関しても分析範囲において含有元素が様に分布しており、局所的な元素集中などは観察されないことが確認できた。なお、EDS 分析に Nb の分析結果が含まれていないのは、使用装置が Nb の分析に対応していないことによる。表 3.1.2-12 から表 3.1.2-16 は、表 3.1.2-11 と同様に各金属ガラス粉末について含有する各元素の物質質量(mol)を計算し

たものである。後述する浸出試験では、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 以外は 1 サンプルあたり 8 g の金属ガラス粉末を使用したため、表中では 8 g あたりの物質質量(mol)を示した。

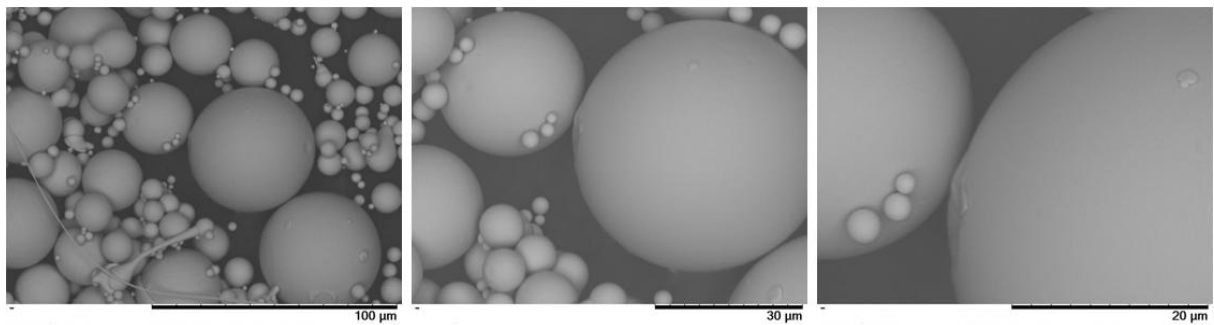


図 3. 1. 2-29 金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM 画像

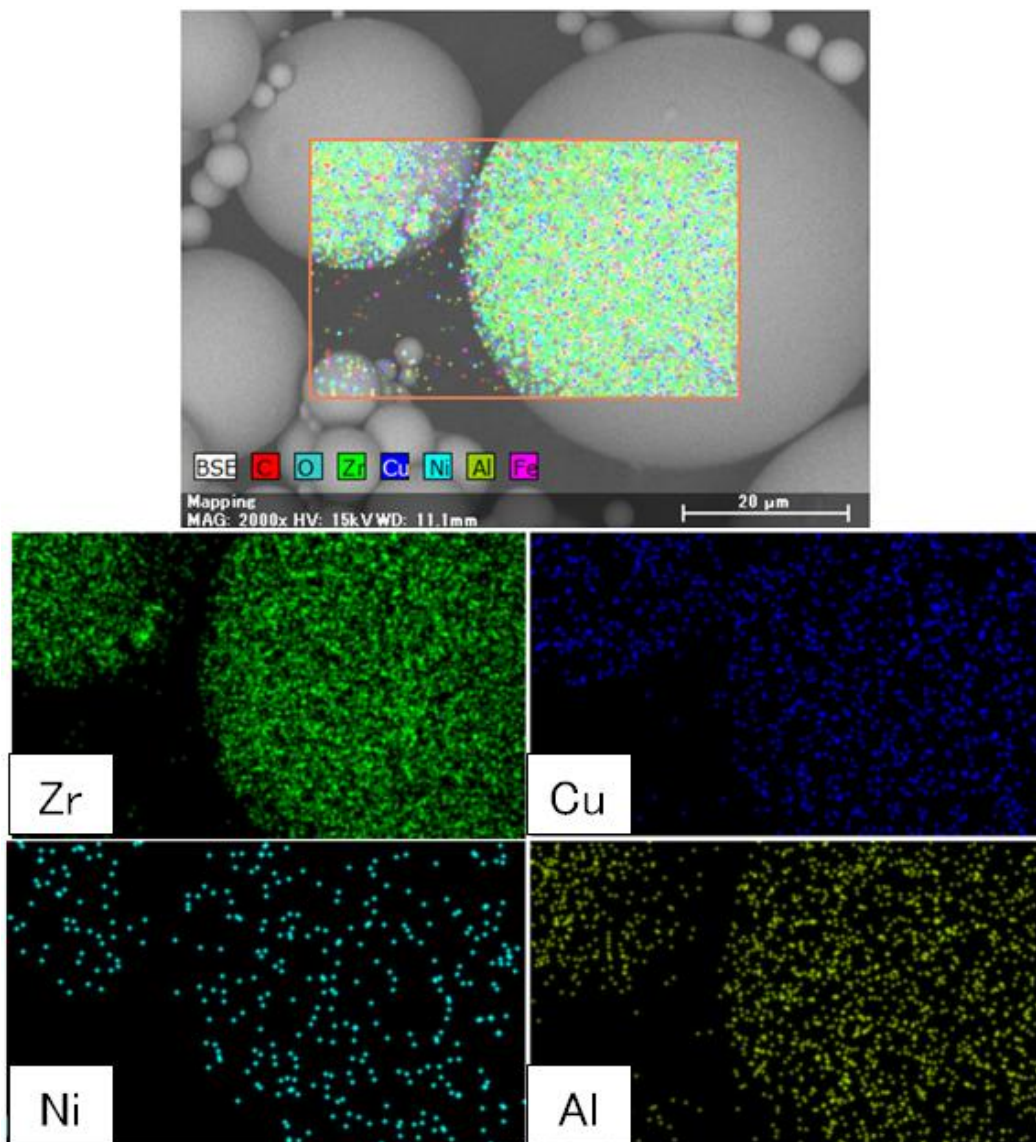


図 3. 1. 2-30 金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の EDS 分析結果

表 3. 1. 2-11 金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	4g中の重量[g]	4g中の物質量[mol]
Zr	91.2	55	67.02	2.68	2.94×10^{-2}
Cu	63.5	30	25.45	1.02	1.60×10^{-2}
Ni	58.7	5	3.92	0.16	2.67×10^{-3}
Al	27.0	10	3.61	0.14	5.34×10^{-3}

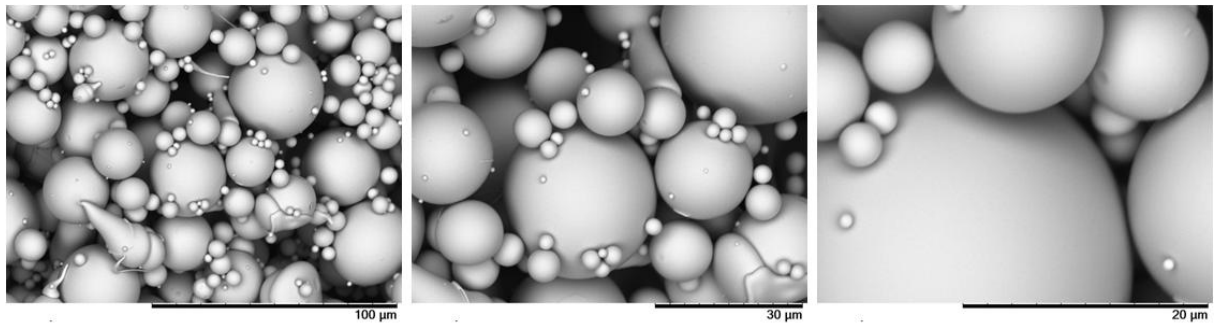


図 3. 1. 2-31 金属ガラス $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の SEM 画像

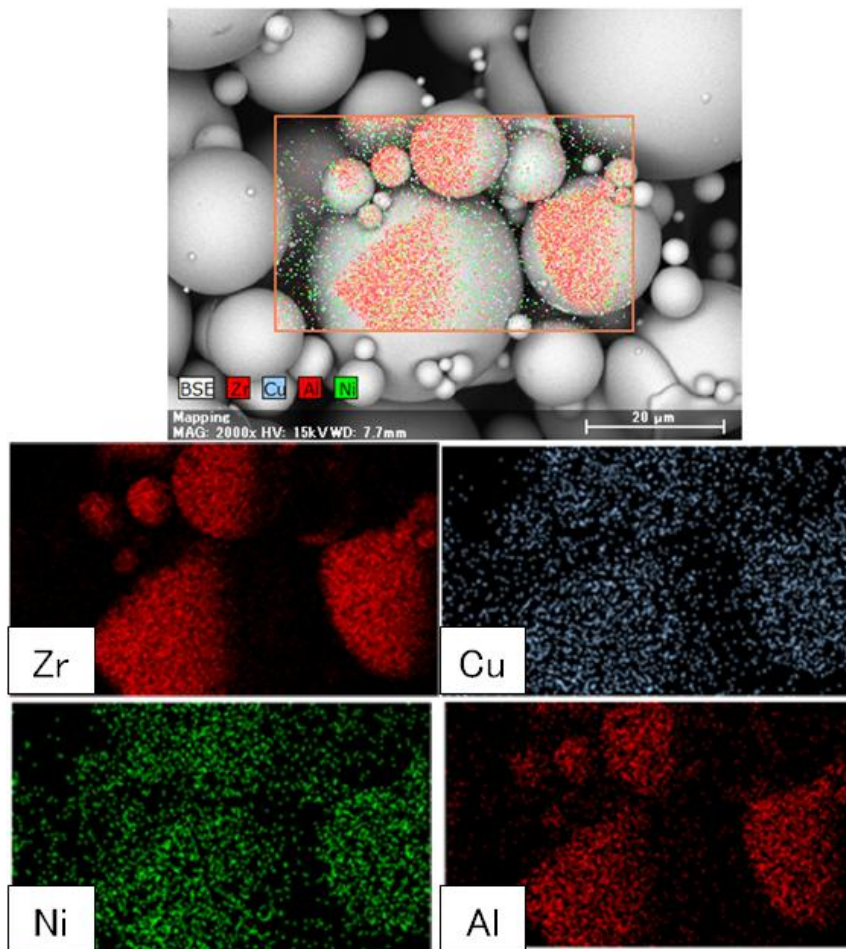


図 3. 1. 2-32 金属ガラス $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の EDS 分析結果

表 3. 1. 2-12 金属ガラス $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の組成 (元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質質量[mol]
Zr	91.2	57	67.95	5.44	5.96×10^{-2}
Cu	63.5	15.4	12.78	1.02	1.61×10^{-2}
Ni	58.7	12.6	9.67	0.77	1.32×10^{-2}
Al	27.0	10	3.53	0.28	1.05×10^{-2}
Nb	92.9	5	6.07	0.49	5.22×10^{-3}

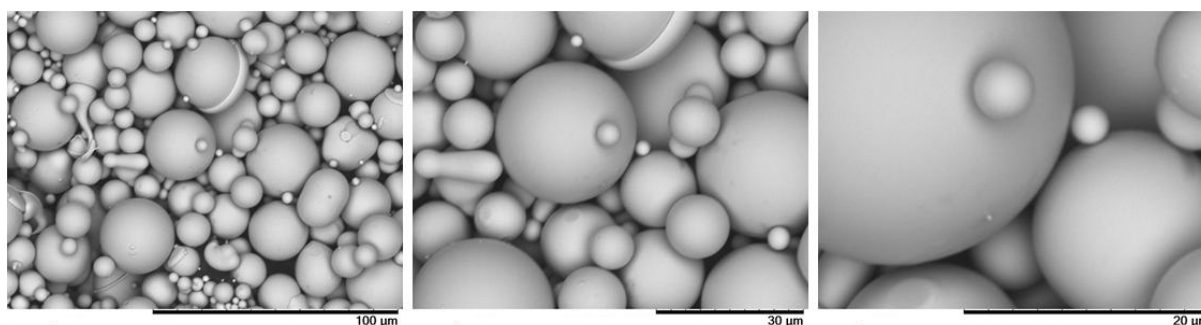


図 3. 1. 2-33 金属ガラス $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末の SEM 画像

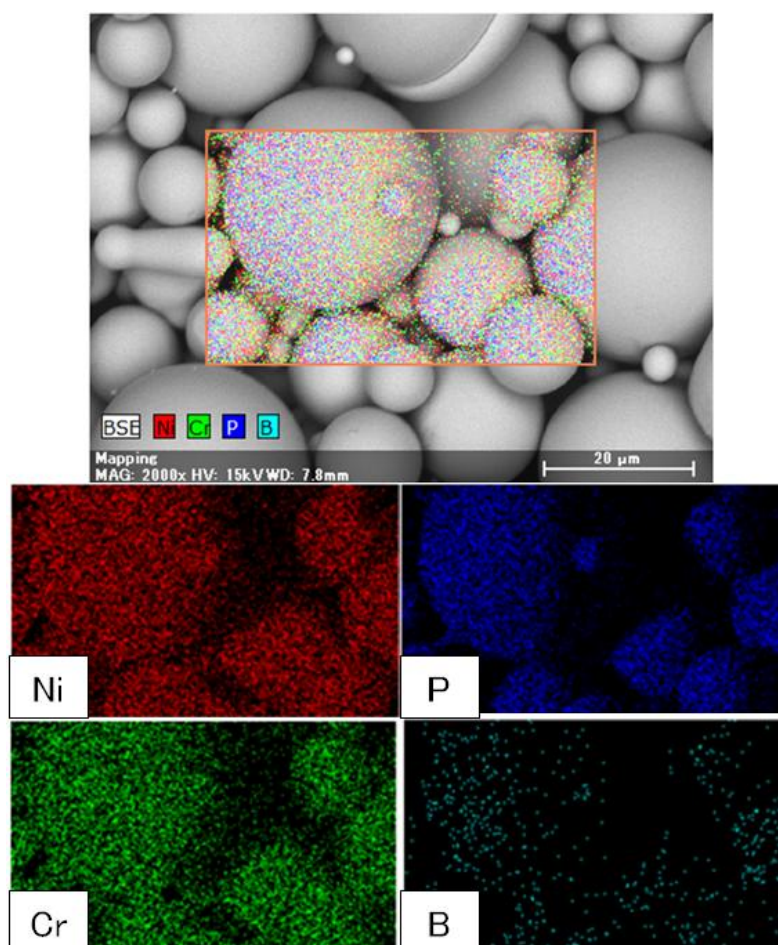


図 3. 1. 2-34 金属ガラス $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末の EDS 分析結果

表 3. 1. 2-13 金属ガラス $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Ni	58.7	65	74.31	5.94	0.101
Cr	52.0	15	15.19	1.22	2.34×10^{-2}
P	31.0	16	9.66	0.77	2.49×10^{-2}
B	10.8	4	0.84	0.07	6.23×10^{-3}

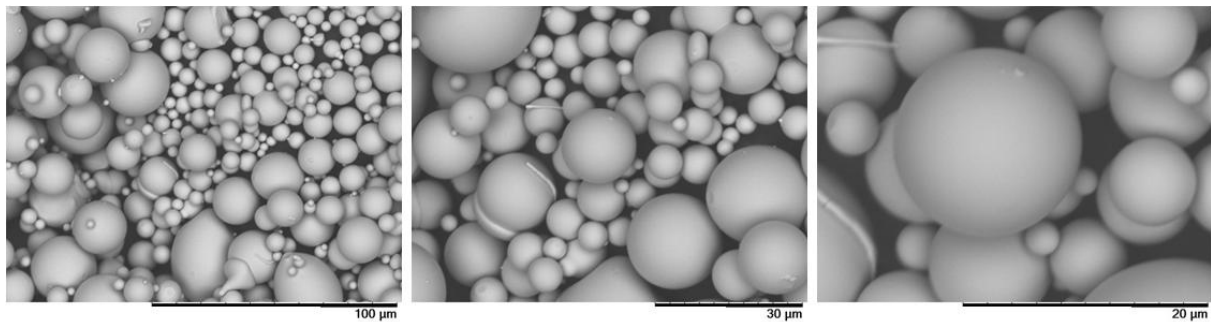


図 3. 1. 2-35 金属ガラス $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の SEM 画像

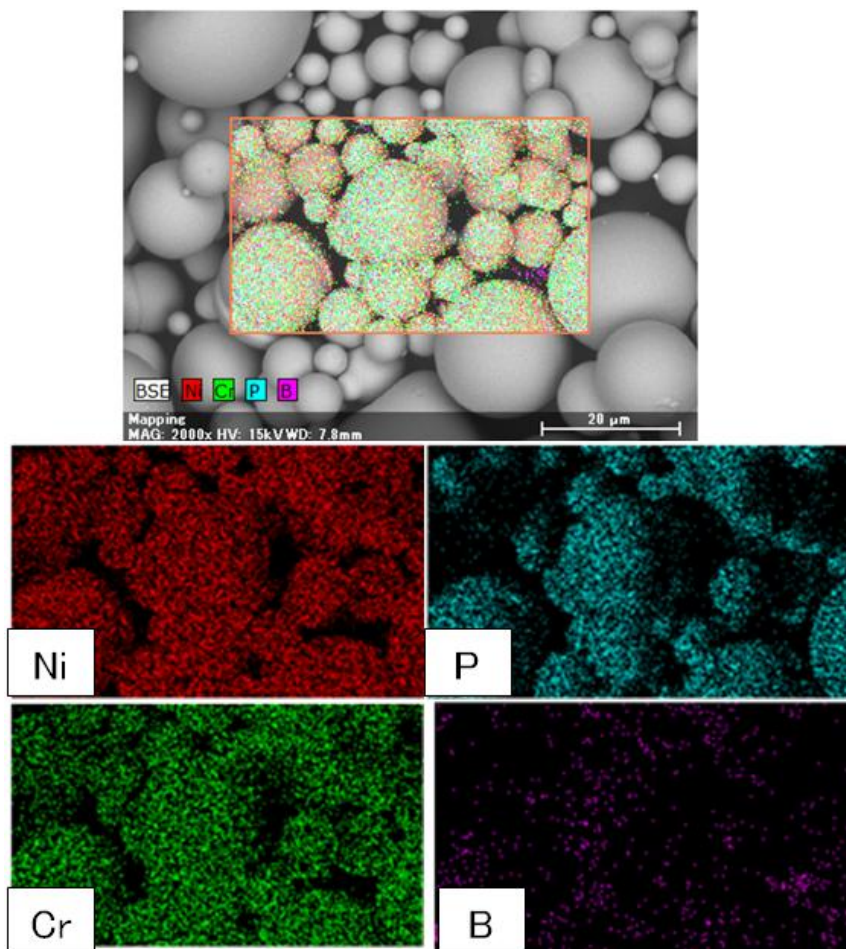


図 3. 1. 2-36 金属ガラス $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の EDS 分析結果

表 3. 1. 2-14 金属ガラス $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Ni	58.7	65	73.14	5.85	9.97×10^{-2}
Cr	52.0	13	12.96	1.04	1.99×10^{-2}
Nb	92.9	2	3.56	0.28	3.07×10^{-3}
P	31.0	16	9.51	0.76	2.45×10^{-2}
B	10.8	4	0.83	0.07	6.13×10^{-3}

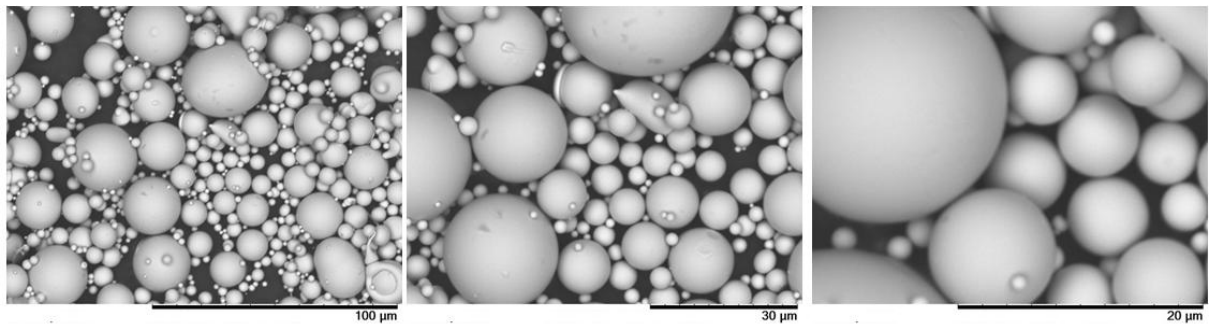


図 3. 1. 2-37 金属ガラス $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の SEM 画像

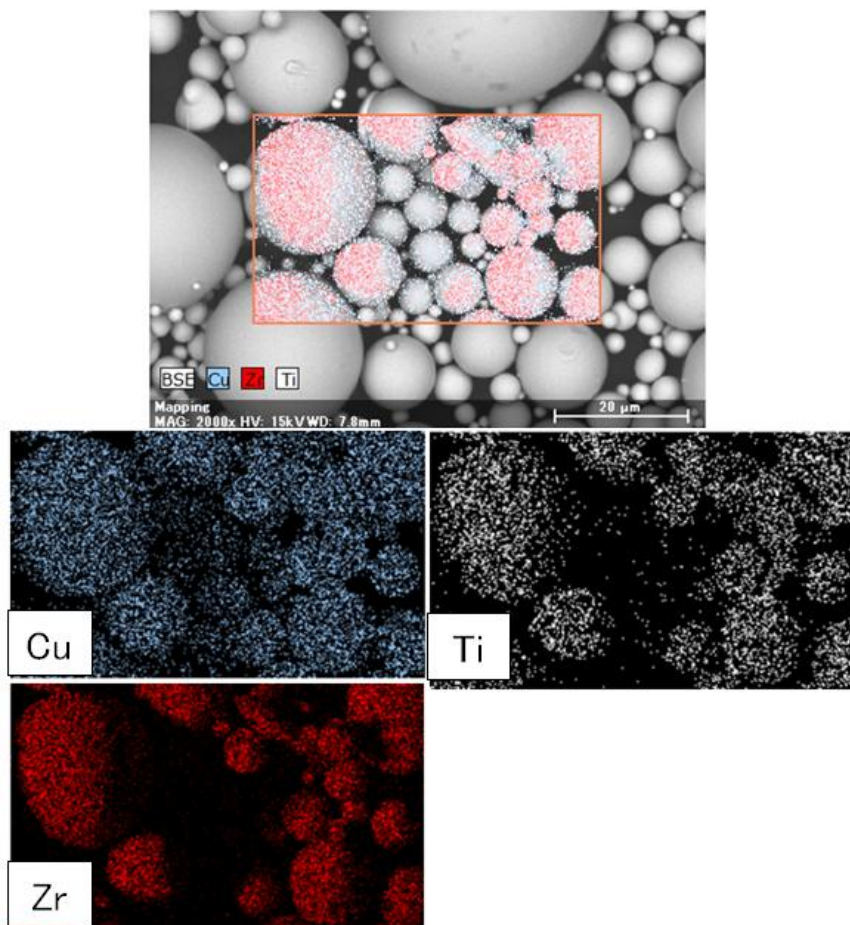


図 3. 1. 2-38 金属ガラス $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の EDS 分析結果

表 3.1.2-15 金属ガラス $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の組成 (元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質質量[mol]
Cu	63.5	60	54.23	4.34	6.83×10^{-2}
Zr	91.2	30	38.95	3.12	3.42×10^{-2}
Ti	47.9	10	6.82	0.55	1.14×10^{-2}

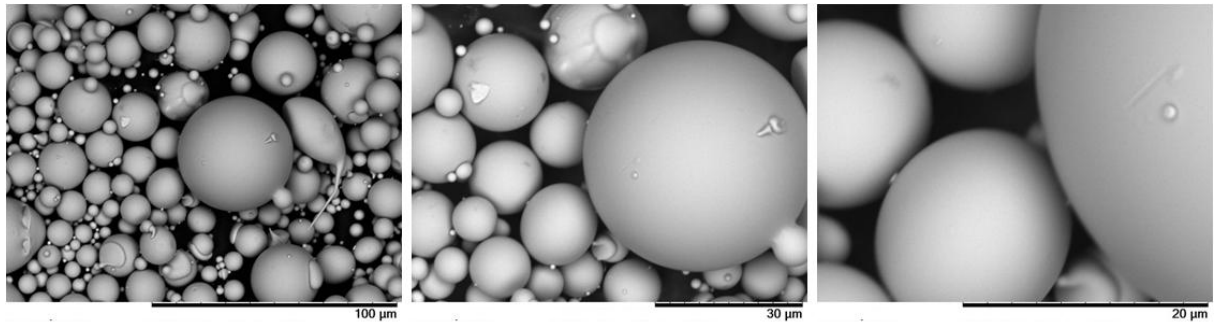


図 3.1.2-39 金属ガラス $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の SEM 画像

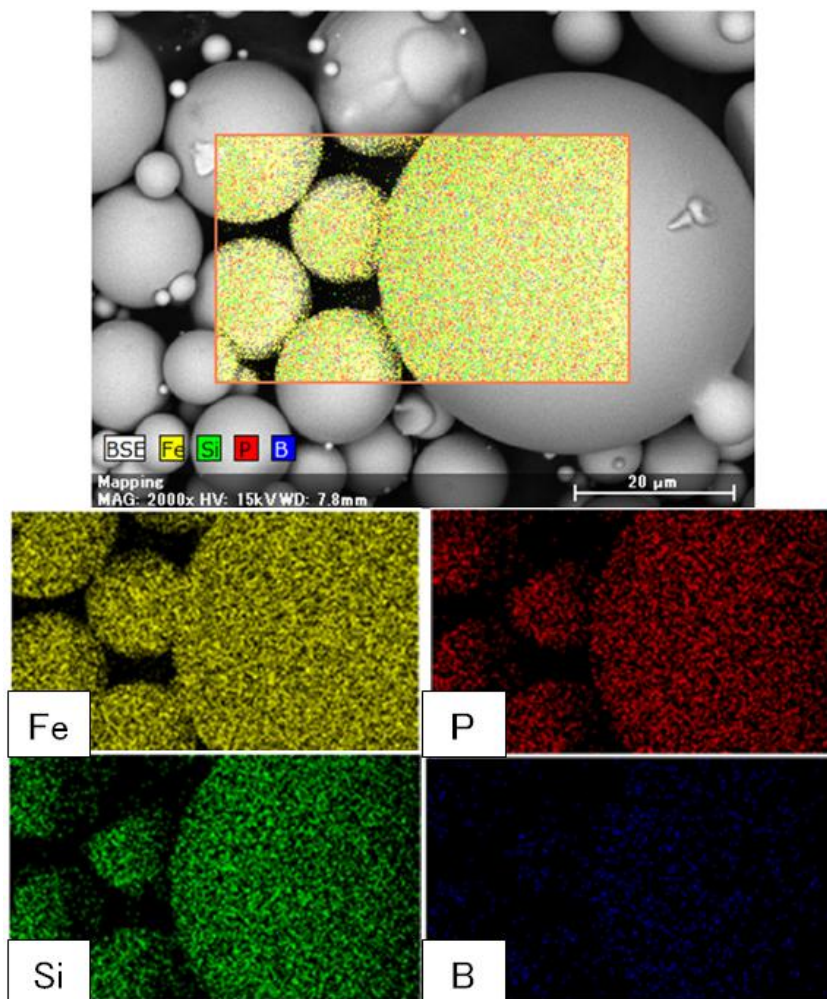


図 3.1.2-40 金属ガラス $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の EDS 分析結果

表 3. 1. 2-16 金属ガラス Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ 粉末の組成 (元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Fe	55.8	76	87.30	6.98	0.125
Si	28.1	9	5.21	0.42	1.48 × 10 ⁻²
P	31.0	10	6.38	0.51	1.65 × 10 ⁻²
B	10.8	5	1.11	0.09	8.23 × 10 ⁻³

②浸出試験

図 3. 1. 2-41 に試験概要を示す。液相 16 ml に対し、固相として金属ガラス粉末 8 g を加え、液固比を 2 ml g⁻¹ とした。Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ を用いた試験のみ、溶液 8 ml に対し粉末 4 g あるいは 1 g で実施した。液相は、淡水条件として 0.1 M NaOH 溶液を、塩水条件として 0.6 M NaCl in 0.1 M NaOH 溶液を使用した。Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末を用いた試験の一部を除き、とくに雰囲気制御を行わず、実験室の大気環境下で試薬調整、混合、容器密封を行っており、これを酸化条件と定義した。一方、Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末を用いた試験の一部では、極低酸素条件となる処分環境条件を考慮して、浸漬溶液を窒素ガスで脱気するとともに窒素ガスを充填したグローブバック内で混合、容器密封を行った。さらに、酸化還元電位が -400 mV 以下になるように還元剤として Na₂S₂O₄ 溶液を適宜混合することで還元条件とした。容器にはシーリングキャップ付き PPCO (polypropylene copolymer) 製ナルゲン梨型沈澱管 (容量 42 ml) を使用した。浸出試験中は恒温振とう器 (EYELA 社製 MMS-1) にて装置内温度を 25 °C および 60 °C に保ちつつ 100 strokes min⁻¹ で振とうした。所定時間振とうした後、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルター (ADVANTEC 社製) で固液を分離した。液相については ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry、Seiko Instrument 社製 SPS7800) で各金属ガラス粉末の構成元素について濃度を測定した。固相については、超純水で洗浄およびシリカゲル入り真空デシケーター内で乾燥させた後、SEM-EDS による観察を行った。

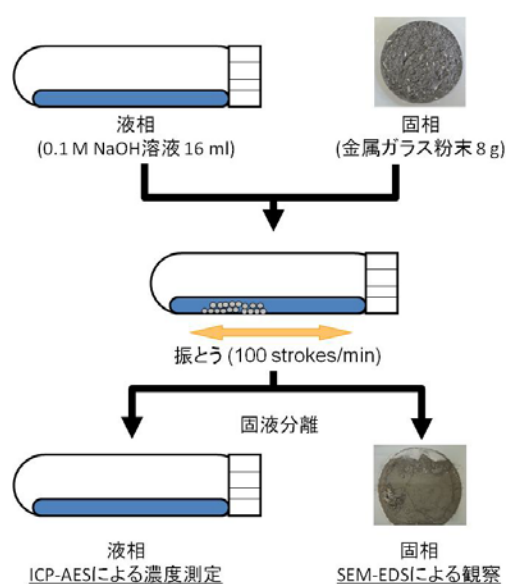


図 3. 1. 2-41 浸出試験概要

3) 結果および考察

本項では、Zr 基、Ni 基、Cu 基、Fe 基に分類して浸出試験結果を整理するとともに元素浸出挙動について議論する。

①Zr 基金属ガラス

表 3.1.2-17 および表 3.1.2-18 は、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末を使用した浸出試験結果、そして表 3.1.2-19 は $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末を使用した浸出試験結果(表中の「塩水」は塩水条件を示す)である。表中の「ND」は液相中の元素を ICP-AES 測定で検出できなかった場合に付されており、使用装置の検出限界は元素によって若干異なるものの 1~10 ppb 程度である。表 3.1.2-17 ~ 表 3.1.2-19 からわかるように、一部で Zr の浸出がわずかに確認されたものの、今回の試験条件および試験期間では Al 以外の元素がほとんど浸出していないことがわかる。Al の浸出に関しても、表 3.1.2-18 に見られるように約 160 日の試験期間にわたってほとんど濃度の増減が見られず、浸出量も表 3.1.2-11 に示した粉末試料中の物質質量と比較すれば 1/1000 以下であり微々たるものである。図 3.1.2-42 に示した SEM 観察結果、および図 3.1.2-43 と表 3.1.2-20 の EDS 分析結果からも、Al の浸出に起因する形状変化や局所的な元素量減少などは確認できない。これらのことは、浸出試験開始時に Al が若干量浸出するとしても、それ以降は浸出がほとんど進展せず金属ガラス材料全体としては安定に保たれることを意味する。 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末を用いた予察試験を行った昨年度の報告書でもこの点に注目し、一般的にアルカリ条件下で激しく腐食する Al の浸出が抑制された理由として、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末に含有する Zr や Cu、Ni が速やかに不動態被膜を形成することに言及している。しかし、約 20 日間の浸出試験結果一点のみであったため、経時変化を確認することが課題として残されていた。本年度の元素浸出の経時変化の結果より、Al の浸出抑制が継続するとともに他元素の浸出量増加も確認されなかったことから、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ の組成を有する金属ガラス材料が本試験条件において長期間安定に保たれる可能性が示された。なお、表 3.1.2-17 では表 3.1.2-18 と比較して Al の浸出量が少ないように見えるが、これは液固比設定の違いに由来するものと思われる。昨年度の浸出試験系検討の一環として実施した予察試験を継続する形でデータ取得をしているため、他の金属ガラス粉末を用いた試験とも試験条件が若干異なる点がある。とくに表 3.1.2-17 では液固比が 8 ml g^{-1} と金属ガラス粉末量がかなり少ない設定となっており、他の浸出試験との比較のためにも改めて試験条件をそろえた上でデータ取得を行う必要があると思われる。

本年度は、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ に加えて若干組成の異なる $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ についても浸出試験を実施した。表 3.1.2-19 からわかるように、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ と同様に微量の Al 浸出以外は元素浸出が認められておらず、図 3.1.2-44 の SEM 観察結果、および図 3.1.2-45 と表 3.1.2-21 の EDS 分析結果においても浸出試験前後で顕著な変化は確認できない。Nb 添加の有無や元素組成割合の違いは今回の試験および取得データからは認められず、高アルカリ、かつ塩水条件において安定に保たれる可能性を示している。ただし、浸出試験期間が 112 時間と $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ で示した試験期間と比べて非常に短い。含有する元素を考慮すれば $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ と同様の耐食性が期待できるが、浸出試験を継続して経時変化を調べる必要があると思われる。

表 3.1.2-17 Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の浸出試験結果 (液固比 8 ml g⁻¹)

(a) 還元雰囲気		25°C		NaCl 0.6 M	
時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
119	ND	ND	ND	ND	
1093	ND	ND	ND	ND	
4292	2.60 × 10 ⁻⁹	ND	ND	1.85 × 10 ⁻⁸	

(b) 還元雰囲気		60°C		NaCl 0.6 M	
時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
119	ND	ND	ND	ND	
1093	ND	ND	ND	ND	
4292	3.33 × 10 ⁻⁹	ND	ND	2.20 × 10 ⁻⁶	

(c) 酸化雰囲気		25°C		NaCl 0.6 M	
時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
119	1.10 × 10 ⁻⁹	ND	ND	ND	
4292	ND	ND	ND	ND	

(d) 酸化雰囲気		60°C		NaCl 0.6 M	
時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
119	ND	ND	ND	ND	
4292	ND	ND	ND	7.85 × 10 ⁻⁷	

表 3.1.2-18 Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の浸出試験結果 (液固比 2 ml g⁻¹)

還元雰囲気		60°C		塩無し	
時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
473	ND	ND	ND	2.13 × 10 ⁻⁶	
2825	ND	ND	ND	1.23 × 10 ⁻⁶	
3799	ND	ND	ND	1.68 × 10 ⁻⁶	

表 3.1.2-19 Zr₅₇Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al₁₀Nb₅ 粉末の浸出試験結果 (試験期間:112 時間)

酸化雰囲気	(単位: mol)	
	25°C, 塩水	60°C, 塩水
Zr	ND	ND
Cu	ND	ND
Ni	ND	ND
Al	6.51 × 10 ⁻⁶	1.26 × 10 ⁻⁶
Nb	ND	ND

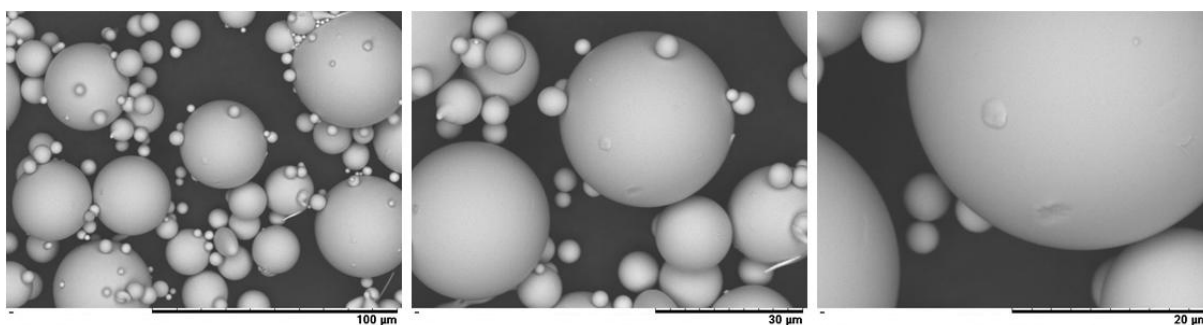


図 3.1.2-42 浸出試験後の $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM 画像(表 3.1.2-17(d)の試料)

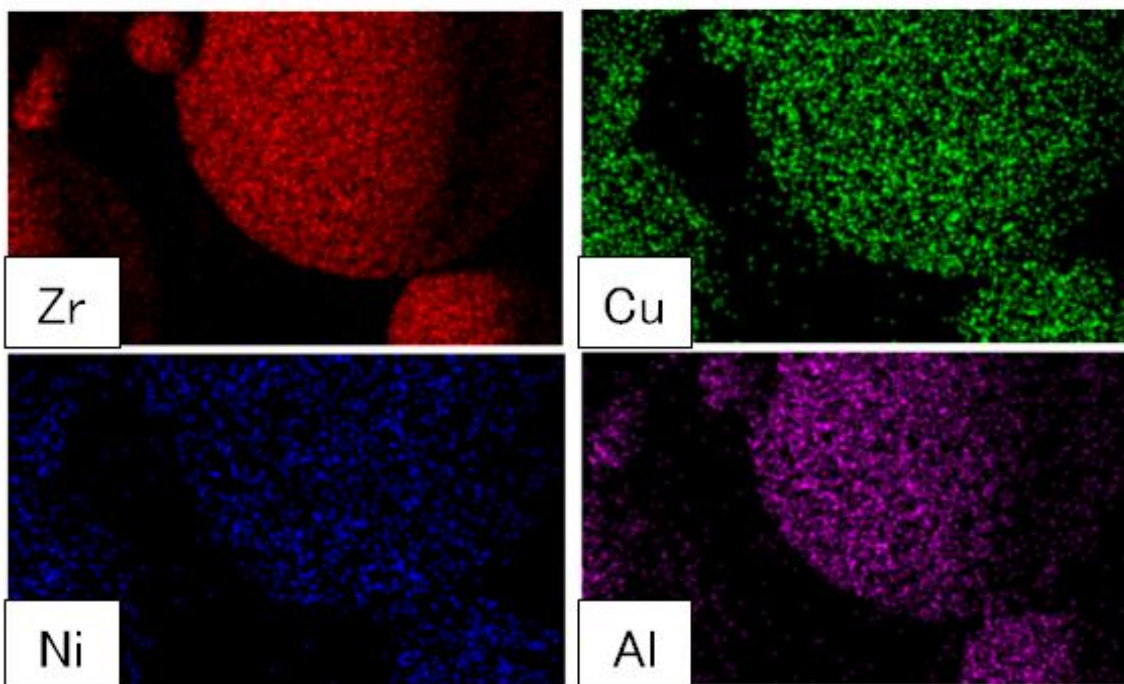
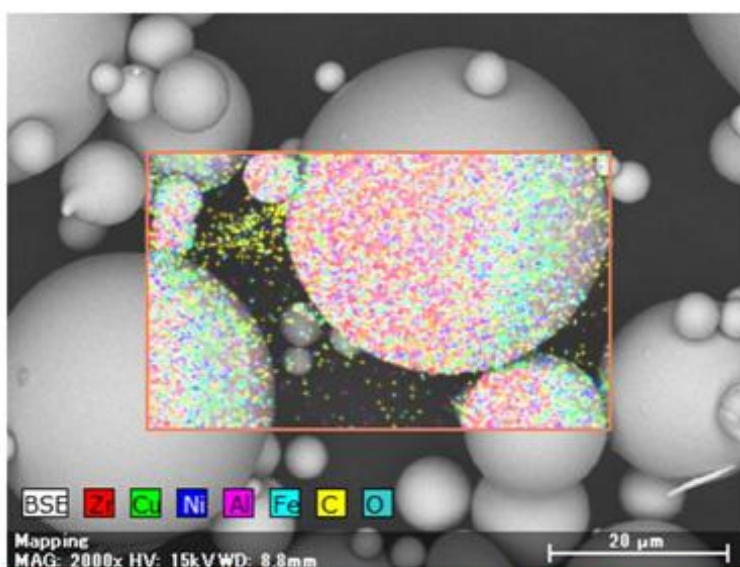


図 3.1.2-43 浸出試験後の $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の EDS 分析結果(表 3.1.2-17(d)の試料)

表 3. 1. 2-20 EDS 分析による $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の元素比
 (「試験後」は表 3. 1. 2-17(d) の試料)

$Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$	試験前		試験後	
	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Zirconium	67.51	55.71	66.95	54.90
Copper	27.00	32.00	25.48	29.99
Nickel	2.03	2.61	3.91	4.98
Aluminium	3.46	9.67	3.65	10.13

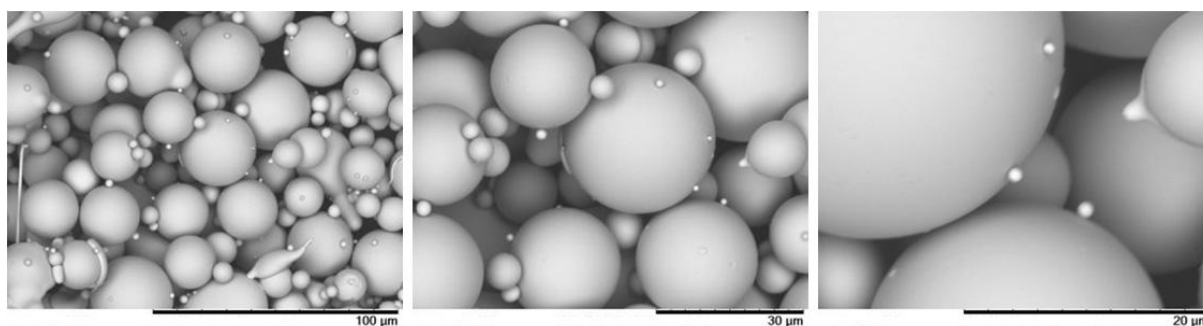


図 3. 1. 2-44 浸出試験後の $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の SEM 画像(表 3. 1. 2-18 の試料)

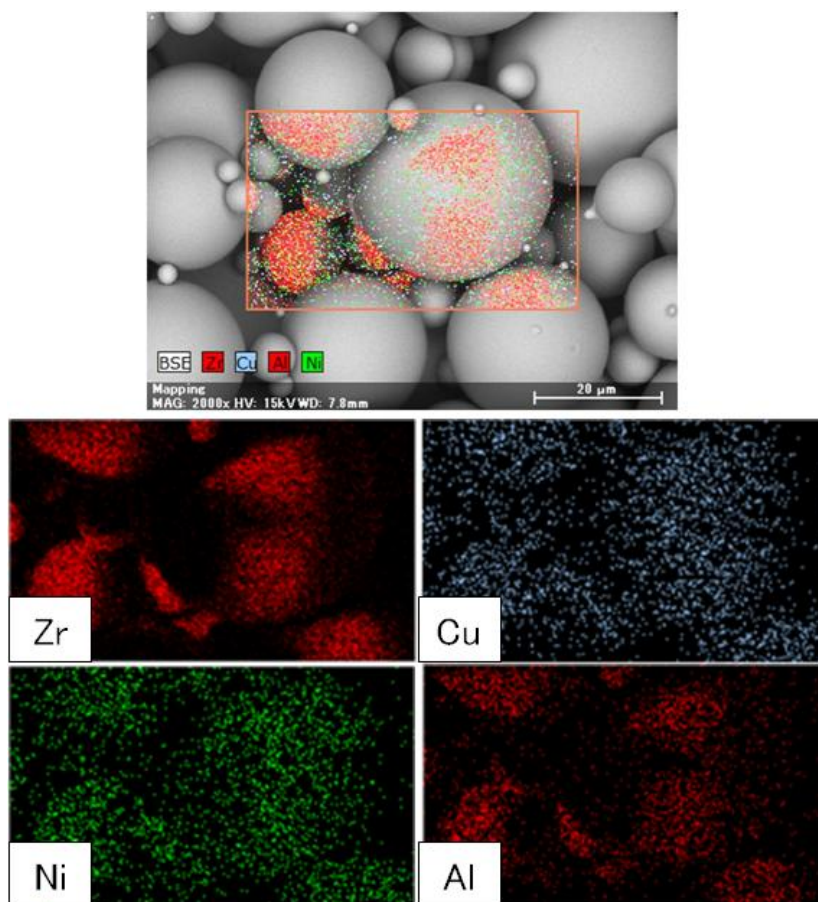


図 3. 1. 2-45 浸出試験後の $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の EDS 分析結果(表 3. 1. 2-18 の試料)

表 3.1.2-21 EDS 分析による $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 粉末の元素比 (表 3.1.2-18 の試料)

$Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}$ $Al_{10}Nb_5$	試験前		試験後	
	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Zirconium	75.19	63.09	73.20	60.84
Copper	10.84	13.05	13.61	16.23
Nickel	10.30	13.43	9.32	12.04
Aluminium	3.68	10.43	3.87	10.88

(Nbは使用装置にて禁止元素となっているため測定不可)

②Ni 基金属ガラス

図 3.1.2-46 および図 3.1.2-47 は、それぞれ $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ 粉末および $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 粉末を使用した浸出試験の結果である。表 3.1.2-22～表 3.1.2-25 は、図 3.1.2-46 および図 3.1.2-47 で使用したデータの値を書き出したものである。図 3.1.2-46 および図 3.1.2-47 には Ni および Nb のデータが示されていないが、試験期間を通じて検出できなかった、あるいは非常に低濃度であったため、図中には含めなかった。還元条件の試験は未実施であり、酸化条件の浸出試験結果のみを示している。図 3.1.2-46 および図 3.1.2-47 からわかるように、Cr および P、B の顕著な浸出が確認された。これらは時間の経過に従って増加するとともに、明確な温度依存性を示した。一方、Ni および Nb の浸出はほとんど確認できず、Cr、P、B が優先的に浸出(溶解)する非調和溶解が生じていると考えられる。Ni や Cr はメッキ材料や合金材料として多用されており耐食性を期待される材料であるが、浸出試験結果では Cr の浸出が確認された。今回の浸出試験条件において溶存する Cr としては、酸性にもアルカリ性にも沈殿を生じない六価クロム (CrO_4^{2-}) が考えられる。研究施設等の廃水処理では、六価クロムが廃水等に含まれる場合には還元剤を用いて三価クロムとした後に高アルカリにすることで凝集沈殿させて除去する操作が一般的に行われている。今回の試験条件では、酸化還元条件をとくに制御しておらず、実際の処分環境に想定される還元雰囲気では、Cr が三価クロムとなることで金属ガラス材料からの浸出が本試験結果よりも抑制される方向になる可能性がある。種々の熱力学データベースをもとに Eh-pH 図を作成し比較検討を行った既往研究(竹野, 2005)によれば、pH 13 において酸化還元電位がおよそ -200 mV より小さくなれば三価クロムとなることが計算より示されている。②の浸出試験手順で述べたように、本研究では還元雰囲気を考慮した試験として酸化還元電位を -400 mV 以下と設定していることから、三価クロムへの還元が十分期待できる。また、Ni は Zr 基金属ガラスの浸出試験においても浸出が確認されておらず、アルカリ条件下で不動態皮膜を形成することで安定した耐食性を示している。加えて、図 3.1.2-46 および図 3.1.2-47 で示された Cr、P、B の浸出量は Zr 基金属ガラス粉末から浸出している Al に近い量であり、表 3.1.2-19 および表 3.1.2-20 に示した金属ガラス粉末試料中の全物質量と比較すると 1/1000 程度とごく僅かである。これらを考慮すれば、今後 Ni のアルカリ耐食性が金属ガラス粉末試料全体に寄与し、Zr 基金属ガラスのように元素浸出が抑制される可能性もある。図 3.1.2-48 から図 3.1.2-51、および表 3.1.2-26、表 3.1.2-27 に示した Ni 基金属ガラス粉末の SEM 画像と EDS 分析結果においても浸出試験前後

で大きな変化は生じておらず、浸出試験を継続して浸出挙動の経時変化を確認する必要がある。

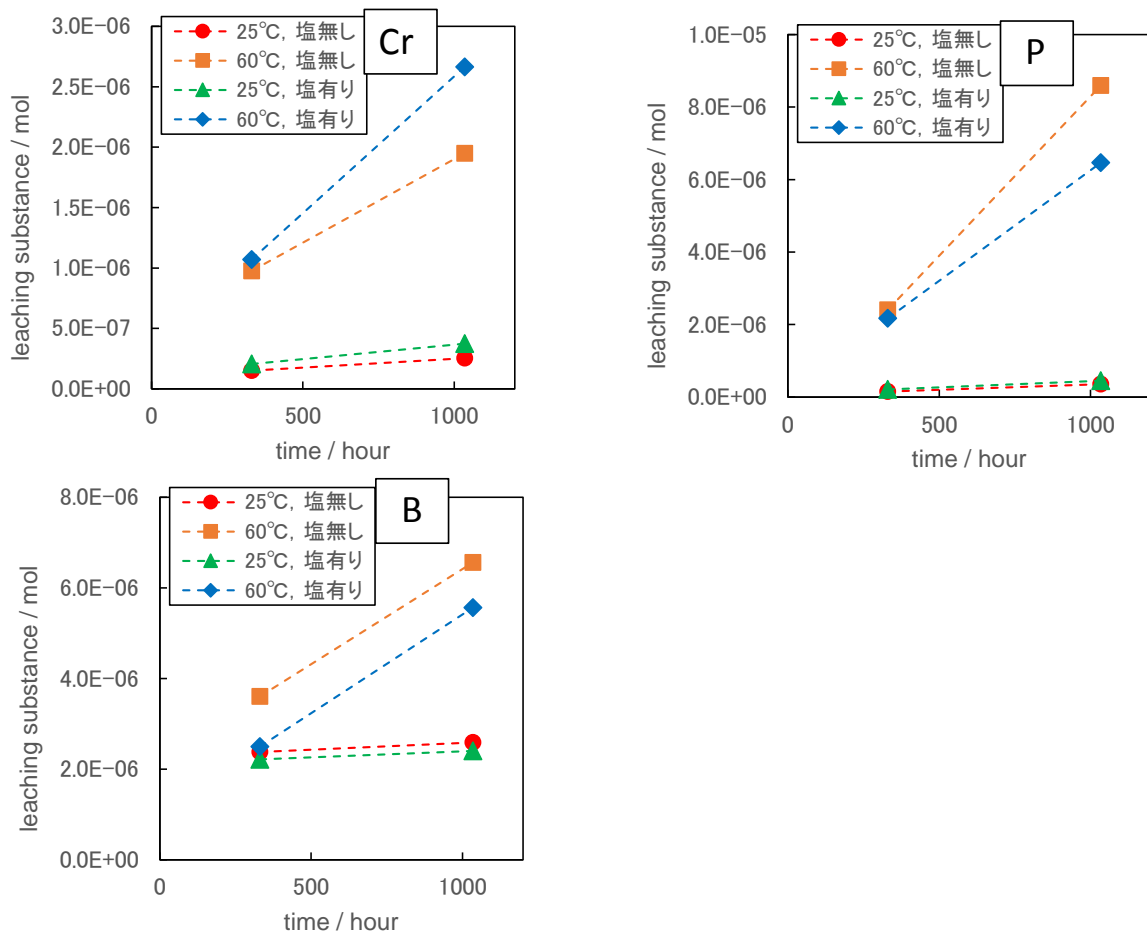


図 3. 1. 2-46 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ 粉末の浸出試験結果(酸化条件)

表 3. 1. 2-22 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 330 時間後)

酸化雰囲気		(単位: mol)			
元素	25°C, 淡水	25°C, 塩水	60°C, 淡水	60°C, 塩水	
Ni	ND	ND	ND	ND	
Cr	1.51×10^{-7}	2.05×10^{-7}	9.75×10^{-7}	1.07×10^{-6}	
P	1.54×10^{-7}	2.10×10^{-7}	2.40×10^{-6}	2.17×10^{-6}	
B	2.38×10^{-6}	2.21×10^{-6}	3.60×10^{-6}	2.49×10^{-6}	

表 3. 1. 2-23 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ 粉末の浸出試験結果 (試験開始から 1034 時間後)

酸化雰囲気		(単位: mol)			
元素	25°C, 淡水	25°C, 塩水	60°C, 淡水	60°C, 塩水	
Ni	ND	ND	ND	ND	
Cr	2.54×10^{-7}	3.74×10^{-7}	9.75×10^{-7}	2.66×10^{-6}	
P	3.55×10^{-7}	4.50×10^{-7}	8.59×10^{-6}	6.47×10^{-6}	
B	2.59×10^{-6}	2.40×10^{-6}	6.56×10^{-6}	5.56×10^{-6}	

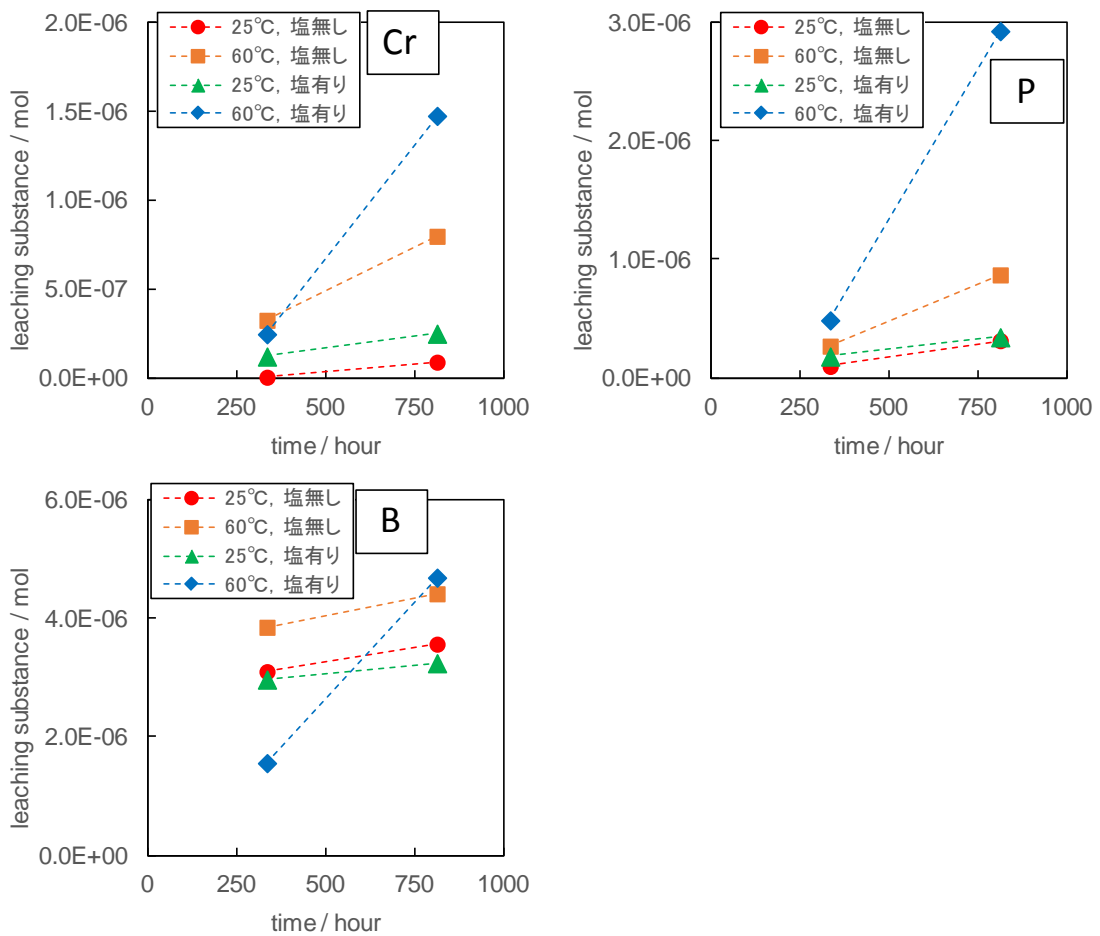


図 3. 1. 2-47 Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ 粉末の浸出試験結果 (酸化条件)

表 3. 1. 2-24 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 333 時間後)

酸化雰囲気		(単位: mol)			
元素	25°C, 淡水	25°C, 塩水	60°C, 淡水	60°C, 塩水	
Ni	ND	ND	ND	ND	
Cr	4.31×10^{-9}	1.21×10^{-7}	3.25×10^{-7}	2.46×10^{-7}	
Nb	ND	ND	ND	ND	
P	9.79×10^{-8}	1.81×10^{-7}	2.69×10^{-7}	4.86×10^{-7}	
B	3.11×10^{-6}	2.97×10^{-6}	3.86×10^{-6}	1.56×10^{-6}	

表 3. 1. 2-25 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 811 時間後)

酸化雰囲気		(単位: mol)			
元素	25°C, 淡水	25°C, 塩水	60°C, 淡水	60°C, 塩水	
Ni	ND	ND	ND	ND	
Cr	8.91×10^{-8}	2.49×10^{-7}	2.03×10^{-5}	1.48×10^{-6}	
Nb	1.35×10^{-8}	1.36×10^{-8}	1.37×10^{-8}	1.39×10^{-8}	
P	3.15×10^{-7}	3.44×10^{-7}	8.71×10^{-7}	2.93×10^{-6}	
B	3.57×10^{-6}	3.25×10^{-6}	4.42×10^{-6}	4.69×10^{-6}	

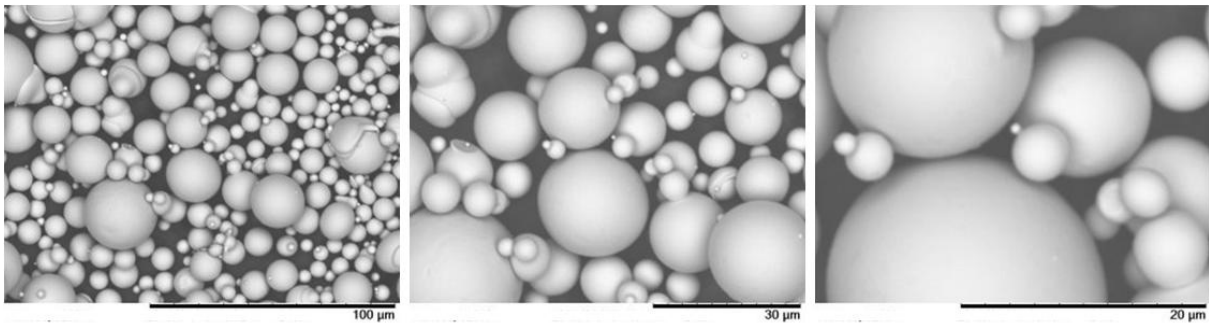


図 3. 1. 2-48 浸出試験後の $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の SEM 画像(表 3. 1. 2-23 の 60 °C 塩水試料)

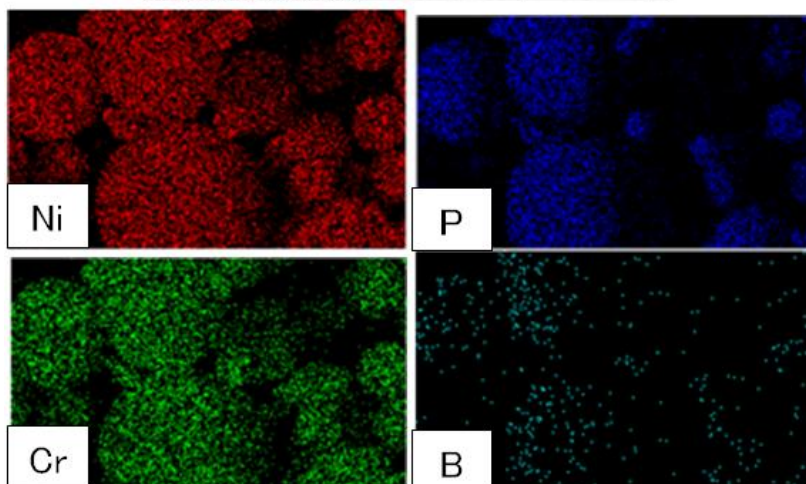
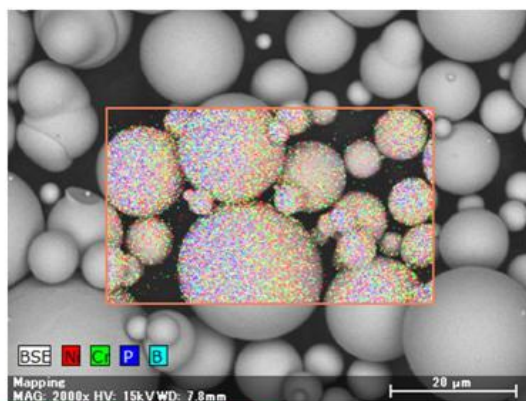


図 3. 1. 2-49 浸出試験後の $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の EDS 分析結果 (表 3. 1. 2-23 の 60 °C 塩水試料)

表 3. 1. 2-26 EDS 分析による $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の元素比 (表 3. 1. 2-23 の 60 °C 塩水試料)

$\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$	試験前		試験後	
	重量割合 [%]	元素割合 [%]	重量割合 [%]	元素割合 [%]
Iron	75.33	68.37	74.72	67.80
Silicon	15.52	15.89	16.21	16.60
Phosphorus	9.15	15.73	9.07	15.60

(BoronはEDS定量分析において誤差が大きいため除外した)

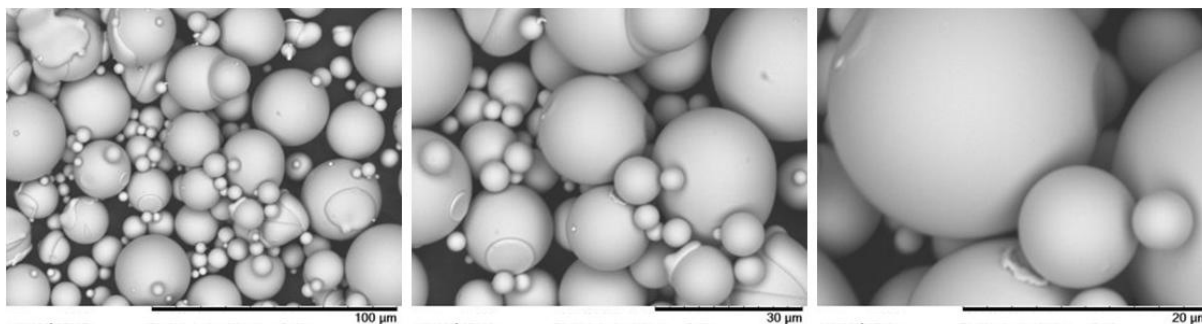


図 3. 1. 2-50 浸出試験後の $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の SEM 画像 (表 3. 1. 2-25 の 60 °C 塩水試料)

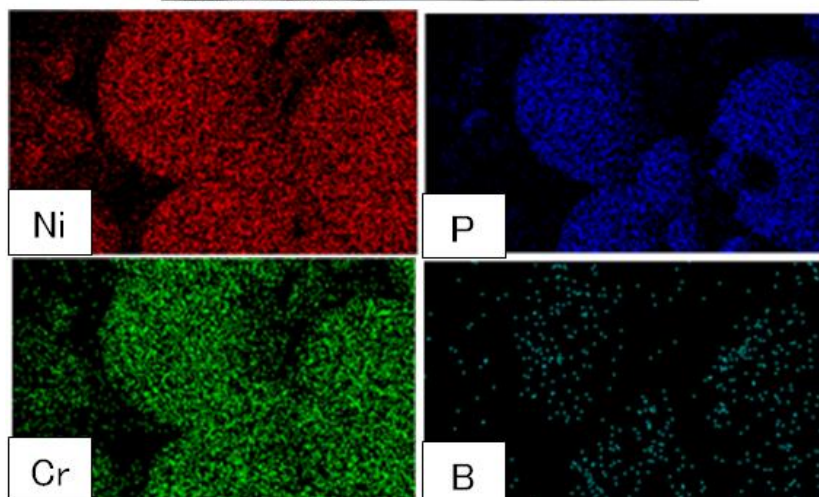
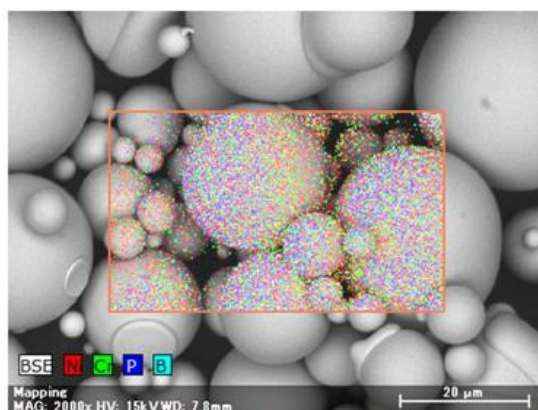


図 3. 1. 2-51 浸出試験後の $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の EDS 分析 (表 3. 1. 2-25 の 60 °C 塩水試料)

表 3. 1. 2-27 EDS 分析による $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 粉末の元素比 (表 3. 1. 2-25 の 60 °C 塩水試料)

$\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$	試験前		試験後	
	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Iron	75.43	68.33	76.98	70.31
Silicon	15.15	15.49	14.51	14.96
Phosphorus	9.42	16.18	8.51	14.73

(BoronはEDS定量分析において誤差が大きいため除外した)

(Nbは使用装置にて禁止元素となっているため測定不可)

③Cu 基金属ガラス

表 3. 1. 2-28 は、 $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末を使用した浸出試験の結果である。Cu 基金属ガラス粉末の浸出試験は、酸化条件かつ塩水条件のみの実施となっている。Cu および Zr の浸出が検出されたが、Zr 基金属ガラスの Al や Ni 基金属ガラスの Cr、P、B と比べれば極微量であり、図 3. 1. 2-52 および図 3. 1. 2-53、表 3. 1. 2-29 の SEM 画像と EDS 分析結果からも浸出試験前後で大きな違いは見られず、元素割合も試験前後でほぼ一定と言える。Zr のアルカリ耐食性は Zr 基金属ガラス検討でも示されているとともに、Cu も不動態皮膜の形成によりアルカリ条件

下で安定に存在することが知られている。これらのことから、Zr 基金属ガラスと同様に $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ も本研究の試験条件において十分な耐食性を示すことが期待される。Cu 基金属ガラスは酸性領域において耐食性が確認されており(井上監修, 2009)、本研究で実施したようなアルカリ領域における耐食性も確認できれば、非常に幅広い pH 範囲で高い耐食性をもつ金属ガラス群と言える。ただし、本年度実施した浸出試験期間は 112 時間と短く、他の金属ガラス材料と同様に、今後元素浸出の経時変化を調べることとする。

表 3. 1. 2-28 $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の浸出試験結果(試験開始から 112 時間後)

酸化雰囲気	(単位: mol)	
	25°C, 塩水	60°C, 塩水
Cu	1.06×10^{-7}	4.61×10^{-8}
Zr	1.55×10^{-8}	1.42×10^{-8}
Ti	ND	ND

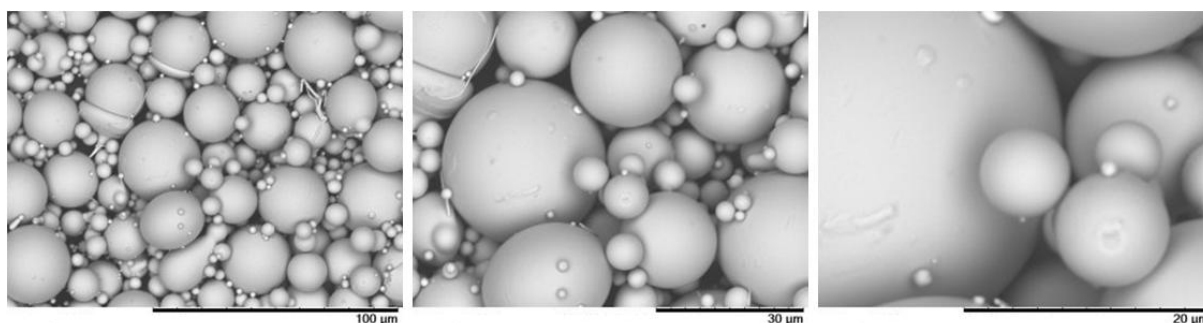


図 3. 1. 2-52 浸出試験後の $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の SEM 画像(表 3. 1. 2-28 の 60 °C の試料)

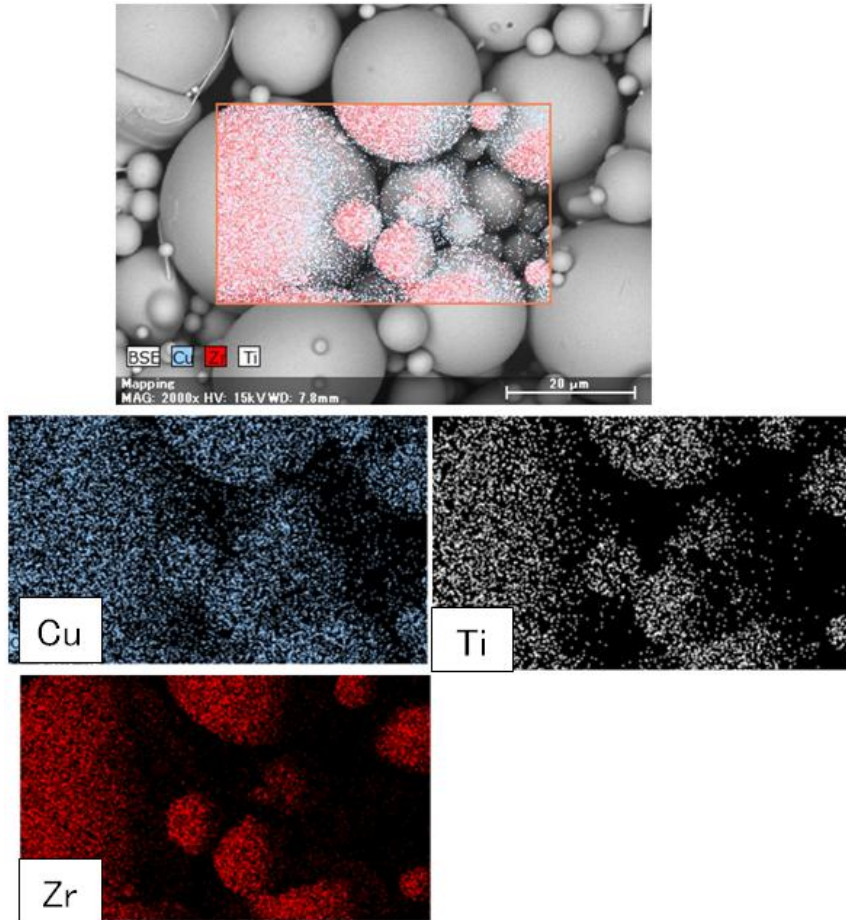


図 3. 1. 2-53 浸出試験後の $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の EDS 分析結果 (表 3. 1. 2-28 の 60 °C の試料)

表 3. 1. 2-29 EDS 分析による $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 粉末の元素比 (表 3. 1. 2-28 の 60 °C 試料)

$\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$	試験前		試験後	
	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Copper	55.71	60.93	54.23	59.56
Zirconium	36.55	27.84	37.93	29.02
Titanium	7.74	11.23	7.84	11.42

④Fe 基金属ガラス

表 3. 1. 2-30 は、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末を使用した浸出試験の結果である。Cu 基金属ガラスと同様に、酸化条件かつ塩水条件のみの実施となっている。表 3. 1. 2-30 からわかるように、相当量の P と B の浸出が生じている。表 3. 1. 2-16 に示した $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の全物質量と比較しても、60 °C の条件において P や B は全体の 1/100~1/10 程度が浸出している。60 °C の条件では Si の浸出も増加している。一方で、液相中に溶存する Fe はほとんどない。図 3. 1. 2-54 は浸出試験に使用した金属ガラス粉末を固液分離し乾燥させた後の外観の比較、および図 3. 1. 2-55 は浸出試験前後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の比較を示す。これらはいずれも 60 °C、塩水条

件の浸出試験に供した金属ガラス粉末試料である。 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 以外の金属ガラス粉末は図 3.1.2-54 に示すように浸出試験前後で色や粉末の質感に大きな違いはないが、図 3.1.2-55 の比較からも明らかなように $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ は褐色かつ塊状固体となっており、粒径の小さい粉末を得るには粉碎してすりつぶす作業を要する。図 3.1.2-56～図 3.1.2-58 および表 3.1.2-31 は、この褐色になった $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ の SEM 観察および EDS 分析の結果である。他の金属ガラス粉末は浸出試験前後で外観に変化は生じていなかったが、図 3.1.2-56 に示すようにアトマイズ粉末に特徴的な球形粒子の形状を留めているものは少なく、数 μm 程度の塵が固まったような状態になっている。図 3.1.2-57 の EDS 分析マッピングからは特定元素の局所的な集合や減少は確認できないが、図 3.1.2-58 の EDS ライン分析より、Si、P、B の分布がほとんど見られず、Fe のみが存在する部分もあることがわかる。球形粒子部分では Fe 以外の元素の存在も検出されているが、球形粒子を外れた部分では、Fe のみ検出されている部分が多い。そして、表 3.1.2-31 の EDS 定量分析では P の割合が浸出試験前と比較しておよそ半分に減少しており、表 3.1.2-30 に示す液相中の P の物質量増加に対応するものと思われる。また、P および B の浸出量は表 3.1.2-30 ように同程度であったが、前述の②で述べた P および B を含有する Ni 基金属ガラス粉末においても同様に P と B が物質量として同程度浸出していたことを考慮すると、この二元素は類似の浸出(溶解)機構に従っていると推測される。高アルカリ条件下で比較的容易に浸出することから、陰イオンであるリン酸およびホウ酸の形態で液相中に溶出していると予想されるが、イオンクロマト法などで確認する必要がある。金属ガラス材料は既存の結晶性金属材料と異なる特性が多いものの、元素の溶出形態を把握することで、種々の溶液条件に対する溶出傾向を大まかに予想することも期待できると思われる。

液相中にほとんど溶存していない Fe は水酸化鉄(III)となり沈澱していると考えられる。高アルカリ条件下の鉄は、コンクリート中の鉄筋に見られるように、表面に不動態皮膜を形成するため耐食性が高まることが知られている。しかし、今回の試験条件のように塩分濃度が高く酸素も溶存する場合には、塩化物イオンによって不動態皮膜が侵されたために鉄の腐食が大きく進行したと予想される。これは、コンクリート中の鉄筋腐食に係る塩害と同様の事象と言える(岩瀬・岩瀬, 2010)。淡水条件、かつ酸素を除去する還元雰囲気下であれば、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ の腐食は大きく低減される可能性がある。とはいえ、直接処分を想定した場合に、閉鎖後早い時期には溶存酸素が共存する条件も考えられるとともに、海水と同程度の塩水条件とはならないまでも種々の地下水組成条件にさらされることを考慮すると、現段階までの検討においては $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ を候補材料とすることは困難と思われる。塩化物イオンと溶存酸素の共存する系への Fe 基合金の適用にあたっては、Cr など耐食性向上が期待できる成分を含む合金組成を検討する必要がある。

表 3. 1. 2-30 Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ 粉末の浸出試験結果 (試験開始から 112 時間後)

酸化雰囲気		(単位: mol)	
元素	25°C, 塩水	60°C, 塩水	
Fe	4.68×10^{-9}	ND	
Si	7.97×10^{-9}	4.06×10^{-6}	
P	8.34×10^{-5}	5.27×10^{-4}	
B	5.88×10^{-5}	3.32×10^{-4}	

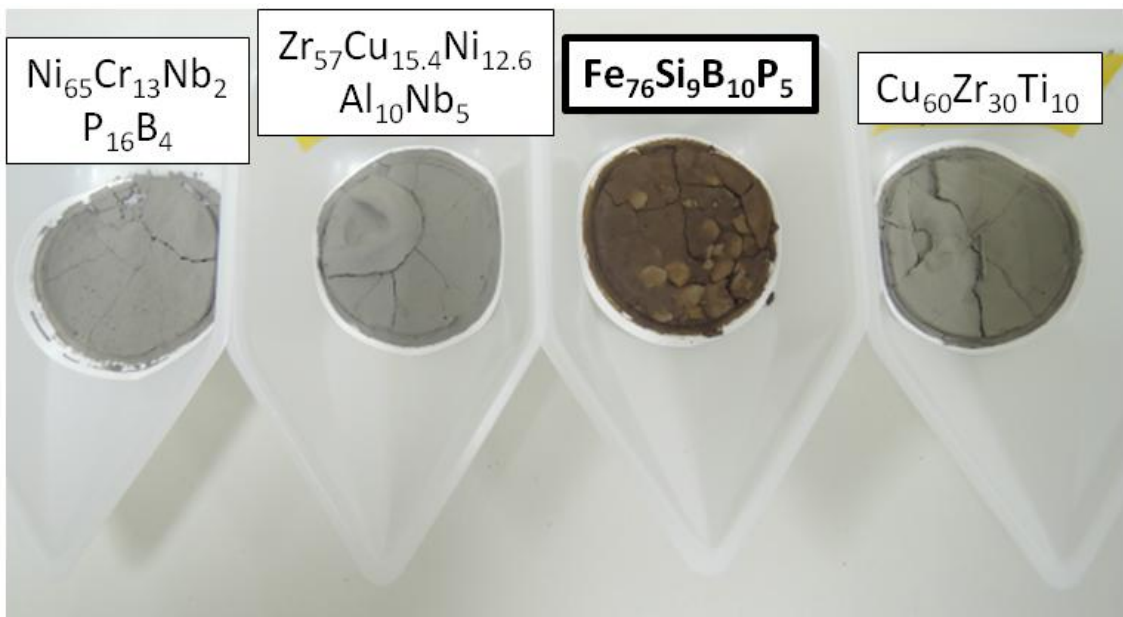


図 3. 1. 2-54 浸出試験後の金属ガラス粉末試料の外観の比較 (いずれも 60 °C、塩水条件)

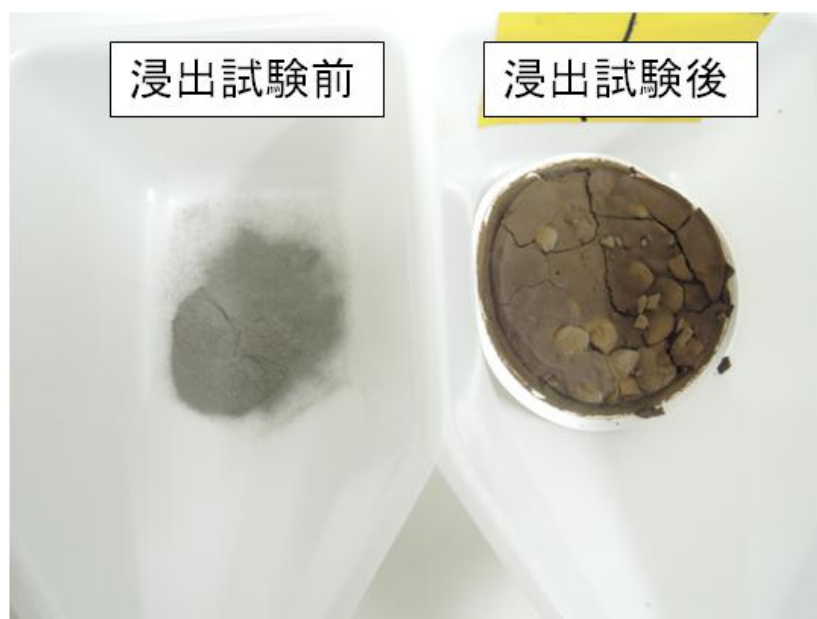


図 3. 1. 2-55 浸出試験前後の Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ の比較

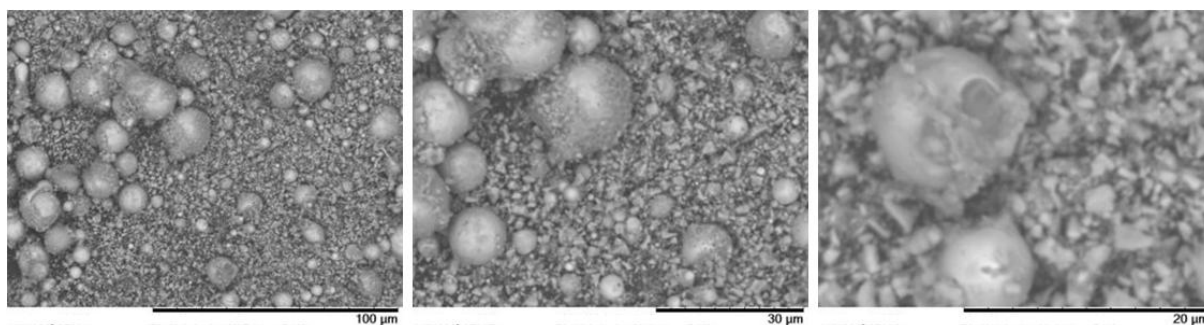


図 3.1.2-56 浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の SEM 画像 (表 3.1.2-30 の 60 °C の試料)

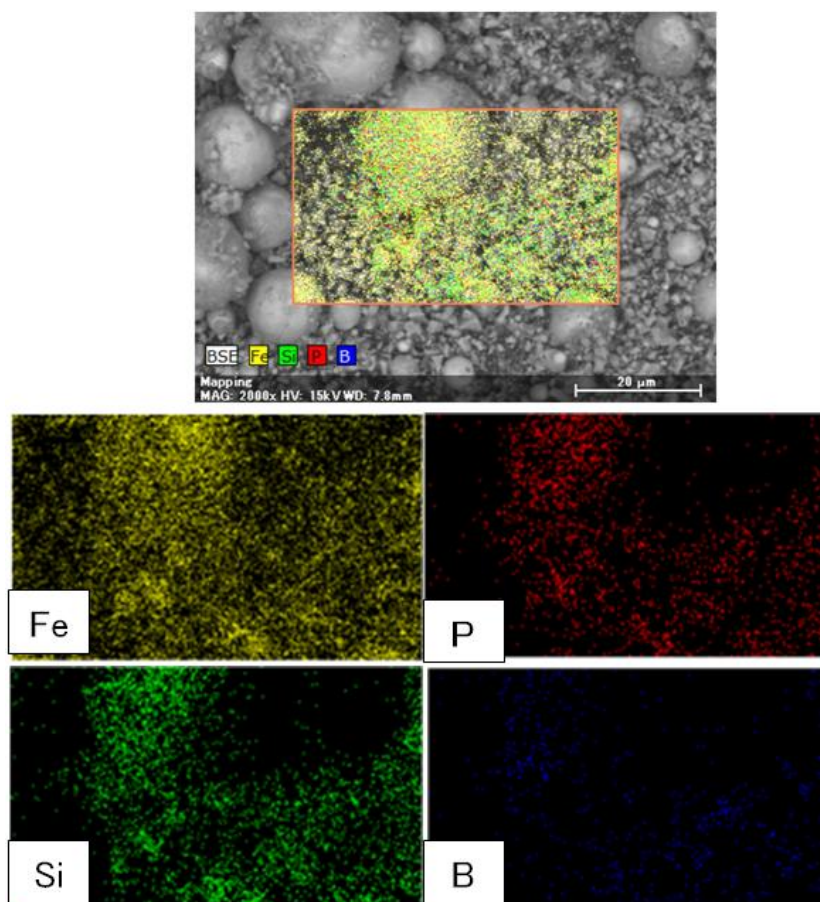


図 3.1.2-57 浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の EDS 分析結果 (表 3.1.2-30 の 60 °C の試料)

表 3. 1. 2-31 EDS 分析による $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の元素比(表 3. 1. 2-30 の 60 °C 試料)

$\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$	試験前		試験後	
	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Iron	92.24	86.11	93.80	88.61
Silicon	4.82	8.95	4.89	9.18
Phosphorus	2.94	4.94	1.31	2.23

(BoronはEDS定量分析において誤差が大きいため除外した)

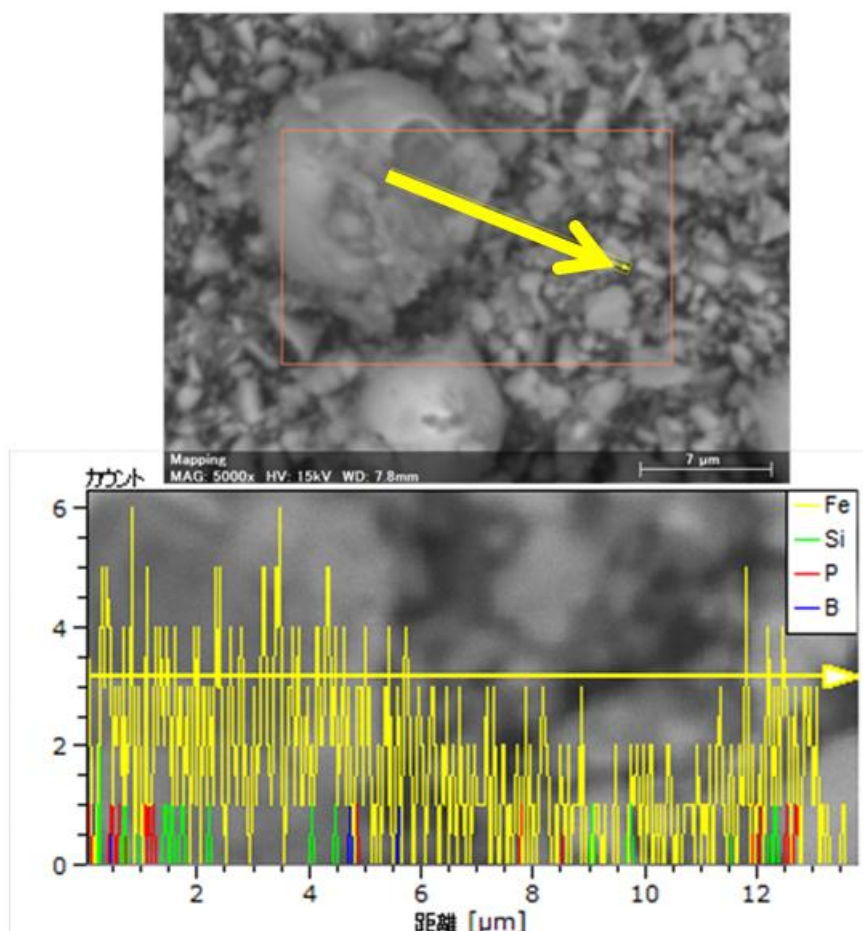


図 3. 1. 2-58 浸出試験後の $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 粉末の EDS 分析結果(表 3. 1. 2-31 の 60 °C の試料)
(矢印ライン上の元素分布を取得している)

4) まとめと今後の課題

本年度は、昨年度より実施している金属ガラス粉末を使用した耐食試験を継続するとともに、候補材料として期待された金属ガラス材料を追加する形で検討を行った。本年度の主な浸出試験条件とした高アルカリかつ酸化条件においては、Zr 基金属ガラス材料である $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ と $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Ni}_{12.6}\text{Al}_{10}\text{Nb}_5$ 、および Cu 基金属ガラス材料である $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ で高い耐食性を期待できる結果が示されつつある。塩分濃度や温度依存性も確認されず、処分環

境条件において安定に各々の金属ガラス組成を保ちうると考えられる。Ni 基金属ガラス材料である $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ と $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ では、Cr、P、B といった元素の浸出が確認されたが本年度の試験期間ではまだ微量と見なせる程度である。アルカリ耐性が高いとされる Ni を含有することから、時間の経過とともに含有元素の浸出が低減され安定化に向かう可能性も残されている。Fe 基金属ガラス材料である $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ は、高アルカリおよび酸化条件に塩水条件を加えられることで著しく耐食性を損なうことが示された。Fe は比較的安価な材料でありコスト面からは優位であるが、他の組成の Fe 基金属ガラス材料をあたることが望ましいと思われる。本年度は、主に酸化条件下で耐食性確認を行い元素浸出に関する基礎的な知見を拡充したが、浸出挙動の経時変化を確認する必要がある金属ガラス材料もある。今後は、実際の処分環境に即した還元雰囲気下での浸出試験を実施するとともに、本年度に実施した浸出試験を継続することで経時変化データの取得を目指す。

浸出試験結果から、一般的にアルカリ条件で耐食性が高いとされる元素を主に含有する金属ガラス材料に良好な結果が見られる。含有割合が高い元素の特性は、通常の金属材料に準ずる部分が多いものと推測される。一方で、Zr 基金属ガラスに含有する Al のように、通常は溶解する条件においても固相で安定化する事例もあり、与条件下で耐食性が低いとされる元素を含有することだけがその金属ガラス材料の特性を決めるものではないという側面もある。膨大な組み合わせが考えられる金属ガラス材料の中から最適な材料を抽出することは容易ではないが、本研究のような耐食試験の他、昨年度および今年度の報告書にも収録されている理論的アプローチからの抽出や、施工性や機械的特性を考慮した最適な金属ガラス材料選択と併せて、総合的に判断する必要がある。

(5)まとめと今後の課題

使用済燃料の直接処分における人工バリア材料に関する研究として、バルク金属ガラスの基本特性、適用性の検討を 1) 候補材料の物理化学的特性に関する検討、2) 溶射コーティングの適用、および、3) アトマイズ粉末による耐食試験により行った。

1) 候補材料の物理化学的特性に関する検討

バルク金属ガラスの最大の特徴は、これら合金のいずれもが非晶質であることにある。したがって、実験的に確認された多種多様なバルク金属ガラスの熱力学安定性等物理化学的な基本特性を理論的にも系統的に整理する必要がある。そこで、本研究では、昨年度提示された候補材料から塩水系地下水環境への適用を考慮して Zr 基合金、Fe 基合金および Cu 基合金それぞれから 1~2 種類程度を選び、また、比較のために Fe と同族元素である Ni をベースとした合金を加え、それらの理論的な安定性についての検討を行った。

そのアプローチとして、まず、熱力学的研究が最も進んでいる Fe 基アモルファス合金に焦点を当て、Fe-B-P-Cu とともに $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金を研究対象に選択して統合型熱力学計算ソフト (Thermo-Calc) を用いた熱力学計算を行った。その結果、これまでは実験的に示された $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 合金が相対的に高いガラス形成能を示す理由について、共晶反応近傍組成であることに起因する液相の安定化ならびに競合結晶相としての Fe_2P 平衡相が不在である因子を導出した。また、アモルファス形成能の評価因子である原子寸法差および混合エンタルピーについて、昨年度選出した $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ 、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 、 $\text{Fe}_{43}\text{Cr}_{16}\text{Mo}_{16}\text{C}_{15}\text{B}_{10}$ 、 $\text{Cu}_{36}\text{Zr}_{48}\text{Al}_8\text{Ag}_8$ お

よび $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ 合金ならびに本年度の予備試験を含めて実験研究が展開されている $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.5}\text{Nb}_5$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{11}\text{Nb}_4\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 合金に対して計算し、これらの合金のガラス形成能を $\delta - \Delta H_{\text{mix}}$ 図で具体的に評価した。その結果、これら Zr 基、Fe 基、Cu 基および Ni 基の代表的な合金についてアモルファス形成能因子の算出が可能となり、今後、本研究の進展に伴い合金組成の改善などを行う場合には、 $\delta - \Delta H_{\text{mix}}$ 図を利用することが有効的であることが示された。

2) 溶射コーティングの適用

1) に掲げた合金について、処分容器への施工を考慮して溶射コーティングの適用を検討した。まず、昨年度挙げられた合金を薄帯に加工して、その耐食性の予備評価と必要に応じて組成改良を行った。次にコーティング技術の適用性を検討するために、溶射膜作製の手順およびその最適条件を探索した。まず、金属ガラスの溶射コーティングを実施するに際し、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 合金を用いて、金属ガラスのコーティング条件の予備検討を行なった。その結果、健全な金属ガラス溶射膜を作製するための、ブラスト処理、アセチレンガス流量、予熱温度および粉末供給量の溶射条件として、ブラスト処理では #60 のアルミナグリッドを用い、アセチレンガス流量は $26 \sim 29 \text{ L min}^{-1}$ 、予熱温度は $300 \text{ }^\circ\text{C}$ 以下、粉末供給量は可能な範囲で少なくすることが健全な金属ガラス溶射膜を作製するために必要であることが判明した。

この溶射条件を基に、選定した金属ガラスの溶射コーティングを試みたところ、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ について、金属ガラスの溶射膜を得ることが出来たが、 $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Al}_{10}\text{Ni}_5$ 、 $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.6}\text{Nb}_5$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ については、合金の酸化が顕著であり、基材温度等の溶射条件の検討が必要であることが分かった。また、溶射膜のアルカリ性環境での耐食性を比較したところ、 $0.1 \text{ mol L}^{-1}\text{-NaOH}$ 溶液に一日浸漬した段階で $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ は変色を示し、耐食性が低いことが明らかになった。

3) アトマイズ粉末による耐食試験

本年度は、昨年度より実施している金属ガラス粉末を使用した耐食試験を継続するとともに、候補材料として期待された金属ガラス材料を追加する形で検討を行った。本年度の主な浸出試験条件とした高アルカリかつ酸化条件においては、Zr 基金属ガラス材料である $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Ni}_5\text{Al}_{10}$ と $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Ni}_{12.6}\text{Al}_{10}\text{Nb}_5$ および Cu 基金属ガラス材料である $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$ で高い耐食性を期待できる結果が示されつつある。一方、Fe 基金属ガラス材料である $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ は、高アルカリおよび酸化条件に塩水条件を加えられることで著しく耐食性を損なうことが示された。また、Ni 基金属ガラス材料である $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ と $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ では、Cr、P、B といった元素の浸出が確認されたが本年度の試験期間ではまだ微量と見なせる程度であることが示された。

これまで耐食試験は室温で行われており、処分環境を考慮した温度での検討は皆無である。また、処分過程を考慮すれば、廃棄体を定置し、埋め戻しがなされるまでは少なくとも酸化雰囲気であり、その後次第に還元雰囲気に移行する。さらに、わが国における処分場の建設には掘削時のみならず、止水、プラグの構築にもセメントの利用は不可欠であり、緩慢な地下水流においては通常の地下水と十分に混合希釈するためには数万年を必要とする場合もあり、地下水の高アルカリ化についても考慮する必要がある。また、地下水には淡水系と塩水

系に大別され、耐食性に及ぼす塩分の濃度の影響も重要となる。本研究では、これらの多様な条件下での検討を進めており、さらに継続することにより、処分容器としての適用可能性について見通しを得る必要がある。

以上のように、バルク金属ガラスの熱力学に基づく物理化学的な特性の評価、溶射膜と基材間との孔隙形成の評価、処分環境を考慮した耐食性の検討は、使用済燃料の直接処分における人工バリア材料に関する研究として、何れも重要であり、バルク金属ガラスの形成能の説明、その溶射膜の安定性と施工性の確認、および、金属ガラスの処分容器充填材等への適用を含めた利用形態の検討に寄与する。今後はこれらの検討に加え、溶射膜の厚みと孔隙の連続性の評価なども重要となる。

3.1.3 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する現状調査

(1) 目的

使用済燃料の地層処分についての国内における予備的な安全評価（原子力委員会 新計画策定会議 技術検討小委員会, 2004年）では、線量を支配する核種はC-14(有機)であり、C-14(無機)、I-129がそれに続くことが示されている。また、諸外国の使用済燃料を対象とした安全評価（SR97、EN2002）においても、I-129が支配核種である。このように線量に影響を与える主要な核種は、還元条件下において可溶性、貧吸着性という特徴を有する。使用済燃料地層処分と同様にC-14やI-129が支配核種となるTRU廃棄物地層処分の検討事例（原子力発電環境整備機構, 2011）では、人工バリアシステムの頑健性向上のための主要な因子が以下のように示されている（原子力発電環境整備機構は以下、「原環機構」という）。

- ・緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005）（以下、「第2次TRUレポート」という）のレファレンスケース条件程度に確保することができれば、多様な水理条件（地質環境として）においても、可溶性、貧吸着性のC-14やI-129の人工バリアからの放出率を抑制することができる。この緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を確保することが重要である。
- ・さらに、充填材（セメント系材料）に対する吸着分配係数（ K_d ）を1桁上昇させることができれば、水理条件に係らずC-14やI-129の人工バリアからの放出率を抑制することが可能である。
- ・幅広い地質環境に対して、処分システムの頑健性をより確実に確保するためには、半減期が5,730年のC-14の場合は、減衰が進むまでの一定期間閉じ込めることが効果的である。6万年の閉じ込めにより、水理条件に依らず人工バリアからの放出率を抑制させることが可能になる。
- ・また、半減期の長いI-129の場合には廃棄体からの溶出を制限することが効果的である。1000年、10,000年、100,000年の溶出期間を確保できれば、水理条件に依らず人工バリアからの放出率を抑制することが可能になる。

これまで、C-14の閉じ込めについては、ハル・エンドピース圧縮体キャニスタを対象に6万年の閉じ込めを目的として、高強度高緻密コンクリートを用いたコンクリート容器廃棄体や、チタン合金を耐食層として炭素鋼周囲に巻いた複合型の処分容器の開発が進められている（例えば、大和田ほか，2008；中村ほか，2008）。また、I-129については、廃銀吸着体を対象に、浸出期間10万年を目標とした溶出抑制機能を有する代替固化技術（岩石固化技術、BPIガラス固化技術、セメント固化技術）の開発が進められている（例えば、原子力環境整備促進・資金管理センター，2007）（原子力環境整備促進・資金管理センターは以下、「原環センター」という）。使用済燃料の地層処分においても、処分容器の高度化によってC-14の長期閉じ込めが可能になれば、TRU廃棄物の検討事例が示すように線量を低減させることができる。そのためには、炭素鋼よりも耐食性の優れた材料を耐食層に用いた処分容器の開発を行うこと等が考えられる。一方、I-129の代替固化技術や、セメント材料に核種収着能を期待するという概念はTRU廃棄物特有のものであり、使用済燃料の地層処分に適用することは考えにくい。セメント系充填材を用いない使用済燃料の地層処分の場合、移行遅延機能を有する人工バリア材は処分容器を除けば緩衝材であるので、緩衝材のKdを上昇させ、あるいは「拡散によって核種移行を抑制する機能」を高めることによって移行遅延性能を向上させることができれば、線量低減に貢献できる可能性がある。

以上より、I-129に対する緩衝材中での移行遅延性能の向上を課題として捉え、本調査では緩衝材の収着性向上の可能性を文献調査により調べることにした。なお、緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を表す拡散係数は、ベントナイト系材料を用いる場合、主要成分であるモンモリロナイト部分密度に依存することが知られているため、モンモリロナイトの配合比率を高める、密度を高める等の対処によって拡散係数を低下させることが可能である。ただし、応力による処分容器への加重増加等や締め固め性といった別の側面への影響にも注意する必要がある。

(2) 文献調査の範囲

文献データベース JICST 及ぶ NUCLEN を用いて、還元性条件におけるヨウ素の収着を扱った文献を抽出した。また、海外の地層処分研究における収着性に優れた材料の検討事例 (Evins, 2013) や土壌中のヨウ素の収着挙動を調べたレポート (Soderlund et al., 2011)、さらに、機構で実施した過去の検討事例 (去来川ほか, 1996; 小田ほか, 1991) を調査の対象とした。

(3) 文献調査結果

文献等に示された種々の材料・鉱物に対するヨウ素の収着挙動を表 3.1.3-1 にまとめた。土壌については、土壌を構成する鉱物や有機物毎に分けて記載した。また、ヨウ素は酸化還元条件に応じて I^- と IO_3^- の形態をとり得るが、処分環境では還元性の I^- の挙動が重要となるため、表 3.1.3-1 ではヨウ素の化学形態が明記されている情報を取り上げて、その内の I^- の収着挙動を中心に記載した。これは、ヨウ素の収着挙動は、材料や鉱物の種類だけでなく、酸化還元条件によるヨウ素の化学形態の変化の影響を受けることが知られているためである。一般的に鉱物への収着性は酸化性条件で安定な IO_3^- よりも、還元性条件で安定な I^- の方が低い (Kaplan et al., 2000)。

スウェーデンSKBの技術レポート (Evins, 2013) では、核種に対して高い収着能を有する

材料や鉱物を添加することで緩衝材の収着性を向上させることを検討した結果、I⁻を含む陰イオンに対して高い収着能を有する材料として、層状複水酸化物（ハイドロタルサイト等）、金属水酸化物、鉄および鉄含有鉱物、並びに、低レベル放射性廃棄物や重金属含有破棄物の浅地中処分におけるバリア材としての利用が検討されている赤泥（red mud）を挙げている。赤泥（red mud）の主な成分は、陽イオン交換能を有する沸石・沸石様鉱物に加えて、ヘマタイト、Al-水酸化物（ベーマイト、ギブサイト）であり、中性化処理をした場合には層状複水酸化物が含まれると報告されている。それらの内、鉄および鉄含有鉱物は、鉄による対象陰イオンの還元反応を利用するもの（例えば、動きやすい酸化性種であるCrO₄²⁻、TcO₄⁻、MoO₄²⁻、AsO₄³⁻、SeO₄²⁻等を還元して動きにくい化学種に換える）であり、I⁻には有効でないと考えられる。よって、Evins(2013)らが選定したI⁻を収着する可能性がある材料・鉱物は、層状複水酸化物（ハイドロタルサイト等）及び金属酸化・水酸化物（水酸化鉄等）である。その他の可能性がある材料・鉱物は、Hg, Cu, Pb, Agを含む化学収着性鉱物(Allard et al., 1980; 丸石ほか, 1991, 1992, 1993等)、活性炭(Westsik Jr. et al., 1982; Nowak, 1981)、イライト(Assemi and Erten, 1994; Kaplan et al., 2000)、アラゴナイト(安楽ほか, 2012)、有機物(例えば、Soderlund et al., 2011のレビュー結果等)等である。イライトや金属酸化・水酸化物以外の粘土鉱物類へは殆ど収着しないと見られる(Allard et al., 1980; Andersson et al., 1982; Soderlund et al., 2011。以下にそれぞれの材料・鉱物に対するI⁻の収着挙動の詳細を記す。

表3.1.3-1 種々の材料・鉱物に対するヨウ素の吸着挙動についての文献調査結果

期待される効果	材料	I-吸着性に関する既往の知見	Kd [ml/g]	備考
不溶性化合物形成による吸着	Hg, Cu, Pb, Ag, Biを含む化学吸着性鉱物	<ul style="list-style-type: none"> 水酸化鉛、辰砂、塩化銀、黄銅鉱、方鉛鉱物へのI⁻の吸着性は高い(水酸化鉛>辰砂>塩化銀>黄銅鉱~方鉛鉱物の序列)(Allard, et al., 1980; Andersson et al., 1982) 低濃度であれば辰砂はI⁻に対する選択吸着能を有する(九石ほか, 1991;1992;1993; Sazarashi et al. 1994) 銀チオ尿素添着モンモリロナイトへのI⁻の吸着性は高い(九石ほか, 1991;1992;1993) Bi系無機イオン交換体はI⁻を吸着する。溶出試験では、降水系地下水水中ではヨウ素の溶出はみられないが、海水系地下水水中で溶出がみられる(雨夜ほか, 2000) 輝着鉛鉱(Bi₂S₃)、酸化銅(I)へのI⁻の吸着は、競合イオンの影響を受け易く、処分場でのI⁻の固定化に効果的ではない(Oscarson et al., 1986) 	水酸化鉛: 100 以上(中性~pH9), 1,000(pH11) 辰砂: 1,000(pH3), 100(中性~pH9) 辰砂: 20,000 銀チオ尿素添着モンモリロナイト: 3,000~4,000	<ul style="list-style-type: none"> 辰砂へのIO₃⁻吸着性は低い I⁻吸着性は辰砂の産地に依存する CuやPb等は金属キヤニスター材料の腐食によって放出され、潜在的に影響する可能性がある(Allard, et al., 1980)
陰イオン交換、静電吸着、物理吸着による表面への吸着	活性炭	活性炭へのI ⁻ の吸着性は高い(Westsik et al., 1982; Nowak, 1981)	椰子殻活性炭: 8,300 (pH8.9)	<ul style="list-style-type: none"> TcO₄⁻に対するKdは10000[ml/g](pH8.9)(Westsik et al., 1982), 380[ml/g](pH6.3-6.5), 290-310[ml/g](pH7.4)(Novak et al., 1980) NO₃⁻に対するKdは1,000[ml/g]前後(酸性条件), 270[ml/g]前後(pH>7)(飯田ほか, 2013)
	アタパルジャイト、蛇紋石、橄欖石	高い陰イオン交換容量を示すが、I ⁻ の吸着性はそれほど高くない(Allard, et al., 1980; Andersson et al., 1982; Soderlund et al, 2011)	アタパルジャイト: 100弱 (pH6-7)、10 前後 (pH9) 蛇紋石、橄欖石: 10 前後 (中性~pH9)	
	粘土鉱物(ケイ酸塩鉱物)	モンモリロナイト、カオリナイト、クロライト、石英、アロフェンへのI ⁻ 吸着性は低い(Allard, et al., 1980; Soderlund et al, 2011)	モンモリロナイト、カオリナイト: ~1 アロフェン: 2~4 未満 (pH6)	IO ₃ ⁻ は酸性領域ではカオリナイトに吸着するが、アルカリ性領域では吸着しない
		I ⁻ はイライトとクロライト-イライトへ有意に吸着するが、アルカリ性では吸着性が低下する 競合イオンの影響をうける以上、(Soderlund et al, 2011)	イライト: 46 ml/g(pH 3.6), 59(pH 5.0), 22 ml/g (pH 9.4)	
	層状複水酸化物(ハイドロタルサイト)	<ul style="list-style-type: none"> I⁻を含む陰イオンに対して高い吸着能を有する材料(Evins, 2013) 陰イオン吸着能を有するが、1価陰イオン(I⁻, OH⁻, F⁻, Cl⁻, Br⁻, NO₃⁻)の中でI⁻の選択性は低く、2価陰イオン(CO₃²⁻, SO₄²⁻)の選択性は1価陰イオンよりも高い(Oscarson et al., 1986) 		<ul style="list-style-type: none"> 層状複水酸化物(Ni-Al)のTcO₄⁻に対するKdは307[ml/g](pH8)と報告されている(Evins, 2013) IO₃⁻の吸着機構は静電的吸着による(虎石ほか, 2001)
	粘土鉱物(金属酸化・水酸化物)	<ul style="list-style-type: none"> I⁻を含む陰イオンに対して高い吸着能を有する材料(Evins, 2013) FeやAlの水酸化物はI⁻を吸着するが、アルカリ性領域ではKdが低下する(Allard, et al., 1980; Andersson et al., 1982; Soderlund et al, 2011) 赤鉄鉱(ヘマタイト)へのI⁻の吸着性は低い(Couture and Seiz, 1983; Soderlund et al, 2011) 	Fe/Al水酸化物: 10~20(中性~pH9)	ヘマタイトへのIO ₃ ⁻ の吸着性は高い
	アラゴナイト	<ul style="list-style-type: none"> アラゴナイトへの分配係数は、C-S-Hゲル、Aftと同程度 アラゴナイトがカルサイトに変化すると一部脱着する可能性がある(以上、安楽ほか, 2012) 	アラゴナイト: 100~500(高アルカリ性条件)	炭酸塩鉱物相の生成時に、C-14を含む炭酸イオンが鉱物化される
	中庸熟ポルトランドセメント	I ⁻ の吸着性は高い。中庸熟ポルトランドセメントはC/S比の高いC-S-Hゲル、Aftに富み、これらへのI ⁻ の吸着性が高いためとみられる(嶺ほか, 1997)	中庸熟ポルトランドセメントペースト: 113	
アルミナセメント	IO ₃ ⁻ として吸着した後、還元性・海水系模擬地下水に浸漬させてもヨウ素の溶出はみられない(藤原ほか, 1999)		アルミナセメントへのIO ₃ ⁻ の吸着性は高く、Kdは900[ml/g]	
その他	有機物(土壌)	<ul style="list-style-type: none"> 土壌の中でも泥炭(有機質土壌)や黒ぼく土へのI⁻の吸着性が非常に高く (Sheppard et al. 1995; Muramatsu et al., 1990)、この原因として土壌中の有機物と微生物活動が関与していると見られている(吉田, 2000; Muramatsu et al., 1990; Muramatsu, 2004) 	泥炭(有機質土壌): 1.37x10 ⁶ 黒ぼく土: 7500	

1) 化学吸着性鉱物

Hg、Cu、Pb、Agを含む化学吸着性鉱物へのI⁻の吸着性は高い。例えば、辰砂 (HgS) に対するI⁻のKdは20,000 ml g⁻¹に及び、かつ脱着し難く、I⁻が低濃度であれば選択的吸着能を示すことが示されている。一方、これらの鉱物については、pHが高いとKdが低下すること、蒸留水系では吸着するが海水系では吸着しなくなること、産地によってKdが異なること等が報告されている。これら化学吸着性鉱物へのI⁻の吸着機構は、Hg、Cu、Pb、Ag等の金属イオンがI⁻と難溶性のヨウ化物を形成するためと考えられている(以上、Allard et al., 1980; 九石ほか, 1991, 1992, 1993等)。

2) 活性炭

椰子殻を原料とした活性炭へのI⁻の吸着性は高い (Westsik et al., 1982; Nowak, 1981)。活性炭は微細孔を有する多孔質材料で、1,000 m² g⁻¹ 前後の高い比表面積を有すると共に、表面官能基を有する。一般的に、表面官能基は表面の活性点となり、表面の物性に大きな影響を及ぼし、活性炭のように比表面積の大きなものではその影響が顕著に表れる。例えば、I⁻と同じ1価の陰イオンである硝酸イオンの活性炭への吸着挙動を調べた研究例(飯田ほか, 2013)では、活性炭表面に存在する表面官能基が正の電荷を生じることにより硝酸イオンが静電的に吸着すること、この表面電荷がpHの影響を受けるために硝酸イオンの吸着性はpHに負の依存性を示すことが考察されている。こうした表面官能基の種類と量は、多孔質構造と同様に、原料や製造過程における化学的或いは熱的処理などによって異なることが知られている。

3) ケイ酸塩鉱物

ケイ酸塩鉱物であるアタパルジャイト、蛇紋石、橄欖石は、高い陰イオン交換容量を示すもののI⁻の吸着能はそれほど高くはなく、特にアルカリ性条件でKdが低下することが示されている (Allard et al., 1980; Andersson et al., 1982; Soderlund et al., 2011)。

イライトとクロライト-イライトを除き、粘土鉱物に属するケイ酸塩鉱物(モンモリロナイト、カオリナイト、緑泥石、白雲母、バーミキュライト、石英、アロフェン)へのI⁻の吸着性は低いか、殆ど吸着しない。これは、粘土鉱物が負の電荷を帯びており、陰イオンと反発し合うためである(以上、Allard et al., 1980; Soderlund et al., 2011)。

ケイ酸塩粘土鉱物の中でも、イライトとクロライト-イライトはヨウ素を有意に吸着する。イライトへのI⁻のKdは46 ml g⁻¹(pH 3.6)、59 (pH 5.0)、22 ml g⁻¹ (pH 9.4)とpHに負の依存性を示す。これは、イライトへのヨウ素の吸着機構が、一部については非可逆的な吸着も見られるものの、主には可変電荷を有する表面エッジサイトへの可逆的な弱い吸着であるためであると考えられている。一方、F⁻、Cl⁻、Br⁻が競合イオンとして共存する系では吸着したI⁻のおよそ半量が脱着し、吸着したI⁻が放射性で有る場合には安定同位体のI⁻によってその8割程度が脱着することや、そうした脱着の割合は競合陰イオンのサイズがI⁻に近くなる程大きくなることが報告されている(以上、Assemi and Erten, 1994; Kaplan et al., 2000; Soderlund et al., 2011)。

4) 層状覆水酸化物

ハイドロタルサイトは陰イオン交換能を有し、I⁻を含む陰イオンの吸着能は高い(Evins,

2013)。I₀₃⁻の収着機構は静電的吸着であると考えられている(虎石ほか, 2001)ことから、同じ1価の陰イオンであるI⁻も静電的に吸着しているものと考えられる。一方、1価の陰イオン(I⁻, OH⁻, F⁻, Cl⁻, Br⁻, NO₃⁻)の中でI⁻の選択性は低く、また、2価の陰イオン(CO₃²⁻, SO₄²⁻)の選択性は1価陰イオンよりも高いことが知られている(Oscarson et al., 1986)。

5) 金属酸化・水酸化物

金属酸化・水酸化物の表面には両性の表面水酸基が存在し、pHとイオン強度に応じて変化する電荷を生ずる。この表面電荷によりイオンを吸着することが知られている。この機構により、陰イオンの金属酸化・水酸化物への吸着性はpH上昇及びイオン強度上昇と共に低下する。金属酸化物・水酸化物の中でも、水酸化鉄へのI⁻の収着性が高いことが知られている(以上、Nagata et al., 2009; Muramatsu et al., 1990)。なお、ヨウ素の化学形態が酸化還元条件と同時にpHにも依存するため、pHの影響にはヨウ素の化学形態の影響も重複する場合がある。

6) カルシウム含有鉱物

I⁻は、セメント系材料に含まれるカルシウムシリケート水和物やカルシウムアルミネート水和物、及び、炭酸塩鉱物であるアラゴナイトへ収着する(Atkins and Glasser, 1992; 安楽ほか, 2012)。セメント系材料へのI⁻の収着挙動を調べた嶺ほか(1997)によると、セメント系材料の中では、カルシウムアルミネート水和物に富む中庸熟ポルトランドセメントペーストへのI⁻のKdが最も高く、約100 ml g⁻¹(pHの記載はないが、高アルカリ性条件と考えられる)である。アラゴナイトへのI⁻のKdはこれらセメント系材料と同等である(安楽ほか, 2012)。

7) 有機物

ヨウ素の有機物への収着性については、土壌への収着に係る調査等の中で詳細に調べられている。例えば、土壌の中でも泥炭(有機質土壌)や黒ぼく土へのI⁻の分配係数は、条件にもよるがそれぞれ1.37x10⁶ ml g⁻¹(Sheppard et al., 1995)、7500 ml g⁻¹(Muramatsu et al., 1990)と高く、この原因として土壌中の有機物と微生物活動が関与していると見られている(吉田, 2000; Muramatsu et al., 1990; Muramatsu, 2004)。また、石灰質土壌はI⁻を可逆的に収着し、その収着容量の71%は有機物(含有量1.7%)に起因するという知見もある。このように土壌へのヨウ素の収着性は、有機物含有量と微生物の活動度の双方の影響を受ける。一方、微生物活動は、それによって酸化還元条件が変化するためヨウ素の化学形態にも影響を及ぼし、また、微生物種類、土壌種類によっても異なる。さらに、有機物へのI⁻の収着は部分的には陰イオン交換と考えられており、Cl⁻等による競合が見られる。このように、有機物の影響には多くの他の影響因子が複雑に関与する。pHの影響については、有機物への収着は広いpH条件(pH2~9)で生ずると報告されている。

(4) 考察

以上の調査結果から、化学収着性鉱物、活性炭、有機物土壌等へのI⁻の収着性が際だって高いことがわかった。化学収着性鉱物へのI⁻の収着機構は、鉱物中の金属イオンとI⁻が難溶性のヨウ化物を形成するためと考えられており、この場合の液相中のヨウ素濃度はその難溶性化合物の溶解度によって規定されることとなる。こうした難溶性化合物の溶解度については

化学的環境条件の影響を受ける可能性がある。例えば、AgI は大気雰囲気では極めて溶解度の低い化合物であるが、還元性雰囲気では金属Ag が解離してI⁻が容易に溶解すると考えられている (Kurimoto et al., 1997)。また、化学吸着性鉱物に対するI⁻のKdにpH依存性がみられることから、難溶性のヨウ化物の溶解度がpHに依存する可能性がある。さらに、水銀化合物等については環境基準の観点からの配慮も必要である。例えば、HgSはpH 3~10程度では溶解度が低く難溶性であるが、pH 12以上で水濁汚染に関わる総水銀の環境基準を上回る程度の溶解度にまで上昇する (角谷ほか, 2009)。よって、化学吸着性鉱物を人工バリア材料に添加して用いる場合には、鉱物そのものや鉱物中の金属イオンとI⁻によって形成される可能性のあるヨウ化物について、溶解度へ及ぼす化学的条件の影響を把握しておくことが必要である。有機物土壌に対するヨウ素の吸着性については、有機物含有量と微生物の活動度の双方の影響を受けるため、I⁻以外の陰イオンによる競合のみならず、存在する微生物種類、微生物活動に影響を及ぼす様々な因子、有機物そのものの長期的挙動等の多くの影響因子が複雑に関与する。よって、有機物土壌を利用するためには、このようなメカニズムの解明が必要と考える。活性炭については、椰子殻活性炭に対して高いKdが報告されているものの、データは少なく、pH依存性等が調べられていない。活性炭への陰イオンの吸着機構は、金属酸化・水酸化物と同様に静電的吸着によると考えられるため、pHやイオン強度等の化学的環境条件の影響を詳細に調べる必要がある。

(5) まとめと今後の課題

緩衝材の吸着性向上の可能性の観点から文献調査を実施し、現状の知見を整理した。調査結果は以下のとおりまとめられる。

- ・ I⁻に対して高い吸着能を有する可能性のある材料・鉱物には、Hg, Cu, Pb, Ag を含む化学吸着性鉱物、活性炭、金属酸化・水酸化物、ハイドロタルサイト、イライト、カルシウムアルミネート水和物、アラゴナイト、有機物が挙げられる。
- ・ 化学吸着性鉱物、活性炭、有機物土壌等へのI⁻の吸着性が際だって高い。
- ・ 粘土鉱物類(イライトや金属酸化・水酸化物を除く)へは殆ど吸着しないと見られる。

上記のように、I⁻に対して吸着性を向上させる可能性のある材料は存在するものの、緩衝材としての適用においては、吸着性に及ぼす化学的環境条件の影響に関する知見拡充が必要である。また、他の人工バリア性能への影響や核種移行挙動への他の影響についても考慮が必要である。

今後は緩衝材の他の機能(例えば熱伝導性など)の向上の観点から既往の情報を整理し、緩衝材としての適用性や適用にあたっての問題点、課題等を抽出する。

3.2 閉じ込め性能評価手法の高度化

3.2.1 背景、目的

人工バリア材料や燃料集合体等のニアフィールド構成要素の劣化及びそれに起因して生じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響等に対してわが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明により不確実性を低減し、より現実的な閉じ込め性能評価手法を構築することによって、これまで保守的に見積もってきた閉じ込め性能をより適正に評価し、より高度なバリア機能を期待できる可能性がある。例えば、処分容器材料の腐食機構を解明、モデル化することにより、経時的な腐食速度の低下を考慮した腐食量評価に基づいて寿命を推定できる可能性がある。また、燃料集合体に対して溶解や劣化挙動の理解に基づき閉じ込め性能を適正に評価することによって、燃料中や金属中の放射性核種の放出速度等に関するモデル／パラメータについてより現実的な安全評価上の設定が可能となることが期待できる。

そこで人工バリア材料や燃料集合体等のニアフィールド構成要素の材料を対象に腐食、劣化や変質に関する現象、メカニズム、影響因子の作用等を解明するとともに、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに対応可能な多重バリアシステムや構成要素に対する新たな長期挙動の評価手法、従来の評価手法の高度化等に資するための以下の知見の整備を行った。

- (1) 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究
 - 処分容器材料の腐食挙動
 - 人工バリアの特性や挙動への微生物影響評価
- (2) 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究
 - ソースターム評価のためのモデル、パラメータの調査
 - 放射線影響評価
- (3) 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

3.2.2 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究

(1) 処分容器材料の腐食挙動

処分容器候補材料の腐食メカニズムの解明および腐食メカニズムに基づく評価手法の構築、耐食性向上に資する知見を整備することを目的として、処分容器材料の腐食に関する文献調査、モデル計算、腐食試験等を行った。昨年度の検討結果より、超長寿命化の期待できる銅については、日本の処分環境への適用性評価に資するための腐食試験も行った。

1) 低酸素濃度環境における炭素鋼の腐食モデルの検討

①はじめに

ガラス固化体の地層処分に関する高レベル放射性廃棄物に関する第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）（以下、「H12 レポート」という）においては、炭素鋼製オーバーパックの腐食速度を保守的に見積もって $10 \mu\text{m y}^{-1}$ と設定している。一方、酸素欠乏環境条件下の炭素鋼の腐食については、多くの研究機関によって試験が行われており、長期間後には $0.01 \mu\text{m y}^{-1}$ の桁の低い腐食速度となることが報告されている。しかしながら、この低い腐食速度が成立する理論的根拠は必ずしも明確にされていない。また炭素鋼表面に生成して腐食を抑制する腐食皮膜としては Fe_3O_4 、 FeCO_3 および FeS などが報告（谷口ほか，2008）されているが、それぞれの腐食皮膜の抑制作用の詳細については知られていない。

炭素鋼オーバーパックの長期信頼性の確立のためには、実験データの蓄積とともに、実験データを合理的に説明できる腐食機構に基づく腐食モデリングによる寿命予測が必要とされる。

深部地下環境を想定した炭素鋼の腐食モデルとして、柴田ほか（2013）は腐食皮膜中における H_2O 拡散律速によるモデルを提示した。また、腐食皮膜が Fe_3O_4 （Shibata et al, 2014）および FeCO_3 （柴田ほか，2014）の場合について腐食皮膜の溶解速度を導入した改良モデルによって、長期間後の炭素鋼腐食速度が推定可能であることを示した。

本研究ではこのモデルに基づいて腐食皮膜として FeS の生成する場合について検討を行った。

②腐食皮膜中の H_2O の拡散定数とそれを用いた計算例

宮入ほか（2013）は高温酸化によって形成された酸化皮膜について、重水（ D_2O ）と昇温脱離法を用いて、室温（約 298K）における酸化皮膜中の H_2O の拡散定数を測定して、予備的検討段階で $D=2.17 \times 10^{-12} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ の値を報告した。春名ほか（2015）は、実測された D_2O 測定値およびその解析方法をさらに検討した結果、573 K の高温酸化条件によって形成された Fe_3O_4 酸化皮膜中の室温（約 298 K）における H_2O の拡散定数として $D=9.7 \times 10^{-13} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ の値を報告している（春名ほか，2015）。また 723 K で形成された Fe_2O_3 酸化皮膜中の H_2O の拡散定数の値は $(0.55 \sim 2.2) \times 10^{-12} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ と推定した。

Otsuka et al. (2009) および Otsuka and Komatsu (2009) は 17~18 年間大気中に暴露された鋼橋の耐候性鋼錆び層中の H_2O 拡散定数を、 H_2O 吸蔵量を微量天秤によって測定する方法によって解析し、 $D=(0.9 \sim 1.4) \times 10^{-7} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ および $D=(0.72 \sim 1.2) \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ の値を報告している。これらの拡散定数の値について、測定された Fe 酸化物皮膜の生成条件と得られた値の比較を表 3.2.2-1 に示した。

表 3. 2. 2-1 炭素鋼表面上の Fe 酸化物皮膜の生成条件と皮膜中 H₂O 拡散定数

Corrosion film	D(cm ² s ⁻¹)of H ₂ O	Thickness(μ m)	Temperature (K)	Ref
Fe ₃ O ₄ on carbon steel	2.17×10 ⁻¹²	8	573	宮入ほか (2013)
Fe ₃ O ₄ on carbon steel	9.7×10 ⁻¹³	8	573	宮入ほか (2013)
Fe ₃ O ₄ on carbon steel	(0.55-2.2) × 10 ⁻¹²	10	723	春名ほか (2015)
Rust on weathering steel	0.9-1.4 × 10 ⁻⁷	129-280	Room temp.	Otsuka et al (2009)
Rust on weathering steel	0.72-1.2×10 ⁻⁶	358-581	Room temp.	Otsuka and Komatsu (2009)

春名ほか (2015) の測定した D を用いてシミュレーションした結果、図 3. 2. 2-1 に示したように実測腐食速度に近いシミュレーション結果が得られた。図 3. 2. 2-1 中には、Fe₃O₄ 腐食皮膜中を拡散する H₂O の拡散定数が D=2.17×10⁻¹² cm² s⁻¹ の場合を D_{me} として、D=9.7×10⁻¹³ cm² s⁻¹ の場合を D_{me2} として示した。また、図中には既往の設計上の設定値 (10 μ m y⁻¹) の値も示した。

耐候性鋼上の厚いさびについては内層と外層とからなるが、測定された D は厚いさびの大部分を占める外層について測定されたものと考えられる。内層中の H₂O の拡散定数を分離して測定でき、より小さな値が得られれば春名らの測定した薄い密着皮膜中の D に近い値になる可能性がある。

春名ほか (2015) の測定値を用いることによって、実測腐食速度に近似した推定腐食速度が得られる。しかしながら春名の用いた Fe₃O₄ 酸化皮膜は高温酸化によって作成した皮膜であるので、モデルの妥当性を検証するためには、さらに酸素欠乏環境下に生成した薄い腐食皮膜中の H₂O の拡散定数の測定が望まれる。

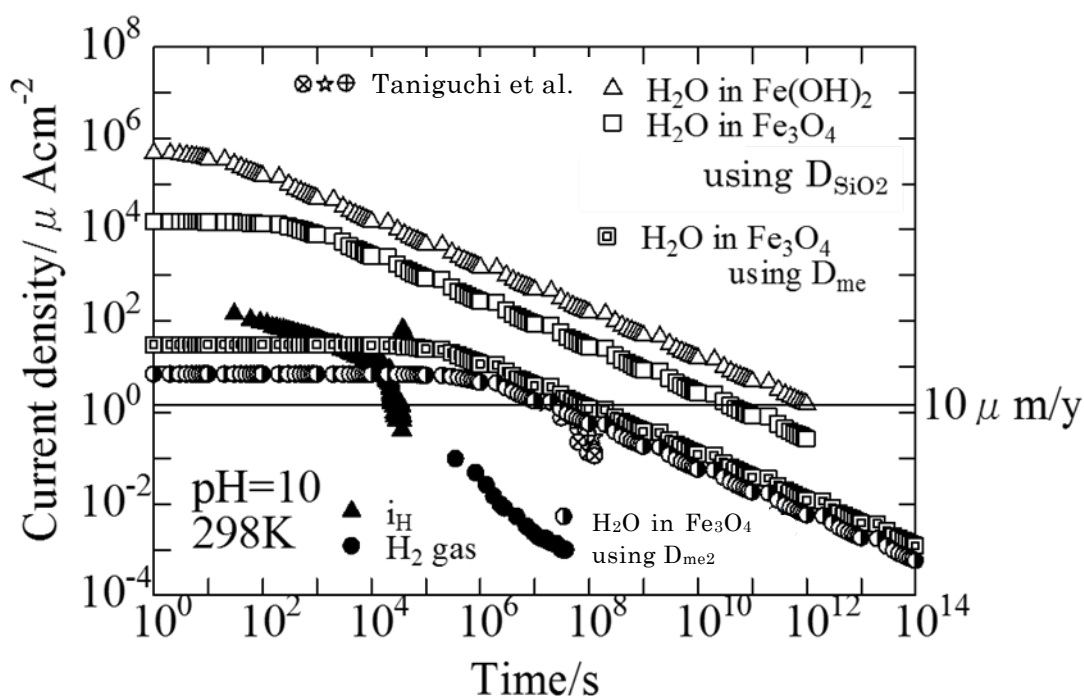


図 3.2.2-1 春名ほか (2015) の測定した Fe_3O_4 中 H_2O 拡散定数を用いたシミュレーション結果

▲は水素透過電流より、●は水素ガス発生量より算出された実測データ

⊗☆⊕は重量減少法により算出された実測データ (谷口ほか, 2010)

(柴田ほか (2013) に加筆)

③腐食皮膜として FeS の生成する場合の腐食皮膜溶解速度の推定

a. 地下処分環境中の硫化物とその炭素鋼腐食への影響

Smart (2011) は、ベルギーの HLW 深部地下環境埋設処理計画で想定されている炭素鋼オーバーパックに関連して、酸素欠乏環境下の炭素鋼腐食に及ぼす硫黄化合物種の影響は無視できないことを指摘するとともに、S 存在環境下の炭素鋼腐食についての検討例は少ないと述べている。ベルギーの地下埋設施設では、地層 (Boom clay) 中には S は pyrite (FeS_2) として存在し、掘削時に導入された酸素によって FeS_2 は酸化されて sulphate (SO_4^{2-}) となって、Boom clay ground water 中に溶解していると考えられている。Boom clay には ~5 wt% の pyrite が存在し、sulphate は 20 g l^{-1} もの高い濃度となると述べている。スウェーデンの Aspo 地下水中には 500 mg l^{-1} の桁の sulphate が含まれており、英国の Sellafield の坑水中の sulphate 濃度は 1130 mg l^{-1} と報告されている。

わが国の地層処分研究においては、わが国の地下水多様性を考慮した 6 種類のタイプに代表されるモデル地下水と緩衝材が接触した場合についての緩衝材間隙水化学についての解析が報告 (小田ほか, 1999) されている。解析に用いられている緩衝材 (ベントナイト) 中に S 化合物は黄鉄鉱 (pyrite, FeS_2) として存在し、その含有量は 0.5~0.7 wt% と報告されてい

る。ベルギーの Boom clay に比べると約 1/10 の低含有量である。

Smart (2011) は文献調査から、酸素欠乏環境の炭素鋼腐食においては、腐食皮膜として Fe_3O_4 、 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ や FeS が生成する可能性があり、 FeS 皮膜は Fe_3O_4 皮膜よりも保護性に劣ると推定しているが、その根拠は明確にしていない。酸素欠乏環境において炭素鋼表面に FeS 皮膜が生成するか否か、またその皮膜が腐食速度にどのように影響するかの研究が必要であると述べている。

一方、谷口ほか (2010) は人工海水中および重炭酸塩溶液中において緩衝材 (ベントナイト) に接触させた炭素鋼試験片について酸素欠乏環境を模擬した窒素雰囲気下での 10 年間の長期浸漬試験を行った結果を報告している。

人工海水中 (80 °C) および (0.1 M HCO_3^- + 0.5 M NaCl) (80 °C) 浸漬試験では、腐食皮膜の化学組成は FeCO_3 であり、(2.5 mM HNC_3^- + 0.5 M NaCl) (80 °C) 浸漬試験では、 FeCO_3 とともに FeS が検出されている。すなわち低濃度の重炭酸イオンの存在下では、腐食皮膜として FeS が形成されることが確認されている。

そこで、 FeS 腐食皮膜が形成する条件について検討し、 Fe_3O_4 および FeCO_3 腐食皮膜の溶解モデル (Shibata et al., 2014; 柴田ほか, 2014) と同様のモデルを用いて、 FeS 腐食皮膜溶解速度を検討して、 Fe_3O_4 および FeCO_3 腐食皮膜との比較を行い、 FeS 腐食皮膜の腐食抑制について考察した。

b. FeS 腐食皮膜形成における炭素鋼腐食モデリング

図 3. 2. 2-2 に FeS 腐食皮膜を形成する場合の炭素鋼腐食モデルを示した。酸素欠乏環境における炭素鋼腐食は、



のアノード反応によって進行し、対応するカソード反応は、 H_2O の還元反応であって、



H_2 発生を伴って進行する。

(3. 2-1) 式によって生成した Fe^{2+} は環境中に存在する S^{2-} と反応して



炭素鋼表面上に FeS 腐食皮膜を生成する。環境中の H_2O は表面に生成した FeS 腐食皮膜中を拡散して炭素鋼表面に到達してカソード反応の担い手になる。

腐食初期においては、炭素鋼腐食速度は腐食皮膜中の H_2O の拡散によって決定される腐食皮膜成長速度に等しい。一方 FeS 腐食皮膜は溶解を伴うので、腐食後期において、腐食皮膜成長速度が皮膜溶解速度に等しくなって皮膜厚さは一定となり、炭素鋼腐食速度は腐食皮膜溶解速度に等しくなる。したがって FeS 腐食皮膜の溶解速度の推定が長期腐食寿命予測にとって重要となる。

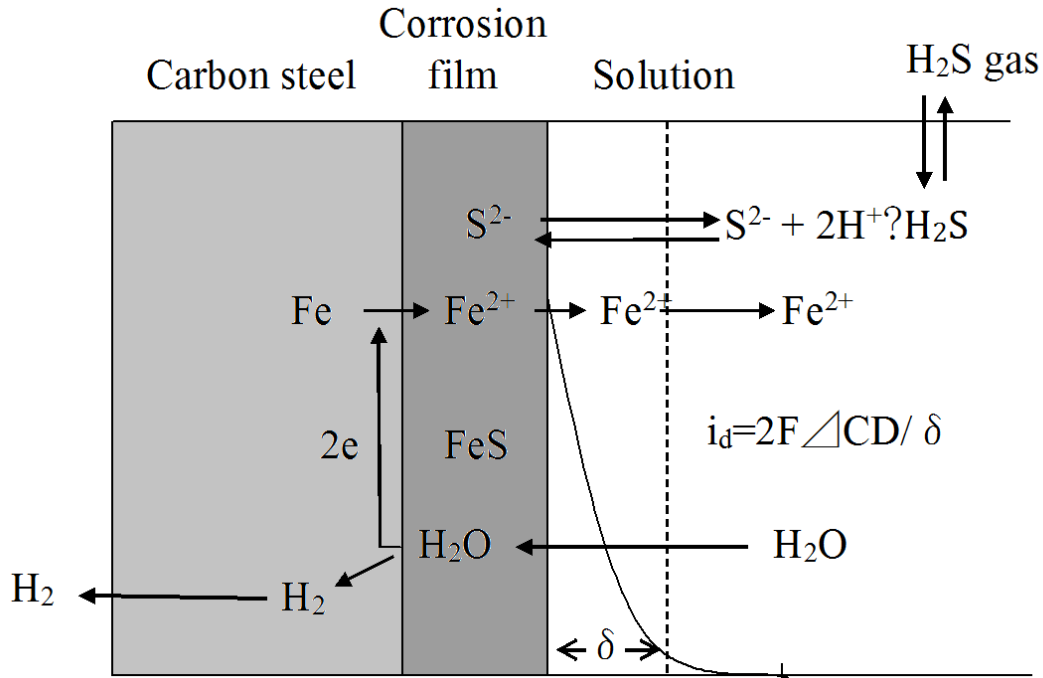


図 3. 2. 2-2 FeS 腐食皮膜の形成する場合の炭素鋼腐食モデル

c. FeS 腐食皮膜の溶解速度

FeS 腐食皮膜の溶解速度は図 3. 2. 2-2 に示したように、FeS 表面の Fe^{2+} イオンが溶液側境界層内を拡散する物質移動速度によって決定されると仮定する。この場合の腐食皮膜溶解速度は、溶解電流密度 i_d に換算すると次のように表される。

$$i_d = 2F \Delta C D / \delta \quad (3.2-4)$$

ここで ΔC は FeS 表面の Fe^{2+} イオン濃度と溶液内濃度の差であって、溶液内濃度がゼロの場合、FeS 腐食皮膜と平衡する $[\text{Fe}^{2+}]$ となる。D は溶液中の Fe^{2+} イオンの拡散定数であって文献値 ($\ln(D) = -19.6 - 44310/T$) によって与えられる。δ は Nernst 層厚さであって $\delta = 0.05 \text{ cm}$ (Millero, 2001) である。

d. FeS と平衡する $[\text{Fe}^{2+}]$ の推定

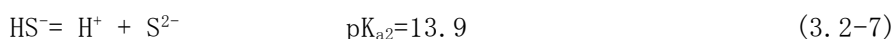
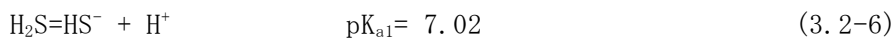
FeS と平衡する $[\text{Fe}^{2+}]$ は、FeS の溶解度積を K_{sp} として、

$$[\text{Fe}^{2+}] = K_{sp} / [\text{S}^{2-}] \quad (3.2-5)$$

によって与えられる。

また溶液中の S^{2-} イオン濃度 $[\text{S}^{2-}]$ は溶液中の H_2S の解離平衡によって決定される。

H_2S の解離平衡式は、



であって、 $\text{p}K_{a1}$ および $\text{p}K_{a2}$ は第一段および第二段の解離定数(電気化学会, 2000)である。ただしイオン強度 $I=0$ に外挿した値である。

各 H_2S 、 HS^- および S^{2-} の濃度分率 α は以下の式によって計算することが出来る。

$$\alpha_{\text{H}_2\text{S}} = [\text{H}^+]^2 / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}]K_{a1} + K_{a1}K_{a2}) \quad (3.2-8)$$

$$\alpha_{\text{HS}^-} = [\text{H}^+] K_{a1} / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-9)$$

$$\alpha_{\text{S}^{2-}} = K_{a1} K_{a2} / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-10)$$

また、 $[\text{H}_2\text{S}]$ 、 $[\text{HS}^-]$ および $[\text{S}^{2-}]$ の濃度は、溶液中のSの全濃度を C_T として、

$$[\text{H}_2\text{S}] = C_T [\text{H}^+]^2 / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-11)$$

$$[\text{HS}^-] = C_T [\text{H}^+] K_{a1} / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-12)$$

$$[\text{S}^{2-}] = C_T K_{a1} K_{a2} / ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-13)$$

によって求めることができる。

したがって、(3.2-13)式によって求められる $[\text{S}^{2-}]$ を(3.2-5)式に代入することによって $[\text{Fe}^{2+}]$ を求めることができる。

e. 全S濃度の推定

溶液中の全S濃度については、H12レポートにおける緩衝材間隙水化学の評価(小田ほか, 1999)において、海水系地下水中の全S濃度として、pH=8において、 $C_T=30$ mMとなるとの推定結果が示されている。

一方、谷口ほか(2010)の行った長期腐食試験について、試験溶液中の全S量を試験容器容積とベントナイト中の黄鉄鉱(pyrite, FeS_2)含有率から以下のように推定を試みた。

谷口ほか(2010)の報告書中の試験容器の寸法に基づいて、ベントナイトの体積(19.39 cm^3)から炭素鋼試験片の体積(1.8 cm^3)を差し引いたベントナイトの実質体積は 17.59 cm^3 と求められる。ベントナイトの密度は 1.8 g cm^{-3} なので、使用したベントナイトの重量は 31.68 g である。H12レポートによると、ベントナイト中の黄鉄鉱の含有率は $0.5\sim 0.7 \text{ wt}\%$ (小田ほか, 1999)である。したがって、実験で使用したベントナイト中に含まれていたS量は、 $0.0032 \text{ mol}\sim 0.00373 \text{ mol}$ である。使用した試験溶液量は 285 cm^3 であるので、試験溶液中の全S濃度は $11.2 \text{ mM}\sim 13.1 \text{ mM}$ と見積もることができる。この値はH12レポートで推定された海水系地下水中のS濃度 30 mM に近い値である。

ここでは、上記の谷口ほか(2010)の長期試験の結果と比較するために、溶液中の全S量を $C_T=10 \text{ mM}$ として計算することとした。

図3.2.2-3に $C_T=10 \text{ mM}$ として、(3.2-11)、(3.2-12)および(3.2-13)式を用いて求めた $[\text{H}_2\text{S}]$ 、 $[\text{HS}^-]$ 、 $[\text{S}^{2-}]$ のpH依存性を示した。 $[\text{S}^{2-}]$ はpHの上昇と共に増加し、pH=14以上で一定となることが示されている。

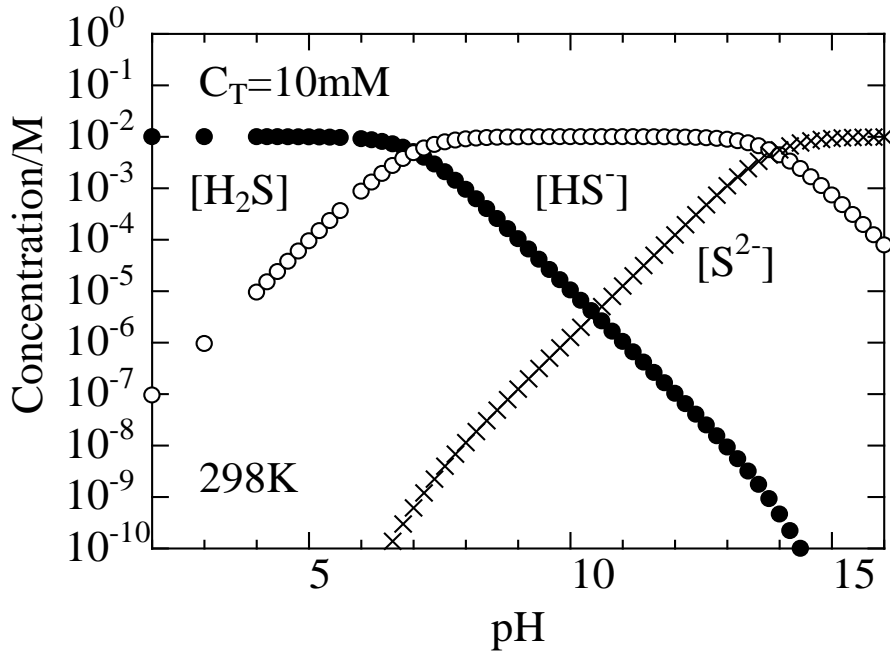


図 3.2.2-3 全 S 量が 10 mM の場合の各 S 種の pH 依存性

f. FeS 腐食皮膜溶解速度

(3.2-4)式中に e. で求めた $[S^{2-}]$ を用いて求めた $[Fe^{2+}]$ を代入して腐食皮膜溶解速度、 i_d 、を計算して、その結果を pH の関数として図 3.2.2-4 に示した。図 3.2.2-4 に見られるように、FeS 腐食皮膜溶解速度は pH の上昇とともに減少し pH=14 以上で一定値 ($10^{-11} \mu A cm^{-2}=1.16 \times 10^{-10} \mu m y^{-1}$) を示す。

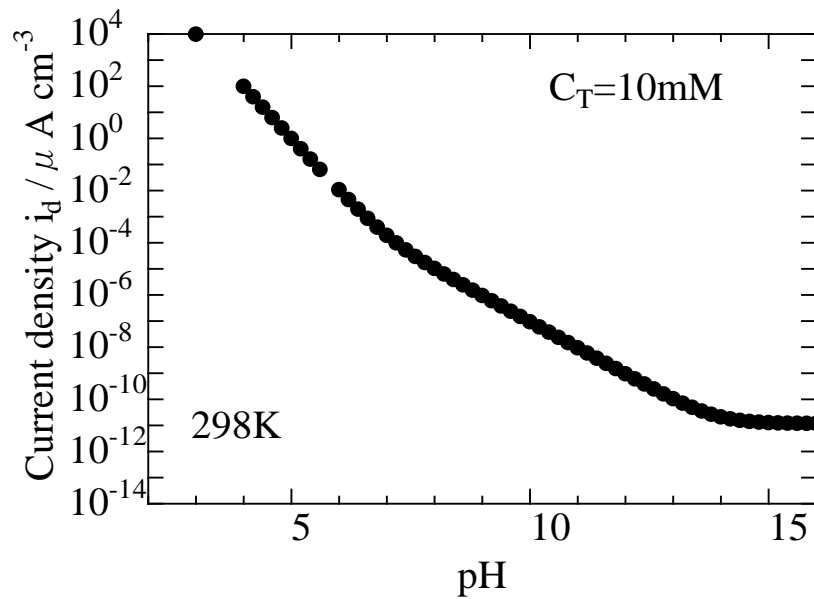


図 3.2.2-4 FeS 腐食皮膜溶解速度の pH 依存性

g. FeS 腐食皮膜溶解速度と Fe₃O₄ および FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度の比較

図 3. 2. 2-5 に、これまで検討してきた Fe₃O₄ および FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度と今回検討した FeS 腐食皮膜溶解速度との比較を示した。FeS 腐食皮膜溶解速度は、いずれの腐食皮膜の溶解速度よりも低い値を示していて、FeS 腐食皮膜が生成する可能性の高いことを示している。事実 C_T=2.5 mM の [CO₃²⁻] において FeS 腐食皮膜の生成が認められている。また C_T=0.1 M の [CO₃²⁻] が高い場合においては FeS 腐食皮膜は認められていなかったが、この場合でも、図 3. 2. 2-5 の結果は FeS 腐食皮膜の生成する可能性を示唆している。

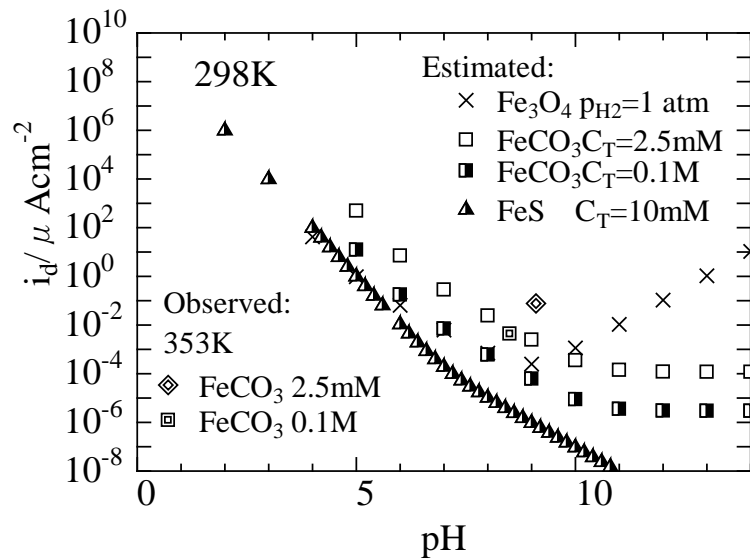


図 3. 2. 2-5 Fe₃O₄ および FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度と FeS 腐食皮膜溶解速度との比較

図中には、谷口ほか (2010) が測定した 353K における炭素鋼腐食速度も示してある。炭素鋼腐食速度は、2.5 mM NaHCO₃ 溶液中では、pH=9.1 で $i_{\text{corr}}=0.077 \mu\text{A cm}^{-2}$ ($=0.89 \mu\text{m y}^{-1}$) であって、0.1 M NaHCO₃ 溶液中では pH=8.5 で $i_{\text{corr}}=0.0044 \mu\text{A cm}^{-2}$ ($=0.051 \mu\text{m y}^{-1}$) である。すなわち高濃度の重炭酸イオンが存在すると FeCO₃ 腐食皮膜が厚く成長して炭素鋼腐食速度を低下させる。

この炭素鋼腐食速度に及ぼす重炭酸イオン濃度の影響は、腐食皮膜溶解速度の推定値からも明らかである。計算結果によると、C_T=2.5 mM、pH=9.2 における FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度は $i_d=0.00161 \mu\text{A cm}^{-2}$ であり、C_T=0.1 M、pH=8.4 においては $i_d=0.00024 \mu\text{A cm}^{-2}$ である。この炭素鋼腐食速度と FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度との対応を図 3. 2. 2-6 に示した。重炭酸イオン濃度が増加すると、炭素鋼腐食速度も FeCO₃ 腐食皮膜溶解速度も低下する関係がわかる。

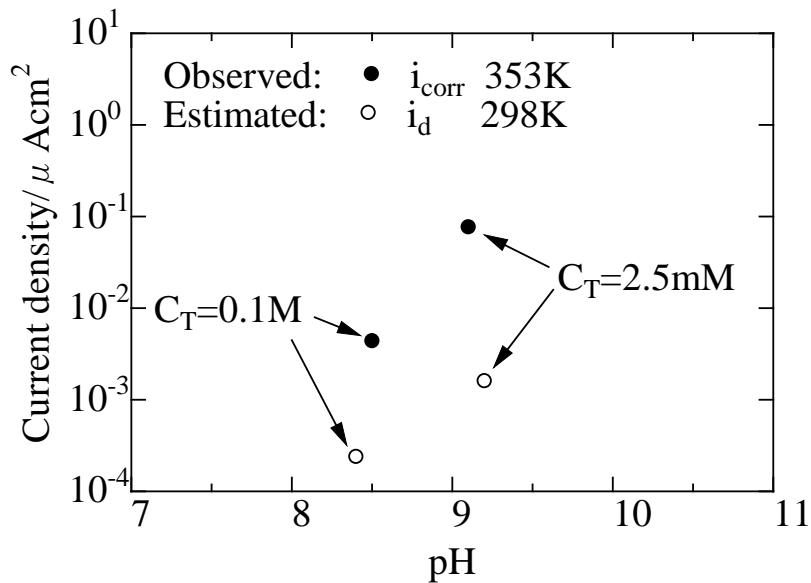


図 3.2.2-6 炭素鋼腐食速度 i_{corr} と FeCO_3 腐食皮膜溶解速度 i_d の対応

なお図 3.2.2-5 および図 3.2.2-6 の結果は、298 K での計算結果であって、実験結果との正確な比較は 353 K での計算結果が必要である。温度の影響を考慮した計算について以下に述べる。

④腐食皮膜溶解速度の温度依存性

a. 拡散層厚さの温度依存性

(3.2-4)式の計算に必要な Nernst の拡散層厚さについては、常温において $\delta = 0.05 \text{ cm}$ と述べられているが(春山, 2001)、その詳細は必ずしも述べられていない。また拡散層厚さの温度依存性については Levich (1962) に触れられているのみであって、定量的な解析を見出すことが出来なかった。

しかしながら、小松ほか (2014) によって、海水の放射線分解に伴って生成する酸素および過酸化水素による炭素鋼腐食に関連して、酸素および過酸化水素のカソード還元反応の拡散電流の解析が行われて、拡散層厚さの温度依存性が明らかにされた。

小松ほか (2014) は、半径 r の微小電極上の拡散電流

$$I_{\text{micro}} = -4nFrDC \quad (3.2-14)$$

と平板電極上の拡散電流

$$I_{\text{lim}} = nFADC / \delta \quad (3.2-15)$$

を比較することによって、 δ が求められることを実証するとともに、 δ の温度依存性が次の(3.2-16)式に従うことを明らかにした。

$$\delta = 0.0170 \exp(1.9 \times 10^3 / RT) \quad (3.2-16)$$

ここで R は気体定数 ($8.314 \text{ J mol}^{-1}\text{K}^{-1}$)、 T は絶対温度である。

(3.2-16)式によると、 $T=298 \text{ K}$ において、 $\delta = 0.0366 \text{ cm}$ 、 $T=353 \text{ K}$ では、 $\delta = 0.0325 \text{ cm}$ となって、温度の上昇とともに減少するが、その影響は小さいことが分かる。Levich (1962)

は自然対流条件における垂直平板上の拡散層厚さ δ は、垂直方向の距離とともに変化するが、平均厚さは 0.03 cm となると述べていることから、小松ほか (2014) によって実験的に求められた (3.2-16) 式は妥当な δ 値を与えていると判断される。

b. 腐食皮膜溶解速度の温度依存性

(3.2-4) 式を用いて腐食皮膜溶解速度を推定する場合には、 Fe^{2+} イオンの水溶液中の拡散定数 D 、および炭酸、硫化水素解離定数 K_{a1} 、 K_{a2} 、ならびに Fe_3O_4 、 FeCO_3 、 FeS の溶解度積 K_{sp} などの熱力学平衡定数の温度依存性についての情報が必要とされる。便覧や教科書では常温での値が掲載されているが、温度依存性についての記載は少ない。そこで各定数についての温度依存性についての知見について以下に示した。

(a) Fe^{2+} イオンの水溶液中の拡散定数

Fe^{2+} イオンの水溶液中の拡散定数 D の温度依存性は、(3.2-17) 式によって表される (柴田ほか, 2013)。

$$\ln(D) = -3.75 - 2461/T \quad (3.2-17)$$

上式から、25 °C および 80 °C における拡散定数は

$$25 \text{ °C}, T=298.15 \text{ K} \quad D=6.13 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$$

$$80 \text{ °C}, T=353.15 \text{ K} \quad D=2.22 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$$

である。

(b) 炭酸解離平衡の温度依存性

炭酸平衡については、海水中について多くの研究があって常温近傍の値が報告されている。Butler and Cogley (1998) の著書には、0 °C から 50 °C まで 5 °C 間隔の値と 100 °C、200 °C の値が表として示されている。表中の $\text{p}K_{a1}$ および $\text{p}K_{a2}$ の値を図 3.2.2-7 に示した。図から明らかのように、 $\text{p}K_{a1}$ および $\text{p}K_{a2}$ の 25 °C と 80 °C の値はほぼ等しい。すなわち 25 °C ($T=273.2 \text{ K}$) にて $\text{p}K_{a1}=6.4$ 、80 °C ($T=352.2 \text{ K}$) にて $\text{p}K_{a1}=6.3$ であって、25 °C ($T=273.2 \text{ K}$) は $\text{p}K_{a2}=10.3$ であって、80 °C ($T=352.2 \text{ K}$) の値は $\text{p}K_{a2}=10.2$ である。

(c) 硫化水素平衡の温度依存性

硫化水素平衡については、油井環境中の炭素鋼腐食に関連しての研究が多い。すでに③d. で用いた $\text{p}K_{a1}=7.02$ および $\text{p}K_{a2}=13.9$ は電気化学便覧 (電気化学会、2000) から引用した値であるが、Snoeyink and Jenkins (1980) では、 $\text{p}K_{a1}=7.3$ および $\text{p}K_{a2}=14.0$ の値が示されているがいずれも 298.2 K の値である。

一方、Pohl (1962) は、 H_2S を用いた重水製造プロセスにおける炭素鋼およびステンレス鋼の腐食に関連して、鉄硫化物の沈殿に関連する硫化水素平衡の温度依存性についてのデータをまとめている。Pohl は、25 °C (298.2 K) で、 $K_{a1}=1.02 \times 10^{-7}$ 、 $K_{a2}=1.3 \times 10^{-13}$ 、 $\text{p}K_{a1}=6.99$ 、 $\text{p}K_{a2}=12.89$ であって、80 °C (353.2 K) では、 $K_{a1}=2.88 \times 10^{-7}$ 、 $K_{a2}=2.1 \times 10^{-11}$ 、 $\text{p}K_{a1}=6.54$ 、 $\text{p}K_{a2}=10.68$ の値を報告している。

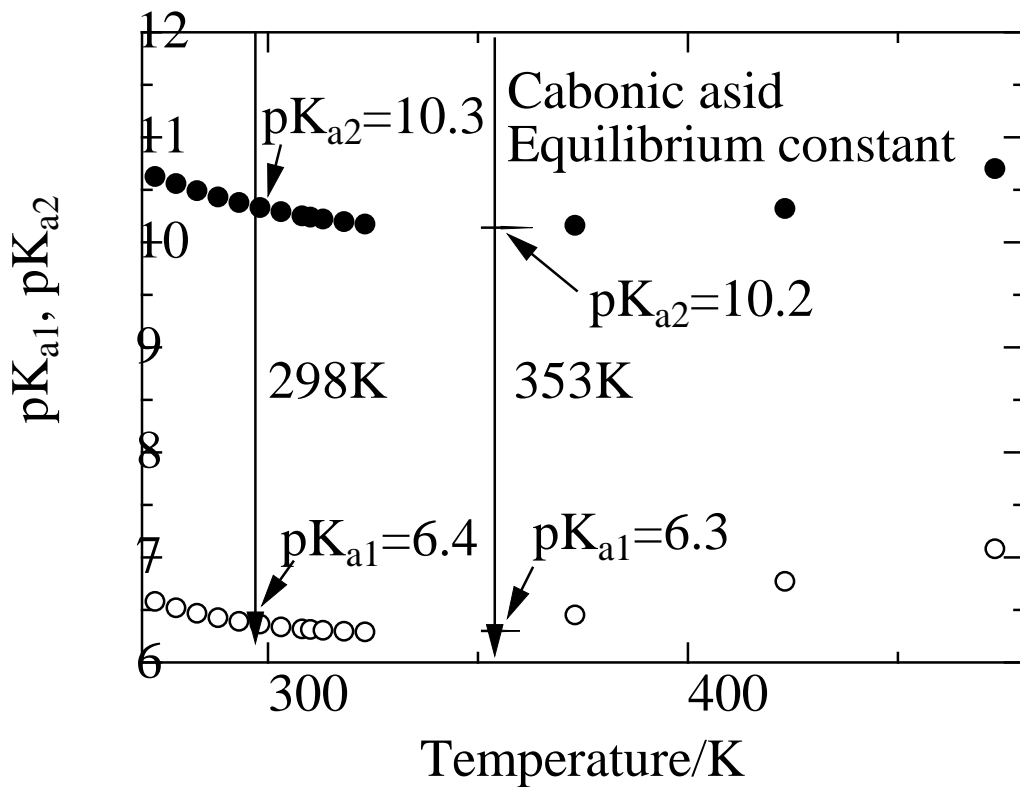


図 3.2.2-7 炭酸平衡定数、 K_{a1} 、 K_{a2} の温度依存性

(d) FeCO_3 溶解度積の温度依存性

FeCO_3 溶解度積の温度依存性については、Golubev et al. (2009) によって次の (3.2-18) 式が報告されている。

$$\log(K_{sp}) = a + b \cdot (T/K) + c \cdot (T/K)^{-1} + d \cdot \log(T/K) \quad (3.2-18)$$

ここで、各定数は、 $a=175.568$ 、 $b=0.0139$ 、 $c=-6738.483$ 、 $d=-67.898$ である。

(3.2-18) 式を用いて、25 °C および 80 °C の溶解度積を計算すると、25 °C (298.2 K) では $\text{p}K_{sp}=10.9$ 、80 °C (353.2 K) では $\text{p}K_{sp}=11.6$ が得られる。

(e) FeS 溶解度積に温度依存性

Pohl (1962) は、 FeS の溶解度積について、25 °C (298.2 K) において $K_{sp}=4.16 \times 10^{-13}$ 、 $\text{p}K_{sp}=12.38$ を、80 °C (353.2 K) において $K_{sp}=7.10 \times 10^{-16}$ 、 $\text{p}K_{sp}=15.15$ の値を報告している。

(f) 腐食皮膜溶解速度の温度依存性

H_2CO_3 および H_2S などの二塩基酸 H_2A の解離定数を $\text{p}K_{a1}$ 、 $\text{p}K_{a2}$ として、 $[\text{H}_2\text{A}] + [\text{HA}^-] + [\text{A}^-]$ の全濃度を C_T 、 $[\text{Fe}^{2+}]$ の拡散定数を D とする。



腐食皮膜溶解電流は、(3.2-4)、(3.2-5)、(3.2-13) 式を組み合わせることによって、

$$i_d = 2F \Delta CD / \delta = (2FD / \delta) (K_{sp} / C_T K_{a1} K_{a2}) ([\text{H}^+]^2 + [\text{H}^+] K_{a1} + K_{a1} K_{a2}) \quad (3.2-21)$$

となる。各温度の D 、 δ 、 K_{sp} 、 C_T 、 K_{a1} 、 K_{a2} を (3.2-21) 式に代入することによって、各温度の i_d を求めることができる。

⑤腐食皮膜溶解モデルの妥当性について

これまでのモデルおよび本研究にて検討したモデルでは炭素鋼上の腐食皮膜として、 Fe_3O_4 、 $FeCO_3$ 、および FeS を想定して、その溶解速度を Fe^{2+} イオンの境界層拡散モデルによって数値計算して、長時間後の炭素鋼腐食速度寿命を推定している。

一方、酸化物や炭酸塩およびケイ酸塩などの化合物の溶解について地質化学 (Geochemistry) や鉱山学 (Mining) の分野ですでに多くの研究がある。以下に炭酸塩や酸化物の溶解機構について述べ、それらと腐食皮膜溶解モデルとの共通点および相違点について考察し、腐食皮膜溶解モデルの炭素鋼腐食寿命予測への適用の妥当性について述べる。

a. 炭酸塩溶解機構

図 3.2.2-8 に、Golubev et al. (2009) が得た Siderite 粉末、および Chou et al. (1989) の得た種々の炭酸塩鉱物粉末の溶解速度を、Faraday 則を用いて溶解電流密度 i_d に換算して、pH の関数として示した。Siderite と他の炭酸塩を比較すると、Siderite の溶解速度がもっとも低い値を示すことが分かる。Calcite ($CaCO_3$)、Magnesite ($MgCO_3$) の溶解度積 $\log K_{sp}$ は、-8.48、-8.20 であり、Siderite の $\log K_{sp}$ は -10.9 である。このように、溶解度積が小さいほど、溶解速度は小さい。図から明らかなように、いずれの炭酸塩においても、低 pH 領域では pH の減少とともに溶解速度は低下する。また 100 °C の高温では、回転電極によると溶解速度は電極の回転角速度を ω とすると $\omega^{1/2}$ に比例する。したがって酸性域における溶解速度は、 H^+ イオンの拡散によって律速されていると考えられている。一方、中性域からアルカリ域にかけて溶解速度は低下しつつ一定値に漸近する傾向を示している。両論文 (Golubev et al., 2009; Chou et al., 1989) とも、この領域の溶解反応は反応律速であると述べている。

Sjoberg and Rickaed (1984) は、1 ~ 62 °C、pH=2.7~8.4 の領域において Calcite ($CaCO_3$) の溶解速度を円板回転電極を用いて解析して、酸性域において溶液沖合から Calcite 表面への H^+ の拡散が律速の領域、および中性からアルカリ域において表面反応律速と溶解生成物の物質移動律速の領域を明らかにしている。

中性からアルカリ域では、物質移動速度 R_T

$$R_T = k_T (C_s - C_b) \quad (3.2-22)$$

と化学反応速度 R_C

$$R_C = k_C (C_{eq} - C_s) \quad (3.2-23)$$

が認められる。ここで、 C は Ca^{2+} イオンの濃度であって、 C_b は溶液沖合の濃度、 C_s は Calcite 表面の濃度である。また C_{eq} は Calcite の溶解度積によって決まる平衡濃度である。

