

令和 5 年度

高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業

直接処分等代替処分総合評価技術開発

報告書

令和 6 年 3 月

国立研究開発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、国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構が実施した令和5年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業「直接処分等代替処分総合評価技術開発」の事業報告書である。

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	1-2
1.3 令和5年度の実施内容	1-4
2. 臨界安全評価技術の高度化	2-1
2.1 本項目の背景と目的	2-1
2.2 多様な使用済燃料の処分後の臨界安全性に関する検討	2-4
2.3 処分後の未臨界の確実性向上に向けた検討	2-19
2.4 まとめ	2-24
3. 使用済燃料からの核種溶出挙動評価	3-1
3.1 本項目の背景と目的	3-1
3.2 使用済燃料からの放射性核種の瞬時放出挙動評価	3-3
3.3 使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価	3-17
3.4 使用済燃料の溶解メカニズムの評価	3-38
3.5 まとめ	3-66
4. 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備	4-1
4.1 本項目の背景と目的	4-1
4.2 多様な使用済燃料を対象とする処分システムの工学技術に関する調査	4-4
4.3 閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた調査	4-24
4.4 まとめ	4-50
5. その他代替処分オプション	5-1
5.1 本項目の背景と目的	5-1
5.2 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出	5-4
5.3 工学的成立性への影響等に関する知見の整理	5-36
5.4 まとめ	5-61
6. おわりに	6-1

図 目 次

図 2.1-1	臨界の起こりやすさを過度に保守的に仮定した評価の例	2-2
図 2.1-2	現実的な状態や配置の変化を取り入れた評価の例（使用済燃料集合体 4 体収容）	2-3
図 2.2-1	等価燃料ピンセルモデルの概念図（PWR17×17 型燃料集合体）	2-7
図 2.2-2	PWR-UO ₂ 燃料の無限増倍率の経時変化	2-8
図 2.2-3	BWR-UO ₂ 燃料の無限増倍率の経時変化	2-8
図 2.2-4	PWR-MOX および BWR-MOX 燃料の無限増倍率の経時変化	2-9
図 2.2-5	処分直後の PWR 燃料集合体および処分容器、緩衝材の幾何形状	2-11
図 2.2-6	現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルの概念	2-11
図 2.2-7	PWR 使用済燃料における現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの実効増倍率	2-12
図 2.2-8	SKB における装荷曲線による臨界安全評価の概念	2-14
図 2.2-9	STARBUCS による PWR 使用済燃料の装荷曲線（材料配置パターン 1）	2-17
図 2.3-1	臨界の起こりやすい材料配置に至る可能性を把握するための力学解析の概念	2-20
図 2.3-2	処分後の使用済燃料集合体の変形・破壊挙動をシミュレートするための二次元断面モデルの概念図	2-21
図 2.3-3	処分容器の収容スペース配置の概念の例	2-22
図 3.1-1	使用済燃料中の核種分布および核種放出の概念	3-2
図 3.2-1	浸漬試験に用いたチャンバー外観	3-6
図 3.2-2	浸漬溶液の Eh および pH の時間変化	3-7
図 3.2-3	浸漬溶液中のガンマ線量当量率測定結果およびガンマ線スペクトル測定により算出した Cs-137 濃度	3-8
図 3.2-4	I-129 の IRF と FGR の関係	3-11
図 3.2-5	Cs-137 の IRF と FGR の関係	3-12
図 3.2-6	各時間における U-238 の IRF と Sr-90 の IRF の関係	3-13
図 3.2-7	Cl-36 の IRF と FGR の関係	3-13
図 3.2-8	KIT-INE での分析フロー	3-14
図 3.2-9	KIT-INE での分析装置の概略図	3-15
図 3.2-10	RWMC での分析方針について	3-16
図 3.2-11	RWMC での気相分析装置の概略図	3-16
図 3.2-12	RWMC での液相分析装置の概略図	3-17
図 3.3-1	燃料溶解速度の全炭酸濃度依存性に関する文献情報	3-18
図 3.3-2	DR の先行研究との比較結果	3-19
図 3.3-3	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット加熱前後外観写真	3-25
図 3.3-4	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット加熱中の反応管内の酸素濃度	3-26
図 3.3-5	UO ₂ ペレット（上段）、(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット（下段）粉碎試料の	

	XRD パターン (Ar 雰囲気 1600 °C で加熱調製)	3-26
図 3.3-6	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの MgO 最強線付近 (2θ = 40.88 ~ 44.88 °) XRD パターン (Ar 雰囲気 1600 °C で加熱調製)	3-27
図 3.3-7	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット No. 16, No. 17, No. 19, No. 20 の塩酸洗浄に よる ²⁶ Mg 濃度経時変化	3-28
図 3.3-8	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット No. 16, No. 17, No. 19, No. 20 の塩酸洗浄によ る U 濃度経時変化	3-28
図 3.3-9	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット No. 16 の塩酸洗浄前後の SEM-EDX マッピング ..	3-29
図 3.3-10	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット浸漬試験溶液の pH 変動	3-30
図 3.3-11	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット浸漬試験溶液の Eh (SHE) 変動	3-30
図 3.3-12	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット浸漬試験溶液の炭酸イオン濃度変動	3-31
図 3.3-13	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験の経過日数と U 濃度 (経過日数 1, 3 日に 溶液を全量交換)	3-32
図 3.3-14	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験の経過日数と U 濃度の対数値 (経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)	3-32
図 3.3-15	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験の経過日数と測定された ²⁶ Mg 濃度 (経過 日数 1, 3 日に溶液を全量交換)	3-33
図 3.3-16	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験の経過日数と測定された ²⁴ Mg 濃度 (経過 日数 1, 3 日に溶液を全量交換)	3-33
図 3.3-17	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験によるペレットからの ²⁶ Mg 溶出濃度 (経過 日数 1, 3 日に溶液を全量交換)	3-35
図 3.3-18	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験サンプル中の ²⁶ Mg 濃度 BG 由来分離後 (経 過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)	3-35
図 3.3-19	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験によるペレット中 ²⁶ Mg 溶出率 (1 日経過 後、3 日経過後のみ溶液を全量交換)	3-37
図 3.3-20	UO ₂ ペレット試料の比表面積測定結果	3-38
図 3.4-1	未浸漬 (U, ²⁶ Mg) O ₂ の塩酸処理フロー図	3-39
図 3.4-2	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット試料外観	3-40
図 3.4-3	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレットのラマンスペクトル (84 ~ 93 点分析の平均スペクト ル)	3-41
図 3.4-4	未浸漬 (U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット表面組織の SEM 像	3-41
図 3.4-5	定性結果 MgK α	3-43
図 3.4-6	定性結果 AlK α	3-44
図 3.4-7	定量結果 No. 7 (未浸漬)	3-45
図 3.4-8	定量結果 No. 7 (塩酸浸漬)	3-45
図 3.4-9	定量結果 No. 1	3-46
図 3.4-10	定量結果 No. 2	3-46
図 3.4-11	定量結果 No. 3	3-47
図 3.4-12	定量結果 No. 4	3-47

図 3.4-13	酸素とウランの比率 (O/U)	3-48
図 3.4-14	No. 7 (未浸漬) 試料、最表面	3-49
図 3.4-15	No. 7 (未浸漬) 試料、エッチング 1 秒	3-49
図 3.4-16	No. 7 (未浸漬) 試料、エッチング 3 秒	3-50
図 3.4-17	No. 7 (塩酸浸漬) 試料、最表面	3-51
図 3.4-18	No. 7 (塩酸浸漬) 試料、エッチング 1 秒	3-51
図 3.4-19	No. 7 (塩酸浸漬) 試料、エッチング 3 秒	3-51
図 3.4-20	No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0:100:20:3$)、最表面	3-52
図 3.4-21	No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0:100:20:3$)、エッチング 1 秒 ...	3-52
図 3.4-22	No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0:100:20:3$)、エッチング 3 秒 ...	3-53
図 3.4-23	No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、最表面	3-54
図 3.4-24	No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、エッチング 1 秒 ...	3-54
図 3.4-25	No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、エッチング 3 秒 ...	3-54
図 3.4-26	No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50:50:20:3$)、エッチングなし ...	3-55
図 3.4-27	No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50:50:20:3$)、エッチング 1 秒 ...	3-55
図 3.4-28	No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50:50:20:3$)、エッチング 3 秒 ...	3-55
図 3.4-29	No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100:0:20:3$)、エッチング 0 秒 ...	3-56
図 3.4-30	No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100:0:20:3$)、エッチング 1 秒 ...	3-56
図 3.4-31	No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100:0:20:3$)、エッチング 3 秒 ...	3-57
図 3.4-32	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加による還元試験フロー図	3-58
図 3.4-33	析出物の分析フロー図	3-59
図 3.4-34	X 線照射試験フロー図	3-60
図 3.4-35	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元試験で得られた沈殿の外観写真	3-60
図 3.4-36	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験で得られた沈殿の乾燥後のスペクトル	3-63
図 3.4-37	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験で得られた沈殿 (S4) の SEM-EDX 分析結果	3-63
図 3.4-38	X 線照射前後での試料外観	3-64
図 3.4-39	X 線照射で生成した沈殿の顕微ラマン分析結果	3-65
図 3.4-40	X 線照射試験で得られた沈殿の乾燥後のスペクトル	3-66
図 3.4-41	X 線照射試験で得られた沈殿 (X2) の SEM-EDX 分析結果	3-66
図 4.1-1	直接処分第 1 次取りまとめにおける地下施設の設計フロー	4-2
図 4.2-1	PWR 使用済燃料の燃焼計算の結果	4-6
図 4.2-2	PWR 使用済燃料を対象とした処分容器の断面	4-6
図 4.2-3	搬送・定置方式による坑道断面の違いの例	4-8
図 4.2-4	人工バリアの寸法 (PWR 使用済燃料 2 体収容)	4-12
図 4.2-5	解析領域の全体図	4-13
図 4.2-6	解析出力点 (PWR 使用済燃料 2 体収容)	4-13
図 4.2-7	人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化 (処分前冷却期間 50 年、使用 済燃料集合体収容体数 2 体、 UO_2 使用済燃料、燃焼度 45 GWd t^{-1} 、比 出力 38.0 MW t^{-1})	4-15

図 4.2-8	人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化（処分前冷却期間 50 年、使用 済燃料集合体収容体数 2 体、UO ₂ 使用済燃料、 燃焼度 55 GWd t ⁻¹ 、比 出力 38.0 MW t ⁻¹ ）	4-16
図 4.2-9	人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化（処分前冷却期間 50 年、使用 済燃料集合体収容体数 2 体、MOX 使用済燃料、燃焼度 45 GWd t ⁻¹ 、比 出力 38.0 MW t ⁻¹ ）	4-17
図 4.2-10	MOX 使用済燃料集合体 1 体の発熱量の経時変化（地上での冷却期間 50 年、90 年）	4-19
図 4.2-11	人工バリアの寸法（PWR 使用済燃料 1 体収容）	4-20
図 4.2-12	解析領域の全体図	4-20
図 4.2-13	解析メッシュ（人工バリア周辺、PWR 使用済燃料 1 体収容）	4-21
図 4.2-14	解析メッシュ（人工バリア周辺、PWR 使用済燃料 2 体収容）	4-21
図 4.2-15	人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化の例（処分前冷却期間 90 年、 使用済燃料集合体収容体数 1 体、MOX 使用済燃料、 燃焼度 45 GWd t ⁻¹ 、比出力 38.0 MW t ⁻¹ ）	4-22
図 4.3-1	閉鎖後長期安全性に関する討論モデルのイメージ	4-25
図 4.3-2	処分後の長期的安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴の整理例	4-27
図 4.3-3	直接処分の安全性を示すための論証の全体構造の整理例	4-31
図 4.3-4	岩盤中の核種の時間的分散と河川の希釈による効果確認のための核種移 行解析の概念	4-36
図 4.3-5	解析ケース 1-1 の線量評価結果（海洋漁業従事者の例）	4-37
図 4.3-6	解析ケース 1-2 の線量評価結果（淡水漁業従事者の例）	4-37
図 4.3-7	スイスの放射線影響評価モデルによる燃料溶解速度の解析結果	4-40
図 4.3-8	解析ケース 2-1 の線量評価結果（UO ₂ 使用済燃料、農作業従事者の例）	4-41
図 4.3-9	解析ケース 2-2 の線量評価結果の例（MOX 使用済燃料、農作業従事者の 例）	4-41
図 4.3-10	「C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さ い」に対する討論モデルの例	4-45
図 4.3-11	「燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及 ぼすリスクは小さい」に対する討論モデルの例	4-49
図 5.1-1	本事業で対象とする検討の範囲と展開（案）	5-2
図 5.2-1	深孔処分のバリエーション	5-5
図 5.2-2	深孔処分の実現可能性を検討する対象になり得る深孔処分概念の分類例	5-13
図 5.3-1	令和 4 年度のケーススタディの結果例（ケーシング設置と裸孔の組み合 わせを想定した場合における深孔の掘削可能深度）	5-40
図 5.3-2	エクспанダブル・チューブラーの例	5-44
図 5.3-3	エクспанダブル・チューブラーを用いたケーシングの拡張の例	5-44
図 5.3-4	エクспанダブル・チューブラー技術によるケーシングのスリム化の例	5-45
図 5.3-5	屈曲部を有するボーリング孔の通過に係る検討の概念図	5-53

図 5.3-6	ボーリング孔の屈曲部通過時の廃棄体の状態の概念図	5-53
図 5.3-7	ボーリング孔の屈曲部通過に関する定式化で着目する変数	5-54
図 5.3-8	深孔処分における操業段階の作業手順フロー	5-56
図 5.3-9	深孔処分施設の設計プロセス	5-56
図 5.3-10	安全性と実現可能性の声明および信頼性向上の活動に対する RD&D 活動を合理化する枠組み	5-59

表 目 次

表 1.1-1	本事業で利用・引用する主な過去の研究開発成果	1-2
表 2.2-1	使用済燃料の臨界性を概略的に把握するための解析ケース	2-5
表 2.2-2	MOX 燃料の Pu 同位体組成比	2-5
表 2.2-3	臨界計算で対象とした燃焼度クレジット核種セット	2-6
表 2.2-4	現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの解析ケース	2-10
表 2.2-5	STARBUCS による燃焼度ごとの制限初期濃縮度	2-17
表 2.2-6	装荷曲線を用いた臨界安全評価で取り扱う不確実性等による影響因子の候補	2-19
表 3.1-1	先行事業における国内向け瞬時放出率（IRF）の設定値	3-3
表 3.1-2	先行事業における国内向け長期溶解速度の設定値	3-3
表 3.2-1	浸漬試験に供する試料の仕様、照射条件	3-5
表 3.2-2	浸漬試験のために採取した試料の諸元	3-6
表 3.2-3	試験で使用された燃料の性状	3-9
表 3.2-4	各試料の IRF と FGR の一覧（C-14、I-129）	3-10
表 3.2-5	各試料の IRF と FGR 一覧（Cs-137、Sr-90、Cl-36）	3-10
表 3.2-6	BG00815W OE の U-238 と Sr-90 の各時間の IRF	3-12
表 3.3-1	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット浸漬試験条件	3-23
表 3.3-2	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット（加熱前）	3-25
表 3.3-3	(U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット（加熱後）	3-25
表 3.3-4	塩酸洗浄による (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット中の U, ²⁶ Mg 溶出率（%）	3-29
表 3.3-5	Mg の天然存在比（NIST, 2024）と試験に使用した ²⁶ Mg 同位体濃縮試薬の存在比	3-29
表 3.3-6	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験による 1 日当たりの ²⁶ Mg 溶出率	3-37
表 3.4-1	(U, ²⁶ Mg)O ₂ ペレット浸漬試験条件	3-39
表 3.4-2	UO ₂ 還元試験に用いた試料の溶液条件	3-57
表 3.4-3	脱酸素処理に用いた混合ガスの組成	3-58
表 3.4-4	Na ₂ S ₂ O ₄ 還元試験での溶液分析の結果および沈殿の比表面積測定結果	3-62
表 3.4-5	X 線照射試験での溶液分析の結果および沈殿の比表面積測定結果	3-64
表 4.1-1	先行事業の検討における設計要件の例（上：坑道、下：搬送・定置設備）	4-3
表 4.2-1	課題整理で想定した廃棄体の種類と地下施設の前提	4-5
表 4.2-2	先行事業で対象とした設計要件の充足性の確認が必要となる状況の整理例	4-9
表 4.2-3	三次元熱伝導解析で対象とした使用済燃料の条件	4-11
表 4.2-4	高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料の処分による発熱の影響を把握するための熱伝導解析の解析ケース	4-11

表 4.2-5	解析で用いる物性値	4-14
表 4.2-6	各解析ケースにおける緩衝材の最高温度	4-18
表 4.2-7	解析ケース	4-19
表 4.2-8	各解析ケースにおける緩衝材の最高温度	4-22
表 4.3-1	長期的安全性の論証構造から抽出された討論モデルの「主張」の候補の 整理例	4-32
表 4.3-2	C-14 と I-129 の安全評価への影響に関する試行的解析の解析ケース	4-34
表 4.3-3	処分区画ごとの廃棄体の体数と断層までの距離	4-35
表 4.3-4	燃料マトリクスと調和溶解する核種の移行に関する試行的解析の解析ケ ース	4-38
表 4.3-5	廃棄体 1 体あたりの MOX 使用済燃料のインベントリ [mol] (処分後 1,000 年時点)	4-39
表 4.3-6	長期安全性の論証に向けた研究目標と検討のアプローチの案	4-50
表 5.2-1	諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念の調査・整理結果	5-7
表 5.2-2	深孔処分概念に係る条件の区分	5-10
表 5.2-3	深孔処分概念に係る条件の区分による整理結果	5-10
表 5.2-4	深孔処分の概念の特徴に関する情報の整理結果	5-14
表 5.2-5	放射性廃棄物と深孔処分に係る技術との関連性に関する情報の整理結果	5-16
表 5.2-6	従来の坑道型地層処分に對する深孔処分の優位性に関する情報の整理結 果	5-17
表 5.2-7	深孔処分の課題に関する情報の整理結果	5-19
表 5.2-8	深孔処分の課題に關係する知見の整理結果	5-20
表 5.2-9	工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項のリストアップ結果	5-23
表 5.2-10	深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子間の相互關係・相 互影響	5-27
表 5.2-11	深孔処分に對ける事業段階と各段階に對ける要求事項および設計要件	5-28
表 5.2-12	建設段階の設計要件「深度確保」に對して工学的成立性の検討に對いて 鍵となる因子が与える影響の整理結果	5-31
表 5.2-13	建設段階の設計要件「孔径確保」に對して工学的成立性の検討に對いて 鍵となる因子が与える影響の整理結果	5-31
表 5.2-14	建設段階の設計要件「深度確保と孔径確保」に對して工学的成立性の検 討に對いて鍵となる因子が与える影響の整理結果	5-32
表 5.2-15	操業準備段階の設計要件「孔径維持と孔壁維持」に對して工学的成立性 の検討に對いて鍵となる因子が与える影響の整理結果	5-33
表 5.2-16	操業段階の設計要件「廃棄体の降下と廃棄体の定置」に對して工学的成 立性の検討に對いて鍵となる因子が与える影響の整理結果	5-34
表 5.3-1	深孔処分の対象とする廃棄物の形状と量に對いての分類例	5-49

第 1 章

はじめに

1 章詳細目次

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·····	1-2
1.3 令和5年度の実施内容·····	1-4
参考文献·····	1-6

1. はじめに

1.1 背景と目的

特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針（資源エネルギー庁，2015）において、「国及び関係研究機関は、幅広い選択肢を確保する観点から、使用済燃料の直接処分その他の処分方法に関する調査研究を推進するものとする。」となっている。

使用済燃料の直接処分に関する研究開発については、平成25年度から進められ、平成27年には「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―」（日本原子力研究開発機構，2015a）にて、使用済燃料の直接処分特有の課題が抽出され、これまでに課題解決に向けた研究開発が進められている。これを受け、「地層処分研究開発に関する全体計画（令和5年度～令和9年度）」（地層処分研究開発調整会議，2023）（以下、全体計画）では、令和5年度からの5年間も、引き続き同取りまとめで抽出された使用済燃料の直接処分に特有の課題について検討の実施およびその他代替処分オプションの検討を進めることとされている。

本事業は、これらの状況を踏まえ、全体計画に基づき、令和5年度から令和9年度までの5か年で、使用済燃料の直接処分に係る人工バリアの成立性の評価の高度化への対応、地質環境条件や使用済燃料の多様性への対応などに係る技術開発を重点に行う。また、その他代替オプションのわが国における成立性に関する検討を行う。

なお、本事業の実施においては、高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の地層処分、TRU廃棄物の地層処分、および使用済燃料の直接処分に関する過去の研究開発成果を適宜活用・引用する（表 1.1-1 参照）。

また、表 1.1-1 に示す使用済燃料の直接処分に関する過去の研究開発成果のうち、経済産業省資源エネルギー庁から原子力機構が受託して実施した事業については、平成 25 年度から平成 29 年度までの 5 年間で行われた事業（日本原子力研究開発機構，2014;2015b;2016;2017;2018a;2018b）と、平成 30 年度から令和 4 年度までの 5 年間で行われた事業（日本原子力研究開発機構，2019;2020;2021;2022;2023a;2023b）があるが、本報告書ではこれらをまとめて「先行事業」と呼ぶものとする。

表 1.1-1 本事業で利用・引用する主な過去の研究開発成果

過去の研究開発成果	略称
わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999a;1999b;1999c;1999d）	H12 レポート
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（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005）	第2次 TRU レポート
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（日本原子力研究開発機構，2015a）	直接処分第1次取りまとめ
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（日本原子力研究開発機構，2014）	平成25年度報告書
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（日本原子力研究開発機構，2015b）	平成26年度報告書
平成27年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2016）	平成27年度報告書
平成28年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2017）	平成28年度報告書
平成29年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2018a）	平成29年度報告書
高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術開発」5か年取りまとめ報告書（日本原子力研究開発機構，2018b）	5 か年取りまとめ報告書
平成30年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2019）	平成30年度報告書
平成31年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2020）	平成31年度報告書
令和2年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2021）	令和2年度報告書
令和3年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2022）	令和3年度報告書
令和4年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業 「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2023a）	令和4年度報告書
高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」 代替処分オプションに係る調査研究に関する取りまとめ報告書（日本原子力研究開発機構，2023b）	10 か年取りまとめ報告書

1.2 本事業の全体計画

本事業では、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえ、直接処分などの代替処分技術についての調査、検討、技術開発を実施する。代替処分技術のうち、直接処分技術については、諸外国の事例調査を通じて最新の技術動向や技術的課題などを把握したうえで、使用済燃料の直接処分に係る人工バリアの信頼性向上や地質環境条件や使用済燃料の多様性への対応などに資する技術開発を重点に行う。その他代替オプションについては、深孔処分¹を対象に、諸外国の事例調査を通じて最新の技術動向や技術的課題などを把握したうえで、わが国における成立性や課題の検討に資する調査を重点に行う。これにより、わが国における使用済燃料の直接処分等代替処分技術の高度化を図ることを目標とする。

¹ 諸外国での最新の Deep Borehole Disposal (DBD) の事例検討等においては、従来から「超深孔処分」と呼んでいた深度が深い場合だけでなく、深度が比較的浅い場合についても Deep Borehole Disposal (DBD) として検討されていることから、本事業でも、深度が深い場合から比較的浅い場合までを含めて「深孔処分」と表記することとする。

上記に基づき、使用済燃料の直接処分に関する技術開発およびその他代替処分オプションについての調査や検討を、わが国の諸条件を考慮して行っておくことが重要と考えられる課題に注力しつつ進めるために、本事業では以下の実施項目を設定し技術開発を進めることとした。

(1) 使用済燃料直接処分の調査

(1-1) 処分後臨界安全評価技術の高度化

(1-2) 使用済燃料からの核種溶出挙動評価

(1-3) 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

(2) その他代替処分オプション

(3) 情報収集及び委員会の設置と運営

以下に、各実施項目についての全体的な計画をまとめる。

(1) 使用済燃料直接処分の調査

直接処分第1次取りまとめで抽出された使用済燃料の処分に特有の課題について、使用済燃料の多様性に配慮しつつ、以下の研究開発を進める。

(1-1) 処分後臨界安全評価技術の高度化

処分後の未臨界の確保に対する確実性の向上は、処分容器への燃料集合体の収容体数の合理的な設定において重要となる。ここでは、未臨界の確保の確実性を高めるとともに、処分容器への燃料集合体の収容体数の合理化事例を提示するための取り組みを進める。

(1-2) 使用済燃料からの核種溶出挙動評価

使用済燃料から溶出する放射性核種は、地下水との接触後に比較的速やかに放出される核種と、燃料マトリクス溶解に伴って放出される核種に区分される。これらの核種移行評価上の設定値は、それぞれ瞬時放出率と長期溶解速度として表される。本評価では、使用済燃料を用いた試験や UO_2 ペレットを用いた試験等により、わが国の地層処分において想定される条件に対応した瞬時放出率及び長期溶解速度を提示するとともに、設定の根拠となる溶解メカニズムの提示を行う。

(1-3) 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

直接処分システム全体を俯瞰した上で直接処分特有の課題を見直し、システムの成立性の確認を目指すことが必要である。このため、わが国で想定される地質環境条件や使用済燃料の多様性等に配慮しつつ、直接処分システムの成立性に関する最新の情報を整備し、技術基盤の集約・体系化を進める。

(2) その他代替処分オプション

その他の代替処分オプションとして深孔処分に着目し、建設、操業準備、操業、閉鎖の各

事業段階で鍵となる因子の抽出と、それら多様な因子の組合せがどのような条件（地質環境条件、利用可能な技術等）で深孔処分の成立の可否に係わるか等のポイントを明らかにするとともに、工学技術関係や性能評価関係の既存技術の改良・高度化や新規技術の開発等に向けた課題の具体化を進める。

(3) 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、調査研究の品質の確保の観点から、国内外の関係研究機関や大学などとの連携を行い最新の知見を入手する。また、外部の専門家などで構成される委員会を設置し、研究計画・実施方法・結果の評価に関する審議を行う。

1.3 令和 5 年度の実施内容

以下では、1.2 節で示した各実施項目の全体的な計画を踏まえて設定した、令和 5 年度の実施内容を示す。

(1) 使用済燃料直接処分の調査

(1-1) 処分後臨界安全評価技術の高度化

(1-2) 使用済燃料からの核種溶出挙動評価

(1-3) 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

(2) その他代替処分オプション

(1) 使用済燃料直接処分の調査

(1-1) 処分後臨界安全評価技術の高度化（2 章参照）

処分後臨界安全評価技術に関する検討として、令和 5 年度は、未臨界確保の確実性の向上に必要となる評価手法の構築や、確実性の確保に有効な工学的対処方策の検討等に資するための予備検討を行った。具体的には、燃料多様性の臨界への影響に関する国内外の事例の調査等により、燃料組成のバリエーションを加味することによる、処分後の未臨界の確保への影響の有無等を確認するための知見の整備等を進めた。また、処分容器等の材料の変形・破壊によって臨界が起こりやすい材料配置に至る可能性について、これまで対象としていない処分容器の仕様等も対象として、そのような配置を引き起こす可能性のある材料配置パターンを抽出して、臨界の可能性の低減を期待できる対処方法等を立案するための手法等の具体化を進めた。さらに、上記に示した検討結果に基づき、処分後の未臨界の確実性向上のための検討の手順を整理した。

(1-2) 使用済燃料からの核種溶出挙動評価（3 章参照）

使用済燃料からの核種の瞬時放出挙動について、令和 5 年度は、実測値が十分でない低酸素雰囲気でのふげん使用済実燃料を用いた試験により、放射性核種の瞬時放出率等に関する実測値を取得するとともに、文献調査等により使用済燃料からの放射性核種の放出挙動に関する最新の知見を調査した。また、使用済燃料の長期溶解速度について、令和 5 年度は、より信頼性の高い長期溶解速度の取得と、その根拠を示すために必要な溶解メカニズムの理解に向けて、これまでに確立した溶解指標物質を固溶させた UO_2 ペレットを用いた試験手法に

より、長期の浸漬試験に着手した。本試験に関して、令和 5 年度中は、初期溶解速度を測定して燃料溶解速度の炭酸濃度依存性等についてのデータを拡充するとともに、浸漬済 UO_2 ペレットの表面分析等を実施し、溶解メカニズムを評価する上で必要となる浸漬に伴う UO_2 ペレット表面のウランの化学状態の変化や、再沈殿したウラン化合物等についての知見を得た。

(1-3) 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備（4 章参照）

直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備として、令和 5 年度は、先行事業の取りまとめ（日本原子力研究開発機構，2023b）等で整理された個別課題に加えて、処分システムの設計や安全評価の実施などを見据えたトップダウン的な視点から、処分システム全体の成立性の判断に向けて重要となる、設計・安全評価の一連の検討のための評価基盤の整備に向けた課題の整理と、課題解決に向けた検討のアプローチを提案した。具体的には、国内外のガラス固化体と TRU 廃棄物の研究開発や諸外国の直接処分の先行研究の成果の調査及びこれらの適用可能性の検討等を通じて課題に対する達成状況等を把握するとともに、課題の優先順位を検討しつつ、閉鎖後長期の安全性への脅威を引き起こす可能性がある現象への対処などの優先順位の高い課題について、その解決に向けた目標および検討の手順を具体化した。

(2) その他代替処分オプション（5 章参照）

深孔処分について、建設段階の次の段階である操業段階において重要となる廃棄物の定置等に着目し、その実施に必要なと考えられる技術やその要件等を明らかにするとともに、それら技術に関する現状等について国内外の文献調査を通じて整理しつつ、廃棄物の定置等の実現に向けて重要となる因子（地質環境条件、廃棄物の仕様、定置等の実施手法・手順、定置等に用いる技術とその仕様等）及び解決が必要な技術的課題等を提示した。

上記に示した項目に共通な事項として、以下に示す情報収集および評価委員会の設置と運営を実施した。

- ・本事業の実施にあたり、調査研究の品質の確保の観点から、国内外の関係研究機関や大学等との連携を行い最新の知見を入手した。
- ・外部の専門家等で構成される委員会を設置し、研究計画・実施方法・結果の評価に関する審議を 3 回行った（第 1 回：7 月 24 日、第 2 回：12 月 13 日、第 3 回：3 月 15 日）。なお、令和 5 年度の上記 3 回の委員会は全て WEB 会議で実施した。

【参考文献】

- 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.
- 核燃料サイクル開発機構（1999a）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－総論レポート、JNC TN1400 99-020.
- 核燃料サイクル開発機構（1999b）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－分冊 1，核燃料サイクル開発機構 技術報告書，JNC TN1400 99-021.
- 核燃料サイクル開発機構（1999c）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－分冊 2，核燃料サイクル開発機構 技術報告書，JNC TN1400 99-022.
- 核燃料サイクル開発機構（1999d）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－分冊 3，核燃料サイクル開発機構 技術報告書，JNC TN1400 99-023.
- 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，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2013/25-11-1.pdf（2024 年 3 月 25 日閲覧）.
- 日本原子力研究開発機構(2015a)：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－，JAEA-Research-2015-016.
- 日本原子力研究開発機構(2015b)：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，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2014/26fy_sf.pdf（2024 年 3 月 25 日閲覧）.
- 日本原子力研究開発機構(2016)：平成 27 年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2015/27fy_sf.pdf（2024 年 3 月 25 日閲覧）.
- 日本原子力研究開発機構(2017)：平成 28 年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2016/28fy_sf.pdf（2024 年 3 月 25 日閲覧）.
- 日本原子力研究開発機構(2018a)：平成 29 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2017/29fy_sf.pdf（2024 年 3 月 25 日閲覧）.
- 日本原子力研究開発機構(2018b)：高レベル放射性廃棄物等の地層処分に 関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術開発」5 か年取りまとめ報告書，
https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/

- 2017/25-29fy_sf_torimatome.pdf (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2019): 平成 30 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2018/30fy_spent-fuel.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2018/30fy_spent-fuel.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2020): 平成 31 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2019/31fy_spent-fuel.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2019/31fy_spent-fuel.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2021): 令和 2 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2020/2fy_spent-fuel.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2020/2fy_spent-fuel.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2022): 令和 3 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2021/3fy_spent-fuel.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2021/3fy_spent-fuel.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2023a): 令和 4 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2022/4fy_spent-fuel.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2022/4fy_spent-fuel.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 日本原子力研究開発機構(2023b): 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術高度化開発」代替処分オプションに係る調査研究に関する
取りまとめ報告書,
[https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/
2022/spent-fuel_torimatome.pdf](https://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2022/spent-fuel_torimatome.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 資源エネルギー庁 (2015): 特定放射性廃棄物の最終処分に
関する基本方針 (平成 27 年 5 月 22 日閣議決定) ,
[https://www.meti.go.jp/shingikai/enecho/denryoku_gas/genshiryoku/pdf/012_s03_0
0.pdf](https://www.meti.go.jp/shingikai/enecho/denryoku_gas/genshiryoku/pdf/012_s03_00.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .
- 地層処分研究開発調整会議 (2023): 地層処分研究開発に関する全体計画 (令和 5 年度～令和
9 年度) ,
[https://www.meti.go.jp/shingikai/energy_environment/chiso_shobun/pdf/20230324_
1.pdf](https://www.meti.go.jp/shingikai/energy_environment/chiso_shobun/pdf/20230324_1.pdf) (2024 年 3 月 25 日閲覧) .

第 2 章

臨界安全評価技術の高度化

2 章詳細目次

2. 臨界安全評価技術の高度化	2-1
2.1 本項目の背景と目的	2-1
2.2 多様な使用済燃料の処分後の臨界安全性に関する検討	2-4
(1) 多様な使用済燃料に対する処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさの概略的な把握	2-4
1) 簡易的な臨界解析による使用済燃料の臨界性の概略的な把握	2-4
① 解析ケースの設定	2-4
② 燃焼計算の解析条件の設定	2-6
③ 臨界計算の解析条件の設定	2-6
④ 解析結果	2-7
2) 処分後の現実的な材料の状態や配置の変化を考慮したモデルでの試行的な臨界解析	2-9
① 解析ケースの設定	2-9
② 解析モデル・条件の設定	2-10
③ 解析結果	2-11
(2) 多様な使用済燃料を対象とする処分後の臨界安全評価の事例調査	2-13
1) 諸外国における装荷曲線による処分後の臨界安全評価事例の調査	2-13
① スウェーデンでの検討事例	2-13
② 英国での検討事例	2-14
③ スイスでの検討事例	2-15
2) 試行的な装荷曲線作成手法の検討	2-15
① 解析条件の設定	2-15
② 解析結果および装荷曲線の作成	2-16
(3) 多様な使用済燃料を対象とした臨界安全評価に関する課題等の抽出	2-17
2.3 処分後の未臨界の確実性向上に向けた検討	2-19
(1) 臨界安全評価手法の見直しに向けた知見の調査	2-19
(2) 諸外国における臨界防止のための工学的対策の調査	2-22
1) 未臨界の確実性に着目した処分容器の設計仕様に係る文献調査の概要	2-22
① スウェーデンにおける直接処分の処分容器の臨界防止策	2-22
② 米国における直接処分の処分容器の臨界防止策	2-23
③ スイスにおける直接処分の処分容器の臨界防止策	2-23
④ フランスにおける直接処分の処分容器の臨界防止策	2-23
2) 処分後の未臨界の確実性向上に向けた課題と対処方策の整理	2-23
2.4 まとめ	2-24
参考文献	2-26

2. 臨界安全評価技術の高度化

2.1 本項目の背景と目的

使用済燃料を直接処分する場合、相当量の核分裂性のウランおよびプルトニウムが含まれることから、わが国において、従来、地層処分の対象廃棄物として調査・研究が進められてきたガラス固化体や超ウラン元素を含む TRU 廃棄物の場合とは異なり、処分場への廃棄体の導入によって再臨界が起こる可能性を無視出来ない。処分場において臨界が起こると、多重バリアシステムに期待される安全機能の劣化・喪失や、周辺岩盤における地下水流動および放射性核種の移行挙動が変化して安全評価の不確実性が増大するなどの影響が生じる可能性が考えられることから、このような可能性を最小限に抑えるために、処分場の地下施設において長期間に渡って未臨界状態が維持されることを処分施設の設計要件に反映することが不可欠である。

臨界安全管理対象施設での臨界安全管理では、施設の設計において臨界安全性を担保するとともに、製作、施工において設計条件が満たされていることを確認し、さらに運転において設計どおり臨界安全を維持できるように管理することが必要とされている（科学技術庁，1988；日本原子力研究所，1999）。このような臨界安全管理では、燃料やその周辺の材料が把握出来ていることとともに、幾何形状や組成などが想定以上に変化しないことが前提とされている。これに対して、使用済燃料の直接処分における処分場閉鎖後の地下の処分システムでは、処分容器や使用済燃料の構造材材料などの腐食の進展、強度低下による変形・破損・移動、さらには燃料の溶解・沈殿などによって、処分場閉鎖後の長期的な時間スケールでこれらの形状や組成などが、廃棄体の埋戻し直後の状態から変化していくと考えられ、これらを考慮した上で、長期的な管理に依らずに、廃棄体の埋戻し以降の長期間に渡って臨界安全性が担保できるように人工バリアを設計することが必要である。

直接処分第1次取りまとめおよび先行事業（平成26年度～平成29年度）における直接処分の臨界安全評価（原子力機構，2015a；2015b；2016）では、人工バリアシステムを対象とする臨界安全性について安全側の評価を行うことを目的として、地下水が処分容器内部に浸入して腐食が進展し、処分容器内部の構造が破損することで、処分容器に収容されている複数の燃料集合体が1つの領域に集まって大きな燃料領域を形成すると仮定した、極めて保守的な（臨界になりやすい）想定に基づく臨界解析モデルでの評価を行った。解析モデルと解析結果の例を図2.1-1に示す。実効増倍率が未臨界判定基準値を下回するための設計要件として、特に堅置きの場合では、1体の処分容器へ収容できる燃料集合体の体数を大幅に減らす必要が生じることを示唆する結果が得られ、過度に保守的な想定ではなく、現実的に起こり得る材料の状態や配置の変化を反映したモデルによる評価が必要と考えられた。

このため先行事業（平成30年度～令和4年度）では、スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB）の研究の事例等（たとえば、Agrenius and Spahiu, 2016）を参考にしつつ、腐食の進展に伴う処分容器や燃料被覆管等の組成や密度の現実的な変化を反映したモデルを構築し臨界解析を行った（原子力機構，2019；2020；2021；2022；2023）。また、処分容器の腐食による材料の劣化と腐食生成物の膨張応力がもたらす変形・破壊によって、臨界が起こりやすい材料配置に変化するかを把握するための試行的な力学解析を行い、この結果から分類・整理された材料配置のパターンを反映したモデルによる臨界解析を行った。これらの臨

界解析モデルと解析結果の例を図2.1-2に示す。燃料被覆管および処分容器の腐食が進展し、密度や組成が変化する場合（図2.1-2中では「ケース1」と表記。）や、ケース1の状態の変化に加えて、処分容器の変形や破壊が生じて臨界が起こりやすい材料配置が生じる場合（図2.1-2中では「ケース2」と表記。）のいずれにおいても、未臨界が維持される結果となり、図2.1-1で示した過度に保守的なモデルと比べて未臨界が確保されやすくなる見通しが得られた。また、処分容器内部における未臨界性の確保に対する確実性の向上に向けて、以下の課題が示された（原子力機構，2023）。

- ✓ 加圧水型軽水炉（以下、「PWR」という。）から取り出された UO_2 使用済燃料が収容された処分容器のみを対象としており、沸騰水型軽水炉（以下、「BWR」という。）からの使用済燃料については対象としていない。また、この使用済燃料の条件は、初期 U-235 濃縮度が 4.5 wt%かつ燃焼度が 45 GWd t^{-1} であり、より燃焼度が低い使用済燃料や混合酸化物燃料（MOX 燃料）を軽水炉で使用した後に発生する MOX 使用済燃料等の、より臨界になりやすい可能性がある使用済燃料については対象外である。
- ✓ 最も臨界が起こりやすい材料配置パターンを反映したモデルでの評価（図 2.1-2 のケース 2）では、解析で得られた最大の実効増倍率は 0.93 程度であり、未臨界判定基準値である 0.95 に対する裕度があり無い。このため、上記に示した、より臨界になりやすい可能性がある使用済燃料を対象とする等、対象範囲を拡張する場合には、実効増倍率が未臨界判定基準値を上回る可能性がある。

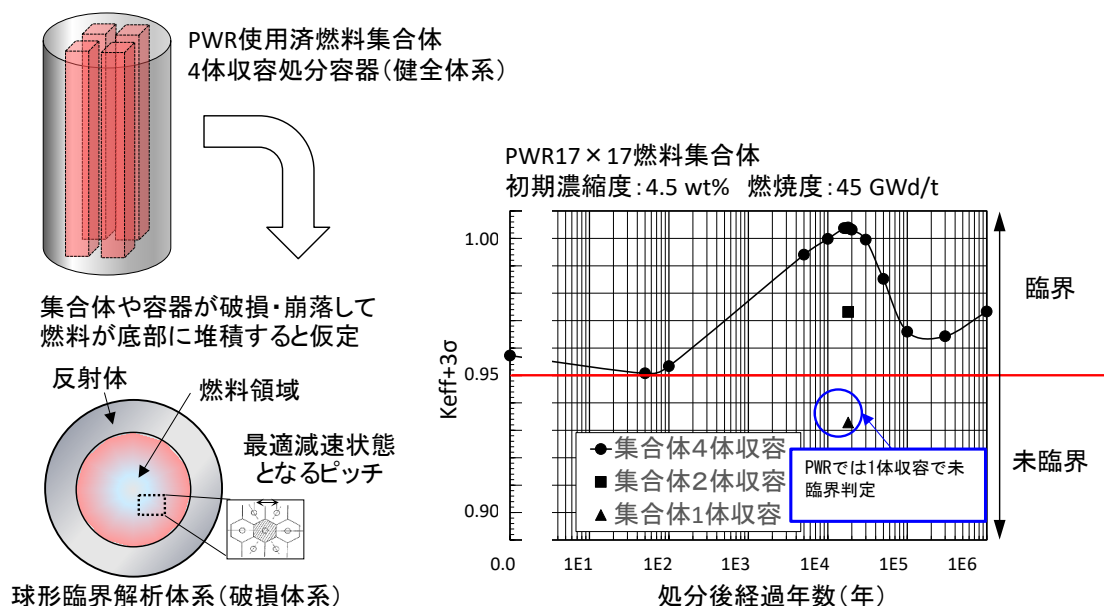


図2.1-1 臨界の起こりやすさを過度に保守的に仮定した評価の例

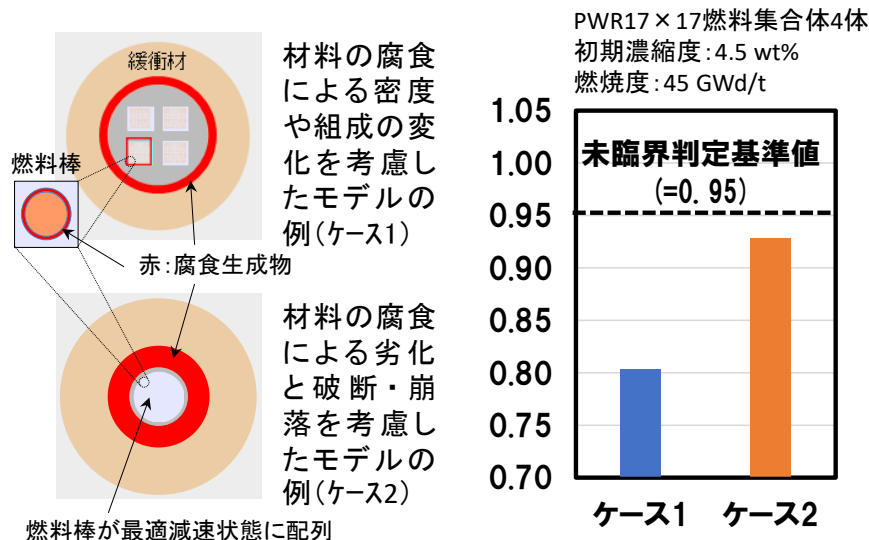


図2.1-2 現実的な状態や配置の変化を取り入れた評価の例（使用済燃料集合体4体収容）

以上に示した、これまでの検討の成果と今後に向けた課題を踏まえて、本事業における「臨界安全評価技術の高度化」では、処分容器内部における未臨界性の評価の確実性の向上に向けて、以下の検討を進める。

- 項目Ⅰ これまで対象としていない特性の使用済燃料や処分容器の仕様が与える臨界への影響を把握するとともに、これらの結果等から、現実的で合理的な評価としていくための課題等の整理。
- 項目Ⅱ 項目Ⅰの課題の整理結果も踏まえて、未臨界確保の確実性の向上に向けた臨界安全評価手法および臨界の起こりやすさの低減に向けた工学的対処方策の提案と、それに基づく処分容器への使用済燃料集合体の収容体数の合理化事例の提示。

令和5年度は、「項目Ⅰ」について、多様な使用済燃料に対する処分後の再臨界の起こりやすさ／起こりにくさを概略的に把握するため、わが国の軽水炉の多様な条件（炉型・燃料の種類等）で発生する使用済燃料集合体の特性とその再臨界への影響を把握するための予備解析を実施するとともに、処分後の臨界に対する燃料多様性の影響の評価手法等に関する国内外の事例を調査した。

また、「項目Ⅱ」について、上記で調査したわが国の多様な使用済燃料には、先行事業で対象とした使用済燃料より臨界が起こりやすいものも含まれる可能性があることから、このような使用済燃料も含めて未臨界を確保できるようにするとともに、評価の不確実性を低減させ、未臨界の確実性を高めることを目指して、先行事業での臨界安全評価手法や、臨界の起こりやすさを低減するための処分容器等の設計の見直しに向けた知見の拡充を進める。

これらについて、「2.2 多様な使用済燃料の処分後の臨界安全性に関する検討」および「2.3 処分後の未臨界の確実性向上に向けた検討」にそれぞれ示す。

2.2 多様な使用済燃料の処分後の臨界安全性に関する検討

2.1 節で示した「項目 I」の一環として実施した予備解析の結果と、燃料多様性の影響に係る処分後の臨界安全評価手法等に関する諸外国の事例調査の結果を「(1)多様な使用済燃料に対する処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさの概略的な把握」と「(2)多様な使用済燃料を対象とする処分後の臨界安全評価の事例調査」にそれぞれ示す。また、これらの調査結果から、多様な使用済燃料を対象とする処分後の臨界安全評価手法の検討に向けた課題を整理した。この結果を「(3)多様な使用済燃料を対象とした臨界安全評価に関する課題等の抽出」で示す。

(1) 多様な使用済燃料に対する処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさの概略的な把握

はじめに、わが国の PWR および BWR の軽水炉から取り出される幅広い使用済燃料を対象として、処分後長期の時間スケールに対し、臨界の起こりやすさ／起こりにくさがどのように変化するか等を概略的に把握するための簡易的な臨界解析を実施した。次に、その結果から求められた、臨界が最も起こりやすくなる時期における核種組成を用いて、いくつかの代表的な PWR 使用済燃料を対象として人工バリアシステムとその時間変遷による状態変化を反映したモデルによる試行的な臨界解析を行い、使用済燃料の燃料特性が処分後の臨界性に及ぼす影響等に関する基盤的な情報として整理した。

本項では、これらの検討の成果を「1)簡易的な臨界解析による使用済燃料の臨界性の概略的な把握」および「2)処分後の現実的な材料の状態や配置の変化を考慮したモデルでの試行的な臨界解析」の順に示す。

1) 簡易的な臨界解析による使用済燃料の臨界性の概略的な把握

わが国に存在する幅広い使用済燃料を対象として核種組成を求めるための燃焼計算を行い、その結果をインプットとして簡易的な臨界解析を行った。これらの解析で対象とした解析ケース、解析条件の設定および解析結果を以下に示す。

① 解析ケースの設定

わが国における幅広い使用済燃料に含まれる核種の生成／崩壊を計算するために、奥村ほか（2012）では軽水炉用断面積ライブラリが報告されており、ここで対象とされている代表的な軽水炉用燃料を参考に 8 種類を選択し、解析ケースとして設定した。なお、奥村ほか（2012）では、PWR の UO_2 燃料について、 17×17 型燃料集合体の U-235 初期濃縮度（以下、「初期濃縮度」という。）の異なる 3 種類を、BWR の UO_2 燃料については、STEP-I および STEP-II、STEP-III 型燃料集合体を対象としている。また、PWR と BWR の両方についてプルトニウム富化度（以下、「Pu 富化度」という。）およびプルトニウム同位体組成比（以下、「Pu 同位体組成比」という。）が異なる種々の MOX 燃料も対象としている。

燃焼計算および臨界解析での解析ケースをまとめて表 2.2-1 に示す。初期濃縮度および Pu 富化度については、奥村ほか（2012）の軽水炉用断面積ライブラリ作成時の設定値を参考に設定した。使用済燃料の燃焼度の公称値については、平均燃焼度と最大燃焼度が一般的であ

る。ここでは、使用済燃料の臨界性に着目していることから、保守的な観点から平均燃焼度を設定した。比出力については、先行事業で実施した臨界解析での条件（原子力機構、2015b；2016）と同様とした。BWR のボイド率については、奥村ほか（2012）では炉心内部の減速材のボイド率が 0%から 70%の範囲で変わることが想定している。ボイド率が高い場合、炉内での中性子の減速が十分でなくなり Pu への転換が進むため、使用済燃料としての臨界性は高くなることから（日本原子力学会炉物理部会、2020）、ここでは最大値である 70%とした。

MOX 燃料の Pu 同位体組成比を表 2.2-2 に示す。再処理で抽出される Pu 同位体組成比は、軽水炉の炉型および取出燃焼度によって大きく異なる。また、炉心から使用済燃料が取り出されてから再処理までの冷却期間で Pu-241 が崩壊して Am-241 が生成するため、Pu 同位体組成比は冷却期間にも依存して変化する。MOX 使用済燃料の Pu 同位体組成比はこれらの影響を受け、色々な割合で混在している（飯島ほか、2003）。これら多様な Pu 同位体組成比を合理的に分類し、代表性のある同位体組成比を対象とした解析ケースの設定は困難であるため、ここでは、奥村ほか（2012）で報告されている標準的な Pu 同位体組成比を用いるものとした。

表 2.2-1 使用済燃料の臨界性を概略的に把握するための解析ケース

炉型	燃料	燃料集合体 型式	初期濃縮度 [wt%]	Pu 富化度 [wt%]	Pu 同位体 組成比	比出力 [MW t ⁻¹]	燃焼度 [GWd t ⁻¹]	ボイド率 [%]
PWR	UO ₂	17×17	3.4	—	—	38	35	—
			4.1	—	—		43	—
			4.5	—	—		45	—
			4.7	—	—		50	—
	MOX		0.2	13	表 2.2-2 参照		45	—
BWR	UO ₂	8×8 (STEP-I)	3.0	—	—	26	33	70
		9×9 (STEP-IIIB)	4.0	—	—		45	
	MOX	8×8 (STEP-II)	0.2	13	表 2.2-2 参照		45	

表 2.2-2 MOX 燃料の Pu 同位体組成比（奥村ほか、2012）

Pu 同位体	PWR-MOX [wt%]	BWR-MOX [wt%]
Pu-238	2.10%	1.50%
Pu-239	54.50%	58.70%
Pu-240	25.00%	26.60%
Pu-241	9.30%	8.30%
Pu-242	6.40%	4.00%
Am-241	2.70%	0.80%

② 燃焼計算の解析条件の設定

多様な使用済燃料の臨界性を概略的に把握するには、臨界性を評価する臨界計算を行うための燃料組成を予め燃焼計算によって算出する必要がある。燃焼計算に用いる解析条件のうち、初期燃料組成と照射条件については表 2.2-1 の条件とした。軽水炉からの取り出し後の地上での冷却期間は 50 年とし、冷却期間後の崩壊時間（処分後経過年数）は臨界性に影響を与える U-235 が消失する期間を勘案して 10^{10} 年後までを評価対象とした。燃焼計算に用いる解析コードは ORIGEN2 (Croff, 1980) を、断面積データライブラリは ORLIBJ40 (奥村ほか, 2012) を使用し、上記の解析条件にて燃焼計算を行った。

③ 臨界計算の解析条件の設定

臨界計算に用いる使用済燃料組成は、前述のとおり燃焼計算の評価より任意の処分後経過年数における核種生成量を使用した。直接処分第 1 次取りまとめおよび先行事業における直接処分の臨界安全評価では、燃焼度クレジットの適用を考慮した処分容器設計の検討を行っており、本検討でも燃焼度クレジットを適用した解析を行った。臨界計算で対象とした燃焼度クレジット核種（以下、「BUC 核種」という。）を表 2.2-3 に示す。平成 30 年度から令和 4 年度までの先行事業で対象とした、アクチニドおよび核分裂生成物（FP）を考慮する場合（表 2.2-3 のセット 2）に加えて、諸外国の先行研究の事例を参考に（たとえば、Agrenius(2010)）、アクチニドのみを考慮する場合（表 2.2-3 のセット 1）も対象とした。セット 1 については、実測値に対する燃焼計算の精度が低い等の理由で除外されている事例（たとえば、日本原子力研究所, 2001）がある Np-237 については、BUC 核種に含めなかった。

臨界解析体系は、単一燃料ピンセル体系とし、対象となる燃料集合体型式の水／燃料比と一致するようにセルピッチを変更した等価燃料ピンセルモデルとした。一例として PWR の 17×17 型燃料集合体の等価燃料ピンセルモデルの概念図を図 2.2-1 に示す。このモデルの境界条件は完全反射条件とした。なお、使用済燃料の臨界性を概略的に把握することが目的であるため、等価燃料ピンセルモデルでは、燃料被覆管等、減速材となる水と燃料以外の材料については考慮しなかった。臨界計算に用いる解析コードは、MVP-3.0 (長家ほか, 2016) を、断面積データライブラリは MVP 用 JENDL-4.0 ライブラリ (奥村・長家, 2011) を使用し、上記の解析条件にて臨界計算を行った。

表 2.2-3 臨界計算で対象とした燃焼度クレジット核種セット

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、Np-237

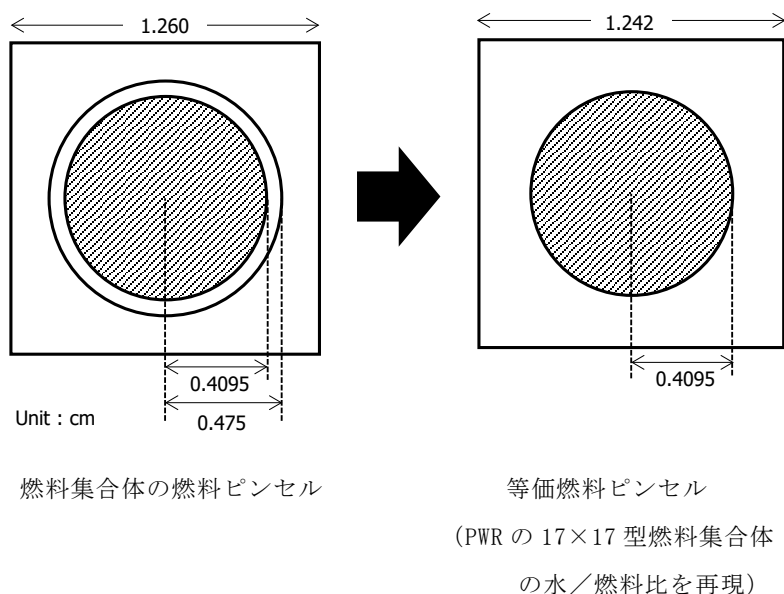


図 2.2-1 等価燃料ピンセルモデルの概念図 (PWR17×17 型燃料集合体)

④ 解析結果

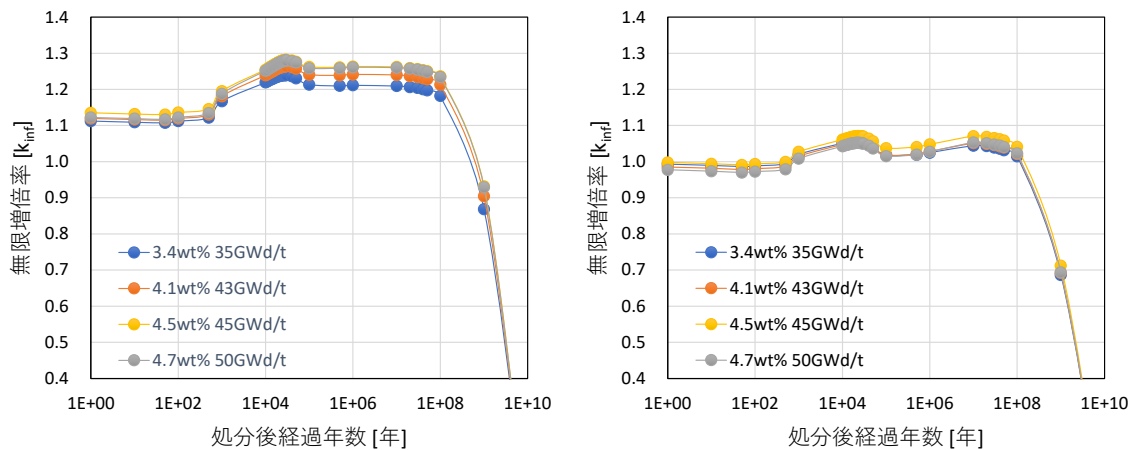
臨界計算における PWR-UO₂ 燃料の無限増倍率 (k_{inf}) の結果を図 2.2-2 に、BWR-UO₂ 燃料の結果を図 2.2-3 に、PWR-MOX 燃料および BWR-MOX 燃料の結果を図 2.2-4 に示す。なお、ここでは使用済燃料の種類を UO₂ 燃料・MOX 燃料と大別して定義する。

UO₂ 燃料における無限増倍率 (k_{inf}) は、概ね 2 万年後から 3 万年後に無限増倍率がピークとなる結果となった。このようなピークが現れるのは、中性子を吸収する Pu-240 (半減期：6,560 年) や Am-241 (半減期：433 年) の減衰によって、臨界性にとって Pu-239 (半減期：24,110 年) が支配的な核種となり、その後、Pu-239 が減衰するためである。また、BUC 核種のセット 1 では 3 万年後付近、セット 2 では 2 万年後付近にピークが現れ、BUC 核種セットによって無限増倍率が最大となる処分後経過年数が変化した。また、セット 2 の結果では、反応度を低下させる FP や Np-237 の影響により、セット 1 の結果と比べて無限増倍率が低下した。

なお、セット 1 では、初期濃縮度が高くなることで無限増倍率も高い値となった。他方、セット 2 では、初期濃縮度 4.5 wt% の無限増倍率がそれ以外のケースよりやや高い値を示した。燃焼度は核燃料から取り出せる発生エネルギーの指標として捉えることができ、大まかに初期濃縮度 1 wt% は燃焼度 10 GWd t⁻¹ 程度に相当するといわれている (日本原子力学会炉物理部会, 2019)。初期濃縮度 4.5 wt% のケースは、燃焼度が 45 GWd t⁻¹ であり、初期濃縮度と燃焼度の比が 0.1 と他の PWR-UO₂ 燃料よりも大きく、核分裂する発生エネルギーの余力が燃料に残っているため、無限増倍率も高くなっているものと考えられる。これは、BWR-UO₂ 燃料でも同様の傾向となっており、炉型の違いが臨界性に影響を及ぼす可能性は低いと考えられる。

MOX 燃料における無限増倍率は、UO₂ 燃料と比較して高い値となった。また、無限増倍率が最大となる処分後経過年数は、10⁷ 年を超える結果となった。MOX 燃料の場合、初期燃料組成

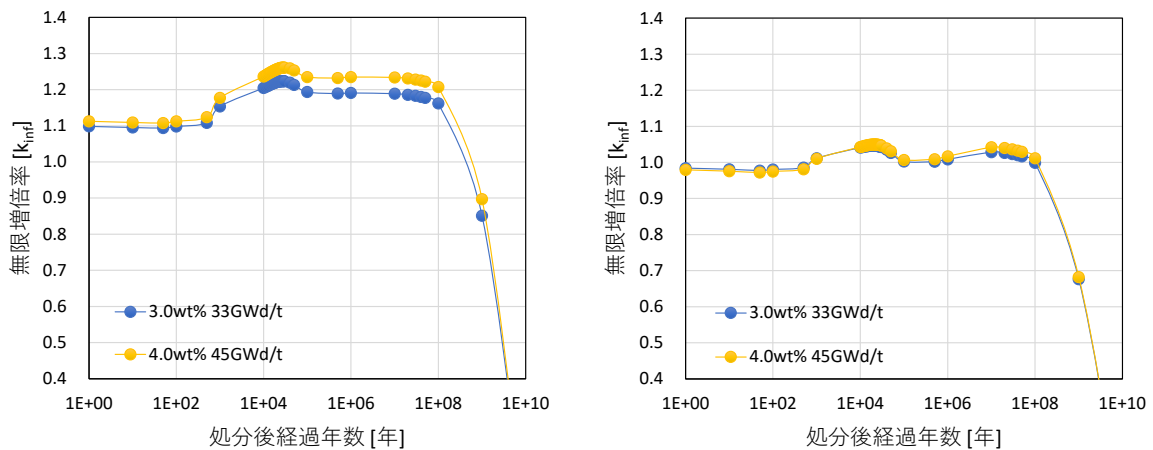
に UO_2 燃料の U-235 に相当する核分裂性プルトニウムである Pu-239 が多く含まれており、その α 崩壊によって U-235 が生成するため 10^7 年後の無限増倍率が UO_2 燃料より高くなったと考えられる。



BUC セット 1 (アクチニドのみ)

BUC セット 2 (アクチニド+FP+Np-237)

図 2. 2-2 PWR- UO_2 燃料の無限増倍率の経時変化



BUC セット 1 (アクチニドのみ)

BUC セット 2 (アクチニド+FP+Np-237)

図 2. 2-3 BWR- UO_2 燃料の無限増倍率の経時変化

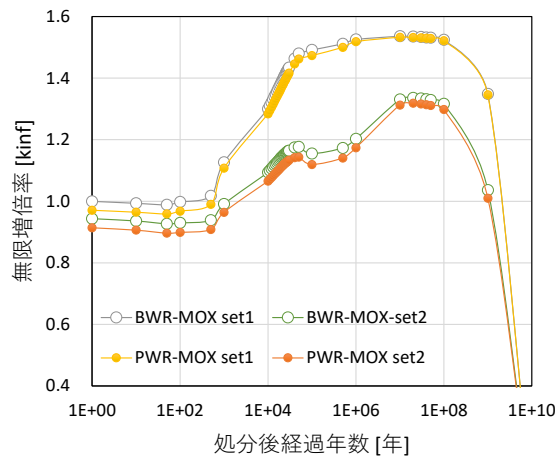


図 2.2-4 PWR-MOX および BWR-MOX 燃料の無限増倍率の経時変化

2) 処分後の現実的な材料の状態や配置の変化を考慮したモデルでの試行的な臨界解析

前項 1) で示した、わが国に存在する幅広い使用済燃料を対象とした簡易的な臨界解析で対象とした使用済燃料のうち PWR 使用済燃料を対象として、先行事業（原子力機構，2023）で提示した、現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルによる試行的な臨界解析を行い、これら使用済燃料の処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさに関する知見として整理した。これらの解析で対象とした解析ケースおよび解析条件の設定、ならびに解析結果を以下に示す。

① 解析ケースの設定

現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデル（原子力機構，2023）は、PWR 使用済燃料 4 体収容処分容器を想定したモデルであるため、解析ケースは、1) 項において表 2.2-1 に示した解析ケースのうち、PWR 使用済燃料を対象とし、1) 項の燃料ピンセルの臨界計算で最大の無限増倍率となった経過年数での燃料組成を用いた。表 2.2-4 に現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの解析ケースを示す。燃料組成は、表 2.2-4 の BUC 核種セットごとに、現実的な材料の状態や配置を考慮した臨界解析モデルとして 3 パターンを対象とした。

表 2.2-4 現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの解析ケース

燃料	初期濃縮度／Pu 富化度 [wt%]	処分後経過年数 [年]		臨界解析モデル
		セット 1	セット 2	
PWR-UO ₂	3.4／－	29,000	21,000	図 2.2-6 に示す 3 つの材料配置パターンを反映したモデル
	4.1／－	29,000	21,000	
	4.5／－	29,000	23,000	
	4.7／－	30,000	23,000	
PWR-MOX	0.2／13.0	1.0×10^7	2.0×10^7	

② 解析モデル・条件の設定

臨界解析で想定した処分直後の PWR 使用済燃料集合体と処分容器および緩衝材の幾何形状を図 2.2-5 に示す。図 2.2-5 に示す処分容器や燃料被覆管等が、腐食の進展等により材料の状態や配置の変化が起こることを想定した、先行事業で検討した臨界解析モデルを用いて解析を行った（原子力機構，2023）。臨界解析モデルの概念を図 2.2-6 に示す。このうち、材料配置パターン 3 は燃料棒が離散することによって最適減速条件となる燃料ピッチで燃料領域が形成される想定である。

臨界解析モデルで構成する材料は、処分容器は鉄とし、燃料集合体の燃料被覆管はジルコニウムとした。これらの腐食生成物については、先行事業の解析結果（原子力機構，2023）を踏まえて、実効増倍率への影響が最も大きくなる状態変化の組合せとして、処分容器の外表面はマグネタイト（Fe₃O₄）を、収容スペース内部はシデライト（FeCO₃）を、燃料被覆管は酸化ジルコニウム（ZrO₂）＋水素化ジルコニウム（ZrH₂）とした。緩衝材はベントナイトとケイ砂が 7:3、乾燥密度が 1.6 g cm⁻³ の混合圧縮体（菊池・棚井，2005）とし、間隙が水で飽和した湿潤状態を想定した。処分容器の収容スペース内の減速材については、地下環境において厳しい減速材となる地下水（H₂O）とした（原子力機構，2022）。

臨界計算に用いる解析コードは、1) 項と同様に MVP-3.0（長家ほか，2016）を、断面積データライブラリは MVP 用 JENDL-4.0 ライブラリ（奥村・長家，2011）を使用し、上記の解析条件にて臨界解析を行った。

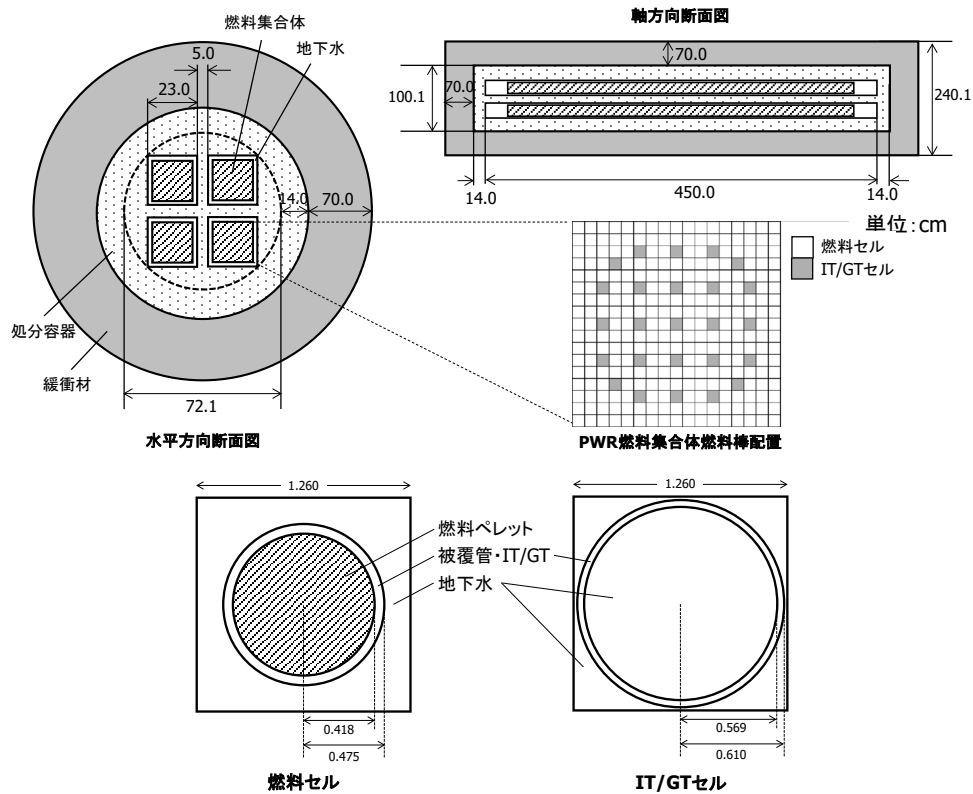


図 2.2-5 処分直後の PWR 燃料集合体および処分容器、緩衝材の幾何形状

材料配置パターン 1	材料配置パターン 2	材料配置パターン 3
・ 処分容器と燃料被覆管の腐食による腐食生成物の膨張等により材料の密度や組成が変化 ・ 処分容器の破断は起こらず ・ 燃料集合体の形状も維持され、燃料棒ピッチは変わらず	・ 処分容器と燃料被覆管の腐食により収容スペース間の仕切り部の破断・崩落が起こり、燃料領域が 1 か所に集まる ・ 収容スペースの大きさは変わらず、燃料集合体の燃料棒が離散	・ 処分容器と燃料被覆管の腐食により収容スペース間の仕切り部の破断・崩落が起こり、燃料領域が 1 か所に集まる ・ 処分容器の破断により燃料領域が拡張し、燃料棒が最適減速ピッチに配列

図 2.2-6 現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルの概念

③ 解析結果

PWR 使用済燃料における現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの実効増倍率の結果を図 2.2-7 に示す。UO₂使用済燃料においては、材料配置パターン 1 では未臨界判定基準値となる 0.95 を全て下回る結果となった。材料配置パターン 2 および材料配

置パターン3では、BUC核種としてアクチニドのみを対象とすると0.95を超える結果となったものの、アクチニド+FP+Np-237を対象としたBUC核種では、いずれの材料配置パターンでも0.95を下回る結果となった。このことは、処分後に臨界になりやすい材料配置となる状態が形成されたとしても、PWR-UO₂燃料であれば使用済燃料集合体を4体収容した場合でも未臨界を確保できる可能性があることを示唆していると考えられる。

MOX燃料では、全てのBUC核種セットおよび材料配置パターンにおいて0.95を大きく上回る結果となった。この結果は、1)項の燃料ピンセル体系における無限増倍率の結果と同傾向であった。フランス(ANDRA, 2005)やスイス(Vasiliev et al., 2019)では、処分容器へのMOX使用済燃料集合体の装荷は1体に制限することが報告されており、MOX燃料の装荷体数制限は今後検討する必要があると考えられる。

ここで留意点として、材料配置パターン3は、最適減速条件となる燃料ピッチで燃料領域が形成されるモデルである。先行事業での代表的なPWR使用済燃料の燃料組成は、初期濃縮度4.5 wt%、燃焼度45 GWd t⁻¹、処分後経過年数18,000年で実効増倍率が最大となるが、本検討では表2.2-4のとおり23,000年となった。これは、本検討では実機の燃料集合体と水燃料比が等しい燃料ピンセル体系の計算で求められた、無限増倍率がピークとなる処分後経過年数における燃料組成を用いたためである。実機のPWR燃料集合体の燃料ピッチは最適減速条件より減速がやや不足する設計(日本原子力学会炉物理部会, 2020)となっており、最適減速条件での処分後経過年数の確認が今後必要となる可能性がある。

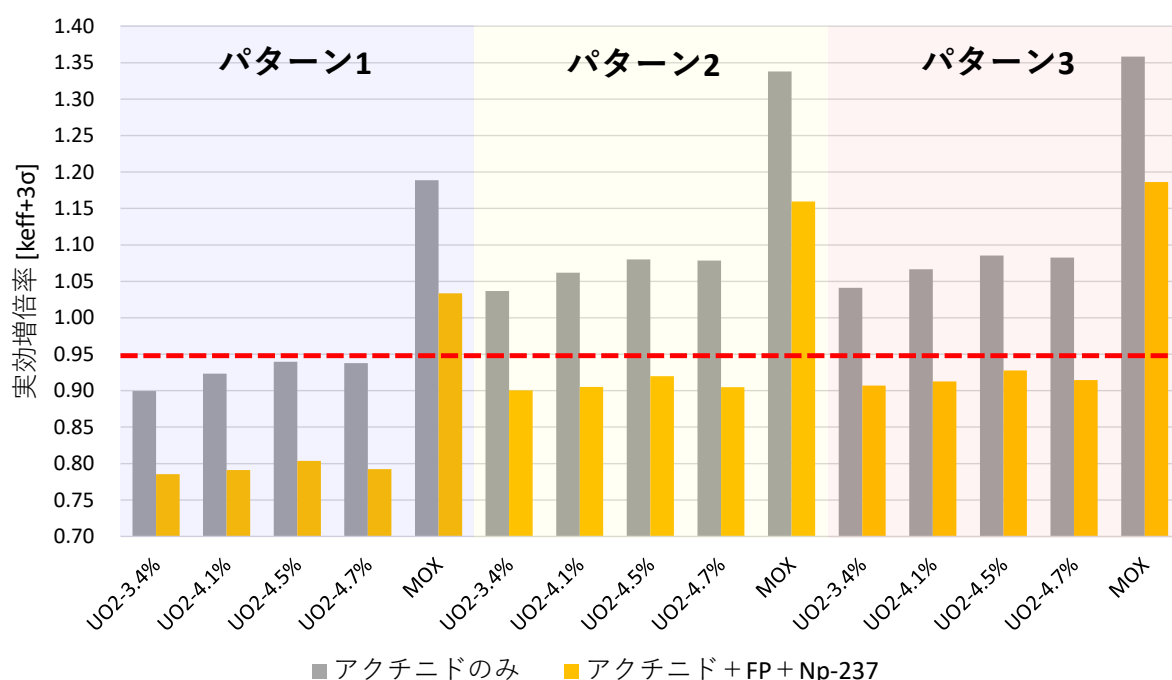


図 2.2-7 PWR 使用済燃料における現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルでの実効増倍率

(2) 多様な使用済燃料を対象とする処分後の臨界安全評価の事例調査

前項(1)では、炉型や燃料の種類、燃焼度等の特性の組合せから、いくつかの使用済燃料の材料配置パターンを対象とした臨界解析を行い、特に PWR 使用済燃料について、処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさを概略的に把握することを検討した。しかしながら、現実には存在する使用済燃料は、個々の軽水炉での運転履歴や炉心への燃料の装荷パターン等によって燃焼度や組成が変わるため、処分後の臨界の起こりやすさ／起こりにくさは極めて多様性に富むものとなり、上記のようないくつかの代表的な使用済燃料に対する臨界安全性を評価するだけでは不十分である可能性が高い。こうした観点から、諸外国における使用済燃料の直接処分後の臨界安全評価では、装荷曲線（燃料の初期濃縮度と使用済燃料の取り出し燃焼度から成るパラメータ空間において臨界と未臨界の領域との境界を示す曲線）による評価手法に着目した検討等を行っている。なお、諸外国では「Loading Curve」や「Limit Curve」等の呼称が使用されているが（たとえば、Agrenius(2010)）、ここでは「装荷曲線」で統一する。

本項では、これらの諸外国の事例を調査し、処分後の臨界安全性に適用する場合の留意点等を整理するとともに、スウェーデン等で検討されている、装荷曲線を効率的に作成できる解析モジュールである STARBUCS を用いて、わが国の処分後の臨界安全性の評価への適用性の把握に向けた試行的な臨界解析を行った。これらの検討の成果を「1) 諸外国における装荷曲線による処分後の臨界安全評価事例の調査」と「2) 試行的な装荷曲線作成手法の検討」にそれぞれ示す。

1) 諸外国における装荷曲線による処分後の臨界安全評価事例の調査

① スウェーデンでの検討事例

SKB では、直接処分の人工バリアシステムの幾何形状をモデル化して、燃焼度と初期濃縮度をパラメータとする臨界計算を行い、その結果から装荷曲線を作成して、集中中間貯蔵施設（CLAB）に保管されている国内の PWR 使用済燃料および BWR 使用済燃料の燃焼度のデータを装荷曲線で定められる最低燃焼度と比較することで、CLAB に保管されている個々の使用済燃料に対して処分後に未臨界が維持されるかが評価されている（Agrenius, 2010）。この装荷曲線概念を図 2.2-8 に示す。臨界計算においては燃焼度クレジットが考慮されており、 UO_2 燃料の PWR と BWR のそれぞれについて、BUC 核種をアクチニドのみとする場合と、アクチニドと FP を対象とする場合の二種類の装荷曲線が作成されている。

装荷曲線を作成するための臨界計算では、PWR 燃料集合体 4 体または BWR 燃料集合体 12 体が収容される処分容器（鋳鉄と銅の複合容器）二種類を対象としたモデルが作成されている。これら使用済燃料については、スウェーデン国内の使用済燃料を対象とする予備計算を行った結果、最も臨界の起こりやすい使用済燃料を対象としている。処分容器の内部は水で満たされた状態とされている。埋め戻し直後の材料の状態と配置がモデル化されており、腐食等による材料の状態や配置の変化はモデルに反映されていない。計算では SCALE5.1 システムが使用されており、燃焼計算には SAS2 を、臨界計算には STARBUCS と CSAS25 を、断面積データライブラリには ENDF/B-V の 44 群断面積が使用されている。

臨界計算における未臨界の判定は、未臨界判定基準値である 0.95 に対して、評価上の不

確実性を安全裕度として差し引いた値で行われている。これら因子の処分後の臨界への影響（ Δk として評価）については、たとえば、使用済燃料集合体内部の燃焼度分布の違いに由来する不確実性や、燃焼計算の解析誤差に由来する核種組成の不確実性等、12 種類が検討されており、事前解析により影響の有無や程度が確認されたうえで必要に応じて安全裕度（図 2.2-8）に反映されている。

上記に示した装荷曲線による評価の結果、スウェーデン国内の大半の使用済燃料については処分後の未臨界が確保される結果となっており、たとえば PWR 使用済燃料については、BUC 核種としてアクチノイドのみを考慮する場合では国内の 2,517 体の PWR 使用済燃料集合体のうち、3 体のみが未臨界が維持できない結果となり、BUC 核種としてアクチノイドと FP を考慮する場合では、全ての使用済燃料について未臨界が維持できるとされている。

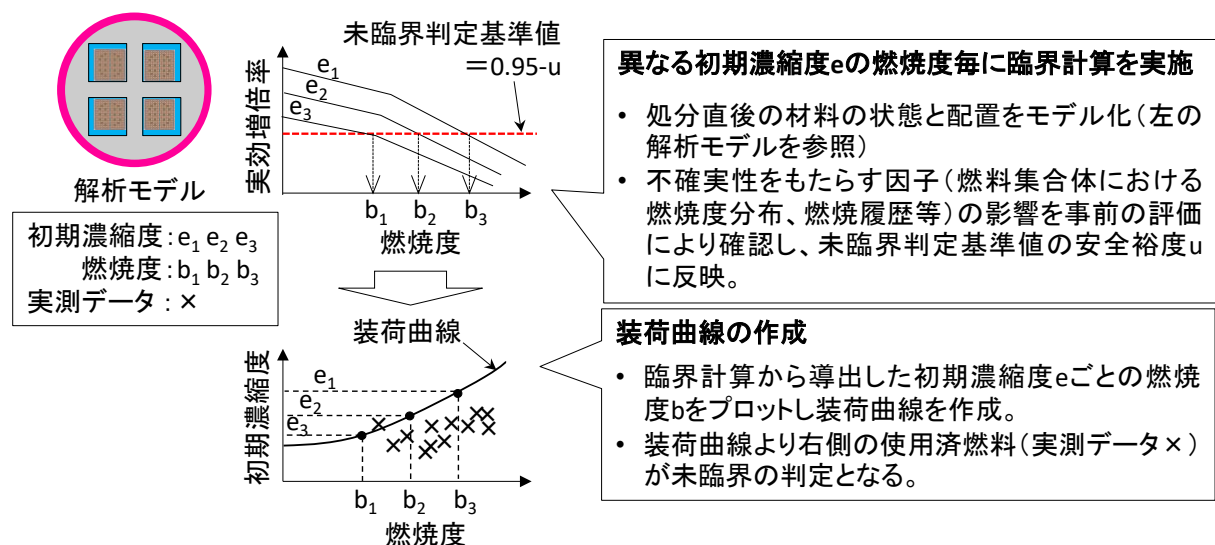


図 2.2-8 SKB における装荷曲線による臨界安全評価の概念

② 英国での検討事例

英国の放射性廃棄物処分の実施主体である NWS（ニュークリアウェイストサービス）では、①で示したスウェーデンの事例と同様に、直接処分の人工バリアシステムの幾何形状をモデル化して、燃焼度と初期濃縮度をパラメータとする臨界計算を行い、その結果から装荷曲線を作成することにより、多様な使用済燃料に対して処分後の未臨界が維持されるかを評価する検討が行われている（Mason et al., 2023）。BUC 核種としては、U と Pu の同位体ならびに Am-241 のアクチノイドのみを考慮する場合と、それらの核種に加えて、その他のマイナーアクチノイドと FP を考慮する場合の二種類が対象とされている。

装荷曲線を作成するための臨界計算では、主に PWR 使用済燃料集合体が 4 体収容される処分容器（鋳鉄と銅の複合容器）を対象としてモデルが作成されており、その他に AGR（新型ガス冷却炉）の使用済燃料も対象とされている。また、処分後の燃料の破損や処分容器底部への崩落等を想定したいくつかの材料配置パターンをモデルに反映した事前解析が行われ、これらのパターン間での臨界の起こりやすさが比較されているものの、装荷曲線での臨界計算では、使用済燃料集合体や処分容器に対して上記のような処分後の材料配置等の変化はモ

デルに反映されていない。なお、計算では、燃焼計算には WINS を、臨界計算には MONK 10B が使用されている。

臨界計算における未臨界の判定については、0.95, 0.98, 1.00 の3つの未臨界判定基準値に対して行われており、スウェーデンの事例とは異なり、評価上の不確実性は考慮されていない。これらの評価をもとに作成された装荷曲線は使用済実燃料のデータとの比較が行われておらず、英国内の使用済燃料のうちどの程度が処分後の未臨界を維持できるかは不明である。

③ スイスでの検討事例

PSI (Paul Scherrer Institute)では、スイス放射性廃棄物管理協同組合 (NAGRA) との共同研究開発プロジェクトとして、スイスの PWR 使用済燃料を対象にした、直接処分容器の装荷曲線作成の検討が行われている (Frankl et al., 2023)。BUC 核種としては、アクチニドのみとアクチニド+FP の2種類が対象とされている。

装荷曲線を作成するための臨界計算では、PWR-UO₂ 使用済燃料集合体が4体収容される処分容器を対象としてモデルが作成されている。処分容器内部は水で満たされた状態が想定されている。処分後の材料の状態や配置の変化については考慮されていない。計算では、燃焼計算には CASMO5 を、崩壊計算には SERPENT2 を、臨界計算には MCNP6.2 が使用されている。

臨界計算における未臨界の判定は、評価上の不確実性の影響を差し引いた未臨界判定基準値で行われている。これらの評価をもとに作成された装荷曲線と使用済実燃料のデータとの比較については、文献中に明確に記載されておらず、スイス国内の使用済燃料のうちどの程度が処分後の未臨界を維持できるかは不明である。

2) 試行的な装荷曲線作成手法の検討

1) 項において調査した事例において、スウェーデンでの事例では SCALE コードシステム (Rearden and Jessee, 2016) の STARBUCS モジュールを用いたことが報告されている (Agrenius, 2010)。STARBUCS は未臨界判定基準値に達する任意の燃焼度における U-235 の初期濃縮度を自動的にサーチできる機能を持つ解析モジュールであり、多様な使用済燃料の装荷曲線の作成手法を検討する上で有効なツールである可能性がある。このことから、STARBUCS を用いた試行的な装荷曲線の作成手法について検討を行った。

① 解析条件の設定

STARBUCS では、燃焼計算と臨界計算を繰り返し行うことで、任意の燃焼度での実効増倍率が USL (未臨界上限値) に達する制限濃縮度を算出できる。STARBUCS は SCALE コードシステムの一部であることから、断面積データライブラリは (1) 項で使用した JENDL-4.0 (Shibata et al., 2011) ではなく、SCALE6.2 (Rearden and Jessee, 2016) に付随する ENDF/B-VII.1 (Chadwick et al., 2011) を用いた。これら断面積ライブラリによる解析結果の差異は、直接処分の臨界安全評価における国際ベンチマーク (Suyama et al., 2020) において、大きなものではないことが報告されている。

STARBUCS での燃焼計算は、わが国の PWR17×17 型燃料集合体と類似した、w17x17 (ウエス

ディングハウス 17×17 型燃料集合体用) をライブラリとして使用した。制限濃縮度を算出する範囲は、2 wt%から 5 wt%とし、評価する燃焼度は、10、20、30、40、50 GWd t⁻¹とした。燃焼後の冷却期間については、先行事業における代表的な PWR 使用済燃料の臨界性が最大となる処分後経過年数である 18,000 年とした。適用する BUC 核種は、表 2.2-3 の核種セットをそれぞれ適用した。

STARBUCS での臨界計算には KENO-V.a を用いた。臨界解析体系は、図 2.2-6 の材料配置パターン 1 の臨界解析モデルを選定したが、幾何形状は処分直後の初期状態を想定した図 2.2-5 の解析体系とした。材料配置パターン 1 は初期状態から処分容器や燃料被覆管等の腐食による組成や密度の変化のみを考慮したモデルであり、これらの状態変化が実効増倍率にもたらす影響は、先行事業(原子力機構, 2023)にて 4.1 %Δk/k と評価されている。このことから、未臨界判定基準値の 0.95 に対して 4.1 %Δk/k を勘案した 0.911 を USL として設定することにより、腐食挙動による状態変化の影響を考慮した。

② 解析結果および装荷曲線の作成

STARBUCS による燃焼度ごとの制限濃縮度の解析結果を表 2.2-5 に示す。表 2.2-5 のアクチニド+FP+Np-237 (BUC 核種セット 2) において、燃焼度 40 GWd t⁻¹と 50 GWd t⁻¹の制限濃縮度が示されていないが、これは①項で設定した制限濃縮度の範囲の上限値である 5 wt%以上となったためである。すなわち、わが国で規制されている UO₂ 燃料の初期濃縮度制限値である 5 wt%は、40 GWd t⁻¹以上の取出し燃焼度であれば、パターン 1 を想定した処分状態でも未臨界を維持できることを示している。

この解析結果をもとに、装荷曲線を作成した結果を図 2.2-9 に示す。装荷曲線は指数近似式で描画しており、BUC 核種をセット 2 のアクチニドのみとする場合は、初期濃縮度 E_{U5} と燃焼度 B の関係を式 2.2-1 で表し、BUC 核種をセット 1 のアクチニド+FP+Np-237 とする場合は式 2.2-2 でこれらの関係を表している。また、(1)1 項のわが国で発生する使用済燃料の幅として設定した表 2.2-1 の解析ケースのうち、PWR-UO₂ 燃料の初期濃縮度および燃焼度もプロットした。

$$\text{アクチニドのみ} \quad : \quad E_{U5} = 0.0202e^{0.0184 B} \dots\dots\dots \text{式 2.2-1}$$

$$\text{アクチニド+FP+Np-237} \quad : \quad E_{U5} = 0.0211e^{0.0272 B} \dots\dots\dots \text{式 2.2-2}$$

$$E_{U5} \quad : \quad \text{U-235 初期濃縮度 [wt\%]}$$

$$B \quad : \quad \text{燃焼度 [GWd t}^{-1}\text{]}$$

図 2.2-9 から、(1)1 項の解析で対象とした PWR-UO₂ 使用済燃料は、BUC 核種の異なる 2 種類の装荷曲線のいずれに対しても下側にプロットされていることがわかる。装荷曲線より下の領域では、使用済燃料集合体を 4 体収容しても処分後の未臨界が維持されることを意味するため、これらの PWR 使用済燃料は、処分後 18,000 年後の材料配置パターン 1 で BUC 対象核種としてアクチノイドのみを適用した場合でも未臨界となる結果となった。

また、初期濃縮度 4.5 wt%や 4.7 wt%は、BUC 核種をアクチニドのみとした装荷曲線に近接するプロットとなっており、前項(1)2)の MVP-3.0 コードによる臨界解析のうち図 2.2-7 の材料配置パターン 1 の結果が未臨界判定基準値と近い値になっていることと整合的であることが確認できた。この結果は、本評価手法を、処分後の材料の現実的な状態の変化を取り入れた評価に適用できる可能性があることを示唆するものである。

表 2.2-5 STARBUCS による燃焼度ごとの制限初期濃縮度

燃焼度 [GWd t ⁻¹]	制限初期濃縮度 [wt%]	
	アクチニドのみ	アクチニド+FP+Np-237
10	2.37	2.74
20	2.97	3.70
30	3.61	4.72
40	4.26	—
50	4.96	—

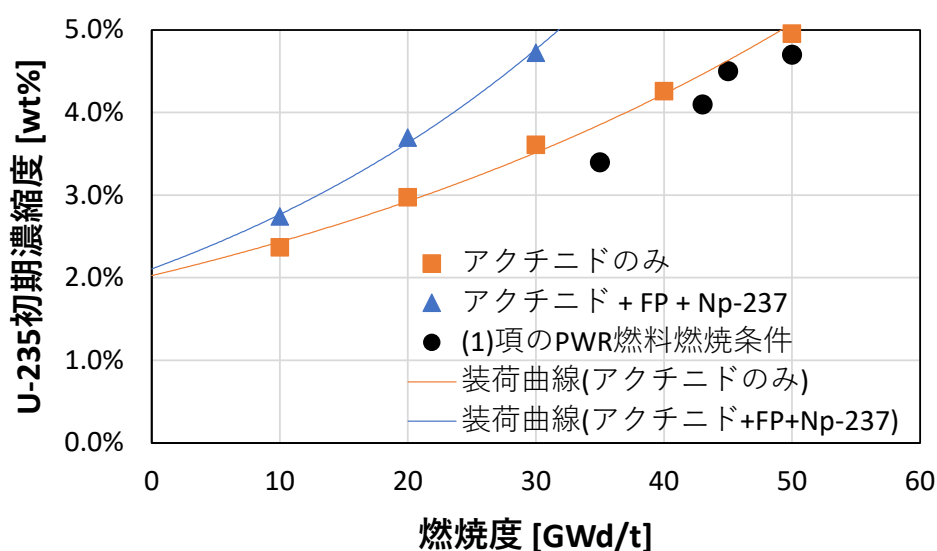


図 2.2-9 STARBUCS による PWR 使用済燃料の装荷曲線（材料配置パターン 1）

(3) 多様な使用済燃料を対象とした臨界安全評価に関する課題等の抽出

(1)項では、多様な使用済燃料の臨界性を簡易的な計算により概略的に把握するとともに、処分後の現実的な材料の状態や配置の変化を考慮した臨界解析モデルも用いた臨界解析での未臨界性の確認を試行的に行った。また、(2)項では、諸外国の事例より、燃焼度クレジット適用に係る不確実性の考慮や装荷曲線を用いた臨界安全評価手法に関する調査を行うとともに、装荷曲線手法について試行的な解析を行った。これらから、今後の検討で重要と考えられる課題を以下に示すとおり整理した。

MOX 使用済燃料の処分後の臨界性評価に関する課題

- (1) 項の処分後の材料の現実的な状態や配置の変化を想定した臨界解析モデルによる評価を行ったところ、実効増倍率が未臨界基準値を超過したため、処分容器への使用済燃料集合体の収容体数を減らすなどの対策の検証が必要である。
- 簡易的な臨界解析の結果から、処分システムの安全評価の時間スケールである 100 万年（原子力機構，2015a）を超える時間において無限増倍率のピークが現れており、このような、安全評価の時間スケールを超える期間での臨界安全評価の必要性の有無については、材料の現実的な状態や配置の変化を想定した臨界解析モデルによる評価は困難であることにも留意しつつ、慎重な検討が必要である。
- MOX 燃料の Pu 同位体組成比は、炉型や取出し燃焼度など再処理される使用済燃料集合体の履歴等によって異なり（飯島ほか，2003）、(1) 1) 項の燃焼計算で使用した Pu 同位体組成比を使用することの妥当性の検証等が必要となる可能性がある。

