

平成 24 年度
地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備
報 告 書

平成 25 年 3 月

独立行政法人 日本原子力研究開発機構

目次

	頁
1. 序論	1-1
1.1 まえがき	1-1
1.2 実施内容	1-1
1.3 成果概要	1-7
1.3.1 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備	1-7
1.3.2 時間スケールに応じた工学的信頼性、処分環境の変遷等による 不確実性の整理	1-18
1.3.3 熱-水-応力-化学連成モデルの整備	1-20
1.3.4 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備	1-24
1.3.5 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備	1-32
1.3.6 核種移行データの取得とパラメータ設定手法の整備	1-34
1.3.7 安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方の整理	1-36
第1章の参考文献	1-43
2. 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備	2-1
2.1 全体概要	2-1
2.2 ガラス固化体の溶解モデルの作成	2-2
2.2.1 背景・目的	2-2
2.2.2 ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす Mg イオンの影響	2-5
2.2.3 ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす Ca イオンの影響	2-12
2.2.4 ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす鉄の影響	2-18
2.2.5 ガラス固化体の溶解速度モデルと適用範囲 及び安全評価における判断指標	2-31
2.2.6 まとめ	2-34
2.3 放射化金属の腐食モデルの作成	2-36
2.3.1 背景と目的	2-36
2.3.2 経験則モデルの検証	2-38
2.3.3 NaCl 溶液中での腐食試験	2-47
2.3.4 大気平衡条件での腐食試験	2-48
2.3.5 安全評価に使用可能な腐食速度モデルの検討	2-50
2.3.6 まとめ	2-52
2.4 オーバーパックの腐食モデルの作成	2-54
2.4.1 全体概要	2-54
2.4.2 局部腐食判定モデルの適用性確認	2-54
2.4.3 炭素鋼の全面腐食速度と水素吸収に及ぼす温度の影響	2-57
2.4.4 還元性雰囲気における腐食速度算出モデルに関する検討	2-64
2.4.5 高 pH 条件における炭素鋼の応力腐食割れ挙動	2-67
2.4.6 純銅の孔食進展挙動	2-74

2.4.7	オーバーパック長期健全性への影響の大きい腐食現象関する現象理解、メカニズム検討	2-81
2.5	緩衝材の劣化モデルの作成	2-84
2.5.1	はじめに	2-84
2.5.2	これまでに整備した評価モデル等の適用性確認	2-85
2.5.3	物質移行－変質連成解析コードの長期評価における検証	2-111
2.5.4	緩衝材劣化における物質移行－連成解析コードの機能拡張	2-119
2.5.5	結論および今後の課題	2-124
2.6	まとめ	2-125
	第2章の参考文献	2-127
3.	時間スケールに応じた工学的信頼性、処分環境の変遷等による不確実性の整理	3-1
3.1	全体概要	3-1
3.2	処分工学技術の適用に関連したシナリオ設定手法の整備	3-2
3.2.1	背景・目的	3-2
3.2.2	実施方法	3-3
3.2.3	整理結果	3-7
3.2.4	まとめ	3-61
	第3章の参考文献	3-64
4.	熱－水－応力－化学連成モデルの整備	4-1
4.1	背景・目的	4-1
4.2	ニアフィールド環境変遷に関するシナリオシミュレーション技術の開発	4-5
4.2.1	ヒューリスティックの限界	4-5
4.2.2	シナリオシミュレーションのねらい	4-6
4.2.3	シナリオシミュレーションシステムの整備	4-10
4.2.4	ニアフィールドにおける連成現象に関するシナリオシミュレーションの実施	4-13
4.2.5	シミュレーション手法に関するまとめ	4-36
4.3	ニアフィールド環境変遷に関する熱-水-応力-化学連成解析技術の開発	4-37
4.3.1	熱-水-応力-化学連成解析ツールの整備	4-37
4.3.2	熱-水-応力-化学連成解析ツールを用いた解析の実施	4-41
4.3.3	熱-水-応力-化学連成解析技術に関するまとめ	4-65
4.4	まとめ	4-66
	第4章の参考文献	4-68
5.	リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (地質・気候関連事象)	5-1
5.1	全体概要	5-1
5.2	安全機能の観点から見た地質・気候関連事象の整理	5-2
5.2.1	背景・目的	5-2
5.2.2	調査方法	5-3

5.2.3	調査結果	5-5
5.2.4	まとめ	5-19
5.3	地質・気候関連事象の発生からバリア内の THMC の特性変化に至る 影響の連鎖の整理	5-21
5.3.1	背景・目的	5-21
5.3.2	HLW の「安全性への影響の可能性」との関係性整理の方法	5-23
5.3.3	HLW の「安全性への影響の可能性」との関係性整理結果	5-24
5.3.4	まとめ	5-42
5.4	母岩の影響量の不確実性の評価手法の検討	5-44
5.4.1	背景・目的	5-44
5.4.2	母岩の影響評価手法の概要	5-45
5.4.3	モデルの最新知見の整理	5-51
5.4.4	モデルの不確実性の整理	5-55
5.4.5	まとめ	5-62
5.5	母岩の影響の感度解析	5-64
5.5.1	背景・目的	5-64
5.5.2	試解析 I (地震に伴う地形変化等による母岩の水理学的影響の試解析)	5-65
5.5.3	試解析 II (地震に伴う地形変化の確率分布の試解析)	5-72
5.5.4	まとめ	5-88
5.6	まとめ	5-90
	第 5 章の参考文献	5-95
6.	リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (バリア材長期変遷事象)	6-1
6.1	全体概要	6-1
6.2	人工バリア材の長期変遷事象に係るシナリオ設定手法整備	6-1
6.2.1	背景・目的	6-1
6.2.2	諸外国における長期変遷事象のリスク論的扱いに関する調査	6-3
6.2.3	まとめ	6-18
	第 6 章の参考文献	6-24
7.	核種移行データの取得とパラメータ設定手法の整備	7-1
7.1	背景および目的	7-1
7.2	データベースの拡充	7-1
7.2.1	文献の検索方法および検索結果	7-1
7.2.2	調査対象文献および文献調査結果	7-4
7.3	核種移行データの取得	7-6
7.3.1	黒雲母を対象とした S_e のバッチ式収着試験	7-6
7.3.2	砂岩を対象とした P_u のバッチ式収着試験	7-12
7.4	安全評価に用いる K_d の設定	7-18
7.4.1	K_d 設定の基本的考え方	7-18
7.4.2	K_d 設定の例	7-19
	第 7 章の参考文献	7-32

8. 安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方の整理	8-1
8.1 はじめに	8-1
8.2 体系的な安全評価手法の整備	8-2
8.2.1 人工バリア領域における安全評価手法の整備	8-2
8.2.2 安全評価コード等のリンケージに係る拡張・整備	8-4
8.3 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価	8-6
8.3.1 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価	8-6
8.3.2 炭素鋼オーバーパックスの腐食寿命解析	8-65
8.3.3 ガラス溶解速度評価	8-70
8.3.4 核種移行パラメータ	8-71
8.3.5 ニアフィールド地下水流動	8-87
8.3.6 核種移行解析	8-99
8.4 我が国の地質環境条件を踏まえたサイトを対象とした安全評価	8-113
8.4.1 隆起・侵食が地下環境に与える影響に関する解析的検討	8-113
8.4.2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価	8-136
8.4.3 炭素鋼オーバーパックスの腐食寿命解析	8-157
8.4.4 ガラス溶解速度評価	8-157
8.4.5 核種移行パラメータ	8-157
8.4.6 ニアフィールド地下水流動	8-161
8.4.7 核種移行解析	8-169
8.5 代替指標等に対するパラメータ等の重要度分析	8-192
8.5.1 人工バリア領域における重要度分析	8-192
8.5.2 天然バリア領域における重要度分析	8-200
8.6 安全評価の妥当性を判断するための判断指標の整理	8-203
8.6.1 ガラス固化体	8-203
8.6.2 オーバーパックス	8-204
8.6.3 緩衝材	8-205
第8章の参考文献	8-210

図目次

	頁
図 1.3-1 (左) 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係と (右) ケイ酸塩の生成によるガラス固化体の溶解/変質の促進	1-8
図 1.3-2 初期濃度の異なる Mg 溶液中でのガラス固化体の浸出試験結果	1-9
図 1.3-3 (左) 各溶液中でのガラス固化体の溶解/変質量と (右) Ca-12 溶液中で溶解/変質させたガラス固化体表面の写真	1-9
図 1.3-4 液中 Si 濃度、炭素濃度、硫黄濃度及び Al 濃度が 10-3mol/l、10-3mol/l、 10-4mol/l、10-6mol/l の場合における 60°Cでの pH/Eh 相図と 10 万年間の pH/Eh (赤丸)	1-10
図 1.3-5 高温域で提唱されている経験則モデルの概略	1-11
図 1.3-6 三乗則に基づいて算出した 180°C及び 80°C~120°C (H23 年度に取得) のジルカロイの腐食速度定数のアレニウスプロット	1-12
図 1.3-7 腐食進展量のモデル計算結果と実測データとの比較	1-15
図 1.3-8 温度と OH-イオン濃度に対する割れ発生条件	1-16
図 1.3-9 緩衝材の止水性の変遷評価を行うための解析コードと評価モデルの体系	1-17
図 1.3-10 建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を想定した シナリオ作成の流れ	1-19
図 1.3-11 建設段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H1)	1-20
図 1.3-12 シナリオシミュレーション (多変量セルラーオートマタ) の解析体系	1-21
図 1.3-13 亀裂からの水の供給を仮定した 3次元熱-水-応力連成解析モデル結果	1-24
図 1.3-14 地質・気候関連事象の発生に関連したシナリオ整備の流れ	1-25
図 1.3-15 地震による間隙水圧の変化	1-30
図 1.3-16 陸域の地震 (代表値 Mw6.8) の試解析で用いた震源断層と計算点の配置図	1-32
図 1.3-17 陸域の地震による変位速度の確率分布	1-32
図 1.3-18 陸域の地震による変位速度の確率分布 (起点座標と走向角は一定値)	1-32
図 1.3-19 Se の収着試験結果とモデル解析結果の比較	1-35
図 1.3-20 Pu の収着試験結果と既往値の比較	1-35
図 1.3-21 人工バリアの性能評価モデル等をリンケージさせた評価体系	1-37
図 1.3-22 重要パラメータに対する影響因子の遡及の一例	1-39
図 1.3-23 トラジェクトリー解析の結果例 (6 万年後の流跡線図、Case2 : 隆起・ 侵食による処分場の対地深度の減少及び隆起・侵食に伴う岩盤の 応力解放による透水係数の上昇を考慮)	1-40
図 1.3-24 隆起・侵食シナリオの解析イメージ	1-40
図 1.3-25 隆起・侵食シナリオの処分場位置 (P1) における人工バリアからの ガラス固化体 1 本当り地下の地下水移行による Cs-135 の移行フラックス	1-41
図 1.3-26 隆起・侵食シナリオの天然バリアからのガラス固化体 1 本当り地下の 地下水移行による Se-79 の移行フラックス	1-42
図 2.2-1 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係	2-3
図 2.2-2 浸出試験の概略図と試験条件	2-6
図 2.2-3 粉末状ガラス固化体を浸漬した 60°Cの脱イオン水中及び	

	初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係	2-7
図 2.2-4	粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係	2-7
図 2.2-5	粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係	2-8
図 2.2-6	90°C の条件で初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中に 64 日間浸出させたガラス固化体表面の SEM 写真	2-9
図 2.2-7	標準法の光学系の概念図と写真	2-10
図 2.2-8	薄膜法の光学系の概念図と写真	2-10
図 2.2-9	90°C の条件で初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中で 100 日間浸出させたクーポン状ガラス固化体表面の XRD 分析結果 (比較のため未変質ガラス固化体の結果も併記)	2-11
図 2.2-10	90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液系でガラス固化体を浸出させ 64 日目に浸出液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l となるように MgCl ₂ を添加した条件での溶液中 B 及び Mg イオン濃度と時間の関係	2-12
図 2.2-11	平成 23 年度に実施した人工バリア系の概念図と地球化学解析条件	2-12
図 2.2-12	図 2.2-11 の人工バリア系の概念で淡水系及び海水系地下水がセメントとベントナイトを介して OP に接触した領域における間隙水中 Ca 濃度の時間変化を地球化学解析した結果 (平成 23 年度に実施した解析)	2-13
図 2.2-13	浸出試験の概略図と試験条件	2-14
図 2.2-14	60°C の脱イオン水中、Ca-N 溶液中及び Ca-11 溶液中で 64 日間浸出したガラス固化体表面の SEM 画像	2-14
図 2.2-15	60°C の Ca-12 溶液中で 81 日間浸出したガラス固化体表面の SEM 画像	2-15
図 2.2-16	(左) 60°C の脱イオン水、Ca-N、Ca-11 及び Ca-12 溶液中における B の NL の時間変化と (右) 各溶液中における pH の時間変化	2-16
図 2.2-17	Ca-12 溶液中における B、Si の NL と液中 Ca 濃度の時間変化	2-16
図 2.2-18	Ca-12 溶液中における Ca の減少量及び B と Si の NL の差から算出した析出層の Ca/Si モル比、ならびに溶液 pH と時間の関係	2-17
図 2.2-19	60°C の脱イオン水、Ca-N、Ca-11 及び Ca-12 溶液中における浸出液中 Si 濃度の時間変化	2-18
図 2.2-20	(左上) 25°C、(右上) 60°C 及び (下) 100°C における Fe/Si/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、[Si] : 10 ⁻⁵ mol/l)	2-20
図 2.2-21	溶存 Si 濃度が 10 ⁻⁴ 及び 10 ⁻² mol/l の場合における Fe/Si/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、100°C)	2-21
図 2.2-22	液中 Si 濃度が (左) 10 ⁻⁶ 、(右) 10 ⁻⁵ mol/l、炭酸濃度が 10 ⁻³ mol/l の場合における Fe/Si/C/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、25°C)	2-21
図 2.2-23	液中 Si 濃度が 10 ⁻⁴ mol/l、炭酸濃度が 10 ⁻³ mol/l の場合における Fe/Si/C/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、25°C)	2-22
図 2.2-24	(左) セメント/ベントナイト/OP から成る支保工と人工バリアの系に淡水系地下水が浸入した条件における (右) OP とベントナイト境界での OP 破損時から 10 万年までの pH/Eh の地球化学解析計算結果	2-22

図 2.2-25	液中 Si 濃度が 10^{-3} mol/l、液中炭素濃度が 10^{-3} mol/l、液中硫黄濃度が 10^{-4} mol/l、液中 Al 濃度が約 10^{-6} mol/l の場合における 25°C、60°C及び 100°Cでの pH/Eh 相図（全ての鉄鉱物の生成を考慮する場合、1 気圧）	2-23
図 2.2-26	液中 Si 濃度が 10^{-3} mol/l、液中炭素濃度が 10^{-3} mol/l、液中硫黄濃度が 10^{-4} mol/l、液中硫黄濃度が 10^{-4} mol/l、液中 Al 濃度が約 10^{-6} mol/l の場合における 25°C、60°C及び 100°Cでの pH/Eh 相図 (berthierine の生成を考慮しない場合、1 気圧)	2-24
図 2.2-27	開陽丸遺跡出土鉄製遺物に付着していた砂 (左：鉄との接触面、右：試料断面。鉄との接触面は下方)	2-25
図 2.2-28	XRDF による分析状況	2-26
図 2.2-29	ブルーレジン染色剤を加えて作製した薄片試料 (間隙率は赤枠で示した A~C の箇所の近傍で測定)	2-27
図 2.2-30	蛍光 X 線分析結果 (左：暗褐色部、右：褐色部)	2-27
図 2.2-31	X 線回折分析結果 (左：暗褐色部、右：褐色部)	2-28
図 2.2-32	領域 A の光学顕微鏡写真 (オープンニコル)	2-29
図 2.2-33	領域 B の光学顕微鏡写真 (オープンニコル)	2-29
図 2.2-34	領域 C の光学顕微鏡写真 (オープンニコル)	2-30
図 2.3-1	高温域で提唱されている経験則モデルの概略	2-37
図 2.3-2	三乗則に基づいて算出した 80°C~120°Cの腐食速度定数のアレニウスプロット	2-37
図 2.3-3	180°Cの脱酸素条件でのジルカロイの腐食量測定方法の概略図と写真	2-41
図 2.3-4	180°C脱酸素条件で 121 日間腐食させたジルカロイ試料表面についての TEM 観察結果、TEM-電子線回折結果及び TEM-EDX 分析結果	2-44
図 2.3-5	(a)水素発生量測定法と、(b)腐食増量測定法による 180°Cの脱酸素条件でのジルカロイ試料の腐食深さ (腐食量) と時間の関係	2-45
図 2.3-6	180°C脱酸素条件でのジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係	2-46
図 2.3-7	三乗則に基づいて算出した 80°C~120°C及び 180°Cのジルカロイの腐食速度定数のアレニウスプロット	2-47
図 2.3-8	80°C~120°Cまでの脱酸素条件での脱イオン水中及び 80°Cの脱酸素条件での NaCl 溶液中におけるジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係	2-48
図 2.3-9	80°C~120°Cまでの大気平衡条件 (酸素あり) 及び脱酸素条件 (酸素なし) の脱イオン水中におけるジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係	2-49
図 2.3-10	80°C、100°C、120°C及び 180°Cにおいて、水素発生量測定法及び腐食重量測定法で得られたデータに基づくジルカロイ試料の腐食深さの関係	2-50
図 2.4-1	自然電位の経時変化 (平成 23 年度実施)	2-55
図 2.4-2	アノード分極試験結果 (炭酸塩濃度 0.1mol/l、塩素濃度 0.1mol/l)	2-56
図 2.4-3	緩衝材中における浸漬試験用カラムの模式図	2-58
図 2.4-4	試験後試験片の外観 (試験片寸法：30×30×2mm)	2-59
図 2.4-5	365 日浸漬後の試験片における Fe2p, O1s, C1s の光電子スペクトル	2-61
図 2.4-6	平均腐食深さの経時変化	2-62
図 2.4-7	係数 A, B の温度依存性	2-63

図 2.4-8	温度と吸収水素量の関係	2-64
図 2.4-9	腐食進展量の計算結果と実測データとの比較	2-67
図 2.4-10	SSRT 試験片の形状・寸法	2-68
図 2.4-11	定電位下での低歪み速度試験 (SSRT) により得られた応力-歪み線図	2-69
図 2.4-12	電位と最大応力および破断歪みの関係	2-69
図 2.4-13	試験片破面の SEM 観察結果	2-71
図 2.4-14	NaCl+OPC+2M NaOH における試験片側面の SEM 観察結果	2-72
図 2.4-15	温度と OH-イオン濃度に対する割れ発生条件	2-73
図 2.4-16	試験片の形状及び寸法	2-74
図 2.4-17	試験片の形状、寸法及びアノード分極試験装置の模式図	2-75
図 2.4-18	30 日間浸漬後の試験片外観と深さ分布の例 (右から取出し後, 脱スケール後, 深さ分布)	2-77
図 2.4-19	90 日間浸漬後の試験片外観と深さ分布 (右から取出し後, 脱スケール後, 深さ分布)	2-77
図 2.4-20	腐食深さの経時変化	2-77
図 2.4-21	各溶液条件での孔食係数の比較	2-77
図 2.4-22	平均腐食深さと孔食係数の関係 (既往のデータとの比較)	2-80
図 2.5-1	緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系	2-84
図 2.5-2	物質移行-変質連成解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデル	2-85
図 2.5-3	セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体の間隙構成と 経時変化の概念	2-87
図 2.5-4	セメント浸漬試験における評価体系	2-89
図 2.5-5	界面からの距離に対するポルトランダイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-91
図 2.5-6	界面からの距離に対するカルサイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-92
図 2.5-7	界面からの距離に対するフリーデル氏塩濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-92
図 2.5-8	界面からの距離に対するエトリンサイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-93
図 2.5-9	界面からの距離に対するブルーサイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-93
図 2.5-10	界面からの距離に対する各間隙率の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-93
図 2.5-11	EPMA マッピング分析結果と計算結果の比較 (W/C=0.6、人工海水浸漬)	2-94
図 2.5-12	浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.5 mm/6 min ケース)	2-94
図 2.5-13	浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.2 mm/1 min ケース)	2-96
図 2.5-14	浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.1 mm/10 sec ケース)	2-97
図 2.5-15	砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (K) と有効モンモリロナイト	

	密度 (ρ_m)、イオン強度 (I_s) の関係 (実験値と計算値の比較)	2-100
図 2.5-16	長期透水試験装置の概略図.....	2-101
図 2.5-17	過度に変質させたベントナイト試料の XRD 測定結果	2-103
図 2.5-18	高精度定水位試験装置の模式図.....	2-104
図 2.5-19	高精度定水位試験装置の外観.....	2-105
図 2.5-20	動水勾配の負荷パターンの基本的考え方.....	2-105
図 2.5-21	各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係.....	2-107
図 2.5-22	ベントナイト透水係数評価モデルの安全評価上の取扱い (案)に係る概念図.....	2-109
図 2.5-23	Concrete/Argillite 接合試料写真	2-112
図 2.5-24	計算体系	2-113
図 2.5-25	Argillite 領域で観測された鉱物分布の概要図および解析による空間分布図....	2-117
図 2.5-26	Concrete および Argillite における経時変化分布.....	2-118
図 2.5-27	温度パラメータの設定概念図.....	2-120
図 2.5-28	熱伝導パラメータの設定概念図.....	2-120
図 2.5-29	MC-BUFFER のメッシュ概念図.....	2-121
図 2.5-30	リスタートファイル処理フロー概念図.....	2-123
図 3.2-1	地震による人工バリア・天然バリアの特性や安全機能への影響のプロセス....	3-3
図 3.2-2	地震被害の素因.....	3-3
図 3.2-3	建設・操業・閉鎖段階で地震が発生した場合を想定した シナリオ作成の流れ.....	3-4
図 3.2-4	シナリオ作成の実施手順.....	3-4
図 3.2-5	地震被害を受けたトンネルの震央からの距離と地震エネルギーの関係.....	3-8
図 3.2-6	地震によるトンネルの被害パターン.....	3-9
図 3.2-7	被害パターンと地層処分場主要部分との対応	3-9
図 3.2-8	建設段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H1).....	3-14
図 3.2-9	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による ガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G1).....	3-15
図 3.2-10	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による ガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G2).....	3-15
図 3.2-11	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による ガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G3).....	3-15
図 3.2-12	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による オーバーパックの特性や安全機能への影響(a-1-OP1).....	3-16
図 3.2-13	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による オーバーパックの特性や安全機能への影響(a-1-OP2).....	3-16
図 3.2-14	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B1).....	3-16
図 3.2-15	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B2).....	3-17
図 3.2-16	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による	

	母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H2).....	3-17
図 3.2-17	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H3).....	3-17
図 3.2-18	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-1-B' 1).....	3-18
図 3.2-19	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B3).....	3-18
図 3.2-20	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D1).....	3-18
図 3.2-21	操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D2).....	3-19
図 3.2-22	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H4).....	3-19
図 3.2-23	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H5).....	3-19
図 3.2-24	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-1-B' 2).....	3-20
図 3.2-25	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B4).....	3-20
図 3.2-26	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D3).....	3-20
図 3.2-27	閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D4).....	3-21
図 3.2-28	建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H1).....	3-21
図 3.2-29	建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による ガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-2-G1).....	3-21
図 3.2-30	建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による オーバーパックの特性や安全機能への影響(a-2-OP1).....	3-22
図 3.2-31	操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B1).....	3-22
図 3.2-32	操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H2).....	3-22
図 3.2-33	操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-2-B' 1).....	3-23
図 3.2-34	操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B2).....	3-23
図 3.2-35	操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-2-D1).....	3-23
図 3.2-36	閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H3).....	3-24
図 3.2-37	閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-2-B' 2).....	3-24

図 3.2-38	閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B3).....	3-24
図 3.2-39	閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-2-D2).....	3-25
図 3.2-40	建設段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H1).....	3-25
図 3.2-41	操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H2).....	3-25
図 3.2-42	操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-3-B1).....	3-26
図 3.2-43	操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-3-B' 1).....	3-26
図 3.2-44	操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-3-D1).....	3-26
図 3.2-45	閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H3).....	3-27
図 3.2-46	閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-3-B' 2).....	3-27
図 3.2-47	閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-3-D2).....	3-27
図 3.2-48	建設段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H1).....	3-28
図 3.2-49	操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H2).....	3-28
図 3.2-50	操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 緩衝材の特性や安全機能への影響(a-4-B1).....	3-28
図 3.2-51	操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-4-B' 1).....	3-29
図 3.2-52	操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-4-D1).....	3-29
図 3.2-53	閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H3).....	3-29
図 3.2-54	閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-4-B' 2).....	3-30
図 3.2-55	閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による 止水プラグの特性や安全機能への影響(a-4-D2).....	3-30
図 3.2-56	操業段階における廃棄体の運搬・積替え・定置作業時の落下による ガラス固化体の特性や安全機能への影響(b-1-G1).....	3-30
図 3.2-57	操業段階における廃棄体の運搬・積替え・定置作業時の落下による オーバーパックの特性や安全機能への影響(b-1-OP1).....	3-31
図 3.2-58	操業段階における緩衝材の運搬・積替え・定置作業時の落下による 緩衝材の特性や安全機能への影響(b-2-B1).....	3-31

図 3.2-59	操業段階における粘土ブロックの運搬・積替え・定置作業時の 落下による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-3-D1).....	3-31
図 3.2-60	操業段階における緩衝材定置作業時の地震動による 緩衝材の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-4-B1).....	3-32
図 3.2-61	操業段階における坑道埋め戻し作業時の地震動による 埋め戻し材の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-5-B' 1)....	3-32
図 3.2-62	閉鎖段階における坑道埋め戻し作業時の地震動による 埋め戻し材の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-5-B' 2)....	3-32
図 3.2-63	操業段階における止水プラグ設置作業時の地震動による 止水プラグの破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-6-D1).....	3-33
図 3.2-64	閉鎖段階における止水プラグ設置作業時の地震動による 止水プラグの破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-6-D2).....	3-33
図 3.2-65	操業段階における力学プラグ設置作業時の地震動による 力学プラグの破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-7-B1).....	3-33
図 3.2-66	操業段階における力学プラグ設置作業時の地震動による 力学プラグの破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-7-B' 1)....	3-34
図 3.2-67	閉鎖段階における力学プラグ設置作業時の地震動による 力学プラグの破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-7-B2).....	3-34
図 3.2-68	閉鎖段階における力学プラグ設置作業時の地震動による 力学プラグの破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-7-B' 2)....	3-34
図 3.2-69	操業段階における坑口部の岩盤崩落による 緩衝材の特性や安全機能への影響(c-1-B1).....	3-35
図 3.2-70	操業段階における坑口部の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-1-B' 1).....	3-35
図 3.2-71	操業段階における坑口部の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(c-1-D1).....	3-35
図 3.2-72	閉鎖段階における坑口部の岩盤崩落による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-1-B' 2).....	3-36
図 3.2-73	閉鎖段階における坑口部の岩盤崩落による 止水プラグの特性や安全機能への影響(c-1-D2).....	3-36
図 3.2-74	操業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による 緩衝材の特性や安全機能への影響(c-2-B1).....	3-36
図 3.2-75	操業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-2-B' 1).....	3-37
図 3.2-76	操業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による 止水プラグの特性や安全機能への影響(c-2-D1).....	3-37
図 3.2-77	閉鎖段階における坑口部の覆工コンクリート破損による 埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-2-B' 2).....	3-37
図 3.2-78	閉鎖段階における坑口部の覆工コンクリート破損による 止水プラグの特性や安全機能への影響(c-2-D2).....	3-38
図 3.2-79	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや 路盤の破損によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(c-3-G1).....	3-38

図 3.2-80	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損によるオーバーパックの特性や安全機能への影響(c-3-OP1).....	3-38
図 3.2-81	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B1).....	3-39
図 3.2-82	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B2).....	3-39
図 3.2-83	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B3).....	3-39
図 3.2-84	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B' 1).....	3-40
図 3.2-85	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B' 2).....	3-40
図 3.2-86	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D1).....	3-40
図 3.2-87	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D2).....	3-41
図 3.2-88	操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D3).....	3-41
図 3.2-89	閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B' 3).....	3-41
図 3.2-90	閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B' 4).....	3-42
図 3.2-91	閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D4).....	3-42
図 3.2-92	閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D5).....	3-42
図 3.2-93	閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D6).....	3-43
図 3.2-94	建設段階における津波による母岩の特性や安全機能への影響(c-4-H1).....	3-43
図 3.2-95	操業段階における津波による母岩の特性や安全機能への影響(c-4-H2).....	3-43
図 3.2-96	操業段階における津波によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(c-4-G1).....	3-44
図 3.2-97	操業段階における津波によるオーバーパックの特性や安全機能への影響(c-4-OP1).....	3-44
図 3.2-98	操業段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B1).....	3-44
図 3.2-99	操業段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B' 1).....	3-45
図 3.2-100	操業段階における津波による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-4-D1).....	3-45
図 3.2-101	操業段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B2).....	3-45
図 3.2-102	操業段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B' 2).....	3-46

図 3.2-103	閉鎖段階における津波による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-4-B' 3).....	3-46
図 3.2-104	閉鎖段階における津波による止水プラグの特性や 安全機能への影響(c-4-D2).....	3-46
図 3.2-105	閉鎖段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B3).....	3-47
図 3.2-106	閉鎖段階における津波による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-4-B' 4).....	3-47
図 3.2-107	操業段階における外部電源喪失による緩衝材の特性や 安全機能への影響(c-5-B1).....	3-47
図 3.2-108	操業段階における外部電源喪失による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-5-B' 1).....	3-48
図 3.2-109	操業段階における外部電源喪失による止水プラグの特性や 安全機能への影響(c-5-D1).....	3-48
図 3.2-110	閉鎖段階における外部電源喪失による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-5-B' 2).....	3-48
図 3.2-111	閉鎖段階における外部電源喪失による止水プラグの特性や 安全機能への影響(c-5-D2).....	3-49
図 3.2-112	操業段階における排水処理施設の損傷による緩衝材の特性や 安全機能への影響(c-6-B1).....	3-49
図 3.2-113	操業段階における排水処理施設の損傷による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-6-B' 1).....	3-49
図 3.2-114	操業段階における排水処理施設の損傷による止水プラグの特性や 安全機能への影響(c-6-D1).....	3-50
図 3.2-115	閉鎖段階における排水処理施設の損傷による埋め戻し材の特性や 安全機能への影響(c-6-B' 2).....	3-50
図 3.2-116	閉鎖段階における排水処理施設の損傷による止水プラグの特性や 安全機能への影響(c-6-D2).....	3-50
図 3.2-117	建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を 想定したシナリオ作成の流れ.....	3-62
図 4.1-1	ニアフィールド環境長期変遷におけるシナリオ分岐に関する概念.....	4-2
図 4.1-2	ニアフィールド環境の長期変遷を適切に把握するための 体系的な方法論の構築.....	4-3
図 4.2-1	従来のセルラーオートマタ及び多変量セルラーオートマタの基本概念.....	4-11
図 4.2-2	CAYMANS システム構成・機能フロー図.....	4-12
図 4.2-3	CAYMANS の GUI の画面イメージ.....	4-13
図 4.2-4	既に定置した廃棄体の中間に新たな廃棄体を定置するルールに関する概念.....	4-15
図 4.2-5	廃棄体 1 本のセルのジオメトリ (廃棄体を含む垂直断面)	4-16
図 4.2-6	廃棄体と緩衝材の温度の時間変化 (中央位置の 9 本)	4-17
図 4.2-7	例題 2 における多変量セルラーオートマタの解析体系.....	4-20
図 4.2-8	オーバーパックの不動態破壊型局部腐食の 生起可能性に関するレーダーチャート	4-29

図 4.2-9	オーバーパック表面の水分飽和度のばらつきの時間変遷	4-30
図 4.2-10	緩衝材中各部での Laumontite 生成量の時間変化	4-31
図 4.2-11	石英の累積溶解・沈殿量分布	4-32
図 4.2-12	温度勾配による水分拡散係数の変動の影響 (水分飽和度)	4-33
図 4.2-13	温度勾配による水分拡散係数の変動の影響 (温度)	4-33
図 4.2-14	オーバーパック表面水分飽和度ばらつきの時間変遷 (温度勾配水分拡散係数 10 倍)	4-34
図 4.2-15	30 年後の水分飽和度分布 (左: 温度勾配水分拡散係数 10 倍, 右: リファレンス)	4-34
図 4.2-16	オーバーパックの不動態破壊型局部腐食の生起可能性に関する レーダーチャート (モンモリロナイト溶解速度 1/10 のケース)	4-35
図 4.2-17	モンモリロナイト溶解速度の影響 (廃棄体中央坑道方向鉛直断面, 1000 年後)	4-36
図 4.3-1	Buffer/Container 実験のジオメトリ	4-42
図 4.3-2	Buffer/Container 実験の試験終了時緩衝材内の水分分布の測定結果 (左: Graham et.al.) と同等の間隙水圧モデルによる計算結果 (右: Guo)	4-43
図 4.3-3	FEBEX 原位置試験の詳細レイアウト	4-44
図 4.3-4	FEBEX 原位置試験の緩衝材中ベントナイト飽和過程のモデリング	4-45
図 4.3-5	CRT の概略図	4-45
図 4.3-6	最大 5 年間の加熱・冠水の後に掘削したときの CRT での緩衝材の状態乾燥密度 (kg/m ³) (左) と飽和度 (右)	4-46
図 4.3-7	中国におけるモックアップ・テストの構成	4-48
図 4.3-8	同一の初期サククションからの各種ベントナイトの膨潤挙動の比較	4-48
図 4.3-9	加熱による空隙の拡大に伴う透水係数の増大とケイ酸塩鉱物の沈殿に伴う 剛性の増大を引き起こすと考えられるメカニズム	4-49
図 4.3-10	CRT 試験に対応する 1 次元モデル体系 (CODE_BRIGHT 及び QPAC 共通)	4-50
図 4.3-11	CRT 試験結果及び CODE_BRIGHT と QPAC 解析結果の比較	4-51
図 4.3-12	緩衝材中間点水分飽和度についての CODE_BRIGHT と QPAC 解析結果の比較	4-51
図 4.3-13	緩衝材への水の累積流入量についての試験結果 (水色) と QPAC 解析結果の比較	4-52
図 4.3-14	CRT 試験における外側境界条件 (水圧) と累積流入量の関係	4-52
図 4.3-15	Dixon et al.による非線形流動モデルの概念 (左) 及び FEBEX ベントナイトを 対象とした測定可能な流動開始の動水勾配についての試験結果 (右)	4-53
図 4.3-16	FEBEX の Thermo-hydraulic cell 試験における 相対湿度の実験と解析結果の比較	4-54
図 4.3-17	CRT 試験における緩衝材内外表面の温度時間変化	4-55
図 4.3-18	CRT 試験を対象とした水分飽和度解析結果	4-55
図 4.3-19	非線形モデルによる実験結果 (累積流入量) の再現	4-56
図 4.3-20	緩衝材内外表面の温度時間変化	4-57
図 4.3-21	処分場条件での連成解析結果 (線形モデル)	4-58
図 4.3-22	モデルオプションによる水分飽和度分布の差異	4-59
図 4.3-23	3 次元モデルによる THM 連成解析の解析体系	4-59

図 4.3-24	3次元モデルにおける水分飽和度, 温度, 乾燥密度分布の 時間変化 (非線形モデル)	4-60
図 4.3-25	境界条件による冠水挙動の差異 (線形モデル)	4-61
図 4.3-26	境界条件による冠水挙動の差異 (非線形モデル)	4-61
図 4.3-27	オーバーパックに接する緩衝材セルの水分飽和度の分布図 (左) と ヒストグラム (右) (非線形モデル, 10年後)	4-62
図 4.3-28	セメント-ベントナイト相互作用に関する解析体系	4-63
図 4.3-29	鉱物分布の時間変化	4-64
図 4.3-30	pH 分布の時間変化 (左) 及びオーバーパック近傍の pH の時間変化 (右) ..	4-64
図 5.2-1	“地質・気候関連事象発生に伴うサイト周辺の地下環境の変化 “ に関する影響解析事例のデータ整理方法	5-4
図 5.2-2	“侵食・堆積による相対的なサイトの対地深度の変化による母岩の THMC の変化 “に関する影響解析事例のデータ整理方法	5-4
図 5.3-1	外的要因を考慮した場合の母岩の熱に関する相関関係図	5-43
図 5.4-1	地質・気候関連事象の発生に関連したシナリオ整備の流れ	5-45
図 5.4-2	JAEA 地質・気候関連事象データベース・インターフェースシステム	5-46
図 5.4-3	モデル構造を構成するデータリストと既存モデルの関係	5-50
図 5.4-4	モデルの最新知見の整理の対象となるモデル構造	5-52
図 5.5-1	試解析 I のモデル構造図	5-66
図 5.5-2	断層パラメータ (静的断層パラメータ) 説明図	5-66
図 5.5-3	試解析 I の対象とした水理・力学モデルと震源断層	5-68
図 5.5-4	モデル B~F の計算による地震発生から 母岩の水理学的影響に至る影響の連鎖	5-70
図 5.5-5	モデル F による間隙水圧の圧力消散の状況	5-70
図 5.5-6	試解析 II のモデル構造図 (その 1 : 固有地震)	5-73
図 5.5-7	試解析 II のモデル構造図 (その 2 : 位置が不特定な地震)	5-73
図 5.5-8	陸域の固有地震の規模の最頻値 (Mw6.8) を用いた断層パラメータ および平均活動間隔の分布幅設定手順	5-74
図 5.5-9	Mw6.8 の固有地震の断層パラメータおよび平均活動間隔の頻度分布	5-74
図 5.5-10	位置が不特定な地震 (固有地震以外の地震) の断層パラメータ設定手順	5-76
図 5.5-11	地形・地質構造の変化量計算コード (H24 版) の概要	5-78
図 5.5-12	陸域の地震の震源断層および計算点の配置	5-79
図 5.5-13	海溝型地震の震源断層および計算点の配置	5-80
図 5.5-14	位置が不特定な地震 1260 個 (10,000 年間) のサンプリング	5-82
図 5.5-15	陸域の地震による地表の変位速度の確率分布	5-83
図 5.5-16	陸域の地震において起点座標 (x 座標) を一定値とした場合の 地表の変位速度の確率分布	5-84
図 5.5-17	陸域の地震において起点座標 (x 座標) と走向角を一定値とした場合の 地表の変位速度の確率分布	5-84
図 5.5-18	陸域の地震において起点座標 (xy 座標) と走向角を一定値とした場合の 地表の変位速度の確率分布	5-84

図 5.5-19	海溝型地震による地表の変位速度の確率分布	5-85
図 5.5-20	位置が不特定な地震による地表の変位速度の確率分布	5-87
図 6.2-1	FEP データベースの構成	6-3
図 7.3-1	本試験における黒雲母への Se 収着データ	7-8
図 7.3-2	本試験結果と既往データの比較	7-8
図 7.3-3	電気三重層モデルの概要	7-11
図 7.3-4	収着試験結果とモデル解析結果の比較	7-12
図 7.3-5	炭酸イオン濃度と Kd の関係	7-16
図 7.3-6	実験値と既往値の比較	7-18
図 7.4-1	花崗岩に対する Cs の Kd データの Cs 濃度依存性	7-20
図 7.4-2	花崗岩構成鉱物に対する Cs の収着に関するモデル解析 (平成 18 年度報告書より引用)	7-20
図 7.4-3	Cs の全 Kd データ (a) pH 依存性、(b) イオン強度依存性、(c) 初期 Cs 濃度依存性	7-21
図 7.4-4	抽出した Cs の Kd データ (a) pH 依存性、(b) イオン強度依存性、(c) 初期 Cs 濃度依存性	7-22
図 7.4-5	降水系データの分布	7-23
図 7.4-6	海水系データの分布	7-23
図 7.4-7	末端破壊部 (フレイドエッジサイト) の概要 (山口ら(2012)より引用)	7-24
図 7.4-8	モデル解析の結果 (Kd の塩濃度依存性)	7-25
図 7.4-9	地層試料を用いて取得した Kd 実験値とモデル解析値	7-26
図 7.4-10	Se の全 Kd データ (a) pH 依存性、(b) イオン強度依存性、(c) 初期 Se 濃度依存性	7-27
図 7.4-11	抽出した Se の Kd データ (a) pH 依存性、(b) イオン強度依存性、(c) 初期 Se 濃度依存性	7-28
図 7.4-12	Se データの分布	7-29
図 7.4-13	モデル解析の結果 (Kd の pH 依存性。黒雲母含有率を 1% および 5% として解析した。)	7-29
図 7.4-14	地層試料を用いて取得した Kd 実験値とモデル解析値 (黒雲母含有率を 1% および 5% として解析)	7-30
図 8.2-1	人工バリアの性能評価モデル等をリンケージさせた評価体系	8-3
図 8.3-1	本解析体系概念図	8-7
図 8.3-2	オーバーパック境界温度データ	8-8
図 8.3-3	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 1、降水系)	8-16
図 8.3-4	全領域における固相空間分布 (ケース 1、降水系)	8-17
図 8.3-5	全領域における液相空間分布 (ケース 1、降水系)	8-18
図 8.3-6	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 1、降水系)	8-19
図 8.3-7	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 2、海水系)	8-20
図 8.3-8	全領域における固相空間分布 (ケース 2、海水系)	8-21
図 8.3-9	全領域における液相空間分布 (ケース 2、海水系)	8-22

図 8.3-10	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 2、海水系)	8-23
図 8.3-11	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 3、支保工厚 60cm 降水系)	8-25
図 8.3-12	全領域における固相空間分布 (ケース 3、支保工厚 60cm 降水系)	8-26
図 8.3-13	全領域における液相空間分布 (ケース 3、支保工厚 60cm 降水系)	8-27
図 8.3-14	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 3、支保工厚 60cm 降水系)	8-28
図 8.3-15	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 4、支保工厚 60cm 海水系)	8-29
図 8.3-16	全領域における固相空間分布 (ケース 4、支保工厚 60cm 海水系)	8-30
図 8.3-17	全領域における液相空間分布 (ケース 4、支保工厚 60cm 海水系)	8-31
図 8.3-18	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 4、支保工厚 60cm 海水系)	8-32
図 8.3-19	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 5、降水系 90°C)	8-35
図 8.3-20	全領域における固相空間分布 (ケース 5、降水系 90°C)	8-36
図 8.3-21	全領域における液相空間分布 (ケース 5、降水系 90°C)	8-37
図 8.3-22	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 5、降水系 90°C)	8-38
図 8.3-23	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 6、海水系 90°C)	8-39
図 8.3-24	全領域における固相空間分布 (ケース 6、海水系 90°C)	8-40
図 8.3-25	全領域における液相空間分布 (ケース 6、海水系 90°C)	8-41
図 8.3-26	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 6、海水系 90°C)	8-42
図 8.3-27	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 7、降水系溶存酸素 8ppm)	8-44
図 8.3-28	全領域における固相空間分布 (ケース 7、降水系溶存酸素 8ppm)	8-45
図 8.3-29	全領域における液相空間分布 (ケース 7、降水系溶存酸素 8ppm)	8-46
図 8.3-30	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 7、降水系溶存酸素 8ppm)	8-47
図 8.3-31	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 8、海水系溶存酸素 8ppm)	8-48
図 8.3-32	全領域における固相空間分布 (ケース 8、海水系溶存酸素 8ppm)	8-49
図 8.3-33	全領域における液相空間分布 (ケース 8、海水系溶存酸素 8ppm)	8-50
図 8.3-34	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 8、海水系溶存酸素 8ppm)	8-51
図 8.3-35	全領域におけるイオン種濃度空間分布 (ケース 8、海水系溶存酸素 8ppm)	8-52
図 8.3-36	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 9、OP 温度変遷)	8-54
図 8.3-37	全領域における固相空間分布 (ケース 9、OP 温度変遷)	8-55
図 8.3-38	全領域における液相空間分布 (ケース 9、OP 温度変遷)	8-56
図 8.3-39	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 9、OP 温度変遷)	8-57
図 8.3-40	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース 10、セメント間隙水)	8-59
図 8.3-41	全領域における固相空間分布 (ケース 10、セメント間隙水)	8-60
図 8.3-42	全領域における液相空間分布 (ケース 10、セメント間隙水)	8-61
図 8.3-43	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース 10、セメント間隙水)	8-62
図 8.3-44	炭素鋼オーバーパック腐食寿命評価のフロー	8-65
図 8.3-45	局部腐食が発生したケースに対する間隙水の pH 及び pHd の経時変化	8-68
図 8.3-46	Se 溶解度の経時変化 (1/3)	8-73
図 8.3-47	Cs と Se の拡散係数の経時変化 (1/3)	8-79

図 8.3-48	Cs と Se の分配係数の経時変化 (1/3)	8-84
図 8.3-49	ニアフィールド地下水流動解析のモデル概念図	8-87
図 8.3-50	4,000 年および 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の 空間分布 (Case1) Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度	8-88
図 8.3-51	4,000 年および 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の 空間分布 (Case2~5) Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度	8-89
図 8.3-52	4,000 年および 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の 空間分布 (Case6~9) Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度	8-90
図 8.3-53	4,000 年および 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の 空間分布 (Case10) Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度	8-91
図 8.3-54	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (降水系ケース A、海水系ケース A) ...	8-93
図 8.3-55	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (降水系ケース B)	8-94
図 8.3-56	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (海水系ケース B)	8-94
図 8.3-57	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (降水系ケース C)	8-95
図 8.3-58	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (降水系ケース D)	8-95
図 8.3-59	緩衝材中の実流速の解析結果 (1/2)	8-96
図 8.3-60	核種移行解析に用いる緩衝材中の実流速	8-98
図 8.3-61	ケース 2, 6, 8 における Se の溶解度の設定	8-101
図 8.3-62	ケース 5, 6 における緩衝材実効拡散係数の設定	8-102
図 8.3-63	ケース 5, 6, 10 における Cs の緩衝材収着分配係数の設定	8-102
図 8.3-64	ケース 3, 4, 5, 6, 10 における Se の緩衝材収着分配係数の設定	8-103
図 8.3-65	ケース 5, 6, 9, 10 における緩衝材中の地下水流速の設定	8-103
図 8.3-66	ケース 10 緩衝材の間隙率の設定	8-104
図 8.3-67	Se-79 の人工バリア移行フラックス (1/2)	8-105
図 8.3-68	Cs-135 の人工バリア移行フラックス (1/3)	8-107
図 8.3-69	Se-79 の亀裂帯移行フラックス (1/2)	8-109
図 8.3-70	Cs-135 の亀裂帯移行フラックス (1/2)	8-111
図 8.4-1	清水川流域の A-C 断面における地形縦断と地下水流動形態	8-114
図 8.4-2	清水川流域周辺の地質分布	8-115
図 8.4-3	地質構造を重視した鉛直 2 次元断面における等透水係数分布図	8-116
図 8.4-4	model-1 の水理境界の解釈図	8-116
図 8.4-5	透水性の空間分布を重視した鉛直 2 次元断面における等透水係数分布図	8-117
図 8.4-6	model-2 の水理境界の解釈図	8-117
図 8.4-7	“現在” モデルの地下水流動解析の境界条件 (上) と 物質移行境界条件 (下)	8-118
図 8.4-8	降水の浸透下限 (現在) と初期地下水組成の設定	8-119
図 8.4-9	地下水流動解析の初期条件 (左 : 全水頭分布、右 : 塩分濃度)	8-120
図 8.4-10	“現在” ~ “将来” の解析方法 (model-2 の例)	8-120

図 8.4-11	“現在”～“将来”の解析における時間ステップ間の データの受け渡し方法	8-121
図 8.4-12	観測データに基づく塩水/降水境界の設定法	8-123
図 8.4-13	t=20 万年の全水頭分布	8-124
図 8.4-14	model-1 を用いた全水頭分布計算結果 (Case1～Case4)	8-125
図 8.4-15	model-2 を用いた全水頭分布計算結果 (Case1～Case4)	8-125
図 8.4-16	MVKT による全水頭分布の適合性結果 (Case1～Case4)	8-126
図 8.4-17	model-1、Case3 の t=3～60 万年の塩分濃度分布 (CNC=0～0.76:正規化塩分濃度)	8-127
図 8.4-18	model-2、Case3 の t=3～60 万年の塩分濃度分布 (CNC=0～0.76:正規化塩分濃度)	8-128
図 8.4-19	model-1、Case3 の t=3～30 万年の塩分濃度計算結果 (CNC:正規化塩分濃度)	8-128
図 8.4-20	model-2、Case3 の t=3～60 万年の塩分濃度分布計算結果 (CNC:正規化塩分濃度)	8-129
図 8.4-21	MVKT による塩分濃度の適合性結果	8-129
図 8.4-22	model-2 の Case3 の “現在” の塩分濃度解析結果	8-130
図 8.4-23	Case2 の 1 万年後 (上図) と 6 万年後 (下図) の流跡線図	8-131
図 8.4-24	P1～P5 の 10 万年後までの地下水流速の経時変化	8-132
図 8.4-25	P1～P5 の 10 万年後までの地下水移行距離の経時変化	8-132
図 8.4-26	現在 (赤)、5 万年後 (青)、10 万年後 (緑) の塩水/降水境界	8-133
図 8.4-27	P1 及び P2 の各解析ケースにおける処分場位置と塩水/降水境界の関係	8-134
図 8.4-28	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース A、降水系)	8-138
図 8.4-29	全領域における固相空間分布 (ケース A、降水系)	8-139
図 8.4-30	全領域における液相空間分布 (ケース A、降水系)	8-140
図 8.4-31	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース A、降水系)	8-141
図 8.4-32	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース B、塩水系)	8-143
図 8.4-33	全領域における固相空間分布 (ケース B、塩水系)	8-144
図 8.4-34	全領域における液相空間分布 (ケース B、塩水系)	8-145
図 8.4-35	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース B、塩水系)	8-146
図 8.4-36	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース C、塩水系 7000 年→降水系)	8-148
図 8.4-37	全領域における固相空間分布 (ケース C、塩水系 7000 年→降水系)	8-149
図 8.4-38	全領域における液相空間分布 (ケース C、塩水系 7000 年→降水系)	8-150
図 8.4-39	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース C、塩水系 7000 年→降水系)	8-151
図 8.4-40	緩衝材領域における経時変化分布 (ケース D、塩水系 6000 年→降水系)	8-153
図 8.4-41	全領域における固相空間分布 (ケース D、塩水系 6000 年→降水系)	8-154
図 8.4-42	全領域における液相空間分布 (ケース D、塩水系 6000 年→降水系)	8-155
図 8.4-43	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース D、塩水系 6000 年→降水系)	8-156
図 8.4-44	Se 溶解度の経時変化	8-158
図 8.4-45	Cs と Se の拡散係数の経時変化	8-159

図 8.4-46	Cs と Se の分配係数の経時変化	8-160
図 8.4-47	4,000 年及び 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の空間分布 (Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度)	8-163
図 8.4-48	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (Case1&3)	8-165
図 8.4-49	緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (Case2)	8-166
図 8.4-50	各地下水流動解析ケースにおける処分場位置ごとの 緩衝材中の実流速の解析結果 (1/2)	8-167
図 8.4-51	隆起・侵食シナリオの概念図： 埋設深度 300m で処分場位置より上側に塩水/降水境界が存在する場合	8-170
図 8.4-52	緩衝材変質解析ケースにおけるガラス溶解速度の時間変化パターン	8-174
図 8.4-53	緩衝材変質解析ケースにおける Se の溶解度の時間変化パターン	8-174
図 8.4-54	緩衝材変質解析ケースにおける Cs 及び Se の緩衝材分配係数の 経時変化パターン	8-175
図 8.4-55	P1 の各解析ケースにおける処分場位置と塩水/降水境界の関係	8-178
図 8.4-56	各解析ケースにおける P2 の天然バリアの移行距離に占める 各水質条件の内訳	8-178
図 8.4-57	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからの ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による移行フラックスの 解析ケース間の比較 : Se-79 (1/2)	8-182
図 8.4-58	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからの ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による最大移行フラックスの 解析ケース間の比較 : Se-79	8-183
図 8.4-59	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからの ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による移行フラックスの 解析ケース間の比較 : Cs-135 (1/2)	8-185
図 8.4-60	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからの ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による最大移行フラックスの 解析ケース間の比較 : Cs-135	8-186
図 8.4-61	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における天然バリアの 土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの 比較 (ガラス固化体 1 本当たり) : Se-79 (1/2)	8-187
図 8.4-62	隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における天然バリアの 土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの 比較 (ガラス固化体 1 本当たり) : Cs-135 (1/2)	8-189
図 8.5-1	隆起・侵食シナリオの Case1 における人工バリアからの 移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本当たり)	8-193
図 8.5-2	重要パラメータに対する影響因子の遡及の一例	8-196
図 8.5-3	ケース 3、4、5 の pHd 等の経時変化の比較	8-197
図 8.5-4	局部腐食が発生したケースに対する間隙水の pH 及び pHd の経時変化	8-198
図 8.5-5	海水系、90°C、支保工 60cm の 1 万年後の空間分布	8-199
図 8.5-6	トラジェクトリ解析の結果例	8-200
図 8.5-7	隆起・侵食シナリオの解析イメージ	8-200
図 8.5-8	隆起・侵食シナリオの処分場位置 (P1) における人工バリアからの	

	ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による Cs-135 の移行フラックス.....	8-201
図 8.5-9	隆起・侵食シナリオの天然バリアからのガラス固化体 1 本当りの 地下水移行による Se-79 の移行フラックス.....	8-202

表目次

頁

表 1.3-1	ケイ酸塩の生成とガラス固化体の溶解／変質に及ぼす影響	1-11
表 1.3-2	ジルカロイの酸化皮膜中における酸素の拡散種についての仮説	1-13
表 1.3-3	炭素鋼の腐食形態と pH、溶存酸素濃度との関係	1-13
表 1.3-4	地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果	1-20
表 1.3-5	シナリオシミュレーションにおいて取り扱った基本プロセス及び相互作用	1-22
表 1.3-6	シナリオシミュレーション結果に基づき作成した状態の時間変化 (THM)	1-23
表 1.3-7	母岩への影響の規模、継続性に関する特徴	1-26
表 1.3-8	既存火山の噴火によって発生する事象の「安全性への影響の可能性」 (影響事象 No.V8)	1-28
表 1.3-9	モデル不確実性の種別	1-29
表 1.3-10	既存モデルの不確実性の整理結果 (E6)	1-30
表 2.2-1	P0798 タイプ模擬ガラス固化体組成	2-6
表 2.2-2	浸出試験の概略図と試験条件	2-8
表 2.2-3	EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウン ト数から換算した組成割合 (%)	2-10
表 2.2-4	EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウン ト数 (図 2.2-14 中に示した測定点 (+) のカウン ト数の平均値) から換算した組成割合 (%)	2-15
表 2.2-5	EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウン ト数 (図 2.2-15 中に示した測定点 (+) のカウン ト数の平均値) から換算した組成割合 (%)	2-15
表 2.2-6	鉄鉍物等の熱力学データ	2-19
表 2.2-7	XRF 分析条件	2-26
表 2.2-8	XRD 分析条件	2-26
表 2.2-9	間隙率測定結果	2-30
表 2.2-10	ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標 (1 / 2)	2-32
表 2.2-10	ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標 (2 / 2)	2-33
表 2.2-11	ケイ酸塩の生成とガラス固化体の溶解／変質に及ぼす影響	2-35
表 2.3-1	試験に用いたジルカロイ-4 の組成分析結果	2-39
表 2.3-2	試験に用いたジルカロイ試料の作成手順	2-40
表 2.3-3	ジルカロイの酸化皮膜中における酸素 (O) の拡散種についての仮説	2-52
表 2.4-1	浸漬試験結果及びモデル計算結果一覧 (炭酸塩濃度 0.1mol/l の条件)	2-57
表 2.4-2	腐食量測定結果	2-61
表 2.4-3	試験溶液と設定電位	2-68
表 2.4-4	腐食量測定結果と極値統計解析結果	2-78
表 2.5-1	OPC 系および FA セメント系のセメント鉍物モデル	2-86
表 2.5-2	セメント硬化体中での間隙の分類、および本モデルにおける間隙の名称	2-87
表 2.5-3	各セルの計算条件	2-89
表 2.5-4	計算に使用した OPC 硬化体の鉍物組成 (単位: wt%)	2-89
表 2.5-5	計算に使用した浸漬液の初期組成 (単位: moldm ⁻³)	2-90

表 2.5-6	透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度	2-102
表 2.5-7	高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧	2-106
表 2.5-8	Concrete / Argillite 間隙水組成	2-113
表 2.5-9	Concrete / Argillite 鉱物モデル	2-114
表 2.5-10	熱解析機能一覧	2-122
表 2.5-11	リスタートファイル概要一覧	2-123
表 3.2-1	地震による地下施設への影響事例調査結果の例	3- 7
表 3.2-2	特殊条件、地形地質性状と地震被害形態	3-10
表 3.2-3	地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果	3-11
表 3.2-4	地震による考慮すべき事象から安全機能への影響までのシナリオ	3-51
表 3.2-5	地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果	3-63
表 4.2-1	設定された問題に含まれる難点（障害）を分析する際の視点	4-7
表 4.2-2	ニアフィールド現象における状況の不透明性の例	4-7
表 4.2-3	ニアフィールド現象における多目的性の例	4-7
表 4.2-4	ニアフィールド現象における複雑性の例	4-8
表 4.2-5	ニアフィールド現象におけるダイナミクスの例	4-8
表 4.2-6	種々のニアフィールド環境条件の「勾配」の影響	4-9
表 4.2-7	複数の廃棄体やバリア材間の「干渉」の影響	4-9
表 4.2-8	各エージェントの行動	4-15
表 4.2-9	各解析ケースにおける緩衝材セル最高温度	4-17
表 4.2-10	ニアフィールドにおける状態設定の例	4-19
表 4.2-11	例題 2 における基本プロセス及び相互作用に関する インフルエンスマトリクス	4-22
表 4.2-12	例題 2 の解析条件	4-23
表 4.2-13	シナリオシミュレーション結果に基づき作成した THMC に関する状態の時間変化(1)（熱／水理／力学）	4-25
表 4.2-14	シナリオシミュレーション結果に基づき作成した THMC に関する状態の時間変化(2)（化学：初期）	4-26
表 4.2-15	シナリオシミュレーション結果に基づき作成した THMC に関する状態の時間変化(3)（化学：長期）	4-27
表 4.3-1	本研究で整備した QPAC のプロセスモデル及びパラメータ間の相関関係	4-39
表 4.3-2	緩衝材及び花崗岩のモデル化に用いられた水理パラメータ	4-43
表 4.3-3	解析体系と条件設定（CRT 試験）	4-54
表 4.3-4	解析体系と条件設定	4-57
表 5.2-1	調査対象文献	5- 3
表 5.2-2	地震活動・隆起・侵食による数 10 万年後の母岩の THMC の特性変化	5- 9
表 5.2-3	気候変動による 10 万年～数 10 万年後の母岩の THMC の変化	5-14
表 5.3-1	安全機能の観点から見た事象分類（地震活動、隆起・沈降）	5-22
表 5.3-2	安全機能の観点から見た事象分類（気候変動）	5-22
表 5.3-3	安全機能の観点から見た事象分類（泥火山、火山・マグマ活動、深部流体）	5-22

表 5.3-4	地質・気候関連事象と HLW 人工バリア・天然バリアとの関係性の整理例	5-23
表 5.3-5	海面変化によるサイトの地表接近、対地深度変化で発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C1-3)	5-25
表 5.3-6	気候変動による降水量の変化に伴うサイトの地表接近、対地深度変化で 発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C2-3)	5-27
表 5.3-7	海面変化に伴う塩淡境界の移動、塩水浸入で発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C3)	5-28
表 5.3-8	海面変化に伴う侵食・堆積による地形・地質変化で発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C4)	5-28
表 5.3-9	気候変動に伴った降水量・蒸発散量の変化、周氷河現象による涵養量変化で 発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C3)	5-29
表 5.3-9	気候変動に伴った降水量・蒸発散量の変化、周氷河現象による涵養量変化で 発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No. C3)	5-30
表 5.3-10	気候変動に伴った降水量の変化、周氷河現象による地形変化で 発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.C6)	5-30
表 5.3-11	既存火山の活動による地質構造の変化に伴う対地深度の変化で 発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V4-3)	5-31
表 5.3-12	泥火山の活動で発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.M3)	5-32
表 5.3-13	既存火山の噴火によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V8)	5-34
表 5.3-14	既存火山の活動に伴った地質構造の変化によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V9)	5-35
表 5.3-15	既存火山の活動に伴ったマスマーブメントによって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V10)	5-35
表 5.3-16	既存火山の活動に伴う熱水活動によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V11)	5-36
表 5.3-17	巨大噴火に伴った火山性堆積物の埋没によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V12)	5-38
表 5.3-18	新規火山の噴火によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V13)	5-40
表 5.3-19	深部流体の活動によって発生する事象の 「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.R1)	5-41
表 5.4-1	モデル構造の情報 1 (データリスト)	5-47
表 5.4-2	モデル構造の情報 2 (既存モデル 1/2)	5-47
表 5.4-3	モデル構造の情報 2 (既存モデル 2/2)	5-48
表 5.4-4	モデル構造の情報 3 (相関マトリクス)	5-49
表 5.4-5	モデルの最新知見の整理の範囲 (データリスト)	5-51
表 5.4-6	モデルの最新知見の整理の対象文献	5-53
表 5.4-7	主断層の変位に伴う周辺の割れ目の変位の解析	5-54
表 5.4-8	モデルの不確実性の整理の範囲 (データリスト)	5-55
表 5.4-9	モデル不確実性の調査対象 (既存モデル)	5-56
表 5.4-10	モデル不確実性の調査対象 (相関マトリクス)	5-57

表 5.4-11	モデルの不確実性の種別	5-58
表 5.4-12	既存モデルのモデル不確実性に関するシートの整理 (E6)	5-59
表 5.4-13	既存モデルのモデル不確実性に関するシートの整理 (E10)	5-60
表 5.4-14	既存モデルごとのモデル不確実性のまとめ	5-61
表 5.5-1	試解析 I の範囲 (データリスト)	5-65
表 5.5-2	試解析 I の震源断層の断層パラメータ	5-69
表 5.5-3	試解析 I の水理・力学に関するパラメータ	5-69
表 5.5-4	試解析 II の範囲 (データリスト)	5-72
表 5.5-5	基本モデル (Mw6.8) の断層パラメータ等の分布幅	5-75
表 5.5-6	固有地震 (海溝型地震以外) の断層パラメータ等の分布幅	5-75
表 5.5-7	固有地震 (海溝型地震) の断層パラメータ等の分布幅	5-75
表 5.5-8	位置が不特定な地震 (固有地震以外の地震) の規模と確率の関係	5-77
表 5.5-9	位置が不特定な地震 (固有地震以外の地震) の規模別断層パラメータ	5-77
表 5.5-10	陸域の地震の断層パラメータ等の代表値・分布幅	5-79
表 5.5-11	海溝型地震に伴う変位速度の計算点の座標	5-81
表 5.5-12	海溝型地震 (断層 1) の断層パラメータ等の代表値・分布幅	5-81
表 5.5-13	海溝型地震 (断層 2) の断層パラメータ等の代表値・分布幅	5-81
表 5.6-1	母岩への影響の規模、継続性に関する特徴	5-91
表 7.2-1	パラメータ調査対象元素	7-2
表 7.2-2	文献検索条件 (INIS)	7-3
表 7.2-3	文献検索条件 (JOPSS)	7-3
表 7.2-4	文献検索結果	7-3
表 7.2-5	データベースに収録する文献	7-4
表 7.2-6	Kd の登録データ数	7-5
表 7.3-1	収着試験における液相条件と分配係数および収着率	7-7
表 7.3-2	モデル解析に使用したパラメータ値	7-11
表 7.3-3	重炭酸イオン濃度と炭酸イオン濃度の比	7-13
表 7.3-4	収着試験結果	7-14
表 7.3-5	収着平衡時の重炭酸および炭酸イオン濃度と Kd	7-15
表 7.3-6	DB から抽出した結果	7-17
表 7.4-1	泥岩に対する Cs の収着実験結果 (平成 17 年度報告書より引用)	7-25
表 7.4-2	花崗閃緑岩に対する Se の収着試験結果	7-30
表 8.3-1	人工バリアを構成する熱物性データ	8-9
表 8.3-2	代表地下水組成	8-9
表 8.3-3	支保工解析によって計算されたセメント間隙水組成	8-10
表 8.3-4	鉱物モデル	8-11
表 8.3-5	解析ケース	8-14
表 8.3-6	地下水条件に応じたガラス固化体の溶解ステージと溶解速度	8-70
表 8.3-7	緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における解析ケース一覧	8-88
表 8.3-8	地下水流動解析の解析ケース一覧	8-92
表 8.3-9	地下水移行シナリオ解析の主な人工バリアの設定パラメータ	8-100

表 8.4-1	“現在”を再現するための解析ケース	8-119
表 8.4-2	“現在”～“将来”の解析ケース	8-122
表 8.4-3	塩水/降水境界の上下の地下水組成の平均値と最大、最小値	8-123
表 8.4-4	“現在”の再現計算の解析ケースと評価結果	8-130
表 8.4-5	幌延地下水組成	8-136
表 8.4-6	解析ケース	8-136
表 8.4-7	緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における解析ケース一覧	8-162
表 8.4-8	ニアフィールド地下水流動解析の解析ケース一覧	8-162
表 8.4-9	隆起・侵食・海水面変化シナリオの解析ケースと地質環境条件の変化	8-170
表 8.4-10	隆起・侵食シナリオのための緩衝材変質解析ケースと設定パラメータ	8-172
表 8.4-11	隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと 主な人工バリア設定パラメータ	8-173
表 8.4-12	隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと 主な天然バリア設定パラメータ	8-176
表 8.4-13	幌延地域の地質を想定した泥岩中の実効拡散係数	8-180
表 8.4-14	小川と松井 ⁽⁶⁾ による幌延堆積岩の岩石コアに関する かさ密度等の調査結果（一部改変）	8-180
表 8.6-1	ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標	8-203
表 8.6-2	オーバーパックの閉じ込め機能に係る安全評価の判断指標	8-204
表 8.6-3	緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る 安全評価の判断指標（初期条件の設定）	8-206
表 8.6-4	緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る 安全評価の判断指標（シナリオ設定）	8-207
表 8.6-5	緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る 安全評価の判断指標（モデル・パラメータ設定）	8-208

1. 序論

1.1 まえがき

使用済燃料の再処理に伴い発生する高レベル放射性廃棄物等については、地表面から 300m より深い安定した地層へ埋設し、埋設地周辺の地質環境による障壁（以下「天然バリア」という。）及び人工構造構築物による障壁（以下「人工バリア」という。）等によって隔離する処分（以下、「地層処分」という）が想定されている。

この地層処分の事業許可申請に際しては、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律（以下「原子炉等規制法」という。）に基づき、国が安全審査を行う際には、事業者が行う安全評価の妥当性について判断しなければならない。国は、原子炉等規制法に基づく安全審査を行う際に必要となる安全評価手法及び安全評価データを整備するとともに、安全審査に向けた基本的考え方の整備や判断指標を策定することとしている。

特に地層処分の安全評価では、廃棄物埋設施設の人工バリアや周辺の地質環境の天然バリア等の廃棄物埋設施設全体について、放射性物質の閉じ込め機能並びに移行抑制機能等を適切に評価することが必須であるとともに、閉鎖後の長期安全性についての安全評価の対象期間が数千年から数十万年程度と非常に長いこと、及びこの長期性に起因する不確実性が避けられないことから、長期性と不確実性を考慮することが重要となる。

以上のことを踏まえ、本事業では、特に人工バリアに焦点を当て、地層処分にかかる事業許可申請に対する安全審査において、地質環境、人工バリア、廃棄体を組み合わせた処分システムの安全評価を行うことを踏まえた「安全評価の基本的考え方の整備」や、「地層処分の安全評価手法の整備」を実施する。

1.2 実施内容

地層処分の安全評価では、廃棄物埋設施設の人工バリアや周辺の地質環境の天然バリア等の廃棄物埋設施設全体について、放射性物質の閉じ込め機能並びに移行抑制機能等を適切に評価することが必須である。さらに、安全評価の対象期間が数千年から数十万年と非常に長いこと、及びこの長期性に起因する不確実性が避けられないことから、長期性と不確実性を考慮することも重要となる。

本事業では、地層処分にかかる事業許可申請に対する安全審査において、地質環境、人工バリア、廃棄体を組み合わせた処分システムの安全評価を行うことを踏まえ、以下の項目（１）において地層処分の安全規制に活用するために安全性を確保するための考え方を整理した。また、以下（２）（３）（４）の項目の調査により、日本全国を対象にサイトを特定しないものの、文献調査対象地区及び概要調査地区の選定によって今後定まる我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学環境を踏まえた、放射性核種の移行や人への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、解析コード、パラメータ評価手法）を整備した。

なお、地層処分事業では文献調査の対象となる地区が決まっていないため、以下記述した研究の内容は、現時点では対象地区を特定しないものを想定している。

（１）安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方の整理

地層処分事業における安全審査段階で必要となる、地層処分施設の閉鎖後を対象にした「安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方」を整理した。そのためには、我が国の処分環境や処分システム構成を考慮した上で事業者の安全評価に対する安全規制上の要求事項やレビ

ューにおける重要項目などの考え方を示すことが重要である。ここでは閉鎖後の安全評価を対象に、我が国における地層処分システムの基本構成（天然バリアと人工バリアの組み合わせ）と多重安全機能としてのバリアシステムのあり方（安全を担保するための特性や構造）についての検討を行った。

なお、本項目については、安全設計の基本的要件や安全評価の基本的考え方等の、安全審査に向けた基本的考え方を精密調査地区選定開始時期までに取りまとめることを見据え整備した。

平成 23 年度は、我が国の地層処分の安全評価において想定される評価シナリオ（地質環境、地質気候関連事象の処分システムへの影響や人工バリアの寿命など）を設定した上で、評価モデルの不確実性及び評価パラメータの変動を考慮した感度解析を実施し、評価解析結果より安全解析で活用される線量やリスク等の指標、核種濃度やフラックス等の代替的指標の変化を評価シナリオ設定や評価モデル、評価パラメータの変動との関係で整理し、それらの重要度を示した。また、これらの評価シナリオ及び評価パラメータの重要度分析結果に基づき、事業者の基本設計ないし基本設計方針の妥当性を判断するための論点や課題を整理した。

平成 24 年度は、平成 23 年度に実施した重要度分析をより進め、多重バリアの核種閉じ込め機能の要件を検討するために、想定される処分場の地下水流速、化学環境及び地質環境等を考慮したモデルを設定し、我が国の地層処分サイトにおいて想定される評価シナリオを設定した上で、評価パラメータの変動を考慮した感度解析（たとえば処分バリアの一つの機能であるオーバーパック機能が喪失したというシナリオの影響を解析することにより、オーバーパックの安全性の重要度を評価すること、緩衝材の移行遅延機能を評価すること、隆起・侵食速度が地下の地下水流速変化、化学環境変化として安全評価指標、代替指標へ及ぼす影響を評価すること）を実施した。評価解析結果より安全解析で活用される指標や代替指標の変化を評価シナリオ設定や評価パラメータの変動との関係で整理し、それらの重要度を分析した。その結果を基に、事業者の安全評価に対する安全規制上の要求事項やレビューにおける重要項目などの検討を行った。これらの検討結果から、処分施設の位置や深度によって定められる天然バリアや想定される処分施設（特に人工バリア）の安全上重要な特性や構成等の基本的要件を検討・整理した。検討に当たっては利用可能な最善の技術（BAT）といった定性的な指標の意義等についても検討した。（8章）

（2）時間スケールや処分環境を考慮した廃棄体・人工バリアの挙動モデルの整備とその適用条件・適用範囲と不確実性の把握

1) 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

「安全規制に活用可能な国内外の研究成果の蓄積」事業の一部としての地層処分共有データベースでの運用を念頭に、(i) から (v) までの結果を踏まえて性能評価に適用可能な廃棄体・人工バリア材の評価モデルや評価パラメータに係るデータセットなどを、必要に応じて、規制側としての品質評価を経てデータベース上に作成した。

なお、本項目については、安全設計の基本的要件や安全評価の基本的考え方等の、安全審査に向けた基本的考え方を精密調査地区選定開始時期までに取りまとめることを見据え、サイト特性に依存しない廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備を平成 24 年度までに整備した。

(i) 時間スケールに応じた工学的信頼性、処分環境の変遷等による不確実性の整理

地層処分においては超長期間に亘っての安全性を確認する必要があるが、時間スケールや処分環境により不確実性の内容や大きさが変化することから、対象とする時間スケール

や処分環境を踏まえた安全評価手法を用意しておく必要がある。ここでは我が国及び諸外国での人工バリアの工学技術における初期欠陥（オーバーパックの溶接不良や緩衝材の不均一施工、プラグの施工不良、埋め戻しのシーリングミスなど）とそれらの安全機能への影響について、人工バリアの施工方法や品質管理などに内包される発生要因との関係において調査し整理した。これらより、一連の処分に用いられる工学技術が閉鎖後の安全へ与える影響について、時間スケールに応じた工学的信頼性と不確実性の整理を行った。

平成 23 年度は、廃棄物処分システムにおいて想定される工学技術の初期欠陥の要因と処分場閉鎖後の安全機能の関係性及び工学技術とその事業期間中の安全確保との関係性について整理し、TRU 廃棄物に関わる初期欠陥としての評価シナリオを作成し、各シナリオのパラメータの不確実性を考慮した核種移行感度解析を行った。各初期欠陥シナリオについての感度解析結果は、時間スケールに応じた工学的信頼性と不確実性の観点から取りまとめた。

平成 24 年度は、工学技術の品質管理や人工バリア変遷シナリオに係る不確実性の整理として、建設・操業・閉鎖段階の地層処分事業期間中に、処分施設（特に人工バリア）が、地質・気候関連事象の影響を受けた場合を想定し、既往知見を基に、処分場閉鎖前の人工バリアの材料特性に与える影響及び処分場閉鎖後の安全機能との関連性について取りまとめた。（3 章）

(ii) ガラス固化体の溶解モデルの作成

我が国の地層処分で想定される地下水環境（淡水、塩水、酸化状態、還元状態など）を考慮し、ガラス固化体の溶解メカニズムや溶解反応速度等に着眼した溶解特性試験を実施し、ガラス固化体の溶解に及ぼす地下水環境の影響を検討した。

平成 23 年度は、ガラス固化体の溶解における鉄イオンの影響を評価するために、鉄ケイ酸塩鉱物の生成に関する Eh-pH 相図を作成し、それに基づく実験を行い固相生成の可能性を示した。また、これらの実験で得た知見をベースに溶解速度評価モデルの改良を行い、モデル計算を実施し、我が国の想定される処分環境へ適用可能な手法としてその適用範囲と適用限界を提示した。

平成 24 年度は、平成 23 年度に室内実験で確認されたガラス固化体の溶解速度評価モデルの実環境への適用性を向上させるために、我が国で想定される処分場の化学環境（温度、塩分濃度等の水質）を対象としたガラス固化体の溶解速度評価モデルの改良を行った。特に、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境や、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種に着目した検討を行った。さらに、モデル計算を実施し、改良された溶解速度評価モデルの適用性とその適用限界を提示した。

（2 章）

(iii) 放射化金属の腐食モデルの作成

TRU 廃棄物に分類されるハル・エンドピースの溶解挙動評価等を目的とした放射化金属の腐食に係る現象論や機構論を考慮した溶解速度評価手法に係る検討を実施した。

平成 23 年度は、プレス処理したジルカロイ試料を用いた腐食速度の測定や表面皮膜の分析、高濃度硝酸中に浸漬させたジルカロイに形成される表面皮膜の特性についての分析等を行い、これら化学的力学的因子の影響を明らかにするためのデータを、既往の試験よりも高い温度（80～120℃）で取得した。この結果等を踏まえ、ジルカロイの腐食速度についての既往の経験則モデルの適用範囲を設定するとともに、処分条件において既往のモデル

を適用するに当たって必要と考えられる確認事項を明らかにした。

平成 24 年度は、ジルコニウム系金属の腐食速度に関して、我が国で想定される地化学環境下での既往の経験則モデルの適用性を検討するために、地下水の化学環境（塩分濃度、酸化還元電位、温度等）を変化させた室内実験及び解析を実施してモデルの検証を行うとともに、必要に応じて安全評価に使用可能なモデルへの改良を行った。特に、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境や、ジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子に着目した検討を行った。（2 章）

(iv) オーバーパックの腐食モデルの作成

我が国の地層処分で想定される地下水環境（淡水、塩水、酸化状態、還元状態など）を考慮し、オーバーパックの腐食特性試験（腐食メカニズム、腐食形態や腐食速度等）を実施し、オーバーパックの腐食に及ぼす地下水環境の影響を検討した。

平成 23 年度は、緩衝材が共存する系においてオーバーパック腐食試験を実施し、諸条件における腐食形態の発生や進展の状態を比較することにより、経験則モデルが適用できる範囲を提示した。また、既往知見に基づいて水素の影響による割れの発生要因及び発生条件を整理した結果、水素の影響は性能評価上考慮すべき事象であると判断した。また、これらの知見をベースに腐食寿命評価モデルの改良を行い、モデル計算を実施し、我が国の想定される処分環境（淡水、塩水、酸化還元状態）へ適用可能な手法としてその適用範囲と適用限界を提示した。

平成 24 年度は、実際の処分場環境で想定される温度、地下水化学環境下（淡水、塩水、酸化還元状態）での室内実験を行い、最新知見も踏まえて腐食モデルの検証を行った。これらを踏まえてモデルの改良を行うことによって、実環境下で適用可能なモデルを構築した。（2 章）

(v) 緩衝材の劣化モデルの作成

我が国の地層処分で想定される地下水環境（淡水、塩水、酸化状態、還元状態など）を考慮し、緩衝材及びセメントの変質特性試験（変質メカニズムや変質速度等）や長期透水特性試験（透水特性変化メカニズムや透水係数の時間変化等）を実施し、緩衝材の劣化に及ぼす地下水環境の影響を検討した。

平成 23 年度は我が国で想定される処分環境を想定したベントナイト圧縮成型体のアルカリ変質試験、長期的なセメント浸漬試験、長期間変質させたベントナイト試料の透水試験を実施し、鉱物組成や元素量などの固相及び液相、透水係数などの経時変化についてデータを取得し、緩衝材劣化モデルの適用性を確認した。整合性を向上させるために必要なモデルの改良を図るとともに、今後、オーバーパックを含めた人工バリア体系への適用性を図るための解析手法整備の課題を抽出した。また、地下水水質やモデル不確実性等が緩衝材劣化に与える影響に関する数値解析を実施し、我が国で想定される処分環境（水素イオン濃度、酸化還元環境等）へ適用する場合の適用限界や適用範囲についての知見を提示した。

平成 24 年度は、実際の処分場環境で想定される温度、地下水化学環境下（水素イオン濃度、塩分濃度）での室内実験を行い、緩衝材劣化モデルの検証を行い、検証結果に基づき改良を行うことによって実環境下で適用可能なモデルを構築した。

特に、過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験等を実施し、当該評価モデルの改良及び安全評価への反映方法について検討した。また、オーバーパックを含めた人

工バリア体系への適用を図るための対応として、温度変遷を考慮可能な解析手法の整備を行った。(2章)

2) 熱-水-応力-化学連成モデルの整備

地層処分の一部の事象においては熱、水、応力、化学の中の複数の因子が相互に作用する場合が想定される。ここでは廃棄体を含む人工バリア内とその近傍で起きる諸現象の長期的挙動を評価するために安全評価上考慮すべき熱、水、応力、化学の中の複数の因子が相互に作用する事象の抽出と必要な連成モデルの構築を行った。

なお、本項目については、安全設計の基本的要件や安全評価の基本的考え方等の、安全審査に向けた基本的考え方を精密調査地区選定開始時期までに取りまとめることを見据え、サイト特性に依存しない熱-水-応力-化学連成モデルの整備を平成24年度までに行った。

平成23年度は、連成解析で取り扱うべき現象を把握するために有効な、シナリオシミュレーション技術を整備するとともに、シミュレーション事例の蓄積を行った。また、熱-水-応力-化学が関係したニアフィールド環境の変遷を定量的に取り扱い可能な連成解析モデルを整備し、このモデルを用いた試解析を実施し、人工バリア内における熱-水-応力-化学連成モデルの適用限界や問題点を整理するとともに、安全機能が発揮されないようなニアフィールド環境変遷をもたらす要因を例示的に示した。

平成24年度は、想定される温度、化学環境(塩分濃度等水質、水素イオン濃度、酸化還元環境)、水分量等の処分環境と長期的変動に対する人工バリアの応答に関するモデル解析を実施し、国内外の既往研究成果との比較検討を行った。また、モデル解析結果から、安全評価上の人工バリアへの影響の留意点を抽出した。(4章)

(3) リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備

OECD/NEAによる国際FEPs(特徴: Feature・出来事: Event・プロセス: Process)を踏まえ、これまで整備してきたFEPsや安全評価上重要なシナリオについての検討、また、国内外のリスク論的扱いの方法論に関する情報などを踏まえ、リスク論的に評価すべき地質・気候関連事象とそれらが生じた場合の処分システム領域への影響に係る安全評価シナリオについて、事象生起確率などの観点で検討・整理を行った。また、高レベル放射性廃棄物(HLW)及び長半減期低発熱放射性廃棄物(TRU)の地層処分を対象に、「(2) 時間スケールや処分環境を考慮した廃棄体・人工バリアの挙動モデルの整備とその適用条件・適用範囲と不確実性の把握」において想定される人工バリア材長期変遷事象(発生確率を考慮したオーバーパック早期破損や緩衝材の変質)などを考慮したシナリオ設定を行い、安全評価に係る事象発生シナリオの重要性について整理を行った。

なお、本項目については、安全設計の基本的要件や安全評価の基本的考え方等の、安全審査に向けた基本的考え方を精密調査地区選定開始時期までに取りまとめることを見据え、サイト特性に依存しないリスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備を平成24年度までに整備するものである。平成23年度には、地質・気候関連事象のFEPsに関して、各事象とその事象発生に伴う影響の連鎖に関係のある最新知見を拡充し、地下の水理-熱-力学-化学の特性変化に関する情報収集を行った。また、地質・気候関連事象の発生に伴う水理-熱-力学-化学特性変化と人工バリア及び天然バリアの安全機能との関連性、ならびに水理-熱-力学-化学の特性変化に着目したモデル構造を整理した。また、地形・地質構造の変化の発生確率の推定方法を提示し、試行した。一方、人工バリア材長期変遷事象に係るシナリオに関しては、ガラス固化体、オーバーパック及び緩衝材を対象に、安全規制の観点からシナリオ設定の妥当

性を判断するための指標を提案した。

また、地質・気候関連事象による地形・地質構造の変化の感度解析、隆起侵食現象、気候変化による海水準変動が地下水流速・移行距離に与える影響を把握するための不確実性解析及び人工バリア材の変遷による内的要因と地質・気候関連事象の外的要因を考慮した複合シナリオに対する不確実性解析を行い、それらの解析結果から安全評価上の重要な要因、シナリオ、パラメータの抽出も行った。さらに、これまでの知見を統合し、地質・気候関連事象及び人工バリア材長期変遷事象について、リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法及び実サイトへの適用においてシナリオ設定上の解決すべき課題を取りまとめた。

平成 24 年度は、安全評価で用いられる地質・気候関連事象（火山、地震、地質構造の変形など）の影響量の不確実性、周辺環境への影響等に関する既往の地質学的研究成果及び人工バリアの長期変遷事象（オーバーパックの早期破損、緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失、緩衝材の核種移行遅延性能の変化など）のリスク論的扱い、核種移行経路や移行速度の長期変遷のリスク論的扱いの最新事例などその方法論に資する情報を収集し、我が国で必要となるリスク論的考え方に基づく核種移行シナリオを整理した。

具体的には、地質・気候関連事象に関するシナリオ設定手法の整備として、影響量の不確実性を評価するためのモデルに関する最新知見を収集するとともに、既往知見を基に、定量的な影響量の評価が必要と考えられる母岩に THMC の影響が及ぶ事象について、影響の規模、継続性のパターンに関する情報を整理した。さらに、HLW を対象に処分場閉鎖後に地質・気候関連事象が発生した場合を想定し、天然バリア及び人工バリアに対する THMC 特性変化と安全機能の関係整理を行った。人工バリアの長期変遷事象及び核種移行に関するリスク論的扱いなどその方法論に関して、諸外国等の評価手法の情報を収集し、整理した。

さらに、地形・地質構造の変化量の評価モデルに関し、位置が不特定な地震等の確率モデルが考慮できるように改良するとともに、地形・地質構造の変化から地下水流動の変化に至る力学及び水理に係るモデル構造に関する試解析を行い、地質・気候関連事象が人工バリアの隔離機能、核種移行経路の変動に与える影響の評価手法を検討した。

なお、本検討においては、別途国の委託事業である「地層処分に係る地質評価手法等の整備」で実施される地質環境条件に影響を与える各種の自然事象の発生確率の取り扱いについての検討を考慮して行った。（5 章、6 章）

（4）人工バリア及び天然バリア中の核種移行評価手法の整備

一連の核種移行評価においては、具体的な核種の収着、拡散、溶解特性等に係るデータが必要とされる。そこで、過年度の保安院の委託事業において構築された核種移行評価データベースに、国内外の最新知見を加え、データの変動要因やパラメータの設定値や変動幅などの不確かさに係る情報とともに整備した。

平成 23 年度は、核種－バリア材－処分環境下での水質条件の組合せに応じた Se、Np を含む安全評価に重要な核種に対する分配係数の拡充と Cs を対象とした収着モデルの構築を進めた。還元的処分環境下における水質条件の変動を考慮した分配係数データが不足していることから、データ取得にあたっての試験の成立条件を予備的な試験で把握した。また、規制側として必要な現実的に利用可能な天然バリアに係る分配係数の設定の考え方を整理した。

平成 24 年度は、パラメータの設定値や変動幅、変動要因などの不確かさに係る情報を追加しデータベースの充実を図った。また、地下の水理－熱－化学環境の変動の範囲を考慮した実験系において、安全評価上重要な核種移行データの取得を行い、国内外で新たに取得された核種の収着、拡散、溶解等に係る最新知見の収集と併せてデータベースを更新した。（7 章）

また、地層処分の安全評価においては地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックス及び生物圏における被ばく量を一連で評価する必要がある（核種移行評価）。ここでは、(2)及び(3)の結果を考慮し、①人工バリアの各評価モデルの適切なリンケージの方法、②リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオとそれらの長期評価における不確実性への対応などを検討し、我が国で想定される地層処分地下環境へ適用可能な総合的な安全評価手法としての方法論の全体取りまとめを行った。

平成23年度は、処分システムにおける影響因子と適用範囲を踏まえた人工バリアの変遷に関する各評価モデルの入出力と確率論的安全評価コードとのリンケージの方法の整理として、地質気候関連事象による地形・地質構造の変化の感度解析のために母岩への水理学・力学的影響の評価に適用可能な複数の既存モデルを用い地形・地質構造の変化量の計算用コード及び人工バリアの変遷に関する評価モデルの出力結果を入力値とするための、処分施設周辺のサイトスケールでの地下水流動・核種移行解析コードの改良、ならびに人工バリアの変遷事象と地質・気候関連事象の複合シナリオの評価に必要な確率論的安全評価コード(GSRW-PSA)⁽¹⁾⁽²⁾の改良を行い、総合的な核種移行評価手法として全体像を示した。

平成24年度は、我が国で想定される地下の水理、熱、化学環境の差異による安全評価上設定すべきシナリオに基づく総合的な核種移行解析を行い、想定される地下の水理、熱、化学環境の範囲内での人工バリアと天然バリアの総合的な解析によって、長期的な隔離機能の変化、核種遅延効果の変化に関する不確実性の評価を行った。(8章)

1.3 成果概要

平成24年度の各実施項目の研究成果については、2章～8章において取りまとめた。各章における実施項目の成果概要は、以下のとおりである。

1.3.1 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

(1) ガラス固化体の溶解モデルの作成

地層処分で想定されるような地下水の流れが遅い条件では、短期的にはガラス固化体は主構成元素であるSiの溶出にともないマトリクス溶解するものの、長期的にはガラス固化体周辺の液中Siが高い濃度で維持されることによってStage IIの状態が成立し、マトリクス溶解が抑制され、いわゆる“残存溶解速度”で溶解/変質がゆっくりと進行することが知られている(図1.3-1参照)。

ただし、ガラス固化体は水溶液中で熱力学的平衡にはならないことから、ガラス固化体から溶出したSiは熱力学的により安定なケイ酸塩として析出する。ガラス固化体表面近傍において、ケイ酸塩が二次相として生成しSiが速やかに消費されると、ガラス固化体の溶液に対する化学親和力の大きい状態が維持されることにより、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されない現象が生じる。これは、有限の溶液中においてガラス固化体の溶解速度がいったん減少した後、再び急激に増加する現象(resumption)として知られている。ガラス固化体の性能評価の妥当性を判断する際には、処分環境を考慮して、resumptionが長期にわたって生じる可能性の有無を判定することがきわめて重要であり、そのためには、ガラス固化体の溶解/変質に伴い生成するケイ酸塩の特性を把握することが必要となる(図1.3-1参照)。

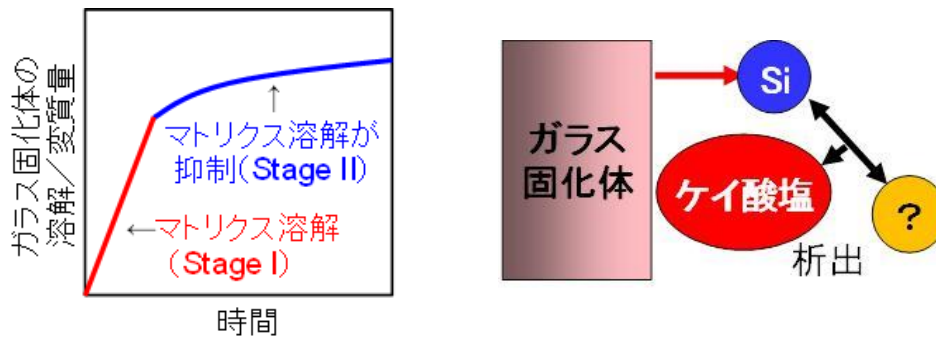


図 1.3-1 (左) 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係と
(右) ケイ酸塩の生成によるガラス固化体の溶解/変質の促進

今年度は、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境を考慮して、海水成分の一つであるマグネシウム (Mg) イオンに着目し、ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす影響について検討した。

また、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、処分場の支保工などの構造材に使用されるセメント系材料を起源とするカルシウム (Ca) イオンと、オーバーパック (OP) を起源とする鉄 (Fe) イオンに着目し、ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす影響について検討した。このうち Fe イオンについては、平成 23 年度に実施した 25°C における Si と Fe のみの系に加えて、ガラス固化体やベントナイト、地下水中に含まれる成分が共存する系における鉄ケイ酸塩の生成条件とその温度依存性について熱力学的検討を行った。

Mg イオンの影響

図 1.3-2 に示すように、初期 Mg 濃度が濃い (0.04 mol/l) の溶液中では、浸出液中 Mg イオン濃度が速やかに減少しており、試験開始から 36 日目には浸出液中からほとんどの Mg イオンが失われていることがわかる。また、浸出液中の Mg イオンが失われた後は、B の規格化質量損失 (NL) の増加速度 (ガラス固化体の溶解/変質速度の指標) が低下しており、マトリクス溶解が抑制された Stage II が観察される。一方、初期 Mg 濃度が薄い (0.004 mol/l) 溶液中では、濃い溶液中に比べてガラス固化体の溶解/変質量は少なく、試験開始後約 3 日目には浸出液中からほとんどの Mg イオンが失われ、その後は Stage II が観察される。

これらの結果から、液中 Mg イオンがガラス固化体の溶解/変質を促進していることが明らかになった。また、浸出試験後のガラス固化体表面を分析したところ、Si と Mg を豊富に含むマグネシウムケイ酸塩析出物の生成が認められたことから、Mg イオンを含む溶液中では、液中 Mg イオンがガラスの Si を消費してマグネシウムケイ酸塩を生成・析出することによって、図 1.3-2 (左図) に示したように、ガラス固化体のマトリクス溶解が促進される状態が続いたものと考えられる。

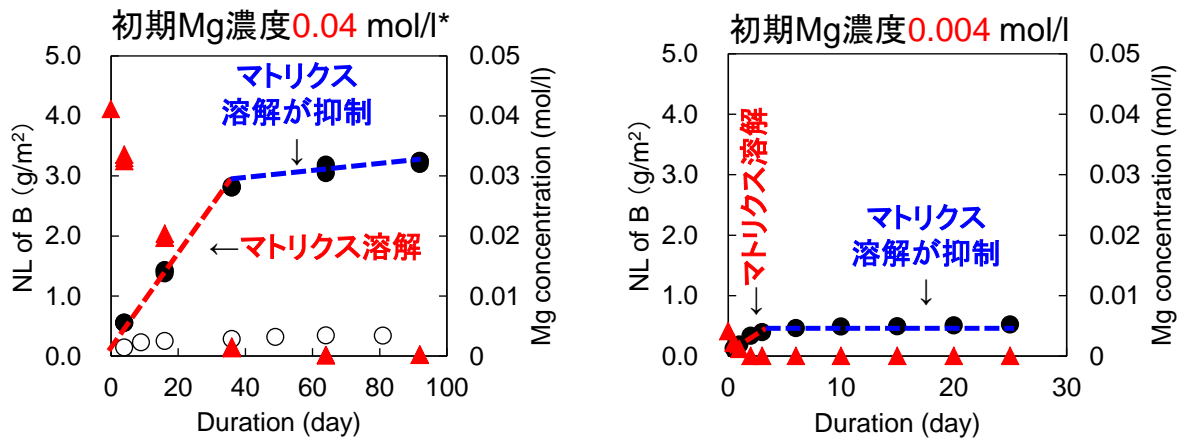


図 1.3-2 初期濃度の異なる Mg 溶液中でのガラス固化体の浸出試験結果
(● : B の NL (○ : 脱イオン水中) ▲ : Mg 濃度)

Ca イオンの影響

Ca イオンを含む溶液中におけるガラス固化体の浸出試験をアルゴン (Ar) 雰囲気中にて 60°C で実施した。試験溶液として、脱イオン水に塩化カルシウム (CaCl₂) を加えて Ca 濃度が 0.1 mol/l になるように調製した溶液 (以下「Ca-N」) の他に、CaCl₂ と水酸化カルシウム (Ca(OH)₂) を用いて Ca 濃度を 0.1 mol/l、pH を 11 及び 12 にそれぞれ調整した溶液 (以下「Ca-11」及び「Ca-12」) の合計 3 種類の Ca 含有溶液を用意した。

各溶液中における B の NL の時間変化を比較した結果を図 1.3-3 (左) に示す。図 1.3-3 (左) より Ca-N と Ca-11 溶液中では、脱イオン水中に比べてガラス固化体の溶解/変質量が著しく少ないことがわかる。また、Ca-12 溶液中については、試験初期においては脱イオン水中に比べて速い速度でガラス固化体が溶解/変質しているものの、試験開始後 16 日目以降は溶解/変質速度が低下していることがわかる。

このような Ca イオンによるガラス固化体の溶解/変質抑制の要因としては、Ca がガラス表面に形成される保護的な役割をする変質層を緻密化している可能性に加えて、Ca-12 溶液中では、生成したカルシウムケイ酸塩によってガラス固化体が覆われること (図 1.3-3 (右) 参照) が示唆された。

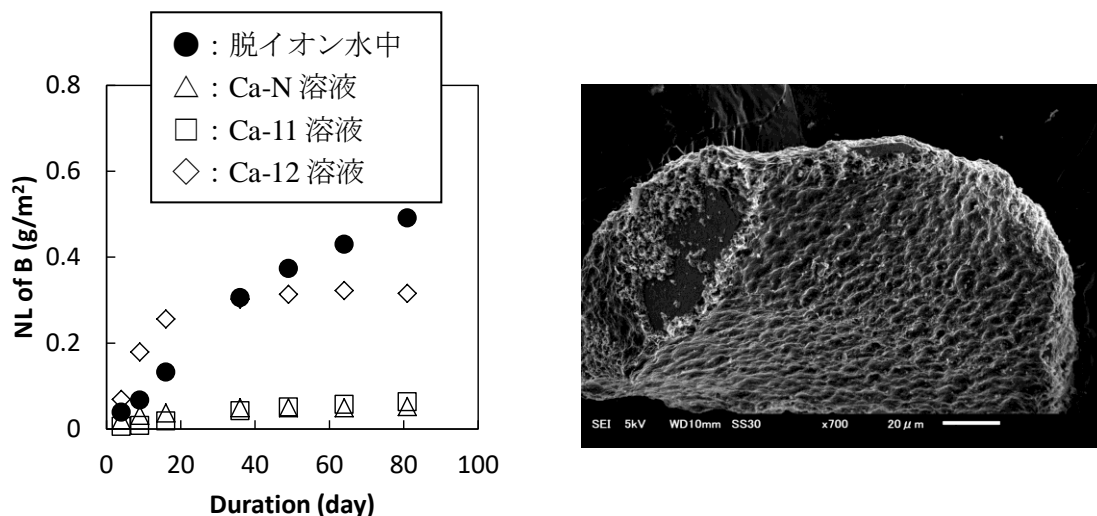


図 1.3-3 (左) 各溶液中でのガラス固化体の溶解/変質量と
(右) Ca-12 溶液中で溶解/変質させたガラス固化体表面の写真

Fe イオンの影響

熱力学的検討を行うにあたって、鉄ケイ酸塩を始めとする鉄を含む鉱物（以下「鉄鉱物」）のうち、これまでに処分環境に近い条件で生成・観察された鉄鉱物を選定し、これらについてのみ熱力学的に生成を考慮するものとした。鉄のケイ酸塩、アルミノケイ酸塩については、生成・観察の報告例が少なく、定説にはなっていない。そこで本検討では、鉄ケイ酸塩の代表として比較的低い温度で生成することが知られている greenalite ($\text{Fe}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$)、鉄アルミノケイ酸塩の代表として berthierine ($(\text{Fe}_2\text{Al})(\text{SiAl})\text{O}_5(\text{OH})_4$) を選定し、もしこれらが熱力学的に安定になる場合には、他の鉄ケイ酸塩や鉄アルミノケイ酸塩も安定になる可能性があるかと判断することとした。

また、地球化学解析によって計算した、OP 破損後から 10 万年間にわたってガラス固化体に接触する地下水の pH、Eh 及び溶存する地下水中元素濃度と、選定した鉄鉱物等の熱力学データに基づいて計算した 60°C での pH/Eh 相図を図 1.3-4 (左) に示す。図 1.3-4 (左) から、広い範囲で berthierine の安定領域が認められる。一方、熱力学的に berthierine の生成を考慮しない条件では、greenalite の生成が認められる (図 1.3-4 (右) 参照)。

これらの結果から、ガラス固化体近傍においては、長期にわたって鉄アルミノケイ酸塩や鉄ケイ酸塩が安定な条件に維持される可能性が示唆された。

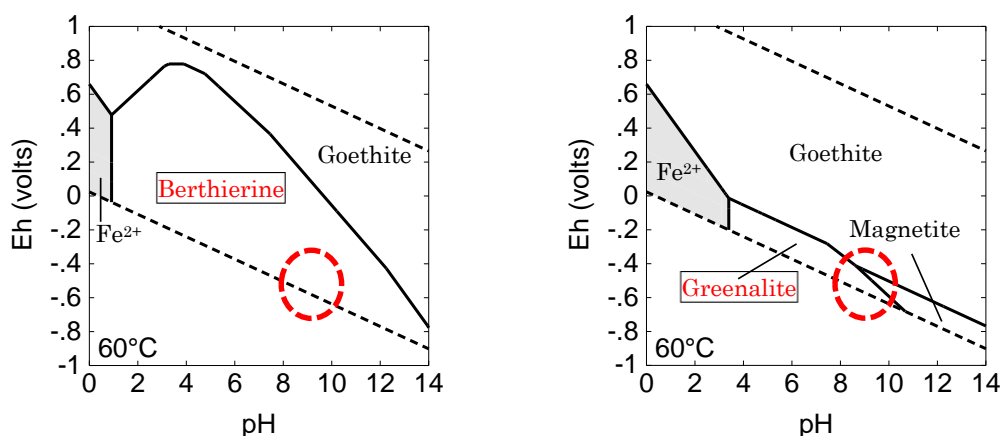


図 1.3-4 液中 Si 濃度、炭素濃度、硫黄濃度及び Al 濃度が 10^{-3} mol/l、 10^{-3} mol/l、 10^{-4} mol/l、 10^{-6} mol/l の場合における 60°C での pH/Eh 相図と 10 万年間の pH/Eh (赤丸)
(左) 全ての鉄鉱物の生成を考慮する場合と (右) berthierine の生成を考慮しない場合)

ガラス固化体の溶解速度モデルと適用範囲及び安全評価における判断指標

今年度までの検討結果 (表 1.3-1) をふまえて、我が国の想定される処分環境へ適用可能な溶解速度モデルの適用範囲や限界・課題を整理した。整理した結果については、安全評価におけるガラス固化体の溶出抑制機能評価の妥当性を初期条件やモデル、パラメータ設定の観点で判断するための指標 (判断指標) とともに示した。

表 1.3-1 ケイ酸塩の生成とガラス固化体の溶解/変質に及ぼす影響

誘因物質	ケイ酸塩	生成	マトリクス溶解を維持
Na, Al (ガラス成分など)	スメクタイト	○	No
	ゼオライト	×	(Yes)
Mgイオン (海水成分など)	Mgケイ酸塩	○	Yes
セメント成分 (支保工など)	C-S-H(pH>11)	○	No
Feイオン (OP)	鉄ケイ酸塩 鉄アルミノケイ酸塩	△	?

