

平成 25 年度

地層処分技術調査等事業

処分システム評価確証技術開発

報告書

平成 26 年 3 月

独立行政法人日本原子力研究開発機構

本報告書は、経済産業省資源エネルギー庁からの委託事業として、独立行政法人 日本原子力研究開発機構が実施した平成 25 年度地層処分技術調査等事業「処分システム評価確証技術開発」の成果を取りまとめたものである。

目次

第1章 緒言

1.1 本事業の背景と目的	1-1
1.2 全体フレーム	1-2
1.3 本年度の実施内容	1-5
参考文献	1-10

第2章 ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

2.1 目的と5ヵ年の計画	2-1
2.1.1 目的	2-1
2.1.2 5ヵ年の計画	2-3
2.2 システムの過渡的变化評価技術開発	2-3
2.2.1 過渡的变化を評価する上で考慮すべき事象	2-4
2.2.2 過渡的状态における人工バリアの挙動評価技術の開発	2-14
2.3 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発	2-48
2.3.1 人工バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討	2-48
2.3.2 緩衝材中の核種移行に関する精緻化モデルの開発	2-51
2.3.3 システム変遷と核種移行評価のためのデータ・モデルの整備	2-81
2.4 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発	2-88
2.4.1 天然バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討	2-88
2.4.2 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価技術の開発	2-91
2.4.3 有機物・微生物等の影響評価手法の構築	2-106
2.5 ニアフィールド複雑現象/核種移行の統合評価技術開発	2-128
2.5.1 統合評価技術開発のアプローチの検討	2-128
2.5.2 システムの変遷を考慮した核種移行解析の試行	2-131
2.5.3 計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討	2-143
2.6 まとめ	2-147
参考文献	2-151

第3章 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

3.1 目的と5ヵ年の計画	3-1
3.1.1 目的	3-1
3.1.2 5ヵ年の計画	3-2
3.2 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発	3-4
3.2.1 種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査	3-4
3.2.2 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価	3-15

3.2.3 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価	3-30
3.2.4 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価	3-40
3.3 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念の構築	3-50
3.3.1 適切な共処分概念の検討手法の調査	3-50
3.4 まとめ	3-56
参考文献	3-58

第4章 過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術開発

4.1 目的と5ヵ年の計画	4-1
4.1.1 目的	4-1
4.1.2 5ヵ年計画	4-1
4.2 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築	4-3
4.2.1 原子力施設等における過酷事象の考え方の整理	4-3
4.2.2 地層処分システムにおける過酷事象の概念の検討	4-10
4.2.3 地層処分システムにおける過酷事象に関連する事象抽出の検討	4-14
4.2.4 地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方の検討	4-18
4.2.5 まとめと今後の課題	4-20
4.3 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討	4-21
4.3.1 巨大地震・断層活動を評価するためのシナリオ構築手法の開発	4-21
4.3.2 巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査	4-27
4.3.3 巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査	4-37
4.3.4 巨大地震・断層活動の評価手法の開発	4-61
4.4 まとめ	4-74
4.4.1 地層処分システムにおける過酷事象概念の構築	4-74
4.4.2 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討	4-75
参考文献	4-79

第5章 可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示

5.1 目的と5ヵ年の計画	5-1
5.1.1 目的	5-1
5.1.2 5ヵ年の計画	5-2
5.2 レジリエンス的視点に基づくシステムのロバスト性概念の検討	5-2
5.2.1 レジリエンスに関する基本的概念の整理	5-2
5.2.2 レジリエンス的視点におけるニアフィールドの環境変遷として着目する諸現象と処分システムの安全性の関係	5-4
5.2.3 「拡張ロバスト性概念」の提示	5-9
5.3 合意形成型概念構築支援システムの開発	5-9
5.3.1 合意形成に関する事例や手法の調査及び地層処分システム概念についての合意形成	

の全体的枠組みの提案	5-9
5.3.2 確証性の高い処分概念構築支援システムプロトタイプの構築	5-23
5.4 合意形成の促進に資するモニタリング技術等の開発	5-29
5.4.1 合意形成の観点から見たモニタリングの要件	5-29
5.4.2 レジリエンス的視点からのモニタリングや可逆性・回収可能性の位置づけ	5-33
5.4.3 予測の不確実性低減の観点からみたモニタリングや可逆性・回収可能性の要件	5-35
5.4.4 合意形成促進の観点から開発が望まれる新たな候補技術の抽出及び開発計画立案	5-37
5.5 まとめ	5-44
参考文献	5-55

第6章 処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化

6.1 目的と5ヵ年の計画	6-1
6.1.1 目的	6-1
6.1.2 5ヵ年の計画	6-1
6.2 処分システム評価確証技術の統合	6-2
6.2.1 地層処分システムのロバスト性概念に基づくセーフティケースの構造の整理	6-2
6.2.2 各要素技術の位置づけの整理及び成果目標の明確化	6-6
6.2.3 各要素技術の導入シナリオ及び統合に向けた戦略の提案	6-12
6.3 多種多様な知識の体系化	6-15
6.3.1 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携における知識とその生成・格納・利用プロセスの特徴の分析・整理に基づく知識構造化の戦略	6-15
6.3.2 統合プラットフォームのプロトタイプ作成	6-20
6.4 まとめ	6-23
参考文献	6-24

第7章 結言

7.1 平成25年度における主な成果	7-1
7.2 おわりに	7-5

付録

付録-1 国内外の放射性廃棄物処分計画や他分野での合意形成に関する事例ベース	付 1-1
付録-2 合意形成に関連した知識工学を含む最新の手法や知見についての調査	付 2-1
付録-3 合意形成を支援する手法および方法論	付 3-1
付録-4 予測に含まれる不確実性についての分析	付 4-1

図目次

図 1.2-1	本プロジェクトの全体構成	1-4
図 2.1.1-1	本課題の4つのサブタスクの関係	2-2
図 2.1.1-2	5 年間の全体計画	2-3
図 2.2.1-1	FMEA におけるシステムの空間的・時間的分割の模式図	2-6
図 2.2.1-2	FMEA の検討対象とする地層処分システムの構成要素	2-7
図 2.2.1-3	FMEA のための時間区分	2-8
図 2.2.2-1	幌延地下水中における Ag/AgCl 電極電位の経時変化	2-18
図 2.2.2-2	幌延地下水中における C, Ti, Pt 電極電位の経時変化	2-18
図 2.2.2-3	腐食モニタリングセンサーの模式図	2-19
図 2.2.2-4	不飽和緩衝材中における腐食センサーの適用性確認試験の模式図	2-19
図 2.2.2-5	再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の自然電位の経時変化	2-20
図 2.2.2-6	再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の交流インピーダンス測定結果	2-20
図 2.2.2-7	炭素鋼／溶液界面の等価回路	2-21
図 2.2.2-8	R_s , R_p の経時変化	2-21
図 2.2.2-9	試験カラムの模式図	2-24
図 2.2.2-10	試験後試験片の外観	2-26
図 2.2.2-11	低酸素濃度下における炭素鋼の腐食進展に及ぼす温度の影響	2-26
図 2.2.2-12	平均腐食速度の温度依存性 (アレニウスプロット)	2-27
図 2.2.2-13	200°C, 90 日間浸漬試験後試験片表面の X 線回折結果	2-27
図 2.2.2-14	200°C, 90 日間浸漬試験後試験片表面の顕微ラマン分析結果	2-28
図 2.2.2-15	水素抽出曲線の一例 (80°C 浸漬試験片 3 枚について実施)	2-29
図 2.2.2-16	膨潤圧試験／透水試験フロー	2-31
図 2.2.2-17	膨潤圧／透水試験装置	2-32
図 2.2.2-18	性能確認試験結果と既往の測定結果との比較	2-33
図 2.2.2-19	緩衝材基本特性データベースの検索画面例	2-33
図 2.2.2-20	光学式 pH 計の構成	2-34
図 2.2.2-21	pH 測定用パッチ	2-35
図 2.2.2-22	pH 感受性薄膜	2-35
図 2.2.2-23	鉄製ヒーターとの界面近傍のベントナイト試料の微小元素マッピング分析結果	2-40
図 2.2.2-24	HRTEM により観察された変質相の透過像	2-41
図 2.2.2-25	鉄製ヒーターとの接触界面のベントナイト試料の AFM 観察結果	2-41
図 2.2.2-26	改良した連成解析コードによる試解析結果例	2-43
図 2.2.2-27	解析モデル及び境界条件	2-45
図 2.2.2-28	解析結果例 (温度分布の経時変化)	2-46

図 2.2.2-29	解析結果例 (熱源直上における体積ひずみの経時変化)	2-46
図 2.3.1-1	ニアフィールド複雑現象/時間変遷と核種移行評価のイメージ	2-49
図 2.3.1-2	人工バリア中核種移行に関する現象理解とモデル精緻化のアプローチ	2-51
図 2.3.2-1	拡張型透過拡散/トレーサー減衰法の概要	2-52
図 2.3.2-2	NaCl 系と Na ₂ SO ₄ 系での Sr の実効拡散係数と分配係数データ、及び ISD モデル 評価の比較	2-53
図 2.3.2-3	0.5M NaCl 系と 0.5M Na ₂ SO ₄ 系での Sr の収着・拡散データの PHREEQC の Transport 計算と ISD モデル計算による評価	2-54
図 2.3.2-4	圧縮ベントナイト中の Sr の Da データと化学種混在を考慮した ISD モデル評 価	2-55
図 2.3.2-5	クニピア F/乾燥密度 0.8Mg/m ³ /0.01M NaCl 系での Sr の拡張型 TD 試験結果の 例	2-56
図 2.3.2-6	クニピア F/乾燥密度 0.8Mg/m ³ /0.01M NaCl 系 (a) 及び Sr 拡散試料 (b) の XRD デ ータの深度依存性	2-57
図 2.3.2-7	Se(-II) 溶液中の Se 化学種の UV スペクトル (a) と Se 分配係数データの比較 (b)	2-58
図 2.3.2-8	圧縮ベントナイトの間隙構造と層間/エッジの収着機構に関連する分析技術 ..	2-59
図 2.3.2-9	飽和後の試料 (a) と NMR システムの装置外観 (b) 及び検出プローブ (c)	2-61
図 2.3.2-10	NaCl 溶液で飽和させた乾燥密度 0.8Mg/m ³ のベントナイトの NMR 測定結果と 評価モデル	2-62
図 2.3.2-11	乾燥密度 0.8Mg/m ³ の NaCl 飽和試料の縦緩和時間分布 (a) とそれより評価され た層間及び層間外間隙の割合の塩濃度依存性 (b)	2-62
図 2.3.2-12	ATR-FTIR 測定概念 (a) と Fh に吸着した SeO ₄ ²⁻ の規格化赤外吸収スペクトル (b)	2-63
図 2.3.2-13	Cs 型粘土の含水状態での ¹³³ Cs MAS NMR スペクトル (a) 及び三川産モンモリロ ナイトの ¹³³ Cs MAS NMR スペクトルの温度変化 (b)	2-65
図 2.3.2-14	Cs 型粘土の乾燥状態での ¹³³ Cs MAS NMR スペクトル (a) 及び三川産モンモリロ ナイトの ¹³³ Cs 3QMAS NMR スペクトル (b)	2-66
図 2.3.2-15	統合収着・拡散モデル (ISD モデル) の基本概念	2-67
図 2.3.2-16	統合収着・拡散モデル (ISD モデル) の開発及び適用評価の事例	2-68
図 2.3.2-17	均質間隙系での ISD モデルの高度化検討例	2-69
図 2.3.2-18	0he2012 モデル (a)、及び 0he2013 モデル (b) の間隙構造概念図	2-70
図 2.3.2-19	均質間隙 (現状 ISD) モデルと二重間隙モデルとの比較図 実効拡散係数の電 解質濃度依存性	2-74
図 2.3.2-20	Na 型 (左) 及び Cs 型 (右) モンモリロナイトの水和数に対する膨潤挙動 ..	2-75
図 2.3.2-21	Na 型 (左図) 及び Cs 型 (右図) モンモリロナイト層間イオンの水和状態 ..	2-76
図 2.3.2-22	エッジ構造 A, B, D における表面エネルギーの比較 (左図)、及びエッジ表 面モデル A における官能基の pKa と表面電荷密度 (右図)	2-77

図 2.3.2-23	水酸化錯体 $\text{An}(\text{OH})_4$ の最適化構造における $\text{An}^{4+}\text{-OH}^-$ 間距離 (左図)、及び $\text{An}(\text{OH})_4$ を構成する各イオンの部分電荷 (NBO 電荷) (右図)	2-78
図 2.3.2-24	PHREEQC を用いた不確実性評価ツールシステムの解析フロー	2-80
図 2.3.3-1	モンモリロナイトへの Fe(II) 収着試験結果 (a) 及び Fe(II) 共存下での Cs, Ni 収着試験結果 (b)	2-84
図 2.3.3-2	レーザー顕微鏡によるガラス試料分析例	2-88
図 2.4.1-1	割れ目系核種移行と有機物影響評価のモデル概念	2-90
図 2.4.1-2	核種移行に対する微生物影響の概念図	2-90
図 2.4.1-3	不確実性要因の評価モデル開発へのアプローチ	2-91
図 2.4.2-1	岩石系を対象としたバッチ~インタクト~原位置を含む研究アプローチ	2-94
図 2.4.2-2	割れ目を含む堆積岩試料の特性評価試験と試料準備状況	2-96
図 2.4.2-3	幌延堆積岩の割れ目部/マトリクス部のバッチ収着試験結果 (a) 及び割れ目部を対象とした低流量通水試験結果 (b)	2-98
図 2.4.2-4	幌延泥岩中の Cs の分配係数 (a) と Cs/I/HT0 の実効拡散係数 (b) 及びモデル化結果	2-99
図 2.4.2-5	幌延泥岩中の Cs の室内拡散試験データの PHREEQC による評価結果	2-100
図 2.4.2-6	グリムゼル花崗岩に対する分配係数 (Kd) の粒径依存性 (a) 及び実効拡散係数 (De) の幾何学因子モデルとの比較 (b)	2-102
図 2.4.2-7	グリムゼル花崗岩の Cs 吸着試料の SEM/EDS 分析結果	2-103
図 2.4.2-8	岩試料の厚みと見かけの拡散係数との関係	2-105
図 2.4.3-1	H12 レポートレファレンスケースにおける Am 移行に対するコロイドおよびフルボ酸の影響解析	2-110
図 2.4.3-2	亀裂出口での Am 流出濃度の経時変化	2-110
図 2.4.3-3	COLFRAC-mr1 で行った解析の流れ	2-119
図 2.4.3-4a	リファレンスケースにおける人工バリアからの流出フラックス	2-119
図 2.4.3-4b	COLFRAC-mr1 と GoldSim でのリファレンスケース、コロイドケースの天然バリアからの流出フラックスの比較	2-119
図 2.4.3-4c	微生物への Am-243 の Kd 値による感度解析結果	2-120
図 2.4.3-4d	微生物への Am-243 の収着・脱着速度による感度解析結果	2-120
図 2.4.3-5	幌延の深地層の研究施設の地下水中溶存成分のサイズ排除クロマトグラム	2-123
図 2.4.3-6	PAHA, HHA250, HFA250 の酸化還元電位-pH 曲線と Cu の Eh-pH ダイアグラムの比較	2-125
図 2.4.3-7	pH 4, 6 における PAHA, HHA250, HFA250 に対する Cu^{2+} 結合等温線	2-126
図 2.4.3-8	Ar, N_2/O_2 雰囲気における PAHA, HHA250, HFA250 に対する Cu^{2+} 結合等温線 (a) と酸化還元電位 (Eh) の変化 (b)	2-126
図 2.5.1-1	核種移行の統合評価技術開発の体系 (概念図)	2-129
図 2.5.2-1	腐食生成物の発生を発端事象としたインフルエンスダイアグラム	2-132
図 2.5.2-2	化学-物質移行連成解析による緩衝材変質解析結果	2-135

図 2.5.2-3	腐食生成物の影響を考慮した核種移行解析結果の例	2-137
図 2.5.2-4	機能的共鳴のパターンに対応した種々の要因の組み合わせによる機能的共鳴の抽出例	2-139
図 2.5.2-5	緩衝材中での沈殿/収着フロントの移動に伴う核種濃集部の外部への放出のモデル概念	2-140
図 2.5.2-6	緩衝材中の沈殿/収着フロントの移動と急激な地下水流速の共鳴問題に関する核種移行解析結果	2-141
図 2.5.3-1	周期構造を有する飽和多孔質体における粒子拡散のイメージ	2-144
図 2.5.3-2	拡散解析に用いた周期多孔質体の代表領域	2-145
図 2.5.3-3	ランダムウォークによる粒子拡散の計算結果例	2-146
図 2.5.3-4	粒子位置の平均二乗変位とその時間変化率からのマクロ拡散係数の算出例	2-146
図 3.1.1-1	高レベル放射性廃棄物と TRU 廃棄物との共処分概念	3-2
図 3.1.2-1	適切な共処分概念の提示フローと実施項目	3-3
図 3.1.2-2	5 ヶ年の計画	3-3
図 3.2.1-1	グループごとの廃棄物量と割合	3-6
図 3.2.1-2	グループごとの放射能(廃棄体発生時)	3-6
図 3.2.1-3	濃度限度を満たす水量の時間変化	3-7
図 3.2.1-4	グループ 3 廃棄物ごとの予備的評価	3-13
図 3.2.2-1	硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルの概念	3-15
図 3.2.2-2	硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルの解析例	3-19
図 3.2.2-3	1 次元拡散及び移流計算の解析体系	3-20
図 3.2.2-4	1 次元体系解析結果例	3-24
図 3.2.2-5	2 次元解析の体系	3-25
図 3.2.2-6	2 次元体系解析結果例 (Case2d-1)	3-26
図 3.2.2-7	信頼性向上のための試験	3-27
図 3.2.2-8	1 次元体系の確証試験に用いるカラム設計案	3-28
図 3.2.2-9	2 次元体系の確証試験に用いるカラム設計案	3-28
図 3.2.3-1	NaNO ₃ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (34 d、[HQ] = 3 mmol/dm ³)	3-33
図 3.2.3-2	NaNO ₃ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (34 d、[HQ] = 3 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-33
図 3.2.3-3	NaNO ₃ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (34 d、[Fe(II)] / [Fe(III)] = 0.1 mmol/dm ³ / 1 mmol/dm ³)	3-34
図 3.2.3-4	NaNO ₃ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (34 d、[Fe(II)]/[Fe(III)] = 0.1 mmol/dm ³ / 1 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-34
図 3.2.3-5	NaCl 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (56 d、[HQ] = 3 mmol/dm ³)	3-34
図 3.2.3-6	NaCl 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (56 d、[HQ] = 3 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-34
図 3.2.3-7	NaClO ₄ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (43 d、[HQ] = 3	

	mmol/dm ³)	3-35
図 3.2.3-8	NaClO ₄ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (43 d、[HQ] = 3 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-35
図 3.2.3-9	NaNO ₃ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (34 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³)	3-36
図 3.2.3-10	NaNO ₃ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (34 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-36
図 3.2.3-11	NaCl 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (56 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³)	3-37
図 3.2.3-12	NaCl 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (56 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-37
図 3.2.3-13	NaClO ₄ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (43 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³)	3-38
図 3.2.3-14	NaClO ₄ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (43 d、[Na ₂ S ₂ O ₄] = 1 mmol/dm ³ , 10kDa ろ過)	3-38
図 3.2.3-15	NaCl 溶液中の Tc 濃度のイオン強度依存性 (10kDa ろ過) および SIT によるイオン強度補正	3-39
図 3.2.3-16	NaClO ₄ 溶液中の Tc 濃度のイオン強度依存性 (10kDa ろ過) および SIT によるイオン強度補正	3-39
図 3.2.4-1	透水試験及び軸歪試験に用いられた Oedometer セル装置 (Gautier et al., (2010) に加筆)	3-42
図 3.2.4-2	透水試験及び軸歪試験の結果 (Gautier et al., (2010) に加筆)	3-42
図 3.2.4-3	モンモリロナイト底面間隔の相対湿度依存性	3-46
図 3.2.4-4	塩化アンモニウム通水実験開始後 29 日の供試体	3-47
図 3.2.4-5	NH ₄ Cl 通水実験における供試体の変位	3-48
図 3.2.4-6	塩化アンモニウム水溶液通水実験における供試体の X 線-CT 画像	3-49
図 3.3.1-1	スイスにおける地層処分概念とレイアウト例 (Nagra, 2002)	3-50
図 3.3.1-2	フランスにおける地層処分概念とレイアウト例 (Andra, 2005)	3-51
図 3.3.1-3	ベルギーにおける地層処分概念とレイアウト例 (ONDRAF/NIRAS, 1989)	3-51
図 3.3.1-4	ベルギーにおける地層処分概念とレイアウト例 (ONDRAF/NIRAS, 2011)	3-52
図 3.3.1-5	英国における地層処分概念とレイアウト例 (NDA, 2010)	3-52
図 3.3.1-6	TRU 廃棄物処分の代替レイアウトの例 (McKinley and Takase, 2010)	3-54
図 3.3.1-7	硝酸塩影響評価システム の概念 (日本原子力研究開発機構, 2013b)	3-54
図 4.1.2-1	本事業の全体フレーム	4-2
図 4.1.2-2	本事業の 5 ヶ年計画	4-2
図 4.2-1	軽水炉におけるシビアアクシデント発生時の主な物理的現象 (van Dorsselaere et al., 2011 に基づき和訳)	4-5
図 4.2-2	原子力施設等におけるシビアアクシデントの定義・基本的考え方 (IAEA, 2000 に基づき和訳)	4-5

図 4.2-3	地層処分システムにおける過酷事象の定義	4-12
図 4.2-4	地層処分システムにおける過酷事象の概念構築のフロー	4-13
図 4.2-5	過酷事象に対する対策の網羅的検討の枠組み	4-19
図 4.3.1-1	過酷事象を対象としたシナリオ構築の手順	4-22
図 4.3.1-2	人工バリアの挙動に関する PID の試作	4-23
図 4.3.1-3	地震・断層活動に関する PID の試作	4-24
図 4.3.1-4	各領域（領域 1～4）に属する廃棄体数の試算	4-26
図 4.3.2-1	長野県北部の地震の震源域周辺における試料採取地点の分布（左図）及び地震前後における各温泉での水質変化（右図）	4-29
図 4.3.2-2	福島県浜通りの地震の震源域周辺における試料採取地点の分布（左図）及び地震前後における各温泉での水質変化（右図）	4-30
図 4.3.2-3	釜石鉱山 550m 坑道展開図および岩盤ひずみ・弾性波計測位置図	4-31
図 4.3.2-4	岩盤ひずみ計設置状況	4-31
図 4.3.2-5	釜石鉱山での岩盤ひずみ計測結果	4-32
図 4.3.2-6	江刺地球潮汐観測施設における岩盤ひずみ計の配置図	4-32
図 4.3.2-7	東北地方太平洋沖地震前の岩盤ひずみの推移	4-33
図 4.3.2-8	東北地方太平洋沖地震後の岩盤ひずみの推移	4-34
図 4.3.2-9	弾性波計測網および岩盤温度計、間隙水圧計配置	4-35
図 4.3.2-10	Differential Travel Time 算定の概念図	4-35
図 4.3.2-11	DTT の変化	4-36
図 4.3.2-12	地震発生時の DTT 挙動の例	4-36
図 4.3.3-1	せん断試験装置（斎藤ほか，2008）	4-39
図 4.3.3-2	既往の研究で使用した供試体の寸法（斎藤ほか，2008）	4-39
図 4.3.3-3	人工バリアせん断試験の構成	4-40
図 4.3.3-4	断層挙動の模式図	4-40
図 4.3.3-5	供試体飽和容器	4-40
図 4.3.3-6	断層挙動の概念	4-42
図 4.3.3-7	人工バリアせん断試験フロー	4-43
図 4.3.3-8	一軸圧縮試験装置の一例と実施状況	4-46
図 4.3.3-9	ベントナイトの含水比と一軸圧縮強さの関係	4-47
図 4.3.3-10	繰返し三軸試験の実施フロー	4-47
図 4.3.3-11	繰返し三軸試験装置の概略図	4-48
図 4.3.3-12	せん断ひずみと等価せん断剛性率、履歴減衰率の関係	4-49
図 4.3.3-13	間隙径分布測定結果	4-53
図 4.3.3-14	本測定で得られた水銀圧入試験結果	4-54
図 4.3.3-15	既往の水銀圧入試験結果（熊本ら，2005）	4-54
図 4.3.3-16	水銀圧入法から得られた毛管圧曲線	4-55
図 4.3.3-17	van Genuchten モデルによる毛管圧力のフィッティング結果	4-56

図 4.3.3-18	13-350-C01 孔の地下水試料の採取に用いた装置の概念図	4-57
図 4.3.3-19	溶存ガス抽出装置の概略図	4-58
図 4.3.4-1	サロベツ断層帯の予測震度分布及び地下施設地点における加速度 5gal (概ね震度 3) 以上の既往地震の震央分布	4-61
図 4.3.4-2	掘削解析モデル	4-63
図 4.3.4-3	耐震安定性解析モデル	4-63
図 4.3.4-4	耐震安定性解析モデル詳細図	4-63
図 4.3.4-5	覆工コンクリート 最大圧縮応力深度分布 許容応力は設計基準強度の 30%	4-64
図 4.3.4-6	鉛直応力コンター図: GL. -200~-210m	4-64
図 4.3.4-7	地盤応答の最大値分布と等価震度	4-64
図 4.3.4-8	覆工コンクリート最大主応力分布 (地震時増分) 比較	4-65
図 4.3.4-9	覆工コンクリート最大圧縮応力深度分布 (常時+地震時)	4-66
図 4.3.4-10	解析モデル概要図	4-68
図 4.3.4-11	人工バリアへのせん断応力影響解析ケース	4-69
図 4.3.4-12	人工バリアへのせん断応力影響解析結果	4-69
図 4.3.4-13	オーバーパック内面の Mises 応力とせん断変位量の関係	4-69
図 4.3.4-14	オーバーパックの回転角度と緩衝材中の主応力の関係	4-69
図 4.3.4-15	岩盤と緩衝材を含んだ解析モデル概要図	4-70
図 4.3.4-16	岩盤と緩衝材を含んだ解析ケースおよび解析結果	4-71
図 4.3.4-17	粒子間結合を表現するばねモデル	4-72
図 4.3.4-18	破壊を表現するモデル	4-72
図 4.3.4-19	接触を表現するばねモデル	4-72
図 4.3.4-20	粒状体モデル	4-73
図 4.3.4-21	せん断挙動表現の概念図	4-73
図 4.3.4-22	解析結果 (せん断変位図)	4-74
図 4.3.4-23	緩衝材内の粘土粒子の変位量 (Case1)	4-74
図 4.3.4-24	最大主応力分布図 (Case1)	4-74
図 5.1.2-1	「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示」の 5 カ年計画	5-2
図 5.2.2-1	第 2 次取りまとめにおける多重バリアシステムの安全機能の時間的変遷	5-5
図 5.2.2-2	人工バリアシステムに含まれる材料としての多様性の例	5-6
図 5.2.2-3	人工バリアシステムにおける状態変遷と対応した安全機能の「再生」の概念	5-7
図 5.3.1-1	地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの概念	5-22
図 5.3.2-1	本研究の全体像における合意形成型処分概念構築支援システムの位置づけ	5-23
図 5.3.2-2	概念活動モデルの表記法	5-24
図 5.3.2-3	TRIZ の一般的なフォーマットを用いたインターフェイス	5-26
図 5.3.2-4	処分概念に関する世界観に対応した空間の概念	5-26
図 5.3.2-5	選好関数と態度形成のしきい値の関係	5-27

図 5.3.2-6	提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布の算出例	5-28
図 5.3.2-7	態度変容後の当該処分概念の受容性	5-29
図 5.4.1-1	安全と安心のピラミッド	5-30
図 5.4.1-2	地層処分における安全と安心のピラミッド	5-31
図 5.4.1-3	モニタリング計画に関する合意形成の枠組み	5-32
図 5.4.3-1	バスタブモデルに基づく閉鎖後モニタリング及び可逆性・回収可能性の必要性と時間スケールとの関係	5-36
図 5.4.3-2	機能共鳴の例を想定したモニタリング技術の対応例	5-37
図 5.4.4-1	Active モニタリングのための処分実証施設の概念例	5-39
図 5.4.4-2	圧密ベントナイト中の間隙水質の直接測定の方法	5-40
図 5.4.4-3	Chemlab1（上）及び後続の Chemlab2（下）の構成図	5-41
図 5.4.4-4	空間的データ同化のイメージ	5-42
図 5.4.4-5	時間的データ同化のイメージ	5-42
図 5.4.4-6	レーザースキャンデータに基づく掘削後の坑道形状の可視化例	5-44
図 6.1.2-1	「処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化」の5カ年計画	6-1
図 6.2.1-1	セーフティケースを敢えて脅威にさらし妥当性の確認／改善によって信頼性の向上を図るレジリエンス的取り組み	6-3
図 6.2.1-2	セーフティケースの妥当性に対する脅威や障害となる要因	6-4
図 6.2.1-3	合意形成に向けたレジリエンス性を持つセーフティケースの構造	6-5
図 6.2.2-1	処分システム評価確証の各要素技術で想定すべき問題（セーフティケースの妥当性に対する脅威や障害となり得る要因との対応付け）	6-8
図 6.2.2-2	処分システム評価確証技術で取り組むべき課題（レジリエンス性の向上のために有効と考えられる方策との対応付け）	6-11
図 6.2.3-1	セーフティケースにおける各要素技術の位置づけの整理	6-13
図 6.2.3-2	多様なステークホルダの参加と意見の反映に基づく各要素技術の導入シナリオのために求められる全体的な検討の枠組み	6-14
図 6.3.1-1	専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携（レベル1：1/2）	6-16
図 6.3.1-2	専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携（レベル1：2/2）	6-17
図 6.3.1-3	専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携（レベル2）	6-18
図 6.3.1-	専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携の全体	6-19
図 6.3.2-1	統合プラットフォームのイメージ	6-21
図 6.3.2-2	統合プラットフォームの一部の画面	6-23

表目次

表 2. 2. 1-1	FMEA における故障モードの抽出 (1/3)	2-10
表 2. 2. 1-2	FMEA における故障モードの抽出 (2/3)	2-11
表 2. 2. 1-3	FMEA における故障モードの抽出 (3/3)	2-12
表 2. 2. 2-1	浸漬試験条件	2-23
表 2. 2. 2-2	腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食量および腐食速度	2-25
表 2. 2. 2-3	拡散性水素の測定結果	2-29
表 2. 2. 2-4	検討対象とする地下水質と緩衝材に求められる機能への影響	2-31
表 2. 2. 2-5	ベントナイト系材料の物理・化学特性	2-31
表 2. 2. 2-6	性能確認試験の結果	2-32
表 2. 2. 2-7	センサー部の材料の種類	2-36
表 2. 2. 2-8	THMC 連成解析コードの改良について検討すべき項目例	2-44
表 2. 2. 2-9	解析ケース	2-45
表 2. 2. 2-10	二層流に関する文献調査結果	2-47
表 2. 3. 1-1	人工バリア中の核種移行評価に関する不確実性要因	2-50
表 2. 3. 2-1	粒子間隙幅 d_2 および体積分率 f_{ϵ_1} のモデルによる比較	2-73
表 2. 3. 2-2	地下環境中におけるアクチニドの主要な化学形	2-77
表 2. 3. 2-3	圧縮ベントナイト中の間隙水化学評価と不確実性要因に関する海外の検討事例	2-81
表 2. 4. 2-1	海外の地下研究施設における原位置トレーサー試験の代表的事例	2-92
表 2. 4. 2-2	岩石マトリクス/割れ目中の核種移行に係る不確実性要因と課題の抽出	2-93
表 2. 4. 2-3	幌延深地層研究所で計画されている原位置トレーサー試験の概要	2-95
表 2. 4. 2-4	割れ目部とマトリクス部の岩石基本特性	2-97
表 2. 4. 2-5	各種試験に用いる地下水組成とトレーサー元素/濃度条件	2-97
表 2. 4. 3-1	一般化 NICA-Donnan モデルパラメータ	2-107
表 2. 4. 3-2	レファレンスケースの地下水条件	2-107
表 2. 4. 3-3	核種移行解析条件	2-108
表 2. 4. 3-4	レファレンスケース地下水における A_m のフルボ酸への分配係数 (K_d)	2-109
表 2. 4. 3-5	微生物活動による放射性廃棄物の地層処分システムへの影響	2-113
表 2. 4. 3-6	天然バリアでの核種移行性能評価コードの比較	2-118
表 2. 5. 2-1	緩衝材変質解析における主な解析条件	2-134
表 2. 5. 2-2	緩衝材中の各領域における核種移行特性	2-140
表 2. 5. 2-3	解析ケース	2-141
表 2. 5. 3-1	GPU 並列計算と CPU のみを用いた場合の計算時間(秒)	2-147
表 3. 2. 1-1	地層処分対象となる TRU 廃棄物(原子力発電環境整備機構, 2011a)	3-5
表 3. 2. 1-2	最終処分計画におけるグループごとの廃棄物量と放射能量(Bq) (廃棄体発生時)	3-6

表 3.2.1-3	対象廃棄物の発熱量(廃棄体発生時)	3-7
表 3.2.1-4	対象廃棄物に含まれる化学物質質量	3-8
表 3.2.1-5	各グループの廃棄物由来の因子と主な影響内容	3-9
表 3.2.2-1	微生物反応モデルで取り扱う成分	3-17
表 3.2.2-2	微生物反応モデルにおける反応プロセス	3-18
表 3.2.2-3	1次元体系の解析条件・解析ケース	3-21
表 3.2.2-4	2次元体系の解析設定	3-25
表 3.2.3-1	NaNO ₃ 溶液中([HQ] = 3 mmol/dm ³)の7価 TcO ₄ ⁻ 濃度の計算値	3-33
表 3.2.3-2	NaCl 溶液中([HQ] = 3 mmol/dm ³)の7価 TcO ₄ ⁻ 濃度の計算値	3-35
表 3.2.4-1	膨潤力測定結果	3-45
表 3.2.4-2	浸出陽イオン量の測定結果	3-46
表 3.3.1-1	諸外国における処分概念におけるレイアウトとその設定の考え方	3-53
表 4.2-1	原子力施設と地層処分システムの特徴の比較	4-11
表 4.2-2	地層処分システムにおける安全機能の整理 (核燃料サイクル開発機構, 1999)	4-15
表 4.2-3	地層処分システムにおける過酷事象の例	4-16
表 4.2-4	過酷事象を含む事後シーケンスの例	4-17
表 4.2-5	過酷事象に至る可能性のある事前シーケンスの例	4-18
表 4.3.1-1	データシートの作成例	4-25
表 4.3.2-1	弾性波計測仕様	4-35
表 4.3.2-2	地震情報と DTT ジャンプ量	4-36
表 4.3.3-1	平均変位速度における活断層の活動度の分類 (松田, 1975)	4-38
表 4.3.3-2	既往のせん断試験ケース (斎藤ほか, 2008)	4-39
表 4.3.3-3	せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様	4-41
表 4.3.3-4	せん断試験条件	4-41
表 4.3.3-5	人工バリアせん断試験の工程案	4-43
表 4.3.3-6	各国の耐震への考え方	4-44
表 4.3.3-7	一軸圧縮試験の試験ケース	4-46
表 4.3.3-8	一軸圧縮試験の試験結果	4-47
表 4.3.3-9	繰返し三軸試験の試験ケース	4-48
表 4.3.3-10	各供試体の設置状態	4-49
表 4.3.3-11	パラメーター一覧表	4-51
表 4.3.3-12	物理測定結果	4-52
表 4.3.3-13	間隙径分布測定結果	4-53
表 4.3.3-14	毛管圧曲線から推定したスレッショルド圧力	4-55
表 4.3.3-15	地下水試料を採取した既設ボーリング孔と採取深度	4-56
表 4.3.3-16	採取した地下水試料一覧表	4-57
表 4.3.3-17	抽出されたガス量	4-59

表 4.3.3-18	各孔地下水から抽出されたガス組成平均値	4-59
表 4.3.3-19	モル換算した溶存物質濃度	4-60
表 4.3.4-1	各機関による地震動の推定	4-62
表 4.3.4-2	東立坑の施工実績（岩盤等級）	4-62
表 4.3.4-3	人工バリアに対する断層影響評価事例の検討項目一覧	4-67
表 4.3.4-4	材料定数一覧	4-68
表 4.3.4-5	岩盤物性値	4-70
表 4.3.4-6	粒子間の結合方法概要	4-72
表 4.3.4-7	各粒子および結合に関するパラメータ	4-72
表 5.3.1-1	公共事業等における合意形成に関して収集した事例の一覧	5-10
表 5.3.1-2	SSM の 7 つのステージ	5-12
表 5.3.2-1	3E 基準及び 5E 基準	5-24
表 5.3.2-2	コミュニケーションによる態度変容	5-28
表 5.4.1-1	信頼性醸成についての種々の利害関係者の視点	5-30
表 5.4.2-1	各機能（プロセス）の Variability と Uncertainty	5-34
表 5.4.4-1	データ同化手法の分類	5-43
表 6.3.1-1	専門家と非専門家を含む多様なステークホルダ間の連携の各局面における知識の生成・格納・利用プロセス	6-20
表 6.3.2-1	機能の一覧	6-22

1. 緒言

1.1 本事業の背景と目的

本事業は、平成25年度地層処分技術調査等事業（処分システム評価確証技術開発）として、経済産業省資源エネルギー庁（以下、資源エネルギー庁）から独立行政法人日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）が受託したものである。本事業の背景と目的を以下に記す。

我が国においては、現在（平成26年2月時点）、約17,000トンの使用済燃料を保管中であり、これは、既に再処理された分も合わせるとガラス固化体で約25,000本相当の高レベル放射性廃棄物となる（経済産業省、2014）。廃棄物を発生させた現世代の責任として将来世代に負担を先送りしないように、放射性廃棄物の地層処分対策を着実に進める必要がある。そのために、これまで地層処分の長期的な安全性に関する信頼性を高めることを目標に、安全評価上の保守性を重視したロバストな地層処分システム概念の構築と評価手法の開発が進められてきており、処分実施主体においては、さらに実用的かつ経済的合理性のあるものにするための技術開発が行われている。地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるものとするためには、システムとしての評価に関する技術の確証が十分に行われる必要がある。システム評価においては、ロバスト性の概念を、安全評価の保守性だけでなく、システムが有するレジリエンス性なども含めた拡張ロバスト性概念として再定義し、より包括的な視点を与えることが重要である。こうした視点に立って評価技術の確証を行うためには、計算科学等における先端科学技術の知見が最大限適用されていることを保証するとともに、特に東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象対策も念頭に置いたシステム概念と評価技術の開発が不可欠である。さらに、システム評価技術の科学的な先端化と併せて、社会的意思決定プロセスのなかに、システム評価に関する確証性を高めていくための仕組みを考慮したシステム概念を提示していくことが必要である。

これらの背景を踏まえ、本研究開発では、先端科学技術を駆使した解析評価技術を開発するとともに、こうした評価技術と関連させ、地層処分にかかわる意思決定プロセスにおけるシステム評価の確証性を高めていくための仕組みを備えた地層処分システム開発の方法論を構築することを目的とする。このために、拡張ロバスト性概念の構築を行い、これに基づいて処分場閉鎖前から閉鎖後の長期にわたる処分場近傍（ニアフィールド）を中心としたシステム変遷と核種移行を評価するための先端的評価技術、高レベル放射性廃棄物や多様な長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU廃棄物）の共処分によるニアフィールドの影響評価技術、及び断層発生などの過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発を行うとともに、これらを用いた評価に基づき、可逆性と回収可能性、モニタリングシステム等を考慮した確証性の高いシステム概念の具体的な提示を行う。

これらを通じ、処分実施主体が行う処分場設計や性能評価の科学的基盤を与え、安全裕度の定量化等に資すると同時に、安全規制策定に対しても科学的基盤を提供し、地層処分技術の社会的受容性向上に貢献する。また、本研究開発の成果をこうした目的に円滑に反映できるよう、地層処分システム評価確証技術として統合化する。

1.2 全体フレーム

地層処分研究の特徴として、処分場のサイト選定からサイト調査、掘削、操業、閉鎖等の100

年に及ぶ過程で、度々、セーフティケースの提示が求められ、利害関係者の意見調整及び意思決定に用いられる。この間、地層処分システムの評価技術が陳腐化しないように、科学技術の進歩を反映することにより、高度化していくことが必要である。このためには先端的な分析技術を活用した処分システムの長期変遷に係る様々な現象の解明、及び高度な計算科学的手法を利用した現象モデルの精緻化、並びにこれらを反映したシステム性能評価モデルの高度化がなされる必要がある。1.1節で安全で信頼に足る地層処分システムの要件として挙げたように、これらの高度化された評価技術は、地下研究施設や室内での実験結果あるいは天然類似事象の調査結果等により確認される必要がある。

また、1.1では、安全評価の保守性のみに着目した従来の評価のロバスト性にも、システムが有するレジリエンス性を含めて、ロバスト性の概念を再定義し、より包括的な視点を与えることの重要性を指摘した。このレジリエンス性は、近年、社会的関心が高まり、さまざまな分野で新たなパラダイムとして導入され、その文脈に沿って様々なことが議論されている。例えば、平成24年12月に発足した安倍内閣では、平成25年1月に国土強靱化（ナショナル・レジリエンス）（内閣官房，2014）掲げており、レジリエンス工学という学問分野も確立されつつあり、平成25年4月に東京大学にレジリエンス工学研究センターが設立されている（東京大学，2014）。しかし、下記のように研究者の考え方及び分野の特徴を反映した様々な概念として使用されており、レジリエンスである対象も、組織やシステムなど幅広いものとなっている。

- ◆ 【辞書的な意味】 弾力性、復元性、心理的な立ち直り能力
- ◆ 【Longstaff, P. H., 2010】 Resistance（システムが擾乱に対してその機能を維持すること）& Recovery（システムが機能の一部を失ったときにその障害から回復する能力）の組み合わせ。
- ◆ 【Westrum, R., 2006】 何か悪いことが起こることを事前に防ぐ能力、悪いことがさらに悪くなることを防ぐ能力、悪いことが起こってしまった場合そこから回復する能力
- ◆ 【Hollnagel, E., 2012】 レジリエンスとは想定内、想定外のいずれの事象に対しても、必要な動作を維持することができる能力。擾乱に対する回復力ではなく、想定外の範囲を含む環境下でも、機能を持続できる能力である。
- ◆ 【アメリカ規格協会/アメリカ企業セキュリティ協会(2009)】 複雑かつ変化していく環境に対する組織の適応能力
- ◆ 【米商務省・国家標準技術院（NIST）（2011）】 レジリエンスとは、リスクマネジメント、不測事態対応計画及び継続計画の全体論的な導入により、環境へのあらゆる既知又は未知の変更に対して、迅速に適応かつ回復する能力をいう。

上記、Hollnagel (2012)の定義は、従来、地層処分分野で用いられてきたロバスト性の概念に近いものであるが、受動的状態である閉鎖後の地層処分システムでは、長期的にはシステムの可観測性／可制御性に基づくレジリエンスの維持は保証されない。

以上のことから、従来、他分野で構築されたレジリエンスの概念を、そのまま地層処分システムに反映するのではなく、地層処分システムの特徴を踏まえて、地層処分システムに関するレジ

リエンスの概念を構築する必要がある。

Hollnagel (2011)によれば、システムのレジリエンス性の実現過程は、4つの要素（予期(anticipate)、監視(monitring)、対応(responsiveness)、及び学習(learning)）から構成される。これらは主に人の関与が前提となる能動的システムについて検討されたものである。このため、能動的関与が可能な処分場閉鎖前や意思決定の可逆性及び放射性廃棄物の回収可能性の維持期間とは親和性が高いが、閉鎖後の受動的な安全系に移行した後の期間においては、可観測性／可制御性が保証できないという特徴を有する。地層処分システムのレジリエンス性の概念構築とともにそのレジリエンス性を実装する対象(e.g., 地層処分システムを開発・運用する組織、研究・設計・評価等の行為、地層処分システム自体)や方法論についての検討も必要となる。

以上のことを実施していくために、図1.2-1に示す全体構成に基づきプロジェクトを実施する。

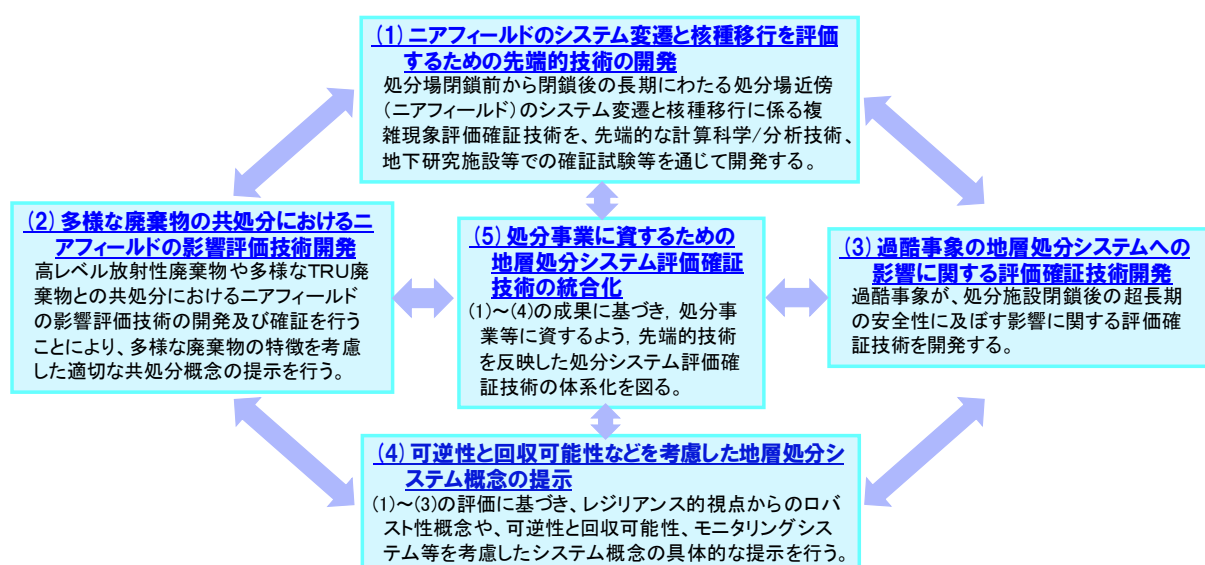


図1.2-1 本プロジェクトの全体構成

上記図1.2-1に示した(1)は、ニアフィールドで発生する現象の理解を深化させるとともに、非線形マルチスケール/マルチフィジックスのシステム挙動を呈するニアフィールドシステムの評価を行う場合に、その複雑性ゆえに評価を難しくしている事象についての評価技術を開発するものである。(2)は、TRU廃棄物に含まれる多様な物質の影響を評価する技術を開発するものである。これら(1)及び(2)は地層処分システムの評価技術の高度化であり、地層処分システムの広義の可観測性を向上させることによりレジリエンス性を含むシステムのロバスト性をより明確に示せるようにするものである。(3)は、地層処分システムの安全性に重大な影響を与える可能性のある過酷事象の概念を確立し、その評価・対処技術を確立するものである。(4)は、可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の検討に係るものである。(3)及び(4)は、不測の事態に対応する技術を開発することにより、地層処分における安全性のロバスト性を、よりレジリエントなものにしようというものである。(5)は、処分事業に資するため(1)～(4)の成果を、利用しやすい知識体系として統合化するものである。これらのプロジェクトを以下の事項に留意して実施する。

- 最先端の計算科学的手法（マルチフィジックス、分子動力学等）や分析技術の適用による現象理解の深化を図るとともに、これらを用いて開発する先端的モデルによるシミュレーションに必要なデータベースを構築する。
- 原子力機構の地層処分基盤研究施設/放射化学研究施設、深地層の研究施設等を活用して、各種現象に応じた確証試験あるいはナチュラルアナログ研究等を通じ、評価確証技術を提示する。
- H24年度までに原子力機構が実施した経済産業省資源エネルギー庁関連事業「処分システム化学影響評価高度化開発（日本原子力研究開発機構，2008a, 2009a, 2010a, 2011a, 2012a, 2013a, 2013b）（(1)ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発に反映）、「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発（日本原子力研究開発機構，2008b, 2009b, 2010b, 2011b, 2012b, 2013c, 2013d）（(1)ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発、及び(3)過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発に反映）、「硝酸塩処理・処分技術高度化開発（日本原子力研究開発機構，2008c, 2009c, 2010c, 2011c, 2012c, 2013d, 2013e）（(2)多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発に反映）の成果を活用する。
- 現在、実施されている経済産業省資源エネルギー庁関連事業、「使用済燃料直接処分技術開発」（日本原子力研究開発機構，2014a）と「地質環境長期安定性評価確証技術開発」（日本原子力研究開発機構，2014b）、「セメント材料影響評価技術高度化開発」（日本原子力研究開発機構，2012d, 2013e, 2014c）における研究開発との連携を図る。

1.3 本年度の実施内容

1.3.1 ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

処分場閉鎖後の長期にわたるニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための技術を、様々な不確実性要因を考慮した複雑現象としての取り扱い、先端的な計算科学/分析技術の活用、地下研究施設等での確証等の視点に重点をおいて開発する。

1) システムの過渡的変化評価技術開発

処分場閉鎖後におけるニアフィールド初期状態変遷を評価する熱-水-応力-化学連成解析コードを高度化するとともに、これを用いた環境条件変遷やその不確実性を考慮した評価を行うために必要となる人工バリア材の基礎データを拡充し、ニアフィールドシステムの過渡的変化に関する、より現象に忠実な評価手法の構築と確証を行う。このため、今年度は、国内外の研究動向調査を通じてニアフィールドにおける過渡的現象と不確実性要因の抽出およびシステム変遷に係るシナリオの整理を行う。また、各種試験（室内試験、工学規模試験、原位置試験等）を活用した熱-水-応力-化学連成解析コードの高度化に向けた方法論および開発計画を示す。さらに、環境条件の変遷とその不確実性に対する緩衝材の機能特性に関するデータ、また、緩衝材との相互作用も考慮した炭素鋼の腐食挙動に関するデータを取得するための予備試験を実施し、試験方法、分析技術および計測技術の適用性を確認する。