多様な使用済燃料に対する処分後の臨界安全評価手法の構築に向けた課題

- (2) 項の PWR-UO₂ 使用済燃料を対象とする STARBUCS による解析結果が、(1) 項で示した、処分容器と燃料被覆管の腐食による現実的な組成・密度の変化を取り入れたモデル（材料配置パターン 1 を反映したモデル）による MVP-3.0 の結果と整合的であることが確認できた。これは、PWR-UO₂ 使用済燃料において、このような処分後の材料の変化を考慮した評価を行うことで、装荷曲線による未臨界判定が可能であることを示唆するものである。他方、BWR-UO₂ 使用済燃料あるいは MOX 使用済燃料等の PWR-UO₂ 以外の使用済燃料を対象とする場合や、処分容器や燃料被覆管の腐食等による材料の状態や配置の変化を想定する場合として、たとえば以下の条件についても装荷曲線による評価手法が有効であるか確認が必要である。
 - PWR-UO₂ 以外の使用済燃料の考慮：BWR-UO₂ 使用済燃料については、諸外国でも処分後の臨界安全評価の事例があり（たとえば、Agrenius（2010））、(2) 項で示した PWR 使用済燃料と同様の手法での評価が可能と考えられる。他方、MOX 使用済燃料については、(2) 項の調査では装荷曲線による評価事例を確認できなかった。MOX 使用済燃料を対象とした装荷曲線による評価を行う場合には、Pu 同位体組成比の違いによる影響の扱い等について検討が必要である。ただし、現状ではわが国において MOX 使用済燃料の Pu 富化度や燃焼度の種類は UO₂ 使用済燃料と比較して圧倒的に少なく、(1) 項の解析と同様に、種々の使用済燃料を対象とする評価を行うことにより、装荷曲線による評価は不要となる可能性も考えられる。
 - 材料の状態や配置の変化の考慮：(2) 項では、材料配置パターン 1 を反映したモデルによる評価を行ったが、処分容器等の変形や破壊の可能性を考慮した材料配置パターン 3 を反映したモデルによる評価を行う場合には、燃焼度と初期濃縮度の組合せによって最適減速条件となる減速材－燃料比が異なることで、燃料領域の大きさ等も変わるため、より煩雑な解析手順が必要となる可能性がある。

- (2)項で示したように、諸外国における装荷曲線による評価の事例では、燃焼度クレジット適用時の臨界安全評価の不確実性などの実効増倍率に与える影響を考慮した未臨界判定基準値が用いられる。臨界安全評価において考慮すべき影響因子の種類を定め、それら実効増倍率に与える影響の大きさを評価することが、今後必要になると考えられる。(2)項で示したスウェーデンの事例 (Agrenius, 2010) を参考に、評価において考慮すべき実効増倍率へ与える影響の候補を整理した。結果を表 2.2-6 に示す。このうち、「核種組成の不確かさ」、「燃焼度分布 (軸方向・径方向)」および「燃焼履歴」が与える影響については、先行事業において PWR と BWR について UO_2 使用済燃料を対象とした実効増倍率への影響が評価されているが (山本ほか, 2015 ; 原子力機構, 2015b ; 2016)、材料の腐食等による状態や配置の変化を考慮していない処分容器が健全なモデルで評価している。このことから、材料の現実的な状態や配置の変化を想定した場合に、評価に取り入れるべき実効増倍率へ与える影響の種類が変わり得るか等の確認が必要となり得る。

表 2.2-6 装荷曲線を用いた臨界安全評価で取り扱う不確実性等による影響因子の候補

対象となりうる使用済燃料		不確実性等の影響因子の候補
PWR	BWR	
○	○	燃焼計算による核種組成の不確かさ
○	○	燃焼度分布 (軸方向・径方向)
○	○	軽水炉での燃焼履歴
×	○	ボイド率分布
○	○	製造交差
○	○	使用済燃料中の核種生成・崩壊による組成の時間変化
○	○	燃料集合体、処分容器、緩衝材の腐食等による組成や密度の変化

2.3 処分後の未臨界の確実性向上に向けた検討

2.2 節の (1)2)③項の解析結果等で示したように、わが国の多様な使用済燃料には先行事業で対象とした使用済燃料より臨界になりやすいものが含まれる。このような使用済燃料を対象とする場合でも処分後の未臨界を確保するため、先行事業での材料の現実的な状態や配置の変化を反映した臨界安全評価モデル (例えば、原子力機構 (2023)) において保守的な想定となっている部分の有無を確認し、モデルの修正を行うことが有効となる可能性がある。

この検討の一環として、2.3 節では、先行事業での臨界安全評価手法の見直しに向けた関連事例の調査とそれに基づく評価手法の具体化検討を行うとともに、臨界の起こりやすさを低減するための工学的対処方策に関連する国内外の知見の調査を行った。これらの成果を「(1) 臨界安全評価手法の見直しに向けた知見の調査」と「(2) 諸外国における臨界防止のための工学的対策の調査」にそれぞれ示す。

(1) 臨界安全評価手法の見直しに向けた知見の調査

先行事業では、処分容器の腐食生成物の膨張により生じる応力で処分容器が破損すること

で臨界の起こりやすい材料配置に至る可能性があるかを把握するための力学解析を行い、この結果に基づき、破損した処分容器の材料配置のパターンを臨界の起こりやすさ／起こりにくさの観点から 4 つに分類した（原子力機構，2023）。先行事業の力学解析で想定した腐食生成物の膨張による応力で処分容器が破損する状況の例を図 2.3-1 に示す。

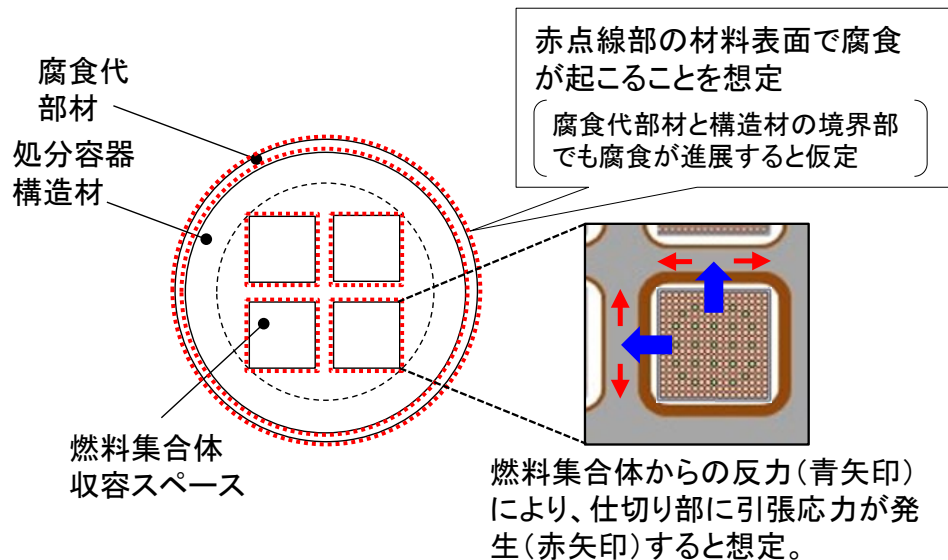


図 2.3-1 臨界の起こりやすい材料配置に至る可能性を把握するための力学解析の概念
（原子力機構（2021）の図を一部修正）

図 2.3-1 の力学解析では、使用済燃料集合体を剛体としてモデル化することで処分容器の腐食生成物の膨張応力に対する使用済燃料集合体からの反力を計算している。しかしながら、現実の使用済燃料集合体は、燃料棒が支持格子で束ねられた構造をしており剛体ではないことや、燃料被覆管などの長期的な状態の変化により初期の剛性や強度が変化していくこと等を考慮すると、図 2.3-1 に示すモデルでは、実際より使用済燃料集合体からの反力が大きく、処分容器が過度に壊れやすい設定となっている可能性があると考えられる。

前者の観点からは、使用済燃料集合体の構造を詳細にモデル化することで、現実的な剛性を反映した力学解析を行うことができる可能性があると考えられる。Yoo ほか(2023)では、PWR 燃料集合体を対象として、燃料棒と支持格子およびそれらを接続するスプリングやディンプルなどから構成される詳細な力学解析の有限要素モデルが構築されている。これらを参考として検討した、処分後の使用済燃料集合体の変形・破壊挙動をシミュレートするための二次元断面モデルの概念図を図 2.3-2 に示す。燃料集合体の二次元断面を燃料棒（燃料被覆管・燃料ペレット）と支持格子板の構成要素で表現する一方で、燃料棒と支持格子間のスプリングとディンプルについては、これらを対象とした剛性試験により得られた力学特性（たとえば、Yoo ほか（2023））を反映したバネ要素をモデルに導入することにより、現実的な燃料集合体の剛性を評価し、収容スペース内面との機械的な相互作用による処分容器の変形破壊挙動を評価できる可能性がある。

また、後者に示した、長期的な状態の変化により初期の剛性が変化する観点からは、たと

えば、燃料被覆管や支持格子等のジルカロイの腐食の進展による強度劣化や水素吸収による水素脆化などが考えられる。先行事業では、燃料被覆管の腐食により酸化物や水素化物が生成することの実効増倍率への影響を臨界解析により確認しており（原子力機構，2022）、これらにより燃料集合体の変形・破壊が初期状態より起こりやすくなる可能性がある。これらのいずれの因子についても、初期の支持格子や燃料被覆管の剛性を低下させる方向で影響が作用すると考えられるため、臨界の起こりやすい材料配置に至る可能性があるかを把握するための力学解析においては、たとえば、長期的な状態の変化による剛性や強度の低下が生じていない処分直後の使用済燃料集合体の構造をモデル化することで、先行事業で用いた剛体モデルによる保守性を排除した評価ができる可能性があると考えられる。今後、これらのモデルの評価への適用可能性を明らかにするため、試行的な力学解析等を通じて具体的な技術的課題の有無を確認することなどが必要である。

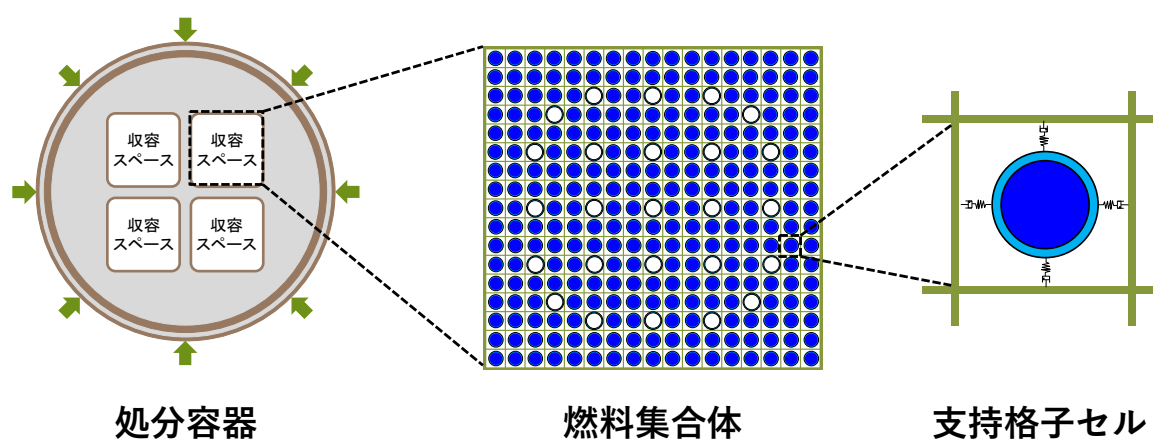


図 2.3-2 処分後の使用済燃料集合体の変形・破壊挙動をシミュレートするための二次元断面モデルの概念図

なお、先行事業で実施した力学解析およびその結果に基づく臨界解析モデル（原子力機構，2023）では、2.1 節で示したように、PWR 使用済燃料を 4 体收容する処分容器のみを対象としており、BWR 使用済燃料の処分容器には適用できない。このため、今後、BWR 使用済燃料についても、PWR 使用済燃料と同様に、臨界が起こりやすい材料配置パターンを抽出するための力学解析を行う場合には、BWR 使用済燃料の処分容器を想定した解析が必要である。BWR 使用済燃料については、先行事業では処分容器への收容体数が 4 体～12 体とされ（原子力機構，2018b）、ニアフィールドの熱影響の制約を満足するためには、收容体数を 6～7 体に制限する必要があるとされている（原子力機構，2016；2018b）。

処分容器の收容スペース配置の概念を図 2.3-3 に示す。先行事業で対象とされた PWR 使用済燃料が 4 体收容される場合や、熱的制限から PWR 使用済燃料が 2 体收容される場合では、收容スペースが正方格子配置であるのに対し、7 体の BWR 使用済燃料が処分容器に收容される場合、收容スペースは三角格子配置となる。使用済燃料集合体の收容スペースの間の仕切り部に生じる応力の大きさや分布は、正方格子配置と三角格子配置では異なる可能性が高いため、今後、これらの使用済燃料に対する臨界が起こりやすい材料配置等の整理に向けて、

三角格子配置形状の処分容器の力学解析による変形・破壊挙動の解析による確認が必要である。

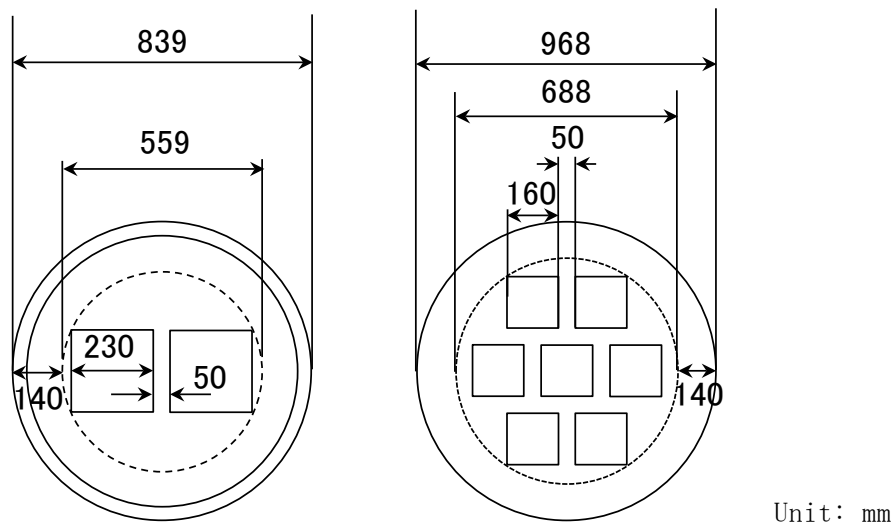


図 2.3-3 処分容器の収容スペース配置の概念の例
(左：PWR 使用済燃料 2 体収容、右：BWR 使用済燃料 7 体収容)

(2) 諸外国における臨界防止のための工学的対策の調査

1) 未臨界の確実性に着目した処分容器の設計仕様に係る文献調査

臨界の起こりやすさを低減するための工学的対処方策に関連する諸外国の知見を調査した。諸外国の直接処分容器の臨界防止対策に関係する文献として、①スウェーデン (Svensk, 2010 ; Agrenius, 2010) 、②米国 (Oak Ridge National Laboratory, 2015) 、③スイス (Vasiliev et al., 2019) 、④フランス (ANDRA, 2005) の 4 つを対象とした。以下に概要を示す。

① スウェーデンにおける直接処分の処分容器の臨界防止策

処分容器は、外側の銅製シェルと内側の鋳鉄製インサートで構成されており、PWR 使用済燃料集合体 4 体を収容可能な処分容器と、BWR 使用済燃料集合体 12 体を収容可能な処分容器の 2 種類が想定されている (たとえば、Svensk(2010)) 。Svensk(2010)では、チャンネルチューブ (収容スペースを指す) 間の距離を確保することが処分後の臨界の防止にとって重要であるとされており、PWR 使用済燃料集合体の処分容器では、隣り合う使用済燃料集合体の中心間の距離を 370 mm 程度、BWR 使用済燃料集合体の処分容器では 210 mm 程度を確保できる構造となっている。また、インサートの材料であるノジュラー鋳鉄について、臨界にとって好ましくない炭素やケイ素等の含有量をそれぞれ 6%および 4%以下とすることとされている。Agrenius(2010)では、処分容器の組成を変化させた感度解析の結果が示されており、炭素やケイ素等の含有量が多く鉄の量が低いほど実効増倍率がやや増加することが示されている。

② 米国における直接処分の処分容器の臨界防止策

STAD (Standardized Transportation, Aging, and Disposal) キャニスターと呼ばれる、使用済燃料の乾式貯蔵、輸送、処分で使用可能な多目的キャニスターが開発されている。STAD キャニスターは、外側のシェルと内側のバスケットで構成されており（材質はいずれもオーステナイト系ステンレス鋼）、PWR 使用済燃料集合体 4 体を収容可能なものと、BWR 使用済燃料集合体 9 体を収容可能なものがある。地層処分する想定の場合には、STAD キャニスターに使用済燃料集合体を封入後、さらに処分用のオーバーパックに封入される。

STAD キャニスターのバスケットは、処分後の臨界防止のため、収容された使用済燃料集合体の間に中性子吸収板が配置される構造となっている。中性子吸収板はステンレス鋼製であり、ボロンが添加されている（ボロン含有量 1.1～1.2 wt%）。また、最小厚さは 11 mm とされている。

③ スイスにおける直接処分の処分容器の臨界防止策

スイス放射性廃棄物管理協同組合（NAGRA）では、PWR 使用済燃料集合体 4 体を収容可能な処分容器と、BWR 使用済燃料集合体 9 体を収容可能な処分容器が検討されている。コスト削減のためインサートの収容部分以外は中空構造となっている。Vasiliev ほか（2019）では、PWR 処分容器を対象に臨界安全評価手法の検討を行っているが、臨界防止のための工学的対策については特に言及されていない。

④ フランスにおける直接処分の処分容器の臨界防止策

放射性廃棄物管理機関（ANDRA）では、PWR 使用済燃料集合体 4 体を収容可能な処分容器が検討されている。収容スペースは直方体と円筒形の 2 種類がある。スウェーデンと同様に、使用済燃料集合体の収容スペース間の距離を確保することが処分容器内部の未臨界の維持に重要であるとされており、上記のいずれの処分容器でも、隣り合う使用済燃料集合体の中心間の距離を 400 mm 程度確保できる構造となっている。

2) 処分後の未臨界の確実性向上に向けた課題と対処方策の整理

1) 項で示したように、諸外国の処分後の臨界を防止するための工学的対処方策として、処分容器の設計において使用済燃料集合体の収容スペース間の距離を確保すること、処分容器に含まれる元素の含有量に制限を設けること、処分容器を構成する材料にボロン等の中性子吸収材を含めることの 3 つが抽出された。

使用済燃料集合体の収容スペース間の距離を確保することについては、1) 項で示したようにスウェーデンおよびフランスで未臨界の維持のために重要とされている。山本ほか（2015）は、PWR 使用済燃料集合体 4 体処分容器の設計概念で、この仕切り部を 0.5、5.0、12.5 cm の厚さで感度解析を実施しており、仕切り部の厚みが増して使用済燃料集合体の収容スペース間の距離が大きくなるに伴い実効増倍率が低下することが報告されている。また、仕切り部の厚みを増すことで、処分容器の腐食生成物の体積膨張による応力で破断する時期を遅らせることも期待できる。こうしたことから、先行事業までの処分容器設計では仕切り部厚さが 5 cm としているのに対して、諸外国では 10 cm 以上の厚さを検討している事例が認められ

ることも踏まえて、仕切り部厚さの見直しの必要性の検討が今後重要である。

処分容器に含まれる元素の含有量に制限を設けることについては、スウェーデンの事例では、炭素鋼の炭素とケイ素の含有量に制限値を設定しているが、これらの評価の反応度効果は、PWR で $0.2 \% \Delta k/k$ 、PWR で $0.4 \% \Delta k/k$ とかなり低いため、この制限による臨界防止効果は限定的であると考えられる。また、先行事業の臨界解析では、炭素鋼を保守的に純鉄として評価しており、保守性の観点からこのような設定とすることの妥当性を検討することが必要となる可能性がある。

処分容器を構成する材料にボロン等の中性子吸収材を含めることについては、1) 項で示したように米国の処分容器で検討されており、中性子吸収材として検討されているボロンステンレスについては、貯蔵を目的としたバスケット形状のものであり、耐用年数も制限されている。このため、処分後の材料の長期的な状態の変化を考える必要がある直接処分の処分容器に適用することは困難である可能性が高い。なお、わが国の使用済燃料集合体の輸送容器等でもホウ素を添加したアルミニウム合金製のバスケット等が検討されている（たとえば、下条ほか（2014））。これら中性子吸収材については、先行事業においても核的な観点から臨界防止効果が検討されている（原子力機構，2015b；2016；2017；2018a；2018b）。IT/GT 管やウォーターチャンネルに棒状の酸化ガドリニウム (Gd_2O_3) を追加することによって過度に保守的な臨界解析モデルで未臨界を担保できる Gd_2O_3 濃度を評価しているものの、臨界を防止する必要がある 1 万年程度の長期間において燃料と共存し続けることが必要であり、慎重な検討が求められる。

2.4 まとめ

多様な使用済燃料に対する処分後の再臨界の起こりやすさ／起こりにくさを概略的に把握するため、わが国の軽水炉の多様な条件（炉型・燃料の種類等）で発生する使用済燃料集合体の特性とその再臨界への影響を把握するための予備解析を実施するとともに、処分後の臨界に対する燃料多様性の影響の包括的な評価手法等に関する諸外国の事例を調査した。また、未臨界の確実性を高めることを目指して、先行事業で例示した処分後の臨界安全評価手法の見直しに向けた関連事例の調査とそれに基づく評価手法の具体化検討を行うとともに、臨界の起こりやすさを低減するための工学的対処方策に関連する国内外の知見の調査を行った。

予備解析については、PWR と BWR の UO_2 使用済燃料および MOX 使用済燃料を対象として、処分後 100 万年を超える時間スケールでの燃料ピンセル体系による簡易的な臨界解析と、その結果に基づく処分後の材料の状態と配置の変化を反映した解析モデル（PWR 使用済燃料 4 体を処分容器に収容）での臨界解析を MVP-3.0 コードで行った。その結果、 UO_2 使用済燃料については、BUC 核種に FP も含めると未臨界を確保できるものの、MOX 使用済燃料については、処分後の材料配置のパターンや BUC 核種セットに寄らず、4 体の使用済燃料を処分容器に収容すると未臨界の確保が難しいこと等が確認できた。このため、MOX 使用済燃料については、収容体数を減らすことの検証が今後必要と考えられた。

燃料多様性の影響の評価手法等に関する諸外国の事例調査では、燃料の初期濃縮度と使用済燃料の取り出し燃焼度から成るパラメータ空間において臨界と未臨界の領域との境界を示

す装荷曲線による評価の事例として、スウェーデン、英国およびスイスの事例を調査し、装荷曲線で扱う不確実性の種類や評価方法が国ごとに異なること等を確認した。また、スウェーデンで装荷曲線の作成に活用されている STARBUCS を用いて、PWR 使用済燃料を対象とした、処分容器や燃料被覆管の腐食による組成や密度の状態の変化を考慮した解析を行ったところ、上記の MVP-3.0 コードによる解析結果と整合する結果となった。このため、本評価手法を処分後の材料の現実的な状態の変化を取り入れた評価に適用できる可能性があると考えられた。他方、処分容器が破損して臨界が起りやすい材料配置パターンに至る状況を想定するモデルでは、燃焼度と初期濃縮度の組合せによって最適減速条件となる減速材－燃料比が異なることで、燃料領域の大きさ等も変わるため、より煩雑な解析手順が必要となる可能性があること等が課題として示された。

未臨界の確実性の向上に向けた検討では、燃料集合体の変形・破壊挙動の解析事例の調査を行い、使用済燃料集合体の構造を詳細にモデル化した力学解析により、処分容器の現実的な破壊挙動を解析できる可能性があることを示すとともに、BWR 使用済燃料を対象とする場合の力学モデル作成の留意点などを整理した。そして、種々の処分容器の仕様に対して試行的な力学解析などを行い、具体的な技術的課題の有無を確認することなどが今後必要と考えられた。また、諸外国における処分後の臨界防止策等を調査した結果、使用済燃料集合体の間の隔離を確保することが有効な工学的対策となり得るなどの知見を得た。

今後は、上記に示した課題への対応を並行して進めるとともに、多様な使用済燃料を対象とする評価における処分容器の仕様変更の必要性や燃料集合体を詳細化したモデルの適用可能性などについて、試行的な解析などを通じて具体化な検討を進めていくことが重要である。

【参考文献】

- Agrenius, L. (2010): Criticality safety calculations of disposal canisters, SKB Public Report 1193244.
- Agrenius, L. and Spahiu, K. (2016): Criticality effects of long-term changes in material compositions and geometry in disposal canisters, SKB, TR-16-06.
- ANDRA (2005): Safety evaluation of a geological repository, Dossier 2005 Argile.
- Chadwick, M. B., Herman, M., Obložinský, P., Dunn, M. E., Danon, Y., Kahler, A. C., ... & Young, P. G. (2011): ENDF/B-VII. 1 nuclear data for science and technology: cross sections, covariances, fission product yields and decay data., Nuclear data sheets, 112(12), 2887-2996.
- Croff, A. G. (1980): ORIGEN2 -- A Revised and Updated Version of the Oak Ridge Isotope Generation and Depletion Code, ORNL-5621, Oak Ridge National Laboratory.
- Frankl, M., Vasiliev, A., Rochman, D., Ferroukhi, H., Wittel, M., Pudollek, S. (2023): REFINEMENT OF THE LOADING CURVE DETERMINATION METHODOLOGY AND MODELING FOR SWISS PWR SPENT FUEL FINAL DISPOSAL CANISTERS, ICNC 2023.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2015a): 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－, JAEA-Research 2015-016.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2015b): 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.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2016): 平成27年度地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成28年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2017): 平成28年度地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成29年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2018a): 平成29年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成30年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2018b): 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業（直接処分等代替処分技術開発）5か年取りまとめ 報告書, 平成30年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2019): 平成30年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 平成31年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2020): 平成31年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 令和2年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2021): 令和2年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 令和3年3月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）(2022): 令和3年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 令和4年3月.

- 月.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2023）： 令和 4 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書， 令和 5 年 3 月.
- 飯島隆， 片野好章， 久芳明慈， 清水武範（2003）： プルトニウム利用技術の確立及び実証， サイクル機構技報， No. 20， 別冊-3.
- 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.
- 菊池広人， 棚井憲治（2005）： 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）， JNC TN8430 2004-005.
- Mason, L., Kyrieleis, A., Grindrod, L., Hanlon, D., Jones, M., Kent, S., Lonsdale, S., Price, A., Payne, L. (2023): CRITICALITY SAFETY FOR UK SPENT FUEL DISPOSAL IN THE POST-CLOSURE PHASE OF A GEOLOGICAL DISPOSAL FACILITY, ICNC 2023.
- 長家康展， 奥村啓介， 櫻井健， 森貴正（2016）： MVP/GMVP 第 3 版： 連続エネルギー法及び多群法に基づく汎用中性子・光子輸送計算モンテカルロコード（翻訳資料）， JAEA-Data/Code 2016-019.
- 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.
- 日本原子力学会炉物理部会（2019）： 原子炉の物理， 日本原子力学会.
- 日本原子力学会炉物理部会（2020）： 原子炉物理(シリーズ:現代核科学の基礎)， 日本原子力学会.
- Oak Ridge National Laboratory (2015): Prepared for US Department of Energy Nuclear Fuels Storage and Transportation Planning Project, FCRD-NFST-2014-000579, Rev. 2.
- 奥村啓介， 長家康展（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.
- Rearden, B. T. and Jessee, M. A. (2016): SCALE Code System, ORNL/TM-2005/39, Version 6.2.
- 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., Kamada, S., Katakura, J. (2011): JENDL-4.0: A New Library for Nuclear Science and Engineering, J. Nucl. Sci. Technol. 48(1).
- 下条純， 赤松博史， 谷内廣明， 横江大（2014）： 使用済燃料中間貯蔵のための TK-26 型輸送貯蔵兼用容器， 神戸製鋼技報/Vol. 64, No. 1, 74-78.
- Suyama, K., Kataoka, M., Yamamoto, K., Akie, H. (2020) : Used Nuclear Fuel Criticality Safety Benchmark SiO₂ Reflector Effect: The Reflector Effect of

- Silicon Dioxide (SiO_2) for the Criticality Safety of Direct Disposal of Used Nuclear Fuel, NEA/NSC/R(2019)4.
- Svensk, K., AB (2010): Design, production and initial state of the canister, Technical Report TR-10-14.
- Vasiliev, A., Herrero, J., Pecchia, M., Rochman, D., Ferroukhi, H., & Caruso, S. (2019): Preliminary assessment of criticality safety constraints for Swiss spent nuclear fuel loading in disposal canisters, Materials, 12(3), 494.
- 山本健土, 秋江拓志, 須山賢也, 細山田龍二 (2015): 使用済燃料直接処分の臨界安全評価—燃焼度クレジット評価のためのデータの整備— (受託研究), JAEA-Technology 2015-019.
- Yoo, Y., Kim, J., Park, J., & Kim, H. (2023): Development of nuclear fuel assembly finite element model for mechanical integrity evaluation, Nuclear Engineering and Design, 413, 112523.

第 3 章

使用済燃料からの核種溶出挙動評価

3 章詳細目次

3. 使用済燃料からの核種溶出挙動評価	3-1
3.1 本項目の背景と目的	3-1
3.2 使用済燃料からの放射性核種の瞬時放出挙動評価	3-3
(1) はじめに	3-3
(2) 使用済実燃料を用いた浸漬試験	3-4
1) 試験手法	3-4
2) 結果と考察	3-7
(3) 使用済燃料からの核種の放出挙動に関する文献調査	3-8
1) 瞬時放出率についての調査結果	3-8
① C-14	3-10
② I-129	3-10
③ Cs-137	3-11
④ Sr-90	3-12
⑤ Cl-36	3-13
2) C-14 の分析方法についての調査結果	3-13
① KIT-INE での分析方法	3-14
② RWMC での分析方法	3-15
3.3 使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価	3-17
(1) はじめに	3-17
(2) 試験手法	3-19
1) (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの調製	3-19
① UO ₂ 粉末資料の調製	3-19
② UO ₂ および ²⁶ MgO 粉末混合試料の微粉化处理	3-20
③ (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレット成型および焼結条件	3-20
④ 粉末 X 線回折による解析	3-21
2) 浸漬試験	3-21
① ICP-MS 測定における Mg 混入量の低減	3-21
② 塩酸洗浄による MgO 相の除去	3-22
③ (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの浸漬試験	3-22
3) UO ₂ ペレットの比表面積測定	3-24
(3) 試験結果	3-24
1) (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの評価	3-24
2) (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの浸漬試験	3-27
① 塩酸洗浄による (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットからの MgO 相の除去	3-27
② (U, ²⁶ Mg)O ₂ 固溶体ペレットの浸漬試験による U, Mg 溶出	3-29
3) UO ₂ マトリクス溶解速度の評価	3-35
4) UO ₂ ペレットの比表面積測定	3-37

3.4 使用済燃料の溶解メカニズムの評価	3-38
(1) はじめに	3-38
(2) (U, ^{26}Mg)O ₂ ペレットの浸漬後ラマン分析	3-39
1) 試験方法	3-39
2) 結果と考察	3-40
(3) (U, Mg)O ₂ ペレット試料の XPS 分析	3-41
1) 測定試料	3-41
2) 測定手法	3-42
3) 測定結果	3-42
① 定性分析	3-42
② 定量分析	3-44
③ 波形解析	3-48
(4) 炭酸塩水溶液中での U(IV)還元析出物の分析	3-57
1) 試験方法	3-57
2) 結果と考察	3-60
3.5 まとめ	3-66
参考文献	3-68

3. 使用済燃料からの核種溶出挙動評価

3.1 本項目の背景と目的

直接処分システムの安全性を評価する上では、ガラス固化体を対象とした地層処分と大きく異なる特徴のひとつとして、処分容器による閉じ込め機能が喪失した後、放射性核種が使用済燃料から地下環境へ放出されることから、その挙動を評価する必要がある。使用済燃料中の放射性核種の分布および核種放出の概念を図 3.1-1 に示す。燃焼・照射によって燃料中に生じる超ウラン元素、核分裂生成物などの放射性核種の一部は、二酸化ウラン (UO_2) の結晶粒界に遍在化し、さらに、燃料ペレット内部に生じるガス気泡やひび割れなどの気相を介して、燃料と被覆管とのギャップ（隙間）に移行する。これらは、燃料と地下水が接触すると比較的速やかに放出される（瞬時放出）と考えられている。瞬時放出に関する核種放出現象については、燃料ペレット片などの浸漬試験から、様々なものがあることがわかっている。例えば、炉内燃焼時にガス状もしくは液状となる状態変化や UO_2 格子内の欠陥の体積拡散により移行する途中で UO_2 と固溶体を生成する元素、酸化物や金属析出物として析出する元素、もしくはガス状のまま燃料ペレット内から放出され燃料棒内のギャップに蓄積する元素などが挙げられる。一方、その他の核種は、燃料マトリクス中に分散して存在し、燃料マトリクスが地下水へ長期にわたってゆっくりと溶解することと調和的に放出される（長期溶解）と考えられている。加えて、ジルカロイ被覆管の放射化で生成する核種（主に C-14）は、酸化膜中に存在する場合は比較的速やかに放出され（瞬時放出）、母材中に存在する場合は母材の腐食溶解にともなって比較的緩慢に放出される（長期溶解）と考えられている。

瞬時放出の程度を示すパラメータは、使用済燃料中の核種毎の総インベントリのうち瞬時放出されるインベントリの割合が用いられ、気体として放出されるものは核分裂生成ガス放出率（FGR）、地下水等に溶出するものは瞬時放出率（IRF）で表される。FGR で評価される核種はクリプトン（Kr）およびキセノン（Xe）の同位体であるが、これらの核種の半減期は短いため、直接処分の安全評価には影響を及ぼさない。したがって、直接処分の安全評価に重要となるのは、地下水などに溶出する IRF 成分となる。ただし、Cs-137 など一部の核種の IRF が FGR と相関関係にあるという報告があることから、これまでに FGR の評価も進められてきている。また、長期溶解の程度を示すパラメータは溶解速度であり、例えば UO_2 ペレットあるいはジルカロイ被覆管が溶解や腐食によって消失するまでの期間の逆数が用いられる。

わが国における直接処分を対象とした使用済燃料からの核種溶解速度の評価事例としては、直接処分第 1 次取りまとめにおいて予備的な安全評価を試行した際の設定が最初である。当時はスイスで検討されたパラメータをそのまま採用しており、各々のパラメータの設定値および設定根拠などについての詳細な検討は行われなかった。このことから、先行事業（原子力機構，2015；2016；2017；2018）において、直接処分を検討している諸外国におけるソースターム評価の考え方や、それらの根拠となっている文献値を調査・整理するとともに、評価に関する試験研究の成果なども参考として、わが国の直接処分に適したパラメータ設定値の更新を試みた。

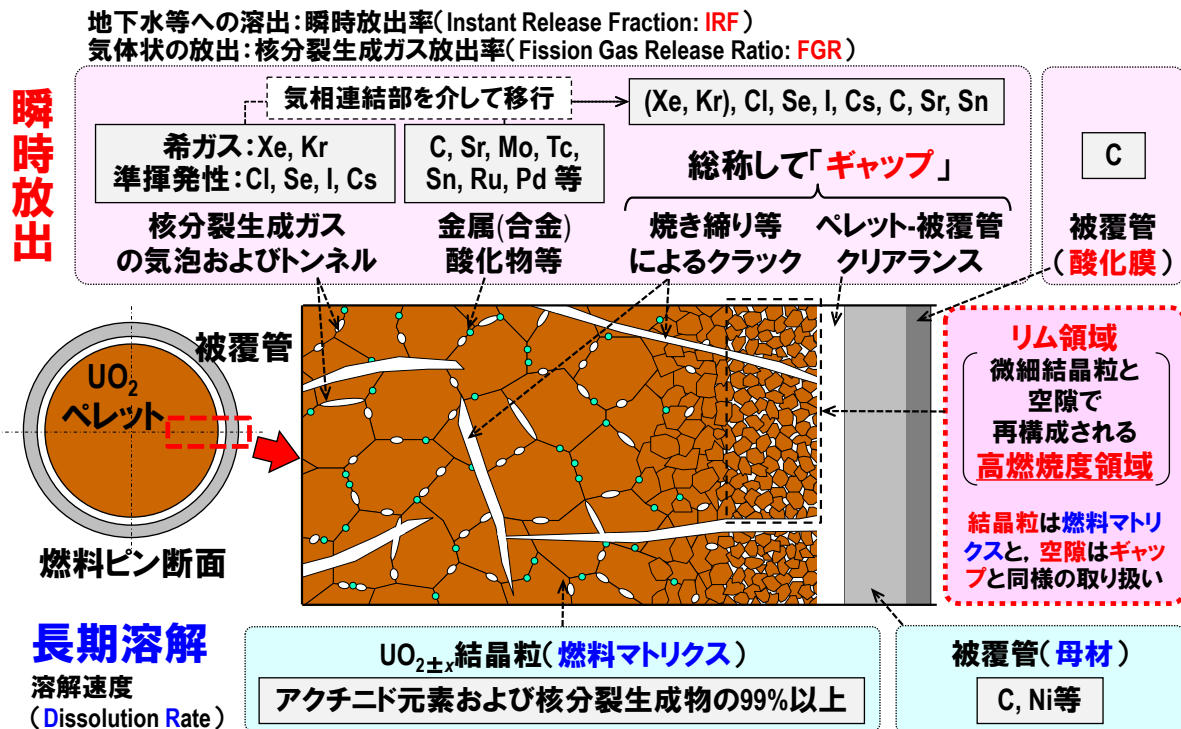


図 3. 1-1 使用済燃料中の核種分布および核種放出の概念

先行事業で設定した瞬時放出および長期溶解のパラメータ（原子力機構，2018；北村ほか，2020）を、それぞれ表 3. 1-1 および表 3. 1-2 に示す。これらは、直接処分第 1 次取りまとめで想定した使用済燃料（加圧水型軽水炉（PWR）；燃焼度 45 GWd MTU⁻¹）に対する値として設定されている。

直接処分第 1 次取りまとめにおいて設定した評価ケースにおいて、緩衝材を通過した地下水（緩衝材間隙水）の成分には 17 mM (M: mol dm⁻³) の炭素が含まれている。また、高レベル放射性廃棄物処分を対象とした NUMO 包括的技術報告書における安全評価においても、緩衝材間隙水中の全炭酸濃度が最も高い条件で 4.7×10^{-2} M と設定されている。これらは、欧米諸国の設定値が 1 mM 程度であるのに比べると、1 桁以上高い値である。緩衝材間隙水中の炭素の組成は、主に炭酸系（H₂CO₃(aq)、HCO₃⁻および CO₃²⁻）と考えられている。直接処分のような還元環境では、ウランの酸化状態は 4 価であると考えられることが多いものの、水溶液中の全炭酸濃度（H₂CO₃(aq)、HCO₃⁻および CO₃²⁻の各濃度の合計）が高くなると 6 価の炭酸錯体（UO₂(CO₃)₃⁴⁻など）が生成し溶解度が高くなる可能性が指摘されており（Kitamura et al., 2010）、この溶解度の上昇が使用済燃料のマトリクス成分である UO₂ の溶解を速め長期溶解速度を上昇させることが懸念される。また、使用済燃料からの核種の瞬時放出については、緩衝材間隙水中の全炭酸濃度の影響が不明であるとともに、わが国の直接処分を対象とした試験研究が限られていることから、全炭酸濃度の影響も踏まえた上で、表 3. 1-1 で示した IRF の設定値の妥当性を確認していく必要がある。そのため、わが国において使用済燃料の直接処分の安全性を評価するためには、諸外国に比べて緩衝材間隙水中の全炭酸濃度が高い状況を想定した上で、核種放出に関するパラメータの実測値の取得およびその設定根拠の検討を行っていくことが必要である。

以上を踏まえ、本事業では、わが国の直接処分における使用済燃料の瞬時放出率および長期溶解速度の設定値の精度向上に向けて、溶解挙動に及ぼす全炭酸濃度の影響を踏まえた評価を行う。本事業では、「3.2 使用済燃料からの核種の瞬時放出挙動に関する調査」において、ふげん使用済燃料を用いた低酸素雰囲気下での浸漬試験を実施し、核種の瞬時放出挙動と放出割合を調査した。「3.3 使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価」では、溶解指標物質を固溶させた UO_2 ペレットを用いて、マトリクス溶解速度に及ぼす全炭酸濃度影響を実験的に調査するとともに、「3.4 使用済燃料の溶解メカニズムの評価」において、長期溶解速度の設定根拠となる燃料マトリクスの溶解メカニズムを把握するため、ラマン分析等により浸漬に伴う UO_2 ペレットの表面状態の変化の分析を試みた。

表 3.1-1 先行事業における国内向け瞬時放出率（IRF）の設定値
（原子力機構，2018；北村ほか，2020）

核 種		設定値 [%]	
		推奨値	最大値
核分裂生成ガス放出率 (FGR)		2.0	7.0
使用済燃料の IRF	^{14}C	10.0	14.0
	^{36}Cl	6.0 *	24.0 *
	^{79}Se	1.0	7.0
	^{129}I	2.0 *	10.0 *
	^{135}Cs ^{137}Cs	1.2 *	7.0 *
	^{90}Sr	1.0	4.0
	^{96}Tc	1.0	5.0
	^{107}Pd	1.0	5.0
	^{126}Sn	0.1	7.0
構造材金属の IRF	^{14}C	20	40

*FGR との相関関係から算出。

表 3.1-2 先行事業における国内向け長期溶解速度の設定値
（原子力機構，2018）

部 位	長期溶解速度 [y^{-1}]
燃料マトリクス	10^{-7}
構造材金属	10^{-4} （ジルカロイ、SUS、インコネルなど全金属）

3.2 使用済燃料からの放射性核種の瞬時放出挙動評価

(1) はじめに

先行事業において実施した瞬時放出率（IRF）の設定では、わが国での直接処分の性能評価を目的とした IRF についての試験研究は皆無であったことから、諸外国の設定値や手法を参考にして実施した。一方で、一部の核種の IRF と相関関係を持つとされている核分裂生成ガス放出率（FGR）については、使用済燃料の特性を評価するためにわが国でも調べられており、

一部のデータが公開されている（原子力発電技術機構，2002a；2002b；原子力安全基盤機構，1999；2007；2008）。先行事業では、これらの実測に基づく FGR データや燃料挙動解析コードを用いて得られた FGR データを、I、Cs および C1 の IRF 設定に活用した。このような状況を鑑み、平成 30 年より実施された先行事業においては、IRF の設定に向けて、実際の使用済燃料を模擬地下水（緩衝材間隙水）に浸漬し、溶出核種の時間変化から IRF を測定する試験研究を実施した。この試験研究では、直接処分環境と同様の還元条件において浸漬試験を実施することが理想的であるものの、実際の使用済燃料を用いた試験を行うホットセル内に還元雰囲気空間を構築することなどが容易ではない。このことから、まずは既存の試験設備を用い、特性が明らかになっている使用済燃料を用いて大気雰囲気での浸漬試験を実施し、大気雰囲気での試験手順や操作等を確立するとともに、参考となるデータとして、溶出核種の濃度の時間変化に係るデータを取得した。

先行事業での浸漬試験では、照射中のふるまいが 8×8 型 BWR 燃料と類似している新型転換炉（Advanced Thermal Reactor：ATR）原型炉「ふげん」の使用済燃料を使用し、IRF の実測値を取得するとともに、使用済燃料の燃焼度の違いや浸漬溶液の炭酸濃度が IRF に及ぼす影響について検討した。その結果、浸漬試験により得られた IRF は、先行事業において設定した表 3.1-1 に示す IRF と同程度かそれを下回る値であり、先行事業にて設定した値が保守性の観点から妥当な値であることを示唆する結果が得られた。一方で、この浸漬試験は大気雰囲気下で行われており、より処分環境に近い還元雰囲気での実燃料を用いた浸漬試験によるデータ取得を進め、IRF の設定値と実測値の比較検討を行うことで、現状の設定手法の妥当性を評価していくことが課題として残された。

以上を踏まえ、本事業においては、ふげん使用済燃料を使用し、低酸素雰囲気下で炭酸共存条件での浸漬試験を実施した。浸漬試験では、低酸素雰囲気を維持するための試験容器を作製し、浸漬溶液の酸化還元電位等をモニタリングして試験雰囲気を確認しながら進めるとともに、取得したデータより Cs-137 および C-14 の瞬時放出割合を暫定的に算出した。また、浸漬試験に加えて、瞬時放出率に関する文献調査を実施して先行事業において取得したデータの妥当性等について検討するとともに、浸漬試験において技術開発が必要となる試料中の C-14 の分析手法について文献調査を行った。

(2) 使用済実燃料を用いた浸漬試験

1) 試験手法

先行事業では、大気雰囲気下において使用済燃料の燃焼度や浸漬溶液の炭酸濃度をパラメータとして浸漬試験を実施した。本事業においては、試験を低酸素、還元雰囲気下で実施し、データ取得を行うことに焦点を当てて実施した。浸漬試験のための試料として、先行事業での浸漬試験に供した試料と同じように、「ふげん」燃料集合体 E09 の外層に装荷された燃料ピンから 1 試料を採取した。ペレットの仕様および照射条件を表 3.2-1 に示す。令和 2 年度および令和 3 年度開始した試料は、先行事業において実施した浸漬試験に使用した試料である。

表 3.2-1 浸漬試験に供する試料の仕様、照射条件

	ペレット		被覆管		照射条件		
	Pu 富化度 [wt%]	外径 [mm]	材質	外径 [mm]	燃焼度 [GW d t ⁻¹]	最高 線出力 [kW m ⁻¹]	FP ガス 放出率 [%]
R2 年度 開始	2.59	12.4	Zry-2 (Zr ライナ付)	14.5	47	42.0	約 19
R3 年度 開始	3.01	12.4	Zry-2 (Zr ライナ付)	14.5	41	41.9	約 19
R5 年度 開始	2.62	12.4	Zry-2	14.5	47	41.1	約 18

表 3.2-2 に浸漬試験の条件を示す。また、図 3.2-1 に浸漬試験に用いたチャンバー外観を示す。令和 5 年度の浸漬試験では、低酸素雰囲気を維持するために窒素ガスで満たされたチャンバー内にガラス（パイレックス）製の浸漬容器を設置した。浸漬容器内は、白金製の籠とともに燃料を入れた後、還元剤（10 mM 亜ジチオン酸ナトリウム（ $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ））、pH 緩衝剤（20 mM EPPS（3-[4-(2-Hydroxyethyl)-1-piperazinyl] propanesulfonic acid））、および、燃料から溶出したヨウ素が AgI として沈殿するのを防ぐため、燃料から溶出した Ag を AgCl として沈殿させるための塩化物イオン（10 mM NaCl）を含む 20 mM NaHCO_3 （90 mL）溶液を添加した。浸漬開始から、1, 3, 7, 10, 15, 22, 28 および 35 日後に浸漬溶液を約 2 mL ずつ採取して Eh を測定した。また、1, 3, 7, 15 および 28 日経過時に採取した試料は、pH とガンマ線量当量率の測定を実施した。1, 15 および 28 日経過時に採取した試料は、分画分子量 10 kDa のフィルターによる限外ろ過を行った上で、ガンマ線スペクトル測定を実施した。浸漬溶液の採取においては、チャンバー内の浸漬溶液が大気と接触することを避けるため、チャンバー上部に設置された膜に針を刺し込み、針の内部を通じて浸漬溶液を回収した。10 日経過時点で、Eh が -200 mV 程度まで上昇したため、浸漬溶液 2 mL を分取して $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ （3.16 mmol）を溶解後、1 mL を浸漬溶液に戻し、浸漬溶液中の $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 濃度が 20 mM 上昇するように調整した。また、 NaHCO_3 濃度の変化の有無を評価するため、浸漬前後における浸漬溶液の CO_2 ガス濃度を測定した。

浸漬溶液中に含まれる C-14 について、3 日経過後に採取した浸漬溶液を対象に分析を行った。C-14 の化学形態を評価するため、分取試料に対して、無機炭素回収のための前処理と有機炭素回収のための前処理を連続して施した（Herm, 2017）。無機炭素回収のための前処理では、分取試料 1 mL をイオン交換水で 20 倍に希釈後、8 M H_2SO_4 10 mL を添加したうえで、数 L min⁻¹ で 2 時間空気バブリングを行い、トラップ（2 M NaOH 70 mL）2 本に CO_2 ガスを吸収させて C-14 を回収した。有機炭素回収のための前処理では、無機炭素回収前処理後の試料に、5% ペルオキシ二硫酸（ $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ）10 mL と、4% 硝酸銀（ AgNO_3 ）1 mL を添加し、95 °C に昇温後、数 L min⁻¹ で 1 時間空気バブリングを行い、トラップ（2 M NaOH 70 mL）2 本に CO_2 ガ

スを吸収させた。その後、前述と同量の $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ および AgNO_3 を添加し、再び数 L min^{-1} で 1 時間空気バブリングし、トラップ (2 M NaOH 70 mL) 2 本に CO_2 ガスを吸収させることにより、C-14 を回収した。このようにして得た無機炭素回収試料と有機炭素回収試料を、C-14 の分析に供した。

表 3. 2-2 浸漬試験のために採取した試料の諸元

	試料 名称	ペレット 端部	試料長 [mm]	試料重量 [g]	浸漬溶液組成	試験雰囲気
令和 2 年度 開始	試料 1	あり	5. 3	7. 29	20 mM NaCl	大気
	試料 2	なし	5. 0	7. 82	20 mM NaCl	〃
	試料 3	あり	5. 6	8. 70	20 mM NaHCO_3	〃
	試料 4	なし	5. 6	7. 86	20 mM NaHCO_3	〃
令和 3 年度 開始	－	なし	5. 0	6. 86	20 mM NaHCO_3	〃
令和 5 年度 開始	－	あり	10. 1	12. 0	20 mM NaHCO_3 +10 mM NaCl +10 mM $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ +20 mM EPPS	低酸素



図 3. 2-1 浸漬試験に用いたチャンバー外観

2) 結果と考察

令和5年度に開始した浸漬試験における Eh および pH の時間変化を図 3.2-2 に示す。Eh については、浸漬開始時に-400 mV 程度であったが、時間経過に伴い徐々に上昇し、10 日経過時に-200 mV を超えたため、還元剤($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$)を追加した。一旦、Eh は-300 mV 以下まで低下したが、徐々に上昇し、35 日経過時に 200 mV 程度まで上昇したため、ここで浸漬試験を終了した。pH については、浸漬開始時は 7 程度であったが、還元剤($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$)の追加により 6.5 付近まで低下した。Eh の上昇は、燃料に付着していた酸化被膜等の影響によるものと推測される。

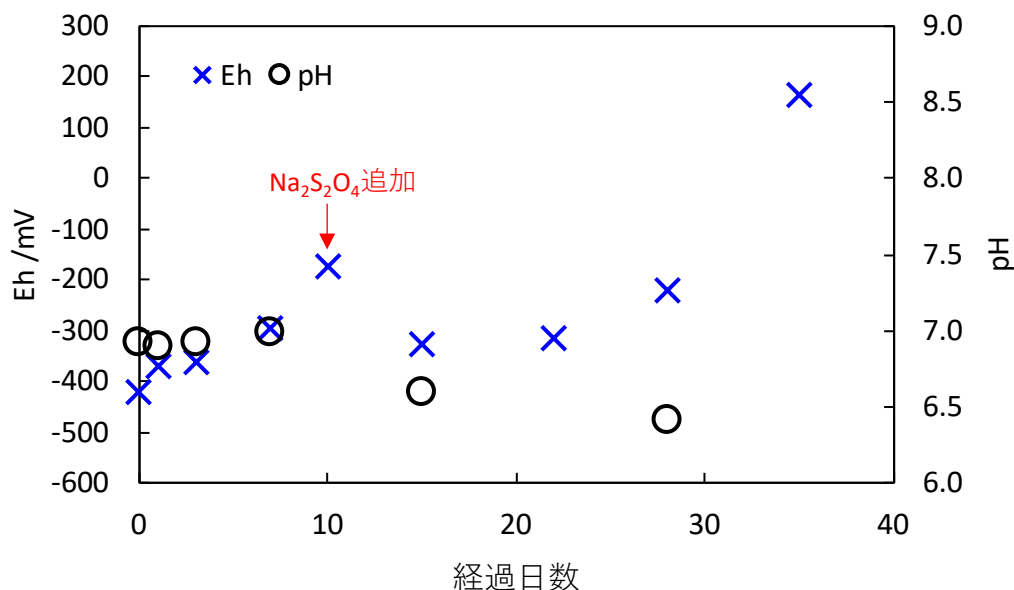


図 3.2-2 浸漬溶液の Eh および pH の時間変化

浸漬前後における CO_2 ガス濃度を測定した結果、浸漬前 880 mg L^{-1} (NaHCO_3 濃度換算 20 mM) に対し、浸漬後 41 mg L^{-1} (NaHCO_3 濃度換算 0.93 mM) まで低下した。pH 低下の影響により、 CO_2 ガスとして溶液中より揮発したと考えられる。

浸漬溶液のガンマ線量当量率測定結果と、ガンマ線スペクトル測定により得られた Cs-137 濃度を図 3.2-3 に示す。時間経過に伴い浸漬溶液のガンマ線量当量率は上昇し、上に凸の曲線を描くように、徐々に一定の値となる傾向が確認された。Cs-137 の濃度についても、同様に变化しており、28 日経過時点で一定値に近づきつつあると考えられることから、溶出可能な Cs-137 の大部分が放出された状態にあると考えられる。令和5年度の浸漬試験に用いた燃料と、令和2年度試験に用いた燃料において、Cs-137 インベントリが等しいと仮定すると、令和5年度浸漬試験における 28 日経過時点の Cs-137 の放出割合は約 2% と見積もられた。

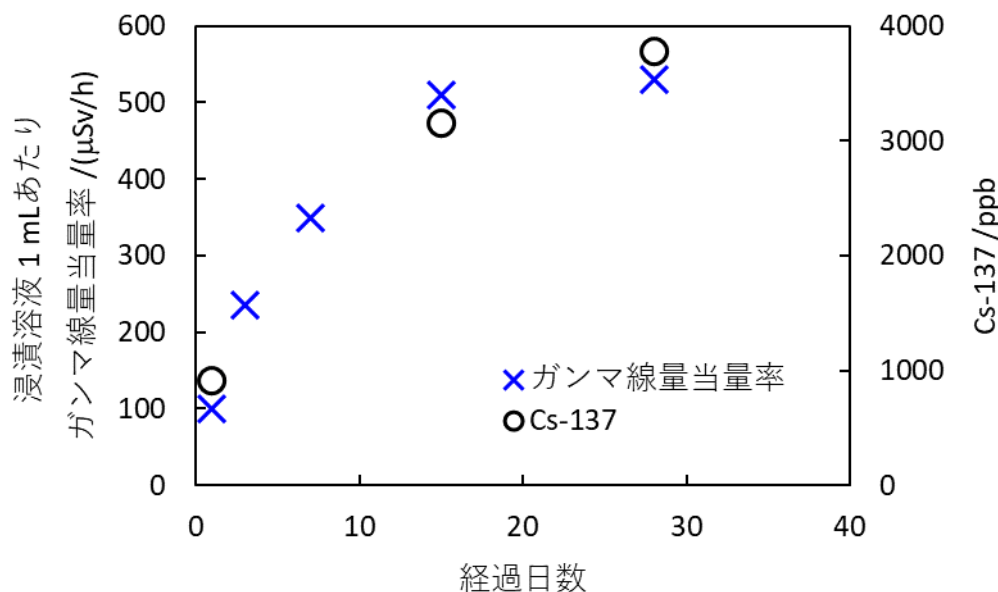


図 3.2-3 浸漬溶液中のガンマ線量当量率測定結果およびガンマ線スペクトル測定により算出した Cs-137 濃度

C-14 分析の結果、LSC（液体シンチレーションカウンタ）による測定では、無機前処理用の試料からは検出されず、有機前処理用の試料からのみ検出された。先行事業において、燃焼度 50 GWd t^{-1} の UO_2 燃料ペレット中における C-14 のインベントリは、 $2.05 \times 10^7 \text{ Bq kgU}^{-1}$ と評価されており（金子，2004）、これを用いると、R5 年度浸漬試験における 3 日経過時点の C-14 の放出割合は約 3%と見積もられた。

(3) 使用済燃料からの核種の放出挙動に関する文献調査

1) 瞬時放出率についての調査結果

令和 5 年度の調査においては、これまでに IRF のデータ数が十分ではない C-14、I-129、Cl-36 などについて報告している CANDU 炉燃料に関する試験の調査を行った (Stroes-Gascoyne., 1996 など)。調査対象とした CANDU 炉は、本事業および先行事業で実施している使用済燃料の浸漬試験に用いたふげんの燃料と同様に MOX 燃料が使われている。そのため、先行事業で実施した使用済燃料の浸漬試験の結果と調査結果を比較し、IRF 値の妥当性等について検討する。

調査対象とした文献 (Stroes-Gascoyne., 1996 など) では、IRF に加えて、FGR やギャップと粒界のインベントリについても報告されている。さらに、燃料の線出力と IRF や FGR の関係にも触れられている。文献内で記載されている試験で使われた MOX 燃料の性状について表 3.2-3 に示す。なお、浸漬試験に使用したふげんの使用済燃料の燃焼度は $40 \sim 50 \text{ GWd tU}^{-1}$ 程度であるが、CANDU 炉燃料の燃焼度は 10 GWd tU^{-1} 未満になることが知られている (仲村ら, 2018)。表 3.2-3 中に示す試料名について、O.E. がペレット円形の外側部分、INT.E が中間部、INN.E が内側部分を示している。

表 3.2-3 試験で使用された燃料の性状

試料名	燃焼度 (GWd tU ⁻¹)	平均線出力 (kW m ⁻¹)
BF21271C O. E.	7.86	47
BF21271C INT. E	6.46	39
BG00815 O. E.	3.93	41
BG00815 INT. E	3.23	33
B12059C O. E.	6.46	46
B12059C INT. E	5.33	38
PA13894W O. E.	4.86	44
PA13894W INT. E	4.00	36
PA07993W O. E.	7.20	40
PA07993W INT. E	5.20	29
PA01756 O. E.	4.53	40
BJ49093C O. E.	7.40	50
BJ49093C INN. E	5.40	37
BG13374S O. E.	7.20	50
BG13374S INT. E	5.86	42

試験結果については、先行研究 (Stroes-Gascoyne et al., 1987 ; Stroes-Gascoyne et al., 1994a ; Stroes-Gascoyne et al., 1994b) から引用されている。また、後に C1-36 に関する論文も公開されている (Tait., et al 1997)。各試験結果を表 3.2-4 と表 3.2-5 に示す。なお、表中の-はデータが記載されていなかった項目である。以降、各核種についての調査結果を記載する。

表 3.2-4 各試料の IRF と FGR の一覧 (C-14、I-129)

試料名	燃焼度 (GWd tU ⁻¹)	平均線出力 (kW m ⁻¹)	FGR (%)	C-14 IRF (%)	I-129 IRF (%)
BF21271C O. E.	7.86	47	2.75	2.78	3.51
BF21271C INT. E	6.46	39	0.13	2.03	2.18
BG00815 O. E.	3.93	41	0.17	4.21	4.21
BG00815 INT. E	3.23	33	0.065	1.87	2.27
B12059C O. E.	6.46	46	3.44	2.60	2.61
B12059C INT. E	5.33	38	0.094	1.30	2.12
PA13894W O. E.	4.86	44	—	4.95	2.35
PA13894W INT. E	4.00	36	—	3.33	2.93
PA07993W O. E.	7.20	40	4.31	2.89	11.0
PA07993W INT. E	5.20	29	—	5.04	3.87
PA01756 O. E.	4.53	40	1.28	—	—
BJ49093C O. E.	7.40	50	7.03	2.32	4.19
BJ49093C INN. E	5.40	37	0.03	2.00	—
BG13374S O. E.	7.20	50	4.18	0.16	5.50
BG13374S INT. E	5.86	42	—	4.40	2.79

表 3.2-5 各試料の IRF と FGR 一覧 (Cs-137、Sr-90、Cl-36)

試料名	燃焼度 (GWd tU ⁻¹)	平均線出力 (kW m ⁻¹)	FGR (%)	Cs-137 IRF (%)	Sr-90 IRF (%)	Cl-36 IRF (%)
BF21271C O. E.	7.86	47	2.75	4.36	2.87	18.6
BF21271C INT. E	6.46	39	0.13	2.74	3.34	—
BG00815 O. E.	3.93	41	0.17	6.8	4.31	—
BG00815 INT. E	3.23	33	0.065	2.92	3.46	—
B12059C O. E.	6.46	46	3.44	3.70	1.67	7.00
B12059C INT. E	5.33	38	0.094	2.20	2.74	2.50
PA13894W O. E.	4.86	44	—	2.71	1.65	—
PA13894W INT. E	4.00	36	—	1.42	1.16	—
PA07993W O. E.	7.20	40	4.31	2.01	1.80	15.9
PA07993W INT. E	5.20	29	—	9.00	2.37	—
PA01756 O. E.	4.53	40	1.28	6.70	2.98	—
BJ49093C O. E.	7.40	50	7.03	8.39	3.98	16.1
BJ49093C INN. E	5.40	37	0.03	—	—	—
BG13374S O. E.	7.20	50	4.18	6.20	2.37	15.3
BG13374S INT. E	5.86	42	—	4.74	2.86	—

① C-14

C-14 については、燃焼度や線出力と IRF の関係は見られない。調査した文献では (Stroes-Gascoyne et al., 1994a、Stroes-Gascoyne., 1996)、ペレット作製時の燃料内にある N-14、O-17、C-13 不純物が中性子を吸収し C-14 を生成する。主な C-14 の生成源は N-14 であり、ペレット作製時に含まれていた N-14 量によって C-14 の IRF は決まると結論付けられている。

② I-129

IRF と FGR に相関があるとされている核種であり、線出力が 42 kW m^{-1} よりも小さいときに FGR:IRF が 1:1 の関係がある。その関係については図 3.2-4 に示した。文献中では、I-129 のような揮発性生成物は、安定 Xe のような FGR と同じように多くがギャップや粒界へたどり着く前にマトリクス中へ蓄積されると考察されている。

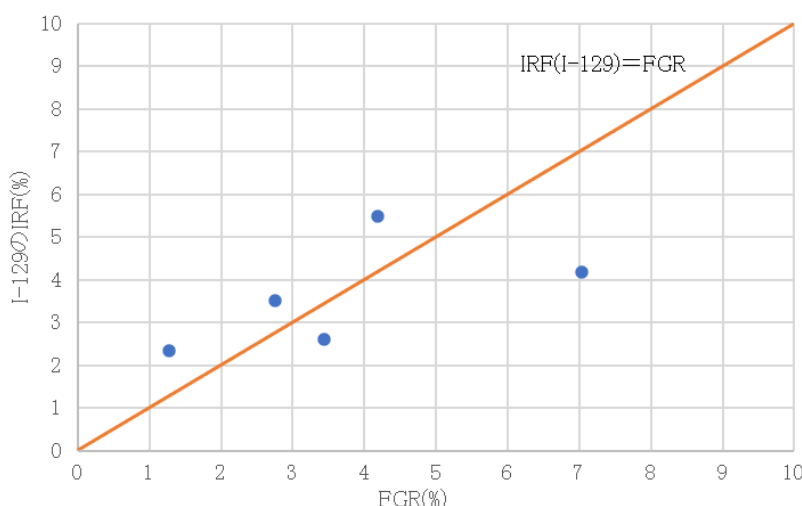


図 3.2-4 I-129 の IRF と FGR の関係

③ Cs-137

Cs-137 の IRF も、FGR との関係が示唆されている。先行事業においても、Cs-137 の IRF を設定した際には、FGR:IRF は $1 : \sqrt{3}$ の関係を採用している。調査した文献で述べられている IRF と FGR の関係を図 3.2-5 に示す。文献では、FGR:IRF は 1:1 の関係になることが記されている。この原因は、CANDU 炉燃料のギャップと粒界のインベントリ量が軽水炉燃料よりも少ないことにありとされている。ただし、ここでも線出力が大きくなると I-129 のように Cs-137 がマトリクス中へ蓄積されることが示唆されている。文献では、軽水炉燃料と CANDU 炉燃料での違いについて、これ以上の考察は難しいと結論付けられている。先行事業で得られた Cs-137 の IRF を図 3.2-5 へプロットした結果、FGR:IRF は 1:1 の関係に近い。これは、先行事業での試料の線出力が 41.9 kW m^{-1} であることと、ふげんと CANDU 炉の類似性から説明できる可能性がある。

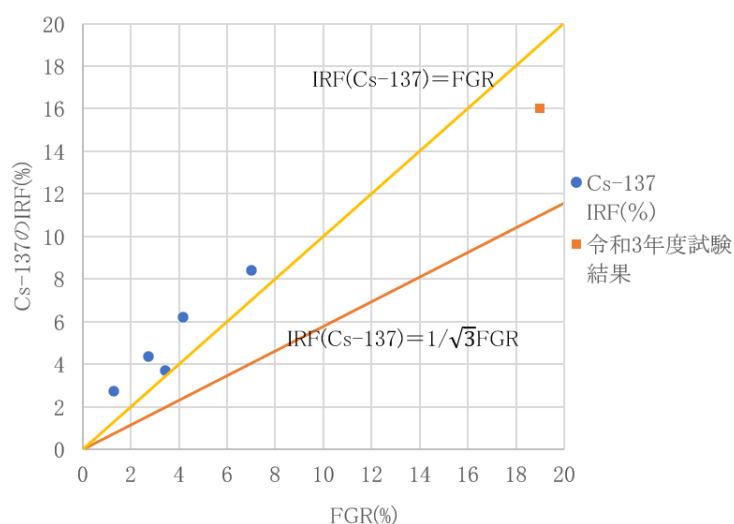


図 3.2-5 Cs-137 の IRF と FGR の関係

④ Sr-90

様々な試験形態での調査により、全インベントリに対するマトリクス中の Sr-90 のインベントリの割合が 90%以上であることが明らかとなり、U-238 と調和的に溶解することが示唆される。Sr-90 の U-238 との調和溶解は、先行事業において得られた結果とも一致している。文献にまとめられている Sr-90 と U-238 の使用済燃料からの溶出量について表 3.2-6 にまとめる。また、図 3.2-6 にそれらのグラフを示す。グラフの直線は、U-238 と Sr-90 の IRF が同じである、すなわちそれらが調和溶解を示す直線である。図 3.2-6 に示すプロット値は、若干 Sr-90 の溶出量が多い傾向が見られるが、U-238 の溶出量とよい相関が見られる。Sr-90 の放出量が多い原因は、粒界にも少量の Sr-90 が確認されており、それが溶け出したためと考察されている。

表 3.2-6 BG00815W OE の U-238 と Sr-90 の各時間の IRF

時間(分)	U-238 の IRF (%)	Sr-90 の IRF (%)
5	3.83	4.61
10	4.98	5.63
30	4.85	6.26
60	5.56	6.41
180	6.34	6.62

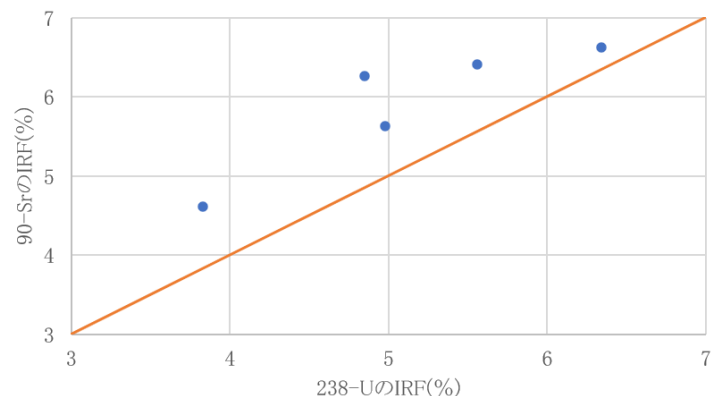


図 3.2-6 各時間における U-238 の IRF と Sr-90 の IRF の関係

⑤ C1-36

C1-36 は分析が難しく、これまでに使用済燃料からの瞬時放出率が報告されているものは Tait ほか(1997)のみである。諸外国では、この文献値を根拠として、FGR と IRF の関係を $FGR:IRF=1:3$ として安全評価へ採用している。文献値と先行事業での試験結果を合わせて図 3.2-7 に示す。先行事業で得られた値は、C1-36 の IRF が 56% で FGR は 19% である。図 3.2-7 に示すように、ほぼ正確に C1-36 の IRF は FGR の 3 倍となっている。これはふげんと CANDU 炉では同様に MOX 燃料が使われていることから説明ができる可能性がある。ただし、これらは CANDU 炉やふげんで使用されている MOX 燃料の使用済燃料であり、安全評価で主に対象となる軽水炉燃料とは異なっていることには留意が必要である。

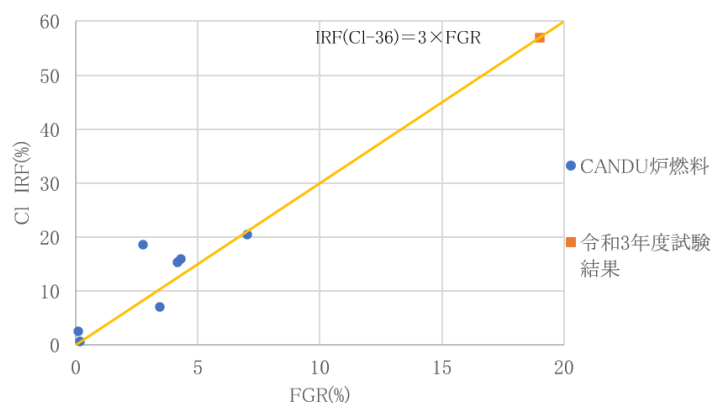


図 3.2-7 C1-36 の IRF と FGR の関係

2) C-14 の分析方法についての調査結果

被覆管から放出される C-14 の化学形態については、安全評価上重要な情報であるものの報告例が少なく、分析値の拡充が必要となっている。本項目では、(2)で実施している使用済実燃料を用いた浸漬試験において実施する C-14 の分析に資するため、C-14 の分析手法に関する文献調査を実施した。調査対象は主に CAST プロジェクト(Herm et al., 2017)とし、C-14 は酸素などと化合物を生成して揮発性の化学種となるため、装置や設備が必要となることか

ら、本事業での実施可能性も考慮しながら分析方法について調査した。CAST プロジェクトでは、被覆管浸漬試験の液相や気相の C-14 を分析しており、また、液相および気相中の有機炭素と無機炭素を分別して分析する方法が記載されていることから、これらの分析手法について、本事業での浸漬試験の溶液分析への適用可能性を調査した。

① KIT-INE(The Institute for Nuclear Waste Disposal of the Karlsruhe Institute of Technology)での分析方法

分析フローを図 3.2-8 に、装置の概要図を図 3.2-9 に示す。気相中の有機炭素は、加熱して酸化させ、二酸化炭素としてアルカリトラップで回収する。気相中の無機炭素はそのままアルカリトラップで回収する。液相中の有機炭素は、酸性化と酸化剤の追加で二酸化炭素へ酸化させてアルカリトラップで回収する。液相中の無機炭素は酸性化で二酸化炭素として揮発させアルカリトラップで回収する。この方法では、液相中の炭酸などの無機化合物と、アルコールやカルボン酸などの炭化水素を分けて回収することができる。

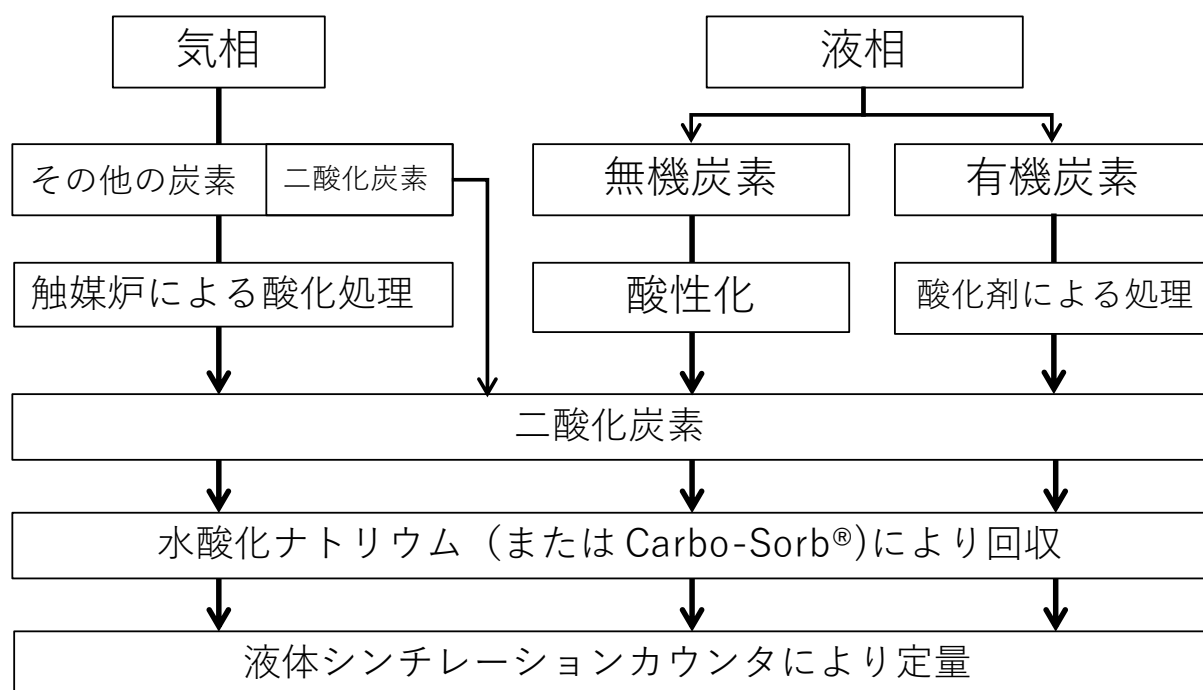


図 3.2-8 KIT-INE での分析フロー

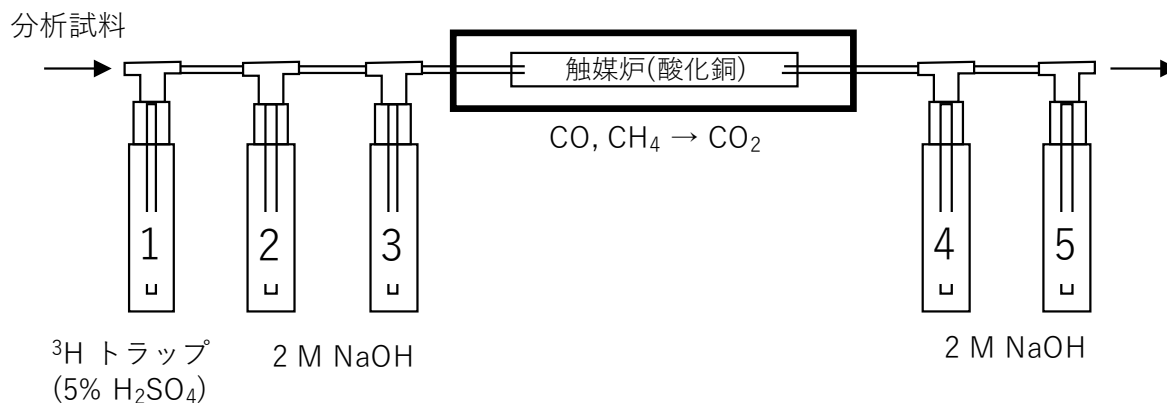


図 3.2-9 KIT-INE での分析装置の概略図

・気相の回収方法(図 3.2-9)

気相試料を金属製容器に集め、トラップへ窒素や真空ポンプを使って移動させる。まず、トリチウムを硫酸で捕集し、その後、2 M 水酸化ナトリウムを使用した 2 つのアルカリトラップで無機炭素を捕集する。これらのトラップを通過した有機炭素は、燃焼炉で酸化銅(Ⅱ)触媒を使って酸化させ、2 M 水酸化ナトリウムを使用した 2 つのアルカリトラップで捕集する。その後、C-14 を捕集した 2 M 水酸化ナトリウムを液体シンチレーションカウンタで測定することで、気相中の有機と無機の C-14 量を定量する。

・液相の回収方法(図 3.2-9)

液相試料に硫酸を加えてパージし、窒素や真空ポンプを使ってトラップへ移動させる。その後は、気相試料と同様にトリチウムを硫酸で取り除き、2 M 水酸化ナトリウムで無機炭素を捕集する。これらのトラップを通過した有機炭素は、燃焼炉で酸化銅(Ⅱ)触媒を使って酸化させて 2 M 水酸化ナトリウムで捕集する。その後、C-14 を捕集した 2 M 水酸化ナトリウムを液体シンチレーションカウンタで測定することで、液相中の有機炭素と無機炭素の C-14 量を定量する。

② RWMC(公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター)での分析方法

図 3.2-10 に RWMC での分析フローを示す。気相の分析は、無機炭素はアルカリトラップで回収し、有機炭素は加熱して酸化させてからアルカリトラップで回収する。気相試料の散逸を防ぐために容器の開封はグローブバック内で行う。気相分析の回収率は 87.2%であった。液相の有機炭素分析はキャリアを加え、アルカリトラップで回収する。無機炭素は酸化剤と燃焼によって二酸化炭素にしてからアルカリトラップで回収する。

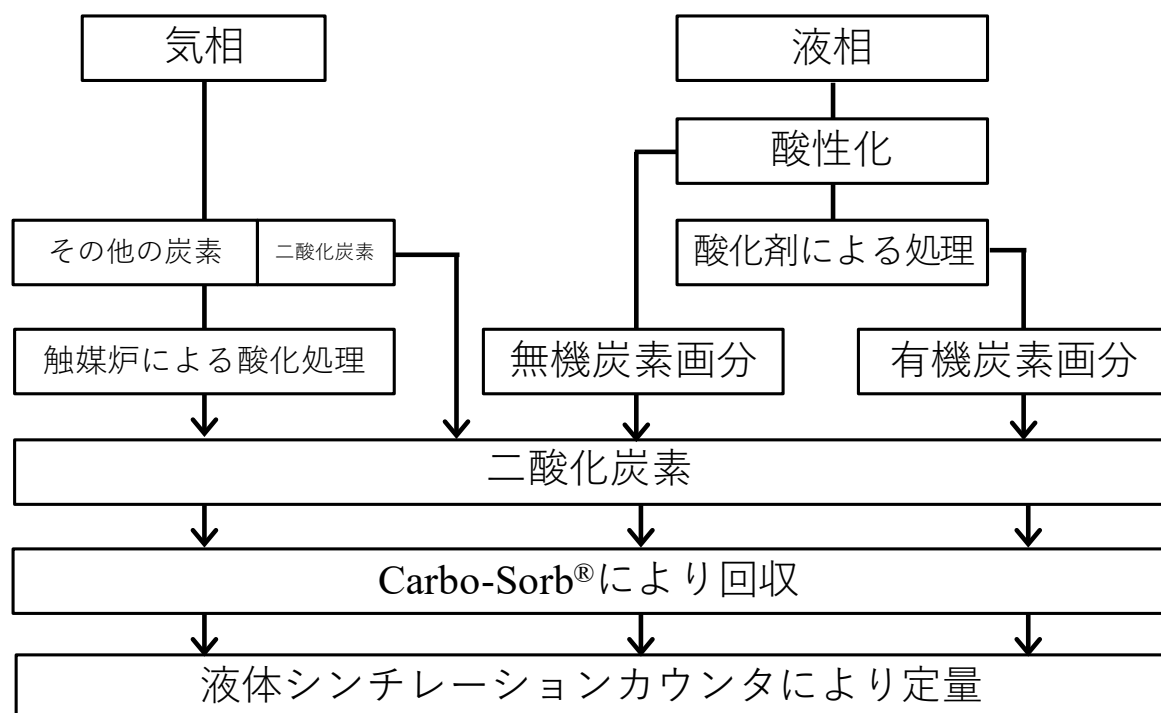


図 3.2-10 RWMC での分析方針について

・気相の回収方法

図 3.2-11 に RWMC での気相分析装置の概略図を示す。グローブバック内を空気で満たし、試験容器の蓋をグローブバック内で開封する。その後、真空ポンプを使ってグローブバック内の気体試料をトラップへ移動させる。無機炭素はアルカリトラップ I で回収し、有機炭素は加熱して二酸化炭素へ酸化させ、アルカリトラップ II で回収する。この方法で無機炭素が他の有機炭素と分離できることが確認されている。

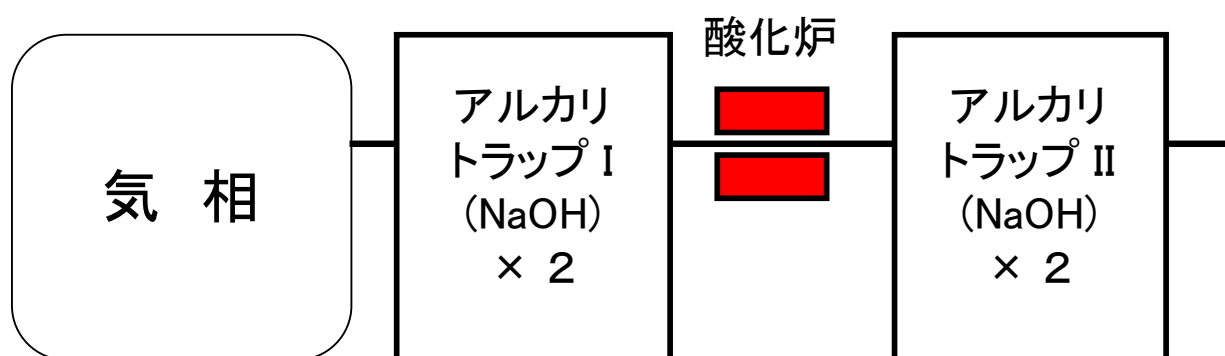


図 3.2-11 RWMC での気相分析装置の概略図

・液相の回収方法

図 3.2-12 に RWMC での液相分析装置の概略図を示す。液相試料を反応容器に入れ、無機炭素を回収するために、酸性溶液(硫酸)と酸化剤($K_2S_2O_8$)を添加し、パージしてアルカリトラップ

プへ移動させる。有機炭素を回収するため、酸化剤($K_2S_2O_8$)を追加して加熱を行い、加熱と触媒で酸化してアルカリトラップへ移動させる。この方法では、C-14 の回収率はほぼ 100% であった。

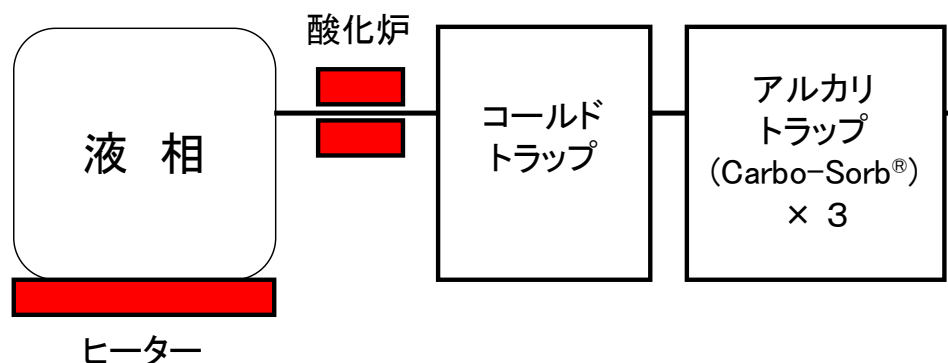


図 3.2-12 RWMC での液相分析装置の概略図

3.3 使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価

(1) はじめに

先行事業においては、まず、文献情報に基づき二酸化ウランや使用済燃料の溶解速度に及ぼす炭酸影響を調査した（原子力機構，2016；Kitamura and Akahori，2017）。その結果、図 3.3-1 に示すように、溶解速度は全炭酸濃度の上昇とともに高くなる傾向が見られるものの、地層処分環境に近い酸化還元電位で取得されたデータが 2 文献のみ（図 3.3-1 の Cachoir et al. (2005) と REDUPP (Evins et al., 2014)）であり、いずれも炭酸濃度の影響に着目したデータではないことが明らかとなった。そのため、より詳細に炭酸濃度影響に関するデータを取得することが課題と考え、炭酸が共存する条件でペレット状に成型した UO_2 の溶解速度の測定を実施した。溶解速度の測定においては、一旦 UO_2 ペレットから溶解したウランが再び沈殿して溶液中のウラン濃度が低下する可能性が示唆されており、この場合、溶存ウラン濃度の変化から溶解速度を算出すると過小評価となる。そのため、再沈殿の可能性がないマトリクス溶解指標物質として ^{26}Mg を固溶させた UO_2 ペレットの浸漬試験を実施し、 ^{26}Mg の溶出量から UO_2 ペレットの溶解速度を評価した。その結果を図 3.3-2 に示す。得られた溶解速度には炭酸濃度依存性が確認され、炭酸濃度と溶解速度の関係を線形と想定して、溶解速度の炭酸濃度依存性として式 3.3-1 に示す値を提示することができた。

$$DR = 0.3(\log([HCO_3^- + CO_3^{2-}])) - 0.12 \dots \dots \dots \text{式 3.3-1}$$

しかしながら、図 3.3-2 に示す同様の条件でマトリクス溶解速度を測定している REDUPP (Evins et al., 2014) の文献値 ($\log DR = -2 \sim -3$) と比較して、マトリクス溶解速度が一桁程度高く評価された。これは、浸漬 UO_2 ペレットの幾何学的表面積の評価手法の違いに起因する

可能性が考えられるとともに、浸漬試験により測定した溶解速度は1年程度の試験で得られたものであり、溶解速度が十分に低下していない段階で評価した値であることも考慮する必要がある。そのため、式 3.3-1 は、保守性を考慮した上で、安全評価における炭酸共存下での長期溶解速度の暫定値として提示できると考えられるものの、より精度の高い長期溶解速度を提示することが課題として残された。

本事業では、先行事業での課題を踏まえ、より長期の UO_2 ペレット浸漬試験を実施し、精度の高い長期溶解速度の実測値を取得するとともに、 UO_2 ペレットの幾何学的表面積評価手法を検討し、表面積で規格化した長期溶解速度の提示を試みる。長期溶解速度の測定においては、わが国の地層処分に特有の条件である地下水中の炭酸濃度が長期溶解速度に及ぼす影響を検討するとともに、3.4 で示す溶解メカニズムの検討も並行して進める。本年度の試験では、長期溶解速度の測定に向けて、炭酸共存下での長期の浸漬試験に着手するとともに、 UO_2 ペレットの表面積測定に向けて、BET 法による測定の適用性について検討を行った。

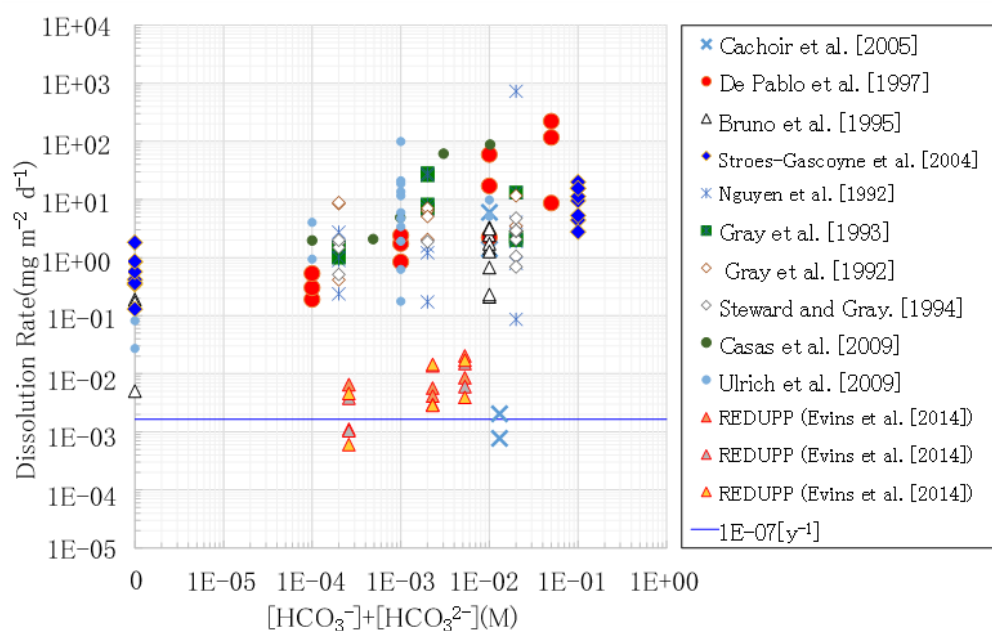


図 3.3-1 燃料溶解速度の全炭酸濃度依存性に関する文献情報
(原子力機構, 2016)

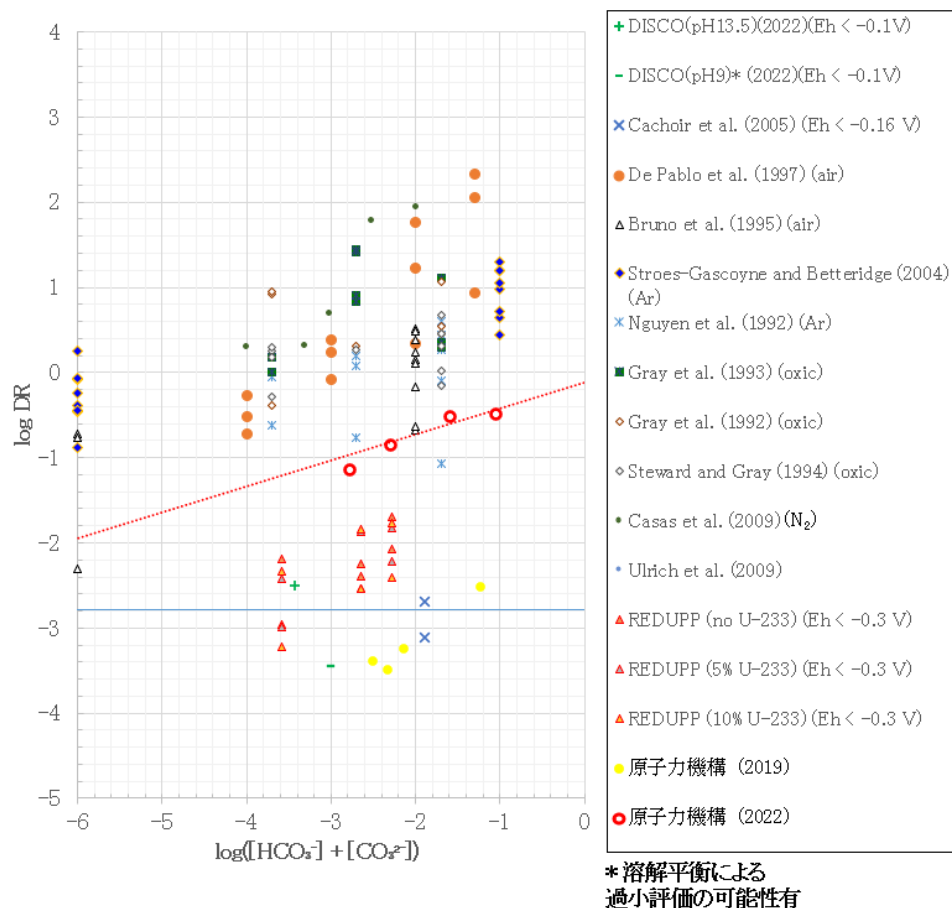


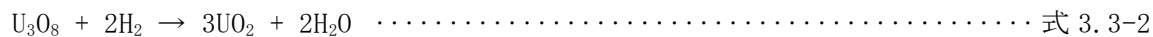
図 3.3-2 DR の先行研究との比較結果
(原子力機構, 2022)

(2) 試験手法

1) (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレットの調製

① UO₂ 粉末試料の調製

U₃O₈ を所定量秤量して石英ボードに取り分け、石英反応管にセットした。その後、石英反応管を真空置換し、Ar + 10% H₂ ガスで充填した。リークがないことを確認した後、Ar + 10% H₂ ガスを 60 mL min⁻¹ または 80 mL min⁻¹ で流しながら高温ガス置換式横型管状炉（有限会社テクノサイエンス製）で加熱し、UO₂ を調製した。反応式は式 3.3-2 のとおりである。



加熱プログラムは次の通りである。1, 2 のプロセスは U₃O₈ 試料中に含まれる水分を除去するためのものである。

1. 20 分で 200 °C まで昇温させる。
2. 200 °C で 30 分維持する。
3. 1 時間で 1000 °C まで昇温させる。

4. 1000 °Cで4時間維持する
5. 冷却

加熱処理後のサンプルをめのう乳鉢で粉碎した後、粉末X線回折装置（XRD）（株式会社リガク製 MiniFlex600）で測定を行い、 UO_2 が調製されていることを確認した。測定条件は以下の通りである。還元が不十分であった場合は、上記1、2を省略した加熱プログラムで再加熱し、再度XRD測定を行って UO_2 が調製されていることを確認した。