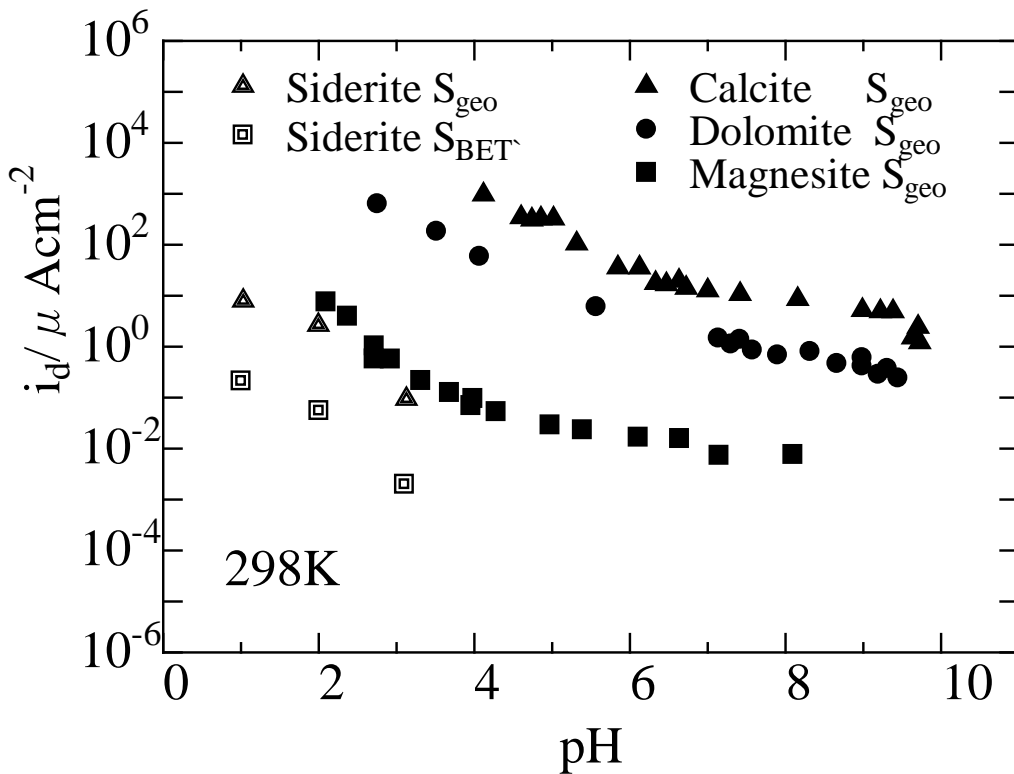


図 3.2.2-8 種々の炭酸塩鉱物の溶解速度

中性域およびアルカリ域の高温度においては、表面から溶解した Ca^{2+} イオンが溶液内境界層内を (3.2-19) 式に従って拡散する物質移動過程が全体を律速している。(3.2-22) 式中の k_T は物質移動係数であって、回転平板試験片を用いるとき Levich 式が成立して、

$$k_T = D / \delta = 0.62 D^{2/3} \nu^{-1/6} \omega^{1/2} \quad (3.2-24)$$

あるいは、拡散層厚さ δ として

$$\delta = 1.61 D^{1/3} \nu^{1/6} \omega^{-1/2} \quad (3.2-25)$$

となるので、溶解速度は回転平板試験片の回転数 ω の 1/2 乗に比例する。ここで D は Ca^{2+} イオンの水溶液中の拡散定数であって、 ν は水溶液の動粘度である。

高温度から室温へと温度が低下すると、溶解速度は R_T と R_C が直列に結合した混合機構 (Mixed kinetics) へと変化して、そのときの溶解速度 R は、

$$1/R = 1/R_T + 1/R_C \quad (3.2-26)$$

となり、回転平板試験片を用いた時の腐食速度 R は

$$1/R = (1.61 \nu^{1/6}) / (D^{2/3} C_{eq} \omega^{1/2}) + 1 / (k_C C_{eq}) \quad (3.2-27)$$

となる。

一方酸性域では、溶液中の H^+ が Calcite 表面に拡散する速度が Calcite 溶解速度 R を決定するが、このときは

$$R = R_T = 0.62 D^{2/3} \nu^{-1/6} \omega^{1/2} C \quad (3.2-28)$$

となる。ここで C は水溶液中の H^+ 濃度 $[H^+]$ である。実験的には図 3.2.2-9 に示すように、 $C=[H^+]^{1.0-0.9}$ が認められている。

Sjoberg and Rickaed (1984) は、以上の解析結果を、温度および pH を縦軸および横軸にとった図 3.2.2-9 中に Calcite の溶解機構図として示した。

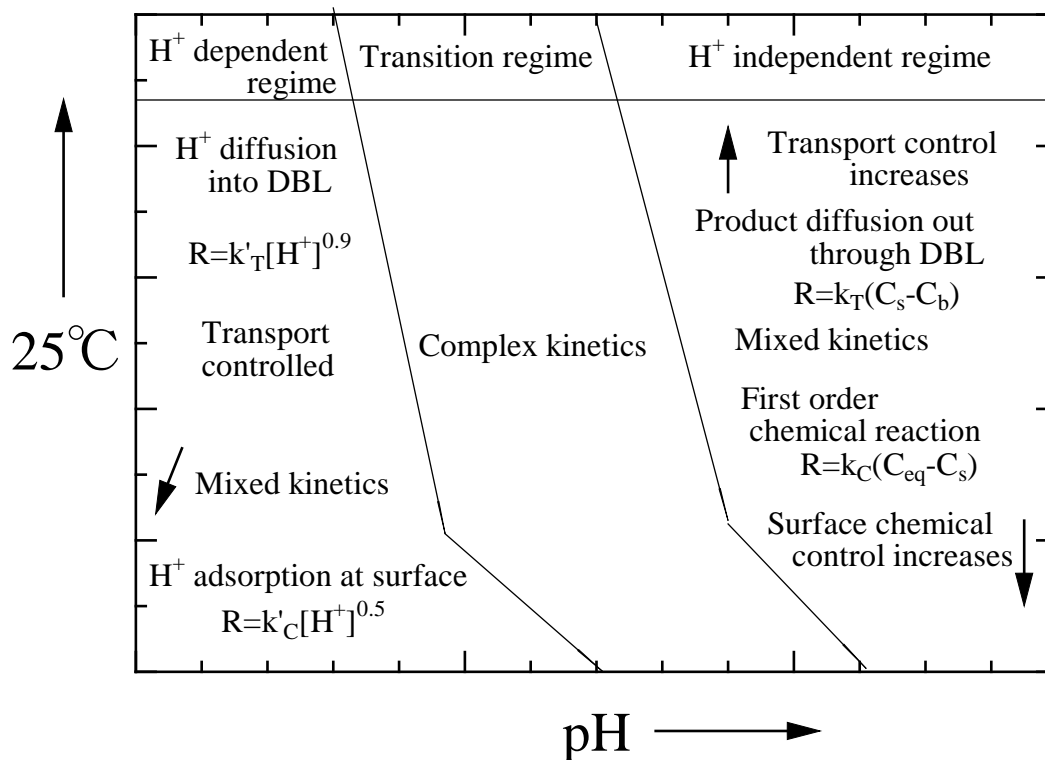


図 3.2.2-9 Calcite の溶解機構図

b. 酸化物の溶解機構

Guy and Schoot (1989) は、Mid-Atlantic Ridge から採取された $SiO_2-Al_2O_3-MgO$ などを含む混合酸化物である Theoleiite basalt glass を種々の pH の HCl-KCl および NaOH-NaCl 溶液中で、粉末試料および回転円板試料を用いて、溶解速度を測定した。

SiO_2 で表した溶解速度 ($mol\ cm^{-2}\ s^{-1}$) を SiO_2 が Si^{4+} として溶解するとして、溶解電流密度 $i_d (\mu A\ cm^{-2})$ 、に換算して、その温度および pH 依存性を示したのが図 3.2.2-10 である。

図 3.2.2-10 にみられるように、溶解電流密度は酸性域においては、pH の増加とともに減少し、中性域で一定値を示したのち、アルカリ域で再び増加する。この glass 溶解速度の pH 依存性は、 Fe_3O_4 の溶解度の pH 依存性と類似した特徴 (柴田, 2014) を示している。

図 3.2.2-8 の炭酸塩溶解電流密度は、酸性域で pH の増加とともに減少するが中性域からアルカリ域で一定値に漸近する特徴を示す。一方酸化物溶解は図 3.2.2-10 にみられるように、アルカリ域で再び溶解速度が上昇する特徴を示す。

Guy and Schoot (1989) は、図 3.2.2-10 の溶解挙動を説明する溶解機構として、酸化物溶解においても、a. で述べた炭酸塩溶解と同様な溶解機構で進行すると述べている。すなわち、

溶解速度 R は、酸化物表面の化学溶解速度 R_c と溶解生成物の溶液内への物質移動速度 R_T とが直列に結合して進行するとしている。両者の速度が等しい領域では、(3.2-23)式に従う混合機構が成立する。

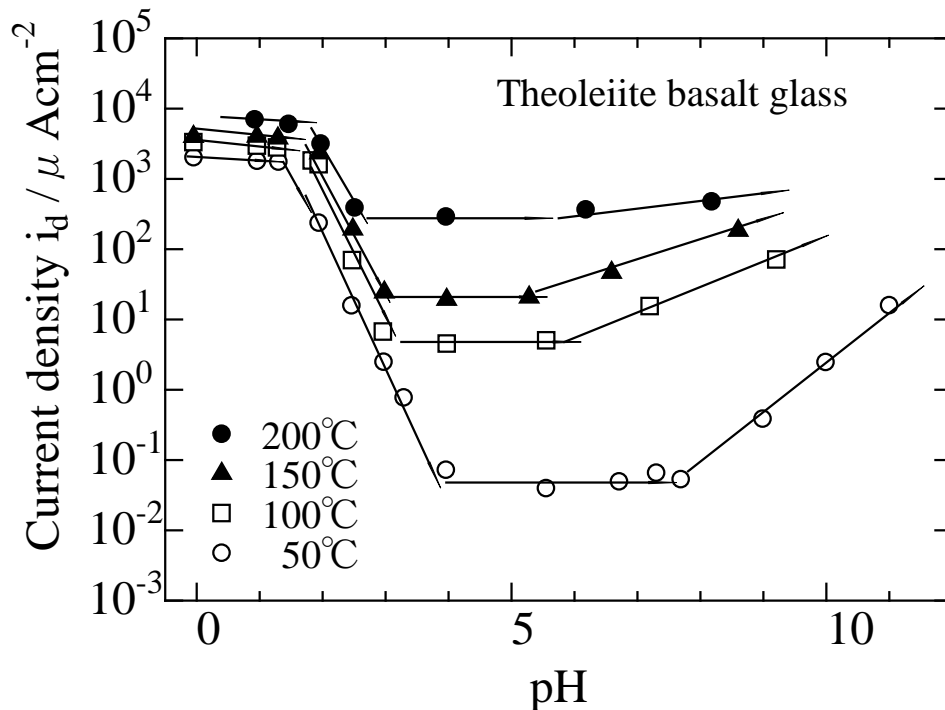


図 3.2.2-10 種々の pH における $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-MgO}$ などを含む混合酸化物 (Theoleiite basalt glass) の溶解速度

酸化物溶解の場合には、図 3.2.2-11 に示したように、酸性およびアルカリ域では、高温域から低温域まで、物質移動律速で溶解は進行し、溶解速度の低い中性域では化学反応律速で溶解すると考えられている。

酸性域では H^+ の溶液内拡散過程によって溶解速度が決定されていることが、円板回転試料を用いた実験によって実証されている。すなわち酸性域や高温域の溶解速度は、円板回転速度 $\omega^{1/2}$ に比例する Levich(1962) の式に従うことが示されている。また溶解速度の温度依存性から求めた活性化エネルギーは、 $\text{pH}=1.3$ では 7.5 kJ mol^{-1} であって、 $\text{pH}=4$ では、 59 kJ mol^{-1} の大きな値を示す。これらの活性化エネルギーの変化からも酸性域では H^+ の拡散によって溶解反応が進行し、中性域では化学反応律速で溶解することが分かる。

なお酸化物表面の化学反応律速の溶解速度 R は、

$$R = k_{\text{H}^+} (C_{\text{H}^+}^{\text{S}})^{3.8} + k_{\text{OH}^-} (C_{\text{OH}^-}^{\text{S}})^{3.8} + k_0 \quad (3.2-29)$$

のように、酸化物表面に H^+ の吸着した活性点の表面電荷密度 $C_{\text{H}^+}^{\text{S}}$ 、および OH^- の吸着した活性点の表面電荷密度 $C_{\text{OH}^-}^{\text{S}}$ に依存した溶解速度を示す。すなわち、酸性域における酸化物の表面反応律速の溶解速度は H^+ の吸着した活性点数に、またアルカリ域では OH^- の吸着した活性点数によって決定される。活性点数および反応定数 (k_{H^+} および k_{OH^-}) は酸化物の構造によって

実験的に決定される。また k_0 は中性域で H_2O によって溶解する速度であって、これも実験的に決定する必要がある。

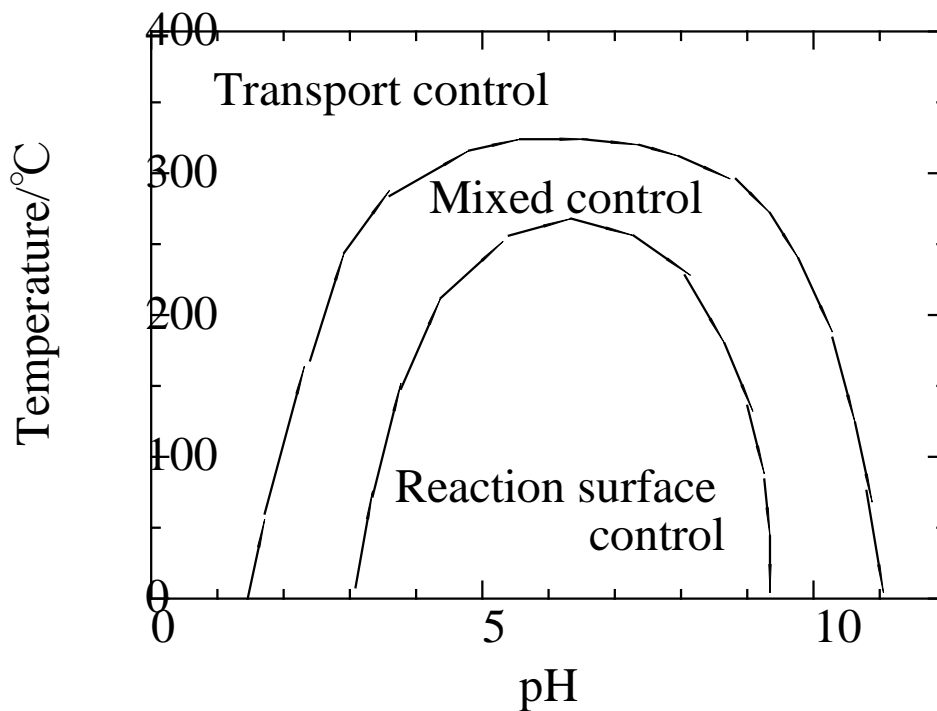


図 3.2.2-11 pH と温度に対する混合酸化物 (Theoleiite) の溶解機構

c. 化学反応律速と物質移動律速の活性化エネルギーの相違

Murphy et al. (1989) は、Quartz や Calcite の溶解速度が化学反応律速の場合と物質移動律速の場合について温度依存性に着目して、化学反応律速、物質移動律速、混合律速となる条件を示している。図 3.2.2-12 は Quartz を例として、化学反応速度 R_c と物質移動速度 R_T の対数を $1/T$ を横軸として示した図である。一般に R_c の活性化エネルギーは R_T の活性化エネルギーよりも大きいので図 3.2.2-12 に示すように、 R_c 直線の傾きは R_T 直線の傾きよりも大きい。高温度域で $R_c > R_T$ であるので、溶解速度 R は R_T に律速され、低温度域では $R_c < R_T$ であるので、 R は R_c によって律速されている。また両直線の交点近くの 150 °C 近くにおいては混合律速となる。

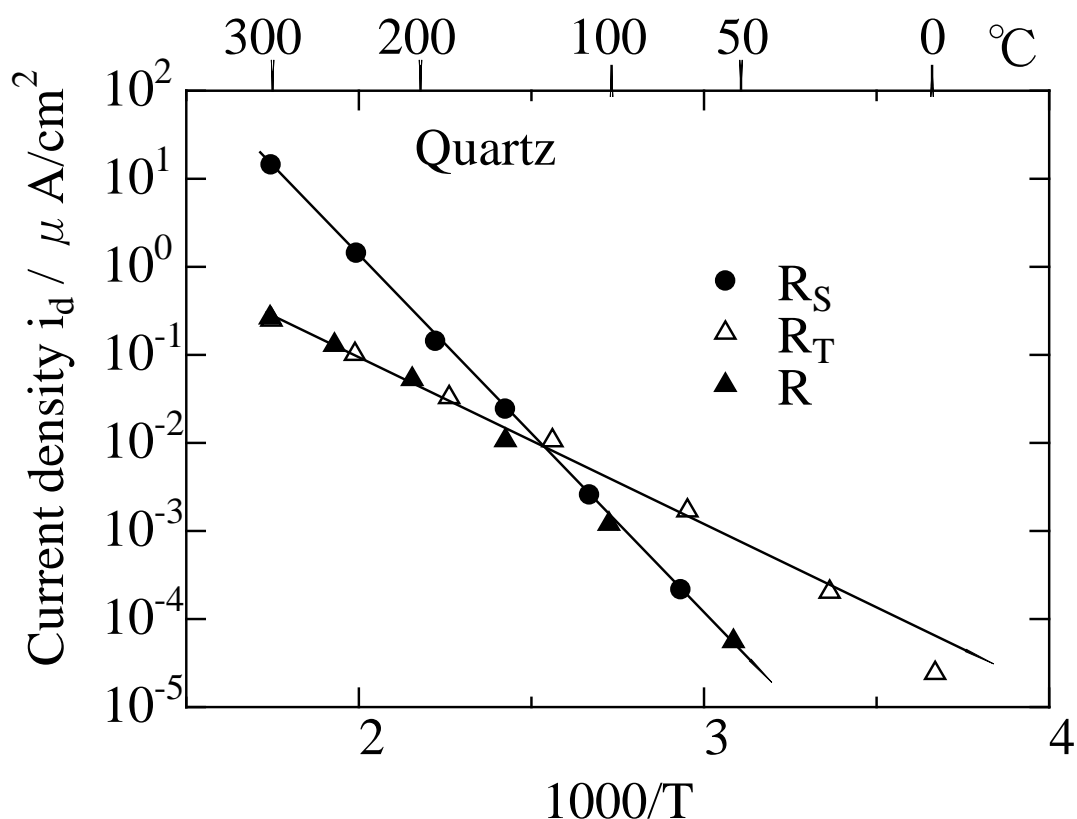


図 3.2.2-12 Quartz における化学反応速度 R_c 、物質移動速度 R_T 、のアレニウスプロット

d. 腐食皮膜溶解速度による長期寿命予測の妥当性

c. に述べたように、酸化物および炭酸塩の溶解は、中性およびアルカリ域では高温域において (3.2-19) 式の物質移動速度式に従う。この (3.2-19) 式は、腐食皮膜溶解速度の推定に用いる (3.2-4) 式そのものであって、地球化学 (Geochemistry) 分野で展開されてきた溶解機構と同一である。したがってこの高温域で腐食皮膜溶解の推定に (3.2-4) 式を適用することができるのは自明である。しかしながら、腐食皮膜溶解は高温域ではなく、 $100^{\circ}C$ 以下の常温域で進行すると想定されるので、図 3.2.2-9 や図 3.2.2-11 に示すように、混合機構や化学反応律速で腐食皮膜溶解が進行する可能性が高い。図 3.2.2-12 に示すように、拡散の活性化エネルギーよりも化学反応の活性化エネルギーは大きいので、低温域では化学反応律速で腐食皮膜溶解が進む可能性が高い。しかも腐食皮膜溶解速度の推定に (3.2-4) 式を用いた場合、(3.2-20) 式の化学反応速度式よりも大きな速度値を与えることになる。腐食寿命予測の観点からみると、実際に進行すると考えられる速度値よりも大きな腐食速度値に基づいて腐食寿命を予測するので、寿命予測としては短時間の寿命値を予測することになり、これは保守的な腐食寿命予測を行うことを意味する。

さらに (3.2-4) 式に基づく腐食速度予測には、 Fe^{2+} イオンの拡散定数 D および想定される環境中の水溶液組成 (pH、各種アニオン) や皮膜 (Fe_3O_4 、 $FeCO_3$ 、 FeS など) の溶解度積 K_{sp} 、また皮膜生成に関与する炭酸や硫化水素の解離定数 K_{a1} 、 K_{a2} についての情報が与えられれば

容易に定量的推定が可能である。

一方、(3.2-20)式の化学反応式に基づいて腐食皮膜溶解速度を推定するためには、反応速度定数や皮膜構造敏感性の活性点数など実験的に決定しなければならない因子が含まれているので、環境条件が与えられても直ちに腐食皮膜溶解速度の定量的推定を行うことができない。

以上(3.2-4)式に基づく腐食皮膜溶解速度の推定は、与えられた環境条件を与えることによって、既知の熱力学的パラメータを用いて行うことが可能であり、かつ保守的な寿命予測値を与えることができる。

⑥まとめ

これまで検討してきた腐食皮膜中 H_2O 拡散律速による炭素鋼腐食モデルについて、最近得られた H_2O 拡散定数の実測データを用いて検討を行った結果、春名ほか(2000)の測定した Fe_3O_4 中 H_2O 拡散定数が実測腐食データに近い妥当なシミュレーション結果を与えることが明らかとなった。

すでに腐食皮膜の溶解速度を導入した改良モデルによって、長期間後の炭素鋼腐食速度が推定可能であることを腐食皮膜が Fe_3O_4 および $FeCO_3$ の場合について示してきたが、本研究においては、さらに腐食皮膜として FeS の生成する場合について検討を行った結果、谷口ほか(2000)の実験結果と一致する FeS 腐食皮膜生成の可能性が示された。

また従来から多くのデータの蓄積されている地質化学で提案されている酸化物や炭酸塩の溶解機構と腐食皮膜溶解機構との異同を検証した結果、提案した腐食皮膜溶解機構は、中性およびアルカリ域において高温域で提案されている物質移動律速機構と同一であることが明らかとなった。提案した腐食皮膜溶解式の低温域への適用は、実際に進行する化学反応律速の速度よりも大きい値を与えると推定されるが、保守的な腐食寿命予測値を与える利点がある。

2) ベントナイト中における銅の腐食速度のモニタリング

①はじめに

処分容器としての銅の適用性を評価し、容器設計における厚さ等の仕様を提示するうえで、地層処分を想定した環境における銅の腐食挙動とその経時的な変化を把握することが不可欠である。一方、処分環境で想定されるベントナイト中における銅の腐食挙動の変化を連続的に計測した例はほとんどない。よって本研究ではベントナイト中における銅の腐食挙動評価手法の構築に資するため、交流インピーダンス法に基づく銅の腐食モニタリングを試みた。

②実験方法

a. 試験片とプローブ電極

純銅板(10 mm×10 mm×3 mm)を試験片として用い、銅電極にリード線を半田づけしてプローブ電極とした。同一の電極2枚をエポキシ樹脂に埋め込み、チタンカラムにベントナイト+シリカ粒子と一緒に詰め込んだ。このチタン製容器に詰め込んだプローブ電極を炭酸ナトリウム溶液に浸漬させた。チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況とチタンカラムの構成を図3.2.2-13に示す。

b. 試験環境

試験条件は炭素鋼での測定例に準じた。ベントナイト（70 wt%）に30 wt%のSiO₂を混合したものを模擬緩衝材として使用し、乾燥密度は1.8 g cm⁻³とした。腐食溶液は脱気した0.1 M炭酸ナトリウム水溶液（pH10）を使用し、試験温度は80 °Cとした。試験は大気平衡下にて行った。

c. 腐食モニタリング

試験片の配置の模式図を図3.2.2-14に示す。モニタリングは交流インピーダンス法により行い、炭素鋼での事例に準じて2電極法により測定した。インピーダンス測定条件は、交流振幅10 mV、周波数範囲は100 kHz～0.01 mHz（あるいは1 mHz）とした。

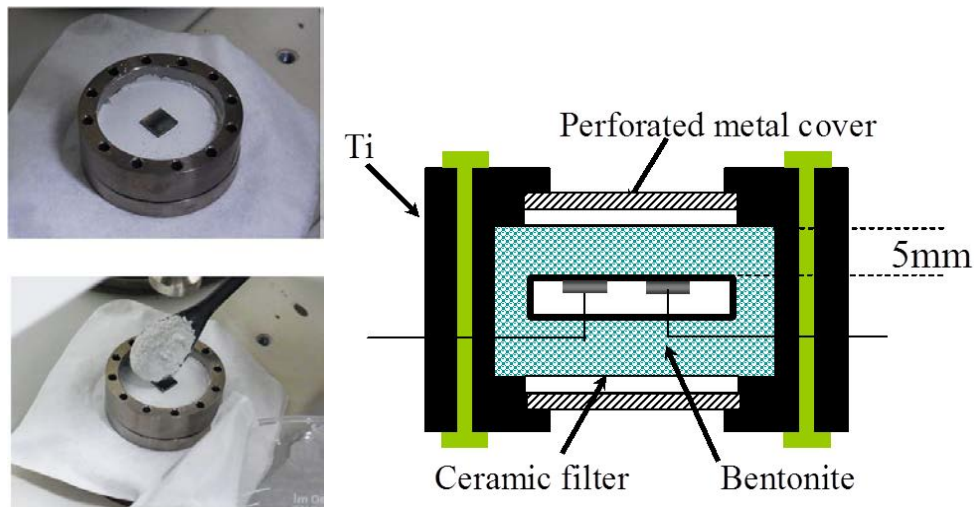


図 3.2.2-13 チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況およびチタンカラムの構造の模式図

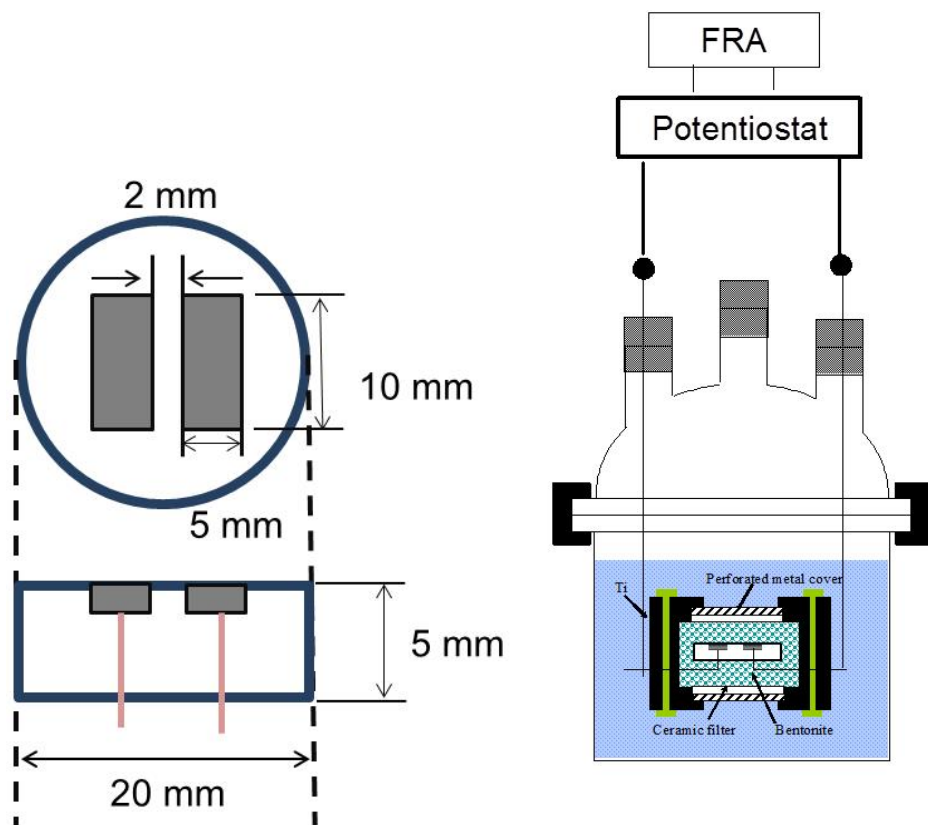


図3.2.2-14 銅電極の配置と交流インピーダンス測定系の模式図

③結果と考察

ベントナイト中における銅のインピーダンス特性の経時変化を図 3. 2. 2-15 に示す。ベントナイトの液抵抗に相当する高周波数のインピーダンスは約 10Ω を示し、時間変化はほとんどない。一方、低周波数にあらわれる腐食速度の指標である電荷移動抵抗は初期には徐々に増加し、すなわち腐食速度は減少していることがわかる。これは、チタン製ホルダー内の酸素が腐食反応により消費されているためと考えられる。

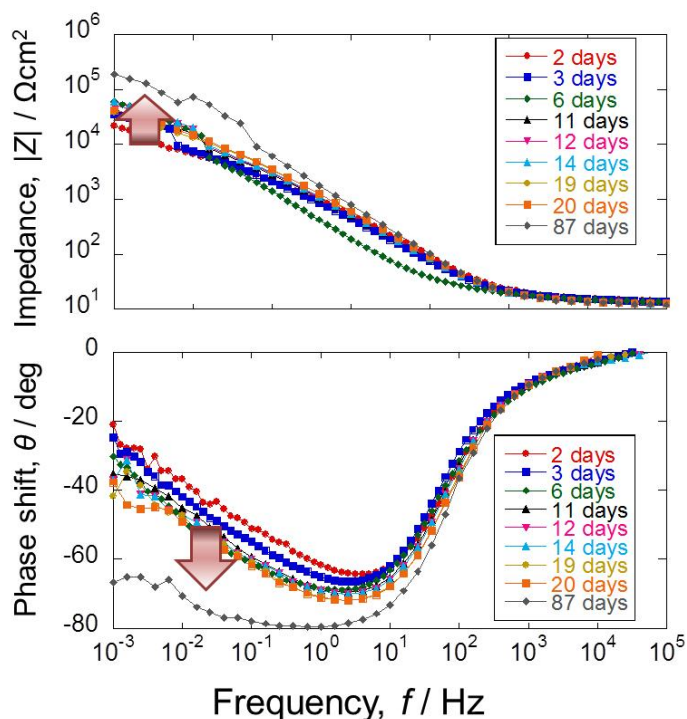
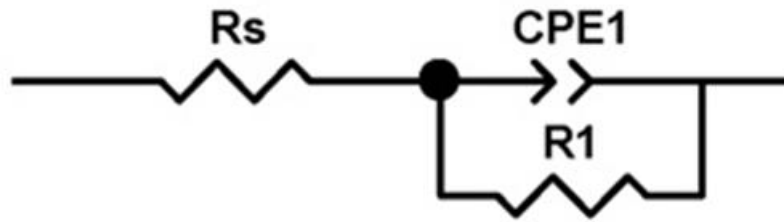


図3. 2. 2-15 銅のベントナイト中の電気化学インピーダンス特性の経時変化 (Bode線図)

これらのインピーダンス特性を図 3. 2. 2-16 の等価回路によりカーブフィッティングし、得られたパラメータも図中に示す。等価回路中、 R_s はベントナイトの液抵抗、CPE は Constant Phase Element で容量成分を表すが、理想的なコンデンサーからのずれを補正するための CPE-T と CPE-P 成分に分けられる。P が 1 の時に理想的なコンデンサーを意味し、そのときの T の値はそのコンデンサーの容量をあらわす。 R_{ct} は電荷移動抵抗で、この値の逆数が腐食速度に相当することが知られている。



	3 days	20 days	87 days
R_s (Ωcm^2)	13	13	13
CPE-T ($\mu\text{F}/\text{cm}^2$)	440	388	224
CPE-P	0.70	0.80	0.92
R_{ct} ($\text{k}\Omega\text{cm}^2$)	23	45	375

図 3.2.2-16 カーブフィッティングに使った等価回路とフィッティングパラメーター

R_s : ベントナイトの液抵抗、CPE-T : Constant Phase Element の T、CPE-P : Constant Phase Element の P、 R_{ct} : 電荷移動抵抗

ここでは、3日、20日および87日のインピーダンス測定結果を用いてカーブフィッティングによりパラメータを決定した。 R_s に関しては $13 \Omega\text{cm}^2$ で変化がなく、 R_{ct} は初期には $23 \text{ k}\Omega\text{cm}^2$ だったのに対して時間とともに増加し、87日経過すると $375 \text{ k}\Omega\text{cm}^2$ となり、10倍以上大きな値となった。 R_{ct} の値は炭素鋼に比較して数倍以上大きいことが分かった。また、CPE-T の値を銅/ベントナイト界面の容量の指標とすると、容量は時間とともに減少し、P値は1に近づいていることがわかる。この容量成分については、炭素鋼が mF のオーダーの大きな疑似容量を示すのに対して、銅はほぼ電気二重層容量に近い値をとることが分かった。

銅の腐食の状況を図 3.2.2-17 に、腐食生成物を XRD で同定した結果を図 3.2.2-18 に示す。銅の腐食生成物は 2 価の炭酸銅 (CuCO_3) と 1 価の亜酸化銅 (Cu_2O) と同定された。



図 3. 2. 2-17 ベントナイト中から取り出した銅電極

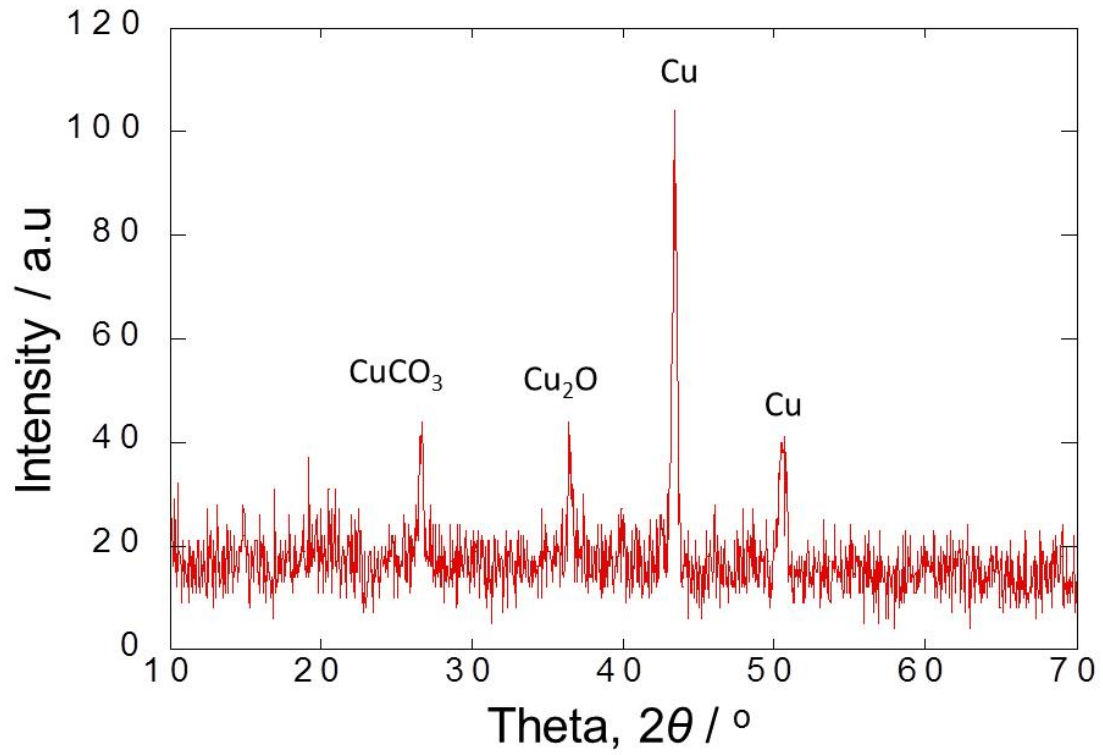


図 3. 2. 2-18 銅の腐食生成物の XRD

④まとめ

銅の長期腐食モニタリングを電気化学インピーダンス法の原理に基づき実施し、炭素鋼での結果と比較した。その結果、銅のインピーダンス挙動は炭素鋼のものと大きく異なり、炭素鋼で観察されるような大きな疑似容量は観察されなかった。また、低周波数のインピーダンスは、炭素鋼と同様に時間とともに増加したが、その値は炭素鋼と異なるものとなった。

(2)人工バリアの特性や挙動への微生物影響評価

人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす影響事象の一つとして、微生物による金属容器の腐食が挙げられる（図 3.2.2-19 参照；Kim et al., 2004；Little and Lee, 2007；King, 2009；原子力機構, 2014b）。国内においても金属容器の微生物腐食影響について知見が集積されてきたが（核燃料サイクル開発機構, 1999；和田ほか, 1998；西村ほか, 1999）、それらの研究は主に硫酸還元反応を主体とした評価に限定されている。しかしながら、近年の知見により、処分環境と同様の環境と想定される還元的環境下において、メタン生成菌(Daniels et al., 1987；Dinh et al., 2004；Mori et al., 2010；Uchiyama et al., 2010)、酢酸生成菌(Mand et al., 2014；Kato et al., 2015)、硝酸還元菌(Till et al., 1998；Xu, 2013；Iino et al., 2014)などの関与が指摘されている（図 3.2.2-20）。そのため、地層処分システムの性能評価において、微生物反応が処分システムの安全機能に及ぼす影響の不確実性を低減させるためには、硫酸還元反応だけでなく人工バリア内に存在しうる様々な微生物種を対象とした微生物影響について検討する必要がある。

本研究では、人工バリア性能に及ぼす微生物影響を評価するために、一般的な嫌気的環境である湖沼堆積物等の試料を採取し、鉄腐食性菌の探索を行うとともに、様々な種類の環境微生物を対象として炭素鋼試験片を用いた腐食試験を行った。また、人工バリア内の微生物影響評価に資するため、圧縮ベントナイト中の微生物の現存量に関する検討を行った。

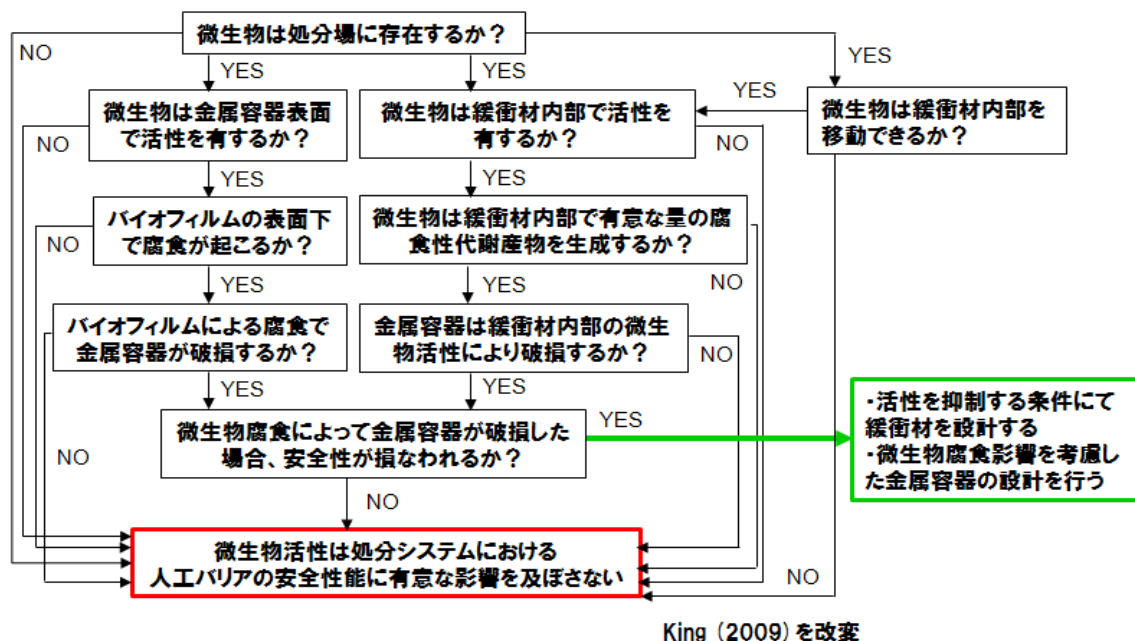


図 3.2.2-19 地層処分システムの人工バリア性能における微生物影響の可能性に関する
 デシジョンツリー (King, 2009 を改変)

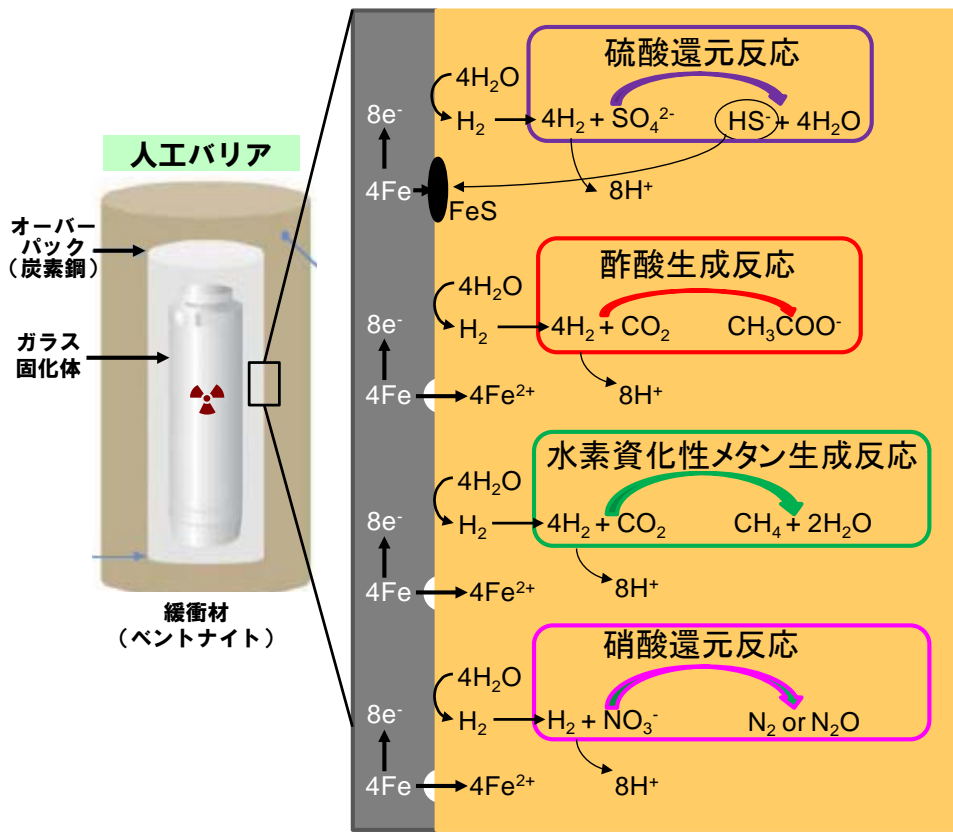


図 3. 2. 2-20 金属容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図

1) 環境中における鉄腐食菌の探索

① 試験方法

処分環境は嫌気性環境であると想定されることから、同じく嫌気性環境である湖沼・河川等の底泥堆積物を採取し、微生物試料として用いた。また、塩分濃度は炭素鋼の腐食挙動に大きな影響を及ぼすことが予想されることから、本研究では、淡水系湖沼として手賀沼（千葉県我孫子市）、汽水系湖沼として、澗沼（茨城県大洗町）を対象に環境試料を採取した。採取した湖沼等底泥試料および水質パラメータを表 3. 2. 2-2 に示す。

表 3. 2. 2-2 湖沼等底泥試料

No.	採取場所	底泥状態	EC(S/m)	pH	ORP, mV	DO, mg/l
T-1	手賀沼・釣り場	泥質・黒色	0.016	6.60	-126	0.2
T-2	手賀沼・用水路	泥質・黒色	0.074	6.42	-132	0.3

No.	採取場所	底泥状態	EC(S/m)	pH	ORP, mV	DO, mg/l
H-1	澗沼川・用水路	黒色泥質	0.208	7.51	-386	0.02
H-2	澗沼・用水路	泥質	0.363	7.40	-211	0.02
H-3	澗沼川	砂質	0.870	7.27	-191	0.01
H-4	澗沼	砂質	0.513	7.73	+66	0.01

多種類の微生物が混じっている底泥堆積物試料を特定条件の培地で培養し、目的とする微生物の選抜培養を試みた（以下、集積培養と記す）。集積培養は、独立栄養細菌用の選択培地として *Methanococcus maripaludis* KA1 株用培地 NBRC927 培地（以下、無機培地）、従属栄養細菌用として、硫酸還元菌用培地 VM-I 培地（以下、有機培地）の 2 種類の選択培地を基本として、底泥試料の採取場所に応じて、海水系、汽水系および淡水系に塩分濃度等を改変して実験に用いた。それぞれの培地成分を表 3.2.2-3、-4 に示した。海水系の場合には表中の塩化ナトリウム濃度、汽水系および淡水系培地使用時には、下表の塩化ナトリウム濃度を、それぞれ汽水系 7.0 g L^{-1} 、淡水系 1.9 g L^{-1} に改変して用いた。なお、鉄粒試料 (Iron granules; 表 3.2.2-3 参照) は、 $2.0 \text{ g/培地 } 30 \text{ ml}$ の割合に改変して使用した。集積培養は、 50 ml バイアル瓶を用いて行い、培養条件は、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、静置培養とした。培養期間中は、バイアル瓶のヘッドスペースガス (CH_4 , H_2 , CO_2 等)、溶存イオン濃度 (SO_4^{2-} , NO_3^- 等)、酸可溶鉄濃度、ATP などを経時的に測定した。メタン生成活性などが確認されたバイアルについて 2 週間毎に植継し、集積培養した。

表 3.2.2-3 無機系選択培地 (MBRC927 培地)

	FW	g/L	mmol/l
HEPES	238.31	23.8	99.9
NaCl	58.44	19	325.1
MgCl ₂ ·6H ₂ O	203.3	2.6	12.8
CaCl ₂ ·2H ₂ O	147.01	0.15	1.0
Na ₂ SO ₄	142.04	4	28.2
NH ₄ Cl	53.49	0.25	4.7
KH ₂ PO ₄	136.09	0.2	1.5
KCl	74.55	0.5	6.7
Trace elements sol.		1ml	
Vitamin sol.		1ml	
NaHCO ₃	84.01	2.52	30.0
Iron granule(1-2mm)	55.845	150	2686.0
Cystein-HCl	175.64	1	5.7

表 3.2.2-4 有機系選択培地 (VM-I 培地)

	FW	g/L	mmol/l
KH ₂ PO ₄	136.09	0.5	3.7
Na ₂ SO ₄	142.04	4.5	31.7
NaCl	58.44	2.5	427.8
CaCl ₂ ·2H ₂ O	147.01	0.04	0.3
MgSO ₄ ·7H ₂ O	246.47	0.06	0.2
Na-Lactate	112.06	6	53.5
Na-Citrate(Trisodium)	294.1	0.3	1.0
Casamino acids	-	2	
Trypton	-	2	
Na-Thioglycolic acid	114.1	0.1	0.9
FeSO ₄ ·7H ₂ O	278.01	0.5	1.8
Trace element sol.		10ml	
Vitamin sol.		10ml	

溶存陰イオン濃度 (NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-})、陽イオン濃度 (NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})、有機酸濃度 (乳酸イオン, プロピオン酸イオン, 酢酸イオン, ギ酸イオン) はイオンクロマトグラフ (ICS-1500 および ICS-2000, DIONEX) を用いて、採取試料をメンブランフィルター (孔径 $0.2 \mu\text{m}$) にてろ過したものを分析した。分析用カラムは陰イオン用カラム (AS11-HC, DIONEX)、陽イオン用カラム (CS16A, DIONEX) を使用した。微生物活性の指標の一つとなる ATP 濃度は、ルシフェール 250 プラス (KIKKOMAN) およびルミテスター C-100N (KIKKOMAN) を使用して測定した。

酸可溶鉄濃度は、Lovley et al. (1987) の方法を参考に、懸濁液試料 1 ml と $1 \text{ mol l}^{-1} \text{ HCl } 9 \text{ ml}$ を混合して 1 時間振とうさせ、懸濁液中の可溶性鉄を溶出させた後、溶出した鉄イオン濃度 (Fe^{2+} および Fe^{3+}) を o-フェナントロリン法を用いて測定した。

培養液を含むバイアル瓶のヘッドスペース中のガス濃度測定はガスクロマトグラフ (TCD 検出器搭載の Varian 製 CP4900) により測定した。

②環境中における鉄腐食菌の集積培養結果

底泥試料を用いた集積培養の結果、試料中から金属腐食を引き起こす可能性のあるメタン生成菌および硫酸還元菌を多数検出することができた。培養試料のヘッドスペースガス分析

および溶液の化学組成分析結果から、メタン生成菌は溶存 CO_2 と鉄粒子から精製した水素あるいは鉄粒子から直接電子を引き抜くことでメタン生成反応を行っていると考えられた。集積培養によって得られた培養液を用いて、炭素鋼腐食試験を行った。

2) 様々な微生物種による炭素鋼片の腐食に関する評価

湖沼底泥試料中の微生物群およびその集積培養微生物群、既知の鉄腐食菌として知られる単離株を用いて炭素鋼片の腐食試験を実施した。既知の単離株には、メタン生成菌 *Methanococcus maripaludis* KA1 株 (NBRC 102054)、硫酸還元菌 *Desulfovibrio capillatus* (NBRC 105813) を用いた。

① 腐食試験方法

炭素鋼片は、一般構造用圧延鋼材用の炭素鋼板 SS400 (厚さ 0.5 mm) を 2 面研磨 (1200 番) 後、8 mm 角 (8×8×厚み 0.5 mm、表面積 1.44 cm^2) に切り出し、アセトンによる超音波洗浄により脱脂後、実験に用いた。図 3.2.2-21 に試験片の写真 (光学、走査型電子顕微鏡 (SEM) および原子間力顕微鏡写真 (AFM)) を示す。

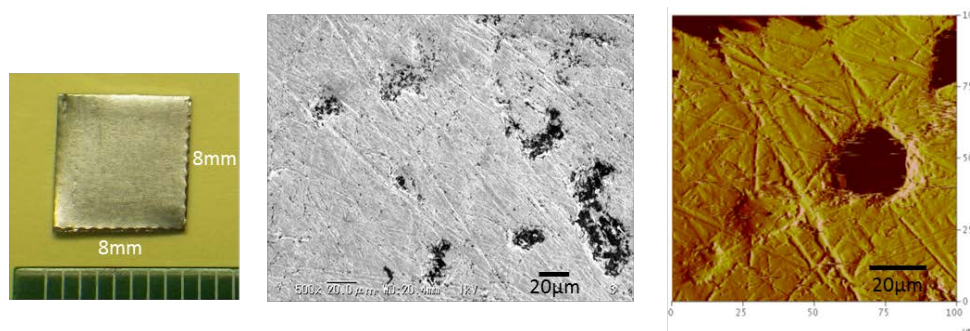


図 3.2.2-21 炭素鋼試験片 (左：光学像、中央：SEM 像、右：AFM 像)

腐食試験には、バイアル瓶 (50 ml) および炭素鋼片をオートクレーブ滅菌して用いた。クリーンベンチ内で滅菌済培地 30 ml を添加し、ブチルゴム栓およびアルミキャップで密栓後、脱気とガス置換 (N_2+CO_2 ; 体積比 4:1、0.1 MPa) を 3 反復行うことでバイアル内を嫌気性雰囲気とした。その後、無機培地および有機培地、それぞれの培地組成に合わせて、還元剤、ビタミン溶液、 NaHCO_3 溶液を所定量添加した。試験開始の際は、底泥試料懸濁液あるいは単離株培養液を約 3 ml 添加し、30 $^{\circ}\text{C}$ 恒温器内に静置した。なお、底泥試料懸濁液および単離株培養液を添加しない系 (微生物無添加の系) をコントロールとした。腐食試験 2 週間経過後、ヘッドスペースのガス分析、バイアル瓶のヘッドスペースガス (CH_4 , H_2 , CO_2 等)、溶存イオン濃度 (SO_4^{2-} 、有機酸等)、酸可溶鉄濃度、ATP を測定した。また、バイアル瓶を開栓して、炭素鋼試験片を取り出し、Clark 溶液 (ASTM) を用いて腐食生成物を洗浄、乾燥後、秤量し、腐食減量を算出した。また、洗浄前および洗浄後の試験片をそれぞれ乾燥させた後、走査型電子顕微鏡 (Keyence 製 VE-7800; 加速電圧 1kV、無蒸着) および原子間力顕微鏡 (デジタルインスツルメンツ製 NanoScope III a) にて表面観察を行った。

② 腐食試験結果

既知の鉄腐食性菌であるメタン生成菌 *Methanococcus maripaludis* KA1 株 (NBRC 102054)

および硫酸還元菌 *Desulfovibrio capillatus* (NBRC 105813) の二つの標準株を用いて、炭素鋼試験片の腐食試験を実施した。メタン生成菌 KA1 株は、炭素源として CO₂、電子供与体として金属表面から電子を引き抜き生育可能である。本試験結果からも同様の反応機構による炭素鋼の腐食が確認できた。また、硫酸還元菌 *Desulfovibrio capillatus* についても硫酸還元に伴う炭素鋼の腐食が確認できた (図 3.2.2-22)。

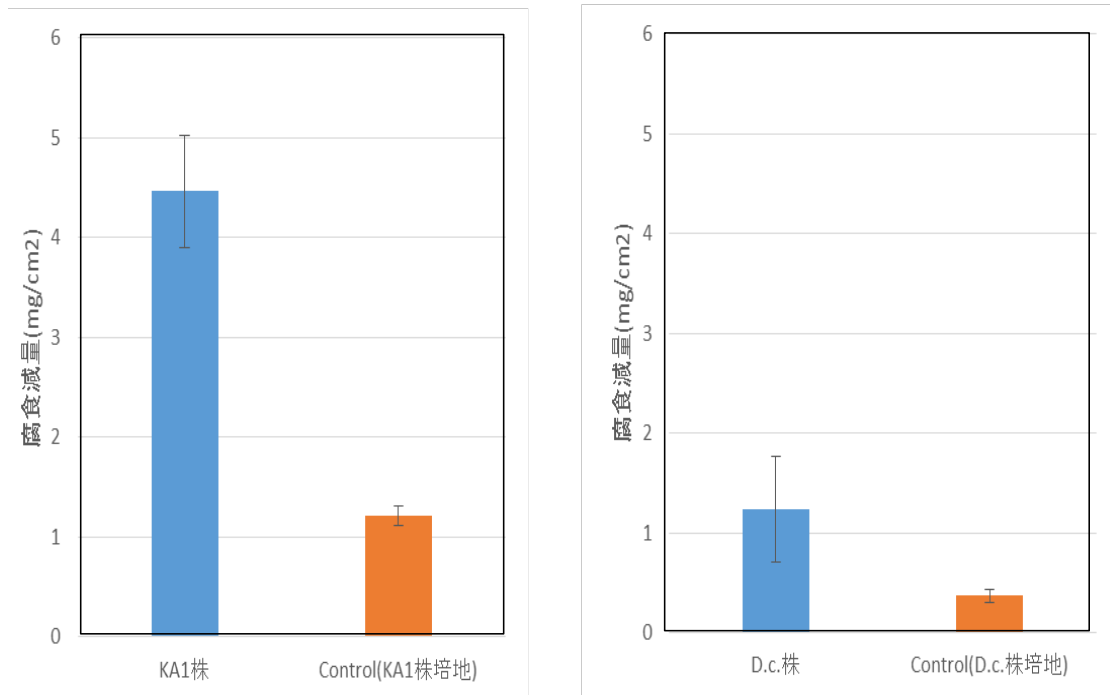


図 3.2.2-22 鉄腐食性標準株による腐食試験結果

図 3.2.2-23 に天然環境から採取した底泥試料および集積培養試料を用いた炭素鋼試験片の腐食試験後の試験片の重量減少量の測定結果を示す。全ての試験系において試験片の重量は減少し、腐食に伴う重量減少量は、一部の試験系を除きコントロールとほぼ同様であった。一方で、汽水系有機培地の H-1 集積培養試料を用いた系において顕著な腐食が認められた。腐食量は、コントロールに比べて著しく大きく、微生物作用により顕著に腐食が加速された影響であると推察された。それぞれの試験系における腐食量の傾向を見ると、無機培地に比べ有機培地の場合に、より腐食量が大きくなる傾向にあった。また底泥試料に比べ集積培養試料を用いた場合、淡水系に比べて汽水系の場合において、より腐食量が大きくなる傾向にあった。無機培地に比べて有機培地の場合には、硫酸還元菌が生育しやすく、生成した硫化水素による金属鉄の腐食が生じている可能性が高い。また、底泥試料に比べ集積培養試料では鉄腐食性菌が集積されているため、鉄腐食量が多いと考えられる。

炭素鋼試験片の重量減少結果から、生じた腐食を全面腐食と仮定して、腐食深度を算出した (図 3.2.2-24)。また、腐食速度についても試験期間 2 週間から単純算出を試みた (図 3.2.2-25)。その結果、顕著な腐食が認められた試料「H-1 集積」の腐食深度は、2 週間において 0.007 mm、腐食速度は 0.19 mm y⁻¹であった。H12 レポートにおける腐食寿命評価で検

討されている環境条件に伴う不確実性を考慮に入れた平均腐食速度は 0.01 mm y^{-1} であり、本試験で求められた上記の値はそれを大きく上回っているが、本試験結果は微生物にとって増殖しやすい条件下で得られたものであり、実際の処分環境条件とは異なることが想定されるため、緩衝材が適切に膨潤した還元環境下において適用される可能性は低いと考えられる。しかしながら、処分坑道に廃棄体を設置した直後から緩衝材が適切に膨潤し、還元状態に移行した後バリア機能を発揮するまでの期間においては、緩衝材への地下水の流入とともに微生物が混入し、生息可能な空隙や水分活性も確保されることから、微生物にとって比較的増殖しやすい環境条件といえる。緩衝材膨潤過程における微生物腐食の影響を極力排除するためには、膨潤過程における微生物腐食メカニズムと反応速度を評価する必要がある。

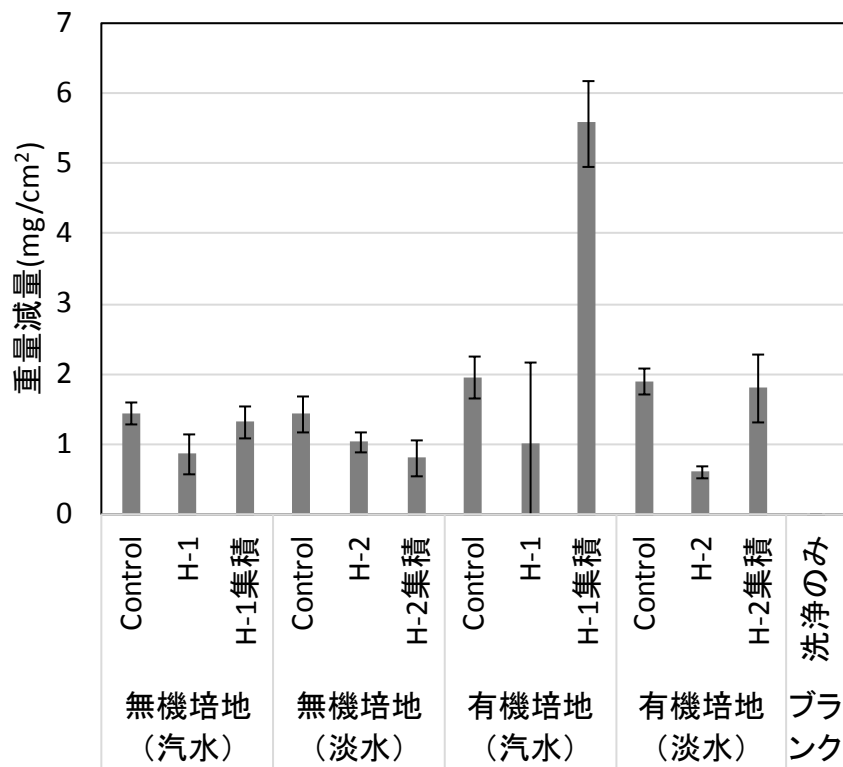


図 3.2.2-23 炭素鋼試験片の腐食試験後の重量減量結果

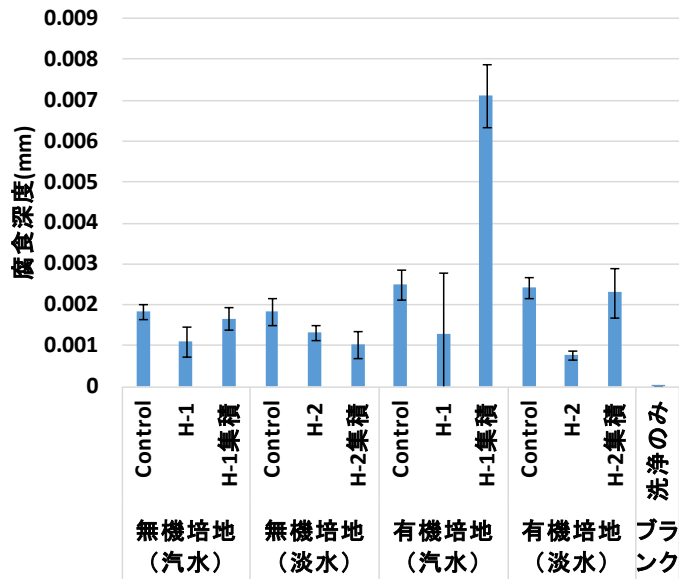


図 3. 2. 2-24 炭素鋼試験片の腐食試験後の腐食深度

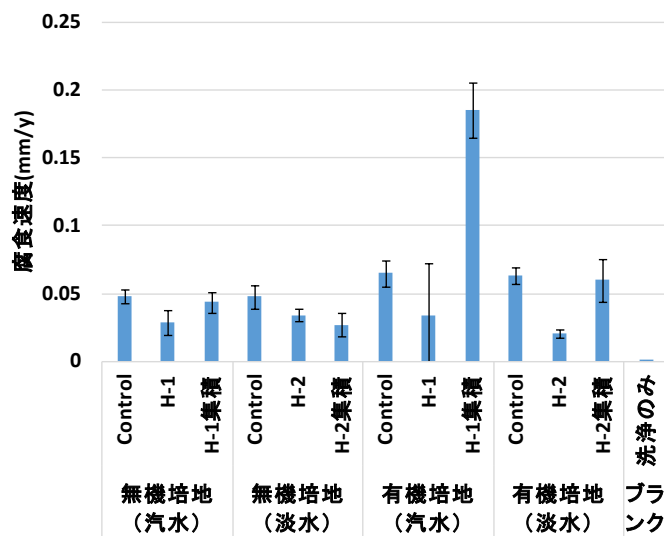


図 3. 2. 2-25 炭素鋼試験片の腐食速度

(腐食深度および腐食速度は、腐食を全面腐食と仮定して算出した)

今回の試験では、汽水系有機培地の H-1 集積培養試料を用いた系以外の腐食量はコントロールとほぼ同様の結果になった。各試験系、特に無機培地の場合と有機培地の場合では、腐食メカニズムが異なることが予想されるため、ヘッドスペースガス、溶存イオン（硫酸イオンおよび有機酸）等を分析し、各試験系の腐食メカニズムを考察した。その結果、無機培地による培養液では水素がほとんど検出されなかったことから、金属片から生成した水素はメタン生成反応に利用されたものと推測された。一方、溶存イオン分析から、硫酸イオンの減少は認められなかったが、酢酸イオンの生成が認められた。この結果から、無機培地では、硫酸還元菌は腐食にはあまり関与せず、メタン生成菌および酢酸生成菌が腐食に関与してい

ると考えられた。天然環境における微生物腐食メカニズムについては、水素資化性のメタン生成菌、酢酸生成菌および硫酸還元菌が直接的に試験片の腐食を加速させている可能性と、水素資化性酢酸生成菌が生成した酢酸を酢酸資化性のメタン菌および硫酸還元菌が加速している可能性が様々な環境条件下で報告されている。腐食における酢酸生成菌の役割については、既に本研究結果と同様の報告があり (Mand et al., 2014)、本試験においても、有機物を添加しない無機培地においては、メタン生成および酢酸生成菌が関与した腐食メカニズムにより腐食反応が起こっている可能性が考えられた。

一方で、有機培地の場合、メタン生成や酢酸生成が認められるものの、これらは乳酸イオンの発酵分解に伴う生成物である可能性がある。一方、硫酸イオンが顕著に減少していることから、硫酸還元反応に伴う、硫化水素による間接的な腐食である可能性が高い。

以上のように、無機培地では、主にメタン生成菌および酢酸生成菌が腐食に関与していること、有機培地では、主に硫酸還元菌が関与していることが明らかになった。

無機培地による培養液中の炭素鋼片を洗浄処理し、走査型電子顕微鏡にて観察した結果を図 3.2.2-26 に示す (試験前の SEM 像は前述の方法を参照)。図 3.2.2-26 は無機培地の結果であるが、有機培地による SEM 像観察結果についても、無機培地と同様の結果が得られている。いずれの試験片表面も、試験前に比べ、凹凸が大きく、ざらついた表面になっていることが確認された。無機培地汽水 H-2 集積培養系および有機培地汽水 H-1 系において、孔食状の特異的な腐食形態が認められた。凹凸状態を確認するため、AFM 観察を行ったところ、これらの孔食状のものは窪みであり、数ミクロン程度の深度であることが明らかになった (図 3.2.2-27)。試験前の試験片にも多数の窪みがあるため、今後詳細な検討が必要であるが、腐食性菌群による孔食腐食の可能性も示唆された。孔食腐食が生じた場合、局所的に腐食深度が増すことから、腐食による金属容器の寿命に影響を及ぼす可能性がある。今後は微生物反応によって生じる腐食メカニズムを詳細に検討する必要がある。

無機培地（汽水系）

無機培地（淡水系）

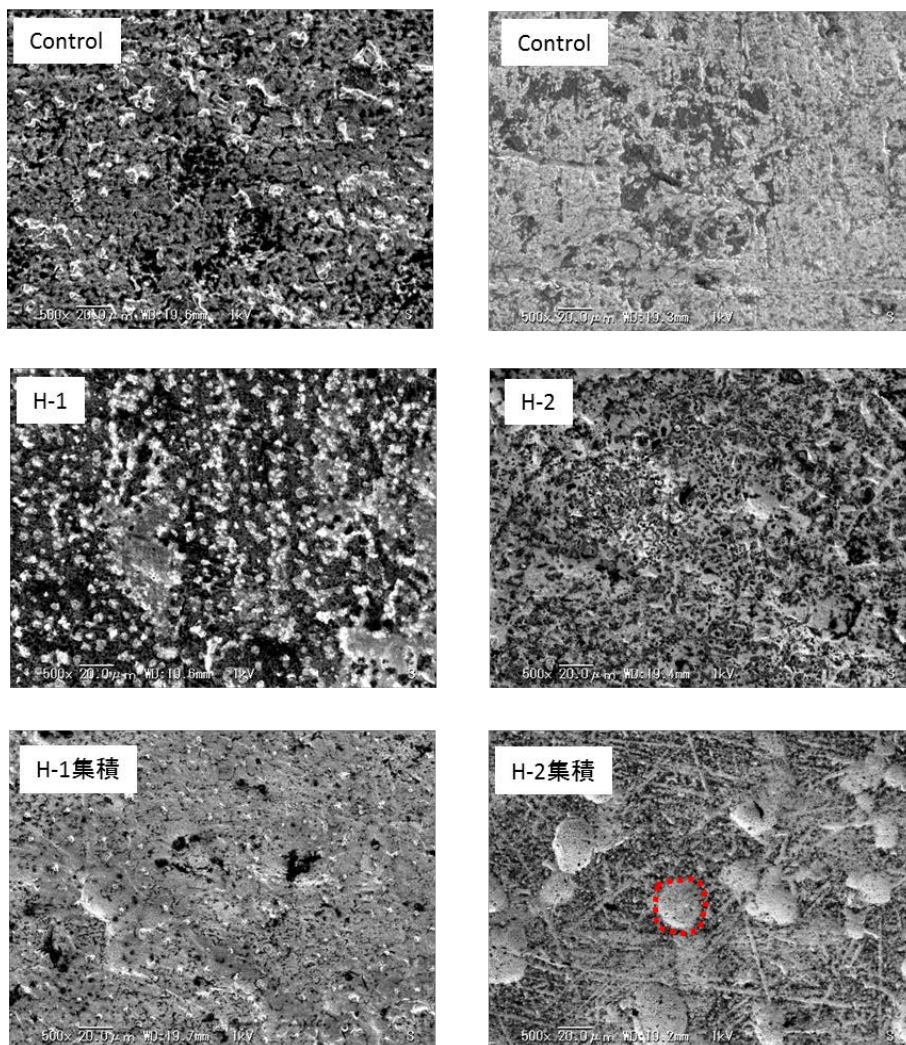


図 3. 2. 2-26 腐食試験実施後（洗浄後）の試験片の走査型電子顕微鏡像（無機培地）
（加速電圧 1kV，倍率×500，無蒸着観察）

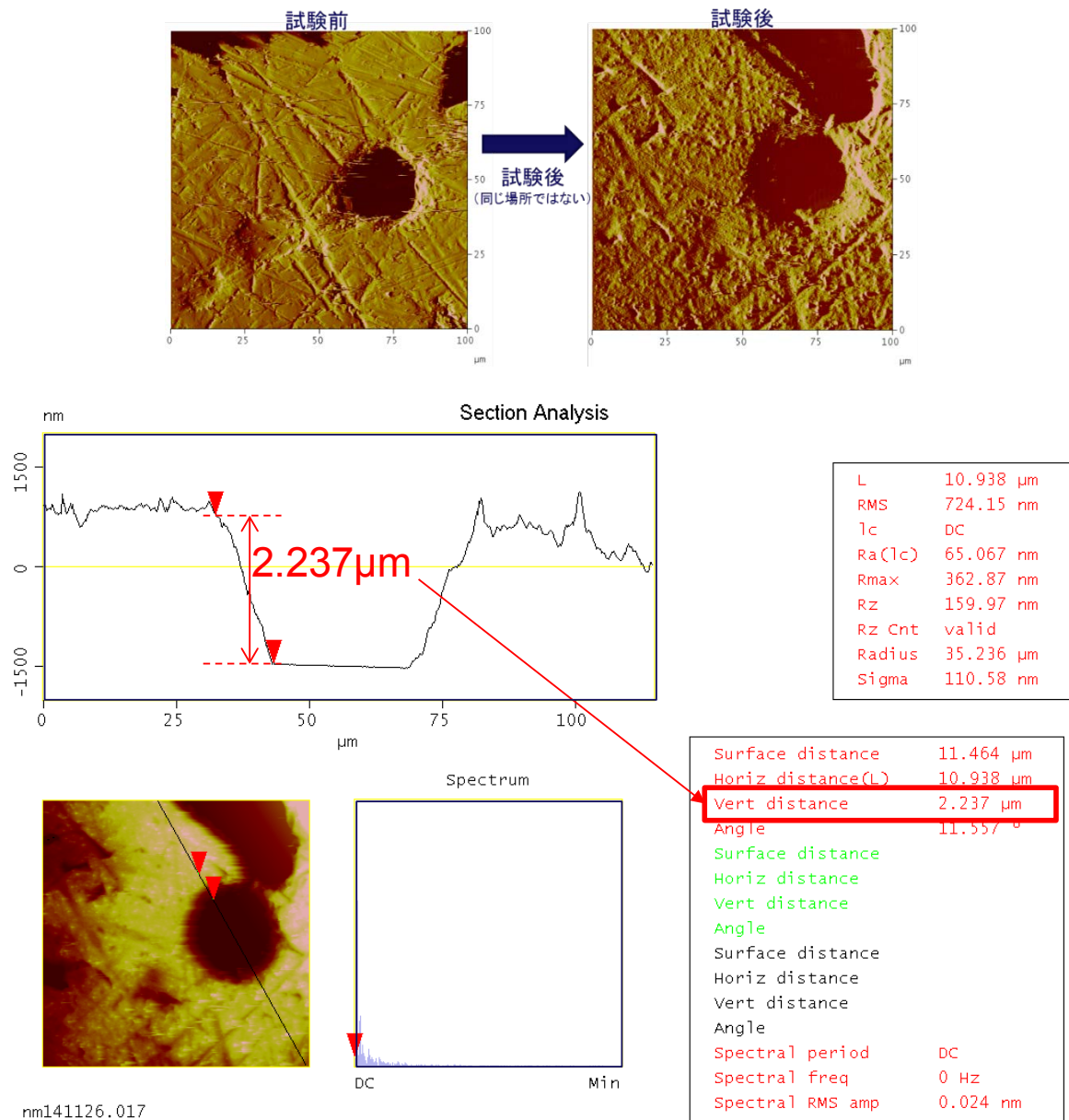


図 3.2.2-27 炭素鋼試験片の試験前および試験後の AFM 像および孔深さの探針結果 (無機培地汽水 H-2 集積培養系)

3) 圧縮ベントナイト中の微生物現存量に関する調査

上述の 1)、2) の試験は、様々な微生物種を対象とした腐食影響評価試験として実施されたが、実際の地層処分システムの環境としては、放射性物質放出抑制のため、炭素鋼などの金属容器の周りは緩衝材で覆われているため、金属容器の腐食挙動を評価する上で緩衝材中の微生物存在量を評価しておくことは重要な課題である。そのため、圧縮ベントナイト中に炭素鋼片を埋め込んだ状態で浸漬試験を実施し、緩衝材中の微生物分析を実施した。

① 試験方法

浸漬試験は、乾燥密度 1.6 g cm^{-3} に調整された緩衝材 (クニゲル V1、3 号珪砂、5 号珪砂の混合物) 中に炭素鋼 $30 \times 30 \times$ 厚み 2 mm を埋設し、温度 (30, 40, 50, 80, 160, 200 °C)

の条件にて、3ヶ月から3年間、0.5 mol l⁻¹ NaHCO₃ 溶液、人工海水、模擬地下水に浸漬させた。また同様に模擬地下水にセメント材料 (OPC, HFSC) を添加し、3 年浸漬させた試験も合わせて実施した。試験装置を含め試験前に緩衝材や炭素鋼などの滅菌作業は行っていない。微生物分析では、DNA 抽出キット (MO Bio 製 PowerMax Soil DNA isolation) を用いて緩衝材中の DNA 抽出を行うとともに、NaHCO₃ 溶液に浸漬させた試験に用いた試料については、緩衝材を滅菌緩衝液に懸濁させ、R2A 培地 (貧栄養) および LB 培地 (富栄養) を用いて平板培養 (好気条件、30 °C、2 週間) を行った。また、参照のため、緩衝材の浸漬試験前の粉体試料 (ベントナイトおよび 70%ベントナイト+30%珪砂) についても同様に分析に供した。DNA 抽出量の分析では、蛍光定量測定 (Qubit1.0) を実施した。測定には分析キット (Quibit ds DNA HS assay kit Q32851) を用いた。

②微生物分析結果

表 3.2.2-5 に浸漬試験および試験に用いたベントナイト、ベントナイトと珪砂の混合物中の DNA 抽出量結果を示す。DNA 抽出量および 16S rRNA 量は極微量であったが、浸漬試験温度が低温の場合に、DNA 抽出量は若干大きくなる傾向が認められた。いずれの試験条件においても、検出された DNA 濃度は、一般的な土壌における DNA 濃度と比較して 1000~100 万分の 1 程度であった。平板培養による生菌数 (休眠状態含む) 測定の結果、ごく僅か (1-2CFU/3plate) な程度でコロニーが検出されたが、いずれの培地においても検出量は極めて少なく、DNA 濃度および培養法の両結果から、今回実施した反応試験条件下においては、圧縮ベントナイト中の微生物活性は抑制されていると考えられた。

表 3.2.2-5 圧縮ベントナイト中から検出された DNA 量

試料	温度 (°C)	溶液	期間 (day)	DNA 濃度 (ng g ⁻¹)
圧縮ベントナイト 中の浸漬試験	30	人工海水	3 年	1.80
	40	人工海水	3 年	1.39
	50	人工海水	3 年	0.32
	50	人工海水	3 年	1.23
	50	模擬地下水+OPC	3 年	0.16
	50	模擬地下水+HFSC	3 年	0.32
	80	模擬地下水+OPC	3 年	0.17
	80	模擬地下水+HFSC	3 年	0.14
	80	0.5M NaHCO ₃	90 日	0.79
	160	0.5M NaHCO ₃	90 日	0.80
ベントナイト 70%ベントナイト +30%珪砂	200	0.5M NaHCO ₃	90 日	0.58
				0.69
				1.47

参考：一般的な土壌中の DNA 量；1000-100000 (ng g⁻¹)

4) まとめと今後の課題

人工バリア性能への微生物影響に関する研究として、一般的な嫌気的環境である湖沼堆積物等サンプルを採取し、鉄腐食性菌の探索を行うとともに、炭素鋼試験片を用いた腐食試験を行った。また、人工バリア内の微生物影響評価に資するため、緩衝材中の微生物活性に関する検討を行った。その結果、以下の知見を得た。

- ・ 金属鉄を含む微生物生育培地を用いて、湖沼底泥堆積物に生息する微生物から鉄腐食性菌を探索した結果、硫酸還元菌以外にも鉄腐食能を有するメタン生成菌などが普遍的に存在することが明らかになった。
- ・ 環境試料および環境から分離した鉄腐食性菌群 4 試料を用いて、炭素鋼試験片 (8×8×0.5 mm) の腐食試験を実施した。その結果、全ての試験系で炭素鋼試験片の腐食減量が認められた。溶存イオンやガス分析の結果から、この腐食現象には、従来から検討されてきた硫酸還元菌以外に、メタン生成菌や酢酸生成菌が関与していることが明らかになった。
- ・ 緩衝材内部における微生物活性評価を目的として、圧縮ベントナイト中の微生物分析を実施した結果、微生物量は極微量であり、圧縮ベントナイト中の微生物活性は抑制されていることが示された。

以上より、金属容器の腐食挙動評価には硫酸還元菌以外の微生物の影響を考慮する必要があることが明らかになった。今後は腐食メカニズムの解明やより処分環境に近い条件での腐食試験などを実施していくことが課題となると考えられた。また、緩衝材中の微生物に関しては、緩衝材 (ベントナイト) からの DNA 抽出効率の向上、経時変化の取得などが課題としてあげられる。また平板培養により生菌数がカウントされていることから、より緩和な温度条件での試験や乾燥密度を変化させて試験を実施し、微生物の有意な影響が認められる条件について見定めて行くことが重要であると思われる。

3.2.3 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究

(1) ソースターム評価のためのモデル、パラメータの調査

1) はじめに

わが国における使用済燃料の直接処分を対象としたソースターム評価は、平成 16 年に核燃料サイクルのコスト比較（原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会，2004）のために諸外国の事例に基づき仮定されたのみであり、具体的な検討は直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）において着手した段階にある。今後は直接処分第 2 次取りまとめに向けて、国内外における評価・検討事例や最新の議論・知見を詳細に調査するとともに、実際の処分対象である国内の使用済燃料インベントリの特長調査を行い、これら情報を関連付けて整理することによって、わが国におけるソースターム評価のモデル化とパラメータ設定を行っていく必要がある。

ここでは、わが国における直接処分を対象としたソースターム評価を検討するにあたり、より現実的かつ不確実性を低減した閉じ込め性能の評価に資することを目的として、諸外国における評価モデルおよびパラメータ設定に関する調査を行った。特に評価モデルおよびパラメータの設定過程における、多様な使用済燃料および処分場の環境条件による影響も含めた不確実性の取り扱いを中心に整理した。さらに、それらの個々の設定根拠となる文献を抽出することで、主要なデータとそれらの取得条件などを含むデータベース化にも着手した。

まず、使用済燃料からのソースタームの考え方についての概要を記し、次いでスウェーデン、フィンランド、スイスおよびカナダにおける最新の安全評価レポートにおける評価モデルおよびパラメータ設定についての調査結果を、さらにそれらのレポートの設定根拠として用いられている代表的な実験データ情報を整理した。

2) 使用済燃料からの核種放出挙動とソースターム評価

地下深部に埋設された処分容器は、長期にわたる腐食などにより劣化し、やがて破損すると容器内に地下水が流入して使用済燃料からの核種放出が生じる。使用済燃料は二酸化ウラン (UO_2) を主成分としているため、基本的に地下水への溶出はゆるやかに進行するが、燃焼により生成した易溶性の核分裂生成物が不均質に分散していることなどから、ガラス固化体と比べると、核種溶出の一部を瞬時放出として取り扱うなど、より複雑な評価が必要となる。

使用済燃料ペレットとジルカロイ被覆管などの金属材料によって構成される燃料集合体は、炉内での燃焼・照射によって、超ウラン元素、核分裂生成物および放射化生成物などの多様な放射性核種が生じ、使用済燃料集合体中にはそれらが広く分散している（図 3.2.3-1; Nagra, 2002a）。核分裂生成物のうち、クリプトン (Kr)、キセノン (Xe) などの希ガス成分は、ガス気泡を形成しながら、燃焼により生じる燃料内部の粒界やひび割れを介して、燃料・被覆管のギャップに蓄積する。ヨウ素 (I)、セシウム (Cs) などの揮発性成分も、高温環境での揮発・拡散により粒界やギャップなどに局在化する。その他、テクネシウム (Tc) やパラジウム (Pd) など白金族元素は合金を形成して粒界近傍に析出し、希土類元素やジルコニウム (Zr) は酸化物として UO_2 と固溶体を形成する。これらの核分裂生成物の局在化、ひび割れなどの物性変化は燃焼度の増加とともに増し、燃焼度がさらに高まると、燃焼中にペレット外周近傍の燃焼度が相対的に高まることで、外周近傍のリム部と呼ばれる領域に Pu などが高

濃度化する（原子力安全研究協会，2013）。

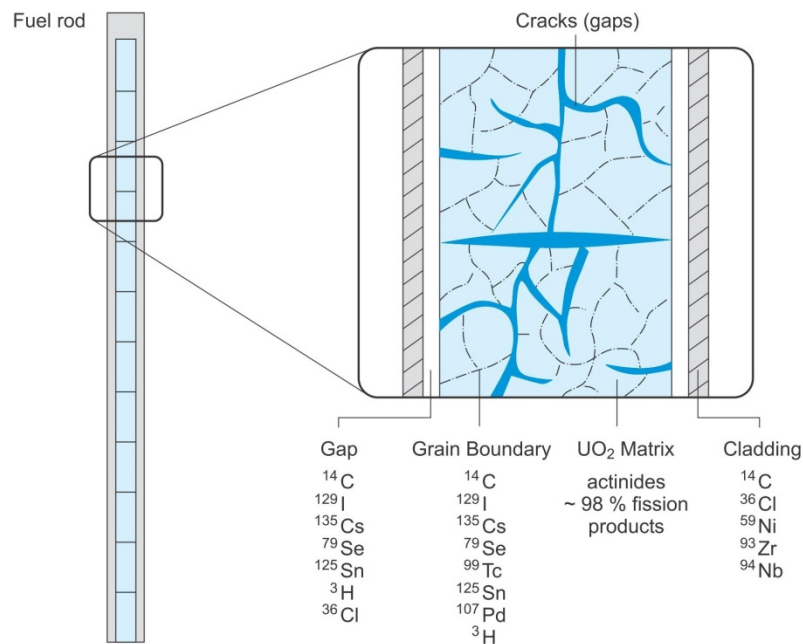


図 3. 2. 3-1 使用済燃料中の核種分布 (Nagra, 2002a)

このように使用済燃料には、多様な放射性核種が不均質に存在しており、その存在状態によって核種の溶出挙動も異なったふるまいを示す。ギャップや粒界に存在する放射性核種は、容器破損時の地下水との接触によって速やかに放出されるものと考えられ、一方で、燃料マトリクスへの溶解は長期にわたりゆっくりと進行する（図 3. 2. 3-2; Bruno and Ewing, 2006）。さらには、構造材金属についても、材料表面の酸化皮膜のように比較的不安定な形態は、健全な金属部分の浸食溶出と比較すると迅速な核種放出に寄与する。

上記のことから、使用済燃料からのソースタームは、処分容器が破損した直後から、比較的速やかに放出される核種の“瞬時放出割合（IRF：Instant Release Fraction）”と、UO₂の溶出と調和的に長期間にわたって進行する“マトリクス溶解”のふたつに分けて評価されるのが一般的である（たとえば、Nagra, 2002a ; Nykyri et al., 2008）。

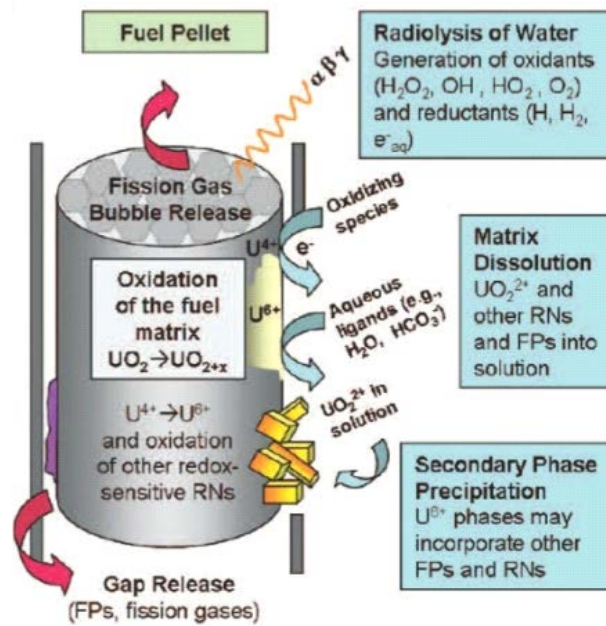


図 3. 2. 3-2 使用済燃料中からの核種放出概念 (Bruno and Ewing, 2006)

直接処分第1次取りまとめにおいては、諸外国のソースターム設定の概略を調査し、それらを参照しおおむね保守的な値として、表 3. 2. 3-1 のとおり設定した。燃料からのソースタームについてはスイスの性能評価レポート (Nagra, 2002a) の設定値を、放射化金属については第2次 TRU レポート (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005) を、主な参考とした。直接処分第1次取りまとめにおいて、今後取り組むべき課題として、使用済燃料からの溶解挙動については欧州を中心に国際プロジェクトとして精力的に検討が続けられているほか (たとえば、Grambow et al., 2010 ; Kienzler et al., 2013)、放射化金属については実試料を用いたデータ取得が国内でも継続的に進められているため (原環センター, 2013)、これらの最新の知見も含めて諸外国における設定値の根拠情報の詳細を把握しつつ、国内の使用済燃料の特性と対応付けた評価や不確実性の取り扱いなどについて検討を進めていく必要性が挙げられた。そのため、本調査においては、諸外国における多様な使用済燃料の不確実性の取り扱いなどを中心に詳細な調査と分析を行うとともに、それらの個々の設定根拠となる文献情報のデータベース化に着手することとした。

表 3.2.3-1 直接処分第1次取りまとめにおけるパラメータ設定値

パラメータ		第1次取りまとめ における設定	スイス EN 2002	スウェーデン SR-Site	フィンランド Safety Case 2012
瞬時放出 (IRF)	使用済燃料	<ul style="list-style-type: none"> •C 10% •Cl 10% •Se 4% •I 4% •Cs 4% •Sr 1% •Tc 2% •Pd 2% •Sn 4% 	<ul style="list-style-type: none"> •C 10% •Cl 10% •Se 4% •I 4% •Cs 4% •Sr 1% •Tc 2% •Pd 2% •Sn 4% <p>*PWR 48GWd/tHM</p>	<ul style="list-style-type: none"> •C 9.2%(10%) •Cl 7.6% •Se 0.38% •I 2.5% •Cs 2.5% •Sr 0.25% •Tc 0.2% •Pd 0.2% •Sn 0.03% <p>*上記以外の核種も設定 *構造材も含んだ全インベントリを基準にした中央値。()は構造材を除いて燃料のみを基準とした概略値</p>	<ul style="list-style-type: none"> •C 5.5%(10%) •Cl 8.2%(10%) •Se 0.4% •I 5.0% •Cs 5.0% •Sr 1.0% •Tc 1.0% •Pd 1.0% •Sn 0.01% <p>*上記以外の核種も設定 *構造材も含んだ全インベントリを基準にした値。()は構造材を除いて燃料のみを基準とした概略値</p>
	構造材金属	•C 20% (有機形態)	•C 20% (有機形態)	•C 20% *上記以外の核種も設定	•C 20% *上記以外の核種も設定
長期 マトリクス溶解	燃料マトリクス 溶解	$1 \times 10^{-7} (y^{-1})$	<ul style="list-style-type: none"> •After 10³y: $2.4 \times 10^{-6} (y^{-1})$ •After 10⁴y: $5.3 \times 10^{-7} (y^{-1})$ •After 10⁵y: $4.0 \times 10^{-8} (y^{-1})$ •After 10⁶y: $1.6 \times 10^{-8} (y^{-1})$ 	$1 \times 10^{-7} (y^{-1})$ (対数triangular分布、 : $10^{-8} \sim 10^{-6} (y^{-1})$)	$1 \times 10^{-7} (y^{-1})$
	構造材金属 の腐食溶解	<ul style="list-style-type: none"> •ジルカロイ: $8.77 \times 10^{-5} (y^{-1})$ •ステンレス、インコネル: $1.18 \times 10^{-4} (y^{-1})$ <p>*評価はジルカロイで代表</p>	•全金属: $3 \times 10^{-5} (y^{-1})$	•全金属: $10^{-3} (y^{-1})$ (対数triangular分布、 $10^{-4} \sim 10^{-2} (y^{-1})$)	<ul style="list-style-type: none"> •ジルカロイ: $10^{-4} (y^{-1})$ •その他金属: $10^{-3} (y^{-1})$

3) 諸外国におけるソースターム評価モデルおよびパラメータ設定

スウェーデン、フィンランド、スイスおよびカナダを主な対象国として、各々の性能評価書や技術報告書、国際会議資料などを調査し、直接処分第1次取りまとめにおいて抽出された課題のうち、特に瞬時放出および燃料マトリクスの長期溶解評価のモデル・パラメータ設定に対する、多様な使用済燃料および処分場環境条件の影響による不確実性の取り扱い方などを中心に整理した。

①瞬時放出割合 (IRF)

IRF については、前述のように対象燃料の燃焼履歴の影響も大きく受けることから、各国ともに使用済燃料からの核種放出挙動についての基本的な理解のもと、各々の国において処分対象となる使用済燃料の多様性や特性を考慮した評価方法を検討している。たとえば、スウェーデン、フィンランドおよびスイスは基本的に軽水炉燃料を対象とするのに対して、カナダは天然ウランを燃料とした重水炉 (CANDU 型炉) が対象であり軽水炉に比べて燃焼度も低い。軽水炉主体の3ヵ国の中でも、炉型 (BWR、PWR) の違いや、高燃焼度化、MOX 燃料の利用などを踏まえた、将来計画を含めた想定処分燃料には個々の特徴がある。調査結果から、IRF 評価に対する燃料多様性の取扱方法について特徴的であり、わが国の評価を検討する上で有効と考えられるスウェーデンおよびスイスにおける概要を以下に示す。

スウェーデンの安全評価 (SKB, 2011a) では、国内 BWR および PWR を合わせて 12 基 (閉鎖済み含め) から生じた使用済燃料 (UOX)、海外委託再処理により生じた MOX 系燃料 (MOX)、既に閉鎖した研究炉の運転廃棄物などを処分対象として評価している。キャニスタ封入施設のシミュレーションにおける対象使用済燃料の想定 (SKB, 2010a) によれば、表 3.2.3-2 の

通り全集合体数の 9 割近くを BWR-UOX 燃料が占め、MOX 燃料は BWR と PWR を合わせても総数の 1 %にも満たない。このため、IRF の設定において、MOX 燃料はインベントリの少なさを理由に UOX 燃料に含めて評価している (SKB, 2010b)。

表 3.2.3-2 スウェーデンのキャニスタ封入施設検討における対象使用済燃料

使用済燃料	集合体数 (割合)
BWR-UOX	47,637 (88.3 %)
PWR-UOX	6,016 (11.1 %)
BWR-MOX	267 (0.5 %)
PWR-MOX	33 (0.1 %)
合計	53,953 (100 %)

前述のとおり、燃料ペレットと被覆管のギャップ、燃料内部の粒界などに編在する I、Cs などの揮発性成分が IRF 核種として取り扱われるため、これらの割合を検討する上で、希ガスを主とした核分裂生成ガスの放出 (FGR : Fission Gas Release) 割合と関連付けて評価する方法が一般的となっており、ここでもその手法がとられている。FGR は、炉心設計などの目的からデータ蓄積がされ、シミュレーションコードにより炉型毎の試算も可能となっているため、炉型および燃焼度などの影響を受ける IRF 核種の設定を行う上で、有益な情報となる。

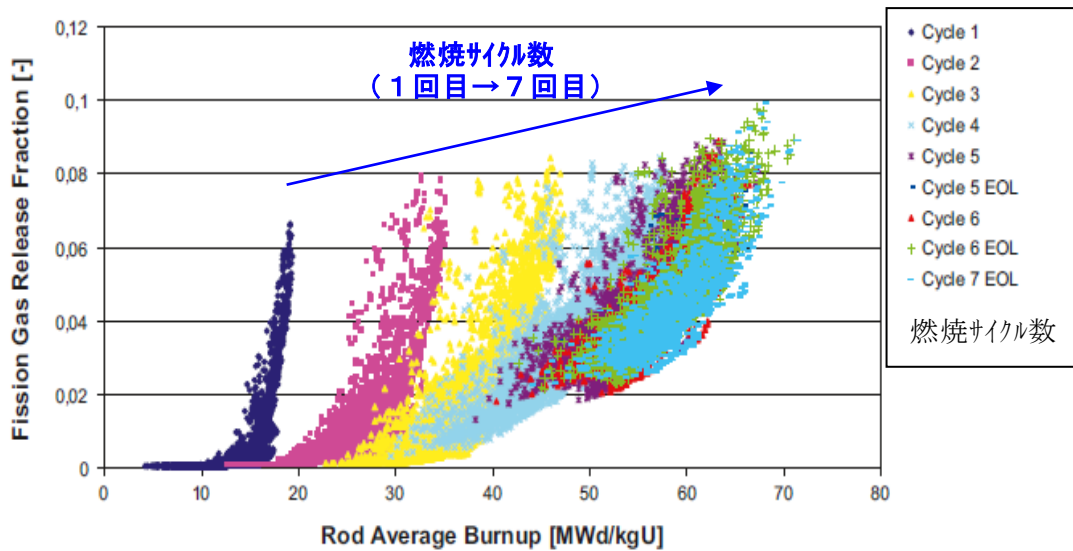
FGR の評価は、BWR および PWR 炉型毎の燃焼性能計算コード (Oldberg, 2009; Nordström, 2009) を用いて、各々の燃料集合体配列や熱出力および燃焼度を仮定し、表 3.2.3-3 (SKB, 2010a) に示す 10 ケースについて算出した。表中の Case2 (BWR、オスカーシャム 3 号機、燃焼度 58 MWd kgU⁻¹) についての運転サイクルを考慮した FGR の計算結果と燃焼度との関係を図 3.2.3-3 (SKB, 2010b) に例示する。あらかじめ 2045 年までの将来的な発生量も考慮した分布を想定し、60 MWd kgU⁻¹ 程度の高燃焼度燃料を計算ケースに含めることで、算出される FGR 分布に高燃焼度燃料の考慮を包含している。この結果から、BWR および PWR の各々について、FGR 毎の燃料集合体数の分布として図 3.2.3-4 (SKB, 2010a) を整理することで、以下の炉型毎の平均 FGR を算出している。

- ・平均 FGR : BWR = 1.9 % ± 1.13 % 、 PWR = 4.3 % ± 3.11 %

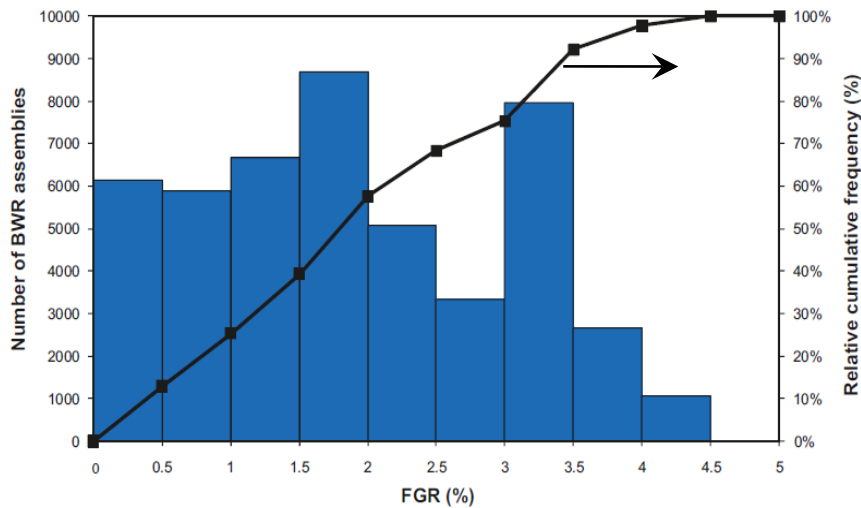
表 3.2.3-3 FGR の計算において設定した計算ケース (SKB, 2010a)

Type of reactor	Reactor	Operational case	Thermal power (MW)	Batch average discharge burnup (MWd/kgU)
BWR	KKL ¹	Case 1	3,600	59.8
BWR	O3	Case 2	3,292	58.0
BWR	O1	Case 3	1,375	60.4
BWR	O3	Case 4	3,292	44.3
BWR	O3	Case 5	3,900	43.9
BWR	O1	Case 6	1,375	44.9
PWR	R2	Equilibrium	2,652	59.4
PWR	R2	Cycle 33	2,652	48.4
PWR	R4	Equilibrium	3,292	59.8
PWR	R4	Cycle 26	2,775	52.4

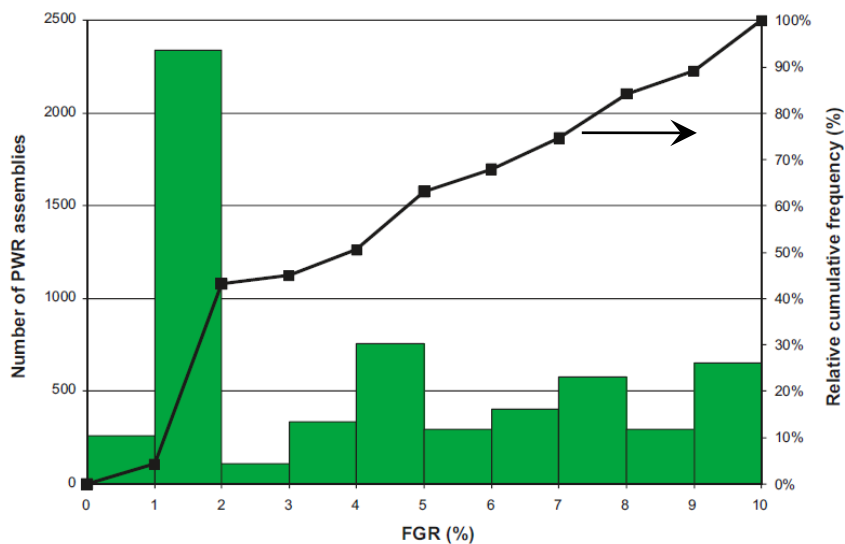
¹ Kernkraftwerk Leibstadt in Germany, a reactor with high average discharge burnups.



(表 3.2.3-3 の Case2 : BWR、オスカーシャム 3 号機、平均燃焼度 58 MWd kgU⁻¹)
 図 3.2.3-3 燃焼性能計算コードによる燃焼度と FGR の計算結果の例 (SKB, 2010b)



(a) BWR



(b) PWR

図 3.2.3-4 算出された FGR 毎の燃料集合体数の分布 (SKB, 2010a)

IRF の設定においては、C1-36、Cs-135、Cs-137、I-129、Cd-113m および Se-79 の 6 核種について、上記の平均 FGR と関連づけて炉型毎の IRF が設定されている。たとえば、C1 については軽水炉のデータがないため、CANDU 炉燃料のデータ (Tait et al., 1997) をもとに FGR の 3 倍とし、Cs については軽水炉燃料のギャップおよび結晶粒界のインベントリが FGR の 3 分の 1 の関係 (Johnson and McGinnes, 2002) にあったことから、保守的評価として FGR と同等としている。その他の核種についても、限られたデータから、最大値や分析下限値、化学アナログなどを考慮して設定されている。たとえば、C については、PWR 燃料を対象としたギャップのインベントリ割合を整理し、その値が 0.001~7 % の範囲にあることから、限定されたデータ範囲の最大値を考慮し、悲観的に 10 % と設定している (Johnson et al., 2005)。このようなパラメータ設定の考え方および参照している根拠データは、調査対象とした各国において共通的な点が多く、その内容については後述する。

以上のようなモデル検討により、PWR および BWR の炉型毎に種々の核種の IRF を設定し、その値をもとに炉型毎インベントリの加重平均をとることで、表 3.2.3-4 の平均 IRF データセットを設定し、これを確率論的な性能評価に使用している。したがって、対象燃料の多様性（炉型、燃料種類および燃焼度など）については、核種毎のパラメータ設定根拠データの不確実性ととも、この平均 IRF データセットを設定する際に考慮され、その結果として中央値（下表の μ および Best estimate）と幅（下表の σ および Lower limit、Upper limit）が与えられている。

表 3.2.3-4 SR-Site において設定された平均 IRF データセット (SKB, 2010a)

Radionuclide	μ	σ		Distribution
Cl-36	0.076	0.064		Normal
Cs-135	0.025	0.021		Normal
Cs-137	0.025	0.021		Normal
I-129	0.025	0.021		Normal
Se-79	0.0038	0.0032		Normal

Radionuclide	Lower limit	Best estimate	Upper limit	Distribution
Ag-108m		1.0		Single point value
C-14	0.085	0.092	0.11	Double triangle, normal space
Cd-113m		1.0		Single point value
H-3		1.0		Single point value
Mo-93	$5.1 \cdot 10^{-5}$	0.012	0.018	Double triangle, normal space
Nb-93m	$6.5 \cdot 10^{-7}$	0.017	0.026	Double triangle, normal space
Nb-94	$6.4 \cdot 10^{-7}$	0.018	0.027	Double triangle, normal space
Ni-59	$1.6 \cdot 10^{-3}$	0.012	0.017	Double triangle, normal space
Ni-63	$1.4 \cdot 10^{-3}$	0.012	0.017	Double triangle, normal space
Pd-107	0	0.002	0.01	Double triangle, normal space
Sn-121m	$3.2 \cdot 10^{-7}$	$1.9 \cdot 10^{-4}$	$8.7 \cdot 10^{-4}$	Double triangle, normal space
Sn-126	0	$3 \cdot 10^{-4}$	0.001	Double triangle, normal space
Sr-90	0	0.0025	0.01	Double triangle, normal space
Tc-99	0	0.002	0.01	Double triangle, normal space
Zr-93	$6.3 \cdot 10^{-8}$	$9.2 \cdot 10^{-6}$	$1.4 \cdot 10^{-5}$	Double triangle, normal space

次にスイスの安全評価においては、BWR および PWR を合わせて 5 基から発生する将来的な使用済燃料も想定し、評価上のモデルインベントリを表 3.2.3-5 (Nagra, 2002a) のとおり設定している。ただし、表のとおり BWR-MOX は発生量が少ないため、PWR-MOX に含めてモデル化されている。なお、表中には、変動ケースとして総発電電力量を高く仮定した場合 (300 GWe) のモデルインベントリも併せて示されている。

表 3.2.3-5 処分が必要な使用済燃料のモデルインベントリ (Nagra, 2002a)

Waste Type	Reference case inventory – 60 years power plant operation (192 GWa (e))	Variant inventory – 300 GWa (e)
SF	t_{IHM}	t_{IHM}
PWR UO ₂	1443	2700
BWR UO ₂	1629	2731
PWR MOX	128	128
BWR MOX	17	17
Total SF	3217	5576

このインベントリを考慮し、性能評価においては標準的な燃焼度 48 GWd t_{IHM}^{-1} の各燃料を封入したキャニスタ 3 ケース (下記、BE-1~3) をレファレンスキャニスタとし、高燃焼度燃料 (燃焼度 55, 65 および 75 GWd t_{IHM}^{-1}) の組み合わせを想定した 4 ケース (下記、BE-4~7) を代替キャニスタとして評価している。

< レファレンス キャニスタ : 標準的燃焼度 3 ケース (48 GWd t_{IHM}^{-1}) >

- BE-1 - BWR UO₂, containing 9 spent fuel assemblies
- BE-2 - PWR UO₂ + PWR MOX, containing 3 UO₂ and 1 MOX spent fuel assemblies
- BE-3 - PWR UO₂, containing 4 UO₂ spent fuel assemblies

< 代替 キャニスタ : 高燃焼度燃料 4 ケース (55, 65, 75 GWd t_{IHM}^{-1}) >

- BE-4 4 PWR UO₂ fuel assemblies (55 GWd/ t_{IHM})
- BE-5 3 PWR UO₂ (55 GWd/ t_{IHM}) + 1 PWR UO₂ (65 GWd/ t_{IHM}) fuel assemblies
- BE-6 3 PWR UO₂ (55 GWd/ t_{IHM}) + 1 PWR UO₂ (75 GWd/ t_{IHM}) fuel assemblies
- BE-7 3 PWR UO₂ (48 GWd/ t_{IHM}) + 1 PWR MOX (65 GWd/ t_{IHM}) fuel assemblies

上記のキャニスタ全 7 ケースを評価するため、ケース中に想定された全 8 種類の燃料 (炉型-燃料形態-燃焼度 ; BWR-UO₂-48、PWR-UO₂-48、BWR-UO₂-55 … PWR-MOX-65) の各々について、スウェーデンと同様に、FGR との相関性や根拠データを挙げて、IRF の設定を行っている (Johnson and McGinnes, 2002)。レファレンスケースで使用されている BWR および PWR の燃焼度 48 GWd t_{IHM}^{-1} を含む代表的な IRF 設定値を表 3.2.3-6 に示す。なお、IRF 検討のための根拠データは限られるため、参照している主要な根拠データはスウェーデンと同様であるが、対象として設定している燃料が異なるため、対象燃料の FGR が両国間で異なることと、その評価時期からスウェーデンの評価の方が直近であり、より最新の知見を取込んでいることが、両者の IRF 設定値が異なっている理由と考えられる。

表 3.2.3-6 スイスにおいて設定された代表的な IRF 設定値 (Nagra, 2002b)

Nuclide	t ½ [a]	IRF Value [%]			
		BWR UO ₂ Fuel (48 GWd/t _{IHM})	PWR UO ₂ Fuel (48 GWd/t _{IHM})	PWR UO ₂ Fuel (75 GWd/t _{IHM})	PWR MOX Fuel (48 GWd/t _{IHM})
³ H*)	1.23 × 10 ¹	1	1	1	1
¹⁰ Be	1.6 × 10 ⁶	10	10	10	10
¹⁴ C	5.73 × 10 ³	10	10	10	10
³⁶ Cl	3.0 × 10 ⁵	13	10	25	15
⁷⁹ Se	1.1 × 10 ⁶	9	4	25	15
⁹⁰ Sr	2.86 × 10 ¹	1	1	1	1
⁹⁹ Tc	2.1 × 10 ⁵	2	2	17	2
¹⁰⁷ Pd	6.5 × 10 ⁶	2	2	17	2
¹²⁶ Sn	2.3 × 10 ⁵	9	4	25	15
¹²⁹ I	1.57 × 10 ⁷	9	4	25	15
¹³⁵ Cs	2.3 × 10 ⁶	5	4	25	10
¹³⁷ Cs	3.02 × 10 ¹	5	4	25	10

*) Assessment calculations were performed using an IRF of 2 %.

上記のとおり、スイスは炉型、燃焼度毎に代替ケースも含めた複数ケースに対して、各々に IRF を設定し、決定論的評価を複数ケース行うことで、対象燃料の多様性に関する不確実性評価を実施している。これに対してスウェーデンは、確率論的評価を基本とするため、炉型、燃焼度毎の対象燃料の多様性を予め考慮した分布を持った平均的な IRF の設定を行っている。一方で、フィンランドは BWR および PWR 燃料を対象としており、スウェーデンの設定を参照してレファレンスケースの IRF を設定し、不確実性への対応として確率論的感度解析の中で悲観的な IRF を考慮している。カナダは対象が CANDU 炉燃料だけであり、燃料毎の燃焼度の幅も小さく、他国に比べて統一的な燃料であるため、平均的な燃料 1 ケースをレファレンス条件として評価するのに加えて、感度解析のケーススタディにおいて、悲観的設定としてアクチノイドを含む全核種インベントリについて一律 10 % と仮定した検討を行うことで、評価している。

以上のように、処分対象とする燃料の多様性（炉型、燃料種類、燃焼度など）は IRF に影響を与えるため、各々の国におけるデータ設定では何らかの工夫・考慮をしている。ただしその方法は多様で、燃料多様性による変動幅や不確実性を考慮した平均値としてデータ設定している国（スウェーデン、フィンランド）、複数の変動ケースを想定して各々にデータ設定して複数ケースを評価している国（スイス）、感度解析のひとつとして取り扱っている国（カナダ、フィンランド）があり、各国毎の性能評価全体の方針とも関連して各々に特徴的であることが分かった。

②マトリクス溶解

UO₂燃料の溶出と調和的に進行する燃料マトリクスの長期溶解については、UO₂が還元性環境で熱力学的に安定であり非常に低い溶解度と溶解速度を示す（たとえば、Werme et al., 2004）。一方で、仮に酸化性環境に変化した場合は、IV価（UO₂）からVI価（UO₂²⁺）への酸化反応の進行により、溶解度・溶解速度ともに格段に大きくなる。したがって、環境の還元状態の維持は重要であり、これを酸化状態とする要因は評価に大きな不確実性を及ぼすため、直接的な現象としては氷河融水による酸化性地下水の侵入などが検討されている（たとえば、SKB, 2011a; NWMO, 2012）。さらに、使用済燃料の表面近傍において起こり得る地下水の放射線分解によって酸化性化学種が生じ、それにより溶解速度が高まる可能性が指摘されている（Ollila, 2011）。

このように、マトリクス溶解速度の設定において、処分場の環境条件は直接的な影響因子であり、対象とする燃料の多様性は水の放射線分解に与えるα放射能の強度に直結することから影響を与える。そのため、調査対象とした諸外国においても、それら要因の不確実性も含めて後述するような幾つかの検討がされているが、その上でレファレンスケースの評価に使用する溶解速度を燃料や環境条件毎に設定している国はなく、4カ国ともに燃料種別や環境条件に依存しないひとつの値を設定して評価している。またその設定値において、スウェーデンおよびフィンランドはマトリクスの溶解速度を時間依存しない一定値としており、スイスおよびカナダは放射線分解を考慮したモデル計算によって時間依存のある変数として扱っている（表 3.2.3-1 参照）。

燃料の多様性に関する不確実性の検討や取り扱いの具体例として、スイスでは表 3.2.3-7 のとおり、レファレンスケースにおける燃焼度 48 GWd tIHM⁻¹ の BWR および PWR 燃料を同一とした燃料溶解速度設定値（表中(1)）の他に、代替ケースとして MOX 燃料を混合したケース（表中(2)）および MOX 燃料の高燃焼度ケース（表中(3)）を設定している（Johnson and Smith, 2000）。これに加えて、溶解速度自体の不確実性を考慮して、レファレンスケースの燃料溶解速度（表中(1)）に対して、10倍、100倍と仮定したケースも考慮している（Nagra, 2002b）。なお、表中の1000年未満においては、キャニスタの初期欠陥を考慮して全ケースで同一値としている。カナダにおいては、通常進展シナリオの感度解析において、燃料マトリクスの溶解速度をレファレンスケースの10倍として評価している。一方で、スウェーデンにおいては、高燃焼度化や MOX 燃料についての検討を行い（SKB, 2010b）、多くの根拠文献を挙げた上で、燃料バリエーションによる影響よりも、主として根拠となる実験データの不確実性を考慮して、中央値（10⁻⁷ y⁻¹）に対して上下1桁ずつの幅（10⁻⁸~10⁻⁶ y⁻¹）を与えた溶解速度を設定している（Werme et al., 2004）。フィンランドは MOX 燃料を対象に含まないことから、高燃焼度燃料に対する議論のみ行っており、燃料ペレット中心部よりも燃焼度が数倍高い外縁部リム領域試料の核種放出データなどを根拠にスウェーデンの設定を支持し、スウェーデンの設定と同等としている（POSIVA, 2012）。

表 3.2.3-7 スイスの燃料マトリクス溶解速度設定値 (Nagra, 2002b)

Time [a]	Fuel matrix fractional dissolution rate [a ⁻¹]		
0	1.0 × 10 ⁻⁴		
50	2.0 × 10 ⁻⁵		
100	1.5 × 10 ⁻⁵		
200	1.3 × 10 ⁻⁵		
300	9.3 × 10 ⁻⁶		
500	7.2 × 10 ⁻⁶		
700	5.3 × 10 ⁻⁶		
	Values based on UO ₂ fuel elements with a burn-up of 48 GWd/t _{HM}	Values based on a weighted average of 1 MOX fuel element and 3 UO ₂ fuel elements, each with a burn-up of 48 GWd/t _{HM}	Values based on MOX fuel elements with a burn-up of 65 GWd/t _{HM}
	(1)	(2)	(3)
1.0 × 10 ³	2.4 × 10 ⁻⁶	3.8 × 10 ⁻⁶	8.6 × 10 ⁻⁶
2.0 × 10 ³	1.3 × 10 ⁻⁶	2.0 × 10 ⁻⁶	4.4 × 10 ⁻⁶
3.0 × 10 ³	8.9 × 10 ⁻⁷	1.4 × 10 ⁻⁶	3.1 × 10 ⁻⁶
5.1 × 10 ³	6.7 × 10 ⁻⁷	1.0 × 10 ⁻⁶	2.3 × 10 ⁻⁶
7.6 × 10 ³	5.9 × 10 ⁻⁷	8.9 × 10 ⁻⁷	1.9 × 10 ⁻⁶
1.0 × 10 ⁴	5.3 × 10 ⁻⁷	7.9 × 10 ⁻⁷	1.7 × 10 ⁻⁶
1.5 × 10 ⁴	4.2 × 10 ⁻⁷	6.1 × 10 ⁻⁷	1.3 × 10 ⁻⁶
2.0 × 10 ⁴	3.3 × 10 ⁻⁷	4.7 × 10 ⁻⁷	9.3 × 10 ⁻⁷
3.0 × 10 ⁴	2.1 × 10 ⁻⁷	2.8 × 10 ⁻⁷	5.3 × 10 ⁻⁷
5.1 × 10 ⁴	1.1 × 10 ⁻⁷	1.4 × 10 ⁻⁷	2.3 × 10 ⁻⁷
6.4 × 10 ⁴	7.6 × 10 ⁻⁸	9.8 × 10 ⁻⁸	1.7 × 10 ⁻⁷
8.1 × 10 ⁴	5.6 × 10 ⁻⁸	7.3 × 10 ⁻⁸	1.3 × 10 ⁻⁷
1.1 × 10 ⁵	4.0 × 10 ⁻⁸	5.4 × 10 ⁻⁸	1.0 × 10 ⁻⁷
1.5 × 10 ⁵	3.0 × 10 ⁻⁸	4.2 × 10 ⁻⁸	8.3 × 10 ⁻⁸
2.1 × 10 ⁵	2.7 × 10 ⁻⁸	3.7 × 10 ⁻⁸	7.4 × 10 ⁻⁸
3.1 × 10 ⁵	2.5 × 10 ⁻⁸	3.4 × 10 ⁻⁸	6.6 × 10 ⁻⁸
5.2 × 10 ⁵	2.2 × 10 ⁻⁸	2.9 × 10 ⁻⁸	5.5 × 10 ⁻⁸
8.2 × 10 ⁵	1.8 × 10 ⁻⁸	2.4 × 10 ⁻⁸	4.5 × 10 ⁻⁸
1.0 × 10 ⁶	1.6 × 10 ⁻⁸	2.1 × 10 ⁻⁸	4.0 × 10 ⁻⁸
1.6 × 10 ⁶	1.3 × 10 ⁻⁸	1.8 × 10 ⁻⁸	3.2 × 10 ⁻⁸
2.1 × 10 ⁶	1.2 × 10 ⁻⁸	1.6 × 10 ⁻⁸	2.7 × 10 ⁻⁸
3.1 × 10 ⁶	1.1 × 10 ⁻⁸	1.3 × 10 ⁻⁸	2.1 × 10 ⁻⁸
4.9 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁻⁸	1.1 × 10 ⁻⁸	1.5 × 10 ⁻⁸
7.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁻⁸	1.1 × 10 ⁻⁸	1.2 × 10 ⁻⁸
≥1.0 × 10 ⁷	1.0 × 10 ⁻⁸	1.0 × 10 ⁻⁸	1.0 × 10 ⁻⁸

次に、環境条件による不確実性がマトリクス溶解に影響を与え得る要因検討の具体例として、氷河融水による酸化性地下水の処分場への侵入を検討している。その結果、スウェーデンでは想定条件の酸素濃度においてオーバーパックの腐食量への影響が小さいことからシナリオ検討から除外し、カナダは想定処分深度における氷河融水の割合が十分に小さく還元環境を維持できるとしている (SKB, 2011a; NWM0, 2012)。したがって、両者とも、これによるマトリクス溶解への直接的な影響検討には至っていないが、スウェーデンにおける過去の検討において、悲観的にキャニスタに接触する地下水が大気平衡であると仮定し、酸化性条件下で燃料マトリクスの溶解速度を測定した結果では、還元性条件下に比べて2桁程度高い値 (10⁻⁵~10⁻⁴ y⁻¹) が示されている (Forsyth, 1997)。また、スウェーデンでは、燃料マトリクスの溶解速度の検討において、地下水条件範囲を設定しており、たとえば pH の設定範囲 (4~9.6) において溶解速度の pH 依存性はなく (Röllin et al., 2001)、これを外れた高 pH 領域でも溶解速度への顕著な影響はないとしている。同様にイオン強度 (1 M) や炭酸濃度 (0.01 M 未満)、温度条件 (70 °C 未満) についても、溶解速度への影響を検討し、いずれ

も顕著な影響がなく妥当な設定としている (SKB, 2010c)。

以上のように、燃料の多様性および環境条件の不確実性がマトリクス溶解に対して及ぼす影響についての検討は種々行われているが、性能評価上の取り扱いとしては、スイスおよびカナダが燃料多様性や溶解速度データの不確実性などの点から、代替ケースや感度解析の中で別パラメータを仮定しているのみである。スウェーデンでの検討が比較的詳細であり、それに加えて国際的枠組みによる最近の検討 (たとえば、Grambow et al., 2010 ; Kienzler et al., 2013) などを勘案すると、上記の燃料多様性などの不確実性に比べて、パラメータ設定のための根拠となる燃料溶解データが、その条件設定の難しさなどから、より大きな不確実性を含んでおり、このデータの信頼性を高めることが重要と考えられた。

4) パラメータ設定のための根拠情報の整理

諸外国の性能評価書において、核種の IRF および燃料マトリクス溶解のパラメータ設定の際に、設定根拠として用いられている主要な文献を抽出し、それら根拠文献のデータベース化を目的として情報整理に着手した。

① 瞬時放出割合 (IRF)

IRF の設定において、軽水炉を基本とするスウェーデン、フィンランドおよびスイスに対して、炉型が異なる CANDU 炉を対象とするカナダは参照しているデータ文献が異なる傾向にあるため、軽水炉主体のわが国の検討に有用な欧州 3 カ国における参照文献情報を中心に調査した。C, C1, I などの主要核種の IRF 設定について、3 カ国における引用文献を整理すると、多くは同じ元文献を参照しており、国際的に限られたデータを共通的に参照していることが分かる。その多くは、アメリカ、カナダおよび上記 3 カ国にフランスなどを加えた欧州において、軽水炉の使用済燃料を浸漬試験した結果から、ギャップや粒界に存在する核種インベントリ割合を推定したものであり、主要核種毎に各国で共通的に参照されている文献を抽出し、その試験方法や結果を整理した。例として、種々の実験データを整理した結果から IRF を推定している代表的なレビュー文献と、それに使用されている主要な実験レポートの概要を以下に示す。

Johnson et al. (2005) は、幾つかの研究機関で取得された使用済燃料の浸出試験結果から、試験に用いられた燃料の燃焼度および FGR、試験結果により得られた主要核種のギャップ (Gap) および粒界 (GB) インベントリの割合について、表 3.2.3-8 のように整理した。その結果から、表 3.2.3-9 のとおり、これら部位のインベントリと FGR との相関性を整理することで、燃焼度毎の IRF を推定している。すなわち、I, Cs などは、FGR と正の相関性があり、かつ FGR は燃焼度とも関連性があるため (Johnson and Tait, 1997)、これらの関係性から表 3.2.3-9 のように燃焼度毎に IRF が推定される。一方で、表 3.2.3-8 に示された C のギャップ・インベントリは、そのデータ数が少ない上に、値に大きな幅があることから、その値の最大値を保守的に切り上げ、表 3.2.3-9 のとおり燃焼度に因らず、一律に 10 %としている。

表 3. 2. 3-8 軽水炉使用済燃料の浸出試験結果から整理したギャップ(Gap)および粒界(GB)
インベントリの割合 (Johnson et al., 2005)

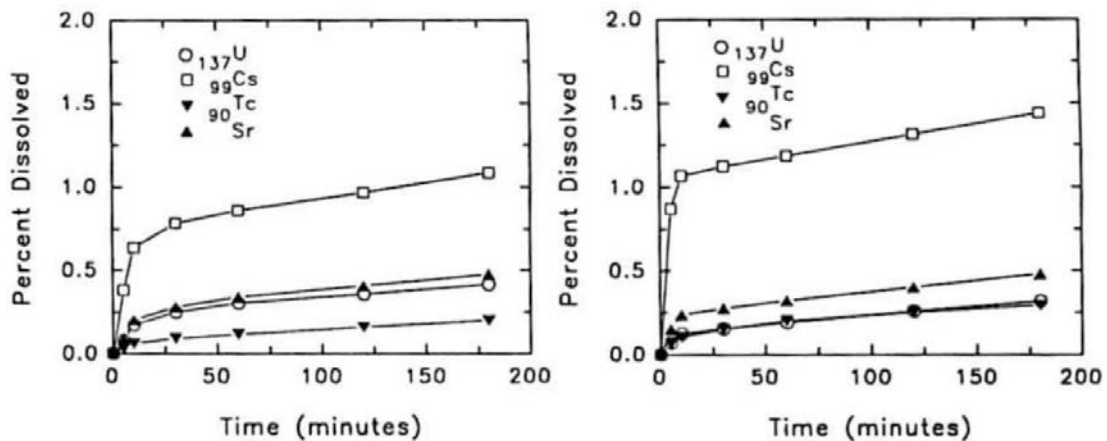
Fuel I.D.	Burnup (GWd t_{HM}^{-1})	FGR (%)	Cs Gap (%)	Cs GB (%)	Sr Gap (%)	Sr GB (%)	Tc Gap (%)	Tc GB (%)	I Gap (%)	I GB (%)	C Gap (%)
PWR (Ringhals) ^a	43	1.05	~1								
ATM-103 ^b (PWR)	30	0.25	0.2	0.48	0.01	0.11					
ATM-104 ^b (PWR)	44	1.1	1.2	0.1							
ATM-106 ^b (PWR)	43	7.4	2	0.5	0.11	0.03	0.13		0.1	8.5	
ATM-106 ^b (PWR)	46	11.0	2.5	1.0	0.02	0.13	0.01	0.01	1.2	8.0	
ATM-106 ^b (PWR)	50	18.0	6.5	1.0	0.1	0.07	0.05	0.12	15	7.6	
CEA (PWR)	22	0.1	0.3								
CEA (PWR)	37	0.2	0.6								
CEA (PWR)	47	0.5	2.3								
CEA (PWR)	60	2.8	1.0								
PWR-HBR ^c	31	0.2	0.8		0.024		0.03		0.008		0.001
PWR-TP ^c	27	0.3	0.32		0.012		0.04		0.002		
PWR-HBR ^d	31	0.2							0.284		0.33
PWR-TP ^d	27	0.3	0.4				<0.01		0.076		3.0
ATM-101 ^e (PWR)	28	0.2	2						4		2-7
MOX ^f	12-25	Not reported	10-12						1 to 2		
CEA-MOX	47	7	3.2								

表 3. 2. 3-9 ギャップおよび粒界インベントリ割合から推定される燃焼度毎の IRF
(Johnson et al., 2005)

BURNUP	37	41	48	60	75
RN	IRF	IRF	IRF	IRF	IRF
Fission gas	2 (2)	2 (3)	4 (6)	10 (16)	18 (26)
¹⁴ C*	10	10	10	10	10
³⁶ Cl	5	5	10	16	26
⁷⁹ Se	1 (1)	1 (2)	3 (4)	7 (11)	11 (17)
⁹⁰ Sr	1 (1)	1 (2)	3 (4)	7 (11)	11 (17)
⁹⁹ Tc	1 (1)	1 (2)	3 (4)	7 (11)	11 (17)
¹⁰⁷ Pd	1 (1)	1 (2)	3 (4)	7 (11)	11 (17)
¹²⁶ Sn	1 (1)	1 (2)	3 (4)	7 (11)	11 (17)
¹²⁹ I	3 (3)	3 (3)	4 (6)	10 (16)	18 (26)
¹³⁵ Cs	2 (2)	2 (2)	4 (6)	10 (16)	18 (26)
¹³⁷ Cs	2 (2)	2 (2)	4 (6)	10 (16)	18 (26)

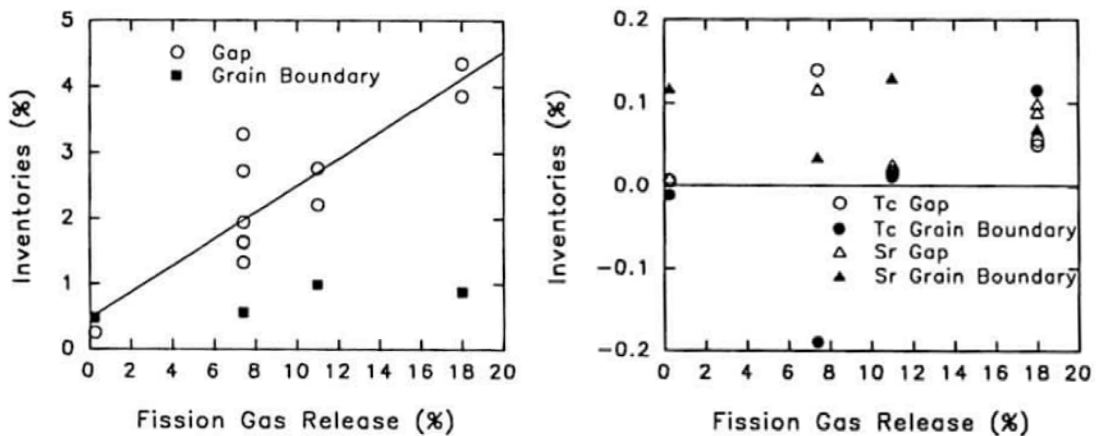
Johnson et al. (2005) に挙げられている表 3. 2. 3-8 中の ATM-103 および ATM-106 燃料のもととなっている実験レポート (Gray et al., 1992) の概要を示す。燃焼度毎に 4 種類の PWR 軽水炉の使用済燃料 (30, 43, 46 および 50 MWd kgHM⁻¹) を使って浸出試験をすることで、ギャップおよび粒界部分のインベントリを推定した内容であり、計算コード (ORIGEN-2) による全インベントリを基準として、一定時間に浸出した核種割合から、各々の部位のインベントリ割合を算出している。まず各々の燃料せん断片 (長さ 12~25 mm) を脱イオン水 (200~250 mL) に浸して 1 週間保持し、その後、燃料片を取り出して乾燥後に粉砕処理し、その一部 (0.5 g 程度) を希塩酸 (0.1 M-HCl, 20 ml) に浸して 180 分間保持した。最初の脱イオン水に溶出した核種割合をギャップ部分のインベントリに相当するものとし、その後の希塩酸に対して一定時間までに溶出した割合を粒界部分に相当するものと想定した。粒界インベントリを推定するために行った、希塩酸浸出時の核種溶出割合の経時変化例を図 3. 2. 3-5 に示す。図中の Cs の溶出割合について、開始初期に U などの他核種に比べて速やかに大きく

なり、その後の時間経過においても他核種の傾きに比べて、やや増加傾向にあることが分かる。ここでのUの溶出はU₂燃料粒子そのもののマトリクス溶解を表しているものであり、開始60分時点におけるCs、TcおよびSrの溶出割合から、その時点のUの溶出割合を差し引いて各々の粒界インベントリ割合とし、ギャップ測定結果と合わせて整理した結果を図3.2.3-6に示す。図3.2.3-6(a)のとおり、Csのギャップ相当分はFGRと正の相関性があり、一方で粒界相当分はギャップ相当分比べて割合が小さい。TcおよびSrについては、図3.2.3-6(b)のとおり、Csに比べて両部位のインベントリともに極端に小さく、FGRとの相関性も明確とはいえない結果である。



(a) ATM-106, 43 MWd kgHM⁻¹, FGR 7.4% (b) ATM-106, 46 MWd kgHM⁻¹, FGR 11%

図 3.2.3-5 使用済燃料の希塩酸浸漬試験における浸出割合の経時変化(Gray et al., 1992)



(a) FGR と Cs のインベントリ (b) FGR と Tc、Sr のインベントリ

図 3.2.3-6 浸漬試験結果から推算されたギャップおよび粒界のインベントリ割合
(Gray et al., 1992)

②マトリクス溶解

処分環境で想定される還元性条件下において U₂ は熱力学的に安定であり、地下水に対する溶解度も極めて小さい。しかし、使用済燃料が放つα線により、燃料表面近傍において地

下水の放射線分解が起こることで生じる酸化性化学種によって、ここでの溶解速度を加速する可能性が指摘されている（たとえば、Shoesmith, 2007 ; Ollila, 2011）。一方で、処分容器の腐食により生ずる Fe の存在および高い水素分圧は、酸化性化学種の還元消失に作用するため、燃料溶解に対する放射線分解の寄与は極めて小さいとも予測され（Johnson and Smith, 2000）、少なくとも α 放射能が一定値以下では、ウランの溶解度により制限された溶解速度となると考えられている（SKB, 2010b）。処分の時間スケールに相当する長期間保管した使用済燃料を使って、地下深部において実験データを取得できれば、それらを確認することができるが、その実施は困難であることから、取り出し後あまり時間の経過していない使用済燃料を使った溶解試験、 α 線源を添加した模擬燃料などによる浸漬試験や電気化学的検討など、様々な観点からの実験や解析が行われている。未照射 UO_2 燃料は、使用済燃料にある燃料中クラックや核種の不均質性などはないが、水の放射線分解の影響が少ない状況を模擬できる。使用済燃料は燃焼履歴があり処分状況に近い試料であるが、冷却期間が短いために、処分時の燃料と比べて線量率が高い。未照射 UO_2 燃料に対して U-233 や Pu-238 を添加した試料は、その添加量で α 線量を調整できるため、処分時の放射線量に合わせた状態とすることができるが、未照射 UO_2 燃料と同様に使用済燃料とは物性などの点で異なる。各国のパラメータ設定やモデル検討において共通的に参照されている文献の中から、これら実験に用いられている燃料種類や実験方法などの区分を考慮して主要な文献を抽出し、実験データを表形式で整理した。

スウェーデンにおける性能評価（SKB, 2010b）においては、上記のように信頼性の高いデータ取得が難しい中で、種々の実験データを整理した表 3.2.3-10（Werme et al., 2004）をもとに燃料マトリックスの溶解速度を設定している。表のとおり、 α 核種として U-233 を添加した UO_2 燃料（VTT）や、使用済燃料を使った試験（FzK）、電気化学的モデル検討により得られた結果から、使用済燃料の全溶解に要する最短期間を推定し、その逆数をとることで、時間依存のない一定の溶解速度として 10^{-7} y^{-1} （前後一桁の幅を考慮、表 3.2.3-1 参照）を与えている。

表 3.2.3-10 使用済燃料の最短溶解期間の推定値（Werme et al., 2004）

（100 万年単位）

Source of data	Basis of estimate	Minimum lifetime, my
VTT experiments	UO_2 with and without ^{233}U	13 ± 6
FzK experiments	Spent fuel long-term rate	2.7
Electrochemistry	Model for dissolution	10 to 100

（VTT：フィンランド技術研究センター）

（FzK：カールスルーエ研究センター）

欧州を中心とした国際プロジェクトにおいて、信頼性を高めるためのデータ取得が精力的に行われている。2001～2004 年の Spent Fuel Stability プロジェクトで実施された試験研究（Carbol et al., 2005）から、 α 核種として U-233 を添加した UO_2 燃料を使った浸漬試験と、使用済燃料を使った試験の概要を示す。図 3.2.3-7 のとおり、使用済燃料は原子炉取り

出し後の時間経過とともに、その放射能は減衰する。この α 放射能に合わせて、所定量のU-233 または Pu-238 を UO_2 燃料に添加することで調整し、特に水の放射線分解による溶解速度への影響検討が行われている。図のように、たとえば、U-233 を 1 %相当添加することで使用済燃料の 1000 年経過後の α 放射能が模擬できる UO_2 燃料となる。所定割合の U-233 を UO_2 粉末に均質に混合したペレット状成形体を準備し、還元雰囲気中で高温処理することで、緻密な焼結ペレットとしたものから、薄いディスク状試料 (約 1 mm 厚み) を切り出して、浸出試験に供している。U-233 添加量をパラメータとした還元性条件における浸漬試験結果を図 3.2.3-8 に示す。浸漬開始から 47 日経過までの浸出液 U 濃度の変化を整理したものであり、U-233 無添加の UO_2 試料に対して、U-233 を 10 % 添加した UO_2 試料の浸出液 U 濃度は 1 桁以上高い値を示し、時間経過とともに明らかな濃度上昇を続けている。試験中は浸出液の pH および Eh の測定も継続されており、これら結果から α 放射能の溶解挙動への影響を検討している。一方、使用済燃料を使った試験は、図 3.2.3-9 に示す専用オートクレーブを使って、地下環境を考慮した水素過剰圧力下の条件で行われている。高燃焼度燃料(最大燃焼度 55 MWd kgU t⁻¹) を使って、水素過剰圧力 (浸漬試験終了時) をパラメータとした 1 日あたりの U 溶出割合の結果を図 3.2.3-10 に示す。水素圧力の上昇とともに U 溶出割合は減少し、水素圧力が一定値以上の条件においては 1 年あたりの溶出割合が $10^{-7} y^{-1}$ 程度を示しており、スウェーデンおよびフィンランドにおける性能評価レポート (SKB, 2010b ; Posiva, 2013) でも、これを参照してパラメータの設定をしている。

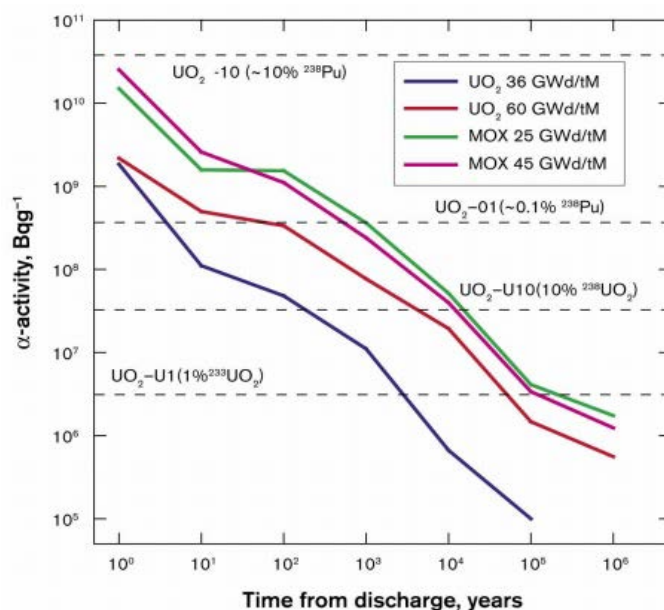


図 3.2.3-7 使用済燃料の α 放射能と α 核種添加量 (Carbol et al., 2005)

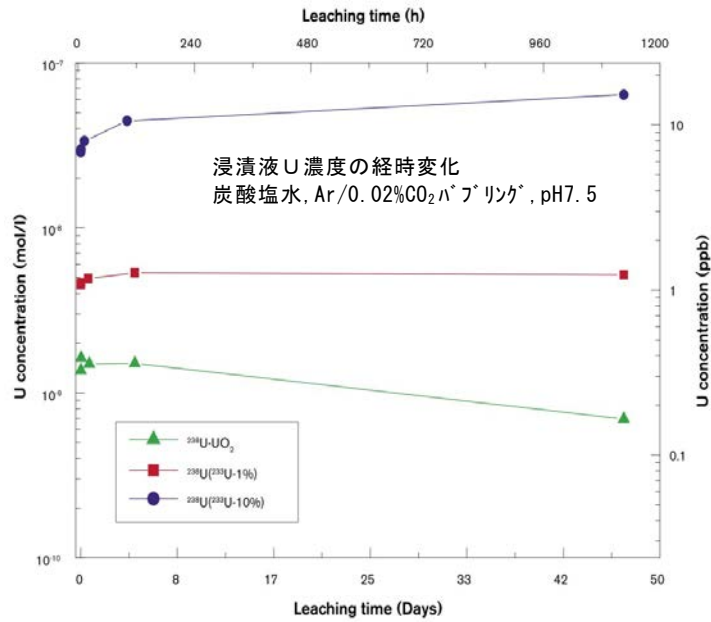


図 3.2.3-8 U-233 添加燃料の溶解試験結果 (Carbol et al., 2005)

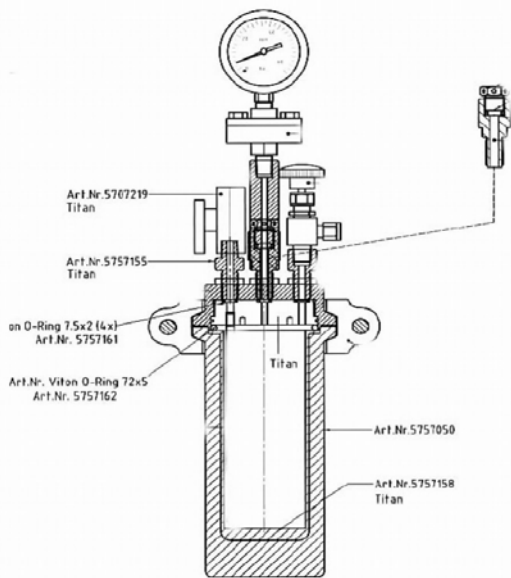


図 3.2.3-9 使用済燃料溶解試験用オートクレーブ (Carbol et al., 2005)

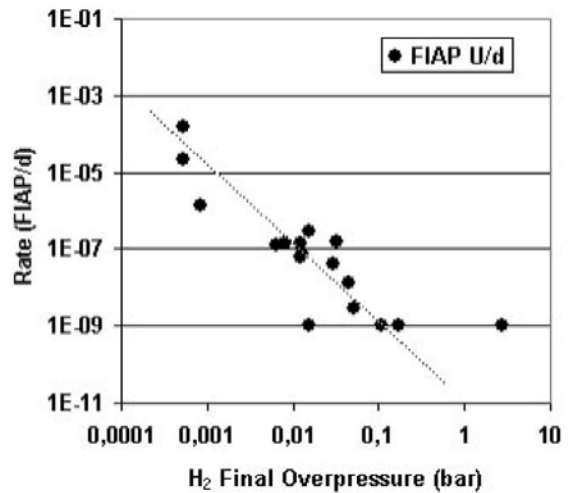


図 3.2.3-10 使用済燃料の溶解試験結果 (Carbol et al., 2005)

5) まとめ

わが国における直接処分を対象としたソースターム評価に資するため、諸外国における評価モデルおよびパラメータ設定における、多様な使用済燃料および処分場の環境条件による不確実性の取り扱いを中心に調査し、それらの設定根拠となる文献を抽出した。

その結果、IRF を設定する上では、特に使用済燃料特性の影響を大きく受けるため、対象燃料の多様性を考慮する必要性があり、諸外国においては、燃料多様性に伴う変動幅や不確

実性を考慮した平均値としてデータ設定し確率論的に評価するケース、変動ケースや感度解析のひとつとして取り扱っているケースなど、各国毎の性能評価全体の方針とも関連して、様々な方法で取り扱われていることが整理された。燃料マトリクスの溶解速度の設定については、燃料の多様性および環境条件の不確実性が影響するものの、パラメータ設定のための根拠となる燃料溶解データが、その取得の難しさなどから、より大きな不確実性を含んでおり、これを含めて一部の国が代替ケースや感度解析の中で悲観的なパラメータを仮定して評価していることが整理された。また、放射線分解の影響を考慮して溶解速度を時間依存のある変数として扱っている国と、時間依存しない一定値としている国があることも確認された。これらの設定においては、限られた特定の文献を各国とも共通して参照しており、主要な根拠文献における基本的なデータ取得方法や実験データの整理を行った。なお、データの信頼性が十分とはいえない中で、欧州を中心とした国際的なプロジェクトにおいてデータ取得や議論が精力的に継続されている。

今後は、上記調査を継続し、根拠情報などのデータ整理を進めるとともに、構造材からの放射化金属の放出も含めた国際的な議論や知見を調査し、一方で、わが国の対象燃料特性を調査して、これら情報を関連付けて整理することによって、使用済燃料直接処分の技術的信頼性の例示に向け、ソースターム評価のモデル化とパラメータ設定を行っていく必要がある。

(2)放射線影響評価

1)はじめに

使用済燃料の直接処分においては、高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）を処分する場合と比較して、放射線量が高くなる。特に、アクチニド元素等から放出される α 線については、水の放射線分解に伴い酸化性化学種を生成し、使用済燃料の溶解速度を増大させるとともに、地下水および緩衝材間隙水を酸化させ、酸化状態と還元状態の境界（酸化還元フロント）が緩衝材から地質媒体中に進展していくことが懸念されている。

「基本シナリオの核燃料サイクルコスト比較に関する報告書」（原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会，2004）で実施した使用済燃料の直接処分に対する予備的な安全評価では、放射線（主に α 線）分解に伴う酸化還元フロント進展の挙動と影響については、設計で対処可能であるとして具体的な検討を行わなかった。しかしながら、放射線分解による影響評価は、信頼性の高い評価を行うための安全評価上の課題のひとつであるとして、「処分概念の成立性に係わる可能性があり重要。実験等を通じた現象の理解とデータの取得を基盤とし、わが国での地質環境条件の特徴等を考慮した設定ができるようにする。また、不確実性を適切に評価に取り込めるようにする。」と述べている。また、放射線分解による酸化還元フロント進展の評価例として、スウェーデン原子力発電検査機関（SKI）による SITE-94 報告書（SKI，1996）が挙げられている。

直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）では、SITE-94 およびそれ以降の諸外国における直接処分の安全評価報告書および国際プロジェクト報告書における放射線影響評価について、調査を実施した。その結果、安全評価で考慮する必要があるとされているのは使用済燃料の酸化的溶解のみであること、その使用済燃料の酸化的溶解についても α 線による影響はないと結論づけたことが述べられている。したがって、諸外国における直接処分の安

全評価報告書および国際プロジェクト報告書における放射線影響評価を調査した限りでは、 α 線が使用済燃料および人工バリアに与える影響の範囲を検討し、その影響が地層処分の長期安全性確保の脅威とならないことを示すよう、設計で適切に対処し得ることが分かった。以上の結果を踏まえ、直接処分第1次取りまとめにおいては、放射線分解および放射線損傷による地層処分性能への影響は顕著ではないと判断した。

しかしながら、わが国の直接処分システムが諸外国のものと同一ではないことから、定性的な議論だけでは不十分と考えられる。したがって、本プロジェクトでは、放射線影響評価モデルを用いて定量的な解析を試みることにした。

2) 放射線影響評価モデルの選定

放射線影響評価については、直接処分を計画しているいずれの国でも実施されているが、SR-Can (SKB, 2006) や SR-Site (SKB, 2011a) などスウェーデン核燃料・廃棄物管理会社 (SKB) による取りまとめ報告書では定性的な評価しか行われていない。SKB の評価を多分に参照しているフィンランド・ポシヴァ社による取りまとめ報告書でも同様である (Posiva, 2012)。直接処分の安全評価に直接的に用いられているモデルとしては、スイス放射性廃棄物管理協同組合 (Nagra) が採用しているもの (Johnson and Smith, 2000) と、カナダの核燃料廃棄物管理機関 (NWMO) が採用しているもの (Kolar and King, 2003) が挙げられる。したがって、これら2つのモデルを用いて、わが国の直接処分第1次取りまとめ (原子力機構, 2015) のシステムで放射線影響がどのように評価されるかを調べることにした。

① スイスの放射線影響評価モデル

スイスのモデル (Johnson and Smith, 2000) では、人工バリア中における酸化還元フロントの進展を含めて、直接処分の性能評価のために人工バリア中での α 線照射の影響を調べることができる。本モデルには以下の内容が含まれる。

- ・ 燃料被覆管 (ジルカロイ) の破損
- ・ 水の放射線分解
- ・ 使用済燃料の溶解
- ・ 炭素鋼キャニスタの腐食
- ・ 酸化還元フロントの進展

本モデルは比較的簡易なものであり、複雑な計算コードを必要とせず算術計算のみで結果が得られるという特徴がある。したがって、本調査では本モデルを表計算ソフトウェア上に再現するとともに、わが国の直接処分第1次取りまとめ (原子力機構, 2015) のシステムの入力値を用いた解析を実施することとした。

a. 水の放射線分解

水素が共存する系では、酸化性化学種 (過酸化水素等) の生成 G 値が非常に低いと予想されるため、Johnson and Smith (2000) では経験的な指標として実効 G 値 (G_{eff}) を導入し、既往の G_{eff} 報告値をレビューしている。結論として、 G_{eff} は $0.01 \text{ molecules } 100\text{eV}^{-1}$ でも十分に保守的な値であるとしており、SITE-94 (SKI, 1996) の最も悲観的なシナリオの実効 G

値が 1 molecule 100eV⁻¹と推定される（原子力機構，2009）のに比べると、かなり小さい値であることが分かる。

本モデルでは、過酸化水素の生成速度 P_c (mol y⁻¹ tHM⁻¹) は次式で表現される。

$$P_c = Q G_{\text{eff}} F_f \times \left[\frac{3.156 \times 10^7 \text{ (s/a)}}{1.6 \times 10^{-17} \text{ (J/100eV)}} \right] \times \left[6.02 \times 10^{23} \text{ (n/mol)} \right] = 0.013 Q G_{\text{eff}} \quad (3.2.3-1)$$

ここで、 Q (W tHM⁻¹) は燃料の熱出力、 F_f は放射線分解を引き起こす燃料の割合 (= 0.004) である。この式において、燃料の溶解速度は酸化性化学種の生成速度に等しいと仮定されている。1 mol の過酸化水素が 1 mol のウラン (IV) を酸化させることから、燃料溶解速度 (D) は次式で表される。

$$D = P_c \times [238 \text{ (g/mol)}] \times [10^{-6} \text{ (tonnes/g)}] \quad (3.2.3-2)$$

酸化還元フロントの進展を評価する際には、キャニスタがどのように破損するかが関係する。本モデルでは、①円周方向の亀裂と②ピンホールの 2 つのケースにおいて、酸化領域の体積を導出している。2 つのケースそれぞれのキャニスタあたりの酸化性化学種の生成速度 (当量) は次式で与えられる。

$$\frac{1}{c} \int_{t_f}^t (2DI - R) dt = \begin{cases} \pi^2 r_f^2 \left(r_a + \frac{4}{3} r_f \right) & \text{for a circumferential crack} \\ \frac{2}{3} \pi r_f^3 & \text{for a hole} \end{cases} \quad (3.2.3-3)$$

ここで、 R はキャニスタ及びその腐食性生物から放出される Fe²⁺ の放出量 (= (1.77 × 10⁵ + 2.9 × 10⁴ t) (1.9 × 10⁻¹⁷ / t)^{1/2})、 r_f は穴からの酸化還元フロントの距離 (m) を示す。

本モデルにおける入力項目を表 3.2.3-11 に示す。本モデルを表計算ソフトである Microsoft 社製 Excel にて構築し、Johnson and Smith (2000) と同じ結果が得られることを確認した。

表 3.2.3-11 スイスのモデルにおける入力項目 (Johnson and Smith, 2000)

項目	記号	初期値	単位
燃料の種類	-	UO ₂ or MOX	-
燃焼度	-	33,000, 48,000 or 55,000	MWd tHM ⁻¹
実効 G 値	G _{eff}	0.01	mol 100eV ⁻¹
α線の平均エネルギー	E	5.00E+06	eV
燃料の熱出力 (燃料の種類、燃焼度や処分後経過時間に応じて変化)	Q	0.393~3.42×10 ³	W tHM ⁻¹
キャニスタ破損までの期間	t _f	1,000	a
計算の対象とする期間	t	10,000	a
α線の飛程	δ _{a,f}	11	μm
湿潤状態における燃料棒の比表面積	A _S	0.15	m ² m ⁻¹
燃料棒の半径	r	5	mm
磁赤鉄鉱 (マグヘマイト) 薄膜中の実効拡散係数	D _A	10 ^{-10.8}	cm ² s ⁻¹
水素イオン濃度	C _A	10 ⁻¹¹	mol cm ⁻³
磁鉄鉱 (マグネタイト) の比モル体積	V ₀	44.5	cm ³ mol ⁻¹
腐食物質の初期表面積	A ₀	1.77E+05	cm ²
不活性雰囲気下での炭素鋼の腐食速度	c _r	0.1	μm a ⁻¹
炭素鋼のモル腐食速度	R _S	0.252	mol a ⁻¹
磁鉄鉱 (マグネタイト) の比表面積	Ψ	0.15	m ² g ⁻¹
容器外側の半径	r _a	0.525	m
ウラン (IV) の初期生成量	I	6,723	mol
ベントナイト中に含まれる還元剤の初期濃度	C	742	mol m ⁻³

Johnson and Smith (2000) のモデルの再現性を確認したのち、直接処分第1次取りまとめ (原子力機構, 2015) の処分システムの入力値を用いて解析を行った。

使用済燃料から放出されるα線からの出力エネルギーを算出するには、下式にしたがって核種毎に放出されるα線のエネルギーを掛けて足し合わせる。

$$Q[\text{W tHM}^{-1}] = \sum_{i=\text{nuclide}} a_i [\text{Bq MTU}^{-1}] \times E_i [\text{MeV nt}^{-1}] \times 1.6022 \times 10^{-19} [\text{J eV}^{-1}] \quad (3.2.3-4)$$

ここで Q が求めるべき出力エネルギー、 a_i がある経過年数における使用済燃料に含まれる放射性核種 i の壊変量、 E_i は一度の壊変で放射性核種 i から放出されるα線の平均エネルギー、最後の係数はエネルギーの単位を eV から J に変換するための定数である。 E_i については P 107 JAICRP 38(3) Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations (supplementary data) (ICRP, 2008) に付属しているソフトウェアから得られるデータを用いた。なお、(3.2.3-4) 式中の単位 nt は放射性核種の壊変による変換を表し、 $\text{Bq} = \text{nt s}^{-1}$ である。ウランとプルトニウムは

ほぼ同じ原子量なので、本計算では tHM と MTU を等しいとみなした。

得られた α 線出力エネルギーの時間変化を表 3.2.3-12 に示す。参考までに、Johnson and Smith (2000) のうち、比較的計算条件に近いと思われる燃焼度 48000 MWd tHM⁻¹ の計算結果を併記する。全体的に、Johnson and Smith (2000) の計算結果よりやや低めの値が得られたことが分かる。

表 3.2.3-12 使用済燃料から放出される α 線出力エネルギーの計算結果

経過年数 (y)	Q (W tHM ⁻¹)	
	本研究 (燃焼度 45000 MWd tHM ⁻¹)	Johnson and Smith (2000) (燃焼度 48000 MWd tHM ⁻¹)
1×10 ¹	312	442
3×10 ¹	289	413
1×10 ²	231	313
3×10 ²	149	190
1×10 ³	63.7	76.8
3×10 ³	25.9	29.1
1×10 ⁴	15.5	17.3
3×10 ⁴	6.17	6.82
1×10 ⁵	1.33	1.43
3×10 ⁵	0.796	0.821
1×10 ⁶	0.485	0.519

アルファ線出力エネルギー以外の入力値で、Johnson and Smith (2000) の設定値から変更した値を表 3.2.3-12 に示す。いずれの値も、表 3.2.3-11 の入力値から大きくは変更されていないことが分かる。

表 3.2.3-13 スイスのモデルを用いて直接処分第 1 次取りまとめにおける放射線影響評価を行うために変更した入力項目

項目	記号	直接処分第 1 次取りまとめにおける初期値	単位	表 3.2.3-11 の初期値
燃焼度	-	45,000	MWd tHM ⁻¹	33,000, 48,000 or 55,000
容器外側の半径	r _a	0.4195	m	0.525
ウラン (IV) の初期生成量	I	3,955	mol	6,723

②カナダの放射線影響評価モデル

カナダの研究グループが開発した混合ポテンシャルモデル (MPM) (Kolar and King, 2003) は、二酸化ウランの酸化的溶解をより詳細にモデル化したものである。本調査では、MPM Ver. 1.4 (Kolar and King, 2003) を汎用解析ソフトウェア “QPAC” (Quintessa, 2013) 上で再現し、直接処分第 1 次取りまとめのシステムに適用することを試みた。このように構築したモデルを Q-MPM と表現する。

MPM で考慮する反応の模式図を図 3.2.3-11 に示す。図 3.2.3-11 より、MPM が化学反応と物質移行の両方を取り扱っていることが分かる。放射線 (特に α 線) による水の放射線分解で酸化性化学種 (過酸化水素等) が生成し、二酸化ウラン (UO_2) は酸化的にウラン (VI) の炭酸錯体 ($UO_2(CO_3)_2^{2-}$ 等) として溶解し、酸化したウランが再沈殿する場合は schoepite ($UO_3 \cdot 2H_2O(s)$) となる。

MPM モデルでは 140 以上の数値を入力する必要があり、それらの多くは、容器内温度の上昇に伴って変化する。加えて、Kolar and King (2003) 中の記載にはいくつかの間違がある上に、MPM モデルによる最新の計算例が示されている King and Kolar (2001) 中にある計算結果を得る際に用いた入力データセットを正確に確認することができない。特に、使用済燃料から放出される空間線量率の経時変化に関するデータとそれに対応する温度分布データが正確にわからないことが問題である。

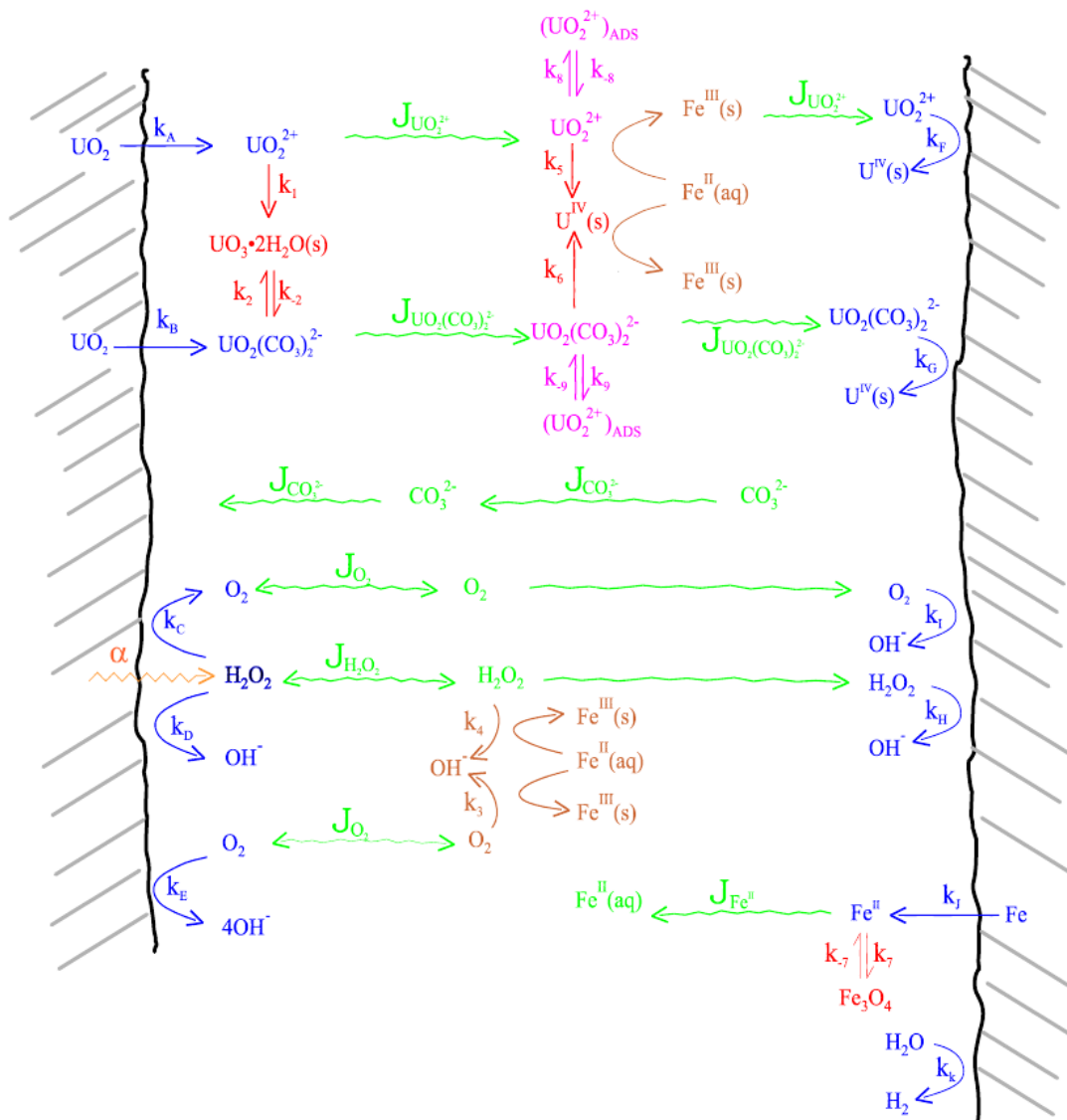


図 3. 2. 3-11 カナダの影響評価モデルで考慮する反応の模式図 (Kolar and King, 2003)

図中では、界面電気化学反応は青色で、物質移行プロセスは緑色で、沈殿・溶解反応は赤色で、均質な酸化還元反応は茶色で、 α 線分解による過酸化水素の生成は黄色で示されている。

3) 結果と考察

① スイスの放射線影響評価モデル

直接処分第1次取りまとめのシステムにおける燃料溶解速度および酸化還元フロントの移行距離の解析結果を図 3. 2. 3-12~14 に示す。得られた結果は、燃料溶解速度および酸化還元フロントの移行距離のいずれについても、Johnson and Smith (2000) の UO_2 燃料の場合とほぼ同じであった。処分容器が処分後 1,000 年で破損する場合は、放射線影響に伴う酸化還元フロントの移行をまったく無視することはできないものの、想定されているピンホール破損及び円周方向（例えば溶接部分）に発生する亀裂のいずれの容器破損形態に対しても、酸化

還元フロントは緩衝材の厚さである 0.7 m を貫通しないことが分かった。したがって、本モデルを用いた場合、直接処分第 1 次取りまとめ解析結果には顕著な影響を及ぼさないものと考えられる。