2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

人工バリア中の核種移行評価技術として、最新の科学的知見に基づく現象理解を反映したより精緻な評価、システム変遷等の不確実性要因を考慮した評価を可能とするモデルとデータベースを開発する。このため、今年度は、これまでの関連プロジェクトの成果等の整理や国内外の最新の知見を踏まえて課題とその解決のためのアプローチを提示する。具体的には、緩衝材の間隙水特性や収着・拡散現象を対象に、現象理解を反映した精緻な評価、システム変遷を考慮した評価のためのモデルや基礎データに関する調査と一部基礎データの取得を行う。また、これらの評価技術を裏付けるため、緩衝材中の核種移行に係るメカニズム分析評価手法を調査するとともに、具体的な適用評価の事例を提示する。

3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

ニアフィールド岩盤のシステム変遷等の不確実性要因を考慮し、割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響評価手法を、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を通じて構築・確認する。このため、今年度は、これまでの関連プロジェクトの成果等の整理や国内外の最新の知見を踏まえ、核種移行解析の実施等を通じて今後の課題を抽出し、これを反映しつつ、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を含めた核種移行影響評価手法の構築・確認のアプローチを提示する。また、岩盤中の割れ目や有機物・微生物の影響評価手法の構築・確認に向けて、原位置試験までの展開を念頭においたデータ取得やモデル化手法の方法論を海外事例調査と室内試験に基づいて提示する。

4) ニアフィールド複雑現象／核種移行の統合評価技術開発

1)～3)での検討結果や成果を統合することによって、ニアフィールドの環境変遷とその不確実性を考慮し、レジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念とも関連付けた核種移行評価の方法を構築することを目標とする。このため、今年度は、環境変遷に係る諸現象のマルチスケール性、マルチフィジックス性等を考慮して、地層処分システムの安全性への影響評価の観点からそれらを適切に取り扱う手法について、複雑系を取り扱う先端的なシミュレーション技術等を含めて調査し、開発課題を抽出する。さらに場の変遷や複雑現象が核種移行挙動に及ぼす影響について、海外事例等の調査や試解析を実施する。

1.3.2 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

高レベル放射性廃棄物や再処理施設等から発生する多様なTRU廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確認を行うことにより、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念の提示を行う。

1) 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発

種々の廃棄物の特性を評価するための分析・試験方法の提案を行い、再処理施設から発生するモデル廃棄物に対して、分析・試験方法の適用性を示す。また、モデル廃棄物等の特性をより現

実的に反映して、その地層処分の安全性について予察的検討・解析を行い、概略的な評価を実施して、共処分における廃棄物由来の影響因子の評価の考え方及び方針を提示する。

さらに、廃棄物由来の影響因子による、処分施設の化学環境、放射性核種の挙動、及びバリア材料等への影響評価技術の開発方を示すととともに、それらの評価技術の信頼性を高めるための確認試験方法等を提示する。

2) 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念の構築

多様な廃棄物の影響を考慮した最適な共処分概念の構築に資する手法、技術及び適用例について調査を行い、適用方を提示する。

1.3.3 過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確認技術開発

地層処分システムにおける過酷事象の概念構築を行うとともに、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、特に巨大地震・断層活動を発端とする事象を事例にした、地層処分システムへの影響に関する評価確認技術の開発を行う。

1) 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築

国内外の原子力施設等において想定されている過酷事象の内容とその対策に関する考え方について調査・整理し、地層処分システムにおいて特徴的な閉鎖後の長期間を対象とした過酷事象に関する概念構築を行う。また、過酷事象の概念に基づき、その対策技術に求められる要件等を対策の全体像と併せて提示するとともに、過酷事象の地層処分システムへの影響を評価するための方法論について検討し、研究開発課題の抽出と整理を行う。

2) 巨大地震・断層活動を発端とする事象を事例とした評価技術開発

東北地方太平洋沖地震を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、巨大地震・断層活動を対象とした検討を行う。具体例として取り上げる巨大地震・断層活動が地層処分システムに与える影響を評価するための一連の手順を明確化するとともに関連するプロセスの整理を行い、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体化を図る。東北地方太平洋沖地震などの過去に発生した巨大地震の地質環境や地下坑道への影響を把握するために、地下水や温泉ガス等の試料採取及び岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行う。また、断層挙動を模擬した工学規模の破壊試験及び振動試験計画の策定を行うとともに、既存モデルの適用性を確認する。さらに、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、溶存ガスの状態調査や地震観測網を整備するとともに、評価に必要な岩盤物性の取得及び解析を行う。

1.3.4 可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示

処分計画の意思決定に関与する多様なステークホルダーが地層処分の実施について確信を持つことができる地層処分システム概念を構築するためには、従来のように構築した処分システム概念の妥当性を説明する科学・技術的根拠の提示以外に、概念構築過程での意思決定プロセスの公

平性の確保が重要であり、公平性に根ざした合意形成型の処分概念構築技術が不可欠な要素となる。こうした観点から、とくにレジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念について検討を行い、それに応じた科学・技術的基盤を整備していくことが重要である。また、科学・技術的根拠に基づく評価と意思決定プロセスの公平性確保は独立したものではなく、相互に密接に連携することが重要である。とくに、

- ・計画段階での科学・技術的予測や事前評価の妥当性を確認するためのモニタリング
- ・建設・操業段階での地層処分システムの状態が所期の予測や事前評価から大きく逸脱した場合の計画の可逆性や廃棄体等の回収
- ・想定外の事象に対するシステムの頑健性を示すためのストレステスト

といった技術や対策は、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い合意形成に至るための鍵となる境界領域と考えられる。本研究は、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に加え、この領域にも焦点をあて、ステークホルダーの不安を掘り起こし、それに応えるための新たな概念オプションを創出する、合意形成型処分概念構築支援システムを開発し、併せて可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念を提示することを目的とする。

1) 合意形成型処分概念構築支援システムの開発

合意形成の観点から国内外の放射性廃棄物処分計画での意思決定プロセスについて調査を行うとともに、新たに地層処分システムのレジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に基づいて、地層処分システム概念の合意形成に必要な鍵となるプロセスとこれらを含む全体的な枠組みを明らかにする。また合意形成に関連する最新の手法や知見について調査を行い、これらについて放射性廃棄物処分を含む公共事業等への適用事例を整理し事例ベースを作成する。

上述の枠組みに即して、鍵となる各プロセスにおいて利用可能な知識工学的手法（ツール）と、関連する知識（上述の境界領域の技術や対策の情報など）から構成する合意形成型処分概念構築支援システムを開発することとし、今年度はその概念設計を行い、プロトタイプを提示する。

2) 合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発

地層処分計画における合意形成の難しさは主として予測の不確実性に起因する。ここでは、前項の調査結果に基づき、地層処分システムの安全評価における予測を補完するものとしてのモニタリングの実施や可逆性・回収可能性の確保といった、考えられる対策の位置づけを合意形成の観点から明らかにする。

予測の不確実性の特徴としての特徴（計画が置かれている状況の不透明性、多様性、複雑性、ダイナミクス等）を基軸として、それぞれの特徴に該当する地層処分システムの要素やその挙動等を要因として体系的に抽出する。次に、各要因が引き起こす合意形成の阻害についてモニタリングや可逆性・回収可能性といった対策によって低減・回避するための要件を抽出・整理する。

また、この要件に照らして従来検討されてきたモニタリング技術の有効性を検討するとともに、合意形成促進の観点からの新たなモニタリング概念（たとえばパイロット処分区画等において人為的に環境変動や擾乱等を与えシステムの応答を監視）等について検討するとともに、その具体化に向けた課題の抽出や可能性のある計画を立案する。

1.3.5 処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化

処分実施主体が行う処分場設計や性能評価に対して科学技術的基盤を与え、安全裕度の定量化等に資すると同時に、安全規制策定のための科学技術的基盤の提供、地層処分技術の社会的受容性向上等に貢献するために、図1.2-1で示した(1)～(4)で開発・整備するシステム変遷や核種移行評価の先端技術、多様な廃棄物の共処分や過酷事象の影響に関する評価確証技術、合意形成型の地層処分システム概念開発等に係る各要素技術の成果について、相互の関連性を踏まえて統合し先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系として提示するための全体戦略を策定するとともにその方法論について検討を行う。あわせて、地層処分システム評価確証技術に係る多種多様な知識の体系化に向けての全体戦略の策定と方法論の検討を行う。

参考文献

- アメリカ規格協会/アメリカ企業セキュリティ協会(2009): ASIS SPEC. 1-2009, Organizational Resilience: Security, Preparedness and Continuity Management System-Requirements with Guidance for Use, March 12, 2009, American National Standards Institute, Inc., http://www.asisonline.org/guidelines/ASIS_SPC.1-2009_Item_No._1842.pdf.
- 米商務省・国家標準技術院 (NIST) (2011): NIST IR 7298, Glossary of Key Information Security Terms, rev.1.
- Hollnagel, E. (2012): 日本語版に寄せて, E. Hollnagel, D. Woods and N. Leveson (編著), 北村正晴(監訳), レジリエンスエンジニアリング: 概念と指針, 日科技連.
- Hollnagel, E. (2011): Epilogue: RAG-The Resilience Analysis Grid., In E. Hollnagel, J. Paries, D. Woods and J. Wreathall (eds), Resilience Engineering in Practice. Franham, UK: Ashgate Publishing.
- 経済産業省 (2014) : エネルギー基本計画 (案) (http://www.enecho.meti.go.jp/topics/kihonkeikaku/140225_1.pdf) .
- Longstaff, P.H. et al. (2010): Building Resilient Communities: A Preliminary Framework for Assessment, Homeland Security Affairs, vol. 6, no. 3.
- 内閣官房(2014): http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/kokudo_kyoujinka/index.html, 2014, 3, 24.
- 日本原子力研究開発機構 (2008a) : 平成19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 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/19fy6.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2008b) : 平成19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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/19fy5.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2008c) : 平成19年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/19fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2009a) : 平成20年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/20fy6-1.pdf>, <http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/20fy6-2.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2009b) : 平成20年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/20fy5.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2009c) : 平成20年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/20fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2010a) : 平成21年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃

- 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
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/21-06/21fy6.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2010b) : 平成21年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/21-05/21fy5.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2010c) : 平成21年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/21-11/21fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2011a) : 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
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/22-6-1.pdf>,
<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/22-6-2.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2011b) : 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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/22-5.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2011c) : 平成22年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/22-11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012a) : 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 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-7-1.pdf>,
<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-7-2.pdf>,
<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-7-3.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012b) : 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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-6.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012c) : 平成23年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-14.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012d) : 平成23年度 地層処分技術調査等事業 TRU廃棄物処分技術セメント材料影響評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-12.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013a) : 平成24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
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-7-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013b) : 平成24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 — 6ヶ年研究成果の取りまとめ — (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-7-2.pdf>).

- 日本原子力研究開発機構 (2013c) : 平成24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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-6-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013d) : 平成24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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 6カ年とりまとめ報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-6-20.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013e) : 平成24年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-14-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013f) : 平成24年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 -6 カ年研究成果の取りまとめ- 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-14-2.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013g) : 平成24年度 地層処分技術調査等事業 TRU廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発 報告書
(<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-12-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2014a) : 平成25年度 地層処分技術調査等委託費 使用済燃料直接処分技術開発 報告書.
- 日本原子力研究開発機構 (2014b) : 平成25年度 地層処分技術調査等委託費 地質環境長期安定性評価確証技術開発 報告書.
- 日本原子力研究開発機構 (2014c) : 平成25年度 地層処分技術調査等事業 TRU廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発 報告書.
- 東京大学(2014) : <http://rerc.t.u-tokyo.ac.jp>, 2014, 3, 24.
- Westrum, R. (2006), Section 5: A Typology of Resilience Situations., In E. Hollnagel, D. Woods and N. Leveson (eds), Resilience Engineering: Concepts and Precepts. Aldershot, UK: Ashgate Publishing.

2. ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

2.1 目的と5ヵ年の計画

2.1.1 目的

本課題では、地層処分システムの長期性能に影響を及ぼす可能性がある要因について、ニアフィールドを中心とした複雑現象の理解、周辺母岩の地質環境の不均質性や様々な擾乱影響を含めたシステムの長期変遷の検討を通じて明らかにし、それらを踏まえたより精緻なシステム変遷・核種移行モデルに基づく評価技術を、先端的な計算科学/分析技術の適用や深地層の研究施設での原位置試験等を通じて構築して、処分システムの評価確証に資することを目的としている。

地層処分は長期に渡る事業であるために、常に最新の科学的知見に照らして、システムの長期的安全性能に関する評価が行われ、過去に実施された評価の確認や見直しが行われることが社会的受容性の観点からも重要である。このため、最先端の科学的知見や手法を駆使して、処分システムにおいて発生することが想定される諸現象について、科学的な現象の理解を進め、より現象に忠実なモデルを開発し、それらに基づいて、処分システムの評価の妥当性を示すことを恒常的に目指すことが重要である。この際、計算科学的な手法、室内試験、原位置試験のそれぞれの特徴を踏まえ、それらを適切に組み合わせて利用することで、モデルの確証を進めて行く。

また、対象とする処分システムの時間的変遷や、着目する現象の複雑さ、場の不均質性などを考慮して、不確実性要因とその影響を適切に把握し、システムの長期的安全評価での取扱いに適切に反映することが重要である。この観点から、ニアフィールドで想定される様々な現象やプロセスの相互作用に着目しつつ、様々な不確実性を適切に取り扱うための手法について検討を進めることとする。

このために、本課題では、以下の(1)～(4)のサブタスクを設定する。

- (1) システムの過渡的変化評価技術開発
- (2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発
- (3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発
- (4) ニアフィールド複雑現象/核種移行の統合評価技術開発

これらの4つのサブタスクの関係を図2.1.1-1に示す。サブタスク(1)～(3)については、処分システムに係る時間・空間軸に対して、各タスクが対象とする領域を示してある。

(1)は、主として、処分場の建設・操業から閉鎖、周辺岩盤および緩衝材の地下水による飽和、オーバーパックの破損に至る、核種移行開始までの期間に着目する。この期間は、ガラス固化体の発熱や放射線量が比較的高く、不飽和から飽和といった過渡的な現象が発生する。一方、安全評価においては、核種移行開始時におけるニアフィールドの環境条件として、本来的な地下深部の地質環境である、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している、といった状態を想定している。したがって、システムの過渡的な変遷における、さまざまな不確実性を考慮したとして

も、評価におけるこのような状態設定が妥当であること、あるいはどのような条件下において、所期の状態が期待できなくなる可能性があるかを、先端的な手法を用いた科学的な現象理解に基づいて把握しておくことが重要となる。

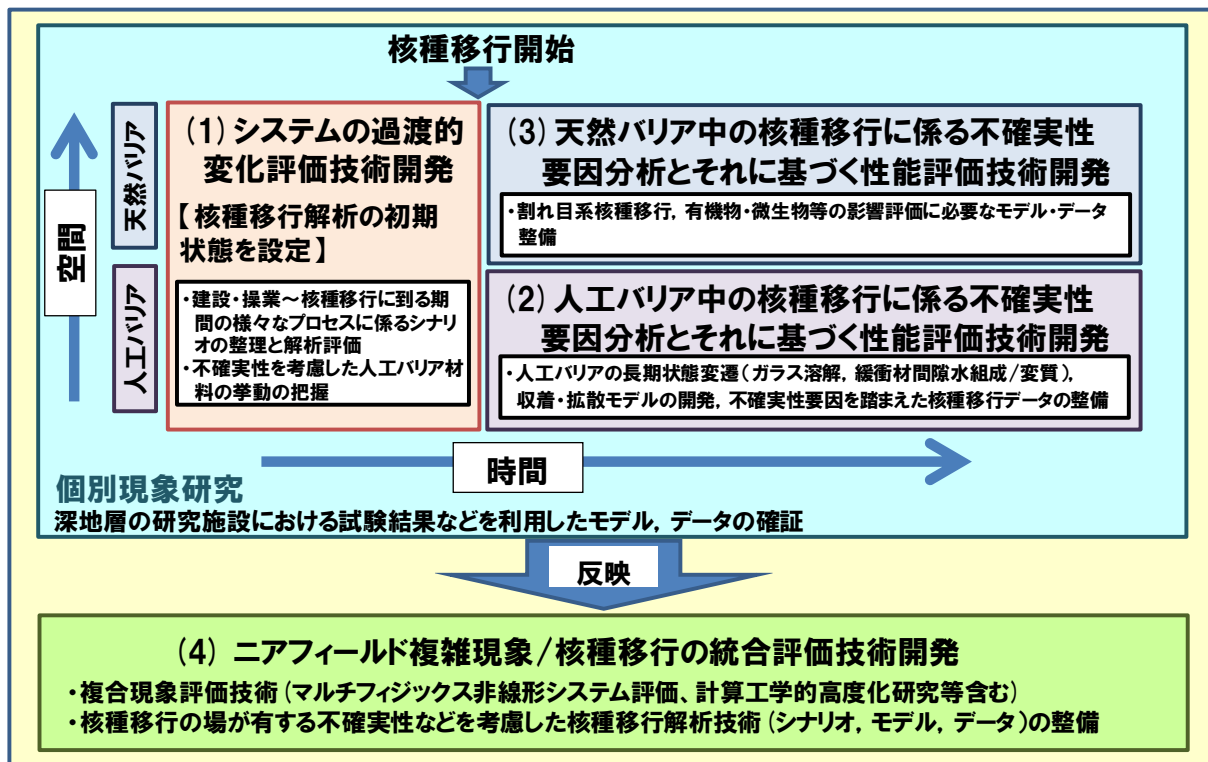


図 2.1.1-1 本課題の4つのサブタスクの関係

(2)については、人工バリア中の核種移行に着目し、ガラスの溶解と核種の浸出、核種の溶解度制限、緩衝材中の核種の収着・拡散、および核種移行の観点からの緩衝材間隙の構造や間隙水化学等について、先端的な手法を利用して科学的な現象理解を進めるとともに、システム変遷等の不確実性要因を考慮し、最新の科学的知見に基づいて、モデルの構築とデータベースの開発を進める。

(3)については、天然バリア（ニアフィールド岩盤）中での核種移行に着目し、岩盤中の割れ目等の不均質性、有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響等について、室内試験や原位位置試験を通じて科学的な現象理解を深めるとともに、システムの変遷等の様々な不確実性要因を考慮した評価を可能とするモデルとデータベースの開発を進める。

(4)については、(1)～(3)の成果として得られる、ニアフィールドのシステム変遷や核種移行挙動に関する個別の現象理解やモデル開発の進展を踏まえ、着目する様々な現象やプロセス相互の非線形性やマルチスケール/マルチフィジックス性を考慮して、その複雑性を取扱うことを可能とするための評価技術の検討を進め、システム性能評価の観点から、こうした技術を取り込んで核種移行評価を行うための統合評価技術の開発を進める。

本課題を進めることにより、従来の保守的で簡易な評価では、十分に表現できなかったシ

システムの現実的挙動の把握が可能となるようにするとともに、システムの変遷等による不確実性の要因と影響を示すことよって、処分システムの設計等へフィードバックし、処分システムのロバスト性の向上に資するものと考えられる。

2.1.2 5カ年の計画

初年度である本年度については、いずれのサブタスクにおいても、研究開発のアプローチの検討を進めるとともに、既往の研究開発において抽出されている、いくつかの具体的な課題について、先行的に試験研究や解析評価に着手する。さらに、次年度以降に、別途計画されている地下研究施設における原位置試験を本事業におけるモデル開発の検証データとして利用すること等を念頭に、これらとの連携も視野に入れ、検証試験の準備を進める。図2.1.1-2に5カ年の全体計画を示す。

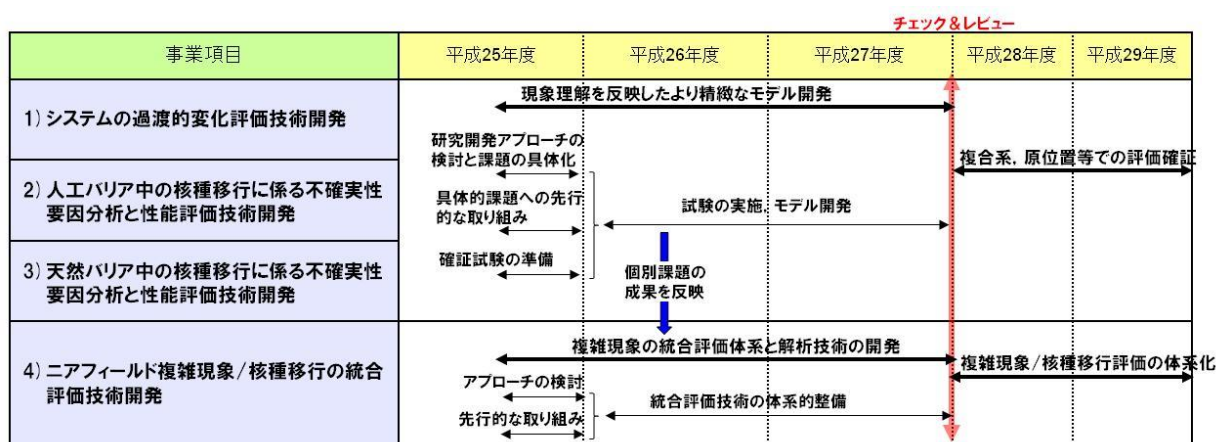


図 2.1.1-2 5カ年の全体計画

2.2 システムの過渡的変化評価技術開発

本節では、2.1.1で掲げた実施項目のうち、1つ目のサブタスクである「システムの過渡的変化評価技術開発」について述べる。このタスクでは、処分場の建設・操業から閉鎖、周辺岩盤および緩衝材の地下水による飽和、オーバーパックの破損に至る、核種移行開始までの期間におけるニアフィールドのシステムの過渡的変化に着目する。安全評価における、核種移行開始時におけるニアフィールドの環境条件として、本来的な地下深部の地質環境である、初期地温に近く（放射性核種の崩壊熱に起因する廃棄体からの発熱が収束し、それによる温度上昇が地温に与える影響が無視しえる程度に低減した状態）、還元状態が回復し（処分場の建設から閉鎖までの期間は、作業者が処分場において作業するための作業環境を確保するために十分な酸素が供給され、ニアフィールド環境は酸素による擾乱を受ける。その擾乱が深地中の持つ回復能力により元の還元状態を回復する）、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、という状態を想定している。また、この期間においては、放射性核種による廃棄体からの放射線の影響についても考慮しておく必要がある。

このため、ニアフィールドシステムの過渡的な変遷における様々な不確実性を考慮したと

しても、評価における上記のような本来的な地下深部の地質環境の状態設定が妥当であること、あるいはどのような条件下において、所期の状態が期待できなくなる可能性があるかを把握することが重要である。

そこで、2.2.1では、ニアフィールド環境の過渡的变化を適切に表現するために、その評価上特に重要となる事象の抽出を行った。2.2.2では、過渡的状态における人工バリアの挙動評価技術の開発として、オーバーパックおよび緩衝材の過渡的状态下における特性の取得、種々の現象を直接計測するための計測技術の開発を行った。

2.2.1 過渡的变化を評価する上で考慮すべき事象

核種移行評価に至る過渡的变化を、熱的、水理学的、力学的、化学的観点から捉える。これらの事象は相互に関係する複雑なものであるが、以下に概略を示す。

熱的事象は、廃棄体からの発熱が挙げられる。建設から閉鎖までは作業者の作業環境を確保するため、適切な温度条件下に制御されることも考慮する必要がある。この作業環境確保による熱的擾乱は、処分場閉鎖後、早期の段階で収束すると考えられる。廃棄体からの発熱は放射性核種の崩壊熱に起因するものであり、発熱量は時間の経過とともに減少していく。

水理学的事象は、処分場建設による周辺岩盤の水圧の低下およびその回復が挙げられる。処分場は廃棄体40,000本を処分することを想定しているため、総延長数百km規模で坑道群が展開することとなる。地層処分の対象となる深度300m以深では、初期状態の岩盤は飽和と考えられる。この岩盤に坑道が掘削されると湧水を伴いながら周辺岩盤の水圧はほぼゼロまで低下する。岩盤の透水係数が小さく、かつ岩盤の初期の水圧が低い場合には、周辺岩盤からの地下水の供給と開口されている坑道への排水のバランスによっては岩盤内に不飽和領域が広がることとなる。このように低下した水圧は、処分場閉鎖後は処分場掘削前の初期の水圧まで回復すると考えられる。この水圧の回復速度は、岩盤の透水係数と地下水の供給量に依存する。緩衝材内の飽和度は、廃棄体周辺では廃棄体の発熱により減少し、岩盤近傍では岩盤からの水の供給により増加する。緩衝材のサクシオンや周辺岩盤の水圧の作用により、緩衝材の飽和度は増加する（緩衝材の飽和速度は水圧の回復速度と密接に関連する）。

力学的事象は、緩衝材の飽和に伴う膨潤圧の発生、岩盤の変形（クリープ変形等の時間依存性のある変形挙動）に伴う緩衝材への地圧の作用、水圧が回復することによる水圧の作用、オーバーパックが腐食する際の膨張による応力の発生（緩衝材はオーバーパックの腐食膨張により圧密され密度が増加、この密度増加に対応して緩衝材の膨潤圧が増加する。）等が挙げられる。

化学的事象は、ニアフィールドを構成する材料間での相互作用として、緩衝材と地下水の反応（水-ベントナイト反応）、緩衝材間隙水によるオーバーパックの腐食と腐食生成物の形成および腐食生成物と緩衝材間隙水の反応（鉄-水-ベントナイト反応）が挙げられる。支保工が施工される場合には、支保工と緩衝材（セメント-ベントナイト反応）および支保工と岩盤の反応（セメント-岩盤反応）といった相互作用が考えられる。また、廃棄体からの放射線による影響として、地下水の放射線分解による酸化性化学種の生成が考えられる。

今年度は、本公募事業の初年度であるため、処分システムの過渡的变化が長期安全性に及

ばす影響に関する情報整理を行った。具体的には、処分場の建設・操業・閉鎖を経て、オーバーパックの破損により核種移行が開始するまでの期間における諸現象と、それらがその後の核種移行プロセスに及ぼす可能性のある影響について、国内外の性能評価プロジェクトにおいて、安全評価上、実際にどのように取り扱われているか（サイト選定や工学的対策で対処する、詳細な現象解析モデルによって影響が許容される程度であることを確認する、等）について調査・分析を行った。これに基づいて今後、取り組むべき課題を抽出した。

(1) 国内外の研究動向の調査・整理

処分システムの過渡的变化が長期安全性に及ぼす影響について、時間的な変遷及び相互の影響（発生の状態、影響の程度、影響の継続性を含む）を調査・整理した。作業にあたっては、FMEA (Failure Mode and Effects Analysis) の手法を適用した。

FMEAの概要について述べる。FMEAは、区分されたシステム要素と時間的フェーズの組み合わせに対して、網羅的に故障モード (Failure Mode) を抽出し、その結果生ずる可能性のある影響を解析する (Effects Analysis) 手法である。自動車・航空機をはじめとする多くの産業で、製品設計や工程設計（製品の製造プロセスの設計）での潜在的故障、不良モードの早期発見と未然防止のために幅広く利用されている手法の一つであり、医療分野においても、FMEAを用いて医療活動の中で発生するトラブル原因を網羅し、影響の高い原因を絞り込みそれらを重点的に防止することで、効果的な医療事故防止活動に役立つことが期待されている（田中、2002）。

たとえば、設計FMEAでは、設計段階に事故・故障を予測・抽出し、事故・故障の発生確率、発生した場合の影響、発生の見つけにくさ等を評価・採点、ランク付けし、それにより重大な事故・故障を予防する。故障モードとは、対象とするシステムの要素に起こる物理・化学的現象としての故障の類型であり、機械が作動しない等の機能不全を引き起こす原因となった現象（歯車の摩耗や配線の断線、あるいは構成材の化学的変質等）を指す。FMEAの重要な特徴は、解析対象とするシステムを空間的・時間的に有限個の要素に分割し（図2.2.1-1）

（Kaplan et al., 2005）、各要素に対して起こりうる故障モードを列挙し、それぞれの故障モードに対して影響解析を行うことによって、体系的にシナリオを特定する点である（Raymond et al., 2003; 鈴木、2008; 構造化知識研究所, <http://www.ssm.co.jp/index.html>）。

一般的に、FMEAは以下のような5つの手順で行う。

1. 対象となるシステムに対して各部品、構成要素を調べ、解析すべきものを決定する。
2. 抽出した各部品などの考えられる故障モードを明らかにし、その原因を調べる。
3. 故障モードによるシステムの損害度を評価する。
4. 故障の確率を推定する。システムの損害度の結果と総合し、総合した評価値（危険優先度 RPN(Risk Priority Number)等）を求める。
5. 総合した評価値による優先度に従って企画、設計上の改善・施策を検討する。

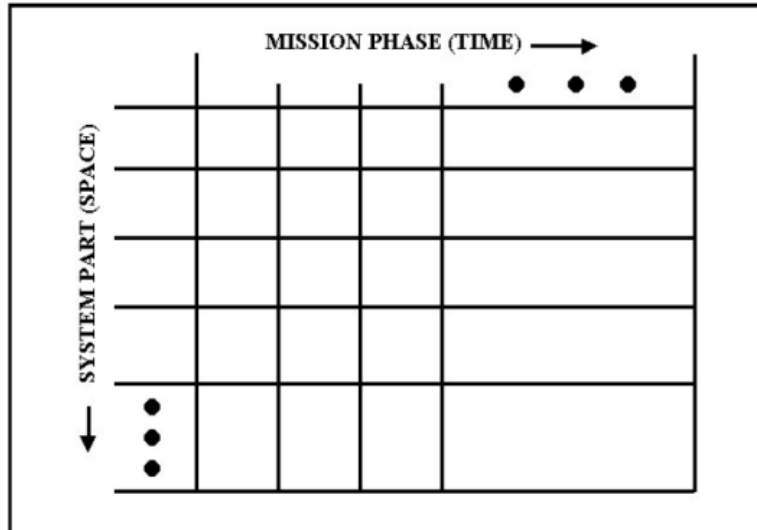


図 2.2.1-1 FMEA におけるシステムの空間的・時間的分割の模式図 (Kaplan et al., 2005)

地層処分の安全評価においては、上記の手順のうち3.以降の定量的評価は核種移行解析等の定量的な安全解析として実施すべきものであることから、ここでは、手順1.と2.そして手順3.のうち影響機構の特定等の概念的・定性的な検討を対象とすることとする。

手順2.の考えられる故障モード（つまり、処分システムの過渡的变化において起こりうる故障モード）の抽出においては、発生確率の評価は行わず、対象となる要素について起こりうるもの全てを挙げ、網羅的にこれを行う（つまり、処分システムの過渡的变化において極めて起こりえないと考えられるものについても、考えうるものは全て挙げておく）。また、対処を要するかの評価は、上述した手順3.の検討の後に行うこととする。

地層処分システムの安全評価におけるシナリオ構築では、国際的FEPリスト等を参照しつつ、FEPの包括的抽出を行い、抽出後に発生確率等によるシナリオの取扱いに関する分類を行う。そうした点は、FMEAにおいて故障モードを網羅的に抽出し、（シナリオ構築後に）発生確率を見積もる点に類似している。一方で、FMEAにおいては要素と時間的区分を行って、区分の一つ一つについて体系的に故障モードを抽出する作業を行うことから、検討の網羅性を比較的分かりやすく示すことができる。このことは追跡性の改善につながるものと考えられる。また、「故障」というシステム性能への悪影響を発想の起点とすることで、システム性能への重大な影響の見落しを低減することが期待される。このため、FMEAにおける検討の構造化は、従来の手法を補完するものとして、地層処分のような学際的なプロジェクトにおける多分野の専門家間の知識をシステムへの悪影響という観点から統合することに寄与するものと考えられる。

1) FMEAの検討対象とする地層処分システムの設定

上述したFMEAの手法に対応して、図2.2.1-2に示す構成要素から成る地層処分システムを対象として検討を行った。地層処分システムを「処分施設」「地質環境」「生活圏」から構成し、「処分施設」の要素として、「廃棄体・人工バリア」「地下施設」「地上施設」を設定

した。さらに、「廃棄体・人工バリア」は、「ガラス固化体」「オーバーバック」「緩衝材」から構成されるものとし、「地下施設」は、「アクセス坑道」「処分坑道」「処分坑道以外の水平坑道」「プラグ・グラウト」から成るものとした。「地質環境」は、「基盤岩」と「上部被覆層」とし、「基盤岩」は、「母岩」と「それ以外の領域」から構成されるものとした。さらに、「母岩」は、「ニアフィールド母岩」と「ファーフィールド母岩」として設定し、「ニアフィールド母岩」は、「坑道掘削影響領域」と「掘削影響を受けていない領域」、「ファーフィールド母岩」は、「断層・破砕帯」と「健岩部」から成るものとした。

地層処分システムの構成要素は、図の設定よりもさらに細分化することが可能であるが、調査対象に共通的な項目を見出しとするため、まずは図示した階層までにとどめ、調査を進めながら必要性に応じて、適宜、下位の階層にまで細分化を行うこととした。

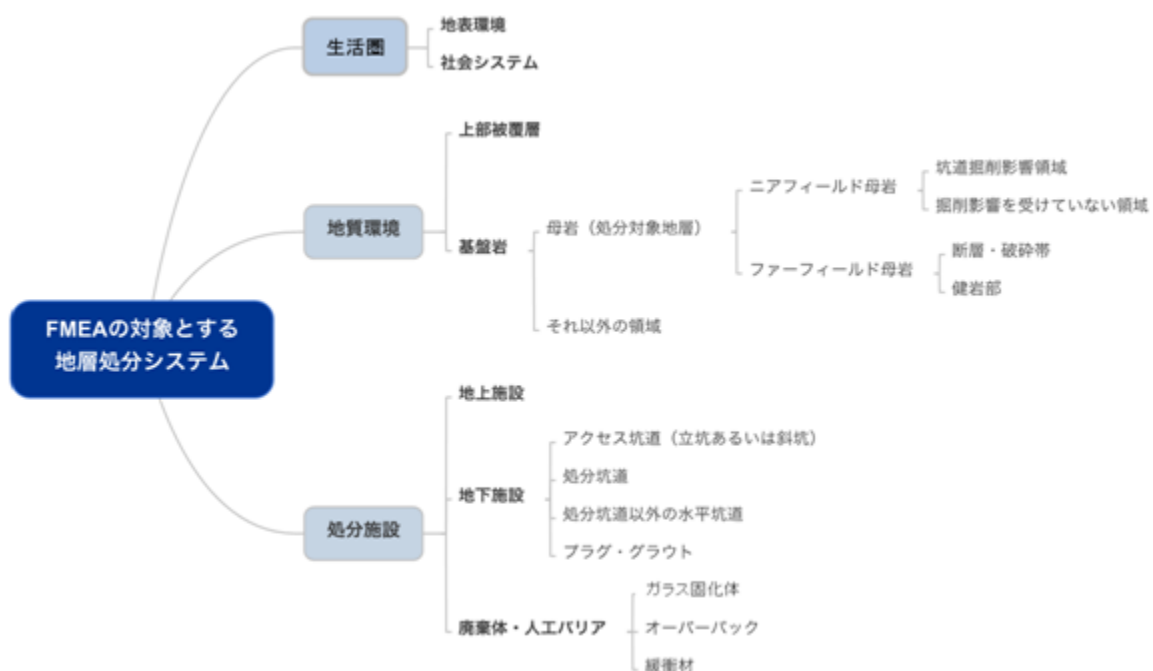


図 2.2.1-2 FMEA の検討対象とする地層処分システムの構成要素

2) FMEAのための時間区分

次に、検討対象とする時間スケールを図2.2.1-3に示すように区分した。処分場開発における工程の順に、「サイト調査」、「処分場建設・操業・閉鎖」、「処分場閉鎖後」に区分し、「サイト調査」は、さらに「地表踏査」、「試錐孔を用いた調査」、「地下坑道を用いた調査」に区分した。「処分場建設・操業・閉鎖」は、「建設」、「操業」、「閉鎖」に区分し、さらに「建設」は、「地上施設建設」、「坑道掘削」、「坑道付帯設備施工」に、「操業」は、「人工バリア製作」、「廃棄体受け入れ」、「廃棄体搬送」、「人工バリア設置」に区分し、「閉鎖」は、「仮設材撤去」、「水平坑道埋め戻し」、「アクセス坑道埋め戻し」、「地上施設撤去」に区分した。「処分場閉鎖後」は、「制度的監視・管理を行う期間」、「廃棄体の発熱等による環境条件の擾乱が顕著な期間」、「オーバーバックが破損して核種溶解・移行の生ずる期間」、「隆起・侵食により処分場周辺の化学・水理環境が変化する期間」、

「隆起・侵食により処分場近傍での人間活動を考慮する必要の生ずる期間」、「隆起・侵食により処分場が地表に露出する可能性のある期間」に区分した。

シナリオ構築は処分場閉鎖後の長期的安全性確保の観点から行うが、閉鎖後の種々のバリア機能に影響を及ぼす故障モードが処分場閉鎖以前に生ずる可能性もあるため、サイト調査及び処分場建設・操業・閉鎖の期間も検討対象に含めている。

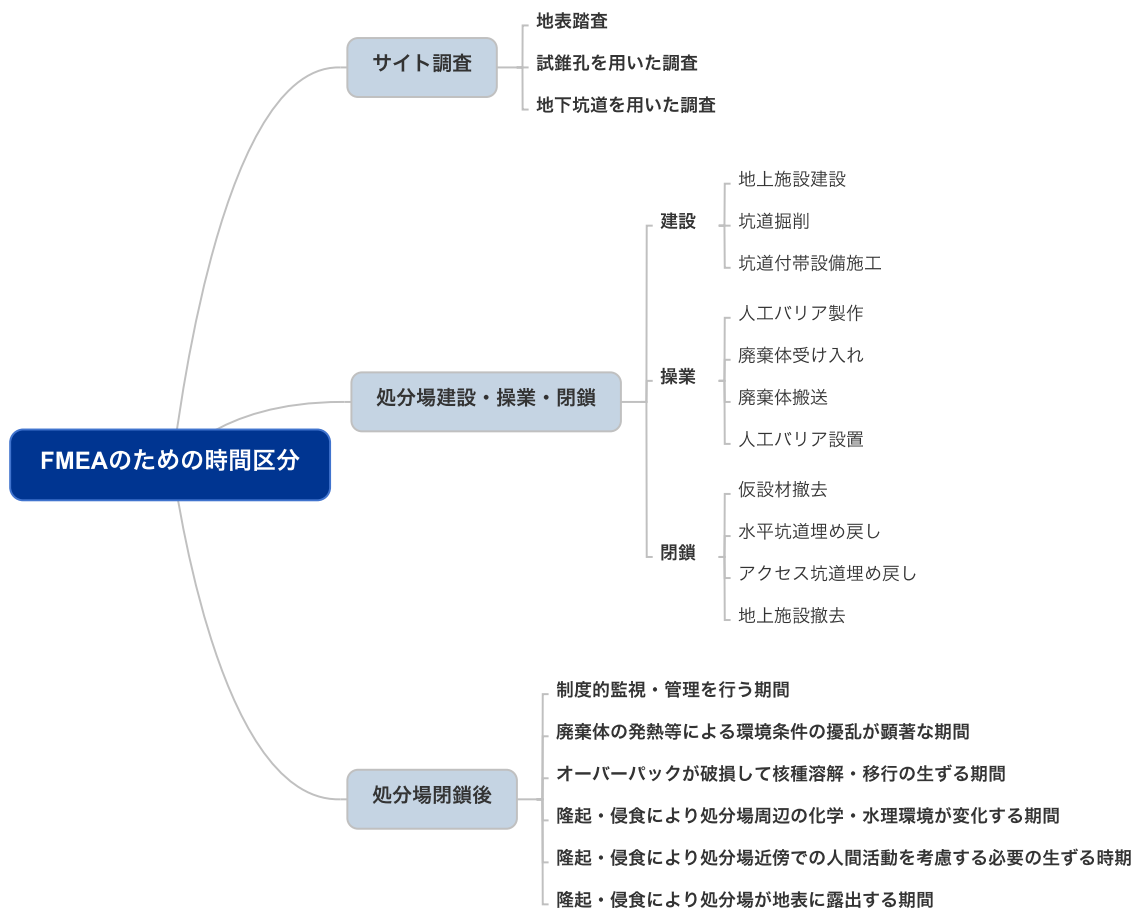


図 2.2.1-3 FMEA のための時間区分

3) 故障モードの抽出

前項までに述べた地層処分システムの要素区分及び時間区分に基づき、表-2.2.1-1から表-2.2.1-3に示したマトリクスを構成して、各時間区分での各構成要素の故障モードを抽出した。表の最左列に地層処分システムの構成要素を示す。その右側の列から上記時間区分に従い枠を設定した。これら構成要素と時間区分に該当する部分に故障モードの項目を記載した。

調査対象は、国内の取組みに加え、海外の取組みとしてスイスのNagra、スウェーデンのSKB、フィンランドのPOSIVA、フランスのANDRAである。故障モード項目の各項目には、その項目が抽出された元の情報の分類を括弧内に記した。括弧内の記載は、それぞれNはNagra（軟岩系）、SはSKB（結晶質岩系）、PはPOSIVA（結晶質岩系）、AはANDRA（堆積岩系）、Jは国内（堆積

岩・結晶質岩)を示す。

地層処分システムの構成要素として前述のように設定したもののうち、本検討課題では特にニアフィールドに焦点を当てていることから、ここでは「処分施設」、「地質環境」のうち「基盤岩」の「母岩」の中の「ニアフィールド母岩」について取りまとめている。

調査・分析の結果、結晶質岩系では人工バリア、特に緩衝材について多くの故障モードが抽出されており、それに対して軟岩系では処分坑道や母岩について多くの故障モードが抽出された。

結晶質岩系では、地下水流動及び核種移行の支配的な経路となる亀裂系が発達している場合が多いことから、緩衝材の止水性という安全機能に対する期待が大きく、その品質確保に関して懸念材料となる操業あるいは閉鎖時の種々の故障モードが多く抽出されている。また、ベントナイトの冠水過程は複雑なプロセスとなり、緩衝材外側部の水分飽和度が上昇する一方で止水性のために内側の緩衝材の水分飽和が進まず、深部の静水圧に起因する大きな圧力勾配のためにパイピングや侵食の生ずる可能性も指摘されている。より長期的には、硬岩中の亀裂系を通じて緩衝材に供給される地下水の水質が氷河融解水等の希薄なものとなる等、将来の環境変動の影響を受ける可能性が想定されることから、ベントナイトのゾル化に伴う侵食や、それに引き続く緩衝材の止水性低下、人工バリア内での地下水の移流によって供給されるオーバーパック腐食促進因子の影響等が想定されている。

他方、堆積岩系では、母岩自体の透水性が低いことから緩衝材を始めとする人工バリアに依存する程度が低い、逆に、天然バリアへの期待が高い故に、クリープ等によって構造的安定性が損なわれる可能性、あるいは、坑道掘削影響によって坑道周辺に新たな亀裂の生成する可能性や既存亀裂の開口が生ずる可能性等の処分場建設・操業時の擾乱に起因する故障モードが多く抽出された。また、特に軟岩の場合には、坑道の力学的安定性を確保する等の理由からコンクリート系の坑道支保の施工が予定されている例もあり、この場合には、コンクリート影響による高アルカリ間隙水の影響による故障モードも結晶質岩のような硬岩の事例以上に注目されている。

わが国では、現段階において結晶質岩・堆積岩ともに処分場の候補として考えられており、今回の調査で明らかとなったこれら双方の岩種で考えられている故障モードが、今後のわが国における検討でも参考になるものと考えられる。

また、気候変動の影響に関しては、地域の特性（氷河の影響等）によるものが多いが、わが国においても候補サイトの緯度と標高によっては、各国の考え方が参考になるものと考えられる。

なお、処分事業の進んだ段階であるスウェーデンやフィンランドの事例では、処分場内における閉鎖後の残置物の影響等の極めて実務的な観点からの故障モードの抽出にも注力されている点は、わが国における今後の事業の推進に伴い処分場の設計仕様がより具体化されるにしたがって重要性を増すものと考えられる。

表 2. 2. 1-1 FMEA における故障モードの抽出 (1/3)

		処分場建設・操業・閉鎖			処分場閉鎖後	
		建設	操業	閉鎖	発熱等の環境擾乱の 顕著な期間	<ul style="list-style-type: none"> ・オーバーバックが破損して核種溶解・移行の生ずる期間 ・隆起・侵食により化学・水理環境が変化する期間 ・隆起・侵食により処分場近傍の人間活動を考慮する必要の生ずる期間 ・隆起・侵食により処分場が地表に露出する可能性のある期間
		<ul style="list-style-type: none"> ・地上施設建設 ・坑道掘削 ・坑道付帯設備施工 	<ul style="list-style-type: none"> ・人工バリア製作 ・廃棄体輸送・受け入れ ・廃棄体搬送・定置 ・人工バリア設置 	<ul style="list-style-type: none"> ・仮設材撤去 ・坑道埋め戻し ・地上施設撤去 		
処分施設	廃棄体・人工バリア	廃棄体	<ul style="list-style-type: none"> ・キャニスタ内燃料の欠陥 (S) 		<ul style="list-style-type: none"> ・金属腐食や有機物分解によるガスの発生 (N, J) ・有機物の影響 (J) ・放射線場の影響 (J) ・廃棄体中の硝酸塩の影響 (J) 	
		オーバーバック	<ul style="list-style-type: none"> ・バリア材料間の相互作用 (S, J) ・キャニスタ内の不適切な水と空気 (窒素) の含有量 (S) ・キャニスタ材料の欠陥 (S) ・不十分な冷却期間 (P) ・キャニスタ表面の制限値を超える放射線線量 (P) 		<ul style="list-style-type: none"> ・金属腐食や有機物分解によるガスの発生 (N, J) ・キャニスタにかかる膨潤圧と静水圧 (N) ・地下水の放射線分解により発生するガスの影響 (N, J) ・キャニスタとインサートとの熱膨張特性の違いによる、キャニスタへの張力 (S) ・キャニスタの腐食 (N, S, P, J) ・キャニスタの破損 (S, P, J) ・セメント系材料の剥離 (J) ・微生物の影響 (J) 	<ul style="list-style-type: none"> ・氷床の発生によりかかるキャニスタへの均衡荷重 (S) ・氷床の融解により発生する地震による、割れ目の発生に伴うキャニスタへかかるせん断荷重 (S) ・キャニスタの破損により発生するガス圧による変形・破壊 (S) ・キャニスタの破損により内部に侵入する地下水による放射線分解 (S) ・地震によるオーバーバックの移動 (J)
		緩衝材	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝材密度の不足 (S, P, J) ・埋め戻し前の緩衝材の膨潤による緩衝材やキャニスタの持ち上がり (S) ・換気による緩衝材品質への影響 (J) 	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝材冠水及び廃棄体発熱による環境変化 (S, P, J) 	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝材冠水及び廃棄体発熱による環境変化 (S, P, J) ・キャニスタからの発熱による緩衝材の変質 (N, S, P, J) ・緩衝材のバイピング・エロージョン (S, J) ・廃棄体から発生する可能性のあるガスの移行 (S, J) ・緩衝材の押し出しによる密度低下 (S, J) ・緩衝材の膨潤圧不足によるバクテリアの発生 (S) ・地下水流入による膨潤途上の緩衝材の流出 (S, P, J) ・緩衝材の収着による核種の移行遅延 (S) ・オーバーバックの腐食膨張によりかかる緩衝材への圧力の影響 (J) ・オーバーバックの緩衝材への沈下 (J) ・亀裂への緩衝材の侵入による密度低下 (J) ・微生物の影響 (J) 	<ul style="list-style-type: none"> ・氷河融解水の流入によるイオン強度低下に伴う緩衝材のゾル化および地下水による侵食 (S) ・緩衝材侵食による緩衝材中の移流領域の発生 (S) ・緩衝材の凍結 (S) ・緩衝材の液状化 (S, J) ・地震による緩衝材のせん断破壊 (J)

注) 故障モード項目の括弧内の記号は、NはNagra (堆積岩系)、SはSKB (結晶質岩系)、PはPOSIVA (結晶質岩系)、AはANDRA (堆積岩系)、Jは国内 (堆積岩・結晶質岩) を示す。

* 表中のオーバーバック、キャニスタは共に処分容器である。

(Bamber et al., 2001) (Börgesson and Hernelind, 2006) (Börgesson et al., 2004) (Cosgrove et al., 2006) (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005) (Fälth and Hökmark, 2006, 2011) ((公財) 原子力環境整備促進・資金管理センター, 2013) (Huybrechts, 1990) (Ikonen and Raiko, 2012) (JNC, 2000) (Lambeck et al., 2006) (Lantenois et al., 2005) (Lythe et al., 2001) (McEwen et al., 2012) (Munier and Hökmark, 2004) (Munier, 2006, 2007) (Nagra, 2002) (日本原子力研究開発機構, 2013b) (Pastina and Hellä, 2010) (Posiva, 2010, 2012a, 2012b, 2012c) (SKB, 1999, 2006b, 2009, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d, 2010e, 2011) (Tarasov and Peltier, 2004)

表 2.2.1-2 FMEA における故障モードの抽出 (2/3)