- ・ 使用X線：Cu-K α 線（ $\lambda = 0.154056 \text{ nm}$ ）
- ・ 管球電圧：40 kV
- ・ フィラメント電流：15 mA
- ・ サンプリング幅：0.02 deg
- ・ 2θ 測定範囲：5 ° ～ 140 °
- ・ スキャン速度：20 ° min^{-1}

② UO_2 および ^{26}MgO 粉末混合試料の微粉化処理

前項の処理によって得られた UO_2 粉末に ^{26}Mg 同位体濃縮 MgO （同位体純度 99.61 ± 0.06%）（ISOFLEX USA 社製）（以下、 ^{26}MgO ）をモル分率 $\text{UO}_2 : \text{MgO} (^{26}\text{MgO}) = 95 : 5$ となるよう秤量し混合した。こうして得られた UO_2 と ^{26}MgO の混合試料を、遊星ミル（FRITSCH 社製 pulverisette7）を用いて微粉化した。粉碎ポッド（容量 45 mL）および試料とともにポッドに投入する粉碎ボール 10 個はいずれもタングステンカーバイド（WC）製とした。一度に微粉化する UO_2 、 ^{26}MgO 混合試料は約 3.8 g であった。手順は以下のとおりである。

1. グローブボックスの中にあらかじめ秤量した UO_2 、 ^{26}MgO 混合試料、粉碎ボールを入れた粉碎ポッド、アルミニウムテープを入れる。
2. UO_2 、 ^{26}MgO 混合試料をポッドの中に投入し、アルミニウムテープで密封した後、グローブボックスから取り出す。
3. ポッドを遊星ミルにセットする。
4. 回転数 700 rpm で1時間（5分運転×12回繰り返し、インターバル5分）のプログラムで微粉化を行う。
5. 終了後、自然冷却した後、試料を取り出す。

③ $(\text{U}, ^{26}\text{Mg})\text{O}_2$ 固溶体ペレット成型および焼結条件

②項の手順で調製した UO_2 、 ^{26}MgO 混合試料を 1.0 ± 0.01 g 秤量し、プレス治具 $\phi 7 \text{ mm}$ （有限会社テクノサイエンス製）に入れ、ミニプレスセット（理研精機株式会社製 CDM-20PA）を用いて成型圧約 1.9 t cm^{-2} で3分間圧縮し、ペレットを成型した。成型後にペレットの直径、高さ、重量をデジタルノギスと化学天秤で測定した。その後、高純度 Ar ガス（99.9999%）を 20 mL min^{-1} で流し、雰囲気制御した高温ガス置換式横型管状炉（有限会社テクノサイエンス製）のアルミナ反応管で 1600 °C で4時間焼結処理を行った。焼結処理時は、 $(\text{U}, ^{26}\text{Mg})\text{O}_2$

固溶体ペレット加熱中の電気炉内酸素濃度を正確に把握するため、1 ppb まで検知可能なジルコニア式酸素濃度計により酸素濃度を測定した。アルミナ反応管内部に存在している微量な水分も酸素濃度上昇の要因となるため、ペレット加熱前日に空焚きを行い、水分を除去した。さらに試料設置後、Ar ガス置換を 5 回行うことで加熱前酸素濃度を 0 ppb となるまで除去した。加熱プログラムは以下の通りである。

1. 1 時間 30 分で室温から 900 °C まで昇温する。
2. 2 時間 10 分で 1600 °C まで昇温する。
3. 1600 °C で 4 時間維持する。
4. 3 時間で 600 °C まで降温する。
5. 冷却。

④ 粉末 X 線回折による解析

前項で調製したペレットの一部をタングステンカーバイド乳鉢で粉砕した。これにより得られた粉末試料に対して、まず、 UO_2 の酸化状態を調べるために、①で用いたものと同じ機器、条件で XRD 測定を行った。またこれに加えて、先行研究同様に MgO ピークの有無を確認するため、その最強線が存在する 42.83° 前後の範囲に対してより低速度で XRD 測定を行った (Fujino et al, 1997)。その際の測定条件は以下のとおりである。

- ・ 使用 X 線 : $\text{Cu-K}\alpha$ 線 ($\lambda = 0.154056 \text{ nm}$)
- ・ 管球電圧 : 40 kV
- ・ フィラメント電流 : 15 mA
- ・ サンプリング幅 : 0.01°
- ・ 2θ 測定範囲 : $40.88^\circ \sim 44.88^\circ$
- ・ スキャン速度 : $0.1^\circ \text{ min}^{-1}$

2) 浸漬試験

① ICP-MS 測定における Mg 混入量の低減

Mg は環境中に広く多量に存在する典型元素である。したがって、容器や作業環境中の塵などから混入する Mg が ICP-MS 測定による ppt オーダーの定量の障害になる。より低濃度の Mg の定量を実現するために、大きな Mg 混入経路であると考えられる容器からの混入量を低減することを目的に、容器の追加洗浄を行った。新規の容器等を洗浄する場合、洗剤で表面の有機成分を除去してから酸洗浄することが効果的であるとされる (公益社団法人日本分析化学会関東支部, 2008)。手順はジーエルサイエンス株式会社の「酸分解対応 DigiTUBEs 洗浄方法例」を参考に、以下の通りとした (ジーエルサイエンス株式会社, 2022)。

1. 洗剤 (メルクミリポア社製エキストラ MA01) を超純水で 2% に希釈した洗剤液にて浸漬含侵洗浄を 1 日以上行う。
2. 洗剤液を超純水で十分に洗い流す。

3. 富士フィルム和光純薬株式会社製電子工業用硝酸を超純水で希釈した 2 M 硝酸で浸漬含浸洗浄を 3 日以上行う。
4. 硝酸を廃棄し、超純水で十分に洗い流す。
5. 風乾後、チャック付のビニール袋に入れて保管する。

② 塩酸洗浄による MgO 相の除去

先行事業と同様に、浸漬試験実施前に、(U, ^{26}Mg)O₂ 固溶体ペレット中に XRD では検出されない微量相として存在するとみられる MgO 相の除去を塩酸洗浄により行った(原子力機構, 2022)。塩酸洗浄によって液相に溶出した U および Mg 濃度を測定するため、一定期間経過後のそれぞれの試料溶液から 650 μL の上澄み液をサンプリングし、孔径 0.45 μm の遠心ろ過フィルターカップに入れて遠心分離した。このろ液を 100 倍希釈して、2.5 wt%硝酸（多摩化学工業株式会社製超高純度分析用硝酸 TAMAPURE-AA-100）の測定サンプルとし、誘導結合プラズマ質量分析(ICP-MS)装置を用いて U, Mg 濃度を測定した。測定においては、U 濃度検量線として 1 ppm U を含有する標準溶液（SPEXertificate Catalog Number: XSTC-289 Lot No. 15-069WL）を 2.5 wt%硝酸で所定の濃度に希釈した標準液を測定することで作成した。Mg 濃度検量線は、1000 mg L⁻¹ マグネシウム標準液（富士フィルム和光純薬株式会社製）を同様に希釈したものをを用いた。MgO 相除去方法および条件を以下に示す。

1. 超純水に Ar + 10% H₂ ガスを通気させ、溶存酸素を低減させた。
2. 塩酸（多摩化学工業株式会社製超高純度分析用 TAMAPURE-AA-100）を脱気した超純水で希釈し、0.1 M 塩酸を調製した。
3. 調製した 0.1 M 塩酸をグローブボックス内に移動し、溶液をフッ素樹脂製容器（容量 50 mL）に SA/V = 5 m⁻¹ となる量取り分けた。
4. 容器に (U, ^{26}Mg)O₂ 固溶体ペレットを投入して蓋をし、一定期間振とう機を用いて振とうした。

③ (U, ^{26}Mg)O₂ 固溶体ペレットの浸漬試験

塩酸洗浄後の (U, ^{26}Mg)O₂ 固溶体ペレットを用いて、U, Mg の溶出挙動を評価するための浸漬試験を行った。深部地下の低酸素・還元環境を模擬した環境下で試験を行うために、浸漬試験は不活性ガス (Ar) で充満し、活性銅触媒で酸素を除去することにより、作業時とその直後を除き酸素濃度 100 ppm 以下を保持したグローブボックス（MBRAUN 社製 LABstar）中で行った。溶液は、UO₂ の溶出挙動に及ぼす溶液中の炭酸イオン濃度を調整するために、NaHCO₃ 添加量の異なる 4 種を用いた。それらにはイオン強度を揃える目的で、ナトリウムイオン濃度が一定となる量の NaCl も添加した。また、4 種すべての溶液に対して還元剤である亜ジチオン酸ナトリウム（分子式 Na₂S₂O₄）および、pH 緩衝剤である EPPS（3-[4-(2-Hydroxyethyl)-1-piperazinyl]propanesulfonic acid）（同仁化学研究所製 Lot. KV122）を添加した。EPPS は pH 7.5~9.0 の緩衝液を調製するのに適したグッド緩衝剤の一つであり、金属イオンとの錯形成能が小さい特徴がある(株式会社同仁堂, 2022)。化学式は C₉H₂₀N₂O₄S である。溶液相の体積は先行事業(原子力機構, 2022)および先行研究(Ollila, 2008)を参考に、焼結後のペレ

ット幾何学的表面積 SA [m²]と溶液体積 V [m³]の比 SA/V = 5 m⁻¹となる量を設定した。浸漬試験条件を表 3.3-1 に示す。試験において使用する浸漬液や pH 調製用の NaOH 溶液や HCl 溶液の容器にはすべて、洗浄したフッ素樹脂製の容器もしくは Digi チューブのみを使用した。MgO 相除去操作によって MgO 相を除去し、塩酸溶液から取り出したペレットを超純水 30 mL の容器に投入してペレットを洗浄したうえで浸漬試験に使用した。なお、浸漬開始 1 日経過後および 3 日経過後は浸漬液を全量交換した。

表 3.3-1 (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット浸漬試験条件

試料 番 号	NaHCO ₃ [mM]	NaCl [mM]	EPPS [mM]	Na ₂ S ₂ O ₄ [mM]	SA/V [m ⁻¹]	ペレット幾 何学表面積 [m ²]	ペレット 中全 U 量 [mol]	ペレット 中全 Mg 量 [mol]	溶液 体積 [mL]
No. 16	0	100	20	3	5	1.26×10^{-4}	3.67×10^{-3}	1.92×10^{-4}	25.11
No. 17	10	90				1.29×10^{-4}	3.67×10^{-3}	1.93×10^{-4}	25.79
No. 18	50	50				1.28×10^{-4}	3.67×10^{-3}	1.93×10^{-4}	25.59
No. 19	100	0				1.27×10^{-4}	3.67×10^{-3}	1.93×10^{-4}	25.47

これらの溶液の調製からペレットの浸漬開始までの手順は以下の通りである。なお、以下の作業は全てグローブボックス内で行った。

1. 超純水に Ar + 10% H₂ ガスを通気させ、溶存酸素を低減させた。
2. 超純水に秤量した NaCl, EPPS, Na₂S₂O₄, NaHCO₃ を添加した。
3. NaOH 水溶液を用いて pH を 8.0 前後に調整した。
4. それぞれの溶液をフッ素樹脂製容器（容量 50 mL）に SA/V = 5 m⁻¹となる量取り分けた。
5. それぞれの容器に (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレットを各 1 個投入して蓋をし、これを浸漬試験の開始とした。

浸漬試験によって液相に溶出した U および Mg 濃度を測定するために、一定期間経過後にそれぞれの試料溶液から 650 μL の上澄み液をサンプリングし、孔径 0.45 μm の遠心ろ過フィルターカップに入れて遠心分離した。このろ液を 5 倍希釈して、5 wt%硝酸溶液（多摩化学工業株式会社製超高純度分析用硝酸 TAMAPURE-AA-100）の測定サンプルとし、誘導結合プラズマ質量分析 (ICP-MS) 装置を用いて U, Mg 濃度を測定した。測定においては、U 濃度検量線として 1 ppm U を含有する標準溶液 (SPEXertificate Catalog Number: XSTC-289 Lot No. 15-069WL) を 5 wt%硝酸（多摩化学工業株式会社製超高純度分析用硝酸 TAMAPURE-AA-100）でそれぞれの濃度に希釈した標準液を測定することで作成した。Mg 濃度検量線としては 1000 mg L⁻¹ マグネシウム標準液（富士フィルム和光純薬株式会社製）を同様に希釈したものを用いた。また、これとは別に溶液から 100 μL の上澄み液をサンプリングし、炭酸イオン濃度に応じて超純水で 30 倍もしくは 50 倍希釈することで炭酸イオン濃度測定用サンプルとした。この試料中に含まれる炭酸イオン濃度を炭酸電極（東興化学研究所製 ハンディイオンメータ

TiN-9004、二酸化炭素電極 9004K-SR) を用いて測定した。校正は溶存炭酸イオン濃度が CO_2 換算で 10 および 100 mg L^{-1} となる標準液を用いて行った。浸漬溶液に対しては、pH および Eh(SHE)を測定し、pH は NaOH 水溶液および NaCl 水溶液を添加することで浸漬期間中を通して 7.5 ～ 9.0 の範囲内となるように適宜調整した。

本年度は試料間のクロスコンタミを防ぐために、新しい pH および Eh(SHE)測定装置を導入した。従来は試料浸漬溶液に直接 pH 電極および Eh 電極を浸漬して測定していたが、電極からのわずかなクロスコンタミを防ぐために浸漬溶液採取による測定方法を検討した。まず pH 測定は最少 $200 \mu\text{L}$ 採取で測定できる装置(株式会社堀場製作所製 LAQUAtwin pH-33B)を採用した。Eh 測定は極細の電極を採用し、最少 $300 \mu\text{L}$ 採取で測定が可能な極小 ORP 電極(笠原理化工業株式会社製 KP-10F)を用いた。さらに、試料溶液採取量を最小化するために、Eh 測定用に採取した $300 \mu\text{L}$ 浸漬溶液から $100 \mu\text{L}$ を炭酸濃度測定用に、残りの $200 \mu\text{L}$ を pH 測定用に再利用した。

3) UO_2 ペレットの比表面積測定

ペレット状試料を用いた浸漬試験では、ウランマトリクス の溶出速度を算出する際に、試験時の表面積の影響を考慮する必要がある。特に、既往研究との比較では、試験条件が必ずしも一致しないため、表面積による規格化がひとつの選択肢となる。そこで、ペレット試料の表面積測定への BET 法の適用性を検討するため、浸漬試験に使用していない UO_2 ペレットを用いて、BET 法による比表面積測定に向けた予備試験を行った。

試験には、直径 7 mm で 1 ペレットの幾何学表面積が 1.2 cm^2 の UO_2 ペレットを用いた。比表面積の測定には、Micromeritics 製トライスター3020 を用いた。BET 法で一般的に利用される窒素ガスの吸着では、試料の全表面積で 0.1 m^2 が測定できる下限とされているため、低比表面積試料の測定に適用される Kr を吸着ガスとして用いた。Kr 吸着による測定では、装置測定下限の公称値は 100 cm^2 となる。 UO_2 ペレットは試料管に導入した後、測定前処理として 200°C での真空乾燥を 2 時間行った。前処理の際は UO_2 ペレットの酸化を防ぐために、加熱前に窒素ガスによる真空置換を 3 度行い、試料管内の酸素を除去した。

(3) 試験結果

1) (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの評価

3.3 項の手順で調製した (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの加熱前後の直径、厚さ、重量、密度を表 3.3-2 および表 3.3-3 に、外観を図 3.3-3 に示す。さらに、ペレット加熱中の反応管内部の酸素濃度の測定結果を図 3.3-4 に示す。最大の酸素濃度は 55.8 ppm であった。先行事業において実施してきた加熱方法での最大濃度 170 ppm と比較すると、酸素濃度を抑えられた環境で (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの合成ができた。加熱後、(U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの一部を粉砕し XRD パターン測定および UO_2 構造の格子定数の決定を行った。その XRD 測定結果を焼結後 UO_2 と比較して図 3.3-5 に、低速度 XRD 結果を図 3.3-6 に示す。合成した UO_2 の格子定数は $5.4704 \text{ \AA}$ であり、(U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの格子定数は $5.4416 \text{ \AA}$ となった。この値は、Mg が 5%固溶した (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの理想格子定数 $5.442 \text{ \AA}$ に近い値となった。

表 3.3-2 (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット (加熱前)

ペレット No	直径[mm]	高さ[mm]	質量[g]	密度[g cm ⁻³]
16	7.02	3.61	1.0058	7.20
17	7.01	3.60	1.0089	7.26
19	7.03	3.57	1.0011	7.22
20	7.03	3.57	0.9998	7.22

表 3.3-3 (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット (加熱後)

ペレット No	直径[mm]	高さ[mm]	質量[g]	密度[g cm ⁻³]
16	6.21	3.33	0.9900	9.82
17	6.31	3.35	1.0030	9.57
19	6.31	3.30	0.9941	9.63
20	7.03	3.30	0.9927	9.68

UO₂ の理論密度 : 10.97 g cm⁻³

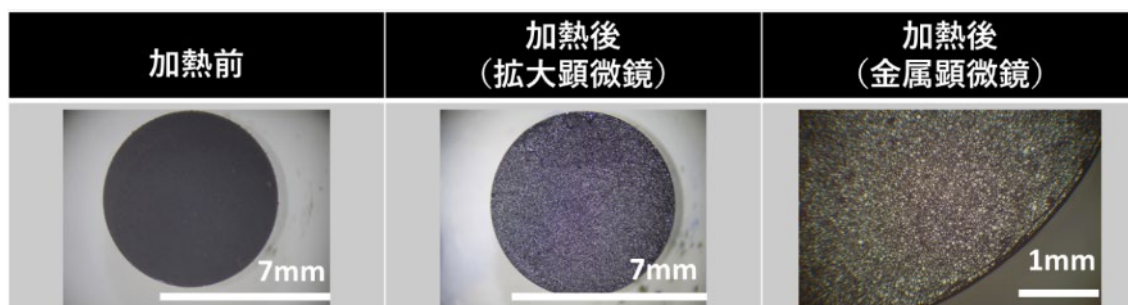


図 3.3-3 (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット加熱前後外観写真

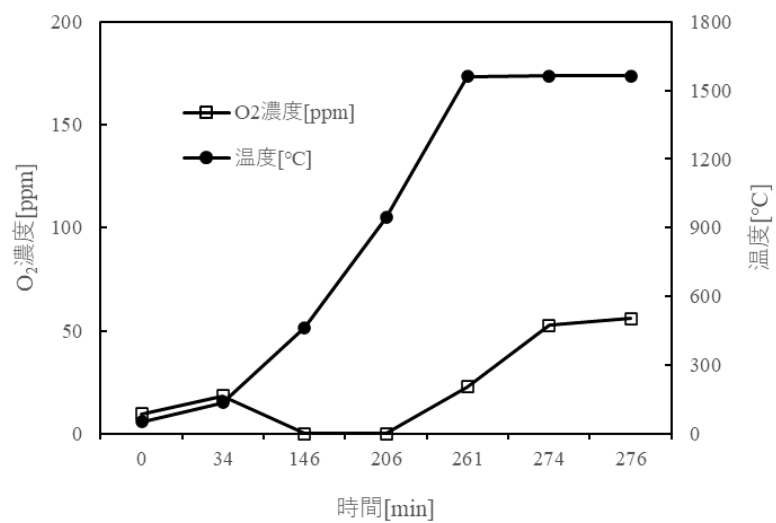


図 3.3-4 (U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット加熱中の反応管内の酸素濃度

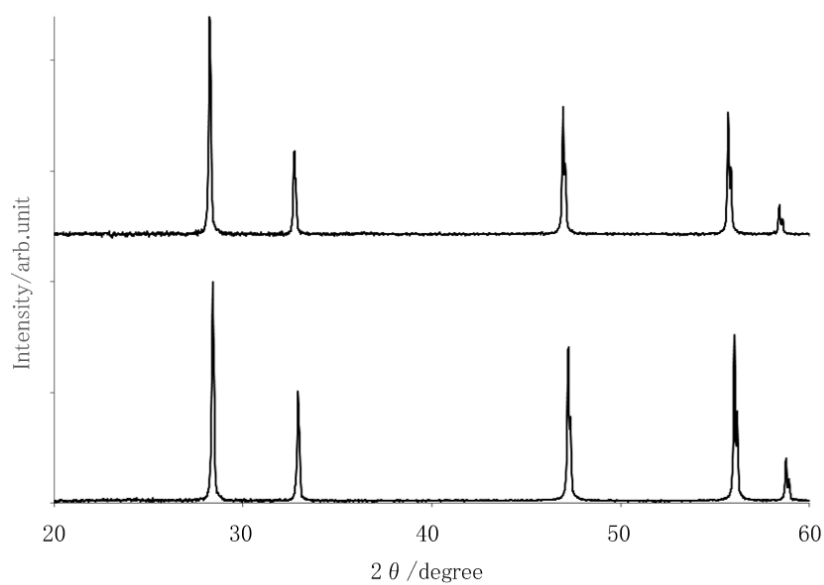


図 3.3-5 UO₂ ペレット (上段)、(U, ²⁶Mg)O₂ 固溶体ペレット (下段) 粉碎試料の XRD パターン (Ar 雰囲気 1600 °C で加熱調製)

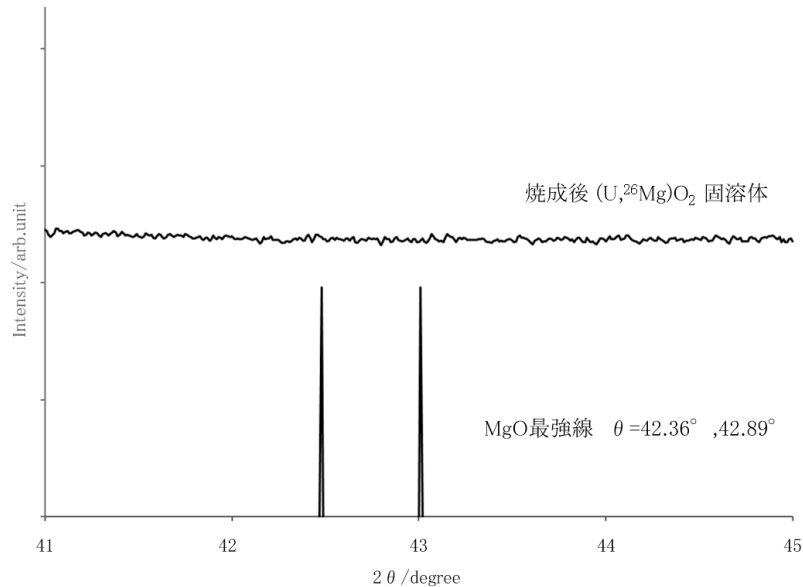


図 3.3-6 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの MgO 最強線付近 ($2\theta = 40.88 \sim 44.88^\circ$)
XRD パターン (Ar 雰囲気 1600 $^\circ\text{C}$ で加熱調製)

2) (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの浸漬試験

① 塩酸洗浄による (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットからの MgO 相の除去

(U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット中に存在するとみられる微量な MgO 相の除去のため、0.1 M 塩酸洗浄を行った。図 3.3-7 に (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットからの ^{26}Mg 溶出結果を、図 3.3-8 に U 溶出結果を示す。いずれのペレットにおいても浸漬 7~14 日程度で ^{26}Mg 濃度および U 濃度がほぼ一定になっていることがわかる。

塩酸洗浄前後のペレット表面の SEM-EDX マッピング結果を図 3.3-9 に示す。塩酸洗浄前は粒界付近に Mg の偏在が確認されるが、塩酸洗浄後には Mg 偏在が除去されていることがわかる。EDX 分析による (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体における Mg 原子濃度比 (Mg 偏在は除く) は洗浄前では平均 4.83%、洗浄後では 4.91%と MgO 添加率 5%と大きな差は見られず、塩酸洗浄において (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体への影響は見られないと考えられた。

表 3.3-4 には、この浸漬によりペレットから溶出した U, ^{26}Mg の割合を示す。U と Mg 溶出率を比較すると、Mg の溶出率は U 溶出率の 1000 倍程であり、こちらも Mg が選択的に除去されていることがわかる。以上の結果より外観上においても数値上においても残存している MgO 相を除去し、次工程の浸漬試験の前処理が完了したと判断した。

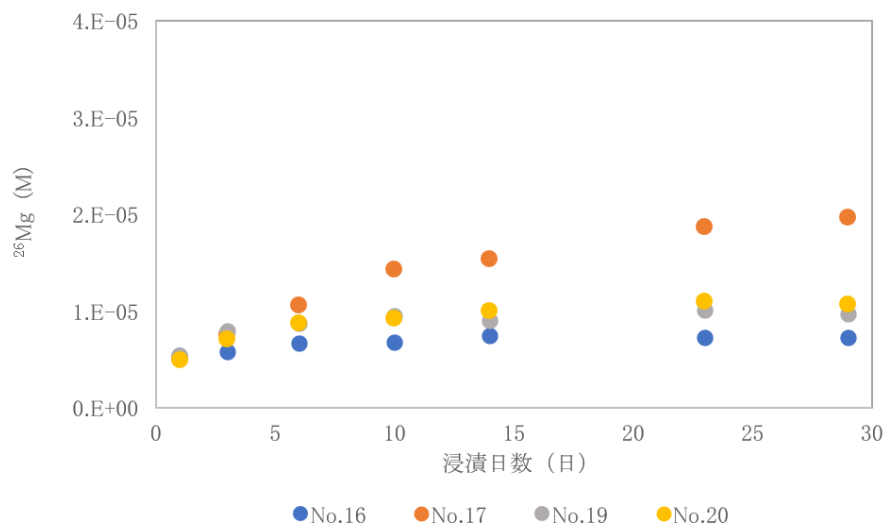


図 3.3-7 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット No. 16 , No. 17 , No. 19 , No. 20 の塩酸洗浄による ^{26}Mg 濃度経時変化

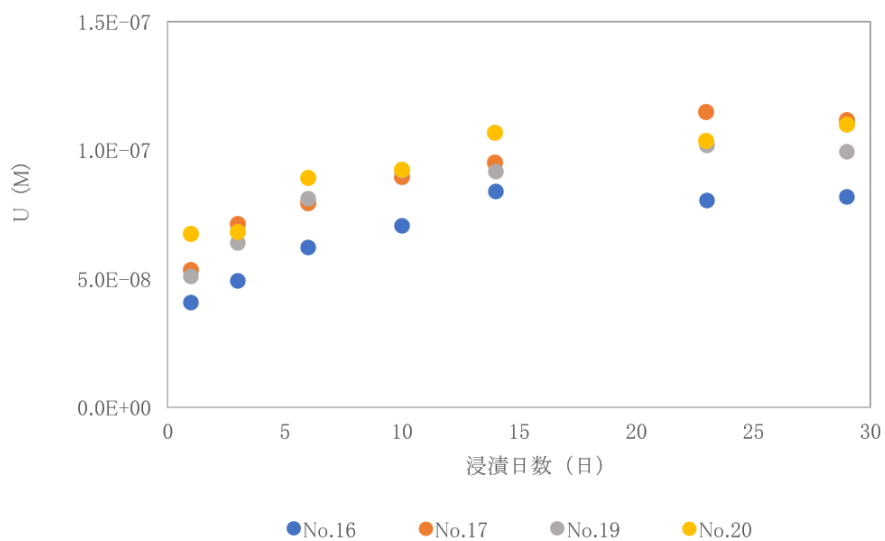


図 3.3-8 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット No. 16 , No. 17 , No. 19 , No. 20 の塩酸洗浄による U 濃度経時変化

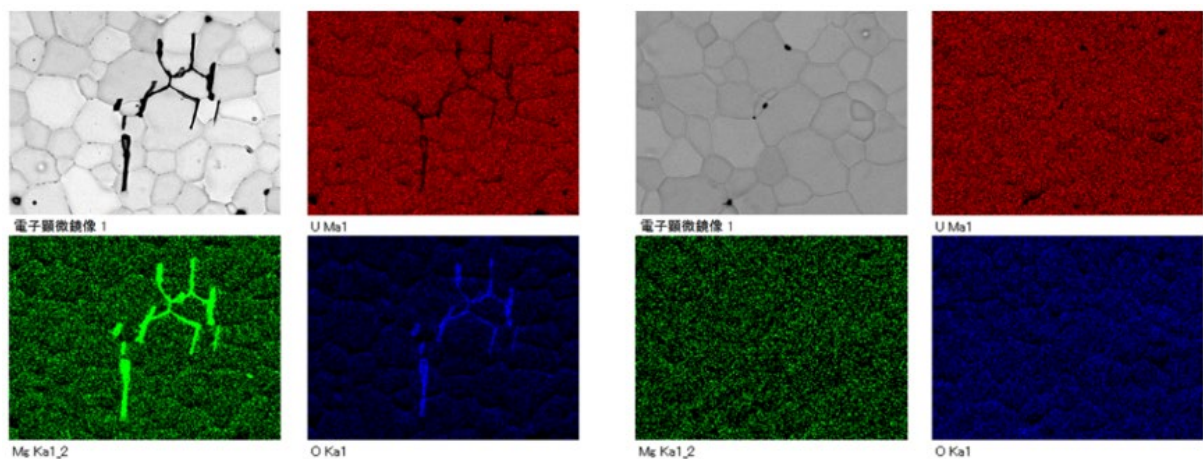


図 3.3-9 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット No. 16 の塩酸洗浄前後の SEM-EDX マッピング
(左) 塩酸洗浄前 (右) 塩酸洗浄後

表 3.3-4 塩酸洗浄による (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット中の U, ^{26}Mg 溶出率 (%)

	No. 16	No. 17	No. 19	No. 20
U	9.2415×10^{-5}	1.2559×10^{-4}	1.1210×10^{-4}	1.2362×10^{-4}
^{26}Mg	0.1620	0.4381	0.2159	0.2387

② (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの浸漬試験による U, Mg 溶出

天然に存在する Mg の同位体比と、試験に用いた ^{26}Mg 同位体濃縮試薬の Mg 同位体を表 3.3-5 に示す。通常の ICP-MS 測定では、天然の Mg において存在比のもっとも大きい ^{24}Mg の測定強度から Mg 濃度を算出している。このため存在比の小さい ^{26}Mg であれば定量下限はおおよそ 1/7 となる。また、(U, Mg) O_2 固溶体ペレット中の Mg を ^{26}Mg 同位体濃縮試薬起源とすれば、ペレットから溶出する Mg は表 3.3-5 の同位体組成を持ち、ほぼ全量が ^{26}Mg となる。ここから、ICP-MS 測定サンプル中の ^{24}Mg と ^{26}Mg の強度を測定することで環境中の塵等のバックグラウンド由来の Mg と、ペレットから溶出した同位体濃縮試薬由来の Mg を区別して認識できる。

表 3.3-5 Mg の天然存在比 (NIST, 2024) と試験に使用した ^{26}Mg 同位体濃縮試薬の存在比

	^{24}Mg	^{25}Mg	^{26}Mg
天然	0.7899	0.1000	0.1101
同位体濃縮試薬	0.0029	0.0010	0.9961 (± 0.0006)

この同位体比を利用した測定法を用いて、(U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット浸漬試験を実施した。浸漬試験での溶液条件は表 3.3-1 で示した。浸漬中のそれぞれの液相の pH 変動を図 3.3-10 に示す。pH 変動は 8.59 ± 0.61 と小さくなっている (原子力機構, 2022)。pH が 4 ~ 9.6 の領域で行われた使用済燃料の試験においても、溶解速度は pH にほとんど依存しないことが示されており (Röllin, et al., 2001)、いずれの試験においても UO_2 の溶出に及ぼす pH 影響は

非常に小さいと考えられる。続いて、Eh(SHE)の変動を図 3.3-11 に示す。どの溶液においても浸漬中の全期間を通して -620 ± 18 mV であり、強い還元環境が維持されていた。次に、炭酸イオン濃度変動を図 3.3-12 に示す。炭酸イオン濃度が初期と比べ大きく低下しているものはなく、脱ガスした炭酸はわずかであったと考えられる。

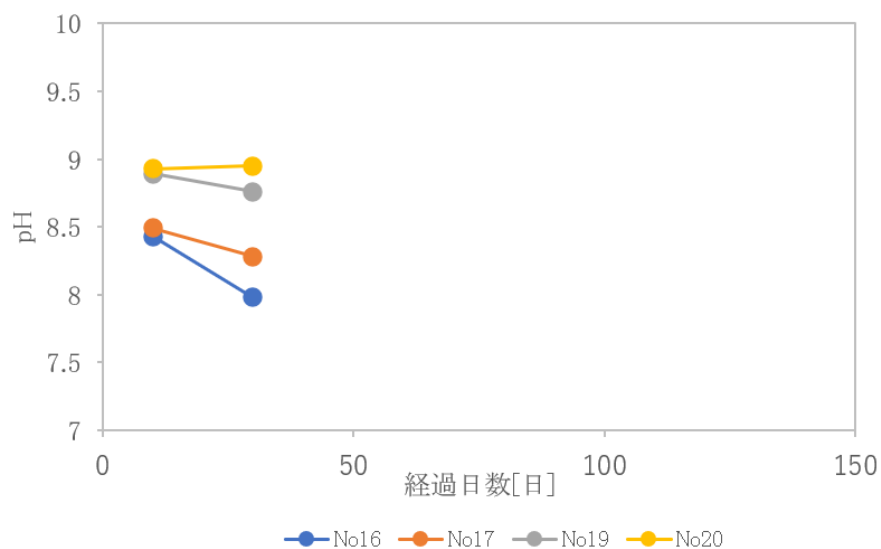


図 3.3-10 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット浸漬試験溶液の pH 変動
 初期炭酸塩添加濃度：No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0$ mM), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10$ mM),
 No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50$ mM), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100$ mM)

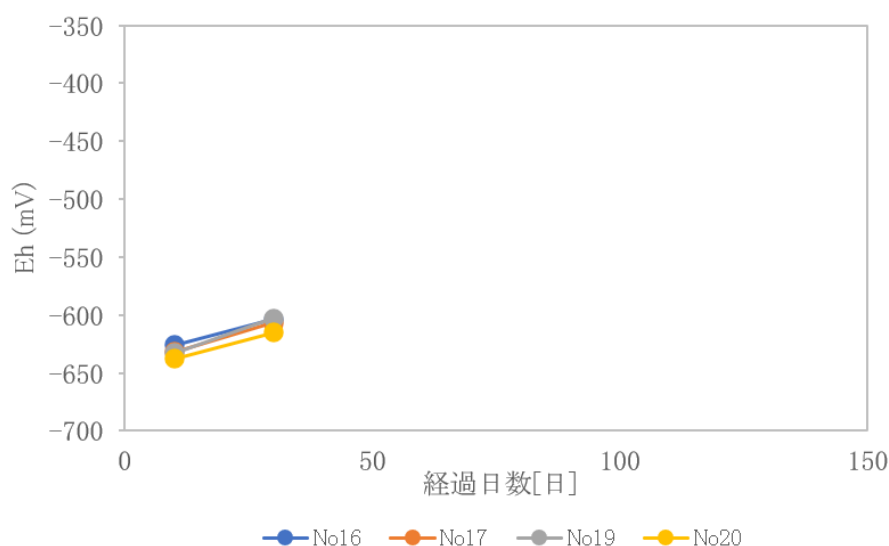


図 3.3-11 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット浸漬試験溶液の Eh (SHE) 変動
 初期炭酸塩添加濃度：No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0$ mM), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10$ mM),
 No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50$ mM), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100$ mM)

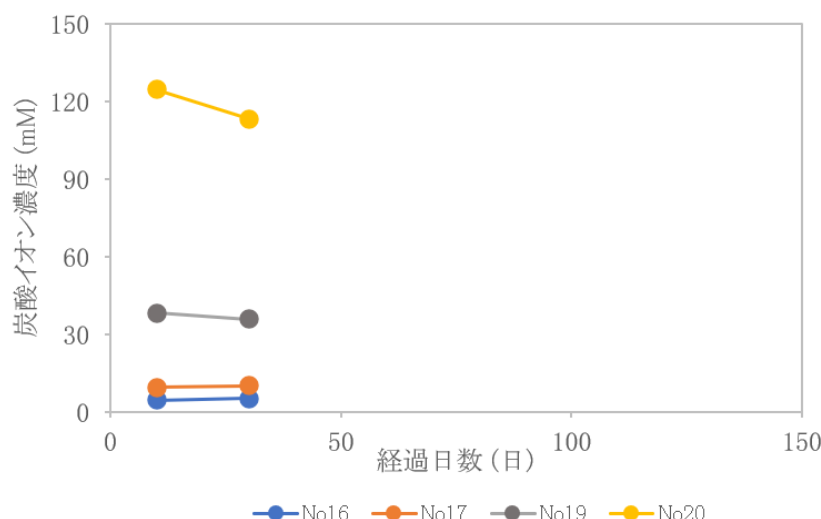


図 3.3-12 (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット浸漬試験溶液の炭酸イオン濃度変動

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),

No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

次に ICP-MS 測定結果を示す。U 溶出挙動を図 3.3-13 および図 3.3-14 に示す。浸漬開始 1 日経過後、3 日経過後には初期溶出成分の影響を除外するため溶液を全量交換している。このため、バッチ試験の U 濃度を示しているのは経過日数 4 日以降のデータである。また、No. 17 ペレットにおいては U 濃度が検出下限値を下回る結果となったため、U 濃度をグラフ上に記載していない。先行事業において実施した試験では浸漬 40 日付近から U が $1 \times 10^{-11} \sim 1 \times 10^{-8} \text{ M}$ の範囲でみかけの平衡状態に近づいていく傾向がみられた(原子力機構, 2022)。No. 17 ペレットは、Mg の溶出が確認されており、 UO_2 ペレットから U が溶出していることが確認できることから、この試料については初回のサンプリングを行った時点でみかけの平衡状態に達したと考えられる。No. 17 以外の試料の U 溶出濃度は浸漬 30 日付近から U が $1 \times 10^{-11} \sim 1 \times 10^{-8} \text{ M}$ の範囲でみかけの平衡状態に近づいていく傾向がみられ、今後は検出下限値付近を推移すると予想される。

続いて、測定したサンプル中の ^{26}Mg , ^{24}Mg 濃度を図 3.3-15 および図 3.3-16 に示す。この ICP-MS 測定では、緩衝剤 EPPS に起因すると考えられる $\text{CN} (^{12}\text{C} + ^{14}\text{N})$ による、 ^{26}Mg 強度測定得結果への干渉影響を低減させるため、MR(中分解能測定)の結果を用いている。どちらの浸漬試験においても、サンプル中の ^{26}Mg は (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレット由来の ^{26}Mg と、浸漬液に添加した試薬の不純物中やサンプル調製時に混入する塵に含まれる Mg などのバックグラウンド由来の ^{26}Mg が混在していることから、濃度変化から UO_2 マトリックスの溶解傾向を直接読み取ることができない。 ^{24}Mg は (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットにごくわずかしが含まれていないため、ほとんど全量が環境中の塵などのバックグラウンド由来の Mg と解釈される。

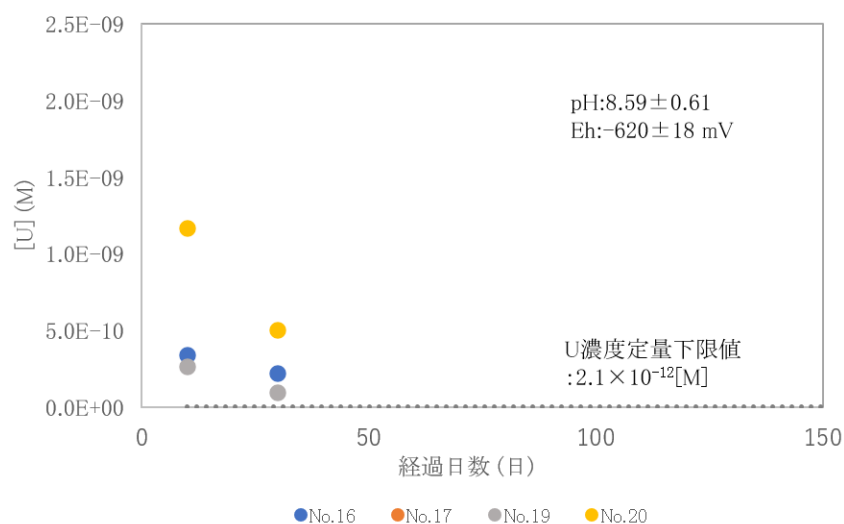


図 3.3-13 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験の経過日数と U 濃度
(経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0$ mM), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10$ mM),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50$ mM), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100$ mM)

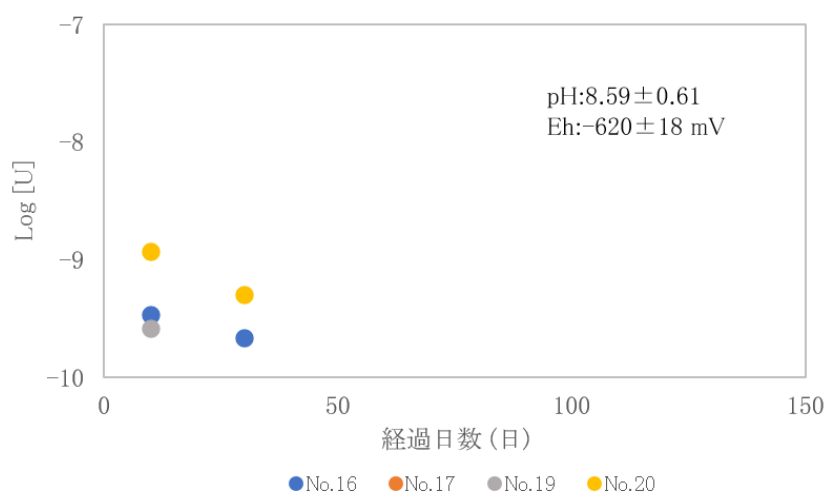


図 3.3-14 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験の経過日数と U 濃度の対数値
(経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0$ mM), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10$ mM),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50$ mM), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100$ mM)

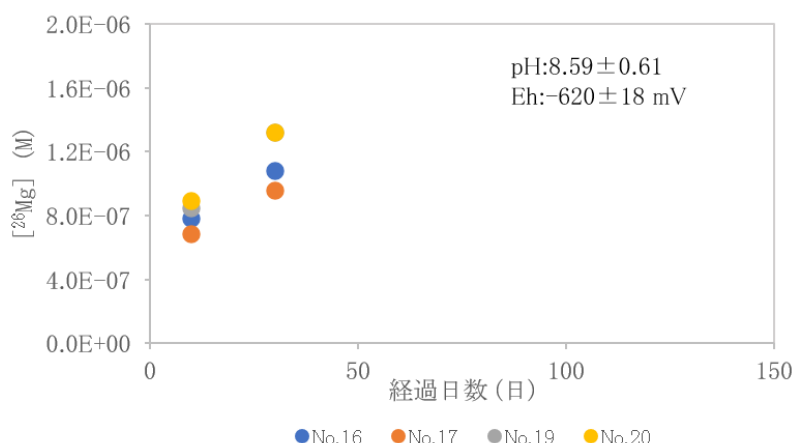


図 3.3-15 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験の経過日数と測定された ^{26}Mg 濃度
(経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

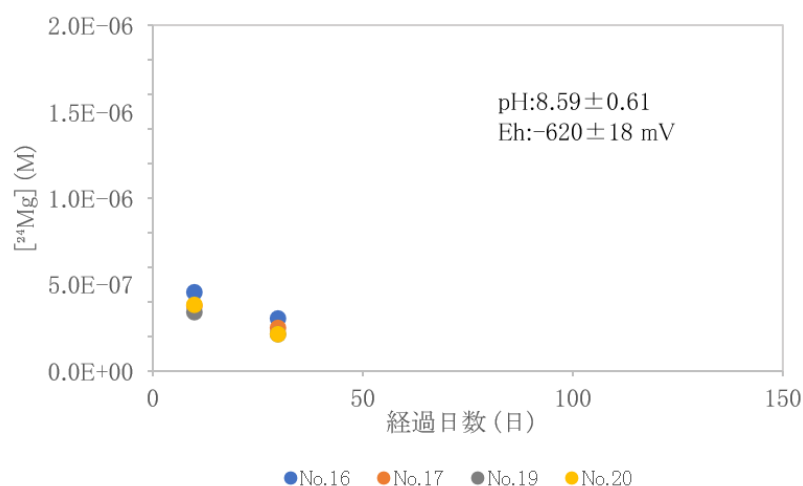


図 3.3-16 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験の経過日数と測定された ^{24}Mg 濃度
(経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

(U, ^{26}Mg) O_2 ペレットから溶出する Mg の同位体比は ^{26}Mg 同位体濃縮試薬の同位体比となり、環境中の塵などのバックグラウンド由来の Mg の同位体比は天然の同位体存在比になると考えられる。そこで、ICP-MS 測定により測定した ^{24}Mg , ^{26}Mg 濃度と、それらの存在比の 4 つの既知量から得られる以下の 4 式を解くことで、サンプル中の ^{26}Mg のうち、ペレットから溶出した ^{26}Mg 量を算出した。

$$[^{24}\text{Mg}_{(\text{p})}] + [^{24}\text{Mg}_{(\text{BG})}] = [^{24}\text{Mg}_{(\text{T})}] \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-3}$$

$$[^{26}\text{Mg}_{(\text{p})}] + [^{26}\text{Mg}_{(\text{BG})}] = [^{26}\text{Mg}_{(\text{T})}] \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-4}$$

$$\frac{[^{24}\text{Mg}_{(\text{p})}]}{[^{26}\text{Mg}_{(\text{p})}]} = 0.002911 \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-5}$$

$$\frac{[^{24}\text{Mg}_{(\text{BG})}]}{[^{26}\text{Mg}_{(\text{BG})}]} = 7.174 \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-6}$$

$[^{24}\text{Mg}_{(\text{p})}]$: ペレットから溶出した ^{24}Mg

$[^{24}\text{Mg}_{(\text{BG})}]$: バックグラウンドから混入した ^{24}Mg

$[^{24}\text{Mg}_{(\text{T})}]$: ICP – MS 測定で測定されたサンプル中 ^{24}Mg の総量

$[^{26}\text{Mg}_{(\text{p})}]$: ペレットから溶出した ^{26}Mg

$[^{26}\text{Mg}_{(\text{BG})}]$: バックグラウンドから混入した ^{26}Mg

$[^{26}\text{Mg}_{(\text{T})}]$: ICP – MS 測定で測定されたサンプル中 ^{26}Mg の総量

上記の計算より算出した、ペレットから溶出した $^{26}\text{Mg}_{(\text{p})}$ と BG 由来の $^{26}\text{Mg}_{(\text{BG})}$ の経時変化を図 3.3-17 および図 3.3-18 に示す。BG 由来の $^{26}\text{Mg}_{(\text{BG})}$ の経時変化を見ると浸漬 30 日目では BG 値が小さく、コンタミ混入が抑えられていることがわかる。ペレットから溶出した $^{26}\text{Mg}_{(\text{p})}$ 濃度の推移を見ると浸漬日数に伴い増加傾向にあり、炭酸濃度に依存した増加傾向が見られる。 $(\text{U}, ^{26}\text{Mg})\text{O}_2$ 固溶体ペレットの UO_2 マトリクスに固溶している ^{26}Mg は炭酸イオンの影響により調和的に溶出が促進していると考えられ、先行事業と同様の結果となっている。今後も炭酸濃度に依存した増加傾向が見られると推測される。

本年度は浸漬 10 日目および 30 日目の浸漬結果を示した。次年度は 80、150、400 日目の結果を示す予定である。試料の状態を確認し、必要に応じてそれ以降も試験を継続する予定であり、全ての浸漬試験終了後に、浸漬試験に供した $(\text{U}, ^{26}\text{Mg})\text{O}_2$ 固溶体ペレットを回収し、クリプトンガスを用いた BET 測定を行いペレットの比表面積を評価する。得られた比較的長期間の浸漬試験から評価した ^{26}Mg 溶出速度と比表面積の情報を用いて、 UO_2 マトリクスの溶解速度 DR を評価する予定である。評価を予定している UO_2 マトリクスの溶解溶出速度 DR について 3.3(3)3) で説明する。

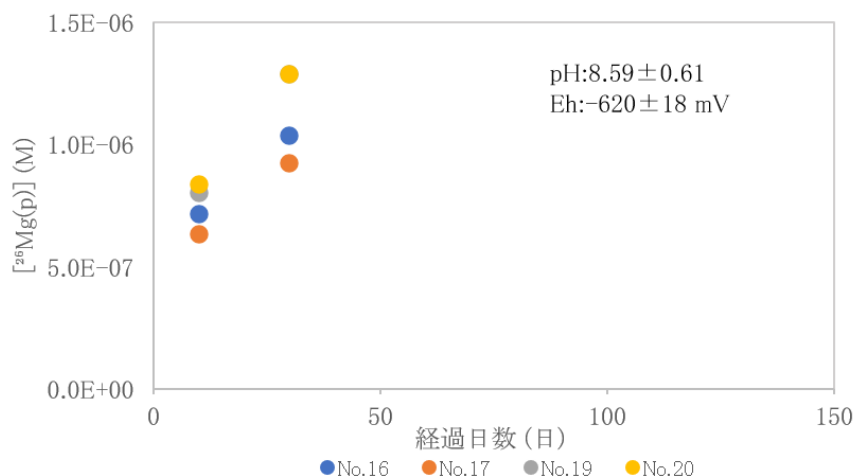


図 3.3-17 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験によるペレットからの ^{26}Mg 溶出濃度
(経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)

初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

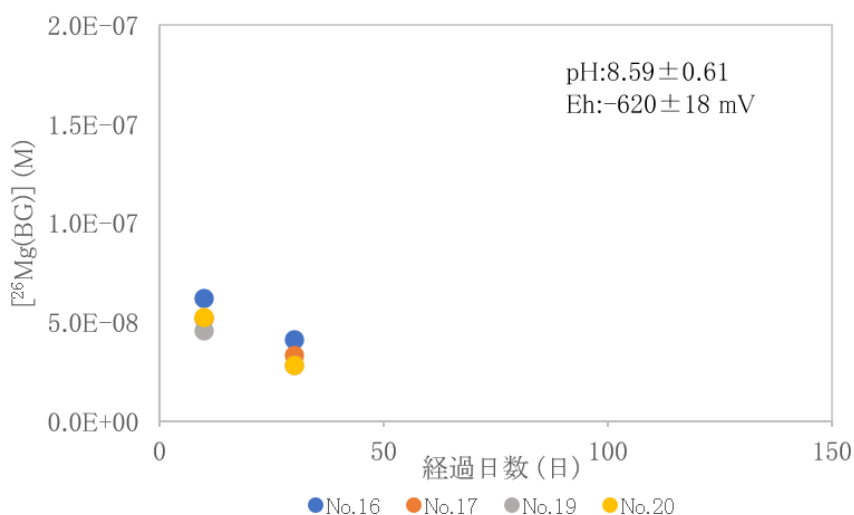


図 3.3-18 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験サンプル中の
 ^{26}Mg 濃度 BG 由来分離後 (経過日数 1, 3 日に溶液を全量交換)
初期炭酸塩添加濃度 : No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

3) UO_2 マトリクス溶解速度の評価

図 3.3-17 に示した浸漬試験においてペレットから溶出した $^{26}\text{Mg}(\text{p})$ のデータは、この試験において UO_2 の溶解に及ぼした炭酸イオンの影響を、U の再沈殿影響を受けることなく可視化したものであると考えられる。この試験で使用した (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの幾何学的形状は実際の使用済燃料とは異なるため、本研究のペレットの溶解速度と使用済燃料の UO_2 マトリクス溶解速度を直接比較することはできない。そこで、以下の式で表される、表面積で

規格化したマトリクス溶解速度 DR に換算する。

$$DR \left(\frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right) = \frac{C \cdot V \cdot M \cdot 10^3}{A \cdot t} \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-7}$$

C : 溶解した U 濃度 (mol L^{-1}) V : 溶液体積 (L) M : U-238 質量数
 A : 表面積 (m^2) t : 浸漬時間 (day)

図 3.3-19 は、図 3.3-17 をそれぞれのペレットに含まれる ^{26}Mg 全量に対する溶出率に換算したものである。それぞれの浸漬溶液量はサンプリングや pH 調整の HCl 溶液、NaOH 溶液の添加により変動しているため、サンプリング時点での溶液量を換算に用いている。ここでは、ペレットの UO_2 マトリクス溶解速度が ^{26}Mg のペレットからの溶出速度と等しいと仮定した。この仮定により、以下の式のように 1 日当たりのペレットからの U 溶出率と等しい値となる 1 日当たりの ^{26}Mg 溶出率を、それぞれのペレットの表面積で除することで DR を導出できる。この際に用いる ^{26}Mg 溶出率 $D_{26\text{Mg}}$ (d^{-1}) を表 3.3-6 に示した。本報告書では 1 日当たりの ^{26}Mg 溶出率は図 3.3-19 のうち浸漬開始 10 日と 30 日までのプロットの線形近似式から求めた。前述した仮定より次の式 3.3-8 および式 3.3-9 が成立するため、本年度開始した浸漬試験を継続して $D_{26\text{Mg}}$ (d^{-1}) の評価を行い、浸漬試験終了後に固溶体ペレットを回収して BET 法によりペレットの表面積を評価すれば、 UO_2 のマトリクス溶解速度 DR ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) の評価が可能となる。この DR の溶液中炭酸濃度依存性を評価する事で、本事業の目的とする UO_2 マトリクス溶解速度の炭酸濃度依存性の評価が出来ると期待される。

$$D_U(\text{d}^{-1}) = D_{26\text{Mg}}(\text{d}^{-1}) \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-8}$$

$$\therefore DR \left(\frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right) = \frac{m_U \cdot D_U(\text{d}^{-1})}{A} = \frac{m_U \cdot D_{26\text{Mg}}(\text{d}^{-1})}{A} \quad \dots\dots\dots \text{式 3.3-9}$$

$D_U(\text{d}^{-1})$: ペレットからの 1 日当たりの U 溶出率 [d^{-1}]
 $D_{26\text{Mg}}(\text{d}^{-1})$: ペレットからの 1 日当たりの ^{26}Mg 溶出率 [d^{-1}]
 m_U : ペレット中に含まれる U 量 [mg]
 A : ペレット表面積 [m^2]

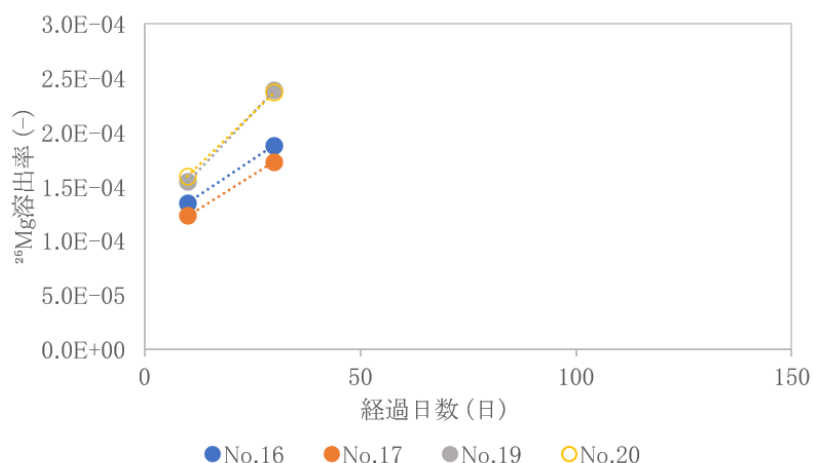


図 3.3-19 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験によるペレット中 ^{26}Mg 溶出率
(1 日経過後、3 日経過後のみ溶液を全量交換)

線形近似式は浸漬開始 10～30 日のデータより作成

初期炭酸塩添加濃度：No. 16 ($\text{NaHCO}_3 = 0 \text{ mM}$), No. 17 ($\text{NaHCO}_3 = 10 \text{ mM}$),
No. 19 ($\text{NaHCO}_3 = 50 \text{ mM}$), No. 20 ($\text{NaHCO}_3 = 100 \text{ mM}$)

表 3.3-6 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレット浸漬試験による 1 日当たりの ^{26}Mg 溶出率

ペレット	No. 16	No. 17	No. 19	No. 20
$D_{26\text{Mg}} \text{ (d}^{-1}\text{)}$	2.53×10^{-6}	2.36×10^{-6}	4.02×10^{-6}	3.68×10^{-6}

4) UO_2 ペレットの比表面積測定

比表面積測定の結果を図 3.3-20 に示す。本測定は、 UO_2 ペレット表面積測定への BET 法の適用性を検討するための予備試験であり、測定に用いた試料は浸漬試験に使用していない試料である。測定では、全表面積を大きくするため、5 個の UO_2 ペレットを試料管に入れて測定した。 UO_2 ペレットが 4 個以下の測定では、結果の再現性が得られなかった。 UO_2 ペレット 5 個の測定結果は、全表面積で $480 \pm 10 \text{ cm}^2$ であった。4 回の繰り返し測定で再現性は見られているが、1 ペレットの表面積が 97 cm^2 と非常に大きな値であった。ペレット 4 個では再現性が得られていない点も踏まえると、装置の実際の測定下限に近い条件であったと考えられる。そのため、今回の測定結果の信頼性は吟味する必要があり、今後、同形状のペレットをさらに追加して測定を繰り返し、ペレット個数と全表面積との関係を取得し、回帰分析を行うといった検討が必要と考えられる。

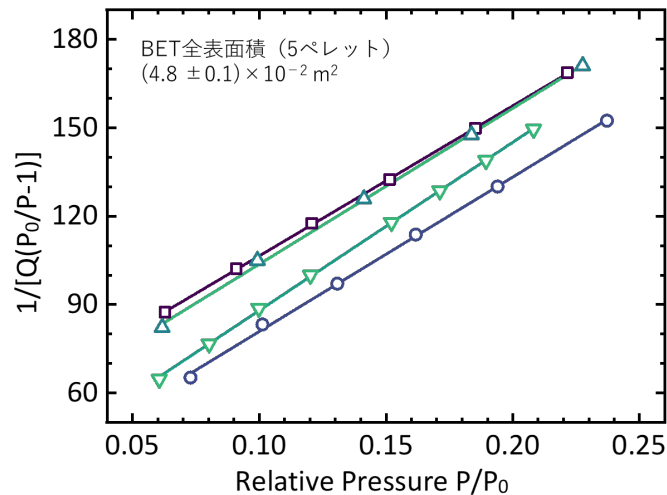


図 3.3-20 UO_2 ペレット試料の比表面積測定結果
 P :吸着平衡圧 P_0 :Kr 飽和蒸気圧 (液体窒素温度) Q : Kr 吸着量

3.4 使用済燃料の溶解メカニズムの評価

(1) はじめに

使用済燃料等の浸漬試験により観察されるマトリクスの溶解速度は、試験期間の経過に伴って低下する傾向が見られる。直接処分の安全評価において用いられる長期溶解速度は、安全評価において想定される評価期間が極めて長期であることから、室内試験において観察される十分に低下した溶解速度を用いて設定することが妥当である。一方で、室内試験で観察される溶解速度を長期溶解速度の設定根拠として使用する場合、使用済燃料の溶解速度の低下が実際の処分場においても起こることを明確にする必要がある。そのためには、使用済燃料の溶解メカニズムを明確にし、処分場において想定される緩衝材間隙水等の環境条件においても、室内試験で測定した長期溶解速度が適用できることを示す必要がある。

先行事業においては、浸漬試験後の UO_2 ペレット表面のラマン分光分析や SEM 観察により、 UO_2 ペレットの溶解に伴う表面状態の変化等を観察する手法について検討した。その結果、溶解に伴う UO_2 ペレットの表面状態の変化がラマン分光法により観察可能であること、SEM-EDS 分析を組み合わせることにより、表面状態の変化と UO_2 ペレットが溶解して生じる再沈殿ウランを峻別できる可能性が示された。

本事業においては、 UO_2 ペレット浸漬試験で測定した長期溶解速度を安全評価の設定値に適用するため、 UO_2 ペレットの溶解メカニズムについて検討を行う。検討では、これまで実施してきたラマン分光法等による表面状態変化の観察に加えて、XPS を用いた UO_2 ペレット表面から深さ方向の状態変化を観察し、 UO_2 ペレット表面の変化の進展を分析して、長期的な溶解挙動に関するメカニズムを検討する。また、 UO_2 ペレットが溶解して生じる再沈殿ウランの性状についても分析を行い、長期溶解挙動に及ぼす影響について検討する。本年度の試験においては、異なる炭酸濃度の試験溶液に浸漬した UO_2 ペレットの表面をラマン分光および XPS により分析し、炭酸濃度の影響等を検討するとともに、浸漬試験によって生じる再沈殿ウランの性状について検討するため、ウラニルイオンを含む溶液の還元処理により得られた沈殿ウランの分析を行った。

(2) (U, ²⁶Mg)O₂ ペレットの浸漬後ラマン分析

1) 試験方法

還元条件において炭酸共存下に浸漬した(U, Mg)O₂ ペレット表面のラマン分析を行った。分析を行った試料は、先行事業において浸漬試験を行ったものである。試料の浸漬条件を表 3. 4-1 に示す。試料 No. 2 は、10 mmol dm⁻³ の NaHCO₃ を含む水溶液への浸漬を行った試料である。試料 No. 3 は、これよりも炭酸濃度の高い 50 mmol dm⁻³ NaHCO₃ を含む水溶液に浸漬した試料である。また、先行事業で未浸漬の(U, ²⁶Mg)O₂ ペレットの分析結果から、余剰の ²⁶Mg を除去するため浸漬前に行う塩酸による前処理の影響が示唆されたため、未浸漬の(U, ²⁶Mg)O₂ の塩酸処理を行い、表面状態への影響を確認した。

表 3. 4-1 (U, ²⁶Mg)O₂ ペレット浸漬試験条件

試料	NaHCO ₃ [mM]	NaCl [mM]	EPPS [mM]	Na ₂ S ₂ O ₄ [mM]	SA/V	ペレット 幾何学的表面積 [m ²]	溶液体積 [mL]
No. 2	10	90	20	3	5	1.58×10 ⁻⁴	32
No. 3	50	50					

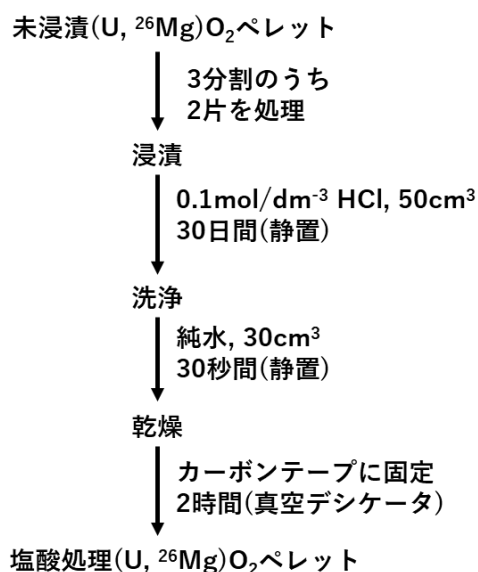


図 3. 4-1 未浸漬 (U, ²⁶Mg) O₂ の塩酸処理フロー図

(U, Mg)O₂ ペレット表面のラマン分析は、日本分光製レーザーラマン分光光度計 NRS-4500 を用いて行った。分析光には波長 532 nm のレーザーを用いて、20 倍の対物レンズを通して分析を行った。試料ペレット表面の任意の分析箇所を選定し、20 μm 間隔で走査しながら点分析を繰り返してスペクトルを取得した。各分析箇所について 100 点の測定を行った。装置の空間分解能は 1 μm 程度である。

未浸漬(U, ^{26}Mg)O₂ 試料の塩酸処理は図 3.4-1 に示す手順で実施した。試料ペレットを 3 つの試料片に分割し、うち 2 つの試料片を用いて、それぞれを 0.1 mol dm⁻³ の塩酸水溶液 (50 cm³) に浸漬した。浸漬にはテフロン容器を用いた。30 日後に試料を回収し、純水で洗浄し、その後アルミ製の試料台にカーボンテープを用いて固定した。試料台ごと真空デシケータ内で 2 時間乾燥させた後、表面のラマン分析を行った。未浸漬(U, ^{26}Mg)O₂ 試料については、ラマン分析に加えて、SEM-EDX 分析も実施した。

2) 結果と考察

(U, ^{26}Mg)O₂ ペレット No. 2、No. 3 および未浸漬ペレットの試料外観を図 3.4-2 に、分析により取得したスペクトルデータを図 3.4-3 に示す。図 3.4-3 に示したスペクトルは、100 点の測定のうち、宇宙線によるノイズの影響を受けたデータや不純物として含まれるタングステンが観測されたデータ等を除いて平均処理を行ったものである。棄却データ数は試料により若干異なり、7 点から 16 点であった。



図 3.4-2 (U, ^{26}Mg)O₂ ペレット試料外観

浸漬試験後の試料 No. 2 および No. 3 のスペクトルは未浸漬ペレットとはラマンバンドの相対強度が異なり、UO₂ の T_{2g} および 2L0 の位置に表れるバンドに強度の低下が観測された。それぞれのバンドのラマンシフトは T_{2g} が約 450 cm⁻¹、2L0 が約 1150 cm⁻¹ である。いずれの試料でも約 560 cm⁻¹ の位置にバンドが観測されたが、この付近は UO₂ では欠陥バンドが観測されることが知られており (Elorrieta, et al., 2016)、(U, ^{26}Mg)O₂ ペレットでは Mg の固溶によって生じるラマンバンドと推察される。一方で、塩酸処理の前後でスペクトルの形状に有意な変化は認められなかった。加えて、図 3.4-4 に示すように、SEM 観察においても塩酸処理の有無による表面組織の顕著な変化は認められなかった。そのため、ラマンバンドの相対強度の変化は、炭酸塩水溶液への浸漬によるものと推定される。

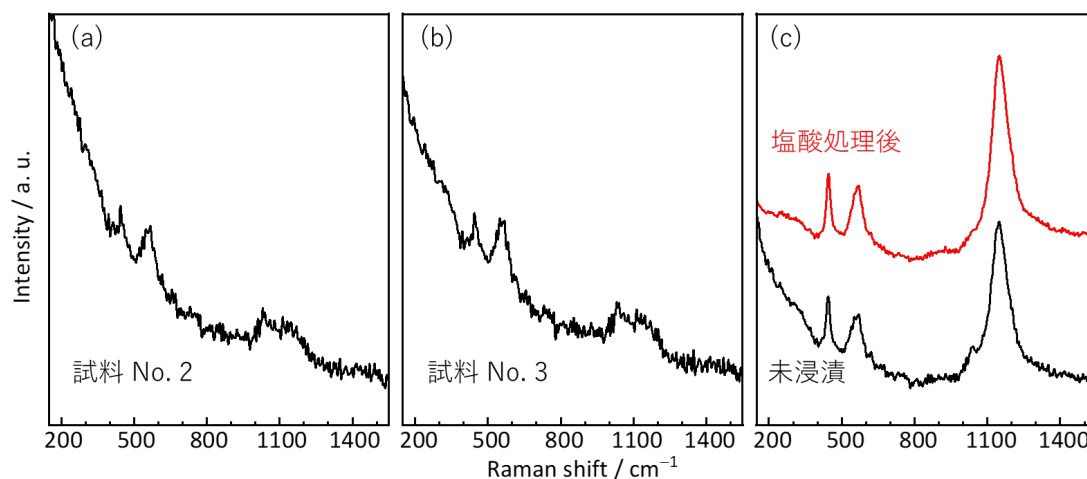


図 3.4-3 (U, ^{26}Mg) O_2 ペレットのラマンスペクトル (84~93 点分析の平均スペクトル)
(a) 試料 No. 2 (b) 試料 No. 3 (c) 未浸漬ペレット

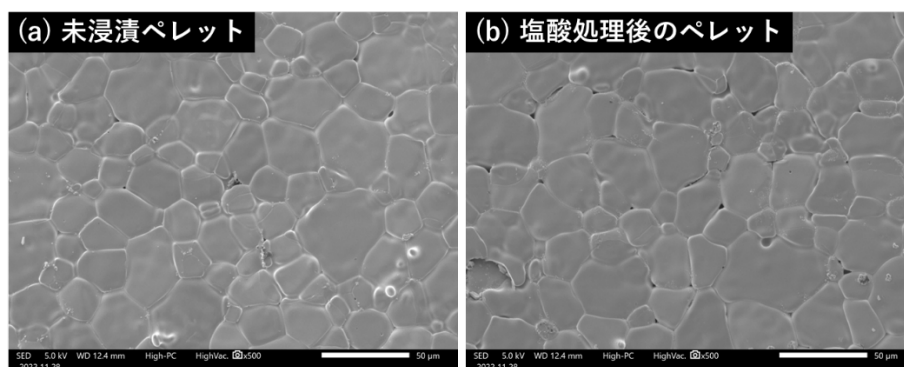


図 3.4-4 未浸漬(U, ^{26}Mg) O_2 ペレット表面組織の SEM 像
(a) 未浸漬ペレット (b) 塩酸処理後のペレット

UO_2 ペレットではラマンスペクトルにおける $\text{T}_{2\text{g}}$ と 2L_0 の強度比が表面の欠陥密度と相関し、欠陥の増加に伴い $2\text{L}_0/\text{T}_{2\text{g}}$ 比が減少する (McGrady, et al., 2023)。図 3.4-3 に示した (U, Mg) O_2 の分析結果でも同様に考えれば、炭酸が共存する溶液への浸漬により、表面の欠陥密度が増加したことが示唆される。また、この変化は塩酸水溶液による処理では観測されなかったことから、欠陥密度の増加はペレット表面での加水分解反応によるものではないかと推察される。

(3) (U, Mg) O_2 ペレット試料の XPS 分析

1) 測定試料

測定試料は、先行事業において製作し、溶解試験に供した (U, Mg) O_2 固溶体ペレットおよび (U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットの 6 試料である。試料名、試料詳細を以下に示す。なお、(U, Mg) O_2 固溶体ペレットは、 UO_2 ペレットに天然の同位体組成の Mg を固溶させた試料、(U, ^{26}Mg) O_2 固溶体ペレットは、 UO_2 ペレットに ^{26}Mg を固溶させた試料である。

- ・ No. 7(未浸漬) (U, Mg) O₂ 固溶体ペレット 未浸漬
- ・ No. 7(塩酸浸漬) (U, Mg) O₂ 固溶体ペレット 塩酸浸漬
- ・ No. 1 (U, ²⁶Mg) O₂ 固溶体ペレット
浸漬液組成 (NaHCO₃:NaCl:EPPS:Na₂S₂O₄=0:100:20:3)
- ・ No. 2 (U, ²⁶Mg) O₂ 固溶体ペレット
浸漬液組成 (NaHCO₃:NaCl:EPPS:Na₂S₂O₄=10:90:20:3)
- ・ No. 3 (U, ²⁶Mg) O₂ 固溶体ペレット
浸漬液組成 (NaHCO₃:NaCl:EPPS:Na₂S₂O₄=50:50:20:3)
- ・ No. 4 (U, ²⁶Mg) O₂ 固溶体ペレット
浸漬液組成 (NaHCO₃:NaCl:EPPS:Na₂S₂O₄=100:0:20:3)

2) 測定手法

1) に示す試料に対して、X 線光電子分光分析装置(以下、XPS)を用いた定性分析、定量分析、波形解析を行った。XPS は MgK α 、AlK α などの軟 X 線を照射し、イオン化に伴い放出される光電子 e⁻を補足しエネルギー分析を行う手法である。表面数 nm に存在する元素に対して定性、定量、および化学結合状態分析が可能である。測定結果は光電子スペクトルとして表され、横軸に測定電子の原子核に対する結合エネルギー値(eV)を、縦軸は放出光電子強度(arbitrary unit)を示す。以下に、測定条件を示す。

- ・ 使用機器 JEOL JPS-9000MC
 - ・ X 線源 MgK α : 10 kV 10 mA、AlK α : 10 kV 12 mA
 - ・ Ar エッチング 未実施(0 秒=最表面)、1 秒、2 秒、3 秒
 - ・ エッチングレート : 0.02 μ mSiO₂ min⁻¹ (800 V 20 mA)
- (測定 6 試料に対しエッチング条件が 4 種類、n = 1、合計 24 条件)

3) 測定結果

① 定性分析

結合エネルギー値は元素および電子状態などに依存した値であるため、そのエネルギー値から定性分析が可能である。各試料の定性分析を行うため、MgK α による 1000 eV から 1 eV までの広域のスキャン(以下、wide スキャン)を実施した。なお、各測定時の X 線強度が厳密には同一でないため、バックグラウンドの値は試料ごとに異なっている。

各ペレットを、励起光を MgK α 線源として wide スキャンを実施した結果を図 3.4-5 に示す。なお、エッチングは未実施である。

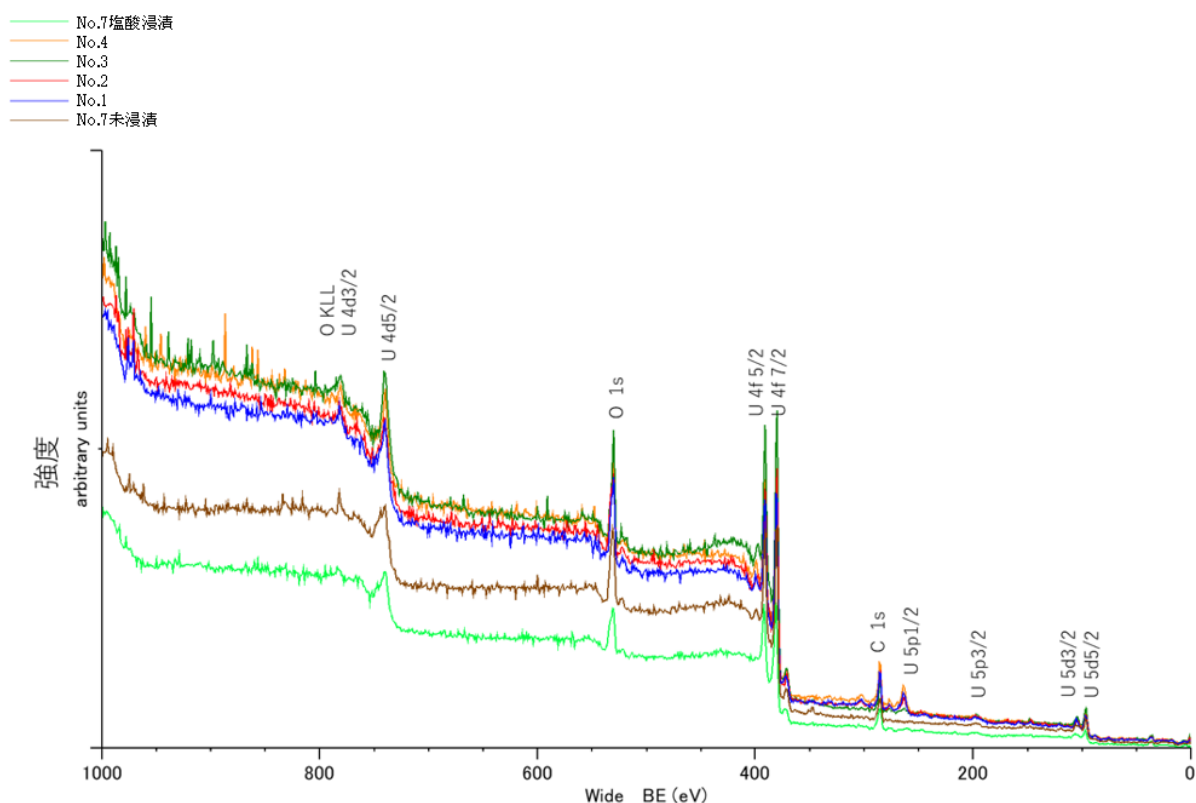


図 3.4-5 定性結果 MgK α

図 3.4-5 に示した光電子スペクトルから、どの試料においても、ほぼ同様のエネルギー位置にピークの存在を検出した。ただし、高エネルギー側の 800 eV から 1000 eV に関してはノイズが多くピークの検出が難しい状態であった。ピークとして認識可能なものは図 3.4-5 中に示した 11 本であり、ピークの結合エネルギー値から、測定試料の最表面は U、O、C より構成されていることがわかる。なお、測定試料の中には、溶解試験の際に溶解度を測る指標として Mg が含まれている。図 3.4-5 では Mg のピークの存在を検出できていないが、これは使用した X 線源が MgK α であることに由来すると考えられる。そこで試料中の Mg を測定するため、励起光を AlK α 線源に変更して wide スキャンを実施して確認を行った。その結果を図 3.4-6 に示した。なお、エッチングは未実施である。

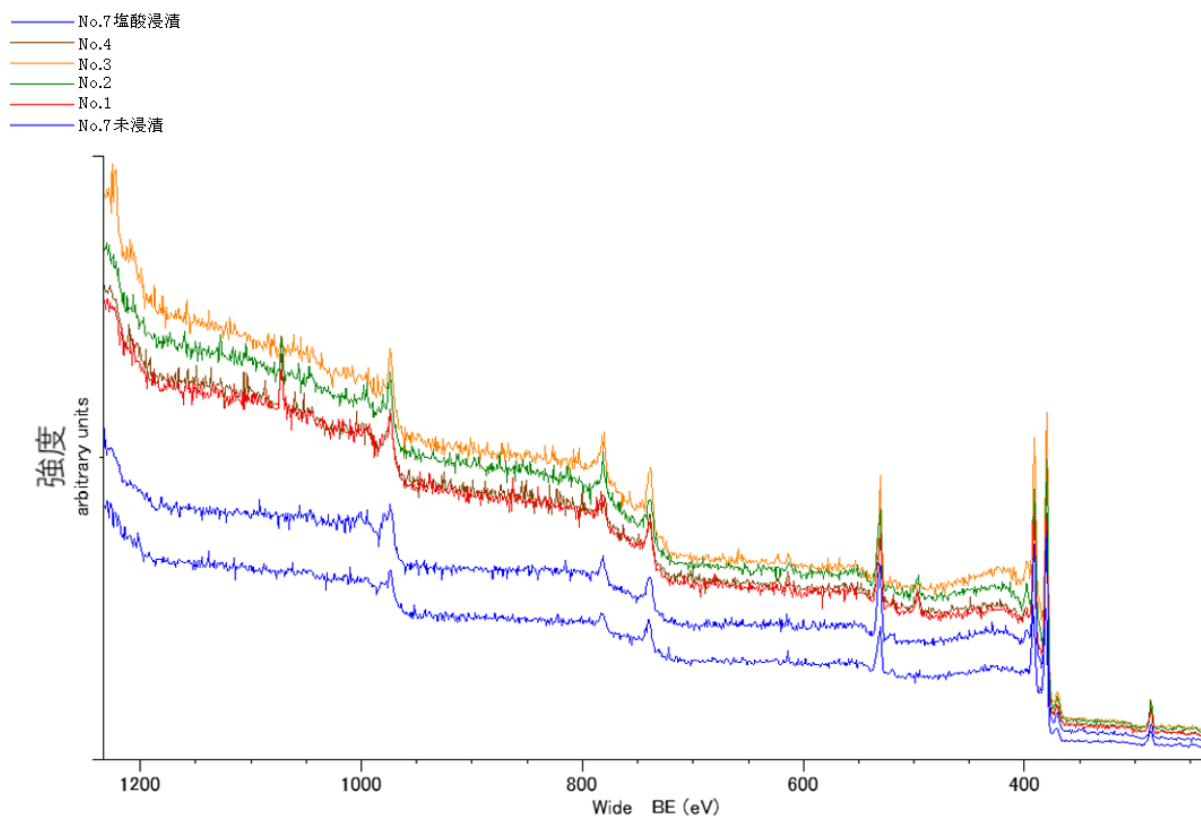


図 3.4-6 定性結果 AlK α

XPS では Mg の結合エネルギーは U の約 1/100 以下の感度であることから、結合エネルギーピークの確認は困難であった。このため、Mg のオージェピークを用いて Mg の有無を確認することとした。比較的強いオージェピークが通常 1185 eV 付近に出現するが、図 3.4-6 に示す通りすべての測定試料についてピークの存在を確認することができなかった。原因として、測定試料中の Mg が少量であるため、XPS の検出限界以下でありピークの検出に至らなかったと考えられる。

② 定量分析

定性分析で得られた結果より、U、O、C の原子パーセント (atom%) を求めた。原子パーセントは各ピーク強度の面積強度を算出し、装置固有の感度係数を用いた相対感度因子法で相対的な評価として求めた。検出限界はおよそ 0.1 atom% である。バックグラウンドは Shirley 法によって差し引いている。元素の軌道のうち、最も強い感度を示す U 4f $_{7/2}$ 、O 1s、C 1s のピーク強度を測定し、試料ごとに評価した。また、Ar エッチングを行い、深さ方向の元素分布を確認した。結果を以下の図 3.4-7 から図 3.4-12 に示す。

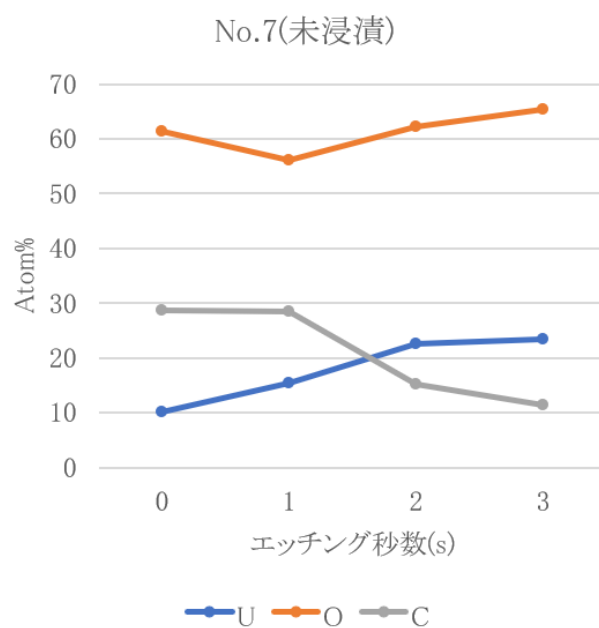


図 3. 4-7 定量結果 No.7 (未浸漬) (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

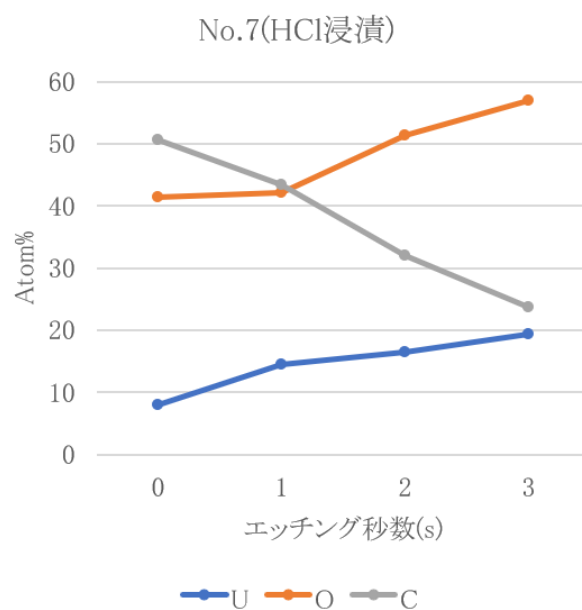


図 3. 4-8 定量結果 No.7 (塩酸浸漬) (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

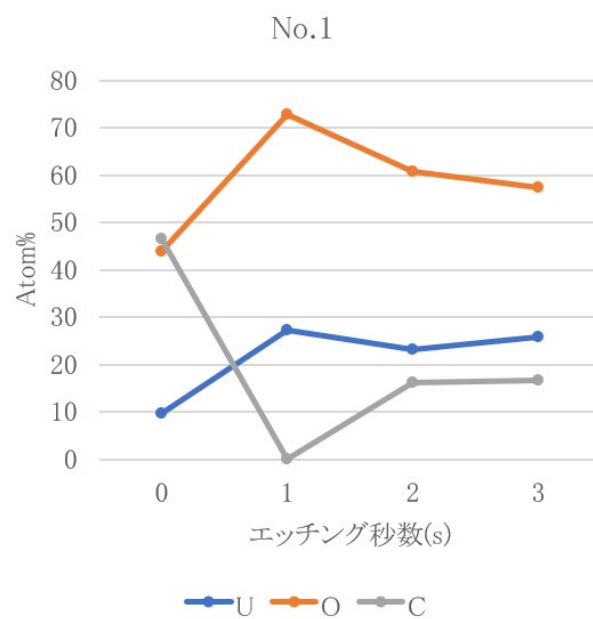


図 3.4-9 定量結果 No.1 (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

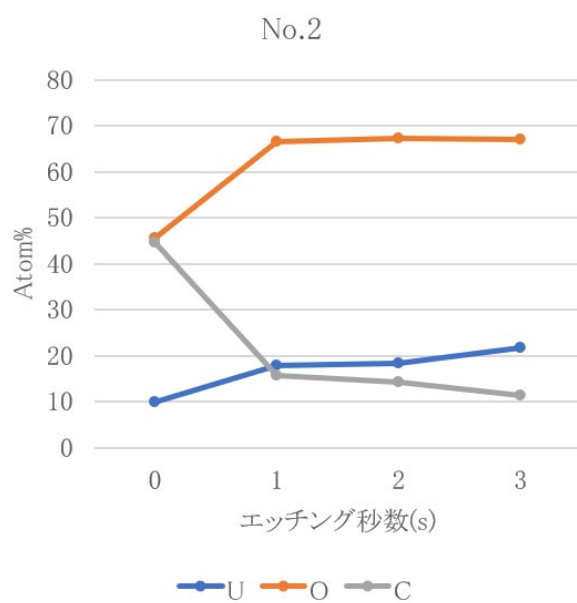


図 3.4-10 定量結果 No.2 (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

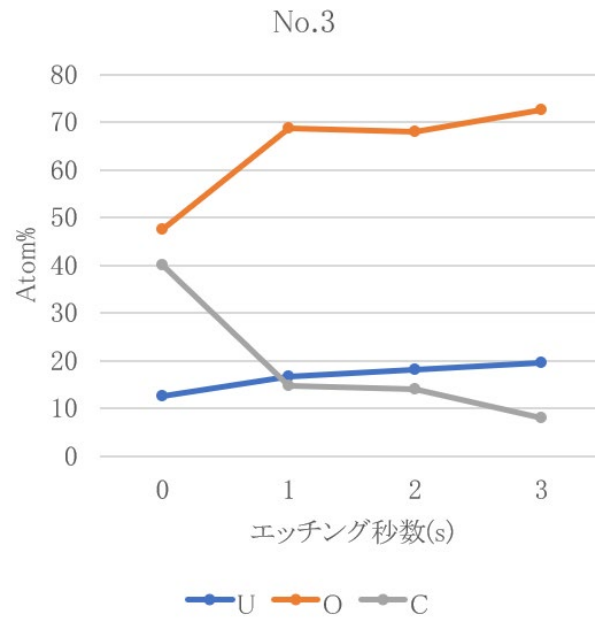


図 3.4-11 定量結果 No.3 (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

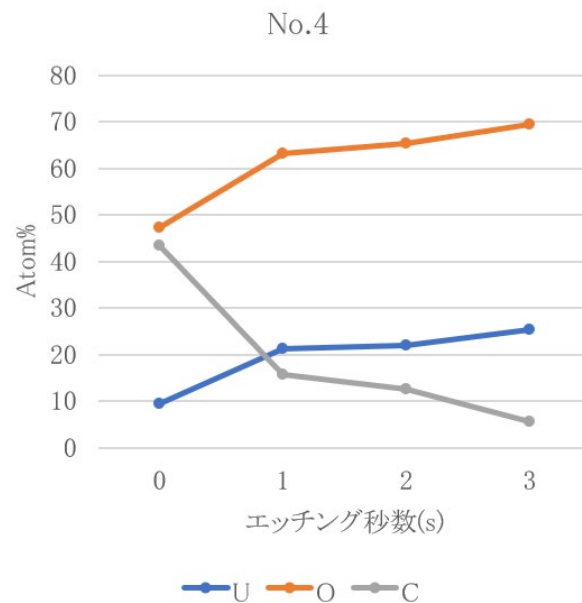


図 3.4-12 定量結果 No.4 (青 : U、オレンジ : O、グレー : C)

全ての試料でエッチング秒数が増えるほど表面汚れである C の存在割合は減少し、U の存在割合が上昇する傾向が見られる。最表面であるエッチング 0 秒を比べると、未浸漬の試料は C の割合が少ない。エッチング 3 秒では、No. 7 の塩酸浸漬した試料が最も C の割合が多い。また、未浸漬試料では、エッチング 0 秒での酸素量が多く、エッチング秒数が増加しても O の割合の変動が少ない。得られた定量結果から、原子割合をもとに酸素とウランの比率 (O/U) の値を計算し、図 3.4-13 に示した。

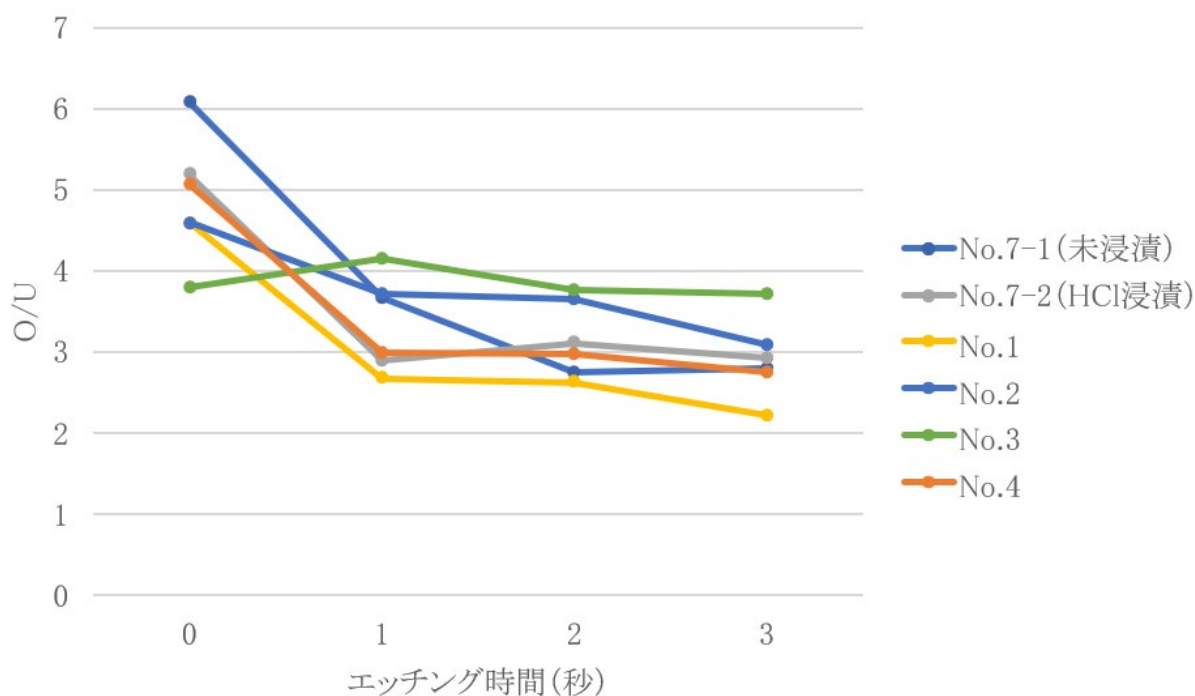


図 3.4-13 酸素とウランの比率 (O/U)

測定試料は UO_2 ペレットであるため、O/U は 2 付近の値が期待される。しかしながら、最表面では O/U が高くなっており、エッチング時間 1 秒では最表面より O/U は低下することから、表面に付着した汚れなどの影響により O/U が増加していると考えられる。エッチング時間 1 秒から 3 秒までは、O/U はほぼ変化しないか、わずかに減少する。このため、深さ方向の組成は、エッチング時間 1 秒から 3 秒まではほぼ同様であると考えられる。なお No. 3 は、他の試料と異なりエッチングの有無にかかわらず O/U はあまり変化していない。また、全ての試料の O/U は、期待される O/U を上回っている。このことから、試料表面は作製時の想定より酸化されている可能性がある。

③ 波形解析

化学結合等により元素の電子状態が変化すると、対応して XPS のピーク位置が変化する化学シフトと呼ばれる現象が起きる。波形分離を行い、シフト量から構成成分を解析した。エネルギー値のキャリブレーションは、XPS の一般的に使われている方法として、帯電によるシフトの影響を避けるため、C 1s のピークを 285.0 eV として補正した。C 1s のピークが検出できない場合、O 1s のピークを 530.0 eV として補正した。波形解析の算出に当たり、Gauss-Lorentz 法を用いた。波形解析時のピーク位置による結合や価数の評価は、過去に測定したデータおよび文献を参考として検討した。

No. 7 (未浸漬) 試料について、最表面からエッチング時間 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-14 から図 3.4-16 に示す。各図の (a) の U 領域について、最表面のスペクトルで観察され