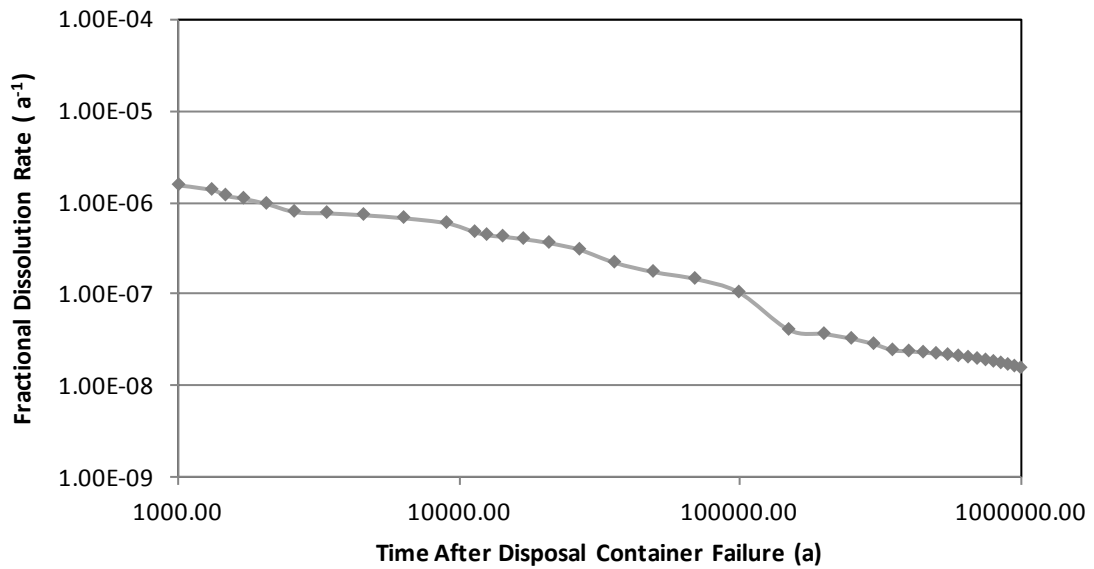


図 3.2.3-12 直接処分第 1 次取りまとめのシステムにおける燃料溶解速度の解析結果

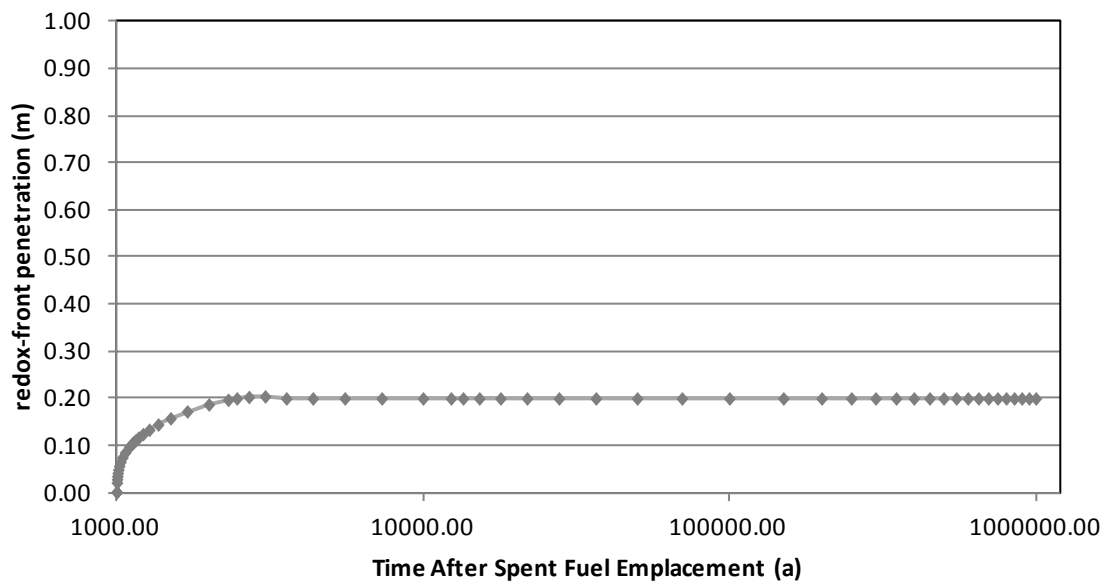


図 3.2.3-13 直接処分第 1 次取りまとめのシステムにおける酸化還元フロント移行距離の解析結果（ピンホール破損）

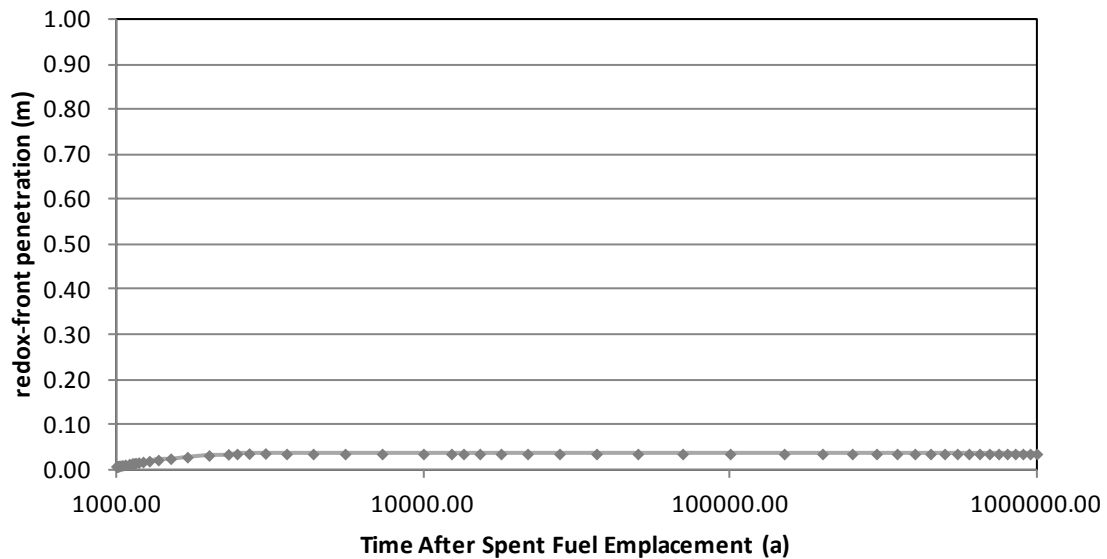


図 3.2.3-14 直接処分第1次取りまとめのシステムにおける酸化還元フロント移行距離の解析結果（円周方向の亀裂発生）

②カナダの放射線影響評価モデル

Q-MPM モデルを用いた計算結果を、MPM モデルによる最新の計算例が示されている King and Kolar (2001) 中にある計算結果と比較した。上述したように、100 以上のパラメータがあることに加えて、King and Kolar (2001) では種々のケースについての計算を実施しており、各ケースの計算条件と計算結果の対応関係がはっきりとは分からない状態である。このような状況ではあるものの、暫定的に最も適切であると思われるケースを選定し、U(IV)沈殿量の計算結果を比較することで Q-MPM モデルの妥当性の検証をすることとした。検証のために計算した項目は、使用済燃料と炭素鋼の間のウランおよび鉄の濃度分布と、使用済燃料表面および炭素鋼表面における腐食電位である。

結果の例として、使用済燃料と炭素鋼の間のウランの濃度分布の計算結果と文献掲載値を、それぞれ図 3.2.3-15 および図 3.2.3-16 に示す。両者の結果は、ウラン (IV) の沈殿の空間分布は大きく異なっているが、ウラン (IV) の沈殿量は Q-MPM で 6.952 mol であるのに対して、King and Kolar (2001) では 5.726 mol であり、近い値が得られている。この両者の空間分布の相異は、MPM と Q-MPM でウラン沈殿物の形状が異なっていることによるものと考えられる。

他の計算結果を含めた比較検討から、すべての入力値が文献に記載されていないために完全な検証は困難であるものの、Q-MPM の妥当性を概ね確認することができた。また、本モデルを直接処分第1次取りまとめ（原子力機構、2015）の入力値を用いた計算に適用するには、既往の入力値の再検討とともに以下の入力値が必要であることが分かった。

- 図 3.2.3-11 で示したシステムの幾何形状（ギャップの設定：本報告では 5 cm とした。）
- 図 3.2.3-11 で示したシステム内の温度の時間変化

- アルファ線の線量率 ($\text{mol cm}^{-2} \text{s}^{-1}$) の時間変化

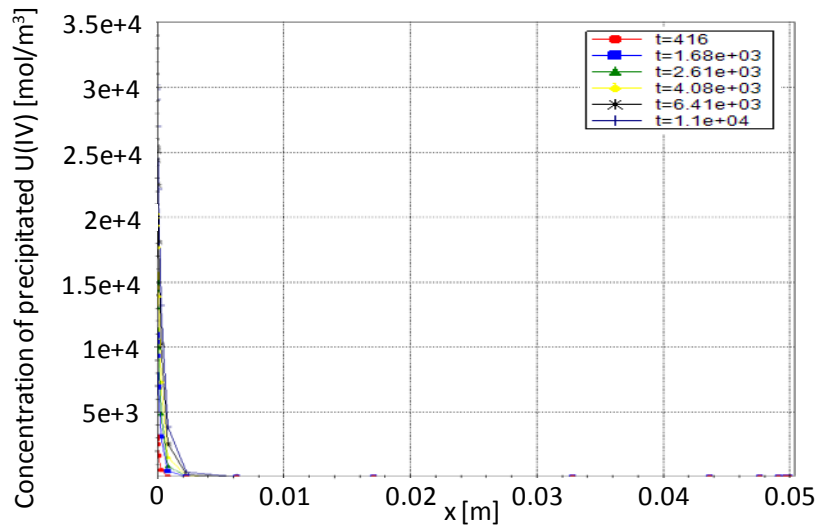


図 3.2.3-15 Q-MPM による使用済燃料と炭素鋼の間の U(IV) の濃度分布の計算結果

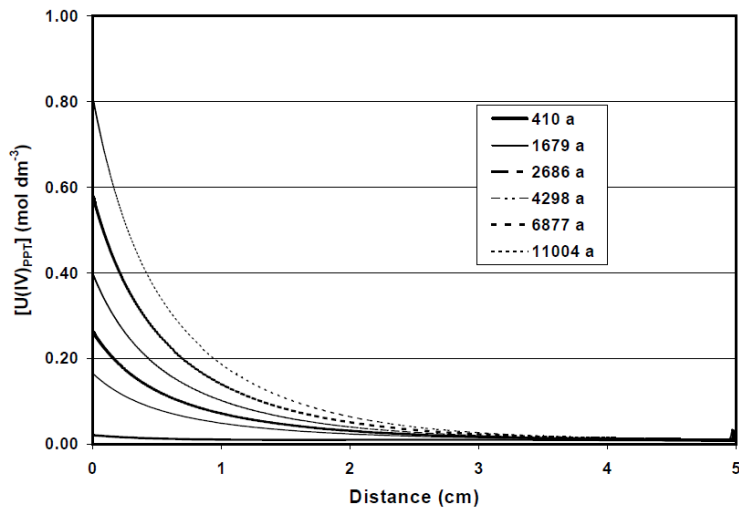


図 3.2.3-16 King and Kolar (2001) に掲載されている使用済燃料と炭素鋼の間の U(IV) の濃度分布の計算結果

3.2.4 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

(1) はじめに

具体的なサイトを特定しないジェネリックな段階では、わが国の地質環境条件として、地理、地形、地質学的に様々な可能性が考えられる。このため、この段階の処分場の設計では、坑道のレイアウトや坑道仕様、処分容器などの様々な代替案（設計オプション）が検討されることとなる。一方、処分事業の進展に応じてこれら設計オプションを絞り込むためには、工学的実現性や経済性のみならず、安全性の観点も考慮して総合的な評価が行われることが望ましい。

直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）では、使用済燃料直接処分に対して、H12 レポートのレファレンス地質環境（結晶質岩（酸性岩）、降水系地下水等）を対象として、炭素鋼製の処分容器やH12 レポートの緩衝材等に基づくレファレンス仕様を設定し、これに基づく核種移行モデルを用いて評価を行った。さらに、今後、幅広い地質環境条件を検討対象とすることによる様々な不確実性への対応、処分システムの合理化などを目的として多様な設計オプションが検討されるなかで、これらの設計オプションを安全性の観点から比較・検討し、各設計オプションと多重バリアによる閉じ込め性能（本項では、以下「性能」という）との関係を定量的に把握するための技術を整備しておくことは、将来の設計オプションの絞り込みを適切に進めるために重要であると考えられる。なお、これらの関係は設計および性能評価の前提となる地質環境条件に依存して変わり得る可能性があるため、これらの違いが設計オプションと多重バリアによる閉じ込め性能との関係に与える影響についても把握しておく必要がある。

前提とする地質環境条件については、以下に示す設計・施工上の観点から設定した硬岩系岩盤（硬岩）および軟岩系岩盤（軟岩）の2つのグループに対する岩盤の分類（核燃料サイクル開発機構，1999）の関係を基本とした。

- ・硬岩系岩盤グループ：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）
- ・軟岩系岩盤グループ：新第三紀堆積岩（砂質岩）、新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩）

以上のことを考慮して、本項では、地質環境条件等の多様性を考慮しつつ、設計オプションと性能の関係を定量的に評価することを目的とした。

(2) 本年度の対象範囲

設計オプションに応じて性能評価を行う際、すべての多様性を考慮するとその組み合わせが膨大となる。このため、まず、優先的に取り組む地質環境条件および設計オプションを整理した。

地質環境条件の多様性に対しては、処分場の立地場所を内陸として想定し、H12 レポートにおける設計上の力学的な観点からの岩盤分類に基づいて、硬岩と軟岩に着目した。

一方、設計オプションとしては、処分容器の長寿命化、および処分容器の横置き/縦置きによる定置方式の差異に着目することとした。

そこで、着目する岩盤（硬岩と軟岩）、処分容器の長寿命化（長寿命化の有無）、および定置方式（縦置きか横置きか）に対して、表 3.2.4-1 に示す組み合わせのバリエーションを設定した。このうち直接処分第1次取りまとめの基本シナリオは、表 3.2.4-1 の No. 1（以下、No. は表 3.2.4-1 中の No. に対応する）の組み合わせとして表現される。また、組み合わせのバリエーションごとに付随する地質環境条件、処分場/人工バリア、天然バリア、生活圏の設定については、No. 1 を基

準として変更した差異や特徴を示す。

表 3.2.4-1 に示す組み合わせのバリエーションについて効率的に検討を進めるため、今年度は No.1 に対して単一的に条件が異なるケースを優先的に検討し、その他のケースはこれらの組み合わせで表現されることから、次年度以降、今年度の結果に基づき検討する。例えば、No.4（硬岩・処分容器の長寿命化・縦置きによる定置方式）は、No.2（硬岩・処分容器の長寿命化・横置きによる定置方式）および No.3（硬岩・処分容器の寿命 1000 年・縦置きによる定置方式）の評価から類推することが可能である。以上のことから、本検討では、No.2、No.3、および No.5 のケースから検討を着手することとした。

表 3.2.4-1 本検討で対象とした地質環境条件と設計オプションの組み合わせ一覧

No.	本検討の 組み合わせ条件			地質環境条件	処分場/人工バリア	天然バリア	生活圏
	岩盤	処分容器 寿命	定置方式				
1	硬岩	1,000 年	横置き	降水起源の地下水等	処分場深度 1000m、炭素鋼処分容器、緩衝材あり、支保の想定なし	硬岩(結晶質岩*)	河川/平野
2	R	長寿命化	R	R	R	R	R
3	R	R	縦置き**	R	・処分孔の存在 ・熱設計 ・フットプリント	R	R
4	R	長寿命化	縦置き	R	No.3 と同様	R	R
5	軟岩	R	R	・深度に応じた地質環境条件(主に水理)	・セメント支保の使用 ・人工バリア幾何形状 ・処分場深度 ・熱設計 ・フットプリント	・母岩へのセメントの影響 ・深度に応じた地下水流動 ・堆積岩の特徴を踏まえた核種移行モデル ・隆起侵食による処分深度減少の影響	R
6	軟岩	長寿命化	R	No.5 と同様	No.5 と同様	No.5 と同様	R
7	軟岩	R	縦置き	No.5 と同様	No.3&5 と同様	No.5 と同様	R
8	軟岩	長寿命化	縦置き	No.5 と同様	No.3&5 と同様	No.5 と同様	R

・R は、No.1 と同一を意味する。なお、No.1 は直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）の基本シナリオの条件設定である。

・* 直接処分第 1 次取りまとめの基本シナリオの設定においては、硬岩として結晶質岩（酸性岩）を設定した。

・**定置方式の差異については、横置きと縦置きに対するそれぞれの特徴を整理した上で検討を進める。

(3) 本年度の検討事例

ここでは、3つの検討事例の詳細を以下の構成で示す。

- ① 検討の概要
- ② 本年度の検討内容
- ③ 今後の課題

1) 処分容器の長寿命化による核種の閉じ込め性能に関する検討（表 3.2.4-1 の No. 2 に相当）

① 検討の概要

直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）の基本シナリオでは、処分容器の材料として炭素鋼を設定している。また、処分容器の設計寿命は十分に健全性を担保できる期間として 1000 年を設定している。一方、諸外国においては、銅製の処分容器に対して数十年以上の閉じ込め機能を期待する例（King et al., 2010）や炭素鋼製の処分容器に対して 10,000 年の寿命を設定している例（Andra, 2005）もある。本検討では、処分容器の寿命に着目し、これと性能評価との関係を定量的に把握する。この際、直接処分第 1 次取りまとめの基本シナリオの性能評価結果から総線量の支配核種である C-14（処分後約 3 万年まで支配）および I-129（処分後約 3 万年以降を支配）などの核種に着目し、処分容器の長寿命化が性能に与える影響を把握する。これにより、設計側において処分容器の長寿命化を検討する際に、線量の低減効果に関する情報を性能評価側から提供することができる。

② 本年度の検討内容

直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）の基本シナリオにおいては、使用済燃料の取り扱いに関する部分を除き、基本的に H12 レポートのレファレンスケースと同じ前提条件および核種移行解析モデルを使用している。

本年度の検討では、直接処分第 1 次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析条件に準拠して、処分容器の寿命を変化させた核種移行解析を実施した。基本シナリオの核種移行解析および処分容器の寿命の感度解析の概要を以下に示す。

a. 核種移行解析の前提条件

直接処分第 1 次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析の前提条件を以下に示す。

- 地質環境条件
 - 地形：平野（低地）
 - 地下水：降水系地下水
 - 岩盤：結晶質岩（酸性岩）
- 処分場の仕様
 - 処分場深度：1000 m
 - 使用済燃料：PWR 燃料（濃縮度 4.5 wt%、燃焼度 45000 MWD MTU⁻¹、炉取り出し後から処分されるまでの期間 50 年）。
 - 処分容器：炭素鋼を使用（容器の寿命の設定については g. にて後述）。PWR 使用済燃料集合体を 2 体収容。
 - 処分容器の総数：H12 レポートで考慮した高レベルガラス固化体の総量（40000 体）に対応する使用済燃料廃棄体量を想定。

使用済燃料集合体 2 体収容の処分容器で 34677 体。

- 緩衝材：厚さ 0.7 m のベントナイト 70 %-ケイ砂 30 %混合材料、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³。
- 支保：硬岩系岩盤では基本的に空洞は自立するため、支保の使用は想定しない。
- GBI（放射性核種が地下水により地下から生活圏に流入すると想定される場所）
表層水系のうち河川

b. 核種移行解析の概要

- 直接処分第 1 次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析モデル(原子力機構, 2015)を使用する。なお、このモデルは、基本的に H12 レポートのレファレンスケースの核種移行解析モデルと同じである(図 3.2.4-1)。ただし、以下に示す項目については、H12 レポートと解析条件が異なる。
 - 地質環境条件として隆起・侵食プロセスを考慮する。ただし、基本シナリオで設定した隆起・侵食速度 (0.3 mm y⁻¹) では、100 万年の評価期間中に処分場が深度 1000 m の地点から 300 m 上昇(深度 700 m まで上昇)することになるものの、この上昇に伴う処分場周辺の地質環境の状態変化は極めて緩慢であると考えられる。このため、基本シナリオでは、人工バリアおよび天然バリアでの核種移行データに対する時間変化はないと仮定する。
 - 使用済燃料(ウラン燃料および構造材)の長期溶解に伴う核種の溶出に加えて、使用済燃料からの核種の瞬時溶出プロセスを考慮する。
 - 人工バリアと母岩中の核種移行プロセスのみを考慮する。断層中の核種移行については、隆起・侵食の進行に伴い移行距離が短くなるとともに、これに応じた断層上部と風化帯の境界における移行プロセスを設定する必要があるが、これらの設定に必要な現象理解に関する情報が乏しく、今後さらなる検討が必要である。このため、保守的に断層中の核種移行プロセスを考慮しないこととする。

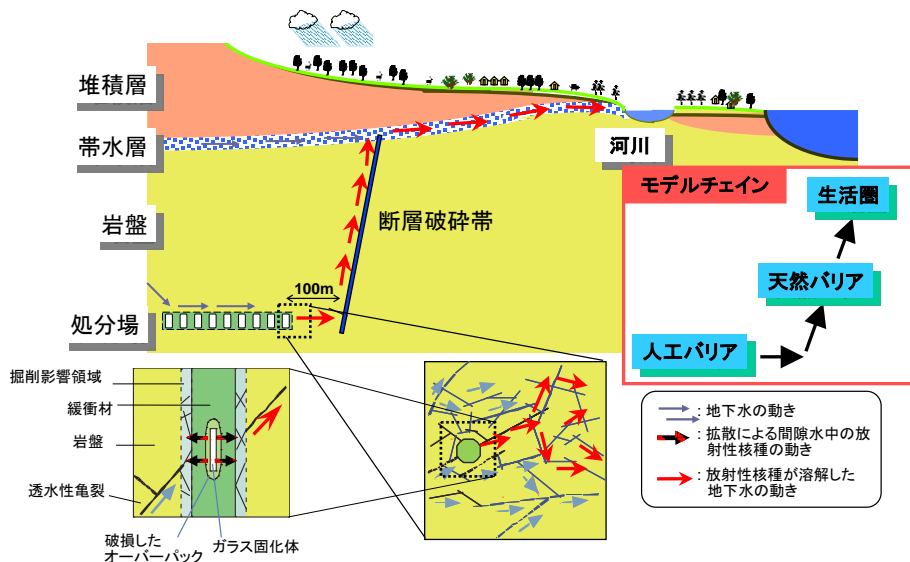


図 3.2.4-1 H12 レポートのレファレンスケースの概念モデル
(核燃料サイクル開発機構, 1999 の図に一部加筆)

- 基本シナリオにおける核種移行解析の評価時間スケールとして 100 万年を設定する。

- 解析結果を表す指標として、以下の指標を用いる。
 - 人工バリアからの核種移行率：処分容器 1 体あたりの核種インベントリを入力とした人工バリア中核種移行解析を行い、人工バリア外側から母岩への核種移行率を人工バリアからの核種移行率として示す。
 - 母岩からの核種移行率：人工バリアからの核種移行率を入力とした母岩中核種移行解析を行い、母岩外側から断層への核種移行率を母岩からの核種移行率として示す。なお、前述したように断層中の核種移行プロセスは考慮しないため、断層からの核種移行率は母岩からの核種移行率と同じ値になる。
 - 処分場全体の線量：母岩からの核種移行率に線量への換算係数（母岩から生活圏への核種移行率を人間が受ける放射線量に換算する係数）を乗じた処分容器 1 体あたりの線量に、処分容器の総数を乗じたものを処分場全体の評価線量として示す。

c. 人工バリア中核種移行モデル

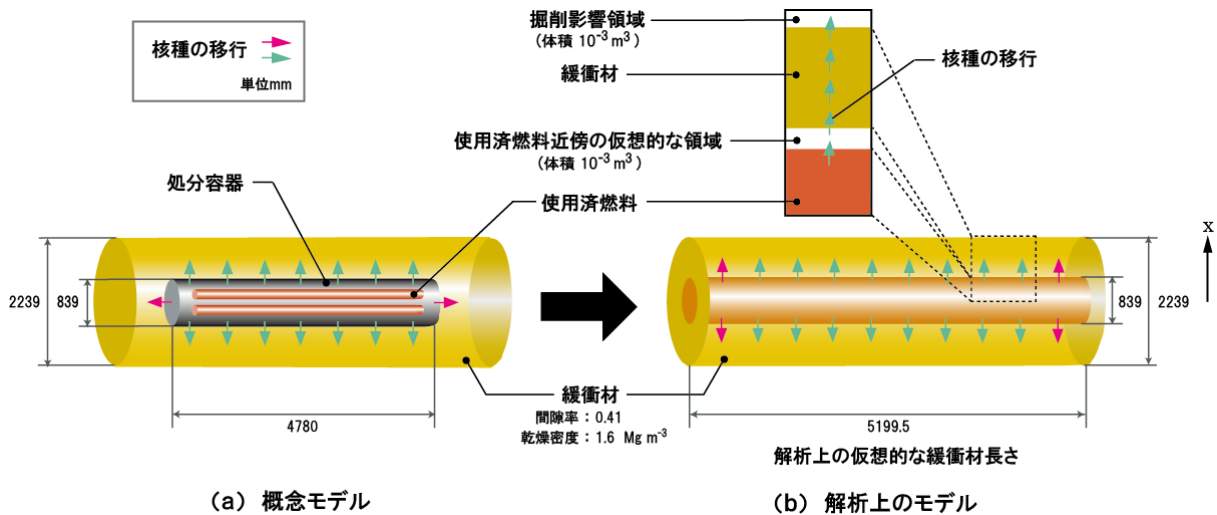
人工バリア中核種移行モデルについては、直接処分第 1 次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析モデル（原子力機構，2015）と同じである。

人工バリア中核種移行の概念モデルでは、以下のことを考慮した。

- 人工バリアを 1 次元円筒座標系で表現する（図 3.2.4-2）。
- 処分容器の寿命に到達した時点（処分容器破損時点）において、全ての処分容器が核種閉じ込め機能を喪失すると仮定する。
- 処分容器破損時には、緩衝材は地下水によって完全に飽和し、処分容器まわりに均質な低透水性バリアを形成する。
- 処分容器破損後、緩衝材間隙水が使用済燃料と接触し、核種が溶出する（燃料被覆管の閉じ込め機能は考慮しない）。燃料ペレット表面、クラック近傍の結晶粒界、および燃料／被覆管ギャップ内に存在している放射性核種（主に、ヨウ素と炭素の放射性同位元素）は、地下水との接触により瞬時に地下水に溶出する。また、構造材に含まれる C-14 のうち、一定割合は被覆管表面の酸化膜に存在しており、これも瞬時に地下水に溶出すると仮定する。UO₂ マトリクスの溶解度は還元環境では低く、その溶解は非常にゆっくりと進行する。そのため、UO₂ マトリクスおよび構造材中に存在するウラン、その他のアクチニド、核分裂生成物等は、それらの溶解とともに調和的に溶出する。
- 燃料および構造材からの核種の放出（瞬時放出および調和的溶出）を核種移行モデルとして取り込むための仮想的な領域（以後、使用済燃料近傍の仮想的な領域）を設定する。使用済燃料から放出した核種は、いったんこの領域に放出し緩衝材中に移行する。
- 使用済燃料中の核種は、以下に示す 4 種類の放出モードにより使用済燃料近傍の仮想的な領域に放出する。
 - 燃料（燃料ペレット表面、クラック近傍の結晶粒界、燃料／被覆管ギャップ内）からの瞬時放出
 - 燃料（UO₂ マトリクス）溶解との調和的な溶出
 - 構造材（被覆管表面の酸化膜）からの瞬時放出
 - 構造材溶解との調和的な溶出

- 使用済燃料近傍あるいは緩衝材中での核種濃度は、同位体の存在比に応じて分配された溶解度により制限される。また、沈殿/溶解は瞬時/可逆とする。沈殿した固相が存在する場合、飽和濃度を維持するため再溶解が起こる。なお、溶解度の分配において考慮する同位体存在比は使用済燃料を起源とするもののみを考慮し、地下水や緩衝材を起源とする同位体の影響は考慮しない。
- 核種は緩衝材中を拡散により移行し、緩衝材に収着することにより遅延される。この際、収着反応としては、瞬時/線形/可逆を仮定する。
- 緩衝材の外側に到達した核種は、掘削影響領域を通過する地下水と瞬時に混合し、その全量が母岩中の亀裂に流入するものと仮定する。なお、掘削影響領域中での核種移行においては、収着などの遅延効果を考慮しない。

以上の仮定に基づき構築した人工バリア中核種移行モデルの概念図を図 3. 2. 4-3 に示す。



(a) 概念モデル

(b) 解析上のモデル

図 3. 2. 4-2 人工バリアの 1 次元円筒座標系の解析モデル
(直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) より)

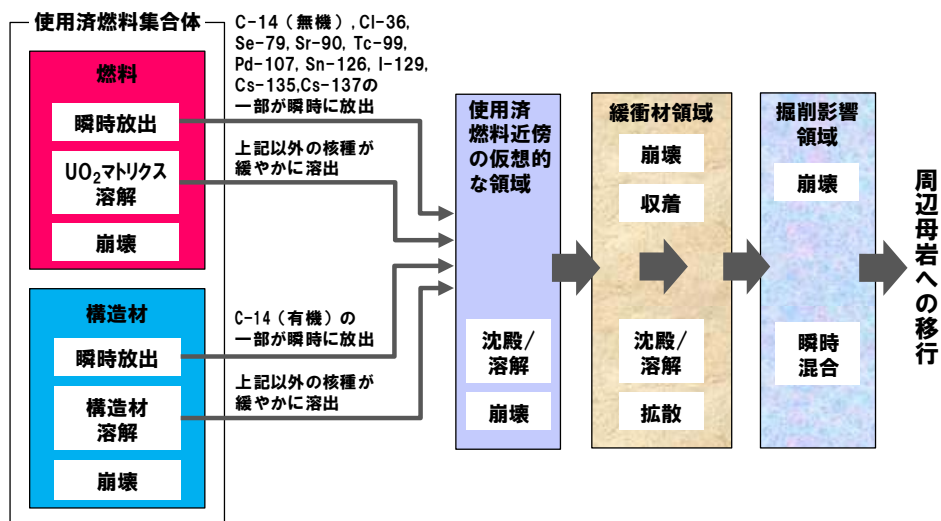


図 3. 2. 4-3 人工バリアの核種移行モデルの概念図
(直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) より)

d. 天然バリア中核種移行モデル

天然バリア中核種移行モデルについては、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析モデル（原子力機構，2015）と同じである。

母岩を対象とした核種移行モデルとしては、透水量係数の異なる複数の1次元平行平板モデルを重ね合わせたモデルを適用する（図3.2.4-4）。

1次元平行平板モデルは、花崗岩のように岩石基質部の透水性が小さく亀裂内の流れが支配的な亀裂性岩盤中の核種移行を評価するモデルである（図3.2.4-5）。1次元平行平板中の核種移行プロセスとしては、岩石基質内の流れを無視し、亀裂内での移流・分散による核種の移行と亀裂から岩石基質中への拡散（マトリクス拡散）および岩石基質内での鉱物粒子表面への収着および放射性崩壊を考慮する。岩石基質内の鉱物粒子表面への収着は、瞬時／線形／可逆な収着と仮定する。また、マトリクス拡散と岩石基質中での収着を考慮しているため、亀裂表面への収着は遅延効果として考慮しない。

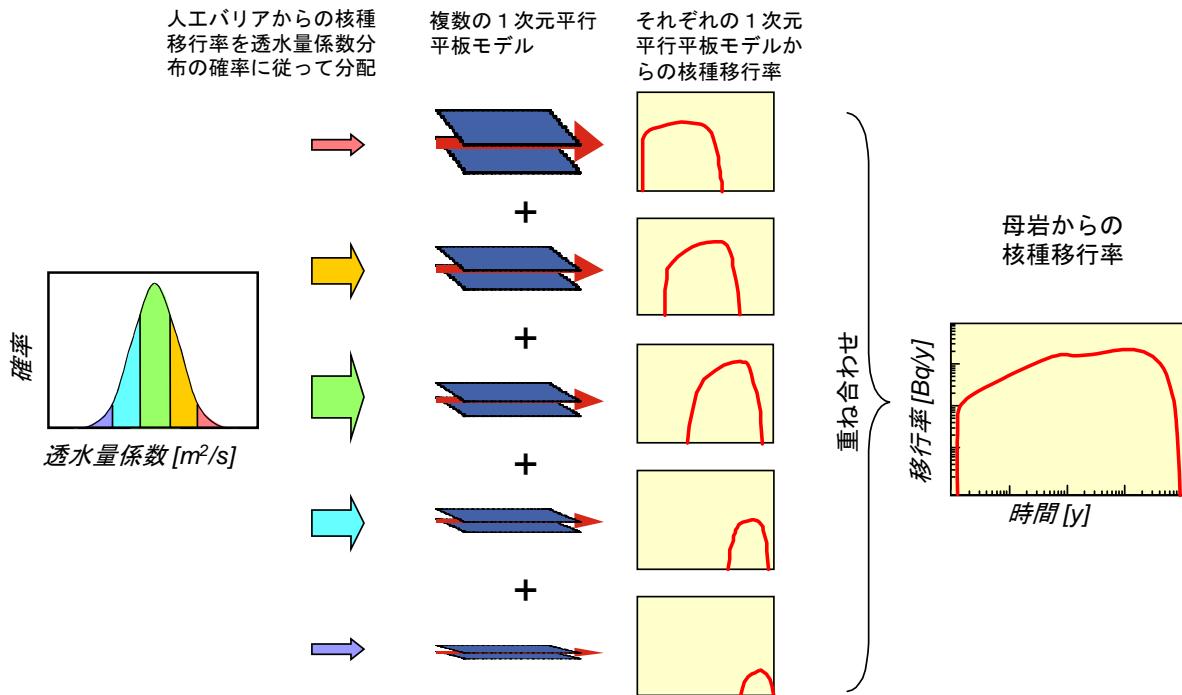


図 3.2.4-4 1次元平行平板モデルの重ね合わせの概念（核燃料サイクル開発機構，1999）

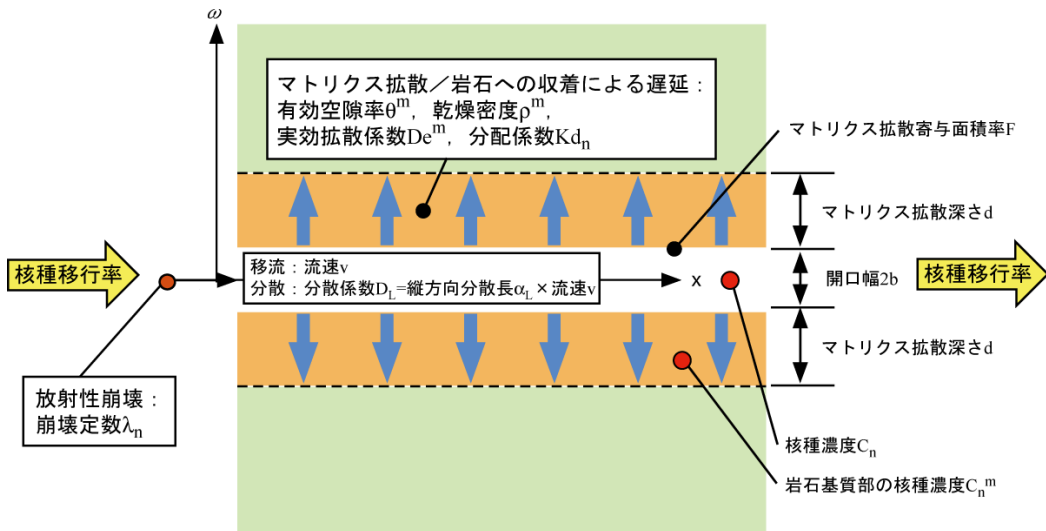


図 3.2.4-5 1次元平行平板モデルの概要（核燃料サイクル開発機構，1999）

e. 生活圏評価モデル

直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオ（原子力機構，2015）における生活圏評価では、母岩から移行する核種の全量が河川へ流入すると仮定し、生活圏内での移行と様々な被ばく経路を考慮した評価を行った。この結果、核種移行率から線量を導出できる線量への換算係数を算出した。さらに、処分容器1体に対する解析で求められる母岩からの核種移行率を処分容器の総数34677体にあわせて34677倍し、その核種移行率に線量への換算係数を乗じることにより、処分場全体の評価線量として示すこととする。

f. 核種移行パラメータ

処分容器の寿命以外の核種移行パラメータ（核種移行解析で用いるデータ）については、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの設定値（原子力機構，2015）を使用する。

基本シナリオの核種移行解析で用いるデータについては、リスク論的考え方にに基づき、基本シナリオに対して可能な限り蓋然性の高いデータを用いることとし、H12レポートや第2次TRUレポート以降の研究開発の進展および最新の科学的知見に基づき設定している。なお、本検討ではC-14（半減期5730年）およびI-129（半減期1570万年）の核種に着目しているため、これらの核種に関連する核種移行パラメータの設定値を表3.2.4-2に示すこととする。

表 3.2.4-2 C-14 および I-129 に関連する核種移行パラメータの設定値
（直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）より）

	瞬時放出割合(IRF)		燃料マトリクスの溶解率	構造材金属の溶解率	
	使用済み燃料	構造材金属			
C-14(有機)	0%	20%	$1 \times 10^{-7} (\text{y}^{-1})$	$8.77 \times 10^{-5} (\text{y}^{-1})$	
C-14(無機)	10%	0%			
I-129	4%	0%			
	人工バリア(緩衝材)			天然バリア(母岩)	
	溶解度	分配係数	実効拡散係数	分配係数	実効拡散係数
C-14(有機)	$1.7 \times 10^{-2} (\text{mol dm}^{-3})$	$0 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$	$2.8 \times 10^{-10} (\text{m}^2 \text{s}^{-1})$	$0 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$	$2.1 \times 10^{-12} (\text{m}^2 \text{s}^{-1})$
C-14(無機)	可溶性		$2.2 \times 10^{-11} (\text{m}^2 \text{s}^{-1})$		
I-129	可溶性	$0 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$	$2.2 \times 10^{-11} (\text{m}^2 \text{s}^{-1})$	$0 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$	

g. 処分容器の寿命の感度解析ケースの概要

処分容器の寿命と被ばく線量の関係を定量的に把握するために、処分容器の寿命を変化させた感度解析ケースを設定する。ここでは、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオ（原子力機構，2015）の設定値である1000年を基準とし、処分容器寿命を最大で10万年まで変化させた感度解析ケースを設定した。

h. 感度解析結果

処分容器寿命と最大総線量の関係、および最大総線量の支配核種とその核種線量の関係をまとめた結果を表3.2.4-3および図3.2.4-6に示す。

表 3.2.4-3 処分容器寿命の感度解析結果

解析ケース	処分容器寿命 [y]	最大総線量 [μ Sv/y]	総線量の低減率*[%]	C-14有機最大線量 [μ Sv/y]	I-129最大線量 [μ Sv/y]	総線量支配核種	C-14有機の総線量支配率[%]	I-129の総線量支配率[%]
直接処分第1次取りまとめ基本シナリオ	1,000	3.2E-01	100.0%	2.3E-01	4.1E-02	C-14有機	73%	13%
Case1	5,000	2.1E-01	66.3%	1.4E-01	4.1E-02	C-14有機	68%	20%
Case2	10,000	1.3E-01	42.0%	7.8E-02	4.1E-02	C-14有機	59%	31%
Case3	20,000	6.9E-02	21.7%	2.3E-02	4.1E-02	I-129	34%	60%
Case4	30,000	5.0E-02	15.7%	6.9E-03	4.1E-02	I-129	14%	83%
Case5	40,000	4.4E-02	14.0%	2.1E-03	4.1E-02	I-129	5%	93%
Case6	50,000	4.2E-02	13.4%	6.2E-04	4.1E-02	I-129	1%	97%
Case7	100,000	4.2E-02	13.1%	1.5E-06	4.1E-02	I-129	0%	99%

*直接処分第1次取りまとめの基本シナリオの最大総線量を基準とした割合

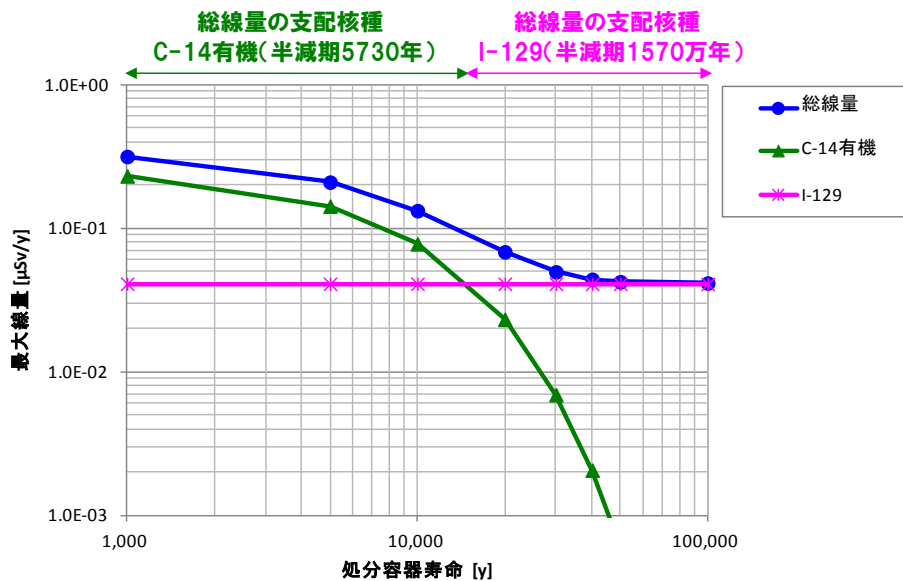


図 3.2.4-6 処分容器寿命の感度解析結果

表3.2.4-3および図3.2.4-6より、処分容器寿命の感度解析結果の特徴を以下に示す。

- 処分容器寿命が15000年頃までは、最大総線量（総線量の最大値）に対する支配核種はC-14有機となるが、それ以降ではI-129となる。
- 直接処分第1次取りまとめの基本シナリオ（原子力機構，2015）の最大総線量と比較した場合、処分容器寿命が1万年のCase2では最大総線量は42%に減少する。これは、基本シナリオの最大総線量の支配核種であるC-14有機の半減期が5730年であり、処分容

器寿命の長寿命化に伴ってC-14有機が崩壊により減少したためである。

- 処分容器寿命が5万年のCase6において最大総線量が13.4%まで減少した後、処分容器寿命を長寿命化しても最大総線量の低減効果がほとんど変化していないことが分かる（処分容器寿命が10万年のCase7では最大総線量は13.1%の減少）。これは、処分容器寿命の長寿命化に伴って崩壊により減少したC-14有機と交代する形で長半減期核種であるI-129(半減期1570万年)が最大総線量を支配したことと、長半減期核種であるI-129が崩壊により減少しないため、最大総線量に対する低減効果が変化しなくなったためである。

以上より、処分容器の長寿命化による線量の低減効果については、5万年までは一定の効果が得られる可能性があることが分かった。このような情報は、処分容器の閉じ込め性能の長寿命化の検討において、性能評価から設計への情報として利用することが可能である。

③今後の課題

本年度実施した処分容器寿命の感度解析は、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオ（原子力機構，2015）に準拠して実施している。地層処分の安全評価においては、各シナリオの設定条件（例えば、地質環境条件、核種移行条件、評価ポイントなど）に応じて評価結果が変化する可能性がある。このため、基本シナリオ以外のシナリオを対象としたときに、処分容器の閉じ込め性能の長寿命化の目標値を再度確認する必要があるため、今後も継続した検討が必要であると考えられる。

2) 処分容器の定置方式の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討(表3.2.4-1のNo.3に相当)

①検討の概要

本検討では、処分容器の定置方式に着目し、直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）の基本シナリオである処分坑道横置き方式から処分孔縦置き方式に変更した場合の両者の性能を整理する。ガラス固化体に比べ使用済燃料の処分容器の形状は3倍程度長いという特徴を有するため、定置方式の設計オプションの検討は、坑道寸法の拡大による工学的成立性の観点からも重要であると考えられる。また、基本シナリオの処分坑道横置きとは異なり縦置きは処分孔を利用するため、この処分孔の影響についても検討する必要がある。そこで、本年度は、処分容器の定置方式の変更を考慮した核種移行解析（性能評価解析）を実施するための準備として、処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式を対象に、それぞれの特徴を考慮した核種移行の概念モデルについて整理・検討する。

②本年度の検討内容

処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式それぞれの特徴を考慮した核種移行の概念モデルを具体化する上では、特に、定置方式の差異が顕在化する可能性の高い処分坑道周辺に注目したニアフィールドにおける核種移行挙動を現実的に表現することが重要と考えられる。

核種移行の場としてのニアフィールドの特徴は、

- 岩盤の水利・核種移行特性の不均質性の存在
- 坑道掘削、廃棄体定置、閉鎖およびその後の環境変化の影響

にあると考えられる。そこで、本年度の検討においては、これら2つの重要な特徴を対象として、定置方式による核種移行の概念モデルの差異について検討・整理した。

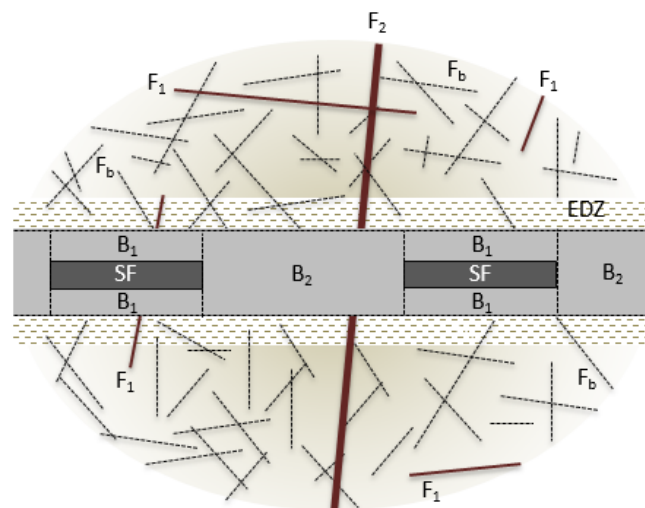
a. 岩盤の不均質性を考慮した核種移行経路

わが国の深部岩盤においては、一般に、割れ目系が発達しており、また、比較的高い頻度で分布する小規模のものから、稀に存在する高透水性の割れ目や割れ目帯あるいは断層といった大規模な構造まで階層的なスケール特性を有するものと考えられる（例えば、核燃料サイクル開発機構，1999）。

このような階層的な岩盤不均質性を前提として、処分場レイアウトにおいて以下のような対策を採ることが合理的と考えられる（原環機構，2011b）。

- サイトの領域内で、数百 m ごとに分布するような大規模の高透水性構造を避け、比較的良好（低透水性）の部分にパネルを配置する（従って、これらの構造と処分坑道とは交差しない）
- パネルの中で数十 m ごとに分布するような小規模の断層や破砕帯等と坑道の交差部は避けることによりさらに良好なブロックスケールを廃棄体定置領域とする
- ブロックスケールの中でも、廃棄体定置間隔と同等以上の離隔をもって分布するような高透水性の割れ目は避けて廃棄体を定置する

上述した階層的な岩盤不均質性および処分場レイアウト上の対策の概念に従い、例えば、横置き方式の場合には、廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との位置関係は、一般に図 3.2.4-7 のようにまとめることができる。



- SF: 廃棄体(使用済み燃料及び処分容器)
- B₁: 廃棄体と接した緩衝材
- B₂: 廃棄体間の緩衝材
- EDZ: 掘削影響領域
- F_b: 高い頻度で普遍的に存在する割れ目(バックグラウンド)
- F₁: 低頻度の透水性割れ目(廃棄体定置において避ける必要がない割れ目。B₁と交差する可能性がある)
- F₂: 低頻度の高透水性割れ目(廃棄体定置において避ける必要がある割れ目。B₂とのみ交差する可能性がある)

図 3.2.4-7 廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との位置関係（横置き方式）

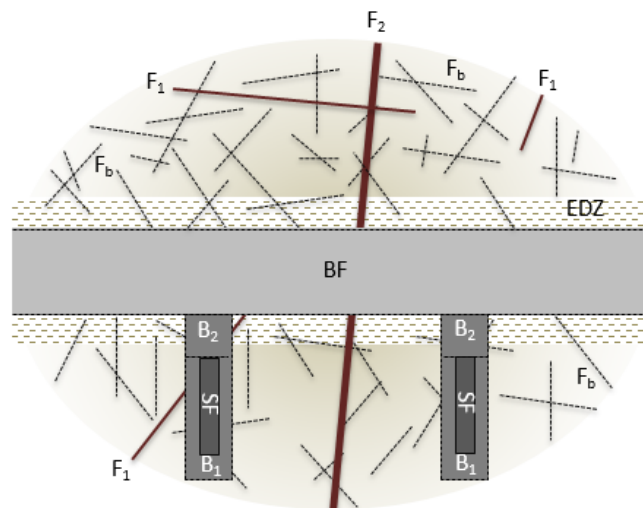
図 3.2.4-7 より、処分坑道横置き方式の場合、廃棄体(図中の SF)から溶出する放射性核種は、まず、直近の緩衝材領域(B₁)を移行して岩盤に到るが、その一方で、廃棄体と廃棄体の離隔に相当する緩衝材(B₂)に到るものもあり、これら 2 つの経路は拡散距離が顕著に異なるために人

工バリア中の核種の移行時間も顕著に異なったものとなる。岩盤に到った放射性核種の移行経路としては、

- 掘削影響領域（EDZ：坑道掘削による応力開放等に伴い、坑道周辺近傍に生じた透水性が上昇した箇所）
- 高い頻度で普遍的に存在する割れ目（ F_b ）
- 低頻度の透水性割れ目（ F_1 ）（廃棄体定置において避ける必要がない割れ目。 B_1 と交差する可能性がある）
- 低頻度の高透水性割れ目（ F_2 ）（廃棄体定置において避ける必要がある割れ目。 B_2 とのみ交差する可能性がある）

の4種類が想定される。ここで、上述した処分場レイアウトおよび廃棄体配置の対策に従うこととすれば、 F_1 の透水性 $\leq F_2$ の透水性であり、また、より高透水性の割れ目（ F_2 ）には、廃棄体直近の緩衝材（ B_1 ）から核種が直接移行することはできず、掘削影響領域（EDZ）、高い頻度で普遍的に存在する割れ目（ F_b ）あるいは廃棄体と廃棄体の離隔に相当する緩衝材（ B_2 ）を介した移行経路を通ることが必要となる。

同様に、処分孔竖置き方式について、廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との位置関係は、一般に図3.2.4-8のようにまとめることができる。



- SF: 廃棄体(使用済み燃料及び処分容器)
 B_1 : 廃棄体と接した緩衝材
 B_2 : 廃棄体と上部坑道間の緩衝材
BF: 上部坑道埋め戻し材
EDZ: 掘削影響領域
 F_b : 高い頻度で普遍的に存在する割れ目(バックグラウンド)
 F_1 : 低頻度の透水性割れ目(廃棄体定置において避ける必要がない割れ目。 B_1 B_2 と交差する可能性がある)
 F_2 : 低頻度の高透水性割れ目(廃棄体定置において避ける必要がある割れ目。 B_2 とのみ交差する可能性がある)

図 3.2.4-8 廃棄体および人工バリアと不均質な透水性構造との位置関係（竖置き方式）

図 3.2.4-8 により、処分孔竖置き方式の場合、廃棄体(図中の SF)から溶出する放射性核種は、まず、直近の緩衝材領域（ B_1 ）を移行して岩盤に到るが、その一方で、廃棄体上部の緩衝材（ B_2 ）を経て上部坑道埋め戻し材（BF）に到るものもある。岩盤に到った放射性核種の移行経路として

は、

- 掘削影響領域 (EDZ)
- 高い頻度で普遍的に存在する割れ目 (F_b)
- 低頻度の透水性割れ目 (F_1) (廃棄体定置において避ける必要がない割れ目。 B_1 、 B_2 と交差する可能性がある)
- 低頻度の高透水性割れ目 (F_2) (廃棄体定置において避ける必要がある割れ目。 BF とのみ交差する可能性がある)

の4種類が想定される。横置き方式の場合と同様、上述した処分場レイアウトおよび廃棄体配置の対策に従うこととすれば、 F_1 の透水性 $\leq F_2$ の透水性であり、また、より高透水性の割れ目 (F_2) には、緩衝材 (B_1 、 B_2) から直接移行することはできず、掘削影響領域 (EDZ)、高い頻度で普遍的に存在する割れ目 (F_b) あるいは上部坑道埋め戻し材 (BF) を介した移行経路を通ることが必要となる。以上のことから、処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式それぞれの核種移行の概念モデルを構築する上では、上述した岩盤不均質性を考慮した核種移行経路の相違を踏まえた上で検討する必要があると考えられる。

b. 坑道掘削、廃棄体定置、閉鎖およびその後の環境変化の影響に関する核種移行の概念

ニアフィールド環境の時間的変遷が核種移行挙動に影響を与える可能性について、本年度の検討では、まず、表 3.2.4-4 に示すように、各国における硬岩系のサイトを対象とした研究開発で注目されている課題を安全評価で考慮すべき代表的期間等に区分して整理した。

表 3.2.4-4 ニアフィールド環境時間的変遷による核種移行挙動への影響に関する課題の整理
(硬岩を対象とした場合)

時間スケール	核種移行挙動への影響に関する研究課題 (該当する機関・国際共同プロジェクト)
建設・操業期間	<ul style="list-style-type: none"> • 坑道掘削時の応力開放等による掘削影響領域生成 (Posiva(2009),SKB(1997)) • 熱応力による岩盤剥離、亀裂生成・開口 (Posiva(2009),SKB(1997)) • 高透水亀裂に沿ったグラウト起源の高 pH 地下水の伝播と化学的影響 (SKB(2006)) • 換気による EDZ 内の部分的な脱飽和や緩衝材品質への影響の予測 (Nagra(2002a)等) • 緩衝材の押し出しによる密度低下の可能性 (SKB(2011a)等) • 初期の大きな地下水圧による緩衝材のパイピング (SKB(2011a)等) • 坑道周辺の岩石の酸化 (黄鉄鉱等) (SKB(2006)等)
坑道閉鎖後の過渡期	<ul style="list-style-type: none"> • 透水性亀裂からの局所的地下水供給による緩衝材偏膨潤および処分容器への偏圧の影響 (SKB(2011a)等) • 緩衝材の熱変質 (Nagra(2002a)等) • 緩衝材中の塩の濃縮 (SKB(2011a)等) • 緩衝材中の不飽和流動における非ニュートン流体的挙動 (FEBEX(Enresa (2000)), CRT 試験(Johannesson(2007)))
閉鎖後長期 (数万年) におけるニアフィールド現象	<ul style="list-style-type: none"> • 緩衝材中のガス移行およびその後の自己閉塞 (SKB(2010d)、Nagra(2002a)等) • コロイドとしての核種移行 (Äspö における原位置試験(SKB,2005a)等) • 微生物の影響 (Äspö における原位置試験(SKB,2005b)等) • 鉄腐食膨張による緩衝材の圧密 (Nagra(2002a)等) • セメント系材料による緩衝材および母岩の変質 (Nagra(2002a)、Andra(2005)等) • 放射線分解による酸化還元フロントの移行 (SKB(2011a)等)
数十万年以上の長期における外部環境の変化	<ul style="list-style-type: none"> • 氷河融解水等の低イオン強度水の処分場深度への流入による緩衝材浸食 (SKB(2006)等) • 地震時の割れ目に沿った変位による緩衝材および処分容器のせん断変形 (SKB(2006)等) • 水質の異なる地下水 (酸化性、高あるいは低イオン強度等) の流入による核種移行特性 (K_d 等) の変化 (SKB(2011b)等) • 気候変動による影響 (永久凍土形成等) (SKB(2011a)等)

上表に挙げた種々のニアフィールド環境の時間的変遷が核種移行挙動に影響を与える可能性の多くは処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式に共通の課題であるが、特に下線を施した4つの課題については、定置方式に応じて影響の程度や含意が異なるものと考えられるため、優先的に検討することとした。これらの課題についての検討結果の概要を以下にまとめる。

● 坑道掘削時の応力解放等による掘削影響領域生成

Äspö や Onkalo における原位置試験では、上部の水平坑道の掘削による応力開放に伴い坑道軸方向に沿った既存割れ目の開口や同じく坑道軸に沿った周方向の新たな割れ目の生成によって数 cm～数十 cm 程度の掘削影響領域が生じ、透水性が上昇する傾向があることが報告されている (SKB(1997) など)。一方、処分孔については、適切な品質管理を行うことによって掘削影響領域が有意に生ずることを避け得るものと考えられている (SKB, 2010e)。このことから、処分坑道横置きの場合では、緩衝材の周囲に坑道掘削影響領域が存在するのに対して、処分孔縦置きの場合には緩衝材の直近には掘削影響領域は生じず、上部の水平坑道の周囲においてのみ掘削影響領域を考慮する必要があると考えられる。

● 鉄腐食膨張による緩衝材の圧密

処分坑道横置き方式の場合、同じ坑道内に置かれた多数の処分容器の腐食膨張によってほぼ一様に緩衝材の圧密が生ずるものと考えられる。これに対して、処分孔縦置きの場合には、処分孔内の処分容器腐食膨張によって圧密された緩衝材と上部坑道の埋め戻し材とで膨潤圧に差が生じることが予想される。しかしながら、縦置き方式の場合にも、処分孔内の緩衝材が上部坑道に若干膨出する程度で応力が均衡することを示す解析事例 (SKB(1997) など) もあり、核種移行概念に顕著な差異をもたらすものとはならないと考えられる。

● セメント系材料による緩衝材および岩盤の変質

直接処分第1次取りまとめにおいて示されているように、硬岩系母岩中の処分坑道横置きの場合には、コンクリート支保を設置することなく作業時の坑道の力学的安定性を確保することが可能であるのに対して、処分孔縦置き方式の場合の上部坑道については、処分孔の施工時の安全性の確保の観点から硬岩系であってもコンクリート支保が必要となる可能性が高い。このため、処分孔縦置き方式の場合には、核種移行の概念モデルにおいてもコンクリート支保に関する以下の影響を考慮する必要があると考えられる。

- コンクリート支保の溶脱・劣化後の透水性上昇
- コンクリート影響 (高 pH) による上部坑道埋め戻し材の変質・透水性上昇
- コンクリート影響 (高 pH) による岩盤割れ目に沿った変質

これらの影響の内容については、コンクリート影響がより顕著なものとなる軟岩系の場合 (後述の3)地質環境条件の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討(表3.2.4-1のNo.5に相当))において詳述することとするが、既往の解析あるいは実験の事例によれば、コンクリート表面やベントナイト系材料の境界面では二次鉱物の沈殿によって間隙が閉塞するために実効拡散係数が低下し変質は境界付近に限定されるものと予想される。また、岩盤割れ目中でも、二次鉱物の沈殿のために割れ目が閉塞し、地下水流動が制限されるものと考えられる。しかしながら、地震等の外部事象やガス通気等の影響を考慮すれば、このような緻密ではあるものの薄い変質層が力学

的に破壊される可能性を否定することは難しい。このため、核種移行解析においても、コンクリート支保の影響に関する以下の2つのケースを想定することが必要と考えられる。

- ・ コンクリート支保の影響ケース1：
コンクリート支保、上部坑道埋め戻し材および上部坑道周辺（数十 cm 程度以内）の岩盤が当初から劣化し透水性が上昇するとともに、鉱物組成の変化による核種移行特性への影響を保守的（例えば $K_d=0$ 、かつ、マトリクス部表面の閉塞のためにマトリクス拡散なし）に設定する場合
- ・ コンクリート支保の影響ケース2：
一定の期間はコンクリート支保、上部坑道埋め戻し材および上部坑道周辺（数十 cm 程度以内）岩盤が事実上不透水の場となり、その後、地震等の外部事象やガス通気等の影響によって割れ目等が急激に開口することを仮定した場合

なお、使用済燃料から瞬時放出する I-129 等の影響を考慮した場合、早期の機能低下を想定したコンクリート支保の影響ケース1のほうが常に保守的であると直ちには言い難い。このため、これら2つのケースに対応した核種移行解析を並行して進めることが必要であると考えられる。

● 低イオン強度水の処分場深度への流入による緩衝材浸食

岩盤の不均質性に関して前項でも述べた通り、処分孔縦置き方式の場合には、処分孔の位置を調整することによって緩衝材と交差する割れ目の透水性を制限しやすいのに対して、処分坑道横置きの場合には、数十 m に一回遭遇するような比較的大規模で透水性の高い構造と緩衝材が交差することを避けるのは難しい。このため、地表付近の低イオン強度水の高透水性構造に沿った降下とこれに伴うベントナイトのゾル化および侵食の可能性は処分坑道横置き方式のほうが、相対的に影響が生じやすいものと考えられる。しかしながら、直接処分第1次取りまとめで想定している隆起・侵食速度 (0.3 mm y^{-1}) では、評価期間（100 万年間）を通じた処分場深度の減少は 300 m 程度に過ぎず、評価期間終了時点でも処分場は地下 700 m の深部に留まることから、処分坑道横置き方式の場合であっても、少なくとも基本シナリオとしてこのような影響を考慮する必要はないと考えられる。

以上のことから、処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式それぞれの核種移行の概念モデルを構築する上で考慮すべきニアフィールド環境の時間的変遷の影響としては、以下に示すものが主要なものになると考えられる。

- ・ 処分坑道周囲の掘削影響領域（特に、処分孔縦置き方式の場合には、緩衝材の直近の処分孔には掘削影響領域は生じず、上部の水平坑道の周囲においてのみ掘削影響領域を考慮する必要があること）
- ・ 処分孔縦置き方式の場合の上部坑道に対するコンクリート支保の影響

c. 岩盤不均質性およびニアフィールド環境の時間的変遷の影響を考慮した核種移行概念モデル

● 処分坑道横置きの場合の核種移行の概念モデル

上述の検討結果を踏まえた上で、処分坑道横置きの場合の核種移行の概念モデルについて検討する。なお、本検討では、我が国の地質環境条件の幅を考慮するため、硬岩系岩盤の透水性の高い／低いに応じた核種移行の概念モデルを検討することとした。また、直接処分第1次取りまと

め（原子力機構，2015）と同様に、地下水の主流動方向は坑道と直交するものと仮定した。

地層処分の性能評価解析（例えば、H12 レポート）においては、緩衝材中の核種の移行は拡散のみを考慮しており、岩盤中では割れ目に沿った移流とマトリクス拡散を考慮しているものの、岩盤中は割れ目内の移流が卓越した核種移行メカニズムになると考えられる。しかしながら、本年度の検討の結果、高透水性構造との交差部以外では必ずしも割れ目内の移流が卓越した核種移行メカニズムとはならない点が示唆された。例えば、直接処分第1次取りまとめの基本シナリオの核種移行パラメータの設定においては、

- D_b ：緩衝材中の実効拡散係数（Cs の場合）： $3.8 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- V ：割れ目内の地下水流れによるダルシー流速： $10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ のオーダー
（平均透水係数 $10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ のオーダー、動水勾配 0.01）
- D_m ：岩盤マトリクス中の実効拡散係数（Cs の場合）： $2.1 \times 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$

である。ここで、（定常時の）緩衝材中の拡散と母岩中の移流による核種移行のしやすさを比較するために、 V の D_b/L に対する比を算出すると、代表長さ L を緩衝材厚さ（0.7 m）に対応して 1 m と設定した場合、0.0003 となり緩衝材中の拡散の方が母岩中の移流よりも圧倒的に大きいことになる。つまり、処分坑道の緩衝材中の核種移行のほうがその周囲の岩盤中の移流による移行よりも顕著に速いため、廃棄体から溶出した核種は、まず、処分坑道内を比較的速やかに移行し、緩衝材（図 3.2.4-7 中の B_1 、 B_2 ）中でほぼ同様の濃度分布を呈するものと考えられる。なお、この点は、EDZ の透水性が健岩部よりも 1 桁程度高いとしても変わらなかった（上記の比は 0.003 であり、やはり緩衝材中の拡散の方がその周囲の岩盤中の移流よりも大きいため）。

また、割れ目内の地下水流れによるダルシー流速（ V ）と岩盤マトリクス中の実効拡散係数（ D_m ）に関して Pe 数（ $V \times L / D_m$ ）を算出した結果、代表長さ 2.1 m 以内では $Pe \leq 1$ となった。

ここで、 Pe 数の算出時における代表長さの設定については、一般的には（化学工学等においては）代表長さとして着目する系の大きさ自体（管の半径や充填粒子の径等）を用いるが、岩盤のように十分に大きな不均質媒体における非定常の移行問題の場合には代表長さの設定には注意を要する。例えば、上流側濃度を c_0 とし、一定時間経過後に $x=x_1$ の範囲内で顕著に低いレベル c_1 （ $c_1 \ll c_0$ ）にまで濃度が低下している場合（収着性が高い核種の場合、あるいは x_1 の位置に高透水性構造がありそこで急激な濃度低下の生ずる場合など）には、上流側境界において拡散で移行するフラックスは概ね $c_0 \times D / x_1$ となり、一方、移流によるフラックスは $c_0 \times V$ となることから、 x_1 の地点において拡散と移流の大きさを比較する場合には、 V と D/x_1 を比較することが適切である。このことは、上流端に着目した場合、移流と拡散の比を表す無次元数である Pe 数において、代表長さ L として x_1 を用いることが妥当であることを意味している。以上を踏まえれば、処分坑道の直近（2.1 m 以内）における濃度変化が大きい状況（収着性が高い核種の場合、あるいは処分坑道の近くに高透水性構造がありそこで急激な濃度低下の生ずる場合等）では、母岩中を移流によって移動する核種フラックスよりも拡散で岩盤中を移行するフラックスのほうが上回るようになる。他方、母岩の移行距離（評価距離）100 m における下流端でのフラックスに着目する場合には、上流側付近の拡散フラックスは相対的に無視し得るため（ $Pe > 1$ となるため）、割れ目中の移流を主たる核種移行メカニズムとした次元平行平板モデルが成立していることが示唆される。ここで注意すべき点は、処分坑道直近では、システム性能評価解析において一般的に用いられて

いる一次元平行平板モデルの主要な仮定である「亀裂に沿った方向のマトリクス拡散（亀裂に沿った平行方向で、核種が岩石マトリクス中を拡散により移行する）の寄与は無視する」は厳密には成立していないことが課題として挙げられたことであり、これについては今後の課題になると考えられる。

なお、上述した核種移行経路の特徴は、透水性の低い直接処分第1次取りまとめの基本シナリオの岩盤についてのものであり、他の地質環境では異なる。例えば、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの地質環境よりも岩盤の透水係数が数桁程度高いような地質環境であれば、上述の緩衝材中の拡散と岩盤中の移流の比は逆転して移流が支配的となり、廃棄体から溶出した核種は緩衝材中を最短の移行経路で移行して岩盤に至り（例えば、廃棄体間の緩衝材 B_2 を経由せず B_1 外側に存在する割れ目 F_b から岩盤に移行する）、そこから母岩の割れ目に沿って移行することとなる。

他方、坑道と高透水性割れ目や破砕帯等（ F_1 および F_2 ）との交差部近傍では、直接処分第1次取りまとめの基本シナリオの地質環境でも上記とは異なる挙動を示す可能性がある。例えば、交差部直近 1 m 程度に限定すれば、高透水性割れ目では緩衝材中の拡散と岩盤中の移流の相対的な重要性は逆転し、緩衝材中を移行する核種は直近の緩衝材中を通る最短の移行経路で岩盤に至り、そこから高透水割れ目に沿って移流により移行することとなる。ただし、このような例外的に透水性の高い割れ目は低頻度であるとともに、廃棄体直近の緩衝材と交差することは避けると考えられるため、核種移行の概念モデル化においては F_2 （廃棄体と廃棄体の離隔に相当する緩衝材 B_2 ）とのみ交差する低頻度の高透水性割れ目）のみを考慮すれば良いものと考えられる。

以上の検討に基づき、処分坑道横置きの場合の廃棄体近傍での核種移行の概念モデルは、緩衝材中の実効拡散係数 D_b と坑道周辺岩盤の平均的透水係数 K_b （バックグラウンドの割れ目 F_b および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 および掘削影響領域を考慮して平均化した透水係数）および動水勾配 i によって以下のように異なることとなる。なお、ここで、緩衝材の幅を L_b とする。

- 岩盤の透水性が低い ($Pe = (K_b \times i \times L_b) / D_b < 1$) 場合：
処分坑道の緩衝材中の拡散による核種移行のほうがその周囲の岩盤中の移流による移行よりも顕著に速いため、廃棄体から溶出した核種は、まず処分坑道内を移行し、緩衝材 (B_1 、 B_2) 中でほぼ同様の濃度分布を呈する。その後、時間の経過とともに徐々にバックグラウンドの割れ目 F_b および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 を介して岩盤中を移行する。この際、坑道付近のスケールでは、割れ目内の移流よりも割れ目に接したマトリクス中を割れ目方向に拡散で移動する核種フラックスが卓越することとなる。
- 岩盤の透水性が高い ($Pe = (K_b \times i \times L_b) / D_b \geq 1$) 場合：
緩衝材中を移行する核種は緩衝材中を通る最短の移行経路で岩盤に至り、そこから割れ目（バックグラウンドの割れ目 F_b および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 ）に沿って移行する。この場合は、坑道付近のスケールでも、割れ目内の移流が卓越した核種移行メカニズムとなる。

次に、100 m 程度のスケール（母岩スケール）における核種移行の概念モデルは以下のようにまとめることができる。

- 掘削影響領域に沿った坑道軸方向の地下水流動が小さい場合：

緩衝材中を移行して岩盤に到達した核種は、直近の割れ目（バックグラウンドの割れ目 F_0 および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 ）に沿って坑道付近の岩盤中を移行する。そして、これらの割れ目の下流側でより透水性の高い割れ目である F_2 等との交差を繰り返しつつ割れ目ネットワーク中をさらに遠方へと移行する。

- 掘削影響領域に沿った坑道軸方向の地下水流動が大きい場合：
緩衝材中を移行して岩盤に到達した核種は、掘削影響領域に沿って坑道軸方向に移行し、透水性の高い割れ目である F_2 等との交差点から遠方へ移行する。

以上の検討結果を考慮した処分坑道横置き方式の核種移行の概念モデルを図 3.2.4-9 にまとめる。

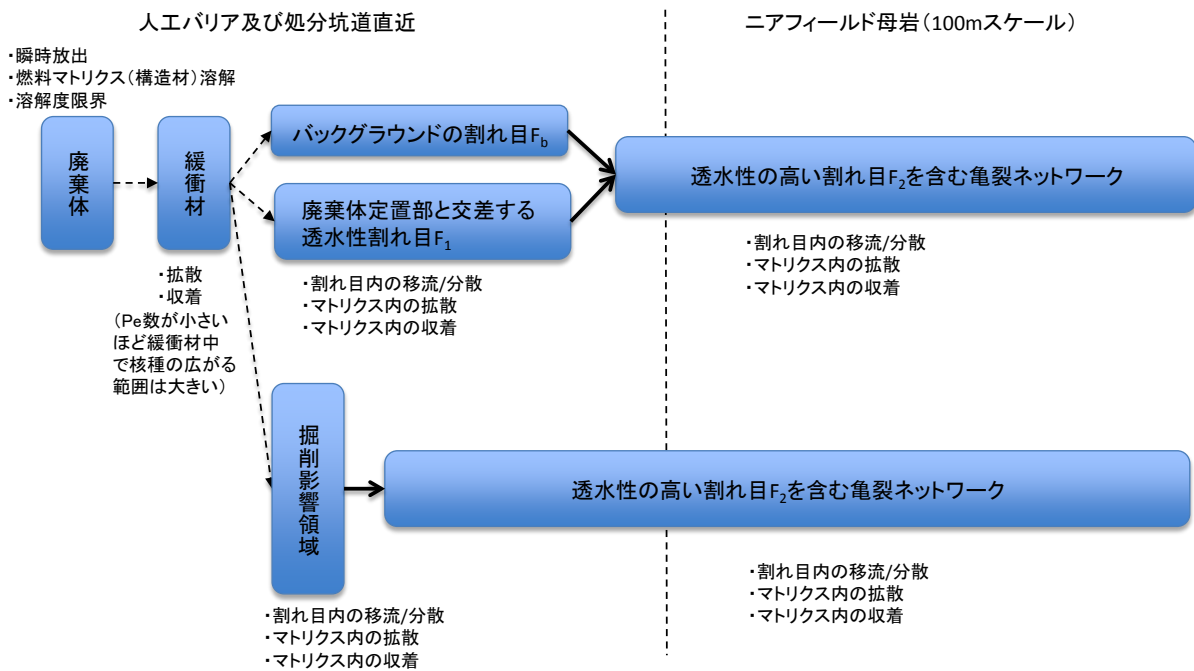


図 3.2.4-9 処分坑道横置きの場合の核種移行の概念

- 処分孔縦置きの場合の核種移行の概念

前項で述べたように、処分孔縦置き方式の場合の上部坑道のコンクリート支保の影響については、影響ケース 1（当初からコンクリート支保、上部坑道埋め戻し材および上部坑道周辺（数十 cm 程度以内）岩盤が当初から劣化し透水性が上昇するとともに核種移行遅延機能（ K_d 等）が低下していることを想定した場合）と影響ケース 2（一定期間はこれらの領域が事実上不透水の拡散支配の場となり、その後、外部事象によって急激に開口して透水性が上昇する場合）の 2 つのケースを想定することが必要となる。

始めに、廃棄体近傍における核種移行の概念モデルは次のようにまとめることができる。

- 岩盤の透水性が低い ($Pe = (K_b \times i \times L_b) / D_b < 1$) 場合：
処分孔の緩衝材中の拡散による核種移行のほうが処分孔周囲の健全な岩盤中の移流による移行よりも顕著に速いため、廃棄体 (SF) から溶出した核種は、まず、処分孔内を拡散し ($B1 \rightarrow B2$)、その後上部坑道 (BF) に移行する。

- 岩盤の透水性が高い ($Pe = (K_b \times i \times L_b) / D_b \geq 1$) 場合：
緩衝材中を移行する核種は直近の緩衝材中 (B1、B2) を通る最短の移行経路で岩盤に至り、そこからバックグラウンドの割れ目 F_b および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 を介して岩盤中を移行する。

ここで、岩盤の透水性が高い場合には、核種は緩衝材からコンクリート支保の影響を受けていない処分孔周辺の岩盤に移行するため、コンクリート支保の影響を考慮しなくてもよいと考えられる。このため、岩盤の透水性が高い場合における処分孔縦置き方式の核種移行の概念モデルでは、前項のコンクリート支保の影響ケース（影響ケース1、影響ケース2）によらず同じ処分概念を適用可能である。この場合の母岩スケール（100 m スケール）の核種移行の概念モデルについては、緩衝材中を通る最短の移行経路で岩盤に至り、そこから直近の割れ目（バックグラウンドの割れ目 F_b および廃棄体定置部と交差する透水性割れ目 F_1 ）に沿って核種が移行し、これらの割れ目の下流側でより透水性の高い割れ目である F_2 等との交差を繰り返しつつ割れ目ネットワーク中をさらに遠方へと移行することとなる。

以上の検討結果を踏まえて、岩盤の透水性が高い場合における処分孔縦置き方式の核種移行の概念モデルを図 3.2.4-10 にまとめる。

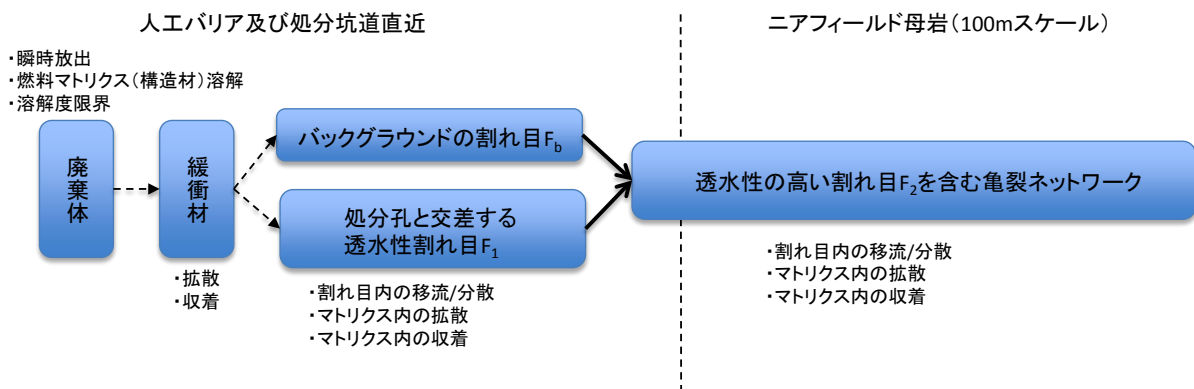


図 3.2.4-10 処分孔縦置き方式の核種移行の概念（岩盤の透水性が高い場合）

他方、岩盤透水性が低い ($Pe = (K_b \times i \times L_b) / D_b < 1$) 場合には、上部坑道およびその周辺が主要な核種移行経路となるため、前述のコンクリート支保の影響ケース（影響ケース1、影響ケース2）により母岩スケールの状態設定および核種移行の概念モデルが異なることとなる。母岩スケールの核種移行の概念モデルは、コンクリート支保の影響区分ごとに、以下のようにまとめることができる。

- コンクリート支保の影響ケース1の場合：
影響ケース1の場合には、上部坑道に到達した核種はそこで劣化した埋め戻し材領域やコンクリート支保および変質した坑道周辺岩盤中を移行する。その際、これらの領域が劣化して透水性が高いことと、鉱物組成の変化による核種移行特性への影響を保守的（例えば $K_d=0$ 、かつ、マトリクス部表面の閉塞のためにマトリクス拡散なし）に設定しているため、これらの領域中の核種は速やかに移行するものと考えられる。その後、下流側で透水性の高い割れ目である F_2 等との交差部から遠方へ移行する。

- コンクリート支保の影響ケース2の場合：

影響ケース2の場合には、まずは、上部坑道、コンクリート支保および坑道直近の岩盤が二次鉱物沈殿・間隙閉塞のために拡散支配となり、かつ、実効拡散係数も小さいために、瞬時放出あるいは燃料マトリクスや構造材から溶出した核種は埋め戻し材中に蓄積する。その後、外部事象によって開口した際に、埋め戻し材から高透水性の移流によって急速に周囲の岩盤に核種が移行することとなる。その後、下流側で透水性の高い割れ目であるF₂等との交差部から遠方へ移行する。

以上の検討結果を考慮した、岩盤の透水性が低い場合における処分孔縦置き方式の核種移行の概念モデルを、コンクリート支保の影響ケースごとに図 3. 2. 4-11 にまとめる。

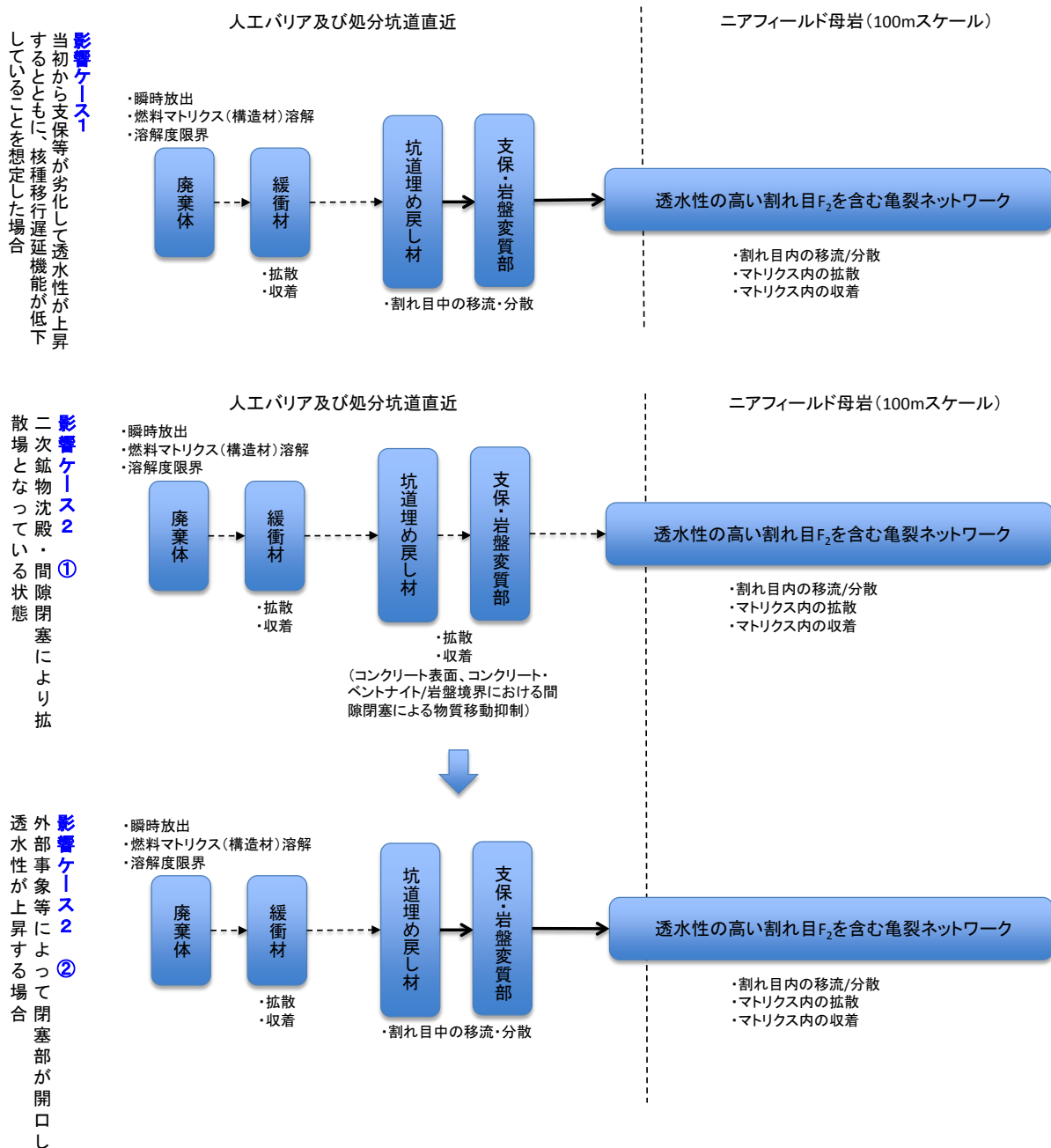


図 3. 2. 4-11 処分孔縦置き方式の核種移行の概念 (岩盤の透水性が低い場合)

③今後の課題

本年度の検討では、硬岩における処分坑道横置き方式および処分孔縦置き方式のそれぞれについて、岩盤の不均質性およびニアフィールド環境時間変遷の影響を考慮して核種移行の概念モデルについて検討・整理した。今後は、このような概念に基づいて核種移行解析モデルを作成し、解析を実施していくことになると考えられる。なお、本年度の検討により構築した核種移行の概念モデルをそのまま抽象的なシステム性能評価モデルとして定式化するという進め方は、直接処分第2次取りまとめに向けてより現実的な性能評価手法を開発していく場合には最適ではないと考えられる。より現実的な性能評価手法を開発していくためには、硬岩の具体的な不均質亀裂ネットワークモデルを構築し、そこに上記の概念モデルで想定しているような人工バリア、掘削影響領域、コンクリート影響によって変質した人工バリアや坑道周辺岩盤を定義して3次元の地下水流動・核種移行解析を試行して現実的な核種移行挙動についての理解を深めつつ、本年度検討・整理した核種移行の概念モデルの妥当性について検証する必要があると考えられる。

また、このような試行および検討結果を踏まえて、システム性能評価を実施するための（1次元または2次元の）核種移行解析モデルを（例えば、汎用シミュレーションソフトウェア GoldSim（GoldSim Technology Group LLC, 2010）などを用いて）構築することが考えられる。このような取り組みにおいては、本年度の検討結果を踏まえて、以下に示す点が今後の課題として挙げられると考えられる。

- システム性能評価モデルの構築時において、掘削影響領域や劣化した埋め戻し材や支保あるいは岩盤等の地下水流動の速い部位をミキシングセルとして取り扱うといった近似の妥当性の確認および改良：
例えば、掘削影響領域での核種の瞬時混合（ミキシングセルの使用）や、本年度の検討により示唆された処分坑道直近での亀裂に沿った方向のマトリクス拡散による移行を取り扱っていないといった性能評価上の単純化の妥当性限界を明らかにすること（例えば母岩 100 m 地点といった評価ポイント（移行経路下流端）における移行率の計算であれば、近似としてミキシングセルを使用しても問題とはならないなど）、および必要に応じてこれらの点を改良すること（例えば、拡散が無視できない坑道近傍での核種の現実的な濃度やマスの分布を把握するために、近似方法を改良するなど）。
- 3次元亀裂ネットワークモデルを亀裂透水量係数の頻度分布に応じたマルチチャンネルモデルによって近似することが上述した種々の概念モデルのいずれにおいても妥当と言えるか否かの検討：
特に、処分孔縦置き概念においてコンクリート影響を考慮して地下水流動や核種移行の場を時間的に切り替えるといった取り扱いにおいて、妥当な近似とみなすことができるかなど。

3) 地質環境条件の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討（表 3.2.4-1 の No. 5 に相当）

①検討の概要

本検討では、地質環境が直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）の基本シナリオである硬岩系岩盤から軟岩系岩盤に変更した場合の処分システムの性能の違いを評価するための核種移行の概念モデルについて検討する。軟岩系岩盤を想定することによる硬岩系岩盤の設計

からの変更点としては、処分坑道のコンクリート支保工の使用が考えられる（核燃料サイクル開発機構，1999）。さらに、軟岩系岩盤の場合には、力学的制約のために処分場深度が500 m程度となることが想定されるため、岩盤の変更と同時に、隆起・侵食による処分場の深度減少に伴う地質環境変化の可能性についても考慮しておく必要がある。

そこで、本年度は、軟岩系岩盤における処分坑道横置き方式を対象とした核種移行解析（性能評価解析）を実施するための準備として、前項でも述べた種々の影響プロセスに加えて

- ・処分坑道で使用されるコンクリート製支保の影響
- ・軟岩系岩盤の場合における隆起・侵食による処分場の深度減少の影響

に関する知見を整理した上で、軟岩系岩盤における処分坑道横置き方式を対象とした核種移行の概念モデルについて検討する。

②本年度の検討内容

a. コンクリート製坑道支保の影響

軟岩系岩盤では、母岩の力学的強度による坑道安定性を期待することのできる硬岩系の処分概念（直接処分第1次取りまとめにおけるレファレンス）とは異なり、コンクリート製の支保を施工することが必要になるものと考えられる。

コンクリートは、長期間のうちにはセメントの溶脱によって劣化し、透水性が上昇するとともに、溶出成分である水酸基やCa等による化学的影響が隣接するベントナイト系材料や周辺岩盤等に影響を及ぼす可能性がある。特に、横置き方式の処分概念では、低透水性や収着性あるいはコロイドろ過性といった重要な安全機能を期待する緩衝材と隣接してコンクリート支保が施工されることから、その影響について検討することが重要と考えられる。

軟岩系岩盤横置きの場合のニアフィールドの構成を図3.2.4-12に概念的に示す。

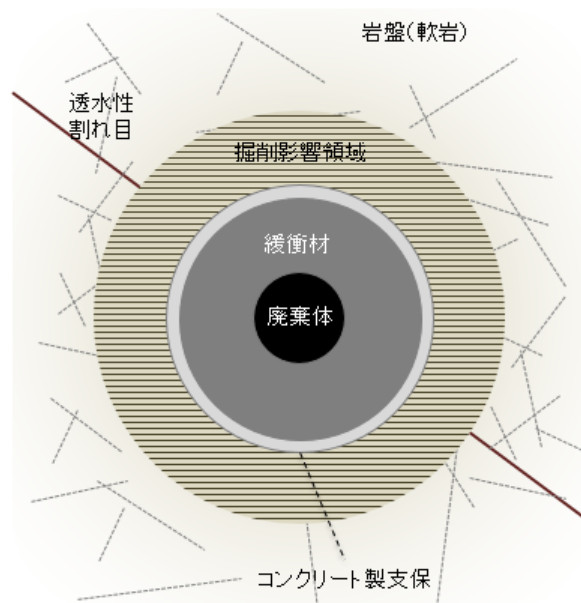
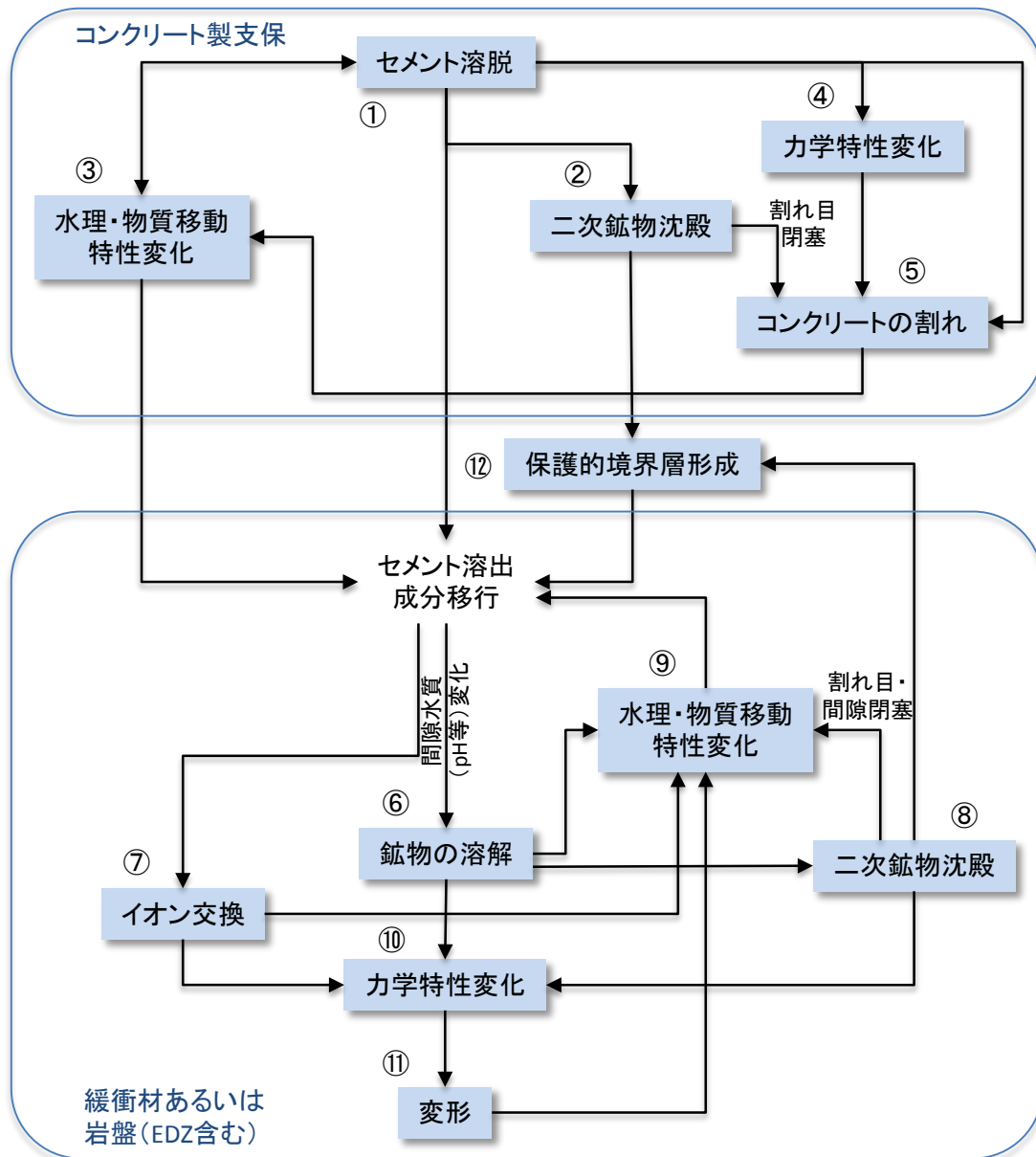


図 3.2.4-12 軟岩系岩盤横置きの場合のニアフィールドの構成

コンクリート製支保の影響に関連する種々のプロセス間の相互作用の概要を図3.2.4-13にまとめる。



図中の番号は後述する知見の整理において該当する項目を示す

図 3.2.4-13 コンクリート製支保の影響に関連する種々のプロセス間の相互作用

坑道閉鎖後、コンクリート製支保も水分飽和し、この時点でセメントの溶脱（同図中の①）が開始する。ここで、溶脱によってコンクリート製支保自体の力学特性の変化（強度低下等）④や水理・物質移動特性変化（透水性や実効拡散係数の上昇等）③が生ずるとともに、溶出した成分（水酸基や Ca イオン等）が隣接する緩衝材や周辺岩盤（掘削影響領域）に移行することとなる。また、セメント溶出成分の一部は高 pH 条件で CSH 系鉱物やゼオライト等に関して過飽和となり、二次鉱物として沈殿する②。

コンクリート製支保には、施工時の初期割れ目が存在する可能性があるが、これらに加えて、溶脱に伴うコンクリートの力学特性変化のために新たな割れが生ずる可能性⑤もある。そして、このような割れは、コンクリートの透水性を上昇させることとなるが、上述した二次鉱物の沈殿

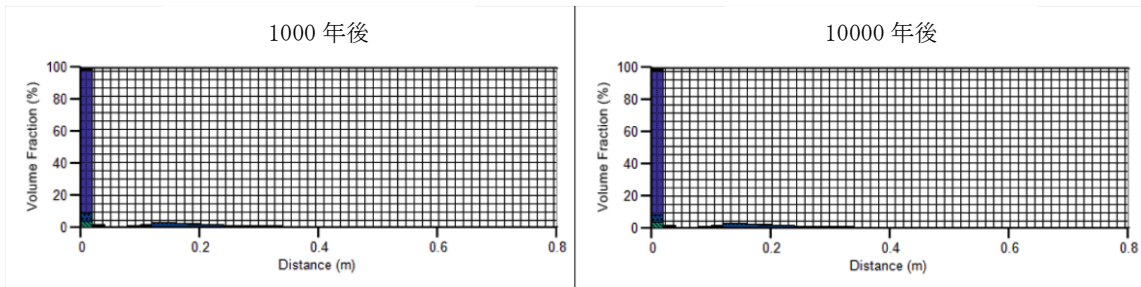
によって閉塞される場合にはこのような水理的な影響は緩和される可能性がある。

セメントと緩衝材や岩盤中のケイ酸塩鉱物とは熱力学的に両立可能なものではないために、双方の間隙水中の溶質が拡散等の物質移動によって交換されることによってこれらの物質が徐々に溶解する⑥。しかし、溶解によって液相に溶出した成分は二次鉱物として沈殿し⑧、一般には、溶解以前の初期鉱物よりも大きなモル体積を示すために、異種材料間の境界面付近で間隙の閉塞が生じ、拡散係数の小さい保護的な境界層が形成される⑫。そして、この保護的境界層による拡散抵抗増大等のために、上述した間隙水中の溶質の交換は抑制され、化学的変質が徐々に停止に向かうこととなる。

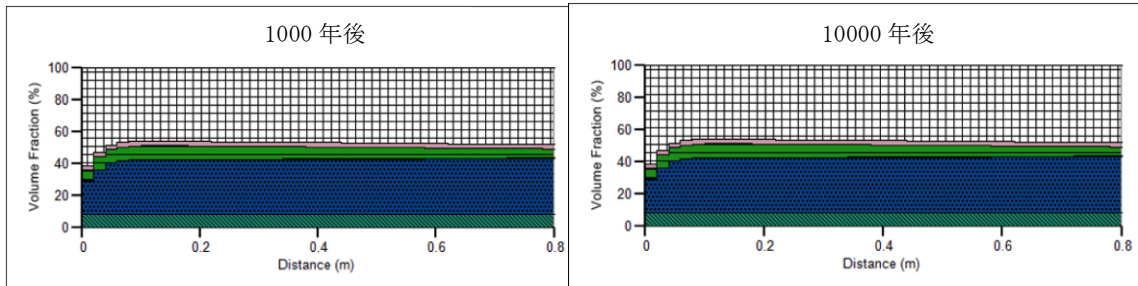
保護的境界層が形成される以前に緩衝材や岩盤中に移行したセメント溶出成分（あるいは地震やガス圧等の外力によって保護的境界層が破られた際の移行分）は、緩衝材や岩盤中の間隙水の水質を変化（pHの上昇等）させ、初期の鉱物（ケイ酸塩鉱物等）の溶解⑥や粘土鉱物のイオン交換⑦が生ずる。これらの固相の変質は、緩衝材および岩盤の水理・物質移動特性⑨や力学特性の変化⑩をもたらすこととなる。なお、力学特性の変化に伴い変形（あるいは割れ）⑪が生じた場合には、これによっても緩衝材および岩盤の水理・物質移動特性が変化することとなる。また、セメント溶出成分や鉱物の溶解によって液相に溶出した成分はCSH系鉱物、ゼオライトあるいは炭酸塩等の二次鉱物として沈殿⑧し、これによる割れ目や間隙閉塞が透水性や実効拡散係数の低下⑨をもたらす可能性もある。

本年度の検討では、上述した①～⑫の各プロセスについて既往の知見を整理した。ここでは、核種移行の概念モデルを構築する上で重要と考えられる知見の概要を以下にまとめる。

コンクリート系材料におけるCSH等の二次鉱物沈殿は、後述する割れ目形成等に際して、自己修復性をもたらすものとなる可能性がある。例えば、平成25年度セメント材料影響評価技術高度化開発報告書（原子力機構，2014a）では、コンクリート製坑道支保に施工時の初期割れ目が存在することを想定し、割れ目内を流れる地下水との反応によるセメントの劣化（杉山モデルにより溶脱を考慮）についての解析を行っている。解析結果（図3.2.4-14）は、動水勾配0.01において、初期割れ目開口幅0.1mm～1.0mmのいずれの場合も、上流端から数cm程度の範囲での二次鉱物（方解石およびセピオライト）の沈殿によって100年以内に割れ目が閉塞して地下水流れは停止することを示している（下図では1,000年後と10,000年後の状況を例示）。また、この間のコンクリートの変質は割れ目から10mm程度の範囲に限られる。一旦閉塞した割れ目がガス通気や地震等の影響で再開口することを仮定した解析においても、二次鉱物の沈殿が再開することによって再び閉塞することが示されている。なお、上記の挙動は、亀裂のないコンクリート支保の外表面からコンクリートのマトリクス方向においても同様の傾向であることが、別途実施されている解析において確認されている。



(a) 割れ目内の鉱物分布時間変化



(b) 割れ目直近メッシュ内の鉱物分布時間変化

図 3.2.4-14 二次鉱物沈殿によるコンクリート割れ目閉塞を示す解析事例
(原子力機構, 2014a の図に一部加筆)

周辺岩盤中の割れ目については、二次鉱物沈殿による閉塞によって地下水流動が抑制される可能性が示唆されている。例えば、平成 21 年度地下坑道施工技術高度化開発報告書（原子力機構, 2010）における解析事例（下図）では、100 年以内にグラウト施工部でのアナルサイム等による閉塞がみられ、止水性が高まると考えられている。

セメント劣化の考慮(固相)無し(OPCの場合)

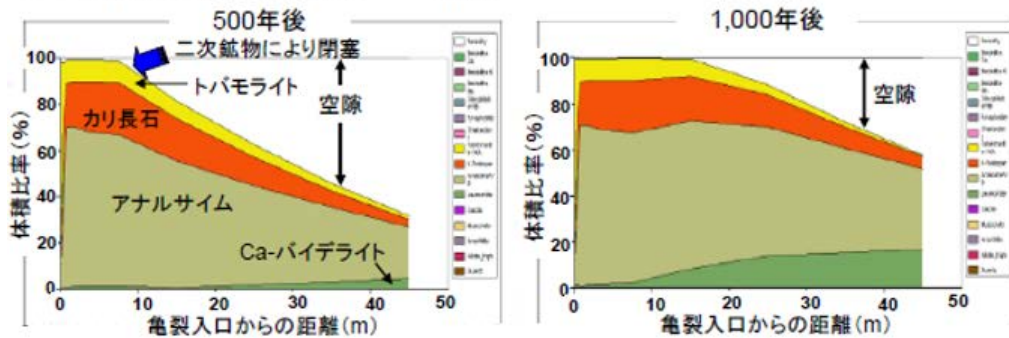


図 3.2.4-15 グラウトおよびコンクリート製支保の影響による岩盤割れ目中での二次鉱物沈殿・閉塞についての解析事例（原子力機構, 2010 より）

コンクリート影響によるベントナイトの変質に関しては、平成 25 年度セメント材料影響評価技術高度化開発報告書（原子力機構, 2014a）において化学反応と物質移行の連成解析を行い、以下の知見が得られている（図 3.2.4-16 参照）。

- セメント-ベントナイトとの境界面直近（図 3.2.4-16 における $x=1$ m の位置）での二次鉱物沈殿（主としてカルサイト）によりコンクリート間隙は閉塞し、境界面を通じた物質移動は抑制される

- 1 万年後においても、ベントナイト側で顕著な変質（モンモリロナイトの溶解およびセピオライトの沈殿）が生ずるのはコンクリートとの境界面から 10 cm 程度の範囲内である
- 1000 年以降の緩衝材間隙水中の pH はほぼ一様となる

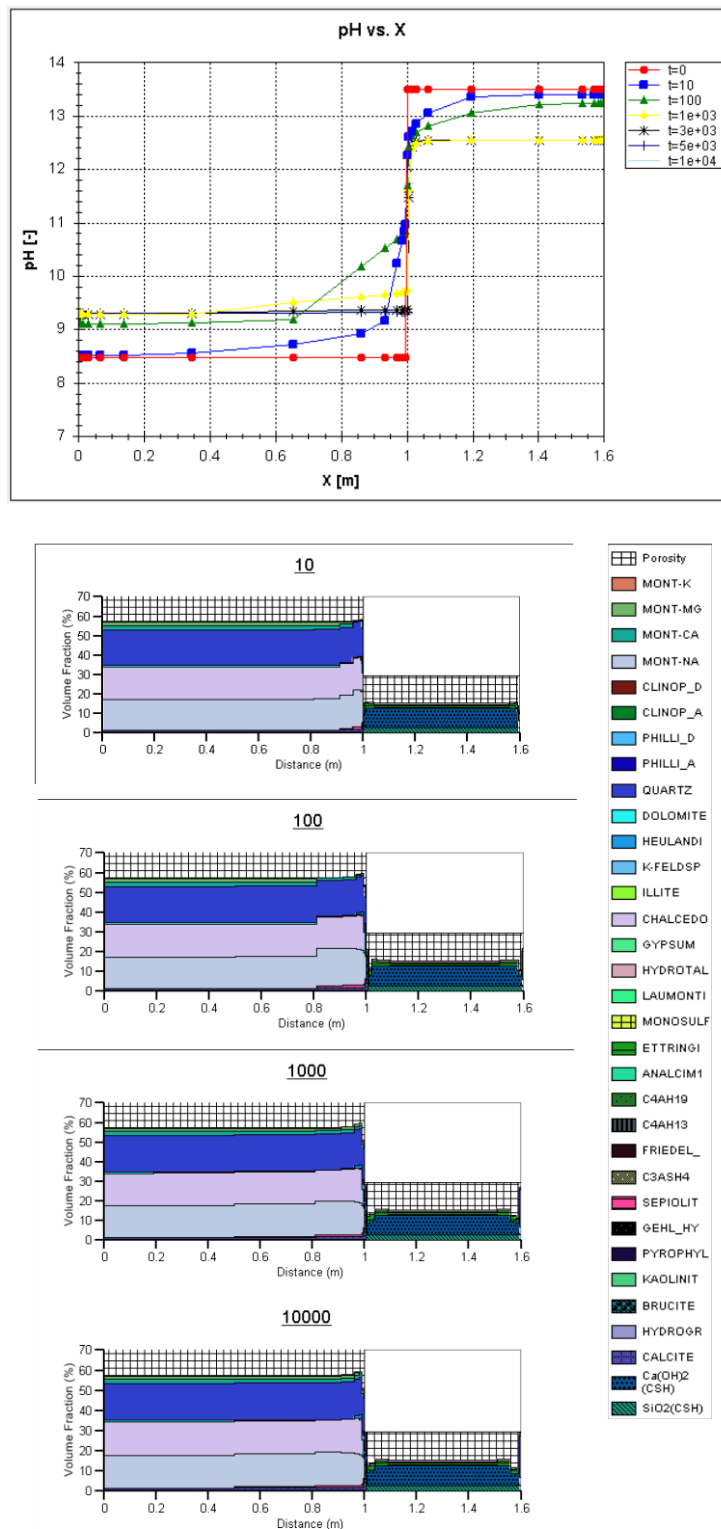


図 3.2.4-16 セメント-ベントナイト境界での保護的境界層形成を示す解析事例
(原子力機構, 2014a より)

上述したように、コンクリート製坑道支保の影響についての既往の解析事例では、以下の結果が得られており、コンクリート製支保とその周囲は間隙の閉塞した低透水性の拡散場になるものと予想される。

- コンクリートおよび岩盤（主に掘削影響領域。コンクリート製支保の影響が大きい場合は掘削影響領域外側周辺の岩盤も含む）中の割れ目は二次鉱物によって閉塞し地下水流れは抑制される
- コンクリートと緩衝材の境界部およびコンクリート表面の間隙も閉塞して拡散による溶質移動が抑制される
- 地震やガス圧等によって閉塞部が破られたとしても新たに二次鉱物が沈殿することによって割れ目開口部は閉塞する

ただし、力学的プロセス（岩盤クリープ、一定の頻度で繰り返される地震動、炭素鋼容器の腐食膨張や変形・破壊に伴う応力場の変化等）によってコンクリート中に新たな割れが形成し続ける場合には、その近傍で上記のプロセスが繰り返されることになるため、割れ目の集中する位置では破砕と化学的劣化とが並行して進み、バルクとしてのコンクリートの溶脱によって坑道支保の透水性が顕著に上昇するものと考えられる。

以上を考慮すれば、現象理解としては「コンクリート製支保とその周囲の岩盤（主に掘削影響領域。コンクリート製支保の影響が大きい場合は掘削影響領域外側周辺の岩盤も含む）が変質して間隙の閉塞した低透水性の拡散場になる」可能性が否定できないものの、安全評価上は、坑道支保劣化状態を想定した地下水流動解析および核種移行解析を行う必要があると考えられる（図 3.2.4-17 中の核種移行の概念モデル①）。

ただし、使用済燃料からの瞬時放出および調和的な溶出を考慮した場合、例えば、初期の 1,000 年間あるいは 10,000 年間程度「コンクリート製支保とその周囲の岩盤が変質して間隙の閉塞した低透水性の拡散場になる」状態、つまり緩衝材外側が閉塞した状態のときには、使用済燃料から瞬時放出および調和的な溶出により使用済燃料から放出された核種が緩衝材中に溜まり、この状態のときに力学的プロセスによって瞬時に二次鉱物によって閉塞していたコンクリートおよび岩盤中の割れ目や同じく閉塞したコンクリートと緩衝材の境界部およびコンクリート表面の間隙が開口して急激な移行が生ずるといったシナリオのほうがより大きな影響となる可能性があるため、これについても解析対象として考慮する必要があるものと考えられる（図 3.2.4-17 中の核種移行の概念モデル②）。

コンクリート製坑道支保の影響を考慮した以上の二つの核種移行の概念モデルを図 3.2.4-17 に示す。なお、前項で述べた現状の知見の整理に基づけば、緩衝材は健全であると仮定することが妥当であると考えられるが、閉塞したコンクリートと緩衝材の境界部が長期にわたって再開口と閉塞を繰り返しつつ、その間に顕著な範囲に緩衝材変質の広がる可能性を想定し、変動シナリオとして緩衝材も変質するケースについても今後検討していく必要があると考えられる。

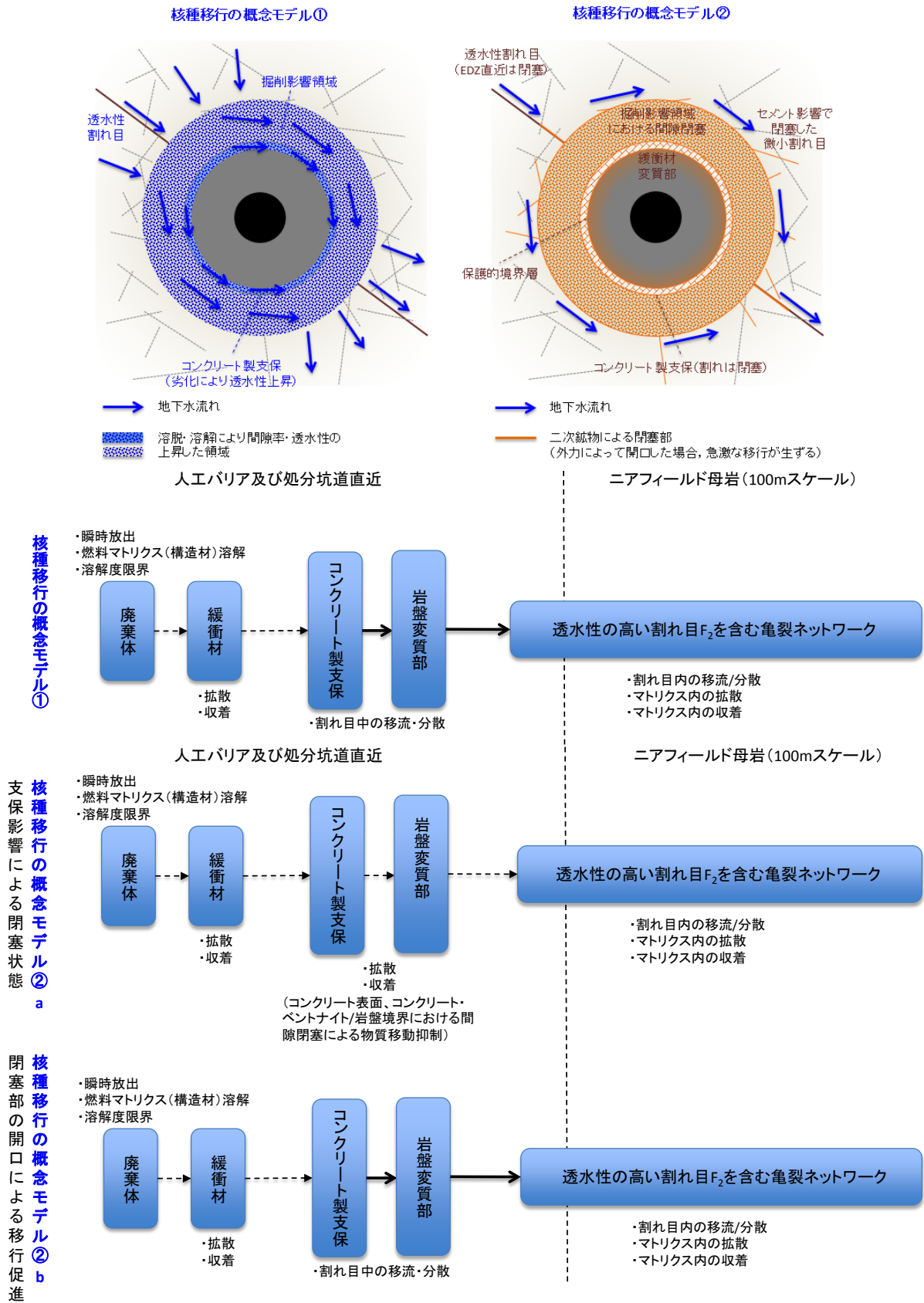


図 3. 2. 4-17 コンクリート製坑道支保の影響を考慮した核種移行概念の案 (軟岩横置き)

b. 隆起・侵食による処分場深度減少の影響

軟岩系の岩盤では、一般的に岩盤強度が結晶質岩等の硬岩に比して低いため、坑道の力学的安定性や施工上の観点から処分場深度を低減させる必要があると考えられる（例えば深度 500 m 程度）。この場合、直接処分第 1 次取りまとめのレファレンスとして想定した深度 1,000 m の結晶質岩中の処分場に比べて、隆起・侵食の影響が早期に顕在化する可能性がある。

直接処分第 1 次取りまとめのレファレンスと同様に、わが国で広く分布していると考えられる隆起速度 0.3 mm y^{-1} 程度の地域を想定し、また、隆起と等しい速度で侵食が生じていると仮定した場合、直接処分第 1 次取りまとめにおいて設定した安全評価期間 100 万年間の処分場深度減少は 300 m 程度となり、初期深度を 500 m とした場合には、100 万年後の処分場深度は 200 m となる。

軟岩系のサイトにおいてこのような処分場深度減少が安全評価上どのような意味を持つかを一般化することは難しいが、例えば、軟岩に分類される新第三紀堆積岩からなる幌延地域の場合、浅部の稚内層中の割れ目が上載荷重の低下によって開口し比較的高い透水性を示すといった岩盤の透水係数の深度依存性の傾向が示されている（図 3.2.4-18 参照）。

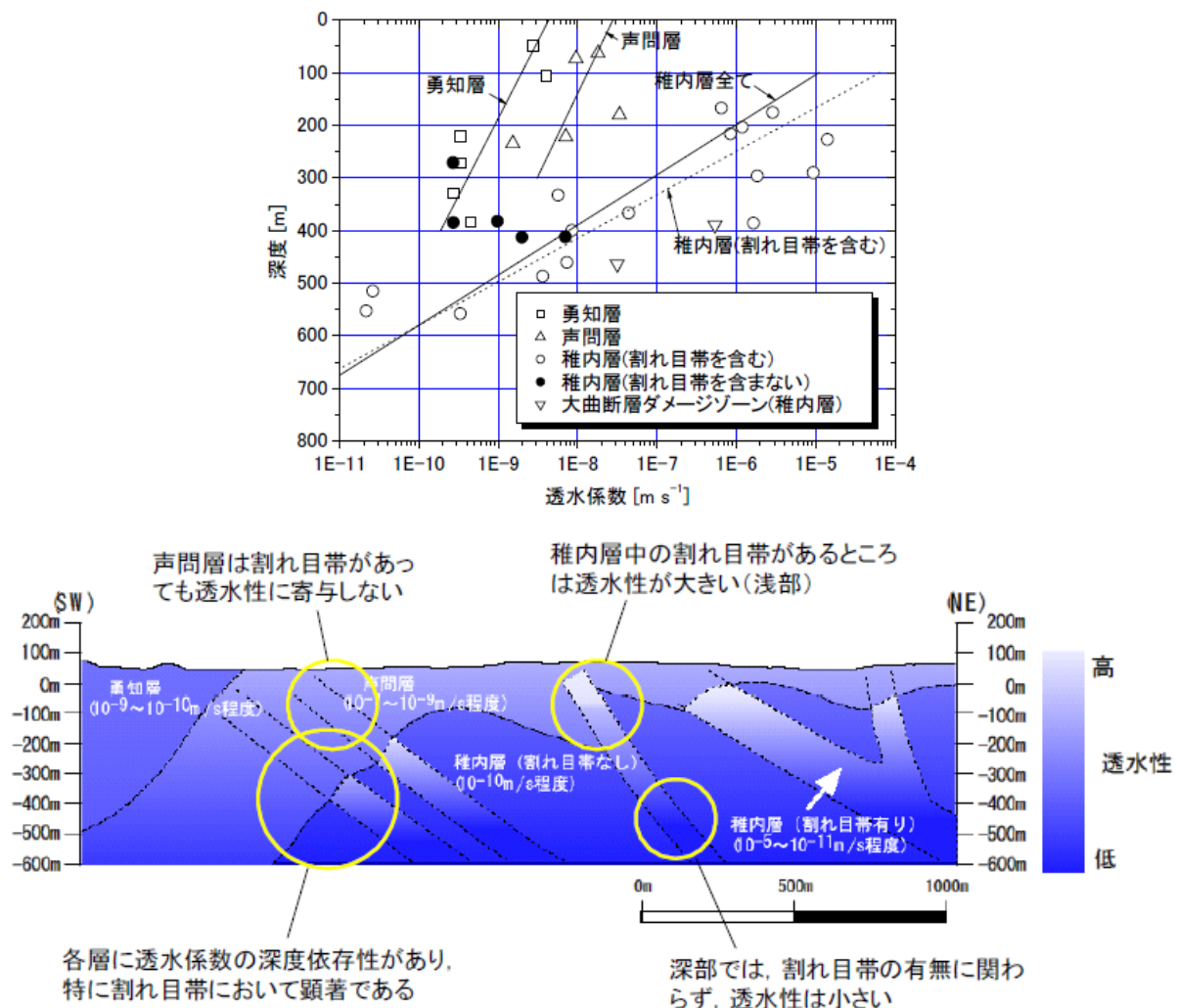


図 3.2.4-18 幌延地域における岩盤透水性深度依存性の例
(日本原子力研究開発機構(2007a)より)

このような事例を参考に、軟岩系のサイトの特徴として、処分場深度の減少に伴って割れ目（割れ目帯）の開口等によって透水性が上昇し、人工バリア周辺の地下水流量が増大するとともに、天然バリア（特に開口割れ目）中の地下水流速が増大することを想定する。

また、このような地下水流動状況の変化に伴い、地表水の涵養や浅部地下水の供給が増すこととなり、処分場深度へのこれら水質の異なる水が流入することによる水質変化の影響を検討することが求められるが、透水性の高い卓越した割れ目ネットワークの発達する硬岩系の岩盤において水質変化が比較的速やかに生ずるのに対して、一般に、軟岩系の岩盤では、割れ目とマトリクス部間の溶質移動や地下水と岩石あるいは有機物等との反応によってこのような水質変化が緩衝される傾向が見られる。例えば、幌延地域では、図 3.2.4-19 に示すように比較的浅部まで塩分濃度の高い地下水が分布しており、約 200 万年以前と言われる稚内層の堆積時期の海水が残留しているものと考えられる（日本原子力研究開発機構, 2007b）。また、地下水水質測定の結果では、地表付近においても還元環境となっていることが示されている。

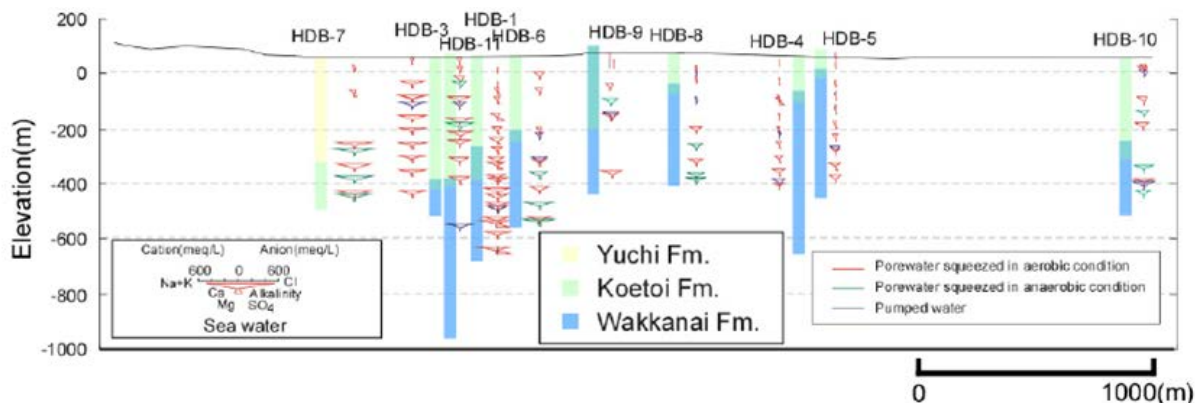
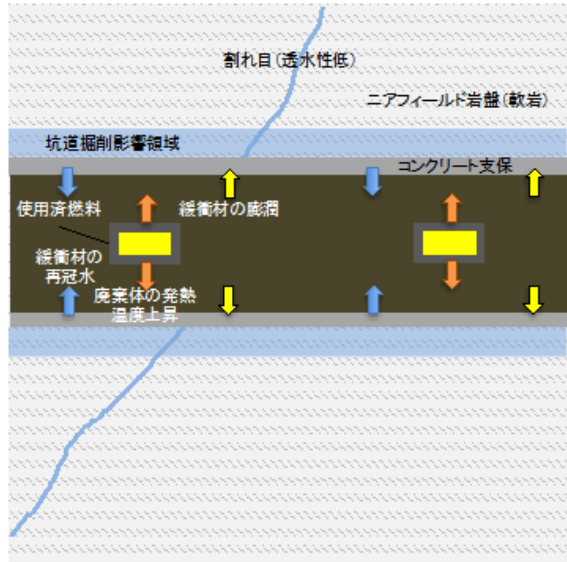
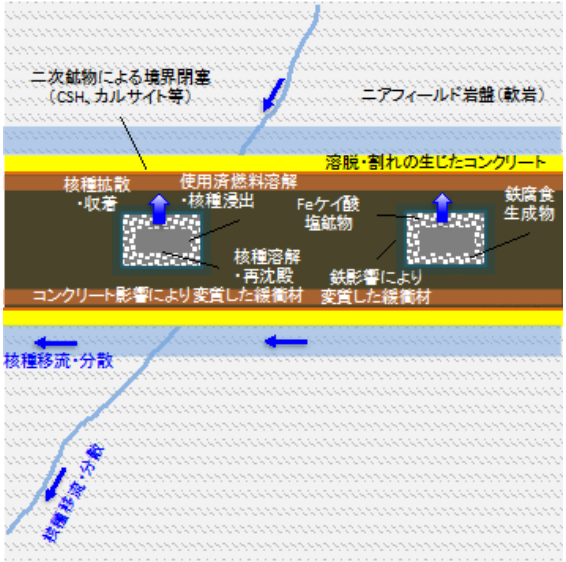
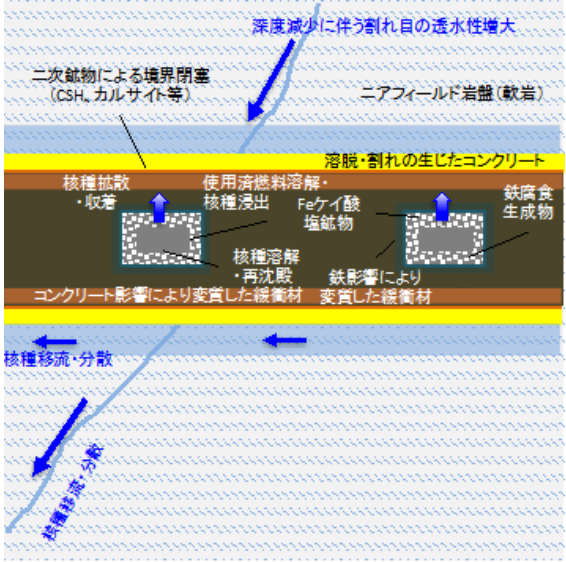


図 3.2.4-19 幌延地域における地下水水質分布の調査例
（日本原子力研究開発機構(2007b)）

このような事例を参考に、軟岩系のサイトの特徴として、評価期間中を通じて処分場深度が 200 m 以上の深度に留まると仮定する基本シナリオにおいては、地下水化学については顕著な変化はないものと想定する。他方、隆起・侵食速度の推定誤差（直接処分第 1 次取りまとめの隆起侵食速度 0.3 mm y^{-1} に対して推定誤差 50 %を仮定し、隆起・侵食速度 0.45 mm y^{-1} を想定した場合）を考慮して処分場が深度 50 m にまで到達するといった変動シナリオを想定する場合には、地下水水質の変化に関しても保守性の観点から深度減少にともない割れ目帯の開口によって地表水の涵養が促進される状況を想定して、50 m 程度の深度にまで酸化フロントが降下することを考慮する必要が生ずる可能性があると考えられる。

以上の検討に基づき、一般的な軟岩系の特徴をもつ仮想的なサイトを想定した上で、隆起・侵食を考慮した基本シナリオについてのストーリーボードを作成した。その結果を表 3.2.4-5 に示す。

表 3.2.4-5 軟岩系の仮想的サイトにおける隆起・侵食を考慮したストーリーボードの例（基本シナリオ）

		再冠水・発熱による過渡期間 ＜1,000年	人工バリア内の定常到達 ＜約30万年	深度減少100m～300m 約30万年～100万年（侵食速度0.3mm/yを想定）
状態変遷の概要				
安全機能	処分容器による核種閉じ込め	所期の安全機能が発揮される	機能喪失	機能喪失
	生活圏からの隔離（人間環境からの物理的障壁の存在）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	使用済燃料が地下水への放射性核種の溶出を抑制	バックアップ（潜在的機能）	UO ₂ マトリクス：機能発揮 構造材：機能喪失（約12,000年で全量溶解）	UO ₂ マトリクス：機能発揮 構造材：機能喪失（約12,000年で全量溶解）
	人工バリア中での低い溶解度（溶解度制限）	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	緩衝材中での小さな物質移行速度（拡散）	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	緩衝材中での核種移行遅延（収着）	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	コロイドの移動の抑制（人工バリア）	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	人工バリアの化学的緩衝性	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	緩衝材の膨潤性と可塑性	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される
	母岩中での核種の移行抑制（低透水性、収着）	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	機能低下あるいは一部喪失
母岩中での核種の希釈・分散	バックアップ（潜在的機能）	所期の安全機能が発揮される	所期の安全機能が発揮される	
環境条件	T	廃棄体の発熱により温度が上昇するが緩衝材中の最高温度は100℃以下である。放射能の減衰により数百年後には地温程度にまで低下。	同左	深度減少により若干の温度低下がある
	H	坑道閉鎖後岩盤中の地下水の圧力水頭が回復し、緩衝材への浸透が生ずる。岩盤透水係数が小さい場合には緩衝材冠水に数十年を要する。下記の坑道周辺の緩み域において透水性が上昇する可能性がある	同左	割れ目が連続した高透水性構造を呈することにより、これらの割れ目と坑道の交差部における地下水流速が増大する
	M	緩衝材の膨潤によりギャップが閉塞し一様な圧縮場となる。岩盤中の応力条件が変化し、坑道のクリープ変形が生ずる。坑道周辺数cmが緩み域となる	処分容器の腐食による強度低下および腐食膨脹による緩衝材圧密によって処分容器が変形し開口に至る。	処分場深度が減少（例えば、約100m）した時点で周囲の岩盤の状態は変化し、割れ目が連続した高透水性構造を呈する
	C	閉鎖時に残留した酸素は処分容器、緩衝材中の鉄鉱物や微生物によって速やかに消費される。	Feイオンによる変質（内側）および高pH条件での変質（外側）により緩衝材の境界部に変質層が形成され間隙が閉塞に向かう。ベントナイトとコンクリートの境界面では二次鉱物（CSHやカルサイト等）の沈殿によって間隙が閉塞する。	地下水化学については顕著な変化はない
	R	処分容器の密封性のために核種は容器内に保持される	処分容器破損後、緩衝材間隙水が使用済燃料と接触し、核種が溶出する。ヨウ素や炭素などの放射性核種の一部が燃料ペレット表面、クラック近傍の結晶粒界、および燃料／被覆管ギャップ内に存在している核種は、地下水との接触により瞬時に地下水に溶出する。また、構造材に含まれるC-14のうち、一定割合は被覆管表面の酸化膜に存在しており、これも瞬時に地下水に溶出する。UO ₂ マトリクスおよび構造材中に存在する核種は、それらの溶解とともに調和的に溶出する。 使用済燃料近傍での水の放射線分解によって生ずる酸化剤は鉄腐食生成物によって消費されるために還元環境が維持される。還元環境で難溶性の核種の再沈殿が生ずるが、液相中の核種は緩衝材中で収着によって遅延されつつ拡散で人工バリア外部へと移行し母岩中を移行する。	処分場深度が減少（例えば、約100m）した時点で周囲の岩盤の状態が変化するため、透水性割れ目に沿った核種移行が促進される

③今後の課題

本年度の検討では、軟岩における処分坑道横置き方式について、硬岩系サイトの場合と顕著に異なる特徴であるコンクリート製支保の化学的影響および隆起・侵食による処分場深度減少の影響に着目して核種移行の概念モデルについて検討・整理した。今後は、このような概念モデルに基づいて核種移行モデルを作成し、解析を行っていくことになると考えられる。なお、2)の事例(処分容器の定置方式の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討)と同様に、本年度の検討により構築した核種移行の概念をそのまま抽象的なシステム性能評価モデルとして定式化するという進め方は、直接処分第2次取りまとめに向けてより現実的な性能評価手法を開発していく場合には適切ではないと考えられる。より現実的な性能評価手法を開発していくためには、軟岩の具体的な不均質亀裂ネットワークモデルを構築し、そこに上記の概念モデルで想定しているような人工バリア、コンクリート影響によって変質した人工バリアや坑道周辺岩盤を定義した3次元の地下水流動・核種移行解析を試行して現実的な核種移行挙動についての理解を深めつつ、本年度検討・整理した核種移行の概念モデルの妥当性について検証する必要があると考えられる。

また、このような試行および検討結果を踏まえて、システム性能評価を実施するための(1次元または2次元の)核種移行解析モデルを(例えば、汎用シミュレーションソフトウェア GoldSimなどを用いて)構築することが考えられる。このような取り組みにおいては、本年度の検討結果を踏まえて、以下に示す点が今後の課題として挙げられると考えられる。

- システム性能評価モデルの構築時において、劣化した支保あるいは岩盤変質部等の地下水流動の速い部位をミキシングセルとして取り扱うといった近似の妥当性の確認および改良：
例えば、拡散が無視できない処分坑道近傍での核種の現実的な濃度やマスの分布を把握するために、近似方法を改良するなど。特に、軟岩系岩盤(特に間隙率の高い岩盤)の場合には、割れ目近傍のマトリクス部のみではなく健岩部でも拡散が生ずるものと考えられるため、坑道内から直接岩盤マトリクス部に拡散で移行する核種の取扱いが重要になると考えられる。
- 3次元亀裂ネットワークモデルを亀裂透水量係数の頻度分布に応じたマルチチャンネルモデルによって近似することが上述した種々の概念モデルのいずれにおいても妥当と言えるか否かの検討：
特に、コンクリート影響を考慮して地下水流動や核種移行の場を時間的に切り替えるような取り扱いや、処分場深度減少とともに岩盤割れ目の透水量係数を徐々に増大させるといった取り扱いにおいても、それが妥当な近似とみなすことができるかなど。

(4)まとめ

本年度の多重バリアによる閉じ込め性能評価手法についての検討では、地質環境条件の多様性を考慮しつつ設計オプションと多重バリアによる閉じ込め性能の関係を定量的に評価できるようにするために必要な性能評価手法に係わる事例について検討を実施した。具体的には、設計オプションと地質環境条件の多様性の組み合わせについて、類似性や類推可能性の観点から整理・絞り込みを行い、その結果、優先的に取り組むべき組合せとして「処分容器の長寿命化による核種の閉じ込め性能」、「処分容器の定置方式の変更による核種の閉じ込め性能」、「地質環境条件の変更による核種の閉じ込め性能」を対象に、性能評価解析技術の明確化・具体化を進めるとともに、さらに検討を深めるべき課題の抽出等を実施した。

- ▶ 処分容器の長寿命化による核種の閉じ込め性能に関する検討（表 3. 2. 4-1 の No. 2 に相当）

本事例では、処分容器の長寿命化が多重バリアによる閉じ込め性能に与える影響を定量的に把握するために、直接処分第 1 次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析条件（原子力機構，2015）に準拠して、処分容器の寿命を変化させた核種移行解析を実施した。その結果、処分容器の長寿命化による線量の低減効果については、5 万年までは一定の効果が得られる可能性があった。

今後は、基本シナリオ以外のシナリオを対象とした際の、処分容器の寿命と線量低減効果の関係について定量的な検討が必要であると考えられる。

- ▶ 処分容器の定置方式の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討（表 3. 2. 4-1 の No. 3 に相当）

本事例では、処分容器の定置方式の変更が多重バリアによる閉じ込め性能に与える影響を把握するための核種移行解析の実施に向けた準備として、硬岩における処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式のそれぞれについて、不均質な岩盤の透水性構造を考慮した核種移行経路およびニアフィールド環境の不均質性（例えば、処分孔縦置き方式の場合の上部坑道に対するコンクリート支保の影響など）に着目しつつ核種移行の概念モデルについて検討・整理した。その結果、定置方式ごとに、岩盤の透水性に応じて異なる移行経路やプロセスを整理した。

今後は、本年度構築した核種移行の概念モデルについて 3 次元の地下水流動などを通じて現実的な核種移行経路についての理解を深めつつその妥当性について検証するとともに、検証した概念モデルに基づき核種移行解析モデルを開発し、処分容器の定置方式の変更による核種の閉じ込め性能を定量的に評価していくことが重要になると考えられる。

- ▶ 地質環境条件の変更による核種の閉じ込め性能に関する検討（表 3. 2. 4-1 の No. 5 に相当）

本事例では、地質環境条件の変更が多重バリアによる閉じ込め性能に与える影響を把握するための準備として、軟岩における処分坑道横置き方式について、硬岩系サイトの場合と顕著に異なる特徴であるコンクリート製支保の影響および初期深度が異なる場合の隆起・侵食の影響に関する知見を整理するとともに、それらを考慮した核種移行の概念モデルについて検討した。さらにこれに基づき、軟岩を想定した場合のニアフィールドの長期的変遷について検討し、ストーリーボードとして取りまとめた。

今後は、長期変遷を含めた軟岩系岩盤の地質環境条件設定に必要な知見を充実させるとともに、これに基づき概念モデルおよび核種移行解析モデルを開発し、地質環境条件の変更による閉じ込め性能の違いを定量的に評価していくことが重要になると考えられる。

3.3 まとめ

(1) 先進的な材料の開発

1) バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討

- ・金属ガラスのガラス形成能や、結晶化の過程を熱力学的な観点から検討し、その機構を推察した。
- ・薄帯状の金属ガラス試料を用いて耐食性等の予備検討を行い、溶射コーティングへの適用を検討する合金を選定した。また、Ni系合金を用いて溶射条件の検討を行い、条件設定を行うとともに、Fe系、Ni系、Zr系、銅系合金について溶射膜形成試験を行うとともに、形成状況の確認を行った。
- ・平成25年度に引き続き、合金の粉末を用いて浸漬試験を行い、Fe系合金($\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$)を除き成分の顕著な浸出や粒子表面の状態の変化などが無いことを確認した。

2) 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する現状調査

- ・緩衝材の収着性向上の可能性の観点から文献調査を実施し、現状の知見を整理した。
- ・Iに対して高い収着能を有する材料や鉱物を添加することで緩衝材の収着性を向上させる可能性があり、Iに対して高い収着能を有する可能性のある材料・鉱物を抽出した。
- ・これらの材料・鉱物の緩衝材への適用にあたっての課題を抽出した。

(2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

1) 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究

① 処分容器材料の腐食挙動

- ・処分容器材料の腐食に関する文献調査とメカニズム解明のための基礎試験を実施した。
- ・炭素鋼の腐食メカニズムに基づくモデルの調査を実施するとともに腐食生成物による物質移行の抑制を考慮したおよびモデルを用いて腐食電流密度の計算を実施し、皮膜の種類による違いを確認した。
- ・超長寿命化の期待できる銅については、ベントナイト中での腐食挙動を把握するための腐食モニタリングを実施し、経時的に腐食速度が低下することを確認した。

② 人工バリアの特性や挙動への微生物影響評価

- ・30-200°Cの温度条件下にて実施した室内試験結果から、炭素鋼共存下で浸漬された圧縮ベントナイト中では微生物の活性は抑制されていることが確認された。
- ・環境中には多くの金属腐食性菌が存在し、その機構は硫酸還元反応だけでなくメタン生成や酢酸生成反応等多岐にわたることが示された。また、環境条件によって金属腐食性菌の分布も異なることが明らかになった。
- ・微生物増殖に適した条件下においては、著しい速度で炭素鋼の腐食がおり、その形態は孔食の可能性が高いことが示されたことから、緩衝材膨潤過程における微生物腐食影響評価をおこなう必要性を指摘した。

2) 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究

① ソースターム評価のためのモデル、パラメータの調査

- ・スウェーデン、スイスなどを調査対象として、評価モデルおよびパラメータ設定における、多様な使用済燃料および処分場の環境条件に伴う不確実性の取り扱いを中心に調査

し、それらの設定根拠となる文献を抽出した。

- ・瞬時放出パラメータにおいては、使用済燃料特性の影響を大きく受けるため、対象燃料の燃焼履歴などの多様性を考慮する必要性があり、各国ともに限られた共通的な実験データを参照し、対象燃料の特性及び不確実性と関連付けて設定していることが確認された。
- ・燃料マトリックスの溶解速度については、水の放射線分解の影響を考慮して時間依存のある変数として扱っている国と、一定値として扱っている国があり、それら設定の考え方と根拠となる実験データをデータベースとして整理した。

②放射線影響評価

- ・ソースタームからの α 放射線がニアフィールド環境と核種移行に及ぼす影響を評価するため、スイスとカナダの代表的な2つのモデルを調査するとともに、それを評価するためのプログラム作成を実施した。
- ・スイスの実効G値モデルの再現性確認をしたうえで、直接処分第1次取りまとめにおける処分システムの入力値を用いて解析を行い、酸化還元フロントが緩衝材を通過しないことを確認した。
- ・カナダの混合ポテンシャルモデル(MPM)の再現性を確認し、直接処分第1次取りまとめにおける処分システムを評価するための課題を抽出した。

3) 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

- ・処分容器の寿命を変化させた核種移行解析を実施した結果、処分容器の長寿命化による線量の低減効果については、5万年までは一定の効果が得られる可能性があることを明らかにした。
- ・硬岩における処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式のそれぞれについて、不均質な岩盤の透水性構造を考慮した核種移行経路およびニアフィールド環境の不均質性に着目しつつ核種移行の概念モデルについて整理した。
- ・軟岩における処分坑道横置き方式について、硬岩系サイトの場合と顕著に異なる特徴であるコンクリート製支保の影響および初期深度が異なる場合の隆起・侵食の影響に関する知見を整理するとともに、それらを考慮した核種移行の概念モデルについて整理した。

【参考文献】

- Allard, B. (1980): Possible retardation of iodine in the ground, *Mat. Res. Soc., Symp. Proc.*, Vol. 2.
- 雨夜隆之, 渋谷守, 他 (2000): 無機イオン交換体を用いた放射性ヨウ化物イオンの固定(2)- 処分環境下における BiPbO_2P の安定性-, 日本原子力学会 2000 年秋の大会, K33.
- 網谷健児, 三村恒裕, 早乙女康典 (2013): 高耐食 Ni 基アモルファス合金とその溶射被膜の作製, 粉体および粉末冶金, Vol. 60, pp. 236-239.
- Andersson, K. (1982): Sorption behavior of long-lived radionuclides in igneous rock, IAEA-SM-257.
- Andra (2005): Dossier 2005 Argile, SYNTHESIS, Evaluation of the feasibility of a geological disposal in an argillaceous formation, Report Series.
- 安楽総太郎, 松原勇武, 星野純, 佐藤努, 米田哲朗 (2012): アルカリ環境で生成する鉱物による陰イオンの収着とその長期挙動, 地球, Vol. 34, No. 3, p. 173-179.
- Assemi, S., and Erten, H. N. (1994): Sorption of radioiodine of organic rich soil, clay minerals and alumina. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 178, 193-204.
- Atkins, M. and Glasser, F. P. (1992): Application of Portland cement-based materials to radioactive waste immobilization, *Waste Management*, Vol. 12.
- Bruno, J. and Ewing, R. C. (2006): Spent Nuclear Fuel, *Elements*, 2, pp. 343-349.
- Butler, J. N. and Cogley, D. R. (1998): *Ionic Equilibrium, Solubility and pH calculations*, p. 368, John Wiley & Sons, INC.
- Carbol, P., Cobos-Sabate, J., Glatz, J.-P., Ronchi, C., Rondinella, V., Wegen, D. H., Wiss, T., Loida, A., Metz, V., Kienzler, B., Spahiu, K., Grambow, B., Quiñones, J. and Martinez Esparza Valiente, A. (2005): The effect of dissolved hydrogen on the dissolution of ^{233}U doped $\text{UO}_2(\text{s})$, high burn-up spent fuel and MOX fuel, SKB TR-05-09.
- Chou, L., Garrels, R. M. and Wollast, R. (1989): Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals, *Chemical Geology*, vol. 78, no. 3-4, pp. 269-282.
- Couture, R. A. and Seitz, M. G. (1983): *Nucl. Chem. Waste Management*, 4, 301.
- Daniels, L., Belay, N., Rajagopal, B.S., and Weimer, P.J. (1987): Bacterial methanogenesis and growth from CO_2 with elemental iron as the sole source of electrons. *Science*, 237, 509-511.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005): TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- 電気化学会 (2000): 電気化学便覧, 第 5 版, p. 102.
- Dinh, H. T., Kuever, J., Musmann, M., Hassel, A. W., Stratmann, M. and Widdel, F. (2004): Iron corrosion by novel anaerobic microorganisms. *Nature*, 427, 829-32.

- Enresa (2000) : FEBEX Project - Full-scale Engineered Barriers Experiment for a Deep Geological Repository for High Level Radioactive Waste in Crystalline Host Rock - Final Report, Enresa Technical Report 1/2000.
- Evins, L. and Kärnbränslehantering, S. (2013): Progress report on evaluation of long term safety of proposed SFL concepts. SKB R-13-41.
- Forsyth, R. (1997): The SKB Spent Fuel Corrosion Programme. An evaluation of results from the experimental programme performed in the Studsvik Hot Cell Laboratory, SKB TR-97-25.
- 藤原啓司, 齋藤典之, 金子昌章, 豊原尚実, 三塚哲正, 富田文夫, 池永信之(1999) : (7)セメント固化-セメント系材料による放射性ヨウ素の固化技術-, 原子力バックエンド研究, Vol. 6, No. 1, pp. 75-78.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構) (2010) : “地層処分事業のための安全評価技術の開発(Ⅱ) -核種移行解析モデルの高度化-”, NUMO-TR-10-10.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構) (2011a) ; 地層処分定レベル放射性廃棄物に関わる処分の技術と安全性, NUMO-TR-10-03
- 原環機構(原子力発電環境整備機構) (2011b) : “地層処分事業の安全確保(2010年度版)”, NUMO-TR-11-01.
- 原環センター(原子力環境整備・資金管理センター) (2007) : 平成18年度地層処分技術調査等 TRU 廃棄物関連処分技術調査 ヨウ素固定化技術調査 報告書, 平成19年3月.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター) (2013) : 地層処分技術調査等事業, TRU 廃棄物処分技術, ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発.
- 原子力安全研究協会(2013) : 実務テキストシリーズ No. 3 軽水炉燃料のふるまい(改訂第5版).
- 原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会(2004) : 基本シナリオの核燃料サイクルコスト比較に関する報告書.
- 原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会(2004) : 使用済燃料の直接処分場概念に関する検討.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構) (2007a) : “幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第1段階)研究成果報告書 分冊「地層処分の研究開発」”, JAEA-Research 2007-045.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構) (2007b) : “幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第1段階)研究成果報告書 分冊「深地層の科学的研究」”, JAEA-Research 2007-044.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構) (2009) : 平成20年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構) (2010) : 平成21年度地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 地下坑道施工技術高度化開発 報告書.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構) (2014a) : 平成25年度地層処分技術調査等事業 セメント材料影響評価技術高度化開発 報告書.

- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2014b）：平成 25 年度地層処分技術調査等事業 使用済燃料直接処分技術開発 報告書.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2015）：わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価（仮称）－直接処分第 1 次取りまとめ－, JAEA 技術報告書（準備中）.
- GoldSim Technology Group LLC (2010): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.0, GoldSim Technology Group LLC.
- Golubev, S. V., Bénézeth, P., Schott, J., Dandurand, J. L. and Castillo, A. (2009): Siderite dissolution kinetics in acidic aqueous solutions from 25 to 100 ° C and 0 to 50 atm pCO₂, *Chemical Geology*, Vol, 265, pp.13-19.
- Grambow, B., Bruno, J., Duro, L., Merino, J., Tamayo, A., Martin, C., Pepin, G., Schumacher, S., Smidt, O., Ferry, C., Jegou, C., Quiñones, J., Iglesias, E., Rodriguez Villagra, N., Nieto, J. M., Martínez-Esparza, A., Loida, A., Metz, V., Kienzler, B., Bracke, G., Pellegrini, D., Mathieu, G., Wasselin-Trupin, V., Serres, C., Wegen, D., Jonsson, M., Johnson, L., Lemmens, K., Liu, J., Spahiu, K., Ekeröth, E., Casas, I., de Pablo, J., Watson, C., Robinson, P. and Hodgkinson, D. (2010): MICADO (Model uncertainty for the mechanism of dissolution of spent fuel in nuclear waste repository). Final report, EUR 24597 EN, European Commission, March 2010.
- Gray W. J., Strachan, D. M. and Wilson, C. N. (1992): Gap and grain boundary inventories of Cs, Tc, and Sr in spent LWR fuel., *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 257, (Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV), pp. 353-360.
- Guy, C. and Schoot, J. (1989): Multisite surface reaction versus transport control during the hydrolysis of a complex oxide, *Chemical Geology*, Vol. 78, pp. 181-204.
- 春名匠, 山本達也, 宮入洋志, 柴田俊夫, 谷口直樹, 坂巻景子, 立川博一(2015)掲載決定: 材料と環境, 64.
- 春山志郎 (2001) : 表面処理技術者のための電気化学, p. 77.
- Herbert, A. and Pohl, J. (1962): *Chemical and Engineering Data*, Vol. 7, No. 2, 295-306, April.
- ICRP (2008): *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations - ICRP Publication 107*, Ann. ICRP, 38(3).
- 飯田達也, 天野佳正, 相川正美, 町田基(2013) : 活性炭の表面状態が硝酸イオンの吸着に及ぼす影響, *環境化学*, Vol. 23, p. 91-94.
- Iino, T., Ito, K., Wakai, S., Tsurumaru, H. and Ohkuma, M. (2014): Iron corrosion induced by non-hydrogenotrophic nitrate-reducing *Prolixibacter* sp. MIC1-1. *Appl. Environ. Microbio.*, Accepted manuscript posted online 29 December 2014 doi:10.1128/AEM.03741-14.
- 井上明久監修(2009) : 新機能材料 金属ガラスの基礎と産業への応用, テクノシステム,

pp. 41-48.

- 岩瀬泰己, 岩瀬文夫(2010): コンクリートの基本と仕組み[第2版], 株式会社秀和システム, pp. 180.
- Johannesson (2007): Äspö Hard Rock Laboratory. Canister Retrieval Test. Dismantling and Sampling of the Buffer and Determination of Density and Water Ratio, SKB Report No. IPR-07-16.
- Johnson, L. H., Ferry, C., Poinssot, C. and Lovera, P. (2005): Spent fuel radionuclide source-term model for assessing spent fuel performance in geological disposal. Part I: Assessment of the instant release fraction. *J. Nucl. Mat.*, 346, pp. 56-65.
- Johnson, L. H. and McGinnes D. F. (2002): Partitioning of Radionuclides in Swiss Power Reactor Fuels, Nagra TR 02-07.
- Johnson, L. H. and Smith, P. A. (2000): The interaction of radiolysis products and canister corrosion products and the implications for spent fuel dissolution and radionuclide transport in a repository for spent fuel, Nagra Technical Report 00-04.
- Johnson, L. H. and Tait, J. C. (1997): Release of segregated nuclides from spent fuel, SKB TR-97-18.
- 角谷和志, 水谷聡, 貫上佳則(2009): 水銀化合物の溶解度の pH 依存性と土壌への吸着特性, 第20回廃棄物資源循環学会研究発表会, 名古屋, 2009年9月.
- 核燃料サイクル開発機構(1999): 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二次取りまとめ—総論レポート, JNC TN1400 99-020.
- Kaplan, I. D., Serne, R. J., Parker, K. E. and Kutnyakov, I. V. (2000): Iodide sorption to subsurface sediments and illitic minerals. *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, 399-405.
- Kato, S., Yumoto, I. and Kamagata, Y. (2015): Isolation of acetogenic bacteria that induce biocorrosion by utilizing metallic iron as the sole electron donor. *Appl. Environ. Microbiol.*, 81(1):67-73.
- Kienzler, B., Metz, V., Duro, L. and Valls, A. (2013): 1st Annual Workshop Proceedings of the Collaborative Project “Fast / Instant Release of Safety Relevant Radionuclides from Spent Nuclear Fuel”. Report-Nr. KIT-SR 7639.
- Kim, J., Dong, H., Seabaugh, J., Newell, S. W. and Eberl, D. D. (2004): Role of microbes in the smectite to illite reaction. *Science*, 303, 830.
- Kim, S., Yamaura, S., Shimizu, Y., Nakashima, K., Igarashi, T., Makino, A. and Inoue, A. (2010): Production of Ni65Cr15P16B4 Metallic Glass-Coated Bipolar Plate for Fuel Cell by High Velocity Oxy-Fuel (HVOF) Spray Coating Method, *Mater. Trans.*, Vol. 51, pp. 1609-1613.
- King, F. (2009): Microbially influenced corrosion of nuclear waste containers. *Corrosion*, 65, 223-251.

- King, F., Liljia, C., Pedersen, K, Pitkanen, P. and Vahanen, M. (2010): An update of the state-of-the-art report on the corrosion of copper under expected conditions in a deep geologic repository, SKB TR-10-67.
- King, F. and Kolar, M. (2001): An improved C-steel corrosion model for the mixed-potential model for used fuel dissolution (MPM version 1.4). Ontario Power Generation Supporting Technical Report No: 06819-REP-01300-10027-R00.
- Kolar, M. and King, F. (2003): The Mixed Potential Model User and Theory Manual: MPM Release 2 (MPM-2) Code Versions V1.3 and V1.4, OPG Report 06819-REP-01200-10104-R00.
- Komaki, M., Mimura, T., Kusumoto, Y., Kurahashi, R., Kouzaki, M. and Yamasaki, T. (2010): Formation of Fe-based amorphous coating films by thermal spraying technique, Mater. Trans., Vol. 51, pp. 1581-1585.
- 小松篤史, 中野純一, 塚田隆, 上野文義, 山本正弘 (2014): 希釈人工海水の放射線分解を模擬した溶液での炭素鋼の腐食速度の検討, 第 61 回材料と環境討論会, B201, CD:f14b201, 腐食防食学会.
- Kurimoto, Y., et al. (1997): CHEMICAL BEHAVIOR OF SILVER IODIDE UNDER REDUCING CONDITION, Sixth Int. Conf. Migration, SENDAI. Levich, V. G. (1962): Physicochemical Hydrodynamics, p.134-135, Prentice-Hall, INC.
- Little, B. J. and Lee, J. S. (2007): Microbiologically influenced corrosion. Wiley series in Corrosion, R. Winston Revie, Series Editor, Wiley-Interscience.
- Makino, A., Kubota, T., Chang, C., Makabe, M. and Inoue, A. (2007): FeSiBP bulk metallic glasses with unusual combination of high magnetization and high glass-forming ability, Materials Transactions, Vol. 48, pp. 3024-3027.
- Mand, J., Park, S. H., Jack, R. T. and Voordouw, G. (2014): The role of acetogens in microbial influenced corrosion of steel, Frontiers in Microbiology, 5, 268.
- Millero, F. J. (2001): Physical Chemistry of Natural Waters, p.95, Wiley-Interscience, John Wiley & Sons, Inc., Publication.
- 嶺達也, 三原守弘, 伊藤勝, 加藤大生 (1997): 種々のセメント系材料に対するヨウ素, セシウムの吸着試験, PNC TN8410 97-258.
- 宮入洋志, 山本達也, 春名匠, 柴田俊夫 (2013): 炭素鋼表面に形成したマグネタイト皮膜への重水の拡散, 第 153 回日本金属学会 2013 年秋期講演大会概要集, #677.
- Mori, K., Tsurumaru, H. and Harayama, S. (2010): Iron corrosion activity of anaerobic hydrogen-consuming microorganisms isolated from oil facilities. J. Biosci. Bioeng., 110, 426-430.
- Muramatsu, Y., Uchida, S., Sriyotha, P. and Sriyotha, K. (1990): Water Air Soil Pollut. 49, 125.
- Murphy, W. M., Oelkers, E. H. and Lichtner, P. C. (1989): Surface reaction versus diffusion control of mineral dissolution and growth rates in geochemical processes, Chemical Geology, Vol.78, pp.357-380.

- Nagata, T., Fukushi, K. and Takahashi, Y. (2009): Prediction of iodine adsorption on oxides by surface complexation modeling with spectroscopic confirmation, *J. of colloid and interface science*, 332, p.309-316.
- 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), Nagra Technical report NTB 02-05.
- Nagra (2002b): Models, Codes and Data for Safety Assessment, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Nagra Technical Report NTB 02-06.
- 中村有夫, 大和田仁, 朝野英一, 神徳敬, 中山元 (2008): TRU 廃棄物地層処分における C-14 の長期閉じ込め型パッケージの開発 その2 チタン合金を用いた金属容器, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.1, pp.13-26.
- 西村務, 和田隆太郎, 西本英敏, 藤原和雄, 谷口直樹, 本田明 (1999): ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動に及ぼす微生物の影響. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC TN8400 99-077.
- Nordström (2009): Fission gas release data for Ringhals PWRs., SKB TR-09-26.
- Nowak, E. J. (1981): Composite backfill materials for radioactive waste isolation by deep burial in salt, *The scientific basis for nuclear waste management*, Vol.3, Plenum Press.
- NWMO (2012): Adaptive Phased Management Used Fuel Repository Conceptual Design and Postclosure Safety Assessment in Crystalline Rock Pre-Project Report, NWMO TR-2012-16.
- Nykyri, M., Nordman, H., Marcos, N., Löfman, J., Poteri, A. and Hautajärvi, A. (2008): Radionuclide Release and Transport - RNT-2008, POSIVA report 2008-06.
- 小田治恵, 柴田雅博, 油井三和 (1999): 地層処分研究開発第二次取りまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価, JNC TN8400 99-078.
- Oldberg, K. (2009): Distribution of fission gas release in 10×10 fuel, SKB TR-09-25.
- Ollila, K. (2011): Influence of Radiolysis on UO₂ Fuel Matrix Dissolution Under Disposal Conditions. Literature Study, POSIVA Working Report 2011-27.
- 大和田仁, 中西博, 朝野英一, 小川秀夫, 森大介, 平石知仁, 渋谷和俊 (2008): TRU 廃棄物地層処分における C-14 の長期閉じ込め型パッケージの開発 その1 高強度高緻密コンクリート製パッケージの化学的耐久性に関する研究, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.1, pp.3-11.
- Oscarson, D. W. (1986): An evaluation of potential additives to a clay-based buffer material for the immobilization of I-129, WECL-9068.
- Otsuka, T. and Komatsu, T. (2009): Enhancement of electric conductivity of the rust layer by adsorption of water, *Corrosion Science*, Vol.47, pp.2571-2577.

- Otsuka, T., Resabal, V. J. T., Iwasaki, H. and Tanaka, S. (2009): Protective Properties of Rust Layers on Weathering Steel, Asia Steel 2009, No. S9-22.
- Pearson's Crystal Data (2011): Crystal Structure Database for Inorganic Compounds (on CD-ROM) (ASM International, Materials Park, OH, U.S.A.).
- Pohl, H. A. (1962): Solubility of Iron Sulfides, J. Chemical and Engineering Data, Vol. 7, No. 2, pp. 295-306.
- Posiva (2009): Olkiluoto site description 2008, Posiva 2009-01.
- Posiva (2012): Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto - Features, events and processes 2012, POSIVA 2012-07.
- Posiva (2013): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Models and Data for the Repository System 2012, POSIVA 2013-01.
- Quintessa Ltd. (2013): QPAC: Quintessa's General-Purpose Modelling Software, QRS-QPAC-11.
- Röllin, S., Spahiu, K. and Eklund, U. B. (2001): Determination of dissolution rates of spent fuel in carbonate solutions under different redox conditions with a flow-through experiment. J. Nucl. Mat. 297, pp. 231-243.
- 九石正美, 池田泰久, 熊谷幹郎 (1991): 化学形態を考慮したヨウ素の移行挙動研究(III), PNC TJ1262 91-001.
- 九石正美, 池田泰久, 熊谷幹郎 (1992): 化学形態を考慮したヨウ素の移行挙動研究(IV), PNC TJ1262 92-001.
- 九石正美, 池田泰久, 熊谷幹郎 (1993): 化学形態を考慮したヨウ素の移行挙動研究(V), PNC TJ1564 93-001.
- 柴田俊夫, 渡邊正敏, 谷口直樹, 清水亮彦 (2013): 酸素欠乏地下環境における炭素鋼腐食モデリング, 材料と環境, Vol. 62, No. 2, pp. 70-77.
- 柴田俊夫 (2014): 炭素鋼の水溶液腐食, 材料と環境, Vol. 63, No. 4, pp. 109-115.
- 柴田俊夫, 谷口直樹, 坂巻景子, 立川博一 (2014): 酸素欠乏環境における炭素鋼腐食モデリング-シデライト (FeCO₃) 腐食皮膜生成の場合-, 第 61 回材料と環境討論会講演概要集, B207, f14b207, 腐食防食学会.
- Shibata, T., Watanabe, M., Taniguchi, N. and Shimizu, A. (2014): Modelling of carbon steel corrosion under oxygen depleted environment, Corrosion Engineering, Science and Technology, Vol. 49, No. 6, pp. 435-441.
- Shoesmith, D. W. (2007): Used Fuel and Uranium Dioxide Dissolution Studies - A Review, NWMO TR-2007-03.
- Sjoberg, E. L. and Rickaed, D. T. (1984): Temperature dependence of calcite dissolution kinetics between 1 and 62° C at pH 2.7 to 8.4 in aqueous solutions, Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 48, pp. 485-493.
- SKB (1997): ZEDEX - A study of damage and disturbance from tunnel excavation by blasting and tunnel boring, SKB TR-97-30.
- SKB (2005a): The colloid investigations conducted at the Äspö Hard Rock Laboratory

- during 2000-2004, SKB TR-05-20.
- SKB(2005b): Äspö Hard Rock Laboratory. The MICROBE framework Site descriptions, instrumentation, and characterization. SKB IPR-05-05.
- SKB (2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar - a first evaluation. Main report of the SR-Can project, SKB TR-06-09.
- SKB (2010a): Spent nuclear fuel for disposal in the KBS-3 repository, SKB TR-10-13.
- SKB (2010b): Data report for the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-52.
- SKB (2010c): Radionuclide transport report for the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-50.
- SKB (2010d): Buffer, backfill and closure process report for the safety assessment SR-Site, TR-10-47.
- SKB (2010e): Underground openings construction report, 2010. Design, construction and initial state of the underground openings. SKB TR-10-18.
- SKB (2011a): Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark: Main report of the SR-Site project (3 volumes), SKB Report TR-11-01.
- SKB (2011b): Äspö Hard Rock Laboratory Planning report for 2011, SKB IPR-10-19.
- SKI (1996): SKI SITE-94: Deep repository performance assessment project, SKI Report 96:36 (2 volumes).
- Smart, N. R. (2011): The anaerobic corrosion of carbon steel and potential influence of sulphur species, European Federation of Corrosion Publications, No.59, Sulphur-assisted corrosion in nuclear disposal systems, p.81-108.
- Snoeyink, V. L. and Jenkins, D. (1980): Water Chemistry, p.446, John Wiley & Sons.
- Söderlund, M., Lehto, J., Hakanen, M., Vaaramaa, K. and Lahdenperä, A-M (2011): Sorption of iodine chlorine, technetium and cesium in Soil, Working Report 2011-04, POSIVA.
- 杉山雅治, 五十嵐貴教, 福本昌宏, 木村久道, 井上明久 (2007a): 高速フレーム溶射法による Fe 基金属ガラス皮膜の開発と応用, 紛体および粉末冶金, Vol. 54, pp. 784-789.
- 杉山雅治, 五十嵐貴教, 岡野輝男, 木村久道, 井上明久 (2007b): 金属ガラス溶射技術およびこれを応用した耐鉛フリーはんだ侵食コーティングの開発, まてりあ, Vol. 46, pp. 31-33.
- Tait, J. C., Cornett, R. J. J., Chant, L. A., Jirovec, J., McConnell, J. and Wikkin, D. L. (1997): Determination of Cl impurities and ^{36}Cl instant release from used Candu fuel. MRS Proceedings 465, pp.503-510.
- 竹野直人 (2005): Eh-pH 図アトラス 熱力学データベースの比較, 地質調査総合研究資料集, No. 419.
- Takeuchi, A. and Inoue, A. (2000): Calculations of mixing enthalpy and mismatch entropy for ternary amorphous alloys, Materials Transactions JIM, Vol. 41, pp. 1372-1378.
- Takeuchi, A., Amiya, K., Wada, T., Yubuta, K., Zhang, W. and Makino, A. (2013): Entropies

- in alloy design for high-entropy and bulk glassy alloys, *Entropy*, Vol. 15, pp. 3810-3821.
- Takeuchi, A. and Makino, A. (2014a): The effects of Fe₂P and Fe₃P intermediate equilibrium phases on glass-forming ability of Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ bulk metallic glass, *Materials Transactions*, Vol. 55, pp. 1575-1581.
- Takeuchi, A. and Makino, A. (2014b): Thermodynamic assessment of Fe-B-P-Cu nanocrystalline soft magnetic alloys for their crystallizations from amorphous phase, *Materials Transactions*, Vol. 55, pp. 1852-1858.
- 竹内章, 網谷健児, 和田武, 湯蓋邦夫(2015):高エントロピー合金, バルク金属ガラスおよび高エントロピーバルク金属ガラスの合金設計, 日本金属学会誌, Vol. 79, 印刷中(2015年5月号).
- 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正 (2008) : 緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討-II —10年間の浸漬試料の腐食生成物分析結果—, *JAEA-Research* 2008-108.
- 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正 (2010) : 低酸素濃度下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動, *材料と環境*, Vol. 59, No. 11, pp. 418-429.
- Till, B. A., Weathers, L. J. and Alvarez, P. J. J. (1998): Fe(0)-Supported Autotrophic Denitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 634-639.
- 虎石貴, 田中知, 長崎晋也 (2001) : ハイドロタルサイトに対する IO₃⁻収着機構, 日本原子力学会 2001年春の年会, L9.
- Uchiyama, T., Ito, K., Mori, K., Tsurumaru, H. and Harayama, S. (2010): Iron-Corroding Methanogen Isolated from a Crude-Oil Storage Tank. *Appl. Environ. Microbiol.* March 15, 2010 76:6 1783-1788.
- Urata, A., Yamaki, M., Satake, K., Matsumoto, H. and Makino, A. (2013): Magnetic properties and structure of Fe_{83.3-85.8}B_{7.0-4.5}P₉Cu_{0.7} nanocrystalline alloys, *Journal of Applied Physics*, Vol. 113, pp. 17A3111-1-17A3111-3.
- 和田隆太郎, 西村務, 下郡一利, 泊里治夫, 舛形剛, 下田秀明, 藤原和雄, 西本英敏, 小田正彦 (1998) : 還元条件下におけるチタンオーバーパックの耐食性に関する研究 (II). 動力炉・核燃料開発事業団 研究委託内容報告書. PNC TJ 1058 98-001.
- Werme, L. O., Johnson, L. H., Oversby, V. M., King, F., Spahiu, K., Grambow, B. and Shoesmith, D. W. (2004): Spent fuel performance under repository conditions : A model for use in SR-Can, SKB TR-04-19.
- Westsik Jr., J. H., Bray, L. A., Hodges, F. N. and Wheelwright, E. J. (1982): Permeability, swelling, and radionuclide retardation properties of candidate back-fill materials, Topp, S.V. Ed., *The scientific basis for nuclear waste management*, Elsevier Science Pub. Com. Inc.
- Xu, D., Li, Y., Song, F. and Gu, T. (2013): Laboratory investigation of microbiologically influenced corrosion of C1018 carbon steel by nitrate reducing bacterium *Bacillus licheniformis*. *Corrosion Science*, 77, 385-90.
- 吉田聡 (2000) : 日本の土壌に対するヨウ素の分配係数, *KURRI KR*, p. 183.

Zhang, Y., Zhou, Y. J., Lin, J. P., Chen, G. L. and Liaw, P. K. (2008): Solid-solution phase formation rules for multi-component alloys, *Advanced Engineering Materials*, Vol. 10, pp. 534-538.