(2) 放射化金属の腐食モデルの作成

再処理工程で発生する使用済みの燃料被覆管（ハル）には放射化によって生成した炭素-14などの核種が含まれるが、地層処分後、ハルに地下水が接触しても、ハル内部に含まれる核種は直ちに溶出することではなく、母材であるジルコニウム系金属（ジルカロイ）の腐食とともに溶出すると考えられることから、ハルには核種の溶出抑制機能が期待されている。ハルの溶出抑制機能をふまえた核種放出評価を行うためには、炉内での放射化によって生じた核種のインベントリ評価に加えて、処分環境におけるジルカロイの腐食速度を評価する必要がある。

昨年度までに、主に原子炉の炉水条件を対象とした 300°C 程度の温度域（以下「高温域」）におけるジルカロイの腐食に関する既往の経験則モデル（図 1.3-5 参照）が、処分環境で想定される 100°C 以下を含む温度条件（以下「低温域」）にも適用可能かどうかを検討するため、水素発生量測定法によって低温域でのジルカロイの腐食データを取得した。

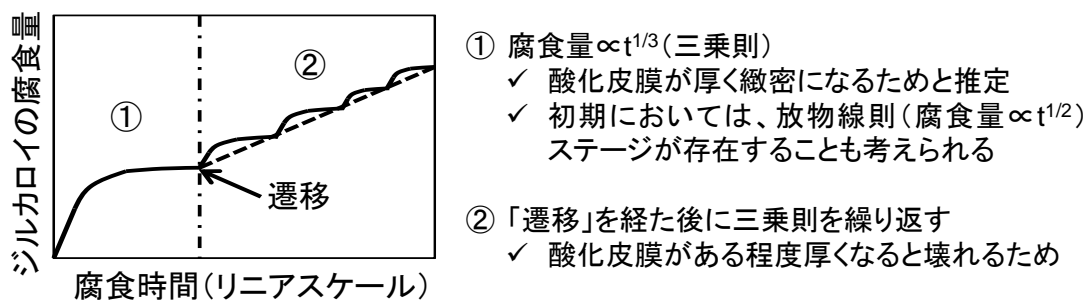


図 1.3-5 高温域で提唱されている経験則モデルの概略

その結果、80°C、100°C及び120°Cにおいて、ジルカロイの腐食速度は腐食時間とともに減少しており、高温域の経験則モデルと同様に、腐食量と腐食時間の立方根との間にほぼ比例関係（以下「三乗則」）が認められた。さらに、三乗則に基づいて算出した 80°C～120°Cの腐食速度定数をアレニウスプロットしたところ、高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置したことから、低温域での腐食速度定数は高温域に比べて5桁ほど低いものの、腐食メカニズムは同じであり、高温域の経験則モデル（三乗則）を低温域にも適用できる可能性が示唆された。

今年度は、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境や、ジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子に着目し、地下水の化学環境（温度、塩分濃度、酸化還元電位）を変化させた系でジルカロイの腐食データを取得した。これらの結果をふまえて、

経験則モデルの検証を行うとともに、我が国で想定される地化学環境下への経験則モデルの適用性を検討した。また、現状の知見をふまえて、安全評価に使用可能なジルカロイの腐食速度モデルについて検討した。

経験則モデルの検証

1970年代までのジルカロイの腐食データに基づく高温域の経験則モデルを検証し、低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認するために、平成23年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ試料と同じ組成の試料を用いて、やや高温の180°Cでの腐食速度データを水素発生量測定法及び腐食増量測定法によって取得した。

その結果、180°Cにおいてもジルカロイの腐食量と腐食時間との関係を三乗則で整理することが可能であり、三乗則に基づいて算出した180°Cの腐食速度定数は、高温域での腐食速度定数のアレニウスプロットのほぼ外挿直線上に位置していることから（図1.3-6参照）、高温域に比べてより低温域に近い温度である180°Cの条件においても、ジルカロイの腐食メカニズムは高温域と同じである可能性が示唆された。さらに、今回腐食試験に用いたジルカロイ試料は平成23年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ試料と同じ組成のものであることをふまえると、1970年代までのジルカロイの腐食データに基づく高温域の経験則モデルを低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認することができた。

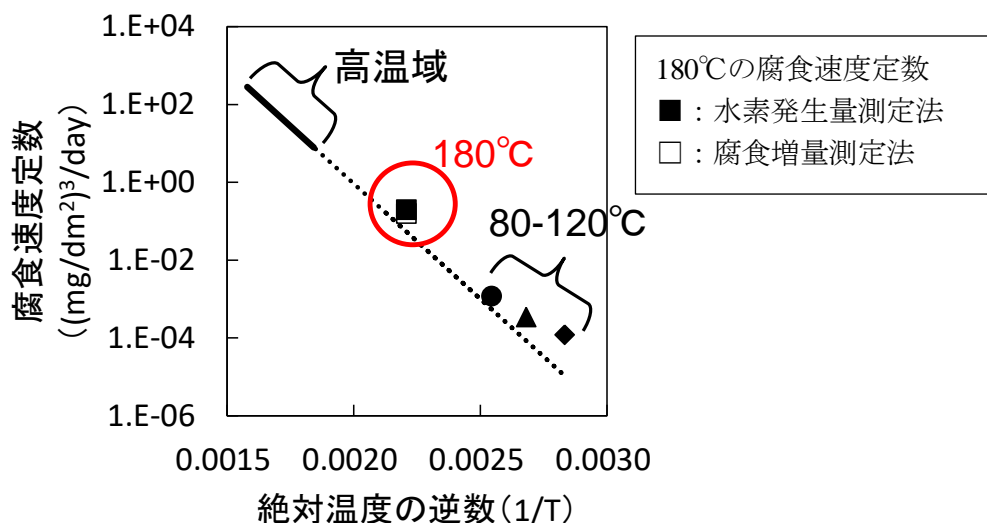


図 1.3-6 三乗則に基づいて算出した180°C及び80°C～120°C（H23年度に取得）のジルカロイの腐食速度定数のアレニウスプロット

塩分濃度、酸化還元電位の影響

塩分濃度と酸化還元電位がジルカロイの腐食に及ぼす影響を確認するため、NaCl溶液中及び大気平衡条件でのジルカロイの腐食試験を行った。その結果、NaCl成分は、温度ほどはジルカロイの腐食に影響を及ぼさないこと、有意な溶存酸素が存在する大気平衡条件における80°C～120°Cでの121日間までの範囲におけるジルカロイの腐食量の程度は、脱酸素条件とは大きく異なることをそれぞれ確認した。

安全評価に使用可能なジルカロイの腐食速度モデルの検討

経験則モデル（三乗則）が長期評価にも使用可能であるとして、今年度までに得られた低温域での腐食速度定数を用いて計算すると、図 1.3-5 に示した遷移が生じる腐食量（約 1.3 μm の腐食深さ）に達するまでに、120℃では約 7 万年、80℃では約 60 万年かかる。

しかしながら、経験則モデルを安全評価に使用するためには、数千年あるいは数万年といった長期におけるジルカロイ腐食速度の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるかどうかを判断することが必要であり、そのためには、腐食速度の律速プロセスを含めた腐食メカニズムを明らかにすることが不可欠である。低温域におけるジルカロイ腐食の律速プロセスとなっている可能性の高い因子としては、ジルカロイ表面に形成される酸化皮膜の構造や酸化皮膜中の酸素の拡散が挙げられるが（表 1.3-2 参照）、現状では明らかになっていない。加えて、地層処分されるハルの腐食速度評価を行うために必要な、炉水中での履歴による腐食への影響についても十分把握されていない。以上のことから、現状では経験則モデルをそのまま安全評価に使用することは不適と考える。

表 1.3-2 ジルカロイの酸化皮膜中における酸素の拡散種についての仮説

	①O ²⁻ の伝搬が支配的(高温域での知見)	②H ₂ Oの拡散が支配的
ソース	酸化皮膜/水界面でのH ₂ Oの分解/解離	液中に豊富にある
酸化皮膜の特徴	ほぼ完全なZrO ₂ 結晶でH ₂ Oが入り込む余地なし	H ₂ Oが入り込めるほどの空隙がある
金属表面への拡散種の移動	ZrO ₂ 結晶内(O ²⁻ -Zr ⁴⁺ -O ²⁻)でO ²⁻ が熱運動して隣のZr ⁴⁺ に飛び移る(アニオン空孔の伝搬)	酸化皮膜中の細孔拡散
酸化皮膜中の酸素濃度プロファイル	酸素の濃度勾配はない	外表面だけがZrO ₂ でその内側にはZrO _x (0<x<2)が分布
Zrとの反応で余る電子(e ⁻)	その場にH ⁺ はおらず、余ったe ⁻ は電流を生じて酸化皮膜/水界面でH ⁺ を得てH ₂ に	その場で反応するので余らない
水素の発生場所	酸化皮膜/水界面	ZrO _x が酸化される現場

(3) オーバーパック腐食モデルの作成

オーバーパック（OP）の閉じ込め性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。OPの候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成やpH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている（表 1.3-3 参照）。したがって、OPの性能評価にあたっては、OP近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。

表 1.3-3 炭素鋼の腐食形態と pH、溶存酸素濃度との関係

	pH 低	pH 中	pH 高
溶存酸素濃度が高い	GC	GC, LC, SCC	LC, SCC
溶存酸素濃度が低い	GC, HE	GC, SCC, HE	GC, SCC

GC：全面腐食 LC：局部腐食 SCC：応力腐食割れ HE：水素脆化

これまでに、全面腐食に比べて腐食進展速度が著しく大きくなる局部腐食や応力腐食割れ（SCC）といった腐食形態となる条件を把握するための検討を行ってきた。加えて、想定される処分環境で最も起こりえると考えられている全面腐食の腐食進展速度に関する検討についても実施した。

局部腐食に関しては、地下水組成や温度などの変遷に応じた炭素鋼の腐食形態を判定する経験則モデル（以下「局部腐食判定モデル」）を整備した。このモデルは、炭素鋼の局部腐食発生の必要条件である不動態化挙動が接触溶液の pH に依存することと、炭素鋼が自己不動態化する酸性側の臨界 pH (pH_d) が存在することをふまえて、溶液 pH が pH_d よりも大きい場合に炭素鋼は自己不動態化すると判定するものである。さらに、我が国の地層処分環境で想定される地下水環境（淡水・塩水成分など）を模擬した系での炭素鋼の浸漬・腐食試験を実施し、腐食形態判定モデルを検証した。その結果、ある濃度以上の溶存酸素条件などでは、当該モデルによる判定結果とデータが良い一致を示すことを確認した。

SCC に関しては、溶存酸素濃度が高い中性域の炭酸共存条件を対象に、ある幅の電位領域において SCC が発生しやすくなる（割れ感受性をもつ）特性をふまえた、SCC 発生判定モデルを整備した。さらに、これまでに殆ど知見が得られていない高 pH 環境下での SCC 発生可能性（割れ感受性）について検討するため、80℃の溶液中で炭素鋼の定ひずみ速度試験を行い、溶液の NaOH 濃度が 2 mol/l を超えない条件においては SCC に典型的に見られる粒界割れが生じないことを確認した。

また、全面腐食の進展速度を評価するためのモデル（以下「全面腐食速度モデル」）に関する検討として、全面腐食速度に大きく寄与すると考えられる表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を調べた結果、温度上昇にともない皮膜の保護性が向上する傾向が認められた。

今年度は、局部腐食判定モデルについて、実際の処分環境で想定される温度、地下水化学環境下（淡水、塩水、酸化還元状態）を考慮した室内実験を行い、昨年度までに未検証となっていた条件での検証を行うとともに、当該モデルの改良を行うことによって処分環境で適用できるようにした。また、SCC について、割れ感受性に及ぼす温度の影響を調べるとともに、全面腐食速度モデルについては、1年間までの炭素鋼の腐食試験データを取得して、腐食性と表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を整理した。全面腐食速度モデルについては、炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルを提案した。さらに、炭素鋼の水素脆化の起因となる水素吸収挙動についての実験的検討を行った。これらに加えて、炭素鋼以外のオーバーパック候補材の腐食現象についての検討も実施した。

局部腐食判定モデルの検証と改良

これまでに実施した浸漬試験法では腐食形態（全面腐食／不動態）を判定できず、当該モデルの検証に至らなかった溶液条件について、アノード分極試験法による検証を行った。その結果、溶液中の溶存酸素濃度や pH 等の条件によっては、当該モデルによる腐食形態判定結果と観察結果とが整合せず、このような溶液条件は当該モデルの適用範囲外となることがわかった。そこで、当該モデルを処分環境で適用できるよう判定基準を改良し、具体的には、溶液中の溶存酸素濃度が大気平衡濃度の 1/100 以上かつ $pH \geq 9.8$ の条件では不動態化、無酸素条件下では全面腐食と判定することとした。

全面腐食速度モデルの検討

炭素鋼の全面腐食進展速度に及ぼす温度の影響を明らかにするために、処分環境を模擬した

緩衝材共存下において炭素鋼の浸漬試験を行い、50°Cの条件で1年間までの全面腐食量データを取得した。昨年度までに取得した30°C及び40°Cでのデータや高温下における既往データもふまえて、腐食量の経時変化から環境の腐食性と皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を検討した結果、環境の腐食性は温度が高いほど大きく、皮膜の保護性は温度の低いほうが小さくなる傾向が見られた。このうち皮膜の保護性は、鉄腐食生成物の siderite (FeCO_3) の沈殿のしやすさに関連している可能性があり、長期における高温条件での全面腐食量が必ずしも低温条件よりも多くなならない可能性が示唆された。

また、これまでに整備した炭素鋼の全面腐食速度モデルでは、時間に依存せず一定速度で腐食が進行するものとしているが、全面腐食速度は時間とともに低下することが知られている。そこで、当該モデルを現象に則したモデルに改良することを目的として、炭素鋼の腐食にともない生成・成長する腐食生成物中の水の拡散速度が全面腐食速度を律速すると仮定した腐食速度モデルを提案し、実験室における実測データや考古学データとの比較により検証した。

その結果、実測データが取得された80°Cにおける水の自己拡散係数に、腐食生成物の間隙率を約14%と仮定すると、実測データや考古学データとモデルによる計算結果が良い一致を示した(図1.3-7参照)。腐食生成物の間隙率や長期安定性、水以外の物質拡散が律速プロセスとなっている可能性など、安全評価に使用可能なモデルとするまでには検証すべき点は多いが、現象に則した確からしいモデル構築のベースとなることが期待できる。

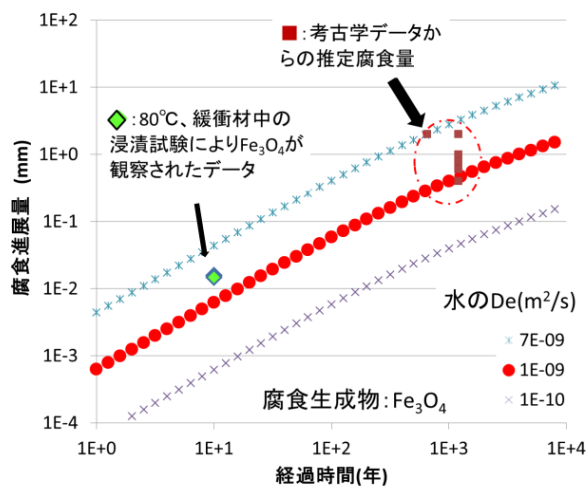


図 1.3-7 腐食進展量のモデル計算結果と実測データとの比較

高pH条件における炭素鋼のSCC

炭素鋼の割れ感受性に及ぼす温度の影響を調べるため、50°Cおよび100°Cで定ひずみ速度試験を行った。試験液としては、①0.56 mol/lのNaClに2 mol/lのNaOHを添加した溶液と②0.56 mol/lのNaClに5 mol/lのNaOHを添加した溶液を用いた。その結果、溶液①ではいずれの温度においても明瞭な粒界割れは観察されなかった。溶液②では、50°Cで試験片側面に微細な亀裂状の凹凸が観察され、割れの兆候が示唆されたものの、80°Cで観察されたような粒界破面や破断歪みの低下は認められなかった。

本試験結果とこれまでに取得した試験データを合わせて温度とOH⁻イオン濃度に対して整理し、苛性ソーダ環境でのSCC発生事例と比較した結果を図1.3-8に示す。2 mol/lのNaOH溶液中における本試験結果では割れ事例から推察される下限界以上の温度でも明瞭な割れが認めら

れておらず、やや異なる結果となっているものの、高温、高濃度ほど割れが発生しやすい傾向は概ね一致した。いずれのデータにおいても、アルカリによる粒界割れが発生するのは2 mol/lを超えるOH⁻イオン濃度でかつ約50℃以上の場合と推定される。一方、実際の処分環境で想定されるOH⁻イオン濃度の上限は、普通セメントを用いたコンクリート中の細孔水で想定される約0.3 mol/l程度（pH約13.5）であり温度の上限も100℃とされている。以上のことから、実際の処分環境で炭素鋼OPにアルカリによる粒界割れが生じる可能性は低いと考える。

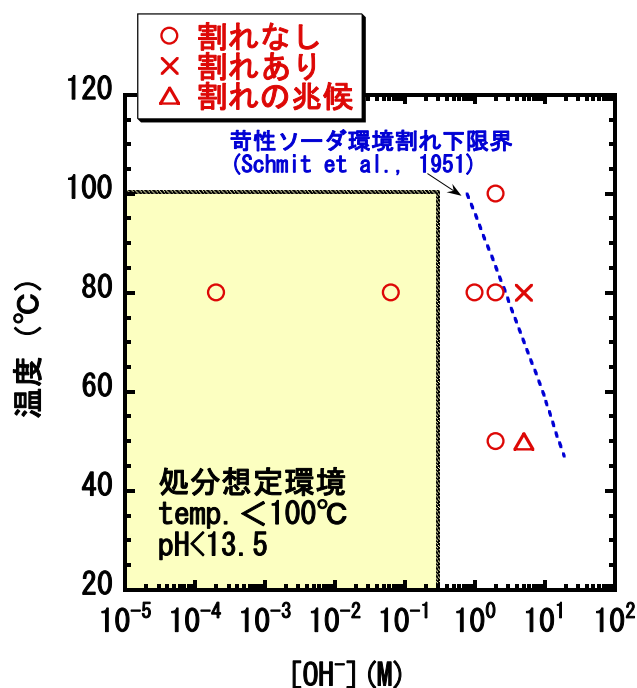


図 1.3-8 温度と OH⁻イオン濃度に対する割れ発生条件

炭素鋼の水素吸収量についての検討

炭素鋼の水素吸収量を調べるため、30℃、40℃及び50℃の条件で、処分環境を模擬した緩衝材共存下において炭素鋼の浸漬試験を行い、最大90日間の拡散性水素濃度を測定した。その結果、昨年度までに得られた浸漬30日間の結果と比較して水素濃度は小さく、試験前と同等もしくはそれ以下であり、明瞭な温度依存性も確認されなかった。また、炭素鋼中の水素濃度は脆化の問題になる濃度よりも十分小さいことが確認された。

(4) 緩衝材の劣化モデルの作成

処分場の支保工等を使用されるセメント系材料を起因とする高アルカリ性地下水により、ベントナイト系緩衝材が変質・劣化し、その止水性が低下することが懸念されている。

緩衝材の長期的な止水性の変化を評価するため、これまでに、処分場での使用が想定されるベントナイト-砂混合土圧縮成型体を用いて、ベントナイトの変質に係る諸現象や変質にともなう止水性（透水係数が指標）の変化を実験的に定量化、評価モデル（評価式も）を整備するとともに、これらの評価モデルから構成される物質移行-変質連成解析コード“MC-BENT”を整備した。また、アルカリの放出源であるセメント系材料の変質にともなう固相および液相成分の変化等を評価するためのモデルとこれらモデルから構成されるコード“MC-CEMENT”も整備した。さらに、ベントナイト/セメントからなる複合的な人工バリアの変質にともなう止

水性の変化を評価するため、MC-BENT と MC-CEMENT を統合した MC-BUFFER を整備した。
(図 1.3-9 参照)。

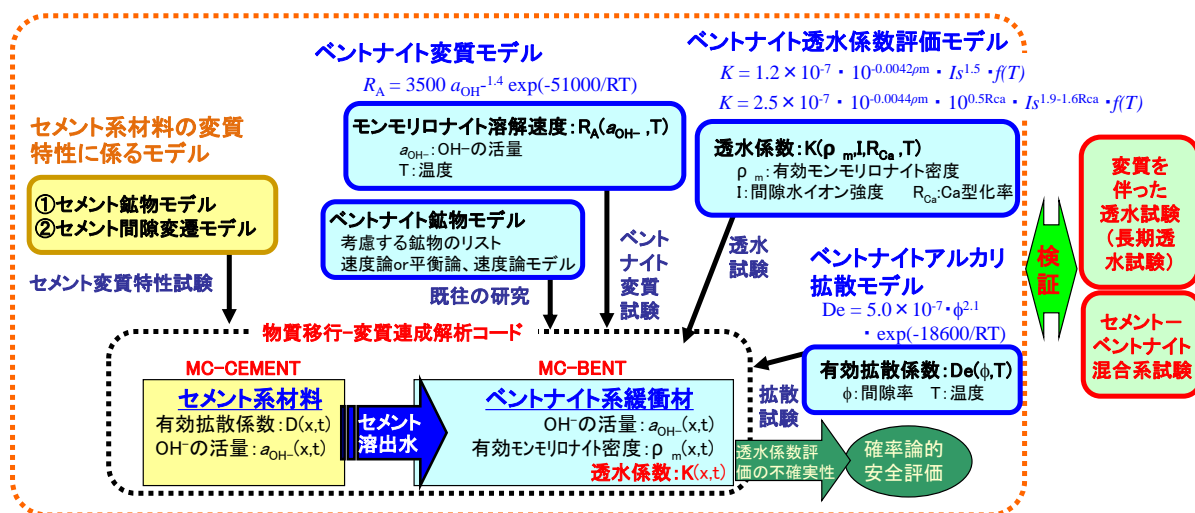


図 1.3-9 緩衝材の止水性の変遷評価を行うための解析コードと評価モデルの体系

今年度は、評価体系の観点から、セメント系材料からのアルカリ成分溶出に係る総合的な評価手法の適用性を確認した。透水係数評価モデルについては、変質が過度に進んだベントナイト試料に対する透水試験データを取得し、その適用性を確認するとともに、当該モデルの安全評価への反映方法案を提示した。また、透水試験における動水勾配の影響を把握した。さらに、海外の地下施設で採取された粘土層とセメント系材料が接触した試料を用いて、解析手法の検証を行った。

統合コード MC-BUFFER については、熱解析やリスタート計算を行う機能を拡充することにより、解析における再現性や利便性を向上させた。

セメント劣化の評価手法における計算体系に係る検討

平成 24 年度は、平成 23 年度実施した OPC 硬化体の人工淡水、人工海水への浸漬試験の再現計算において未検討であった評価体系 (メッシュ幅、タイムステップ) の設定に係る検討を行った。その結果、評価体系の設定を細かくしても、計算結果には大きな違いは見られず、本解析においては評価体系の影響は小さいことが分かった。また、試験結果と計算結果の比較により、主な事象については良く一致していること、および知見不足故に現状モデルに反映できていない事象も残されていることを確認した。

ベントナイト透水係数評価モデルの適用性確認

NaOH 溶液中で過度に変質させたベントナイト試料に対して、イオン強度の異なる数種類の通水液を用いた透水試験を実施した。得られた透水係数は、通水液のイオン強度に関わらず一定であったことから、ベントナイトの主成分であるモンモリロナイトの残存量が著しく低下した条件においては、当該モデルで考慮しているイオン強度の依存性がなくなり、当該モデルの適用外となることを確認した。

これをふまえて、有効モンモリロナイト密度が 40 kg m^{-3} 未満のベントナイトの透水係数 (K) については、当該モデル式の最大値である $K = 1.2 \times 10^{-7} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ を

設定値 (T は絶対温度) とすることとした。また、溶液のイオン強度が 0.1 mol dm^{-3} 未満領域では、ベントナイトから溶出する Na^+ 等の影響により当該モデルが直接適用できないことをこれまで確認してきた。そこで、この領域の透水係数については、変質試料を用いた透水試験結果を参考に、暫定値として当該モデルのイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値に設定することとした。

また、ベントナイトの透水試験における試験条件のうち、動水勾配の影響を把握するため、これまでに実施した透水試験よりも低い動水勾配条件で試験を行った。その結果、いずれの動水勾配条件でもダルシー則が成立したことから、従前の透水試験データの信頼性を確認することができた。

地下施設の試料を用いた検証

仏国 Tournemire の地下施設において、Argillite と呼ばれる粘土層とセメント系材料 (コンクリート) が 15 年間接触した試料の観察データを用いて、解析計算による再現を試みた。

その結果、Argillite 領域における一部鉱物の溶解や生成は再現できなかったものの、Argillite 領域における Calcite や C-S-H の生成および Quartz の溶解、ならびに変質厚さが 1cm 以内といった観察データは良く再現することができた。加えて、Argillite 領域での間隙率低下や、コンクリート領域での間隙率増加の傾向についても再現できた。

以上のように、粘土系材料とセメント系材料が共存する系での比較的長期の相互作用については概ね再現できており、本解析の妥当性を確認することができた。

MC-BUFFER の機能拡充

人工バリアの性能評価や核種移行評価において重要なパラメータの一つである温度について、これまで MC-BUFFER では境界条件に一定温度としてのパラメータ設定しかできなかったことから、温度境界条件の時間的変化を考慮できる熱解析機能の拡充を行った。これにより、人工バリア体系での解析において熱源となるオーバーパック領域の経時的な温度変化を再現できるようになった。

また、10 万年以上の解析を行うにあたって、評価時間の延長や解析途中での条件設定変更が可能となるように、リスタート計算機能を整備した。これにより、隆起・侵食等を考慮した人工バリア評価における時間変化による地下水質の変更が再現可能となるとともに、透水試験における試験条件の変更などにも容易に対応できるようになった。

1.3.2 時間スケールに応じた工学的信頼性、処分環境の変遷等による不確実性の整理

地層処分場の閉鎖後の長期安全性を確保するためには、人工バリアと天然バリアを含めた処分システムが適切に機能することが重要となる。そこで、規制の観点から、工学技術の適用に関連したシナリオ整備を行っている。平成 22 年度および平成 23 年度には、HLW および TRU 廃棄物を対象に処分場の建設・操業・閉鎖段階における工学技術適用上のヒューマンエラーによる人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能への影響に関するシナリオ整備を行った。

一方、建設・操業・閉鎖段階において地質・気候関連事象が発生した場合の人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能への影響に関するシナリオ整備についても閉鎖後の長期安全性の観点から重要である。そこで、図 1.3-10 に示した手順で地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオを整備することとした。図 1.3-10 に示すように、網羅的にシナリオを整備するためには、どの作業段階で地質・気候関連事象が発生したのか、サイトの地質条件・設計条件、被害に対する工学的対策の違いなどを把握する必要がある。しかし、サイトが決まっ

ていない現状では、まず、既往知見や被害事例などから想定可能な範囲でシナリオ整備を行い、その後の NUMO による処分工学技術の信頼性向上やサイト条件および大深度トンネルでの特性変化に関する理解の向上に伴い、それぞれの情報を反映させてシナリオの現実性や網羅性を高めていくこととした。

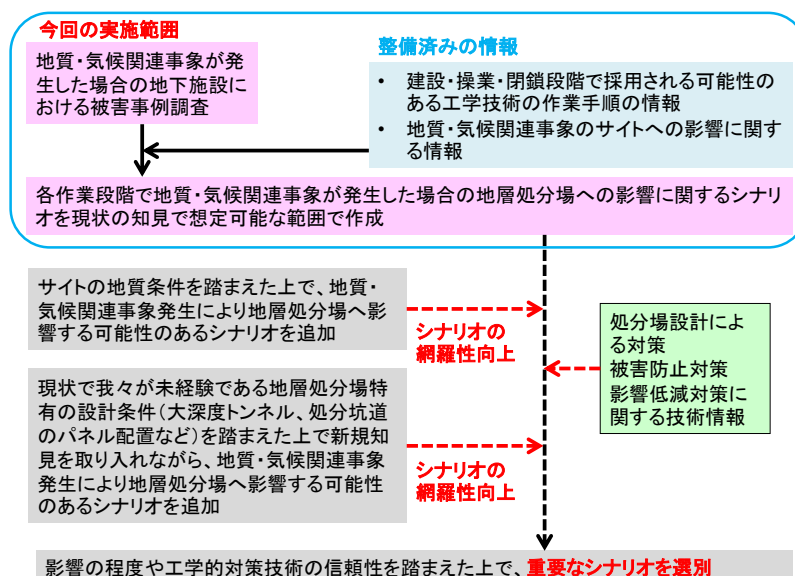


図 1.3-10 建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオ作成の流れ

平成 24 年度の実施対象は、地質・気候関連事象のうち、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階の百数十年間の期間でサイトに影響を及ぼす可能性のある事象（処分場の地下施設が開放された状態の期間でサイトに影響を及ぼす可能性がある事象）の一つである地震活動を起因事象とする人工バリアやその周辺母岩への影響とした。

本研究の実施方法について以下に示す。地震による地下施設の被害事例を収集し、各被害をもたらした条件の分析をした。その被害事例の分析結果、処分工学技術のヒューマンエラーによる人工バリア・天然バリアの THMC および安全機能への影響に関する情報、および地震によるサイトの THMC への影響に関する FEP 情報を踏まえ、地震により人工バリアおよびその周辺母岩に被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。さらに、その地震による考慮すべき事象と処分場閉鎖後の安全機能との関係について整理したシナリオを作成した。

上述の整理の結果、地震による考慮すべき事象を 17 事象想定した（表 1.3-4）。さらに、地震による考慮すべき事象を受けて連鎖的に発生すると考えられる人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能までの影響の連鎖を建設・操業・閉鎖の各作業段階および構成部材ごとに整理した（一例を図 1.3-11 に示す）。その結果を成文化し、109 通りのシナリオを作成した（第 3 章の表 3.2-4 参照）。

表 1.3-4 地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果

影響や被害を受ける対象	地震による考慮すべき事象
a. 処分坑道周辺母岩	a-1: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の岩盤の崩落 a-2: 地震動に伴った山はねによる坑道岩盤の崩落 a-3: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化 a-4: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の水圧変化、地下水流動特性の変化
b. 人工バリア	b-1: キャスク(廃棄体の輸送容器)の運搬・積替え作業時、廃棄体の定置作業時の地震動による廃棄体の落下 b-2: 緩衝材ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による緩衝材ブロックの落下 b-3: 止水プラグの粘土ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による粘土ブロックの落下 b-4: 緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-5: 坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-6: 止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-7: 力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損(ひび割れ、剥離)
c. 人工バリア以外の地層 処分に関係する構造物	c-1: 地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞 c-2: 地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損 c-3: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での処分坑道の覆工コンクリートや路盤の破損 c-4: 地震による津波の発生に伴った処分坑道への地表水の流入 c-5: 地震による外部電源の喪失 c-6: 地震による排水処理施設の損傷

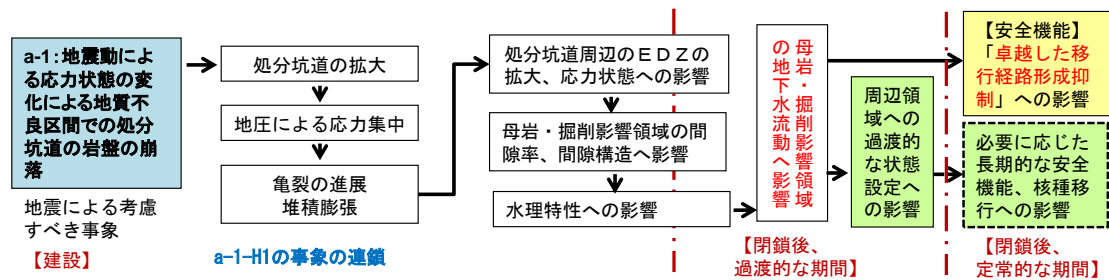


図 1.3-11 建設段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H1)

1.3.3 熱-水-応力-化学連成モデルの整備

廃棄体を含む人工バリアとその近傍の岩盤で構成されるニアフィールドの環境状態の変遷は、処分場の設計条件やサイトの地質環境に応じて、熱(Thermo)、水理(Hydro)、応力(Mechanical)および化学(Chemical)といった多様な現象の相互作用によってもたらされる。特に、処分場閉鎖後の初期においては、ガラス固化体の発熱が比較的高く、周辺岩盤の地下水による再飽和、緩衝材の冠水・膨潤といった過渡的な現象が発生し、THMCが相互に影響を及ぼしあう非定常の状態が継続することが想定される。一方、安全評価では、核種移行の開始時点およびそれ以降において、ニアフィールドの環境は、温度は初期地温に近く、還元状態が回復し、緩衝材は地下水で飽和し膨潤することで低透水性等の所期の機能を発揮する、といった評価上の前提となる基本状態(リファレンス状態)を仮定している。このため、核種移行が開始する時点までに、処分場の閉鎖後に生じる非定常状態のニアフィールド環境が時間の経過とともにリファレンス状態に至ることを確かなものとして示す必要がある。安全規制の観点からは、ニアフィールド環境が処分場閉鎖後、安全評価上前提としている上述した状態になることについて論証の正当性を検証することが重要となると考えられる。

平成22年度の検討において、このためには、ニアフィールド環境の長期変遷における特徴である非線形性等を考慮し、幅広い初期状態を想定した場合に、どのようなシナリオ(現象の推

移) が考えられるのかを網羅的に抽出するとともに、シナリオが分岐する臨界条件を把握することが重要であることを示した。このためには、従来の専門家の知見に基づくシナリオ抽出を補完するものとして、マルチエージェントシミュレーションや多変量セルラーオートマタなど複雑系工学による手法を用いることがシナリオ解析の網羅性や客観性の向上に有効であるとした。さらに、抽出されたシナリオに対しては、詳細な THMC 連成解析を実施することが必要であるが、この際には、解析モデルやツールによる結果の不確実性を適切に評価可能であることが重要であり、固定した一つの解析ツールに依拠するのではなく、汎用マルチフィジックスモデル開発環境により幅広いモデルオプションを検討し、より頑健な解析結果を得ることが有効であるとの結論を得た。このような検討に基づいて、本研究で取り組むべき技術課題として、

- ・ 専門家の知見に基づくシナリオ解析を補完するシナリオシミュレーション技術の開発
- ・ 特定のモデルオプションに依存しない包括的な連成解析技術の開発

を設定した。

平成 23 年度より、シナリオシミュレーション技術の開発として、マルチエージェントシミュレーションと多変量セルラーオートマタを組み合わせた新たな解析用ツールの作成を開始するとともに、開発したツールを用いた解析の試行を進めてきた。また、特定のモデルオプションに依存しない包括的な連成解析技術の開発として、マルチフィジックスモデル開発環境である QPAC を用いた開発環境の整備と解析を進めてきた。

平成 24 年度は、上記のそれぞれの技術課題について、解析ツールの整備を進めるとともに、いくつかの具体的な事例の解析を進め、手法の有効性の確認を行うとともに、安全評価の観点からの留意点の抽出を行った。

(1) シナリオシミュレーションシステムの整備と解析の実施

平成 23 年度から開始した、マルチエージェントシミュレーションと多変量セルラーオートマタの両方を連結して取り扱うことができるシミュレーションモデル構築ツールの開発を進め、GUI ベースの JAVA 開発環境を組み合わせることにより、プログラムレスで新たなシナリオシミュレーションモデルを構築することができる CAYMANS (Cellular Automata sYstem for Multi-AgeNt Simulations) を作成した。

CAYMANS を用いて、図 1.3-12 に示す体系に対して、表 1.3-5 に示すプロセスや相互作用をルールとして設定し、坑道閉鎖後のニアフィールドで想定される温度、水分量、化学環境 (pH 等) 等の THMC の変遷に関するモデル解析を実施し、安全評価の観点からの留意点の抽出を行った。

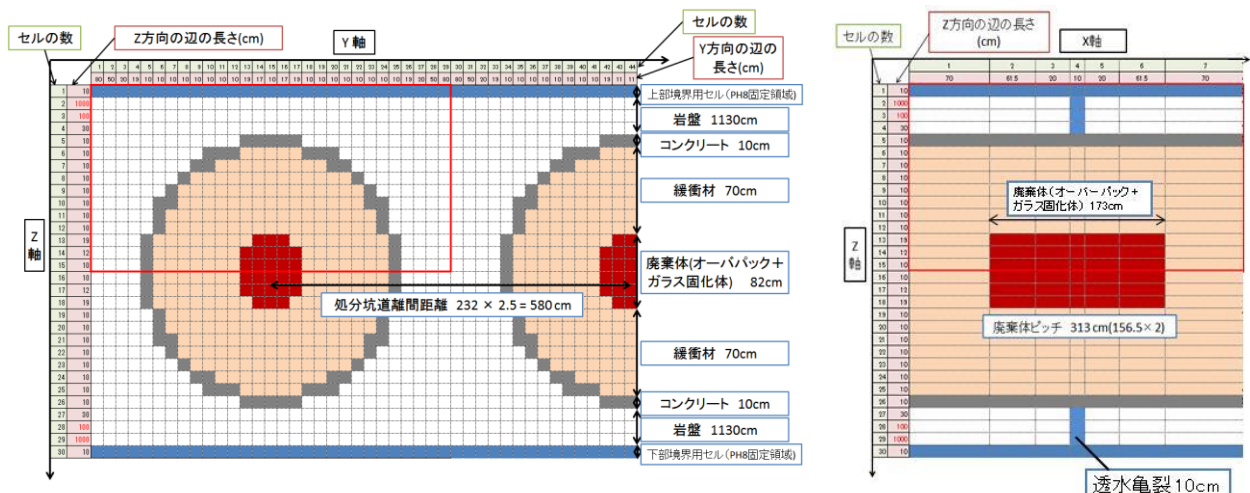


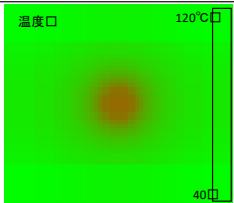
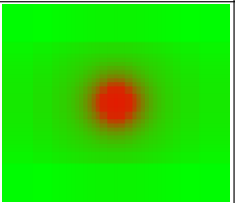
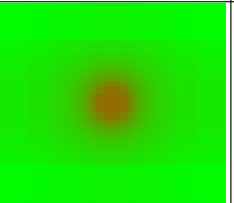
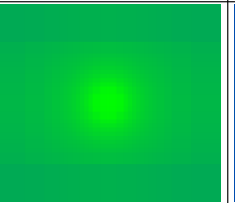

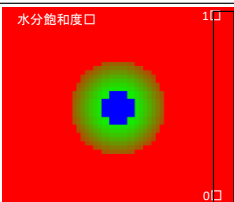
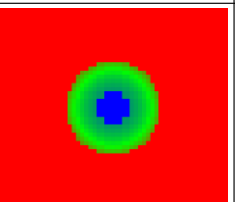
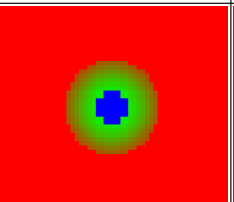
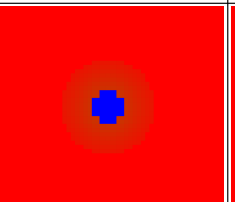
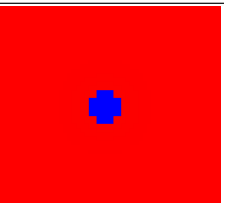
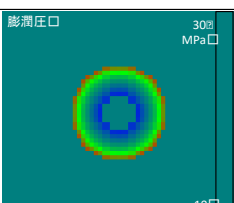
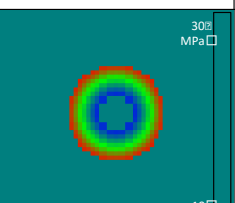
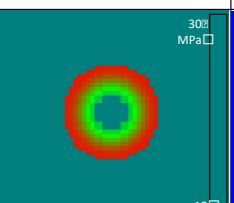
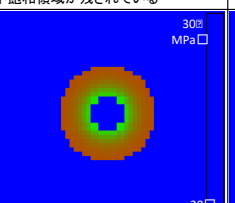
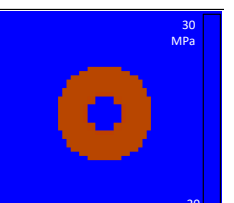
図 1.3-12 シナリオシミュレーション（多変量セルラーオートマタ）の解析体系

表 1.3-5 シナリオシミュレーションにおいて取り扱った基本プロセス及び相互作用

	熱		水理		力学		化学			
	温度	水分飽和度	膨潤圧	pH(OH-濃度)	液相シリカ濃度	モンモリロナイト濃度	石英濃度	Laumontite濃度	パーチェリン濃度	
熱	温度	廃棄体発熱 熱伝導	温度勾配による 水分拡散		水解離反応の 温度依存性	シリカ分種化の温 度依存性	モンモリロナイト 溶解速度の温度 依存性	石英溶解・沈殿速 度の温度 依存性	モンモリロナイト 溶解速度の温度 依存性	
水理	水分飽和度	熱伝導率の水分 飽和度依存性	緩衝材冠水	膨潤圧の水分飽 和度依存性	拡散係数の水分 飽和度依存性	拡散係数の水分 飽和度依存性	反応表面積の水 分飽和度依存性	反応表面積の水 分飽和度依存性	反応表面積の水 分飽和度依存性	反応表面積の水 分飽和度依存性
力学	膨潤圧			緩衝材膨潤						
化学	pH(OH-濃度)				分散・移流 水の解離反応 コンクリート溶脱	シリカの分種化				
	液相シリカ濃度				シリカの分種化	分散・移流 シリカの分種化		石英溶解・沈殿		
	モンモリロナイト濃度				モンモリロナイト 溶解	モンモリロナイト 溶解	モンモリロナイト 溶解		モンモリロナイト 溶解	
	石英濃度				石英溶解・沈殿	石英溶解・沈殿		石英溶解・沈殿		
	Laumontite濃度				Laumontite生成	Laumontite生成			Laumontite生成	
	パーチェリン濃度				パーチェリン 生成	パーチェリン 生成				鉄腐食/パーチェ リン生成

表 1.3-6 は、シナリオシミュレーション結果から得られる THMC の環境条件の変化を、ニアフィールドの状態の変遷を示すストーリーボードに類似した形式として時間区分に対応して表示したものである（一部抜粋）。シナリオの検討過程において、このような情報の提供を行うことは、ニアフィールドの現象の複雑さに起因する、従来のヒューリスティックに依存するシナリオ解析の困難さや限界に対して、状態設定における検討過程の透明性や追跡性を向上されるものと期待できる。本研究では、さらに、シミュレーション結果を整理し直すことで、安全機能への影響の観点から懸念事象として、“オーバーパックの不動態化と局部腐食”、“オーバーパックのマクロセル腐食”、“モンモリロナイトの溶解と沈殿”等の可能性に着目し、考察を行った。その上で、現象理解の不足による不確実性や、本手法におけるルールの特約化等によりもたらされる不確実性が安全機能へ及ぼす影響について調べるために、パラメータを変動させてシナリオ分岐の可能性に関する検討を実施した。

表 1.3-6 シナリオシミュレーション結果に基づき作成した状態の時間変化 (THM)

	閉鎖後1年	3年	10年	30年	100年
熱					
	<p>廃棄体の発熱により緩衝材内側から温度上昇する。緩衝材内側が不飽和であるためにオーバーバック近傍に大きな温度勾配が生ずる</p>	<p>緩衝材内側の水分飽和が温度勾配によって制限されるために熱伝導率の上昇も抑えられ、温度勾配の解消が遅延されるという連成効果が生ずる</p>	<p>熱伝導の進展により緩衝材中の温度勾配が平坦化し始める</p>	<p>廃棄体からの発熱量の低下に伴い、緩衝材中の温度は一樣に低下しつつある</p>	<p>ニアフィールド内の温度分布は、一樣に本来の地温程度にまで復旧する</p>
水理					
	<p>岩盤亀裂からの地下水の供給により緩衝材外縁部の水分飽和度が上昇</p>	<p>緩衝材内側の大きな温度勾配のために、緩衝材の水分飽和が制限される</p>	<p>温度勾配が平坦化することに伴い、緩衝材内側の水分飽和が進展する</p>	<p>緩衝材外縁部がほぼ飽和するとともに、内側の水分飽和度がさらに上昇するが、オーバーバック直近の部分には不飽和領域が残されている</p>	<p>オーバーバック直近の部分まで含め、緩衝材の全体がほぼ完全に水分飽和する</p>
力学					
	<p>緩衝材外縁部の水分飽和度が上昇するのに伴い膨潤圧も上昇(岩盤との間にギャップが存在する場合には閉塞が開始)</p>	<p>緩衝材内側と外側の水分飽和度の差異により、膨潤圧にも差異が生ずる。このため、緩衝材外縁部の膨潤と内側の不飽和部の圧縮が生ずる</p>	<p>緩衝材内側と外側の水分飽和度の差異が減少するのに伴い、膨潤圧の差異も低減する。緩衝材とオーバーバックの間のギャップが閉塞に向かう</p>	<p>緩衝材外側の膨潤圧はほぼ飽和時と同等になるが、オーバーバック直近の不飽和領域の膨潤圧は低い</p>	<p>緩衝材の全体がほぼ完全に膨潤し、緩衝材と岩盤及びオーバーバックの間のギャップも閉塞する</p>

(2) 熱-水-応力-化学連成解析ツールの整備と解析の実施

汎用性の高いマルチフィジックスモデル開発環境である QPAC を用いた連成解析モデルの作成を行うとともに、QPAC によって作成した具体的なモデルの実行形である QPAC Player の機能を用いて複数の解析体系、プロセス、及び各プロセスについてのモデルオプションをライブラリやケースファイルとして整備しておき、これらの中からユーザが選択して組み合わせることが可能なツールの開発を行った。

解析の対象として、国外の地下研究施設で実施された原位置試験の調査を実施し、スウェーデンのエスポ硬岩研究所 (HRL) で実施された CRT (Canister Retrieval Test) を選定し、既往の連成解析結果との比較検討を通じて、緩衝材中の水の移動に関するモデルの改良を行った。さらに、処分環境を考慮した緩衝材の冠水挙動等の詳細解析を実施した。本解析では、地質環境での透水亀裂の存在を考慮して、緩衝材への給水地点を限定した境界条件を与えた。その結果、従来の緩衝材外側全周から地下水が均等に浸潤する評価と比べ、飽和に到るまでの緩衝材中の水分飽和度や乾燥密度に不均質な分布が認められるとともに、飽和に要する時間が著しく異なることが明らかとなった (図 1.3-13)。

さらに、シナリオシミュレーション結果の考察において抽出された“オーバーバックのマクロセル腐食”等の懸念事象に対して、定量的な連成解析結果を用いた再検討を行った。

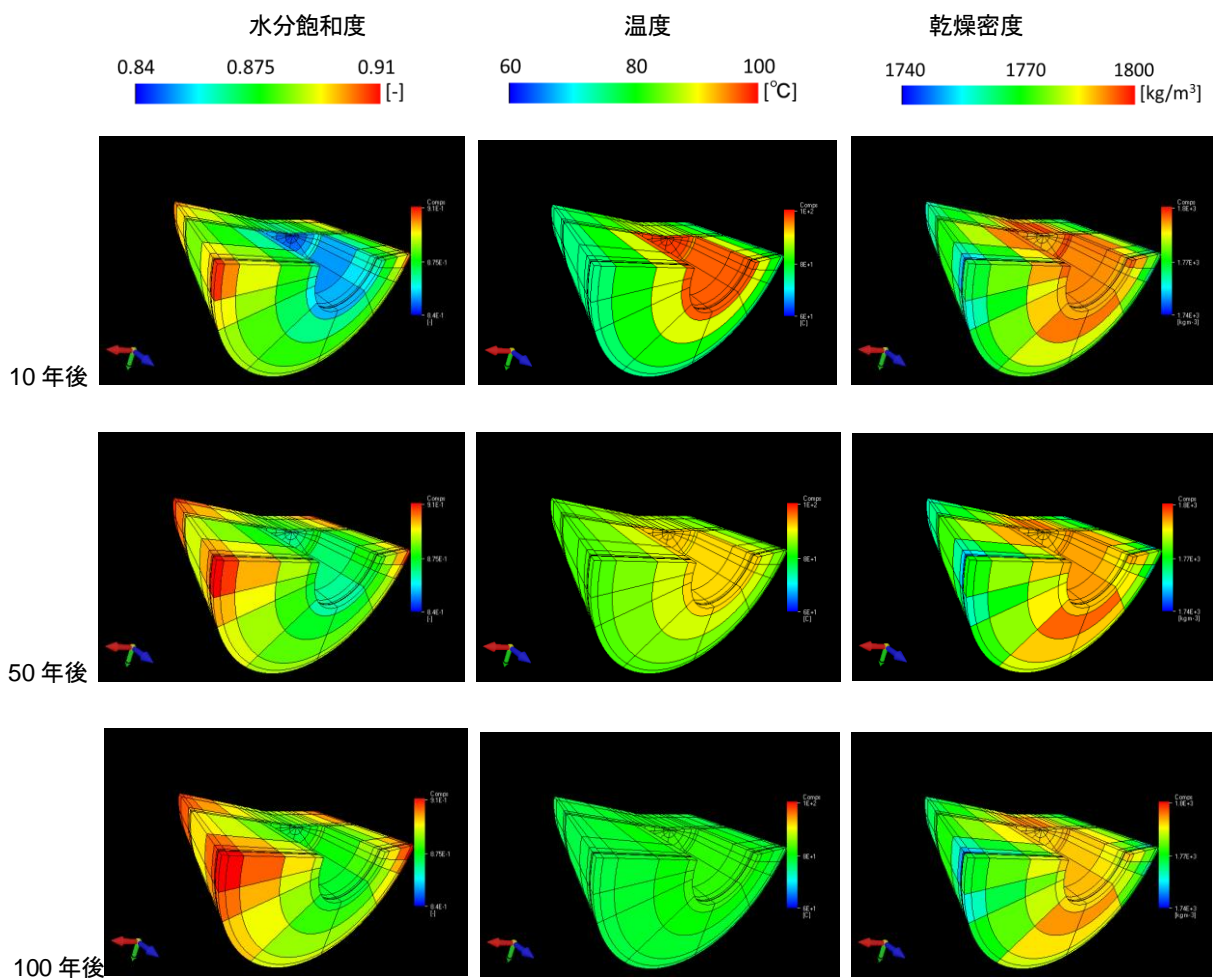


図 1.3-13 亀裂からの水の供給を仮定した3次元熱-水-応力連成解析モデル結果

(3) 結論および今後の課題

平成22年度に提示したTHMC連成現象を取り扱うモデル体系に沿って、前述の2つの技術課題に取り組み、シナリオシミュレーション技術と連成解析技術のそれぞれについて、ツールを開発し、試行を通じて手法の有効性を示すことができた。また、具体的な試行の中から、安全評価の観点からのいくつかの留意点の抽出を行った。

ただし、本研究のテーマに対応する幅広い問題領域に比して、これまでに本研究で実施した例題は限られたものであり、今後、検討範囲を拡大して行くことが必要と考えられる。また、現時点で認識している問題領域も未だ網羅的なものではなく、検討を重ねるにつれて新たな懸念や問題が追加されていくものと予想される。これらも含め、今後も継続的な検討を行う必要があるものと考えられる。

1.3.4 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備

(地質・気候関連事象)

HLW、およびTRU廃棄物の地層処分では、地震、火山、隆起・侵食、気候変動などの地質・気候関連事象による処分施設の破壊や著しい特性の変化の影響はサイト選定により回避され、

あるいは、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計により、このような地質・気候関連事象による処分システム（母岩および人工バリア）内の特性変化への影響を極力抑えなければならない。そのため、事業者の実施する地層処分の安全評価では、地質・気候関連事象の発生が処分システム内の熱、水理、力学、化学（THMC）の特性変化に与える影響を評価することは必要となる。規制の観点からは、サイト選定による回避の妥当性判断の方法のほかに、回避されない地質・気候関連事象の発生から特性変化に至るまでの影響の連鎖を把握し、それらの影響の連鎖を定量的に評価する方法が必要となる。

日本原子力研究開発機構では、このうち後者の回避されない地質・気候関連事象による影響の連鎖の把握とその影響評価手法の整備（以下、シナリオ設定手法の整備）を対象として、本受託研究を平成19年度より進めている。また、シナリオ設定手法の整備では、今後実施される段階的サイト選定に対応するため、我が国を概観したジェネリックな地質・気候関連事象の発生が処分システムのうち、まずは母岩のTHMCの特性に影響を与える事象を対象とし、その手法整備を踏まえて、母岩の内側の人工バリアへの影響を対象としたシナリオ設定手法を検討することとした。図1.3-14に地質・気候関連事象のシナリオ設定手法の整備の流れを示す。平成23年度までに、地質・気候関連事象による影響の連鎖は、細分化して177の事象として整備（以下、FEPデータベース整備）しており、さらに、177事象の影響量の計算に適用可能な既存モデル（数式）を組合せ、177事象の影響を評価するためのデータの入出力関係を整理・統合したモデル構造（影響計算に必要な数式・データとその組合せ、および条件等の情報）を整備した（以下、母岩の影響評価手法の整備）。なお、この177事象は、産業技術総合研究所が示した我が国において発生しうる46の事象を基に作成したものであり、回避の対象と考えられるものも現状含めて整備を進めている。

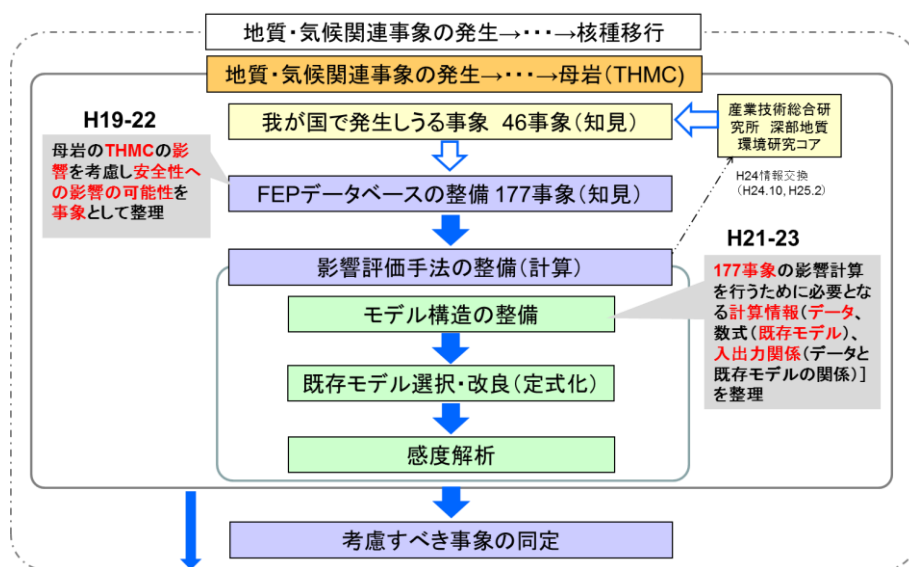


図 1.3-14 地質・気候関連事象の発生に関連したシナリオ整備の流れ

●FEP データベースの整備

- 安全機能の観点から見た地質・気候関連事象の整理：177事象のうち126事象を対象として、母岩に与える影響として考慮すべき重要な地質・気候関連事象の検討のために、モデル解析を含む既往知見を基に母岩のTHMCの影響の規模、継続性のパターンに係る情報を整理した。

- 地質・気候関連事象の発生からバリア内の THMC の特性変化に至る影響の連鎖の整理：地質・気候関連事象の影響の連鎖の範囲を天然バリアおよび人工バリア内まで拡張するために、FEP データベースの情報を基に、HLW を対象に、地質・気候関連事象の発生に伴う THMC の特性変化と人工バリア及び天然バリアの安全機能との関連性を整理した。

●母岩の影響評価手法の整備

- 母岩の影響量の不確実性の評価手法の検討：情報が不足していた不連続な構造である亀裂に関する既存モデル（地震と母岩の亀裂との関係、亀裂の力学的構造、亀裂の水理学的構造、および地震と水理特性の変化）の最新知見を収集し、新たにモデル構造の情報として整備した。また、モデル構造内に収録されている既存モデルによる影響評価を進めるにあたって、既存モデルを評価対象に適用する際のモデル、およびパラメータに関する不確実性や適用上の課題点を整理しておくことは、その影響量の不確実性を検討する際に有用になると考えられる。そこで、今後の既存モデルによる影響量の不確実性評価を進めるための基礎情報とするため、文献情報を基に、各既存モデルを評価対象に適用する際の不確実性や適用上の課題について分析・整理した。
- 母岩の影響の感度解析：整備したモデル構造のうち、「地震発生により地形・地質構造が変化し、水理特性の変化から地下水流動の変化に至る影響の連鎖」を対象とした複数の既往モデルの組み合わせを用いて、影響量の試解析を行った。また、地震による変位速度の不確実性の定量化のために、モンテカルロ法による地表の変位速度の確率分布を推定するモデルを検討して、試解析を実施した。

以下、上記の項目別に、主な研究成果の概要を示す。なお、一連の研究成果の詳細を第 5 章に示す。

(1) FEP データベースの整備

安全機能の観点から見た地質・気候関連事象の整理

平成 23 年度報告書において整備した FEP データベースの事象のうち、地震・断層活動、隆起・沈降、気候変動に関する事象を対象に母岩領域に与える影響を安全機能のうち、「隔離」、「閉じ込め」に関わる THMC の時間的、空間的変化の整理を行った。安全機能に与える影響の特徴の観点から、特に、「閉じ込め」のみに影響を及ぼす“地質・気候関連事象発生に伴うサイト周辺の地下環境の変化”と「閉じ込め」だけでなく、「隔離」にも影響を及ぼす“侵食・堆積による相対的なサイトの対地深度の変化による母岩の THMC の変化”について対象領域における母岩への時間的影響について整理した。

平成 24 年度の母岩への影響の特徴に関する調査の結果、事象発生に伴う THMC の時間的変化を整理すると下記の 4 ケースに整理される。ただし、影響の規模は本調査による事例に基づくデータを参考としており、その範囲内における最大規模を表している。影響大とは、事象発生前に比べて 1 桁程度の変化量を目安に便宜上、ここでは影響大としている。また、影響の継続性については、数千年～1 万年以上同じ状態が継続する場合を継続性ありとし、数千年以下で影響が低減し、事象発生前の状態に戻る場合を継続性なし（短期的）とした。

Case-1：対象母岩への影響が大であり、かつ時間的にも継続性のある事象

Case-2：対象母岩への影響が大であるが、時間的継続性の無い（短期的な）事象

Case-3：対象母岩への影響が小であるが、時間的継続性のある事象

Case-4：対象母岩への影響が小であり、時間的継続性の無い（短期的な）事象

表 1.3-7 母岩への影響の規模、継続性に関する特徴

ケース	影響の規模	継続性	事象 No.(THMC)	備考
Case-1	影響大	有	E2-3(M,C), C3(H, C), C5(H,C)	C5(H,C) : C5のうち、気候変動のうち、周氷河現象に関連する水理、化学への影響、C5(H);気候変化のうち、降雨による水理への影響
Case-2		無	E5-1(C), E5-2(H), E6(T),	
Case-3	影響小	有	E2-3(T,H), E3(H),E4(H), C1-3(T,H,M,C), C3(H,△k), C4(H), C5(H), C5(C)	
Case-4		無	E5-1(H), E5-3(H), E6(C),	

表 1.3-7に示す通り、Case-1とした影響の規模が大きく、継続性が大とした事象はE2-3、C3、C5であり、このうち、C5(H,C)は、周氷河現象を問題とする北海道や本州の高標高地域においては想定すべき地域限定の事象である。また、C3のような海面変化に伴う影響は、処分場が沿岸立地である場合多くの場所において考慮すべき重要な事象であり、またE2-3は侵食に伴う対地深度の変化に関する事象であり、侵食速度の大きい中～高地においては「隔離」「閉じ込め」の両方に影響を与える重要な事象として想定しておかなくてはならない。一方、Case-2はいずれも地震活動に伴う事象であり、短期的な現象ではあるが、とくに水理に関しては、仮に震源から数km離れた処分深度に相当する地下深部（地下300m以深）においても地下水流速が1桁程度増大する可能性があることから、「閉じ込め」に影響を与えるという観点から、E5-2 (H) は考慮すべき重要な事象であると考えられる。また、処分場を含む地下環境は周辺の地形・地質条件等の境界条件にも左右されるため、処分サイトがある程度絞り込まれ評価シナリオが設定された段階において、海面変化速度、侵食速度、あるいは融氷による涵養速度、地震規模等のうちいずれが安全評価上重要項目となるかが推定されることになるものと考えられる。

今後の課題として、火山活動やその他の事象については、母岩領域の影響の規模、継続性については未整理であり、同様な調査、整理を今後行っていく必要がある。

地質・気候関連事象の発生からバリア内の THMC の特性変化に至る影響の連鎖の整理

地質・気候関連事象の発生から THMC の特性変化に至る影響の連鎖の整理は、母岩までを対象として進めていたが、人工バリアに与える影響の連鎖としての整理は未実施であった。そこで、地質・気候関連事象の発生による母岩までの特性変化が、人工バリアに与える影響の連鎖を明らかにするために、地質・気候関連事象発生から母岩の特性変化に至る影響の連鎖の整理結果と、既往の HLW の人工バリアの FEP データベースに収納されている安全性への影響の可能性の情報(ある起因事象とそれらを受けて発生する影響の連鎖を成文化したもの)を用いて、それらの関係を整理した。

なお、平成 23 年度には、地震活動、隆起・沈降に関して、HLW 処分システムへの影響を整理しているため、平成 24 年度は、気候変動、泥火山、火山・マグマ活動、深部流体を整理の対象とした。また、177 事象のうち“自然現象の著しい影響の回避”に該当する事象は、バリア内の特性変化に至る影響の連鎖の整理の対象から除いた。

地質・気候関連事象発生に伴う地下環境の変化を要因として、母岩領域→掘削影響領域→緩衝材領域→オーバーパック領域→ガラス固化体領域へとその影響が天然バリアから人工バリアの内側へと伝搬していく。“自然現象の著しい影響の回避”に該当する地質・気候関連事象を除くと、母岩領域の特性変化を介さずに、直接的に人工バリアに影響を及ぼすことは無い。そのため、母岩領域は、地質・気候関連事象発生に伴う地下環境の変化が人工バリア内の特性に影響を及ぼす際の接続ポイントになるものと考えた。

地質・気候関連事象の発生に伴う母岩領域に与える特性変化は、「温度変化」、「水理特性や地下水流動現象の変化」、「応力状態の変化」、「地下水組成の変化」の4つに集約される。そこで、

これらの特性変化をキーワードとして、人工バリアの FEP データベースの母岩領域の「安全性への影響の可能性」に示された事象の連鎖から接続ポイントを特定した。特定した「安全性への影響の可能性」に起因事象の一つとして、それぞれの地質・気候関連事象発生に伴う地下環境の変化を追加した（表 1.3-8）。さらに、地質・気候関連事象を起因事象とした人工バリア内の影響の連鎖が、既往の人工バリアの「安全性への影響の可能性」に示された影響の連鎖と同等に取り扱えるものかについての確認を行った。その結果、概ね既往の人工バリア内の影響の連鎖と同等に取り扱えることが確認できた。しかし、母岩領域に与える「温度変化」に対して、新たに母岩から人工バリアの内側への温度影響の連鎖を作る必要が分かり、母岩領域からガラス固化体に向かう温度影響の安全性への影響の可能性を成文化した。

表 1.3-8 既存火山の噴火によって発生する事象の「安全性への影響の可能性」(影響事象 No.V8)

影響事象	HLW の FEP データベースの「安全性への影響の可能性」への対応付け*
【V8】 ：既存火山の噴火が発生することによって、広域地下水流動領域の THMC が変化 火山・マグマ活動(既存火山の噴火)→水文地質学的変化→サイト	【地質・気候関連事象から母岩領域への接続ポイント】 H1⑨：人工バリアから掘削影響領域に伝搬した熱、および、【V8】を要因とした既存火山の噴火に伴う温度変動が、掘削影響領域外部の母岩の温度上昇や、時間的・空間的な温度変動をもたらす可能性。
	【母岩→掘削影響領域】 H1①：人工バリア材などの熱特性や地中温度に依存して伝搬した崩壊熱、および、H1⑨を要因とした母岩の温度変動が、掘削影響領域の温度上昇や、時間的・空間的な温度変動をもたらす可能性。
	【掘削影響領域→緩衝材】 B1①：H1①を要因とした掘削影響領域の温度変動、および、ガラス固化体の崩壊熱のオーバーバックや緩衝材への伝搬が、緩衝材領域の温度上昇や、時間的・空間的な温度変動をもたらす可能性。
	【緩衝材→オーバーバック】 OP1①：B1①を要因とした緩衝材領域の温度変動、および、ガラス固化体の崩壊熱のオーバーバックへの伝搬が、オーバーバック領域の温度上昇や、時間的・空間的な温度変動をもたらす可能性。
	【オーバーバック→ガラス固化体】 G1①：OP1①を要因とした緩衝材領域の温度変動、および、ガラス固化体の崩壊熱が、ガラス固化体領域の温度上昇や、時間的・空間的な温度変動をもたらす可能性。
	【地質・気候関連事象から母岩領域への接続ポイント】 H3⑨：応力再配分に伴ったクリープ、掘削影響領域の亀裂の進展、および、【V8】に示した既存火山の噴火に伴う広域地下水流動領域の応力状態の変化が、母岩へ作用する外力や反力の状態を変化させる可能性。
	【地質・気候関連事象から母岩領域への接続ポイント】 H2⑨：掘削影響領域の地下水流動現象、および、【V8】に示した広域地下水流動領域の水利特性や地下水流動現象の変化が、母岩の水利特性や地下水流動現象に影響を及ぼす可能性。
【地質・気候関連事象から母岩領域への接続ポイント】 H4⑬：H4②に示した掘削影響領域の地下水化学の変化、および、【V8】に示した既存火山の噴火に伴う広域地下水流動領域の地下水化学組成の変化が、母岩中の地下水と混じることにより、母岩領域の地下水化学を変化させる可能性。	

※HLW の FEP データベースの「安全性への影響の可能性」への対応付け：平成 21 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書[添付資料編] Appendix-II HLW 及び TRU 廃棄物の地下水移行シナリオの整備 II-A ガラス固化体、オーバーバック、緩衝材、母岩における安全性への影響の可能性 (HLW) に対応記号番号有り

(2) 母岩の影響評価手法の整備

母岩の影響量の不確実性の評価手法の検討

今後の既存モデルによる影響量の不確実性評価を進めるための基礎情報とするため、文献情報を基に、各既存モデルを評価対象に適用する際の不確実性や適用上の課題について分析・整理した。水理と力学に関連する既存モデルを対象とした。不確実性の要因として、表 1.3-9 に示すモデルの入力パラメータ、空間的・時間的な外挿および内挿に関するモデルの不確実性の 5 種類を設定した。さらに、モデル検証としての観測値の再現状況を合わせて整理した。

表 1.3-9 モデル不確実性の種別

種 別	内 容
①パラメータの不確実性	モデルの入力値の中に、現時点で観察や観測で直接求めることのできないモデル固有のパラメータがあることに伴う不確実性（計算結果の値に関わる不確実性）
②空間軸上の外挿を要因とする不確実性	ある地域の影響の観察や観測を用いたモデルを、その他の地域に適用することに伴う不確実性（汎用性・空間的代表性に関する不確実性）
③空間軸上の内挿を要因とする不確実性	統計や数学的な取り扱いから、本来は不均一である空間の条件（地形の不陸、地盤の物性値など）を単純化したことに伴う不確実性（空間分解能・不均一性に関する不確実性）
④時間軸上の外挿を要因とする不確実性	短期間の影響の観察や観測を用いたモデルを長期間に外挿することに伴う不確実性（時間的な汎用性・発生時期に関する不確実性）
⑤時間軸上の内挿を要因とする不確実性	長期間において時間軸上の数点の影響差の観察や観測を用いたモデルから、その期間内の変化を一律として扱うことに伴う不確実性（時間分解能・変化の速さの不確実性）
影響の再現性（検証）	不確実性の程度は影響の観測値の再現計算により確かめられるとし、再現計算によるモデルの不確実性の現状と、再現計算の阻害要因を記載。

既存モデルを影響評価に適用する際の不確実性の整理の結果は、以下のようにまとめられる。

- ✓ 既存モデルの全体を俯瞰すると、モデルパラメータや空間的外挿・内挿による不確実性が多く、時間的外挿・内挿による不確実性は比較的少ないことがわかった。
- ✓ 不確実性の種別が比較的多いモデルとしてはE6（地震動→泥火山）（表 1.3-10）があげられた。
- ✓ モデル検証としての観測値の再現状況の整理の結果、既存モデル 27 個に対し、「再現例あり」11 個、「再現可能（再現が期待できるもの）」9 個、「再現難 A（低頻度または緩慢な事象であるため、観測値がいつ得られるか不明なもの）」2 個、「再現難 B（対象事象の測定が困難なもの）」5 個に分類された。
- ✓ 「再現難 A」に属するものは、M1（弾性力学モデル：マスマーブメントによる自然の侵食・除荷は極めて遅く、大規模崩壊が発生するか否かも不明）、E6（地震による泥火山活動：規模の異なる泥火山の活動の有無や時期は不明）である。「再現難 B」に属するものは、M5（噴煙柱モデル）、H2（水収支式等による涵養量算定）、TH3（気温と蒸発散の関係）、TH5（永久凍土の分布と涵養量の関係）、H5（泥火山による水圧上昇）である。

表 1.3-10 既存モデルの不確実性の整理結果 (E6)

モデル	E6 地震動による泥火山の活動
モデルパラメータを要因とする不確実性	震源からの距離・規模と泥火山の噴出量等との関係はよくわかっておらず、パラメータを用いて表されていない。
空間軸上の外挿を要因とする不確実性	・指定された位置(国内で1地区)に限定された関係であり、他の地域への適用性については保証されない。
空間軸上の内挿を要因とする不確実性	・国内の1ヶ所(新冠)のみの噴出例であり、他の泥火山に適用する上では空間分解能は低い。
時間軸上の外挿を要因とする不確実性	・泥火山(新冠)の活動は、地震の確率以外に、地震との条件付き確率が必要となる。この条件付き確率が不明であるため、外挿が困難。
時間軸上の内挿を要因とする不確実性	継続的な活動やその変化を想定していないので、時間分解能の問題はないと思われる。
事象(プロセス)の観測値によるモデル検証の現状と課題(①事例の有無、②観測網の整備、③観測の再現のし易さ)	①地震の位置・規模等と噴出量の関係を整理し一般化された観測記録はない ②観測網は整備されていないと思われる ③観測結果の取得できる範囲やモデルとの比較の容易さは、実施例がないため不明である。

注)ハッチングは不確実性ありと判定した範囲

母岩の影響の感度解析

整備したモデル構造のうち、「地震発生により地形・地質構造が変化し、水理特性の変化から地下水流動の変化に至る影響の連鎖」を対象とした複数の既往モデルの組み合わせを用いて、影響量の試解析(試解析 I)を行った。また、地震発生による地形変化の事象を対象に、断層パラメータと地震の平均活動間隔に対するパラメータの不確実性が、水平および鉛直の変位速度に与える影響を、モンテカルロ法による確率論的解析により検討した(試解析 II)。各試解析による結果は以下のようになる。

(a) 試解析 I

試解析 I では、逆断層型の陸域の地震(Mw6.8; 陸域の固有地震の最頻値)が1回生じたときを想定し、モデル構造に基づいて5種類の既存モデルを選択してこれを定式化し、事象「地震の発生→地形・地質構造の変化(変位)→歪み変化→透水係数・間隙水圧変化→地下水流動の変化」の各々の影響量を試解析した。水理、および力学に関するパラメータは、我が国の地質環境条件を踏まえた現実的な条件を設定した。

本試解析の結果、図 1.3-15 に示すように間隙水圧の変化の大きな位置は、断層上端から、地表にかけての震源断層の延長線上にあり、この位置は地震による体積歪み量の変化の大きな位置と一致している。

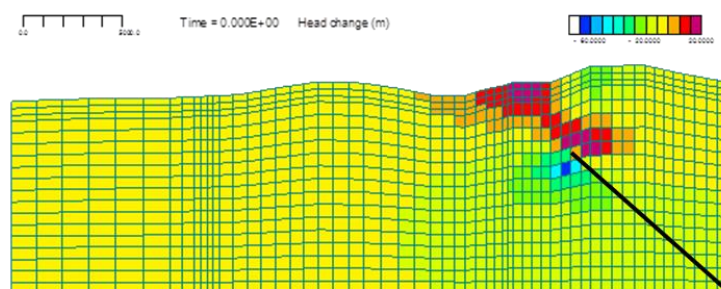


図 1.3-15 地震による間隙水圧の変化(間隙水圧の変化は-60~20m、黒太線は震源断層)

よって、体積歪みを計算する既存モデルの入力値である断層パラメータが間隙水圧の変化の大きな位置を決定づけており、本現象の影響量の評価において重要となるパラメータは、断層パラメータと間隙水圧を決める既存モデルの入出力関係から体積弾性率と考えられる。なお、本試解析で対象とした間隙水圧の変化がもたらす母岩の影響は、新たな地下水の流入が発生したわけではなく、その水圧増加は時間とともに消散することが確かめられた。また、本事象の発生に伴う間隙水圧の変化は震源断層の周辺に限定されることから、処分サイトとの有効な距離が確保できれば人工バリアの隔離機能、および核種移行経路の変動に与える影響は小さく抑えられる可能性があることが示唆された。なお、本試解析は、あくまで連続体を仮定した場合の解析であり、亀裂構造を仮定した場合の影響評価は別途必要になると考えられる。

(b) 試解析Ⅱ

試解析Ⅱでは、模擬した地震による地表の水平、および鉛直の変位速度を推定するモデル構造にモンテカルロ法を適用し、変位速度の確率分布（最小値、最大値、中央値）を試算した。本試解析では、地震は、断層パラメータと平均活動間隔により特徴づけられ、模擬地震は各パラメータの分布幅（最小値、最大値、分布形状）に基づいて発生させた。また、本解析では、各パラメータの分布幅と関連する条件（例えば、プレート境界面上で発生、位置が不明等）が地震で異なることを踏まえ、「陸域の地震」、「海溝型地震」、「位置が不特定な地震」の3タイプの地震をそれぞれ模擬できるモデルを整備した。

モンテカルロ法により変位速度の確率分布を推定する場合、その期待値となる中央値は変位速度の観測値と一致することにより、推定した変位速度の確からしい最小値・最大値を評価していると考えられる。そのため、確率分布における中央値と観測値との比較・分析が、変位速度の不確実性評価において重要となる。また、固有地震のときは、その断層パラメータ（以下、代表値）が既知であり、既存モデル（Okada Model ; Okada, 1992⁽³⁾）による解析結果はGPS観測値と整合していることから、代表値を既存モデルに入力して決定論的に解析した結果（以下、決定論）を観測値とした。一方、分布幅については、地震データの統計分析に基づいてモデル化した。その一部（断層の起点座標、すべり角、走向角、傾斜角）については、情報がないため経験的に設定した。

上述の条件「中央値が決定論と一致すること」の確認のため、陸域の地震（図 1.3-16）を対象とした試解析を行った結果、中央値が決定論とは一致しないことがわかった（図 1.3-17）。この要因を分析するために、断層パラメータの分布幅を設定した項目を一定値にした解析の結果、「起点座標と走向角を一定値とする場合」に中央値と決定論がほぼ一致した（図 1.3-18）。また、海溝型地震の試解析では、走向角が一定値、起点座標は陸域の地震に比べて1/10程度小さい分布幅を設定しており、任意の評価地点（10点）の全てで決定論と中央値が一致する結果となった。

以上から、変位速度の推定においてモンテカルロ法を適用するには、経験的に設定した分布幅のうち起点座標と走向角については一定値、または、これに準ずるように分布幅をかなり小さく設定する必要があると考えられた。起点座標等の分布幅の制限の理由については、変位速度の空間分布形状が $x=0$ （断層上端；図 1.3-16）を境に上盤側（ $x \geq 0$ ）と下盤側（ $x < 0$ ）において全く異なる（例えば、図 1.3-18の決定論参照）ことによるものと考えられる。今後の課題としては、断層パラメータの分布幅の設定に関する詳細な条件を分析すること、および変位速度の確率分布を変位に換算して試解析Ⅰのような地形・地質構造の変化を使用する感度解析に反映することがあげられる。

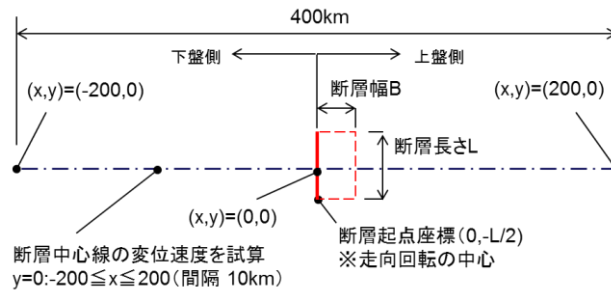


図 1.3-16 陸域の地震（代表値 Mw6.8）の試解析で用いた震源断層と計算点の配置図

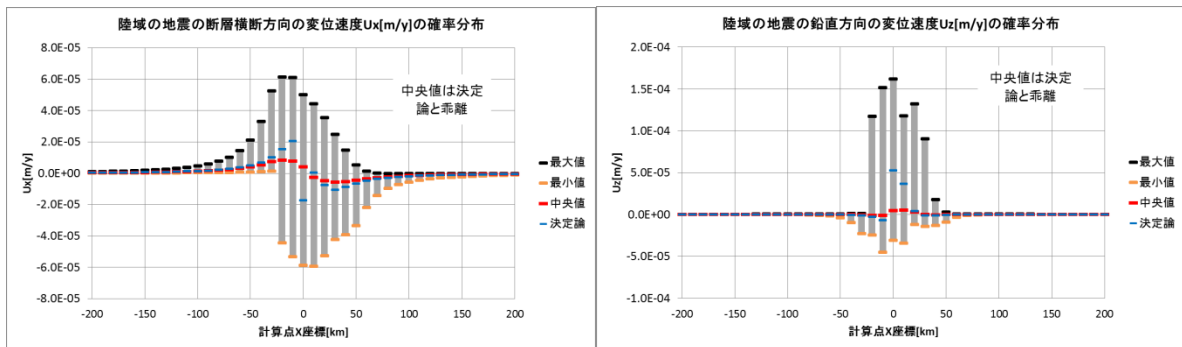


図 1.3-17 陸域の地震による変位速度の確率分布

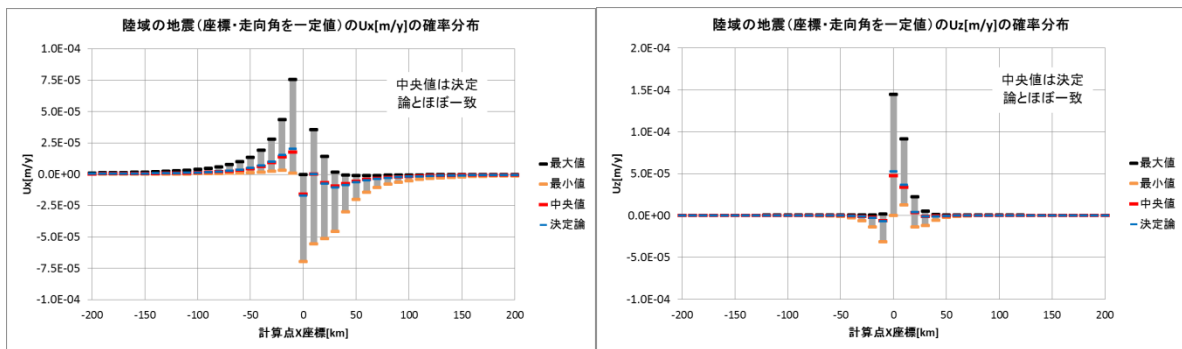


図 1.3-18 陸域の地震による変位速度の確率分布（起点座標と走向角は一定値）

1.3.5 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (バリア材長期変遷事象)

バリア材長期変遷事象に関する安全評価シナリオ設定手法の整理では、過年度までに HLW および TRU 廃棄物を対象とした FEP データベースとして、処分システム内における、熱、水理、応力、化学、放射線、核種移行/物質移動の現象や特性などを FEP としてリスト化し、それら起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を可能な限り網羅的に、「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する実験的・解析的知見の拡充に伴い、FEP データベースの更新を行っている。加えて、「安全機能」と「安全性への影響の可能性」の関係整理を行い、その情報を FEP データベースに収録した。これらにより、処分場閉鎖後の安全機能に影響を与える可能性のある事象の連鎖を定性的に示

すことができた。原子力安全委員会⁽⁴⁾は、シナリオの起こる可能性と影響を組み合わせたリスク論的な評価を示しており、安全機能に影響を与える可能性のあるバリア材の長期変遷の事象に対し、原子力安全委員会が示しているシナリオの起こる可能性と影響を組み合わせたリスク論的な評価手法の検討が必要である。そこで、平成24年度は、安全評価上重要となる長期変遷事象（オーバーパックの早期破損、緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失、緩衝材の核種移行遅延機能の変化）に対する具体的なリスク論的取り扱いについての方法論について、諸外国の安全評価事例（米国：DOE, DOE/RW-0573, 2008⁽⁵⁾、英国：NDA, NDA/RWMD/021, 2010⁽⁶⁾、スウェーデン：SKB, SR-Site, TR-11-01, 2011⁽⁷⁾、スイス：NAGRA, NTB02-05, 2002⁽⁸⁾、フィンランド：POSIVA, POSIVA 2010-02, 2010⁽⁹⁾、フランス：ANDRA, Dossier 2005, 2005⁽¹⁰⁾および、それぞれに付随するサブレポート）を収集・分析した。

オーバーパックの早期破損および緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失のリスク論的な評価方法をまとめると以下のようになる。

「オーバーパックの早期破損」

- ・ 早期破損の発生確率または影響の程度を定量的に算出し、基準と比較することで性能評価に含める事象と含めない事象に区分する方法（米国）
- ・ 廃棄体容器が破損する時期を変化させた感度解析により、それぞれの影響の大きさについて比較する方法（英国、スイス、フィンランド）
- ・ 廃棄体容器の安全機能が喪失するケースとして腐食、等圧負荷、せん断を取り上げ、各ケースによる廃棄体容器の破損に影響する因子を列挙する。等圧負荷およびせん断については、各ケースの判断指標と、処分環境で想定される極端な条件を比較することで、安全機能が喪失する可能性を判断する方法。一方、腐食については緩衝材が移流状態になることが前提条件であるため、様々な移流状態での廃棄体容器の寿命評価を行い腐食による廃棄体容器の早期破損（主要シナリオでは最初の10万年間は廃棄体容器損傷の発生はないと想定している）の発生確率を求める方法（スウェーデン）
- ・ 廃棄体容器が製造段階で欠陥が発生する確率、欠陥のない廃棄体容器の寿命について定量的に評価し、その結果を用いて線量の評価を行う方法（フランス）

「緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失」

- ・ 緩衝材が移流状態となった場合を想定した感度解析により、それぞれの影響の大きさについて比較する方法（英国、フィンランド、フランス）
- ・ 緩衝材の安全機能が喪失するケースとして、緩衝材の移流、凍結、変質を取り上げ、各ケースによる緩衝材の安全機能喪失に影響する因子を列挙する。変質、凍結については、各ケースの判断指標（pH、温度など）と処分環境で想定される極端な条件を比較することで、安全機能が喪失する可能性を判断する方法。一方、移流については、移流状態となる緩衝材の流出量を既往知見から求め、緩衝材の流出量に対する感度解析から緩衝材が移流状態となる定置孔の発生確率を求める方法（スウェーデン）

本事業において、オーバーパックの早期破損については、腐食寿命の評価モデルにより破損時期の頻度を算出する手法の開発を進めており、米国、フランスの方法論に近いものである。緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失に対しては、本事業では緩衝材の変質現象をモデル化し、機能低下を定量的に取り扱った評価手法を整備しているが、各国とも現象論の評価に基づいた高度化された手法ではなかった。一方、オーバーパックの早期破損や緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失に至る要因を包括的に検討する場合には、スウェーデンが行っている「安全機能に影響する因子を列挙し、判断指標と処分環境で想定される極端な条件を比較することで安全機能が喪失する可能性を判断すること」の方法の検討も今後必要と考えられる。

1.3.6 核種移行データの取得とパラメータ設定手法の整備

地層処分の安全評価では、放射性物質を長期間にわたって閉じ込める機能を評価するために、人工バリアや天然バリア中での収着分配係数 (Kd) や拡散係数などの物質移行に関するパラメータを定量的に示す必要がある。特に数千年以上の長期間を対象とした場合には、バリア材の変質や地下水組成の変化に伴い核種の挙動が変動する可能性があるため、処分環境の変化、つまり、地質媒体や地下水組成の時間的・空間的な変遷を考慮してパラメータの変動を評価することが重要である。このようなパラメータの変動要因・変動幅を明らかにするために、これまで核種移行データベース (DB) の拡充とパラメータ変動要因の検討を行い、不足するデータについては実験的に取得してきた。特に、収着データにおいては、既往の高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価で線量を支配する Se、Cs、および Th 等のアクチニド元素に着目し、地下水環境の変動として塩濃度、pH および炭酸濃度、地質媒体の変動として岩石の鉱物組成をパラメータとした実験的研究を実施してきた。

平成 24 年度は、平成 23 年度に引き続き DB の拡充を実施した。核種移行データの取得として、花崗岩中で支配的に収着する鉱物である黒雲母を対象とした Se のバッチ式収着試験を実施し、塩水影響下での Kd の変動幅を取得するとともに、モデルにより収着現象の解明を行った。また、アクチニド元素である Pu の砂岩への収着試験を実施し、炭酸濃度をパラメータとした Kd データを取得した。処分場サイトの地下水環境下では、一般的に酸化還元電位 (Eh) が低く、アクチニド元素は+IV 価の酸化数で安定であると考えられる。特に+IV 価のアクチニド元素については、溶解度が低いことから収着データを取得するのが困難である。そこで ^{238}Pu の高い比放射能を利用して、誤差の少ない+IV 価の Kd を取得してモデル化し、他の Th, U, Np といったアクチニドにも適用することを目標としている。さらに、平成 23 年度に整理した Kd 設定の考え方に基づき、Cs および Se を対象に、処分環境における Kd 設定を試みた。

(1) データベースの拡充

国際原子力情報システム (INIS) のサーチエンジンが、Google ベースに改良され、従来よりも効率的に多くの検索結果が得られるようになったことから、最新データの取得に加え、過年度の再検索を目的として平成 23 年度は 2006 ~ 2011 年を対象に、平成 24 年度は 2000 ~ 2005 年を対象に実施した。その結果、新規に 16 件の文献から Kd データを DB に登録することができた。

(2) 核種移行データの取得

塩水影響下での Kd の変動幅を取得する目的で、花崗岩中で支配的に Se を収着する鉱物である黒雲母を対象とした Se のバッチ式収着試験を実施した。得られた Kd は 0.002 ~ 0.09 m^3/kg であり、塩濃度依存性は顕著ではなく、pH の上昇にともない低下した。これは、鉱物の表面水酸基への表面錯体生成によるものと推定された。

黒雲母への収着挙動を解析するために電気三重層モデルを用いた。モデルによる解析結果は実験結果を概ね再現できており、黒雲母に対する Se の収着挙動は表面錯形成により説明できることが確認された (図 1.3-19)。

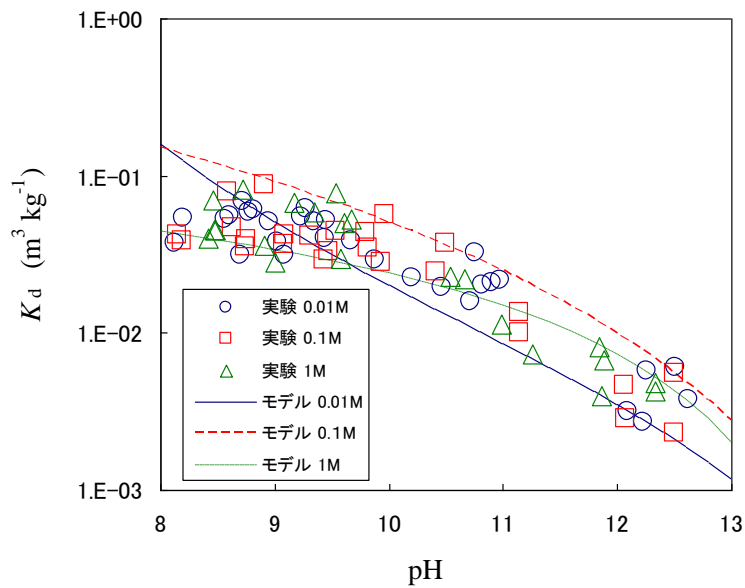


図 1.3-19 Se の収着試験結果とモデル解析結果の比較

Pu と砂岩のバッチ式収着試験により得られた K_d を、既往の実験値とともに図 1.3-20 に示す。実験により取得した K_d は、収着平衡時の炭酸イオン濃度 ($[CO_3^{2-}]_{end}$) が $1.E-03$ M 以上の領域において、炭酸イオン濃度が高くなるにつれて直線的に減少した。これは、Pu の炭酸錯体が支配的に存在し、負に帯電した岩石表面に収着しにくくなるためであると考えられる。この結果を拡充した DB を用いて既往の Pu と岩石の K_d について比較した。DB には収着平衡時の pH とその時の (重) 炭酸イオン濃度について言及した文献が無いことから、いくつかの仮定をし、 K_d と $[CO_3^{2-}]_{end}$ を取りまとめた (図 1.3-20)。

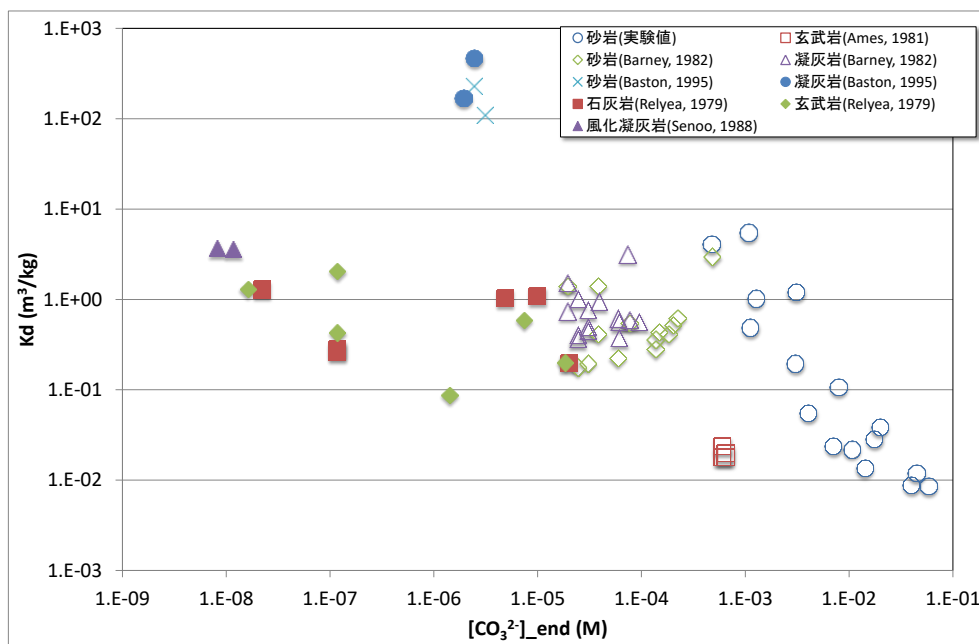


図 1.3-20 Pu の収着試験結果と既往値の比較

図 1.3-20 において、Baston (1995)の値は他のデータに比べ 2 桁程度高いことから、沈殿の影響が疑われた。それらの値を除くと、 K_d は $[\text{CO}_3^{2-}]_{\text{end}} = 1.E-03 \text{ M}$ 以下の領域で濃度依存性が無く、ほぼ一定の値 ($1 \text{ m}^3/\text{kg}$) であった。これは、Pu の溶存化学種について、 $[\text{CO}_3^{2-}]_{\text{end}} = 1.E-03 \text{ M}$ 以上で炭酸錯体が支配的であったのが、 $[\text{CO}_3^{2-}]$ の減少により水酸化物錯体が支配的になったため、炭酸濃度影響がなくなったものと推定された。

(3) 安全評価に用いる K_d の設定

平成 23 年度に構築した K_d 設定の基本的考え方をもとに、Cs の泥岩に対する K_d および Se の花崗岩に対する K_d を設定した。具体的な K_d の設定手順は以下の通りである。

- ① K_d の取得方法、品質確認の基準を決定。
- ② サイトや処分場設計を踏まえて想定される、環境条件の範囲で取得された既往の K_d データの中から①の基準を満たすデータを抽出し、その分布を把握。
- ③ K_d データの分布に応じて、基本的なシナリオおよび環境変動に対応する確からしい値と変動要因を決定。
- ④ K_d の変動に対し、機構論（イオン交換、表面錯形成）的に説明可能なものについては、機構論的説明を付与。
- ⑤ サイトの試料を用いて測定されたデータと②の分布を比較し、含まれていれば③で設定した確からしい値を K_d として設定し、外れていれば原因を解明して保守的な値を設定する。

既往の K_d データからの設定値（①から③）、収着モデル計算値（④）および地層試料を用いた実測値（⑤）はほぼ整合していることを確認し、Cs の泥岩に対する K_d を $1 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ （降水系）および $0.05 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ （海水系）、Se の花崗岩に対する K_d を $0.005 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ と設定した。

1.3.7 安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方の整理

地層処分の安全評価においては、処分サイトの違いや地質・気候関連事象を考慮した地下水環境条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックス（核種移行解析）及びそれに基づく生物圏における被ばく量をひとつながりで評価する必要がある。つまり、既存の研究やこれまでの検討の結果を考慮し、①人工バリアの各評価モデルの適切なリンケージの方法、②リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオとそれらの長期評価における不確実性への対応を総合的に検討し、我が国で想定される地層処分地下環境へ適用可能な総合的な安全評価手法としての方法論の全体とりまとめ（体系的な安全評価手法の整備）及び、閉鎖後の安全評価を対象に、我が国における地層処分システムの基本構成（天然バリアと人工バリアの組み合わせ）と多重安全機能としてのバリアシステムのあり方（安全を担保するための特性や構造）についての検討を行うことが求められる。

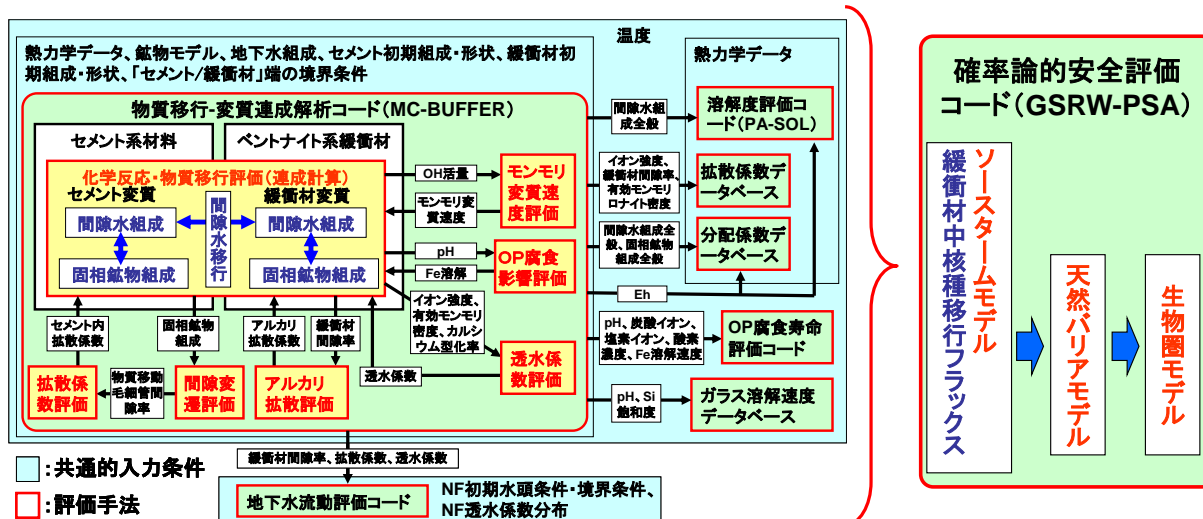


図 1.3-21 人工バリアの性能評価モデル等をリンケージさせた評価体系

これまでに、我が国の地層処分閉鎖後の安全評価において想定される廃棄体・人工バリアの長期変遷に係るシナリオを対象として、ガラス固化体や各人工バリアの性能評価モデル、人工・天然バリア中における核種移行パラメータに対する評価手法及び確率論的安全評価コード GSRW-PSA における相互の入出力データをリンケージさせた評価体系を整備し(図 1.3-21)、1 万年までの解析を試行した。その結果、生態圏におけるフラックスに着目すると、廃棄体・人工バリアの閉じ込め機能や人工バリア中での核種移行パラメータ、建設に使用されるセメント系材料といった因子の感度は低く、天然バリアに対するパラメータ(例えば亀裂帯中地下水流速)の特性に依存することがわかった。しかしながら、適用可能な最善の技術(Best Available Technique; BAT)の観点をつまめると、サイトの地質環境等の特性に関わらず、人工バリアを含めた埋設施設によって、できるだけ長期間放射性核種の漏出を閉じ込める設計とすることが求められる。そこで、リスクや線量の代替指標として活用される重要核種の濃度フラックスの変化から、感度解析を行うことによって、評価パラメータ等の重要度分析を行い、ガラス固化体の溶解速度、緩衝材中の核種分配係数を重要パラメータとして抽出した。

さらに、その結果を踏まえ、安全評価上重要な廃棄体や人工バリア材の特性や構成等の基本的要件(安全機能)の観点から、安全評価の妥当性を判断するための判断指標を整理した。このうち、初期条件の設定に係る判断指標は、事業者が申請書に記載すべき埋設施設の基本設計ないし基本的設計方針の妥当性を判断する上で重要な項目であり、規制庁は廃棄体確認や施設確認のプロセスにおいて、実際に埋設あるいは施設される廃棄体や人工バリア等が申請書に記載されたとおりの性能であるか等を確認する必要があるが、目視や書類確認のみでは判定が困難な事項も含まれるため、事業者においては「申請書どおり」であることを示すための論拠を準備しておくことが肝要であることを示した。

以下、本年度の成果概要として、人工バリア領域の評価モデル、パラメータ、設定条件の相互の入出力のリンケージに対しより現実には複雑な現象を解析できるようにする改良(アップデート)及びジェネリックな設定に基づく感度解析、重要度分析及びその成果などを踏まえた判断指標の整理について(1)で、また、ジェネリックな設定からの拡張として長期的な地下水の水質、流動の変化に対応可能な天然バリアのリンケージの方法論および隆起侵食シナリオの設定に基づく解析について(2)で記述する。

(1) 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価

人工バリア領域においては、図 1.3-21 の昨年度構築した人工バリアの性能モデル等をリンクージュさせた評価体系に、ガラス固化体の発熱による緩衝材中の温度変遷、オーバーパックの腐食による溶解速度設定、さらに MC-BUFFER コードへのリスタート機能（何らかのエラーによる計算停止や境界条件を変更するための中断状態からの計算の再開機能）の組み込み等のアップデートを実施した。これにより、地下水流速、化学環境及び地質環境等を考慮した我が国の地層処分サイトにおいて想定されるジェネリックな評価シナリオに基づく 10 万年まで評価期間を延長した解析を実施可能とするとともに、重要度分析をより進め、多重バリアの核種閉じ込め機能の要件を検討するために、緩衝材と EDZ 間に支保工が介在しない処分構造や、処分構造物との反応により高アルカリ化した地下水組成を設定したケースなどを加え、廃棄体・人工バリアの閉じ込め機能や人工・天然バリア中の核種移行パラメータの変動を考慮した 10 ケースの総合的な評価計算による感度解析を実施した。なお、解析の詳細は第 8 章に示す。

これらの総合的な評価の結果について、代替指標としての人工バリアから天然バリアへの核種フラックスに対する重要度分析を行った。下記 (2) において、ガラス固化体の溶解速度が人工バリアからのフラックスに対する重要パラメータであることが示されたことを踏まえると、ガラス固化体の溶解速度が全ケースで Stage II となったことで、1 つのケースの Cs-135 を除いてピークフラックスの値に大きな違いが現れなかったが、このことは、逆説的に他のパラメータに卓越してガラス固化体の溶解速度がフラックスを支配していることを示していると推察される。また、それでもなお、1 つのケースの Cs-135 でピークフラックスの値に影響が見られたことは、緩衝材中の核種分配係数も重要パラメータであることを示しており、昨年度の結果を支持する結果が得られた。

人工バリアからの核種移行フラックスを指標として、それに対する感度が高いことから抽出されたこれらの安全機能に直結する重要パラメータを判断指標などに反映させるためには、重要となった原因を遡及し、ブレークダウンした上での検討が重要となる。上記で Cs-135 のピークフラックス値に影響したケースについて、このような検討を行った結果を図 1.3-22 に示す。図中、左図で観察された特徴的フラックス形状は、1 段階目の遡及で緩衝材中の核種分配係数の違いや、急激な低下に基づくことが示され、さらに 2 段階目の遡及により、これらがイオン交換反応に基づく分配係数設定モデルやモンモリロナイトの消失に困っていることが分かった。このような検討を行うことができることは、リンクージュをさせた評価手法のメリットの一つになると考えられる。

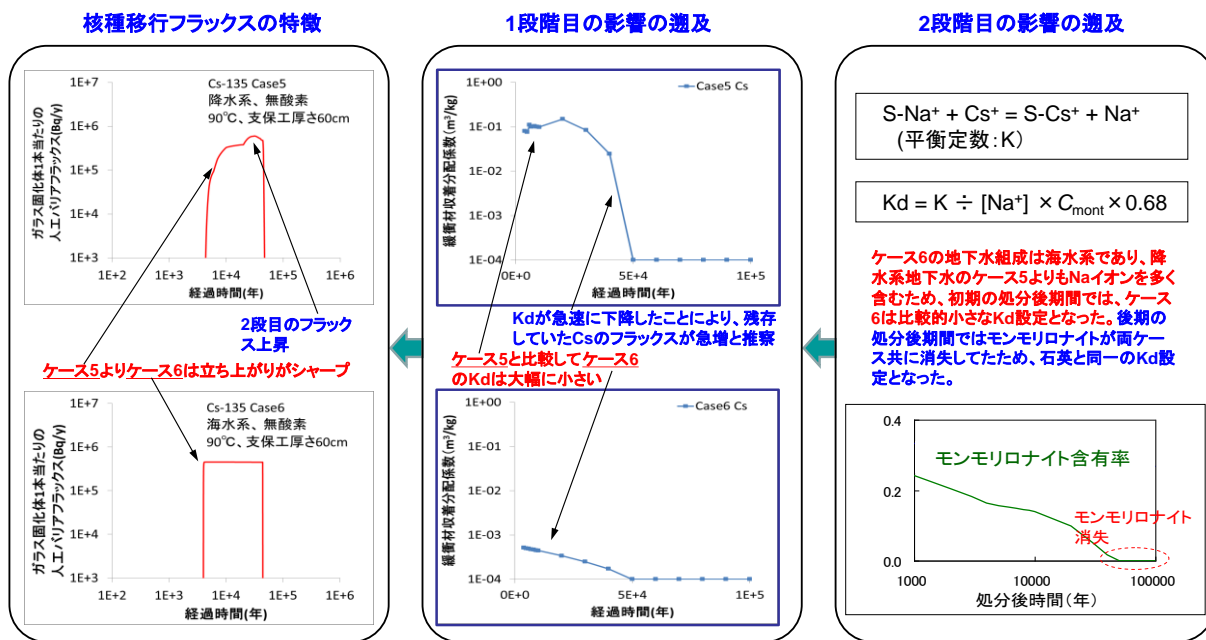


図 1.3-22 重要パラメータに対する影響因子の遡及の一例

また、支保工が介在しない処分構造や地下水組成の設定によっては、OPの早期破損が発生する可能性があることが示された。これは移行フラックスの早期上昇に直結するため、オーバーパックの寿命は重要パラメータとして抽出すべきであると判断された。オーバーパックの寿命には、処分構造が影響していることが示唆された。一般的に、セメント支保工が緩衝材と接する処分構造の方が、より緩衝材にアルカリ影響を与えられていると考えられているが、必ずしもオーバーパック早期破損というシナリオ分岐に結びつくような影響が生じないことを示している。また、緩衝材と支保工が接する処分構造では、長期間に亘る緩衝材中の間隙水組成、鉱物組成の変遷に対して、セメントの物質移行パラメータが重要因子となることが示唆された。これは支保工が厚いほど顕著になるものと考えられる。このような結果は、リンケージによる一連の影響の連鎖を、処分システムに対して解析できるようになった大きなメリットと考えられる。

以上の結果や他の実施項目の結果をふまえて、安全評価上重要な廃棄体や人工バリア材の特性や構成等の基本的要件（安全機能）の観点から、安全評価の妥当性を判断するための判断指標について、昨年度示したものをベースに再整理した。このうち、初期条件の設定に係る判断指標は、事業者が申請書に記載すべき埋設施設の基本設計ないし基本的設計方針の妥当性を判断する上で重要な項目である。

(2) 隆起・侵食のシナリオを対象とした安全評価

天然バリア領域においては、比較的既往の水理・水質データが多く存在する幌延地下研究施設周辺の情報を基に、地質環境条件（2次元の水理、地質・地質構造、隆起・侵食条件、化学環境等）を設定し、隆起・侵食による地表面の削剥によって処分場の対地深度が変化した場合の核種移行経路、移行経路中の地下水流速、化学環境（塩水/降水境界）の変化を地下水流動解析、塩分濃度解析およびトラジェクトリー解析から求めた（図 1.3-23）。さらに、塩水/降水境界の位置と処分場の対地深度の関係から、処分場内の水質条件（塩水系及び降水系）を決め、

その解析結果と、ガラス固化体やオーバーパック及びベントナイト系緩衝材の性能評価、ならびに核種移行パラメータの評価とのリンケージを図り、人工バリア及び天然バリアにおける核種移行解析を行った。以上の隆起・侵食を想定したシナリオに対する解析イメージを図 1.3-24 に示す。なお、一連の隆起・侵食シナリオを対象とした解析の詳細は第 8 章に示す。

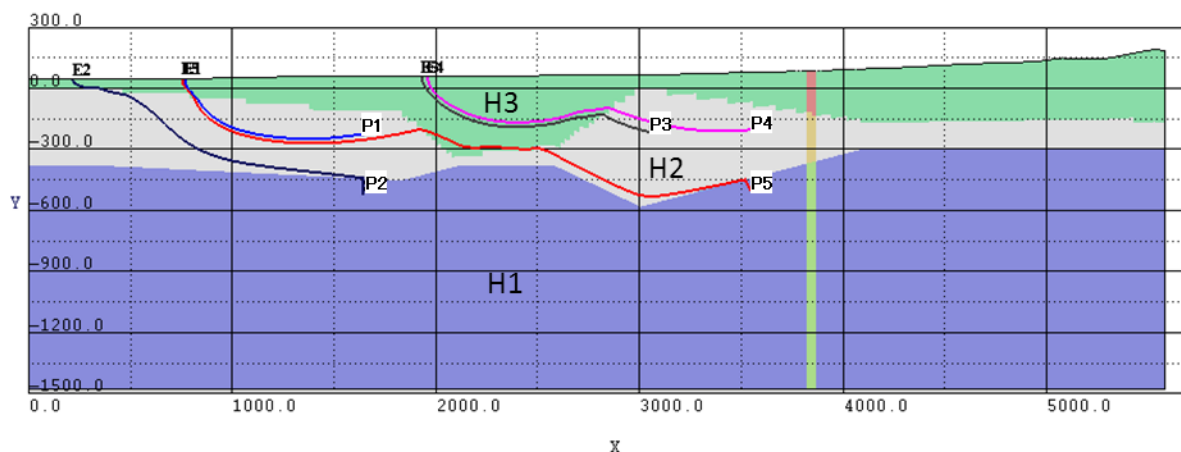


図 1.3-23 トラジェクトリー解析の結果例（6 万年後の流跡線図、Case2：隆起・侵食による処分場の対地深度の減少及び隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水性の上昇を考慮）

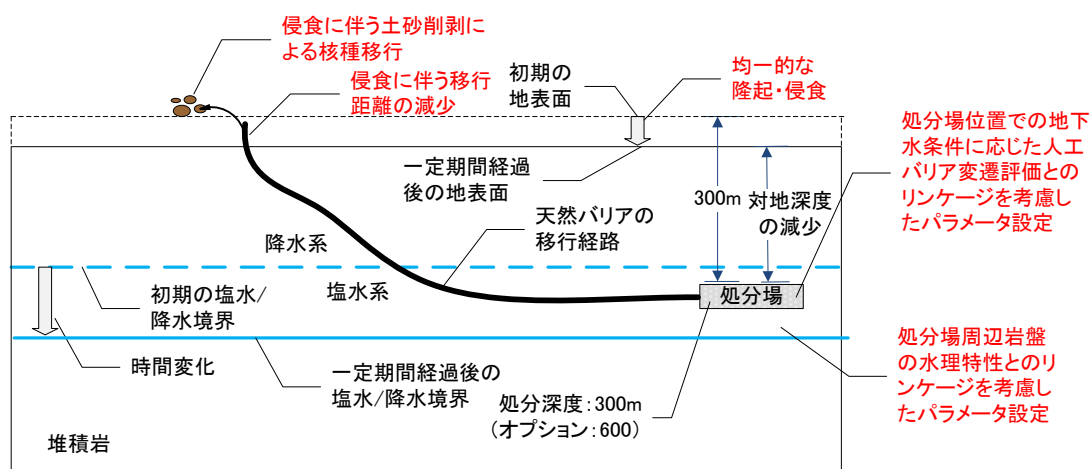


図 1.3-24 隆起・侵食シナリオの解析イメージ

天然バリアの地質環境条件、及び核種移行パラメータといった各因子の重要度を分析するために、核種移行解析の結果から人工バリア及び天然バリアからの Se-79 及び Cs-135 の移行フラックスを算出し、それぞれのバリアからの移行フラックスの変化を各因子の変動との関係で整理した。

その結果、人工バリア内の水質条件の違い（塩水系/降水系）が、ガラス溶解速度及び Se の緩衝材中の分配係数を変化させ、人工バリアからの Se-79 及び Cs-135 の移行フラックスを変動させる可能性があることが示された（図 1.3-25 参照）。特に、塩水系の水質条件では、ガラ

ス溶解速度が1桁増加するため、処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間は重要になると考えられる。また、10万年の隆起・侵食の進行に伴う処分場周辺岩盤の地下水流速の増加の影響を考慮したとしても、10万年間にわたって変質した緩衝材中の地下水流速が移流支配になることはなかった。以上のことから、人工バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食のシナリオにおいて、隆起・侵食の進行に伴って10万年程度の処分場周辺岩盤の地下水流速が増加するという因子の感度は低いものの、塩水・降水境界の位置と処分場の対地深度の関係、特に処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間が影響因子として重要であるといえる。

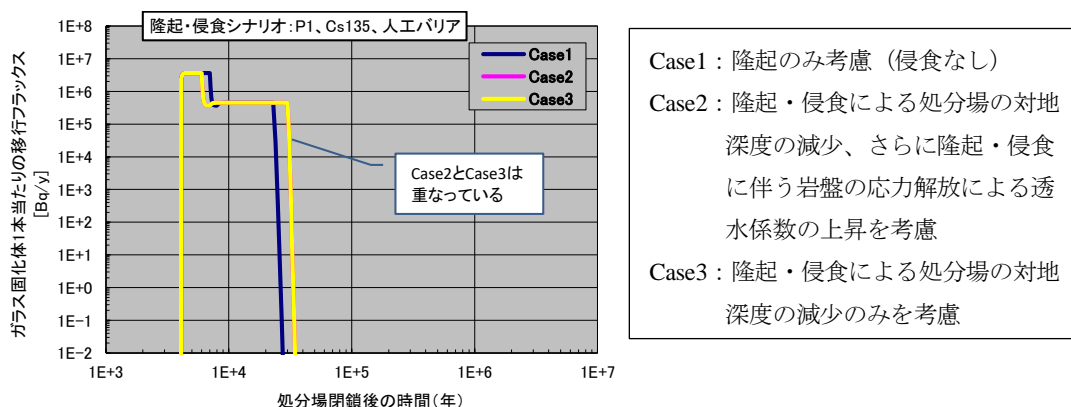
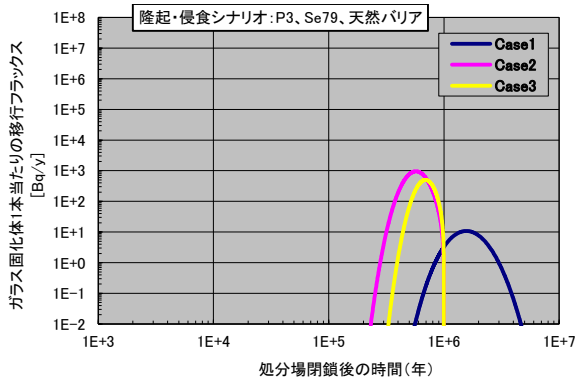
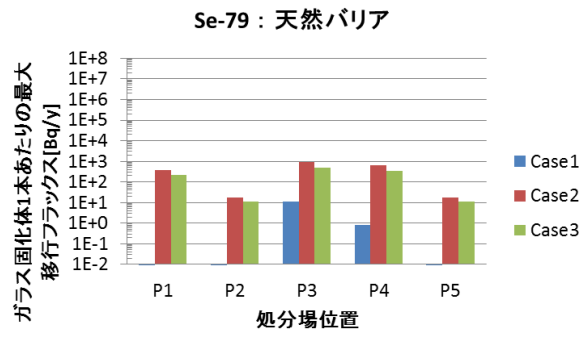


図 1.3-25 隆起・侵食シナリオの処分場位置 (P1) における人工バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による Cs-135 の移行フラックス

隆起・侵食シナリオにおける地質環境条件の変化が、天然バリアからの移行フラックスに与える影響を見ると (図 1.3-26 参照)、侵食を想定しないケース (Case1) は、侵食を想定したケース (Case2 と 3) に比べて数オーダー以上移行フラックスが低下しており、侵食速度は極めて重要な因子であるといえる。また、隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇については、Case2 と Case3 の比較にあらわれているように、侵食速度ほどの感度はないものの影響はあるといえる。処分場深度については、P1 と P2、あるいは P4 と P5 の比較に見られるように、処分場深度のより深い P2 と P5 (深度 600m) の方が、移行距離は大きく、地下水流速はより小さくなり、その効果があらわれている。また、Cs の天然バリア (堆積岩) の分配係数は、塩水系で $0.05 \text{ m}^3/\text{kg}$ と降水系の $1/20$ であり、Cs-135 の結果では、塩水系の移行距離の長い処分場位置のケースで移行フラックスが高い傾向を示し、塩水・降水境界の位置と移行経路 (距離) との関係も重要な因子であると考えられる。よって、天然バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食シナリオにおいて、侵食速度、隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇、処分場深度、塩水・降水境界の位置と移行経路 (距離) との関係が重要であり、その中でも侵食速度が最も重要であるといえる。



(a) 処分場位置 (P1)



(b) 隆起・侵食条件、処分場位置による違い

(*)Case1 の P1,2,5 の移行フラックスは 1E-2Bq/y である。

図 1.3-26 隆起・侵食シナリオの天然バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス

第1章の参考文献

- (1) 武田聖司・木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析, パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.
- (2) 武田聖司・山口徹治・長澤寛和・渡邊正敏・関岡靖司・神崎裕・佐々木利久・落合透・宗像雅弘・田中忠夫・木村英雄・中山真一, 高レベル放射性廃棄物地層処分の安全性の評価—地層処分の不確かさに対する確率論的解析手法の試適用— (受託研究), JAEA-Research 2009-034, 2009.
- (3) Okada, Y., Internal deformation due to shear and tensile faults in a half-space, Bull. Seism. Soc. Am., 82, pp.1018-1040, 1992.
- (4) 原子力安全委員会, 放射性廃棄物の安全規制における共通的な重要事項について, 2004.
- (5) DOE, Yucca Mountain Repository License Application - SAFETY ANALYSIS REPORT -, DOE/RW-0573, Rev.0, 2008.
- (6) NDA, Geological Disposal- Generic Post-closure Safety Assessment, NDA/RWMD/021, 2010.
- (7) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01, 2011.
- (8) NAGRA, Project Opalinus Clay: Safety Report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste, NTB 02-05, 2002.
- (9) POSIVA, Interim Summary Report of the Safety Case 2009. POSIVA 2010-02, 2010.
- (10) ANDRA, Dossier 2005 Argille, Safety evaluation of a geological repository, 2005.