る 390.7 eV および 380.0 eV のピークは、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応するピークと考えられる。エッチング時間を 3 秒まで延長しても、このピーク位置はほぼ変化しなかった。なお、3 秒エッチング後のスペクトルには、これら 2 つのピークの間に 386.8 eV のピークが確認できるが、これは U 4f 7/2 サテライトピーク (U 4f 7/2 sat) であると考えられる。このことから、最表面からエッチング 3 秒時点まで U は 4 価のまま変化していないと考えられる。

各図の (b) の O 領域については、最表面のスペクトルで 529.5 eV、531.5 eV の位置にピークが確認できる。これらのピークは、529.5 eV が金属酸化物、531.5 eV が炭酸あるいは水酸化物によるピークの可能性が考えられる。エッチングを実施しても、ピーク位置はほぼ変化していないが、530 eV と 531 eV の強度比はエッチング時間を増やすと変化し、531 eV の強度が低下していくものの、3 秒エッチング後にも 531 eV のピークが存在している。本測定に供した試料は未浸漬の試料であり、3 秒間のエッチングにより約 0.9 μm 削られた部分に水酸化物あるいは炭酸等の存在は少ないと考えられる。このことから、529.5 eV は U 酸化物、531.5 eV は Mg 酸化物のピークである可能性が考えられるが、本測定から詳細な同定は困難であった。

各図の (c) に示す C 領域については、最表面のスペクトルで 285.0 eV、287.9 eV のピークが確認できる。285.0 eV のピークは補正に使用した C-C 結合によるピークである。287.9 eV のピークは C=O 結合によるピークの可能性があり、エッチングにより消滅することから、このピークは表面に付着した汚れの影響と考えられる。

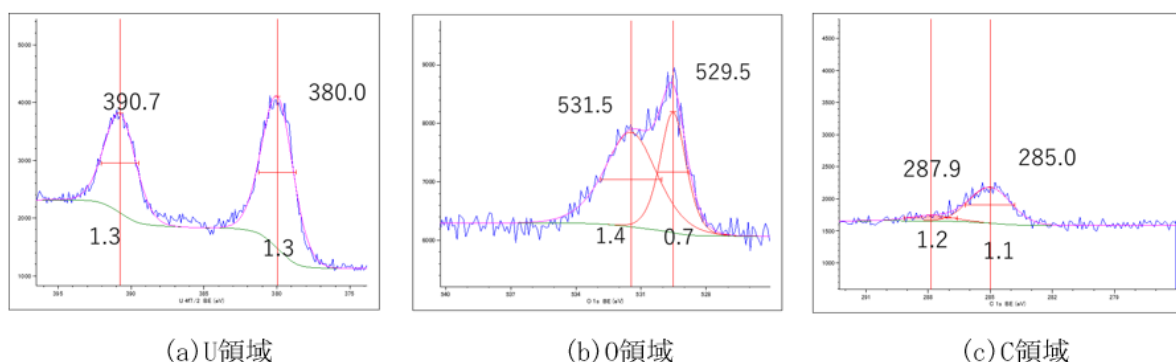


図 3.4-14 No. 7 (未浸漬) 試料、最表面

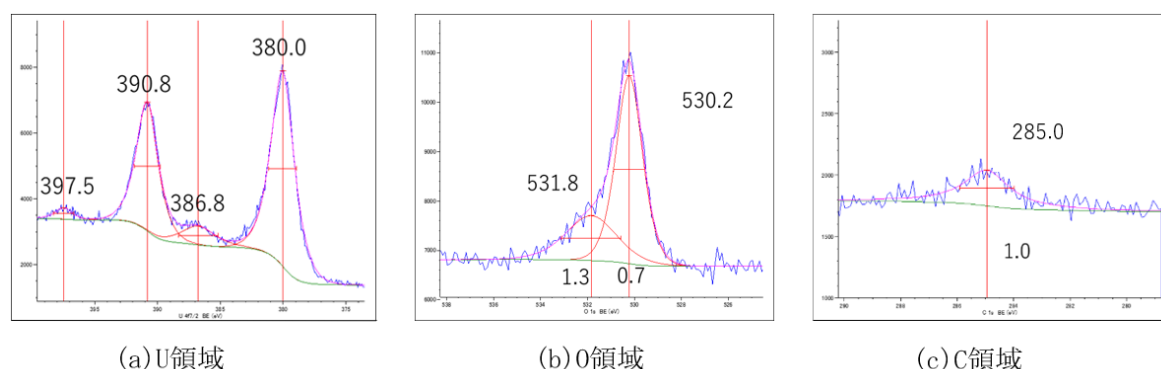


図 3.4-15 No. 7 (未浸漬) 試料、エッチング 1 秒

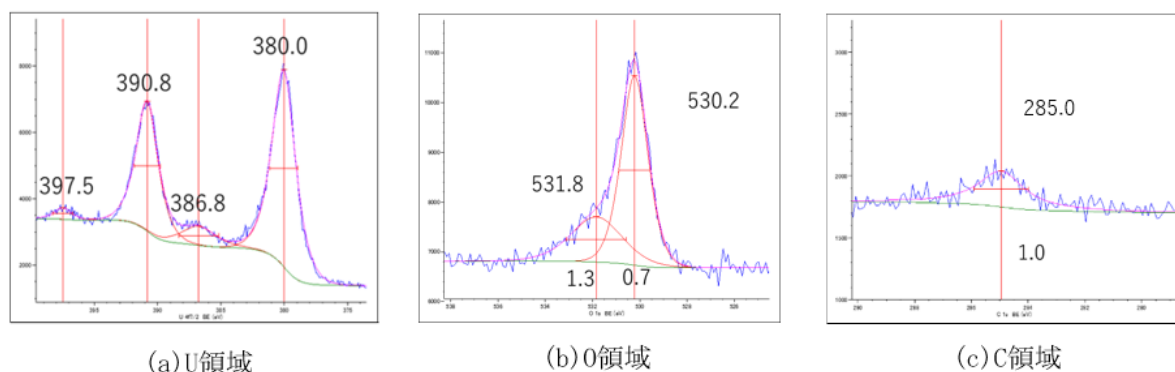


図 3.4-16 No. 7 (未浸漬) 試料、エッチング 3 秒

No. 7 (塩酸浸漬) 試料について、最表面からエッチング時間 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-17 から図 3.4-19 に示す。各図の(a)に示す U 領域については、最表面のスペクトルで観察される 392.0 eV および 381.2 eV のピークが、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応すると考えられる。1 秒エッチング後のスペクトルには、379.7 eV、386.7 eV、390.5 eV のピークが確認できる。最表面のスペクトルにおいて確認したピークからは 1.5 eV ほどシフトがあるが、390.5 eV は U 4f 5/2、379.7 eV は U 4f 7/2 のピークであると考えられる。386.7 eV は U 4f 7/2 サテライトのピークであると考えられる。3 秒エッチング後、新たに 397.5 eV にピークを確認できるが、これは U 4f 5/2 のサテライトピークであると考えられる。U 4f 7/2 のピーク位置は、エッチング 1 秒後と 3 秒後の時点とほとんど変化していない。また、U 4f 7/2 サテライトピークと考えられるピークの位置も、386.5 eV でありほぼ変化していない。このことから、U は最表面が 5 価、1 秒エッチング時点から 3 秒エッチング時点までが 4 価になっていると考えられる。

各図の(b)の O 領域については、最表面のスペクトルで 530.1 eV、531.6 eV の位置にピークが確認できる。また、エッチング後もピーク位置はほとんど変化せず、530 eV と 531 eV のピークの強度比は、エッチング時間を増やすと変化し、531 eV のピーク強度が低下する。この傾向は、No. 7 (未浸漬) 試料と同様であった。

各図の(c)の C 領域については、最表面のスペクトルで 285.0 eV、286.5 eV のピークが確認できる。285.0 eV は補正に使用した C-C 結合によるピークである。286.5 eV は酸素と結合した炭化水素によるピークの可能性がある。エッチング後に 286.5 eV のピークは消滅することから、このピークは表面汚れの影響と考えられる。

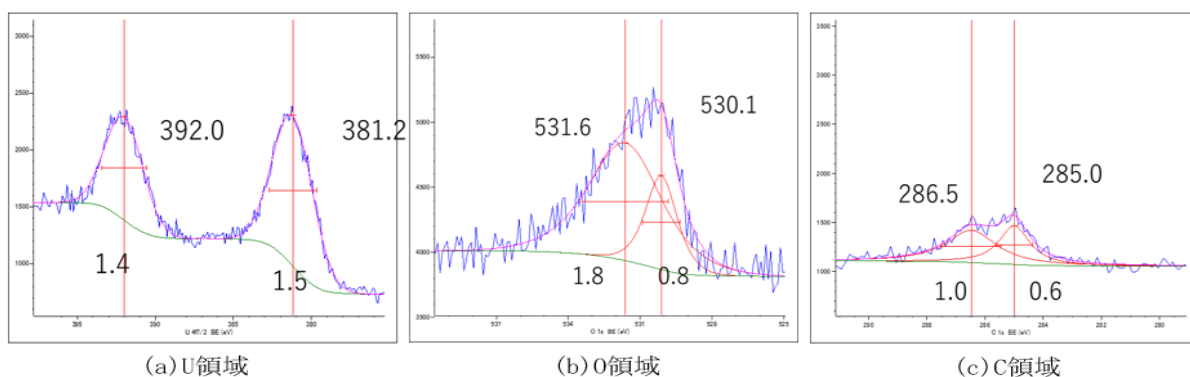


図 3.4-17 No. 7 (塩酸浸漬) 試料、最表面

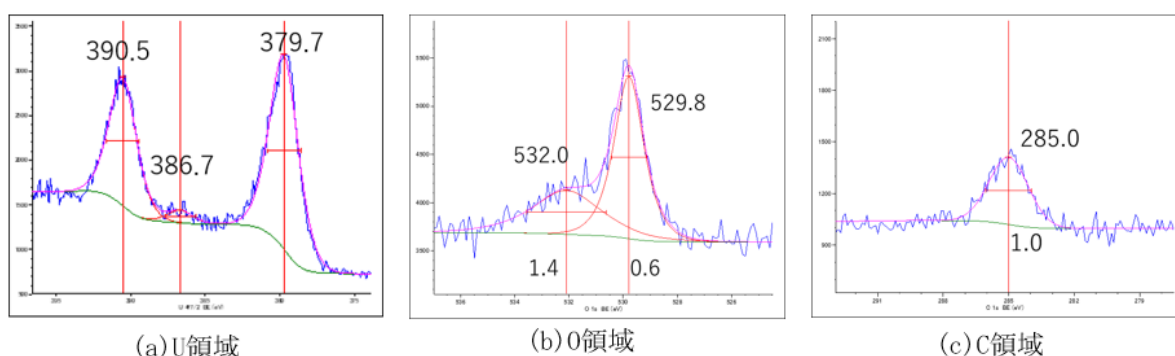


図 3.4-18 No. 7 (塩酸浸漬) 試料、エッチング 1 秒

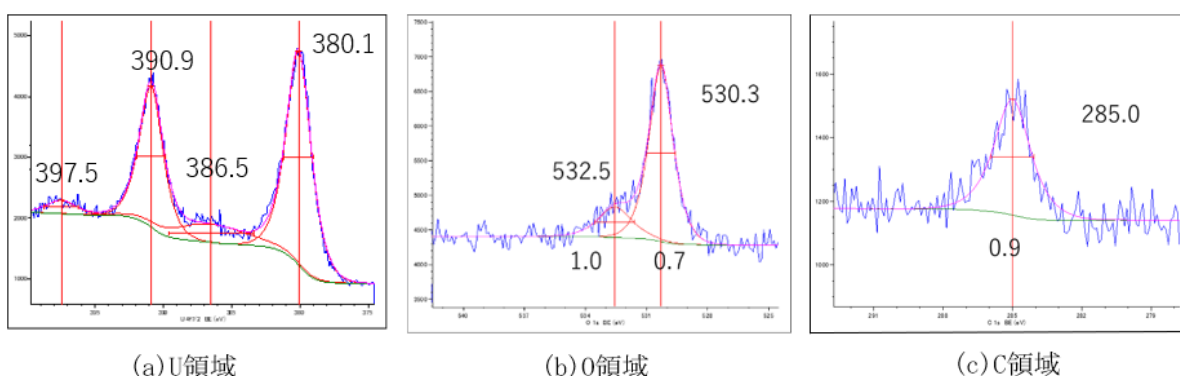


図 3.4-19 No. 7 (塩酸浸漬) 試料、エッチング 3 秒

No. 1 試料について、最表面からエッチング時間 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-20 から図 3.4-22 に示す。各図の(a)に示す U 領域において、最表面のスペクトルで 391.0 eV および 380.3 eV のピークが観察され、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応するピークと考えられる。1 秒エッチング後、新たに 386.6 eV および 397.1 eV の位置にピークが観察され、それぞれ U 4f 7/2 サテライトピーク (U 4f 7/2 sat) および U 4f 5/2 サテライトピーク (U 4f 5/2 sat) と考えられる。また、1 秒エッチング後のスペクトルでは、U 4f 7/2 のピークが 379.9 eV、380.8 eV の 2 つのピークに分離でき、3 秒エッチング後のスペクトルでは U 4f 7/2 が 380.1 eV、381.7 eV と分離できる。この結果から、最表面のウランは 4 価のみ、1 秒エッチング後の試料表面は 4 価と 5 価が共存する状態、3 秒エッチング後は 4 価と 6 価が共存する状態であると考えられる。

各図の(b)に示すO領域については、最表面のスペクトルで529.6 eV、531.9 eVの位置にピークが確認できる。これらのピークは、529.6 eVは金属酸化物、531.9 eVは炭酸あるいは水酸化物と考えられる。1秒エッチング後、530.1 eV、531.1 eVの2つのピークが現れ、3秒エッチング後もほぼ変わらない位置に2つのピークが現れる。これらのピーク位置の変化は、表面状態の変化を示唆しているが、今回の測定からは同定は困難であった。

各図の(c)に示すC領域においては、最表面のスペクトルで285.0 eV、285.9 eVのピークが確認できる。285.0 eVは補正に使用したC-C結合によるピークである。285.9 eVはC-O-C結合によるピークの可能性がある。エッチングにより285.9 eVのピークは消滅することから、このピークは表面汚れの影響と考えられる。

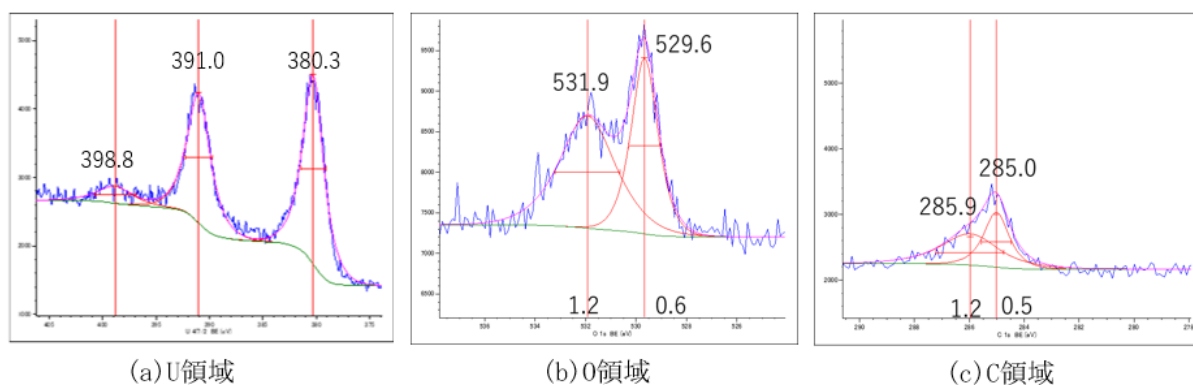


図 3.4-20 No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPSP}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0:100:20:3$)、最表面

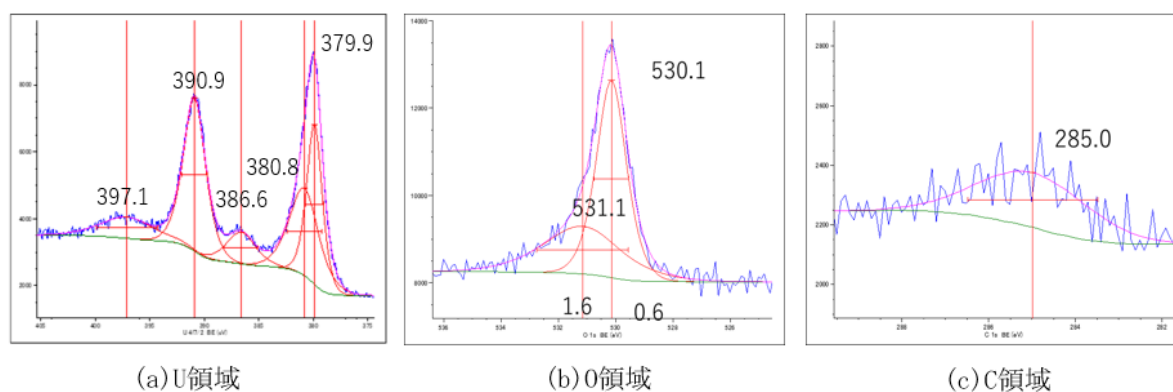


図 3.4-21 No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPSP}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0:100:20:3$)、エッチング 1 秒

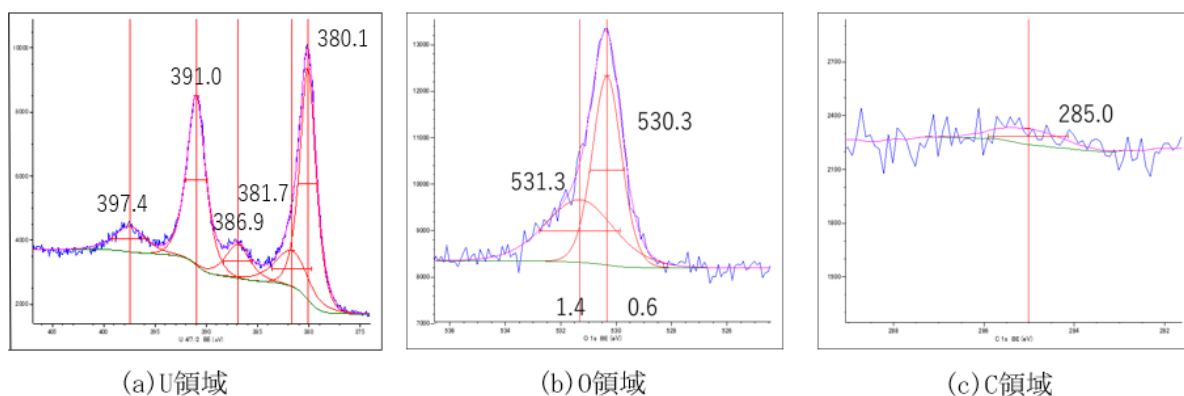


図 3.4-22 No. 1 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=0\text{:}100\text{:}20\text{:}3$)、エッチング 3 秒

No. 2 試料について、最表面からエッチング時間 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-23 から図 3.4-25 に示す。各図の(a)に示す U 領域については、最表面のスペクトルで観察される 390.4 eV および 379.6 eV のピークは、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応するピークと考えられる。397.7 eV および 379.6 eV のピークは、それらのサテライトピークである。1 秒エッチング後のスペクトルでは、U 4f 7/2 のピークが 380.1 eV、381.3 eV の 2 つのピークに分離でき、3 秒エッチング後のスペクトルでは U 4f 7/2 のピークが 380.1 eV、381.6 eV に分離できる。この結果から、最表面のウランは 4 価、1 秒エッチングから 3 秒エッチング時点では 4 価と 5 価の共存状態であると考えられる。

各図の(b)に示す O 領域については、最表面のスペクトルで 529.7 eV、531.8 eV の位置にピークが確認できる。これらのピークは、529.7 eV は金属酸化物、531.8 eV は炭酸あるいは水酸化物によるピークと考えられる。1 秒エッチング後のスペクトルでは、530.3 eV、532.5 eV の 2 つのピークが現れる。3 秒エッチングすると 532.5 eV のピークが消滅し、531.2 eV の位置にピークが現れる。これらのピーク位置の変化は、表面状態の変化を示唆しているが、今回の測定からは同定は困難であった。

各図の(c)に示す C 領域においては、最表面のスペクトルで 285.0 eV、286.3 eV のピークが確認でき、285.0 eV は補正に使用した C-C 結合によるピークである。286.3 eV は酸素と結合した炭化水素によるピークの可能性がある。エッチングにより 286.3 eV のピークは消滅することから、このピークは表面汚れの影響と考えられる。

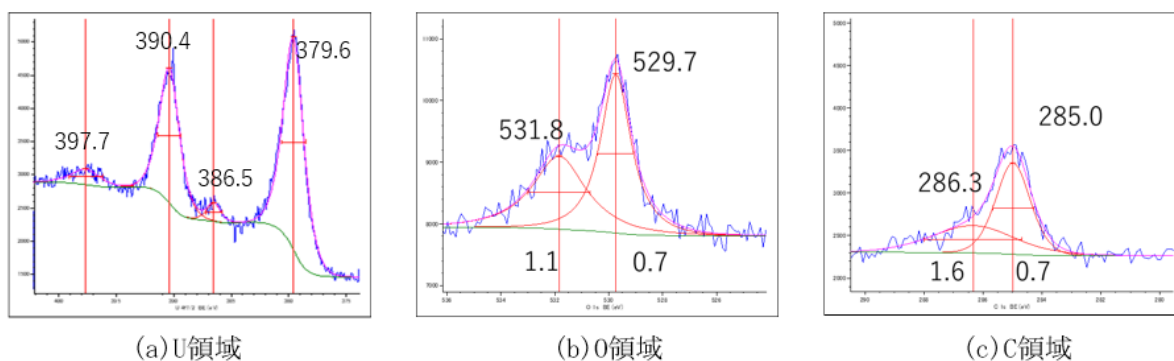


図 3.4-23 No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、最表面

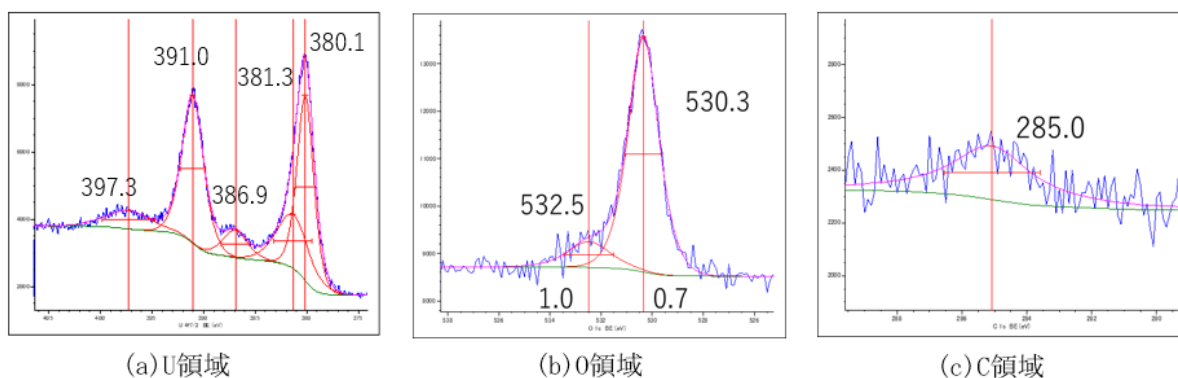


図 3.4-24 No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、エッチング 1 秒

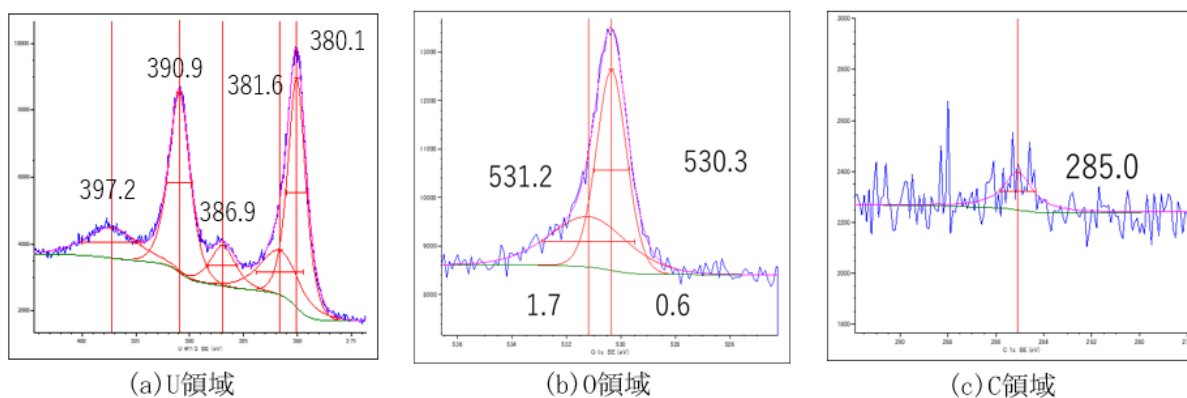


図 3.4-25 No. 2 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=10:90:20:3$)、エッチング 3 秒

No. 3 試料について、最表面からエッチング時間 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-26 から図 3.4-28 に示す。各図の(a)に示す U 領域については、最表面のスペクトルで観察される 390.9 eV および 380.1 eV のピークは、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応するピークと考えられる。398.1 eV および 386.8 eV のピークは、それぞれそれらのサテライトピークである。1 秒エッチング後のスペクトルでは、U 4f 7/2 のピークが 379.9 eV、381.4 eV の 2 つのピークに分離でき、3 秒エッチング後では U 4f 7/2 のピークが 380.3 eV、381.8 eV のピークに分離できる。この結果から、最表面のウランは 4 価、1 秒エッチングから 3 秒エッチング時点では 4 価と 5 価の共存状態であると考えられる。

各図の(b)に示すO領域については、最表面のスペクトルで530.0 eV、531.7 eVが確認でき、530.0 eVは金属酸化物、531.7 eVは炭酸あるいは水酸化物のピークと考えられる。1秒エッチング後のスペクトルでは、530.1 eV、531.3 eVの2つのピークが確認され、3秒エッチング後もピーク位置、波形に大きな変化はみられない。

各図の(c)に示すC領域については、最表面のスペクトルで285.0 eV、286.6 eVのピークが確認できる。285.0 eVは補正に使用したC-C結合によるピークであり、286.6 eVは酸素と結合した炭化水素によるピークの可能性がある。エッチングにより286.6 eVのピークは消滅することから、このピークは表面汚れの影響と考えられる。

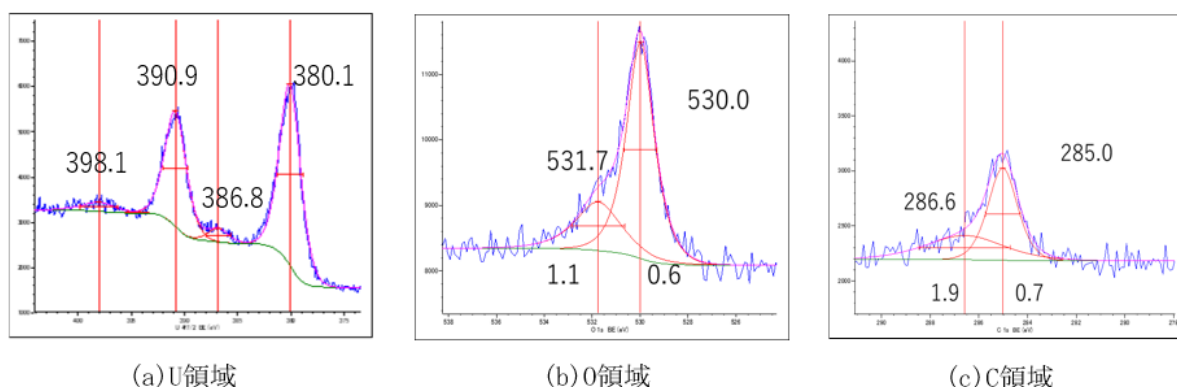


図 3.4-26 No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50\text{:}50\text{:}20\text{:}3$)、エッチングなし

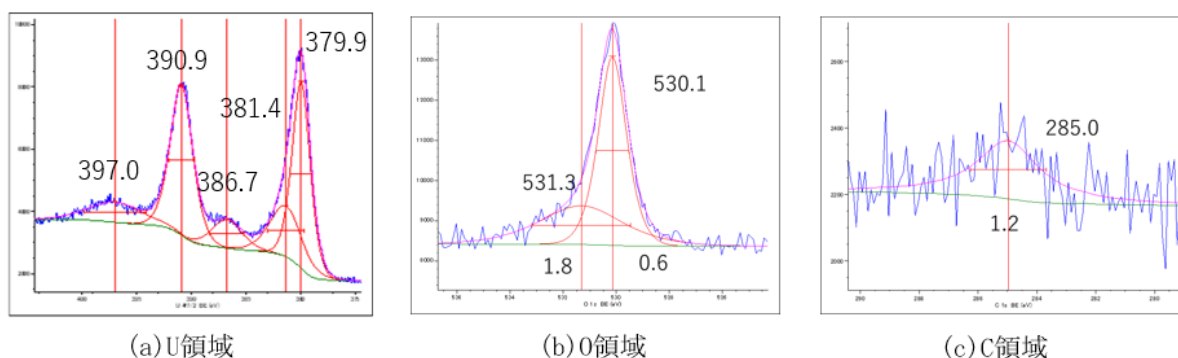


図 3.4-27 No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50\text{:}50\text{:}20\text{:}3$)、エッチング 1 秒

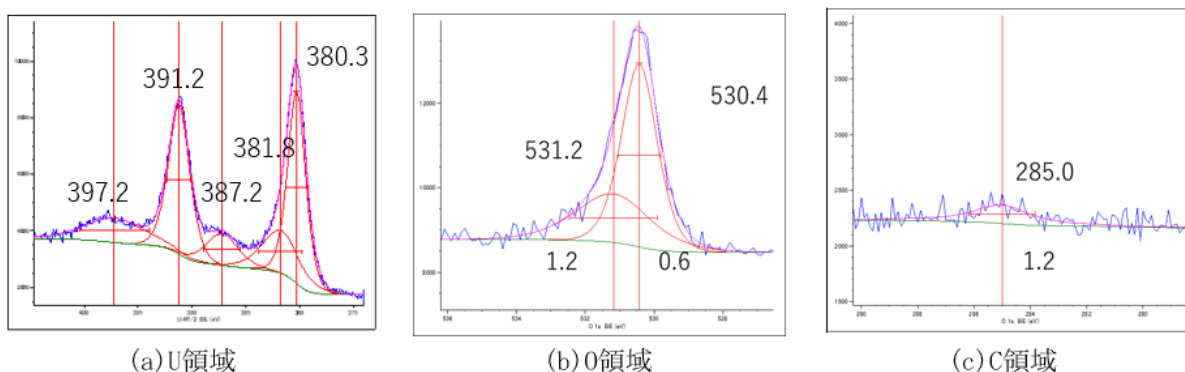


図 3.4-28 No. 3 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=50\text{:}50\text{:}20\text{:}3$)、エッチング 3 秒

No. 4 試料について、最表面から 3 秒までの波形解析の結果を図 3.4-29 から図 3.4-30 に示す。各図の(a)に示す U 領域については、最表面のスペクトルで 390.6 eV および 379.9 eV のピークが観察され、それぞれ U 4f 5/2 および U 4f 7/2 に対応するピークと考えられる。398.6 eV のピークは、U 4f 5/2 のサテライトピークである。1 秒エッチング後のスペクトルでは、U 4f 7/2 のピークが 379.8 eV、380.9 eV の 2 つのピークに分離できる。3 秒エッチング後では、U 4f 7/2 のピークが 379.9 eV、381.5 eV のピークに分離できる。この結果から、最表面のウランは 4 価、1 秒エッチング時点では 4 価と 5 価、3 秒エッチング時点では 4 価と 6 価の共存状態の可能性が高いと考えられる。

各図の(b)に示す O 領域については、最表面のスペクトルで 529.3 eV、531.6 eV のピークが確認できる。これらのピークは、529.3 eV が金属酸化物、531.6 eV が炭酸あるいは水酸化物のピークと考えられる。1 秒エッチング後のスペクトルには、530.0 eV、531.7 eV の 2 つのピークが観察され、3 秒エッチング後は 530.0 eV、531.0 eV のピークが観察される。波形に大きな変化はみられないため、ピーク位置同定結果の相違はフィッティング誤差の範囲内であると考えられる。

各図の(c)に示す C 領域については、最表面のスペクトルで 285.0 eV、288.3 eV のピークが確認できる。285.0 eV は補正に使用した C-C 結合によるピークであり、288.3 eV は炭酸塩によるピークの可能性がある。エッチングにより 288.3 eV のピークは消滅することから、このピークは最表面にのみ炭酸塩が存在する可能性を示唆している。

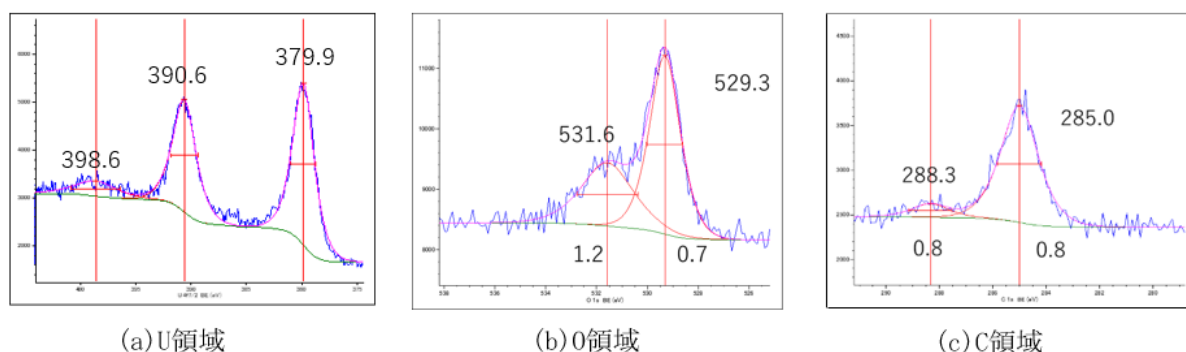


図 3.4-29 No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100\text{:}0\text{:}20\text{:}3$)、エッチング 0 秒

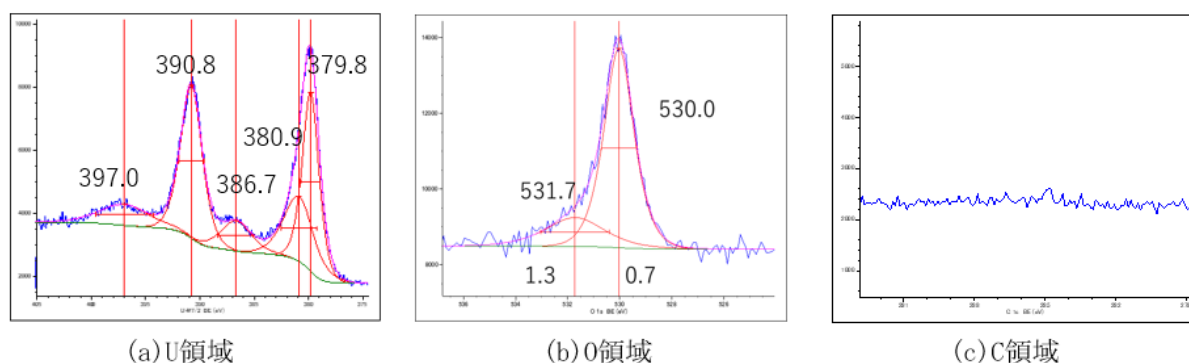


図 3.4-30 No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3\text{:NaCl:EPPS:Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100\text{:}0\text{:}20\text{:}3$)、エッチング 1 秒

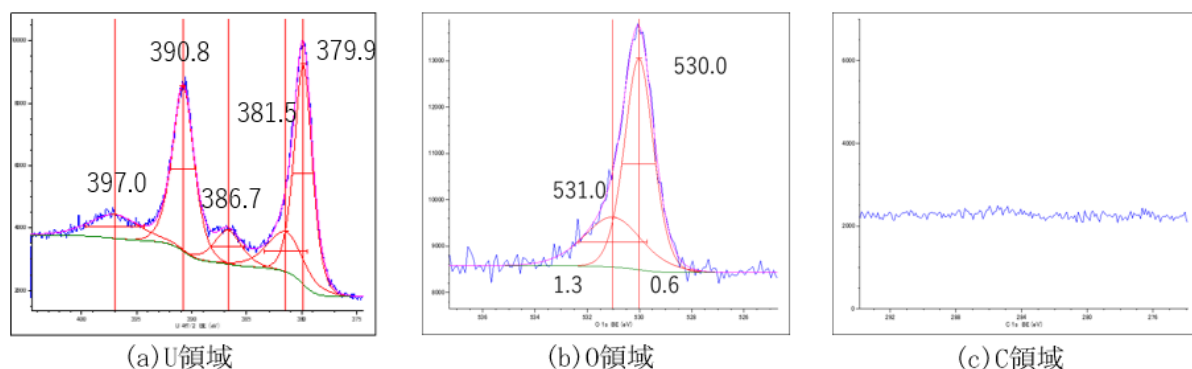


図 3.4-31 No. 4 試料 ($\text{NaHCO}_3:\text{NaCl}:\text{EPPS}:\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4=100:0:20:3$)、エッチング 3 秒

波形解析の結果、浸漬試験に使用していない No. 7（未浸漬）の試料で、最表面からエッチング時間 3 秒で得られた深さ約 $0.9 \mu\text{m}$ 程度の位置まで、ウランが 4 価で存在していることが確認された。一方で、浸漬試験後の試料である No. 1～No. 4 の試料では、エッチング実施後に 5 価あるいは 6 価と考えられるウランの存在が確認され、浸漬に伴ってウランが酸化されている可能性が示唆された。一方、炭素については、エッチング後にピーク高さが大きく低下する傾向が見られ、浸漬溶液に共存する炭酸の影響は示唆されない結果となった。

(4) 炭酸塩水溶液中での U(IV) 還元析出物の分析

1) 試験方法

還元析出物は、U(VI) 水溶液に還元剤として $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の添加、もしくは水素雰囲気化での X 線の照射による還元反応により調製した。U(VI) 水溶液はウラニル塩化物から調製し、 NaHCO_3 、 NaCl 、EPPS の水溶液を所定の濃度となるように加えた。試験に用いた溶液の条件を表 3.4-2 にまとめた。 NaOH は試料の pH を 8 付近に調整するために添加したものであり、 UO_2Cl_2 を含まないコールド試料を NaOH 濃度の異なるいくつかの条件で調製し、pH の測定値から添加量を求めた。試料番号については、無酸素条件での $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元試験の試料を S1 から S4、 H_2 雰囲気化での X 線照射による還元試験の試料を X1、X2 と整理した。

表 3.4-2 UO_2 還元試験に用いた試料の溶液条件

番号	液量 [ml]	UO_2Cl_2	NaHCO_3	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ [$10^{-3} \text{ mol dm}^{-3}$]	EPPS	NaOH	NaCl
S1	40	1.0	10	4	20	13	90
S2	40	1.0	100	4	20	10	0
S3	40	1.0	10	30	150	75	90
S4	40	1.0	100	30	150	80	0
X1	40	1.0	10	—	20	8.5	90
X2	40	1.0	100	—	20	4.7	0

$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元試験では、先行事業での結果から、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の分解による亜硫酸や硫酸イオンと、還元された U(IV) の反応により沈殿が形成される可能性があることから、本年度の試験では、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の分解を抑制するため低酸素条件で実施した。試料の調製手順を図 3.4-32 に

示す。まず、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ を除く他の試薬を所定濃度で含む水溶液を調製し、40 ml ずつ 4 本のセプタム式バイアルに分取し、アルミシールで封じた。試料を封入したバイアルにニードルを通じて不活性ガスを流し、バイアル中の空気を置換し、試料に溶存している O_2 を除去した。不活性ガスによる脱酸素処理は 30 分行った。 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の添加も空気中の O_2 との接触を避けるため、シリンジとニードルを用いて行った。所定量の $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ を空のシリンジに量り取り、シリンジ内を不活性ガスで置換したのち、ニードルを通じてバイアル内の試料溶液を吸い上げ、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ をシリンジ内で溶解させ、その溶液をバイアル内に戻して混合した。この操作の間、試料への不活性ガスの通気を保持した。

雰囲気調整用の不活性ガスには CO_2 添加 Ar ガスを用いた。pH 8 付近で Ar ガスによる脱酸素処理を行うと、試料溶液中から CO_2 が抜け、pH および炭酸イオン濃度が変動する。これを防ぐため、 CO_2 を不活性ガスに添加した。溶液中の炭酸イオン濃度および pH に関する平衡関係から必要な気体中の CO_2 濃度を算出し、表 3.4-3 に示す組成の混合ガスを調製し、脱酸素処理に用いた。混合ガスの調製には、エフコン製ガス混合器 CUBEGM3 を利用し、純 Ar ガスおよび 9.98% CO_2 混合 Ar ガスを所定の流速で混合した。なお、 NaHCO_3 濃度の同じ条件の試料間で、 CO_2 濃度が若干異なるのは、イオン強度の影響である。

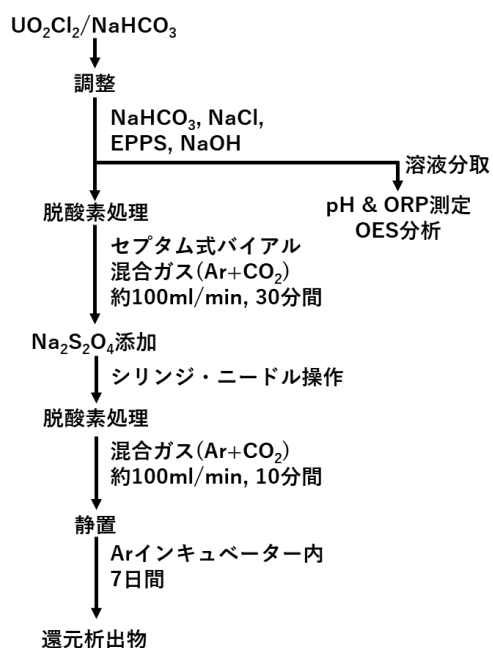


図 3.4-32 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加による還元試験フロー図

表 3.4-3 脱酸素処理に用いた混合ガスの組成

番号	Ar	CO_2 %	H_2
S1	99.4	0.6	—
S2	94.5	5.5	—
S3	99.5	0.5	—
S4	95.2	4.8	—
X1	69.44	0.56	30
X2	64.5	5.5	30

無酸素条件で調製した 4 本の試料のうち 1 本は初期値測定用の試料として開封し、pH と ORP の測定を行った。残りの 3 本は Ar 置換した真空デシケータ内に保管し、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加後から 7 日間反応させた。デシケータ内の酸素濃度を低く保持するため酸素吸収剤 (A500-HS) を試料に付属させた。7 日間後に試料を回収し、析出物と溶液の分析を行った。試料回収後の分析フローを図 3.4-33 に示す。試料のアルミシールを開封し、上澄み液を分取して、反応後の pH と ORP を測定した。残りの試料は分画分子量 10 kDa のフィルター付き遠沈管に移し、4000 rpm で遠心フィルター処理を行った。ろ液は反応後に残存したウラン濃度を測定するため、0.3 M 硝酸酸性に調整した後、誘導結合プラズマ発光装置 (ICP-OES) により分析した。析出物は、固液分離後に超純水で洗浄し、Ar 置換デシケータ内で乾燥させた。

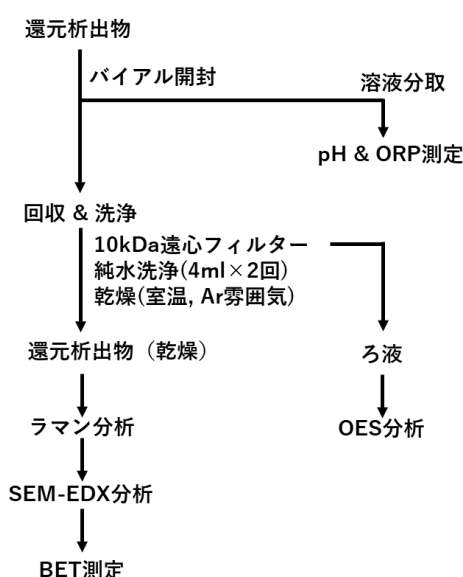


図 3.4-33 析出物の分析フロー図

乾燥後の析出物については、ラマン分析と SEM-EDX 分析を行い、その後 BET 法による比表面積測定を行った。試料は SEM 観察用のアルミニウム製試料台にカーボンテープを用いて固定した。ラマン分析では、分析対象に選定した箇所を焦点を合わせ、無作為に選定した 2 粒子について各 5 点程度の点分析を行った。SEM-EDX 分析では、ラマン分析時に取得した光学顕微鏡像を参照して、同一箇所の分析を行い、二次電子像を取得するとともに元素組成の分析を行った。比表面積測定では、1 試料で得られる析出物が数 mg と少ないことから、同条件で反応させた 3 試料を足し合わせて測定に供した。ラマン分析には (U, ^{26}Mg) O_2 ペレットの分析と同様に NRS-4500 を用いた。ウラン濃度の ICP-OES 分析には PerkinElmer 製 ICP-OES 装置 Avio-200 を用いた。SEM-EDX 分析には日本電子製 JCM-7000 を用いた。比表面積測定には Micromeritics 製 トライスター 3020 を用いた。

X 線照射による還元試験では、表 3.4-2 の X1 および X2 の溶液条件で試料を調製した。試料調製から X 線照射までの試験手順を図 3.4-34 に示す。調製した試料溶液は、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加による還元試験と同様に、脱酸素処理を行った。脱酸素処理には CO_2 に加えて 30% の H_2 を混合し

たガスを用いた（表 3.4-2）。試料溶液に還元剤として H_2 を溶存させることで、水の放射線分解で生じる反応を制御して、 U(VI) を還元することができる。X 線照射には、Acrobio 製 X 線照射装置 AB-320 を用いた。試料の吸収線量は二クロム酸線量計を用いて測定した。吸収線量率は約 250 Gy h^{-1} であり、積算線量で 14 kGy となるように断続的に照射を行った。X 線照射による還元試験では、試料を乾燥させず溶液中でラマンスペクトルを測定する分析を試みた。そのため、照射後の試料からニードルを通じて析出物の一部をシリンジに吸い上げ、 Ar 気流下で分光セルに分取し、無酸素条件を保持した状態で液中の析出物のラマンスペクトルを測定した。その後の分析については、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加による還元試験と同様であり、図 3.4-33 に示した手順で前処理と分析操作を行った。

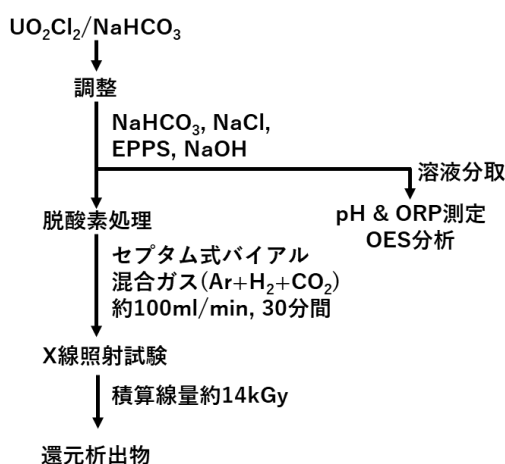


図 3.4-34 X 線照射試験フロー図

2) 結果と考察

還元剤として $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ を用いた試験では、試験操作をすべて無酸素雰囲気下で行ったが、先行事業での試験と同様に黄緑色の沈殿が生成した。 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加濃度が 4 mM の試料では、雰囲気制御を行っていない先行事業での試験では黒色沈殿が得られていたが、不活性雰囲気とした場合には黄緑色沈殿が生成した。 Ar 置換デシケータ内で 7 日間反応させた試料の外観写真を図 3.4-35 に示す。試験条件によって試料の色調が異なるため、生成した沈殿は黒色沈殿と黄色沈殿の混合物と考えられる。

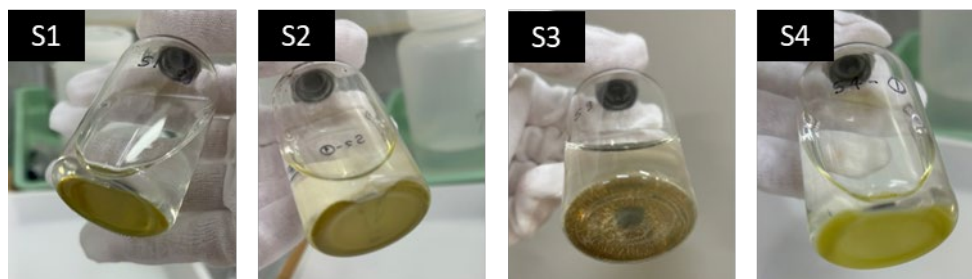


図 3.4-35 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元試験で得られた沈殿の外観写真

還元反応後の溶液分析の結果を表 3.4-4 に示す。いずれの条件でも反応後のウラン濃度は反応前の 1/10 以下となっており、還元反応が十分に進んだことが分かる。また、ORP の測定値は反応後にも -450 mV 程度となっており、還元雰囲気は維持されていた。ただし、条件 S2 の 3 試料のうち 2 試料は反応後の ORP が +130 mV 程度まで上昇し、セプタムによる密閉不良が疑われたため、データを棄却している。pH についても反応前後での大きな変化はなく、 8.0 ± 0.3 の範囲であった。

表 3. 4-4 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験での溶液分析の結果および沈殿の比表面積測定結果

番号	pH		ORP [mV]		U 濃度 [$10^{-3} \text{ mol dm}^{-3}$]		比表面積 [$\text{m}^2 \text{ g}^{-1}$]
	反応前	反応後	反応前	反応後	反応前	反応後	
S1	8.20	7.78	-316.6	-445.3	0.974	0.043	6.1
S2*	8.06	7.90	-456.7	-443.9	0.952	0.016	6.6
S3	7.78	7.74	-446.5	-466.0	0.977	0.093	-
S4	7.97	7.91	-470.1	-479.2	0.979	0.067	11.1

*条件 S2 は 7 日間反応させた 3 試料のうち 2 試料で反応後に ORP の上昇が認められ、反応容器の密閉不良が疑われたため棄却し、1 試料の結果である。他条件は、反応後 pH および ORP、反応前後の U 濃度について 3 試料の平均値を記載した。

還元反応で得られた沈殿を純水で洗浄し、Ar 置換デシケータ内で乾燥させた後、少量を分取して顕微ラマン分光および SEM-EDX による分析を行った。また、残りの沈殿試料を用いて BET 法による比表面積測定を行った。ラマン分析の結果を図 3. 4-36 に、SEM-EDX 分析の結果を図 3. 4-37 に示した。SEM-EDX 分析から、これらの粒子は微粒子の凝集体で、ウランの酸化物もしくは水酸化物であることが分かる。硫黄が有意に観測されることはなかった。比表面積測定の結果を表 3. 4-4 に示した。密度を 10 g cm^{-3} の真球形状を仮定すると、比表面積 $6 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ に対応する粒径は 100 nm であり、比表面積の測定結果から $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元反応で非常に微細な粒子が生成したことが分かる。なお、S3 の比表面積測定では、圧力測定値から算出される Kr 吸着量が負の値となり、表面積を評価することができなかった。ラマンスペクトルの測定では各サンプルで任意の 2 粒子を選定し、それぞれに 5 点の分析を行った。図 3. 4-36 に示したスペクトルは各粒子での 5 点測定のアVERAGEスペクトルである。先行事業の試験結果と同様に、溶液条件によって析出物のラマンスペクトルが変化することが分かる。

$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加濃度を 4 mM とした S1 と S2 では、 700 cm^{-1} に強いバンドを持つスペクトルが観測され、一方で、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の添加濃度を 30 mM とした S3 と S4 では、 700 cm^{-1} のバンドに対する $1200 - 1600 \text{ cm}^{-1}$ のブロードな信号との強度比が高く、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ が 4 mM の条件とは異なる形状のスペクトルが観測された。雰囲気制御を行わなかった先行事業の試験結果と比較すると、概ね同様のスペクトルが得られたが、不活性雰囲気とすることで $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 濃度が 30 mM の試料で 700 cm^{-1} のバンドが、 $1200 - 1600 \text{ cm}^{-1}$ のブロードな信号との相対強度で強くなる傾向が見られた。不活性雰囲気とすることで $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の分解は抑制されることが考えられることから、 $1200 - 1600 \text{ cm}^{-1}$ の信号は、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ の分解で生じる含 S 化合物が関与した沈殿と推察される。そのため、 700 cm^{-1} のラマンバンドが溶液中で酸化物もしくは水酸化物として沈殿したウラン粒子によるものと考えられる。また、不活性雰囲気とすることで、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 添加濃度が 4 mM でも黄緑色の沈殿が生じたことを踏まえると、この沈殿形成に関与している化学種は $\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$ の酸化が十分に進んだ硫酸イオンではなく、チオ硫酸や亜硫酸、硫化水素といった $\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$ の分解過程で生じる化学種の反応による可能性が考えられる。S3 では 700 cm^{-1} 付近のラマンバンドが弱く、比表面積測定においても Kr 吸着量が負となる挙動が観測されているため、他条件とは異なる性状の沈殿が生じたことが示唆される。

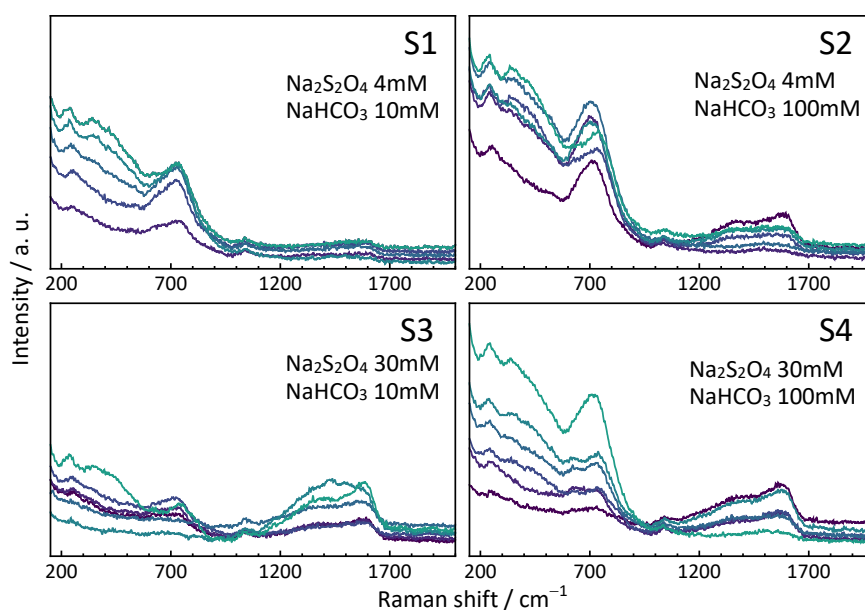


図 3.4-36 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験で得られた沈殿の乾燥後のスペクトル
(図 3.4-36 の各スペクトルは同一粒子の 5 点分析の結果を平均したもの)

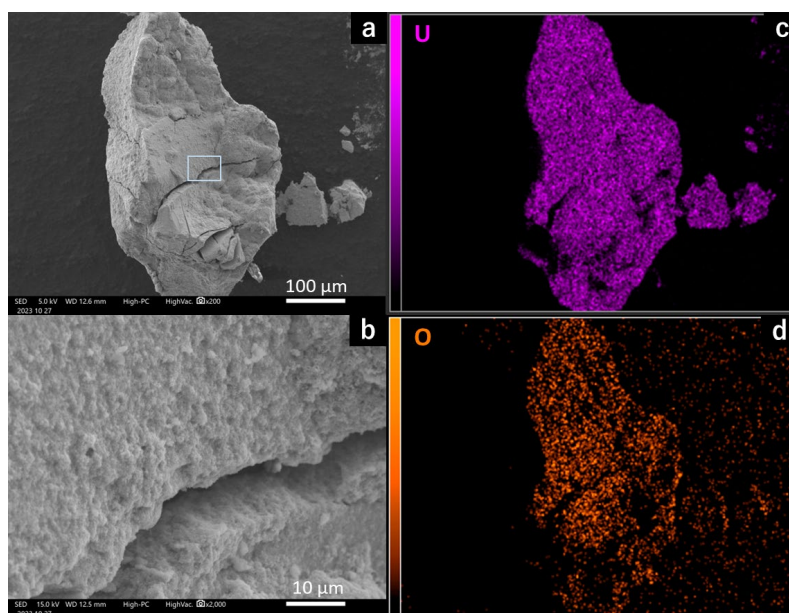


図 3.4-37 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験で得られた沈殿 (S4) の SEM-EDX 分析結果
(a) 二次電子像 (b) 青枠部分の高倍率像 (c) U マッピング結果 (d) O マッピング結果

放射線分解反応により H_2 溶存条件で還元した試料では、X1 と X2 のどちらの条件でも黒色の微粒子状の析出物が得られた。照射前後での試料の外観の変化を図 3.4-38 に示す。照射後の試料が褐色に見えるのは、容器として用いたガラスバイアル中に照射によるカラーセンターが生じたためである。放射線分解による反応では黒色沈殿が得られた結果も、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験で生じた黄緑色沈殿が $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 由来の含 S 化学種との反応生成物であったことを示唆する。



図 3. 4-38 X 線照射前後での試料外観

照射後の溶液分析の結果を表 3. 4-5 にまとめた。X 線照射後の ICP-OES 分析では、溶液中に溶存するウランが確認された。また、照射後試料の pH はおよそ 8 であり、顕著な pH の変動は観測されなかった。一方で、ORP は有意に高くなっており、放射線誘起反応によって H_2 が消費されたことを示す。これらの結果から、水素溶存条件での放射線誘起反応により UO_2^{2+} が還元され、沈殿を形成することが確認された。ただし、照射後の ORP が高く、有意な濃度のウランが溶液中に残存しているため、水素分圧や照射時間についてはさらなる検討が必要と考えられる。

表 3. 4-5 X 線照射試験での溶液分析の結果および沈殿の比表面積測定結果

番号	pH		ORP [mV]		U 濃度 [$10^{-3} \text{ mol dm}^{-3}$]		比表面積 [$\text{m}^2 \text{ g}^{-1}$]
	照射前	照射後	照射前	照射後	照射前	照射後	
X1	7.85	8.04	-294	+106	1.00	0.133	34.4
X2	7.98	8.11	-413	-144	1.00	0.255	10.4

X 線照射により得られた沈殿の一部を溶液ごと懸濁液として石英光学セルに分取して、溶液中でのラマンスペクトルの測定を試みた。顕微ラマン分光装置に付属する光学顕微鏡で観察した結果、黒色の微粒子が観測された。図 3. 4-39 に黒色微粒子の顕微鏡像とラマン分光測定の結果を示す。分析では黒色微粒子に焦点を合わせてラマンスペクトルの測定を行ったが、図 3. 4-39 に示す通り有意なラマンバンドは観測されなかった。これは、析出物が微粒子であり、溶液中では緩く凝集した状態であったため、分析領域内に存在する黒色微粒子の量が有意な信号を取得するには十分でなかった可能性が考えられる。

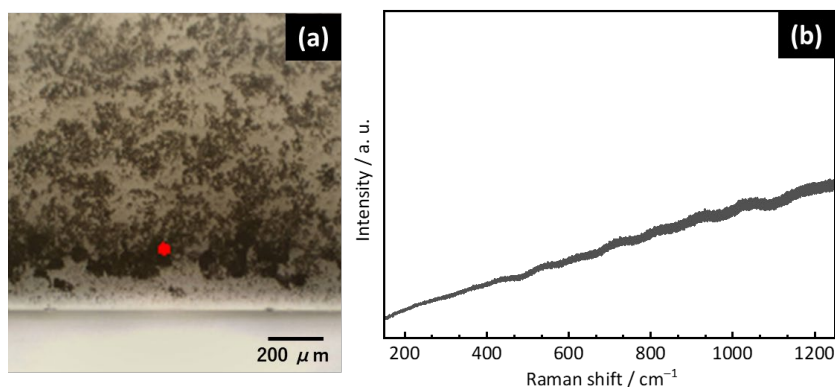


図 3.4-39 X線照射で生成した沈殿の顕微ラマン分析結果
(a) 黒色微粒子の顕微鏡像と (b) ラマン分光測定結果（顕微鏡像の赤点が分析位置）

X線照射により生成した析出物についても、Ar置換デシケータ内で乾燥させた後、ラマン分光測定、SEM-EDX分析、比表面積測定を行った。乾燥後の析出物で取得したラマンスペクトルを図3.4-40に、SEM-EDX分析の結果を図3.4-41に示す。SEM像から分かるように、放射線分解反応で生じる沈殿も微細な粒子の凝集体であり、高倍率での観察結果から凝集形状は $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元沈殿に比べて疎らであるように見える。比表面積測定の結果は表3.4-5に示したが、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ による還元反応で得られた沈殿よりもさらに大きな比表面積が観測されており、X線照射により還元されたウランはナノ粒子として析出したと推定される。EDXの分析結果からこの沈殿はウラン酸化物もしくは水酸化物と推定された。ラマンスペクトルでは波数 700 cm^{-1} 近傍にバンドが観測され、ベースラインが高くやや不明瞭であるが、 250 cm^{-1} のバンドが随伴する傾向が見られ、炭酸塩濃度が 100 mM の条件で試験を行ったX2では $300 - 500\text{ cm}^{-1}$ にバンドが観測された。

X線照射により生成した析出物の 700 cm^{-1} 付近のラマンバンドは、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元試験の分析においても観測されていることから、ウラン酸化物もしくは水酸化物として沈殿した固相を観測したものと考えられる。一方で、波数 $1200 - 1600\text{ cm}^{-1}$ のブロードな信号の強度は $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 還元により得た沈殿物と比較して弱く、このバンドは $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 由来の含S化合物の関与によるものとする考察を支持する結果であった。そこで、 700 cm^{-1} 付近およびより低波数側のラマンバンドについて考察するため、既往研究の文献データを調査した。 $700-750\text{ cm}^{-1}$ のラマンバンドについては、過定比の二酸化ウラン UO_{2+x} で 750 cm^{-1} (Elorrieta, et al., 2016)、およびアモルファスの UO_3 (A- UO_3)で波数 700 cm^{-1} 付近にラマンバンドが観測されとの報告があった (McGrady, et al., 2021)。 UO_{2+x} の 750 cm^{-1} のバンドは、 U_3O_8 の A1g U-O 伸縮の結合モードに帰属するものとして報告されていた (Elorrieta, et al., 2016)。また、 UO_{2+x} では低波数領域のラマンバンドとして波数 235 cm^{-1} および 330 cm^{-1} 、A- UO_3 では波数 260 cm^{-1} 付近に弱いバンドが報告されている。これらの文献情報を踏まえると、本試験で得られた沈殿も UO_2 よりも酸化数の高い状態のウラン酸化物であることが示唆される。この結果は、一度地下水中に溶解したウランが再沈殿する際に、 UO_2 とは異なる化学形を取る可能性を示すものであり、地下水中のウランの化学挙動を評価するため、再沈殿で生じる固相の特性を把握することが今後の課題として挙げられる。

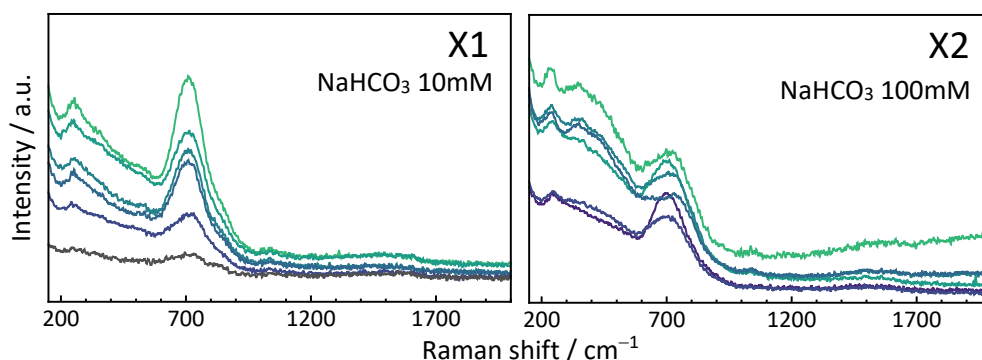


図 3.4-40 X線照射試験で得られた沈殿の乾燥後のスペクトル
(図 3.4-40 の各スペクトルは同一粒子の 5 点分析の結果を平均したもの)

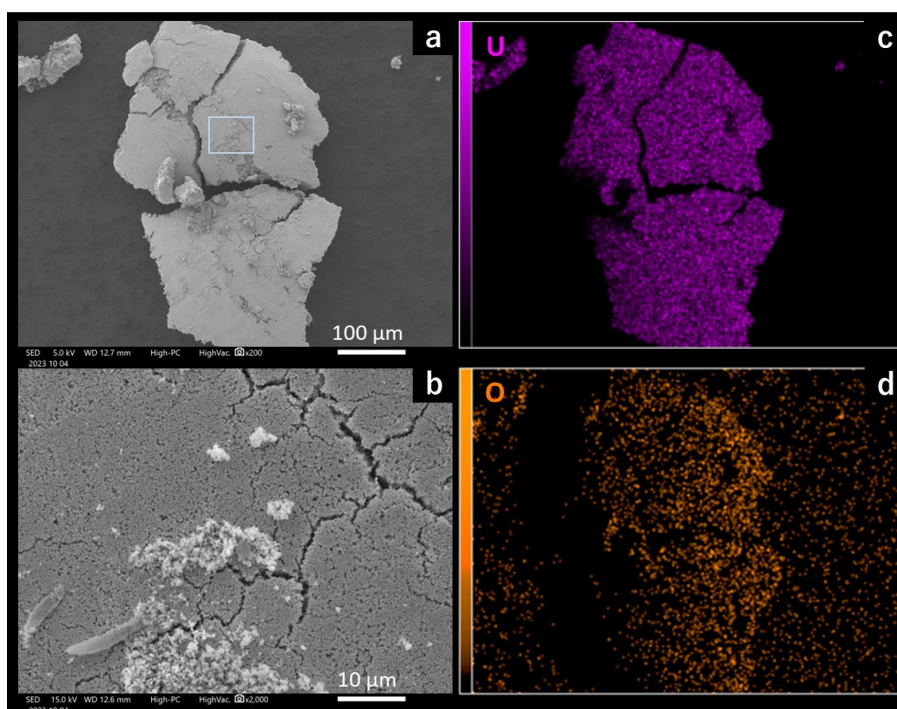


図 3.4-41 X線照射試験で得られた沈殿 (X2) の SEM-EDX 分析結果
(a)二次電子像 (b)青枠部分の高倍率像 (c)U マッピング結果 (d)O マッピング結果

3.5 まとめ

本事業では、わが国の直接処分における使用済燃料の瞬時放出率および長期溶解速度の設定値の精度向上に向けて、使用済燃料の溶解挙動に及ぼす全炭酸濃度の影響を踏まえた評価を実施している。令和 5 年度は、使用済実燃料からの瞬時放出率の実測値の取得に向けた「3.2 使用済燃料からの核種の瞬時放出挙動に関する調査」、長期溶解速度の炭酸影響の評価に向けた「3.3 使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価」、長期溶解速度の設定根拠となる燃料マトリックスの溶解メカニズムを検討するための「3.4 使用済燃料の溶解メカニズムの評価」を実施した。

使用済燃料からの核種の瞬時放出挙動に関する調査では、ふげん使用済燃料を使用し、低酸素雰囲気下で炭酸共存条件での浸漬試験を実施した。取得したデータより、Cs-137 および C-14 の瞬時放出割合を暫定的に算出できたものの、浸漬溶液の還元条件を長期間維持することができず、長期間の試験の継続に課題が残った。今後、本年度実施した浸漬試験の試料の分析を進め、その他の核種の溶出挙動についてのデータを拡充するとともに、試験容器等の改良を進め、より長期間還元条件を維持可能な試験系を構築し、還元条件下での瞬時放出率の実測値の拡充を進める予定である。

使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価では、令和 5 年度は、溶解指標物質として ^{26}Mg を固溶させた UO_2 ペレットを用い、炭酸共存条件での長期の浸漬試験に着手した。また、 UO_2 ペレットの表面積を評価し、表面積により規格化した長期溶解速度を提示するため、BET 法を用いた表面積評価手法を検討した。浸漬試験では、初期の UO_2 ペレットの溶解速度を算出し、炭酸濃度の増加に伴い溶解速度が上昇する傾向があることを確認した。本年度の試験において観察された UO_2 ペレットの溶解挙動は、1 年程度の試験期間で実施した先行事業での浸漬試験の結果に近く、浸漬試験が問題なく進められていることを確認した。次年度以降も継続して試験を実施し、より長期の溶解速度の評価を予定している。BET 法による表面積測定については、 UO_2 ペレットを複数個使用して測定することにより、表面積を測定できる見通しが得られたものの、本年度の測定では、測定精度に課題が残った。次年度、測定結果の信頼性向上に向けて、測定手法の改良を進める予定である。

使用済燃料の溶解メカニズムの評価では、浸漬試験後の UO_2 ペレットについて、ラマン分光法や XPS を用いた UO_2 ペレット表面と深さ方向の分析を実施するとともに、 UO_2 ペレットが溶解して生じる再沈殿ウランの性状を検討するため、ウラニルイオンを含む溶液の還元処理により得られた沈殿ウランの分析を行った。分析の結果から、浸漬後の UO_2 ペレット表面の欠陥密度が増加することや、浸漬に伴って UO_2 ペレット表面近傍のウランが酸化している可能性が示唆された。沈殿させたウランの分析では、 UO_2 よりも酸化数の高い状態のウラン酸化物が再沈殿ウランとして生成することが示唆される結果が得られた。今後、ラマン分光や XPS による分析を継続し、 UO_2 ペレット表面のウランの化学状態のより詳細な分析を実施するとともに、再沈殿ウラン固相についても特性の把握を進める予定である。

【参考文献】

- Bruno Jordi, Casas, I., Cera, E., de Pablo, J., Giménez, J., Torrero, M. E. (1995): Uranium (IV) Dioxide and Simfuel as Chemical Analogues of Nuclear Spent Fuel Matrix Dissolution. A Comparison of Dissolution Results in a Standard NaCl/NaHCO₃ Solution, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, pp. 601-608.
- Cachoir, C., Carbol, P., Cobos-Sabate, J., Glatz, J. P., Grambow, B., Lemmens, K., Martínez-Esparza, A., Menecart, T., Ronchi, C., Rondinella, V. V., Serrano-Purroy, D., Spahiu, K., Wegen D., and Wiss, T. (2005): Effect of Alpha Irradiation Field on Long-Term Corrosion Rates of Spent Fuel, Contract No. FIKW-CT-2001-00192 SFS, European Commission, Deliverable D9.
- Casas, I., de Pablo, J., Clarens, F., Gimenez, J., Merino, J., Bruno, J., Martinez-Esparza, A. (2009): Combined effect of H₂O₂ and HCO₃⁻ on UO₂(s) dissolution rates under anoxic conditions, Radiochim. Acta 97, pp. 485-490.
- De Pablo, J., I. Casas, Gimenez, J., Molera, M., Torrero, M. E. (1997): Effect of temperature and bicarbonate concentration on the kinetics of UO₂(s) dissolution under oxidizing Conditions, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 465, pp. 535-542.
- Evins, L.Z., Juhola, P. and Vähänen, M. (2014): REDUPP final report, Working Report 2014-12, Posiva Oy.
- Elorrieta, J. M. Bonales, L. J. Rodriguez-Villagra, N. Baonza, V. Cobos, (2016) :A detailed Raman and X-ray study of UO_{2+x} oxides and related structure transitions Phys. Chem. Chem. Phys., 18 28209.
- Fujino, T., Nakama, S., Sato, N., Yamada, K., Fukuda, K., Serizawa, H., & Shiratori, T. (1997) : Solubility of magnesium in uranium dioxide. Journal of nuclear materials, 246(2-3), 150-157.
- ジーエルサイエンス株式会社(2022):「酸分解対応 DigiTUBEs 洗浄方法例」
https://www.gls.co.jp/pdf/digitubes_washing.pdf, (2024 年 3 月 27 日閲覧)
- 原子力安全基盤機構 (1999) : 平成 10 年度軽水炉改良技術確証試験 (高燃焼度等燃料に関するもの) に関する報告書.
- 原子力安全基盤機構 (2007) : 平成 18 年度高燃焼度 9×9 型燃料信頼性実証成果報告書 (総合評価編) , 07 基炉報-0002.
- 原子力安全基盤機構 (2008) : BWR 燃料照射後試験における測定燃焼度評価の見直し, JNES-SS-0807.
- 原子力発電技術機構 (2002a) : 平成 13 年度高燃焼度等燃料安全試験に関する報告書 (BWR 高燃焼度燃料総合評価編) .
- 原子力発電技術機構 (2002b) : 平成 13 年度高燃焼度等燃料安全試験に関する報告書 (PWR 高燃焼度燃料総合評価編) .
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2015) : 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.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2016) : 平成 27 年度地層処分技術調査等事業 直

- 接処分等代替処分技術開発 報告書，平成 28 年 3 月。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2017）：平成 28 年度地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書，平成 29 年 3 月。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2018）：平成 29 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書，平成 30 年 3 月。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2019）：平成 30 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書，平成 31 年 3 月。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2022）：令和 3 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書，令和 4 年 3 月。
- Gray, W. J., Leider, H. R. Steward, S. A. (1992): Parametric study of LWR spent fuel dissolution kinetics, *J. Nucl. Mater.*, 190, pp. 46-52.
- Gray, W. J., Thomas, L. E., Einziger R. E. (1993): Effects of Air Oxidation on the Dissolution Rate of LWR Spent Fuel, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, 294, pp. 47-54.
- Herm. M., Tanabe. H., Sakuragi. T., Tateishi. T., Yamashita. Y., Böttle. M., González-Robles. E., Kienzlerl. B., Bottomley. P.D.W., Serrano-Purroy. D., Wegen. D. H., and Metz. V. (2017): Description of the analytical procedure for gaseous and dissolved C-14 species quantification (D3.3), Carbon-14 Source Term CAST.
- Ollila, K. (2008): Dissolution of Unirradiated UO_2 and UO_2 Doped with ^{233}U in Low- and High-Ionic-Strength NaCl Under Anoxic and Reducing Conditions: Working Report 2008-50, Posiva Oy.
- 金子昌章，朝野英一，金子悟，田辺博三（2004）：金属廃棄物中の放射化物（炭素 14）の挙動等に関する国内外の情報調査（別添資料），RWMC-TRJ-04002-2.
- 株式会社同仁堂（2022）：「製品カタログ EPPS」
<https://www.dojindo.co.jp/products/GB09/>，2024 年 3 月 5 日閲覧
- Kitamura, A., Doi, R. and Yoshida, Y. (2010): Evaluated and estimated solubility of some elements for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive waste using updated version of thermodynamic database, *Proc. 13th Int. Conf. Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010)*, October 2010, Tsukuba, Japan, Paper No. ICEM2010-40172.
- Kitamura, A. and Akahori, K. (2017): Effect of carbonate concentration on the dissolution rates of UO_2 and spent fuel - A review, In: *Advances in Materials Science for Environmental and Energy Technologies VI*, Ohji, T. et al. eds., Wiley, pp. 133-144.
- 北村暁，赤堀邦晃，長田正信（2020）：使用済燃料直接処分における放射性核種の瞬時放出率設定手法の構築，*原子力バックエンド研究*，27(2)，pp. 83-93.
- 公益社団法人日本分析化学会関東支部 編（2008）：「ICP 発光分析・ICP 質量分析の基礎と実際」第 1 版、株式会社オーム社

- McGrady, J. Kumagai, Y. Watanabe, M. Kirishima, A. Akiyama, D. Kimuro, S. Ishidera, T. (2023): A Raman Spectroscopy study of bicarbonate effects on UO_{2+x} J. Nucl. Sci. Technol., 60 1586-1594.
- McGrady, J. Kumagai, Y. Watanabe, M. Kirishima, A. Akiyama, D. Kimuro, S. (2021): The kinetics and mechanism of H_2O_2 decomposition at the U308 surface in bicarbonate solution RSC Adv. 46 28940-28948.
- 仲村宗真, 高木直行 (2018): 高燃焼度化のための円錐台 CANDU 炉心, 日本原子力学会 2018 年春の年会.
- Nguyen, Son N., Weed, Homer C., Leider, Herman R., Stout, Ray B. (1992): Dissolution Kinetics of UO_2 . I. Flow-Through tests on $\text{UO}_{2.00}$ Pellets and Polycrystalline Schoepite Samples in Oxygenated, Carbonate/Bicarbonate Buffer Solutions at 25°C , Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 257, pp. 339-344.
- NIST (2024): Basic Atomic Spectroscopic Data “Magnesium (Mg)”, <https://physics.nist.gov/PhysRefData/Handbook/Tables/magnesiumtable1.htm> (2024 年 3 月 26 日閲覧).
- Röllin, S., Spahiu, K., & Eklund, U. B. (2001): Determination of dissolution rates of spent fuel in carbonate solutions under different redox conditions with a flow-through experiment. Journal of Nuclear Materials, 297(3), 231-243.
- Steward, S A., Gray, W J. (1994); Comparison of uranium dissolution rates from spent fuel and uranium dioxide, Proc. 5th Annual Intl. High-Level Radioactive Waste Management Conference 4, 2602-2608.
- Stroes-Gascoyne, S. (1996): Measurements of instant-release source terms for ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{129}I and in used CANDU fuels, AECL, Whiteshell Laboratories, Pinawa. Manitoba, Canada ROE 1L0.
- Stroes-Gascoyne, S., Garisto, F., Betteridge, J.S. (2004): The effects of alpha-radiolysis on UO_2 dissolution determined from batch experiments with ^{238}Pu -doped UO_2 , Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 824, pp. 175-181.
- Stroes-Gascoyne, S., Hoir, D.L., Kolar, M., Porth R.J., McConnell J.L., Kerr., A.H. (1994b): MEASUREMENT OF GAP AND GRAIN-BOUNDARY INVENTORIES OF ^{129}I IN USED CANDU FUELS. AECL Research, Whiteshell Laboratories, Pinawa.
- Stroes-Gascoyne, S., Garisto, F., Betteridge, J.S. (2004): The effects of alpha-radiolysis on UO_2 dissolution determined from batch experiments with ^{238}Pu -doped UO_2 , Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 824, pp. 175-181.
- Stroes-Gascoyne, S., JOHNSON, LAWRENCE H., SELLINGER, DENNIS M. (1987): THE RELATIONSHIP BETWEEN GAP INVENTORIES OF STABLE XENON ^{137}Cs AND ^{129}I IN USED CANDU FUEL, Atomic Energy of Canada Limited Whiteshell Nuclear Research Establishment, Pinawa, Manitoba, ROE 1L0, Canada.
- Stroes-Gascoyne, S., Tait, J. C., Porth, R. J., McConnell, J. L., Lincoln, W. J. (1994a): RELEASE OF ^{14}C FROM THE GAP AND GRAIN-BOUNDARY REGIONS OF USED

- CANDU FUELS TO AQUEOUS SOLUTIONS, AECL Research, Whiteshell Laboratories, Pinawa, Manitoba, Canada, ROE 1LO.
- Stroes-Gascoyne, S., Hoir, D.L., Kolar, M., Porth R.J., McConnell J.L., Kerr., A.H. (1994b): MEASUREHENT OF GAP AND GRAIN-BOUNDARY INVENTORIES OF 129I IN USED CANDU FUELS. AECL Research, Whiteshell Laboratories, Pinawa, Manitoba, Canada.
- Tait, J.C., Cornett, R.J.J, Chant, L.A., Jirovec, J., McConnel, J. and Wilkin, D.L. (1997) : Determination of ClImpurities and Cl-36 instant rerease from used CANDU fuels. MatRes Soc. Symp. Proc. 465, pp.503-510.
- Ulrich, K.-U., Ilton, E. S., Veeramani, H., Sharp, J. O., Bernier-Latmani, R., Schofield, E. J., Bargar, J. R. and Giammar, D. E. (2009): Comparative dissolution kinetics of biogenic and chemogenic uraninite under oxidizing conditions in the presence of carbonate, Geochim. Cosmochim. Acta, Vol. 73, pp. 6065-6083.