4. 直接処分施設設計の概念構築

本章では、使用済燃料の直接処分施設設計の概念構築について述べる。まず、使用済燃料の地層処分の工学技術に関する知識化ツールとして整備を進めている処分施設の設計支援システムの概念の構築(4.1)、次に処分施設の設計検討(4.2)の本年度の検討結果について述べる。処分施設の設計検討としては、処分容器の設計、緩衝材の設計、搬送・定置設備の概念設計、地下施設の概念設計、地上施設の概念設計、直接処分方策に関する調査・検討、処分容器の設計における臨界安全に関する検討を実施した。なお、処分容器の設計と緩衝材の設計については、前述した本事業の全体計画(1.2)を踏まえた本年度の実施内容(1.3)では搬送・定置設備の概念設計の中で実施することとしているが、本年度の実施段階においては、それぞれ搬送・定置設備とは独立に検討を行ったため、別途項目立てを行い、検討結果を記載した。

4.1 処分施設の設計支援システムの構築

4.1.1 概要

使用済燃料の地層処分の工学技術に関する知識化ツールの整備を目的として、百年程度の長期にわたる処分事業の情報を管理・継承するとともに、蓄積・統合された情報を用いて合理的な設計・施工管理を可能とする「地層処分エンジニアリング総合支援システム(Integrated System for Repository Engineering、以下「ISRE」という)」の構築を行う。ISREは以下の項目を実施できるシステムとして構築する。

- ・ 処分場の工学技術に関する知識化ツールとして、知識情報の管理・継承を行う。
- ・ 調査・建設・操業・閉鎖の各プロセスでの設計・施工・維持管理に関わる情報の管理を支援する。
- ・ 設計に用いるデータを共有し、一元的に管理することで、処分容器、緩衝材、搬送・定置設備、地下施設および地上施設の統合的な設計を支援する。
- ・ 事業期間における情報の増大、技術の進歩に応じて繰り返し行われる設計を支援する。
- ・ 建設時・操業時・閉鎖時における建設機械や搬送・定置設備等の動作をシミュレーションし、安全な現場作業計画の立案を支援する。
- ・ ステークホルダの地層処分の理解促進を支援する。

ISREの概念図を図4.1.1-1に示す。ISREは、ビューワ機能とデータベース機能を有し、インターフェースにより外部のシステムやデータベースと接続される。

ISREは、国土交通省で推進されているCIM(Construction Information Modeling)を参考として開発を行う。ISREに保存される設計データは、CADなどで作成した3次元モデルに材料や管理情報などの属性データを関連付けた「データモデル」と、地下施設や地層などの各データモデルを一つの空間に統合した「統合モデル」である。設計作業は外部システムで行い、データモデルの国際標準フォーマットであるIFCフォーマットを用いてISREと情報のやり取りを行う。

本年度は、前年度の検討において示された開発工程に基づいて、データモデルの仕様の設

計、データベースの設計、インターフェースの設計、統合モデルの試作および開発課題の抽出を行った。

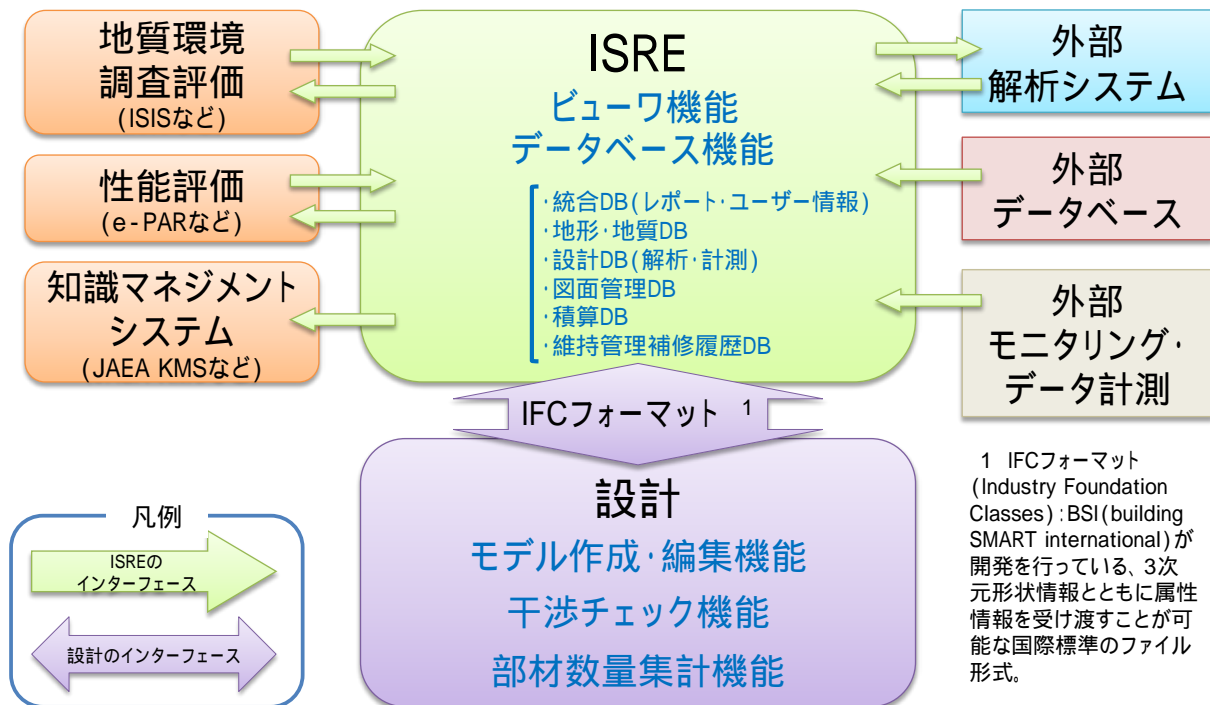


図 4.1.1-1 地層処分エンジニアリング統合支援システム (ISRE) の概念図

4.1.2 データモデルの仕様の設計

(1) データモデルの仕様

地層処分場に関する情報は多岐にわたり、多種多様のデータで構成されている。これらの情報の中には、日常的に利活用される情報と、地震などの災害時、数年に1回の定期点検といった利活用の頻度が低い情報とに区分できる。また、データモデルに格納して利活用される情報と、利活用されない情報にも区分される。全てのデータを属性データとしてデータモデルに格納すると、データ量が膨大となるなどシステムの運用面で支障をきたすこととなる。そこで、利活用の頻度と活用方法の実態を勘案し、利用頻度が低い情報や利活用されない情報は、帳票をPDF形式等にしたデータファイルとして取り扱い、属性データにリンク先のアドレスのみが格納されることが合理的と考えられる。

データファイルとして取り扱う方が良いと考えられる情報としては、例えば以下のものが挙げられる。

- ・工事関係書類
- ・トンネル台帳
- ・トンネル点検調書、トンネル診断調書

データモデルの仕様(案)を図 4.1.2-1 に示す。3次元モデルに関連付ける属性データの構成は以下とする。

- ・属性データはデータモデルそのものに関連づけられる。
- ・データファイルはデータモデルの属性データにリンク先のアドレスのみ格納され、そのリンク先にデータファイルが保存される。リンク先では図 4.1.2-1 の例に示すよう

なフォルダ構成でデータファイルが格納される。

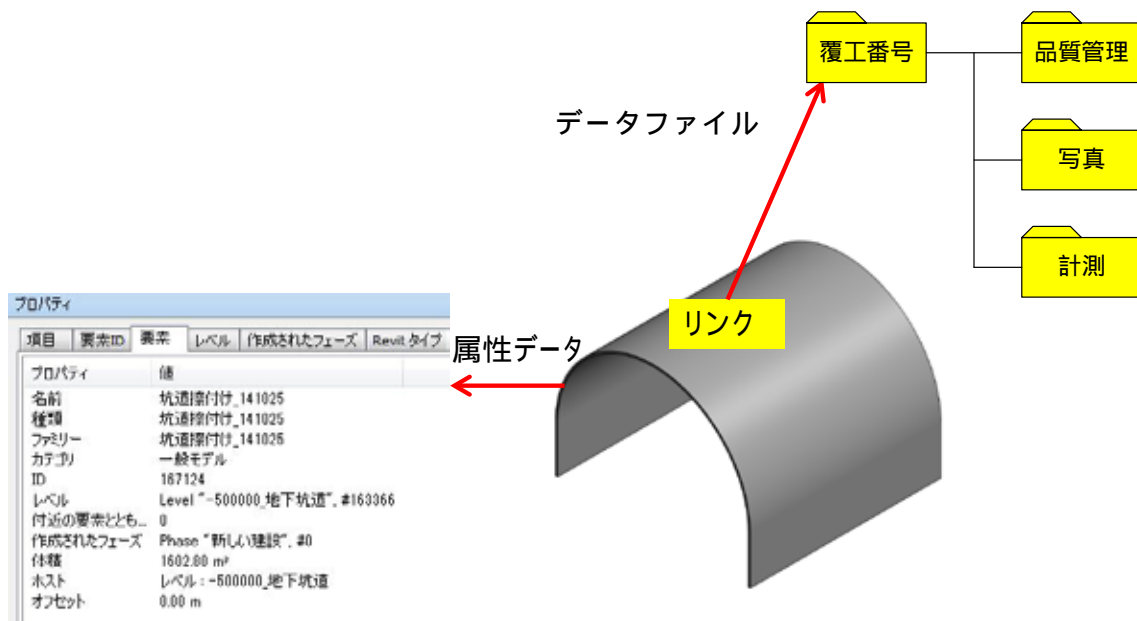


図 4.1.2-1 データモデルの仕様（案）

(2)属性データの抽出

情報整理を踏まえ、さらに長期力学評価や性能評価に関するパラメータも加味して、データモデルとして付与する属性データについて抽出したものを表 4.1.2-1 および表 4.1.2-2 に示す。なお、属性データの項目は、施設の設計・施工・操業・維持管理が具体化された時点で追加されるものや、事業の進展に応じて追加されるものもある。したがって、ここで示すデータ案は、地層処分場において処分概念等に依存せず普遍的に必要なと考えられるものを中心としており、今後事業の具体化に伴って属性データの項目は見直されることとなる。

表 4.1.2-1 データモデル全体に付与する属性データ（案）

区分	属性データ
一般	名称、サイト名、管理者名、施設中心（緯度、経度）、サイトエリア東端（緯度、経度）、サイトエリア西端（緯度、経度）、サイトエリア北端（緯度、経度）、サイトエリア南端（緯度、経度）、供用開始年月日、受入開始年月日、受入停止年月日、廃止年月日
付属物	付属物（付属物種類、種別・方式、個数）
非常用設備	通報装置（非常電話、押ボタン式通報装置、火災検知器）、非常警報装置（警報表示版、点滅灯、音信号発生器）、消火設備（消火器、消火栓）、避難誘導灯設備（誘導表示板、排煙設備、避難通路）、その他の設備（給水栓、無線通信補助設備、ラジオ再放送設備、拡声放送設備、水噴霧設備、監視装置(CCTV)、非常用電源設備）、以上の項目について（個数、形式）

表 4.1.2-2 属性データの抽出（案）の一部抜粋（地下施設）

地下施設のモデル要素			モデルの属性パラメータ													
岩盤	岩盤	岩盤 1	ID 番号	密度	単位体積重量	一軸圧縮強度	粘着力	内部摩擦力	引張強度	弾性係数	せん断弾性係数				写真	
		岩盤 2	ポアソン比	地盤反力	圧密強度	比熱	熱伝導率	熱膨張率	間隙率	弾性係数	動弾性係数			調査 DB リンク		
		岩盤 3	減衰定数	弾性波速度 Vp	弾性波速度 Vs	透水係数						長期力学パラメータ	性能評価パラメータ			
	断層	断層	ID 番号	透水係数	幅									調査 DB リンク	写真	
	割れ目	亀裂	ID 番号	透水係数	幅									調査 DB リンク	写真	
地下水	地下水	地下水	ID 番号	流向	流速	動水勾配	pH	酸化還元電位	間隙水圧	電気伝導度	溶存成分	長期力学パラメータ	性能評価パラメータ	調査 DB リンク		
坑道掘削	坑道一般部	坑道一般部 1	ID 番号	施工者	施工時期	掘削方法	断面パターン	支保工パターン	計画断面積	掘削長	加背割り	品質管理値	品質管理結果	材工価格	写真	
		坑道一般部 2	ID 番号	施工者	施工時期	掘削方法	断面パターン	支保工パターン	実断面積	掘削長	加背割り	品質管理値	品質管理結果	材工価格	写真	
坑道内仮設備	仮設換気設備	風管	ID 番号	設置者	施工時期	材質	メンテナンス履歴	撤去・移動時期	メーカー	購入先	移動先 ID	品質管理値	メンテナンス履歴	材工価格	写真	
		送風機	ID 番号	設置者	設置時期	型番	出力	撤去・移動時期	メーカー	購入先	移動先 ID	品質管理値	メンテナンス履歴	材工価格	写真	
		仮設排水設備	ID 番号	設置者	設置時期	型番	出力	撤去・移動時期	メーカー	購入先	移動先 ID	品質管理値	メンテナンス履歴	材工価格	写真	
坑道内構造物	グラウト	グラウト	ID 番号	施工者	施工時期	配合	注入量		製造者	購入先	材料ミルシート	品質管理値	品質管理結果	材工価格	写真	
		一次支保工	ID 番号	施工者	施工時期	材質	埋め込み長	初期張力	メーカー	購入先	ミルシート	品質管理値	品質管理結果	材工価格		
		ラス網	ID 番号	施工者	施工時期	材質			メーカー	購入先	ミルシート			材工価格		
	鋼製支保工	吹付けコンクリート	ID 番号	施工者	施工時期	設計基準強度	配合		製造担当		材料ミルシート	品質管理値	品質管理結果	材工価格		
		鉄筋	ID 番号	施工者	施工時期	材質	径	ピッチ	メーカー	購入先	ミルシート	長期力学パラメータ	品質管理値	品質管理結果		材工価格
		コンクリート	ID 番号	施工者	施工時期	設計基準強度	配合		製造ブランド		ミルシート	長期力学パラメータ	品質管理値	品質管理結果		材工価格
	コンクリート管理	ID 番号	点検者	点検時期	クラック位置	クラック幅	クラック長	補修補強方法	補修補強時期	補修実施者						

(3)属性データの付与方法とデータ連携の検討

属性データの付与方法は、データ格納方式とリンク方式とに分けられる。それらの方式についての概要と利点・欠点を表 4.1.2-3 に示す。これらを現時点で利用できるソフトウェアで行うとすれば、データ格納方式は Autodesk 社の Revit Structure(以下「Revit」という)リンク方式は Autodesk 社の Infracworks(以下「Infra」という)もしくは Navisworks(以下「Navis」という)などの CIM に適したソフトウェアが例として挙げられる。

表 4.1.2-3 属性データの付与方法

付与方法	データ格納方式	リンク方式
概要	<ul style="list-style-type: none"> データモデル(ファミリー)に係る属性データを全て格納する。属性データの格納は、Revitで行う。 	<ul style="list-style-type: none"> データモデルにリンクを設定し、リンク先に属性データに関するファイルを格納する。属性データのリンクは、統合モデル(Infra もしくは Navis)で行う。
利点	<ul style="list-style-type: none"> データモデルに属性データが多数格納されているため、システムのリプレース等に伴うリンク切れによるデータ喪失が回避できる。 属性データがセットで格納されているため、データの検索が容易である。 	<ul style="list-style-type: none"> 属性データを別ファイルで管理するため、データモデルに格納する属性データは最小限で良く、データ入力の手間が少ない。
欠点	<ul style="list-style-type: none"> データモデルに多数の属性データを格納するため、個別入力が必要となり、作業時間を要する。 	<ul style="list-style-type: none"> 属性データを別ファイルで管理するため、システムのリプレース等に伴うリンク切れ(データ喪失)が懸念される。 属性データを探し出すためにファイルを開く手間がかかる。
解決方法、検討課題	<ul style="list-style-type: none"> 多数の属性データを格納するためのプログラムを検討する。 	<ul style="list-style-type: none"> 運用方法によるリンク切れの回避策を検討する。

1)データ格納方式

Revit User Group では、Revit で作成したデータモデルの属性データを Excel シートとの間でやり取り・管理することを可能とするツール”RUTS”を無償公開している。ここでは、RUTS を用いて属性情報をエクセルで管理する方法について述べる(図 4.1.2-2 参照)。

データモデルに属性情報を作成する。

RUTS によりデータモデルの属性情報を Excel ファイルへエクスポート(書き出し)する。

Excel 上で属性情報を編集・更新する。

RUTS により、Excel 上の属性情報をデータモデルへインポート（書き込み）する

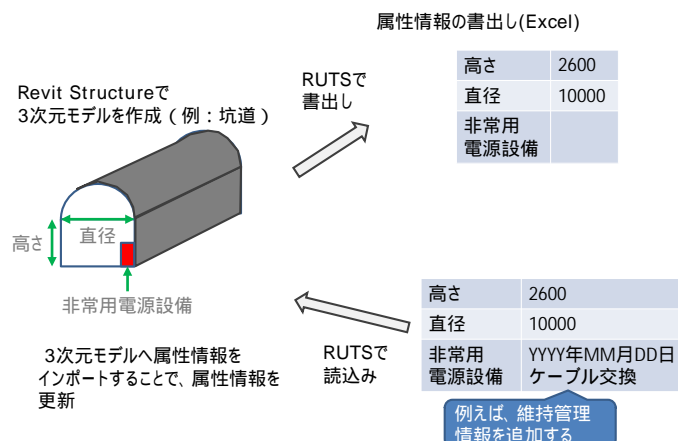


図 4.1.2-2 RUTS によるデータ格納方式の属性データの付与手順

2) リンク方式

リンク方式では Navis を用いることにより、統合モデルの属性データ中にファイルへのリンクを付与する。Navis による属性データの付与手順を図 4.1.2-3 に示す。

オブジェクトを準備する。

リンクを作成し「名前」を入力する。

ファイルパスを選択し、ファイルを登録する。

リンクからファイルを呼び出す。

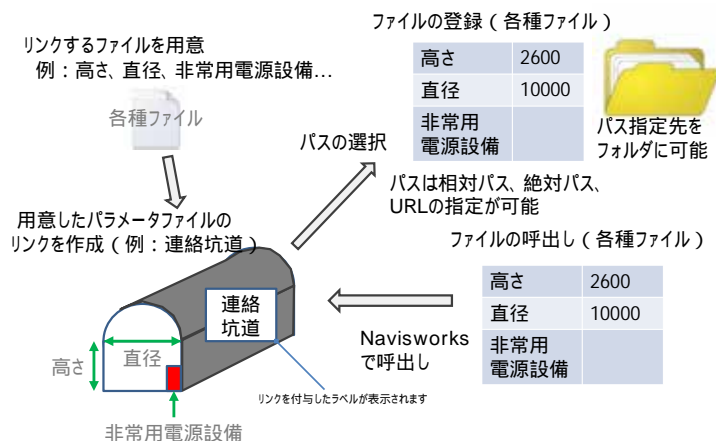


図 4.1.2-3 Navis によるリンク方式の属性データの付与手順

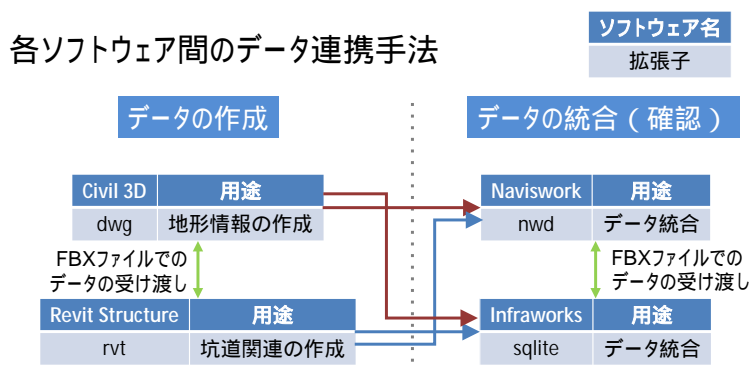
(4) IFC フォーマットと CIM に適したソフトウェアのデータ連携

CIM に適したソフトウェアにおける IFC フォーマットとのデータ連携について検証した。検証結果を表 4.1.2-4 に示す。現状では、CIM に適したソフトウェアは IFC フォーマットとの連携に課題を有している。

表 4.1.2-4 IFCフォーマットとソフトウェアとの連携の検証結果

	Revit Structure	Navisworks	InfraWorks
出力	・IFCフォーマット出力機能有り	・IFCフォーマット出力機能有り	・IFCフォーマット出力機能無し
取込	・IFCフォーマット取込機能有り	・IFCフォーマット取込機能有り	・2015 から IFC フォーマット取込機能有り
	【Revit IFC フォーマット検証】 ・オブジェクト ID を確認 ・属性情報の項目にズレが生じており、上手く属性情報を取込めていない	【Revit IFC フォーマット検証】 ・オブジェクト ID を確認 ・属性情報の閲覧を確認 ・坑道の擦り付けが上手くできない事象が見られる	【Revit IFC フォーマット検証】 ・外形形状を保持しているが属性情報を閲覧できない
特筆事項	・既往の Revit では IFC フォーマットの取込み、編集作業に課題を有している	・IFC フォーマットの取込に課題を有している	・属性情報の閲覧ができず、統合モデルの閲覧ソフトとしての利用は難しい
評価	・現状では CIM に適したソフトウェアは IFC フォーマットとの連携に課題を有している。 ・IFC-Tunnel の開発、ソフトウェアの IFC-Tunnel の実装が期待される。		

CIM に適したソフトウェア間のデータ連携について整理したものを図 4.1.2-4 に示す。ソフトウェアに IFC-Tunnel が実装されていない現状においては、各ソフトウェアのオリジナルファイル、もしくは FBX ファイル形式でデータ連携が可能である。従って、現時点での ISRE の開発にあたっては、各ソフトウェアのオリジナルファイルを用いて進めるものとする。



FBX : Autodesk社の一連のコンテンツ制作用のパッケージ間のスムーズかつ信頼性の高いデータ交換を実現する(Autodesk社HP一部抜粋)

図 4.1.2-4 ソフトウェア間のデータ連携相関

4.1.3 データベースの設計

ISRE では内部のデータベースとして、統合データベース、地形・地質データベース、設計データベース、図面管理データベース、積算データベース、維持管理補修履歴データベースを備えることとしている。本検討では、ユーザ情報の管理や設計根拠などのレポートを管理する統合データベースの設計を行った。

(1) 統合データベースの設計

1) 統合データベースの仕様検討

ユーザ管理

ISRE では廃棄体情報の管理を行うため、正規の利用者のみならず、不正にアクセスしようとする人物も想定される。そこで、ユーザ管理やセキュリティなどの基本的な考え方を以下に示す。

【ID およびパスワード等の管理】

ISRE を利用する際の ID およびパスワード、生体認証に係る情報等の認証情報およびこれを記録した媒体 (IC カード等) の管理が適切に行われない場合は、ISRE を不正に利用されるおそれがある。そのため、ID およびパスワード等の管理に関する遵守事項を定め、情報技術の進歩に合わせて適切な管理方法を採用する。

【セキュリティ管理】

ネットワークや ISRE の管理が不十分な場合、不正利用による ISRE などへのサイバー攻撃、情報漏えい、損傷、改ざん、重要情報の詐取、内部不正等の被害が生じるおそれがある。そのため、ISRE の不正利用を防止し、また不正利用に対する証拠の保全をするために、アクセスログの管理やシステム管理記録の作成、バックアップ、無許可ソフトウェアの導入禁止、機器構成の変更等の技術的なセキュリティ対策を定め、情報技術の進歩に合わせて適切なセキュリティ対策を採用する。

【アクセス制御】

ISRE がアクセス権限のない者でも利用できる状態にしておくと、情報漏えいや情報資産の不正利用等の被害が発生しうる。そのため、利用者登録や特権管理等を用いた ISRE へのアクセス制御、ログイン手順、接続時間の制限等、不正なアクセスを防止する手段について定め、情報技術の進歩に合わせて適切な不正アクセス防止技術を採用する。

データベースの設計にあたり、表 (テーブル) を作成するために必要となる要素を抽出し、ユーザ管理機能の仕様として、入力情報を表 4.1.3-1 のように整理した。

レポート機能

レポート機能 (解析内容、設計根拠、議事録) では、設計データ (統合モデル、データモデル、2 次元図面など)、地形・地質データ、維持管理データなどの変更の履歴を管理する。変更などの履歴は各設計データに関連付けられ、「変更要因・理由ファイル」、「変更内容ファイル」、「その他」の項目に分けて管理する。

データベースの設計にあたり、表 (テーブル) を作成するために必要となる要素を抽出し、要素間の階層構造およびそれらの関連性を整理した。レポート機能の仕様として、各設計データ (図面管理データベースで管理) と関連付けられるレポート機能のイメージを図 4.1.3-1 に示す。

表 4.1.3-1 ユーザ管理機能の入力情報

タイトル	入出力仕様	業務名	ISRE
入出力情報 ID	情報-1	入出力情報名	ユーザ管理
概要説明			
・ ISRE のユーザ登録、変更時に Web から入力する			
データ項目	属性	長さ	項目説明
ユーザ ID	N	10	ユーザに割振る一意の番号
ユーザ名	H	50	
パスワード	H	30	
メールアドレス 1	H	50	
メールアドレス 2	H	50	
メールアドレス 3	H	50	
所属	F	50	
ユーザ権限	F	50	
凡例 F：全角文字 H：半角文字 N：数字 I：イメージデータ等			

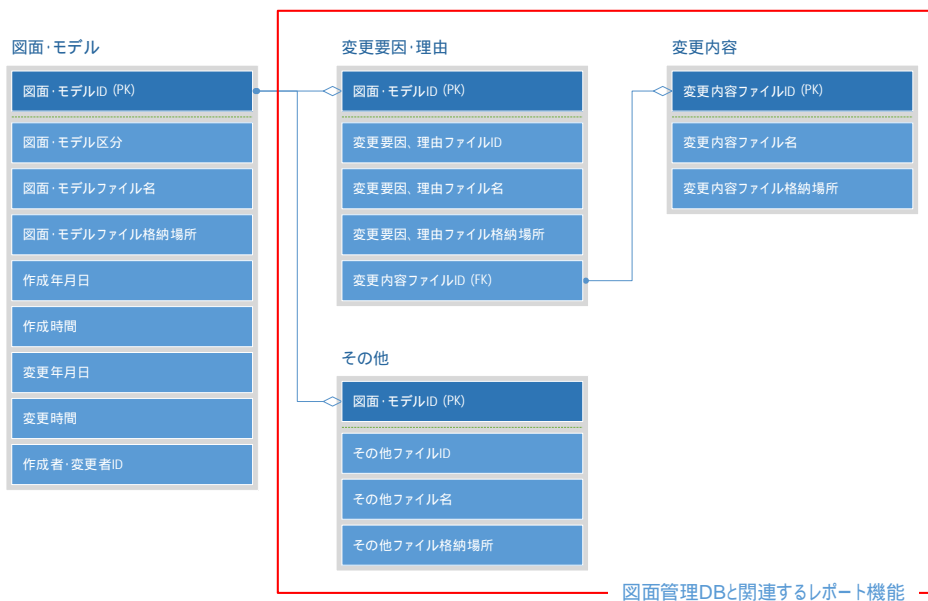


図 4.1.3-1 図面管理データベースと連携するレポート機能のイメージ

2) 効率的な統合モデルの管理方法の検討

ISRE では、統合モデルの履歴管理は統合データベースのレポート機能で行う。統合モデルは、地形・地質・データモデル・ファミリー部品などの複数レベルのデータで構成されるが、例えば、一部のファミリー部品を変更しただけでも系統的に自動で履歴管理を行うようにすると、履歴管理データが膨大となり実際の運用上では非効率であると考えられる。そこで、人が介在する履歴管理方法として、海外での CIM マネージャーや CIM コーディネータによるデータモデルや統合モデルの管理の事例を参考に、事業者支援地層処分支援チームによ

る ISRE でのデータ管理について検討を行った。

現状では、国土交通省においても CIM の取り組みが始められた段階であり、ISRE で用いられる統合モデルやデータモデルを編集する技能を修得した技術者は少ない。今後も暫くは現状と同様であることを仮定し、地層処分支援執行体制を次のとおりとした(図 4.1.3-2 参照)。

- ・地層処分支援チーム：地層処分支業の設計・施工・維持管理に ISRE を利用するための作業を行う。支援チームは CM(Construction Management)の実績と、データモデルのモデリングとマネジメントが可能な企業が実施する。データモデルの作成や変更とその管理は支援チームが実施する。
- ・受注者、請負者：データモデルに関する作業は不要であるが、データモデルを閲覧可能とする環境は必要である。

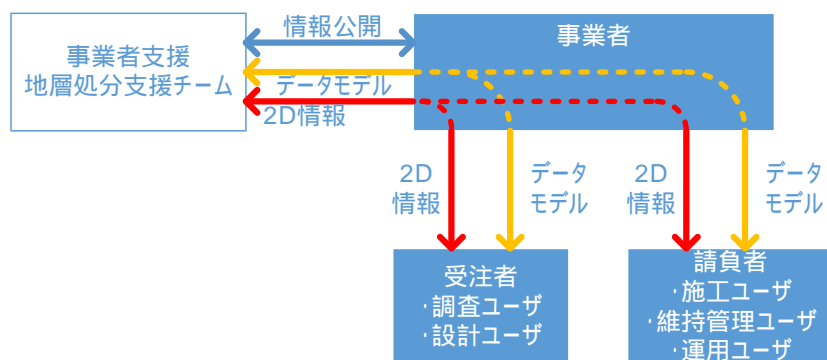


図 4.1.3-2 事業者支援地層処分支援チーム案

地層処分支援チームにおける役割分担を表 4.1.3-2 に示す。情報管理マネジメントは、英国の AEC (UK) BIM Protocol v2.0 のスキルマトリクスを参考とした。地層処分支援チームは戦略担当、マネジメント担当、モデリング担当で構成される。

表 4.1.3-2 地層処分支援チームにおける役割分担案

役割	戦略							マネジメント				生産	
	事業目的	過程+業務フロー	モデル標準化	ツールの実装	情報コントロール	公開モデル作成	教育訓練	モデル監査	データ管理	履歴管理	統合モデル作成	モデリング	作図
戦略担当													
マネジメント担当													
モデリング担当													

凡例 : 主担当 : 補助

4.1.4 インターフェースの設計

(1) ISRE のシステム構成

ISRE の概念図は前出の図 4.1.1-1 に示しており、ISRE はインターフェースで外部システムと接続される。また、図 4.1.4-1 に示すシステム構成のとおり ISRE はクラウドシステムとして設計されており、セキュリティの確保されたネットワーク(例えば VPN (Virtual Private Network)) を介して外部システムや各機関とデータのやり取りを行う。

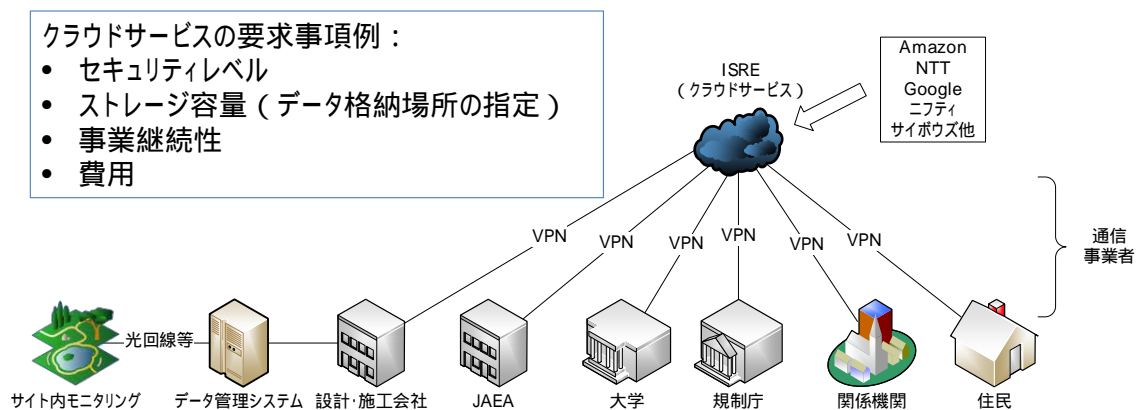


図 4.1.4-1 ISRE のシステム構成

(2) 統合モデルの作成・更新および参照

1) インターフェースに必要な機能（統合モデル）

統合モデルは、前述した地層処分支援チームがデータの管理を行うものとする。地層処分支援チームは統合モデルと関連するデータモデルを管理し、ISRE に「変更要因・理由」、「変更内容」、「その他」の記録を登録する。調査者、設計者、施工者ユーザは 2 次元図面のみを管轄する。統合モデルのデータの流れを図 4.1.4-2 に示す。

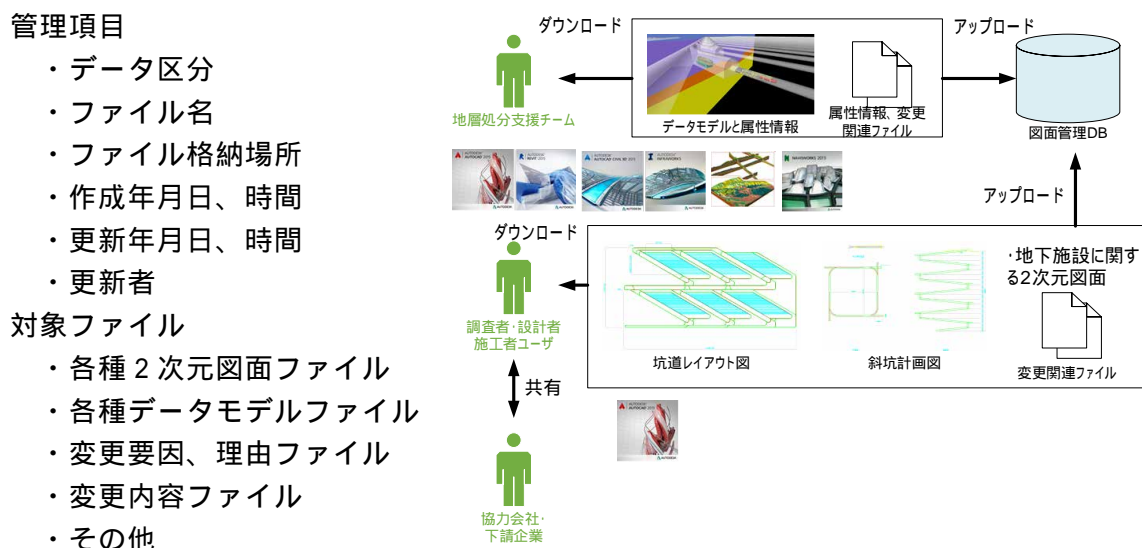


図 4.1.4-2 統合モデルのデータの流れ

(GEORAMA for Civil3D ホームページ、Infrastructure Design Suite ホームページを元に作成)

2) インターフェースの設計 (統合モデル)

統合モデルの作成・更新および参照のためのインターフェースの仕様を以下に示す。

- ・データ交換方式：リアルタイムオンライン方式 (対話処理)
- ・文字コード：シフトJISコード、Unicode
- ・通信プロトコル：TCP/IP
- ・ファイル転送プロトコル：FTP
- ・データファイル：統合モデルのデータ形式の一覧を表4.1.4-1に示す。

表 4.1.4-1 統合モデルのデータ形式

区分	データ形式	対象ソフトウェア	備考
統合モデル	NWD	Navisworks	
地形モデル	DWG	AutoCAD Civil3D	
地質モデル	DWG	GEORAMA for Civil3D	
構造モデル	RVT	Revit Structure	構造物のモデリング
部品	RFA	Revit Structure	パーツのモデリング
2次元図面	DWG	AutoCAD	2次元図面ファイル
変更関連	PDF、オリジナル	Word、Excel、Acrobat等	変更要因、理由、内容
その他	規定無し	特に指定しない	

(3) 地形・地質データの作成・更新および参照

1) インターフェースに必要な機能 (地形・地質データ)

地形・地質データの流れを図4.1.4-3に示す。地形・地質の場合、例えば、PDFやJPEGなど様々な形式のファイルが対象となる。

管理項目

- ・データ区分
- ・ファイル名、ファイル格

納場所

- ・作成年月日、時間
- ・更新年月日、時間
- ・登録者、更新者

対象ファイル

- ・各種ファイル
- ・変更要因、理由ファイル
- ・変更内容ファイル

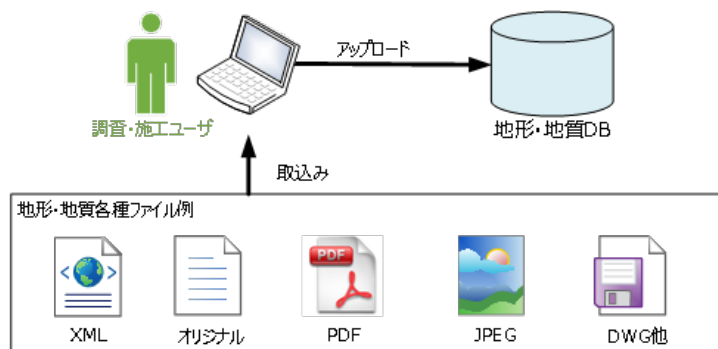


図 4.1.4-3 地形・地質データの流れ

2) インターフェースの設計 (地形・地質データ)

地形・地質データの作成・更新および参照のためのインターフェースの仕様を以下に示す。

地形データ

- ・データ交換方式：リアルタイムオンライン方式（対話処理）
- ・文字コード：シフト JIS コード、Unicode
- ・通信プロトコル：TCP/IP
- ・ファイル転送プロトコル：FTP
- ・データファイル：測量作業規定の記録（測量手簿、点の記等は PDF 形式）、地上レーザ
ー測量（点群は CSV 形式）、CIM の地形モデルであれば DWG 形式

地質データ

- ・データ交換方式：リアルタイムオンライン方式（対話処理）
- ・文字コード：シフト JIS コード、Unicode
- ・通信プロトコル：TCP/IP
- ・ファイル転送プロトコル：FTP
- ・データファイル：地質データのファイル形式の一覧を表 4.1.4-2 に示す。

表 4.1.4-2 地質データのファイル形式

対象書類		データ形式
報告書	報告書	PDF、オリジナル
ボーリング柱状図	ボーリング交換用データ	XML
	電子柱状図	PDF
地質平面図・地質断面図	地質平面図・地質断面図	SXF
コア写真	デジタルコア写真、 デジタルコア写真整理結果	JPEG
地質試験および地盤調査	電子試験結果一覧表、電子データシート	PDF
	試験結果一覧表データ、 データシート交換用データ	XML
現場写真	現場写真	JPEG
その他	特に指定しない	規定無し

(4) モニタリングデータの更新

1) インターフェースに必要な機能 (モニタリングデータ)

前出の図 4.1.1-1 に示すとおり、外部システムで測定されたモニタリングデータはインターフェースを介して ISRE に取り込まれる。地下施設のモニタリング項目例を表 4.1.4-3 に示す。ISRE における、モニタリングを対象としたデータ管理システムの機器構成例を図 4.1.4-4 に示す。データログ等に蓄積されたモニタリングデータは、そのデータファイル形式にて施工・維持管理ユーザにより維持管理補修履歴 DB に登録される。

表 4.1.4-3 地下施設のモニタリング項目例

施設区分		モニタリング項目例
地下施設	坑道内	坑内環境：温度、湿度、騒音、粉塵、ガス濃度 坑道安定：内空変位、ロックボルト応力、鉄筋応力 耐震性：加速度 放射線安全：空間線量率
	岩盤内	圧力、間隙水圧

管理項目

- ・モニタリング区分
- ・ファイル名、ファイル格納場所
- ・作成年月日、時間
- ・登録者

対象

- ・各種計測のデータファイル(例えば、CSV、Excel など)

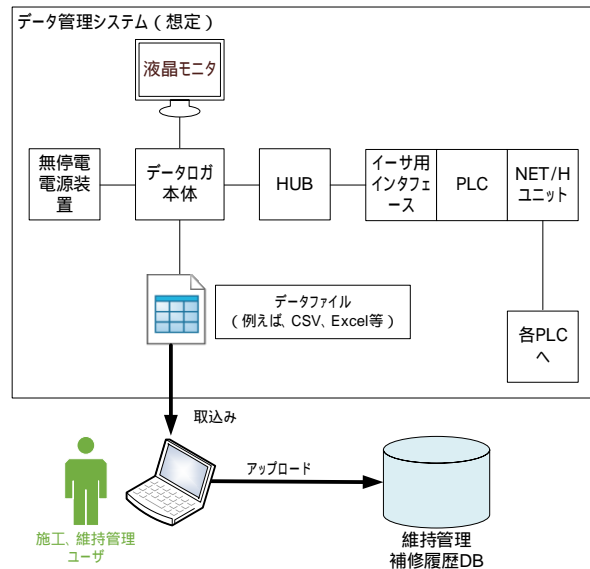


図 4.1.4-4 データ管理システム機器構成例

2) インターフェースの設計 (モニタリングデータ)

モニタリングデータの更新のためのインターフェースの仕様を以下に示す。

- ・データ交換方式：リアルタイムオンライン方式 (対話処理)
- ・文字コード：シフト JIS コード、Unicode
- ・通信プロトコル：TCP/IP
- ・ファイル転送プロトコル：FTP
- ・データファイル：各種計測のデータファイル (例えば、CSV、Excel など)

(5) 外部のシステム・データベースへのアクセス

1) インターフェースに必要な機能 (外部のシステム・データベースへのアクセス)

ISRE では「ISRE との連携を目的とした既存システム・データベース側の改修は行わない」としている。このため、ISRE と外部システム・データベースが直接的に連携するのではなく、中間に汎用インターフェースを配置し、データのやり取りを管理する。ISRE における外部システム・データベースとの連携方法を図 4.1.4-5 に示す。

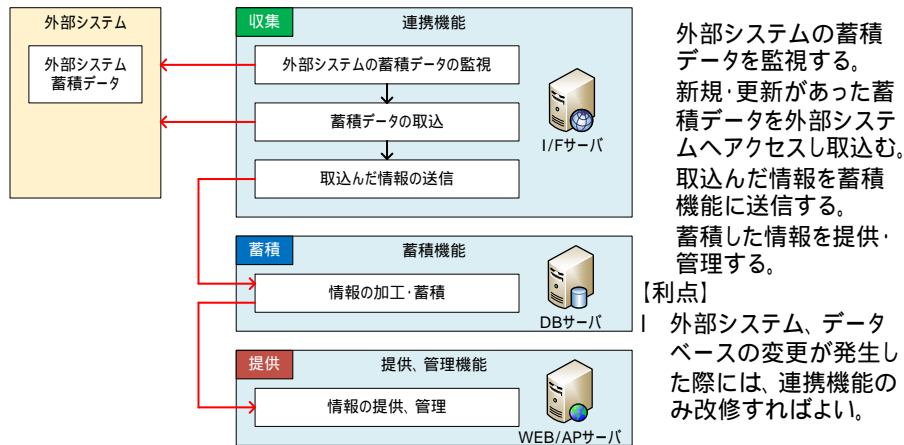


図 4.1.4-5 ISRE の外部のシステム・データベース連携方法

2) インターフェースの設計 (外部のシステム・データベースへのアクセス)

ISRE では、事業段階に応じて地質、構造物等の情報が、頻繁に作成・更新されることから、外部システム・データベースの管理者のみならず、ISRE の利用者においても、情報の作成・更新を常に把握することが難しいと考えられる。そこで、外部システム・データベースが ISRE から情報を取得するためのシステム構成を図 4.1.4-6 に示す。ここでは、RSS(Really Simple Syndication)といったデータの更新内容を要約する技術を用いて更新情報を各ユーザに配信し周知を行い、RSS を受け取った各ユーザがその RSS を元にデータの確認等の必要性を判断する仕組みとしている。

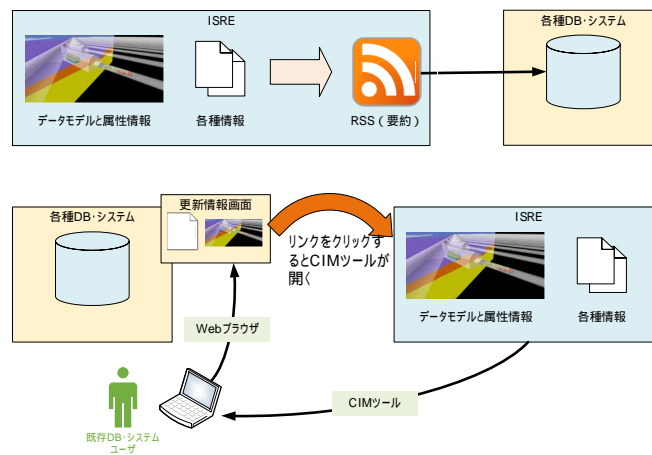


図 4.1.4-6 外部システム・データベースとデータモデルの要約された更新情報(RSS)の取得

(6) 解析データ

1) インターフェースに必要な機能 (解析データ)

各種の設計に伴い実施する解析の入力データは、統合モデルやその属性データをベースに作成し、設計データベースに格納される。設計・施工ユーザは、これを使って解析を実行するとともに、解析結果を入力データとセットにして設計データベースに登録する(図 4.1.4-7 参照)。

なお、事業期間中に頻繁に実行する解析や検討段階で条件を変えて多数回実施するような解析に関しては、ISRE から直接入力データを出力できるようなインターフェースを設けることも有効と考えられる。

管理項目

- ・ 区分（解析種別、データ、結果）
- ・ ファイル名、ファイル格納場所
- ・ 作成年月日、時間
- ・ 更新年月日、時間
- ・ 登録者、更新者

対象ファイル

- ・ 各種ファイル
- ・ 変更要因、理由ファイル
- ・ 変更内容ファイル

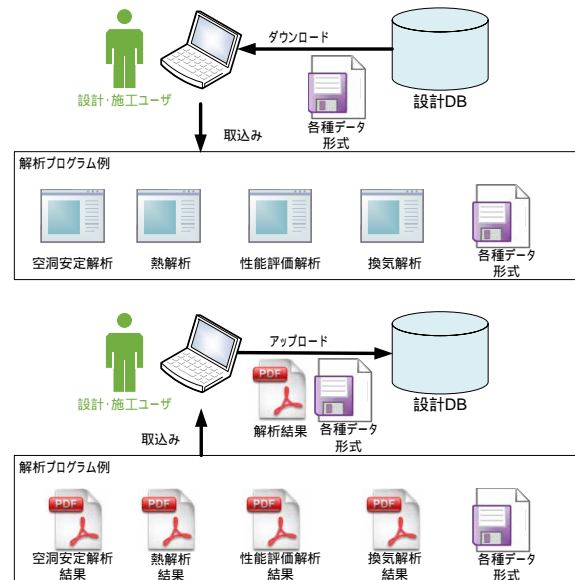


図 4.1.4-7 ISRE と解析データとの連携方法

2) インターフェースの設計（解析データ）

解析データのためのインターフェースの仕様を以下に示す。

- ・ データ交換方式：リアルタイムオンライン方式（対話処理）
- ・ 文字コード：シフト JIS コード、Unicode
- ・ 通信プロトコル：TCP/IP
- ・ ファイル転送プロトコル：FTP
- ・ データファイル：各種データファイル、解析結果（PDF）

4.1.5 統合モデルの試作および開発課題の抽出

(1) 統合モデルの試作

1) ユースケースの検討

各事業段階において想定される ISRE の活用方法を表 4.1.5-1 に示す。ここでは、具体的なユースケースを設定し、各ユースケースでの ISRE とその周辺での作業やデータのやり取りを検討した。

表 4.1.5-1 事業段階と ISRE の活用方法

事業段階	ISRE の活用方法
調査・設計時	<ul style="list-style-type: none"> ・ 調査・設計情報の記録（調査結果、設計条件、設計方法、設計結果） ・ 数量の把握（コストの算出） ・ 設計変更の記録・管理（設計条件、設計方法、変更結果） ・ 安全な現場作業計画の立案 ・ 性能評価の実施（性能評価へのデータ引継ぎ） ・ 情報公開（ステークホルダへの説明、規制側への情報提供） ・ モニタリング情報の管理
建設時	<ul style="list-style-type: none"> ・ 工事記録の管理（出来形、品質、工程、コスト） ・ 設計変更の記録・管理（設計条件、設計方法、変更結果） ・ 安全な現場作業計画の立案 ・ 性能評価の実施（性能評価へのデータ引継ぎ） ・ 情報公開（ステークホルダへの説明、規制側への情報提供） ・ モニタリング情報の管理
操業時	<ul style="list-style-type: none"> ・ 定置作業の記録管理（廃棄体のアドレス） ・ 操業時の施設管理 ・ 放射線管理区域設定・変更 ・ 安全な現場作業計画の立案 ・ 性能評価の実施（性能評価へのデータ引継ぎ） ・ 情報公開（ステークホルダへの説明、規制側への情報提供） ・ モニタリング情報の管理
維持管理時	<ul style="list-style-type: none"> ・ 維持・補修・管理の記録 ・ ステークホルダへの説明 ・ モニタリング情報の管理
閉鎖時	<ul style="list-style-type: none"> ・ 閉鎖工事記録の管理（出来形、品質、工程、コスト） ・ 安全な現場作業計画の立案 ・ 性能評価の実施（性能評価へのデータ引継ぎ） ・ 情報公開（ステークホルダへの説明、規制側への情報提供） ・ モニタリング情報の管理
閉鎖後モニタリング時	<ul style="list-style-type: none"> ・ モニタリング情報の管理 ・ 性能評価の実施（性能評価へのデータ引継ぎ） ・ 情報公開（ステークホルダへの説明、規制側への情報提供）

地下施設の設計時のユースケースの検討例を図 4.1.5-1 に示す。これは、調査・設計時の「調査・設計情報の記録」と「性能評価の実施」を行うケースである。まず、ISIS の地質環境モデルを ISRE に読み込み()、利用しやすいように設計する地下施設周辺の地質環境モデルを切り出す()。それを元に地下施設の設計を行い()、データモデルと統合モデルを作

成して()、それらを ISRE に保存する()。性能評価ユーザは ISRE から設計結果の情報を取り出して性能評価を行い()、性能評価の結果を ISRE に登録する()。

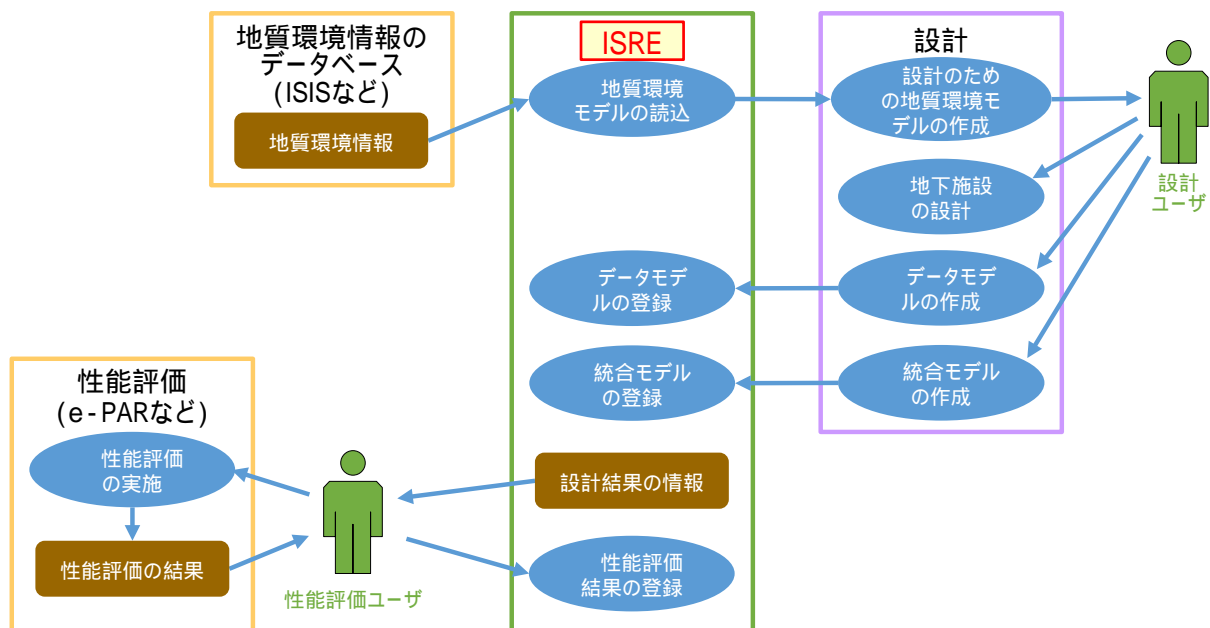


図 4.1.5-1 ユースケース検討例 (地下施設の設計時)

2) 統合モデルの試作

試作した統合モデルの 3D イメージを図 4.1.5-2 および図 4.1.5-3 に示す。図 4.1.5-2 は処分坑道の擦り付け区間を俯瞰したもので、地質モデルのパネルダイアグラムを重ねて表示している。処分坑道内にあるのは廃棄体の搬送・定置設備である。図 4.1.5-3 は擦り付け区間から処分坑道を見たものである。坑道内で搬送・定置設備の稼働シミュレーションを行うことで、坑道と設備の干渉チェックを行うことができる。

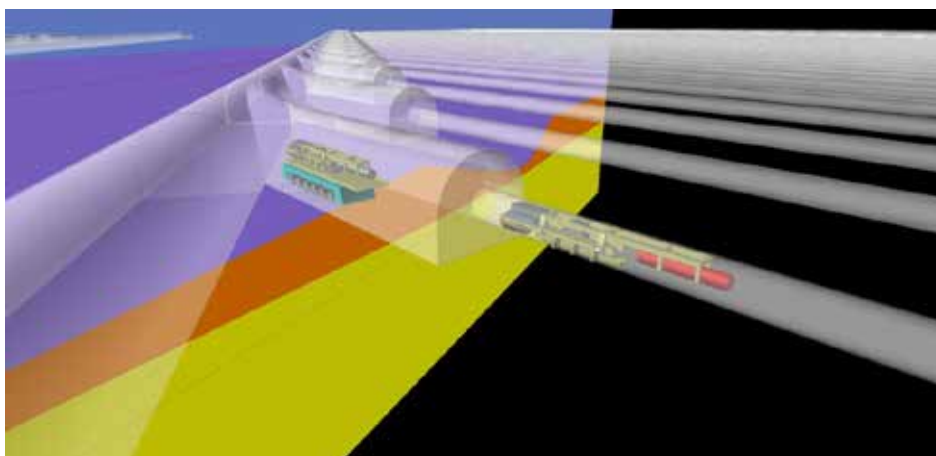


図 4.1.5-2 擦り付け区間 - 処分坑道 (俯瞰)

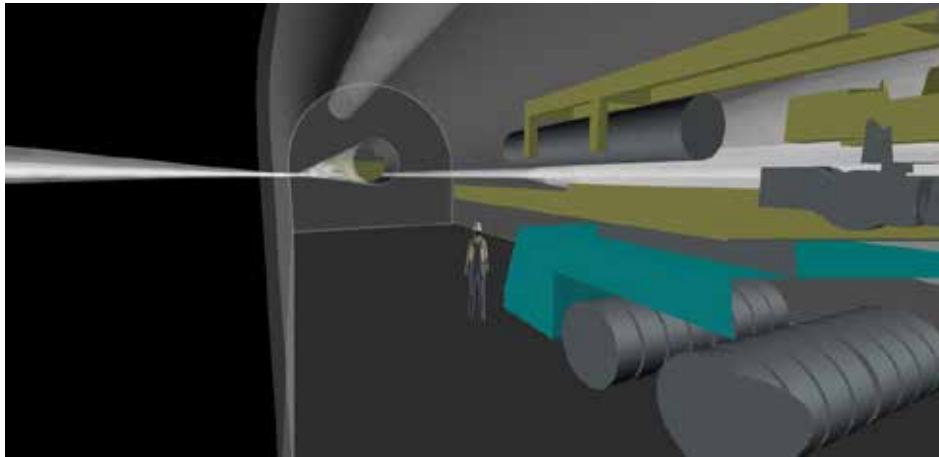


図 4.1.5-3 擦り付け区間 - 処分坑道（坑道内）

(2)課題の抽出と解決策案

以下に、統合モデルの試作を踏まえた ISRE の開発課題とその解決策の案を示す。

データのハンドリングと検索

- 課題：・統合モデル、データモデルのファイル容量が1ファイルあたり数十GB程度になると想定されるため、モデルの一部を取り出すといったハンドリング機能が無いと、データ変更といった作業性が落ちる。
- ・統合モデル、データモデル内のデータを検索する機能が無いと、対象とする部分を探すのに時間を要してしまう。

解決策：・ソフトウェアベンダーに対し、ハンドリング機能、検索機能の実装を要請する。

CIMに適したソフトウェアにおけるIFC-Tunnelの実装

- 課題：・CIMに適したソフトウェアにおいては、現状ではIFCフォーマットによるデータ連携では上手くデータが引き継がれない等の問題がある。
- ・IFC-Tunnelの開発は進んでいるが、CIMに適したソフトウェアに実装されるまでには至っていない。

解決策：・今後も継続してIFC-Tunnelの動向をリサーチする。

- ・IFC-Tunnelの策定を受け、IFCによるデータの連携を検証する。
- ・IFC-Tunnelの策定までは、データ連携が確認できているCIMに適したソフトウェアを用いる。

地質モデル

- 課題：・地質のモデル化については、パネルダイアグラムによる2次元地質断面と3次元ソリッドモデルについて、全国地質調査業協会連合会において検討しているが、目的に応じて2次元地質断面と3次元ソリッドモデルを使い分ける必要がある。

解決策：・地盤解析との連携を踏まえ、ISREに求められる地質モデルの検討を行う。

データの通信の課題

- 課題：・設計上、ISRE はクラウドシステムとしており、インターネット回線を利用して統合モデルやデータファイルをダウンロード、アップロードすることになる。統合モデルやデータファイルは、Revit、Navis の場合は 1 ファイルが数十 GB 程度、Infra の場合は 1 ファイルが数百 GB 程度となる可能性がある。通信速度が遅い場合は、統合モデルやデータファイルのダウンロードに時間を要し、作業に支障をきたすことが想定される。
- ・データの通信速度を速めるためには、高い通信費を支払うことになることから、ISRE の運用コストが高額となる可能性がある。

- 解決策：・高速の専用回線の敷設により、通信速度を確保する。
- ・通信技術の向上に期待する。

4.2 処分施設の設計検討

4.2.1 背景と目的

使用済燃料の直接処分が技術的な合理性をもって実現できることを示すために、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえ、考えられる処分施設の設計技術の開発を以下の目的にて実施する。

- ・処分施設として、人工バリア（廃棄体および緩衝材）、搬送・定置設備、地下施設および地上施設（封入設備）について、概念設計を行う。設計成果を基に処分施設の実現可能性について評価を行うとともに検討を通じて抽出される課題および課題解決策を提示する。また、様々な地質環境条件や処分概念に対応できる選択肢を準備しておくために、上記の概念設計の成果や国内外の開発事例の調査結果を基に、処分施設の設計・技術オプションを基盤情報として整理する。
- ・使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々な事項や要件（操業中ならびに閉鎖後管理段階の保障措置および核セキュリティ対策、回収可能性の維持等）に対する方策について調査・検討を行う。

4.2.2 処分容器の設計

(1) 概要

平成 25 年度は使用済燃料として PWR 燃料集合体、炭素鋼で製作された処分容器、硬岩系岩盤への廃棄体の定置などを前提条件として、処分容器の設計を行った。平成 26 年度は多様な使用済燃料や地質環境条件に適用可能な処分容器の設計を進めるものとし、使用済燃料として BWR 燃料集合体、炭素鋼を銅材料で覆った複合処分容器、軟岩系岩盤への廃棄体の定置などを前提条件に加えて処分容器の設計を行うものとする。また、様々な視点から処分容器の設計要件を洗い出すことを目的として、操業時の安全性・健全性に関わる技術課題の抽出を行い、課題への対策を今後の設計や開発へ反映させるものとする。

具体的には、次の実施内容に沿って、処分容器の設計を進めることとした。

- ・使用済燃料集合体のインベントリの設定
- ・廃棄体の臨界解析、処分容器の遮へい解析および構造解析
- ・人工バリア・地下施設の熱解析による坑道離間距離と使用済燃料集合体の収容体数の検討
- ・複合処分容器の製作性の検討
- ・操業時における廃棄体の健全性および操業安全性に関わる課題の抽出

(2)使用済燃料集合体のインベントリの設定

BWR 燃料集合体を対象とした設計にあたり、PWR を対象とした検討と同様に設計のレファレンスとする使用済燃料集合体の仕様をひとつ定め、放射性核種の存在量（インベントリ）の計算を実施し、設計の前提となる放射エネルギー、発熱量などの設定を行った。

一方、実在する使用済燃料集合体には、仕様や運転実績（取り出し燃焼度など）の多様性や不確実性がある。このため、これらの多様性や不確実性が放射エネルギーに及ぼす影響について感度解析を行った。

1)レファレンスとする使用済燃料の仕様とインベントリ

BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の設計では、現在多くの発電炉で採用されており、累積製造体数が最も多く（曾根田ほか，2009）代表性があると考えられること、初期濃縮度・取り出し燃焼度が高く処分容器の設計で保守的と考えられることを踏まえ、STEP 燃料（9×9 配列）をレファレンスの燃料集合体タイプとした。レファレンスの使用済燃料の濃縮度、燃焼度などの基本仕様を表 4.2.2-1 に示す。これらの基本仕様の設定にあたっては、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）における PWR 使用済燃料の設定と同様に、六ヶ所再処理工場の事業許可申請における燃料の仕様を参考とした。

インベントリの計算において、燃料中の不純物の量や構造材金属の組成などについては、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）と同様に Ludwig and Renier（1989）のデータを用いるとともに、同じ断面積ライブラリを用いて計算を行った。

レファレンスとする使用済燃料の放射エネルギーおよび発熱量の経時変化を、図 4.2.2-1 および図 4.2.2-2 に示す。BWR 燃料の全放射エネルギー、発熱量は、PWR 燃料と比較し僅かに低い。これは、集合体ギャップおよびウォーターロードの非沸騰水の存在により、PWR 燃料よりも燃料集合体平均の減速材密度が高いことによる。

使用済燃料が炉から取り出され、処分されるまでの冷却期間は、平成 25 年度報告書（原子力機構，2014）と同じく、ガラス固化体の冷却期間を参考として 50 年間と設定した。

表 4.2.2-1 レファレンスとする使用済燃料の基本仕様

項目	設定値	参考文献
燃料タイプ	BWR 燃料(9×9 配列)	-
濃縮度	4.0 wt%	日立製作所(1991) 東芝(1991)
比出力	26.0 MW MTU ⁻¹	
燃焼度	45,000 MWD MTU ⁻¹	
燃料集合体 1 体あたりのウラン量	172.0 kg	岡(2010)
平均ボイド率	40 %	奥村ほか(2011)
冷却期間	50 年	

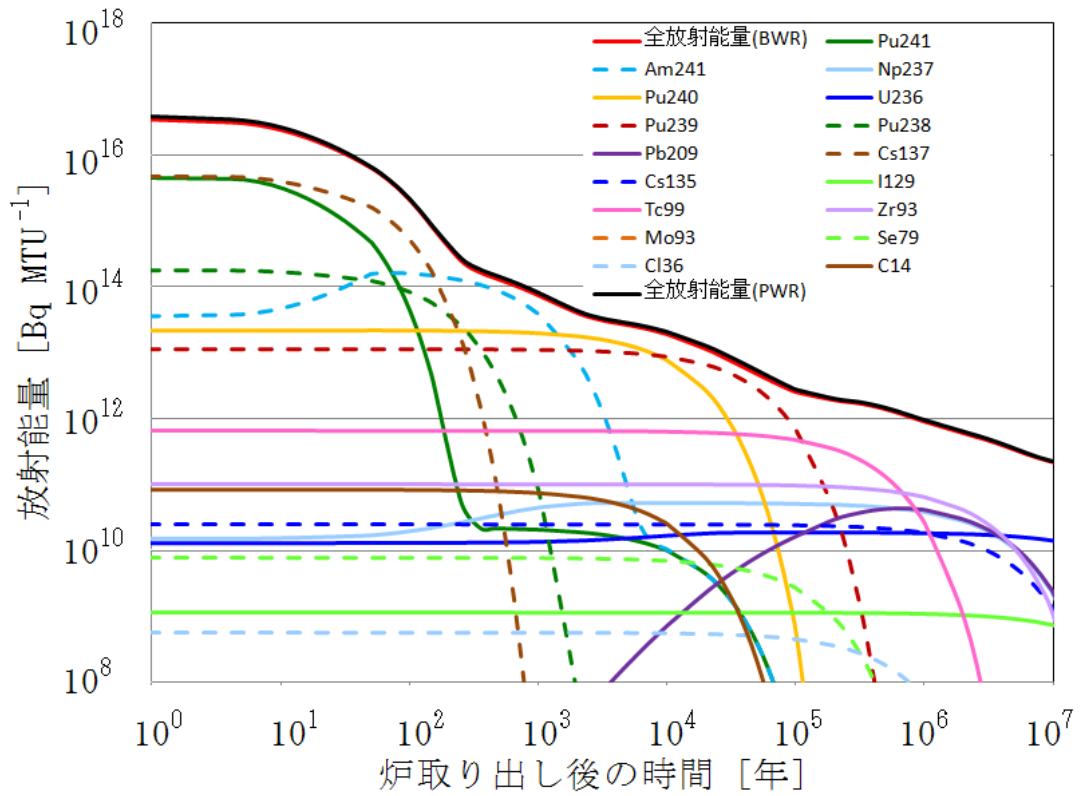


図 4.2.2-1 炉取り出し後の放射エネルギーの時間変化 (1MTU あたり)

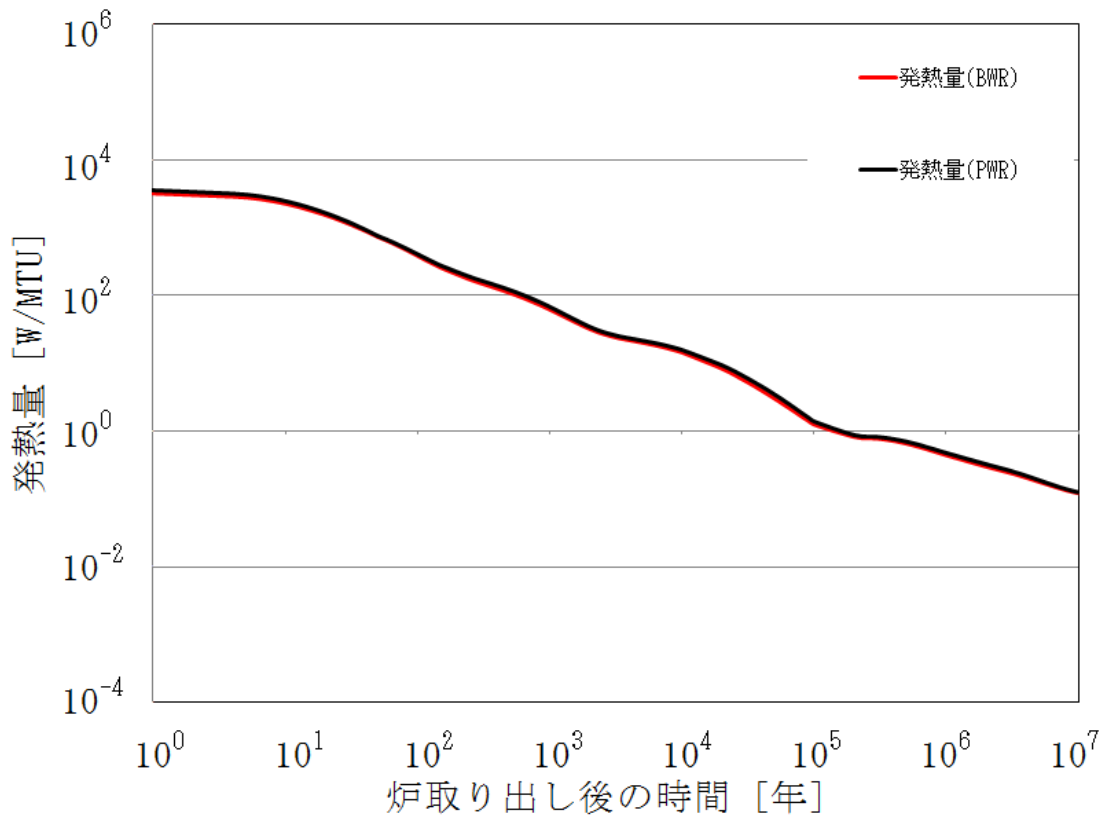


図 4.2.2-2 炉取り出し後の発熱量の時間変化 (1MTU あたり)

2)使用済燃料の多様性に関する検討

使用済燃料の特性の多様性が、設計・安全評価に及ぼす影響を把握するため、BWR 燃料を対象として、仕様の多様性（燃料タイプ）、製造公差（初期濃縮度のバラつき）、運転実績の変動（出力履歴、ボイド率、取り出し燃焼度）などの不確定性が放射能に及ぼす影響について感度解析を行った。解析ケースを表 4.2.2-2 に示す。感度解析の結果として、放射エネルギーの経時変化を、図 4.2.2-3～図 4.2.2-7 に示す。

- ・ UO₂燃料タイプ（STEP-I, STEP- , STEP- ）間には、各タイプの取り出し平均燃焼度の違いにより僅かな差が生じている。一方、UO₂燃料と MOX 燃料には、炉取り出し後 100 年以降で傾向の違いが見られるが、これは Pu-241 など、Pu 核種の存在量の違いによる（図 4.2.2-3）。
- ・ 初期濃縮度の違いは、他の因子と比較し無視しうる程度の差しかもたらさない（図 4.2.2-4）。
- ・ 運転中の比出力が高いほど、炉取り出し直後の総放射エネルギーが僅かに増大する（図 4.2.2-5）。
- ・ 運転中のボイド率の違いは放射エネルギーに影響を及ぼす（図 4.2.2-6）。冷却材中の蒸気泡が多いほど、水分子との衝突による中性子の減速が起りにくく、結果として、共鳴エネルギー領域での中性子捕獲反応による質量数の大きなアクチノイド核種の生成が起りに易い。BWR 燃料には、冷却材流路に沿って軸方向にボイド率分布が存在するので、遮へい解析のように局所的な線量が評価に影響する場合には留意が必要である。一方、BWR 燃料は、新燃料として炉心に装荷されてから使用済燃料として取り出されるまで 4～6 サイクル程度を経験するため、平均的なボイド率は装荷履歴の違いに依らない。
- ・ 取り出し平均燃焼度については、燃焼度が高いほど、放射エネルギーは大きくなる（図 4.2.2-7）。

表 4.2.2-2 感度解析ケース

項目	変動範囲	ケース設定の根拠
燃料タイプ	BWR STEP-I, STEP- <u> </u> , STEP- <u> </u> , MOX 燃料	過去に使用実績のある燃料タイプ
初期濃縮度のバラつき [wt%]	3.9, <u>4.0</u> , 4.1	それぞれのプラントの許認可ごとの初期濃縮度の多様性、および製造公差
相対的な比出力 [%]	75, <u>100</u> , 125	炉内出力分担、装荷サイクル数の違いを考慮
ボイド率 [%]	0, <u>40</u> , 70	冷却材流路入口(燃料有効部下端)、平均、流路出口(燃料有効部上端)相当
取り出し燃焼度 [GWd t ⁻¹]	10, 20, 30, 40, <u>45</u> , 50, 55	燃料破損による低燃焼度での取り出しから、設置許可上の集合体最高燃焼度までを考慮

下線を引いた太字はレファレンスケース

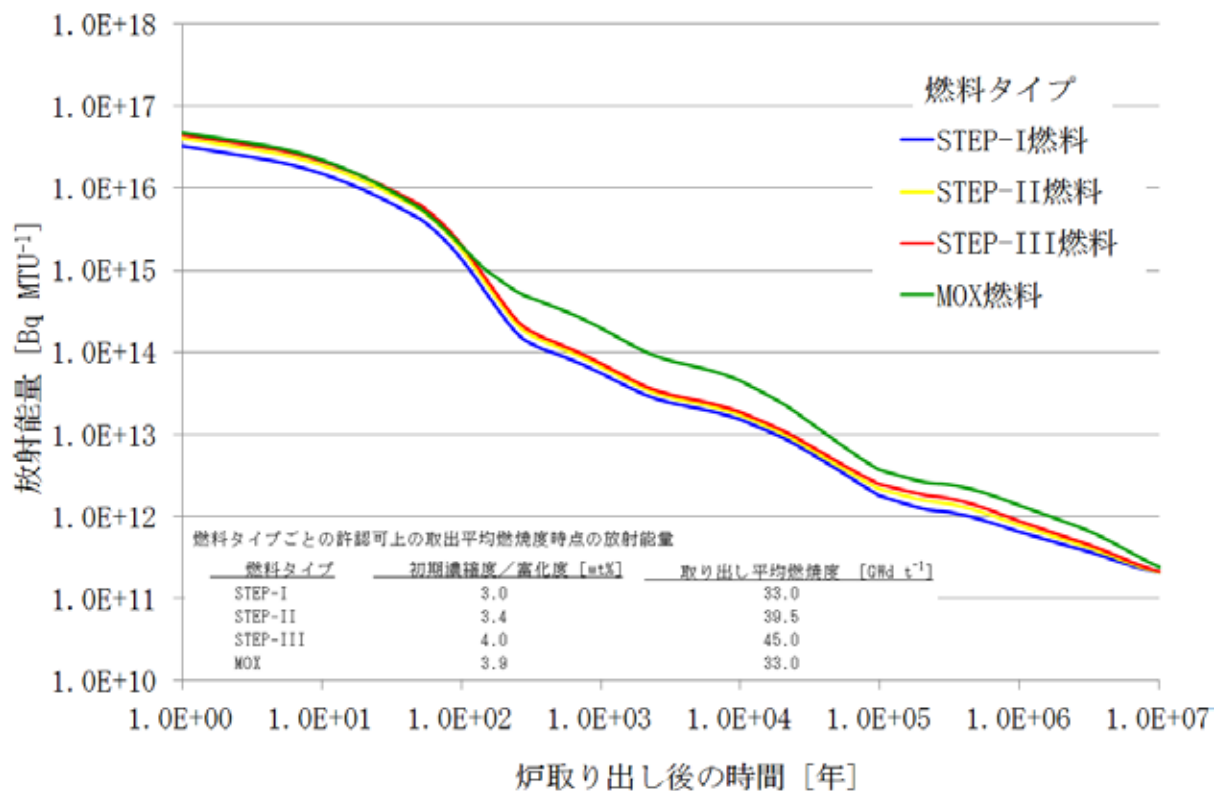


図 4.2.2-3 放射エネルギーの燃料タイプ依存性

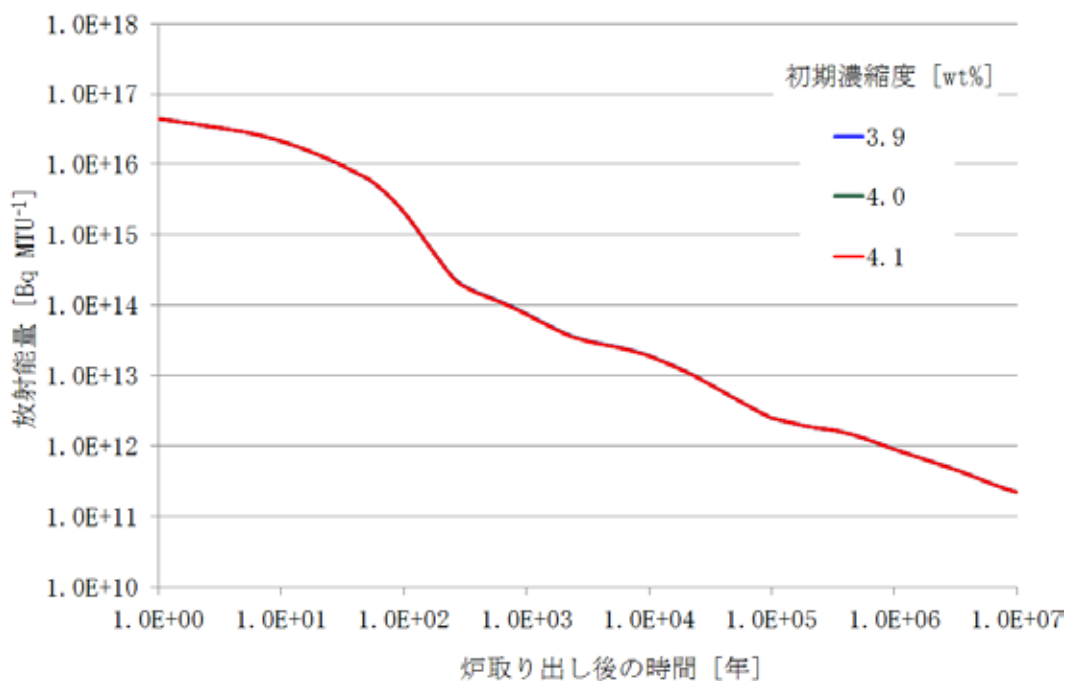


図 4.2.2-4 放射エネルギーの初期濃縮度依存性

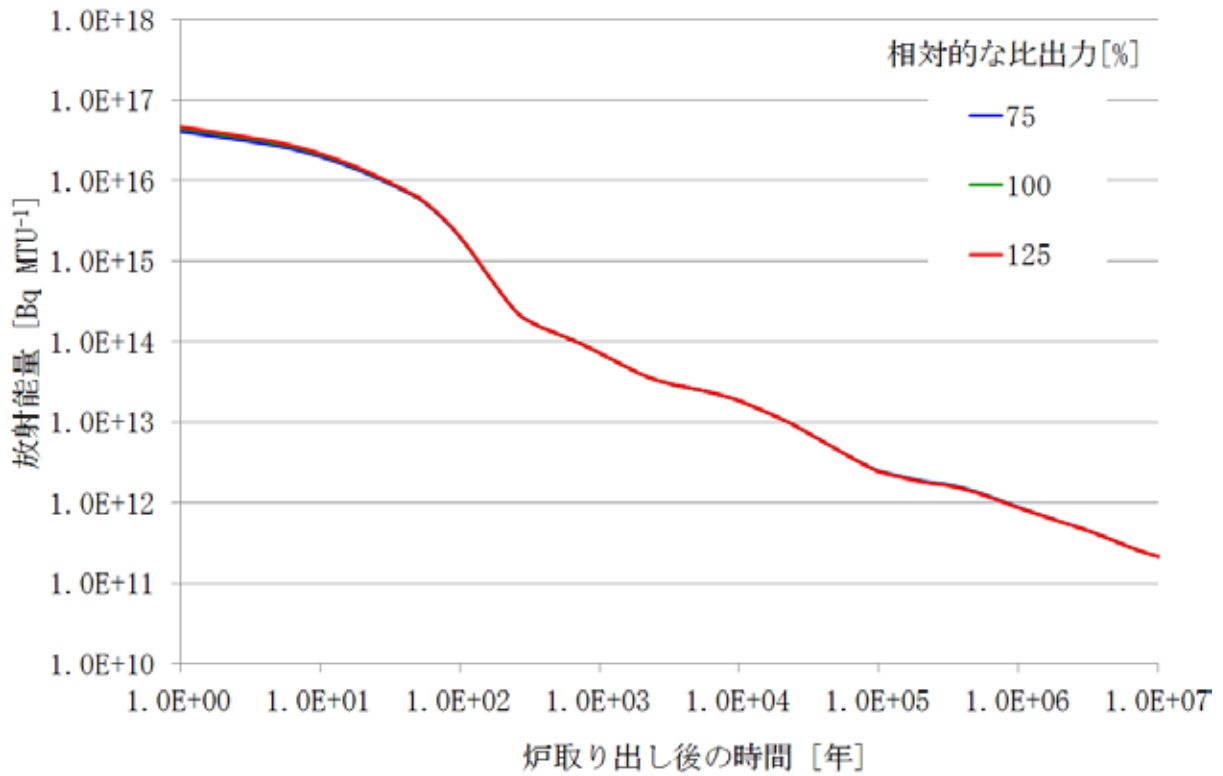


図 4.2.2-5 放射エネルギーの比出力依存性

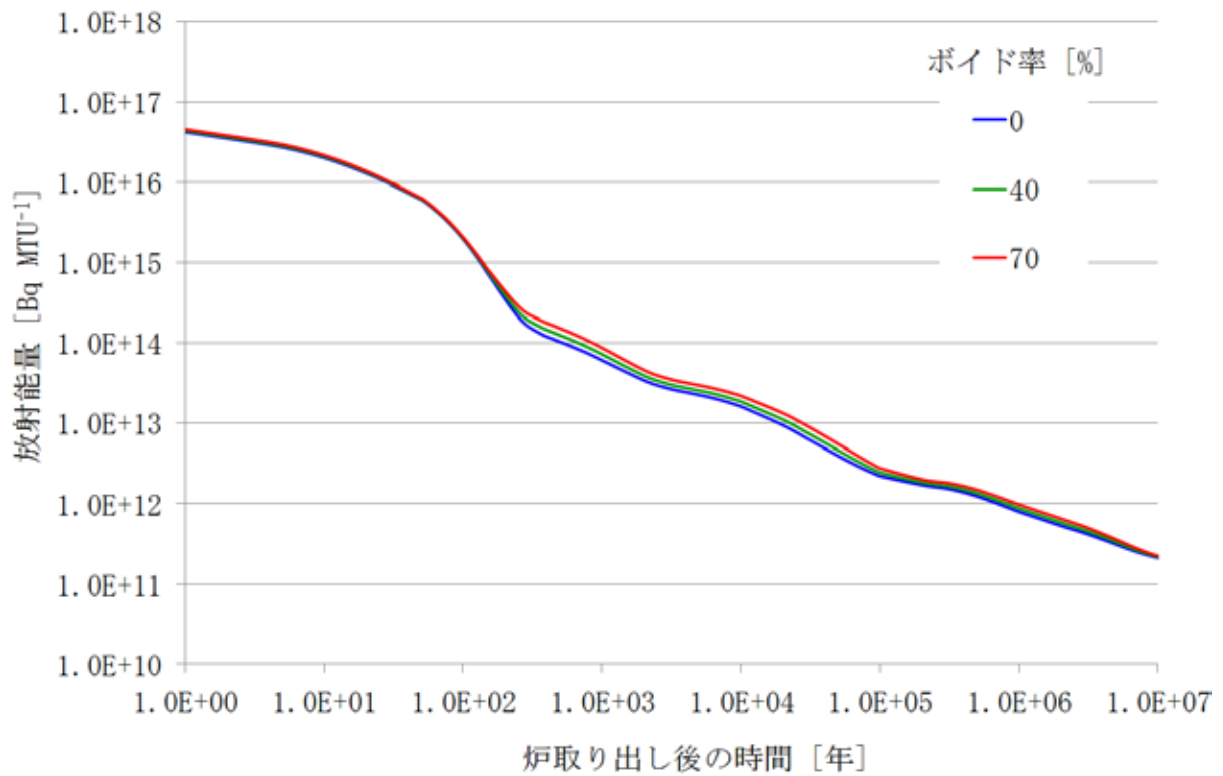


図 4.2.2-6 放射エネルギーのボイド率依存性

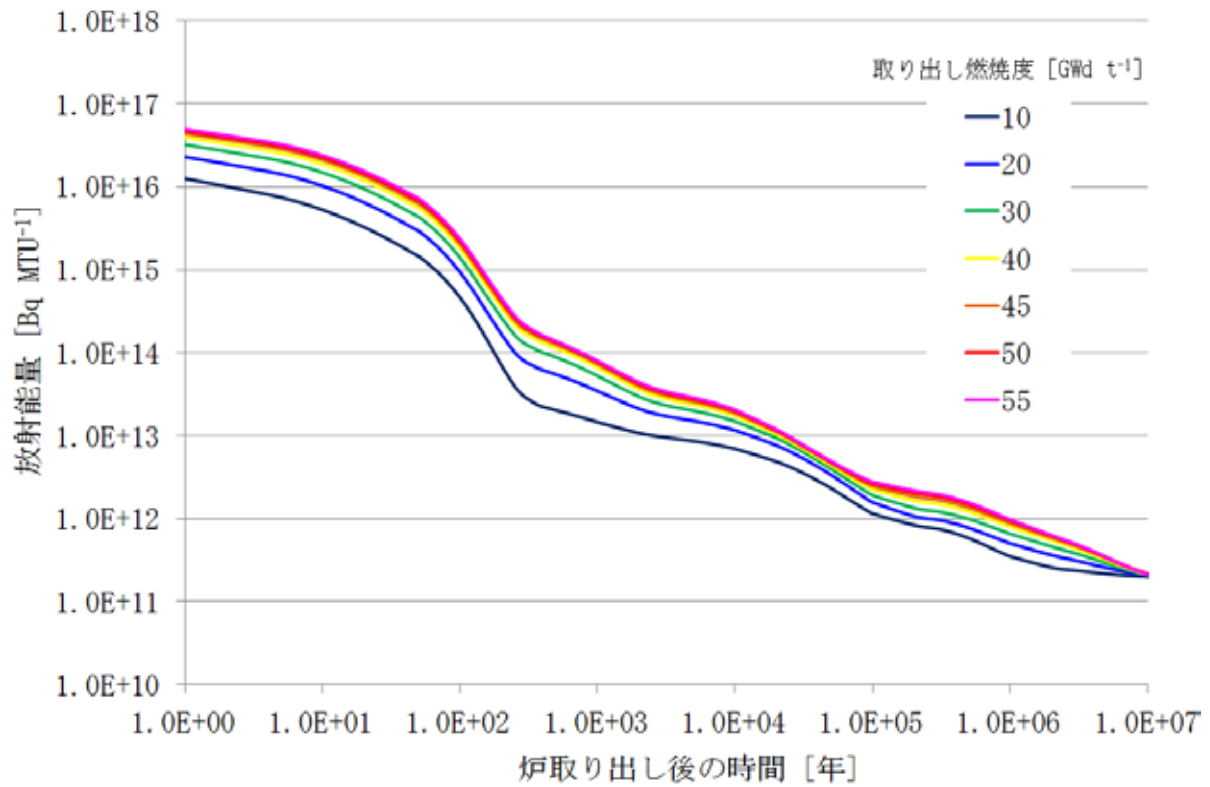


図 4.2.2-7 放射エネルギーの取り出し燃焼度依存性

(3) BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の設計

1) 設計手順

直接処分を行う使用済燃料として BWR 燃料集合体を対象に解析的手法を用いて、次の手順にて処分容器の設計を行った。本解析は、すでに実施した PWR 燃料集合体を対象とした処分容器設計（原子力機構，2015）と同様の手法を用いることとした。

- ・ 臨界安全の観点から、処分容器破損の厳しい条件下で、処分後の長期にわたる経過期間において未臨界が維持可能となる使用済燃料集合体の処分容器への収容体数の範囲を設定する。
- ・ 放射線分解生成物による腐食への影響を防止する観点から、処分容器の遮へい解析を実施し、処分容器表面で放射線分解生成物が局部腐食の進展を引き起こさない基準値以下となる遮へい厚さを設定する。
- ・ 埋設後に外圧が作用した際の耐圧的な健全性維持の観点から、処分容器の構造解析を実施し、上記で設定した遮へい厚さにおいて、処分容器が健全性を維持できることを確認する。
- ・ 使用済燃料の発熱に伴う緩衝材の温度上昇により、緩衝材が熱変質を起こすことによって人工バリアとしての性能を損なう可能性を抑える観点から、人工バリアおよび周辺岩盤についての熱解析を行い、緩衝材の制限温度を下回る使用済燃料の処分容器への収容体数や処分坑道離間距離の条件を求める。また、この熱的評価においては、BWR 燃料集合体だけでなく、PWR 燃料集合体も対象に、岩盤を硬岩に加え軟岩に設定した場合や、炭素鋼の処分容器に加え腐食代を銅とした複合処分容器に設定した場合をオプション条件として、熱的特性について広く特性を把握する。
- ・ 得られた結果を評価し、上記を満足するような BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の仕様を設定する。

2) 基本条件

BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の基本条件を、表 4.2.2-3 のように設定した。

表 4.2.2-3 BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の基本条件

項目	条件
収容体数設定範囲	4～12 体
収容部の配置	格子状配置
基本寸法	燃料集合体収容スペース 断面；160 mm×160 mm 長さ；4,500 mm（PWR と共通） 燃料集合体離間距離：50 mm 腐食代；40 mm（炭素鋼および銅）
定置方向	横置き

例として、4 体および 12 体の収容体数における処分容器の断面形状を図 4.2.2-8 に示す。

基本形状や収容体数の設定範囲、収容部の配置については、SKB および Posiva における検討例（SKB, 2010 ; Raiko, 2013）を参考として設定した。BWR 燃料集合体の断面寸法は約 140 mm × 140 mm であることから、処分容器の燃料集合体収容スペース断面寸法は燃料集合体挿入の容易性も考慮し、160 mm × 160 mm に設定した。PWR 燃料集合体に比べて、BWR 燃料集合体の断面寸法が小さいため、この燃料集合体収容スペース断面寸法は PWR 燃料集合体において設定した 230 mm × 230 mm に比べて小さいものになる。また、このように断面寸法が異なることから、処分容器への燃料集合体の収容体数の設定範囲は PWR 燃料集合体では最大 4 体としたが、BWR 燃料集合体では最大 12 体とした。

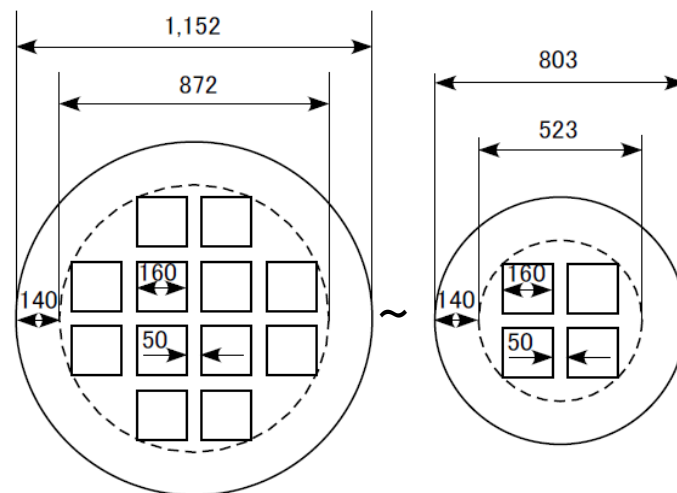


図 4.2.2-8 BWR 燃料集合体用の処分容器の断面形状例

3) 臨界解析

BWR 燃料集合体を対象に地層処分後 100 万年を経過するまでの臨界解析を実施した。本解析は使用済燃料集合体ならびに処分容器が破損し、そこに地下水が満たされていると仮定する最も厳しい条件において、未臨界となる使用済燃料集合体の最大収容体数を確認するものである。この仮定は、PWR 燃料集合体を対象とした臨界解析（原子力機構, 2015）と同様の設定である。

① 解析条件

a. 解析コード

臨界解析には日本原子力研究所にて開発された MVP2 コードを使用した。

- ・ 解析コード : MVP2
- ・ ライブラリ : JENDL4.0
- ・ ヒストリ条件 : 400 万ヒストリ

(一世代当たり中性子数 : 2,000、世代数 : 2,200、スキップ世代数 : 200)

b. 臨界解析モデルおよび臨界解析条件

臨界解析モデルを図 4.2.2-9 に、臨界解析条件を表 4.2.2-4 に示す。未臨界の判定は、実効増倍率がピークとなる経過年数において、次の式により行った。

$$K_{eff} + 3\sigma \leq 0.95$$

K_{eff} : 実効増倍率

σ : 標準偏差

また、処分容器が破損し、消失した後の燃料領域については、図 4.2.2-9 に示すように燃料棒が正三角格子の形状で水中に配列した円柱構造とした。この時の燃料棒のピッチを三角格子のピッチとし、経過年数毎に臨界上最適（実効増倍率が最大）となる値を求め、そのピッチにおける実効増倍率を計算した。

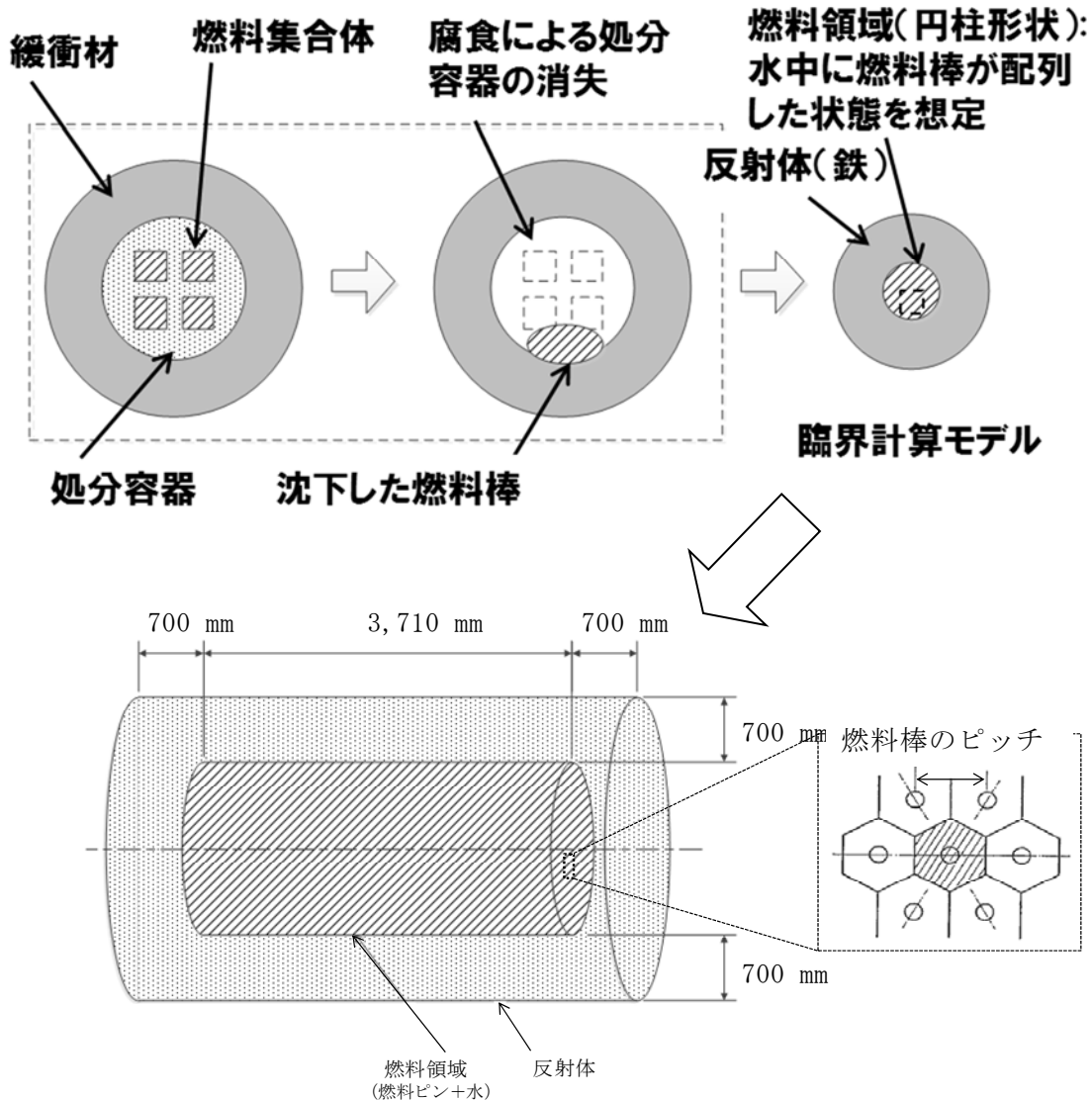


図 4.2.2-9 臨界解析モデル

表 4.2.2-4 臨界解析条件

項目	条件	備考
収容対象燃料集合体	BWR 9×9B 型	
初期濃縮度	4.0 wt%	日立製作所 (1991)、東芝 (1991)
取出時燃焼度	45,000 MWd t ⁻¹	
ボイド率	70 %	
燃料組成	ORIGEN2.0	
燃焼度クレジット	考慮する核種は「燃料サイクル安全研究委員会、燃焼度クレジット導入ガイド原案、JAERI-Tech 2001-055, (2001)」の推奨核種に ²³⁷ Np を加えた核種とする。	対象核種 <ul style="list-style-type: none"> ・アクチニド核種 ²³⁴U、²³⁵U、²³⁸U、²³⁸Pu、²³⁹Pu、²⁴⁰Pu、²⁴¹Pu、²⁴²Pu、²⁴¹Am、²³⁷Np ・FP 核種 ⁹⁵Mo、⁹⁹Tc、¹⁰³Rh、¹³³Cs、¹⁴⁷Sm、¹⁴⁹Sm、¹⁵⁰Sm、¹⁵²Sm、¹⁴³Nd、¹⁴⁵Nd、¹⁵³Eu、¹⁵⁵Gd
燃料有効長	約 3,710 mm	原子力安全委員会 (1994)
燃料棒外径	11 mm	Suyama et al. (2012)
燃料棒ピッチ (三角格子ピッチ)	14.5 mm	Suyama et al. (2012) (ただし臨界評価では三角格子ピッチをパラメータとする)
被覆管肉厚	0.7 mm	Suyama et al. (2012) (ただし臨界評価では無視)
被覆管材質	ジルカロイ 2	Suyama et al. (2012) (ただし臨界評価では無視)
燃料集合体 1 体あたりの燃料棒数	72 本	Suyama et al. (2012)
ペレット直径	9.6 mm	Suyama et al. (2012)
ペレット密度	理論密度の約 97 %	原子力安全委員会 (1994)
燃料集合体構造材	燃料被覆管、ウォーターロッド、チャンネルボックス、スパーサ、上下部タイプレートなどの燃料集合体構造材は無視	
収容体数	最大 12 体	
反射体	鉄 700 mm	原子力機構 (2015) より引用
処分後経過年数	処分直後、100 万年後と、実効増倍率極大・極小付近	解析パラメータ

②解析結果

処分容器への使用済燃料集合体の収容体数を最大設定の 12 体として、各経過年数においての実効増倍率は臨界上最適となる三角格子ピッチで評価を行うものとし、三角格子ピッチを 0.5 mm 刻みで 6 点変化させた解析を行い、最適ピッチを求めた。また、処分後の経過年数は、受入時、処分後 100 万年経過時、および実効増倍率の極小値、極大値の付近をカバーする複数年とした。この設定に基づいて解析を実施し、各経過年数における最大実効増倍率を整理した結果を表 4.2.2-5 および図 4.2.2-10 に示す。

この結果から、使用済燃料集合体収容体数 12 体の場合の実効増倍率が最大となる条件は、経過年数 11,000 年、三角格子ピッチ 19.0 mm であった。この時の $k_{eff}+3\sigma$ は 0.929707 となり、判定基準である 0.95 を下回ったことから、未臨界であることが確認できた。よって、これ以降の検討では、使用済燃料集合体の最大収容体数を 12 体とした。

この解析結果を既往の PWR 燃料の評価結果（原子力機構，2015）と比較した。PWR 燃料の解析は SCALE コードによるものであるため、MVP2 を用いた本解析とは細かい条件の違いにより解析結果の絶対値は異なるものの、実効増倍率の時間依存性はよく一致し、また、以下の通り傾向が一致する点を挙げる事が出来た。

- PWR 燃料と BWR 燃料では燃料組成比および経年変化が類似していることから、実効増倍率が最大となる処分後の経過年数がほぼ一致した。
- 処分後、約 10,000 年の実効増倍率が最大となる三角格子ピッチにおける減速材と燃料の体積比率（＝面積比率）が、PWR 燃料と BWR 燃料でほぼ一致した。
- 処分後の経過年数の増加と共に、実効増倍率が最大となる三角格子ピッチが狭くなった。

表 4.2.2-5 収容体数 12 体の場合における評価結果

処分後 経過年数 [年]	三角格子 ピッチ [mm]	keff	σ	keff+3 σ
0	19.5	0.886724	0.000245	0.887459
10	19.5	0.882927	0.000241	0.883650
50	19.5	0.879397	0.000244	0.880129
100	19.5	0.881078	0.000245	0.881813
1,000	19.0	0.909196	0.000255	0.909961
5,000	19.0	0.924283	0.000260	0.925063
10,000	19.0	0.928065	0.000252	0.928821
11,000	19.0	0.928942	0.000255	0.929707
13,000	19.0	0.928864	0.000254	0.929626
15,000	19.0	0.928239	0.000251	0.928992
20,000	18.5	0.927213	0.000248	0.927957
50,000	18.5	0.901886	0.000242	0.902612
100,000	18.0	0.879137	0.000245	0.879872
300,000	18.0	0.874815	0.000241	0.875538
1,000,000	18.0	0.884063	0.000240	0.884783

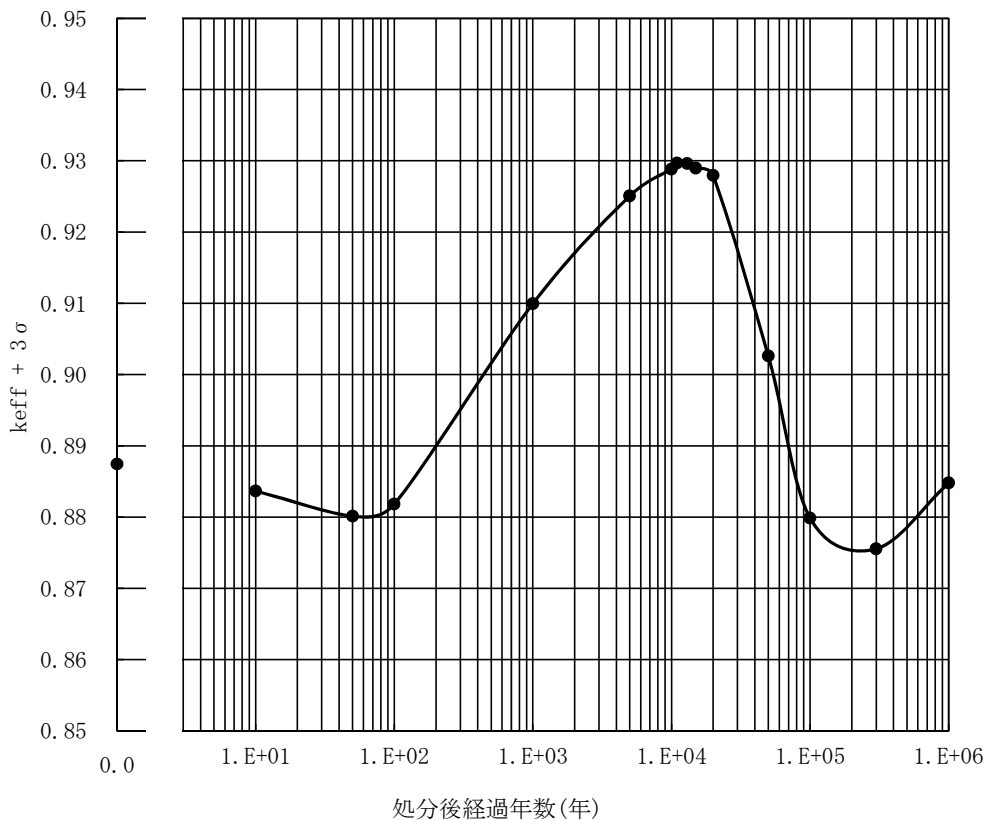


図 4.2.2-10 収容体数 12 体の場合における評価結果

4) 遮へい解析

処分容器の厚さによっては、使用済燃料集合体からの放射線が引き起こす水の放射線分解によって生成される酸化性化学種が処分容器の腐食に影響を及ぼす可能性がある。そのため、BWR 燃料を対象に処分容器厚さをパラメータとした遮へい解析を実施し、処分容器外側表面および緩衝材中の水の吸収線量率を算出した。この吸収線量率を基に、放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を求め、それをカソード電流密度に換算し、H12 レポートで設定された処分容器の局部腐食の進展を引き起こさない基準値以下（核燃料サイクル開発機構，1999）となる遮へい厚さを求めた。また、放射線による炭素鋼への影響として、 γ 線および中性子線による脆化が考えられる。ここでは処分容器内の放射線フラックスを計算し、H12 レポートに準じ、算出した放射線フラックスを基に γ 線と中性子線による埋設後 1,000 年間の鉄原子のはじき出し数を保守的に求めた。これを延性脆性遷移温度の上昇量に換算することで、処分容器の耐放射線性の評価を行った。

①解析条件

a. 解析コード、ライブラリ、換算係数

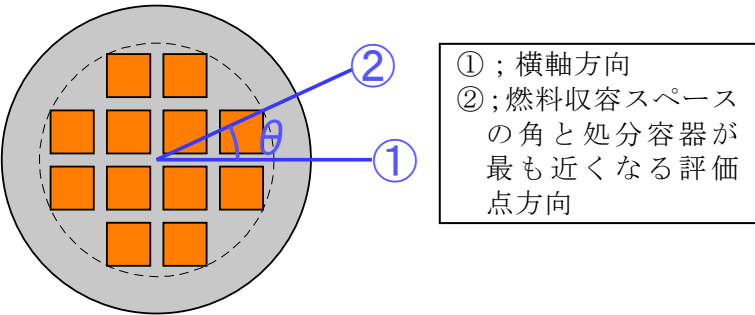
遮へい解析には 3 次元連続エネルギーモンテカルロ法に基づくコード MCNP5 を用い、核データライブラリは ENDF/B-VI を使用した。 γ 線フルエンスから水の吸収線量率への換算係数は、Hubbell and Seltzer (2011) によるデータを用い、また、中性子フルエンスから水の吸収線量率への換算係数は、ICRU REPORT 63 (Malmer, 2001) によるデータを用いた。

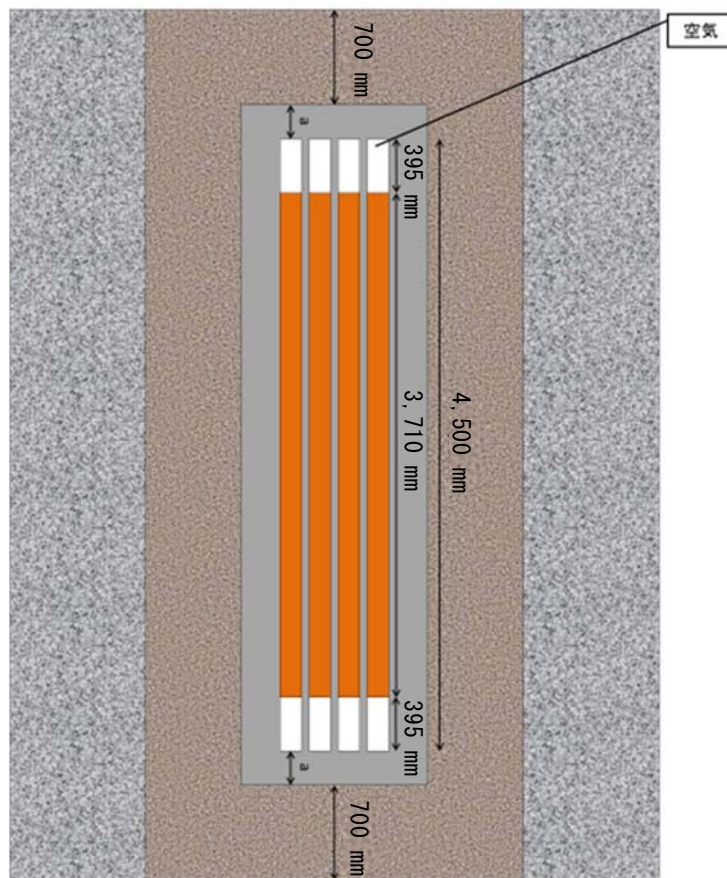
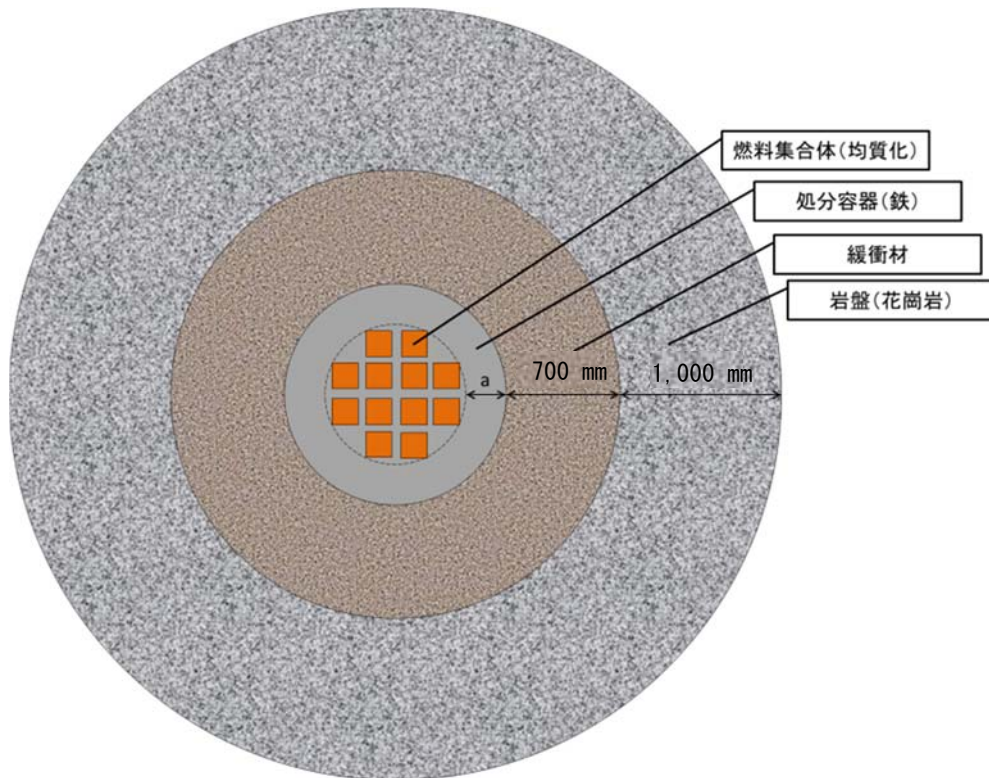
b. 遮へい解析条件および解析モデル

解析に用いた BWR 燃料の仕様を表 4.2.2-6 に示す。遮へい解析における使用済燃料集合体の処分容器への収容体数は、臨界解析の結果を基に最大の 12 体とした。中性子および γ 線の線源強度は本仕様を基に ORIGEN2.2 による解析にて算出された値を使用した。処分容器表面および緩衝材中における γ 線、中性子および二次 γ 線のそれぞれの吸収線量率については、図 4.2.2-11 に示すモデルで計算した。なお、隣接して定置されている処分容器からの放射線の寄与は、距離による減衰および緩衝材による遮へいにより十分低減され、無視できると仮定して廃棄体 1 体に対する解析を行った。地下水の放射線分解により生成される酸化性化学種の影響に着目するため、緩衝材は水で飽和しているものと仮定した。

処分容器内の放射線フラックスについては、処分容器の対称性を考慮して、処分容器全体の 8 分の 1 モデルに対して、図 4.2.2-12 に示すように 12 のメッシュで区切り、各領域の放射線フラックスを求めた。

表 4.2.2-6 遮へい計算における使用済燃料の仕様および解析条件

項目		条件
燃料型式		BWR 9×9 B 型
収容体数		12 体
燃焼度		45000 MWd MTU ⁻¹
初期濃縮度		4.0 wt%
比出力		26.0 MW MTU ⁻¹
ボイド率		70 % (1~24/ノード)
ピーキングファクター (軸方向)		1~3/24 ノード : 1.0 4~21/24 ノード : 1.3 22~24/24 ノード : 1.0
経過年数		50 年 (受け入れ時点)
中性子線源強度		実効増倍率 keff (=0.15) による増加を考慮し、ORIGEN 解析結果を 1/(1-keff) 倍した線源強度とする keff は処分容器が健全時の臨界解析により算出
中性子線スペクトル		Pu239 の核分裂スペクトル
モデル	寸法	図 4.2.2-11 参照 処分容器厚さ a = 5, 10, 15, 20, 25 cm について評価を実施
評価点	吸収 線量率	5 点 (処分容器表面からの距離 x = 0, 20, 40, 60, 70 cm) 容器径方向の評価位置は緩衝材中に設定する ※評価点は、軸方向高さは燃料有効部中央とし、周方向は処分容器表面において最も線量率が高くなる方向 θ を求めて設定する。 
	放射線フラックス および エネルギー	5 点 容器内で最大となる位置を求める ※軸方向高さは燃料有効部中央とする



※燃料集合体の領域の大きさは1辺160 mm、燃料集合体の領域間の隙間は50 mm

図 4.2.2-11 遮へい解析モデル (上: 平面図、下: 正面図)

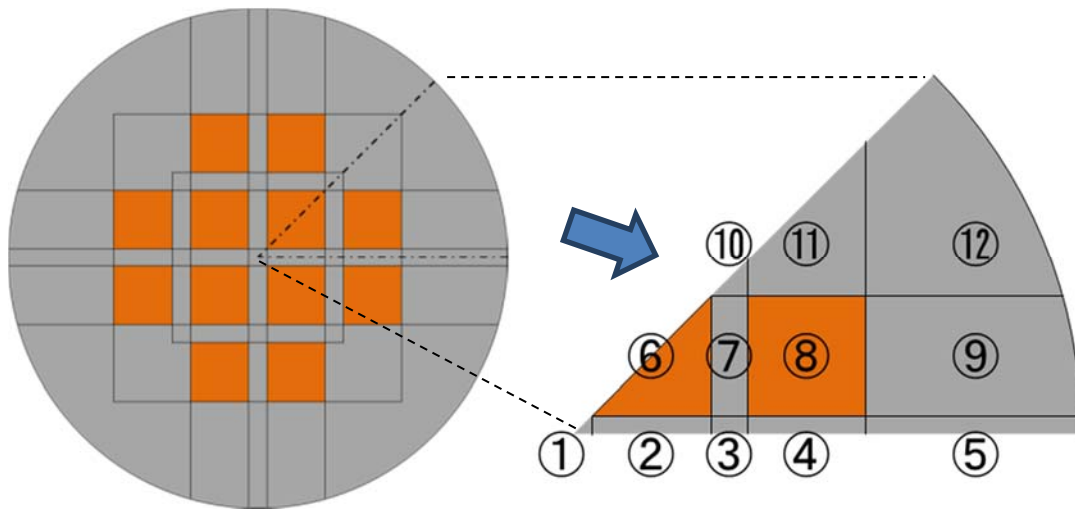


図 4.2.2-12 放射線フラックス評価時の処分容器内メッシュ分割

②解析結果

a. 緩衝材中の吸収線量率評価結果

処分容器の表面における吸収線量率が最も大きくなる方向（処分容器の周方向）を処分容器の厚さ毎に確認し、表 4.2.2-6 の図に示した評価点の角度を設定した。その結果、いずれの処分容器厚さにおいても表 4.2.2-6 の図に示した②の燃料収容スペースの角が処分容器表面に最も近くなる方向（角度約 25° ）よりも、①の横軸方向にやや近い方向（角度約 $20^\circ \sim 23^\circ$ ）において吸収線量率が最も高くなることを確認し、それらの方向を評価点として設定した。

この最も吸収線量率が高くなる方向において、処分容器の厚さを変化させた時の処分容器表面における中性子と γ 線（二次 γ 線を含む）の吸収線量率の計算結果を図 4.2.2-13 に示す。処分容器厚さが 150 mm 以下の領域では、吸収線量率に与える中性子の寄与は無視できるほど小さく、 γ 線の寄与が支配的となった。 γ 線は処分容器により減衰されることから、処分容器厚さが厚くなるにつれて、吸収線量率に対する寄与は小さくなる。一方、中性子、二次 γ 線については、処分容器による減衰が比較的小さいことから、処分容器の寸法が大きくなるにつれて、吸収線量率に対する寄与が相対的に大きくなる。

また、それぞれの厚さの処分容器について、処分容器表面からの距離を変化させた時の緩衝材中の吸収線量率評価結果（トータル線量率）を図 4.2.2-14 に示す。トータルの線量率に対し、緩衝材厚さと吸収線量率の対数は、ほぼ直線関係になった。この直線の傾きから得られた緩衝材の吸収係数も図中に示した。緩衝材中には中性子に対する減衰効果の大きい水が含まれることから、緩衝材中の吸収線量率への寄与は、 γ 線、中性子ともに処分容器表面から評価点までの距離が大きくなるにつれて小さくなるため、このように緩衝材厚さに対して直線的な関係になったものと考えられる。

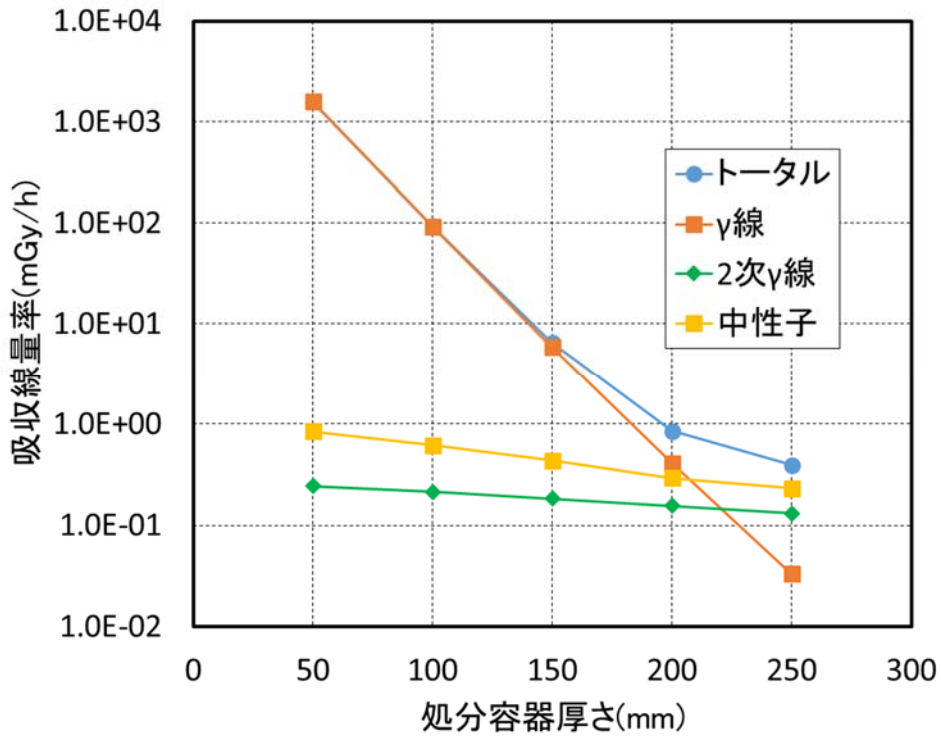


図 4.2.2-13 処分容器表面の吸収線量率評価結果

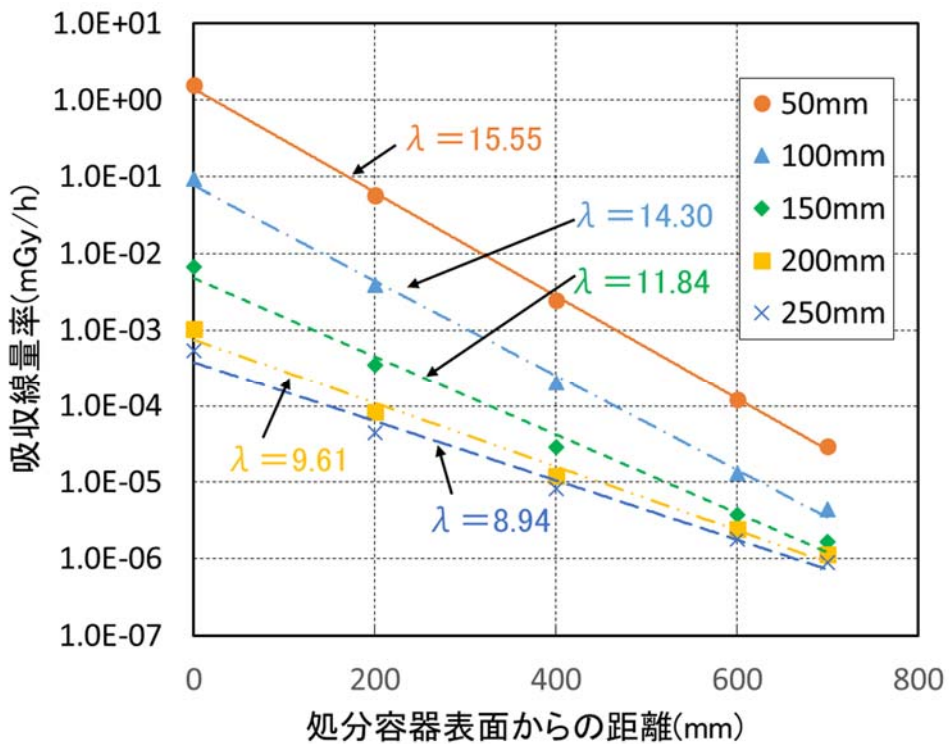


図 4.2.2-14 緩衝材中の吸収線量率評価結果

b. 処分容器内の放射線フラックス評価結果

処分容器内の放射線フラックスの算出結果を表 4.2.2-7～表 4.2.2-10 に示す。図 4.2.2-12 に示した 12 に分割したメッシュの内、燃料部の 2 点の結果を表 4.2.2-7 および表 4.2.2-8 に、処分容器部については 10 メッシュの内、放射線フラックスが高い 5 点について、表 4.2.2-9 および表 4.2.2-10 にそれぞれの結果を整理した。

燃料部については、処分容器中央寄りの燃料（領域番号⑥）で放射線フラックスが高くなっている。また、処分容器部においては、飛程の比較的短い γ 線については燃料に挟まれた領域番号②、⑦、④において、飛程の比較的長い中性子については処分容器中央の領域番号①で放射線フラックスが高くなっている。処分容器胴体部の板厚 a を変化させたことによる放射線フラックスへの影響は、 γ 線については飛程が短いことから感度はないが、中性子については処分容器からの中性子の漏れの効果が少なくなることから、処分容器胴体部の板厚が大きい方が放射線フラックスは高くなる。

表 4.2.2-7 処分容器内（燃料部）の放射線フラックス評価結果（ γ 線フラックス）

領域番号	γ 線フラックス [$\text{photons m}^{-2} \text{sec}^{-1}$] (右欄：標準偏差[%])									
	a=50 mm		a=100 mm		a=150 mm		a=200 mm		a=250 mm	
⑥	1.43E+14	0.1	1.43E+14	0.1	1.43E+14	0.1	1.43E+14	0.1	1.43E+14	0.1
⑧	1.42E+14	0.1	1.42E+14	0.1	1.42E+14	0.1	1.42E+14	0.1	1.42E+14	0.1

表 4.2.2-8 処分容器内（燃料部）の放射線フラックス評価結果（中性子フラックス）

領域番号	中性子フラックス [$\text{n m}^{-2} \text{sec}^{-1}$] (右欄：標準偏差[%])									
	a=50 mm		a=100 mm		a=150 mm		a=200 mm		a=250 mm	
⑥	9.73E+08	0.0	1.04E+09	0.0	1.08E+09	0.0	1.11E+09	0.0	1.14E+09	0.0
⑧	7.19E+08	0.0	7.84E+08	0.0	8.34E+08	0.0	8.70E+08	0.0	8.97E+08	0.0

表 4.2.2-9 処分容器内（処分容器部）の放射線フラックス評価結果（ γ 線フラックス）

領域番号	γ 線フラックス [$\text{photons m}^{-2} \text{sec}^{-1}$] (右欄：標準偏差[%])									
	a=50 mm		a=100 mm		a=150 mm		a=200 mm		a=250 mm	
②	5.98E+13	0.2	5.98E+13	0.2	5.98E+13	0.2	5.98E+13	0.2	5.98E+13	0.2
⑦	5.95E+13	0.1	5.95E+13	0.1	5.95E+13	0.1	5.95E+13	0.1	5.95E+13	0.1
④	5.93E+13	0.2	5.93E+13	0.2	5.93E+13	0.2	5.93E+13	0.2	5.93E+13	0.2
①	3.07E+13	0.4	3.07E+13	0.4	3.07E+13	0.4	3.07E+13	0.4	3.07E+13	0.4
③	3.07E+13	0.3	3.07E+13	0.3	3.07E+13	0.3	3.07E+13	0.3	3.07E+13	0.3

表 4.2.2-10 処分容器内（処分容器部）の放射線フラックス評価結果（中性子フラックス）

領域番号	中性子フラックス [$\text{n m}^{-2} \text{sec}^{-1}$] (右欄：標準偏差[%])									
	a=50 mm		a=100 mm		a=150 mm		a=200 mm		a=250 mm	
①	9.93E+08	0.1	1.06E+09	0.1	1.10E+09	0.1	1.13E+09	0.1	1.15E+09	0.1
②	9.75E+08	0.0	1.04E+09	0.0	1.08E+09	0.0	1.11E+09	0.0	1.14E+09	0.0
③	8.65E+08	0.1	9.30E+08	0.0	9.76E+08	0.0	1.01E+09	0.0	1.03E+09	0.0
⑦	8.46E+08	0.0	9.11E+08	0.0	9.57E+08	0.0	9.92E+08	0.0	1.02E+09	0.0
⑩	7.27E+08	0.1	7.93E+08	0.1	8.42E+08	0.1	8.78E+08	0.1	9.04E+08	0.1

③放射線分解生成物による腐食への影響評価と遮へい厚さの設定

上記の遮へい解析により得られた吸収線量率から処分容器表面近傍での緩衝材中間隙水の放射線分解を考慮し、放射線照射下での腐食試験 (Marsh et al., 1989) で得られた G 値 (100 eV のエネルギー吸収によって生成する分子数) を用いて処分容器表面の放射線分解によって発生する酸化性化学種の量を推定した。また、放射線分解によって発生した酸化性化学種は、緩衝材に収着せず、すべて処分容器表面に供給され腐食に寄与すると仮定した。緩衝材中での酸化性化学種の生成と移行は、以下の拡散方程式で表される (Marsh et al., 1989)。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = Da \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + R_0 \cdot \exp(-\lambda x)$$

$$R_0 = \frac{p \cdot G' \cdot E}{100Av}$$

C: 酸化性化学種の濃度 [mol m⁻³]

Da: 酸化性化学種のみかけの拡散係数 1.2×10⁻⁹ m² s⁻¹

G' : 100eV のエネルギー吸収によって生成する酸化性化学種の分子数 2.13

E: 水の吸収線量率 [eV m⁻³ s⁻¹]

p: 緩衝材の間隙率 0.4

Av: アボガドロ数 6.02×10²³

λ: 緩衝材の吸収係数 [m⁻¹]

初期条件を c=0 (t=0), x=0 での境界条件を c=0 (t>0) とし、半無限領域に対する解より、処分容器表面 (x=0) での濃度勾配は、以下のとおりとなる。

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{R_0}{Da \cdot \lambda} \left\{ 1 - \exp(Da \cdot \lambda^2 \cdot t) \cdot \operatorname{erfc}(\lambda \sqrt{Da \cdot t}) \right\}$$

t の増加に対し、 $\operatorname{erfc}(\lambda \sqrt{Da \cdot t})$ の低下は $\exp(Da \cdot \lambda^2 \cdot t)$ の増加よりも大きいため、定常状態 (t→∞) において、濃度勾配は R₀ / (Da · λ) となり、濃度勾配も最大となる (Marsh et al., 1989)。したがって、処分容器表面に供給されるカソード電流密度 I_{cath} [A m⁻²] は、以下のように表される。

$$I_{\text{cath}} = -nF \frac{pG' E p}{100Av \lambda}$$

n: 酸化性化学種の価数 (=2)

F: ファラデー定数 (=9.65×10⁴ C mol⁻¹)

処分容器厚さとカソード電流密度の関係を、図 4.2.2-15 に示す。H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）では、局部腐食の進展を確実に防止する観点から炭素鋼の不動態保持電流密度を下回る厚さが検討されており、コンクリート中 (Marsh, 1988) や炭酸塩環境 (谷口ほか, 1994) での値に基づき $1.0 \times 10^{-4} \text{ A m}^{-2}$ と設定されている。

本解析においても、この設定基準値 $1 \times 10^{-4} \text{ A m}^{-2}$ を下回る遮へい厚さを求めると、約 70 mm となった。昨年度の直接処分第 1 次取りまとめにおいて求められた PWR 燃料を対象とした処分容器の必要厚さは約 60 mm (原子力機構, 2015) であり、BWR 燃料を対象とした処分容器の方が 10 mm 程度厚い板厚が必要となる。直接処分第 1 次取りまとめではレファレンスケースとして、PWR 燃料を対象とした処分容器の遮へい厚さは余裕をみて 100 mm に設定したが、BWR 燃料についても処分容器の遮へい厚さを 100 mm とすれば、十分に余裕がある。よって、BWR 燃料を対象とした処分容器についても、同じく遮へい厚さを設計上 100 mm に設定する。

処分容器やオーバーパック候補材料に対する放射線の影響については、Shoesmith and King (1999) によって主に既往の実験データに基づいてレビューされており、炭素鋼については、腐食への影響が発現する下限界線量率は約 3 Gy h^{-1} とされている。また、ベントナイト共存下、放射線照射下における腐食データが得られており、数 100 Gy h^{-1} 以下であれば放射線による腐食速度への影響は認められていない (谷口ほか, 2011)。一方、今回設定された 100 mm の遮へい厚さにおける吸収線量率は 0.1 Gy h^{-1} 程度であり、実験的に腐食への影響が認められる線量率よりも十分小さい。なお、今後、処分容器の遮へい厚さは地下水やベントナイト環境での放射線照射下における腐食データの拡充、処分環境での放射線による腐食への影響のメカニズム解明などによって、より合理的な値に設定できる可能性がある。

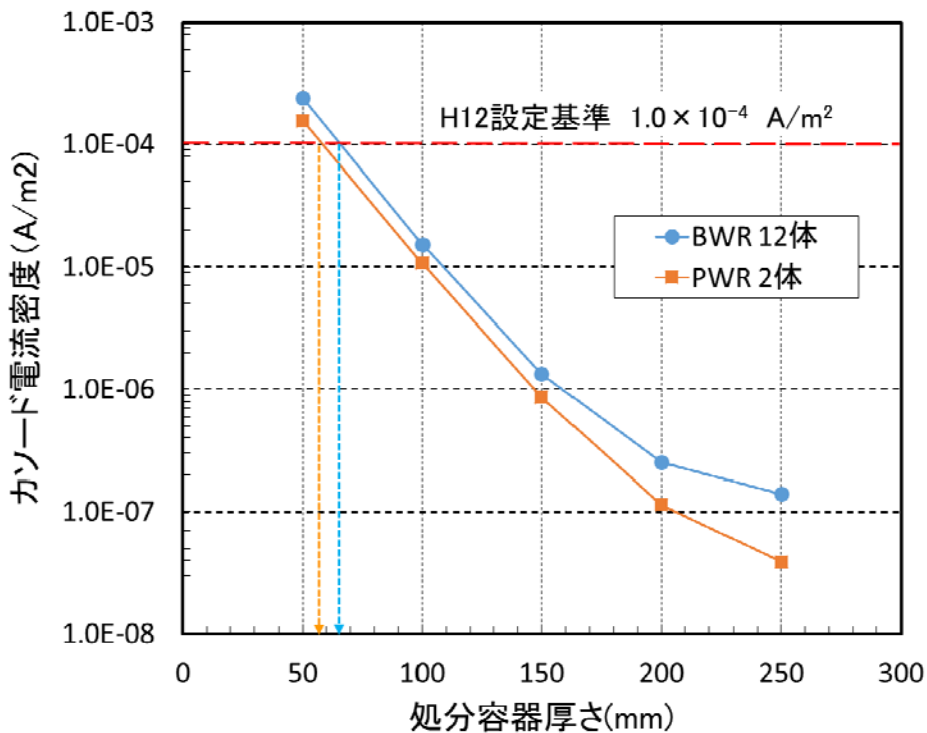


図 4.2.2-15 放射線分解により処分容器表面に供給されるカソード電流密度

④耐放射線性評価

放射線による炭素鋼への影響として、 γ 線および中性子による脆化が考えられる。ここでは、H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）に準じ、 γ 線と中性子線による埋設後1,000年間の鉄原子のはじき出し数を保守的に求め、これを延性脆性遷移温度の上昇量に換算して評価した。処分容器内の γ 線および中性子のフラックスは、表4.2.2-9および表4.2.2-10の結果から、 γ 線のフラックスが最大となる②の領域の処分容器厚さ250mmのデータを用いて評価を行うものとした。 γ 線および中性子のフラックスは、それぞれ $5.98 \times 10^{13} \gamma \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ 、および $1.14 \times 10^9 \text{ n s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ である。保守的にこのフラックスが1,000年間維持されると仮定した。 γ 線については、エネルギー毎の γ 線フラックスより、本間ほか（1999）と同様の方法で、はじき出し断面積に関するBaumann（1988）のデータを用いてはじき出し数（dpa）を求めた。その結果、 3.71×10^{-6} と算出された。中性子線については、中性子の平均エネルギーは3.6 MeV付近であることから、ガラス固化体の処分におけるオーバーパックに対する既往の評価（本間ほか，1999）を参考に、3.6 MeV付近のはじき出し断面積をASTM Designation E693-94（ASTM，1992）に基づいて求め、それをすべてのエネルギー群のはじき出し断面積として適用した。3.6 MeV付近のはじき出し断面積を2,000 b（bは断面積の単位バーンであり、 $1 \text{ b} = 10^{-28} \text{ m}^2$ ）であることから、 $2,000 \text{ b} = 2.0 \times 10^{-25} \text{ m}^2$ ）として、はじき出し数（dpa）を求めると、 7.16×10^{-6} と算出された。以上から、 γ 線および中性子線のはじき出し数（dpa）の和は 1.09×10^{-5} となる。これを用いて、本間ほか（1999）と同様に以下の式により延性脆性遷移温度（DBTT；Ductile-Brittle Transition Temperature）の上昇量 T_f （°F）を求めた。

$$T_f \approx 31.084 \left(\frac{\text{dpa}}{1.5 \times 10^{-4}} \right)^{\frac{1}{3}} + 2.087$$

その結果、温度上昇量は15.0 °F（8.4 °C）と求められ、オーバーパックに対する評価（本間ほか，1999）の6.1 °Cよりも約2 °C高い程度の値であったことから、放射線による脆化はほとんど問題にならないことが確認された。よって、核種閉じ込めの観点において、処分容器は耐放射線性の要件を満たすと考えられる。実際の放射線のフラックスは経時的に低下し、それにより処分容器の受ける放射線照射も小さくなることから、DBTT変化量はさらに小さいと推察される。ただし、照射脆化の機構は照射速度によって異なり、低照射速度条件ではCuナノ析出物に代表される不純物成分の析出による脆化が支配的になるとの指摘がある（曾根田，2003；義家，2007；Stoller，2004）。処分容器の照射脆化機構の理解とそれに基づくより信頼性の高い評価手法の検討は、今後の課題である。

5) 構造解析

BWR燃料を対象とした処分容器の耐圧強度上必要となる板厚について、構造解析手法を用いて設計を行った。設計では、次の2項目について評価を行った。

- ・ 胴体部必要板厚
- ・ 蓋および底板部の必要板厚

①解析条件

本設計に用いた BWR 使用済燃料集合体を対象とした処分容器の基本断面を図 4.2.2-16 に示す。本構造設計において胴体部必要板厚 a [mm] は、使用済燃料集合体の収容体数として、4 体、7 体、10 体、12 体の 4 ケースに対し、それぞれ燃料集合体収容スペース離間距離 b [mm] を 150 mm、110 mm、50 mm の 3 ケースと変化させた、計 12 ケースについて算出を行った。

また、蓋および底板部の必要板厚 t [mm] は、燃料集合体の収容体数を最大の 12 体、燃料集合体収容スペース離間距離 b [mm] を 50 mm とした 1 ケースについて算出した。

なお、ここでは PWR 燃料を対象とした処分容器についての構造解析（原子力機構，2014；原子力機構，2015）と同様の解析手法や前提条件を用いた。

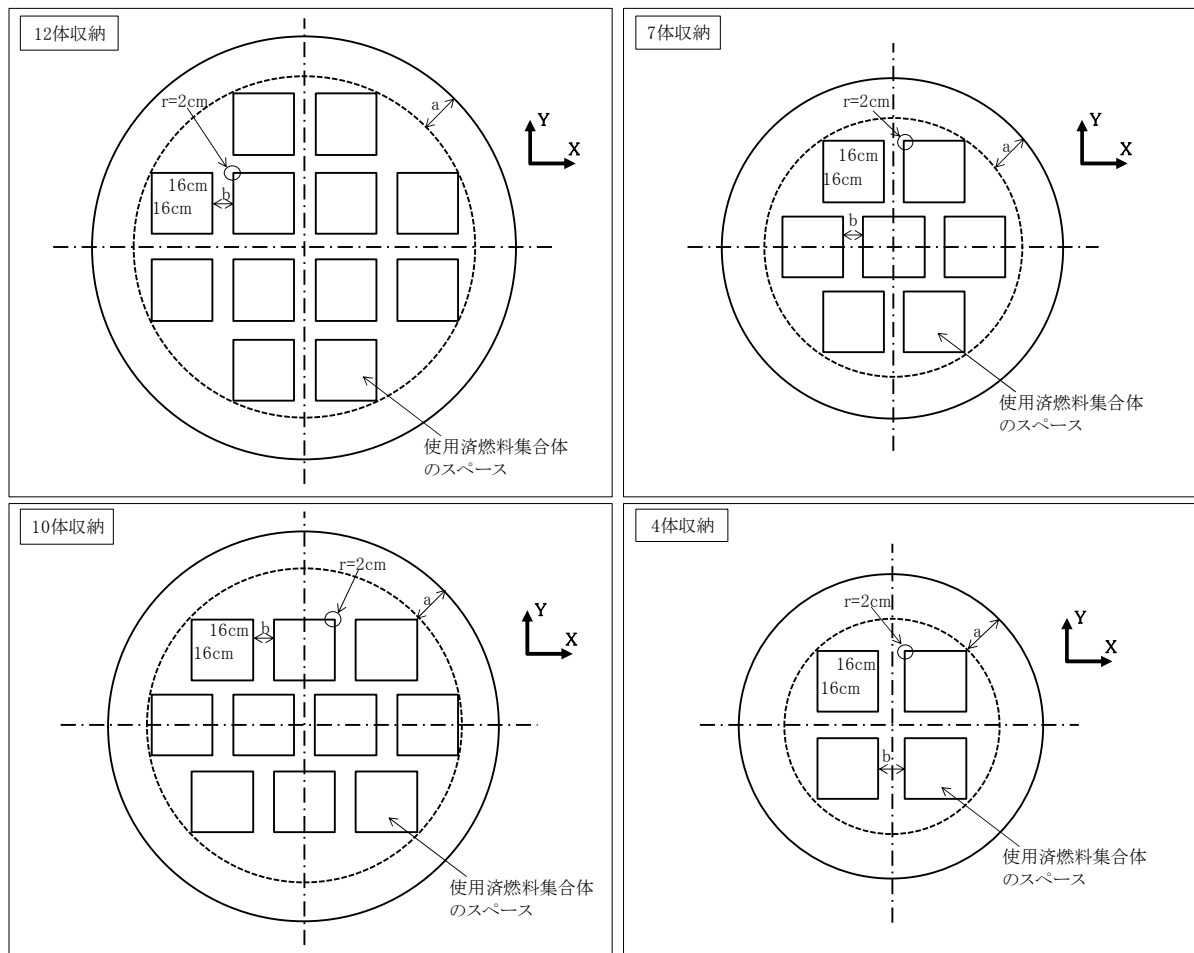


図 4.2.2-16 処分容器の胴体部の断面形状

評価は、解析による設計（Design by Analysis）にて行った。解析プログラムには、汎用有限要素解析プログラム Abaqus Ver6.12-1（米 Dassault Systems 社）を使用した。

基本解析条件は、表 4.2.2-11 に示すように設定した。本解析手法と許容応力などの評価規格を表 4.2.2-12 に示す。なお、処分容器の蓋部構造、それに伴う溶接方法、溶接位置などの構造様式は未確定である。よって、処分容器の胴体部ならびに蓋・底板部の板厚を算出する際は、余裕代を持たせるものとし、最大発生応力が許容応力の 80%程度となるような板厚を必要板厚として算出することとした。また、外圧荷重は、H12 レポート（核燃料サイクル

開発機構，1999) にて硬岩系岩盤の外圧値として設定されている 10.7 MPa の条件に概算の地圧として 25.0 MPa の条件を加えた 2 ケースとした。

表 4.2.2-11 解析条件

項目	条件
材質	SFVC1
密度	7,850 kg m ⁻³
処分容器の全長	4,500 mm (蓋部および底板部は含まない)
最高温度	150 °C
外圧荷重	25.0 MPa、10.7 MPa (均一荷重)
設計応力強さ (Sm)	122 MPa
剛性 (ヤング率)	195 GPa

表 4.2.2-12 解析手法と許容応力などの評価規格

設計手法		許容応力		
設計手法	設計基準	設定基準	名称	値[MPa]
解析による設計 (Design by Analysis)	JSME S NC1-2007 表 PVB-3110-1	圧力容器の 構造-特定規格 JIS B 8266(2003 年版)	設計応力 強さ	122

a. 胴体部板厚解析

使用済燃料集合体 4 体を収容する処分容器の 2 次元解析モデル例を、図 4.2.2-17 に示す。応力評価を行う際には、処分容器の胴体外周薄肉部および燃料集合体間の一般部の 2 箇所を応力評価ライン (SCL : Stress Classification Line) として評価を行った。応力の分類については、胴体外周薄肉部 (SCL1) は一次局部膜+曲げ応力、燃料集合体間の一般部 (SCL2) は一次一般膜応力とした。胴体外周薄肉部 (SCL1) は、図 4.2.2-17 に示すように最も板厚が薄く、応力的にも厳しくなる燃料集合体の収容スペースの R 部曲面中心と処分容器の中心を結ぶラインとする。使用済燃料集合体の収容体数 7 体、10 体、12 体についても同様に 2 箇所の応力評価ラインを設定した。

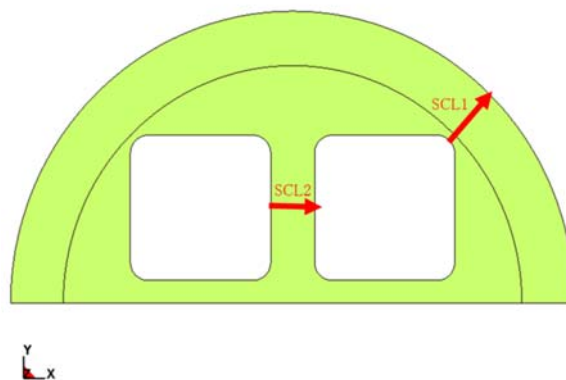


図 4.2.2-17 解析モデルおよび応力評価ライン (使用済燃料 4 体収容例)

b. 蓋および底板部の板厚解析

処分容器の解析モデルは、胴体部も含めてモデル化を行い、胴体部板厚には後述する②a.の胴体部板厚解析にて求めた板厚を用いる。蓋および底板部は単純な板とみなせるため3次元シェル要素を用い、胴体部分のみ3次元ソリッド要素を用いた。

図 4.2.2-18 に処分容器蓋部の断面形状図を示す。ここでは、蓋および底板部ともに平蓋構造とし、蓋部および底板部と胴体部の溶接部は結合条件、その他に接触している部分は接触条件とする。接触部の摩擦は考慮しない。

応力評価も胴体部と同様に応力分類は、シェル要素中立面で発生する応力を一次一般膜応力、シェル要素の外表面で発生する応力を一次局部膜+曲げ応力とし、蓋および底板部のみ評価した。

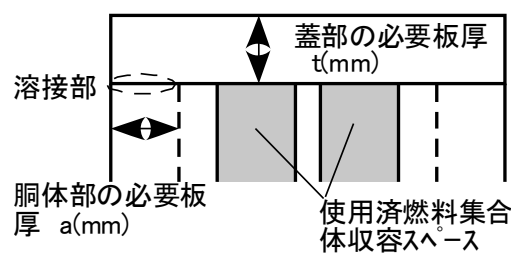


図 4.2.2-18 処分容器の蓋部の断面形状図

②解析結果

a. 胴体部板厚解析

解析結果の一例として、図 4.2.2-19 に外圧荷重 25.0 MPa における使用済燃料集合体 4 体を收容する処分容器の変位分布図と応力分布図を示す。また、図 4.2.2-20 に外圧荷重 25.0 MPa および 10.7 MPa における使用済燃料集合体 4 体收容の処分容器を例として胴体外周部の必要板厚(a)と許容応力比(R)の関係を算出した結果を示す。ここで、許容応力比(R)は処分容器内の最大発生応力の許容応力に対する比率を示しており、各プロット間は直線で結んで補間した。同様のグラフを燃料集合体 7 体、10 体、12 体收容の処分容器の場合についても作成し、各外圧荷重と燃料集合体收容スペース離間距離について、胴体外周部の必要板厚を求めた。これらの結果を、胴体外周部の必要板厚と燃料集合体收容スペース離間距離の関係として図 4.2.2-21 に示す。

胴体部の解析結果より、胴体外周部の必要板厚(a)は、燃料集合体收容スペース離間距離 50 mm、外圧荷重 10.7 MPa の条件下で、使用済燃料集合体の收容体数 4 体、7 体、10 体、12 体において、それぞれ、7 mm、11 mm、13 mm、11 mm であった。一方、平成 25 年度に実施した PWR 燃料を対象とした処分容器に対する構造解析の結果（原子力機構，2014）は、同じ条件の場合、使用済燃料集合体の收容体数 2 体、3 体、4 体において、それぞれ、24 mm、26 mm、18 mm であった。以上のことから、BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の板厚の方が、PWR 燃料集合体の場合よりも板厚を薄く出来ることがわかった。燃料集合体收容スペースの断面が PWR 燃料の 230 mm×230 mm から、BWR 燃料では 160 mm×160 mm と小さくなったことにより、処分容器の構造的な強度が増したことによると考えられる。外圧荷重 25 MPa においても、

同様の特徴が見られ、BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の板厚が、それぞれ、32 mm (4 体)、45 mm (7 体)、42 mm (10 体)、43 mm (12 体) に対し、PWR 燃料集合体の場合は、55 mm (2 体)、60 mm (3 体)、62 mm (4 体) であった。

本構造解析の結果から求められた処分容器胴体部の必要板厚は、前述の腐食影響を基に設定した遮へい厚さ 100 mm を十分に下回っており、遮へい厚さが確保されていれば、耐圧性の要件も同時に満足すると考えられる。

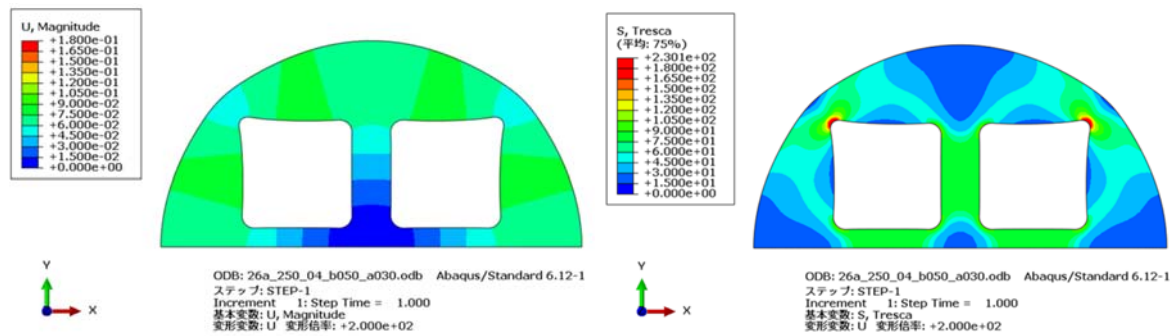


図 4.2-19 変位分布ならびに応力分布計算結果例(使用済燃料集合体 4 体、離間距離 50 mm)

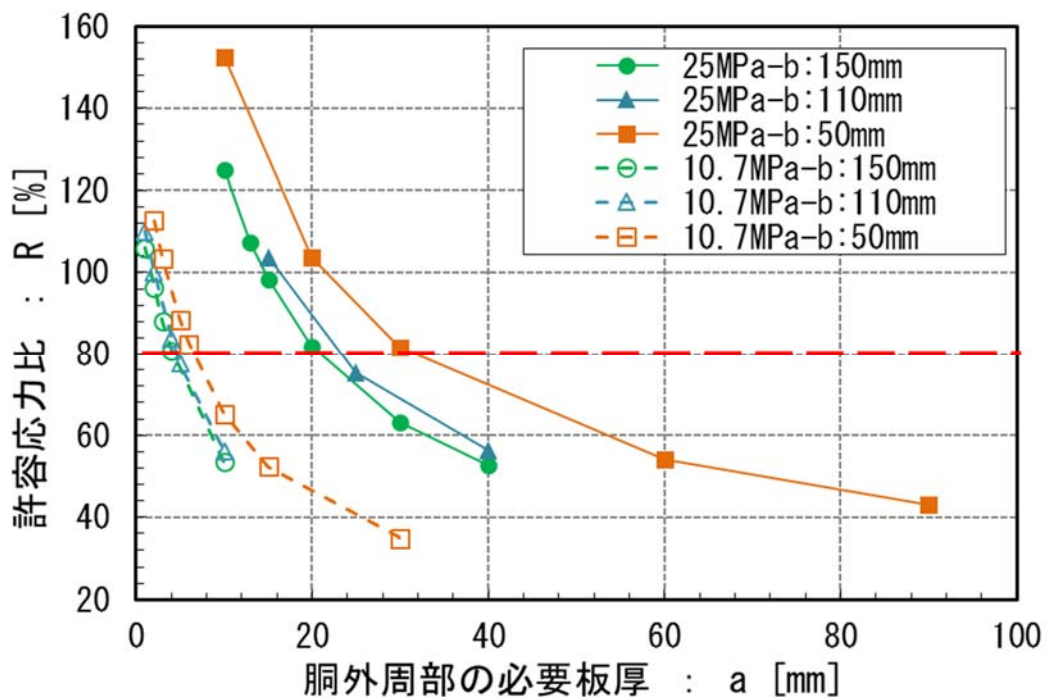


図 4.2.2-20 胴体外周部の必要板厚と許容応力比の関係 (使用済燃料集合体 4 体)

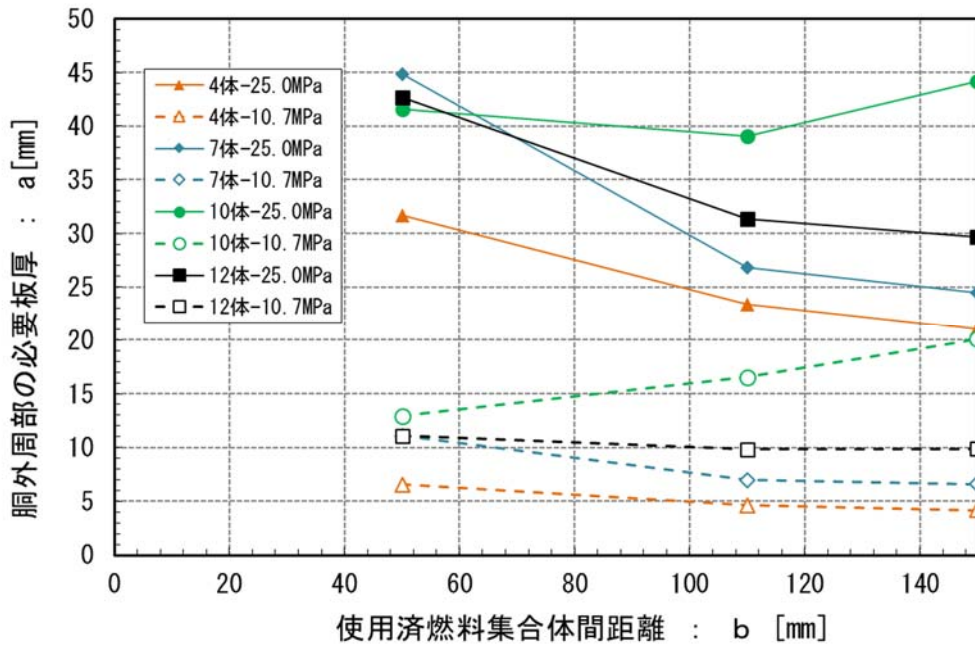


図 4.2.2-21 胴体外周部の必要板厚と使用済燃料集合体離間距離の関係

b. 蓋および底板部の解析

使用済燃料集合体の収容体数を 12 体、燃料集合体収容スペース離間距離 b [mm] を 50 mm としたケースを対象とした、蓋部および底板部の必要板厚算定結果として、図 4.2.2-22 に蓋部および底板部の必要板厚と許容応力比の関係を示す。

本図から蓋および底板部について外圧荷重 10.7 MPa の時の必要板厚は、24 mm であった。平成 25 年度に実施した PWR 燃料集合体を対象とした処分容器に対する構造解析の結果(原子力機構, 2014) は、同じ外圧荷重条件、同じ燃料集合体収容スペース離間距離にて、収容体数 2 体、3 体、4 体において、それぞれ、36 mm、39 mm、33 mm であった。以上から、胴体部と同様、BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の蓋および底板部の板厚の方が、PWR 燃料集合体を対象とした場合よりも板厚を薄く出来ることがわかった。これは、蓋および底板部についても胴体部と同様に燃料集合体収容スペースの断面寸法が PWR 燃料の 230 mm×230 mm から、BWR 燃料では 160 mm×160 mm と小さくなったことにより、燃料集合体収容スペースを覆う支持がない部分の蓋および底板の変形がより小さくなったことによると考えられる。また、外圧荷重 25.0 MPa の時も同様の特徴が見られ、BWR 燃料集合体の処分容器の必要板厚が、52 mm に対し、PWR 燃料集合体の場合は、68 mm (2 体)、71 mm (3 体)、55 mm (4 体) であった。

以上の結果から、処分容器蓋および底板部の必要板厚についても、胴体部同様、前述の腐食影響を基に設定した遮へい厚さ 100 mm を十分に下回っており、遮へい厚さが確保されていれば、耐圧性の要件も同時に満足すると考えられる。

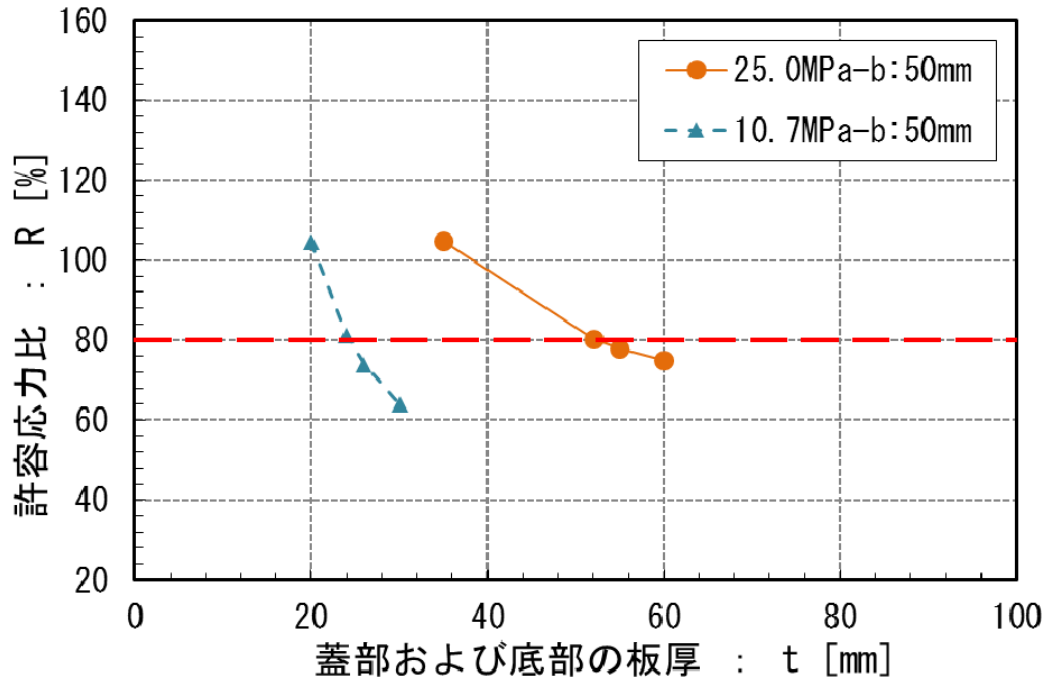


図 4.2.2-22 蓋および底板部の必要板厚と許容応力比の関係

④まとめ

使用済燃料として BWR 燃料集合体を対象とした処分容器についての代表的な構造設計結果を表 4.2.2-13 に整理して示す。

本構造解析の結果から、処分容器の胴体部、ならびに蓋および底板部の必要板厚は、腐食影響を基に設定した遮へい厚さ 100 mm を十分に下回っており、遮へい厚さが確保されていれば、耐圧性の要件も同時に満足した。

表 4.2.2-13 処分容器の構造解析結果のまとめ

部位	荷重 [MPa]	BWR		PWR (参考)		備考
		収容体数 [体]	必要板厚 [mm]	収容体数 [体]	必要板厚 [mm]	
胴体	10.7	12	11	2	24	<ul style="list-style-type: none"> ・ 胴体部は燃料集合体収容スペース離間距離 b [mm] を 50 mm に設定した場合の結果を示す。 ・ PWR は第 1 次取りまとめで設定したレファレンスケースを参考として示す。
		10	13			
		7	11			
		4	7			
	25.0	12	43	2	55	
		10	42			
		7	45			
		4	32			
蓋および底板	10.7	12	24	2	36	
	25.0	12	52		68	

6)人工バリアに対する熱的影響評価

ここでは、使用済燃料の発熱による人工バリアおよび周辺岩盤の温度の時間的変化を解析し、使用済燃料集合体の処分容器への収容体数や廃棄体の処分坑道への配置条件を求めた。なお、解析条件として、緩衝材の温度上昇に伴うベントナイトの熱的変質を防止する観点から、緩衝材の制限最高温度を 100 °C に設定した。

直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）では、硬岩系岩盤、PWR 燃料、および炭素鋼処分容器を前提条件とした熱特性評価を行っているが、本検討では、軟岩系岩盤、BWR 燃料、処分容器の腐食代に銅を用いた複合処分容器などに前提条件を拡張し、広くその特性を把握するものとした。

①解析条件

次の 5 つの代表的な前提条件について、熱的解析評価を行った。

- ・硬岩系岩盤－PWR 燃料－炭素鋼処分容器
- ・硬岩系岩盤－BWR 燃料－炭素鋼処分容器
- ・軟岩系岩盤－PWR 燃料－炭素鋼処分容器
- ・軟岩系岩盤－BWR 燃料－炭素鋼処分容器
- ・硬岩系岩盤－PWR 燃料－複合処分容器（腐食代に銅を使用）

熱解析で対象とした硬岩系岩盤の場合の解析領域を図 4.2.2-23 に示す。対称性を考慮して、廃棄体ピッチおよび処分坑道離間距離方向については 1/2 の体系とした。硬岩系岩盤の場合の処分深度を 1000 m、軟岩系岩盤の場合の処分深度を 500 m にそれぞれ設定した。

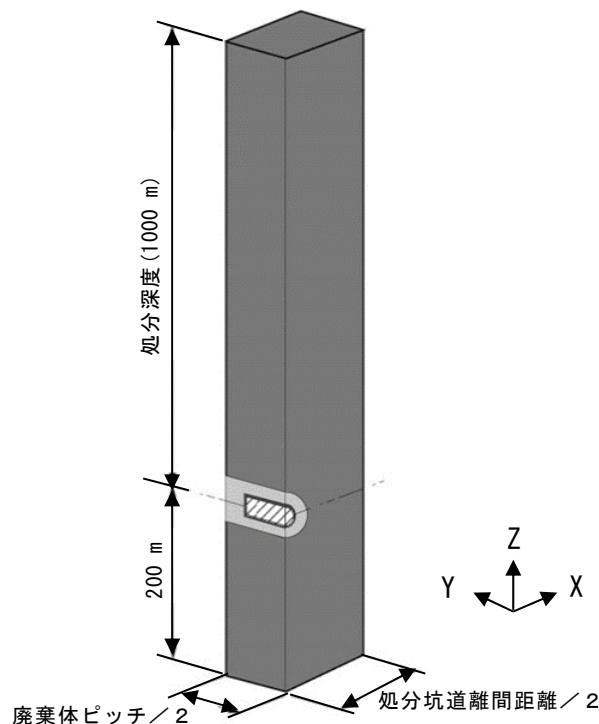


図 4.2.2-23 解析領域（硬岩系岩盤）

解析ケースを表 4. 2. 2-14 に示す。解析ケースのパラメータは、使用済燃料集合体の収容体数と処分坑道離間距離とし、廃棄体ピッチについては、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）で示された人工バリアのレファレンス仕様を参考として 6.18 m とした。また、人工バリアの仕様は、人工バリアに対する熱的影響の検討を参考に、処分容器の周囲を厚さ 0.55 m の緩衝材ブロックが覆い、その周囲を厚さ 0.15 m のすきま充填材が覆う構成として解析を行った。軟岩系岩盤では処分坑道の力学的な安定性を考慮して、厚さ 0.1 m の吹付けコンクリートの支保工を仮定した。また、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）のレファレンス仕様に対して、処分容器の腐食代を炭素鋼に変えて銅にした場合についても解析を行った。解析ケースに設定した処分容器の断面形状の寸法を図 4. 2. 2-24 に示す。

表 4. 2. 2-14 解析ケース

岩種	使用済燃料タイプ	収容体数	廃棄体ピッチ	処分坑道離間距離	支保工	処分容器腐食代
硬岩	PWR	2, 4	6.18m	20m から 40m まで 5m 間隔	無し	炭素鋼
硬岩	BWR	4, 7, 9, 10	6.18m	20m から 40m まで 5m 間隔	無し	炭素鋼
軟岩	PWR	2, 4	6.18m	20m から 40m まで 5m 間隔	有り	炭素鋼
軟岩	BWR	4, 7, 9, 10	6.18m	20m から 40m まで 5m 間隔	有り	炭素鋼
硬岩	PWR	2	6.18m	20m	無し	銅