		処分場建設・操業・閉鎖			処分場閉鎖後	
		建設	操業	閉鎖	発熱等の環境擾乱の顕著な期間	<ul style="list-style-type: none"> ・オーバーバックが破損して核種溶解・移行の生ずる期間 ・隆起・侵食により化学・水理環境が変化する期間 ・隆起・侵食により処分場近傍の人間活動を考慮する必要の生ずる期間 ・隆起・侵食により処分場が地表に露出する可能性のある期間
		<ul style="list-style-type: none"> ・地上施設建設 ・坑道掘削 ・坑道付帯設備施工 	<ul style="list-style-type: none"> ・人工バリア製作 ・廃棄体輸送・受け入れ ・廃棄体搬送・定置 ・人工バリア設置 	<ul style="list-style-type: none"> ・仮設材撤去 ・坑道埋め戻し ・地上施設撤去 		
地下施設	アクセス坑道		<ul style="list-style-type: none"> ・残置物の影響 (S, P, A) 	<ul style="list-style-type: none"> ・埋め戻し材の不足 (S, J) 		
	処分坑道	<ul style="list-style-type: none"> ・ライナーにかかる均衡荷重 (N) ・処分孔の中心や傾きに関する直線性の不足 (P) ・処分孔の底板の厚み及び圧縮率の欠陥 (S) 	<ul style="list-style-type: none"> ・残置物の影響 (S, P, A) ・廃棄体と処分セル間の隙間の生成 (A) 	<ul style="list-style-type: none"> ・埋め戻し材の空隙への空気の侵入 (S) 	<ul style="list-style-type: none"> ・地下水による膨潤途上の埋め戻し材の流出 (S, P) ・支保や埋め戻し材にかかる均衡荷重 (N, J) ・埋め戻し材を通過するガスの影響 (N, J) ・ベントナイト間隙水の組成変化 (N, J) ・ベントナイト中の微生物の繁殖 (N) ・ベントナイト中の鉱物変化 (N, J) ・間隙水によるコンクリート材料の変質 (N, J) ・ベントナイトの透水性上昇に伴う塩分上昇の影響 (N) ・熱による剥落 (S, P) ・地下水による膨潤途上の埋め戻し材の流出 (S, P) ・廃棄体の発熱による処分セル間の相互熱影響 (A) ・廃棄体の発熱による処分セル周辺の地下水の相変化 (A) ・支保等の腐食による水素ガスの発生 (A, J) ・セメント系材料の溶脱 (S, P, J) ・微生物の影響 (J) 	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄体の崩壊に伴う空隙の発生 (N) ・岩盤の長期クリープ変形 (J)
	処分坑道以外の水平坑道		<ul style="list-style-type: none"> ・残置物の影響 (S, P, A) 			
	ブラグ・グラウト等				<ul style="list-style-type: none"> ・セメント系材料の溶脱 (S, P, J) 	

注) 故障モード項目の括弧内の記号は、NはNagra (堆積岩系)、SはSKB (結晶質岩系)、PはPOSIVA (結晶質岩系)、AはANDRA (堆積岩系)、Jは国内 (堆積岩・結晶質岩) を示す。

(ANDRA, 2005a, 2005b) (Börgesson et al., 2004) (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005) ((公財) 原子力環境整備促進・資金管理センター, 2013) (Hallbeck et al., 2006) (Ikonen and Raiko, 2012) (Kukkonen et al., 2005) (Miller and Marcos, 2007) (Nagra, 2002) (Pastina and Hellä, 2010) (Pedersen et al., 2000a, 2000b) (Posiva, 2009, 2010, 2012a, 2012b, 2012c) (Pusch, 1999) (SKB, 2006b, 2010c, 2010e, 2011)

表 2. 2. 1-3 FMEA における故障モードの抽出 (3/3)

			処分場建設・操業・閉鎖			処分場閉鎖後			
			建設	操業	閉鎖				
			<ul style="list-style-type: none"> 地上施設建設 坑道掘削 坑道付帯設備施工 	<ul style="list-style-type: none"> 人工バリア製作 廃棄体輸送・受け入れ 廃棄体搬送・定置 人工バリア設置 	<ul style="list-style-type: none"> 仮設材撤去 坑道埋め戻し 地上施設撤去 	発熱等の環境擾乱の顕著な期間			<ul style="list-style-type: none"> オーバーバックが破損して核種溶解・移行の生ずる期間 隆起・侵食により化学・水理環境が変化する期間 隆起・侵食により処分場近傍の人間活動を考慮する必要の生ずる期間 隆起・侵食により処分場が地表に露出する可能性のある期間
基盤岩	母岩	ニアフィールド母岩	坑道掘削影響領域	<ul style="list-style-type: none"> 掘削による応力緩和 (N, J) 透水性の高い坑道掘削影響領域の形成 (S, A, J) 坑道の掘削等による坑道周辺の水理条件・化学条件の変化 (S, P, J) 黄鉄鉱の酸化 (N, J) 	<ul style="list-style-type: none"> 換気によるEDZ内の部分的な脱飽和 (N) 黄鉄鉱の酸化 (N, J) 		<ul style="list-style-type: none"> 高pHブリュームの母岩への影響 (N, J) 廃棄体の発熱による化学環境の変化 (N) ガスの移行に伴う汚染した間隙水の移動 (N) ニアフィールドへの酸化還元フロントの侵入 (N) ニアフィールドの飽和による母岩の強度低下 (N) 間隙水の熱膨張 (N) ベントナイトの透水性上昇に伴う塩分上昇の影響 (N) 廃棄体の発熱による母岩の応力状態の変化 (S, J) 処分孔を横切る割れ目の発生 (S) 処分場周辺の酸化還元環境の変化 (P) 処分孔と交差する割れ目における岩盤のせん断変形 (P) 支保等の腐食による周辺岩盤への化学的影響 (A, J) コロイドの発生 (J) ガス発生に伴う間隙圧力上昇 (J) 	<ul style="list-style-type: none"> 気候変動により繰り返す母岩の圧縮と排水の影響 (N) セメント系材料から溶出した成分と岩盤を構成する種々の鉱物との反応による天然バリア機能への影響 (S, P, J) 氷河融解水による割れ目帯の水圧上昇 (S) 降雨起源水の増加による地下水塩分濃度の低下 (S) 	<ul style="list-style-type: none"> 氷河融解水の流入による水質変化 (S) 処分孔を横切る割れ目の発生 (S)
			掘削影響を受けていない領域						

注) 故障モード項目の括弧内の記号は、NはNagra (堆積岩系)、SはSKB (結晶質岩系)、PはPOSIVA (結晶質岩系)、AはANDRA (堆積岩系)、Jは国内 (堆積岩・結晶質岩) を示す。

(ANDRA, 2005a, 2005b) (Buoro et al., 2009) (Claesson and Probert, 1996) (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005) (Dershowitz et al., 1991) (Emmelin et al., 2007) (Hellä et al., 2009) (Hökmark et al., 2006) (Hökmark et al., 2009) (Hökmark et al., 2010) (JNC, 2000) (共同作業チーム, 2000) (Lanyon and Marschall, 2006) (Liu et al., 2003) (Löfman and Poteri, 2008) (Luna et al., 2006) (Milodowski et al., 2009) (Nagra, 2002) (日本原子力研究開発機構, 2013b) (Pastina and Hellä, 2010) (Pointe and Hermanson, 2002) (Posiva, 2009, 2010, 2012b, 2012c) (SKB, 2005, 2006a, 2006b, 2011) (Vieno et al., 2003)

4) まとめ

重大な事故・故障を予防する手法の一つである FMEA 手法により、処分システムの過渡的変化が長期安全性に及ぼす影響について、その時間的な変遷及び相互関係？（発生の状態，影響の程度，影響の継続性を含む）を調査・整理した。調査対象は、性能評価に関する国内の取り組みに加え、海外の性能評価プロジェクトとしてスイスの Nagra、スウェーデンの SKB、フィンランドの POSIVA、フランスの ANDRA の事例を取り上げた。

対象とする地層処分システムの構成要素、処分場開発における工程に沿った時間区分を設定し、それぞれの構成要素のある時間区分における故障モードを抽出した。

抽出された故障モードから過渡的変化を評価する上で考慮すべき事象は以下のようにまとめられる。

- ・ 結晶質岩・堆積岩、それぞれの特徴に応じて注目する故障モードが異なっており、以下のように特徴付けられる。

【結晶質岩系】 人工バリア，特に緩衝材について多くの故障モードを抽出

- ・ 操業あるいは閉鎖時の種々の故障モード（緩衝材の止水性という安全機能の品質確保に影響）
- ・ ベントナイトの不均一な飽和過程におけるパイピングや侵食
- ・ 緩衝材に供給される地下水の水質の変化（将来における環境変動に起因）によるベントナイトのゾル化に伴う侵食や、それに引き続く緩衝材の止水性低下
- ・ 人工バリア内での地下水の移流によって供給されるオーバーパック腐食促進因子への影響

【堆積岩系】 処分坑道や母岩について多くの故障モードを抽出

- ・ 処分場建設・操業時の擾乱に起因する故障モード（母岩のクリープ変形による力学的安定性の損失、掘削影響領域における亀裂の開口等）
- ・ 坑道支保工に起因する故障モード（高アルカリ間隙水の影響による故障モード）
- ・ 気候変動の影響に関しては、各国で考えられている廃棄体の種類とその地域気候との組み合わせによるものが多い。
- ・ 処分事業が進んでいるスウェーデンやフィンランドでは、実務的な故障モード（処分場内における閉鎖後の残置物の影響等）にも注力している。これらの故障モードは、処分事業が進展し処分場の設計仕様が明確になった段階では重要性が大きくなっていくものと考えられる。

2.2.2 過渡的状態における人工バリアの挙動評価技術の開発

本節では、核種移行評価に至るニアフィールドシステムの過渡的变化を、熱的、水理学的、力学的、化学的観点から捉えるための測定技術について検討を行うとともに、これらを用いた試行的データ取得について述べる。

(1) オーバーパックの腐食挙動に関する調査

オーバーパック埋設後初期において、オーバーパック周囲の環境は、緩衝材中に残存する酸素によって比較的酸化性の環境がもたらされると想定される（核燃料サイクル開発機構、1999）。緩衝材が再冠水し、飽和に達した後は、溶存酸素が残存していたとしても、緩衝材中での移行が制限されるため、オーバーパックの腐食への影響は無視できるほど小さいことが確認されている（Honda et al., 1995）。一方、飽和に至るまでの過渡的な状態では、溶存酸素による腐食が進展し、腐食速度や腐食の不均一化の程度は飽和した条件や還元性雰囲気と比較して大きいと考えられる。また、ガラス固化体からの発熱によって、緩衝材間隙水中成分の濃縮など水質の変化によって腐食形態の変化などの影響を受ける可能性がある。

従来、酸化性環境における炭素鋼オーバーパックの腐食挙動については、溶存酸素を含む水溶液やスラリー状のベントナイトを用いた室内試験により腐食の不均一性について検討され、最大腐食深さが評価されているものの（石川ほか、1992；Taniguchi et al, 2011）、環境条件の変遷を伴う過渡状態での腐食挙動の経時的な変化については、測定手法を含めほとんど検討されていない。また、間隙水中の成分については、5種類の地下水モデルを想定して腐食に影響を及ぼす成分の濃度範囲を設定して腐食挙動の検討が行われているが（核燃料サイクル開発機構、1999）、この範囲を超えた条件での挙動については、高炭酸塩環境での応力腐食割れ挙動（Mitsui et al., 2008）など一部の腐食現象を除き、ほとんど検討が行われていない。

以上のことから、埋設後初期における再冠水過程での炭素鋼オーバーパックの腐食挙動を把握することを目的として、不飽和緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリングを行うための電極の構造を検討して腐食モニタリングのためのセンサーを試作するとともに、実際に測定を行い、適用性を確認した。また、従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の実験的検討を行い、データを取得した。

1) 腐食モニタリング手法の検討

① モニタリング手法の選定

再冠水過程でのオーバーパックの腐食挙動については、幌延深地層研究所での原位置試験において工学規模の試験や実規模の試験が計画されている（栗原ほか、2004）。ここでは原位置試験での適用も考慮してモニタリング手法を検討した。

腐食モニタリングには、電気化学的手法を用いる場合が多く、分極抵抗法、腐食抵抗法、交流インピーダンス法、電気化学ノイズ法などが挙げられる（西方、1999；安住ほか、2003；水流・柳沼、2003；呂、1979）。今回、コンクリートや土壤中で実際の構造物に対して実績があること（浅利ほか、1987；望月、1999）、ベントナイト中（飽和）で室内試験による測

定事例 (Taniguchi et al., 1998) があることなどから、交流インピーダンス法を適用することとした。

交流インピーダンス測定には、同じ材質の2つの電極を用いて測定する2電極法と、試料極(評価対象とする電極)、参照電極、対極からなる3つの電極を用いた3電極法がある(片山、2003)。2電極法は一般的に比較的簡易な電極構成で測定が可能であり、ノイズの影響を受けにくいという特徴を有するが、2つの電極界面の状態が異なる場合には適用が困難である。3電極法は単独の試料極に対する測定であるため、そのような制約はないが、3つの異なる材質の電極を用いることから、2電極法に比較して電極構成が複雑になる。また、いずれかの電極に不具合が生じると測定が困難になる。

再冠水過程での緩衝材中では、水分分布や化学的特性など不均一となり、2電極法を用いた場合には、2つの電極界面が異なる状態となる可能性が否定できないため、ここでは3電極法による測定が可能なセンサーを検討した。

② モニタリング用センサーの構成、構造の検討

a. 電極材料

(a) 試料極

試料極について、従来より室内試験で用いられてきた炭素鋼材料である、JIS G 3106 SM400Bをセンサーの検討用の材料として用いた。幌延URLでの原位置試験に適用する際は実際に試験に用いるオーバーパックと同一材質のものをを用いる必要がある。

(b) 対極

対極については、通常、白金が用いられるが、ベントナイト中での検討事例では、純チタンを用いても測定可能であることが確認されている(Taniguchi et al, 1998)。後述のとおり、センサー構成の検討では、管状の対極内部に試料極と参照電極を配置して樹脂で固定する構造としており、対極は外圧に対する内部の保護機能も担うことから、ここでは白金よりも高い強度を有するチタン(ASTM Grade2相当)を選定した。なお、チタンが直接適用できない場合には、チタン上に白金をめっきすることによって適用が可能になると考えられる。

(c) 参照電極

参照電極については、交流インピーダンス測定中に電位が変化しないことが求められ、当該環境で安定した値を示す材料を選定する必要がある。幌延の地下水条件を考慮すると、塩化物イオンを含む条件で塩化物イオン濃度に応じて安定的な電位を示すAg/AgCl電極が有望と予想され、幌延地下水環境での電位を測定し、適用性を検討した。地下水には、幌延のボーリング孔から採取された実地下水を用い、支保工との接触を想定して粉碎したコンクリートと固液比100:1で接触させた溶液を用いた。コンクリートの製作には、普通セメント(OPC)、および低アルカリ性セメント(HFSC)をそれぞれ用いた。Ag/AgCl電極には、Ag線に市販のAg/AgClペーストを塗布して作成したものおよび、藤嶋ほか(1984)にしたがい、Ag線をHCl水溶液中でアノード分極して作成したものを用いた。電位は飽和KCl中のAg/AgCl電極との電

位差として測定した。測定結果を図2.2.2-1に示す。この図に示すように、開始直後はいずれもほぼ同一の値を示すものの、Ag線をHCl水溶液中でアノード分極して作成したものは数時間で低下して一旦一定値を示したのち、数十時間経過後に急激に低下した。Ag/AgClペーストを塗布して作成したものについても、数10時間以内に電位が低下し始める場合があった。この原因は明らかではないが、幌延地下水中にはアンモニア/アンモニウムイオンが含まれており、錯体形成などによってAgClが溶出した可能性（境ほか、1992）が考えられる。このような結果から、Ag/AgCl電極は幌延地下水環境で不安定化する可能性があり、参照電極としての適用には問題があると判断した。よって、代替の参照電極材料として、幌延地下水環境において化学的に安定と推定されるC（グラッシーカーボン）、Pt、Ti（純チタン）を対象として同様に電位測定を行った。その結果を図2.2.2-2に示す。試験期間を通じてC（グラッシーカーボン）が最も安定しており、これを参照電極として選定した。

b. センサーの構成、構造

図2.2.2-3に示す構造のセンサーを試作した。全体寸法は緩衝材への地下水浸潤に顕著な影響を及ぼさないようできるだけ小型化が望ましい。ここでは、原位置試験で緩衝材中に埋め込む予定の他のセンサー類に比較して著しく大きくならないよう、試料極、参照電極、対極をφ25x30mm程度の大きさ内に集約した構造とした。対極として用いるチタンには管状の材料を用い、管内に試料極と参照電極を配置したのち、チタン管をモールドとして絶縁用樹脂を流し込むことによってセンサーを作成した。チタン管は対極としての役割のほか、緩衝材の膨潤圧や緩衝材への埋め込み等の製作加工時の外圧に対する保護機能も担っている。なお、チタン管と炭素鋼が腐食生成物を介して短絡することを抑制するため、チタン管上端は炭素鋼電極面よりも数mm以上、下部にずらした。

腐食モニタリングでは、腐食速度のほか、自然電位も併せて行うこととした。自然電位は、水素基準電極に換算可能な参照電極（飽和カロメル電極または飽和KCl中のAg/AgCl電極など）を塩橋等を介して別途配置し、それとの電位差として連続的な計測が可能である。しかし、交流インピーダンス測定において自然電位測定と同じ電極を用いる場合には、自然電位の連続計測がその間中断されることとなる。よって、ここでは自然電位の連続計測を中断させることなく交流インピーダンス測定が可能となるよう、2枚の炭素鋼電極を用い、一方を自然電位測定用、もう一方を交流インピーダンス測定用とした。また、2枚の炭素鋼電極を用いることによって、2電極法での測定も可能となる。更に、一方の炭素鋼電極に不具合が生じ、測定不能となった場合でももう一方の電極で自然電位、交流インピーダンス両方を測定するなど、バックアップが可能となる。

参照電極（グラッシーカーボン）は対称性を考慮して2枚の電極間の中央に配置した。また、原位置試験では種々のセンサーが配置され、計測が行われることを想定し、ノイズによる影響低減を考慮して各電極にはシールド付リード線を接続した。

③ 腐食モニタリングセンサーの適用性確認

上記の②にて製作したセンサーを緩衝材に埋め込み、再冠水過程での緩衝材中における炭素

鋼の腐食モニタリングを試みた。試験装置の模式図を図2.2.2-4に示す。既報の不飽和緩衝材中での試験と同様に、φ164x50mmの円柱状の緩衝材中にセンサーを埋め込み、上部から試験溶液を注水した。また、下部には炭素鋼板を設置し、ヒーターにより90℃に加熱した。試験溶液には幌延のボーリング孔から採取された実地下水を用いた。

自然電位測定結果を図2.2.2-5に示す。測定は2個のセンサーに対して測定を行った。すなわち、計4個の炭素鋼電極の電位を測定した。いずれの電位も経時的に低下する傾向であり、約80日後にほぼ一定となった。また、同じセンサー内の2つの炭素鋼電極の電位は全体的な傾向は概ね一致しているが、100mV近い差が生じる場合もあり、そのような場合は2電極法による測定は困難と考えられる。

次に、インピーダンス測定結果（Bode線図）を図2.2.2-6に示す。浸漬初期には高周波数側で誘導成分が観察されたが、12日以降は消失し、容量成分と抵抗成分からなるインピーダンススペクトルを示した。ここで、図2.2.2-7に示す等価回路にてインピーダンススペクトルを近似し、溶液抵抗に相当する R_s および分極抵抗に相当する R_p をそれぞれ求めた。その結果を図2.2.2-8に示す。溶液抵抗は経時的に低下し、約80日で一定となった。これは緩衝材への溶液の浸潤によって導電性が増加したことに伴うものと考えられる。分極抵抗 R_p は時間とともに低下する傾向を示した。分極抵抗は腐食速度の逆数に比例することから（福谷、1978）、腐食速度が増加傾向にあることを意味している。これは緩衝材が乾燥状態から浸潤状態に変化する過程で腐食進展が促進されていることに対応するものと考えられる。約90日以降は R_p が増加する、すなわち腐食速度が低下する傾向も示唆されており、今後より長期的な挙動を確認する必要がある。今回の測定で得られた $10^4 \Omega \text{ cm}^2$ オーダーの分極抵抗は、腐食速度への換算定数を20mV（西方ほか、1994）と仮定すると、 10^{-2} mm/y のオーダーの腐食速度であり、天然水環境における比較的酸化性雰囲気における腐食速度（腐食防食協会、1995）と同等である。

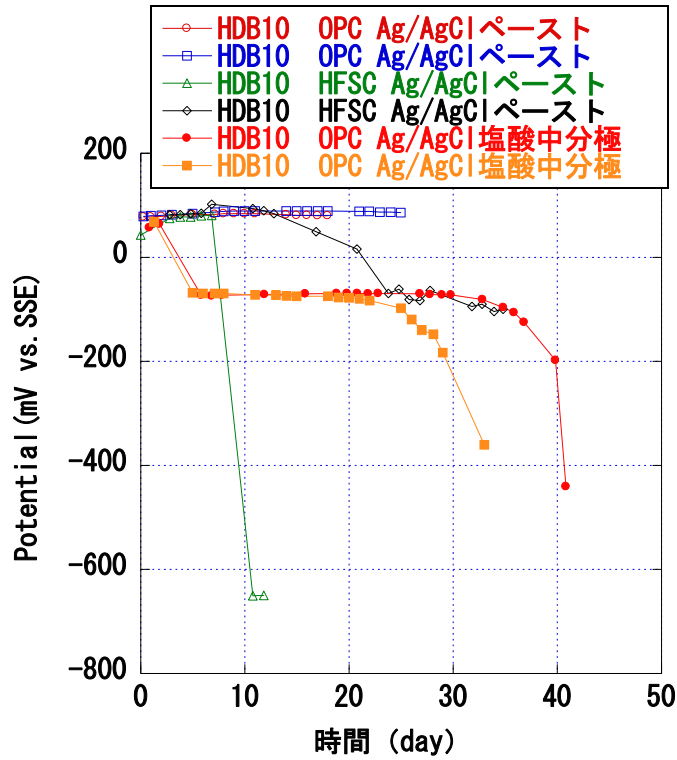


図 2. 2. 2-1 幌延地下水中における Ag/AgCl 電極電位の経時変化

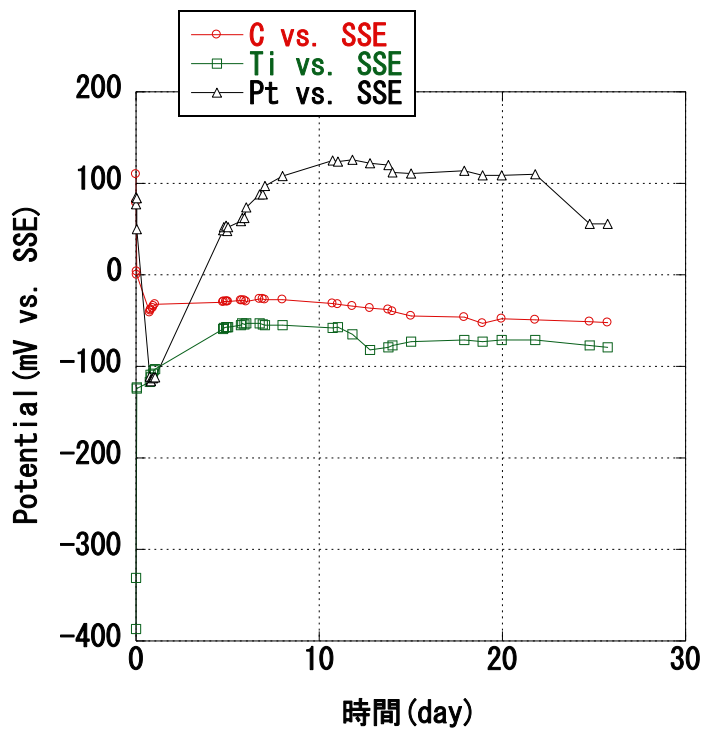


図 2. 2. 2-2 幌延地下水中における C, Ti, Pt 電極電位の経時変化

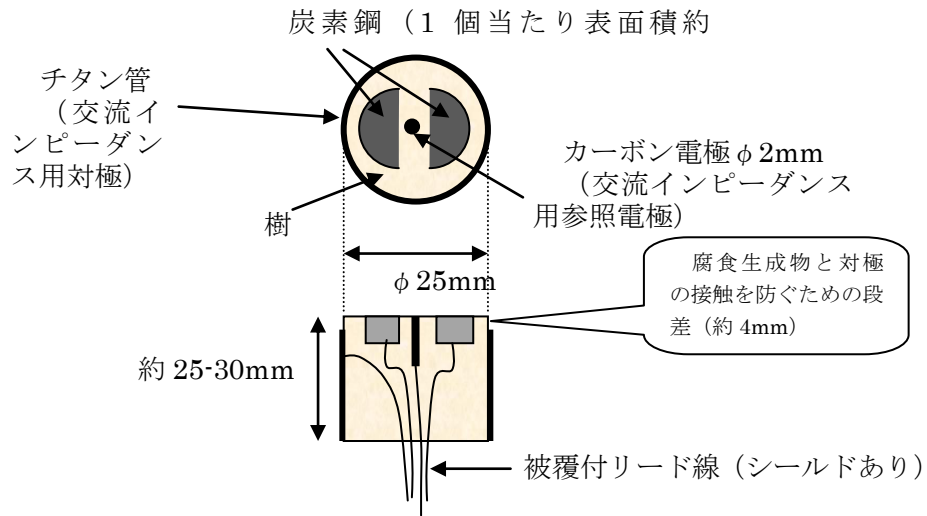


図 2.2.2-3 腐食モニタリングセンサーの模式図

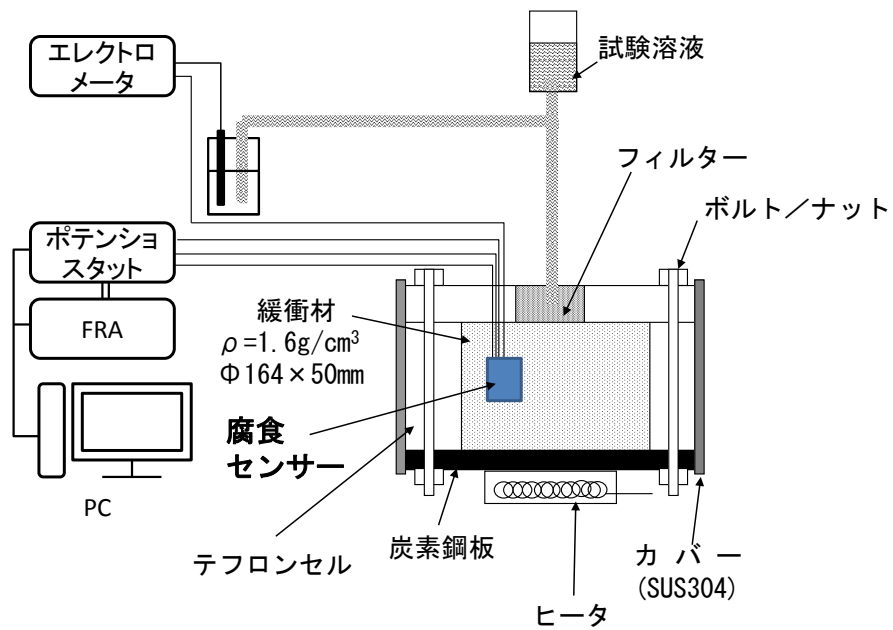


図 2.2.2-4 不飽和緩衝材中における腐食センサーの適用性確認試験の模式図

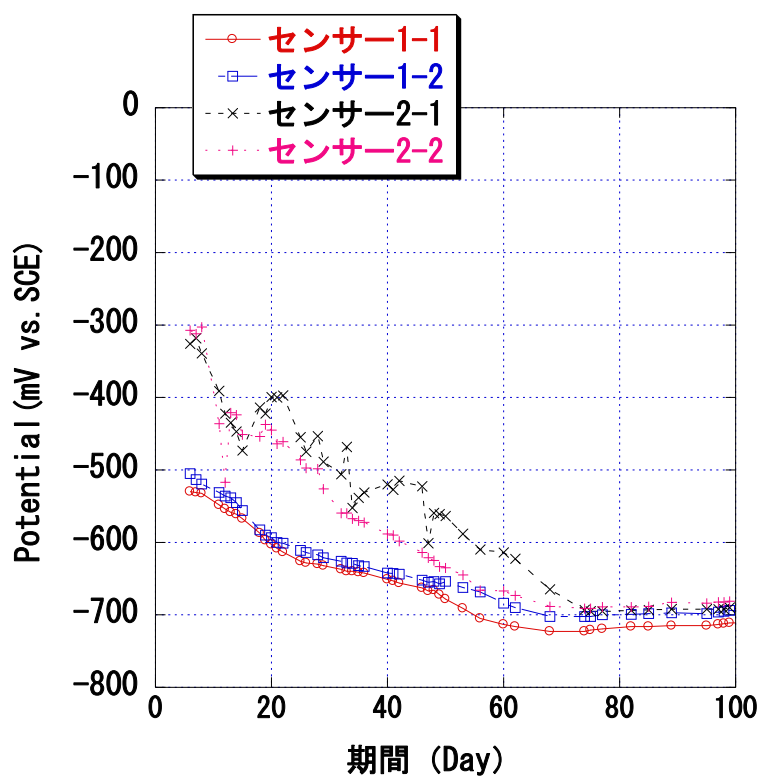


図 2. 2. 2-5 再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の自然電位の経時変化

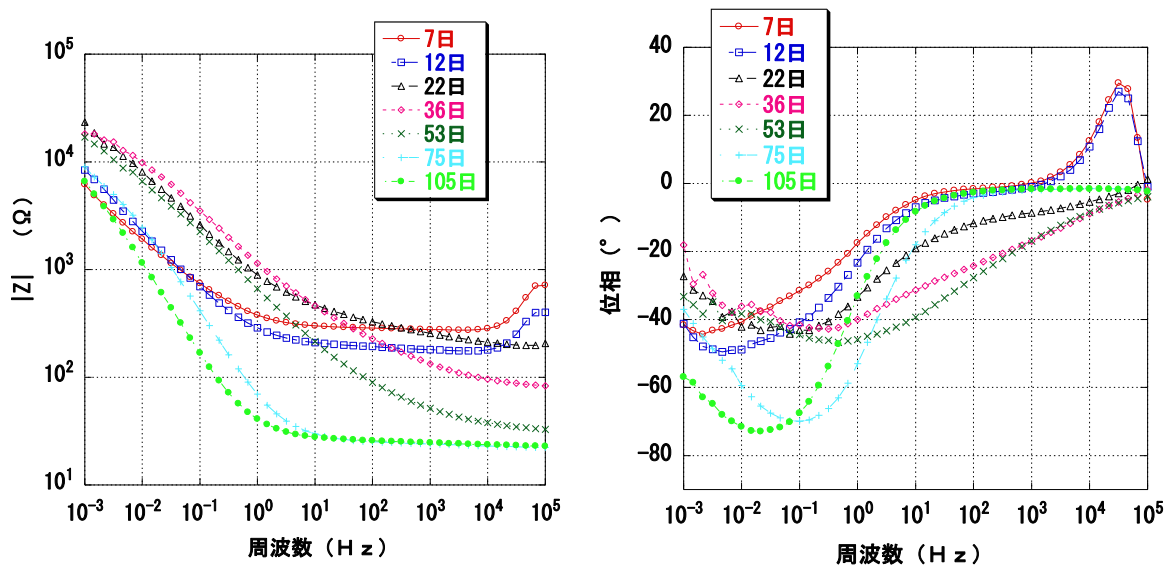


図 2. 2. 2-6 再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の交流インピーダンス測定結果 (Bode 線図)

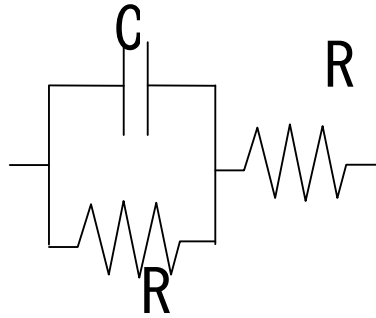


図 2. 2. 2-7 炭素鋼／溶液界面の等価回路

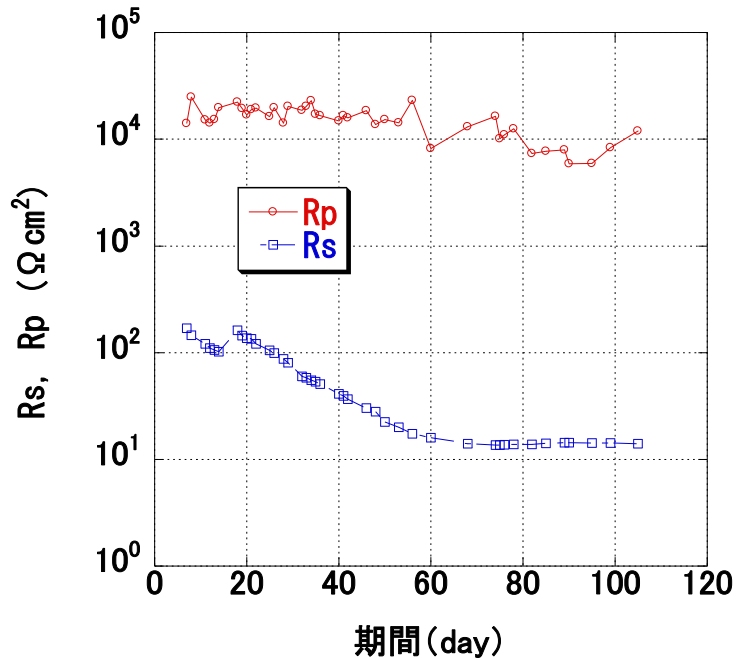


図 2. 2. 2-8 Rs, Rp の経時変化

2) 従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の検討

想定された環境条件の範囲を超えた条件での腐食挙動については、昨年度、関連事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」（日本原子力研究開発機構、2013e）において地震活動による地下水水質の変動を想定して、サイト選定で除外されると考えられる高温水、酸性水なども含めて幅広くわが国の地下水の条件の整理が行われた。それに基づき、これまで検討対象とされていない、または知見が乏しい環境条件として、以下が挙げられた。

- ・ 高塩化物環境（海水レベル以上の濃度）

- ・ 高硫酸塩環境（硫酸酸性を含む）
- ・ 高温水
- ・ 酸性水（pH<5）
- ・ 炭酸ガス、硫化水素ガス環境（酸性を含む）

上記のうち、高塩化物環境および高硫酸塩環境において低酸素濃度条件での腐食データが取得され、飽和濃度までの挙動が調べられた（日本原子力研究開発機構、2013e）。その結果、濃度上昇による腐食速度の増加は認められないことが確認された。

ここでは低酸素濃度下でのデータを拡充するため、高温水中での腐食試験を行い、腐食量を評価するとともに、水素脆化の可能性を評価するため、腐食に伴って吸収された水素吸収量についてもデータを取得した。

① 試験方法の概要

図2.2.2-9に示すように、チタン製のカラム内に炭素鋼試験片と緩衝材（ケイ砂混合ベントナイト）を入れ、緩衝材が所定の密度になるように圧縮成形した。テフロン容器に各濃度に調整した溶液とチタンカラムを浸漬し、80℃における腐食試験を実施した。

② 試験片

試験片は既往の条件に準じ、以下のとおりとした。

- ・ 炭素鋼材質：SM400B（C:0.13, Si:0.20, Mn:1.04, P:0.017, S:0.006 mass%）
- ・ 試験片形状：30×30×t2mm
- ・ 表面仕上げ：#800研磨

③ 試験溶液

試験溶液には、既往の全面腐食挙動評価に用いられてきた人工海水（ASTM D1141-98に準拠）を用いた。

④ 緩衝材

第2次取りまとめにおけるレファレンスの緩衝材（核燃料サイクル開発機構、1999）に準じ、以下の仕様とした。

- ・ 組成：70%ベントナイト（クニゲルV1）+30%ケイ砂
- ・ 充填密度：1.6 g cm⁻³

⑤ 温度条件

温度条件については、火山やマグマ溜まり周辺における高温水では300℃以上に達する場合もあるが（日本原子力研究開発機構、2013e）、ここでは広域的な熱伝導による温度の上限として200℃まで想定した。人工海水については、昨年度までに実施した関連事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構、2013b）において160℃まで腐食進

展挙動に関するデータが取得されており、これを超える温度条件として、200℃の条件にて実施した。また、水素吸収量については、これまで30～160℃の幅広い温度条件に対して90日間までのデータが報告されている（谷口ほか、2012）。高温下におけるより長期の水素吸収量のデータを取得するため、80～200℃の範囲で1年間浸漬させた試料を用いて、水素濃度の分析を行った。試験条件を表2.2.2-1に示す。

表 2.2.2-1 浸漬試験条件

溶液	温度 (°C)	浸漬期間	評価項目
人工海水	200	30日	腐食量
人工海水	200	90日	腐食量
人工海水	80	1年	水素濃度
人工海水	160	1年	水素濃度
人工海水	200	1年	水素濃度

⑥ 試験手順

既報の方法に準じ、試験片を、緩衝材とともに図2.2.2-9に示すチタン製のカラムに充填し、これを脱気した試験溶液とともに気密容器に入れた。この容器を恒温槽に所定の期間静置した。試験期間は30日間および90日間とした。腐食量評価の試験では、浸漬試験後の試験片（3枚）を脱錆処理した後に重量測定し、重量減少量から平均腐食量および平均腐食速度を算出した。

試験後の試験片1枚についてX線回折（XRD）および顕微ラマン分光により腐食生成物を分析した。いずれの分析においても、雰囲気制御セルを用いて窒素ガス雰囲気を維持した状態で行った。

水素吸収量評価の試験については、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にて乾式研磨を行った。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℃/min
- ・雰囲気：アルゴンガス（1L/min）

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。

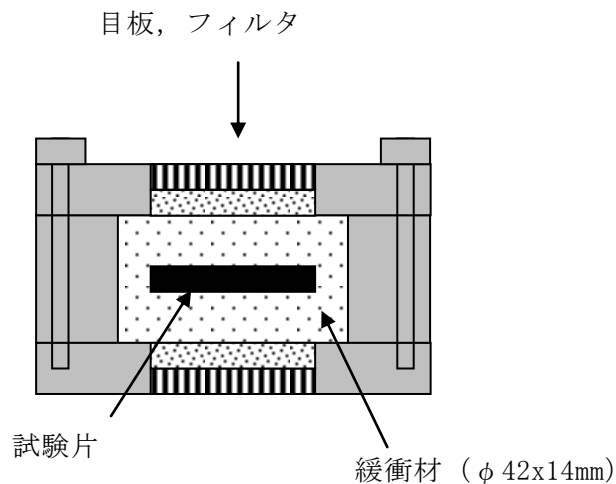


図 2. 2. 2-9 試験カラムの模式図

⑦ 腐食試験結果

a. 試験片の外観

腐食試験後の試験片の外観を図2. 2. 2-10に示す。試験片表面には黒色の皮膜が形成されていた。灰色に見える試験片は緩衝材が強く固着している試料であり、その試験片においても一部緩衝材がはがれた部分の表面は黒色を呈していた。また、表面はほぼ均一な全面腐食であり、孔食状の腐食や腐食の局在化は認められなかった。

b. 重量測定結果

腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食速度を表2. 2. 2-2に示す。また、腐食深さの経時変化について、人工海水中における既存のデータ（160℃以下）（谷口ほか、2012）と併せて図2. 2. 2-11に示す。160℃以下のデータと比較して腐食深さは大きくなった。また、腐食深さの経時変化のデータが十分ではないが、腐食深さの対数の勾配は30～50℃および160℃と同程度であり、80～120℃よりも大きくなることが示唆された。この勾配が皮膜の保護性に対応（勾配が大きいほど保護性が小さい）していると仮定すると（谷口ほか、2012）200℃での皮膜の保護性は80～120℃に比べて小さいことを示唆している。

次に、得られた腐食速度の温度依存性（アレニウスプロット）を図2. 2. 2-12に示す。腐食速度の対数は絶対温度逆数に対してプロットした。今回得られたデータは既往のデータのほぼ延長線上にあり、アレニウス型の式で良好に近似できることが確認された。活性化エネルギーを求めると、20kJ/molと求められ、粘土環境中での報告例 (Foct and Gras, 2003; Papillon et al., 2003) とほぼ整合した。

c. 腐食生成物分析

90日浸漬後試験片表面のX線回折結果を図2. 2. 2-13に示す。X線回折プロファイルより、シデライト FeCO_3 およびマグネタイト Fe_3O_4 およびが同定された。これらはベントナイト中における

る既往の試験でも確認されており、いずれも比較的還元性雰囲気で安定な腐食生成物であり、炭素鋼試験片周囲の環境が低酸素濃度であったことを反映していると考えられる。

また、同じ試験片について、顕微ラマン分光分析を行った。その結果を図2.2.2-14に示す。測定は同一試験片上の異なる3点について行った。いずれの部位からも 1100cm^{-1} 付近と 670cm^{-1} 付近および 270cm^{-1} 付近に明瞭なピークが観察された。 270cm^{-1} 付近のピークの帰属は不明であるが、 670cm^{-1} 付近はマグネタイト Fe_3O_4 に典型的なピークである (Odziekowski et al., 1994)。また、 1100cm^{-1} 付近は炭酸塩系に見られるピークであり (Hanesch, 2009)、シデライト(FeCO_3)の可能性もある。以上のように、X線回折と顕微ラマン分光による分析結果はほぼ整合した。

d. 水素濃度分析

水素抽出曲線の一例を図2.2.2-15に示す。約 200°C で低温側の水素の放出がほぼゼロとなった。ここでは 250°C までの累積水素量を水素脆化に寄与する拡散性水素として算出した。その結果を表2.2.2-3に示す。より短期のデータと比較しても濃度は小さくなっており、約 0.01ppm 以下の値となった。これは脆化の生じる濃度 (ppmオーダー) (Okada, 1977) よりも十分小さく、腐食に伴う水素吸収による脆化は問題にならないと考えられる。

表 2.2.2-2 腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食量および腐食速度

溶液	温度 ($^\circ\text{C}$)	試験期間 (days)	腐食量 (mm)	腐食速度 (mm y^{-1})
人工海水	200	30	1.29E-02	1.57E-01
人工海水	200	30	1.17E-02	1.43E-01
人工海水	200	30	1.36E-02	1.65E-01
人工海水	200	90	2.53E-02	1.03E-01
人工海水	200	90	2.18E-02	8.83E-02
人工海水	200	90	2.58E-02	1.04E-01


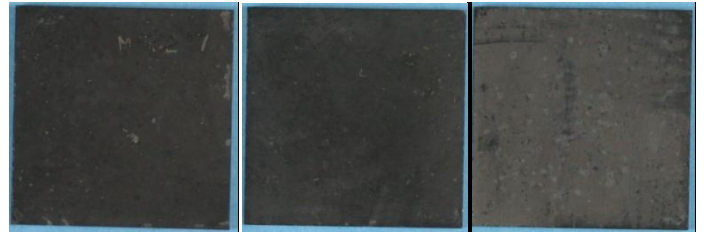
溶液	温度 (°C)	期間 (日)	試験片の外観
人工海水	200	30	
人工海水	200	90	

図 2.2.2-10 試験後試験片の外観

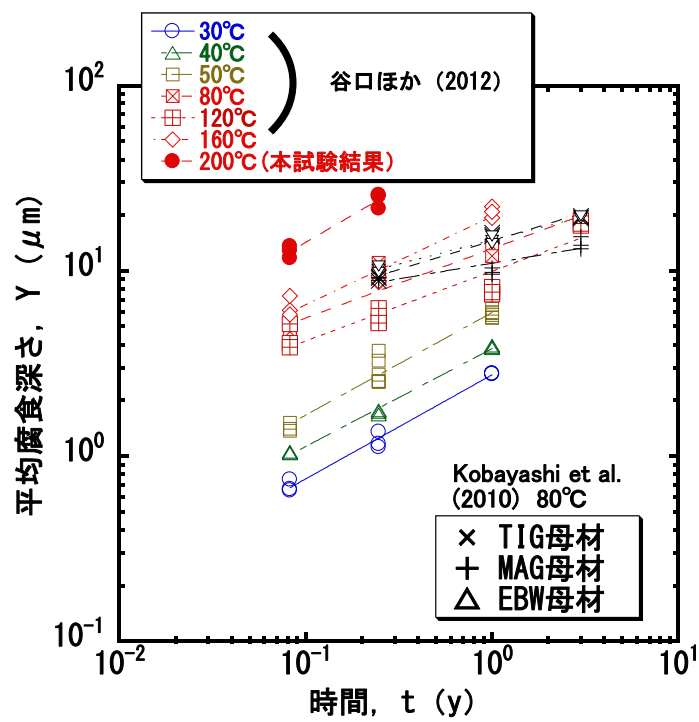


図 2.2.2-11 低酸素濃度下における炭素鋼の腐食進展に及ぼす温度の影響

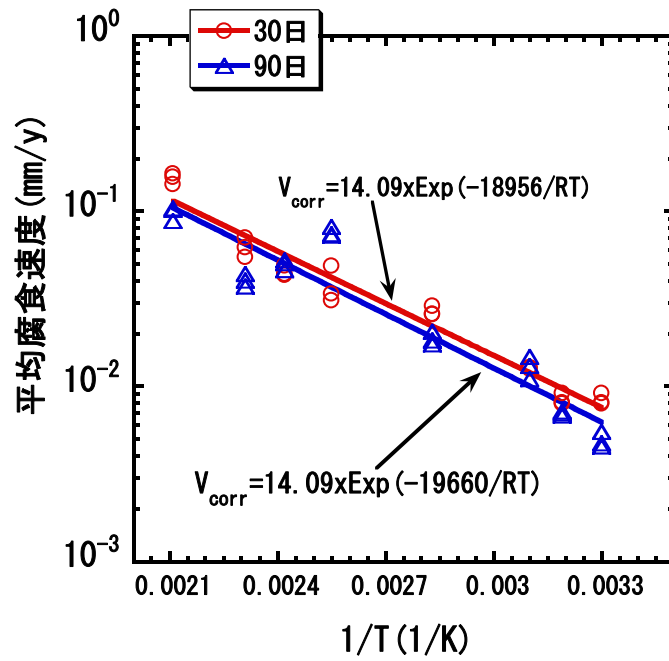


図 2. 2. 2-12 平均腐食速度の温度依存性 (アレニウスプロット)