第 4 章

直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

4 章詳細目次

4. 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備	4-1
4.1 本項目の背景と目的	4-1
4.2 多様な使用済燃料を対象とする処分システムの工学技術に関する調査	4-4
(1) 検討の対象とした使用済燃料と処分システム	4-5
(2) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設設計で生じうる問題点の候補の整理	4-6
(3) 処分後の発熱影響に関する解析的検討	4-10
1) 高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料の処分による発熱影響の把握	4-10
① 解析の前提	4-10
② 解析条件	4-11
③ 解析結果	4-14
2) MOX 使用済燃料の処分による発熱影響を緩和するための方策の効果の確認	4-18
① 解析の前提	4-18
② 解析条件	4-18
③ 解析結果	4-21
(4) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設の検討に向けた課題	4-22
4.3 閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた調査	4-24
(1) 長期安全性の論証の全体構造の整理	4-26
1) 処分後の長期的安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴の整理	4-26
① 放射線学的特徴	4-27
② 熱的特徴	4-28
③ 形状や力学に関する特徴	4-28
④ 物質移動に関する特徴	4-28
⑤ 化学的特徴	4-29
2) 長期的安全性の論証の全体構造の整理	4-29
(2) 論証の弱部の具体化のためのケーススタディ	4-33
1) C-14 や I-129 の移行によるリスクに関連するケーススタディ	4-33
① 前提条件	4-33
② 解析ケース	4-34
③ 解析モデル	4-34
④ 解析条件	4-35
⑤ 解析結果	4-36
2) 燃料マトリクスと調和溶解する核種の移行によるリスクに関連するケーススタディ	4-38
① 前提条件	4-38
② 解析ケース	4-38
③ 解析モデル	4-38
④ 解析条件	4-38

⑤ 解析結果	4-39
(3) 長期安全性の論証に向けた課題と解決に向けたアプローチの候補の整理	4-42
1) C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル	4-42
2) 燃料マトリクスと調和溶解する核種が移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル	4-46
3) 長期安全性の論証に向けたアプローチの候補のまとめ	4-50
4.4 まとめ	4-50
参考文献	4-52

4. 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

4.1 本項目の背景と目的

地層処分の基本概念は、人間の生活圏から物理的に離れた地下深部の安定な地層中に廃棄物を埋設することにより、人間とその生活環境に有意な影響を及ぼさないようにするものである。この際、天然の地質環境のみに依存するのではなく、地質環境が本来有する隔離機能にいくつかの工学的対策を組み合わせ、放射性廃棄物が長期にわたって地下深部に閉じ込められるような多重バリアシステムを構築する。これにより、最終的に放射性物質が人間の生活環境に到達するまでに非常に長い時間がかかり、その間に放射能の大部分が減衰することで、将来の人類が受ける可能性のある放射線学的な影響を受け入れ可能な低いレベルに抑える。このような地層処分の基本的概念は、ガラス固化体、使用済燃料の違いを問わず共通の考え方である（日本原子力研究開発機構，2015a：原子力発電環境整備機構，2021）。

地層処分システムを構築するにあたり、以下に示す3つの基本的な技術の開発が必要とされる（原子力発電環境整備機構，2021）。

- i. わが国において、処分場の設置に適した地質環境を選定する技術
- ii. 選定した地質環境に対し、所要の安全機能を有する処分場を設計する技術およびこれを実現するための工学技術
- iii. 設計した処分場の安全性を評価する技術

直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015a）およびそれ以降の直接処分の技術開発においては、上記のうちiiの「設計・工学技術」とiiiの「安全評価」について、わが国における使用済燃料を対象とする地層処分システムの成立性の検討に向けた技術開発を行ってきた。

「設計・工学技術」については、直接処分システムの構成要素である「人工バリア（処分容器、緩衝材）」「坑道」「搬送・定置設備」「地上施設」を対象として、直接処分システムの成立性の検討に資する技術情報の整備等の検討を進めてきた（原子力機構，2023b）。

具体的には、直接処分第1次取りまとめでは、表4.1-1に例として示す地下施設の設計要件を設定するとともに、図4.1-1に示す地下施設の設計フローに基づく地下施設の概念設計等の検討を行い、わが国の加圧水型軽水炉（以下、「PWR」と呼ぶ）のUO₂使用済燃料（燃料のU-235初期濃縮度（以下、「初期濃縮度」と呼ぶ）が4.5 wt%で、取り出し燃焼度が45 GWd t⁻¹の使用済燃料を対象）や廃棄体^{*1}の横置き定置方式を対象とする等の限定的な条件で、技術的に成立し得る設計例を提示した（原子力機構，2015a）。また、直接処分第1次取りまとめ以降の技術開発としては、沸騰水型軽水炉（以下、「BWR」と呼ぶ）のUO₂使用済燃料（燃料の初期濃縮度が4.0 wt%で、取り出し燃焼度45 GWd t⁻¹の使用済燃料を対象）や、廃棄体の縦置き定置方式等の設計オプションについて、上記に示した直接処分システムの構成要素に対する検討を幅広く行い、技術的に成立し得る設計例を提示した（原子力機構，2023b）。

今後は、処分容器の設計に必要な臨界安全評価手法の高度化等の、直接処分に特有の課題

¹ 本章では、使用済燃料集合体が収容された処分容器を「廃棄体」と呼ぶ。

への対応に加えて、上記で示した限定的な使用済燃料（PWR-UO₂使用済燃料（初期濃縮度4.5 wt%、取り出し燃焼度45 GWd t⁻¹）、BWR-UO₂使用済燃料（初期濃縮度が4.0 wt%、取り出し燃焼度45 GWd t⁻¹））に限らず、わが国の多様な特性の使用済燃料を処分する場合の処分システムの適用性を検証すること等が重要と考えられた。

「安全評価」に関する調査研究としては、直接処分第1次取りまとめ（原子力機構、2015a）では、先行する諸外国の事例の調査などを通じて、使用済燃料の溶解／核種の溶出や、放射線分解／放射線損傷などの安全機能に係る現象に関する知見を基本シナリオに反映する情報として整理するとともに、それらに基づき、基本シナリオを対象として、リスク論的考え方に基づく予備的な安全評価を実施し、最大線量が10 μSv y⁻¹を下回ることを確認した。その一方で、安全評価におけるソースタームのモデル化で重要となる、使用済燃料の長期溶解や核種の瞬時放出に対するわが国特有の地質環境条件・使用済燃料の多様性への対応や、地表での被ばく線量の支配核種の一つであるC-14の閉じ込め性能向上のための処分容器の長寿命化等が課題とされたことから、直接処分第1次取りまとめ以降の研究開発においては、これらの直接処分に特有の現象に焦点を絞って個別の調査研究を行い、燃料溶解速度の炭酸濃度依存性の暫定値や、処分容器の候補材である純銅に対して長寿命化が期待できる環境条件を提示する等の成果を得た（原子力機構、2023b）。

今後は、使用済燃料からの核種溶解の評価モデルやパラメータ設定に係る検討等の、バリアシステムを構成する個別要素に関する検討に加えて、直接処分に特徴的な課題を踏まえたうえで、使用済燃料を対象とする一連の設計や安全評価を実施できるようにするための技術基盤の集約・体系化が重要と考えられた（原子力機構、2023b）。

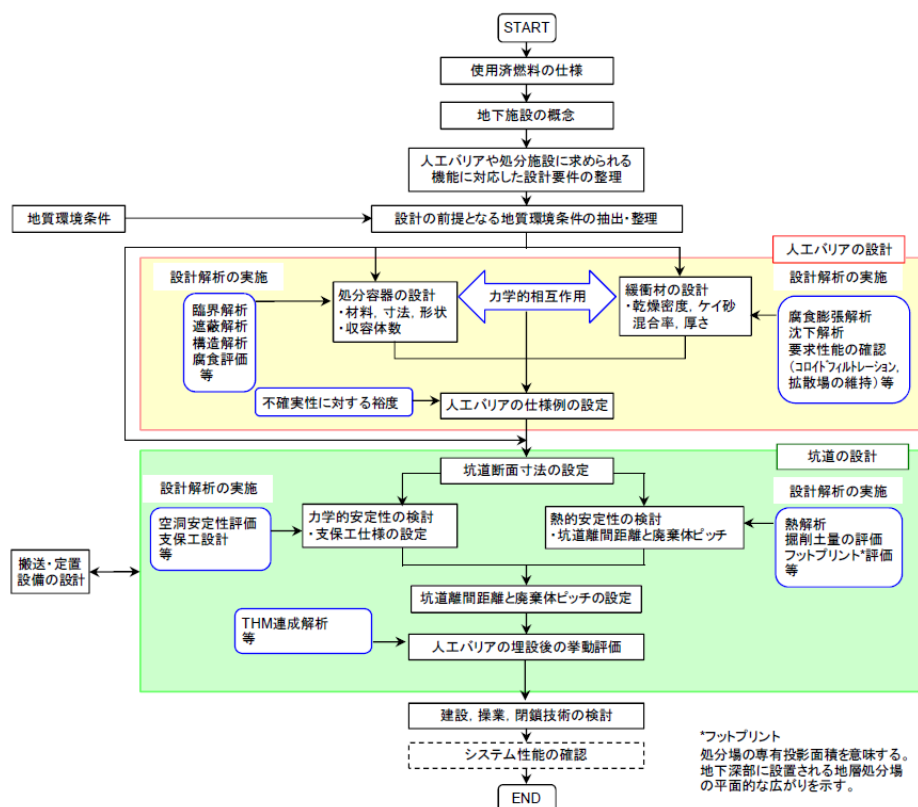


図4.1-1 直接処分第1次取りまとめにおける地下施設の設計フロー（原子力機構、2015a）

表 4.1-1 先行事業の検討における設計要件の例（上：坑道、下：搬送・定置設備）
（原子力機構，2015a）

基本的な要件		機能・役割	設計要件	内容
処分場が成立するための要件	建設・操業・閉鎖が可能であること。	既存あるいは実現性の高い技術で処分施設の建設・閉鎖を安全に行うことができ、事故災害時にも対応ができること。	安全に建設・操業・閉鎖が実施できること。	既存あるいは実現可能性の高い技術により、地下施設の坑道群が安全に建設できる（災害の発生・拡大を防止することを含む）施設構造、配置とすること。 適切な作業環境を維持できる（通気網の確保 排水対策などを含む）施設構造、配置とすること。
			事故災害時においても安全を確保できること。	山はね、突発湧水、ガス突出、火災などの事故災害時に対応できる（安全な避難ルートの確保、災害の沈静化などを含む）施設構造、配置とすること。
			空洞の力学的安定性が確保されること。	地下施設において作業が行われる期間を通じて空洞の力学的安定性が確保できる施設構造、配置とすること。
			操業に必要な空間が確保できること。	人工バリア（廃棄体、緩衝材）の搬送・定置に必要な空間（搬送・定置時の不具合への対処を含む）が確保されること。
			物流経路が確保できること。	人工バリア（廃棄体、緩衝材）の搬送、掘削ずりの搬出、必要な資材および人員の輸送、給水電などの物流経路が確保できる（回避ルートの確保を含む）施設構造 配置とすること。 建設・操業・閉鎖の手順を考慮した物流経路とすること。
			設計上の前提となる条件を満たすこと。	敷地条件（地形、形状、面積）や廃棄体本数などの設計上の前提となる条件を満たすこと。
	安全評価で前提としている条件を損なわないこと。	人工バリアの性能発揮に有意な影響を与えないこと。	廃棄体の発熱に対して適切な占有面積が設定されること。	廃棄体の発熱に対してニアフィールドの温度が適切となるように廃棄体が配置されること。
			核種移行遅延性能に有意な影響を与えないように配慮がなされること。	人工バリアが安定するように坑道が埋め戻されること。 既存あるいは実現可能性の高い技術により、埋め戻し材およびプラグを製作・施工できること。 支保工などの残置物が人工バリア、埋め戻し材およびプラグの性能に悪影響を及ぼさないこと。
		天然バリアの性能発揮に有意な影響を与えないこと。	坑道および坑道に沿った核種移行経路の形成抑制。	坑道周辺に発生する掘削影響領域の発生抑制を考慮した坑道掘削を行うこと。 空洞が長期にわたり健全であること。
				坑道および坑道に沿った地下水の卓越した水みちの発生を抑制すること。
			核種移行遅延性能に有意な影響を与えないように配慮がなされること。	周辺岩盤に対する化学的な影響を抑制すること。 地下水の流向や流速に対して配慮がなされること。
				坑道が適切に埋め戻されること。

設 備	設計要件
アクセス坑道搬送設備	・廃棄体、緩衝材を地上施設から地下施設（坑底積替施設）へ搬送すること。 ・遮蔽機能を有すること。 ・地上の中央操作室からの遠隔自動運転が可能なこと。
坑底積替設備	・アクセス坑道から連絡坑道側への搬送装置に廃棄体、緩衝材を積替できること。 ・アクセス坑道、連絡坑道側との遮蔽機能（遮蔽扉）があること。 ・地上の中央操作室からの遠隔自動運転が可能なこと。
連絡・主要坑道搬送設備	・廃棄体、緩衝材を坑底積替施設から処分坑道へ搬送すること。 ・遮蔽機能を有すること。 ・地上の中央操作室からの遠隔自動運転が可能なこと。
処分坑道搬送・定置設備	・下部緩衝材を定置すべき坑道上に搬送・定置できること。 ・廃棄体を下部緩衝材上の所定の位置に搬送・定置できること。 ・上部緩衝材を処分容器上の所定の位置に搬送・定置できること。 ・地上の中央操作室からの遠隔自動運転が可能なこと。

以上に示した、これまでの検討の成果と今後に向けて整理された課題を踏まえて、本章の「直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備」では、設計・工学技術と安全評価について、それぞれ以下の検討を進める。

- I. 多様な使用済燃料を対象とし、工学的に成立しうる処分システムの構築に必要な技術情報の整備に向けた取り組み
- II. 閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた取り組み

令和5年度は、処分システムの設計や安全評価の実施などを見据えたトップダウン的な視点から、処分システム全体の成立性の判断に向けて重要となる、設計・安全評価の一連の検討のための評価基盤の整備に向けて、上記ⅠとⅡのそれぞれのテーマに対する課題の整理等を行った。これらの検討の成果を「4.2 多様な使用済燃料を対象とする処分システムの工学技術に関する調査」と「4.3 閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた調査」にそれぞれ示す。

なお、1章で示したように、使用済燃料の直接処分に関する過去の研究開発成果のうち、経済産業省資源エネルギー庁から原子力機構が受託して実施された、平成25年度から平成29年度までの5年間で行われた事業と、平成30年度から令和4年度までの5年間で行われた事業をまとめて「先行事業」と呼ぶものとする（直接処分第1次取りまとめの成果は含まれない）。

4.2 多様な使用済燃料を対象とする処分システムの工学技術に関する調査

4.1 節で示したように、先行事業では、わが国に存在する PWR および BWR 使用済燃料のそれぞれ 1 種類ずつを対象として（本節では、先行事業の調査研究で対象としたこれら使用済燃料を「代表使用済燃料」と呼ぶ）、地下施設の設計等の工学技術の検討を行ってきた。しかしながら、2 章で示したように、わが国の商業用軽水炉に由来する使用済燃料としては、先行事業で対象とした UO_2 使用済燃料に加えて、U 粉末と Pu 粉末の混合酸化物燃料（これ以降、「MOX 燃料」と呼ぶ）を軽水炉で使用した後に発生する使用済燃料（これ以降、「MOX 使用済燃料」と呼ぶ）も存在する。また、わが国においては、PWR および BWR とともに使用済燃料の発生量削減等の観点から、燃料の高燃焼度化が進められており（原子力安全研究協会、1998）、様々な燃焼度の使用済燃料が存在する（佐治ほか、2009）。

このような多様な特性の使用済燃料を処分するための処分システムの設計では、特性の異なる個々の使用済燃料の処分による施設設計等への影響の種類や程度が使用済燃料の特性によって様々であると考えられるため、これらの個々の使用済燃料に対して図 4.1-1 による評価フローを用いた検討から着手することは効率的ではなく、まずは多様な使用済燃料の処分で生じ得る問題を幅広く整理することが必要と考えられる。

このため本節では、地下の処分システムの構成要素である「人工バリア（処分容器、緩衝材）」「坑道」「搬送・定置設備」のうち、「坑道」および「搬送・定置設備」を対象として、このような多様な特性の使用済燃料を、先行事業における工学的検討により設定された設計仕様の地下施設に処分する場合に生じうる問題点の候補を幅広く整理するとともに、整理された問題点のうち処分後の熱影響の問題について、熱伝導解析を行って問題点の有無や程度に関する定量的な情報を整理した。さらに、これらの検討結果に基づき、多様な使用済燃料を対象とした地下施設の検討に向けて今後重要となり得る課題を整理した。これらの検討の成果を「(1) 検討の対象とした使用済燃料と処分システム」「(2) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設設計で生じうる問題点の候補の整理」「(3) 処分後の発熱影響に関する解析的検討」および「(4) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設の検討に向けた課題」の順で示す。

(1) 検討の対象とした使用済燃料と処分システム

4.2 節の検討で対象とする使用済燃料と処分システム等の前提条件を整理した。使用済燃料、処分容器、人工バリア、坑道、搬送・定置設備の前提の整理結果を表 4.2-1 に示す。

使用済燃料集合体については、令和 5 年度は PWR 使用済燃料集合体を対象とするものとし、わが国に存在する使用済燃料として UO_2 使用済燃料および MOX 使用済燃料を対象とした。 UO_2 使用済燃料については、高燃焼度化を想定した条件として、初期濃縮度 4.7 wt%、燃焼度 55 GWd t^{-1} および比出力 38.0 MW t^{-1} とした。MOX 使用済燃料については、初期濃縮度 0.2 wt%、比出力 38.0 MW t^{-1} 、Pu 富化度 13 wt%、燃焼度 45 GWd t^{-1} とした。後述の(2)項のニアフィードの熱影響に関する解析的検討では、先行事業で対象とした代表使用済燃料（初期濃縮度 4.5 wt%、比出力 38.0 MW t^{-1} 、燃焼度 45 GWd t^{-1} ）も対象とした。これら 3 種類の使用済燃料の放射エネルギーおよび発熱量を燃焼計算コード ORIGEN2 により評価した。上記以外の条件については、2.1 節に示した解析条件と同様とした。評価結果を図 4.2-1 に示す。図の横軸は、地上での冷却期間を先行事業と同様に 50 年とした場合の処分後の経過時間を示している。放射エネルギーと発熱量のいずれも、高燃焼度化を想定した燃焼度 55 GWd t^{-1} の UO_2 使用済燃料の場合では、先行事業で対象とした使用済燃料と同じ燃焼度の 45 GWd t^{-1} の UO_2 使用済燃料と比較して、最大で 1.2 倍程度にとどまったものの、MOX 使用済燃料の場合では、放射エネルギーで最大 2.1 倍、発熱量で 6.7 倍程度と大幅に高い値を示した。

処分容器、人工バリア、坑道、搬送・定置設備については、先行事業で対象とした設計仕様（原子力機構，2014；2015b；2016；2017；2018a；2018b）と同様とした。ただし、処分容器については、先行事業でレファレンス処分容器として設定した PWR 使用済燃料集合体を 2 体収容するケースに加えて 4 体収容する場合も対象とした。

表 4.2-1 課題整理で想定した廃棄体の種類と地下施設の前提

地下施設の構成要素	内容
使用済燃料集合体	- わが国の PWR 使用済燃料（UO_2：燃焼度 45、55 GWd t^{-1}、MOX：燃焼度 45 GWd t^{-1}）を想定。 - 寸法については先行事業で対象とした PWR 使用済燃料集合体と同様とする。
処分容器	PWR 使用済燃料集合体を 2 体および 4 体収容できる、炭素鋼および銅 - 炭素鋼複合容器を想定（図 4.2-2）。
緩衝材	ベントナイトとケイ砂の混合材料（混合率 70：30 wt%，乾燥密度 1.6 Mg m^{-3}）で、厚さ 70 cm（ベントナイトペレットの隙間充填材を含む）の仕様を想定。
PEM 容器	厚さ 28 mm の炭素鋼（無孔型）を想定。
坑道および搬送・定置設備	- アクセス坑道と連絡坑道を非管理区域に、処分坑道を管理区域と想定。 - 先行事業で対象としたオプションを幅広く考慮（ブロック／PEM、横置き／縦置き、円形／馬蹄形断面およびこれらに対応する搬送・定置設備等）。

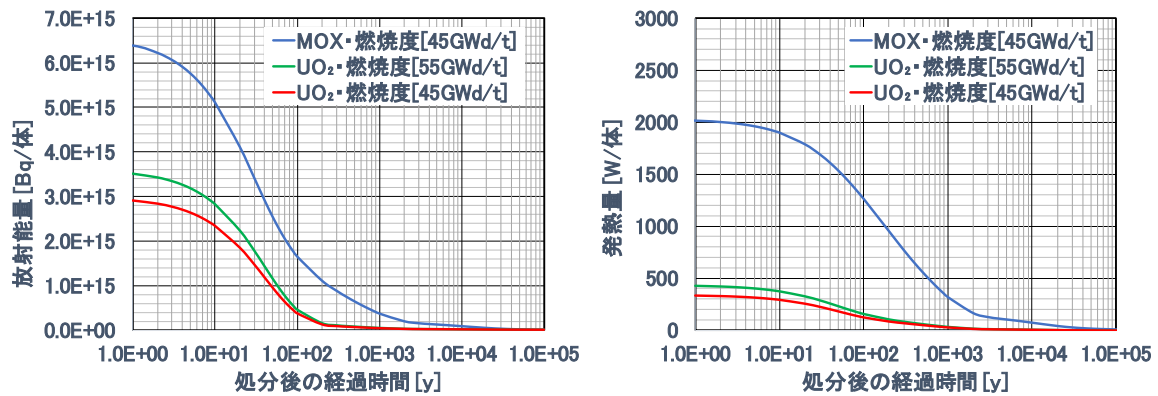


図 4.2-1 PWR 使用済燃料の燃焼計算の結果（左：放射エネルギー、右：発熱量）

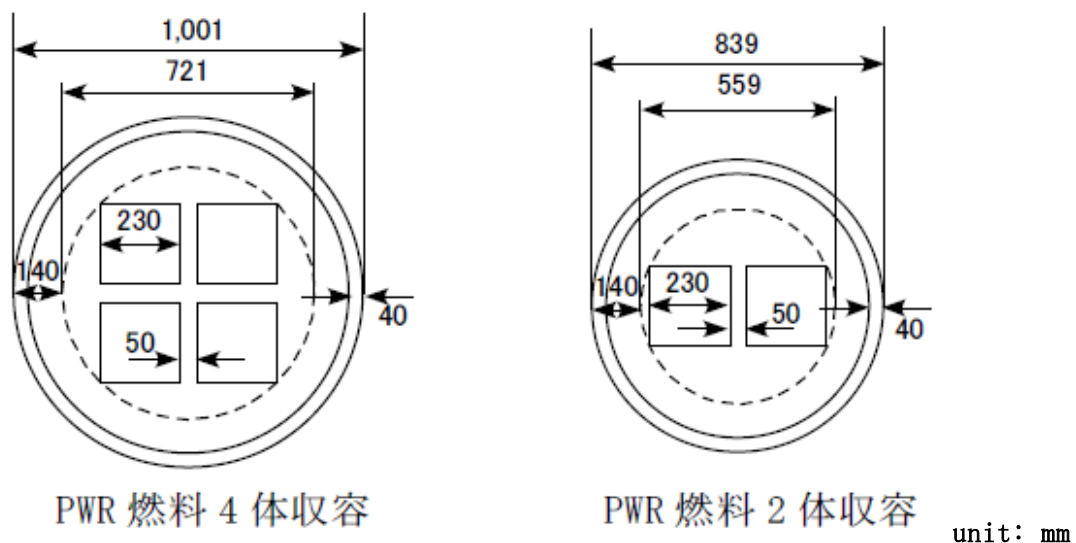


図 4.2-2 PWR 使用済燃料を対象とした処分容器の断面（原子力機構，2018b）

(2) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設設計で生じうる問題点の候補の整理

4.2 節の冒頭で示したように、多様な使用済燃料の処分で生じうる問題点の候補を整理するため、先行事業で検討された坑道および搬送・定置設備を対象として、前項(1)で示した多様な特性の使用済燃料を処分する場合について、設計要件の充足性や設計変更の必要性の確認が求められる状況の抽出を試み、先行事業における地下施設の概念設計で想定した設計要件と、使用済燃料の特徴および上記に示した状況の候補とを対応付けた表形式で整理した。整理結果を表 4.2-2 に示す。

前項(1)で示したように、高燃焼度使用済燃料や MOX 使用済燃料の場合には、先行事業で対象とした代表使用済燃料と比較して放射エネルギーおよび発熱量が高い。

前者の放射エネルギーの影響については、作業者が携わる場所において遮へいに関する設計要件を満足できるかに着目して問題点の候補の抽出を試みた。表 4.2-1 で示したように、非管理区域とされるアクセス坑道と連絡坑道（原子力機構，2014）では、作業に人が携わることが想定されるため、搬送・定置装置には遮へい機能が必要とされる。このため、先行事業では、代表使用済燃料を処分する場合について、緩衝材ブロック方式および PEM 方式を想定して遮

へい解析が行われた。その結果に基づき、緩衝材ブロック方式については、搬送・定置設備で用いられる遮へい体（中性子線を遮へいするためのレジンおよびガンマ線を遮へいするための鉄板の組合せ）の厚さが設定されている（原子力機構，2014）。また、PEM 方式では、PEM を構成する緩衝材および PEM 容器（炭素鋼）の遮へい性により、遮へい体が不要となることが確認されている（原子力機構，2015b）。

前項(1)で示した高燃焼度使用済燃料や MOX 使用済燃料が収容された処分容器を対象とする場合でも、先行事業で設定された遮へい体で遮へいの目標性能（容器表面： 2 mSv h^{-1} 、表面から 1 m 位置で $100 \text{ } \mu\text{Sv h}^{-1}$ ）（原子力機構，2014）を確保できるか確認が必要と考えられる。また、目標性能の確保が困難であり、遮へい体の厚さを増加する場合では、例えば、重量過多や寸法増加等により、搬送・定置設備の設計変更が必要かについて確認が必要となる可能性がある。さらに、搬送・定置設備の設計変更に伴い、先行事業での設定より大きな坑道断面が必要とされる場合には、空洞の力学的安定性が確保できるかについて確認が必要となる可能性がある。

後者の発熱量の影響については、例えば以下に示す観点から、多様な使用済燃料を対象とする場合でも設計要件を満足できるかについて確認が必要と考えられる。

地下施設の建設が完了した後の作業段階においては、作業者が作業に携わる可能性があるアクセス坑道や連絡坑道等において、これら坑道の設計要件に「適切な作業環境を維持できること」が含まれている（原子力機構，2015a）。先行研究で設定された換気設備は、代表使用済燃料の処分を想定して設定された暫定的な仕様である（原子力機構，2014）ことから、前項(1)で示した高燃焼度使用済燃料や MOX 使用済燃料が収容された処分容器を対象とする場合に、上記で示した設計要件を満足できるように、アクセス坑道や連絡坑道における作業環境温度（ $37 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下（労働安全衛生規則，第六百十一条））を維持するために必要な換気量を確保できるか確認が必要となる可能性がある。具体的には、たとえば、廃棄体処分後のニアフィールドの熱伝導解析の結果では、緩衝材の最高温度が $100 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下に抑えられるように坑道離間距離を設定したケースにおいても、処分後 100 年後までの坑道周辺岩盤での温度が $70 \text{ }^{\circ}\text{C}$ を超える場合もあるため（(3)項で後述）、廃棄体が定置された処分区画からの熱がアクセス坑道や連絡坑道に伝わることによる影響が軽微なものであるか確認が必要となる可能性があると考えられる。

また、処分場閉鎖後に緩衝材の制限温度である $100 \text{ }^{\circ}\text{C}$ を下回るように坑道離間距離や廃棄体ピッチ等の設計パラメータを設定する必要性についても確認が必要である。先行事業では、代表使用済燃料のみを対象としてこれら設計パラメータの設定が行われており、前項(1)で示した発熱量の高い使用済燃料の場合において、設計パラメータの変更が必要かについて確認が必要である。さらに、先行事業における処分後を想定した熱伝導解析では、緩衝材ブロック方式や、PEM のエア・ベアリングによる搬送・定置方式を想定した場合等の、埋め戻し材の量が少ない坑道断面を対象として実施されており（原子力機構，2018b）、PEM 横置き定置で門型クレーン等の大型の定置装置を使用する場合等では、図 4.2-3 に示すように、これらの装置が稼働できるスペースを確保するために、埋め戻し材の量が増加すると考えられる。埋め戻し材は、ベントナイトの含有量が増えると周辺岩盤より熱伝導性が低くなると考えら

れ、この場合には、ニアフィールドの温度を適切な値に維持できる廃棄体の配置がさらに困難となる場合も考えられる。

なお、処分容器への PWR 使用済燃料集合体の収容体数を、先行事業の 2 体の倍の 4 体とする場合には、例えば、緩衝材ブロック方式／横置き定置方式／片持ち吊り下げ方式の場合等、人工バリアと処分坑道の直径に大きな乖離が無い場合には、処分容器への使用済燃料集合体の収容体数が増えて処分容器の径が大きくなると、坑道の径も大きくなる可能性がある。このような場合に空洞の力学的安定性を確保できるか確認が必要となる可能性が考えられる。

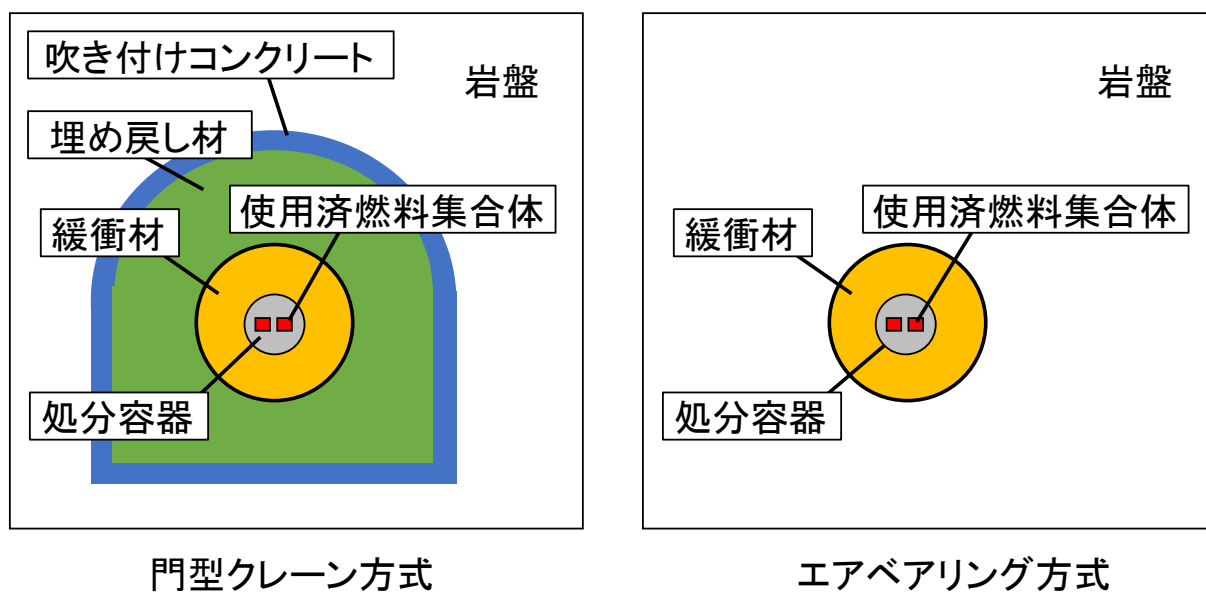


図 4.2-3 搬送・定置方式による坑道断面の違いの例

上記で示した設計要件の充足性の確認等の他に、多様な使用済燃料の処分で生じる問題点として、建設や操業段階での使用が想定されている技術の適用が困難となる状況が無いかについても確認が必要となる可能性がある。例えば、先行事業では、廃棄体の搬送装置について、いくつかの技術オプションが示されており、このうち走行機能としてタイヤが使用される場合には、タイヤ材質への放射線による材料劣化の有無の検証が必要となる可能性が言及されている（原子力機構，2015b）。前項(1)に示した高燃焼度使用済燃料や MOX 使用済燃料等の放射能が高い使用済燃料の場合では、これらの確認がさらに重要となる可能性が考えられる。

表 4. 2-2 先行事業で対象とした設計要件の充足性の確認が必要となる状況の整理例

地下施設 構成要素	設計要件等	廃棄体の特徴 (代表使用済燃料やレファレンス処分容器との違い)	左記の特徴を持つ廃棄体を処分する場合について 設計要件の充足性や設計変更の必要性の確認が求められる状況の候補	先行事業での評価例
坑道	・適切な作業環境を維持できる (通気網の確保、排水対策などを 含む) 施設構造、配置とすること	使用済燃料の発熱量が高い	・操業中の坑内作業環境温度(37℃以下 ³⁾)を維持するために必要な換気量の確保が困難となり、風管の設置等が必要となる状況。	・評価せず。
	・地下施設において作業が行われる期間を通じて空洞の力学的安定性が確保できる施設構造、配置とすること	処分容器への使用済燃料の収容体数が多い	・処分容器への使用済燃料の収容体数が多くなることに伴い坑道断面が大きくなることで、坑道の力学的安定性の確保が困難となり、坑道離間距離等の設計変更が必要となる状況。	・PWR 使用済燃料を 2 体収容できる処分容器を対象として、アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分坑道に対する力学的安定性を評価 ^{1, 2)} 。 ・上記評価における坑道断面の設定においては、連絡坑道、主要坑道、処分坑道上部への風管の設置を想定 ^{1), 2)} 。
		使用済燃料の放射能が高い	・遮へいの目標性能を満足するために遮へい体の厚さを増加する場合において、搬送車両が大きくなることに伴って坑道断面を大きくすることで、力学的安定性の確保が困難となり、坑道離間距離等の設計変更が必要となる状況。	
	・廃棄体の発熱に対してニアフィールドの温度が適切となるように廃棄体が配置されること	使用済燃料の発熱量が高い	・緩衝材を制限温度以下に保つことが困難となり、坑道離間距離等の設計変更が必要となる状況。	・処分容器への PWR 使用済燃料の収容体数 (1, 2, 4 体) をパラメータとして熱伝導解析を実施し、緩衝材温度を 100℃以下に制限できる廃棄体 1 体当たりの占有面積等を評価 ^{1, 2, 4)} 。
・上記に加えて、緩衝材の要件を満足する厚さ(0.7 m)から定まる坑道径と比べて大きな坑道径が必要な場合(例えば、PEM 横置き定置で門型クレーン等の大型の定置装置を使用する場合等)において、周辺岩盤より熱伝導率が低い埋め戻し材の量が増えることで緩衝材を制限温度以下に保つことがさらに困難となる状況。			・上記の熱伝導解析は、緩衝材ブロック方式や、PEM のエア・ベアリングによる搬送・定置方式を想定した場合等の、埋め戻し材の量が少ない坑道断面を対象に実施 ^{1, 2)} 。	
搬送・設備 (アクセス坑道)	・廃棄体、緩衝材を地上施設から地下施設(坑底積替え施設)へ搬送すること ・遮へい機能を有すること	使用済燃料の放射能が高い	・現在想定されている遮へい体では遮へいの目標性能(容器表面: 2 mSv h ⁻¹ 、表面から 1 m 位置で 100 μSv h ⁻¹) ¹⁾ の確保が困難となり、遮へい体の設計変更が必要となる状況。 ・上記への対応として、遮へい体の厚さを増加する場合において、他の設計要件等が満たせなくなり、設計変更が必要となる状況(例えば、重量過多や寸法増加により、現在想定されている仕様の搬送設備では、地上施設から地下施設への廃棄体の搬送が困難となる状況等)。	・PWR 使用済燃料を 2 体もしくは 4 体収容できる処分容器で、緩衝材ブロック方式および PEM 方式の場合を対象として遮へい解析を行い、アクセス坑道と連絡・主要坑道を非管理区域とするために、搬送時に必要とされる遮へい体(中性子線を遮へいするためのレジンおよびガンマ線を遮へいするための鉄板の組合せ)の厚さを評価 ^{1, 2)} 。
坑底積替え施設	・アクセス坑道から連絡坑道側へ廃棄体、緩衝材を積替えできること。 ・アクセス坑道、連絡坑道側との遮へい機能(遮へい扉)があること。			
搬送・設備 (連絡・主要坑道)	・廃棄体、緩衝材を坑底積替え施設から処分坑道へ搬送すること ・遮へい機能を有すること			

1) 平成 25 年度報告書(原子力機構, 2014)。
2) 平成 26 年度報告書(原子力機構, 2015b)。
3) 労働安全衛生規則, 第六百十一条。
4) 平成 27 年度報告書(原子力機構, 2016)

(3) 処分後の発熱影響に関する解析的検討

本項では、前項(2)で整理された「多様な使用済燃料の処分で生じうる問題点の候補」のうち、坑道の設計要件である「廃棄体の発熱に対してニアフィールドの温度が適切となるように廃棄体が配置されること」について、代表使用済燃料と比較して発熱量の高い使用済燃料を処分することにより、緩衝材を制限温度以下に保つことが困難となり、坑道離間距離等の設計変更が必要となる状況が生じるか等を確認するための解析的な検討を実施した。

はじめに、前項(2)で示した、代表使用済燃料と比較して発熱量の高い高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料（図 4.2-1）の処分を想定して、処分場閉鎖後のニアフィールドの有限要素モデル（以下「FEM モデル」）を作成して三次元熱伝導解析を行うことにより、各々の使用済燃料について、緩衝材の制限温度である 100 °C を下回る坑道離間距離の評価を試みた。さらに、上記の解析結果に基づき、発熱の影響が極めて大きい MOX 使用済燃料（後述）を対象として、発熱影響を緩和するための方策（例えば、処分前の冷却期間の延長等）の効果を確認するための三次元熱伝導解析を実施した。

これらの成果を「1) 高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料の処分による発熱影響の把握」および「2) MOX 使用済燃料の処分による発熱影響を緩和するための方策の効果の確認」にそれぞれ示す。

1) 高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料の処分による発熱影響の把握

前項(1)に示した使用済燃料の発熱量を入力として、熱-水連成解析プログラム GEOSSET コード（宇津野ほか（2016））による三次元熱伝導解析を行った。解析条件等の詳細および解析結果を以下の構成で示す。

- ① 解析の前提
- ② 解析条件
 - a. 対象とする使用済燃料
 - b. 解析ケース
 - c. 解析モデル
 - d. 解析で用いる物性値
- ③ 解析結果

① 解析の前提

地質環境については、原子力発電環境整備機構（2021）（以下、「NUMO-SC」と呼ぶ）で対象とされている三種類の岩盤（深成岩類、新第三紀堆積岩類、先新第三紀堆積岩類）のうち深成岩類を対象とした。また、前項(1)で示した使用済燃料と処分システムを対象とし、廃棄体を横置き定置するものとした。また、深成岩類を対象とすることから、処分場の深度を 1,000 m とした。

② 解析条件

a. 対象とする使用済燃料

本項目の解析で対象とする使用済燃料の条件は、前項(1)で示したとおりであり、表 4.2-3 に再掲して示す。

表 4.2-3 三次元熱伝導解析で対象とした使用済燃料の条件

炉型	燃料	U-235濃縮度[wt%]	Pu富化度[wt%]	燃焼度[GWd t ⁻¹]	比出力[MW t ⁻¹]
PWR	UO ₂	4.5	—	45	38
		4.7	—	55	38
	MOX	0.2	13	45	38

b. 解析ケース

表4.2-3に示した3種類の使用済燃料を収容した処分容器それぞれに対して、3パターンの坑道離間距離（20 m, 30 m, 40 m）を想定し、表4.2-4に示す解析ケースを設定した。一つの処分容器に種類が異なる使用済燃料を収容することは想定しなかった。なお、比較のため先行事業で対象としたPWRの代表使用済燃料（燃焼度45 GWd t⁻¹、比出力38.0 MW t⁻¹、初期濃縮度4.5 wt%）の解析も実施した（解析ケース1-1、1-2、1-3）。

表 4.2-4 高燃焼度使用済燃料および MOX 使用済燃料の処分による発熱の影響を把握するための熱伝導解析の解析ケース

ケースNo.	使用済燃料	坑道離間距離
1-1	UO ₂ 使用済燃料 燃焼度45 GWd t ⁻¹	20 m
1-2		30 m
1-3		40 m
2-1	UO ₂ 使用済燃料 燃焼度55 GWd t ⁻¹	20 m
2-2		30 m
2-3		40 m
3-1	MOX使用済燃料 燃焼度45 GWd t ⁻¹	20 m
3-2		30 m
3-3		40 m

c. 解析モデル

表 4.2-1 で示した使用済燃料集合体、処分容器、緩衝材を想定して、三次元熱伝導解析で使用する FEM モデルを作成した。処分容器への使用済燃料集合体の収容体数は 2 体とした。解析で対象とした人工バリアの構成・寸法を図 4.2-4 に示す。緩衝材については、先行事業の検討と同様に、廃棄体定置装置の稼働スペースを確保するため、緩衝材ブロックの厚さを 55 cm とし、その周囲のベントナイトペレットの隙間充填材の厚さを 15 cm とした（原子力機構，2015b；2016）。なお、本解析の対象岩種は NUMO-SC で検討された深成岩類であり、岩盤の力学特性（剛性、強度）については先行事業で対象とした硬岩と同じであることから、先行事業での硬岩の場合と同様に、支保工を設置しないものとした。

解析領域の全体図および、熱伝導解析に基づく温度評価位置（解析出力点）を、図 4.2-5 と図 4.2-6 にそれぞれ示す。解析モデルは、空間的対称性から廃棄体 1 体の専有面積の 1/4 に相当する部分を切り出したモデルとした。解析領域は水平方向に 3.09 m（廃棄体ピッチ

6.18 m の 1/2) および処分坑道離間距離の 1/2、鉛直方向は 3,000 m とした。上記の廃棄体ピッチ (6.18 m) は、同じ処分坑道内で隣接する廃棄体の周囲を覆う緩衝材同士が接する最小の廃棄体ピッチであり、先行事業と同様の設定である。

初期条件については、NUMO-SC におけるニアフィールドの熱影響評価の考え方と同様に、地表面温度を 15 °C (谷口ほか, 1999a) とした上で、地温勾配を 3 °C/100 m として設定した。なお、この考え方に基づく、モデル底面の温度は 105 °C となる。

境界条件については、地表面とモデル底面を上記の初期条件で決まる温度で固定とし、モデルの側面については対称性を考慮して断熱境界とした。なお、このような境界条件を設定することで、本解析モデルによる評価は、形状寸法、熱物性および発熱履歴特性が等しい多数の廃棄体が、同じ深度の平面に等間隔で (坑道軸方向の廃棄体ピッチ、および坑道離間距離が等しい) 無限に定置された状態を想定した評価と等価となるため、人工バリアの温度評価は保守的に高い値となる。

なお、先行事業での人工バリアに対する熱的影響評価 (熱伝導解析) では、解析モデルの下側境界は深度 1,200 m (処分場から 200 m 下) であったが、表 4.2-4 のケース No. 3-1 の解析ケースを対象として、モデルの下側境界を 1,200 m から 3,000 m まで変えた感度解析を行ったところ、図 4.2-6 の C 点の温度がピークを越えた後の温度については、下側境界の位置が 2,500 m で概ね一定となったため、ここでは、下側境界の位置を 3,000 m とした。

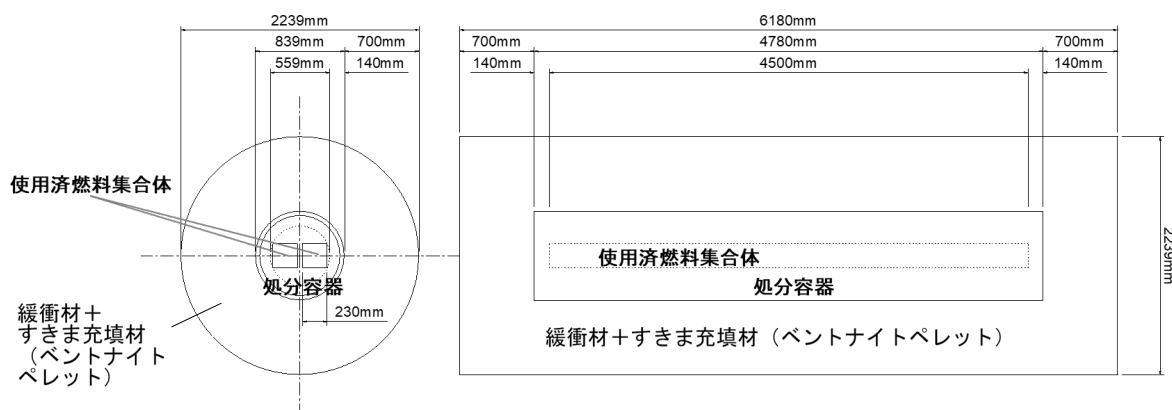


図 4.2-4 人工バリアの寸法 (PWR 使用済燃料 2 体収容)

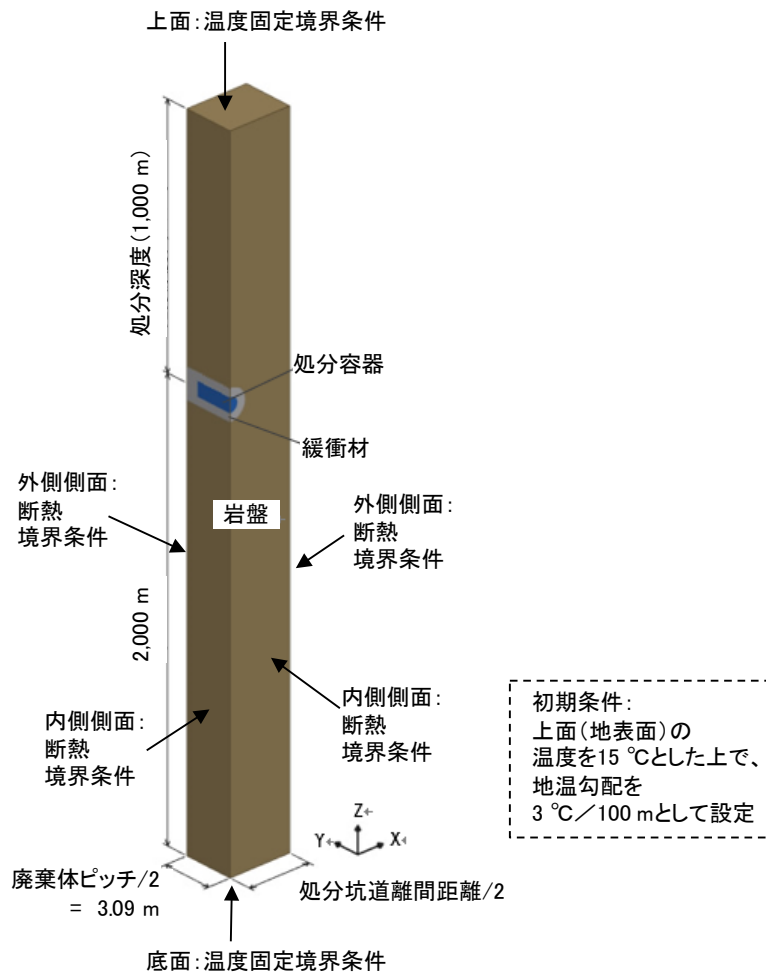


図 4.2-5 解析領域の全体図

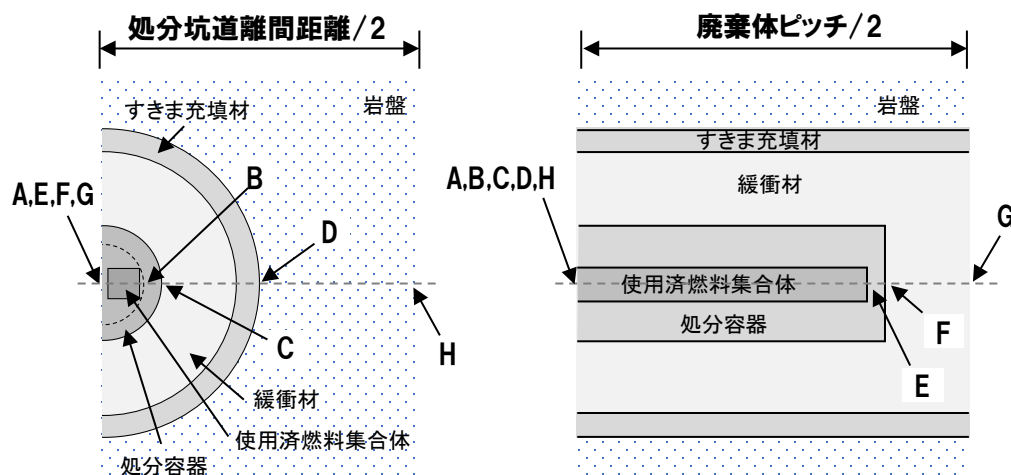


図 4.2-6 解析出力点 (PWR 使用済燃料 2 体収容)

d. 解析で用いる物性値

使用済燃料集合体と処分容器の物性値については、先行事業と同様とした。このため使用済燃料集合体については、処分容器と同じ鉄の物性値を使用した（原子力機構，2015b；

2016)。緩衝材ブロック、すきま充填材、岩盤（深成岩類）の物性値については、NUMO-SCにおける、廃棄体の発熱による緩衝材の温度上昇を評価するための熱伝導解析での設定値を用いた。なお、緩衝材ブロックについては、材料仕様（乾燥密度、ケイ砂混合率、含水比）に対応する熱物性値を NUMO-SC から引用した。解析で用いる物性値を表 4.2-5 に示す。

表 4.2-5 解析で用いる物性値

	熱伝導率 [W m ⁻¹ K ⁻¹]	比熱 [kJ kg ⁻¹ K ⁻¹]	密度 [Mg m ⁻³]
使用済燃料集合体・処分容器 ※1	51.6	0.47	7.86
緩衝材 (乾燥密度1.6 Mg m ⁻³ 、ケイ砂30%混合、 含水比12%) ※2	1.14	0.72	1.79
すきま充填材※3	0.30	0.14	1.20
岩盤（深成岩類）※4	2.9	1.0	2.7

※1 平成 26 年度報告書（原子力機構，2015b）より引用。

※2 NUMO-SC より引用。熱伝導率および比熱は、谷口ほか(1999b)に示される試験データの再整理等に基づく。

※3 NUMO-SC より引用。ベントナイト 100%，含水比 8.4%～9.2%。竹々原ほか(2000)の実験値を用いて設定。

※4 NUMO-SC より引用。熱伝導率および比熱は理論式に基づき設定。密度は H12 レポートを参考に設定。

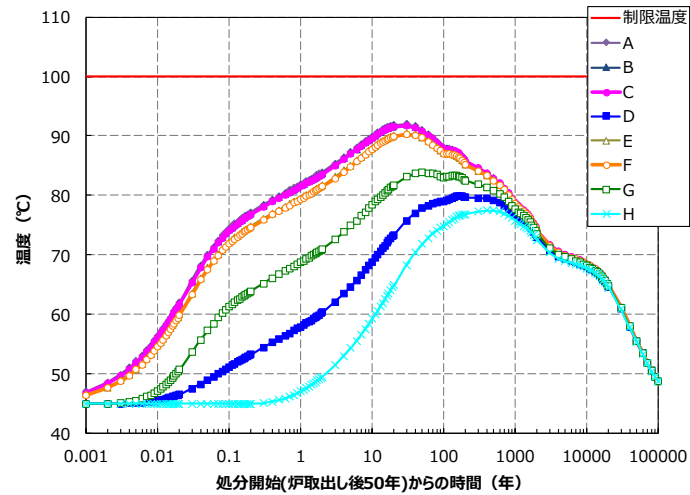
③ 解析結果

表 4.2-4 に示した各解析ケースに対して、図 4.2-6 に示す解析出力点で評価された温度の経時変化を、図 4.2-7～図 4.2-9 に示す。また、各解析ケースについて、C 点で評価した緩衝材の最高温度を表 4.2-6 にまとめて示す。

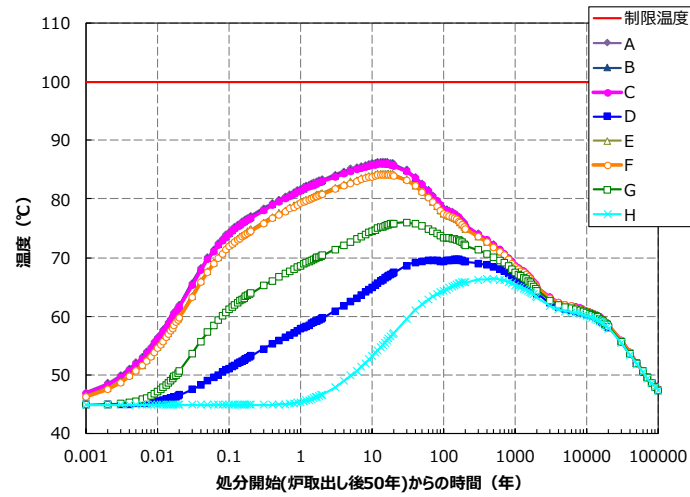
代表使用済燃料を対象とした解析ケース 1-1、1-2、1-3（図 4.2-7）では、緩衝材より内側の解析出力点での温度は、概ね処分後 30 年後までで最大となり、その後緩やかに低下した。また、坑道離間距離を 20 m 以上確保することで、C 点の最高温度が緩衝材の制限温度である 100 °C を下回る結果となった。緩衝材と岩盤との境界より外側の解析出力点での温度は、緩衝材より内側の解析出力点と比べて遅れてピークを迎える結果となった。これらの結果は先行事業における解析結果と同様であった（原子力機構，2015a）。なお、いずれの解析出力点においてもピーク後の温度は、先行事業と比べてより緩やかに低下する結果となった。例えば、隣り合う坑道の中間の岩盤上の H 点での 10,000 年後の温度は、先行事業と比べて 15 °C 程度高く、68 °C 程度であった。これは、前項(3)の冒頭で示したように、解析モデルの下側境界の位置を深度 3,000 m としたためである（先行事業では 1,200 m）。

高燃焼度化を想定した解析ケース 2-1、2-2、2-3（図 4.2-8）では、C 点の緩衝材の最高温度については、坑道離間距離を 30 m 以上確保することで緩衝材の制限温度である 100 °C を下回る結果となった。温度の時間依存性については、概ね代表使用済燃料と同様であった。

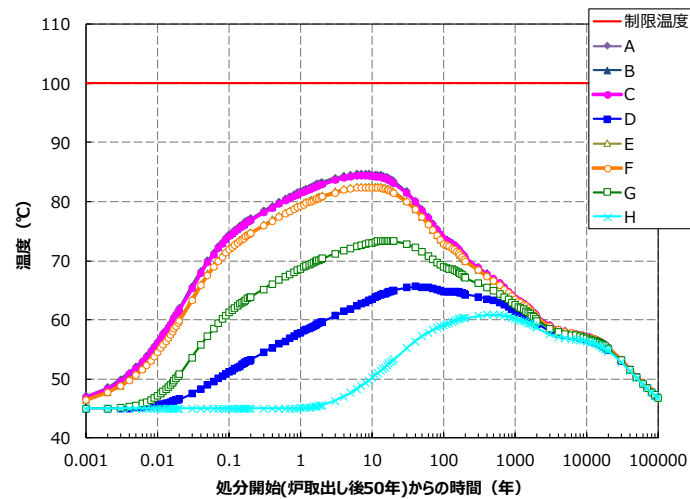
MOX 使用済燃料を対象とする解析ケース 3-1、3-2、3-3（図 4.2-9）については、緩衝材より内側の解析出力点での温度は、UO₂ 使用済燃料より遅れてピークを迎え、処分後 200 年程度で最大となる場合も見られた。C 点での最高温度については、坑道離間距離を 40 m とした場合でも、制限温度 100 °C を大きく超える結果となった。このため、本項(3)の冒頭で示したように、処分前の冷却期間の長期化などの方策の効果の検証が必要と考えられた。この検証の結果を、次項 2) で後述する。



ケース 1-1 (坑道離間距離 20 m)

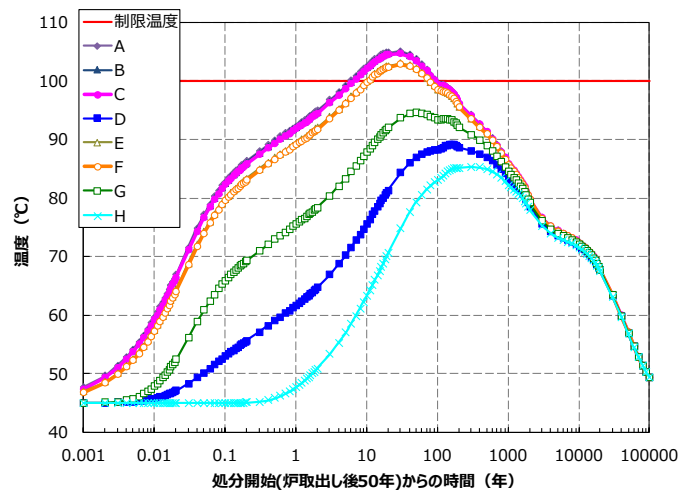


ケース 1-2 (坑道離間距離 30 m)

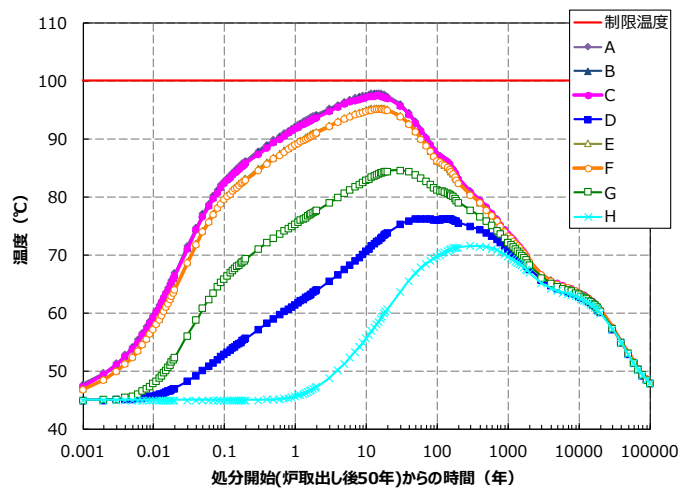


ケース 1-3 (坑道離間距離 40 m)

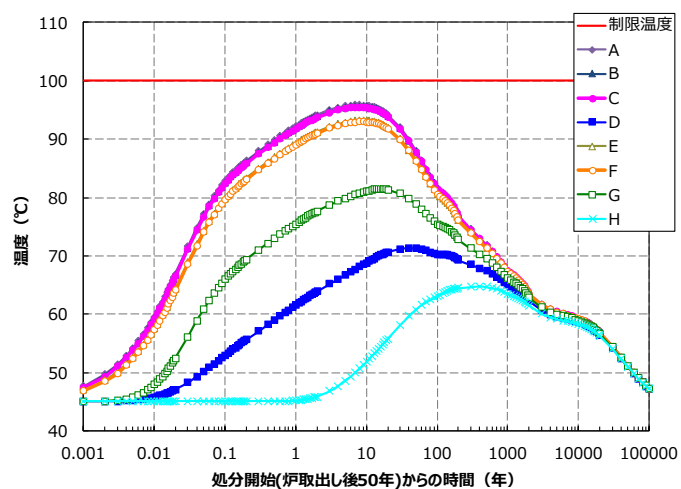
図 4.2-7 人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化
(処分前冷却期間 50 年、使用済燃料集合体収容体数 2 体、UO₂ 使用済燃料、燃焼度 45 GWd t⁻¹、比出力 38.0 MW t⁻¹)



ケース 2-1 (坑道離間距離 20 m)

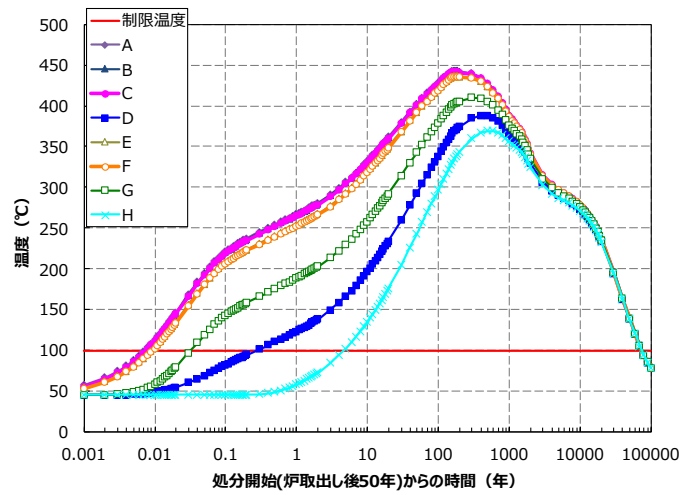


ケース 2-2 (坑道離間距離 30 m)

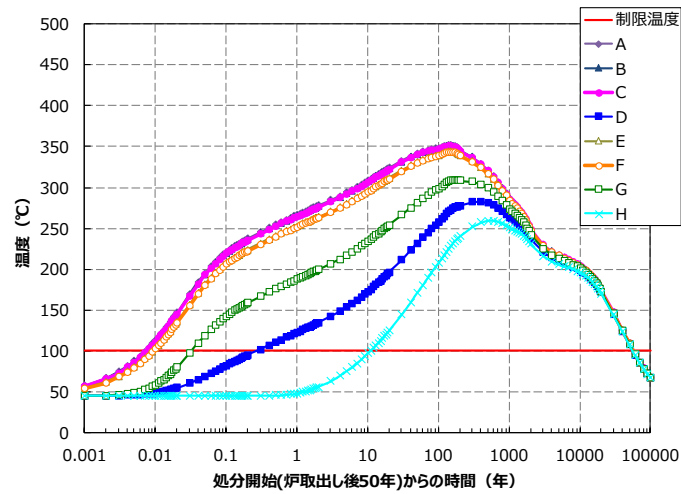


ケース 2-3 (坑道離間距離 40 m)

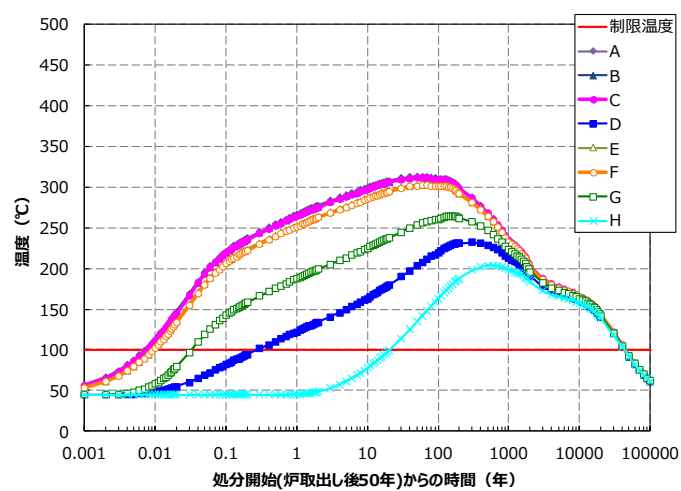
図 4.2-8 人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化
(処分前冷却期間 50 年、使用済燃料集合体収容体数 2 体、UO₂ 使用済燃料、
燃焼度 55 GWd t⁻¹、比出力 38.0 MW t⁻¹)



ケース 3-1(坑道離間距離 20 m)



ケース 3-2(坑道離間距離 30 m)



ケース 3-3(坑道離間距離 40 m)

図 4.2-9 人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化
(処分前冷却期間 50 年、使用済燃料集合体収容体数 2 体、MOX 使用済燃料、燃焼度 45 GWd t^{-1} 、比出力 38.0 MW t^{-1})

表 4.2-6 各解析ケースにおける緩衝材の最高温度

ケース No.	使用済燃料の種類	坑道離間距離	緩衝材最高 上昇温度
1-1	UO ₂ 燃料 燃焼度 45 GWd t ⁻¹	20 m	91.8 °C
1-2		30 m	86.0 °C
1-3		40 m	84.4 °C
2-1	UO ₂ 燃料 燃焼度 55 GWd t ⁻¹	20 m	104.7 °C
2-2		30 m	97.4 °C
2-3		40 m	95.4 °C
3-1	MOX 燃料 燃焼度 45 GWd t ⁻¹	20 m	442.2 °C
3-2		30 m	350.0 °C
3-3		40 m	311.4 °C

2) MOX 使用済燃料の処分による発熱影響を緩和するための方策の効果の確認

前項1)で示したMOX使用済燃料の場合では、先行事業と同様に、廃棄体が定置された処分坑道が一定の坑道離間距離で並ぶ場合では、坑道離間距離を40 mまで拡大しても緩衝材の最高温度は100 °Cを大きく上回ったため、岩盤中に廃棄体1体のみが存在するモデルを作成して、緩衝材温度の制限温度である100 °Cを下回るかを三次元熱伝導解析により確認した。解析においては、処分容器に収容できるMOX使用済燃料の体数を1体とし、地上での使用済燃料の冷却期間を50年より長い期間として、これらの方策の効果を併せて確認するものとした。

解析条件等の詳細および解析結果を以下の構成で示す。

- ① 解析の前提
- ② 解析条件
 - a. 対象とする使用済燃料
 - b. 解析ケース
 - c. 解析モデル
 - d. 解析で用いる物性値
- ③ 解析結果

① 解析の前提

対象とする岩盤の種類および廃棄体の定置方式と深度については、前項1)と同様とする。

② 解析条件

a. 対象とする使用済燃料

前項1)で示した3種類の使用済燃料のうち MOX 使用済燃料を対象とした。

b. 解析ケース

緩衝材への発熱影響を緩和するため、①廃棄体占有面積の拡大、②処分容器への使用済燃料集合体の収容体数の低減、および、③地上での使用済燃料の冷却期間の長期化による発熱影響低減の効果を確認するための解析ケースを設定した。設定した解析ケースを表4.2-7に示す。

解析ケース1は、処分容器への収容体数を1体としたケースであり、解析ケース2は、地上での冷却期間の長期化を考慮して、フランスのMOX使用済燃料に対する処分後の熱影響評価の事例（ANDRA，2005）と同様に冷却期間を90年としたケースである。解析ケース3は、これら両方の効果を確認するケースである。なお、解析ケース2および3で使用したMOX使用済燃料の核種組成については、前項1）と同様にORIGEN2による燃焼計算により求めた。燃焼計算の結果を図4.2-10に示す。

表 4.2-7 解析ケース

ケースNo.	地上での冷却期間	処分容器への使用済燃料集合体の収容体数
1	50年	1体
2	90年	2体
3		1体

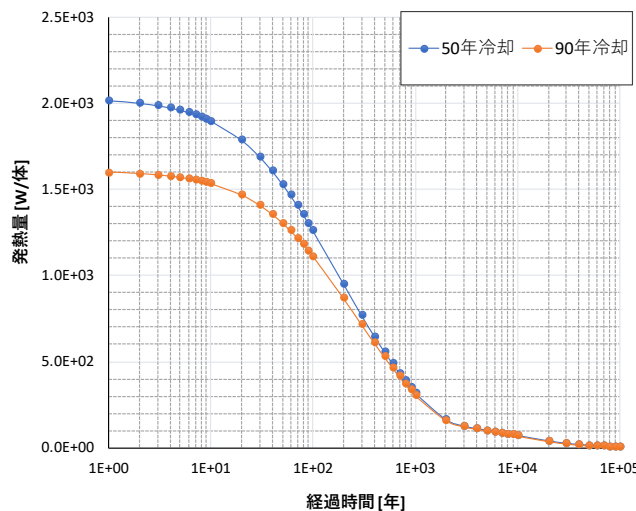


図 4.2-10 MOX 使用済燃料集合体 1 体の発熱量の経時変化
(地上での冷却期間 50 年、90 年)

c. 解析モデル

廃棄体 1 体のみを処分する場合を想定した FEM モデルを作成した。解析で対象とした人工バリアのうち、使用済燃料集合体を 1 体収容する場合の寸法を図 4.2-11 に示す。使用済燃料集合体を 2 体収容する場合については前項 1）と同様とした（図 4.2-4）。

解析領域の全体図を図 4.2-12 に示す。また、廃棄体周辺の拡大図を、PWR 使用済燃料 1 体収容と 2 体収容のそれぞれの場合について、図 4.2-13 と図 4.2-14 に示す。解析モデルは、空間的対称性から全体の 1/4 に相当する部分を切り出したモデルとした。解析領域は水平方

向に 1,000 m とし、鉛直方向については深度 1,000 m の廃棄体中心から下側境界までの距離を 1,000 m とした。解析出力点は前項 1) と同様とした（図 4.2-6）。前項 1) で隣り合う坑道の中心（坑道離間距離/2）に設定した解析出力点 H については、前項 1) 解析ケース 3-3 との比較の観点から、坑道離間距離 40 m の場合に相当する、処分坑道中心から 20 m のところとした。

境界条件については、前項 1) の考え方と同様に、地表面とモデル底面の温度を初期条件と同じ温度に設定した。モデル側面については、4 面のうち廃棄体の対称性を考慮する 2 面を断熱境界、その他の 2 面（廃棄体中心から最外側）は地温勾配に応じた温度固定境界とした。

初期条件については、前項 1) の解析と同様に設定した。

d. 解析で用いる物性値

前項 1) と同様とした。

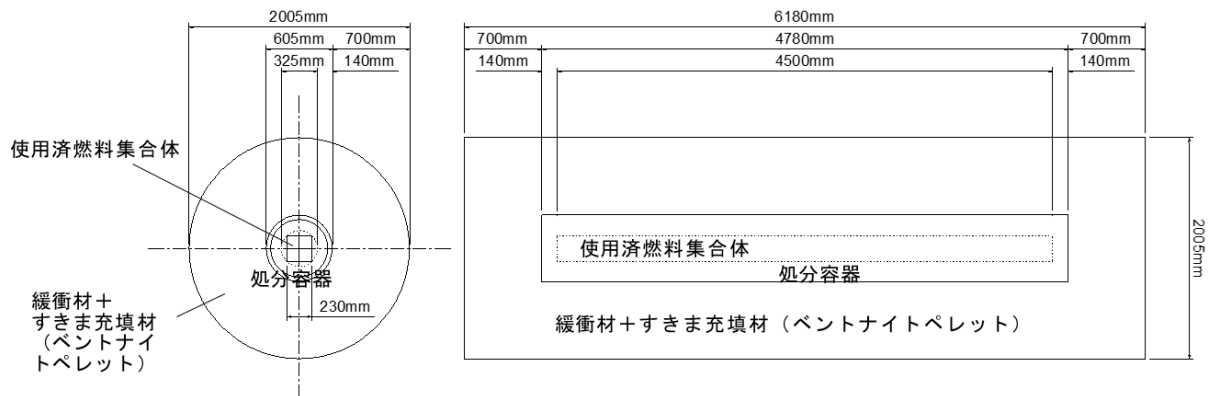


図 4.2-11 人工バリアの寸法（PWR 使用済燃料 1 体収容）

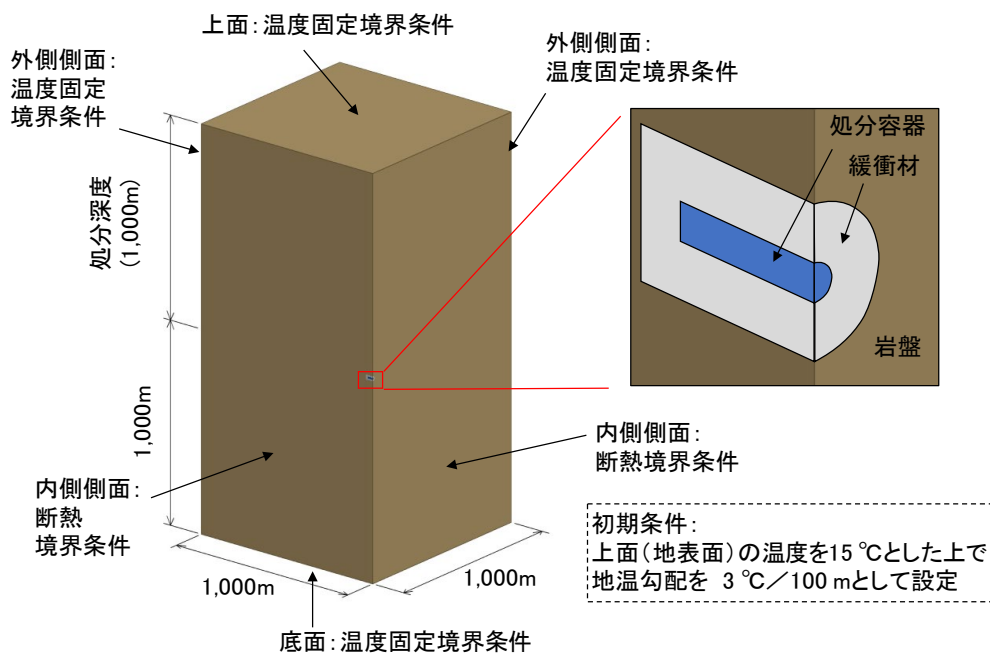


図 4.2-12 解析領域の全体図

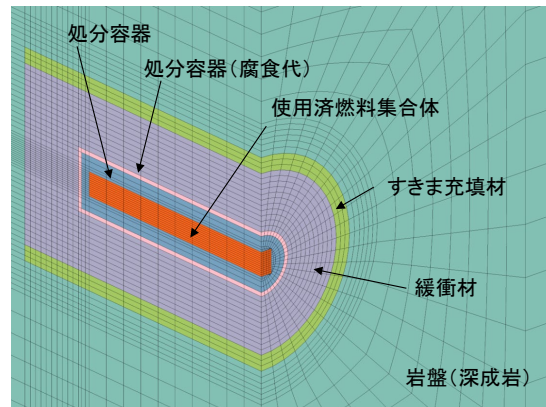


図 4.2-13 解析メッシュ（人工バリア周辺、PWR 使用済燃料 1 体収容）

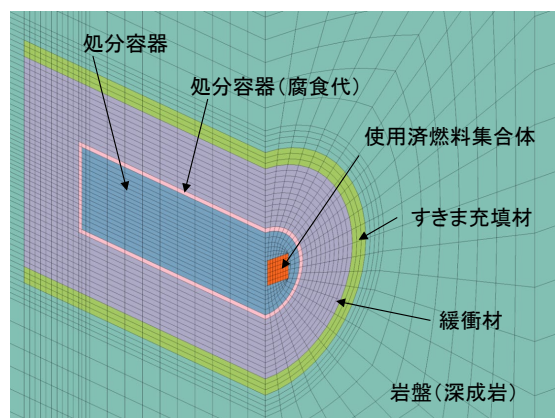


図 4.2-14 解析メッシュ（人工バリア周辺、PWR 使用済燃料 2 体収容）

③ 解析結果

人工バリア近傍の温度の経時変化について、表 4.2-7 の解析ケース 3 を例として図 4.2-15 に示す。また、各解析ケースについて、C 点で評価した緩衝材の最高温度を表 4.2-8 に示す。

図 4.2-15 に示すように、緩衝材より内側の解析出力点での温度は、処分後 10 年後までで最大となり、その後緩やかに低下した。緩衝材と岩盤との境界より外側の解析出力点での温度も、若干ピークが生じる時刻が遅れるものの、緩衝材より内側の解析出力点とほぼ同様の傾向を示し、前項 1) の結果とは異なる時間変化の傾向を示した。特に岩盤上の H 点については、初期地温から有意な温度上昇を示すことは無く、前項 1) の結果と大きく異なる結果となった。各解析出力点の温度の時間変化の傾向は、表 4.2-7 に示した 3 つの解析ケースの間で大きな違いは認められなかった。

また、表 4.2-8 に示すように、C 点の最高温度は使用済燃料冷却期間を 90 年まで延長し、かつ使用済燃料集合体の収容体数を 1 体まで減らしたケース 3 の場合でも 100 °C を上回るものの、前項 1) の最高温度と比較して大幅に低減される結果となった。今後、地上での冷却期間のさらなる長期化やそのほかの工学的対策の検討を進めるとともに、それらの効果の検証を行うことが必要と考えられる。

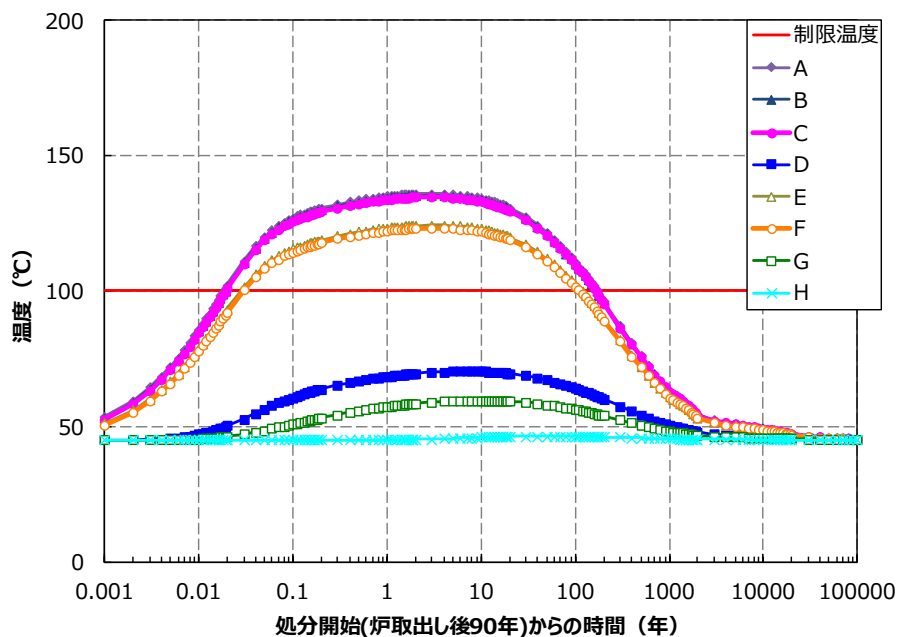


図 4.2-15 人工バリアおよび岩盤の温度の経時変化の例
(処分前冷却期間 90 年、使用済燃料集合体収容体数 1 体、MOX 使用済燃料、 燃焼度 45 GWd t^{-1} 、比出力 38.0 MW t^{-1})

表 4.2-8 各解析ケースにおける緩衝材の最高温度

ケース No.	処分前の地上での冷却期間	処分容器への使用済燃料の収容体数	緩衝材最高上昇温度
1	50 年	1 体	157.7 °C
2	90 年	2 体	193.5 °C
3		1 体	134.7 °C

(4) 多様な使用済燃料を対象とする地下施設の検討に向けた課題

(2) 項では、多様な特性を持つ使用済燃料を先行事業で検討した地下施設に処分する場合に生じる問題点の候補を、坑道および搬送・定置設備の設計要件を満たさない状況の有無や、その回避のために設計変更が必要となる状況の確認の必要性の有無等の観点から整理した。また、(3) 項では、(2) 項で抽出された問題点の候補のうち、処分場閉鎖後のニアフィールドの熱影響について、発熱量の大きな高燃焼度化使用済燃料や MOX 使用済燃料を対象として処分後の状態を想定した熱伝導解析を実施し、緩衝材の制限温度を 100 °C 以下とするために必要な坑道離間距離の確保が可能か等の観点で解析結果を整理した。その結果、特に MOX 使用済燃料の場合には、坑道離間距離を 40 m まで広げても緩衝材の制限温度を下回ることとは困難と考えられたため、隣接する廃棄体間の熱影響を無視できる体系で熱伝導解析を行ったところ、最高温度が大幅に下がる結果となった。

上記に示したように、放射能や発熱量の異なる種々の特性の使用済燃料を処分するための

地下施設の検討に向けて、特性の異なる使用済燃料ごとの影響やそれらの組合せによる影響を明らかにし、それらを踏まえて、個々の使用済燃料の発生量を前提とする詳細な地下施設の概念設計やその最適化に向けた検討が必要である。そのための予備検討として、まず地下施設設計等への影響が特に大きいと考えられる発熱の影響への対処が特に重要と考えられる。

本項では、発熱影響の評価に向けて検討が必要となる可能性がある課題として、前項(2)で実施した先行事業と同様の熱伝導解析による熱影響評価の手法に関する課題の候補を示す。なお、前項(2)に示した発熱影響に関する課題のうち、非管理区域とされるアクセス坑道や連絡坑道における作業環境温度の維持に関する課題については、NUMO-SC の事例等を参考に、詳細な地下施設レイアウトを設定したうえで通気網解析を行い、所要換気量を満足するように換気・冷房設備の設計が可能であるか確認すること等が今後必要となる可能性があるものの、現状では種々の使用済燃料の発生量等の情報の入手とそれに基づく詳細な地下施設のレイアウト設定等が困難であるため、以下の整理からは除外した。

使用済燃料集合体のモデル化に関する課題

先行事業では、操業中の廃棄体回収の観点から、操業時に放射性物質の外部環境への漏出を防ぐことを目的として、燃料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を、廃棄体や処分施設に対する設計要件のひとつとすることが提案されている（原子力機構，2015b）。上記の制限温度については、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）を参考に設定されており、具体的には、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 °C 以下、BWR では 300 °C 以下（ライナ有の場合）を目安として管理することが必要とされている（原子力機構，2015b）。諸外国においても燃料温度の管理の重要性が示されている事例があり、スイスでは、処分後における燃料被覆管の熱クリープによる破断を避けるために、中間貯蔵の基準に基づき 350 °C 以下に保つことが必要とされている（Johnson et al., 2002）。

一方、直接処分第 1 次取りまとめおよび先行事業で示された処分場閉鎖後のニアフィールドの熱伝導解析では、処分容器に収容されている使用済燃料集合体については、燃料棒の配列等を考慮した詳細なモデル化はされず処分容器と一体化されており、処分容器と同じ鉄の熱物性値が用いられている。(3) 項の熱伝導解析でも、使用済燃料集合体のモデルは上記と同様であり、燃料の温度は緩衝材の最高温度をやや上回る程度であるが、実際には、処分場閉鎖後においては、使用済燃料集合体の内部に空気や地下水が存在し得る。これらは鉄より熱伝導率が低いため、使用済燃料集合体に対して鉄の物性値を適用した上記の解析においては使用済燃料集合体の温度を過小評価している可能性がある。使用済燃料集合体の健全性が維持されるかについては、使用済燃料集合体を詳細にモデル化した解析による確認が必要となる可能性がある。

このように燃料被覆管の健全性が失われる場合について、たとえば OECD/NEA (2011) では、回収作業の完了まで燃料被覆管の閉じ込め性が保たれる必要性に言及されており、損なわれる場合には回収作業中の放射線障害の危険性が高まるとされている。

解析誤差の扱いに関する課題

直接処分第 1 次取りまとめおよび先行事業の熱影響評価では、熱伝導解析の結果が緩衝材の制限温度である 100 °C を下回るときの廃棄体専有面積が評価されている。この評価では、解析モデルや条件に由来する解析上の誤差が考慮されておらず、これら誤差を適切に考慮したうえで廃棄体専有面積を評価することが必要となる可能性がある。このうち解析モデルに由来する誤差としては、例えば、第 2 次取りまとめでは、緩衝材と岩盤やオーバーパックの隙間に空気や水が存在するモデルでの解析が行われており、隙間を考慮しない場合と比較して 15～23 °C 程度、高い温度となる（核燃料サイクル機構，1999）。また、解析条件に由来する誤差としては、材料の特性や含水率の不確実性等に由来する誤差等が考えられる。

なお、上記に関係する諸外国の地層処分システムの検討の事例として、例えば、フランスでは、材料の熱物性や解析モデルに由来する不確実性を考慮して、膨潤性の粘土鉱物に対する制限温度である 100 °C に対して 10 °C のマージンを取り、90 °C を制限温度として設定している（ANDRA，2005）。また、スウェーデンでは、岩盤の熱物性値の不確実性を考慮して、地下水飽和状態を想定する場合について、ベントナイトに対する制限温度である 100 °C に対して上記のフランスの事例と同様に 10 °C のマージンを取り、90 °C を制限温度としている（Ikonen，2020）。

今後、こうした国内外の先行研究の事例も参考にしつつ、熱伝導解析において考慮すべき解析誤差を適切に選定し、誤差を考慮してもニアフィールドを適切な温度以下に保つことができる廃棄体の配置が可能であるかについて確認が必要となる可能性がある。

4.3 閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた調査

先行事業では、直接処分のバリアシステムの閉じ込め性能の評価に関する調査研究として、例えば、使用済燃料直接処分の核種移行評価で重要となる C-14（半減期約 5,700 年）の処分容器による閉じ込め性に係る銅腐食挙動の硫化物濃度への依存性等の理解、銅の処分容器の腐食に伴う緩衝材変質についての腐食速度依存性の理解、C-14 の緩衝材中での移行挙動の理解に基づく拡散係数の推定方法の構築、使用済燃料からの核種の放出に係る長期溶解挙動に対する炭酸濃度の依存性や瞬時放出挙動の元素依存性等の理解等に係る検討を段階的に進め、使用済燃料直接処分の核種移行評価の高度化に向けた基盤情報を拡充してきた（原子力機構，2023b）。

直接処分システムの安全性を示すうえで、こうした個別の研究開発の成果を積み重ねるボトムアップ的な視点からの検討に加えて、直接処分システム全体の核種の閉じ込め性能のトップダウンからの視点を取り入れて検討を進めていくことが有効と考えられる。このような視点からの検討として、図 4.3-1 に示すように、地層処分が長期間にわたって安全であることを示すために必要な「主張」を設定し、そこから個々の「主張」の根拠となる「論拠」とそれに対する「反証」の連鎖で表現された論理構造を示す Toulmin の討論モデルの考え方（Toulmin，1958）に基づき、地層処分の安全性を示す手法が提案されている（大澤，2010；梅木・日置，2010；原子力機構 KMS ウェブサイト，2024）。この手法により、安全性を示すための論証の弱部を抽出することにより、論証の構築に必要な研究課題等が明らかにされることが期待できる。

本節では、閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた取り組みとして、上記に示した討論モデルを活用した直接処分の安全性の論証に向けた課題の整理等を行った。

具体的には、はじめに、わが国における使用済燃料直接処分の閉鎖後長期安全性を示すための論証の全体構造を整理するとともに、その結果から、図 4.3-1 の討論モデルの考え方にに基づき、長期安全性を示すために討論モデルにおいて「主張」されるべき項目を幅広く抽出した。さらに、わが国の直接処分特有の問題であるかや、直接処分システム全体の安全性への影響の大きさ等の観点から、これらの「主張」を裏付ける論拠等の整備を進める優先度を検討するとともに、優先度の高い項目について、安全性を定量的に確認するためのケーススタディを実施して定量的な知見として整備した。最後に、これらの情報に基づき、これら重要性の高い項目のそれぞれについて、これまでの直接処分に関する国内外の調査研究の成果を反映しつつ、論拠と反証および再反証の連鎖で構成される討論モデルを例示し、全体の安全性の論証に対する現状での成果の充足性を確認するとともに、これまでの調査研究が不十分であり論証の弱部となり得るポイントと、それに対して今後の対応が必要となる可能性がある課題およびこれらの解決のアプローチの候補を整理した。これらの取り組みにおいては、4.2 節で対象とした使用済燃料や処分システムを念頭に検討を進めた。検討の成果を以下の順で示す。

- (1) 長期安全性の論証の全体構造の整理
- (2) 論証の弱部の具体化のためのケーススタディ
- (3) 長期安全性の論証に向けた課題と解決に向けたアプローチの候補の整理

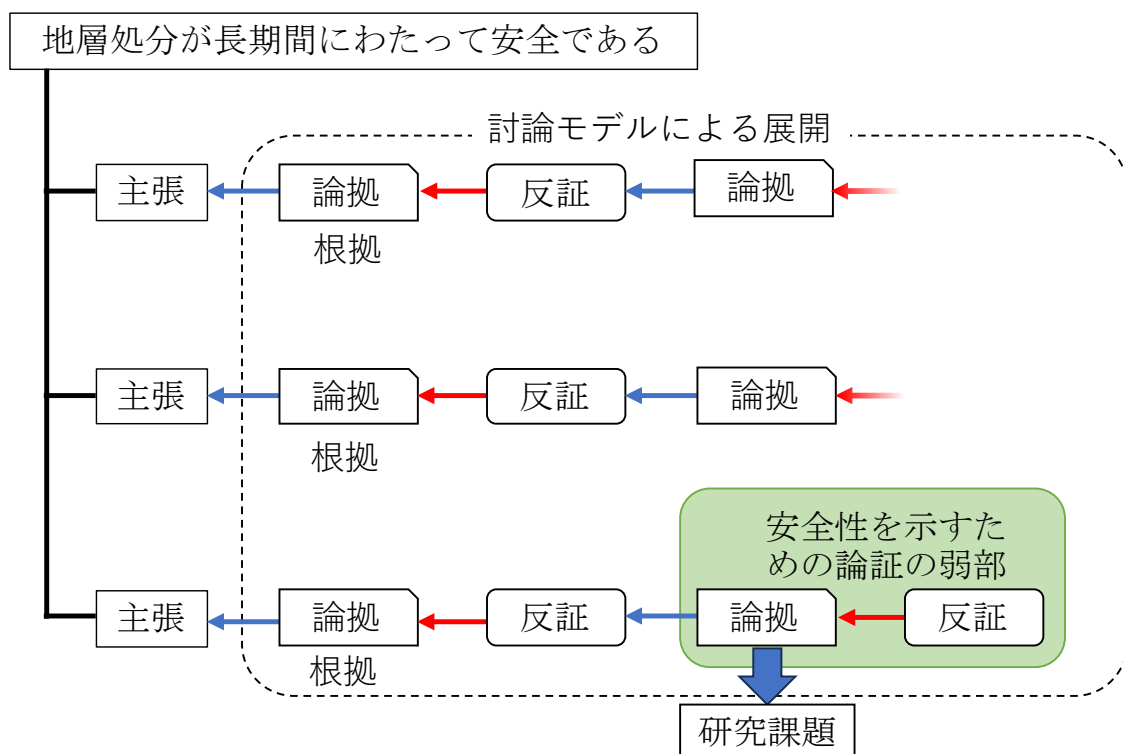


図 4.3-1 閉鎖後長期安全性に関する討論モデルのイメージ

(1) 長期安全性の論証の全体構造の整理

直接処分第 1 次取りまとめおよびそれ以降の原子力機構における直接処分の安全評価の調査研究は、わが国において先行して研究が進められてきたガラス固化体や TRU 廃棄物の地層処分の安全評価研究では扱われていない直接処分に特有な現象や、ガラス固化体や TRU 廃棄物の地層処分でも生じる現象であるものの、直接処分の安全評価ではより大きな影響となり得る現象等に絞って検討が進められてきた。本節の直接処分システム全体の安全性に関する検討においても、これらを対象として検討を進めるのが効率的である。

このため、本項では、まず直接処分第 1 次取りまとめおよび諸外国の直接処分に関する安全評価の事例をレビューし、ガラス固化体や TRU 廃棄物の地層処分との違いに着目しつつ、直接処分の安全評価で注目すべき使用済燃料の特徴を整理した。次に、それらの特徴の整理結果に基づき、わが国で直接処分の安全性を示すための論証の全体構造を試作するとともに、これに基づき、安全性を示すための討論モデルにおける「主張」を抽出した。これらの成果を以下の順で示す。

- 1) 処分後の長期的安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴の整理
- 2) 長期的安全性の論証の全体構造の整理

1) 処分後の長期的安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴の整理

直接処分第 1 次取りまとめおよび諸外国の直接処分に関する安全評価の事例をレビューし、直接処分の長期安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴を以下に示す 5 つの項目に分類したうえで、主にガラス固化体との違いに着目して整理した。整理結果を図 4.3-2 に示す。

- ・ 放射線学的特徴
- ・ 熱的特徴
- ・ 形状や力学に関する特徴
- ・ 物質移動に関する特徴
- ・ 化学的特徴

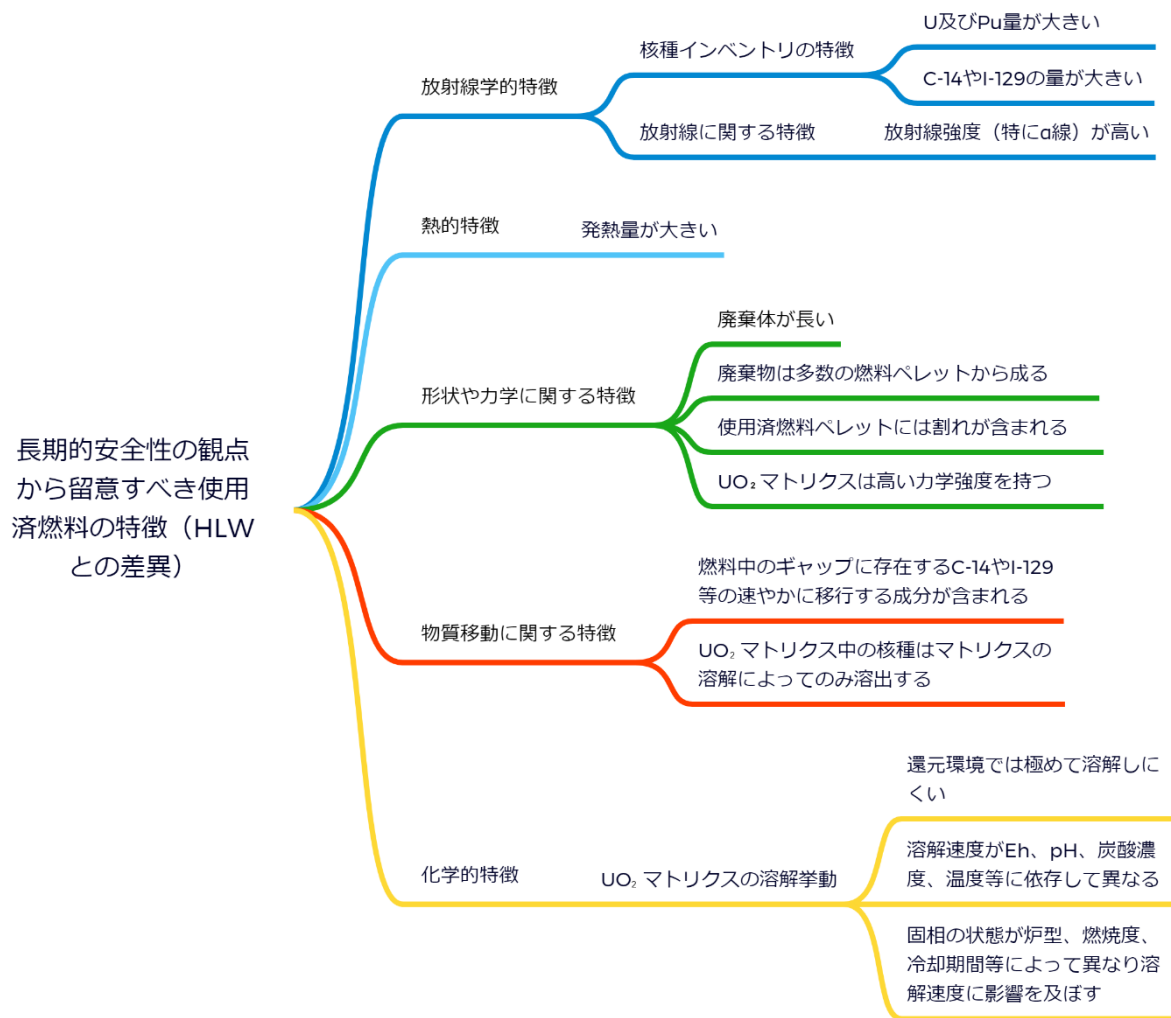


図 4.3-2 処分後の長期的安全性の観点から留意すべき使用済燃料の特徴の整理例

① 放射線学的特徴

放射線学的特徴として、核種インベントリと放射線強度に関する特徴を以下に整理した。

核種インベントリについては、ガラス固化体と比べると U および Pu の量が多いことが特徴的である。これによる影響として、例えば、半減期が極めて長い U-238 の系列核種（Ra-226、Rn-222 等）による潜在的有害度がガラス固化体と比べて長期にわたって高いことで隆起・侵食による処分場の地表接近・露出等による安全性への影響がガラス固化体と比べて大きい可能性（原子力機構，2015a；SKB，2022）や、人間侵入や天然事象によって生じる直接的な影響がガラス固化体と比べて大きい可能性（原子力機構，2015a）等が指摘されている。また、処分容器内で再臨界が起こらないように処分容器への使用済燃料集合体の収容体数を制限する必要性（原子力機構，2015a；原子力機構，2018b）や、岩盤での移行途中で酸化還元フロント等の化学的境界において収着や沈殿により U や Pu 等の核分裂性核種が濃集し（吉田ほか，2003）、臨界に至る可能性（NDA，2016）も指摘されている。また、TRU 廃棄物と同様に、可溶性かつ非収着性であり、燃料ペレットあるいは燃料被覆管から瞬時放出するとされている C-14 および I-129 等の量が多いことも特徴的である。

放射線に関する特徴としては、ガラス固化体と比べて放射線強度が高く、特に、 α 線の強度が高いことが挙げられる。使用済燃料の直接処分では、処分容器の開口後に容器内に浸入する水の α 線による放射線分解によって酸化剤の生成が予想され、これにより燃料マトリックスの溶解が促進する可能性がある（原子力機構，2015a；SKB，2022；Posiva，2012；NAGRA，2002；ANDRA，2005）。

② 熱的特徴

4.2 節で示したように、使用済燃料はガラス固化体と比べて発熱量が大きく、さらに、使用済燃料の種類に応じて発熱量が異なることが特徴的である。原子力機構（2015a）やSKB（2022）では、温度上昇により緩衝材等の人工バリアの変質あるいは燃料マトリックスの溶解が促進する可能性があるものの、使用済燃料の処分前の冷却期間および適切な廃棄体定置間隔を確保することで回避可能と考えられている。英国の事例では燃焼度が異なり発熱量の異なる使用済燃料を適宜ブレンドすることによって坑道の各区画での発熱量を平坦化することにより中間貯蔵における冷却期間を短縮できると考えられている（OECD/NEA，2006）。

③ 形状や力学に関する特徴

使用済燃料集合体はガラス固化体より長い場合、ガラス固化体と比較して岩盤中の透水性の割れと緩衝材が交叉する確率が高い可能性がある。このため、これらの割れ目が核種移行経路となる可能性があると考えられ（原子力機構，2018a）、亀裂性岩盤における核種移行解析とそれに基づく安全評価においては、この影響を考慮することが必要となる可能性がある。

④ 物質移動に関する特徴

使用済燃料に含まれる放射性核種のうち、燃料マトリックス中に存在する核種はマトリックスの溶解によって調和的に長期間にわたって溶出すると考えられる。処分場環境で予想される化学条件（還元性かつ中性から弱アルカリ性の間隙水）では燃料マトリックスの溶解速度は極めて小さい（ 10^{-7} y^{-1} 程度でありガラス固化体より2桁以上小さい）ため、国内外の既往の安全評価事例における、燃料マトリックスから溶出する核種の地下水シナリオでの影響は小さい可能性がある（原子力機構，2015a）。

また、①で示した C-14 や I-129 を含む、燃料ペレットあるいは燃料被覆管から瞬時放出する核種（例えば、C，Cl，Se，I，Cs 等）は、処分容器の閉じ込め性能が失われ地下水と接触すると速やかに放出されると想定される。このうち C-14 については、処分容器が数万年以上の寿命を有する場合では、処分容器内部での減衰が期待できるものの（原子力機構，2015a；SKB，2022）、半減期の極めて長い I-129 では処分容器内部での減衰は殆ど期待できない。I-129 については、処分容器の開口時期のばらつきによって廃棄体からの移行時期が分散してピーク移行率が鈍化する可能性があり（SKB，2011）、この効果の検証が必要となり得る。また、不均質な岩盤中の移行で生ずる分散や生活圏における希釈等による線量低減効果を過度な保守性によらずに現実的に把握することが必要となる可能性がある。これに対する諸外国の先行研究の事例として、例えば、SR-Site のバルト海の陸化による小規模な湖沼群の発生で希釈水量が著しく低下するリスクについて、現実的な地形と岩盤中の亀裂の不均

質性を考慮した核種移行解析等を通じて、リスクを低減する試みが行われている（SKB, 2011）。

⑤ 化学的特徴

④で示したように、使用済燃料では燃料マトリクス中の核種はマトリクス溶解と調和的に溶出するとされ、処分場環境では還元性かつ中性から弱アルカリ性の間隙水であるため燃料マトリクスの溶解速度は 10^{-7} y^{-1} 程度であり、ガラス固化体と比べて 2 桁以上小さい（原子力機構, 2015a）。このため、マトリクスから溶出する核種の地下水シナリオでの影響は十分小さいと考えられる。他方、地下水中の炭酸の影響や処分場への酸化性地下水の浸入等の外的要因によって溶解速度が変化する可能性が指摘されており（原子力機構, 2016; Kitamura and Akahori, 2017）、これらの影響の取り扱いが重要である。

2) 長期的安全性の論証の全体構造の整理

はじめに、前項 1) に示した国内外におけるこれまでの直接処分の安全評価で注目すべき使用済燃料の特徴の整理結果を踏まえて、わが国で直接処分の安全性を示すための論証の全体構造を試作した。結果を図 4.3-3 に示す。

論証のトップは「わが国の使用済燃料を直接処分する場合について、処分後の長期的な安全性を確保できる見通しがある」とした。安全性の論証には、まずそれを脅かすリスクが明らかにされることとともに、具体的な対策ができるリスクについては効果の検証を行いつつ、核種移行解析等により安全評価を行い、安全性を定量的に示す必要がある。このため、トップに続く論理構造の二段目には、「使用済燃料に起因する安全性を脅かすリスクに対する対策が具体化され、かつ、その対策の効果の確認等により処分後の長期安全性が定量的に評価されている」を設定した。また、その下の三段目以下の構造について、前項 1) の①で示した核種インベントリの安全評価上の特徴である、可溶性／非吸着性／瞬時放出成分が含まれる C-14 や I-129 によるリスクと、U および Pu によるリスクに着目して、図 4.3-3 に示すように、これらの各々について論証の構造を具体化した。

C-14 や I-129 によるリスクについては、使用済燃料から放出したのちに地下水とともに岩盤中を移行するリスクを想定した。

U および Pu によるリスクについては、上記と同様に、地下水により移行するリスクに加えて、核分裂性の U および Pu によって再臨界が起こるリスクと、前項 1) の①で示したように、U-238 の系列核種等による潜在的有害度が長期に渡りガラス固化体と比べて高いことから隆起・侵食による処分場の地表露出や人間侵入による直接的影響を及ぼすリスクを考えた。また、さらにこれらを以下のように細分化した。

地下水により移行するリスクについては、前項 1) の①で示した、 α 線による水の放射線分解によって生成した酸化剤により燃料マトリクスの溶解が促進するリスク、②で示した温度上昇による燃料マトリクス溶解促進のリスクおよび⑤で示した地下水中の炭酸による溶解促進のリスクを考えた。臨界のリスクについては、前項 1) の①で示したように、処分容器内部での臨界のリスクと、処分容器外部での核分裂性 U や Pu の濃集による臨界のリスクを考えた。また、直接的影響に関するリスクとしては、隆起・侵食による処分場が地表に接近する