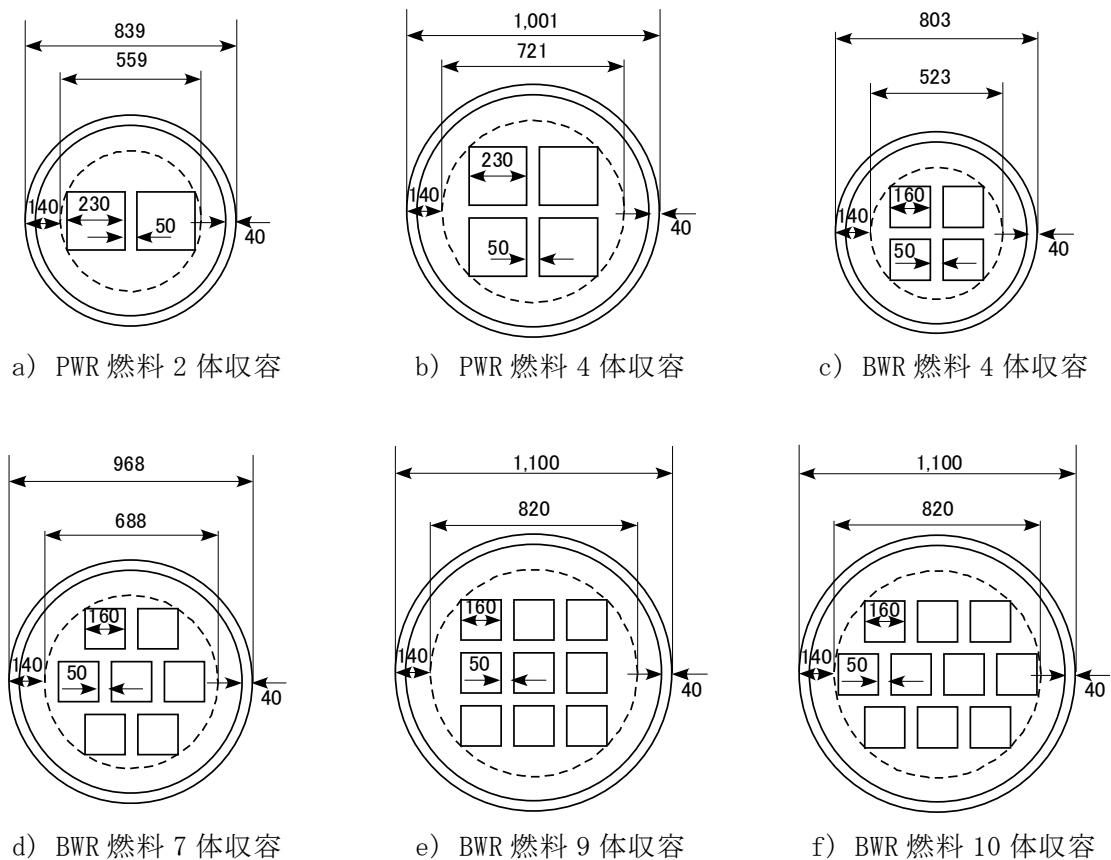


図 4. 2. 2-24 処分容器の断面形状の寸法

ニアフィールド領域を拡大した熱解析メッシュを図 4.2.2-25 に示す。図は、PWR 燃料の使用済燃料集合体収容体数 2 体の場合を示している。解析メッシュとしては、使用済燃料集合体、処分容器(構造材)、処分容器(腐食代)、緩衝材ブロック、すきま充填材、支保工および岩盤をモデル化した。本解析で用いる廃棄体、処分容器、緩衝材、支保工、岩盤などの物性値の一覧を表 4.2.2-15 に示す。

地表面の地温を 15 °C、地温勾配は 3 °C/100 m とした。よって、硬岩系岩盤の場合は処分深度 1000 m における地温は 45 °C、軟岩系岩盤の場合は処分深度 500 m における地温は 30 °C である。

炉取出し後 50 年間地上施設にて貯蔵し、その後に処分する条件での使用済燃料集合体 1 体あたりの発熱量の時間変化を図 4.2.2-26 に示す。処分時の発熱量は、PWR 燃料が約 350 W、BWR 燃料が約 125 W であり、BWR 燃料と比較して PWR 燃料の発熱量が 2.8 倍程度大きい。

解析における温度出力点を図 4.2.2-27 に示す。解析には汎用有限要素法解析コード ABAQUS6.14 (米 Dassault Systems 社) を用いた。本解析では H12 レポート (核燃料サイクル開発機構, 1999) と同様に、水理および応力との連成を考慮しないものとした。

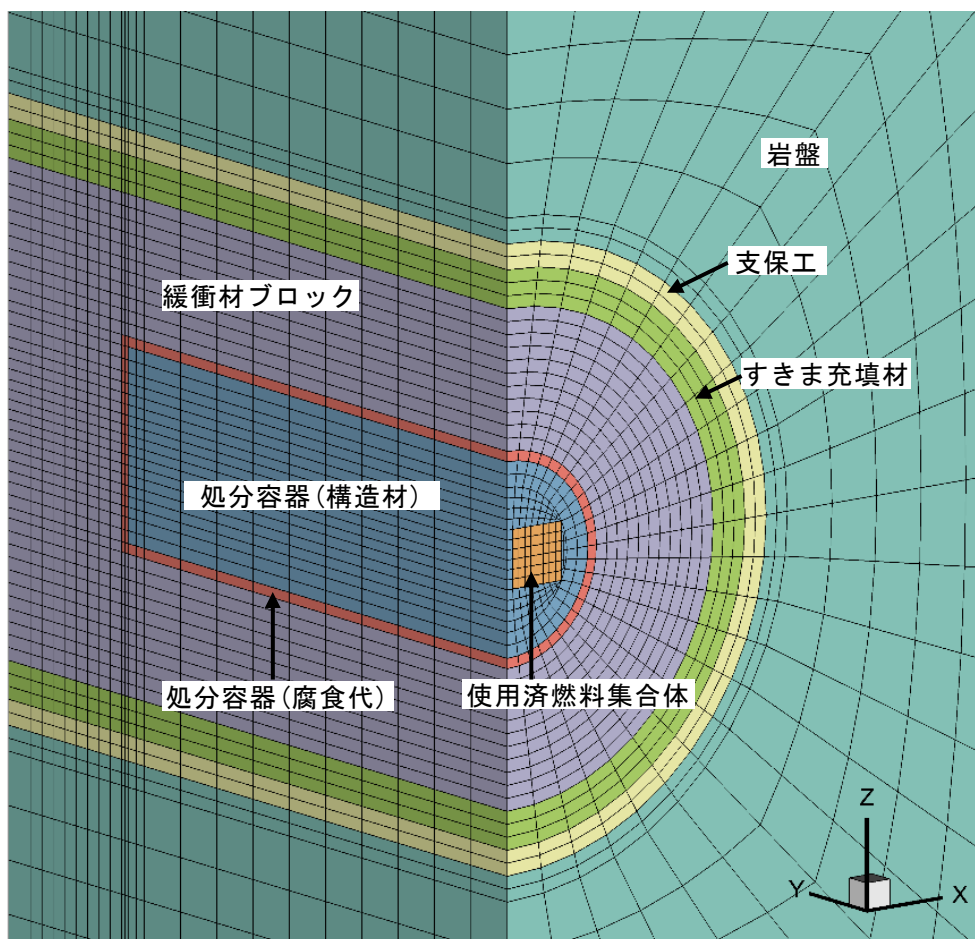


図 4.2.2-25 ニアフィールド領域の熱解析メッシュ

表 4.2.2-15 解析で用いる物性

	熱伝導率 $W\ m^{-1}\ K^{-1}$	比熱 $kJ\ kg^{-1}\ K^{-1}$	密度 $kg\ m^{-3}$	備 考
使用済燃料集合体 処分容器	51.6	0.47	7860	炭素鋼 ¹⁾
複合処分容器の腐食代	372.2	0.42	8900	複合処分容器の場合は 腐食代に銅 ²⁾ を使用
緩衝材ブロック (ケイ砂 30%混合材) ¹⁾	0.78	0.59	1712	含水比：7%、 乾燥密度：1.6 $Mg\ m^{-3}$
すきま充填材 (ベントナイトペレット) ³⁾	0.317	0.15	1270	粒状ベントナイト ($\phi 1.7\ mm$) 含水比：8.41 %
支保工 ⁴⁾	2.56	1.05	2350	吹付けコンクリート (無筋コンクリート)
岩盤 (硬岩系) ¹⁾	2.8	1.0	2670	
岩盤 (軟岩系) ¹⁾	2.2	1.4	2200	

- 1) 核燃料サイクル開発機構 (1999)
- 2) 樋田ほか (1965)
- 3) 竹ヶ原ほか (2000)
- 4) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005)

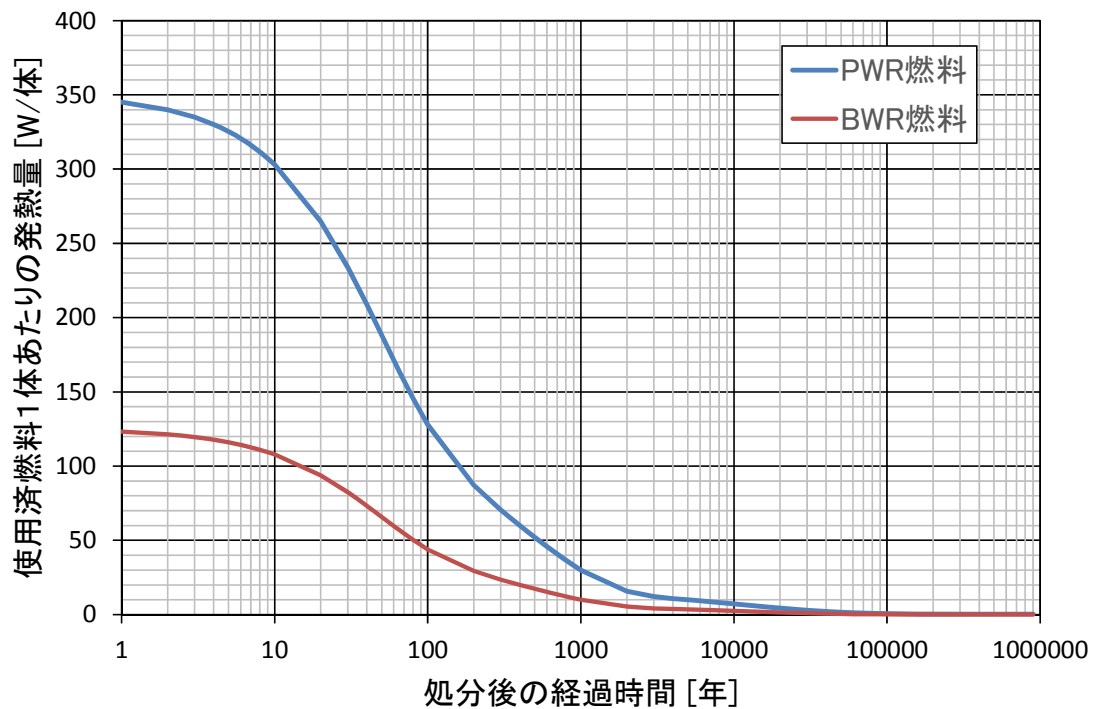


図 4.2.2-26 使用済燃料 1 体あたりの発熱量

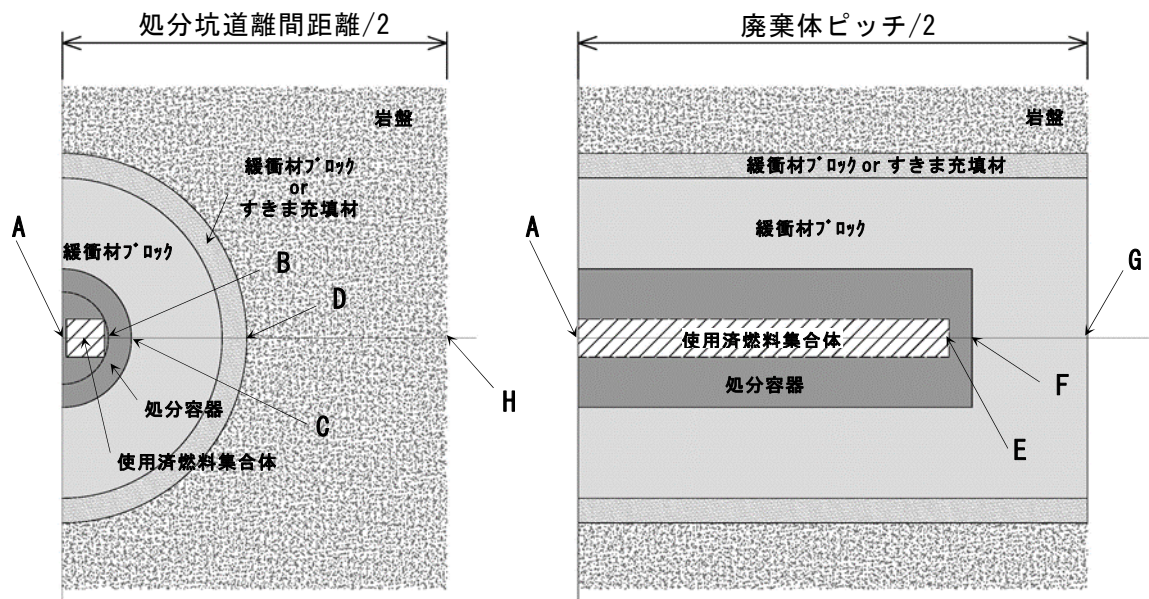


図 4.2.2-27 解析における温度出力点（使用済燃料集合体収容体数 2 体の場合）

②解析結果

硬岩系岩盤における炭素鋼処分容器に PWR 燃料 2 体を収容した場合の処分坑道離間距離 20 m での解析結果を図 4.2.2-28 に示す。図中に示す温度出力点の A 点、B 点および C 点の温度ならびに E 点および F 点の温度は、それぞれ概ね同じであり、グラフが重なっている。緩衝材は処分容器と接する位置で最高温度となるが、それを表す C 点では、処分直後から温度が上昇し、処分後 23 年で最高温度の 99.0 °C となる。

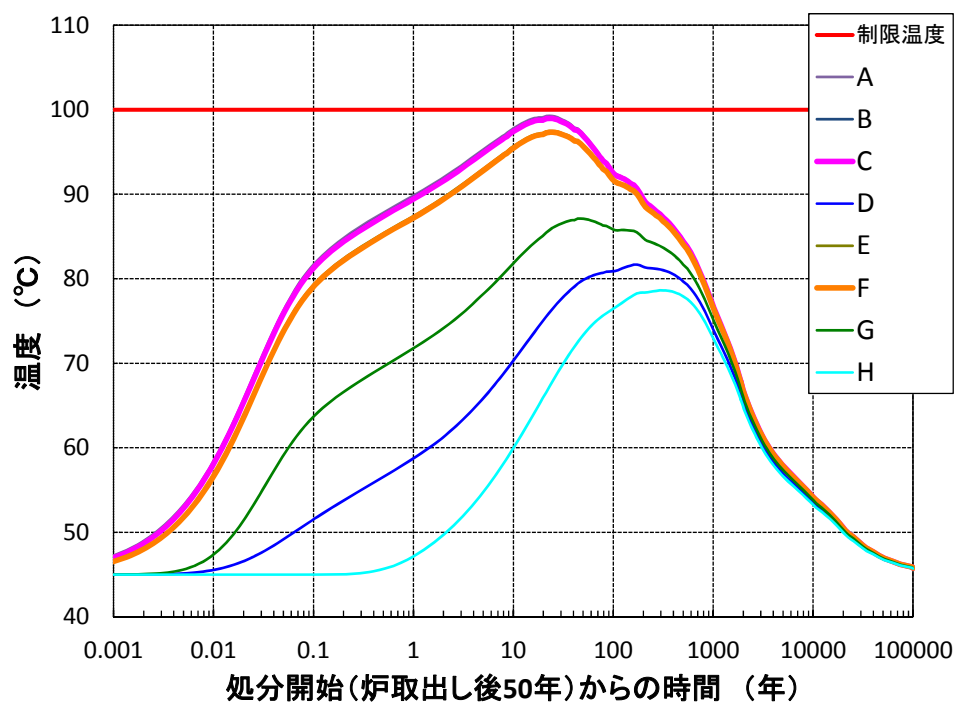


図 4.2.2-28 硬岩系-PWR 燃料 2 体-処分坑道離間距離 20 m の解析結果

炭素鋼処分容器を対象に、岩種や使用済燃料タイプとその収容体数および処分坑道離間距離をパラメータにした各解析条件におけるC点の緩衝材の最高温度を表4.2.2-16に示す。

表 4.2.2-16 炭素鋼処分容器の各解析条件における緩衝材の最高温度

処分坑道離間距離	硬岩系岩盤						軟岩系岩盤					
	PWR 燃料		BWR 燃料				PWR 燃料		BWR 燃料			
	2 体	4 体	4 体	7 体	9 体	10 体	2 体	4 体	4 体	7 体	9 体	10 体
20m	99.0	146.7	83.8	108.8	123.7	132.5	86.5	136.7	70.7	97.0	112.6	121.8
25m	95.4	138.8	81.4	104.1	117.4	125.4	83.1	129.0	68.4	92.4	106.4	114.9
30m	93.5	134.9	80.1	101.8	114.1	121.9	81.4	125.3	67.2	90.1	103.4	111.6
35m	92.6	132.7	79.6	100.5	112.4	119.9	80.6	123.5	66.8	89.1	101.9	109.9
40m	92.3	131.7	79.4	100.1	111.6	119.1	80.3	122.9	66.6	88.8	101.4	109.3

表中の温度の単位：℃

硬岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度の関係を図4.2.2-29に示す。いずれの使用済燃料においても、処分坑道離間距離が大きくなると緩衝材の最高温度が低下する傾向を示している。また、処分坑道離間距離が大きくなると、温度が低下する勾配が緩やかとなり、温度が低下しにくくなる傾向を示している。PWR 燃料 2 体と BWR 燃料 4 体の場合は、制限温度 100℃未満となる。

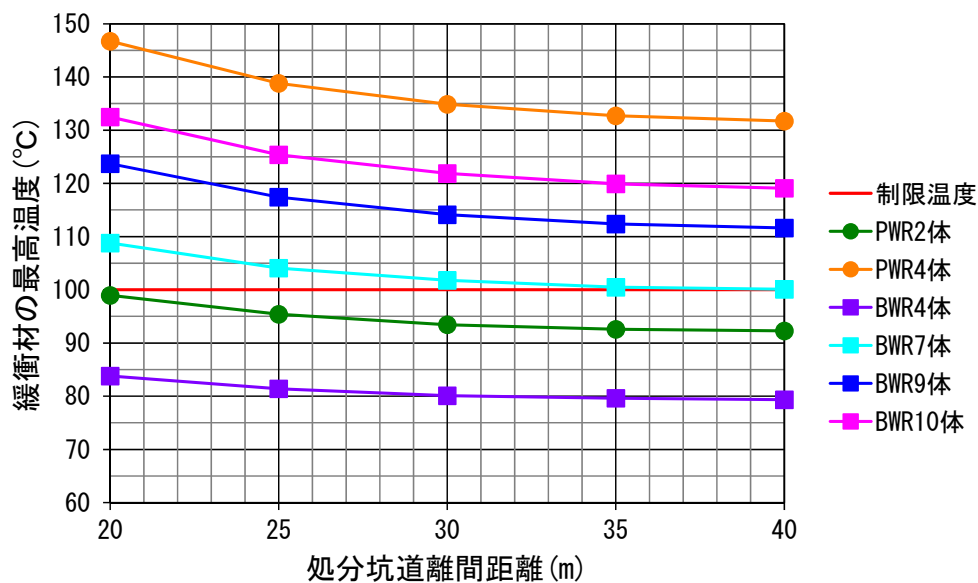


図 4.2.2-29 硬岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度

軟岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度の関係を図4.2.2-30に示す。硬岩系岩盤と同様に、処分坑道離間距離が大きくなると緩衝材の最高温度が低下する傾向を示

すとともに、温度が低下する勾配が緩やかとなっている。PWR 燃料 2 体と BWR 燃料 4 体および 7 体の場合は、制限温度 100 °C 未満となる。

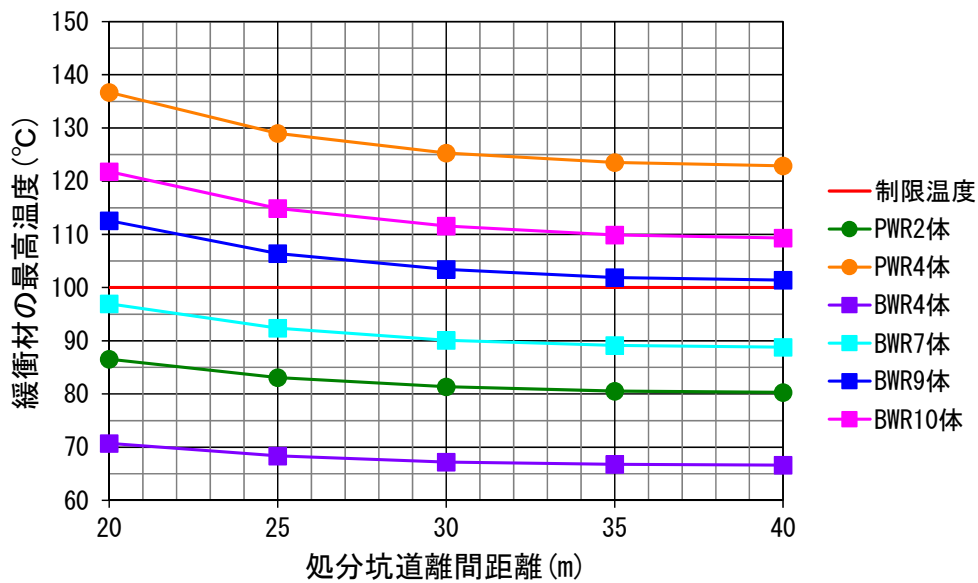


図 4.2.2-30 軟岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度

次に、硬岩系岩盤における使用済燃料集合体の収容体数と緩衝材の最高温度の関係を図 4.2.2-31 に示す。BWR 燃料での収容体数と最高温度の関係より、両者は概ね比例関係となる。BWR 燃料では 4 体～6 体であれば処分坑道離間距離 20 m 程度、BWR 燃料 7 体では処分坑道離間距離 40 m 程度で定置できる可能性がある。PWR 燃料も同様に比例関係になると仮定すると、2 体の場合のみ定置できると考えられる。

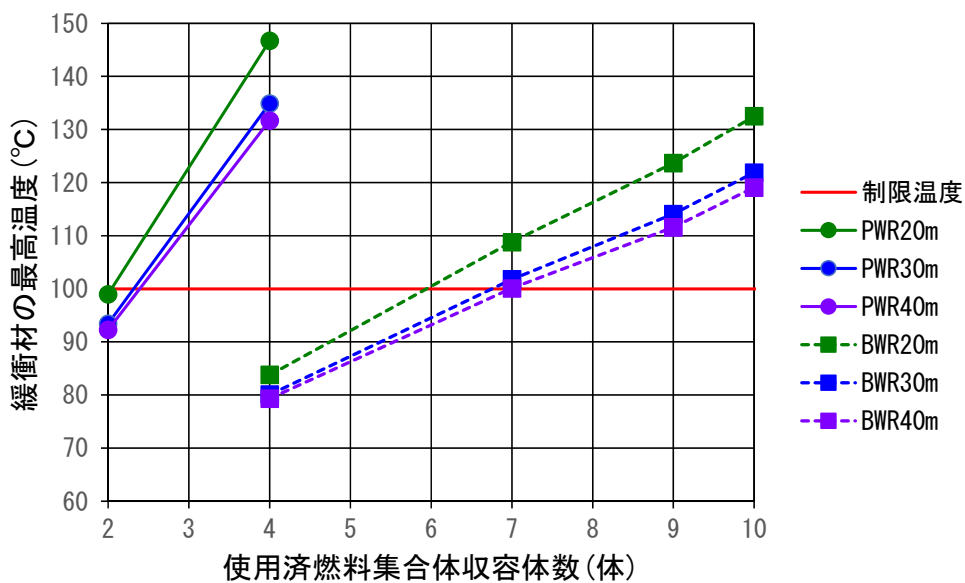


図 4.2.2-31 硬岩系岩盤における収容体数と緩衝材の最高温度

軟岩系岩盤における使用済燃料集合体の収容体数と緩衝材の最高温度の関係を図 4.2.2-32 に示す。硬岩系岩盤と同様に両者の関係は概ね比例関係となる。BWR 燃料では 4 体～7 体であれば処分坑道離間距離 20 m 程度、8 体であれば 30 m 程度、9 体であれば 40 m 程度で定置できる可能性があると考えられる。PWR 燃料も同様に比例関係になると仮定すると、2 体であれば処分坑道離間距離が 20 m で定置できるが、3 体であれば 40 m 以上が必要となると考えられる。

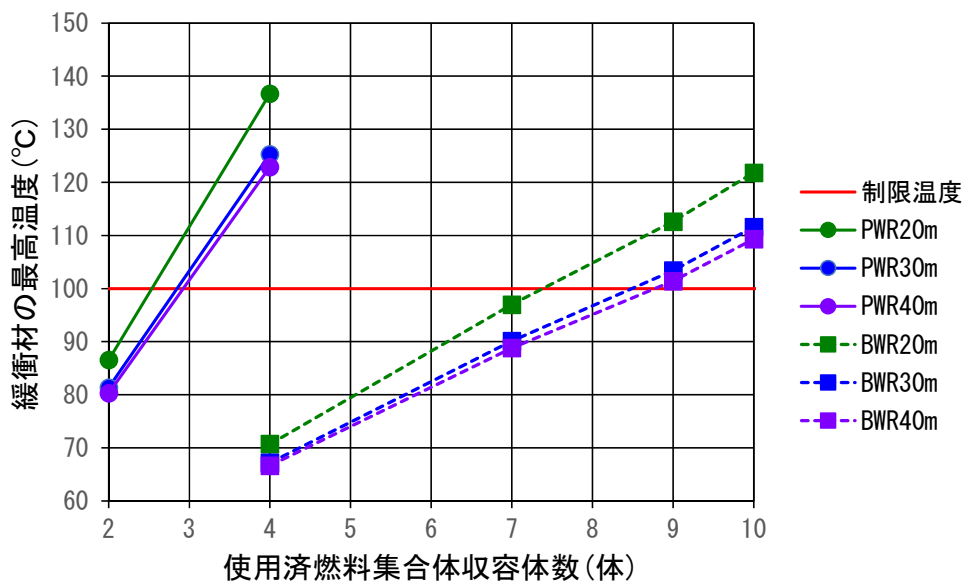


図 4.2.2-32 軟岩系岩盤における収容体数と緩衝材の最高温度

硬岩系岩盤における PWR 燃料集合体 2 体を収容した場合の処分坑道離間距離 20 m での、処分容器の腐食代の材質に応じた緩衝材の最高温度を表 4.2.2-17 に示す。腐食代に炭素鋼を用いた場合は 99.0 °C となり、銅を用いた場合は 98.5 °C となり、大きな違いはない。これは、表 4.2.2-15 に示すように、銅や炭素鋼の熱伝導率に比べて緩衝材の熱伝導率が小さいため、熱の移動が緩衝材によって支配されているためと考えられる。

表 4.2.2-17 処分容器の腐食代の材質に応じた緩衝材の最高温度

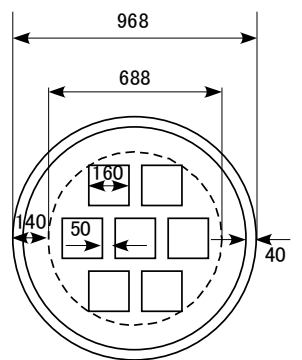
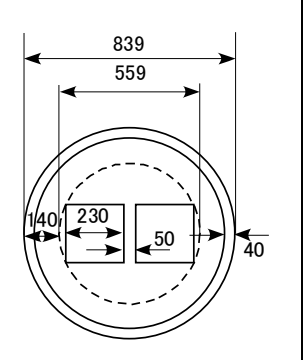
	処分容器の腐食代の材質	
	炭素鋼	銅
緩衝材の最高温度	99.0 °C	98.5 °C

7) BWR 処分容器仕様

得られた解析結果を総合的に評価し、BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の仕様を設定する。

ここまで、BWR 燃料を対象として、レファレンスとする使用済燃料の基本仕様を設定の上、臨界、遮へい、構造および熱解析を実施し、得られた解析結果から処分容器の必要板厚や処分容器への使用済燃料の収容可能体数を検討した。その結果、BWR 燃料を対象とした場合も PWR 燃料を対象とした場合と同様に、処分容器の板厚は、放射線分解に起因する局部腐食の進展を引き起こさない遮へい厚さから決定されること、また、処分容器への収容可能な使用済燃料集合体の体数は緩衝材の最高温度 100 °C の制約を満足する体数から決定されることが分かった。BWR 燃料を対象とした処分容器の基本仕様を表 4.2.2-18 に示す。また、本表には比較のために、PWR 燃料を対象とした処分容器の基本仕様についてもあわせて示す。

表 4.2.2-18 処分容器の仕様

仕様		BWR	PWR	備考
燃料仕様	濃縮度	4.0 %	4.5 %	
	燃焼度	45,000 MWD MTU-1	45,000 MWD MTU-1	
	燃料配列	9×9	17×17	
未臨界最大収容数		12 体	4 体	
腐食代を除く容器厚さ 設定値		100 mm (約 70 mm)	100 mm (約 60 mm)	() 内は遮へい解析の結果求めた必要となる最小の厚さ
熱解析最大収容数	硬岩系	6 体	2 体	坑道離間距離 20 m、 廃棄体ピッチ 6.18 m の設定の場合
	軟岩系	7 体	2 体	
処分容器 寸法・構造・重量	構造・寸法			<ul style="list-style-type: none"> ・容器の長さはどちらも 4,780 mm に設定 ・BWR の図は 7 体収容の場合を例示。6 体収容時も容器の外径は 7 体と同じ ・図の寸法単位 mm
	重量	約 23 トン	約 18 トン	BWR6 体収容時は約 24 トン

(4) 複合処分容器の製作性の検討

1) 検討における要点整理

長半減期の放射性核種の閉じ込め機能を持たせた処分容器として、炭素鋼を銅で覆った構造の複合処分容器を対象として製作性の検討を行う。処分容器の国内外の開発事例については、すでに炭素鋼処分容器や複合処分容器を含めて平成 25 年度の本事業(原子力機構, 2014)において広く調査を実施した。また、炭素鋼処分容器の製作性については、平成 25 年度の直接処分第 1 次取りまとめ(原子力機構, 2015)において検討を実施した。本検討はこれらの調査や検討結果を踏まえて実施するものである。

PWR 燃料集合体 2 体を収容する処分容器を例として、処分容器の基本構成を図 4.2.2-33 に示す。処分容器は胴と蓋・底板から構成される。さらに胴部は炭素鋼の内層と銅の外層から構成され、蓋部については炭素鋼の内蓋と銅の外蓋から構成され、炭素鋼は構造材、銅は腐食代として機能する。このように複合処分容器は、二つの材料で構成されることから、銅と炭素鋼の材料特性の違い、およびこれらを組合せた二重構造となる点に着目する。表 4.2.2-19 にこれらを着眼点として抽出した具体的な 2 点の検討項目とそれぞれの検討内容を示す。1 点目は二つの材料の熱膨張係数の違いにより処分容器の温度が変化した場合に生じる内層および内蓋ならびに外層および外蓋の間で生じる隙間の影響であり、2 点目は二重構造を前提として内蓋の構造および接合方法について検討するものである。以下にそれぞれの検討結果について記述する。

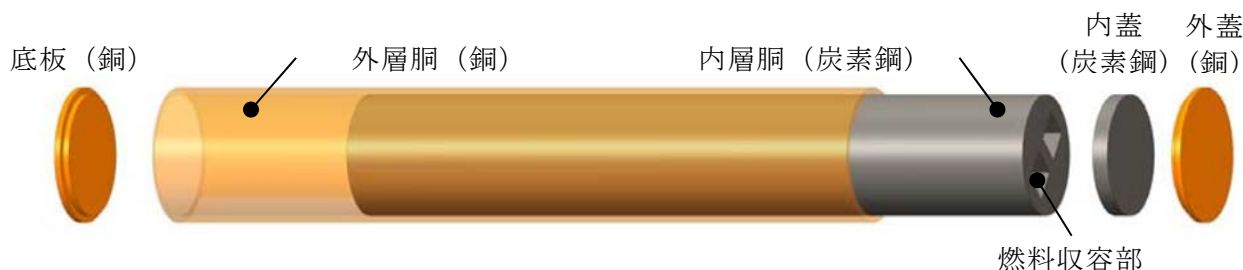


図 4.2.2-33 複合処分容器の構成例

表 4.2.2-19 複合処分容器の構造検討で考慮すべき事項

着眼点	検討項目	検討内容
炭素鋼と銅の熱膨張差	処分容器の温度変化により内層および内蓋ならびに外層および外蓋の間で生じる隙間の影響	<ul style="list-style-type: none"> 燃料収容後に生じる隙間の試算 海外 (SKB) の事例評価を参考とした課題の抽出
炭素鋼と銅の二重構造	内蓋の構造および内蓋の接合方法	<ul style="list-style-type: none"> 内外層の機能の整理 製作方法の提示 (内蓋だけでなく、処分容器全体の製作方法を検討)

2) 内層および外層間の隙間による影響

① 燃料収容後に生じる隙間の試算

複合処分容器へ燃料を収容した後、容器の温度上昇にともなう内外層の熱膨張差により、胴内外層間および内外蓋間には隙間が生じる。表 4.2.2-20 には生じた隙間量を試算した結果を示す。表中に示すように炭素鋼よりも銅の線熱膨張係数が大きい。このため、処分容器の温度が炭素鋼と銅が同じ温度で上昇した場合には、内層および内蓋と外層および外蓋の間の隙間が拡大する。また、逆に温度が低下すれば、この隙間が縮小する。

本試算は燃料収容時には常温 (20 °C) にて隙間がゼロとなるように処分容器を製作し、処分坑道への廃棄体の定置後に、処分容器表面の最高温度が 100 °C まで上昇すると仮定し、次式を用いて試算したものである。なお、長さ (径) は PWR 燃料集合体 2 体収容の直接処分第 1 次取りまとめで設定したレファレンスケースの処分容器の寸法を想定し、銅の腐食代の厚さ 40 mm を除いて、長さを 4,700 mm (径を 759 mm) と設定した。

$$\delta = (\alpha_1 - \alpha_2) \cdot L \cdot \Delta T$$

δ : 発生する隙間 [mm]

α_1 : 銅の線膨張係数 [K⁻¹]

α_2 : 炭素鋼の線膨張係数 [K⁻¹]

L : 長さ (径) [mm]

ΔT : 温度変化 [K]

廃棄体の処分坑道への定置後には処分容器へは外圧が作用するため、胴外層および外蓋は内層側への変形が予想されるが、発生する隙間と同程度の変形を仮定すれば、これらに塑性変形が生じる可能性がある。

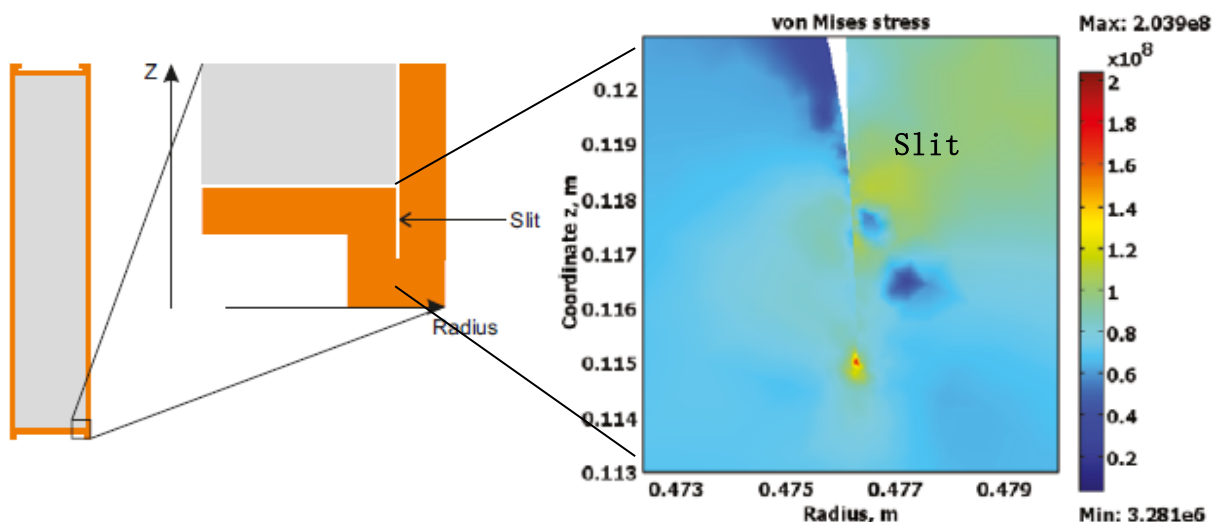
②海外事例を参考とした課題の抽出

スウェーデンにおける銅-炭素鋼複合処分容器の設計例 (SKB, 2010) では、胴の内外層間の製作時の隙間 (公称寸法値) を約 1.5 mm (片側)、内外蓋間の隙間を約 2 mm としている。このような隙間を考慮し、45 MPa の外圧作用時における構造健全性を評価 (図 4.2.2-34 参照) した結果、処分容器の大部分のクリープひずみは 1% を下回るが、外層の蓋あるいは底板部では最大約 12% のクリープひずみが発生している。したがって、外圧作用下の想定される温度範囲において、発生するクリープひずみに対して優れたクリープ延性 (15 % 以上) を保有する材料が要求されている。

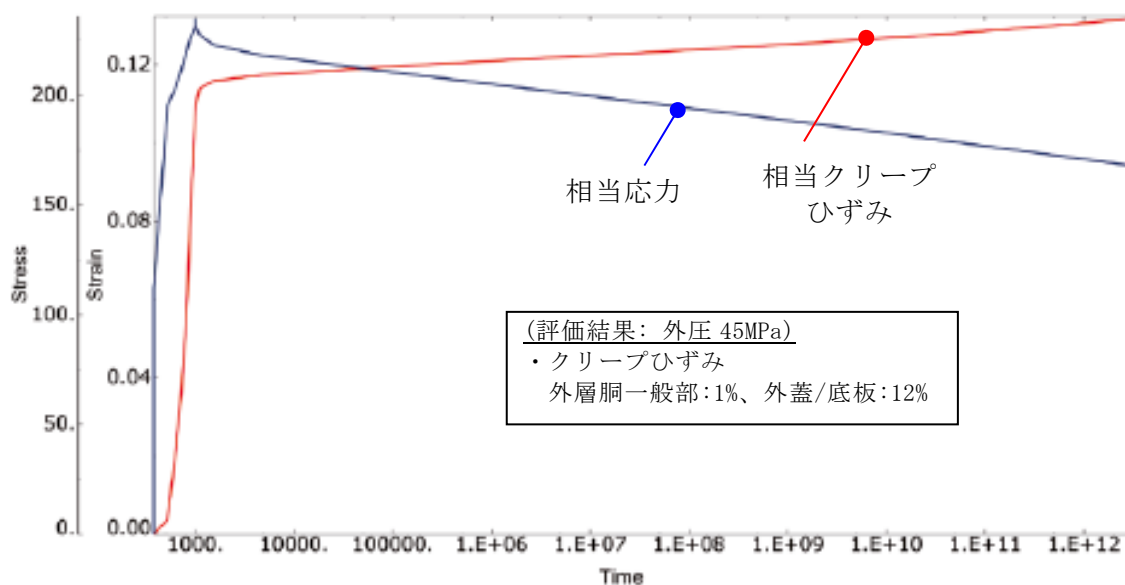
上記に示すとおり、複合処分容器の内外層間の隙間は、外層の構造健全性に与える影響が大きく、閉じ込め境界を形成する外層の構造健全性維持の観点からは、内外層の密着度を高める組立方法を採用することで隙間を極力小さくすることが望ましい。また、今後の検討課題として、容器の設計温度を考慮し、超長期間にわたる銅のクリープデータなどを加速試験により取得し、塑性変形を許容する設計における銅の許容基準を構築することが必要である。なお、上記の試算においては外層と内層の温度を同じと設定した。しかしながら、実際には隙間が発生することにより隙間の熱伝導が低下するため、内層よりも外層の温度が低くなり、隙間の広がりや抑止されることが予想される。このような隙間を考慮した熱解析の実施も今後の課題である。

表 4.2.2-20 内外層間の隙間量試算

隙間	線膨張係数 (日本機械学会, 2012)	隙間発生量 (概算)	備考
胴内層 -胴外層間	銅(外層胴/外蓋) : $16.9 \times 10^{-6} \text{ K}^{-1}$	約 0.16 mm (片側)	・容器温度は常温から 100 °C への温度上昇を仮定 ・容器製作時(常温)の隙間は ゼロを仮定
外蓋 -内蓋間	炭素鋼(内層胴/内蓋) : $11.5 \times 10^{-6} \text{ K}^{-1}$	約 2 mm	



底板の相当応力コンター



底板の相当応力および相当クリープひずみ

図 4.2.2-34 スウェーデンの複合処分容器の評価例(SKB, 2010)

3) 内蓋の構造および内蓋の接合方法

①内外層の機能の分類

複合処分容器では、基本構造として胴の外層が腐食代、また、炭素鋼の内層が構造材として機能する。一方、処分容器としての閉じ込め性については、外層のみが保有し、内層に密

封性を不要とする場合と内層にも閉じ込め性の機能を持たせる場合の2ケースが考えられる。後者の場合、内層に密封性を要することとなる。これらを次のようなケースに分類する。

ケース1：外層のみが閉じ込め性を有する場合(内蓋の密封性不要)

ケース2：内層および外層ともに閉じ込め性を有する場合

ケース1は、内蓋の密封性が不要であることから、内層胴部の構造や内蓋の接合方法をケース2に対して簡素化できることが期待できる。本検討においては、この2ケースを前提として、複合処分容器の製作方法の提示を行うものとする。

上記の2)にて海外事例として示したSKBの複合処分容器(SKB, 2010)については、ケース1の内蓋の密封性を不要とした構造を採用している。一方、直接処分用の処分容器と共通点や類似性が多いと考えられる使用済燃料の中間貯蔵用コンクリートキャスクの構造規格(日本機械学会, 2004)では、使用済燃料を内封するキャニスタ蓋溶接部の密封信頼性向上や冗長性確保のため、ケース2の考え方により容器の閉じ込め機能の二重化が要求されている(図4.2.2-35参照)。

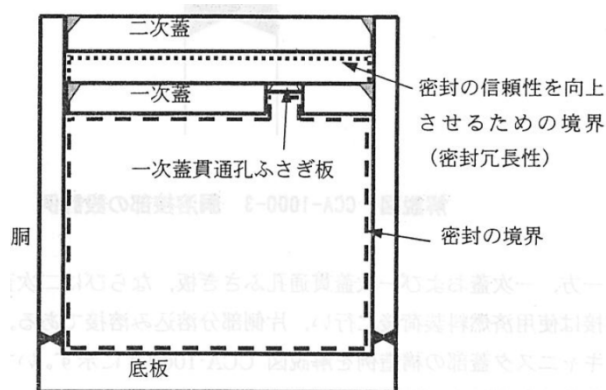


図 4.2.2-35 コンクリートキャスクのキャニスタ密封境界の構造例 (日本機械学会, 2004)

②製作方法の検討と提示

上記のケース1とケース2の2ケースに対して、製作方法の検討を行い、適用性が高いと考えられる製作方法を提示する。

a. 内層の製作および内蓋の接合

各ケースにおける内層の製作方法の検討結果を表4.2.2-21に示す。

内層の密封性を不要とするケース1では内層胴は鋳造で製作、内蓋も鋳造による製作を行い、内層胴と内蓋の接合もボルト接合などの簡便な方法の採用が可能である。

一方、内層の密封性を要するケース2では、内層胴と内蓋を溶接により密封するため、これらの材料には閉じ込めに信頼性の高い鍛鋼を用いることが求められる。さらに内層の燃料収容部の複雑な形状は鍛造製作の実現が困難と考えられることから、内層は分割構造とし、燃料収容部を鋳造、遮へい部を鍛造で製作し、これらを組合せて構成することが必要となる。このようにケース2についてはケース1よりも複雑な構造となる。

表 4.2.2-21 内層の製作方法検討結果

構成要素		対応	材料	製作方法	蓋接合方法	検討結果	
内層胴	一体型	ケース 1	鋳鋼 /鋳鉄	鋳造	ボルト	<ul style="list-style-type: none"> ・内層の閉じ込め性が不要であり、接合の容易性、製造コストや作業能率等を考慮して、ボルト締結を用いる。 ・ボルト締結の場合、内層胴は鍛造/鋳造のどちらも適用可能であるが、製造コスト面等で優位となる一体型構造の鋳造製作法を用いる。 	
	分割型	ケース 2	収容部	鋳鋼 /鋳鉄	鋳造	TIG /MAG /EBW *2	<ul style="list-style-type: none"> ・内層の閉じ込め性が必要であり、厚肉の炭素鋼に適用可能な溶接方法を用いる。 ・燃料収容部の複雑構造の鍛造製作は困難であり、鋳造法を用いる。また、内層胴と内蓋の溶接において、鋳鋼/鋳鉄は溶接部に欠陥が生じやすく、閉じ込め性への信頼性の観点から鍛鋼の採用が必要である。したがって、収容部と遮へい部を分割構造とし、収容部を鋳造、遮へい部を鍛造にて製作し、組合せる。
			遮へい部	鍛鋼	鍛造		
内蓋		ケース 1 ケース 2	鍛鋼 /圧延鋼 /鋳鋼*1 /鋳鉄*1	鍛造 /圧延 /鋳造*1	—	ケース 2 では溶接部の信頼性の観点で鋳造は不適。ケース 1 では鋳造も適用可。	

*1) 鋳造(鋳鋼/鋳鉄)はケース 1 の場合適用可能。

*2) TIG: Tungsten Inert Gas、MAG: Metal Active Gas、EBW: Electron Beam Welding の略

b. 外層の製作および外蓋の接合

外層の製作方法の検討結果を表 4.2.2-22 に示す。外層の製作方法は、内層の製作方法に依存しないため、ケース 1 およびケース 2 で同一である。ここで提示した方法は、すでにガラス固化体用の銅-炭素鋼複合オーバーパックの製作例(本間ほか, 1999)や前述の SKB におけるキャニスタの製作例(SKB, 2010)でも採用されている実績がある製作方法である。

表 4. 2. 2-22 外層の製作方法検討結果

構成要素	対応	材料	製作方法	蓋接合方法	検討結果
外層 洞	ケース 1 ケース 2	無酸素銅	押出成形 / 引抜成形	EBW /FSW *1	<ul style="list-style-type: none"> ・製作方法は左記の他に、<1>無垢材の中ぐり加工や<2>板曲げ材の溶接が考えられるが、<1>は現状長尺素材の製作が困難であり、中ぐり機械加工量が膨大である。<2>は、溶接時の残留応力により精度確保が困難であり、また、洞全長にわたり溶接線が存在し、閉じ込め性の信頼性が低い。 ・脆化層となる可能性がある金属間化合物を生じず、水素脆化を起こさない材料として無酸素銅を用いる。 ・外蓋の接合方法は左記の他に、<1>ガス溶接や<2>アーク溶接が考えられるが、<1>は手動施工となり、高放射線量下での遠隔自動施工に適していない。<2>は高温予熱が必要であり熱伝導率の大きい銅の場合、容器全体の予熱が必要となる。
外蓋			鍛造 /圧延		<ul style="list-style-type: none"> ・銅板材の一般的な製作方法を用いる。

*2) EBW: Electron Beam Welding、FSW: Friction Stir Welding の略

c. 容器の組立方法

内層(分割型)の燃料収容部と遮へい部の組立、および、内層と外層の組立方法は、前述のとおり密着度を高める組立方法を採用することが望ましい。

この内層(分割型)の組立方法については、すでに直接処分第1次取りまとめ(原子力機構、2015)において、焼きばめ、冷やしばめ、圧入などの方法が候補として挙げられている。よって、ここでは、内層洞と外層洞の組立方法について主に検討を行い、その結果を表 4. 2. 2-23 に示す。内層洞と外層洞の組立方法についても内層洞(分割型)の製作方法と同様に、焼きばめ、冷やしばめ、圧入が候補となるが、密着度を高める組立方法としては、この中で焼きばめが最も適していると考えられる。

本表では、内層洞と外層洞の組立は、使用済燃料収容前に行うことを仮定して検討を行ったが、先に内層洞に燃料を収容して内蓋を取付けた後に内層洞を外層銅に挿入する手順も考えられる。この場合、内層側の使用済燃料収容による温度上昇にともなう熱膨張により内層洞の外径が大きくなるため、外層洞とのクリアランスを大きく見込む必要がある。このため、この手順の組立においては、処分坑道へ定置後に処分容器の温度が更に上昇した際に内層洞と外層洞間の隙間が燃料収容前に組立てを行う場合よりも大きくなることが想定される。

一方、外蓋については、使用済燃料収容後に溶接にて接合されることから、外蓋と内蓋の隙間管理を行うことは容易ではないが、図 4. 2. 2-36 に示すように溶接時の板厚方向の収縮を利用することで密着度を高めることができる可能性がある。なお、内蓋の溶接接合後には内蓋上面の溶接ビードの機械加工を行わなければならない。本方法の適用を見極めるためには、外蓋継手部の形状や施工条件について今後実証試験を含めた検討を行うことが必要である。

表 4.2.2-23 複合処分容器の内層胴と外層胴の組立方法検討結果

組立工法	検討結果
焼きばめ	・外層胴を加熱する。熱処理温度以下(400℃を仮定)での加熱の場合、クリアランスを5mm程度確保でき、挿入可能と考えられる。
冷やしばめ	・内層胴を液体窒素等(-100℃程度)により冷却するが、クリアランスが1mm程度であり、挿入時に焼付く可能性が高い。 ・冷やしばめ時に結露が発生し、内/外層間に水分を巻き込む懸念有。
圧入	・内層外面および外層内面の寸法精度要求が非常に厳しく、且つ、挿入時に焼付く可能性が高い。

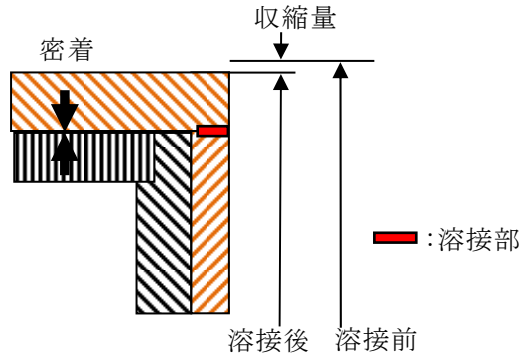


図 4.2.2-36 外蓋の継手構造案

d. 複合処分容器製作方法のまとめ

①および②の検討結果を基に、複合処分容器の製作方法および組立方法のまとめを図 4.2.2-37 に示す。ケース 2 は、ケース 1 に比べ閉じ込め性の信頼性が高くなるものの、内層胴の分割化や外層構造の複雑化(図 4.2.2-38 参照)等の構造上の制約が生じることが課題となる。

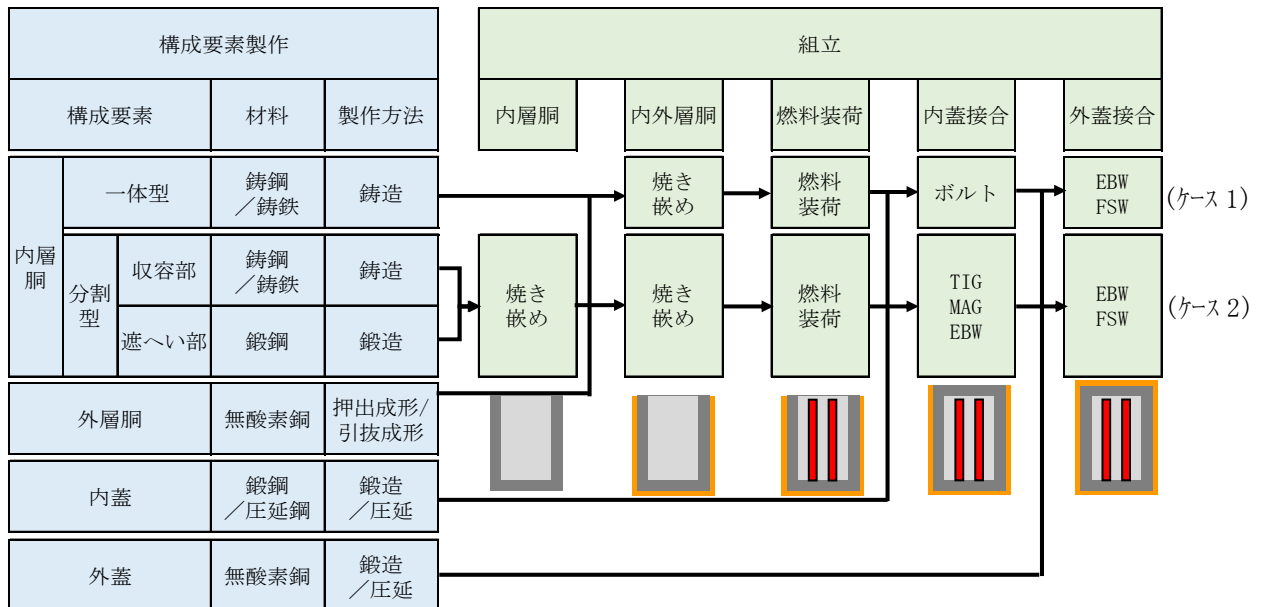


図 4.2.2-37 複合処分容器製作方法の整理

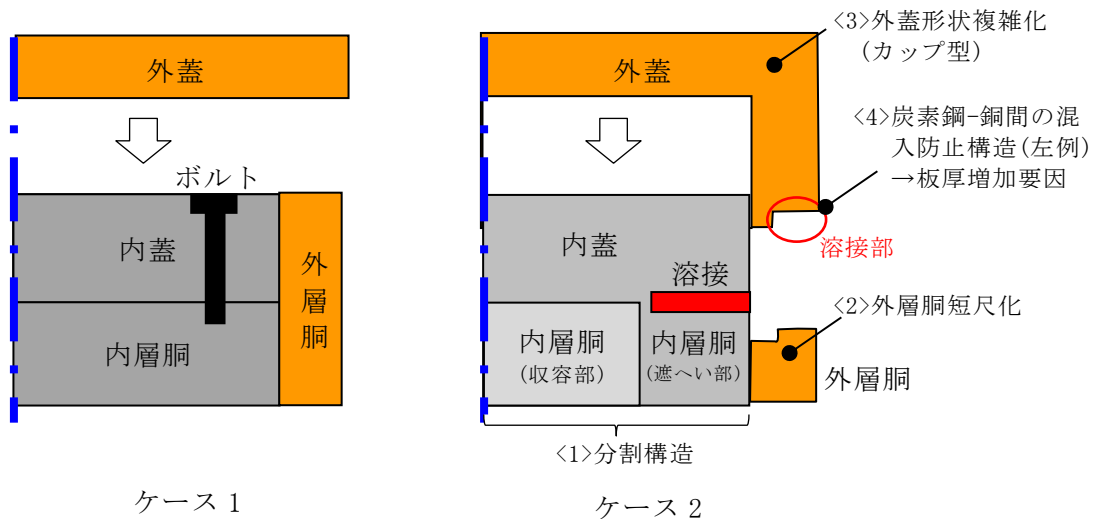


図 4.2.2-38 平蓋構造における複合処分容器構造の比較

e. 溶接部の検査方法

炭素鋼溶接部の検査方法については、すでに直接処分第1次取りまとめ(原子力機構, 2015)において、超音波探傷試験の適用が有望とされている。ここでは、銅溶接部について検討を行い、その結果を表 4.2.2-24 に示す。炭素鋼溶接部と同様に銅溶接部の内部欠陥の検出方法として、放射線透過試験(RT)と超音波探傷試験(UT)が候補として挙げられるが、本表に示すとおり、炭素鋼溶接部と同様、超音波探傷試験の適用が有望である。ただし、超音波探傷試験は、表面欠陥の検出性に課題があり、表面欠陥検出用として渦電流探傷試験との組合が必要と考えられる。なお、溶接部は一般的に結晶粒が粗大化する傾向がある。粗大化した結晶粒の存在により、超音波探傷試験では、材料を透過する超音波が散乱されやすくなることから、欠陥の検出性に影響を及ぼす可能性がある。炭素鋼の場合は、透過性や検出性について十分な実績が存在するが、銅については知見が少ないことから、これらについて、実機の溶接施工条件における実証が課題である。

表 4.2.2-24 内部欠陥の検出方法の比較

手法	内部欠陥の検出性・課題
放射線透過試験(RT) Radiographic Testing	<ul style="list-style-type: none"> 放射線の進行方向に奥行きのある内部欠陥の検出性が高い。(ブローホール等) 放射線に対する安全管理が必要。 放射線環境下では、フィルム等が感光するため適用性が低い。
超音波探傷試験(UT)(*1) Ultrasonic Testing	<ul style="list-style-type: none"> 超音波の進行方向に垂直な面状欠陥の検出性が最も高い。 近年、フェーズドアレイ UT 法や TOFD 法などが開発され、送信や受信波形を制御し、画像化する手法が実用化されている。 表面近傍の欠陥検出性に課題がある。 銅への超音波の透過性の実証が必要。

*1: 超音波探傷試験は ECT 等の表面欠陥検出法との組み合わせが必要。なお、ECT は Eddy Current Testing (渦電流探傷試験) の略。他の表面欠陥の検出手法である PT (Penetration Testing; 浸透探傷試験) や MT (Magnetic Testing; 磁粉探傷試験) に比べ、検査前後の浸透液 (PT) や磁粉 (MT) の塗布/除去の処理が不要であり、遠隔作業性に適した方法。なお、MT は非磁性体である銅には適用不可。

4) 複合処分容器の製作面における課題の整理

前項までの検討結果から抽出される複合処分容器の製作面における課題と今後の対応案を表 4.2.2-25 に示す。本表には、2) の内層および外層間の隙間の影響から抽出した課題についても No. 4 に示した。

課題の No. 1 や No. 2 に示したように処分容器に収容する使用済燃料の健全性や破損を考慮して製作性の検討を継続することが必要である。特に No. 1 の課題では、燃料破損時はガス放出により処分容器の内圧が高くなることも想定し、内層に密封性を保有しない場合には銅の外層部に内部から圧力がかかった場合の構造的な健全性を評価することが求められる。また、No. 2 および No. 3 の蓋の溶接接合においては、溶接により生じた欠陥を想定した破壊力学的な観点からの解析の実施により構造的な健全性を評価することも求められる。

表 4.2.2-25 複合処分容器の製作面における課題と今後の対応案

No.	関連項目	課題	対応案
1	内蓋の非密封接合 (ケース 1 に関連)	<ul style="list-style-type: none"> 燃料破損が発生した場合における外層の閉じ込め性維持 	<ul style="list-style-type: none"> 燃料破損を想定した場合におけるガス放出を考慮した容器設計と成立性の見極め
2	内蓋の密封接合 (ケース 2 に関連)	<ul style="list-style-type: none"> 内蓋溶接時の入熱による燃料健全性の維持 内蓋の構造上の制約 <ul style="list-style-type: none"> -内層の分割構造 -平蓋構造での外層構造の複雑化 	<ul style="list-style-type: none"> 燃料の温度上昇の解析評価と溶接方法の選択 溶接により生じた欠陥を想定した破壊力学解析評価
3	外蓋の接合 (ケース 1 ・ケース 2 共通)	<ul style="list-style-type: none"> 外蓋溶接時の内蓋と外蓋間の隙間管理 銅の溶接 (EBW/FSW) の施工条件や検査方法の実証 	<ul style="list-style-type: none"> 各溶接施工条件や非破壊検査性の実証 溶接により生じた欠陥を想定した破壊力学解析評価
4	外層の構造健全性	<ul style="list-style-type: none"> クリープひずみに対する許容基準の構築 超長期の銅のクリープデータの取得 内外層の密着度を高める組立方法の採用 	<ul style="list-style-type: none"> 長期間のクリープひずみの解析的評価 銅のクリープデータの加速試験による取得

(5) 廃棄体の操業時の安全性・健全性に関わる課題の抽出

1) 操業において考慮すべき設計要件の抽出

使用済燃料の処分施設への受入れから処分容器へ封入後、廃棄体として地下施設に搬送・定置するまでの操業過程に着目し、操業時の安全性・健全性維持の観点から処分容器や処分施設の設計で考慮すべき設計要件の抽出を行った。

①条件・方法

検討においては、直接処分第1次取りまとめで設定したレファレンスケース(原子力機構, 2015)の処分容器や使用済燃料の仕様や条件を前提とし、さらに次のようなオプションを視野に入れて広く検討を行うこととした。

- ・燃料には健全な燃料以外に加えて損傷燃料等も対象に含める。
- ・搬送・定置方式は横置きブロック定置方式だけでなく、縦置き定置やPEM方式の搬送も対象とする。
- ・操業中(埋め戻し前)の廃棄体回収(定置後の回収も含む)も想定する。
- ・装荷燃料の詰替方法としては、乾式(ホットセル内)の他に湿式(プール中)も対象とする。

設計要件の抽出方法は、直接処分と共通点や類似性が多いと考えられる金属キャスクを用いた使用済燃料中間貯蔵施設安全審査規制基準(原子力規制委員会, 2013)を参照して直接処分に関する規制基準案を作成し、それを基にそれぞれの操業過程について、廃棄体や処分施設の設計要件と必要な安全評価項目を抽出した。

②要件の抽出

上記の条件と方法により作成した直接処分の規制基準案とそれに基づいて抽出した設計要件と安全評価項目を表4.2.2-26に示す。さらにこの結果を整理し、直接処分第1次取りまとめにおいて設定した処分容器の設計要件に上記の操業の視点を加えることで、新たに具体化した設計要件を表4.2.2-27に示す。処分容器の臨界安全および閉じ込め性に関わる具体的な設計要件が今回抽出されており、それぞれについて、以下に説明を行う。

表 4.2.2-26 廃棄体や処分施設に求められる設計要件と安全評価項目

規則分類		使用済燃料直接処分施設の規制基準案(骨子) 金属キャスクを用いた使用済燃料中間貯蔵の規制基準※より設定	処分容器や処分施設に求められる設計要件と安全評価項目			
		※使用済燃料貯蔵施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則(平成二十五年十二月六日原子力規制委員会規則第二十四号)	地上施設(処分容器への封入・検査) [湿式(プール)を想定]	地下施設への搬送及び位置	定置後(埋め戻し前)および廃棄体の回収	
基本的安全機能	臨界防止	①処分容器単体で、いかなる条件でも臨界を防止する。	燃料詰替時の未臨界性	-	長期保管中の未臨界性(処分容器および使用済燃料の経年劣化等を考慮)	
		②処分容器内部構造物の健全性を維持する。	処分容器取扱時(通常/異常[事故除く])の処分容器の構造健全性	処分容器搬送・定置時(通常/異常[事故除く])の処分容器の構造健全性	内外圧、温度、腐食に対する処分容器内部構造物の健全性 回収に伴う処分容器取扱時(事故時除く)の処分容器の構造健全性	
		③事故時の処分容器内部構造物及び使用済燃料の変形(損傷)及びを考慮して臨界解析を行う。	事故時の使用済燃料及び処分容器の処分容器の構造状態を考慮した未臨界性	事故時の使用済燃料及び処分容器の処分容器の構造状態を考慮した未臨界性	事故時の使用済燃料及び処分容器の処分容器の構造状態を考慮した未臨界性 回収に伴う処分容器取扱時の事故時の処分容器及び使用済燃料の構造状態を考慮した臨界安全評価	
	遮蔽等	施設内及び周辺の線量を十分低減する。	処分容器及び施設(詰替設備)の遮蔽性	-	処分容器及び施設(保管中)の遮蔽性 経年劣化を考慮した処分容器及び施設(詰替設備)の遮蔽性	
	閉じ込め機能	使用済燃料を密封構造の処分容器に収納し、保管後一定期間は処分容器の密封性を維持する。	-	-	長期保管中の処分容器の密封性(構造強度、腐食/SCG)	
	除熱	①操業中の使用済燃料の温度を、燃料被覆管のクリップ破損及び機械的特性低下を防止する観点から制限される値以下とする。	・処分容器の蓋溶接時および真空乾燥時の燃料温度制限 ・処分容器内部雰囲気管理	-	-	長期保管中の燃料温度制限
		②操業中の処分容器温度を基本的安全機能を維持する観点から制限される値以下とする。	-	-	-	-
		③保管場所は、処分容器の除熱機能を阻害しない設計とする。	-	-	-	・保管場所の除熱性 ・操業中の処分容器温度制限
		④処分場所での保管時の処分容器温度を、人工バリアの性能への影響の観点から制限される値以下とする。	-	-	-	-
	経年変化	処分容器	操業中の全ての基本的安全機能を維持する上で重要な処分容器の構成部材及び使用済燃料の経年変化を考慮したうえで、使用済燃料健全性を維持できる処分容器を用いる。	処分容器雰囲気管理(真空乾燥)	-	長期保管中の処分容器の健全性(使用済燃料の経年劣化を考慮)
緩衝材性能		処分容器の保管中の温度および表面線量率は、緩衝材の健全性や他の人工バリアに有意な影響を及ぼさないよう制限する。	-	-	長期保管中の処分容器表面温度および表面線量率≤制限値	
放射線管理・環境安全	計測制御	施設内(保管場所)の雰囲気温度を監視すると共に、操業中の燃料及び処分容器温度評価のためのデータ測定を行う。	-	-	・操業中の施設内温度監視 ・操業中の燃料及び処分容器の温度評価のためのデータ測定	
	廃棄施設	放射性物質処理設備及び保管設備を設ける。				
	放射線管理	施設内及び周辺の線量、放射能濃度測定・監視を行う。	線量、放射性物質濃度測定・監視	線量監視	操業中の線量、放射性物質濃度測定・監視	
その他安全対策	火災、爆発	火災、爆発防止、検知並びに影響低減策を講じる。	・処分容器雰囲気管理(真空乾燥) ・触媒設置(損傷燃料装荷の場合)	-	-	
	地盤	地震に対し基本的安全機能を維持できる地盤に設置する。	-	-	-	
	地震	地震に対する基本的安全機能を維持する。				
	津波	津波に対する基本的安全機能を維持する。				
	外部事象	外部事象に対する基本的安全機能を維持する。				
	施設への不法侵入	施設への人の不法侵入を防止する設備を設置する。				
	安全機能を有する施設	再回収考慮期間中の処分容器の試験・検査、保守、修理が可能であり、施設外搬出前の必要な確認が可能なこと。				
	地層	保管場所の地層は一定期間処分容器の閉じ込め機能が損なわれる恐れがない安定なものであること。	-	-	保管場所の地層選定	
	受入設備	輸送キャスクの受入時に基本的安全機能が確保できる受入設備を設ける。また、取扱時の輸送キャスクや処分容器の落下や衝突防止策を講じる。	-	-	-	
	詰替設備	基本的安全機能が確保できる使用済燃料の詰替設備を設ける。	詰替設備に処分容器、燃料の落下防止対策を講じる。	-	-	
	搬送・定置設備	基本的安全機能が確保できる処分容器の搬送・定置設備を設ける。	-	処分容器の搬送・定置設備に処分容器の衝突、落下、転倒防止対策を講じる。	-	
	予備電源	外部電源喪失時に監視設備等に使用できる予備電源を設置する。				
	通信連絡施設	事故時に施設内人員への連絡と外部との連絡のための施設を設ける。				
安全評価	設計最大評価事故時に施設周辺公衆の放射線障害を及ぼさないこと。	燃料詰替時の処分容器、燃料の落下事故時被ばく評価	処分容器搬送時の衝突/落下/転倒事故時被ばく評価	(保管時の水素爆発事故時被ばく評価) 移送時の処分容器衝突/落下/転倒事故時被ばく評価		

表 4.2.2-27 操業において廃棄体や処分施設が考慮すべき設計要件

処分容器の設計要件（抜粋）				操業の観点から抽出した 具体的な設計要件（案）
基本的な要件	機能・役割	設計要件	要件の内容	
人工バリアが成立するための要件	所定の期間、燃料集合体および他の人工バリアの性能や特性に有意な影響を与えないこと。	臨界安全性	使用済燃料封入後、全期間を通じて容器内において臨界に達することがないこと。	(1) 事故事象を想定しての臨界解析評価を行うとともに未臨界を維持するために廃棄体が構造健全性を保有すること。 (操業中は燃焼度クレジット考慮が認められておらず、燃料の個々の配置維持が必要となる可能性がある。)
	製作・施工・搬送・定置が技術的に可能であること。	操業時の閉じ込め性	操業時に放射性物質の外部環境への漏出を防ぐこと。	(1) 操業中の燃料健全性維持の観点から被覆管のクリープ破損および機械的特性低下を防止するために燃料温度を管理し、制限温度以下に維持すること。 (定置後の廃棄体の回収も操業中のオプションの一つと考えて、燃料健全性維持を条件に設定したもの。) (2) 操業中の廃棄体の異常有無および経年変化評価のための測定・監視を行うこと。 (3) 水の放射線分解による水素爆発の発生を防止（損傷燃料取扱い時）すること。

a. 事故事象における臨界解析評価および廃棄体の構造健全性維持

操業において想定される事故発生時に処分容器の燃料集合体収容スペースや燃料集合体の損傷や変形が予想される場合には、それらの損傷や変形を適切に考慮した臨界解析が必要となる。事故としては、処分容器への封入過程や廃棄体の地下施設における搬送・定置などの各操業工程で発生し得る以下のような事象が考えられる。

- ・燃料集合体封入時の落下（廃棄体または燃料集合体単体）
- ・廃棄体の搬送、積替、および定置時の落下、転倒、衝突

これらの事故発生を前提とした臨界解析においては、処分容器および使用済燃料の変形や損傷状態を予測し、その予測と組合せた臨界解析評価手法を確立する必要がある。また、類似する中間貯蔵施設の規制基準（原子力規制委員会，2013）を直接処分において準用することを想定すると、中間貯蔵施設の場合の基準と同様に燃焼度クレジットを考慮しない条件を前提とした臨界解析評価が必要となる。

想定される事故事象に対しての廃棄体の健全性については、2)項において、操業時想定事故事象を抽出し、その一例として廃棄体垂直吊時における落下について評価を行うものとする。

b. クリープ破損や機械的特性低下防止のための燃料温度の管理

廃棄体を処分坑道に定置後に坑道の埋め戻しを行うまでの期間も操業期間に含むものとした場合、この操業期間中においては廃棄体回収などの選択肢も考えておく必要がある。このような選択肢への対応可能性を広く評価するため、操業期間中は使用済燃料集合体の健全性を維持させることを条件として設定した。また、この操業期間を現時点では設定できず、数年程度から数 100 年程度までの非常に広い幅の期間が予想されるため、ここでは、最長で 1,000 年程度の期間を想定した。

このような前提にて、使用済燃料中間貯蔵における健全性に関する知見(例えば、中間貯蔵 WG 輸送 WG, 2009)を参考として、使用済燃料の健全性への影響因子について検討を行った。ここで、燃料は PWR および BWR 燃料を対象とし、燃料被覆管の健全性に関わるもののうち、特に次の二つの要因の重要度が高いと評価した。

- ・燃料被覆管のクリープ破損
- ・水素化物再配向による燃料被覆管の機械的特性の低下

これらの要因への対策としては使用済燃料の温度を燃料の健全性に影響を及ぼさない範囲に上限温度を定めて管理を行う必要がある。

表 4.2.2-28 に、この二つの影響因子についての調査・検討結果と今後の対応案を示す。PWR および BWR 共にクリープ破損よりも水素化物再配向による燃料被覆管の機械特性低下を抑えるための温度の方が厳しく、PWR では 275℃以下、BWR では 300℃以下（ライナ有の場合）を目安として管理することが求められる。このような温度管理においては、使用済燃料集合体の処分容器封入後だけでなく、湿式詰替の場合の真空乾燥時や封入時の蓋の溶接時なども含めて、燃料が許容温度を超えないような工程の設定が必要である。また、燃料温度を制限するためには、処分容器内に不活性ガスを封入するなどの対策も検討が必要である。

表 4.2.2-28 使用済燃料集合体の健全性に及ぼす影響因子の調査・検討結果

健全性に影響する要因	事象の説明	調査・検討結果	今後の対応案									
<p><u>1. クリープ</u> <u>[熱的]</u></p>	<p>➤ 処分容器に収容される燃料棒は、内圧が雰囲気圧力より高く、被覆管に周方向応力が作用し、クリープひずみを生じる。</p> <p>➤ 燃料が高温の状態では、材料の降伏応力以下でも徐々に塑性変形(クリープ)が生じ、この変形量(累積クリープひずみ)が限界を超えると燃料被覆管が破断し、クリープ破損が生じる。</p>	<p>➤ 燃料被覆管のクリープ速度は、温度と周方向応力(燃料棒内圧)に依存するが、周方向応力(燃料棒内圧)も温度に依存することから、燃料収容時において、<u>累積クリープひずみが1%以下となるように温度を制限</u>する。燃料収容時の制限温度を下表に示す。BWRは(電力中央研究所, 1989)、PWRは(原子力安全基盤機構, 2004)のクリープひずみ算定式を用いて計算。</p> <p style="text-align: center;"><u>累積クリープひずみ1%以下となる燃料収容時の制限温度</u></p> <table border="1" data-bbox="931 579 1594 734"> <thead> <tr> <th></th> <th>燃料の発熱量低下を未考慮</th> <th>燃料の発熱量低下を考慮</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>BWR</td> <td>—</td> <td>400 °C</td> </tr> <tr> <td>PWR</td> <td>220 °C</td> <td>320 °C</td> </tr> </tbody> </table> <p>➤ 国内の軽水炉で照射された BWR 50 GWd t⁻¹ 燃料のジルカロイ-2、PWR 48 GWd t⁻¹ 燃料のジルカロイ-4 燃料の被覆管を用いたクリープ試験の結果、燃料被覆管は1%以上のクリープ変形能力を有することが確認されている。(原子力安全基盤機構, 2004)</p>		燃料の発熱量低下を未考慮	燃料の発熱量低下を考慮	BWR	—	400 °C	PWR	220 °C	320 °C	<p>➤ 処分容器の熱解析による燃料温度の評価</p> <p>➤ 燃料温度が高い場合の低下対策としては、処分容器への不活性ガス封入による熱伝導性改善</p>
	燃料の発熱量低下を未考慮	燃料の発熱量低下を考慮										
BWR	—	400 °C										
PWR	220 °C	320 °C										
<p><u>2. 水素化物再配向</u> <u>[熱的]</u></p>	<p>➤ 処分容器に収容される燃料棒は、内圧により被覆管に引張応力が作用する。燃料温度降下に伴う固溶限低下によって被覆管中の水素が水素化物として析出し、燃料棒内圧による被覆管の周方向引張応力により水素化物が半径方向に再配向すると被覆管の機械特性が低下する。</p>	<p>➤ 燃料温度が水素化物再配向による被覆管機械的特性が低下しない温度及び応力以下となるように容器設計を行う。</p> <p>➤ 国内の軽水炉で照射された BWR 燃料のジルカロイ-2、PWR 燃料のジルカロイ-4 燃料被覆管を用いた水素化物再配向試験及び機械特性試験の結果、燃料被覆管温度と周方向応力の条件が求められている。(原子力安全基盤機構, 2006)、(原子力安全基盤機構, 2007)</p> <p>➤ <u>BWR(ライナ有) : 70 MPa 以下、かつ、300 °C 以下</u> <u>BWR(ライナ無) : 70 MPa 以下、かつ、200 °C 以下</u> <u>PWR : 10 MPa 以下、かつ、275 °C 以下</u></p> <p>*上記のライナはペレット被覆管相互作用改善用のジルコニウムライナを示し、レファレンスとした9×9配列BWR燃料はライナ有の燃料である。</p>										

c. 廃棄体の異常の有無や経年変化評価のための測定・監視

施設操業中の周辺公衆および作業従事者の安全確保の点から、廃棄体の異常の有無の監視ならびに処分容器や使用済燃料の経年変化の測定・監視が求められる。廃棄体の異常の有無の監視に対しては、操業中の施設建屋内および施設周辺の線量、放射性物質濃度測定・監視の必要性がある。また、処分容器や使用済燃料の経年変化の測定に対しては、処分施設内（保管場所）の温度や廃棄体温度の測定が必要である。

d. 水の放射線分解による水素爆発の発生防止

処分容器内に残留する水分は、処分容器や燃料被覆管の腐食あるいは水素吸収をもたらすだけでなく、水分の残量が多い場合には水の放射線分解によって発生する水素の爆発につながる可能性もある。水素爆発は損傷した燃料を収容する場合に問題となる。（原子力安全基盤機構，2008）なお、損傷した燃料の処分においては、分解した酸素と水素の再結合を促進する触媒の処分容器内への設置などの検討も必要である。使用済燃料の多様性や不確実性などの観点を基にすると、課題はこの水素爆発に限られるものではなく、引き続いて課題の抽出と対策検討が必要と考えられる。

2) 操業時の想定事故事象の抽出と評価

①条件設定

処分施設において、地上施設の封入から地下施設への搬送・定置までの廃棄体のハンドリングプロセスを表 4.2.2-29 のように想定し、次のような異常事象を抽出した。

- ・燃料集合体 単体での落下
- ・蓋の落下
- ・蓋の取付不良
- ◎廃棄体 垂直吊時の落下
 - ・廃棄体 横倒し時の転倒落下
 - ・廃棄体 水平吊時の落下
 - ・搬送装置の壁面等への衝突
 - ・廃棄体の搬送装置からの落下

ここでは、一例として重大事象の一つである落下・転倒に対して解析面から廃棄体の健全性評価を行った。上記に◎の印で示した廃棄体の垂直吊時における廃棄体の底部垂直落下を想定し、落下高さは使用済燃料を保管する湿式のプール方式の水深程度（処分容器の約 4.8 m の長さ）と燃料集合体の約 4.2 m の長さを合せた長さ以上の水深）の高さを考慮して、10 m と設定して解析を実施した。

解析条件について、表 4.2.2-30 に示す。ここでは、すでに輸送・貯蔵兼用キャスクの実規模スケールモデルを用いた落下試験によって検証された解析手法 (Tamaki et al., 2007) を用いて解析を行った。

表 4.2.2-29 処分施設(地上施設)におけるハンドリングプロセス

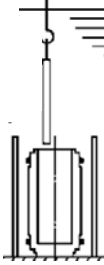
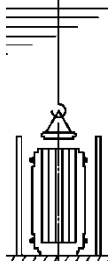

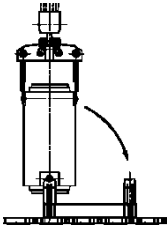
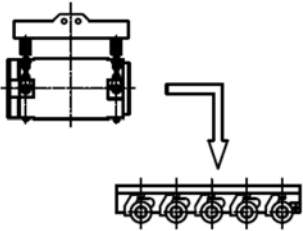
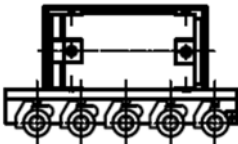
No.	取扱モード	No.	取扱モード
1	燃料収容 (燃料収容ピット) 	2	蓋取り付け (燃料収容ピット) 
	[想定される事象] ・燃料集合体の落下		[想定される事象] ・蓋の落下 ・蓋の取付不良
3	ピットからの吊り上げ 地上施設内での移動 	4	処分容器の横倒し 
	[想定される事象] ・ピットから吊上げ時の落下 ・移動中の落下(垂直吊り) ・クレーン操作中の床/壁への衝突		[想定される事象] ・横倒し時の転倒
5	搬送装置への移動 搬送装置への吊り下ろし 	6	搬送装置での移動 
	[想定される事象] ・移動中の落下(水平吊り) ・搬送装置への落下 ・クレーン操作中の床/壁への衝突		[想定される事象] ・搬送装置の壁面等への衝突 ・搬送装置からの落下

表 4. 2. 2-30 解析条件

項目	条件	備考
1. 解析コード	LS-DYNA Ver971(動的解析)	弾塑性解析
2. 落下条件		
落下姿勢	底部垂直落下	
落下高さ	10 m	
3. 容器および燃料仕様		
使用済燃料 収納体数	2 体 (PWR 燃料 17×17 タイプ)	
材質	SFVC1 弾塑性特性：日本機械学会 (1985) に示す手法で設定。 ポアソン比：0.3	縦弾性係数 E、および降伏点 Sy は JIS B 8266 (2003) の値を適用。 応力-ひずみ特性にひずみ速度依存性を考慮。
解析モデル	容器：3次元 360° モデル 燃料集合体：簡易梁モデル	
4. 床面仕様		
床面材料	コンクリート	
コンクリート厚さ	2m	重量物取扱い施設のため、数 m と想定。薄い方が保守的。
設計基準強度	30 N/mm ²	一般的な強度
ヤング率	24420 N/mm ²	日本電気協会 (2008) の 3. 2. 2 項に示す方法で算出。 発電用原子炉施設の建物・構築物の計算に使用されている材料定数。
せん断弾性率	10175 N/mm ²	
ポアソン比	0.2	
単位体積重量	23 kN/m ³	
5. 評価基準		
処分容器本体	出力：容器各部のひずみ 判定基準：SFVC1 の破断ひずみ 0.21 (常温)	SFVC1 の破断ひずみは JIS G 3202 (1998) から引用
燃料集合体	出力：燃料被覆管の局所ひずみ 燃料ピン荷重 燃料集合体の残留変形量 スペーサ荷重 判定基準： 軸圧縮荷重；燃料棒の軸圧縮力 ≤ 許容荷重 曲げ変形；燃料被覆管の局所ひずみ < 破断ひずみ (*) (*) 真破断ひずみ	

②解析結果

表 4. 2. 2-30 に示す解析条件にて処分容器本体の動的解析を実施した結果を以下に示す。

a. 容器本体の健全性評価

図 4. 2. 2-39 に処分容器の胴体部および底板部の塑性ひずみコンター図を示す。処分容器胴体部には最大 3.6 %、処分容器底板部には最大 2.8 % の塑性ひずみが発生しているが、表 4. 2. 2-30 に示した処分容器の材質である SFVC1 の破断のび (常温) 21 % より十分小さい値であるため、処分容器本体が破断することはなく、処分容器の密封性は維持されると考えられる。なお、この解析は燃料健全性に主眼を置いた底部落下であるため、閉じ込め機能上最も重要と考えられる底板の溶接部には有意なひずみは生じていない。

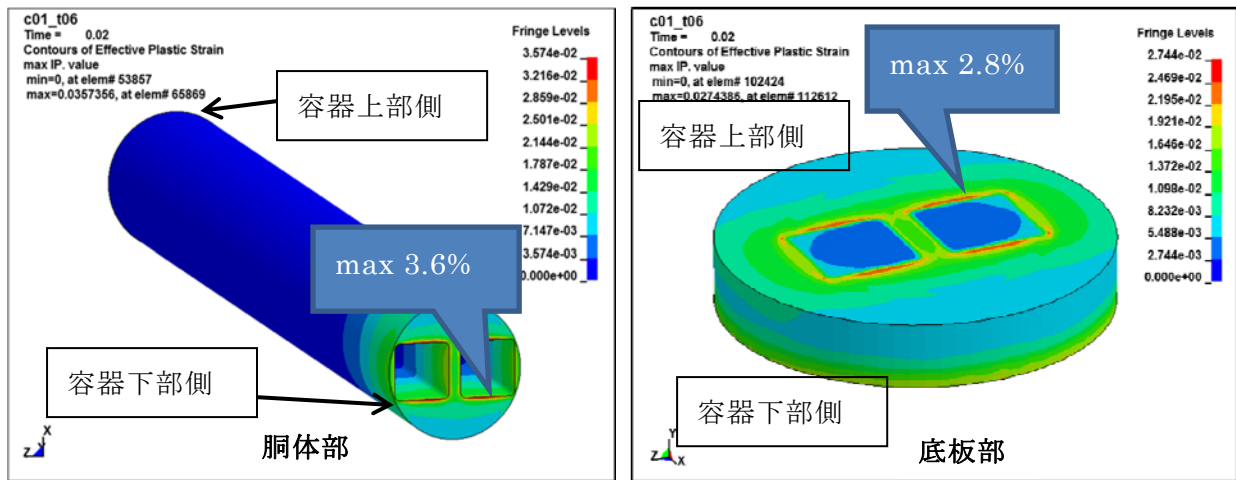


図 4.2.2-39 処分容器の塑性ひずみコンター図

b. 燃料集合体の健全性評価

図 4.2.2-40 に燃料集合体の変形図および燃料被覆管の塑性ひずみコンター図を記載する(塑性ひずみが評価基準を超える部位を赤く表示)。燃料被覆管に評価基準を超える塑性ひずみが発生しており、燃料被覆管の健全性は維持できない。したがって、燃料集合体の健全性維持を前提とした条件下では、処分容器の落下事故対策が必要である。



図 4.2.2-40 燃料集合体の変形図および塑性ひずみコンター図

③事故対策案

前述のように廃棄体が高さ 10 m から底部垂直落下した場合には、使用済燃料集合体の下部スパンの燃料被覆管ひずみが、破損限界を超えることとなり、燃料集合体の健全性を確保するためには、落下への対策が不可欠となる。このような事故時に対応する安全評価のシナリオには、まず容器や燃料の健全性に影響するような事故を想定するか、或いはしないかの二つの選択がある。次に前者には

- ・ 事故による燃料損傷を前提として被ばく評価や臨界解析を行う。
- ・ 処分容器や施設側に損傷防止機構を設置するか、運用上の制約を設けて燃料損傷を防

止する。

とした二つの考え方がある。これらについて考えられる対策案を検討し、各々の得失を比較整理するとともに課題を抽出し、結果を表 4.2.2-31 に示す。どちらの考え方を採用するかについては、処分容器だけでなく、関係する地下施設、搬送・定置設備、地上施設などの設計についても考慮し、詳細な検討や設計を行った上での判断が必要である。

なお、使用済燃料の中間貯蔵施設や発電所構内での輸送、取扱いにおいては、キャスクの転倒、落下事故時の燃料損傷を前提としておらず、緩衝体や運用制限により燃料健全性は維持されるものとしている。

表 4.2.2-31 廃棄体落下対策と課題

基本方針	容器閉じ込め機能	燃料健全性	対策案	課題
落下、転倒を想定しない	—	—	吊具の二重化等による事故防止の確実性確保	確率論等による事故想定をしなくてよいシナリオの構築
落下、転倒を想定する	維持する	維持する	①容器上、下部への緩衝体設置	燃料保護の観点からは効果が限定的となる可能性高い
			②容器内の蓋、底部と燃料の間への緩衝機構設置	緩衝機構の長期健全性確認
			③容器の落下、転倒が予想される箇所への緩衝体（緩衝機構）の設置	緩衝体設置場所が広範囲にわたり、また物理的に設置不可の場所が出る可能性有
			④搬送・定置設備における吊り下げ高さの制限など	①～③の処分容器や処分施設へのハード対策と組合せることが必要
	維持しない	維持しない	①容器蓋の二重化 ②二重密封容器（複合容器） ③燃料収納缶採用	二重密封バリアの長期健全性確認（燃焼度クレジットが難しいと考えられ、水の容器内浸入防止が必須であることから、閉じ込め機能を確実に維持することが求められる。）
維持しない	維持する/ 維持しない	—	このケースは想定し 難い	—

3) 課題への対応

以上の検討結果を整理し、操業の観点から抽出した主要設計要件に対して、課題と今後の対応案について表 4. 2. 2-32 に示す。

表 4. 2. 2-32 操業の観点から抽出した設計要件に対する課題と今後の対応案

No.	設計要件	課題	今後の対応案
1	事故事象を想定しての臨界解析評価を行うとともに未臨界を維持するために処分容器の構造健全性を保有すること	(1) 想定される事故事象に対する臨界解析および廃棄体の健全性評価手法の確立 (2) 操業中の処分容器蓋溶接部の健全性（異常、事故時） (3) 処分容器および燃料の構造健全性対策案の検討と設計	・ 搬送定置設備等の処分施設の概念設計結果を基にした事故事象の抽出。 ・ 想定事象に対する処分容器蓋溶接部の健全性評価 ・ 事故対策案の設計検討および性能評価
2	操業中の燃料健全性維持の観点から被覆管のクリープ破損および機械的特性低下を防止するために燃料温度を制限温度以下に維持すること	(1) 燃料集合体の封入時（蓋溶接時、真空乾燥時）、廃棄体の搬送、定置時などにおいて、処分容器に収容した燃料温度を算出 (2) 燃料温度が制限値を超える場合には、不活性ガス等封入による熱伝導性改善などの対策案を検討	・ 封入時、搬送、定置などの各工程において、熱解析により燃料温度を評価 ・ 制限温度を満足するよう容器設計、製作に反映
3	操業中の廃棄体の異常有無および経年変化評価のための測定・監視を行うこと	(1) 測定・監視方法の調査・検討	・ 核セキュリティ管理等の観点などとも組合せた測定・監視技術をシステムとして検討
4	水の放射線分解による水素爆発の発生を防止（損傷燃料取扱い時）すること	(1) 損傷燃料を収納する処分容器の安全確保（水素爆発防止）の具体化	損傷燃料装荷対策は、先行事例（福島第一原子力発電所の燃料デブリ収納）を睨んで検討

4.2.3 緩衝材の設計

(1) 概要

使用済燃料を直接処分する場合、対象となる廃棄物は燃料集合体であり、ガラス固化体と比較すると、放射線量、発熱量、構成物質のほか、廃棄体の仕様（形状、寸法、重量）などが相違する。このため、廃棄体の特徴を考慮して、緩衝材の設計要件を抽出し、これらの設計要件を満足するように適切に設計を行い、緩衝材の仕様を決定する必要がある。

直接処分第1次とりまとめ（原子力機構，2015）では、硬岩系岩盤環境における炭素鋼処分容器を対象として緩衝材の設計を行っている。これを受け、本検討では、軟岩系岩盤環境において腐食代に銅を用いた複合処分容器を対象として緩衝材の設計を行った。

また、人工バリアの定置方式を縦置き方式とする場合には、廃棄体下部の緩衝材に作用する荷重が大きくなることから、廃棄体の沈下量がより大きくなる可能性がある。これに対しては、緩衝材のケイ砂の混合率を増加させる、あるいは乾燥密度を増加させることが対策の一つと考えられるため、このケイ砂混合率を増加、および乾燥密度を増加させた緩衝材を対象とした膨潤圧の測定および圧密試験を実施し、長期力学挙動評価に必要な力学特性を取得した。

(2) 軟岩系の岩盤中に横置き方式で定置する場合の緩衝材の設計

1) 緩衝材の設計要件

緩衝材の設計要件については、原子力機構（2015）にまとめられている。基本的な要件、機能・役割、設計要件を抜粋して表4.2.3-1に示す。

表 4.2.3-1 緩衝材の設計要件（（原子力機構，2015）より一部抜粋）

基本的な要件		機能・役割	設計要件	
放射性核種の移行遅延のための要件		地下水の移動の抑制	低透水性	
		溶解した核種の収着	収着性	
		コロイドの移動の防止	コロイドフィルトレーション機能	
		地下水環境の変動の緩和	化学的緩衝性	
		バリア性能低下の防止	人工バリア材の性能発揮に対する悪影響の抑制	
人工バリアが成立するための要件	製作・施工が可能であること	施工その他で生じた隙間等の充填による緩衝材機能の確保	自己シール性	
			締固め特性	
			強度特性	
	所要の期間人工バリアの機能維持に対する影響を抑制すること	応力緩衝性による処分容器の変形の緩和	応力緩衝性	
			処分容器の力学的に安定な支持	強度特性
			擾乱に対する自己修復	自己修復性
	緩衝材の変質の抑制	熱伝導性		

ここでは、表 4.2.3-1 に示した要件のうち、所要の期間人工バリアの機能維持に対する影響を抑制するための、処分容器の変形の緩和の機能を果たす応力緩衝性の要件と、処分容器の力学的に安定な支持の機能を果たす強度特性の要件に着目して検討を行う。これら二つの設計要件の内容は以下のとおりである。

応力緩衝性：廃棄体埋設後、処分容器の閉じ込め機能が維持される期間、処分容器の腐食膨張と岩盤のクリープ変形による力学的影響を緩和すること。また、処分容器の腐食膨張による岩盤に対する力学的影響を緩和すること。

強度特性：処分容器および緩衝材の機能が要求される期間、人工バリアの寸法・形状を維持し、その機能に有害な影響を与えないこと。

本検討では、力学的な数値解析手法を用いて、緩衝材が上記の二つの要件を満足するかどうかの確認を行った。

2) 緩衝材の設計にあたってのシナリオと検討ケース

本検討で対象とする人工バリアの仕様は、原子力機構（2015）のレファレンス仕様を参考として、使用済燃料集合体 2 体を封入した処分容器（封入したものが廃棄体となる）の周囲を厚さ 0.7 m の緩衝材（乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%）が覆うものとした。レファレンス仕様では、処分容器の腐食代は炭素鋼としているが、本検討では処分容器の長寿命化を図るためのオプションとして銅を用いることとした。また、軟岩系の岩盤中（坑道の力学的安定性の確保のため吹付けコンクリートによる支保工が必要）に横置き方式で定置することとした。

本検討では、原子力機構（2015）の検討で考慮されているシナリオと同様に、岩盤のクリープ、廃棄体の沈下、処分容器の腐食膨張を考慮した。表 4.2.3-2 に各シナリオの特徴と、それを表現するための力学的モデル・手法について示した。

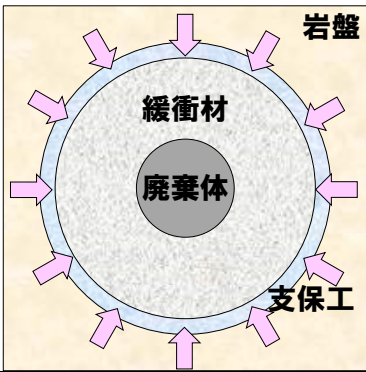
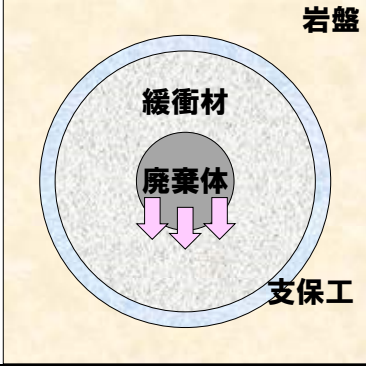
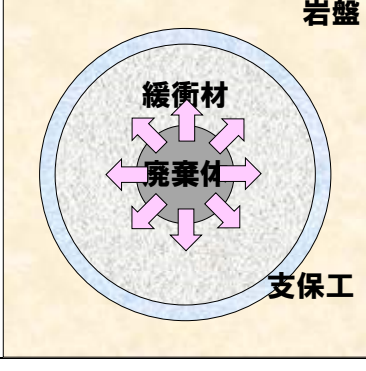
岩盤のクリープに対しては、長期的な 3 次クリープを考慮するため、岩盤にコンプライアンス可変型モデルを適用した。また、廃棄体の沈下に対しては、緩衝材に、塑性理論に基づく粘性土の代表的な構成則である修正 Cam-Clay モデルを適用した。さらには、岩盤のクリープや処分容器の腐食膨張に起因した緩衝材への荷重の増加による緩衝材の圧密変形についても修正 Cam-Clay モデルを適用した。また、処分容器の腐食膨張については、解析上のテクニクとして温度上昇と線膨張係数で表現することとし、処分容器は弾性体モデルとした。

軟岩系岩盤環境における緩衝材の設計を行う場合、坑道の力学的安定性を確保するために施工される吹付けコンクリートの支保工が及ぼす効果として以下の二つが考えられる。

- ・ 処分坑道掘削後の坑道の長期的な変形（岩盤クリープ）を抑制し、岩盤から緩衝材に加わる荷重を小さくする。
- ・ 処分容器の腐食による膨張に対する緩衝材の変形を抑制し、処分容器から緩衝材に加わる荷重を分散させない。

これらから、緩衝材に対する岩盤クリープと腐食膨張の影響を比較した時に、岩盤クリープの影響の方が大きい場合は支保工がない場合が保守的な条件となり、腐食膨張の影響の方が大きい場合は支保工がある場合が保守的な条件となると考えられる。そこで、本検討では支保工が有る場合と無い場合の二つのケースについて解析を行うこととした。

表 4.2.3-2 考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法

シナリオ	シナリオの特徴	力学的なモデル・手法
岩盤のクリープ		坑道の掘削により岩盤が弾性変形するとともに、クリープ変形が起こり、徐々に緩み域が拡大する。
廃棄体の沈下		人工バリアを設置した時点で、廃棄体の自重により沈下し始める。
処分容器の腐食膨張		処分容器が酸素や硫化物などにより腐食され、腐食膨張変形を起こす。

3) 設計に用いる解析コードおよび力学モデル

①解析コード

解析には汎用有限要素法解析コード ABAQUS6.14(米 Dassault Systems 社)を用い、人工バリアおよび天然バリアを含めて浸透と応力を考慮した連成解析を行った。

ABAQUS は米国の Rhode Island の HSK 社により開発され、自動車、航空宇宙、工業製品などの産業で広く用いられている。ABAQUS のプロダクトは、ABAQUS/Standard、ABAQUS/Explicit、ABAQUS/CFD の 3 つからなり、本解析では陰解法を用いて有限要素解析を行う ABAQUS/Standard を用いている。

ABAQUS における有限要素法の定式化は仮想仕事の原理に基づく。仮想仕事の原理は、物体が平衡状態にあれば、そこに加えられる微小な仮想変位 δu または仮想速度 $\delta \dot{u}$ によって、物体並びに外力の各々がなす仕事、または一種の仕事率が等置されることを示しており、次式で表わすことができる。

$$\int_{V_0} \Pi_{ij} \left\{ \frac{\partial(\delta u_j)}{\partial X_i} \right\} dV_0 = \int_{S_0} \bar{t}_{0j} \delta u_j dS_0 + \int_{V_0} \rho_0 \bar{b}_j \delta u_j dV_0$$

ここで、 Π は公称応力テンソル、 δu は仮想変位、 \bar{t} は表面力、 \bar{b} は物体力及び ρ は質量密度を示す。

ABAQUSは広範囲の応力解析の問題を解析することができるが、本検討では静的応答問題のうち、非線形静的解析を実施している。なお、非線形性は、大変形効果、材料非線形性、接触や摩擦などの境界非線形性によって生じる可能性があるが、本解析では大変形効果は考慮していない。非線形つり合い方程式の解法にはNewton法を用いており、各変数の増分に対してつり合い状態を得るために繰り返し計算が行われる。

ABAQUSでは、解析で対象とする事象に応じて構成則のオプションが選択できるようになっており、粘性土の塑性変形に対しては修正Cam-Clayモデルが標準で利用可能である。また、浸透流についても、ダルシー則に基づいたモデルが標準で利用可能である。一方、岩盤の非線形な粘弾性挙動を表現するためのコンプライアンス可変型モデルは、ABAQUSの構成則のオプションにはないことから、ユーザーが作成したサブルーチンとしてABAQUS中に組み込んだ。ABAQUSでは、選択した構成則に応じて自動で連成を行い、解析を行う。

②力学モデル

a. コンプライアンス可変型モデル(核燃料サイクル開発機構(1999)に一部加筆)

坑道の長期力学的安定性を検討するためには、岩盤の時間依存性挙動、粘弾性的挙動を考慮した検討が必要である。岩石は非線形粘弾性挙動を示す材料であるが、岩盤クリープ挙動に関して提案されている多くの構成方程式は線形粘弾性モデルであり、非線形粘弾性挙動を解析的に扱うことができるものはほとんどないのが現状である。さらに、岩種によってはクリープ変形による坑道周辺岩盤のひずみは数10%になり、ひずみ強度破壊点を超える状態となることも予想されるが、強度破壊点以降の範囲まで適用できるモデルも少ない。ここでは、大久保らが提案した、非線形粘弾性挙動および強度破壊点以降の挙動を数値解析的に表現可能なモデルを用いて、岩盤クリープ挙動を検討する。本モデルは、非線形Maxwellモデルに相当し、応力を受ける岩盤の各要素のコンプライアンス(ひずみ/応力に相当)が、時間の経過とともに次第に増加してゆくと仮定したモデルである。このモデルを用いた解析は、有限要素法により、各要素のコンプライアンスを順次増加させた繰り返し計算を行うことによって、比較的簡単に時間依存性挙動をシミュレートすることができる(大久保ほか, 1987; 大久保・金, 1993)。構成モデルの概略を以下に示す。

コンプライアンス ω の増加速度は、そのときの差応力 $\Delta\sigma (= \sigma_1 - \sigma_3)$ の n 乗に比例し、コンプライアンスの増加速度は ω の m 乗に比例して加速度的に大きくなると考え、基礎方程式を次のように仮定する。

$$d\omega^*/dt = a \cdot (\Delta\sigma^*)^n \cdot (\omega^*)^m$$

$$a = (m/n_0 + 1)^{\{m/(n_0 - m + 1)\}} / t_0$$

$$\Delta \varepsilon^* = \omega^* \cdot \Delta \sigma^*$$

$\omega^*(= \omega/\omega_0)$ 、 $\Delta \sigma^*(= \Delta \sigma/\Delta \sigma_0)$ 、 $\Delta \varepsilon^*(= \Delta \varepsilon/\Delta \varepsilon_0)$ はそれぞれ規格化したコンプライアンス、差応力、差ひずみで、 ω_0 は初期コンプライアンス、 $\Delta \sigma_0$ は破壊差応力、また、 $\Delta \varepsilon_0 = \omega_0 \cdot \Delta \sigma_0$ である。 t_0 は、定ひずみ速度試験でひずみが $\Delta \varepsilon_0$ となるまでの所要時間を表す。

破壊条件は、Janach (1977) の式を用い、 σ_c を一軸圧縮強さ、 σ_t を一軸引張強さ、 σ_3 を周圧とすれば次のように書ける。

$$\Delta \sigma_0 = \sigma_c(1 + \sigma_3/\sigma_t)^{0.5} - \sigma_3$$

n は、周圧の増加に伴い破壊強度 $\Delta \sigma_0$ が増加すると、次式に従って増加する。

$$n = (\Delta \sigma_0/\sigma_c) \cdot n_0$$

n_0 は、一軸応力下での n の値である。

破壊の進行にともなうポアソン比 ν の増加を次式で仮定する。

$$\nu = 0.5 - (0.5 - \nu_0)/\omega^*$$

ν_0 は、弾性領域で求めたポアソン比である。

b. 修正 Cam-Clay モデル(核燃料サイクル開発機構(1999)に一部加筆)

緩衝材の構成モデルとして、塑性理論に基づいた粘性土の代表的な構成式である修正 Cam-Clay モデルを用いた (Schofield and Wroth, 1968 ; Roscoe and Burland, 1968)。以下にモデルの概要を示す。ここで、以下の式では、 λ は圧縮指数、 κ は膨潤指数、 e_0 は初期間隙比、 G はせん断弾性係数、 S_{ij} は偏差応力、 M は限界状態パラメータ、 η は応力比、 η_0 は初期応力比である。

土材料のひずみを、弾性成分 ε_{ij}^E と塑性成分 ε_{ij}^P とに分けられるものと仮定する。そのうち、弾性成分(速度型)については、次式により有効応力 p と関係づけている。

$$\dot{\varepsilon}_{ij}^E = \frac{\kappa}{3(1 + e_0)p} \dot{p} \delta_{ij} + \frac{1}{2G} \dot{S}_{ij}$$

また、塑性ひずみ成分は、降伏曲面が滑らかな場合、関連流れ則を適用することにより、有効応力との関係において、次のように表せる。

$$\dot{\varepsilon}_{ij}^P = \Lambda \frac{\partial f}{\partial \sigma'_{ij}} \quad (\Lambda > 0)$$

ここで、 f は降伏関数、 Λ は正のパラメータで、応力速度(あるいはひずみ速度)に依存するスカラー量である。塑性変形に対する構成式は、降伏関数 f を与えることにより求められる。

修正 Cam-Clay モデルでは、外力による消散エネルギーと内部摩擦による内部消散エネルギーの関係から、体積ひずみの塑性成分 ε_v^P を硬化パラメータとすると、一般の降伏関数は次のようになる。

$$f = \frac{\lambda - \kappa}{1 + e_0} \ln \left\{ \frac{p(M^2 + \eta^2)}{p_0(M^2 + \eta_0^2)} \right\} - \varepsilon_v^P$$

最終的に、全体のひずみ(速度型) $\dot{\varepsilon}_{ij}$ は、上記の弾性成分 $\dot{\varepsilon}_{ij}^E$ と粘塑性成分 $\dot{\varepsilon}_{ij}^P$ の和として、

$$\dot{\varepsilon}_{ij} = \dot{\varepsilon}_{ij}^E + \dot{\varepsilon}_{ij}^P$$

で与えられる。

以上の関係から、修正 Cam-Clay モデルにおける応力とひずみの関係が求まる。

4) 解析モデル

支保工が無い場合をケース 1、支保工が有る場合をケース 2 とする。解析対象は、処分容器、緩衝材、支保工（ケース 2 のみ）、および岩盤とする。図 4.2.3-1 に処分坑道の配置とモデル化した範囲の模式図を示す。処分坑道は、力学的な安定性や人工バリアの熱的影響を考慮して設定された処分坑道離間距離分の離隔で、平行して掘削される。そこで、本検討では対称性や連続性を考慮して、図 4.2.3-2 に示すように坑道部分を切り出して解析モデルを作成した。図はケース 2 の解析モデルであり、坑道断面および坑道奥行方向の対称性を考慮して 1/4 対称モデルとした。岩盤部分は、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構、2015）の緩衝材の設計に関する解析モデルを参考として、外側境界に掘削等の影響が及ばないように処分坑道の 5 倍程度までの範囲として、処分坑道から約 12 m の範囲までをモデル化した。

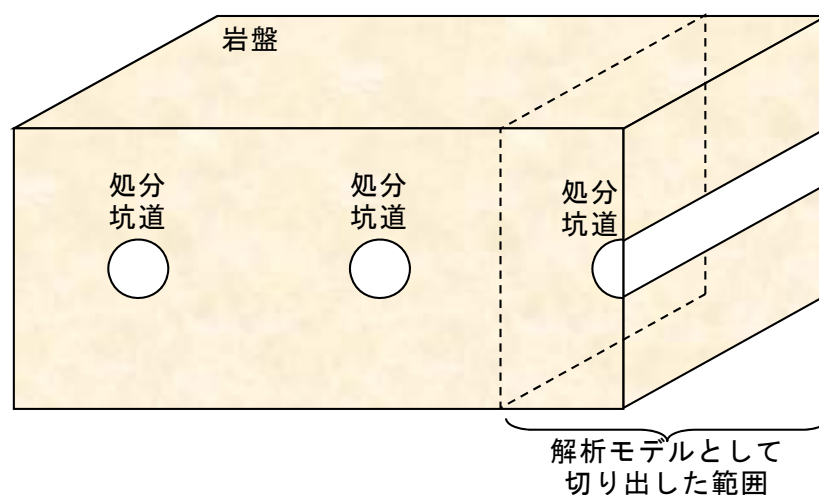


図 4.2.3-1 処分坑道の配置とモデル化した範囲の模式図

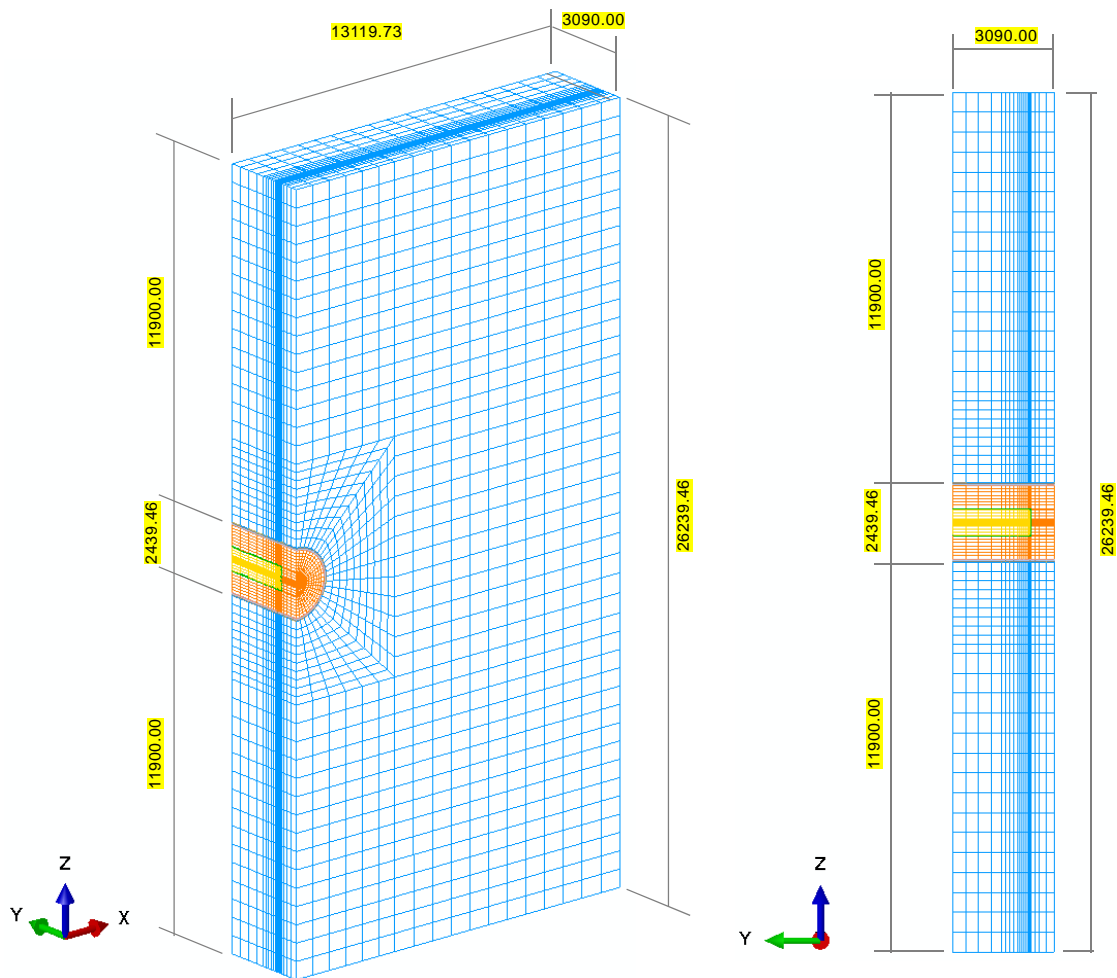


図 4.2.3-2 ケース 2 の解析モデル (全体) (単位 : mm)

前述したとおり、人工バリアの仕様は、原子力機構（2015）のレファレンス仕様を参考として、使用済燃料集合体 2 体を封入した処分容器の周囲を厚さ 0.7 m の緩衝材が覆い、坑道横置き方式で定置されるものとした。図 4.2.3-3 にケース 2 での人工バリア周辺を拡大した解析モデルを示す。処分容器は腐食代に銅を用い、それ以外は炭素鋼からなる複合処分容器とした。ケース 2 では、吹付けコンクリートの支保工が 100 mm の厚さでモデル化されるが、ケース 1 では支保工無しの条件であるため支保工の部分が岩盤となる。

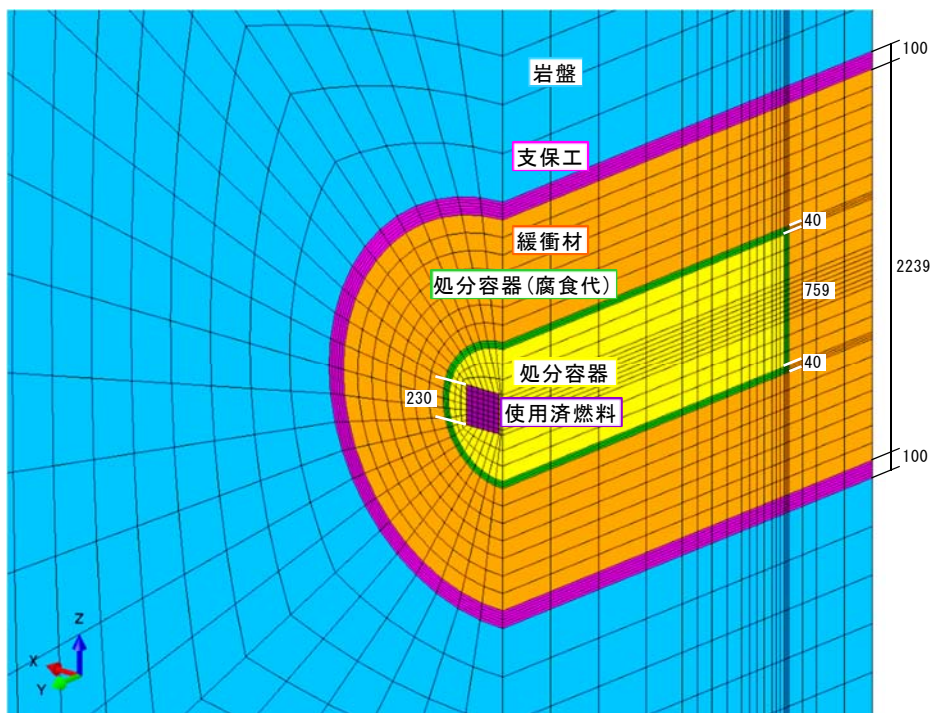


図 4.2.3-3 ケース 2 の解析モデル (人工バリア周辺) (単位 : mm)

5) 物性値

①銅の腐食膨張に関わるパラメータ

本検討では、C-14 (半減期 : 5730 年) による放射線量の低減に向けて、処分容器を長寿命化し閉じ込め性能を向上させるために腐食代に銅を用いた場合について検討を行った。

緩衝材の設計を行うにあたり腐食膨張に関わるパラメータとして「腐食生成物のヤング率」、「腐食速度」、「腐食膨張率」が必要となるが、銅に関するこれらのパラメータについて実測されたデータがないため、ここでは複数の文献を参考に物性値を以下の考え方にに基づき設定した。

a. 腐食生成物の設定とシナリオ

銅の腐食シナリオについては、H12 レポート (核燃料サイクル開発機構, 1999) に示されている腐食シナリオをベースとして、既存の腐食情報と地下水の化学的条件から銅の腐食挙動を概観し、処分環境で生起し得る腐食モードとして、酸素による腐食、硫酸イオンによる腐食、硫化物による腐食を選定した。

- ・ 酸素による腐食 : 処分坑道の掘削、操業および埋め戻しの際に、地上から持ち込まれる酸素により腐食する。保守的に同じモル数の酸素に対してより多くの銅が腐食する 1 価への酸化を仮定した。
- ・ 硫酸イオンによる腐食 : 緩衝材中に存在する硫酸イオンが硫酸塩還元菌によりすべて硫化物 (H_2S 、 HS^- および S^{2-}) に還元され、 Cu_2S として銅を腐食させると仮定した。
- ・ 硫化物による腐食 : 地下水から緩衝材中を拡散して供給される硫化物により腐食す

る。ここで、H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）時では地下水中の硫黄分がすべて硫化物として存在すると仮定し硫化物濃度を 0.03 mol l^{-1} としたが、これは非常に保守的な設定であるため、ここでは地下水中の硫化物濃度の実測値の最大値である $0.0003 \text{ mol l}^{-1}$ とした。

b. 複合処分容器の銅の腐食代の厚さ

C-14（半減期：5730 年）による放射線量を低減するために、複合処分容器の銅の腐食代に 5 万年間の腐食寿命を期待する。直接処分第 1 次取りまとめのレファレンスの処分容器（燃料集合体 2 体収容）寸法に対する 5 万年後の腐食深さを表 4.2.3-3 に示す。酸素による腐食深さが 0.5 mm、緩衝材中の硫酸イオンによる腐食深さが 0.2 mm、地下水中の硫化物による腐食深さが 6.8 mm となり、合計の平均腐食深さは 7.5 mm となる。これに H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）と同様に孔食係数 3 を用いて不均一化を評価すると 22.5 mm となる。このことから、厚さ 40 mm の銅を腐食代とした複合処分容器であれば、5 万年間を超える寿命となる。

また、5 万年間での平均腐食深さの検討では、地下水中の硫化物による腐食が全体の約 90 % を占めることとなるため、主たる硫化物の腐食生成物は Cu_2S （硫化銅（I），chalcocite）あるいは CuS （硫化銅（II），covellite）となる。

c. 「銅の腐食速度」の設定

銅の腐食速度は処分環境条件の変化に伴って変化するが、ここでは単純化して H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）に示された考え方を参考として、腐食代の厚さが期待される寿命の年数で全て腐食されると仮定した。すなわち、腐食代である 40 mm に対して腐食寿命 5 万年を期待していることから、腐食速度は 0.0008 mm y^{-1} と仮定する。なお、解析では初期条件として緩衝材が飽和した状態を仮定し、解析開始とともに腐食膨張が始まる条件とする。

d. 「銅の腐食膨張率」の設定

腐食膨張率は腐食生成物（皮膜）の厚さと腐食深さの比により求められる。結晶の密度から考えると、銅が硫化銅となることにより体積が 2～3 倍程度になり、実際はこれよりも体積が大きくなる可能性がある。

実験的に同一試料を用いて腐食深さと皮膜厚さを評価した知見が見当たらないことから、ここでは溝口ほか(1996)に示されている銅の侵食速度と、腐食防食部門委員会 TG『電子部品』(1991)に示されている銅の皮膜成長速度から、腐食膨張量を推定した。

銅製処分容器の腐食は、硫化物による腐食が主であることから硫化物皮膜が形成されている海岸および都市部のデータに基づいて推定を行った。銅の侵食速度は、日本海沿岸では平均 $0.98 \mu\text{m y}^{-1}$ 、都市では平均 $0.54 \mu\text{m y}^{-1}$ となる（表 4.2.3-4 参照）。一方、銅の皮膜の成長速度は海岸地帯で $1 \mu\text{m y}^{-1}$ 、都市工業地帯で $1\sim 2 \mu\text{m y}^{-1}$ が示されている。それぞれ研究対象となった試料が異なり直接的な関連性は乏しいが、銅が侵食を受け皮膜（腐食生成物）が成長したとすると、日本海沿岸（海岸地帯）では腐食膨張量は約 1 倍、都市（都市工業地帯）では最大で約 3.7 倍となる。以上より、腐食膨張量を保守的に見積もり 4 倍とする。

表 4. 2. 3-3 ガラス固化体と使用済燃料直接処分用処分容器での
5 万年後の銅の最大腐食深さの算出

		ガラス固化体 オーバーパック	使用済燃料2体収容 処分容器
人工バリア の寸法	容器直径(cm)	82.0	83.9
	容器高さ(cm)	173.0	478.0
	容器表面積(cm ²)	55129	137048
	ベントナイト直径(cm)	222	224
	密度(g/cm ³)	1.6	1.6
	けい砂混合率	0.3	0.3
	ピッチ(cm)	313	618
酸素 による 腐食	全体の体積(cm ³)	11201851	21711567
	空隙率	0.41	0.41
	空気の体積(cm ³)	4563717	8845453
	酸素の体積(cm ³)	912743	1769091
	酸素のモル数(mol)	37.3	72.4
	吸着酸素量(mol) 0.02wt%ben	78.4	152.0
	酸素量(mol)	115.7	224.3
	反応する銅の量(mol)	463.0	897.4
	平均腐食深さ(mm)	0.6	0.5
緩衝材中 硫酸イオン による 腐食	硫酸イオン量(mol) 0.07wt%ben	91.5	177.3
	腐食する銅の量(mol)	182.9	354.5
	平均腐食深さ(mm)	0.2	0.2
地下水中 硫化物 による 腐食 ・硫化物濃度は 地下水中実測 値の最大値 ・拡散係数と活 性化エネルギー はH12準拠 ・温度変化を単 純化	硫化物濃度(mol ℓ ⁻¹)	0.0003	0.0003
	拡散係数(m ² s ⁻¹) 100°C 0~500y	2.80E-10	2.80E-10
	拡散係数(m ² s ⁻¹) 80°C 500~5000y	2.11E-10	2.11E-10
	拡散係数(m ² s ⁻¹) 60°C 5000y~50000y	1.53E-10	1.53E-10
	フラックス(mol s ⁻¹ m ⁻²) 100°C	5.31E-10	5.38E-10
	フラックス(mol s ⁻¹ m ⁻²) 80°C	3.99E-10	4.04E-10
	フラックス(mol s ⁻¹ m ⁻²) 60°C	2.89E-10	2.94E-10
	フラックス(mol m ⁻²) 0-500y	8.37E+00	8.49E+00
	フラックス(mol m ⁻²) 500-5000y	5.66E+01	5.74E+01
	フラックス(mol m ⁻²) 5000-50000y 80°C	4.11E+02	4.17E+02
	フラックス合計(mol m ⁻²) 5000-50000y 60°C	4.76E+02	4.82E+02
	平均腐食深さ(mm)	6.7	6.8
合計	トータル平均深さ(mm)	7.6	7.5
	孔食係数	3	3
	最大深さ(mm)	22.7	22.5

表 4. 2. 3-4 腐食膨張率の算出

	①侵食速度 ^{※1} $\mu\text{m y}^{-1}$	②皮膜の成長速度 ^{※2} $\mu\text{m y}^{-1}$	腐食膨張率 (②/①)
日本海沿岸 海岸地帯	平均 0.98	1	1.0
都市 都市工業地帯	平均 0.54	1~2	1.9~3.7

※1：溝口ほか(1996)に示された pure copper の in(屋内)の値を使用して平均値を算出した。日本海沿岸は、福岡、石川、富山である。また、都市は、東京、千葉、大阪堺、大阪此花、大阪東成である。

※2：腐食防食部門委員会 TG『電子部品』(1991)に示された値。

e. 「銅の腐食生成物のヤング率」の設定

主たる腐食生成物である Cu_2S (硫化銅(I), chalcocite)あるいは CuS (硫化銅(II), covellite)に関して調査を行った。結晶として見れば、金属銅よりも腐食生成物のヤング率が大きくなると推定されるものの、結晶や粒子の集合した形での腐食生成物が見かけ上どのようなヤング率になるか分からないことから、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)と同様に腐食生成物は銅と同じ値(ヤング率 117 GPa)と仮定する。なお、緩衝材の設計においては、腐食生成物のヤング率が大きいほど保守的な評価となる。

②緩衝材の設計に用いたパラメータ

解析に用いた各物性値を表 4. 2. 3-5~表 4. 2. 3-9 に示す。

表 4. 2. 3-5 緩衝材の物性値

項目	記号	単位	値	備考	
乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} (ケイ砂30% 配合)	乾燥密度	ρ_d	Mg m^{-3}	1.600	
	間隙比	e	—	0.676	高治・鈴木(1999)より クニゲル V1の $\rho_s=2.7 \text{ Mg m}^{-3}$ 、 ケイ砂の $\rho_s=2.64 \text{ Mg m}^{-3}$ とし、 混合体の $\rho_s=2.68 \text{ Mg m}^{-3}$ から間 隙比を算出
	圧縮指数	λ	—	0.117	西村ほか(2006)より
	膨潤指数	κ	—	0.069	西村ほか(2006)より 再載荷時の値
	ポアソン比	ν	—	0.4	高治ほか(1999)より
	限界状態応力比	M	—	0.630	高治・鈴木(1999)より
	内部摩擦角	ϕ	deg	16.6	高治・鈴木(1999)より
	先行圧密降伏応力	P_0^*	MPa	0.800	H12レポート*より
	透水係数	K	m s^{-1}	4.5E-13	松本ほか(1997)より
	膨潤圧(初期応力)	P_{sw}	MPa	0.5	鈴木・藤田(1999)より

※H12 レポートは核燃料サイクル開発機構(1999)

表 4.2.3-6 軟岩系岩盤の物性値(処分深度 500m)

項目		記号	単位	値	備考
物理 的 特 性	飽和密度	ρ	Mg m ⁻³	2.20	H12 レポート※ SR-C より
	真密度	ρ_R	Mg m ⁻³	2.7	H12 レポート※ SR-C より
	有効間隙率	n_e	%	30	H12 レポート※ SR-C より
力学 特 性	一軸圧縮強さ	q_u	MPa	15	H12 レポート※ SR-C より
	ヤング率	E	MPa	3,500	H12 レポート※ SR-C より
	ポアソン比	ν	-	0.30	H12 レポート※ SR-C より
	粘着力	c	MPa	3.0	H12 レポート※ SR-C より
	内部摩擦角	ϕ	deg	28	H12 レポート※ SR-C より
	引張強度	σ_t	MPa	2.1	H12 レポート※ SR-C より
	側圧係数	K_0	-	1.07	H12 レポート※ SR-C 164/h+0.74 (h: 深度[m]) より
	初期鉛直応力	σ_v	MPa	11	H12 レポート※ SR-C $\rho h/100$ ($\approx \rho gh/1000$) より
	初期水平応力	σ_h	MPa	11.8	H12 レポート※ SR-C $K_0 \cdot \sigma_v$ より
水理 特 性	透水係数	k	m s ⁻¹	1×10 ⁻⁸	H12 レポート※ 健岩部: 10 ⁻¹⁰ ~10 ⁻⁸ m s ⁻¹ より
ク リ ー ブ 特 性	大久保モデル	n_0	-	20	高治ほか(1999) より
	3次クリープ	m	-	5	高治ほか(1999) より
	パラメータ	t_0	s	120	大久保ほか(1987) より

※H12 レポートは核燃料サイクル開発機構(1999)

表 4.2.3-7 支保工(高強度吹付けコンクリート)の物性値

項目	記号	単位	値	備考
設計基準強度		MPa	36.0	支保工は弾性体と仮定するため解析では不使用
ヤング率	E	MPa	6,000	
ポアソン比	ν	-	0.20	
密度	ρ	Mg m ⁻³	2.35	電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005)より インバート(無筋コンクリート)
透水係数	K	m s ⁻¹	1.80E-10	入矢ほか(2004)より HFSC424
間隙比	e	-	0.163	入矢ほか(2006)より HFSC424の総細孔率(間隙率)14%より算出

表 4. 2. 3-8 間隙流体の物性値

項目	記号	単位	値	備考
水の密度	ρ_w	Mg m ⁻³	1.0	高治ほか(1999)より

表 4. 2. 3-9 処分容器の物性値

項目	記号	単位	値	備考	
炭素鋼	密度	ρ	Mg m ⁻³	7.85	高治ほか(1999)より
	ヤング率	E	GPa	210	高治ほか(1999)より
	ポアソン比	ν	—	0.30	高治ほか(1999)より
	腐食生成物ヤング率	E _c	GPa	105	本間ほか(2002)より 健全部に対して 50%程度小さくなる
	腐食速度		mm y ⁻¹	0.04	高治ほか(1999)より
	腐食膨張率		倍	3	高治ほか(1999)より須田ほか(1992)を参考
銅	密度	ρ	Mg m ⁻³	8.9	JIS C1020 無酸素銅より (理科年表平成 25 年より)
	ヤング率	E	GPa	117	JIS C1020 無酸素銅より (理科年表平成 25 年より)
	ポアソン比	ν	—	0.343	銅より (理科年表平成 25 年より)
	腐食生成物ヤング率	E _c	GPa	117	高治ほか(1999)に準拠して、腐食生成物は銅と同じ値とする。
	腐食速度		mm y ⁻¹	0.0008	高治ほか(1999)に準拠して、腐食代 40mm が腐食寿命 50000 年で腐食されるとする。
	腐食膨張率		倍	4	溝口ほか(1996)に示されている銅の侵食速度と腐食防食部門委員会 TG『電子部品』(1991)に示されている銅の皮膜成長速度から、腐食膨張量を仮定した。銅の侵食速度は都市で平均 0.54 μm y ⁻¹ であるのに対して、皮膜成長速度は都市工業地帯で最大 2 μm y ⁻¹ であることから、両者の比を取り最大で 3.7 倍となる。これを保守的に見積もり 4 倍とする。

6) 解析条件

① 初期条件

緩衝材には膨潤圧 0.5 MPa を初期応力として考慮した。岩盤は深度に応じた初期地圧（処分深度 500 m）を解析モデルの要素ごとに設定した。鉛直方向の初期地圧は ρgh として算出し、水平方向の初期地圧は鉛直方向の初期地圧に側圧係数 1.07 を乗じて算出した。なお、ここで用いる ρ は岩盤の乾燥密度である。また、間隙水圧も同様に $\rho_w gh$ として深度に応じた間

隙水圧を解析モデルの要素ごとに設定した。解析モデルの上面位置を深度で表現すると、解析モデルの中心(深度 500 m)から-13.11973 m、解析モデルの下面位置は解析モデルの中心から+13.11973 mである。

- ・初期地圧 (モデル上面)

$$\sigma_{v_top} = \rho_{dry}gh = 1.9059 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times (500000 - 13119.73) = 9.0999 \text{ MPa}$$

- ・初期地圧 (モデル下面)

$$\sigma_{v_btm} = \rho_{dry}gh = 1.9059 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times (500000 + 13119.73) = 9.5904 \text{ MPa}$$

- ・間隙水圧 (モデル上面)

$$p_{top} = \rho_wgh = 1.0 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times (500000 - 13119.73) = 4.7747 \text{ MPa}$$

- ・間隙水圧 (モデル下面)

$$p_{btm} = \rho_wgh = 1.0 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times (500000 + 13119.73) = 5.0320 \text{ MPa}$$

②境界条件

図 4.2.3-4 に境界条件を示す。モデルの各側面の節点には図中に示した変位固定の境界条件を設定した。また、間隙水圧については、地盤上面および下面に間隙水圧固定の境界条件を設定し、側面は図 4.2.3-1 に示したとおり処分坑道が平行して掘削されている処分場の一部分を切り出してモデル化していることから、空間の対称性を考慮し非排水条件とした。

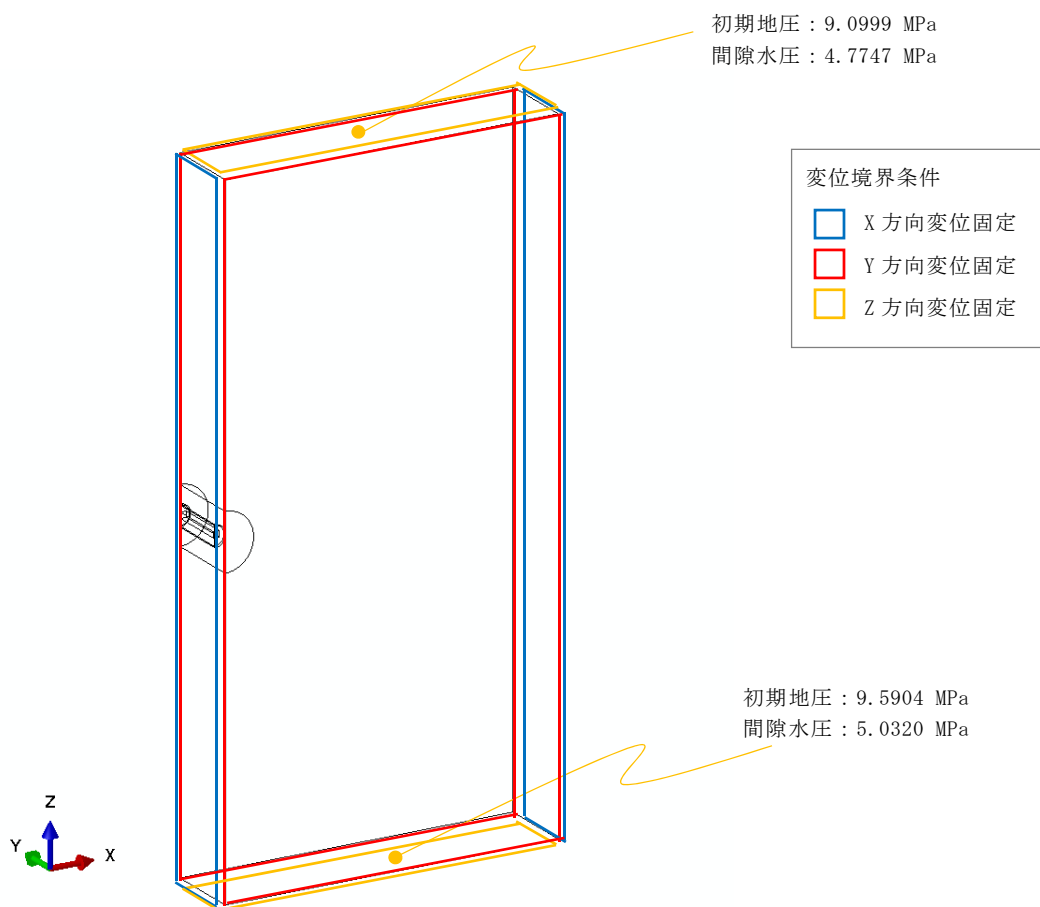


図 4.2.3-4 境界条件

③外力条件

外力条件として、処分容器の腐食膨張による緩衝材への荷重を設定した。

解析モデル上では、処分容器を腐食代の銅部分、その内部の炭素鋼部分、使用済燃料部分に分けてモデル化しているが、ここでは使用済燃料部分も含めて腐食膨張するものと仮定し、予め計算した膨張量に応じた等価な体積ひずみおよび等価剛性を銅、炭素鋼、使用済燃料の区別なく全断面に均一に与えた。計算方法を次に示す。なお、腐食膨張量は、解析上の技法として線膨張係数と温度上昇量で表現した。

処分容器は、処分容器断面において腐食部の断面積が腐食膨張倍率（銅部分：4倍、炭素鋼部分：3倍）となるように膨張すると仮定する。まず、5万年間で腐食代の銅が腐食する。その際の腐食膨張量の計算の模式図を図4.2.3-5に示す。

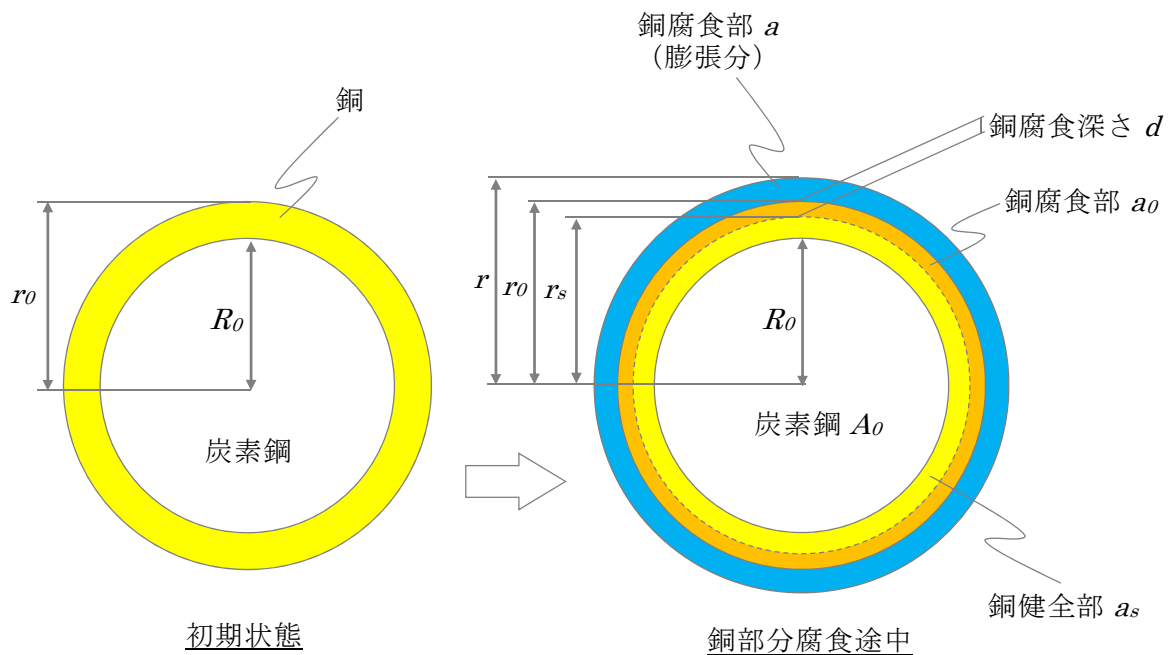


図 4.2.3-5 腐食代の銅の腐食膨張量の計算（5万年まで）

$$\text{銅健全部半径} \quad r_s = r_0 - d$$

$$\text{銅健全部面積} \quad a_s = \pi(r_s^2 - R_0^2)$$

$$\text{銅腐食部面積} \quad a_0 = \pi(r_0^2 - r_s^2)$$

$$\text{銅腐食部（膨張分）面積} \quad a = \pi(r^2 - R_0^2)$$

$$\text{銅の腐食膨張倍率 4 倍より、} \quad a = 3a_0$$

$$\text{従って、} \quad r^2 - R_0^2 = 3(r_0^2 - r_s^2) \text{ と表せることから、}$$

$$\text{処分容器半径 } r = \sqrt{4r_0^2 - 3r_s^2}$$

次に、5 万年以降は腐食代の内側部分の炭素鋼が腐食する。その際の腐食膨張量の計算の模式図を図 4. 2. 3-6 に示す。

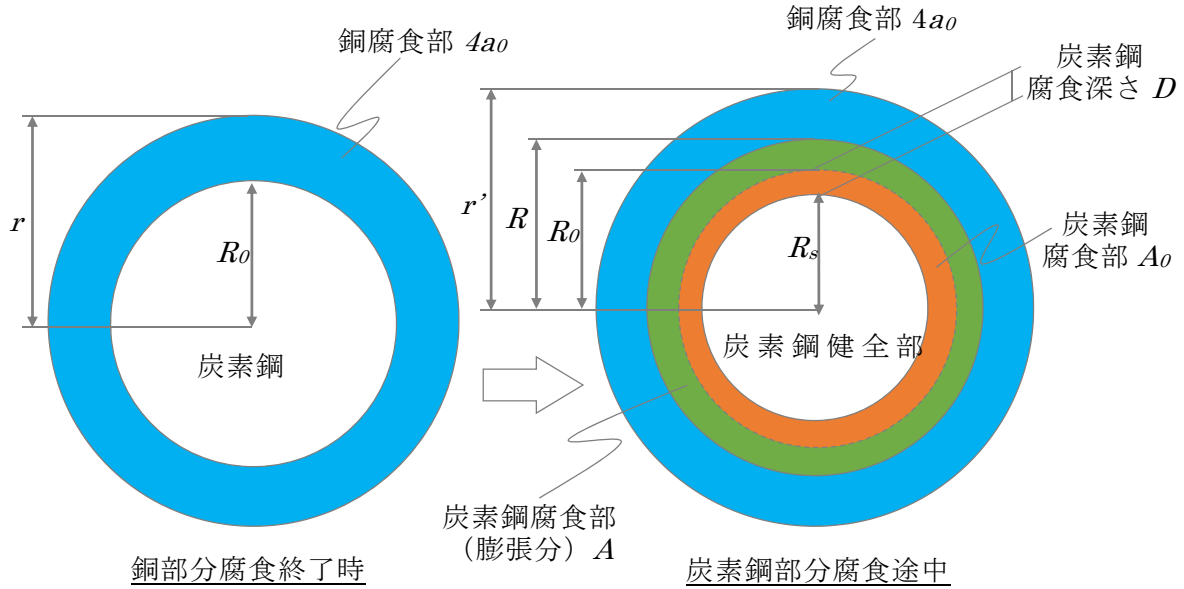


図 4. 2. 3-6 炭素鋼の腐食膨張量の計算 (5 万年以降)

$$\text{炭素鋼健全部半径 } R_s = R_0 - D$$

$$\text{炭素鋼健全部面積 } A_s = \pi R_s^2$$

$$\text{炭素鋼腐食部面積 } A_0 = \pi(R_0^2 - R_s^2)$$

$$\text{炭素鋼腐食部 (膨張分) 面積 } A = \pi(R^2 - R_0^2)$$

$$\text{炭素鋼の腐食膨張倍率 3 倍より、} A = 2A_0$$

従って、 $R^2 - R_0^2 = 2(R_0^2 - R_s^2)$ と表せることから、

$$\text{炭素鋼部容器半径 } R = \sqrt{3R_0^2 - 2R_s^2}$$

以上より、腐食膨張による処分容器の半径および等価剛性は以下のように計算される。

$$\text{容器全断面積 } A' = a_s + 4a_0 + A_s + 3A_0 \text{ より}$$

$$\text{腐食膨張による処分容器半径 } r' = \sqrt{A'/\pi}$$

$$\text{腐食膨張による処分容器の等価剛性 } E_{eq} = \frac{a_s \cdot e_s + 4a_0 \cdot e + A_s \cdot E_s + 3A_0 \cdot E}{a_s + 4a_0 + A_s + 3A_0}$$

e_s : 銅健全部弾性係数、 e : 銅腐食部弾性係数、

E_s : 炭素鋼健全部弾性係数、 E : 炭素鋼腐食部弾性係数

経過年数に対する腐食膨張量を図 4. 2. 3-7、処分容器の等価剛性を図 4. 2. 3-8 に示す。

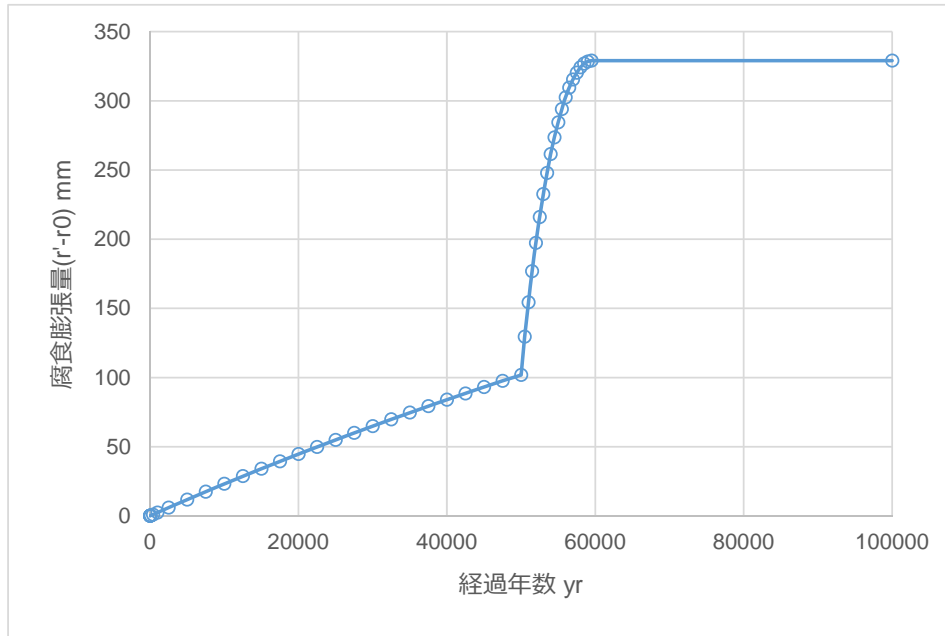


図 4. 2. 3-7 経過年数に対する腐食膨張量

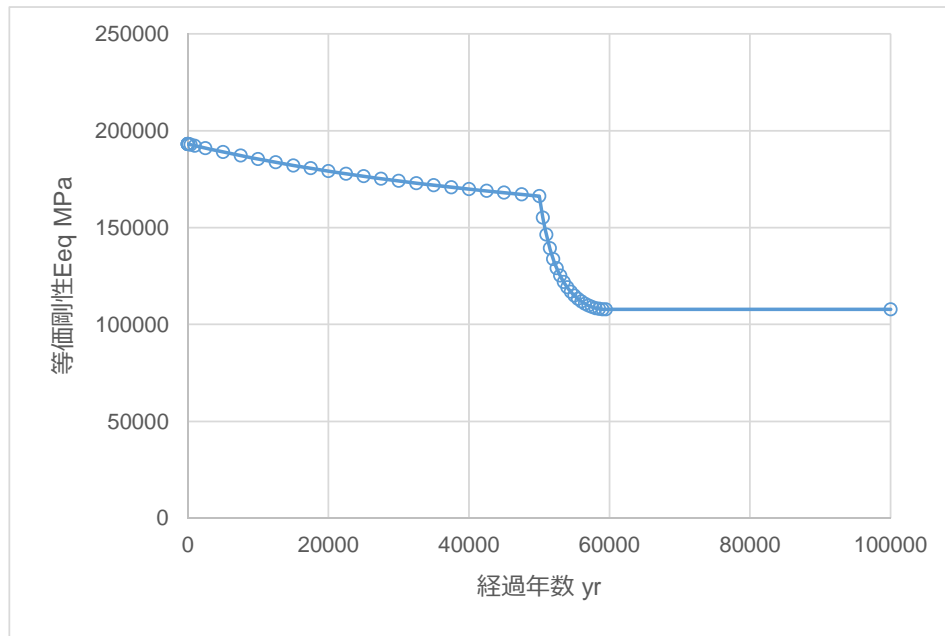
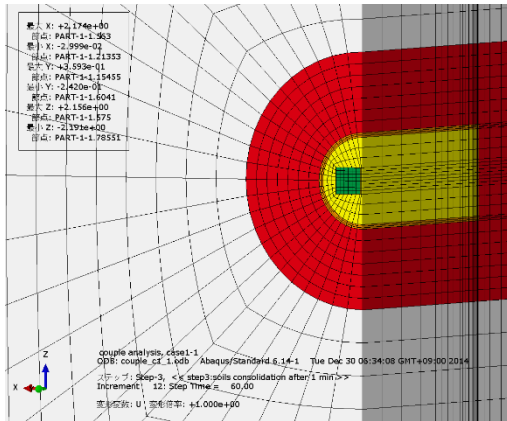


図 4. 2. 3-8 経過年数に対する処分容器の等価剛性

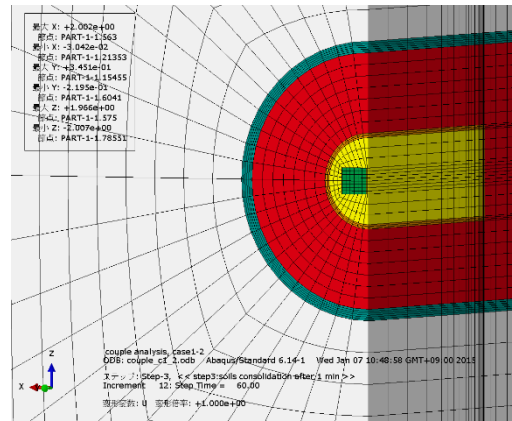
7) 解析結果

① 変形図

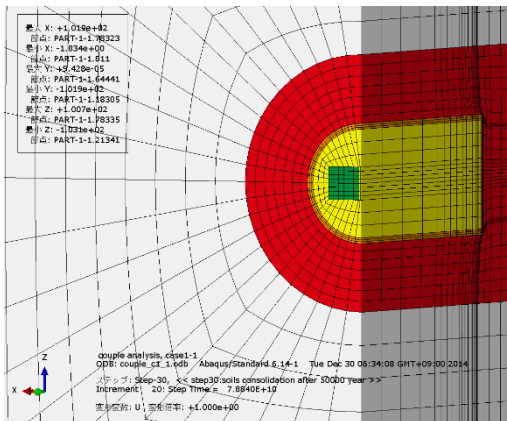
図 4.2.3-9 に、処分容器定置直後、腐食代である銅が全て腐食した 5 万年経過時点および処分容器内側の炭素鋼まで全て腐食した 10 万年経過時点の変形図を示す。5 万年後と 10 万年後の比較より、炭素鋼の腐食により緩衝材が圧縮され変形している。



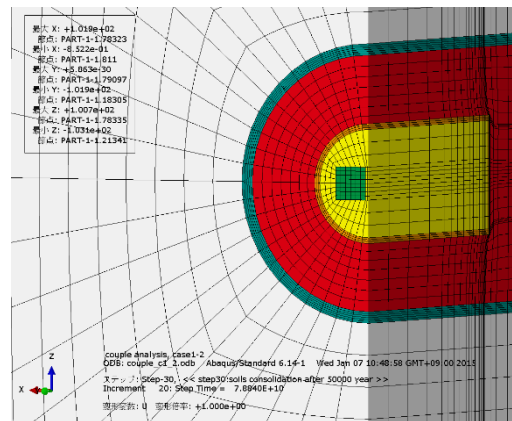
a) 支保工なし(処分容器定置直後)



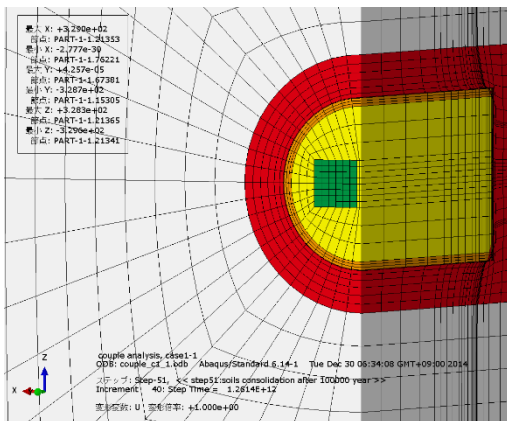
b) 支保工あり(処分容器定置直後)



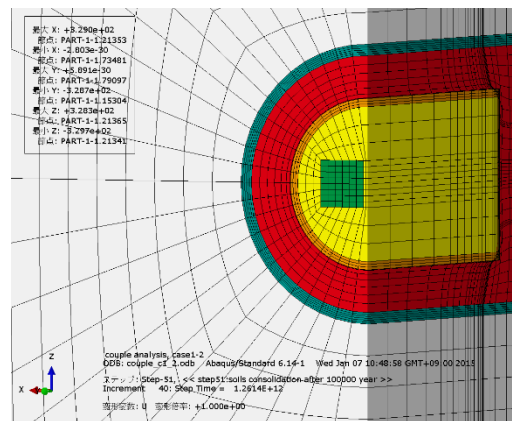
c) 支保工なし(5 万年経過時点)



d) 支保工あり(5 万年経過時点)



e) 支保工なし(10 万年経過時点)

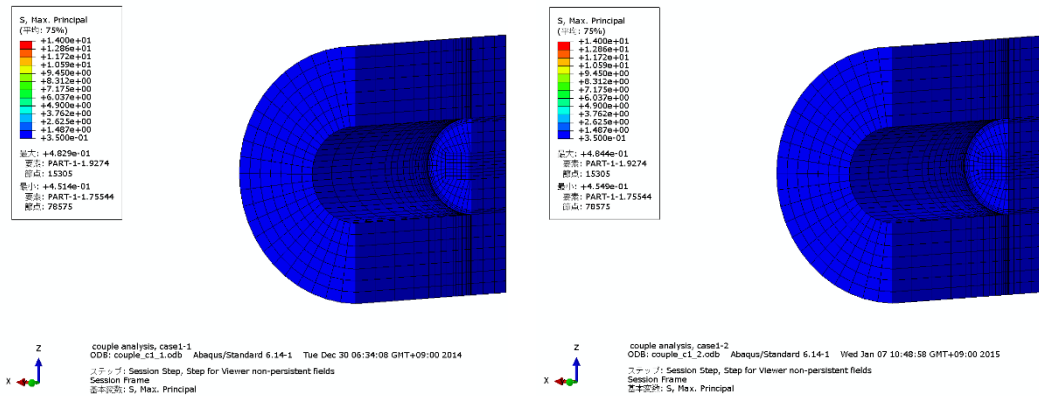


f) 支保工あり(10 万年経過時点)

図 4.2.3-9 変形図

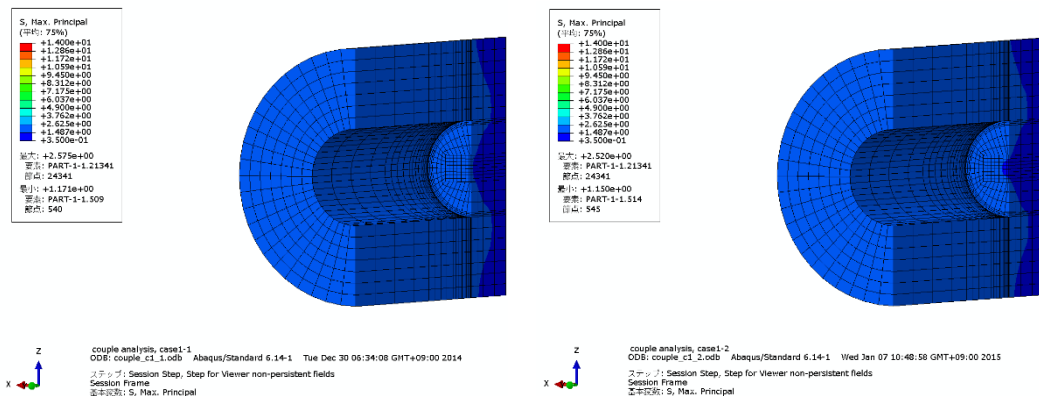
②緩衝材の最大主応力分布

図 4.2.3-10 に、処分容器定置直後、腐食代である銅が全て腐食した 5 万年経過時点および処分容器内側の炭素鋼まで全て腐食した 10 万年経過時点の緩衝材の最大主応力分布図(有効応力)を示す。5 万年経過時点では大きな応力は発生していないが、10 万年経過時点で処分容器の周囲に大きな応力が発生している。特に、容器端の隅角部に応力集中している。支保工が無い場合と比較して支保工が有る場合のほうが、緩衝材に高い応力が発生している。



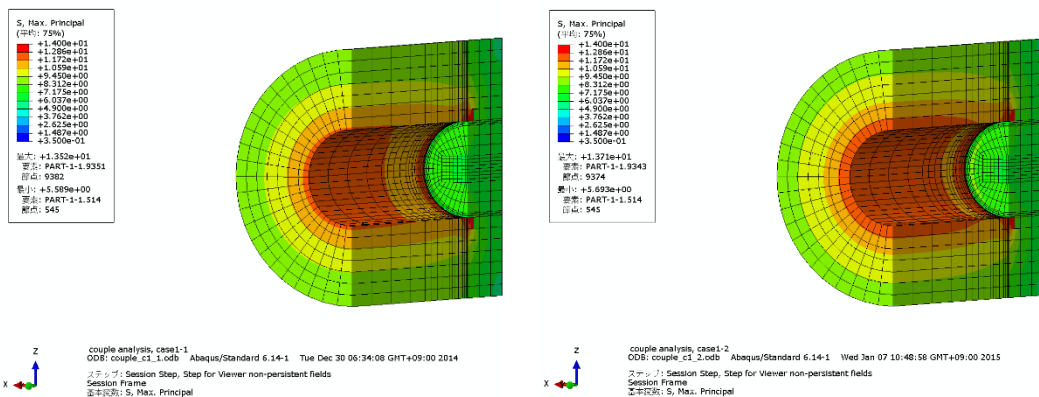
a) 支保工なし(処分容器定置直後)

b) 支保工あり(処分容器定置直後)



c) 支保工なし(5 万年経過時点)

d) 支保工あり(5 万年経過時点)



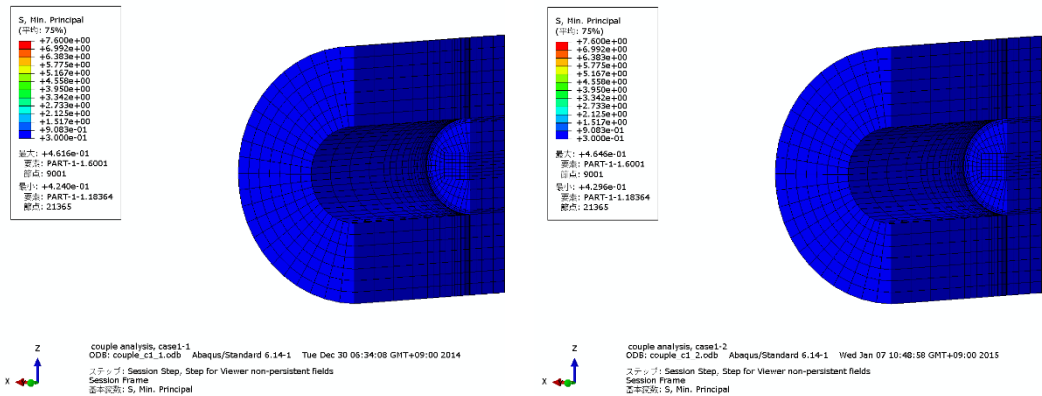
e) 支保工なし(10 万年経過時点)

f) 支保工あり(10 万年経過時点)

図 4.2.3-10 緩衝材の最大主応力分布図(有効応力)(単位: MPa(=N mm⁻²))

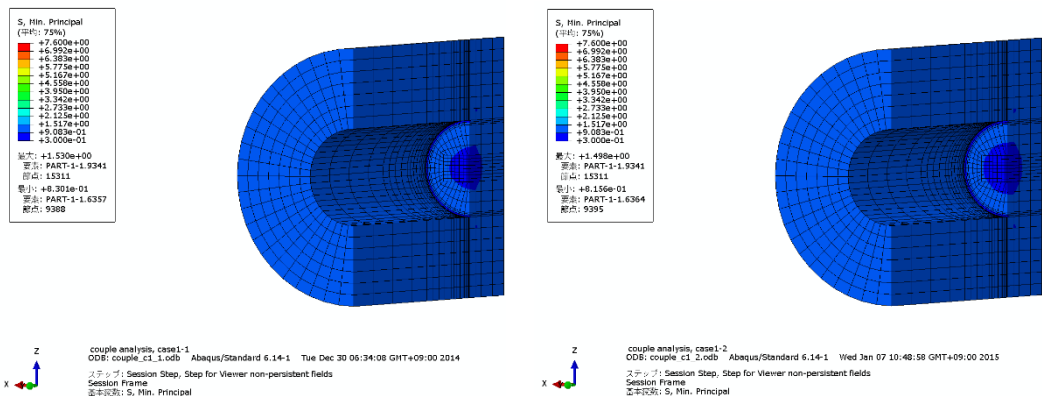
③緩衝材の最小主応力分布

図 4.2.3-11 に、処分容器定置直後、腐食代である銅が全て腐食した 5 万年経過時点および処分容器内側の炭素鋼まで全て腐食した 10 万年経過時点の緩衝材の最小主応力分布図(有効応力)を示す。5 万年経過時点では大きな応力は発生していないが、10 万年経過時点で処分容器の周囲に大きな応力が発生している。特に、容器端の隅角部に応力集中している。支保工が無い場合と比較して支保工が有る場合のほうが、緩衝材に高い応力が発生している。



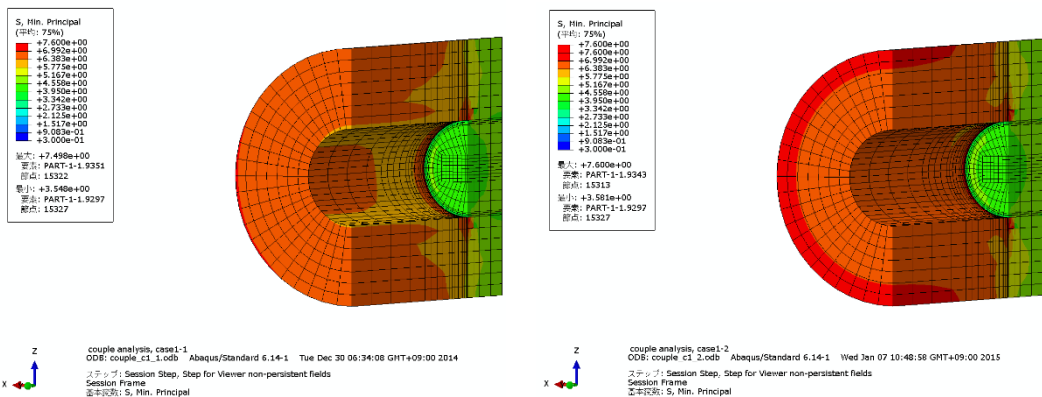
a) 支保工なし(処分容器定置直後)

b) 支保工あり(処分容器定置直後)



c) 支保工なし(5 万年経過時点)

d) 支保工あり(5 万年経過時点)



e) 支保工なし(10 万年経過時点)

f) 支保工あり(10 万年経過時点)

図 4.2.3-11 緩衝材の最小主応力分布図(有効応力)(単位: MPa(=N mm⁻²))

④応力経路

図 4. 2. 3-12 に応力経路の出力地点を示す。前出の最大主応力分布図ならびに最小主応力分布図より、大きな応力が作用している容器中央と容器端の位置で応力経路を出力した。

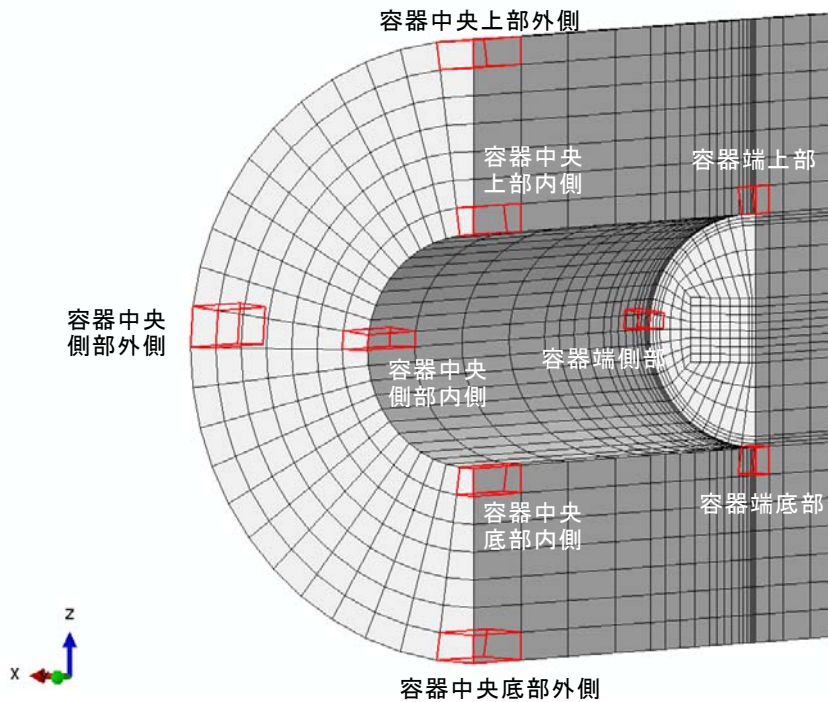
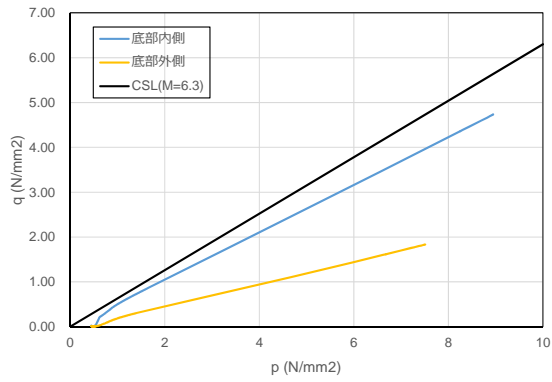
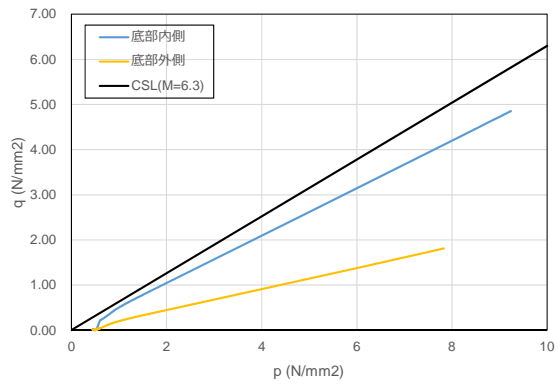