2. 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

2.1 全体概要

本章では、廃棄体や人工バリア材の性能評価手法を整備するために、ガラス固化体の溶解／変質、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化の評価に適用可能な評価モデルの検討を行った。

「ガラス固化体の溶解モデルの作成」では、これまでに整備したガラス固化体の溶解速度モデルの処分環境への適用性を向上させるために、我が国で想定される処分場の化学環境(温度、塩分濃度等の水質)を対象とした検討を行った。具体的には、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境として、海水成分の一つであるマグネシウムイオンに着目した検討に加えて、処分場の構造上、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、セメント構造材やオーバーパックに起因するカルシウムイオンや鉄イオンに着目した検討を行った。これら検討結果をふまえてガラス固化体の溶解速度モデルを改良し、処分環境へ適用可能な手法としてその適用範囲と限界を提示するとともに、モデルを用いたガラス固化体からの核種溶出に係る計算を実施した。

「放射化金属の腐食モデルの作成」では、使用済燃料被覆管(ハル)の母材であるジルコニウム系合金(ジルカロイ)の腐食速度に関して、高温域で提唱されている既往の経験則モデルの処分環境条件への適用性を検討するために、地下水の化学環境(塩分濃度、酸化還元電位、温度等)を変化させた室内実験及び解析を実施して経験則モデルの検証を行うとともに、安全評価への適用可能について検討した。

「オーバーパックの腐食モデルの作成」では、局部腐食判定モデルについて、実際の処分環境で想定される温度、地下水化学環境下を考慮した室内実験を行い、昨年度までに未検証となっていた条件での検証を行うとともに、処分環境で適用可能となるようにモデル改良を行った。全面腐食速度に関しては、炭素鋼の腐食試験データから腐食性と表面皮膜の保護性に及ぼす温度影響の整理及び水素吸収挙動についての実験的検討を行うとともに、律速プロセスを考慮した新たな腐食速度モデルを提案した。高pH環境におけるSCCに関しては、昨年度までに実施した試験条件に対して割れ感受性に及ぼす温度の影響を調べた。これらに加えて、炭素鋼以外のオーバーパック候補材の腐食現象についての検討も実施した。

「緩衝材の劣化モデルの作成」では、地下環境条件下で適用可能な緩衝材劣化に係るモデルを構築するため、これまでに「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」において整備した評価モデル(セメント間隙変遷モデル、透水係数評価モデル等)の検証を長期な試験データを用いて行うとともに、当該モデルの安全評価への反映方法に係る検討を行った。さらに、海外の地下施設で採取された粘土材料とセメント材料が接触した観察データを用いて再現計算を実施し、複合系材料における長期評価の妥当性を確認した。また、MC-BUFFERの熱解析やリスタート計算を行う機能を拡充することにより、解析における再現性や利便性の向上を図った。

2.2 ガラス固化体の溶解モデルの作成

2.2.1 背景・目的

地層処分場の閉鎖後において、ガラス固化体は放射性核種の溶出を抑制する人工バリアとしての機能が期待されている。ガラス固化体は、放射性核種を化学的に安定な酸化物であるホウケイ酸ガラスのマトリクス中に固溶し固定化した廃棄体である。したがって、ガラス固化体が機械的な外力によって損壊した場合でも、放射性核種はガラスマトリクス中に保持され、このガラスマトリクスが溶解/変質することによって消失しない限り、核種が外部に放出されることはない。これは、地層処分において安全機能が期待される他のバリア、例えばオーバーパック、緩衝材もしくは天然バリアなどとガラス固化体が性質を異にする特徴である。

ガラス固化体に地下水が接触すると溶解/変質が生じ、それにともない放射性核種が溶出することが想定されるため、ガラス固化体の溶出抑制機能の性能を評価するためには、処分環境をふまえたガラス固化体の長期的な溶解/変質速度の評価が必要となる。

ガラス固化体は、シリカ (SiO_2) やホウ酸 (B_2O_3) を主成分とした網目と呼ばれる非晶質の構造を有するホウケイ酸ガラスを母材とし、網目の中にナトリウム (Na) などの修飾元素や廃棄物元素などが取り込まれている。ガラスの溶解挙動は従来から多くの研究報告のある非晶質シリカ ($\text{SiO}_2(\text{am})$) などのケイ酸塩鉱物の溶解挙動と類似している⁽¹⁾⁽²⁾。すなわち、ガラスからみて溶液中の溶存 Si が十分未飽和で化学親和力が大きい条件では、網目構造を形成する Si-O 結合の加水分解反応による切断や、ケイ酸 (H_4SiO_4) の脱離などによるガラスマトリクスの溶解 (以下「マトリクス溶解」) が支配的となり、このような溶解が進行する状態は Stage I と呼ばれている。また、溶存ケイ酸濃度が増加して飽和に近づき、ガラス/溶液間の化学親和力が減少するとマトリクス溶解は抑制される⁽¹⁾。

このような溶解特性をふまえて、ガラス固化体の溶解速度式としては、シリカの一次溶解反応式を基にした(2.2-1)式で表される速度式が提唱されている⁽¹⁾。ここで、 k^+ はガラス固化体の組成や溶液の pH、温度に依存する速度定数であり、Q と K はそれぞれ溶液中のイオン活量積と飽和における平衡定数、 $[\text{H}_4\text{SiO}_4]$ と $[\text{H}_4\text{SiO}_4]_{\text{sat}}$ はそれぞれ溶液中のケイ酸活量と飽和における活量である。

飽和から遠く化学親和力が大きい条件、すなわち(2.2-1)式の $(1-Q/K)$ が1に近い条件における右辺第1項の pH 依存性、温度依存性については、比較的コンセンサスが得られている。

シリカの場合は、ケイ酸の活量と飽和における活量が等しくなると溶解速度はゼロになる。

一方、ガラス固化体の場合も、溶液中のケイ酸の活量が高くなると溶解速度は低下し、ガラス固化体からのケイ素 (Si) の溶出も止まるが、その後もガラス固化体はホウ素 (B) や Na などの可溶性元素を放出しながらゆっくりと溶解/変質する (図 2.2-1 参照)。これは、ガラス固化体がシリカのように水溶液中で熱力学的平衡にはならず、(2.2-1)式においてガラス固化体の Q が K に達することがないためと考えられている。このゆっくりとしたガラス固化体の溶解/変質速度は“残存溶解速度” (residual rate) とも呼ばれ、時間とともに低下することが知られている。このような溶解/変質が進行する状態は Stage II と呼ばれており、一般的に、Stage II における溶解/変質速度は Stage I のマトリクス溶解速度に比べて非常に小さい⁽¹⁾。

$$k = k^+ \cdot \left(1 - \frac{Q}{K}\right) \cong k^+ \cdot \left(1 - \frac{[\text{H}_4\text{SiO}_4]}{[\text{H}_4\text{SiO}_4]_{\text{sat}}}\right) \quad (2.2-1)$$

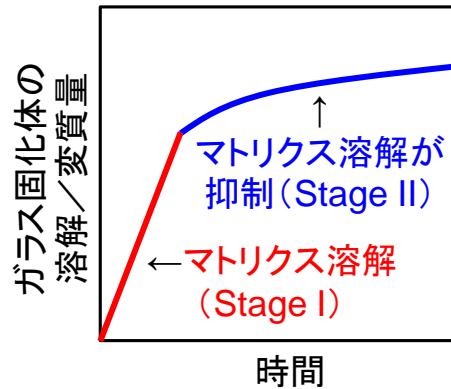


図 2.2-1 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係

地層処分で想定されるような地下水の流れが遅い条件では、短期的にはガラス固化体は主構成元素である Si の溶出にともないマトリクス溶解するものの、長期的にはガラス固化体周辺の液中 Si が高い濃度で維持されることによって Stage II の状態が成立し、マトリクス溶解が抑制され、いわゆる“残存溶解速度”で溶解/変質が進行すると考えられている⁽³⁾。

一方、安全規制の視点としては、ガラス固化体の溶解/変質速度の設定が確からしいか、あるいは少なくとも保守的な設定であるのかについての妥当性を判断するために、科学的裏付けのある溶解/変質速度モデル（以下「溶解速度モデル」）を整備しその適用条件・範囲を把握しておく必要がある。また、人工バリアあるいは多重バリアを介した核種移行評価結果の妥当性判断に必要な確率論的安全評価手法を整備するためには、ソースタームとしてのガラス固化体について、溶解速度モデルをふまえた溶解/変質速度設定が必要である。

平成 21 年度までの検討では、いくつかの仮説への絞り込みとその実験的検証を行うことにより、Stage II における溶解/変質速度が時間とともに減少するという溶解速度モデルについては一定の成立性があると判断された⁽⁴⁾。これにより、Stage II が成り立つ環境であれば、例えばガラス固化体の長期の溶解/変質速度として一定速度を設定することは保守性の観点から妥当であるとした。

平成 22 年度は、ガラス固化体の溶解/変質に関して、pH 及び温度以外の影響因子の有無や影響程度についての知見が乏しかったことから、我が国の地層処分で想定される地下水を始めとする処分環境に着目し、淡水、海水及び酸化/還元雰囲気の影響について実験的検討を行った。その結果、海水中では、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されることなく溶解/変質が進展したことから、このような溶液環境では、平成 21 年度までに整備した Stage II における溶解速度モデルを適用できない可能性があることが分かった⁽⁵⁾。

このように、マトリクス溶解が抑制されない原因としては、(2.2-1)式の Q が K に比べて小さい状態、すなわち化学親和力の大きい状態が維持されることが挙げられる。上述したように、ガラス固化体は水溶液中で熱力学的平衡にはならないことから、ガラス固化体から溶出した Si は熱力学的により安定なケイ酸塩として析出する。Na 濃度の高いアルカリ条件で生成しやすいゼオライト系鉱物の一種の方沸石 (analcime) のように、ガラス固化体表面近傍において、ケイ酸塩が二次相として生成し Si が速やかに消費されると、ガラス固化体の溶液に対する化学親和力の大きい状態が維持されることにより、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されない現象が生じる。これは、有限の溶液中においてガラス固化体の溶解速度がいったん減少した後、再び急激に増加する現象 (resumption) として知られている。ガラス固化体の性能評価の妥当性を判断する際には、処分環境を考慮して、resumption が長期にわたって生じる可能性の有無を

判定することがきわめて重要であり、そのためには、ガラス固化体の溶解／変質に伴い生成するケイ酸塩の特性を把握することが必要となる。

処分環境においてガラス固化体はオーバーパック（OP）に封入された状態で埋設される。オーバーパックの候補材は炭素鋼であることから、ガラス固化体の周りには大量の鉄（Fe）が共存する環境（OPに含まれる鉄のモル数はガラス固化体に含まれるSiのモル数の約50倍）が長期にわたって維持される。したがって、もしもOPから供給されたFeイオンがガラス固化体のSiを消費して鉄ケイ酸塩を生成する反応が長期的かつ支配的に起こり、resumptionが生じるとすると、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されず、ガラス固化体の溶出抑制機能に及ぼすインパクトはきわめて大きい。

これを受けて平成23年度は、SiとFeのみを考慮した25°Cの系における熱力学的な観点からの検討や、人工バリア／地下水系の地球化学解析による検討、既往研究における観察結果、ならびに鉄ケイ酸塩の生成確認試験による検討を行った⁶⁾。

その結果、地層処分環境においてガラス固化体に接触する地下水特性（pH及びEh）を考慮すると、ガラス固化体とOPの境界付近において鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に維持される可能性を否定できないことがわかった。これにより、直ちにガラス固化体のマトリクス溶解が長期的に維持されると結論付けることはできないものの、保守側の考え方に拠れば、鉄ケイ酸塩の生成の可能性が排除できない場合は、ガラス固化体が一定の速度で溶解／変質するものとして溶解／変質速度を設定すべきとした⁶⁾。

また、平成23年度までに得られた知見をふまえて、安全評価におけるガラス固化体の溶出抑制機能評価の妥当性の判断指標を整理した。

今年度は、これまでに室内実験で確認されたガラス固化体の溶解速度モデルの実環境への適用性を向上させるために、我が国で想定される処分場の化学環境を対象としたガラス固化体の溶解速度モデルの改良を行う。

具体的には、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境を考慮して、平成22年度にガラス固化体のマトリクス溶解を抑制しない因子である可能性を指摘した海水成分の一つであるマグネシウム（Mg）イオンに着目し、ガラス固化体の溶解／変質挙動と溶液中Mgイオン濃度との関係や、マトリクス溶解が抑制されたStage IIの状態ではMgイオンが加わった場合におけるガラス固化体のresumptionの可能性について検討する。

また、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、処分場の支保工などに使用されるセメント系材料を起源とするカルシウム（Ca）イオンと、OPを起源とするFeイオンに着目し、ガラス固化体の溶解／変質挙動に及ぼす影響について検討する。このうちFeイオンについては、平成23年度に実施したSiやFeのみの系に加えて、ガラス固化体やベントナイト、地下水に含まれる成分が共存する系における鉄ケイ酸塩の生成条件とその温度依存性について熱力学的検討を行うとともに、ナチュラルアナログデータを用いた検討を行う。

上記検討結果をふまえて、これまでに基本構築された現象論や機構論を考慮したガラス固化体の溶解速度モデルをベースに必要に応じた改良を行い、我が国で想定される処分環境において適用可能な手法としてその適用範囲を限界とともに提示する。適用範囲や限界については、安全評価におけるガラス固化体の溶出抑制機能評価の妥当性を初期条件やモデル、パラメータ設定の観点で判断する際の判断指標とともに提示する。さらに、溶解速度モデルを用いてガラス固化体の溶解／変質とそれに伴う人工バリアからの核種溶出等に係る計算を実施する。これらの計算については第8章に示す。

2.2.2 ガラス固化体の溶解／変質挙動に及ぼす Mg イオンの影響

(1) ガラス固化体の溶解／変質量の指標

ガラス固化体の溶解／変質量は、ガラスマトリクスの構成元素の一つであるホウ素 (B) の浸出量を指標とした。一般的に B は可溶性であり再析出を生じないため、B の浸出量を測定することによってガラスの溶解／変質量を定量することが可能である。

B を始めとする各元素浸出量は、(2.2-2)式で定義される規格化質量損失 (Normalized Elemental Mass Loss、以下「NL」) によって整理した。これは、各元素の浸出量をガラス固化体中の元素含有率と表面積で除した値であり、ガラス固化体が均一に溶解し、溶液中で再析出等を生じなければ、全ての元素についてこの NL が同じ値となる。

$$NL_i = \frac{m_i}{f_i \cdot SA} \quad (2.2-2)$$

ここで、
NL_i : 元素 i の規格化質量損失 (g/m²)
m_i : 浸出した元素 i の質量 (g)
f_i : ガラス固化体試料中の元素 i の質量分率
SA : ガラス固化体試料の表面積 (m²)

(2) 既往研究

平成 22 年度に、わが国の P0798 タイプ模擬ガラス固化体試料 (以下「ガラス固化体」、組成を表 2.2-1 に示す) を用いて人工海水中での浸出試験を行った。その結果、人工海水中に含まれる Mg イオンがガラス固化体から溶出した Si を消費してマグネシウムケイ酸塩を生成することによって、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されることなく溶解／変質が進展する可能性が示された⁽⁵⁾。

また、Maeda et al.⁽⁷⁾は、同じ組成のガラス固化体を用いて、初期 Mg 濃度 1000 mg/l (0.041 mol/l) の塩化マグネシウム (MgCl₂) 溶液中におけるガラス固化体の浸出試験を大気雰囲気下にて 60℃ 及び 90℃ で実施した。浸出試験の概略図と試験条件を図 2.2-2 に示す。具体的には、テフロン製の試験容器にガラス固化体試料と溶液を入れ密封したものを複数個用意し、重量を測定した後、所定の温度に調整した恒温器内で静置した。所定の期間ごとに恒温器から取り出した試験容器を密封したまま室温まで自然放冷した。放冷後、試験容器の重量を測定して、浸出液の漏れや蒸発による有意な重量減が無いことを確認した後に、試験容器の蓋を開け、浸出液の pH を pH メータによって測定した。その後、浸出液を孔径 0.45 μm のフィルタでろ過し、ろ液を 1.0 % 硝酸溶液に調整して元素濃度測定用試料とした。pH 測定の際の校正には、6.86 および 9.18 (ともに 20℃での値) の pH 標準液を用いた。元素濃度の定量には、誘導結合プラズマ発光分析装置 (ICP-AES) を使用した。

表 2.2-1 P0798 タイプ模擬ガラス固化体組成

Oxide	wt%	Oxide	wt%	Oxide	wt%
SiO ₂	46.60	Cs ₂ O	0.75	SeO ₂	0.02
Al ₂ O ₃	5.00	SrO	0.30	TeO ₂	0.19
Fe ₂ O ₃	2.04	BaO	0.49	Y ₂ O ₃	0.18
CaO	3.00	ZrO ₂	1.46	La ₂ O ₃	0.42
Na ₂ O	10.00	MoO ₃	1.45	CeO ₂	3.34
B ₂ O ₃	14.20	MnO ₂	0.37	Pr ₈ O ₁₁	0.42
Li ₂ O	3.00	RuO ₂	0.74	Nd ₂ O ₃	1.38
ZnO	3.00	Rh ₂ O ₃	0.14	Sm ₂ O ₃	0.29
P ₂ O ₅	0.30	PdO	0.35	Eu ₂ O ₃	0.05
Cr ₂ O ₃	0.10	Ag ₂ O	0.02	Cd ₂ O ₃	0.02
NiO	0.23	CdO	0.02		
Rb ₂ O	0.11	SnO ₂	0.02		

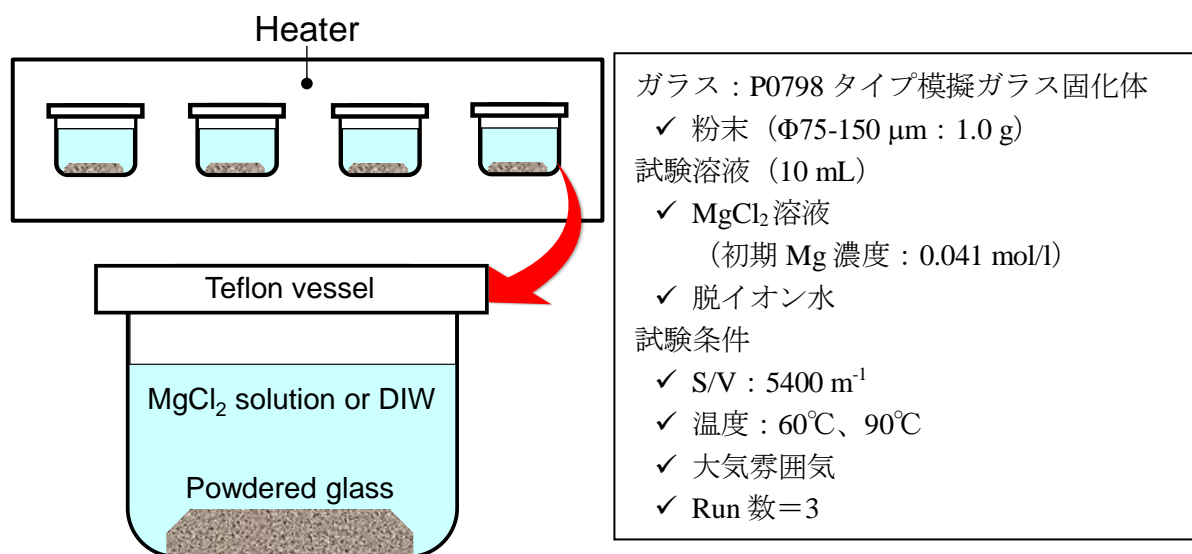


図 2.2-2 浸出試験の概略図と試験条件⁽⁷⁾

図 2.2-3 は、粉末状ガラス固化体を浸漬した 60°Cの脱イオン水系と初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液系での、B の NL と Mg イオン濃度の時間変化を示したものである⁽⁷⁾。

図 2.2-3 より、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液中では、脱イオン水中に比べて B の NL、すなわちガラス固化体の溶解/変質量が多く、約 100 日間の試験期間をとおしてマトリクス溶解が抑制された Stage II は観察されないことがわかる。また、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液中では、ガラス固化体の溶解にともない浸出液中 Mg イオン濃度が減少していることがわかる。

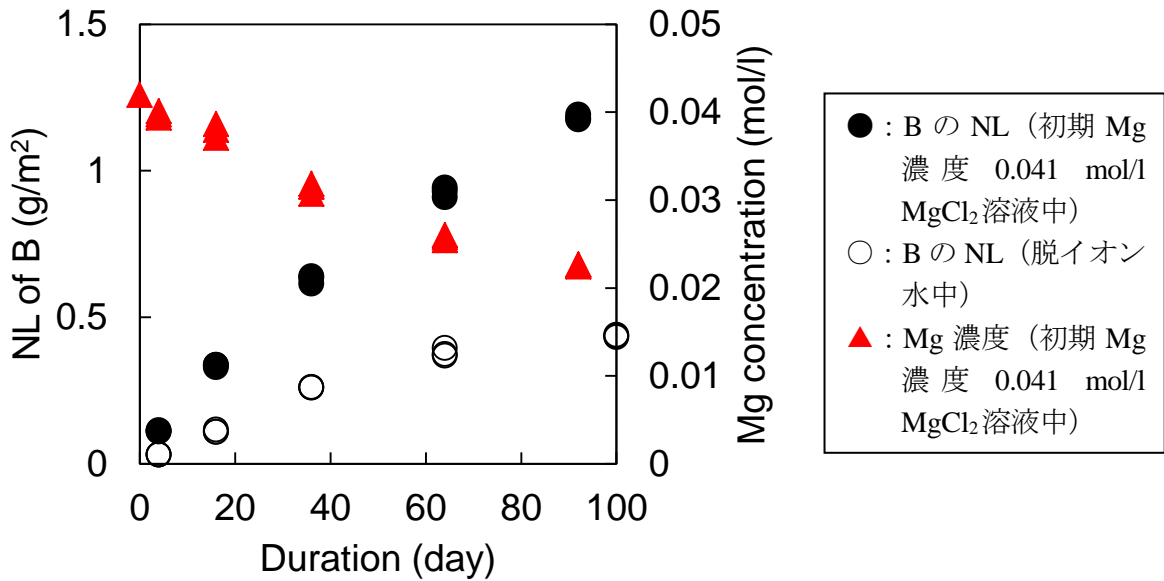


図 2.2-3 粉末状ガラス固化体を浸漬した 60°Cの脱イオン水中及び初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係⁽⁷⁾

一方、90°Cで行った初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液系における B の NL と Mg イオン濃度の時間変化を図 2.2-4 に示す⁽⁷⁾。90°Cの条件では図 2.2-3 に示した 60°Cの初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液系に比べて浸出液中 Mg イオン濃度が速やかに減少しており、試験開始から 36 日目には浸出液中からほとんどの Mg イオンが失われていることがわかる。また、浸出液中の Mg イオンが失われた後は、B の NL の増加速度、すなわちガラス固化体の溶解/変質速度が低下しており、マトリクス溶解が抑制された Stage II が観察される。

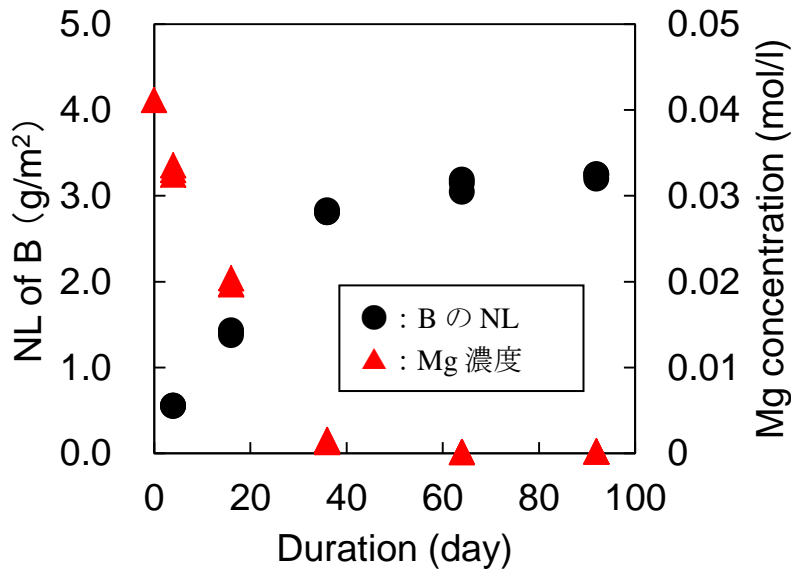


図 2.2-4 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°Cの初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係⁽⁷⁾

(3) 試験方法

(2) 項で示した初期 Mg 濃度 0.041 mol/l (1000 mg/l) の MgCl₂ 溶液中でのガラス固化体の溶解/変質挙動との比較を行い Mg イオン濃度の影響を確認するため、初期 Mg 濃度を 1/10 の 0.0041 mol/l (100 mg/l) にした同様の条件でのガラス固化体の浸出試験を実施した。浸出試験条件を表 2.2-2 に示す。

表 2.2-2 浸出試験の概略図と試験条件

ガラス : P0798 タイプ模擬ガラス固化体
✓ 粉末 (Φ75-150 μm : 1.0 g)
試験溶液 (10 mL)
✓ MgCl ₂ 溶液 (初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l)
試験条件
✓ S/V : 5400 m ⁻¹
✓ 温度 : 90°C
✓ 大気雰囲気
✓ Run 数=1

(4) 試験結果と考察

初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l の MgCl₂ 溶液系における B の NL と Mg イオン濃度の時間変化を図 2.2-5 に示す。図 2.2-4 に示した初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の場合に比べてガラス固化体の溶解/変質量は少なく、試験開始後約 3 日目には浸出液中からほとんどの Mg イオンが失われ、その後は Stage II が観察される。

図 2.2-4 と図 2.2-5 の結果が得られた浸出試験においては、ガラス固化体試料の種類や形状を始め、温度や溶液 pH など、初期 Mg イオン濃度以外の条件は同じであることから、液中 Mg イオンがガラス固化体の溶解/変質を促進していることが明らかになった。

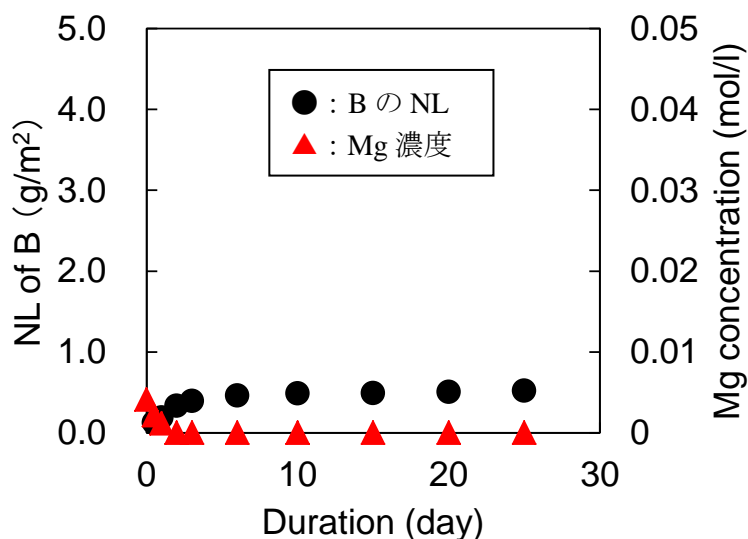


図 2.2-5 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における B の NL 及び Mg イオン濃度と時間の関係

図 2.2-4 の結果が得られた浸出試験と同様の条件で、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の $MgCl_2$ 溶液中に 90°C で 64 日間浸出させたガラス固化体粉末の表面について、走査型電子顕微鏡 (SEM) を用いた分析を行った。図 2.2-6 に示した SEM 写真から、層状に析出した物質 (以下「析出層」) に覆われている領域(a)と、析出層が剥がれている領域(b)が観察できる。

領域(a)と(b)について、エネルギー分散型 X 線分析装置 (EDS) を用いた分析を行い、各元素に対するピークカウントから組成を換算した結果を表 2.2-3 に示す。表 2.2-3 には、比較のために、未変質ガラス固化体についての分析/換算結果も示した。これらのピークカウント数は相対値であり、定量的な議論はできないものの、表 2.2-3 より、領域(b)の組成は未変質ガラス固化体に近いことがわかる。

また、表 2.2-3 から、領域(a)では、領域(b)や未変質ガラス固化体に比べて Mg 濃度が高く Si も多く含まれていることがわかる。表 2.2-4 より、同浸出条件では 64 日目には浸出液中に Mg はほとんど存在しておらず、かつガラス固化体の溶解/変質も進行していることから、試験初期に液中に存在した 0.041 mol/l の Mg イオンの大部分がガラス固化体表面に領域(a)のような析出層を形成していると推察される。

この Mg と Si を含む析出物を同定するために、図 2.2-7 に示す方法 (以下「標準法」) で X 線回折装置 (XRD) を用いて浸出試験後のガラス固化体粉末試料の分析を行ったが、有意な X 線回折ピークは得られなかった。そこで、 $10 \times 10 \times 1.0$ mm に成型したクーポン状ガラス固化体を用いて、図 2.2-4 の結果が得られた試験と同様の条件で浸出試験を行い、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の $MgCl_2$ 溶液中に 90°C で 100 日間浸出させたクーポン状ガラス固化体について、図 2.2-8 に示す薄膜分析法 (以下「薄膜法」) で XRD 測定を行い、ガラス固化体表面を分析した。XRD 分析結果を図 2.2-9 に示す。得られた X 線回折ピークより、Mg と Si を含むマグネシウムケイ酸塩鉱物である saponite-18A ($Ca_{0.3}Mg_3(Si, Al)_4O_{10}(OH)_2 \cdot 6H_2O$) が生成している可能性が示唆された。

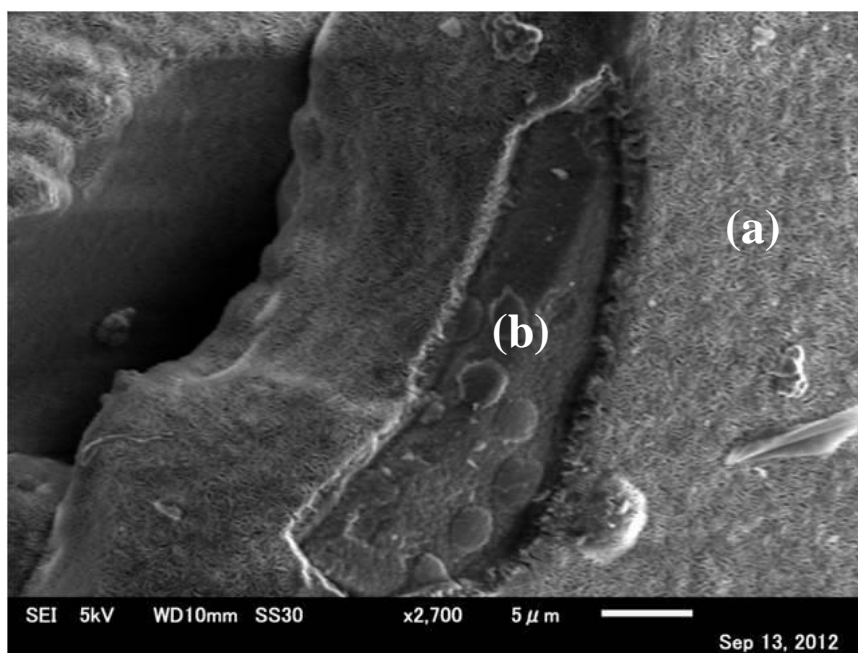


図 2.2-6 90°C の条件で初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の $MgCl_2$ 溶液中に 64 日間浸出させたガラス固化体表面の SEM 写真

表 2.2-3 EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウント数から換算した組成割合 (%)

化学式	(a) 変質層部分	(b) 剥がれている部分	未変質ガラス固化体
Al ₂ O ₃	4.32	6.66	6.07
CaO	2.14	4.41	4.82
CeO ₂	3.97	7.66	5.55
FeO	2.69	4.89	3.13
MgO	21.4	1.73	0
Na ₂ O	4.90	13.9	20.0
SiO ₂	47.9	48.7	49.3
ZnO	5.80	2.06	2.68
ZrO ₂	1.95	4.55	3.69

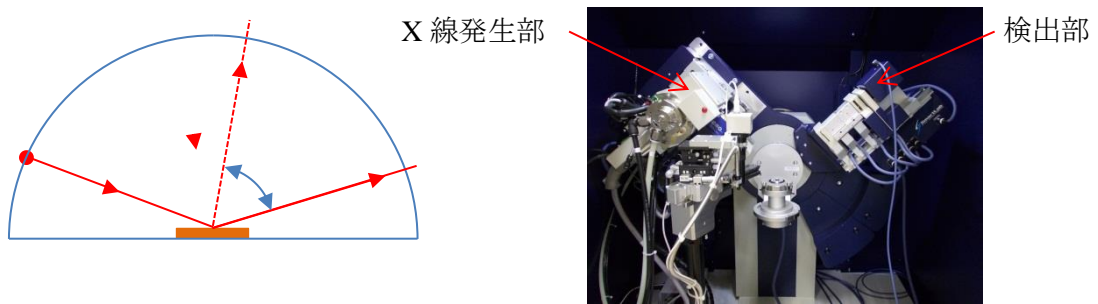


図 2.2-7 標準法の光学系の概念図と写真

(X線が試料中にも深く侵入し、試料表面部のみの情報が得られない。また、ガラス固化体試料表面の析出物を標準法で測定するとガラス母材のハローピークが妨害線となる)

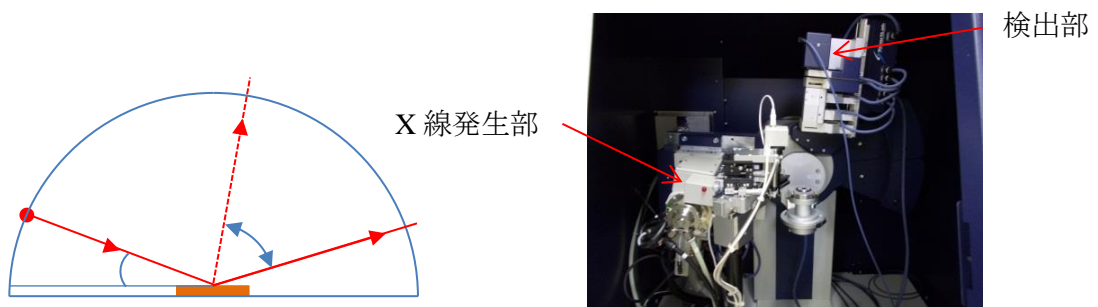


図 2.2-8 薄膜法の光学系の概念図と写真

(X線の入射角 2~0.5° で試料表面すれすれに入射し、試料表面部のみに X線を侵入させて表面部を主体とした分析が可能となる)

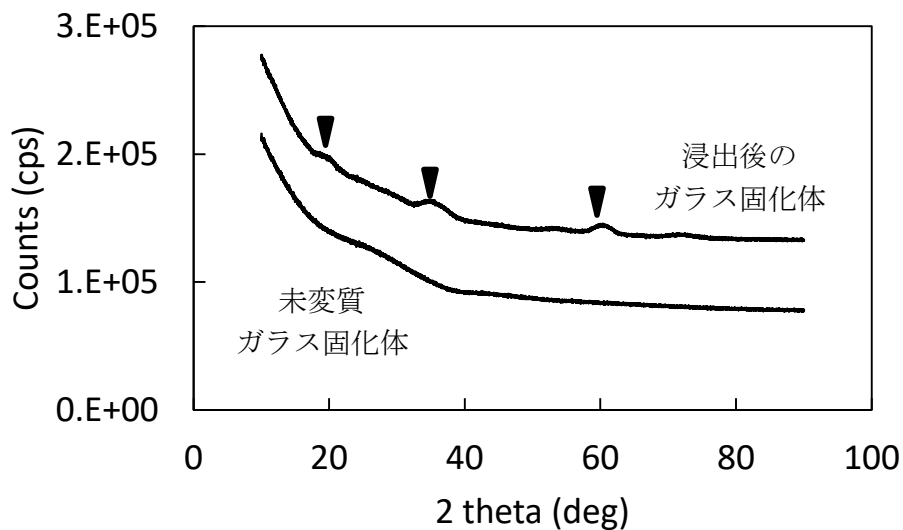


図 2.2-9 90°Cの条件で初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中で 100 日間浸出させたクーボン状ガラス固化体表面の XRD 分析結果(比較のため未変質ガラス固化体の結果も併記)

以上の結果から、Mg イオンを含む溶液中では、ガラス固化体の主構成元素である Si と液中 Mg イオンが化合し、二次鉱物としてマグネシウムケイ酸塩を生成・析出しているものと推察される。この反応により Si が消費され、図 2.2-3 や図 2.2-4 (36 日目まで) に示したように、ガラス固化体のマトリクス溶解が促進される状態が続いたものと考えられる。

ただし、液中 Mg イオンが枯渇するなどして、いったんガラス固化体の溶解が抑制されて stage II の状態となった後、再び高濃度の Mg イオンが接触した場合に、再び速い速度でガラス固化体の溶解が生じるかどうかは不明であったため、試験を行い確認した。具体的には、図 2.2-4 において浸出液中 Mg イオンが枯渇しガラス固化体の溶解速度が抑制された 64 日目に、浸出液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l (1000 mg/l) となるように再度 MgCl₂ を添加して、液中元素濃度の変化を観察した。B の NL と Mg イオン濃度の時間変化を図 2.2-10 に示す。B の NL の時間変化から、MgCl₂ を添加した 64 日目から再びガラス固化体の溶解が生じていることがわかる。

これは、いったん Stage II の状態となったガラス固化体の表面に形成された保護的な役割をする変質層が、再び添加された Mg イオンによって溶解したことが原因と考えられる。すなわち、Stage II の状態では、ガラス固化体表面に Si を主成分とした gel と呼ばれる変質層や、ガラスマトリクスの骨格をほぼ残したまま B や Na などの可溶性元素が溶出した水和層と呼ばれる変質層が形成され、これらが物質移行障壁となって“保護膜”として働く可能性が提唱されているが⁽¹⁾⁽⁸⁾、液中 Mg イオンが枯渇して Si 消費反応が終息した 36 日目から 64 日目までの間にこうした保護膜が形成されたものの、これらはいずれも Si を主成分としていることから、64 日目に再添加された Mg イオンが保護膜の Si を消費することによって、再びガラス固化体の溶解が進行したものと考えられる。

また、図 2.2-10 より、Mg イオン再添加後のガラス固化体の溶解/変質速度は、初期溶解速度よりも小さくなっていることから、保護膜の溶け残りか、あるいは図 2.2-6 に示した領域(a)のマグネシウムケイ酸塩と思われる析出層が物質移行の障壁となった可能性が考えられる。

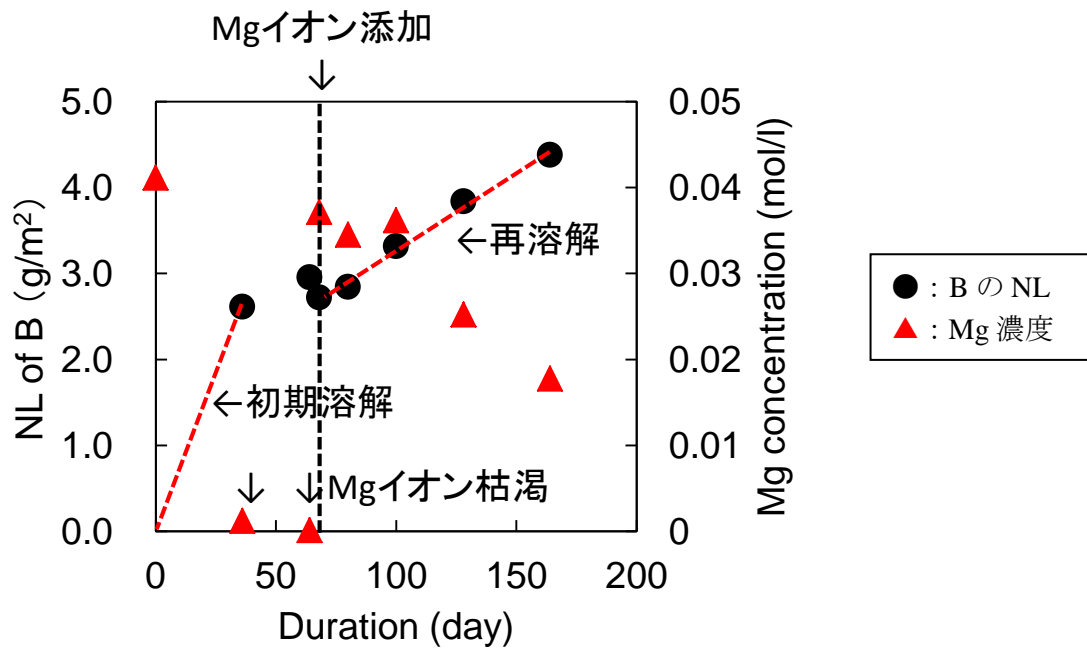


図 2.2-10 90°Cの初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液系でガラス固化体を浸出させ 64 日目に浸出液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l となるように MgCl₂ を添加した条件での溶液中 B 及び Mg イオン濃度と時間の関係

2.2.3 ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす Ca イオンの影響

図 2.2-11 に示したセメント/ベントナイト/OP から成る支保工と人工バリアの系に、淡水系及び海水系の地下水が浸入した条件での地球化学解析計算を平成 23 年度に実施した⁶⁾。OP とベントナイト境界での 1 万年間についての pH と Ca イオン濃度を算出した結果を図 2.2-12 に示す。

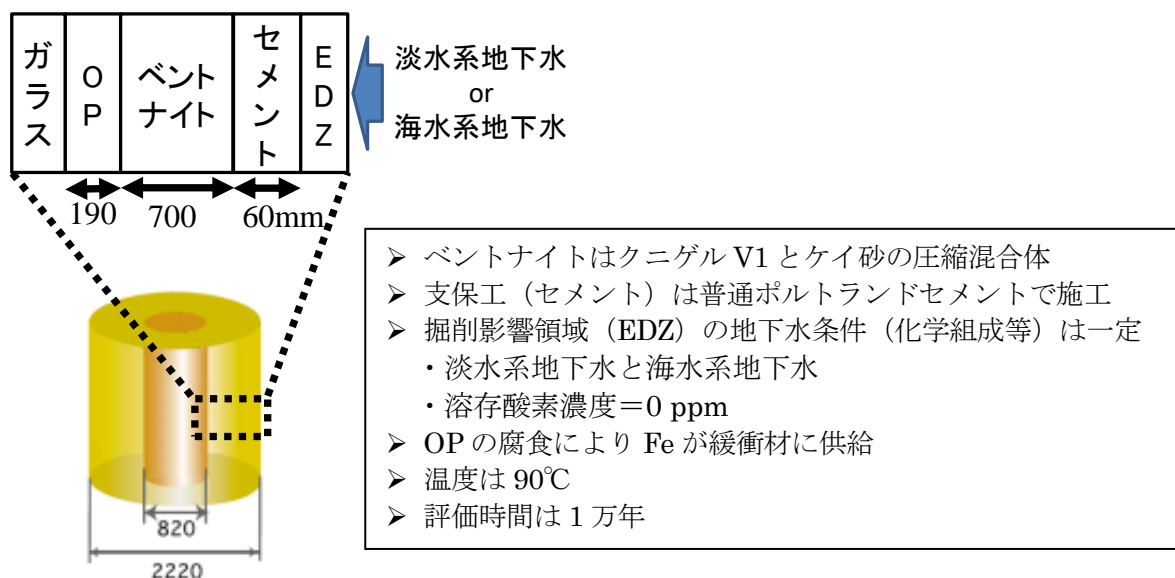


図 2.2-11 平成 23 年度に実施した人工バリア系の概念図と地球化学解析条件⁶⁾

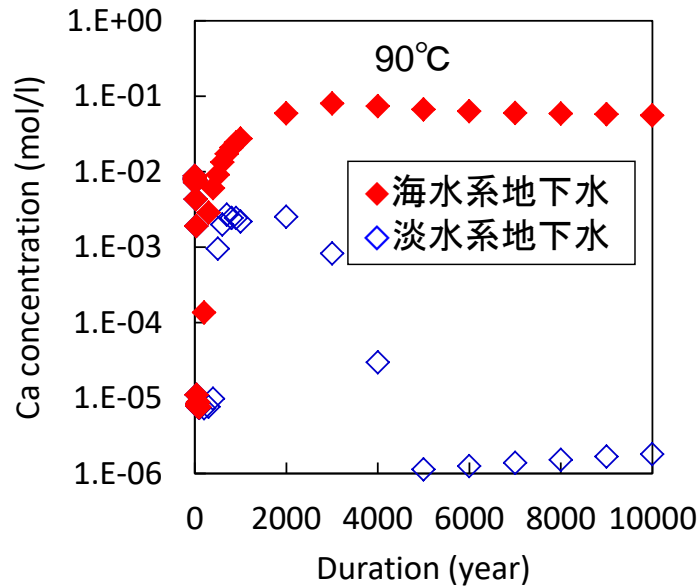


図 2.2-12 図 2.2-11 の人工バリア系の概念で淡水系及び海水系地下水がセメントとベントナイトを介して OP に接触した領域における間隙水中 Ca 濃度の時間変化を地球化学解析した結果（平成 23 年度に実施した解析）⁽⁶⁾

図 2.2-12 から、処分施設に使用される支保工を始めとするセメント系材料を起源とする Ca イオンは、長期にわたり最大 0.1 mol/l 程度の濃度でガラス固化体に接触する可能性があることや、地下水組成によって pH が大きく異なることがわかる。

単純組成のガラスを用いた既往研究では、ガラスから溶出した Si と Ca イオンが化合してカルシウムケイ酸塩を生成する可能性⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾や、ガラスの溶解/変質を抑える可能性⁽¹¹⁾が指摘されていたものの、Ca イオンがガラス固化体の溶解/変質に及ぼす影響と pH の関係については検討されていなかった。

そこで、pH の異なる条件下で Ca イオン共存下でのガラス固化体の浸出試験を行い、ガラス固化体の溶解/変質に及ぼす Ca イオンの影響と pH との関係調べた。

(1) 試験方法

表 2.2-1 に示した組成のガラス固化体を用いて、Ca イオンを含む溶液中におけるガラス固化体の浸出試験をアルゴン (Ar) 雰囲気中にて 60°C で実施した。浸出試験の概略図と試験条件を図 2.2-13 に示す。

試験溶液として、脱イオン水に塩化カルシウム (CaCl₂) を加えて Ca 濃度が 0.1 mol/l になるように調製した溶液 (以下「Ca-N」) の他に、CaCl₂ と水酸化カルシウム (Ca(OH)₂) を用いて Ca 濃度を 0.1 mol/l、pH を 11 及び 12 にそれぞれ調整した溶液 (以下「Ca-11」及び「Ca-12」) の合計 3 種類の Ca 含有溶液を用意した。Ca 含有溶液の調製に用いた脱イオン水は、Ar 雰囲気グローブボックス (GB) 中で 6 時間バブリングして炭酸ガスや溶存酸素を除去したものを、溶液調製作業は全て Ar 雰囲気 GB 内で行った。

ガラス固化体と試験溶液を封入したテフロン製の試験容器は、Ar 雰囲気 GB 内で炭酸ガス吸収剤 (モレキュラーシーブス) とともにビニールバックに封入し、GB から取出した後、60°C の恒温器で所定の期間静置した。試験期間終了後の試験容器の開封や浸出液サンプリングは Ar 雰囲気 GB 内で行った。重量測定や浸出液分析は、2.1.2 (2) 項と同様の手順で行った。

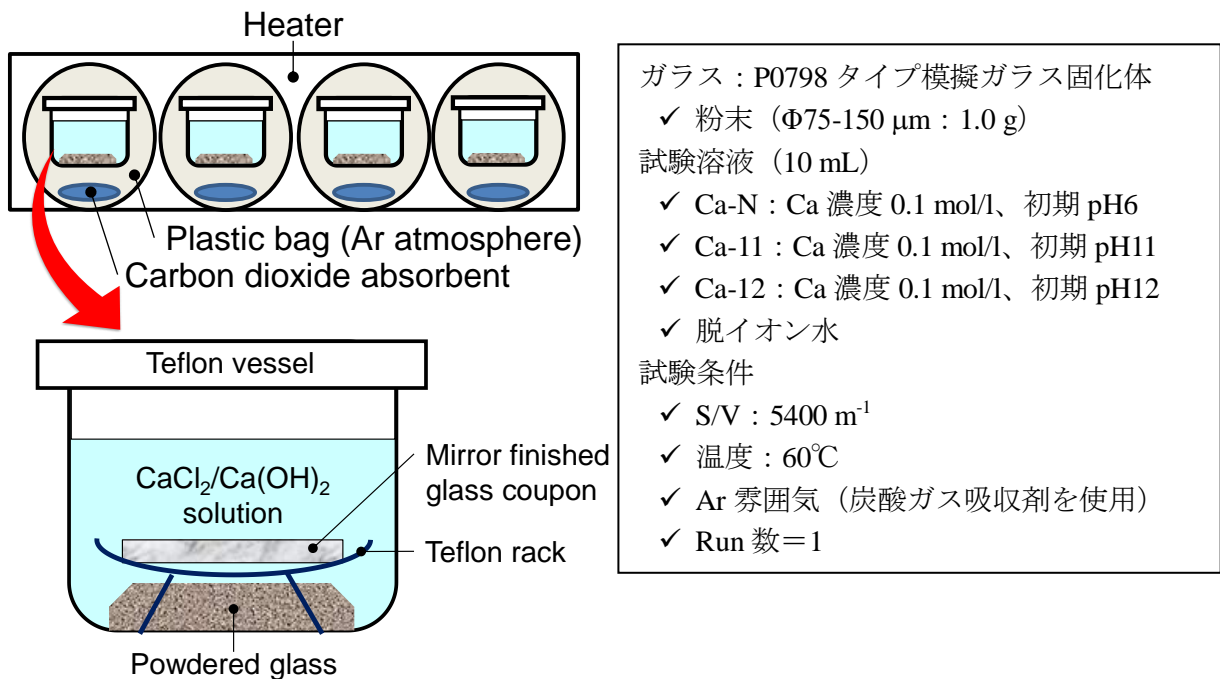


図 2.2-13 浸出試験の概略図と試験条件

(2) 試験結果と考察

脱イオン水中、Ca-N 溶液中及び Ca-11 溶液中で 64 日間浸出したガラス固化体の SEM 写真を図 2.2-14 に示す。図 2.2-14 より、脱イオン水中と Ca-N 溶液中では、ガラス固化体表面に析出物の生成は認められないが、Ca-11 溶液中では斑点状の析出物が生成しているのがわかる。この析出物 ((a) で示した領域) について、EDS を用いた分析を行い、各元素に対するピークカウントから組成を換算した結果を表 2.2-4 に示す。表 2.2-4 に示した析出物の元素組成割合と表 2.2-3 に示した未変質ガラス固化体の組成割合を比較すると、図 2.2-14 の Ca-11 溶液中で生成した析出物は Ca が濃集したものではないことがわかる。

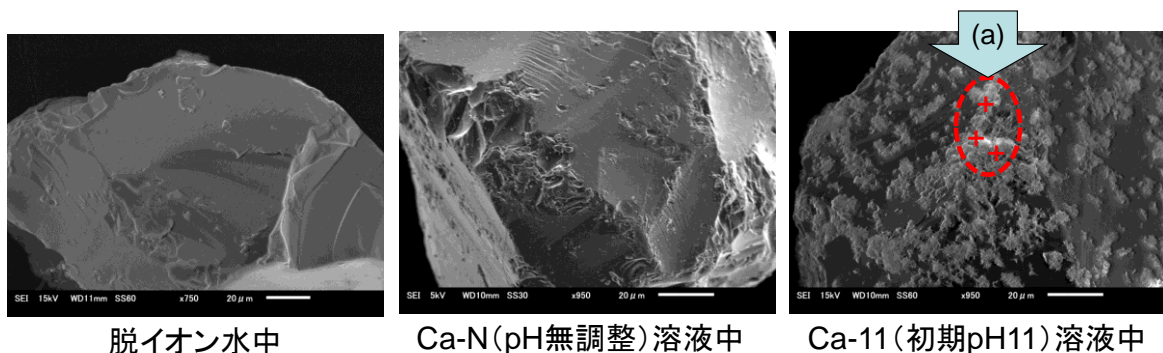
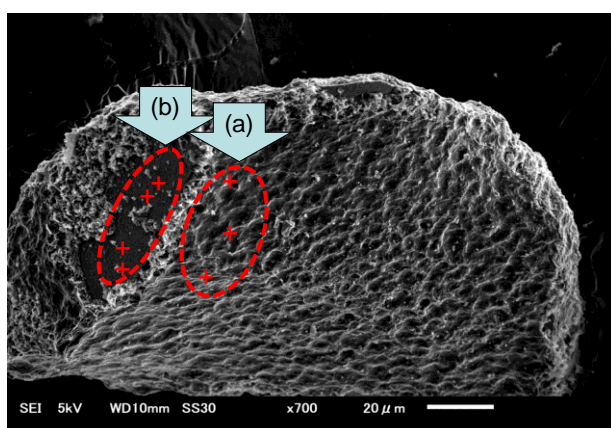


図 2.2-14 60°Cの脱イオン水中、Ca-N 溶液中及び Ca-11 溶液中で 64 日間浸出したガラス固化体表面の SEM 画像

表 2.2-4 EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウント数 (図 2.2-14 中に示した測定点 (+) のカウント数の平均値) から換算した組成割合 (%)

化学式	(a) 析出層部
SiO ₂	67.7
Na ₂ O	10.4
Al ₂ O ₃	8.96
CaO	4.68
FeO	2.58

Ca-12 溶液中で 81 日間浸出したガラス固化体の SEM 写真を図 2.2-15 に示す。図 2.2-15 より、ガラス固化体の表面の大部分が析出層で覆われていることがわかる。図 2.2-15 の析出層部(a)と析出層が剥がれている部分(b)について EDS 分析を行い、各元素に対するピークカウントから組成を換算した結果を表 2.2-5 に示す。表 2.2-5 から、析出層は高濃度の Ca の他、Si を多く含んでいることがわかる。



化学式	(a) 析出層部	(b) 剥がれ部
SiO ₂	21.4	66.2
Na ₂ O	<0.1	5.21
Al ₂ O ₃	3.54	8.07
CaO	57.7	8.40
FeO	5.85	3.54

図 2.2-15 60°Cの Ca-12 溶液中で 81 日間浸出したガラス固化体表面の SEM 画像

表 2.2-5 EDS 分析で得られた主な元素に対するピークのカウント数 (図 2.2-15 中に示した測定点 (+) のカウント数の平均値) から換算した組成割合 (%)

ガラス固化体を浸漬した 60°Cの脱イオン水中、Ca-N、Ca-11 及び Ca-12 溶液中における B の NL (ガラス固化体の溶解/変質量の指標) の時間変化と浸出液 pH の時間変化を図 2.2-16 に示す。図 2.2-16 から、Ca-N と Ca-11 溶液中では、試験期間をとおして脱イオン水中よりもガラス固化体の溶解/変質が抑制されていることがわかる。一方、Ca-12 溶液中では、試験初期は脱イオン水中よりも速くガラス固化体が溶解/変質しているものの、16 日目以降は速度が低下しており、浸出液 pH も低下している。

Ca-12 溶液中の B と Si の NL 及び Ca 濃度の時間変化を図 2.2-17 に示す。図 2.2-17 より、36 日目までのガラス固化体の溶解/変質にともない液中 Ca 濃度が減少している。また、B の NL に比べて Si の NL は試験期間をとおして低く維持されており、これはガラス固化体が溶解/変質した領域に含まれていた Si の大部分が溶存しておらず、ガラス固化体の表面などに析出物等

として残存していることを意味する。これらのことから、ガラスの溶解/変質ともなって Si が液中 Ca イオンと化合しカルシウムケイ酸塩を生成して、図 2.2-15 に示した析出層を形成していることが推察される。これに対して、Ca-N と Ca-11 溶液中では液中 Ca 濃度の減少はほとんど認められなかった。

Ca-12 溶液中における Ca の減少量と、B と Si の NL の差から、カルシウムケイ酸塩の Ca/Si モル比（以下「C/S 比」）を算出した結果を図 2.2-18 に示す。図 2.2-18 から、ガラス固化体の溶解/変質が抑制される 16 日目以降の C/S 比は 1.7~1.8 であった。この値は、カルシウムケイ酸塩水和物 (C-S-H) がとり得る C/S 比の範疇であり、C/S 比 1.5 以上のものは CSH(II) と分類されるが⁽¹²⁾、図 2.2-18 より 16 日目以降の溶液 pH は 11~11.5 であり、CSH(II) が生成する pH よりも低い値で推移している。さらに、ガラス固化体の溶解/変質した領域には、例えば B や Na といった可溶性元素のみが浸出し、Si を構成元素とするガラスマトリクスの骨格が残存している領域（“水和層”と呼ばれる）も存在している可能性があるが、こうした領域が存在する場合は、算出される析出層の C/S 比は 1.7~1.8 よりも大きくなり、C-S-H の範疇から外れる。したがって、図 2.2-15 に示したガラス固化体表面を覆うカルシウムケイ酸塩が C-S-H である確証は、現時点では得られていない。

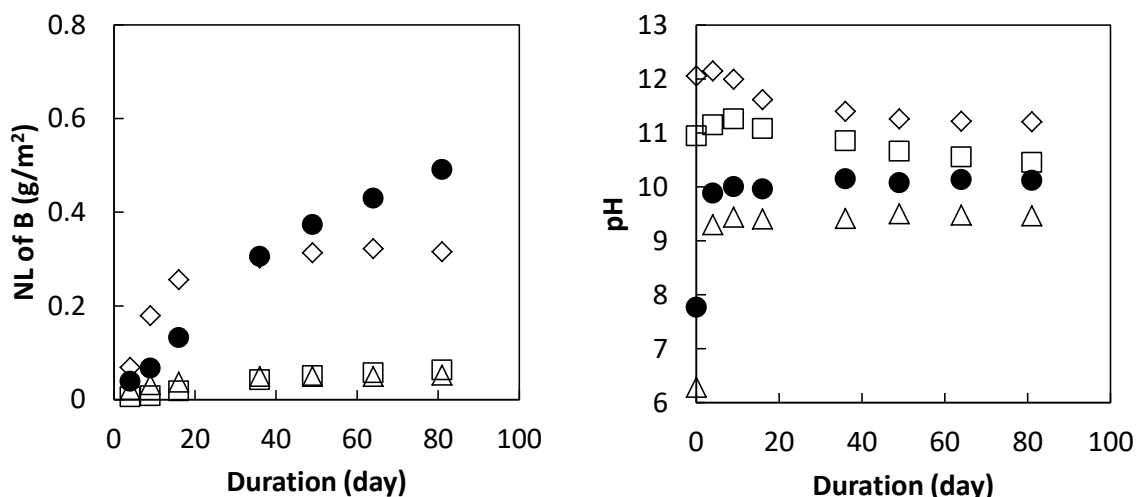


図 2.2-16 (左) 60°Cの脱イオン水、Ca-N、Ca-11 及び Ca-12 溶液中における B の NL の時間変化と (右) 各溶液中における pH の時間変化

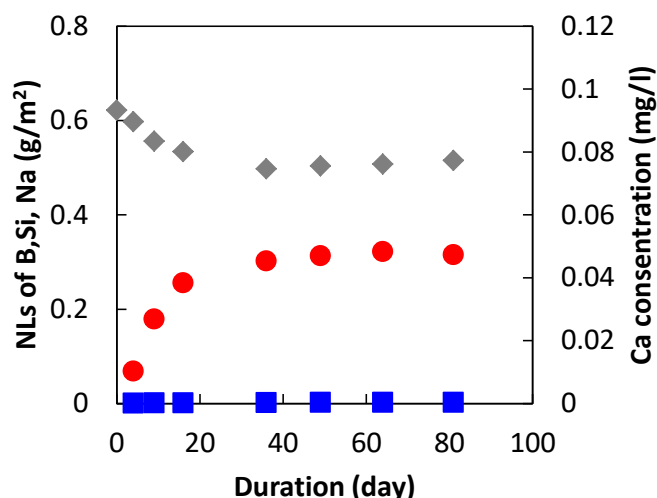


図 2.2-17 Ca-12 溶液中における B、Si の NL と液中 Ca 濃度の時間変化

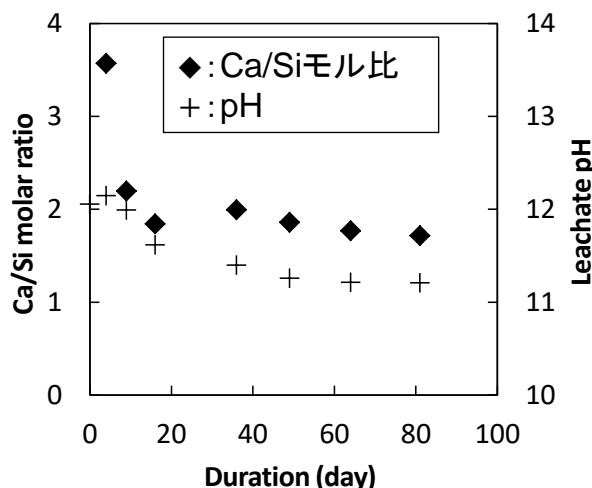
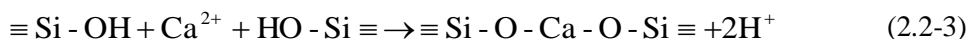


図 2.2-18 Ca-12 溶液中における Ca の減少量及び B と Si の NL の差から算出した析出層の Ca/Si モル比、ならびに溶液 pH と時間の関係

Ca-N 及び Ca-11 溶液中では、試験期間をとおして脱イオン水中に比べてガラス固化体の溶解／変質量が抑えられたが、Ca-12 溶液中で見られたような、ガラス固化体の表面が Ca と Si に富む析出層で被覆された形跡は認められなかった (図 2.2-14 参照)。また、図 2.2-19 に示すように、Ca-N と Ca-11 溶液中の Si 濃度は脱イオン水中よりも約 1 桁低くなっていることから、ガラス固化体にとって、脱イオン水中よりも Ca-N や Ca-11 溶液中の方が飽和から遠く化学親和力が大きい条件、すなわち 2.2.1 項で示した(2.2-1)式の(1-Q/K)が 1 に近い条件となる。しかしながら、ガラス固化体の溶解／変質量や速度はいずれも脱イオン水中を下回っている。

これらをふまえると、Ca-N や Ca-11 溶液中で浸出したガラス固化体には、SEM では判別できないものの表面の変質が生じ、これがガラス固化体の溶解／変質を抑制する働きをした可能性が示唆される。

Chave, et al.が実施した単純組成のガラスを用いた Ca イオン含有溶液中での浸出試験においても同様の結果が得られており、Chave, et al.はその原因として、溶液から供給された Ca がガラス表面に形成される変質層中のシリカネットワークと反応 ((2.2-3)式を参照)することによって“PRI (Passivation reactive interphase)”と呼ばれる保護的な役割をする層を緻密化するため、としている⁽¹¹⁾。本試験条件においてもこれと同様に、Ca イオンが保護的な役割に寄与している可能性が考えられる。ただし、PRI の存在は、ガラス固化体の溶解／変質速度が低下する要因としての一つの仮説であり、変質層のどの領域がそれに該当するのか、何の物質移行が律速プロセスになっているのかについては、現状では確認されていない。仏国におけるガラス固化体の溶解速度モデルの中には PRI の考え方がとり込まれているものもあるが、我が国の溶解速度モデルとして採用するためには、上述の不明な点について明らかにする必要がある。



一方、Ca-12 溶液については、試験初期は溶液の pH が高いため脱イオン水中よりも速くガラス固化体が溶解したものと考えられる。16 日目以降のガラス固化体の溶解／変質速度が低下した原因の一つとしては、ガラス固化体の表面を覆った Ca と Si に富む析出層が物質移行の障壁となった可能性が考えられる。また、図 2.2-16 (右) に示すように、16 日目以降の溶液 pH は 11.5 を下回り約 11 で推移していることから、高 pH によるガラス固化体の溶解が収まり、Ca-N や Ca-11 溶液中と同様に、液中 Ca イオンが保護的な役割に寄与した可能性も考えられる。

いずれにしても、2.1.2 項で示した Mg イオンがガラス固化体の溶解／変質に及ぼす影響とは

逆に、Ca イオンが共存する条件では、ガラス固化体の溶解／変質が抑制されることがわかった。

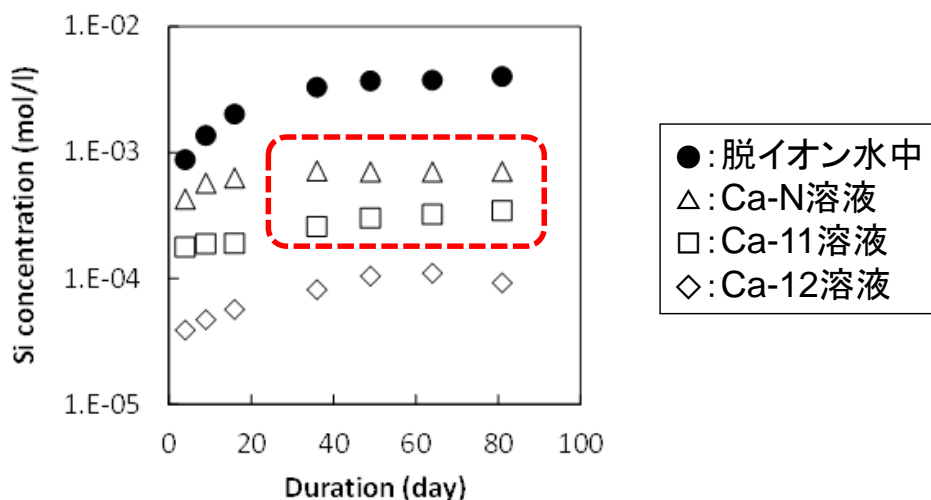


図 2.2-19 60°Cの脱イオン水、Ca-N、Ca-11 及び Ca-12 溶液中における浸出液中 Si 濃度の時間変化

2.2.4 ガラス固化体の溶解／変質挙動に及ぼす鉄の影響

(1) 熱力学的検討

平成 23 年度は、OP から地下水中に供給される鉄イオンが溶存 Si を消費し、鉄ケイ酸塩を生成することによって、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されない状態が長期的に継続する可能性について、Si と Fe のみを考慮した 25°C の系における熱力学的な観点からの検討を行った。その結果、地層処分環境においてガラス固化体に接触する地下水特性 (pH 及び Eh) を考慮すると、ガラス固化体と OP の境界付近において、鉄ケイ酸塩の一種である greenalite ($\text{Fe}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) の生成反応が長期的に維持される可能性が示唆された。

今年度は、Si や Fe に加えて、ガラス固化体やベントナイト、地下水中に含まれる成分が共存する系における鉄ケイ酸塩の生成条件について 25°C よりも高い温度も対象として熱力学的検討を行った。

鉄ケイ酸塩を始めとする鉄を含む鉱物 (以下「鉄鉱物」) には様々なものが存在するが、本検討においては、これまでに処分環境に近い条件で生成・観察された鉄鉱物を選定し、これらについてのみ熱力学的に生成を考慮するものとした。鉄のケイ酸塩、アルミノケイ酸塩については、greenalite、cronstedtite ($(\text{Fe}_2\text{Fe(III)})(\text{SiFe(III)})\text{O}_5(\text{OH})_4$)、berthierine ($(\text{Fe}_2\text{Al})(\text{SiAl})\text{O}_5(\text{OH})_4$)、chlorite ($(\text{Mg,Fe,Al})_6(\text{Al,Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$)、Fe-saponite ($\text{Na}_{0.35}\text{Fe}_3(\text{Si}_{3.65}\text{Al}_{0.35})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$) などの生成・観察の報告があるが⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾、現状では研究例が少なく、定説にはなっていない。そこで本検討では、鉄ケイ酸塩の代表としてガラス固化体と鉄の境界において観察されている greenalite⁽¹³⁾、鉄アルミノケイ酸塩の代表としては berthierine ($(\text{Fe}_2\text{Al})(\text{SiAl})\text{O}_5(\text{OH})_4$) を選定し、もしこれらが熱力学的に安定になる場合には、他の鉄ケイ酸塩や鉄アルミノケイ酸塩も安定になる可能性があるかと判断することとした。選定した鉄鉱物の一覧を表 2.2-6 に示す。

表 2.2-6 の熱力学データを用いて、Fe 及び Si、炭素 (C)、アルミニウム (Al)、イオウ (S)、水素 (H) 及び酸素 (O) を成分とする計算を行い、水溶液中で安定な固相 (鉱物) と pH 及び Eh、温度との関係を調べた。

表 2.2-6 鉄鉱物等の熱力学データ

Minerals	$\Delta_f G_m^0$ (kJ/mol)	$\Delta_f H_m^0$ (kJ/mol)	Reaction	$\log K^0$	Source
FeCO ₃ (siderite)	-678.9	-752.0	$Fe^{2+} + HCO_3^- = FeCO_3 + H^+$	0.2805	(17)(18)
Fe ₂ CO ₃ (OH) ₂ (chukanovite)	-1186.6	-1314	$2Fe^{2+} + HCO_3^- + 2H_2O = Fe_2CO_3(OH)_2 + 3H^+$	-9.728	(19)
Fe(OH) ₂ (s)	-491.2	-573	$Fe^{2+} + 2H_2O = Fe(OH)_2 + 2H^+$	-12.90	(20)
FeS ₂ (pyrite)	-160.1	-171.5	$Fe^{2+} + 1.75HS^- + 0.25SO_4^{2-} + 0.25H^+$ $= FeS_2 + H_2O$	24.93	(21)
Fe ₃ O ₄ (magnetite)	-1012.7	-1115.7	$Fe^{2+} + 2Fe^{3+} + 4H_2O = Fe_3O_4 + 8H^+$	-10.3	(17)(18)
FeOOH (goethite)			$Fe^{3+} + 2H_2O = FeOOH + 3H^+$	-0.4999	(22)
FeSO ₄ · 7H ₂ O (melanterite)	-2510.27	-3014.57	$Fe^{2+} + SO_4^{2-} + 7H_2O = FeSO_4 \cdot 7H_2O$	2.768	(23)
(Fe ₂ Al)(SiAl)O ₅ (OH) ₄ (berthierine)	-3623.161	-	$2Fe^{2+} + 2Al^{3+} + SiO_{2(aq)} + 7H_2O$ $= (Fe_2Al)(SiAl)O_5(OH)_4 + 10H^+$	-5.038	(15)
Fe ₃ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ (greenalite)	-3058.135	-	$3Fe^{2+} + 2SiO_{2(aq)} + 5H_2O$ $= Fe_3Si_2O_5(OH)_4 + 6H^+$	-22.575	(22)
NaFe ^{II} ₆ Fe ^{III} ₃ (OH) ₁₈ (SO ₄) ₂ (green rust)	-6366	-	$6Fe^{2+} + 3Fe^{3+} + Na^+ + 2SO_4^{2-} + 18H_2O$ $= NaFe_9(OH)_{18}(SO_4)_2 + 18H^+$	-42.798	(24)

Fe/Si/O/H 系

Fe/Si/O/H 系において、溶存 Si 濃度が 10^{-5} mol/l の場合における鉄鉱物の安定領域を計算した。25°C、60°C 及び 100°C の場合の pH/Eh 相図を図 2.2-20 に示す。25°C 及び 60°C では、鉄ケイ酸塩鉱物の一種である greenalite の安定領域が存在するが、100°C では全て magnetite の安定領域に入れ替わっており、温度が低いほど greenalite の安定領域が広がることわかる。

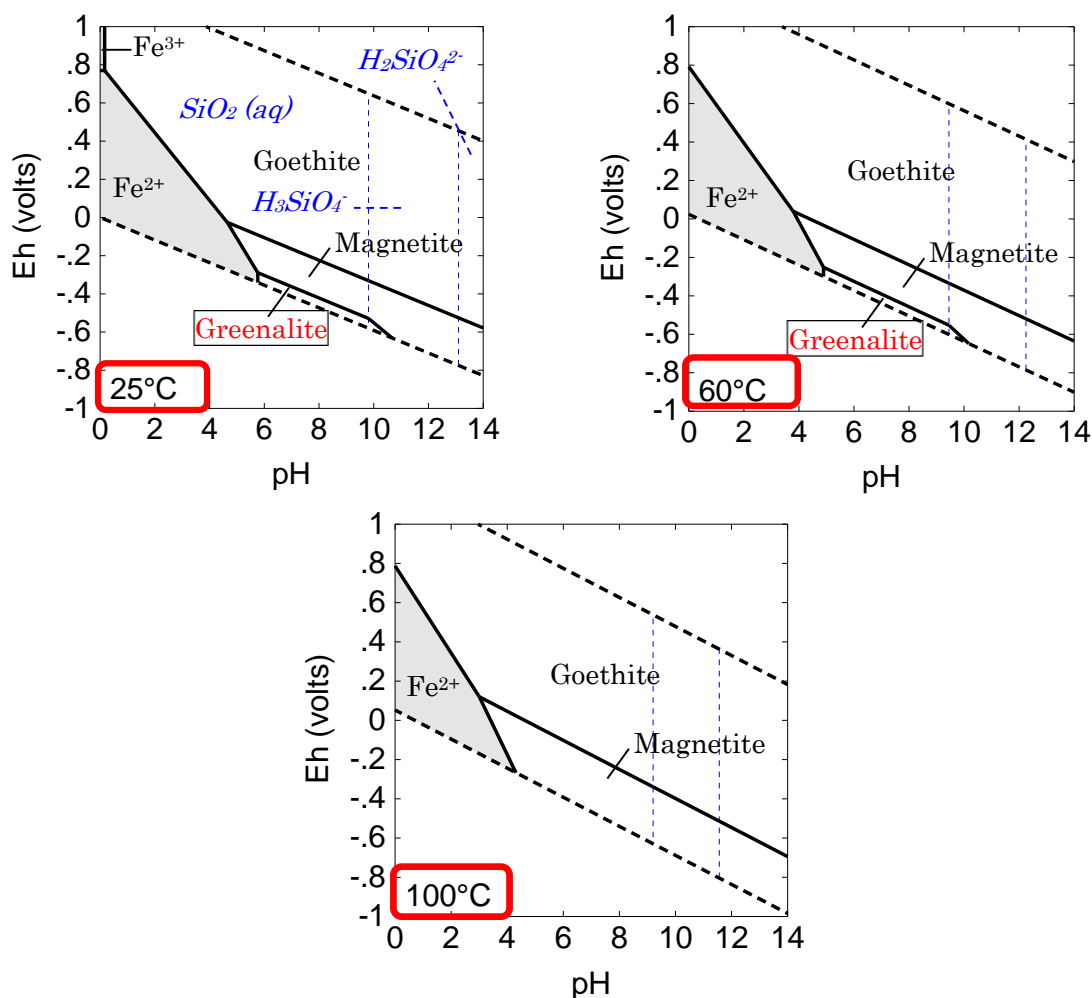


図 2.2-20 (左上) 25°C、(右上) 60°C 及び (下) 100°C における Fe/Si/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、[Si] : 10^{-5} mol/l)

溶存 Si 濃度が 10^{-4} 及び 10^{-2} mol/l の場合における 100°C の条件での pH/Eh 相図を図 2.2-21 に示す。上述のように、100°C の条件で溶存 Si 濃度が 10^{-4} M の場合は greenalite の安定領域は現れない (図 2.2-20 (下) 参照) が、図 2.2-21 より、溶存 Si 濃度が 10^{-4} M になると 100°C においても greenalite の安定領域が現れ、液中 Si 濃度の上昇とともに greenalite の安定領域が広がることわかる。

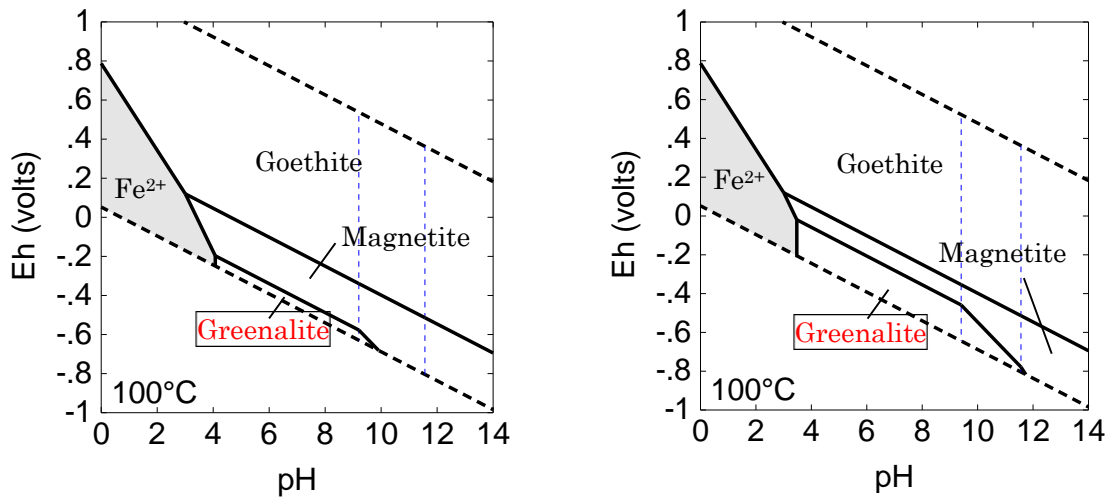


図 2.2-21 溶存 Si 濃度が 10^{-4} 及び 10^{-2} mol/l の場合における Fe/Si/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、 100°C)

Fe/Si/C/O/H 系

Fe/Si/C/O/H 系において、炭酸濃度が 10^{-3} mol/l の場合における 25°C での鉄鉱物の安定領域を計算した。溶存 Si 濃度が 10^{-6} 、 10^{-5} mol/l の場合の pH/Eh 相図を図 2.2-22、溶存 Si 濃度が 10^{-4} mol/l の場合の pH/Eh 相図を図 2.2-23 に示す。図 2.2-22 及び図 2.2-23 より、炭酸共存下では、greenalite の安定領域が炭酸鉄鉱物である siderite (FeCO_3) や chukanovite ($\text{Fe}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$) の安定領域に置き換わる。しかしながら、溶存 Si 濃度が高くなると、chukanovite の安定領域が greenalite の安定領域に置き換わっていくことがわかる。

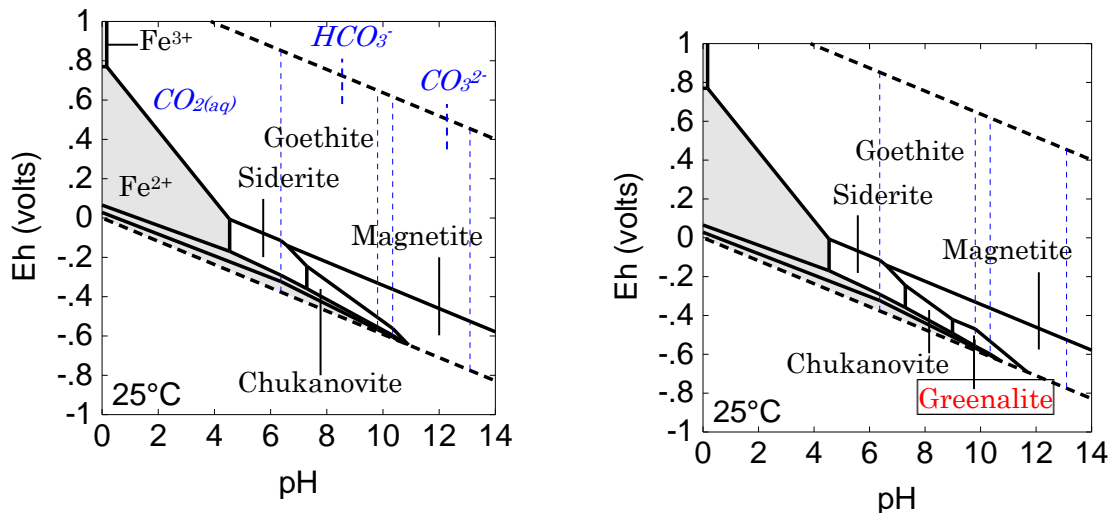


図 2.2-22 液中 Si 濃度が (左) 10^{-6} 、(右) 10^{-5} mol/l、炭酸濃度が 10^{-3} mol/l の場合における Fe/Si/C/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、 25°C)

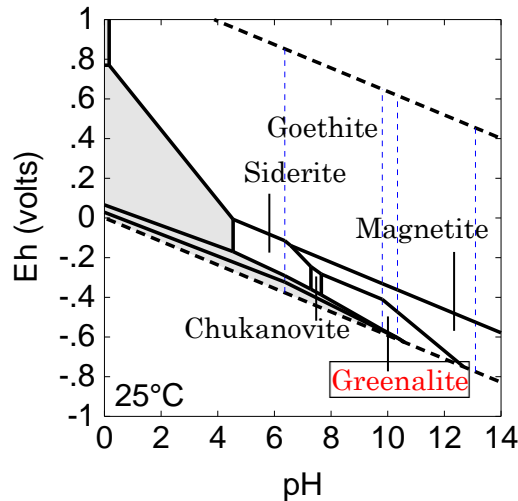


図 2.2-23 液中 Si 濃度が 10^{-4} mol/l、炭酸濃度が 10^{-3} mol/l の場合における Fe/Si/C/O/H 系での pH/Eh 相図 (1 気圧、25°C)

人工バリア／地下水系の地球化学解析結果との比較による検討

セメント／ベントナイト／OP から成る支保工と人工バリアの系を図 2.2-24 に示す。この系に淡水系地下水が浸入した条件での地球化学解析計算を行い、OP とベントナイト境界における OP 破損時から 10 万年までの pH と Eh の値を算出した結果も同図に示す (本解析条件は一例であり、今年度実施した地球化学解析計算条件のうち Case-9 に相当。地球化学解析計算についての詳細は第 8 章を参照)。

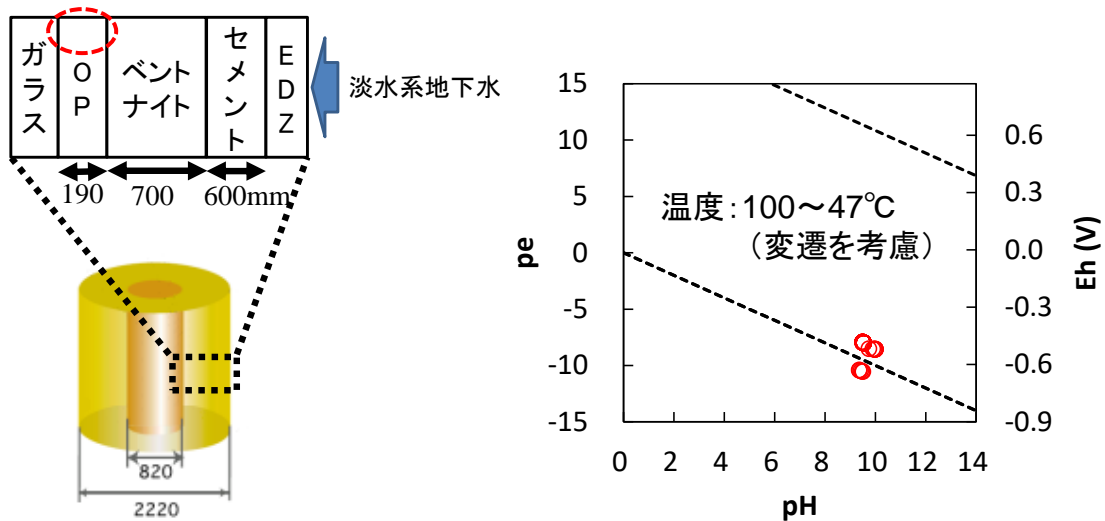


図 2.2-24 (左) セメント／ベントナイト／OP から成る支保工と人工バリアの系に淡水系地下水が浸入した条件における (右) OP とベントナイト境界での OP 破損時から 10 万年までの pH/Eh の地球化学解析計算結果

この条件で計算した結果、10 万年間にわたる OP とベントナイト境界における地下水中の溶存 Si 濃度と炭素濃度は約 10^{-3} mol/l、硫黄濃度は約 10^{-4} mol/l、Al 濃度は約 10^{-6} mol/l の値で推移した。これらの地下水中元素等濃度条件と表 2.2-6 の熱力学データに基づいて計算した鉄鉱物の 25°C、60°C、100°C における pH/Eh 相図を図 2.2-25 に示す。図 2.2-25 から、いずれの温度条件においても、広い範囲で鉄アルミノケイ酸塩鉱物の一種である berthierine ($(\text{Fe}_2\text{Al})(\text{SiAl})\text{O}_5(\text{OH})_4$) の安定領域が認められる。Berthierine の生成については、Wilson, et al., により処分環境に近い条件での生成が予想されているが⁽²¹⁾、彼らが行った実験において明確に同定されるには至っていない。これをふまえて、熱力学的に berthierine の生成を考慮しない条件での計算も行った。その結果を図 2.2-26 に示す。

図 2.2-25 及び図 2.2-26 には、OP とベントナイト境界における地下水の 10 万年間にわたる pH、Eh (図 2.2-22 (右) 参照) も併記している。OP 破損後にガラス固化体に接触する地下水の pH、Eh 及び溶存 Si を始めとする元素等濃度が、OP とベントナイト境界における地下水と同等と仮定すると、図 2.2-25 及び図 2.2-26 から、図 2.2-22 (左) に示した淡水系地下水の系では、ガラス固化体近傍において長期にわたり berthierine や greenalite といった鉄(アルミノ)ケイ酸塩が安定な条件に維持される可能性が示唆された。

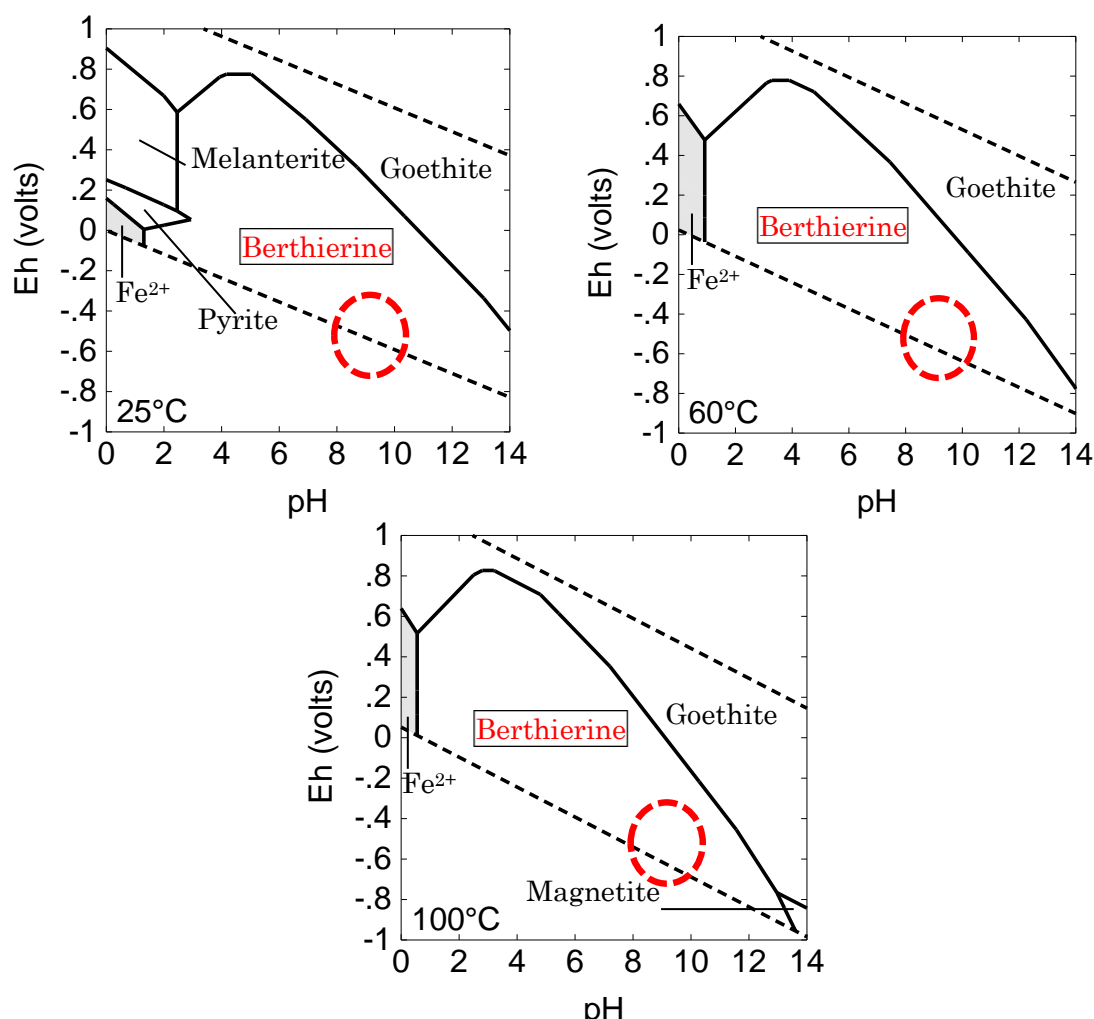


図 2.2-25 液中 Si 濃度が 10^{-3} mol/l、液中炭素濃度が 10^{-3} mol/l、液中硫黄濃度が 10^{-4} mol/l、液中 Al 濃度が約 10^{-6} mol/l の場合における 25°C、60°C 及び 100°C での pH/Eh 相図 (全ての鉄鉱物の生成を考慮する場合、1 気圧)

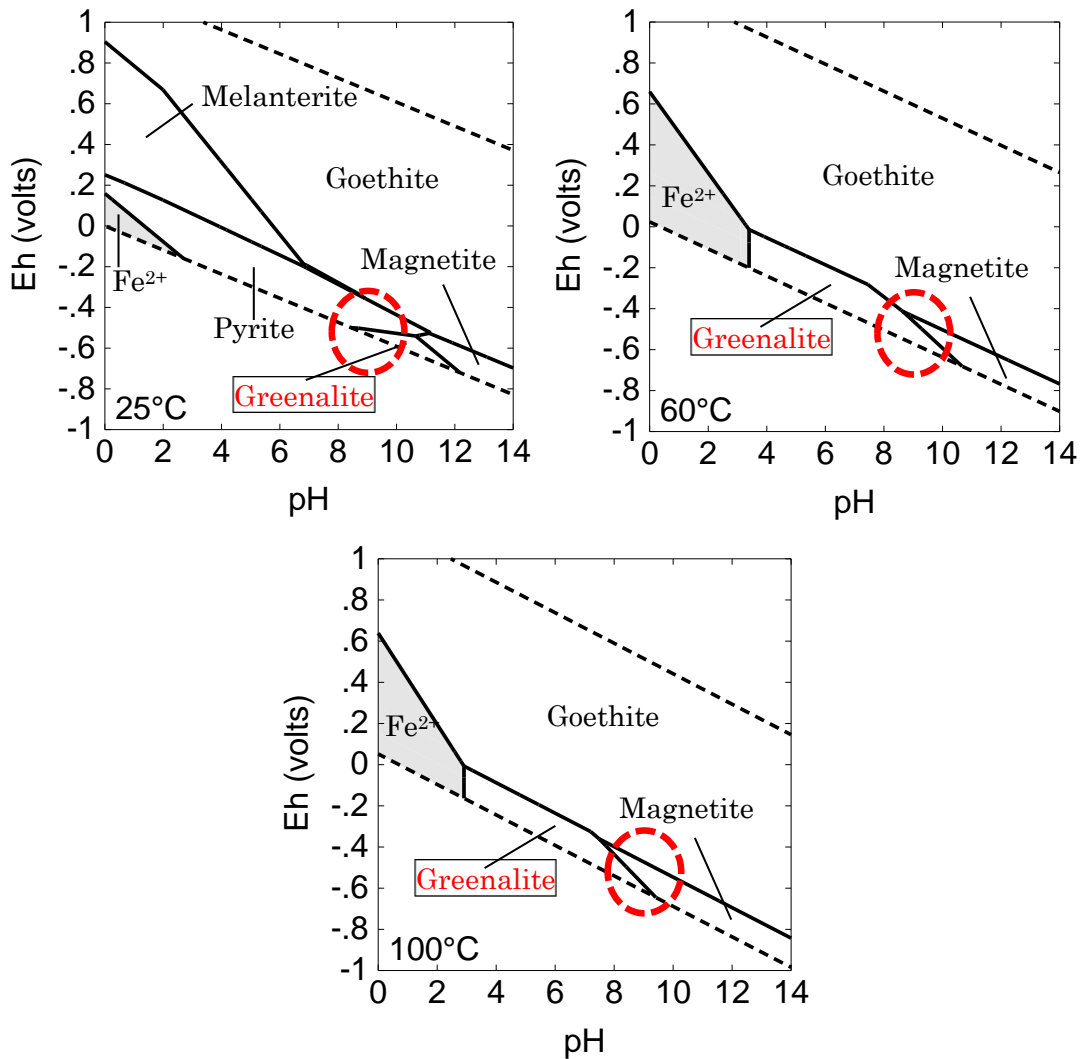


図 2.2-26 液中 Si 濃度が 10^{-3} mol/l、液中炭素濃度が 10^{-3} mol/l、液中硫黄濃度が 10^{-4} mol/l、液中 Al 濃度が約 10^{-6} mol/l の場合における 25°C、60°C 及び 100°C での pH/Eh 相図 (berthierine の生成を考慮しない場合、1 気圧)

(2) ナチュラルアナログデータの検討

上述の通り、オーバーパックの腐食に伴い放出される鉄イオンが存在する条件では鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に維持される可能性がある。ガラス表面に形成される変質層の保護的効果が十分期待できない場合、条件によってはガラス固化体の溶解速度は鉄ケイ酸塩の生成による溶存ケイ酸の消費速度に支配されることとなる。Burger ら⁽²⁵⁾ は、鉄/ガラス共存系の浸出試験後（試験期間は 756 日）のガラス変質層を分析し、鉄の影響を受けたガラスの変質層は多孔質であり、保護的効果に寄与する緻密化した領域が認められないと報告している。Michelin ら⁽²⁶⁾ は、仏国内の 16 世紀の製鉄遺跡から出土した鉄滓（てつさい）中の鉄とガラスの接触部を対象とした鉄とガラスの相互作用に関する考古学的アナログ研究を実施し、ガラス表面における非晶質の鉄ケイ酸塩の生成を確認しているが、変質層内の緻密化した領域の有無については言及していない。このように現時点では、鉄イオンが存在する条件での変質

層の保護的効果、すなわち変質層内の緻密化した領域の生成を支持する情報は得られていない。

今年度は、鉄イオンが存在する条件での変質層の保護的効果に寄与する緻密化した領域の生成の可能性に関する基礎情報を得るため、海底遺跡で採取された、鉄と長期間接触していた砂試料（微量の火山ガラスを含有）を分析した。

分析試料

分析試料は、北海道檜山郡江差町の江差沖の海底遺跡「開陽丸遺跡」から出土した鉄製遺物に付着していた砂（図 2.2-27）である。砂試料と鉄製遺物との接触面（図 2.2-27 左）は暗褐色から褐色を呈した平滑な面となっている。砂試料の断面（図 2.2-27 右）を見ると、接触面から離れるに従い、褐色から灰色に色調が変化する。開陽丸は幕末期に徳川幕府が所有していたオランダ製軍艦であり、1868 年（明治元年）11 月 15 日、江差沖にて暴風雪に遭い、座礁・沈没している⁽²⁷⁾。遺物は沈没の約 100 年後の 1975 年から江差町教育委員会が実施した発掘調査によって出土したものであり、埋蔵期間は約 100 年間となる。

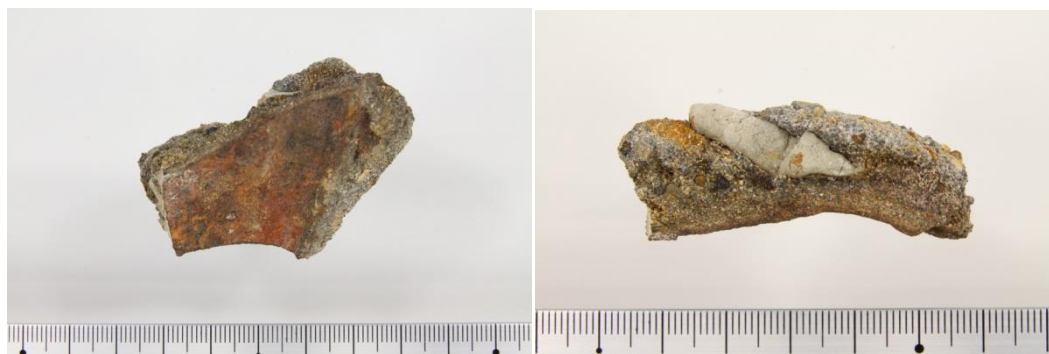


図 2.2-27 開陽丸遺跡出土鉄製遺物に付着していた砂
（左：鉄との接触面、右：試料断面。鉄との接触面は下方）

分析項目

以下に示す分析を実施した。

- ・ 蛍光 X 線分析及び X 線回折分析

接触面における腐食生成物を同定するため、理研計器株式会社製ポータブル X 線回折・蛍光 X 線分析装置 XRDF (DF-01) を用いた分析を行った。分析条件を表 2.2-7 及び表 2.2-8、分析条項を図 2.2-28 に示す。分析箇所は暗褐色部と褐色部の 2 か所とした。

表 2.2-7 XRF 分析条件

管球ターゲット	Cr
管電圧	35kV
管電流	0.8mA
計数時間	100sec
測定雰囲気	He 雰囲気
測定角度	60deg (θ)

表 2.2-8 XRD 分析条件

管球ターゲット	Cr
管電圧	35kV
管電流	0.8mA
ステップ	0.4deg (2θ) / step
計数時間	4sec / step
測定角度範囲	16-120deg (2θ)



図 2.2-28 XRDF による分析状況

・光学顕微鏡観察

鉄の分布状況の観察、間隙率の測定等を行うため、光学顕微鏡による観察を行った。なお間隙の判別を容易にするため、樹脂包埋時に樹脂にブルーレジンを染色剤を加え、包埋樹脂を青色に着色した (図 2.2-29)。

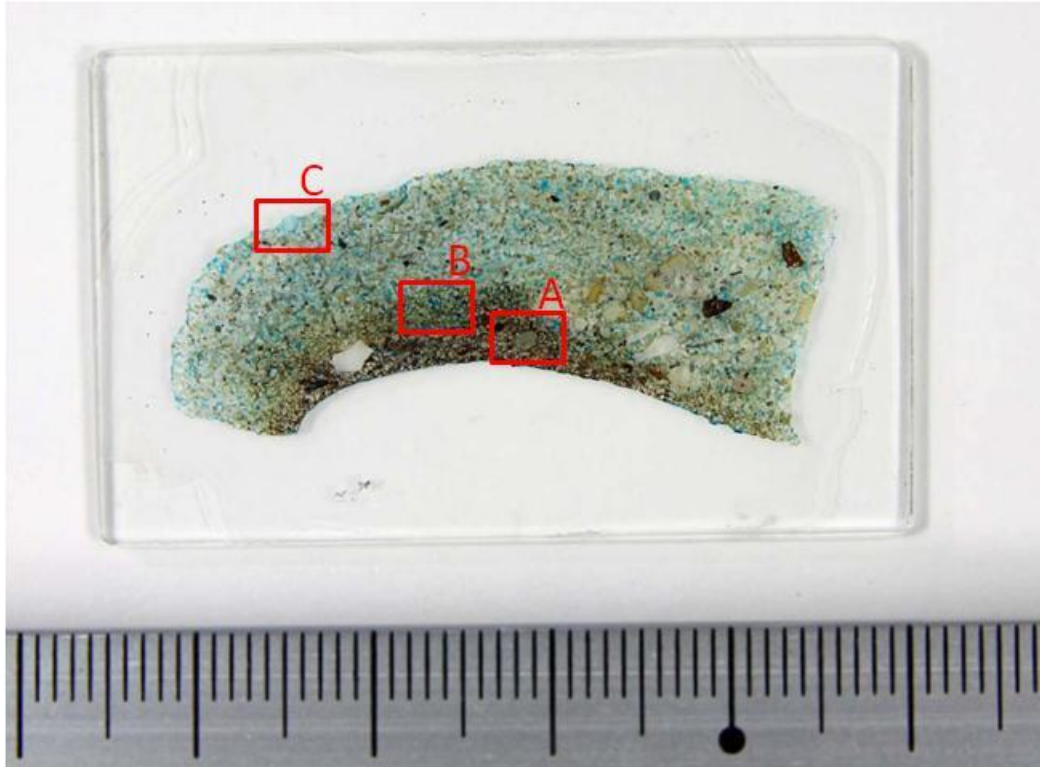


図 2.2-29 ブルーレジ染色剤を加えて作製した薄片試料
(間隙率は赤枠で示した A~C の箇所の近傍で測定)

分析結果

- ・ 蛍光 X 線分析及び X 線回折分析

蛍光 X 線分析結果を図 2.2-30、X 線回折分析結果を図 2.2-31 に示す。

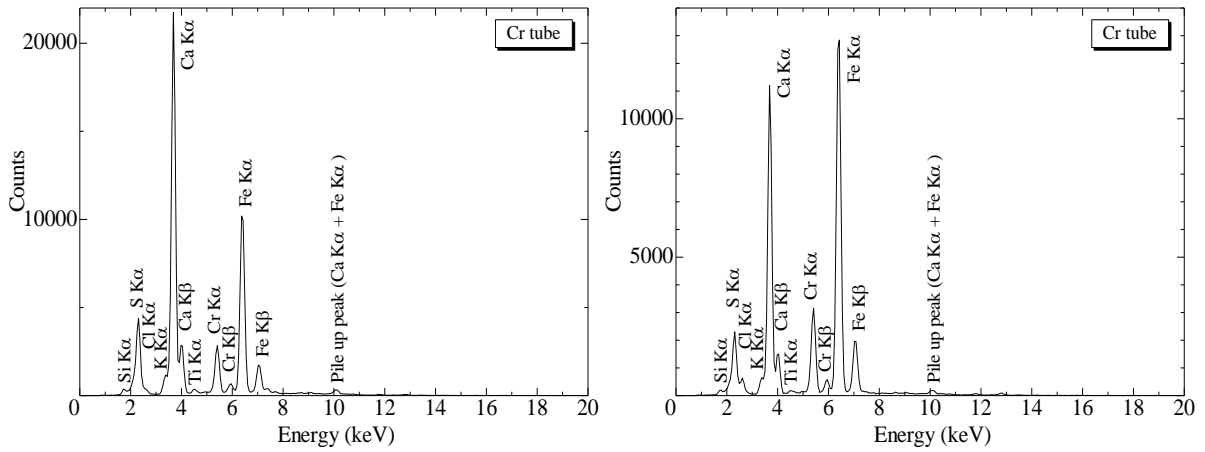


図 2.2-30 蛍光 X 線分析結果 (左：暗褐色部、右：褐色部)

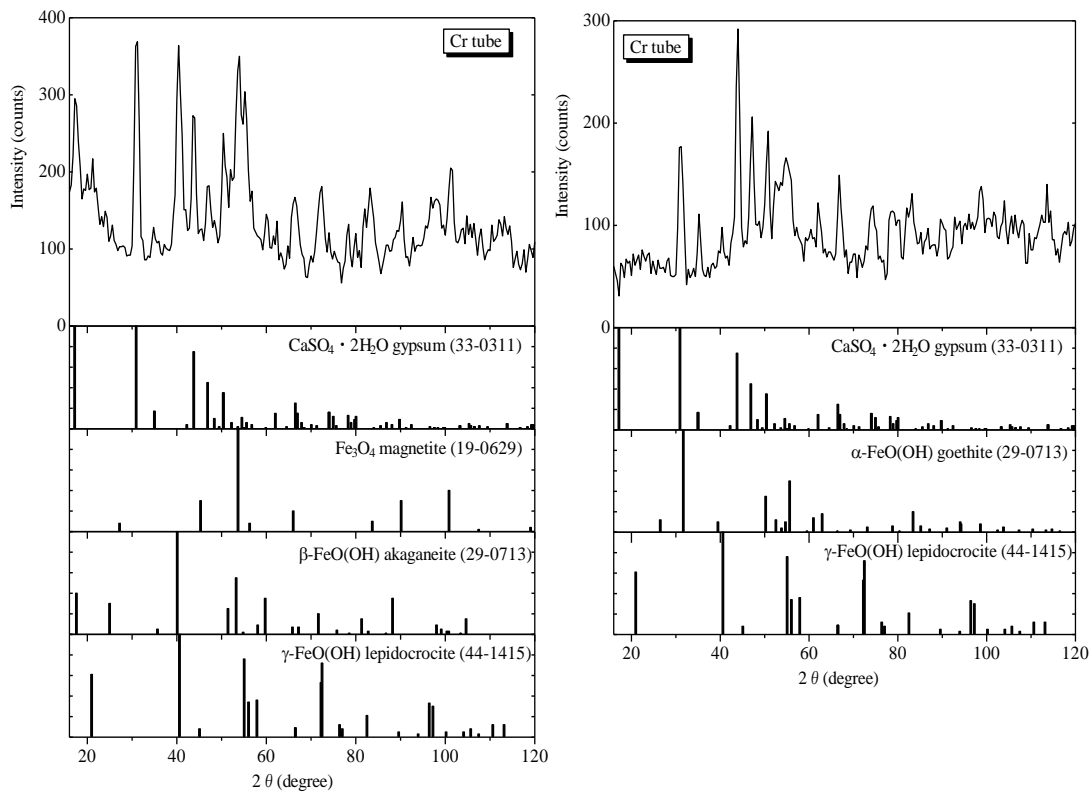


図 2.2-31 X線回折分析結果（左：暗褐色部、右：褐色部）

蛍光 X 線分析では、Fe の他、S、Ca、Si、Cl が検出されている。X 線回折分析では、酸化環境で認められる腐食生成物である針鉄鉱 (α -FeOOH)、赤金鉱 (β -FeOOH) などの他、石膏 ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) が検出されている。

・光学顕微鏡観察

図 2.2-29 の A、B、C の領域の光学顕微鏡写真をそれぞれ図 2.2-32 から図 2.2-34 に示す。砂は主として、鉱物片や岩片からなり、化石片を伴っている。鉱物片としては、石英、斜長石、角閃石が認められる。不定形状～破片状を示すものが多い。岩片は少量存在し、砂岩、頁岩、安山岩、デイサイトなどが確認された。歪角礫様～円礫様を示す。岩片が集中している部分が観察される。その他としては、スポンジ状、多孔質の軽石や軽石型火山ガラスが微量程度含まれている。また、化石片として、貝殻片、有孔虫や珪藻といったものが微量程度含まれている。鉄との接触部近傍（領域 A、B）では腐食生成物とみられる不透明鉱物が鉱物等の粒子の間隙を充填する傾向が認められる。

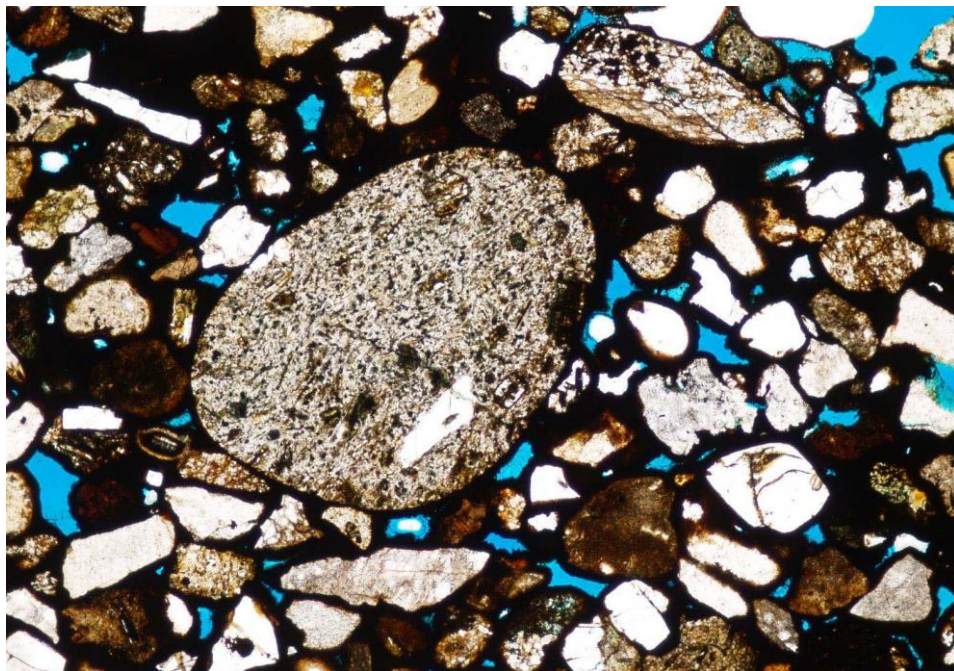


図 2.2-32 領域 A の光学顕微鏡写真 (オープンニコル)

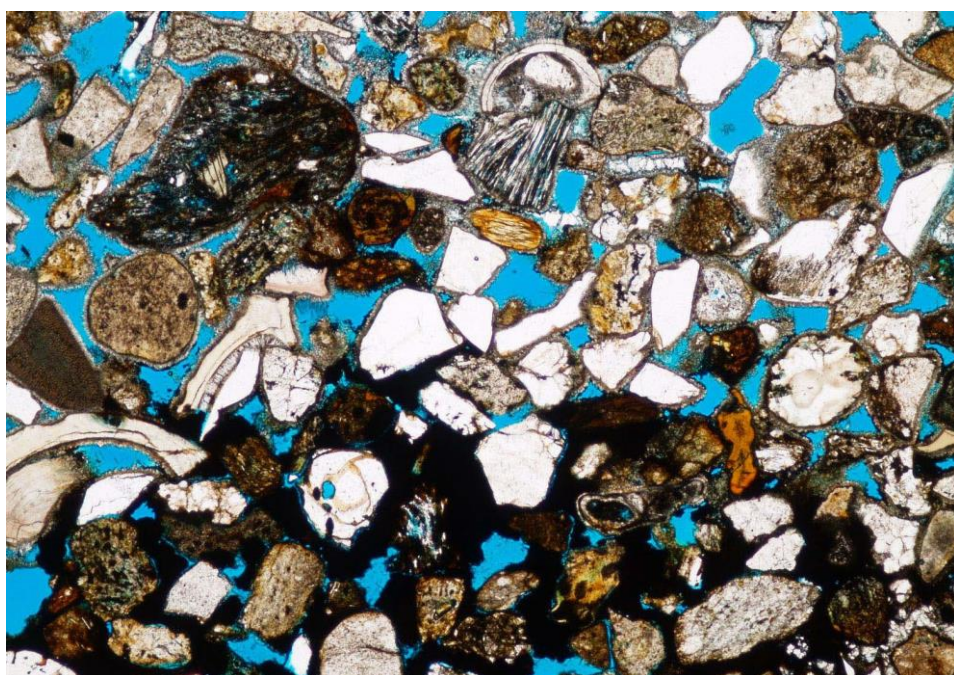


図 2.2-33 領域 B の光学顕微鏡写真 (オープンニコル)

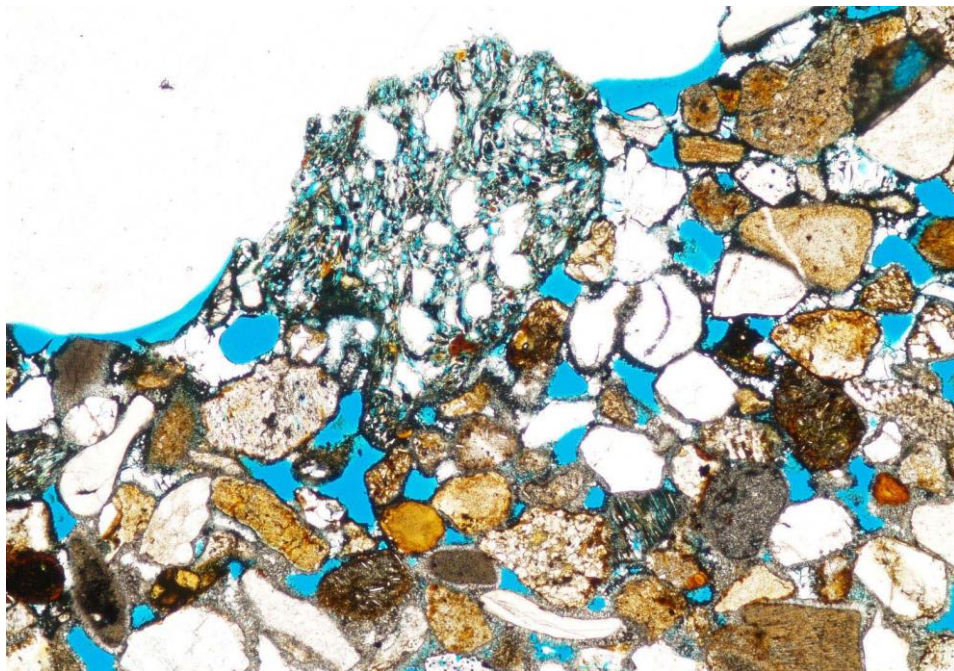


図 2.2-34 領域 C の光学顕微鏡写真（オープンニコル）

間隙率は、図 2.2-32 から図 2.2-34 に示した領域 A、B、C の近傍を対象とした画像解析（Adobe Photoshop Elements を使用）により測定した。測定結果を表 2.2-9 に示す。鉄との接触部近傍では間隙率が低下する傾向が認められる。

表 2.2-9 間隙率測定結果

測定箇所	全ピクセル数	間隙のピクセル数	空隙率(%)
領域 A の近傍	7,375,872	267,461	3.6
領域 B の近傍	7,375,872	647,204	8.8
領域 C の近傍	7,375,872	584,488	7.9

2.2.5 ガラス固化体の溶解速度モデルと適用範囲及び安全評価における判断指標

2.2.2 から 2.2.4 までの検討結果を含めて、これまでに基本構築された現象論や機構論を考慮したガラス固化体の溶解速度モデルを整理すると、平成 21 年度までに検討した Stage II が成り立つ環境で適用可能な、マトリクス溶解が抑制された条件で溶解／変質が進行する溶解速度モデルの適用範囲としては、pH が 11.5 以下の環境で、かつガラス固化体に接触する地下水中の Mg イオン濃度が 10^{-3} mol/l を超えない条件が挙げられる。

平成 23 年度においては、Ca イオンがガラス固化体の溶解／変質に及ぼす影響についての知見が乏しかったため、Mg イオンと同様にマトリクス溶解を抑制しない働きをもつと仮定した溶解速度モデルとしていたが、2.1.3 項で示したように、Ca イオンは、Mg イオンとは逆にガラス固化体の溶解／変質を抑制する効果があることがわかった。

また、マトリクス溶解が抑制された条件での溶解／変質速度が時間とともに減少することについては、ガラス固化体表面に形成される変質層中における物質拡散による律速反応の結果であること等の機構論的裏付けがなされてきたところ⁽²⁸⁾などであるが、現時点では、形成される変質層の長期的な安定性等についての知見が不足していることから、長期にわたって時間とともに溶解／変質速度が減少する速度式を用いることは適当でないと考ええる。

以上をふまえて、我が国の想定される処分環境へ適用可能なガラス固化体の溶解速度モデルの適用範囲や限界・課題を整理し、ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の妥当性を判断するための指標（以下「判断指標」）とともに表 2.2-10 に示す。

表 2.2-10 ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標（1 / 2）

	判断指標	具体的内容	設定と根拠	課題
初期条件	【ガラス固化体中の核種インベントリの設定が適切であること】	<ul style="list-style-type: none"> 高レベル放射性廃液中の核種インベントリは適切に評価されているか 揮発性核種の残存率は適切に評価されているか 	リファレンス組成	<ul style="list-style-type: none"> 実ガラスの特性をふまえる
	【ガラス固化体の表面積の設定が適切であること】	<ul style="list-style-type: none"> 冷間時の割れによるガラス固化体表面積の増加量の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守的であることが経験則データによって裏付けされているか 	幾何学表面積の10倍	<ul style="list-style-type: none"> 実ガラスの特性をふまえる
	【ガラス固化体の不均質性等をふまえた組成の設定が適切であること】	<ul style="list-style-type: none"> 目標組成に対する変動範囲やイエローフェイズの量など十分な経験則データに基づいた組成設定がなされているか 	均質、イエローフェイズ無し	<ul style="list-style-type: none"> 実ガラスの特性をふまえる
モデル設定	<p>【ガラス固化体組成や処分環境条件をふまえて、時間スケールに応じた、溶解ステージが適切に設定されていること】</p> <ul style="list-style-type: none"> ガラス固化体の組成の変動範囲と想定される処分環境を考慮して、ケイ酸塩の生成によるSi消費の可能性およびその影響が評価されているか Siの溶解度制限固相が評価されているか 緩衝材を介したシリカの拡散による散逸速度が評価されているか 	<p>(マトリクス溶解が卓越する Stage Iにおける溶解速度設定)</p> <ul style="list-style-type: none"> 溶解速度パラメータの設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるか 	<p>[Mg]>10⁻³MもしくはpH>11.5 : 0.013 g/m²/day ・60°CのMg溶液中での溶解速度)</p>	<ul style="list-style-type: none"> Mg ケイ酸塩や鉄ケイ酸塩の生成や長期的な溶解促進効果の有無 実ガラスの特性をふまえる
		<p>(マトリクス溶解が抑制された Stage IIにおける溶解速度設定)</p> <ul style="list-style-type: none"> 溶解速度モデルが確からしい、あるいは少なくとも保守側であることが科学的に裏付けされているか 特に時間とともに溶解速度が低下する設定を行う場合は、溶解速度の律速反応が把握されているか 溶解速度モデルをふまえて、溶解速度パラメータの設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるか 	<p>[Mg]<10⁻³MかつpH<11.5 : 0.0016 g/m²/day ・60°Cの脱イオン水中での飽和後の溶解速度 ・速度は時間とともに減少するが、一定速度と設定</p>	<ul style="list-style-type: none"> 長期的な律速プロセスの解明 実ガラスの特性をふまえる

表 2.2-10 ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標（2 / 2）

	判断指標	具体的内容	設定と根拠	課題
モデル設定	【時間スケールに応じてガラス固化体に生じる可能性のある割れによる溶解／変質量への影響が適切に評価されていること】	・ OP 腐食膨張に起因する割れによるガラス固化体表面積の増加量の設定は、少なくとも保守的であることが機構論的に裏付けされているか（応力発生の想定は適切か（応力と割れの発生との関係は時間に対して独立か）	—	・ 現時点では知見が不十分
		・ 各溶解ステージにおけるガラス固化体の溶解／変質量と割れによる表面積増加量との関係が示されているか	—	・ 現時点では知見が不十分
	【地下水が接触し浸出が開始する時間スケールが適切に設定されていること】	・ 全面腐食の場合は腐食深さと構造強度が保てる厚さ、局部腐食や SCC の場合は腐食深さを考慮しているか	4000 年 ・ 炭素鋼の全面腐食速度で 110mm 腐食するまでの期間	(OP 腐食形態判定&腐食速度評価)
	【浸出抑制機能が著しく損なわれる時間スケールが適切に設定されていること】	・ OPの破壊や腐食膨張により、ガラス固化体の著しい破損が生じる時期が評価されているか	—	・ 現時点では知見が不十分

2.2.6 まとめ

沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境として、海水成分である Mg イオンに着目し、ガラス固化体の溶解／変質挙動と溶液中 Mg イオン濃度との関係や、マトリクス溶解が抑制された Stage II の状態で Mg イオンが加わった場合におけるガラス固化体の再溶解の可能性について検討した。また、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、処分場の支保工などに使用されるセメント系材料を起源とする Ca イオンと、OP を起源とする鉄イオンに着目し、ガラス固化体の溶解／変質挙動に及ぼす影響について検討した。

Mg イオンを含む溶液中では、ガラス固化体の主構成元素である Si と液中 Mg イオンが化合し、二次鉱物としてマグネシウムケイ酸塩を生成・析出する反応により Si が消費され、ガラス固化体のマトリクス溶解が促進される状態が続くことがわかった。ただし、液中 Mg イオンが枯渇するなどして、いったんガラス固化体の溶解／変質が抑制されて stage II の状態になると、ガラス固化体表面に物質移行の障壁となって保護的な働きをする変質層が形成されることから、再び高濃度の Mg イオンが接触しても、未変質のガラス固化体に比べるとガラス固化体が溶解／変質しにくくなることがわかった。

一方、Ca イオンを含む pH<11.5 の溶液中では、Mg イオンとは逆に、ガラス固化体の溶解／変質を抑制する働きがあることがわかった。この原因としては、ガラス固化体表面に形成される変質層中に Ca が取り込まれることによって変質層の保護的な働きが増している可能性が示唆された。また、pH12 程度の Ca 溶液中では、ガラス固化体の溶解／変質にともない生成した Ca と Si に富む析出層がガラス固化体表面を覆うことによって、その後の溶解／変質を抑制する可能性があることも推察された。

鉄イオンについては、ガラス固化体やベントナイト、地下水に含まれる成分が共存する系における鉄ケイ酸塩の生成条件について、25℃～100℃の温度条件での熱力学的検討を行った結果、地層処分環境においてガラス固化体に接触する地下水特性（pH 及び Eh）を考慮すると、ガラス固化体と OP の境界付近において、鉄アルミノケイ酸塩や鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に維持される可能性が示唆された。

また、ナチュラルアナログデータを用いた検討として、海底遺跡で採取された、鉄と長期間接触していた砂試料（微量の火山ガラスを含有）を分析した。

ただし、上述の Ca イオン影響に関する検討結果のように、ケイ酸塩鉱物の生成が直ちにガラス固化体の長期的な溶解促進につながるとは限らないことから、今後、鉄（アルミノ）ケイ酸塩の生成がガラス固化体の溶解／変質に及ぼす長期的影響について、実験やナチュラルアナログによって確認／判断することや、ガラス固化体の表面に形成される保護的な働きをする変質層の長期的安定性に関する検討が必要である。そうした確認／判断ができない現時点においては、保守側の考え方に拠れば、ガラス固化体が一定の速度で溶解／変質するものとして溶解速度を設定すべきと考える。

表 2.2-11 ケイ酸塩の生成とガラス固化体の溶解／変質に及ぼす影響

誘因物質	ケイ酸塩	生成	マトリクス溶解を維持
Na, Al (ガラス成分など)	スメクタイト	○	No
	ゼオライト	×	(Yes)
Mgイオン (海水成分など)	Mgケイ酸塩	○	Yes
セメント成分 (支保工など)	C-S-H(pH>11)	○	No
Feイオン (OP)	鉄ケイ酸塩 鉄アルミノケイ酸塩	△	?