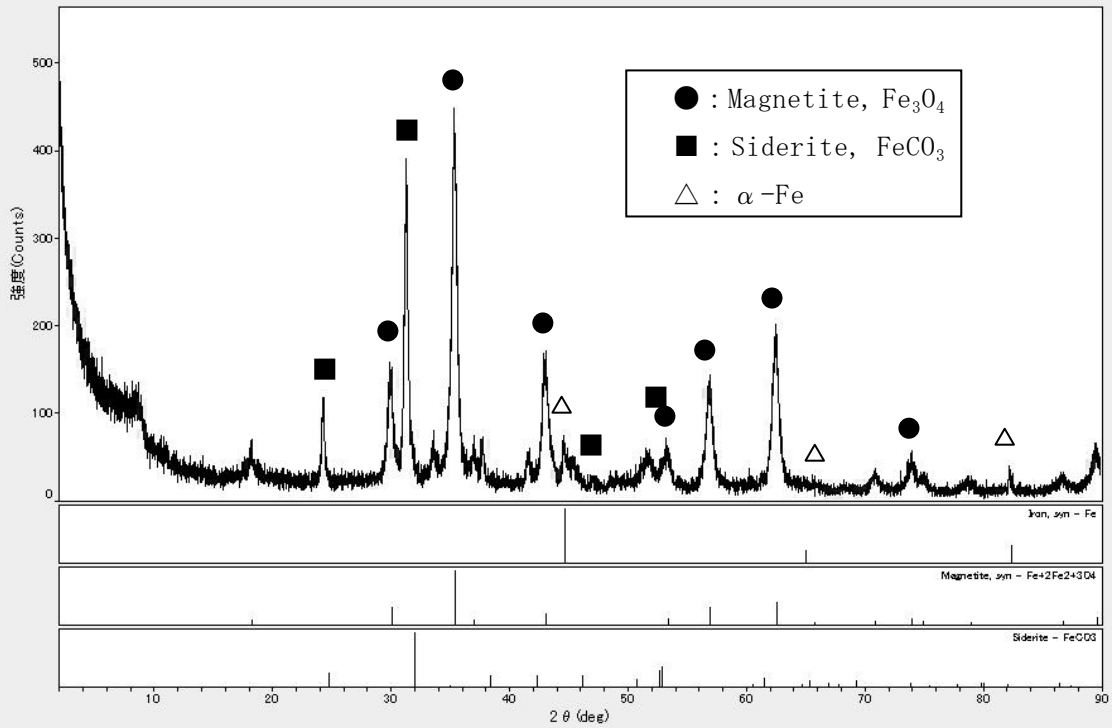


図 2. 2. 2-13 200°C, 90 日間浸漬試験後試験片表面の X 線回折結果

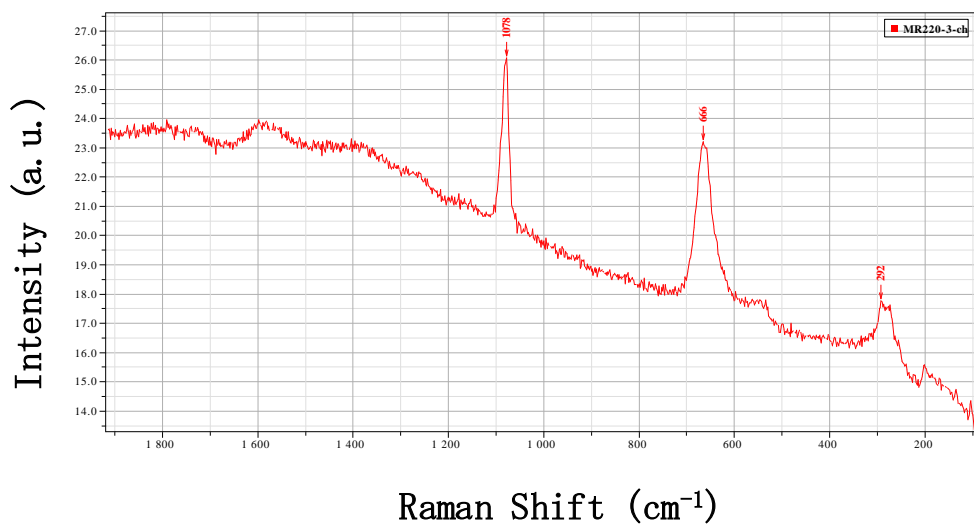
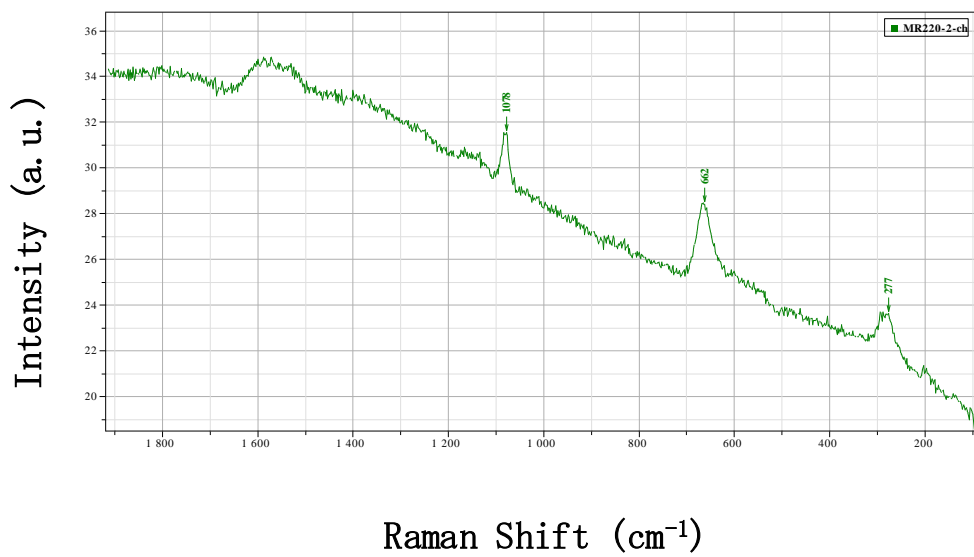
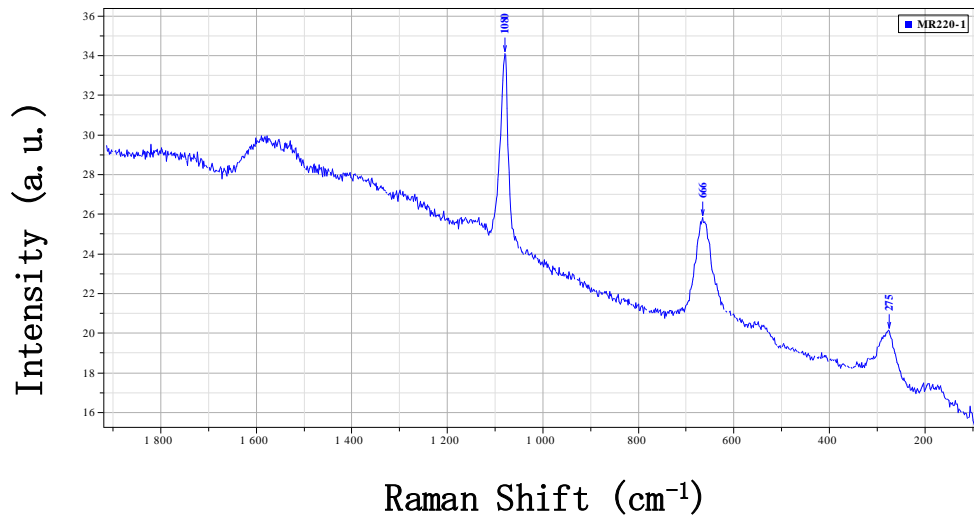


図 2.2.2-14 200℃, 90 日間浸漬試験後試験片表面の顕微ラマン分析結果
(異なる 3ヶ所での分析結果)

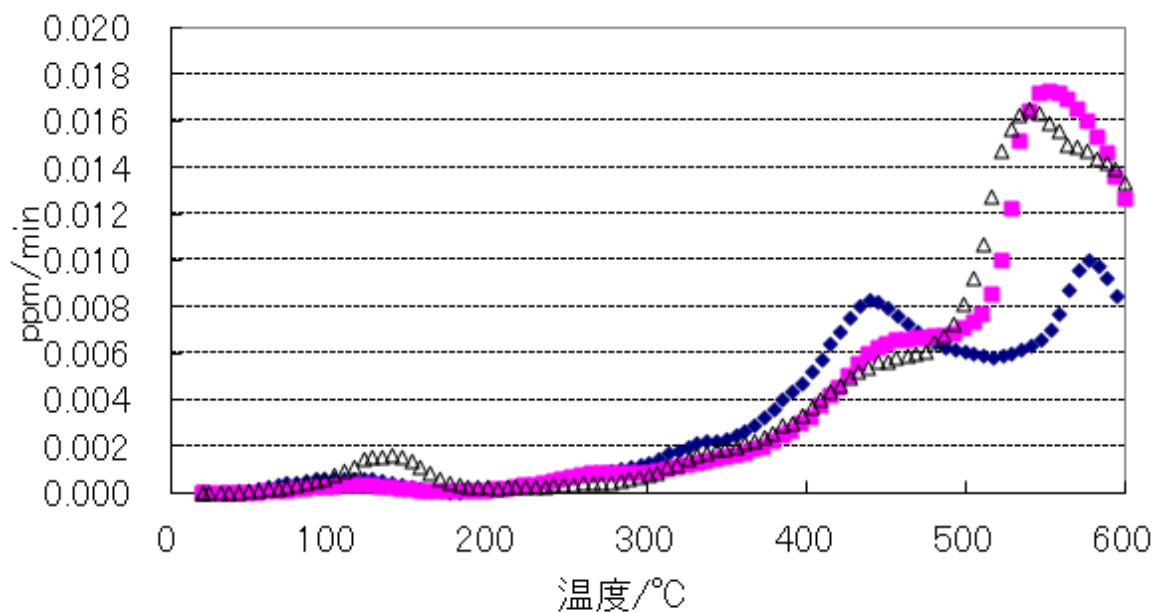


図 2.2.2-15 水素抽出曲線の一例（80°C浸漬試験片 3 枚について実施）

表 2.2.2-3 拡散性水素の測定結果

温度	拡散性水素濃度 (ppm)
80°C	0.008
	0.009
	0.012
120°C	0.003
	0.004
	0.004
160°C	0.004
	0.006
	0.011

(2) 緩衝材の挙動評価に関する調査

1) 緩衝材の物理特性等に関する調査

高レベル放射性廃棄物の地層処分においては、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材からなる人工バリアを地下深部の岩盤中に定置し、緩衝材の低透水性、応力緩衝性、化学的緩衝性等の機能が発揮されることで、わが国の地質環境条件において地層処分の閉じ込め機能が成立することが示されている（サイクル機構、1999a）。また、これまで小さいか、あるいは

は局所的であると考えられてきた放射線や微生物の緩衝材中の化学環境への影響について核種移行遅延パラメータに対する影響を定量的に評価する手法の開発が進められている（日本原子力研究開発機構、2012b）。既往の研究（日本原子力研究開発機構、2013b）では、緩衝材特性に影響を及ぼす可能性のある物理的・化学的な要因として、①断層活動等に起因する断裂を経由した非火山性の深部熱水（高温地下水）との接触や海水濃度以上の塩化物イオンを含んだ地下水、または、温泉水等の流入、②断層ずれに伴う人工バリアのせん断面の発生が挙げられている。前者についてはpH等の地下水水質の変化が、後者については緩衝材の密度低下等が考えられることから、人工バリアの設計や安全評価において考慮する必要が生じる可能性がある。

本調査では、2.3に示す過酷事象に対する検討も考慮し、地下水の塩分濃度等の変化に伴うニアフィールドの過渡的な環境条件の変化を想定した緩衝材の設計要件や長期挙動評価上必要と考えられる特性を把握するとともに、取得した知見をデータベースとして整備することを目的とする。

本年度は、既往の研究成果（日本原子力研究開発機構、2013b）を踏まえ、これまで想定範囲外としてきた高塩分濃度あるいは酸性の地下水が緩衝材に及ぼす影響に着目し、緩衝材の膨潤性や透水性等への影響を把握するための試験計画の策定に必要な項目を整理する。また、緩衝材基本特性データベース（日本原子力研究開発機構、2011d）を幅広く活用できるよう改良を行う。

① 従来の想定範囲を超える地下水水質での緩衝材の諸特性に関する検討

想定された環境条件の範囲を超えた条件での緩衝材の諸特性については、既往の研究において、地震活動による地下水水質の変動を想定して、サイト選定で基本的に除外されることが考えられる高温水、酸性水なども含めて幅広くわが国の地下水の条件の整理が行われた（日本原子力研究開発機構、2013e）。それに基づき、検討すべき条件として、以下の項目が挙げられた。

- (a) 高塩化物イオン水の影響（海水レベル以上の濃度）
- (b) 酸性水の影響（ $\text{pH} < 5$ ）
- (c) 高温水の影響（ 100°C 以上）

上記のうち、本調査において検討対象とする環境条件及び緩衝材の設計要件、評価方法を表2.2.2-4に示す。これらの内容は、今後の試験結果や知見の拡充に応じて適宜見直すこととする。また、複合的な環境条件を考慮した場合についても今後検討することとする。

表 2.2.2-4 検討対象とする地下水質と緩衝材に求められる機能への影響

環境条件			着目する緩衝材の設計要件		評価方法
主環境条件	複合環境条件	緩衝材に求められる機能	緩衝材への影響		
地下水の変化	高塩水(塩化物イオン濃度)	温度	止水性(低透水性) 自己シール性	透水係数の増加 膨潤圧や膨潤変形量の低下 イライト化、酸性白土化	* 透水試験 * 膨潤圧試験 * 膨潤変形試験
		強酸性水			
	強酸性水	温度	止水性(低透水性) 自己シール性	透水係数の増加 膨潤圧や膨潤変形量の低下 イライト化、酸性白土化	* 透水試験 * 膨潤圧試験 * 膨潤変形試験
		高塩水			
	高温水(100℃)	高塩水	止水性(低透水性) 自己シール性	透水係数の増加 膨潤圧や膨潤変形量の低下 イライト化、酸性白土化	* 透水試験 * 膨潤圧試験 * 膨潤変形試験
		強酸性水			

本年度の調査では、緩衝材の膨潤特性や透水特性に関するデータ取得を目的として、塩化物イオンが含まれる酸性地下水の影響で酸性白土に変質したベントナイト系材料として、水素型に改質したクニゲルV1（以下、H型化クニゲルV1と称す）を作製した。また、膨潤圧や透水係数が測定可能な試験装置を整備し、試験装置の性能を確認するため、標準ベントナイト系材料であるNa型のクニゲルV1を用いた膨潤圧及び透水試験を実施した。作製あるいは試験に用いたベントナイト系材料の物理・化学特性を表2.2.2-5に示す。pH=13.5程度のカルシウムに富んだセメント浸出液の影響を受けた場合を想定してNa型クニゲルV1を改質したCa型化クニゲルV1の物理・化学特性を合わせて示す。

表 2.2.2-5 ベントナイト系材料の物理・化学特性

試料名		Na型 クニゲルV1	H型化クニゲルV1	Ca型化クニゲルV1
ロット	NO.	304464		
含水比	(%)	8.0	3.6	5.8
メチレンブルー吸着量	(meq/100g)	78	84	78
	Na ⁺	67.8	5.4	9.5
浸出陽イオン	K ⁺	4.7	1.0	3.2
	Mg ⁺⁺	2.7	4.0	4.7
	Ca ⁺⁺	47.5	4.0	118.1
	(meq/100g) Total	122.7	14.4	135.5
陽イオン交換容量	(meq/100g)	76.2	71.1	76.2

② 緩衝材の膨潤圧/透水試験装置の性能確認試験

従来、膨潤性粘土の膨潤圧と透水係数を一つの供試体で同時に計測できる方法はなく、それぞれ膨潤圧試験及び透水試験によって取得されている。この方法では、異なる供試体を用いたことにより試験結果にばらつきが生じるため、同一の供試体を用いて膨潤圧試験及び透水試験を連続的に行うことにより、信頼性の高い測定データを効率的に得られるものと考えられる。

本調査においては、図2.2.2-16に示す試験フローのように同じ供試体に対し試験溶液が浸潤して飽和するまでの過程を与えることにより、同一供試体による膨潤圧試験及び透水試験を実施した。

試験装置は、コンプレッサー（圧縮空気圧：0.1～0.7 MPa）、加圧タンク（透明アクリル製）、ロードセル付き反力枠、試験容器、変位計、電子天秤（測定精度：±0.001g）から構成される。試験容器には、滑らかに稼働するピストンを設け、圧力を検知するためのロードセルを反力枠で固定する構造とした。また、材質は、剛性や耐食性を考慮し、

ステンレス鋼材（SUS316）を用いた。供試体に試験溶液を給水するための多孔板には金属焼結フィルター（孔径 $5\mu\text{m}$ ，SUS316製）を用いた。

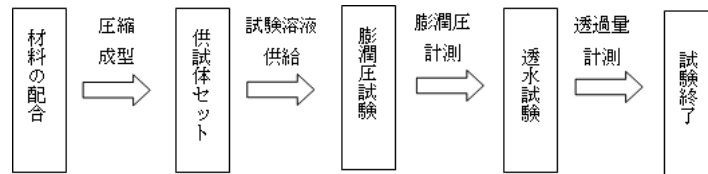


図 2. 2. 2-16 膨潤圧試験／透水試験フロー

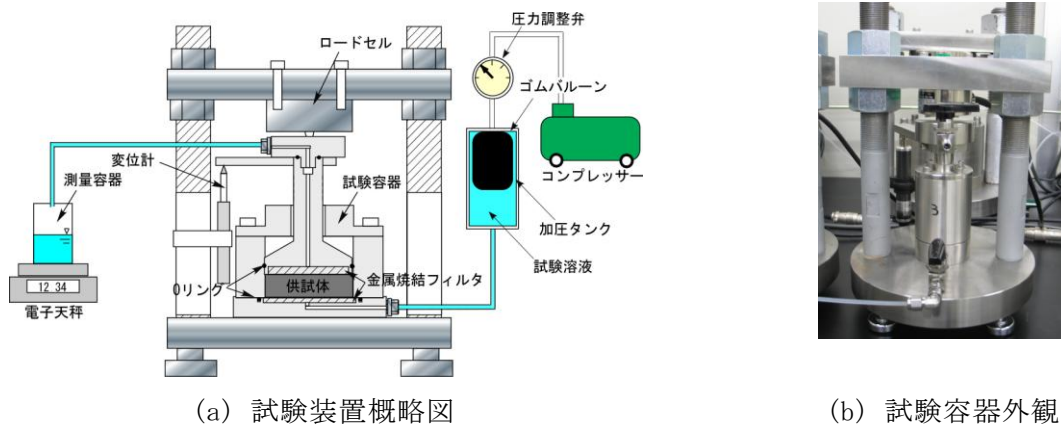
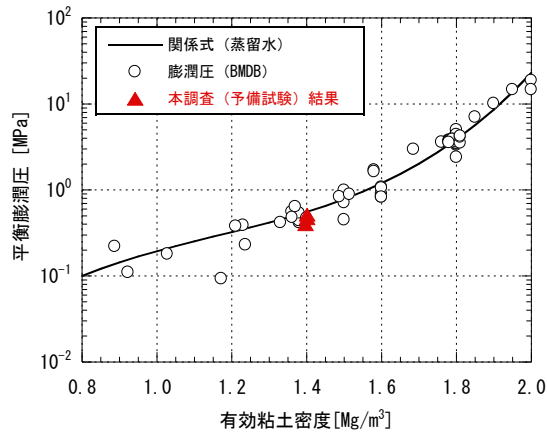


図 2. 2. 2-17 膨潤圧／透水試験装置

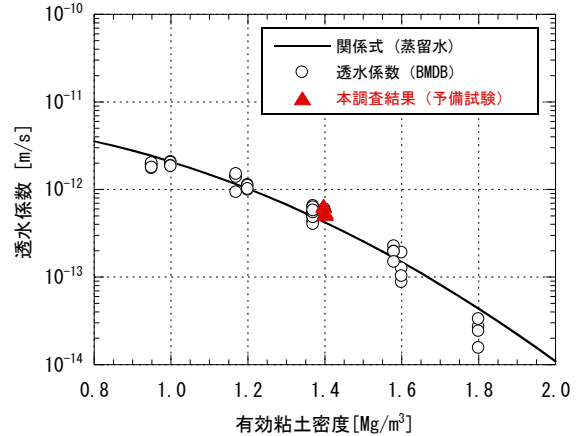
装置の性能確認に用いる供試体には、既往の研究成果との比較を行うため、既往の研究で用いられているNa型クニゲルV1を用いた。供試体寸法は直径50mm、高さ10mmとし、乾燥密度 1.4Mg m^{-3} になるようにプレス機を用いて圧縮成型した。初期含水比は8.0%、試験温度は室温とし、試験溶液には蒸留水を用いた。に示す。試験結果（表2. 2. 2-6）から、平衡膨潤圧は0.40～0.52MPa程度、透水係数は $5.31 \times 10^{-13} \sim 6.85 \times 10^{-13}\text{m/s}$ 程度となり、既往の研究成果と同等の値が得られたことから（図2. 2. 2-18）、今後の調査において使用するベントナイト系材料や試験装置の性能に問題がないことを確認した。

表 2. 2. 2-6 性能確認試験の結果

試料名	NO. 1	NO. 2	NO. 3
乾燥密度[Mg/m ³]	1.397	1.401	1.401
含水比[%]	36.45	35.68	34.55
飽和度[%]	104.2	102.5	99.2
有効粘土密度[Mg/m ³]	1.397	1.401	1.401
平衡膨潤圧[MPa]	0.40	0.47	0.52
透水係数[m/s]	6.85×10^{-13}	5.31×10^{-13}	5.53×10^{-13}



(a) 有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係



(b) 有効粘土密度と透水係数の関係

図 2.2.2-18 性能確認試験結果と既往の測定結果との比較
(BMDB：緩衝材基本特性データベース)

(3) 緩衝材基本特性データベースの整備

従来の想定範囲を超えた複雑な環境条件下における緩衝材の特性試験データや文献調査に基づいて整備した情報は、事業者や規制機関等を含めて幅広く利用できるような環境を整備しておくことが重要である。そこで、緩衝材の特性試験や文献調査に基づいて整備するデータ等を幅広く活用していくことを念頭に、緩衝材基本特性データベース（棚井・菊池、2006）にデータを取り込むための改良を行った。具体的には、緩衝材の透水や膨潤特性に関するデータベースの入力項目を再整理し、ケイ砂以外の材料を混合した場合などでも検索を効率的に行えるようシステムの改良を行った（図2.2.2-19）。



(a) トップページ



(b) 検索画面

図 2.2.2-19 緩衝材基本特性データベースの検索画面例

(<https://bufferdb.jaea.go.jp/bmdb/>。破線の枠は改良箇所の例を示す。)

1) まとめと今後の課題

わが国の地下水水質に関する既往の調査結果に基づき、高濃度の塩化物イオン水、酸性水、高温水を想定した緩衝材の諸特性を取得するための試験計画の策定に必要な項目を整理し、新たに考案した緩衝材の透水係数および膨潤圧を測定可能な一体型試験装置の整備、性能確認試験を行った。また、塩化物イオンが含まれる酸性地下水の影響で酸性白土に変質したと仮定したベントナイト系材料として、水素型に改質したH型化クニゲルV1を作製した。さらに、取得した試験データ等を幅広く活用するための環境整備として、緩衝材基本特性データベースの改良を行った。

今後、緩衝材の特性を把握する上で、ベントナイト系材料に対する高塩化物イオン水や酸性水、高温水の影響に関するデータを拡充し、緩衝材基本特性データベースを更新するとともに、高温や酸性等の条件が複合した環境下での試験について検討することが重要である。

2) 光学式pH計の開発

光学式pH計は、測定対象の溶液と接触させたpH感受性発色材の吸光度から、比色法に基づいて間接的にpHを測定する機器である。光学式pH計は、プローブ、光ファイバー、光源、デジタル分光器および計測用PCから構成され、プローブの先端に、pH指示薬を担持させた発色材が充填されている（図2.2.2-20）。

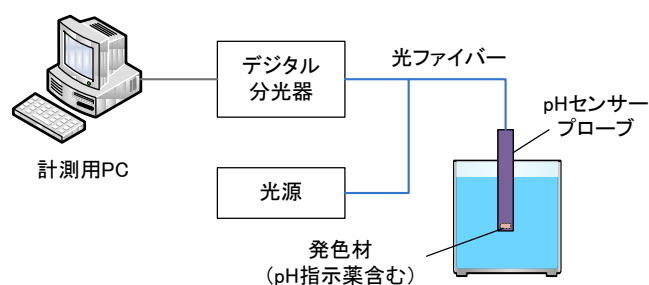


図 2.2.2-20 光学式 pH 計の構成

光学式pH計の測定原理は以下のとおりである。プローブ先端の発色材を測定対象溶液と接触させた後、光源からプローブ先端へ向かって可視光を照射する。そして発色材からの反射光を分光器に導き、そのスペクトルから、発色材に含まれるpH指示薬の最大吸収波長（吸光度が最大となる波長）の吸光度を測定する。最後に、予め取得しておいた吸光度とpHとの関係（検量線）に基づき、吸光度を溶液のpHに換算する。pH指示薬は、その酸解離平衡において、水素イオン(H⁺)が結びついた酸型（以下、HXと表す）と、乖離している塩基型（以下、X⁻と表す）の形態をとり、その割合はpHにより変化する。HXとX⁻の最大吸収波長は異なり、どちらか一方は可視光域にあるため、pHによってHXとX⁻の割合が変化すると、可視光の吸収スペクトルが変化し、色の変化が起こる。

① 今年度の実施内容

これまでに開発した発色材は、小田ほか（1999）の方法に準じて、合成吸着剤（アンバー

ライトXAD 4) にpH指示薬を吸着させたものである。pH指示薬にはクレゾールレッド (CR、変色域：pH 7.2～8.8) あるいはチモールブルー (TB、変色域：pH 8.0～9.6) を用いた。この発色材は、疎水性の合成吸着剤を基材としており、一度乾燥すると不可逆的にpH感受性を失ってしまうという課題があった。この課題に対して、以下の材料の適用性を比較することとした。

a. pH測定用パッチ (図2.2.2-21)

本件では、Ocean Optics Inc. 製のPH-BCG-REFLECTを用いた。このパッチは4層構造になっており、最下層が粘着シート、第二層にpH指示薬を担持させた親水性ゲルがあり、第三層に光を反射させるための金メッシュがあり、最上層が全体を透明シートに接着させるためのシートとなっている。pH指示薬には、ブロムクレゾールグリーン (BCG; $pK_a=4.7$; 変色域pH=3.8～5.4) が使用されている。Ocean Optics Inc. の製品マニュアルによると、pHの測定可能範囲は4～9である。

b. pH感受性薄膜 (図2.2.2-22)

ゾルーゲル法により作製したpH指示薬を含有するシリカゲル薄膜である。ゾルーゲル法とは、アルコキシド (アルコール化物) の加水分解と縮合を利用した薄膜の生成方法を指す。具体的なシリカゲル薄膜の作製方法は、Kowada and Ozeki (2005) によった。アルコキシドとしてテトラメトキシシラン (TMOS) とメチルトリメトキシシラン (MTMS) の混合物を用い、出発溶液にはアルコキシド：エタノール：水：pH指示薬を1:5:2:0.001の比で混合したものを用いた。また、pH指示薬にはクレゾールレッド (CR) を用いた。

c. pH指示薬を吸着させた樹脂をハイドロゲルで包んだもの

pH指示薬にクレゾールレッド (CR) を用い、発色材を親水性のハイドロゲルで覆ったものである (鈴木ほか, 2012b)。ハイドロゲルは水分を保持する能力に優れた材料で、原子力機構が開発したものである。材料の特性から、発色材の周囲の隙間に充填することにより、発色材を乾燥しないように保持する機能が期待される。

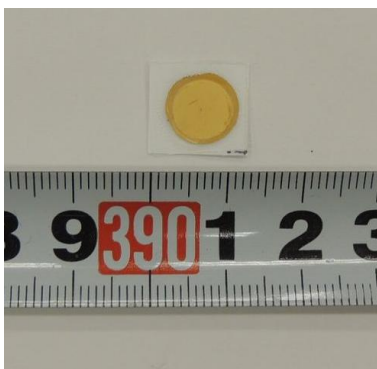


図 2.2.2-21 pH 測定用パッチ



図 2.2.2-22 pH 感受性薄膜
(スライドガラスに塗布)

従来用いてきた発色材を含め、各材料の特徴を整理した結果を表2.2.2-7に示す。

表 2.2.2-7 センサー部の材料の種類

	センサー部の材料の種類			
	粒子状の発色材	粒子状の発色材 +ハイドロゲル	pH測定用パッチ	pH感受性薄膜
pH指示薬	クレゾールレッド(CR)、チモールブルー(TB)など	クレゾールレッド(CR)、チモールブルー(TB)など	プロモクレゾールグリーン(BCG)	プロモクレゾールグリーン(BCG)、プロモチモールブルー(BTB)など
測定可能pH範囲	pH指示薬に依存 CR: 7.0~9.5 TB: 9.5~12.0	pH指示薬に依存 CR: 7.0~9.5 TB: 9.5~12.0	5~9 (メーカー公称値)	pH指示薬に依存 BCG: 6.5~8.5程度
測定対象に応じたpH指示薬の選択	可	可	不可	可
pH指示薬の担体	合成吸着剤	合成吸着剤	有機処理ゾルゲル製剤	シリカゲル薄膜
担体の形状と大きさ	球形(真球度は低い) 直径0.5mm	球形(真球度は低い) 直径0.5mm	円盤状、直径6mm (パッチ全体の直径9.5mm)	厚さ0.02mm 面方向は基板に依存
担体の親疎水性	疎水性 アルコール含有時は親水性	疎水性 アルコール含有時は親水性	親水性	親水性
耐乾燥性	なし	ハイドロゲルの保水性に依存	あり	あり
充填容器の必要性	あり	あり	なし	なし
基板の必要性	なし	なし	あり	あり
センサー部形状の自由度	密に充填できれば形状は自由(円盤状が望ましい)	密に充填できれば形状は自由(円盤状が望ましい)	円盤状に限定	板状であれば形状は自由 基板の加工性に依存
最小プローブ径	6.4mm (1/4inch)	6.4mm (1/4inch)	14mm程度	6.4mm (1/4inch)
応答時間のオーダー	10 ⁰ 分~10 ¹ 分	10 ² 分~10 ³ 分	10 ⁰ 分	<10 ⁰ 分
センサー部製作上の難点	プローブ先端への発色材の充填がやや困難	プローブ先端への発色材の充填がやや困難	特になし	基板がガラスに限られる 薄膜の厚さにはばらつきが生じやすい
緩衝材を対象とする測定上の問題	乾燥した場合、計測不能			吸光度が低いため、高精度の測定が必要

② まとめと今後の課題

これまでに開発してきた光学式pH計の課題に対して、今回選定した候補材料のうち、親水性であること等の基礎的な物理特性から、とくにpH測定用パッチおよびpH感受性薄膜が本件に活用できる見通しが得られた。それぞれの材料について検量線を取得した結果、測定対象と想定されるpH = 7~9の範囲においては、いずれの発色材もpHに応じた吸光度の変化が得られており、pH計測に利用できることが確認できた。とくに、pH測定用パッチは高pH側の精度がやや劣るものの、吸光度の変化率が大きく感応性に優れており、既に製品レベルで供給されているため品質が安定していると判断されることから、最も優れるものと判断した。今後、工学規模の試験や実際の地質環境での計測等を通じて、計測手法としての適用性を確認することが必要である。

3) 鉄-ベントナイトの相互作用評価に関する調査

1)で述べたような人工バリア構成においては、炭素鋼と圧縮ベントナイトが直接接触することから、鉄とベントナイトの相互作用によりベントナイトが他の鉱物へ変質する可能性がある。鉄との相互作用によるベントナイトの変質は、圧縮ベントナイト中での放射性核種の

収着拡散特性や、ベントナイトの持つ自己シール性等の安全機能を低下させる可能性がある重要な現象の一つである。また、人工バリアの定置性や品質保証の向上の観点から、廃棄体とベントナイトを炭素鋼製のセルに収めたモジュールタイプの人工バリア概念も検討されている(たとえば、NUMO, 2004)。この一体型モジュールタイプの人工バリア概念を用いた場合、多くの炭素鋼が用いられることとなるため、鉄との相互作用によるベントナイトの変質挙動評価がより重要な課題となることが考えられる。

処分場設計においては、廃棄体からの発熱によるベントナイトの変質を抑制するため、オーバーパックと緩衝材の境界における温度が 100°Cを下回るようにすることが提案されている。しかしながら、100°C以下の温度においては、緩衝材に有意な変質が生じにくいことが諸外国を含め共通認識になってきており、サイト選定の裕度拡大やコスト面での改善に向けて、100°Cを下回るような設計要件の見直しが検討されてきている(たとえば、Wersin et al., 2007)。これに対し、鉄共存によるベントナイトの変質に関しては、溶液条件やベントナイトの種類によっては 100°C以下の比較的低温においても起こることが示されている(Lantenois et al., 2005; Perronnet et al., 2008)。また、より高温の環境においては、鉄共存によるベントナイトの変質が顕著になる傾向が見られている。このような情勢や知見を考慮すると、幅広い温度範囲における鉄共存による長期的なベントナイトの変質挙動について、定量的に評価する手法を確立することが安全評価上重要である。

鉄との相互作用によるベントナイトの変質挙動については、鉄とベントナイトを溶液中で反応させたバッチ試験により、還元環境、アルカリ条件、結晶構造中の Fe(III)含有量など、ベントナイトの主要構成鉱物であるスメクタイトの変質が顕著となる条件が明らかにされてきている(たとえば、日本原子力研究開発機構、2008)。また、鉄との相互作用より生成するスメクタイトの変質鉱物種についても同定が進んでおり、バーチェリンや緑泥石等の鉱物が生成することが確認されている(たとえば、陶山ほか、2006)。また、これらの実験的研究により得られた知見等を元に、圧縮ベントナイトの長期的な変質挙動の定量的評価に向けたモデルが提案されてきている(たとえば、日本原子力研究開発機構、2013b)。これらの基礎的な変質現象の理解及び変質挙動評価に加えて、より実際の処分場に近い条件での試験として、炭素鋼と圧縮ベントナイトを接触させ、圧縮状態におけるベントナイトの変質の進行度や変質鉱物種の同定、鉄腐食生成物の移行挙動などの調査が行われている(たとえば、日本原子力研究開発機構、2011b)。

変質挙動評価モデルにおいては、オーバーパックの腐食による Fe^{2+} の生成、移行、 Fe^{2+} が腐食生成物として沈殿するプロセスや、スメクタイトの溶解と間隙水中の Fe^{2+} を取り込んで新たな二次鉱物として沈殿するプロセス等、ベントナイトの長期的な変質に影響を及ぼすと考えられる主要なプロセスを抽出し、各プロセスにおいて考慮されている反応に対するパラメータ値、例えば、スメクタイトの溶解速度や変質鉱物の安定性に関する熱力学データ等を設定して解析が行われている。評価モデルの信頼性向上のためには、特に圧縮状態におけるベントナイトの変質メカニズムの理解を深め、考慮する変質プロセスをより精緻にするとともに、モデルに必要なパラメータの不確実性の評価を行って、モデルによる解析結果の不確実性を評価しておくことが必要である。また、原位置試験等におけるベントナイト変質の調

査結果とモデル解析結果を比較検討し、評価モデルの信頼性を検証していく必要がある。

このような状況を踏まえ、本調査では、変質挙動理解に必要な基礎的試験や文献調査による既往の知見を整理し、評価モデルに取り込む必要のある現象の抽出や、モデル評価に必要なパラメータ値の整備を進めるとともに、原位置試験等の調査結果よりモデルの検証を実施し、信頼性の高い評価モデルを確立することを目的とする。本年度は、圧縮系における鉄との相互作用によるベントナイトの変質現象理解の向上と、モデルの検証に向けた変質挙動データ取得のため、原位置において行われた長期変質試験後試料の変質挙動調査を実施した。

① ABM試験後試料に対する鉱物学的調査

本調査の対象とした試料は、日本原子力研究開発機構が参画している SKB（スウェーデン放射性廃棄物管理機関）による国際共同研究 ABM（Alternative Buffer Material）プロジェクトを通じて得られた試料である（Eng et al., 2007）。ABM プロジェクトにおいては、スウェーデンの Äspo HRL（Hard Rock Laboratory）の 450m 坑道において、直径 30cm、長さ約 3m の鉛直下向きのボーリング孔へ圧縮成型したベントナイトブロックを定置し、中心部に鉄製のヒーターを設置して 130℃程度に加熱することにより、原位置での鉄との相互作用によるベントナイト変質試験が行われている。今回分析を行った試料は、Package2 と呼ばれる試料であり、約 5 年、100℃超の条件で加熱されたものである。

試料の分析は、鉄製ヒーターとベントナイトの界面部分とし、ここから採取した 2 試料について EPMA 分析、HRTEM 観察、AFM 観察を行った。

a. EPMA分析

EPMA 分析は、鉄製ヒーターとの接触界面付近のベントナイト試料を採取し、真空樹脂包埋、表面研磨、炭素蒸着処理を行った試料について実施した。図 2.2.2-23 に、ヒーター接触部付近の変質相が観察された部分の微細元素マッピング結果を示す。視野は、1024×1024 ピクセルで 50×50 μm² である。マッピング結果より、観察された変質相においては、Fe だけでなく Mg 含有量も顕著に高く、これらは不均質分布を示していることがわかった。この変質相は、別途実施したスポット定量分析の結果より、サポナイトである可能性が示唆された。また、周辺には無数の数ミクロン大のシリカが共存しており、ヒーターとの接触界面には石膏とカルサイトと考えられる薄い層が確認される。

b. HRTEM観察

HRTEM 観察は、鉄製ヒーターとの接触界面のベントナイト試料を分散処理し、セルロースマイクログリッドへ固定させた試料に対して行った。図 2.2.2-24 に、観察された変質相の透過像を示す。図中に丸印で示すように、モンモリロナイトシート上には大きさ 10 nm 以下の、やや電子線透過率の低い粒子の凝集が認められる。また、シート端部はカールしており、モンモリロナイトとは異なる周期積層構造をもった変質相の存在が示唆される。

c. AFM観察

AFM 観察用試料は、鉄製ヒーターとの接触界面のベントナイト試料を純水に分散させて、それを超純水化して得られた分散粒子を、白雲母へき開面上に固定して作製した。測定結果を図 2.2.2-25 に示す。AFM は鉱物粒子の高さ測定が可能であり、ヒーターとベントナイト界面に生成した変質相がシート状構造であれば、単分子状態で基板に定置させその粒子の高さを測定することで、変質相の有する底面間隔 d_{001} から間接的に変質相を判定することが可能である。測定の結果、モンモリロナイト単分子上に確認できる微粒子には d_{001} が 1.2 nm を示すモンモリロナイトと、それよりも小径の 0.6-0.8 nm の高さをもつ微粒子が存在する。この粒子は、TEM 観察で見られた変質相の産状に類似している。観察された底面間隔 d_{001} は 1:1 層状ケイ酸塩の値に近いものであり、候補として蛇紋石等が考えられる。

EPMA 分析、HRTEM 観察、AFM 観察の結果より、鉄製ヒーターとベントナイトの界面近傍において、鉄との相互作用により生成したと考えられるベントナイトの主要構成鉱物であるモンモリロナイトの変質鉱物が確認された。しかしながら、この変質鉱物は、HRTEM 観察や AFM 観察等の検出精度の高い分析手法によって確認されたのみであり、生成量は微量であると考えられる。

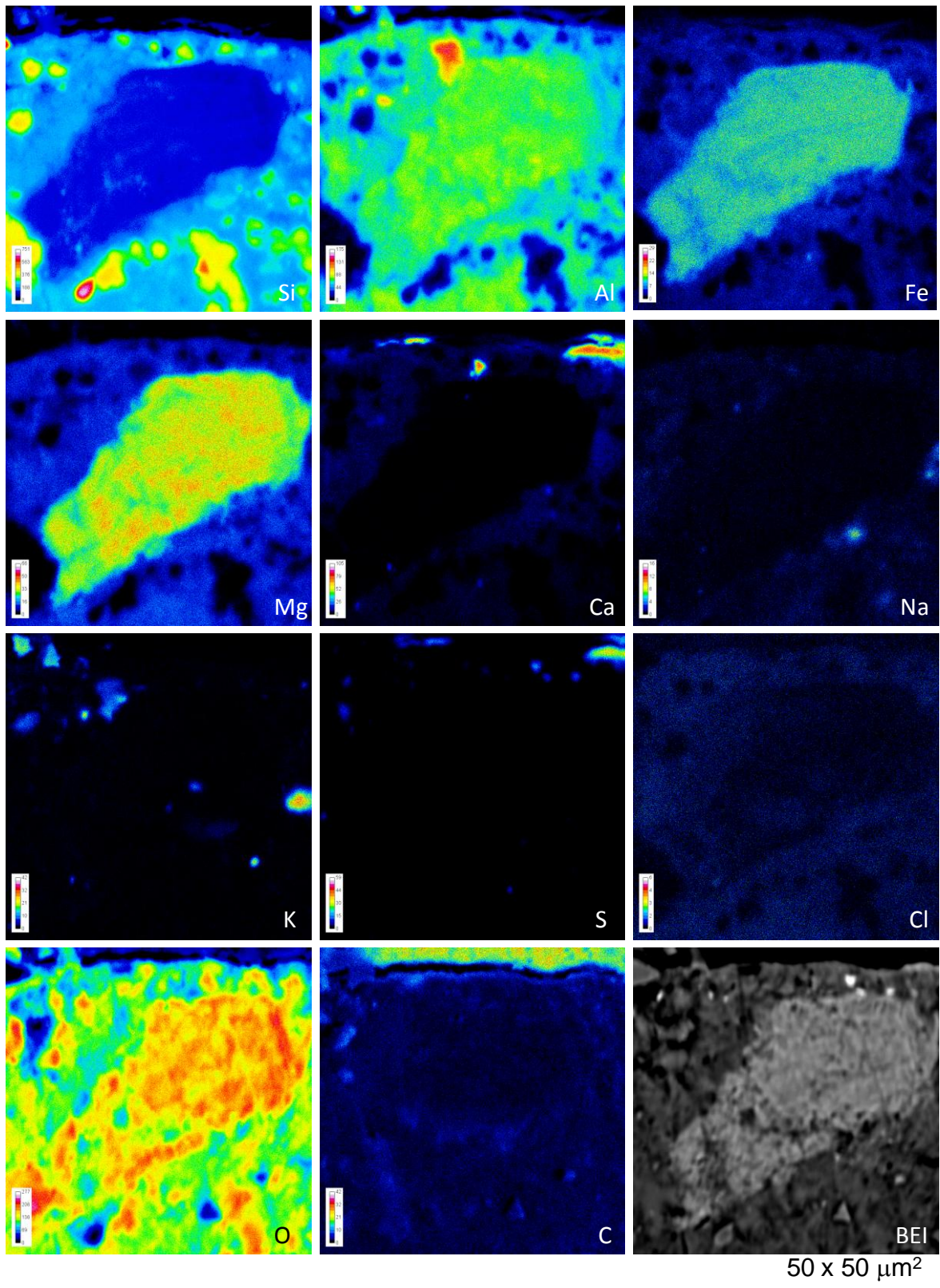


図 2. 2. 2-23 鉄製ヒーターとの界面近傍のベントナイト試料の
微小元素マッピング分析結果

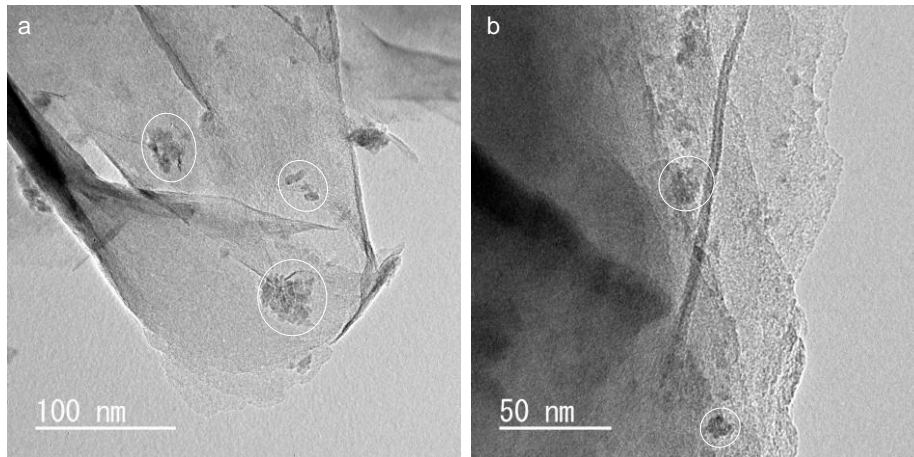


図 2. 2. 2-24 HRTEM により観察された変質相の透過像 (a: モンモリロナイト層に生成する変質相微粒子; b: 変質相微粒子とカールしたモンモリロナイト端部)

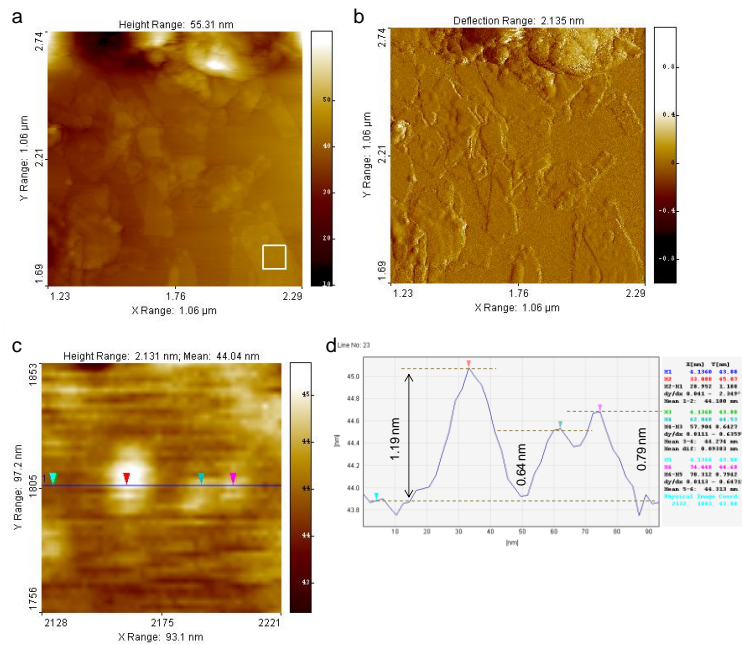


図 2. 2. 2-25 鉄製ヒーターとの接触界面のベントナイト試料の AFM 観察結果 (a: 高さ像; b: 微分像; c: 高さ像中白枠内; d: 高さプロファイル)

(4) 連成解析技術開発に関する調査

1) 熱-水-応力-化学連成解析コードの高度化に向けた整備

高レベル放射性廃棄物の地層処分において、廃棄体を定置し埋め戻した直後の処分の初期段階では、地下に坑道を掘削したことに伴う地下環境の擾乱（掘削影響領域の発現、空気の混入、周辺岩盤の間隙水圧の低下、支保工等の人工材料の残置等）や、人工バリア埋設後のガラス固化体からの発熱、坑道周辺岩盤や緩衝材への地下水の浸潤、再冠水及びそれに伴う

緩衝材における膨潤圧の発生、緩衝材中の地下水化学の変化、オーバーパックの腐食等、人工バリアとその周囲の岩盤を含む領域（ニアフィールド）で生じる物理化学的な現象が相互に影響を及ぼし合った複雑な系となることが想定されている。ニアフィールドでの長期にわたる物理化学的な現象の理解には数値解析手法の活用が有効であり、熱的、水理的、力学的、化学的な相互影響（THMC連成現象）を取り扱うことができるモデル（THMCモデル）によってニアフィールドで想定される現象を定量化することは、従来地層処分において想定してきたシナリオとの整合性を確認することとともに、岩盤や人工バリア材料の性能確認や核種移行評価の基盤情報を提供する上で有効である。

THMCモデルの検証や高度化を目的として、幌延深地層研究計画において地下の調査坑道で人工バリアを模擬した試験を行うこととしており、原子力機構が開発したTHMC連成解析コードCouplys（鈴木ほか、2012a）を用いた解析結果と、実際の現場での試験結果との比較等を行うことにしている。そのためには、3次元の大規模かつ複雑な形状の領域を対象とした精度の高い計算が行えるよう解析コードを高度化することが必要となっている。

① 今年度の実施内容

THMC連成解析コードの高度化に向けた整備作業として、複雑な3次元構造を有する処分坑道や地質構造を表現するために必要となる解析モデルの要素形状について、そのゆがみの影響を確認するための試解析を行い、その結果に基づく解析コードの改良を実施した上で、改良を行った解析コードを適用した解析事例を提示することとした。

まず、簡易モデルを対象として、要素形状のゆがみを考慮したケースを設定した。解析は、THMC連成解析コードCouplysを用いて、地下水で飽和された条件下での移流・分散問題を対象とした。要素形状のゆがみの影響が顕著であると考えられる濃度分布の経時変化に着目し、改良点を特定するための検討を行った上で、連成解析コードの改良を行った。具体的には、以下の項目に着目した検討を実施した。

a. 要素のゆがみ形状の影響

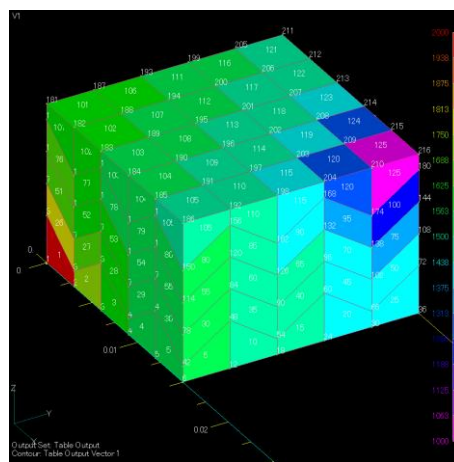
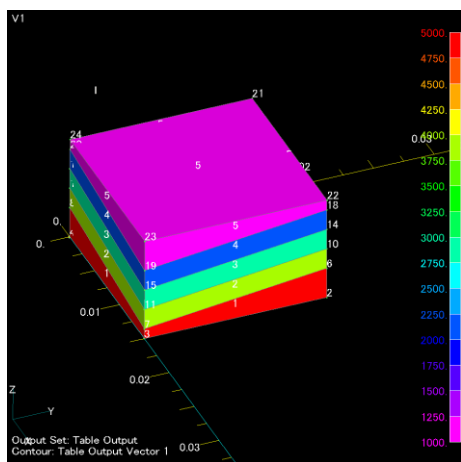
- ・問題箇所：物質移行計算では、粒子の移動として移流を計算した上で、分散や拡散の効果を計算することにより濃度を求めている。解析領域内にゆがんだ形状の要素が含まれる場合に、ゆがんだ形状の要素の境界付近で粒子がどの要素内に含まれているのかが判定できず、拡散等の計算ができずに解析が途中で終了してしまう場合があることが確認された。
- ・改良方法：該当する粒子を計算の過程から除外するようプログラムを改良した。

b. 固定濃度境界条件の分布

- ・問題箇所：固定濃度境界を与えた場合の濃度算出部分（拡散マトリクス）で不具合が確認された。
- ・改良方法：該当箇所のプログラムを改良した。

a. については、改良前には解析不能であったのに対し、改良後には収束した解が得られる

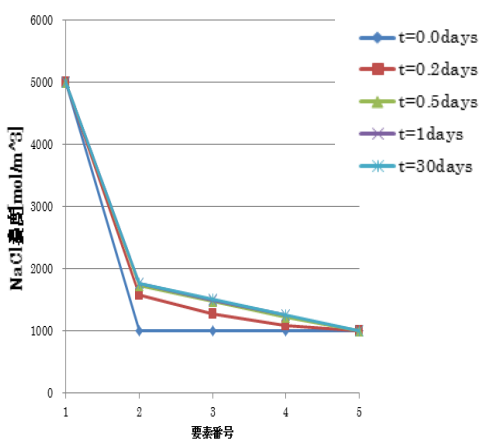
ようになった。b.については、時間とともに濃度分布が線形に移行すべき問題に対して、改良により適切な解が得られるようになった（図2.2.2-26）。



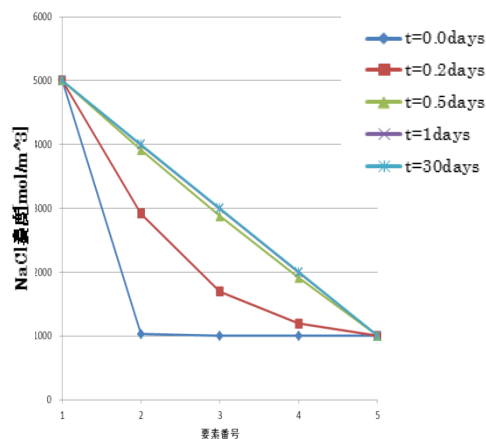
a) 一次元方向の流れを仮定したモデル

b) 三次元方向の流れを仮定したモデル

(a) 濃度分布（改良前はエラーで計算が停止し解が得られなかった。）



a) 改良前



b) 改良後

(b) 濃度分布の経時変化（一次元方向の流れを仮定したモデル）

上下端に異なる固定濃度境界を設定。定常状態では分布は線形になる。

図 2.2.2-26 改良した連成解析コードによる試解析結果例

② まとめ

今回改良を行った問題箇所は、限定された条件下で生じているものの、潜在的な課題として内在されていたことから、今回の改良によって解析コードの改善が図られることとなった。