図 4. 2. 3-12 応力経路出力地点

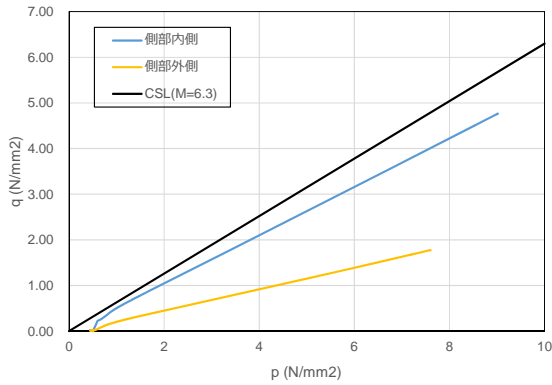
各出力地点での応力経路(有効応力)を図 4. 2. 3-13 に示す。いずれの地点においても緩衝材中の応力比(=せん断応力/平均有効応力)は限界状態を下回ることから、緩衝材は限界状態(破壊)に至らない。ただし、緩衝材には塑性ひずみが発生しており、腐食膨張などに起因した荷重の増加によって、緩衝材は圧密変形していると推定される。また、支保工が無い場合と支保工が有る場合とを比較すると、大きな差は見られないが、支保工が有る場合の方が若干限界状態に近い結果となる。このことから、本検討の条件では、支保工が有る場合の方が緩衝材の設計上保守的な条件であると考えられる。



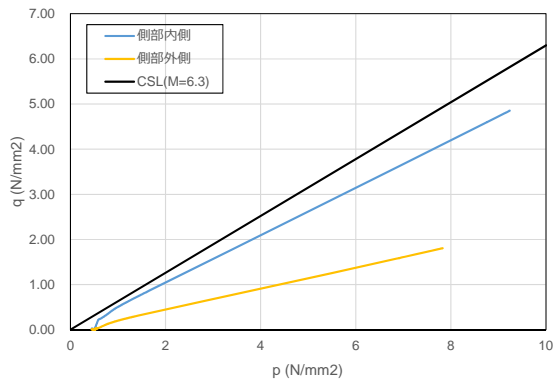
a) 支保工なし (容器中央底部)



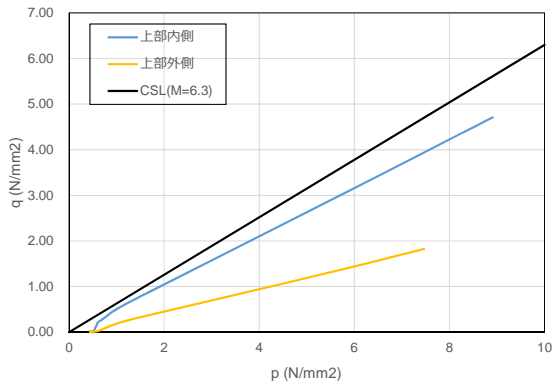
b) 支保工あり (容器中央底部)



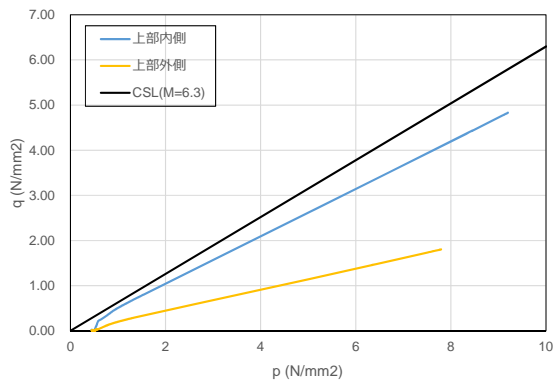
c) 支保工なし (容器中央側部)



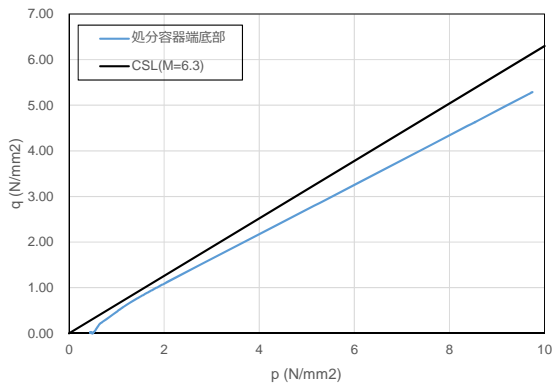
d) 支保工あり (容器中央側部)



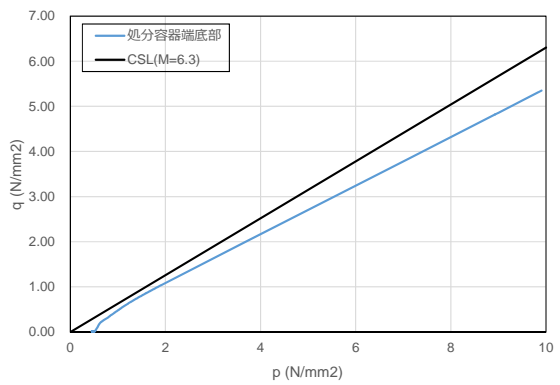
e) 支保工なし (容器中央上部)



f) 支保工あり (容器中央上部)

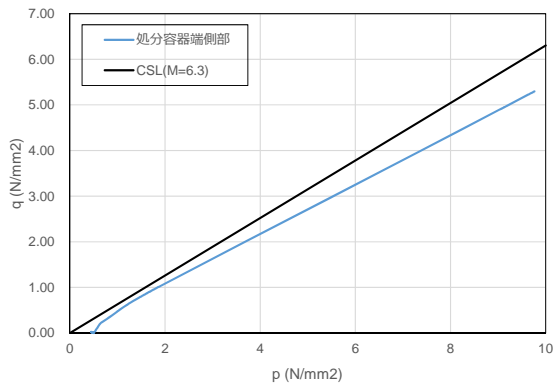


g) 支保工なし (容器端底部)

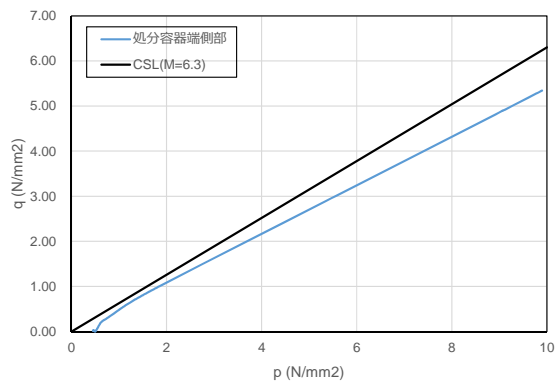


h) 支保工あり (容器端底部)

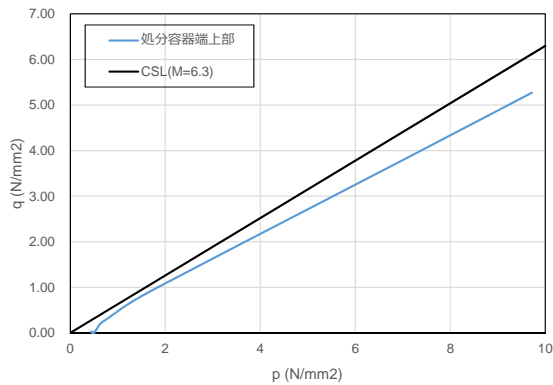
図 4. 2. 3-13 緩衝材の応力経路図(有効応力)



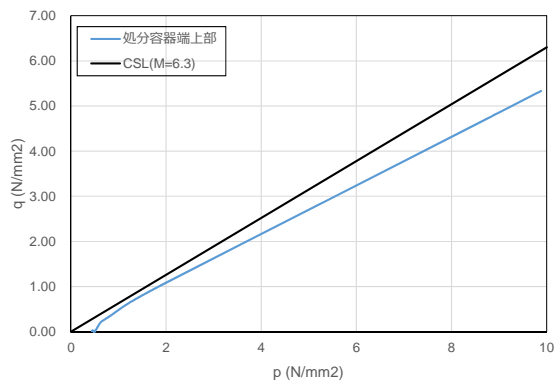
i) 支保工なし(容器端側部)



j) 支保工あり(容器端側部)



k) 支保工なし(容器端上部)

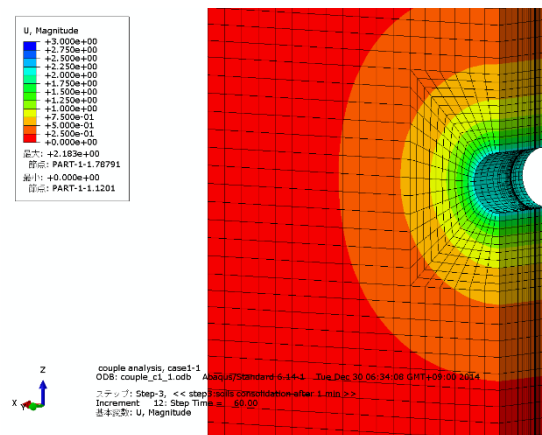


l) 支保工あり(容器端上部)

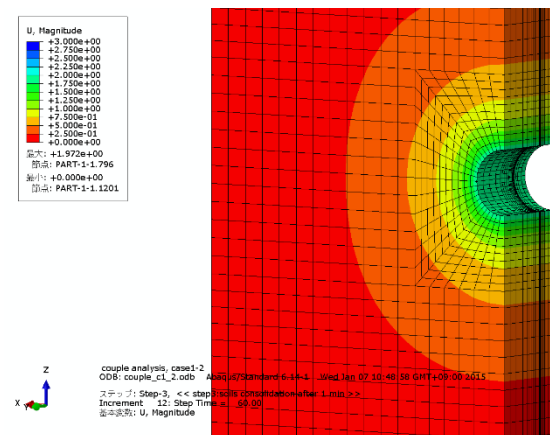
図 4.2.3-13 緩衝材の応力経路図(有効応力)(つづき)

⑤岩盤の合成変位

図 4.2.3-14 に、処分容器定置直後、腐食代である銅が全て腐食した 5 万年経過時点および処分容器内側の炭素鋼まで全て腐食した 10 万年経過時点の岩盤の合成変位量分布図を示す。10 万年経過時点における岩盤の合成変位量は、支保工が無い場合は約 5.3 mm であるのに対して、支保工が有る場合は約 3.9 mm となり、支保工が無い場合のほうが 1.4 mm 程度大きい。



a) 支保工なし(処分容器定置直後)



b) 支保工あり(処分容器定置直後)

図 4.2.3-14 岩盤の合成変位分布図(単位: mm)

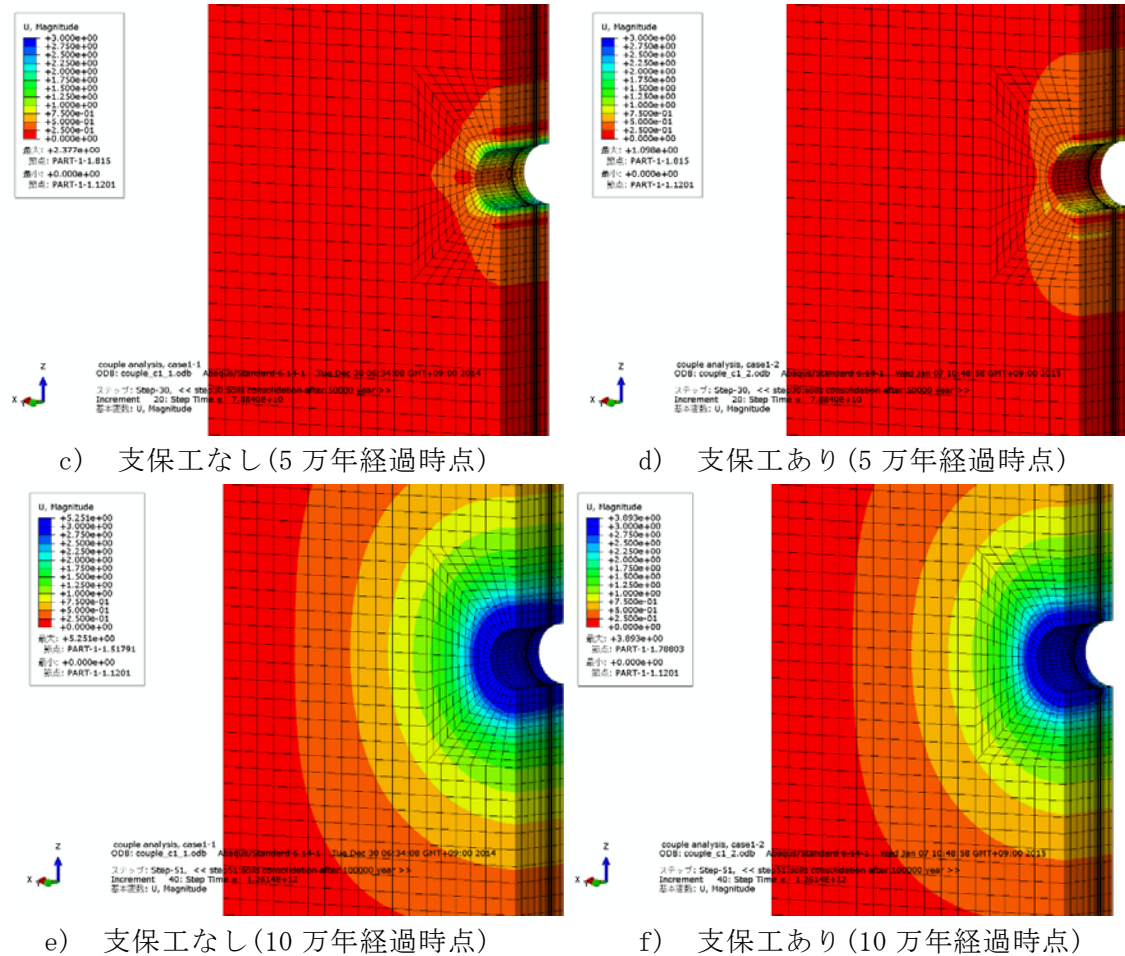


図 4.2.3-14 岩盤の合成変位分布図(単位：mm) (つづき)

支保工がある場合の岩盤の変位量の最大値を時間順に並べると 2.0 mm→1.1 mm→3.9 mm となり、一度変位が小さくなり、その後また変位が大きくなっている。そこで、図 4.2.3-15 に示した緩衝材と岩盤との境界部にあたる地点（対称面、容器端および容器中央に対して、それぞれ上部、側部および底部の合計 9 地点）に対して、岩盤の変位量の経時変化を図 4.2.3-16 に示すように出力した。前出の合成変位分布図では各時間断面における岩盤掘削面の変位量は概ね同程度ではあるが、ここでは容器中央、容器端、解析モデルの対象面における岩盤変位に着目した。

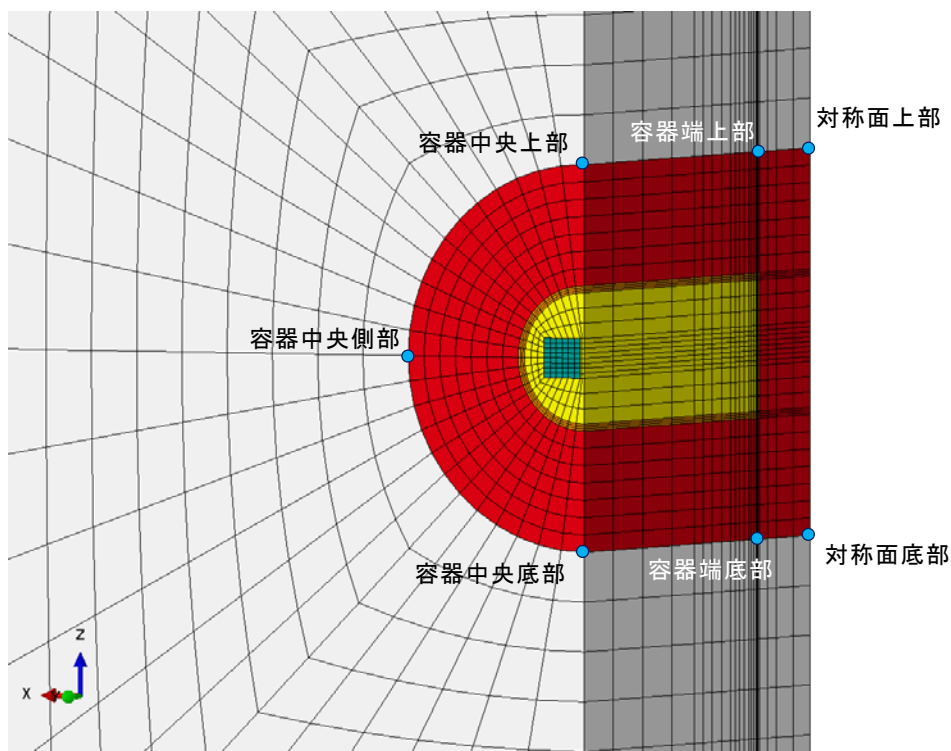
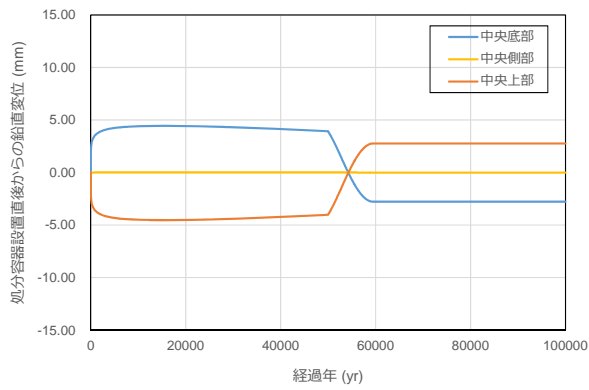
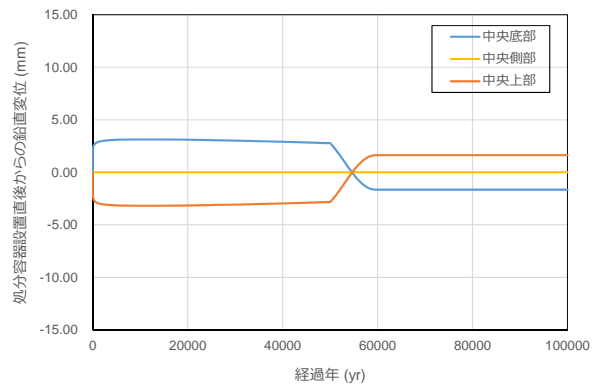


図 4.2.3-15 岩盤変位量出力点

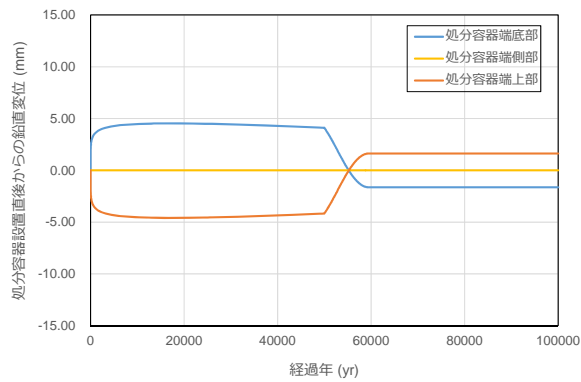
容器中央上部では、まず5万年までは最大で-4.5 mm 変位し、5万年～6万年の間で変位の正負が逆転し、6万年以降は最大で+2.8 mm 変位している。変位の正負が逆転する5万年～6万年の期間は、図 4.2.3-6 と図 4.2.3-7 に示したとおり炭素鋼が腐食膨張する期間に相当している。このことから、処分容器定置直後から5万年までの銅の腐食膨張の期間は岩盤クリープによる変位が支配的であり、6万年以降は処分容器の腐食膨張による変位が支配的となり、岩盤クリープによる変位を押し返している。その他の地点についても同様の傾向を示している。また、支保工が無い場合と支保工が有る場合とを比較すると、支保工が有る場合のほうが、岩盤の変位量は小さい傾向を示している。



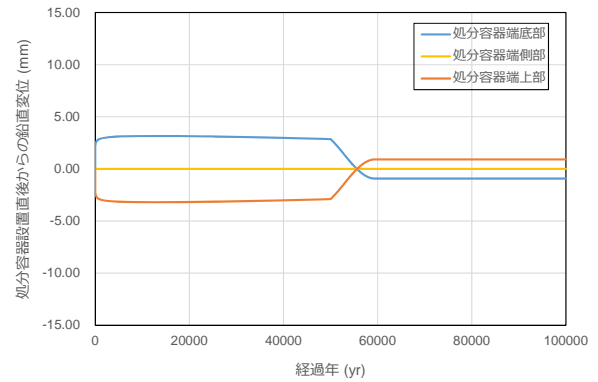
a) 支保工なし(容器中央)



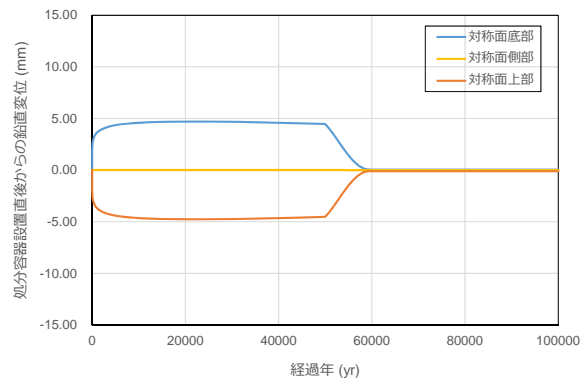
b) 支保工あり(容器中央)



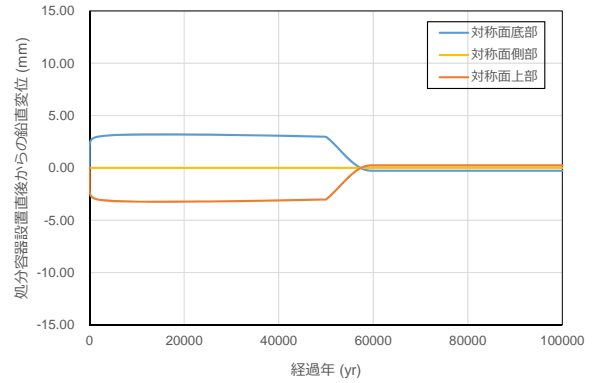
c) 支保工なし(容器端)



d) 支保工あり(容器端)



e) 支保工なし(対称面)



f) 支保工あり(対称面)

図 4.2.3-16 処分容器定置直後からの岩盤鉛直変位量経時変化

⑥ 処分容器の変位

処分容器の変位量の評価にあたっては、腐食膨張による容器表面位置の変位の影響や岩盤クリープによる変位の影響を除くため、修正 Cam-Clay モデルによる圧密沈下のみを考慮した解析を行った。図 4.2.3-17 に処分容器の変位量の出力地点を示す。

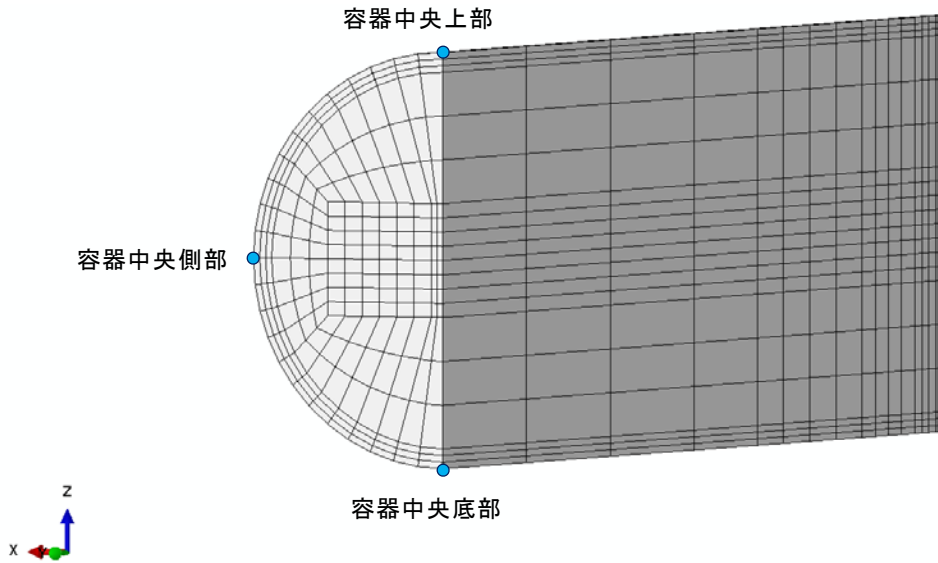
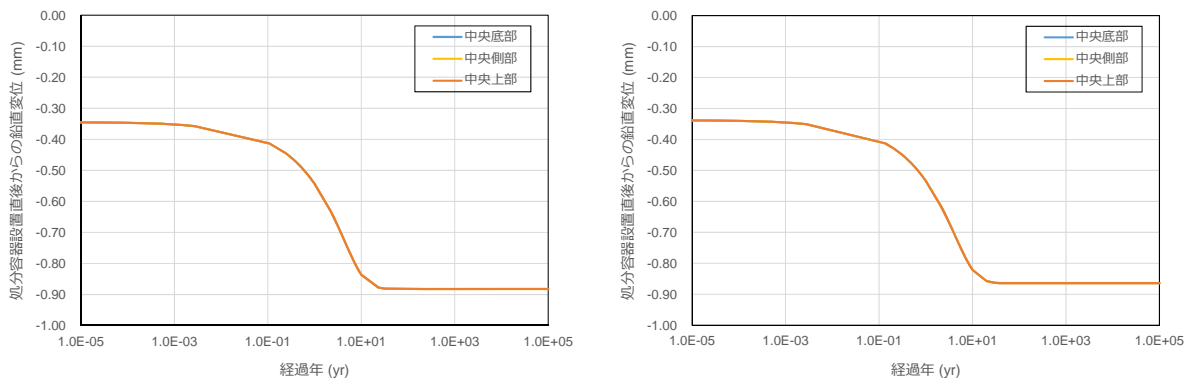


図 4.2.3-17 処分容器変位量出力点

処分容器定置直後からの沈下量の経時変化を図 4.2.3-18 に示す。支保工が無い場合および支保工が有る場合ともに、沈下量に大きな差は無く、概ね 20 年で 0.9 mm 程度に収束する。



a) 支保工なし(容器中央)

b) 支保工あり(容器中央)

図 4.2.3-18 処分容器定置直後からの沈下量経時変化

8) まとめ

腐食代に銅を用いた複合処分容器（銅の腐食膨張に関わるパラメータは仮定値であり今後の課題）を軟岩系岩盤環境下に横置き定置する条件において、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%、厚さ 70 cm の緩衝材は応力緩衝性と強度特性の要件を満足することを確認した。

(3) 使用済燃料直接処分における緩衝材の力学特性取得試験

1) 試験計画

① 取得物性値

本試験における取得物性値を表 4.2.3-10 に示す。取得した物性値を解析パラメータとして、関ロ-太田モデル (Sekiguchi and Ohta, 1977) や修正 Cam-Clay モデル (Schofield and Wroth, 1968) などの一般的な粘性土質材料の挙動評価に用いられる構成モデルにより、処分容器の自重沈下や腐食膨張などの長期力学挙動評価を行う。

表 4.2.3-10 取得物性値(解析パラメータ)

弾塑性パラメータ		粘性パラメータ		透水パラメータ	
膨潤指数	κ	二次圧密係数	α	透水係数	k
圧縮指数	λ	初期体積ひずみ速度	ν_0		

② 試験内容

a. 緩衝材仕様

本試験における緩衝材の仕様を表 4.2.3-11 に示す。試験には Na 型ベントナイトのクニゲル V1 (クニミネ工業 (製)) とケイ砂 (3 号および 5 号ケイ砂を乾燥重量で等量混合) を所定の割合で混合し、静的加圧法を用いて所定の乾燥密度になるように圧縮成型する。試験溶液には蒸留水を用いる。供試体の寸法は直径 $\phi=60$ mm、高さ $h=20$ mm とし、同一条件で 3 試料を同時に実施する。

表 4.2.3-11 圧密試験に使用する緩衝材の仕様

項目	備考
ベントナイト系材料	Na 型クニゲル V1
混合材料	3 号ケイ砂, 5 号ケイ砂 (1 : 1 混合)
ケイ砂混合率 (wt%)	表 4.2.3-13 参照
乾燥密度 (Mg m^{-3})	表 4.2.3-13 参照
含水比 (%)	自然含水比 (7~8 %)
供試体寸法 (mm)	直径 60 × 高さ 20
試験温度 (°C)	室温 (22±1)
試験溶液	蒸留水

b. 試験ケース

本試験の対象となる緩衝材の試験ケースを表 4.2.3-12 に示す。乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の場合にはケイ砂混合率を 50 wt%、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} の場合にはケイ砂混合率を 30 wt% および 50 wt% とした計 3 ケースにて圧密試験を実施する。これらの乾燥密度とケイ砂混合率の組み合わせは、H12 レポート (核燃料サイクル開発機構, 1999) で示された緩衝材の特性とケイ砂混合率および乾燥密度との関係より、コロイドフィルトレーション機能

が働くとともに、現場締固めが可能な組み合わせである。

表 4.2.3-12 試験ケース

試験ケース	乾燥密度 ρ_d (Mg m^{-3})	ケイ砂混合率 R_s (wt%)	備考
Case1	1.8	30	新配合
Case2	1.8	50	新配合
Case3	1.6	50	新配合

c. 載荷条件

本試験における載荷条件を表 4.2.3-13 に示す。載荷過程は計 16 段階とし、各段階の載荷応力是对数軸上で載荷応力の間隔が等しくなるように設定する。また、各載荷段階での圧密終了は 3 t 法により判断する。

表 4.2.3-13 載荷条件

過程	備考
載荷過程	膨潤応力が一定とみなせる状態になった時点を初期値として、荷重を上限 19.6 MPa まで 8 段階に分けて載荷する。
除荷過程	載荷過程終了後、初期値相当まで荷重を 4 段階に分けて除荷する。
再載荷過程	除荷過程終了後、再び荷重を上限 19.6 MPa まで 4 段階に分けて載荷する。

d. 試験手順

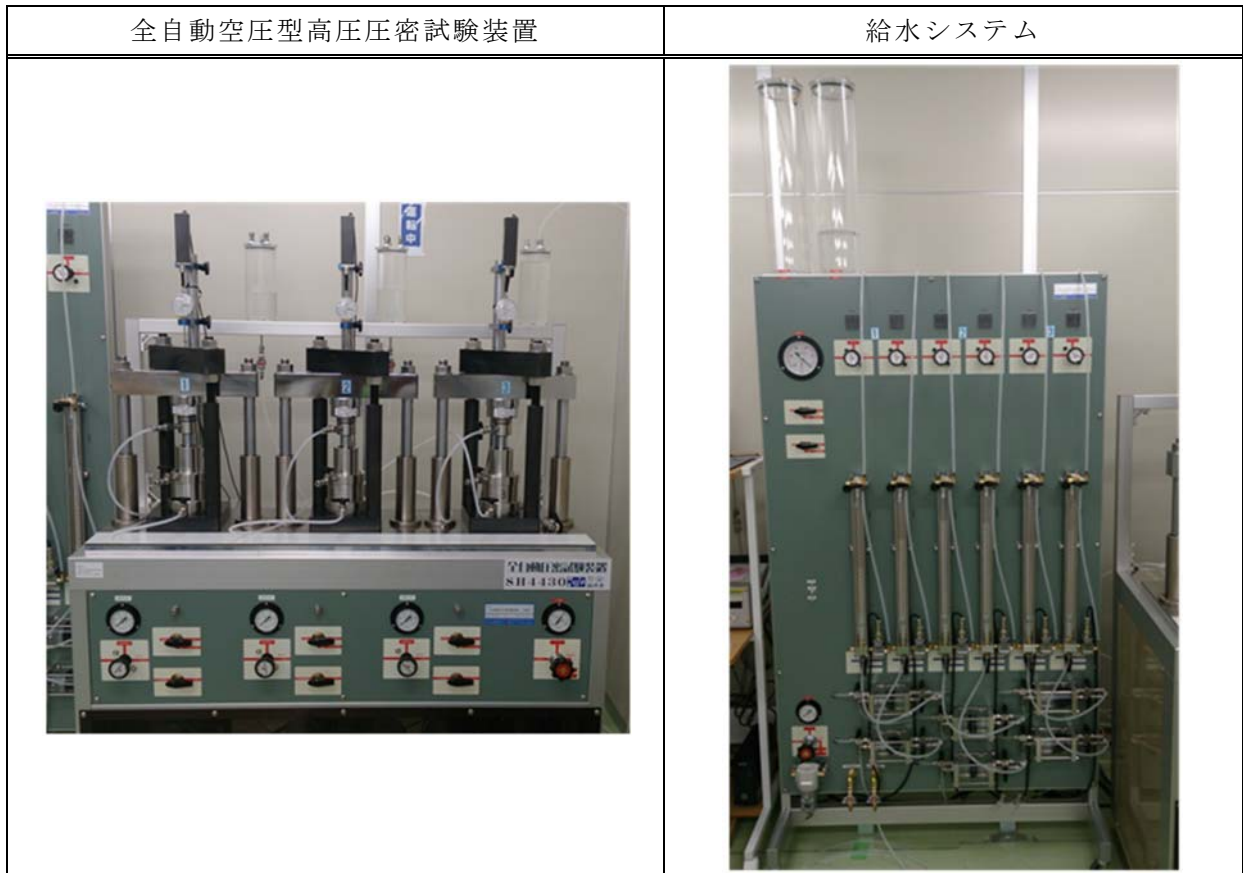
試験の概略手順を以下に示す。

1. 所定の含水比のケイ砂混合クニゲル V1 試料を万能試験機(オートグラフ)を用いて所定の供試体寸法および密度となるように圧縮成型する。
2. 全自動空圧型高圧圧密試験装置(表 4.2.3-14)を用いて、変形を拘束した状態で、供試体に給水し、膨潤圧を測定する。
3. 膨潤圧の経時変化より、膨潤圧が一定値に収束したと判断されたところで、供試体が飽和したと判断する。
4. 給水システム(表 4.2.3-14)を用いて、透水係数を測定する。
5. 膨潤圧を解放せず、圧密試験を開始する。
6. 表 4.2.3-13 に示す載荷条件にて載荷、除荷、再載荷を行う。各過程において供試体の軸変位の経時変化を測定する。各過程での圧密終了の確認は、3t 法により行う。
7. 試験終了後供試体を取り出し、乾燥させ乾燥重量を計測する。

③試験装置

圧密試験および透水試験を実施するため、表 4.2.3-14 に示す試験装置を整備した。全自動高圧圧密試験装置に給水システムを増設することにより、同一供試体を用いて圧密試験のみならず透水試験の実施を可能とした。

表4.2.3-14 試験装置



④試験スケジュール

試験スケジュールを表 4.2.3-15 に示す。試験スケジュールは試験ケースごとに実施する試験期間を検討し設定した。なお、試験は同一ケースを 3 本同時に実施することとする。

表 4.2.3-15 試験実施スケジュール

試験ケース	年度	H26 年度	H27 年度	H28 年度	H29 年度
	装置 No				
Case1 (1.8-30)	No. 1		←→		
	No. 2		←→		
	No. 3		←→		
Case2 (1.8-50)	No. 1			←→	
	No. 2			←→	
	No. 3			←→	
Case3 (1.6-50)	No. 1				←→
	No. 2				←→
	No. 3				←→

2) 試験の実施

① 膨潤圧試験

a. 試料の作成

Case1 の試験の緩衝材の仕様は乾燥密度 $\rho_d=1.8 \text{ Mg m}^{-3}$ 、ケイ砂混合率 $R_s=30 \text{ wt\%}$ とした。試験手順 1 として、秤量したベントナイトおよびケイ砂を混合した後、圧密試料リングに投入し万能試験機（オートグラフ）に設置により、所定の高さ（ $h=20 \text{ mm}$ ）になるまで圧縮成型した。圧縮成型した供試体を全自動空圧型高圧圧密試験装置に設置した。

b. 試験の開始

既往の試験実績では、供試体が飽和するまでに擁する時間は 500 時間～1500 時間程度と幅があることが報告されている（高治・鈴木, 1999）。本試験ではこの実績を参考に測定時間を 1500 時間と設定し、供試体が飽和と判断された時点で計測を終了することとした。

c. 膨潤圧測定結果

試験手順 2 として、圧縮成型した供試体に給水を行った。供試体の飽和過程における膨潤圧をロードセルにより測定した。各供試体に発生した膨潤圧の経時変化を図 4.2.3-19 に示す。各供試体とも給水直後から膨潤圧は上昇していきピークに達した後、一旦低下し、再び上昇傾向にあった。No.2 供試体は他に比べてやや高めの応力で推移した。このような膨潤圧のばらつきは載荷板と供試体の接触具合や容器側面に発生する摩擦などが原因として考えられるが、これまでの膨潤圧測定結果でもこの程度のばらつきは確認されている（高治・鈴木, 1999）。測定時間は 1500 時間まで設定していたが、1000 時間経過時において、膨潤圧は若干上昇傾向であるものの一定値に収束したと判断した。これにより供試体はほぼ飽和したと判断し、膨潤圧測定を終了した。

それぞれの供試体の圧密試験直前の膨潤圧（以後、膨潤圧とはこの値を差す。）は、供試体 No.1 で 1.56 MPa、供試体 No.2 で 1.83 MPa、供試体 No.3 で 1.59 MPa となった。

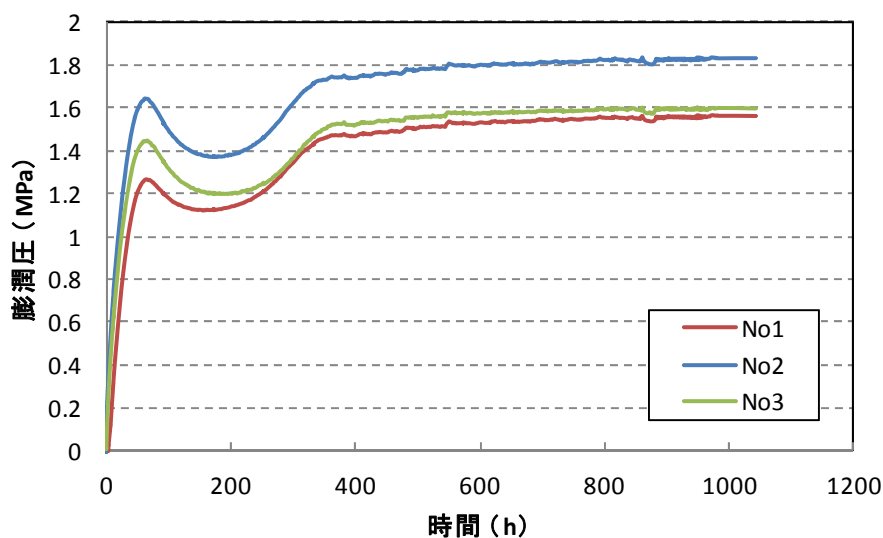


図 4.2.3-19 膨潤圧の経時変化 (Case1)

3) まとめ

使用済燃料直接処分における処分容器の自重沈下解析及び腐食膨張解析といった長期力学挙動評価には、新配合の緩衝材を対象とした力学特性および水理学的特性に関する評価が必要である。そこで、評価に必要な物性値を取得する試験を行うため、全自動空圧型高圧圧密試験装置および給水システムを整備した。

直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) のレファレンスの緩衝材仕様に対する新配合として、Case1 の試験 (乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%) を開始した。圧密試験における载荷加重の初期値 (膨潤圧) を取得するため膨潤圧測定の結果、膨潤圧は測定開始から 1000 時間経過時においてほぼ平衡となったことから供試体は飽和したと判断した。それぞれの供試体の膨潤圧は供試体 No. 1 で 1.56 MPa、供試体 No. 2 で 1.83 MPa、供試体 No. 3 で 1.59 MPa であった。

今後の予定として、同供試体を用いて透水試験を実施した後、圧密試験を開始する。

4.2.4 搬送・定置設備の概念設計

(1) 概要

人工バリアを地上施設から処分坑道まで搬送し、定置を行う搬送・定置設備は、人工バリアの形状、寸法、重量などだけでなく、豎置きあるいは横置きなどの定置方式、地下施設の構造やレイアウト、地質環境などの様々な条件を前提として設計を進める必要がある。その際、前提とする条件によって、搬送・定置設備に適用可能な技術も変わると考えられ、それぞれの条件に応じて候補技術を抽出し、それら候補技術を基に具体的な設備設計を進めることが合理的である。また、搬送・定置設備を構成する技術領域は、地層処分や原子力の領域だけに留まらず、物流や交通などの一般産業分野にて活用される技術の適用も期待できる。このような観点から、具体的な概念設計を開始する前段階として、搬送・定置設備の構成技術について幅広く抽出し、それらを技術オプションとして体系的に整理することとした。本取組みは、地上施設についても同様に進めることとし、4.2.6に後述する。

また、この技術オプションの体系的な整理の成果を活用した一例として、処分容器と処分容器と緩衝材で構成される人工バリアを予め一つのパッケージに組み込んだPEM(Prefabricated Engineered barrier system Module)方式の搬送・定置を対象とした設備の概念設計を行った。上述の人工バリア仕様、定置方式、地下施設仕様などを前提条件として、技術オプションの体系的整理結果から候補技術を抽出し、その技術を基にPEM容器およびPEM方式の搬送・定置設備の設備概念を具体化し、実現可能性について評価を行った。なお、ここでは人工バリアの定置方式は、横置き方式を対象とした。

(2) 技術オプションの体系的整理

1) 検討手順

処分施設の設計フローにおける本技術オプション整理の位置付けについて、図4.2.4-1に示す。本フローは、直接処分第1次取りまとめにおいて示した地下施設の設計フロー（原子力機構，2015）をベースに作成したものである。図中に示すように、技術オプションの体系的整理は、搬送・定置設備の概念設計の前段に位置する。技術オプションの体系的整理結果を活用し、上位となる処分場の概念、人工バリアの仕様などを条件として、技術オプションの中から適用候補となる技術の絞り込みを行うとともに、また、それぞれの技術の特徴に基づき設計における着目点や開発課題などを設計情報として明確化する。これらの情報は、設備概念設計のインプット情報となり、合理的に設備の概念設計を進めることへ寄与できると考えられる。

また、図4.2.4-1に示した技術オプションの体系的整理の取り組みの手順を更に詳細化し、図4.2.4-2に実施フローとして示す。図中には検討に当たってのインプットや引用データ、および検討の結果作成した整理表などのアウトプットについても示した。本報告では、この手順を以下で詳細に記述し、検討結果から体系的に整理された技術データについては、その一部を例として示す。なお、実施フロー図の5項目目の検討ステップ“技術オプションの有効性評価の項目と指標の設定”については、(3)項のPEM方式搬送・定置設備の概念検討にて実施する。

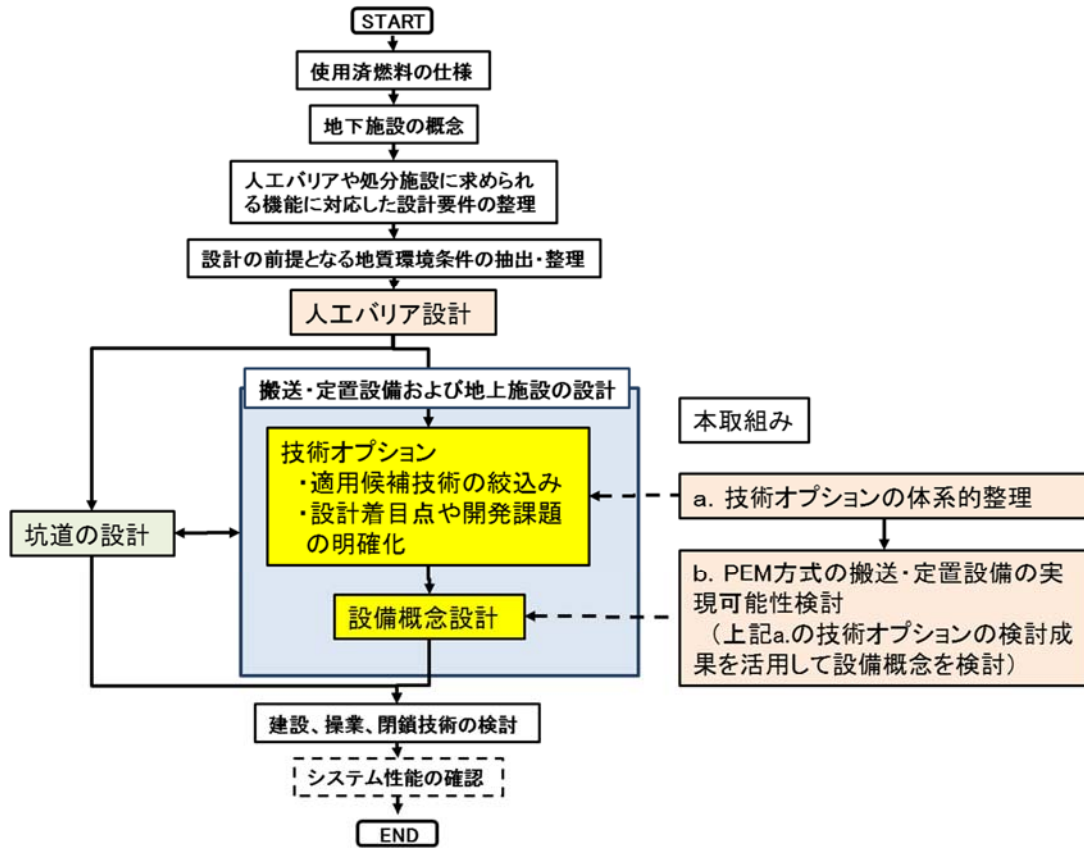


図 4.2.4-1 処分施設の設計フローにおける技術オプション整理の位置付け

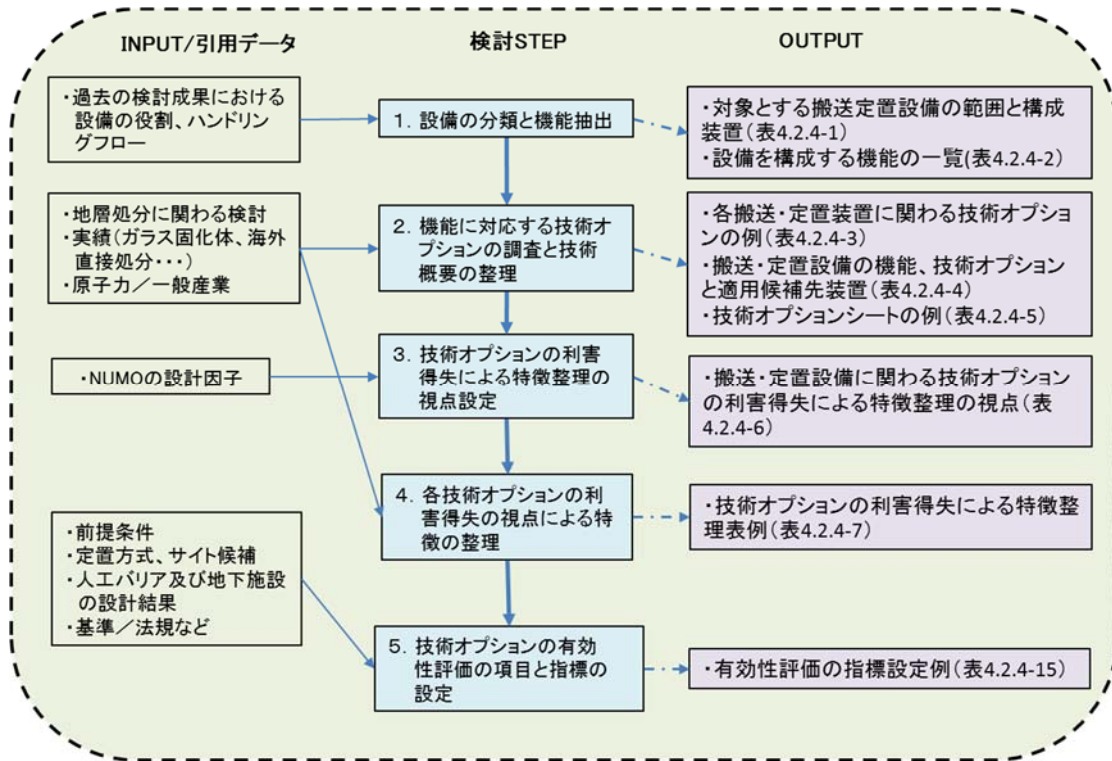


図 4.2.4-2 技術オプションの体系的整理実施フロー

2) 設備の分類と機能抽出

①設備範囲と構成装置

搬送・定置設備の技術オプションの調査・抽出を行うに当たって、対象とする搬送・定置設備の範囲と構成装置を表 4.2.4-1 に示した。処分場と地下坑道の概念については、平成 25 年度の本事業の設定（原子力機構，2014）と同様に地下施設のアクセス坑道、連絡・主要坑道、処分坑道における搬送・定置設備を対象範囲とし、構成装置を坑道毎に整理した。また、地下施設にはアクセス坑道で搬送してきた廃棄体や緩衝材を連絡・主要坑道へ搬送するために設備間で積替え作業を行う坑底施設が存在する。この積替えに必要なとなる設備は、連絡・主要坑道の構成装置に含めて整理を行うこととした。同様に、連絡・主要坑道から搬送してきた廃棄体や緩衝材を処分坑道へ搬送し、かつ、定置を行うために設備間で積替え作業が必要となる場合が想定される。この積替えに必要なとなる設備についても、連絡・主要坑道の構成装置に含めて整理を行うものとした。

構成装置は、平成 25 年度に検討した地下施設における廃棄体や緩衝材のハンドリングフロー（原子力機構，2014）などを参考とし、21 種の構成装置を設定した。

②機能の抽出

表 4.2.4-1 に示す構成装置のそれぞれについて、装置が保有する機能を洗い出し、表 4.2.4-2 に機能の一覧として示す。各装置が保有する機能は装置間を超えて共通となるものが多いため、最初に装置と機能の関連付けを行い、機能を軸として技術オプションの洗い出しを行った。また、ここで抽出した機能は、人工バリアの仕様、定置方式、地下施設の仕様などの条件や仕様を限定せず、想定されるものをすべて包括できるような観点で広く洗い出した。なお、各装置の運転や制御に関わる監視、検知、測定、操作の各機能については、各装置で共通であり、また、使用済燃料直接処分に限らず地層処分としても共通の機能であるため、今年度の検討範囲からは除外した。

表 4.2.4-1 対象とする搬送・定置設備の範囲と構成装置

分類		技術区分 (装置)
地下施設	アクセス坑道 (立坑)	①アクセス坑道 (立坑) 廃棄体搬送装置
		②アクセス坑道 (立坑) 緩衝材搬送装置
		③アクセス坑道 (立坑) 隙間充填材搬送装置
	アクセス坑道 (斜坑)	④アクセス坑道 (斜坑) 廃棄体搬送装置
		⑤アクセス坑道 (斜坑) 緩衝材搬送装置
		⑥アクセス坑道 (斜坑) 隙間充填材搬送装置
	連絡・主要坑道 (アクセス坑道－連 絡・主要坑道)	⑦連絡・主要坑道廃棄体積替え装置
		⑧連絡・主要坑道廃棄体傾転装置
		⑨連絡・主要坑道緩衝材積替え装置
		⑩連絡・主要坑道緩衝材傾転装置
		⑪連絡・主要坑道隙間充填材積替え装置
	連絡・主要坑道 (連絡・主要坑道-処 分坑道(処分孔))	⑫連絡・主要坑道廃棄体搬送装置
		⑬連絡・主要坑道緩衝材搬送装置
		⑭連絡・主要坑道隙間充填材搬送装置
		⑮処分坑道廃棄体積替え装置
		⑯処分坑道緩衝材積替え装置
	処分坑道	⑰処分坑道隙間充填材積替え装置
		⑱処分坑道廃棄体搬送・定置装置(縦置き/横置き定置)
		⑲処分坑道緩衝材搬送・定置装置(縦置き/横置き定置)
		⑳処分坑道緩衝材原位置締固め装置(縦置き)
		㉑処分坑道隙間充填材搬送装置・充填装置

表 4.2.4-2 装置を構成する機能一覧

機能名称	機能内容
走行機能	対象物（廃棄体、緩衝材、隙間充填材等）を坑道内で移動させるための機能
走行（駆動）機能	走行機能のうち、装置を駆動させるために装置内に具備される動力源（牽引や圧縮空気などの装置外部設備により駆動されるものは含まないものとする。）となる機能
積替え機能	対象物（廃棄体、緩衝材、隙間充填材等）を次工程の装置や設備に積替えるための機能
傾転機能	対象物（廃棄体、緩衝材）の姿勢（縦姿勢、横姿勢）を変える、あるいは、回転させるための機能
遮へい機能	廃棄体から装置外部へ放射される放射線の線量を低減させるために、装置内に具備される機能
把持機能	対象物（廃棄体、緩衝材）を装置内の特定位置に保持する機能
昇降・定置機能	把持された対象物（廃棄体、緩衝材）を処分坑道定置場所に定置するための機能
締固め機能	原位置締固め方式を用いた場合に、処分坑内へ供給された緩衝材を締め固めるための機能
締固め周辺機能	原位置締固め方式を用いた場合に、廃棄体を定置する孔の形成、緩衝材の処分孔内への供給、処分孔掘削後の掘削残土等を処分孔外へ搬出し処分孔を清掃するためなどの周辺機能
隙間充填機能	廃棄体と緩衝材、緩衝材と処分坑道や処分孔にある隙間を充填するための機能

3) 機能に対応する技術オプションの調査と技術概要の整理

①機能に対応する技術オプションの調査

表 4.2.4-1 の構成装置が保有する機能の洗い出し後、それぞれの機能に対して、適用候補となる技術を技術オプションとして広く調査した。表 4.2.4-3 にその一例を示す。本表は処分坑道で操業する 4 つの装置（表 4.2.4-1⑱～㉑）についての調査例である。表 4.2.4-1 に示す 21 の構成装置すべてに対してこのような調査を行った。また、表 4.2.4-2 に示す機能に対する技術オプション、更にそれらの適用候補先装置の関係を整理した結果を表 4.2.4-4 に示す。表中の○印は各技術オプションの適用先候補装置であり、走行機能、走行（駆動）機構、遮へい機能、積替え機能などの技術オプションについては、複数の装置に○印が付いていることから、共通となる機能であることが、この表においても示されている。

②技術概要の整理

調査した技術オプションについて概要を把握するために、特徴、ニーズ、モチベーション、および技術的な課題に分類し、その結果をシートに整理した。技術オプションの例として、表 4.2.4-5 に走行機能の無軌条ータイヤ方式の技術オプションシートを示す。このようなシートへ技術情報を蓄積し、新たな技術の追加や技術開発の進展にともなう更新を都度行うことで、情報データベースとして継続的に活用を図ることが可能となる。

表 4.2.4-3 各搬送・定置装置に関わる技術オプションの例

分類		技術区分 (装置)	機能	技術オプション (個別技術)	
地下施設	処分坑道	廃棄体搬送定置装置 (縦置き/横置き定置)	走行機能	軌条式	鉄レール タイヤ
				無軌条式	タイヤ クローラ
			走行(駆動)機能	電動機-バッテリー	
				電動機-架線給電	
				電動機-ケーブルリール	
				内燃機関	
			把持機能	押込み	
				把持部吊り下ろし	
				片持ち吊り下ろし	
				真空吸引	
				電磁石	
				エアベアリング	
	ウォーターベアリング				
	フォーク				
	昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ			
		油圧シリンダ			
		エアベアリング			
		ウォーターベアリング			
	傾転機能	機械式傾転/油圧式傾転			
	処分坑道	緩衝材搬送定置装置 (縦置き/横置き定置)	走行機能	軌条式	鉄レール タイヤ
				無軌条式	タイヤ
			走行(駆動)機能	電動機-バッテリー	
				電動機-架線給電	
				電動機-ケーブルリール	
内燃機関					
把持機能			真空吸引		
			機械式把持		
			フォーク		
昇降・定置機能			ベルトコンベア		
			ワイヤ+ウィンチ		
			テレスコピック		
処分坑道	緩衝材原位置締固め装置 (縦置き)	緩衝材供給機能	ホッパー エア		
		処分孔清掃機能	バキューム吸引		
		締固め機能	静的プレス		
			衝撃方式(重錘、ランマー)		
			衝撃方式(油圧、空圧ハンマー)		
			振動方式		
廃棄体孔構築機能	吹付け方式				
	可縮内型枠方式 緩衝材掘削方式				
処分坑道	隙間充填材搬送装置・充填装置	走行機能	軌条式	鉄レール タイヤ	
			無軌条式	タイヤ	
		走行(駆動)機能	電動機-バッテリー		
			電動機-架線給電		
			電動機-ケーブルリール		
			内燃機関		
隙間材充填機能	注入				

表 4.2.4-4 搬送・定置設備の機能、技術オプションと適用候補先装置

機能	分類 装置	アクセス坑道(立坑)			アクセス坑道(斜坑)			連絡・主要坑道 (アクセス⇒主要)					連絡・主要坑道 (連絡⇒処分坑)					処分坑道				
		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫	⑬	⑭	⑮	⑯	⑰	⑱	⑲	⑳	㉑
技術オプション																						
走行機能	空気カプセル (カプセル含む)	○	○	○	○	○	○															
	エレベータ	○	○	○																		
	エアロベイヤ (紛体輸送機)			○			○								○							
	ベルトコンベア			○			○								○							
	コンテナ (フレキシブルコンテナ含む)			○																		
	軌条-鉄レール				○	○							○	○						○	○	○
	軌条-タイヤ				○	○							○	○						○	○	○
	軌条-インクライン				○	○							○	○								
	無軌条-タイヤ				○	○							○	○						○	○	○
無軌条-クローラ				○	○							○	○						○			
走行(駆動)機能	電動機-バッテリー				○	○						○	○						○	○	○	
	電動機-架線給電				○	○						○	○						○	○	○	
	電動機-ケーブルリール				○	○						○	○						○	○	○	
	内燃機関				○	○						○	○						○	○	○	
遮へい機能	遮へい体(輸送容器)	○			○			○	○			○										
積替え機能	クレーン							○	○		○				○	○	○					
	真空吸引							○	○						○	○						
	電磁石							○							○							
	フォーク							○	○						○	○						
	エアロベイヤ (紛体輸送機)											○					○					
	ベルトコンベア							○	○		○				○	○	○					
	親子台車								○						○	○						
把持機能	押込み																		○			
	把持部吊り下ろし																		○			
	片持ち吊り下ろし																		○			
	真空吸引																		○	○		
	電磁石																		○			
	エアベアリング																		○			
	ウォーターベアリング																		○			
	フォーク																		○	○		
	ベルトコンベア																		○	○		
機械式把持																			○			
傾転機能	ガントリータイプクレーン								○		○											
	反転台車								○		○											
	機械式傾転/油圧式傾転																			○		
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ																		○	○		
	油圧シリンダ																		○			
	エアベアリング																		○			
	ウォーターベアリング																		○			
	テレスコピック																			○		
締固め機能	静的プレス																				○	
	衝撃方式(重錘、ランマー)																				○	
	衝撃方式(油圧・空圧ハンマー)																				○	
	振動方式																				○	
	吹付け方式																				○	
締固め周辺機能	緩衝材供給	ホッパー																			○	
		エアー																			○	
	処分孔清掃	パキューム吸引																			○	
	廃棄体孔構築	可縮内型枠方式																			○	
	緩衝材掘削方式																				○	
隙間材充填機能	注入																				○	
装置の種類	アクセス坑道の搬送・定置装置		連絡・主要坑道の搬送・定置装置									処分坑道の搬送・定置装置										
	①アクセス坑道(立坑) 廃棄体搬送装置 ②アクセス坑道(立坑) 緩衝材搬送装置 ③アクセス坑道(立坑) 隙間充填材搬送装置 ④アクセス坑道(斜坑) 廃棄体搬送装置 ⑤アクセス坑道(斜坑) 緩衝材搬送装置 ⑥アクセス坑道(斜坑) 隙間充填材搬送装置		⑦連絡・主要坑道廃棄体積替え装置 ⑧連絡・主要坑道廃棄体傾転装置 ⑨連絡・主要坑道緩衝材積替え装置 ⑩連絡・主要坑道緩衝材傾転装置 ⑪連絡・主要坑道隙間充填材積替え装置 ⑫連絡・主要坑道廃棄体搬送装置 ⑬連絡・主要坑道緩衝材搬送装置 ⑭連絡・主要坑道隙間充填材搬送装置 ⑮処分坑道廃棄体積替え装置 ⑯処分坑道緩衝材積替え装置 ⑰処分坑道隙間充填材積替え装置									⑱処分坑道廃棄体搬送装置(縦置き/横置き定置) ⑲処分坑道緩衝材搬送装置(縦置き/横置き定置) ⑳処分坑道緩衝材原位置締固め装置(縦置き) ㉑処分坑道隙間充填材搬送装置										

表 4.2.4-5 技術オプションシートの例（無軌条タイヤ）

技術オプションシート	
技術オプション(名称)	無軌条タイヤ
機能(名称)	走行機能
<p>I. 技術の概要</p> <p>○原動機の動力によって車輪を回転させ、路上を走行する技術である。車体上に各種機能の持った機械装置を備えることによって、多種多様な車両が利用されている実用技術である。原動機には軽油や天然ガス等の内燃機関、電動機が用いられている。車輪は主にゴムを主材料としており、衝撃の緩和や走行安定性の向上に役立っている。</p> <p>○遠隔操作、自動運転の実績では、露天掘り鉱山で無人ダンプトラック運行システムが実践されており、目標となる走行コースと速度情報は、中央管制室から無線でダンプトラックに自動配信され、ダンプトラックはGPSおよび推測航法で自身の位置を把握しながら、目標コースを目標速度で走行するシステムとなっている。また、工場等における無人搬送車(AGV:Automatic Guided Vehicle)のように、非接触の反射テープを搬送路に取付け、AGVからの反射光を検出、追従して自動走行する技術も、一般産業において実用化されている。(日本機械学会、2005)</p> <p>○トンネル工事で良く用いられている装置および国内における返還ガラス固化体輸送キャスク用車両等の実績がある原子力分野での例を示す。</p> <p>図-1: 一般道路でも走行している車両で、掘削ズリ(岩盤を破碎したもの)出し等の作業用に使われているダンプトラック 図-2: 大きな断面のトンネルで用いられているオフロードダンプで、悪路でも走行でき、登坂能力35°で積載重量も大きい。例示の車両の最大積載重量は91tである。 図-3: 坑道内でズリ等を移動、小運搬するホイールローダ。 図-4: トンネル工事の際に、切羽でダイナマイト装薬用の孔を削孔するホイール式ドリルジャンボ(削孔機)、機械後方に給電のためのケーブルリールを有している。 図-5: 輸送キャスク用車両、多輪にして接地圧の減少、安定した走行を図っている。</p>	
<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;">  <p>図-1 ダンプトラックの例(日野プロファイアHP)</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p>図-2 オフロードダンプの例(コマツHP)</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p>図-3 ホイールローダの例(コマツHP)</p> </div> </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around; margin-top: 20px;"> <div style="text-align: center;">  <p>図-4 ホイール式ドリルジャンボの例(古川ロッドドリルHP)</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p>図-5 返還ガラス固化体輸送キャスク用車両(原環センター、2005)</p> </div> </div>	
<p>II. 技術の特徴</p> <ul style="list-style-type: none"> ・一般産業での実績や技術の蓄積が多い。 ・車体上の多様な機械装置を搭載し、多様な用途に利用することができる。 ・方向制御には操舵を用い、路面上を自在に動くことができる。 ・原動機の回転数の増減やクラッチを利用して、走行速度を自由に変更できる。 	
<p>III. ニーズ、モチベーション</p> <p>・一般産業の実績は多く、多様な用途への適用が可能なことから、国内でのガラス固化体地層処分における検討(原環センター、2005)や、海外における地層処分関連の搬送装置で採用されている例がある。</p>	
<p>III. 課題/留意点</p> <ul style="list-style-type: none"> ・技術課題は特に無い。 ・坑道の断面の大きさや曲率部の断面や曲率半径によって制約を受けるので、設計時に検討する必要がある。 	
<p>出典 (発行機関/著者、公開先/文献名、公開年月)</p>	<p>原環センター(2005):平成16年度地層処分技術調査等 遠隔操業技術高度化調査報告書 参考資料(技術メニュー)-遠隔溶接・検査技術- 遠隔ハンドリング・定置技術- 日本機械学会(2006):機械工学便覧 応用システム編 γ6編 交通機械 日野プロファイアHP: 日野プロファイア、http://www.hino.co.jp/profia/lineup/dump/index.html(平成27年2月13日閲覧) コマツHP:コマツ http://www.komatsu-kenki.co.jp/products/(平成27年2月13日閲覧) 古河ロッドドリルHP: 古河ロッドドリル、http://www.furukawarockdrill.co.jp/products/drilljumbo/jumbo-index.htm(平成27年2月13日閲覧)</p>

4) 技術オプションの利害得失による特徴整理の視点設定

調査・抽出した技術オプションは、利害得失の観点により、それぞれの特徴の整理を行った。この際、客観的分析となるように共通の視点を設定し、この視点に基づき特徴の整理を行った。なお、共通の視点が事業者の考える視点から逸脱しないようにするため、ここでは処分事業の実施主体である原環機構が処分場概念・技術オプションの特徴を比較するために設定した設計因子（原環機構，2011a）をベースとして用いた。表 4.2.4-6 は原環機構の設計因子に基づいて設定した搬送・定置設備の特徴整理の視点およびその視点の具体的内容を示す。なお、搬送・定置装置の稼働とそれによる影響が操業期間に限定されることから、「閉鎖後長期の安定性」の「放射性物質の移行」、「サイト調査とモニタリング」および「環境影響」については、ここで設定する視点から除外した。

5) 各技術オプションの利害得失による特徴の整理

表 4.2.4-6 で示した共通の視点に基づき、利害得失の観点によりそれぞれの特徴の整理を行った。一例として、走行機能の無軌条タイヤの特徴について整理した結果を表 4.2.4-7 に示す。表の左半分が表 4.2.4-6 の特徴整理の視点の具体的内容であり、右半分はそれぞれの視点に対する技術オプションの調査結果を集約したものである。ここでは、特定の装置や特定の条件を設けずに搬送・定置設備全体を網羅するように広く調査し、整理を行った。また、調査結果については、その根拠となる出典についても掲載した。

この特徴の整理は、表 4.2.4-4 に示したすべての技術オプションに対して実施した。各技術オプションに対して作成した整理表については、表 4.2.4-5 の技術オプションシートの情報と合せて蓄積し、定置方式や人工バリアの仕様が前提条件として示された場合に、これらの基盤情報と照し合せて、技術オプションの適用性の評価を行うことを可能とする。この適用性評価の具体的な試行については次の(3)4)項に記す。

表 4.2.4-6 搬送・定置設備に関わる技術オプションの利害得失による特徴整理の視点(1/2)

設計因子		搬送・定置設備の特徴整理の視点	特徴整理の視点の具体的内容
閉鎖後 長期の 安定性	放射性物質 の移行	-	-
	人工バリア の長期安定 性	・ニアフィールドにおける残置物 と人工バリアとの相互作用	・発生する残置物の種類(コンクリート、金属など)、量
操業安 全性	放射線安全	・遮蔽の有無 ・放射線による装置への影響の 可能性	・廃棄体や装置の遮蔽による作業領域の非管理区域化の可否 (廃棄体表面で 2m Sv h ⁻¹ 、表面から 1 m の位置で 100 μSv h ⁻¹ の 基準値への適合により判定) ・廃棄体からの放射線による影響とその大きさ(装置や材料の劣 化、および故障、誤動作の発生)
	一般労働安 全	・装置稼働時の作業環境 ・装置による災害の危険性	・振動騒音、排気ガスの発生の有無 ・装置に起因する火災、爆発・衝突・積荷の落下等の災害発生の 可能性
工学的 成立性 / 品質 保証	工程	・装置の作業速度・作業時間	・装置が役割を発揮するために必要となる速度や時間(走行機能 の場合は搬送速度、昇降・定置機能の場合は作業あたりの時間 など)
	定置作業性	・搬送・定置装置の適用範囲 定置方式、緩衝材、坑道種 類、処分深度 ・定置装置稼働部の空間的制 約 ・緩衝材搬送・定置、廃棄体搬 送・定置装置の能力 能力、遠隔操作性、作業精 度、作業時の振動	・定置方式(竖置き、横置きなど)への適応性
			・緩衝材の形状や方式(ブロック方式、一体型方式など)への適応 性
			・各坑道(立坑、斜坑、水平坑道)への適応性
			・広範囲の処分深度への適応性
			・装置の大きさ、および作業時の作業範囲の大きさ(それぞれ坑道 断面の大きさや形状への影響を含む)
			・性能(必要とする機能を発揮するための能力) 例)対象物(形状、寸法、重量、材質)の搬送・定置能力/斜坑の登 坂能力など
			・遠隔操作、自動運転に関する実績
			・作業精度(走行機能では停止精度、昇降・定置機能では定置精 度など)
	・作業時に対象物に発生する振動や衝撃の大きさ		
技術開発の 進展	・技術レベルおよび課題の難易 度	・基準を設けて技術レベルと難易度を判定 技術レベル:実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験 レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベルで分類、 課題の難易度:実現性に影響する重要課題の数および課題対 策の方法や技術の難易度を評価	
効率性(物 流)	・搬送・定置の作業量	・上記の工程因子にて評価	
地下環境へ の適応性	・想定される地下環境条件への 適用性 ・閉鎖狭隘空間、坑内温度・湿 度・湧水・路盤	・坑道内仮設物の設置要否と設置内容(装置以外の空間確保の 必要性)	
		・装置稼働に対し、坑道内温度や廃棄体の表面温度、処分容器 表面温度などの温度が及ぼす影響と制約	
		・装置稼働に対し、坑道内湿度(ほぼ湿度 100 %)が及ぼす影響 と制約	
		・坑道上部からの湧水への適応性(適用可能な湧水量) ・坑道内の路盤の段差や起伏に対する適応性	

表 4.2.4-6 搬送・定置設備に関わる技術オプションの利害得失による特徴整理の視点(2/2)

設計因子	搬送・定置設備の特徴整理の視点	特徴整理の視点の具体的内容
工学的信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・操業作業の地質環境条件の不確実性に対する柔軟性 ・操業条件(1日当たりの定置廃棄体数)の変化に対する柔軟性 ・故障時の重大災害に対する信頼性 	<ul style="list-style-type: none"> ・装置稼働に必要な坑道底部岩盤の地耐力 ・様々な作業速度および作業時間設定に対する柔軟性 ・動力停止時の事故・トラブルの発生可能性(装置の暴走や搬送物の落下・転倒など)
サイト調査とモニタリング	-	-
回収可能性	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置後の再移動のしやすさ 	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置作業の逆工程による廃棄体回収の成立性
環境影響	-	-
社会経済的側面	<ul style="list-style-type: none"> ・ステークホルダーの受容性 	<ul style="list-style-type: none"> ・技術レベルを設けて判定 技術レベル: 実用レベル(他分野で十分実績がある)、実証実験レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベル

表 4.2.4-7 技術オプションの利害得失による特徴整理表例（走行機能；無軌条－タイヤ）（1/2）

搬送・定置設備の技術オプションの利害得失の調査項目			無軌条－タイヤ	
設計因子		具体的内容	調査結果	出典
閉鎖後長期の安定性	放射性物質の移行	—	—	—
	人工バリアの長期安定性	・発生する残置物の種類（コンクリート、金属など）、量	・残置物について、装置以外の周辺設備を伴わずに走行できるため、残置物の発生はない。	②
操業安全性	放射線安全	・廃棄体や装置の遮へいによる作業領域の非管理区域化の可否（廃棄体表面で2 mSv h ⁻¹ 、表面から1 mの位置で100 μSv h ⁻¹ の基準値への適合により判定）	・非管理区域化の可否は、装置全体における廃棄体周囲への遮へい具備によるため、本技術の選定は可否に影響しない。	②
		・廃棄体からの放射線による影響とその大きさ（装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生）	・放射線の影響による装置の材料劣化と故障、誤動作はないと考えられる。 ・タイヤ材質への放射線による材料劣化については、検証が必要である。	②
	一般労働安全	・振動騒音、排気ガスの発生の有無 ・装置に起因する火災、爆発・衝突・積荷の落下等の災害発生の可能性	・走行（駆動）機能に内燃機関を選択する場合には排気ガスが発生するが、トンネル工事の実績から換気等で対策が可能である。 ・装置周辺への振動影響では、土木工用機械における振動値の目安として、ダンプトラックにおける値が記載されている（5 mの距離で42～69 dB）、振動対策については、搬送定置装置の台車側での対応（ダンパ等制振機能）などの対策がある。 ・タイヤは可燃物であり、装置に起因する災害としては火災等が想定され、検討、対策が必要である。	② ③ ④
工学的成立性/ 品質保証	工程	・装置が役割を發揮するために必要となる速度や時間（走行機能の場合は搬送速度、昇降・定置機能の場合は作業あたりの時間など）	・走行速度について、トンネル工事では坑内作業安全のため、ダンプトラックに坑内速度20 km h ⁻¹ や30 km h ⁻¹ の制限速度を設けて運用しているが、低速から高速までの搬送が可能である。 ・油圧駆動式120 t積キャリアーでは最高車速25 km h ⁻¹ 、ロケット運搬台車（積載650 t/台）は最速車速4 km h ⁻¹ である。	② ⑤ ⑦
	定置作業性	・定置方式（縦置き、横置きなど）への適応性	・対象物の形状や大きさに合わせた台車とするため、縦置き、横置き方式のいずれにも適用できる。	②
		・緩衝材の形状や方式（ブロック方式、一体型方式など）への適応性	・対象物の形状や大きさに合わせた台車とするため、緩衝材の形状や方式のいずれにも適用できる。	—
		・各坑道（立坑、斜坑、水平坑道）への適応性	・斜坑、水平坑道に適用できるが、車両の登坂性能には限界がある。 ・立坑には適用できない。	—
		・広範囲の処分深度への適応性	・処分深度に到達するための斜坑長などの走行距離に対する制約はなく、広範囲の処分深度に適用できる。	②
		・装置の大きさ、および作業時の作業範囲の大きさ（それぞれ坑道断面の大きさや形状への影響を含む）	・装置の大きさはタイヤ、台車、駆動装置からなり、対象物の大きさや重さが大きくなるに従い、装置も大きくなる傾向にあると考えられる。 ・作業時と作業以外での装置の大きさ、作業範囲に変化はない。	②
		・性能（必要とする機能を發揮するための能力）例）対象物（形状、寸法、重量、材質）の搬送・定置能力/斜坑の登坂能力など	・トンネル工事で使われているダンプトラックでは積載20 tから91 tまでの種類、また、ロケット運搬台車では積載650 tのものが実用化されている。 ・対象物の形状、寸法、重量、材質に合わせた車両の実績があり、搬送力が高い。例えば、オフロードダンプ、返還ガラス固化体輸送キャスク用車両、ロケット運搬台車など。 ・一般の20 tダンプトラック（タイヤ方式）における斜路の登坂能力は、一般的な目安の例として10 %程度とされているが、オフロードダンプでは35°の例もある。	② ⑤ ⑥ ⑦
		・遠隔操作、自動運転に関する実績	・露天掘り鉱山で無人ダンプトラック運行システムが実用化されており、一般産業での実績がある。目標となる走行コースと速度情報は、中央管制室から無線でダンプトラックに自動配信され、ダンプトラックはGPSおよび推測航法で自身の位置を把握しながら、目標コースを目標速度で走行できるシステムとなっている。 ・ロケット運搬台車では、全自動精密誘導システムも導入され、出発地から目的へ、ロケットの垂直性を保ちながら、目的点に数十[mm]の精度で移動している。	② ⑤ ⑧
		・作業精度（走行機能では停止精度、昇降・定置機能では定置精度など）	・停止精度は、装置重量、速度、ブレーキ技術、停止位置検知技術、坑道底面状態等により異なるが、全自動精密誘導システムを有する上記のロケット運搬台車で数十[mm]である。一方、人が運転する自動車では20～30 cmの誤差があると考えられる。	② ⑧
		・作業時に対象物に発生する振動や衝撃の大きさ	・積荷に与える振動について、国交省の実験ではトレーラ輸送で平均2.3 G、最大11.2 G程度でレールより大きい、道路（坑道）面の影響が大きいと言える。 ・衝撃や振動対策については、搬送定置装置の台車側での対応（ダンパ等制振機能）により、抑えることが可能である。	② ③ ④

表 4.2.4-7 技術オプションの利害得失による特徴整理表例（走行機能；無軌条－タイヤ）（2/2）

搬送・定置設備の技術オプションの利害得失の調査項目		無軌条－タイヤ		
設計因子	具体的内容	調査結果	出典	
工学的成立性/ 品質保証	技術開発の進展	・基準を設けて技術レベルと難易度を判定 技術レベル:実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベルで分類、 課題の難易度・実現性に影響する重要課題の数および課題対策の方法や技術の難易度を評価	・一般産業においてトレーラ等の多くの実績がある。原子力分野ではガラス固化体輸送キャスク等の実績の種々実績があり、技術レベルは実用レベルで技術的蓄積も多いと考えられる。	②
	効率性(物流)	・上記の工程因子にて評価	(工程因子の調査結果参照)	② ⑤ ⑦
	地下環境への 適応性	・坑道内仮設物の設置要否と設置内容(装置以外の空間確保の必要性)	・装置以外の周辺設備を伴わずに走行できるため、坑道内に走行のための仮設物は不要である。	②
		・装置稼働に対し、坑道内温度や廃棄体の表面温度、処分容器表面温度などの温度が及ぼす影響と制約	・トンネル工事では労働安全衛生法から坑内温度は37℃以下にすることが規定されており、技術はその規制の下、トンネル工事で一般的に用いられている。また、自動車等での実績から坑内温度(-20℃~60℃程度を想定)でも稼働できると考えられる。また、処分容器とタイヤ部は距離があるため、廃棄体表面温度の影響は低いと考えられる。	① ②
		・装置稼働に対し、坑道内湿度(ほぼ湿度100%)が及ぼす影響と制約	・トンネル工事で使われていることから、坑道内の湿度状況(ほぼ100%)でも稼働できると考えられる。	②
	・坑道上部からの湧水への適応性(適用可能な湧水量)	・露天でも運用されており、坑道からの湧水に対する適応性について問題は無い。	②	
	・坑道内の路盤の段差や起伏に対する適応性	・坑道の路面がアスファルトやコンクリート路盤であれば通常の走行が可能、トンネル工事のような掘削ズリを敷き並べた砂利路盤でも速度は抑えられるが、走行が可能である。 ・岩盤掘削面を直に走行する場合、段差や掘れ込み程度により走行が難しくなることが考えられる。例えば、タイヤが乗り越えられずに動けない、振動が大きい ため搬送速度が極端に小さくなるなど。	②	
工学的信頼性	・装置稼働に必要な坑道底部岩盤の地耐力	・タイヤの接地圧が岩盤の地耐力を超える場合には、タイヤ数を増加させることによりタイヤの接地圧を小さくすることが可能であるため、数値的には捉えられないが、地耐力に対する柔軟性はある。 ・トンネル工事では岩盤が頁岩や蛇紋岩などの場合、路盤が泥濘化することにより施工機械のトラフカビリティ低下や作業環境の悪化の例がある。	②	
	・様々な作業速度および作業時間設定に対する柔軟性	・移動速度の範囲は広い。低速から高速まで変更することが可能で柔軟性は高い。	②	
	・動力停止時の事故・トラブルの発生可能性(装置の暴走や搬送物の落下・転倒など)	・走行時のブレーキ故障、暴走対策としては、搬送路への退避路や緩衝体の設置や、通常ブレーキ系統以外の安全ブレーキ系統の付加、二重化などが挙げられる。	②	
サイト調査とモニタリング	—	—	—	
回収可能性	・搬送・定置作業の逆工程による廃棄体回収の成立性	・搬送・定置後の再移動のし易さについて、本技術は前進、後進の選択ができ、逆走には問題がない。	②	
環境影響	—	—	—	
社会経済的側面	・技術レベルを設けて判定 技術レベル:実用レベル(他分野で十分実績がある)、実証実験レベル、基礎(要素)試験レベル、机上検討レベル)	・一般産業においてトレーラ等の実績がある。原子力分野ではガラス固化体輸送キャスク等の実績の種々実績があり、技術レベルは実用レベルである。	②	

出典：①原子力機構（2014）、②原環センター（2005b）、③国土交通省（2008）、④山崎建設工業（株）HP、
⑤コマツ HP、⑥（株）タダノ HP、⑦川崎重工（株）HP、⑧三菱重工（株）HP

(3) PEM 方式搬送・定置設備の概念検討

1) 前提条件

横置き方式で PEM 方式による定置を前提として、搬送・定置設備の概念検討を行う。前提条件を以下のように設定した。

①人工バリア条件

搬送・定置設備の概念検討の前提とする人工バリアについては、直接処分第 1 次取りまと

めで設定したレファレンスケース（原子力機構，2015）とする。図 4.2.4-3 にレファレンス仕様を示す。人工バリアは、PWR 使用済燃料集合体 2 体を処分容器に封入した廃棄体の周囲を 0.7 m の緩衝材が覆うものとなる。処分容器の材質は炭素鋼である。

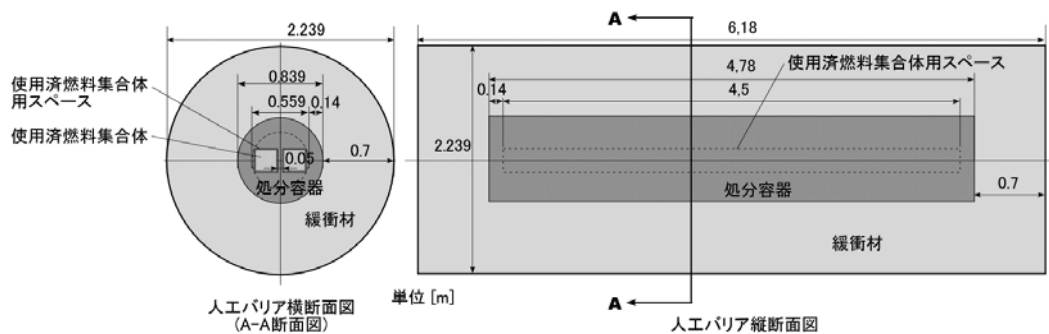


図 4.2.4-3 人工バリアのレファレンス仕様

また、本検討の中で処分容器のオプションとして腐食代に銅を用いたより長寿命の複合容器を用いた場合の搬送・定置設備への影響について検討を行う。その際の処分容器としては基本的な仕様は本レファレンスと同様とし、腐食代部分(40 mm 厚さ)のみが炭素鋼から同じ厚さの銅に変更された処分容器とした。

②坑道概念および検討装置

地下施設の坑道概念は、平成 25 年度の本事業で設定したもの（原子力機構，2014）と同様の搬送経路と地下坑道の構成を前提とし、アクセス坑道、坑底施設、連絡・主要坑道、処分坑道から構成されるものとした。また、装置の概念検討の範囲についても平成 25 年度の検討と同様に以下に示す二つの坑道にて操作するそれぞれの装置とし、装置の概念検討結果をブロック定置方式と PEM 方式との間で比較可能とした。

- ・ 処分坑道： 処分坑道 PEM 搬送・定置装置
- ・ 連絡・主要坑道： 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置

2) 検討手順

概念検討は次の手順で行うものとする。候補技術の抽出においては、前項にて実施した技術オプションの体系的整理結果を活用する。

- ① 開発事例の概要
- ② PEM 容器の概念検討
- ③ PEM 容器の遮へい機能評価
- ④ 候補技術の抽出
- ⑤ 装置の概念検討
- ⑥ 実現可能性の評価
- ⑦ 複合処分容器搬送・定置設備への影響

3) 開発事例の概要

概念検討を行うに当たって、国内外の PEM 容器や PEM の搬送・定置設備の開発概要を調査

した。国内では高レベル放射性廃棄物地層処分を対象に、地上施設において廃棄体と人工バリアであるオーバーパックおよび緩衝材を鋼製の容器内に一体化したモジュールを製作し、そのモジュールを地下施設に搬送し、定置する方法が検討されている。この方式が PEM 方式と呼ばれ、人工バリアの定置方式の有望な選択肢の一つとされている。PEM 方式は、地上施設で人工バリアを鋼製容器内に収納することから多様な作業環境（湧水・高湿度）への適応性が高く、人工バリアの品質管理や品質確保が容易である。また遮へい性能の向上や地下施設での作業の低減により、事業期間中の放射線に対する安全性や物流の効率性に優れ、事業コストの低減効果が期待される。ただし、一方で、閉鎖後の残置物が他の方式と比べ相対的に多く、閉鎖後長期の安全性への影響や、重量物を搬送・定置することに伴う装置への負荷が増大するなど、この方式の採用に対して信頼性向上に向けた課題が残されている（窪田ほか、2013）。

PEM 方式の搬送・定置に関わる研究・開発は、ガラス固化体を対象とし、国内の機関では、原環センターおよび原環機構により実施されている。原環センターでは、PEM 容器の設計や PEM の組立技術、地下施設における PEM の搬送・定置に関する要素技術から実規模の人工バリアと PEM 容器を用いた試験までを実施し、PEM 方式の実現可能性を示している（例えば、原環センター、2013b）。また、原環機構では、PEM 方式の候補となる複数の基本形を設定し、作業システムや閉鎖後長期安全性等に関して基本形の比較検討を実施し、有望な基本形を選定している（例えば、鈴木ほか、2013a）。一方、海外では、スウェーデンの SKB において使用済燃料の直接処分を対象として、PEM 方式と同様の概念のスーパーコンテナと呼ばれる方式が検討され、実規模試験を実施してその実現性が示されている（SKB、2008b）。

4) PEM 容器の概念検討

①設計要件

既往のガラス固化体の PEM を対象として設定された設計要件（原環センター、2004）を基に PEM 容器の設計要件や設計仕様を整理し、使用済燃料の直接処分に適用する PEM 容器の設計要件を表 4.2.4-8 に設定した。対象がガラス固化体の PEM の場合と使用済燃料の PEM の場合において、設計要件はほぼ同じ内容となる。

表 4.2.4-8 PEM 容器の設計要件

基本的な要件	機能・役割	設計要件	内容
人工バリアが成立するための要件	所定の期間、他の人工バリアに有意な影響を与えないこと 製作・施工が技術的に可能であること	十分な空間を有すること	廃棄体および緩衝材を収納可能なこと。また、搬送時に廃棄体および緩衝材に有意な損傷を与えないこと。
		良好な熱伝導性を有すること	使用済燃料の発熱を外部に伝え、人工バリア各部材に有意な影響を及ぼさないこと
		放射線遮へい性を有すること	(可能であれば)直接作業が可能なレベルとすること
		化学的緩衝性を有すること	外容器の物理的、化学的変化により人工バリア各部材の性能に有意な影響を及ぼさないこと
		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
		遠隔製作性を有すること	廃棄体、緩衝材の外容器内部への搬入作業が、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、廃棄体、緩衝材の性能を損なうことなく安全かつ確実に実施可能な構造であること
		遠隔定置性を有すること	処分パッケージ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、廃棄体、緩衝材の性能を損なうことなく安全かつ確実に実施可能な構造であること

②容器の設定

設計要件を基に PEM 容器の設計仕様を表 4.2.4-9 のとおり設定した。設定根拠などについても表中に示す。

表 4.2.4-9 PEM 容器仕様の設定

設計因子	仕様 (方法)	根拠・説明
形状	円筒	人工バリアの形状。
材質	炭素鋼	入手性、製作性、機械的性質等。海外ではチタンなども検討されている。(例えば、SKB, 2008b ; Wersin, 2010)
有孔・無孔	無孔型	有孔型は無孔型より定置後の均一な膨潤性にメリットがあるものの、搬送中の湧水滴下などへの対策に課題がある。
容器厚さ	28 mm	寸法、質量形状に近い概念であるガラス固化体オーバーパック 3 本収納 (横置き型) モジュールケースの検討例参照。(鈴木ほか, 2013b)
寸法・重量	φ 2,295 mm×6,466 mm 64.6 トン	PWR 使用済燃料集合体 2 体収容の廃棄体と 700 mm 厚さの緩衝材を前提条件として設定。
製作・組立方法	一体型容器、鋼殻リング容器など複数の候補あり	製作・組立方法の搬送・定置設備概念検討への影響は小さい。
把持方法	把持部吊り下ろし (ツイストロック) やエアベアリングなど	6) の候補技術の抽出参照。

原環機構が検討したガラス固化体オーバーパック 3 個収納 (横置き型) モジュールの寸法

や重量などの仕様（鈴木ほか，2013b）が、使用済燃料直接処分用の PEM 容器とほぼ一致する。よって、表 4.2.4-9 に示した PEM 容器の仕様は原環機構の検討（鈴木ほか，2013b）を参考として設定し、この仕様を基にして作成した PEM 容器の概念図を図 4.2.4-4 に示す。

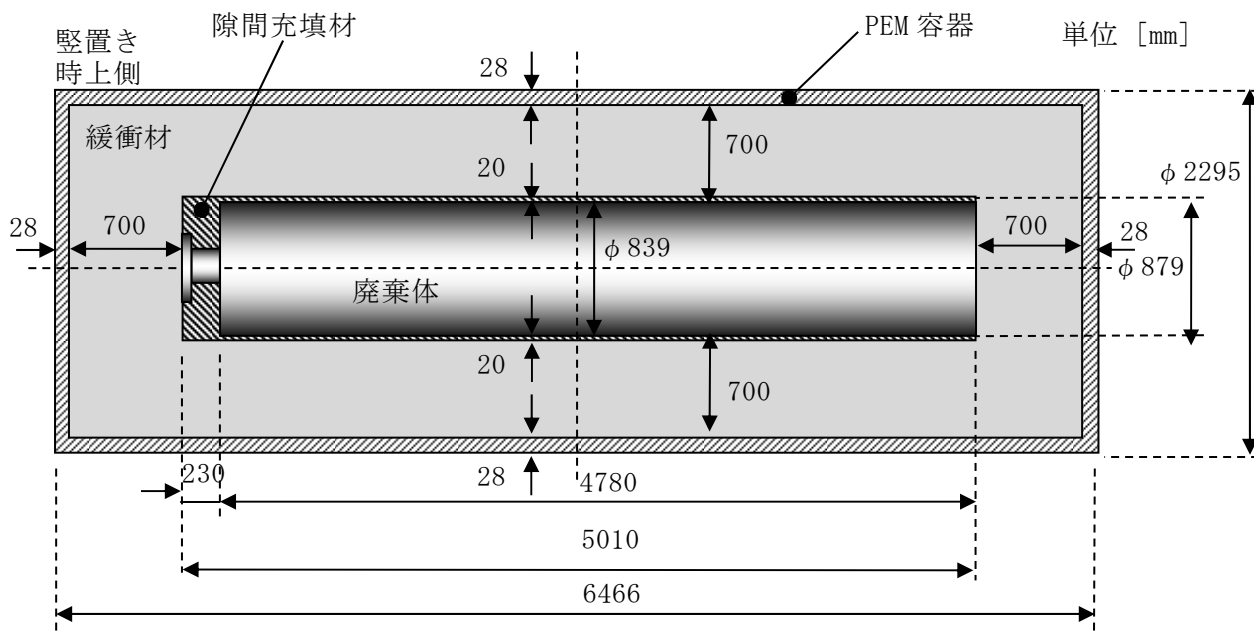


図 4.2.4-4 PEM 容器概念

5) PEM 容器の遮へい機能評価

PEM 容器については、廃棄体を緩衝材と PEM 容器が覆う構成となるため、これら緩衝材や PEM 容器が遮へい体となり、廃棄体からの放射線が減衰することから、PEM 容器の表面や周辺の放射線量は、廃棄体単体の場合に比べて低下する。

ここでは、平成 25 年度と同様の遮へい解析手法や放射線管理基準（原子力機構，2014）を用いて、PEM 容器表面および表面から 1 m の距離の線量当量率を算出し、遮へい体の必要性を確認した。なお、平成 25 年度には廃棄体を単体で取り扱う場合を前提として、遮へい体の設計を行っている。

① 計算条件

a. 緩衝材仕様

緩衝材仕様は以下のように設定する。

- ・ 乾燥密度 : 1.6 Mg m^{-3}
- ・ 厚さ : 700 mm
- ・ 混合物組成 : ベントナイト・70 wt%（クニゲル V1）
ケイ砂・30 wt%（3号・15 wt%、5号・15 wt%）
- ・ 含水比 : 0 %（安全側の設定として）

計算で用いる緩衝材の化学組成については、ベントナイトとケイ砂の化学組成（核燃料サイクル機構，2005b）を基にして算出し、表 4.2.4-10 に示す化学組成を用いた。

表 4.2.4-10 緩衝材の化学組成

成分	組成比 [wt%]
SiO ₂	81.49
TiO ₂	0.14
Al ₂ O ₃	11.47
Fe ₂ O ₃	1.42
MgO	1.51
CaO	1.59
Na ₂ O	1.48
K ₂ O	0.38
MnO	0.04
P ₂ O ₃	0.02
SO ₃	0.47
Total	100

b. 線源条件

使用済燃料の線源条件は、表 4.2.4-11 および表 4.2.4-12 に示すデータを使用した。中性子スペクトルは、4.2.2(3)の処分容器の設計における遮へい解析と同様に Pu の核分裂スペクトルを用いるものとし、Pu のスペクトルは MCNP 解析コードの内蔵値を用いた。

表 4.2.4-11 使用済燃料ガンマ線線源強度 [photon s⁻¹ MTU⁻¹]

平均エネルギー [MeV]	燃料	構造材
1.00E-02	1.03E+15	1.38E+11
2.50E-02	2.01E+14	1.15E+10
3.75E-02	2.32E+14	4.20E+09
5.75E-02	2.49E+14	3.38E+09
8.50E-02	1.08E+14	1.28E+09
1.25E-01	7.16E+13	5.00E+08
2.25E-01	8.99E+13	1.89E+08
3.75E-01	3.80E+13	1.02E+08
5.75E-01	1.65E+15	1.16E+08
8.50E-01	8.99E+12	3.27E+10
1.25E+00	5.23E+12	1.01E+12
1.75E+00	2.52E+11	7.25E+03
2.25E+00	3.59E+07	5.35E+06
2.75E+00	3.22E+08	1.66E+04
3.50E+00	9.71E+06	5.99E-01
5.00E+00	4.15E+06	2.56E-01
7.00E+00	4.77E+05	2.95E-02
9.50E+00	5.48E+04	3.39E-03
TOTAL	3.67E+15	1.20E+12

表 4.2.4-12 使用済燃料中性子線線源強度 [n s⁻¹ MTU⁻¹]

(α、n) 反応	自発核分裂	合計
9.31E+06	9.32E+07	1.03E+08

c. 計算方法

処分容器に2体のPWR使用済燃料集合体が収容された構造で非均質体系であることから、計算は、この体系を考慮できる3次元モンテカルロ法計算コードのMCNPVer5を用いた。MCNPコードはボルツマン輸送方程式を近似することなく、乱数を用いて統計的に解く手法を採用し、エネルギーに関しても連続エネルギーとして取り扱うことにより多群近似を行わない等の特徴を有しており、金属キャスク貯蔵施設の線量評価等の許認可実績もある。

d. 計算モデル

PWR使用済燃料集合体、処分容器、緩衝材およびPEM容器を含めたPEMの解析モデルを図4.2.4-5示す。線源である使用済燃料集合体は、燃料集合体の断面(214mm×214mm)および燃料棒の長さ(3,648mm)の体積で均質化させた。

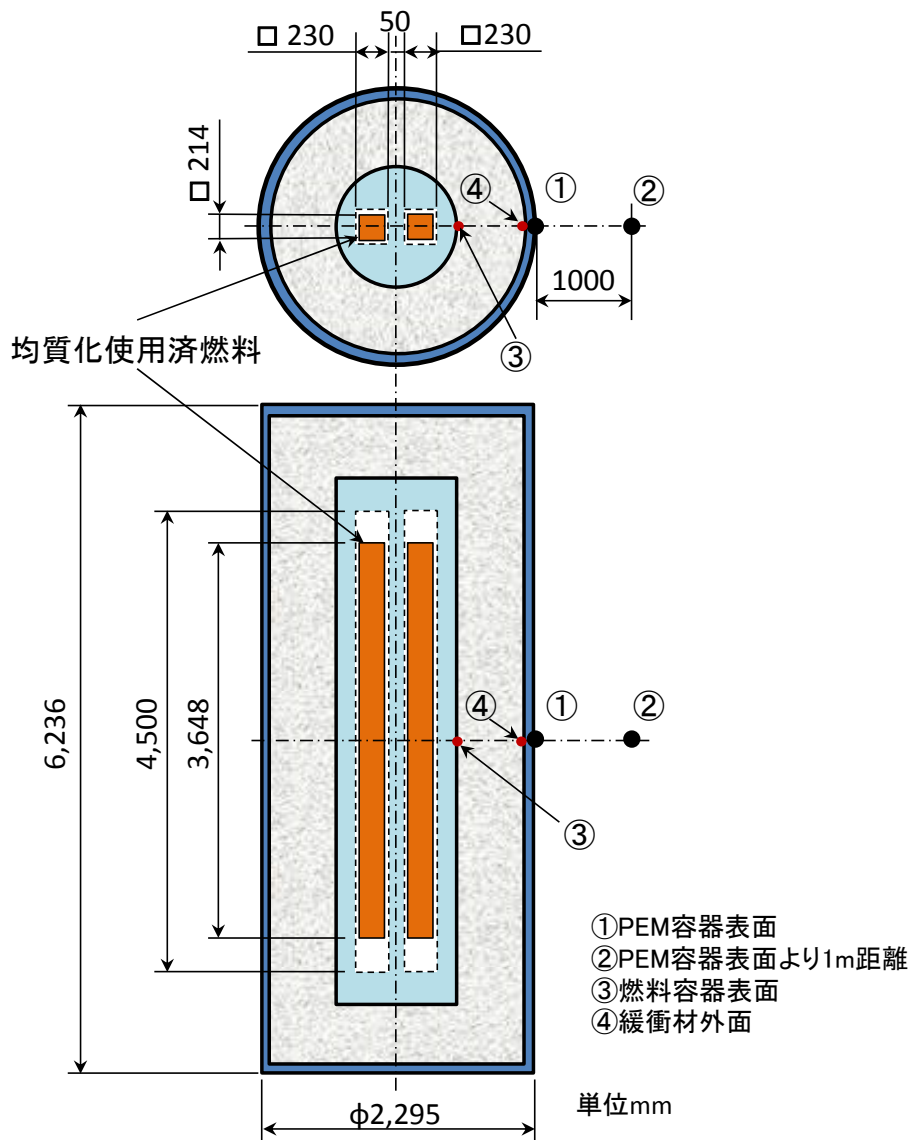


図 4. 2. 4-5 PEM の解析モデル

e. 評価する位置および目標線量当量率

評価点は図 4. 2. 4-5 に示す PEM 容器の中心断面の一方向の、①PEM 容器外側表面、②①より 1 m 距離地点の 2 点とした。これらは、平成 25 年度の廃棄体に対する評価において最も高い線量当量率となった廃棄体の中心断面に位置する。参考として③燃料容器表面及び④緩衝材外面の線量当量率も算出した。

目標とする線量当量率は、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（昭和五十三年十二月二十八日総理府令第五十七号）（以下、輸送基準と呼ぶ）において定める線量当量率を基準値とし、廃棄体表面での最大値 2 mSv h^{-1} 、表面から 1 m 位置での最大値 $100 \text{ } \mu\text{Sv h}^{-1}$ とした。

②計算結果

PEM 容器表面及び PEM 容器表面から 1 m 位置での計算結果を表 4. 2. 4-13 に示す。参考として燃料容器表面及び緩衝材外面での線量当量率を併せて示す。

計算結果には、通常の使用済燃料キャスク等の設計に用いられるピーキングファクタ及び未臨界増倍による線源の上昇を考慮していない。この両者の値は設計を行っていないため不明であるが、通常使用されている値 (PF=1.2、未臨界増倍=1.3) を用いて線源の上昇を考慮した線量当量率を算出し、容器表面および容器表面から 1 m の位置における線量率を表 4.2.4-14 に示す。得られた結果は、容器表面で $23 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、容器表面から 1 m 位置で $9.9 \mu\text{Sv h}^{-1}$ となり、目標線量当量率として設定した表面での最大値 2mSv h^{-1} 、表面から 1 m 位置での最大値 $100 \mu\text{Sv h}^{-1}$ を下回るものであった。

表 4.2.4-13 PEM 容器の遮へい解析結果 [$\mu\text{Sv h}^{-1}$]

評価点	評価点 No	1 次ガンマ線	中性子線	合計
燃料容器表面	③	7.30E+03	2.88E+03	1.02E+04
緩衝材外面	④	1.69E+00	6.97E+01	7.14E+01
PEM 容器表面	①	3.45E-01	1.43E+01	1.47E+01
PEM 容器表面 1 m	②	2.28E-01	6.13E+00	6.36E+00

注) 評価点③④は参考値

表 4.2.4-14 PEM 容器表面及び 1 m 位置での線量率 [$\mu\text{Sv h}^{-1}$]

[ピーキングファクタと未臨界増倍を考慮]

評価点	評価点 No	1 次ガンマ線	中性子線	合計
PEM 容器表面	①	4.14E-01	2.23E+01	2.28E+01
PEM 容器表面 1 m	②	2.74E-01	9.56E+00	9.83E+00

このように PEM においては、緩衝材および PEM 容器が遮へい体として機能することで、目標線量当量率の基準値を下回ることから、PEM 容器を取り扱う際には遮へい体の設置を不要とできる。したがって、この PEM 設置方式を採用することにより、地下施設の放射線管理区域の設定や搬送・定置時の遠隔操作など、搬送・定置設備の設計における前提条件の緩和が可能になると考えられる。

6) 候補技術の抽出

①有効性評価指標の設定

搬送・定置設備の設備概念を具体化するために、技術オプションの体系的整理結果を活用し、装置を構成する機能それぞれに適用する技術の絞り込みや抽出を行う。このために、前段階として、それぞれの技術の有効性を評価する指標の設定を行った。本設定の位置付けについては、図 4.2.4-2 に示す技術オプションの体系的整理の実施フローに示した。有効性評価の指標は、各装置の機能それぞれについて、表 4.2.4-6 に示した技術オプションの利害得失による特徴整理の視点に沿って、人工バリア仕様や坑道概念などの前提条件を更に具体化し、かつ、定量化を図ることで設定した。表 4.2.4-15 に処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能を一例として、直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) のレファレンスケースの条

件を前提に設定した有効性評価の指標を示す。なお、対象とする装置および機能に対して非該当と判断される視点については、指標設定から除外した（表中で欄をグレーとした視点）。有効性評価の指標は、同様に概念検討の対象としている処分坑道 PEM 搬送・定置装置および連絡・主要坑道 PEM 搬送装置を構成する機能について、それぞれ設定を行った。

②候補技術の抽出

有効性評価の指標を基にそれぞれの装置および機能に対して、候補技術の絞込みと抽出を行った。指標に対する各技術オプションの適用性の評価は、各技術オプションの利害得失による特徴を整理した結果を基にして、客観的に行うものとする。評価結果については、次の3段階の基準に分類して示した。

- ・○：指標を満たすもの
- ・△：条件付きで指標を満たすものの検証などが必要なもの
- ・×：指標を満たさないもの

この評価の結果、「×」と評価される項目のない技術を候補技術として抽出する。

a. 処分坑道 PEM 搬送・定置装置

処分坑道 PEM 容器搬送・定置装置は、表 4.2.4-1 で分類した⑱の装置である。本装置は、技術オプションの検討で設定された、表 4.2.4-3 および表 4.2.4-4 に示す把持機能、走行機能、走行（駆動）機能、昇降・定置機能、傾転機能にて構成される。但し、横置き定置方式が前提条件であり、処分坑道にて PEM 容器を立てた姿勢から横置きへ傾転する必要がないと判断できることから、傾転機能を除外した。

処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能を例として、各技術オプションの利害得失による特徴の整理を基に、表 4.2.4-15 で設定した有効性評価の指標を用いて評価を行った結果を集約し、表 4.2.4-16 に示す。この評価の結果、指標を満たすことができない「×」に評価される項目がなく、適用が期待できる技術として、把持部吊り下ろし、エアベアリング、ウォーターベアリングの3候補技術が挙げられる。これらから一つの技術を選定するためには、本候補技術についての開発や設計を更に進め、装置だけでなく、搬送・定置設備や処分施設全体としての仕様や構成の具体化を行うとともに、技術的な観点に加えて経済的な観点の評価も行いつつ、絞込みを行う必要がある。また、ここで△の評価となった項目については、適用に当たっては条件や制約があるため、引き続いて、開発、設計などを通じた検証により、適用性を見極めを行う必要がある。

本装置の把持機能以外の走行機能、走行（駆動）機能、昇降・定置機能に対しても、同様に候補技術の抽出を行い、その結果を整理して表 4.2.4-17 に示す。各機能について複数の候補技術が抽出された。

表 4.2.4-15 有効性評価の指標の設定例（処分坑道 PEM 搬送・定置装置 把持機能）

有効性評価の項目 (設計因子)		PEM 方式の搬送・定置設備の 設計に影響する具体的条件	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の 把持機能の有効性評価の指標
閉鎖後 長期の 安定性	人工バリアの 長期安定性	残置物に関する条件は、残置物なしを設定	・把持機能の実施において、残置物の発生がないこと
操業安 全性	放射線安全	・緩衝材や PEM 容器が遮へい体として機能(放射線透過量は PEM の表面で $23 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、1 m 位置で $10 \mu\text{Sv h}^{-1}$ で、運搬基準以下)。 ・放射線による装置への影響防止	・遮へいは把持機能では評価対象外の項目 ・放射線による著しい劣化や誤動作の可能性が低い、または対策ができること
	一般労働安全	・建設分野のトンネル工事と同等とし、労働安全衛生法の適用を設定 ・装置に起因する災害の防止	・作業中の騒音振動、排気ガスが労働安全衛生法を順守できること ・装置に起因する火災、爆発、衝突、積荷の落下等の災害防止の対策があること
工学的 成立性 / 品質 保証	工程	・ガラス固化体 1 日 5 体の竖置き定置での検討例を参考とし、処分坑道での搬送速度は 1 km h^{-1} 以上、連絡・主要坑道は 5 km h^{-1} 以上を設定	・把持機能では評価対象外の項目
	定置作業性	・定置方式は横置き定置方式	・横置き定置方式の廃棄体が把持できること
		・緩衝材の種類は PEM 方式	評価対象外(対象物の形状、寸法、質量、材料の項目で評価済み)
		・水平坑(処分坑道)	・水平坑道(処分坑道)で把持作業ができること
		・処分深度は 1000 m	・把持機能では評価対象外の項目
		・処分坑道は内空断面高さ 5.0 m、幅 5.0 m の幌型坑道を設定	高さ 5.0 m、幅 5.0 m の幌型坑道で把持作業ができること
		・対象物の形状、寸法、質量、材質は円筒形、 $\phi 2,295 \text{ mm}$ 、長さ $6,466 \text{ mm}$ 、質量 64.6 t 、炭素鋼の PEM 容器	・ $\phi 2,295 \text{ mm}$ 、長さ $6,466 \text{ mm}$ で、質量 64.6 t の炭素鋼の円筒形容器が把持できること
		・地上から遠隔操作ができる	・遠隔操作、自動運転の実績があること
		・定置精度は 10 cm 以内を設定	・把持機能では評価対象外の項目
	・許容振動・衝撃の大きさは 10 G 以内を設定	・振動・衝撃が 10 G 以下で把持できること	
	技術開発の進展	・実用、あるいは実証実験レベルを設定	・実用レベルあるいは実証実験レベルであること
効率性(物流)	・1 日当たりの定置量、施設配置から想定される作業工程で、上記工程と同様の条件となる。	評価対象外(上記工程で評価済み)	
地下環境への 適応性	・坑道内での装置以外の空間確保の必要性(装置以外の仮設物)	・仮設物がない、あるいは少ないこと	
	・作業する坑道内の温度は $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$	・坑内温度 $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$ で把持できること	
	・作業する坑道内の湿度は 100 %を設定	・坑内湿度 100 % で把持できること	
	・作業する坑道内の湧水は滴水を設定	・滴水程度で把持できること	
・処分坑道は TBM で掘削されるとし、路盤条件(段差、起伏など)は、 $\pm 2 \text{ cm}$ 以内を設定	・把持機能では評価対象外の項目		
工学的信頼性	・岩盤の一軸圧縮強度 $50 \sim 100 \text{ MPa}$ を設定	・把持機能では評価対象外の項目	
	・1 日 5~10 体の定置の可能性を設定	・把持機能では評価対象外の項目	
	・対象物へのトラブル防止	・故障時の重大災害に対する対策がとれること	
回収可能性	・再移動の必要性	・再把持(逆工程)が可能なこと	
社会経済的側面	・上記技術の進展と同様の条件となる。	評価対象外(技術開発の進展で評価済み)	

上記表中、具体的条件の「設定」と記載された条件は、他の検討例等を参考にして新たに設定したものの。

表 4.2.4-16 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能の技術オプションの評価

有効性の評価項目 (設計因子)		処分坑道 PEM 搬送・ 定置装置の把持機能 の技術オプションの 有効性評価の指標	技術オプション									
			押し込み	下ろし 把持部吊り	下ろし 片持ち吊り	真空吸引	電磁石	グ エアベアリン	ウ オーターベ アリング	フ ォーク	ベ ルトコンベ ア	
閉鎖後長期の安定性	人工バリアの長期安定性	残置物の発生がない	○	○	○	○	○	○	○	○	○	×
作業安全性	放射線安全	放射線による著しい劣化や誤作動の可能性が低い、または対策ができること	○	○	○	△	△	△	△	○	○	△
	一般労働安全	労働安全衛生法を順守できること	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		災害防止の対策があること	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△
工学的成立性/品質保証	定置作業性	横置き方式の廃棄体が把持できること	△	○	○	×	△	○	○	△	△	▲
		処分坑道(水平坑道)で作業できること	○	○	○	△	○	○	○	○	○	○
		想定坑道で作業できること	○	△	△	△	△	○	○	△	△	△
		対象物の PEM を取り扱えること	×	○	×	×	△	○	○	×	×	×
		遠隔操作、自動運転の実績があること	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△
		振動・衝撃が 10G 以下で把持できること	○	○	○	○	○	△	○	○	○	△
	技術開発の進展	実用レベルあるいは実証実験レベルであること	△	△	△	△	△	△	○	△	△	△
		地下環境への適応性	仮設物が無いこと少ないこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	坑内温度 45℃で作業できること		○	○	○	○	△	○	○	○	○	○
	坑内湿度 100%で作業できること		○	○	○	○	△	○	○	○	○	△
滴水程度で作業できること	○		○	○	○	△	△	○	○	○	△	
工学的信頼性	故障時の重大災害に対する対策がとれること	△	△	△	×	×	△	△	△	△	△	
回収可能性	再把持(逆工程)が可能なこと	△	△	△	△	○	△	△	△	△	▲	

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。

▲：搬送にのみ指標を満たし、定置には別技術が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

表 4.2.4-17 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の候補技術の抽出結果

機能	技術オプションから抽出された候補技術
把持機能	把持部吊り下ろし、エアベアリング、ウォーターベアリング
走行機能	無軌条タイヤ、無軌条クローラ
走行(駆動)機能	バッテリー+電動機、ケーブルリール+電動機、内燃機関
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ、油圧シリンダ、エアベアリング、ウォーターベアリング

b. 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置

連絡・主要坑道 PEM 搬送装置についても同様に候補技術の抽出を行った。本装置は表 4.2.4-1 で分類した⑫の装置である。本装置は表 4.2.4-4 に示す走行機能、走行(駆動)機能、積替え機能にて構成される。

ここ装置についても、それぞれの機能に対して、有効性評価の指標を設定した。表 4.2.4-18 は、連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の走行機能に対して、設定した有効性評価の指標を一例として示す。処分坑道 PEM 搬送・定置装置との具体的条件(表 4.2.4-15 参照)の相違点は、装置が作業する坑道は主要・連絡坑道であるため、残置物に対する制約がなく評価対象外とした点、ならびに搬送速度、坑道の大きさや路盤条件などが異なる点である。

この表 4.2.4-18 に示す有効性評価の指標を基に連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の走行機能の技術オプションの適用性を評価した結果を表 4.2.4-19 に示す。4つの技術オプションすべてが、適用が期待できる候補技術となる。同様に本装置の走行(駆動)機能、積替え機能に対して、候補技術の抽出を行い、その結果を整理して表 4.2.4-20 に示す。本装置についても、各機能について複数の候補技術が抽出された。

表 4.2.4-18 有効性評価指標の設定例（連絡・主要坑道 PEM 搬送装置 走行機能）

有効性評価の項目 (設計因子)		PEM 方式の搬送・定置設備の 設計に影響する具体的条件	連絡・主要坑道 PEM 搬送・定置装置の 走行機能の有効性評価の指標
閉鎖後 長期の 安定性	人工バリアの 長期安定性	連絡・主要坑道のため、残置物に関する条件はなしを設定	・連絡・主要坑道では評価対象外
操業安 全性	放射線安全	・緩衝材や PEM 容器が遮へい体として機能(放射線透過量は PEM の表面で $23 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、1 m 位置で $10 \mu\text{Sv h}^{-1}$ で、運搬基準以下)。 ・放射線による装置への影響防止	・遮へいは走行機能では評価対象外の項目 ・放射線による著しい劣化や誤動作の可能性が低い、または対策ができること
	一般労働安全	・建設分野のトンネル工事と同等とし、労働安全衛生法の適用を設定 ・装置に起因する災害の防止	・作業中の騒音振動、排気ガスが労働安全衛生法を順守できること ・装置に起因する火災、爆発、衝突、積荷の落下等の災害防止の対策があること
工学的 成立性 / 品質 保証	工程	・ガラス固化体 1 日 5 体の竖置き定置での検討例を参考とし、処分坑道での搬送速度は 1 km h^{-1} 以上、連絡・主要坑道は 5 km h^{-1} 以上を設定	・ 5 km h^{-1} の搬送速度が確保できること
	定置作業性	・定置方式は横置き定置方式	・走行機能では評価対象外の項目
		・緩衝材の種類は PEM 方式	評価対象外(対象物の形状、寸法、質量、材料の項目で評価済み)
		・水平坑(処分坑道)	・水平坑道(処分坑道)で走行ができること
		・処分深度は 1,000 m	・深度 1,000 m で走行できること
		・連絡・主要坑道は掘削断面高さ 7.0 m、幅 8.0 m の幌型断面を設定	高さ 5.0 m、幅 5.0 m の幌型坑道で走行ができること
		・対象物の形状、寸法、質量、材質は円筒形、 $\phi 2,295 \text{ mm}$ 、長さ 6,466 mm、質量 64.6 t、炭素鋼の PEM 容器。	・ $\phi 2,295 \text{ mm}$ 、長さ 6,466 mm で、質量 64.6 t の炭素鋼の円筒形容器を搬送できること
		・地上から遠隔操作ができる	・遠隔操作、自動運転の実績があること
		・定置精度は 10 cm 以内と設定	・停止精度は 10 cm 以内
	・許容振動・衝撃の大きさは 10 G 以内を設定	・振動・衝撃が 10 G 以下で走行できること	
	技術開発の進展	・実用、あるいは実証実験レベルを設定	・実用レベルあるいは実証実験レベルであること
	効率性(物流)	・1 日当たりの定置量、施設配置から想定される作業工程で、上記工程と同様の条件となる。	評価対象外(上記工程で評価済み)
	地下環境への 適応性	・坑道内での装置以外の空間確保の必要性(装置以外の仮設物)	・仮設物がない、あるいは少ないこと
・作業する坑道内の温度は $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$		・坑内温度 $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$ で走行できること	
・作業する坑道内の湿度は 100 %を設定		・坑内湿度 100 % で走行できること	
・作業する坑道内の湧水は滴水を設定		・滴水程度で走行できること	
・主要・連絡坑道は発破掘削とし、路盤条件(段差、起伏)は掘削ずりによる砂利道と設定	・砂利道で走行できること		
工学的信頼性	・岩盤の一軸圧縮強度 $50 \sim 100 \text{ MPa}$ を設定	・ $50 \sim 100 \text{ MPa}$ の範囲でも走行できること	
	・1 日 5~10 体の定置の可能性を設定	・走行速度 10 km h^{-1} が可能なこと	
	・対象物へのトラブル防止	・故障時の重大災害に対する対策がとれること	
回収可能性	・再移動の必要性	・再把持(逆工程)が可能なこと	
社会経済的側面	・上記技術の進展と同様の条件となる。	評価対象外(技術開発の進展で評価済み)	

上記表中、具体的条件の「設定」と記載した条件は、他の検討例等を参考にして新たに設定したものの。

表 4.2.4-19 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の走行機能の技術オプションの評価

有効性の評価項目 (設計因子)		連絡・主要坑道 PEM 搬送・定置設備の 走行機能の技術オプションの有効性 評価の指標	技術オプション			
			軌条－ 鉄レール	軌条－ タイヤ	無軌条－ タイヤ	無軌条－ クローラ
操業安全性	放射線安全	放射線による著しい劣化や誤作動の 可能性が低い、または対策ができること	○	△	△	△
	一般労働安全	労働安全衛生法を順守できること	○	○	○	○
		災害防止の対策があること	○	△	△	△
工学的成立 性/品質保 証	工程	搬送速度は 5 km h ⁻¹ 以上であること	○	○	○	△
	定置作業性	連絡・主要坑道（水平坑道）で作業で できること	○	○	○	○
		深度 1,000 m で作業できること	○	○	○	○
		想定坑道で作業できること	△	△	△	△
		対象物の PEM を取り扱えること	○	○	○	○
		遠隔操作、自動運転に関する実績があ ること	△	△	△	△
		停止精度は 10 cm 以内であること	△	△	△	△
		振動・衝撃の大きさは 10 G 以内であ ること	○	△	△	△
	技術開発の進 展	実用レベルあるいは実証実験レベル であること	○	○	○	○
	地下環境への 適応性	仮設物がないこと、少ないこと	△	△	○	○
		坑内温度 45 °C で作業できること	○	○	○	○
坑内湿度 100 % で作業できること		○	○	○	○	
滴水程度で作業できること		○	○	○	○	
砂利道で走行できること		○	△	△	○	
工学的信頼性	一軸圧縮強度 50～100 MPa 程度の地耐 力で作業できること	△	△	△	△	
	走行速度 10 km h ⁻¹ が可能なこと	○	○	○	△	
	故障時の重大災害に対する対策がと れること	○	○	○	○	
回収可能性	再移動(逆工程)が可能なこと	○	○	○	○	

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

表 4.2.4-20 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の各機能の候補技術の抽出結果

機能	技術オプションから抽出した候補技術
走行機能	軌条-鉄レール、軌条-タイヤ、無軌条-タイヤ、無軌条-クローラ
走行(駆動)機能	バッテリー+電動機、架線給電+電動機、ケーブルリール+電動機、 内燃機関
積替え機能	クレーン、親子台車

7) 装置概念の検討

前項で抽出した技術を基に各装置について、概略の仕様を検討した。

① 処分坑道 PEM 搬送・定置装置

表 4.2.4-17 で抽出した技術オプションの中から、概念仕様と概念イメージを検討するにあたり、表 4.2.4-21 に示す技術を活用することとした。これらは、平成 25 年度の本事業において、緩衝材のブロック定置方式を前提として概念検討を行った装置（原子力機構，2014）と類似する技術を設定した。

表 4.2.4-21 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の技術設定

機能	概念イメージ検討のために設定した技術
把持機能	把持部吊り下ろし
走行機能	無軌条-タイヤ
走行(駆動)機能	バッテリー+電動機
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ

設定した各技術を基に検討した処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様表を表 4.2.4-22 に示す。装置質量は既往検討例を基に幅を持たせた概算値とした。概略仕様の検討は以下の点を考慮して設定した。

- ・電動機から減速機と車軸を通してタイヤを回転させる構造とする。
- ・タイヤ接地面圧が坑道 1 軸圧縮応力範囲内とする、タイヤ径を小さくして装置高さを抑える、また装置質量バランスを取りやすくする観点から、タイヤ数を増やした多軸構造とする。
- ・タイヤを含めた台車の上に、把持部（ツイストロック）とワイヤ+ウィンチ機構を保持するためのフレームを配置する。
- ・台車上に、バッテリーと制御盤を配置する。
- ・走行速度は有効性評価指標を基にした設定値である。

表 4. 3. 3-22 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様

項目	概略仕様
寸法	高さ 約 6.5 m×幅 約 4.6 m×長さ 約 21.5 m
装置質量	100～150 ton
PEM 搭載質量	164.6～214.6 ton (処分坑道 PEM 搬送・定置装置+PEM)
走行速度	約 1 km hr ⁻¹ (約 16.7 m min ⁻¹ 、約 278 mm s ⁻¹)
走行方式 (走行機能)	軌条-鉄レール
給電方式 (走行 (駆動) 機能)	架線給電+電動機
積替え機能	親子台車
監視機能	ITV カメラ (装置搭載)

この装置仕様を基に検討した、処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念イメージを図 4. 2. 4-6 に示す。この図より、各設定技術の組合せとして装置内に配置できることを図面上で確認し、装置の概略寸法を提示した。

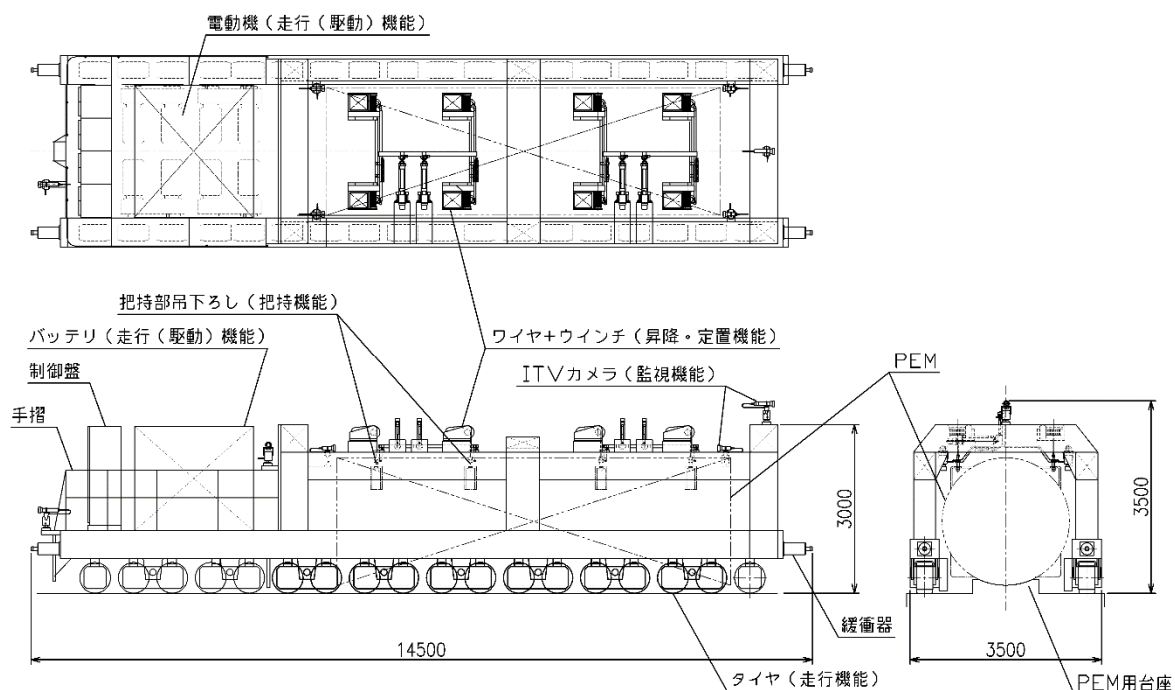


図 4. 2. 4-6 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念

②連絡・主要坑道 PEM 搬送装置

表 4. 2. 4-20 で抽出した技術オプションの中から、概念仕様と概念イメージを検討するにあたり、表 4. 2. 4-23 に示す技術を活用することとした。これらは処分坑道 PEM 搬送・定置装置と同じく、平成 25 年度の本事業において、緩衝材のブロック定置方式を前提として概念検討を行った装置 (原子力機構, 2014) と類似する技術を設定した。

表 4.3.3-23 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の各機能の技術設定

機能	概念イメージ検討のために設定した技術
走行機能	軌条－鉄レール
走行（駆動）機能	架線給電＋電動機
積替え機能	親子台車

設定した各技術を基に検討した連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概略仕様を表 4.2.4-24 に示す。装置質量は既往検討例を基に幅を持たせた概算値とした。概略仕様の検討にあたり、以下の点を考慮した。

- ・電動機から減速機と車軸を通して車輪を回転させる構造とする。
- ・連絡・主要坑道上部の架線から受電できる配置とする。
- ・親子台車方式として、台車上に処分坑道 PEM 搬送・定置装置を収納する。
- ・台車上に制御盤を配置する。また、架線からの給電喪失時の補助用としてバッテリーを配置する。
- ・走行速度は有効性評価指標を基にした設定値である。
- ・監視機能として、ITV カメラを装置上に配置する。
- ・搬送設備に対する遮へい機能の 5) 項における検討より、本検討では連絡・主要坑道 PEM 搬送装置に PEM 搬送用の遮へい機能は設けないこととする。ただし、滴水や石の落下などの接触防止のため、PEM 容器防護用の囲いは設けるものとする。

表 4.2.4-24 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概略仕様

項目	概略仕様
寸法	高さ 約 6.5 m×幅 約 4.6 m×長さ 約 21.5 m
装置質量	100～150 ton
PEM 搭載質量	164.6～214.6 ton (処分坑道 PEM 搬送・定置装置＋PEM)
走行速度	約 5 km hr ⁻¹ (約 83 m min ⁻¹ 、約 1,389 mm s ⁻¹)
走行方式（走行機能）	軌条－鉄レール
給電方式（走行（駆動）機能）	架線給電＋電動機
積替え機能	親子台車
監視機能	ITV カメラ（装置搭載）

表 4.2.4-24 の装置仕様を基に検討した、連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概念イメージを図 4.2.4-7 に示す。この図より、各設定技術の組合せで装置が構成できること、および条件として設定した連絡・主要坑道の寸法に連絡・主要坑道 PEM 搬送装置が収まることを図面上で確認し、装置の概略寸法を提示した。

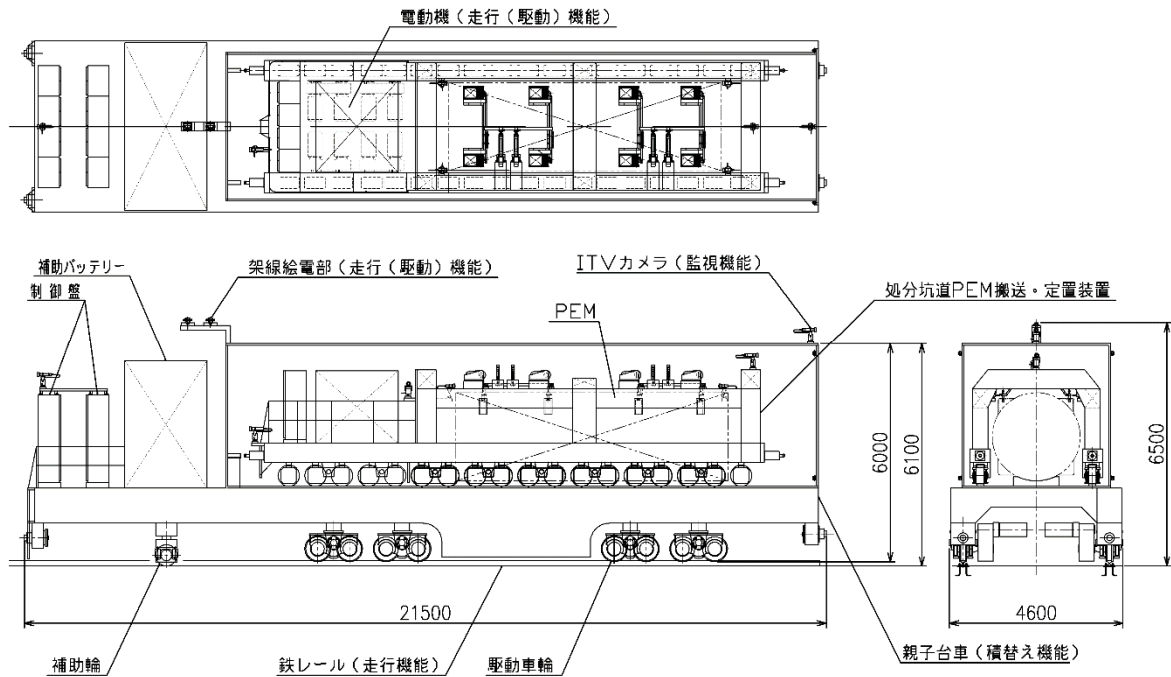


図 4.2.4-7 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の概念

8) 実現可能性の評価

前項の概念検討の結果を基に、処分坑道 PEM 搬送・定置装置および連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の実現可能性の評価を行った。ここでは、搬送・定置設備が技術的に成立する（装置への要求を満たす）ことと、処分場で使用できる（処分システムとして成立する）ことを基準として実現可能性の評価を行った。また、有効性評価の指標は、装置の各機能に適用する候補技術を抽出するため、技術に必要とされる条件を指標として示したが、ここでは、走行機能、走行(駆動)機能、把持機能、昇降・定置機能を統合した装置に必要とされる条件の指標としての設定が必要である。よって、技術の抽出に用いた有効性評価指標を基に装置としての実現性評価の指標を設定した上で、その指標に沿った評価を実施した。以下に検討の手順を示す。

- ・装置のそれぞれの機能に対して設定した有効性評価の指標から、具体的な指標が設定されている項目を選定し、装置に対する実現可能性の評価項目とする。
- ・技術オプションの利害得失で調査した結果が、指標を満足するかどうかの判定を行い、指標を満足する場合に適合と判定する。
- ・各項目の判定結果を総合的にみて、対象とする装置の実現可能性の評価を判断する。
- ・適合するための主要な技術開発課題を抽出する。

処分坑道 PEM 搬送・定置装置および連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の実現可能性について評価した結果を表 4.2.4-25、表 4.2.4-26 に示す。実現可能性の評価項目として設定したすべての項目に対して適合するため、概念検討の対象とした処分坑道 PEM 搬送・定置装置および連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の実現可能性は高いと考えられるが、しかし、共通の課題として「遠隔操作、自動運転」では既存技術の多くは地上での実績であり、地層処分のように長

大で複雑な地下環境での適用に対しては実証が必要である。さらに、処分坑道 PEM 搬送・定置装置において、「放射線による著しい劣化や誤動作の可能性が低い、または対策ができること」ではタイヤなど有機材料・部品に対する放射線照射による劣化の検証などの課題が残されている。

また、作業時間の評価は個々の技術オプションレベルでのものであり、装置一式としての作業時間等の評価にはなっておらず、機能の組合せや相性の検討も含めて、今後の概念設計に向けての課題と考える。

表 4.2.4-25 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の実現可能性の評価結果

有効性評価の項目 (設計因子)		処分坑道 PEM 搬送・定置装置の 実現可能性評価の指標	評価結果 ①走行機能:無軌条・タイヤ ②昇降・定置:ワイヤ+ウインチ ③把持機能:吊りおろし	主な 技術 開発 課題
閉鎖後長期の 安定性	人工バリアの 長期安定性	・残置物がないこと	・残置物は発生しない	
操業安全性	放射線安全	・遮へい機能は不要	・遮へい機能はなし	
		・放射線による著しい劣化や誤動作の 可能性が低い、または対策ができるこ と	・タイヤなど有機材料・部品に対する放射線 劣化の検証が必要	
一般労働安全	一般労働安全	・労働安全衛生法を順守できること	・振動騒音、排気ガスは法規制を順守可	
		・装置に起因する火災、爆発、衝突、 積荷の落下等の災害防止の対策が できること	・トンネル建設工事等での実績から、防災の 対策あり	
工学的成立性 /品質保証	工程	・搬送速度は 1 km h ⁻¹ 以上を確保でき ること	・走行機能は搬送速度を確保できる。 作業時間はシステムの検討が必要。	○
	定置作業性	・横置き定置方式に適用できること	・横置き定置できる昇降・把持機能である	
		・緩衝材の種類は PEM 方式	・PEM 方式のため評価対象外	
		・水平坑道(処分坑道)で作業できるこ と	・水平坑道で作業できる	
		・深度 1,000 m で作業できること	・深度 1,000 m で作業できる	
		・内空断面高さ 5 m、幅 5 m の幌型坑 道で作業できること	・装置概寸:高さ 3.5 m、幅 3.5 m 作業時の作業範囲の拡大なし	
		・対象物の PEM 容器が取り扱えること	・能力を有した装置を設計対応可能	
		・遠隔操作、自動運転の実績があるこ と	・既存技術はあるが、地下坑道での実証が 必要	○
	・定置精度は 10 cm 以内	・昇降・定置のガイド機構の検討が必要		
	・振動・衝撃は 10 G 以内	・ダンパ等で抑制可能である		
技術開発の進 展	・実用レベルあるいは実証実験レベル であること	・個々の機能は実用レベル、機能を組み合 わせたシステムの検証が必要		
効率性(物流)	・上記「工程」と同じ	・「工程」にて評価		
地下環境への 適応性	地下環境への 適応性	・仮設物がないこと、少ないこと	・仮設物はない	
		・坑内温度 45 °C で作業できること	・坑内温度 45 °C で作業できる	
		・坑内湿度 100 % で作業できること	・坑内湿度 100 % で作業できる	
		・滴水程度で作業できること	・滴水で作業できる	
		・段差 ±2 cm で作業が可能なこと	・作業可能である	
工学的信頼性	工学的信頼性	・路盤の地耐力への対応ができること (一軸圧縮強度 50~100 MPa)	・車輪数の設計などで対応可能	
		・1 日 5~10 体の定置への柔軟性が あること	・走行機能は搬送速度の柔軟性を持つ。 作業時間はシステムの検討が必要。	
		・故障時の重大災害に対する対策が とれること	・対策はとれるが、対象物の健全性評価は 必要	
回収可能性	回収可能性	・再移動(逆工程)が可能なこと	・再移動(逆工程)はできる	
社会経済的側面	社会経済的側面	・上記「技術の進展」と同じ	・「技術の進展」にて評価	

表 4.2.4-26 連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の実現可能性の評価結果

有効性評価の項目 (設計因子)		連絡・主要坑道 PEM 搬送装置の 実現可能性評価の指標	評価結果 ①走行機能:軌条-鉄レール ②走行(駆動)機能:架線給電+電動機 ③積替え機能:親子台車	主な 技術 開発 課題
閉鎖後長期の 安定性	人工バリアの 長期安定性	・連絡・主要坑道のため残置物に関する条件はない	・残置物の発生はない	
操業安全性	放射線安全	・遮へい機能は不要	・遮へい機能なし	
		・放射線による著しい劣化や誤動作の可能性が低い、または対策ができる	・レール等鉄鋼物、コンクリートや架線設備の放射線劣化と故障、誤動作への影響は少ない。	
	一般労働安全	・労働安全衛生法を順守できること ・装置に起因する火災、爆発、衝突、積荷の落下等の災害防止の対策ができること	・振動騒音、排気ガスは法規制を順守可 ・トンネル建設工事等での実績から、防災の対策あり	
工学的成立性 /品質保証	工程	・搬送速度は 5 km h ⁻¹ 以上を確保できること	・走行機能は搬送速度を確保できる。 作業時間はシステムの検討が必要。	
	定置作業性	・横置き定置方式に適用できること	・横置き定置形式の対象物を搬送できる	
		・緩衝材の種類は PEM 方式	・PEM 方式のため評価対象外	
		・水平坑道(処分坑道)で作業できること	・水平坑道で作業できる	
		・深度 1,000 m で作業できること	・深度 1,000 m で作業できる	
		・掘削断面高さ 7 m、幅 8 m の幌型坑道で作業できること	・装置概寸:高さ 6.55 m、幅 4.65 m 作業時の作業範囲の拡大なし	
		・対象物の PEM 容器が取り扱えること	・能力を有した装置を設計対応可能	
		・遠隔操作、自動運転の実績があること	・既存技術はあるが、地下坑道での実証が必要	○
		・停止精度は 10 cm 以内	・計測制御技術による対応が必要	
	・振動・衝撃は 10 G 以内	・ダンパ等で抑制可能である		
技術開発の進展	・実用レベルあるいは実証実験レベルであること	・個々の機能は実用レベル、機能を組み合わせたシステムの検証が必要		
効率性(物流)	・上記「工程」と同じ	・「工程」にて評価		
地下環境への 適応性	・仮設物がないこと、少ないこと	・レール及び架線給電用の仮設物があるが断面を占める割合は少ない		
	・坑内温度 45 °C で作業できること	・坑内温度 45 °C で作業できる		
	・坑内湿度 100 % で作業できること	・坑内湿度 100 % で作業できる		
	・滴水程度で作業できること	・滴水で作業できる		
	・砂利道で作業できること	・レール敷設により走行できる		
工学的信頼性	・路盤の地耐力への対応ができること (一軸圧縮強度 50~100 MPa)	・車輪数の設計などで対応可能		
	・1 日 5~10 体の定置への柔軟性があること	・走行機能は搬送速度の柔軟性を持つ。 作業時間はシステムの検討が必要。		
	・故障時の重大災害に対する対策がとれること	・対策はとれるが、対象物の健全性評価は必要		
回収可能性	・再移動(逆工程)が可能なこと	・再移動(逆工程)はできる		
社会経済的側面	・上記「技術の進展」と同じ	・「技術の進展」にて評価		

9) 複合処分容器搬送・定置設備への影響

ここまでの搬送・定置設備の概念検討は、処分容器に炭素鋼処分容器を用いることを前提条件として進めてきた。一方、長半減期の放射性核種の閉じ込め機能を持たせた処分容器として、炭素鋼を銅で覆った構造の複合処分容器についてもオプションとし、4.2.2の処分容器の設計や4.2.3の緩衝材の設計において、設計検討を行った。ここでも同様に複合処分容器を対象とし、搬送・定置設備に対する影響の評価を行った。

表 4.2.4-27 に影響評価結果を示す。処分容器の外層部が炭素鋼から銅に変わることにより、炭素鋼処分容器と複合処分容器においては、処分容器表面の硬度、処分容器の重量、外層材料の強度、処分容器の放射線遮へい性などに相違がある。しかしながら、これらの仕様の相違が搬送・定置設備の設計に及ぼす影響は、材料の硬度差による把持部の処分容器接触面への対策など限定的である。

表 4.2.4-27 複合処分容器を対象とした場合の搬送・定置設備への影響評価

影響箇所	着目する仕様の相違	影響	対策案
把持部	銅と炭素鋼の硬度差は銅の方が低硬度	搬送・定置装置・把持部と容器外層（銅）接触面での傷、凹みの発生	接触面のゴムパッドの設置、接触面積の拡大等
把持構造や質量バランス	容器の重量差は小 炭素鋼容器；約 18 トン 複合容器；約 19 トン	質量の増加による把持構造や設備の質量バランス、駆動モーターやタイヤ仕様等	複合容器の重量を前提条件とした設備設計
容器構造強度 (直接設備への関連なし)	材料強度の差は 10%程度 引張り強度 炭素鋼 430 MPa 銅；400 MPa	銅は腐食代であり構造材としての機能は要求していない。但し、内層である炭素鋼との間に隙間等ある場合は考慮要。	処分容器の設計で対応
搬送装置の遮へい体	・ガンマ線遮へい性はほぼ同等（若干銅の方が高い） ・中性子線に対しても銅と鉄の原子番号や密度に大きな相違なく同程度と予想	炭素鋼と銅で遮へい性が異なる場合は、装置遮へい機能へ影響	遮へい計算による遮へい性の把握、遮へい体設計への反映

(4) 今後の課題と対策

搬送・定置設備は人工バリアの形状、寸法、重量などだけでなく、竖置きあるいは横置きなどの定置方式、地下施設の構造やレイアウト、地質環境などの様々な条件を前提として設計を進める必要がある。その際、前提とする条件によって、搬送・定置設備に適用可能な技術も変わると考えられ、それぞれの条件に応じて候補技術を抽出し、それら候補技術を基に具体的な設備設計を進めることが合理的である。この観点から、本事業においては、具体的な概念設計を開始する前段階として、搬送・定置設備の構成技術について幅広く抽出し、それらを技術オプションとして体系的に整理した。これらの取組みは、表 4.2.4-26 の搬送・定置設備に関わる課題と今後の対策の中の「概念設計の合理化」に対する対策であり、今後もこのような技術情報の蓄積と活用を進展させ、最終的に予備設計のツールを構築し、活用を

図ることが必要である。

また、代表的な定置方式として、平成 25 年度に実施した横置き緩衝材ブロック定置方式に続き、今年度は横置きの PEM 定置方式を対象とした搬送・定置設備の概念検討を行い、これらの設備が十分な実現可能性を保有することを確認した。主要な定置方式を対象とした搬送・定置設備の概念検討については、これらを網羅するように設備の概念検討を行う方針とし、現在未検討の縦置き定置方式についても、今後、検討を開始する必要がある。また、搬送・定置設備の設計手法の手順や内容をより詳細化、かつ、具体化し、設計手法の構築の一環として、他施設設計および性能評価などとのインターフェースなども明確にしていく必要がある。

表 4.2.4-28 搬送・定置設備に関わる課題と今後の対策

課題	平成 25 年度	平成 26 年度	課題への今後の対策
概念設計の合理化（技術情報の蓄積と活用）	—	技術オプションの体系的整理	<ul style="list-style-type: none"> ・ 技術情報の充実 ・ 個々の機能や技術、およびこれらを統合した装置やシステムとしての有効性評価指標の定量化設定 ・ 予備設計ツールを構築
概念検討による設備の実現可能性評価	横置き緩衝材ブロック定置方式を対象	横置き PEM 定置方式を対象	<ul style="list-style-type: none"> ・ 縦置き定置方式を対象 ・ 設計手法や手順の詳細化・具体化（他施設設計および性能評価とのインターフェースの明確化）

4.2.5 地下施設の概念設計

(1) 概要

使用済燃料直接処分における処分施設のうち地下施設においては、わが国を代表する地質環境条件（岩盤の力学特性、初期地圧、水理・地質特性等）を設定し、使用済燃料の直接処分のための搬送・定置設備と整合した設計を行う必要がある。

本検討では、様々な地質環境条件に対応する地下施設の設計のために、空洞の力学的安定性検討における評価指標の設定、処分場の坑道内の湧水処理方法の検討、人工バリアの定置方式として考えられている PEM (Prefabricated Engineered barrier system Module) 方式に対応する坑道の概念設計を行った。また、岩盤条件等に応じた最適な支保工（吹付けコンクリート）を選定することで地下施設の空間設計の合理化を図るため、HFSC コンクリートを対象とした、配合選定のための基本特性取得を行った。

(2) 空洞の力学的安定性検討における評価指標の設定

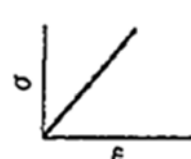
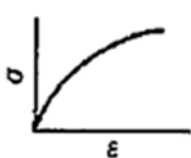
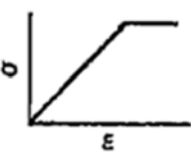
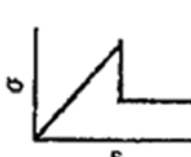
これまでの処分場の地下施設に関する研究開発成果やトンネルの設計指針について収集と整理を図り、最新の知見に基づき地下施設の力学的安定性の評価指標を設定した。評価指標の設定にあたっては、1) 岩盤モデル（弾性モデル、弾塑性モデルなど）の違い、2) 掘削時に生じる空洞周辺岩盤のゆるみ領域・破壊領域評価、3) 岩盤および支保工の評価、4) 常時・地震時の設計および評価の観点から検討を行った。

1) 岩盤モデル

① 岩盤モデルの概説

ここでは、坑道掘削における数値解析として FEM 解析を行うことを前提に、岩盤（地山）のモデル化について概説する。表 4.2.5-1 に岩盤モデルの概説（土木学会, 1984）を示す。

表 4.2.5-1 岩盤モデルの概説(土木学会, 1984)

岩盤モデル		概説
線形		応力とひずみの関係が直線的（比例）であるとするモデルである。簡便さと迅速性からトンネルの挙動を概略推定する場合によく用いられる。
非線形		応力の増加に応じて変形係数が徐々に低下するという実際の地山の変形特性を近似できる。非線形の表現方法としては、ダンカン・チャンの双曲線モデル等がある。
完全弾塑性		与えた降伏条件によって降伏と判定されるまでは弾性として挙動し、降伏後は塑性となるモデルであり、トンネル周辺に発生する塑性領域が問題となる場合によく用いられる。トンネル周囲の破壊領域とさらにその周囲の非破壊領域を明確に区分できる。
残留強度		与えた降伏条件によって降伏と判定されるまでは弾性として挙動し、降伏後はひずみ軟化を呈して残留強度に至り塑性となるモデルである。軟岩などの一軸圧縮試験では、ピーク強度以降にひずみ軟化を呈して残留強度に至ることに加え、体積膨張（ダイレイタンスー特性）を呈することが知られている。

②岩盤のモデル化に対するまとめ

実際の地山の変形特性は、線形的ではなく応力状態が降伏条件を越えると、材料特性が変化する非線形的な挙動を示し、さらにその後の除荷過程において同じ応力-ひずみ曲線には戻らず（非可逆）、あるひずみ（塑性ひずみ）が残留することが知られている。これらを簡便に表現できるのが、完全弾塑性モデルである。地層処分場は、法律により深度300m以深に設置することが定められていることから土被りが大きく、作用する地圧と岩盤の強度とのバランスに応じて坑道周辺には塑性領域が広がると考えられるため、坑道の設計については、塑性領域を明確に区分できるモデルとして完全弾塑性モデル（Mohr-Coulomb降伏基準）が適切であり、これを用いることとする。

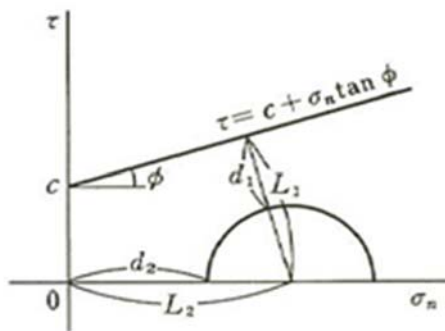
2) 掘削時に生じる空洞周辺岩盤のゆるみ領域・破壊領域評価

掘削時の緩み領域の評価には、一般に「岩盤の局所安全率による評価」、「岩盤の最大せん断ひずみによる評価」があり、一般的に両者で評価を行う。そこで、本評価においても両者による評価を行うこととする。

① 岩盤の局所安全率による評価

局所安全率による評価については、モールの応力円による破壊基準において、以下のよう局所安全率 f_s が定義される(図 4.2.5-1 参照)。平成 17 年度の評価（核燃料サイクル開発機構, 2005a）と同様に、 $f_s < 1.5$ を塑性領域（ゆるみ領域）と定義し、隣接坑道間の離間距離の 2D（D：坑道の代表径）を考慮して、 $f_s < 1.5$ の領域が 0.5D の範囲以内とな

ることを判定条件とする。

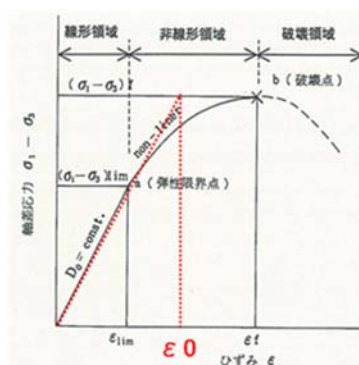


$$fs = \min \left[\frac{L1}{L1 - d1}, \frac{L2}{L2 - d2} \right]$$

図 4.2.5-1 モールの応力円

②岩盤の最大せん断ひずみによる評価

最大せん断ひずみによる評価については、1次元での限界ひずみを2次元・3次元に適用するために、下式に示す限界せん断ひずみ γ_0 (桜井・足立, 1988) を指標とする。一軸状態の限界ひずみ ϵ_0 は、図4.2.5-2に示すように応力-ひずみ曲線の接線が破壊強度の線と交わるときのひずみとする。坑道周辺岩盤に最大せん断ひずみが限界せん断ひずみ以上の値となる領域が存在しないことを判定条件とする。



$$\gamma_0 = (1 + \nu) \epsilon_0$$

ここに、

γ_0 : 限界せん断ひずみ

ν : ポアソン比

ϵ_0 : 一軸状態での限界ひずみ

図 4.2.5-2 限界ひずみ ϵ_0 の概念図 (土木学会, 2006a) に加筆

3) 岩盤および支保工の評価

①岩盤の評価

岩盤の評価の前提となる解析モデルに関しては、FEM解析では地山を連続体として取り扱うため、適切な評価を行うためには岩盤の挙動に大きな影響を与える亀裂や物性のばらつきを考慮した物性値を設定する必要がある。

解析における地山物性値の設定に際しては、現地における地山の物性値が取得されていない場合、道路・鉄道等のデータセット(RQD、弾性波速度、地山強度比等) (例えば(日本道路公団, 1998)) を活用することができる。現地において地質調査等が行われた際には、地質調査で得られた試験値から総合的に判断して解析の入力値を設定する必要がある。

②支保工の評価

a. 支保工の設計の考え方

本検討においては、支保工の設計は FEM 解析により行うこととする。一般的な支保工の設計では、該当する地山等級と断面に応じて設定されている標準設計を基本として支保工の仕様を決定している。

b. 支保工のモデル化と検討用物性値の設定

本検討では、インバート隅角部などでは曲げモーメントが発生することを考慮して、ビーム（梁）要素を用いて支保工（吹付けコンクリート）をモデル化する。吹付けコンクリートの設計基準強度（28 日強度）は、近年の大断面の道路トンネルでは吹付け厚の低減、膨張性地山等では耐力向上などを目的として、より高強度の $f'_{ck}=36 \text{ N mm}^{-2}$ を使用していることから、この値を採用する。

c. 支保工の健全性評価方法

支保工の健全性評価については、一般的には荷重側および耐力側の係数（安全率）を区別せずに評価する許容応力度法に比べ、材料、荷重や構造物の特性や状態等に応じた係数を個々に設定する限界状態設計法は、より合理的な設計が可能になるとされる。そこで、本検討においては限界状態設計法を採用した。

4) 常時と地震時の評価方法の違い

① 常時の評価方法

一般のトンネル設計における常時の設計では、まず地盤調査および試験結果に基づく物性値を用いて、該当する地山分類から解析の物性値を設定する。解析結果に基づいて岩盤および支保工の安全性を評価する。施工開始後は、切羽の観察や内空変位等の計測に基づいて地山の安定性や支保工の健全性を評価し、必要に応じて設計の見直しを行う。

② 地震時の評価方法

トンネルの地震時の設計は、静的耐震設計法と動的耐震設計法に大別される。静的耐震設計法では、まず次元重複反射解析に基づく地盤応答解析（例えば、解析コード SHAKE）を実施し、これから算出される、地盤の応答変位、または応答加速度をトンネルモデルに静的に作用させる方法（応答変位法または応答震度法）である。これは、比較的土被りが小さく、軟弱な地盤内に設置される地中構造物に適用される。

動的耐震設計法は、地盤とトンネルを一体としてモデル化し、そのモデルに地震波または応答スペクトルを入力して解析する。重要構造物の耐震設計に適用されており、静的耐震設計法に比べ、計算時間が長くなるが、解析精度が高く、地盤条件が特殊な場合や強震動に対しても解析精度を確保できる。

地震時の空洞安定性の評価も常時と同様、局所安全率、最大せん断ひずみおよび支保工（吹付けコンクリート）の断面力で評価する。具体的な評価方法は、例えば地震時解析により発生するひずみを等価な変位に換算して常時モデルに作用させ、局所安全率、最大せん断ひずみおよび支保工断面力を算出する方法、また支保工の断面力については地震時での増加断面力を常時断面力に重ね合わせる方法などが考えられる。判断基準については、算出された地震時での増加分の大きさ、およびここに述べた評価方法による試算をしながら、総合的に評価する。

なお、大深度の地下坑道の設計においては、これまでの研究から断面力の地震時増分は

相対的に小さく、常時断面力が支配的である結果が得られている（例えば（原環機構, 2011b)）。

(3) 処分場の坑道内の湧水対策の検討

建設・操業・閉鎖の各事業段階における処分場の坑道内の湧水対策について検討を行った。処分場の概念に応じて許容される湧水量が異なるため、その多少を考慮して事業段階ごとに湧水対策を抽出・整理した。また、その湧水対策の事例として、平成 25 年度に実施した坑道設計の成果（原子力機構、2014）を考慮した湧水対策の概念設計を示す。

1) 一般のトンネルにおける地質環境と湧水量の関係

処分場の地下施設は地下深部に設置され、その面積が広大であることから、湧水量に影響する地表エリアが膨大になり、局所的な地形の特徴と湧水量の関係を説明することは難しい。湧水機構や湧水量は地質環境条件に支配されることから、一般トンネル分野ではその相関性について実績ベースの整理がなされている。地質状況と比湧水量の関係を整理した事例（石井・佐久間, 1977）を表 4.2.5-2 に示す。

表 4.2.5-2 地質別トンネル比湧水量一覧（石井・佐久間, 1977）

地質分類		比湧水量の範囲 (m ³ /min/km)	比湧水量の実績値 (m ³ /min/km)
火山岩 火山砕屑岩	破碎帯の多い地域	0.85～10.0	3.71
	破碎帯の少ない地域	0.035～0.90	0.30
深成岩 (含有麻岩)	破碎帯の多い地域	0.17～3.80	1.38
	破碎帯の少ない地域	0.018～0.84	0.20
変成岩 (古生層、中生層)	破碎帯の多い地域	0.10～4.50	0.79
	破碎帯の少ない地域	0.00～0.95	0.17
第三世紀 ～洪積世	砂礫層	0.02～3.60	0.84
	砂岩・頁岩・凝灰岩	0.14～0.95	0.25
	泥岩	0.00～0.26	0.07

2) 処分場の地下施設の事業段階ごとの湧水対策の抽出と整理

処分場の地下施設の湧水対策を計画するにあたっては、表 4.2.5-3 に示す一般トンネルにおける湧水対策の活用を前提とするが、さらに検討しておくべき技術課題も残されており、それら技術課題およびそれらへの対応の現状について述べる。

表 4.2.5-3 一般トンネルにおける湧水対策

技術分類	技術概要
止水技術	坑道内湧水を直接制御するグラウト技術に代表される。基本的には本掘削前に先進ボーリング等で湧水が予測される箇所をプレグラウトによって改良し、掘削後も湧水が生じる箇所にはポストグラウトで湧水を抑制する。
水回し技術	湧水を排水しやすいように集水する技術である。防水シート、止水板、導水桶などが適宜計画される。
排水技術	集められた湧水を地上に排水する技術である。放射性廃棄物処分プロジェクトの技術要件を踏まえ、建設・操業・埋め戻しの長期にわたり常時湧水、突発湧水に対する安全な排水計画が求められる。

①建設段階の湧水対策

一般のトンネル工事では、安全性および作業性に支障なく排水できるレベルにまで湧水量を低減させるが、処分場の地下施設工事では、後工程である操業段階の技術要件を踏まえ、廃棄体・人工バリアの搬送・定置や人工バリアの構築に支障がないレベルにまで湧水量を低減させる必要がある。

②操業段階以降の湧水対策

操業段階以降の湧水対策に関わる技術要件は、廃棄体・人工バリアの仕様や定置方法によって異なるものになる。ブロック方式は、水が接触することによってブロック自体の変状、密度低下、定置不具合などが懸念される。現地締固め方式は、施工中や施工後に水と接触することによる緩衝材の変状、密度低下、流出などが懸念される。PEM方式は、緩衝材外側の鋼殻により PEM 内部への湧水の浸入は著しく低減され、緩衝材の品質低下の可能性は他の方式に比べて極めて低いといえる。ただし、湧水による処分坑道内の隙間充填材の密度低下や流出の懸念は残る。

緩衝材設置部の湧水対策については、国内外の関係機関でいくつか検討されている。概ねグラウトによる岩盤不良部の改良(原環センター, 2010)、廃棄体の竖置き方式の処分孔においてはポンプ排水や緩衝材保護シートの設置(SKB, 2006 ; SKB, 2008a)などが挙げられる。

3) 処分場の地下施設排水システムの概念設計例

①設計の考え方

a. 恒常湧水

恒常湧水とは、トンネル掘削中は大量に発生するが、掘削が終了し時間が経過するとともに水量が定常化するトンネル湧水である。ここでは、処分場の建設・操業・埋め戻しの長期にわたり考慮が必要な恒常湧水を対象とする。

b. 恒常湧水量の推定

恒常湧水量の推定方法としては、表 4.2.5-2 に示す比湧水量の実績値(石井・佐久間, 1997)を基に掘削後の恒常湧水量を推定する。

c. 設計排水量

設計排水量は、不確実性に対する安全率を見込んだ恒常湧水量に、掘削作業で使用する水量(工事水量)を加えた値とする。

d. 排水設備能力

処分場の地下施設の設計排水量に対する排水設備の安全率は、共同溝設計指針(日本道路協会, 1986)では、設計排水量に対するポンプ容量の安全率として 2 が示されている。また、工事实績として想定湧水量の 3 倍が必要となった例(宮崎ほか, 1990)や、当初の約 2~3 倍の排水設備が必要となった例(持田ほか, 1983 ; 鈴木・児玉, 1974)などが挙げられる。よって、処分場の地下施設の設計排水量に対する排水設備の安全率は、上記の指針や工事实績に加え、施設の重要性が極めて高いこと、工事期間が長期にわたること、沿岸海底下に建設される可能性が高いことなどを踏まえ 3 とする。

②設計条件

a. 処分深度

処分深度は硬岩系岩盤 1000 m、軟岩系岩盤 500 m とする。

b. 地下施設レイアウト

設計対象とする地下施設レイアウトを図 4.2.5-3、アクセス坑道レイアウトを図 4.2.5-4 に示す。ここで設定したレイアウトは、平成 25 年度の検討(原子力機構, 2014)に示される坑道緒元にに基づき、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―(原環機構, 2004)に示されるパネルレイアウトを参考に設定した。アクセス斜坑は 10 %勾配で 300 m 角のらせん状とした。