また、安全評価におけるガラス固化体の溶出抑制機能評価の妥当性の判断指標の一環として、これまでに基本構築されたガラス固化体の溶解／変質に係る現象論や機構論を考慮した溶解速度モデルをベースとした適用範囲や限界を提示した。

2.3 放射化金属の腐食モデルの作成

2.3.1 背景と目的

再処理工程において、使用済燃料は金属製の燃料被覆管に入れられたまま切断され、高濃度の硝酸で溶かされる。この工程から発生する使用済みの燃料被覆管（ハル）は、圧縮された後に長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）として地層処分される。ハルには放射化によって生成された C-14 などの核種が含まれるが、処分後、ハルに地下水が接触しても、ハル内部に含まれる核種は直ちに溶出することではなく、母材であるジルコニウム系金属（ジルカロイ）の腐食とともに溶出すると考えられることから、ハルには核種の溶出抑制機能が期待されている。ハルの溶出抑制機能をふまえた核種放出評価を行うためには、炉内での放射化によって生じた核種のインベントリ評価に加えて、処分環境におけるジルカロイの腐食速度を評価する必要がある。

ジルカロイの腐食速度について、第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ（以下「TRU-2 報告書」）⁽¹⁾では、ジルカロイの腐食試験データをもとにした設定がなされた。すなわち、腐食反応により発生した水素の 75% がジルカロイに吸収されるものとして、水素ガス放出量の 4 倍から算出された値を金属母材の腐食速度として設定し、腐食は一定速度で進行するものとされた。また、核種の溶出については、母材であるジルカロイ中に含まれている核種がジルカロイの腐食にともない調和溶解するものと仮定した評価が行われた。

一方、安全審査において、処分環境におけるジルカロイの腐食速度の設定の妥当性を判定するためには、処分環境条件での腐食速度データに加え、科学的裏付けをもつ腐食速度モデルを構築・整備しておく必要がある。

平成 22 年度⁽²⁾は、現象論や機構論を考慮したジルカロイの腐食速度モデルの構築に資するため、処分環境で想定される 100℃以下かつ低酸素での条件を対象に、ジルカロイの腐食速度の測定方法やデータ、腐食速度モデルに関する既往知見を調査・整理した。その結果、100℃程度以下ではジルカロイの腐食量はきわめて微量であるため、腐食にともない発生する水素ガス量から腐食方法を算出する方法（以下「水素発生量測定法」）が有効であると判断した。その際、腐食にともない発生した水素ガスの一部はジルカロイに吸収されることから、信頼性の高い腐食速度を算出するためには、水素ガスの放出量とジルカロイに吸収された水素量の総和で水素ガス発生量を求める必要があることがわかった。このような信頼性の高い測定方法を用いて得られた 100℃程度以下でのジルカロイの腐食速度データ数はきわめて少ないものの、淡水、塩水及びアルカリ性溶液中における腐食速度は溶液の違いには依存しないことがわかった。また、いずれの溶液中においても腐食速度は時間とともに低下する傾向が認められた。こうした腐食速度の低下は、腐食にともないジルカロイ表面に形成される表面皮膜（主として酸化皮膜）が要因となっていることが推察されたものの、メカニズムに言及した腐食速度モデルは現時点では示されていないことがわかった。

平成 23 年度⁽³⁾は、主に原子炉の炉水条件を対象とした 300℃程度の温度域（以下「高温域」）におけるジルカロイの腐食に関する既往の経験則モデル⁽⁴⁾（図 2.3-1 参照）が、処分環境で想定される 100℃以下を含む温度条件（以下「低温域」）にも適用可能かどうかを検討するため、水素発生量測定法によって低温域でのジルカロイの腐食データを取得した。具体的には、80℃、100℃及び 120℃の条件で、薄片状のジルカロイ試料と脱気した脱イオン水をガラスアンブルに封入した系で所定の期間静置し、水素ガス放出量と吸収水素量の両方を測定することによって腐食量を定量した。その結果、いずれの温度においても、ジルカロイの腐食速度は腐食時間とともに減少しており、腐食量と腐食時間の立方根との間にはほぼ比例関係が認められた。このような腐食量と腐食時間との関係は、高温域の経験則モデルにおいて「三乗則」と呼ばれている。

三乗則に基づいて算出した 80℃～120℃の腐食速度定数をアレニウスプロットしたところ、図 2.3-2 に示すように、高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置することがわかった。図 2.3-2 から、低温域での腐食速度定数は高温域に比べて 5 桁ほど低い、腐食メカニズムは同じであり、高温域の経験則モデル（三乗則）を低温域にも適用できる可能性が示唆された。

また、再処理から廃棄態化までの工程においてハルが高濃度の硝酸にさらされ圧縮されることをふまえて、こうした化学的力学的因子がハルの腐食速度に及ぼす影響について検討し、これらの因子はジルカロイの腐食速度にほとんど影響を及ぼさないことを確認した。

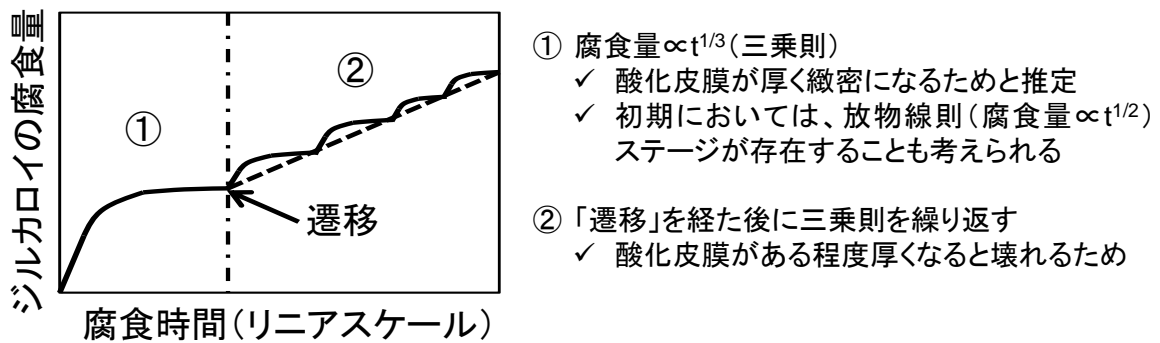


図 2.3-1 高温域で提唱されている経験則モデルの概略

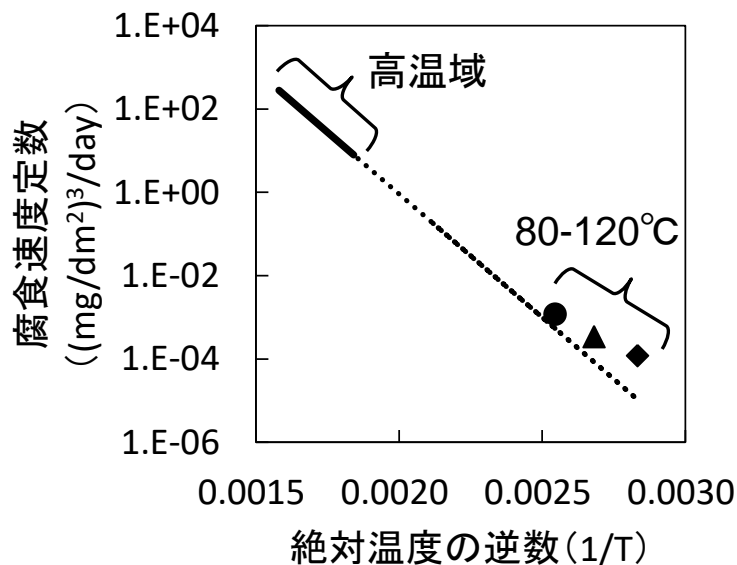


図 2.3-2 三乗則に基づいて算出した 80℃～120℃の腐食速度定数のアレニウスプロット

今年度は、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境や、ジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子に着目し、地下水の化学環境（温度、塩分濃度、酸化還元電位）を変化させた系でジルカロイの腐食データを取得した。これらの結果をふまえて、経験則モデルの検証を行うとともに、我が国で想定される地化学環境下への経験則モデルの適用性を検討した。また、現状の知見をふまえて、安全評価に使用可能なジルカロイの腐食速度モデルについて検討した。

2.3.2 経験則モデルの検証

図 2.3-2 に示した高温域でのジルカロイの腐食速度定数は低温域と 5 桁程度大きく、かつ高温域の腐食速度定数は 1970 年代までのジルカロイ試料を用いた腐食速度データに基づくものである。そこで、高温域の経験則モデルを検証し、低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認するために、平成 23 年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ試料と同じ組成の試料⁽³⁾を用いて、やや高温の 180°Cでの腐食速度データを取得した。

(1) 試験方法

薄片状に成型したジルカロイ-4 試料（以下「ジルカロイ試料」）を用い、水素発生量測定法及び腐食増量測定法によって 180°Cにおける腐食量を定量した。試験に用いたジルカロイ試料の組成分析結果及び試料作製手順を表 2.3-1 と表 2.3-2 に、180°Cの脱酸素条件におけるジルカロイの腐食量測定方法の概略図及び写真を図 2.3-3 にそれぞれ示す。

このうち腐食増量測定法とは、ジルカロイの腐食に伴い生成する酸化皮膜 (ZrO_2) の増加重量からジルカロイの腐食深さ分の重量を差し引いた重量（以下「腐食増量」）を測定することによってジルカロイの腐食量を算出する手法である。具体的には、腐食試験前後のジルカロイ試料（1 バッチ分 13 枚：表面積=0.6 dm²）の重量を電子天秤（測定誤差は±0.1 mg）を用いて測定した。

水素発生量測定法については平成 23 年度と同様の手法⁽³⁾であるが、180°Cの試験期間中に圧力や熱衝撃でガラスアンプルが破損しないよう、SUS 製の耐圧容器（耐圧：10MPa）内に水を満たし、その中にジルカロイ試料と脱気した脱イオン水を封入したガラスアンプルを静置した。ガラスアンプルと水を封入した SUS 容器を恒温器に入れて 24 時間かけて 180°Cまで昇温した後、所定の期間静置した。所定の期間経過後、恒温器の温度を 24 時間かけて室温まで下げてから SUS 容器を取り出した。その後、SUS 容器からガラスアンプルを取り出し、ガラスアンプルの気相部の水素ガス量（以下「水素ガス放出量」）を TCD-GC（ガスクロマトグラフ）を用いて測定した。ジルカロイ試料に吸収された水素量（以下「吸収水素量」）については、不活性ガス融解ガスクロマトグラフィーを用いて測定した。

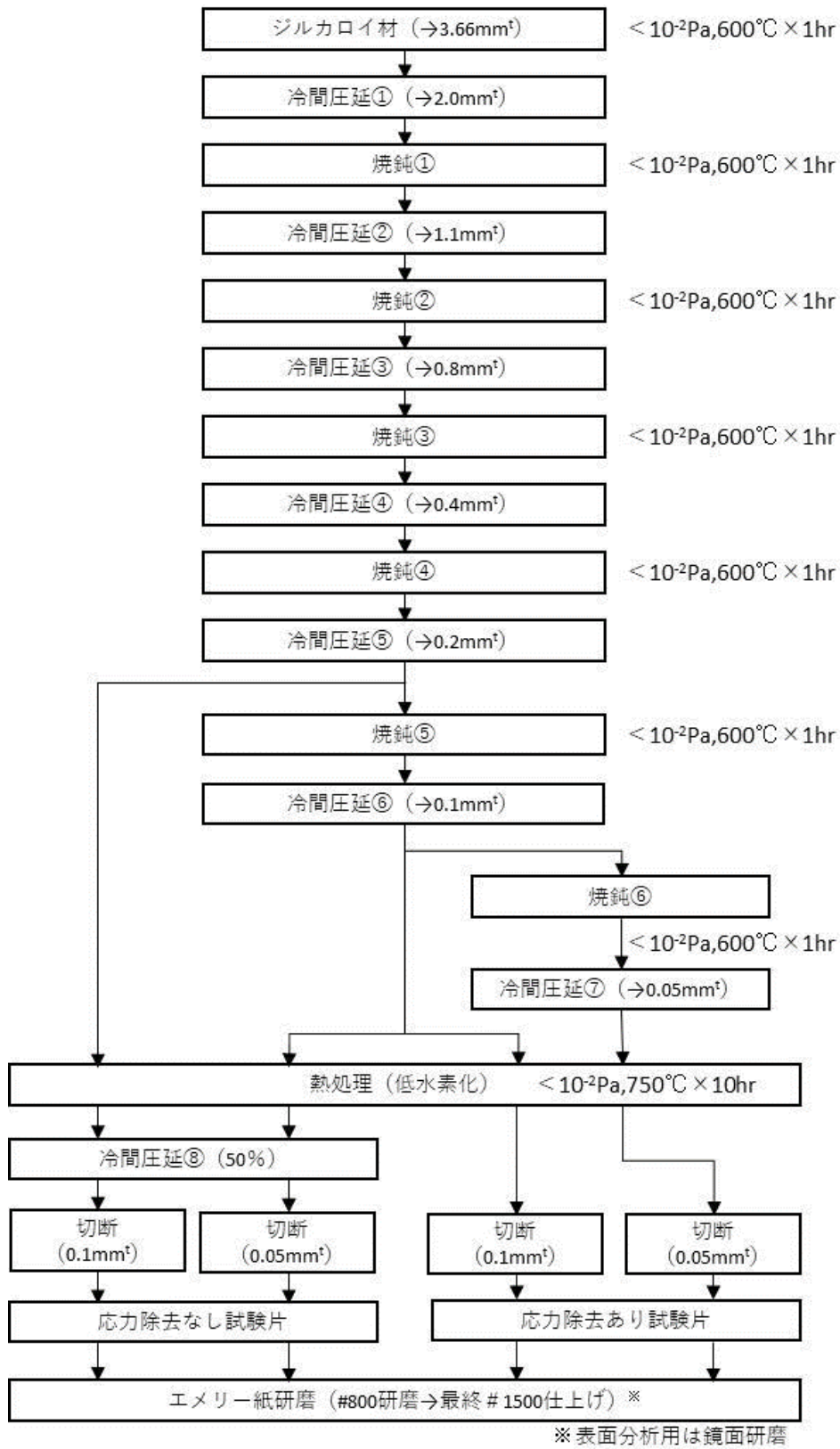
さらに、腐食試験終了後のジルカロイ試料表面について透過型電子顕微鏡（TEM）を用いた分析を行い、酸化皮膜厚さ、皮膜組成及び結晶構造を調べた。具体的には、収束イオンビーム加工装置（FIB）を用いてジルカロイ試料表面部分断面の薄膜試料を作製し、酸化皮膜の厚さを観察するとともに、EDX を用いて皮膜組成の分析を行った。また、電子線回折によって酸化皮膜中の酸化物の結晶化状態（t- ZrO_2 、m- ZrO_2 、アモルファスなど）を分析した。

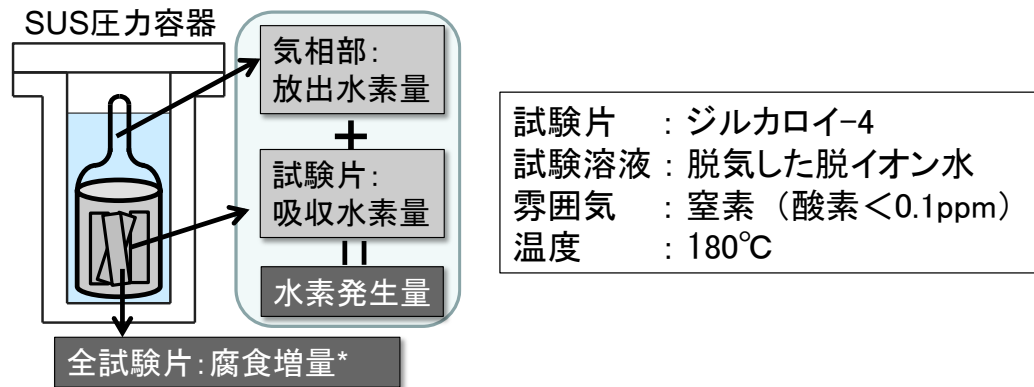
表 2.3-1 試験に用いたジルカロイ-4 の組成分析結果

単位：wt%

元素	ASTM UNS R60804		分析値
	下限	上限	
Sn	1.20	1.70	1.29
Fe	0.18	0.24	0.20
Cr	0.07	0.13	0.11
O	-	-	0.12
Al	-	0.0075	<0.005
B	-	0.00005	<0.00002
Cd	-	0.00005	<0.00005
Ca	-	0.0030	<0.001
C	-	0.027	0.014
Co	-	0.0020	<0.002
Cu	-	0.0050	<0.005
Hf	-	0.010	<0.005
H	-	0.0025	0.0008
Mg	-	0.0020	<0.001
Mn	-	0.0050	<0.005
Mo	-	0.0050	<0.005
Ni	-	0.0070	<0.005
Nb	-	0.0100	<0.005
N	-	0.0080	0.0022
Si	-	0.0120	0.01
W	-	0.010	<0.005
Ti	-	0.0050	<0.005
U	-	0.00035	<0.0001

表 2.3-2 試験に用いたジルカロイ試料の作成手順





試験片 : ジルカロイ-4
 試験溶液 : 脱気した脱イオン水
 雰囲気 : 窒素 (酸素<0.1ppm)
 温度 : 180°C

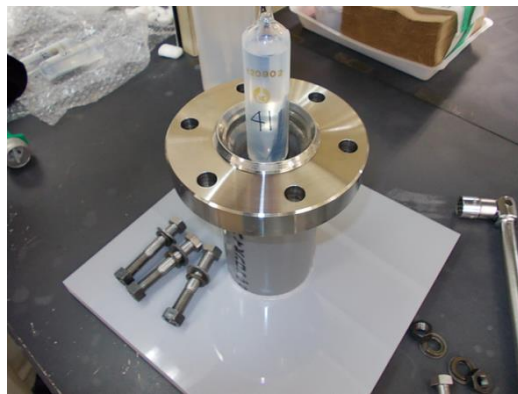
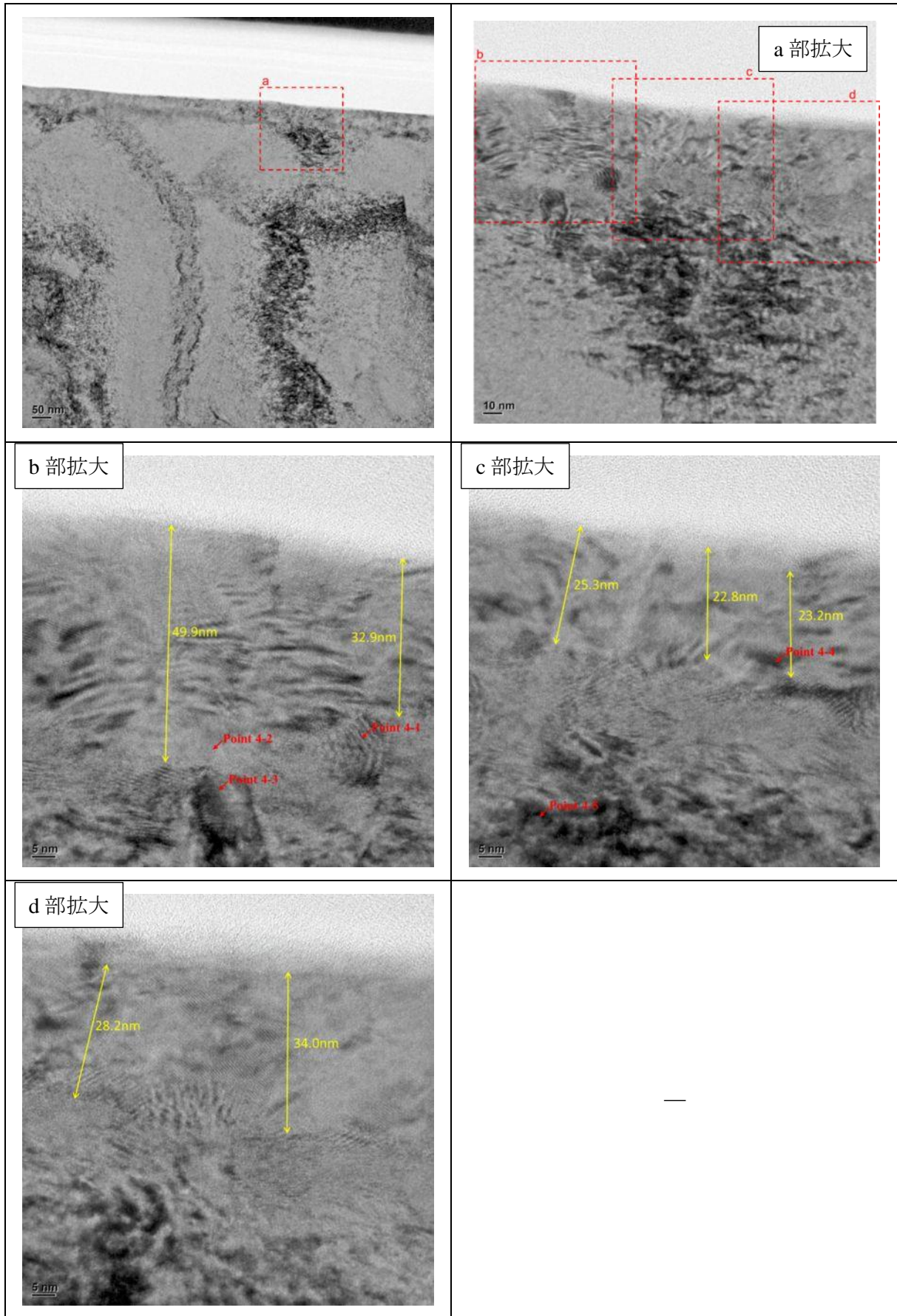


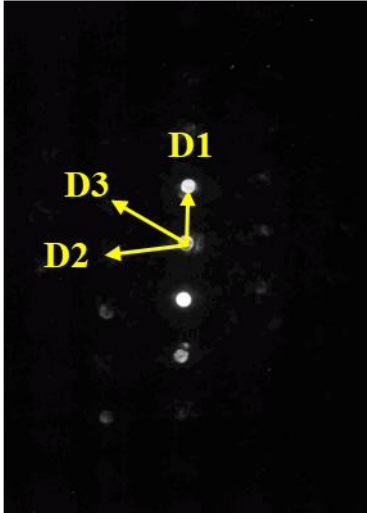
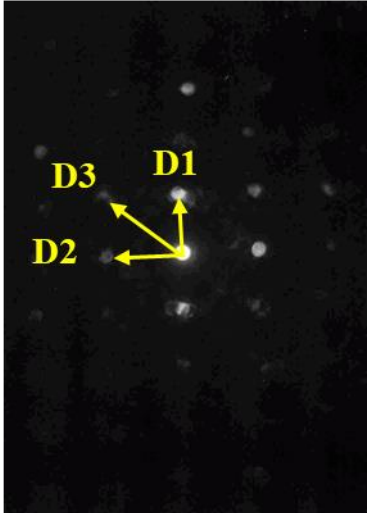
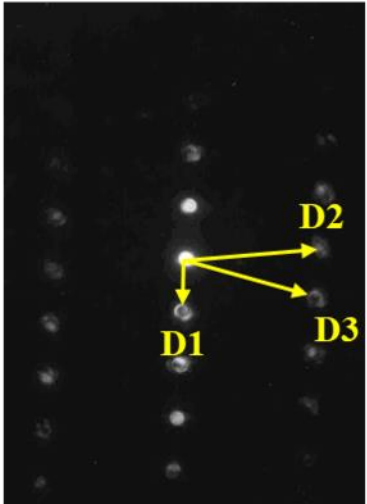
図 2.3-3 180°Cの脱酸素条件でのジルカロイの腐食量測定方法の概略図と写真

(2) 結果と考察

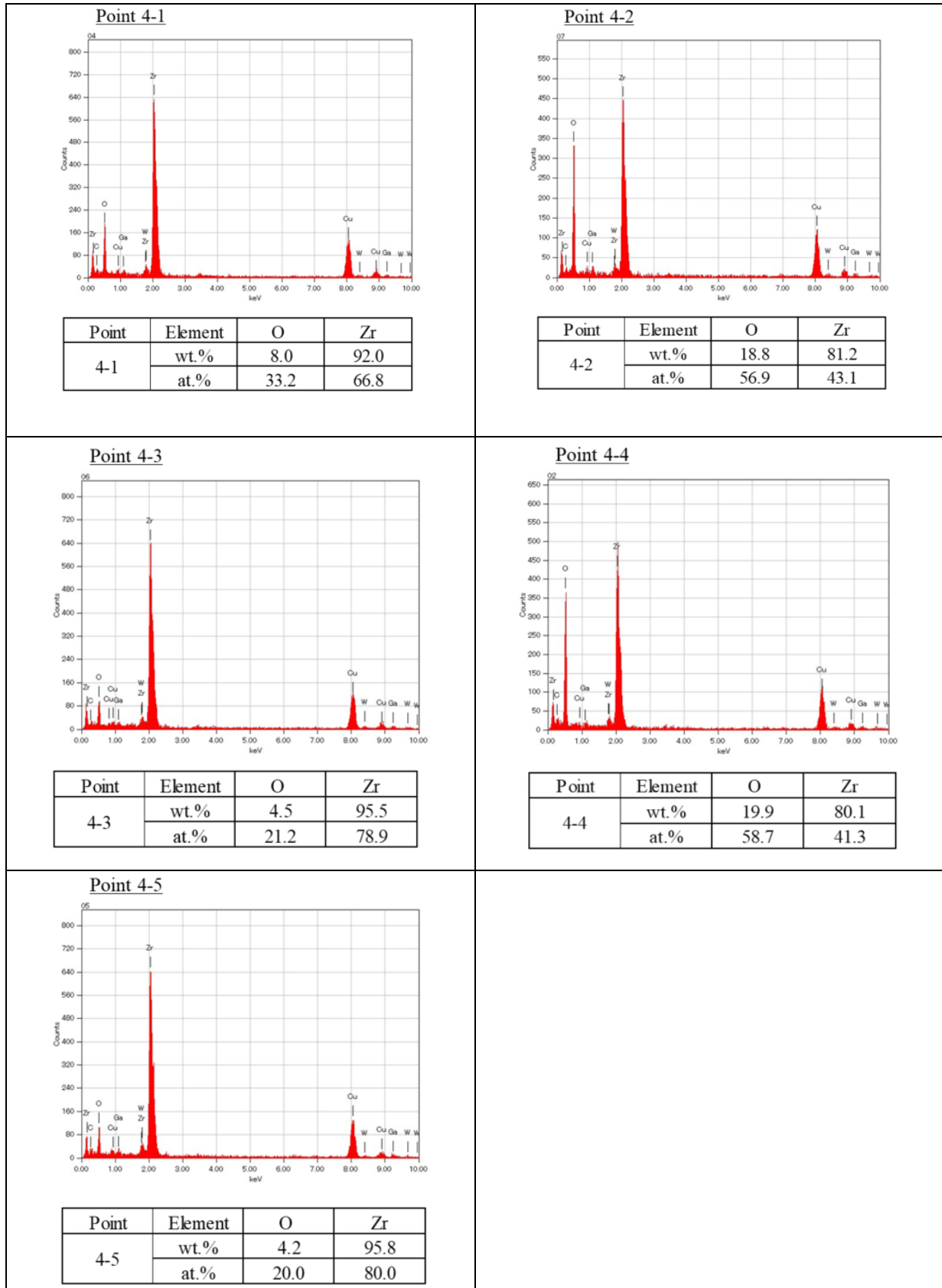
腐食試験終了後のジルカロイ試料表面についての TEM 観察結果、TEM-電子線回折結果及び TEM-EDX 分析結果をそれぞれ図 2.3-4(a)~(c)に示す。図 2.3-4 から、高温域や 80°C~120°C の温度域と同様に 180°Cの条件においてもジルカロイ表面に酸化皮膜が形成されていること、酸化皮膜は ZrO_2 の結晶構造を有していることが確認できた。



(a) 腐食試験後の Zry-4 試料の TEM 観察結果

<p>Point 4-1</p> 	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="4">04-004-5067 Zr / [-1 2 -2]入射 Hexagonal</th> </tr> <tr> <th></th> <th>D1</th> <th>D2</th> <th>D3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(h k l)</td> <td>0 1 1</td> <td>2 0 -1</td> <td>2 1 0</td> </tr> <tr> <td>計算値 (nm)</td> <td>0.255</td> <td>0.179</td> <td>0.165</td> </tr> <tr> <td>測定値 (nm)</td> <td>0.263</td> <td>0.185</td> <td>0.171</td> </tr> </tbody> </table>	04-004-5067 Zr / [-1 2 -2]入射 Hexagonal					D1	D2	D3	(h k l)	0 1 1	2 0 -1	2 1 0	計算値 (nm)	0.255	0.179	0.165	測定値 (nm)	0.263	0.185	0.171
04-004-5067 Zr / [-1 2 -2]入射 Hexagonal																					
	D1	D2	D3																		
(h k l)	0 1 1	2 0 -1	2 1 0																		
計算値 (nm)	0.255	0.179	0.165																		
測定値 (nm)	0.263	0.185	0.171																		
<p>Point 4-4</p> 	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="4">04-002-5424 ZrO₂ / [-2 5 -1]入射 Monoclinic</th> </tr> <tr> <th></th> <th>D1</th> <th>D2</th> <th>D3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(h k l)</td> <td>1 0 -2</td> <td>-2 -1 -1</td> <td>-1 -1 -3</td> </tr> <tr> <td>計算値 (nm)</td> <td>0.252</td> <td>0.201</td> <td>0.153</td> </tr> <tr> <td>測定値 (nm)</td> <td>0.254</td> <td>0.194</td> <td>0.156</td> </tr> </tbody> </table>	04-002-5424 ZrO ₂ / [-2 5 -1]入射 Monoclinic					D1	D2	D3	(h k l)	1 0 -2	-2 -1 -1	-1 -1 -3	計算値 (nm)	0.252	0.201	0.153	測定値 (nm)	0.254	0.194	0.156
04-002-5424 ZrO ₂ / [-2 5 -1]入射 Monoclinic																					
	D1	D2	D3																		
(h k l)	1 0 -2	-2 -1 -1	-1 -1 -3																		
計算値 (nm)	0.252	0.201	0.153																		
測定値 (nm)	0.254	0.194	0.156																		
<p>Point 4-5</p> 	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="4">04-002-9867 Zr / [1 0 3]入射 Hexagonal</th> </tr> <tr> <th></th> <th>D1</th> <th>D2</th> <th>D3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(h k l)</td> <td>0 1 0</td> <td>-3 1 1</td> <td>-3 2 1</td> </tr> <tr> <td>計算値 (nm)</td> <td>0.280</td> <td>0.104</td> <td>0.104</td> </tr> <tr> <td>測定値 (nm)</td> <td>0.284</td> <td>0.110</td> <td>0.108</td> </tr> </tbody> </table>	04-002-9867 Zr / [1 0 3]入射 Hexagonal					D1	D2	D3	(h k l)	0 1 0	-3 1 1	-3 2 1	計算値 (nm)	0.280	0.104	0.104	測定値 (nm)	0.284	0.110	0.108
04-002-9867 Zr / [1 0 3]入射 Hexagonal																					
	D1	D2	D3																		
(h k l)	0 1 0	-3 1 1	-3 2 1																		
計算値 (nm)	0.280	0.104	0.104																		
測定値 (nm)	0.284	0.110	0.108																		

(b) 腐食試験後の Zry-4 試料の TEM-電子線回折結果



(c) 腐食試験後の Zry-4 試料の TEM-EDX 分析結果

図 2.3-4 180°C脱酸素条件で 121 日間腐食させたジルカロイ試料表面についての TEM 観察結果、TEM-電子線回折結果及び TEM-EDX 分析結果

水素発生量測定法で定量した水素発生量と、腐食増量測定法で定量した腐食増量から換算したジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の関係を図 2.3-5(a)と(b)にそれぞれ示す。図 2.3-5(a)と(b)より、測定方法による差はほとんど認められない。一般的に、腐食増量測定法は水素発生量測定法に比べて検出下限値が高いため、腐食増量が比較的多い高温域でのジルカロイの腐食量の定量に用いられる方法であるが、今回の結果から、180℃においても比較的信頼性の高い定量が可能であることがわかった。

また、図 2.3-5(a)から、水素発生量の総量のうち吸収水素量の割合は試験期間を通して 34～44%であることがわかる。平成 23 年度に実施した 80℃、100℃及び 120℃の条件では、水素発生量のうちそれぞれ約 75%、75%、70%の水素がジルカロイに吸収されていた。さらに、既往研究⁶⁾における 30℃での吸収水素量は約 90%であることから、温度が高いほど吸収水素量の割合が低下する傾向が見られる。

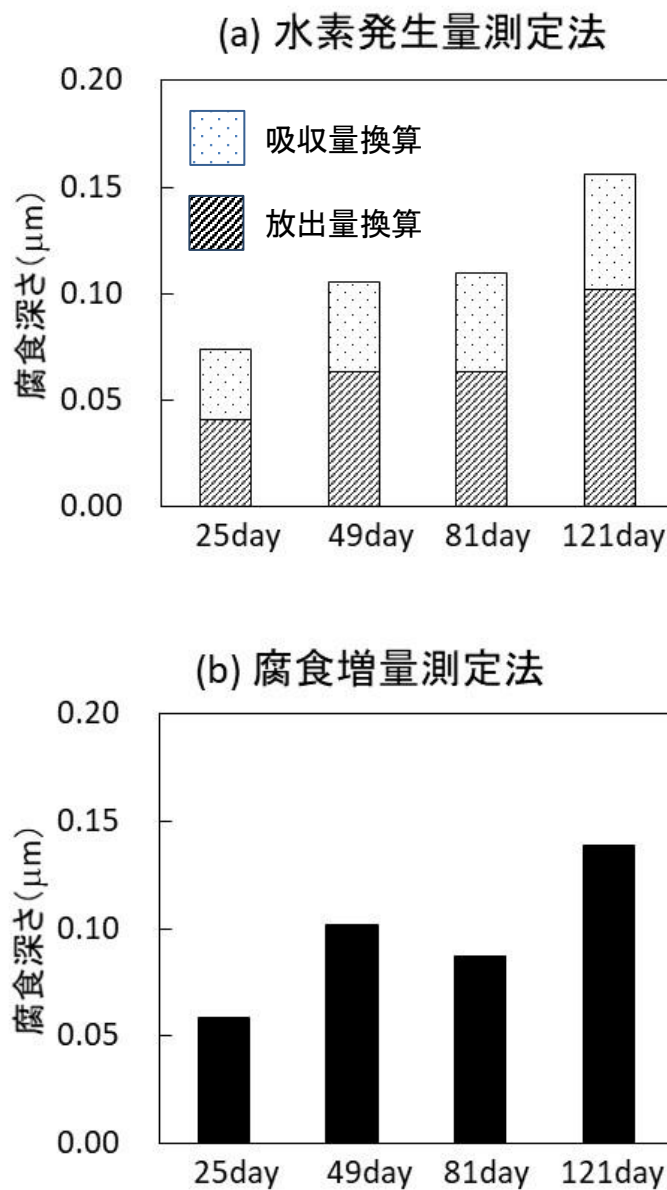


図 2.3-5 (a) 水素発生量測定法と、(b) 腐食増量測定法による 180℃の脱酸素条件でのジルカロイ試料の腐食深さ (腐食量) と時間の関係

図 2.3-5(a),(b)に示した腐食深さと腐食時間の立方根との関係を図 2.3-6 に示す。同図には、各測定法に係る誤差範囲を示す。このうち、水素発生量測定法については水素ガス放出量の定量における水素ガス濃度の誤差に加えてジルカロイ試験片の表面積の誤差を考慮した。また、腐食増量測定法については重量測定における重量差の誤差に加えてジルカロイ試験片の表面積の誤差を考慮した。図 2.3-6 の水素発生量測定法から換算した腐食深さに着目すると、概ね原点を通る直線上に整理できることから、180°Cにおいても三乗則で整理可能であることがわかった。

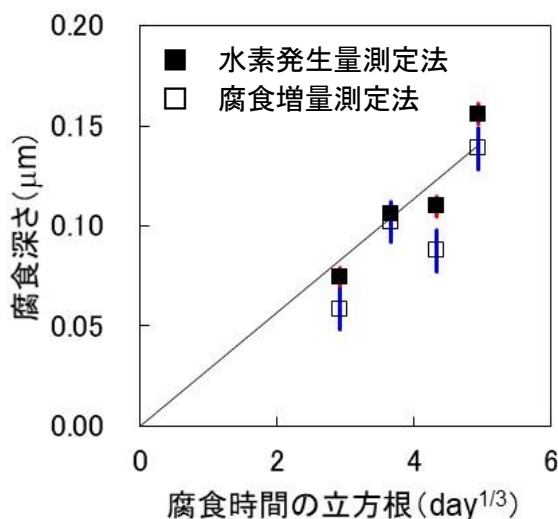


図 2.3-6 180°C脱酸素条件でのジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係

次に、三乗則に基づいて算出した 180°Cの腐食速度定数をアレニウスプロットした結果を図 2.3-7 に示す。図 2.3-7 より、180°Cの腐食速度定数は高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置していることから、高温域に比べてより低温域に近い温度である 180°Cの条件においても、ジルカロイの腐食メカニズムは高温域と同じである可能性が示唆された。これにより、今回腐食試験に用いたジルカロイ試料は平成 23 年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ試料と同じ組成のものであることをふまえると、1970 年代までのジルカロイの腐食データに基づく高温域の経験則モデルを低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認することができた。

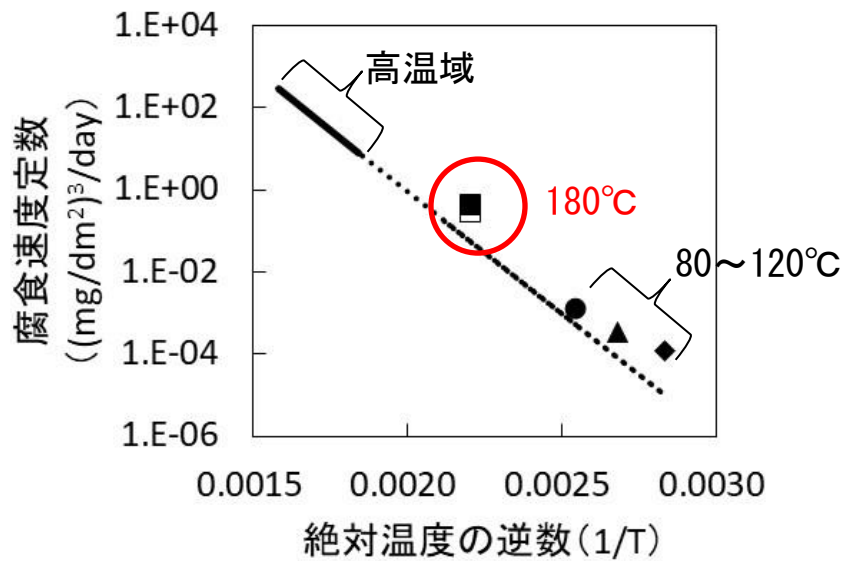


図 2.3-7 三乗則に基づいて算出した 80°C~120°C及び 180°Cのジルカロイの腐食速度定数のアレニウスプロット

2.3.3 NaCl 溶液中での腐食試験

沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境のうち、ジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子として塩分濃度に着目し、NaCl 成分がジルカロイの腐食に及ぼす影響の有無やその程度を実験的に確認した。

具体的には、NaCl 溶液を用いて昨年と同様の腐食試験を行い、ジルカロイ腐食への影響の有無を確認した。腐食試験は、低酸素雰囲気下の NaCl 溶液中で最大約 121 日間のガス蓄積型浸漬腐食試験方法を実施した。2.3.2 (1)に示した水素発生量測定法を用いて、1.0 mol/l の NaCl 溶液中でのジルカロイ試料の腐食試験を実施した。

(1) 試験方法

2.3.2 (1) に示した水素発生量測定法を用いて、80°Cの脱酸素条件において 1.0 mol/l の NaCl 溶液中でのジルカロイ試料の腐食試験を実施し腐食量を定量した。

(2) 結果と考察

水素発生量から換算した腐食深さと腐食時間の立方根との関係を図 2.3-8 に示す。同図には、水素ガス放出量及び吸収水素量の定量に係る誤差を考慮した誤差範囲を示す。このうち、水素ガス放出量の定量に係る誤差については、水素ガス濃度の誤差に加えてジルカロイ試験片の表面積の誤差も考慮した。また、図 2.3-8 には、平成 23 年度に得られた脱酸素条件の脱イオン水中での腐食深さも併記している。

図 2.3-8 より、80°Cの脱酸素条件の脱イオン水中でのジルカロイの腐食量は、同じ温度の脱酸素条件の NaCl 溶液中での腐食量の誤差範囲内であり、塩分濃度 (Na イオン、塩化物イオン) は、温度ほどはジルカロイの腐食に有意な影響を及ぼさないことがわかった。

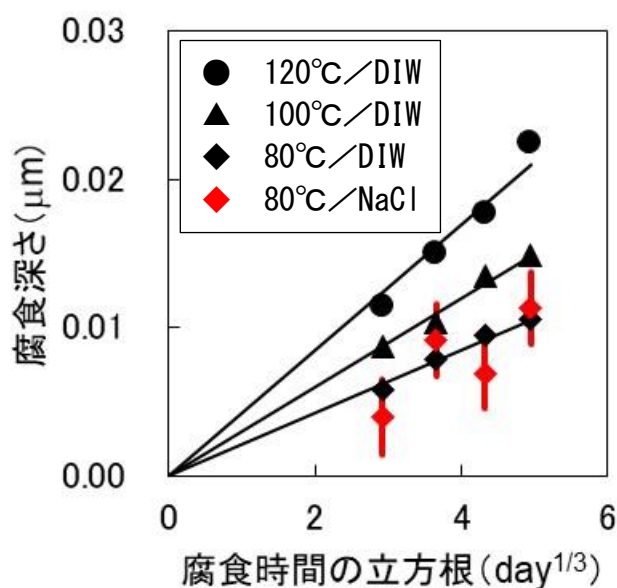


図 2.3-8 80°C～120°Cまでの脱酸素条件での脱イオン水中及び80°Cの脱酸素条件でのNaCl溶液中におけるジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係

2.3.4 大気平衡条件での腐食試験

ジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子として酸化還元電位に着目し、大気平衡条件でのジルカロイの腐食試験を行い、酸素の存在がジルカロイの腐食に及ぼす影響の有無やその程度を確認した。

(1) 試験方法及び予備試験

2.3.2 (1) に示した水素発生量測定法及び腐食増量測定法を用いて、ジルカロイ試料の腐食試験を実施し、腐食量を定量した。ガラスアンプル中には、ジルカロイ試料と大気平衡の脱イオン水及び空気（酸素濃度 20 %）を封入し、80°C、100°C及び120°Cの恒温器中で静置した。このうち120°Cのものは、試験期間中に圧力や熱衝撃でガラスアンプルが破損しないように、180°Cにおける試験と同様のSUS製の耐圧容器内に水を満たし、その中に密封したガラスアンプルを静置した。

この際、ジルカロイ試料の腐食に伴い溶存酸素が消費されることによって気相中の酸素濃度が低下し、試験期間をとおして溶存酸素濃度条件が変化してしまうことが想定される。一方、ジルカロイ試料の表面積（試験片の枚数）を少なくすれば、溶存酸素の消費量は抑えられるものの、トータルの腐食量も少なくなるため腐食重量の測定が困難となる（電子天秤の測定精度が±0.1 mgであることから重量増加が0.3 mg以上であることが望ましい）。そこで、まず80°Cと120°Cの温度条件で短期間の予備試験を実施し、各温度条件における腐食増量から酸素消費量を大まかに把握した。この結果をふまえて、各温度条件に応じて、気相の体積とジルカロイ試料の表面積（試験片の縦×横の長ささと枚数で調整）を調整し、いずれの条件においても試験期間をとおして以下の条件を満たすようにして試験を実施した。

- 80°Cにおいて25日間の重量増加が測定可能となる試験片枚数（表面積）とする。
- 120°Cにおいて121日間腐食しても、酸素濃度の減少が10%程度未満となる気相部の体積を確保する。

(2) 結果と考察

脱酸素条件（酸素濃度 ≤ 0.1 ppm）の脱イオン水中においては水素ガスが検出されたが、大気平衡条件（酸素濃度約 20 vol%）では、80℃、100℃及び 120℃の温度条件において水素ガス量は定量下限値以下（ $\leq 2.1 \times 10^{-3} \text{ cm}^3$ ）であった。このため、腐食重量測定法で得られたデータに基づきジルカロイ試料の腐食深さを算出した。

各温度における大気平衡条件での腐食深さと腐食時間の立方根との関係を図 2.3-9 に示す。同図には、重量測定に係る誤差を考慮した誤差範囲を示す。この重量測定に係る誤差については、重量差の誤差に加えてジルカロイ試験片の表面積の誤差も考慮した。また、図 2.3-9 には、平成 23 年度に水素発生量測定法により得られた脱酸素条件の脱イオン水中での腐食深さも併記している。図 2.3-9 より、いずれの温度においても、大気平衡条件では、脱酸素条件に比べてジルカロイの腐食深さが大きくなる傾向が認められるものの、平成 23 年度に得られた脱酸素条件のような腐食深さの時間依存性は認められない。また、80℃及び 100℃の条件については温度依存性も認められない。

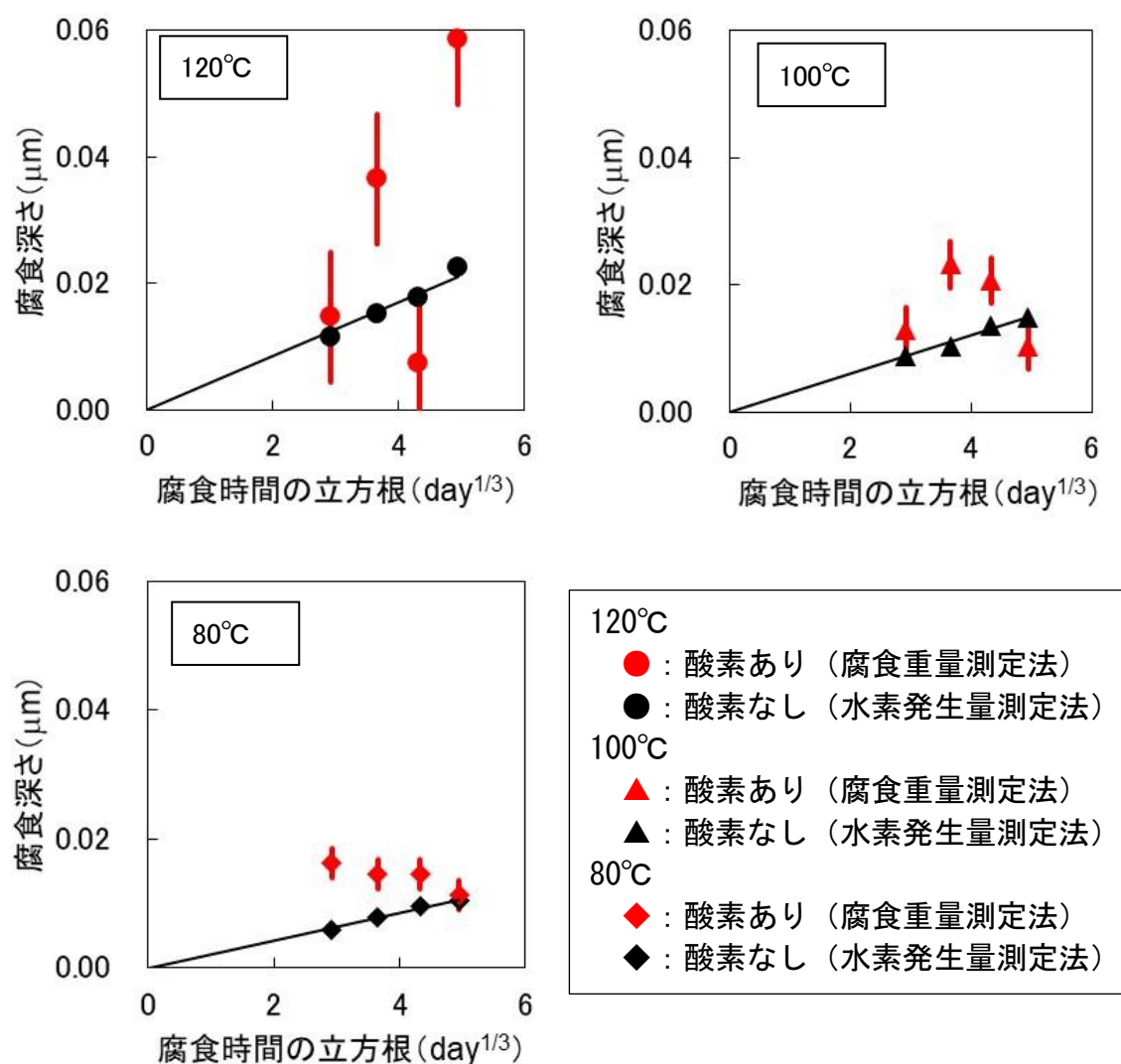


図 2.3-9 80℃～120℃までの大気平衡条件（酸素あり）及び脱酸素条件（酸素なし）の脱イオン水中におけるジルカロイ試料の腐食深さと腐食時間の立方根との関係

図 2.3-10 は、脱酸素条件の結果も含めた 80～180℃までの温度条件において、腐食重量測定法で得られたデータに基づくジルカロイ試料の腐食深さと、水素発生量測定法で得られたデータに基づく腐食深さとの関係を示す。図より、180℃の条件においては、腐食重量測定法から得られる腐食深さは水素発生量測定法の結果と良い相関性を示し、傾き約 1 の直線を形成しているが、180℃の条件に比べてジルカロイ試料の腐食量が少ない 120℃以下の温度条件においては、腐食重量測定法による腐食深さの値は大きくばらついていることがわかる。このことから、ジルカロイの腐食量が少ない場合には、上述の重量差の誤差及びジルカロイ試験片の表面積の誤差として、ここで評価している以上に誤差が存在していることを示唆するものである。

以上のことから、本試験において腐食重量測定法により得られた結果からは、大気平衡条件におけるジルカロイの腐食メカニズムについての議論を行うことはできないものとする。

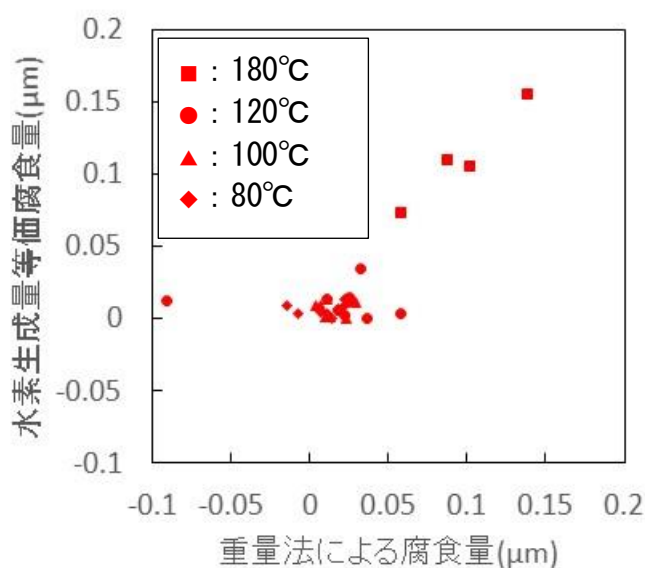


図 2.3-10 80℃、100℃、120℃及び 180℃において、水素発生量測定法及び腐食重量測定法で得られたデータに基づくジルカロイ試料の腐食深さの関係

2.3.5 安全評価に使用可能な腐食速度モデルの検討

図 2.3-1 に示した高温域の経験則モデルによると、ジルカロイの腐食増量が約 30 mg/dm² (腐食深さ約 1.3 μm) まで腐食して酸化皮膜が厚くなると遷移することが観察されており⁽¹⁾⁽⁶⁾、それまでの間は三乗則に沿って腐食が進行する。この経験則モデル (三乗則) が長期評価にも使用可能であるとして、今年度までに得られた低温域での腐食速度定数を用いて計算すると、遷移が生じる腐食量に達するまでに、120℃では約 7 万年、80℃では約 60 万年かかる。一方、TRU-2 報告書⁽¹⁾で設定された腐食速度で計算すると、約 1.3 μm の腐食深さに達するまでの期間は数十年後であることから、TRU-2 報告書での腐食速度設定は非常に速い設定であると言える。

しかしながら、数千年あるいは数万年といった長期の安全評価におけるジルカロイ腐食速度の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるかどうかを判断するためには、数年程度の試験で得られた経験則モデルを単に長期に外挿するだけでは不十分であり、機構論的な裏付けを要する。すなわち、腐食速度の律速プロセスを含めた腐食メカニズムを明らかにする必要があり、そうしたプロセスが変わるような環境変化がない限りは長期に外挿することが可能

となる。ここでは、ジルカロイの律速プロセスの検討にあたって重要と考えられる酸化皮膜中の物質移行について考察した。

(1) ジルカロイの酸化

脱酸素条件の溶液中における酸化剤は水であり、このような条件での金属の腐食速度を律速する可能性があるものとしては、金属の溶解速度、金属と酸素(O)の反応速度、水の分解によるOの生成速度、Oもしくは金属イオンの酸化皮膜中の拡散(あるいは伝搬)速度といったものが挙げられる。

ジルカロイの主要元素であるジルコニウム(Zr)の安定性は「酸化物(ZrO_2) > 金属(Zr) > イオン(Zr^{4+})」の順番で高く、 Zr^{4+} としては最も不安定であることから、Zrはイオンとしては移動せず、その場にOが来ると金属から直ちに酸化物になる。Oを含む化学種等としては、水分子(H_2O)、オキソニウムイオン(H_3O^+)、水酸化物イオン(OH)、酸素イオン(O^2)、酸素分子(O_2)などが挙げられるが、いずれであっても、Zrはその場に存在するOで酸化物となる。また、その場で酸化物になることで高密度化を生じ、さらにOが動きにくい状態となる。このような特性から、金属イオンが動きやすい銅(Cu)、亜鉛(Zn)、ニッケル(Ni)などよりもZrの腐食速度は小さい。したがって、上に挙げた金属の腐食速度を律速する可能性のあるもののうち、金属の溶解速度、金属とOの反応速度、金属イオンの酸化皮膜中の拡散(あるいは伝搬)速度については、ジルカロイの腐食における律速プロセスではないものと考えられる。

また、水の分解によるOの生成速度が律速プロセスであるとする、ジルカロイの腐食速度が時間とともに低下することを説明できない。

以上のことから、ジルカロイの律速プロセスを考える上では、酸化皮膜中のOの拡散(あるいは伝搬)が重要であると考えられる。

(2) Oの拡散種

(1)に上述したように、Oを含む化学種等としては、 H_2O 、 H_3O^+ 、OH、 O^2 、 O_2 などが挙げられる。これらのうち、高温域においては、ジルカロイの酸化皮膜中のOの拡散(伝搬)種は O^2 であることが提唱されているが⁷⁾、 O^2 ではなく H_2O としてOが酸化皮膜中を拡散している可能性も考えられる。 O^2 及び H_2O が拡散種とした場合に類推される種々の事象を表 2.3-3に整理した。ただし、いずれも現時点では仮説の域を脱しておらず、検証を要する。

また、図 2.3-6 に示した三乗則に基づいて算出した $80^{\circ}C \sim 180^{\circ}C$ の脱酸素条件におけるジルカロイの腐食速度定数のアレニウスプロットは、 $100^{\circ}C$ と $120^{\circ}C$ を境界に若干傾きが異なっている。このことから、例えば、 $100^{\circ}C$ と $120^{\circ}C$ を境界に、高温側では表 2.3-3 の①が、低温側では②のメカニズムが卓越している可能性も考えられる。

表 2.3-3 ジルカロイの酸化皮膜中における酸素 (O) の拡散種についての仮説

	①O ²⁻ の伝搬が支配的(高温域での知見)	②H ₂ Oの拡散が支配的
ソース	酸化皮膜/水界面でのH ₂ Oの分解/解離	液中に豊富にある
酸化皮膜の特徴	ほぼ完全なZrO ₂ 結晶でH ₂ Oが入り込む余地なし	H ₂ Oが入り込めるほどの空隙がある
金属表面への拡散種の移動	ZrO ₂ 結晶内(O ²⁻ -Zr ⁴⁺ -O ²⁻)でO ²⁻ が熱運動して隣のZr ⁴⁺ に飛び移る(アニオン空孔の伝搬)	酸化皮膜中の細孔拡散
酸化皮膜中の酸素濃度プロファイル	酸素の濃度勾配はない	外表面だけがZrO ₂ でその内側にはZrO _x (0<x<2)が分布
Zrとの反応で余る電子(e ⁻)	その場にH ⁺ はおらず、余ったe ⁻ は電流を生じて酸化皮膜/水界面でH ⁺ を得てH ₂ に	その場で反応するので余らない
水素の発生場所	酸化皮膜/水界面	ZrO _x が酸化される現場

(3) 三乗則となる理由

物質の腐食は関係する成分の拡散で律速されるという説が有力であり、それがあてはまるならばジルカロイの腐食量は腐食時間の平方根に比例(以下「放物線則」)して進行するはずである。

したがって、三乗則となる理由としては、例えば、放物線則のステージから、酸化皮膜が緻密なものに変化していく段階であることなどが考えられる。すなわち、酸化皮膜の厚さの成長に加えて、酸化皮膜の緻密化にともないOの拡散係数が低下した結果、見かけ上三乗則が観察されるというものであるが、低温域のみならず高温域においてもジルカロイの腐食が三乗則に従って進行するメカニズムは明らかになっていない。

また、本研究で得られた低温域におけるジルカロイ腐食深さ ΔL と腐食時間 t との関係は、定数 A として(2.3-1)式に示す三乗則でよく整理できるが、(2.3-2)式に示す放物線則からも大きく乖離しない。これらのことは今後の腐食メカニズムの解明において留意すべき点と考える。

$$\Delta L = A \cdot t^{\frac{1}{3}} \quad (2.3-1)$$

$$\Delta L = A \cdot t^{\frac{1}{2}} \quad (2.3-2)$$

(2)及び(3)項で述べたように、現状では低温域におけるジルカロイの腐食速度の律速プロセスを含めた腐食メカニズムは明らかになっていない。また、地層処分されるハルは高温の炉水中で腐食が進行した被覆管であり、水素を吸収して脆化していることも想定され、本試験で使用した“新品”のジルカロイとは性状が異なる。したがって、ハルの腐食速度評価を行う際にはこうした炉水中での履歴を考慮することも必要である。

これらをふまえると、現状では経験則モデルをそのまま安全評価に使用することは不適と考える。

2.3.6 まとめ

1970年代までのジルカロイの腐食データに基づく高温域の経験則モデルを低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認するために、平成23年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ試料と同じ組成の試料を用いて、やや高温の180℃での腐食速度データを水素発生量測定法

及び腐食増量測定法によって取得した。その結果、180℃の腐食速度定数は高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置していたことから、高温域に比べてより低温域に近い温度である180℃の条件においても、ジルカロイの腐食メカニズムは高温域と同じである可能性が示唆された。これにより、経験則モデルの信頼性を確認することができた。

また、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境やジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子として塩分濃度と酸化還元電位に着目し、NaCl成分や溶存酸素がジルカロイの腐食に及ぼす影響の有無やその程度を上述の腐食試験法を用いて確認した。その結果、NaCl成分は、温度ほどはジルカロイの腐食に影響を及ぼさないことがわかった。一方、有意な溶存酸素が存在する大気平衡条件における80℃～120℃での121日間までの範囲におけるジルカロイの腐食量の範囲は、脱酸素条件とは大きく異なることが確認できた。

経験則モデルを安全評価に使用するためには、数千年あるいは数万年といった長期におけるジルカロイ腐食速度の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるかどうかを判断することが必要であり、そのためには、腐食速度の律速プロセスを含めた腐食メカニズムを明らかにすることが不可欠である。低温域におけるジルカロイ腐食の律速プロセスとなっている可能性の高い因子としては、ジルカロイ表面に形成される酸化皮膜の構造や酸化皮膜中の酸素の拡散が挙げられるが、現状では明らかになっていない。加えて、地層処分されるハルの腐食速度評価を行うために必要な、炉水中での履歴による腐食への影響についても十分把握されていない。以上のことから、現状では経験則モデルをそのまま安全評価に使用することは不適と考える。

今後、酸化皮膜中におけるOの拡散種の同定や、密度や間隙率といった酸化皮膜の構造分析をすすめ、低温域におけるジルカロイの腐食速度を律速するプロセスを明らかにしていくことが必要である。

2.4 オーバーパットの腐食モデルの作成

2.4.1 全体概要

オーバーパット (OP) の閉じ込め性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。OP の候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成や pH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている。したがって、OP の性能評価にあたっては、OP 近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。

平成 24 年度は、局部腐食判定モデルについて、実際の処分環境で想定される温度、地下水化学環境下 (淡水、塩水、酸化還元状態) を考慮した室内実験を行い、昨年度までに未検証となっていた条件での検証を行うとともに、当該モデルの改良を行うことによって処分環境で適用できるようにした。全面腐食速度に関しては、炭素鋼の腐食試験データを取得して、腐食性と表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を整理し、炭素鋼の水素脆化の起因となる水素吸収挙動についての実験的検討を行うとともに、炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルを提案した。また、高 pH 環境における SCC に関しては、割れ感受性に及ぼす温度の影響を調べるとともに、全面腐食速度モデルについては、炭素鋼の腐食試験データを取得して、腐食性と表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を整理し、炭素鋼の水素脆化の起因となる水素吸収挙動についての実験的検討を行った。これらに加えて、炭素鋼以外のオーバーパット候補材の腐食現象についての検討も実施した。以下に本年度の実施項目の詳細について記す。

2.4.2 局部腐食判定モデルの適用性確認

(1) はじめに

オーバーパットの候補材料である炭素鋼は、処分環境では全面腐食が支配的な腐食形態と考えられているが、炭素鋼が不動態化した場合には進展速度が速い局部腐食が生じやすくなりオーバーパットの腐食寿命に影響を及ぼすことが考えられる。原子力研究開発機構では、本受託事業において既往の公開文献データに基づいた局部腐食発生条件判定のための経験則モデル (局部腐食判定モデル) を作成した。

平成 22 年度及び平成 23 年度は、炭素鋼試験片の自然浸漬試験及び試験後試験片の表面観察を行うことにより、炭素鋼の腐食形態 (全面腐食/不動態化) を判断し、局部腐食判定モデルによる判断結果と比較することにより本モデルの適用性を確認した。その結果、大気平衡相当の高い酸素濃度条件では比較的良く一致したが、低溶存酸素濃度の特に塩化物イオン濃度が高い条件において判断結果が一致しない傾向が見られた。また、昨年度に実施した試験結果の一部には、不動態皮膜破壊が観察されているため電位が活性態-不動態電位領域にあり不動態化していない可能性も考えられた。

平成 24 年度は、アノード分極試験を実施することにより、平成 23 年度に実施した浸漬試験において皮膜破壊が観察された条件に対する腐食形態の判定を確定するとともに、これまでの試験結果を踏まえてモデルの改良を実施した。

(2) 昨年度の結果

昨年度実施した浸漬試験において、皮膜破壊が観察された溶液条件 (炭酸塩(C)濃度 0.1mol/l、塩素(Cl)濃度 0.1mol/l、酸素を 0.2%含む窒素ガス吹き込み条件) に対する試験片の自然電位の経時変化を図 2.4-1 に示す。試験前 pH=9.6 が皮膜破壊が観察された条件である。この条件における 10,000 分経過後の自然電位は約-500mV vs. SCE 程度で、試験後の pH は 10.4 であった。

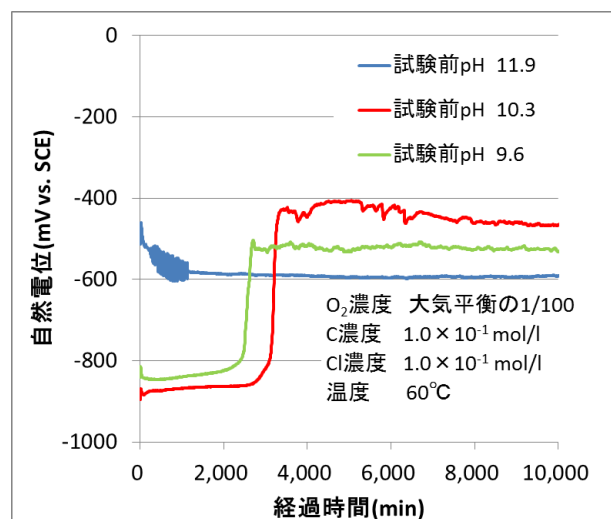


図 2.4-1 自然電位の経時変化（平成 23 年度実施）

（3）アノード分極試験

アノード分極試験とは、外部電源装置を用いて溶液中に浸漬された試験片の電位を制御することにより、試験片の溶解電流（以下、アノード電流）に対する電位依存性を調べる試験である。

試験片の平衡電位付近においては、電位の上昇につれアノード電流は増加する。アノード電流がある電位より貴側になると減少する挙動が見られた場合、その電位において不動態皮膜が形成されたことを意味する。この場合に当該試験溶液条件において試験片は不動態化する可能性がある⁽¹⁾。試験片の自然電位とアノード分極試験の挙動を調べることにより、試験片の不動態化の判断が可能である。昨年度実施したように、自然電位が明瞭に貴化した場合には表面観察との併用で不動態化を判断することも可能であるが、全面腐食と不動態の境界付近や皮膜破壊や局部腐食が観察された場合などにおいては上記の方法では難しい場合もあるため、アノード分極試験を併用することにより炭素鋼の不動態化を判断する。

以下、本年度実施したアノード分極試験の条件を示す。

① アノード分極試験条件

A. 試験片

炭素鋼試験片として、JIS G3106 SM400B（C:0.14, Si:0.22, Mn:1.12, P:0.0016, S:0.004 mass%）を用いた。この材料より 10×10×1mm の寸法の試験片を切り出し、一方の面にリード線を取り付けた。これをエポキシ樹脂に埋め込み、リード線と反対側の面をエメリー#800 湿式研磨にて仕上げ、表面をエタノールで脱脂後、蒸留水で洗浄した。

B. 試験条件

（2）に示した溶液条件に対するアノード分極試験を実施した。pH 条件は、試験前の pH に対応する pH=9.6、pH=10.3、pH=11.9 の 3 条件とした。電位走査速度は既往の試験条件⁽²⁾と同様の 20mV/min とした。照合電極は飽和カロメル電極(SCE)として、以後は SCE に対する電位差を電位と呼ぶこととした。

② 試験結果及び腐食形態の判定

アノード分極試験結果を図 2.4-2 に示す。pH=9.6,10.3,11.9 すべてに対して、アノード電流密度はピークを形成した後低下している。低下した後再び上昇するのは、局部腐食が発生していることを意味する。図 2.4-1 に示した自然浸漬試験の開始から 10,000 分経過後の電位約-500 mV vs. SCE における電流密度は、ピーク電流に対して低下しており不動態化している電位領域であることが判断できる。

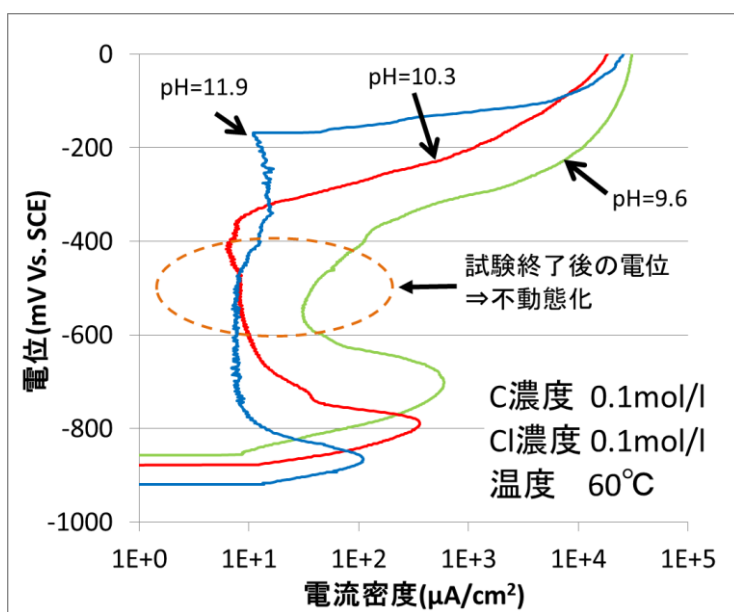


図 2.4-2 アノード分極試験結果（炭酸塩濃度 0.1mol/l、塩素濃度 0.1mol/l）

(4) 局部腐食判定モデルの改良

本年度実施したアノード分極試験及び平成 22 年度～平成 24 年度に実施した浸漬試験の結果をまとめると表 2.4-1 のようになる。その結果、溶存酸素濃度が低くかつ塩素濃度が高い条件の場合不動態化する pH の領域を狭くする結果となった。そこで、当該モデルを処分環境で適用できるように、酸素濃度が大気平衡相当の 1/100 以上の濃度の下で、pH \geq 9.8 の条件では必ず局部腐食が起きるものと判定し、局部腐食の進展量を評価することとした。大気平衡相当の 1/100 以下の濃度の酸素が含まれる場合には、従来の評価と同様に 1/100 の値を用い、経験式から算出された pH_d とオーバーパック近傍の pH との比較により局部腐食発生条件を判定する。

次に、酸素が含まれない場合を考える。この場合、炭素鋼の腐食反応におけるカソード反応は、水の還元反応が支配的となると考えられる。水の還元反応の平衡電位をネルンストの式⁽³⁾により計算し SCE に対する電位差に換算すると、pH=12、温度 60°C において -1100mV vs. SCE 程度と非常に小さく、アノード分極曲線とカソード分極曲線との交点の電位で決まる自然電位は、不動態が観察される電位領域まで上昇せず、無酸素条件では全面腐食で進行すると考えられる。そこで、局部腐食判定モデルでは、無酸素条件の場合は必ず全面腐食が生起する判定とする。

表 2.4-1 浸漬試験結果及びモデル計算結果一覧（炭酸塩濃度 0.1mol/l の条件）

溶存酸素濃度	炭酸塩濃度 (mol/l)	塩素濃度 (mol/l)	不動態が 観察されたpH	モデル計算から 判断した不動態化 するpH領域
大気平衡相当	1E-01	1E-04	pH \geq 9.8	pH \geq 7.0
		1E-01	pH \geq 10.2	pH \geq 8.6
大気平衡相当の 1/10		1E-04	pH \geq 10.5	pH \geq 8.1
		1E-01	pH \geq 10.2	pH \geq 9.8
大気平衡相当の 1/100		1E-04	pH \geq 10.8	pH \geq 9.5
		1E-01	pH \geq 10.4	pH \geq 11.1

(5) まとめ

平成 24 年度は、平成 23 年度に実施した自然浸漬試験により皮膜破壊が観察された C=0.1mol/l、Cl=0.1mol/l の条件に対して、アノード分極試験を行うことにより腐食形態を確定した。その結果、試験後の自然電位約-500mV vs. SCE はアノード分極試験において不動態化していることを確認することが出来た。モデル計算の結果は、昨年度の報告で示したように pH=11.4 以上において自己不動態化し局部腐食の発生条件を満たすので、モデル計算が不動態化する領域を小さくする結果となり、適用範囲外となる。そこで、当該モデルを処分環境で適用できるよう、酸素濃度の条件が大気平衡相当の 1/100 以上の下で、pH \geq 9.8 の場合は必ず局部腐食が進行し、無酸素の場合は全面腐食が生起する評価とした。

2.4.3 炭素鋼の全面腐食速度と水素吸収に及ぼす温度の影響

一般に、炭素鋼の腐食速度は高温ほど大きく、地層処分環境を想定した条件についても腐食速度の温度依存性に基づいてアレニウス型の式により近似した例⁽⁴⁾⁽⁵⁾等がある。しかし近年、緩衝材を模擬した圧縮ベントナイト中の長期データが拡充され、浸漬初期における腐食速度は高温のほうが大きいものの、長期的（数年以上）には温度の低い条件のほうが高温下よりも大きくなる現象が確認されている⁽⁶⁾。その原因として、低温下では高温下よりも皮膜の保護性が劣るためと推察されている。処分環境においてニアフィールドの温度は地温付近まで経時的に低下すると予想され、このような温度の低下に伴って耐食性が長期的に低下する可能性もある。また、腐食速度が低下しない場合、腐食に伴って発生する水素の吸収量が増加し、濃度によっては水素脆化を生じる恐れがある。そこで緩衝材共存下における炭素鋼の腐食速度および水素吸収量に及ぼす温度の影響、特に低温条件での挙動を明らかにすることを目的とする。

(1) 試験方法

① 試験片

炭素鋼試験片として、JIS G3106 SM400B (C:0.14, Si:0.22, Mn:1.12, P:0.0016, S:0.004 mass%) を用いた。この材料より 30×30×2mm の寸法の試験片を切り出し、エメリー#800 湿式研磨にて仕上げ、表面をエタノールで脱脂後、蒸留水で洗浄した。

② 試験条件、試験方法

試験溶液として既往のデータ⁽⁶⁾⁽⁷⁾との比較の観点から人工海水を用い、ASTM D1141-98(2003)

に準拠して調製した。ただし、下記の主要成分のみとし、微量成分は添加しなかった。

NaCl(24.53 g/l), MgCl₂(5.20 g/l), Na₂SO₄(4.09 g/l), CaCl₂(1.16 g/l), KCl(0.695 g/l), NaHCO₃(0.201 g/l), KBr(0.101 g/l), H₃BO₃(0.027 g/l), SrCl₂(0.025 g/l), NaF(0.003 g/l)

緩衝材にはベントナイト（クニゲル V1）に 30mass%のケイ砂を混合したものをを用い、乾燥密度 1.6 g/cm³に圧縮成型した。緩衝材は図 2.4-3 に示すように大気下でチタン製の試験カラムに充填したのち、酸素濃度 1ppm 以下に制御された窒素雰囲気グローブボックスに搬入し、グローブボックス内で真空引きと窒素置換を 3 回以上繰り返した。更に 24 時間以上 1torr 以下の減圧下に静置し、再び窒素ガスで置換した。試験溶液についてもグローブボックス内のガスを 24 時間以上通気して溶存酸素を除去した。試験温度は 30、40、50℃にてそれぞれ行った。所定期間終了後、試験片を試験カラムから取出し、腐食量測定用の試験片（3 個）については 5%クエン酸水素 2 アンモニウム溶液を用いて 10mA/cm²の電流密度のカソード分極下で脱錆処理を行った。次に試験片の重量を測定し、あらかじめ測定した試験前の重量との差から重量減少量を算出し、試験片表面積より平均腐食量を算出した。皮膜分析用の試験片（1 個）については XPS による腐食生成物の分析を行った。

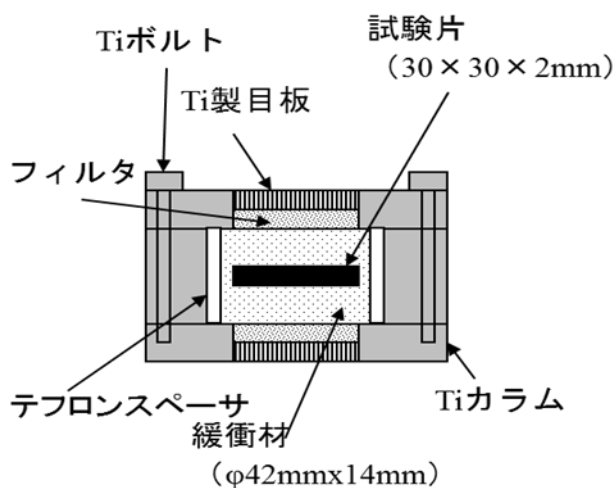


図 2.4-3 緩衝材中における浸漬試験用カラムの模式図

浸漬期間は 30 日、90 日、1 年、3 年、5 年とした。昨年度までに 1 年までの結果（50℃1 年除く）を報告した。本年度は 50℃にて 1 年間の試験の取り出しを行った。また、既往の研究で取得されたより高温下でのデータ（160℃まで）と比較するため、圧力条件をその試験に準じた条件（全圧 0.7MPa となるよう、窒素ガスにて加圧）でも試験を実施した（期間：30 日、90 日、1 年）。

水素量の測定は次のように行った。浸漬後試料を約 5×30×2mm の大きさに切断し、試料表面の腐食生成物を除去するため表面をエメリー#800 にて研磨した。次にアセトン洗浄、乾燥を行った後に水素抽出曲線の測定を行った。水素抽出曲線の測定条件は以下のとおり。

- ・温度範囲：室温～600℃
- ・昇温速度：12 °C/min
- ・雰囲気：アルゴンガス(1L/min)

・水素分析方法：API-MS 法

得られた水素抽出曲線より、室温～250℃の温度で抽出された水素を拡散性水素とみなし、吸収水素量を評価した。本年度は浸漬期間 10 日および 90 日間の試料について水素量測定を行った。

(2) 試験結果と考察

① 試験片外観と腐食生成物

試験後試験片の外観を図 2.4-4 に示す。試験後試験片にはいずれも均一な全面腐食が観察された。また、金属素地が見えており、厚い皮膜は形成されていない。

XPS による表面の分析結果を図 2.4-5 に示す。Fe2p のスペクトルでは、30℃および 40℃では Fe(II)を示唆するサテライトピークが認められたが、50℃では明瞭ではない。また、O1s のスペクトルより、30℃、40℃では炭酸塩または水酸化物系と推察されるピークが確認され、50℃では酸化物によるピークも認められた。また、C1s のスペクトルでは、288～289eV 付近にピークがみられ、炭酸塩系の化合物の生成も示唆された。

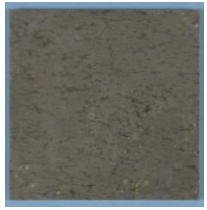


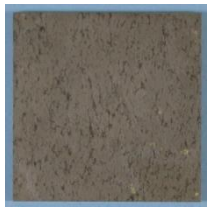
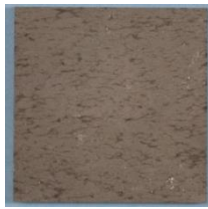

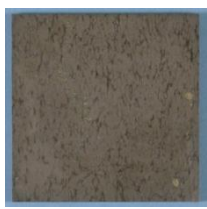





温度 (°C)	30 日	90 日	365 日
30			
40			
50			
50 (0.7MPa)			

図 2.4-4 試験後試験片の外観 (試験片寸法：30×30×2mm)

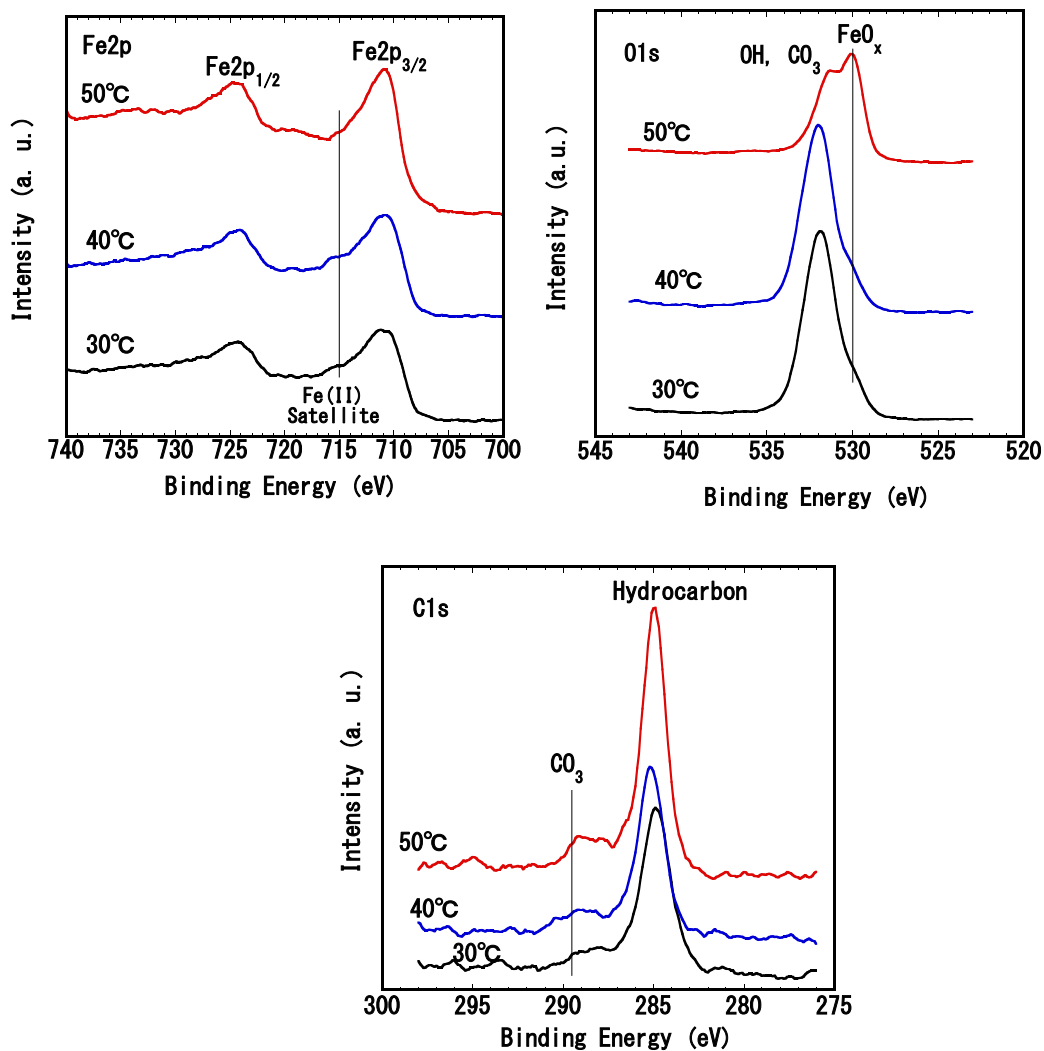


図 2.4-5 365 日浸漬後の試験片における Fe2p, O1s, C1s の光電子スペクトル

② 腐食量

各試験片の腐食量測定結果を昨年度の結果とともに表 2.4-2 に示す。温度が高いほど大きな腐食量の値が得られた。

表 2.4-2 腐食量測定結果

温度 (°C)	期間 (days)	平均腐食深さ (μm)	平均腐食速度 ($\mu\text{m/y}$)	備考
30 (大気圧)	30	6.55×10^{-1}	7.97×10^0	報告済み
		6.64×10^{-1}	8.08×10^0	
		7.50×10^{-1}	9.12×10^0	
	90	1.36×10^{-1}	5.50×10^0	報告済み
		1.12×10^0	4.54×10^0	
		1.16×10^0	4.72×10^0	
	365	2.79×10^0	2.79×10^0	報告済み
		2.80×10^0	2.80×10^0	
		2.78×10^0	2.78×10^0	
40 (大気圧)	30	1.06×10^0	1.29×10^1	報告済み
		1.03×10^0	1.26×10^1	
		1.04×10^0	1.27×10^1	
	90	1.77×10^0	7.17×10^0	報告済み
		1.68×10^0	6.82×10^0	
		1.73×10^0	7.03×10^0	
	365	3.94×10^0	3.94×10^0	報告済み
		3.89×10^0	3.89×10^0	
		3.83×10^0	3.83×10^0	
50 (大気圧)	30	1.52×10^0	1.85×10^1	報告済み
		1.37×10^0	1.67×10^1	
		1.40×10^0	1.71×10^1	
	90	2.55×10^0	1.03×10^1	報告済み
		2.53×10^0	1.03×10^1	
		2.52×10^0	1.02×10^1	
	365	6.03×10^0	6.03×10^0	本年度実施
		6.30×10^0	6.30×10^0	
		5.82×10^0	5.82×10^0	
50 (0.7MPa)	30	1.71×10^0	2.07×10^1	本年度実施
		1.54×10^0	1.88×10^1	
		1.55×10^0	1.88×10^1	
	90	3.70×10^0	1.50×10^1	本年度実施
		2.76×10^0	1.12×10^1	
		3.29×10^0	1.33×10^1	
	365	5.92×10^0	5.92×10^0	本年度実施
		5.57×10^0	5.57×10^0	
		5.62×10^0	5.62×10^0	

腐食量の経時変化を既往の高温下でのデータ（オーバパックデータベース，OPDB, <https://opdb.jaea.go.jp/opdb/>より）とともに図 2.4-6 に示す。図中にはべき乗則 ($Y=At^B$, Y:腐食量, A,B:係数) で近似した結果も示した。係数 A は環境の腐食性に対応した初期腐食速度であり⁽⁸⁾、値が大きいほど環境の腐食性は大きい。係数 B は皮膜の保護性に対応した値とされており⁽⁸⁾、この値が小さいほど皮膜の保護性は大きい。温度と係数 A, B の関係を図 2.4-7 に示す。温度が高いほど A は大きくなる傾向を示しており、アレニウスプロットすると Gras⁽⁵⁾および Foct ら⁽⁴⁾の報告と概ね整合した。活性化エネルギーは約 14.5kJ/mol と求められ、Gras⁽⁵⁾および Foct ら⁽⁴⁾による値の中間的な値となった。一方、B は低温条件のほうが大きくなる傾向を示した。これは低温のほうが環境の腐食性は小さいが、皮膜の保護性も乏しいことを示している。腐食生成物の分析結果より、ベントナイト共存下における腐食生成物にはいずれの温度条件でも $FeCO_3$ が含まれていると推察される。小池ら⁽⁹⁾はベントナイト中の炭素鋼の耐食性は $FeCO_3$ の性状により決定されるとしている。 $FeCO_3$ の溶解度は高温ほど小さくなることから⁽¹⁰⁾、高温ほど $FeCO_3$ が沈殿しやすいと考えられる。高温条件のほうが係数 B が小さい、すなわち皮膜の保護性が大きくなったのは $FeCO_3$ の沈殿のしやすさに関連している可能性がある。

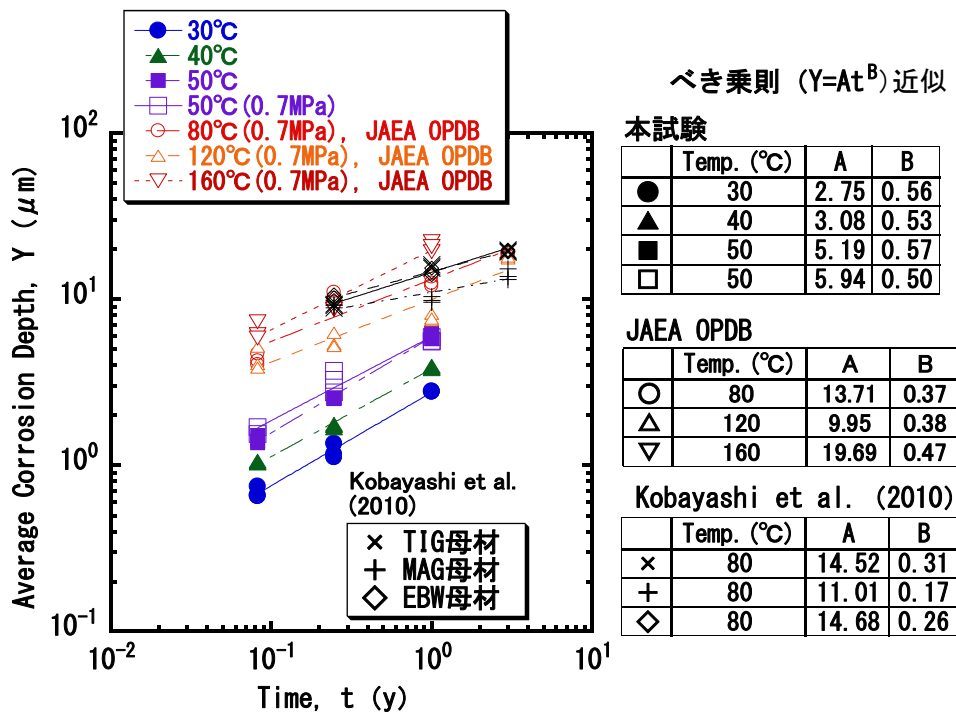
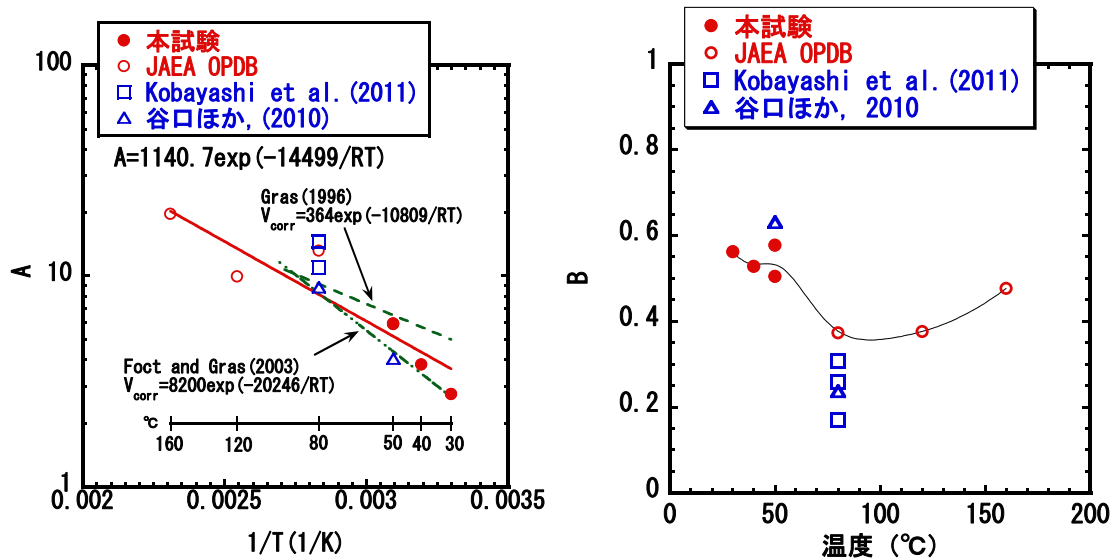


図 2.4-6 平均腐食深さの経時変化



(a) 温度と係数 A の関係

(b) 温度と係数 B の関係

図 2.4-7 係数 A, B の温度依存性

③ 水素吸収量測定結果

鉄鋼材料の水素脆化では、一般に拡散性水素が関与し、鋼中に強くトラップされた非拡散性水素は関与しないといわれている⁽¹¹⁾⁽¹²⁾。そこで水素抽出曲線より室温～200 $^{\circ}C$ までに放出された水素を拡散性水素とみなし、その量を求めた。温度と水素量の関係を高温下でのデータとともに図 2.4-8 に示す。今回得られた 10 日および 90 日後の拡散性水素濃度は 30 日での値よりも小さく、試験前と同等かそれ以下となった。明瞭な温度依存性も確認されなかった。この傾向は高温下での挙動と概ね整合する。このような経時変化の挙動の理由は明らかではないが、浸漬 30 日間までは腐食の進展に伴って水素が吸収され、その後は腐食速度の低下によって吸収された水素の放出のほうに卓越した、または拡散性水素がより強くトラップされた非拡散性水素の形態に変化したことなどが可能性として考えられる。一方、今回用いた材料や炭素鋼オーバーパックで想定されている材料の強度に対して水素脆化が問題となるのは数 ppm 以上の水素濃度の場合であり⁽¹³⁾、今回得られた値はいずれの条件でもこれよりも十分小さい。

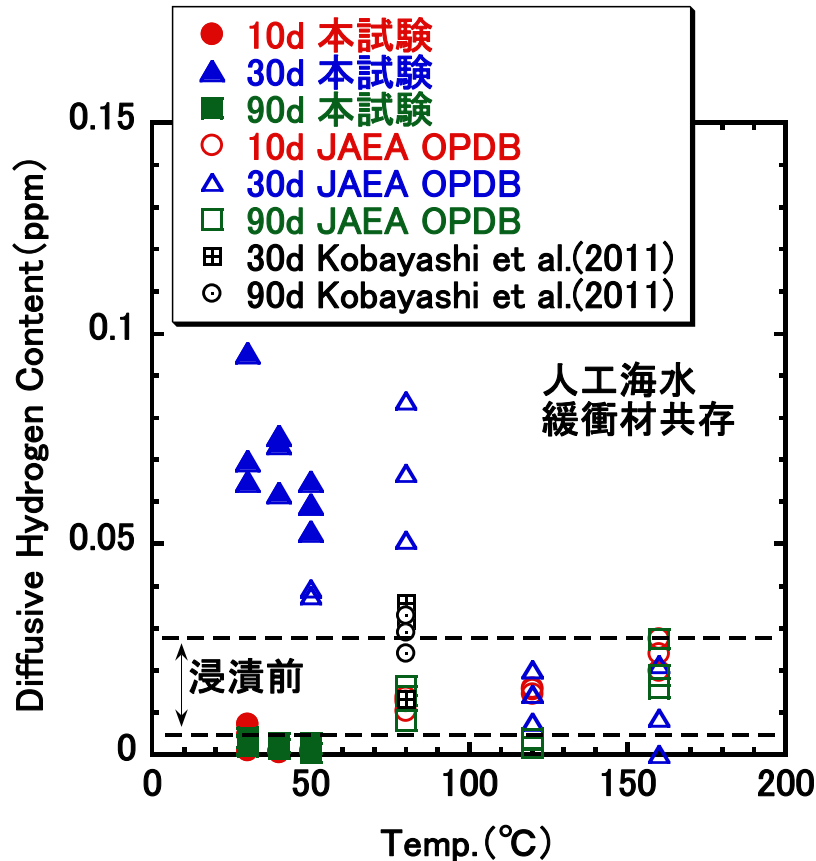


図 2.4-8 温度と吸収水素量の関係

(3) まとめ

- ・環境の腐食性は温度が高いほど大きく、皮膜の保護性は温度の低いほうが小さくなる傾向が見られた。
- ・水素濃度は30日間の浸漬で最も大きくなり、低温条件のほうがより大きな水素量となった。10日および90日間では試験前と同等かそれ以下の水素濃度であり、明瞭な温度依存性も確認されなかった。
- ・水素濃度は脆化の問題になる濃度よりも十分小さいことが確認された。

2.4.4 還元性雰囲気における腐食速度算出モデルに関する検討

(1) はじめに

オーバーパックの候補材料の一つである炭素鋼は、酸素濃度が十分に低い還元性の環境においては全面腐食が支配的な腐食形態と考えられている。還元性環境における全面腐食の腐食速度は時間の経過に伴い低下することが知られているが、律速プロセスや影響因子を考慮した腐食速度算出モデル検討はこれまでにない。これまでに実施した腐食寿命評価では、腐食速度は時間に依存しない一定速度として取り扱った。

平成24年度は、既往の知見に基づいて、腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した腐食速度算出モデルを検討し、実測データとの比較を行った。さらに、本モデルを腐食寿命評価コードとして整備するとともに、腐食速度の影響因子に関する感度解析を実施し、全面腐食の評価において重要なパラメータ及び今後の課題を示した。

(2) 腐食速度の律速過程

鉄の全面腐食は、鉄の溶解であるアノード反応と、酸素や水の還元反応であるカソード反応とがバランスすることにより進行する。溶解した鉄イオンは、カソード反応で生成した化学種と結びついて腐食生成物となり鉄の表面に堆積する。腐食生成物の堆積によりカソード反応を担う物質の供給速度が遅くなり腐食速度は次第に低下する。

既往の知見⁽¹⁴⁾によると、炭素鋼の腐食生成物は、保護性の高い内層と保護性の低い外層の二層構造に近似可能であり、保護性の高い内層中における物質の拡散が腐食速度を律速すると考えられている。腐食速度を律速する物質は、水、水素イオン、鉄イオンなどが挙げられているが、どの物質が律速するかは記述されていない。本年度は、腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速するものと仮定し実測データとの比較を行った。

(3) 腐食速度の算出式及び影響因子

腐食速度は単位時間当たりの鉄の溶解量に相当する。(2)で述べたように腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速するという仮定を置いているので、鉄の溶解速度は水の拡散速度に等しいと考えられる。この水の拡散速度をフィックの法則に基づいた以下の式(2.4-1)で算出する。なお、腐食速度への換算は、鉄が二価の鉄イオンとして溶解することを踏まえ、1molの鉄の溶解に対して2molの電子が生成することをファラデーの法則を用いて $1.16 \times 10^4 \text{mm/y} = 1 \text{A/cm}^{2(3)}$ となる。本モデル式を用いた計算が可能となるように、これまでに整備した腐食寿命評価コードに組み込んだ。

$$i_{corr}(t) = \frac{2FD_e\Delta C}{\delta(t-\Delta t)} \quad (t \geq \Delta t) \quad (2.4-1)$$
$$\delta(t) = \delta(0) + R \int_0^t i_{corr}(s) ds \frac{M}{2\rho F}$$