今後、THMC連成解析コードにおいて考慮している個別の現象について詳細に分析し、改良箇所を特定していくことが解析手法の高度化を図る上で有効であると考えられる。今後改良を検討すべき項目を整理した例を表2.2.2-8に示す。

表 2.2.2-8 THMC 連成解析コードの改良について検討すべき項目例

1. 大規模モデルの計算安定性向上	1-4. ソルバーの改良	3. ニアフィールドの状態変遷の考慮
1-1. 要素形状の影響検討	2. 地球化学反応モデルの高度化	3-1. 物性値の経時変化の考慮
1-2. 境界条件の影響検討	2-1. 速度論モデルの検証	3-2. 現象間の接続計算の検証
1-3. 多次元モデルに対する課題分析	2-2. 不飽和領域でのガス移行	4. インターフェイスの高度化

2) 熱-水-応力連成挙動把握のための試解析

① 岩盤中の熱伝導に関する検討事例

廃棄体を取り囲む人工バリア及び周辺の岩盤からなるニアフィールドにおいては、熱、地下水、応力が相互に複合した現象が想定される。この連成挙動に対する評価手法の確立を目的として、熱-水-応力連成試験設備（COUPLE）を活用した工学規模の複合的な室内試験を行っている（鈴木ほか、2004）。COUPLEを用いた試験において熱-水-応力連成現象の解明に資する検証データを取得するための試験計画の策定に当たっては、地層処分において想定される熱-水-応力連成現象を考慮した予察的な計算を実施し、試験条件等を決定することが有効であると考えられる。

COUPLEによる試験では、岩盤中に人工バリアが設置された状態を再現するため、岩盤そのものや岩盤を模擬したモルタルを供試体として用いる。岩盤中の熱伝導は、岩盤の成因や形成過程に基づく内部構造により、透水性や変形等と同様、異方性を有することが知られている。そこで、供試体の熱伝導率の異方性に着目した熱-水-応力連成解析を行い、熱伝導率の異方性が解析結果に及ぼす影響を提示する。解析には、熱-水-応力連成解析コードTHAMES（Ohnishi et al., 1985）を使用する。

熱伝導率 λ_s を以下のように考慮する。

$$\lambda_{sij} = \begin{bmatrix} \lambda_{sx} & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_{sy} & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_{sz} \end{bmatrix} \quad (\text{式 2.2.2-1})$$

λ_{sx} , λ_{sy} , λ_{sz} はそれぞれx, y, z方向の熱伝導率を表す。解析モデルと境界条件を図2.2.2-27に示す。

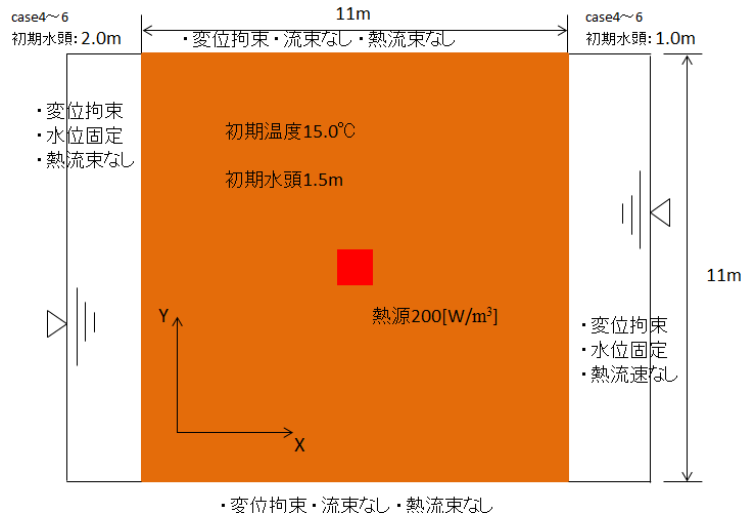


図 2. 2. 2-27 解析モデル及び境界条件

解析ケースを表2. 2. 2-9に示す。case1~3において水の流れがない状態で異方性の影響を検討する。case4~6は左右端の水頭差1mとして水の流れがある状態での異方性の影響を検討する。また、case2、5はcase1、4のX方向の熱伝導率を2倍、case3、6はcase1、4のY方向の熱伝導率を2倍にそれぞれ設定する。解析モデル中央に200(W m⁻³)の発熱体を仮定し、左右端は変位および水位固定、熱流束なし、上下端は変位拘束、流束、熱流束なしとする。岩盤は軟岩系岩盤とし、ヤング率1,821(MPa)、ポアソン比0.21、比重2.45、固有透過度 0.27×10^{-12} (m²)、線膨張係数 1.0×10^{-6} (K⁻¹)とする。解析は99日間とする。

表 2. 2. 2-9 解析ケース

	熱伝導係数[W/(m*K)]		全水頭[m]	
	X方向	Y方向	左端	右端
case1	2.15	2.15	1.50	1.50
case2	4.30	2.15	1.50	1.50
case3	2.15	4.30	1.50	1.50
case4	2.15	2.15	2.00	1.00
case5	4.30	2.15	2.00	1.00
case6	2.15	4.30	2.00	1.00

解析結果（図2. 2. 2-28、図2. 2. 2-29）から、熱伝導率の異方性を考慮することにより、等方的場合に比べ熱の伝わり方が変化し、熱伝導率が高い方向では、温度勾配が小さくなるため、その方向の熱膨張も小さくなり、体積ひずみの分布状態も変化することがわかった。熱伝導率の高い方向と水の流れる方向が一致した場合、温度の伝わり方は早くなり、その方向の温度膨張はかなり制約される。

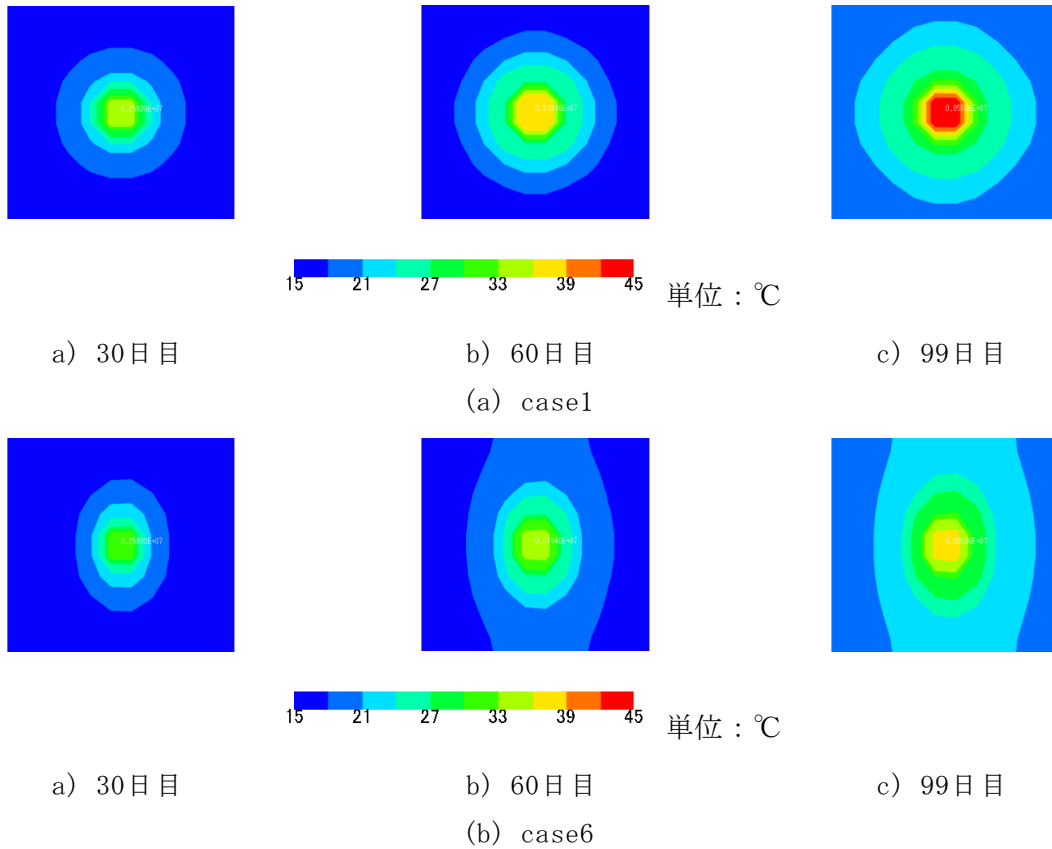


図 2. 2. 2-28 解析結果例（温度分布の経時変化）

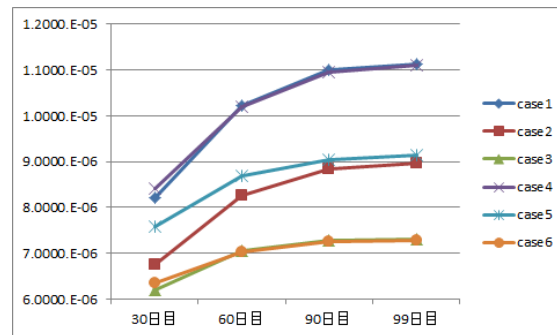


図 2. 2. 2-29 解析結果例

(熱源直上における体積ひずみの経時変化。縦軸：体積ひずみ[-])

② 二相流を考慮した解析手法

地層処分における人工バリアの設計では、緩衝材中の温度が100℃を超えないようにすることが一つの要件とされているが、発熱量が低い場合でも温度伝達が閉塞していれば、次第に温度は上昇し、周辺の地下水を蒸発させることも考えられる。蒸気相は液相よりも軽いため、上向きの力が作用する。これは放射性物質の上方への移動を促すため、安全性の検討では重要な問題となりうる。この蒸発等の相変化を考慮したモデルの構築のために行った調査結果を表2.2.2-10に示す。

表 2.2.2-10 二層流に関する文献調査結果

文献No.	コード名	二相流現象	対象材料	次元	物性値
1	THYME3D	間隙が液相と気相(ガス)で占められており、気相は乾燥空気と蒸気の混合ガスとする。気相の移動はFickの法則に従い、飽和蒸気圧はケルビン式に従う。温度平衡は3相間で成り立つが、相変化に関する熱移動は考慮する。液相からの相変化量は絶対温度の関数で与えられる。質量保存則は固相、液相、気相、蒸気相を考慮しており、気相から蒸気相を引くと乾燥空気の量が決まる。	MX-80ペントナイト、 FEBEX試験	3次元	MX-80ペントナイト、 FEBEX試験で取得された物性値
2	TOUGH2, TETRAD, SHEMAT, HYDROTHERM, iTOUGH2, RANGERSTAR, A WTAS,	液体の質量保存則の中に、液相と蒸気相の2種類の流体の移動が取り込まれている。二重空隙モデル。透水性は液相、蒸気相の間隙割合で決まる相対透水係数で設定する。	亀裂性岩盤	2次元, 3次元	ニュージーランド、 ニカラグア、イタリア、 ドイツなど様々な地熱エリアに適用。 温度は300℃、深度は3,000m程度までの地熱岩盤に適用。
3	OpenGeoSys, TOUGH-FLAC	ガス相と液相のCH ₄ 、CO ₂ 、H ₂ Oの岩盤中の移動をモデル化している。未知数は圧力とCO ₂ の間隙率であり、これらからCH ₄ の分圧や間隙率を求める。変形はこの圧力から有効応力を求めて計算する。	亀裂性岩盤	3次元	想定岩盤
4	OpenGeoSys, GEM, Eclipse100-Visage, Op enGeoSys-Eclipse	多相流のシミュレーターであるEllipseの結果をOpenGeoSysに導入して解析を行うシステム。	岩盤	2次元	仮定のCO ₂ 貯蔵による岩盤変形解析
5	MT3DMS	熱移動、物質移動のシミュレーター。相変化は扱っていない。	地盤	3次元	仮想の対流場における熱移動について他の解析コードと比較、検討
6	PetraSim5	水と空気は液相と気相の両方に存在するとして液相には水と溶存空気、気相には空気と蒸気が含まれる。両相が存在する場合、ガスの圧力、飽和度、温度からなる蒸気圧表により状態が決まる。これらは初期状態の設定でも重要。水、空気、CO ₂ 、塩、核種等多くの物質を扱っている。	地盤	3次元	様々な分野で使われている。
7	ATHOS, VISAGETM	60℃の岩盤に25℃の水を注入して水圧破砕を起こして貯留層を開発するプロジェクトのシミュレーション。相変化は考慮せず、熱移動、水移動、変形解析を弱連成で行っている。	岩盤	3次元	深度800mの貯留槽
8	ROCKFLOW, FEFLOW	ブーシネスク近似を用いた流体の密度流の解析コード。温度上昇による上昇流や塩分侵入問題	地盤	2次元	理論解や実験結果との比較
9	KIVA-II	燃料の蒸発過程のシミュレーション。圧力-温度の蒸気線図を用いて蒸発量を見積もる手法。純水ではなく化学成分の化学熱力学的解析。この理論を用いて蒸気・水の移動を解析することで二相流解析が可能。	ガソリンエンジン内	3次元	ガソリンエンジン内の燃料成分、噴霧速度、噴霧量等を仮定

- 1) Chen et al., 2009, 2) Franco and Vaccaro, 2014, 3) Hou et al., 2012, 4) Benischa et al., 2013, 5) Hecht-Méndez et al., 2010, 6) THUNDERHEAD, 7) Longuemare et al., 2002, 8) Kolditz et al., 1998, 9) 千田・田中、1998

相変化モデルは蒸気相と液相の関係の取扱いで異なる。液状水と蒸気水を明確に区別して、それぞれの質量保存則を立てて解く手法と液状水と蒸気水の区別はせずに水分の移動として取り扱う手法がある。前者は地熱分野でよく用いられ、後者は土壌物理分野でよく用いられる。土壌物理で用いられる手法は現在のTHAMESにもオプションとして整備されている。ここでは、前者の研究状況を主に報告する。

基本的には、従属変数が2つおよび3つの手法がある。従属変数が2つの手法では、流体密度と内部エネルギー、あるいは流体圧力とエンタルピを未知数にする。これらの手法は、毛管圧力を無視し、各相間は熱平衡状態にあり、流体は液状水と蒸気水だけと仮定する。そして圧力とエンタルピの蒸気圧線図あるいは密度と内部エネルギーの蒸気圧線図によって各未知数の関係を定義する。

3つの未知数を用いる手法では、気相の圧力、気相の飽和度、熱が未知数となる。流体は液状水と溶解した空気、気相は蒸気と空気の混合体となり、その圧力は空気圧と蒸気分圧の和となる。この手法を用いた代表的なコードがTOUGH2である。

蒸発による相変化の考え方は蒸気圧線図の使い方に大きく依存している。解析コードにおいて蒸発による相変化を考慮する場合、未知数と蒸気圧線図に何をを選択するかを検討することが必要となる。

2.3 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

2.3.1 人工バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討

(1) 調査研究の背景と目的

放射性廃棄物地層処分の安全評価において、人工バリア（圧縮ベントナイト）中の核種移行は、ベントナイト間隙水中の化学場の形成、ガラス固化体からの放射性核種の浸出、間隙水中での核種の溶解度制限、収着・拡散といった現象に支配される。これらの核種移行を支配する主要な現象に対し、安全評価においては、これら現象の理解を踏まえつつも、簡略かつ保守的な考え方を重視したモデルとパラメータが採用されているのが現状である。例えば、第2次取りまとめ（サイクル機構、1999b）において、間隙水化学における平衡論モデルに基づく時空間的に均質場、ガラス溶解における保守的な一定の溶解速度、収着における瞬時・可逆の分配係数モデルなどがその例である。地層処分の長期的安全性の信頼性を高め、信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、最新の科学技術の成果を反映した現象理解の深化と評価手法の精緻化を進めつつ、安全評価のためのモデルとパラメータを高度化・確認していく必要がある。

本節では、人工バリア中の核種移行を対象として、主要なプロセスの現象理解の深化、バリア間の相互作用を含むシステムの時空間変遷を踏まえたより精緻な核種移行評価モデル等を、先端的な計算科学/分析技術を適用しつつ開発することを目的とする。この目的の達成に向けて、今年度は、国内外の最新の研究成果に基づき、人工バリア中の核種移行評価に係る不確実性要因を抽出・分析するとともに、本研究で焦点を当てる課題とアプローチを具体化しつつ、一部先行的に予察試験等に着手した。

(2) 不確実性要因の分析と課題の抽出

人工バリア中の核種移行評価に係る不確実性要因としては、図2.3.1-1に概念図を示すように、個々のプロセスの複雑現象の理解に関するものに加えて、バリア複合の相互作用を含むシステムの時空間変遷等の影響の理解に関わるものがある。

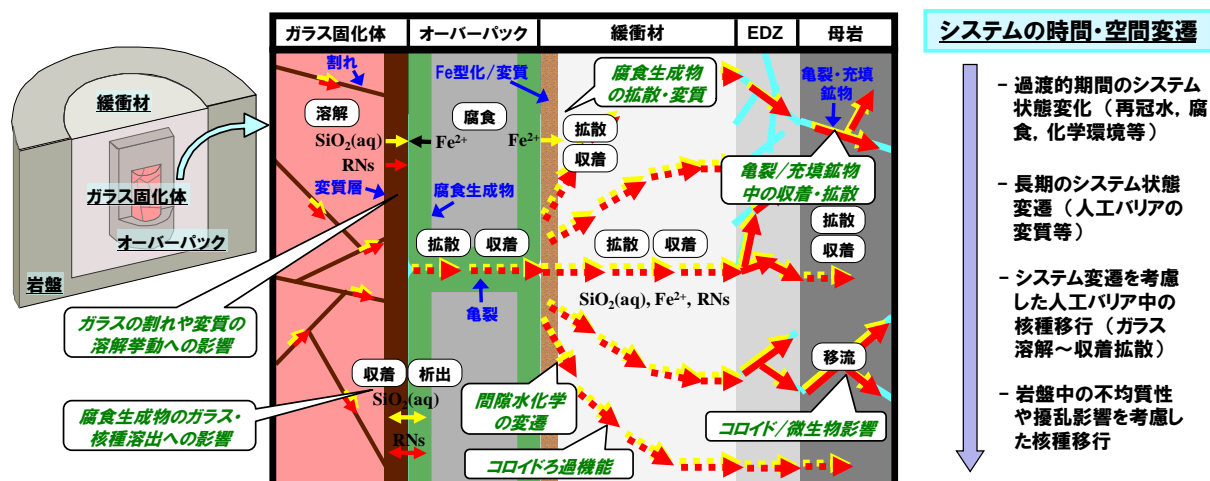


図 2.3.1-1 ニアフィールド複雑現象/時間変遷と核種移行評価のイメージ

人工バリア中の核種移行を支配する主要なプロセスに対し、第2次取りまとめ以降の国内関連プロジェクトや諸外国の性能評価レポート等をもとに、個々のプロセスの現象理解とモデル化、バリア複合やシステム時空間変遷の影響に関する不確実性要因を、表2.3.1-1に示すように抽出した。

これらの不確実性要因を具体化しつつ、本タスクでは、国内の関連プロジェクトの成果や実施状況を踏まえ、収着・拡散、間隙水化学、ガラス溶解に焦点をあて、現象理解の深化と評価手法の精緻化、バリア材間の相互作用やシステム変遷影響評価という視点から課題とアプローチの検討を進める。なお、コロイド/有機物/微生物影響に関しては、2.4の天然バリア課題における中心的な課題であり、その検討も踏まえながら、人工バリアへの反映を検討していくこととする。

表 2.3.1-1 人工バリア中の核種移行評価に関する不確実性要因

プロセス	不確実性要因と課題
間隙水化学	<ul style="list-style-type: none"> ・ 圧縮ベントナイト中の間隙水特性データ取得における不確実性 ・ 複数の間隙タイプの特性や不均質性を考慮した間隙水化学の取扱い ・ 化学反応－物質移行を考慮した間隙水化学の時空間変遷の取扱い ・ 鉄やセメントなどのバリア材共存による間隙水特性への影響評価
ガラス/核種の溶解	<ul style="list-style-type: none"> ・ ガラスの長期溶解に関する現象理解とモデル化に関する不確実性 ・ ガラスの表面変質や割れ等の不均質性の取扱い ・ オーバーパック鉄腐食生成物のガラス溶解への影響 ・ ガラス成分やオーバーパック腐食生成物が核種溶解度に及ぼす影響
核種の収着・拡散	<ul style="list-style-type: none"> ・ 酸化還元、温度影響等の環境条件影響に関するデータの不確実性 ・ 収着の時間依存性、不可逆性、核種間競合等に係る現象理解と取扱い ・ 化学種の混在や間隙の不均質性等を考慮した拡散評価モデル ・ 鉄やセメント等のバリア材共存による収着・拡散への影響評価
コロイド/有機物/微生物影響	<ul style="list-style-type: none"> ・ 人工バリア中でのコロイド形成や核種との相互作用に係る不確実性 ・ 圧縮ベントナイトのコロイドのろ過機能あるいは移行に係る不確実性 ・ 人工バリアに含まれる有機物・微生物の核種移行への影響に係る不確実性

(3) 課題解決アプローチの検討

本タスクでは、上記の不確実性要因から抽出した課題を対象として、最新の科学的知見に基づく現象理解の深化と評価手法の精緻化、システム変遷等を考慮した評価技術開発を、先端的な計算科学/分析技術を適用しつつ以下に示すアプローチで進める。

1) 圧縮ベントナイト中の核種移行に関する精緻化モデルの開発

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象については、これまでに受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構，2013d）において、信頼性の高いデータ取得手法の構築、各種分析技術を適用した収着・拡散メカニズムの理解、それらを踏まえた現象論的モデル/データベースの開発を進めてきた。この統合収着拡散 (ISD) モデル/データベースは、圧縮ベントナイトの間隙水化学、収着及び拡散現象を統合的・整合的に評価することを目指したものであり、多様な核種や環境条件に対する適用性と課題を示してきた。圧縮ベントナイト中の核種移行モデルの精緻化については、この先行研究のアプローチと課題を継承しつつ、図2.3.1-2に示すアプローチで検討を進める。

圧縮ベントナイト中の核種移行モデルの精緻化の視点として、上述の不確実性要因等を踏まえれば、圧縮ベントナイトの間隙構造や間隙水特性の不均質性の理解、収着・拡散メカニズムの理解、間隙の不均質性や化学種混在の考慮、さらにはシステムの時空間変遷等の考慮などが挙げられる。このような複雑現象の理解とモデルの精緻化に資する「データ取得/現象理解」を、これまで開発してきたデータ取得評価手法を適用・改良しつつ進める。また、先端分析技術を適用して間隙構造や収着機構等のメカニズム分析を行うとともに、計算科学的手法の調査・検討を通じて、精緻化モデルを検討するための根拠となる情報を整備する。これらの情報に基づく精緻化モデル開発は、これまでに開発してきた統合収着拡散 (ISD) モデル

/データベースを出発点とし、不均質間隙構造や化学種の混在など、より精緻に取り扱うべき課題の抽出と精緻化のアプローチを検討する。評価手法の精緻化にあたっては、比較的単純な従来モデルで考慮している仮定の妥当性の確認、従来モデルに対する反映、従来モデルとの併用など、安全評価への反映までを念頭に方向性を検討することが重要である。図2.3.1-2に示すように、最終的には、安全評価で活用可能なモデル/データベース体系として構築し、既存の収着・拡散実測値データベース（例えば、舘ほか，2009）とも組み合わせて、信頼性の高い性能評価パラメータと不確実性を定量的に評価する方法論として提示することを目指す。なお、2.4の天然バリアの核種移行課題においても、基本的に共通のアプローチをとる。

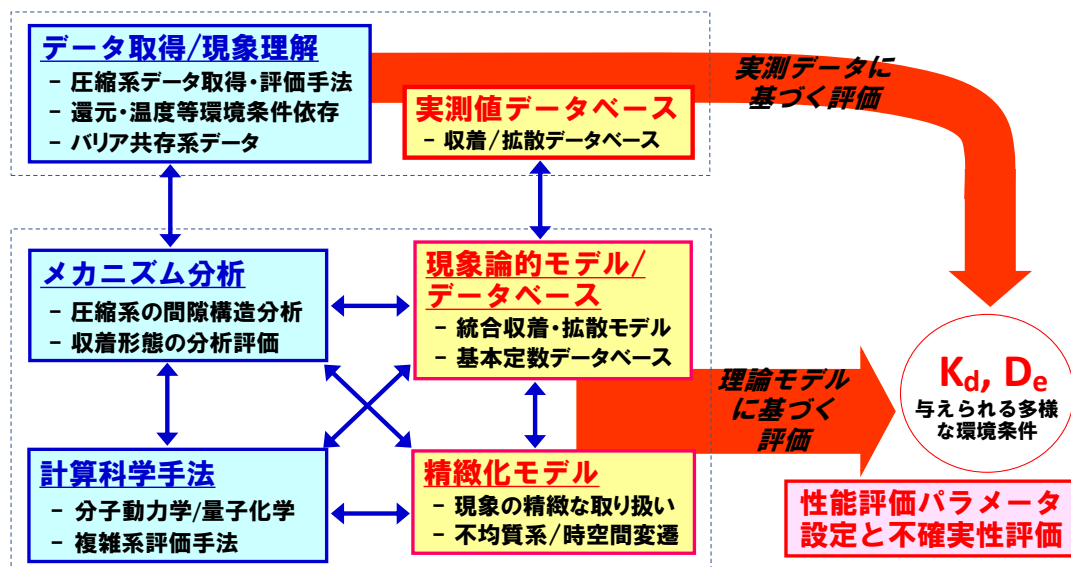


図 2.3.1-2 人工バリア中核種移行に関する現象理解とモデル精緻化のためのアプローチ

2) システム変遷を考慮した核種移行評価技術の開発

バリア材相互作用を含むシステム変遷を考慮した核種移行評価技術開発は、関連プロジェクト等の実施状況も踏まえ、オーバーパック腐食生成物の影響に着目し、特に、収着・拡散及びガラス溶解への影響に関する調査検討に着手する。データ取得/現象理解、メカニズム分析、モデル/データベース構築といった開発アプローチは、基本的に上記1)と同様である。核種移行評価の前提となる鉄とベントナイトの相互作用を含むシステム変遷評価は2.2のシステム変遷課題、さらに、鉄共存影響を考慮した性能評価手法については2.5の統合評価課題において検討されるため、これらタスクと連携して調査を進める。

2.3.2 緩衝材中の核種移行に関する精緻化モデルの開発

(1) ベントナイト中の核種移行データ取得と複雑現象理解

1) ベントナイト中の核種移行データ取得評価の現状と課題

緩衝材である圧縮ベントナイト中の核種移行に関して、より複雑な現象に対する理解を深めつつ、現象理解を反映した精緻なモデル化を検討していくうえで、その基礎となる信頼性の高いデータ取得及びその評価が不可欠である。平成24年度までに実施してきた受託事業「処

分システム化学影響評価高度化調査」において、従来より課題となっていた圧縮ベントナイト中の収着・拡散データについては、「拡張型透過拡散(TD)／トレーサー減衰(RD)法」を中核に、バッチ収着試験とも組合せた手法を構築してきた(日本原子力研究開発機構、2013d)。この拡張型TD/RD法の概要は図2.3.2-1に示すように、従来のTD法のような境界濃度を一定に維持することをせず、トレーサー減衰曲線と破過曲線、試料内部の濃度プロファイルのうち、一つの試験体系で2つ以上の濃度曲線を取得する点が特徴である。これら複数の濃度曲線の整合的な解釈によって、高収着性核種も含め多様な核種に対し、様々な環境条件下で、信頼性の高い収着・拡散パラメータを取得するものである。これまでに、同図にCsの結果を例示したように、3つの濃度曲線の環境条件依存性(塩濃度等)を取得し、併せて同図に示した解析解のフィッティングによって信頼性の高い収着・拡散パラメータを取得可能であることを示した。また、支配化学種が異なる条件に制御したNp(V)、高収着性核種のAmなど、多様な核種と環境条件に対して拡張型TD/RD法が適用可能なことを示した。さらに、圧縮系とバッチ系との収着分配係数の整合性の確認、収着の濃度依存や時間依存を考慮した拡散データの解釈など、ベントナイト中の収着・拡散データの取得及びその評価手法とメカニズムの理解を進展させることができた。

これらのデータ取得評価手法を適用・改良しつつ、本事業で着目する複雑現象に係るデータ取得と現象理解を進める。今年度は、圧縮ベントナイト中の収着・拡散評価において従来から課題であった複数の化学種が混在する系の理解、システム変遷にも関連する圧縮ベントナイトの特性変化と収着・拡散への影響評価について、Srを事例に検討する。また、還元条件下のデータ取得として、性能評価上の重要核種であるSe(-II)の収着・拡散データ取得を検討した。

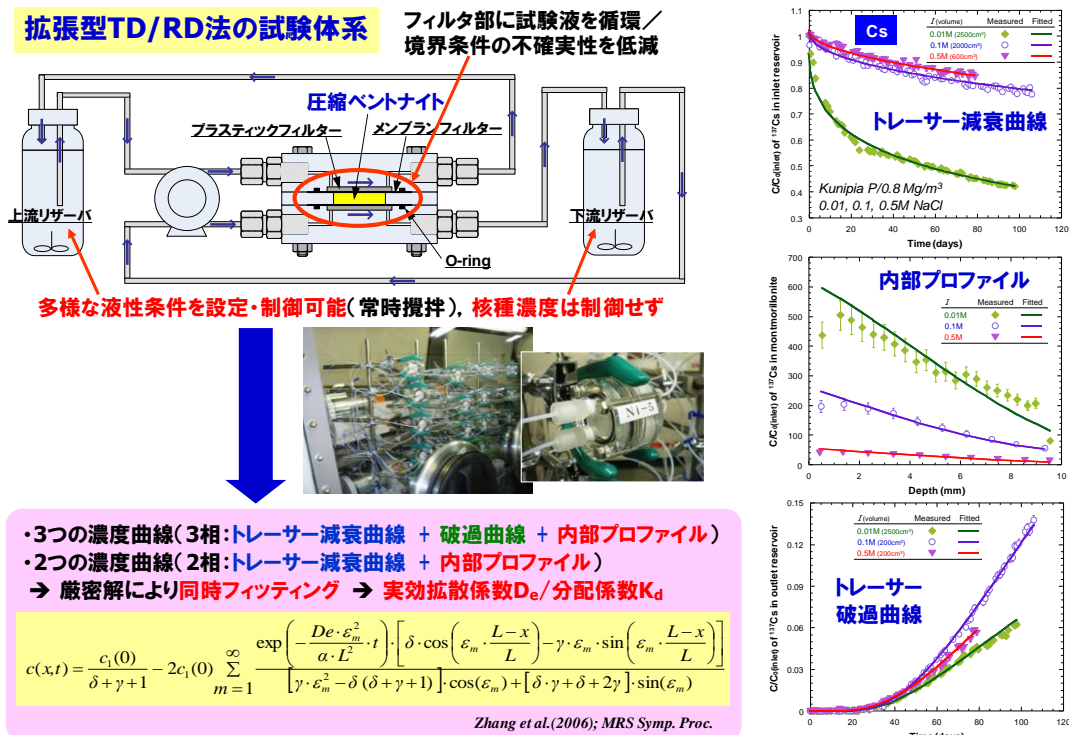


図 2.3.2-1 拡張型透過拡散/トレーサー減衰法の概要

2) 化学種共存系でのデータ取得評価手法の開発

圧縮ベントナイト中の収着・拡散を評価するうえで、核種が複雑な化学形をとり、かつ、複数の化学種が混在する系での核種移行メカニズムの理解は、従来から重要な課題であった。特に、圧縮ベントナイト中の拡散挙動は狭隙間隙中の静電的な相互作用に支配されるため、陽イオン、陰イオン、中性化学種で拡散挙動が大きく変化し、このような電荷特性が大きく異なる化学種が混在する場合の拡散挙動をどのように評価するかが課題であった。この課題に関連して、受託事業「処分システム化学影響評価高度化調査」（日本原子力研究開発機構、2013d）において、圧縮ベントナイト中のSrの拡散データを解釈するうえで、この化学種混在の考慮が重要な要素となる可能性を示した（原子力機構、2013b）。このような化学種の混在の影響をどのように考慮するかは、アクチニド等の化学種が複雑に混在する核種の処分環境での移行挙動の理解において非常に重要であり、ここではSrを対象に、2つの化学種が混在する系での収着・拡散データを取得し、拡散メカニズムの理解と評価手法の検討を行った。

Srの拡散試験は、乾燥密度 0.8Mg/m^3 の圧縮モンモリロナイト（クニピアF）を 0.05M 、 0.1M 、 0.5M の3種類のイオン強度の Na_2SO_4 溶液で飽和させた試料に対して、Srの初期濃度 10^{-5}M の条件で拡張型TD法により実施した。いずれの液性条件においても、トレーサー減衰曲線、破過曲線、内部プロファイルを取得し、それらを同時にフィッティングすることにより収着・拡散パラメータを決定した。得られた結果を、従来取得しているNaCl溶液系のデータ（原子力機構、2013b）と比較し、化学種共存が収着・拡散挙動に及ぼす影響を検討した（図2.3.2-2）。

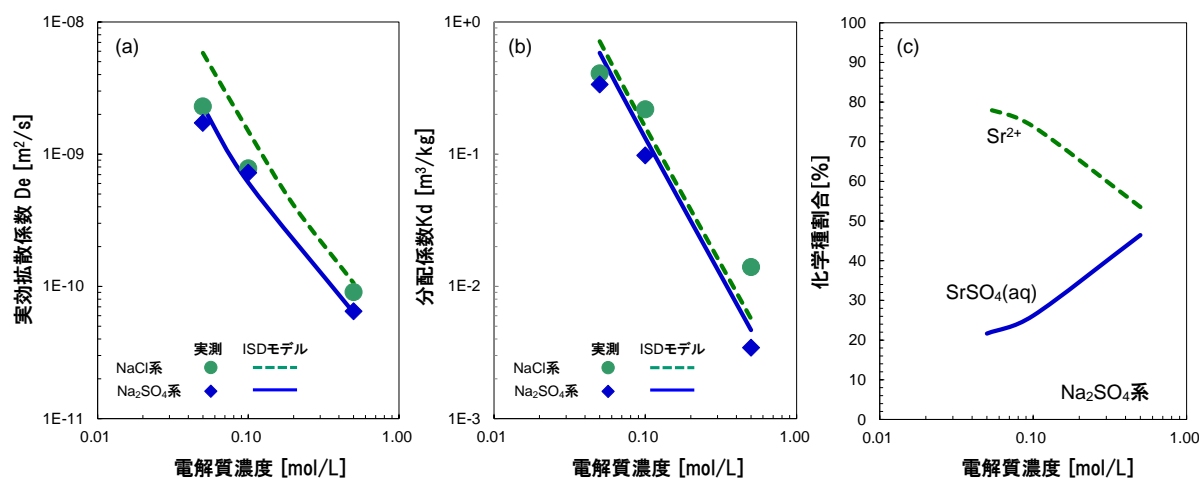


図 2.3.2-2 NaCl 系と Na_2SO_4 系での Sr の実効拡散係数と分配係数データ、及び ISD モデル評価の比較

実効拡散係数 D_e は、 Na_2SO_4 溶液系とNaCl系のいずれの条件でも図2.3.2-2(a)に示すように、明瞭な塩濃度依存性が確認され、 Na_2SO_4 溶液系の方が低めの値を示した。一方で、同図(b)に示す収着分配係数も同様の塩濃度依存性、 Na_2SO_4 溶液系の方が低めの値を示した。NaCl溶液系ではSrの化学種は Sr^{2+} となるが、 Na_2SO_4 溶液系では、同図(c)に示すように、イオン強度とともに、 $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ の共存割合が増加する。いずれの条件においても Sr^{2+} が支配化学種であるが、中性化学種である $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ の共存の効果によって、 Na_2SO_4 溶液系の方が実効拡散係数と分配係数のいずれも低めの値を示すことは妥当な結果といえる。さらに、これらの傾向性は、実

線または点線で示すようにISDモデルの拡散モデル（(3)参照）によって解釈可能である。また、分配係数についても、Srのイオン交換反応と共存Naと競合によるイオン強度影響、 $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ の共存による分配係数の低減も含めて、イオン交換収着モデルによって解釈することができる。このように、全体的な傾向性については解釈可能であるものの、定量的にはなお十分な説明に至っておらず、後述するモデルの高度化開発とあわせてさらに検討する必要がある。

上記でISDモデルによる評価結果を示したが、ここで、化学種が混在する場合、双方の化学種の拡散係数をどのように平均化するかが重要な問題となる。ここでは、ISDモデルの拡散モデルによって評価された Sr^{2+} と $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ の実効拡散係数を、双方の化学種の存在割合を重み付けして対数調和平均する方法を採用した。その妥当性について、地球化学計算コードPHREEQC version 3 (Parkhurst and Appelo, 2013) のTransport機能を用いて検討した。最新のTransport機能として拡充されている多成分系の拡散 (multicomponent diffusion) 機能を用いた。多成分の輸送計算の理論はAppeloら(2007)に基づき、化学種ごとの拡散係数を考慮した上で、溶存化学種の平衡、固相への収着、1次元の拡散移行が計算される。上記のISDモデルで評価される Sr^{2+} と $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ の実効拡散係数、 Sr^{2+} のイオン交換反応定数等を用いたPHREEQCの計算結果を図2.3.2-3に示す。

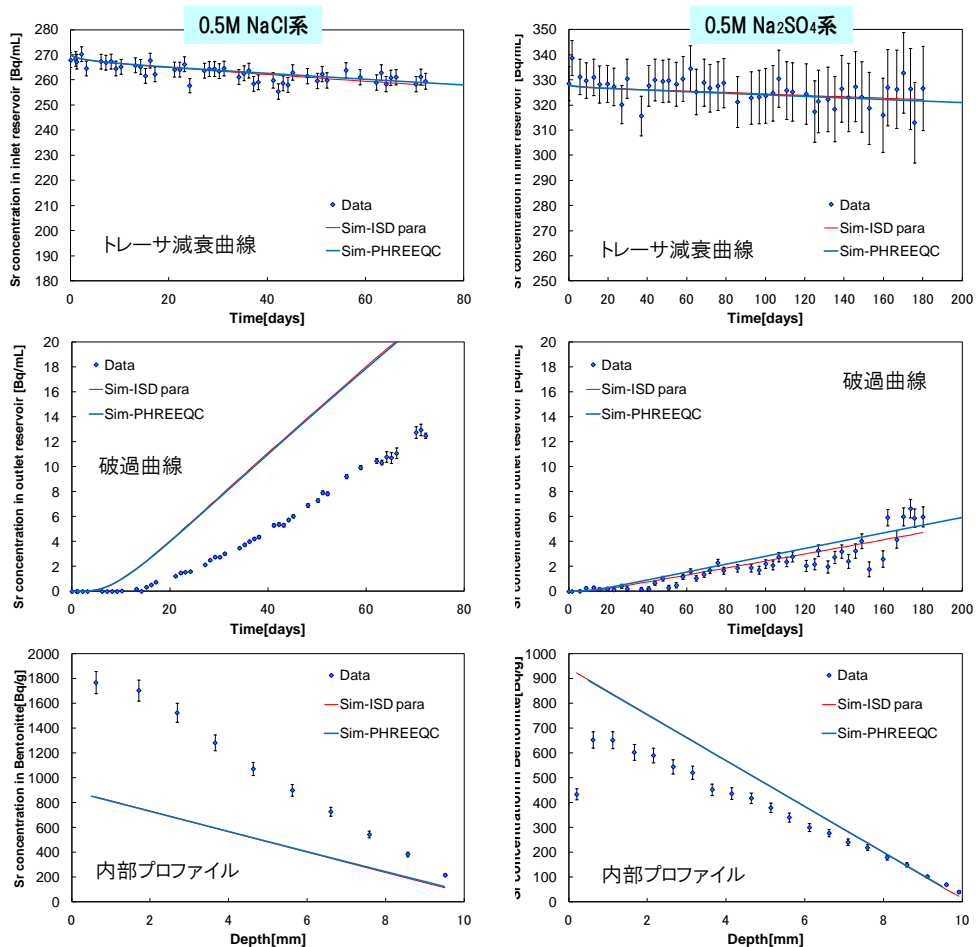


図 2.3.2-3 0.5M NaCl 系と 0.5M Na₂SO₄ 系での Sr の収着・拡散データの PHREEQC の Transport 計算と ISD モデル計算による評価

ここでは、0.5M NaCl系と0.5M Na₂SO₄系のデータを例に、上記のPHREEQCによるTransport計算結果と、ISDモデルにより評価された実効拡散係数の対数調和平均値、イオン交換モデルによる分配係数をもとに拡散方程式（解析解）の計算結果とを比較した。これらの図より、実測データとの比較は、上図でも説明したように定量的なギャップがあるが、ここで着目すべきは、PHREEQCの多成分系のTransport計算とISDの対数調和平均からの計算結果との比較である。図中の0.5M NaCl系ではSr²⁺のみが化学種として存在し、化学種混在の考慮は不要であるため、PHREEQCとISDの結果はほぼ一致している。一方、0.5M Na₂SO₄系ではSr²⁺とSrSO₄(aq)が半々程度で共存する。このケースでも、PHREEQCとISDの計算結果のずれはそれほど大きくないことから、対数調和平均による複数化学種の拡散係数の平均化の妥当性が確認された。

さらに、圧縮ベントナイト中の既往のSrの見かけの拡散係数の密度依存性データに対して、間隙水中に共存するSr²⁺とSrSO₄(aq)を支配化学種と仮定したISDモデル計算結果を図2.3.2-4に示す。間隙水モデルと熱力学データ（JAEA-TDB）に基づき、各密度条件に対する2つの化学種の存在割合を計算した（同図右）。両図の比較より、低密度領域ではSr²⁺が支配的であり、拡散係数もSr²⁺の計算結果に近く、密度増加とともにSrSO₄(aq)の割合が増え、それに伴って拡散係数もSrSO₄(aq)の寄与が大きくなっていく傾向を読み取ることができる。ここでは、2つの化学種の存在比率で重み付けした対数調和平均によって、これら2つの化学種が共存する系での全体としての見かけの拡散係数の評価結果を示した。その結果、同図左に赤線で示すように、Sr²⁺とSrSO₄(aq)の評価結果の中間に位置し、実測データ群に近づく形とはなったが定量的な整合性を得るためには、さらなる改善が必要であり、有効電荷の適用可能性（原子力機構、2013b）等も含めて検討を継続していく。

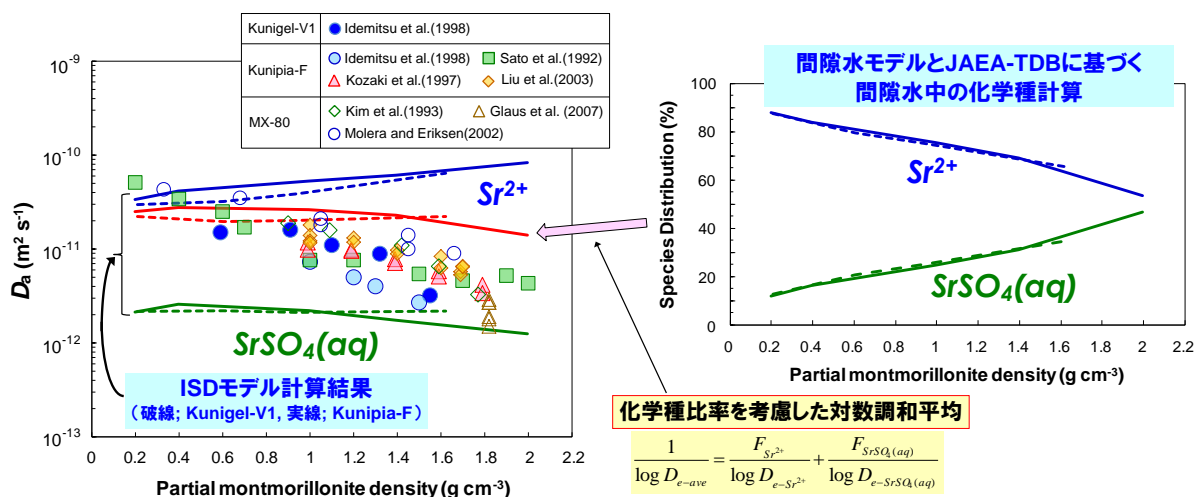


図 2.3.2-4 圧縮ベントナイト中の Sr の D_a データと化学種混在を考慮した ISD モデル評価

3) 圧縮ベントナイトの間隙特性の変化が核種移行に及ぼす影響評価

2.3.2(3)で述べるように、受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」では、均質な間隙構造を仮定した収着拡散モデルを検討してきたが、一方で、最近では諸外国でも圧縮

ベントナイトの間隙構造の不均質性の理解を反映したモデルの検討事例が報告されている。また、本タスクでは、バリア材の共存影響として、特にオーバーパックの共存影響評価を課題としているが、 Fe^{2+} イオンの共存によってモンモリロナイトのFe型化が生じ、それに伴ってモンモリロナイトの表面特性や間隙構造が影響を受ける場合には、空間的・時間的な核種移行特性の変化を考慮する必要性が生じる。ここでも、2価陽イオンであるSrを事例に、このモンモリロナイト特性変化と核種移行への影響の可能性について実験的検討を実施した。

上記2)の課題と同様に、乾燥密度 $0.8\text{Mg}/\text{m}^3$ のクニピアF中のSrの拡張型TD試験を、更に塩濃度が低い 0.01M NaCl 系で実施した。得られたトレーサー減衰曲線、破過曲線、内部プロファイルを図2.3.2-5に示すが、下流側のトレーサー濃度が、上流側のトレーサー濃度を上回る通常の拡散に基づく評価では解釈できない結果が得られた。拡散方程式を用いてフィッティングを試みても、実測データを再現する結果は得られなかった。この現象は、上記で述べたイオン強度 $0.05\text{M}\sim 0.5\text{M}$ の試験では認められていない。

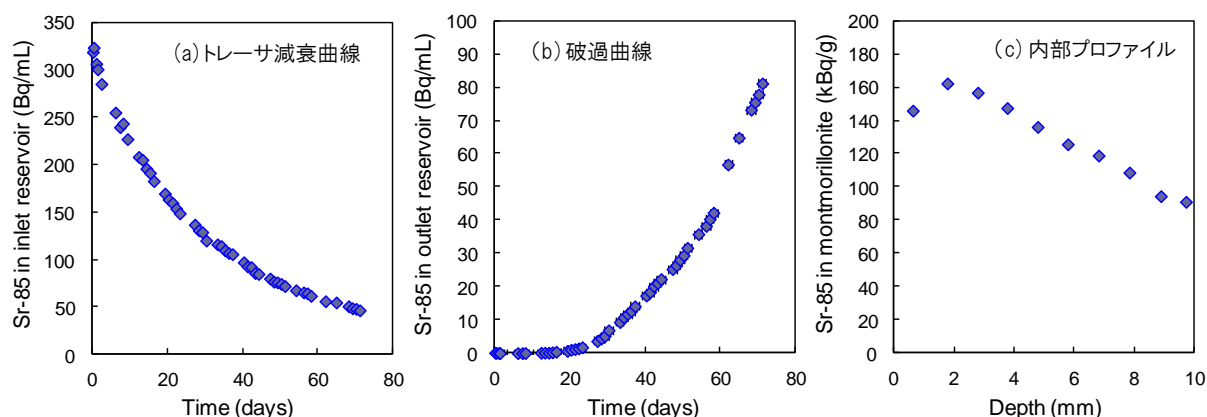


図 2.3.2-5 クニピア F/乾燥密度 $0.8\text{Mg}/\text{m}^3$ /0.01M NaCl 系での Sr の拡張型 TD 試験結果の例

この原因として、モンモリロナイトの層間陽イオンがNaからSrに置換する反応が低イオン強度ほど促進され、Srの拡散の進展とともに、モンモリロナイトがSr型へ変化していることが影響している可能性が考えられる。Na型モンモリロナイトが低イオン強度条件では、3層、4層と水分子層を層間に取り込み膨潤するのに対し、Ca型モンモリロナイトの場合、水分子層2層までに留まる (Satoほか, 1992)。SrやFe型化もCa型と同様の挙動をとるものと考えられる。これらをXRD分析で確認したところ、図2.3.2-6に示すように、(a)図の 0.01M NaCl で飽和させた系では、3層が支配的であるのに対し、Srを拡散させた試料では2層が支配的になっている。このことから、上流側よりNa型からSr型への置換が進み、それによって層間距離の減少と粒子間隙の増加、静電的な相互作用の弱まり、イオン交換による収着成分 (固相中のSr濃度) の低下が生じ、一方で、Na型を維持し、高いSr濃度を維持した領域が、徐々に内部へと進展していると考えられる。上図(c)の濃度プロファイルもそれを表していると解釈することができる。このように条件によっては、間隙構造の変化を伴いながら収着・拡散現象が生じるケースがあり、これらのメカニズムの理解とデータの解釈をさらに検討していく必要がある。