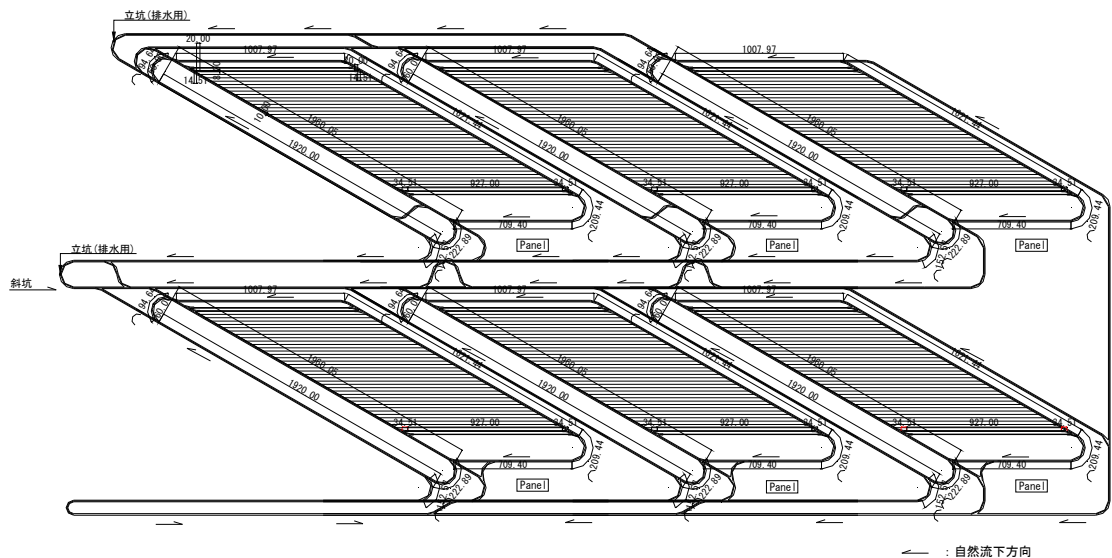


図 4.2.5-3 地下施設レイアウト

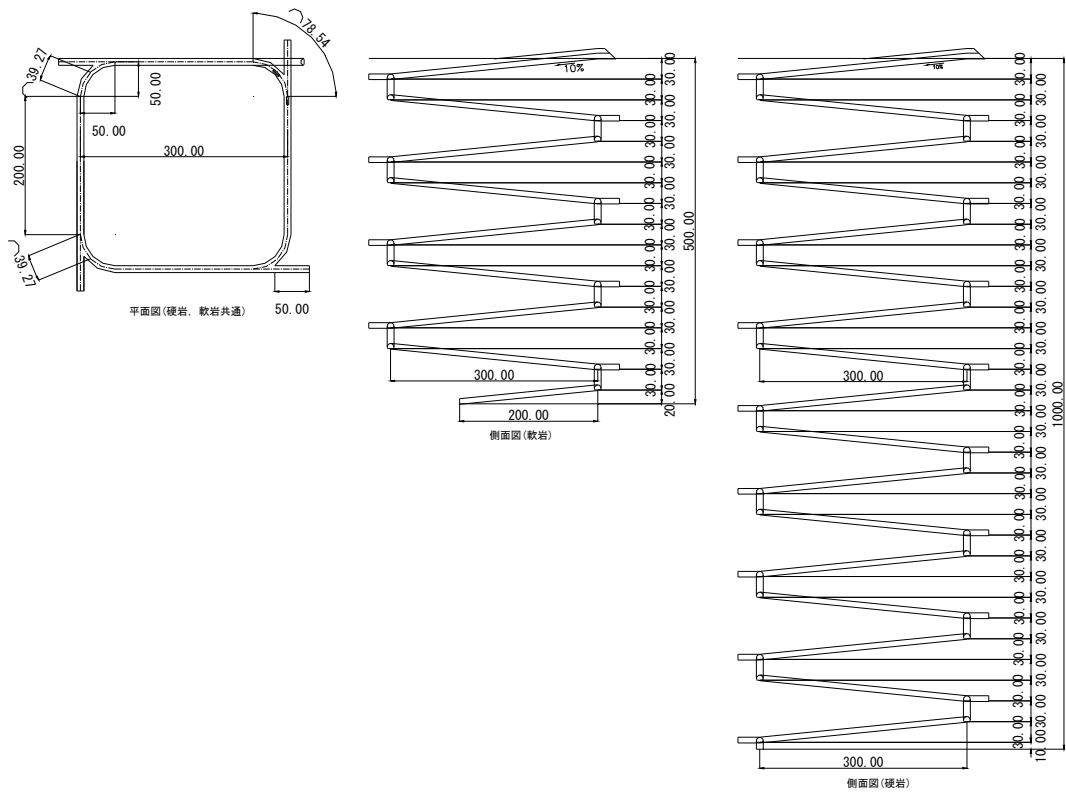


図 4.2.5-4 アクセス坑道レイアウト

c. 排水系統

地下施設における建設、操業、埋め戻しの各作業はパネル単位で行う。建設時と廃棄体搬送を伴う操業時の作業が輻輳することを回避するため、例えば、図 4.2.5-5 に示すレイアウト図の上部パネルが建設中の場合は下部パネルを操業中とする。排水システムは、同図に示した 3つのパネルを含む破線で囲まれた範囲を 1つの排水系統として検討する。また、同図の排水系統は、不測の事態（放射能汚染等）への対応と坑道内への設置可能な排水溝寸法を考慮し、図 4.2.5-6 に示す分離した 4つの排水系統からなるものとする。

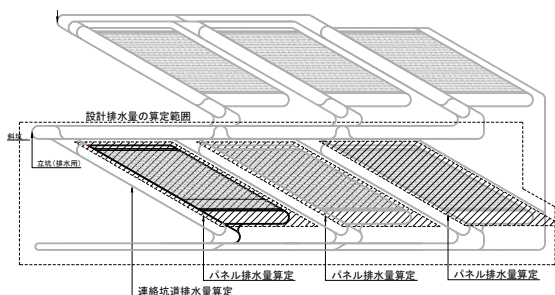


図 4.2.5-5 排水系統と設計排水量の算定範囲

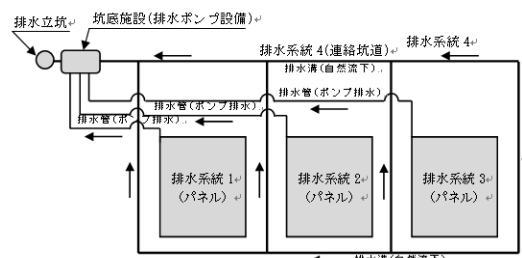


図 4.2.5-6 排水系統の構成

d. 恒常湧水量

排水処理システムの設計に用いられる恒常湧水量は、表 4.2.5-2 を参考に硬岩系岩盤、軟岩系岩盤ともに平均値を採用しておけば十分に安全側であると考え、比湧水量を $0.2 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ km}^{-1}$ (比湧水量= $(0.20(\text{深成岩})+0.17(\text{変成岩})+0.25(\text{砂岩} \cdot \text{頁岩} \cdot \text{凝灰岩})+0.07(\text{泥岩})) \div 4 \div 0.20 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ km}^{-1}$) と設定した。恒常湧水量は以下の式で算定する。

$$Q1=L \times q1 \times Fs$$

ここで、Q1：恒常湧水量で地質・地質状況から定まる推定値 ($\text{m}^3 \text{ min}^{-1}$)

L：対象とする坑道の長さ (km)

q1：比湧水量 ($0.2 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ km}^{-1}$)

Fs：不確実性に対する安全率 ($Fs = 1.0$)

本来、安全率 Fs は比湧水量 q1 の不確実性と余裕を考慮して定めるが、本検討で設定した $q1 = 0.2 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ km}^{-1}$ にはこの不確実性と裕度が考慮してあるものとして、 $Fs = 1.0$ と設定する。

e. 工事水量

工事水量は、幌延深地層研究計画 (核燃料サイクル開発機構, 2005c) の実施設計で適用した切羽当りの工事水量を参照して設定する。工事水量は管理可能であることから、安全率による割増は行わない。

(a) 切羽当りの工事水量

切羽当りの工事水量を以下に示す。

- ・覆工施工時の洗浄水 1 切羽当り 50 L min^{-1}
- ・切羽で削岩機稼働に必要な水 1 切羽当り 10 L min^{-1}
- ・その他雑用に使用する水 1 切羽当り 100 L min^{-1}

(b) パネル当りの工事水量

施工計画が策定されていないため、ここでは同時に稼働する切羽の数を図 4.2.5-7 に示すように想定し、パネル当りの工事水量 Q2 を算定する。

・パネル当りの工事水量

切羽の数：主要坑道 2 箇所、処分坑道 4 か所の合計 6 箇所

硬岩の場合、軟岩の場合とも $Q2 = (50 + 10 + 100) \times 6 = 100 \text{ L min}^{-1} \div 1.0 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$

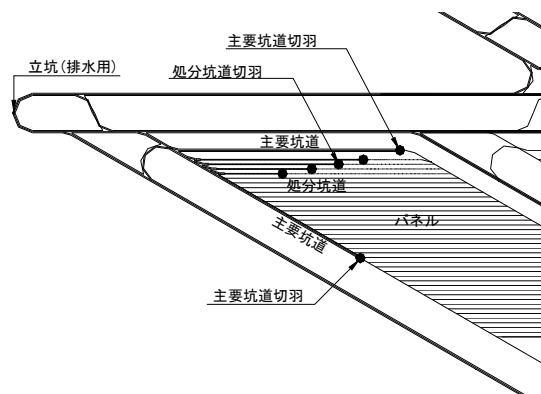


図 4.2.5-7 想定したパネル切羽箇所

(c) 連絡坑道の工事水量

施工計画が策定されていないため、ここでは同時に稼働する切羽の数を図 4.2.5-8 に示すように想定し、連絡坑道の工事水量 Q_2 を算定する。

- ・ 連絡坑道の工事水量

切羽の数：連絡坑道 8 箇所

硬岩系岩盤の場合、軟岩系岩盤の場合と $Q_2 = (50 + 10 + 100) \times 8 = 1,280 \text{ L min}^{-1} \doteq 1.3 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$

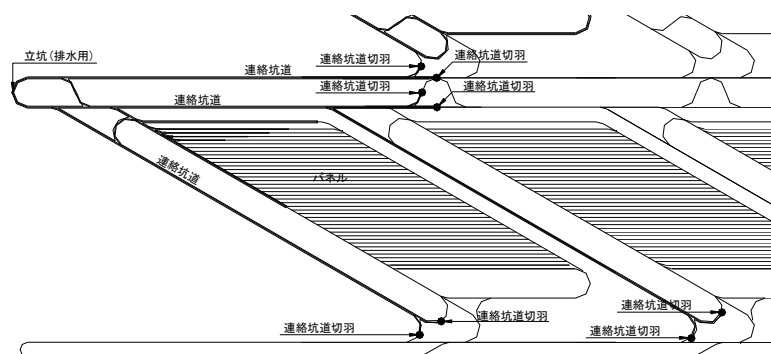


図 4.2.5-8 想定した連絡坑道切羽箇所

f. 設計排水量

ここでは、設計排水量の一例として連絡坑道における排水量を算定する。

(a) 連絡坑道排水量

図 4.2.5-6 に示すように、坑底施設(排水ポンプ設備)に接続する連絡坑道の排水溝には、3 パネル分からの排水、連絡坑道からの排水およびアクセス坑道からの排水など排水系統内の排水が集中し、排水溝断面が大きくなることが考えられる。また、放射線安全の観点から、排水系統を分離できる方法とすることも考えられていることから、図 4.2.5-6 に示すように、パネルの主要坑道に集水した排水は、1 パネル分ごとにポンプにより坑底排水ポンプ設備へ配管により送水する。従って、連絡坑道の設計排水量は以下の式により算定する。

$$Q_d = Q_1 + Q_2 + Q_a$$

ここで、 Q_d ：排水溝の設計排水量 ($\text{m}^3 \text{ min}^{-1}$)

Q_1 ：連絡坑道の恒常湧水量 (4.2.5(2)3)②d による)

Q_2 ：工事水量 ($= 1.3 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$) (4.2.4(2)3)②e による)

Q_a ：アクセス坑道の恒常湧水量 (4.2.5(2)3)②d による)

(b) 排水ポンプ容量

定常時の排水ポンプの設計排水量は、対象としている系統全体の排水量とする。

$$Q_d = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_a$$

ここで、 Q_d ：排水ポンプの設計排水量 ($\text{m}^3 \text{ min}^{-1}$)

Q_1 ：連絡坑道の恒常湧水量 (4.2.5(2)3)②d による)

Q_2 ：連絡坑道と 1 パネル分の工事水量

Q3：3パネル分の恒常排水量

Qa：アクセス坑道の恒常湧水量（4.2.5(2)3)②dによる）

g. 排水ポンプ設備による突発湧水への対応

突発湧水を処理できるように排水ポンプ設備を計画する。本検討では、排水ポンプは同じ容量で2系統分を設備し、設定した掘削後の設計排水量の2倍を排水ポンプ設備で排水可能とする。（土木学会, 2006b）。さらに、4.2.5(2)3)①dで述べたように、設計排水量の3倍の排水能力を確保するように予備の排水ポンプとして1系統分を設置する。

h. 貯水量の設計要領

本検討では、貯水槽の容量は、揚水停止後30分間に貯まる水量に対応したものとする（土木学会, 2006b）。

③計算結果

a. 坑道長

(a) パネル坑道長(1パネル分)

図4.2.5-9にパネル坑道延長範囲、表4.2.5-4にパネル坑道長算定結果を示す。算定結果より、パネル坑道長(1パネル分)は $L \approx 44,857$ mとなる。

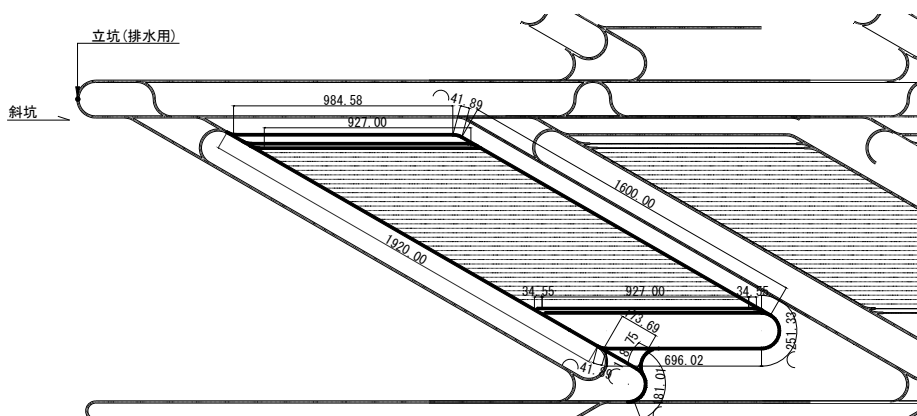


図 4.2.5-9 パネル坑道延長範囲

表 4.2.5-4 パネル坑道長算定結果

パネル坑道長(1パネル分)									
主要坑道					処分坑道(作業坑道含む)				
番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)	番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)
1	直線	1,920.00	1	1,920.00	1	直線	927.00	39	36,153.00
2	直線	173.69	1	173.69	2	直線	34.55	78	2,694.90
3	円弧	181.01	1	181.01					
4	円弧	41.89	2	83.78					
5	直線	1,600.00	1	1,600.00					
6	円弧	251.33	1	251.33					
7	直線	984.58	1	984.58					
8	直線	696.02	1	696.02					
9	円弧	118.75	1	118.75					
計(a)				6,009.16	計(b)				38,847.90
					パネル坑道長 L ≈ (a) + (b)				44,857

(b) 連絡坑道長（排水系統分）

図 4.2.5-10 に連絡坑道延長範囲、表 4.2.5-5 に連絡坑道長算定結果を示す。算定結果より、連絡坑道長は $L \approx 34,912$ m となる。

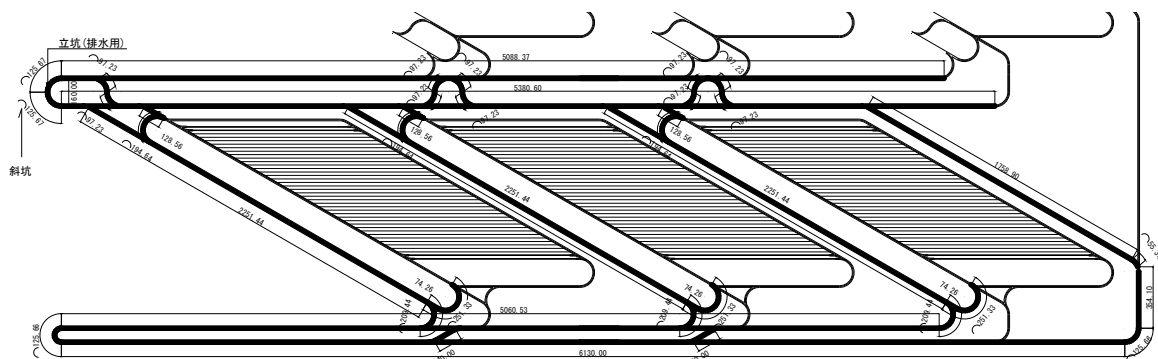


図 4.2.5-10 連絡坑道延長範囲

表 4.2.5-5 連絡坑道長算定結果

連絡坑道長(排水系統分)														
連絡坑道長(上部)				連絡坑道長(中央)				連絡坑道長(下部)						
番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)	番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)	番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)
1	円弧	125.67	1	125.67	1	直線	2,251.44	3	6,754.32	1	直線	5,060.53	1	5,060.53
2	直線	5,088.37	1	5,088.37	2	直線	74.26	3	222.78	2	直線	6,130.00	1	6,130.00
3	円弧	97.23	10	972.30	3	直線	1,758.90	1	1,758.90	3	直線	140.00	2	280.00
4	円弧	125.67	1	125.67	4	直線	128.56	3	385.68	4	円弧	125.66	1	125.66
5	直線	5,380.60	1	5,380.60	5	円弧	194.64	3	583.92					
					6	円弧	209.44	3	628.32					
					7	円弧	251.33	3	753.99					
					8	円弧	55.34	1	55.34					
					9	直線	354.10	1	354.10					
					10	円弧	125.66	1	125.66					
計(a)				11,692.61	計(b)				11623.01	計(c)				11,596.19
												パネル坑道長 $L \approx (a) + (b) + (c)$		34,912

(c) アクセス坑道長（排水系統分）

本検討では1つの排水系統に対して、建設、埋め戻し作業用にそれぞれ1本のアクセス立坑を、操業用には地下施設全体でアクセス斜坑1本を想定する（核燃料サイクル開発機構，1999）。ここでは、結果の一例として硬岩系岩盤におけるアクセス坑道長の算定結果を表 4.2.5-6 に示す（坑道延長範囲は図 4.2.5-4 参照）。算定結果より、アクセス坑道長は $L=13,700$ m となる。

表 4.2.5-6 アクセス坑道長の算定結果

硬岩 (処分深度1000m)									
アクセス立坑 (2本)					アクセス斜坑 (1本)				
番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)	番号	形状	長さ(m)/本	本数	長さLi(m)
1	直線	1,000.00	2	2,000.00	1	直線	301.50	33	9,949.50
					2	直線	100.50	1	100.50
					3		50.00	33	1,650.00
計(a)				2,000.00	計(b)				11,700.00
パネル坑道長 L ≒ (a) + (b)									13,700

※アクセス斜坑長

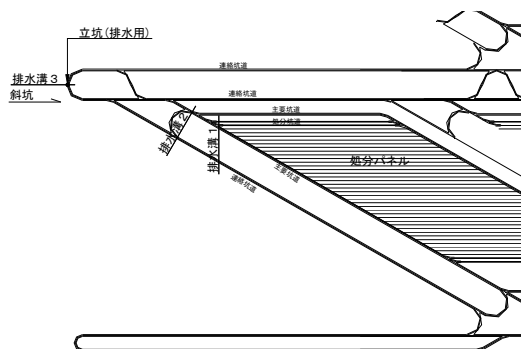
番号1 : $\sqrt{(300.00^2+30.00^2)}=301.50\text{m}$

番号2 : $\sqrt{(100.00^2+10.00^2)}=100.50\text{m}$

b. 排水溝断面の検討

(a) 検討位置

排水溝断面の検討箇所は、図 4.2.5-11 に示す 3 箇所とする。ここでは、結果の一例として硬岩系岩盤における排水溝 3(坑底排水ポンプ設置位置)の検討結果を示すこととする。



- ・排水溝 1 : 処分坑道出口部
- ・排水溝 2 : パネル出口部
- ・排水溝 3 : 坑底排水ポンプ設置位置

図 4.2.5-11 排水溝断面の検討箇所

(b) 排水溝の流量確認

排水溝断面については、その断面で流下可能な排水量が設計排水量を上回ることを確認する。流下可能な排水量はマンニング式により算定する。

$$Q = V \cdot A > Q_d$$

$$V = (1/n) \times R^{2/3} \times i^{1/2} \quad (\text{マンニング式})$$

ここで、 Q : 流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) V : 流速 (m s^{-1})

A : 水路における流水断面積 (m^2) $A = H \times B$

H : 水深 (m) B : 水路幅 (m)

n : 粗度係数 (コンクリート製とし $n = 0.015$ とする)

R : 径深 (m) $R = A/S$ S : 潤辺 (m) $S = A/(B+2H)$

i : 動水勾配 $i = 0.005$ とする。 Q_d : 設計流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

(c) 排水溝断面の算定

a) 設計排水量

設計排水量は、連絡坑道からの恒常湧水量 Q1、連絡坑道からの工事水量 Q2、アクセス坑道からの恒常湧水量 Qa の合計とする。

- ・ 連絡坑道からの恒常湧水量

$$L = 34,912 \text{ m (表 4.2.5-5 参照)、}$$

$$Q1 = 34,912 / 1,000 \times 0.2 \times 1.0 = 6.98 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

- ・ 連絡坑道からの工事水量

$$Q2 = 1.30 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ (4.2.4(2)3)②e による)}$$

- ・ アクセス坑道からの恒常湧水量

$$L = 13,700 \text{ m (表 4.2.5-6 参照)、}$$

$$Qa = 13,700 / 1,000 \times 0.2 \times 1.0 = 2.74 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

- ・ 設計排水量

$$Qd = Q1 + Q2 + Qa = 6.98 + 1.30 + 2.74 = 11.02 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

坑道の両側に排水溝を設置するとして、 $Qd = 11.02 / 2 = 5.51 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ とする。

b) 断面算定 (流量確認)

流域面積は、排水溝幅 B = 0.30 m、水深 H = 0.35 m とし、動水勾配は i = 0.005 とする。排水溝 3 の計算結果を表 4.2.5-7 に、断面図を図 4.2.5-12 に示す。

表 4.2.5-7 断面算定結果

流水面積	幅B (m)	0.30
	深さH(m)	0.35
	A (m ²)	0.105
潤辺	B+2H (m)	1.000
径深	A S ⁻¹ (m)	0.105
粗度係数	n	0.015
動水勾配	i	0.005
平均流速	V (m s ⁻¹)	1.049
流量	Q (m ³ s ⁻¹)	0.110
流量	Q (m ³ s ⁻¹)	6.61
設計排水量	Qd (m ³ s ⁻¹)	5.51
判定		OK

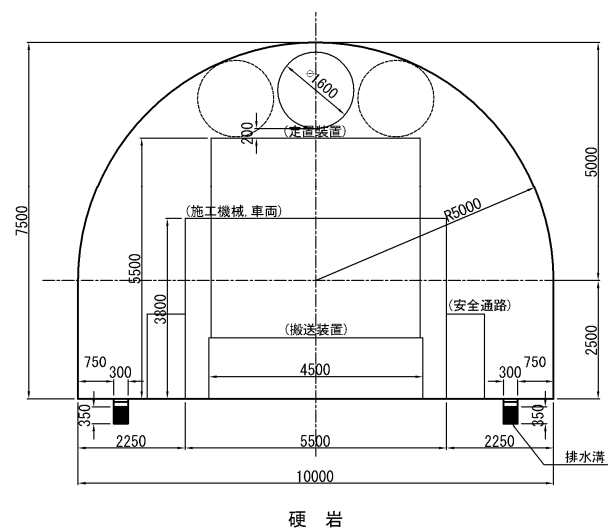


図 4.2.5-12 断面図

c. 排水ポンプ設備

(a) 排水ポンプ設計排水量

排水ポンプ設計排水量は、連絡坑道の恒常湧水量 Q1、連絡坑道と 1 パネルからの工事水量 Q2、3 パネルの恒常湧水量 Q3、アクセス坑道からの恒常湧水量 Qa の合計とする。

- ・ 連絡坑道の恒常湧水量

$$L = 34,912 \text{ m (表 4.2.5-5 参照)、}$$

$$Q1 = 34,912/1,000 \times 0.2 \times 1.0 = 6.98 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

- ・連絡坑道と1パネル分の工事水量

$$Q2 = 1.30 + 1.00 = 2.30 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ (4.2.4(2)3)②eによる)}$$

- ・3パネルの恒常湧水量

$$L = 44,857 \text{ m (表 4.2.5-4 参照)、}$$

$$Q3 = (44,857/1,000 \times 0.2 \times 1.0) \times 3 = 26.91 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

- ・アクセス坑道からの恒常湧水量

$$L = 13,700 \text{ m (表 4.2.5-6 参照)、}$$

$$Qa = 13,700/1,000 \times 0.2 \times 1.0 = 2.74 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

- ・設計排水量

$$Qd = Q1 + Q2 + Q3 + Qa = 6.98 + 2.30 + 26.91 + 2.74 = 38.93 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$$

(b) 補修、停電などに対応する貯水量

検討結果の一例として硬岩系岩盤の補修、停電などに対応する貯水量のケースを示すこととする。補修、停電等に対応する貯水量は、排水ポンプ設計排水量30分間に相当する量とする。

$$\text{・硬岩系岩盤の場合：} V = Qd \times 30 \text{ min} = 38.93 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \times 30 \text{ min} = 1,167.90 \text{ m}^3$$

d. 排水ポンプ設備仕様のまとめ

硬岩系岩盤における排水ポンプ設備仕様をまとめて、図4.2.5-13に示す。

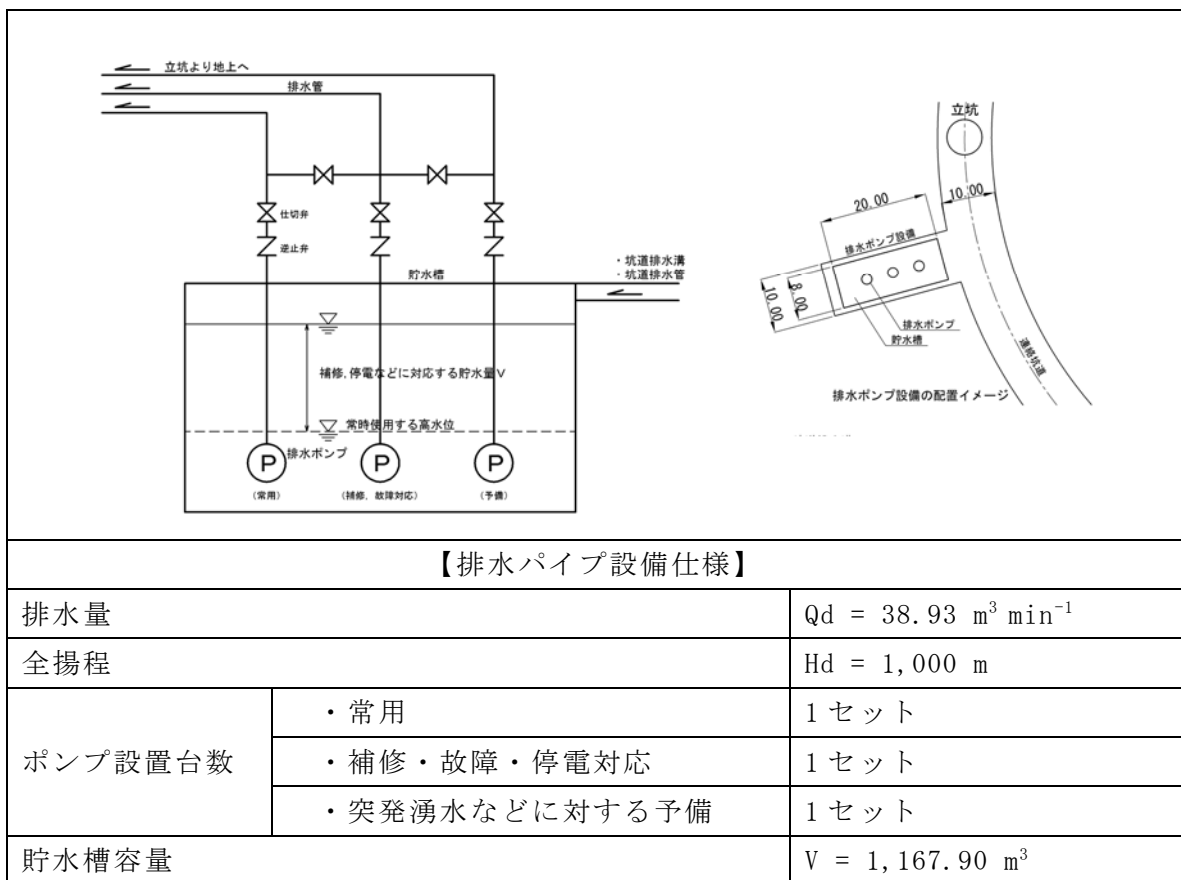


図 4.2.5-13 硬岩系岩盤における排水ポンプ設備仕様

(4) 複合処分容器および PEM 方式に対応する坑道の概念設計

平成 25 年度に実施した坑道設計の成果（原子力機構，2014）と 4.2.5(1)、(2)で実施した検討を展開し、複合処分容器および PEM 方式に対応した搬送・定置設備と整合する処分坑道の概念設計を実施した。複合処分容器は、処分容器の腐食代の材料が炭素鋼から銅に代わるものであり、平成 25 年度に示された炭素鋼製のレファレンスの処分容器（原子力機構，2014）と寸法は同じで重量がわずかに増加するものである。このため、処分容器が複合処分容器になることによる坑道設計への影響は小さいと考えられることから、本検討では PEM 方式についてのみ概念設計を行った。設計の対象とする人工バリアの定置方式は、坑道横置き方式とした。

1) 坑道断面の設定

本検討で設定した使用済燃料の PEM 方式人工バリア一体化モジュール（以下、PEM モジュールという）を搬送・定置する坑道の断面設定結果を以下に示す。

① アクセス坑道

H12 レポート（核燃料サイクル発機構，1999）で設定した断面と同じ内径 6.5 m とする。

② アクセス坑道（斜坑）

主要・連絡坑道（2 車線）と同じとする。

③ 主要・連絡坑道

TRU 2 次レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）の主要・連絡坑道の断面を、建設時と坑道内設備の設置に必要な建築限界と、PEM モジュール定置装置とその搬送装置の運用が可能な建築限界を有するように修正して設定する。

a. PEM モジュールおよび定置装置の外形寸法

検討のベースとなる PEM 容器の外形寸法は、直接処分第 1 次取りまとめのレファレンススペースとして示された人工バリアの仕様（原子力機構，2015）に基づき表 4.2.5-8 のように設定した。また、設計の対象とする搬送方式は門型クレーン方式、およびエアベアリング方式とする。これらの断面寸法は、原環機構の技術開発報告書（原環機構，2013）、H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）等を参考に表 4.2.5-9 のように設定した。

表 4.2.5-8 PEM モジュールの外形寸法

	寸法 (mm)
PWR 燃料集合体 2 体用の処分容器の直径	839
PWR 燃料集合体 2 体用の処分容器長さ	4780
緩衝材の厚さ	700
PEM 容器の厚さ	28
PEM モジュールの直径	2295
PEM モジュールの長さ	6236

表 4.2.5-9 搬送方式の外形寸法

搬送方式	寸法(m)
門型クレーン方式	高さ 4.0 m, 幅 4.0 m
エアベアリング方式	直径 2.5 m

b. PEM モジュール搬送装置の床高と幅

使用済燃料・ガラス固化体輸送車両の仕様を参考に、床高 1.8 m、幅 4.5 m と設定した。

c. 風管の寸法と本数

換気のための風管は、建設時でφ1,600 mm×3本、操業時はφ1,200 mm×1本とした。

d. 建設・埋め戻し時の機械寸法と車線幅員・安全通路

機械寸法と車線幅員は道路構造令の解説と運用(日本道路協会,2004)、安全通路は労働安全規則に準拠し、以下のように設定する。

- ・機械寸法：高さ 3.8 m×幅 2.5 m (普通自動車、セミトレーラ連結車の設計車両総重)
- ・車線幅員：2.75 m (道路種別 3 種 4 級もしくは 3 種 5 級の道路とみなす)
- ・安全通路：高さ 1.8 m 以上、幅 0.8 m 以上

e. 定置装置・搬送装置と坑道覆工面もしくは他の設備との最少クリアランス

装置設備と坑道内面の最小クリアランスは、道路構造令の解説と運用(日本道路協会,2004)を参考に、200 mm とした。

④ 処分坑道

処分坑道の断面設定は、掘削機、ずり搬出、換気・排水および PEM モジュール定置に必要な建築限界をクリアすることが求められる。処分坑道では、PEM モジュール定置装置の操作を遠隔で行うことを想定した。処分坑道内の換気は、風管では行わないものとした。また、掘削機や掘削ずりの運搬搬出などの建設機材は、掘削断面に合わせて選択することから、坑道断面の設定には影響を与えないものとする。したがって、処分坑道断面は、PEM モジュール定置装置が運用できる断面として設定した。

⑤ 設定結果

上述した各坑道の設定結果により、立坑断面、主要・連絡坑道(2車線)および主要・連絡坑道(1車線)断面(処分坑道の擦り付け部分が該当)の3断面については、PEM モジュールで必要とする断面と平成 25 年度に示した断面(原子力機構,2014)とが同じとなることがわかった。

そこで、本検討では、図 4.2.5-14 に示すように処分坑道のエアベアリング方式(横置き)および門型クレーン方式(横置き)について安定性の評価・検討を実施する。

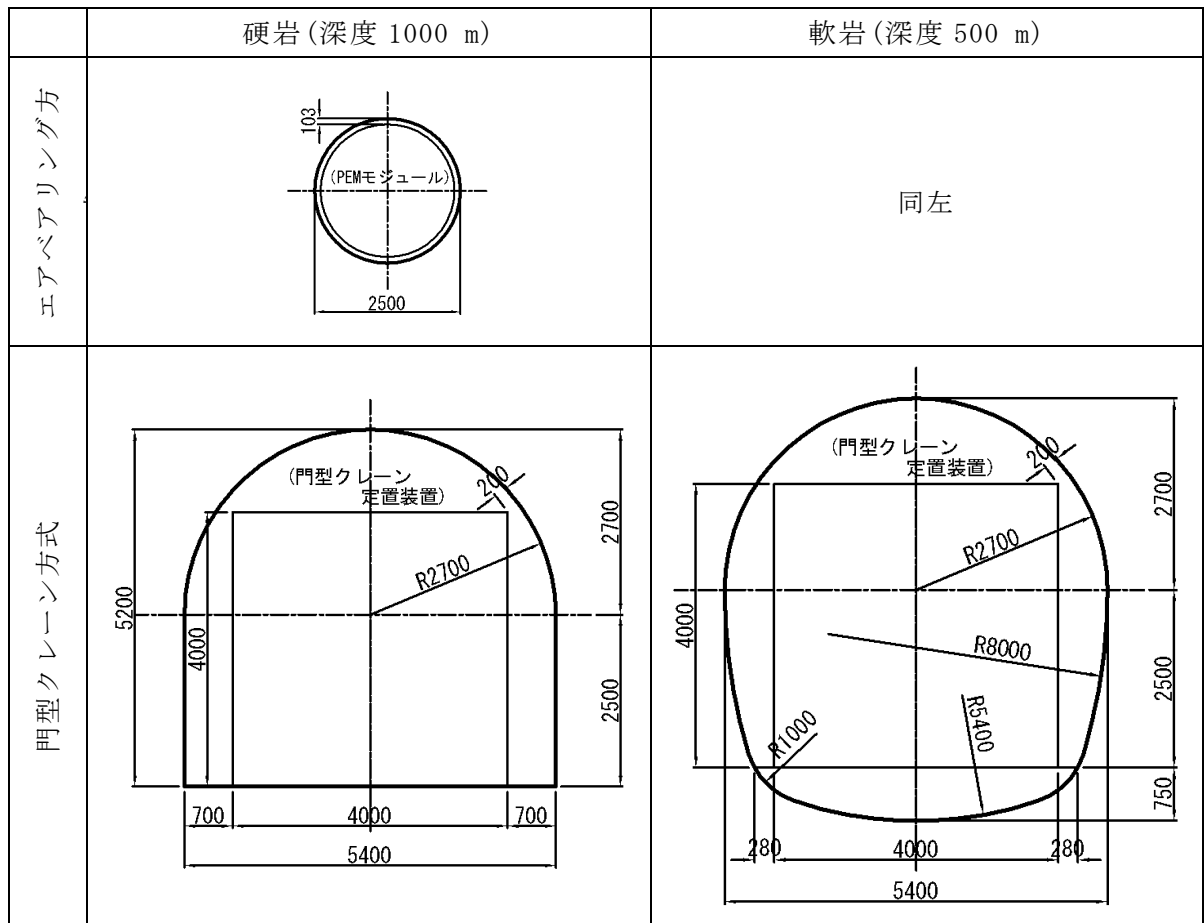


図 4.2.5-14 PEM モジュールに対する処分坑道断面の検討結果

2) 坑道の概念設計

① 処分坑道の力学的安定性の検討(2次元掘削解析)

a. 設計手法

本設計では、有限要素法(解析コード: 2D- σ (株式会社地層科学研究所、Ver4.0))を用いた数値解析による方法で、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構、1999)と同様に周辺岩盤を完全弾塑性体としてモデル化し、処分坑道について力学的安定性を評価する。

b. 評価の指標と基準

坑道の力学的安定性の評価の指標と基準は、4.2.5(1)で設定した評価指標を用いて、性能照査型設計法で評価を行う。

(a) 岩盤の局所安全率

本設計では、4.2.5(1)2)①で設定したとおり、岩盤の局所安全率(F_s)をMohr-Coulombの破壊基準を用いて計算し、局所安全率 F_s が1.5を下回る領域が坑道壁面から $0.5D$ (D : 空洞代表径)の範囲以内となることを判定条件とする。

(b) 限界せん断ひずみ

坑道周辺岩盤に、最大せん断ひずみが表 4.2.5-10 に示す限界せん断ひずみ以上の値となる領域が存在しないことを判定条件とする。

表 4.2.5-10 硬岩系および軟岩系岩盤の弾性係数と限界せん断ひずみ

項目	単位	硬岩系 岩盤	軟岩系 岩盤
岩盤の弾性係数 E	MPa	37,000	3,500
岩盤のポアソン比 ν	-	0.25	0.3
限界ひずみの中央値 ε_0 。 ($\log \varepsilon_0 = -0.25 \log E - 1.22$) ※Eは地山の弾性係数(単位: kgf/cm ²)	%	0.243	0.438
限界せん断ひずみ γ_0 。($\gamma_0 = (1 + \nu) \varepsilon_0$)	%	<u>0.304</u>	<u>0.570</u>

(c) 支保工断面力

本設計における坑道の支保工の照査基準は、平成 25 年度に実施した坑道設計（原子力機構，2014）の基本方針に従うものとする。また吹付けコンクリートの安全係数の一覧を表 4.2.5-11 に示す。

表 4.2.5-11 吹付けコンクリートの安全係数一覧

安全係 要求性	作用 係数 γ_t	構造解析 係数 γ_a	材料 係数 γ_c	部材 係数		構造物 係数 γ_i
				γ_{b1} (圧縮)	γ_{b2} (曲げ)	
安全性(破壊)	1.0	1.0	1.3	1.3	1.1	1.1

c. 岩盤条件

本設計で用いる岩盤の静的力学特性は、表 4.2.5-12 に示すように H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）で用いられた岩盤データセット（硬岩系岩盤 (HR) および軟岩系岩盤 (SR-C)）の特性値を用いる。

表 4.2.5-12 岩盤の物性値

項目	単位	硬岩系岩盤 HR	軟岩系岩盤 SR-C
一軸圧縮強度	MPa	115	15
引張強度	MPa	8	2.1
弾性係数	MPa	37,000	3,500
粘着力	MPa	15	3.0
内部摩擦角	°	45	28
ポアソン比	-	0.25	0.3

d. 支保工の物性値

本設計の数値解析では、吹付けコンクリートを坑道の支保工としてモデル化し、表 4.2.5-13 に示す物性値を用いる。

表 4.2.5-13 吹付けコンクリートの物性値

項目	単位	力学特性ほか	備考
設計基準強度	MPa	36.0	高強度吹付けコンクリート
弾性係数	MPa	6,000	日本トンネル技術協会(1996)
ポアソン比	-	0.20	
評価基準値	-	M-N 曲線による	限界状態設計法による評価

e. 初期地圧

鉛直初期地圧 (σ_v) および水平初期地圧 (σ_h) は次式から算定する。側圧係数 K_0 は、平成 25 年度の検討結果 (原子力機構、2014) から、 $K_0=1.0$ とした。

$$\sigma_v = \rho \times G \times H$$

$$\sigma_h = K_0 \times \sigma_v$$

ここで、 ρ : 岩盤の飽和密度 (Mg m^{-3})、 G : 重力加速度 (m s^{-2})、
 H : 深度 (m)、 K_0 : 側圧係数

f. 設計ケース

表 4.2.5-14 に設計ケースの一覧を示す。設計ケースは、内空断面が異なる硬岩系岩盤 (処分深度 : 1,000 m) と軟岩系岩盤 (処分深度 : 500 m) について実施する。支保工パターン (吹付け厚) は平成 25 年度に実施した坑道の力学的安定性の検討結果から設定した。

表 4.2.5-14 設計ケース一覧

岩盤条件	坑道種類	掘削工法	搬送方式	定置方式	吹付け厚 (mm)
硬岩系岩盤	処分坑道	TBM	エアベアリング方式	横置方式	50
		NATM	門型クレーン方式		100
軟岩系岩盤		TBM	エアベアリング方式		100
		NATM	門型クレーン方式		300

g. 解析モデルの設定と境界条件

(a) 解析モデルの設定と境界条件

硬岩系岩盤を例として解析モデルの全体像と境界条件を図 4.2.5-15 に示す。解析領域は、境界が空洞周囲の挙動に影響を与えないとされる 5D 程度の範囲 (D: 空洞代表径) までとした (土木学会, 2006a)。境界条件として、側方境界は水平方向固定、下方 (底面) 境界は鉛直方向固定とした。また、上面には深度相当の荷重を載荷することで所定の初期応力を与えた。

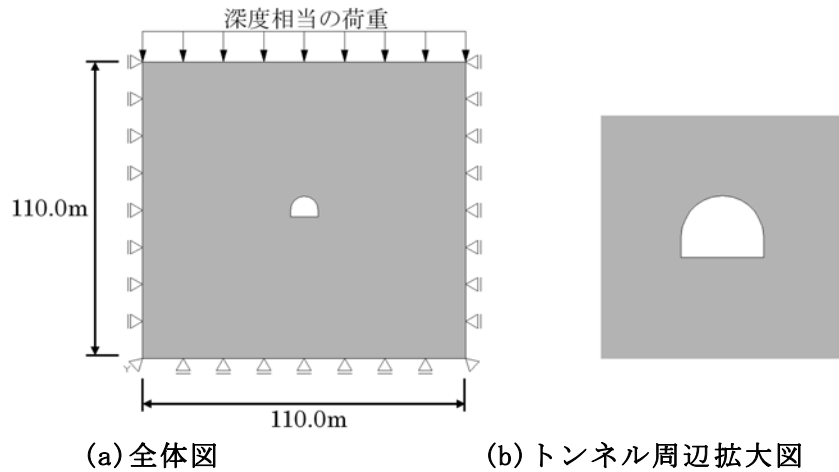


図 4.2.5-15 解析モデルの全体像と境界条件(硬岩系岩盤)

(b) 解析ステップの設定

解析ステップは、硬岩系岩盤および軟岩系岩盤ともに支保工として吹付けコンクリートを打設することを想定した全3ステップとした。掘削解放率は、H12レポート（核燃料サイクル開発機構, 1999）で設定したものと同一値を用いた。表 4.2.5-15 に解析手順を示す。

表 4.2.5-15 解析手順

ステップ	解析手順
ステップ 1	自重による初期応力解析
ステップ 2	坑道掘削(応力解放率 65 %を作用させる。)
ステップ 3	支保工(吹付けコンクリート：ビーム要素でモデル化)を設置(応力解放率 35 %を作用させる)

h. 解析結果

各設計ケースの解析結果を以下に示す。

(1) エアベアリング方式，硬岩系岩盤

図 4.2.5-16 に解析結果を示す。局所安全率は、目標値 $F_s=1.5$ を下回る領域が坑壁から 0.2 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から $0.5D(=0.5 \times 2.5 \text{ m}=1.25 \text{ m})$ の範囲以内に収まっている。最大せん断ひずみは、表 4.2.5-10 で示す目標値 $\gamma_c=0.304 \%$ を上回る領域は発生していない。変位は、内空変位 0.79 mm、天端沈下 0.41 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。支保工に発生する断面力は、軸力で最大値-92 kN、曲げモーメントは 0 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても十分な余裕を持っている。

(2) エアベアリング方式，軟岩系岩盤

図 4.2.5-17 に解析結果を示す。局所安全率は、目標値 $F_s=1.5$ を下回る領域が坑壁から 0.6 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から $0.5D(=0.5 \times 2.5 \text{ m}=1.25 \text{ m})$ の範囲以内

に収まっている。最大せん断ひずみは、表 4.2.5-10 で示す目標値 $\gamma_c = 0.570\%$ を上回る領域は発生していない。変位は、内空変位 5.38 mm、天端沈下 2.65 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。支保工に発生する断面力は、軸力で最大値-1174 kN、曲げモーメントは 0 kN・m となり、断面耐力 (M-N 曲線) に対しても十分な余裕を持っている。

(3) 門型クレーン方式，硬岩系岩盤

図 4.2.5-18 に解析結果を示す。局所安全率は、目標値 $F_s = 1.5$ を下回る領域が坑壁から 0.84 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から 0.5D (0.5 × 5.4 m = 2.7 m) の範囲以内に収まっている。最大せん断ひずみは、表 4.2.5-10 で示す目標値 $\gamma_c = 0.304\%$ を上回る領域は発生していない。変位は、内空変位 2.05 mm、天端沈下 0.99 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。支保工に発生する断面力は、軸力で最大値-335.0 kN、曲げモーメントは -1.0 kN・m となり、断面耐力 (M-N 曲線) に対しても十分な余裕を持っている。

(3) 門型クレーン方式，軟岩系岩盤

図 4.2.5-19 に解析結果を示す。局所安全率は、目標値 $F_s = 1.5$ を下回る領域が坑壁から 1.80 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から 0.5D (0.5 × 5.4 m = 2.7 m) の範囲以内に収まっている。最大せん断ひずみは、表 4.2.5-10 で示す目標値 $\gamma_c = 0.570\%$ を上回る領域は発生していない。変位は、内空変位 18.73 mm、天端沈下 5.87 mm と小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。支保工に発生する断面力は、軸力で最大値-3,605.0 kN、曲げモーメントは -68.0 kN・m となり、断面耐力 (M-N 曲線) に対しても十分な余裕を持っている。

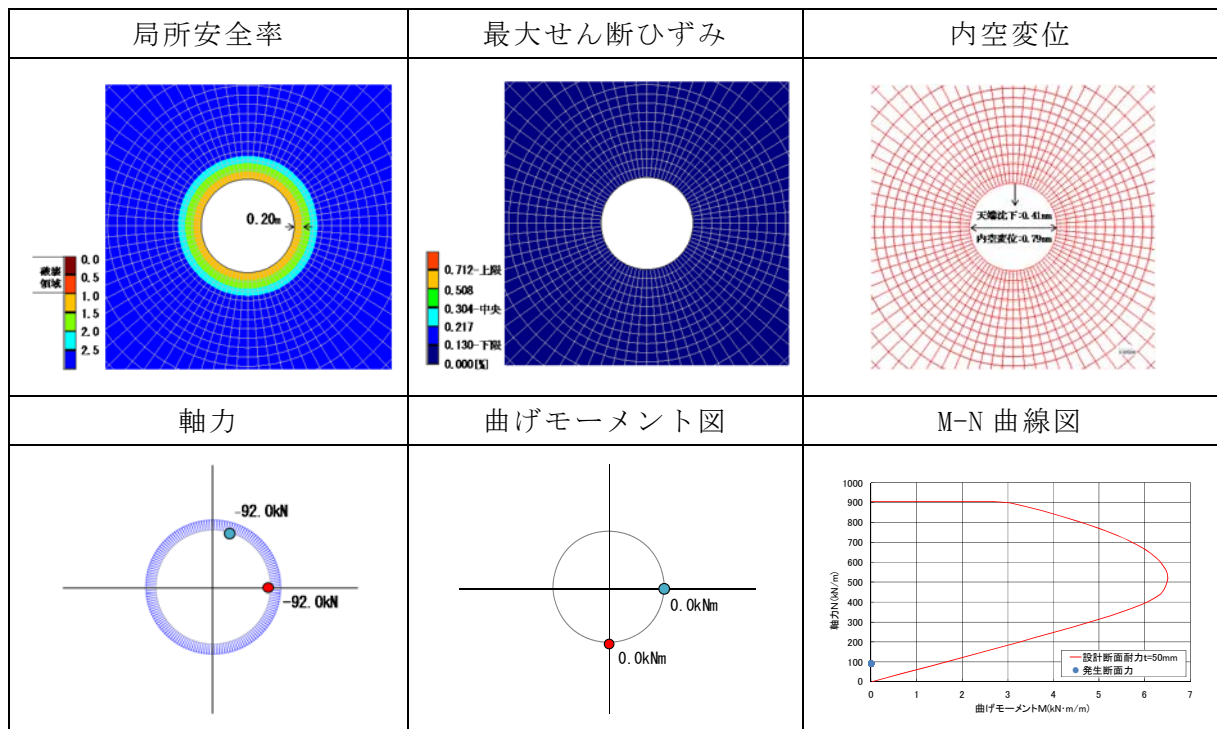


図 4.2.5-16 解析結果 (エアベアリング方式、硬岩系岩盤)

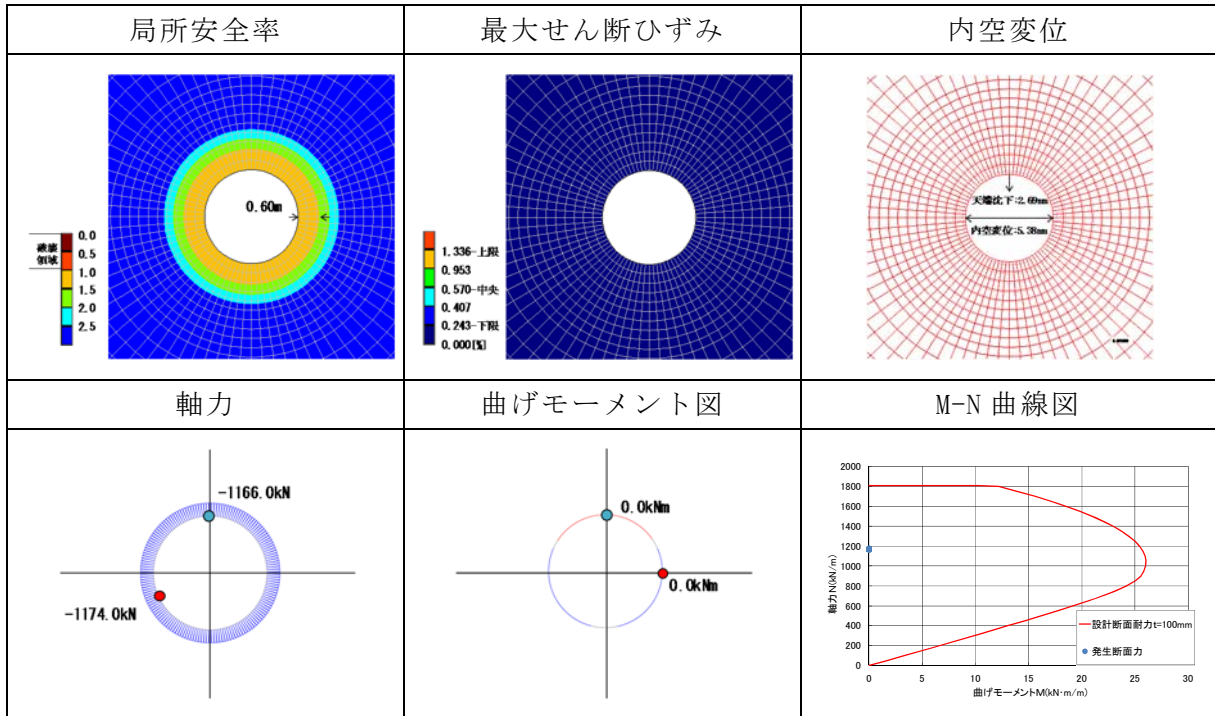


図 4.2.5-17 解析結果(エアベアリング方式、軟岩系岩盤)

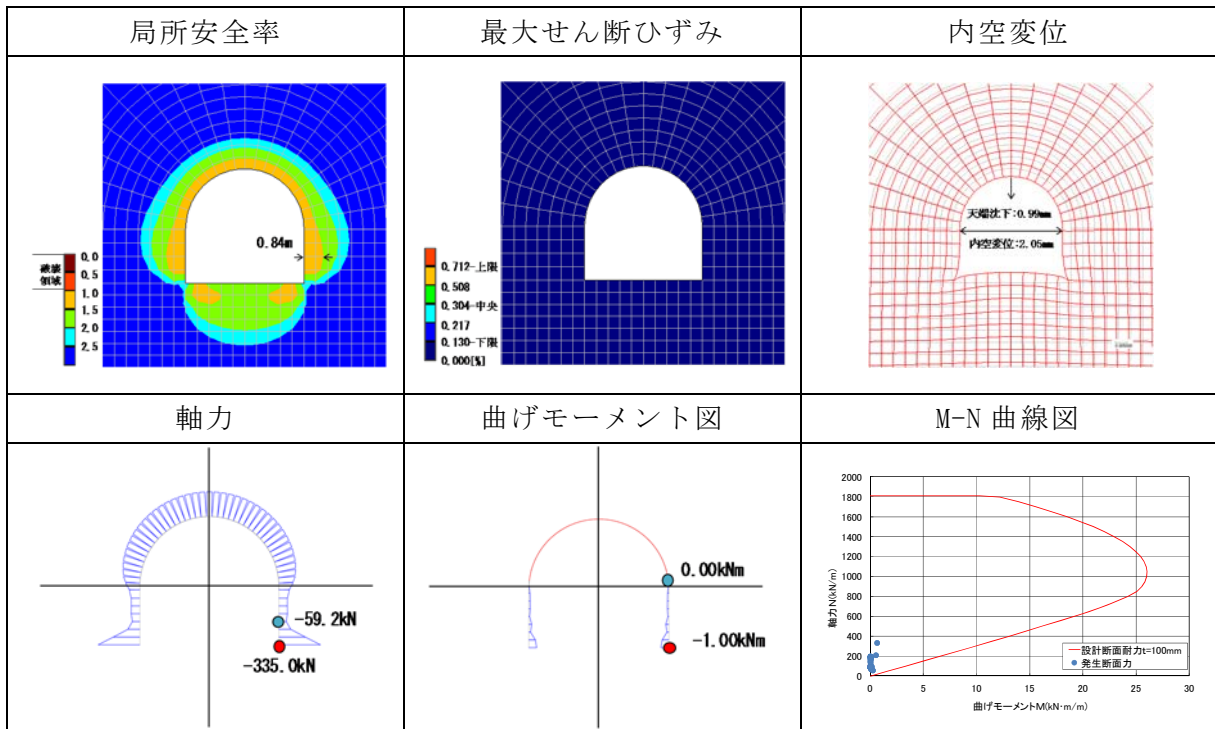


図 4.2.5-18 解析結果(門型クレーン方式、硬岩系岩盤)

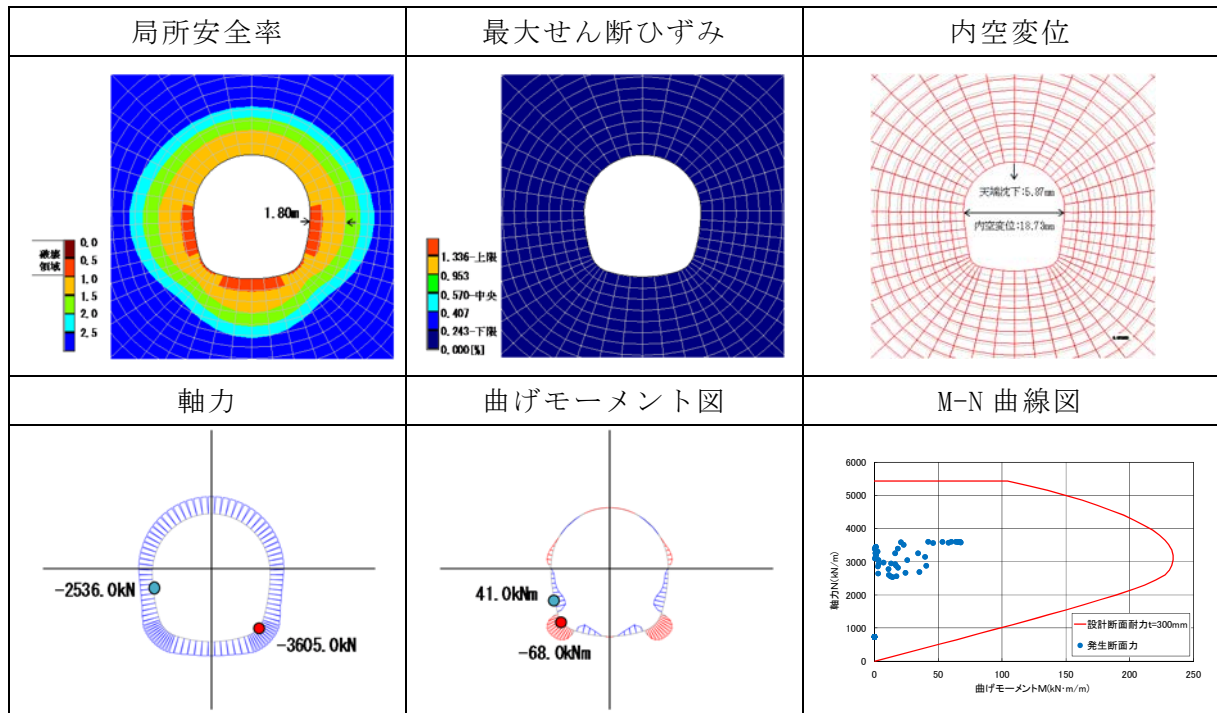


図 4.2.5-19 解析結果(門型クレーン方式、軟岩系岩盤)

i. 処分坑道 2次元解析のまとめ

処分坑道の2次元解析の結果を表 4.2.5-16 および表 4.2.5-17 に示す。局所安全率は、目標値 $F_s=1.5$ を下回る範囲が全設計ケースで発生しているが、いずれも坑壁から $0.5D$ (エアベアリング方式： $0.5D=0.5 \times 2.5 \text{ m}=1.25 \text{ m}$ 、門型クレーン方式： $0.5D=0.5 \times 5.4 \text{ m}=2.7 \text{ m}$) 以内に収まる結果となった。

最大せん断ひずみは、全設計ケースにおいて表 4.2.5-10 で示す目標値(硬岩系岩盤： $\gamma_c=0.304 \%$ 、軟岩系岩盤： $\gamma_c=0.570 \%$)を上回る領域は発生しない結果となった。

支保工に発生する断面力は、全設計ケースにおいて軸力が卓越しており、図 4.2.5-16～図 4.2.5-19 からわかるように設計断面力は M-N 曲線内に収まっていることから、設定支保工厚において坑道は力学的に安定であると考えられる。

表 4.2.5-16 エアベアリング方式解析結果一覧

項目	単位	硬岩系岩盤	軟岩系岩盤
局所安全率が 1.5 以下となる坑壁からの距離	m	0.20	0.60
最大せん断ひずみが限界せん断ひずみ (γ_c) の中央値以上となる坑壁からの距離	m	0.0	0.0
変位	内空変位	mm	5.38
	天端沈下	mm	2.65
支保工厚	mm	50	100
支保工軸力の最大値 (奥行き 1m 当たり)	kN	-92.0	-1,174.0
支保工曲げモーメントの最大値 (奥行き 1m 当たり)	kN・m	0.0	0.0

表 4.2.5-17 門型方式クレーン方式解析結果一覧

項目	単位	硬岩系岩盤	軟岩系岩盤
局所安全率が 1.5 以下となる坑壁からの距離	m	0.84	1.80
最大せん断ひずみが限界せん断ひずみ (γ_c) の中央値以上となる坑壁からの距離	m	0.0	0.0
変位	内空変位	mm	18.73
	天端沈下	mm	5.87
支保工厚	mm	100	300
支保工軸力の最大値 (奥行き 1m 当たり)	kN	-335.0	-3,605.0
支保工曲げモーメントの最大値 (奥行き 1m 当たり)	kN・m	-1.0	-68.0

(5) 支保工施工合理化のための基本特性の取得

1) 試験概要

本試験は、HFSC コンクリートを吹付け、支保材料として使用する場合に、岩盤条件等に応じて適切な配合選定が可能となるデータの整備を目的とし、HFSC コンクリートの配合と物性に関する基本データを拡充するために、吹付けコンクリートとして使用する HFSC コンクリートのベースコンクリート（以下、HFSC コンクリート）の基本特性取得作業を実施した。

2) 使用材料

供試体作製における使用材料の一覧を表 4.2.5-18 に示す。使用材料は同表の品名または準拠基準に従うものとし、品名証明書類やカタログ等で品質の証明を行った。

表 4.2.5-18 使用材料一覧表

材料名	品名または準拠基準等
普通ポルトランドセメント (OPC)	JIS R 5210
早強ポルトランドセメント (HPC)	
練り混ぜ水	JIS A 5308附属書3
骨材	JIS A 5308附属書1、ただしJIS A 1145またはJIS A 1146で区分Aであること
フライアッシュ (FA)	JIS A 6201 II種
シリカフューム (SF)	940-U (Elkem社製) (JIS A 6207相当)
高性能AE減水剤	レオビルド SP8SV (BASF 社製) (JIS A 6204)
その他混和剤*	2012制定コンクリート標準示方書[施工編] (土木学会, 2012a)

*空気量調整剤、消泡剤など。使用する場合のみ

3) 配合条件

本試験では、表 4.2.5-19 に示すように配合要因と水準の組合せより 12 種類の HFSC コンクリートを製造した。また、HFSC コンクリートのその他の配合設計に関する条件(土木

学会，2005)を表 4.2.5-20 のように設定した。

表 4.2.5-19 配合要因と水準の組合せ

HFSC 種類*		HFSC226		HFSC325			HFSC424			HFSC523	
W/B ** (%)		30	40	30	40	50	30	40	50	40	50
セメント C***	OPC	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎
	HPC		◎		◎						

* HFSC の後の数値は、セメント (C)、シリカフェューム (SF)、フライアッシュ (FA) の重量比を示す。
 ** 水結合材比。B=C+SF+FA
 *** OPC：普通ポルトランドセメント、HPC：早強ポルトランドセメント

表 4.2.5-20 配合設計に関するその他の条件

項目	配合設計に関するその他の条件
粗骨材最大寸法	15 mm
単位結合材量	360～500 kg m ⁻³ 程度
細骨材率	55～65 %
スランプ	21±2.0 cm
空気量	参考値 3.0～7.0 %

4) 試験項目および試験材齢

試験項目および試験材齢を表 4.2.5-21 に示す。圧縮強度、静弾性係数、割裂引張強度、単位容積質量は全 6 材齢において測定し、ポアソン比は 3 材齢のみ測定した。

表 4.2.5-21 試験項目および試験材齢

試験項目	試験材齢※						準拠基準等
	3日	7日	28日	56日	91日	112日	
圧縮強度試験	○	○	○	○	○	○	JIS A 1108「コンクリートの圧縮強度試験方法」に準ずる。
静弾性係数試験	○	○	○	○	○	○	JIS A 1149「コンクリートの静弾性係数試験方法」に準ずる。
ポアソン比の測定	—	○	○	—	○	—	圧縮強度および静弾性係数の測定時に、供試体に貼り付けたゲージよりポアソンひずみ（横ひずみ）を計測した。
割裂引張強度試験	○	○	○	○	○	○	JIS A 1113「コンクリートの割裂引張強度試験方法」に準ずる。
単位容積質量の測定	○	○	○	○	○	○	圧縮強度試験に用いる供試体の寸法（直径、高さ）および質量を測定し、硬化後コンクリートの所定材齢における単位容積質量を算出した。

※ ○：測定あり、—：測定なし

5) 物性試験用供試体の作製

図 4.2.5-20 に示す練り混ぜ手順および表 4.2.5-22 に示す基準に従い、配合設計を実施した。本練りの後、後述するフレッシュ性状を確認し、物性試験用の供試体を作製した。物性試験用の供試体は、直径 10 cm、高さ 20 cm の円柱とし、突き棒を用いて詰めた。成型の翌日に脱型し、試験の当日まで 20 °C 水中で養生した。試験当日に水槽から供試体を取り出し、圧縮強度試験用の供試体は、成型時の上面（円形）を研磨することにより平滑にした後、質量及び寸法を測定して試験に供した。

表 4.2.5-22 物性試験用供試体作製における基準

項目	準拠基準
練り混ぜ	JIS A 1138 「試験室におけるコンクリートの作り方」
スランプ	JIS A 1101 「コンクリートのスランプ試験方法」
空気量	JIS A 1128 「フレッシュコンクリートの空気量の圧力による試験方法」
温度	JIS A 1156 「フレッシュコンクリートの温度測定」
コンクリート強度用供試体*	JIS A 1132 「コンクリートの強度試験用供試体の作り方」
* 試し練りでは物性試験用供試体は作製しない	

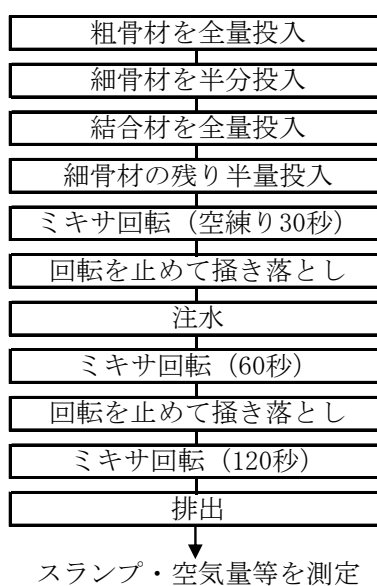


図 4.2.5-20 練り混ぜ手順

6) 試験配合およびフレッシュ性状試験結果

HFSC の結合材料構成比 4 水準（226、325、424、523）における HFSC コンクリート（ベースコンクリート）のフレッシュ性状試験結果を配合とともに表 4.2.5-23 に示す。物性試験用の供試体は、単位水量を 200 kg m⁻³ で固定し、高性能 AE 減水剤及び AE 剤の添加

量を調整して、スランプ及び空気量が所定の範囲に入るように設計した。その結果、コンクリートのスランプ及び空気量が目標の範囲に入るように定めることができた。しかし、結合材量が多い W/B=30 % のコンクリートは、粘性が著しく大きいため、ポンプ圧送時に閉塞する可能性があるかと判断した。そこで、高性能 AE 減水剤の添加率を増やしスランプを大きくする方法に切り替えた。具体的には、目標スランプ $21 \text{ cm} \pm 2 \text{ cm}$ の上限である 23 cm に調整する方針を定め、再度試し練りを行った。その結果、まだ粘性はやや高いが、ポンプ圧送が可能と推定する粘性にまで下げることができた。

表 4.2.5-23 試験配合およびフレッシュ性状試験結果

配合 記 号	配 合 番 号	配合											フレッシュ性状試験結果***			
		W/B (%)	B 総量 (kg/m ³)	s/a (%)	B(結合材)				水 W	細骨材* S	粗骨材** G	SP8SV 原液 B×%	AE 剤 原液 B×%	スランプ (cm)	空気量 (%)	温度 (°C)
					セメント		SF	FA								
					OPC	HPC										
HFSC 226	1	30	667	60.0	133		133	400	200	758	511	1.150	0.012	23.0	4.0	22.0
	2	40	500	60.0	100		100	300	200	867	584	1.000	0.012	21.5	3.7	22.5
	3	40	500	60.0		100	100	300	200	866	584	1.050	0.012	21.5	4.0	21.5
HFSC 325	4	30	667	60.0	200		133	333	200	770	520	1.250	0.006	23.0	4.4	22.0
	5	40	500	60.0	150		100	250	200	875	591	1.100	0.006	22.5	4.3	22.0
	6	50	400	60.0	120		80	200	200	939	632	1.100	0.006	22.5	3.1	22.0
	7	40	500	60.0		150	100	250	200	875	591	1.150	0.001	22.0	4.9	22.0
HFSC 424	8	30	668	60.0	267		134	267	200	783	527	1.300	0.006	23.0	4.6	22.0
	9	40	500	60.0	200		100	200	200	885	596	1.100	0.006	21.0	4.4	21.5
	10	50	400	60.0	166		80	160	200	945	638	1.100	0.006	21.5	4.4	22.0
HFSC 523	11	40	500	60.0	250		100	150	200	894	602	1.100	0.003	21.5	3.7	22.0
	12	50	400	60.0	200		80	120	200	954	642	1.100	0.003	20.5	3.9	22.0

* 静岡県掛川市産山砂、表乾密度 2.61(g cm⁻³)、粗粒率 2.74

** 茨城県桜川市産碎石、表乾密度 2.64(g cm⁻³)、粗粒率 6.15

***目視観察で材料分離がなく、圧送可能と判断

7) 物性試験結果

① 圧縮強度試験結果

HFSC コンクリートの圧縮強度試験の結果を図 4.2.5-21 に示す。HFSC コンクリートの圧縮強度は、いずれの配合においても、材齢が進むと徐々に増していることが確認できる。また、結合材料構成比で圧縮強度を比較すると、HFSC226 (配合番号 1~3) が最も小さく、HFSC325 (配合番号 4~7)、HFSC424 (配合番号 8~10)、HFSC523 (配合番号 11~12) の順に大きくなっていることがわかる。さらに、結合材料構成比が同じ HFSC コンクリートで比較すると、水結合材比 (W/B) が小さいほど強度が大きいことがわかる。また、HFSC226 や HFSC325 のようにセメント量が少ない場合では、同じ水結合材比で OPC を HPC に変更しても、強度増加促進の効果は期待できないこともわかる。

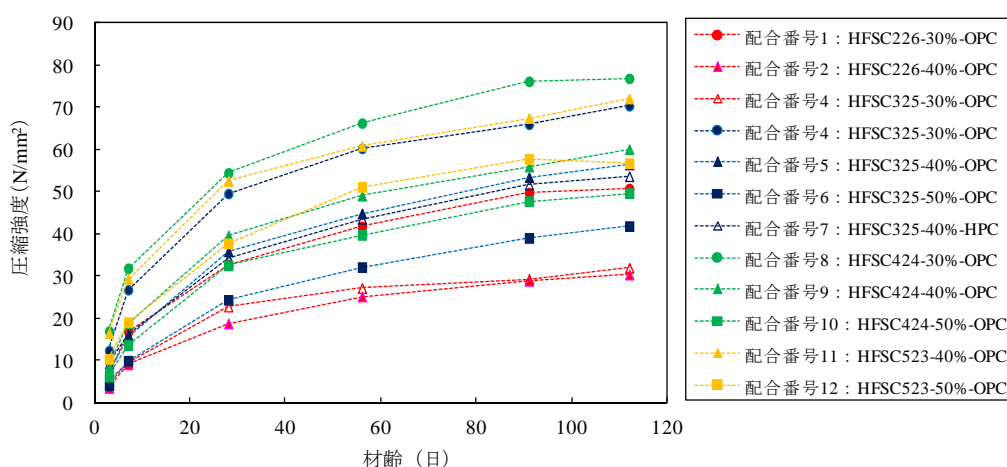


図 4.2.5-21 HFSC コンクリートの材齢と圧縮強度との関係

普通ポルトランドセメント (OPC) を使用した 10 配合の試験結果について、結合材水比 (B/W) と材齢 28 日および 91 日の圧縮強度の関係を図 4.2.5-22 に示す。図より HFSC コンクリートにおいても、一般コンクリートと同様に圧縮強度は結合材水比 (B/W:セメント水比) と正の相関があることがわかる。また、結合材料構成比によっても同一材齢での圧縮強度に差があることがわかる。セメント量が少なくフライアッシュの量が多い HFSC226 は、いずれの材齢においても圧縮強度が一番小さく、逆の HFSC523 の圧縮強度が最大となった。これより、HFSC コンクリートの圧縮強度は、(シリカフェーム混合割合が 2 割で一定の場合) セメント量が多いほど大きくなることがわかる。

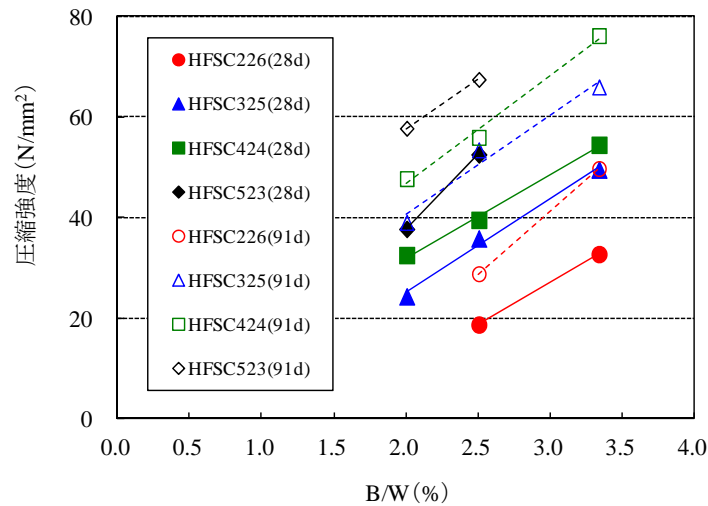


図 4.2.5-22 結合材水比と圧縮強度との関係

②割裂引張強度試験結果

HFSC コンクリートの割裂引張強度試験の結果を図 4.2.5-23 に示す。HFSC コンクリートの引張強度は、28 日までは材齢が進むと徐々に増しているが、それ以降は全般的に伸びが少なくなった。そのような傾向は、HFSC226 以外の HFSC コンクリートにおいて見受けられた。このように引張強度が頭打ちになるのは、強度レベルが高い場合に見られる傾向である(日本コンクリート工学協会, 1996)。

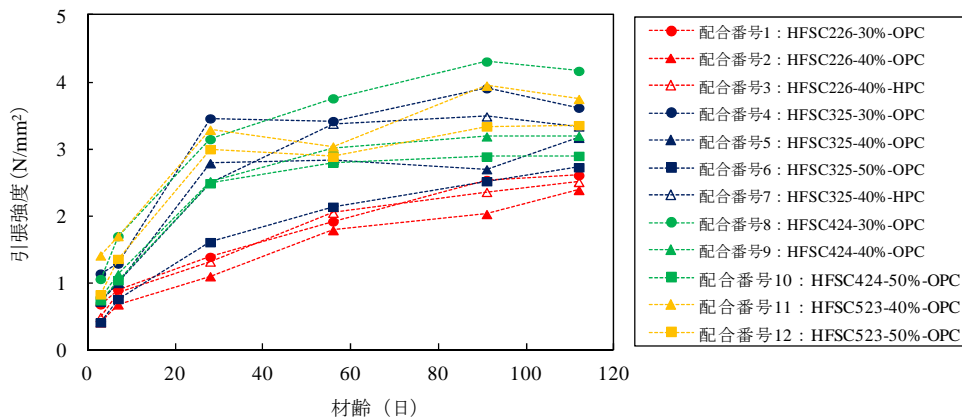


図 4.2.5-23 HFSC コンクリートの材齢と引張強度との関係

圧縮強度と引張強度の関係を図 4.2.5-24 に示す。図にはコンクリート標準示方書設計編(土木学会, 2012b)に示されている圧縮強度と引張強度との関係も示した。この図より、HFSC コンクリートの圧縮強度と引張強度との関係は、結合材料構成比にかかわらず土木学会の関係式にほぼあてはまることがわかる。また、圧縮強度に対する引張強度の比を求めたところ、材齢が進むにつれて 0.05~0.08 (1/20~1/12.5) 程度に収束していた。

一般に、引張強度は圧縮強度の 1/10～1/13 程度であり、強度が高くなると 1/20 程度になる(日本コンクリート工学協会, 1996)。これらのことから、HFSC コンクリートも一般的なコンクリートとほぼ同様の特徴を有することが分かる。

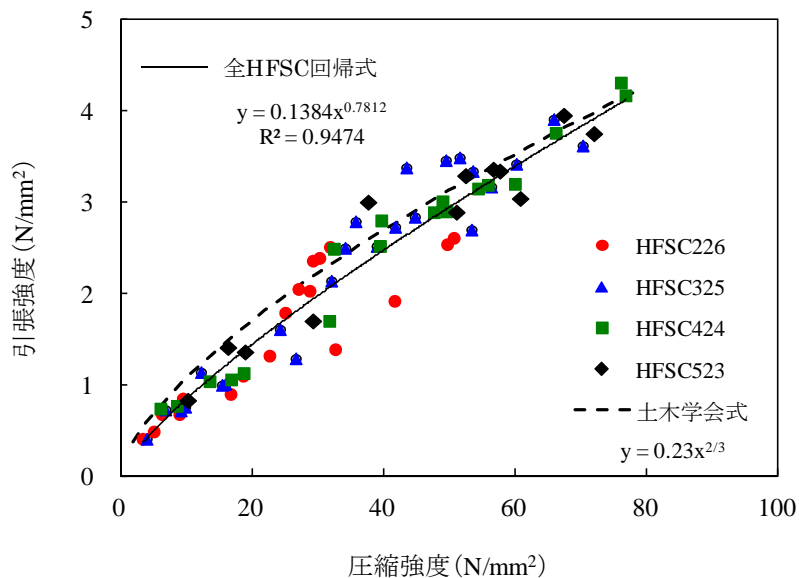


図 4.2.5-24 HFSC コンクリートの圧縮強度と引張強度との関係

③ 静弾性係数試験結果

HFSC コンクリートの静弾性係数試験の結果を図 4.2.5-25 に示す。HFSC コンクリートの静弾性係数は、材齢が進むと徐々に増大することが確認できる。全般的には、セメントの割合が多くフライアッシュが少ない配合では、静弾性係数が小さくなる傾向があり、圧縮強度と同じである。

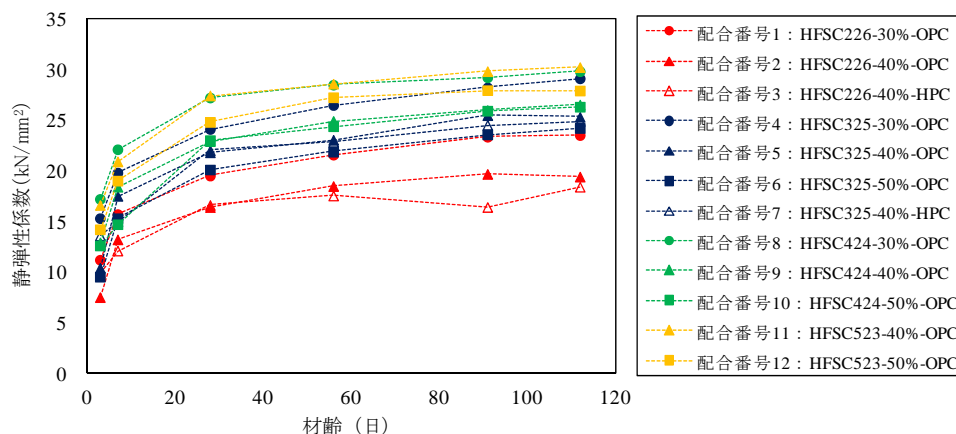


図 4.2.5-25 HFSC コンクリートの材齢と静弾性係数との関係

圧縮強度と静弾性係数との関係を図 4.2.5-26 に示す。図にはコンクリート標準示方書設計編（土木学会，2012b）に示されている圧縮強度と静弾性係数との関係も示した。この図より、HFSC コンクリートの圧縮強度と静弾性係数との関係は、結合材料構成比にかかわらずひとつの曲線で近似できることが分かる。ただし、今回の試験で得られた HFSC コンクリートの静弾性係数は、土木学会で示される式で得られる静弾性係数に比べ、小さい値を示している。この原因として、吹付けコンクリートの配合では、細骨材率が大きく、一般のコンクリートに比べモルタルが多くなっていることが考えられ（熊谷ら、1998）、その影響により静弾性係数が小さくなったことが考えられる。また、一般に静弾性係数は、骨材の種類と品質によって、また、産地によって大きく変動することが知られており（土木学会，2012b）、その影響も一因として考えられる。今後は、データを充実させることにより、その原因を精査していく必要がある。現段階では、構造設計において静弾性係数を必要とする場合には、その都度、静弾性係数を試験により求めることが望ましい。

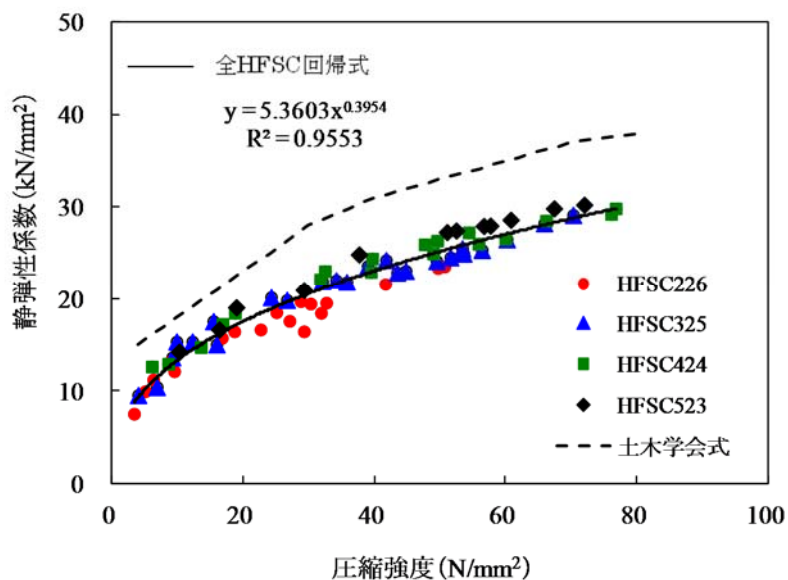


図 4.2.5-26 HFSC コンクリートの圧縮強度と静弾性係数との関係

④ポアソン比試験結果

HFSC コンクリートのポアソン比試験の結果を図 4.2.5-27 に示す。HFSC コンクリートのポアソン比は、材齢とともにわずかではあるが大きくなる傾向がうかがえる。今回の試験の範囲内においては、0.16～0.21 の範囲であった。普通コンクリートのポアソン比は、一般に 0.18～0.20（日本コンクリート工学協会，1996）、もしくは、一律 0.20 でよいと定義されている（土木学会，2012b）。よって、本試験で得られた HFSC コンクリートのポアソン比は、一般的なコンクリートと同じ程度であると考えられる。

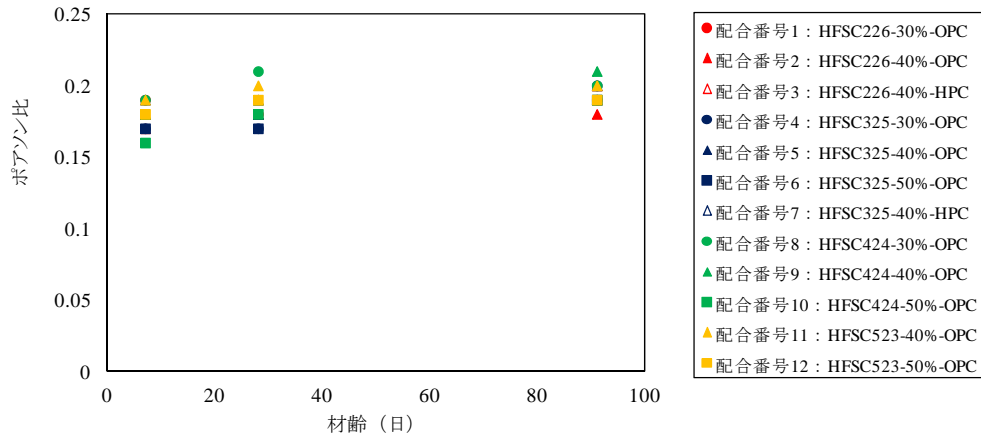


図 4.2.5-27 HFSC コンクリートの材齢とポアソン比の関係

8) まとめ

本試験では、配合の要因と水準の組合せより 12 種類の HFSC コンクリートを製造し、圧縮強度などの基本特性の取得試験を行った。得られた知見を以下に示す。

- ・ 圧縮強度および静弾性係数は材齢に伴い増加する。圧縮強度および静弾性係数は結合材料構成比で比較すると、セメント量が多いほど、また、結合材料構成比が同じ場合、水結合材比 (W/B) が小さいほど大きくなる。
- ・ 圧縮強度は結合材水比 (B/W) と正の相関がある。
- ・ 引張強度は 28 日までは材齢が進むと徐々に増加するが、それ以降は全般的に伸びが少なくなった。これは、セメント混入割合が多い HFSC に見られる傾向である。
- ・ 引張強度は圧縮強度の 1/10~1/12.5 程度と、一般コンクリートと同程度である。
- ・ 静弾性係数は、土木学会で示されている式により同一圧縮強度で得られる静弾性係数より小さい結果となった。ただし、今回使用した骨材の影響か、吹付けコンクリート用の HFSC コンクリート配合の特徴であるかは、今回の試験結果だけでは判断が困難である。
- ・ ポアソン比は、0.16~0.21 の範囲であり、一般的なコンクリートと同程度である。

4.2.6 地上施設の概念設計

(1) 概要

地上施設の概念設計は、使用済燃料の処分容器への封入という中心的な工程を担う封入設備を対象とする。地上施設においても前述の 4.2.4 の搬送・定置設備と同様、廃棄体の形状、寸法、重量や処分容器の材質などの前提条件によって、封入設備に適用可能な技術も変わると考えられ、それぞれの条件に応じて技術候補を選定し、それらの技術候補を基に具体的な設備設計を進めることが合理的である。したがって、封入設備についても、搬送・定置設備における取組みと同様に技術オプションの体系的整理を行った。

また、この技術オプションの体系的な整理の成果を活用した一例として、炭素鋼を銅で覆う仕様とした複合処分容器を対象として封入設備の概念設計を行った。具体的には、複合処分容器の仕様を前提条件として、技術オプションの体系的整理結果から溶接および検査に関わる候補技術を抽出し、それらの技術候補で構成される溶接装置・検査装置の実現可能性について検討を行った。これらの検討を通じて複合処分容器に対して設計要件の確認を行うとともに、抽出された課題と対策を提示した。

(2) 封入設備の技術オプション調査

1) 検討手順

技術オプションの整理の位置付けや検討手順については 4.2.4 と同様であり、図 4.2.4-1 および図 4.2.4-2 に示す手順に沿って検討を進めた。

2) 設備の分類と機能抽出

封入設備は、溶接装置と検査装置から構成される。それぞれの装置が保有する機能は次のとおりである。

- ・溶接装置：溶接機能
- ・検査装置：検査機能

装置を構成する機能の内容を表 4.2.6-1 に示す。

表 4.2.6-1 装置を構成する機能

機能名称	機能内容
溶接機能	使用済燃料が収容された処分容器の蓋部を最終接合する機能
検査機能	処分容器の最終封入を実施した溶接部が要求された品質であることを確認する機能

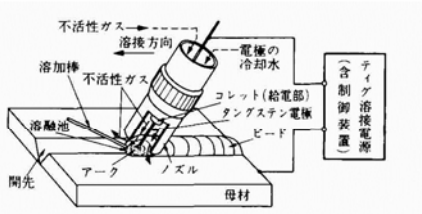


3) 機能に対応する技術オプションの調査と技術概要の整理

表 4.2.6-2 に封入設備に関わる装置、機能と技術オプションを調査・抽出した。この結果を基に、技術オプションの概要を把握し、その結果を情報として蓄積するために、特徴、ニーズ、モチベーション、および技術的な課題として分類し、その結果を整理した。表 4.2.6-3 に溶接機能の技術オプションの例として TIG 溶接の技術オプションシートを示す。

表 4.2.6-2 溶接装置および検査装置に関わる技術オプション

分類		技術区分 (装置)	機能	技術オプション (個別技術)	
地上施設	封入設備	溶接装置	溶接機能	溶融接合	TIG
					MAG
					MIG
					電子ビーム溶接 (EBW)
					レーザー溶接
		固相接合	摩擦攪拌溶接 (FSW)		
		検査装置	検査機能	非破壊 検査	超音波探傷試験 (UT) TOFD 法
					超音波探傷試験 (UT) フェーズドアレイ (PhA) 法
					超音波探傷試験 (UT) PhA-TOFD 法
					超音波探傷試験 (UT) クリーニングウェーブ (CW) 法
				X線透過法 (RT)	
				交流電磁場測定法 (ACFM)	
				渦電流法 (ECT)	
				電磁超音波探傷法 (EMAT)	
				レーザー超音波探傷法	

表 4.2.6-3 技術オプションシートの例 (溶接装置-TIG 溶接)

技術オプションシート	
技術オプション(名称)	TIG(Tungsten Inert Gas)溶接
機能(名称)	溶接機能
I. 技術の概要	
<p>TIG(Tungsten Inert Gas)溶接法 ガスシールドアーク溶接手法の一つであるTIG溶接法は、シールドガスとしてAr やHe などの不活性ガスを用い、タングステンまたはタングステン合金製の非消耗型の電極と被溶接材間に発生させたアークにより、被溶接材と溶加材を熔融、凝固させて接合する方法である。不活性ガス環境下での溶接であるためビード表面が酸化されにくく、スラグを除去する必要がほとんど無く、他のアーク溶接方法と比べて溶接金属の清浄度が高い。また溶着量が少ないので、一般に全姿勢で溶接が可能であるが反面エネルギーが低く、溶接時間がオーバーパック作業時の律速となり得る可能性がある。TIG溶接の原理を図-1に示す。</p> <p>ガラス固化体処分に関する国の基盤研究では、TIGの溶接エネルギー向上が期待できる2電極法や偏芯電極法による適用性検討研究が実施され、開先深さ190mmの炭素鋼容器に対する適用性の確認とエネルギー向上が図られている。</p> <p>例として、2電極法高エネルギーTIG溶接法(SEDAR-TIG)の概念と溶接試験状況を、図-2、図-3に示す。また、地層処分実規模設備整備事業において、SEDAR-TIGを用いて製作した実規模の炭素鋼製オーバーパックを図-4に示す。</p> <p>また、溶接部の機械的特性が継手性能試験により判定基準を満足することが確認されている。</p>	
 <p>図-1 TIG溶接の原理(原環センター、2005)</p>	 <p>図-2 TIG溶接の原理SEDAR-TIGの概念(原環センター、2005)</p>
 <p>図-3 SEDAR-TIG溶接の試験状況(左・平蓋横向き溶接、右・落し蓋下向き溶接) (原環センター、2013)</p>	 <p>図-4 SEDAR-TIGを用いて製作した実規模炭素鋼オーバーパック (原環センター、2010)</p>
II. 技術の特徴	
<ul style="list-style-type: none"> ・他のアーク溶接方法と比較し、高い品質の溶接部が得られる。 ・ヒューム・スパッタなどの発生が少なく、視認性への対策は少ない。 ・溶接エネルギーが低く、溶接作業時間が長時間となる。 	
III. ニーズ、モチベーション	
<p>地層処分用として溶接効率が劣る欠点を有しているものの、他の溶接法と比較し高い品質の溶接部を得やすいことから、炭素鋼オーバーパックの溶接技術の候補の一つとなっている。</p> <p>直接処分用処分容器が炭素鋼となった場合には、溶接技術の候補となると考える。</p>	
IV. 課題/留意点	
<p>ガラス固化体処分の技術開発では、次のような課題が抽出されている。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・残留応力の影響評価および溶接継手構造の検討 ・溶材の組成の検討 ・溶接能力の向上 ・遠隔操作技術(制御、監視、精度、付帯作業) ・溶接補修方法 	
<p>出典 (発行機関/著者、公開先/文献名、公開年月)</p>	<p>原環センター(2005):平成16年度地層処分技術調査等遠隔操作技術高度化調査報告書(1/2) 原環センター(2010):平成21年度実規模核燃料サイクル関係推進調整等委託費(地層処分実規模設備整備事業)報告書 原環センター(2013):平成24年度地層処分技術調査等事業高レベル放射性廃棄物処分関連:処分システム工学要素技術高度化開発平成19年度~平成24年度の取りまとめ報告書</p>

4) 技術オプションの利害得失による特徴整理の視点設定

調査・抽出した技術オプションについては、利害得失の観点により、それぞれの特徴の整理を行った。この際、客観的分析となるように共通の視点を設定し、この視点に基づき特徴の整理を行った。ここでも4.2.4で述べたように共通の視点が事業者の考える視点から逸脱しないようにするため、処分事業の実施主体である原環機構が処分場概念・技術オプションの特徴を比較するために設定した設計因子（原環機構，2011a）をベースとして用いた。表4.2.6-4に原環機構の設計因子に基づいて設定した封入設備の特徴整理の視点およびその視点の具体的内容を示す。特徴整理の視点の設定においては、封入設備が地上施設に設置されること、処分容器の溶接作業であることに着目した。

ここで、「回収可能性」は視点の項目からは除外した。その理由は、設計因子の「閉鎖後長期の安定性」の「人工バリアの長期安定性」に対応する視点として設定した「廃棄体への熱的・機械的な影響」が「回収可能性」の視点を包含するものと捉えることが出来るからである。つまり、4.2.2(5)にて検討したように廃棄体の回収を前提に操業時の燃料集合体の健全性維持を条件とした場合には、燃料が上限温度を超えないように適切な管理が求められる。このため、熱的影響が顕著となる処分容器封入時の溶接時においては、特に熱の影響を考慮することが必要となる。適切な温度管理の元で溶接を行うことで使用済燃料の健全性が確保され、使用済燃料の回収が可能となる。

5) 各技術オプションの利害得失による特徴の整理

表4.2.6-4で設定した共通の視点に基づき、利害得失の観点により技術オプションの特徴整理を行った。一例として、封入機能のTIG溶接の特徴整理結果を表4.2.6-5に示す。表の左半分が表4.2.6-4の特徴整理の視点の具体的内容であり、右半分はそれぞれの視点に対する技術オプションの調査結果を集約したものである。

表 4.2.6-4 封入設備に関わる技術オプションの利害得失による特徴整理の視点

設計因子		封入設備の特徴整理の視点	特徴整理の視点の具体的内容
閉鎖後 長期の 安定性	放射性物質 の移行	-	-
	人工バリアの 長期安定性	・廃棄体への熱的・機械的な影響	・廃棄体の長期安定性に対する熱的・機械的な影響がない、または小さい
操業安 全性	放射線安全	・遮蔽の有無 ・放射線による装置への影響の可能性	・廃棄体や装置の遮蔽による作業領域の非管理区域化の可否 ・廃棄体からの放射線による影響とその大きさ(装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生)
	一般労働安 全	・装置稼働時の作業環境 ・装置による災害の危険性	・振動騒音、煙の発生の有無 ・装置に起因する火災、爆発・衝突・廃棄体の転倒等の災害発生の可能性
工学的 成立性 /品質 保証	工程	・装置の作業速度・作業時間	・封入工程、検査工程の1作業あたりの作業時間
	溶接・検査 作業性	・溶接・検査装置の適用範囲 蓋構造、材質、対放射線・熱 ・溶接・検査装置の必要空間 ・溶接・検査装置の能力 作業能力、持続力、遠隔操作 性、監視・施工性	・蓋構造(落とし蓋方式、平蓋方式など)への適用性
			・処分容器の材質(炭素鋼、銅、チタンなど)への適用性
			・廃棄体からの放射線、熱への適応性
			・本体装置の大きさ、および付帯設備の大きさの有無と大きさ
			・廃棄体の溶接・検査時の作業能力(品質)、持続力
・遠隔操作、自動運転に関する実績			
・監視、施工管理のし易さ			
技術開発の 進展	・技術レベルおよび課題の難易度	・基準を設けて技術レベルと難易度を判定 技術レベル: 実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験 レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベルで分類、 課題の難易度: 課題対策の方法や技術の難易度を評価	
効率性(物 流)	・溶接・検査の作業量	・上記の工程因子にて評価	
施設環境維 持への対応 性	・地上施設環境を維持 施設内環境、2次廃棄物の発生、 ユーティリティー確保	・施設内環境への温度、排気の影響に対する対策の有無と容易 性	
		・2次廃棄物の発生の有無と量	
		・必要ユーティリティーの確保のし易さ	
工学的信頼性	・操業条件(1日あたりの定置廃棄 体数)の変化に対する柔軟性 ・故障時の重大災害に対する信頼 性	・1日当たりの溶接・検査の廃棄体数変更への対応性 ・動力が停止した際に、装置の暴走などのトラブルが発生する可 能性	
サイト調査とモニタリング	-	-	
回収可能性	-	-	
環境影響	-	-	
社会経済的側面	・ステークホルダーの受容性	・基準を設けて技術レベルを判定 技術レベル: 実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験 レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベルで分類、	

表 4.2.6-5 技術オプションの利害得失による特徴整理表例（溶接機能；TIG溶接）（1/2）

封入設備の技術オプションの利害得失の調査項目		TIG溶接		
設計因子		具体的内容	調査結果	出典
閉鎖後長期の安定性	放射性物質の移行	—	—	
	人工バリアの長期安定性	・廃棄体の長期安定性に対する熱的・機械的な影響が小さい、または無い	・ガラス固化体の封入技術開発において、ガラス固化体への溶接熱影響が無いことを熱解析により確認されている。 ・ガラス固化体の封入技術開発において、オーバーバックの残留応力の低減手法の解析的検討、装置検討が実施されている。	①
作業安全性	放射線安全	・廃棄体や装置の遮へいによる作業領域の非管理区域化の可否	・溶接工程では、使用済燃料が容器等に完全に密封されておらず、また高線量の状態であることから、装置はセル内に設置し、遠隔操作となる。 ・保守・点検では、装置のみセル外に搬出し、直接保守することも可能と考えられる。	① ②
		・廃棄体からの放射線による影響とその大きさ(装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生)	・溶接装置の構造材や部材は金属材料で構成され、放射線による材料劣化と故障、誤動作への影響は少ないと考える。 ・電源/計装ケーブルなどにゴム材を使用する場合は耐放射性のものを選定できる。カメラ、センサ等の計装品についても耐放射性のものは選定できる。	①
	一般労働安全	・振動騒音、煙の発生の有無 ・装置に起因する火災、爆発、転倒等の災害発生の可能性	・煙の発生量は他のアーク溶接法と比較し少なく、セル内のため換気による排気に対応する。振動騒音はほとんど無い。 ・装置に可燃物を使用しないことにより火災、爆発の発生を抑えることができる。 ・転倒防止は固定・支持することで発生を抑えることができる。	
工学的成立性/ 品質保証	工程	・封入工程、検査工程の1作業あたりの作業時間	・適用性試験により速度の見積が可能である。ガラス固化体用オーバーバックであれば、約30時間/体となる。 ・設備を複数台準備する対応となることが考えられる。	①
	封入・検査作業性	・蓋構造(落とし蓋方式、平蓋方式など)への適用性	・ガラス固化体の封入技術開発において、落とし蓋、平蓋とも実規模模擬試験により適用性を確認している。	① ②
		・処分容器の材質(炭素鋼、銅、チタンなど)への適応性	・炭素鋼、チタン材への適応性は試験実績より確認している。 ・銅に対する適用性試験は未実施であるが、一般的にアーク溶接法は適用性が難しいと言われている。	① ②
		・廃棄体からの放射線、熱の影響への適応性	・ケーブル類やカメラ、計装品など、放射線・熱の影響を受けやすいものについて適応性のあるものを選定することは可能である。	
		・本体装置の大きさ、および付帯設備の有無と大きさ	・ガラス固化体用オーバーバック寸法程度の概念設計例があり、また設置が地上施設のセル内で処分坑道内と異なり制約とはならない。電源等の付帯設備も装置本体と同じレベルである。	②
		・廃棄体の封入・検査時の作業能力(品質)、持続力	・装置の中でもっとも消耗する溶接トーチについて、ガラス固化体の封入技術開発における試験により30時間程度(ガラス固化体用オーバーバック1体溶接分)の寿命があることを試験的に確認している。ただし、操業条件を想定した試験による検証が必要である。	①
		・遠隔操作、自動運転に関する実績	・完全遠隔に関する実績は無く、今後の重要な課題である。 ・JAEAのTVF施設のTIG溶接装置の実績があるが、ノンファイラー方式である点が異なる。	①
	技術開発の進展	・基準を設けて技術レベルと難易度を判定 技術レベル: 実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験レベル、基礎(要素)試験レベル、机上検討レベルで分類、 課題の難易度: 課題対策の方法や技術の難易度を評価	・TIG溶接の基本技術は実用レベルである。 ・実規模レベルの模擬試験体に対する適用性試験が実施されている。 ・遠隔技術、補修技術については、机上検討段階であり難易度も高いと考える。	①
			・監視、施工管理のし易さ	・ガラス固化体の封入技術開発における適用性検討では、カメラを用いた溶接状況の監視が可能であることを確認している。
	効率性(物流)	・上記の工程因子にて評価	—	
施設環境維持への対応性	・施設内環境への温度、排気の影響の対策の有無、容易性	・溶接からの熱、および廃棄体からの発熱があることから、換気・空調による温度制御が必要と考えられる。 ・溶接による煙の排出のため換気に対応する必要がある。		
	・2次廃棄物の発生の有無と量	・溶接トーチなどの消耗品が廃棄物となるが、基本的に汚染の可能性が低いエリアのため、放射性廃棄物とならない可能性があると考えられる。発生量も少ない。		
	・必要ユーティリティの確保のし易さ	・電源、シールド用ガス、冷却水、圧空等が必要になるが、地上施設のため確保はし易い。		

表 4.2.6-5 技術オプションの利害得失による特徴整理表例（溶接機能；TIG 溶接）（2/2）

封入設備の技術オプションの利害得失の調査項目		TIG溶接	
工学的信頼性	・封入・検査の廃棄体数変更への対応性	・溶接時間に対する余裕は無いため、設備台数で対応性を確保することが考えられる。 ・予備系統の設置などの要求を明確化する必要がある。	
	・動力が停止した際に、装置の暴走などのトラブルが発生する可能性	・溶接が停止するため大きなトラブル発生にはならない。 ・溶接途中の場合、欠陥の発生、溶接トーチの破損は懸念される。 ・溶接補修、溶接トーチ交換の機能での対応、または電源多重化、UPS電源による欠陥・破損回避などで対応可能と考える。	
サイト調査とモニタリング	—	—	
回収可能性	—	—	
環境影響	—	—	
社会経済的側面	・技術レベルも設けて判定 技術レベル：実用レベル（他分野で十分実績がある）、実証実験レベル、基礎(要素)試験レベル、机上検討レベル	・TIG溶接は一般産業でも用いられている技術である。 ・遠隔技術、補修技術などの重要な課題があるが、実規模レベルの容器試作の実績があり、実証実験レベルと考えられる。	

出典：①原環センター（2013a）、②原環センター（2005a）

(3) 封入設備の概念検討

炭素鋼を銅で覆う仕様とした複合処分容器を対象に、技術オプションの体系的整理結果から溶接および検査に関わる候補技術を有効性の評価によって抽出し、実現可能性について検討した。これらの検討を通じて複合処分容器の封入設備に対する設計要件を確認した。また、複合処分容器と同等なキャニスタを用いた処分概念を選定しているスウェーデンのSKB社の開発事例を調査し、候補技術の抽出、実現可能性の評価の参考にした。

1) 前提条件

封入設備の概念検討の前提とする複合処分容器については、基本的な仕様(外形寸法等)は直接処分第1次取りまとめで設定したレファレンスケース(原子力機構, 2015)の炭素鋼処分容器と同様とし、炭素鋼処分容器の腐食代部分(40mm 厚さ)のみが炭素鋼から同じ厚さの銅に置き換わった複合処分容器とした。SKB社は、銅製のキャニスタを用いた処分概念を選定し、キャニスタ封入施設の建設許可申請、および処分場の立地、建設の許可申請まで進めている(原環センター, 2014)。許可申請のためにSKB社はキャニスタへの使用済燃料集合体の封入の実証を行っており、封入装置に求める技術的な性能は同等と予想できることから、複合処分容器の銅の外層部の仕様については、本検討ではSKB社のキャニスタと同等に設定される仮定とした。

2) 検討手順

検討手順は、基本的に搬送・定置設備の概念検討と同様に、次の手順で行った。候補技術の抽出においては、前項にて実施した技術オプションの体系的整理結果を活用した。

- ① 開発事例の調査
- ② 候補技術の抽出
- ③ 実現可能性の評価
- ④ 設計要件の確認

3) 開発事例の調査

概念検討を行うに当たって、SKB社の封入設備の開発事例を調査し、候補技術の抽出や実現可能性の評価の参考とした。以下にその概要を記す。

①背景

SKB 社の KBS-3 概念は、銅製キャニスタ、ベントナイトを主材とする緩衝材、結晶質岩で構成される多重バリアシステムに基づく処分概念である。2011 年に処分場の立地、建設の許可申請書が土地・環境裁判所および放射線安全機関(SSM)に提出され、現在審査が行われている。SKB 社は研究開発と安全評価を連携させる段階的アプローチを採用し、研究開発実証プログラム(RD&D)を3年ごとに更新してきた。

②キャニスタおよび封入設備

SKB 社はさまざまなキャニスタ設計を評価し、処分場で将来予想される熱的、水理学的、力学的および化学的な条件の下での長期的な耐力性を理由に、図 4.2.6-1 に示す鋳鉄製インサートを備えた銅製キャニスタをレファレンスとして選択している。

キャニスタの製造、封入、非破壊検査(NDT)の技術開発の大部分は、実規模試験体を用いてキャニスタ研究所で実施されている。封入方法としては、摩擦攪拌溶接(FSW)と電子ビーム溶接(EBW)を技術評価し、最終的に摩擦攪拌溶接を選択した。現在、使用済燃料を封入したキャニスタを年間 200 体生産する能力をもつ封入施設の設計が進められている。

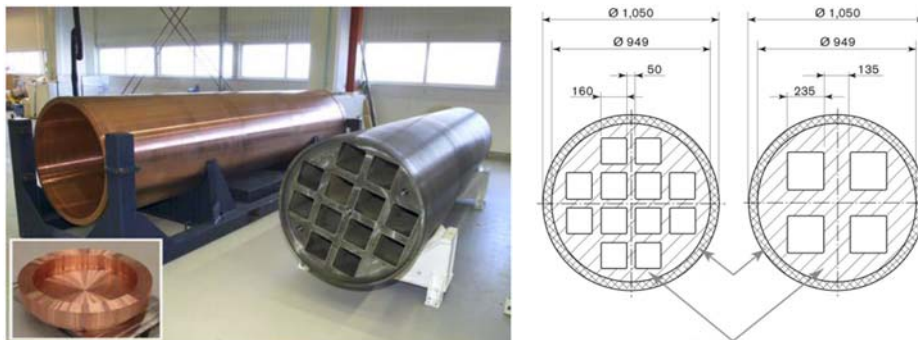


図 4.2.6-1 銅製キャニスタと鋳鉄製インサート (SKB 2013/2011)

a. 溶接

摩擦攪拌溶接(FSW)と電子ビーム溶接(EBW)に対して、表 4.2.6-6 の要件に基づき、表 4.2.6-7 に示すような評価を行っている。さらに、SKB 社は非破壊検査(NDT)によって封入技術の信頼性を評価している。信頼性は、発生し得る多様な不連続部の探知率と大きさ推定の正確性で表示されており、不連続部の例として、亀裂、孔、溶融不足と不完全な溶込み、およびルート欠陥などが考慮されている。(SKB, 2006)

摩擦攪拌溶接(FSW)は、英国で 1991 年に開発された固相プロセスであり、融接の問題(望ましくない結晶粒組織、結晶粒の成長、および偏析現象)を回避可能なことが特長である。図 4.2.6-2 に SKB キャニスタ研究所の摩擦攪拌溶接機を参考として示す(SKB, 2010)。

表 4.2.6-6 溶接のシステムおよび工程の要件 (SKB, 2006)

技術	密封と溶接部検査のための方法とシステムを利用できなければならない。
品質	溶接システムは、設計前提を満たす溶接をしなければならない。溶接部は、1%を下回る不良率に相当する品質でなければならない。
信頼性	システムと工程の信頼性と再現性は、運転安全性および長期安全性を確保する上で十分に高くする必要がある。 開発目標: 引き渡されるキャニスタの少なくとも 99.9%が品質要件を満たすものとする。
能力と持続時間	システムは、長期(少なくとも 60 年間)にわたり 1 日当たり 1 本のキャニスタの封入という最終処分場要件を満たすものとする(最終処分施設的设计前提)。
原子力用途	封入プラントの溶接システムは、放射線遮へいと遠隔操作により、放射線環境での運転に適合させる必要がある。
適用される規則の遵守	適用される規則に従って、キャニスタ製造のための SKB 社の品質管理システムと環境管理システムに準じて工程とシステムを規定する必要がある。

表 4.2.6-7 溶接方法の評価結果のまとめ (SKB, 2006)

基準	EBW の評価結果	FSW の評価結果
溶接システム(能力、入手性、信頼)	要件を満たすのに十分ではない。	要件を満たすのに十分である。
溶接工程	要件を満たすのに十分である。	要件を満たすのに十分である。
溶接金属の材料特性	要件を満たすのに十分である。	要件を満たすのに十分である。
実証された溶接品質	要件を満たすのに十分ではない。	要件を満たすのに十分である。
非破壊検査技術	溶接品質を評価するのに十分である。	溶接品質を評価するのに十分である。
環境的側面	銅の少量放出により、銅を含有するフィルタの処理が必要である。 エネルギー消費量は少ない。	銅の放出なし 金属の消費量が多い。
システムと運転の費用	双方の手法とも同等	双方の手法とも同等
安全評価の基準手法	セーフティケースを立証するには、大規模な統計分析が必要である。	単純な分析でも、十分な裕度のあるセーフティケースを立証できる。
量産状態に到達する能力	(2 年程度の期間では)評価できない。	非常に好ましい能力

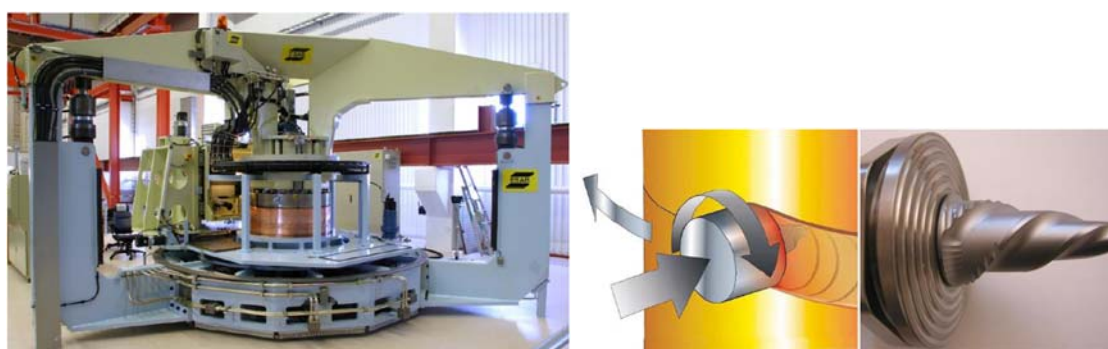


図 4.2.6-2 SKB キャニスタ研究所の摩擦攪拌溶接機 (SKB, 2010)

b. 非破壊検査 (NDT)

SKB 社は、キャニスタ・コンポーネントおよび溶接部の全てに対して非破壊検査 (NDT) を実施し、その主要な技術としてフェーズドアレイ超音波探傷システムを選択している。信頼性解析によって、非破壊検査 (NDT) システムが特定の特性(タイプ、大きさ、方向、深

さ)を有する欠陥を探知する確率を推定し、検出確率(POD)と称している。SKB 社は、表 4.2.6-8 に示すそれぞれのコンポーネント(鋳鉄製インサート、銅製管、銅製の底部/蓋、および溶接部)の検査を行うために信頼できる非破壊検査(NDT)技術を確立することと、その信頼性を示すことが技術開発の目的としている。

表 4.2.6-8 キャニスタ・コンポーネントで発生する欠陥

コンポーネント	不連続部の種類	コメント
鋳鉄製インサート	収縮	デンドライト組織による体積変化を伴う不規則な欠陥
	収縮孔	デンドライト組織による小さい体積変化を伴う欠陥の集まり
	チャプレットブローホール	中子に関連する不規則な体積変化を伴う欠陥
	ブローホール	滑らかな表面による体積変化を伴う欠陥
	熱間き裂	燃料集合体外側の外周コーナーからの軸方向き裂
	砂かみ	鋳鉄に埋め込まれた砂粒
	スラグ介在物	でこぼこの表面を伴う粒子または膜
銅製管	異物	管表面に押し込まれた粒子
	くぼみ	取り扱いによる表面損傷
	軸方向の傷	損傷した押出金型を原因とする軸方向の酸化傷
銅製蓋/底部	異物	表面に押し込まれた粒子
	酸化ストリング	損傷した鍛造工具を原因とする酸化ストリング(Oxidised strings)
	鍛造巻き込み	鍛造時の表面オーバーラップによる巻き込み
	くぼみ	取り扱いによる表面損傷
	外因性スラグ	製造工程からの不純物
摩擦攪拌溶接	空洞	溶接部外縁の不規則な形状のボイド
	接合線の引っ掛かり	工具が過度に貫入していることによる溶接ルート部の湾曲継手
	残存接合部	工具が十分に貫入していないことによる溶接ルート部の水平継手

4) 候補技術の抽出

①有効性評価指標の設定

封入設備の設備概念を具体化するために、搬送・定置設備の概念検討と同様に、技術オプションの体系的整理結果を活用し、装置を構成する機能それぞれに適用する候補技術の抽出を行った。この抽出を行うための前段階として、それぞれの技術の有効性を評価する指標の設定を行った。有効性評価の指標は、各装置の機能それぞれについて、表 4.2.6-4 に示した技術オプションの利害得失による特徴整理の視点に沿って、複合処分容器の前提条件を更に具体化、かつ、定量化を図ることで設定した。

なお、SKB 社の開発事例の調査からは、以下の 3 点を参考とした。

- ・溶接システムの能力と持続時間に関し、表 4.2.6-6 に示されるように「長期に渡り 1 日当たり 1 本のキャニスタの封入」が要件として挙げられている。本検討ではガラス固化体における定置量の検討例と同程度(1 日当たりの 5 体の作業)を条件として設定するが、1 日当たりの封入数は溶接システムのセット数を増やすことで対応できると考え、有効性の評価指標としては 1 セットの装置で 1 日当たり 1 体の作業ができることとした。

- ・蓋構造の形式は、SKB 社の開発事例と同様な平蓋構造とした。
- ・溶接部の品質について、SKB 社の開発事例では表 4.2.6-6 に示されるように「1%を下回る不良率に相当する品質」が挙げられているが、国内では具体的な数値として検討されておらず、品質については本検討では前提条件として採用しないこととした。

表 4.2.6-9 に設定した溶接装置の溶接機能および検査装置の検査機能の有効性評価の指標を示す。これら 2 つの機能については共通の有効性評価の指標を設定した。また、指標が他の項目と重複する項目は除外した(表中で欄をグレーとした項目)。

②候補技術の抽出

有効性評価の指標を基に溶接機能と検査機能に対して、候補技術の抽出を行った。抽出方法は搬送・定置設備の概念検討と同様に、指標に対する各技術オプションの有効性の評価は、各技術オプションの利害得失による特徴を整理した結果を基にして、客観的に行うものとする。評価結果については、次の 3 段階の基準に分類して示した。

- ・○：指標を満たすもの
- ・△：条件付きで指標を満たすものの検証などが必要なもの
- ・×：指標を満たさないもの

この評価の結果、「×」と評価される項目のない技術を候補技術として抽出する。

a. 溶接装置

溶接装置は、技術オプションの検討で設定された、表 4.2.6-1 および表 4.2.6-2 に示す溶接機能にて構成される。

溶接装置の溶接機能の各オプションの利害得失による特徴の整理を基に、表 4.2.6-9 で設定した有効性評価の指標を用いて評価を行った結果を集約し、表 4.2.4-10 に示す。この評価の結果、指標を満たすことができない「×」に評価される項目がなく、適用が期待できる技術として、電子ビーム溶接(EBW)、摩擦攪拌溶接(FSW)の 2 技術候補が挙げられる。これらから一つの技術を選定するためには、複合処分容器の仕様や蓋構造などについて、より詳細、かつ、具体的な前提条件を設定して、実際の溶接試験や装置の開発を行った上で、その結果も基に評価を行う必要がある。

b. 検査装置

検査装置についても同様に候補技術の抽出を行った。溶接装置は、技術オプションの検討で設定された、表 4.2.6-1 および表 4.2.6-2 に示す検査機能にて構成される。

ここでは、検査機能の技術オプションについても、溶接装置と同様の方法で、評価を行い、その結果を表 4.2.6-11 に示す。9 つの技術オプションすべてについて適用が期待できる技術である。これらから一つの技術を選定するためには、複合処分容器の構造強度等から検査に必要な探傷能力や信頼性(POD)などについて、より詳細、かつ、具体的な前提条件を設定して、実際の溶接後の検査試験や検査装置の開発を行った上で、その結果を基に評価を行う必要がある。

表 4.2.6-9 有効性評価指標の設定（溶接装置：溶接機能、検査装置：検査機能）（1/2）

有効性評価の項目 （設計因子）		複合容器を対象とした封入設備の 設計に影響する具体的条件	溶接装置の溶接機能および検査装置の 検査機能の有効性評価の指標
閉鎖後 長期の 安定性	人工バリア の長期安定 性	廃棄体への熱や機械的な影響について、 ・熱的影響および機械的(力学的)影響がない、あ るいは少ないこと	・廃棄体への熱や機械的な影響が小さい、また はないこと
作業安 全性	放射線安全	放射線による装置への影響防止について、 ・装置や材料の劣化、故障・誤動作の発生がな いこと。	・装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発 生がないこと
	一般労働安 全	作業環境や災害の危険性について ・地上施設に摘要が想定される法規の遵守 ・装置に起因する災害の防止	・騒音振動、煙の発生が無いこと、または環境対 策が可能なこと ・火災、爆発や転倒等の可能性がないこと
工学的 成立性 /品質 保証	工程	装置の作業速度・作業時間について ・ガラス固化体における定置量の検討例と同程 度を想定し、1日当たりの5体の作業ができるこ とを設定した。	・1セットの装置で1日当たり1体の作業ができ ること(作業速度は装置やラインの数に影響する ものの、作業速度に応じて設置台数を増やすこ とで対応が可能)
	溶接・検査 作業性	蓋構造の形式について ・SKB社の事例から平蓋構造と設定した。	・平蓋構造に適應できること
		処分容器の材質について ・炭素鋼の周辺に銅材(厚さ40mm)を設けたも ので、溶接、検査の対象は銅材。	・銅材の溶接、検査に適應できること
		廃棄体からの放射線、熱への影響について ・放射線、熱の影響を受けないこと。	・廃棄体からの放射線、熱に適應できること (必要に応じた放射線遮へいができること)
		装置の大きさ、付帯設備の有無と大きさについて ・地上施設内に収容できる装置、付帯設備であ ること	・現実的なエリアで設置可能なこと
		廃棄体の溶接・検査時の作業能力(品質)、持続 力について ・φ839mmの廃棄体処分容器で銅材厚さ40 mmの溶接・検査ができ、1日1体の作業能力と 持続力を有すること。	・φ839mmの処分容器で、円柱方向に厚さ40 mmの銅に対する溶接、必要な作業能力と持続 力を有すること。
		遠隔操作、自動運転に関する実績については ・遠隔操作、自動運転ができること	・遠隔操作、自動運転が可能なこと
	監視、施工管理のしやすさについては ・監視、施工管理は可能なこと	・監視、施工管理が可能なこと	
	技術開発の 進展	求められる技術レベルは ・実用レベルあるいは実証実験レベルであること	・実用レベルあるいは実証実験レベルであること
	効率性(物 流)	溶接・検査の作業量について ・上記工程と同様の条件となる	評価対象外(上記、工程の項目で評価済み)
施設環境維 持への対応 性	施設内環境への温度、排気の影響の対策の有 無、容易性	・施設内環境の対策が可能なこと	
	・2次廃棄物の発生と量	・2次廃棄物の発生がないこと、または少ないこ と	
	・必要ユーティリティの確保のしやすさ	・必要ユーティリティが確保できること	

表 4.2.6-9 有効性評価指標の設定（溶接装置：溶接機能、検査装置：検査機能）（2/2）

有効性評価の項目 （設計因子）	複合容器を対象とした封入設備の 設計に影響する具体的条件	溶接装置の溶接機能および検査装置の 検査機能の有効性評価の指標
工学的信頼性	・封入・検査の廃棄体数変更への対応性	・廃棄体数の変更に対応できること
	・動力が停止した際に、装置の暴走などのトラブルが発生する可能性	・動力が停止した際にトラブルが発生する可能性がないこと、または対策が有ること
社会経済的側面	・上記技術開発の進展と同様の条件となる・	評価対象外（上記、技術開発の進展で評価済み）

表 4.2.6-10 溶接装置の溶接機能の技術オプションの評価

有効性評価の項目 (設計因子)		溶接装置の溶接機能および検査装置の 検査機能の有効性評価の指標	技術オプション					
			TIG	MAG	MIG	電子ビーム溶 接 (EBW)	レーザ溶接	摩擦攪拌溶接 (FSW)
安定性 閉鎖後長期の	人工バリアの長期安定性	・廃棄体への熱や機械的な影響が小さい、またはないこと	△	△	△	△	△	○
	操業安全性	放射線安全	・装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生がないこと	○	○	○	○	○
一般労働安全		・騒音振動、煙の発生が無いこと、または環境対策が可能なこと	○	△	○	○	○	△
		・火災、爆発や転倒等の可能性がないこと	○	○	○	○	○	○
	工程	・1セットの装置で1日当たり1体の作業ができること	△	○	○	○	×	○
工学的 成立性 品質保証	溶接・検査 作業性	・平蓋構造に適應できること	○	○	×	○	△	○
		・鋼材の溶接・検査に適應できること	×	×	×	○	×	○
		・廃棄体からの放射線、熱に適應できること	○	○	○	○	○	○
		・現実的なエリアで設置可能なこと	○	○	○	○	○	○
		・φ839 mm の処分容器で、円柱方向に厚さ40 mm の鋼に対する溶接、必要な作業能力と持続力を有すること。	△	△	×	△	×	○
		・遠隔操作、自動運転が可能なこと	△	△	△	△	△	△
		・監視、施工管理が可能なこと	○	○	○	○	○	○
	技術開発の進展	・実用レベルあるいは実証実験レベルであること	○	○	○	○	○	○
	施設環境維持への対応性	・施設内の環境対策が可能なこと	○	○	○	○	○	○
		・2次廃棄物の発生がないこと、または少ないこと	○	○	○	○	○	○
	・必要ユーティティーが確保できること	○	○	○	○	○	○	
工学的信頼性	・廃棄体数の変更に対応できること	△	○	○	○	△	○	
	・動力が停止した際にトラブルが発生する可能性がないこと、または対策が有ること	△	△	△	△	△	△	

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

表 4.2.6-11 検査装置の検査機能の技術オプションの評価

有効性評価の項目 (設計因子)		溶接装置の溶接機能および検査装置の検査機能の有効性評価の指標	技術オプション								
			TOFD	フェーズド アレイ法	-TOFD PNA 法	クリーピング ウェーブ法	放射線透過法	交流電磁場 測定法	渦電流法	電磁超音波 探傷法	レーザー超音波 探傷法
閉鎖後長期 の安定性	人工バリア の長期安定 性	・廃棄体への熱や機械的な影響 が小さい、またはないこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	放射線安全	・装置や材料の劣化、および故 障、誤動作の発生がないこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
操業安全 性	一般労働安 全	・騒音振動、煙の発生が無いこ と、または環境対策が可能なこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		・火災、爆発や転倒等の可能性 がないこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
工学的成立性、品質保証	工程	・1セットの装置で1日当たり1 体の作業ができること	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	溶接・検査 作業性	・平蓋構造に適應できること	○	○	○	○	○	△	△	△	△
		・鋼材の溶接・検査に適應できる こと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		・廃棄体からの放射線、熱に適應 できること	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		・現実的なエリアで設置可能なこ と	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		・φ839 mm の処分容器で、円柱 方向に厚さ 40 mm の銅に対する 溶接、必要な作業能力と持続力 を有すること。	△	△	△	△	△	△	△	△	△
		・遠隔操作、自動運転が可能なこ と	△	△	△	△	△	△	△	△	△
	・監視、施工管理が可能なこと	△	△	△	△	△	△	△	△	△	
	技術開発の 進展	・実用レベルあるいは実証実験レ ベルであること	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	施設環境維 持への対応 性	・施設内の環境対策が可能なこと	○	○	○	○	○	○	○	○	○
・2次廃棄物の発生がないこと、 または少ないこと		○	○	○	○	○	○	○	○	○	
・必要ユーティティーが確保できる こと		○	○	○	○	○	○	○	○	○	
工学的信頼性	・廃棄体数の変更に対応できるこ と	○	○	○	○	○	○	○	○	○	
	・動力が停止した際にトラブルが 発生する可能性がないこと、また は対策が有ること	○	○	○	○	○	○	○	○	○	

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

5) 実現可能性評価

複合処分容器の封入設備の実現可能性の検討は、4.2.4 8) で検討した搬送・定置設備の実現可能性の検討方法と同様とした。実現可能性の評価を試行する対象として、前項で抽出した候補技術のうち、SKB 社がキャニスタの溶接技術および検査技術として選定し、実証が進められている、摩擦攪拌溶接およびフェーズドアレイ超音波探傷法を設定した。

技術の抽出に用いた有効性評価指標を基に、装置としての実現性評価の指標を設定した上で、その指標に沿った評価を実施した。以下に検討の手順を示す。

- ・有効性評価の指標から、具体的な指標が設定されている項目を選定し、実現可能性の評価項目とする。
- ・技術オプションの利害得失で調査した結果が、指標を満足するかどうかの判定を行い、指標を満足する場合に適合と判定する。
- ・各項目の判定結果を総合的にみて、実現可能性の評価を判断する。
- ・適合するための主要な技術開発課題を抽出する。

表 4.2.6-12 および表 4.2.6-13 に摩擦攪拌溶接およびフェーズドアレイ超音波探傷法についての実現性評価結果を示す。摩擦攪拌溶接を用いた溶接装置については、実現可能性の評価項目として設定したすべての項目に対して適合するため、実現可能性が高いと考えられる。

本評価の結果、以下に示す主要な技術開発課題が抽出された。

- ・要求される溶接品質（例えば、処分容器の構造解析等により設定される許容欠陥、溶接不良率など）を所定の条件で満足できることの検証
- ・要求される欠陥の検出確率(POD)の検証、実証
- ・欠陥判定(3次元CG等による可視化なども含む)および記録(溶接・検査条件や溶接・検査中の諸条件のログを含む)のためのシステムの構築
- ・所定の条件での遠隔操作(通常および故障・異常の保守、検査不合格の場合の補修等を含む)、自動運転の検証と実証
- ・異常の想定および対応の検討、実証

表 4.2.6-12 摩擦攪拌溶接を用いた溶接装置の実現可能性の評価

有効性評価の項目 (設計因子)		溶接装置の有効性評価の指標	評価結果 溶接機能:摩擦攪拌溶接	主な技術 開発課題
閉鎖後長期 の安定性	人工バリア の長期安定 性	・廃棄体への熱や機械的な影響が小さい、また はないこと	・固相溶接であり、溶接熱影響は少ない、ま た、機械的影響も少ないと考えられる。	
操業安全性	放射線安全	・装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発 生がないこと	・材料劣化、故障、誤動作への影響は少ない。 ・電源/計装ケーブルなどにゴム材を使用する 場合には耐放性のものが選定できる。	
	一般労働安 全	・騒音振動、煙の発生が無いこと、または環境 対策が可能なこと	・煙の発生は少ないが、換気設備が必要、振 動はなく、ツール回転による騒音があると考え られる。	
		・火災、爆発や転倒等の可能性がないこと	・装置に可燃物を使用しないことに対応、転倒 防止も固定・支持などの対策が可能	
工学的成立 性/品質保 証	工程	・1セットの装置で1日当たり1体の作業ができ ること	・SKB社の処分容器においては約1日/体とな る。	
	溶接・検査 作業性	・平蓋構造に適應できること	・SKB社の実規模による実証で平蓋での適用 性の確認がなされている。	
		・銅材の溶接・検査に適應できること	・銅材料への適應性は試験実績により確認。	
		・廃棄体からの放射線、熱に適應できること	・ケーブル類やカメラ、計装品など、放射線や 熱の影響を受け易いものは適應性のあるもの を選定することが可能。	
		・現実的なエリアで設置可能なこと	・設置が地上施設のセル内であり、設備の大 きさは制約とはならない。 ・付帯設備も含めて、現実的なエリアで設置可 能と考えられる。	
		・φ839 mmの処分容器で、円柱方向に厚さ40 mmの銅に対する溶接、必要な作業能力と持続 力を有すること。	・品質については、海外の事例もあり再現性の ある品質が確保可能。	○
		・遠隔操作、自動運転が可能なこと	・SKB社等での実績があり、活用可能と考えら れるが、わが国の条件での検証が必要。	○
		・監視、施工管理が可能なこと	・同上	
	技術開発の 進展	・実用レベルあるいは実証実験レベルであるこ と	・銅に対しては海外での開発事例もあり、実証 試験レベルである。	
	施設環境維 持への対応 性	・施設内の環境対策が可能なこと	・溶接からの熱および廃棄体からの発熱があ ることから、換気・空調による温度制御が必要 と考えられる。	
・2次廃棄物の発生がないこと、または少ないこ と		・ツールなどの消耗品が廃棄物となるが、汚染 の可能性が低いエリアのため、2次廃棄物に ならない可能性がある。発生量も少ない。		
・必要ユーティティが確保できること		・電源、冷却水、圧縮空気等が必要だが、地 上施設のため確保は易い。		
工学的信頼性	・廃棄体数の変更に対応できること	・溶接時間に対する裕度はあると考えられ、溶 接数変更への、対応性はある。		
	・動力が停止した際にトラブルが発生する可能 性がないこと、または対策が有ること	・溶接途中で停止の場合、ツールの抜き取り、 再溶接の可否・補修などの懸念がある。 ・電源の多重化などで対応可能と考える。	○	

表 4.2.6-13 フェーズドアレイ超音波探傷法を用いた検査装置の実現可能性の評価

有効性評価の項目 (設計因子)		検査装置の有効性評価の指標	評価結果 検査機能:フェーズドアレイ超音波探傷法	主な技術 開発課題
閉鎖後長期 の安定性	人工バリア の長期安定 性	・廃棄体への熱や機械的な影響が小さい、また はないこと	・超音波を用いた非破壊検査手法で、廃棄体 への熱的、機械的な影響はない。	
操業安全性	放射線安全	・装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発 生がないこと	・検査装置の部材や探触子の放射線による材 料劣化、故障、誤動作への影響は報告なし、 耐放性の材料も選定できる。	
	一般労働安全	・騒音振動、煙の発生が無いこと、または環境 対策が可能なこと	・煙、振動騒音の発生なし。	
		・火災、爆発や転倒等の可能性がないこと	・装置に可燃物を使用しないことで対応できる	
工学的成立 性/品質保 証	工程	・1セットの装置で1日当たり1体の作業ができ ること	・ガラス固化体の封入技術開発において、1体 の検査時間が2時間程度となる検討結果あ る。	
	溶接・検査 作業性	・平蓋構造に適用できること	・ガラス固化体の封入技術開発において、平 豚、落し蓋とも実規模模擬試験で適用性を確 認。	
		・鋼材の溶接・検査に適用できること	・炭素鋼、銅、チタン等、一般的な金属材料へ 適用できる。	
		・廃棄体からの放射線、熱に適用できること	・放射線はケーブル類、熱に対しては探触子 への影響が懸念されるが、材料選定、水冷等 で対策可能。	
		・現実的なエリアで設置可能なこと	・概念設計例では装置の大きさがガラス固化 体用オーバーパック程度の寸法となる例があ る。地上施設のため、装置や付帯設備の大き さは制約とはならない	
		・φ839 mmの処分容器で、円柱方向に厚さ40 mmの銅に対する溶接、必要な作業能力と持続 力を有すること。	・探触子の劣化などに対して、点検・保守で対 応可能。 ・処分容器の構造解析等により設定される許 容欠陥以上の欠陥の検出の保証	○
		・遠隔操作、自動運転が可能なこと	・原子炉圧力容器等での遠隔操作の実績があ る。 地層処分へ対応した検証が必要。	○
	・監視、施工管理が可能なこと	・欠陥判定のためのシステム構築が必要。	○	
	技術開発の 進展	・実用レベルあるいは実証実験レベルであるこ と	・基本技術は実用レベル。	
	施設環境維 持への対応 性	・施設内の環境対策が可能なこと	・必要なし	
・2次廃棄物の発生がないこと、または少ないこ と		・2次廃棄物の発生はない。		
・必要ユーティティが確保できること		・電源が必要だが、確保は易い。		
工学的信頼性	・廃棄体数の変更に対応できること	・複数台の準備で対応できる。		
	・動力が停止した際にトラブルが発生する可能 性がないこと、または対策が有ること	・懸念されるトラブルはない		

6) 設計要件の確認

複合処分容器に対して、処分容器としての設計要件は、表 4.2.6-14 に示す炭素鋼の場合と変わらない。但し、溶接装置に対しては、材質や厚さなどの構造に応じて溶接方法や溶接条件が変わるため、設計要件を満足することを引き続き検証していく必要がある。また、検査装置も同様であり、銅については炭素鋼に比べても知見が少ないことから、これらについて、実機の溶接施工条件における検査手法適用の実証が課題である。

表 4.2.6-14 溶接装置および検査装置の設計要件（原子力機構，2014）

装置	設計要件
溶接装置	<ul style="list-style-type: none">・ 高品質な溶接が可能なこと・ 処分容器および使用済燃料集合体に有意な熱影響を与えないこと・ 溶接効率が低いこと・ 遠隔自動化が可能なこと
検査装置	<ul style="list-style-type: none">・ 信頼性の高い検査が可能なこと・ 遠隔自動化が可能なこと

(4) 今後の課題と対策

今後も多様な燃料特性に対応した処分容器の設計等の進展にともない、処分容器の材質、構造、寸法などが異なる様々な処分容器のオプションが提示されることが想定される。そのため、地上施設（封入設備）についても、前提とする条件によって、封入設備に適用可能な技術も変わると考えられ、それぞれの条件に応じて候補技術を抽出し、それら候補技術を基に具体的な設備設計を進めることが合理的である。この観点から、封入設備についても、搬送・定置設備と同じく、技術オプションの体系的整理を進めた。これらの取組みは表 4.2.6-15 の地上施設（封入設備）に関わる課題と今後の対策の中の「概念設計の合理化に対する対策」に該当するものであり、今後もこのような技術情報の蓄積と活用を発展させ、最終的に搬送・定置設備とともに予備設計のツールを構築し、活用を図ることが必要である。

また、平成 25 年度と今年度において、炭素鋼処分容器および銅と炭素鋼から成る複合処分容器を対象に封入設備の概念検討を行った結果、封入設備が十分な実現可能性を保有することを確認した。封入設備に関わる溶接や検査技術については、今後、処分容器の設計における製作性の検討の中で、各溶接施工条件や非破壊検査性の実証などの取組みを継続させる計画である。

表 4.2.6-15 地上施設（封入設備）に関わる課題と今後の対策

課題	平成 25 年度	平成 26 年度	課題への今後の対策
概念設計の合理化（技術情報の蓄積と活用）	—	技術オプションの体系的整理	<ul style="list-style-type: none"> ・ 技術情報の充実 ・ 個々の機能や技術、およびこれらを統合した装置やシステムとしての有効性評価指標の定量化設定 ・ 予備設計ツールを構築
概念検討による設備の実現可能性評価	炭素鋼処分容器を対象	複合処分容器を対象	<ul style="list-style-type: none"> ・ 処分容器設計における製作性検討の中で、各溶接施工条件や非破壊検査性を実証

4.2.7 直接処分方策に関する調査・検討

(1) 保障措置実施方策、核セキュリティ確保のための実施方策の検討

1) 概要

使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になる保障措置および核セキュリティ対策において、昨年度実施した国際原子力機関(IAEA)と直接処分に関して先行しているスウェーデン、フィンランドにおける聞き取り調査、文献調査結果等から、核セキュリティ対策については、既存の使用済燃料貯蔵施設に準じた対策を行うことで基本的に対応が可能であることが分かったため、使用済燃料直接処分に特有な保障措置対策を中心に検討を実施した。本項では、IAEAの地層処分施設保障措置専門家グループ(ASTOR)会合への参加を通し、IAEA、各国の現況調査を継続して実施した結果を報告する。また、直接処分に係る保障措置対策に適用可能な技術の調査、仮想処分施設に対し、IAEAが検討している保障措置要件を充足するため、どのような機器をどのポイントに設置するかを検討する保障措置システムの予備検討を行った結果について報告する。

2) IAEA および各国の現況調査

IAEAの加盟国による保障措置支援プログラムの一つである「Application of Safeguards to Geological Repositories (ASTOR), Group of Experts」に対し、担当官庁である原子力規制庁から平成25年12月に本タスクを受託するレターを発信した。これにより原子力機構がわが国の本タスク実施担当機関となり、スウェーデンのオスカーシャムで開催された第10回ASTOR会合(平成26年5月19日～21日)に参加し、IAEAおよび各国の状況について情報を入手した。ASTORには、日本以外にベルギー、カナダ、チェコ、フィンランド、フランス、ドイツ、ハンガリー、オランダ、韓国、南アフリカ、スウェーデン、米国の12か国とEUが正式参加、英国がオブザーバーとして参加している。今回の会合には、これらの国および機関に加え、初めてスイスがオブザーバーとして参加し、総勢44名の参加があった。

IAEAからは、現在一部の国において試行中である、国固有の特徴を考慮し国レベルで評価するState Level Conceptに基づく地層処分施設に対する保障措置の適用方法について紹介がなされた。基本的には、他の原子力施設と同様に考え、各国固有の特徴(核燃料サイクル技術を保有、確固たる国の計量管理体制が確立されていることなど)を考慮し、(核物質の)入手経路分析(Acquisition path analysis)結果に基づき保障措置方策を検討することとし、2010年、2011年に作成された処分容器詰替え施設および地下処分施設に対するモデル保障措置アプローチがガイドラインになるとの意見であった。

処分施設に適用する技術開発については、処分施設の計画が進んでいる欧州から多くの報告が行われた。特に興味深い技術として以下が挙げられる。

・燃料ピンの抜取り(部分欠損)の検知

ピンの欠損を検知する技術として、パッシブガンマ線トモグラフィ技術の開発が、スウェーデン、フィンランド、米国および欧州委員会(EC)により共同で進められていることについて報告があった。将来的にIAEA査察官が非立会いで行うことを目標に開発が進められている。ピンの欠損などを検知する部分欠損の検認には、使用済燃料からのパッシブガンマ線トモグラフィ技術が有効であるとし、重点的に開発が進められているようである。

- ・長期的に健全な ID 番号の付与

スウェーデンで検討が進められている技術で、銅製の処分容器と使用済燃料を装荷する炭素鋼部との間にタングステン層を入れ、それにユニークなパターンで穴を開けることによって、処分容器外側から放射線を測定するか超音波発信機によってユニークなパターンを読み取るものである。これは、処分容器の ID、また保障措置上の封印としての役割も期待できると考えられる。図 4. 2. 7-1 にタングステン層を用いた ID 付与技術の概要を示す。

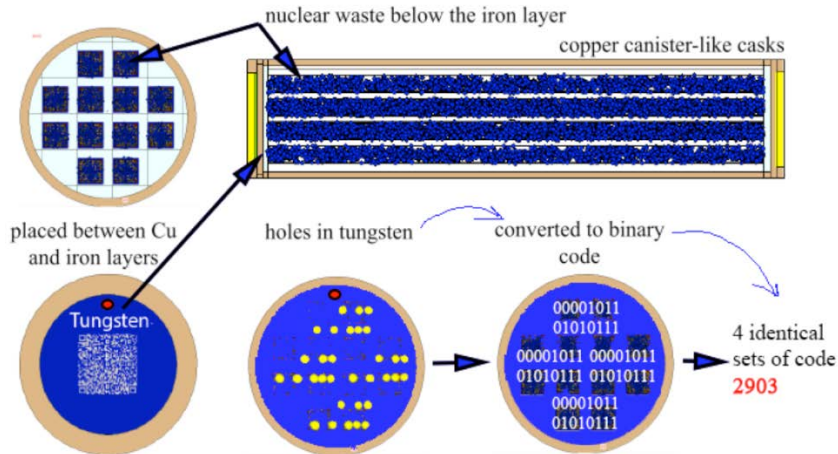


図 4. 2. 7-1 タングステン層を用いた ID 付与技術 (Chernikova et al., 2014)

- ・設計情報の検認

EC の共同研究センターで開発が行われている 3D レーザースキャン技術は、すでに原子力施設内の構造、機器配置などの検認に使用されている。地下処分施設に適用する場合、2D で書かれている設計図面とレーザースキャンによって描かれた図との照合、測定結果の位置情報との整合性が要求される。処分施設施工時に最初に測定する場合は、十分に時間をかけ精度良く行い、再検認を行う場合は迅速に、かつ測定器はハンディなものとするというアプローチにより開発が行われている。図 4. 2. 7-2 に 3D レーザースキャン技術の例を示す。



図 4. 2. 7-2 3D レーザースキャン (例) (JRC, 2014)

- ・未申告活動の検知

未申告での地下掘削作業等の検知手段として、レーダ探査技術、地震波探査技術を用いた方法について、ドイツから紹介があった。レーダ探査については、初期段階からの違いによって検知するためベースラインの測定が重要となる。地震波探知については、掘削活動による信号とノイズとの判別方法、測定による信号の3Dビジュアル化などの研究開発、一般市場機器の利用について報告があった。

3) 直接処分に係る保障措置対策に適用可能な技術の調査

使用済燃料の直接処分に係る保障措置適用にあたっては、施設機器配置、使用済燃料の収納形態やその流れ、施設の運用期間などの処分場の特徴を踏まえ、保障措置手段として適用できる技術を選定する必要がある。ここでは、処分場の保障措置に適用可能と考えられる技術を一般産業界での利用状況を含めて調査し、個々の技術の保障措置への適用可能性や必要な技術開発について検討を行った。

検討においては、処分場の保障措置要件を勘案し、①使用済燃料の非破壊検認技術、②封じ込め・監視技術、③使用済燃料の再検認技術、④地下部分の設計情報検認技術の4つの技術区分を設定し、それぞれの区分における保障措置の要求事項を整理した。その上で、それらの要求事項を満たす可能性のある技術候補について、基本原理、利用例、性能、技術開発状況、コスト等について調査を行い、処分施設への適用可能性や必要な技術開発項目を整理した。以下に調査結果を示す。

①使用済燃料の非破壊検認技術

a. 要求事項

IAEAのモデル統合保障措置アプローチ(以下、「モデル保障措置アプローチ」という)では、払出施設(使用済燃料中間貯蔵施設または原子力発電所)あるいは処分容器詰替施設において燃料集合体の検認を行うこととされている。上流工程での集合体検認履歴や集合体形態に応じ大量欠損または部分欠損の検認が行われる。上流工程で検認がなされていない集合体および検認済でも集合体が分解可能なものについては、部分欠損の検認を行い、それ以外の場合には大量欠損の検認を行う。

この目的のため、貯蔵期間を終えた使用済燃料集合体に対して、非破壊で部分欠損あるいは大量欠損の検認が行える技術が要求される。

b. 候補技術

上記の要求事項に適合する可能性のある技術として以下を抽出した。それぞれの技術の調査結果を表4.2.7-1に示す。

- ・高エネルギーX線CT

測定対象物を高エネルギーX線で走査しコンピュータを用いて処理することで、物体の内部画像を構成する。

- ・パッシブガンマ線トモグラフィ

使用済燃料集合体中のEu-154から放出される γ 線を回転機構付検出器アレイで複数角度から測定し、測定データをコンピュータ処理することにより断面の放射能分布を画像化する。

- ・LCS- γ 線による核共鳴蛍光法

350 MeV 電子ビームとレーザとのコンプトン散乱により発生させる 1~3 MeV の単色 γ 線を使用し、使用済燃料に存在する Pu-239 等の対象同位体原子核に核共鳴蛍光 (NRF) 散乱反応を起こさせて、対象同位体量を非破壊で測定する (Hayakawa et al., 2010)。

- チェレンコフ光視認装置

使用済燃料集合体から発生するチェレンコフ光を検出し、画像化する。

- フォーク型検出器

使用済燃料中の Cs-137 から放出される γ 線と Cm-244 から放出される中性子線を測定し、使用済燃料集合体の大量欠損検認を行うもの。しかし、事業者の申告データ (燃焼度、冷却期間) を用いた場合には、20 %以上のピン欠損を 95 %の確率で検出可能とされている (Tiita et al., 2002)。

表 4.2.7-1 使用済燃料の非破壊検認技術

技術	概要・特徴・性能	適用性	課題
高エネルギー X線 CT	<ul style="list-style-type: none"> 測定対象物を高エネルギー X 線で走査しコンピュータを用いて処理することで、物体の内部画像を構成する。 使用済 FBR 燃料集合体において測定実績あり (Ishimi et al., 2011)。 	<ul style="list-style-type: none"> 大量欠損の検認可 部分欠損の検認可 (燃料棒レベルの確認も可能) ただし、同等の密度のダミー燃料棒とのすり替えの場合は判別が困難。 	<ul style="list-style-type: none"> コスト高 設置場所 測定時間
パッシブガンマ線トモグラフィ	<ul style="list-style-type: none"> 使用済燃料集合体中の Eu-154 から放出される γ 線を回転機構付検出器アレイで複数角度から測定し、測定データをコンピュータ処理することにより断面の放射能分布を画像化する (Levai et al., 2002)。 使用済燃料集合体自身から放出する γ 線を測定するため、特別な照射装置は不要。 スウェーデン、米国、フィンランド、ノルウェーおよび欧州委員会 (EC) が IAEA 保障措置技術支援ジョイントタスクとして非立合方式のパッシブガンマ線トモグラフィの研究開発を実施中 (Jansson et al., 2013)。 プロトタイプ測定装置で軽水炉使用済燃料の測定を実施 (STUK, 2013)。 コストは 30 万ドル程度 (Levai et al., 2002)。 	<ul style="list-style-type: none"> 大量欠損の検認可 部分欠損の検認可 (燃料棒レベルの確認も可能) ただし、測定原理上、γ 線を放出するダミー燃料棒とのすり替えによる核物質転用の検知は困難。 	<ul style="list-style-type: none"> スキャン時間は数分だが、高度な画像処理が必要なため、画像の作成に数時間必要。 長期冷却した使用済燃料集合体や様々な燃料集合体の形に対応するためのアルゴリズムの開発が必要。
LCS- γ 線による核共鳴蛍光法	<ul style="list-style-type: none"> 350 MeV 電子ビームとレーザとのコンプトン散乱により発生させる 1~3 MeV の単色 γ 線を使用し、使用済燃料等に存在する Pu-239 等の対象同位体原子核に核共鳴蛍光 (NRF) 散乱反応を起こさせて、その反応量 (発生する核共鳴蛍光 γ 線の個数) から対象同位体量を非破壊で測定する。 γ 線の透過力は十分に高いので集合体の内側領域の燃料棒を照射することが可能。 シミュレーション評価では、1 %の Pu-239 を含む BWR の使用済核燃料集合体に対して、本法を用いた場合、4000 秒の計測時間に対して 2 %の統計誤差で計測可能 (Hayakawa et al., 2010)。 	<ul style="list-style-type: none"> 大量欠損の検認可 部分欠損の検認可 	<ul style="list-style-type: none"> 基礎研究段階 コスト高 装置の小型化
チェレンコフ光視認装置	<ul style="list-style-type: none"> 使用済燃料集合体から発生するチェレンコフ光を検出し、画像化する。 使用済燃料プールにある使用済燃料集合体の大量欠損の確認手段として用いられている。部分欠損検認の技術としては開発が進められている (Chena et al., 2006)。 機器コストは 5 万ドル程度 (大量欠損検認用)。 	<ul style="list-style-type: none"> 水中での測定に限り、大量欠損の検認可 気中での検認は不可 	<ul style="list-style-type: none"> 画像精度を上げるにはデータを集め、アルゴリズムの最適化等が必要。
フォーク型検出器	<ul style="list-style-type: none"> 中性子線および γ 線検出器を合わせた装置で、プール中使用済燃料中の Cs-137 から放出される γ 線と Cm-244 から放出される中性子線を測定し、使用済燃料集合体の大量欠損検認を行うもの。 機器コストは検出器等の測定装置のみで 14 万ドル程度である (Levai et al., 2002)。 	<ul style="list-style-type: none"> 大量欠損の検認可 部分欠損の検認可 事業者の申告データ (燃焼度、冷却期間) を用いた場合、20 %以上のピン欠損を 95 %の確率で検出可能とされている。一方で、こうした申請データに頼らない場合は部分欠損の検認は不可能と評価されている (Tiita et al., 2002)。 	<ul style="list-style-type: none"> 校正線の作成の為に、核燃料の量や燃焼時間等のデータを必要とする。

c. 適用可能性および技術課題

前項で挙げた候補技術の調査技術の使用済燃料の非破壊検認技術への適用性については、以下の通りと考えられる。

- 大量欠損検認としては、フォーク検出器が既に IAEA の査察機器として利用されており、実現性が高く、コストが低い。
- 部分欠損検認としては、ガンマ線トモグラフィ、高エネルギーX線 CT は燃料棒レベルの欠損まで検知可能性を有するが、現時点では、機器コストや機器設置性の観点および実燃料の測定実績からガンマ線トモグラフィに比較的高い適用性がある。
- LCS- γ 線については、高輝度単色 γ 線発生装置が実用化されれば部分欠損確認機器の候補の一つとなるが、コストおよび設置スペースの点で適用性に難点がある。

②封じ込め・監視(C/S)技術

a. 要求事項

モデル保障措置アプローチでは、乾式保管容器中の使用済燃料については、デュアル C/S（機能的に独立し、共通した不正変更又は故障状態にはならない 2 個の C/S 装置）を採用すべきとしている。処分容器が開封されていないこと、使用済燃料を収容した処分容器の移動、燃料集合体の持ち出しを連続的に把握できることが必要である。

b. 候補技術

上記の要求事項に適合する可能性のある技術として以下を抽出した。それぞれの技術の調査結果を表 4.2.7-2 に示す。

• 保障措置用監視カメラ (NGSS)

コンピュータが一体となったカメラで、ネットワークインフラを利用する事で、遠隔監視が可能である。複数台のカメラを用いて、核物質の移動経路および保管庫を死角なく監視する。

• 放射線モニタ

ガンマ線検出器による線量測定装置で、収容済処分容器の保管庫および輸送経路に設置することで、処分容器の移動における空間線量の変化を検出するものである。

• VACOSS 封印

光ファイバーを対象物に巻き、両端を検知器に接合することで封印する。光ファイバー内部を流れる赤外線パルス信号のモニタリングにより、封印の取り外しを検知する。

• COBRA 封印

数十本の細い光ファイバーの束の透過光パターンの固有性を用いた封印である。透過光パターンの変化により封印の付け替え有無を検知する。

表 4.2.7-2 封じ込め・監視(C/S)技術

技術	概要・特徴・性能	適用性	課題
保障措置用監視カメラ (NGSS)	<ul style="list-style-type: none"> コンピュータが一体となったカメラで、ネットワークインフラを利用する事で、遠隔監視が可能。複数台のカメラを用いて、核物質の移動経路および保管庫を死角なく監視する。 保障措置目的のため幅広く原子力施設で利用されている。 CANBERRA 社 DCM-C5 Camera - NGSS は、保障措置利用目的で開発・設計された監視装置であり、高画質記録 (1280 x 960 pixel)、毎秒 1 枚の撮影・記録および遠隔操作 (パンチルト機能) を持つ。 	<ul style="list-style-type: none"> C/S 技術として適用可 	<ul style="list-style-type: none"> 特に無し 既に保障措置機器として利用されている。
放射線モニタ	<ul style="list-style-type: none"> ガンマ線検出器による線量測定装置で、収容済処分容器の保管庫および輸送経路に設置することで、処分容器の移動における空間線量の変化を検出するもの。 ガンマ線検出器の測定範囲は 10 nSv/h ~ 10 SV/h、精度 ± 10 % (CANBERRA 社 EcoGamma-g の場合) である。処分容器表面の線量は mSV/h オーダーであることから、測定範囲内であると推定される。 	<ul style="list-style-type: none"> C/S 技術として適用可 	<ul style="list-style-type: none"> 特に無し 既に保障措置機器として利用されている。
VACOSS 封印	<ul style="list-style-type: none"> 光ファイバーを対象物に巻き、両端を検知器に接合することで封印する。検知器は光ファイバーの一方の端部に赤外線パルスを送信し、もう一方の端部での受信パルスを常時監視している。光ファイバーのコネクタが外された場合、受信パルスに異常が生じ、改ざんイベントとして時刻とともに自動的に検知器に記録される。 	<ul style="list-style-type: none"> C/S 技術として適用困難 (処分容器への封印取り付けが困難と考えられるため) 	<ul style="list-style-type: none"> 遠隔での封印と取り外し方法
COBRA 封印	<ul style="list-style-type: none"> 光ファイバーの束の透過光パターン固有性を用いた封印である。数十本の細い光ファイバーの束の両端を本体に固定し、封印時に光ファイバーの一部をランダムに切断すると、光ファイバーの透過光が人の指紋のような固有の光学パターンとなる。 光学パターンが封印時と同じであることを確認することで、封印の固有性と容器の内部が変化していないことを確認可能である。 	<ul style="list-style-type: none"> C/S 技術として適用困難 (処分容器への封印取り付けが困難と考えられるため) 	<ul style="list-style-type: none"> 遠隔での封印と取り外し方法

c. 適用可能性および技術課題

前項で挙げた候補技術の封じ込め・監視(C/S)技術への適用性については以下の通りと考えられる。

- ネットワークカメラや放射線モニタについては、実用化されている製品が多数あり、知識の連続性維持のための監視システムの構築は可能であると考えられる。
- 光ファイバーによる封印技術も実用化されている技術であるが、処分容器に適用する場合は、遠隔での封印取り付け・取り外し方法、長期健全性等が課題となり、既存の封印技術は適用性に問題がある。

③使用済燃料の再検認技術

a. 要求事項

モデル保障措置アプローチにおける再検認の規定では、デュアル C/S システムが維持されていないと評価されたとき、員数検査を行うことおよび低検知確率で大量欠損を検認することが求められる。一旦溶接によって密封された処分容器から使用済燃料を取り出し再検認することは現実的では無いため、処分容器の固有性および未開封（使用済燃料が取り出されていないこと）の確認技術が求められる。

b. 候補技術

上記の要求事項に適合する可能性のある技術として以下を抽出した。それぞれの技術の調査結果を表 4.2.7-3 に示す。

- 3D レーザ形状測定

レーザを用いて 3D 形状を精密に測定する技術。溶接線形状など処分容器に固有な情報を得る。

- 溶接部フェーズドアレイ超音波探傷

多数の振動子を配置し、多数の波源からの位相を制御して干渉パターンを作り出し、反射波を測定し、画像化する超音波探傷法の一つである。

- 全 γ 線測定

処分容器の全 γ 線の線量を測定し、使用済燃料を処分容器に収容した直後の値と、再検認時の値とを比較・評価することで処分容器に収容された使用済燃料の検認を行う。

表 4.2.7-3 使用済燃料の再検認技術

技術	概要・特徴・性能	適用性	課題
3D レーザ形状測定	<ul style="list-style-type: none"> • レーザを用いて対象物の 3D 形状を精密測定する技術。 • UF6 シリンダの検認を目的としたレーザ照合システム (Laser item identification system (L2IS)) が European Union Joint Research Centre (Ispra) により開発されている (Jian et al., 2013)。 • 溶接ビード部や処分容器蓋の溶接時熱応力により生じる表面形状固有性の測定に利用可能と考えられる。 	<ul style="list-style-type: none"> • 固有性確認および未開封確認技術として適用可。 • 溶接部に適用する場合、溶接ビード面が健全である期間に限定。 	<ul style="list-style-type: none"> • モックアップ試験等による適用性確認。 • 溶接ビードの経年劣化データの取得。
溶接部フェーズドアレイ超音波探傷	<ul style="list-style-type: none"> • 多数の振動子を配置し、多数の波源からの位相を制御して干渉パターンを作り出し、反射波を測定する超音波探傷法の一つ。ビームの方向や焦点を自由に变化させることができ、コンピュータ処理を行うことで、画像化も可能 (神代ほか, 2012)。 • 本手法では、溶接部の微細な傷を固有の指紋として取り扱うことが可能と考えられ、腐食等による表面劣化により確認が困難になる可能性のある刻印や溶接ビードよりも堅牢な指紋として活用できる可能性がある。 • ガラス固化体オーバーパックの溶接部 (深さ 190mm) では 2~3mm の傷の探知が可能なが示されている (朝野・小林, 2013)。 	<ul style="list-style-type: none"> • 適用性不明。(処分容器溶接部の微細構造の測定例や固有性確認の実績がない) • 長期の固有性確認技術としては有望。 	<ul style="list-style-type: none"> • モックアップ試験等による適用性確認。
全 γ 線測定	<ul style="list-style-type: none"> • 処分容器の全γ線の線量を測定し、使用済燃料を処分容器に封入した直後の値と、再検認時の値と比較する。 • 定量は不可能であるが、線量が大きく変化していないことを示せば、処分容器に封入された使用済燃料が変わっていないことが示せると考えられる。 	<ul style="list-style-type: none"> • 大量欠損の検認技術としての適用性が考えられる。 • ガンマ線スペクトルの測定によって固有の情報を得られる可能性がある。 	<ul style="list-style-type: none"> • 処分容器外側からの測定可能性の検討。

c. 適用可能性および技術課題

前項で挙げた候補技術の処分容器再検認への適用性については以下の通りと考えられる。

- 3D レーザ測定は、処分容器の固有性・未開封確認技術として適用可能と考えられるが、自動溶接によるビード線形状の変化等の定量的なデータがないため、モックアップ試験等で適用性の評価を行う必要がある。
- 溶接部フェーズドアレイ超音波探傷は、処分容器溶接部の測定データがないため、モックアップ試験等により、適用性の評価を行う必要がある。
- 超音波探傷技術、3D レーザ計測技術に関しては、処分容器と接近するため、処分容器設計や施設的环境条件を踏まえて、耐放射線性、耐熱性等の確認を行う必要がある。
- 全 γ 線測定は、大量欠損の検知は可能と考えられる。ガンマ線スペクトルの測定によって固有の情報を得られれば、再検認技術として適用可能性がある。

④地下部分の設計情報検認技術

a. 要求事項

モデル保障措置アプローチにおいて、地下部分の設計情報検認は、未申告のアクセス坑道が無いことを確認するために行われる。申告通りの坑道があることの確認、目視確認出来ない未申告の掘削空間の検知に係る技術が求められる。また、未申告の掘削活動の有無を評価するため、未申告掘削活動を連続的にモニタリングする技術が求められる。

b. 候補技術

上記の要求事項に適合する可能性のある技術として以下を抽出した。それぞれの技術の調査結果を表 4.2.7-4 に示す。

- 電磁波法（地中レーダ技術）

電磁波が比誘電率の異なる物質境界面で反射する性質を利用することで地中へ入射したレーダの反射特性を測定し、埋設物および地中構造を調査する物理探査法である。

- 3D レーザスキャナー

レーザが測定対象物で反射して帰ってくるまでの時間から距離、またレーザの移動方向角度から角度を算出する。距離・角度情報から計測対象表面の3次元座標値が高精度で得られる。

- 地震計による掘削振動のモニタリング

速度センサー（受振器）を岩盤内に埋設または坑道壁面に取り付けることにより、岩盤に与えられる振動によって生じる弾性波を捉える。複数個所のセンサー信号の解析により振動発生位置の推定が可能である。

- 映像監視システムによるモニタリング

カメラ設備により現地の映像を撮影し、監視制御設備へ信号の伝送を行う。監視制御設備はカメラの監視および制御を行うとともに、ネットワークを通じて遠隔転送する。

表 4.2.7-4 地下部分の設計情報検認技術

技術	概要・特徴・性能	適用性	課題
電磁波法 (地中レーダ技術)	<ul style="list-style-type: none"> 電磁波法は、電磁波の直進性を利用し、送信アンテナから地中に向かって電磁波を放射、受信アンテナでその反射波を受信する。電磁波が比誘電率の異なる物質境界面で反射する性質を利用することで地中の反射特性を測定し、埋設物および地中構造を調査する物理探査法である。 GSSI 社の地中レーダアンテナ(中心周波数 400 MHz)の例では、路面下の空洞、埋設管、埋設物等を探査対象とし、地盤条件により異なるが、深度 1.5 m~2 m の範囲を探査し、分解能 50 cm(幅)×50 cm(長さ)×10 cm(厚さ)の検知能力を確認(応用地質株式会社 HP)。 	<ul style="list-style-type: none"> 「目視確認出来ない未申告の掘削空間の検知」技術として適用可能。 ただし、地質によって適用探査深度が限定される。 	<ul style="list-style-type: none"> 探査深度拡大の技術開発。
3D レーザ スキャナ	<ul style="list-style-type: none"> 対象の 3 次元形状計測を遠隔より非接触かつ安全に行うことが可能。 計測結果の点群データからソフトウェアを用いた処理によりサーフェスモデルとソリッドモデルを構築し、表面積および容積を得ることが可能。 距離精度：100 m の距離で±3 mm (計測リサーチコンサルタントカタログ) 設計情報検認に適用されている (IAEA, 2011)。 大規模地下空洞の施工時の岩盤の安定性や支保の健全性を確認するために掘削の進捗に伴う空洞壁面の変状を把握するのに用いられた (西村ほか, 2011)。 	<ul style="list-style-type: none"> 「申告通りの坑道があることを確認」する技術として適用可能。 また、坑道近隣の未申告掘削活動等による坑道形状の変位を検出することができれば、未申告の掘削空間検知の補助的手段としても適用可能と考えられる。 	<ul style="list-style-type: none"> 測定時間、取得データの照合精度等の確認が必要。
地震計による掘削振動のモニタリング	<ul style="list-style-type: none"> 速度センサー(受振器)を岩盤内に埋設または坑道壁面に取り付けることにより、岩盤に与えられる振動によって生じる弾性波を捉える。複数個所のセンサー信号の解析により振動発生位置の推定が可能。 ONKALO 施設では地震計を用いた地盤モニタリングが行われており、地質特性の把握に用いられるほか、振動情報データを保障措置目的で規制当局に提出している (Saari and Malm, 2013)。 	<ul style="list-style-type: none"> 未申告の掘削活動を検知する技術として適用可。 	<ul style="list-style-type: none"> 処分場閉鎖後のモニタリング。 掘削とそれ以外の振動によるノイズとを区別する解析方法の開発。
映像監視システムによるモニタリング技術	<ul style="list-style-type: none"> カメラ設備により現地の映像を撮影し、監視制御設備へ信号の伝送を行う。監視制御設備は受信した信号を電気信号に変換すると共にカメラの監視および制御を行い、さらに上位局への画像転送を行う。また、画像配信設備によりカメラ映像を変換し、画像配信を行うことも可能である。国土交通省などが管理する道路トンネルなどでは、防災監視用などに広く用いられている。また、建設中のトンネルにおいても坑内監視用に用いられているケースがある。 カメラの性能は機種により多種多様であるが、例えば国土交通省北海道開発局では CCTVカメラ性能について、夜間照明を利用した CCTVカメラによる監視範囲はカメラ前後の 100 m (監視範囲は 200 m) を基本としている。 掘削中で坑内に粉塵が多い場合には赤外線カメラを用いたモニタリングが有効と考えられる。 	<ul style="list-style-type: none"> 未申告の掘削活動を検知する技術として適用可。ただし死角がないようにカメラを設置する必要がある。 閉鎖後は、地上からの監視に限定。 	<ul style="list-style-type: none"> 処分場閉鎖後のモニタリング。 カメラの設置台数が多くなり、システムが複雑になる可能性。

c. 適用可能性および技術課題

前項で挙げた候補技術の地下部分の設計情報検認技術への適用性については以下の通りと考えられる。

- 電磁波法は、「目視確認できない未申告の掘削空間の検知」技術として適用可能と考えられるが、地質等によって適用探査深度が限定される。処分候補地の地質によっては、より探査深度を広げるための技術開発が必要である。
- 3D レーザスキャナーは「申告通りの坑道があることを確認」する技術として適用可能である。また、坑道近隣の未申告掘削活動等による坑道形状の変位を検出することができれば、未申告の掘削空間検知の補助的手段としても適用可能と考えられる。一方、測定時間、スキャン記録精度等についてモックアップ試験等で確認する必要がある。
- 地震計による掘削振動のモニタリング技術、映像監視システムによるモニタリング技術は、いずれも未申告掘削活動を連続的にモニタリングすることが可能である。しかし、地震計は掘削活動以外の信号(実際の地震等)との区別をするために十分な事前データ取得が必要であり、映像監視は、死角が無いようにカメラを配置するとシステムが複雑になる等の課題がある。なお、処分場閉鎖後は、地上からのモニタリングに限定されると考えられる。この場合の適用性は別途評価する必要がある。