- $i_{corr}(t)$:腐食電流密度(A/m²)
 D_e :腐食生成物中の水の有効拡散係数(m²/s)
 ΔC :腐食生成物中水の拡散層における水の濃度差(mol/cm³)
 $\delta(t)$:腐食生成物の内層(水の拡散層)厚さ(m)
 $\delta(0)$:拡散層厚さの初期値(cm)
 R :溶解した鉄イオンが腐食生成物となる割合(-)
 M :腐食生成物の物質量(g/mol)
 ρ :腐食生成物の密度(g/cm³)
 F :ファラデー定数(=96485C/mol)

(4) 腐食進展量のモデル計算と実測データとの比較

腐食生成物として Fe₃O₄ 及び本年度の試験により形成が示唆された FeCO₃ を想定し、(2.4-1)式を用いて腐食速度を計算し、緩衝材と共存させた系において測定された腐食進展量の実測データのうち、腐食生成物として Fe₃O₄ 及び FeCO₃ が同定されているデータに加えて、参考として考古学的金属製品から推定された腐食進展量データ⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾との比較を行った。

① 試算条件

A. 水の有効拡散係数 D_e

マグネタイト及びシデライト中の水の有効拡散係数 D_e の報告例はないため、感度解析的に設定することにした。最大値は 80°C の水の自己拡散係数に相当する $7.0 \times 10^{-9} (\text{m}^2/\text{s})$ を設定した。また、細孔拡散モデルにおいて幾何学的形状因子=1 とした場合の間隙率約 14% に相当する $1.0 \times 10^{-9} (\text{m}^2/\text{s})$ 、及び間隙率約 1.4% に相当する $1.0 \times 10^{-10} (\text{m}^2/\text{s})$ を設定した。

B. 腐食生成物中水の拡散層における水の濃度差 ΔC

定性的には、非常に小さい有効拡散係数であれば水の濃度差が生じ、ある程度大きければ飽和して水の濃度差は生じないと考えられる。つまり、水の濃度差が生じるか否か、生じるとすればどのくらいかは水の有効拡散係数に依存すると考えられるが、定量的な知見は無い。ここでは、水の拡散が腐食速度を律速するとの仮定を置いているので、濃度差が生じるものとして最大の濃度を想定する。すなわち、炭素鋼表面では、鉄との反応により水がすべて消費されると仮定した。また、腐食生成物と水の界面では、 1cm^3 当たりの水のモル数である $5.56 \times 10^{-2} \text{mol}/\text{cm}^3$ を設定した。

C. 溶解した鉄が腐食生成物となる割合 R

水との反応により溶解した鉄イオンは、ある割合で腐食生成物として沈殿する。柴田ら⁽¹⁷⁾は、25°C の炭酸塩溶液中において、幾つかの pH 条件に対して炭素鋼の腐食による減肉量と生成する腐食生成物の量から R を推定している。その結果に基づいて、pH=3.5 では $R=0.0$ (腐食生成物とはならず鉄イオンとして溶解)、pH=10.0 では $R=1.0$ (全量が腐食生成物となる)、 $3.5 \leq \text{pH} \leq 10.0$ において R は pH に比例するとした。FeCO₃ に関しては、比較対象とする既往の実測データの試験後 10 年における緩衝材間隙水中の pH=6.8 を設定した。Fe₃O₄ に関しては、緩衝材間隙水中の pH に関する記載がなかったため、溶解した鉄がすべて腐食生成物になるものとして $R=1.0$ と設定した。

D. 水の拡散相当厚さの初期値 $\delta(0)$

水の拡散相当厚さの報告例は少なく、柴田らの報告⁽¹⁸⁾における使用されている値 0.02cm を設定した。

E. 腐食生成物の物質量及び密度

Fe₃O₄ の密度は $5.2 \text{g}/\text{cm}^3$ 、FeCO₃ の密度は $3.96 \text{g}/\text{cm}^3$ と設定した⁽¹⁹⁾。また、Fe₃O₄ の物質量は $232 \text{g}/\text{mol}$ 、FeCO₃ の物質量は $116 \text{g}/\text{mol}$ を設定した。

② 実測結果との比較結果

腐食速度計算結果から得られた腐食進展量の実測結果との比較結果を図 2.4-9 に示す。左側の(a)が Fe₃O₄、右側の(b)が FeCO₃ を想定したケースである。

Fe₃O₄ に関しては、浸漬試験データ、考古学データからの推定腐食進展量ともに、腐食生成物の間隙率を約 14% と仮定した場合の $D_e=1.0 \times 10^{-9}$ と設定の場合に、一致する傾向が見られた。一方、FeCO₃ に関しては、経過時間 1 年における実測腐食進展量は、 $D_e=7.0 \times 10^{-9} (\text{m}^2/\text{s})$ に対する計算値よりも大きく誤差が大きい。経過時間 1 年以降の腐食進展量の変化率の違いから、腐食速度実測値よりも腐食速度計算値が速い結果となった。

比較対象とした実測データは緩衝材と共存させた系での試験であることから、腐食速度が遅い

ため、腐食生成物が十分成長しておらず本研究で仮定した水の拡散とは異なる律速プロセスの可能性も考えられる。また、腐食進展量の計算結果に対する $\delta(0)$ の感度も大きく、 $\delta(0)$ に対しても今後より詳細な検討が必要である。

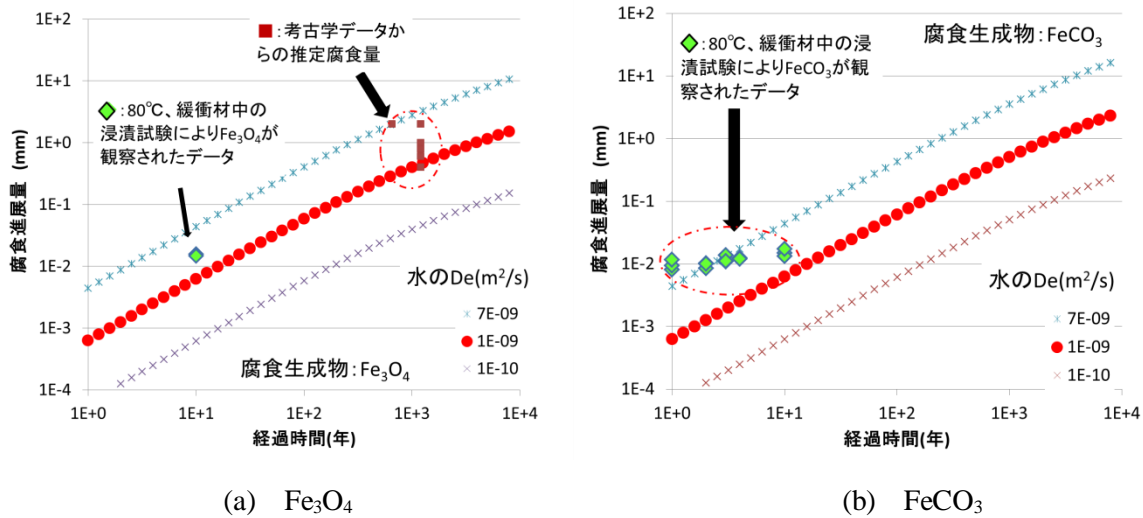


図 2.4-9 腐食進展量の計算結果と実測データとの比較

(5) まとめと今後の課題

平成 24 年度は、還元性雰囲気における腐食速度の律速プロセスとして、腐食生成物中の水の拡散を仮定し、水の有効拡散係数、拡散層厚さ等の影響因子を考慮した腐食速度算出モデルの検討を行った。このモデルを用いた解析が可能となるように腐食寿命評価コードの改良を実施した。

その結果、腐食生成物としてマグネタイトを想定した場合、実測データが取得された 80°C における水の自己拡散係数に、腐食生成物の間隙率を約 14% と仮定した場合に実測データや考古学データとモデルによる計算結果が一致した。腐食生成物の間隙率や長期安定性、水以外の物質拡散が律速プロセスとなっている可能性など、安全評価に使用可能なモデルとするまでには検証すべき点は多いが、現象に則した確からしいモデル構築のベースとなることが期待でき、検討をさらに進めていく必要がある。

2.4.5 高 pH 条件における炭素鋼の応力腐食割れ挙動

支保工などコンクリートを用いた構造物との接触によって高 pH 化した地下水が炭素鋼オーバーパックに到達した場合、pH 条件によっては炭素鋼が不動態化し、局部腐食を生じる可能性がある⁽²⁰⁾。局部腐食のうち、一般に応力腐食割れはその進展速度が大きい⁽²¹⁾、腐食代の設定によって貫通を防ぐことが困難であることから、その発生可能性を評価することが重要である。昨年度は人工海水相当の塩化物イオン濃度 (0.56M) の NaCl 水溶液に粉砕したコンクリート (普通セメントおよび低アルカリセメントよりそれぞれ作製) を接触させた溶液および NaCl 水溶液に NaOH を添加した溶液を用いて定電位下で低歪速度法 (SSRT) による試験を実施し、[OH]⁻濃度が 2M を超える条件で明瞭な粒界割れを生じることを確認した。一方、一般的にアルカリ環境での応力腐食割れ感受性は温度依存性を示すことが知られている⁽²²⁾。そこで今年度は温度条件を変えて試験を行い、割れ感受性を検討した。

(1) 実験方法

① 試験片

炭素鋼試験片として、第2次取りまとめ⁽²³⁾においてレファレンスとして挙げられている G3202 压力容器用炭素鋼鍛鋼品 SFVC1 (C:0.28, Si:0.16, Mn:0.72, P:0.017, S:0.012, Cr:0.04, Ni:0.02, Cu:0.01 mass%) を用いた。試験片の形状・寸法を図 2.4-10 に示す。表面はエメリー#800 湿式研磨にて仕上げ、表面をエタノールで脱脂後、蒸留水で洗浄した。

② 試験溶液

これまで用いた溶液のうち、割れの発生下限界に近い 0.56M NaCl + 2M NaOH の条件と 80°Cにおいて割れが認められた 0.56M NaCl + 5M NaOH の条件の溶液を用いた。試験溶液の温度は 50°Cおよび 100°Cとした。

③ 設定電位

走査速度を変えて行ったアノード分極測定結果に基づいて設定された電位条件でそれぞれ行った。試験溶液と設定電位の条件を表 2.4-3 に示す。

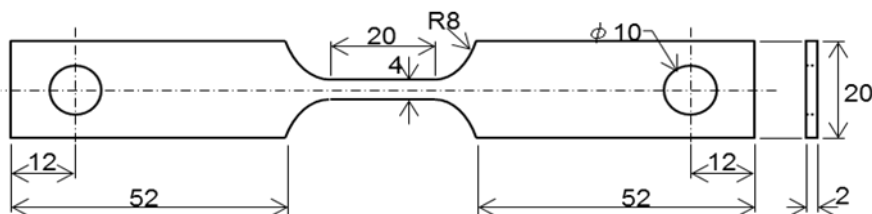


図 2.4-10 SSRT 試験片の形状・寸法

表 2.4-3 試験溶液と設定電位

試験溶液 (M)	温度 (°C)	電位 (mV vs.SCE)
0.56M NaCl+2M NaOH	50	-950
0.56M NaCl+2M NaOH	100	-950
0.56M NaCl+5M NaOH	100	-1000
シリコンオイル (比較用)	50	
シリコンオイル (比較用)	100	

④ 試験方法

試験片および試験溶液を試験セルに入れ、低歪速度試験装置 (東伸工業製サートミニ) に装着した。試験溶液を窒素ガスにより 3 時間以上脱気したのち、試験溶液を所定温度に加熱し、ポテンショスタットを用いて試験片の電位を所定の電位に保持した。参照電極には飽和カロメル電極 (SCE)、対極には表面を白金メッキしたチタン板を用いた。次に歪み速度 $8.7 \times 10^{-7} / s$ にて SSRT 試験を行った。この歪み速度は既往の検討例⁽²⁴⁾に準じて設定した。試験片破断後、破面周辺の観察を行い、応力腐食割れ発生の有無を確認した。

(2) 試験結果と考察

① 定電位 SSRT 試験

各条件の応力歪み線図を図 2.4-11 に示す。また、この図より最大応力および破断歪みを求め、シリコンオイル中での値との比に対して温度依存性を調べた結果を図 2.4-12 に示す (80°C の値は H22 年度結果)。最大応力はいずれもシリコンオイル中での値から大きな低下は無く、90% 以上の値を示した。破断歪みについては 2M-NaOH の条件ではいずれもシリコンオイル中での値から大きな低下はないが、5M-NaOH の条件では 80°C (H22 結果) でやや低い値となっている。

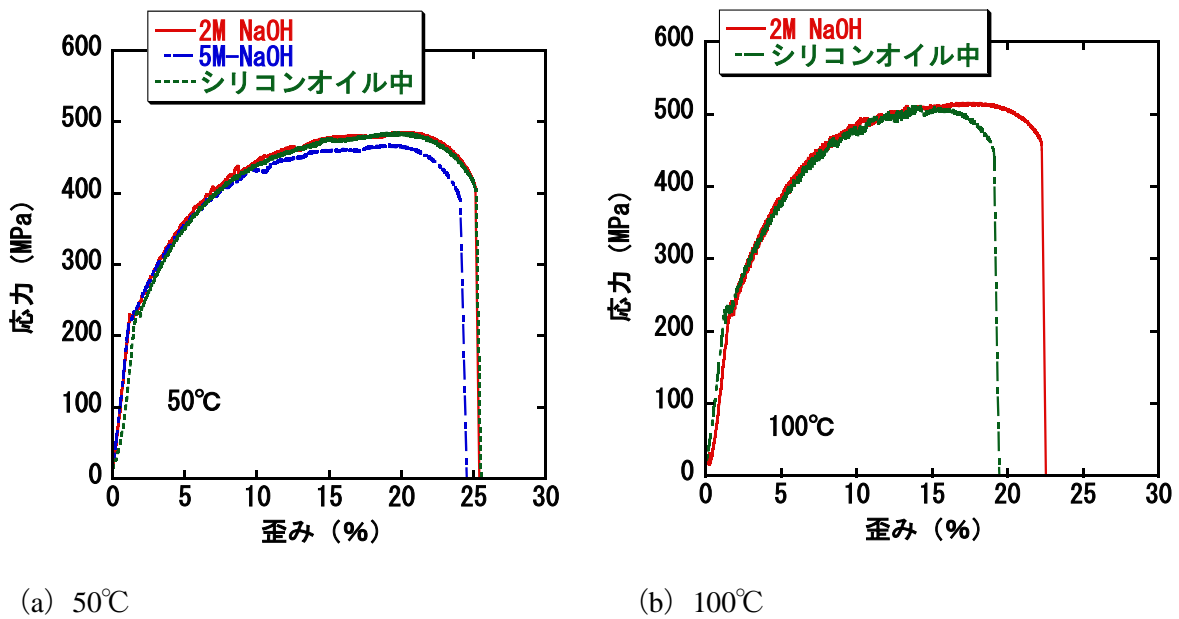


図 2.4-11 定電位下での低歪み速度試験 (SSRT) により得られた応力-歪み線図

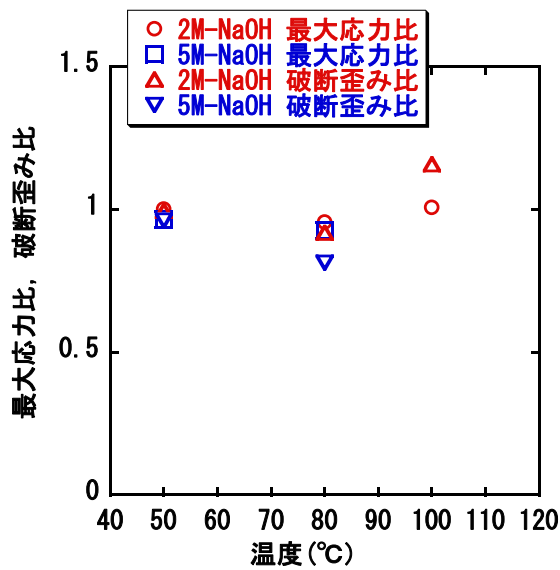


図 2.4-12 電位と最大応力および破断歪みの関係

破断面の SEM 観察結果を図 2.4-13 に、側面の観察結果を図 2.4-14 に示す。2M NaOH の条件では粒界破面は観察されず、側面にも一部亀裂状のものが観察されているものの、明瞭な亀裂は観察されなかった。5M NaOH の条件では、一昨年度に実施した 80°C の条件で破断面の縁に比較的明瞭な粒界破面が認められ、側面にも多数の亀裂が観察された。50°C の条件では明瞭な粒界破面は認められないが、側面の破断面に近い部分で浅い亀裂状の凹凸が観察された。これら応力-歪み線図と SEM 観察結果から、2M-NaOH では 100°C までは明瞭な粒界割れ感受性は示さず、5M-NaOH では 50°C で割れの兆候が現れ、80°C で明瞭な割れ感受性を示すと推察される。



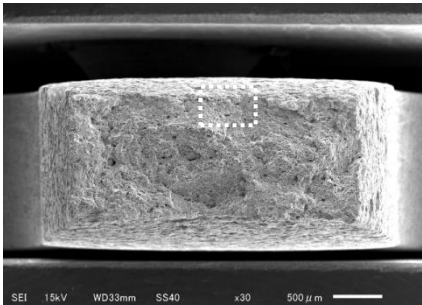
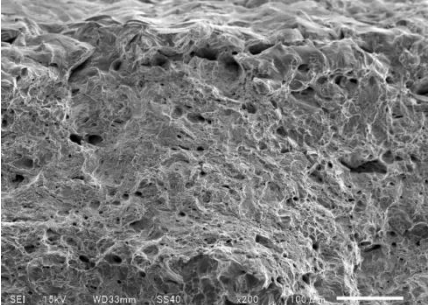
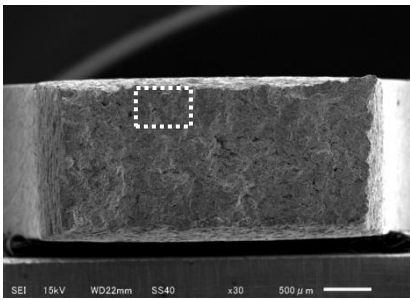
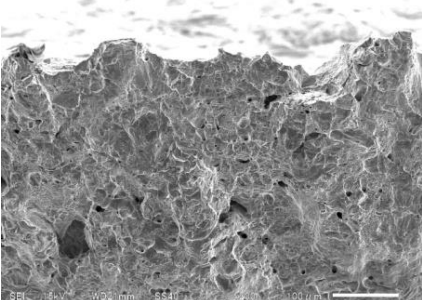
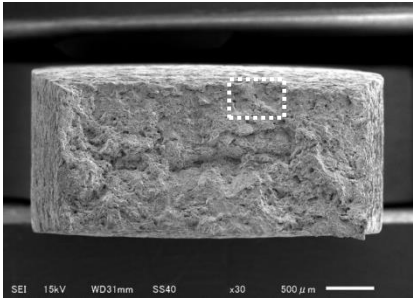
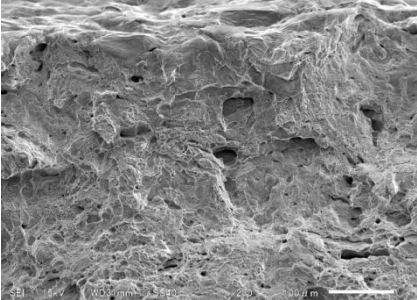
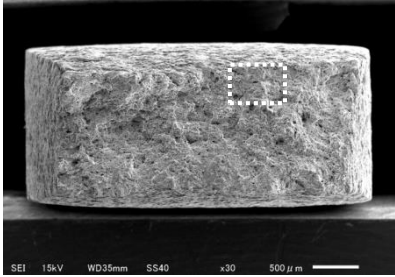
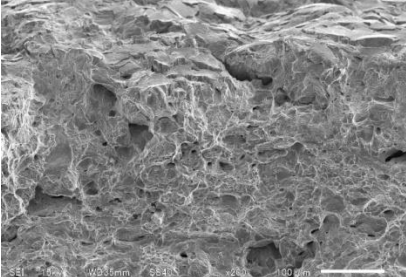
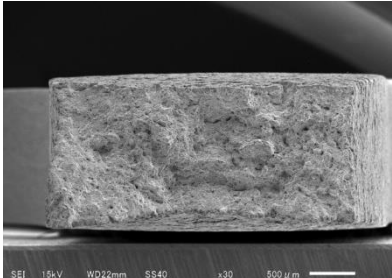
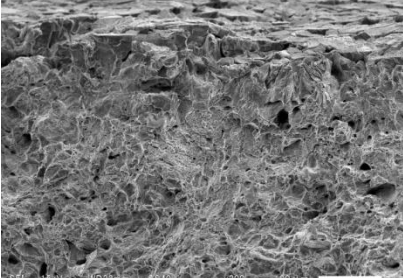
条件	破面全体 	白線内拡大  m
50°C 0.56M NaCl + 2M NaOH	 <p>SEI 15kV WD33mm SS40 x30 500 μm</p>	 <p>SEI 15kV WD33mm SS40 x200 100 μm</p>
80°C 0.56M NaCl + 2M NaOH (H22 結果)	 <p>SEI 15kV WD22mm SS40 x30 500 μm</p>	 <p>SEI 15kV WD22mm SS40 x200 100 μm</p>
100°C 0.56M NaCl + 2M NaOH	 <p>SEI 15kV WD31mm SS40 x30 500 μm</p>	 <p>SEI 15kV WD31mm SS40 x200 100 μm</p>
50°C 0.56M NaCl + 5M NaOH	 <p>SEI 15kV WD35mm SS40 x30 500 μm</p>	 <p>SEI 15kV WD35mm SS40 x200 100 μm</p>
80°C 0.56M NaCl + 5M NaOH (H22 結果)	 <p>SEI 15kV WD22mm SS40 x30 500 μm</p>	 <p>SEI 15kV WD22mm SS40 x200 100 μm</p>

図 2.4-13 試験片破面の SEM 観察結果

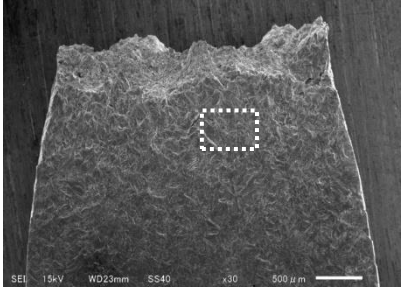
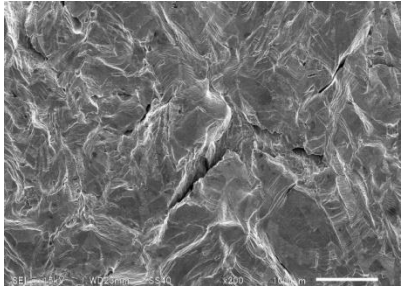
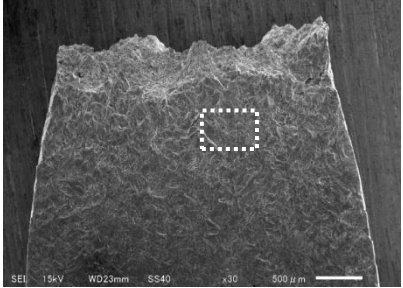
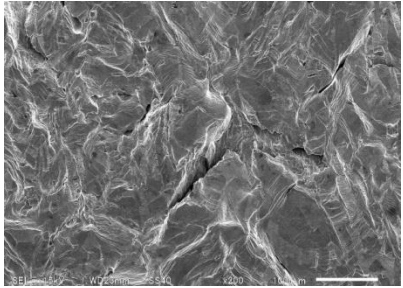
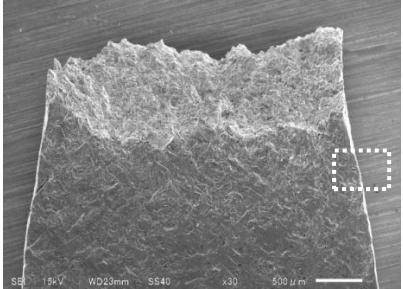
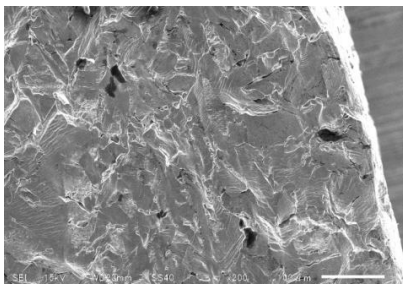
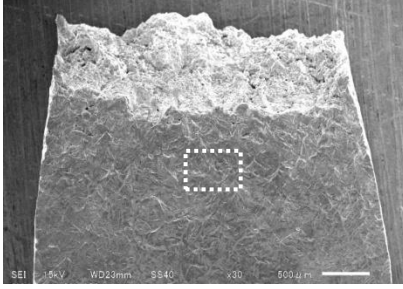
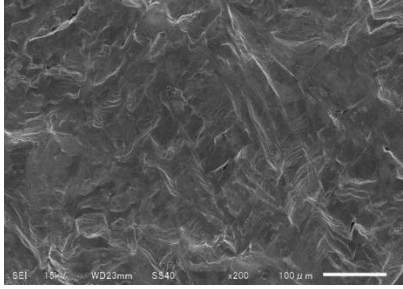
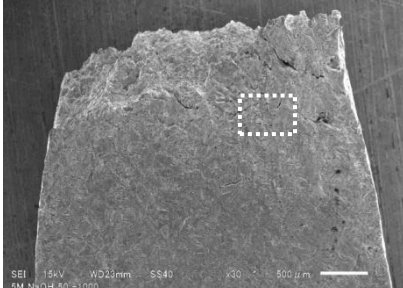
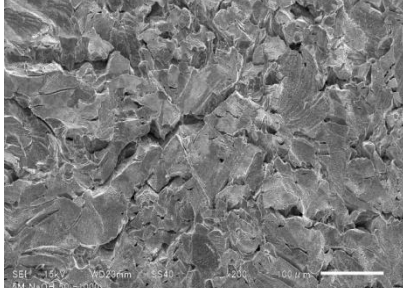
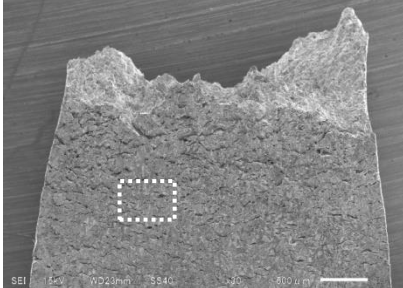
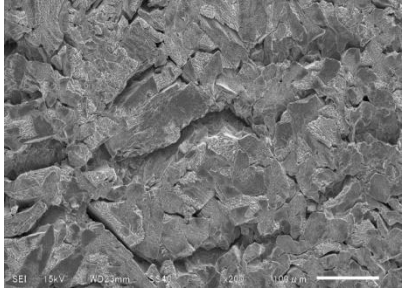
条件	側面  m	白線内拡大  m
50°C 0.56M NaCl + 2M NaOH		
80°C 0.56M NaCl + 2M NaOH (H22 結果)		
100°C 0.56M NaCl + 2M NaOH		
50°C 0.56M NaCl + 5M NaOH		
80°C 0.56M NaCl + 5M NaOH (H22 結果)		

図 2.4-14 NaCl+OPC+2M NaOH における試験片側面の SEM 観察結果

(3) 高アルカリ環境における炭素鋼の応力腐食割れ感受性と処分環境における応力腐食割れの可能性

苛性ソーダ環境における炭素鋼の応力腐食割れは従来から知られている。炭酸塩による応力腐食割れと同様に活性態 - 不動態遷移領域において粒界割れを発生するといわれており⁽²⁵⁾、割れの事例が温度と NaOH 濃度に対して整理されている⁽²⁶⁾。本試験結果と一昨年度の試験データを合わせて温度と OH⁻イオン濃度に対して整理し、苛性ソーダ工業での事例と比較した。その結果を図 2.4-15 に示す。2M-NaOH における本試験結果では割れ事例から推察される下限界以上の温度でも明瞭な割れが認められておらず、やや異なる結果となっているものの、高温、高濃度ほど割れが発生しやすい傾向は概ね一致した。いずれのデータにおいても、アルカリによる粒界割れが発生するのは 2M を超える OH⁻イオン濃度でかつ約 50°C 以上の場合と推定される。一方、実際の処分環境で想定される OH⁻イオン濃度の上限は、普通セメントを用いたコンクリート中の細孔水で想定される約 0.3M(約 pH13.5)程度であり、温度の上限も 100°C とされている。以上のことから、実際の処分環境で炭素鋼オーバーパックにアルカリによる粒界割れが生じることは考えにくい。今後は割れの発生限界に関するデータの拡充や緩衝材共存下での割れ感受性の検討などを実施する必要がある。

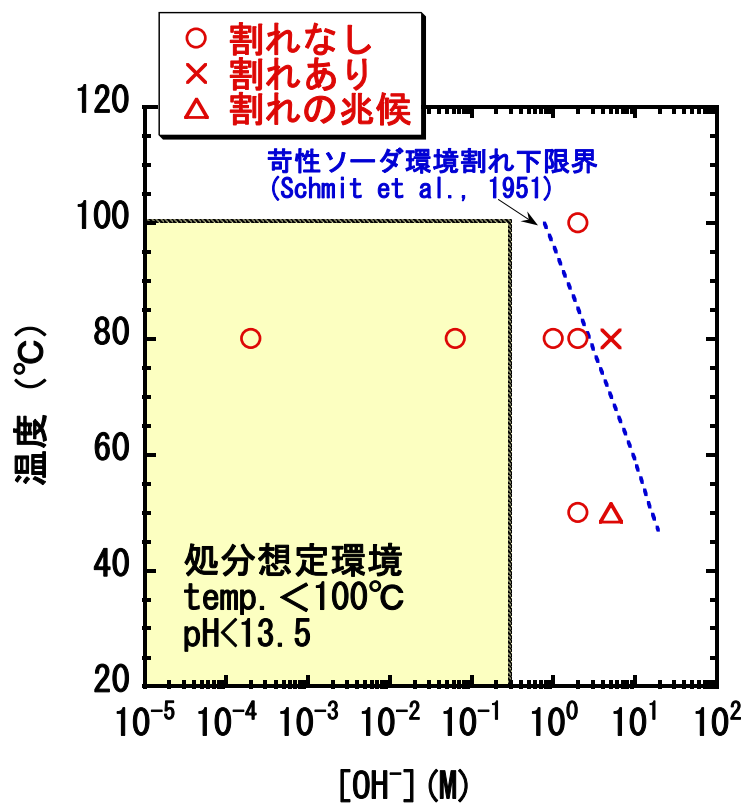


図 2.4-15 温度と OH⁻イオン濃度に対する割れ発生条件

(4) まとめ

・ 0.56M NaCl+2M NaOH の条件では 100°C まで最大応力、破断伸びともにシリコンオイル中に比較してほとんど低下しておらず、試験後試験片の破面、側面にも明瞭な粒界割れは生じなかった。

・0.56M NaCl+5M NaOH の条件では、50℃で最大応力、破断伸びともにシリコンオイル中の値と比較して大きな低下は認められなかったが、試験片に浅い亀裂状の凹凸が観察された。これまでの試験データを温度と OH-イオン濃度に対して整理し、割れの発生条件を検討した。

・アルカリによる粒界割れは OH-イオン濃度が 2M を超える濃度でかつ 50℃以上 で発生すると推定された。また、これらの試験結果は苛性ソーダ工業での割れ事例と概ね整合した。

2.4.6 純銅の孔食進展挙動

銅は代替オーバーパック材料として検討されており、その特徴として溶存酸素のない水環境では硫化物等が共存する場合を除いて熱力学的に安定であり⁽²⁷⁾、腐食はほとんど進展しえない。すなわち、環境条件によっては極めて長い寿命を期待できる可能性を有する材料と言えることから、北欧諸国等でも処分容器材料として検討されている⁽²⁸⁾。しかし、酸素を含む環境では酸素の還元反応をカソード反応とした腐食が進展しうる。その腐食形態には全面腐食、孔食、応力腐食割れが考えられる⁽²⁹⁾。このうち、孔食については淡水中でまれに起こすことが知られており、生起する電位や水質に関する検討例⁽³⁰⁾⁽³¹⁾はあるが、生起条件、進展挙動について十分明らかになっていないとは言い難い。地層処分環境を想定した緩衝材環境においても腐食形態に関する基礎的な検討⁽³²⁾は進められているものの現状では孔食の可能性は否定できていない。孔食の可能性のある環境で銅をオーバーパックとして使用する場合にはそれによる破損の可能性についても検討する必要がある。そこで孔食の進展挙動を調べることを目的として定電位試験を行うとともに、極値統計解析によりオーバーパックにおける最大腐食深さを推定した。

(1) 試験方法

① 試験片

純銅試験片の材質として、純度 99.99%の無酸素銅 (JIS C1020) を用いた。試験片の形状を図 2.4-16 に示す。120x60x5mm の平形の試験片をダイヤモンドペーストにより鏡面に仕上げ、アセトンにより脱脂後、蒸留水で洗浄した。次に端部を 10mm の幅でテフロンテープによりマスキングするとともに定電位保持するためリード線を取り付けた。リード線と試験片の接続部はシリコン樹脂により被覆した。試験溶液に接する部分の面積は 131cm²となる。

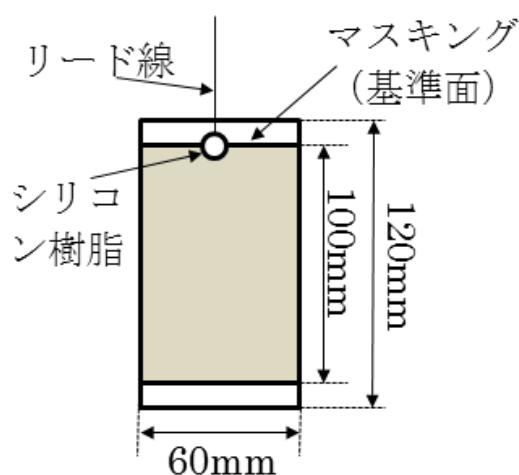


図 2.4-16 試験片の形状及び寸法

② 試験条件

孔食には Type I , Type II , マウンドレス型が知られており、それぞれ生じる水質は境ら⁽³³⁾によりまとめられている。昨年度までに、その水質の中から溶液条件を選定して定電位法により孔食進展挙動を調べた。今年度は、川崎ら⁽³²⁾により孔食の発生が認められた以下の溶液、電位条件で定電位試験を行った。

[NaCl]=0.1M [Na₂CO₃]=0.001M

pH 10.5(室温) 9.81 (80℃)

10.36 (室温) 9.77 (80℃)

温度：80℃

電位： mV vs. SCE

参照電極には Ag/AgCl 電極を、対極には白金をめっきしたチタン板を用いた。試験装置の模式図を図 2.4-17 に示す。試験期間は 30 および 90 日間とした。所定期間終了後は試験片を取出し、KCl-HCl 水溶液にて脱錆処理を行った。次に試験片の重量を測定し、あらかじめ測定しておいた試験前の重量との差から腐食量を求め、試験片表面積より平均腐食深さを算出した。次にレーザープローブ式の 3 次元形状測定装置を用い、マスキングした部分を基準面として腐食深さを測定した。

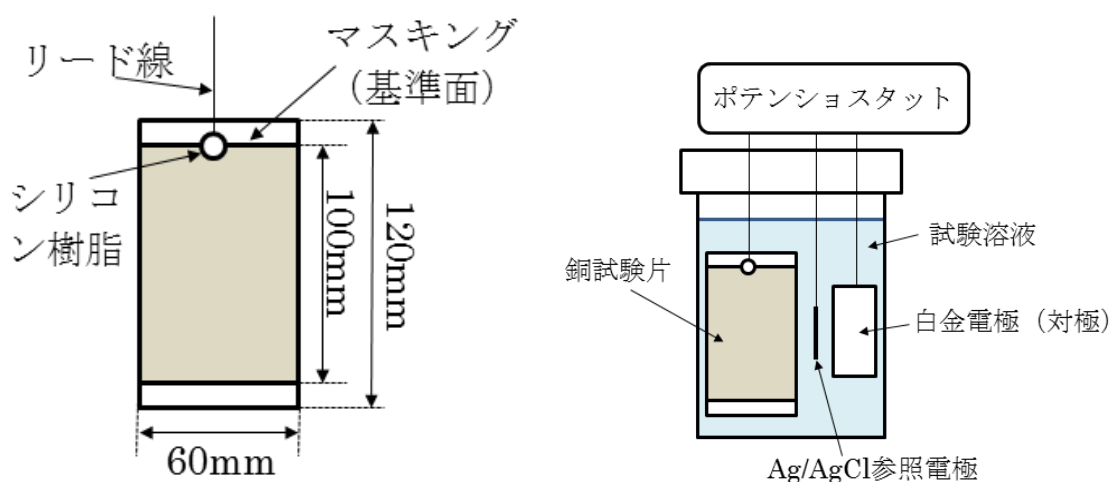


図 2.4-17 試験片の形状、寸法及びアノード分極試験装置の模式図

③ 極値統計解析

本試験では、1 条件あたり 10 枚の試験片を用いており、10 点の最大腐食深さの値が得られる。これを用いて Gumbel 分布関数による極値統計解析を行い、実機オーバーパック表面積における最大腐食深さを推定した。各試験片の最大腐食深さを確率変数 x とすると、Gumbel 分布の累積分布関数 $F(x)$ は以下の式で与えられる。

$$F(x) = \exp[-\exp\{-(x - \lambda) / \alpha\}] \quad (1)$$

ここで、 λ は位置パラメータ (最頻値)、 α は尺度パラメータと呼ばれる。基準化変数 y を(2)式で定義すると、その累積分布関数は(3)式で表される。

$$y=(x-\lambda)/\alpha \quad (2)$$

$$F(y) = \exp[-\exp(-y)] \quad (3)$$

また、ここで、ある特定の腐食深さが初めて観察される試験回数の平均値を T とすると、 T と $F(y)$ の関係は以下のようなになる。

$$F(y) = 1-1/T \quad (4)$$

T は再帰期間とよばれ、 T 回（枚）の試験を行えばその腐食深さが得られるということの意味している。すなわち、対象とする実機の表面積 S と腐食深さ測定におけるサンプリング面積 s の比（オーバーパック全面積をカバーするのに必要なサンプル数）を T として算出し、そのときの $F(y)$ を求めれば、(2), (3)式により x が求められる。これが実際のオーバーパックにおける最大腐食深さの推定値（最頻値） X_{\max} となり、 T が十分大きいとき以下の式で表される。

$$X_{\max} = \lambda + \alpha \ln T \quad (5)$$

解析手順は次のとおりである。まず各試験片の最大腐食深さ x_{\max} を大きい順に並べ、各順位 i に対応する累積確率 $F(y)$ を以下の式の平均ランク法に決定した⁽³⁴⁾。

$$F(y) = 1- i/(N+1) \quad (6)$$

実際の解析は市販のソフトウェア EVAN-II⁽³⁵⁾を用い、 λ および α の推定は、MVLUE 法⁽³⁴⁾により行った。オーバーパック表面積 S を $S=55129\text{cm}^2$ ⁽²⁹⁾ と仮定すると、1 個のデータがサンプリングされた面積は $s=131\text{cm}^2$ であることから、再帰期間 T は $T=421$ となる。また、Gumbel プロットの直線を $\alpha \ln T$ だけ右にずらした直線が実際のオーバーパックにおける累積分布関数となる。ここで、 $F(y)=a$ を指定すると、信頼率 a におけるオーバーパックの最大腐食深さ P_{\max} が得られる。これは $100 \times a\%$ の確率で最大腐食深さがこの値を超えないという腐食深さに対応し、以下の式で表される。

$$P_{\max} = X_{\max} - \alpha \ln(-\ln a) = \lambda + \alpha \ln T - \alpha \ln(-\ln a) \quad (7)$$

ここでは信頼率を $a=0.99$ として P_{\max} を求めた。すなわち、オーバーパックの最大腐食深さが P_{\max} を超える確率は 1% となる。

(2) 試験結果と考察

① 試験片の外観

試験後試験片の外観の一例を図 2.4-18～図 2.4-19 に示す。試験片全面が腐食しているものの、均一ではなく、腐食の進展が大きい領域と小さい領域があった。また、腐食が比較的大きい領域では典型的な孔食とは言いがたいが、一部が深く侵食されており、局部腐食状の腐食が観察された。

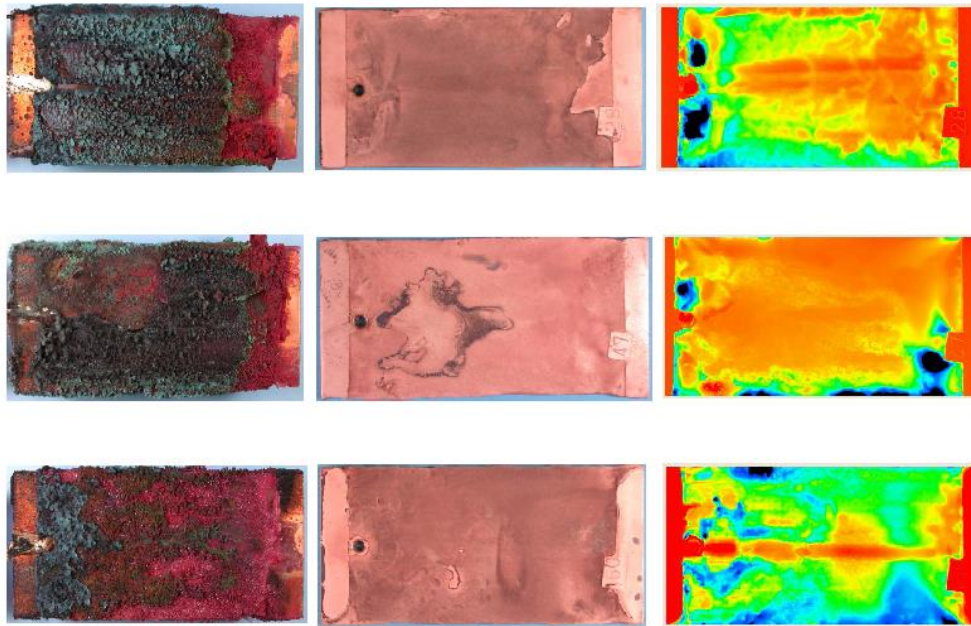


図 2.4-18 30日間浸漬後の試験片外観と深さ分布の例
(右から取出し後, 脱スケール後, 深さ分布)

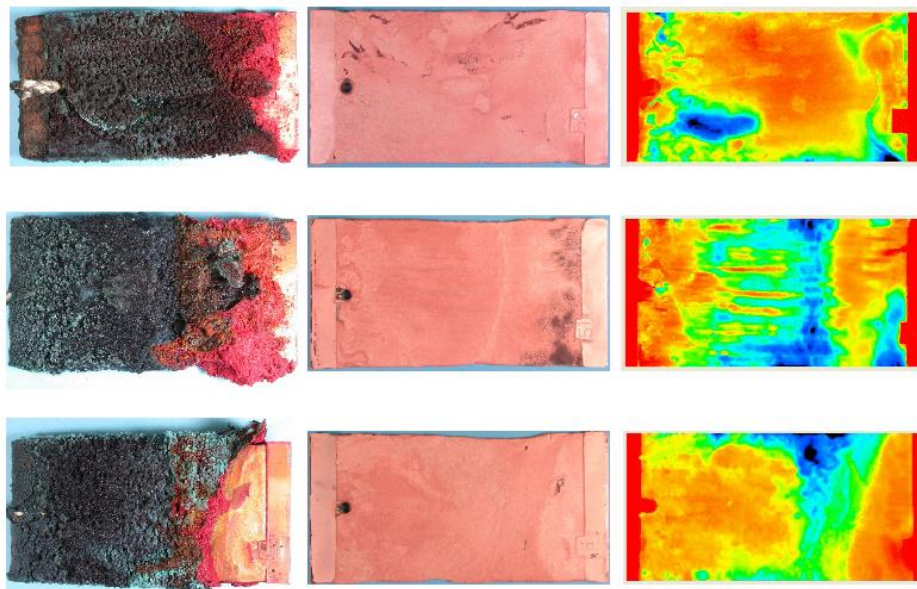


図 2.4-19 90日間浸漬後の試験片外観と深さ分布
(右から取出し後, 脱スケール後, 深さ分布)

② 腐食量測定結果

腐食量の測定結果および極値統計解析結果を表 2.4-4 にまとめた。90 日間の試験では 10 枚のうち、2 枚の試験片は試験片の端部の部分が著しくえぐれた形で腐食しており、他の試験片の状況と明らかに異なっていたため除外し、8 枚の試験片に対して評価を行った。腐食深さの経時変化を図 2.4-20 に示す。平均腐食深さをべき乗則で近似した結果と近似曲線の傾きより求めた 90 日後の腐食速度も図中に示した。最大腐食深さ推定値の腐食速度は 14.5mm/y と極めて大きな値が得られており、この速度で腐食が進展すると、数年程度で腐食代（現在の仕様では 40mm）が貫通することになる。しかし、この試験は塩化物イオン濃度が比較的高く銅の溶解がしやすかつ、定電位保持によりカソード反応側の制限（酸化性物質の供給量）を受けない状態での挙動である。

表 2.4-4 腐食量測定結果と極値統計解析結果

期 間 (days)	平均腐食 深さ(μm)	最大腐食 深さ(μm)	$\alpha(\mu\text{m})$	$\lambda(\mu\text{m})$	実機最大 最 頻 値 Xmax(μm)	実機最大 a=0.99 Pmax(μm)
30	365.10	770.7	319.7	965.5	2898.9	4369.4
	492.08	2008.8				
	344.45	622.838				
	478.93	884.8				
	508.10	1476.7				
	346.36	493.4				
	533.49	1314.0				
	465.04	678.4				
	401.19	785.7				
	537.10	1003.5				
90	828.97	1193.43	548.3	1580.3	4896.9	7419.2
	618.93	1403.68				
	870.78	1279.12				
	750.78	1141.60				
	425.69	789.24				
	690.71	1690.74				
	695.42	1675.16				
	695.41	3279.58				

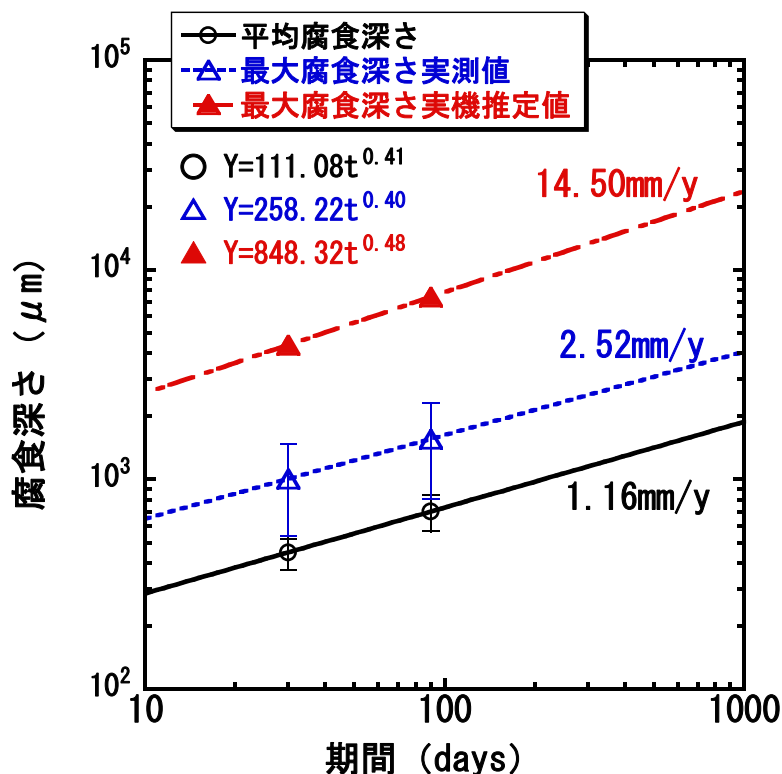


図 2.4-20 腐食深さの経時変化

③ 孔食係数

上記のように定電位試験（酸化性物質が無限に供給される状態）で観察された腐食進展速度は極めて大きい。しかし、実際の処分環境では酸素濃度が経時的に低下すると考えられるため、孔食が生じたとしてもいずれ停止すると考えられる。また、腐食量の上限は酸素量から処分場に持ち込まれた酸素量から見積もることができ、平均腐食深さに換算することが可能である。この平均腐食深さに対する最大腐食深さを合理的に見積もることができれば孔食の進展を考慮した腐食量評価や腐食しろの設定が可能と考えられる。そこで、平均腐食深さと孔食係数の関係を検討した。これまでに取得された Type I、II 孔食溶液とマウンドレス型孔食溶液での値とともに、本試験で得られた孔食を図 2.4-21 に示す。本試験では外観上不均一な腐食が進展しており、腐食量測定結果が示すように、最大腐食深さも昨年度までの試験結果よりも大きい。しかし、平均腐食深さも大きいため、孔食係数としては、これまでの結果よりも小さな値となっていることがわかる。

次に平均腐食深さと孔食係数の関係を既往の室内試験結果⁽³⁶⁾、天然水中でのデータ⁽³⁷⁾⁽³⁸⁾⁽³⁹⁾とともに図 2.4-22 に示す。川崎らは、人工海水、低腐食性溶液、高腐食性溶液の 3 種の溶液中およびこれらの溶液とベントナイトを混合した系で浸漬試験を行い、腐食局在化の検討を行った。人工海水、低腐食性溶液および、ベントナイト中ではいずれの溶液の場合にも比較的均一な全面腐食を観察している。また、高腐食性溶液では顕著な不均一化を伴った腐食が認められている。平均腐食深さが同じ場合、均一腐食のほうが局部腐食に比べて孔食係数も小さく、NBS が土壌中で実施したデータ⁽³⁷⁾の測定下限値よりも小さな値が得られている。これらの傾向から、孔食や不均一腐食では均一な全面腐食の場合の数倍以上の孔食係数に達する可能性があると考えられる。天然水環境での孔食係数は、NBS でのデータ、熱帯環境でのデータともほぼ類似

の挙動を示しており、平均腐食深さが大きくなると孔食係数も小さくなる傾向がある。室内試験結果においても平均腐食深さが大きいほど孔食係数は小さな値となる傾向が認められる。本試験結果では、平均腐食深さが同じであれば孔食係数はほぼ天然水環境での値とほぼ同程度となっていることがわかる。溶液条件に対して腐食の経時的な進展に伴って孔食係数が低下するかどうか今後確認する必要があるものの、そのような傾向が確認されれば平均腐食深さから孔食係数や腐食の不均一化に関するパラメータを見積もることにより最大腐食深さを評価可能と考えられる。また、孔食や局部腐食が生じる環境で銅をオーバーパックとして使用することは避けたほうが好ましいが、局部腐食が生じる条件での腐食局在化のデータが蓄積され、腐食深さ評価と合理的な腐食代の設定が可能であれば孔食による貫通を防ぐことが可能と考えられる。

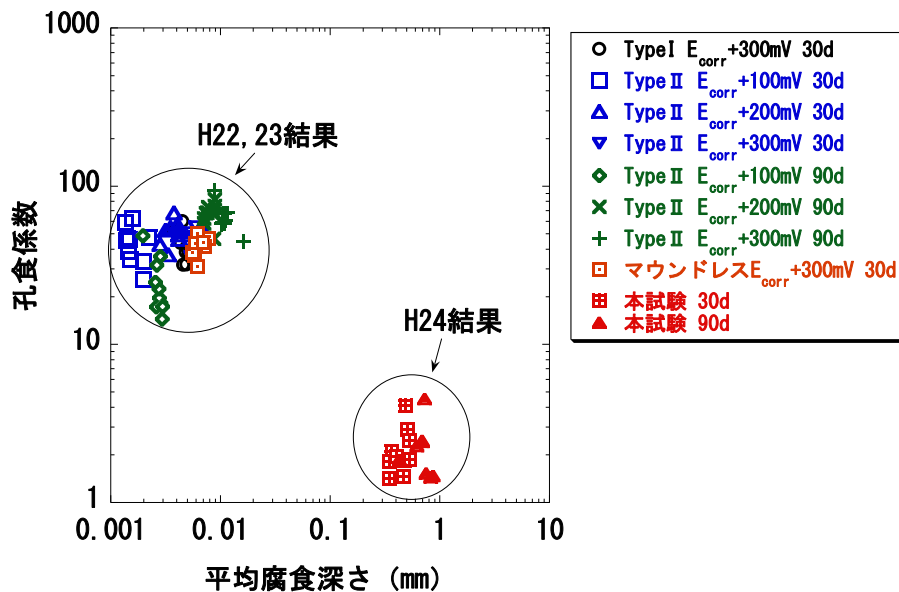


図 2.4-21 各溶液条件での孔食係数の比較

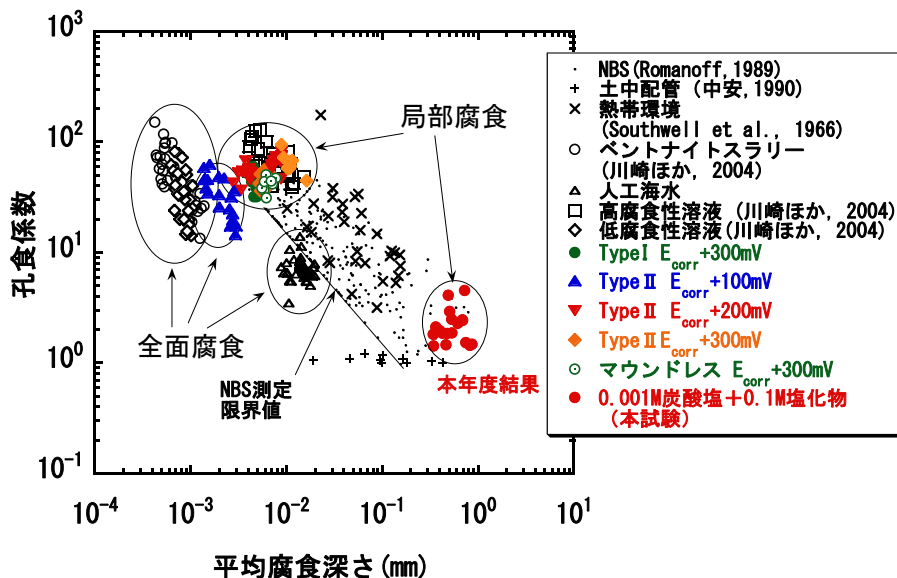


図 2.4-22 平均腐食深さと孔食係数の関係 (既往のデータとの比較)

(3) まとめ

・炭酸塩 (0.001M) と塩化物 (0.1M) を含む溶液中で定電位試験 (-10mV vs.SCE) を行った結果、局所的な腐食が観察され、最大腐食速度は実測値で 2.5mm/y、実機推定値で 14.5mm/y と求められた。

・平均腐食深さは Type I、Type II、マウンドレス型の溶液条件で得られた値よりも大きく、孔食係数はこれらより小さい値となった。また、天然水環境中での値と比較して平均腐食深さが同じであればほぼ同等の値となった。

・今後、データを拡充し、平均腐食深さから孔食係数や腐食の不均一化に関するパラメータを見積もることにより最大腐食深さを評価可能と考えられる。

2.4.7 オーバーパック長期健全性への影響の大きい腐食現象に関する現象理解、メカニズム検討

本年度の実施内容の詳細は Appendix I-A に記述した。以下に実施概要を示す。

(1) 低酸素濃度環境における炭素鋼腐食モデルに関する調査とモデル計算

本調査では、腐食皮膜の溶解速度が溶液内境界層内拡散速度によって決定されるとする境界層内拡散律速モデルを構築し、腐食皮膜を構成する Fe_3O_4 の溶解度から推定される皮膜表面 Fe 濃度に基づく拡散モデルによって腐食皮膜溶解速度を推定し、炭素鋼腐食速度の時間的変化のシミュレーションを試みた。

酸素欠乏環境下の炭素鋼腐食モデル (H_2O 固相拡散モデル) へ腐食皮膜溶解モデルを導入した。腐食皮膜溶解速度が、腐食皮膜表面の Fe_3O_4 と平衡する $\text{Fe}(\text{OH})_b^{(2-b)+}$ ($b=0, 1, 2, 3$) 種が Nernst 拡散境界層内を拡散する速度によって律速されているとすると、腐食皮膜溶解電流密度は

$$i_d = \frac{nFD(C_T - C_0)}{\delta} \text{ によって求められる。}$$

$\text{Fe}(\text{OH})_b^{(2-b)+}$ 濃度を熱力学平衡定数に基づいて、pH および水素分圧の関数として求めて、この $\text{Fe}(\text{OH})_b^{(2-b)+}$ 濃度を用いて、腐食皮膜溶解電流密度を pH および水素分圧の関数として求めた。腐食皮膜溶解電流密度を H_2O 固体拡散モデルによる炭素鋼腐食電流密度に加えて、全体の炭素鋼腐食電流密度の時間的変化をシミュレーションした。このモデルによると pH=10 では、腐食皮膜沈殿比が大きく、かつ生成した腐食皮膜の溶解速度も小さいため、放物線則に従う皮膜生成による腐食抑制が長期間続き、腐食速度は低く保たれることが明らかとなった。

(2) オーバーパック候補材料の地層処分模擬環境中における電気化学的性質と腐食特性に関する調査

高レベル放射性廃棄物を地層処分するためのオーバーパックの材料として、炭素鋼、チタン、銅が候補に挙げられている。本調査では、これらの三つの材料について、水溶液含浸ベントナイト中での電気化学的性質と腐食特性に関する研究の現状をまとめた。

低酸素濃度の水溶液含浸ベントナイト中における炭素鋼の初期の腐食は、活性化支配の全面溶解である。腐食速度は時間とともに低下する。脱気塩化物含有重炭酸塩溶液を含むベントナイト中での炭素鋼の全面腐食速度は $0.051 \sim 0.890 \mu\text{m/y}$ である。この環境中では、炭素鋼に孔食、隙間腐食、水素脆性、応力腐食割れなどの局部腐食は起こり難いという報告が多い。

脱気塩化物水溶液中においてはチタンは不働態化しており、その腐食速度は約 10nm/y である。塩化物含有模擬ベントナイト接触水中でチタンに孔食は起こらない。塩化物水溶液中でチタンは隙間腐食感受性を示すが、Ti-Pd 合金は示さない。不働態化状態のチタンの腐食による水素吸収速度は極めて小さいので、長期間後の水素吸収量と水素脆性の関連については、不明な

点がある。

脱気人工海水浸潤ベントナイト中での純銅の腐食速度は約 $0.2\mu\text{m}/\text{y}$ である。脱気塩化物含有重炭酸塩溶液を含むベントナイト中での純銅の腐食は活性溶解型である。溶液中に溶存酸素があり腐食電位が高くなると不働態化が起こる。腐食電位が皮膜破壊電位を超えると、皮膜の崩落や局部腐食が生じることがある。

(3) 地下埋設模擬環境における銅の腐食に及ぼすシリカおよびアンモニウムイオンの影響調査

オーバーパックの地下埋設環境における銅の腐食挙動に及ぼすシリカの影響を評価する目的で、Pt 上にシリカ膜を生成し、その形態や電極反応に及ぼす影響を、SEM、EDS、レーザーラマン分光、電気化学的動分極測定およびインピーダンス測定により評価した。その結果、 80°C の 0.001 M SiO_2 水溶液に7日間浸漬した Pt 表面には粒子状あるいは膜状のシリカ膜が生成し、膜状の場合の厚さは $1\mu\text{m}$ 前後であった。シリカ膜の有無は、動電位分極特性ならびにインピーダンス測定で評価される Pt 電極反応にはほとんど影響しなかった。しかしながらシリカ膜は銅薄膜の腐食速度を抑制し、あらかじめシリカ膜を作成した銅腐食系に 0.01M SO_4^{2-} イオンを添加しても腐食速度は増加しなかった。しかし NH_4^- イオンを添加した場合は腐食を抑制することができず、急速に溶解した。

(4) 還元性の模擬アルカリ性地下水環境中での炭素鋼の SCC 感受性調査

還元性のアルカリ性模擬地下水では炭素鋼が SCC 感受性を示さないことを確認する予察検討を実施した。試験片に炭素鋼オーバーパックの候補材と同様の組成を持つ SM400B 鋼を用い、比較的濃厚な NaHCO_3 ならびに Na_2CO_3 水溶液中で低速度ひずみ試験 (SSRT) を行い、還元性のアルカリ性地下水環境中での割れ感受性を検討した。試験片の電位は、溶液の初期 pH での水素発生平衡電位に制御した。また、比較のため、平成 23 年度の NNpHSCC で最も割れ感受性が高かった環境中でも測定を行った。

Parkins らが作成した割れ感受性マップ⁷⁴⁾に基づくと、還元性状態が維持されている限り、炭酸塩の組成に関わらず、炭素鋼はアルカリ性環境中で一様に SCC 感受性を示さないと推察される。本研究の測定でも、pH が 8~10 未満の場合には、SM400B 鋼の SCC 感受性は十分に低かった。しかし pH が 10 を超える溶液中での感受性は、8~10 未満と同等ではなく、明確な増加が見られた。この結果は、還元性のアルカリ性環境での SCC 感受性は一様に低いのではなく、高 pH 下では、無視できないレベルにまで高まる可能性があることを示唆している。また、同じく Parkins らのマップでは、NNpH 領域で SCC が発現する上限の電位は、水素発生の平衡電位よりやや卑な試験片の腐食電位近傍と読める。しかし、本研究の結果では、試験片の電位を、より貴側である水素発生の平衡電位に制御した方が、SCC 感受性が高まる傾向が見られた。閉鎖後長期における炭素鋼オーバーパックの健全性をより高い確信度で評価するため、比較的 pH の高い $\text{NaHCO}_3/\text{Na}_2\text{CO}_3$ ならびに $\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{NaOH}$ 水溶液中での還元性あるいは軽微な酸化性環境中での SM400B 鋼の SCC 感受性を、より詳細に検討する必要があると考えられる。

(5) アンモニアを含むベントナイト中での銅の応力腐食割れ感受性調査

アンモニアを含む地層処分環境での銅の腐食挙動と応力腐食割れ感受性を検討するため、アンモニアを含む湿潤環境中での銅の腐食皮膜成長に及ぼすベントナイトの作用と同様の環境における純銅の応力腐食割れ感受性を検討した。得られた成果は以下の通りである。

① NH_3 蒸気を含む大気中で、変色皮膜(酸化物+硫化物)の生成速度はベントナイトの被覆によ

り、10 倍程度加速される。

②気相と平衡する水溶液中に含まれるアンモニアを 0.01 M と 0.001 M のときを比較したが、酸化物厚さはほとんど変化しなかった。

③NH₃ 蒸気を含む大気中で、ベントナイトを被覆した銅試験片を U ベント法による定ひずみ応力腐食割れ試験を 35 日まで実施したが、割れの発生は見られなかった。

(6) オーバーパックの長期腐食モニタリング

炭素鋼オーバーパックの長期腐食モニタリング技術を開発するため、実験室内で炭素鋼の腐食モニタリングを電気化学インピーダンス法の原理に基づき行った。昨年度開始した空気飽和環境での腐食モニタリングは今年度も継続し、脱気環境におけるモニタリングを今年度から開始した。今年度は、腐食が酸素消費型（酸素との反応）から水素発生型（水との反応）に移行するメカニズムに注目してモニタリングを行った。

結果を以下に示す。

・0.1mHz のインピーダンスを連続的にモニタリングすることにより、初期の酸素による腐食反応の速度をモニタリングすることが可能である。

・腐食速度の減少とともに 0.1mHz のインピーダンスは、分極抵抗ではなく、容量性の挙動をとるため、この周波数のインピーダンスから腐食速度を直接モニタリングすることはできない。このときの 0.1mHz のインピーダンスの絶対値は、約 $10^5 \Omega \text{cm}^2$ をとることから、Stern-Geary 式の k 値を 0.020mV とすると、その抵抗値に相当する腐食速度は $I_{\text{corr}} = 0.020/10^5 = 2 \times 10^{-7} \text{A/cm}^2$ (22mm/10000 年) となることから、0.1mHz の周波数での腐食速度の測定下限値は 22mm/10000 年となる。今後、より小さな腐食速度の計測のため、さらに低い周波数 0.01mHz (計測時間：27h/周期) での測定を試みる。

・腐食は 1 カ月以内で酸素消費型から水素発生型に移行する可能性がある。これは酸素の拡散層がベントナイト中を成長し、酸素の供給速度が時間とともに減少し、水との腐食反応の速度まで 1 カ月以内に低下するためである。

2.5 緩衝材の劣化モデルの作成

2.5.1 はじめに

地層処分システムにおいて緩衝材の有力な候補材であるベントナイトは、止水機能、核種収着機能など、地層処分の安全性を確保する上で重要なバリア機能を期待されているが、同システムに多量に使用するとされるセメント系材料を起源とする高アルカリ性地下水によって変質し、期待されるバリア機能が長期的に損なわれることが懸念されている。そのため、安全審査の際に緩衝材の各バリア機能の性能を適切に評価するためには、処分環境におけるセメント起源のアルカリ成分がベントナイト系緩衝材へ影響を及ぼす期間および影響の程度を明らかにする手法を整備する必要がある。

過去の原子力安全・保安院の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、処分場での使用が想定されるベントナイト-砂混合土圧縮成型体を用いてベントナイトの変質に係る諸現象を実験的に定量化するとともに、ベントナイト系緩衝材に期待されている止水機能（透水係数）の長期的な変動を評価するための手法（評価モデル、評価式、評価データ、物質移行-変質連成解析コード（MC-BENT）の開発・整備を行ってきた。また、セメント系材料の変質にともなう固相および液相成分の変化を評価するための信頼性あるセメント鉱物モデル、およびセメント間隙変遷モデル（セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて分類するモデル（間隙モデル）及びセメントの変質によるこれらの間隙の量の変化を記述するモデル（変遷モデル）から成り、物質移動に寄与する間隙の間隙率（物質移動毛細管間隙率）と有効拡散係数は正比例とするモデル）の構築、そしてこれらのモデルを導入した解析コード（MC-CEMENT）の整備・検証を行ってきた（図 2.5-1）。

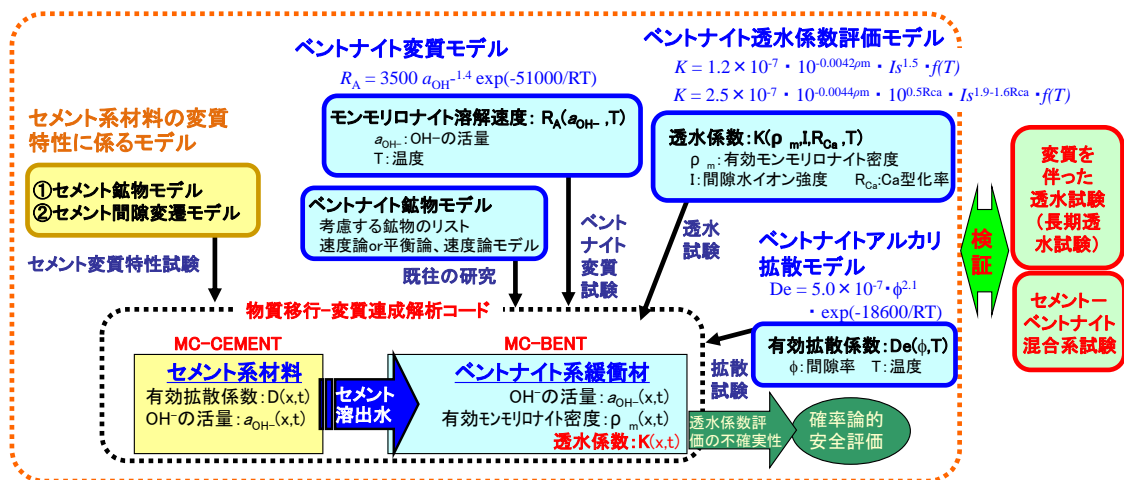


図 2.5-1 緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系

平成 22 年度、23 年度は、我が国の地下環境（淡水、海水、酸化性条件、還元性条件など）を考慮した緩衝材劣化に係る試験を実施するとともに、その試験結果とこれまでに整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデルが導入された解析コード等による計算結果との比較を行い、当該モデルの地下環境への適用性に係る検討を実施した。その結果、「セメント系材料の変質特性に係るモデル」については、一部不整合が見られるものの、定性的、定量的に計算結果は試験結果を良く再現できていることが確認された。「ベントナイト透水係数評価モデル」については、低イオン強度の溶液に対して計算値は実験値を再現できず、イオン強度に下限値を設ける必要があること、また、有効モンモリロナイト密度がある程度残っている条件では良く合うが、小

さくなるに従い、計算値は実測値よりも大きくなる傾向があることを確認した。「ベントナイト変質モデル」については、粉体試料を用いたアルカリ試験を実施し、淡水・海水および酸化性／還元性雰囲気はモンモリロナイトの変質速度にほとんど影響を及ぼさないことを確認するとともに、処分場環境で Na と共存しうる元素、イオン強度の当該モデルへの影響の可能性について考察を行い、二次鉱物生成や飽和度の観点から Ca、Si、Al の影響、静電的な効果の観点からイオン強度の影響の可能性があること、ならびに K、Mg の影響については小さいと想定されることを示した。また、複合的な人工バリア内で起こる現象を評価するため MC-BENT と MC-CEMENT を統合して MC-BUFFER とした。さらに、我が国の地層処分で想定される処分条件を考慮した緩衝材劣化に係る評価計算を実施し、緩衝材の性能劣化へ影響を与える因子としては、地下水水質、温度の影響が大きいことを示した。

平成 24 年度は、引き続き、地下環境条件下で適用可能な緩衝材劣化に係るモデルを構築するため、緩衝材評価モデルの検証を行うとともに、安全評価への反映方法に係る検討を行った。さらに、海外の地下施設で採取された粘土材料とセメント材料が接触した観察データを用いて再現計算を実施し、複合系材料における長期変質評価の妥当性を確認した。また、MC-BUFFER の熱解析やリスタート計算を行う機能を拡充することにより、解析における再現性や利便性の向上を図った。

2.5.2 これまでに整備した評価モデル等の適用性確認

(1) セメント系材料の変質特性に係るモデルの適用性確認

(a) これまでの経緯と平成 24 年度の目的

処分環境において構造材や固形化材として使用されることが想定されるセメント系材料を起源とするアルカリ成分は、周辺環境を高アルカリ化させることによって、ベントナイト系緩衝材の性能劣化、および一部の核種の溶解度の上昇などを引き起こし、安全性能評価に大きな影響を及ぼす重要な因子の一つとなることが懸念されている。

その評価の妥当性について規制機関として技術的判断を行うためには、セメント系材料からのアルカリ成分の溶出の影響の程度、およびその期間を明らかにする必要があり、そのためには、信頼性のあるモデルを構築することが必要不可欠である。

このような背景をふまえ、「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、一般的なセメント系材料である普通ポルトランドセメント（以下、OPC）を対象として、アルカリ成分の溶出を評価するために必要な、①セメント鉱物モデル、②セメント間隙変遷モデル、ならびにこれらを組み込んだ解析コードの構築を行ってきた。解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデルを図 2.5-2 に示す。

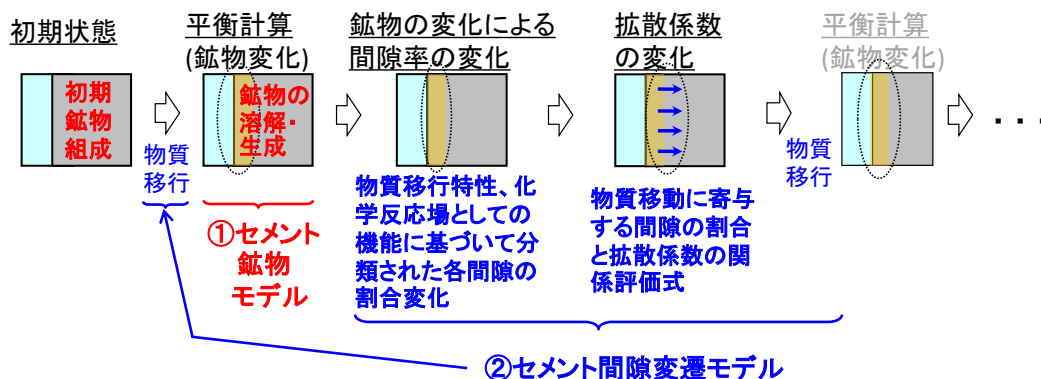


図 2.5-2 物質移行－変質連成解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデル

① セメント鉱物モデル

粉末状の OPC ペースト硬化体を人工海水、および脱イオン水に浸漬し、瞬時平衡として扱える系において、水和セメント鉱物、および浸出液の組成を、様々な液固比に対して実験的に取得し、その試験結果と解析コードによる計算結果を照合・妥当性確認することにより、セメント水和鉱物相の変質、および浸出液組成を計算するためのモデル（初期鉱物・二次鉱物の設定）を構築した。さらに、セメント鉱物モデルに関しては、OPC に対する鉱物モデルをベースに、フライアッシュセメント*（以下、FAC）にも適用できる共通の鉱物モデルとして整備し、その妥当性について検討を行った結果、FAC にも適用できることが示された。OPC 系および FAC 系共通のセメント鉱物モデルを表 2.5-1 に示す。

表 2.5-1 OPC 系および FA セメント系のセメント鉱物モデル

初期鉱物・二次鉱物の設定
<ul style="list-style-type: none"> • C-S-H (1.8), (1.5), (1.3), (1.1), (1.0), (0.9), (0.833), (0.6), (0.4) • Ca(OH)₂ • 3CaO · Al₂O₃ · 3CaSO₄ · 12H₂O (モノサルフェート) • 3CaO · 3CaSO₄ · 32H₂O (エトリンガイト) • 3CaO · Al₂O₃ · 6H₂O (ハイドロガーネット) • Mg(OH)₂ (ブルーサイト) • Na₂O • K₂O • 3CaO · Al₂O₃ · CaCl₂ · 10H₂O (フリーデル氏塩) • CaCO₃ (カルサイト) • CaSO₄ · 2H₂O (セッコウ) • Ca₃Al₂(SiO₄)OH₈ (カトアイト) • Mg₆Al₂CO₃(OH)₁₆ (ハイドロタルサイト) • Mg₄Si₆O₁₅(OH)₂ · 6H₂O (セピオライト) • Al(OH)₃ (ギブサイト) • SiO₂ (カルセドニー)

② セメント間隙変遷モデル

セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて、「水泡」、「貯留毛細管間隙」、「物質移動毛細管間隙」、「ゲル間隙」の 4 種類に分類するとともに、「物質移動毛細管間隙」を物質の移動に寄与する間隙とし、また化学反応場として機能する「水泡」「貯留毛細管間隙」「物質移動毛細管間隙」の量がセメントの変質によって変化すると考えることで、セメント系材料の変質にともなう有効拡散係数の変化を評価するモデルを構築した。セメント硬化体中の間隙の分類を表 2.5-2 に示す。また、セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体中の間隙構造の経時変化についての概念図を図 2.5-3 に示す。変質前のセメント硬化体は、セメント水和鉱物、および骨材（粗骨材、細骨材）と各間隙から構成され（図 2.5-3 中央列）、時間 t においては、セメント水和鉱物、および骨材（粗骨材、細骨材）の変質による体積変化により各間隙量が増減する（図 2.5-3 右列）。

* アルカリ成分による緩衝材への影響を低減すること等を目的として、固形化材等のセメント系材料にフライアッシュ（FA）を混合した低アルカリ性のセメント

なお、「物質移動毛細管間隙率」と有効拡散係数の関係は、トリチウム（HTO）を使って実測された有効拡散係数を基に、有効拡散係数が物質移動毛細管間隙率の1乗に比例、すなわち、細孔拡散モデルに調和的な関係としてモデル化されている⁽¹⁾。

$$De = 5.37 \times 10^{-10} \phi_{tra} \quad (2.5-1)$$

De : HTO の有効拡散係数 (m s^{-2})

ϕ_{tra} : 物質移動毛細管間隙率(-)

表 2.5-2 セメント硬化体中の間隙の分類、および本モデルにおける間隙の名称

一般的な分類	成 因	セメント間隙変遷モデルでの扱い		
		物質移動特性	名 称	化学反応場としての特性
気泡 (100 μm ～数 mm)	練り混ぜ時に混入する空気	物質移動間隙としてはたらかない	水泡	化学反応場として機能する
毛細管間隙 (数 10nm～数 10 μm)	セメント水和鉱物の粒子間の間隙	物質移動間隙としてはたらかない	貯留毛細管間隙	化学反応場として機能する
		物質移動間隙	物質移動毛細管間隙	化学反応場として機能する
ゲル間隙 (数 nm～数 10nm)	C-S-H 粒子内の層間間隙	物質移動間隙としてはたらかない	ゲル間隙	化学反応場として機能しない

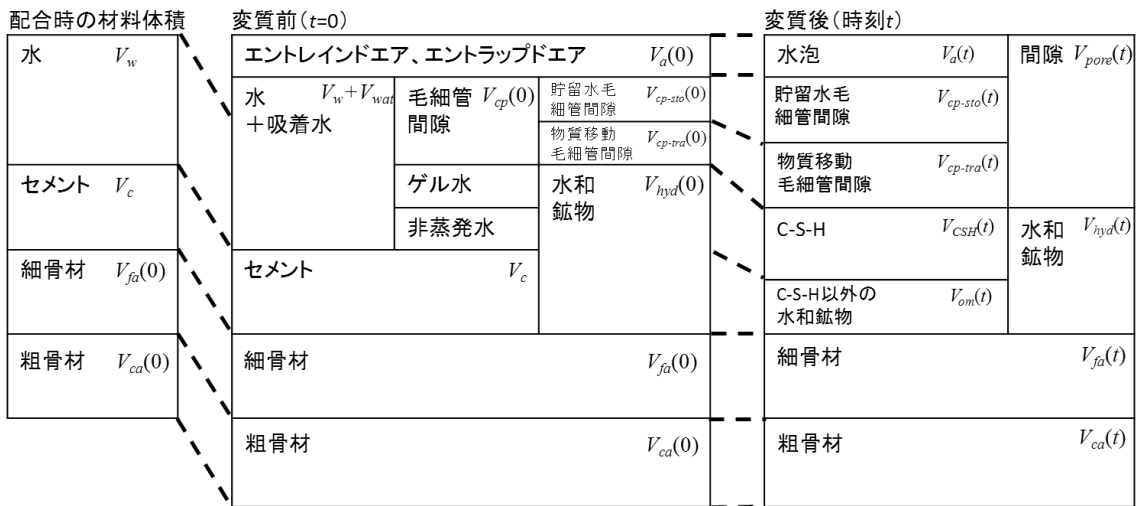


図 2.5-3 セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体の間隙構成と経時変化の概念

※左列は配合時の各材料の体積を表す。中央列は水中養生後のセメント系材料が硬化した状態であり、変質前の初期(t=0)状態を表し、右列はセメント系材料の変質が進行している時刻 t における状態を表している。

また、構築した①および②のモデルを取り込んだ解析コード計算における設定の最適化についても検討を実施してきた。

平成 22 年度、23 年度は、セメント系材料からのアルカリ成分溶出に係る総合的な評価手法の適用性を確認するため、セメントディスクの浸漬試験（W/C=0.6、0.75 の OPC 硬化体をそれぞれ人工淡水・人工海水に浸漬、～365 日まで）を実施し、液相、固相の長期的、定量的な変遷データの取得を行うとともに、試験結果と計算結果との比較を行い、セメント系材料中の物質移行に係るモデルの適用性について検討した。その結果、一部不整合は見られるものの、固相、液相で起こった現象について、定性的、定量的に計算結果は試験結果を良く再現できていることが確認され、当該モデルが淡水系、海水系地下水にも、適用できる可能性を示した。

平成 24 年度は、平成 23 年度に実施した浸漬試験の再現計算において未検討であった評価体系（メッシュ幅、タイムステップ）の設定に係る検討を行った。

(b) セメント劣化の評価手法における計算体系に係る検討

平成 23 年度実施した OPC 硬化体の人工淡水、人工海水への浸漬試験を模擬した計算は、図 2.5-4 に示すとおり、セメント相のメッシュ幅の設定については一律に 0.5 mm としていた。しかしながら、実際の試験結果では、変質が顕著な領域は表面から 0.3 mm 程度に限定されており、メッシュの設定が粗かった可能性がある。評価体系（メッシュ幅、タイムステップ）設定は計算結果を左右する重要な因子であり、上述した不整合事象の一因である可能性もある。そこで本年度は、これら評価条件をより細かくした体系での評価を行い、その影響を確認することとした。なお、評価対象とした当該浸漬試験の試験方法、試験結果、および上記解析結果については平成 23 年度の当事業報告書⁽²⁾にまとめられている。

平成 23 年度、および平成 24 年度設定した評価体系を図 2.5-4 に、計算条件、セメントの拡物設定を表 2.5-3、表 2.5-4 に示す。評価体系の対称性を考慮し、硬化体の片側についてのみ計算を行うこととし、セメント硬化体の幅を 5 mm とした。液相の幅については、実際の試験では直径 30mm φ の硬化体 1 個の片面に対して溶液 0.125 dm³ の割合としたことから、溶液体積を硬化体断面積で除した 177mm とした。メッシュ幅については図 2.5-4 に示すとおり、接液部近傍のセメントのメッシュ幅とタイムステップをそれぞれ 0.2 mm/1 min、0.1 mm/10 sec としたケースを計算した。メッシュ幅とタイムステップの設定に関しては、数値解析の安定条件の一つであるノイマン数*を考慮しており、物質移行が空間メッシュを飛び越さないような設定にしている。なお、液相のメッシュ幅については平成 23 年度と同様に 17.7 mm とした。また、セメントとの界面における液相の有効拡散係数については、セメントとの界面ではより拡散性の低いセメント側の有効拡散係数に律速される形で成分の往来が起こると推測されることから、セメントと同程度の有効拡散係数を与えることとした。有効拡散係数には、実験で得られたセメント硬化体中の HTO の有効拡散係数（一定値）とし、W/C=0.6、0.75 においてそれぞれ 4.6×

* ノイマン数は $[2De\Delta t / \phi / \Delta x_{\min}^2]$ ⁽³⁾により求められる値であり、この値が 1 未満であることが数値解析の安定条件の一つである。ここで、 De : 拡散係数[m² s⁻¹]、 Δt : タイムステップ[s]、 ϕ : 間隙率[-]、 Δx_{\min} : メッシュ幅の最小値[m]である。数値解析の安定とは、数値解に含まれる誤差が小さくなり、解が収束に向かうことと考える⁽⁴⁾⁽⁵⁾。また、ノイマン数<1 の条件は、収束が最も厳しい陽差分法を用いたときであり、現在の数値解法で広く用いられている陰差分法、有限要素法、有限体積法での収束条件は、これよりも緩和されている。しかしながら、単純な物質移動だけではなく、反応を伴う計算の場合には、そのステップの中で化学的条件が大きく変動しないことが条件に加わるため、ノイマン数<1 程度でなければ、適切な解とならない場合がある。

$10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ 、 $8.7 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (6)を与えた。なお、鉱物モデルおよび浸漬液の初期組成は、それぞれ表 2.5-1、表 2.5-5 で示した設定を使用した。

また、間隙率変化の計算には、変質によって生じる全毛細管間隙の体積変化を物質移動毛細管間隙および貯留毛細管間隙の体積に比例させてそれぞれに割り振るモデル(6)を用いた。本計算に用いたセメント間隙変遷モデルの概略については Appendix- I -B-1 に記載した。

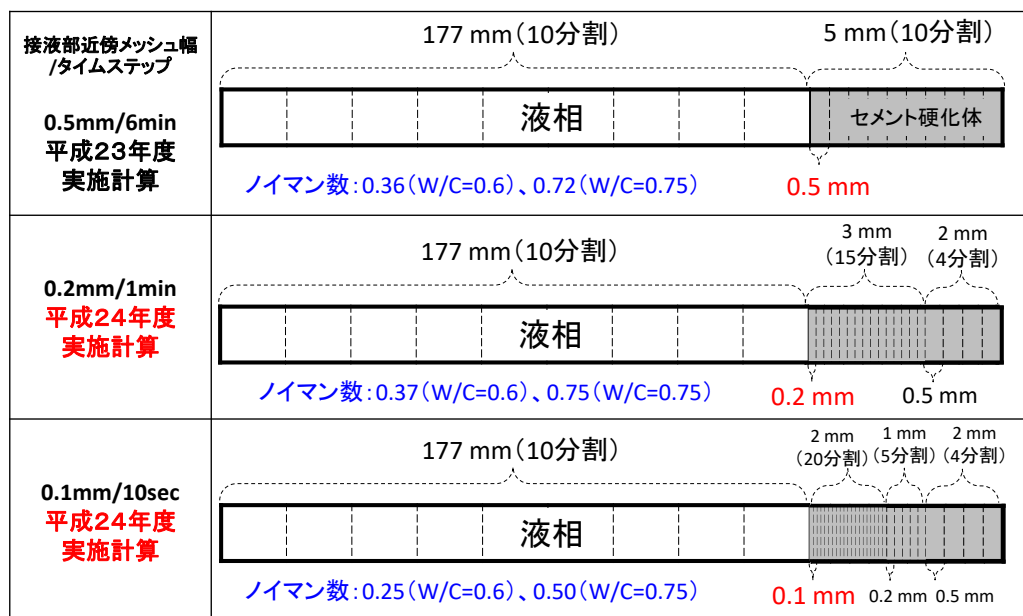


図 2.5-4 セメント浸漬試験における評価体系

表 2.5-3 各セルの計算条件

計算セル	液相		セメント硬化体
	右記以外の領域	セメントとの界面	
タイムステップ	1 min / 10 sec		
メッシュ幅 (mm)	17.7		0.2 / 0.1
De ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$)	1.0	4.6×10^{-11} (W/C=0.6) ※ 8.7×10^{-11} (W/C=0.75) ※	間隙変遷モデル による計算値

※初期硬化体の実測値を代用

表 2.5-4 計算に使用した OPC 硬化体の鉱物組成 (単位: wt%)

	CSH(1.8)	Ca(OH) ₂	モノサル フェート	C ₃ AH ₆	Mg(OH) ₂	Na ₂ O	K ₂ O
初期鉱物量 (wt%)	60.30	15.33	9.91	12.45	1.78	0.08	0.16
OPC(W/C=0.6) (mol dm ⁻³)	7.059	3.690	0.235	0.276	0.452	0.028	0.043
OPC(W/C=0.75) (mol dm ⁻³)	6.067	3.171	0.202	0.237	0.388	0.024	0.037

表 2.5-5 計算に使用した浸漬液の初期組成 (単位: mol dm⁻³)

	人工淡水	人工海水
Na	5.0E-03	4.9E-01
Ca	0	1.0E-02
K	0	1.0E-02
Mg	0	5.4E-02
C	2.5E-03	2.4E-03
S	0	2.9E-02
Cl	2.5E-03	5.6E-01
F	0	7.4E-05
B	0	4.3E-04
Br	0	8.4E-04

評価体系の違いが計算結果に与える影響を把握するため、OPC 硬化体 (W/C=0.6) の人工海水への浸漬試験を模擬したケースにおける、セメント硬化体中における液相との界面からの距離に対する鉱物 (ポルトランドイト、カルサイト、フリーデル氏塩、エトリンガイト、ブルーサイト) 濃度の経時変化を図 2.5-5~9、各間隙率の経時変化を図 2.5-10、EPMA マッピング分析結果から得られた元素濃度分布と計算結果 (鉱物濃度) から作成した元素濃度分布の比較を図 2.5-11、試験結果と計算結果における浸漬液中の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化を図 2.5-12~14 に平成 23 年度の結果と併せて示す。なお、液相の結果については、その他の浸漬試験の結果も併記する。また、その他の浸漬試験に対する計算結果は Appendix- I -B-2、図 App. I .B-1~18 に示す。

評価体系の設定の観点から鉱物濃度の経時変化を比較したとき、ポルトランドイト、カルサイトについては、平成 23 年度の計算ではポルトランドイトの溶解、カルタイトの生成が浸漬開始後から比較的早く内部にまで進行していたのが、体系の設定を細かくした本年度の計算では接液部から内部に向かって一層一層段階的に進行する結果となった。フリーデル氏塩については、淡水系ではカルサイトと同様に体系の設定を細かくすると接液部から段階的に生成する結果となったが、海水系では体系の設定に関わらず浸漬開始直後に内部まで生成し、さらに平成 23 年度の計算と同様に接液部から溶解、それに伴いエトリンガイトが再生成する結果となった。なお、この海水系におけるエトリンガイトの再生成に関しては、体系の設定を細かくすることで接液部から段階的に起こる結果となった。海水系のブルーサイトの生成については結果に評価体系設定の影響は見られなかった。各間隙率の経時変化については、鉱物の経時と同様に、体系設定が細くなるに従い、淡水系では段階的に間隙が増加、海水系では減少する結果となった。一方、液相の結果については、評価体系の設定の違いによる影響はほとんどなかった。

以上の結果より、評価体系の違いは一部の鉱物の生成、溶解過程に影響を与えるが、その影響の程度は小さく、また、定性的な現象については変わらないことが分かった。そのため、平成 23 年度に確認された「実際の試験体系では、フリーデル氏塩は生成するものの、その後再び溶解することがなかったのに対し、計算ではフリーデル氏塩の溶解にともない、エトリンガイトが生成する。その結果、接液部の間隙は実験では増加するのに、計算では減少する」という不整合についても変わらなかった。なお、この不整合事象の原因については、エトリンガイトの熱力学データ (平衡定数) の設定に起因している可能性が考えられるが、その知見は不足し

ており、また、使用している熱力学データベース（本解析では Spron-JNC⁽⁷⁾）のうち一つの鉱物だけを変更することは評価上好ましくないため、現状モデルに反映させるのは困難である。そこで、このような不整合事象が起こることを認識しつつ、現段階では安全評価において当該評価手法を使用することとする。

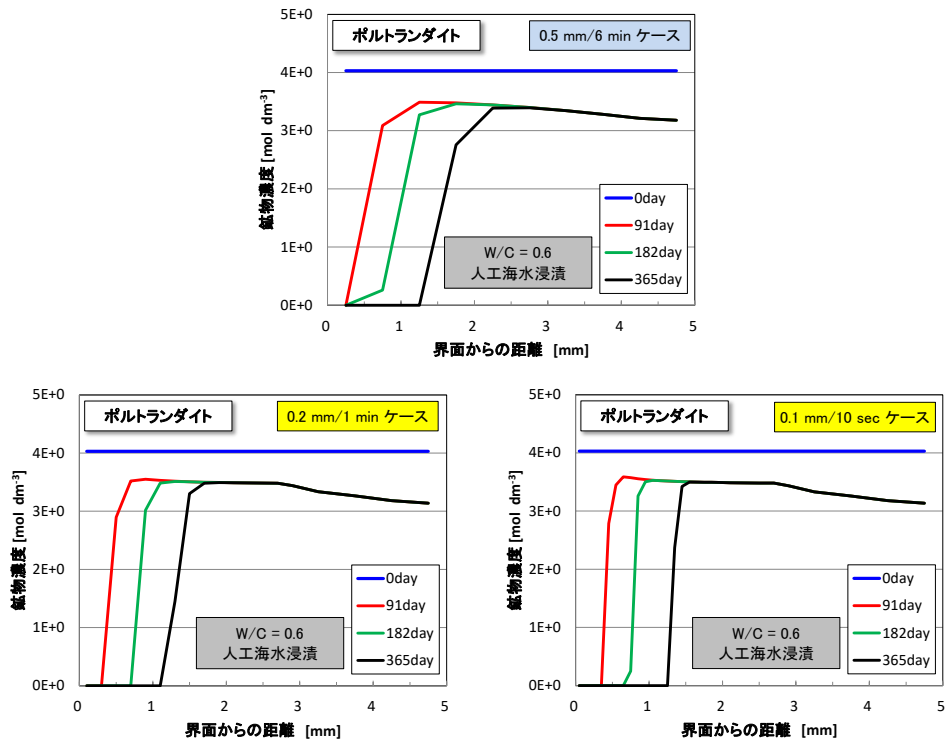


図 2.5-5 界面からの距離に対するポルトランダイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

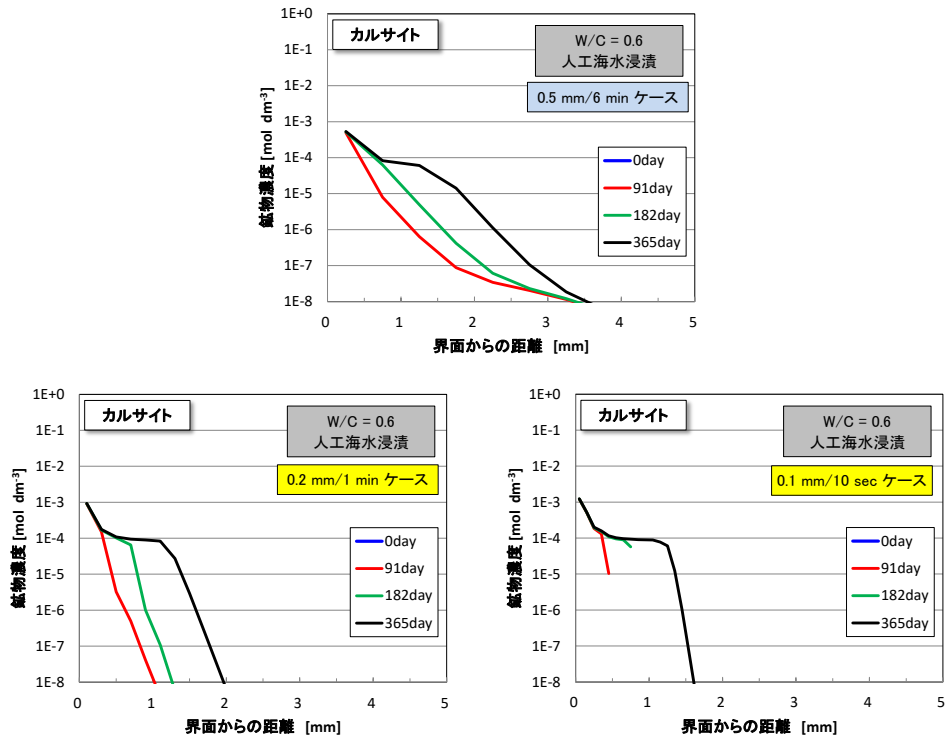


図 2.5-6 界面からの距離に対するカルサイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

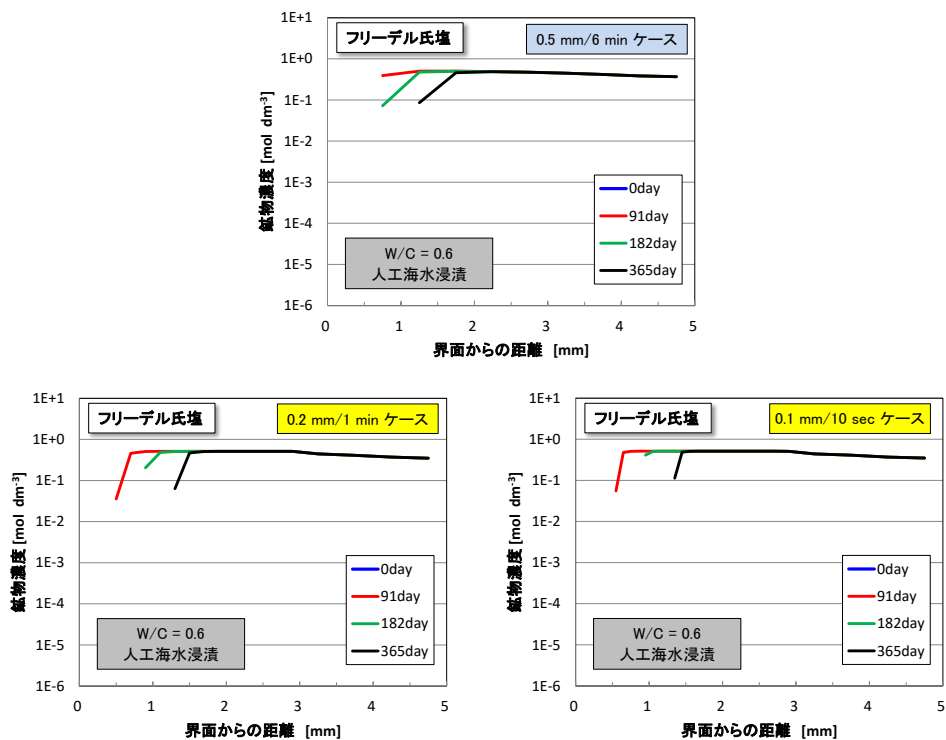


図 2.5-7 界面からの距離に対するフリーデル氏塩濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

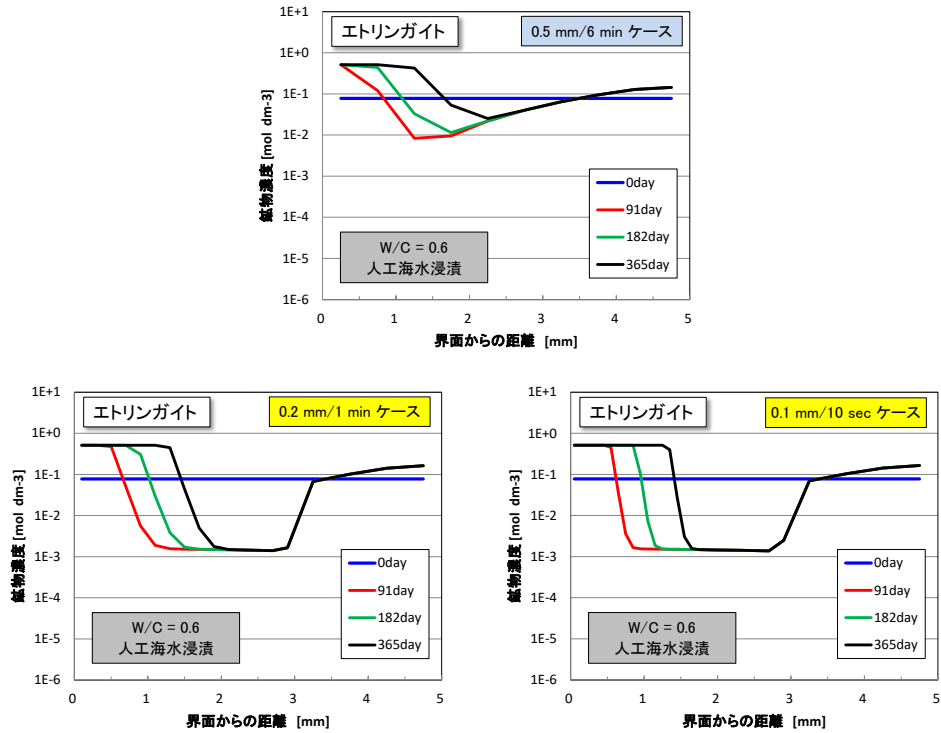


図 2.5-8 界面からの距離に対するエトリングライト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

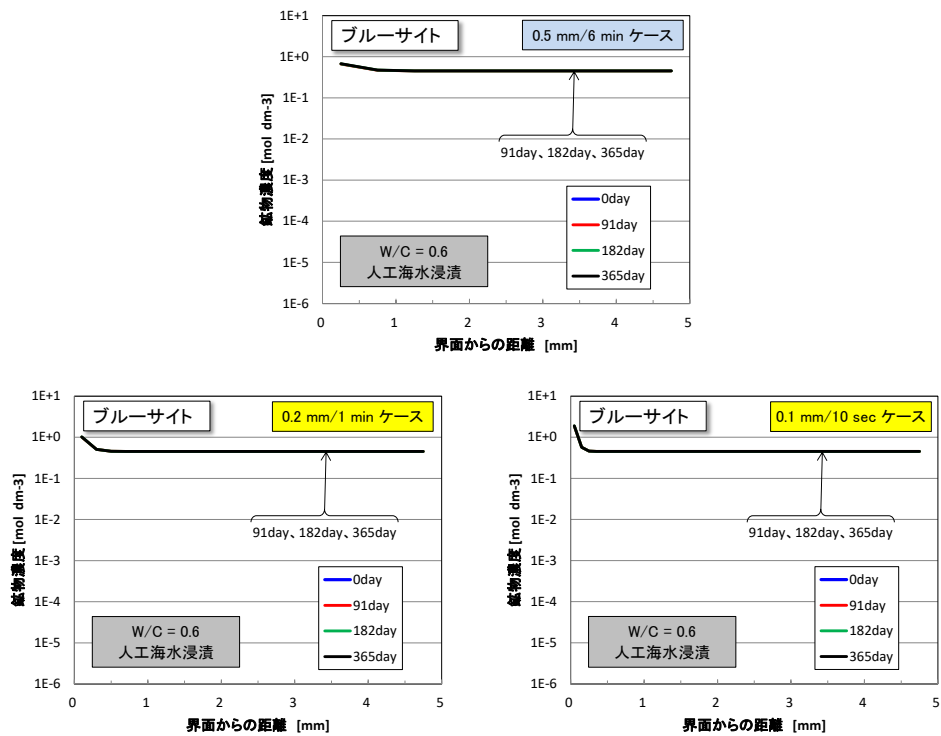


図 2.5-9 界面からの距離に対するブルーサイト濃度の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

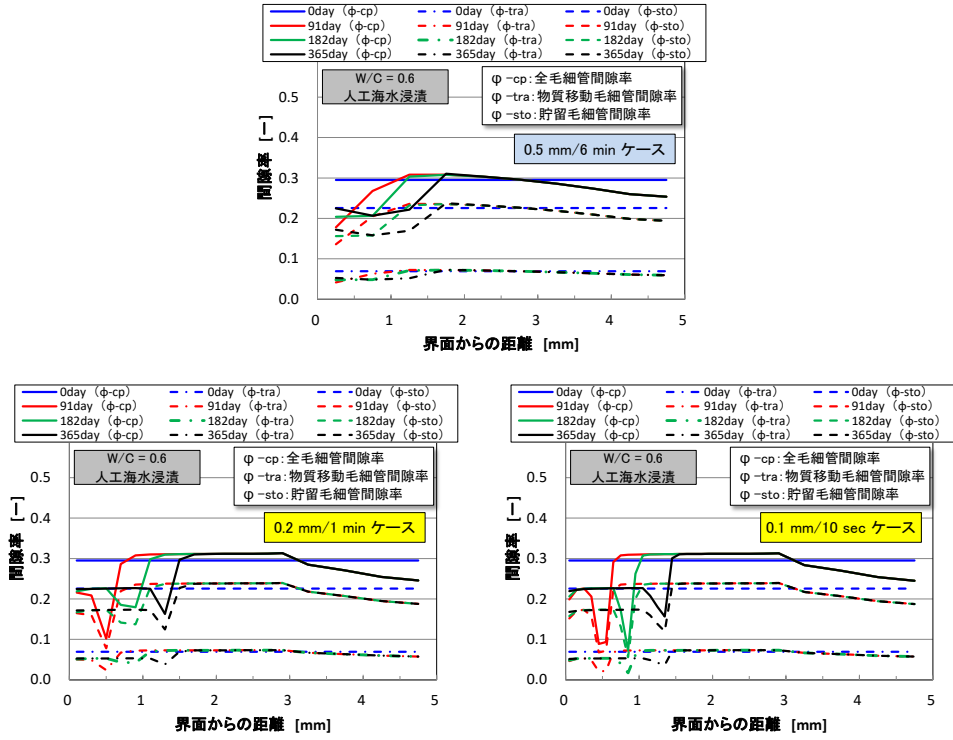


図 2.5-10 界面からの距離に対する各間隙率の経時変化 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

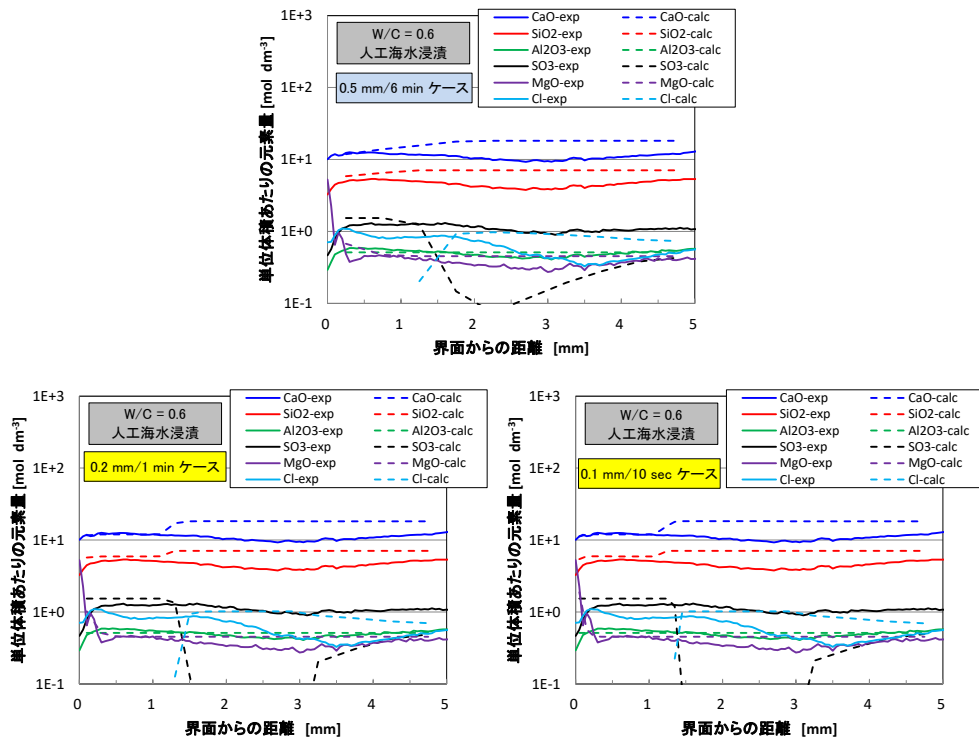


図 2.5-11 EPMA マッピング分析結果と計算結果の比較 (W/C=0.6、人工海水浸漬)

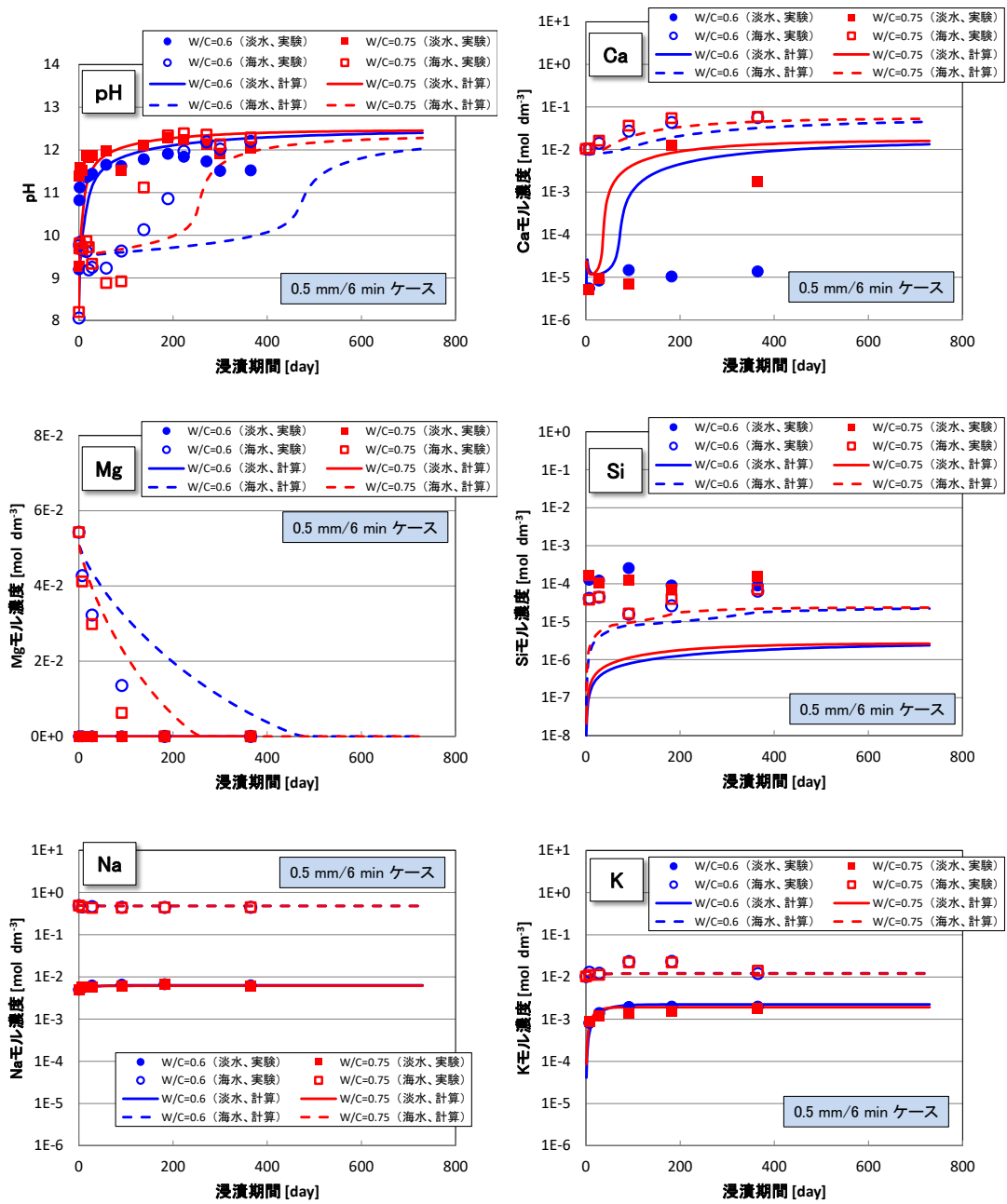


図 2.5-12 浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.5 mm/6 min ケース)