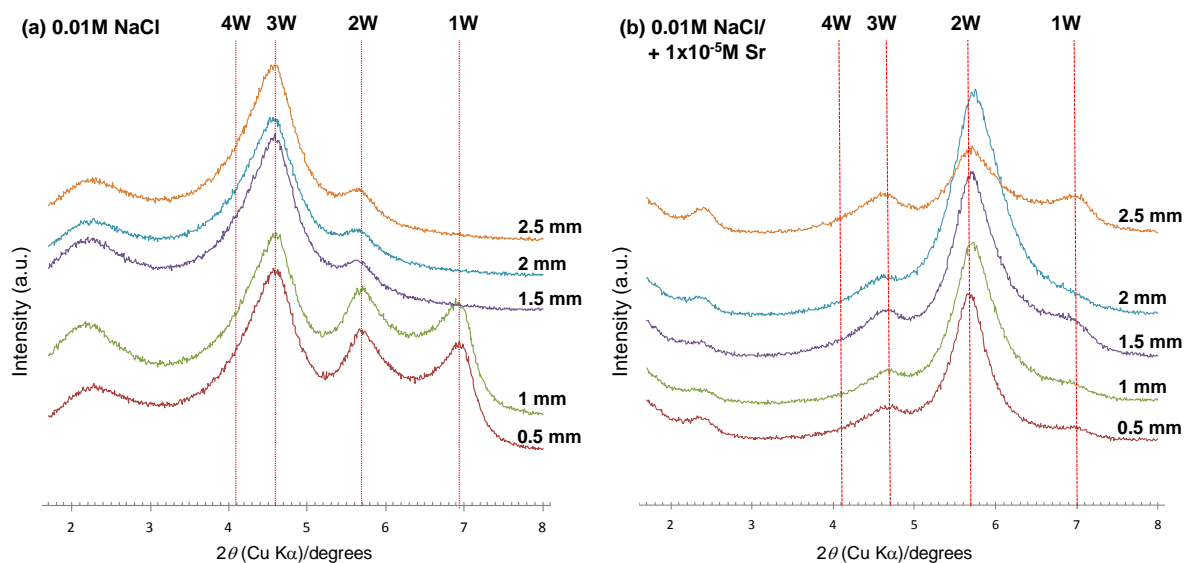


図 2.3.2-6 クニピア F/乾燥密度 $0.8\text{Mg}/\text{m}^3$ /0.01M NaCl 系 (a) 及び Sr 拡散試料 (b) の XRD データの深度依存性

4) 還元環境下へのデータ取得評価手法の適用性評価

上記の拡張型TD/RD法について、これまでにAmに代表される高収着性核種を含めて多様な核種への適用性、塩濃度やpH等の環境条件を制御した系への適用性などを確認してきた（原子力機構，2013d）。一方で、実際の地層処分環境でのデータ取得評価の観点からは、酸化還元鋭敏な核種の還元系化学種の同定とその核種移行データの取得が重要な課題であった。ここでは、半減期が 2.95×10^5 年と非常に長く、陰イオン化学種であり収着遅延があまり期待できないことから、地層処分の安全評価上の重要核種となっているSe-79に着目して、還元環境下での収着・拡散データ取得を行うこととした。なお、後述するFe共存影響評価のためのFeの収着データ取得においても、還元環境でのデータ取得手法を検討する。

Seは酸化還元条件によって、 HSe^- [Se(-II)]， Se_2^{2-} [Se(-I)]， Se_3^{2-} [Se(-2/3)]， Se_4^{2-} [Se(-1/2)]， HSeO_3^- [Se(IV)]， SeO_4^{2-} [Se(VI)]等の様々な溶存化学形をとる。処分環境で想定される還元環境では、Seは HSe^- の化学形で溶存するため、この HSe^- の化学種に対するデータ取得が必要である。第2次取りまとめの段階でも、この化学種のデータ取得が試みられたが、化学種等の確認が十分になされておらず、また、最近の諸外国の性能評価レポートにおいてもほとんどデータが拡充されていない状況である。一方、Iidaほか(2011)では、Seの価数を確認しつつ、データ取得がなされており、ここではIidaほか(2011)の手法も参照しつつ、Se(-II)のベントナイトへの分配係数取得を検討した。

Se溶液の調整には、セレン化ナトリウム(Na_2Se)を用い、イオン交換水でSe濃度を 10^{-3}M 、ヒドラジン(N_2H_4)濃度0.01Mとなるよう、低酸素雰囲気下において調整した。pH6, 7, 8, 9, 10に調整した試料の溶存化学種をUVスペクトルによって確認した。各pH試料のUVスペクトルを、UV測定時の各試料のpH、Eh測定値とともに、図2.3.2-7(左図)に示す。245nm付近のピークは HSe^- 、282, 377nm付近のピークは Se_4^{2-} を示す吸収ピークである(Licht and Forouzan, 1995; Lyons and Young, 1986)。 HSe^- の吸収ピークは、pH6, 7, 8において明瞭に確認され、pHの上昇とともに Se_4^{2-} の吸収ピークの増加が確認された。実際の収着試験とのSe濃度の差異を考慮

する必要があるが、pHやEh、Se濃度等に条件変化に伴う化学種の変化に留意したデータ取得・評価が重要となる。

バッチ収着試験は、モンモリロナイト（クニピアF）を用いて、液固比100mL/g、0.01M NaCl 溶液系で、 N_2H_4 濃度0.2M、Se濃度を $1.6 \times 10^{-7} \sim 8.1 \times 10^{-6} M$ の範囲で実施した。試験溶液のpHは10.0～10.5、Ehは-350～-320mVであった。収着の時間依存性を確認するとともに、2種類のろ過方法（0.45 μm 、分画分子量10,000）の差異を確認したが、いずれも顕著な依存性は認められず、Seポリマーの生成の影響は少ないことが確認された。得られた分配係数 K_d は0.2～0.6 m^3/kg と、比較的高い値で、Se濃度に対する依存性も顕著ではなかった。得られた K_d データを既往のSe(-II)及びSe(IV)のモンモリロナイトへの収着データとともに、図2.3.2-7に示す。Se(-II)の既存データとしては、Ticknorほか(1998)では、還元状態、陰イオン濃度0.01mol/lにおいて、pH9.5のカオリナイトへのSeの K_d が0.013 m^3/kg であったと報告している。Iidaほか(2011)では、NaCl濃度0.05mol/l、pH10.5の条件で、モンモリロナイトへのSe(-II)の K_d を $0.018 \pm 0.004 m^3/kg$ と報告している。これらの既往データと比較して、今回取得された K_d は1桁以上高い値となっている。Se(IV)のモンモリロナイトに対する収着データの報告値も、同図に比較しているが、Shibutaniほか(1994a, b)やGoldbergほか(1988)では、 $10^{-2} \sim 10^{-3} m^3/kg$ の範囲で、Se(-II)より低い値であるが、Missanaほか(2009)では、Se(-II)に近い値を報告している。今後、容器タイプやろ過方法などの試験手法の妥当性の確認を進めつつ、pH、イオン強度、Se濃度等の依存性を確認していく必要がある。

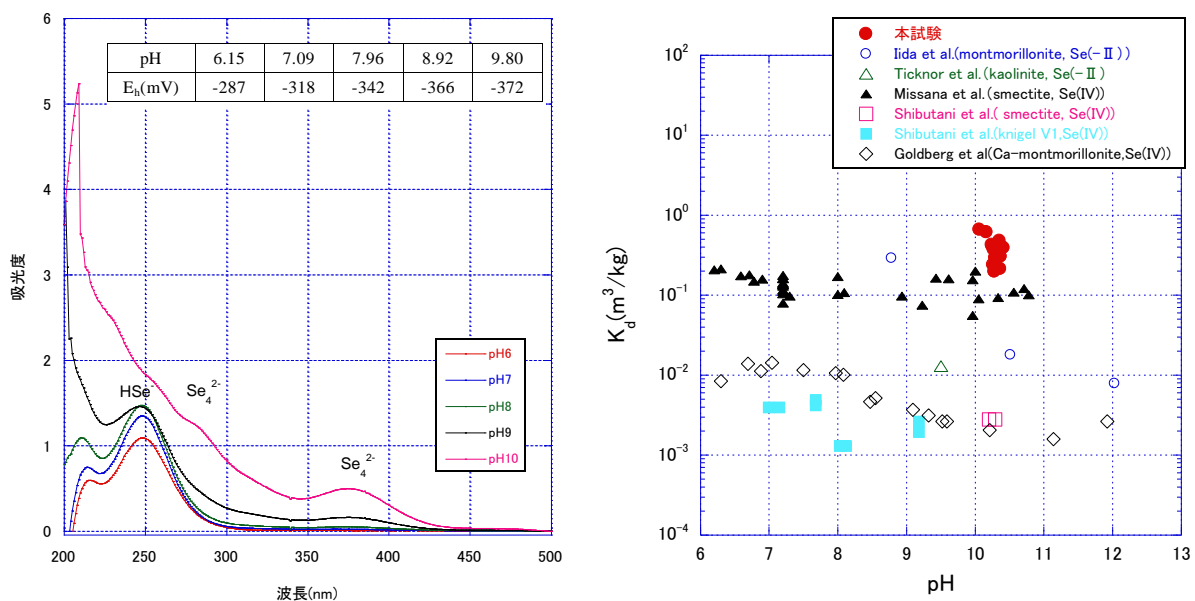


図 2.3.2-7 Se(-II)溶液中のSe化学種のUVスペクトル(a)とSe分配係数データの比較(b)

(2) 収着・拡散メカニズム分析

1) ベントナイト中の収着・拡散メカニズム研究の課題とアプローチ

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象の理解とそれを反映したより精緻なモデル開発を進めるうえで、分析的な知見は重要な根拠情報であり、近年国際的にも先端的な分析技術の開

発と適用が精力的に進められている。ここでは、本事業で重点的に取り組む圧縮ベントナイト中の間隙水化学や拡散モデルの前提となる圧縮ベントナイトの間隙構造や間隙水特性、及び核種の収着メカニズムに焦点を当て、最近の研究動向を概観しつつ、本研究で取り組む課題とアプローチを設定する。

圧縮ベントナイト中の間隙構造については、2.3.2(3)に記載するように、これまで均質間隙系を想定したモデル開発を行っているが、図2.3.2-8に示すように、粘土層間、粒子間間隙が共存することが分析的にも確認されており、これらの不均質性を考慮したモデル化も検討されている状況である。一方で、これらの間隙の不均質性を反映したモデル化を検討するためには、間隙の存在比率の定量的な評価、また、この比率が間隙水のイオン強度や圧縮密度等によってどのように変化するかを把握する必要がある。

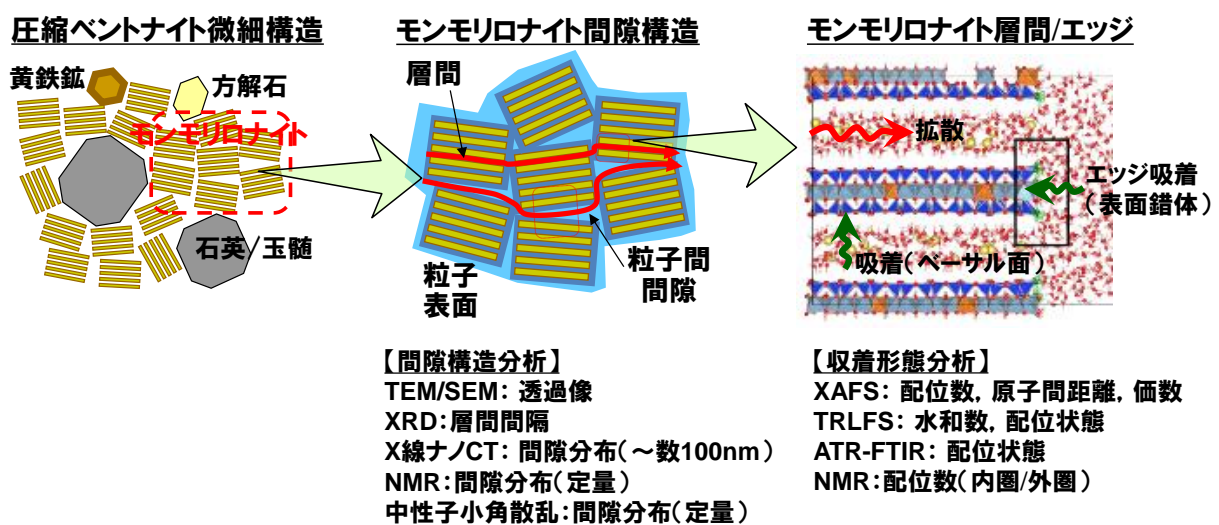


図 2.3.2-8 圧縮ベントナイトの間隙構造と層間/エッジの収着機構に関連する分析技術

圧縮ベントナイトの間隙構造に関わる分析手法としては、これまでにTEM、SEMによる直接観察によって粒子間間隙と層間の共存状態が把握されてきた(Pusch et al. (1990), Holzer et al. (2010))。また、受託事業「処分システム化学影響高度化開発」において、X線ナノCT法による間隙構造の把握と定量評価を試みてきたが、高性能の装置でも解像度は数百nmオーダーであり、層間を含めたnmスケールの定量化は困難であった(原子力機構, 2013d)。ナノスケールの層間距離については、従来よりX線回折法(XRD)によって把握され、この情報をもとに間隙の存在比率が評価されてきた(例えば、Kozaki et al., 1998; Bourg et al., 2007)。また、最近ではXRDデータからより広い層間間隔の把握や間隙構造の定量評価についても検討されている(Holmboe et al., 2012)。さらに、最近の取組みとして、核磁気共鳴法(NMR)や中性子小角散乱法(SAXS)が検討されており、これらは間隙構造の定量評価手法として有効と考えられる。ここでは、これらの既往の研究成果も参照しつつ、特にNMRに着目して、上述したような間隙構造の不均質性を考慮したモデル化検討に資する分析的根拠情報の取得を試みる。

一方、核種の収着メカニズムの理解とモデル開発に関し、それを裏付ける分析的アプローチは非常に重要であり、国際的にも各種分析研究を適用した取組みが精力的に進められている（例えば、NEA, 2012）。代表的な分析手法としては、X線吸収微細構造分光法（XAFS）、時間分解型レーザー誘起蛍光分光法（TRLFS）、全反射赤外吸収分光法（ATR-FTIR）、核磁気共鳴法（NMR）などを挙げるができる。

XAFS法では、XANES測定により価数を、EXAFS測定により錯体内原子間距離や配位数を取得可能であり、さらに偏光法の適用による結合の配向性の把握（Dähn et al., 2002; Dähn et al., 2003）、時間分解法による吸着構造の時間変化の把握（Yaita, 2013）等が検討されてきている。また、モンモリロナイトへの収着メカニズムだけみても、Ni, Zn, Th, U, Npなど多様な核種への適用事例が報告されている（たとえば、Churakov and Dähn, 2012）。一方、TRLFS法は、蛍光スペクトルや蛍光寿命から水和数や錯体の配位状態の情報を得るものである。3 価のランタニド・アクチニド等の蛍光性の元素に限られるが、比較的低濃度領域まで適用可能なこともあり、非常に多くの報告事例がある（たとえば、NEA, 2012）。受託事業「処分システム化学影響高度化開発」においても、このTRLFS法を活用したEuのモンモリロナイトへの収着機構分析を進めてきた（日本原子力研究開発機構, 2013b）。ここでは、NMR法とATR-IR法に着目して、予察的な分析検討を実施した。

2) NMR法による圧縮ベントナイトの間隙構造評価

a. 分析の目的と概要

これまでに圧縮ベントナイトの間隙構造分析としては、XRD測定により得られるモンモリロナイトの(001)ピーク位置からの層間距離評価が代表的である。モンモリロナイトの(001)ピークは、1層、2層および3層水和に相当する回折ピークとして観測され、たとえばKozakiら（2008）は異なる塩濃度および乾燥密度でのXRD測定を行い、層間距離の塩濃度および密度依存性を報告している。XRD測定により層間距離を直接評価できるが、一方、不定形な形状となる層間外間隙は、XRDのような散乱実験から評価することができない。よって、核種移行モデルの精緻化を検討する上で重要となる層間外間隙のサイズや存在割合といった定量的な情報は、XRDプロファイルのシミュレーション等の間接的な手法で評価する必要がある。

XRDを利用した層間外間隙の存在比を評価する研究として、WarrとBerger（2007）は、飽和ベントナイトのXRDプロファイルから、層間由来のピーク強度を定量し、間接的に飽和圧縮ベントナイト中の間隙に対する層間外間隙の割合を導出している。またMuurinenら（2013）は飽和したMX80ベントナイトの小角X線測定より粘土密度と層間外間隙の割合との関係を求めている。しかし、圧縮ベントナイトの不均一な構造に由来するXRDプロファイルのベースラインの歪みに加え、層間由来の(001)ピークがブロードニングすることから、層間外間隙を定量評価することは難しい。また、実際の緩衝材の解析を行う場合、ケイ砂等の粘土以外の鉱物を多量に含むため、これら鉱物に由来するピークが回折パターンに重なり、正確に層間間隙のピークを分離し層間外間隙の割合を求めることが困難になる。

圧縮ベントナイトの間隙構造を評価するための別のアプローチとして、圧縮ベントナイトの間隙を充填した水の¹H NMR測定から得られる縦緩和時間(T_1)を利用した、間隙構造評価手法

が提案されている (Ohkubo et al., 2008)。この手法は、 ^1H シグナルのみを観測するためケイ砂等を含む試料にも適用でき、水が充填した間隙構造のみを選択的に評価できる点が特徴である。Ohkubo et al., (2008)は、モンモリロナイトゲルを用いて緩和率を求め、圧縮ベントナイトおよびケイ砂を混合した飽和圧縮ベントナイト中の層間外間隙の割合を求めている。ここでは、この手法に基づき、塩濃度の異なる溶液で飽和した圧縮ベントナイトを対象に ^1H NMR測定を行い、層間外間隙の割合の塩濃度および密度依存性を評価した。

b. 分析試験

クニピアFを乾燥密度 (0.8 及び 1.2Mg/m^3) に圧縮成形したベントナイトを、筒状のテフロン製容器に入れ、 0.0 (純水), 0.05 , 0.10 , 0.5 , 1.0M の5種類の濃度のNaCl溶液に浸漬して、70日以上飽和させた (図2.3.2-9(a))。 ^1H NMR測定は、静磁場として永久磁石を用いた図2.3.2-9(b, c)に示すOxford社製Maran Ultra (静磁場強度 0.55 T) を用いて行った。反転回復法による ^1H NMR信号測定は、 90° パルス幅 $6.1\ \mu\text{s}$ 、積算繰り返し時間 1000 ms 、 τ を 1 ms から 500 ms の間を指数関数的な間隔で 100 ポイントに分割して設定した。NMR信号は、 $0.5\ \mu\text{s}$ 間隔で位相の直交した2つの信号を検出し、平均強度を求めた。直交検波した信号 $M(\tau=1000\text{ ms})$ のデータから、片側チャンネルの信号が 0 となる位相を求めて位相補正を行い、異なる τ で測定した全ての $M(\tau)$ の位相補正を行った。

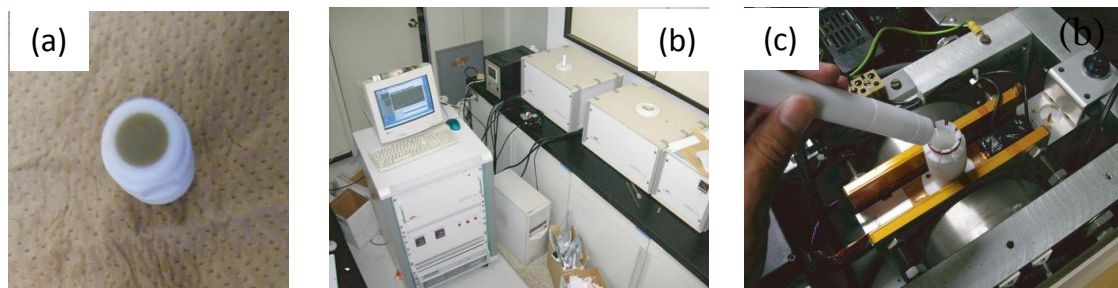


図 2.3.2-9 飽和後の試料(a)と NMR システムの装置外観(b)及び検出プローブ(c)

c. 分析結果と考察

異なる塩濃度で飽和させた乾燥密度 0.8 Mg/m^3 の試料のNMR測定結果を、図2.3.2-10に示す。縦軸は、同図右の左辺の値を回復時間 τ でプロットした結果を示す。図中の実線はラプラス逆変換によって得られた同図中の計算の $P(T_1)$ から計算された $M(\infty)-M(\tau)$ を示す。同じ塩濃度で乾燥密度が低い場合、信号の回復($M(\infty)-M(\tau)$)の減少に相当は τ の増加で緩やかに起こる。異なる塩濃度で飽和した乾燥密度 0.8 g/cm^3 の $P(T_1)$ を、図2.3.2-11(a)に示す。固液比を変えて調製したモンモリロナイトゲルの水に由来する ^1H の T_1 測定よりモンモリロナイト粒子の ρ_1 は $0.23\ \mu\text{m/s}$ となることが報告されており、1層、2層および3層水和に相当する T_1 はそれぞれ 1.2 ms , 2.3 ms および 3.5 ms と決定された。またHolmboeら (2012) は3層水和に相当するピークより低角側にブロードな4層水和に相当するピークを報告しており、ここでは層間水として4層水和、さらに5層、6層水和までを考慮し、それぞれに相当する縦緩和時間を設定して評価した。

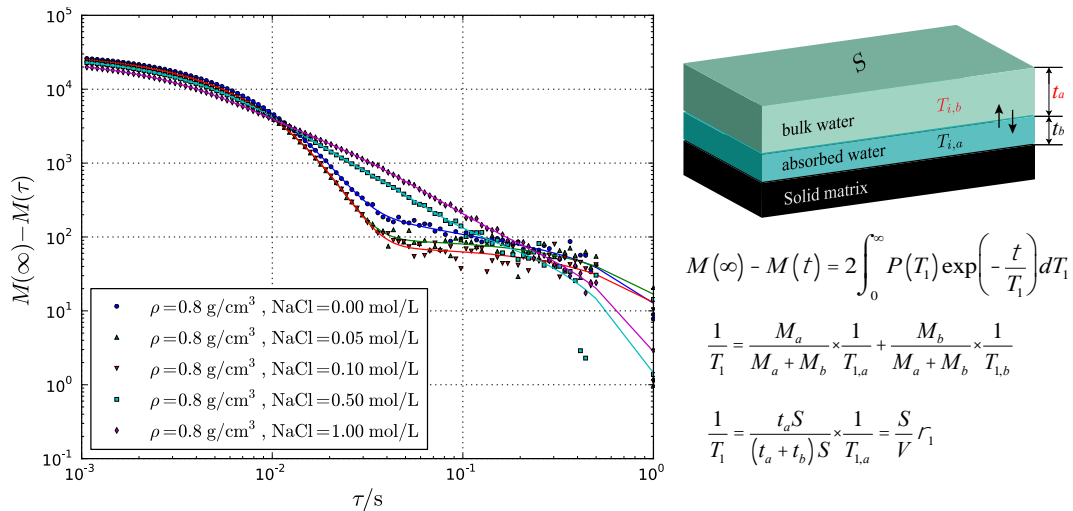


図 2.3.2-10 NaCl 溶液で飽和させた乾燥密度 0.8Mg/m³ のベントナイトの NMR 測定結果と評価モデル

得られた緩和時間分布を整理するために、6層水和の閾値より短い緩和時間で観測された緩和時間の存在比を積分して求め、各層に存在する水の割合を計算した。乾燥密度0.8 Mg/m³の各水和状態の存在比を塩濃度で整理した結果を、図2.3.2-11 (b)に示す。塩濃度の増加に従って4層水和が減少し、その代わりに層間外水が増加する傾向を示した。ただし、上述したように、4層水和まではXRD測定により根拠があるが、5層水和、6層水和を仮定した点については、今後検討が必要である。なお、乾燥密度1.2 g/cm³の試料は、塩濃度が増加にするとつれて、3層水和が減少し2層水和が増加し、1層水和および層間外水の割合は、塩濃度によらずほぼ0であった。

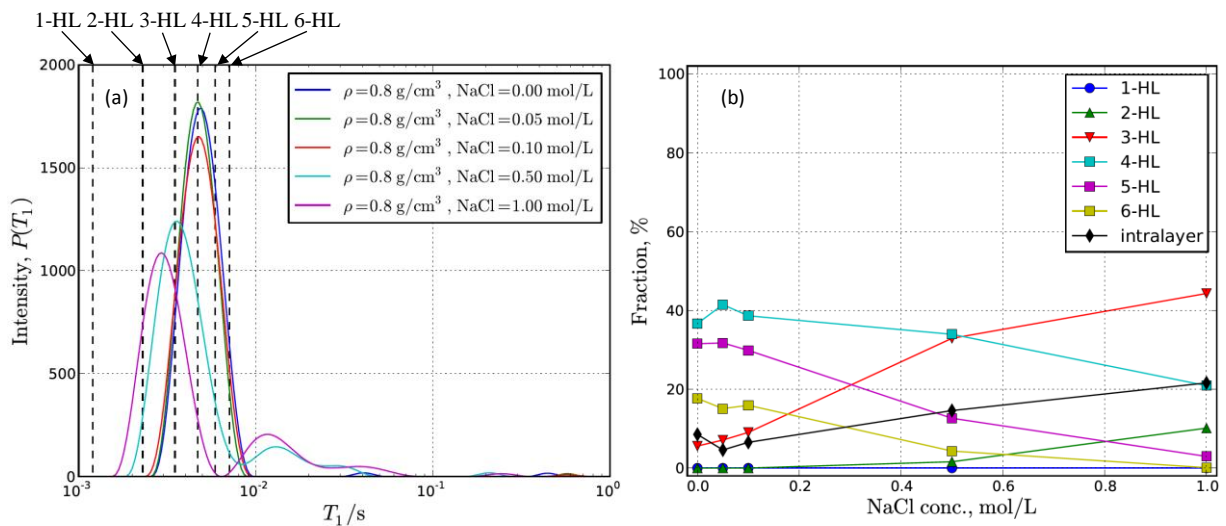


図 2.3.2-11 乾燥密度 0.8Mg/m³ の NaCl 飽和試料の縦緩和時間分布(a)とそれより評価された層間及び層間外間隙の割合の塩濃度依存性(b)

3) ATR-FTIR法による鉄鉱物へのSeの吸着機構分析

a. 分析の目的と概要

EXAFS分析の場合、原子間距離から吸着構造を推定するので、複数の吸着種が存在する場合や吸着種間で動径分布関数が似ている場合には構造決定に困難が伴う。一方、Se(IV, VI)のようなオキソ酸陰イオンの吸着構造同定には、全反射測定法を用いたフーリエ変換赤外分光法（以後、ATR-FTIR）もよく用いられている。ATR法は、薄膜状の試料を入射赤外光に対して屈折率および透過性の高い結晶に密着させ、入射角を臨界角より大きくとることで、全反射が起きるようなもので、全反射される赤外光の一部がATR結晶上の試料内部に数 μm しみ出し、吸収されることを利用した赤外吸収分光測定的一种である（図2.3.2-12(a)）。検出限界が低く、ATR法を用いることで、EXAFS測定では測定不可能な低濃度領域での測定が可能となり、また、吸着による吸収スペクトルの変化を*in-situ*で測定可能であるという特徴がある。ここでは、地下環境に広く分布するフェリハイドライド（Fh：比較的結晶性の低い2-line Fh）に対するSe(VI)（セレン酸、 SeO_4^{2-} ）の吸着をATR-FTIRを用いて評価した。

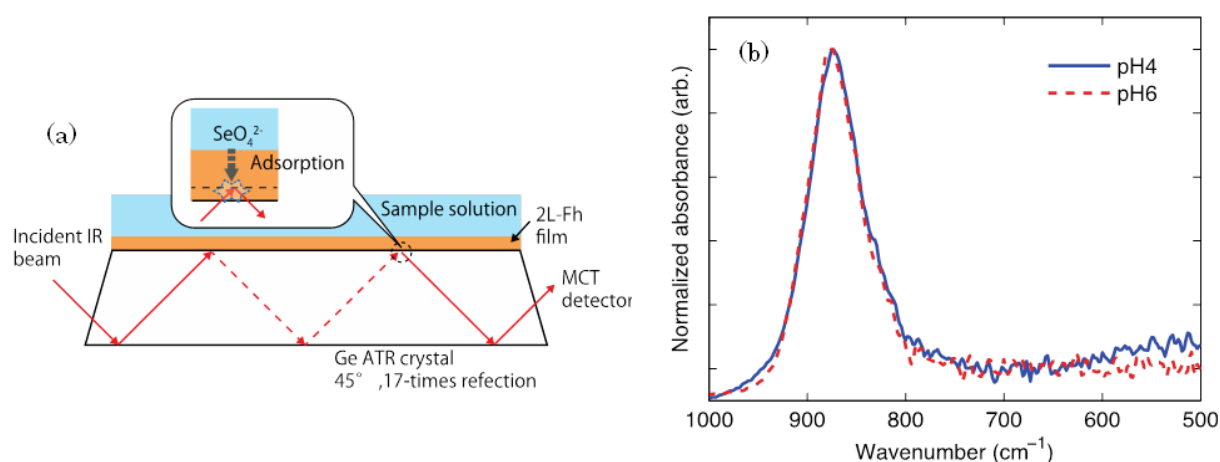


図 2.3.2-12 ATR-FTIR 測定概念(a)と Fh に吸着した SeO_4^{2-} の規格化赤外吸収スペクトル(b)

b. 分析試験の方法と結果

ATR-FTIR測定を、Ge結晶、17回反射のフローセル型ATRユニット（Pike, HATR）およびMCT検出器を備えた赤外吸収分光装置（Shimadzu, FTIR 8400s）を用いて行った。Fh試料は、Cornell and Schwertmann(1989)によって提唱されている方法を用いて合成し、Ge製ATR結晶上に滴下し、Arガスを流しながらゆっくりと乾燥させ、 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ の薄膜を作製した。この薄膜上に、Seを含まないpH 4あるいは6の0.1 M NaCl溶液を一様に滴下し、バックグラウンドのパワースペクトル (I_0) を測定したうえで、1 mM Na_2SeO_4 を含む0.1 M NaClを同様に薄膜上に滴下し、Seを吸着させたFh薄膜のパワースペクトル (I_s) を測定した。pH 4, 6において、Fhに吸着した SeO_4^{2-} の赤外吸収スペクトル（ベースラインを差し引き、規格化したもの）を、図2.3.2-12(b)に示す。2つのスペクトルは重なっており、pH 4と6で、2L-Fhへの SeO_4^{2-} の吸着構造が変化していないことが示唆される。 SeO_4^{2-} は赤外活性な2つの基準振動を有している (ν_3, ν_4)、このうち ν_3 は 872 cm^{-1} に位置することが報告されている（Su and Suarez, 2000）。また、 SeO_4^{2-}

が金属イオンに配位することで、対称性が減少し、例えば、単座配位の場合は ν_3 が2つのバンドに、二座配位の場合は ν_3 が3つのバンドに分裂するとされる。したがって、今回得られたスペクトルは、Fhに対する SeO_4^{2-} の吸着が、pH 4, 6において、水和水を保持した外圏型の表面錯体に起因することを示唆するものである。

水酸化鉄鉱物に対する SeO_4^{2-} の吸着は主にゲーサイト ($\alpha\text{-FeOOH}$) および非晶質の水酸化鉄に関して調べられている。Su and Suarez (2000) は、ATR法および拡散反射法による、ゲーサイトおよび非晶質の水酸化鉄に吸着した SeO_4^{2-} の赤外吸収分光測定から、これらの鉱物の表面水酸基に SeO_4^{2-} が二座配位で吸着していると報告している。Rietra et al. (2001)は、幅広い条件におけるゲーサイトに対する SeO_4^{2-} の吸着量を評価し、 SeO_4^{2-} が単座内圏型錯体および外圏型錯体の両方で吸着し、前者の割合がpH 4では90 %、pH 6では50 %程度であると結論付けている。Fukushi and Svernjensky (2007) は、二座および単座内圏を仮定して、ゲーサイトに対する SeO_4^{2-} の吸着をモデル化している。このように、先行研究では、特に、比較的低いpHにおいて、(オキソ)水酸化鉄鉱物に対する SeO_4^{2-} の吸着が内圏型表面錯体によることが指摘されている。このことは、本実験の結果と異なっている。今後、吸着の時間依存性(平衡の到達)を確認すると共に、異なる SeO_4^{2-} 濃度や異なるNaCl濃度での測定を行っていく必要がある。

4) NMR法による粘土鉱物へのCsの収着機構分析

a. 既往の研究事例と分析試験の概要

スメクタイト層間に存在するCsの水和構造や吸着状態については、これまでにEXAFS、NMR及び分子動力学計算などにより研究されている(Bostick et al., 2002; Weiss et al., 1990; Smith, 1998)。天然に存在するCsは ^{133}Cs のみで核スピン7/2を持ち、核スピン2/3以上の原子核の四極子相互作用によりNMR信号のブロードニングを引き起こすが、四極子モーメントが小さく、NMR測定の感度の高い(^1H の1/20程度)原子核である。粘土表面に吸着した ^{133}Cs の構造を最初に報告したWeissらの研究では、ヘクトライトを対象に、CsCl濃度と温度を変化させて ^{133}Cs MAS NMR測定を行い、観測された2つのピークの濃度と温度依存性から、CsCl濃度変化による低磁場側ピークのシフトを底面酸素と結合していないGouy層、もう一方のピークを底面酸素に結合したStern層と帰属した。さらに、Stern層のCsの配位状態が、層電荷によって、配位数12, 9, 6と変化することを報告している。さらに、Kim et al. (1996, 1997)は、カオリナイト、イライト、モンモリロナイトに対して、同様のNMR分析評価を適用している。

ここでは、日本粘土協会に配布している4種類の粘土試料(広島県勝光山産ディッカイト、新潟県三川産及び山形県月布産モンモリロナイト、クニミネ工業製合成サポナイト)をCs型に置換した試料を対象に、含水と乾燥状態、 $-100^\circ\text{C}\sim 33^\circ\text{C}$ の条件で、 ^{133}Cs MAS NMR測定を行い、粘土鉱物へのCsの収着メカニズムの把握を試みた。

b. 分析試験の結果と評価

4つのCs型粘土試料の含水状態での ^{133}Cs MAS NMRスペクトルを、図2.3.2-13(a)に示す。ディッカイトの ^{133}Cs MAS NMRスペクトルは、40および25.2 ppmにピークを示し2種類の吸着環境

の異なるCsの存在を示した。構造的に層電荷が中性となっている1:1型のディッカイトは、交換性の陽イオンを構造式に持たないが、これまでも陽イオンを吸着することが報告されており、フレイドエッジ等の寄与が考えられる。スメクタイト(モンモリロナイト(三川産), モンモリロナイト(月布産)およびサポナイト)は27.4, 25.9および33.3 ppmに最大強度のピークを示した。含水試料に含まれるCsは、層間で水和した状態で存在していると考えられる。これまでのCs型スメクタイトの分子動力学計算の研究 (Smith, 1998) によると、層の表面から沖合までCsが広く分布しており、NMRのタイムスケール(ms)と比較して早い速度で底面酸素表面と沖合のCsが化学交換していることが示唆されている。層の表面と沖合のCsは、配位環境が異なるためそれぞれ異なるケミカルシフトを持つと考えられるが、含水状態では化学交換によって2つの状態のケミカルシフトは平均化されるため1つのピークとして観測されていると考えられる。またモンモリロナイト(三川産)とモンモリロナイト(月布産)の ^{133}Cs MAS NMR スペクトルは、低磁場側の24.0と35.9 ppmのブロードなピークを示した。一方、合成試料であるサポナイトは、モンモリロナイトのような低磁場側のピークを示さない。低磁場側のピークは、層間のCsと比較して配位数の少ない状態で吸着しているCsに相当することから、外表面や端面に吸着しているCsに由来する可能性がある。

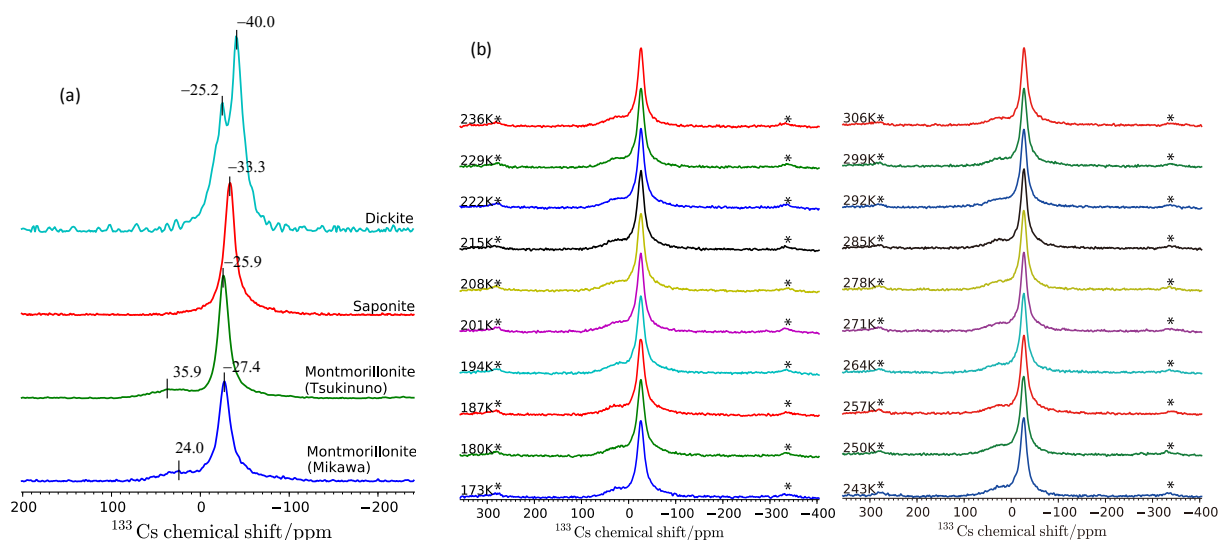


図 2.3.2-13 Cs 型粘土の含水状態での ^{133}Cs MAS NMR スペクトル(a)及び三川産モンモリロナイトの ^{133}Cs MAS NMR スペクトルの温度変化(b)

次に低温環境でNMR測定を行うことで、層内で化学交換しているCsの運動を低下させ、底面酸素や沖合に存在するCsをNMRスペクトルで識別することを試みた。三川産モンモリロナイトでの ^{133}Cs MAS NMRスペクトルの温度変化を図2.3.2-13(b)に例示するが、最も温度の低い -100°C においても、底面酸素表面と沖合に存在するCsのケミカルシフトを別々に観測することはできなかった。このことから、ナノメートルオーダーの間隙に存在する水分子に水和されたCsは、 -100°C の低温でも高い運動性を保ったまま層間のCsサイトを化学交換していると考えられる。温度可変の測定で観測された最大強度のピークは、 -100°C から 33°C の温度範囲で -25.9 から -26.6 ppmに変化する。このような温度によるケミカルシフトの変化は、底面酸

素表面と沖合のCsの交換を反映していると考えられる。本研究で用いた試料の含水状態で、ほとんどのCsは底面酸素表面に吸着していると考えられ、沖合に存在するCsの割合が小さいため、ケミカルシフトの温度変化が小さかったと推測される。

乾燥状態で測定したモンモリロナイト(月布産)、モンモリロナイト(三川産)およびサポナイトの ^{133}Cs MAS NMRスペクトルを、図2.3.2-14(a)に示す。全ての粘土で観測されたスペクトルは、含水状態と比較してブロードで複数のピークを示した。このようなピークのブロードニングは、層間の水分子がなくなることによって、Csが層内の特異的なサイトに吸着し、運動性の低い状態で存在するため、固体特有の相互作用が寄与しているためと考えられる。配位数の増加は、Csの磁場遮蔽を誘発することからCsのケミカルシフトを高磁場側にシフトさせる。脱水状態のCsは、層間の底面酸素と直接結合しており、 ^{133}Cs のケミカルシフトは、Csの吸着構造とCsを挟む(001)面の底面酸素の配列に関係していることが考えられる。観測された ^{133}Cs MAS NMRスペクトルの線型は、ブロードニングながら2つ以上の複数のピークによる寄与を示唆しており、より詳細なCsの構造情報を得ることを目的に、脱水試料の ^{133}Cs 3QMAS NMRによる解析を行った(図2.3.2-14(b))。 ^{133}Cs 3QMAS NMRスペクトルは、MAS NMRスペクトルに相当するMAS軸と二次の四極子相互作用の影響を受けないIsotropic軸により2次元展開することで、MAS NMRスペクトルよりも高い分解能でCsサイトを識別することができる。モンモリロナイト(三川産)の ^{133}Cs 3QMAS NMRスペクトルを例示するが、脱水状態で観測されたCsは、少なくとも4つ以上の異なる環境で存在することが ^{133}Cs 3QMAS NMRスペクトルよりわかった。さらに、図中に引かれた対角線(CS軸)に対するクロスピークの位置(等方ケミカルシフト値： δ_{iso})と距離(C_Q)から情報を得ることができ、モンモリロナイト(三川産)で観測された C_Q の大きいクロスピークは、積み重なった層のずれや、構造の乱れによりCsへの底面酸素の配位構造の対称性が低下していることを示唆している。

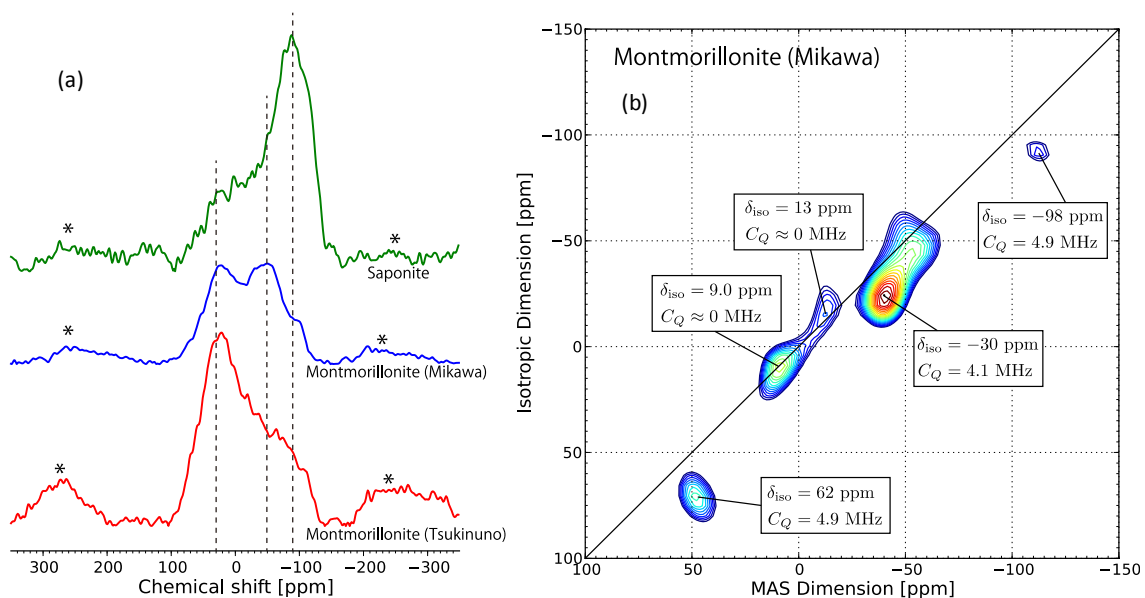


図 2.3.2-14 Cs 型粘土の乾燥状態での ^{133}Cs MAS NMR スペクトル(a) 及び三川産モンモリロナイトの ^{133}Cs 3QMAS NMR スペクトル (b)

(3) 圧縮ベントナイト中の核種移行に関する精緻化モデルの開発

1) 圧縮ベントナイト中の統合収着・拡散モデル/データベース開発の現状と課題

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象については、これまでに受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構，2013d）において、信頼性の高いデータ取得及び収着・拡散メカニズムの分析的理解を踏まえつつ、現象論的モデル/データベースの開発を進めてきた。この統合収着拡散 (ISD) モデル/データベースは、図2.3.2-15に示すように、核種の熱力学データ及び粘土鉱物特性等をベースに、圧縮ベントナイト中の間隙水化学、収着分配係数や拡散係数を、一貫性と整合性のある考え方のもとにモデル化するアプローチである。

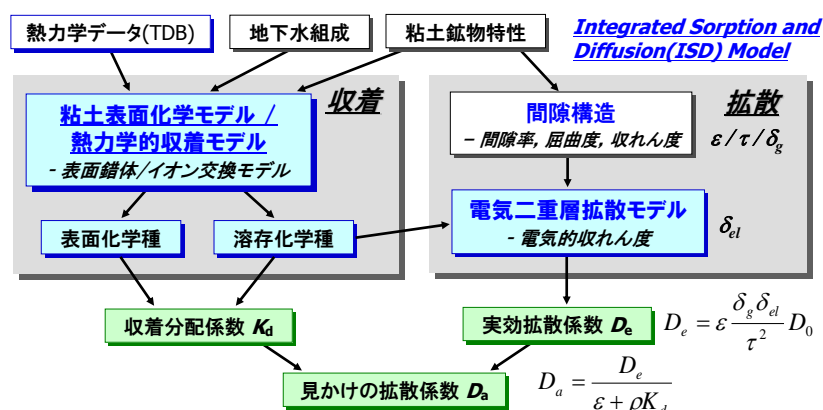


図 2.3.2-15 統合収着・拡散モデル (ISD モデル) の基本概念

この統合モデル開発において、圧縮ベントナイトの表面化学/間隙水化学と核種収着を整合的に記述するため、双方で比較的単純なモデルとパラメータを一貫して用いることとし、特に圧縮ベントナイトへ適用する観点から、1サイトの静電補正を考慮しない表面錯体モデルと1サイトのイオン交換モデルを組合せた単純な収着モデルを選定した。このモデルの基本パラメータは、精製モンモリロナイトの酸塩基滴定データに基づき評価した。さらに、Np(V), Am(III), U(VI), Ni等の主要核種を対象に、pH、イオン強度、炭酸濃度といった条件をカバーする収着分配係数 (K_d) データセットをもとに収着反応基本定数を導出し、図2.3.2-16(a)に示すように、溶存化学種の変化や炭酸系化学種の寄与も考慮しつつ、一連の実測データを定量的に再現可能なことを確認した。また、これらの導出パラメータの系統性を確認しつつ (図2.3.2-16(b))、データベースとして整備するとともに、性能評価パラメータ設定や不確実性評価への活用等を検討した。

一方で、拡散モデルの基本概念は、均質な間隙構造を仮定した平行平板中での静電的相互作用を電気二重層モデルで表現するものであり、電気二重層モデルの境界条件の現実的な取扱い、電粘性効果の考慮などの改良を加えたモデルを構築してきた。この拡散モデルによって、例えば、図2.3.2-16(c)に示すように、陽イオン、陰イオン、中性化学種の実効拡散係数 (D_e) の間隙水塩濃度依存性を良好に再現できることを示した。さらに、この拡散モデルを、上記の間隙水化学と核種収着モデルと統合することによって、圧縮系での収着・拡散パラメ

ータを評価する体系を構築し、図2.3.2-16(d)にNp(V)データで例示するように、様々な核種や環境条件での見かけの拡散係数 (D_a) データを良好に説明できること示してきた。しかしながら、多価カチオン/アニオン、アクチニド等の錯体状化学種、同一核種で複数化学種として存在する系など、より複雑な核種に対してはモデルの適用性が十分ではなく、モデルの高度化/改良の必要性が認識された。

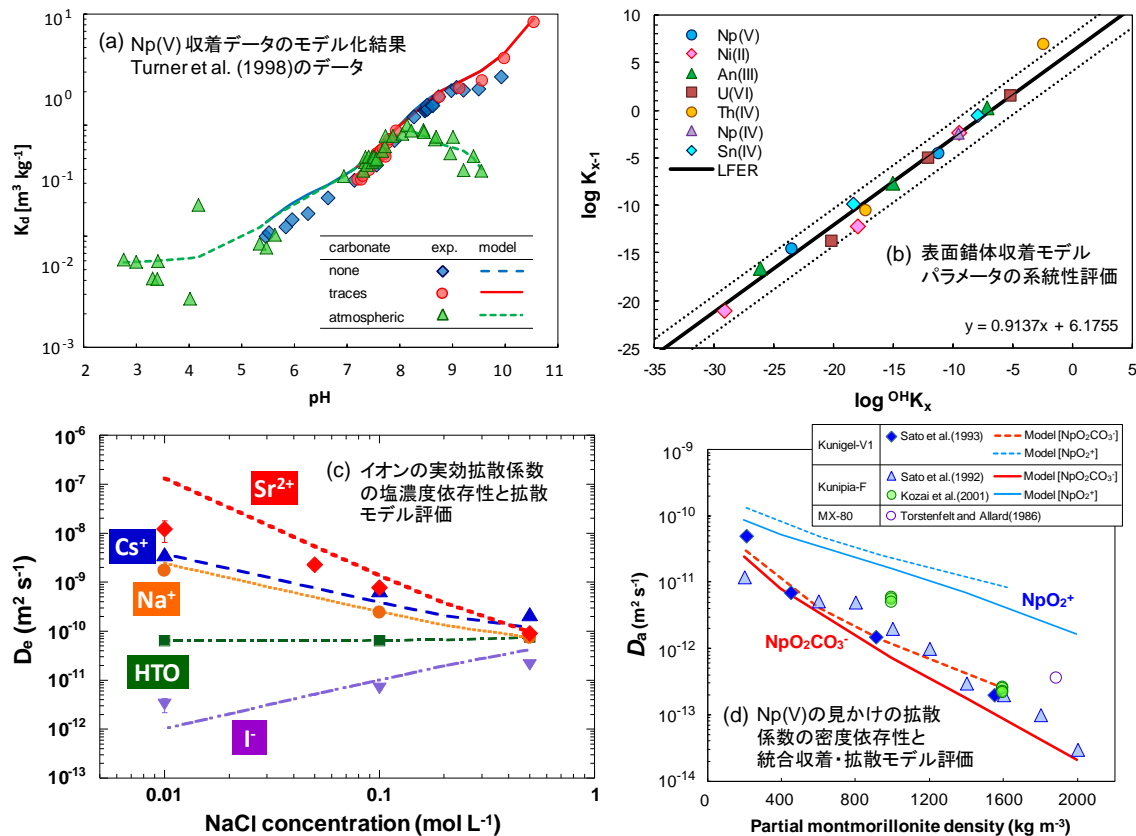


図 2.3.2-16 統合収着・拡散モデル (ISD モデル) の開発及び適用評価の事例

このようなISDモデルの課題を改善するアプローチとしては、①均質間隙系での溶質/溶媒/鉱物固相の分子論的構造を考慮した補正、②間隙の不均質構造/多重間隙の考慮の2つの方向性が考えられ、特に前者については、受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」(日本原子力研究開発機構, 2013d)において検討してきた。具体的には、誘電飽和効果、イオンの排除体積効果等の影響について、それぞれの効果を考慮して拡張されたPoisson-Boltzmann (P-B) 方程式を解き、その影響評価を試みたが、図2.3.2-17(a)に示すように、実効拡散係数に与える影響が何れも小さく、もう一方の不均質構造/多重間隙構造のISDモデルへの適用が課題として認識された。一方で、溶質-溶媒間の相互作用を反映したイオンの「有効電荷」を仮定・評価した場合、同図(b)に示すように、特にSrの実効拡散係数を定量的に再現可能な結果が得られており、この点については引き続き高度化検討において考慮する必要がある。