ことによるリスクと人間侵入が可能となるリスクおよび火山・断層活動等の稀頻度事象のリスクを考えた。

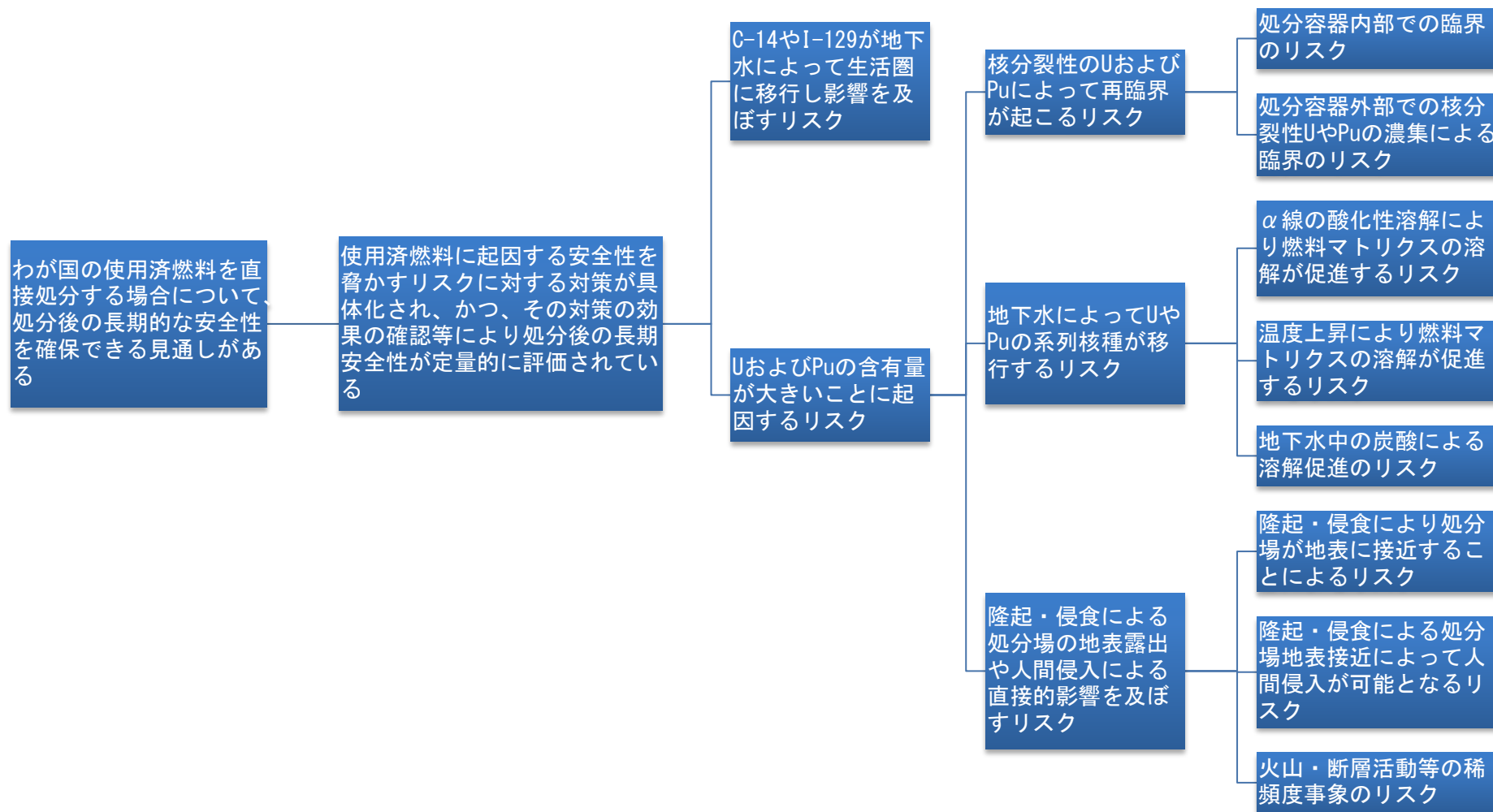


図 4.3-3 直接処分の安全性を示すための論証の全体構造の整理例

次に、図 4.3-3 で示した、直接処分の安全性を示すための論証の全体構造において細分化されたリスクに着目して、「これらのリスクが小さい」ことを図 4.3-1 で示した討論モデルの「主張」の候補として、これらを前項 1) で整理した使用済燃料の特徴と対応させて整理した。整理結果を表 4.3-1 に示す。この表では、各々の「主張」に関連し得る、わが国の地表／地質環境の特徴も併せて整理した。なお、No.2 については、図 4.3-3 では U、Pu およびそれらの系列核種のみ言及しているものの、それらを含め、燃料マトリクスと調和溶解すると考えられる核種については、一纏めにして考えるのが好ましいと考えられることから、表 4.3-1 では、燃料マトリクスと調和溶解すると考えられる核種全てを対象とした。

表 4.3-1 長期的安全性の論証構造から抽出された討論モデルの「主張」の候補の整理例

No.	討論モデルの「主張」の候補	使用済燃料の特徴	地表／地質環境の特徴
1	C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい	・ C-14 や I-129 の一部は瞬時放出する	・ 岩盤の割れ目等の不均質性 ・ 複雑な地形に応じた水系の分布等
2	燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい	・ 燃料マトリクス中に存在する核種は、燃料マトリクスの溶解に伴って地下水中に溶出する ・ ガラス固化体と比べて α 線強度が高い	・ 地下水中の炭酸濃度が諸外国と比べて高い
3	処分容器内部での臨界あるいは岩盤等での核分裂性核種の移行途中での濃集により臨界が起こるリスクは低く、生じたとしても影響は小さい	・ ガラス固化体と比べて核分裂性の U および Pu の含有量が高い	・ 酸化帯付近では酸化還元フロント等の化学的境界が存在
4	隆起・侵食による処分場の地表接近によるリスクでは、過度に大きい影響は生じない	・ U-238 の系列核種の潜在的有害度がガラス固化体より高く、長期間継続する	・ 隆起・侵食による地表への処分場の接近
5	隆起・侵食による処分場地表接近によって人間侵入が可能となるリスクでは、過度に大きい影響は生じない	・ U-238 の系列核種の潜在的有害度がガラス固化体より高く、長期間継続する	・ 隆起・侵食による地表への処分場の接近
6	火山・火成活動、断層活動等が処分場に直接作用することによるリスクでは、過度に大きい影響は生じない	・ U-238 の系列核種の潜在的有害度がガラス固化体より高く、長期間継続する	・ 火山・火成活動、断層活動等が処分場周辺で生起する可能性の低さ

表 4.3-1 に整理された討論モデルの「主張」の 6 つの候補について、わが国の直接処分特有の問題であるかや、処分後において当該リスクが顕在化する可能性の高さおよび直接処分システム全体の安全性への影響の大きさ等の観点から、これらの「主張」を裏付ける論拠等の整備を進める優先度を検討した。

No.1 については、TRU 廃棄物の地層処分においても問題となり得るものの、直接処分第 1 次取りまとめでの安全評価における基本シナリオの一部に該当し、安全評価上の経路として最も重要なシナリオの一つと考えられること、さらに、直接処分第 1 次取りまとめでの核種移行解析の結果から総線量への寄与が大きい核種であること等から、優先度が高いと考えら

れる。また、No. 2 についても、No. 1 と同様に基本シナリオの一部に該当することや、ガラス固化体や TRU 廃棄物では顕在化し得ないリスクであり、使用済燃料直接処分に特有の問題と言えることから優先度が高いと考えられた。

他方、No. 3 のうち処分容器内部での臨界のリスクについては、2 章で示したように、現実的な材料の状態や配置の変化を考慮したモデルによる評価手法の検討が進められていることから、本章では検討の対象から除外する。また、移行途中での核分裂性核種の濃集による臨界の可能性については、ガラス固化体や TRU 廃棄物の地層処分ではリスクが顕在する可能性は低く（核燃料サイクル開発機構，1999：安ほか，1998）、直接処分特有の問題であるものの、諸外国の先行研究において濃集による再臨界の可能性が低いことが示されており（NDA，2016）、検討の優先度は低いと考えられる。また、No. 4～6 については、U-238 の系列核種の潜在的有害度が高いため、ガラス固化体の処分より安全評価上の影響が大きい可能性はあるものの、No. 2 のような直接処分特有の問題ではないため、No. 2 より優先度は低いと考えられる。

このため本章においては、表 4.3-1 の No. 1 と No. 2 を対象として長期安全性の論証の弱部を具体化するためのケーススタディを行い、その結果も踏まえて、討論モデルを例示するとともに、論証の弱部に該当するポイントを今後取り組むべき課題の候補として整理した。これらの取り組みの成果を次項以降で示す。

(2) 論証の弱部の具体化のためのケーススタディ

1) C-14 や I-129 の移行によるリスクに関連するケーススタディ

可溶性／非収着性で瞬時放出成分を含む C-14 と I-129 の影響に関する表 4.3-1 の No. 1 のリスクに着目して、不均質な岩盤中の移行で生ずる時間的分散および生活圏における希釈による効果を把握するためのケーススタディとして、三次元的な不均質場での核種移行解析の結果を近似した一次元マルチチャンネルモデルによる核種移行解析を行った。核種移行解析には、汎用シミュレーションソフトウェア GoldSim (GoldSim Technology Group LLC, 2018) を用いた。

① 前提条件

廃棄体としては、直接処分第 1 次取りまとめの安全評価と同様に、PWR 使用済燃料（燃焼度 45 GWd t^{-1} 、初期濃縮度 $4.5 \text{ wt}\%$ ）を 2 体収容した処分容器とした。緩衝材などの人工バリアの仕様についても直接処分第 1 次取りまとめと同様とした。廃棄体の総数についても直接処分第 1 次取りまとめと同様に 34,677 体とした。廃棄体の定置方式は直接処分第 1 次取りまとめの安全評価解析と同様に横置きとした。対象核種については直接処分第 1 次取りまとめと同様とした。

地質環境条件については、NUMO-SC で対象とされている三種類の岩盤（深成岩類、新第三紀堆積岩類、先新第三紀堆積岩類）のうち深成岩類を対象とした。

② 解析ケース

深成岩類を対象とする、複数の一次元平行平板モデルを重ね合わせたマルチチャンネルモデルによる一次元核種移行解析（原子力発電環境整備機構，2021）により、上記に示した、不均質な岩盤での移行で生ずる時間的分散を考慮した。また、生活圏における希釈については、直接処分第 1 次取りまとめと同様に河川水を GBI として、全国一級河川の年間流量の対数平均値である $10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と、保守的な値（全国一級河川の年間流量の大きい方からの累積分布が 96%となる値）である $10^8 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ を対象とした。

上記に基づき設定された解析ケースを表 4.3-2 に示す。

表 4.3-2 C-14 と I-129 の安全評価への影響に関する試行的解析の解析ケース

解析ケース名称	岩盤	生活圏
解析ケース 1-1	深成岩類を対象とするマルチチャンネルモデルによる一次元核種移行解析により時間的分散を考慮	河川水を GBI として、全国一級河川の年間流量の対数平均値である $10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ を設定
解析ケース 1-2		河川水を GBI として、全国一級河川の年間流量の大きい方からの累積分布が 96%となる値である $10^8 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ を設定

③ 解析モデル

解析モデルの概念を図 4.3-4 に示す。NUMO-SC の深成岩類で対象とされている解析と同様に、6 つの処分区画（パネルスケールと呼ぶ）の各々に対する解析を行い、さらにそれらの結果を処分場スケールでの解析で集約して線量を評価するモデルとした。パネルスケールでは、人工バリアから母岩中での移行距離を 100 m とし、処分場スケールでは各パネルから直近の断層までの距離がパネルごとに異なる設定とした。各パネルから直近の断層までの距離の設定値については NUMO-SC から引用した。人工バリアの幾何形状については直接処分第 1 次取りまとめと同様とした。また、各パネルでの廃棄体の定置体数については、①に示した総数（34,677 体）を概ね均等に配分した。各パネルから断層までの移行距離と定置した廃棄体の体数をまとめて表 4.3-3 に示す。

パネルスケールの一次元核種移行解析では、直接処分第 1 次取りまとめの核種移行解析のモデルをベースとし、NUMO-SC での安全評価解析での、ガラス固化体を横置き定置する深成岩類のパターンの三次元粒子追跡解析で求めた母岩中の透水量係数分布を流用すること等により改良したモデルを用いた。

処分場スケールの一次元核種移行解析では、NUMO-SC の深成岩類を対象とする安全評価解析における岩盤中の透水量係数分布を流用して、6 つの処分区画からの核種移行率をインプットとして解析を行った。さらに、6 つの処分区画ごとに計算された処分場スケールからの核種移行率を合計し、線量の換算係数をかけ合わせることで線量を求めた。

表 4.3-3 処分区画ごとの廃棄体の体数と断層までの距離

	廃棄体の体数 [体]	断層までの距離 [m]
処分区画 1	5,780	0
処分区画 2	5,780	0
処分区画 3	5,780	360
処分区画 4	5,779	360
処分区画 5	5,779	0
処分区画 6	5,779	0

④ 解析条件

岩盤中の移行での時間的分散に関係する、母岩の動水勾配および岩盤の亀裂の透水量係数分布やマトリクス拡散係数等の亀裂パラメータについては、NUMO-SC の閉鎖後長期安全性の評価における基本ケースの解析条件の設定から、深成岩類低 Cl^- 濃度地下水の設定値を流用した。線量の換算係数は、表 4.3-2 の解析ケース 1-1 については NUMO-SC の安全評価解析の農作業従事者、淡水漁業従事者および海洋漁業従事者の値を流用し、解析ケース 1-2 の農作業従事者と淡水漁業従事者については解析ケース 1-1 の値の 10 倍とした。

その他の条件として、核種インベントリについては、直接処分第 1 次取りまとめの安全評価解析で対象とした PWR の UO_2 使用済燃料のデータを使用した。使用済燃料および燃料被覆管からの核種の溶出速度や瞬時放出率の設定値等の直接処分に特有なソースタームの設定については、直接処分第 1 次取りまとめでの設定値を流用した。また、溶解・沈殿については使用済燃料近傍の仮想的な領域のみで考慮し、NUMO-SC の閉鎖後長期安全性の評価における基本ケースの解析条件の設定から、深成岩類低 Cl^- 濃度地下水の溶解度の値を流用した。緩衝材における実効拡散係数や収着分配係数についても、同様に NUMO-SC の値を流用した。ただし、NUMO-SC の安全評価解析で対象とされていない核種の溶解度、緩衝材および岩盤における実効拡散係数、収着分配係数および線量換算係数については、直接処分第 1 次取りまとめの安全評価解析で用いた値を流用した。

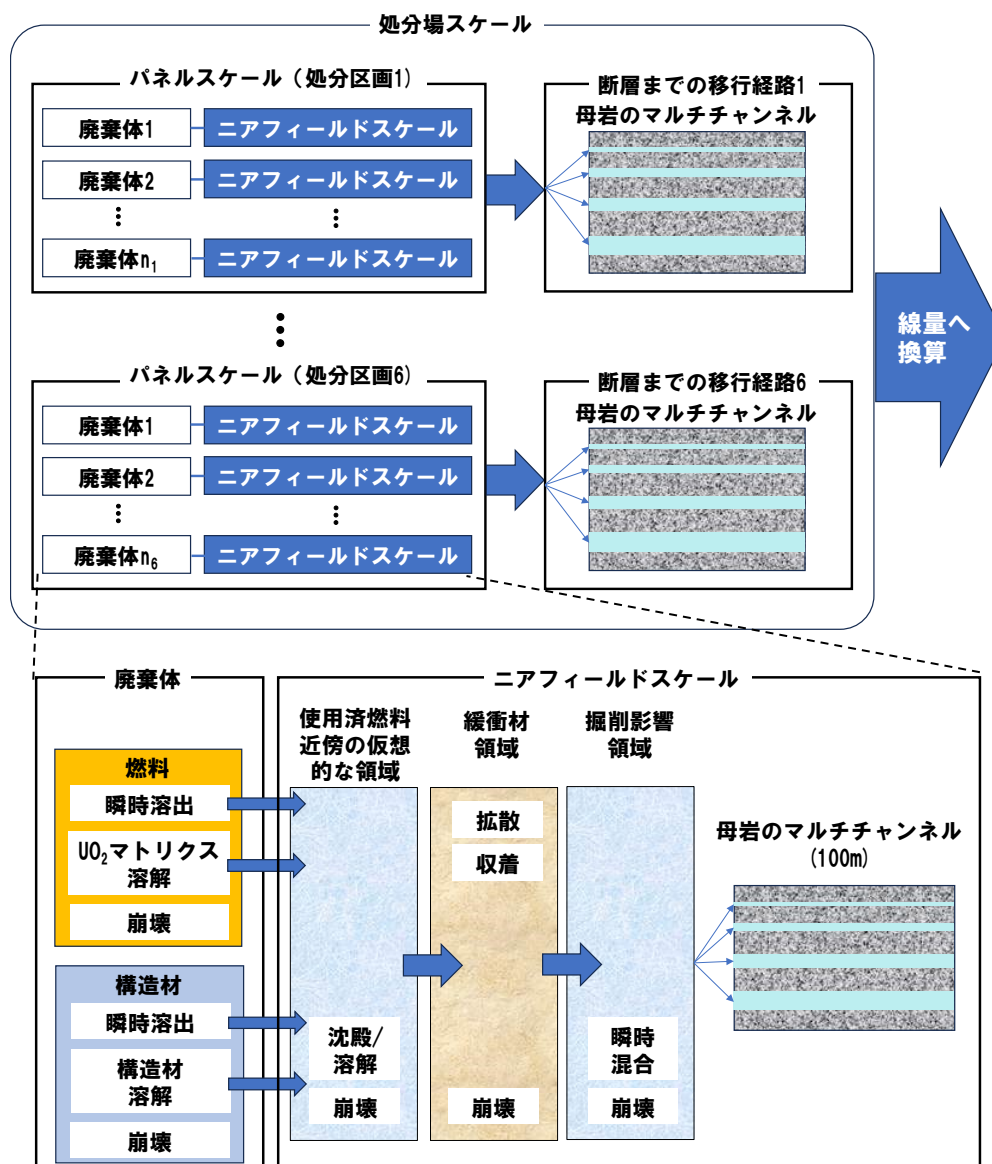


図 4.3-4 岩盤中の核種の時間的分散と河川の希釈による効果確認のための核種移行解析の概念

⑤ 解析結果

表 4.3-2 の解析ケース 1-1 および解析ケース 1-2 の解析結果の例として、線量の経時変化を図 4.3-5 と図 4.3-6 にそれぞれ示す。なお、④で示したように、生活圈評価では、被ばくを受ける個人として、農作業従事者、淡水漁業従事者、海洋漁業従事者を想定しており、それぞれの生活環境や様式、就業状況に応じた被ばく経路が設定されている。図 4.3-5 と図 4.3-6 では、これら従事者のうち、それぞれの解析ケースにおいて最も線量が高くなる海洋漁業従事者と淡水漁業従事者の線量の経時変化を示した。

解析ケース 1-1 (図 4.3-5) では、処分容器の閉じ込め機能が失われる 1,000 年後以降に C-14 や I-129 等の瞬時放出成分を含む核種のピークが急激に上昇して約 2,000 年後に約 $3 \mu\text{Sv y}^{-1}$ でピークとなり、その後低下する傾向を示した。河川の希釈水量を、全国一級河川の年間流量の大きい方からの累積分布が 96%となる値である 10^8 m^3 とする解析ケース 1-2

(図 4.3-6) においても線量は解析ケース 1-1 と同様の時間依存性を示し、ピーク値は約 $9 \mu\text{Sv y}^{-1}$ 程度となった。これらの線量は、直接処分第 1 次取りまとめの基本シナリオの線量評価での最大値より一桁高い程度である。

各解析ケースにおいて上記以外の従事者が受ける線量についても、上記と同様の時間依存性を示した。

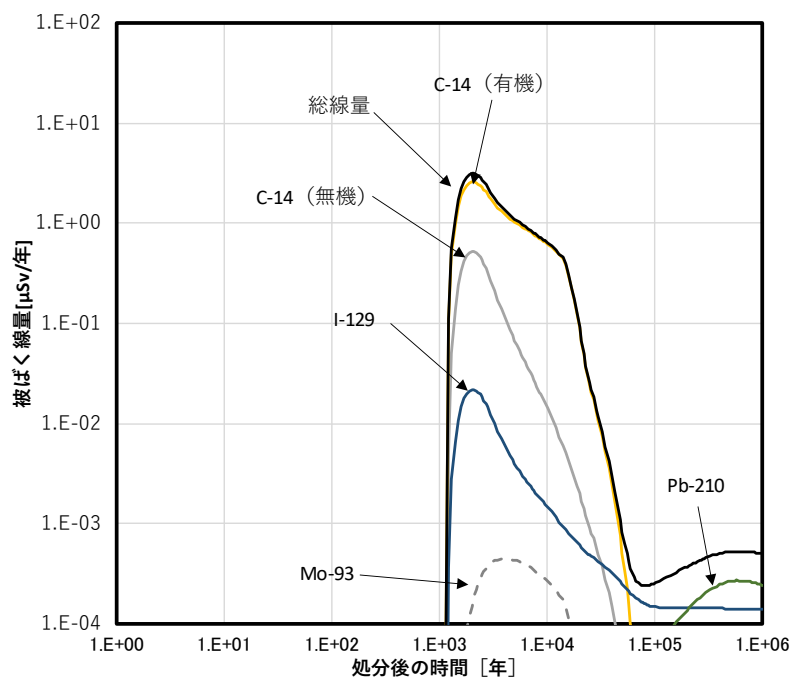


図 4.3-5 解析ケース 1-1 の線量評価結果（海洋漁業従事者の例）

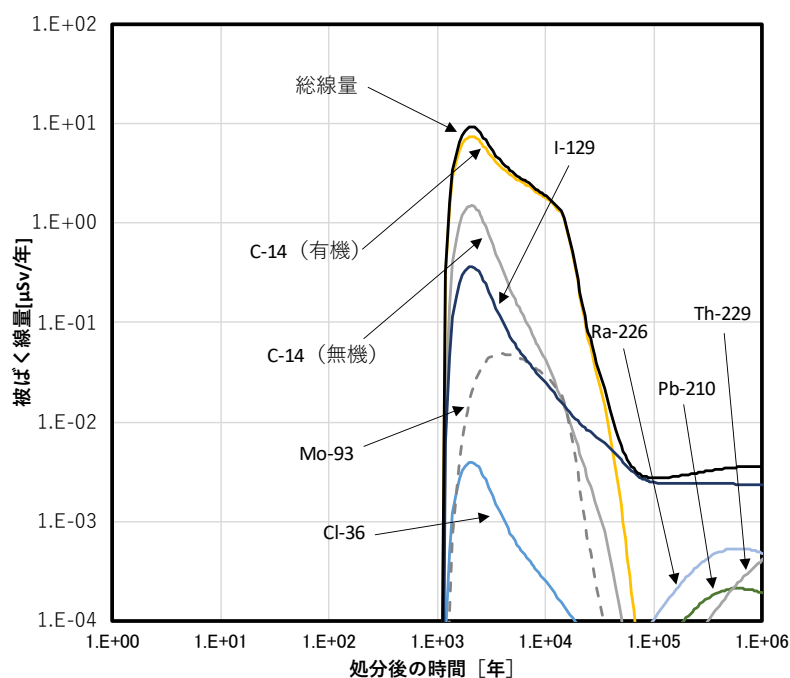


図 4.3-6 解析ケース 1-2 の線量評価結果（淡水漁業従事者の例）

これらの結果は、深成岩類を対象とする場合では、岩盤の不均質性による核種の時間的分散と河川を GBI とする場合の希釈による効果によって、わが国において、C-14 や I-129 などが地下水によって移行し影響を及ぼすリスクが問題とならない状況が幅広く存在し得ることを示唆する結果であると考えられる。

2) 燃料マトリクスと調和溶解する核種の移行によるリスクに関連するケーススタディ

表 4.3-1 の No.2 に示した討論モデルの「主張」である「燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」については、前項(1)の 1)の①で示したように、使用済燃料の α 線強度が高いことで燃料溶解が促進する可能性が考えられ、先行事業においてスイスの放射線影響評価モデル (Johnson and Smith, 2000) により燃料溶解速度の評価が行われている (原子力機構, 2015b)。

上記の評価では、直接処分第 1 次取りまとめで対象とされた PWR の UO_2 使用済燃料 (燃焼度 45 GWd t^{-1}) が対象とされているものの、わが国の多様な使用済燃料のうち、より α 線の強度が高い使用済燃料を考慮した評価は行われていない。

このため、先行事業で燃料溶解速度を求めた UO_2 使用済燃料と比較して α 線の強度が高い MOX 使用済燃料を対象に、先行事業と同様にスイスの放射線影響評価モデルを用いて溶解速度を導出するとともに、それをインプットとする安全評価解析を行って線量を評価し、先行事業で対象とした UO_2 使用済燃料の α 線による燃料溶解による影響と比較した。なお、核種移行解析は、1)と同様に汎用シミュレーションソフトウェア GoldSim を用いて行った。本項ではこの検討の成果を示す。

① 前提条件

UO_2 使用済燃料と MOX 使用済燃料のいずれについても、前項 1)と同様とした。

② 解析ケース

解析ケースを表 4.3-4 に示す。比較のため UO_2 使用済燃料についても解析を行った。

表 4.3-4 燃料マトリクスと調和溶解する核種の移行に関する試行的解析の解析ケース

解析ケース名称	対象とする使用済燃料	燃料溶解速度の解析	安全評価解析
解析ケース 2-1	UO_2 使用済燃料 ^{※1}	先行事業と同じスイスの放射線影響評価モデルにより評価を実施	1)と同様の一次元核種移行解析モデルによる評価を実施
解析ケース 2-2	MOX 使用済燃料 ^{※2}		

※1：先行事業 (原子力機構, 2015b) の放射線影響評価で対象とした UO_2 使用済燃料

※2：4.2 節 (1)で示した MOX 使用済燃料

③ 解析モデル

前項 1)と同様とした。

④ 解析条件

核種インベントリの設定では、解析ケース 2-1 については前項 1)と同様とし、解析ケース 2-2 については、2 章で示した PWR の MOX 使用済燃料のインベントリを用いた。設定した MOX 使用済燃料のインベントリを表 4.3-5 に示す。燃料溶解速度については、燃料の溶解速度が酸化性化学種（過酸化水素を想定）の生成速度と等しいと仮定して、G 値（0.01 molecules 100 eV^{-1} で計算）と燃料の α 線の熱出力（W tHM^{-1} ）および放射線分解を引き起こす燃料の割合（0.004 と仮定）の積で燃料溶解速度を導出するスイスの放射線影響評価モデル（原子力機構，2015b；Johnson and Smith, 2000）により計算し、その結果と直接処分第 1 次取りまとめの安全評価で設定した溶解速度 10^{-7} y^{-1} を足し合わせた値をインプットとして用いた。溶解速度の計算に必要な α 線の熱出力については、4.2 節の(1)と同様の燃焼計算により導出した。

生活圏での線量の換算係数としては、直接処分第 1 次取りまとめと同様に、 $10^9\text{ m}^3\text{ y}^{-1}$ の河川の希釈水量を考慮した値（表 4.3-2 の解析ケース 1-1）とした。それ以外の条件については、前項 1)と同様とした。

表 4.3-5 廃棄体 1 体あたりの MOX 使用済燃料のインベントリ [mol]
(処分後 1,000 年時点)

核種名	燃料	構造材	核種名	燃料	構造材
Cm-244	1.25E-17	1.21E-26	Pa-231	7.36E-06	3.79E-13
Pu-240	1.07E+02	3.24E-07	Ac-227	4.70E-09	2.44E-16
U-236	1.32E+01	1.98E-07	C-14(有機)	0.00E+00	1.55E-02
Th-232	2.19E-04	5.56E-12	C-14(無機)	0.00E+00	0.00E+00
Ra-228	8.96E-14	2.65E-21	Cl-36	0.00E+00	2.93E-07
Th-228	6.12E-12	2.10E-19	Co-60	0.00E+00	0.00E+00
Cm-245	3.53E-01	7.64E-10	Ni-59	0.00E+00	9.95E-01
Pu-241	5.95E-04	1.30E-12	Ni-63	0.00E+00	6.47E-05
Am-241	1.30E+01	6.09E-08	Se-79	6.11E-02	7.11E-10
Np-237	5.57E+01	2.90E-07	Sr-90	3.75E-11	3.10E-18
U-233	1.18E-02	6.56E-11	Zr-93	6.53E+00	4.93E-01
Th-229	1.95E-05	1.15E-13	Nb-93m	6.54E-05	4.17E-06
Cm-246	1.19E-02	6.08E-11	Nb-94	2.95E-05	2.41E-02
Pu-242	3.42E+01	1.32E-07	Mo-93	4.47E-10	6.81E-04
U-238	3.27E+03	1.76E-04	Tc-99	9.92E+00	7.40E-04
U-234	1.64E+01	2.91E-08	Pd-107	5.89E+00	1.07E-07
Th-230	4.25E-02	7.78E-11	Sn-126	2.84E-01	5.30E-09
Ra-226	1.61E-04	2.95E-13	I-129	2.04E+00	3.81E-08
Pb-210	2.09E-06	3.86E-15	Cs-135	9.70E+00	8.84E-08
Am-243	6.61E+00	2.71E-08	Cs-137	3.48E-10	7.69E-18
Pu-239	1.70E+02	1.06E-06	Sm-151	2.56E-05	9.02E-13
U-235	9.57E+00	3.70E-07			

⑤ 解析結果

燃料溶解速度の解析結果を図 4.3-7 に示す。いずれの解析ケースでも溶解速度は α 核種の崩壊に伴い時間とともに減少した。UO₂ 使用済燃料の溶解速度については、先行事業の解析結果（原子力機構，2015b）と一致した。また、解析ケース 2-2 の MOX 使用済燃料の溶解速

度は、解析ケース 2-1 の UO_2 使用済燃料と比較して概ね一桁高い値を示した。

これらの溶解速度の解析結果を反映して安全評価解析を行った解析ケース 2-1 と解析ケース 2-2 の農作業従事者の線量換算係数による評価結果を図 4.3-8 および図 4.3-9 にそれぞれ示す。

解析ケース 2-2 では、解析ケース 2-1 と比較して燃料マトリクスと調和溶解する核種の総線量に対する寄与は増加し、例えば Ra-226 については一桁程度増加する結果となった。これは、MOX 使用済燃料の方が UO_2 使用済燃料と比較して α 線による酸化性溶解の効果が大きいためと考えられる。ただし、線量のピークは前項 1) の解析と同様に、処分後 2,000 年頃に現れ、最大線量は UO_2 使用済燃料の解析ケース 2-1 と同程度であった。また、淡水漁業従事者と海洋漁業従事者を想定した線量換算係数を使用する場合についても上記と同様の時間依存性を示した。線量のピーク値は、海洋漁業従事者のケースで最大（約 $1 \mu\text{Sv y}^{-1}$ ）となり、直接処分第 1 次取りまとめの基本シナリオの線量評価での最大値と同程度であった。

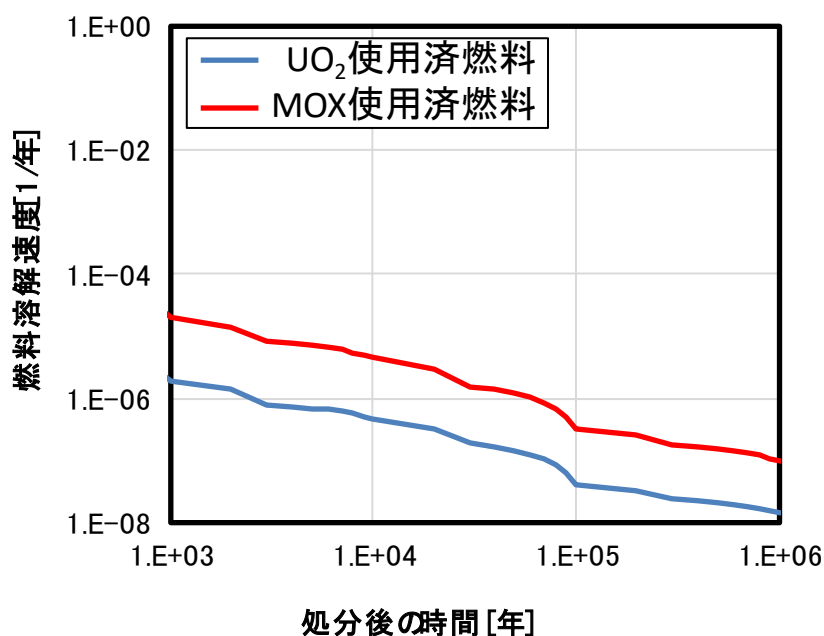


図 4.3-7 スイスの放射線影響評価モデルによる燃料溶解速度の解析結果

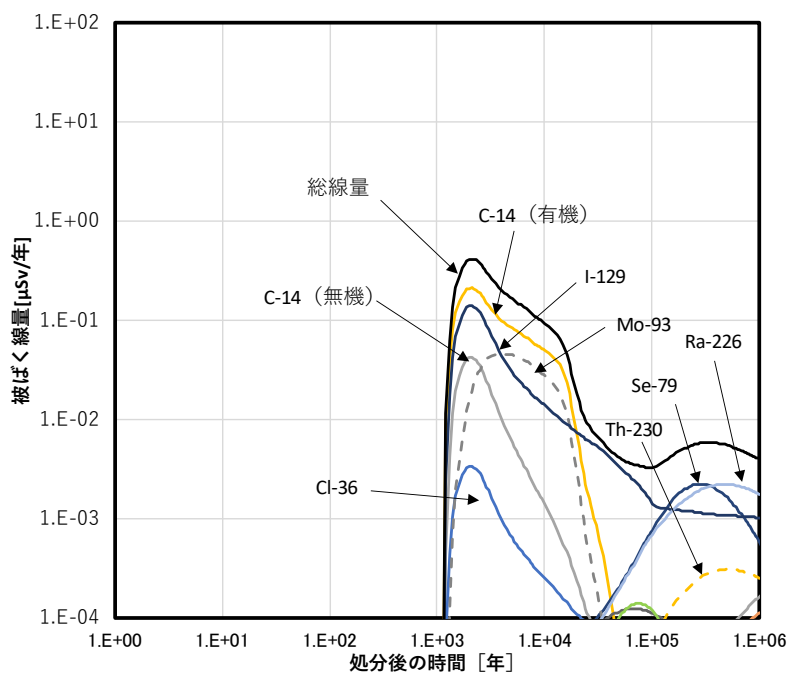


図 4.3-8 解析ケース 2-1 の線量評価結果 (UO₂ 使用済燃料、農作業従事者の例)

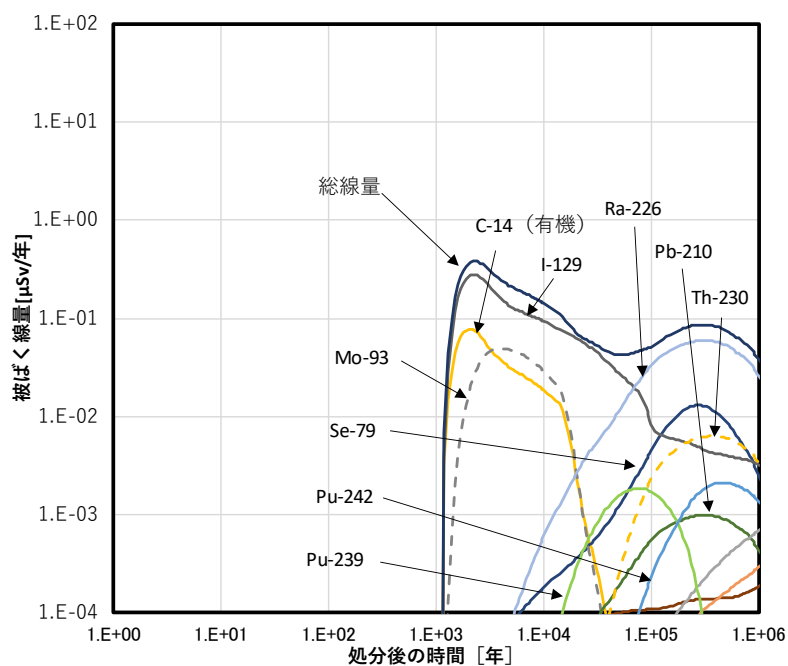


図 4.3-9 解析ケース 2-2 の線量評価結果の例 (MOX 使用済燃料、農作業従事者の例)

本項の解析で対象とした MOX 使用済燃料は、わが国で想定される使用済燃料でもかなり α 線の強度が高い部類に該当すると考えられることから、上記の結果は、わが国における幅広い多様な使用済燃料の種類を考慮しても、 α 線による燃料の酸化性溶解が線量評価に及ぼす影響が大きなものではないことを示唆する結果であると考えられる。

(3) 長期安全性の論証に向けた課題と解決に向けたアプローチの候補の整理

(1)項の表 4.3-1 に示した、わが国の使用済燃料直接処分に対する処分後の長期的な安全性を論証するための討論モデルの「主張」の候補のうち、No.1 の「C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」と No.2 の「燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」のそれぞれについて、(2)項のケーススタディの結果で得られた定量的な情報も反映しつつ、4.3 節の冒頭で示した考え方に基づく討論モデルを試作した。さらに、これらの討論モデルの整理結果から論証の弱部に該当するポイントを今後取り組むべき課題の候補として抽出し、それらの解決に向けたアプローチ等とともに整理した。なお、4.3 節の冒頭で示したように、これらの取り組みにおいては 4.2 節で対象とした使用済燃料と処分システムを念頭に検討を進めた。これらの検討の成果を以下の順に示す。

- 1) C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル
- 2) 燃料マトリクスと調和溶解する核種が移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル
- 3) 長期安全性の論証に向けたアプローチの候補のまとめ

1) C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル

試作した討論モデルを図 4.3-10 に示す。「C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」という「主張」に対する論拠として、(2)項に示した「解析ケース 1-1」（河川の流量を $10^9 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$ とした解析ケース）を考え（論拠①とする）、この論拠①に対する批判として以下の 2 つを考えた。

- 批判 1：解析で想定されている河川流量 $10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ は一級河川の対数平均であり、これを下回る規模の河川が多く存在する。これらの河川では十分な希釈効果が得られない可能性がある。
- 批判 2：解析で対象とした深成岩類は一例であり、わが国の岩盤の呈する特性の幅を網羅するものではない。このため、上記の主張が成立しないサイトが存在する可能性がある

これらの批判に対する論証の検討結果を以下に示す。

i) 批判 1 に対する論証

反証となる論拠として(2)項の「解析ケース 1-2」（河川の流量を $10^8 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$ とした解析ケース）が該当すると考えられる（論拠②とする）。さらに、論拠②に対する批判としては、以下を考えた。

- 批判 1-1：処分場下流側に位置する透水性の断層に沿って地下水が上昇する場合、断層露頭等での湧水には高い濃度の C-14 や I-129 が含まれる可能性がある。
- 批判 1-2：内陸の丘陵や沿岸部などでは支流等の小規模の河川が GBI となる可能性が

あり、この場合には十分な希釈効果が得られず安全基準を満足できない可能性がある。

批判 1-1 については、深部流体が断層露頭などで露出する事例はあるものの（田中ほか、2013）、地表まで到達している活断層であり、サイト選定に際して活断層から十分な離隔を担保することが定められていることから（地層処分技術 WG, 2017）、地表への核種移行の短絡経路とはならないと考えられる。他方、批判 1-2 については、以下の反証が考えられる。

- a. 銅製処分容器が C-14 の減衰に十分な閉じ込め期間を担保するとともに、開口時期のばらつきによって I-129 のピーク移行率が鈍化し十分に低減されることが示されている。
- b. 内陸の丘陵や沿岸部の支流等の小規模の河川では利水や土地利用の種類も限られ希釈水量が低下してもそれと反比例して被ばく線量が上昇するわけではない。
- c. C-14 や I-129 の移行における時間・空間的分散をより現実的に評価することにより安全基準を満足できる可能性がある。

これらに対する今後の研究アプローチの候補を以下に示す。

a. については、先行事業で純銅等の耐食性材料を用いた長寿命容器のわが国の地質環境への適用性等に関する実験的検討が行われている（原子力機構, 2023a）。その結果、わが国において純銅製の処分容器に処分後 5 万年程度まで閉じ込め性能が期待できる硫化物濃度条件が存在し得ることが示されており、批判 1-2 に対する反証の論拠の一つとなり得ると考えられる。上記の検討では、腐食の進展や抑制のメカニズムをより深く理解することで短期試験の結果を長期挙動の評価に活用することの妥当性を示す知見を拡充すること等が課題とされており、これらについて今後も研究を進めることが重要と考えられる。

処分容器の閉じ込め機能が失われる時期のばらつきにより I-129 等の長半減期の核種の移行率のピークが低減する効果については、SKB での検討の事例が報告されており（SKB, 2011）、参考となる可能性がある。SKB の事例では、銅の腐食速度が、地下水によって供給される硫化物フラックスに比例すると仮定して、亀裂ネットワークから人工バリアに地下水が供給される場合の銅製処分容器の腐食速度を計算することにより、腐食速度のばらつきに起因する処分容器の開口時期の時間的分散の程度等が評価されている。今後、わが国の地質環境条件や廃棄体の条件に対する適用性等の検討が重要となり得る。

b. については、河川の希釈水量以外の要因も考慮し、小規模の支流や沢、湖沼等の利水状況や土地利用状況の変化に基づく被ばく経路を想定した生活圈モデルを構築して、C-14 や I-129 による影響の評価解析を行うことが今後必要となる可能性がある。このような生活圈モデルはサイトスペシフィックな要素を多く含むと考えられる。

c. については、前項(2)のケーススタディで考慮していない、線量を低減し得る状況として、例えば、処分場の各パネルから断層までの距離のばらつきを考慮することが考えられる。(2)項の核種移行解析（表 4.3-3）より断層までの距離が長いことも考えられ、線量に対する断層までの距離の感度特性の把握が必要となる可能性がある。さらに、複数の処分パネルから移行する核種がそれぞれ異なる断層等の経路を通り、異なる GBI に至ることにより空間的な分散が生ずる可能性の有無や程度等を検証すること等も考えられる。このためには、現実

的な地形とそれに応じた河川等の分布および透水性の断層の分布を想定したサイトスケールの三次元水理地質構造モデルを作成して、複数の処分パネルを配置した処分場サイトやさらに広域のスケールを対象とする三次元核種移行解析を行うことが必要と考えられる。これにより、各々のパネルから移行する核種が異なる断層等の経路を通り、異なる GBI に至ることで空間的分散が期待できる地質環境等の条件の有無や範囲等を把握できることが期待される。

ii) 批判 2 に対する論証

批判 2 については、深成岩類以外の岩盤を対象として、不均質な岩盤中の移行による時間的分散効果および生活圏における希釈効果により、C-14 や I-129 の線量が十分低減できることを反証として示す必要があると考えられる。このため、今後、(2) 項で示した核種移行解析を新第三紀堆積岩類および先新第三紀堆積岩類を対象として行うことにより、これら岩盤での時間的分散による線量の低減効果を確認することが必要である。

また、(2) 項で示した深成岩類を対象とした核種移行解析では、岩盤中での時間的分散の効果を直接左右するパラメータである、亀裂頻度、透水量係数および岩盤マトリクス of 拡散係数等の亀裂パラメータについては代表的な値が想定されており、これらの値の不確実性が考慮されていない。このため、個々のパラメータについて現実的な範囲で感度解析を行うことにより、線量等への感度特性を把握するとともに、この結果に基づき、線量を増加させるパラメータの組合せを考慮してもめやす線量を下回るか等について検証が必要となる可能性がある。これらの解析についても、深成岩類のみならず新第三紀堆積岩類や先新第三紀堆積岩類も対象とすることが望ましい。

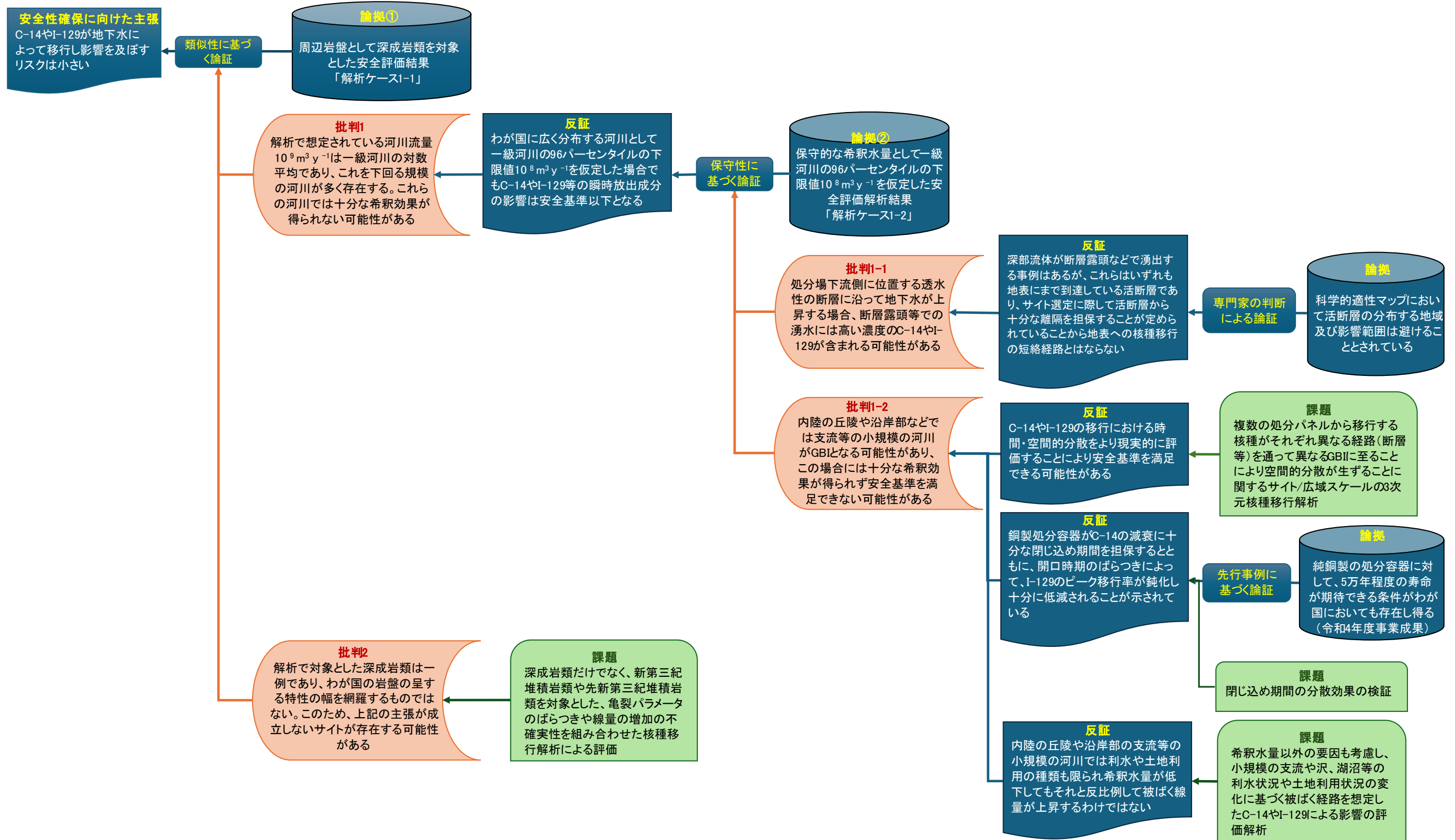


図 4.3-10 「C-14 や I-129 が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」 に対する討論モデルの例

2) 燃料マトリクスと調和溶解する核種が移行し影響を及ぼすリスクに関する討論モデル

試作した討論モデルを図 4.3-11 に示す。「燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクは小さい」という「主張」に対する論拠として、直接処分第 1 次取りまとめにおける安全評価解析を考え（「論拠①」とする）、「論拠①」に対する批判として以下の 3 つを考えた。

- 批判 1：間隙水の α 放射線分解に伴う酸化性溶解によって影響が増大する可能性がある。
- 批判 2：わが国では比較的地温が高いことや使用済燃料自身の発熱により、燃料マトリクスの溶解速度および核種の溶解度が高い場合には安全性が損なわれる可能性がある。
- 批判 3：わが国では地域によって炭酸濃度の高い地下水が分布しており U (VI) の炭酸錯体としての溶解による燃料マトリクス溶解速度および核種の溶解度の上昇等により安全性が損なわれる可能性がある。

これらの批判に対する論証の検討結果を以下に示す。

i) 批判 1 に対する論証

α 放射線分解によって生ずる酸化剤が、同時に生ずる H_2 が核分裂生成物として燃料に含まれる貴金属元素によって活性化され反応し消費されることで、燃料マトリクスの酸化性溶解が抑制されることが実験（例えば、Broczkoski et al. (2005)、図中の論拠②）および熱力学解析（例えば、Trummer and Jonsson(2010)、図中の論拠③）によって示されている。しかしながら、以下の批判を考えると、これらの論拠を示すのみでは批判 1 に対する論証として十分でない可能性がある。

- 批判 1-1：燃料マトリクスの酸化性溶解や H_2 等による抑制効果は複雑な反応であり不確実性が大きい。

批判 1-1 に対する反証の論拠として、(2) 項の「解析ケース 2-1」が該当する（論拠④とする）。解析ケース 2-1 では、 UO_2 使用済燃料を対象としてスイスの放射線影響評価モデルで溶解速度を求め、その結果に基づく安全評価解析が行われており、この影響が軽微なものであることを示唆する結果となっている。

この解析では、(2) 項で示したように PWR の UO_2 使用済燃料（燃焼度 45 GWd t^{-1} ）が対象であり、他の使用済燃料については考慮されていない。また、水の α 線による放射線分解により生成した酸化性化学種が燃料近傍に留まらず、人工バリア全体が酸化性条件となる場合には、燃料マトリクスの溶解速度に加えて、核種の溶解度の上昇や緩衝材の K_d の低下が起き、岩盤への核種放出が促進される可能性があると考えられる。これらを踏まえて、論拠④に対する批判として以下の二つを考えた。

- 批判 1-2：わが国で処分対象となる使用済燃料の多様性を考慮すると、 α 線強度の高い使用済燃料では安全基準が満足されない可能性がある。
- 批判 1-3：酸化剤が処分容器の外部に移行し人工バリア全体が酸化性条件となった場合、アクチニド等の溶解度の上昇等により安全基準が満足されない可能性がある。

批判 1-2 に対する反証の論拠としては、(2) 項の「解析ケース 2-2」が該当し（論拠⑤とする）、(2) 項で示したように、わが国における幅広い多様な使用済燃料の種類を考慮しても、 α 線による使用済燃料の酸化性溶解が線量評価に及ぼす影響は大きなものではないと考えられる。

批判 1-3 に対しては、先行事業における酸化還元フロントの進展解析の結果が反証の論拠（論拠⑥とする）となり得ると考えられる（原子力機構，2015b）。先行事業では、スイスの放射線影響評価モデルによる酸化還元フロントの進展解析が行われており、処分容器にピンホールが発生して破損する場合と円周方向に亀裂が発生して破損する場合が想定され、いずれの場合でも、酸化還元フロントは緩衝材の厚さである 0.7 m を超えない結果となっており、酸化還元フロントの進展により燃料溶解速度が促進される効果や溶解度が上昇する効果がモデルに反映されていない直接処分第 1 次取りまとめの安全評価解析の結果への影響はほぼ無いとされている。ただし、この論拠⑥については、計算で用いられている G 値 (0.01 eV^{-1}) の妥当性が担保されない可能性や、処分容器の別の破損モードを考える場合には、酸化還元フロントが論拠⑥の解析とは異なる進展挙動を示す可能性が否定できない等の批判（批判 1-4 および批判 1-5）が想定される。これらに対する研究アプローチの候補を以下に示す。

前者については、例えば、 α 線による水の放射線分解で生成する H_2O_2 の量を評価する試験が行われ、上記の G 値を超える値が報告されている事例があり（Johnson and Smith, 2000）、これらについて、酸化剤である H_2O_2 の拡散による散逸の有無や、 β 線あるいは γ 線の放射線分解により生成された H_2O_2 が含まれるか等について確認したうえで、上記の G 値の妥当性の再確認が必要となる可能性があると考えられる。

また後者については、処分容器開口部の形状によって酸化還元フロントの進展の程度や分布が異なることが既往の研究で示されている（Johnson and Smith, 2000）。他方、2 章で示したように、処分容器が自身の腐食膨張により生じる応力で変形・破壊することで臨界の起こりやすい材料配置に至るかを把握するための力学解析では処分容器内部の使用済燃料集合体の収容スペースの角部から処分容器の破断が起こる結果となっており（原子力機構，2022；2023a）、論拠⑥の解析で想定されている「ピンホール破損」や「円周方向に亀裂が発生して破損」とは破損する部位や形状が異なる。

このような異なる破損モードに対しても酸化性領域の広がりが限定的であり、岩盤への核種の溶出が促進される可能性が低いことを示すには、処分容器の形状や使用済燃料集合体の収容スペースの内部構造とその腐食の進展による強度の劣化を想定した力学解析を行い、現実的に想定される処分容器の破損モードのパターンを類型化するとともに、その結果に基づき、酸化還元フロントの進展解析を行うこと等が考えられる。さらに、このような解析的検討により、処分容器の破損の起こり方や部位等を左右する岩盤や腐食生成物の強度等の力学パラメータと、酸化性化学種の生成挙動を左右する G 値等の化学反応に関するパラメータの

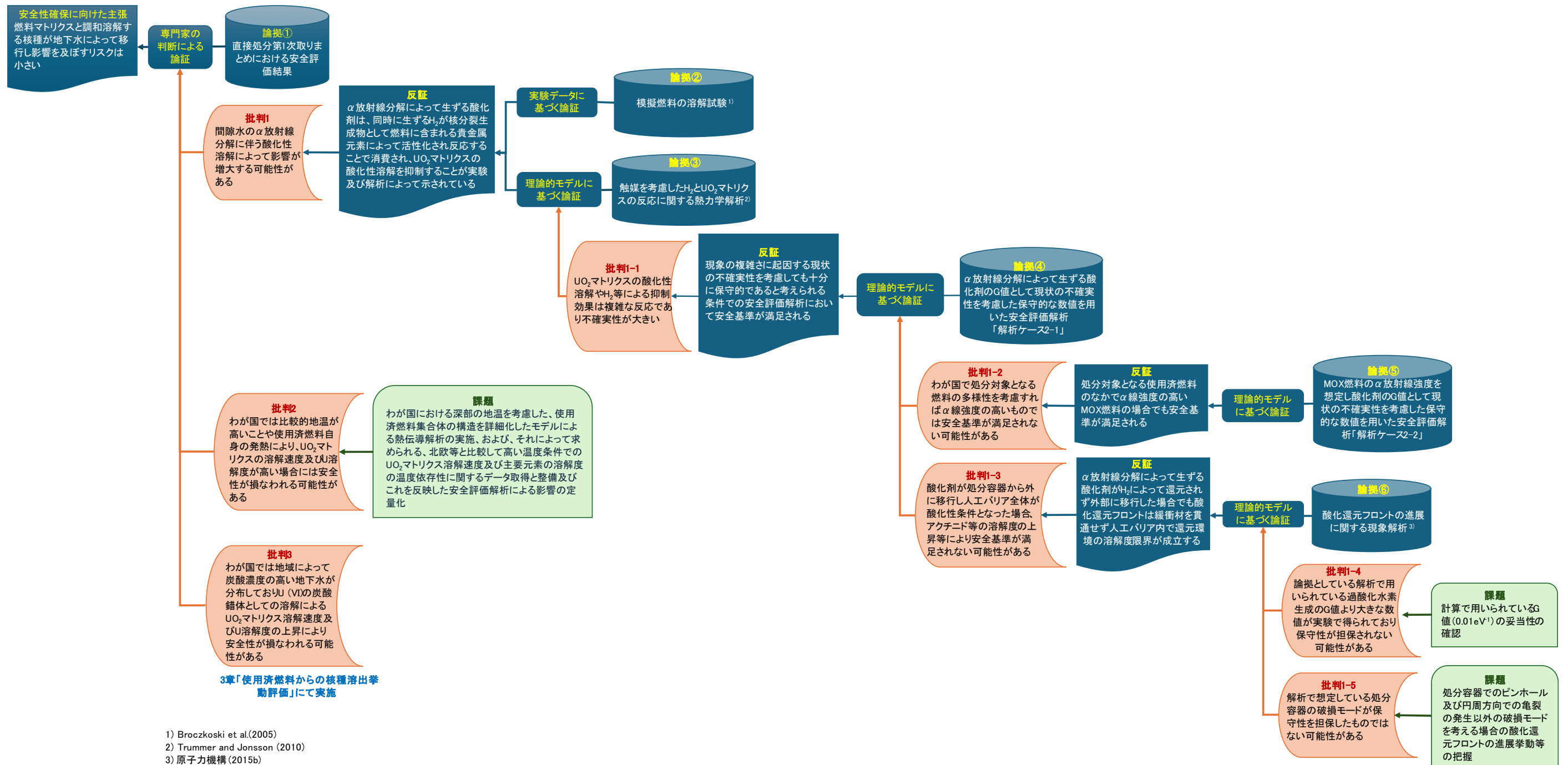
組合せ等から、緩衝材の厚さを超えて酸化還元フロントが進展するパターンの有無等を把握するとともに、「有」の場合には、溶解度や緩衝材の K_d 等のパラメータについて酸化性雰囲気想定した値で安全評価解析を行い、線量等に対する影響の程度等を把握することが論拠の拡充に有効となる可能性がある。

ii) 批判 2 に対する論証

(1) 項の 1) の②で示したように、温度上昇による燃料マトリクスの溶解促進の可能性については、論拠①の直接処分第 1 次取りまとめの安全評価解析では想定されていない。4.2 節のニアフィールドの熱伝導解析の結果では、使用済燃料の温度は緩衝材の温度と大きな乖離は無いものの、4.2 節の(4)で示したように、使用済燃料を構成する材料と内部の空気や地下水の存在を考慮したモデルで解析を行うと、緩衝材の温度より高い温度となる可能性も考えられる。批判 2 に対する論証の構築に向けて、使用済燃料集合体の構造を詳細化したモデルによる熱伝導解析を行い、使用済燃料集合体の温度がどの程度まで上昇するか確認するとともに、燃料マトリクス溶解速度や溶解度の温度依存性に関するデータの取得等が必要となる可能性があると考えられる。

iii) 批判 3 に対する論証

地下水中の炭酸濃度による燃料マトリクスの長期溶解に及ぼす影響については、3 章で示した実験的検討を進め、燃料溶解速度の炭酸濃度依存性の把握や表面分析等による燃料溶解メカニズムの理解が重要となると考えられる。



3) 長期安全性の論証に向けたアプローチの候補のまとめ

1)および2)項の討論モデルの整理結果から、今後の研究の目標および目標達成に向けた検討のアプローチの案を整理した。整理結果を表 4.3-6 に示す。

表 4.3-6 長期安全性の論証に向けた研究目標と検討のアプローチの案

研究課題	目標	今後の検討のアプローチの案
C-14 や I-129 が地下水によって移行する影響の検討	わが国における、より多様な岩盤の種類・物質移行特性や、一級河川以外の GBI 等の幅広い状況を想定する場合でも、核種の分散・希釈により線量を十分に低減できることを示す。	検討に必要な情報の入手可能性等を考慮して、岩盤における核種の時間的分散効果の検証（図 4.3-10 の批判 2 から抽出された課題）を優先課題として以下の検討を進める。 • NUMO-SC で対象としている新第三紀堆積岩類や先新第三紀堆積岩類も対象として、わが国における岩盤の亀裂の頻度や透水量係数などのパラメータの不確実性の幅を文献等により確認。 • 上記に基づく感度解析を行い、岩盤における核種の時間的分散に対する感度特性や、めやす線量を超える条件の組み合わせ等を把握。
燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行する影響の検討	間隙水の α 放射線分解により溶解速度が増加する可能性について、より幅広い状況や条件を想定する場合でも、線量への影響は小さいことを示す。	検討に必要な情報の入手可能性等を考慮して、酸化還元フロントの進展挙動に関する検証（図 4.3-11 の批判 1-3 から抽出された課題）を優先課題として以下の検討を進める。 • 現実的な処分容器の破損モードに関する国内外の直接処分の先行研究の調査。 • 上記を考慮した破損モードに基づく試行的な解析等により、幅広い処分容器の破損状況を想定する場合について、酸化還元フロントが緩衝材を貫通する条件の有無等に関する情報を整備。

今後、本年度試作された討論モデルで示した課題への対応として、上記に示した調査研究により安全性の論拠の拡充を図るとともに、今回試作された討論モデルの見直しを行い、重要課題の抜けや論理的に整合しない部分の有無の確認等を継続して進めていくことが重要である。

4.4 まとめ

直接処分システム全体の成立性の検討に資する技術基盤の集約・体系化の検討の一環として、多様な使用済燃料に対する処分システムの構築に必要な技術情報や、閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備に向けた課題等の整理を行った。

多様な使用済燃料を対象とする処分システムの構築に向けた課題の整理については、地下の処分システムの構成要素である「人工バリア（処分容器、緩衝材）」「坑道」「搬送・定置設備」のうち、「坑道」および「搬送・定置設備」を対象として、多様な特性の使用済燃料を、先行事業における工学的検討により設定された設計仕様の地下施設に処分する場合に生じる問題点の候補を整理するとともに、整理された問題点のうち処分後の熱影響の問題について、ニアフィールドを対象とする熱伝導解析等を行い、問題となり得る使用済燃料の種

類等を具体的に把握した。特に MOX 使用済燃料の処分後の発熱による影響が大きく、今後、地上での冷却期間のさらなる長期化やそのほかの工学的対策の検討を進めるとともに、それらの効果の検証を行うことが必要と考えられた。また、多様な使用済燃料を対象とした今後の地下施設の検討に向けて、使用済燃料集合体の現実的な材料配置を反映したモデルを構築し使用済燃料集合体の処分後の温度を評価することや、熱伝導解析におけるモデルや条件の不確実性に由来する誤差を踏まえた評価を行うこと等が課題として整理された。

閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の整備については、諸外国の直接処分の長期安全性に関する文献調査等を通じて長期安全性の論証の全体構造を整理するとともに、この整理結果に基づき、安全性の論証において特に重要と考えられる、C-14 や I-129 等の瞬時放出成分を含む核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクと、燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行し影響を及ぼすリスクに着目した課題の抽出を行った。具体的には、安全性に関係する定量的な情報を取得するための試行的な核種移行解析を行い、その結果も反映しつつ、わが国における使用済燃料の安全性を論証するための討論モデルを試作した。それにより、全体の安全性の論証に対する現状での成果の充足性を確認するとともに、討論モデルにおいて論証の弱部となるポイントを抽出した。その結果、C-14 や I-129 が地下水によって移行するリスクについて、岩盤でのこれら核種の時間的分散の効果をより幅広い岩盤の条件で確認することや、燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行するリスクについて、より幅広い条件で酸化還元フロントの進展による影響を把握すること等が、今後の取り組みで重要となる課題の候補として抽出された。

今後は、直接処分システム全体を対象とした設計や安全評価の検討に向けて、上記の課題への対応を進め、安全性の論拠の拡充を図るとともに、今回試作された討論モデルの見直しを行い、重要課題の抜けや論理的に整合しない部分の有無の確認等が必要と考えられる。

【参考文献】

- ANDRA (2005): Dossier 2005. Tome: Phenomenological evolution of a geological repository.
- 安俊弘, Greenspan, E. and Chambre, P. L. (1998): 地層処分された高レベル廃棄物による臨界現象発生メカニズムとその可能性, 原子力バックエンド研究, Vol.4, No.2, pp.3-20.
- Broczkowski M.E., Nol J.J., Shoesmith D.W. (2005): The inhibiting effects of hydrogen on the corrosion of uranium dioxide under nuclear waste disposal conditions, Journal of Nuclear Materials 346(2005) pp.16-23.
- 原子力安全研究協会 (1998): 軽水炉燃料のふるまい (第4版) .
- 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) (2015a): 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ー直接処分第1次取りまとめー, JAEA-Research 2015-016.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2015b): 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.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2016): 平成27年度地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成28年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2017): 平成28年度地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成29年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2018a): 平成29年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, 平成30年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2018b): 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 (直接処分等代替処分技術開発) 5 か年取りまとめ 報告書, 平成30年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2022): 令和3年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 令和4年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2023a): 令和4年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書, 令和5年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2023b): 令和4年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 代替処分オプションに係る調査研究に関する取りまとめ報告書, 令和4年3月.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) KMS ウェブサイト:
https://www.jaea.go.jp/04/tisou/kms_about/index.html (2024年3月22日閲覧) .
- 原子力発電環境整備機構 (2021): 包括的技術報告: わが国における安全な地層処分の実現, NUMO-TR-20-03.
- GoldSim Technology Group LLC (2018): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 7.1, GoldSim Technology Group LLC.
- Ikonen, K. (2020): Temperatures inside SKB and Posiva type disposal canisters for

- spent fuel, Posiva SKB Report 12.
- Johnson, L. H., 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 NTB 00-04, 2000.
- Johnson, L.H., Niemeyer, M., Klubertanz, G., Siegel, P., Gribi, P. (2002): Calculations of the Temperature Evolution of a Repository for Spent Fuel, Vitrified High-Level Waste and Intermediate Level Waste in Opalinus Clay, Nagra Technical Report 01-04.
- 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.
- Kitamura, A. and Akahori, K. (2017) : Effect of carbonate concentration on the dissolution rates of UO₂ and spent fuel - A review, In: Advances in Materials Science for Environmental and Energy Technologies VI, Ohji, T. et al. eds., Wiley, pp. 133-144.
- NAGRA(2002) : 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, 2002.
- NDA(2016) : Geological Disposal Criticality Safety Status Report, NDA Report no. DSSC/458/01, 2016.
- OECD/NEA(2006) : Very High Burn-ups in Light Water Reactors, Nuclear Science, NEA No. 6224, 2006.
- OECD/NEA(2011) : 高レベル放射性廃棄物および使用済燃料の深地層処分のための可逆性と回収可能性 (R&R), NEA R&R プロジェクト (2007 年～2011 年) 最終報告書.
- 大澤英昭(2010) : 安全性の論理構造を用いた地層処分分野の知識マネジメント手法の構築, 日本情報経営学会誌, Vol.31, No.2, 2010.
- Posiva(2012) : Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Synthesis 2012, Posiva 2012-12, 2012.
- 佐治悦郎, 井田俊一, 若松明弘, 河越稔之, 清水純太郎, 堀元俊明 (2009) : PWR 燃料・炉心の更なる信頼性向上・高度化に向けた取組み, 三菱重工技報, vol.46, No.4.
- SKB(2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, SKB TR-11-01, 2011.
- SKB(2022) : Post-closure safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report, PSAR version, TR-21-01, 2022.
- 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) - すきま充填材の熱物性値評価 -, 土木学会第 55 回年次学術講演会, CS-190.
- 田中和広, 東田優記, 村上裕晃 (2013) : 紀伊半島の中央構造線付近に見られる深部流体と

- 地質・地質構造, 日本水文化学会誌, 第 43 巻, 第 4 号, 137-150.
- 谷口航, 長谷川宏, 岩佐健吾, 佐藤稔紀(1999a): 地層処分場設計のための地質環境基本特性, JNCTN8400 99-053.
- 谷口航, 鈴木英明, 杉野弘幸, 松本一浩, 千々松正和, 柴田雅博(1999b): 熱的特性の緩衝材仕様に対する影響(研究報告), JNC TN8400 99-052.
- 地層処分技術 WG(2017): 地層処分に關する地域の科学的な特性の提示に係る要件・基準の検討結果(地層処分技術WGとりまとめ),
https://www.meti.go.jp/shingikai/enecho/denryoku_gas/genshiryoku/chiso_shobun/pdf/20170417001_1.pdf (2024 年 3 月 22 日閲覧).
- Toulmin, S.E. (1958): The Uses of Argument, Cambridge University Press, 1958.
- Trummer M., Jonsson, M. (2010): Resolving the H₂ effect on radiation induced dissolution of UO₂-based spent nuclear fuel, Journal of Nuclear Materials Volume 386, Issues 2-3, 2010, pp.163-169.
- 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.
- 梅木博之, 日置一雅(2010): CoolRepH22/KMS プロトタイプの全体フレーム,
https://www.jaea.go.jp/04/tisou/houkokukai/pdf/nendo_h22_02.pdf (2024 年 3 月 22 日閲覧).
- 宇津野衛, 並川正, 田部井和人, 江崎太一(2016): 三次元熱水連成解析による凍土方式遮水壁の造成シミュレーションー凍土方式遮水壁大規模整備実証事業(その5)ー, 土木学会第71回年次学術講演会、Ⅲ-310.
- 吉田英一, 山本鋼志, 田中姿郎, 與語節生, A. E. Milodowski (2003): 酸化還元フロントの形成と二次的物質移動現象ー地質環境中汚染物質の移動と長期固定に關するアナログ研究ー, 地質学雑誌, 第 109 巻, 第 9 号, 548-558 ページ, 2003 年 9 月.

第 5 章

その他代替処分オプション

5 章詳細目次

5. その他代替処分オプション	5-1
5.1 本項目の背景と目的	5-1
5.2 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の 抽出	5-4
(1) 深孔処分に係る検討事例等の調査・整理	5-4
1) 深孔処分の概念	5-4
2) 深孔処分の特徴や課題	5-14
(2) 深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出	5-21
1) 工学的成立性の検討において鍵となる因子	5-22
2) 工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響	5-28
(3) 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の 抽出のまとめ	5-35
5.3 工学的成立性への影響等に関する知見の整理	5-36
(1) 検討方法	5-36
(2) 建設段階・作業準備段階	5-39
1) ボーリング孔の安定性：ボアホールブレイクアウトの検討事例	5-40
2) ボーリング孔の安定性：ケーシングによる保孔対策の検討事例	5-42
3) 深孔処分の掘削方法に係る知見	5-45
(3) 作業段階	5-47
1) 廃棄物の形状や量に係る情報	5-48
2) 「廃棄体降下」「廃棄体定置」に係る情報	5-49
(4) 工学的成立性への影響等に関する知見のまとめ	5-60
5.4 まとめ	5-61
参考文献	5-64

5. その他代替処分オプション

5.1 本項目の背景と目的

1.1 節で述べた背景と目的を踏まえ、平成 27 年度より、「高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業（直接処分等代替処分技術開発）」において、わが国の高レベル放射性廃棄物の処分方法について将来世代の幅広い選択肢を確保するために、代替処分オプションなどに関する調査研究を行った（原子力機構，2018）。この調査研究では、放射性廃棄物 WG による「放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ（平成 26 年 5 月）」（放射性廃棄物 WG，2014）に示されている地層処分以外の処分方法、および最終処分以外の方式（例えば、使用済燃料の中長期的な貯蔵、暫定保管、核種分離・変換）を対象としてそれらの検討状況や実現可能性等の既存情報を整理するとともに、超深孔処分など、調査の時点で検討段階にある代替処分オプションについては、諸外国の事例調査を行うことにより、それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを明らかにし、わが国の諸条件を考慮した場合の有効な代替処分オプションについて検討した。特に、超深孔処分については、超深孔処分相当深度での地質環境の特徴の調査やボーリングの掘削などについての関連技術の開発動向や実績に関する調査と情報整理、および超深孔処分による安全確保の見通しに関する予察的な検討を行った。これらにより、超深孔処分の実現の鍵となる関連技術開発の現状（例えば、超深孔処分相当深度でのボーリングの実績等）、超深孔処分のわが国への適用可能性等を諸外国での事例と比較して議論する際に特に着目すべき点（例えば地質環境条件の相違点等）などを把握した。これらを踏まえ、引き続き取り組むべき課題として、前述の着目点等に留意した諸外国での検討事例や関連する技術についての既往情報の拡充と最新情報の適宜フォローの必要性、およびわが国における超深孔処分の適用性や成立性などに影響を与える因子の抽出とその影響の具体化などを挙げた。

これらを踏まえ、平成30年度～令和4年度には、「高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業（直接処分等代替処分技術高度化開発）」において、超深孔処分を対象として、諸外国での最新の検討事例や関連する技術の開発状況・実績等に関する情報の調査を、その調査対象範囲を広げつつ継続的に実施するとともに、わが国における超深孔処分の適用性や成立性などに影響を与える因子の抽出やその影響の程度についての分析に着手した（原子力機構，2019；2020；2021；2022；2023a）。具体的には、最新の検討事例や関連する技術等の調査については、超深孔処分の概念構築、設計、安全性の評価等に係る諸外国での最新の検討動向・検討事例等の調査、および超深孔処分に関連する地質環境条件の調査技術やボーリング掘削技術等についての国内外での開発状況・実績等の調査を継続した。また、超深孔処分の実現のための事業段階ごとの要求事項（例えば、建設段階での要求事項：超深孔が適切に掘削できる）とそれを満たすための設計要件（例えば、建設段階での設計要件：深度確保、孔径確保）等の具体化を試みた。これら要求事項・設計要件と前述の調査・整理とを関連付けることで、超深孔処分の実施に必要な技術や重要な情報等の整理を、要求事項・設計要件に対して抜けがなく包括的に、かつ、要求事項・設計要件との対応も明確にして系統的に行える見通しを得た。さらに、それを踏まえて、超深孔処分においてまず満たされる必要のある掘削段階における設計要件「深度

確保」「孔径確保」、および掘削準備段階における設計要件「孔径維持」「孔壁維持」に着目し、それら設計要件に直結する情報（地質環境条件等）や関連技術（ボーリング掘削技術、ケーシング技術等）の調査・整理を進めた。また、調査・整理の結果も踏まえつつ、それら設計要件を満たす可能性やそのための条件等についての概略的な見通しを得ることを目的としたボーリング孔の力学的安定性に係る簡便な評価を、いくつかの地質環境条件（岩盤強度と応力場との組合せ等に基づき仮定）を対象に試行した。その結果、超深孔処分の仕様（深度、孔径等）や地質環境条件（岩種、地圧等）に左右されるケーシングの有無やケーシングの仕様（段数、孔径）をどのように設計するか等が、達成可能な深度に対して、掘削後の超深孔の孔径や孔壁の維持の観点から大きく関わる重要な因子となる可能性等が示唆された。さらに、これら調査や評価の結果、およびこれまでに実施してきた超深孔処分の成立性などに影響を与える因子の検討結果も踏まえて、わが国における超深孔処分の現段階での技術的実現性を見通しや課題・留意点等の整理を行った（原子力機構，2023b）。これらを踏まえ、引き続き取り組むべき課題として、まず、設計要件の実現に係る情報・関連技術等の調査・分析などを、掘削段階等に加えて、その後続く事業段階である操業段階や閉鎖段階までに拡張して行うことを挙げた。また、諸外国での超深孔処分に係る検討事例については、近年増加している比較的浅い深度での超深孔処分、また斜孔や水平孔での超深孔処分を含めた調査・整理を継続し、技術的知見の更新・拡充を図ることとした。

本事業では、その他の代替処分オプションについての調査として、先行事業の内容を発展的に継続し、諸外国の情報等を適宜収集しながら、必要に応じてわが国の諸条件を考慮した場合の超深孔処分の成立性に関する検討を継続する。具体的には、平成30年度～令和4年度の事業において建設段階と操業準備段階を主な対象として着手した、各段階での設計要件の成立の可否の検討・判断の鍵となる因子の抽出、さらに、それら因子がどのような条件・状態（地質環境条件、利用可能な技術等）で設計要件の成立の可否に係わるか等についての検討を適宜継続・拡充するとともに、それら検討を後続する事業段階である操業段階や閉鎖段階に対して順次拡張していく。本事業で対象とする検討の範囲と展開（案）を図5.1-1に示す。



図 5.1-1 本事業で対象とする検討の範囲と展開（案）

なお、この検討では、事業段階ごとだけでなく、複数の事業段階間での影響関係の有無や留意すべき整合の有無等にも着目することで、事業段階全体も視野に入れた横断的な検討となるように留意していく。これは、超深孔処分の成立性の検討においては、従来の坑道型地層処分の場合よりも、前段階の設計要件の成立の可否、また可の場合でも前段階の実施後の状況がどのようなものであるか（例えば、深度やボーリング孔の状態等）により、後続の段階の成立の可否に大きく影響を及ぼす場合があると考えられるためである（例えば、孔径や孔壁の状況は、建設段階のみではなく、それ以降の段階にも大きく影響し、例えば、操業段階での廃棄体の降下・定置の検討において特に重要になると考えられる）。さらに、それらを踏まえ、工学技術関係や性能評価関係の既存技術の超深孔処分への適用性、あるいは改良・高度化や新規技術の開発等の必要性和その実現に向けた課題の具体化を進める。これらにより、超深孔処分に係る技術的知見について、要求事項・設計要件に対して抜けがなく包括的で、かつ、要求事項・設計要件との対応が明確で系統的な整理を進める。この際、わが国では対象とする廃棄物の種類や量および地質環境条件等が未定であること、さらに諸外国の検討事例で見られるように、超深孔処分の概念にバリエーションがあること（例えば、深孔の深度・孔径のバリエーション、掘削方向のバリエーション（鉛直、傾斜、水平）、要求されるバリア機能のバリエーション等）も踏まえ、本検討での工学的成立性や閉鎖後安全性についての分析や整理が、それらバリエーションに対して包括的なものとなるように、わが国で想定され得る条件・状態を幅広く想定した検討としていくことに留意していく。

令和 5 年度は、諸外国における超深孔処分についての検討事例等の調査・整理を継続するとともに、工学的成立性の検討において鍵となる因子の検討を拡充した。また、超深孔処分の実施で想定される事業段階のうち、最初の段階である建設段階や操業準備段階について、設計要件である超深孔の「深度確保」「孔径確保」や「孔径維持」「孔壁維持」に係る情報の調査・整理を継続し、平成 30 年度～令和 4 年度の検討において重要性が指摘されたケーシング関係を中心として関連技術についての情報の更新・拡充を図った。併せて、次の事業段階である操業段階の設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」にも着目し、その実現に必要なと考えられる技術やその現状等を明らかにすることを目的して、国内外の文献調査を通じての分析・整理に着手した。具体的には、廃棄体の降下・定置の実現に向けて重要となる技術等の抽出、それらの工学的成立性への影響や関連技術に関する既存の知見の調査・整理（含む、諸外国での超深孔処分に係る検討事例における廃棄体の降下・定置に係る考え方や技術検討の現状等の把握）、および今後の取り組みが必要と考えられる課題の整理等を進めた。なお、諸外国での最新の Deep Borehole Disposal (DBD) の検討事例等においては、従来から「超深孔処分」と呼んでいた深度が深い場合だけでなく、深度が比較的浅い場合についても Deep Borehole Disposal (DBD) として検討されていることから、本事業でも、これ以降、深度が深い場合から比較的浅い場合までを含めて「深孔処分」と表記することとする。

令和5年度の実施内容を以下に示す。

- 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出
(5.2 参照)

- 工学的成立性への影響等に関する知見の整理（5.3 参照）
- まとめ（5.4 参照）

5.2 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出

本項では、建設段階・操業準備段階および操業段階を対象とし、また、諸外国の検討事例などを踏まえながら、深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出・整理を行った。先行事業の令和4年度（原子力機構，2023a）においても、建設段階・操業準備段階における深孔の掘削・維持に係る因子に着目した検討を試みているが、そこでは因子としてボーリングの安定性に直結する地質環境条件の力学条件（岩盤強度、応力場に異方性等）に主に着目した。令和5年度は、それら先行事業で着目した因子も踏まえながら、諸外国の検討事例における深孔処分の概念や深孔処分の特徴・課題などに関する議論も参考にしつつ、さらに、令和5年度から新たに検討する事業段階である操業段階、また、地質環境条件以外を含めて、工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出・整理を試みた。

以下、因子についての検討の参考情報となる諸外国での検討事例等の調査結果を「(1) 深孔処分に係る検討事例等の調査・整理」に、因子についての検討結果を「(2) 深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出」に示す。また、本節のまとめを「(3) 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出のまとめ」に示す。

(1) 深孔処分に係る検討事例等の調査・整理

深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出に資する情報の整理として、諸外国における深孔処分の検討事例および関連技術を調査した。調査・整理に当たっては、深孔処分の概念、深孔処分の特徴や課題などに着目して関連情報を分析・整理した。

深孔処分の概念については1)項に、深孔処分の特徴や課題については2)項に示す。

1) 深孔処分の概念

深孔処分の工学的成立性や閉鎖後安全性については、どのような深孔処分概念を想定するか大きく依存すると考えられる。一方で、諸外国では様々な深孔処分の概念が提案されている状況である。近年（概ね2017年以降）、米国や英国で検討されてきた深度4,000 m～5,000 m程度の鉛直孔形式の処分概念に加え、深度1,000 m程度の比較的浅いものや、水平孔や斜孔、多段定置等の様々な処分概念が提案・検討されるようになっている。近年の動向として、米国で2016年に設立されたDeep Isolation社（例えば、Deep Isolation Inc, 2021a）や、ノルウェーやデンマークなどの欧州の廃棄物インベントリの小さい5か国が共同で進める欧州放射性廃棄物処分場開発機構（ERDO）における研究プロジェクト（ERDO, 2022）、さらにオーストラリア連邦科学産業研究機構（CSIRO）がオーストラリア原子力科学技術機構（ANSTO）や米国サンディア国立研究所と共同で進める深孔処分の実証に向けたプロジェクト（例えば、Mallants et al., 2020）等の新たな動きがある（図5.2-1）。

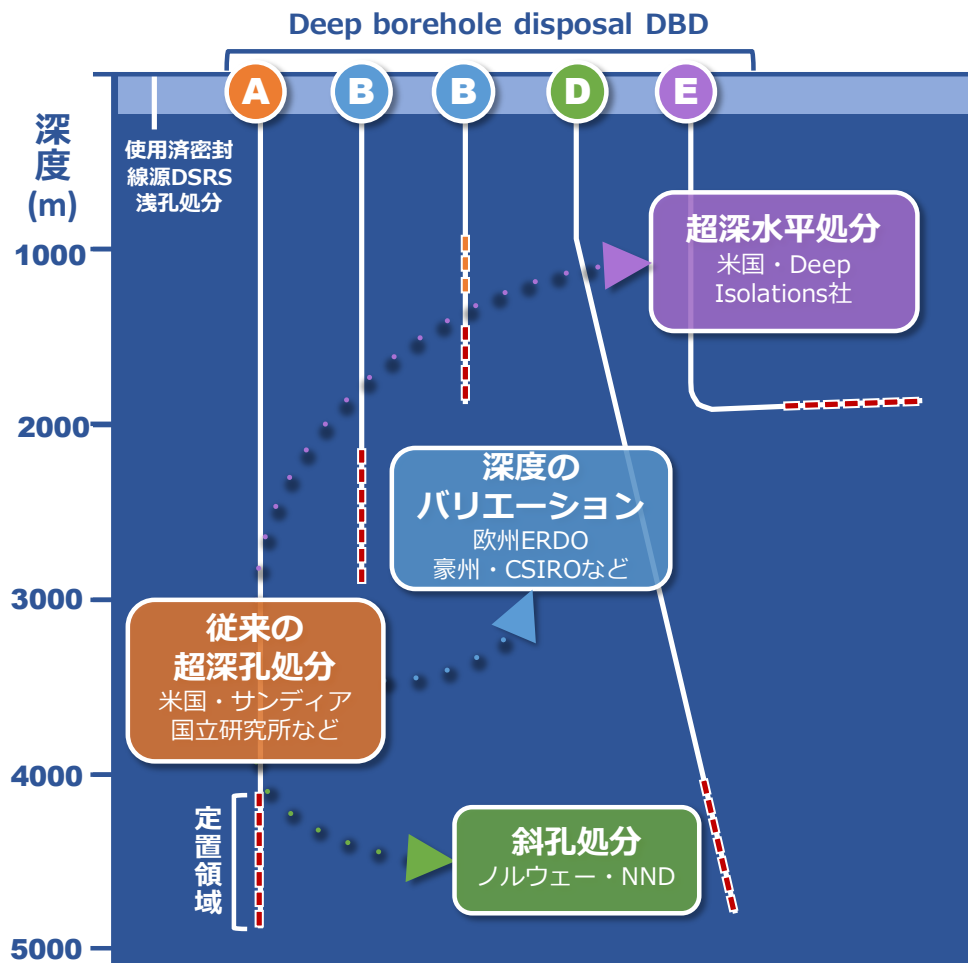


図5.2-1 深孔処分のバリエーション（原子力機構，2023a）

この状況を踏まえて、本節では、諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念を、以下の項目に着目して整理した。また、それらの類似点や相違点などに基づいて、深孔処分概念の類型化を試みた。

- 地質：
 - 岩盤
 - 特性
- 廃棄物：
 - 種類
 - 特性
 - 大きさ
 - 廃棄物の量（インベントリ）
- 深孔の仕様：
 - 深度
 - 孔径
 - 深孔の形式（鉛直孔、水平孔など）

- 深度・孔径・深孔掘削の考え方・根拠
- 深孔の廃棄体定置領域の考え方・取り扱い
- 処分に必要な深孔の本数
- バリア機能への期待：
 - 天然バリア
 - 天然バリア以外

諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念の調査・整理結果を表5.2-1に示す。表5.2-1の調査結果から読み取れる深孔処分概念の特徴を以下に示す。

- 廃棄物の量については、深孔処分の利点として挙げられている、廃棄物の量が少ない場合に特にコストの観点で適していることを生かして、廃棄物の量が少ない国での深孔処分の検討が試みられている。さらに、2010年頃までは廃棄物の量が多い国でもその全量を深孔処分することが検討されていたが、近年では、廃棄物の量が多い国（英国）でも、その全量を深孔処分するのではなく、特定の廃棄物（例えば、英国の事例では高発熱性廃棄物）を深孔処分することで、通常処分の負担を軽減するなどの検討が試みられている。
- バリア機能への期待については、全ての深孔処分概念において天然バリアの機能に大きく期待していることがわかる。天然バリア以外のバリア機能（処分容器や人工バリアなど）については、超深部（孔底深度3,000 m ～ 5,000 m）に処分する深孔処分概念についてはバリア機能なし（あるいはバリア機能に期待しない）になっているが、比較的浅い深度（孔底深度あるいは水平孔の深度1,000 m ～ 2,000 m）に処分する深孔処分概念についてはバリア機能ありになっていることがわかる。これは、処分深度が比較的浅い深度になると、人工バリア等の設置が実現できる可能性が高くなるためであると考えられる。

表5.2-1 諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念の調査・整理結果 (1/3)

検討事例				地質		廃棄物		
No	対象国	検討機関	文献名	岩盤	特性	種類	特性、大きさ	廃棄物の量 (インベントリ)
1	米国	SNL	Brady et al. (2009)	結晶質岩	・堆積層の下にある結晶質の基盤岩 ・深いところにある結晶質岩は、機械的安定性がある(均質、空隙率が低い、強度が高い(孔が変形に耐える))	使用済燃料、HLW、その他の廃棄物	・米国のBWR燃料集合体のほぼすべて(98%):高さ4,476 mm、幅139 mm(対角線の幅198 mm)、重さ297 kg ・米国のPWR燃料集合体の大部分(80%):高さ4,059 mm、幅214 mm(対角線の幅302 mm)、重さ666 kg	・使用済燃料およびHLW: 109,300トン
2	米国	SNL	Arnold et al. (2011)	結晶質岩	・均質、安定 ・大陸の結晶質基盤岩中の深さ数キロメートルの地下水は、滞留時間が長く流速が低い(それを示す証拠がいくつかある)。 ・(米国の)多くの場所で、地下深部の大陸性結晶質岩の透水性が低く塩分濃度が高いことから、(表層の)浅い淡水地下水との相互作用は極めて限定的であることが示唆される(上向きの流れの可能性が限られる)	使用済燃料		
3	英国	NDA, EPS International	Beswick (2008)	結晶質岩	以下に示す3つの地質シナリオについて掘削検討を行った結果、掘削が比較的容易なケースBとC(結晶質岩)が好ましいとしている。 - ケースA:全ての深度で堆積岩 - ケースB:上部が堆積岩で、廃棄体配置領域が結晶質基盤岩 - ケースC:地表付近または地表から結晶質基盤岩	HLW、使用済燃料	・英国のPWR燃料集合体:高さ4100mm、幅214mm、 ・英国のAGR燃料集合体:高さ1000mm、直径240mm、 ・英国のHLW(WVP)キャニスタ:高さ1347mm、直径433mm	—
4	ドイツ	GRS、BGE-TEC社	Rosenzweig et al. (2019)	結晶質岩	・安定 ・結晶質岩層の上に、深部地下水の封じ込めを提供する岩石地帯(CRZ:重なりあった粘度層または岩塩層)が存在する必要があるとしている。	使用済燃料	・使用済燃料の長さから、処分容器の長さを5.6 mと想定(長さ以外の情報の記載なし)	—
5	オーストラリア	CSIRO、BGE-TEC社	Mallants et al. (2022a)	現段階では、岩盤の種類等は未設定	・深孔処分に適した母岩の重要な特徴は、放射性核種の閉じ込めが長期間保証されるように、透過性が非常に小さく、拡散が支配的な物質移行特性を有することとしている。 ・深さ700 m~1,900 mの花崗岩の岩石サンプルの浸透率および空隙率を測定した結果、非常に低い透過性と非常に低い空隙率を示したとしている。	研究炉(2基)の再処理からのガラス固化廃棄物、放射性医薬品(Mo-99)製造から生じるILW(中レベル放射性廃棄物)	・研究炉の再処理からのガラス固化廃棄物、放射性医薬品製造から生じるILW:長半減期核種が含まれるもの	・ガラス固化廃棄物:約20 m ³ (研究炉2基から発生するILW全体の1%以下) ・放射性医薬品製造から生じるILWは、ガラス固化廃棄物よりもさらに少ないと推定される。
6	米国	SNL	Freeze et al. (2016)	結晶質岩	・均質 ・結晶質の基盤岩	Cs、Sr廃棄物(軍事廃棄物)	・Cs、Sr廃棄物:体積が小さい(Cs、Srカプセルは直径9cm)	少量(Csカプセル1,335個、Srカプセル601個)
7	米国	Deep Isolation社	Muller et al. (2019)	堆積岩、火成岩、変成岩	—	使用済燃料、Cs、Sr廃棄物(軍事廃棄物)	・Cs、Sr廃棄物:体積が小さい	・使用済燃料集合体:28万個 ・Cs、Sr廃棄物(約2,000カプセル)
8	英国	NDA、NWS、Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2023)	堆積岩、火成岩、変成岩、古い堆積岩、蒸発岩(岩塩など)	・強度が高い(火成岩、変成岩、古い堆積岩) ・強度が低い(堆積岩)	使用済燃料、Pu残留物	・使用済燃料、Pu残留物:高発熱性のものを対象	英国の地層処分廃棄物全体の11%に相当
9	エストニア	Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2021b)	結晶質岩	・結晶質の基盤岩	新規SMRで発生する使用済燃料	・新規SMRで発生する使用済燃料:体積が小さい	少量
10	ノルウェー	NND	Fischer et al. (2020)	結晶質岩	・地表付近から結晶質岩が広く分布	使用済燃料(研究炉)	—	少量

・表中の記号“—”:記載なし(情報がなかった。または、情報について、詳細な記載が見当たらなかった等)

表5.2-1 諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念の調査・整理結果 (2/3)

検討事例				深孔の仕様				深孔の廃棄体位置領域の 考え方・掘り掘い	処分に必要な 深孔の本数
No	対象国	検討機関	年	深度	孔径	深孔の形式	深度・孔径・深孔掘削の考え方・根拠		
1	米国	SNL	Brady et al. (2009)	3,000 m ～ 5,000 m	44.5 cm	鉛直孔	・深度：生活圏から放射性核種を長期間隔離可能な深度にしている。 ・孔径：廃棄物(処分容器)が入る径を仮定。 ・深孔掘削：当該深度・孔径での掘削実績なし。既存の油田・地熱掘削技術で掘削が実現可能としている。深孔は、ケーシングかセメントで固定する。	・鉛直孔の下部1～2 kmの部分に廃棄体を定置 ・2 kmの廃棄体定置領域に、燃料集合体400体を垂直に積み上げると仮定すると、600本の深孔が必要。 ・2 kmの廃棄体定置領域に、燃料集合体以外の廃棄物を入れると仮定すると、350本の深孔が必要	950本
2	米国	SNL	Arnold et al. (2011)						
3	英国	NDA, EPS International	Beswick (2008)	4,000 m (2,000 m ～ 5,000 m について検討)	50 cm (30 cm、 50 cm、 75 cm、 100 cm について検討)	鉛直孔	・深孔掘削：当該深度・孔径での掘削実績なし。検討の結果、深度5,000 mで孔径30 cmでの掘削は容易に実現可能、深度5,000 mで孔径50 cmでの掘削は達成可能、深度5,000 mで孔径50 cm以上の孔径になると掘削は困難であるとしている。 ・深孔掘削：コントロールボーリングについては、大孔径での掘削実績がないこと、石油関連のコントロールボーリングは堆積岩で行われること、結晶質岩で、特にブレイクアウトの傾向がある場所でのコントロールボーリングはより困難である(ブレイクアウトが発生するとボーリング孔の形状が円形から楕円形に変化する)ことを指摘している。	—	—
4	ドイツ	GRS、BGE-TEC社	Rosenzweig et al. (2019)	3,000 m ～ 5,000 m	44.5 cm (①44.5 cm ②90 cm)	鉛直孔	・深孔掘削：石油・ガス分野における掘削の最先端技術について調査した結果、深度5,000 mで孔径①での掘削は実現可能としている。深度5,000 mで孔径②での掘削は現段階では技術的に実現不可能としている。孔径②の直径に深部掘削装置を適合させるには、かなりの開発と試験作業が必要になるとしている。	・廃棄体の定置：孔径①の場合、設計した処分容器を1,000 mまで積み重ねることが可能であるが、それ以上になると設計上(容器の厚さが薄いので強度的に)不可能になる。孔径②の場合は、処分容器が厚くなるので、設計した処分容器を2,000 mまで積み上げることが可能であるとしている。	・孔径①の場合：130～150本、 ・孔径②の場合：31本
5	オーストラリア	CSIRO、BGE-TEC社	Mallants et al. (2022a)	2,000 m	70 cm	鉛直孔	・孔径：廃棄物(処分容器)が入る径を仮定。 ・深孔掘削：既存の掘削技術のレビューに基づいて技術的に実現可能としている。また、大孔径ボーリング孔での本格的な実証試験を実施するとしている。	—	—
6	米国	SNL	Freeze et al. (2016)	5,000 m	22 cm、 43 cm	鉛直孔	・孔径：廃棄物が入る径にしている ・深孔掘削：当該深度・孔径での掘削実績なし。既存の掘削技術で掘削が実現可能としている。結晶質の基盤岩に5,000 mまでの鉛直孔を掘削することは、現在利用可能な商用技術の限界を試す可能性があるとしている。	・鉛直孔の下部532 mの部分に廃棄体パッケージを定置 ・廃棄体の定置および回収作業を実証する必要があるとしている。	1本
7	米国	Deep Isolation社	Muller et al. (2019)	1,600 m	40～48 cm、 15 cm	鉛直孔の途中から水平孔	・深孔掘削：既存の油田掘削技術でコントロールボーリングも含めて建設できる(実現可能)としている。	・廃棄物は水平孔の部分に処分される。 ・Cs、Sr廃棄物の場合、2 kmの水平処分セクションが必要。 ・使用済燃料の場合、1680 kmの水平処分セクションが必要。	・Cs、Sr廃棄物の場合：1本
8	英国	NDA、NWS、Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2023)	1,000 m程度	—	鉛直孔の途中から水平孔	・深孔掘削：既存の油田掘削技術でコントロールボーリングも含めて実現可能としている。一方、コントロールボーリングについては、さらなる技術開発が必要としている。	—	—
9	エストニア	Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2021b)	1,500 m程度	—	鉛直孔の途中から水平孔	—	—	—
10	ノルウェー	NND	Fischer et al. (2020)	—	—	斜孔	・深度および孔径：深孔の孔径や深度などの詳細は設定されていない。 ・深孔掘削：既存の掘削技術を用いて実現可能性があるとしている。	—	—