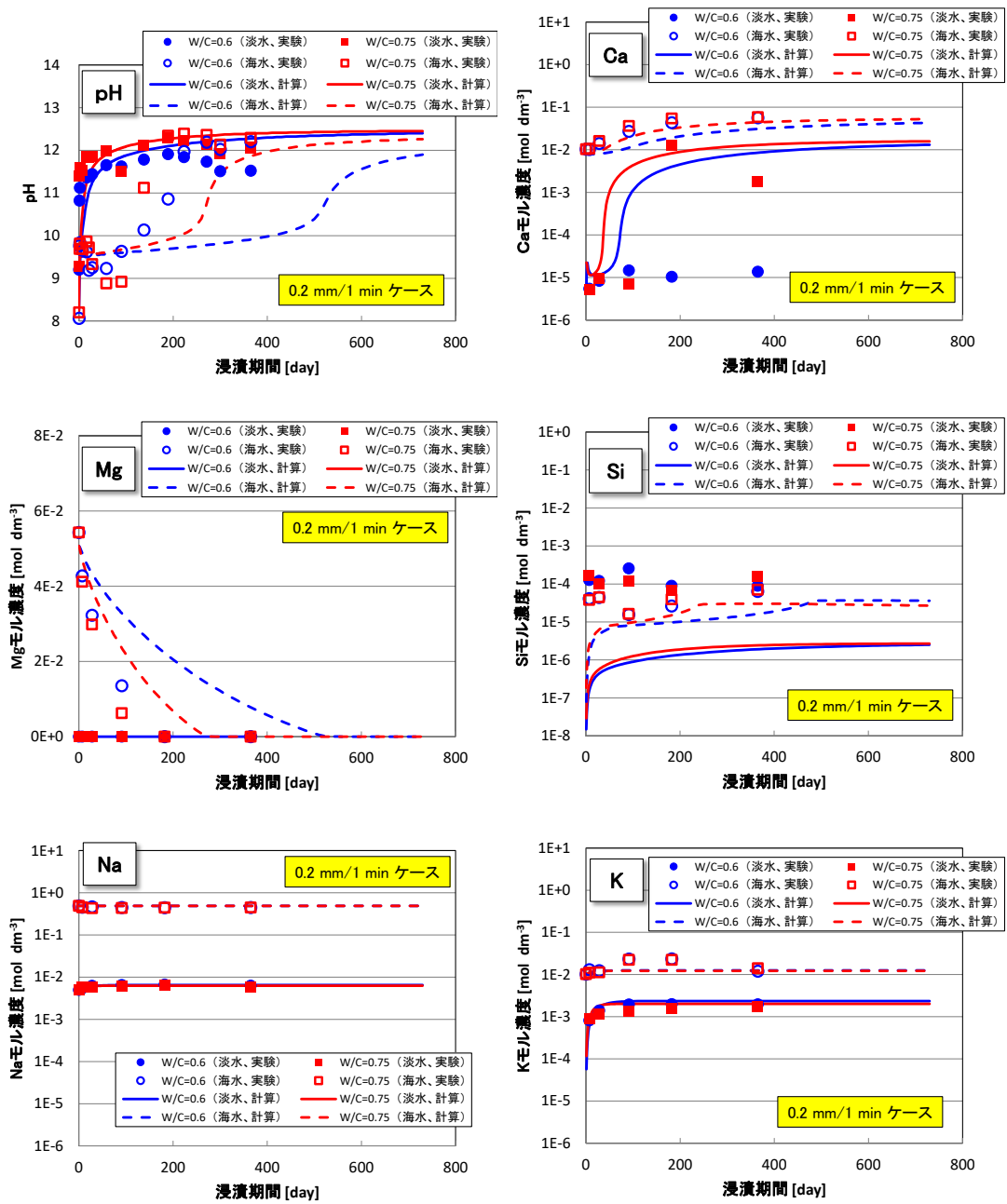


図 2.5-13 浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.2 mm/1 min ケース)

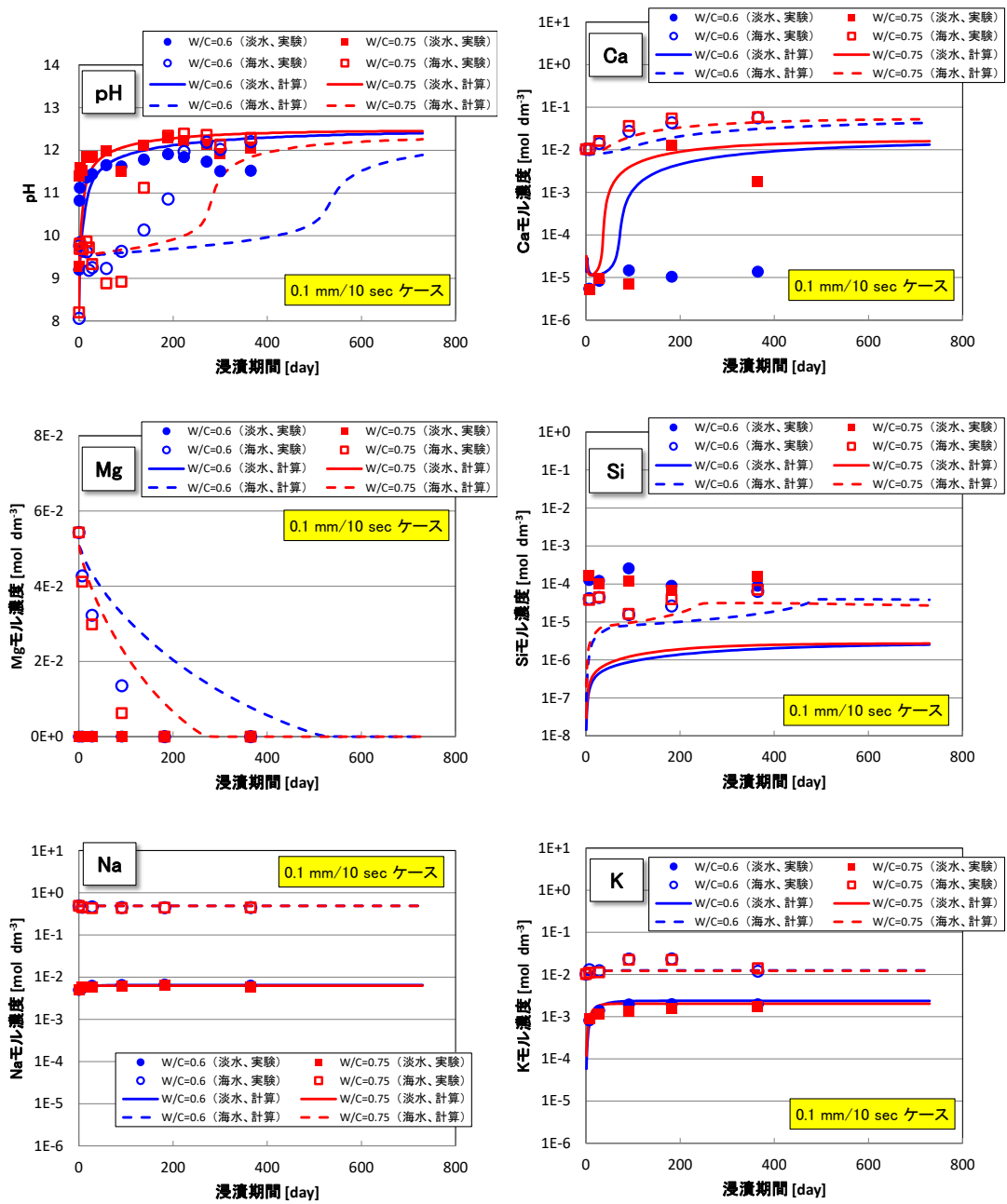


図 2.5-14 浸漬溶液の pH および Ca、Mg、Si、Na、K 濃度の経時変化 (0.1 mm/10 sec ケース)

(c) まとめ

セメント系材料からのアルカリ成分溶出に係る総合的な評価手法の適用性を確認するため、平成24年度は、平成23年度実施したOPC硬化体の人工淡水、人工海水への浸漬試験の再現計算において未検討であった評価体系（メッシュ幅、タイムステップ）の設定に係る検討を行った。その結果、試験結果を踏まえ、評価体系の設定を細かくしても、計算結果には大きな違いは見られず、本解析においては評価体系の影響は小さいことが分かった。また、試験結果と計算結果の比較で確認されている不整合事象については、エトリンガイトの熱力学データ設定に起因している可能性が考えられるが、現状評価に反映させるのは困難である。そこで、このような不整合事象が起こることを認識しつつ、現段階では安全評価において当該評価手法を使用することとする。

(2) ベントナイト透水係数評価モデルの適用性確認

(a) これまでの経緯と平成24年度の目的

ベントナイト系緩衝材には、人工バリア内の物質移行を制御する機能が期待されており、その機能の一つに止水機能がある。ベントナイトの止水機能は、ベントナイトが変質することで変化することが知られており、安全評価上特に重要である。「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、圧縮されたベントナイト系緩衝材中のモンモリロナイトが溶解し、その含有量が低下した際の透水係数を評価するため、砂とNa型ベントナイト（クニゲルV1）の混合圧縮体試料を用いて、有効モンモリロナイト密度 ρ_m ($40\sim 870 \text{ kg m}^{-3}$) とイオン強度 I_s ($0\sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$) をパラメータとして、異なるいくつかの条件で透水試験を実施し、透水係数データを取得してきた。また、取得した透水係数データを対数に整理して、有効モンモリロナイト密度依存性を評価したところ直線関係を示し、イオン強度の対数値依存性についても直線関係を示した。さらに、イオン強度条件に依らず透水係数の対数値の有効モンモリロナイト密度依存性の傾きは一定であった。

以上をふまえて、透水係数に対するイオン強度と有効モンモリロナイト密度の関係を式(2.5-2)の形と仮定して、重回帰により整理し、式(2.5-3)のように定式化した。

$$\log K = a + b \rho_m + c \log I_s \quad (2.5-2)$$

K : 透水係数 (m s^{-1})

ρ_m : 有効モンモリロナイト密度 (kg m^{-3})

I_s : イオン強度 (mol dm^{-3})

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042 \rho_m} \quad (2.5-3)$$

また、透水係数は流れる水の粘性係数と密度によって影響を受けると考えられることから、温度による水の粘性係数と密度の変化を補正係数として考慮し、式(2.5-4)の透水係数評価モデル式を構築した。

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042 \rho_m} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (2.5-4)$$

T : 温度 (K)

さらに、処分場では、セメント系材料を起源とする Ca^{2+} と、ベントナイトの主成分であるモ

ンモリロナイト層間の Na^+ とがイオン交換することにより、いわゆる Ca 型化が生じる可能性が指摘されている。ベントナイトが Ca 型化すると、その膨潤性能が低下するため、ベントナイト系緩衝材の透水係数は上昇するという報告もある⁽⁸⁾。このような背景をふまえて、Ca 型化率をパラメータとした透水係数測定結果ならびに透水係数の温度依存性データ等に基づき、透水係数の Ca 型化率依存性とイオン強度依存性に相関関係が認められる等の傾向をふまえて、上述した透水係数評価モデル式、式(2.5-4)を、Ca 型化率に応じた透水係数評価が可能なモデル式、式(2.5-5)に改良した。

$$K = 2.5 \times 10^{-7} 10^{-0.0044\rho_m} 10^{0.5R_{Ca}} I_s^{1.9-1.6R_{Ca}} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (2.5-5)$$

R_{Ca} : Ca 型化率 (—)

平成 22 年度、23 年度は、上記関係式(2.5-4 式)の淡水系・海水系地下水への適用性を確認するため、未変質および 1 mol dm^{-3} の NaOH 溶液で所定の期間 (~56 日間) 変質させたベントナイト-砂混合圧縮成型体 (以下「混合圧縮体」) を用いた透水試験を実施し、その試験結果と計算値による比較を行った (図 2.5-15)。その結果、イオン強度が 0.1 mol dm^{-3} 未満の溶液に対して計算値は実験値を大きく上回る値を取ることが分かった。また、有効モンモリロナイト密度がある程度残っている領域では試験結果と計算値に良い整合性が見られるが、当該密度が小さくなるに従い、計算値は実測値よりも大きくなる傾向があることも確認した。前者については、ベントナイトから溶出される Na^+ によって間隙水中のイオン強度が増加し、その結果、透水係数が上昇したことが原因であると考えられることから、今後、低イオン強度溶液に対して当該モデルを適用する場合はイオン強度の下限値を設ける必要があることを示唆した。後者については、知見がなく現段階ではモデルに取り込めていないが、生成した二次鉱物の粒径が透水係数に及ぼす影響が考慮されていないことが原因であると考えられる。さらに、当該モデルのイオン強度依存性はベントナイト中のモンモリロナイトの構造変化に起因するものであるが、当該モデル式においては有効モンモリロナイト密度を 0 kg m^{-3} としたときの透水係数にもその依存性が残っている形になっているため、モンモリロナイト残存量が過度に低下した領域については元来適用範囲外である可能性があることを仮説として提起した。

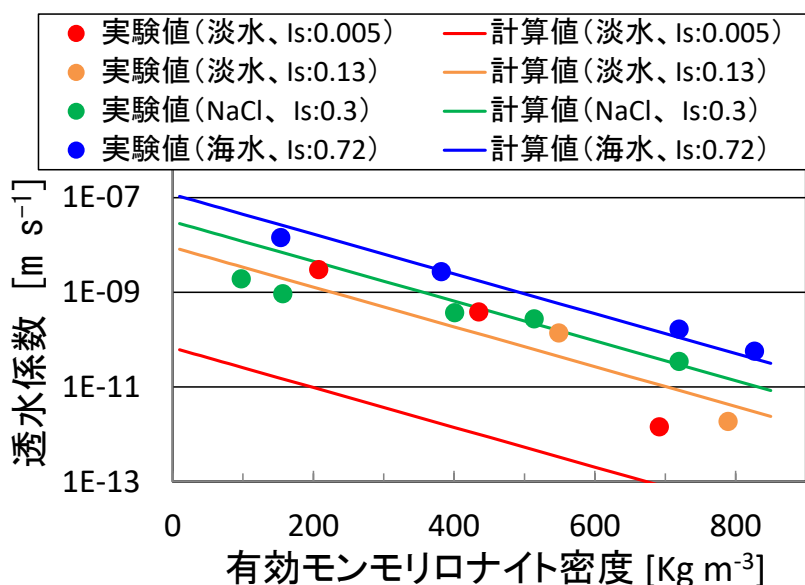


図 2.5-15 砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (K) と有効モンモリロナイト密度 (ρ_m)、イオン強度 (I_s) の関係 (実験値と計算値の比較)

また、透水試験結果から透水係数を決定する際、以下の式 (ダルシーの法則) が一般的に使われている。

$$v=Ki \quad (2.5-6)$$

v : 流速 (m s^{-1})

i : 動水勾配 (—)

式(2.5-6)が示す通り、透水係数を決定するためには流速 (単位時間あたりの通水量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) と試料断面積 (m^2) から決定) を測定する必要があるが、透水係数が小さいベントナイト等、粘土鉱物を対象とした試験では、有意な通水量を得るため、通水圧を高くした (動水勾配を大きくした) 条件での試験が多く行われおり、当事業でこれまでに実施してきた試験も例外ではない。しかしながら、粘性土などについては、その真偽は明らかになっていないものの、低動水勾配 (動水勾配 1 以下) の条件では透水性がダルシー則に従わない現象 (非ダルシー性) がみられるという報告が多くなされており⁽⁹⁾、ダルシー則を適用して高動水勾配条件下で得られた透水係数を用いて地下環境 (動水勾配 0.01 以下) における透水性評価を行うことの是非については、当分野において長年課題とされてきている。

以上の背景を踏まえ、平成 24 年度は、上述した「モンモリロナイト残存量が過度に低下した領域においてはイオン強度依存性がなくなるため当該モデルが適用できない」という仮説を確認、および当該モデルの安全評価への反映方法の検討に資するための透水係数データの拡充するため、過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験を実施した。また、ベントナイト系材料の透水試験における動水勾配の影響を把握するため、低動水勾配条件下における透水試験を実施し、ダルシー則が成立するかを確認した。さらに、上記試験結果等を踏まえ、当該モデルの安全評価への反映方法に係る検討を行った。

(b) 過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験

ベントナイト (クニゲル V1) とケイ砂 (3号と5号ケイ砂を 1:1 で混合) を乾燥密度が 1600 kg m^{-3} 、ベントナイト配合率が 50% になるように試験容器 ($\phi 5 \times 1 \text{ cm}$) 内に充填し、 1 mol dm^{-3} の NaOH 溶液に浸漬させた状態で、真空ポンプを用いて 1 週間脱気させた後に、 90°C の恒温槽内で 109 日間変質させたものを「過度に変質させたベントナイト試料 (混合圧縮体)」とし、2 試料 (Run1、Run2) 用意した。なお、処分場環境においては、緩衝材中の地下水の流れは非常に遅いため、緩衝材の変質は拡散場に近い条件で進行することが想定される。そのため本試験では拡散場で変質させた混合圧縮体を用いることとした。変質させた混合圧縮体は、長期透水試験装置 (図 2.5-16) に設置し、 0.01 、 0.1 、 0.3 、 0.7 、 1.0 mol dm^{-3} の NaCl 溶液を順に温度 40°C で通水させて透水係数を取得した。なお、後述する「透水試験における動水勾配の影響」を確認するため、溶液の通水圧は $0.001 \sim 0.005 \text{ MPa}$ (動水勾配 27~68) の間で変化させ、各通水液に対して複数の透水係数を測定した。試験終了時には、ローダミンを通水して、水みち確認試験を行い、その後、固相を回収して湿潤重量、乾燥重量を測定し、間隙率を算出した。また、メチレンブルー吸着試験によるモンモリロナイト残存量の測定を行い、有効モンモリロナイト

密度を求めるとともに、粉末 X 線回折 (XRD、SmartLab : (株)リガク製) によりモンモリロナイトの有無を確認した。

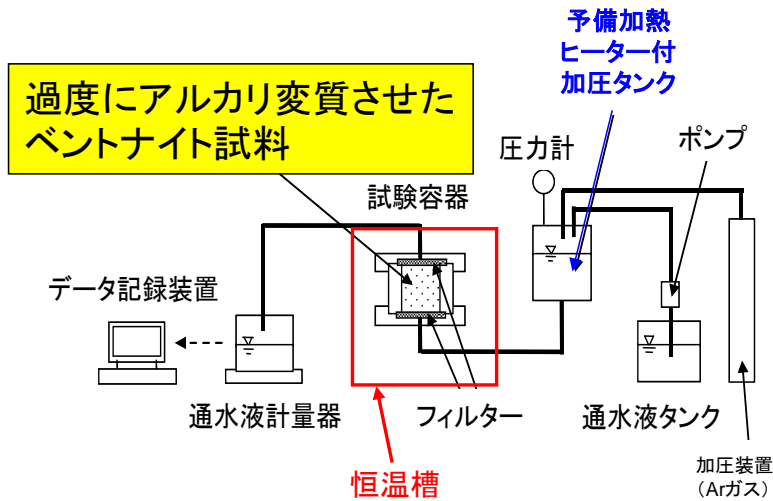


図 2.5-16 長期透水試験装置の概略図

本試験によって得られた、過度に変質させた混合圧縮体にイオン強度の異なる NaCl 溶液を通水させた際の透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度を表 2.5-6 にまとめる。また、XRD 測定結果を図 2.5-17 に示す。

過度に変質させた混合圧縮体の透水係数は、通水させた溶液のイオン強度に係わらず約 $2 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ となり、一定の値を取った。また、メチレンブルー吸着試験結果から導出した試験終了後の有効モンモリロナイト密度、および XRD 測定結果 (図 2.5-17) から混合圧縮体中のモンモリロナイトがほとんど溶解したことが分かる。これら結果より、「当該モデルはモンモリロナイト残存量が過度に低下した領域については元来適用範囲外である可能性がある」という仮説が正しいことを確認した。

表 2.5-6 透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度

供試体	試験ケース		透水係数 (m s^{-1})	間隙率 (%)	有効モンモリロナイト密度 (kg m^{-3})	
	通水溶液のイオン強度 (mol dm^{-3})	通水圧 (MPa)				
109 日変質 (Run1)	0.01	0.001	2.6×10^{-8}	62.0	95±26	
	0.1	0.1	2.9×10^{-8}			av. 2.3×10^{-8}
		0.005	1.7×10^{-8}			
	0.3	0.001	2.4×10^{-8}			av. 2.1×10^{-8}
		0.002	2.7×10^{-8}			
		0.003	2.0×10^{-8}			
		0.005	1.4×10^{-8}			
	0.7	0.002	2.4×10^{-8}			av. 2.0×10^{-8}
		0.003	2.1×10^{-8}			
	1.0	0.004	1.6×10^{-8}			av. 2.1×10^{-8}
		0.002	2.3×10^{-8}			
		0.003	2.2×10^{-8}			
0.004		1.8×10^{-8}				
109 日変質 (Run2)	0.01	0.001	2.6×10^{-8}	63.7	80±15	
	0.1	0.1	2.9×10^{-8}			av. 2.5×10^{-8}
		0.005	2.1×10^{-8}			
	0.3	0.002	2.3×10^{-8}			av. 2.3×10^{-8}
		0.003	2.4×10^{-8}			
		0.005	2.2×10^{-8}			
	0.7	0.002	2.4×10^{-8}			av. 2.3×10^{-8}
		0.003	2.2×10^{-8}			
	1.0	0.004	2.2×10^{-8}			av. 2.4×10^{-8}
		0.002	2.6×10^{-8}			
		0.003	2.4×10^{-8}			
		0.004	2.3×10^{-8}			

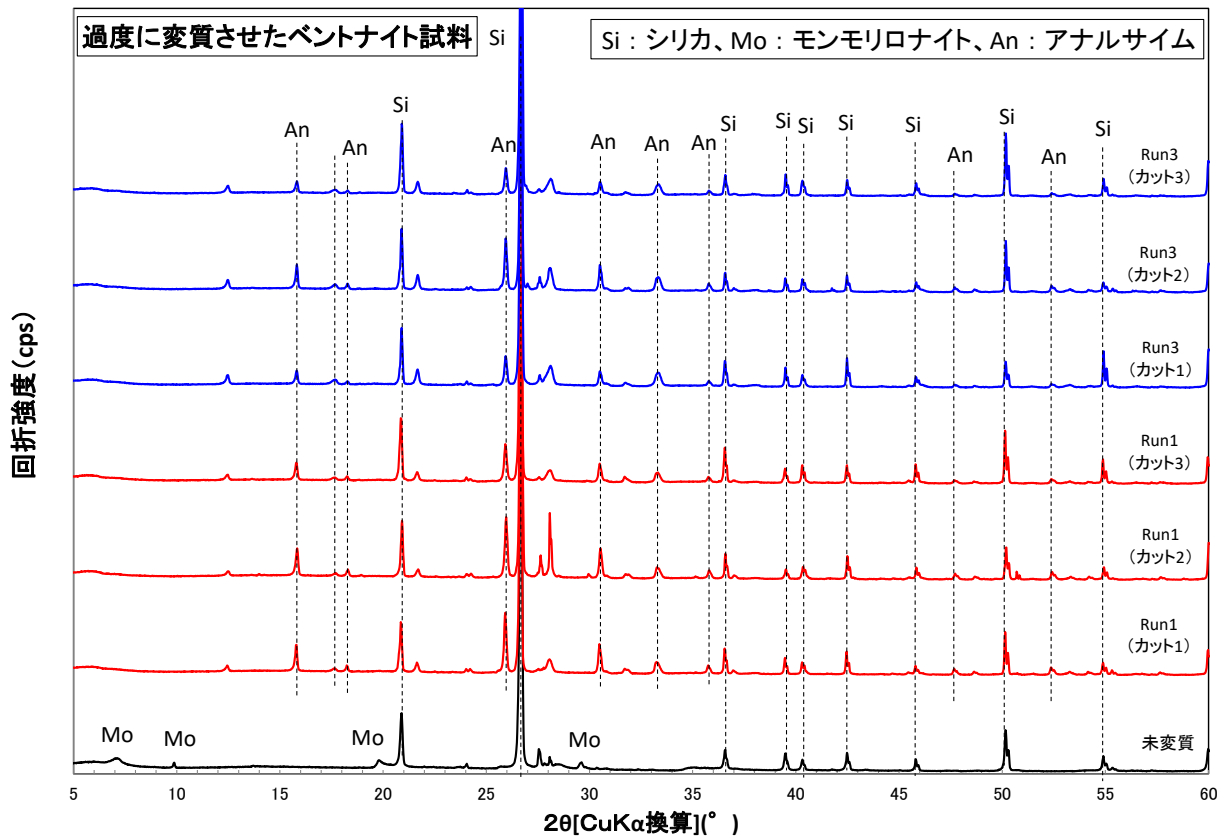


図 2.5-17 過度に変質させたベントナイト試料の XRD 測定結果

(c) 透水試験における動水勾配の影響

ベントナイト (クニゲル V1) とケイ砂 (3号と5号ケイ砂を1:1で混合) を乾燥密度が 1600 kg m^{-3} 、ベントナイト配合率が50%になるように試験容器 ($\phi 5 \times 5 \text{ cm}$) 内に充填し、 0.72 mol dm^{-3} の NaCl 溶液に浸漬させた状態で、真空ポンプを用いて1ヶ月脱気させた混合圧縮体を供試体とし、高精度定水位試験装置 (応用地質株式会社製) を用いて 0.72 mol dm^{-3} の NaCl 溶液を温度 20°C 、動水勾配 $0.1 \sim 5$ 程度の条件下で通水し、その透水係数を測定した。

図 2.5-18 に試験装置の模式図、図 2.5-19 に試験装置の外観、図 2.5-20 に動水勾配の負荷パターンの基本的考え方を示す。当該透水試験では、流入側貯留槽と流出側貯留槽の水位差によって供試体に水頭差を与え、その水位差を高精度水位計により測定し、供試体を通過する流量を微小流量計によって測定する。低動水勾配下での試験では、水位差の設定あるいは計測精度、浸透した水量の計測精度が重要となる。特に、本試験のような難透水性の試料を用いた場合、浸透水量が微量であることから、浸透流の安定性を確認の上、試験を実施することとした。

また、透水係数 (K) は次式により算出した。

$$K = \frac{Q L}{A t h} \quad (2.5-7)$$

Q : 時間 t の間に供試体中を流れる水量 (m³)

A : 供試体の断面積 (m²)

t : 時間 (s)

L : 供試体の長さ (m)

h : 水頭差 (m)

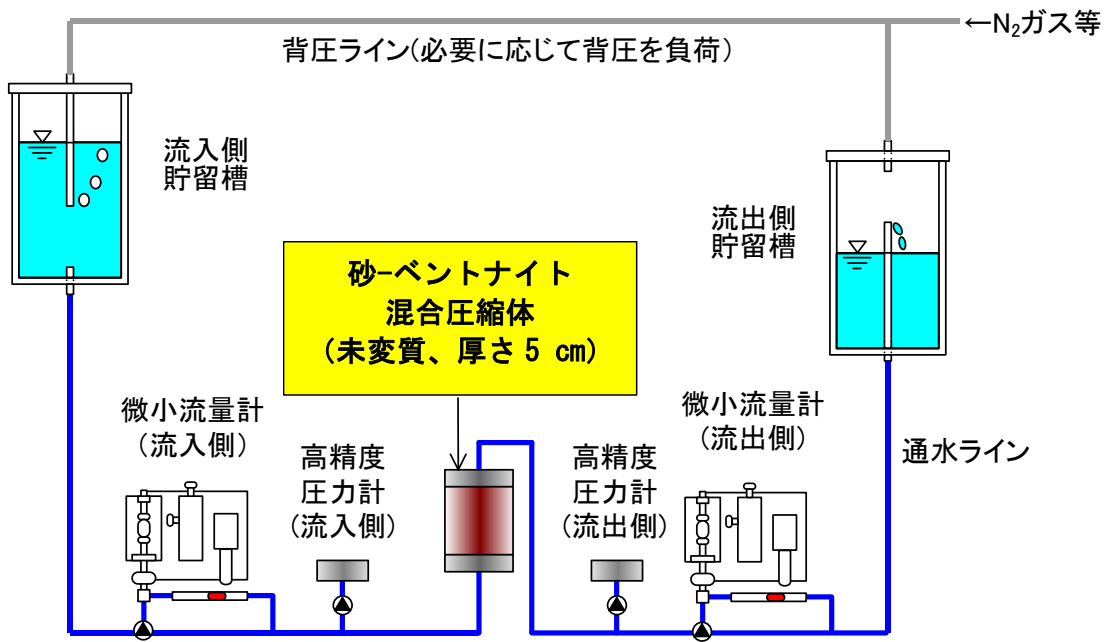


図 2.5-18 高精度定水位試験装置の模式図

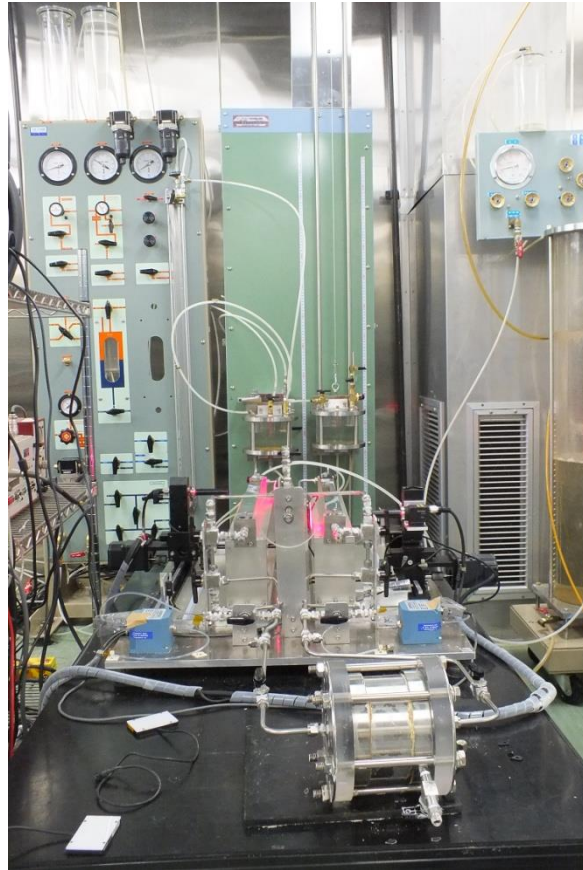


図 2.5-19 高精度定水位試験装置の外観

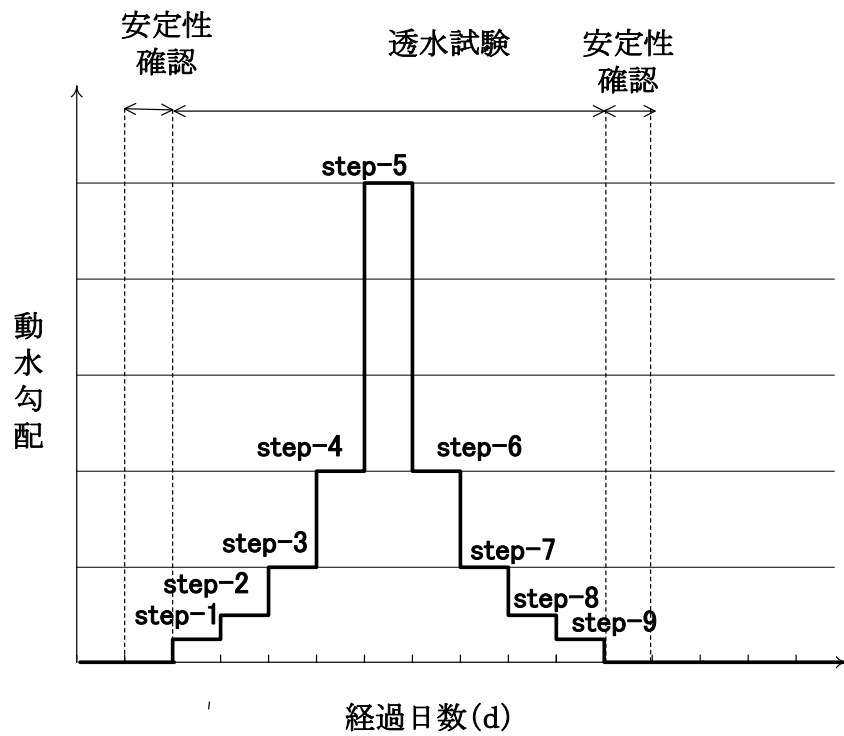


図 2.5-20 動水勾配の負荷パターンの基本的考え方

試験は設定水位差 0 cm で安定性を確認した後、1.25 cm、2.5 cm、5 cm、10 cm、25 cm と段階的に設定水位差を上昇させた。その後、10 cm、5 cm、2.5 cm、1.25 cm と段階的に設定水頭を下げた。浸透流の安定性も吟味可能なように各位差を 1 日程度保持した。

表 2.5-7 に試験結果、図 2.5-21 に各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係を示す。また、各ステップで得られた流量と動水勾配の経時変化は Appendix- I -B-3、図 App. I .B-19~27 にまとめる。なお、流量と動水勾配の評価は、不安定な挙動を示すデータは除き、連続的に比較的安定した挙動を示す範囲のデータを用いた。また、流速や透水係数の算出には、流入側と流出側の流量の平均値を使用した。

表 2.5-7、図 2.5-21 に示すとおり、流速と動水勾配両者の関係は原点を通る直線で近似でき、各ステップで得られた透水係数はほぼ一定であった。この結果は、透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 程度となる当該試験条件（海水系地下水程度のイオン強度条件）下では動水勾配 0.1 以上でダルシー則が成立していることを示している。しかしながら、当該試験で得られた透水係数（平均値： $7.5 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ ）は、図 2.5-16 に示した現行の透水試験装置（原子力機構）を用いて、同様の試料、溶液条件で得られた 40°C における透水係数（ $1.7 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ ）を式(2.5-4)で使用した温度補正項を用いて補正した値（ $1.1 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ ）と数倍の違いがあった。この原因については、透水係数の導出方法や試験体系等の差異である可能性も含め、今後明らかにすることが重要である。

表 2.5-7 高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧

試験段階	通水時間 (min)	流量 (ml)			水頭差 (cm)	動水勾配 (-)	流速 (m s^{-1})	透水係数 (m s^{-1})
		流入側	流出側	平均				
Step-1	500	0.014	0.003	0.008	0.91	0.18	1.4×10^{-10}	7.7×10^{-10}
Step-2	780	0.030	0.013	0.022	1.88	0.38	2.4×10^{-10}	6.3×10^{-10}
Step-3	450	0.036	0.27	0.032	4.25	0.85	6.0×10^{-10}	7.0×10^{-10}
Step-4	802	0.133	0.128	0.131	9.33	1.87	1.4×10^{-9}	7.4×10^{-10}
Step-5	270	0.121	0.118	0.120	24.72	4.95	3.8×10^{-9}	7.6×10^{-10}
Step-6	1020	0.183	0.159	0.171	9.43	1.89	1.4×10^{-9}	7.5×10^{-10}
Step-7	1390	0.095	0.093	0.094	4.05	0.81	5.7×10^{-10}	7.1×10^{-10}
Step-8	890	0.023	0.026	0.025	1.53	0.31	2.4×10^{-10}	7.7×10^{-10}
Step-9	650	0.009	0.001	0.005	0.33	0.07	6.3×10^{-11}	9.5×10^{-10}

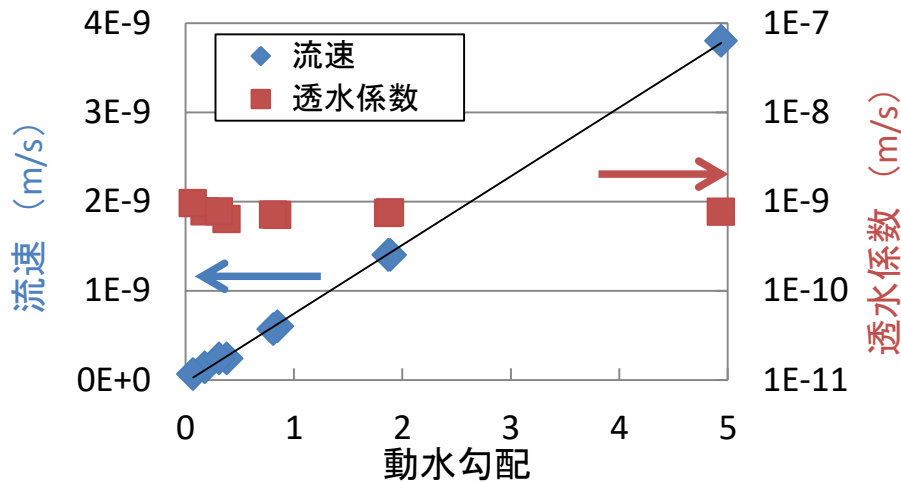


図 2.5-21 各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係

また、(b)で行った「過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験」では上述したとおり、現行透水試験装置を用いた透水試験における動水勾配の影響を確認するため、溶液の通水圧を0.001~0.005 MPa（動水勾配27~68）の間で変化させ、各通水液に対して複数の透水係数を測定した。表2.5.8に示したとおり、透水係数は通水圧に依存せずほぼ一定であったことから、現行透水試験装置で取得したデータに関してもダルシー則が成立していることが確認できた。

2つの透水試験装置を用いた以上の試験結果から、混合圧縮体に対しては、これまで取得してきたデータも含め、透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 以上、かつ動水勾配0.1以上の範囲ではダルシー則が成立することが確認できた。これは透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 以上の範囲においては、高動水勾配条件下で得られた透水係数データから導出した当該モデルが低動水勾配条件の地下環境を想定した透水性評価でも適用できる可能性を示している。また、実際の地下環境においてはベントナイト系緩衝材の透水係数がある値を超えなければ、その中の物質移行は拡散が支配的であることが担保できる。すなわち、低動水勾配条件下においてある値以上の透水係数の範囲においてダルシー則が成立することが確認できれば、当該モデルの有用性が証明されることになる。

ベントナイト系緩衝材中の物質移行が拡散支配であることを判定する指標として式(2.5-8)に示すペクレ数 (Pe) がある。ペクレ数は物質移行に対して移流による影響と拡散による影響の比で表す無次元数であり、 $Pe < 1$ の場合にベントナイト系緩衝材中の物質移行は拡散支配であると判定される⁽¹⁰⁾。

$$Pe = \frac{v \cdot L}{De} \tag{2.5-8}$$

- Pe : ペクレ数 (-)
- v : ベントナイト系緩衝材中の流速 (m s^{-1})
- L : 代表長さ (m)
- De : ベントナイト緩衝材中の有効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$)

ベントナイト系緩衝材中の流速がダルシー則に従うとすると、式(2.5-6)が成立するため、式(2.5-8)は式(2.5-9)のように表される。

$$Pe = i \cdot L \cdot \frac{K}{De} \quad (2.5-9)$$

保守的に動水勾配0.1、代表長さ0.7 m（地層処分で想定される緩衝材の長さ⁽¹¹⁾）、最も拡散係数が小さい陰イオン種の有効拡散係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ⁽¹²⁾としたとき、 $Pe < 1$ を満たす透水係数の範囲は $6 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ 未満である。したがって、本年度実施した低動水勾配下における透水試験のイオン強度条件等を変えて、透水係数 $1 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ 以上、かつ動水勾配0.1以上の範囲でダルシー則が成立することが確認できれば、当該モデルを地下環境における透水性評価に使用しても問題がないという根拠になると考えられる。

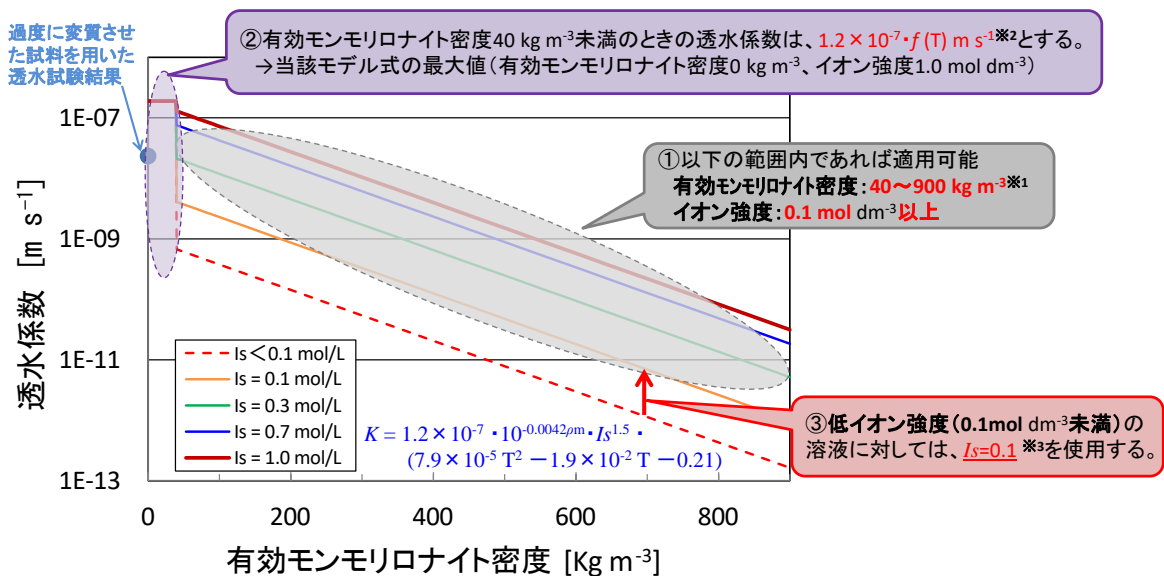
(d) ベントナイト透水係数評価モデルの安全評価上の取扱い（案）について

平成 23 年度までの成果の中でも示したとおり、当該モデルはその適用性が確認されている有効モンモリロナイト密度およびイオン強度の領域が限られているため、それらを適切に考慮した上で長期安全評価に反映させる必要がある。平成 24 年度はこれまで得られた知見を踏まえ、当該モデルの安全評価上の取扱い（案）を提示することにした。なお、圧縮ベントナイト中におけるカルシウム型化等、イオン交換に係る現象のモデル⁽¹³⁾については現段階では未検証のため、式(2.5-5)で示した Ca 型化の影響を考慮した透水係数評価式は現在評価で使用していない。そこで本年度は、本章 2.5.3、第 8 章のリンケージ解析等で現在使用している式(2.5-4)を基に検討を行い、その結果を当該取扱い（案）として以下に提示する。

- ① 当該モデルの適用範囲については、平成 23 年度までに実施した実際にアルカリ変質させた混合圧縮体の透水試験結果等を踏まえ、有効モンモリロナイト密度 40～900 kg m⁻³、イオン強度 0.1～1.0 mol dm⁻³とする。有効モンモリロナイト密度の範囲については、当該モデルを作成した際に使用した試料の密度範囲であり、その上限値は実際の処分場での使用が想定されているベントナイト-砂（7：3）混合圧縮体の当該密度に相当する。イオン強度については、ベントナイトから溶出される Na⁺等が間隙水中のイオン強度を増加させる割合が小さく、透水係数への影響が小さいと考えられる 0.1 mol dm⁻³を最小値とし、当該モデル作成時に使用した通水溶液イオン強度の最大値までとする。
- ② 有効モンモリロナイト 40 kg m⁻³未満の領域については、この領域ではモンモリロナイトがほとんどないため、その構造変化に起因する透水係数のイオン強度依存性も失われていると考えられる。また、本年度実施した「過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験」結果からもそのことが実験的に確認された。そのため、この領域の透水係数については一定値を与えることが妥当だと考えられるが、モンモリロナイトの溶解に伴い生成する 2 次鉱物の生成場所や粒径、および自己シール性の消失に伴う亀裂発生等が透水係数へ与える影響については不明瞭であり、科学的根拠のある値を設定するのは難しい。そこで、本検討では、当該モデル式の最大値（有効モンモリロナイト密度 0 kg m⁻³、イオン強度 1.0 mol dm⁻³としたときの値）である $K = 1.2 \times 10^{-7} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ をこの領域の設定値とする。
- ③ イオン強度 0.1 未満の領域については、上述したとおり、ベントナイトから溶出する Na⁺等により間隙水中のイオン強度が増加する割合が大きいため、当該モデルが直接適用でき

ない。これまでの検討では、有効モンモリロナイト密度 $40 \sim 180 \text{ kg m}^{-3}$ 、イオン強度 0 mol dm^{-3} (脱イオン水) の条件で測定した Na 型ベントナイト試料の透水係数はイオン強度 0.03 mol dm^{-3} を適用することで再現できることが確認されており⁽¹⁴⁾、低イオン強度溶液に対して当該モデルを適用する場合はイオン強度の下限値を設ける必要があることを示してきた。また、未変質および変質させた試料にイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ の溶液を通水させた透水試験結果 (図 2.5-15) と当該モデルを用いて計算した結果を比較してみると、未変質試料 (有効モンモリロナイト密度 700 kg m^{-3} 程度) では、透水係数の実測値はイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ としたときの計算値より 20 倍程度大きくなり、イオン強度を 0.03 mol dm^{-3} 相当としたときの計算値とほぼ同じ値を取った。一方、変質試料 (有効モンモリロナイト密度 200 、 400 kg m^{-3} 程度) では、実験値はイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ とした計算値より 300 倍程度大きく、イオン強度 0.1 mol dm^{-3} 相当の計算値と同等の値を取った。これら結果は、上述した下限値は一定値ではなく、有効モンモリロナイト密度の領域によって変化する可能性があることを示している。しかしながら、現段階ではこの仮説を確認するためのデータが少なく、この仮説に基づいた設定は困難である。そこで本年度はイオン強度 0.1 mol dm^{-3} 未満の領域においては、変質試料を用いた試験結果を参考とし、暫定的に当該モデルの イオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を設定値とする。

上述の本年度提示する当該モデルの安全評価上の取扱い (案) の概念図を図 2.5-22 に示す。



- ※ 1 当該モデルを作成時に使用した試料の有効モンモリロナイト密度の範囲
- ※ 2 評価上の設定値であることに注意。
- ※ 3 暫定値。次年度以降変更の可能性有り。

図 2.5-22 ベントナイト透水係数評価モデルの安全評価上の取扱い (案) に係る概念図

また、これまで取得した透水係数データ (図 2.5-15) を見ると、高有効モンモリロナイト密度の領域では、透水係数は間隙水中のイオン強度の影響を大きく受けるが、モンモリロナイトが減少するとその影響は小さくなっているのが分かる。これは、ベントナイト系緩衝材の透水係数は、モンモリロナイトがある程度存在する状態では間隙水中のイオン強度の影響が大きい、その存在量が減少する従いイオン強度の影響が小さくなり、変わりに間隙構造の影響が支

配的になる可能性が考えられる。そのように考えた場合、高イオン強度の溶液を通水させたときの透水係数が低有効モンモリロナイト密度では実験値は計算値を下回ったこと、および $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ の NaCl 溶液を通水させたときの上記③で記した結果を矛盾なく説明できる。今後は、アルカリ溶液で変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施し、有効モンモリロナイト密度の異なる試料ごとの透水係数のイオン強度依存性を確認するとともに、その結果を評価に反映させる必要がある。さらに、②では当該モデル式の最大値を設定値としたが、透水係数が大きいことが処分システムで保守的であるかどうかについては現段階では断言できない。このような不確実性のあるパラメータの安全評価上の設定に関しては、リンケージ解析の結果を踏まえる等して、処分システムの評価にどう反映されるかも考慮した上で決定することが重要であると考えられる。

なお、①で示した有効モンモリロナイト密度の適用範囲を超える領域における当該モデルの適用性については、Yamaguchi et al.⁽¹⁵⁾が確認しており、有効モンモリロナイト密度 $740 \sim 1,100 \text{ kg m}^{-3}$ 以下、イオン強度 0.72 M の条件で取得した透水係数データ⁽¹⁶⁾から導出した近似式と当該モデルを比較した結果、良い整合性があるとしている。さらに、脱イオン水を用いた試験で得られた透水係数データ⁽¹⁷⁾（有効モンモリロナイト密度 $220 \sim 1,600 \text{ kg m}^{-3}$ ）から導出した近似式は当該モデルと整合せず、有効モンモリロナイト密度が高い条件で透水係数にイオン強度依存性がなくなるように見えるのは、脱イオン水がベントナイトと接触した後に間隙水組成が変化することを考慮していないこと、ベントナイトと平衡させた水の Na 濃度は液固比が低いほど高くなることの原因であるとしている。

(e) まとめと今後の課題

平成 24 年度は、平成 23 年度に報告した「モンモリロナイト残存量が過度に低下した領域においてはイオン強度依存性がなくなるため当該モデルが適用できない」という仮説を確認、および当該モデルの安全評価への反映方法の検討に資するための透水係数データの拡充するため、過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験を実施した。また、ベントナイト系材料の透水試験における動水勾配の影響を把握するため、低動水勾配条件下における透水試験を実施し、ダルシー則が成立するかを確認した。さらに、上記試験結果等を踏まえ、当該モデルの安全評価への反映方法に係る検討を行った。

その結果、長期間 NaOH 溶液に浸漬させたベントナイト試料の透水係数は、通水させた溶液のイオン強度に係わらず一定値を取り、上記仮説が正しいことを確認した。また、高精度定水位試験装置を用いて動水勾配 $0.1 \sim 5$ 程度の条件で未変質のベントナイト試料に 0.72 mol dm^{-3} の NaCl 溶液を通水させた透水試験で得られたデータ、および現行の透水試験装置で取得したデータに関し、ダルシー則が成立していることを確認し、透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 以上の範囲においては、高動水勾配条件下で得られた透水係数データから導出した当該モデルが低動水勾配条件の地下環境を想定した透水性評価でも適用できる可能性があることを示した。さらに、これまで得られた知見を踏まえた当該モデルの安全評価上の取扱い（案）として、①当該モデルの適用範囲については有効モンモリロナイト密度 $40 \sim 900 \text{ kg m}^{-3}$ 、イオン強度 $0.1 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$ の範囲とすること、②有効モンモリロナイト 40 kg m^{-3} 未満の領域については $K = 1.2 \times 10^{-7} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ を設定値とすること、③イオン強度 0.1 未満の領域については暫定的に当該モデルのイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を設定値とすることを提示した。

今後は、高動水勾配条件下で得られた透水係数データから導出した当該モデルを地下環境における透水性評価に使用しても問題がないという根拠を示すため、本年度実施した低動水勾配

下における透水試験のイオン強度条件を変える等して、透水係数 $1 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ 以上、かつ動水勾配 0.1 以上の範囲でダルシー則が成立することを確認する必要があるとした。また、アルカリ溶液で変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施し、有効モンモリロナイト密度の異なる試料ごとの透水係数のイオン強度依存性を確認するとともに、その結果を安全評価上の取扱い（案）に反映させることが重要であるとした。

2.5.3 物質移行－変質連成解析コードの長期評価における検証

(1) 背景および目的

高レベル放射性廃棄物は、半減期が数万年に及ぶ放射性核種を含むといわれており、長期間安全に隔離するために、地下 300m 以深へと地層処分することが検討されている。地層処分システムは、人工バリアとしてベントナイト系緩衝材を使用することが検討されており、処分場閉鎖後における地下水の廃棄体への接触を抑制する止水性や放射性核種の移行抑制などの安全機能が期待されている。しかし、処分場構造材にて大量に使用するとされるセメント系材料が地下水と反応することで高アルカリ性地下水となる恐れがあり、これがベントナイト系緩衝材の主構成鉱物であるモンモリロナイトの変質に大きく影響を与えることが危惧されている。このことから、これまでにベントナイト系緩衝材の変質等の長期的変遷挙動を評価するための手法を整備してきた。これらの評価手法を用いて、ベントナイト系緩衝材やセメント系材料変質によるセメント成分の長期的な変質挙動を解析する物質移行－変質連成解析コードを整備している。この複合的な長期変質挙動による評価の妥当性を確認する上では、粘土系材料とセメント系材料が共存する実環境での相互作用を再現することが重要となる。

本検証ではフランスの IRSN で採取された Tournemire 粘土層とセメント系材料の観察データを用いて再現計算を実施し、複合系材料における長期変質評価の妥当性を確認した。

(2) 検証データ

検証データはフランスの IRSN Tournemire Underground Research Laboratory (Tournemire URL) にて Tournemire 粘土層 (argillite) にコンクリートで埋め戻した試錐孔について、15 年間後に採取した Concrete / Argillite 接合試料を IRSN で分析されたデータ⁽¹⁸⁾⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾⁽²¹⁾を用いた。図 2.5-23 に Concrete / Argillite 接合試料写真を示す。分析された試料は、CSH や Calcite、Gypsum、Ettringite が沈着し、粘土および Quartz が減少していることが報告されている。また、試料は接合部から厚さ 1cm 以内で変遷し、間隙は粘土側で閉塞し、セメント側は増加していることが観察されている。

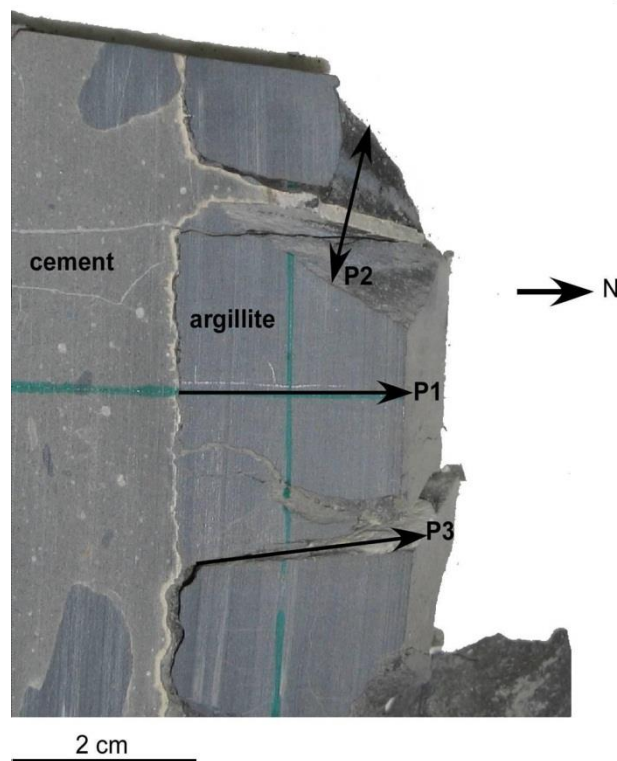


図 2.5-23 Concrete/Argillite 接合試料写真

(3) 計算条件

図 2.5-24 に示す計算体系のとおり、Concrete 領域と Argillite 領域ともに 1 mm、2 mm、5 mm メッシュとした 1 次元体系を設定した。境界条件については、両側ともに濃度固定条件とした。評価時間は観察データと同様に 15 年とし、タイムステップはノイマン数を考慮し 32min と設定した。表 2.5-8 に Concrete / Argillite 間隙水組成について示す。Concrete 間隙水については Concrete 組成にて平衡計算から算出した間隙水を、Argillite 間隙水については、De Windt ら⁽¹⁹⁾により報告されている間隙水組成を使用した。また、温度についても De Windt ら⁽¹⁹⁾より報告されている 15°C 定温を採用した。なお、境界条件に濃度固定とした溶液組成についても、これら間隙水組成を設定している。鉱物モデルについては、表 2.5-9 に示す。初期鉱物組成については、De Windt ら⁽²²⁾により報告されている組成をベースに、Dolomite、Muscovite、K-feldspar、Ca-montmorillonite を Argillite 初期鉱物として追加した。間隙率については、De Windt ら⁽¹⁹⁾が未変質試料より測定した Concrete 13%、Argillite 9.5% を初期間隙率として設定した。熱力学データベースは、多項式または van' t Hoff 式を使って平衡定数の温度依存性を考慮することができる Spron-JNC⁽²³⁾ をベースに CSH ゲル (CSH(0.833)~CSH(1.8)) に A. Atkinson⁽²⁴⁾ によるデータを考慮した熱力学データベースを使用した。本解析で適用する評価モデルについては、これまでに「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」において整備したベントナイト変質モデル、quartz 溶解速度モデル、アルカリ拡散モデル、セメント間隙変遷モデルを使用した。式(2.5-10)~式(2.5-16)に各評価モデルを示す。なお、モンモリロナイトの陽イオン交換については、Concrete 間隙水中下において Ca 濃度が高く、Ca 型から Na 型への変化はないと仮定したため、本解析では考慮していない。

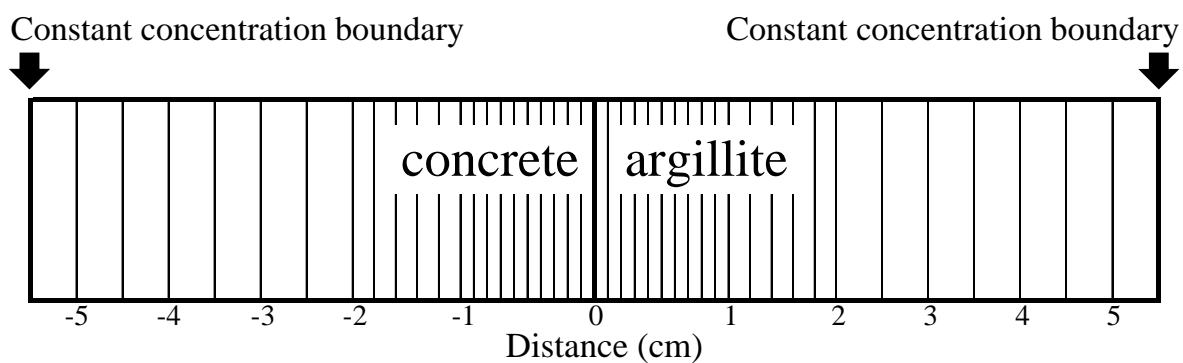


圖 2.5-24 計算體系

表 2.5-8 Concrete / Argillite 間隙水組成

components	concrete porewater (mol L ⁻¹)	argillite porewater (mol L ⁻¹)
H (H ⁺)	10 ^{-12.52}	10 ^{-8.2}
Na	7.04×10 ⁻⁵	1.34×10 ⁻²
K	6.30×10 ⁻⁶	0
Ca	9.52×10 ⁻³	0
Mg	2.01×10 ⁻¹⁰	0
C (CO ₃ ²⁻)	7.80×10 ⁻⁶	0
Cl	1.68×10 ⁻⁴	1.30×10 ⁻²
S (SO ₄ ²⁻)	2.24×10 ⁻⁵	2.10×10 ⁻⁴
Si	1.17×10 ⁻⁵	0
Al	1.7×10 ⁻⁴	0

表 2.5-9 Concrete / Argillite 鉱物モデル

Minerals (abbrev.)	Chemical formula	Model 1	
		concr.	argil.
Na-montmorillonite*	$\text{Na}_{0.33}\text{Mg}_{0.33}\text{Al}_{1.67}\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	0	0
kaolinite (AS ₂ H ₂)	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$	0	10.9*
Ca-montmorillonite*	$\text{Ca}_{0.17}\text{Mg}_{0.33}\text{Al}_{1.67}\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	/	7.6
muscovite*	$\text{KAl}_2\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	/	32.1
K-feldspar	KAlSi_3O_8	/	5.4
dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	/	1.1
pyrite	FeS_2	0	0.9
quartz	SiO_2	0	0
quartz (sand)**	SiO_2	0	26.0
calcite	CaCO_3	67.0	16.0
portlandite	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	6.9	0
monosulfate (AFm)	$3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{CaSO}_4\cdot 12\text{H}_2\text{O}$	1.5	0
ettringite (AFt)	$3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 3\text{CaSO}_4\cdot 32\text{H}_2\text{O}$	1.5	0
hydrotalcite (HT)	$4\text{MgO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 10\text{H}_2\text{O}$	0.5	0
sodium oxide	Na_2O	0	0
potassium oxide	K_2O	0	0
C-S-H (1.8)	$\text{Ca}_{1.8}\text{SiO}_{3.8}$	22.8	0
C-S-H (1.5)	$\text{Ca}_{1.5}\text{SiO}_{3.5}$	0	0
C-S-H (1.3)	$\text{Ca}_{1.3}\text{SiO}_{3.3}$	0	0
C-S-H (1.1)	$\text{Ca}_{1.1}\text{SiO}_{3.1}$	0	0
C-S-H (1.0)	CaSiO_3	0	0
C-S-H (0.9)	$\text{Ca}_{0.9}\text{SiO}_{2.9}$	0	0
C-S-H (0.833)	$\text{Ca}_{0.833}\text{SiO}_{2.833}$	0	0
C-S-H (0.6)	$\text{Ca}_{0.6}\text{SiO}_{2.6}$	0	0
C-S-H (0.4)	$\text{Ca}_{0.4}\text{SiO}_{2.4}$	0	0
analcime	$\text{NaAlSi}_2\text{O}_6\cdot\text{H}_2\text{O}$	0	0
hydrogarnet (C ₃ AH ₆)	$3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0	0
laumontite	$\text{CaAl}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0	0
gypsum	$\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0	0
Friedel's salt	$3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{CaCl}_2\cdot 10\text{H}_2\text{O}$	0	0
brucite	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	0	0
sepiolite	$\text{Mg}_4\text{Si}_6\text{O}_{15}(\text{OH})_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0	0
katoite (C ₃ ASH ₄)	$\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)(\text{OH})_8$	0	0
gibbsite	$\text{Al}(\text{OH})_3$	0	0
pyrophyllite (AS ₄ H)	$\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{11}\cdot\text{H}_2\text{O}$	0	0
siderite	FeCO_3	/	/
wustite	FeO	/	/
magnetite	Fe_3O_4	/	/
hematite	Fe_2O_3	/	/

※初期組成については mass%

- ・モンモリロナイト溶解速度式

$$R_A = 3500 (a_{OH^-})^{1.4} e^{-51000/RT} \quad (2.5-10)$$

R_A : 溶解速度(kg m⁻³ s⁻¹)
 a_{OH^-} : OH⁻活量(mol dm⁻³)
 T : 温度(K)
 R : 気体定数(8.314 Jmol⁻¹ K⁻¹)

※本解析では、

- ・ Ca-montmorillonite
- ・ Muscovite
- ・ Kaorinite

の溶解速度式として用いた

- ・緩衝材中におけるアルカリ拡散係数式

$$De = 5.0 \times 10^{-7} \phi^{2.1} e^{(-18600/RT)} \quad (2.5-11)$$

De : 有効拡散係数(m² s⁻¹)
 ϕ : 間隙率(-)
 T : 間隙水の絶対温度(K)
 R : ガス定数(8.31kJ mol⁻¹ K⁻¹)

- ・ quartz の溶解速度式

$$R = k A (a_{H^+})^n (1 - Q/K) \quad (2.5-12)$$

$\log k$: quartz の速度定数 (= -13.8 (70°C)) (mol/m²/s)
 A : quartz の表面積 (= 9.53×10³) (m²/m³)
 a_{H^+} : H⁺の活量
 n : 定数 (= -0.55 (70°C)) (-)
 Q/K : quartz の飽和指数 (Q : イオン活量積、K : 平衡定数)

- ・セメント間隙変遷モデル式 (詳細は App. I -B を参照)

$$De = 5.37 \times 10^{-10} \phi_{tra} \quad (2.5-13)$$

$$\phi_{tra}(t) = V_{cp-tra}(t) / V_{tot} \quad (2.5-14)$$

$$\Delta V_{cp-tra}(t) = \frac{V_{cp-tra}(0)}{V_{cp-tra}(0) + V_{cp-sto}(0) + V_a(0)} \Delta V_{pore}(t) \quad (2.5-15)$$

De : 有効拡散係数(m² s⁻¹)
 $\phi_{tra}(t)$: 物質移動毛細管間隙率
 V_{tot} : セメント硬化体の総体積

$V_{cp-tra}(t)$: 物質移動毛細管間隙の体積
 $V_{cp-tra}(0)$: 初期の物質移動毛細管間隙の体積
 $V_{cp-sto}(0)$: 初期の貯留毛細管間隙の体積
 $V_a(0)$: 初期の水泡体積 (計算では 0)
 $V_{pore}(t)$: セメント硬化体間隙の体積

$$Kw = 1.0 \times 10^{-15} \text{ (一定)} \quad (2.5-16)$$

Kw : 透水係数($m s^{-1}$)

(4) 解析結果

図 2.5-25 に Argillite 領域で観測された鉱物分布の概要図および解析による空間分布図を示す。上図は Tinseau ら⁽¹⁸⁾によって報告されている Argillite 領域における鉱物分布概要図であり、中図は本解析における 15 年後の固相空間分布を、下図は 15 年後の液相空間分布を指している。また、図 2.5-26 に Concrete および Argillite における経時変化分布を示す。計算の再現性については、Argillite 領域における固相空間分布から Calcite や CSH の生成および Quartz の溶解が確認でき、変質層も 1cm 以内であることから観察データを良く再現した。また、間隙についても、Argillite 領域では低下しており、Concrete 領域では増加していることから観察データの傾向を再現できている。ただし、Argillite 領域における Ca-montmorillonite の溶解や gypsum の生成は確認することができなかった。この不整合は、溶存酸素やイオン交換などの考慮を検討する必要があることを示唆した。

経時変化分布では、Concrete の固相において 1 年後から Portlandite が溶解し、間隙率が上昇していることがわかる。液相では有意な差はみられなかった。Argillite では Dolomite が溶解することで Sepiolite と Hydrotalcite が生成するが、Hydrotalcite は 1 年後には消失してしまう。その後、Quartz が溶解することで CSH および Laumontite が生成し、間隙率が低下していくことが確認できる。この鉱物の変遷に伴い、液相では 0.2 年後に変化がみられた。そのうち、Mg については Dolomite が消滅したことで、Sepiolite の受け口となり濃度を下げた可能性がある。

Tinseau ら⁽¹⁸⁾のレポートによると、SEM 観察において著しい沈殿により Calcite とハニカム構造の粘土鉱物が確認されており、解析結果からこのハニカム構造の粘土鉱物は 3mm 程度生成している Sepiolite ではないかと推測される。しかしながら、Sepiolite の形状は一般的に“山皮”と呼ばれており、形態学からもしばしば“string-like”とされている⁽²⁵⁾。

本解析において示した Tournemire URL での粘土系材料とセメント系材料が共存する実環境での相互作用の再現性は、概ね一致する結果であり、これまでに整備してきた評価モデルを含む物質移行－変質連成解析コードが複合系材料における長期変質評価においても妥当性を示せることを確認した。

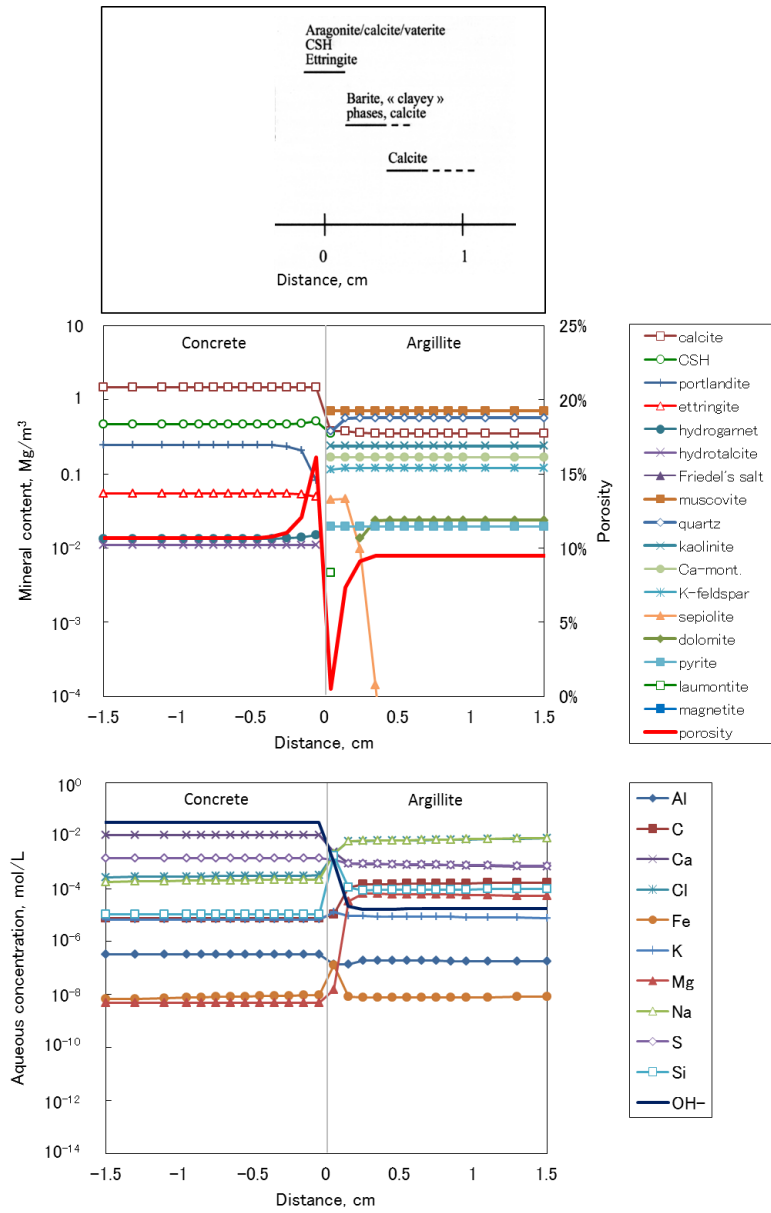


図 2.5-25 Argillite 領域で観測された鉱物分布の概要図および解析による空間分布図

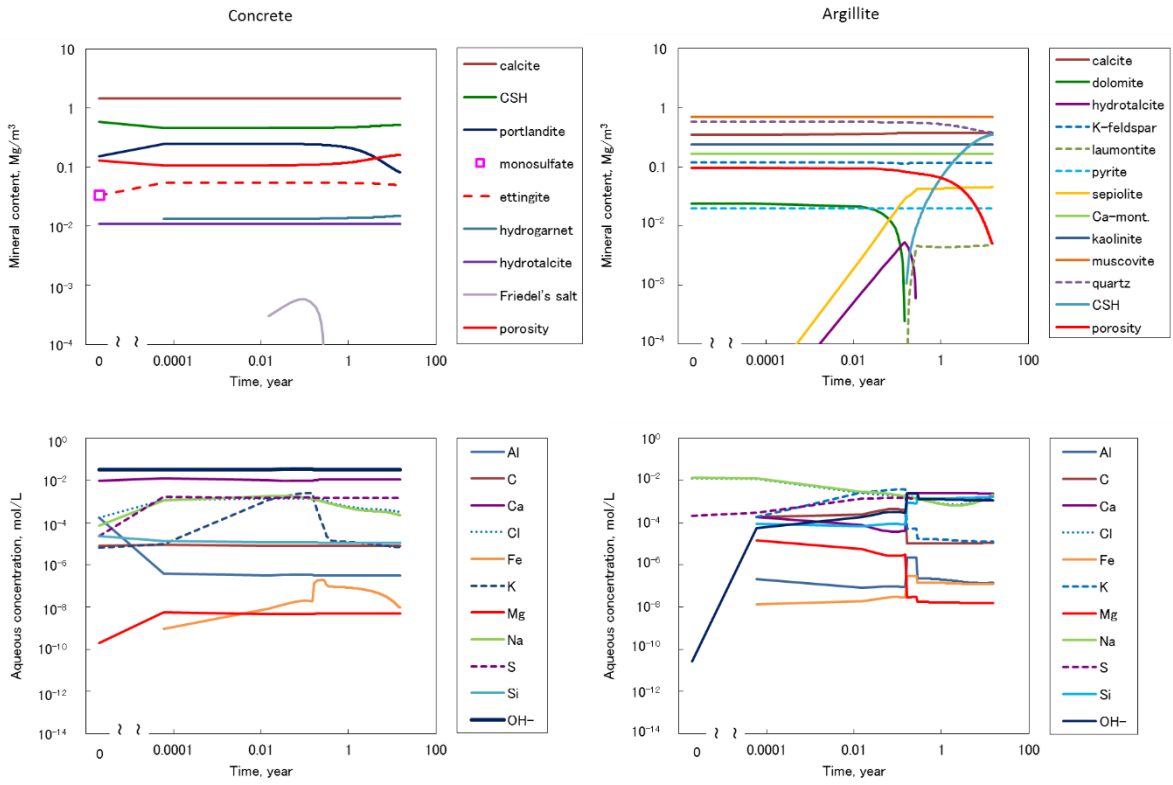


図 2.5-26 Concrete および Argillite における経時変化分布

2.5.4 緩衝材劣化における物質移行—連成解析コードの機能拡張

(1) 背景および目的

2.5.1 で記述したとおり、過去の原子力安全・保安院の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、処分場構造材等で大量に使用される可能性のあるセメント系材料が地下水と反応して発生する高アルカリ性地下水環境について調査を実施し、ベントナイト系緩衝材の変質等によるバリア性能の長期的な変遷を評価するための手法を整備した。また、平成 23 年度⁽²⁾には、これらの評価手法を導入した高アルカリ性地下水環境によるベントナイト系緩衝材の長期的な変質現象を予測する解析コード MC-BENT および地下水によるセメント系材料の変質に伴うセメント成分の長期的な溶出挙動を評価する解析コード MC-CEMENT ver.2 を統合した MC-BUFFER の開発を行い、ベントナイト系緩衝材のセメント系材料などの影響による長期的な変質挙動を解析することが可能となった。

しかし、人工バリアを評価する際に重要なパラメータの 1 つとなる温度については、経時的な境界条件に一定温度のパラメータしか与えることができない。ことから、温度境界条件に時間的変化を考慮できよう機能拡張し、さらに熱フラックス、熱源、熱伝導率についても時間的変化に対応した熱解析機能の拡充を行った。また、人工バリアの解析において、オーバーパック破損後にガラス固化体から溶出する放射性核種の人工バリア内での移行を評価するには 10 万年以上の時間スケールが必要となる可能性があることから、解析時間の延長や解析途中での条件設定変更が可能となるリスタート計算機能を整備した。

(2) 熱解析の機能拡張

これまでの MC-BUFFER は境界条件に一定の温度パラメータしか設定することができないため、経時的な温度変化を考慮することができない。また、温度変化を解析する上では、熱フラックスや熱源、熱伝導率なども考慮しておくことが重要となる。以上から、これらの要素となるパラメータについて、経時的な設定変更を可能とし、かつ空間的にも変更できるように機能拡張を行った。温度パラメータの設定概念図を図 2.5-27 に、熱伝導パラメータの設定概念図を図 2.5-28 に示す。このとき、 θ は温度とし、 λ は熱伝導率を表している。下図は、熱解析における概念的な設定例であり、温度パラメータでは、温度境界 ($T_{boundary}$) における θ (温度) の経時的変化を考慮した設定例について、熱伝導率パラメータでは熱伝導率 (λ) を経時的に変化させることでセルの温度変化を考慮した設定例である。

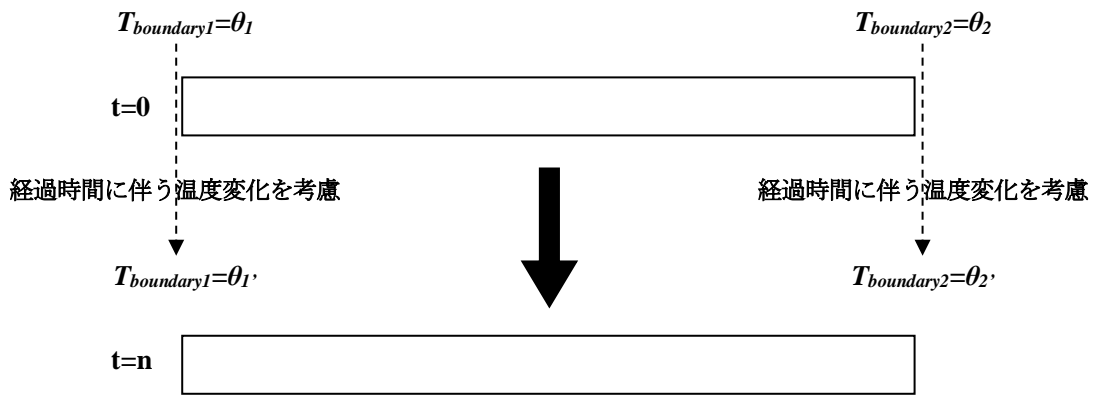


図 2.5-27 温度パラメータの設定概念図

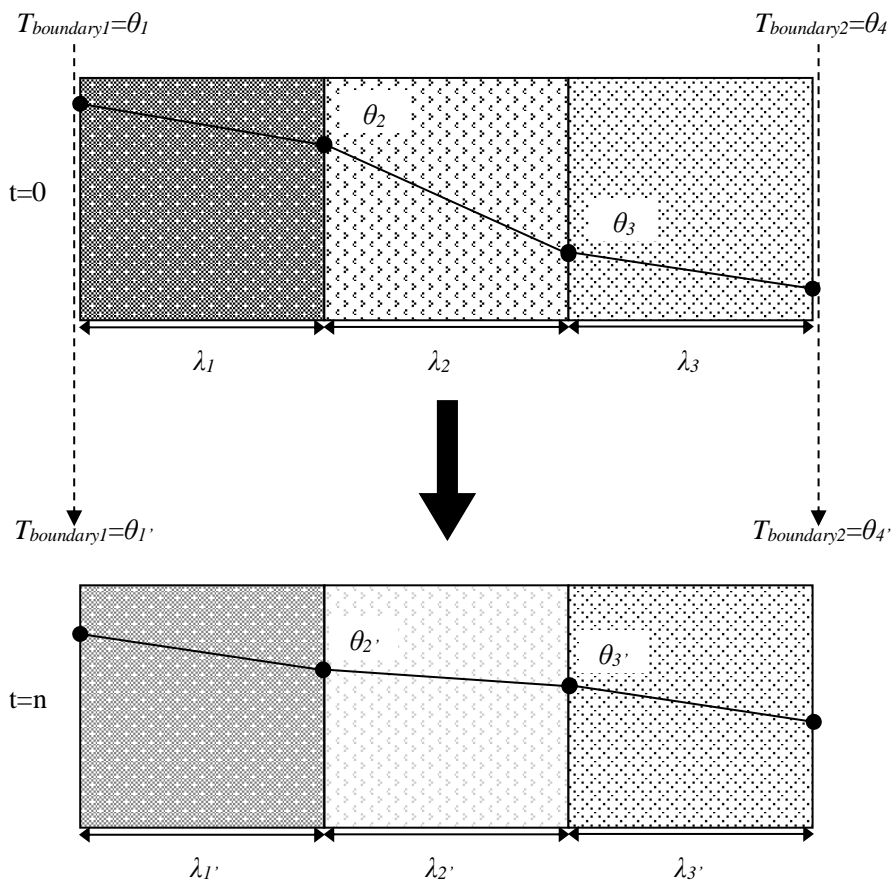


図 2.5-28 熱伝導パラメータの設定概念図

(a) 熱解析における計算メッシュ概念

図 2.5-29 に MC-BUFFER のメッシュ概念図を示す。メッシュは常に3次元の構造格子である。図の●は化学解析のコンパートメントであり、同時に熱解析の節点である。8個の節点により構成される直方体を要素とする。熱解析の温度固定とフラックスの境界条件は要素の面に対して、熱源の境界条件は節点に対して設定する。

なお、1次元の解析の場合、y方向とz方向のコンパートメント数は2×2とし、x軸に垂直な面上の4個のコンパートメントは等価なコンパートメントとして計算している。同様に2次元の解析の場合、z方向のコンパートメント数は2とし、xy面に垂直な線上の2個のコンパートメントは等価なコンパートメントとして計算する。

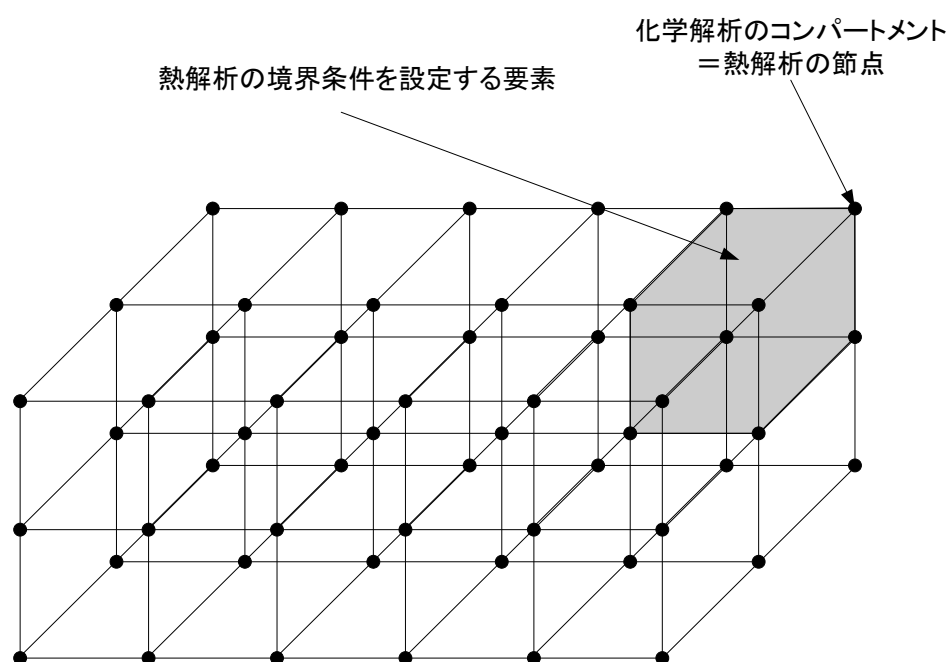


図 2.5-29 MC-BUFFER のメッシュ概念図

(b) 熱解析追加機能

熱解析の機能拡張により、以下について機能の追加を行った。

- ・ 温度固定境界条件の時間変化による温度設定（指定した時間と時間の間は線形補間）
- ・ 熱フラックス境界条件の時間変化によるフラックス設定（指定した時間と時間の間は線形補間）
- ・ 熱源の境界条件の時間変化による設定（指定した時間と時間の間は線形補間）
- ・ 熱伝導率の時間変化による設定（指定した時間に切り替わる）

また、熱解析機能一覧について、表 2.5-10 に示す。今回拡張を行った熱解析機能の MC-BUFFER での設定例および検証計算については、Appendix I -B に記載する。

表 2.5-10 熱解析機能一覧

機能	概要
初期温度設定	各セルの初期温度を設定する
初期熱伝導率設定	各セルの初期熱伝導率を設定する
熱解析を行う時間ステップ設定	熱解析を行う時間ステップを化学の計算とは別に設定する
境界条件設定	<p>各要素の指定した面に温度固定の境界条件を設定する（指定した時間と時間の間は線形補間により設定することが可能）</p> <p>各要素の指定した面にフラックス境界条件を設定する（指定した時間と時間の間は線形補間により設定することが可能）</p> <p>節点に熱源の境界条件を設定する（指定した時間と時間の間は線形補間により設定することが可能）</p>
熱伝導率の変化設定	各コンパートメントの熱伝導率を時間により切り替える
出力	phtwall.txt と phtwcheck.txt に温度を出力する

(3) リスタート計算機能の整備

人工バリア解析において、隆起・浸食シナリオに対応した計算途中段階での地下水質の変更や、オーバーパックの安全機能損失後にガラス固化体から溶出する放射性核種の人工バリア内核種移行を評価する上では 10 万年以上の時間スケールが必要となる可能性があるとされている。しかし、これまでの MC-BUFFER では、それらを再現するのに必要な体系や境界条件、鉍物組成などの再設定を考慮することが困難であった。このことから、評価時間終了後に再設定を考慮し、継続的な解析を実施できるよう、リスタートファイルを作成するリスタート計算機能を整備した。

図 2.5-30 にリスタートファイル処理フロー概念図を示す。また、表 2.5-11 にリスタートファイル概要一覧を示す。各出力データにおけるリスタートファイルへの反映の詳細については、Appendix I -B に記載する。

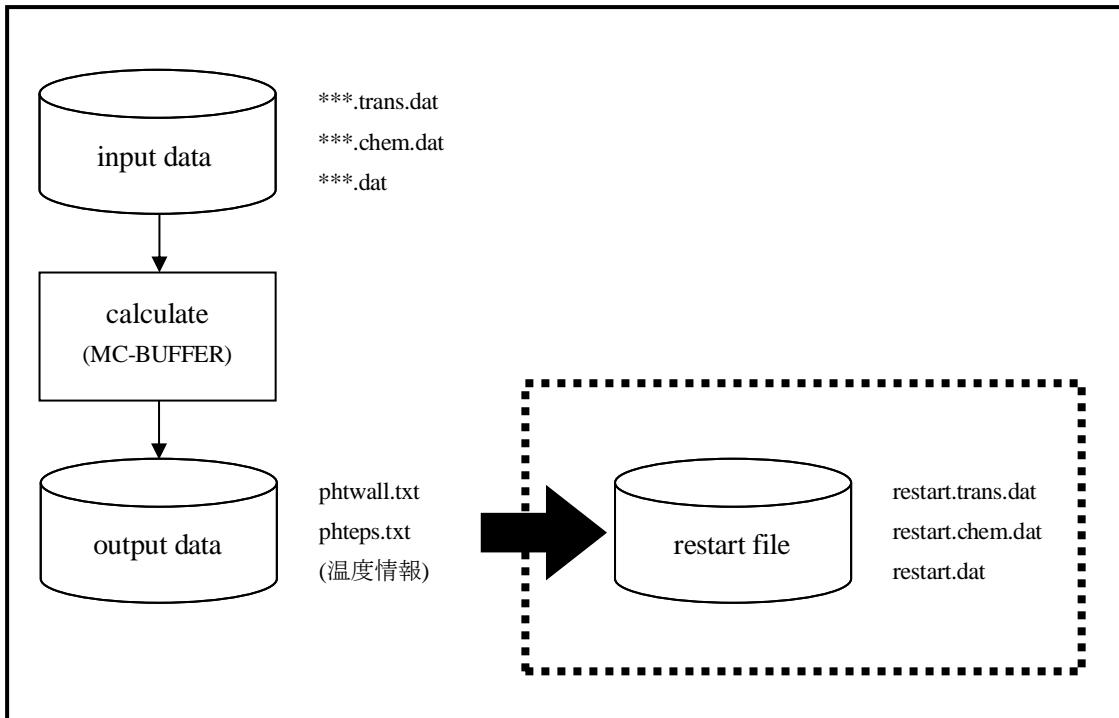


図 2.5-30 リスタートファイル処理フロー概念図

表 2.5-11 リスタートファイル概要一覧

リスタートファイル	概要
restart.trans.dat	<ul style="list-style-type: none"> • *.trans.dat のリスタートファイル • HEAD_IC と CHEMISTRY_IC 以外は*.trans.dat をそのままコピー • HEAD_IC はメッシュ毎に水頭を書き出し • CHEMISTRY_IC はメッシュ毎に新しい液相及び固相の番号を設定して書き出し
restart.chem.dat	<ul style="list-style-type: none"> • *.chem.dat のリスタートファイル • すべての項目をそのまま出力 • 液相及び固相については新しく設定された番号に濃度を書き出す
restart.dat	<ul style="list-style-type: none"> • *.dat のリスタートファイル • MEDIUM 以外の項目は元の*.dat をそのままコピー • MEDIUM 内は初期空隙率、透水係数、拡散係数、温度を変更して書き出し • セメント空隙率のオプションを用いる場合はセメントの初期空隙率も変更して書き出す

2.5.5 結論および今後の課題

平成 24 年度は、引き続き、地下環境条件下で適用可能な緩衝材劣化に係るモデルを構築するため、緩衝材評価モデルの検証を行うとともに、安全評価への反映方法に係る検討を行った。さらに、Tournemire 粘土層とセメント系材料の観察データを用いて再現計算を実施し、複合系材料における長期変質評価の妥当性を確認した。また、MC-BUFFER における再現性や利便性の向上を図るため、熱解析やリスタート計算を行う機能を整備した。

その結果、「セメント系材料の変質特性に係るモデル」については、OPC 硬化体の人工淡水、人工海水への浸漬試験の再現計算においては評価体系（メッシュ幅、タイムステップ）の影響は小さいことが分かった。また、平成 23 年度確認された試験結果と計算結果の不整合事象については、エトリングaitの熱力学データ設定に起因している可能性が考えられるが、現状評価に反映させるのは困難であることから、このような不整合事象が起こることを認識しつつ、現段階では安全評価において当該評価手法を使用することとした。「ベントナイト透水係数評価モデル」については、過度に変質させたベントナイト試料の透水係数は、通水させた溶液のイオン強度に係わらず一定値を取ることを確認するとともに、透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 以上の範囲においては、高動水勾配条件下で得られた透水係数データから導出した当該モデルが低動水勾配条件の地下環境を想定した透水性評価でも適用できる可能性があることを示した。さらに、これまで得られた知見を踏まえ、当該モデルの安全評価上の取扱い（案）を提示した。そして、今後は、イオン強度条件を変えた低動水勾配下における透水試験、および変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施し、地下環境条件における当該モデルの有用性を示すこと、安全評価上の取扱い（案）に反映させることが重要であるとした。Tournemire 粘土層とセメント系材料の観察データを用いて再現計算では、実環境での相互作用の再現性は概ね一致する結果であり、これまでに整備してきた評価モデルを適用した複合系材料における長期変質評価においても妥当性を示せることを確認した。また、MC-BUFFER における熱解析機能やリスタート計算機能を拡充することにより、人工バリアの解析で重要となる温度変遷や隆起・侵食による地下水環境条件変化等の再現性や利便性を向上させることが可能となった。

2.6 まとめ

廃棄体や人工バリア材の性能評価手法を整備するために、ガラス固化体の溶解／変質、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化の評価に適用可能な評価モデルの検討を行った。

ガラス固化体の溶解モデルの作成については、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境や、長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、海水成分である Mg イオン、処分場の支保工などに使用されるセメント系材料を起源とする Ca イオン、オーバーパックを起源とする Fe イオンに着目し、ガラス固化体の溶解／変質挙動に及ぼす影響について検討した。Mg イオンを含む溶液中では、ガラス固化体の主構成元素である Si と液中 Mg イオンが化合し、二次鉱物としてマグネシウムケイ酸塩を生成・析出する反応により Si が消費され、ガラス固化体のマトリクス溶解が促進される状態が続くことを確認した。一方、Ca イオンについては、 $\text{pH} < 11.5$ の条件において、Mg イオンとは逆に、ガラス固化体の溶解／変質を抑制する働きがあることを確認した。鉄イオンについては、熱力学的検討と地球化学解析の結果、ガラス固化体とオーバーパックの境界付近において、ガラス固化体の溶解／変質を促進する可能性のある鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に維持される可能性が示唆された。また、安全評価におけるガラス固化体の性能評価の妥当性の判断指標の一環として、これまでに基本構築されたガラス固化体の溶解／変質に係る現象論や機構論を考慮した溶解速度モデルをベースとした適用範囲や限界を提示した。

放射化金属の腐食モデルの作成については、使用済み燃料被覆管（ハル）の母材であるジルカロイの腐食速度に関する既往の高温域（ 300°C 付近）での経験則モデルを処分環境で想定される 100°C 以下の低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認するために、最近の組成のジルカロイ試料を用いてやや高温の 180°C での腐食速度データを水素発生量測定法及び腐食増量測定法によって取得した。その結果、 180°C の腐食速度定数は高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置していたことから、高温域に比べてより低温域に近い温度である 180°C の条件においても、ジルカロイの腐食メカニズムは高温域と同じである可能性が示唆され、経験則モデルの信頼性を確認することができた。また、沿岸立地された処分場におけるシナリオで想定される化学環境やジルカロイの腐食速度に影響を及ぼす可能性のある因子として塩分濃度と酸化還元電位に着目し、海水成分や溶存酸素がジルカロイの腐食に及ぼす影響の有無やその程度を上述の腐食試験法を用いて確認し、NaCl 成分は、温度ほどはジルカロイの腐食に影響を及ぼさないこと、有意な溶存酸素が存在する大気平衡条件における $80^{\circ}\text{C} \sim 120^{\circ}\text{C}$ での 121 日間までの範囲におけるジルカロイの腐食量の程度は、脱酸素条件とは大きく異なることをそれぞれ確認した。一方、経験則モデルを安全評価に使用するためには、数千年や数万年といった長期におけるジルカロイ腐食速度の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるかどうかを判断することが必要であり、その観点では、これまでに解明されていない低温域におけるジルカロイの腐食メカニズムについての理解および地層処分されるハルの腐食速度評価を行うために必要な炉水中での履歴による影響についての理解が不可欠であることを示した。

オーバーパックの腐食モデルの作成については、オーバーパックの候補材の一つである炭素鋼について、全面腐食に比べて腐食進展速度が著しく大きくなる局部腐食や応力腐食割れ（SCC）といった腐食形態となる条件を把握するためのモデル（局部腐食判定モデル、SCC 発生判定モデル）の検討を行った。加えて、想定される処分環境で最も起こりえると考えられている全面腐食に関するモデル（全面腐食速度モデル）の検討も実施した。局部腐食判定モデルについて、実際の処分環境で想定される温度、地下水化学環境下（淡水、塩水、酸化還元状態）を考慮した室内実験を行い、昨年度までに未検証となっていた条件での検証を行うとともに、当該モデ

ルの改良を行うことによって処分環境で適用できるようにした。また、SCC 発生判定モデルについて、割れ感受性に及ぼす温度の影響を調べた。全面腐食速度モデルについては、1 年間までの炭素鋼の腐食試験データを取得して、腐食性と表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を整理するとともに、炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルを提案した。さらに、炭素鋼の水素脆化の起因となる水素吸収挙動についての実験的検討を行った。これらに加えて、炭素鋼以外のオーバーパック候補材の腐食現象についての検討も実施した。

緩衝材の劣化モデルの作成については、緩衝材およびセメントの変質特性試験（変質メカニズムや変質速度等）や透水特性試験においてより長期のデータを用いたモデルの検証を行い、実環境下で適用可能なモデルを構築するとともに、安全評価への反映方法案を提示した。特に、過度に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験を実施し、モンモリロナイトのほとんどが溶解すると透水係数のイオン強度依存性がなくなることを示し、その結果を当該方法案に反映させた。さらに、Tournemire 粘土層とセメント系材料の観察データを用いて再現計算を実施した。実環境での相互作用の再現性は概ね一致する結果であり、これまでに整備してきた評価モデルを適用した複合系材料における長期変質評価においても妥当性を示せることを確認した。また、MC-BUFFER における再現性や利便性の向上を図るため、熱解析やリスタート計算を行う機能を整備した。

第2章の参考文献

2.2の参考文献

- (1) 稲垣ら, 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究－現状と信頼性向上にむけて－, 原子力バックエンド研究, Vol.10, pp.69-83 (2004).
- (2) B.Grambow, A general rate equation for nuclear waste glass corrosion, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.44, pp.15-27 (1985).
- (3) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ－, JNC-TN1400 (1999).
- (4) 日本原子力研究開発機構, 平成21年度地層処分の長期的評価手法の調査 報告書, 平成22年3月 (2010).
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成22年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成23年3月 (2011).
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成23年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成24年3月 (2012).
- (7) T.Maeda, et al., Corrosion behavior of simulated HLW glass in the presence of magnesium ion, *International Journal of Corrosion*, 2011, 796457 (2011).
- (8) 前田ら, 飽和に近い条件におけるガラス固化体の溶解メカニズムに関する研究の現状と今後の課題 (総説), *日本原子力学会和文論文誌*, 9, 233-242 (2010).
- (9) 前田ら, セメント共存下でのスラグの溶解挙動, *日本原子力学会和文論文誌*, Vol.4, 242-247 (2005).
- (10) 前田ら, セメント平衡水中におけるスラグの溶解挙動, *廃棄物学会論文誌*, 17, 271-280 (2006).
- (11) T.Chave, et al., Glass-water interface reactivity with calcium rich solutions, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 75, 4125-4139 (2011).
- (12) 荒井康夫, セメントの材料化学, 大日本図書, p140 (1984).
- (13) G.Combarieu, et al., Glass-iron-clay interactions in a radioactive waste geological disposal: An integrated laboratory-scale experiment, *Applied Geochemistry*, vol.26, p65-79 (2011).
- (14) Savage et al., Modelling iron-bentonite interactions, *Appl. Clay Sci.* 47, 8 (2010).
- (15) Wilson, et al., The effect of iron on montmorillonite stability (I) Background and thermodynamic considerations, *Geochim. Cosmochim. Acta* 70, 306-322 (2006).
- (16) Lantenois, et al., Hydrothermal synthesis and characterization of dioctahedral smectites: A montmorillonites series, *Applied Clay Science* 38, 165-178 (2008).
- (17) Preis, et al., Critical evaluation of solubility data : enthalpy of formation of siderite, *Physical Chemistry and Chemical Physics*, 4, 4014-4019 (2002).
- (18) OECD Nuclear Energy Agency, *Chemical Thermodynamics of Neptunium and Plutonium*, Issy-les-Moulineaux, France (2001).
- (19) Otsuka, et al., Effects of overpack corrosion on redox potential of bentonite pore water under geological disposal environment - Important parameter acquisition and a preliminary Eh analysis -, JAEA-Research 2008-043 (2008). [In Japanese]
- (20) Parker, et al., Thermodynamic properties of the aqueous ions (2+ and 3+) of iron and key compounds of iron, *J. Physical and Chemical Reference Data*, 24, 1699-1745 (1995).

- (21) Robie et al., Thermodynamic properties of mineral and related substances at 298.15 K and 1 bar (105 pascals) pressure and at higher temperatures, U.S. Geological Survey bulletin, 2131 (1995).
- (22) The Geochemist's Workbench[®] Release 9.0
- (23) Bard, et al., Standard potentials in aqueous solution, IUPAC, Marcel Dekker, Inc. New York (1985).
- (24) Davesne, et al., Free energy of formation for green rust sodium sulphate (NaFeII6FeIII3(OH)18(SO4)2(s)), *Geochemical et Cosmochimica Acta*, 74, 6454-6467 (2010).
- (25) Burger, E., Rebiscoul, D., Bruguier, F., Jublot, M., Lartigue, J.E. and Gin, S. (2013): Impact of iron on nuclear glass alteration in geological repository conditions: A multiscale approach, *Applied Geochem.*, in press
- (26) Michelin, A. Burger, E., Rebiscoul, D. Neff, D., Bruguier, F., Drouet, E., Dillmann, P. and Gin, S. (2012): Silicate Glass Alteration Enhanced by Iron: Origin and Long-Term Implications, *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 750-756
- (27) 江差町教育委員会 (1978) : よみがえる幕末の軍艦—開陽丸展 海底に探る日本の歴史, 共同通信社企画・編集図録
- (28) Yamaguchi, T., Negishi, K., Hoshino, S., Tanaka, T., Modeling of diffusive mass transport in micropores in cement based materials, *Cement and Concrete Research*, Vol. 39, pp. 1149-1155, 2009

2.3 の参考文献

- (1) 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構, 第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ (2005).
- (2) 日本原子力研究開発機構, 平成 22 年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成 23 年 3 月 (2011).
- (3) 日本原子力研究開発機構, 平成 23 年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成 24 年 3 月 (2012).
- (4) E.Hillner, et al., Long-term corrosion of Zircaloy before and after irradiation, *J.Nucl.Mat.*, 278, 334-345 (2000).
- (5) T.Sakuragi, et al., Corrosion rates of Zircaloy-4 by hydrogen measurement under high pH, low oxygen and low temperature conditions, *Mater. Res. Soc. Symp. Proc.*, 1475, 311-316 (2012).
- (6) G.A.Eloff, et al., Improvement in oxidation resistance of Zircaloy-4 by surface alloying with a thin layer of palladium, *J. Nucl. Mat.*, 202, 239-244 (1993).
- (7) H.H. Uhlog, et al., *Corrosion and Corrosion Control (Third Edition)*, John Wiley & Sons, Inc., New York, 187-209 (1985).

2.4 の参考文献

- (1) 腐食防食協会 編、腐食・防食ハンドブック、丸善(2000)
- (2) 谷口直樹、川上進、森田光男、ベントナイト/ケイ砂混合体における炭素鋼の不動態化条件(研究報告)、JNC TN8400 2001-025(2001)
- (3) 腐食防食協会 編、材料環境学入門、丸善(1993)
- (4) F. Foct and J. M. Gras: Proc of an Int. Workshop, Cadarache, EFC No. 36, 92-102(2002)
- (5) J.M.Grass, Rapport EDF, HT-40/96/002/A, p.87(1996)
- (6) 谷口直樹、川崎学、内藤守正：材料と環境、Vol. 59, No. 11, pp.418-429(2010)
- (7) 日本原子力研究開発機構：平成 22 年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書 (2011)
- (8) 鹿毛勇, 塩谷和彦, 竹村誠洋, 小森務, 京野一章：第 51 回材料と環境討論会講演集, 81-84 (2004)

- (9) 小池充, 広谷卓也, 赤尾昇, 原信義, 杉本克久: “アルカリ性水溶液を含む圧縮ベントナイト中での炭素鋼の耐食性に及ぼす微量合金元素の影響”, 材料と環境, 55, pp.445-451(2006).
- (10) 上田昌克: “炭酸ガス及び硫化水素を含む油井環境用の耐食材料開発”, 材料と環境, 56, 43-50 (2007).
- (11) K. Takai and R. Watanuki: ISIJ International, Vol. 43, No. 4, pp. 529-526(2003).
- (12) 櫛田隆弘: 材料と環境, Vol. 49, pp.195-200(2000).
- (13) H. Okada: Stress Corrosion Cracking and Hydrogen Cracking of Structural Steels, Stress Corrosion Cracking and Hydrogen Embrittlement of Iron Base Alloys; Unieux-Firminy; France; 12-16 June 1973. pp. 124-134 (1977).
- (14) L. Tomlinson, Mechanism of Corrosion of Carbon and Low Alloy Ferritic Steels by High Temperature Water, Corrosion Vol.37, No.10, October,1981(1981)
- (15) 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正, 緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討- I -10年間の浸漬試験結果に基づく腐食進展挙動の検討-, JAEA-Research 2008-011(2008)
- (16) 本田卓, 山口新吾, 土壌中の考古学的金属製品の腐食に関する調査, JNC TN8400 2000-007 (2000)
- (17) 柴田俊夫, 清水義明, 重炭酸塩溶液中における炭素鋼の腐食皮膜形成, 材料と環境, 58, 274-29(2009)
- (18) 柴田俊夫, 渡邊正敏, 谷口直樹, 清水亮彦, 酸素欠乏地下環境における炭素鋼腐食モデリング, 材料と環境, 62, 70-77 (2013)
- (19) 牧野和孝, 鉱物資源百科事典, 日刊工業新聞社
- (20) 谷口直樹, 川上進, 森田光男: JNC TN8400 2001-025(2002).
- (21) 腐食防食協会編: 材料環境学入門, 丸善 (1991) .
- (22) 小若正倫: 金属の腐食損傷と防食技術, アグネ承風社 (1983)。
- (23) 核燃料サイクル開発機構: JNC TN1400 99-022(1999).
- (24) H. Mitsui, R. Takahashi, H. Asano, N. Taniguchi and M. Yui: Corrosion, vol.64, No.12(2008).
- (25) J. A. Beavers, N. G. Thompson and R. N. Parkins: Nuclear and Chemical Waste management, vol. 5, pp. 279-296(1985).
- (26) H. W. Schmidt, P. J. Gegner, G. Heinemann, C. F. Pogacar and E. H. Wyche: Corrosion, 7, 295(1951).
- (27) M. Pourbaix: Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions, Pergamon Press (1966).
- (28) F. King, A. Ahonen, C. Taxen, U. Vuorinen and L. Werme: SKB TR-01-23(2001).
- (29) 核燃料サイクル開発機構: JNC TN1400 99-022(1999).
- (30) 浜元隆夫, 熊谷正樹, 河野浩三, 山内重徳: 住友軽金属技報, Vol.28, No.2, 70-75(1987).
- (31) 馬場晴雄, 児玉俊明, 藤井哲雄, 久松敬弘, 石川百合子: 防食技術, Vol. 30, pp.113-118(1981).
- (32) 川崎学, 谷口直樹, 内藤守正: 材料と環境, Vol. 58, No. 11, pp.386-394(2009).
- (33) 境昌宏: 第52回材料と環境討論会講演集, D-210(2005).
- (34) 腐食防食協会編: 装置材料の寿命予測入門, 丸善(1993).
- (35) 山本正弘: 材料と環境 Vol. 45, No. 10, pp. 625-626 (1996) .
- (36) 川崎学, 谷口直樹, 川上進: JNC TN8400 2003-041(2004).
- (37) M. Romanoff: Underground Corrosion, originally issued by NBS in 1957, reprinted by NACE(1989).

- (38) 中安 静雄：伸銅技術研究会誌、Vol.29, pp.87-94(1990).
(39) C. R. Sowthwell, C. W. Hummer, Jr. and A. L. Alexander: NRL Report 6452(1966).

2.5 の参考文献

- (1) Yamaguchi, T., Negishi, K., Hoshino, S., Tanaka, T., Modeling of diffusive mass transport in micropores in cement based materials, *Cement and Concrete Research*, Vol. 39, pp. 1149-1155, 2009
- (2) 日本原子力研究開発機構, 平成 23 年度地層処分安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成 24 年 3 月, 2012
- (3) フヤコーン, P. S., ピンダー, G. F., 地下水解析の基礎と応用, 現代工学社, 1988
- (4) 伊理正夫, 藤野和建著, 数値計算の常識, 共立出版, 1985
- (5) O・C・ジェンキェヴィッチ, K・モーガン著, 伊理正夫, 伊理由美訳, 有限要素と近似, 啓学出版, 1984
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成 18 年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書 (1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査], 平成 19 年 3 月, 2007
- (7) Arthur, R. C., Sasamoto, H., Shibata, M., Yui, M. And Neyama, A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999
- (8) 原子力環境整備促進・資金管理センター, 「平成 12 年度放射性廃棄物処分高度化システム 確証試験」報告書, 2001
- (9) 酒井 他, 「広域地下水流動解析モデルの水理パラメータの不確実性評価手法の検討」, JAEA-Research 2009-038, 2009
- (10) 吉田隆史, 大井貴夫, 石黒勝彦, 緩衝材中の物質移動の拡散支配に関する検討—様々な緩衝材条件におけるペクレ数の変動範囲の簡略的評価—, PNC TN8410 98-085, 1998
- (11) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ—, JNC-TN1400, 1999
- (12) 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構, 第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ, 2005
- (13) Oda, C., Shibata, M., Yui, M., Evaluation of Porewater Chemistry in the Buffer Material for the Second Progress Report H12. JNC TN8400 99-078, JAEA. 1999
- (14) 日本原子力研究開発機構, 平成 16 年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書 (1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査], 平成 17 年 3 月, 2005
- (15) T. Yamaguchi, Y. Sakamoto, M. Akai et al., Experimental and modeling study on long-term alteration of compacted bentonite with alkaline groundwater, *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol.32, pp.298-310, 2007
- (16) 菊池 広人, 棚井 憲治, 松本 一浩, 佐藤 治夫, 上野 健一, 緩衝材の飽和透水特性-II [海水性地下水が緩衝材の透水性に及ぼす影響], JNC TN8430 2003-002, 2003
- (17) 前田 宗宏, 棚井 憲治, 伊藤 勝, 三原 守弘, 田中 益弘, カルシウム型化及びカルシウム型ベントナイトの基本特性—膨潤圧, 透水係数, 一軸圧縮強度及び弾性係数—, PNC TN8410 98-021, 1998
- (18) Tinseau, E., Bartier, D., Hassouta, L., Devol-Brown, I. & Stammose, D. (2006) Mineralogical characterization of the Tournemire argillite after in situ interaction with concretes. *Waste Management*, 26, 789-800.
- (19) De Windt, L., Marsal, F., Tinseau, E., & Pellegrini, D. (2008) Reactive transport modeling of geochemical interactions at a concrete / argillites interface, Tournemire site (France). *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, S295-S305.
- (20) Gaboreau, S., Prêt, D., Tinseau, E., Claret, F., Pellegrini, D. & Stammose, D. (2011) 15 years of in situ cement-argillite interaction from Tournemire URL: Characterisation of the multi-scale spatial heterogeneities of pore space evolution. *Applied Geochemistry*, 26, 2159-2171.
- (21) Techer, I., Bartier, D., Boulvais, Ph., Tinseau, E., Suchorski, K., Cabrera, J. & Dauzères, A. (2012) Tracing interactions between natural argillites and hyper-alkaline fluids from engineered cement paste and concrete: Chemical and isotopic monitoring of a 15-years old deep-disposal analogue.

- Applied Geochemistry, 27, 1384-1402.
- (22) De Windt, L., Cabrera, J. & Boisson, J. Y. (1999) Radioactive waste containment in indurated shales: comparison between the chemical containment properties of matrix and fractures. Geological Society London, Special Publication 157, 167-181.
 - (23) Arthur, R.C., Sasamoto, H., Shibata, M., Yui, M. And Neyama, A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999
 - (24) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80 °C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991
 - (25) Wada, T. (1992) Morphology of sepiolite. Journal of Clay Science Society of Japan, 32, 184-189 [in Japanese].