4) 保障措置システムの予備検討

①保障措置システムの要求事項整理

燃料詰替施設と最終処分場が同一敷地に立地する場合と別々に立地する場合のそれぞれのケースについて、施設機器配置や核物質フローを勘案し、IAEA が検討している直接処分に係る保障措置アプローチを充足するための保障措置システム要件（どの機器をどの場所に設置するか）を整理した。

a. 燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合

以下に示す核物質（使用済燃料）の流れを想定した。

- 中間貯蔵施設等に貯蔵されている使用済燃料集合体は輸送キャスクに装荷され燃料詰替施設に輸送される。
- 詰替施設では、輸送キャスクからの使用済燃料集合体取り出し、処分容器への詰め替え、処分容器蓋溶接および検査、処分容器の一時保管が行われる。
- 処分容器は遮蔽体つき搬送装置に積載し、アクセス坑道経由で地下（最終処分場）に移送され、坑底で専用の定置装置に載せ替え所定の位置に定置される。

上記の想定の下、保障措置システム要件は以下の通りとした。

- 詰替施設における処分容器への詰め替え時に使用済燃料の検認を実施する必要がある。検認手段としては、 γ 線トモグラフィまたはフォーク型検出器（事業者側申告データが利用可能な場合）を用いることが考えられる。
- 処分容器の溶接後から処分容器の定置に至るまでデュアル C/S を用いて知識の連続性（CoK）を確保する。デュアル C/S の機器として、ネットワークカメラおよび放射線モニタを用いることが考えられる。地下施設はブラックボックスとして扱い、詰替施設と地下施設間の使用済燃料の移動と地下施設の設計情報検認（DIV）による未申告活動が無いことの確認を行う。
- デュアル C/S が故障等により機能しなかった場合は、再検認の必要性が生じる。再検認では大量欠損の検認が必要であり、検認手段としては、本来使用済燃料を取り出して測定する必要があるが、これは現実的では無いため、処分容器が開封されていないことを確認する手段として溶接ビードの健全性検査等が考えられる。このため、詰替施設の処分容器溶接／検査工程直後に 3D レーザ測定装置を設置し、溶接後すみやかに溶接ビード測定を行うことで処分容器の固有性情報を予め得ておき、再検認必要時にこの測定装置を用いて再検認を行う。
- 詰替施設と地下施設間の使用済燃料の移動を確認するための C/S 機器が故障し CoK が途切れた場合は、地下部分にある処分容器の再検認が必要と考えられるが、モデル保障措置アプローチによると IAEA が承認した手段に従い再検認を行うこととしており、別途検討が必要となる。

図 4.2.7-3 に燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合の核物質フローと保障措置要件を示す。

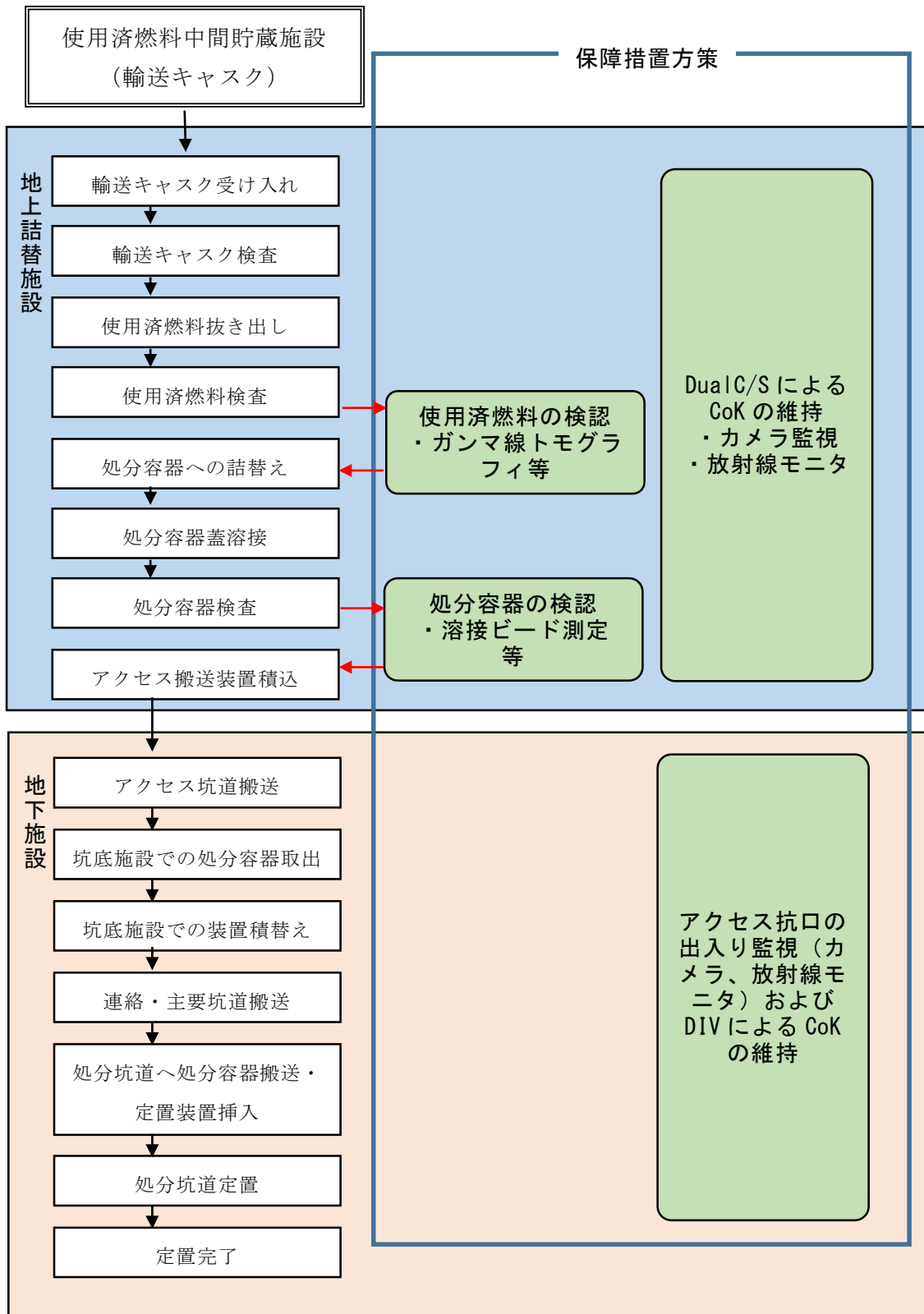


図 4.2.7-3 燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合の核物質フローと保障措置要件

b. 燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合

以下に示す核物質(使用済燃料)の流れを想定した。

- 中間貯蔵施設等に保管されている使用済燃料集合体は輸送キャスクに装荷され詰替施設に輸送される。
- 詰替施設では、使用済燃料輸送キャスクから集合体を取り出し、処分容器への詰め替え、処分容器蓋溶接および検査、処分容器の一時保管が行われる。
- 処分容器を輸送キャスクに装荷し、輸送キャスクを最終処分場の地上施設まで輸送する。
- 地上施設で輸送キャスクを別の車両に載せ替え、アクセス坑道経由で地下(最終処分場)に移送される。
- 輸送キャスクから収納容器を取り出し、専用の運搬車両に載せ替え、所定の位置に定置される。

上記の想定の場合の保障措置システム要件は、燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合のケースと比べ以下の点が異なる。

- 地下処分場で輸送キャスクから処分容器を取り出す際に処分容器の溶接ビードの健全性確認等による同定が必要となる。ただし、地下部分での検認方法はさらに検討が必要であり、地上部分で処分容器を取り出した後に地下施設に搬入する施設設計の方が検認は容易になると思われる。

図 4.2.7-4 に燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合の核物質フローと保障措置要件を示す。

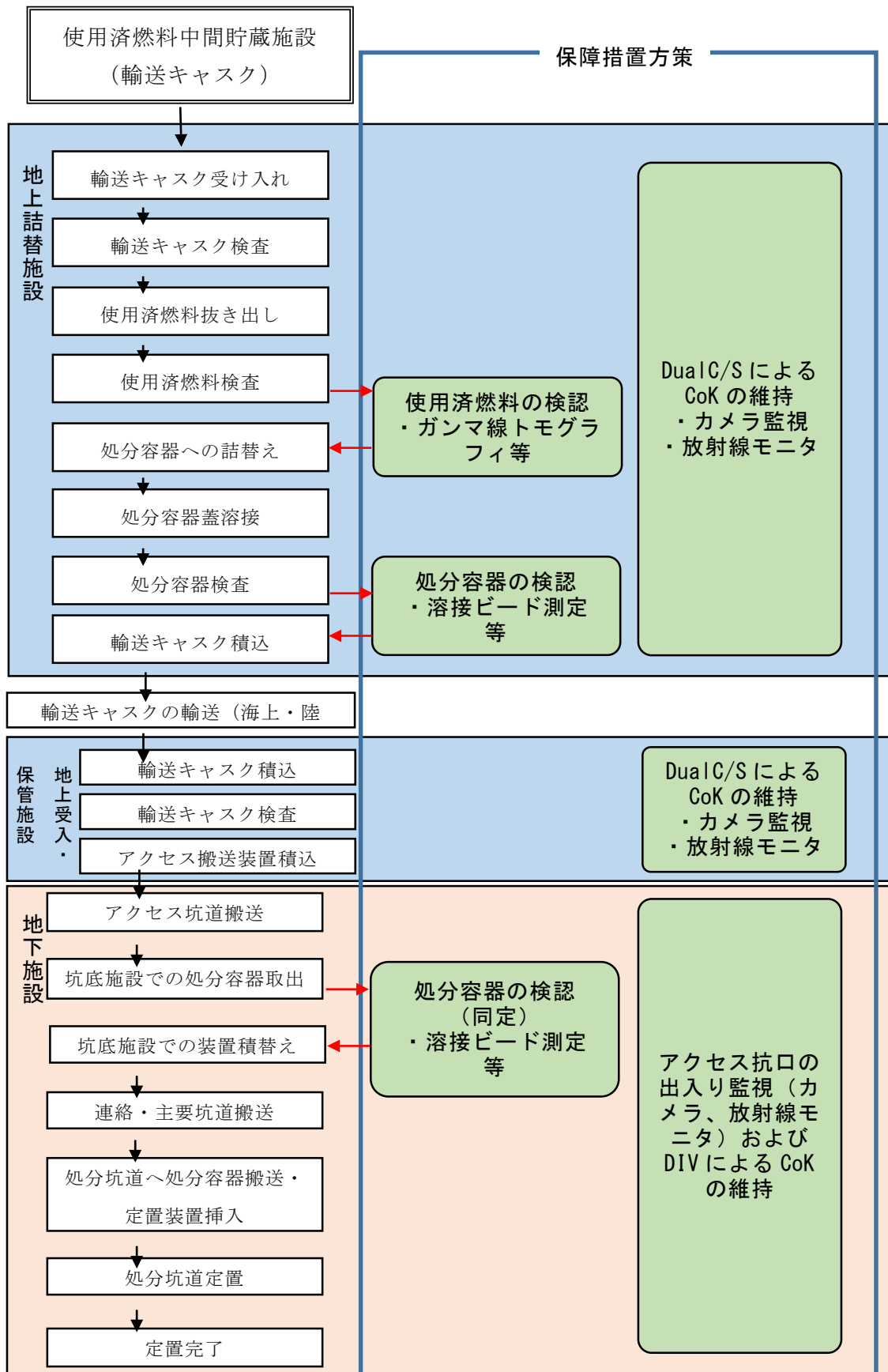


図 4. 2. 7-4 燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合の核物質フローと保障措置要件

②保障措置システム概念図

上記で検討した要求事項を反映した保障措置システムについて、調査した保障措置機器から実際に適用性の高いと考えられるものを選択し、仮想施設に対する概念図を作成した。

a. 燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合

図 4.7.2-5 および図 4.7.2-6 に燃料詰替施設と最終処分場が一体に同一敷地で立地する場合の保障措置システムを示す。以下に保障措置システムの装置設置場所および役割について示す。

- 監視カメラおよび放射線モニタ：燃料詰替施設の使用済燃料が通過するすべての室(遮へいセル)に死角のないようにカメラを、また、各室の境界に放射線モニタを設置し、輸送キャスク、使用済燃料集合体または処分容器の移動を監視する。さらに、アクセス坑道の坑口側と坑底側に監視カメラおよび放射線モニタを設置し、処分容器の地下への移送を監視する。
- 使用済燃料集合体の検認装置：ガンマ線測定装置（ガンマ線トモグラフィまたはフォーク型検出器）を、輸送キャスクから取り出した使用済燃料集合体を処分容器に詰め込む途中の経路又は室に設置し、燃料集合体の部分欠損検認を行う。
- 処分容器検認装置：蓋溶接後の処分容器検査室に処分容器検認のためのレーザ測定装置を設置し、溶接ビードの形状測定を行う。

b. 燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合

図 4.7.2-7 および図 4.7.2-8 に燃料詰替施設と最終処分場が別々に立地する場合の保障措置システムを示す。

以下に保障措置システムの装置設置場所および役割について示す。燃料詰替施設部分に関しては上記 a. と同等であり、輸送キャスクを最終処分場に受け入れた以降についてのみ記載する。

- 監視カメラおよび放射線モニタ：地上施設の使用済燃料が収納されている輸送キャスクが通過するすべての室に死角のないようにカメラを、また、各室の境界に放射線モニタを設置し、輸送キャスクの移動を監視する。さらに、アクセス坑道の坑口側と坑底側に監視カメラおよび放射線モニタを設置し、処分容器の地下への移送を監視する。
- 処分容器検認（同定）装置：地下部分の設置スペースを確保しやすい場所（例えば、坑底施設受入積替室）に、溶接ビードの形状測定による処分容器同定のためのレーザ測定装置を設置する。

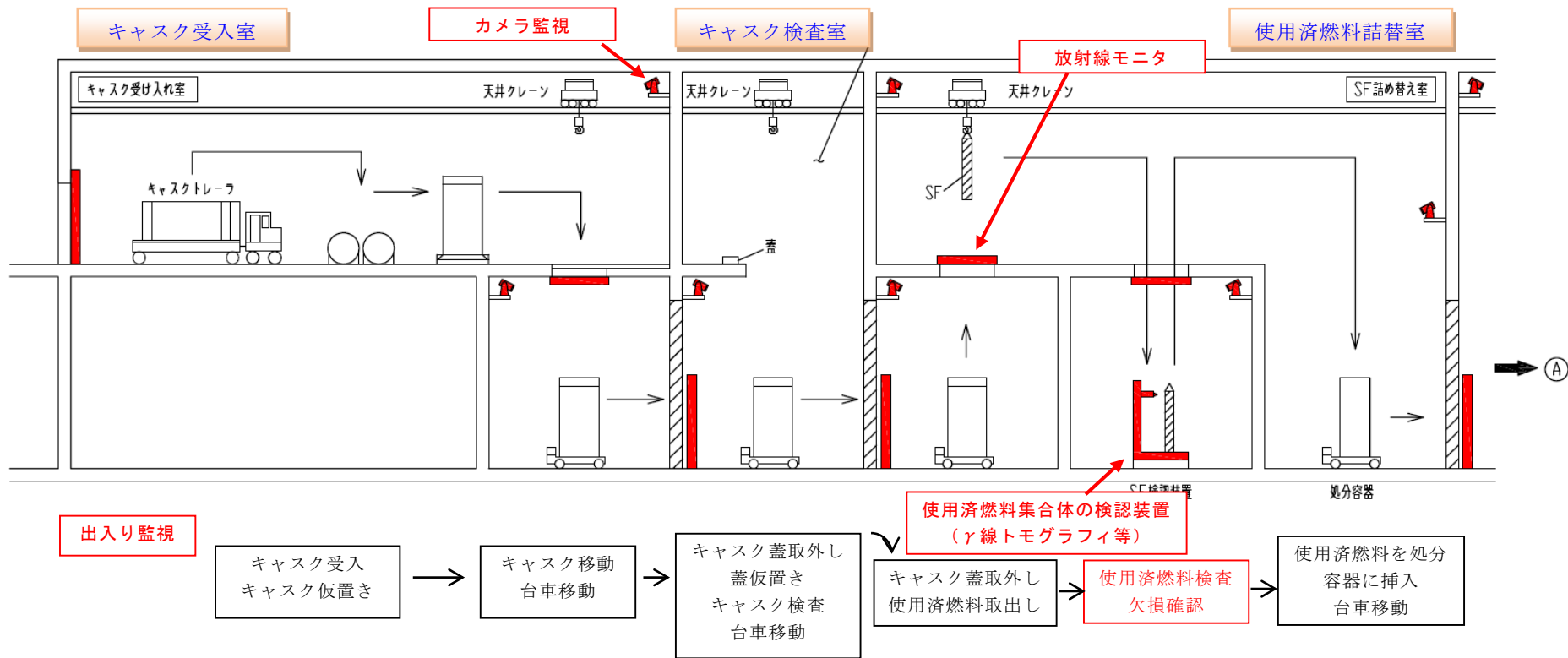
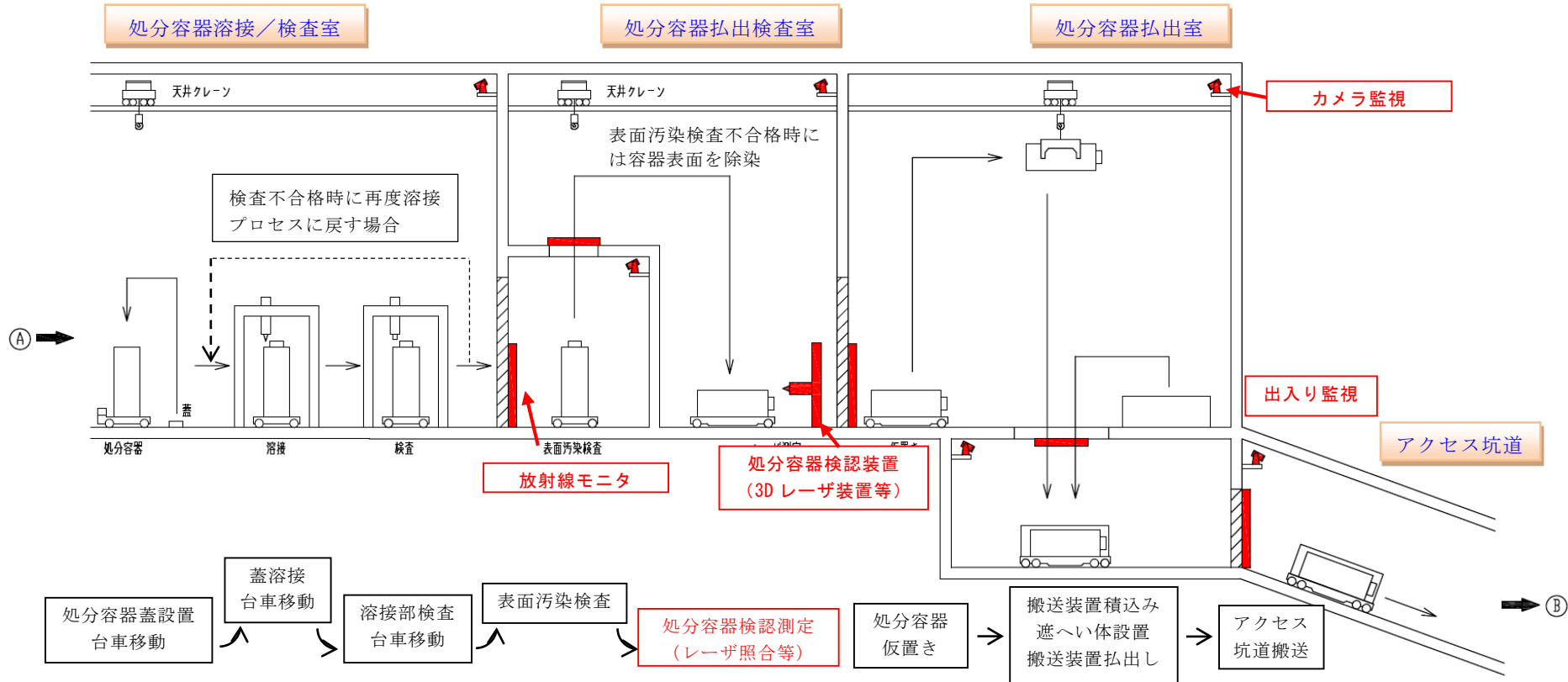


図 4.7.2-5 燃料詰替施設と最終処分場が同一敷地に立地の場合のハンドリング・フロー (1/2)

検査が不合格になり処分容器を戻す場合でも監視カメラ及び放射線モニタでその動きを監視する。



4-218

図 4.7.2-6 燃料詰替施設と最終処分場が同一敷地に立地の場合のハンドリング・フロー (2/2)

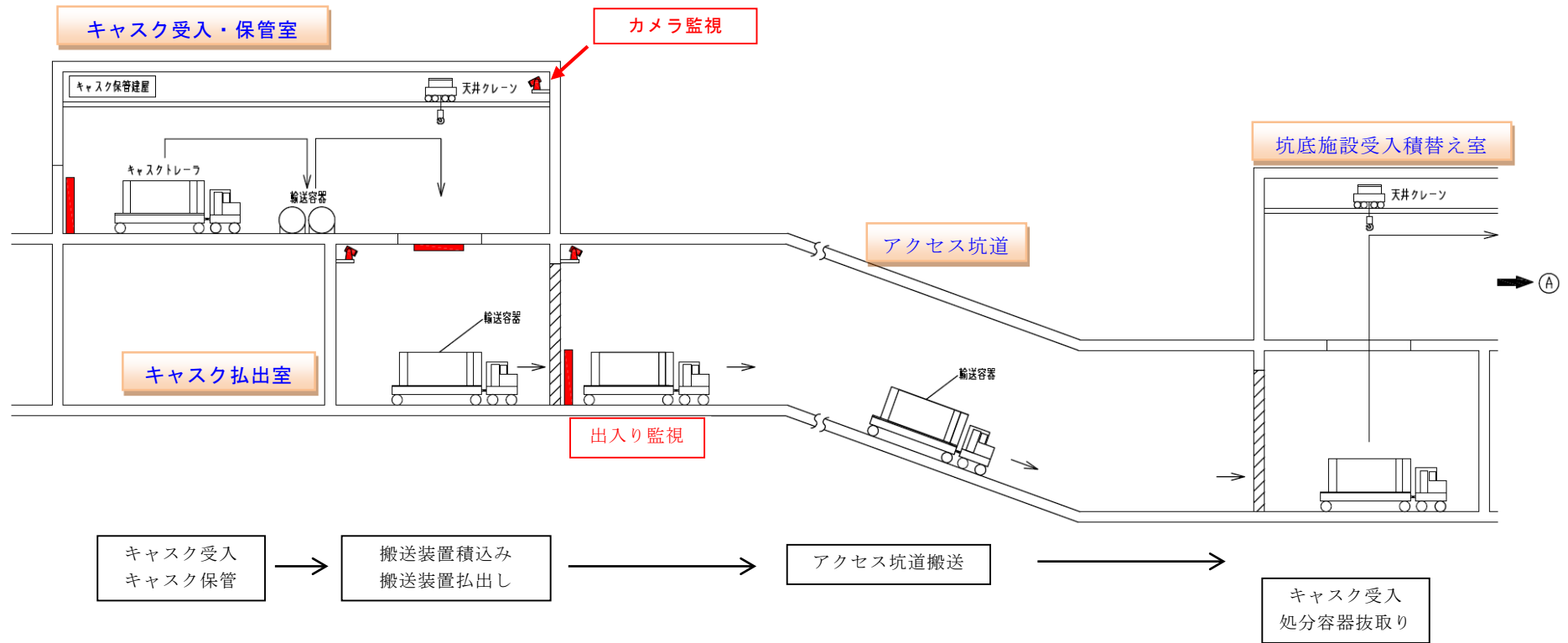


図 4.7.2-7 燃料詰替施設と最終処分場が別々の敷地に立地の場合のハンドリング・フロー (1/2)

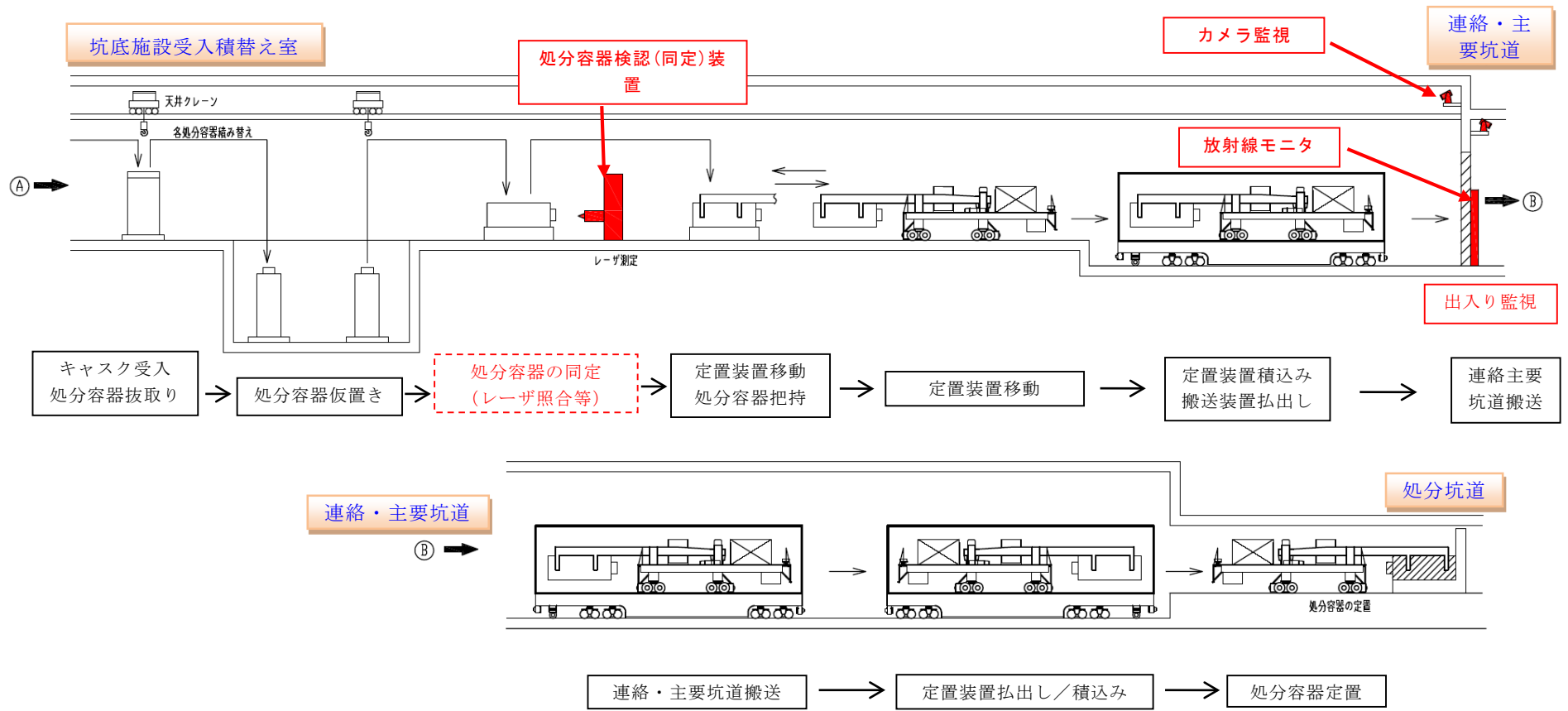


図 4.7.2-8 燃料詰替施設と最終処分場が別々の敷地に立地の場合のハンドリング・フロー (2/2)

5) 核セキュリティシステムの予備検討

使用済燃料の入った処分容器を処分坑道に定置する処分場の作業段階における核セキュリティシステムの予備検討として処分場固有のセキュリティ対策について考察した。

わが国の原子力施設の核セキュリティ対策については、IAEAの核物質および原子力施設に関する核セキュリティ勧告（INFCIRC/225/rev. 5）を前提としている。同勧告では核物質の量や種類により防護の程度を規定する等級別手法がとられ、使用済燃料詰替施設および最終処分場で取り扱う核物質の区分は、区分IIとなる。地上施設については、基本的に同じ区分IIの施設（中間貯蔵施設等）における防護措置と同等と考えられるが、地下施設では核物質が広い範囲に保管されることから、固有の対応が求められる可能性がある。（図4.7.2-9）

地下施設に対して考慮する核セキュリティ対策としては、以下が考えられる。

・掘削活動のモニタリング

敵対者が立入制限区域外からの掘削により処分容器に接近し、盗取する可能性は否定できない。対応としては、地震計などによる掘削活動のモニタリングを行うことが考えられる。

・立入制限区域

上記のような敵対者による掘削活動が困難になる程度に立入制限区域を拡張することが考えられる。

・地下部分における核物質の監視

処分坑道内の核物質を盗取や不法移転から防護する手段として、地上部分との通路を常時監視することが考えられる。人による目視あるいはカメラ等機器による監視が考えられる。

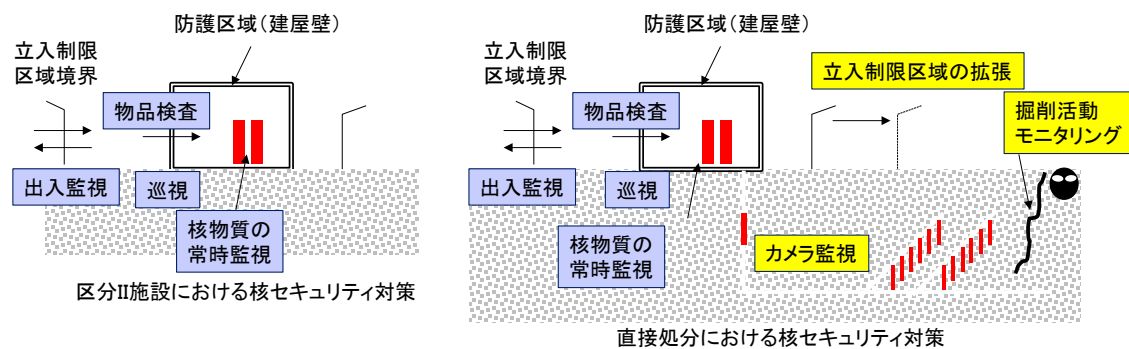


図4.7.2-9 使用済燃料直接処分では考えられる核セキュリティ対策の固有性

(2) 処分概念データベースの拡充・整備

昨年度までに、以下の項目の情報について処分概念データベースで検索閲覧できるデータベース機能の改良を行った。そこで、本年度はこれまでに処分概念データベースに登録されていなかった諸外国の以下の項目に係る情報を追加登録し、検索閲覧できるように処分概念データベースの拡充を行った。

- ・ 保障措置／核セキュリティ
- ・ モニタリング方法の情報
- ・ 回収可能性の確保策の情報
- ・ 地下施設閉鎖に関するモラトリアムに応じた対策
- ・ 使用済燃料の貯蔵方法や冷却期間と処分への移行時期
- ・ 記録保存
- ・ 制度的監視
- ・ 不確定要因に伴うリスク等の情報

上記項目について、新規に登録した諸外国の情報を並列表示した画面例を図 4.2.7-10 に示す。

 処分概念データベース <small>独立行政法人 日本原子力研究開発機構</small>		
ホーム 情報表示機能 情報検索機能 視点・評価項目 利用マニュアル 更新履歴		
処分概念の並列表示		
処分概念の比較結果		
米国の概念(ユッカマウンテン)	KBS-3H	フランスの概念(粘土岩)
<p>■ その他</p> <p>保障措置／核セキュリティ</p> <p>【米国における情報】 核物質防護規定に以下が盛り込まれる予定である。 ・不正侵入や核物質の不正持ち出し、盗難、または流用、および放射性物質放出を伴う妨害破壊行為から保護する物理的障壁、進入制御、検出、監視、警報等。 ・セキュリティ用の機器やサブシステムの有効性、可用性、信頼性、保守性、および整合性への信頼性に関する、機器の検査および保守等の活動。 ・保障措置における不測の事象に対する所定の対応策、およびUSNRCへの保障措置上の事象の報告過程を指定し、防護区域内への不正侵入や同区域内での活動に対応するための保障措置用不測事態対応計画(コンテンツエンジェリー・プラン)。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【米国における情報】 処分場の性能確認プログラムでは、以下のものが挙げられている。 降水量モニタリング、漏出モニタリング、飽和帯モニタリング ニアフィールドにおける熱負荷のある坑道のモニタリング ダスト蓄積モニタリング、熱負荷のある坑道の坑道内環境モニタリング 地質工学・設計上のモニタリングおよび試験、表層地質固作成 地震活動モニタリング、建設物果モニタリング、熱負荷のある坑道の熱機械的モニタリング、廃棄物輸送物以外での設計および試験、廃棄物輸送物のモニタリングおよび試験</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【米国における情報】 可逆性と回収可能性の必要性が、ユッカ・マウンテン規制での規制要件に組み込まれていた。回収手順は処分逆手順であるが、具体的な工学的設計が計画されていない。</p>	<p>■ その他</p> <p>保障措置／核セキュリティ</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 キャニスタの蓋に1mmの深さで刻印し、核物質保障措置の詳細及び管理のために記録する。 輸送時・封入サイトで記録を用いて検査し、保障措置に関して重要な特性の情報について保存する。 キャニスタを識別できるように、カメラで読み取り可能な刻印を行う。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 エスポボ研究施設では、pH・Eh・温度・電気伝導度・溶存酸素などのパラメータをオンラインで測定する装置を開発中である。</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 回収可能性を確保しなければならない、規定はない。 定置手順に何らかの問題が生じ、又は、問題が検知された場合にそれに対処する手段として回収を検討しており、今後のSKBのRD&Dプログラムの中で詳細な具体的な説明が示される予定。</p> <p>地下施設閉鎖に関するモラトリアムに応じた対策</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 想定していない。</p> <p>使用済燃料の貯蔵方法や冷却期間と処分への移行時期</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 貯蔵キャニスタに入れて、湿式貯蔵。 設計目標であるキャニスタ当たりの崩壊熱が1600W以下となる期間を冷却期間として定める。</p>	<p>■ その他</p> <p>保障措置／核セキュリティ</p> <p>【フランスにおける情報】 フランスの地層処分プロジェクト(Cigeoプロジェクト)では特定の対策手順がまだ存在しないが、保障措置に関する対策が検討されないということではない。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【フランスにおける情報】 C廃棄物及び使用済燃料処分セルのモニタリングおよび、立坑と坑道のモニタリングについて具体的な方法が計画されている。</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【フランスにおける情報】 処分場を段階的かつ柔軟に管理するアプローチを検討している。処分の各段階において、前段階へ戻る、現段階を維持、次の段階に進むという選択権を持つことで、より柔軟で可逆性の高い処分を計画している。根拠は基本的には処分に利用したものを使用する。</p> <p>地下施設閉鎖に関するモラトリアムに応じた対策</p> <p>【フランスにおける情報】 段階的かつ柔軟に管理するアプローチを検討しており、処分の各段階において、前段階へ戻る、現段階を維持、次の段階に進むという選択権を持つことで、モラトリアムに応じた対策となる。</p> <p>使用済燃料の貯蔵方法や冷却期間と処分への移行時期</p> <p>【フランスにおける情報】 Cadaracheの「CASCAD」施設のみ乾式貯蔵で使用済燃料を採取し、湿式貯蔵が広く用いられている。 将来の貯蔵として、地上施設に貯蔵可能性を検討しており、Well cement Multi-storied facility, Concrete apron units facilities等が候補</p>

図 4.2.7-10 新規に登録した諸外国の情報を表示した画面例

4.2.8 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

処分容器の設計における臨界安全に関して、燃焼度クレジット適用時に必須の検討事項として、種々のパラメータの影響評価、および未臨界判定基準値の設定について述べる。また、未臨界担保の方策の一つとして、中性子吸収材の検討、ならびに評価精度向上のための緩衝材や岩盤を構成する物質の核データに関する検討の結果を記述する。

(1) 燃焼度クレジット適用時の種々のパラメータの影響評価

ここでは、図 4.2.8-1 に示す、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）における PWR 燃料 4 体収容の処分容器設計を対象として、臨界安全評価において燃焼度クレジットを適用する際に問題となる種々のパラメータの影響を評価した。使用済燃料については、17×17 型 PWR 燃料集合体を設定し、H12 レポート（核燃料サイクル開発機構，1999）の PWR のレファレンスケース（U-235 濃縮度 4.5 wt%、燃焼度 45,000 MWD MTU⁻¹）の条件とした。ここでは、種々のパラメータの影響を評価することが目的であるため、基本的な条件として、処分容器および燃料集合体の幾何形状は維持されており、処分容器内に地下水が浸入した状態を設定した。臨界計算で考慮する核種については、一般に燃焼度クレジットの適用においては、アクチノイドのみを考慮する場合や、アクチノイドおよび核分裂生成物（FP）を考慮する場合など、段階的な導入が進められていること（たとえば、日本原子力研究所，2001）を鑑み、複数の核種セットにより影響評価を実施することとした。すなわち、既往の文献（日本原子力研究所，2001）を参考に、次の 3 種類を設定した。

- セット 1 : U-234、U-235、U-238、Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241、Pu-242、Am-241
- セット 2 : セット 1 + Mo-95、Tc-99、Rh-103、Cs-133、Sm-147、Sm-149、Sm-150、Sm-152、Nd-143、Nd-145、Eu-153、Gd-155
- セット 3 : セット 2 + Np-237

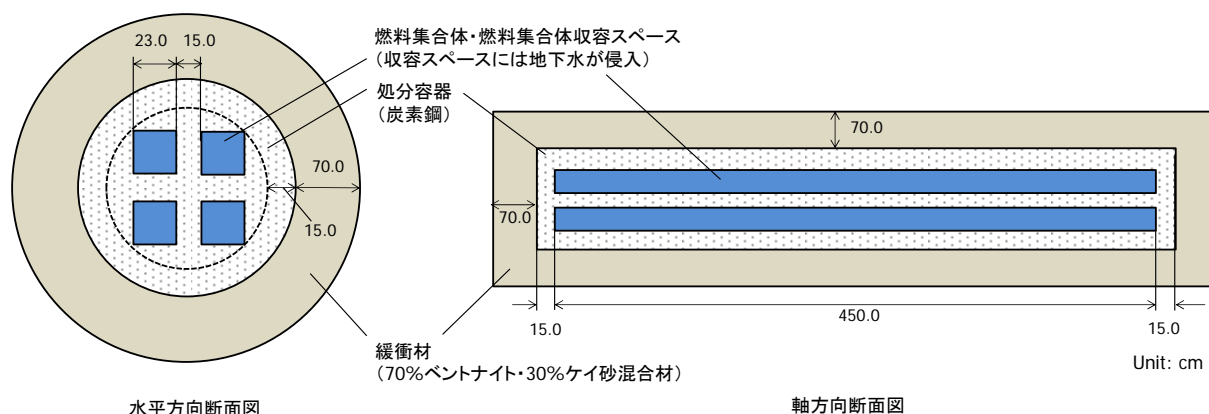


図 4.2.8-1 PWR 燃料 4 体収容の処分容器設計

1) 核種組成計算値の不確かさによる実効増倍率への影響

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価においては、使用済燃料組成の入力値には燃焼計算コードにより得られた核種組成を使用する。一般に核種組成の計算値には燃焼計算手法や使用する核データなどに由来する不確かさが存在するため、核種組成の不確かさによる臨

界計算への影響を考慮する必要がある。ここでは、米国オークリッジ国立研究所 (ORNL) で検討されている感度係数を使用した評価手法 (Gauld, 2001) を使用し、核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響を評価した。この手法における評価手順は次の通りである。まず、対象とする体系に対して予め計算した核種 i の実効増倍率の感度係数 S_i と、燃焼計算コードの精度評価によって得られた核種組成計算値の不確かさにより、核種ごとの実効増倍率の不確かさ $\Delta k_i/k$ を求める。次に、この値を全ての核種に対して積算することで体系の実効増倍率の不確かさ $\Delta k/k$ を求める。式で表すと以下の式(4.2.8-1)の通りとなる。

$$\frac{\Delta k}{k} = \sqrt{\sum_i \left(\frac{\Delta k_i}{k} \right)^2} = \sqrt{\sum_i \left\{ \left(\frac{\sigma_i}{X_i} \right) S_i \right\}^2} \quad (4.2.8-1)$$

ここで、 X_i は燃焼後の核種組成の測定値と計算値の比 (M/C 値) の平均値、 σ_i は X_i の標準偏差である。

本検討では、燃焼計算コードに SWAT3.1 (須山ほか, 2009) を使用し、断面積および半減期等の核データのライブラリに JENDL-4.0 (Shibata et al., 2011) を適用した。SWAT3.1 は、連続エネルギー法に基づくモンテカルロコードと燃焼計算コード ORIGEN2.2 (Croff, 1983) を統合したコードであり、モンテカルロ計算による詳細な中性子輸送計算により燃焼時の中性子スペクトル変化を正確に扱うことが可能である。SWAT3.1 の核種組成の計算精度については、照射後試験データによる燃焼後の核種組成の測定値と計算値との比較により評価した。過去の PWR の照射後試験データから、高浜 3 号炉 (中原ほか, 2000)、Calvert cliffs 1 号炉 (Hermann et al., 1995)、および Gosgen 炉 (Ilas et al., 2010) の 3 炉心、22 サンプルを対象として精度評価を実施した。M/C 値の統計処理結果を表 4.2.8-1 にまとめる。臨界安全評価で重要となる核分裂性核種である U-235、Pu-239、および Pu-241 については、M/C 値の平均値は 0.96-1.0、標準偏差は約 3.0-4.5 % であり、計算値は測定値と良く一致していることが確認された。

また、感度係数の計算には SCALE コードの TSUNAMI モジュール (Bowman, 2011) を使用し、図 4.2.8-1 に示す体系について、炉取り出し直後 (経過時間 0 年) の核種ごとの実効増倍率の感度係数を求めた。例として臨界計算で考慮する核種としてセット 3 の核種を設定した場合の感度係数の計算結果を図 4.2.8-2 に示す。

上記の核種組成の不確かさと核種ごとの感度係数より求めた、核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響を表 4.2.8-2 に示す。表 4.2.8-2 のバイアスによる影響とは、M/C 値の平均値が 1.0 から外れていることによる影響であり、不確かさによる影響とは M/C 値の平均値のばらつきによる影響である。

表 4.2.8-1 SWAT3.1 の核種組成予測精度

核種	試料数	M/C平均値* X_i	標準偏差 σ_i	核種	試料数	M/C平均値* X_i	標準偏差 σ_i
U-234	22	0.905	0.140	Mo-95	3	1.005	0.024
U-235	22	0.968	0.031	Tc-99	12	0.843	0.122
U-238	22	1.004	0.005	Rh-103	3	0.876	0.116
Np-237	16	1.004	0.153	Cs-133	3	0.967	0.021
Pu-238	22	0.973	0.065	Sm-147	8	0.954	0.028
Pu-239	22	0.971	0.045	Sm-149	8	1.092	0.072
Pu-240	22	1.003	0.022	Sm-150	8	0.993	0.020
Pu-241	22	0.992	0.046	Sm-152	8	0.992	0.047
Pu-242	22	1.013	0.028	Nd-143	13	1.003	0.030
Am-241	22	0.967	0.158	Nd-145	13	0.998	0.010
				Eu-153	3	0.973	0.028
				Gd-155	3	1.112	0.317

* M/C = 測定値/計算値

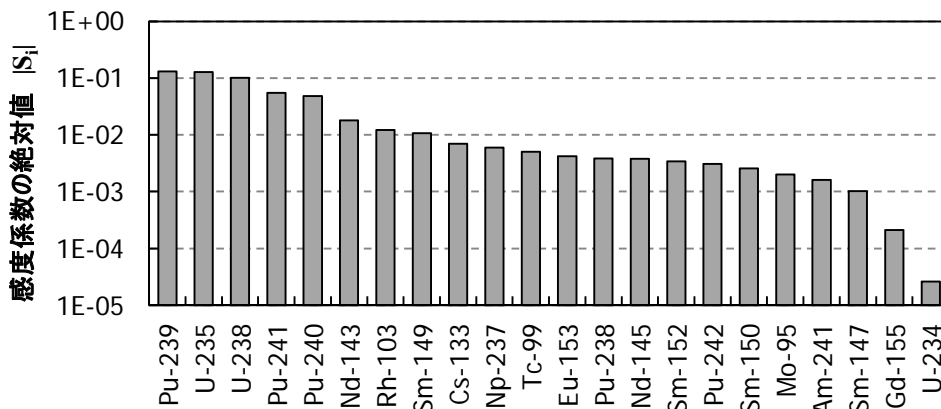


図 4.2.8-2 PWR 処分容器体系の感度係数

表 4.2.8-2 核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響

項目	実効増倍率への影響 (% $\Delta k/k$)		
	アクチノイド9核種	アクチノイド9核種 +FP12核種	アクチノイド9核種 +FP12核種+Np-237
バイアスによる影響	0.0	0.3	0.3
不確かさによる影響	1.3	1.6	1.6
合計	1.3	1.9	1.9

(PWR 4.5 wt%, 45,000 MWD MTU⁻¹)

2) 燃焼履歴による実効増倍率への影響

減速材温度や比出力などの燃焼時のパラメータの履歴によっては、中性子スペクトルの硬化や照射日数の減少によって燃料組成が変化し、標準的な燃焼履歴で計算した場合に比べて使用済燃料の実効増倍率を高く評価することがある。そのため、臨界安全評価においては、起こりうる条件を包絡する保守的な値を設定する必要がある。そのようなパラメータとして、PWR の場合には、燃料温度、減速材温度、ホウ素濃度、比出力、運転パターン、制御棒の挿入、およびバーナブルポイズン棒の挿入などがある。ここでは、直接処分第1次取りまとめ

で設定した ORIGEN2.2 による燃焼計算における燃焼履歴（原子力機構，2015）を標準ケースとして、上述した各パラメータについて表 4.2.8-3 に示す保守的な設定を行い、その影響を評価した。保守設定ケースについては、既往の文献（DeHart, 1996；泉ほか，1993；Parks et al., 2000）を参考に現実的な範囲でパラメータを設定した。制御棒およびバーナブルポイズン棒の挿入の効果については、他のパラメータに比べて反応度への影響が顕著であること、また、挿入履歴のある燃料集合体は比較的少ないと考えられることから、通常の燃料集合体とは別に評価を行うこととし、本項では省略する。

SWAT3.1 を使用し、単一燃料セル体系により標準ケースおよび保守設定ケースの燃焼計算を行い、得られた燃料組成を使用して処分容器体系の臨界計算を実施した。臨界計算コードには MVP-2.0（Nagaya et al., 2005）を、断面積ライブラリには JENDL-4.0 に基づく MVP 用のライブラリ（奥村ほか，2011）を使用した。燃焼履歴による実効増倍率への影響 $\Delta k/k$ は以下の式(4.2.8-2)で評価した。

$$\Delta k/k = (k' - k_0)/k_0 \quad (4.2.8-2)$$

ここで、 k_0 は標準ケースの実効増倍率、 k' は保守設定ケースの実効増倍率である。燃焼履歴による実効増倍率への影響を表 4.2.8-4 に示す。表 4.2.8-4 より、減速材温度の保守的な設定による影響が最大であることが確認される。

表 4.2.8-3 燃焼計算時のパラメータの設定

	標準ケース*	保守設定ケース
燃料温度 (K)	969	1000
減速材温度 (K)	574	598
ホウ素濃度 (ppm)	570	750
比出力 (MW/MTU)	38	60
運転パターン	冷却期間なし， 一定出力連続運転	冷却期間なし， 一定出力連続運転 (運転パターンの不確かさ として0.2%を考慮)

* 直接処分第1次取りまとめの燃焼計算で設定した条件、および使用した ORLIBJ40 ライブラリ（奥村ほか，2012）作成時の条件

表 4.2.8-4 燃焼履歴による実効増倍率への影響

項目	実効増倍率への影響 (% $\Delta k/k$)		
	アクチノイド9核種	アクチノイド9核種 +FP12核種	アクチノイド9核種 +FP12核種+Np-237
燃料温度(969→1000 K)	0.1	0.2	0.1
減速材温度(574→598 K)	1.5	1.8	1.6
ホウ素濃度(570→750 ppm)	0.3	0.4	0.4
比出力(38→60 MW/t)	0.0	0.4	0.2

(PWR 4.5 wt%, 45,000 MWD MTU⁻¹)

3) 燃焼度分布の考慮による実効増倍率への影響

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価において管理指標として使用される燃焼度は、燃料集合体で平均化された燃焼度を意味するが、燃料集合体は軸方向および水平方向に燃焼

度分布を有しており、この影響を考慮する必要がある。現在、わが国にはこの目的で使用可能なデータベースがないことから、既往の文献で報告された燃焼度分布を使用して影響を評価することとした。

①軸方向燃焼度分布の設定

公開文献として利用できる代表的な PWR 軸方向燃焼度分布データとして次のものがある。

- ・米国エネルギー省 (DOE) の技術報告書 (CRWM, 1998)

米国の実機 PWR で取得された 3,169 サンプルの軸方向燃焼度分布データベースを基に、1次元拡散計算に基づき最大の中性子増倍率を与える燃焼度分布を設定したものである。

- ・OECD/NEA 燃焼度クレジット臨界ベンチマーク Phase II-C (Neuber, 2008)

ドイツ Neckarwestheim 2 号炉で取得された 850 サンプルの軸方向燃焼度分布データベースを基に、ベンチマーク問題として形状の異なる燃焼度分布を整備したものである。

両データを使用して実効増倍率への影響を計算したところ、米国 DOE の技術報告書の燃焼度分布を使用した方が保守的な結果を与えることが分かったため、これを使用することとした。本計算で設定した軸方向燃焼度分布を図 4.2.8-3 に示す。

②水平方向燃焼度分布の設定

水平方向燃焼度分布の影響については、米国 DOE の技術報告書 (CRWM, 1998) を参考に、燃料集合体の一方に平均燃焼度よりも高燃焼度、もう一方に平均燃焼度よりも低燃焼度を設定する方法とし、勾配を有した燃料が最も保守的な条件で処分容器に配置されると仮定して評価を行った。燃焼度の勾配については、米国 DOE の推奨値に基づき、20 %を設定した。設定した計算体系を図 4.2.8-4 に示す。

③評価結果

MVP-2.0 により燃焼度分布を考慮した場合と一様分布を設定した場合の臨界計算を行い、以下の式(4.2.8-3)により燃焼度分布を考慮することによる実効増倍率への影響 $\Delta k / k$ を評価した。

$$\Delta k / k = (k_{profile} - k_{uniform}) / k_{uniform} \quad (4.2.8-3)$$

ここで、 $k_{uniform}$ は一様分布を設定した場合の実効増倍率、 $k_{profile}$ は燃焼度分布を設定した場合の実効増倍率である。軸方向および水平方向の燃焼度分布を考慮することによる実効増倍率への影響を表 4.2.8-5 に示す。

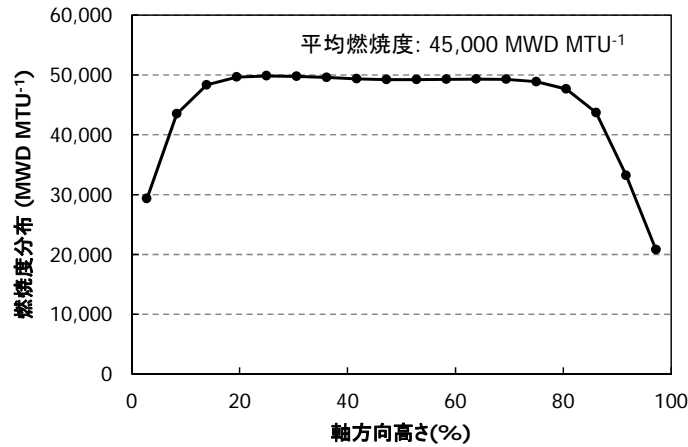


図 4.2.8-3 保守的な軸方向燃焼度分布

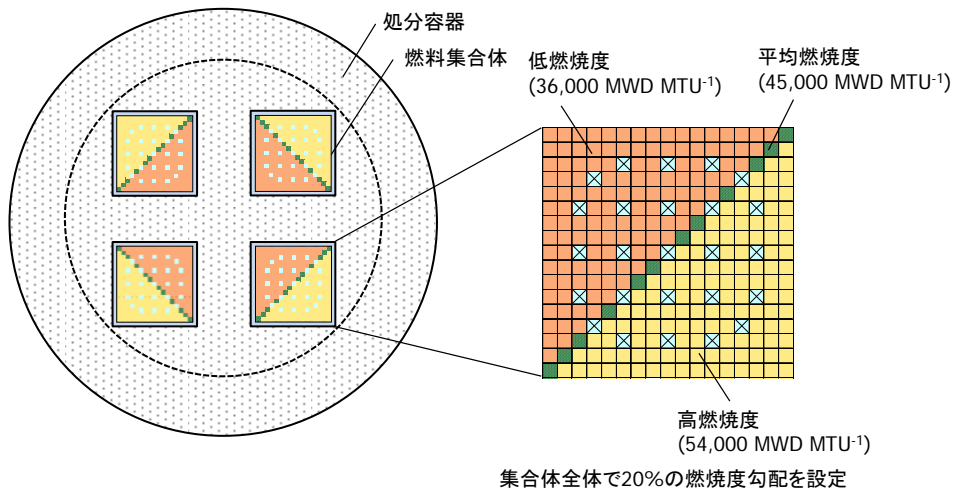


図 4.2.8-4 水平方向燃焼度分布の影響評価モデル

表 4.2.8-5 燃焼度分布による実効増倍率への影響

項目	実効増倍率への影響 (% $\Delta k/k$)		
	アクチノイド9核種	アクチノイド9核種 +FP12核種	アクチノイド9核種 +FP12核種+Np-237
軸方向燃焼度分布	0.0	1.5	1.7
水平方向燃焼度分布	0.9	1.3	1.3

(PWR 4.5 wt%, 45,000 MWD MTU⁻¹)

4) 種々のパラメータの影響評価のまとめ

1)～3)で記載した種々のパラメータによる実効増倍率への影響を表 4.2.8-6 にまとめる。表 4.2.8-6 の「合計」欄においては、それぞれの因子が独立であり、それらが全て最も保守的な条件となる可能性があることを考慮し、単純総和によりそれぞれの実効増倍率への影響を積算した。燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価では、様々な濃縮度および燃焼度の多様な燃料に対して、濃縮度と未臨界基準を満たす最小燃焼度の関係を示した収容可能曲線を今後検討する必要があるが、収容可能曲線の検討時には、ここで示した影響を考慮に入れ

る必要がある。すなわち、例として、臨界計算においてアクチノイド9核種のみを設定する場合には、基本的な条件を設定した場合の計算結果に対して、約4.3%Δk/kの影響を考慮する必要がある。同様の検討を行った諸外国の評価例を挙げると、米国の使用済燃料の輸送・貯蔵容器に関する燃焼度クレジットの検討において、アクチノイドのみを考慮する場合で、核種組成の不確かさとして2.6%Δk/k、燃焼履歴の影響として3.0%Δk/kの保守性を考慮している例(CRWM, 1998)や、スウェーデンの直接処分の臨界安全評価において、アクチノイドのみを考慮する場合で、核種組成の不確かさとして2.2%Δk/k、燃焼度分布の影響として0.8%Δk/kの保守性を考慮している例(Agrenius, 2010)などがある。本検討と計算条件の相違はあるものの、このような評価例とほぼ同程度の結果が得られていることが確認された。

また、既往の文献(Agrenius, 2010)を参考にすると、本項で検討した項目以外の不確かさの要素として、次のものが挙げられ、これらについても実効増倍率への影響を評価する必要がある。

- ・ 平均燃焼度の測定誤差
- ・ 燃料集合体の製造公差
- ・ 処分容器等の製造公差
- ・ 収容可能曲線のフィッティング誤差
- ・ 照射によるペレット径の変化

また、今回評価対象としたのはPWR燃料のレファレンスケース(U-235濃縮度4.5wt%、燃焼度45000 MWD MTU⁻¹)のみであるため、BWR燃料も含めて、多様な濃縮度、燃焼度の燃料についても同様の評価を行うことが必要である。

表 4.2.8-6 種々のパラメータによる実効増倍率の影響

	実効増倍率への影響 (%Δk/k)		
	アクチノイド9核種	アクチノイド9核種 +FP12核種	アクチノイド9核種 +FP12核種+Np-237
核種組成の不確かさ	1.3	1.9	1.9
燃焼履歴*	2.1	3.0	2.5
燃焼度分布	0.9	2.8	3.0
合計(単純総和)	4.3	7.7	7.4

(PWR 4.5 wt%, 45,000 MWD MTU⁻¹)

* 燃料温度、減速材温度、ホウ素濃度、比出力、運転パターンを保守的に設定。運転パターンについては一定出力連続運転を仮定し、様々な運転パターンの不確かさとして0.2%を設定した(Parks et al., 2010)。

(2) 未臨界判定基準値の設定に関する検討

臨界安全評価において、計算により体系が未臨界であると判定する実効増倍率の基準値、すなわち未臨界判定基準値は、臨界計算コードおよび断面積ライブラリの計算誤差やあらゆる不確かさを考慮したうえで設定する必要がある。使用済燃料直接処分時の臨界安全評価では、燃焼度クレジットの概念を適用することや、処分を目的とした容器の設計が行われるこ

となどから、未臨界判定基準値は核燃料取扱施設や輸送容器などの臨界安全設計のそれとは別に設定する必要があると考えられる。

国内における核燃料取扱施設や輸送容器の臨界安全設計などにおいては、六ヶ所再処理工場の安全審査を目途に科学技術庁によって編さんされた臨界安全ハンドブック（科学技術庁，1988）や、それに対して当時の最新の知見を取り入れた臨界安全ハンドブック第2版（日本原子力研究所，1999）を参考としている事例が多い。したがって、臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方に従って未臨界判定基準値を設定することは合理的であると考えられる。そこで本項では、これらわが国の臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方を概説し、この考え方に従って未臨界判定基準値に関する検討を実施した結果を記載する。

1) 臨界安全ハンドブックにおける未臨界判定基準値の設定

臨界安全ハンドブックでは、次の手順により未臨界判定基準値を設定している。

- ① 対象系と類似な臨界実験データを用いて実施されたベンチマーク計算の結果を用いて推定臨界下限増倍率 k_L を求める。推定臨界下限増倍率とは、中性子増倍率とその値以下であれば未臨界であると判断される値である。
- ② 推定臨界下限増倍率 k_L に対して、任意に定める安全裕度 Δk_s を見込んだ最大許容増倍率 k_a を設定する。この最大許容増倍率を未臨界判定基準値として使用する。

推定臨界下限増倍率 k_L の求め方は、臨界安全解析コードシステム JACS の計算誤差評価に関する報告書（奥野・内藤，1987）に従っており、以下の統計的手法をとる。

- ① 評価対象と類似な臨界実験データの解析により、実効増倍率の頻度分布（標本数 n ）を得る。この標本は正規分布に従うと仮定する。
- ② 得られた標本より、実効増倍率の平均値 m （推定臨界値）、分散 s を推定する。非心 t 分布のパラメータとして確率 97.5 %、信頼度 97.5 % を設定して、標本数 n に応じて与えられる統計的裕度 μ を使用し、 $m - \mu s$ を暫定的な推定臨界下限増倍率 k_L とする。
- ③ k_L が 0.98 を上回る場合、 $k_L = 0.98$ とする。

臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方による中性子増倍率の関係を図 4.2.8-5 に示す。

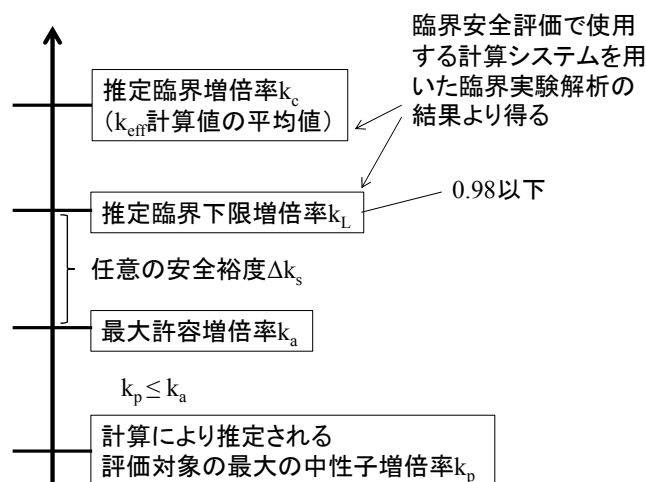


図 4.2.8-5 中性子増倍率の関係

2) 類似性評価による臨界実験データの抽出

推定臨界下限増倍率の設定における計算コードおよび断面積ライブラリの精度評価においては、評価対象における計算誤差の傾向をできるだけ正確に反映させるため、評価対象の体系と類似した臨界実験データを使用する必要がある。類似体系とは、燃料の種類、減速条件や反射条件などが同じ、あるいは近いもので、結果として誤差の傾向が同じように現れる体系を意味する。

使用済燃料を対象とした臨界計算において燃焼度クレジットを適用する場合には、燃焼した燃料と類似した体系の臨界実験の解析により計算システムの精度を確認することが必要となる。しかしながら、使用済燃料を用いた臨界実験は、その実施の困難性からこれまでほとんど行われたことがない（日本原子力研究所，2001）。また、フランスの IRSN で行われた Haut Taux de Combustion（高燃焼度）臨界実験シリーズにおいて、使用済燃料の燃料組成を模擬した臨界実験の事例などがあるが、このようなデータは非公開であり現状では入手できない（Mueller et al., 2008）。そのため、精度確認用データとして、ウラン・プルトニウム混合酸化物（MOX）新燃料を用いた臨界実験データで代用せざるを得ない。

ORNL では、評価対象と臨界実験データとの類似性を定量的に評価する手法が開発され、計算システムの精度確認に使用する事が適切であるかの判断指標として利用する検討が行われてきた（Broadhead et al., 2004）。この手法では、実効増倍率に対する感度係数を通じて、2つの体系間の不確かさの相関性を意味する相関係数 c_k を評価する。相関係数 c_k は、2つの体系に同じ核種が含まれているのであれば、断面積の不確かさに起因する実効増倍率の不確かさには関連性があるという考えに基づき、2つの体系の不確かさの関連性を1つのパラメータで表現した値である。なお、相関係数 c_k は、SCALE コードの TSUNAMI-IP モジュールにより評価することが可能である。

本検討では、上述の相関係数を使用し、直接処分時の処分容器体系と各種臨界実験データとの類似性を評価し、計算システムの精度確認に使用する事が適切であるかを確認した。米国での事例として、PWR 使用済燃料プールや PWR 使用済燃料輸送容器などを解析モデルとした類似性の評価が行われており（Scaglione et al., 2012）、この文献を参考に、臨界安全ベンチマーク実験データベース ICSBEP（OECD/NEA, 2013）より、低濃縮ウラン系、MOX 系を中心に代表的な 5 シリーズ 38 件の臨界実験データを類似性評価の対象として選択した。類似性評価の対象とした臨界実験シリーズの概要を表 4.2.8-7 に示す。図 4.2.8-1 の処分容器に U-235 濃縮度 4.5 wt%、燃焼度 45,000 MWD MTU⁻¹ の PWR 燃料 4 体を収容した体系について、炉取り出し後経過時間 50 年における相関係数の計算結果を図 4.2.8-6 に示す。ORNL の知見によれば、相関係数が 0.9 以上であれば精度検証に使用することは適切であり、0.8 以上では相応に適切であるとみなすことができ、0.8 未満の場合には不適切であるとしている（Scaglione et al., 2012）。この指針に基づくと、MOX 燃料棒体系の臨界実験 23 ケースの相関係数は 0.8 以上であり、精度検証に使用する事は相応に適切であると判断された。

表 4.2.8-7 臨界実験シリーズの概要

臨界実験シリーズ	燃料棒概要	減速材	反射体	ケース数
LEU-COMP-THERM-001	2.35wt%UO ₂	水	水	8
LEU-COMP-THERM-042	2.35wt%UO ₂	水	鉄	7
MIX-COMP-THERM-002	Pu富化度2.0wt%MOX	水	水	6
MIX-COMP-THERM-003	Pu富化度7.0wt%MOX	水	水	6
MIX-COMP-THERM-004	Pu富化度3.0wt%MOX	水	水	11

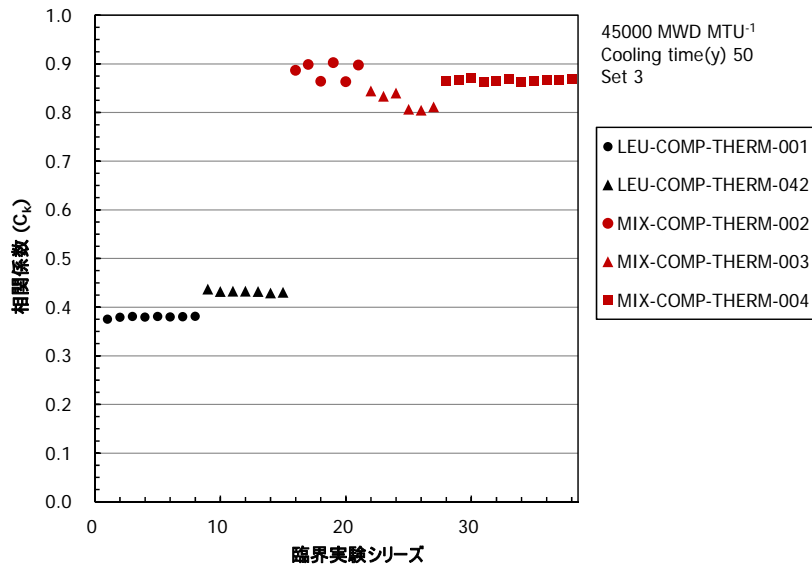


図 4.2.8-6 相関係数の評価結果

3) 推定臨界下限増倍率の設定

相関係数の評価により、類似性が高く精度確認に使用する事が適切であると判断された臨界実験データを使用して、推定臨界下限増倍率を求めた。直接処分時の臨界安全評価に使用する MVP-2.0 および JENDL-4.0 によって評価された各ケースの実効増倍率を表 4.2.8-8 に示す。なお、この計算結果は JENDL-4.0 に基づく MVP 用ライブラリの精度評価結果（奥村ほか，2011）より引用したものである。

次に、前述した臨界安全ハンドブックの評価手順に従って、統計的手法により推定臨界下限増倍率を設定した。評価結果を図 4.2.8-7 に示す。精度評価によって得られた暫定の推定臨界下限増倍率は 0.99454 であり、0.98 を上回るため、推定臨界増倍率は 0.98 と設定した。

表 4.2.8-8 MVP-2.0 および JENDL-4.0 による臨界実験の解析結果

Case ID	Experiment (ICSBEP)		MVP-2.0* + JENDL-4.0		C/E
	Benchmark k_{eff} (Exp.)	Benchmark uncertainty	k_{eff} (Calc.)	Calculational error (1σ) (%)	
MIX-COMP-THERM-002-001	1.0010	0.0059	1.00180	0.0171	1.0008
MIX-COMP-THERM-002-002	1.0009	0.0045	1.00369	0.0165	1.0028
MIX-COMP-THERM-002-003	1.0024	0.0029	1.00354	0.0179	1.0011
MIX-COMP-THERM-002-004	1.0024	0.0021	1.00802	0.0148	1.0056
MIX-COMP-THERM-002-005	1.0038	0.0022	1.00567	0.0177	1.0019
MIX-COMP-THERM-002-006	1.0029	0.0024	1.00727	0.0144	1.0044
MIX-COMP-THERM-003-001	1.0000	0.0071	1.00185	0.0183	1.0019
MIX-COMP-THERM-003-002	1.0000	0.0057	1.00235	0.0188	1.0024
MIX-COMP-THERM-003-003	1.0000	0.0052	1.00260	0.0186	1.0026
MIX-COMP-THERM-003-004	1.0000	0.0028	1.00207	0.0190	1.0021
MIX-COMP-THERM-003-005	1.0000	0.0024	1.00252	0.0190	1.0025
MIX-COMP-THERM-003-006	1.0000	0.0020	1.00266	0.0191	1.0027
MIX-COMP-THERM-004-001	1.0000	0.0046	0.99762	0.0174	0.9976
MIX-COMP-THERM-004-002	1.0000	0.0046	0.99811	0.0169	0.9981
MIX-COMP-THERM-004-003	1.0000	0.0046	0.99841	0.0172	0.9984
MIX-COMP-THERM-004-004	1.0000	0.0039	0.99812	0.0177	0.9981
MIX-COMP-THERM-004-005	1.0000	0.0039	0.99902	0.0172	0.9990
MIX-COMP-THERM-004-006	1.0000	0.0039	0.99939	0.0172	0.9994
MIX-COMP-THERM-004-007	1.0000	0.0040	0.99923	0.0171	0.9992
MIX-COMP-THERM-004-008	1.0000	0.0040	0.99932	0.0164	0.9993
MIX-COMP-THERM-004-009	1.0000	0.0040	0.99977	0.0164	0.9998
MIX-COMP-THERM-004-010	1.0000	0.0051	0.99938	0.0157	0.9994
MIX-COMP-THERM-004-011	1.0000	0.0051	0.99927	0.0155	0.9993

* MVP-2.0 の計算において、ヒストリ数は 1 万、バッチ数は 2000、捨てバッチ数は 100 と設定。

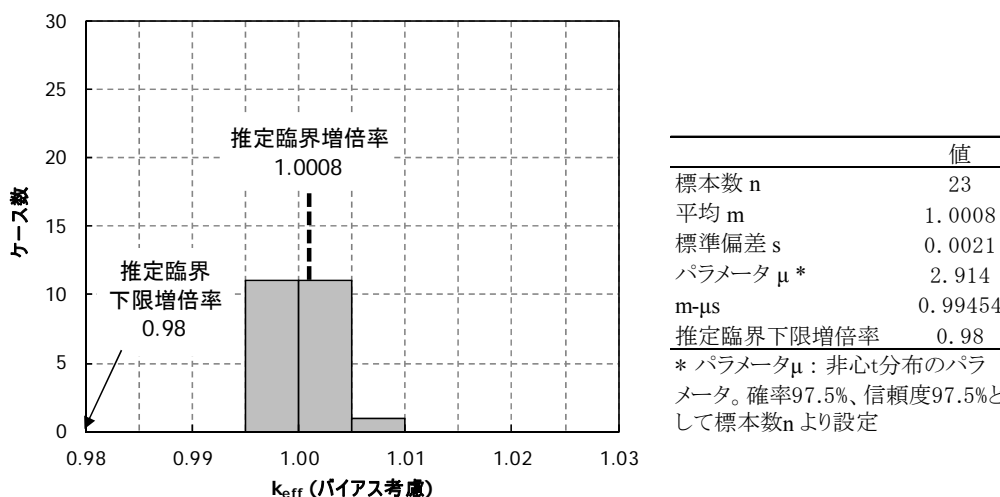


図 4.2.8-7 MOX 燃料棒体系の実効増倍率の統計処理結果

4) 最大許容増倍率の設定に関する文献調査

3) で設定した推定臨界下限増倍率に対し、任意の安全裕度を加えた最大許容増倍率を検討する際、諸外国の直接処分プロジェクトの例が参考になると考えられる。直接処分の研究で先行している、スウェーデン、フィンランド、および米国の事例について文献調査を実施し

た。未臨界判定基準値の設定例およびその根拠を以下に記載する。

①スウェーデン

使用済燃料の輸送および貯蔵に関する米国原子力規制委員会の規制要件を参考とし、技術的に想定されるいかなる場合でも、体系の実効増倍率が不確かさを含めて 0.95 を超えないこととしている (Agrenius, 2010)。規制文書の例として挙げている FCSS-ISG-10 (U. S. NRC, 2006) においては安全裕度の設定に関する記述があり、「安全裕度は核データや数値解法の制限による不確かさよりも大きく設定すべきであり、また、0.02 (2 %) 以上とすべきである。」とされている。

②フィンランド

フィンランドにおける通常の臨界安全評価の基準に従い、技術的に想定されるいかなる場合でも実効増倍率が 0.95 を超えないこととしている (Anttila, 2005)。

③米国

臨界制限値 (critical limit、推定臨界下限増倍率に相当する値) を 0.98 とし、処分場閉鎖前の評価においては、管理上の安全裕度 (administrative safety margin) として 5 % を考慮した 0.93 を未臨界判定基準値に設定している。5 % の安全裕度を設定しているのは、処分場閉鎖前の段階では、廃棄体の取扱い、装荷、および密封などの作業中の評価が含まれることから、作業への影響と安全の観点から未臨界を確保することが重要となるためである (CRWM, 2002)。

5) 検討結果のまとめと今後の課題

直接処分時の処分容器体系と類似の臨界実験データを使用して、MVP-2.0 および JENDL-4.0 の精度評価を行い、臨界安全ハンドブックの評価手順に基づき推定臨界下限増倍率を 0.98 と求めた。本検討では 23 の臨界実験データを対象としたが、推定臨界下限増倍率の信頼性向上のため対象データの拡充を行う必要があると考えられる。また、本検討では PWR 燃料の処分容器健全時の評価に限定したため、BWR 燃料の処分容器も含めて、処分容器破損時についても類似性評価を行い、MOX 燃料棒体系の臨界実験データを精度確認に使用することが適切であるかを確認すべきである。また、これらの評価結果に基づき、海外および国内文献の種々の検討結果を踏まえ、未臨界判定基準値 (最大許容増倍率) を設定する必要がある。

(3) 中性子吸収材に関する検討

燃焼度クレジットとその不確かさや未臨界判定基準値等を考慮して臨界安全評価の信頼度を高める検討に加え、使用済燃料直接処分時の未臨界性が仮に期待できない場合にも未臨界性を担保する方策の一つとして、処分する燃料集合体の一部に中性子吸収材を使用することを想定した。地層処分時に耐水性の高さが期待できる中性子吸収材を使用した場合の、中性子増倍率に対する効果について予備的な検討を実施した。

本検討では、図 4.2.8-8 に示す 17×17 型 PWR 燃料集合体 4 分の 1 体系を対象とし反射境界条件を用いた計算により、燃料集合体の無限配列を模擬した体系の中性子増倍率 (無限増倍率) を評価した。燃料は U-235 濃縮度 4.1 wt% の UO₂ 新燃料とし、燃焼によるウランの減少やアクチニドおよび FP の蓄積は考慮していない。燃料棒間および案内管内が水、空気、または中性子吸収材である状態での計算を行なった。計算は SRAC2006 システム (Okumura et al.,

2007) と JENDL-4.0 核データに基づく断面積ライブラリを用いて実施した。

本検討では、耐水性が期待できる可能性がある材料として、①ホウケイ酸ガラス、② $ZrO_2-Gd_2O_3$ あるいは $ZrO_2-Er_2O_3$ 、③ $HfO_2-Gd_2O_3$ あるいは $HfO_2-Er_2O_3$ 、④炭化ホウ素の 4 種類を検討対象とした。材料の選定理由は以下の通りである。

- ① 高レベル廃棄物材料として検討されているホウケイ酸ガラスは、地質学的長期間にわたる地層安定性の知見が豊富であり、ホウ素を含むため中性子吸収効果が期待できることから、検討対象とした。
- ② 岩石型酸化物 (ROX) 燃料は、直接処分用燃料として日本原子力研究所で検討され (Yamashita et al., 2002)、高温水中での浸出試験 (Kuramoto et al., 2003) によりガラス固化体と同等以上の耐水性が確認されている。ROX 燃料の燃料母材である安定化ジルコニアは、ジルコニア (ZrO_2) 相を立方晶で安定化させるためにイットリア (Y_2O_3) 等の希土類元素の酸化物を 12 mol% 添加している。 Y_2O_3 に代えて Gd_2O_3 、あるいは Er_2O_3 を添加して ZrO_2 相を安定化せることにより、地層安定性に優れた中性子吸収材にできるため、検討対象とした。
- ③ 原子炉で用いられる中性子吸収材のうち Hf と Ag-In-Cd の金属材料は、原子炉内での通常使用条件下では問題とならないものの、高温水中での腐食が見られる (たとえば、長谷川・三島, 1977) ため、化学的安定性の観点から検討対象からはずした。ただし、Hf は Zr と類似の化学的性質を持つため、その酸化物であるハフニア (HfO_2) に Gd_2O_3 または Er_2O_3 を添加した安定化ハフニアも安定化ジルコニア同様、地層安定性に優れた材料となる可能性があると考えて、検討対象に加えた。安定化ジルコニアと異なり、材料構造の骨格をなす Hf そのものも中性子吸収核種である。
- ④ 炭化ホウ素 (B_4C) は、高温蒸気により酸化される (たとえば Steinbrück et al., 2004) が、水中での一定の化学的安定性を期待し、吸収材効果の比較対象として検討に加えた。ホウケイ酸ガラスの組成は、既存の各種ガラス製品 (例えば、ショット日本株式会社) をいくつか参照した。 B_2O_3 割合は 13 wt% である。安定化 ZrO_2 の組成は ROX 燃料のものをそのまま用い、 ZrO_2 相を安定化するために、 Y_2O_3 に代えて中性子吸収材の Gd_2O_3 あるいは Er_2O_3 を Y_2O_3 と同じ添加割合 12 mol% 加えた。安定化 HfO_2 組成は、安定化 ZrO_2 組成の Zr をそのまま Hf に置き変えた。 B_4C の組成は、通常の原子炉制御棒用の材料を参照した。ホウケイ酸ガラス、および B_4C のホウ素同位体組成は天然組成 (19.9 at% B-10) とした。中性子吸収材は、ホウケイ酸ガラスについては集合体内燃料棒間および案内管内の空間すべてを満たした状態を想定した (図 4.2.8-8(a))。それ以外の吸収材は、案内管内にステンレス鋼被覆管で覆って装荷し、その時の燃料棒間の物質は空気、または地下水の流入を想定し水とした (図 4.2.8-8(b))。計算結果を表 4.2.8-9 に示す。燃料集合体が浸水した場合 (燃料棒間物質、案内管内物質ともに H_2O)、中性子吸収材がなければ無限増倍率は 1.0 を大きく上回る。新燃料のみからなる燃料集合体の無限配列体系であっても、燃料集合体全体をホウケイ酸ガラスに浸した状態で地層処分することが可能であれば (燃料棒間物質、案内管内物質ともにホウケイ酸ガラス)、案内管内に B_4C 吸収材棒を配置した場合以上の十分な余裕を持って未臨界状態にすることができる。ガラス材中のホウ素割合は、一般のガラス製品と同じで良い。 HfO_2 吸収材を案内管

内に配置すれば、やはり浸水条件(燃料棒間物質 H₂O)でも未臨界を確保できるが、B₄C 吸収材に比べて効果は劣る。HfO₂および B₄C については、地質学的長期間にわたる耐水性を確認する必要がある。

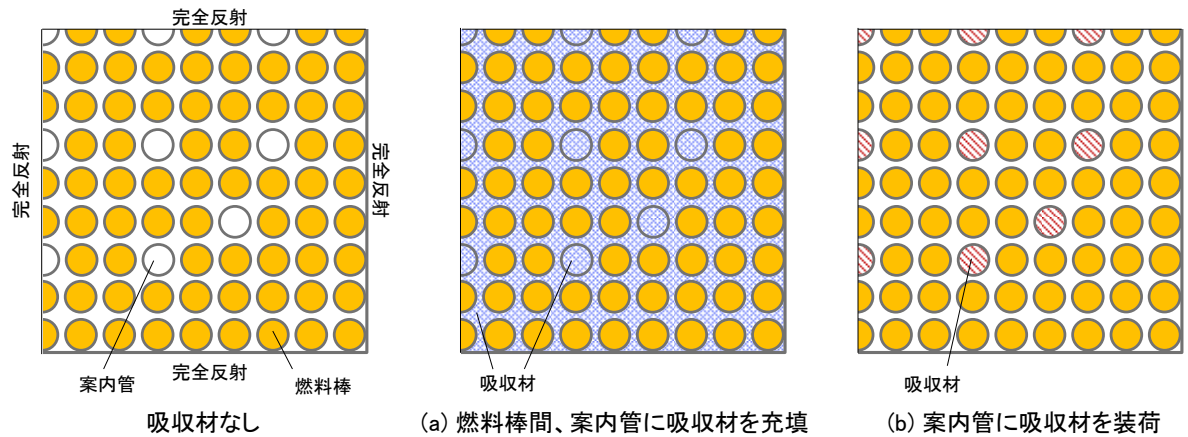


図 4.2.8-8 燃料集合体無限配列体系および吸収材の配置方法

表 4.2.8-9 中性子吸収材を装荷した PWR 燃料集合体無限配列体系の中性子増倍率

案内管内物質	燃料棒間物質		
	H ₂ O	Air	ホウケイ酸ガラス
H ₂ O	1.3560	0.7015	-
ホウケイ酸ガラス	-	-	0.4289
ZrO ₂ -Gd ₂ O ₃	1.0113	0.6513	-
ZrO ₂ -Er ₂ O ₃	1.0907	0.6591	-
HfO ₂ -Gd ₂ O ₃	0.8708	0.5951	-
HfO ₂ -Er ₂ O ₃	0.8943	0.5983	-
B ₄ C	0.7485	0.4918	-

(4) 岩盤や緩衝材を構成する物質の反射体効果に関する検討

直接処分時の臨界安全評価においては、超長期の時間経過に伴う処分容器の腐食や破損等により、処分容器周辺に存在する岩盤や緩衝材の中性子反射体効果が重要となる可能性がある。そのような場合には、岩盤や緩衝材を構成する核種の断面積データの精度が重要となるが、そのような物質の反射体効果が測定された例は少ない。そこで、第一に、異なる計算コードおよび核データ間で反射体効果の計算値を相互に比較するため、岩盤や緩衝材の主成分である二酸化ケイ素 (SiO₂) に着目し、SiO₂ の反射体効果に関するベンチマーク問題を検討した。図 4.2.8-9 に示す PWR 燃料集合体 1 体の周囲に反射体を配置した 2 次元体系を考え、反射体材料として乾燥状態の SiO₂、湿潤状態の SiO₂、あるいは水を設定して、反射体厚さを変えて実効増倍率を計算する問題を設定した。ベンチマーク問題では、燃料の燃焼度や炉取り出し後経過時間を変化させ、様々な中性子スペクトル環境での反射体効果を計算するケースについても設定した。

一例として MVP-2.0 および JENDL-4.0 を使用した場合の反射体効果の計算結果を図

4.2.8-10に示す。ここで、ヒストリ数は1万、バッチ数は2,000、捨てバッチ数は100とした。図4.2.8-10より、反射体厚さが十分に厚い場合では、通常の臨界安全評価で仮定される水反射体よりもSiO₂反射体の方が実効増倍率が大きくなることが確認され、直接処分時の臨界計算モデルの検討においては反射体材料の設定に留意すべきであることが分かる。また、核データ間の相違による影響評価として、JENDL-4.0を使用した計算を基準とし、反射体領域のSi、O、Hの断面積のみをENDF/B-VII.0またはJEFF-3.1に変更し、実効増倍率への影響を評価した。計算結果を表4.2.8-10に示す。表4.2.8-10より、実効増倍率の差異は最大でも0.06%Δk/kであり、Si、O、Hの核データ間の相違による影響は非常に小さいことが確認された。

2014年9月にはOECD/NEA原子力科学委員会臨界安全性ワーキングパーティにおいて、SiO₂の反射体効果に関する国際ベンチマークの実施を提案し、承認を得た。2015年よりベンチマーク計算を開始し、各国の参加機関からの計算結果を相互に比較することで、その計算方法や計算システムの妥当性を確認する予定である。

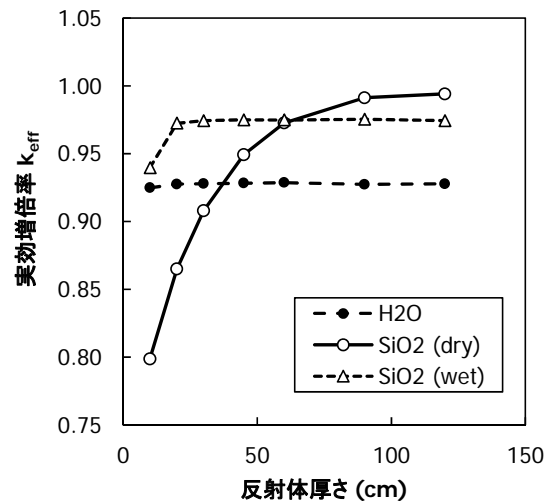
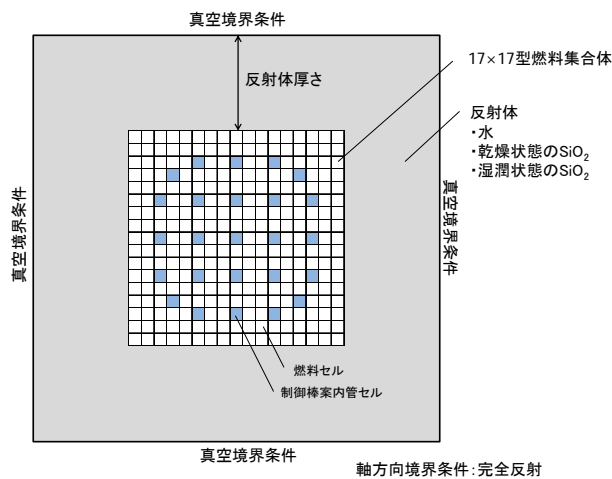


図 4.2.8-9 緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果の計算体系

図 4.2.8-10 実効増倍率の反射体厚さ依存性

表 4.2.8-10 核データ間の相違による実効増倍率への影響

反射体領域の断面積ライブラリ	実効増倍率の差異 (% Δk/k)			
	反射体厚さ (cm)	10	30	90
JENDL-4.0からENDF/B-VII.0に変更	乾燥状態のSiO ₂	0.057	0.026	0.017
	湿潤状態のSiO ₂	0.027	0.037	0.008
JENDL-4.0からJEFF-3.1に変更	乾燥状態のSiO ₂	0.062	0.048	-0.037
	湿潤状態のSiO ₂	0.028	0.026	-0.008

* MVP の統計誤差は約 0.02 % (1σ)

4.3 まとめ

(1) 処分施設の設計支援システムの構築

- ・データモデルに付与する属性データを抽出し、データの格納方法について検討を行った。
- ・また、統合モデルの試作を行いつつ支援システムの活用方法の整理を行い、それを実現するためのインターフェース機能開発を進めた。今後は、開発計画に則りデータベース機能の開発を進める。
- ・将来的には、地層処分場の建設に類似した工場の現場などに適用し、支援システムの課題を抽出しつつ開発を進めることが必要であると考えられる。

(2) 処分施設の設計検討

1) 処分容器の設計

①使用済燃料集合体のインベントリの設定

- ・BWR 燃料集合体のレファレンスタイプを設定し、②の解析の入力条件となるインベントリ計算を実施して放射線量や発熱量などを算出した。
- ・また、燃料の仕様や運転実績（取り出し燃焼度など）の多様性や不確実性が放射能に及ぼす影響を感度解析により確認した。

②BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の設計

- ・BWR 燃料集合体を対象として、臨界、遮へい、構造、熱解析を用いて、処分容器の設計を行った。
- ・臨界解析の結果から、処分容器には 12 体の使用済燃料集合体が収容可能であることを確認した。
- ・遮へい解析および構造解析の結果を基に、腐食進展抑止の観点から容器の遮へい厚さを 100 mm に設定した。処分容器内の放射線フラックスから算出した延性脆性遷移温度の上昇量は 8.4 °C と小さく、放射線脆化はほとんど問題にならないことを確認した。
- ・人工バリアおよび周辺岩盤の熱解析により、緩衝材の制限最高温度 100 °C を条件とした場合、硬岩系岩盤では 6 体、軟岩系岩盤では 7 体程度が使用済燃料集合体の処分容器への最大収容体数であることを確認した。

③複合処分容器の製作性検討

- ・炭素鋼と銅の内外層間の隙間、および蓋の 2 重構造を着眼点として、容器の構造や製作性を検討し、課題を抽出した。

④廃棄体の作業時の安全性、健全性に関わる課題抽出

- ・中間貯蔵施設の規制基準を参考に作業の観点から処分容器に求められる設計要件を抽出した。また、廃棄体の落下解析結果および作業時の使用済燃料の健全性に及ぼす影響因子の検討結果などを基にして、作業面からの処分容器および施設設計の課題を検討した。

2) 緩衝材の設計

- ・緩衝材の応力緩衝性と強度特性の要件の観点から、数値解析手法を用いて緩衝材の複合解析実施を行った。
- ・腐食代に銅を用いた複合処分容器（銅の腐食膨張に関わるパラメータは仮定値）を軟岩系岩盤環境下に横置き定置する条件において、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%、

厚さ 70 cm の緩衝材は応力緩衝性と強度特性の要件を満足することを確認した。銅の腐食膨張に関わるパラメータ（腐食膨張率、腐食生成物の弾性係数）を実験により取得することが課題として挙げられる。

- ・また、豎置き定置方式での設計に向けて、より乾燥密度の高い緩衝材の力学特性を取得するため、乾燥密度=1.8 Mg m⁻³、ケイ砂混合率=30 wt%の組み合わせでの膨潤圧試験を行った。今後は同供試体を用いて透水試験および圧密試験を行う。

3) 搬送・定置設備の概念設計

- ・搬送・定置設備を構成する候補技術を技術オプションとして広く抽出し、体系的な整理を行った。
- ・この技術オプション情報を基に横置き PEM 定置方式の搬送定置設備の概念検討を行い、処分坑道搬送・定置装置および連絡・主要坑道搬送装置について、適用性が高い候補技術を抽出した。この機能および技術を組合せて装置概念を具体化するとともに実現可能性の評価を行い、実現可能性が充分高いことを確認した。

4) 地下施設の概念設計

① 空洞の力学的安定性検討における評価指標の設定

- ・岩盤モデルとして完全弾塑性モデル（Mohr-Coulomb 降伏基準）を採用し、岩盤のゆるみ領域の評価においては局所安全率および最大せん断ひずみ、支保工の健全度評価指標においては限界状態設計法を用いた。また、常時と地震時の評価方法の違いを整理した。

② 処分場坑道内の幽邃対策の検討

- ・平成 25 年度に実施した坑道設計の成果を考慮した地下施設レイアウトおよびアクセス坑道レイアウトを設定し、処分場地下施設排水システムの概念設計例を示した。

③ PEM 方式に対応する地下施設の概念設計

- ・PEM 方式に対応する空洞の力学的安定性評価を行った。岩盤のゆるみ領域の評価において、局所安全率および最大せん断ひずみは、許容値以下となることを確認した。
- ・また、支保工の健全度評価において、支保工の設計断面力は M-N 曲線内に収まり、設定支保工厚において坑道の力学的安定性を確保した。

④ HFSC コンクリートの基本特性の取得

- ・支保工施工合理化に向けて、HFSC コンクリート（吹付けコンクリート）の配合と物性に関する基本データを拡充した。

5) 地上施設の概念設計

- ・搬送・定置設備と同様の取組みを行い、技術オプションの体系的整理を行った。
- ・複合処分容器を対象に封入設備の溶接装置および検査装置について、候補技術を抽出して装置の実現可能性の評価を行い、実現可能性が充分高いことを確認した。

6) 直接処分方策に関する調査・検討

- ・保障措置、核セキュリティ方策の検討については、保障措置・核セキュリティ対策に適用可能な技術を調査し、処分施設への適用性を評価し、技術開発課題をまとめた。
- ・仮想処分施設に対し、施設配置や核物質フローを踏まえ、保障措置要件を充足するためのシステム要件について整理し、概念図を作成した。

- ・また、IAEA 主催の国際会議への参加などを通じて、IAEA および各国の現況調査を継続した。
- ・処分概念データベースの拡充については、様々なオプションの調査・検討の結果を処分概念データベースへ登録した。

7) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

- ・臨界安全評価モデルの構築のため、臨界安全ベンチマーク実験データ ICSBEP に内蔵される臨界実験データを対象として類似性（代表性）評価を実施し、MOX 燃料系の臨界実験については、類似性が高いことを確認した。
- ・燃焼度クレジット（BUC）導入のためのパラメータ検討として、燃焼燃料の核種組成の評価誤差が処分容器の臨界計算に及ぼす影響を評価した。また、照射時の減速材温度、ホウ素濃度、比出力など燃焼計算時のパラメータ（燃焼履歴）を保守的な条件で設定した場合の影響や、燃焼度分布の考慮の有無による影響を評価し、その結果を整理した。
- ・中性子吸収材として、ガラス固化体のホウケイ酸ガラス、岩石型燃料の燃料マトリックス、制御棒材料として使用される B_4C について、制御棒案内管・燃料棒間隙に吸収材を充填した場合の集合体無限配列の中性子増倍率を評価し、有効性を確認した。
- ・緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果の検討においては、OECD/NEA 原子力科学委員会臨界安全性ワーキングパーティーにてベンチマーク問題を提案（2014 年 9 月）し、承認を得て、ベンチマーク計算を開始した。

【参考文献】

- Agrenius, L. (2010): Criticality safety calculations of disposal canisters, SKB Public Report 1193244.
- Anttila, M. (2005): Criticality Safety Calculations for Three Types of Final Disposal Canisters, POSIVA Working Report 2005-13.
- 朝野英一, 小林正人(2013):高レベル放射性廃棄物地層処分の工学技術 第1回 オーバーパックスの溶接と溶接部の健全性評価に関する技術開発, 日本原子力学会学会誌, Vol. 55, No. 7.
- ASTM (1992) : Standard Practice for Characterizing Neutron Exposures in Iron and Low Alloy Steels in Terms of Displacements Per Atom(DPA), E706 (ID), ASTM Designation E693-94(reapproved 1985), Annual Book of ASTM Standards, Vol 12. 02.
- Baumann, N. P. (1988):Gamma Ray Irradiation Damage to SRP Reactor Tank Walls, DPST-88-781.
- Bowman, S. M. (2011) : Scale: A Comprehensive Modeling and Simulation Suite for Nuclear Safety Analysis and Design, ORNL/TM-2005/39, Version 6.1.
- Broadhead, B. L., Rearden, B. T., Hopper, C. M., Wagschal, J. J. and Parks, C. V. (2004) : Sensitivity- and Uncertainty-Based Criticality Safety Validation Techniques, Nucl. Sci. Eng. 146, 340-366.
- Chena, J. D., Axell, K., Gerwinga, A. F., Parcey, D. A., Kosierb, R., Larsson, M., Lindberg, B. and Vinnå, F. (2006): Partial-defect detection using a digital Cerenkov viewing device and image processing, IAEA-CN-148/69.
- Chernikova, D., Axell, K. and Nordlund, A. (2014): A unique tungsten-based tagging approach for maintaining of continuity of knowledge of nuclear waste copper canisters, PHYSOR2014.
- 中間貯蔵 WG 輸送 WG(総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会核燃料サイクル安全小委員会 中間貯蔵ワーキンググループ輸送ワーキンググループ)(2009) : 金属製乾式キャスクを用いる使用済燃料中間貯蔵施設における金属製乾式キャスクとその収納物の長期健全性について, 平成 21 年 6 月 25 日.
- Croff, A. G. (1983) : ORIGEN2: A Versatile Computer Code for Calculating the Nuclide Compositions and Characteristics of Nuclear Materials, Nucl. Technol. 62, p.335.
- CRWM (Office of Civilian Radioactive Waste Management, U. S. Department of Energy) (1998): Topical Report on Actinide-Only Burnup Credit for PWR Spent Nuclear Fuel Packages, DOE/RW-0472.
- CRWM (Office of Civilian Radioactive Waste Management, U.S. Department of Energy) (2002) : Yucca Mountain Science and Engineering Report Revision1, DOE RW-0539-1.
- DeHart, M. D. (1996) : Sensitivity and Parametric Evaluations of Significant Aspects of Burnup Credit for PWR Spent Fuel Packages, ORNL/TM-12973.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005) : TRU 廃棄物処分技術検討書ー第 2 次 TRU

- 廃棄物処分研究開発取りまとめー，2005年9月。
- 電力中央研究所(1989)：乾式貯蔵時のBWR燃料被覆管許容温度の検討，T88068，（平成元年5月）。
- 土木学会（1984）：トンネルライブラリー第2号 ロックボルト・吹き付けコンクリートトンネル工法（NATM）の手引書，昭和59年12月。
- 土木学会（2005）：トンネルライブラリー121 吹き付けコンクリート指針（案）トンネル編，2005年7月。
- 土木学会（2006a）：2006年制定 トンネル標準示方書 山岳工法・同解説，2006年7月。
- 土木学会（2006b）：トンネルライブラリー第16号 山岳トンネルにおける模型実験と数値解析の実務，平成18年2月。
- 土木学会（2012a）：2012年制定コンクリート標準示方書施工編，2012年2月。
- 土木学会（2012b）：2012年制定コンクリート標準示方書設計編，2012年2月。
- 古河ロックドリル：<http://www.furukawarockdrill.co.jp/products/drilljumbo/jumbo-index.html>（平成27年2月13日閲覧）。
- 腐食防食部門委員会 TG『電子部品』（1991）：電子部品の腐食損傷と解析 -接点の腐食損傷-，材料，Vol.40，No.455，p.978-981。
- Gauld, I. C. (2001)：Strategies for Application of Isotopic Uncertainties in Burnup Credit, NUREG/CR-6811 and ORNL/TM-2001/257.
- 原環機構（原子力発電環境整備機構）（2004）：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—，NUMO-TR-04-01。
- 原環機構（原子力発電環境整備機構）（2011a）：地層処分事業の安全確保（2010年度版）—確かな技術による安全な地層処分の実現のために—，NUMO-TR-11-01，2011年9月。
- 原環機構（原子力発電環境整備機構）（2011b）：地層処分施設の耐震性評価，2011年3月。
- 原環機構（原子力発電環境整備機構）（2013）：技術年報2012年度，NUMO-TR-13-01。
- 原環センター（原子力環境整備促進・資金管理センター）（2004）：平成15年度地層処分技術調査等 遠隔操業技術高度化調査報告書（2/2），平成16年3月。
- 原環センター（原子力環境整備・資金管理センター）（2005a）：平成16年度地層処分技術調査等 遠隔操業技術高度化調査報告書，RWMC，2005。
- 原環センター（原子力環境整備・資金管理センター）（2005b）：平成16年度地層処分技術調査等 遠隔操業技術高度化調査報告書 参考資料（技術メニュー）-遠隔溶接・検査技術- -遠隔ハンドリング・定置技術-，RWMC，2005。
- 原環センター（原子力環境整備・資金管理センター）（2010）：平成21年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム工学要素技術高度化開発報告書（第1分冊）—遠隔操作技術高度化開発—（2/2），平成22年3月。
- 原環センター（2013a）：平成24年度地層処分技術調査等 高レベル放射性廃棄物処分関連：処分システム工学要素技術高度化開発 平成19年度～平成24年度の取りまとめ報告書，RWMC，2013。
- 原環センター（原子力環境整備促進・資金管理センター）（2013b）：平成24年度 地層処分技術調査等事業 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開

- 発報告書（第1分冊）－遠隔操作技術高度化開発－，平成25年3月。
- 原環センター（2014）：諸外国における高レベル放射性廃棄物の処分について（2014年版），2014年2月。
- 原子力安全委員会（1994）：沸騰水型原子炉に用いる9行9列型の燃料集合体について，原子炉安全基準専門部会報告書。
- 原子力安全基盤機構（2004）：平成15年度 リサイクル燃料資源貯蔵施設安全解析コード改良試験（燃料の長期安全性に関する試験最終成果報告書）。
- 原子力安全基盤機構（2006）：平成18年度リサイクル燃料資源貯蔵技術調査等（貯蔵燃料長期健全性等確証試験に関する試験最終成果報告書）。
- 原子力安全基盤機構（2007）：平成19年度リサイクル燃料資源貯蔵技術調査等（貯蔵燃料健全性等調査に関する試験成果報告書）。
- 原子力安全基盤機構（2008）：フランスにおける漏えい燃料の輸送－概要の紹介及び我が国との相違－独立行政法人原子力安全基盤機構 廃棄物燃料輸送安全部（平成21年9月15日）。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2014）：平成25年度地層処分技術調査等事業使用済燃料直接処分技術開発報告書，平成26年3月。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2015）：わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価（仮称）－直接処分第1次取りまとめ－，JAEA 技術報告書（準備中）。
- 原子力規制委員会（2013）：使用済燃料貯蔵施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則（平成二十五年十二月六日原子力規制委員会規則第二十四号）。
- GEORAMA for Civil3D：http://www.engineering-eye.com/GEORAMA_CIVIL3D/index.html（2014年1月15日閲覧）。
- 長谷川正義，三島良績 監修（1977）：原子炉材料ハンドブック，日刊工業新聞社（現在絶版）。
- Hayakawa, T., Kikuzawa, N., Hajima, R., Shizuma, T., Nishimori, N., Fujiwara, M. and Seya, M. (2010): Nuclear Instrument and Methods in Physics Research, A 621 695-700.
- Hermann, O. W., Bowman, S. M., Brady, M. C. and Parks, C. V. (1995) : Validation of the SCALE System for PWR Spent Fuel Isotopic Composition Analyses, ORNL/TM-12667.
- 日野プロファイア：<http://www.hono.co.jp/profia/lineup/dump/index.html>（平成27年2月13日閲覧）。
- 日立製作所（1991）：再処理施設の設計用BWR燃料条件について，HLR-045。
- 本間信之，谷口直樹，川崎学，川上進（2002）：オーバーパック腐食生成物の弾性係数の測定，JNC TN8400 2002-010。
- 本間信之，千葉恭彦，棚井憲治（1999）：銅－炭素鋼複合オーバーパックの試作，JNC TN8400 99-049。
- Hubbell, J. H. and Seltzer, S. M. (2011): Tables of X-Ray Mass Attenuation Coefficients and Mass Energy-Absorption Coefficients from 1 keV to 20 MeV for Elements Z = 1 to 92 and 48 Additional Substances of Dosimetric Interest, NISTIR 5632 (Data

last updated 2011).

IAEA (2011): SAFEGUARDS TECHNIQUES AND EQUIPMENT: 2011 EDITION, IAEA, pp.39-41.

Ilas, G., Gauld, I. C. and Murphy, B. D. (2010) : Analysis of Experimental Data for High Burnup PWR Spent Fuel Isotopic Validation - ARIANE and REBUS Programs (U02 Fuel), NUREG/CR-6969 and ORNL/TM-2008/072.

Infrastructure Design Suite : <http://www.autodesk.co.jp/suites/infrastructure-design-suite/overview> (2014年2月14日閲覧).

入矢桂史郎, 三上哲司, 竹田宣典, 秋好賢治 (2003) : 幌延深地層研究センターにおけるコンクリート材料の施工性に関する研究 (Ⅲ) (概要版), JNC-TJ5400 2003-002.

入矢桂史郎, 栗原雄二, 藤島敦 (2004) : ポズランを高含有した低アルカリ性吹付けコンクリートの性状, 土木学会第59回年次学術講演会(平成16年9月), CS1-029, pp. 57-58.

入矢桂史郎, 中山雅, 小西一寛, 三原守弘 (2006) : ポズラン高含有低アルカリ性吹付けコンクリートの施工性, コンクリート工学年次論文集, Vol. 28, No. 1, pp. 173-178.

石井政次, 佐久間文彦 (1977) : トンネル湧水の地形・地質的分類-全国主要鉄道トンネルの恒常湧水の実態調査をもとに-, 鉄道技術研究報告 No. 1041, 1977年3月.

Ishimi, A., Katsuyama, K., Maeda, K. and Asaga, T. (2011): Development of High Resolution X-ray CT Technnique for Irradiated Fuel Assembly, JAEA-Conf, 2011-003.

泉文男, 堀上邦彦, 小林健介, 生田目健 (1993) : 日本における原子力発電プラントに関するデータリスト (PWR編), JAERI-M 92-204.

Janach, W. (1977): Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr., 104. p.209-215.

Jansson, P., Svård, S. J. and Grape, S. (2013): Gamma emission tomography of nuclear fuel; Objectives and status of the IAEA UGET project, <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Forskning/forskningsdagarna/M%C3%A4ttechnik/Jansson%20Peter%20UGET.pdf> (2015年1月27日閲覧).

Jian, Y., Pierluigi, T., Mauro, R., Gunnar, B. and Vitor, S. (2013): Automatic laser-based identification for UF6 cylinders, Machine Vision and Applications 24 305-318.

JRC (2014): JRC research and development in nuclear safeguards, pp13, <https://ec.europa.eu/jrc/sites/default/files/jrc-research-development-nucle-nu-safeguards.pdf> (2015年1月27日閲覧).

株式会社タダノ : <http://www.tadano.co.jp/products/crane/rc/index.html> (2015年1月26日閲覧).

株式会社東芝(1991) : 再処理施設の設計用 BWR 燃料条件について, TLR-R007.

科学技術庁原子力安全局核燃料規制課 (1988) : 臨界安全ハンドブック, につかん書房.

核燃料サイクル開発機構 (1999) : 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 (2005a) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する知識基盤

の構築—平成17年度取りまとめ—, 分冊2 工学技術の開発, JNC TN1400 2005-015.

核燃料サイクル開発機構 (2005b) : 幌延深地層研究計画 地下施設実施設計—設計報告書—
核燃料サイクル開発機構 契約業務報告書, 2005年3月.

核燃料サイクル開発機構 (2005c) : 幌延地下水を用いた緩衝材・埋め戻し材の基本特性試験
(試験報告), サイクル開発機構技術資料, JNC TN8430 2004-005.

神代周平, 引地達也, 長沼隼人 (2012) : マトリクスアレイによる高精度探傷技術の開発,
IIC REVIEW 2012/10 No. 48.

川崎重工業株式会社 : <https://www.khi.co.jp/rd/tech/153/nj153is02.html> (平成27年1月
10日閲覧) .

計測リサーチコンサルタントカタログ :
<http://www.krcnet.co.jp/tech/catalog/3dLaser.pdf> (2015年1月27日閲覧) .

国土交通省 (2008) : 報告書「環日本海沿岸地域におけるロシア及び北東アジアとの経済交流
連携を通じた地域活性化方策の検討調査 (東北)」, 国土交通省東北地方整備局,
2008. 3.

国土交通省北海道開発局 :
http://www.hkd.mlit.go.jp/zigyoka/z_doro/download/pdf/05/5-9.pdf (2015年1
月27日閲覧) .

コマツ : <http://www.komatsu-kenki.co.jp/products/> (2015年2月13日閲覧) .

窪田茂, 鈴木覚, 北川義人, 多田浩幸, 戸栗智仁, 岩田裕美子, 川上進, 川崎大介, 高瀬博
康, 矢萩良二, 朝野英一 (2013) : PEM システムの基本形の検討 (その1 全体概要),
土木学会第68回年次学術講演会 (平成25年9月), CS11-055.

熊谷幸樹, 松尾勝弥, 平間昭信, 川上眞嗣, 佐野信夫 (1998) : NATM における高強度吹きつ
けコンクリートの適用とその支保効果について, トンネル工学研究論文報告集第8巻,
1998年11月.

Kuramoto, K., Nitani, N. and Yamashita, T. (2003) : Durability Test on Irradiated
Rock-Like Oxide Fuels, J. Nucl. Mater. 319, 180-187.

Levai, F., Desi, S., Czifrus, S., Feher, S., Tarvainen, M. and Honkamaa, T. (2002) :
Feasibility of Gamma Emission Tomography for Partial Defect Verification of
Spent LWR Fuel Assemblies, STUK-YTO-TR 189.

Ludwig, S. B. and Renier, J. P. (1989) : Standard- and Extended-Burnup PWR and BWR Reactor
Models for ORIGEN2 Computer Code, Oak Ridge National Laboratory, ORNL/TM-11018.

Malmer, C. J. (2001) : ICRU Report 63. Nuclear Data for Neutron and Proton Radiotherapy
and for Radiation Protection, Medical Physics, Volume 28, Issue 5, p. 861.

Marsh, G. P. (1988) : Progress in the Assessment of the Corrosion of Low and Intermediate
Level Waste Containers under Repository Conditions, NSS/R126.

Marsh, G. P., Harker, A. H. and Taylor, K. J. (1989) : Corrosion of Carbon Steel Nuclear
Waste Containers in Marine Sediment, Corrosion, Vol. 45, No. 7, pp. 579-589.

松本一浩, 菅野毅, 藤田朝雄, 鈴木英明 (1997) : 緩衝材の飽和透水係数, PNC TN8410 97-296.

三菱重工業株式会社 : <http://www.mhi.co.jp/discover/graph/177/meetmhi.html> (平成 27

年1月10日閲覧)。

- 宮崎甚夫, 内田秀彦, 宮岸和信 (1990) : 志賀原子力発電所海底取放水路トンネルの設計・施工について, 電力土木 No. 228.
- 溝口次夫(研究代表者), 後藤純雄, 渡辺征夫, 前田泰昭, 辻野喜夫, 古明地哲人 (1996) : 東アジアの酸性雨原因物質等の総合化モデルの開発と制御手法の実用化に関する研究 (2) 酸性雨の文化財及び材料への影響評価に関する研究.
- 持田豊, 林建, 小林素一, 竹内雄三 (1983) : 青函トンネル建設工事の概要, 土木学会誌 1983年2月号.
- Mueller, D. E., Elam, K. R. and Fox, P. B. (2008) : Evaluation of the French Haut Taux de Combustion (HTC) Critical Experiment Data, NUREG/CR-6979 and ORNL/TM-2007/083.
- Nagaya, Y., Okumura, K., Mori, T. and Nakagawa, M. (2005) : MVP/GMVP II : General Purpose Monte Carlo Codes for Neutron and Photon Transport Calculations based on Continuous Energy and Multigroup Methods, JAERI 1348.
- 中原嘉則, 須山賢也, 須崎武則 (2000) : 軽水炉使用済燃料の燃焼度クレジットに関する技術開発, JAERI-Tech 2000-071.
- Neuber, J. C. (2008) : Burn-up Credit Criticality Benchmark Phase II-C: Impact of the Asymmetry of PWR Axial Burn-up Profiles on the End Effect, ISBN 978-92-64-99049-4.
- 日本電気協会 (2008) : 原子力発電所耐震設計技術規程, JEAC4601-2008, 平成20年12月.
- 日本道路公団 (1998) : トンネル数値解析マニュアル, 平成10年10月.
- 日本道路協会 (1986) : 共同溝設計指針, 昭和61年3月.
- 日本道路協会 (2004) : 道路構造令の解説と運用 (改訂版), 平成16年2月.
- 日本原子力研究所 (1999) : 臨界安全ハンドブック第2版, JAERI 1340.
- 日本原子力研究所 (2001) : 燃焼度クレジット導入ガイド原案, JAERI-Tech 2001-055.
- 日本機械学会 (1985) : 「使用済核燃料輸送容器の構造解析プログラムの開発・整備に関する調査報告書(Ⅲ)」, 1985年11月.
- 日本機械学会 (2004) : 使用済燃料貯蔵施設規格コンクリートキャスク, キャニスタ詰替装置およびキャニスタ輸送キャスク構造規格, JSME S FB1-2003.
- 日本機械学会 (2006) : 機械工学便覧 応用システム編 γ6編 交通機械 2006年.
- 日本機械学会 (2012) : 発電用原子力設備規格 材料規格(2012年版), JSME S NJ1-2012, 2012年12月.
- 日本コンクリート工学協会 (1996) : コンクリート便覧 (第二版), 1996年7月.
- 日本トンネル技術協会(1996):第二東名・名神トンネルの合理的支保構造に関する検討報告書 (日本道路公団委託), 平成8年2月.
- 西村繭果, 棚井憲治, 高治一彦, 平井卓, 白武寿和 (2006) : 緩衝材長期力学挙動評価モデルのパラメータ設定に関する検討, JAEA Research 2006-036.
- 西村哲治, 武田宣孝, 名合牧人(2011):京極発電所地下空洞掘削における情報化施工, 建設の施工企画'11.4, pp. 24~28,

- <http://jcma.heteml.jp/bunken-search/wp-content/uploads/2011/04/024.pdf> (2015年1月27日閲覧) .
- OECD/NEA Nuclear Science Committee (2013) : International Handbook of Evaluated Criticality Safety Benchmark Experiments, NEA-1486/12.
- 岡芳明(2010) : 原子炉設計.
- 大久保誠介, 西松裕一, 緒方義弘 (1987) : 非線形粘弾性モデルによる坑道変形のシミュレーション, 日本鉱業会, Vol.103, p.293-296.
- 大久保誠介, 金豊年(1993):非線形粘弾性モデルによる円形坑道周辺岩盤の挙動のシミュレーション, 資源と素材, Vol.109, p.209-214.
- Okumura, K., Kugo, T., Kaneko, K. and Tsuchihashi, K. (2007) : SRAC2006:A Comprehensive Neutronics Calculation Code System, JAEA-Data/Code 2007-004, Japan Atomic Energy Agency.
- 奥村啓介, 長屋康展 (2011) : JENDL-4.0に基づく連続エネルギーモンテカルロコード MVP 用の中性子断面積ライブラリーの作成と ICSBEP ハンドブックの臨界性ベンチマーク解析への適用, JAEA-Data/Code 2011-010.
- 奥村啓介, 杉野和輝, 小嶋健介, 神智之, 岡本力, 片倉純一(2012): JENDL-4.0に基づく ORIGEN2 用断面積ライブラリセット:ORLIBJ40, JAEA-Data/Code 2012-032.
- 奥野浩, 内藤俣孝(1987):臨界安全解析コードシステム JACS の計算誤差評価, JAERI-M 87-057.
- 応用地質株式会社 : http://www.oyo.co.jp/products_lists/utility-scan/ (2015年1月27日閲覧) .
- Parks, C. V., DeHart, M. D. and Wagner, J. C. (2000) : Review and Prioritization of Technical Issues Related to Burnup Credit for LWR Fuel, NUREG/CR-6665 and ORNL/TM-1999/303.
- Raiko, H. (2013): Canister Design, Posiva 2012-13.
- Roscoe, K. H. and Burland, J. B. (1968): On the Generalized Stress-Strain behavior of 'Wet' clay, Engineering Plasticity, Cambridge University Press, p.535-609.
- Saari, J. and Malm, M. (2013): Local Seismic Network at the Olkiluoto Site Annual Report for 2012, ÅF-Consult Oy, July 2013.
- 桜井春輔, 足立紀尚 (1988) : 都市における NATM, 鹿島出版会.
- Scaglione J. M., Mueller, D. E., Wagner, J. C. and Marshall, W. J. (2012) : An Approach for Validating Actinide and Fission Product Burnup Credit Criticality Safety Analyses - Criticality (keff) Predictions, NUREG/CR-7109 and ORNL/TM-2011/514.
- Schofield, A. N. and Wroth, C. P. (1968): Critical state soilmechanics, McGraw-Hill, London.
- Sekiguci, H. and Ohta, H. (1977) : Induced anisotropy and time dependency in clay, Proc. 9th ICSMFE, special.
- Shibata, K., Iwamoto, O., Nakagawa, T., Iwamoto, N., Ichihara, A., Kunieda, S., Chiba, S., Furutaka, K., Otuka, N., Ohsawa, T., Murata, T., Matsunobu, H., Zukeran, A., Kameda, S. and Katakura, J. (2011) : JENDL-4.0: A New Library for Nuclear

- Science and Engineering, J. Nucl. Sci. Technol. Vol. 48, No. 1, pp.1-30.
- Shoesmith, D. W. and King, F. (1999): The effect of gamma-radiation on the corrosion of candidate materials for the fabrication of nuclear waste packages, AECL-11999.
- SKB (2006) : Piping and erosion in buffer and backfill materials Current knowledge, Lennart Börgesson, Torbjörn Sandén, Clay Technology AB R-06-80, September 2006.
- SKB (2008a) : Buffer protection in the installation phase R-08-137, December 2008.
- SKB (2008b): Horizontal deposition of canisters for spent nuclear fuel Summary of the KBS-3H Project 2004-2007, SKB TR-08-03.
- SKB (2010): Design, production and initial state of the canister, TR-10-14.
- 曾根田秀夫, 岩田豊, 戎家三津雄(2009) : 高経済性プラントの実現に向けた BWR 炉心・燃料の高度化への取り組み, 日立評論, Vol.91, No.02, I88-I89.
- 曾根田直樹 (2003) : 圧力容器鋼の中性子照射脆化における照射速度の影響, アグネ研究センター, 金属, Vol. 73, No. 8, pp.760-765.
- Steinbrück, M., Meier, A., Stegmaier, U. and Steinbock, L. (2004) : Experiments on the Oxidation of Boron Carbide at High Temperatures, FZKA6979, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Stoller, R. E. (2004): The Effect of Neutron Flux on Radiation-Induced Embrittlement in Reactor Pressure Vessel Steels, Journal of ASTM International, Vol.1, Issue 4.
- STUK (2013): Implementing nuclear non-proliferation in Finland annual report 2013, http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/tiivistelmat/b_sarja/en_GB/stuk-b173/_files/91884807399488859/default/stuk-b173.pdf.
- 須田久美子, Sudhir, M., 本橋賢一 (1992) : 腐食ひびわれ発生限界腐食量に関する解析的検討, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.14, No.1, pp.751-756.
- 須山賢也, 望月弘樹, 高田友幸, 龍福進, 奥野浩, 村崎穰, 大久保清志 (2009) : 連続エネルギーモンテカルロコード MVP 及び MCNP を使用する統合化燃焼計算コードシステム-SWAT3.1, JAEA-Data/Code 2009-002.
- Suyama, K., Uchida, Y., Ito, T. and Miyaji, T. (2012): OECD/NEA Burn-up Credit Criticality Benchmark Phase III-C Nuclide Composition and Neutron Multiplication Factor of BWR Spent Fuel Assembly for Burnup Credit and Criticality Control of Damaged Nuclear Fuel.
- 鈴木英明, 藤田朝雄 (1999) : 緩衝材の膨潤特性, JNC TN8400-99-038.
- 鈴木和也, 児玉安彦 (1974) : 青函トンネルの施工(3)本州側海底部, トンネルと地下第 5 巻 4 号.
- 鈴木覚, 北川義人, 窪田茂, 加来謙一, 藤山哲雄, 藤崎淳, 多田浩幸, 戸栗智仁, 岩田裕美子, 川上進, 川崎大介, 高瀬博康, 矢萩良二, 朝野英一 (2013a) : PEM システムの基本形の検討 (その 5 基本形の比較検討と今後の技術開発の方向性), 土木学会第 68 回年次学術講演会 (平成 25 年 9 月), CS11-059.

- 鈴木覚, 窪田茂, 中島均, 多田浩幸, 戸栗智仁, 川上進, 岩田裕美子, 中原康典, 矢萩良二, 朝野英一 (2013b) : PEM システムの基本形の検討 (その2 人工バリアー一体化モジュールの検討), 土木学会第 68 回年次学術講演会 (平成 25 年 9 月), CS11-056.
- ショット日本株式会社 : TEMPAX Float®, http://www.schott.com/japan/japanese/products/white_goods/tempax.html (2015. 1. 14) .
- 高治一彦, 杉野弘幸, 奥津一夫, 三浦一彦, 田部井和人, 納多勝, 高橋真一, 杉江茂彦 (1999) : ニアフィールドの長期構造安定性評価, JNC TN8400 99-043.
- 高治一彦, 鈴木英明 (1999) : 緩衝材の静的力学特性, JNC TN8400 99-041.
- 竹ヶ原竜大, 高尾肇, 佐藤由子, 和田英孝, 荒岡邦明, 中嶋幸房, 幾世橋広, 植田浩義, 木元崇宏 (2000) : すきま充填材としてのベントナイト特性に関する研究 (その2) , 土木学会第 55 回年次学術講演会, CS-190.
- Tamaki, H., Kimura, T., Hode, S., Kishimoto, J. and Yamoto, T. (2007) : “Structural Integrity of MSF-57BG Transport and Storage Cask Based on Full-scale and 1/2.5-scale Drop Test Results” , The 15th International Symposium on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, PATRAM 2007, October 21-26, Miami, Florida, USA.
- 谷口直樹, 本田明, 川崎学 (1994) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼オーバーパックスの局部腐食進展期間の評価, 第 41 回腐食防食討論会講演集, pp. 267.
- 谷口直樹, 山口真, 建石剛 (2011) : 人工海水中における炭素鋼の腐食におよぼす γ 線線量率の影響, 第 58 回材料と環境討論会講演集, A105.
- Tiita, A., Saarinen, J., Tarvainen, M., Axell, K., Jansson, P., Carchon, R., Gerits, J. and Kulikov, Y. (2002) : Investigation on Thepossibility to Use FORK Detector for Partial Defect Verification of Spent LWR Fuel Assemblies, STUK-YTO-TR 191.
- 槌田昭, 山崎慎一郎, 神谷昌平, 秋山光庸 (1965) : 伝熱工学演習.
- U. S. NRC (Nuclear Regulatory Commission) (2006) : Justification for Minimum Margin of Subcriticality for Safety, FCSS ISG-10, Rev.0.
- Wersin, P., Grolimund, D., Kumpulainen, S., Kiviranta, L., Brendlé, J. and Snellman, M. (2010) : Titanium alloys as alternative material for the supercontainer shell in the KBS-3H concept, A preliminary Ti-clay interaction study, SKB R-10-51.
- Yamashita, T., Kuramoto, K., Akie, H., Nakano, Y., Nitani, N., Nakamura, T., Kusagaya, K. and Ohmichi, T. (2002) : Rock-Like Oxide Fuels and Their Burning in LWRs, J. Nucl. Sci. Technol. 39, 865-871.
- 山崎建設工業株式会社 : <http://www.yamazaki.co.jp/data/school/env/vb/ech1.html>, ” 建設機械の振動騒音” (2015 年 1 月 26 日閲覧) .
- 義家敏正 (2007) : 照射効果に及ぼす照射速度依存性の発現機構, アグネ研究センター, 金属, Vol. 77, No. 12, pp.1327-1332.

5. 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

5.1 はじめに

原子力機構は、平成 25 年度から、本事業及び運営費交付金により使用済燃料の直接処分に関する研究開発に着手した。これらの研究開発と並行して、直接処分の実現可能性の見通しについて検討する取りまとめ報告書（直接処分第 1 次取りまとめ）の作成を進め、平成 25 年度末にドラフトとしてまとめた。直接処分第 1 次取りまとめの準備作業として、報告書の基本構成と対応した記載概要についての事前検討を行い、その検討結果に従い、上記研究開発によって得られた予備的設計・安全評価の成果を整理し、直接処分第 1 次取りまとめ骨子を作成した。この骨子については国内外の専門家（国内 5 名、国外 5 名の計 10 名）にレビューを依頼し、意見聴取や情報入手を行うことにより（原子力機構，2014）、平成 25 年度末の直接処分第 1 次取りまとめのドラフト作成に反映させた。

平成 26 年度においては、平成 25 年度末に作成した直接処分第 1 次取りまとめドラフトに対して、原子力機構内での内部レビューとそれにもとづくドラフト修正を経て、国内外の専門家による外部レビューを実施した。専門家によるレビュー会合は 6 月と 12 月の 2 回開催した。6 月のレビュー会合では、ドラフトの全体構成と記載内容について、国内の専門家からの主要なレビューコメントとその対応について議論した。12 月は、国際レビューワークショップを開催し、国内の専門家に加えて諸外国の直接処分に関する研究開発を行っている研究機関や実施主体の専門家にも参加を求め、国内の専門家によるレビュー結果にもとづき修正したドラフトの概要を説明するとともに、諸外国の専門家の知識や経験を踏まえて、直接処分第 1 次取りまとめドラフトの作成過程で抽出された、技術的信頼性を例示する包括的な取りまとめ報告書（直接処分第 2 次取りまとめ）に向けた課題と対応策に関する議論を行った。

本章では、上記の専門家によるレビューに基づき修正し、品質を高めた直接処分第 1 次取りまとめドラフトの概要について紹介するとともに、直接処分第 1 次取りまとめドラフトの作成過程で抽出した直接処分第 2 次取りまとめに向けての課題の分類について述べる。また、平成 26 年度に実施した専門家によるレビュー会合で得られた情報を整理し、その概要をまとめた。

5.2 直接処分第 1 次取りまとめドラフトの概要

直接処分の実現可能性の見通しについて検討する取りまとめ報告書（直接処分第 1 次取りまとめ）のドラフトは、序論、使用済燃料の直接処分システム、使用済燃料の直接処分を対象とした工学技術と安全評価、直接処分第 2 次取りまとめに向けた課題と今後の進め方、まとめと結論、の 5 章からなる構成となっている。表 5.2-1 に直接処分第 1 次取りまとめドラフトの目次構成と目次構成に対応する記載概要を示している。

直接処分第 1 次取りまとめドラフトは、原子力機構を中心として進めている使用済燃料の直接処分の研究開発で得られた成果、諸外国で先行して進められている直接処分に関する技術開発の成果、およびわが国でこれまでに実施されてきた高レベル放射性廃棄物／TRU 廃棄物に関するこれまでの基盤研究開発成果や最新の技術的知見も取り込んでいる。前提条件と

して設定した H12 レポートのレファレンスケースの地質環境条件とモデルガラス固化体の前提となっている PWR 使用済燃料集合体のインベントリの下で予備的に地層処分システムの設計・安全評価を行うことを通して、使用済燃料の地層処分システムの設計と安全評価のアプローチを構築し、わが国における使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しを検討した。また、直接処分第 2 次取りまとめでのセーフティケースの検討を通じた技術的信頼性の例示を見据えて、抽出した課題を分類・整理した。直接処分第 1 次取りまとめドラフトの内容については、国内外の有識者から詳細なレビューを受けることにより技術的取りまとめ報告書としての信頼性を確認し、公開に備えた。

表 5.2-1 直接処分第 1 次取りまとめドラフトの目次構成

項目	記載概要
1. 序論	<ul style="list-style-type: none"> 使用済燃料の直接処分に係る研究開発の背景 地層処分基盤研究開発における位置づけと技術報告書の取りまとめ 直接処分第 1 次取りまとめ作成の基本的考え方と進め方 本書の構成
2. 使用済燃料の直接処分システム	<ul style="list-style-type: none"> 国際動向： 処分対象の高レベル放射性廃棄物と処分概念、セーフティケース、可逆性と回収可能性、諸外国における規制の動向、保障措置および核物質防護 わが国の現状： 地層処分を取り巻く状況、使用済燃料の直接処分に係る研究開発と計画の現状、規制等の状況 使用済燃料の発生状況と特徴 使用済燃料の地層処分システムの概念と安全確保の考え方
3. 使用済燃料の直接処分を対象とした工学技術と安全評価	<ul style="list-style-type: none"> 工学技術と安全評価の検討の目的： 限られた条件の下で、使用済燃料の特徴や新しい科学技術的知見を取り入れた設計と安全評価を予備的に試行することを通じて、設計と安全評価のアプローチや評価解析の枠組みを構築するとともに、第 2 次取りまとめにむけての課題を抽出することにより直接処分の実現可能性を提示することを目的とする。
3.1 前提条件	<ul style="list-style-type: none"> 地質環境条件 使用済燃料の仕様と検討対象とする量 処分施設および廃棄体に関する設定
3.2 工学技術	<ul style="list-style-type: none"> 目的および検討の進め方 地下施設の設計の手順： 使用済燃料処分のための地下施設の概念、地下施設の設計フローの構築 地下施設の設計： 設計条件、処分容器の設計、緩衝材の設計、坑道の設計、設計された地下施設のレファレンス仕様 設計された人工バリアの埋設後挙動の確認： 埋設後の再冠水時の人工バリア挙動の評価、その他の挙動に対する評価の考え方 処分場の建設・操業・閉鎖： 検討の進め方、搬送・定置設備の設計、封入設備の設計、処分場の建設・操業・閉鎖
3.3 予備的安全評価	<ul style="list-style-type: none"> 安全評価の進め方 使用済燃料を対象とした直接処分システム： 地質環境、処分場、生活圏 安全評価のシナリオ： シナリオ開発、基本シナリオの記述、基本シナリオ以外のシナリオと評価の考え方 基本シナリオに基づく解析： 目的、核種移行解析の考え方、評価対象核種、モデルとデータ、解析結果 安全性に関する多様な議論： 不確実性の取り扱い、地質環境の長期的な変動の取り扱い、補完的指標による評価
4. 第 2 次取りまとめに向けた課題と今後の進め方	<ul style="list-style-type: none"> 第 2 次取りまとめに向けた課題： 第 1 次取りまとめをより包括的なものとするための課題、使用済燃料に固有の課題、ガラス固化体・TRU 廃棄物と共通の課題 今後の進め方： 第 2 次取りまとめに向けての進め方、使用済燃料直接処分に関する知識マネジメントの考え方と進め方
5. まとめと結論	<ul style="list-style-type: none"> 直接処分第 1 次取りまとめの成果/直接処分第 1 次取りまとめの結論
(付録)	<ul style="list-style-type: none"> 隆起・侵食を考慮した解析における風化帯でのデータ設定 「基本シナリオの核燃料サイクルコスト比較に関する報告書」に示された課題に対する取り組み状況 直接処分第 1 次取りまとめにおける予備的な設計・性能評価において抽出された課題

5.3 直接処分第 2 次取りまとめに向けた課題の整理

2.1 で述べたように、直接処分第 1 次取りまとめドラフトの作成過程で抽出した直接処分第 2 次取りまとめに向けた課題については、わが国における使用済燃料の直接処分に関するセーフティケースの検討とその信頼性の高いものとしていくために、直接処分第 1 次取りまとめでは限定的であった前提条件や検討対象をより包括的なものに拡張していく観点、および使用済燃料の特徴を踏まえた設計・安全評価の前提となる個別の現象理解、設計・安全評価手法の高度化といった詳細化の観点の両方が必要であり、また、ガラス固化体や TRU 廃棄物と共通的な重要テーマも多い。そのため、直接処分第 2 次取りまとめに向けた課題を以下の 3 つの観点で整理した。

- ・ 直接処分第 1 次取りまとめにおける予備的な検討をより包括的なものとするための課題
- ・ 使用済燃料に特有の課題

- ・ ガラス固化体・TRU 廃棄物と共通の課題

これらの3つの観点で整理された直接処分第2次取りまとめに向けた課題、および課題への対応策の詳細については2.1 および2.2 に述べられている。

5.4 国内外専門家による評価

上記したように、平成26年度は、平成25年度末に作成した直接処分第1次取りまとめドラフトに対して専門家によるドラフトの外部レビューを実施した。具体的には、平成26年5月～6月にかけて、国内の専門家にドラフトの全体構成と記載内容についてのレビューを依頼し、専門家からのレビューコメントへの対応について紹介・協議するためのレビュー会合を6月初旬に開催した。7月～11月にかけて、国内の専門家によるレビューでのコメントを踏まえてドラフトを修正するとともに、並行して国際レビューも見据えて修正したドラフトの英訳版も準備した。12月には、直接処分第1次取りまとめドラフトについての国際レビューワークショップを開催し、国内の専門家に加えて、諸外国で先行して使用済燃料直接処分の技術開発に取り組んでいる研究機関や実施主体の専門家にも参加していただき、直接処分第1次取りまとめドラフトの概要を紹介するとともに、直接処分第1次取りまとめドラフトの作成過程で抽出された直接処分第2次取りまとめに向けて取り組むべき課題と対応策に関する議論を行った。

本項では、5月～6月にかけて実施した国内の専門家によるレビューの概要と12月に開催した国際レビューワークショップの概要について述べる。

(1) 国内の専門家によるレビューの概要

平成25年度末に作成した直接処分第1次取りまとめドラフトに対して、平成26年5月～6月にかけて国内の専門家によるドラフトの外部レビューを実施した。国内の専門家によるドラフトのレビューにあたっては、国内の専門家として、「地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成25年度～平成29年度）」地層処分基盤研究開発調整会議（2013）に示されている使用済燃料直接処分の研究開発の技術的取りまとめに関する枠組みにおける取りまとめタスクフォースのメンバー（公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター、一般財団法人電力中央研究所、独立行政法人産業技術総合研究所、独立行政法人放射線医学総合研究所、原子力発電環境整備機構、関西電力株式会社、電気事業連合会及び日本原燃株式会社に所属する研究者など12名）と地層処分基盤研究開発調整会議の外部有識者など（大学教授・准教授など14名）に依頼を行った。これら国内の専門家からは、報告書全体、前提条件、工学技術、安全評価などに関して合計456件のレビューコメントが示され、これらのレビューコメントに対しては、拝承しドラフトの修正に反映させるもの、直接処分第2次取りまとめに向けた課題とするものに分類・整理し、それらレビューコメントについての個別の対応を検討した。

レビューコメントとそれらへの対応を議論する場として平成26年6月6日（金）に上記国内の専門家と原子力機構の研究者を交えたレビュー会合を東京で開催した。このレビュー会

合では、直接処分第1次取りまとめの位置付け、実施事項、記載内容の確認を行うとともに、いただいたコメントのうち、議論が必要と考えられたコメントについての説明を行い、対応策を協議した。また、レビュー会合での議論を通じて直接処分第1次取りまとめドラフトにおいて修正すべき点の確認、直接処分第2次取りまとめに向けた課題・方向性についての情報共有を行った。レビュー会合で議論した主要なコメントと対応を表5.2-2に整理した。

表 5.2-2 国内の専門家による直接処分第1次取りまとめドラフトに関するレビュー会合での主要な議論への対応

レビューコメント	レビューコメントへの対応
【図書全体の全体について】	
図書の題名を再検討すること。 『わが国における使用済燃料直接処分の実現可能性に関する概括的評価報告書—直接処分第1次取りまとめ—』（5月版ドラフトタイトル）	『わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価—直接処分第1次取りまとめ—』（10月末版ドラフト）
本図書の目的、位置付け、結論などを明確にすること。 結論の記載ぶりについては、実施した内容に即した記述とし、誤解を招かないよう留意が必要。	要約中の『直接処分第1次取りまとめの基本的考え方と進め方』および『直接処分第1次取りまとめの結論』に明示するとともに、本文第1章 序論および第5章 まとめと結論 に記載した。 主要な記載は以下の通り。 (基本的考え方と進め方) ▶ 使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しについての検討と、この検討を通して抽出される今後の課題を提示することを目標とする。 ▶ 使用済燃料の地層処分システムの設計と安全評価を予備的に行うことにより、使用済燃料の地層処分システムの設計と安全評価のアプローチを構築し、わが国における使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しについての検討結果を取りまとめるとともに、今後のセーフティケースの検討を通じた技術的信頼性の例示に向けての重点項目と課題を抽出する。 (まとめと結論) ▶ 直接処分第1次取りまとめにおいては、代表的な地質環境特性と使用済燃料特性という限定された条件下ではあるが、予備的な設計と安全評価を通して、使用済燃料の地層処分システムの設計と安全評価のアプローチを構築し、わが国における使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しについての検討結果をまとめることができた。また、使用済燃料の直接処分の技術的信頼性を例示することを目標とする直接処分第2次取りまとめに向けて課題を抽出し、これらを分類し整理を行った。このように直接処分第1次取りまとめにおいては、直接処分の実現可能性の見通しの検討と第2次取りまとめに向けた課題の抽出・分類・整理を行うことにより、その所期の目標を達成することができた。
対象読者を明確にすること。	本文中に対象読者の明示的記載は行っていないが、上記の本図書の目的から、対象読者は、主に政策決定者と研究開発機関を対象とする。なお、本図書については、安全コミュニケーションツールとしての役割は積極的には意図していない。
使用済燃料とガラス固化体との違いと、使用済燃料を対象とする場合の課題をより丁寧に説明すべき	2.3『わが国における使用済燃料の発生状況と特徴』の記述を拡充するとともに、3.1.2『使用済燃料の仕様と検討対象とする量』において、使用済燃料とガラス固化体との比較の図を追加するなどの修正を行った。
前提となるわが国の地質環境については、総合資源エネルギー調査会 地層処分技術 WG の議論などを適切に引用すべき。	2.2.1『地層処分を取り巻く状況』において、処分技術WGなどの概要を記載するとともに、序論においてもこれらの国内動向に言及した。
課題の記載方法に工夫が必要である。使用済燃料に特化した課題が分かりづらい。	4.1『直接処分第2次取りまとめに向けた課題』において、課題の分類を行い、課題の再整理を行った。
【使用済燃料の直接処分システム、予備的設計・安全評価について】	
安全戦略（安全確保の考え方）、安全機能と設計要件の関係などは、予備的設計・安全評価の前段で明確にしておくべき。	2.4『使用済燃料の地層処分システムの概念と安全確保の考え方』を新たに設けた。この中で、地層処分の基本的概念、安全評価のアプローチを示すとともに、前提とする処分システム概念、安全機能（期待する時間枠を含む）、および安全機能と設計要件との対応関係について整理して記載した。
予備的設計・安全評価の対象としている前提条件が限	本報告書での評価対象条件が限定的であることについては、要

定的であることについては、その理由を含め丁寧に説明すること。	約、3章冒頭で本報告書の位置付けとあわせて説明の記述を追加した。
工学技術については、今回の前提条件においては成立が困難であったケースについても、今後の検討のために記載しておくことが望ましい。	熱解析結果などの記述を修正し、温度制限を満たすことが困難なケースについても言及した。
安全評価の結果の提示においては、核種移行率や線量のみではなく、バリア機能を考察するために、核種の存在形態（存在場所）などを示す図を追加することが望ましい。	3.3.4『基本シナリオに基づく解析』5)解析結果 に、安全評価上重要な核種について、各バリアにおける存在量を評価し、バリア機能に関する考察を追加した。
生活圏については、農業従事者以外の被ばくグループについての結果を追加することが望ましい。	同上

(2) 国際レビューワークショップの概要

(1)で述べた国内の専門家によるレビューコメントにもとづき修正した直接処分第1次取りまとめドラフトについて、国際的な最新の技術開発の進展も踏まえてさらにその品質を高めるとともに、多様な条件設定を考慮したセーフティケースの検討を通して直接処分の技術的信頼性を例示することを目標とする直接処分第2次取りまとめに向けての課題とその対応について議論を行うために、平成26年12月17日～18日にかけて国際レビューワークショップを東京で開催した。国際レビューワークショップは、上記した国内の専門家に加えて、諸外国で先行して使用済燃料直接処分の技術開発に取り組んでいる研究機関や実施主体の専門家にも参加を依頼した。国際レビューワークショップの参加人数は原子力機構も併せて延べ64名、このうち諸外国の専門家の参加人数は9名であった。参加した諸外国の専門家の所属機関は以下の通りである。

- スイス：放射性廃棄物管理共同組合（Nagra）（1名）、MCM社（3名）
- スウェーデン：スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB）（1名）
- 米国：サンディア国立研究所（SNL）（2名）
- 英国：放射性廃棄物管理会社（RWM）（1名）
- 韓国：韓国原子力研究所（KAERI）（1名）

国際レビューワークショップのプログラムは以下の通りである。

1日目（平成26年12月17日（水））

- ・ 開会の挨拶
- ・ 国際レビューワークショップの主旨説明
- ・ 第1部：直接処分に関する諸外国の概要説明
- ・ 第2部：直接処分第1次取りまとめドラフトのレビュー
 - －直接処分第1次取りまとめのメッセージと直接処分第2次取りまとめに向けた課題抽出
 - 処分場の工学技術
 - 安全評価

2日目（平成26年12月18日（木））

- ・ 第3部：グループワーク（直接処分第2次取りまとめに向けた課題への対応について）

- 処分場概念の開発
- セーフティケース
- 安全評価のためのデータ設定
- ・ 国際レビューワークショップのまとめ

国際レビューワークショップの第1部においては、使用済燃料直接処分に関する技術開発に関する、英国、米国、スイス及びスウェーデンの取り組みについての説明が行われた。英国は放射性廃棄物管理会社（RWM）が地層処分の実施主体として使用済燃料直接処分に関する技術開発を進めており、対象とする廃棄物は低レベルから高レベルまで幅広い。地層処分については高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）と使用済燃料の処分を考えている。原子炉はMagnox、AGR、PWR、その他の炉を有しており、Magnoxの燃料は再処理、AGRの燃料は再処理と直接処分、PWRの燃料は直接処分として検討が進められている。地層処分サイトは決まっておらず、これらの放射性廃棄物の地層処分についてはサイトジェネリックな研究開発の段階にある。米国ではYucca Mountainプロジェクトが中断されて以降、UFD campaignが実施され、高レベル放射性廃棄物と使用済燃料についての貯蔵、輸送、処分に関する技術開発が進められている。ジェネリックな地層処分の頑健性についての信頼性を向上させる試みや地層処分の代替として超深孔処分についての技術開発も行われている。スイスは、放射性廃棄物管理共同組合（Nagra）が地層処分の実施主体として、使用済燃料、高レベル放射性廃棄物、TRU廃棄物の共処分についての研究開発を進めており、サイト選定については、2011年に承認された地域を対象として少なくとも2つのサイトを絞り込む段階にある。最終的（2022年頃）に一つのサイトに絞り込み、許認可申請を行う予定である。2つの地下研（Opalinus Clay：Mont Terri Project、結晶質岩：Grimsel Test Site）を活用した技術開発や原位置試験が進められている。スウェーデンは、スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB）が地層処分の実施主体として沿岸域における結晶質岩中への使用済燃料の直接処分に関する技術開発を進めている。具体的な処分サイト（Forsmark）も2010年に決定しており、現在許認可申請書のレビュー段階にある。

国際レビューワークショップの第2部では、直接処分第1次取りまとめドラフトにおける工学技術と安全評価の内容を原子力機構から説明し、諸外国の専門家からレビューコメントを受けた。諸外国の専門家からの主要なレビューコメントを以下に示す。

○工学技術

- ・ 設計フローは、繰り返しプロセスが考慮されるものとすべき。
- ・ 品質の保証、確認、管理についても強調すべき。
- ・ 処分容器の寿命の長期化や寿命の分布についても検討すべき。寿命の長期化については代替材料の適用のほか、炭素鋼に対しても検討が必要。
- ・ 処分容器の製作方法などについても検討が必要。
- ・ 影響は小さいと思われるが、臨界安全についてより厳密な考慮が必要。
- ・ 臨界解析における燃焼度クレジットの導入は理にかなっているが、直接処分第

2次取りまとめに向けての幅広い燃料を考慮する際には注意が必要。

- ・ PEMの利点を明示的に考慮すべき。
- ・ 幅広いタイプの燃料を取り扱えるような処分容器の標準化も必要。
- ・ 容器の重量を考慮して、定置装置は実用性を考慮して設計すべき。

○安全評価

- ・ H12レポート以降の天然バリアに関する知見をレビューし、現実的なモデルを開発する、あるいはH12レポートの簡易なモデルの妥当性を強化すべき。
- ・ 直接処分第1次取りまとめからのニーズとして、今後より現実的なシナリオ、モデル、データベースが示されるべき。
- ・ 不確実性の取り扱いなどを含むレファレンス解析におけるデータ設定の考え方を明確化すべき。今後、不確実性の幅の設定や感度解析等が検討されるべき。
- ・ データベースについては、化学的類似元素の取り扱いや最新の諸外国のデータベースの比較など、その信頼性について十分なチェックがなされるべき。
- ・ 特に母岩中の核種移行パラメータ設定については、第2次取りまとめ以降の国内外の最新の成果をより反映させることを検討すべき。
- ・ ソースタームデータはサイトに依存せず、まずは国際的なデータ比較により設定する方法が良いが、今後、日本のデータを反映することを検討すべき。

諸外国の専門家からいただいたこれらのコメントについては、直接処分第2次取りまとめに向けた課題として、その対応策を検討し、研究開発に反映させている。

国際レビューワークショップの第3部においては、3つのテーマ、すなわち、処分場概念の開発、セーフティケース及び安全評価のためのデータ設定、を設定して、3つのグループに分かれてグループワークを行った。グループワークでは、テーマ毎に、上記した工学技術と安全評価に関わる直接処分第2次取りまとめに向けた課題とそれらへの対応についての原子力機構の考えとそれに対する諸外国の専門家からのフィードバックについて議論した。

5.5 まとめ

わが国の使用済燃料の直接処分に関する技術的取りまとめ報告書に関しては、平成26年度は、平成25年度末に作成した直接処分の実現可能性の見通しについて検討する取りまとめ報告書（直接処分第1次取りまとめ）のドラフトに対しての原子力機構内での内部レビューと修正を経て、専門家によるドラフトの外部レビューを実施した。本項では、専門家によるレビューにもとづき修正し、品質を高めた直接処分第1次取りまとめドラフトの概要について紹介するとともに、直接処分第1次取りまとめドラフトの作成過程で抽出した直接処分第2次取りまとめに向けての課題の分類について述べた。また、平成26年度に実施した専門家によるレビュー（国内の専門家によるレビューと国際レビューワークショップの概要）に関する情報を整理した。今後は、直接処分第1次取りまとめドラフトの作成過程で抽出した直接処分第2次取りまとめに向けた課題についてのレビュー情報の整理結果にもとづき、直接処

分第2次取りまとめに向けた課題への対応を行いつつ、全体計画（地層処分基盤研究開発調整会議，2013）に示されているマイルストーンを見据えて、直接処分第2次取りまとめの作成方針を検討し、具体的な執筆作業に取り組んでいく予定である。

【参考文献】

地層処分基盤研究開発調整会議（2013）：地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成25年度～平成29年度）2013年3月.

原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2014）：平成25年度地層処分技術調査等事業 使用済燃料直接処分技術開発報告書，平成26年3月.

核燃料サイクル開発機構（1999）：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.

6. おわりに

6.1 成果の総括

本事業は、わが国において使用済燃料の直接処分が技術的な合理性をもって実現できることを示すために、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえ、使用済燃料の直接処分システムの設計・性能評価技術に関する開発を実施し、技術開発成果を体系的に取りまとめることにより、直接処分の技術的基盤を整備することを目標として、平成 25 年度～平成 29 年度にかけての 5 ヶ年の計画で実施されている。本報告書は、その第 2 年度の技術開発の成果を取りまとめたものである。

本事業で得られた成果については、原子力機構が文部科学省の運営費交付金で実施する研究開発の成果と合わせて、段階的に直接処分の実現可能性の見通しについて検討する取りまとめ報告書（直接処分第 1 次取りまとめ）や技術的信頼性を例示する包括的な取りまとめ報告書（直接処分第 2 次取りまとめ）として体系的に取りまとめられる予定である。直接処分第 1 次取りまとめについては、平成 25 年度に実施した本事業の成果と文部科学省の運営費交付金で実施した研究開発の成果を体系的に整理することにより、ドラフト版を作成し、国内外の専門家によるレビューを実施し、技術的取りまとめ報告書としての品質を高めた。

5 ヶ年計画で実施する本事業の第 2 年度である平成 26 年度においては、平成 25 年度の事業項目に加えて、設計・性能評価の連携の観点から新たな事業項目についても検討することとし、以下の事業項目を設定し、使用済燃料直接処分のための処分場施設の設計・性能評価技術に関する開発を行った。

- ・ 全体計画（5 ヶ年）の見直し
- ・ 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化
- ・ 直接処分施設設計の概念構築
- ・ 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

以下に平成 26 年度に実施した上記事業項目の成果を総括する。

(1) 全体計画（5 ヶ年）の見直し

平成 25 年度に実施した本事業の技術開発の成果は、原子力機構が運営費交付金で実施した使用済燃料の直接処分の研究開発成果と合わせて体系的な整理を行うことにより、わが国における使用済燃料の直接処分の実現可能性の見通しについて検討する直接処分第 1 次取りまとめ（ドラフト版）として取りまとめられ、現在公開に向けた準備作業が行われている。直接処分第 1 次取りまとめの設計・性能評価においては、地質環境条件や処分概念の範囲を限定して作業を進めたが、直接処分の技術的信頼性の例示を目指す直接処分第 2 次取りまとめに向けては、これらの範囲を拡大していくとともに、残された課題を明確にし、その対応策を検討する必要がある。したがって、事業項目では、直接処分第 1 次取りまとめドラフトの作成過程で抽出された直接処分第 2 次取りまとめに向けての課題について、対応方針を検討

するとともに本年度の取り組み計画を策定し、本事業の実施計画との整合を確認した。

(2) 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発 および閉じ込め性能評価手法の高度化

1) 先進的な材料の開発

平成 25 年度に提示された金属ガラスの候補材料を中心に、物理化学的な基本特性を整理し、既存の材料との比較、特徴の整理を行うとともに、容器材料としての適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討した。緩衝材、埋め戻し材など他のバリア材料については、機能や性能向上に関する既往の研究開発事例や国内外における新材料開発などの現状を整理した。また、その結果にもとづいて新材料となりうる材料の適用可能性、適用にあたっての課題を整理した。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリアの閉じ込め性能評価手法に関する研究について、処分容器など人工バリアを構成する金属材料を対象に、使用済燃料の直接処分を想定した深部地下環境における腐食現象の理解やメカニズム解明および耐食性向上のための試験、文献調査などを実施した。また、人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす環境因子の影響のうち、微生物の影響に着目し、直接処分を想定した条件での閉じ込め機能への影響評価、影響緩和のための工学的対策などの観点から知見を整備した。

使用済燃料の閉じ込め性能評価に関する研究について、燃料集合体（燃料・金属）からの瞬時放出、長期溶解を含むソースターム評価のためのモデル・パラメータ、および放射線影響などの不確実性要因に関する調査、解析、データベースの整備を実施した。また、地質環境条件や使用済燃料などの多様性に対して、代表的な組合せに着目した包括的な性能確認解析を試行するとともに、地質環境条件が継続することを前提として、設計オプション毎に多重バリアの閉じ込め性能の特性を把握するための試解析を行った。これにより、多重バリアの閉じ込め性能に対して重要な因子や現象を抽出した。

(3) 直接処分施設設計の概念構築

1) 処分施設の設計支援システムの構築

平成 25 年度の検討において示された開発工程にもとづいて、設計支援システムのプロトタイプ構築に向けて、具体的なモデルを用いた試行により本システムの活用のイメージを開発者間で共有するとともに、ISIS や性能評価支援システムとのインターフェースの基本設計や、設計根拠のレポートなどを格納する統合データベースの基本設計を行った。また、本システムで取り扱うデータモデルの仕様を設計した。

2) 処分施設の設計検討

① 搬送・定置設備の概念設計

長半減期の放射性核種の閉じ込め機能向上を狙った炭素鋼材料を銅材料で覆った構造の複合処分容器、および処分容器と緩衝材で構成される人工バリアを予め一つのパッケージに組み込んだ PEM 方式定置を対象として、横置き定置方式の条件下で、搬送・定置設備の概念検討を行い、設備の実現可能性評価を行った。また、横置きや縦置き定置方式、PEM 定置方式なども含む様々な処分場概念や人工バリア仕様へ適用可能となる候補技術全般について、調

査と整理を行い、技術オプションとして体系的に取りまとめた。

②地下施設の概念設計

これまでの処分場の地下施設に関する研究開発成果やトンネルの設計指針について収集・整理し、最新の知見にもとづいた地下施設の力学的安定性評価指標を設定した。また、処分場の概念に応じて許容される湧水量が異なるため、工程に対応する湧水対策工を抽出・整理し、湧水対策工の概念設計を行った。さらに、複合処分容器および PEM 方式に対応する搬送・定置設備の情報を加味しつつ、これと整合する地下施設の概略設計を行った。地下施設の間設計の合理化を図るため、地下施設の設計に使用する吹付けコンクリートの配合選定のための基礎物性の取得を行った。

③地上施設の概念設計

長半減期の放射性核種の閉じ込め機能を持たせた処分容器として炭素鋼材料を銅材料で覆う仕様とする複合処分容器を対象として封入施設の実現可能性について検討を行った。また、複合処分容器に対して設計要件の確認を行った。これらの検討を通じて課題を抽出するとともにそれらの課題への対応策を検討した。

④直接処分方策に関する調査・検討

国際会議などを通じて IAEA および諸外国の関係者から使用済燃料の直接処分に適用する保障措置および核セキュリティシステム の概念検討の現状についてヒアリングを行った。これらの成果にもとづき、必要な保障措置、核セキュリティ上の要件、処分場設計に反映すべき項目の整理、処分場に適用可能な技術の調査など保障措置実施方策、核セキュリティ確保のための実施方策について予備的な検討を行った。また、平成 25 年度に実施した諸外国の使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる直接処分方策に関する様々なオプションの調査・検討の結果などにもとづき情報整理を行い、「処分概念データベース」に登録した。

⑤処分容器の設計における臨界安全に関する検討

臨界安全ベンチマーク実験データ ICSBEP に内蔵される実験データを対象として代表性評価を実施し、臨界計算コードの精度確認に使用する事が適切な実験データの抽出が可能であることを確認した。また、燃焼度クレジット導入時に必要なパラメータの調査・検討として、PWR 燃料を中心に、燃焼計算の誤差、燃焼計算時のパラメータの設定値、燃焼度分布の考慮の有無による臨界安全評価への影響を検討した。また、超長期にわたって燃料と共存することが担保できる中性子吸収体として、耐水性の高さが期待できる材料の調査を行った。さらに、緩衝材や岩盤を構成する物質の中性子反射体効果に関して、直接処分の臨界安全の観点で必要とされる計算コード・核データの比較・検証を進めるための国際ベンチマーク問題を検討した。

(4) 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

平成 25 年度に実施した本事業の研究開発成果および原子力機構が運営費交付金で実施した使用済燃料の直接処分の研究開発成果を体系的に取りまとめた直接処分第 1 次取りまとめドラフトについて、国内外の専門家によるレビューを実施することにより技術的取りまとめ報告書としての品質を高めるとともに、直接処分第 1 次取りまとめドラフトの作成過程で抽

出した直接処分第2次取りまとめに向けての課題への対応方針を確認した。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

平成26年度は専門家・有識者などで構成される評価委員会を設置し、3回の委員会を開催し、計画、進捗状況、成果についてコメント・意見を聴取するとともに、これらのコメント・意見に基づき本年度実施中の事業項目、成果報告書、平成27年度の実施計画に反映した。

6.2 課題と今後の計画

(1) 直接処分研究開発に関する全体計画（5ヵ年）の策定

わが国の幅広い地質環境条件や使用済燃料の多様性を考慮して、直接処分第2次取りまとめで検討する前提条件の範囲を拡大していくとともに、残された課題を明確にしつつ研究における段階目標の設定を行う。また、外部専門家などからなる評価委員会を設置して、段階的に研究計画や成果について評価を行うとともに、地層処分基盤研究開発調整会議に組織されるタスクフォースにおいて、研究の進捗などの確認、他の事業の最新の成果の反映などを行い、適宜計画を最適なものとなるように見直していく。

(2) 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための人工バリアに関する先進的な材料の開発 および閉じ込め性能評価手法の高度化

1) 先進的な材料の開発

処分容器材料については、平成26年度の成果にもとづき、検討対象とする合金の見直しや改良を行うとともに、引き続き耐食性を含めて基本特性に関するデータ取得など知見の整備を行う。また、溶射によるコーティングなど施工技術に関する適用性の確認を行う。緩衝材、埋め戻し材についても平成26年度に引き続き機能や性能向上に関する研究開発事例を調査するとともに、平成26年度の調査結果と合わせて材料の適用性、適用にあたっての課題を整理し、取りまとめる。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリアの閉じ込め性能評価手法の構築に資するため、引き続き金属材料の腐食現象の理解やメカニズム解明のための試験および文献調査を行うとともに、腐食メカニズムにもとづくモデル開発を行う。また、平成26年度に引き続き環境因子による閉じ込め性能への影響として微生物活動に着目し、直接処分システムにおける多様な影響を考慮した評価に必要なデータ整備を行うとともに、様々な環境条件を対象とした評価試験を実施し、人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす影響評価手法を構築する。

使用済燃料の閉じ込め性能評価に関する研究については、平成26年度に行ったソースターム評価のための予備的な調査・解析結果をもとに、わが国の対象燃料特性および処分環境を考慮した調査・整理を継続し、使用済燃料直接処分の技術的信頼性の例示に向け、燃料多様性や放射線影響などを考慮した瞬時放出および長期溶解に関する暫定的なパラメータ設定を行う。さらには、多重バリアによる閉じ込め性能評価手法の構築に資するため、平成26年度における代表的な組合せで使用したモデルやデータなどについて最新の動向を踏まえて見直しを行うとともに、地質環境の長期的変遷を考慮して、設計オプション毎に多重バリアの閉じ込め性能の特性を把握するための試解析を行う。これらの検討を通じて、多重バリアの閉

じ込め性能に係る設計に反映すべき情報を整備する。

(3) 直接処分施設設計の概念構築

1) 処分施設の設計支援システムの構築

平成 26 年度の検討で基本設計を行ったインターフェースの詳細設計を行うとともに、データベースに関しては地形・地質・線形データベースや設計データベースなどの各種データベースの基本設計を進める。開発を通じて抽出された課題を整理し、後年度の開発計画に反映させる。また、平成 26 年度と同様に、本システムの開発にあたっては、本システムの機能や役割が利用者のニーズに合うように、常に関係者で情報共有を行いながら進めることとする。

2) 処分施設の設計検討

① 搬送・定置設備の概念設計

堅置き定置方式を条件として、搬送・定置設備の概念検討を行うものとし、以下の手順で進める。平成 26 年度に取りまとめた搬送・定置の技術オプションにもとづき、搬送・定置設備を構成する候補技術の抽出や絞込みを行う。さらにこれらの候補技術を基にして概念検討を進め、設備の寸法（設備が操業時に必要とする坑道の作業空間も含める）や構成などの主要仕様を設定するとともに設備の実現可能性について評価を行い、課題と課題解決策の提示を行うものとする。また、この概念検討のオプションとして堅置きおよび横置き定置方式のそれぞれの処分坑道が貫通仕様と袋小路仕様となる組合せを設定し、これらのオプションによる設備仕様の相違点についても検討する。

② 地下施設の概念設計

堅置き方式を対象とした坑道の設計を行う。また、これまでの成果に対して、岩盤（硬岩、軟岩）、処分パネルの形状（堅置き方式および横置き方式それぞれに対して、貫通仕様および、袋小路仕様を考慮）の組み合わせに対して、廃棄体、緩衝材、搬送・定置設備などから決まる各坑道の内空断面寸法と坑道延長の関係と、適用できる掘削工法を合わせて検討する。この際、選定した掘削工法を適用するために必要となる坑道擦り付け部の情報（内空断面寸法、力学的安定性、坑道延長など）を合わせて示す。また、場所打ちコンクリートを対象として配合選定のための基礎物性を取得する。

③ 地上施設の概念設計

複合処分容器を対象として封入施設の実現可能性について検討を継続する。

④ 直接処分方策に関する調査・検討

処分施設に適用可能な保障措置技術のうち有望な技術について、開発状況のさらなる調査および技術的な成立性の確認を実施し、処分プロセスへの適用性を確認する。核セキュリティ対策については、IAEA の核セキュリティ勧告文書および関連国内法規の要求事項を処分施設に適用する際の課題を検討する。また、国際会議などを通じて IAEA および諸外国の使用済燃料の直接処分に適用する保障措置および核セキュリティの検討状況について情報を継続して入手する。

⑤ 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

超長期の時間経過に伴う処分容器や燃料集合体の破損を考慮した最適減速モデルの検討や、未臨界を判断するための中性子増倍率の基準値の設定に関する調査・検討など、臨界安全評

価モデルの構築を進める。また、BUC 導入時に必要なパラメータの調査・検討として、BWR 燃料を中心に、燃焼計算の誤差、燃焼計算時のパラメータの設定値、燃焼度分布の考慮の有無による臨界安全評価への影響を検討する。また、中性子吸収材について、核的な観点から未臨界担保のための最小必要量などの検討を進める。さらに、緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果に関する国際ベンチマーク問題を実施し、計算コード・核データの比較・検証を行う。

(4) 包括的取りまとめ報告書の策定を見据えた情報整理

平成 25 年度～平成 26 年度にかけて実施した本事業の研究開発成果および原子力機構が運営費交付金で実施した使用済燃料の直接処分の研究開発成果を踏まえ、直接処分第 2 次取りまとめで検討するセーフティーケースの枠組みに沿って作成する報告書群やそれらの目次構成を反映できるよう情報整理を行う。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施にあたり、国内外の関係機関や大学などとの間で情報交換などを実施し、関連技術などについての最新情報を入手するとともに、成果の普及に努める。また、外部専門家などからなる評価委員会を設置して、全体計画や当該年度の成果について評価を行ない、当該年度の研究開発成果の品質向上に資する。

【参考文献】

地層処分基盤研究開発調整会議（2013）：地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）2013 年 3 月.