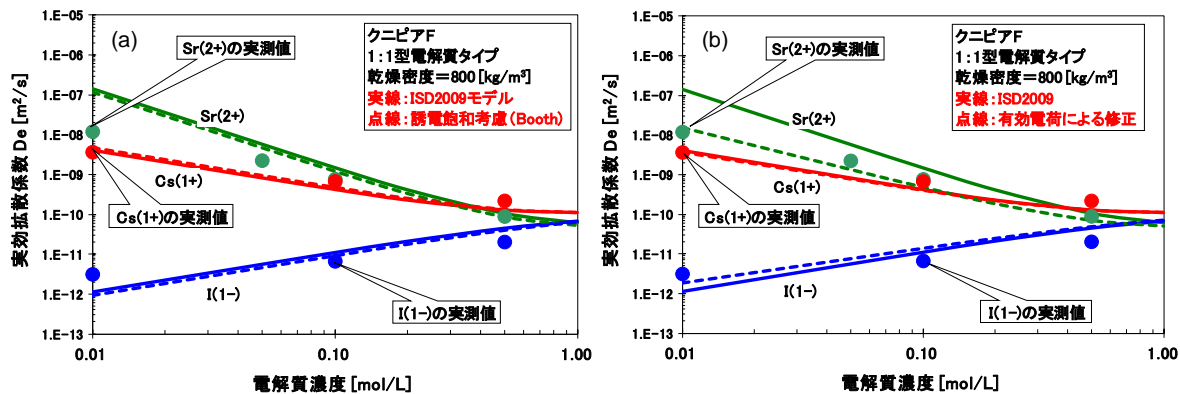


図 2.3.2-17 均質間隙系での ISD モデルの高度化検討例：(a)誘電飽和効果，(b)有効電荷

このような ISD モデルの高度化開発の現状と課題を踏まえて、間隙水化学、収着、拡散のそれぞれについて、上記 2.3.2(1) 項で検討した様々な条件での信頼性の高いデータと現象理解、2.3.2(2) 項に示した先端分析により得られる知見等も活用しつつ、より精緻なモデル開発を進めることとし、今年度は、特に拡散モデルにおける間隙の不均質性の取扱いについて先行的に検討することとした。また、モデルの精緻化においては、古典／第一原理分子動力学 (MD) シミュレーションや量子化学計算等の計算科学技術の適用評価が国際的にも進められており、モデルの精緻化と関連づけつつ調査と試解析を進める。さらに、これらモデル開発の最終的な目標は、信頼性の高い性能評価基盤としての反映であり、性能評価パラメータと不確実性を定量的に評価する方法論についても調査を行う。

2) 不均質系を考慮した ISD 拡散モデルの適用評価

既に述べてきたように、ISD モデルでは化学種の移動媒体として均質間隙構造を仮定して開発されてきた。しかしながら XRD や NMR を用いた分析試験などによると、飽和した圧縮ベントナイト中で核種の移動経路として考慮すべきの間隙は、一般に、モンモリロナイト等の粘土粒子内の「層間間隙 (inter-layer pore)」と、粘土粒子や他の鉱物粒子間の「粒子間間隙 (inter-particle pore)」に分類されることが知られている (例えば, Bradbury and Baeyens, 2003; Muurinen et al., 2007)。さらにこれらの間隙構造は、接液の電解質濃度やベントナイトの乾燥密度により変化することが報告されている (Kozaki et al., 1998; Ohkubo et al., 2008)。そこで本報告では、不均質構造／多重間隙モデルのなかで最もシンプルな既存のモデルである二重間隙モデルを用いて、現状 ISD 拡散モデルを適用した結果を示す。

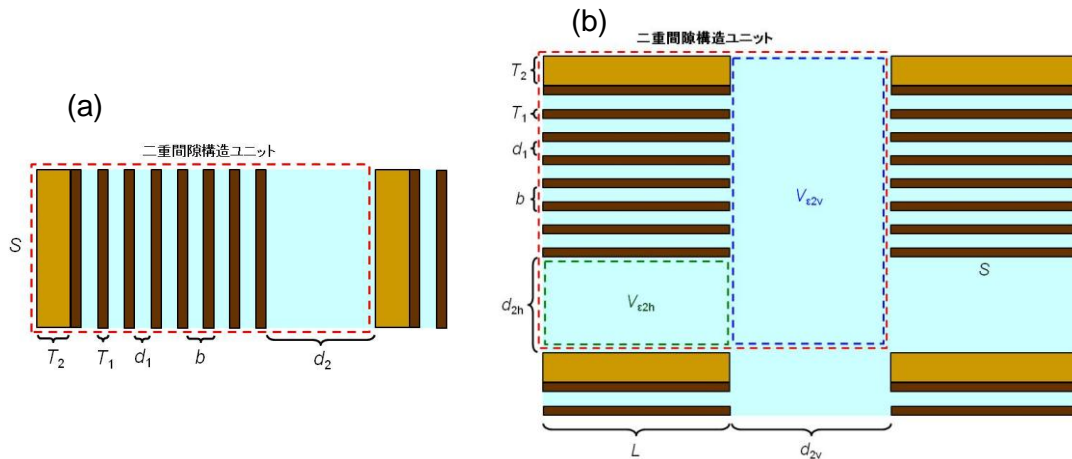


図 2.3.2-18 0he2012 モデル(a)、及び 0he2013 モデル(b) の間隙構造概念図

二重間隙構造モデルのなかで最も簡単なモデルの一つとして、図2.3.2-18(a)に示すような間隙構造モデルを取り上げる。これはベントナイト層間隙とベントナイト粒子間隙の2種類の間隙から成る二重間隙モデルである(日本原子力研究開発機構, 2012b)。本報告では、このモデルを“0he2012モデル”と呼ぶ。現実の系において層間隙と粒子間隙を分類する基準は明確でないが、XRD測定などによる鉱物底面間隔の分析データから、ベントナイト層間隙は水分子1層分を単位として1層～4層程度であると考えられている。一般に、ベントナイト密度や接液条件を固定しても、層間幅が異なる層間隙が共存すると考えられるが、図2.3.2-18(a)の中の d_1 はその平均値である。ここで間隙構造の電解質濃度依存性は小さいとして無視し、ベントナイト乾燥密度 ρ_b^{ben} [kg m⁻³]を指定して層間隙幅 d_1 [m]が与えられたとき、粒子間隙幅 d_2 [m]は次式で評価できる。

$$d_2 = \frac{2N}{S_w r} \left(\frac{1}{\rho_b^{\text{ben}}} - \frac{1}{\rho_s^{\text{ben}}} \right) - (N-1)d_1 \quad (2.3.2-1)$$

ここで S_w はモンモリロナイトの比表面積[m² kg⁻¹]、 r はベントナイト中のモンモリロナイト含有率[-]、 ρ_b^{ben} はベントナイト乾燥密度[kg m⁻³]、また N はモンモリロナイト層状体の積層数[-]である。一般には、 N や d_1 にベントナイト密度/電解質濃度依存性が現れるものと考えられる。

次に、図2.3.2-18(b)に示すような間隙構造を設定し、0he2012モデルを少し複雑にした拡張モデルを考える(これを“0he2013モデル”と呼ぶ)。このモデルでは粒子間隙をさらに、モンモリロナイト・ベサル面に対して“横方向粒子間隙”と“縦方向粒子間隙”に分類している。従って粒子間隙幅も2種類考える必要がある。しかしこれら2種類の粒子間隙は、二重間隙構造ユニットを定義するために便宜上区別しているものであり、本質的な違いはない。すなわち、1つのユニットを構成するベントナイト粒子は、図2.3.2-18(b)のなかでは同じ向きに配列して描かれているが、実際の鉱物中ではランダムな配向を示すものであり、従って粒子間隙の向きも縦方向・横方向といった区別は本来存在しないものと考えられる。そこで本報告では、2種類の粒子間隙幅 d_{2h} および d_{2v} は等しいものと仮定し、共に d_2

と置くことにする。このとき粒子間間隙幅 d_2 [m] は、次式で与えられる。

$$d_2 = \frac{1}{2} \sqrt{\{(N-1)b + T_1 + T_2 + L\}^2 + 4L \left\{ \frac{2N}{S_w r} \left(\frac{1}{\rho_b^{\text{ben}}} - \frac{1}{\rho_s^{\text{ben}}} \right) - (N-1)d_1 \right\}} - \frac{1}{2} \{(N-1)b + T_1 + T_2 + L\} \quad (2.3.2-2)$$

ここで L は図 2.3.2-18 (b) にあるように、ベーサル面の横方向の差し渡し [m] である。また b 及び T_1 は、それぞれモンモリロナイト結晶の底面間隔 [m] 及びモンモリロナイト層状体の厚さ [m] であり、 $d_1 = b - T_1$ の関係にある。さらに T_2 は、1 ユニット中の随伴鉱物の厚さ [m] を表すが、これはモデル化における仮想的な量であり、測定可能な量を用いて表すと次式の関係がある。

$$T_2 = \frac{\rho_m}{\rho_k} \left(\frac{1}{r} - 1 \right) N T_1 \quad (2.3.2-3)$$

ただし ρ_m 及び ρ_k は、それぞれモンモリロナイトの真密度 [kg m^{-3}] 及び随伴鉱物の真密度である。

一方 Bourg et al. (2006, 2007) では、ベントナイトの間隙構造がモンモリロナイト層間 (nanopore) と鉱物粒子間 (macropore) から形成されていると仮定し、さらにモンモリロナイト層間はベントナイト密度に応じて 2 層水和状態と 3 層水和状態をとり得ると仮定して、全体の間隙に対するモンモリロナイト層間の間隙割合 (体積分率) f_{e1} [-] を評価した。すなわち、モンモリロナイト層間全体に対する 2 層水和層間の体積分率を ξ_2 [-] とおくと、3 層水和層間の体積分率は $1 - \xi_2$ であり、このときモンモリロナイト層間の体積分率 f_{e1} は、

$$f_{e1} = \frac{\rho_{pm}}{(\rho_m - \rho_{pm}) T_1} \left(\frac{\xi_2}{d_{1-2}} + \frac{1 - \xi_2}{d_{1-3}} \right)^{-1} \quad (2.3.2-4)$$

となる。ここで ρ_{pm} は部分モンモリロナイト密度 [kg m^{-3}] であり、次式で与えられる。

$$\rho_{pm} = r \left(\frac{1}{\rho_b^{\text{ben}}} - \frac{1-r}{\rho_k} \right)^{-1} \quad (2.3.2-5)$$

また 2 層水和層間および 3 層水和層間の間隙幅 [m] を、それぞれ d_{1-2} および d_{1-3} とした。2 層水和層間の体積分率 ξ_2 については、Kozaki et al. (1998, 2001) の分析データに基づき、次式で与えている。

$$\xi_2(\rho_{\text{pm}}) = \begin{cases} 0 & (\rho_{\text{pm}} \leq 1270), \\ \frac{\rho_{\text{pm}} - 1270}{300} & (1270 < \rho_{\text{pm}} \leq 1570), \\ 1 & (1570 < \rho_{\text{pm}}) \end{cases} \quad (2.3.2-6)$$

Bourg et al. (2006)では、圧縮ベントナイト中でのトレーサー拡散係数をモデル評価するため、このようにして求めた体積分率 f_{e1} を用いて幾何学的因子を評価している。我々はいま、ISDモデルへの適用に必要なキー・パラメータである層間間隙幅 d_1 および粒子間間隙幅 d_2 を評価したいのだが、文献にはそれに関する言及は特にない。そこで、上記の定式化を用いてこれらの間隙幅を評価する方法を提示する。まず層間間隙幅 d_1 については、実験式(2.3.2-6)を用いて

$$d_1(\rho_{\text{pm}}) = \xi_2 d_{1-2} + (1 - \xi_2) d_{1-3} \quad (2.3.2-7)$$

とするのが妥当である。これは実測データのみを用いた方法なのでモデルに依存しない。一方、粒子間間隙幅 d_2 については、同じ体積分率 f_{e1} を使っても、粒子間間隙のモデル化に依存して結果が異なる。例えばOhe2012モデルを適用した場合、粒子間間隙幅 d_2 は

$$d_2 = \frac{1 - f_{e1}}{f_{e1}} (N - 1) d_1 \quad (2.3.2-8)$$

となる。本報告では、このようにして d_2 を評価するモデルを“Bourg - Ohe2012モデル”と呼ぶ。またOhe2013モデルを適用した場合は、

$$d_2 = \frac{1}{2} \sqrt{\{(N - 1)b + T_1 + T_2 + L\}^2 + 4 \left(\frac{1 - f_{e1}}{f_{e1}} \right) (N - 1) L d_1} - \frac{1}{2} \{(N - 1)b + T_1 + T_2 + L\} \quad (2.3.2-9)$$

となり、この評価モデルを“Bourg - Ohe2013モデル”と呼ぶことにする。

以上4種類の二重間隙モデルについて、粒子間間隙幅 d_2 の評価結果を整理・比較したものを表2.3.2-1に示す。ここでは乾燥密度 $\rho_b^{\text{ben}} = 800$ [kg m⁻³]のクニピアF ($\rho_s^{\text{ben}} = 2880$ [kg m⁻³]、 $r = 0.99$ 、 $\rho_m = 2884$ [kg m⁻³]、 $\rho_k = 2550$ [kg m⁻³]、 $\rho_{\text{pm}} = 794.5$ [kg m⁻³])を例にとり比較した。Kozaki et al. (1998)によると、乾燥密度 $\rho_b^{\text{ben}} = 800$ [kg m⁻³]の条件では、モンモリロナイト層間はすべて3層水和状態であり、モンモリロナイト結晶の底面間隔は $b = 1.88 \times 10^{-9}$ [m]である。またモンモリロナイト比表面積の実測データが既知であるとして $S_w = 8.1 \times 10^5$ [m² kg⁻¹] (Carter et al., 1965)を用いると、層状体の厚さ $T_1 = 8.56 \times 10^{-10}$ [m]となり、このとき層間間隙幅は $d_1 = 1.02 \times 10^{-9}$ [m]と推定される。また1個のベントナイト粒子(1ユニット)に含まれるモンモリロナイト層状体の積層数 M は、中野(1991)にしたがって平均8層と仮定した。さらに層状体ベール面の差し渡し L についても、中野(1991)を参考に $L = 1.0 \times 10^{-7}$ [m]と仮定して計算した。Ohe2012モデルとOhe2013モデルは、層間間隙幅 d_1 と層状体の積層数 M が同じならば体積分率 f_{e1} は同じ値になり、次式を用いて算出することができる。

$$f_{\varepsilon 1} = \frac{(N-1)d_1}{NT_1} \left\{ 1 + \frac{\rho_m}{\rho_k} \left(\frac{1}{r} - 1 \right) \right\}^{-1} \left(\frac{\rho_s^{\text{ben}}}{\rho_b^{\text{ben}}} - 1 \right)^{-1} \quad (2.3.2-10)$$

表 2.3.2-1 粒子間隙幅 d_2 および体積分率 $f_{\varepsilon 1}$ のモデルによる比較

モデル	モンモリロナイト比表面積 $S_w = 8.1 \times 10^5 [\text{m}^2 \text{kg}^{-1}]$ を設定 ($T_1 = 0.856 [\text{nm}]$ に相当)	
均質間隙モデル	$d = 2.25 \text{ nm}$	
Ohe2012モデル	$d_1 = 1.02 \text{ nm}$	$d_2 = 10.87 \text{ nm}$
Ohe2013モデル		$d_2 = 8.83 \text{ nm}$
Bourg-Ohe2012モデル		$d_2 = 8.62 \text{ nm}$
Bourg-Ohe2013モデル		$d_2 = 7.11 \text{ nm}$
		$f_{\varepsilon 1} = 0.397$
		$f_{\varepsilon 1} = 0.453$

現状ISDモデルに二重間隙モデルを適用し、実効拡散係数の電解質濃度依存性を評価した結果を図2.3.2-19に示す。ここでは二重間隙モデルの例として、Bourg - Ohe2013モデルを採用した。比較のため均質間隙モデル（現状ISDモデル）も併せて示す。二重間隙モデルにおける実効拡散係数の評価の際には、まずモンモリロナイト層間隙およびベントナイト粒子間隙それぞれに現状のISD拡散モデルを適用して実効拡散係数を計算し、それぞれの実効拡散係数の対数をとったものに体積分率の重みを考慮して調和平均をとり算出した。カチオン種の場合、電気二重層理論から考えて間隙幅の狭いモンモリロナイト層間隙の方に濃度が集中し、主要な移行経路になっていると言える。一方アニオン種に対しては、逆に間隙幅の広いベントナイト粒子間隙の方が主要な移行経路になると考えられる。電氣的収れん度の電解質濃度依存性を見ると、狭い間隙の場合に比べ広い間隙の方が電解質濃度依存性は一般に小さくなる（電解質濃度に対する傾きが小さい）。従って、広い間隙幅のベントナイト粒子間を主要な移行経路とするアニオン種では、均質間隙モデルの場合に比べ電解質濃度依存性が小さくなり、一方、均質間隙モデルの場合と同様に狭い層間隙を主に移行するカチオン種では、均質間隙モデルの場合と差異の小さい電解質濃度依存性になったものと考えられる。また NpO_2^+ の場合、同じ1価カチオンである Cs^+ に比べて実測データとの整合性が悪いのは、比較的大きなサイズのイオンとなり、狭い層間隙へ侵入する割合が低下したためであると考えられる。実際、極端な場合として NpO_2^+ は層間隙には全く侵入できない場合を想定すると、実測データの再現性に十分な D_e の低下が確認される（図2.3.2-19右図参照）。なおこれらの結果は、本報告で取り上げた二重間隙モデルに共通して言えることである。

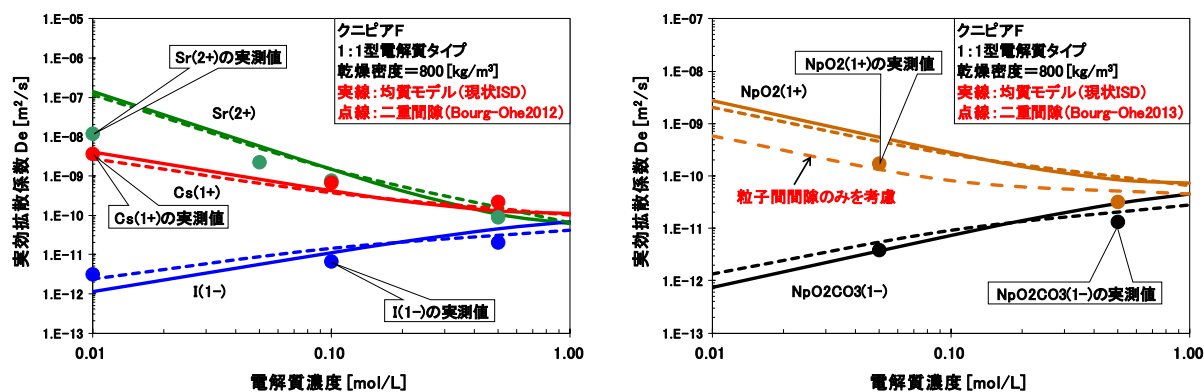


図 2.3.2-19 均質間隙（現状 ISD）モデルと二重間隙モデルとの比較図
実効拡散係数の電解質濃度依存性

3) 計算科学的手法による収着・拡散モデルの高度化検討

放射性廃棄物地層処分の性能評価においては、限定的な情報・知識から信頼度の高い安全性の主張を行なうことが重要である。その際、処分事業の進展や科学技術の進歩に伴って、種々の前提条件や境界条件が変化する可能性があるため、このような性能評価上の本質的な問題に対し、新しいモデルやツール（先進技術）の開発によって解決することが求められる。特にバリア材の性能評価検証においては、ナノスケールでの分析試験とともに、前提条件／境界条件の変化に対し極めて融通性の高い量子化学計算手法を支援ツールとして活用することが検討されている。

量子化学的手法は、量子力学という堅牢な基礎理論に立脚しつつ、原子多体系の電子状態を計算することにより、実測により得られた物質間の相互作用や反応性について分子レベルでの説明を与え、さらに実測が困難な現象についても予測し理解を深めることができるという特徴を持つ。そのため、計算実験として実験事実を補完し、課題に対して理論的論証を与えられる可能性があると考えられる。

そこで本調査項目では、圧縮ベントナイト中の間隙水特性、溶存核種の存在形態、核種の収着・拡散メカニズム等に注目して、計算科学的手法（量子化学、分子動力学計算等）の適用事例の調査と適用評価を実施する。量子化学計算については、アクチニドの間隙水中での溶存形態評価、粘土鉱物（モンモリロナイト）のエッジ表面のサイト状態と核種収着形態評価について、既往の知見を踏まえつつ検証評価のアプローチや課題を整理するとともに、アクチニドの溶存形態や収着形態について予察的な評価を実施する。また、分子動力学計算については、粘土鉱物のベーサル面表面／層間での水の特性、Cs, Sr等の収着・拡散メカニズムの評価について、既往の知見を踏まえた上で検証評価のアプローチや課題を整理するとともに、間隙水塩濃度や層間距離をパラメータに収着・拡散特性の変化を定量的に評価する。

はじめに、圧縮ベントナイトの主要粘土鉱物であり緩衝材機能を支配するモンモリロナイトを対象に、核種の収着／拡散メカニズムを調べるため、古典分子動力学（古典MD）計算手法を用いた解析結果を示す。解析例として、Na型及びCs型モンモリロナイトの層間の水和数に対する膨潤挙動と水分子の混合過剰エンタルピーの計算結果を図2.3.2-20に示した。本解

析では層電荷を0.5 [e]に統一し、モンモリロナイトの分子モデルは次式で定義した。



ここでEは1価のカチオンを表し、ここではNa⁺あるいはCs⁺である。またnは単位構造当たりの層間水分子数を表す。

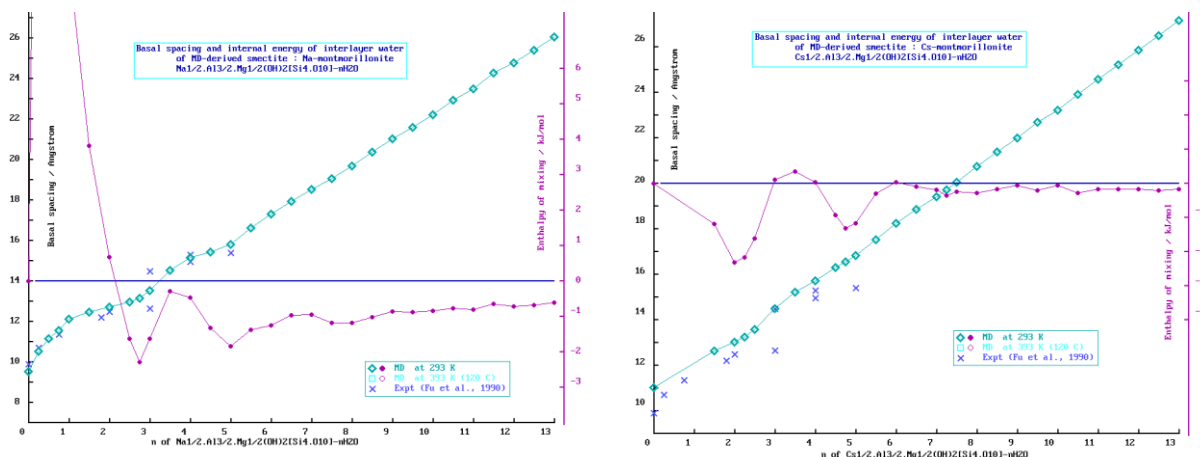


図 2.3.2-20 Na 型 (左) 及び Cs 型 (右) モンモリロナイトの水和数に対する膨潤挙動

層間水分子数nに対する混合過剰エンタルピーの変化を見ると、Na型、Cs型ともに $n = 2.5$ 及び $n = 5$ 辺りに極小値をとり、それぞれ1層水和状態及び2層水和状態を示している。またCs型では、1層水和及び2層水和状態の間でエンタルピー値が正になることや、層間水分子数nの増加に伴ってエンタルピー値がゼロに漸近していることから、Na型に比べて1層水和状態が非常に安定であり膨潤しにくいことが分かる。さらに底面間隔の挙動を比べると、同じ1層水和状態でもNa型の方が傾きの小さい状態が比較的長く続いていることが分かる。これはNa⁺とCs⁺の水和力の違いによるものと考えられる。すなわち、水和のGibbs自由エネルギーが大きいNa⁺は、Cs⁺に比べ水和力が強いためイオン周辺に水分子密度の高い状態を維持できるためであると思われる。このことは、層間間隙におけるイオン分布でも示される。図2.3.2-21に、Na型及びCs型モンモリロナイト層間イオンの水和状態のスナップショットを示す。これは2層水和状態の場合であるが、Na⁺は層間のほぼ中央に位置して強い水和力を示しているが、Cs⁺の方はなるべく界面近傍に位置する傾向にあり、疎水的性質を示していることが分かる。

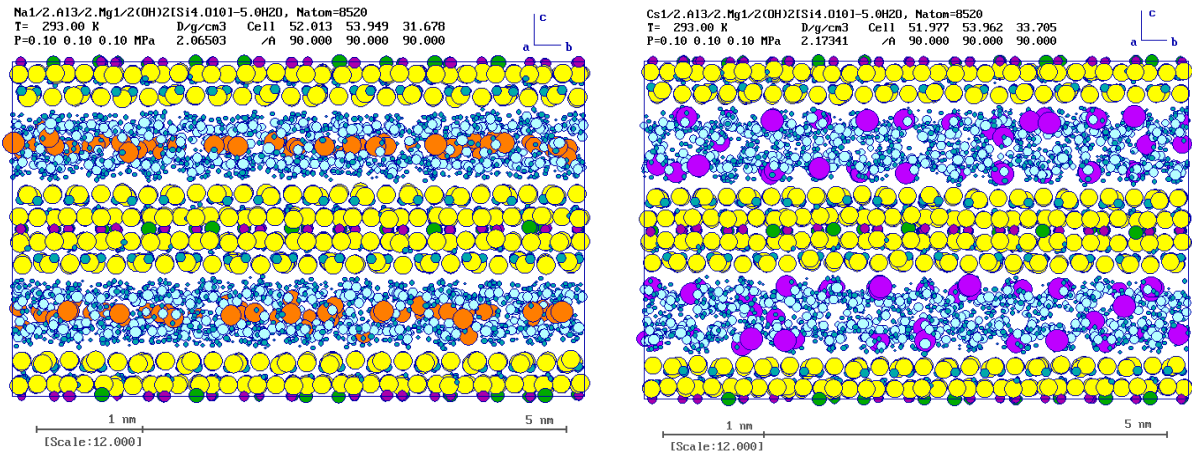


図 2.3.2-21 Na 型 (左図) 及び Cs 型 (右図) モンモリロナイト層間イオンの水和状態 (層間中の茶色粒子が Na⁺、紫色粒子が Cs⁺)

次に、モンモリロナイトのエッジ表面に注目し、表面収着サイトの状態や核種の収着挙動について解析例を示す。エッジは反応性が高く、核種移行上の遅延メカニズムの理解にとって特に重要であり、2.3.2(2)に示したような分析的アプローチとあわせ、量子化学計算を用いた評価手法が有効であると考えられる。まずエッジ構造の安定性に関し、安定に存在するエッジの構造は、結晶成長理論 (White and Zelazny, 1988) やエッジの原子密度から推測 (Churakov, 2006) される3種類の構造A: (110), (-110), B: (010), D: (100)を優先的に評価すべきである。これらのエッジ表面に水が存在する条件下で、第一原理電子状態計算によりエネルギーの比較を行ったところ、図2.3.2-22の左図に示すようにエッジ表面モデルAが最も安定であることがわかった。そこで次にエッジ構造Aに厚み1 [nm]分の水分子が存在する状態を考え、第一原理MD計算 (Car-Parrinello MD, CPMD) により、エッジの構造安定性について評価した。A構造の計算のスナップショットを図2.3.2-22の右図に示す。10 psの計算時間内でエッジに存在する官能基 (SiOH, AlOH₂, AlOHA1, AlOHMg) の平均O-H間距離 (r_{0-H}) を算出し、Bond-valence理論から、 r_{0-H} と pK_a が関係付けられることを利用して、各官能基の pK_a 値を見積もった。結果を図2.3.2-22の右側の表に示す。これらの結果から、高pH条件における表面電荷密度を見積もることができる (図2.3.2-22の右図参照)。ちなみに、雲母の(001)面での高pH条件における表面電荷密度は、 $-2 \times 10^{-4} \sim -1 \times 10^{-3} [e/\text{\AA}^2]$ (Israelachvili, 1992) のデータが得られている。

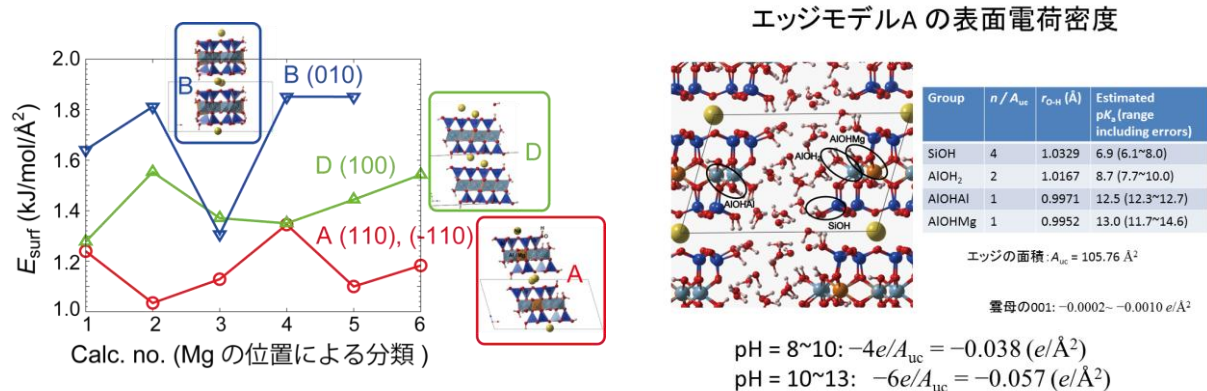


図 2.3.2-22 エッジ構造 A, B, D における表面エネルギーの比較 (左図)、
 及びエッジ表面モデル A における官能基の pK_a と表面電荷密度 (右図)

量子化学計算の他の適用事例として、圧縮ベントナイト中の間隙水溶存化学種の存在形態評価がある。地層処分環境中におけるアクチニド元素の化学形は、処分環境中での核種移行を予測/評価する上で重要であるばかりでなく、地球化学的な条件、例えば温度、pH、Eh、炭酸濃度など様々なパラメータの影響を受けるため、可能な限り正確かつ系統的に理解されることが必要である。そこで、既往文献の調査により、処分環境中で支配的なアクチニド (Th, U, Np, Pu) の化学形を抽出し (表 2.3.2-2 参照)、量子化学計算手法を用いて種々の特性を評価した。

表 2.3.2-2 地下環境中におけるアクチニドの主要な化学形

An	III価	IV価	V価	VI価
Th		Th ⁴⁺ , Th(OH) ₄ , [Th(OH) ₃ (CO ₃)] ⁻		
U		Th(OH) ₄		UO ₂ ²⁺ , UO ₂ CO ₃ , [UO ₂ (CO ₃) ₂] ²⁻ , [UO ₂ (CO ₃) ₃] ⁴⁻
Np		Np(OH) ₄	NpO ₂ ⁺ , [NpO ₂ (CO ₃)] ⁻ , [NpO ₂ (CO ₃) ₂] ³⁻	
Pu	Pu ³⁺ , [Pu(OH) ₂] ⁺ , [Pu(CO ₃)] ⁻ , [Pu(CO ₃) ₂] ⁻	Pu(OH) ₄ , [Pu(OH) ₃] ⁺ , [Pu(OH) ₃] ⁻	PuO ₂ ⁺ , [PuO ₂ (CO ₃)] ⁻	

以下では、表 2.3.2-2 に列挙した化学形のうち、立体構造が比較的単純で、かつ共通した錯体構造をとると考えられる水酸化錯体 An(OH)₄ について、Gaussian09 を使って最適化構造を計算した。構造最適化されたそれぞれの水酸化錯体に対し、アクチニドの原子番号の順に An⁴⁺ イオンと OH⁻ イオン間の距離をプロットしたものを、図 2.3.2-23 の左図に示す。原子番号の増加とともに An⁴⁺-OH⁻ 間距離が短くなる傾向性が現れているが、これはアクチニド収縮の効果により、原子番号の増加とともに An⁴⁺ のイオン半径が小さくなったためであると考えられる。また図 2.3.2-23 の右図は、An(OH)₄ を構成するそれぞれのイオンの部分電荷について、natural population analysis を基に計算した NBO (natural bond orbital) 電荷の結果である。部分

電荷の計算は、他にもMulliken電荷やESP (electro-static potential) 電荷といったものがある。イオンに局在する部分電荷は観測可能な物理量ではなく、定式化の方法により異なった結果が得られる。Mulliken電荷の場合、原子番号とともにスムーズに変化する様子はみられず、Th⁴⁺イオンで最も小さな値+1.88 [e]を与えた。その他のアクチニドの部分電荷については、+3.05 ~ +3.155 [e]となり、NBO電荷よりも大きな値となる。ここで求めた構造は真空中で最適化したものであり、実際の観測データと比較するには、水分子を配位させた溶媒中での計算が必要であるが、計算時間の問題が生じる。

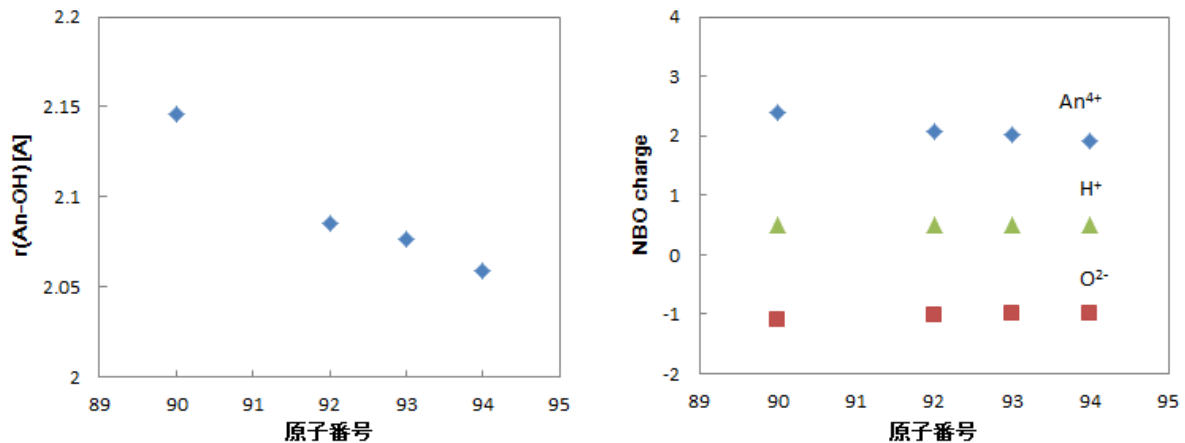


図 2.3.2-23 水酸化錯体 An(OH)₄ の最適化構造における An⁴⁺-OH-間距離 (左図)、及び An(OH)₄ を構成する各イオンの部分電荷 (NBO 電荷) (右図)

4) 核種移行評価に係る不確実性課題と評価手法に関する調査

地層処分安全評価においては、実際の環境条件、バリア条件などに係る不確実性要因も考慮して、核種移行パラメータと不確実性を評価・設定することが求められる。2.3.1のアプローチにおいて述べたように、上記の精緻化されたモデルと従来の比較的単純なモデルとを比較・検証しつつ、実際の処分環境での核種移行パラメータと不確実性の設定へと反映していくことが重要である。ここでは、このようなモデル・パラメータの不確実性を考慮した解析を実施するため、モデルによる核種移行パラメータやその不確実性の評価の方法論について文献情報を調査するとともに、これまでに原子力機構で開発してきたモデル評価手法との整合性も考慮しつつ、地球化学計算コードを用いた不確実性評価手法を検討する。また、個別の不確実性要因として間隙水化学の不確実性要因についての調査結果をまとめる。

① 不確実性評価手法の調査検討

地層処分核種移行評価においては、実際の地下環境条件、バリア条件、及びそれら諸条件に係る不確実性要因も考慮して、核種移行パラメータと不確実性の評価・設定を行うことが重要となる。この設定において、実際の条件下で取得された実測データが重要であるが、想定すべき様々な条件下でのデータをすべて実測することは現実的ではなく、メカニズム理解に基づくモデルが核種移行パラメータの変動を考慮するうえで重要な役割を担う。このよう

なモデルによる核種移行パラメータやその不確実性の評価については、特に最重要のパラメータである収着分配係数を中心として、国内外で多くの検討がなされてきている。OECD/NEAの収着プロジェクトでは、収着のモデル化手法を段階的にガイドラインとして提唱するとともに、核種移行パラメータの設定や不確実性評価の方法論についても提案を行っている（OECD/NEA, 2012）。原子力機構においても、NEAの収着プロジェクトの成果を踏まえつつ収着モデル／データベースを構築するとともに、それらによる核種移行パラメータ評価において考慮すべき不確実性要因の整理、不確実性の定量的評価についての予察的な検討を行っている（日本原子力研究開発機構, 2013d）。

これらを踏まえ、本調査項目では、モデルによる核種移行パラメータやその不確実性の評価の方法論について、これまでに原子力機構で開発してきたモデル評価手法との整合性も考慮しつつ、地球化学計算コードPHREEQCを用いた不確実性評価ツールの開発／評価解析を進める。ISDモデルを用いて最終的に見かけの拡散係数を評価するに至るまでには、設定条件となる種々のパラメータに対して不確定要素が存在すると考えられる。理想的には、モデル解析のスタートに位置する入力パラメータの変動特性を与えることによって、それらのパラメータと収着分配係数 K_d 及び実効拡散係数 D_e との相関特性が、さらには見かけの拡散係数 D_a との相関特性を定量的に評価することが望ましい。これらの情報が得られることにより、核種移行評価に係る重要パラメータを選定するうえで、不確定要素を効率的に低減することができ、さらにはモデル解析による評価手法の信頼性向上に資するものと考えられる。

本年度は、PHREEQCを用いた不確実性評価ツールシステムを試作し、試解析／コード検証を開始した。不確実性評価ツールシステム概念図を、図2.3.2-24に示す。本コードシステムは、図に示すように3つの解析コード（パラメータセット生成コード、地球化学計算コード、統計解析コード）及び各化学種の平衡定数等を含む熱力学データライブラリから構成される。本システムでは、パラメータの変動特性を確率密度関数により表現し、パラメータセット生成コードにおいて、変動パラメータの確率密度関数の情報を入力することにより、LHS (Latin Hypercube random Sampling)手法に基づいて必要なサンプル数のデータセットを生成することができる。また地球化学計算コードとしてはPHREEQCを採用し、固相 - 液相系の標準的な出力値とともに収着分配係数を算出する処理機能を整備した。さらに統計解析コードにはSPOPコードを使用し、PHREEQCにより算出された分配係数等の出力値のヒストグラムや累積分布関数を作成するとともに、確率密度関数を設定した変動パラメータの重要度に関する情報（変動パラメータ値と分配係数等の出力値との偏順位相関係数など）を得ることができる。今後、このツールを用いて、ISDモデル体系における間隙水化学、収着、拡散モデルとモデルパラメータの不確実性要因に加え、地下水化学やバリア特性に関する不確実性も考慮しつつ、圧縮ベントナイト中の核種移行パラメータの不確実性の定量化と重要因子の抽出等を検討していく。

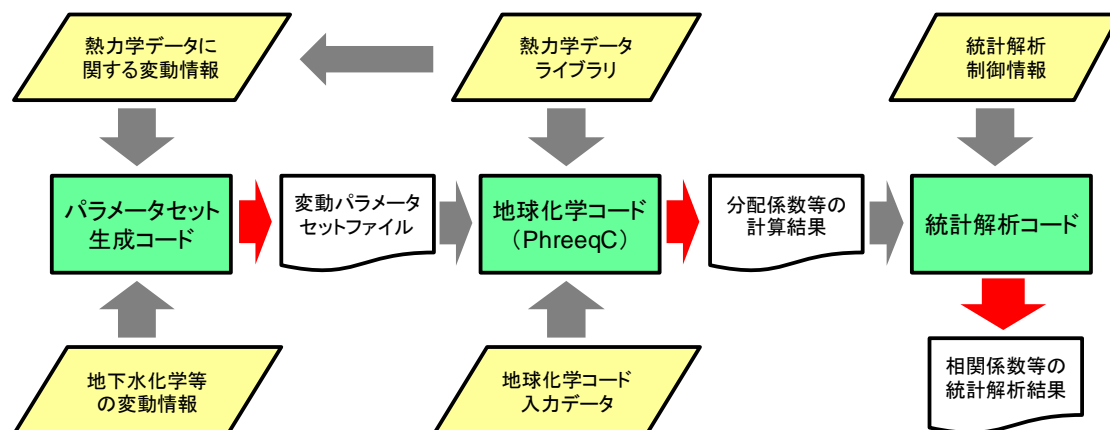


図 2. 3. 2-24 PHREEQC を用いた不確実性評価ツールシステムの解析フロー

② 間隙水化学の不確実性要因に関する調査

圧縮ベントナイト中の間隙水化学は、核種の溶解度と支配化学種、収着や拡散パラメータの設定のための重要な前提条件である。圧縮ベントナイト中の間隙水化学は、従来より、ベントナイトの主成分であるNa型モンモリロナイトの層間でのイオン交換，エッジでの酸塩基解離反応，随伴鉱物の溶解・沈殿等を考慮した平衡論モデルによって評価されてきている（例えば、サイクル機構、1999）。上述の通り、統合収着拡散（ISD）モデル開発において、収着と拡散のモデル及びパラメータについては不確実性に関する検討を行ったきたが（原子力機構、2013d）、間隙水化学についての検討はなされていない。一方で、諸外国においては、圧縮ベントナイト中の間隙水化学のモデル高度化や不確実性要因に関する検討が多数行われてきている。ここでは、これら諸外国における間隙水化学に関する検討事例を調査し、今後のISDモデルの高度化開発と検証，及びそれらに基づく不確実性評価において考慮すべき課題の抽出を試みた。表2. 3. 2-3に、間隙水化学モデルの高度化、間隙水化学評価における重要な不確実性要因、間隙水化学の時空間変遷評価のそれぞれの視点で、諸外国の主要な検討事例を要約する。

表 2.3.2-3 圧縮ベントナイト中の間隙水化学評価と不確実性要因に関する海外の検討事例

モデル高度化	<p>圧縮ベントナイト中の間隙水に対して希薄系（低固液比）の概念を適用した従来モデル（現状のISDモデルでも採用）に対し、Wersinら（2004）において、層間と粒子間隙の存在や固液界面の電気二重層（EDL）の効果を考慮したモデルを検討している。すなわち、固液比の高い系では、間隙水の大部分が層間中に存在し、層間水及び外部の粘土表面近傍の間隙水は、粘土表面電荷の静電的な影響を受けた状態で存在することを考慮している。層間水とEDLの効果を考慮した結果、EDLの効果のみでは有意な影響はなく、一方、両方の効果を同時に考慮した場合には、2～3倍程度のイオン強度の増加が認められた。</p>
不確実性要因	<p>Curti and Wersin(2002)、Wersin(2003)及びOchsら（2004）では、間隙水化学に及ぼす様々な不確実性要因を感度解析的に分析している。具体的には、モンモリロナイト層間の陽イオン交換反応、エッジのプロトンの吸脱着反応、炭酸塩鉱物（カルサイト）や可溶性塩の溶解・沈殿反応、炭酸分圧等をパラメータにした感度解析の結果、エッジのプロトン吸脱着、炭酸塩の溶解・沈殿反応が支配的な寄与をしていることが確認された。同時に、不確実性要因としては圧縮系での炭酸分圧の考慮、上述した層間水の考慮を挙げている。</p>
時空間変遷	<p>Curti and Wersin(2002)及びWersin(2003)では、間隙水化学モデルに基づき、PHREEQCを用いた一次元溶質反応移動解析によって緩衝材中の間隙水質の時間的变化を予測している。緩衝材中の中心部分における解析結果は、初期の1,000年間に石膏が完全に溶解するとともに、これと並行してNaとCaの陽イオン交換反応が進むことにより、間隙水質が若干変化することを示しているが、5,000年経過後は、事実上間隙水質はほとんど変化していないことを確認している。ただし、これは周囲のOpalinus 粘土中の地下水とベントナイト緩衝材の鉱物組成が親和的なものであることが要因しているとしている。</p>

2.3.3 システム変遷と核種移行評価のためのデータ・モデルの整備

(1) 鉄共存下での核種移行評価

1) 鉄共存下での核種移行研究の現状・課題とアプローチ

わが国の高レベル放射性廃棄物地層処分においては、ガラス固化体、炭素鋼製オーバーパック、緩衝材として設置される圧縮ベントナイトで構成される人工バリア概念を対象として、安全評価が行われている。このような人工バリア概念においては、処分後の初期の段階において、処分場に浸入した地下水により炭素鋼製オーバーパックが腐食し、鉄腐食生成物が圧縮ベントナイト中へ移行する。そのため、地下水中に溶出したガラス固化体中の放射性核種は、鉄腐食生成物の影響を受ける環境下で圧縮ベントナイト中を拡散移行する。オーバーパックの腐食は、2.2.2で述べたように、圧縮ベントナイト中のモンモリロナイトを他鉱物へ変質させ、圧縮ベントナイト中での放射性核種の収着拡散特性や、ベントナイトの持つ自己シール性等を変化させる可能性がある。それに加えて、圧縮ベントナイト中の鉄腐食生成物は、その溶解による圧縮ベントナイト間隙水中の鉄イオン濃度の上昇や、鉄腐食生成物への放射性核種の収着、鉄腐食生成物による圧縮ベントナイト中の間隙の閉塞等により、放射性核種の収着拡散挙動に影響を及ぼす可能性がある。特に、圧縮ベントナイト中の鉄イオン濃度の上昇は、ベントナイトに収着する鉄イオンを増加させ、放射性核種と鉄イオンの収着が競合することにより、放射性核種の収着量を低下させることが考えられる。

圧縮ベントナイト中の鉄イオン濃度は、圧縮ベントナイト中に存在する鉄腐食生成物の溶解度により制御される。炭素鋼の腐食に伴い生成する鉄腐食生成物は、降水系地下水におい

ては磁鉄鉱が熱力学的に安定な鉱物となる（サイクル機構，2000）。そのため、長期的には磁鉄鉱の溶解によって圧縮ベントナイト間隙水中の鉄イオン濃度が制御されると考えられる。しかしながら、圧縮ベントナイト中に移行した鉄腐食生成物は、少なくとも10年程度は結晶化せずに水酸化物の形態で存在することも報告されており（Ishidera et al., 2008）、その場合、間隙水中の鉄イオン濃度が水酸化鉄の溶解度により支配され、鉄イオン濃度が大きく上昇する可能性がある。地層処分における核種移行シナリオを考慮すると、オーバーパックが機械的に破損してガラス固化体と地下水が接触し、ガラス固化体中の放射性核種が浸出し始めた後も、残存するオーバーパックの腐食が進行する。そのため、鉄腐食生成物として長期にわたって水酸化鉄が存在し、間隙水中で鉄イオンが高濃度のまま維持されることも想定される。

圧縮ベントナイト中において、放射性核種は主にベントナイトの主成分であるモンモリロナイトに収着される。モンモリロナイトに対する放射性核種の収着挙動については、これまでの研究によりモンモリロナイト中に存在する複数の収着サイトが放射性核種の収着に寄与すると考えられている。例えば、Bradbury and Baeyens (2005)において提案されている2SPNE SC/CEモデルにおいては、モンモリロナイト結晶の底面に存在する1種類のイオン交換サイトと、結晶端面に存在する3種類の表面錯体サイトの存在を仮定し、放射性核種のモンモリロナイトに対する収着挙動の解釈を行っている。鉄腐食生成物の溶解により生成するFe(II)イオンは、表面錯体サイトに対して高い選択定数を有しており、表面錯体サイトへ選択的に収着されると考えられている(Bradbury and Baeyens, 2005)。モンモリロナイト中の各収着サイトは、その結晶構造上、イオン交換サイトの容量が非常に大きく、それに比べて表面錯体サイトの容量が小さい。そのため、水酸化鉄の溶解により制御されるような高濃度のFe(II)イオンが存在すると、表面錯体サイトがFe(II)イオンの収着により飽和し、同様に表面錯体サイトに選択的に収着される放射性核種と収着競合を引き起こすことが想定される。

これまでに、モンモリロナイト中でのFe(II)イオンと放射性核種の競合的収着現象については、いくつかの研究が行われてきている。Pfungsten et al. (2011)は、鉄腐食生成物として菱鉄鉱の溶解により間隙水中のFe(II)濃度が制御されていると仮定し、圧縮ベントナイト中のNi(II)の移行挙動について解析を行った結果、Fe(II)の存在によりNi(II)の圧縮ベントナイトからの破過時間が早くなることを報告している。また、Soltermann et al. (2013)は、Fe(II)共存下で合成モンモリロナイトに対するZn(II)の収着挙動について実験的に検討を行い、高濃度のFe(II)が共存する場合に、Fe(II)とZn(II)が競合収着を起こすことを報告している。しかしながら、Fe(II)共存下での核種の競合的収着現象に関する詳細な検討は近年開始されたばかりであり、検討された事例は未だ限られている。