3. 時間スケールに応じた工学的信頼性、処分環境の変遷等による不確実性の整理

3.1 全体概要

我が国の高レベル放射性廃棄物（以下、HLW）等の地層処分は、2000年10月の「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」により事業化段階に入っている。その後、2007年の同法改正に伴い長半減期低発熱性放射性廃棄物（以下、TRU 廃棄物）の一部も地層処分の対象に含まれた。現在、事業主体である原子力発電環境整備機構（以下、NUMO）による処分場候補地の公募が行われている。最終的な処分地選定に向けて、今後、規制当局による処分候補地に対する安全審査等が行われ、その際には地層処分の安全性を判断するための評価手法が必要である。そのため、日本原子力研究開発機構安全研究センター（以下、JAEA）では、シナリオ設定手法の整備を進めている。また、地層処分は、人工バリアと天然バリア（地質媒体）を適切に組み合わせさせたシステムにより、数万年以上の長期的な安全性を確保するものである。そのためには、人工バリアと天然バリアを含めた処分システムが適切に機能することが必要である。

さらに、地層処分の概念に対する工学技術の実現可能性を幅広く示すことが技術基盤の整備として求められている。その中で、地層処分事業のサイト調査、建設、操業、閉鎖の段階で採用される可能性のある工学技術におけるプロセスおよび機器の開発は、処分システムの実現性、および成立性を提示するものとして、また処分システム構築時の品質を決めるものとして重要である。このような背景のもと、原子力環境整備推進・資金管理センター⁽¹⁾では、処分システムが安全かつ効率的に機能するための多様な工学技術の整備、また構築された人工バリアの健全性や工学技術の妥当性等を評価するシステムの整備を実施している。

このような中、JAEA では、NUMO により示される将来のシナリオ設定の妥当性を判断するために、処分の工学技術の適用に関連したシナリオでは、2つのシナリオに区分して、その設定手法について検討している。一方は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で採用される可能性のある工学技術適用上のヒューマンエラーが発生した場合を想定したシナリオであり、平成22年度および平成23年度において、HLW 地層処分および TRU 廃棄物地層処分を対象に、工学技術適用上のヒューマンエラーと人工バリア・天然バリアの特性（THMC）や安全機能に与える影響について整理をおこなった。もう一方は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオであり、平成24年度において、地震が発生した場合を想定した地層処分場の人工バリア・天然バリアの特性（THMC）や安全機能に与える影響について整理を行った。

3.2 処分工学技術の適用に関連したシナリオ設定手法の整備

3.2.1 背景・目的

本事業では、処分システムへの影響の要因を3タイプに分類し、それぞれの要因に対するシナリオ設定手法の整備を行っている。それは、「人工バリアの変遷である内的条件に関連したシナリオ」、「処分の工学技術の適用に関連したシナリオ」、「地質・気候関連事象である外的条件に関連したシナリオ」である。

それらのシナリオは、人工バリアの機能や処分サイトの地質環境、処分の工学技術に関する様々な条件や起こりうる現象を考慮して、構築されなければならない。それらの条件や現象、処分場閉鎖後の長期安全性に係ると考えられる要因は、多岐に亘るため、情報を体系的に整理し、シナリオ整備を進める必要がある。その方法として、経済協力開発機構／原子力機関（以下、「OECD/NEA」という）の国際FEPリスト⁽²⁾に基づき、我が国の処分概念に適合するFEPをリストアップし、それらに関する化学的知見に基づいて、シナリオを整備していくことが有効である。そのため、「人工バリアの変遷である内的条件に関連したシナリオ」の整備では、HLWおよびTRU廃棄物の地層処分に関連するFEP整備を行っている。

本章では、「処分の工学技術の適用に関連したシナリオ」を対象に研究を実施している。前節で述べたとおり、そのためには、処分事業の一連の工学技術に対する妥当性判断を行うための技術情報や評価手法を整備し、さらに、処分工学技術の適用が閉鎖後長期安全性に与える影響を検討することが有用であると考えられる。

そのため、平成22年度および平成23年度の調査内容は、NUMOの「地層処分事業の安全確保2010」⁽³⁾等に示されたHLW、TRU廃棄物地層処分で採用が検討されている工法、および、山岳トンネル工法について記述されている「トンネル標準示方書」⁽⁴⁾に示された工法のうち、ヒューマンエラーを要因として処分場閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある工学技術のリストを作成し、文献調査によりそのリストに示された工学技術について個別に概要・特徴、作業手順、施工上の留意点などを整理した。その結果、および、本事業の「人工バリアの変遷である内的条件に関連したシナリオ」で整備が進められているFEPデータベースの人工バリアの変遷に関するシーケンスの情報をもとに、ヒューマンエラーにより工学技術が適切に機能しなかった場合の処分場閉鎖後の人工バリア・天然バリアの特性（THMC）および安全機能への影響の関係整理を行った。その結果を踏まえて、ヒューマンエラーにより影響を受ける状態設定や安全機能ごとに、シナリオを分類した。

平成24年度はHLW地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地震が発生した場合を想定したシナリオ作成のために、地震による地下施設の被害事例を収集し、各被害をもたらした条件の分析をした。その被害事例の分析結果、処分工学技術のヒューマンエラーによる人工バリア・天然バリアのTHMCおよび安全機能への影響に関する情報、および地震によるサイトのTHMCへの影響に関するFEP情報を踏まえ、地震により人工バリアおよびその周辺母岩に被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。さらに、その地震による考慮すべき事象と処分場閉鎖後の安全機能との関係について整理したシナリオを作成した。

3.2.2 実施方法

本研究では、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階に地震が発生した場合を想定し、人工バリア材の損傷や周辺母岩の損傷など様々なタイプの被害が発生し、それら被害により、処分場閉鎖後に人工バリア・天然バリアの特性（THMC）や安全機能に与える影響について整理したものである（図 3.2-1）。

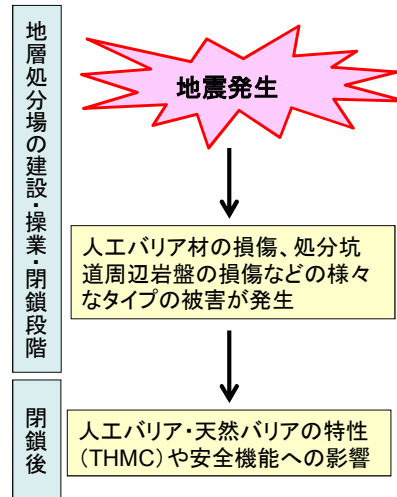


図 3.2-1 地震による人工バリア・天然バリアの特性や安全機能への影響のプロセス

地震によって発生が予想される様々な被害や、閉鎖後長期安全性への影響は、地層処分場で採用される可能性のある工学技術の内、どの作業段階で地震が発生したのか、サイトの地質条件や設計条件、工学的対策などの違いによって、その被害や影響が異なってくるものと考えられる（図 3.2-2）。

<p>【サイトの地質条件】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・地層の種類 ・地質性状(亀裂分布、破碎帯、膨潤性地山、熱水変質、高間隙水圧など) ・地質の力学特性(強度特性、変形特性、弾性波速度など) ・地質の水理特性(透水係数、動水勾配など)など
<p>【処分場の設計条件】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・坑道断面積 ・坑道形状 ・支保工 ・インバート設置の有無 ・処分坑道の離隔など
<p>【地震発生のタイミング】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・坑道建設(掘削、支保工、覆工、インバート、防水工、排水工、止水工、切羽安定対策、通気工) ・処分孔建設 ・廃棄体の地下施設への輸送 ・緩衝材ブロックの地下施設への輸送 ・廃棄体の定置 ・処分坑道埋め戻し(埋め戻し材、止水プラグ、力学プラグ) ・連絡坑道・アクセス坑道埋め戻し(埋め戻し材、止水プラグ、力学プラグ)
<p>【工学的対策】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・耐震設計 ・被害防止対策 ・影響低減対策

図 3.2-2 地震被害の素因

網羅的にシナリオを整備するためには、どの作業段階で地震が発生したのか、サイトの地質条件・設計条件、被害に対する工学的対策の違いなどを把握する必要がある。しかし、サイトが決まっていない現状では、まず、既往知見や被害事例などから想定可能な範囲でシナリオ整備を行い、その後の NUMO による処分工学技術の信頼性向上やサイト条件および大深度トンネルでの特性変化に関する理解の向上に伴い、それぞれの情報を反映させてシナリオの現実性や網羅性を高めていくこととした。(図 3.2-3)。

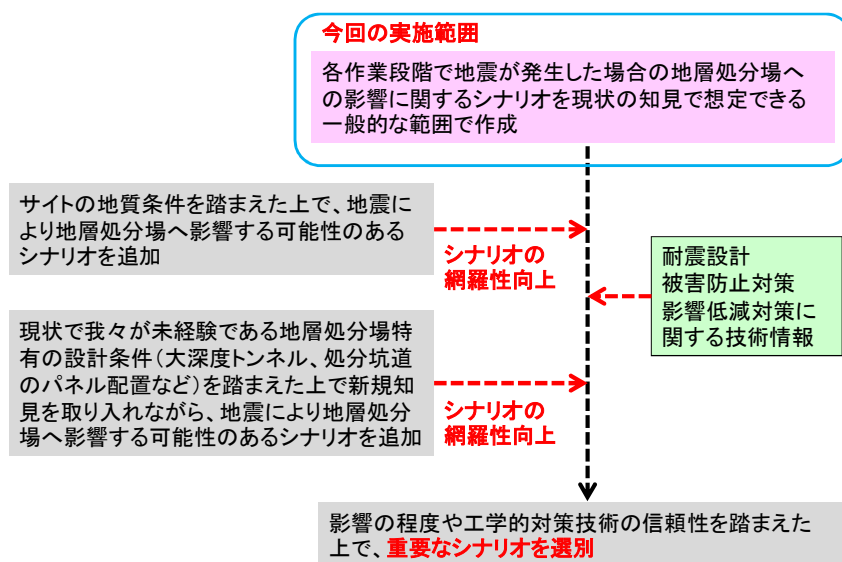


図 3.2-3 建設・操業・閉鎖段階で地震が発生した場合を想定したシナリオ作成の流れ

本研究では、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階に地震が発生した場合を想定し、人工バリア材の損傷や周辺母岩の損傷など様々なタイプの被害が発生し、それら被害により、処分場閉鎖後に人工バリア・天然バリアの特性 (THMC) や安全機能に与える影響について整理したものである。シナリオ作成の実施手順を図 3.2-4 に示す。

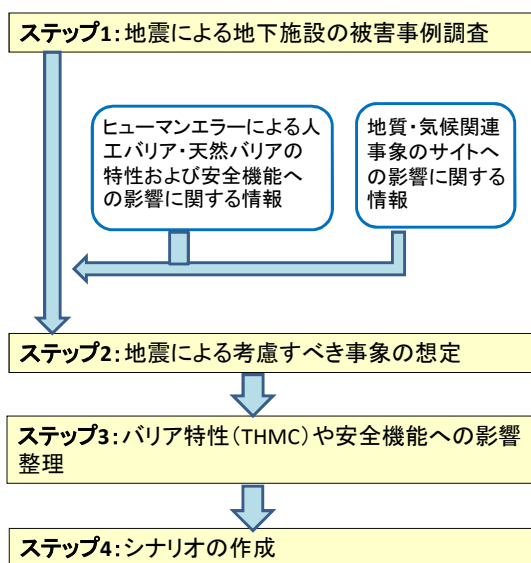


図 3.2-4 シナリオ作成の実施手順

地震による地下施設への影響事例の情報を文献調査・ヒアリング調査により収集し、被害とその要因との関係について分析した。その被害事例調査結果、ヒューマンエラーによる人工バリア・天然バリアの特性および安全機能への影響に関する情報、地質・気候関連事象のサイトへの影響に関する情報を基に、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階の期間で、地震が発生した場合を想定し、閉鎖後長期安全性の観点から、地震による考慮すべき事象を抽出した。さらに、地震による考慮すべき事象とバリア特性や安全機能との関係についての整理を行った。その整理には、ヒューマンエラーによる人工バリア・天然バリアの特性および安全機能への影響整理の結果を利用した。そして、地震による考慮すべき事象とバリア特性や安全機能との関係をシナリオとして成文化した。

(1) 被害事例調査

トンネルは構造物全体が地山で囲まれており、地震時の挙動は周辺地層の挙動に支配されるため、周辺地層が地震時も安定していれば、耐震性に富む構造物であるといえる。一方、吉川(1984)⁵⁾は、次の条件がそろえば、山岳トンネルも地震被害を受ける可能性が高いことを指摘している。

- ✓ 地震の規模が大きい
- ✓ トンネルが震央もしくは地震断層の近傍にある。
- ✓ 特殊条件が介在する。(坑口斜面が不安定、地質不良区間など)

地層処分場の建設・操業・閉鎖段階の期間で、地震が発生した場合を想定し、閉鎖後長期安全性の観点から、地震による考慮すべき事象を想定するためには、被害事例を調査し、その被害を及ぼすに至る条件を把握することが重要であると考えた。そこで、被害事例調査では、前述の地震被害を受ける可能性が高い条件を踏まえ、地震の規模、震央からの距離、被害形態、特殊条件、土被りなどの情報を収集することとした。

被害事例調査結果をもとに、地震エネルギーと地震被害、震央からの距離と地震被害、特殊条件と地震非回の関係について整理した。

なお、被害事例調査の対象は、土木学会、地盤工学会、日本トンネル技術協会、原子力学会で発行している学会誌およびトンネル施工を行っている建設会社の情報とした。原子力学会で発行している学会誌については、地震によるトンネル被害に関連する論文はなかった。

(2) 地震による考慮すべき事象の抽出・想定

地層処分場において、地震により被害や影響を受ける対象は、a.坑道周辺の母岩、b.人工バリア、c.人工バリア以外の地層処分に関係する構造物などが考えられる。現状では、我々は地層処分場の建設・操業・閉鎖に関する実際の経験を有していないため、bの人工バリアに対する地震被害の事例は存在しない。そのため、被害事例だけでは、地震による考慮すべき事象を一般的な範囲でもれなく抽出することは困難である。そこで、既に整理されている地質・気候関連事象発生に伴うサイトへの影響の情報や建設・操業・閉鎖段階で採用される可能性のある個々の工学技術の作業手順に関する情報などを活用することとした。

従って、地震による考慮すべき事象の抽出・想定方法は次の3つのタイプがある。

- ✓ 被害事例調査結果から、坑道周辺母岩および人工バリア以外の地層処分に関する構造物に被害や影響を及ぼす可能性のある事象を抽出した。
- ✓ 既に整理されている地質・気候関連事象発生に伴うサイトへの影響を示したリストから地震に関するものを抽出した。
- ✓ 地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で採用される可能性のある個々の工学技術の作業手順に関する情報を参考に、それぞれの作業段階で地震が発生した場合、人工バリア、坑道周辺母岩、人工バリア以外の地層処分に関する構造物に対する被害や影響を想定した。

(3) バリア特性 (THMC) や安全機能への影響整理

地震による考慮すべき事象が発生した場合の人工バリアや天然バリアの特性 (THMC) や安全機能に与える影響について整理を行った。ここでの人工バリアや天然バリアの特性や安全機能への影響を想定する際には既往のヒューマンエラーによる人工バリア・天然バリアの特性および安全機能への影響整理の結果を利用した。ここでの影響の想定は、地震による考慮すべき事象が発生した場合、直接的に閉鎖後の過渡的な期間におけるバリア特性に及ぼす影響を示している。なお、こうした過渡的な期間のバリア特性への変化が長期的な核種移行に与える影響までのシーケンスを想定するには、不確実性が大きいいため、個別の派生事象の連鎖については、考慮せず整理することとした。

(4) シナリオの作成

地震による考慮すべき事象とバリア特性や安全機能への影響の関係を成文化し、考慮すべき事象、建設・操業・閉鎖の段階、人工バリア・天然バリアの構成部材ごとに整理した。

3.2.3 整理結果

(1) 被害事例調査結果

前項の実施方法で述べた地震による地下施設への影響事例調査結果を、Appendix-II-A に示した。表 3.2-1 に被害事例調査結果の例を示す。

表 3.2-1 地震による地下施設への影響事例調査結果の例

地震	規模	震央からの距離	トンネル	被害形態	土被り	特殊条件
1923年 関東大地震	M7.9	9km	箱根3号トンネル(鉄道)	地表の斜面崩壊に伴う坑口部(延長3.6m)の崩落	坑口	—
1930年 北伊豆地震	M7.3	11km	丹那トンネル(鉄道)	断層によるずれ(2.4m)	160m	断層は厚さ15cm以下の黒色粘土
1978年 伊豆大島近海地震	M7.0	18km	大川トンネル(鉄道)	約60m区間にわたり、側壁が内空側に変位し、アーチ部が圧ざ	50m	破碎帯(安山岩角礫と断層粘土からなる)
1993年 能登半島沖地震	M6.9	16km	木の浦トンネル(道路)	坑口から21m付近よりトンネルアーチ部で落盤(延長4.5m、幅4.5m、高さ約7m)が生じトンネル閉塞	15m	軟質な泥岩、凝灰岩、風化により粘土化進行
1993年 北海道南西沖地震	M7.8	58km	第2白糸トンネル(道路)	岩石斜面の崩壊による岩石の直撃により坑門が破壊。	坑門	斜面崩壊
1995年 兵庫県南部地震	M7.3	29km	六甲トンネル(鉄道)	アーチクラウン部の覆工コンクリートのせん断ひび割れ、アーチ・側壁の打ち継ぎ目部での剥落、打ち継ぎ目部の剥落。	100m ～ 460m	花崗岩 被害箇所は粘土を伴う破碎帯や施工時の大量湧水箇所に一致する
2004年 新潟県中越地震	M6.8	10km	魚沼トンネル(鉄道)	覆工コンクリートアーチ部の崩落(延長5m)(地山の崩落は生じなかった)、インバートコンクリートのひび割れ、軌道隆起(約250mm)	70m	被害箇所は鮮新世の軟質なシルト岩層、泥岩・砂岩互層。
2007年 新潟県中越沖地震	M6.8	36km	第一米山トンネル(鉄道)	アーチ肩部せん断ひび割れ、側壁コンクリート損傷、アーチ肩部圧ざ	58m	軟質砂岩と破碎状安山岩の境界部
2011年 東北地方太平洋沖地震	M9.0	153km	福島トンネル(鉄道)	中央通路部の損傷、路盤部隆起に伴う軌道変状	—	褶曲構造を示す泥岩、凝灰岩。

1923年の関東大地震から2011年の東北地方太平洋沖地震までに発生した地震の内、トンネルに被害を与え、その被害について文献に残されている地震は、以下の19地震であった。また、M6.8以上の大きさの地震で、トンネルの地震被害を確認している。

- ・ 1923年 関東大地震 M7.9
- ・ 1927年 北但後地震 M7.3
- ・ 1930年 北伊豆地震 M7.3
- ・ 1948年 福井地震 M7.1
- ・ 1952年 十勝沖地震 M8.2
- ・ 1961年 北美濃地震 M7.0
- ・ 1964年 新潟地震 M7.5
- ・ 1968年 十勝沖地震 M7.9
- ・ 1978年 伊豆大島近海地震 M7.0
- ・ 1978年 宮城県沖地震 M7.4
- ・ 1982年 浦河沖地震 M7.1
- ・ 1983年 日本海中部地震 M7.7
- ・ 1984年 長野県西部地震 M6.8
- ・ 1993年 能登半島沖地震 M6.9
- ・ 1993年 北海道南西沖地震 M7.8

- 1995年 兵庫県南部地震 M7.3
- 2004年 新潟県中越地震 M6.8
- 2007年 新潟県中越沖地震 M6.8
- 2011年 東北地方太平洋沖地震 M9.0

図 3.2-5 に地震被害を受けたトンネルの震央からの距離と地震エネルギーの関係を示す。これによると、M7.5 以下では 40km 圏内でトンネルの地震被害を確認しており、M9.0 では 160km 圏内でトンネルの地震被害を確認している。当然のことながら、地震のエネルギーが大きいほど被害が広範囲に及んでいることが分かる。

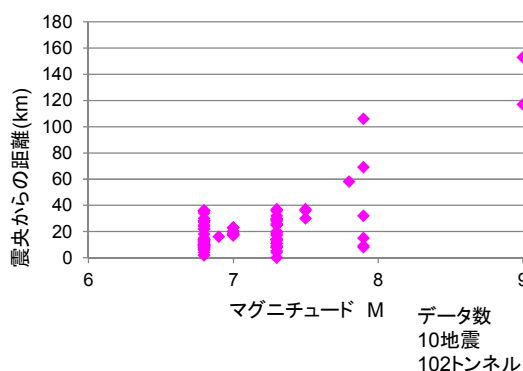


図 3.2-5 地震被害を受けたトンネルの震央からの距離と地震エネルギーの関係

吉川(1984)⁽⁵⁾が示したトンネルに被害を与える可能性のある特殊条件（坑口斜面が不安定、地質不良区間など）に関して、朝倉ほか(2000)⁽⁶⁾は、地震被害事例調査を行い山岳トンネルの地震被害のパターンを以下の3つに分類した（図 3.2-6）。

I. 小土被り区間

坑門、坑口部での被害が多い。被害の形態は、斜面の崩壊、滑落に伴う本体の変状、圧壊など、坑口付近の斜面崩壊によるもらい災害が多い。1923年の関東大地震による箱根3号トンネルの斜面崩壊に伴う坑口部の崩落や1993年の北海道南西沖地震による第2白糸トンネルの岩盤斜面の崩落に伴う岩石の直撃による坑門の破壊などがあげられる。

II. 地質不良区間

山岳トンネルの土被りの大きな部分については、トンネルが堅固な岩盤内に存在し、地震による被害は受けにくいと考えられる。事例は少ないが、土被りの大きな部分においても被害が発生している。1995年の兵庫県南部地震では、六甲トンネルが土被り100mを超す箇所、アーチクラウン部の覆工コンクリートのせん断ひび割れなどの被害が確認された。被害箇所は花崗岩であり、粘土を伴う破砕帯や施工時に大量湧水が確認された箇所と一致している。また、2011年の東北地方太平洋沖地震では福島トンネルにおいて、土被りが大きい箇所中央通路部の損傷や路盤隆起などの被害が確認された。被害箇所は泥岩や凝灰岩からなり、褶曲構造により地層が乱れた箇所と一致している。このように土被りの大きい部分で地震による被害を受けた箇所のほとんどは、何らかの地質不良が確認された箇所と一致している。

Ⅲ. 断層のずれ

トンネルが地震断層を貫いている場合、地震による断層のずれによりトンネルが被害を受けることがある。これは、活断層によるトンネルの直接破壊を示している。従ってこの事例は、地層処分場の候補地からは回避される要件となる。被害事例は少ないが、北伊豆地震断層系の丹那断層などの活動によって生じた1930年の北伊豆地震では、丹那断層のずれによるトンネル被害が確認された。

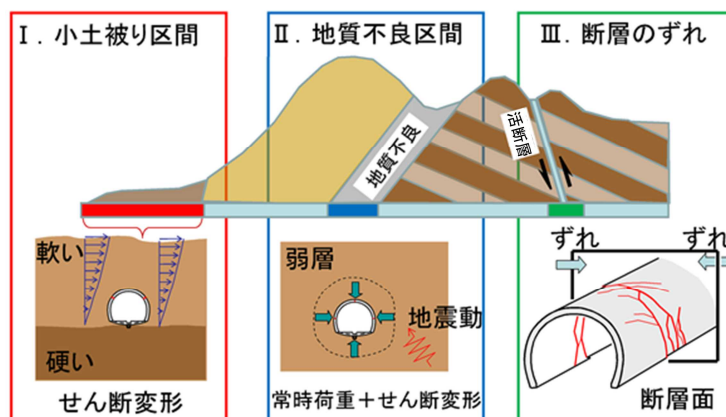


図 3.2-6 地震によるトンネルの被害パターン⁽⁶⁾

図 3.2-6 に示した朝倉ほか(2000)による被害パターンの区分⁽⁶⁾は、地層処分場の地下施設の主要箇所での地震被害に対応するものと考えられる(図 3.2-7)。Ⅰ. 小土被り区間は地層処分場では地下施設の入口に、Ⅱ. 地質不良区間は処分坑道・連絡坑道・アクセス坑道の地質不良区間に、Ⅲ. 断層のずれは処分坑道・連絡坑道・アクセス坑道と活断層の交差部に対応する。従って、地震による考慮すべき事象を抽出するためには、この被害パターンに基づき被害事例を整理することが有効であると考えた。

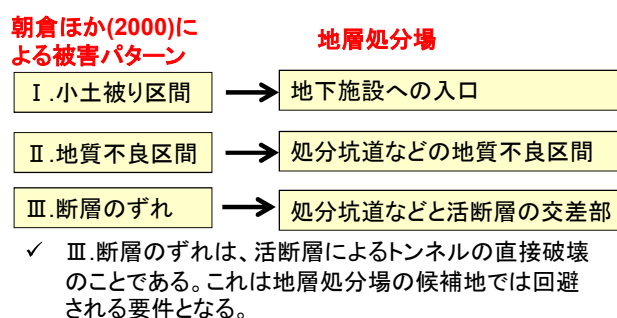


図 3.2-7 被害パターンと地層処分場主要部分との対応

表 3.2-2 に被害パターンに基づき、被害事例調査結果を特殊条件、各特需条件における地形・地質の性状、地震被害の形態で整理した結果を示す。

「Ⅰ. 小土被り区間」では、斜面崩壊、地すべり、落石、小土被りなどの地形・地質性状を示す箇所において、地震被害が確認されている。被害事例調査結果をもとに、被害の形態は、坑口部で地盤が崩落したタイプと地盤の崩落には至らないものの覆工コンクリートが破損するタイプのものに区分できる。

「Ⅱ. 地質不良区間」では、破碎帯、褶曲じょう乱帯、未固結部、膨潤性地山、熱水変質帯、高間隙水圧区間などの地質性状を示す箇所において、地震被害が確認されている。被害事例調査結果をもとに、被害の形態は、これら地質不良区間で岩盤が崩落したタイプと岩盤の崩落までには至らないものの覆工コンクリートや路盤が破損するタイプのものに区分できる。

「Ⅲ. 断層のずれ」では、トンネルが活断層およびそれに連動する亀裂と交差している箇所、地震被害が確認されている。被害事例調査結果をもとに、被害の形態は活断層による坑道のずれ、活断層のずれに引きずられた岩盤の崩落、および、活断層のずれに引きずられた覆工コンクリートの破損に区分できる。

表 3.2-2 特殊条件、地形地質性状と地震被害形態

特殊条件	各特殊条件における地形・地質の性状	地震被害の形態
Ⅰ.小土被り区間	斜面崩壊、地すべり、落石、小土被り	【事例-①】地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞
		【事例-②】地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損(覆工コンクリートの圧ぎ、押し出し、剥離)、坑門の破損
Ⅱ.地質不良区間	破碎帯、褶曲じょう乱帯、未固結部、膨潤性地山、熱水変質帯、高間隙水圧区間	【事例-③】地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の岩盤の崩落
		【事例-④】地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の覆工コンクリートや路盤の破損(覆工コンクリートの圧ぎ、押し出し、剥離、打ち継ぎ目部の剥落、食い違い、路盤隆起)
Ⅲ.断層のずれ	トンネルが活断層、および、それに連動する亀裂と交差している箇所がずれた場合	【事例-⑤】地震による坑道での断層のずれ
		【事例-⑥】地震による坑道での断層のずれに引きずられた坑道アーチ部での岩盤の崩落
		【事例-⑦】地震による坑道での断層のずれに引きずられた覆工コンクリートの破損(覆工コンクリートの圧ぎ、押し出し、剥離)

(2) 地震による考慮すべき事象の抽出・想定

前項の実施方法で述べた地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果を表 3.2-3 に示す。地層処分場において、地震により被害や影響を受ける対象は、a.坑道周辺の母岩、b.人工バリア、c.人工バリア以外の地層処分に関係する構造物などが考えられる。そこで、地震による考慮すべき事象に影響や被害を受ける対象ごとに整理した。

表 3.2-3 地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果

影響や被害を受ける対象	地震による考慮すべき事象
a. 処分坑道周辺母岩	a-1: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の岩盤の崩落【事例-③】 a-2: 地震動に伴った山はねによる坑道岩盤の崩落 a-3: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化 a-4: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の水圧変化、地下水流動特性の変化
b. 人工バリア	b-1: キャスク(廃棄体の輸送容器)の運搬・積替え作業時、廃棄体の定置作業時の地震動による廃棄体の落下 b-2: 緩衝材ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による緩衝材ブロックの落下 b-3: 止水プラグの粘土ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による粘土ブロックの落下 b-4: 緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-5: 坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-6: 止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損(割れ、剥離、浮き上がり等) b-7: 力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損(ひび割れ、剥離)
c. 人工バリア以外の地層処分に関係する構造物	c-1: 地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞【事例-①】 c-2: 地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損【事例-②】 c-3: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での処分坑道の覆工コンクリートや路盤の破損【事例-④】 c-4: 地震による津波の発生に伴った処分坑道への地表水の流入 c-5: 地震による外部電源の喪失 c-6: 地震による排水処理施設の損傷

a-1: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の岩盤の崩落

この地震による考慮すべき事象は、地震によるトンネルの被害事例結果【事例-③】から抽出したものである。坑道の岩盤が崩落することによる坑道周辺母岩への影響や、崩落物が人工バリアに直撃することによる人工バリアへの影響などが想定されることから、地震による考慮すべき事象として抽出した。

a-2: 地震動に伴った山はねによる坑道岩盤の崩落

今回の被害事例調査は、既往の道路・鉄道トンネルの被害事例が中心であった。そのため、我々が経験したことの無い地層処分場の大深度トンネル特有の地震による被害に関する情報は収集できていない。そこで、土被りが大きく地殻応力が卓越した場所でトンネル掘削時の応力開放で発生する現象である山はねが、大深度トンネルにおいて地震動をきっかけとして発生する可能性があるのではないかと考え、地震による考慮すべき事象として抽出した。山はねが発生した場合、坑道周辺母岩への影響や、山はねによる崩落物が人工バリアに直撃することによる人工バリアへの影響などが想定される。

a-3: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化
 および、a-4: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の水圧変化、地下水流動特性の変化

既に整理されている地質・気候関連事象発生に伴うサイトへの影響の内、地震発生に関する事象を以下に示す。

- ・ 地震活動によりサイトが直接破壊、応力変化
- ・ 地震活動により震源断層内の亀裂形成による地表水流入等による地下水水理、化学の変化

- ・ 地震活動により岩盤内の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化
- ・ 地震活動により深部から震源断層沿いに熱水が流入することによる地下水水理、化学、熱の変化
- ・ 地震活動により震源断層変位に伴う地質構造の変化による地下水水理の変化
- ・ 地震活動により、浸食によるサイトの対地深度の変化によるサイト内の地下水水理、熱、化学、力学の変化
- ・ 地震活動により、浸食による地形変化による地下水水理の変化

これらのサイトへの影響を示した事象の内、地層処分候補地の回避要件である活断層によるサイトの直接破壊や活断層沿いに限って発生する可能性のある事象、および、地震発生から長期間の時間を経てからサイトに影響を及ぼす可能性のある事象（処分場の建設・操業・閉鎖段階の百数十年間ではサイトに影響を及ぼさないと考えられる事象）を除き、地震による考慮すべき事象を抽出した。

b-1：キャスク（廃棄体の輸送容器）の運搬・積替え作業時、廃棄体の定置作業時の地震動による廃棄体の落下

キャスクの運搬・積替え作業時、廃棄体の定置作業時に地震動が発生した場合、キャスクを運搬・積替えする装置や廃棄体を取り扱う装置から、キャスクや廃棄体が落下し、オーバーパックやガラス固化体が損傷することが考えられる。さらに、損傷したガラス固化体やオーバーパックをそのまま定置した場合、処分場閉鎖後にガラス固化体やオーバーパックのバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-2：緩衝材ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による緩衝材ブロックの落下

緩衝材ブロックの運搬・積替え作業時、緩衝材の定置作業時に地震動が発生した場合、緩衝材ブロックを運搬・積替えする装置や取り扱う装置から、緩衝材ブロックが落下し、緩衝材ブロックが損傷することが考えられる。さらに、損傷した緩衝材ブロックをそのまま定置した場合、処分場閉鎖後に緩衝材のバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-3：止水プラグの粘土ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による粘土ブロックの落下

粘土ブロックの運搬・積替え作業時、粘土ブロックの定置作業時に地震動が発生した場合、粘土ブロックを運搬・積替えする装置や取り扱う装置から、粘土ブロックが落下し、粘土ブロックが損傷することが考えられる。さらに、損傷した粘土ブロックをそのまま定置した場合、処分場閉鎖後に止水プラグのバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-4：緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損（割れ、剥離、浮き上がり等）

緩衝材定置作業時に地震動が発生した場合、既に定置済みの緩衝材が地震動により割れ、剥離、浮き上がり等の損傷を受けることが考えられる。さらに、損傷した部分をそのままにして、緩衝材を定置すると、処分場閉鎖後に緩衝材のバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-5：坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損（割れ、剥離、浮き上がり等）

坑道埋め戻し作業時に地震動が発生した場合、既に埋め戻し済みまたは転圧途中の埋め戻し材が地震動により割れ、剥離、浮き上がり等の損傷を受けることが考えられる。さらに、損傷した部分をそのままにして、坑道の埋め戻しを続けた場合、処分場閉鎖後に埋め戻し材のバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-6：止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損（割れ、剥離、浮き上がり等）

止水プラグ設置作業時に地震動が発生した場合、既に設置済みの粘土ブロックが地震動により割れ、剥離、浮き上がり等の損傷を受けることが考えられる。さらに、損傷した部分をそのままにして、止水プラグの設置作業を続けた場合、処分場閉鎖後に止水プラグのバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

b-7：力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損（ひび割れ、剥離）

力学プラグ設置作業時に地震動が発生した場合、まだ所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに地震動が作用することによって、コンクリートのひび割れ、剥離などが生じ、力学プラグの強度や耐久性に影響することが考えられる。さらに、損傷をそのままにした場合、処分場閉鎖後に緩衝材や埋め戻し材の膨潤圧により力学プラグが破壊し、緩衝材や埋め戻し材のバリア特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

c-1：地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞

この地震による考慮すべき事象は、地震によるトンネルの被害事例結果【事例-①】から抽出したものである。坑口部の岩盤が崩落することによって、坑道への電源供給や坑道からの地下水の排出に支障がきたすことが考えられる。さらに、それによって、人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として抽出した。

c-2：地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損

この地震による考慮すべき事象は、地震によるトンネルの被害事例結果【事例-②】から抽出したものである。坑口部の覆工コンクリートが破損し、落下することで、坑道への電源供給や坑道からの地下水の排出に支障がきたすことが考えられる。さらに、それによって、人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として抽出した。

c-3：地震動による応力状態の変化による地質不良区間での処分坑道の覆工コンクリートや路盤の破損

この地震による考慮すべき事象は、地震によるトンネルの被害事例結果【事例-④】から抽出したものである。処分坑道で覆工コンクリートが破損し崩落したり、路盤が損傷することによって、路盤に凹凸が発生し、キャスクや緩衝材ブロックの運搬作業中に運搬車両が乗り上げ、転倒することで人工バリアが損傷することなどが考えられる。さらに、損傷した人工バリアを

そのまま埋設した場合、処分場閉鎖後に人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として抽出した。

c-4：地震による津波の発生に伴った処分坑道への地表水の流入

地層処分場が沿岸域に立地する場合は、地震による津波の発生に伴い処分坑道へ地表水が流入することが考えられる。緩衝材、埋め戻し材、止水プラグ設置作業中に地表水が流入すると、それら人工バリアが膨潤し、人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

C-5：地震による外部電源の喪失

地震活動により、発電所の発電停止、送電網の破損などが発生し、地層処分場への電力供給が停止することが考えられる。電力供給が停止すると、坑道内からの地下水を排出することができなくなり、処分坑道などが地下水により水没することが考えられる。緩衝材、埋め戻し材、止水プラグ設置作業中に処分坑道などが水没すると、それら人工バリアが膨潤し、人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

c-6：地震による排水処理施設の損傷

地震活動により坑道からの地下水を排水するための施設が損傷することが考えられる。坑道からの地下水の排水が停止すると、処分坑道などが地下水により水没することが考えられる。緩衝材、埋め戻し材、止水プラグ設置作業中に処分坑道などが水没すると、それら人工バリアが膨潤し、人工バリアの特性や安全機能に影響することが考えられることから、この事象を地震による考慮すべき事象として想定した。

(3) バリア特性 (THMC) や安全機能への影響整理

前項の実施方法で述べたバリア特性 (THMC) や安全機能への影響の整理結果を図 3.2-8～図 3.2-116 に示す。整理結果は地震による考慮すべき事象や影響を受ける構成部材ごとに整理した。その結果、地震による考慮すべき事象を起因として、バリア特性や安全機能までの影響を示した事象の連鎖を 109 通り作成した。

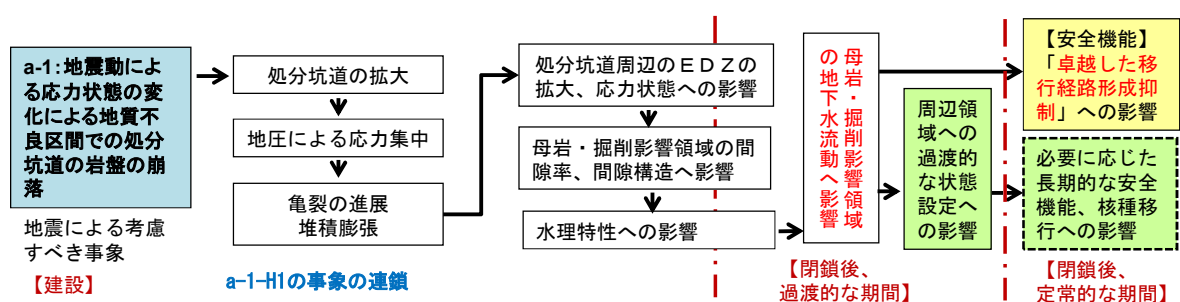


図 3.2-8 建設段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H1)

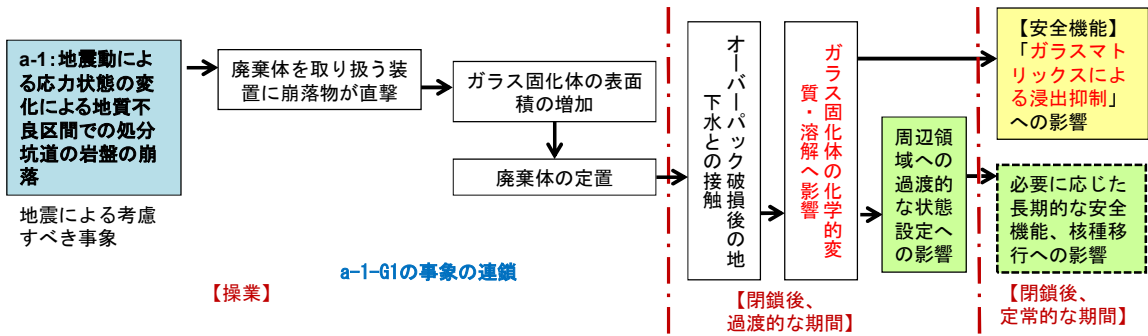


図 3.2-9 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G1)

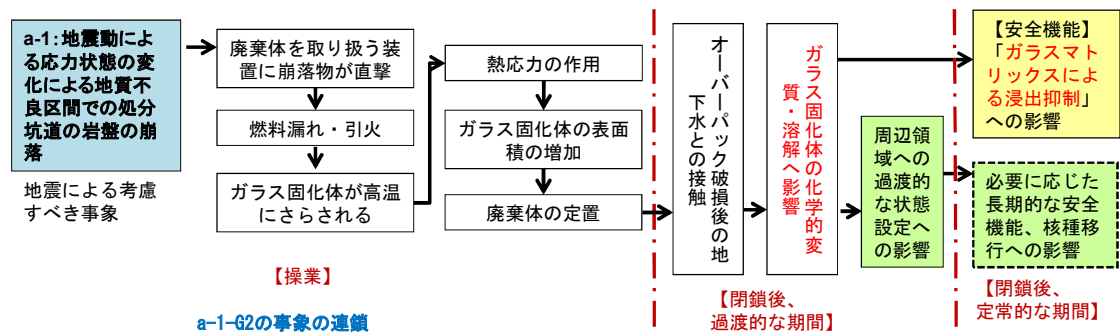


図 3.2-10 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G2)

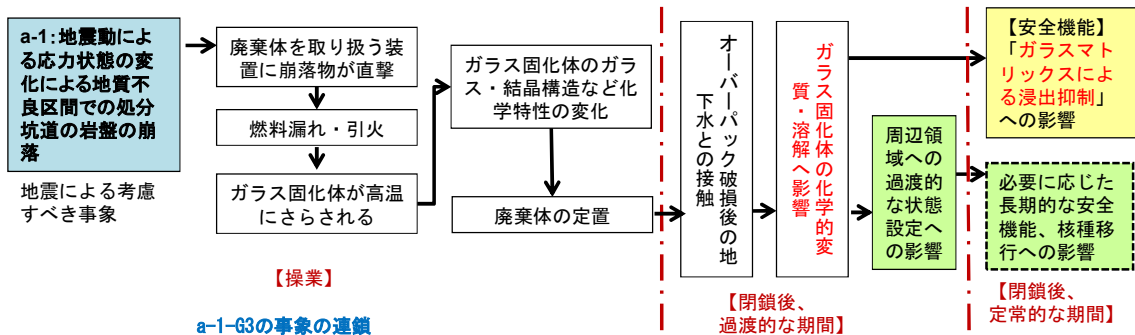


図 3.2-11 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-1-G3)

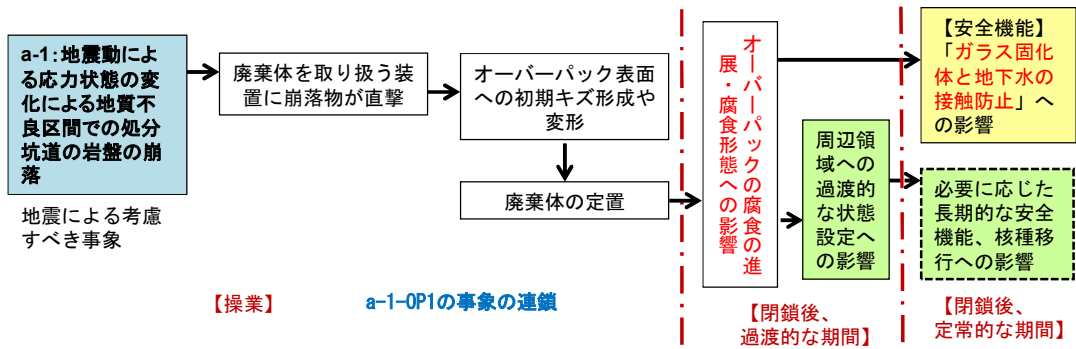


図 3.2-12 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落によるオーバーバックの特性や安全機能への影響(a-1-OP1)

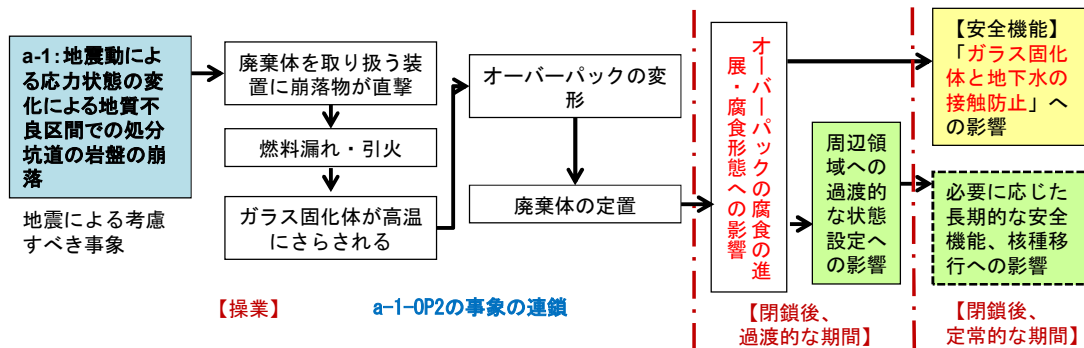


図 3.2-13 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落によるオーバーバックの特性や安全機能への影響(a-1-OP2)

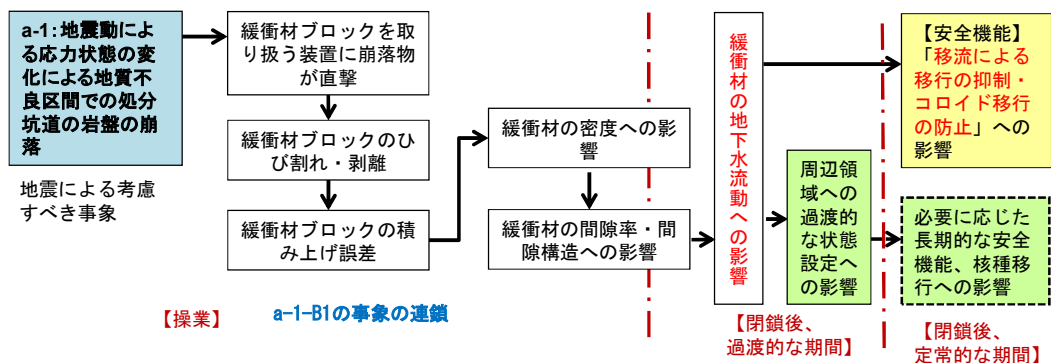


図 3.2-14 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B1)

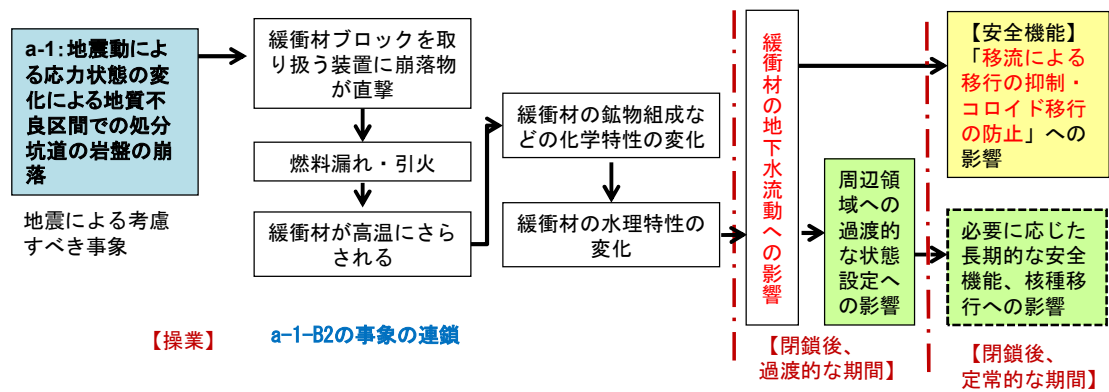


図 3.2-15 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B2)

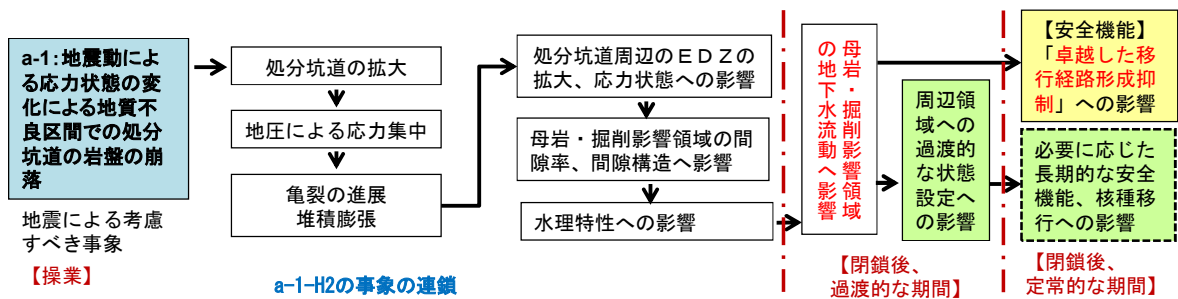


図 3.2-16 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H2)

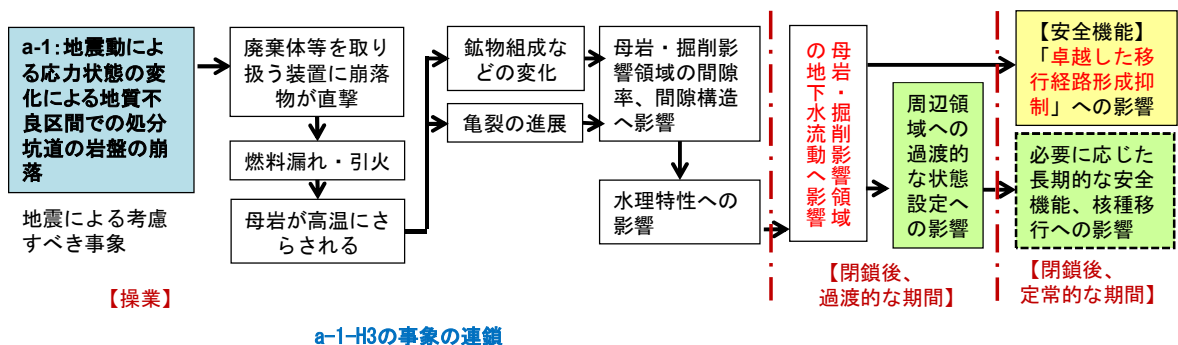


図 3.2-17 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H3)

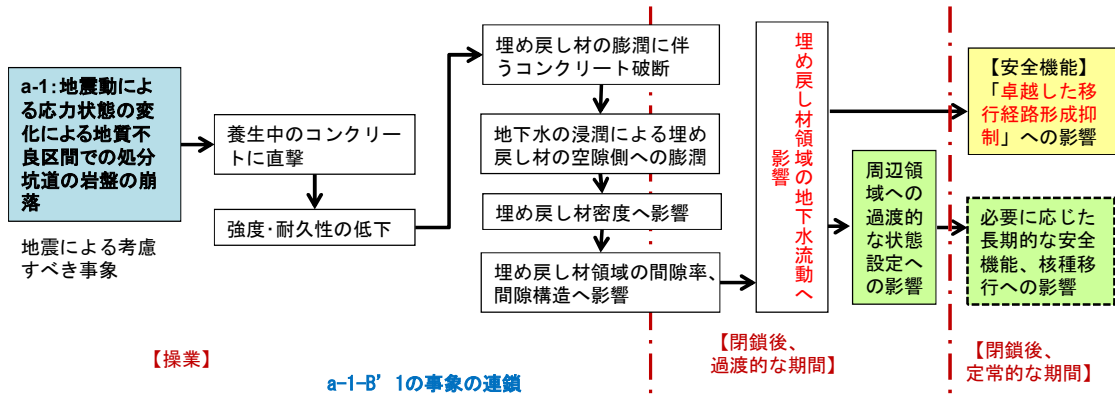


図 3.2-18 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-1-B'1)

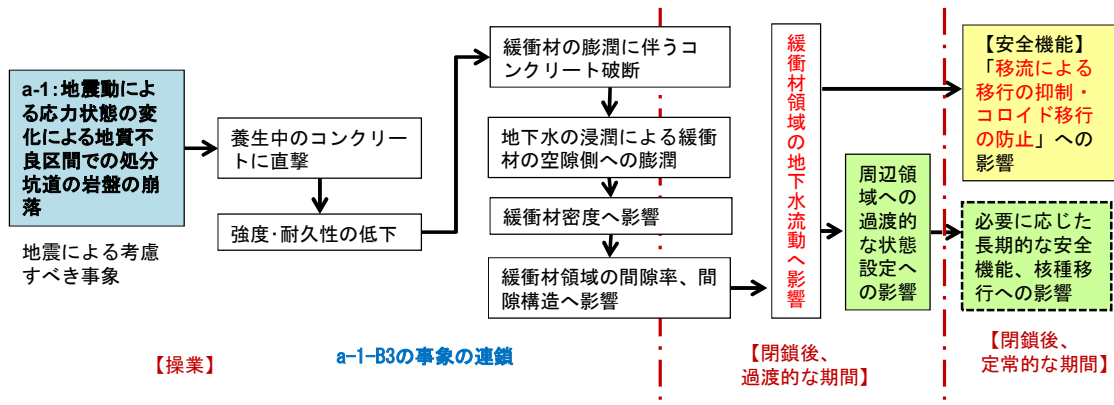


図 3.2-19 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B3)

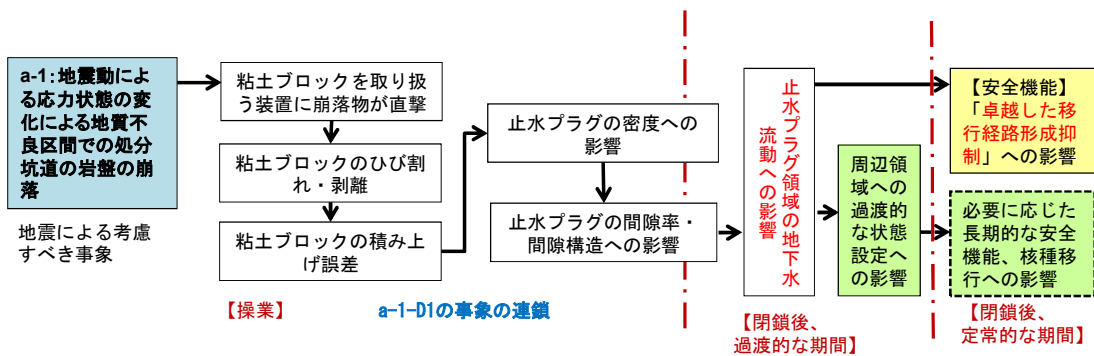


図 3.2-20 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D1)

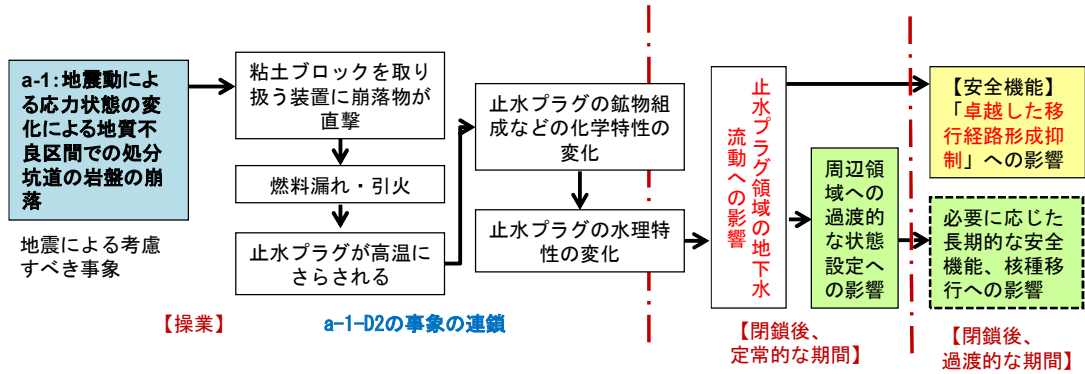


図 3.2-21 操業段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D2)

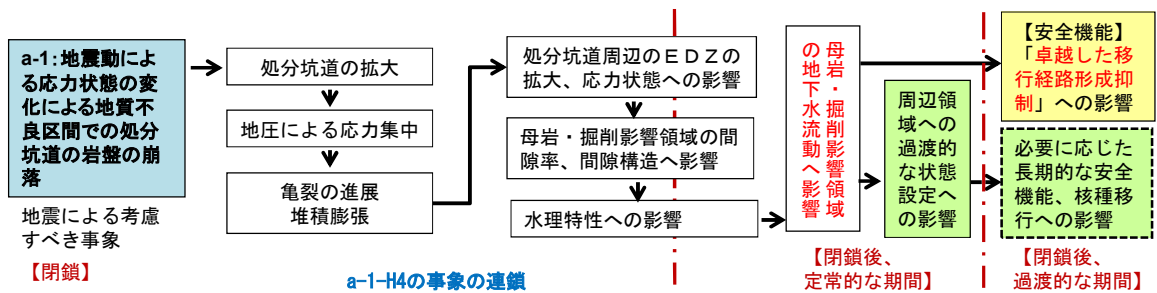


図 3.2-22 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H4)

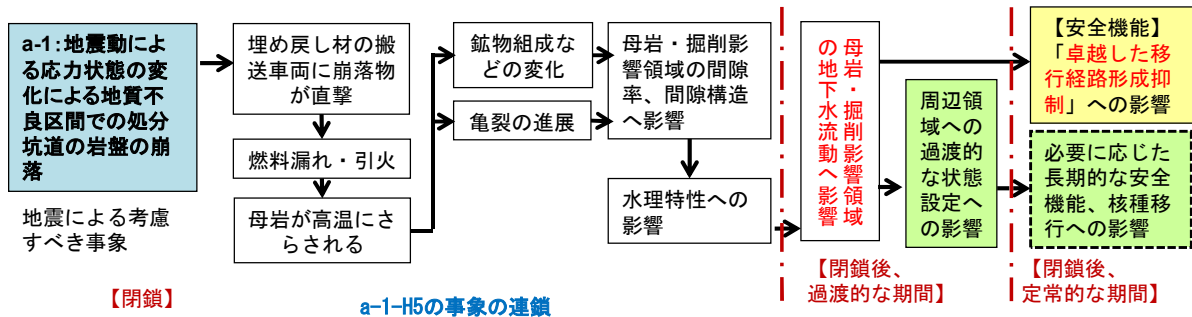


図 3.2-23 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-1-H5)

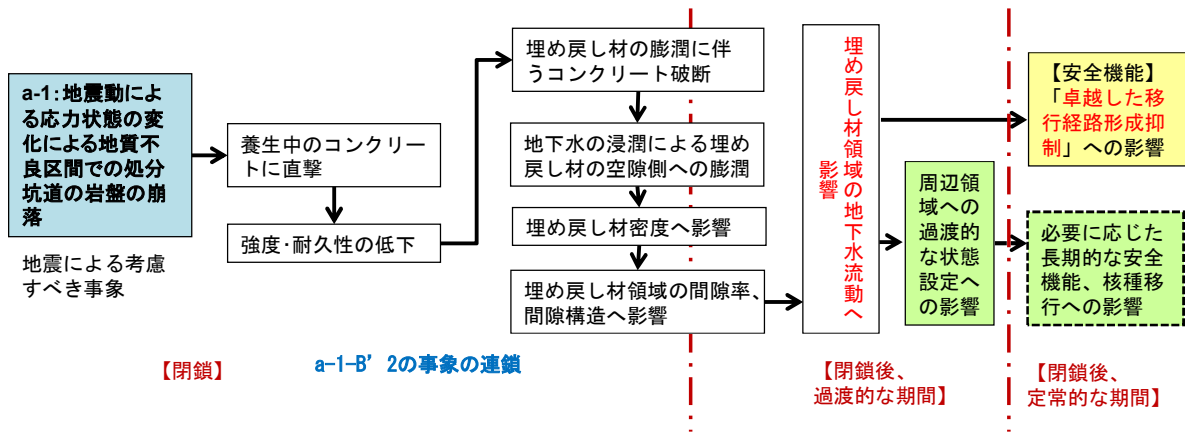


図 3.2-24 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-1-B'2)

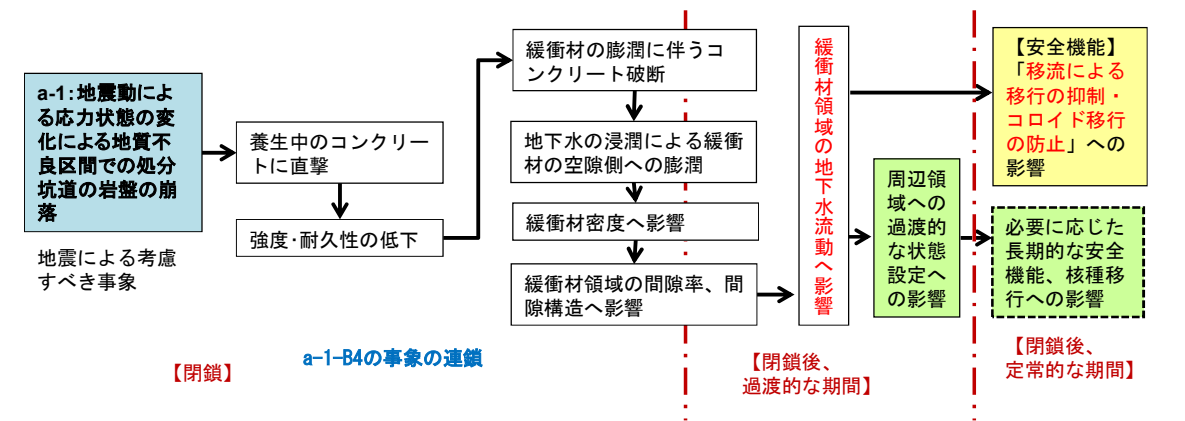


図 3.2-25 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-1-B4)

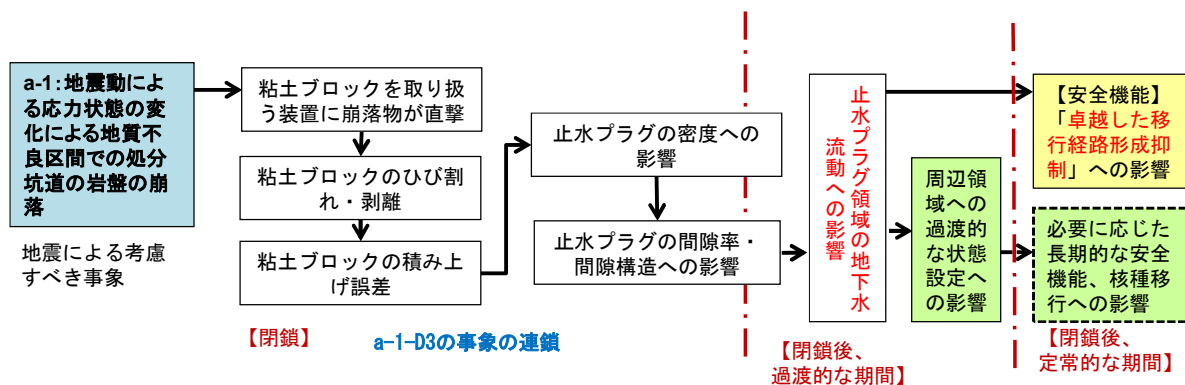


図 3.2-26 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D3)

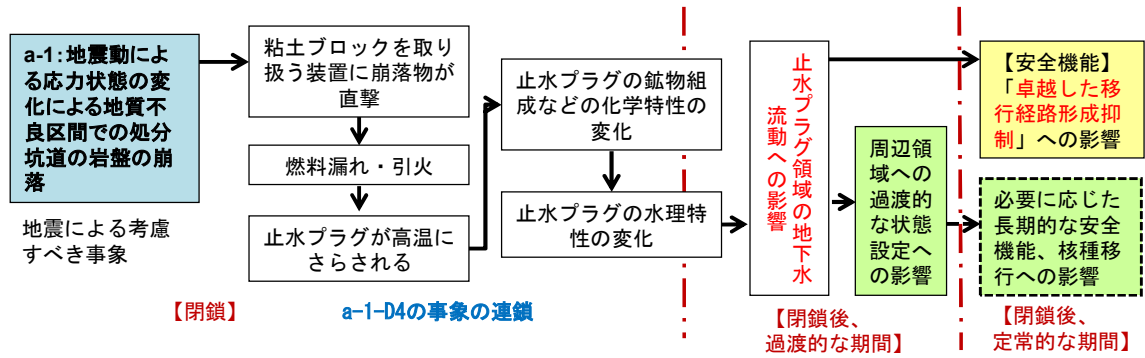


図 3.2-27 閉鎖段階における地質不良区間での処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-1-D4)

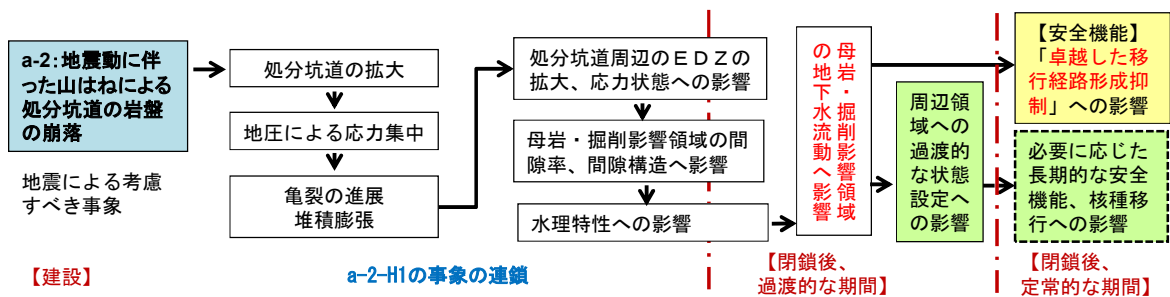


図 3.2-28 建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H1)

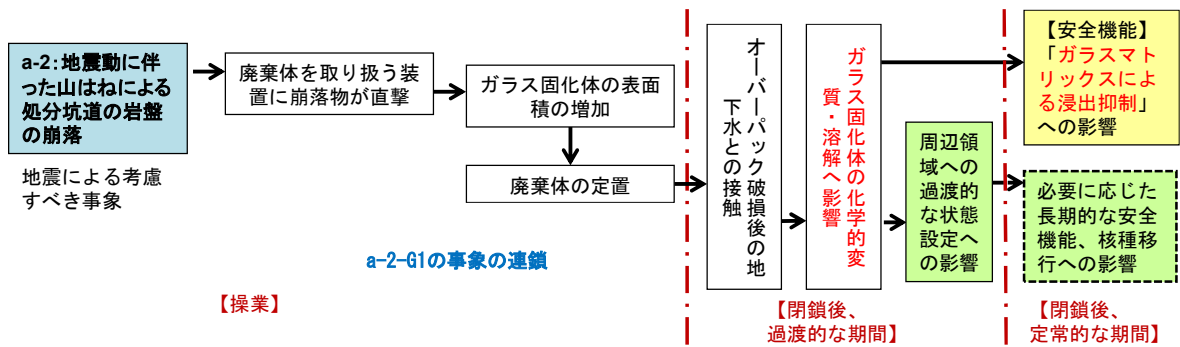


図 3.2-29 建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(a-2-G1)

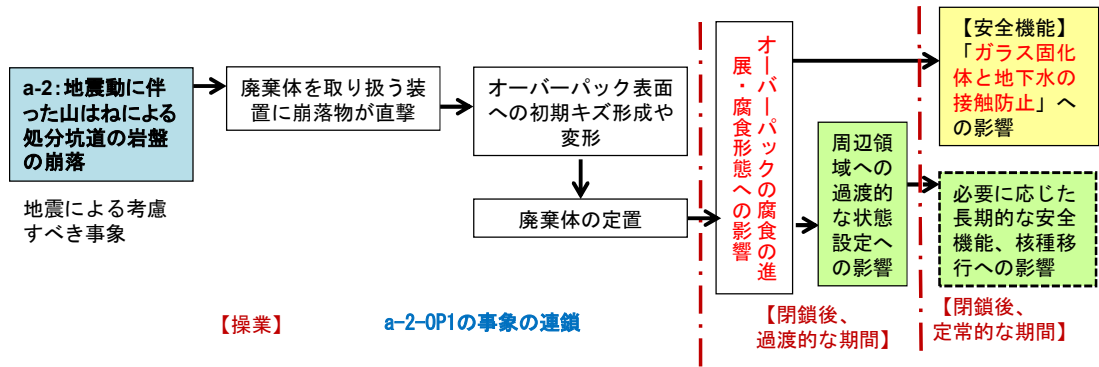


図 3.2-30 建設段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落によるオーバーバックの特性や安全機能への影響(a-2-OP1)

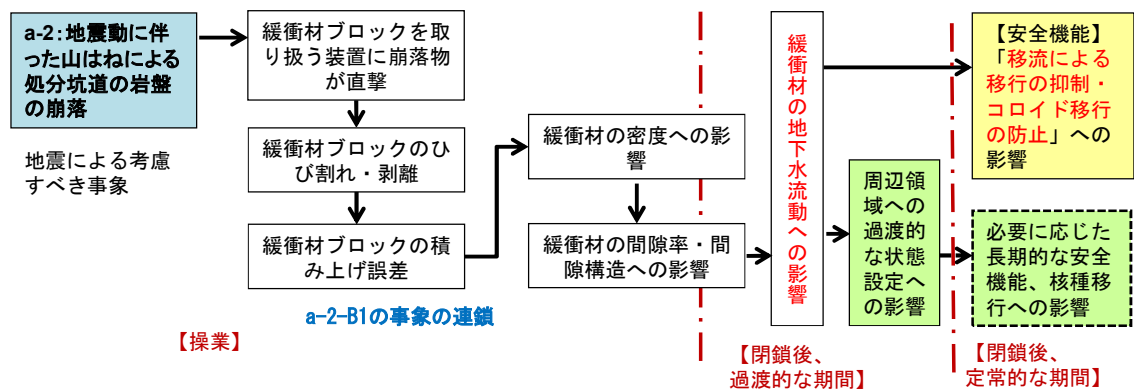


図 3.2-31 操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B1)

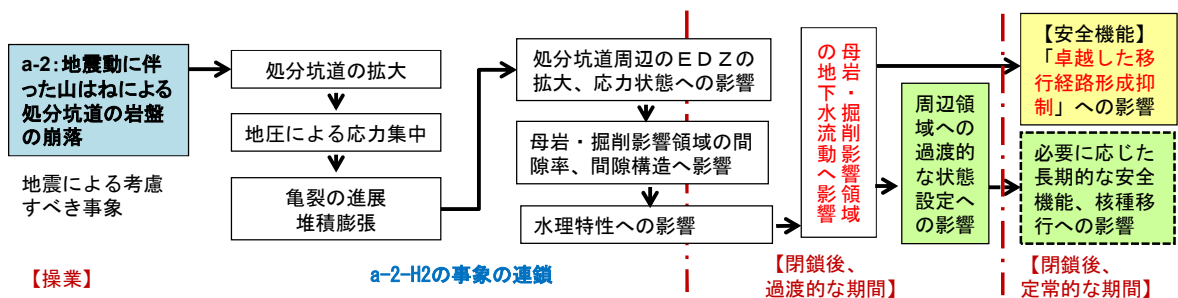


図 3.2-32 操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H2)

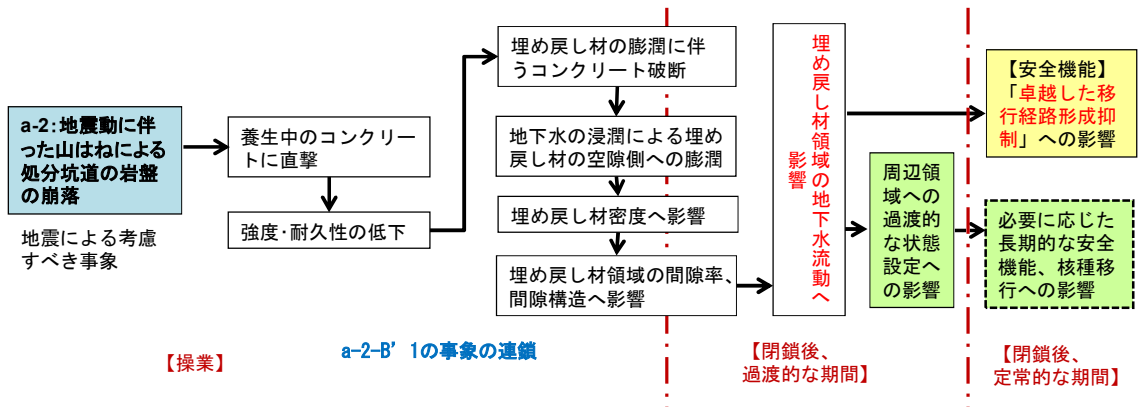


図 3.2-33 操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-2-B'1)

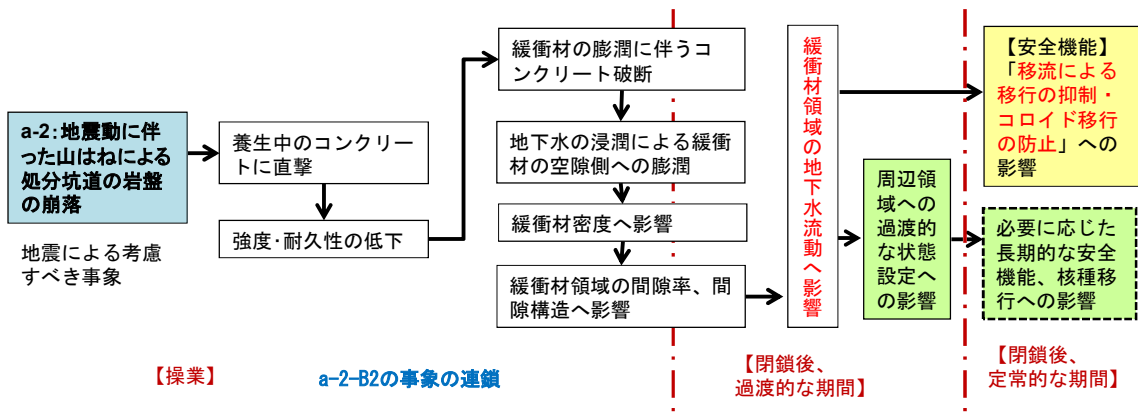


図 3.2-34 操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B2)

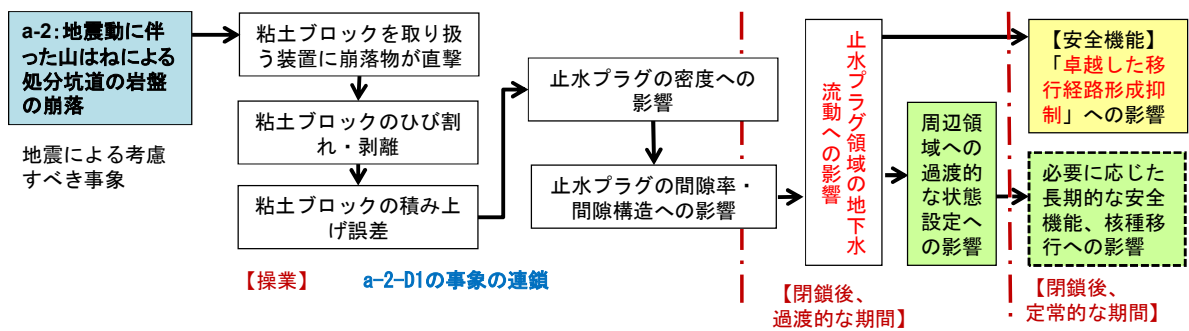


図 3.2-35 操業段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-2-D1)

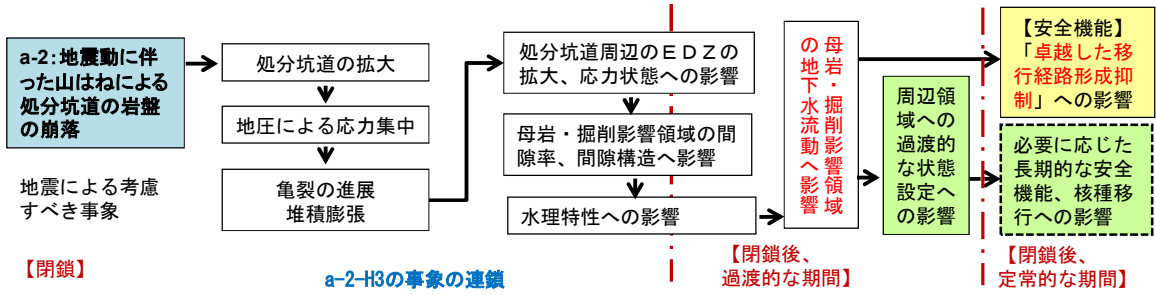


図 3.2-36 閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による母岩の特性や安全機能への影響(a-2-H3)

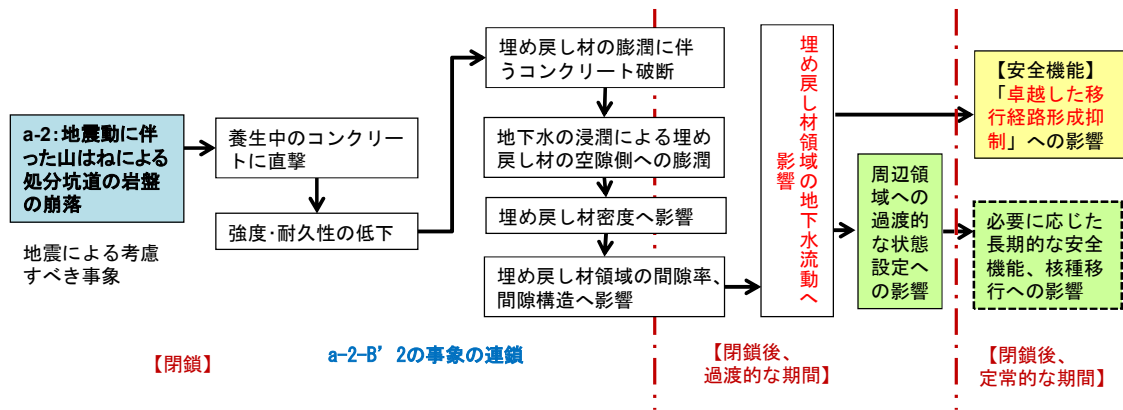


図 3.2-37 閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-2-B'2)

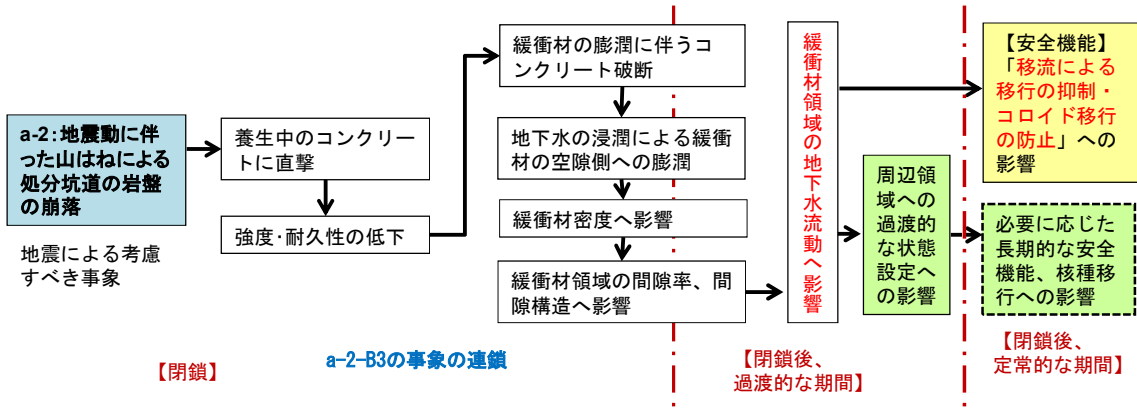


図 3.2-38 閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-2-B3)

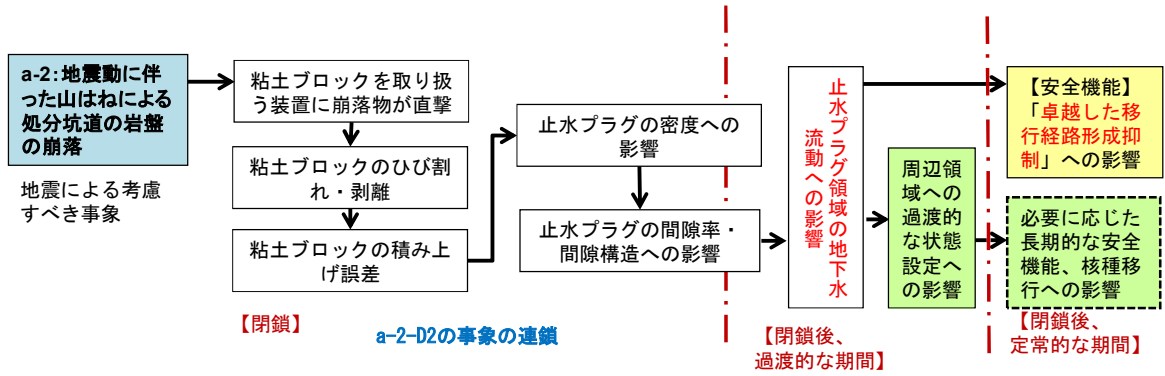


図 3.2-39 閉鎖段階における山はねによる処分坑道の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-2-D2)

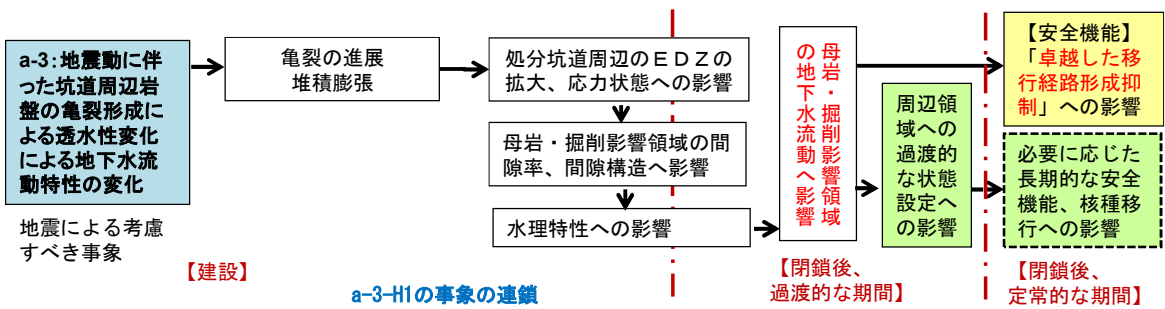


図 3.2-40 建設段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H1)

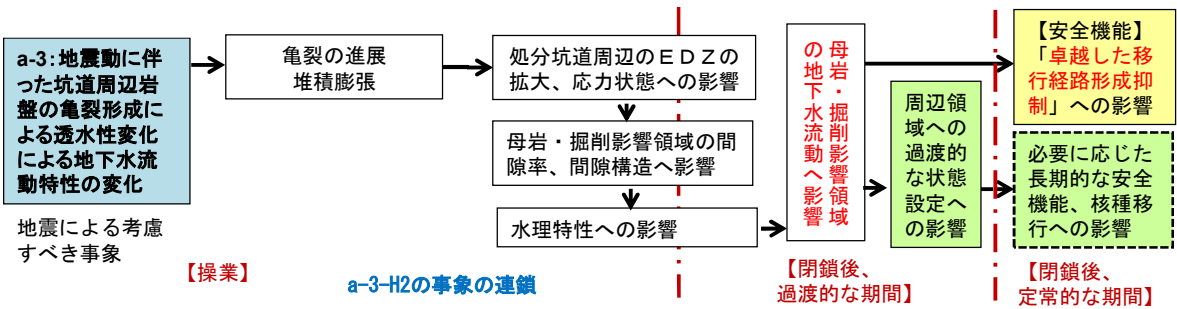


図 3.2-41 操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H2)

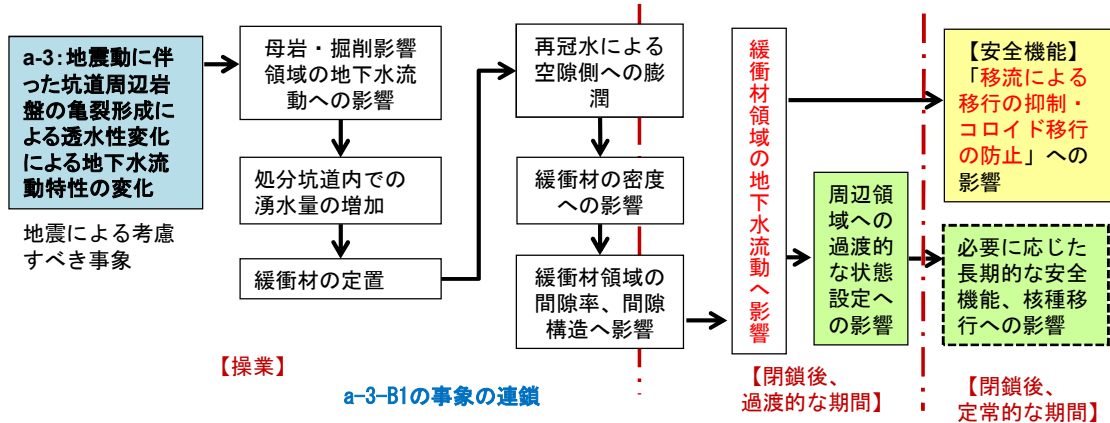


図 3.2-42 操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-3-B1)

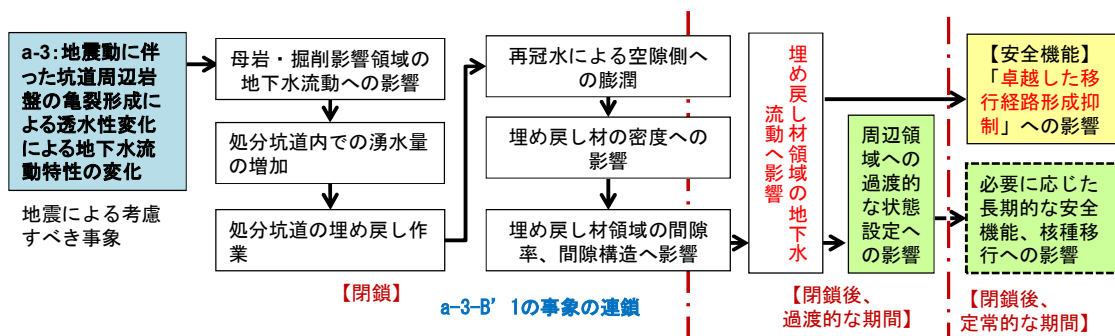


図 3.2-43 操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-3-B'1)

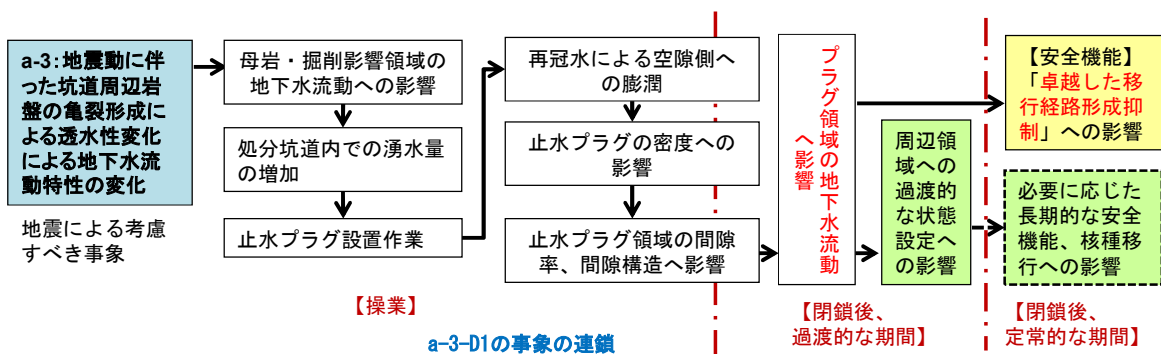


図 3.2-44 操業段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-3-D1)

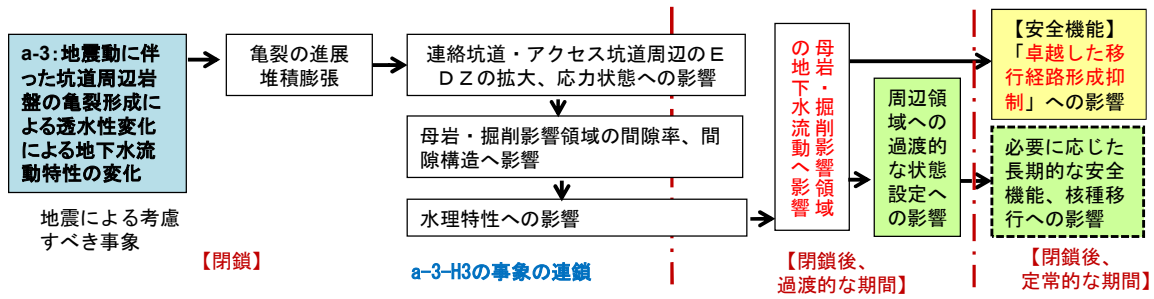


図 3.2-45 閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-3-H3)

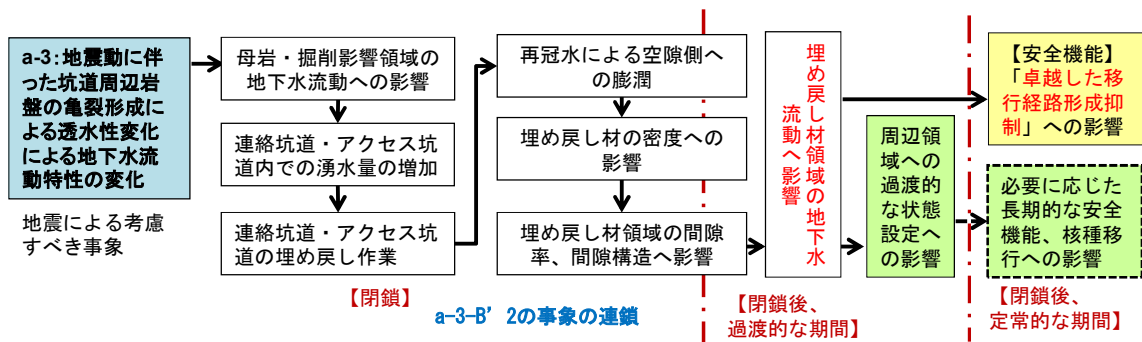


図 3.2-46 閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-3-B'2)

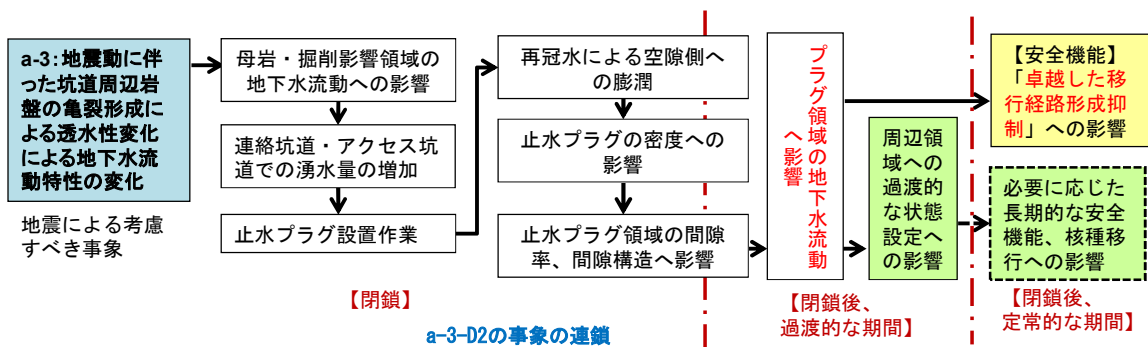
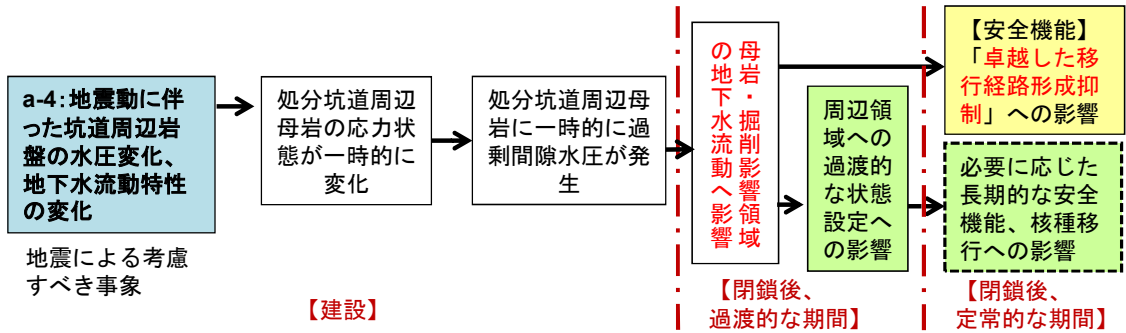
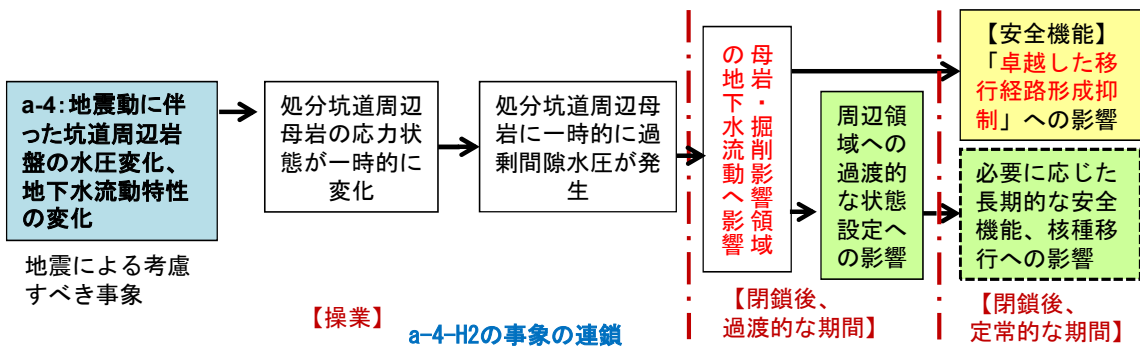


図 3.2-47 閉鎖段階における坑道周辺母岩の透水性・地下水流動特性の変化による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-3-D2)



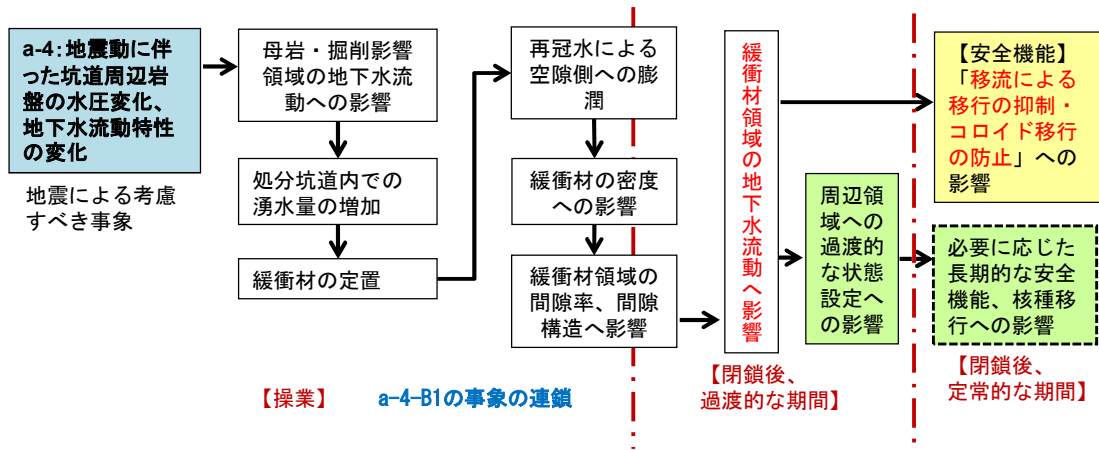
a-4-H1の事象の連鎖

図 3.2-48 建設段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H1)



a-4-H2の事象の連鎖

図 3.2-49 操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H2)



a-4-B1の事象の連鎖

図 3.2-50 操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による緩衝材の特性や安全機能への影響(a-4-B1)

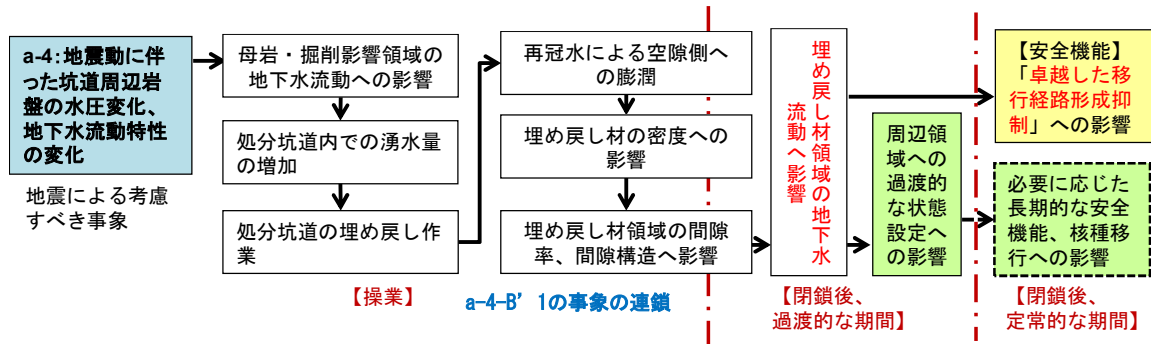


図 3.2-51 操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-4-B'1)

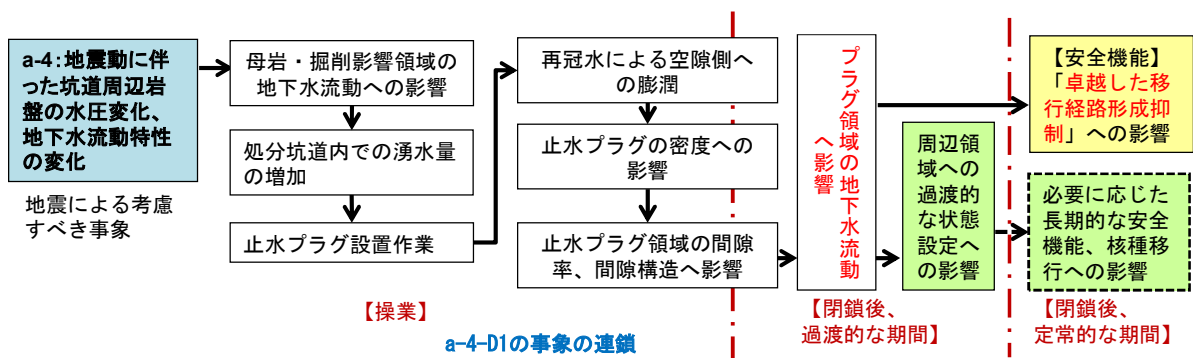


図 3.2-52 操業段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-4-D1)

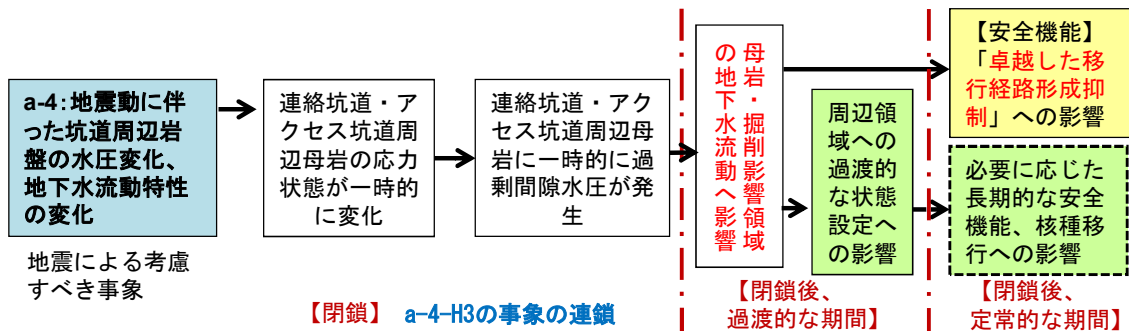


図 3.2-53 閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による母岩の特性や安全機能への影響(a-4-H3)

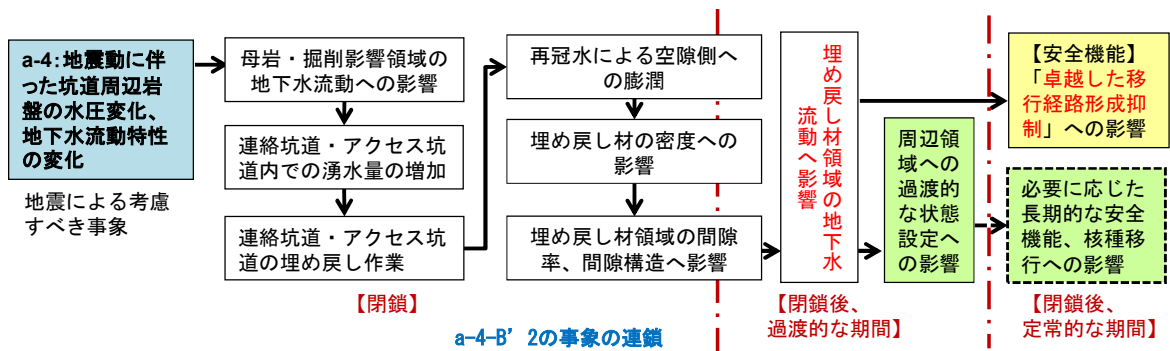


図 3.2-54 閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(a-4-B'2)

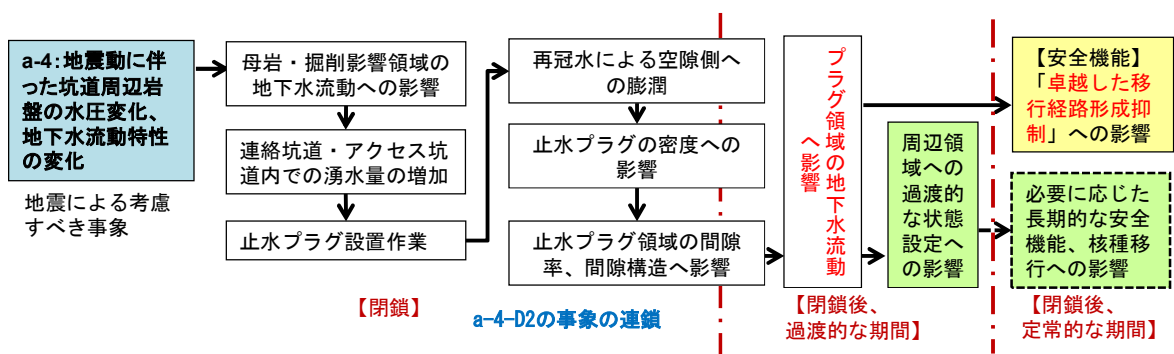


図 3.2-55 閉鎖段階における坑道周辺母岩の水圧変化・地下水流動特性の変化による止水プラグの特性や安全機能への影響(a-4-D2)

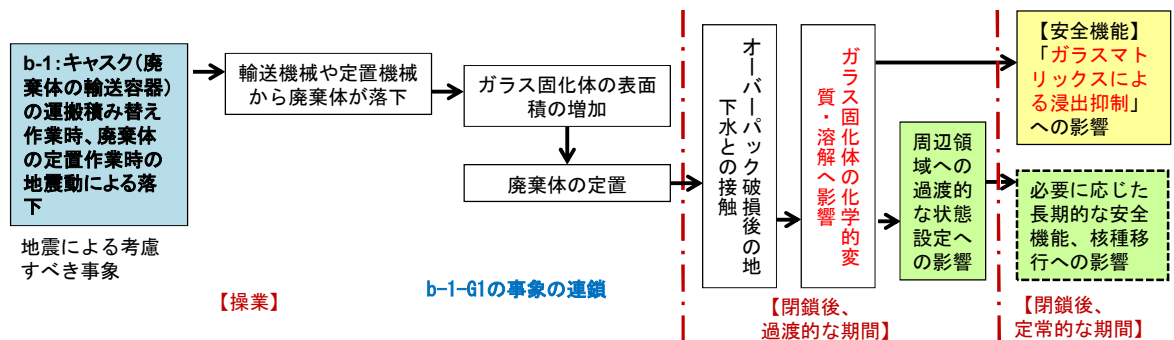


図 3.2-56 操業段階における廃棄体の運搬・積替え・定置作業時の落下によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(b-1-G1)

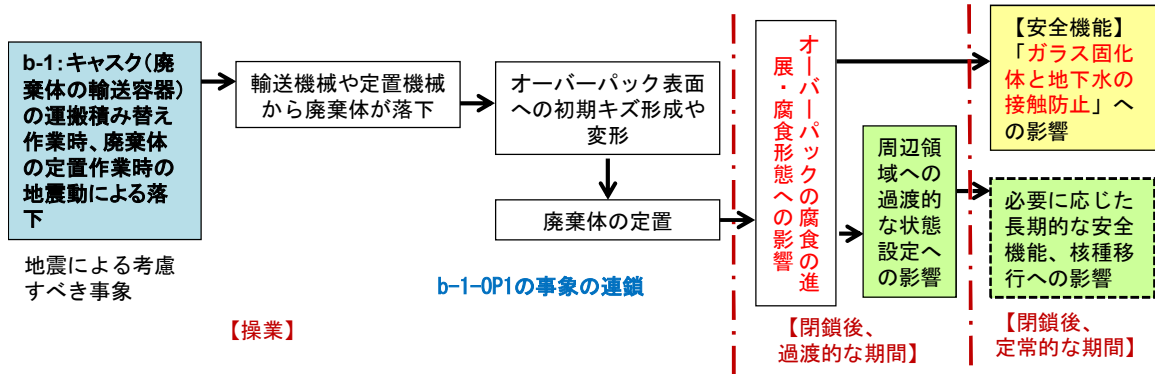


図 3.2-57 操業段階における廃棄体の運搬・積替え・定置作業時の落下によるオーバーパックの特性や安全機能への影響(b-1-OP1)

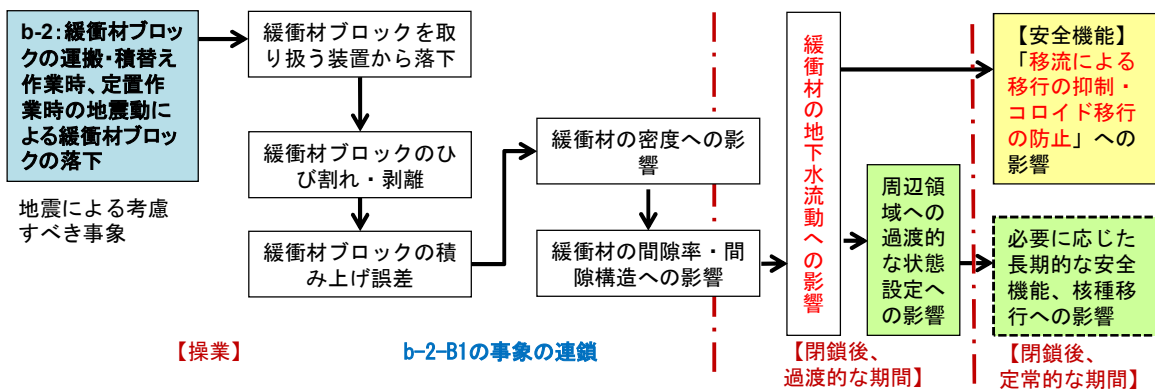


図 3.2-58 操業段階における緩衝材の運搬・積替え・定置作業時の落下による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-2-B1)

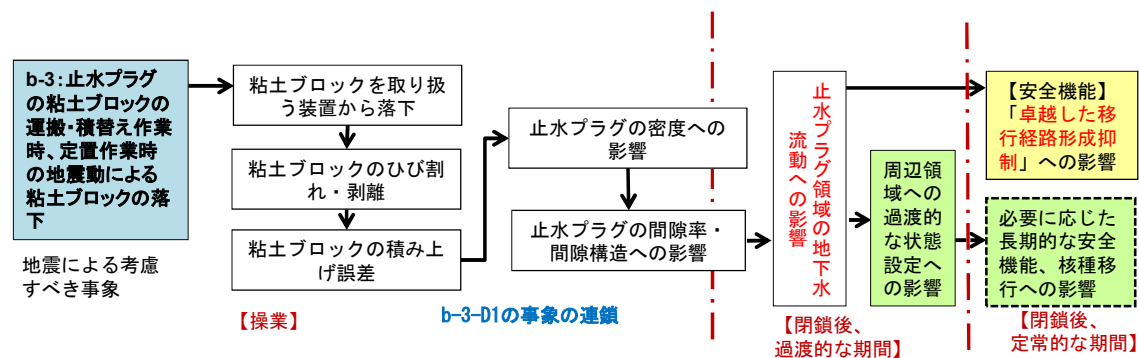


図 3.2-59 操業段階における粘土ブロックの運搬・積替え・定置作業時の落下による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-3-D1)

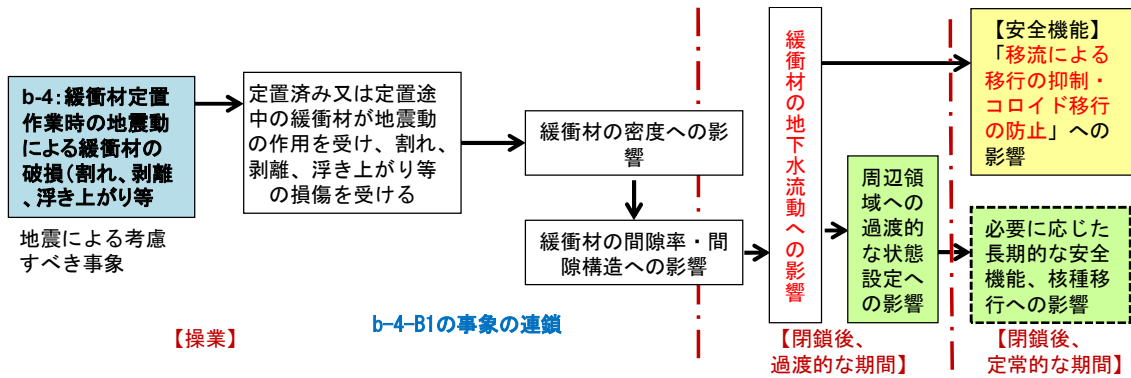


図 3.2-60 操業段階における緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-4-B1)