・表中の記号“—”：記載なし（情報がなかった。または、情報について、詳細な記載が見当たらなかった 等）

表5.2-1 諸外国の主要な検討事例における深孔処分概念の調査・整理結果（3/3）

検討事例				バリア機能への期待		その他
No	対象国	検討機関	年	天然バリア	天然バリア以外	
1	米国	SNL	Brady et al. (2009)	【バリア機能あり】 ・堆積層の下に地下深部にある結晶質の基盤岩に廃棄物を定置・処分すると、生活圏から放射性核種を長期間隔離可能としている（長い移行距離、地下水の遅い動き、還元条件のため放射性核種の放出や移行が抑制されるなど）。	【バリア機能なし（あるいは期待しない）】 ・処分容器は、廃棄物を隔離する特性は持たないと予想される。 ・処分容器は、放射性核種の閉じ込めと、容器の構造的安定性が閉鎖段階まで持たばよいという位置づけ。 ・人工バリアで核種閉じ込めに効果的に寄与するのは、深孔のシールによるものであるとしている。	・生活圏からより効果的に隔離できる。 ・通常処分ほど大きな熱フットプリントを生じない ・小規模な原子力発電の国（廃棄物の量が10,000トン以下）では、深孔処分が魅力的なものになる可能性があるとしている。
2	米国	SNL	Arnold et al. (2011)		【バリア機能なし（あるいは期待しない）】 ・処分容器は、その完全性を保持すべきである。しかし、深孔処分のコンセプトとして、操業期間を超えて放射性核種が放出されるのを防ぐ重要な人工バリア機能を、処分容器に求めている。	—
3	英国	NDA、EPS International	Beswick (2008)	—	—	・深孔の掘削に係る検討がメインのため、バリアに関する記載なし
4	ドイツ	GRS、BGE-TEC社	Rosenzweig et al. (2019)	【バリア機能あり】 ・結晶質岩層の上に、深部地下水の封じ込めを提供する岩石地帯（CRZ：重なりあった粘度層または岩塩層）が存在する必要があるとしている。 また、CRZの存在を証明する必要があるとしている。	—	・人工バリア等に関する記載なし
5	オーストラリア	CSIRO、BGE-TEC社	Mallants et al. (2022a)	【バリア機能あり】 ・非常に厚い深部の母岩は、通常、数百万年程度の地質学的隔離をもたらすとしている。	【バリア機能あり】 ・ガラス溶解に伴う核種の緩やかな溶出（ガラス固化体の場合） ・ステンレス製キャニスターや処分容器も、長期的な安全性に貢献する（期待する）としている。 ・深孔のシール（コンクリートやベントナイト）がバリア機能（10,000年間の隔離性能）を発揮することを期待するとしている。	・特に放射性廃棄物の量が少ない国では、深孔処分は安全で費用対効果の高い代替手段になるとしている。通常処分と比較して、深孔処分施設は、より速く、より安価に建設できるとしている。
6	米国	SNL	Freeze et al. (2016)	【バリア機能あり】 ・深孔処分コンセプトの安全性は、主に深い深度への埋設と天然バリア障壁によってもたらされる隔離に依存するとしている。	【バリア機能なし（あるいは期待しない）】 ・人工バリア（長寿命の処分容器、耐食性など）には依存しないとしている。	—
7	米国	Deep Isolation社	Muller et al. (2019)	【バリア機能あり】 ・天然バリアの深い深度への埋設により、人間がアクセス可能な環境から効果的に隔離されるとしている。 ・天然バリアの深い深度は、非常に低い透水係数と低い拡散係数を備えた岩層で構成された自然の隔離システムになるとしている。	【バリア機能あり】 ・肉厚1 cmのニッケル合金（Alloy 625）で作られたキャニスターは、腐食により劣化するまで少なくとも50,000年かかるとしている。	・原子炉や中間貯蔵施設の近くに設置して処分できるため、輸送を最小限に抑えることができる。 ・廃棄物1トンあたりの処分コストは、その規模の小ささ、インフラの必要性の低減、段階的な実施により、通常処分よりも大幅に低く抑えることができるとしている。
8	英国	NDA、NWS、Deep Isolation社	Deep Isolation Inc. (2023)	【バリア機能あり】 ・天然バリアの深い深度への埋設により、人間がアクセス可能な環境から効果的に隔離されるとしている。 ・天然バリアの深い深度は、非常に低い透水係数と拡散係数を備えた岩層で構成された自然の隔離システムになるとしている。 ・コントロールボーリングにより、処分に適した地層に廃棄物を処分することが選択できるとしている。	【バリア機能あり】 ・処分容器等の人工バリアは5,000年程度は閉じ込め性能を発揮する可能性があるとしている。	・予備的検討の段階であるが、通常処分と、一部の廃棄物を深孔処分するハイブリッドモデルを推奨している。 ・特に処分の難しい廃棄物がセラフィールドに残っており、それを深孔処分することで、地域間輸送の必要性をなくし、安全、セキュリティ、保障措置に大きなメリットをもたらす可能性があるとしている。
9	エストニア	Deep Isolation社	Deep Isolation Inc. (2021b)	—	—	・地質学的適用性検討がメインのため、バリアの記載なし
10	ノルウェー	NND	Fischer et al. (2020)	—	—	—

・表中の記号“—”：記載なし（情報がなかった。または、情報について、詳細な記載が見当たらなかった 等）

また、表5.2-1の整理より、主要な諸外国の検討事例における深孔処分概念は、表5.2-2に示す7個の条件（岩盤の条件、廃棄物の量、深孔の仕様（深度、孔径、深孔の形式）、バリア機能（天然バリア、天然バリア以外））について、2つのパターンに区分できると考えられた。この区分を用いての深孔処分概念を整理すると表5.2-3のようになる。

表5.2-2 深孔処分概念に係る条件の区分

深孔処分概念に係る条件	設定した区分・パターン	
岩盤の条件	①:良好 例:結晶質岩(均質、強度が高い)	②:①ほど良好でない 例:堆積岩(強度が低い)
廃棄物の量	①:量が多い 例:原子力発電が大規模な国から発生する使用済燃料	②:量が少ない 例:原子力発電が小規模な国から発生する廃棄物、特殊廃棄物(そもそも量が少ない)、 廃棄物全体の数%程度に相当する廃棄物(高発熱廃棄物など)
深度	①:超深部 例:孔底深度3000m～5000m	②:①ほど深くない 例:孔底深度あるいは水平孔の深度について2000m以下のもの
孔径	①:孔径50cm以上 例:孔底孔径70cm、90cmなど	②:孔径50cm程度 例:孔底孔径44.5cm(17.5インチ)～50cm
深孔の形式	①:鉛直孔	②:鉛直孔以外 例:斜孔、鉛直孔の途中から水平孔
バリア機能への期待 (天然バリア、天然バリア以外)	①:バリア機能あり	②:バリア機能なし、あるいは期待しない

表5.2-3 深孔処分概念に係る条件の区分による整理結果

検討事例				深孔処分概念に係る条件						
No	対象国	検討機関	年	岩盤の条件	廃棄物の量	深孔の仕様			バリア機能への期待	
						深度	孔径	深孔の形式	天然バリア	天然バリア以外
1	米国	SNL	Brady et al. (2009)	①	①	①	②	①	①	②
2	米国	SNL	Arnold et al. (2011)	①	①	①	②	①	①	②
3	英国	NDA, EPS International	Beswick (2008)	①	—	①	②	①	—	—
4	ドイツ	GRS, BGE-TEC社	Rosenzweig et al. (2019)	①	—	①	②	①	①	—
6	米国	SNL	Freeze et al. (2016)	①	②	①	②	①	①	②
9	エストニア	Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2021b)	①	②	②	—	②	—	—
10	ノルウェー	NND	Fischer et al. (2020)	①	②	—	—	②	—	—
5	オーストラリア	CSIRO, BGE-TEC社	Mallants et al. (2022a)	—	②	②	①	①	①	①
8	英国	NDA, NWS, Deep Isolation社	Deep Isolation Inc.(2023)	① OR ②	②	②	—	②	①	①
7	米国	Deep Isolation社	Muller et al. (2019)	① OR ②	① OR ②	②	②	②	①	①
・表中の各条件における記号“①”と“②”:表5.2-2において各条件に設定した区分・パターンを表す。										
・表中の記号“—”:記載なし(情報がなかった。または、情報について、詳細な記載が見当たらなかった 等)										

表5.2-3より、深孔処分概念の類型化については、深孔処分概念を着目した7個の条件の2つのパターン（表5.2-2）で特徴づけることが可能であることを確認したものの、深孔処

分概念を2～3個のバリエーションに明確に分類することまではできなかった。ここで、これを踏まえ、7個の条件とそれらの2つのパターンを、深孔処分概念を分類するための分岐条件として取り扱うことで深孔処分概念を分類・類型化することを着想し、試行した。その試行にあたり、深孔処分概念に係る7つの条件について、条件分岐としてどのように考えるかについて検討した。検討結果を以下に示す。

岩盤の条件、深孔の深度、孔径：

先行事業の検討結果（原子力機構，2023a）によると、「岩盤の条件」、「深孔の深度」、「深孔の孔径」については、深孔の掘削および孔壁の維持などに大きく影響していること、また、これらの項目は関連性を持っていることが示唆されている（例えば、深度が深くなると、大孔径での深孔の掘削がより困難になるなど）。これらを踏まえ、「岩盤の条件」、「深孔の深度」、「深孔の孔径」については、条件分岐に加えることとした。

廃棄物の量：

深孔処分のメリット（先行事業の調査結果（原子力機構，2023a）によると、放射性廃棄物の量が比較的少ない国での処分の補完的な方法になり得る）を考えると、廃棄物の量が深孔処分概念を分類するための項目や条件になる可能性があると考えられる。一方で、放射性廃棄物の総量が多い国では、その全量を深孔処分の対象とすることは考えにくく、さらに、表 5.2-1 の近年の英国の検討事例において、放射性廃棄物の全量を処分するのではなく、一部の特定の廃棄物を深孔処分することで通常処分の負担を軽減するなどの検討が試みられていることを踏まえて考えると、廃棄物の量が多い国でも、深孔処分を選択する可能性があると考えられる。これらを踏まえ、今回の試行では、廃棄物の量については、条件分岐には加えないこととした。

深孔の形式：

深孔の形式（鉛直孔、斜孔、水平孔）については、深孔処分の実現可能性に影響すると考えられるものの、表 5.2-3 の整理結果より、②の鉛直孔以外の形式についてはすべて深度が浅いもの（②：孔底孔径あるいは水平孔の深度について 2,000 m 以下のもの）に区分されていることがわかる。このことを踏まえ、深孔の形式については、条件分岐として加えるものの、深孔の深度の条件分岐の中の浅い条件（②）の下位に位置する分岐条件とすることとした。

バリア機能：

バリア機能（核種閉じ込め機能）については、天然バリアの機能については、表 5.2-3 の整理結果によると、全ての深孔処分概念において天然バリアの機能に大きく期待していることがわかる。このことから、「天然バリアの機能」については、全ての深孔処分概念で「機能あり」であり、深孔処分における必須条件であると考えられるため、分岐条件とはしないこととした。一方、人工バリアの機能については、深孔の深度が浅い条件（②：孔底孔径あるいは水平孔の深度について 2,000 m 以下のもの）においては人工バリアを設置してそのバリア機能に期待する場合があること、岩盤の条件が良好でないため天然バリアの機能が低下する場合には人工バリアの機能で補完する必要性が生じる可能性があることなどを踏まえ、人工バリアの機能は分岐条件として加えることとした。

上記を踏まえ、表 5.2-2 の 7 つの条件を条件分岐とした深孔処分概念の分類を試みた。その結果を図 5.2-2 に示す。図 5.2-2 より、深孔処分の概念を特定の条件の組み合わせに基づいて分類できること、また、深孔処分概念の分類の判断に向けて、どの条件の想定や設定が重要になるかなどを把握できると考えられる。また、このような分類・整理を行っておくことで、例えば地下深部の地質環境条件等が絞りこまれたときに、その条件において実現可能性を検討する対象となり得る深孔処分概念の候補がどの分類に該当するか、またその深孔処分概念に関する諸外国での検討事例としてどのようなものがあるか、などの把握に資する情報にもなると考えられる。

前提条件：

- ・対象廃棄物、廃棄物の量：現段階では未定

【概念の分類】

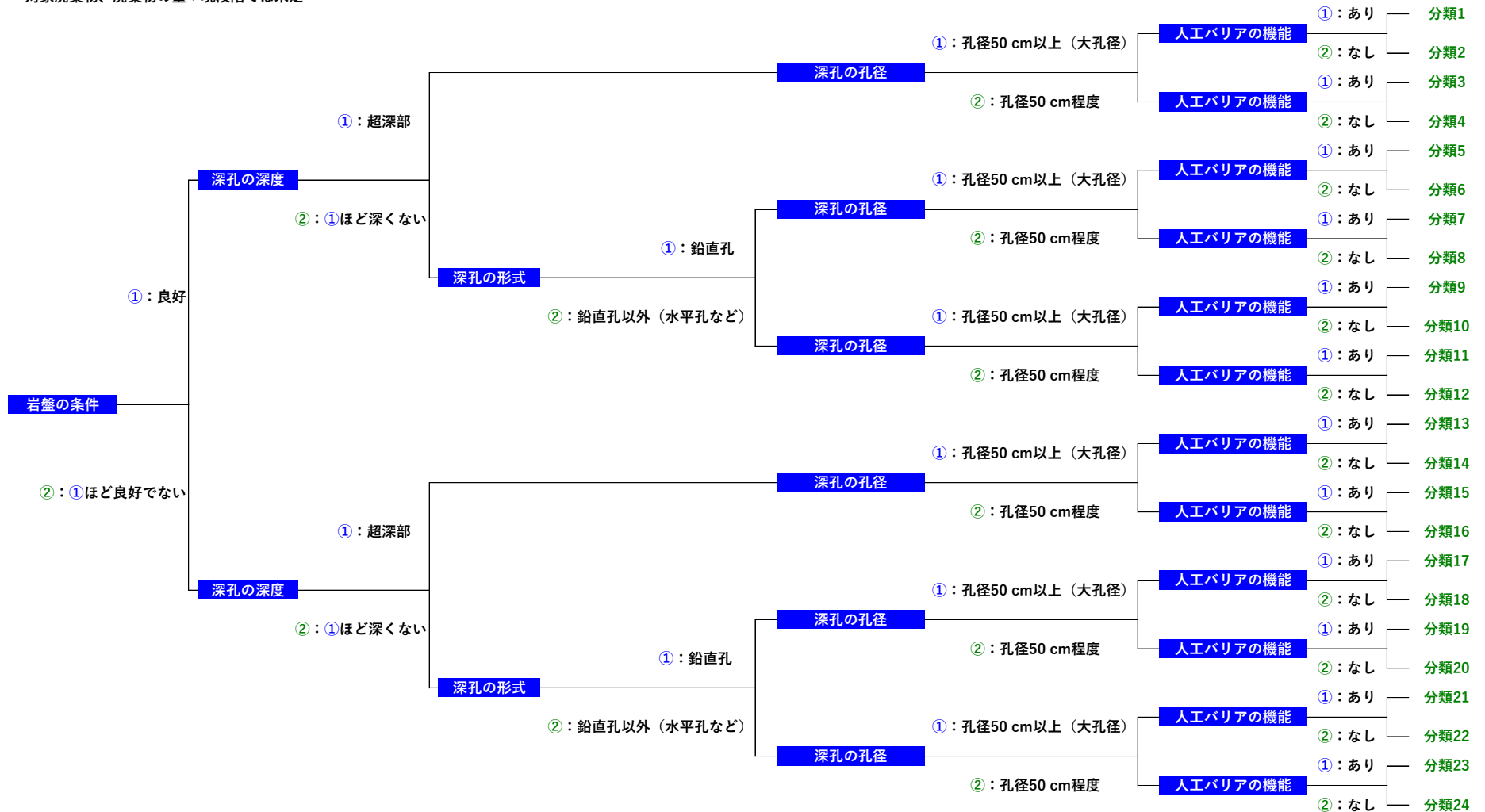


図 5.2-2 深孔処分の実現可能性を検討する対象になり得る深孔処分概念の分類例

2) 深孔処分の特徴や課題

本項では、近年の諸外国における深孔処分に関する検討事例のうち、複数の深孔処分概念についてレビューを実施している文献を中心に、

- ・ 深孔処分の概念の特徴
- ・ 放射性廃棄物の種類・形態と深孔処分に係る技術との関連性
- ・ 従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性
- ・ 深孔処分の課題

などに関する情報の抽出・整理の結果を示す。

まず、深孔処分の概念の特徴に関する調査・整理結果を表 5.2-4 に示す。この整理により、主要な深孔処分の概念に共通的な特徴としては、放射性廃棄物処分の安全性を提供可能な地質学的条件に基づいて検討されていること、結晶質岩を対象とした深度数 km に達する鉛直孔を基本形として、処分する放射性廃棄物の種類等に応じて対象深度が異なる概念や、石油資源開発等におけるコントロールボーリング掘削技術を利用した水平孔に埋設する概念などの派生的な深孔処分概念が提示されていること、また、深孔の深度（廃棄体定置領域の深度）に応じた閉鎖後長期の安全性に対しての天然バリアの機能と人工バリアの機能の寄与の程度の違いが検討されていること、などが挙げられている。

表5.2-4 深孔処分の概念の特徴に関する情報の整理結果（1/2）

文献名	深孔処分の概念の特徴に関する情報
Swift and Newman (2022)	既往の検討事例で提案された深孔処分の概念は、いずれも放射性廃棄物を深度数千 m 程度の比較的直径の小さい鉛直孔内に埋設することとされ、放射性廃棄物の長期隔離を実現するためには、天然バリアと人工バリアの組合せが必要であるとされる。また、深孔処分に適した天然バリアと人工バリアとして、次の三つの要件を示している。 ① 低透水性の母岩が十分な厚さ（地表からの距離）で分布すること ② 還元性かつ高塩分濃度の地下水が分布すること ③ 人工バリアとして、耐久性を有する廃棄体（例えば、ガラス固化体、コンクリートが充填された廃棄物など）、長寿命核種を含む廃棄体パッケージ、ボーリング孔内の核種移行や長期的な水質変化をコントロールすることが可能なグラウトまたは緩衝材を用いること 上記の②については、放射性核種の溶解度を低下させる還元状態であること、また、高塩分濃度の地下水が分布することによりボーリング孔内またはボーリング孔周囲で発生する地温勾配に伴う熱対流（地下深部から地下浅部への移流）を生じさせないような密度勾配が形成され、地下深部から地下浅部へのコロイド輸送の可能性を低下させること、などの地球化学特性を有することが望ましいとされる。
Ojovan and Steinmetz (2022)	深孔処分のうち水平孔を利用した処分の概念は、深孔処分と立坑処分の技術を組み合わせたものであり、両方の利点を併せ持っているとしてされる。厚さ 0.5～1 km の堆積岩の多層構造は、水平孔道からの地下水の鉛直方向の移流に対して信頼性の高いシールドを提供できるとされる。なお、深孔処分に対する関心は、最近多くの国（例えば、イギリス、アメリカ、スウェーデン、ドイツ、イスラエル、オーストラリア、クロアチア、デンマーク、オランダ、ノルウェー、スロベニアなど）で高まっているとしている。
Mallants et al. (2020)	深孔処分概念として、単一の鉛直型のボーリング孔内の異なる深度に種類の異なる放射性廃棄物を埋設する概念が示されており、深度 1,800～2,000 m には高レベル放射性廃棄物のガラス固化体（20 m³）、深度 1,000～1,500 m には中レベル放射性廃棄物（150 m³）、サイロ部には低レベル放射性廃棄物（約 3,000 m³）を埋設することが検討されている。

表5.2-4 深孔処分の概念の特徴に関する情報の整理結果（2/2）

文献名	深孔処分の概念の特徴に関する情報
Mallants et al. (2021)	オーストラリアにおける研究用原子炉や放射性医薬品の製造に伴って発生する長寿命の中レベル放射性廃棄物を対象に、従来の地層処分における多重バリアシステムと同様に、深孔処分に対してもその処分概念に特有な多重バリアシステムが定義されている。ガラスマトリクスについては、溶解速度が非常に遅く少なくとも1万年間の隔離期間を通じて安全性に寄与すること、キャニスタ（ステンレス鋼パッケージ）は腐食速度が遅く、ガラスマトリクスと同様の期間で長期的な安全性に寄与すること、処分容器またはオーバーパックは耐腐食性コーティングが施された軟鋼製構造部品であり少なくとも崩壊熱発生期間は安全機能を有すること、ボーリング孔の閉塞材は力学的機能（コンクリート）と止水性機能（圧縮性ベントナイト）を有し、少なくとも1万年間の安全機能を有すること、地質環境は地下深部に分布する母岩で数百万年にわたる地質学的な隔離機能を有することが求められている。なお、これらの深孔処分における多重バリアシステムは、オーストラリアにおける研究用原子炉や放射性医薬品の製造に伴って発生する長寿命の中レベル放射性廃棄物を対象にしたものであることに留意する必要がある。
Freeze et al. (2021)	深孔処分概念は、対象とする地質や廃棄物の形態に応じて、直径や処分深度の異なる複数の深孔処分概念が考えられる。例えば、低レベル放射性廃棄物を対象として浅い深度（深度数百 m 以下）に処分する概念、中レベルおよび高レベル放射性廃棄物を対象として中深度（深度 2,000 m 以下）に処分する概念、使用済燃料や高レベル放射性廃棄物を対象として深い深度（深度 2,000 ～5,000 m）に処分する概念が考えられている。これらの浅部から深部までの深孔処分概念の分類は、深度方向の連続的な変化の一部であり、深度区分は絶対的な境界ではなく、あくまで目安のものである。深孔処分の処分深度は、サイト特有の地質環境特性や人工バリアの性能を考慮して決定されるとしている。また、深孔処分の閉鎖後における頑健な放射性廃棄物の隔離は、地下浅所の地下水流動系と分離された地下深部の地下水流動系（低透水性基盤岩中）に設けられた深孔によって達成できるとされ、放射性核種の地表付近の水圏や生活圏への移行に対する閉鎖後の安全性は、自然システムにほぼ全面的に依存しているものである。深孔内において放射性廃棄物の定置区間の上部に設けられる人工的なシール機能（プラグ）は、放射性廃棄物の崩壊熱によって生じる熱的擾乱（上昇流が生じる数百年未満の比較的短期間）に対して隔離性を確保することが期待されている。一方、深い深度の深孔処分に比べ、より浅い深度に設置される坑道型処分場の閉鎖後の安全性は、閉鎖後の長期間にわたり、地表付近の水圏や生活圏への放射性核種の放出を防止・低減するための人工バリア（処分容器、深孔の閉塞材や充填材等）と天然バリアの組合せに依存しているとしている。
Kochkin and Bogatov (2022)	深度 1 km に達する深孔の掘削は、技術的に困難とは考えられていないとして、深孔処分概念のバリエーションとして、深い深度（深度 3 km 以上）、中深度（深度 1～3 km）および浅い深度（深度 1 km 未満）の区分を示している。深孔処分概念は、常に、深い深度での放射性廃棄物処分の安全性を提供可能な地質学的条件に基づいて検討されており、処分深度に依存して、放射性核種の隔離性に対する主要な長期安全バリア（廃棄物形態、廃棄物容器、プラグ、地質環境）の寄与の程度が変化するとしている。米国では、サンディア国立研究所により結晶質基盤岩に深度 5 km に達する孔径 17 インチ（43 cm）の深孔を掘削する処分概念が米国エネルギー省に提案され、この提案が現在の深孔処分概念における基準とみなされている。また、Muller et al. (2019) では、石油や天然ガスの資源開発で利用されているコントロールボーリング掘削技術の進歩により、鉛直から水平に傾斜して掘削されたボーリング孔の水平掘削区間に使用済燃料や高レベル放射性廃棄物を処分する概念が示されている。この概念は、深度約 1.5 km の堆積岩を対象としており、この深度に分布する頁岩は、実質的に不透水であるとされる。また、水平孔を利用した深孔処分概念のオプションとして、水平面内の一定深度で分岐するボーリング孔を用いて、高レベル放射性廃棄物や使用済燃料を処分する概念も示されている。Muller et al. (2019) では、深孔処分の安全原則として、特に地下水質の塩分濃度の違いによる成層状態や、酸化還元電位の低い地下水の地球化学特性、ボーリング孔内に設けられるプラグが生活圏への放射性核種の放出を抑制することを考慮している。

2つ目として、放射性廃棄物の種類・形態と深孔処分に係る技術との関連性に関する調査・整理結果を表5.2-5に示す。この整理より、深孔処分への適用が検討されている放射性廃棄物として、ガラス固化体や使用済燃料などの高レベル放射性廃棄物のほかに、放射能レベルの高い密封線源、長寿命の中レベル放射性廃棄物が検討対象になっている。また、これらの放射性廃棄物への深孔処分の適用に関しては、

- 放射性廃棄物の放射能レベルと処分深度
- 放射性廃棄物の幾何形状（処分容器の直径など）と深孔の孔径

が密接に関連することが指摘されており、わが国における深孔処分の検討を進めていく際にもこれらの関連性に留意していく必要があると考えられる。

表 5.2-5 放射性廃棄物と深孔処分に係る技術との関連性に関する情報の整理結果

文献名	放射性廃棄物の種類・形態と深孔処分に係る技術との関連性に関する情報
Swift and Newman (2022)	深孔処分への適用候補となる放射性廃棄物として、次の7つが挙げられている。 ① 既存の発電用軽水炉の運転に伴い発生する使用済燃料 ② カナダ重水素ウラン原子炉（CANDU）の運転に伴い発生する使用済燃料 ③ 使用済燃料の再処理に伴い発生するガラス固化体 ④ 高放射能密封線源 ⑤ 研究用原子炉またはアイソトープ製造用原子炉の運転に伴い発生する使用済燃料 ⑥ 先進原子炉の運転に伴い発生する使用済燃料 ⑦ 国防関連の放射性廃棄物のうち、ガラス固化体以外のもの ①の放射性廃棄物の形態は、地層処分対象として考えられている高レベル放射性廃棄物の中で処分体積と放射能レベルが最大となるものであるとされる。世界の使用済燃料の約3/4を占める加圧水型原子炉の燃料集合体の対角長さ300 mm以上であるため、現在検討されている掘削方法で一般的に利用可能な直径を超える深孔の掘削が必要とされている。一方、典型的な沸騰水型原子炉の燃料集合体はより小さく、処分容器とケーシングを使用することにより直径445 mmの深孔に収容することが可能であると考えられている（処分容器1つに対して、1つの燃料集合体）。 このように、使用済燃料の幾何形状を考慮した場合、深孔処分に適さない可能性があると考えられ、深孔処分を適用するためには、小孔径の処分容器への封入を検討する必要があると考えられる（廃棄物処理作業のための追加施設が必要になる）。 ②の放射性廃棄物の形態は、個々の燃料集合体の直径は82 mm～102 mmと小さく、発生量も少ないため、深孔処分適用への候補と考えられている。 ③の放射性廃棄物の形態は、世界の既存のガラス固化体の多くは直径430 mm以上の円筒形（例えば、アメリカのガラス固化体は直径610 mmのキャニスタ、フランスのガラス固化体は直径430 mmのキャニスタに封入）であり、深度3,000 m以上での掘削実績のあるボーリング孔のケーシング内径を超えるとされる。このため、ガラス固化体の直径を考慮するならば、大孔径での掘削実績がある浅い深度での深孔処分の可能性が考えられ、その実現可能性を評価するためには、さらなる分析と試験が必要であるとされている。なお、実現可能性の評価に必要な分析と試験の詳細については、言及されていない。 ④の放射性廃棄物の形態は、既に世界中の中深度ボーリング孔で処分されており、深孔処分の有力な候補であるとされている。高レベル放射性廃棄物の総インベントリが少ない事業において、使用済みの密封線源を深孔処分のインベントリに含めることは理にかなっていると考えられている。 ⑤の放射性廃棄物の形態は、各原子炉の燃料集合体の形状の影響を受けるが、民間の非電力原子炉の運転に伴って発生する使用済燃料については、深孔処分の適用候補と考えられている。 ⑥の放射性廃棄物に関しては、先進原子炉には、軽水炉設計に基づく小型モジュール炉（SMR）と、様々な技術に基づく新しい設計（いわゆる第四世代原子炉）の両者が含まれている。これらの原子炉から発生する使用済燃料の特性は広く理解されているが、深孔処分への適用を検討する際には、その幾何学特性を最も考慮する必要があるとされる。なお、自発的に反応する金属ナトリウムを含む放射性廃棄物の形態に対しては、処分時の取扱に重大なリスクがあり、放射性廃棄物を処理しないで処分する深孔処分の候補にはなりにくいとされている。 ⑦の放射性廃棄物は、核防衛計画を有する国においては深孔処分に適した放射性廃棄物が存在する可能性があり、当該廃棄物を独自に深孔処分する望ましい状況があるかもしれないと考えられている。
Mallants et al. (2022b)	オーストラリアでは、研究用原子炉の運転や医療用医薬品の製造過程で発生する長寿命の中レベル放射性廃棄物処分の潜在的な解決策として、深孔処分を検討しているとされる。

3つ目として、従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性に関する調査・整理結果を表 5.2-6 に示す。この整理により、深孔処分の優位性については、深孔の設置領域が小規模であること、またそれらによりコストの観点で相対的に安価であること、処分深度が深いため閉鎖後長期の隔離機能や放射性核種の移行遅延機能が大きく働く可能性があることなどが挙げられている。また、諸外国の検討では、地下深部の結晶質岩を対象としていること、安定大陸に属していることなどから、深孔処分に適した地域または地点の選択肢が幅広いことが利点として挙げられている。例えば、表 5.2-6 に示した Kochkin et al. (2021) では、深孔処分の利点として、利点③（地震発生時の地殻変動と放射性核種漏洩のリスクは、深孔を安定な地盤に設置することによって最小化される）や利点④（深度 5 km 程度の結晶質基盤岩は、地殻的に安定した地域内を含めて広く分布しているため、深孔の位置の選択が容易になり、放射性廃棄物の発生・貯蔵場所付近で深孔処分を実施する選択肢を取ることが可能になり、放射性廃棄物の輸送等の問題を軽減または解消できる）などが挙げられている。しかしながら、変動帯に位置するわが国においては、多様な岩種が分布し、地震・断層活動や火山・火成活動が生じる可能性があることなどから、Kochkin et al. (2021) が挙げたような利点が、わが国での深孔処分の検討においても当てはまるかどうかについては、慎重に検討する必要があると考えられる。

表5.2-6 従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性に関する情報の整理結果 (1/2)

文献名	従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性に関する情報
Swift and Newman (2022)	原子力の利用に伴い発生した使用済燃料やガラス固化体としての放射性廃棄物を多く抱える国においては、坑道型による地層処分概念が最良の選択肢であることに変わりはないとされる。一方、坑道型の地層処分概念を採用することが困難な国においては、深孔処分の技術的な実現可能性と安全性が実証された場合、小規模な高レベル放射性廃棄物処分の補完的な方法となり、深孔処分は費用対効果の高い代替手段になり得るとしている。また、深孔処分は、坑道型処分に比べて処分場の用地面積が小さくなること、地質学的擾乱を最小限に抑えられることなどから、高レベル放射性廃棄物の処分候補地としての選択肢が広がるとしている。さらに、深孔処分の処分費用は、坑道型処分に比べて、地上施設等の建設にかかる費用を抑えることができると考えられている。
Kristuanssen and Aadnøy (2021)	高レベル放射性廃棄物の量が比較的少ない国にとっては、深孔処分が経済的に有利である可能性があるとしている。
Freeze et al. (2021)	低レベル放射性廃棄物や放射能密封線源を対象とした浅い深度のボーリング孔を利用した処分概念（深度数十 ～ 数百 m）や、中レベル放射性廃棄物や高レベル放射性廃棄物を対象として中深度のボーリング孔を利用した処分概念（深度 2,000 m まで）では、坑道型処分に比べてインフラの建設や処分施設運用にかかわるコストを低減できる利点があるとされている。
Kochkin and Bogatov (2022)	坑道型の通常処分の代替案として提案された深孔処分概念は、深い深度における放射性廃棄物処分に対して安全性を提供可能な地質環境条件に基づいており、放射性核種の隔離の観点において、処分深度が深くなるにつれて、閉鎖後長期の安全性に対して天然バリアである地質環境の寄与が大きくなると考えられている。また、使用済燃料や高レベル放射性廃棄物の坑道型の地層処分において、 ^{129}I の岩石へのごくわずかな吸着性により、長期にわたり被ばく線量が高い放射性核種と考えられている。このことを踏まえ、ロシアでは、核燃料サイクルに伴い発生する ^{129}I を分離・回収・固化し、深孔処分の対象とすることで安全性を確保できるとされている。また、再処理で発生した高レベル放射性廃棄物を高濃縮の固化体にした場合、深孔処分を採用することが望ましいとしている。

表5.2-6 従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性に関する情報の
整理結果 (2/2)

文献名	従来の坑道型地層処分に対する深孔処分の優位性に関する情報
Kochkin et al. (2021)	深孔処分の利点について、Gibb et al. (2014) を参考にしながら、以下のように述べている。 ① 深孔処分の処分深度は、坑道型の通常処分よりも深いため、深地層の地球化学的知見に基づき、放射性廃棄物の生活圏や地表付近の地下水からの隔離が、次の要因により説明できる。 ①-1 処分深度が深いため、放射性核種が生活圏に移行する経路が長い。 ①-2 低透水性であり、深部における割れ目の少なさにより放射性核種の移行時間が遅い。 ①-3 地下深部には塩分濃度の高い地下水が分布することにより塩分濃度の違いによる成層状態が形成され、地表付近の地下水と混合することや、放射性核種で汚染された深部の地下水が上昇することがないため、コロイドを含む放射性核種の鉛直方向の移行が抑制される。 ①-4 地下深部における還元的な地球化学的条件においては、アクチニド核種の溶解度などが低いため、放射性核種の隔離に適している。 ② 処分深度が深いため、地質環境への影響は長期的に低いと予想される。 ③ 地震発生時の地殻変動と放射性核種漏洩のリスクは、深孔を安定な地盤に設置することによって最小化される。 ④ 深度 5 km 程度の結晶質基盤岩は、地殻的に安定した地域内を含めて広く分布しているため、深孔の位置の選択が容易になり、放射性廃棄物の発生・貯蔵場所付近で深孔処分を実施する選択肢をとることができる。このように、深孔処分による放射性廃棄物の処分は、放射性廃棄物の輸送の問題を軽減または解消する。 ⑤ 予察的な処分費用の試算結果によれば、深孔処分の処分コストは、KBS-3 型地層処分施設の 20% 未満である。深孔処分施設の建設と操業には 3 年程度を要するが、坑道型処分の場合は数十年を要する。 ⑥ 深孔処分の形態で閉鎖された地層処分施設は放射性廃棄物の処分深度が大きいため、テロリストの脅威から守る必要性は実質的に排除される。

4 つ目として、深孔処分の課題に関する調査・整理結果を表 5.2-7 に示す。この整理により、深孔処分の課題については、以下の 8 項目にまとめることができると考えられる。

- ① 既存のボーリング掘削技術により、所定の深度（例えば、深度 5 km）に適切な孔径（例えば、直径 500 mm～800 mm）のボーリング孔を掘削できるか
- ② 十分な遮蔽機能を備えた廃棄体パッケージ（またはキャニスタ）を設計できるか（収納可能な量、部材の厚さ、廃棄体の特性、耐久性を含む）
- ③ 廃棄体を所定の深度に設置できるか（定置方法、定置時のトラブル（処分容器等の深孔内での詰まり等）への対策を含む）
- ④ 放射性廃棄物を長期的に隔離できるように深孔を閉塞することができるか（閉塞方法、閉塞に使用する材料の設計を含む）
- ⑤ 必要に応じて廃棄体を回収可能か
- ⑥ 深孔処分システムの長期性能に高い信頼性をもたらす適切な母岩を処分深度で選定することができるか（母岩の選定において必要となる情報（地質学的、水理地質学的、地球化学的特性およびその不均質性等）の調査・把握を含む）
- ⑦ ボーリング孔掘削技術と地下深部の地質環境状態の相互作用等を考慮した深孔処分の設計（深孔の閉塞（シールなど）の設計、廃棄体パッケージの設計など）や閉鎖後安全評価が行えるか
- ⑧ すべての活動を、原子力分野で要求される極めて高い信頼性と安全性を示して行うことができるか

表5.2-7 深孔処分の課題に関する情報の整理結果

文献名	深孔処分の課題に関する情報
Swift and Newman (2022)	深孔処分の概念は少なくとも 1970 年代初頭から提案されているにも関わらず、現在までに実証的な検討がなされておらず、その課題として次のことが挙げられている。 <u>技術的課題：工学的な実現可能性</u> - 既存の技術を利用して、所定の深度に適切な孔径のボーリング孔を掘削できるのか - 十分な遮蔽機能を備えた状態で、廃棄体を所定の深度に設置できるのか - 長期的な隔離ができるようにボーリング孔を閉塞することができるのか - 原子力活動に要求される極めて高い信頼性と安全性を示して、すべての活動を行うことができるのか - 廃棄体の設置中（操業段階）にアクシデントが発生した場合の廃棄体の回収ができるのか <u>母岩の特性に関する課題：母岩の性能が長期的な安全性への寄与に関する課題</u> - 深孔処分システムの長期性能に高い信頼性をもたらす適切な母岩を処分深度（廃棄体定置領域）で選定できるのか - 利用可能な母岩の種類に応じた廃棄体パッケージを設計できるのか （より性能が高い廃棄体パッケージを用いることにより、より浅い深度またはより透水性の高い母岩において深孔処分が成立する可能性があること）
Uroić et al. (2022)	深度 5,000 m の鉛直孔を利用した深孔処分概念に対して、未解決の課題として、次に示す項目が列挙されている。 - 深度 5 km で直径 500 mm～800 mm のボーリング孔掘削が可能であるか - 上記の場合、掘削開始時の孔径はどの程度になるか（処分深度で廃棄物が入る孔径にできるのか） - 上記の深孔は、どのような母岩であれば掘削可能であるか - 上記の深孔に適合するキャニスタに、燃料集合体はどの程度収容できるのか - キャニスタの隔壁の厚さはどの程度になるのか（深孔に入るのか） - 上記のキャニスタの場合、どの程度の放射線が放出されるのか - 上記のキャニスタの場合、どの程度の熱が放出されるのか - キャニスタの耐久性はどの程度であるか - 深孔のシールにどのような材質を使用するのか - キャニスタの設置と、処分容器等の深孔内での詰まり防止に対して、どのような技術が使えるのか
Kochkin et al. (2021)	深孔処分について、次に示す課題が示されている。 - 岩盤と廃棄物処分区画の地質環境特性を把握するために、容易にアクセスできないこと - 大深度での地質学的、水理地質学的、地球化学的条件に関する情報が入手困難なこと - 地下環境の潜在的な不均質性、ならびに深孔掘削技術と地下深部の地質環境の状態の間の複雑な相互作用とそのフィードバックの関係が十分に考慮されていないこと。 - ある地点において取得されたデータを別の地点にどのように適用できるか十分に考慮されていないこと。 - 地下深部への深孔の大孔径掘削技術が必要であること - 廃棄体の定置技術（定置作業中における抑留や破損の可能性回避）が必要であること - 深孔のケーシングと閉塞に係る技術が必要であること - 廃棄体パッケージの埋設に係る技術が必要であること - 必要に応じて埋設した廃棄物が回収できる技術が必要であること

最後に、上記で整理した 8 項目の課題に対して、諸外国の深孔処分の検討事例における知見（課題に対して取り組むべき事項の具体化、課題に対する技術の現状や課題の解決に向けて問題や制約となる可能性のある事項等）の調査・整理を実施した。整理結果を表 5.2-8 に示す。これら深孔処分の課題に関係する知見は、「5.2（2）深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出」に資する情報として利用した。

表 5.2-8 深孔処分の課題に関する知見の整理結果

文献名	深孔処分の課題に関する知見
Swift and Newman (2022)	現段階で想定されている処分孔の深度は 1,000～5,000 m であり、これらの深度において、廃棄体やケーシングが収容可能な孔径であることが必要であるとされ、深孔の掘削技術と廃棄体の設計との関連性が重要であると指摘している。【課題①に関係 (5-18 ページ参照)】
Kochkin and Bogatov (2022)	ボーリング孔の掘削技術と廃棄体の設計に関連する知見として、2015 年の米国エネルギー省による国際ワークショップで、ボーリングの孔径と廃棄体パッケージのパラメータについて技術的な限界が明らかになったことを紹介し、廃棄体の大きさによっては掘削能力を超える可能性があること、また、比較的狭い孔径では、目標の深度に到達する前にパッケージが深孔内で詰まるリスクがあることを指摘している。【課題①に関係 (5-18 ページ参照)】
Swift and Newman (2022)	廃棄体パッケージの耐久性は様々であり、処分深度が深いほど廃棄体パッケージ（人工バリア）の性能が寄与しなくても天然バリアの性能による堅牢な隔離性が確保できるが、処分深度が浅い場合には、深孔処分における隔離機能が廃棄体パッケージ（人工バリアの性能）に依存するとし、耐久性がより高い廃棄体パッケージを用いることによって、より浅深度またはより透水性の高い母岩において深孔処分が成立する可能性があることを指摘している。また、廃棄体は深孔に設置可能な程度に小さいことが必要であり、その上で、廃棄体のインベントリ、化学的安定性、長期耐久性を考慮した廃棄体形状の設計を行うべきであり、深孔処分の設計における制約になると指摘している。【課題②に関係 (5-18 ページ参照)】
Swift and Newman (2022)	廃棄体の定置方法として、既存技術を利用した次の 3 つの方法を挙げている。 - 鉛直孔：複数の廃棄体を連結、または個々の廃棄体をワイヤラインで設置 - 鉛直孔：孔内水の粘性により廃棄体の落下速度をコントロールした自由落下による設置 - 水平孔または傾斜孔：コイルドチュービングを用いた設置 これらの定置方法のうち、自由落下による廃棄体の設置は望ましいアプローチではないとされ、遠隔操作による定置技術は確立されていないと指摘している。 【課題③に関係 (5-18 ページ参照)】
Swift and Newman (2022)	深孔処分の多くの検討事例では、深孔上部からケーシングを除去し、コンクリートプラグで隔離された区間にベントナイトを充填することが検討されている。なお、鉛直孔を利用した深孔処分では、複数の廃棄体パッケージの間にコンクリート製のブリッジプラグを設置し、より深部の廃棄体パッケージに作用する荷重を軽減し、廃棄体パッケージの破損を防止する必要があると指摘している。【課題④に関係 (5-18 ページ参照)】
Kochkin et al. (2021)	深孔の閉塞に関して、深孔上部のシール材としてコンクリート、アスファルト、ベントナイトが例示されている。なお、ボーリング孔の掘削時に保孔のために設置が考えられるケーシングについて、処分孔の閉塞時に撤去することが望ましいとされているものの、そのケーシングの除去方法等についてはいずれの文献においても言及されていない。 【課題④に関係 (5-18 ページ参照)】
Freeze et al. (2021)	廃棄体が深孔内で詰まる等のトラブルになった場合に対応するための回収技術の実証が必要であり、実規模の実証試験で使用する深孔の深度は数十～数百 m で十分であるとしている。 【課題⑤に関係 (5-18 ページ参照)】
Kochkin and Bogatov (2022)	ロシア（旧ソ連）のコラ半島の深層ボーリング（深度 12 km）やドイツの KTB 孔（深度 9 km）のような深層ボーリングによって、数 km の深さの地下水が長い滞留時間であること、また、流速が低いことが確認され、深い深度に断層がなければ地表への放出の可能性が低いことが確認されたとしている。さらに、地下深部の地下水質は塩分濃度が高く密度成層が形成されることにより地下深部から浅部に向かう鉛直方向の移流が生じにくく、また、還元環境は放射性核種の溶解度を制限するため遅延を増大させるとも指摘している。その一方で、深孔処分システムの場合、坑道型の処分システムに比べて、人間が母岩に直接アクセスできないため、信頼性の高い地質情報の収集が難しくなり、適切なデータの収集や試験方法の開発が必要であることを指摘している。【課題⑥に関係 (5-18 ページ参照)】
Kochkin and Bogatov (2022)	原子力先進国では、廃棄物の量が多いため坑道型の通常処分を放棄することは困難であること、深孔処分方式による長期的な健全性が坑道型の通常処分と比べて格段に向上していることは示されていないことを指摘している。【課題⑦に関係 (5-18 ページ参照)】

なお、今後情報が得られる可能性のある検討事例や現段階では調査できていない検討事例として例えば以下の案件があり、今後継続して調査・整理をしていく必要がある。

- ・ IAEA 共同研究プロジェクト:Enhancing Global Knowledge on Deep Borehole Disposal for Nuclear Waste (T22003) (IAEA, 2023)
- ・ ドイツ：高レベル放射性廃棄物の深孔処分プロジェクト CREATIEF (Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste - Results of the Project CREATIEF) (Rosenzweig et al., 2019)
- ・ 英国：Deep Isolation in the UK (Initial study to consider the suitability of elements of UK nuclear waste inventory for Deep Isolation's disposal solution) (Deep Isolation Inc, 2023)

特に IAEA の国際共同研究プロジェクトについては、その目的、また深孔処分の具体的な設計において放射性廃棄物やサイトへの依存性が大事になるとの指摘等は、本事業を進めるにあたって着目していることに極めて近いものであり、本プロジェクトの進展や成果が本事業の進展に大いに参考になる可能性があることから、今後の動向に特に注目していく必要があると考える。以下にその概要を述べる。

- ・ 本プロジェクトは、国際的な知識を増やし、中レベルおよび高レベル放射性廃棄物の深孔処分を試すことに向けた進歩を促進するため立ち上げられたもの。
- ・ IAEA (2023) の記事によれば、「これまでに行われた概念研究と一般的評価から深孔処分が有望視されており、このアイデアをさらに発展させるために、IAEA は研究機関にこの 4 年間の本プロジェクトに参加するよう呼びかけている。本プロジェクトは各国が深孔処分を選択するかどうかについて十分な情報に基づいた決定を下せるよう支援することを目的としている。」と述べている。
- ・ 本プロジェクトの研究目的として以下が示されている。
 - ・ 深部ボーリング孔の処分コンセプト、関連材料、建設や閉鎖のコンセプトだけでなく、操業についてのコンセプトなどを構造化し、必要に応じて、対応する技術準備レベルを評価し、さらに進めること。
 - ・ サイトデータのニーズを特定し、必要に応じて、深孔処分のサイト特性評価を実施する能力を評価し、さらに推進すること。
 - ・ 竣工状態 (as-built conditions) を検証ができるようにするためのモニタリングアプローチについて、必要に応じて評価し、さらに進捗させること。
 - ・ 設計上の保障措置 (safeguard) の考慮。
 - ・ 関連するシナリオ、FEP (機能、イベント、プロセス)、モデル、およびシミュレーション能力はもちろん、深孔処分システムが提供することが期待される一連の機能とパフォーマンスについて、必要に応じて評価し、さらに進めること。
 - ・ 操業のリスク評価と長期安全性の評価。

(2) 深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出

前項 ((1) 項) における深孔処分に係る検討事例等の調査・整理結果、および令和 4 年度までの先行事業における検討内容 (原子力機構, 2023a) など踏まえながら、深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出を行った。さらに、これら因子間の関係、さらにこれら因子が工学的成立性に与える可能性がある影響とはどのようなもの

か、あるいは、工学的成立性の検討において考慮すべき事項としてどのようなものがあるか、などの具体化を試みた。なお、これら検討は、令和 5 年度の検討の対象範囲である建設段階～操業段階を対象に、また、それら各段階の要求事項や設計要件に着目して実施した。

- 工学的成立性の検討において鍵となる因子 (1) 参照)
- 工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響 (2) 参照)

1) 工学的成立性の検討において鍵となる因子

本項では、先行事業（原子力機構，2023a）において建設段階と操業準備段階を主な対象として実施した因子の検討を、令和 5 年度の対象範囲であり、操業準備段階の次の段階である操業段階まで広げたうえで、工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出に係る検討を実施した。

先行事業の検討（原子力機構，2023a）では、深孔処分の事業段階のうち、建設段階と操業準備段階を対象として、地質環境条件の主に力学条件に着目し、深孔の掘削が困難になることに影響する可能性のある因子・条件を検討した。その結果、以下の 5 つに着目し、ボーリング孔の掘削や安定性に関する検討を試行した。

- 結晶質岩の上面深度が大きい（上位の堆積層が厚い）
- 岩石強度が低い
- 応力場の異方性が大きい
- 異常高圧の存在
- 異常高温の存在

令和 5 年度の検討においては、これら先行事業の因子の検討も踏まえながら、その対象範囲を操業段階まで広げ、建設段階から操業段階までを主な対象として、さらに地質環境条件以外も含め、工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出を実施する。

工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項：

工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出に向けて、深孔処分の工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項をリストアップした。リストアップに当たっては、先行事業における深孔の掘削の可否に影響を与える可能性のある因子・条件や、前項（(1) 項）における検討事例等の調査・整理で挙げられた工学的成立性やその検討に関係しそうな事項を順不同で抽出・列挙した（表 5.2-9）。

表 5.2-9 工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項のリストアップ結果

影響を及ぼす可能性のある事項
・ 深孔の形式（鉛直孔、斜孔、水平孔） ・ 深孔の孔径（所定の深度に適切な孔径で、選択した形式（鉛直孔、途中から水平孔など）で深孔を掘削できるか。母岩に対応した力学強度と、地下深部の地球化学的環境に対応した耐腐食性も考慮する必要がある。処分容器の仕様が、深孔の設計や廃棄体の定置の両方に影響する。） ・ 深孔の深度（深度に応じて、閉鎖後長期の安全性に対して人工バリアと天然バリア（母岩）の機能の寄与度が変わる。放射性廃棄物のレベルや地質環境条件に応じて、孔径や深度が変わる。超深部に処分することで、放射性廃棄物を生活圏から隔離することが可能（放射性核種の移行距離が長い。超深部は低透水性のため移行が抑制される。超深部は還元環境のため、低い溶解度等により移行が抑制される。処分容器の大きさと数量に基づいて、廃棄体定置領域の長さとしール・埋め戻し区間の長さが決定される。これには、母岩の情報や廃棄物のインベントリ情報も関係してくる。） ・ 人工バリア（人工バリアの幾何形状が、深孔の孔径や廃棄体定置に影響する。孔径に応じて、核種閉じ込め機能を有する人工バリアの設置の可否が変わる） ・ 母岩（地下深部の低透水性の基盤岩、十分な厚さ。深孔処分に適した母岩があるか・選択できるか。不均質性などの考慮。） ・ 結晶質岩上面深度（堆積層の厚さ。結晶質岩上面深度が大きい場合、深孔の掘削が困難になる） ・ 地下深部の地質環境情報（地質学的条件、水理学的条件、地球化学的条件的）が入手できるかが未定。人間が母岩に直接アクセスして調査することができない） ・ 異方性応力場（応力場の異方性が大きい場合、深孔の掘削が困難になる） ・ 地下水（還元性、表層などの地下水系から隔離されているもの） ・ 岩石強度（岩石強度が低い場合、深孔の掘削が困難になる） ・ 対象廃棄物の幾何形状（幾何形状に応じて孔径が変わる。遮蔽性能、耐久性を有する十分な厚さの処分容器が必要。） ・ 放射能レベル（放射能レベルに応じて深度が変わる） ・ 廃棄物の総量（総量に応じて深孔の本数や定置領域長さが変わる） ・ 低コスト（放射性廃棄物の総量が少なく、かつ技術的実現可能性と安全性が実証された場合） ・ ケーシング（設置の要否。ケーシングを設置できるか。設置の有無。ケーシングの性能。深孔を閉塞する前にケーシングを除去できるかなど） ・ 掘削装置の最大巻上性能（最大巻上げ性能が、ケーシングや廃棄体を吊り下げ可能かに直結する。ケーシング設置可能深度＝深孔の掘削・維持に影響する。） ・ アニュラス（処分容器と孔壁またはケーシング間の隙間）の有無や状態 ・ 廃棄体の定置技術（定置技術が確立されていない。廃棄体を所定の深度の定置できるか（定置装置の性能も関係）。定置時の廃棄体の抑留等のトラブルの対策が必要） ・ 廃棄体の仕様、深孔の仕様（深度、孔径など）、廃棄体の定置技術は相互に関係するので、それを考慮して検討することが望ましい ・ 廃棄体の回収可能性（回収できるかが不明） ・ 深孔の閉塞（工学的実現可能性。適切に閉塞できるかが不明） ・ 核セキュリティの観点で優位になる可能性（処分深度が深い。閉鎖後の放射性廃棄物へのアクセスがほぼ不可能）

工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出：

リストアップした工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項を参考に、深孔処分の建設段階～操業準備段階～操業段階を対象に、工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出を試みた。因子の抽出にあたっては、深孔処分の建設段階に計画された深度まで廃棄体を挿入可能な深孔が掘削できること、操業準備段階や操業段階において建設段階に構築された深孔の深度や孔径が維持できること、さらに操業段階にその深孔に廃棄体を降下・定置できる技術が確立していることが重要であることを念頭におくこととした。また、工学的成立性の検討において鍵となる因子を、深孔処分への影響を論じる際に適切で使いやすい、多種多様な因子を包括的にまとめた上位の区分・キーワードと定義したうえで、前項でリストアップした工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項を包括的な観点で区分・まとめることとした。その結果、以下の5つに区分・まとめることが

できると考え、これらを深孔処分の建設段階～操業準備段階～操業段階における工学的成立性の検討において鍵となる因子とした。

- ① 処分環境：処分深度の地質環境（地質、水理、力学、地球化学など）
- ② 設計 1：廃棄体の仕様（長さ、厚さ、直径、重量、材質など）
- ③ 設計 2：深孔の仕様（深孔の形式、深度、孔径など）
- ④ 技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様（深孔の孔径、巻上能力など）
- ⑤ 技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様（揚重能力、廃棄体の定置方法など）

また、これら因子は、因子間の相互関係、さらには複数の事業段階にまたがる横断的な影響を有することが考えられる。例えば、深孔処分システムの設計（深孔の設計を含む）について、廃棄体の仕様、深孔掘削技術、廃棄体の定置作業、処分地点・深度の地質環境の相互の関連性を考慮して検討する必要性を指摘している事例もある（Fischer et al., 2022）。因子間の主な相互関係の概要を表 5.2-10 にまとめる。また以下に、その内容を概説する。さらに、複数の事業段階にまたがる横断的な影響がある場合には、それについても適宜言及する。

- ・ 「①処分環境：処分深度の地質環境」について、諸外国の検討事例では主として結晶質岩を対象としており、地質学的に安定な地域であることが多い。すなわち、諸外国の検討では、単一の岩相、低透水性岩盤、良い岩盤条件（裸孔で深孔の孔壁および孔径が維持できる条件）において、深孔処分の工学的成立性が高いと考えられている。一方、わが国では、4つのプレートがせめぎ合う太平洋の西縁に位置しており、多種多様な岩種が地表に分布している。このため、日本の地下深部には、結晶質岩、堆積岩、付加コンプレックス等が分布し、形成年代も新第三紀～中・古生代とさまざまである。また、プレート収束境界である変動帯に位置するため、深孔処分に関する検討が進んでいる諸外国に比べて、地震・断層活動や火山・火成活動が活発な地域がある。これらを踏まえると、「①処分環境：処分深度の地質環境」は、「②設計 1：廃棄体の仕様」を検討する際に必ず参照すべき情報であり「③設計 2：深孔の仕様」および「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」に関わる深孔の掘削計画の立案においても必ず参照すべき情報である。また、「⑤技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様」に関しては、廃棄体の降下・定置に伴い深孔内に入る装置の動作の正常性や作業性等を検討する際に参照する必要があると考えられる。
- ・ 「②設計 1：廃棄体の仕様」については、対象とする放射性廃棄物の種類（ガラス固化体、使用済燃料、その他）によってその仕様が異なることになる。また、廃棄体の肉厚、材質は、深孔の深度、処分深度の地質環境条件に応じて、十分な遮蔽機能と、長期的な耐久性を有することが求められ、廃棄体の最終的な仕様が決定されることが考えられる。また、従来の坑道型処分とは異なり、鉛直孔型の深孔処分では、複数の廃棄体を 1 つの処分容器に入れて処分することも候補の一つとして考えられているため（Kristuansen and Aadnøy, 2021）、「②設計 1：廃棄体の仕様」については、対象となる放射性廃棄物のみによって決定されるのではなく、「③設計 2：深孔の仕様」、「①処分環境：処分深度の地質環境」とも相互関係があり、それらを関連付けて

検討する必要があると考えられる。また、廃棄体の仕様のうち、特に直径、長さ、重量に際しては、設計された廃棄体を収容する深孔の掘削と定置作業の機械選定や実施の可否に対して影響を与えるため、「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」、「⑤技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様」との関係や整合に留意することも重要であると考えられる。

- 「③設計 2：深孔の仕様」については、現在提示されている深孔処分の概念では、放射性廃棄物の種類に応じて異なる処分深度が検討されているほか、斜孔や水平孔を利用することによって処分深度を浅くできる可能性が示唆されている。深孔の深度が浅い場合は、深孔処分システムの安全性に対する人工バリアの寄与度が大きくなり、深孔の深度が深い場合は、天然バリアの寄与度が大きくなるという考え方もある（超深部に処分する場合は、人工バリアの機能なしでも、天然バリアの機能だけで深孔処分システムの安全性が成立する可能性がある）。このため、「③設計 2：深孔の仕様」については、「②設計 1：廃棄体の仕様」と特に密接な関係を持ち、廃棄体の直径が大きくなる場合には、「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」、「⑤技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様」に対しても影響を与えると考えられる。また、深孔の形式（鉛直孔、斜孔、水平孔）は、掘削に使用するツール、設備能力にかかわる「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」にも影響すると考えられる。
- 「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」については、「②設計 1：廃棄体の仕様」や「③設計 2：深孔の仕様」を考慮して、深孔の孔径や掘削機器等を選定する必要がある。深孔の孔径は、深孔に入れる廃棄体の大きさにより設定されることになるが、「①処分環境：処分深度の地質環境」に応じた掘削時のケーシングプログラム（ケーシングの段数、ケーシングの孔径および挿入深度）によって、地表付近から廃棄体定置領域までの孔径が決まることになる。特に地質環境が悪い条件では、ケーシングの段数が増えること等により最終的な孔径が廃棄体の大きさより小さくなり、その結果、廃棄体が深孔に入らなくなることが課題になると考えられる。また、これらのケーシングプログラムを考慮した掘削機械が選定されることとなる。上記に述べたように、現状の掘削技術（ケーシングプログラム等）による孔径と、検討されている廃棄体の大きさ（直径）に基づく関係は技術的な課題となっており、その解決・解消に向けては、掘削技術能力の向上はもとより、廃棄体寸法の縮小化などもあわせて検討していくことが必要になる可能性があると考えられる。
- 「⑤技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様」については、「②設計 1：廃棄体の仕様（特に重量）」を考慮して揚重機械を選定する必要がある。また、「③設計 2：深孔の仕様」のうち深孔の形式（鉛直孔、斜孔、水平孔）に応じて、適切な廃棄体の降下・定置方法を検討し、必要な機械・装置の選定（あるいは技術開発）が重要になると考えられる。深孔処分システムの人工バリアについては、深孔の深度に応じて検討・設計されることが想定される。このため、比較的浅い深度を対象とした検討事例の多い斜孔や水平孔を利用した深孔処分システムにおいては、人工バリアの設置方法を含む廃棄体の定置方法、さらには、深孔の閉塞方法も視野に入れた機械・装置の選定（あるいは技術開発）が重要になると考えられる。さらに、深孔処分では、作業従事者の立ち

入りが困難な孔径の深孔を利用すること、および深度数千 m を対象としていることから、孔内への廃棄体の降下、定置時には、何らかのトラブルが発生するリスクがあり（例えば、深孔の孔壁（またはケーシング内壁）と廃棄体が直接的に接触することにより深孔に廃棄体が詰まる）、これらへの対処策についても検討する必要がある。なお、このようなトラブル発生事象に対する対策はすべて地表から実施することになるため、遠隔操作に着目した技術開発も必要になると考えられる。

表 5.2-10 深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子間の相互関係・相互影響

①処分環境： 処分深度の地質環境（地質、水理、力学、地球化学等）	・処分深度の地質環境を踏まえ、求められる廃棄体の仕様やバリアの仕様等を選定。	・処分深度の地質環境条件を踏まえ、深孔の形式、深度等を選定。	・処分深度およびその上位の地層での地質環境を踏まえて、掘削機械を選定。 ・処分深度およびその上位の地層での地質環境を踏まえて、ケーシングプログラムを計画。	・処分深度およびその上位の地層での地質環境を踏まえて、ボーリング孔内に挿入される装置、ツールを選定。
	②設計 1： 廃棄体・バリアの仕様（長さ、厚さ、直径、重量、材質等）	・廃棄体・バリアの仕様を踏まえ、深孔の形式、深度等を選定。	・廃棄体・バリアの仕様を踏まえ、深孔の孔径（掘削孔径）を選定。	・廃棄体・バリアの仕様を踏まえ、揚重機器、定置装置、廃棄体の降下/定置方法を選定。
 地質環境情報についての調査等のニーズ。	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	③設計 2： 深孔の仕様（深孔の形式、深度等）	・深孔の仕様を踏まえ、掘削機械、保孔対策を講じることが可能なツール（ケーシング仕様など）を選定。	・深孔の仕様を踏まえ、揚重機械、深孔の形式（鉛直、斜孔、水平孔）等に応じた定置を行える方法・ツール、手順等を選定。 ・また、廃棄体の降下中の抑留等のトラブル時の対応等を検討。
	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	④技術 1： 掘削機械（掘削装置）の仕様（深孔の孔径、巻上能力等）	・想定される掘削後の孔内状況を踏まえ、揚重機械、深孔の形式（鉛直、斜孔、水平孔）等に応じた定置を行える方法・ツール、手順等を選定。 ・また、廃棄体の降下中の抑留等のトラブル時の対応等を検討。
	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。 また、廃棄体の降下中の抑留等のトラブルの回避や緩和のための仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	上流の仕様と下流の仕様との整合性等の確認。 問題等のある場合には上流の仕様選定へのフィードバック（仕様見直し等）。	⑤技術 2： 揚重機械（定置装置）の仕様（揚重能力、廃棄体の定置方法等）

2) 工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響

本項では、先行事業（原子力機構，2023a）において設定した、建設段階、操業準備段階、操業段階における設計要件（表 5.2-11）を対象として、前項で抽出した深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子（①～⑤）が設計要件に対してどのような影響を与える可能性があるか、あるいは、工学的成立性の検討において考慮すべき事項としてどのようなものがあるか、などについてより詳しく見ていくことを試みた。具体的には、各段階の設計要件に影響を与える因子を抽出し、その因子の内容を詳細化したうえで（概略レベル、詳細レベルなど）、着目した因子の内容が設計要件に与える影響（発生事象、懸念事項など）を検討・整理することとした。なお、このような検討・整理は、工学的成立性に対して良い面に着目した整理と悪い面に着目した整理の両方が考えられるが、工学的成立性に悪い影響を与える場合の把握を優先し、必要に応じてそれらに対する解決策や緩和策などの対応の検討につなげていくことの重要性が高いと考え、令和 5 年度の検討においては悪い影響の具体化に特に重点を置いて検討・整理を実施することとした。

表 5.2-11 深孔処分における事業段階と各段階における要求事項および設計要件
(原子力機構，2023a)

事業段階	要求事項	設計要件
調査段階	処分地が適切に設定できる	・地質条件の把握 ・THMC条件の把握
建設段階	超深孔が適切に掘削できる	・深度確保 ・坑径確保
操業準備段階	超深孔が健全に維持できる	・坑径維持 ・孔壁維持
操業段階	廃棄体が支障なく定置できる	・廃棄体降下 ・廃棄体定置 ・廃棄体防護
閉鎖段階	超深孔が設計通りに閉鎖できる	・閉鎖の実施 ・シールの実施
その他	処分事業が安全に実施できる	・各段階の作業の安全確保 ・シール性能維持 ・核種移行の抑制

検討・整理の結果を表 5.2-12～表 5.2-16 に示す。検討・整理結果より、各段階の設計要件に対して、着目した因子の内容が設計要件に与える影響を以下にまとめる。

- 建設段階の設計要件「深度確保」対しては、地質環境条件（岩盤が良い条件／悪い条件）に応じて実現可能な深度が変わる（予定深度に到達するまえにトラブルが発生する可能性が考えられる）ため、「①処分環境：処分深度の地質環境」の影響が大きいと考えられる。このため、このような影響についての検討を実施し表 5.2-12 に整理した。その結果、深度を確保することに対して、深孔の掘削上のトラブル発生に関係し得る地質環境として、地質構造、温度、水理特性、力学特性、地球化学特性、ガス胚胎等が挙げられ、孔壁崩壊や孔内閉塞、熱水噴出や大量湧水など、深孔

掘削を継続することが困難になる可能性が高い事象が発生することが考えられる。なお、ガス噴出や膨潤性は、堆積岩に固有の事象である。これらの事象の発生に対しては、ケーシング等による保孔対策を講じることや、掘削流体の調整を行うことで、深孔の掘削を継続できる可能性もある。また、掘削地点の地質環境を調査段階で適切かつ十分に把握することや、掘削機械の選定などの対処により、これらの事象が問題とならない可能性も考えられる。

- 建設段階の設計要件「孔径確保」に対しては、上述の「深度確保」と同じく地質環境条件（岩盤が良い条件／悪い条件）に応じて実現可能な孔径が変わる（設定した深度での設定した孔径を実現するまえにトラブルが発生する可能性が考えられる）ため、「④処分環境：処分深度の地質環境」の影響について検討した結果、前述の建設段階の「深度確保」とほぼ同様の内容となった（表 5.2-13）。
- 建設段階の設計要件「深度確保」と「孔径確保」については、深孔の形式が、深孔の掘削やケーシング設置などの建設段階の関連技術に大きく影響すると考えられるため、「③設計 2：深孔の仕様」の影響についての検討を実施し表 5.2-14 に整理した。その結果、鉛直孔の場合で、深孔処分に適した母岩が選定され、廃棄体定置領域が裸孔の状態で安定する場合には影響はないと考えられるが、ケーシングによる保孔対策を講じた場合には、そのケーシングの有無が深孔処分システムに何らかの影響を及ぼす可能性が懸念される。また、斜孔や水平孔の場合は、鉛直孔の場合よりも計画深度に到達するまえにトラブルが発生する可能性が高くなること、また、深孔の力学的安定性に対して保孔対策を必要とする可能性が高くなること、などが考えられる。
- 操業準備段階の設計要件「深度維持」と「孔径維持」については、深孔の形式が、ケーシングの設置や抜管に大きく影響すると考えられるため、「③設計 2：深孔の仕様」の影響についての検討を実施し表 5.2-15 に整理した。その結果、掘削された深孔が裸孔の状態で安定する場合には影響はないと考えられるが、ケーシングによる保孔対策を講じている場合、ケーシングを除去した際に孔壁崩壊や孔内閉塞が発生する可能性が高くなり、深孔処分の工学的成立性に対して影響が大きい可能性があると考えられる。一方、孔壁崩壊や孔内閉塞を回避するため、ケーシングを深孔内に設置した状態を維持する場合、深度や孔径の維持という観点では良い影響を与えるので問題はないと考えられるが、一方で、深孔内部にケーシングが存在することが深孔処分システムの閉鎖後安全性に何らかの悪い影響を及ぼす可能性（例えば、ケーシングと孔壁の間の隙間が核種移行経路になるなど）が考えられる。
- 操業段階の設計要件「廃棄体の降下」と「廃棄体の定置」については、深孔内の仕上がり状態が、廃棄体の定置およびそれに関連するトラブル（深孔の途中で廃棄体が引っかかることで廃棄体が詰まるなど）に影響を及ぼすと考えられるため、「③設計 2：深孔の仕様」の影響についての検討を実施し表 5.2-16 に整理した。廃棄体の降下・定置に関しては、深孔内の仕上がり状態が大きく影響すると考えられる。このため、建設段階および操業段階における孔内状況に応じて講じられるケーシングの有無について検討した。ケーシングによる保孔が講じられている鉛直孔の場合、

廃棄体とケーシングのクリアランスが設計段階で十分に検討されていれば、問題になることはないと考えられる。一方、斜孔や水平孔の場合には、廃棄体降下時に廃棄体が屈曲部のケーシングと接触する可能性が高くなるので、ケーシングの内壁の状態により、廃棄体が降下・定置の途中で詰まる・回収できない等のトラブルが発生する可能性が大きくなると考えられる。また、斜孔や水平孔では屈曲部が生じており、廃棄体の大きさによっては、屈曲部を廃棄体が通過することが困難となることが想定され、処分施設等の設計において十分な検討が必要になると考えられる。ケーシングを設置しない場合（裸孔の場合）においても、廃棄体と孔壁が接触する可能性がある場合には、裸孔の孔壁の仕上がり状態が廃棄体の降下・定置に影響を及ぼす可能性が考えられる。

表 5.2-12 建設段階の設計要件「深度確保」に対して工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響の整理結果

設計要件	工学的成立性の 検討において 鍵となる因子	内容 (概略レベル)	内容 (詳細レベル)	因子が与える影響 (発生事象、懸念事項など)	備考
深度確保	①処分深度の地質環境 (岩種：結晶質岩、堆積岩)	地質構造	断層/破碎帯	孔壁崩壊/孔内閉塞	
		温度	高温異常	熱水噴出	
		水理特性	高透水層（ゾーン）の存在	大量湧水	
				湧水による孔壁崩壊/孔内閉塞	
				逸水による掘削流体の消失	
		力学特性	応力場の異方性（コアディスキング、ボアホールブレイクアウト等の発生	孔壁崩壊/孔内閉塞	
			力学強度低下ゾーンの存在	孔壁崩壊/孔内閉塞	
			膨潤性	孔内閉塞/孔壁崩壊	堆積岩固有
		地球化学特性	地下水組成の変化	-	
		ガス胚胎	ガス噴出	-	堆積岩固有

表 5.2-13 建設段階の設計要件「孔径確保」に対して工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響の整理結果

設計要件	工学的成立性の 検討において 鍵となる因子	内容 (概略レベル)	内容 (詳細レベル)	因子が与える影響 (発生事象、懸念事項など)	備考
孔径確保	①処分深度の地質環境 (岩種：結晶質岩、堆積岩)	地質構造	断層/破碎帯	孔壁崩壊/孔内閉塞	
		水理特性	高透水層（ゾーン）の存在	湧水による孔壁崩壊/孔内閉塞	
		力学特性	応力場の異方性（コアディスキング、ボアホールブレイクアウト等の発生	孔壁崩壊/孔内閉塞	
			力学強度低下ゾーンの存在	孔壁崩壊/孔内閉塞	
			膨潤性	孔内閉塞/孔壁崩壊	堆積岩固有
		ガス胚胎	ガス胚胎	孔内圧力上昇 ⇒孔壁崩壊/孔内閉塞	堆積岩固有

表 5.2-14 建設段階の設計要件「深度確保と孔径確保」に対して工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響の整理結果

設計要件	工学的成立性の検討において鍵となる因子	内容	因子が与える影響 (発生事象、懸念事項など)	備考
深度確保／ 孔径確保	③深孔の仕様 (深孔の形式)	鉛直孔	保孔対策	ケーシングの設置、ケーシング抜管が、操業、閉鎖後に影響を及ぼす可能性
		斜孔/水平孔	偏角の精度	孔曲げ時の角度、適用孔径、孔径への影響（段落としの有無）等
			孔軸のコントロール	孔軸のコントロールが適切でない場合、所定の深度（位置）に到達しない
			孔径のコントロール	孔が真円に保てない可能性がある 特に堆積岩（軟岩）で顕著
			保孔対策	ケーシングの設置、ケーシング抜管が、操業、閉鎖後に影響を及ぼす可能性

表 5.2-15 作業準備段階の設計要件「孔径維持と孔壁維持」に対して工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響の整理結果

設計要件	工学的成立性 検討において の鍵となる因子	内容 (概略レベル)	内容 (詳細レベル)	因子が与える影響 (発生事象、懸念 事項など)	備考
孔径維持／ 孔壁維持	③深孔の仕様 (深孔の形式)	鉛直孔	ケーシングの抜管	ケーシング抜管時の 孔壁崩壊/孔径変化	ケーシングの設置状況やボーリング孔の状況等 を考慮して、ケーシングの抜管方法、抜管区 間、抜管時期等を検討する必要がある。
			ケーシングの残置	ケーシングの圧壊	応力状態や膨潤性を有する区間において、ケー シングの強度以上の外圧が発生する場合、ケー シングの圧壊が生じる可能性がある。
		斜孔	ケーシングの抜管	ケーシング抜管時の 孔壁崩壊/孔径変化	ケーシングの設置状況やボーリング孔の状況等 を考慮して、ケーシングの抜管方法、抜管区 間、抜管時期等を検討する必要がある（鉛直孔 に比べ、ケーシング設置理由を考慮して抜管の 可否を検討する必要がある）。
			ケーシングの残置	ケーシングの圧壊	応力状態や膨潤性を有する区間において、ケー シングの強度以上の外圧が発生する場合、ケー シングの圧壊が生じる可能性がある。
		水平孔	ケーシングの抜管	ケーシング抜管時の 孔壁崩壊/孔径変化	ケーシングの設置状況やボーリング孔の状況等 を考慮して、ケーシングの抜管方法、抜管区 間、抜管時期等を検討する必要がある（鉛直孔 や斜孔に比べ、ケーシング設置理由を考慮して 抜管の可否を検討する必要がある）
			ケーシングの残置	ケーシングの圧壊	応力状態や膨潤性を有する区間において、ケー シングの強度以上の外圧が発生する場合、ケー シングの圧壊が生じる可能性がある。
		共通	-	ケーシングの外側で の孔壁崩壊	ケーシングの有無に依らず、作業、閉鎖後の安 全性への大きな影響の可能性はある。

表 5.2-16 作業段階の設計要件「廃棄体の降下と廃棄体の定置」に対して工学的成立性の検討において鍵となる因子が与える影響の整理結果

設計要件	工学的成立性の検討において鍵となる因子	内容 (概略レベル)	内容 (詳細レベル)	因子が与える影響 (発生事象、懸念事項など)	備考
廃棄体降下／ 廃棄体定置	③深孔の仕様 (深孔の形式)	ケーシングに よる保孔	斜孔	孔壁の仕上がり	ケーシングの継ぎ目の段差の有無が、廃棄体の降下、定置時に影響する可能性が懸念される
			水平孔	孔壁の仕上がり	同上
			共通	屈曲部のクリアランスの有無	鉛直孔以外では、ケーシングの内径および曲げ角度、廃棄体の外径および長さの関係（クリアランスの大きさ）によっては、屈曲部を廃棄体が通過しない
		ケーシングに よる保孔なし	孔壁	表面が粗い	廃棄体降下、定置時の支障要因となる
			孔径	所定の径より小さい	ケーシング抜管後に孔が潰れる可能性のある場合、その場所（可能性のある場所）の事前把握方法、潰れることを防ぐ対処方法の検討が必要
				所定の径より大きい	所定の径よりも大きいということは、孔壁の崩壊等が生じていることが懸念されるため、壁面の粗さや崩壊物の除去、抑留対策などを検討する必要がある

(3) 深孔処分の検討事例の調査と工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出のまとめ

深孔処分の実現に向けた事業段階のうち、建設段階～操業準備段階～操業段階を対象に、諸外国の検討事例に関する情報を踏まえながら、深孔処分に係る検討事例等の調査・整理および工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出を進めた。

まず、深孔処分に係る検討事例等の調査・整理では、諸外国における深孔処分の検討事例および関連技術を調査した。具体的には、諸外国における深孔処分概念の整理と、その整理結果に基づく深孔処分概念の類型化を試行した。さらに、複数の深孔処分概念についてレビューを実施している文献を中心に、深孔処分の特徴、優位性および課題などに関する情報を抽出・整理した。調査・整理の結果を以下にまとめる。

- ・ 深孔処分概念については、諸外国における深孔処分概念の情報を共通の項目（上位項目：地質、廃棄物、深孔の仕様、バリア機能への期待）のもとに1枚の表にまとめることで、その共通点や相違点が一望できるように整理した。また、類型化については、諸外国で検討されている深孔処分概念を単純に2～3個のバリエーションに類型化することは困難であることがわかった。一方、前述の深孔処分概念の情報の整理表での項目を条件分岐として深孔処分概念の分類を試みた結果、深孔処分概念がどの条件と関連づけて分類できそうか、分類の判断に向けてどの条件の想定や設定が重要になるかなど、深孔処分概念を特徴づける条件を把握することができ、さらに、それに基づく分類例を提示することができた。これにより、例えば地下深部の地質環境条件が絞りこまれたときに、その条件において実現可能性を検討する対象となり得る深孔処分概念の候補がどの分類に該当するか、またその深孔処分概念に関する諸外国での検討事例としてどのようなものがあるか、などの把握に資する情報を整理することができたと考えられる。
- ・ 深孔処分の特徴、優位性、課題などに関する情報については、近年の諸外国における深孔処分に係る検討事例のうち、複数の深孔処分概念についてレビューを実施している文献を中心に調査・整理を行った。その結果、掘削技術やケーシング技術などの先行事業および令和5年度事業において重点的に検討している技術について、諸外国においても検討の実施や課題の抽出などが優先的に実施されており、深孔処分概念の特徴、優位性、課題に関する認識について、先行事業および本事業で着目してきていることとの大きな相違はないことを確認した。一方で、諸外国の深孔処分の検討事例では、安定した地質環境を前提に深孔処分を検討しているものが多く、そこで示されている考え方・情報・技術などを、変動帯に位置し複雑な地質環境を対象とする必要のあるわが国の検討にそのまま適用することは注意が必要になることを確認した。このことを踏まえ、わが国においては、諸外国の検討事例を把握するだけでなく、諸外国とは異なるわが国で特徴的に想定すべき地質環境などの条件を明らかにしながら、深孔処分についての検討を慎重に進めていく必要性が示唆された。

次に、工学的成立性の検討において鍵となる因子の抽出では、まず、深孔処分に係る検討事例の整理結果等も踏まえ、深孔処分の建設段階から操業段階における工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項をリストアップした。そして、工学的成立性の検討において鍵となる因子を、深孔処分への影響を論じる際に適切で使いやすい、多種多様な因子を包括的にまとめた上位の区分・キーワードとして定義し、リストアップした工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項を包括的な観点で区分して整理した。その結果、深孔処分の建設段階から操業段階における工学的成立性の検討において鍵となる因子として以下の5つを抽出した。

- ① 処分環境：処分深度の地質環境（地質、水理、力学、地球化学等）
- ② 設計1：廃棄体の仕様（長さ、厚さ、直径、重量、材質など）
- ③ 設計2：深孔の仕様（深孔の形式、深度、孔径など）
- ④ 技術1：掘削機械（掘削装置）の仕様（深孔の孔径、巻上能力など）
- ⑤ 技術2：揚重機械（定置装置）の仕様（揚重能力、廃棄体の定置方法など）

さらに、これら因子について、因子間の相互関係、複数の事業段階にまたがる横断的な影響、設計要件への影響、などについての検討・整理を行った。因子間の相互関係、複数の事業段階にまたがる横断的な影響について検討した結果、深孔処分の工学的成立性の検討で考えるべきことや、留意すべきこと、課題となることの具体化とともに、それらの全体が俯瞰できるように表形式で整理した。また、因子の設計要件への影響などについて、設計要件に影響を及ぼす因子の内容を詳細化するとともに、その因子の内容が設計要件に対してどのような悪い影響が具体的に生じ得るかについて（発生事象や懸念事項など）、その解決策や融和策なども含めて例示することができた。上記の検討・整理を通じて、本検討で抽出した工学的成立性の検討において鍵となる因子が、深孔処分を論じる際の効果的なキーワードであることを確認した。

なお、今後の課題については、5.4節にまとめて示す。

5.3 工学的成立性への影響等に関する知見の整理

本節では、わが国を対象とした深孔処分の工学的成立性の検討に資する情報等の整備の一環として、工学的成立性への影響や関連する技術に関する知見についての調査・整理を、5.2節において建設段階・操業準備段階および操業段階を対象として整理した工学的成立性の検討において鍵となる可能性のある因子との関係にも着目して行う。

以下、(1)項にて本節での検討方法（調査・整理方法）を概説し、その後、建設段階・操業準備段階を対象とした調査・整理の結果を(2)項に、操業段階を対象とした調査・整理の結果を(3)項に示す。最後に、(4)項として、本節の調査で得られた工学的成立性への影響等に関する知見をまとめる。

(1) 検討方法

工学的成立性への影響や関連する技術に関する知見の調査・整理を、以下の対象および流れで進める。

- ・対象：建設段階・操業準備段階、および操業段階とする。
- ・検討の基本的な流れ：

既存文献の調査により、特に以下の観点に着目して実施する。

- ・建設段階・操業準備段階および操業段階のどの部分（例えば、設計要件等）にどのような影響が及び得るか
- ・それら影響は、5.2 節で建設段階・操業準備段階および操業段階を対象として整理した工学的成立性の検討において鍵となる可能性のある因子のどれと関係するか
- ・それら影響についてどのような具体的な知見が得られているか
- ・既往あるいは検討中のどのような技術について適用性の検討例や実証例があるか
- ・さらにそれら影響や技術についてどのような課題が指摘されているか等。

以下、建設段階・操業準備段階および操業段階のそれぞれを対象とした調査・整理の具体的な進め方を示す。さらに、各段階だけでなく、複数の段階において横断的に重要となる知見にも着目することとし、それに関する知見の調査・整理についての具体的な進め方も示す。

- ・具体的な進め方 1：建設段階・操業準備段階を対象とした調査・整理

建設段階・操業準備段階については、建設段階の要求事項（深孔が適切に掘削できる）を達成するための設計要件である「深度確保」「孔径確保」、また、操業準備段階での要求事項（深孔が健全に維持できる）を達成するための設計要件である「孔径維持」「孔壁維持」に着目し、それら設計要件の実現に直結し重要性が高いと考えられる掘削技術やケーシング技術（鍵となる可能性のある因子：「④技術 1：掘削機械（掘削装置）」に該当）を主な対象に、知見の調査・整理を図る。これら技術の重要性は、令和 4 年度に着手した建設段階・操業準備段階に係る検討において指摘され、さらには令和 5 年度の 5.2 節の検討においても改めて確認されている。掘削技術やケーシング技術についての知見の調査は、令和 4 年度にも一部開始しているが、令和 5 年度はより広い範囲の既存文献を対象とした調査を行う。また、これら調査においては、わが国での深孔処分の適用に係る検討において多様な地質環境条件（岩種、T-H-M-C 条件等）や深孔の仕様（深度、孔径、掘削方向等）のバリエーションが想定され得ることに留意し、調査対象の既存文献で対象としている地質環境条件や深孔の仕様とわが国において想定され得るそれらとの類似点や相違点にも着目していくこととする。なお、深孔の仕様における掘削方向としては、鉛直、傾斜、水平をバリエーションとして考慮する。

これらについての具体的な調査内容とその整理結果を「(2)建設段階・操業準備段階」に示す。

- ・具体的な進め方 2：操業段階を対象とした調査・整理

操業段階については、令和 4 年度までは要求事項や設計要件の検討にとどまり、文献調査等による知見の調査・整理までは未着手であり、令和 5 年度から着手する。そのため、令和 5 年度は、知見の調査・整理の第 1 段階として、今後の検討の方向性を見出すことに資する知見の調査・整理を行うことを目指す。具体的には、操業段階の

要求事項（廃棄体が支障なく定置できる）を達成するための設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」について、それらの検討を今後具体的に進めていくに際してどの技術に着目していくべきかなどを把握することを目的に、諸外国の検討事例や関連技術等に係る既存文献の調査に着手する。この調査では、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に関する情報の有無の調査、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に関する情報がある場合にはさらにそれらについての取り扱いの考え方や関連する技術の動向・現状・課題等についての知見の抽出・分析などを実施する。なお、これら調査においても、前述の建設段階・操業準備段階に係る調査と同様に、わが国での深孔処分の適用に係る検討において多様な地質環境条件（岩種、T-H-M-C 条件等）や深孔の仕様（深度、孔径、掘削方向等）のバリエーションが想定され得ることに留意し、調査対象の既存文献で対象としている地質環境条件や深孔の仕様とわが国において想定される得るそれらとの類似点や相違点にも着目していくこととする。また、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に求められる仕様や技術等は、その対象となる廃棄物の形状や量に応じて異なると考えられることから、調査対象の既存文献で対象とする廃棄物の形状や量、また、わが国で想定され得る廃棄物の形状や量との類似点や相違点にも着目することとする。

これらについての具体的な調査内容とその整理結果を「(3) 操業段階」に示す。

- ・ 具体的な進め方 3：複数の段階において横断的に重要となる知見

上記の「具体的な進め方 1」および「具体的な進め方 2」での既存文献の調査においては、まずはそれぞれの事業段階の工学的成立性の観点からの調査を重点的に行っていくが、それに加えて、例えば建設段階～操業準備段階～操業段階と複数の段階を進めていく際に、それら複数の段階において横断的に重要となる知見にも着目する。具体的には、どのような情報・技術・状況が複数の段階において横断的に重要となるか、その影響としてどのようなものが重要になりそうか、などについての情報の有無の確認、もし情報がある場合にはさらにそれらについての取り扱いの考え方や関連する技術の動向・現状・課題等についての知見の抽出・分析などを実施する。複数の段階において横断的に重要となる情報・技術・状況としては、例えば、5.2 節でも一部言及されているように、ボーリング孔の孔径や孔壁が安定であることは複数の段階の設計要件に関係することから、それら設計要件の実現に直結し重要性が高いと考えられる掘削技術やケーシング技術などが挙げられる。これは、工学的成立性の検討において鍵となる可能性のある因子の「④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様」に該当する。

なお、これらに関連する知見がある場合には、「(2) 建設段階・操業準備段階」あるいは「(3) 操業段階」の該当箇所に適宜示すこととする。

- ・ 現段階での知見の総括

最後に、上記の既存文献の調査を通じて得られた、建設段階・操業準備段階および操業段階の工学的成立性の検討に資する情報等の現段階での把握・整理状況の総括を、「(4) 工学的成立性への影響等に関する知見のまとめ」に示す。

(2) 建設段階・操業準備段階

前述(1)項の「具体的な進め方 1：建設段階・操業準備段階を対象とした調査・整理」に基づき、建設段階の設計要件である「深度確保」「孔径確保」、および操業準備段階での設計要件である「孔径維持」「孔壁維持」に着目し、それら設計要件の実現に直結し重要性が高いボーリング孔の掘削技術やケーシング技術を主な対象に、知見の拡充を図った。

まずボーリング孔の掘削については、深孔処分において、それが成立可能なボーリング孔を掘削可能であることが大前提となるため重要となる。また、必要となる掘削技術は、対象とする埋設深度やその実現のために必要となる掘削機械の仕様などの組合わせにより決まる。あわせて、掘削による「深度確保」に加えて、「孔径確保」「孔径維持」「孔壁維持」においてはボーリング孔の安定性が非常に大事となることから、ケーシングによる保孔対策との関係も重要となる。さらに、ボーリング孔の安定性やケーシングによる保孔対策は、建設段階・操業準備段階だけでなく、その後の操業段階での廃棄体の降下や定置にも影響することから、前述(1)項の「具体的な進め方 3：複数の段階において横断的に重要となる知見」で着目する、影響が複数の段階に伝播することの典型的な例となる。

令和 4 年度は、ボーリング孔の安定性に関して、孔壁が維持される深度や力学の条件等に着目した検討を実施した（原子力機構 2023a）。令和 4 年度の検討では、裸孔およびケーシングを伴う場合の「孔底孔径 0.5 m、深度 5,000 m まで」の掘削可能性について予察的なケーススタディを行った（例えば、図 5.3-1）。その結果、地質条件・力学条件（異方性および岩盤強度）が好ましい地域であれば、裸孔によって深度 5,000 m までの掘削が成立する可能性があることが示唆された。また、現段階での世界最高水準の掘削関連技術を用いてケーシングにより孔壁を補強できると仮定した場合には、力学条件がある程度厳しい条件であっても深度 3,000 m～4,000 m までの掘削ができる可能性があることが示唆された。

令和 5 年度は、まず、令和 4 年度までの孔壁が維持される深度や力学の条件等に着目した予察的な検討に対して、応力場の影響についてのより現実的な知見の拡充を図った。さらに、ボーリング孔の安定を維持する方法（保孔対策）としてのケーシングの具体的な実施事例等に着目した調査・整理を実施するとともに、深孔処分の掘削に係る既往の掘削事例とは異なるアプローチについての調査・整理も実施した。

応力場の影響についてのより現実的な知見の拡充としては、ボアホールブレイクアウトに着目した調査・整理を実施した。ボアホールブレイクアウトは、孔壁の状態として、大深度かつ大孔径のボーリング孔でしばしば確認される、掘削に伴い発生するボーリング孔壁で割れ目が発生するような破壊現象であり、ボーリング孔周辺の岩石強度と水平応力（最大水平応力や最小水平応力の差が大きい場合）の関係に応じて発生するものである（ただし、深い深度のボーリング孔掘削において必ずしも発生するものではない）。ここでは、ボアホールブレイクアウトの発生に関する検討事例等を中心に文献調査を行い、その発生の条件や影響を検討する際の参考となる知見を整理した。その内容を「1) ボーリング孔の安定性：ボアホールブレイクアウトの検討事例」に示す。

次に、ボーリング孔の安定を維持する方法（保孔対策）としてのケーシングに着目した

調査・整理を実施した。ケーシングについては、前述の令和4年度において実施した孔壁が維持される深度や力学の条件等に着目した予察的なケーススタディにおいても、ケーシングの有無により孔壁が維持される深度や力学の条件等が異なることを示す結果が得られており、ケーシングの重要性が示唆されている。ここでは、ケーシングの具体的な実施事例、また深孔処分を直接の対象としたケーシングに関する検討事例等を中心に文献調査を行い、技術の現状や課題を整理するとともに、深孔処分への適用に係る留意点等の整理を試みた。その内容を「2) ボーリング孔の安定性：ケーシングによる保孔対策の検討事例」に示す。

さらに、深孔処分の掘削に関して、既往の掘削事例とは異なるアプローチでの大孔径の掘削方法の検討例が報告されており、また鉛直以外の傾斜や水平の掘削に関しても検討例が報告されていることから、それら事例についても文献調査を行い、技術の現状や課題の整理、また深孔処分への適用に係る留意点等の整理を試みた。その内容を「3) 深孔処分の掘削方法に係る知見」に示す。