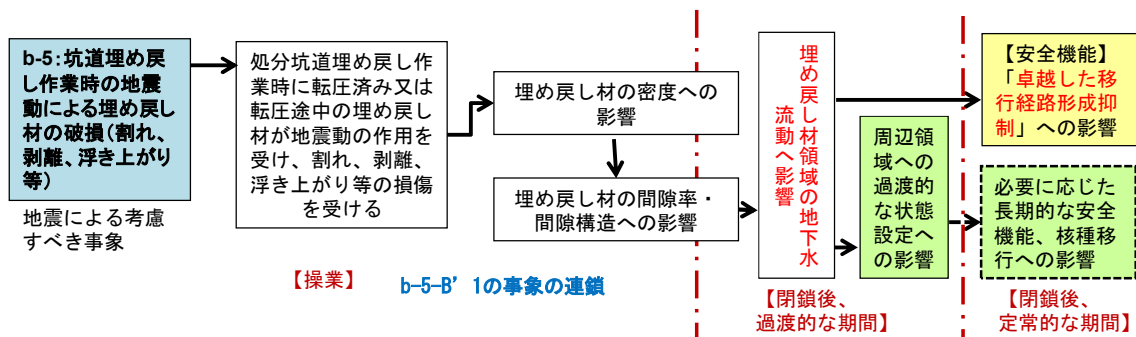


図 3.2-61 操業段階における坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-5-B'1)

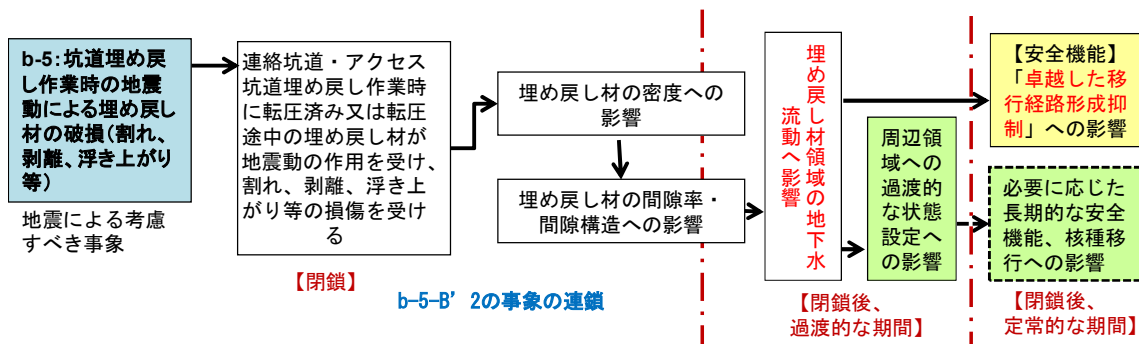


図 3.2-62 閉鎖段階における坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-5-B'2)

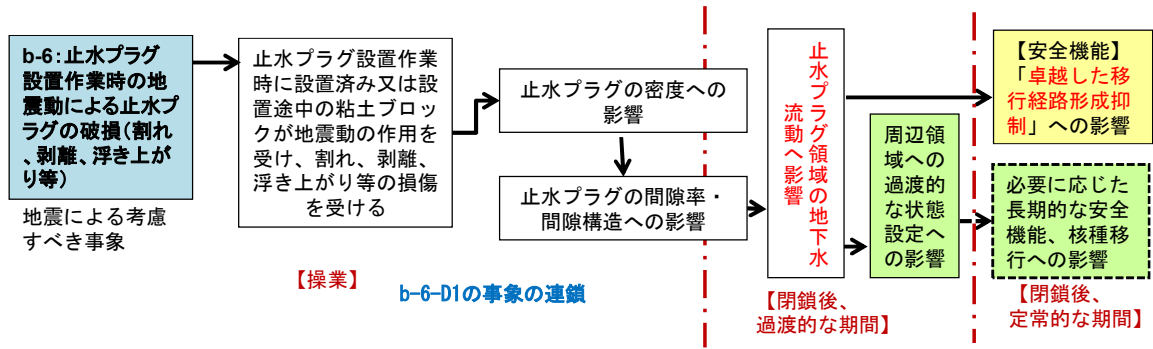


図 3.2-63 作業段階における止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-6-D1)

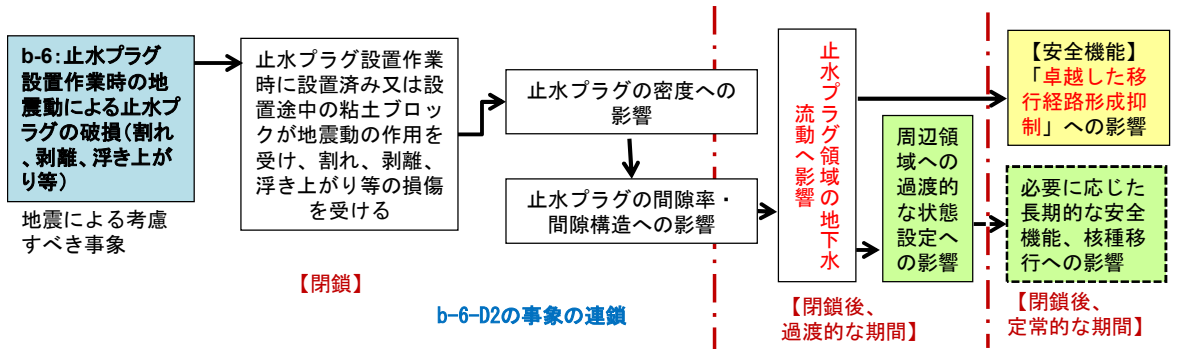


図 3.2-64 閉鎖段階における止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(b-6-D2)

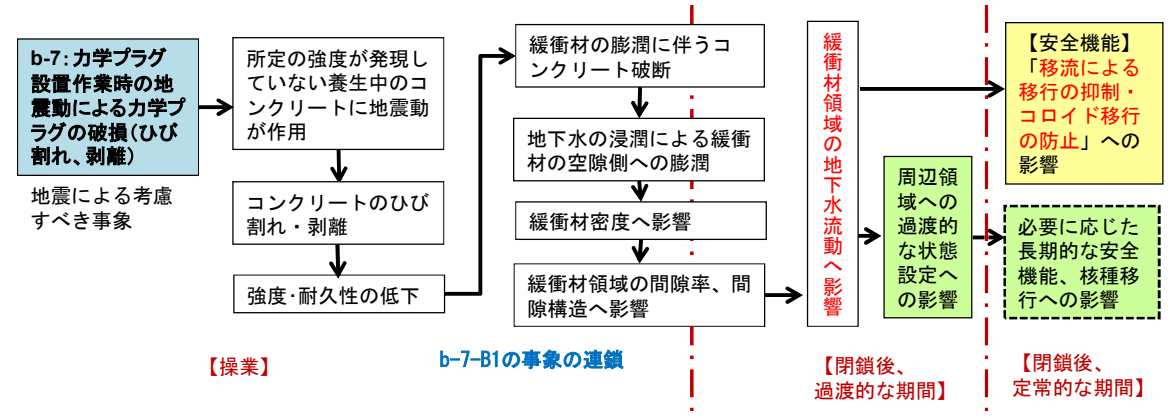


図 3.2-65 作業段階における力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-7-B1)

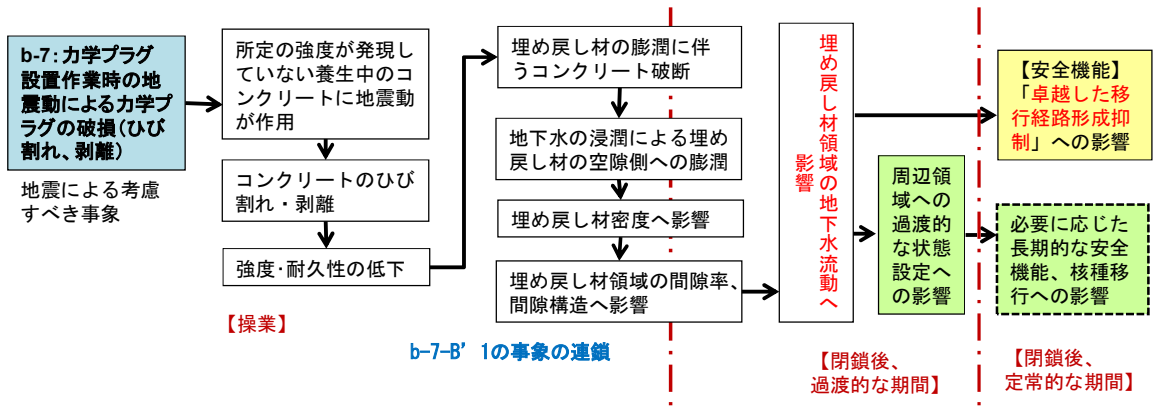


図 3.2-66 操業段階における力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-7-B'1)

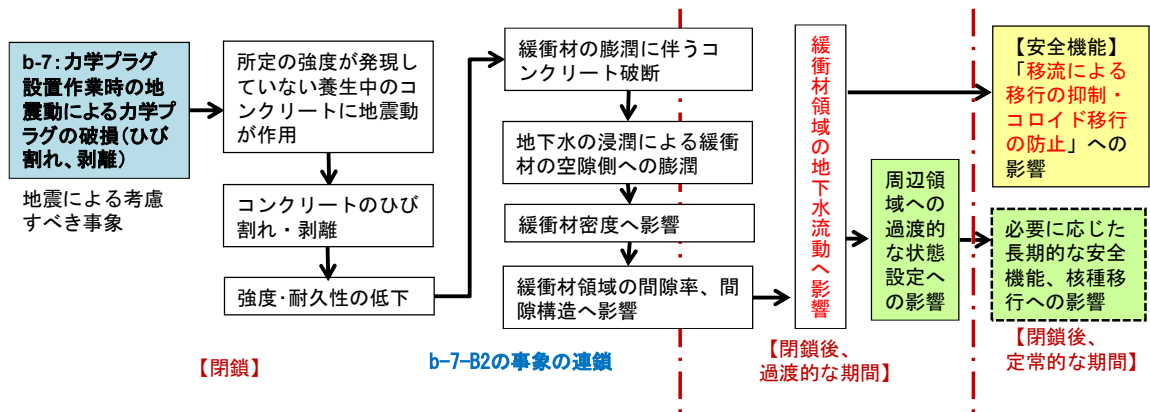


図 3.2-67 閉鎖段階における力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(b-7-B2)

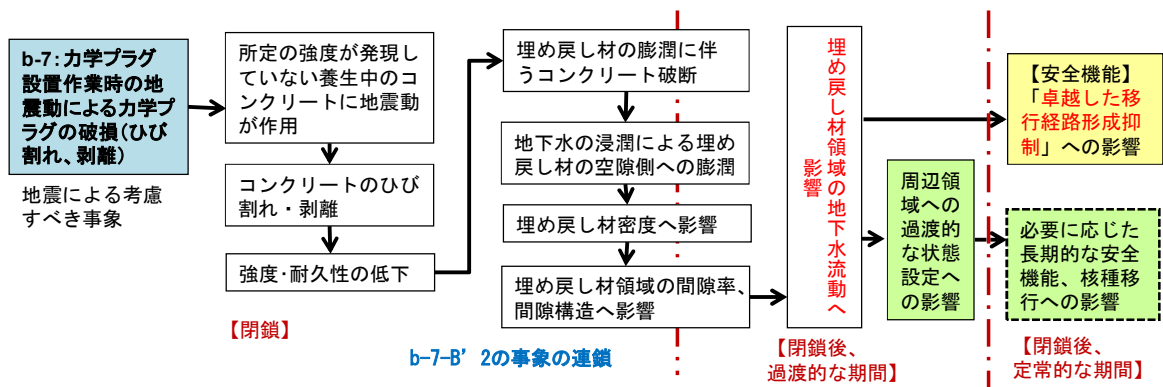


図 3.2-68 閉鎖段階における力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(b-7-B'2)

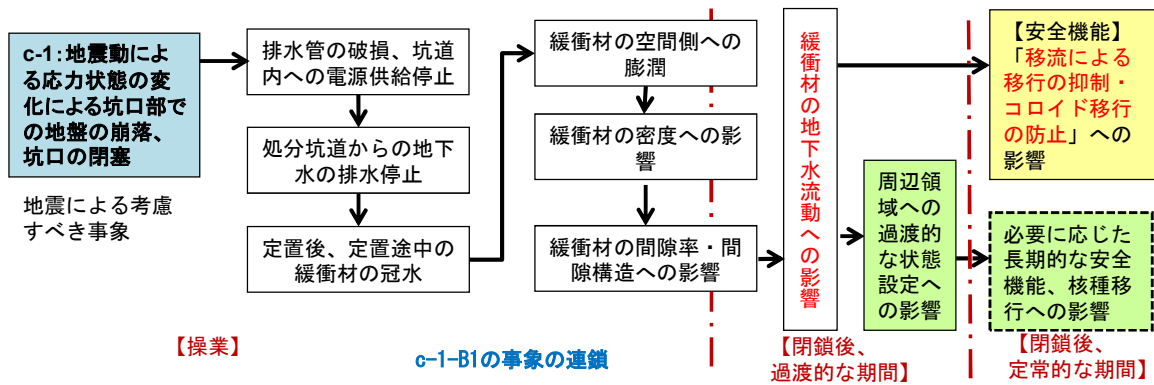


図 3.2-69 作業段階における坑口部の岩盤崩落による緩衝材の特性や安全機能への影響 (c-1-B1)

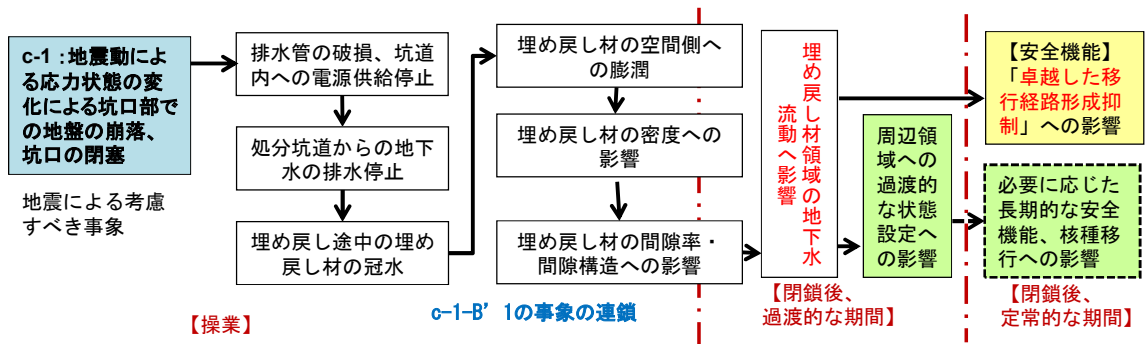


図 3.2-70 作業段階における坑口部の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響 (c-1-B'1)

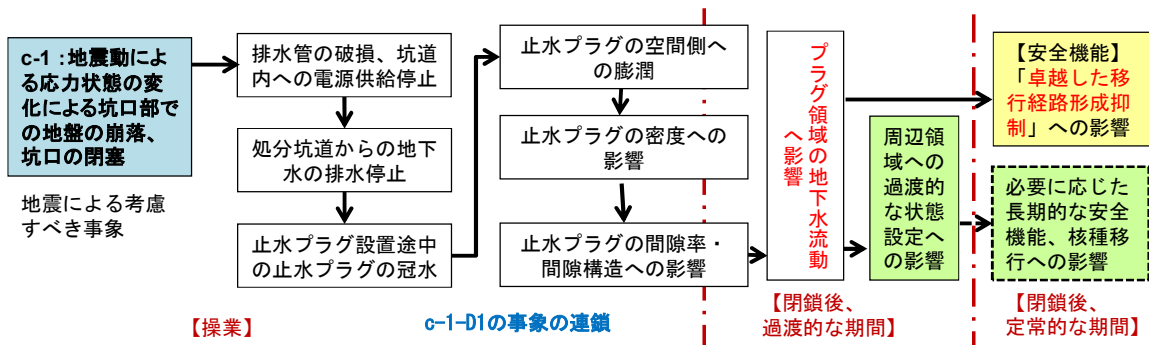


図 3.2-71 作業段階における坑口部の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響 (c-1-D1)

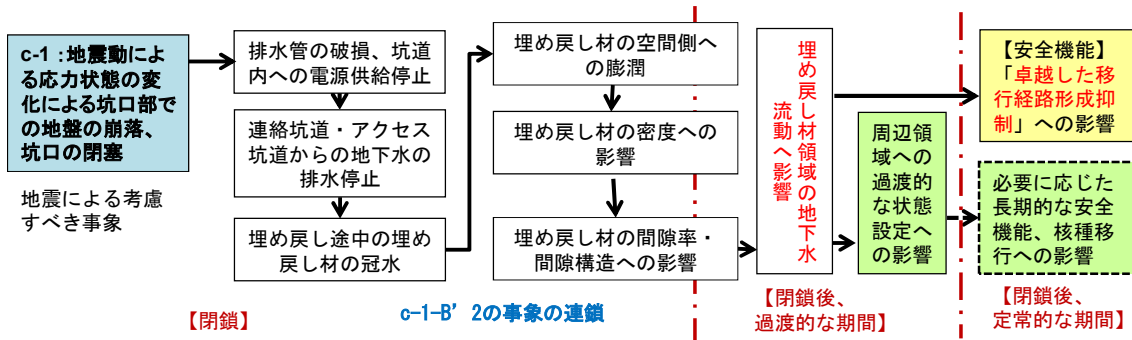


図 3.2-72 閉鎖段階における坑口部の岩盤崩落による埋め戻し材の特性や安全機能への影響 (c-1-B'2)

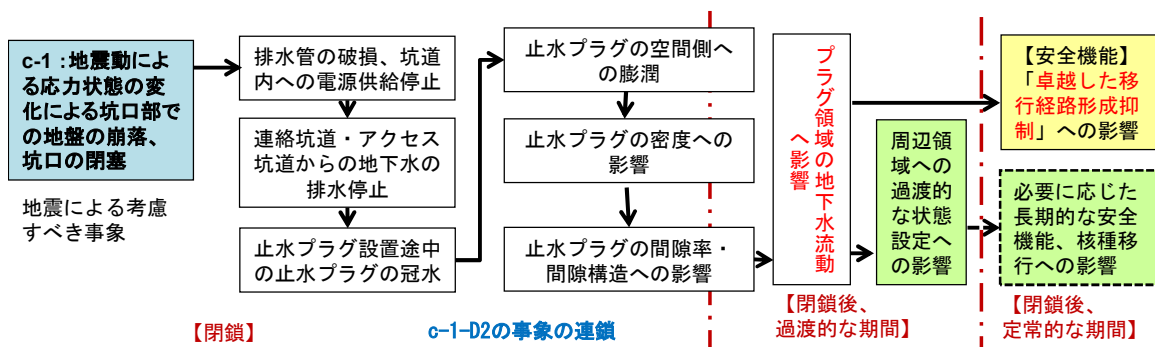


図 3.2-73 閉鎖段階における坑口部の岩盤崩落による止水プラグの特性や安全機能への影響 (c-1-D2)

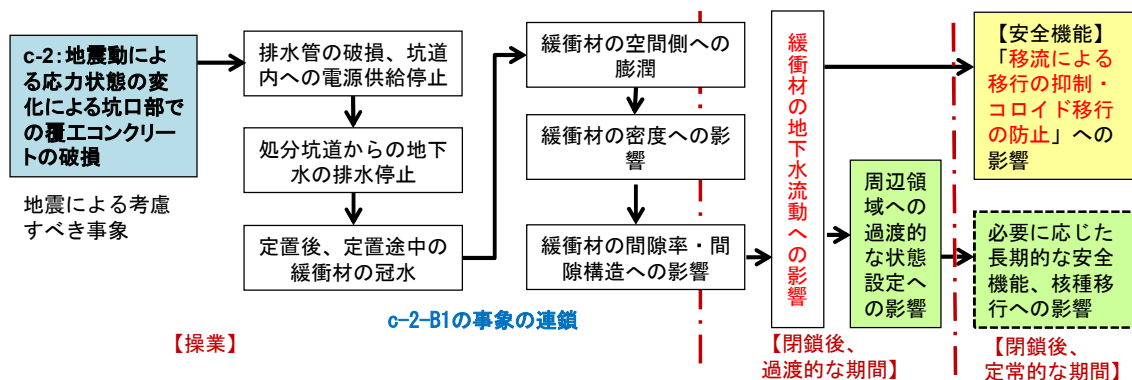


図 3.2-74 作業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-2-B1)

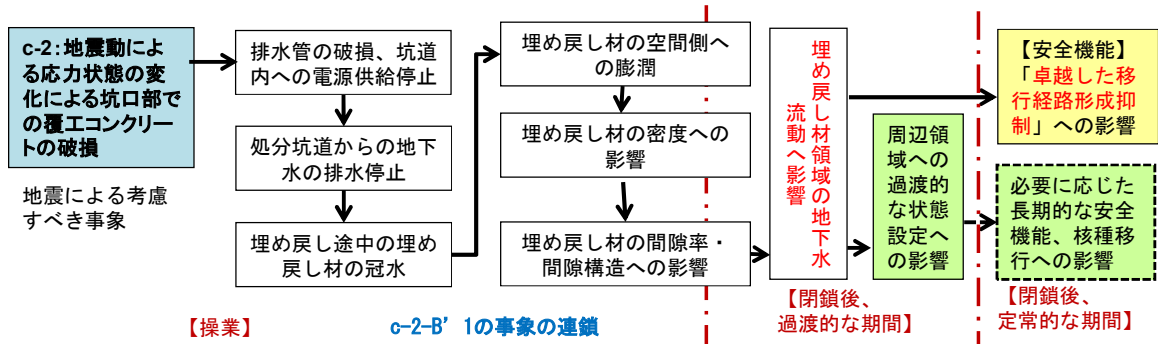


図 3.2-75 操業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-2-B'1)

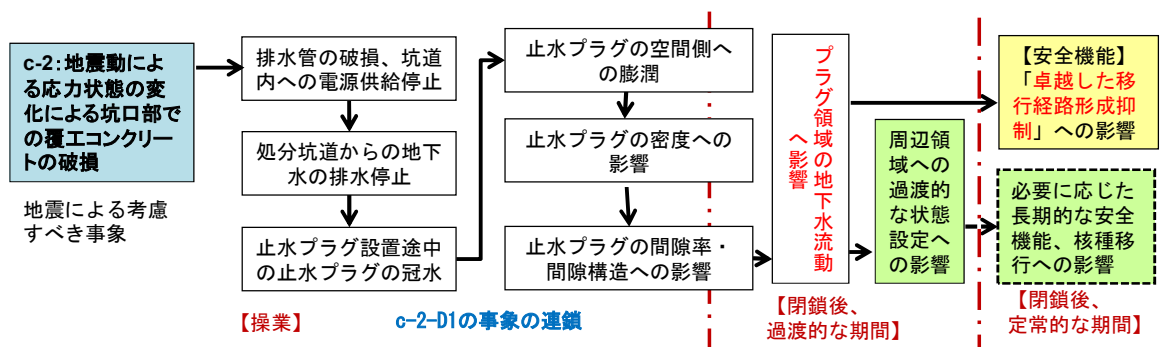


図 3.2-76 操業段階における坑口部の覆工コンクリート破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-2-D1)

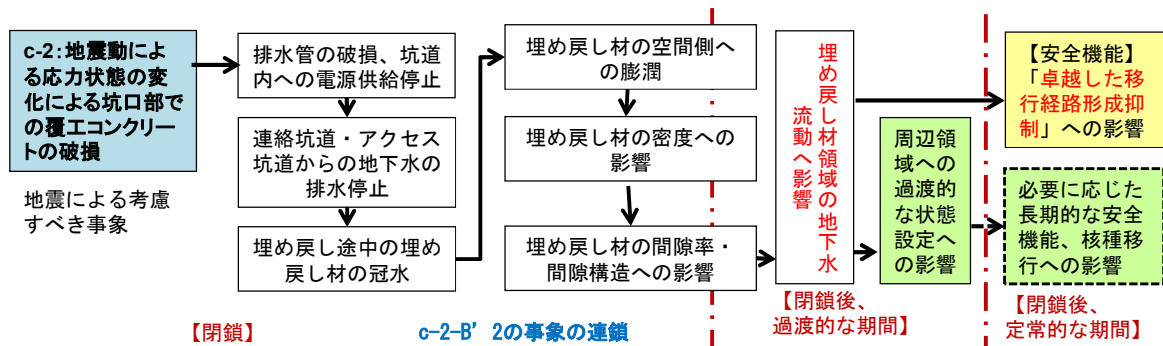


図 3.2-77 閉鎖段階における坑口部の覆工コンクリート破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-2-B'2)

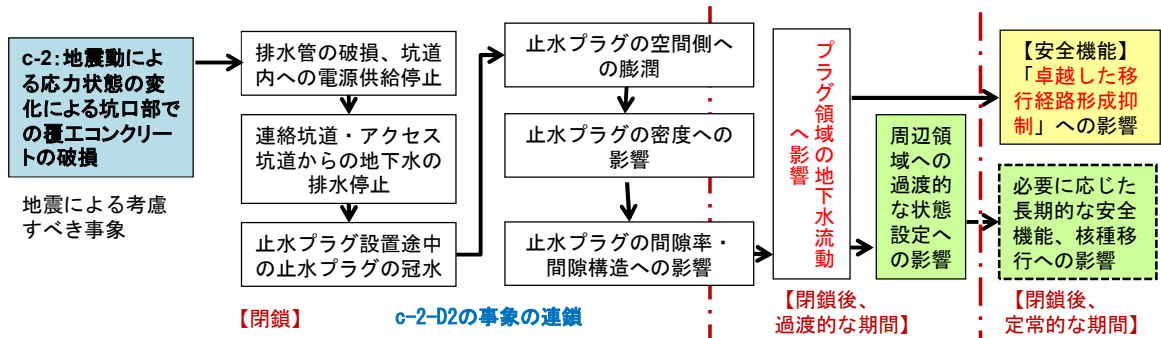


図 3.2-78 閉鎖段階における坑口部の覆工コンクリート破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-2-D2)

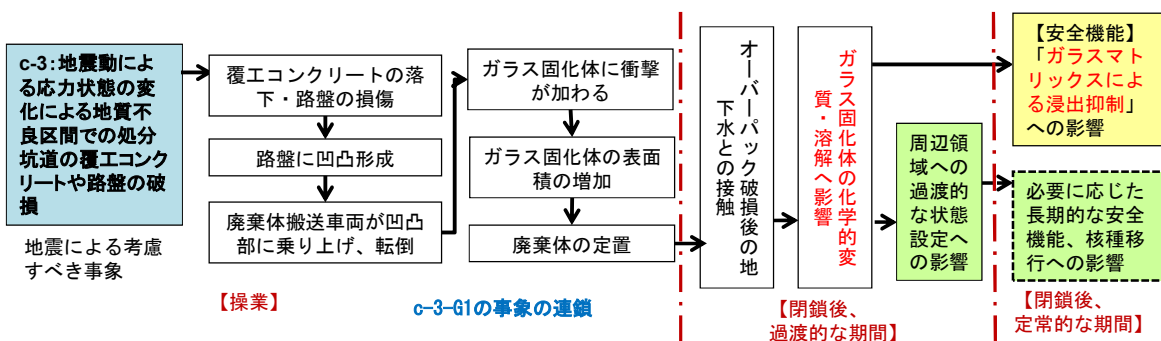


図 3.2-79 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(c-3-G1)

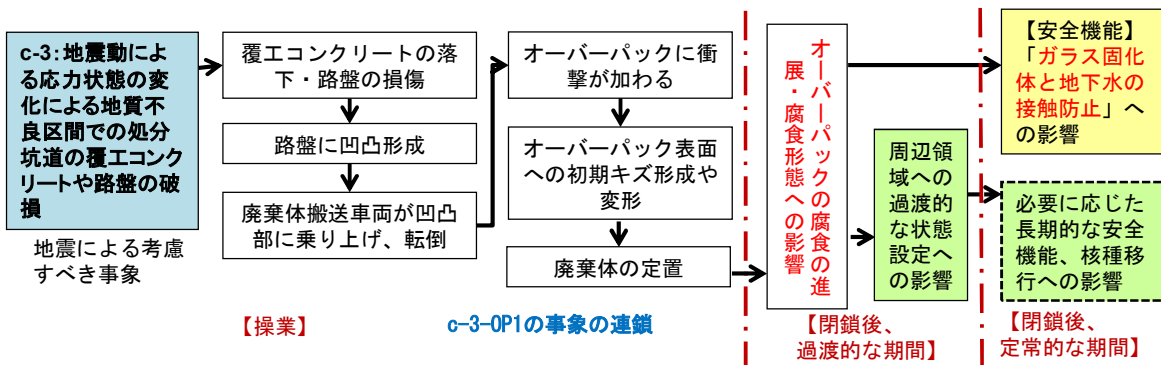


図 3.2-80 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損によるオーバーパックの特性や安全機能への影響(c-3-OP1)

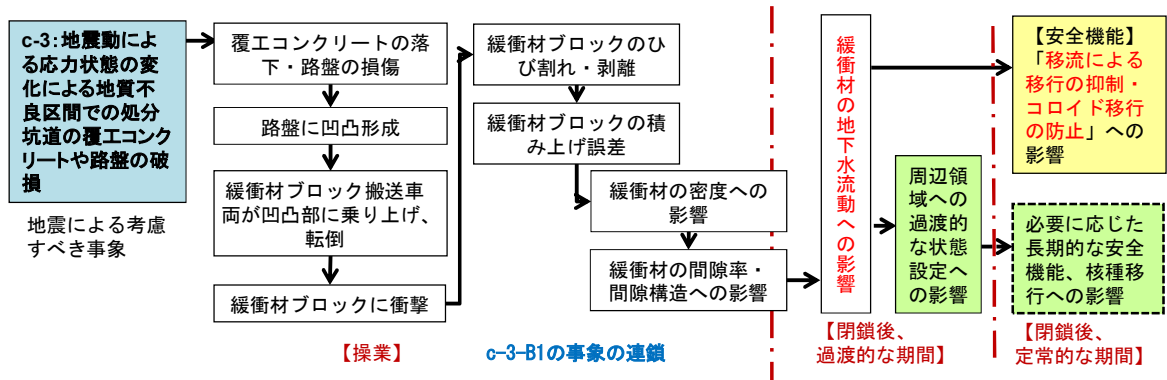


図 3.2-81 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B1)

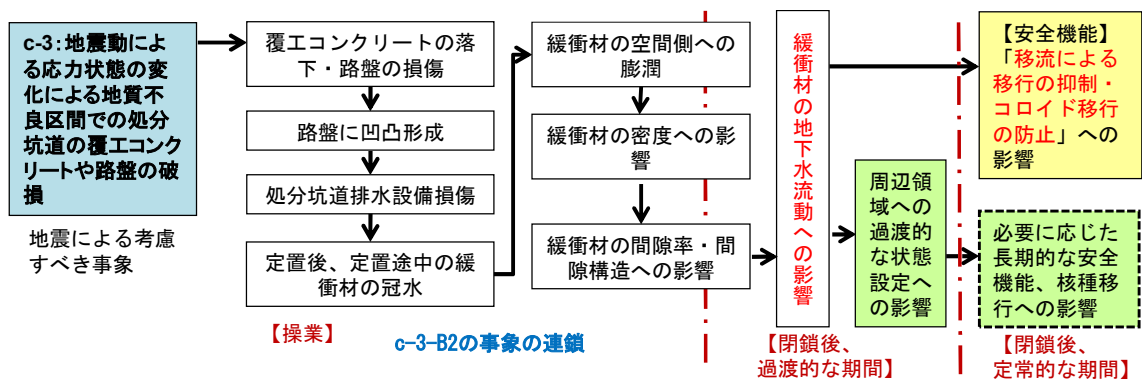


図 3.2-82 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B2)

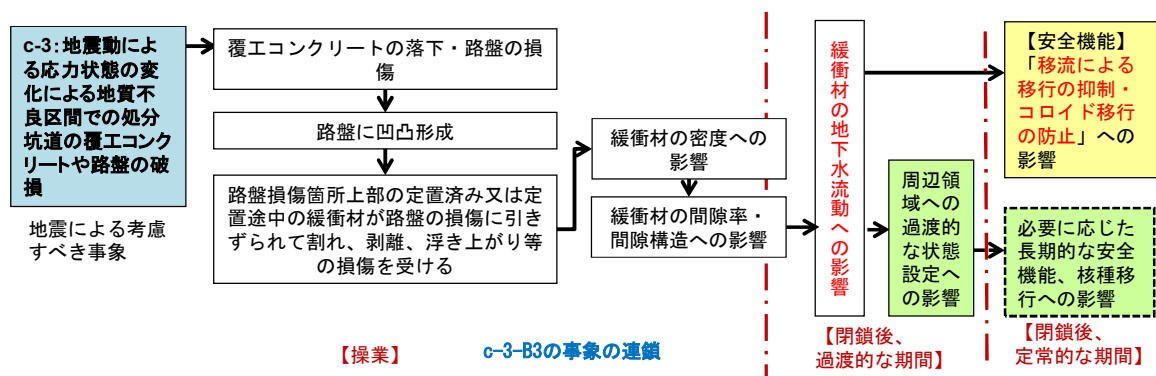


図 3.2-83 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-3-B3)

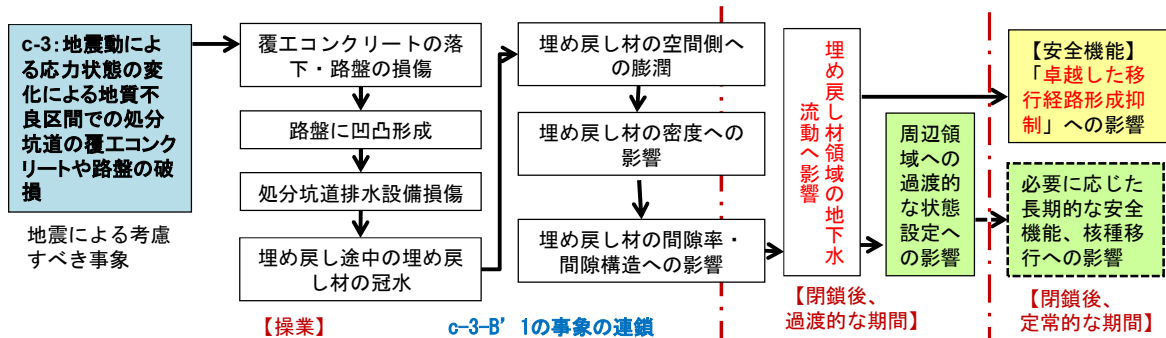


図 3.2-84 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B'1)

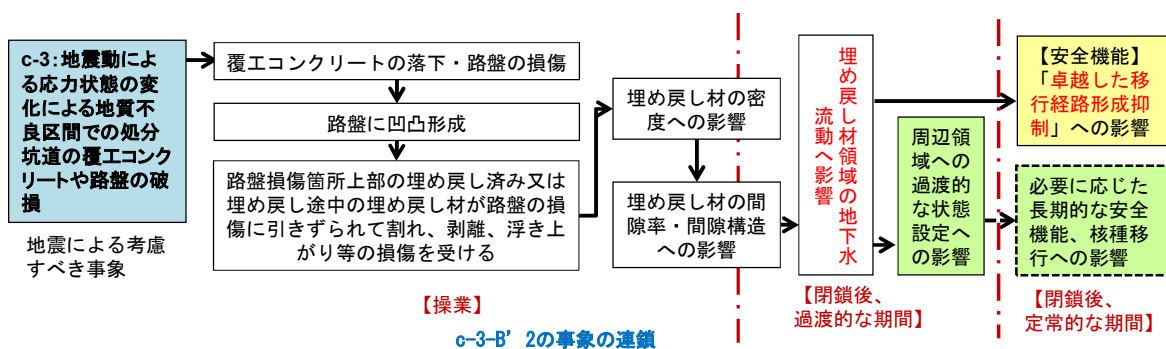


図 3.2-85 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B'2)

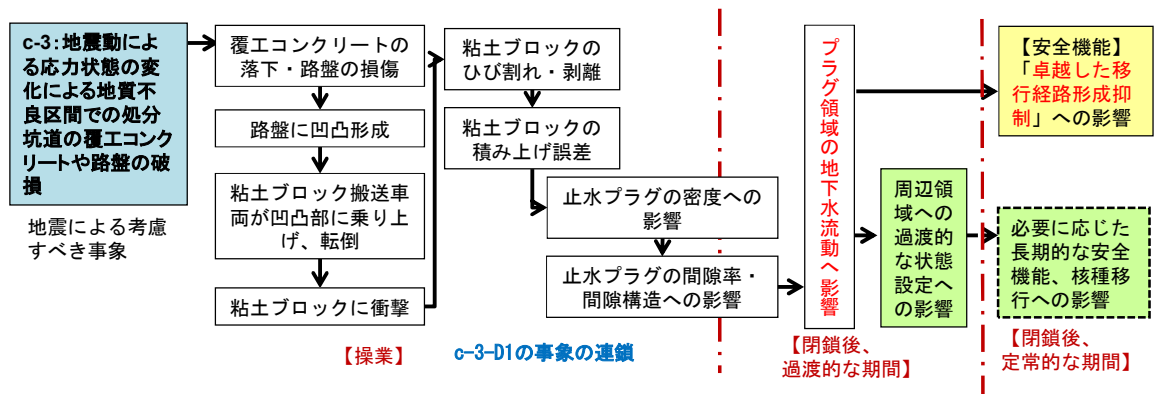


図 3.2-86 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D1)

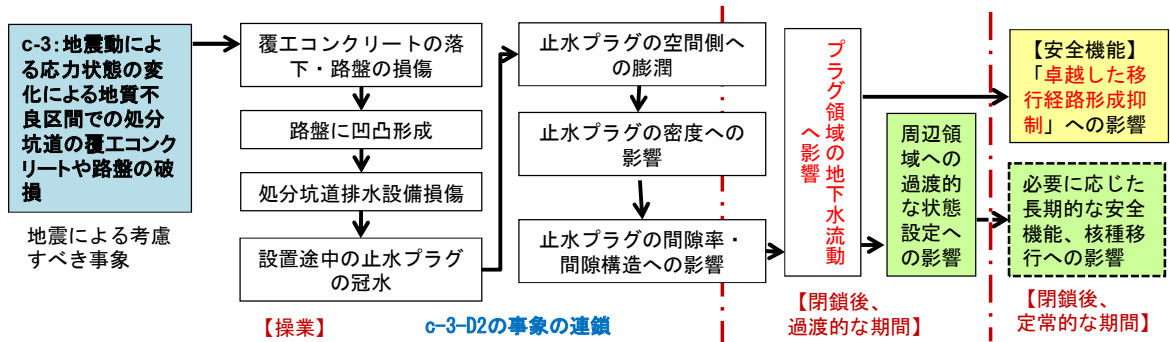


図 3.2-87 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D2)

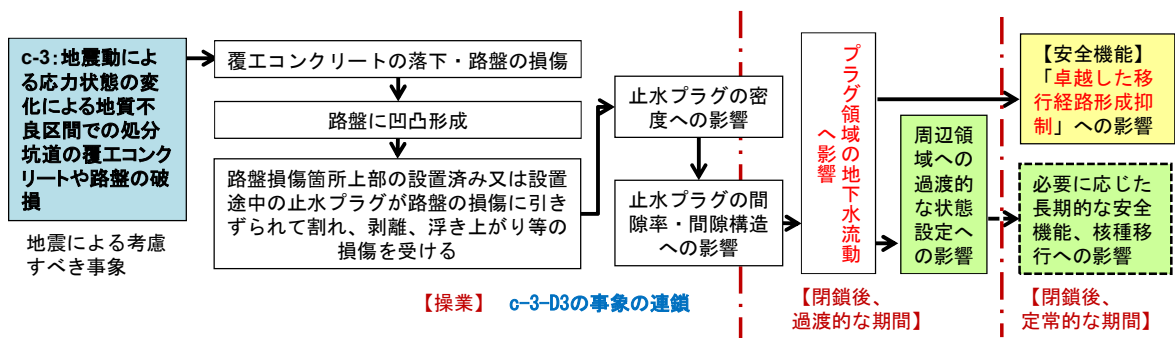


図 3.2-88 操業段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D3)

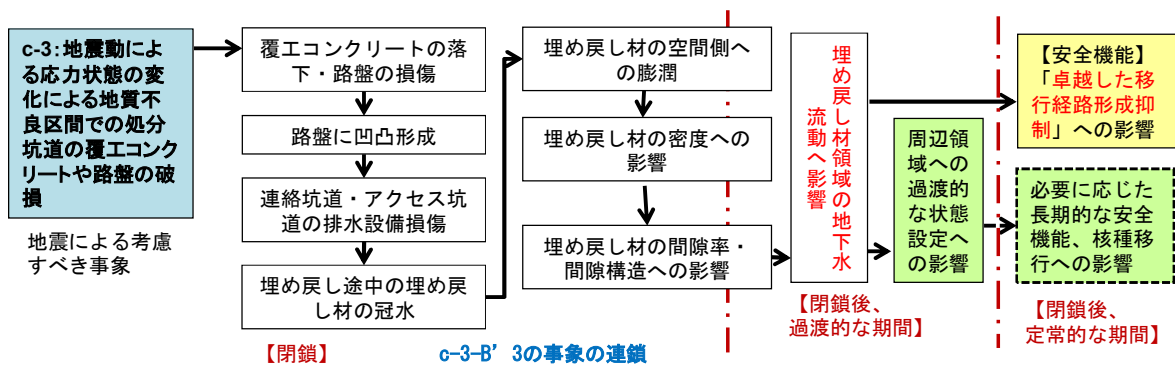


図 3.2-89 閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B'3)

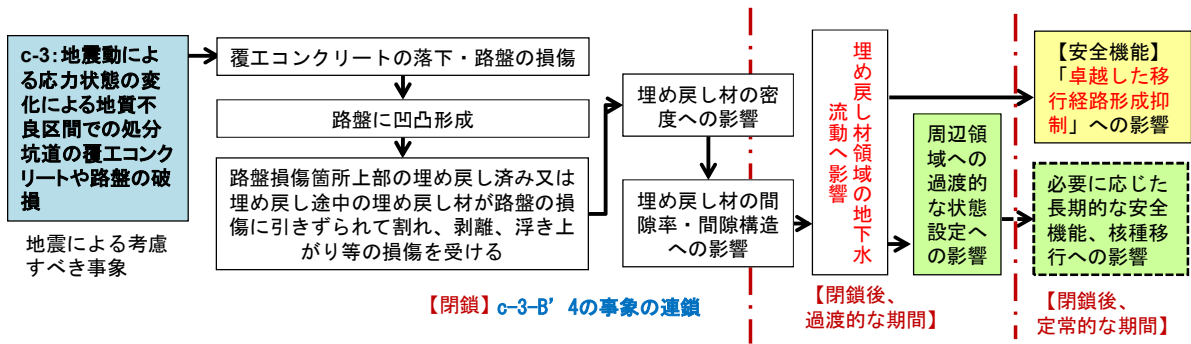


図 3.2-90 閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-3-B'4)

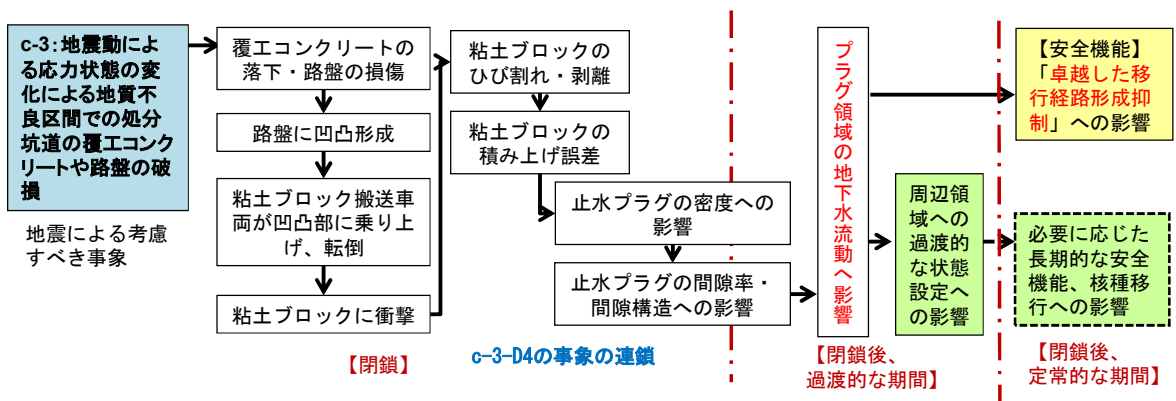


図 3.2-91 閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D4)

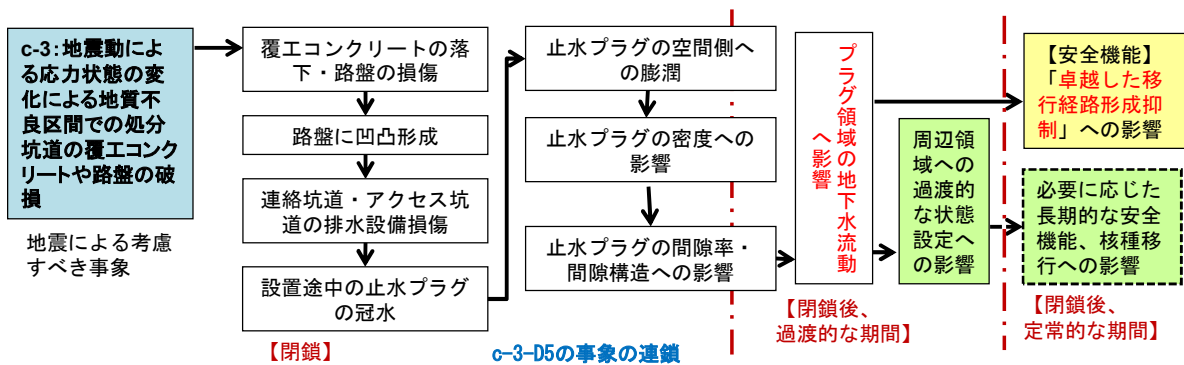


図 3.2-92 閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D5)

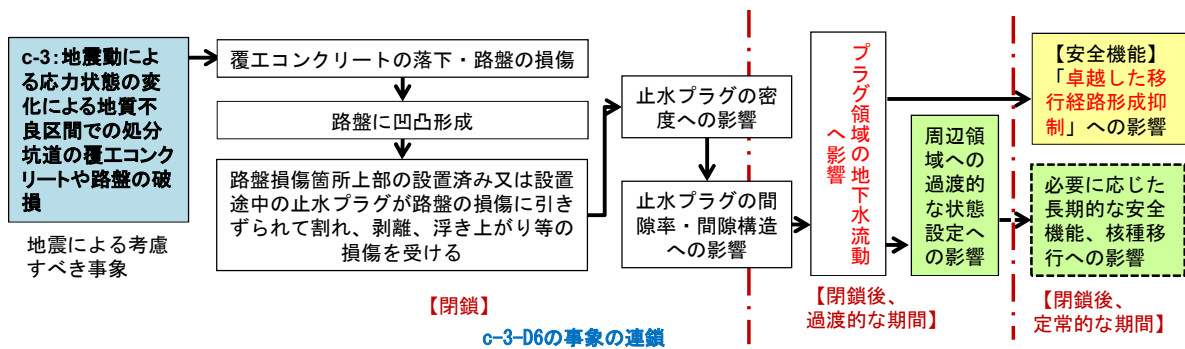


図 3.2-93 閉鎖段階における地質不良区間の覆工コンクリートや路盤の破損による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-3-D6)

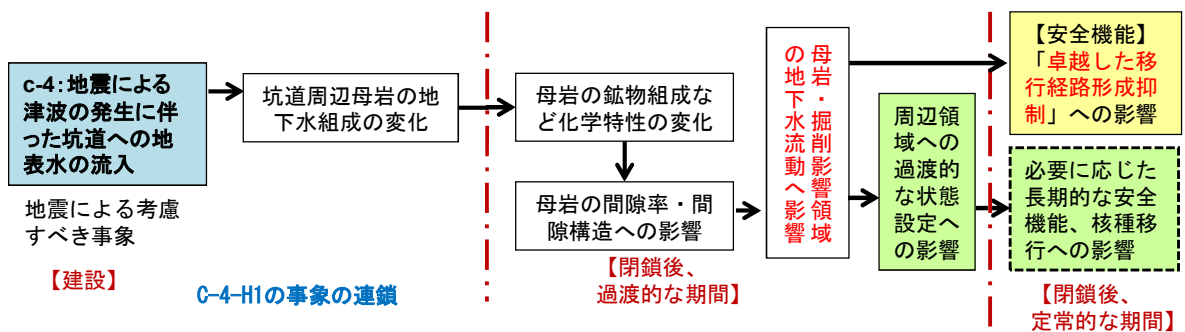


図 3.2-94 建設段階における津波による母岩の特性や安全機能への影響(c-4-H1)

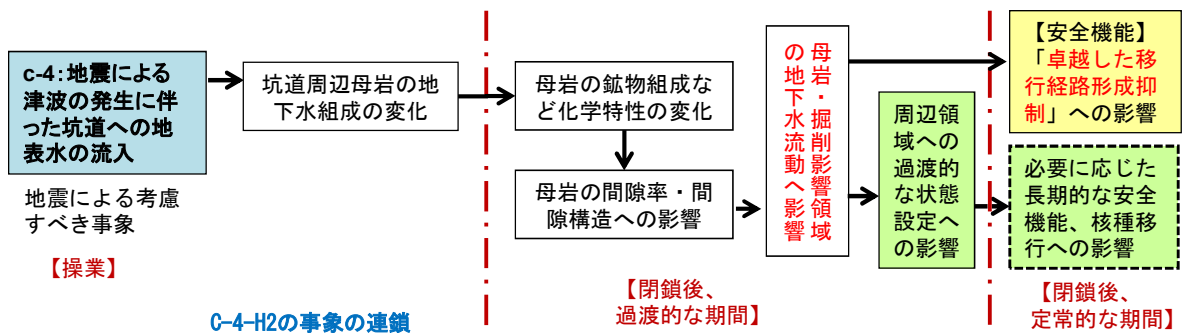


図 3.2-95 操業段階における津波による母岩の特性や安全機能への影響(c-4-H2)

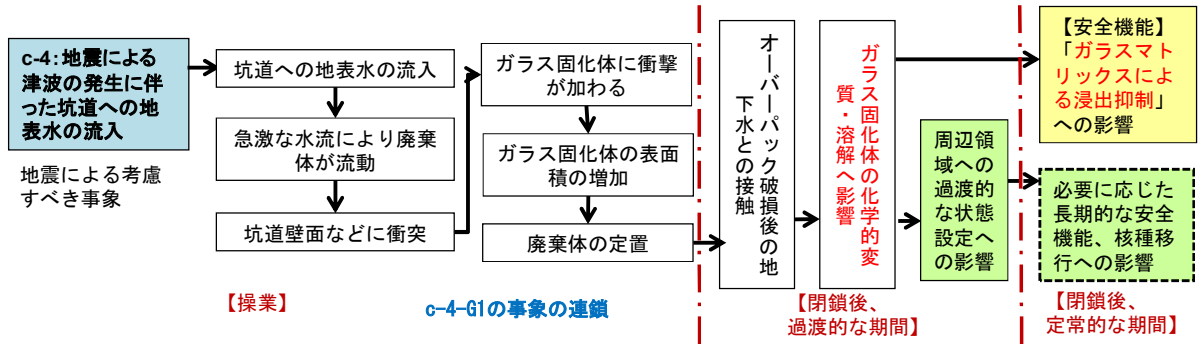


図 3.2-96 操業段階における津波によるガラス固化体の特性や安全機能への影響(c-4-G1)

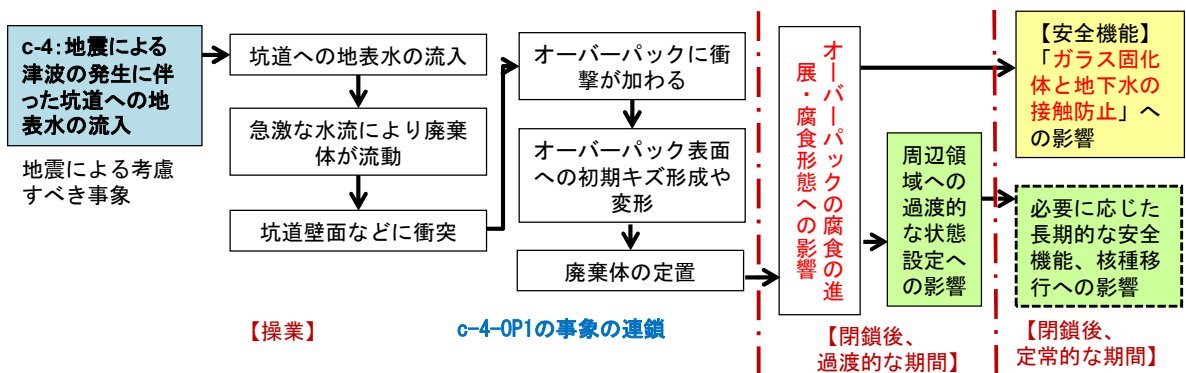


図 3.2-97 操業段階における津波によるオーバーバックの特性や安全機能への影響(c-4-OP1)

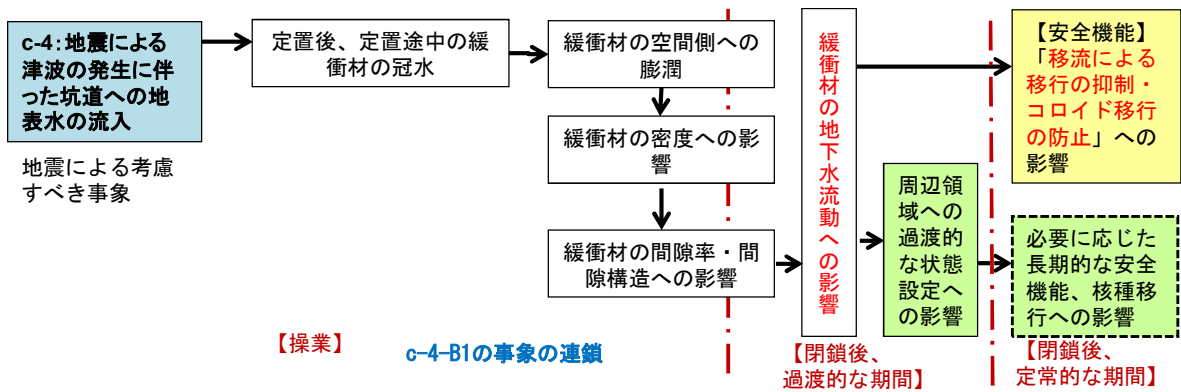


図 3.2-98 操業段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B1)

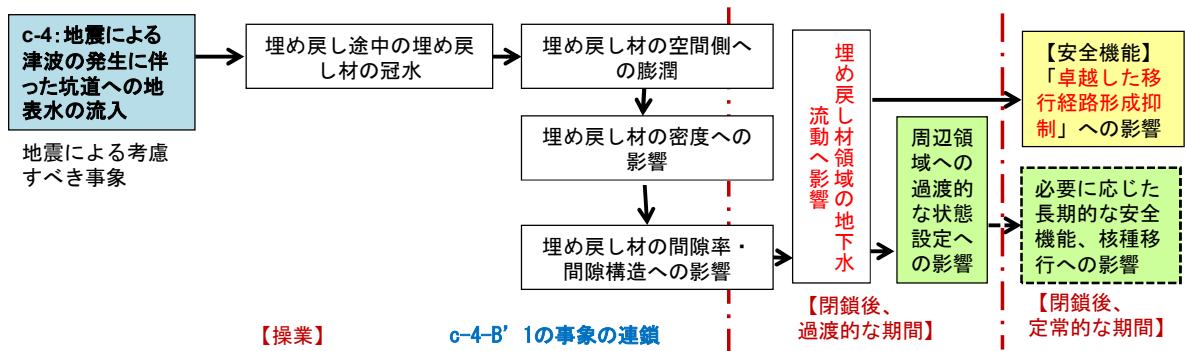


図 3.2-99 操業段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B'1)

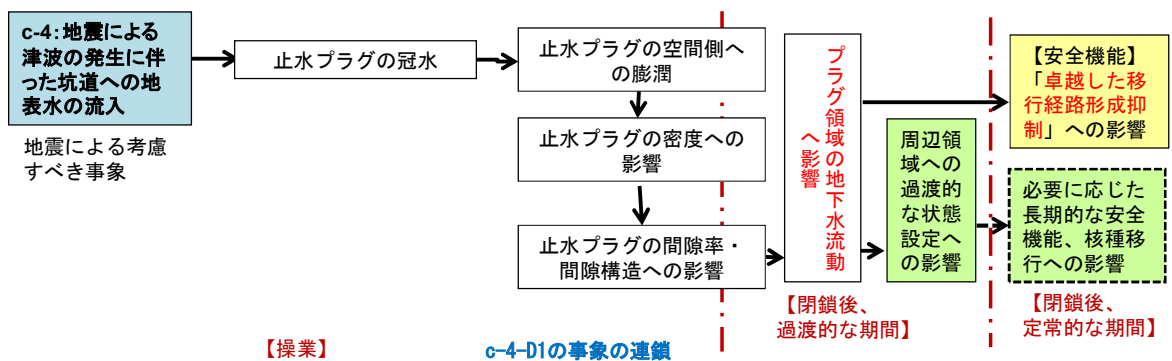


図 3.2-100 操業段階における津波による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-4-D1)

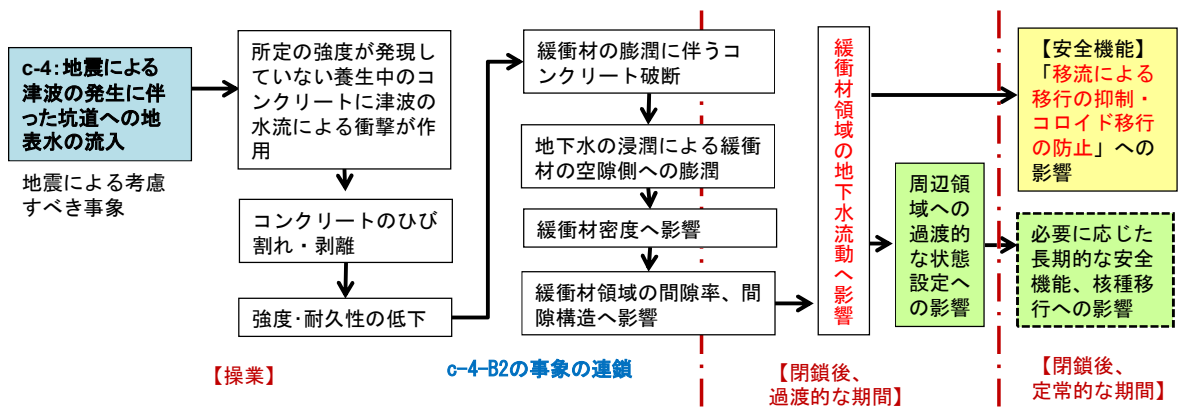


図 3.2-101 操業段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B2)

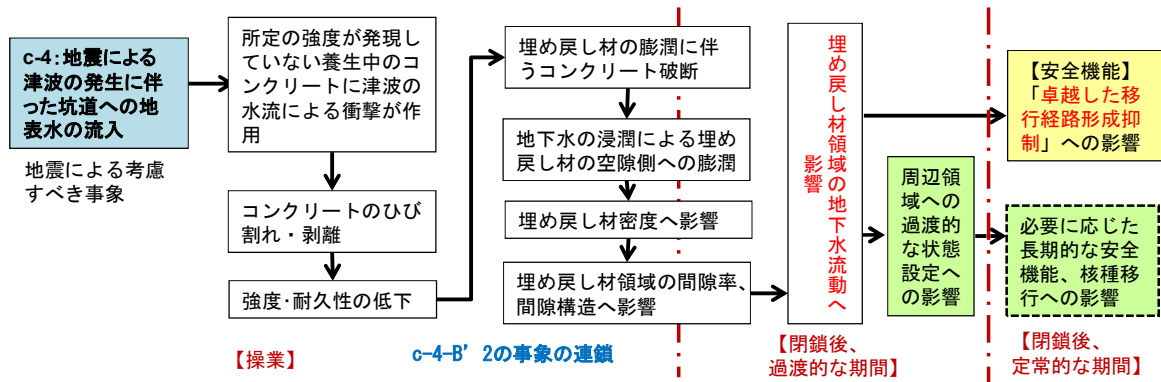


図 3.2-102 操業段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B'2)

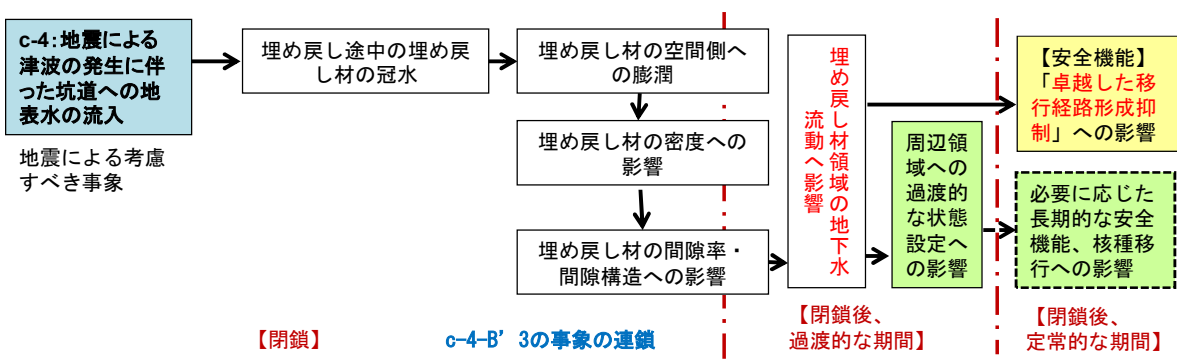


図 3.2-103 閉鎖段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B'3)

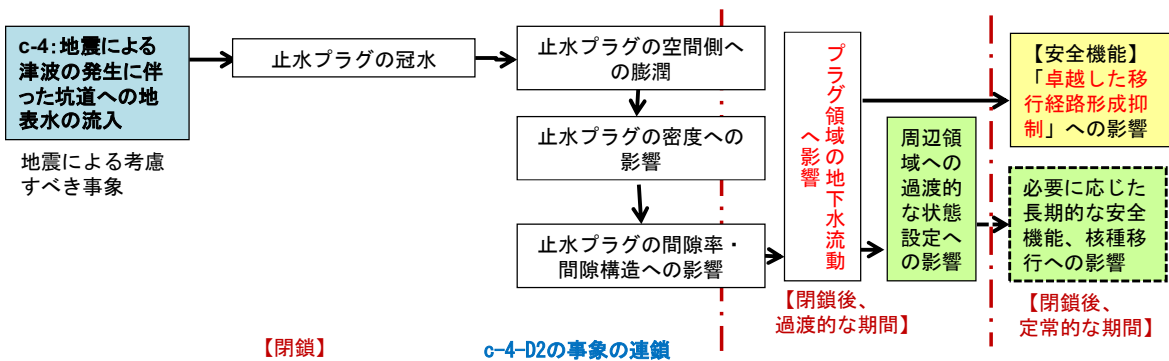


図 3.2-104 閉鎖段階における津波による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-4-D2)

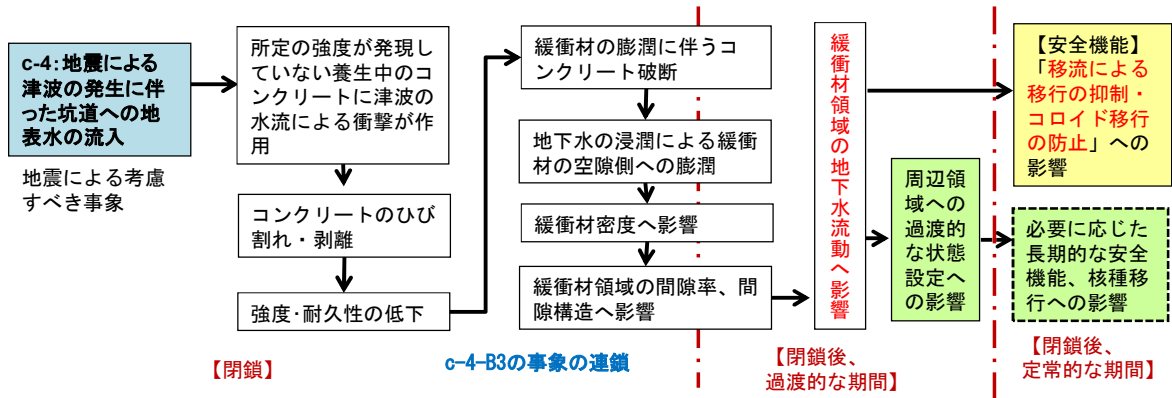


図 3.2-105 閉鎖段階における津波による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-4-B3)

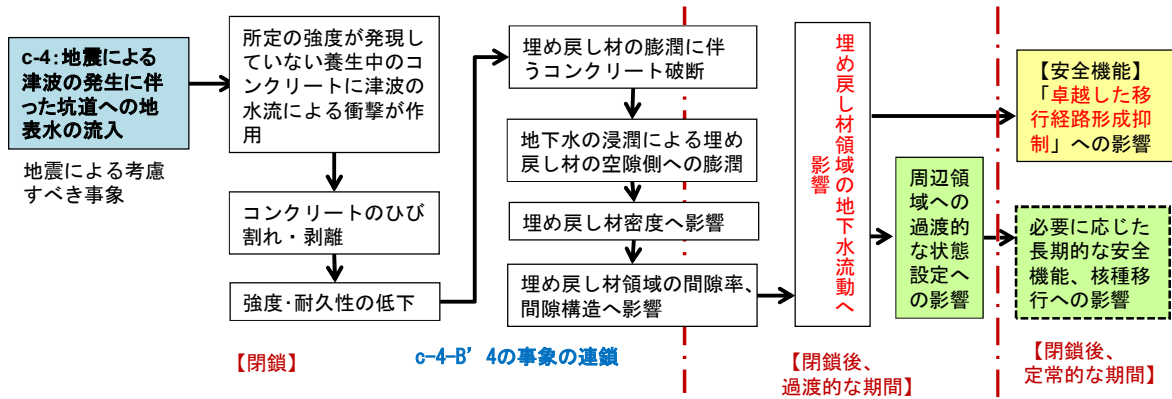


図 3.2-106 閉鎖段階における津波による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-4-B'4)

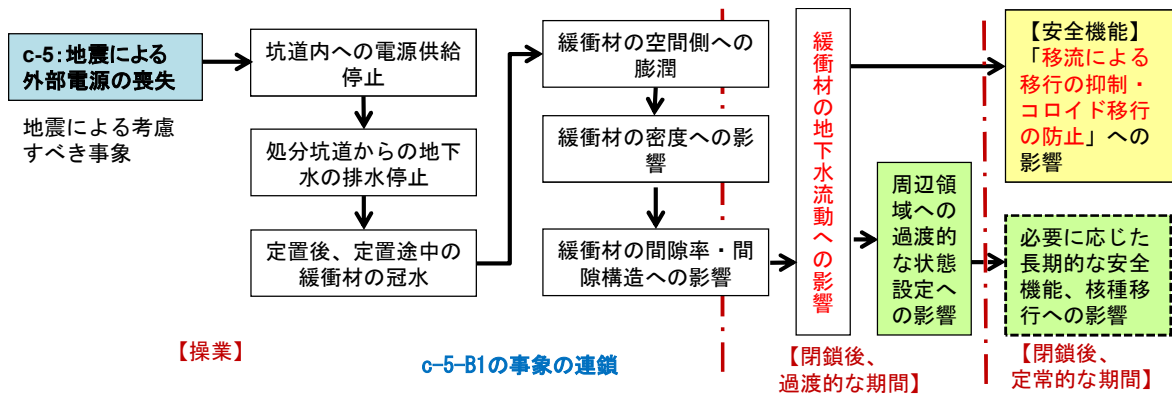


図 3.2-107 操業段階における外部電源喪失による緩衝材の特性や安全機能への影響(c-5-B1)

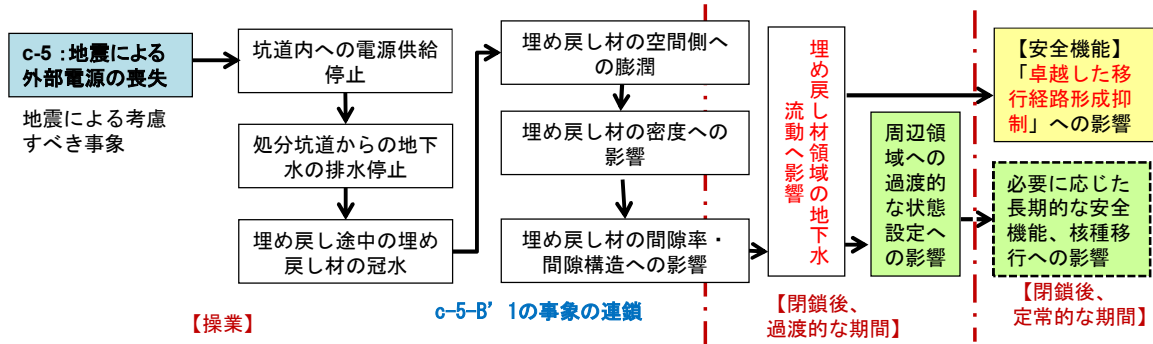


図 3.2-108 操業段階における外部電源喪失による埋め戻し材の特性や安全機能への影響 (c-5-B'1)

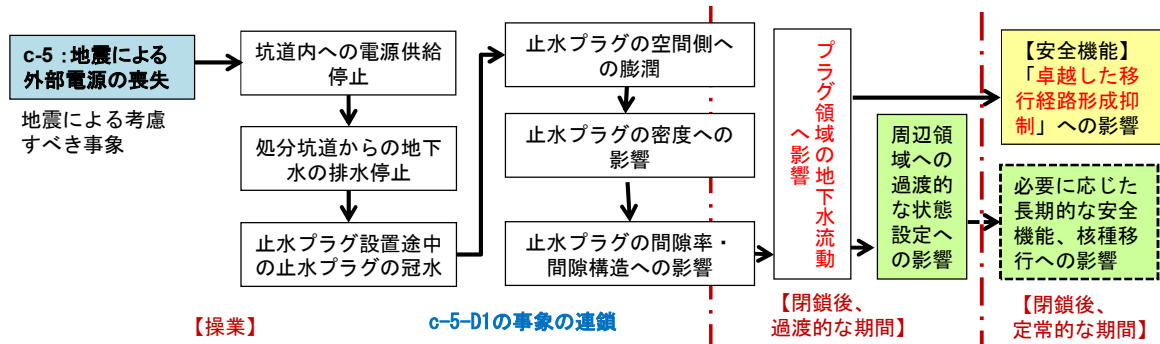


図 3.2-109 操業段階における外部電源喪失による止水プラグの特性や安全機能への影響 (c-5-D1)

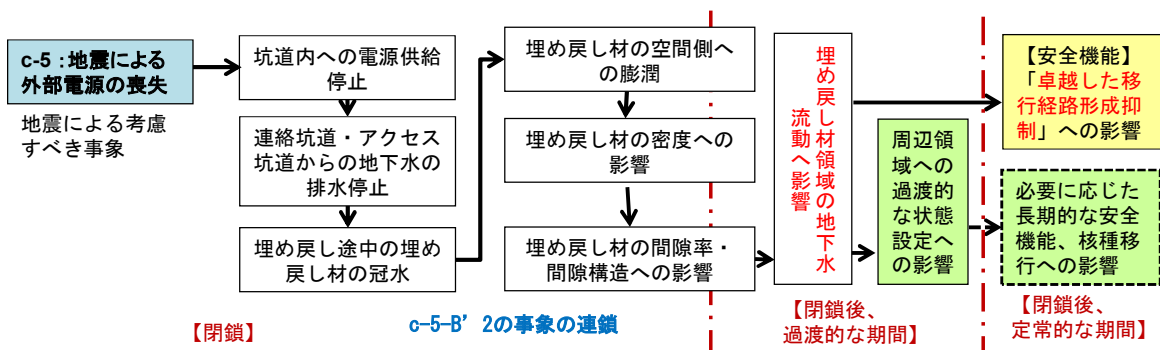


図 3.2-110 閉鎖段階における外部電源喪失による埋め戻し材の特性や安全機能への影響 (c-5-B'2)

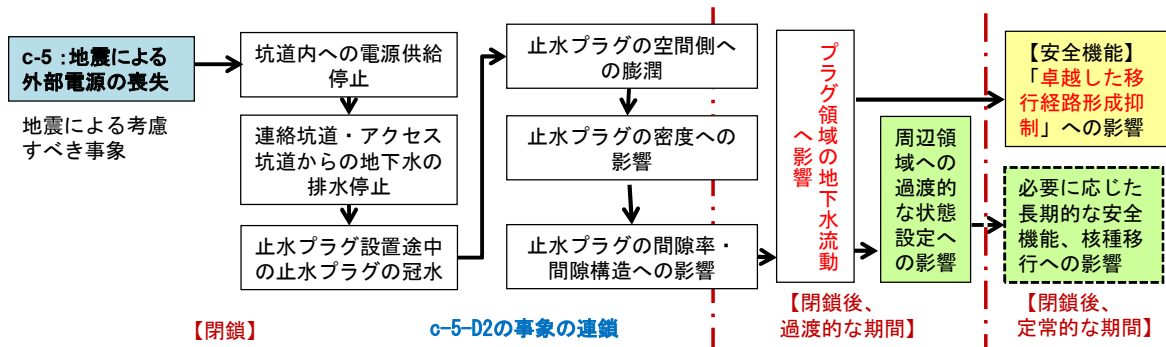


図 3.2-111 閉鎖段階における外部電源喪失による止水プラグの特性や安全機能への影響 (c-5-D2)

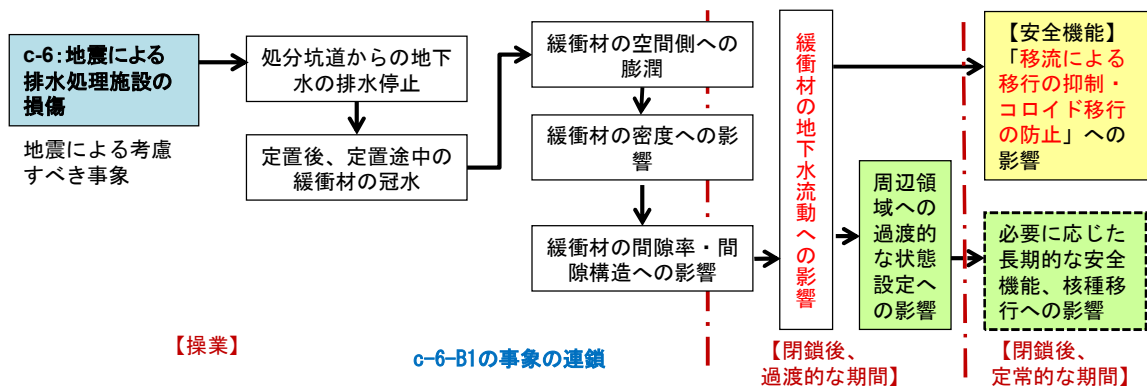


図 3.2-112 操業段階における排水処理施設の損傷による緩衝材の特性や安全機能への影響 (c-6-B1)

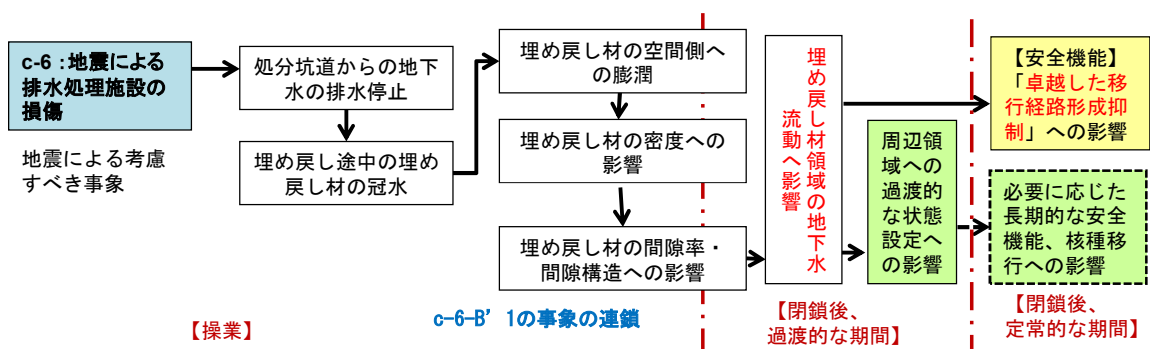


図 3.2-113 操業段階における排水処理施設の損傷による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-6-B'1)

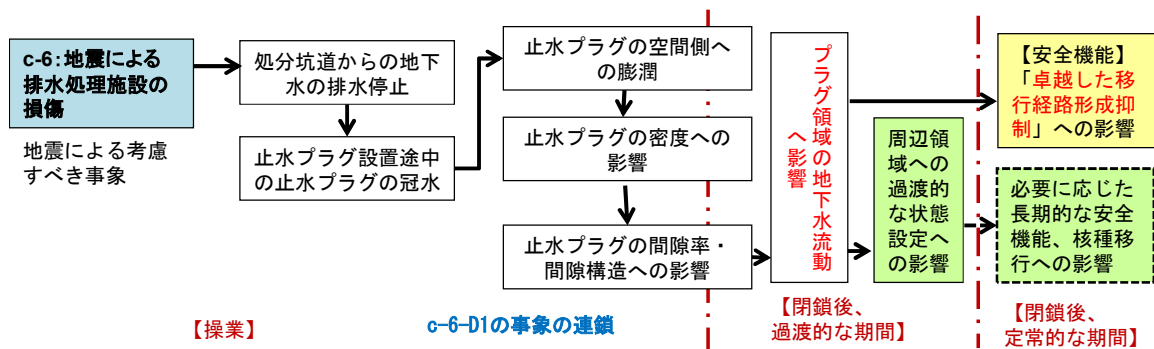


図 3.2-114 作業段階における排水処理施設の損傷による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-6-D1)

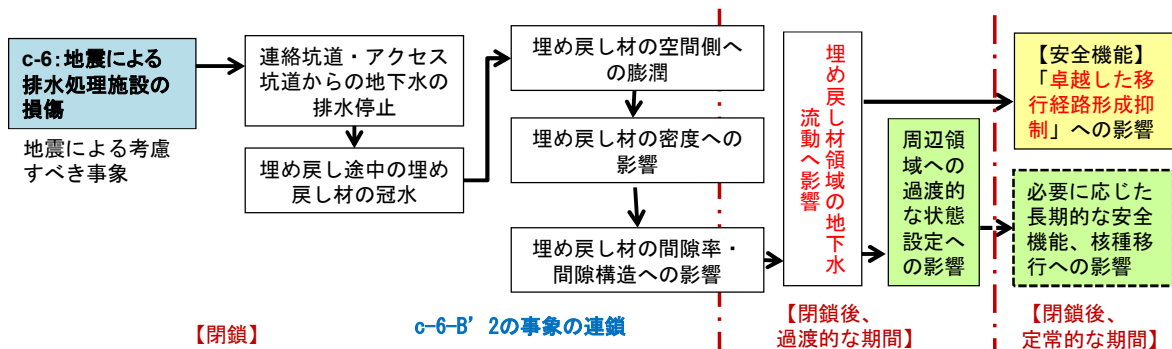


図 3.2-115 閉鎖段階における排水処理施設の損傷による埋め戻し材の特性や安全機能への影響(c-6-B'2)

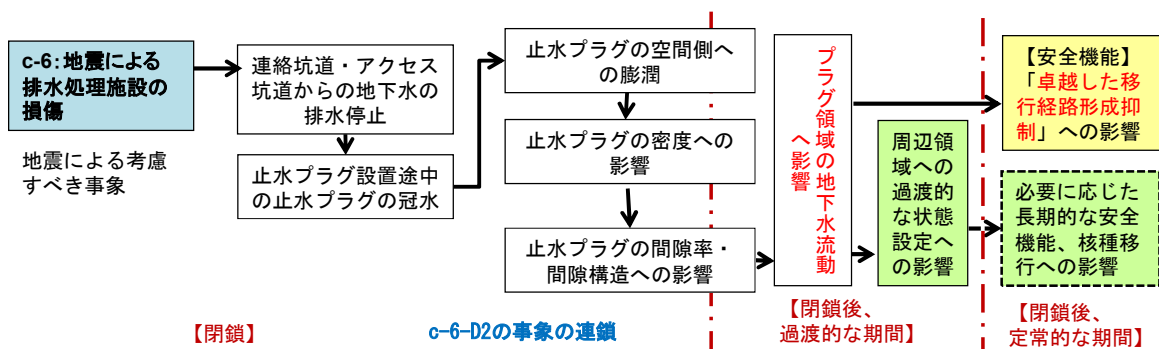


図 3.2-116 閉鎖段階における排水処理施設の損傷による止水プラグの特性や安全機能への影響(c-6-D2)

(4) シナリオの作成

前項で作成した地震による考慮すべき事象とバリア特性や安全機能への影響の関係を成文化し、地震による考慮すべき事象、建設・操業・閉鎖の段階、人工バリア・天然バリアの構成部材ごとにシナリオとして整理した。その結果を表 3.2-4 の地震による考慮すべき事象から安全機能への影響までのシナリオに示した。

表 3.2-4 地震による考慮すべき事象から安全機能への影響までのシナリオ

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ	
地震動による応力状態の変化による地質不良区間での処分坑道の岩盤の崩落【a-1】	建設	母岩	a-1-H1: 処分坑道建設時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		ガラス固化体	a-1-G1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、ガラス固化体に衝撃が加わり、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーパックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
	a-1-G2: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、ガラス固化体が高温にさらされ、ガラス固化体に熱応力が作用し、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーパックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。			
	a-1-G3: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、ガラス固化体が高温にさらされ、ガラス固化体の結晶構造などの化学特性に影響を及ぼすことが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーパックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。			
	操業	オーバーパック	a-1-OP1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、オーバーパックに衝撃が加わり、オーバーパック表面への初期キズ形成や変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーパック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーパックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーパックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
			a-1-OP2: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、オーバーパックが高温にさらされ、オーバーパックが変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーパック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーパックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーパックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
			緩衝材	a-1-B1: 緩衝材ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、緩衝材ブロックに衝撃が加わり、緩衝材ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、緩衝材ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
				a-1-B2: 緩衝材ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、定置途中の緩衝材が高温にさらされ、緩衝材の鉱物組成など化学特性を変化させ、緩衝材の水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
		母岩	a-1-H2: 操業時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		母岩	a-1-H3: 廃棄体・緩衝材ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、処分坑道周辺母岩が高温にさらされ、鉱物組成などの変化、熱応力による亀裂の進展などにより、処分坑道周辺母岩の水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		力学プラグー埋め戻し材	a-1-B' 1: 力学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、力学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼすこと、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
		力学プラグー緩衝材	a-1-B3: 力学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、力学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		止水プラグ	a-1-D1: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
	止水プラグ	a-1-D2: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、設置途中の止水プラグが高温にさらされ、止水プラグの鉱物組成など化学特性を変化させ、止水プラグの水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
	閉鎖	母岩	a-1-H4: 閉鎖時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		母岩	a-1-H5: 埋め戻し材の地下施設への搬送作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道周辺母岩が高温にさらされ、鉱物組成などの変化、熱応力による亀裂の進展などにより、連絡坑道・アクセス周辺母岩の水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		力学プラグー埋め戻し材	a-1-B' 2: 力学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、力学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
		力学プラグー緩衝材	a-1-B4: 力学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、力学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
止水プラグ		a-1-D3: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上	

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ	
地震動に伴った山はねによる応力状態の変化による処分坑道の岩盤の崩落【a-2】			げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
			a-1-D4: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃し、燃料漏れが発生し、引火することが考えられる。その結果、設置途中の止水プラグが高温にさらされ、止水プラグの鉱物組成など化学特性を変化させ、止水プラグの水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
	建設	母岩	a-2-H1: 処分坑道建設時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		ガラス固化体	a-2-G1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、ガラス固化体に衝撃が加わり、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーパックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的性質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
		オーバーパック	a-2-OP1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、廃棄体の定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、オーバーパックに衝撃が加わり、オーバーパック表面への初期キズ形成や変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーパック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーパックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーパックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
		緩衝材	a-2-B1: 緩衝材ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、緩衝材ブロックに衝撃が加わり、緩衝材ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、緩衝材ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
		操業	母岩	a-2-H2: 操業時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			カ学プラグー埋め戻し材	a-2-B'1: カ学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、カ学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧がカ学プラグに作用することで、カ学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
			カ学プラグー緩衝材	a-2-B2: カ学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、カ学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧がカ学プラグに作用することで、カ学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
			止水プラグ	a-2-D1: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
	閉鎖	母岩	a-2-H3: 閉鎖時に岩盤の崩落が発生すると、坑道の掘削形状が拡大する。拡大部は円形坑道に比べ、地圧による応力集中が生じやすいため、亀裂の進展などによる坑道周辺地層の堆積膨張が生じることが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の	

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ		
地震動に伴った坑道周辺岩盤の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化【a-3】	建設		安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。		
		カ学プラグー埋め戻し材	a-2-B'2: カ学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、カ学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧がカ学プラグに作用することで、カ学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。		
		カ学プラグー緩衝材	a-2-B3: カ学プラグ設置作業時に岩盤の崩落が発生し、養生中のコンクリートに直撃した場合、コンクリートに衝撃が加わることで、カ学プラグの強度・耐久性が低下することが考えられる。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧がカ学プラグに作用することで、カ学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。		
		止水プラグ	a-2-D2: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時、定置作業時に岩盤の崩落が発生すると、搬送作業や定置作業に用いる機械に崩落物が直撃することが考えられる。その結果、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。		
	操業	建設	母岩	a-3-H1: 地震動に伴い、開放されている処分坑道の岩盤の亀裂が進展する。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
			母岩	a-3-H2: 地震動に伴い、開放されている処分坑道の岩盤の亀裂が進展する。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
			緩衝材	a-3-B1: 地震動に伴い、開放されている処分坑道の岩盤の亀裂が進展すると、母岩の水理特性、地下水流動現象に影響を及ぼす可能性がある。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、緩衝材の定置作業時に再冠水による緩衝材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
			埋め戻し材	a-3-B'1: 地震動に伴い、開放されている処分坑道の岩盤の亀裂が進展すると、母岩の水理特性、地下水流動現象に影響を及ぼす可能性がある。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、処分坑道埋め戻し作業時に再冠水による埋め戻し材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		操業	止水プラグ	a-3-D1: 地震動に伴い、開放されている処分坑道の岩盤の亀裂が進展すると、母岩の水理特性、地下水流動現象に影響を及ぼす可能性がある。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、止水プラグの設置作業時に再冠水による止水プラグが空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグの地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
			閉鎖	母岩	a-3-H3: 地震動に伴い、開放されている連絡坑道・アクセス坑道の岩盤の亀裂が進展する。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
				埋め戻し材	a-3-B'2: 地震動に伴い、開放されている連絡坑道・アクセス坑道の岩盤の亀裂が進展すると、母岩の水理特性、地下水流動現象に影響を及ぼす可能性がある。その結果、連絡坑道・アクセス坑道内の湧水量が増加し、連絡坑道・アクセス坑道埋め戻し作業時に再冠水による埋め戻し材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
				止水プラグ	a-3-D2: 地震動に伴い、開放されている連絡坑道・アクセス坑道の岩盤の亀裂が進展すると、母岩の水理特性、地下水流動現象に影響を及ぼす可能性がある。その結果、連絡坑道・アクセス坑道内の湧水量が増加し、止水プラグの設置作業時に再冠水による止水プラグが空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグの地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響す

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
			る可能性がある。
地震動に伴った坑道周辺岩盤の水圧変化、地下水流動特性の変化【a-4】	建設	母岩	a-4-H1:地震動に伴い、処分坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		母岩	a-4-H2:地震動に伴い、処分坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		緩衝材	a-4-B1:地震動に伴い、処分坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、緩衝材の定置作業時に再冠水による緩衝材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
	操業	埋め戻し材	a-4-B'1:地震動に伴い、処分坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、処分坑道埋め戻し作業時に再冠水による埋め戻し材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	a-4-D1:地震動に伴い、処分坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、処分坑道内の湧水量が増加し、止水プラグの設置作業時に再冠水による止水プラグが空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグの地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		母岩	a-4-H3:地震動に伴い、連絡坑道・アクセス坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、掘削影響領域が拡大し、間隙率・間隙構造へ影響し、さらに水理特性に影響することが考えられる。処分場閉鎖後、母岩の地下水流動へ影響し、母岩の安全機能「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	閉鎖	埋め戻し材	a-4-B'2:地震動に伴い、連絡坑道・アクセス坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道内の湧水量が増加し、連絡坑道・アクセス坑道埋め戻し作業時に再冠水による埋め戻し材が空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	a-4-D2:地震動に伴い、連絡坑道・アクセス坑道周辺母岩の応力状態が一時的に変化し、母岩の地下水流動現象に影響を及ぼすことが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道内の湧水量が増加し、止水プラグの設置作業時に再冠水による止水プラグが空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグの地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
キャスク(廃棄体の輸送容器)の運搬積み替え作業時、廃棄体の定置作業時の地震動による落下【b-1】	操業	ガラス固化体	b-1-G1:廃棄体の地下施設への輸送作業時、廃棄体の定置作業時に地震動が発生した場合、廃棄体が輸送機械や定置機械から落下することが考えられる。その結果、ガラス固化体に衝撃が加わり、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーバックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
		オーバーバック	b-1-OP1:廃棄体の地下施設への輸送作業時、廃棄体の定置作業時に地震動が発生した場合、廃棄体が輸送機械や定置機械から落下することが考えられる。その結果、オーバーバックに衝撃が加わり、オーバーバック表面への初期キズ形成や変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーバック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーバックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーバックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。
緩衝材ブロックの運搬・積み替え作業時、定置作業時の地震動による緩衝材ブロックの落下【b-2】	操業	緩衝材	b-2-B1:緩衝材ブロックの地下施設への輸送作業時、緩衝材の定置作業時に地震動が発生した場合、緩衝材ブロックが落下することが考えられる。その結果、緩衝材ブロックに衝撃が加わり、緩衝材ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、緩衝材ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
止水プラグの粘土ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による粘土ブロックの落下【b-3】	操業	止水プラグ	b-3-D1: 粘土ブロックの地下施設への輸送作業時、止水プラグの定置作業時に地震動が発生した場合、粘土ブロックが落下することが考えられる。その結果、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【b-4】	操業	緩衝材	b-4-B1: 緩衝材定置作業時に地震が発生した場合、定置済みあるいは定置途中の緩衝材が、地震動により割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【b-5】	操業	埋め戻し材	b-5-B' 1: 処分坑道の埋め戻し作業時に地震が発生した場合、転圧済みあるいは転圧途中の埋め戻し材が、地震動により、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	閉鎖	埋め戻し材	b-5-B' 2: 連絡坑道・アクセス坑道の埋め戻し作業時に地震が発生した場合、転圧済みあるいは転圧途中の埋め戻し材が、地震動により、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【b-6】	操業	止水プラグ	b-6-D1: 止水プラグの設置作業時に地震が発生した場合、設置済みあるいは設置途中の粘土ブロックが、地震動により割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	閉鎖	止水プラグ	b-6-D2: 止水プラグの設置作業時に地震が発生した場合、設置済みあるいは設置途中の粘土ブロックが、地震動により割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損(ひび割れ、剥離)【b-7】	操業	力学プラグ→緩衝材	b-7-B1: 力学プラグ設置作業時に地震が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに地震動が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		力学プラグ→埋め戻し材	b-7-B' 1: 力学プラグ設置作業時に地震が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに地震動が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。その結果、地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
	閉鎖	力学プラグ→緩衝材	b-7-B2: 力学プラグ設置作業時に地震が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに地震動が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		力学プラグ→埋め戻し材	b-7-B' 2: 力学プラグ設置作業時に地震が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに地震動が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。その結果、地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
			し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞【c-1】	操業	緩衝材	c-1-B1: 坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞が発生した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、定置済みの緩衝材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		埋め戻し材	c-1-B' 1: 坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞が発生した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-1-D1: 坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞が発生した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	閉鎖	埋め戻し材	c-1-B' 2: 坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞が発生した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-1-D2: 坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞が発生した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損【c-2】	操業	緩衝材
埋め戻し材			c-2-B' 1: 坑口部で覆工コンクリートが破損した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
止水プラグ			C-2-D1: 坑口部で覆工コンクリートが破損した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
閉鎖		埋め戻し材	c-2-B' 2: 坑口部で覆工コンクリートが破損した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-2-D2: 坑口部で覆工コンクリートが破損した場合、排水管の破損や坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
地震動による応力状態の変化による地質不良区間の処分坑道の覆工コンクリートや路盤の破損【c-3】	操業	ガラス固化体	c-3-G1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時に処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、搬送車両が乗り上げ、転倒することで、ガラス固化体に衝撃が加わり、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーパックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
		オーバーパック	c-3-OP1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時に処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、搬送車両が乗り上げ、転倒することで、オーバーパックに衝撃が加わり、オーバーパック表面への初期キズ形成や変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーパック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーパックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーパックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		緩衝材	c-3-B1: 緩衝材ブロックの地下施設への搬送作業時に処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、搬送車両が乗り上げ、転倒することで、緩衝材ブロックに衝撃が加わり、緩衝材ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、緩衝材ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
			c-3-B2: 処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、地下水の排水設備が損傷する可能性がある。その結果、処分坑道からの排水が停止し、定置済みの緩衝材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
			c-3-B3: 緩衝材定置作業時に処分坑道の路盤の損傷が発生した場合、路盤損傷箇所上部の定置済みあるいは定置途中の緩衝材が、路盤の損傷に引きずられ、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		埋め戻し材	c-3-B' 1: 処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、地下水の排水設備が損傷する可能性がある。その結果、処分坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-B' 2: 処分坑道の閉塞作業時に処分坑道の路盤の損傷が発生した場合、路盤損傷箇所上部の埋め戻し済みあるいは埋め戻し途中の埋め戻し材が、路盤の損傷に引きずられ、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-3-D1: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時に処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、搬送車両が乗り上げ、転倒することで、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、粘土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-D2: 処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、地下水の排水設備が損傷する可能性がある。その結果、処分坑道からの排水が停止し、設置済みの止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-D3: 止水プラグ設置作業時に処分坑道の路盤の損傷が発生した場合、路盤損傷箇所上部の設置済みあるいは設置途中の粘土ブロックが、路盤の損傷に引きずられ、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
地震による津波の発生に伴った坑道への地表水の流入【c-4】	閉鎖	埋め戻し材	c-3-B' 3: 連絡坑道・アクセス坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、地下水の排水設備が損傷する可能性がある。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、連絡坑道・アクセス坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-B' 4: 連絡坑道・アクセス坑道の閉塞作業時に連絡坑道・アクセス坑道の路盤の損傷が発生した場合、路盤損傷箇所上部の埋め戻し済みあるいは埋め戻し途中の埋め戻し材が、路盤の損傷に引きずられ、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-3-D4: 粘土ブロックの地下施設への搬送作業時に処分坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、搬送車両が乗り上げ、転倒することで、粘土ブロックに衝撃が加わり、粘土ブロックのひび割れ・剥離が生じる。さらに、田土ブロック定置時の積み上げ誤差が生じ、ブロック間に隙間が生じる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-D5: 連絡坑道・アクセス坑道の覆工コンクリートの破損によるコンクリート片の崩落や路盤の破損が発生すると、路盤に凹凸が生じ、地下水の排水設備が損傷する可能性がある。その結果、処分坑道からの排水が停止し、設置済みの止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-3-D6: 止水プラグ設置作業時に連絡坑道・アクセス坑道の路盤の損傷が発生した場合、路盤損傷箇所上部の設置済みあるいは設置途中の粘土ブロックが、路盤の損傷に引きずられ、割れ、剥離、浮き上がりなどの損傷を受ける可能性がある。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			c-4-H1: 津波の発生に伴い、地表水が坑道に流入すると、坑道周辺母岩の塩分濃度など地下水組成に影響を及ぼす。その結果、母岩の鉱物組成などの化学特性が変化し、母岩の間隙率・間隙構造、水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。
	操業	母岩	c-4-H2: 津波の発生に伴い、地表水が坑道に流入すると、坑道周辺母岩の塩分濃度など地下水組成に影響を及ぼす。その結果、母岩の鉱物組成などの化学特性が変化し、母岩の間隙率・間隙構造、水理特性に影響を及ぼすことが考えられる。
		ガラス固化体	C-4-G1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、定置作業時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、急激な水流により廃棄体が流動し、坑道壁面などに衝突する可能性があると考えられる。その結果、ガラス固化体に衝撃が加わり、ガラス固化体の表面積が増加することが考えられる。廃棄体を定置し、処分場閉鎖後にオーバーバックが破損し、地下水と接触し、ガラス固化体の化学的変質・溶解へ影響する可能性がある。そして、ガラス固化体の安全機能である「ガラスマトリックスによる浸出抑制」に影響を及ぼす可能性がある。
		オーバーバック	C-4-OP1: 廃棄体の地下施設への搬送作業時、定置作業時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、急激な水流により廃棄体が流動し、坑道壁面などに衝突する可能性があると考えられる。その結果、オーバーバックに衝撃が加わり、オーバーバック表面への初期キズ形成や変形することが考えられる。廃棄体を定置し処分場閉鎖後に、オーバーバック周囲の地下水組成や応力状態、温度条件に依存して、オーバーバックの腐食形態や腐食の進展に影響を及ぼすことが考えられる。更にオーバーバックの安全機能である「ガラス固化体と地下水の接触防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		緩衝材	C-4-B1: 緩衝材定置作業時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、定置済みの緩衝材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		埋め戻し材	C-4-B' 1: 処分坑道閉塞作業時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ	
		止水プラグ	C-4-D1: 止水プラグ設置時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、設置済みの止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		力学プラグー緩衝材	c-4-B2: 力学プラグ設置作業時に津波が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに津波の水流による衝撃が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
		力学プラグー埋め戻し材	c-4-B' 2: 力学プラグ設置作業時に津波が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに津波の水流による衝撃が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。その結果、地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
	閉鎖	埋め戻し材	C-4-B' 3: 連絡坑道・アクセス坑道閉塞作業時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、連絡坑道・アクセス坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		止水プラグ	C-4-D1: 止水プラグ設置時に津波の発生に伴った地表水の坑道への流入が発生すると、設置済みの止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	
		力学プラグー緩衝材	c-4-B3: 力学プラグ設置作業時に津波が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに津波の水流による衝撃が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。地下水の浸潤に伴い、緩衝材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、緩衝材が空隙側に膨潤し、緩衝材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、緩衝材領域の地下水流動に影響を及ぼし、緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。	
		力学プラグー埋め戻し材	c-4-B' 4: 力学プラグ設置作業時に津波が発生し、所定の強度が発現していない養生中のコンクリートに津波の水流による衝撃が作用した場合、コンクリートにひび割れ・剥離が生じ、力学プラグの強度・耐久性が低下する可能性がある。その結果、地下水の浸潤に伴い、埋め戻し材が膨潤し、その膨潤圧が力学プラグに作用することで、力学プラグが破損し、埋め戻し材が空隙側に膨潤し、埋め戻し材の密度・間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。さらに、埋め戻し材領域の地下水流動に影響を及ぼし、埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響を及ぼす可能性がある。	
	地震による外部電源の喪失【c-5】	操業	緩衝材	c-5-B1: 地震により外部電源が喪失し、坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、定置済みの緩衝材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
			埋め戻し材	c-5-B' 1: 地震により外部電源が喪失し、坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
			止水プラグ	c-5-D1: 地震により外部電源が喪失し、坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。

考慮すべき事象	段階	構成部材	シナリオ
地震による排水処理施設の損傷【c-6】	閉鎖	埋め戻し材	c-5-B' 2: 地震により外部電源が喪失し、坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-5-D2: 地震により外部電源が喪失し、坑道内への電源供給が停止することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	操業	緩衝材	c-6-B1: 地震により排水処理施設が損傷することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、定置済みの緩衝材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、緩衝材の密度に影響を及ぼし、緩衝材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に緩衝材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに緩衝材の安全機能である「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止」に影響を及ぼす可能性がある。
		埋め戻し材	c-6-B' 1: 地震により排水処理施設が損傷することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
		止水プラグ	c-6-D1: 地震により排水処理施設が損傷することが考えられる。その結果、処分坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
	閉鎖	埋め戻し材	c-6-B' 2: 地震により排水処理施設が損傷することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、処分坑道閉塞作業途中の埋め戻し材が冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、埋め戻し材の密度に影響を及ぼし、埋め戻し材の間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に埋め戻し材領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに埋め戻し材の安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。
止水プラグ		c-6-D2: 地震により排水処理施設が損傷することが考えられる。その結果、連絡坑道・アクセス坑道からの排水が停止し、止水プラグ設置作業途中の止水プラグが冠水し、空隙側へ膨潤することが考えられる。その結果、止水プラグの密度に影響を及ぼし、止水プラグの間隙率・間隙構造に影響を及ぼす可能性がある。処分場閉鎖後に止水プラグ領域の地下水流動へ影響を及ぼす可能性がある。さらに止水プラグの安全機能である「卓越した移行経路形成抑制」に影響する可能性がある。	

3.2.4 まとめ

HLW および TRU 廃棄物の地層処分では、人工バリアと天然バリア（地質媒体）を適切に組み合わせたシステムにより、数万年以上の長期的な安全性を確保する必要がある。そのためには、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計や処分場の建設・操業・閉鎖段階で採用される工学技術により、人工バリアと天然バリアを含めた処分システムが適切に機能することが必要である。そこで、地層処分の安全評価では、処分場の建設・操業・閉鎖段階において採用される工学技術適用上のヒューマンエラーが発生した場合や、建設・操業・閉鎖段階において地質・気候関連事象が発生した場合の人工バリアやその周辺母岩の特性（THMC）や安全機能に与える影響を評価することが重要となる。

処分場の建設・操業・閉鎖段階における工学技術適用上のヒューマンエラーによる人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能への影響に関するシナリオ整備については、平成 22 年度および平成 23 年度において、HLW、TRU 廃棄物地層処分採用が検討されている工法を対象に、処分の工学技術に関する文献調査の情報や FEP データベースの人工バリアの変遷に関

するシークエンスの情報をもとに、ヒューマンエラーにより工学技術が適切に機能しなかった場合の処分場閉鎖後の人工バリアや天然バリアの特性（THMC）および安全機能への影響の関係整理を行った。

一方、建設・操業・閉鎖段階において地質・気候関連事象が発生した場合の人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能への影響に関するシナリオ整備については、現状では、地質・気候関連事象発生に伴う社会インフラ（トンネル、橋梁など）に対する被害事例などが土木学会を中心に報告されているが、地質・気候関連事象発生に伴った地層処分場を与える影響について体系的に整理されたものはない。建設・操業・閉鎖段階において地質・気候関連事象が発生した場合の人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能への影響は、地層処分場で採用される可能性のある工学技術のうち、どの作業段階で地質・気候関連事象が発生したのか、サイトの地質条件や設計条件、その被害に対する工学的対策などの違いによって、異なってくるものと考えられる。建設・操業・閉鎖段階に地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオを網羅的に把握するためには、これら全ての地質・気候関連事象による被害の素因を踏まえた上で、整理していくことが必要である。しかし、サイトが決まっていない現状では、まず、既往知見や被害事例などから想定可能な範囲でシナリオ整備を行い、その後のNUMOによる処分工学技術の信頼性向上やサイト条件および大深度トンネルでの特性変化に関する理解の向上に伴い、それぞれの情報を反映させてシナリオの現実性や網羅性を高めていくこととした。そこで、図 3.2-117 に示した手順で建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオを整備することとした。

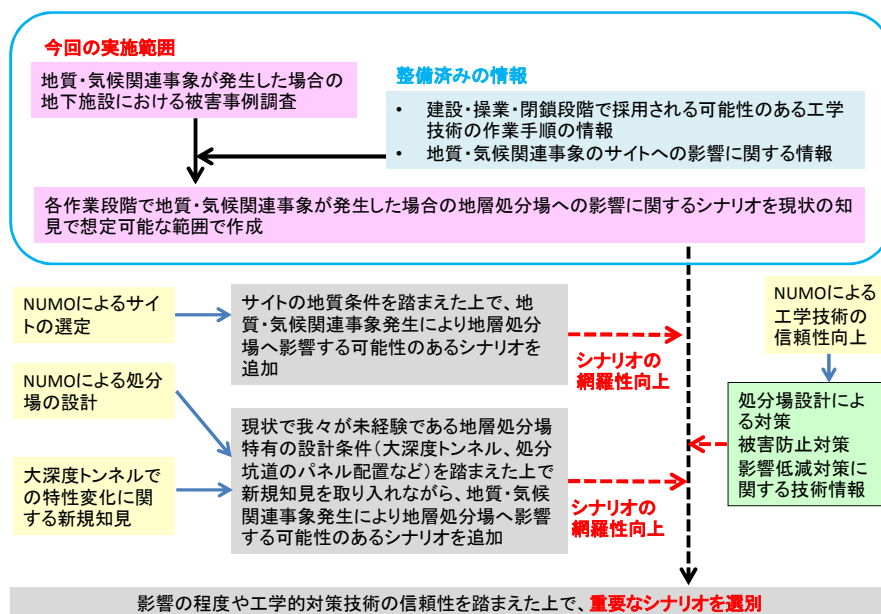


図 3.2-117 建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象が発生した場合を想定したシナリオ作成の流れ

平成 24 年度の実施対象は、地質・気候関連事象のうち、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階の百数十年間の期間でサイトに影響を及ぼす可能性のある事象（処分場の地下施設が開放された状態の期間でサイトに影響を及ぼす可能性がある事象）の一つである地震活動を起因事象とする人工バリアやその周辺母岩への影響とした。

本研究の実施方法について以下に示す。地震による地下施設の被害事例を収集し、各被害を

もたらした条件の分析をした。その後、地震により人工バリアおよびその周辺母岩に被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。地震による考慮すべき事象は、①被害事例調査結果から坑道周辺母岩などに被害や影響を及ぼす可能性のある事象を抽出、②地質・気候関連事象によるサイトの THMC への影響に関する FEP 情報から地震に関係する事象を抽出、③地層処分場で採用される個々の工学技術の作業手順に関する情報を参考に、それぞれの作業段階で地震が発生した場合、人工バリアおよび坑道周辺母岩などに対する被害や影響を及ぼす可能性のある事象を想定、の3つの方法により抽出した。さらに、その地震による考慮すべき事象と処分場閉鎖後の安全機能との関係について整理したシナリオを作成した。

上述の整理の結果、地震による考慮すべき事象を17事象想定した（表3.2-5）。さらに、地震による考慮すべき事象を受けて連鎖的に発生すると考えられる人工バリアやその周辺母岩の特性および安全機能までの影響の連鎖を示したシナリオを建設・操業・閉鎖の各作業段階および構成部材ごとに整理し、109通りのシナリオを作成した。

表 3.2-5 地震による考慮すべき事象の抽出・想定結果

影響や被害を受ける対象	地震による考慮すべき事象
a. 処分坑道周辺母岩	a-1: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での坑道の岩盤の崩落【①被害事例より抽出】 a-2: 地震動に伴った山はねによる坑道岩盤の崩落【③工学技術の作業手順を参考に想定】 a-3: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の亀裂形成による透水性変化による地下水流動特性の変化【②地質・気候関連事象発生に伴うサイトへの影響の情報より抽出】 a-4: 地震動に伴った坑道周辺岩盤の水圧変化、地下水流動特性の変化【②地質・気候関連事象発生に伴うサイトへの影響の情報より抽出】
b. 人工バリア	b-1: キャスク(廃棄体の輸送容器)の運搬・積替え作業時、廃棄体の定置作業時の地震動による廃棄体の落下【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-2: 緩衝材ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による緩衝材ブロックの落下【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-3: 止水プラグの粘土ブロックの運搬・積替え作業時、定置作業時の地震動による粘土ブロックの落下【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-4: 緩衝材定置作業時の地震動による緩衝材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-5: 坑道埋め戻し作業時の地震動による埋め戻し材の破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-6: 止水プラグ設置作業時の地震動による止水プラグの破損(割れ、剥離、浮き上がり等)【③工学技術の作業手順を参考に想定】 b-7: 力学プラグ設置作業時の地震動による力学プラグの破損(ひび割れ、剥離)【③工学技術の作業手順を参考に想定】
c. 人工バリア以外の地層処分に関係する構造物	c-1: 地震動による応力状態の変化による坑口部での地盤の崩落、坑口の閉塞【①被害事例より抽出】 c-2: 地震動による応力状態の変化による坑口部での覆工コンクリートの破損【①被害事例より抽出】 c-3: 地震動による応力状態の変化による地質不良区間での処分坑道の覆工コンクリートや路盤の破損【①被害事例より抽出】 c-4: 地震による津波の発生に伴った処分坑道への地表水の流入【③工学技術の作業手順を参考に想定】 c-5: 地震による外部電源の喪失【③工学技術の作業手順を参考に想定】 c-6: 地震による排水処理施設の損傷【③工学技術の作業手順を参考に想定】

第3章参考文献

- (1) 公益財団法人 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成23年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発 報告書，2012
- (2) OECD/NEA, Features, events and processes (FEPs) for geological disposal of radioactive waste – An International Database -, 2002
- (3) 原子力発電環境整備機構，地層処分事業の安全確保（2010年度版）－確かな技術による完全な地層処分の実現のために－，NUMO-TR-11-01，2011
- (4) 土木学会，トンネル標準示方書，山岳工法・同解説，2006
- (5) 吉川恵也，鉄道トンネルの震災と地震対策，トンネルと地下，第15巻8号，1984
- (6) 朝倉俊弘，志波由紀夫，松岡茂，大矢敏雄，野城一栄，山岳トンネルの地震被害とそのメカニズム，土木学会論文集，No.659/III-52, 27-38, 2000