最後に、上記検討を通じて得られた、ボーリング孔の掘削や安定性（保孔対策）に係る知見の現状の総括を「(4) 工学的成立性への影響等に関する知見のまとめ」に示す。

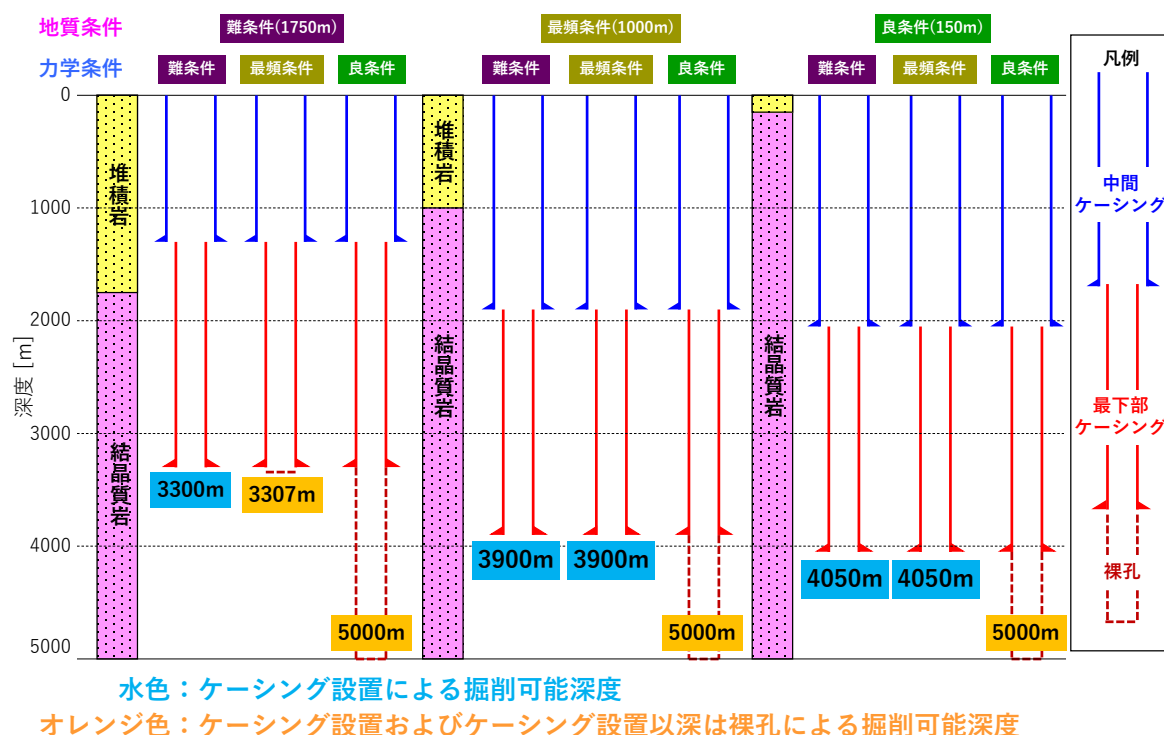


図 5.3-1 令和4年度のケーススタディの結果例（ケーシング設置と裸孔の組み合わせを想定した場合における深孔の掘削可能深度）
(原子力機構(2023a))

1) ボーリング孔の安定性：ボアホールブレイクアウトの検討事例

ここでは、大深度かつ大孔径のボーリング孔でしばしば確認される掘削に伴い発生す

る孔壁の周りでのボアホールブレイクアウトに着目し、その発生に関する検討事例を調査・整理した。

まず、Mallants et al. (2022b) は、硬質な岩盤中に大孔径かつ大深度のボーリング孔を掘削することの実現可能性を検討する際には、対象岩種と局所的な応力場に対するボーリング孔の安定性を評価する必要があると指摘している。ボーリング孔の不安定性は、掘削中にときどき発生し、最大圧縮主応力方向に亀裂が発生・進展することによって、孔壁の崩壊を引き起こす可能性があると考えられ、特に花崗岩のような硬質な岩盤では、明示的な破壊が発生するとされる。ボーリング孔の不安定性を引き起こすようなボーリング孔の破壊は、掘削作業を複雑にするだけではなく、放射性廃棄物の定置に適した深度への到達に影響を及ぼす可能性があり、また局所的かつ短期間に亀裂ネットワークを形成する可能性があり、割れ目を有するボーリング孔壁に沿った放射性核種の移行が生じる可能性があり、そのような場合にはボーリング孔壁に沿った移行を抑制するために特殊なシーリング材が必要になるとされる。

また、Shen and Stephanssen (1994) および Shen and Rinne (2011) は、深孔処分を検討されているような大孔径のボーリング孔（孔底径 0.7 m）では、スケール効果（物体の大きさが変化するとその物体にはたらく力や作用などの大きさ・比が変わり、挙動が異なってくる現象）によるボーリング孔破損の影響を特に受けやすいため、中レベル放射性廃棄物の模擬廃棄体を設置するための実規模実証試験の一環として、大深度・大孔径のボーリング孔の設計と計画を支援するため、結晶質岩中に直径 0.7 m のボーリング孔を対象として、どのような条件でボーリング孔の掘削に伴い割れ目の発生と伝播が生じるかについて解析コード FRACOD を用いて検討している。この検討においては、深度 1,000 m と深度 2,000 m における鉛直ボーリング孔周辺の水平 2 次元断面を対象とし、深度依存性のある原位置応力場と岩盤温度の実測値が解析モデルに反映されている。解析にあたっては、岩石強度、原位置応力の大きさ、ボーリング孔掘削中の熱冷却、発熱性放射性廃棄物による熱加熱などの重要な入力パラメータを変化させることにより、ボアホールブレイクアウトの発生領域やその廃棄物処分への影響を評価している。

さらに、Shen et al. (2022) では、Mallants et al. (2022b) と同様に、花崗岩中に大孔径で大深度のボーリング孔を掘削した際に生じるボーリング孔の不安定性について、解析コードを用いた検討を行っている。Mallants et al. (2022b) では、水平 2 次元断面における検討であったが、Shen et al. (2022) では、解析コードとして FRACOD および FRACOD3D を用いて複雑な 3 次元の破壊伝播シミュレーションを行っている。その結果、深度 1,000 m における解析では、新たに発生した割れ目が伝播・連結し、孔壁において連続する割れ目の集中域（約 0.25 m×約 0.12 m）が形成されているが、このようなボアホールブレイクアウトは、多くの大深度ボーリング孔で発生しており、ボーリング孔の掘削や廃棄物処分に対して重大な問題を引き起こすことはないとしている。一方、深度 2,000 m における解析では、亀裂の発生とその進展は、ボーリング孔近傍でより広範囲に広がっており、約 1.2 m×約 0.9 m の大きなボアホールブレイクアウト領域を形成したことを示している。このような広範囲に及ぶボアホールブレイクアウトは、緩んだ岩塊が掘削管体

を詰まらせる可能性があるため、掘削作業にとって大きな懸念となる可能性がある指摘している。

これらの結果から、ボアホールブレイクアウトは、力学強度や地圧条件が同一の場合は深度が深い方が広い領域で発生すること、岩石の一軸圧縮強度が低いケースの方が広い範囲で生じること、既存の割れ目分布に応じてボアホールブレイクアウトで新たに発生する割れ目分布領域が変化することなど、深度や岩石の弱さと連動する可能性のあることなどが示されている。一方、ボーリング孔の掘削中の熱冷却、発熱性の廃棄体による加熱のシナリオについても検討されているが、それらのボアホールブレイクアウトへの影響はないとされている。このように、ボアホールブレイクアウトの発生状況やそれによる深孔処分への影響は、対象とする場の状況に依存して異なるため、わが国での深孔処分における発生状況やその影響を具体的に検討していくためには、対象とする場の状況が具体的に想定された段階で、その場の状況を対象にした詳細な評価を行うことが重要になると考えられる。

2) ボーリング孔の安定性：ケーシングによる保孔対策の検討事例

ここでは、ボーリング孔の安定を図る方法（保孔対策）としてのケーシングに着目し、ケーシング技術について調査・整理した。

Uroić et al. (2022) において、ボーリング孔の掘削に関する一般的な事項として以下が述べられている。

- ボーリング孔の掘削では、掘削地点における間隙水圧と岩石破壊強度に加えて、ボーリング孔の安定性（孔壁の安定性）が重要となる。
- ボーリング孔の安定性は、主としてボーリング孔を掘削する前後の岩盤中の応力、使用する泥水と掘削する岩石との物理化学的相互作用に依存するとされ、それらの深度方向の変化に応じてケーシングプログラムが計画される。すなわち、ボーリング孔を掘削する前は、原位置の応力が岩盤に作用し、鉛直応力と最大・最小水平応力が生じ、ボーリング孔を掘削した後は、原位置の応力、ボーリング孔の壁面に生じる新たな応力、掘削される岩石の強度に応じて、様々な形態のせん断破壊または引張破壊、あるいは孔壁の不安定性が生じる可能性があるとされる。
- そのため、一般的には、ボーリング孔の安定を図る方法（保孔対策）として、ケーシングの設置が行われる。

また、Uroić et al. (2022) によれば、深孔処分のためのボーリング孔では、ボーリング孔の掘削深度が深く、掘削地点が複雑な地質構造となる可能性があるため、ボーリング孔に設置されるケーシングが 1 本だけではなく複数段になることを考慮すべきであると指摘している。また、深孔処分のためのボーリング孔において、ボーリング孔の保孔対策としてケーシングが用いられる場合、特に処分区間にケーシングが設置される場合は、廃棄体を収容するために十分な内径のケーシングが設置できるような大きなボーリング孔の掘削孔径が必要であるとしている。

さらに、Uroić et al. (2022) では、従来型のボーリング孔の掘削では、外径の異なる一連のケーシングが設置され、地下深部の孔径が段階的に小さくなることに対して、ケーシングを設置した後にケーシング径を拡張するエクспанダブル・チューブラーが紹介されている。これは石油資源開発分野で利用されている技術である。エクспанダブル・チューブラーを設置する場合、ひとまわり小さい孔径でボーリングを掘削した後に、最終的に拡張する孔径で下方から上方に向けて掘削をした（壁面を削り孔径を拡大させる）後、掘削孔径よりもやや小さいケーシングを設置し、ケーシング内に圧力室を設けてケーシング径を拡張するボトムアップ形式（ケーシングの下端から上方に向かってケーシング径を拡張）が多く用いられている（例えば、図 5.3-2、図 5.3-3 参照）。エクспанダブル・チューブラーは、直径 0.4064 m までのケーシングを約 20% 拡張することが可能であるとされる（Uroić et al., 2022）。また、長縄（2006c）においても、エクспанダブル・チューブラーの例が示されている。ここでは、ボーリング孔の掘削の途中で遭遇することが懸念される異常高圧層や逸泥層などからボーリング孔を保護するためには、最終的に 7 インチ径（約 18 cm）のケーシングを用いた場合、最大径として 26 インチ径（約 66 cm）のケーシングが挿入できるように掘削する必要があるとしている（図 5.3-4 左）。一方、エクспанダブル・チューブラーを用いた場合、ある区間のケーシングをその上段のケーシングと同径に拡張することが可能となり、図 5.3-4 中央のように最大径のケーシングを 16 インチ（約 41 cm）にまでスリム化することができることを指摘している。さらに、図 5.3-4 右に示すように、浅深度から地下深部まで単一の直径のケーシングで保孔したボーリング孔（モノボーリング孔）というコンセプトも示されている。ただし、モノボーリング孔を設計については、Uroić et al. (2022) は可能であるとしているが、石油技術協会（2023a）はできていないとしている。

以上のことから、従来型のケーシング設置では、複数段のケーシングを設置するため、地表付近では大孔径、地下深部では小孔径となること、また、石油資源開発分野で利用されているエクспанダブル・チューブラーは、ケーシングのスリム化が図れる可能性があると考えられること、などを把握した。また、エクспанダブル・チューブラーにより、浅深度から地下深部まで単一の直径のケーシングで保孔したボーリング孔（モノボーリング孔）を設計することについては、深孔処分にとっては好ましい設計であるが、現段階ではそれを可能とする意見とできないとする意見の両方があることから、今後の技術開発状況に特に注視する必要があると考えられる。

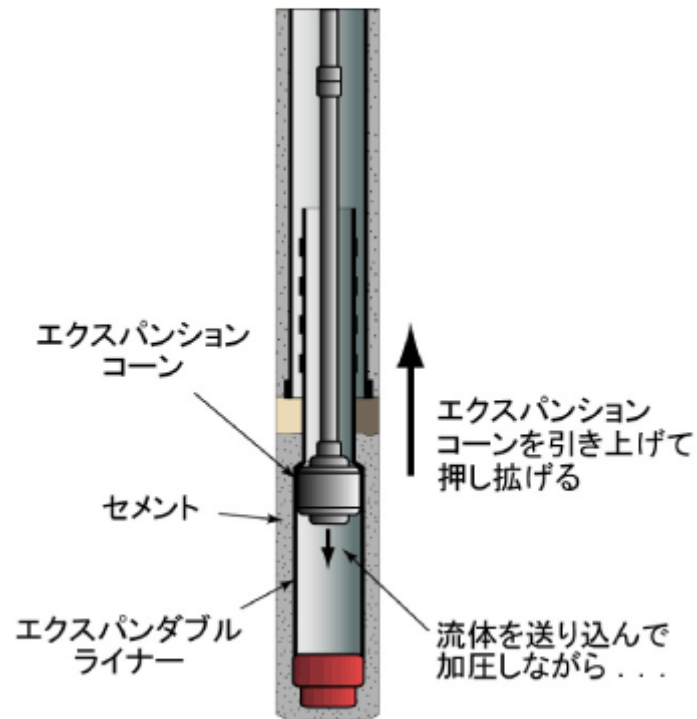


図 5.3-2 エクspandaブル・チューブラーの例
(JOGMEC (2023) より引用)

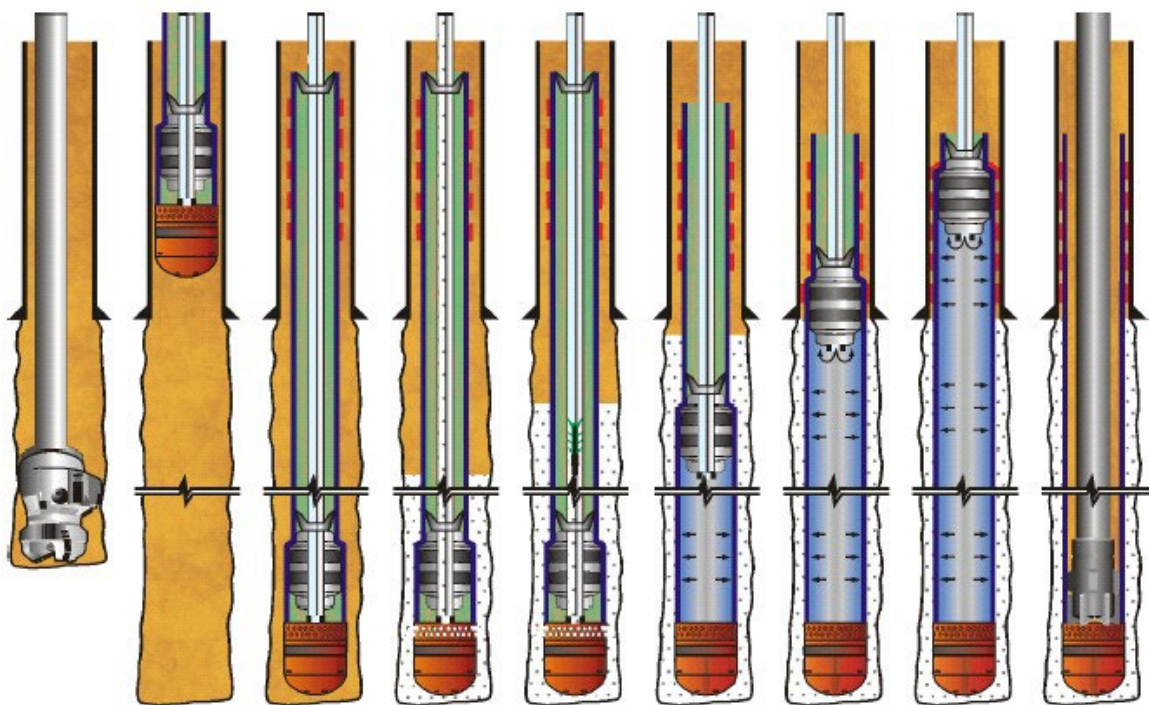


図 5.3-3 エクspandaブル・チューブラーを用いたケーシングの拡張の例
(石油技術協会 (2023b) より引用)

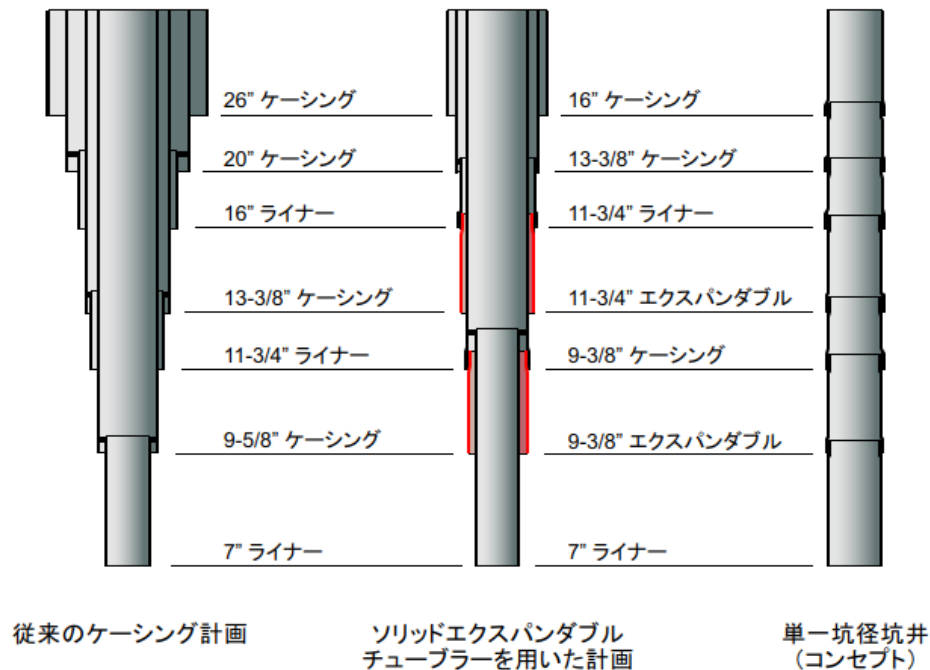


図 5.3-4 エクスパンドブル・チューブラー技術によるケーシングのスリム化の例
(長縄 (2006c) より引用)

その他の知見として、Fischer et al. (2022) では、深孔処分孔の設計に必要な項目および設計に必要な条件を整理している。その中では、ケーシングについて、ボーリング孔壁を安定させるために有用であるとしたうえで、ケーシングを残置した場合のリスクとして、ケーシングの内側（ケーシングと廃棄体の間）と外側（ケーシングと孔壁の間）の 2 つが生活圏への移行経路になる可能性のあること、ケーシングの腐食やそれに伴うガスが発生することが挙げられている。このため、ボーリング孔を閉塞する前にケーシングを除去することを推奨しており、全区間の除去が困難な場合は、少なくとも処分区間からは除去することが望ましいと指摘している。

ここで、諸外国の事例では、ケーシングの重要性や関連技術への言及、またその除去の必要性などに関する言及はあるものの、ケーシングの除去の方法等に関して具体的に言及している文献は見いだせていない。このようなケーシングの除去の方法等に関連する知見や技術についての情報を得ることは今後の重要な課題のひとつになると考えられ、引き続きの調査・分析が必要と考えられる。

3) 深孔処分の掘削方法に係る知見

ここでは、深孔処分の掘削に関して、既往の掘削事例とは異なるアプローチの検討例、鉛直以外の傾斜や水平の掘削の技術等に関する文献調査を踏まえて、技術の現状や課題の整理、また深孔処分への適用に係る留意点等の整理を行った。

まず、既往の掘削事例とは異なる掘削のアプローチについての文献調査の結果を整理する。Gibb and Beswick (2022) は、新たな深孔処分の掘削方法として、鉱業分野で需

要と能力が大幅に増加しているブラインドシャフト掘削（孔径数 m を超える立坑掘削）と油田開発等で利用されるボーリング掘削技術（掘削孔径数 cm～1m 未満程度のボーリング孔）とを組合せることによって、より大孔径の孔を構築することが可能になることを提言している。Gibb and Beswick（2022）において提案され深孔処分への利用が検討されている掘削方法は、以下の組み合わせにより大きな孔径の孔を構築するというものである。

- まず、ブラインドシャフト掘削により、孔径 2,438 mm で深度 500 m まで、孔径 1,829 mm で深度 1,000 m まで、孔径 1,219 mm で深度 2,500 m までを掘削
 - 深度 2,500 m 以深は、石油掘削技術により孔径 914 mm で深度 5,000 m まで掘削
- なお、この場合のボーリング孔の構造は、結晶質岩を対象とした汎用的なもので、掘削地点の地質状況に合わせて調整する必要があるとしている。

また、既往のボーリング掘削事例における掘削孔径と掘削深度の関係については、深度 2,000 m 程度以浅では孔径 1 m を超える実績があるものの、深度 2,000 m 程度における掘削孔径はほとんどが 1 m 未満となり、深度の増加とともに掘削孔径が小さくなっている。このため、既往の掘削事例では、深度 4,000 m 以上の深度において、掘削孔径 0.5 m 程度以上の掘削は実績がなく、深孔処分に向けてそれを実現していくためにはかなりの技術的な課題があると考えられる。

次に、鉛直以外の傾斜や水平の掘削の技術等についての文献調査の結果を整理する。長縄（2006a）によれば、石油資源開発・生産坑井では、必ずしも鉛直下向きにボーリング孔が掘削されるわけではなく、意図的に坑井の軌跡（坑跡）を曲げて、つまり掘削方向をコントロールしながら傾斜させて掘削したり（傾斜坑井）、水平に掘削したり（水平坑井）、1 本の坑井から横方向に延びる坑井を複数掘削する（マルチラテラル坑井）場合があること、また、石油資源開発・生産坑井の掘削では、近年、傾斜坑井、とくに大偏距坑井の掘削数が増えているとされる。傾斜坑井掘削に関する知見は長縄（2006b）などにまとめられている。

また、長縄（2006c）では、石油資源開発分野における新たな掘削方法の 1 つとして、ケーシング掘削を紹介している。以下にその概要をまとめる。

- 通常のボーリング孔の掘削においては、ケーシングを設置するために、坑井内を循環していた泥水を停止し、掘削に使用していた掘削管体をすべて地上に回収し、ケーシングパイプを坑井内の所定の深度まで降下し、ケーシングパイプと坑井の隙間にセメントを圧送し固定する。
- 一方、ケーシング掘削は、掘削管体としてケーシングパイプを使用して掘削を行い、目的深度に到達した後にそのままケーシングとして設置する方法である。
- ケーシング掘削では、ケーシング設置に伴う掘削管体の揚降管作業が不要となり、掘削後速やかにケーシング設置が可能となることから、次の利点が挙げられている。
 - 掘削作業時間の短縮とコストの削減
 - 泥水循環の停止や揚降管作業により生じる坑井内状況の悪化を防止

- 逸泥によるトラブルを劇的に減少
- 逸泥対策のために必要であったケーシングを1本削減可能

上記のような、鉛直方向の掘削におけるブラインドシャフト掘削と油田掘削技術との組み合わせ、傾斜や水平の掘削技術およびケーシング掘削技術については、現段階では個別の技術としての調査に留まっている。そのため、次の段階としては、それらを深処処分に適用することを想定しつつ、現段階でどこまでの適用性が期待できるか、あるいは適用に向けてどのような課題をクリアする必要があるか等を具体化していくための検討が重要になると考えられる。ただし、このような検討は対象とすべき範囲が広く、また資源開発関係、建設関係および処分関係といった係わるべき分野も広いため、各国あるいは各研究機関の単位で実施するだけでなく、知識や技術を持ち寄ることで効果的に検討を進めていくことができる国際的な枠組みなどが期待される。このような枠組みについては、5.2(1)項でも示したように、2023年にIAEAにおいて、深孔処分(DBD)についての国際的な知識を増やし中レベルおよび高レベル放射性廃棄物の深孔処分(DBD)を試すことに向けた進歩を促進するための新しい国際共同研究プロジェクト(CRP: Coordinated Research Project)が立ち上げられたことから(IAEA, 2023)、今後この動向に特に注目していく必要があると考える。この共同研究プロジェクトにおいては、深部ボーリング孔の処分コンセプト、関連材料、建設や閉鎖のコンセプトだけでなく、操業についてのコンセプトなどを構造化し、必要に応じて対応する技術準備レベルを評価しさらに進めることを研究目的のひとつにしている。

(3) 操業段階

前述の(1)項の「具体的な進め方2: 操業段階を対象とした調査・整理」に基づき、操業段階の要求事項(廃棄体が支障なく定置できる)を達成するための設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」についての検討を今後具体的に進めていくに際してどの技術に着目していくべきかなどを把握することを目的として、諸外国の検討事例や関連技術等に係る既存文献の調査に着手した。

本項では、まず、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に求められる仕様や技術等が、その対象となる廃棄物の形状や量に応じて異なると考えられることから、調査対象とする諸外国の検討事例や関係技術で対象とする廃棄物の形状や量、およびわが国で想定され得る廃棄物の形状や量に係る情報を整理した。その内容を「1) 廃棄物の形状や量に係る情報」に示す。

次に、「廃棄体降下」「廃棄体定置」についての検討を深めていくためにどの技術に着目すべきかなどの今後の検討の方向性を見出すことを目指し、「廃棄体降下」「廃棄体定置」で重要となる技術やその実施のために求められる性能や条件、それら実施のための手順や留意点に関する現在の検討状況等の把握に資する調査・整理を、既往の検討事例や技術に係る文献についての調査を中心に行った。その内容を「2) 「廃棄体降下」「廃棄体定置」に係る情報」に示す。

最後に、上記検討を通じて得られた、「廃棄体降下」「廃棄体定置」で重要となる技術や

手順等についての知見の現状の総括を、「(4)工学的成立性への影響等に関する知見のまとめ」に示す。

1) 廃棄物の形状や量に係る情報

本項では、調査対象とする諸外国の検討事例や関係技術で対象とする廃棄物の形状や量、およびわが国で想定され得る廃棄物の形状や量に係る情報を整理した。

まず、深孔処分の対象とする廃棄物の形状については、廃棄物の種類や形態などに着目し、それらの大きな違いとしては、5.2(1)項での諸外国の検討事例で対象とされている廃棄物の整理を踏まえ、以下のように整理できると考えられる。

- ・使用済燃料
- ・ガラス固化体
- ・使用済密封線源
- ・国防関連のガラス固化体以外の放射性廃棄物

なお、使用済燃料としては、燃料集合体の形状の違いの可能性から、さらに以下を分けて考える必要があると考えられる。

- ・現在の商業炉の運転に伴い発生する使用済燃料
- ・研究用原子炉またはアイソトープ製造用原子炉の運転に伴い発生する使用済燃料
- ・先進炉の運転に伴い発生する使用済燃料

一方、廃棄物の形状について寸法レベルでの詳細な比較ができるまでの情報は、現段階では整っていない。

次に、深孔処分の対象となる廃棄物の量については、5.2(1)項の表 5.2-1 に示しているように、検討事例ごとに様々であるが、表 5.3-1 のようにある程度一般化した分類ができると考えられる。ここで、5.2(1)項でも言及したように、諸外国の検討事例では、廃棄物の量が少ない場合にコストの面で深孔処分が適していることを活かして、廃棄物の発生量の少ない国で深孔処分の検討が試みられているという傾向が見てとれる。さらに、以前は廃棄物全体の発生量が多い国でもその全量を深孔処分とする検討がなされていたが、近年では発生量の全量を深孔処分するのではなく、特定の廃棄物を深孔処分することで、従来型処分(坑道型地層処分)の負担を軽減するとの観点での検討が試みられている。

表 5.3-1 深孔処分の対象とする廃棄物の形状と量についての分類例

No	形状	廃棄物 全体の 発生量	深孔処分 対象量	関係する検討事例の例
1	使用済燃料、 ガラス固化体	多量	全量	米国 SNL
2			一部	英国 NDA 等
3		少量	全量	エストニア（米国 Deep Isolation 社）、 ノルウェー（NND）
4			一部	
5	使用済燃料、 ガラス固化体 以外	多量	全量	
6			一部	
7		少量	全量	米国 SNL、米国 Deep Isolation 社（国 防関連のガラス固化体以外の放射性廃 棄物）
8			一部	オーストラリア CRISO

わが国においては、どのような廃棄物のどの程度の量を深孔処分の対象とするかは未定であるが、形状については表 5.3-1 の「使用済燃料、ガラス固化体」と「使用済燃料、ガラス固化体以外」の両方が該当し、廃棄物全体の発生量については「多量」に該当すると考えられる。また、深孔処分の対象量については、前述の諸外国の検討においても、廃棄物全体の発生量の全量を深孔処分するとの前提での検討から特定の廃棄物を深孔処分する場合の検討に移行していることから、わが国における深孔処分を検討する際にも、対象量を廃棄物の「全量」とすることに限定せず、「一部」とすることも含めることが合理的と考える。

すなわち、わが国における深孔処分の検討においては、廃棄物の形態と量について、表 5.3-1 の No. 1～No. 2 と No. 5～No. 6 を主な対象にすることが考えられる。

2) 「廃棄体降下」「廃棄体定置」に係る情報

「廃棄体降下」「廃棄体定置」についての検討を深めていくためにどの技術に着目すべきかなどの今後の検討の方向性を見出すことを目指し、「廃棄体降下」「廃棄体定置」で重要となる技術やその実施のために求められる性能や条件、それら実施のための手順や留意点に関する現在の検討状況等の把握に資する調査・整理を、既往の検討事例や技術についての文献調査を中心に行った。

その結果、現段階で確認できた深孔処分の「廃棄体降下」「廃棄体定置」に関する事例は限定的であった。特に、深孔処分で想定される条件（深度、孔径等）に比較的近い事例は少なく、過年度に調査した米国 Deep Isolation 社の模擬廃棄体の降下・定置のデモンストラーション（Deep Isolation Inc, 2018）程度であった。

一方、深孔処分の条件等とは異なるものの、関係し得ると考えられる事例はいつかあ

り、Freeze et al. (2021) では、廃棄体についての地表でのハンドリングや定置作業に類似した設計や操作が実施された事例が紹介されている。また、それ以外にも、「廃棄体降下」「廃棄体定置」の検討や技術等に係る文献が確認できた。以下ではそれら文献の概要を示す。

なお、現段階で調査できた範囲では、深孔処分の操業段階に係る事例はすべて鉛直孔を対象としており、近年深孔処分における検討が進められている傾斜孔や水平孔を対象としたものは確認できていない。

まず、Freeze et al. (2021) で紹介されている、アメリカ・クライマックス鉱山における使用済燃料の定置、ドイツでの使用済燃料キャニスタの輸送と鉛直ボーリング孔への定置に関する実証試験、およびアメリカ DOE による深孔現場試験（計画事例）の概要を示す。

事例 1：アメリカ・クライマックス鉱山における使用済燃料の定置

- ・アメリカでは、結晶質岩を対象とする坑道型処分環境における商業用加圧水型原子炉の使用済燃料の取扱い方法の実証のための使用済燃料の定置試験が、1980 年から 1983 年にかけてネバダ核セキュリティサイト（旧ネバダ試験場）の廃坑となったクライマックス鉱山で実施された（DOE, 1980 ; Patrick, 1986）。
- ・クライマックス鉱山における試験では、使用済燃料を収納したステンレス製キャニスタを孔径 20 インチ（0.51 m）のケーシングの入ったボーリング孔に降下させ、深度 1,400 フィート（427 m）下の坑道に設置された移送車輛に定置された。キャニスタの外径は 14 インチ（0.36 m）、長さは 15 フィート（4.6 m）であり、ワイヤラインで降下させている。また、地下に搬送されたキャニスタは、3 年半後に同様の方法で地上に回収されている。このプロジェクトのために専用のキャニスタと定置作業用の専用ジャッキが開発され、作業員の被ばくを最小限にとどめることができ、成功裏に実施されたとしている（SNL, 2016）。
- ・Freeze et al. (2021) によれば、クライマックス鉱山における事例は、深孔処分を対象とした実証試験ではなかったが、キャスクの設計、地表での取り扱い、ワイヤラインによる設置・回収等、深孔処分に関連するいくつかの設計要素や手順の開発・実施に該当すると指摘している。

事例 2：ドイツでの使用済燃料キャニスタの輸送と鉛直ボーリング孔への定置に関する実証試験（Filbert et al., 2010）

- ・ドイツでは、2008 年と 2009 年に、使用済燃料キャニスタの輸送と鉛直ボーリング孔への定置に関する技術的実現可能性を検討するための実証試験が行われた。
- ・ドイツにおける深孔処分の概念では、岩塩中に掘削された地下坑道から深度 300 m 程度のボーリング孔を掘削し、発熱する廃棄体パッケージを処分する。この概念では、長さ 5 m、直径 0.43 m で、加圧水型原子炉の燃料集合体 3 本または沸騰水型原子炉

の燃料集合体 9 本を収納するキャニスタが考えられている。本実証試験は、同じ寸法と重さの模擬廃棄体を使用して地上施設で行われた。

- ・試験設備は、ニーダザクセン州ハノーファ近郊のランデスベルゲン村にある発電所の旧タービンホールに設置され、地上 10 m の高さに作業用プラットフォームが組み立てられ、長さ 10 m の鋼製ケーシングをボーリング孔に見立て、キャニスタの受け入れから定置までの作業が行われた。この作業用プラットフォームは、定置装置、運搬台車および制御キャビンからなる。
- ・模擬廃棄体を用いた実証試験は、合計 1,004 回行われ、システム全体と各装置は、安全で信頼性が高く、堅牢であることが証明されたとしている。

事例 3：アメリカ DOE による深孔現場試験（計画事例）（Freeze et al., 2019）

- ・アメリカ DOE は、2014 年に深層ボーリング現場試験（DBFT：Deep Borehole Field Test）プロジェクトを開始した。DBFT における全体目標は、実際の放射性廃棄物を使用した処分を実施することなく、深孔処分概念の安全性と実現可能性を判断するために必要な技術を実証し評価することとされていた。
- ・DBFT では次に示す目的が設定されていた。
 - 結晶質岩盤の深度 5,000 m までの費用対効果の高く深孔処分に十分な直径を有する掘削技術とボーリング孔の構築の実証
 - 廃棄物の安定性と封じ込めに寄与する代表的な場所における熱-水理-化学-力学（THMC）条件を把握するための科学的評価
 - 代表的な温度、圧力、塩分濃度、地球化学的条件における廃棄体パッケージと閉塞材の評価
 - 模擬パッケージの輸送、ハンドリング、定置に関わる技術開発と試験
 - ボーリング孔閉塞の設計、設置方法の開発と試験
 - 閉鎖前と閉鎖後の安全性の実証
- ・DBFT では、地質学的に安定した結晶質基盤岩が分布する地点において、次に示す 2 つのボーリング孔（深度 5,000 m）を掘削する計画となっていた。
 - 特性評価孔
 - フィールドテスト孔
- ・特性評価孔は、最終孔径約 8.5 インチ（0.22 m）で、科学的調査を行うボーリング孔として計画され、高レベル放射性廃棄物の長期隔離に有利な条件が地下深部に存在することを把握するために必要かつ重要な測定を行うとともに、大深度の条件下で実行可能な試験方法を特定することが目的とされた。
- ・一方、フィールドテスト孔は、最終孔径約 17 インチ（0.43 m）での試験パッケージを用いた工学的活動の概念を実証するためのボーリング孔として計画され、掘削、廃棄体パッケージの取り扱い、廃棄体パッケージの定置・回収の方法等を決定することにより、廃棄体パッケージ定置作業の実現可能性を評価することが目的とされた。

- ・ しかしながら、本深孔現場試験は、用地交渉等の失敗により撤回され、計画段階で止まっている。

Freeze et al. (2021) 以外にも、令和 5 年度の文献調査を通じて、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に係る検討や技術等について、下記の項目に関する情報を得ることができた。

- ・ 廃棄体の降下や定置の方法
- ・ 廃棄体の定置等で考慮すべき手順
- ・ 工学的観点以外（安全性の観点）

以下にその概要を示す。

廃棄体の降下や定置の方法：

まず、廃棄体の降下や定置の方法に係る検討として、Swift and Newman (2022) では、既存技術を利用した次の 3 つの方法を挙げている。

- ・ 鉛直孔：複数の廃棄体を連結し、または個々の廃棄体について、ワイヤラインで設置
- ・ 鉛直孔：孔内水の粘性により廃棄体の落下速度をコントロールした自由落下による設置
- ・ 水平孔または傾斜孔：コイルドチュービング（リールに巻き取られた状態の継ぎ目のない鋼管であり、ワイヤラインと異なり水平孔等への押込みが可能な技術）を用いた設置

しかしながら、これらの定置方法のうち自由落下による廃棄体の設置は望ましいアプローチではないとされ、また、遠隔操作による定置技術は確立されていないと指摘されている。

また、廃棄体の降下においては、傾斜孔や水平孔を想定した場合には、廃棄体が屈曲部を通過できるかどうか工学的成立性の重要な論点のひとつになり、図 5.3-5 のように、掘削孔径、屈曲部の角度、廃棄体の大きさ（直径、長さ）が関係すると考えられる。そこで、令和 5 年度の検討として、傾斜孔や水平孔の屈曲部を通過可能な廃棄体の大きさ（直径、長さ）についての検討を行った。

図 5.3-6 に、ボーリング孔内の屈曲部を廃棄体が通過する状態と、通過が困難な状態を示す。図に示すように、廃棄体の長さの $1/2$ 以上が屈曲部を通過してもボーリング孔壁（またはケーシングの内壁）に廃棄体が接触しない場合には、廃棄体の中心もしくはそこよりも上位の任意の点を中心として回転させることで、屈曲部を通過し（廃棄体の下端や天端がボーリング孔壁（またはケーシングの内壁）に接触しない）、さらに下方への廃棄体の降下が可能になると考えられる。一方、廃棄体の長さの $1/2$ 未満が屈曲部を通過する前にボーリング孔壁（またはケーシング内壁）に廃棄体が接触する場合、廃棄体を回転させても、廃棄体の下端や天端がボーリング孔壁（またはケーシングの内壁）に接触することになり、屈曲部を通過できず廃棄体の降下作業中に抑留することになると考えられる。

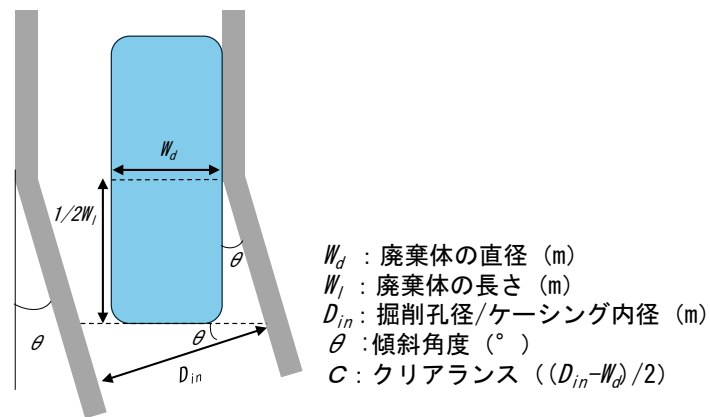


図 5.3-5 屈曲部を有するボーリング孔の通過に係る検討の概念図

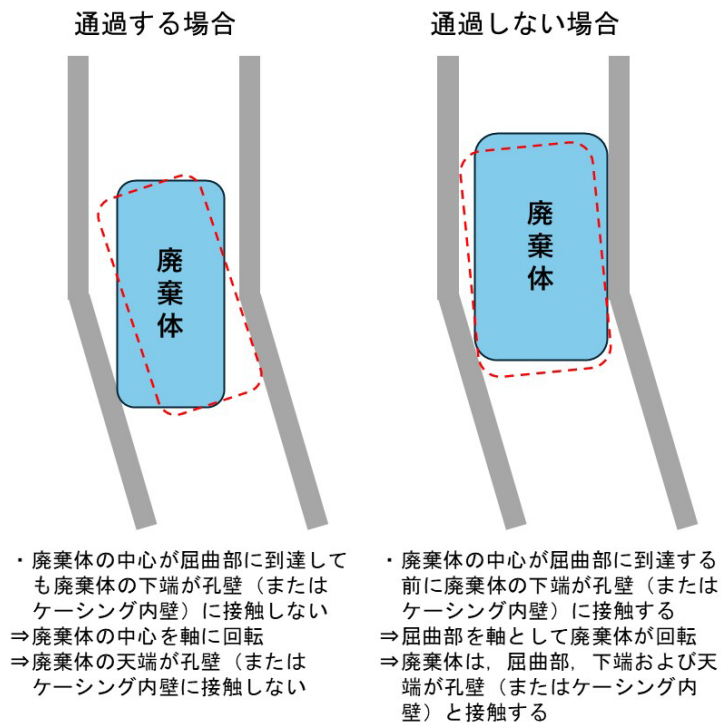


図 5.3-6 ボーリング孔の屈曲部通過時の廃棄体の状態の概念図

このような考え方に基づく、廃棄体が屈曲部を通過可能な状況は、廃棄体の $1/2$ の対角長さ（図 5.3-7 左の A）が図 5.3-7 右の B よりも小さい場合（ $A \leq B$ ）であり、式 5.3-1 のように定式化される。

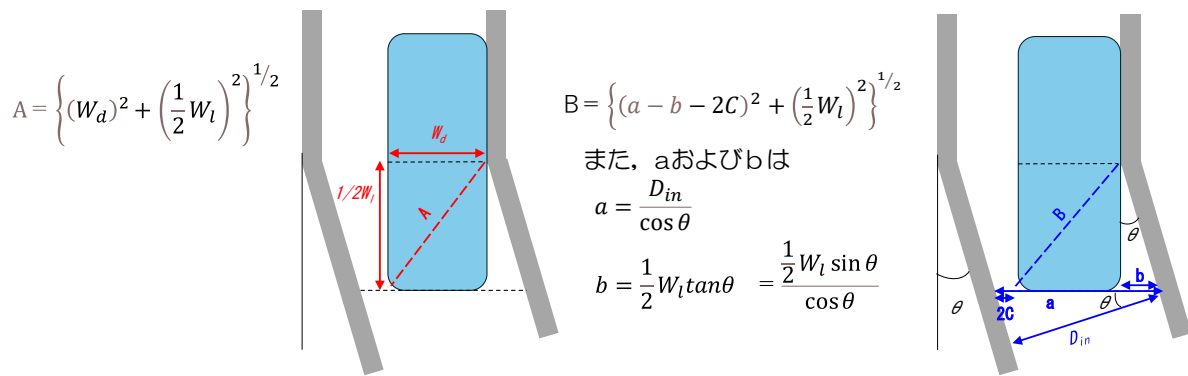


図 5.3-7 ボーリング孔の屈曲部通過に関する定式化で着目する変数

$$\left\{ (W_d)^2 + \left(\frac{1}{2} W_l \right)^2 \right\}^{1/2} \leq \left\{ \left(\frac{D_{in} - \frac{1}{2} W_l \sin \theta}{\cos \theta} - 2C \right)^2 + \left(\frac{1}{2} W_l \right)^2 \right\}^{1/2} \quad \dots\dots \text{式 5.3-1}$$

ここで、 W_d ：廃棄体の直径 [m]、 W_l ：廃棄体の長さ [m]、 D_{in} ：ボーリング孔径（またはケーシングの内径） [m]、 θ ：屈曲部の傾斜角度 [°]、 C ：クリアランス $((D_{in} - W_d)/2)$ [m]。

なお、式 5.3-1 はさらに式 5.3-2 のように簡略化できる。

$$W_d \leq \frac{D_{in} - \frac{1}{2} W_l \sin \theta}{\cos \theta} - 2C \quad \dots\dots\dots \text{式 5.3-2}$$

また、本検討においては以下を仮定した。

- ・ 廃棄体は円筒形とし、表面はなめらかとする。
- ・ ボーリング孔壁（またはケーシング内壁）はなめらかとする。
- ・ 廃棄体とボーリング孔壁（またはケーシング内壁）との接触摩擦は考慮しない。
- ・ ボーリング孔内は、現実的には流体（水）で満たされていると想定され、廃棄体の降下に対して何らかの抵抗があると考えられるが、本検討においてボーリング孔内の流体の抵抗は考慮しない。

式 5.3-2 を用い、屈曲部の傾斜角度（ θ ）とボーリング孔径（またはケーシングの内径）（ D_{in} ）に応じて、屈曲部を通過できる廃棄体の長さ（ W_l ）や直径（ W_d ）がどのように変わり得るかについてのケースステディを行い、以下のような知見を得た。

- ・ 屈曲部の傾斜角度 1.0° の場合、かつ、使用済燃料などの長さ $5 \sim 6$ m 程度の廃棄体を対象とする場合には、ボーリング孔径（またはケーシングの内径）（ D_{in} ）に対して 0.1 m $\sim$ 0.15 m 程度小さい廃棄体直径（ W_d ）であれば降下が可能と考えられる（例えば、 D_{in} 0.5 m に対して W_d 0.4 m、 D_{in} 0.7 m に対して W_d 0.55 m など）。
- ・ また、屈曲部の傾斜角度が増加することにより、前述の傾斜角度が 1.0° の場合よりも通過可能な廃棄体直径（ W_d ）は小さくなる（例えば、傾斜角度が 6.0° の場合、使

用済燃料などの長さ 5～6 m 程度の廃棄体の降下が可能と考えられるのは、 D_{in} 0.5 m に対して W_d 0.15～0.20 m、 D_{in} 0.7 m に対して W_d 0.30～0.35 m など)。また、屈曲部の傾斜角度が大きくなっても、例えば前述の傾斜角度が 1.0° の場合と同じ廃棄体直径 (W_d) を通過可能にするためには、廃棄体の長さ (W_l) を小さくすることが必要になる (例えば、傾斜角度が 6.0° の場合、 D_{in} 0.5 m に対して W_d 0.4 m の廃棄体が通過できるのは W_l が 1 m 以下の場合、 D_{in} 0.7 m に対して W_d 0.4 m の廃棄体が通過できるのも W_l が 1 m 以下の場合など)。

廃棄体の定置等で考慮すべき手順：

さらに、「廃棄体降下」「廃棄体定置」に係る情報として、廃棄体の定置等で考慮すべき手順についてもいくつかの検討例が確認できた。

まず、Freeze et al. (2021) によれば、ボーリング孔を利用した処分概念における作業期間では、地上作業 (廃棄物の受け入れ、ハンドリング)、孔内作業 (廃棄体の定置)、閉鎖 (シールの施工) が行われるとされ、この期間における作業の流れ (手順 1～11) と評価のポイント (A～K) が示されている (図 5.3-8)。この中には、廃棄物の地上施設での処理に関連する作業 (手順 3～5) と廃棄物のボーリング孔内での作業 (手順 6～7) のつながりが示されている。また、Freeze et al. (2021) は、ボーリング孔を利用した深孔処分の概念の信頼性を高め、実現性を高めるためには、現場規模でのデモンストレーションが重要であるとしている。なお、ボーリング孔の掘削作業にかかわる項目として “Borehole qualification” が記されているものの、ボーリング孔の品質確保に係る手法や判断記述は明記されていない。

その他に、Kristuansen and Aadnøy (2021) では、深孔処分概念を適用した処分場の設計プロセス (図 5.3-9) を提示している。この図は、様々な項目が関係を有していることを示している。例えば、キャニスタの仕様が、ボーリング孔の設計や廃棄体の定置技術の両方に影響することが示されており、この場合、ボーリング孔の設計では、処分しようとする放射性廃棄物の総量とキャニスタの仕様、掘削地点の地質環境条件、および処分場閉鎖後を含む安全要件を考慮して、ボーリング孔の掘削長や孔径、ケーシングの仕様が決定され、ボーリング孔の掘削リグが選定されることになる。また、ケーシングの目的は、掘削孔の崩壊を回避し、万が一定置作業中にキャニスタが損傷した際に周辺地下水を放射能汚染から保護することにあるとしている。なお、ケーシングの設置について、深孔処分のサイト要件に適した結晶質岩などの理想的な地質環境条件下では、ボーリング孔の下部を裸孔にすることが可能な場合もあるとしている。また、保孔のために設置したケーシングに関して、ケーシング (鋼材) の腐食により地表への移行経路となる可能性や、腐食による水素発生に伴う孔内圧力の上昇が生活圏への放射性核種の移行のリスク増大につながる可能性があるため、ボーリング孔が完全に閉塞される前にケーシングを除去すべきであると指摘している。同様のことは、本節の (2)2 項で示した Fischer et al. (2022) でも指摘されている。

これらのことから、深孔処分の設計においては、キャニスタの設計、ボーリング孔の仕

様、廃棄体の定置技術などの複数の項目が相互に関連することへの留意が必要であり、さらに閉鎖後安全性の観点も考慮して検討することが望ましいと考えられる。

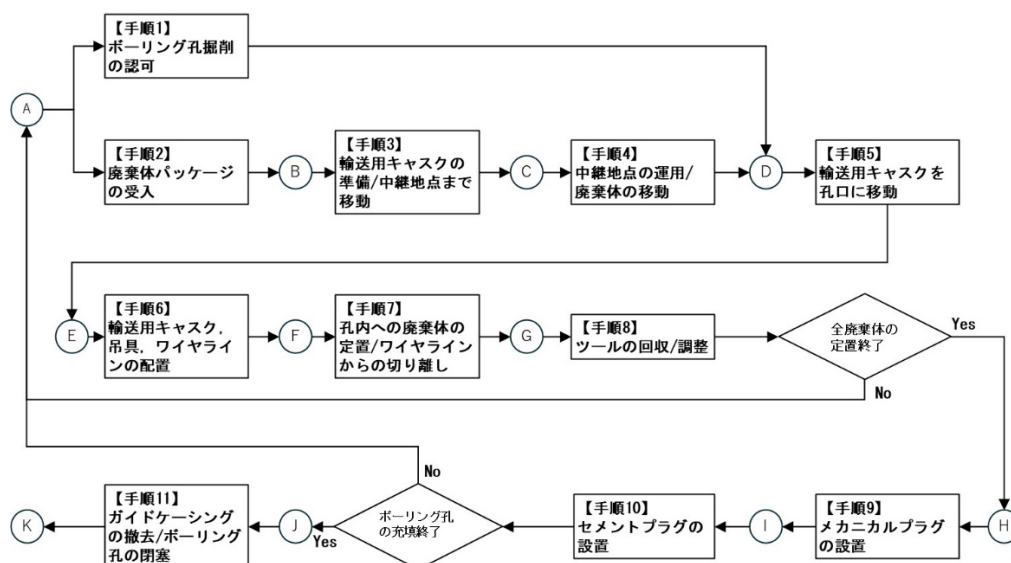


図 5.3-8 深孔処分における操作段階の作業手順フロー
(Freeze et al. (2021) を基に作成)

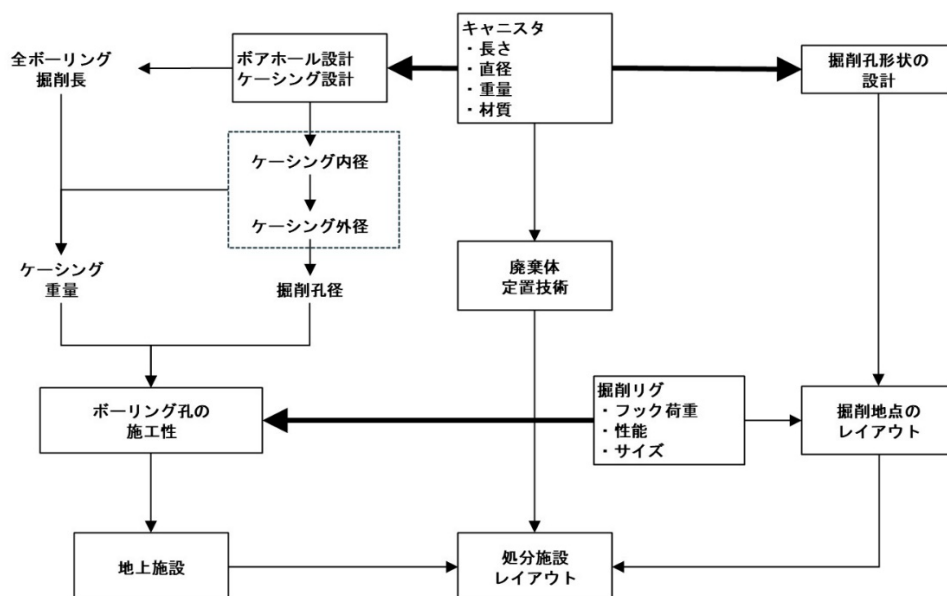


図 5.3-9 深孔処分施設の設計プロセス
(Kristuansen and Aadnøy (2021) を基に作成)

工学的観点以外（安全性の観点）：

最後に、工学的な観点以外に安全性の観点にも着目した検討として、Mallants et al. (2021) の検討がある。Mallants et al. (2021) では、深孔処分の研究開発活動の合理化は、深孔処分の概念が果たすべき安全機能に依存するとしており、その際に着目する安全機能としては、隔離機能、封じ込め機能、移行抑制機能（遅延・耐溶解性、水の浸入抑制、拡散・保持）が挙げられている。また、これらの安全機能が有用かつ実用的であるためには、実用的で測定可能なシステムや構成要素の挙動に変換する必要があるとしている。さらに、深孔処分のセーフティケースを定性的・定量的な証拠でさらに裏付けるような追加的な研究開発活動は、信頼性を向上させる活動になるとしている。深孔処分の長期的な安全性に対しての確信を支えるものとして、次の4つの提示が挙げられている。

- ・ 深孔処分システムとその環境の変遷が十分に知られていること
- ・ 安全機能として封じ込めと隔離が寄与することにより長期的な受動的安全を提供可能であること
- ・ 深孔処分システムの性能と安全性は、規制および外部からの要求事項を満たしていること
- ・ 処分孔とその環境に関して残存する不確実性は、長期的な安全性を損なうものではないこと

図 5.3-10 は、Mallants et al. (2021) が示した、安全性と実現可能性の声明および信頼性向上の活動に対する RD&D 活動を合理化する枠組みにおける、研究開発に関する各活動の 2021 年 7 月時点での進捗状況を基に作成したものであり、赤は作業がまだ開始されていないこと、黄は進行中であること、緑は作業が完了しつつあることを意味している。このような整理により、安全性・実現可能性の確認や信頼性向上に向けて取り組むべき事項について、その全体像とともにそれらの進捗状況が俯瞰できる。この例では、まだかなりの事項が未着手であり、完了していると言える事項はまだないことが示されており、深孔処分の実現に向けてはまだ多くの取り組みが必要になることを示唆していると考えられる。

また、大深度のボーリング孔を掘削し、廃棄物を定置し、操業上および長期的な安全要件を満たす方法でボーリング孔を閉塞することができ、しかも費用対効果が高いという主張を裏付けるために必要になることとして以下を挙げている。

- ・ ボーリング孔の掘削、廃棄物の定置、閉塞の実施可能性が実証されている。
- ・ 深孔処分の操業上の安全性に関して、さまざまな操業段階を通じて、作業員、公衆、環境の安全性が実証されている。
- ・ ボーリング孔の掘削、廃棄物の定置、ボーリング孔の密閉とモニタリングにかかるコストは、最善の費用対効果の原則に合致している。

さらに、工学的な実現可能性と安全性の検討については同時並行で行われ、進捗状況を評価するための中間ホールドポイントや両者を継続的に開発するための最新情報の確保のための相互の知識移転が行われることが重要であるとされる。また、様々な工学的実現

可能性を立証するために必要な知見を徐々に取りまとめていくためには、次に示す事項が必要であるとしている。

- ・ 各実現可能性に関する科学と技術に関する最先端のレビューを行う。
- ・ 各実現可能性の裏付けとなる証拠を提供するために不可欠であると考えられる主要なデータと知識のギャップを特定する。
- ・ データと知識のギャップが深孔処分の実現可能性にどの程度影響を与えるか、およびそのような影響について推論を行う際の確信度に基づき、データと知識のギャップの優先順位付けを行う。
- ・ 優先順位付けされたデータと知識のギャップに対処するための RD&D 活動を設計、計画、実施する。
- ・ RD&D 活動から得られた知見の重要性を評価し、工学的実現可能性の根拠となる証拠を更新する。
- ・ 残された不確実性を特定し、さらなる検討が必要か、あるいは重要性が低いため除外してよいかを評価する。

また、安全性に関する記述と同様に、上記の一連の活動は段階的開発において、ある段階を終了するのに十分な確信が得られるまで、反復的に実施される必要があるとされる。

Mallants et al. (2021) の検討で挙げられている事項は、深孔処分の安全性を論じる際に共通して重要となる事項を含んでいると考えられ、わが国における深孔処分の安全性の検討においても留意していくことが必要になると考えられる。また、上記で挙げられている「安全機能として封じ込めと隔離が寄与することにより長期的な受動的安全を提供可能であること」については、5.2 (1) 1)項および 2)項でも言及しているように、諸外国では安定した地質環境を前提に深孔処分を検討しているものが多いことに対して、わが国では複雑な条件を対象にする必要がある。そのため、わが国においては、深孔処分の工学的成立性および安全性の検討を対象となる地質環境を踏まえて慎重に進めていくことが重要になると考えられ、それら検討に必要な超深部の地質環境条件や天然バリア機能等を把握するための調査も重要な課題のひとつとなる。

レベル1	レベル2	レベル3	レベル4	レベル5	レベル6
深孔ボーリング孔によるILW（中レベル放射性廃棄物）処分は技術的に実現可能で、安全で、費用効果がある	安全性声明	安全機能の確認	隔離		
			閉じ込め	一次容器	
				処分容器	
				ガラス/シンロックのマトリクス	
			遅延および減衰	岩石: 拡散が支配的な輸送	小さい透水性と間隙率
		システム性能の確認		岩石: 放射性核種の収着	安定した岩石の物理的特性
				シール: 拡散が支配的な輸送	小さい動水勾配と温度勾配
			システム変遷が限定的	熱的変遷	
				地球化学的変遷	
				力学的変遷	
				水理学的変遷	
			放射線影響の要求への合致	通常変遷シナリオ	
				代替変遷シナリオ	
				What-if シナリオ	
		不確実性の特定と優先順位付け			
	実現可能性声明	掘削、廃棄物を実証の適用性、シールリングの実用性	大孔径ボーリング孔掘削試験		
			廃棄体定置試験		
			シール設置試験		
			ボーリング孔安定性	静的荷重: ボアホールブレイクアウトのマネジメント 熱的效果: ボアホールブレイクアウトのマネジメント	
		作業安全性の実証			
		深孔処分への投資は金額に見合った価値は	深孔処分のコスト評価	掘削費用	
				定置費用	
				シーリング費用	
				その他費用	岩石特性評価
			代替オプションのコスト評価		サイト特性評価
			資金調達の仕組みの十分性		
		不確実性の特定と優先順位付け			
		信頼性の向上			

	:タスク完了
	:タスク着手
	:タスク未着手

図 5.3-10 安全性と実現可能性の声明および信頼性向上の活動に対する RD&D 活動を合理化する枠組み
(Mallants et al. (2021) を基に作成)

(4) 工学的成立性への影響等に関する知見のまとめ

本節では、わが国を対象とした深孔処分の工学的成立性の検討に資する情報の整理の一環として、工学的成立性への影響や関連する技術に関する知見についての調査・整理を、建設段階・操業準備段階およびその次の段階である操業段階を対象として、また、5.2節において整理した工学的成立性の検討において鍵となる可能性のある因子との関係にも着目して行った。

まず、建設段階・操業準備段階については、それらの段階の設計要件である「深度確保」「孔径確保」および「孔径維持」「孔壁維持」を踏まえ、また、その後の操業段階での廃棄体の降下や定置にも影響する可能性があることに留意しつつ、ボーリング孔の安定性やケーシングによる保孔対策に着目し、文献調査を中心に現段階での知見として技術の開発状況や実績等の把握を進めた。その結果、孔壁の状態として大深度かつ大孔径のボーリング孔でしばしば確認される孔壁の周りでのボアホールブレイクアウトについて、大孔径のボーリング孔（孔底径 0.7 m）を想定した検討事例を調査し、ボアホールブレイクアウトの発生領域が、深度の深さや岩石の弱さと連動する可能性のあること、一方、ボアホールブレイクアウトの発生領域への廃棄体の発熱の影響はないとされていることなどが把握できた。また、ボーリング孔の安定性を維持する方法（保孔対策）としてのケーシングの検討事例等の調査から、従来型のケーシング設置では、複数段のケーシングを設置するため、地表付近では大孔径、地下深部では小孔径となることが課題となること、石油資源開発分野で利用されているエクспанダブル・チューブラーは同一孔径で保孔対策が行える技術でありケーシングのスリム化が図れる可能性があること、などを把握した。一方、エクспанダブル・チューブラーの技術を活用して、浅深度から地下深部までを単一の直径のケーシングで保孔したボーリング孔（モノボーリング孔）を設計することについては、現段階ではそれを可能とする意見とできないとする意見の両方があることから、今後の技術開発状況に特に注視する必要があることが示唆された。さらに、深孔処分の掘削方法について、従来のボーリング掘削とは異なるアプローチについても、いくつかの検討例を把握した。

次に、操業段階については、設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」についての検討を今後具体的に進めていくに際してどの技術に着目していくべきかなどを把握することを目的に、諸外国の検討事例や関連技術等に係る既存文献の調査により、「廃棄体降下」「廃棄体定置」で重要となる技術やその実施のために求められる性能や条件、それら実施のための手順や留意点に関する現在の検討状況等の把握を進めた。その結果、現段階で確認できた深孔処分における「廃棄体降下」「廃棄体定置」に直接該当する検討事例は限定的であるが、比較的浅い深度での事例ではあるが深孔処分の定置の検討の参考になり得る事例はいつかあることがわかった（アメリカ・クライマックス鉱山における使用済燃料の定置、ドイツでの使用済燃料キャニスタの輸送と鉛直ボーリング孔への定置に関する実証試験等）。また、計画段階で止まっているものの、アメリカ DOE による深孔現場試験の計画を確認することで、深孔処分概念の安全性と実現可能性を判断するために、どのような技術の実証が必要になるか、そのための実証試験をどのように行うことが考え

られるか（例えば、地下深部の条件を把握するための特性評価孔と工学的活動の概念の実証のためのフィールドテスト孔の2孔を掘削等）、などについて具体的な例を把握することができた。さらに、廃棄体の降下や定置の方法、および廃棄体の定置等で考慮すべき手順に係る既存の検討例、また、工学的な観点以外に安全性の観点に着目する場合の検討の留意点などを把握した。また、傾斜孔や水平孔を想定した場合には、廃棄体の降下において屈曲部を通過できるかどうかが重要となることから、それが可能となる条件の定式化を試み、簡単なケーススタディを行うことで、例えば、使用済燃料（長さ5～6 m程度）が降下可能な、屈曲部の傾斜角度、ボーリング孔径、廃棄体直径などの条件を概略的に把握することができた。

なお、今後の課題については、5.4節にまとめて示す。

5.4 まとめ

使用済燃料の直接処分以外のその他代替オプションとして、諸外国で検討が進めてきている深孔処分を対象として、諸外国における深孔処分についての検討事例等の調査・整理および関連技術の調査・整理を継続した。それを通じて、深孔処分の実施で想定される事業段階のうち、最初の段階である建設段階や操業準備段階、およびその次の段階である操業段階を対象として、工学的成立性の検討において鍵となる因子の整理（5.2節）、また、工学的成立性への影響等に関する知見の整理（5.3節）を実施した。

以下、その概要をまとめるとともに、今後の課題を整理した。

・工学的成立性の検討において鍵となる因子の整理

深孔処分に係る検討事例等の調査・整理および工学的成立性の検討において鍵となる因子の整理を行った。

深孔処分に係る検討事例等の整理については、まず、諸外国で検討されている深孔処分概念について、その共通点や相違点が一望できるように整理した。あわせて、深孔処分概念の類型化を試行し、深孔処分概念を特定の条件項目で特徴づけて分類・整理できる見通しが得られた。次に、諸外国の深孔処分の検討事例で示されている、深孔処分概念の特徴や優位性、課題などを調査・整理した。その結果、深孔処分概念の特徴、優位性、課題に関する認識については、諸外国の着目点と先行事業および本事業での着目点とに大きな違いはないことを確認した。一方、諸外国の深孔処分概念では、安定した地質環境を前提に深孔処分を検討しているものが多く、変動帯に位置するわが国のような複雑な条件を対象にした例はあまりなく、わが国においては深孔処分の検討を慎重に進めていくことの重要性が示唆された。

深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の整理については、まず、深孔処分に係る検討事例等の整理結果等も踏まえ、深孔処分の建設段階から操業段階における工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項をリストアップしたうえで、それらを包括的な観点で区分して、工学的成立性の検討において鍵となる因子として5つに集約的に整理した（①処分環境：処分深度の地質環境、②設計1：廃棄体の仕様、③設計2：深

孔の仕様、④技術 1：掘削機械（掘削装置）の仕様、⑤技術 2：揚重機械（定置装置）の仕様）。これら因子については、因子間の相互関係、複数の事業段階にまたがる横断的な影響、設計要件への影響、などについての検討・整理を行うことを通じて、深孔処分を論じる際の効果的なキーワードであることを確認した。

・工学的成立性への影響等に関する知見の整理

わが国を対象とした深孔処分の工学的成立性の検討に資する情報の整理の一環として、建設段階・操業準備段階およびその次の段階である操業段階を対象として、工学的成立性への影響や関連する技術に関する知見の調査・整理を進めた。

建設段階・操業準備段階については、建設段階の設計要件である「深度確保」「孔径確保」、また、操業準備段階での設計要件である「孔径維持」「孔壁維持」に着目し、それら設計要件の実現に直結し重要性が高いと考えられるボーリング孔の安定性やケーシングによる保孔対策に着目し、現段階での技術の開発状況、適用実績、課題等の把握を進めた。その結果、ケーシングのスリム化が図れる可能性があるエクспанダブル・チューブラーなどの技術が着目された。

操業段階については、設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」で重要となる技術や求められる性能・条件、それらの実施のための手順や留意点に関して、現段階での諸外国での検討状況や関連技術の動向等の文献調査に着手した。その結果、直接該当する検討事例は限定的であること、一方で、例えばアメリカ DOE による深孔現場試験の計画から、技術の実証のための試験をどのように行うことが考えられるかについての具体例などを把握することができた。また、廃棄体の定置等で考慮すべき手順の検討例、工学的な観点以外に安全性に着目する場合の留意点などを把握することができた。さらに、傾斜孔や水平孔を想定した場合に問題となる可能性のある廃棄体の屈曲部の通過の可否について、通過条件の定式化を試み、簡単なケーススタディを行うことで、通過可能な条件の組み合わせ（屈曲部の傾斜角度、ボーリング孔径、廃棄体直径、廃棄体長さなど）を概略的に把握することができた。

・今後の課題

今後の課題としては、深孔処分の事業段階のうち、令和 5 年度までの検討範囲とした建設段階から操業段階に対して、さらにその次の段階である閉鎖段階までを検討範囲に含めていくことが必要であり、それにより事業段階全体を視野に入れた検討としていく。

そのために、まず、諸外国での最新の検討事例や IAEA の国際共同研究プロジェクトの動向などに着目した技術動向の調査・整理、また、深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の見直し・拡充、因子間の関係の整理や工学的成立性への影響等の整理などを継続していく。

また、わが国を対象とした深孔処分の工学的成立性の検討で参照可能な技術情報の拡充・整備を引き続き着実に進めていくことが重要になる。特に、建設段階・操業準備段階および操業各段階に密接に関係する掘削技術やケーシング技術については、従来技術の

適用事例や改良・高度化の動向とともに、新しい技術の適用の可能性（例えば、5.3(2)2)項で述べたエキスパンドブル・チューブラーの適用、さらにはそれによるモノボーリング孔の設計の可能性）などについて、引き続き検討事例あるいは関係し得る技術等に係る調査・検討を継続していく必要がある。また、操業段階については、「廃棄体降下」「廃棄体定置」を実施するために行うべき個別の作業やそれら作業の一連の手順等の具体化、それら作業や手順を実現するために必要となる技術の具体化等を図るための、文献調査等による知見の収集・整理を継続していく必要がある。それらに加え、新たに閉鎖段階を対象とした調査に着手し、閉鎖段階での要求事項（深孔が安全に閉鎖できる）を達成するための設計要件である「閉鎖の実施」「シールの実施」「シール性能維持」で重要となる情報や技術等に関して、諸外国での検討状況や関連技術の動向等の文献調査を進める。

なお、これらの調査においては、現段階では重要性が指摘されているにとどまり、諸外国においても具体的な検討事例等が確認できていない深孔処分におけるケーシングの除去について、その実現性の検討に資する情報（例えば、除去について、要否の考え方、可否の考え方、方法・手順、必要技術の現状と課題など）にも着目していく。また、5.2節や5.3節においても言及しているように、個々の段階に分けて考えるだけではなく、建設～操業～閉鎖までの複数の段階を通じて、どの因子や技術が関係するか、段階間での着目すべき影響の伝播は何か、あるいは下流側への影響の伝播を踏まえて上流側での対処にフィードバックすべきことはないか、などの段階横断的な視点も重要となる。調査において常にこのような視点を持つことは、各段階や個別要素に関する情報や技術に加えて、事業全体の成立のために重要となる情報や技術にも着目することとなり、工学的成立性の検討において重要となる情報や技術の全体像を明らかとしていくため、また、そのような全体像に対応した包括的な技術基盤を整えていくために重要になると考える。

【参考文献】

- Arnold, B.W., Brady, P.V., Bauer, S.J., Herrick, C., Pye, S., and Finger, J. (2011): Reference Design and Operations for Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratory, SANDIA Report, SAND2011-6749, 65 pp.
- Beswick, J. (2008): Status of technology for deep borehole disposal, Report prepared by EPS International for Nuclear Decommissioning Authority, pp.91.
- Brady, P.V., Arnold, B.W., Freeze, G.A., Swift, P.N., Bauer, S.J., Kanney, J.L., Rechard, R.P., and Stein, J.S. (2009): Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratory, Albuquerque, USA. Report No: SAND2009-4401. 75 pp.
- Deep Isolation Inc. (2018): Deep Isolation 公式 HP (デモンストレーション) , <https://www.deepisolation.com/technology-demonstration/>. (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日) .
- Deep Isolation Inc. (2021a): Deep Isolation - An introduction for policy-makers, WHITE PAPER.
- Deep Isolation Inc. (2021b): Deep Isolation in Estonia, Qualitative Geological Readiness Assessment of Deep Isolation's borehole solution in Estonia. <https://fermi.ee/wp-content/uploads/2021/03/deep-isolation-gra-for-fermi-energia-final-report-02-feb-2021.pdf>. (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日) .
- Deep Isolation Inc. (2023): Deep Isolation in the UK, Initial study to consider the suitability of elements of UK nuclear waste inventory for Deep Isolation's disposal solution, <https://www.deepisolation.com/wp-content/uploads/2023/03/Deep-Isolation-Report-for-NDA-20-March-2023.pdf>. (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日) .
- DOE (U.S. DEPARTMENT OF ENERGY) (1980): Safety Assessment Document for the Spent Reactor Fuel Geologic Storage Test in the Climax Granite Stock at the Nevada Test Site. NVO-210. Nevada Operations Office, Las Vegas, NV.
- ERDO (2022): Boreholes as a permanent solution for national inventories of radioactive waste.
- Filbert, W., Bollingerfehr, W., Heda, M., Lerch, C., Niehaues, N., Pohler, M., Schuls, J., Schwarz, T., Toussaint, M. and Wehrmann, J. (2010): Optimization of the Direct Disposal Concept by Emplacing SF Canisters in Boreholes Final Report, TEC-10-2009-AB, DBE TECHNOLOGY GmbH, Peine, Germany.
- Fischer, T., Engelhardt, H.J., Wanne, T. (2020): Deep Borehole Disposal Concept, AINS - Civil Engineering, pp.158.
- Fischer, T., Engelhardt, H.J., and Mallants, D. (2022): Methodology for Designing Deep Boreholes for Disposal of Radioactive Waste, WM2022 Conference, March

- 6 - 10, 2022, Phoenix, Arizona, USA, 22064, 14p.
- Freeze, G., Stein, E., Brady, P., Lopez, C., Sassani, D., Travis, K. and Gibb, F. (2019): Deep Borehole Disposal Safety Case. SAND2019-1915. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.
- Freeze, G., Stein, E., Price, L., MacKinnon, R., Tillman, J. (2016): Deep Borehole Disposal Safety Analysis, Sandia National Laboratories, SAND2016-10949R.
- Freeze, Geoffrey A., Sassani, David., Brady, Patrick Vane., Hardin, Ernest., Mallants, Dirk. (2021): The Need for a Borehole Disposal Field Test for Operations and Emplacement. WM2021 Symposia, March 8, 2021, Phoenix Arizona, USA SAND2021-1608C, 16p.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2018）：高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術開発 5 か年取りまとめ報告書。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2019）：平成 30 年度 高レベル放射性廃棄物等
の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分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）（2020）：平成 31 年度 高レベル放射性廃棄物等
の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分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）（2021）：令和 2 年度高レベル放射性廃棄物等の
地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2022）：令和 3 年度高レベル放射性廃棄物等の
地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 報告書。
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2023a）：令和 4 年度 高レベル放射性廃棄物等
の地層処分に関する技術開発事業 直接処分等代替処分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）（2023b）：高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業 直接処分等代替処分技術高度化開発 代替処分オプションに
係る調査研究に関する取りまとめ報告書。
- Gibb, F.G.F., Beswick, A.J. and Travis, K.P. (2014): Deep borehole disposal of
nuclear waste: engineering challenges. In: Proceedings of the ICE-Energy,
167, ICE Publishing, London, UK, pp.47-66.
- Gibb, F.G.F and Beswick, A.J. (2022): A deep borehole disposal solution for the
UK's high-level radioactive waste, Proceedings of the Institution of Civil
Engineers - Energy, 175, (1), pp.11-29,
<https://doi.org/10.1680/jener.21.00015>（閲覧日：2024 年 3 月 4 日）。
- 放射性廃棄物 WG（総合資源エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会放射
性廃棄物 WG）（2014）：放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ 平成 26 年 5 月。
- IAEA (International Atomic Energy Agency) (2023): New CRP: Enhancing Global
Knowledge on Deep Borehole Disposal for Nuclear Waste (T22003), IAEA
News , August 10, 2023, <https://www.iaea.org/newscenter/news/new-crp->

- enhancing-global-knowledge-on-deep-borehole-disposal-for-nuclear-waste-t22003 (閲覧日：2024年3月4日)。
- JOGMEC (金属鉱物資源機構) (2023)：エクスパンダブル・チューブラー，用語辞典，
<https://oilgas-info.jogmec.go.jp/termlist/1000297/1000330.html> (閲覧日：2024年3月4日)
- Kochkin, B., Malkovsky, V., Yudintsev, S., Petrov, V. and Ojovan, M. (2021): Problems and perspectives of borehole disposal of radioactive waste, *Progress in Nuclear Energy*, 139, 103867,
<https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2021.103867> (閲覧日：2024年3月4日)。
- Kochkin, B.T. and Bogatov, S.A. (2022): Borehole RW Disposal Concept and Prospects of its Implementation in Russia. *Radioactive Waste*, 19, No.2, pp.1-11.
- Kristuansen, H. and Aadnøy, B.S. (2021): Borehole Disposal of Nuclear Waste, SPE/IADC-204117-MS, <http://onepetro.org/SPEDC/proceedings-pdf/21DC/221DC/D021S002R003/2415029/spe-204117-ms.pdf> (閲覧日：2024年3月4日)。
- Mallants, D., Bonano, T., Freeze, G., Brady, P. and Sassani, D. (2020): Borehole Disposal Demonstration Project: Overview & Collaboration Opportunities, Presentation to IAEA, SAND2020-13566PE.
- Mallants, D., Beiraghdar, Y., Doblin, C., Esteban, L., Josh, M., Kelka, U., Khanal, M., Schaub, P., Shen, B., Shi, J., Wilske, C. and Zhang, J. (2021): Deep borehole disposal of intermediate-level waste: progress from Australia's RD&D project. *Proceedings of the INMM & ESARDA Joint Virtual Annual Meeting*, August 23-26 & August 30-September 1, 2021, 14p.
- Mallants, D., Pian, C., Dewhurst, D., Doblin, C., Engelhardt, J., Esteban, L., Josh, M., Kelka, U., Khanal, M., Schaub, P., Shen, B., Shi, J., Tilman, F., Wilske, C. (2022a): A Framework for Streamlining RD&D Activities for Deep Borehole Disposal, WM2022 Conference, March 6 - 10, Phoenix, Arizona, USA
- Mallants, D., Bourdet, J., Camilleri, M., Crane, P., Pian, C.D., Deslandes, A., Dewhurst, D., Doblin, C., Engelhardt, H.J., Esteban, L., Frery, E., Gerber, C., Josh, M., Kelka, U., Khanal, M., Langhi, L., Lari, K.S., Poulet, T., Raiber, M., Sander, R., Sari, M., Sarout, J., Schaub, P., Sheldon, H., Shen, B., Shi, J., Strand, J., Suckow, A., Fisher, T., Wilske, C. and Zhang, J. (2022b): Geoscientific Investigations Underpinning the Safety Assessment of Deep Borehole Disposal. *American Nuclear Society International High-Level Radioactive Waste Management Conference*, Phoenix, Arizona, USA, 6p.
- Muller R.A., Finsterle S., Grimsich, J., Baltzer, R., Muller, E.A., Rector, J.W., Oayer, J. and Apps, J. (2019): Disposal of High-Level Nuclear Waste in Deep

- Horizontal Drillholes. *Energies*, 12, 11, p. 2052. DOI: 10.3390/en12112052.
- 長縄成美 (2006a) : 最新の坑井掘削技術 (その 1), 石油開発時報, 148, pp.5-13.
- 長縄成美 (2006b) : 最新の坑井掘削技術 (その 2), 石油開発時報, 149, pp.5-12.
- 長縄成美 (2006c) : 最新の坑井掘削技術 (その 3), 石油開発時報, 150, pp.3-11.
- Ojovan, M. I., and Steinmetz, H. J. (2022): Approaches to Disposal of Nuclear Waste. *Energies*, 15, 7804, <https://doi.org/10.3390/en15207804> (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日) .
- Patrick, W.C. (1986): Spent Fuel Test - Climax: An Evaluation of the Technical Feasibility of Geologic Storage of Spent Nuclear Fuel in Granite - Final Report. UCRL-53702, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA.
- Rosenzweig, T., Bollingerfehr, W., Dieterichs, C., Herold, M., Kudla, W., Reich, M. (2019): Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste - Results of the Project CREATIEF, Mining Report Gluckauf 155, 2019, No.5.
- 石油技術協会 (2023a) : モノボア坑井, 掘削用語集_Ver.2.0 (03.07), http://old.japt.org/iinkai/drilling/yougo/main_ma.html (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日).
- 石油技術協会 (2023b) : エクспанダブル・チューブラー, 掘削用語集_Ver.2.0 (03.07), http://old.japt.org/iinkai/drilling/yougo/main_a.html (閲覧日: 2024 年 3 月 4 日).
- Shen, B. and Stephansson, O. (1994): Modification of the G-criterion of crack propagation in compression. *Int. J. of Engineering Fracture Mechanics*, 47, pp.177-189.
- Shen, B. and Rinne, M. (2011): Estimate In situ Stresses from Borehole Breakout at Blanche 1 Geothermal Well in Australia. Proc. ITA-AITES World Tunnel Congress, Helsinki, Finnish Tunnelling Association, Helsinki.
- Shen, B., Shi, J., Khanal, M. and Mallants, D. (2022): Modelling of Geomechanical Stability of a Large-diameter, Deep Borehole for Diposal of Long-lived Intermediate Level Waste. WM2022 Conference, March 6-10, 2022, Phoenix, Arizona, USA, 22025, 15p.
- SNL (Sandia National Laboratories) (2016): Deep Borehole Field Test Conceptual Design Report, FCRD-UFD-2016-000070 Rev. 1, SAND2016-10246 R, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.
- Swift, P. and Newman, A. (2022): Deep borehole disposal of radioactive waste: Next steps and applicability to national programs. Center on Global Energy Policy, Columbia SIPA, 26p.
- Uroić, G., Veinović, Ž., Pašić, B. and Rapić, A. (2022): Discussion on Deep Borehole Disposal of Spent Nuclear Fuel. Proceedings of 13th International Conference of the Croatian Nuclear Society, Zadar, Croatia, June 5-8, 2022,

Paper No. 165, 16p.

第 6 章

おわりに

6. おわりに

本事業では、使用済燃料の直接処分に係る人エバリアの成立性の評価の高度化への対応、地質環境条件や使用済燃料の多様性への対応などに係る技術開発を重点に行うこと、また、使用済燃料の直接処分以外のその他代替処分オプションのわが国における成立性に関する検討を行うことを目的として、以下の事業項目を設定し調査、試験、解析評価などを実施した。

- ・ 処分後臨界安全評価技術の高度化（2章参照）
- ・ 使用済燃料からの核種溶出挙動評価（3章参照）
- ・ 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備（4章参照）
- ・ その他代替処分オプション（5章参照）

以下に、令和5年度に実施した上記の各実施項目の成果のまとめと今後の課題を示す。

(1) 使用済燃料直接処分の調査

(1-1) 処分後臨界安全評価技術の高度化

未臨界性の評価の確実性の向上に向けた検討として、まず、先行事業において限定的な使用済燃料のみを対象として例示した、処分容器や燃料被覆管などの材料の処分後の現実的な状態や配置の変化を反映した臨界安全評価における未臨界性の評価に対して、わが国の多様な使用済燃料を対象とし、それらについての処分後の再臨界の起こりやすさ／起こりにくさを概略的に把握するための予備解析を行うとともに、処分後の臨界に対する燃料多様性の影響の包括的な評価手法などに関する諸外国の事例を調査した。また、先行事業で例示した処分後の臨界安全評価手法の見直しに向けた関連事例の調査とそれに基づく評価手法の具体化検討を行うとともに、臨界の起こりやすさを低減するための工学的対処方策に関連する国内外の知見の調査を行った。

多様な使用済燃料に対する処分後の再臨界の起こりやすさ／起こりにくさを概略的に把握するための予備解析では、処分容器などの材料の状態や配置の変化と燃焼度クレジット対象核種について複数のパターンを対象とする解析を行った。その結果、 UO_2 使用済燃料については、燃焼度クレジット対象核種に核分裂生成物も含めると未臨界を確保できるものの、MOX使用済燃料の場合では、上記のいずれのパターンの組合せにおいても、処分容器へ使用済燃料集合体を4体収容することは困難であり、収容体数の削減が必須であることなどを確認した。また、諸外国で適用事例のある装荷曲線の考え方を、材料の腐食などによる状態の変化を想定した評価にも適用できる可能性があることなどが確認できた。

材料の処分後の現実的な状態や配置の変化を反映した臨界安全評価手法の見直しについては、燃料集合体の破壊や変形に関する解析の事例などの調査結果から、使用済燃料集合体を剛体として扱う先行事業の力学モデルを、燃料棒が支持格子で束ねられた実際の構造や剛性を反映したモデルに改良することで、処分容器の変形・破壊挙動とそれによって臨界が起こりやすい材料配置に至るかをより現実的に評価できる可能性があると考えられた。また、諸外国での処分容器の設計における臨界防止策を調査し、使用済燃料集合体の間の離隔を確保することが有効な工学的対策となり得るなどの知見を得た。

今後は、上記に示した内容に関する個別の課題への対応を並行して進めるとともに、これらの結果などにに基づき、多様な使用済燃料を対象とする評価における、処分容器の仕様変更

の必要性や燃料集合体を詳細化したモデルの適用可能性などについて、試行的な解析などを通じて具体的に検討を進めていくことが重要である。

(1-2) 使用済燃料からの核種溶出挙動評価

わが国の直接処分における使用済燃料の瞬時放出率および長期溶解速度の設定値の精度向上に向けた、これらの溶解挙動に及ぼす全炭酸濃度の影響を踏まえた評価の一環として、使用済燃料からの瞬時放出挙動に関する調査と、長期溶解速度の炭酸影響の評価に関する検討および長期溶解速度の設定根拠となる燃料マトリクスの溶解メカニズムの検討を行った。

使用済燃料からの核種の瞬時放出挙動に関する調査では、ふげん使用済燃料を使用し、令和5年度までに構築した手法を適用した低酸素雰囲気下かつ炭酸共存条件での浸漬試験を開始し、新たなデータを取得した。取得したデータより、Cs-137 および C-14 の瞬時放出割合を暫定的に算出できたものの、浸漬溶液の還元条件を長期間維持することができず、長期間の試験の継続に課題が残った。今後、本年度実施した浸漬試験の試料の分析を進め、Cs-137 と C-14 以外の核種の溶出挙動についてのデータを拡充するとともに、試験容器などの改良を進め、より長期間還元条件を維持可能な試験系を構築し、還元条件下での瞬時放出率の実測値の拡充を進めることが必要である。

使用済燃料の長期溶解速度に及ぼす炭酸影響の評価では、溶解指標物質として ^{26}Mg を固溶させた UO_2 ペレットを用いた炭酸共存条件での浸出試験について、先行事業での1年程度の試験期間に対して、より長期の浸漬試験に着手した。また、表面積により規格化した長期溶解速度を提示するため、BET法を用いた UO_2 ペレットの表面積の評価手法を検討した。浸漬試験では、初期の UO_2 ペレットの溶解速度を算出し、炭酸濃度の増加に伴い溶解速度が上昇する傾向があることを確認した。本年度の試験において観察された UO_2 ペレットの溶解挙動は、1年程度の試験期間で実施した先行事業での浸漬試験の結果に近く、浸漬試験が問題なく進められていることを確認した。今後も継続して浸漬試験を実施し、より長期の試験の結果に基づき溶解速度を評価することが必要である。BET法による表面積の評価については、 UO_2 ペレットを複数個使用して測定することにより、表面積を測定できる見通しが得られたものの、測定精度の向上に向けて、今後、測定手法の改良が必要である。

燃料マトリクスの溶解メカニズムの評価では、ラマン分光法やXPSを用いて、浸漬試験後の UO_2 ペレットの表面および表面からの深さ方向の分析を実施するとともに、 UO_2 ペレットが溶解して生じる再沈殿ウランの性状を検討するため、ウラニルイオンを含む溶液の還元処理により得られた沈殿ウランの分析を行った。分析の結果から、浸漬後の UO_2 ペレット表面の欠陥密度が増加することや、浸漬に伴って UO_2 ペレット表面近傍のウランが酸化している可能性が示唆された。また、沈殿させたウランの分析では、 UO_2 よりも酸化数の高い状態のウラン酸化物が再沈殿ウランとして生成することが示唆される結果が得られた。今後、ラマン分光やXPSによる分析を継続し、 UO_2 ペレット表面のウランの化学状態のより詳細な分析を実施するとともに、再沈殿ウラン固相についても特性の把握を進めることが必要である。

(1-3) 直接処分システムの成立性の検討に向けた基盤情報の整備

わが国における直接処分システムの成立性の検討に向けて、上記の(1)で示した処分後の臨

界安全評価技術の高度化や、(2)で示した使用済燃料からの核種溶出挙動の把握などの個別の調査研究を進めることに加えて、直接処分システム全体としての成立性の検討に資する技術基盤の集約・体系化に向けた検討が必要である。この検討の一環として、多様な使用済燃料を対象とした工学的に成立しうる処分システムの構築と、閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の構築に向けた課題などの整理を行った。

多様な使用済燃料を対象とする処分システムの構築に向けた課題の整理については、地下の処分システムの構成要素である「人工バリア（処分容器、緩衝材）」「坑道」「搬送・定置設備」のうち、先行事業で設定された「坑道」および「搬送・定置設備」の設計仕様を例として、多様な使用済燃料を対象とすることにより生じる課題の洗い出しを試みた。このうち処分後の熱影響の問題については、熱伝導解析を行って問題点の有無や程度に関する定量的な情報を整理した。その結果、例えば MOX 使用済燃料については冷却期間の長期化や使用済燃料集合体の処分容器への収容体数の削減などの対策を組み合わせる必要があることを確認した。また、諸外国の文献調査の結果から、使用済燃料集合体の構造を精緻にモデル化した解析や、解析モデルやパラメータの不確実性の導入の必要性などが今後の課題として整理された。

閉鎖後長期安全性の論証のための評価基盤の構築に向けた課題などの整理については、諸外国の文献調査などを通じて、直接処分の長期安全性の論証の全体構造を整理するとともに、この整理結果にもとづき、直接処分の長期安全性の論証において特に重要と考えられる、C-14 や I-129 などの瞬時放出成分が地下水によって生活圏に移行し影響を及ぼすリスクと、燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって生活圏に移行し影響を及ぼすリスクに着目し、これらのリスクを例とした討論モデルを作成することで、全体の安全性の論証に対する現状での成果の充足性などの体系的な整理・確認を試行するとともに、論証の弱部となるポイントを課題として抽出した。その結果、C-14 や I-129 が地下水によって移行するリスクについて、岩盤でのこれら核種の時間的分散の効果をより幅広い岩盤の条件で確認することや、燃料マトリクスと調和溶解する核種が地下水によって移行するリスクについて、より幅広い想定で酸化還元フロントの進展による影響を把握することなどが、今後の取り組みで重要となる課題の候補として抽出された。今後は、直接処分システム全体を対象とした設計や安全評価の検討に向けて、上記の個別の課題への対応を進め安全性の論拠の拡充を図るとともに、今回試作された討論モデルの見直しを行い、重要課題の抜けや論理的に整合しない部分の有無の確認を行うことなどが必要と考えられる。

(2) その他代替処分オプション

使用済燃料の直接処分以外のその他代替オプションとして、諸外国で検討が進められてきている深孔処分を対象として、諸外国における深孔処分についての検討事例の調査・整理および関連技術の調査・整理を継続した。それを通じて、深孔処分の実施で想定される事業段階のうち、最初の段階である建設段階や操業準備段階、およびその次の段階である操業段階を対象として、工学的成立性の検討において鍵となる因子の整理、また、工学的成立性への影響などに関する知見の整理を行った。

深孔処分に係る事例検討などの調査・整理では、諸外国で検討されている深孔処分概念について、その共通点や相違点を整理するとともに、特定の条件項目による深孔処分概念の分類・整理の見通しを得た。また、諸外国での深孔処分概念の特徴、優位性、課題に関する認識が、先行事業および本事業で着目してきていることと大きな違いはないことを確認した。一方、諸外国の深孔処分概念では、安定した地質環境を前提に深孔処分を検討しているものが多く、変動帯に位置するわが国のような複雑な条件を対象にした例はあまりなく、わが国においては深孔処分の検討を慎重に進めていくことの重要性が示唆された。

それらの調査・整理の結果も踏まえて、深孔処分の建設段階から操業段階における工学的成立性に影響を及ぼす可能性のある事項をリストアップしたうえで、それらを包括的な観点で分類・整理して、工学的成立性の検討において鍵となる因子として 5 つに集約的に整理した。これら因子については、因子間の相互関係、複数の事業段階にまたがる横断的な影響、設計要件への影響、などについての検討・整理を行うことを通じて、深孔処分を論じる際の効果的なキーワードであることを確認した。

工学的成立性への影響などに関する知見の整理では、建設段階・操業準備段階については、設計要件である「深度確保」「孔径確保」「孔径維持」「孔壁維持」の実現に直結し重要性が高いと考えられるボーリング孔の安定性やケーシングによる保孔対策に着目した文献調査・整理を進めた。その結果、ケーシングのスリム化が課題になること、その対策としてエクスパンドブル・チューブラーなどの技術が有効になる可能性があること、などの知見を得た。また、令和 5 年度に新たに対象として加えた操業段階については、設計要件である「廃棄体降下」「廃棄体定置」についての諸外国での検討状況や関連技術の動向などを把握するための文献調査・整理に着手した。その結果、直接該当する検討事例は限定的であったが、技術の実証のための実施試験の考え方、廃棄体の定置などで考慮すべき手順の検討例や、工学的な観点以外に安全性に着目する場合の留意点などの参考となる知見を把握できた。また、傾斜孔や水平孔を想定した場合に問題となる可能性のある廃棄体の屈曲部の通過について、その定式化とケーススタディを行い、通過可能な条件を概略的に把握できた。

今後は、諸外国の事例検討や IAEA が立ち上げた国際共同研究などを含む技術動向の調査・整理、深孔処分の工学的成立性の検討において鍵となる因子の見直し、工学的成立性への影響などに関する知見の調査・整理などについて、対象とする範囲を閉鎖段階まで拡大することを含めて調査・整理を拡充していくことで、わが国を対象とした工学的成立性の検討に資する情報などの整備を着実に進めていくことが重要になると考えられる。

本事業では、使用済燃料の直接処分に係る人工バリアの成立性の評価の高度化および地質環境条件や使用済燃料の多様性への対応として「処分後臨界安全評価技術の高度化」「使用済燃料からの核種溶出挙動評価」に係る技術開発を重点に進めるとともに、処分システム全体としての成立性検討に資する技術基盤の集約・体系化に向けた課題の整理などを行った。また、「その他代替処分オプション」において、深孔処分に係る諸外国の最新の知見の拡充などを進めた。これらの結果に基づき、わが国での直接処分の成立性に向けた知見および今後の課題や、深孔処分のわが国での適用性などの検討に向けた留意点や課題の取りまとめを行うことによって、所期の成果を得たと考えている。

本事業の成果が、将来に向けて幅広い選択肢を確保し、柔軟な対応を可能としていくための代替処分オプションに関する基盤技術として活用されることを期待している。