このような背景を踏まえ、本調査は、炭素鋼製オーバーパックの腐食に伴い圧縮ベントナイト中に移行した鉄腐食生成物存在下での、核種移行挙動の定量的評価手法を確立することを目的とする。調査では、鉄イオンと競合的収着挙動を示す核種を実験的に明確にし、鉄イオンが収着したベントナイトに対するそれらの核種の選択定数を整備する。これらの試験により得られた基礎的知見に基づいて、鉄イオンとの競合収着の影響を定量的に評価することが可能なモデルを確立する。本年度の調査においては、試験手法確立と競合収着に関する基

礎的知見の拡充のため、Fe(II)共存下でのNa型モンモリロナイトに対するCs, Niの収着データを取得し、競合収着現象について検討を行った。

2) Fe(II)共存下におけるNa型モンモリロナイトに対するCs, Ni収着データの取得

鉄腐食生成物の溶解に伴うFe(II)共存下での、ベントナイトへの放射性核種の競合的収着挙動の評価に向けた基礎データを取得するため、Na型モンモリロナイトに対するFe(II)の分配係数及びFe(II)共存下でのCs, Niの分配係数をバッチ収着試験法により取得した。試験には、Na型モンモリロナイトとしてクニミネ工業製クニピアFを使用した。試験溶液のイオン強度はNaClにより調整し、0.05 mol/L及び0.5 mol/Lの2種類を設定した。この2種類のNaCl溶液に対して、初期pHを6に調整した条件と、9に調整した2条件を設定し、試験溶液は合わせて4種類の設定とした。試験溶液には、Fe(II)の酸化を防止するため、アスコルビン酸を添加して還元条件を維持した。収着試験は、クニピアFに対するFe(II)の収着試験と、Fe(II)共存下でのクニピアFに対するCs, Niの収着試験を実施した。Fe(II)収着試験については、Fe(II)濃度として 1.0×10^{-10} , 2.2×10^{-6} , 2.2×10^{-4} mol/Lを設定して試験を実施した。Cs, Niの収着試験については、共存するFe(II)濃度を 2.2×10^{-4} mol/Lに固定した。サンプリング時の固液分離は、孔径0.45 μ mのメンブランフィルターろ過により行った。Fe(II)、Cs, Niの収着挙動は、分配係数 (K_d) により評価した。

図2.3.3-1(a)に、Fe(II)収着試験の結果を示す。クニピアFに対するFe(II)の分配係数は、NaCl濃度0.05 mol/Lに比べて0.5 mol/Lにおいて低下した。また、pH調整の影響については、Fe(II)濃度 1.0×10^{-10} , 2.2×10^{-6} mol/Lの条件では、初期pH6の条件において分配係数が低下する傾向が見られたが、Fe濃度 2.2×10^{-4} mol/Lの条件においては、pH変化に伴う分配係数の顕著な変化は認められない。分配係数のFe(II)濃度依存性については、Fe(II)濃度 1.0×10^{-10} , 2.2×10^{-6} mol/Lにおいては同程度の値が得られたが、Fe(II)濃度 2.2×10^{-4} mol/Lにおいては値が低下した。これらの試験結果より、Fe(II)の分配係数にイオン強度及びpHの両方に対する依存性が確認されていることから、Fe(II)のモンモリロナイトへの収着には、イオン交換サイト及び表面錯体サイトの両方が寄与していることが推測される。また、Fe(II)濃度 2.2×10^{-4} mol/Lにおいて分配係数が低下したことは、表面錯体サイトへのFe(II)収着量が飽和したことによるものと判断される。このことは、Fe濃度 2.2×10^{-4} mol/Lの条件において、分配係数のpH依存性が見られないことから確認される。

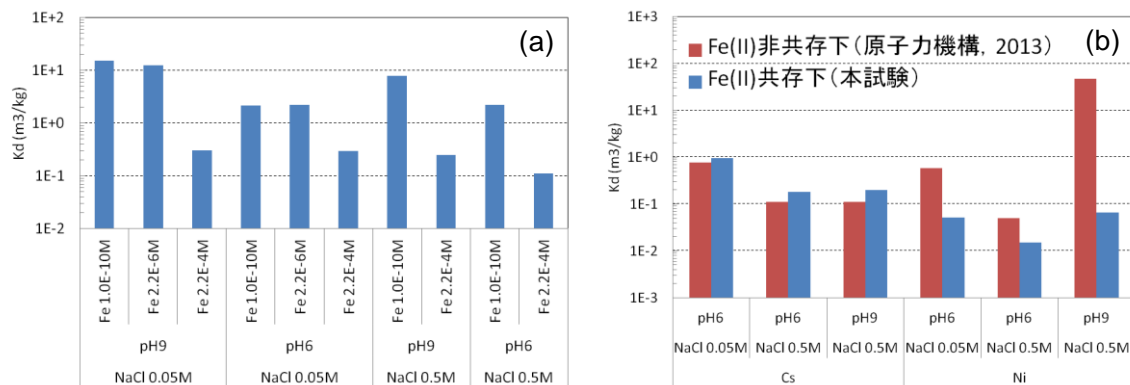


図 2.3.3-1 モンモリロナイトへの Fe(II) 収着試験結果(a) 及び Fe(II) 共存下での Cs, Ni 収着試験結果(b)

図2.3.3-1(b)にFe(II)共存下におけるCs, Ni収着試験の結果を示す。Cs, Niの分配係数の取得は、初期pH6の条件においてはNaCl濃度0.05及び0.5 mol/Lの両条件で、pH9においてはNaCl濃度0.5mol/Lのみで実施した。本試験で得られたCs, Niの分配係数は、NaCl濃度が高い条件で低下する傾向が見られた。また、CsについてはpHの影響が見られなかったが、Niについては、pHが高い条件で分配係数の上昇が見られた。これらの結果より、Csはイオン交換サイトへの収着が支配的であり、NiはFe(II)と同様にイオン交換サイトと表面錯体サイトの両方に収着しているものと判断される。

Fe(II)収着試験の結果より、溶液中のFe(II)濃度が 2.2×10^{-4} mol/Lの条件においては、モンモリロナイト中の表面錯体サイトがFe(II)により飽和しているものと判断された。そのため、本試験条件におけるCs, Niの収着挙動は、Fe(II)で飽和した表面錯体サイトとFe(II)に対して不飽和状態のイオン交換サイトに対する収着挙動が観察されているものと考えられる。本試験で得られたFe(II)共存下でのCsの分配係数は、NaCl濃度0.05 mol/Lの条件で $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 程度、NaCl濃度0.05 mol/Lの条件で $1 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{kg}$ 程度の値が得られている。これらの値は、同程度のNaCl濃度及びpHにおいて、Fe(II)が共存しない条件でクニピアFに対して取得されたCsの分配係数と同程度の値であった（日本原子力研究開発機構, 2013d）。これに対し、Fe(II)共存下でのNiの分配係数は、 1×10^{-2} から $1 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{kg}$ の範囲の値が本試験では得られており、ほぼ同条件で得られたFe(II)共存しない条件での分配係数は、pH8.5において $47 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、pH6の条件では、NaCl濃度0.05 mol/Lにおいて $5.9 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{kg}$ 、NaCl濃度0.5 mol/Lにおいて $5 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{kg}$ であることから（日本原子力研究開発機構, 2013d）、Fe(II)共存下においてNiの分配係数が低下する傾向が見られている。これらの結果より、Fe(II)共存下でのモンモリロナイトに対するCsの収着はFe(II)との競合的収着挙動を示さず、Niの収着挙動については、Fe(II)との競合収着により分配係数が低下することが実験的に確認された。

(2) 鉄共存下でのガラス溶解評価

オーバーパックは、少なくともガラス固化体の放射能や発熱が高い期間、地下水がガラス固化体に接することを防ぐという安全機能が期待されており、この機能が発揮されるよう設

計される。この期間を超える長期的な腐食の進展に伴い、やがてはオーバーパックの厚さが減少し、構造的な強度が周囲からの応力を支持しえなくなった段階で、オーバーパックは機械的に破損する。その後、オーバーパック内部に浸入した地下水とガラス固化体が接触することでガラスの溶解および変質が開始する。同時に、オーバーパックを構成する鉄の腐食は継続する。この条件において、ガラス固化体の溶解・変質がどのように進行するのかを評価する必要がある。

第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）では、ガラスの溶解に伴ってガラス固化体近傍の間隙水の溶存ケイ酸濃度が次第に上昇し、長期的には溶存ケイ酸がほぼ飽和した条件でガラスの溶解が進行するものと想定されている。しかしながら、第2次取りまとめ以降に実施された研究（たとえば、Phillipini et al., 2006; Mayant et al., 2008; De Combarieu, et al., 2011; Burger et al., 2013; Godon et al., 2013）によると、菱鉄鉱（ FeCO_3 ）や磁鉄鉱（ Fe_3O_4 ）といった鉄腐食生成物による溶存ケイ酸の収着、オーバーパックの腐食によって放出される Fe^{2+} イオンと溶存ケイ酸の反応による鉄ケイ酸塩鉱物の析出などにより、ガラス固化体近傍の間隙水中の溶存ケイ酸濃度が低下し、ガラスの溶解が促進される可能性があることが示されている。ここでは、これら既往研究について概括し、今後取組むべき課題を示す。

① 腐食生成物による溶解促進

腐食生成物による溶解促進に関する既往研究の概要を以下に示す。

a. Inagaki et al. (1996)

稲垣らは磁鉄鉱共存条件での浸出試験を大気雰囲気及び還元雰囲気を実施し、還元雰囲気では磁鉄鉱への溶存ケイ酸の収着に加えて、磁鉄鉱表面における非晶質ケイ酸の析出がガラスの溶解促進に寄与しているとした。

b. Jollivet et al. (2000)

JollivetらはNS24鋼を王水で溶解させて生成した腐食生成物（Fe、Cr、Niの水酸化物）を共存させた条件での浸出試験を実施し、腐食生成物共存条件で生成するゲル層中のSiの拡散係数が非共存条件と較べて2桁程度大きく、保護的効果が小さいことを示した。

c. Philippini et al. (2006)

Philippiniらは、腐食生成物として磁鉄鉱、針鉄鉱（ $\alpha\text{-FeOOH}$ ）、菱鉄鉱、黄鉄鉱（ FeS_2 ）に対するSiの収着挙動にLangmuir式を適用し、それぞれの飽和収着量を 19×10^{-6} mol/g、 79×10^{-6} mol/g、 20×10^{-6} mol/g、0 mol/gであると報告している。また、磁鉄鉱の飽和収着量をもとに仏国の処分概念、仕様における収着による影響を評価し、磁鉄鉱への溶存ケイ酸収着によるガラス溶解への寄与はガラス固化体全重量の2%程度であり、軽微であるとした。

d. Mayant et al. (2008)

Mayantらは、磁鉄鉱を対象に、分散条件および圧密条件での適定試験により、磁鉄鉱表面

電荷密度への圧密の影響について評価を行い、分散条件と圧密条件で大きな違いがないことを確認した。

e. 稲垣(2010)

稲垣は、磁鉄鉱および針鉄鉱を対象に還元雰囲気での収着試験を行い、いずれの収着挙動もLangmuir式に従うこと、それぞれの単位表面積あたりの飽和収着量が 6.07×10^{-5} mol/m²、 6.68×10^{-6} mol/m²であることを報告している。この磁鉄鉱の結果をもとに第2次取りまとめの仕様における収着による影響を評価し、磁鉄鉱への溶存ケイ酸収着によるガラス溶解への寄与はガラス固化体全重量の2~3%程度であり、軽微であるとした。その上で、この試算結果は腐食生成物の表面積に大きく依存するため、表面積の合理的な設定の重要性を指摘した。また、磁鉄鉱を共存させた浸出試験を実施し、ガラス溶解の促進は主に磁鉄鉱表面への溶存ケイ酸の収着であることを示すとともに、長期的には磁鉄鉱表面での析出が溶解促進に寄与する可能性を示した。

f. Godon et al. (2013)

Godon et al. は、磁鉄鉱を共存させた条件での浸出試験（合成粘土水を使用）を実施し、ガラスの溶解促進は100日程度までは磁鉄鉱表面への溶存ケイ酸の収着で説明できるが、それ以降については鉄ケイ酸塩鉱物の析出による溶存ケイ酸の消費など、別の要因を考慮する必要があることを示した。

g. Michelin et al. (2013a)

Michelinらは、菱鉄鉱を共存させた条件での浸出試験（合成地下水を使用）を実施し、ガラスの溶解促進は菱鉄鉱表面への溶存ケイ酸の収着で説明でき、長期的には収着サイトの飽和に伴い、影響が小さくなることを示した。

② 金属鉄による溶解促進

金属鉄による溶解促進に関する既往研究の概要を以下に示す。

a. 稲垣(2010)

稲垣は、金属鉄を共存させた条件での浸出試験を実施し、ガラスの溶解促進は概ね溶存ケイ酸の収着で説明できること、金属鉄単位面積あたりの溶存ケイ酸収着量は 4×10^{-4} mol/m²程度であることを示した。

b. De Combarieu et al. (2011)

De Combarieuらは、ガラス/金属鉄/粘土複合系の浸出試験を実施し、鉄および粘土の影響によりガラスが初期溶解速度に近い溶解速度で溶解すること、ガラス表面に形成したゲル層が保護的性質を有しないことを示した。また、鉄近傍の腐食生成物として、菱鉄鉱、鉄ケイ酸塩鉱物、磁鉄鉱が存在すると報告した。

c. Michelin et al. (2013b)

Michelinらは、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、鉄共存下では変質層の保護的効果が抑制され、鉄ケイ酸塩鉱物析出の影響が長期間持続する可能性を示した。

d. Michelin et al. (2013a)

Michelinらは、金属鉄を共存させた条件での浸出試験（合成地下水を使用）を実施し、鉄ケイ酸塩鉱物の析出により、少なくとも600日間は初期溶解速度相当の溶解速度でガラスが溶解することを示した。

e. Burger et al. (2013)

Burgerらは、金属鉄/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。また、金属鉄と5mm以上離れた距離にあるガラスは鉄ケイ酸塩鉱物が析出しておらず、金属鉄近傍のガラスと較べて溶解速度も小さくなるとしている。

③ 今後取組むべき課題

今後取組むべき課題として、現象理解、モデル整備に向けたパラメータ設定に分けて示す。

a. 現象理解

腐食生成物による溶解促進について、Inagaki et al. (1996)、稲垣 (2010) およびGodon et al. (2013) は、長期的には収着だけではなくケイ酸塩鉱物（非晶質ケイ酸含む）の析出を要因として考慮する必要があるとしている。また、金属鉄による溶解促進について、De Combarieu et al. (2011)、Michelin et al. (2013a, b)、Burger et al. (2013) は鉄ケイ酸塩鉱物の析出が主たる要因と考えている。腐食生成物、金属鉄のいずれについても、溶存ケイ酸の消費のほか、ゲル層の保護的効果が低くなることで溶解が促進されているようである。どのような条件でこの現象が発現するのか、長期的に持続するのか、処分環境はその条件を満足するのか、といったことを議論するための情報が不足しており、今後これらに答えるための研究が必要である。

b. モデル整備に向けたパラメータ設定

ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材、掘削影響領域といったニアフィールドにおける複雑な現象をモデル化する上で、各現象を表現するためのパラメータを設定する必要がある。例えば、腐食生成物が充填されたオーバーパック亀裂中の溶存ケイ酸の拡散、収着をモデル化する場合は、腐食生成物の間隙率、収着分配係数（腐食生成物の種類等に依存）、拡散係数といったパラメータを設定する必要がある。また、鉄ケイ酸塩鉱物析出に伴う溶存ケイ酸の消費をモデル化する場合は、 Fe^{2+} イオン供給率（オーバーパックの腐食速度等に依存）、 Fe/Si

モル比（鉄ケイ酸塩鉱物の種類に依存）といったパラメータが必要となる。モデルとして取り扱うべき現象、設定すべきパラメータについては、現象理解研究の結果を踏まえて選定する。

④ 分析手法の整備

Burger et al. (2013) が示したように金属鉄等の影響が距離に応じて異なる場合、ガラス試料の溶解、変質量の空間的分布に反映されると考えられる。従来の浸出試験では、ガラスの溶解量は主に溶液の分析結果から推定されているが、溶液の分析結果からこのような溶解、変質量の空間的分布に関する情報を得ることは困難である。今年度、ガラス試料の溶解量を直接計測する手法としてレーザー顕微鏡（オリンパス社製OLS4100）を導入した。この分析手法と二次イオン質量分析法（SIMS）等併用することにより、ガラス試料の溶解、変質量の空間的分布に関する情報を取得することが可能である。

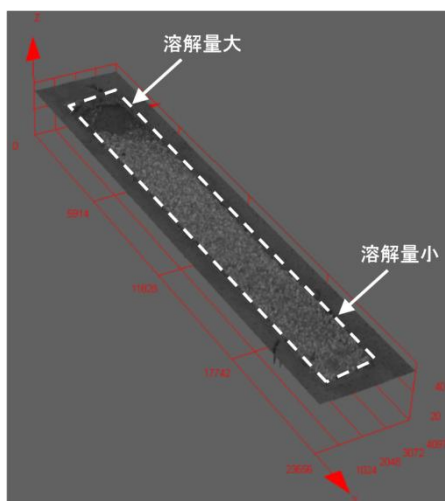


図 2.3.3-2 レーザー顕微鏡によるガラス試料分析例

白破線領域（2x20mm）の内側のみガラスと水を接触させ、ガラスを溶解させた試料である。破線部の長軸方向で溶液組成が変化しており、それに応じてガラスの溶解量に差が生じていることがレーザー顕微鏡による分析で確認できた。

2.4 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

2.4.1 天然バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討

(1) 調査研究の背景と目的

天然バリア中の核種移行評価においては、処分場閉鎖後のニアフィールド周辺岩盤を含めた岩盤のシステム変遷を考慮すると、微生物影響、有機物影響など核種移行に係る不確実性要因が幾つか存在する。例えば、H12レポート（核燃料サイクル開発機構，1999b）の中で、性能評価における微生物、有機物の影響に関しては、次のように考えられている。人工バリアの中では微生物の数 μm というサイズに対して圧縮ベントナイト中の間隙サイズを考慮して、圧縮ベントナイトである緩衝材中には天然バリア側から侵入できないとする緩衝材のフィルター効果により人工バリア内の処分容器の腐食や核種移行評価への影響が小さいとされている。また、天然バリアにおける影響については、具体的な地質環境により微生物が多様であることから、具体的な地質環境

条件が明示される今後の研究に依存することとされている。有機物については、実験的データより分子量の大きい有機物は微生物同様に緩衝材のフィルター効果により人工バリア内に侵入できないとした。また、有機物と核種の錯形成については、炭酸などの他の配位子との競合を考えるとその影響は少ないと報告している。また、天然バリア中の核種移行評価としては、これまでは主に均質なマトリクス試料を用いて取得したデータに基づく評価が行なわれてきたが、実際の地質環境においては、鉱物分布や人工バリア周辺岩盤の割れ目の不均一性のもたらす影響について考慮する必要がある。これらの点について、H12レポート以降の最新の知見を踏まえて、処分システムの過渡的变化に対応した安全評価、特に核種移行評価の実施を目的として、長期に渡る天然バリアシステム中の核種移行に影響を及ぼす可能性のあるこれらの不確実性要因について研究対象とした。

(2) 不確実性要因の分析と課題の抽出

天然バリア中の核種移行における不確実性要因として、上述したH12レポートでの取扱いについて再評価を行なうことにした。H12レポート以降の関連プロジェクトを含む国内外の知見を踏まえて、天然バリアシステムにかかわる長期評価において考慮すべき諸要因のうち、特に核種移行に影響を与える可能性のあるいくつかの要因を整理した結果、検討対象として以下を抽出した。

- ・ 岩石マトリクスと割れ目中の不均質性を考慮した核種移行評価技術の開発
- ・ 有機物の影響評価手法の構築
- ・ 微生物の影響評価手法の構築

図2.4.1-1に割れ目系での核種移行現象と核種移行におよぼす有機物影響現象のモデル概念を示した。人工バリア周辺の掘削影響領域においては、応力開放による岩体表面での割れ目系が卓越しており核種の収着、拡散に対する影響を考慮する必要がある。また、亀裂中に存在する炭酸鉱物等の充填鉱物が存在した場合、核種移行が遅延されるか否か評価することも課題である。有機物影響については、地下水中的の溶存有機物と核種の相互作用として錯形成による地下水中的の見かけの核種濃度を増加させる現象や、核種イオン自身の収着・拡散の妨害による遅延機能の低下、有機物が岩体表面へ付着することによる岩体表面特性の変化などの評価が、その必要性の検討を含め課題である。

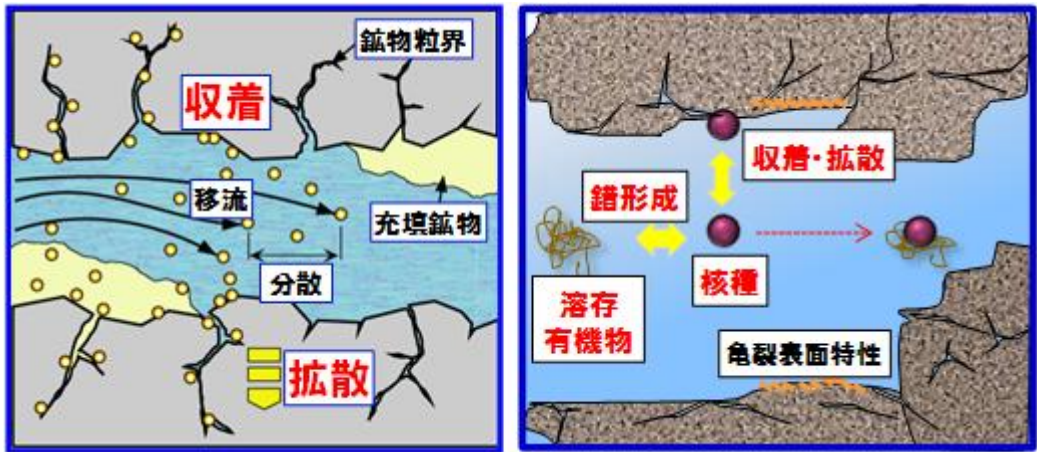


図 2.4.1-1 割れ目系核種移行と有機物影響評価のモデル概念

図2.4.1-2に核種移行に対する微生物影響の概念図を示した。H12レポート以降の研究として平成19年度から平成24年度にわたって実施された受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」の中で、微生物影響の現象理解と地下水化学に対する微生物影響評価コードが提案されている。同プロジェクトの中で指摘された課題の整理をしつつ、処分システムの埋め戻しから核種移行段階にいたる変遷を考慮して課題の抽出を行なった。微生物影響に関する現象理解の程度を把握し、微生物が地下水化学や核種移行に及ぼす定量的影響評価手法を構築し、室内試験によるパラメータ取得、原位置による評価・確認試験を通してその信頼性を確認することを目的として、バイオフィームへの核種の収着、拡散および核種を収着したバイオコロイドの核種移行への影響について検討することとした。

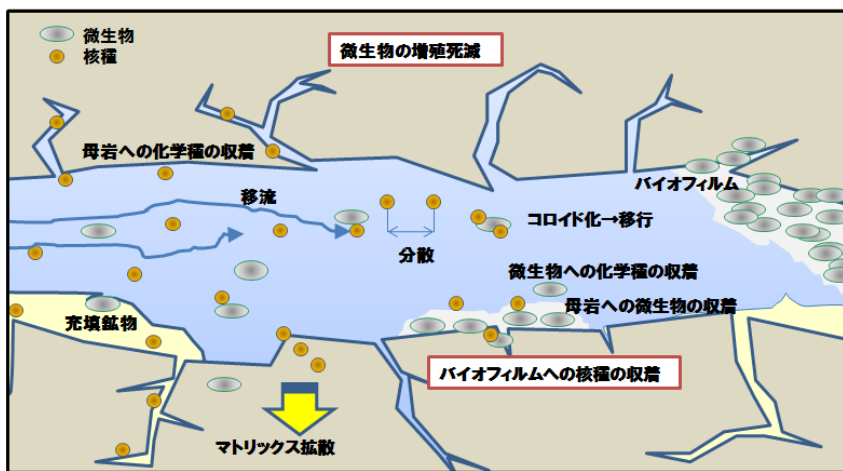


図 2.4.1-2 核種移行に対する微生物影響の概念図

以上を踏まえ、岩石マトリクス/割れ目系における不均質性を考慮した核種移行評価手法および有機物・微生物等の核種移行影響評価手法開発に関わる課題を抽出するとともに、それらの評価手法を実際の複雑な割れ目や収着・拡散特性を考慮に入れた原位置試験に適用さ

せることで、より信頼性の高い評価手法を構築するためのアプローチについて検討した。

(3) 課題解決アプローチの検討

岩石マトリクス/割れ目系における不均質性を考慮した核種移行および微生物、有機物による影響評価を検討するため、図2.4.1-3のようなアプローチをとることとした。

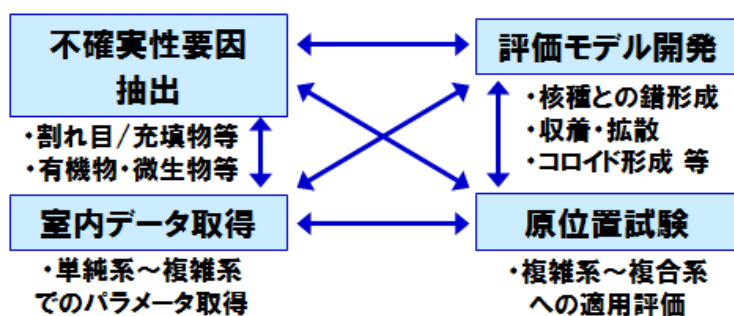


図 2.4.1-3 不確実性要因の評価モデル開発へのアプローチ

今年度はこのアプローチに従い、不確実性要因の抽出と各要因についての分析評価を進めた。評価の進め方として、①これまでの関連プロジェクトの成果や国内外の論文等を整理して、H12レポート以降の最新の知見を踏まえた課題抽出を行い、②H12レポートにおける性能評価体系に基づいて、それぞれの課題の重要性を把握するとともに、③原位置における試験への適用を念頭においたデータ取得手法や評価モデルの開発についての研究開発の方向性を提示することとした。具体的に不確実性要因として取り上げたのは、岩盤中の割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響である。これらの要因における最新の知見は種々あるものの、その精度、信頼性には大きな違いがある。このため、評価方法や評価に必要なパラメータの整備状況、原位置試験までの展開を念頭においたデータ取得やモデル化手法について海外事例調査等を整理し、シナリオの再検討や核種移行解析の実施等を通じてその安全評価上の影響度合いを基に取り組みべき課題を絞り込んだ。最後に、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を含めた核種移行影響評価手法の構築・確認のアプローチとして提示した。今後、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を実施し、各モデルの再構築・確認を実施する。なお、岩石マトリクス/割れ目系における不均質性を考慮した核種移行評価、有機物による影響評価については、これまでの関連プロジェクトの成果を踏まえつつ、一部データ取得にも着手した。

2.4.2 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価技術の開発

(1) 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行の不確実性要因抽出と課題解決アプローチ

1) 原位置トレーサー試験を中心とした関連研究動向調査

岩石マトリクス中の収着・拡散研究については、結晶質岩系では花崗岩、堆積岩系では粘土岩を中心として、多様な岩種を対象に国内外で精力的に研究が実施されてきた。平成24年度まで実施してきた受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」においても、幌延泥

岩（堆積岩）、グリムゼル花崗岩（結晶質岩）を対象に、主にマトリクス中の吸着・拡散メカニズムの把握に焦点をあて研究を進めてきた（日本原子力研究開発機構、2013d）。岩石マトリクス中の現象理解についても、引き続き検討すべき課題は存在するが、実際の地下深部の母岩のバリア性能を把握・評価するうえでは、複雑な割れ目部の吸着・拡散挙動の理解、また、核種移行モデルやパラメータの原位置試験を通じた確証が重要な課題である。近年、海外の地下研究施設においても、様々な原位置試験が進められており、ここでは、不確実性要因と課題の検討に資するため、代表的な原位置試験を調査した（表2.4.2-1）。

表 2.4.2-1 海外の地下研究施設における原位置トレーサー試験の代表的事例

プロジェクト	原位置トレーサー試験の概要
TRUE-1 -Åspö/Sweden -花崗岩	TRUEの一連の試験目的は、モデル概念の現実性を評価すること、モデルに必要なデータがサイト調査により取得可能か検討すること、核種の移行・遅延の原位置データを提供することである。単一割れ目を対象とした詳細スケールのTRUE-1原位置トレーサー試験は、深度約400mの地点で実施された。TRUE-1における原位置トレーサー試験は、5m程度離れた複数の孔間で行われた。非吸着性トレーサーを用いた試験の結果、有効間隙率は0.5~0.044、分散長は0.3~2m（移行距離の10%程度）が得られた。吸着性トレーサーを用いた試験の結果、吸着能は $^{22}\text{Na}^+ < ^{47}\text{Ca}^{2+} \approx ^{86}\text{Sr}^{2+} < ^{86}\text{Rb}^+ \approx ^{133}\text{Ba}^{2+} < ^{137}\text{Cs}^+$ の順であり（室内試験の結果と整合）、 $^{137}\text{Cs}^+$ では注入量の約63%が吸着するとの知見が得られた。最大の遅延メカニズムは、無制限のマトリクス拡散・吸着であると解釈された（Winbergら、2000）。
CHEMLAB -Åspö/Sweden -花崗岩	CHEMLABは、特別製のボーリング孔探査装置（borehole probe）を用いて、原位置の岩石マトリクス中の放射性核種の遅延データを取得することを目的に段階的に実施されてきた。CHEMLAB-1では、原位置での圧縮ベントナイト中の陽イオン（ Cs^+ 、 Sr^{2+} 、 Co^{2+} ）及び陰イオン（ I^- 、 TeO_4^{2-} ）の拡散について調査され、特に TeO_4^{2-} の酸化還元について検討がなされた。一方、CHEMLAB-2では、単一亀裂中のアクチニド（Am、Np、Pu）の移行挙動が調査された。その結果、Np(V)が移行中にある程度還元されており、四価の状態で母岩中に保持されていることを見出した。回収されたコアの α ラジオグラフィックにより移行経路を調査しており、亀裂の形状や表面積の局所的なバリエーションが、吸着特性のバリエーションよりも移行遅延に大きく影響を及ぼすことを示した（Römerら、2002）。
LTDE-SD -Åspö/Sweden -花崗岩	Long-Term Sorption and Diffusion Experiment (LTDE-SD)は、天然の単一割れ目及びマトリクス中の吸着・拡散特性を、原位置の岩圧と地球化学条件下で取得することを目的としている。しかしながら、還元条件の維持が計画されたが難しく、実験条件は酸化条件下となり、酸化還元に敏感な核種のデータ取得は断念された。約7ヶ月間トレーサーの循環が実施され、終了後にはオーバーコアリング試料に対して、非常に詳細な分析がなされた。Na-22、Cs-137、Ba-133、Ni-63、Cl-36といった多様な吸着特性をもつ核種のデータが取得され、並行して室内実験データを取得し、原位置と室内データの比較検討を行っている。データの解釈については、現在も検討が継続されている（Widestrandら、2010）。
LTD -Grimsel/Swiss -花崗岩	花崗岩マトリクス中の拡散と遅延メカニズムを理解することを目的とした原位置長期拡散（LTD: Long Term Diffusion）試験プロジェクトである。Phase Iでは、モノボール系でHTO、 Na^+ 、 Cs^+ 等を含むトレーサーを2年半程度拡散させ、トレーサー濃度の減衰とオーバーコアリングによる岩石中プロファイルが取得された。岩石中の拡散深さは、HTOで20cm、 Na^+ で10cm、 Cs^+ で1cm程度であり、ポアホール内表面の損傷部（BDZ）も考慮して拡散・吸着パラメータが評価された。並行して室内試験との整合性や、間隙率の差異、BDZの影響等の補正、陽イオン加速や陰イオン排除等のメカニズムについても検討された（Solerら、2013）。また、同URLで実施された間隙構造（Pore Space Geometry）評価プロジェクトにおいて、原位置と室内での間隙特性（間隙率や連続性）の差異についても分析評価がなされている。
DI-A -Mont Terri /Swiss -粘土岩	モンテリ原位置試験場での原位置拡散試験（DI）は、オパリナス粘土岩中の核種移行を支配する拡散特性の原位置での確認を目的として段階的に実施されてきた。最初の試験はHTOやI等の非吸着性トレーサーから始められ、次の段階でNaやCsの吸着性トレーサー（DI-A1）、さらにより高吸着性を含むCs、Sr、Co、Eu等の多様なトレーサー（DI-A2）へと展開され、DI-Aの試験ではオーバーコアリングして、岩石内部の濃度プロファイルが測定された。並行して、様々な室内試験も実施され、原位置データの解釈や室内と原位置のデータの整合性等が確認された（Wersinら、2008）。また、本プロジェクトは、多様な解析評価の取組みがなされており、PHREEQCのTransport機能を改良しながら、イオン交換吸着モデル、粘土表面の電気二重層、粘土層間中の拡散への寄与等、最新の知見を反映したモデル解釈が検討されている（例えば、Appeloら、2010）。

2) 関連研究動向調査を踏まえた不確実性要因の抽出

この他にも多数の原位置試験プロジェクトがこれまでに実施されているが、多くの国が継続して原位置試験を現在も精力的に進めており、核種移行評価モデルやパラメータの原位置での確証の重要性と難しさを示している。堆積岩系では、スイスMont Terri、フランスBure、ベルギーMolなど粘土岩に焦点が当てられており、透水性が極めて低いために物質移動は拡散

によって支配される。このため、原位置試験を含めてマトリクスの拡散・収着メカニズムの理解とモデル化、間隙水の抽出・評価、天然同位体プロファイルによる長期拡散の立証などが中心的な課題となっている。ただし、粘土岩以外の堆積岩においては、割れ目の頻度や割れ目に沿った物質移行特性の把握評価が重要となる場合もありうる。他方、結晶質岩系（スウェーデンÄspö、フィンランドONKALO、スイスGrimselなど）では、亀裂とマトリクスから成る二重間隙モデル体系に関連して、割れ目の特性（充填鉱物、flow-wetted-surface area）、マトリクス拡散深さ等の把握評価が重要となる。また、花崗岩等では選択的に核種を収着する黒雲母等の分布の不均質性を考慮する必要があること、試料粉碎時の不均質性や表面積の増大等の誤差要因が大きいことも重要な課題として認識されている。いずれの岩種にも共通する課題としては、室内試験で取得される様々なデータやモデル等を、室内と原位置の岩石特性の把握をもとに、アップスケーリングする方法である。また、原位置で信頼性の高いデータ取得が難しく、各国とも放射性トレーサーの利用、原位置試験の装置改良や分析精度向上などの課題への取り組みが進められている。以上の調査結果を踏まえ、岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価の課題を表2.4.2-2にまとめる。

表 2.4.2-2 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行に係る不確実性要因と課題の抽出

分類	課題の概要
原位置試験 関連	<ul style="list-style-type: none"> ・マトリクス/割れ目/充填物の特性、不均質性/代表性等の把握 ・マトリクス中の収着・拡散特性の原位置トレーサー試験による把握 ・割れ目中の移行遅延特性の原位置トレーサー試験による把握 ・天然同位体トレーサーによる長期マトリクス拡散の根拠 ・地下水/間隙水の抽出評価技術と長期変遷予測評価モデル
室内データの 原位置への 適用・補正	<ul style="list-style-type: none"> ・室内データから原位置データへのアップスケーリング手法 ・間隙特性（間隙率や連続性等）の室内と原位置との比較評価 ・粉碎試料～岩石コア～原位置での表面特性の差異を考慮した収着特性の補正評価手法 ・室内試験における拡散データのスケール効果の把握と補正評価手法
拡散・収着 メカニズム	<ul style="list-style-type: none"> ・核種収着に支配的に寄与する鉱物（粘土鉱物、雲母等）の特定 ・拡散特性に及ぼす陽イオン加速、陰イオン排除効果の把握 ・鉱物分布の不均質性（花崗岩中の黒雲母等）が収着・拡散特性に及ぼす影響評価 ・岩石中の収着・拡散に対する現象論的モデルの適用評価手法 ・有機物/微生物等の天然起源、セメント等の人工起源の不確実性要因の影響評価

3) 課題解決に向けたアプローチ

これらの不確実性要因と課題に対して、これまで受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」で進めてきた幌延の泥岩（堆積岩）及びグリムゼルの花崗岩（結晶質岩）を対象としたアプローチ（日本原子力研究開発機構，2013d）を継承・発展させる形で進める。これまでに、マトリクスを対象として、バッチ系/粉碎試料と拡散系/コア試料のデータ整合性の評価、現象論的モデルの適用評価など、主に室内試験による収着・拡散メカニズムの理解に

焦点をあててきた。これらの室内試験によるメカニズムの理解を継続しつつ、図2.4.2-1に示すように、原位置試験と連携した室内から原位置へのアップスケールリング手法の構築に力点をおいて進める。特に、堆積岩系については、幌延深地層研究所での割れ目系を含む複数の原位置トレーサー試験が進められており、原位置試験をサポートする室内データを取得するとともに、これまでに蓄積してきたデータやモデルをもとに解析評価等を検討する。結晶質岩については、従来より共同で進めている原位置長期拡散（LTD）プロジェクトとも連携して、スイスグリムゼルの花崗岩マトリクスを対象に、特に花崗岩系での課題となる試料の粉碎影響も含む室内～原位置の補正評価、鉱物の不均質分布の影響評価等の把握を進めつつ、原位置へのアップスケールリング手法の構築・検証を行う。

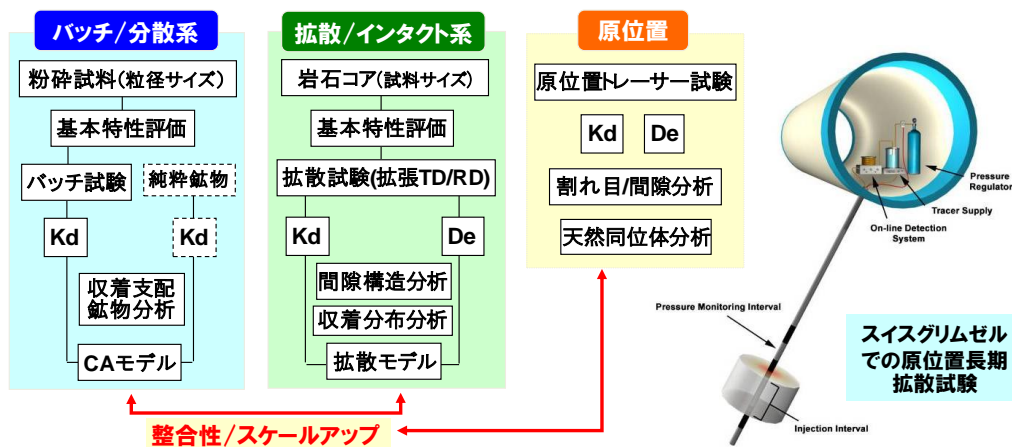


図 2.4.2-1 岩石系を対象としたバッチ～インタクト～原位置を含む研究アプローチ

(2) 堆積岩系の評価技術の開発

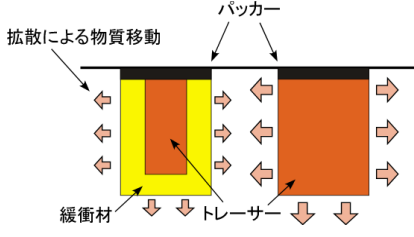
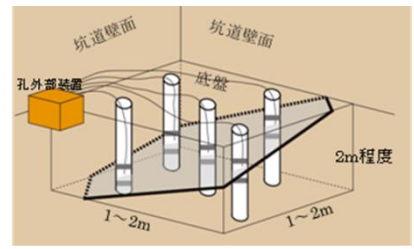
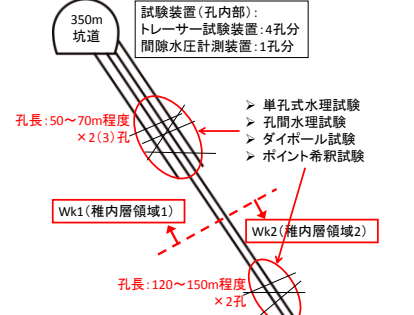
1) 幌延の泥岩を対象としたこれまでの成果・課題と開発アプローチ

平成24年度までに実施してきた受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」では、幌延深地層研究所の堆積岩を対象として、多様な核種の収着・拡散データを取得するとともに、現象論的収着・拡散モデルを検討してきた（日本原子力研究開発機構，2013d）。主に対象としたのは幌延深地層研究所のHDB-6孔の深度500-600 mの稚内層から採取した珪質泥岩である。最初に取得したCs, I, HTOの収着拡散データのイオン強度依存性からは、幌延泥岩中のイオンの拡散は粘土鉱物表面での静電的相互作用に支配され、一方でCsの収着についてはイライトとスメクタイトの粘土成分によって支配されることが確認され、それぞれベントナイト系のモデルの拡張によって解釈可能であることを示した（Tachiら，2011；図2.4.2-4参照）。さらに、高収着性核種のNi, Am, Thなどを対象に収着・拡散データを取得し、分配係数についてはバッチ法と拡散法で概ね整合すること、Niについては、Csの場合と同様に粘土を主体とした収着モデルによって概ね解釈可能であることなどを示してきた（日本原子力研究開発機構，2013d）。

ここでは、これまでの成果に基づき、幌延深地層研究所で進められている原位置トレーサー試験と連携した室内データ取得、モデルの活用等も含めた原位置トレーサー試験の解釈、

それらに基づく室内から原位置へのアップスケリング手法の検討を実施する。幌延深地層研究所では、表2.4.2-3に示す3種類の原位置トレーサー試験が計画されている。いずれも350m調査坑道において、稚内層を対象に実施される。

表 2.4.2-3 幌延深地層研究所で計画されている原位置トレーサー試験の概要

試験名	試験の目的と概要
健岩部/マトリクスを対象としたトレーサー試験	<ul style="list-style-type: none"> 坑道底部に開削したボーリング単孔内にトレーサーを充填し、オーバーコアリングにより岩石中のトレーサー分布を取得 コア及び孔壁の観察、イメージング等によりマトリクスの物質移行特性を把握 人工バリアの有無、2種類の孔径（76mm, 150mm）の計4種類の試験を実施 
単一割れ目を対象としたトレーサー試験	<ul style="list-style-type: none"> 坑道底部に存在する単一割れ目を対象とした孔間の水理試験とトレーサー試験を実施 複数の孔間試験によって割れ目の物質移行特性の不均質性を把握 ブロック開削、または、コア抜き等による割れ目/マトリクス試料の採取と内部トレーサープロファイルの取得 
割れ目帯を対象としたトレーサー試験	<ul style="list-style-type: none"> 割れ目帯を対象とした長尺（50～150m程度）の複数孔を利用したダイポール試験 稚内層の中で岩盤特性が変化する境界面の上下2箇所を実施 コア観察、BTV観察、物理検層、流体検層、トモグラフィー探査を実施したうえで、単孔式及び孔間水理試験、トレーサー試験を実施 

上記したこれまでの成果を踏まえれば、今後の課題として特に重要なのは、割れ目を含むより複雑な系での核種移行評価と、マトリクス中の核種移行を含む原位置試験における確証評価である。ここでは、まず、割れ目系の室内試験データを取得する手法の検討に着手するとともに、これまでに開発してきたモデルの適用も念頭においた原位置トレーサー試験の解析評価手法について調査を行った。

2) 幌延泥岩の割れ目系試料の核種移行特性の取得評価

① 岩石試料調整

単一割れ目を対象とした原位置試験をサポートする室内データを得ることを目的に、割れ目からマトリクスまでの岩石特性、収着・拡散特性の一連の特性を把握評価するための室内

試験を検討した。天然の単一割れ目を含む既存のボーリングコアから、コアに沿った割れ目を含む保存状態の良好な試料として、SAB-2孔の深度288-289mの稚内層のコアを採取した。割れ目とマトリクス部の鉱物、間隙、収着・拡散等の一連の特性を評価するため、割れ目を含むコア状の試料を用いた低流量通水試験、割れ目部とマトリクス部の拡散試験及びバッチ収着試験を行うこととし、図2.4.2-2に示すような試料加工と試験装置作製を行った。

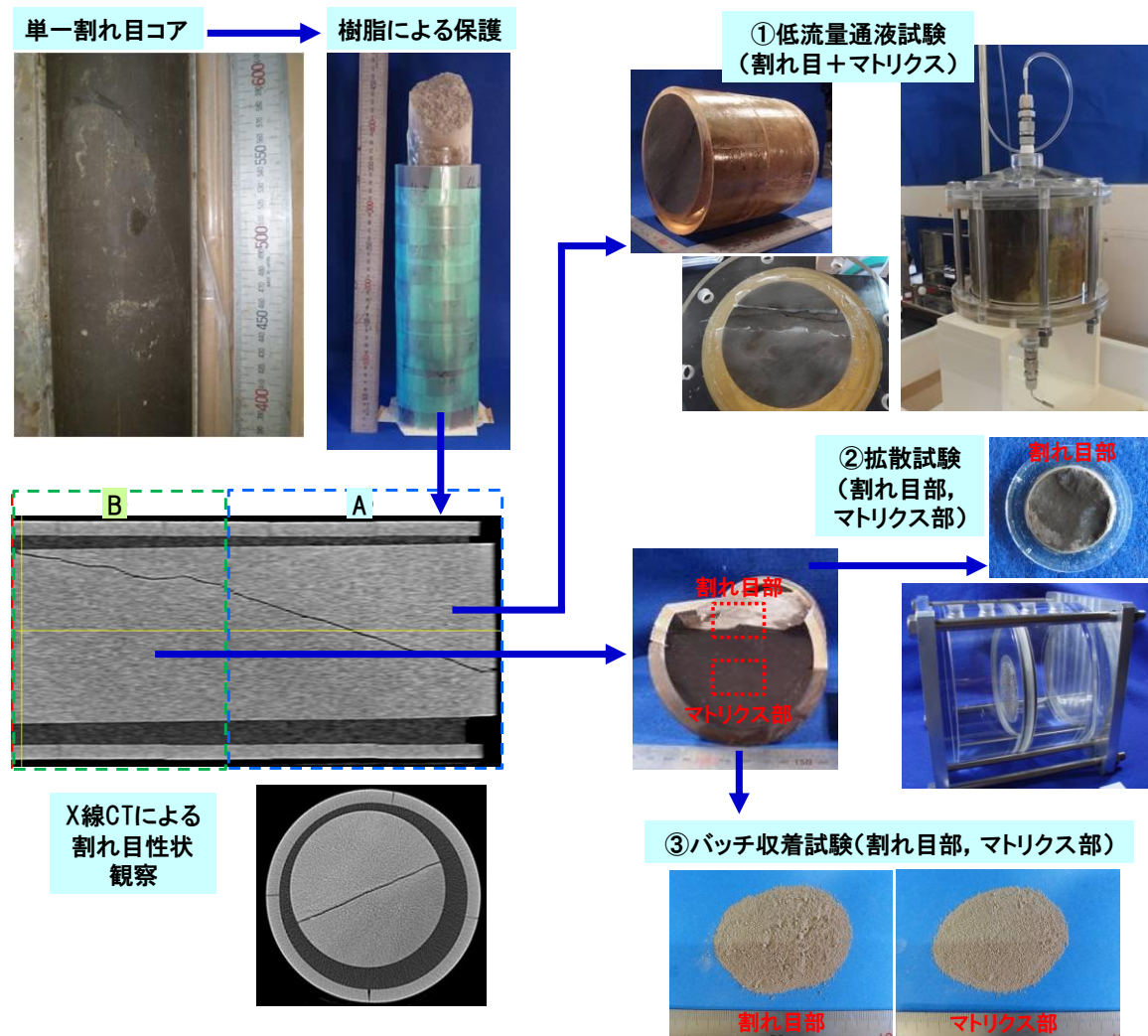


図 2.4.2-2 割れ目を含む堆積岩試料の特性評価試験と試料準備状況

コア試料は樹脂で保護・固定した状態で、X線CT測定を実施し、割れ目の開口幅は1mm程度であることを確認した。低流量通水試験試料は、図中のA部を切断し、両面の割れ目部以外をシーリングしたうえで、デッドボリュームを最小化したアクリル製試験セルに設定した。拡散試料は、図中のB部の割れ目面に対し、コアピッカーを用いて垂直にφ20mmのコアを採取し、割れ目面の凹凸をそのままの状態に厚さを5mm程度に調整したものを割れ目部試料とし、割れ目から離れた部分をマトリクス部試料とした。バッチ試験試料は、割れ目表面部とマトリクス部を粉砕した試料を60mesh(250μm)アンダーに篩分したものを試料とした。

② 岩石基本特性の評価

割れ目部とマトリクス部の基本特性の把握として、鉱物組成（X線回折）、化学組成（蛍光X線分析）、比表面積（BET）、陽イオン交換容量（CEC）、間隙孔径分布（水銀圧入）の測定を実施した。分析結果の一部を、表2.4.2-4に示すが、いずれの特性にも割れ目部とマトリクス部で顕著な差は認められず、これまで把握されている稚内層の標準的な特性であった。

表 2.4.2-4 割れ目部とマトリクス部の岩石基本特性

特性	割れ目部	マトリクス部
XRDによる同定鉱物	石英、曹長石、スメクタイト、イライト	同左
BET比表面積 (m ² /g)	48.21	44.89
CEC (meq/100g)	21.0	21.1

③ 地下水組成とトレーサー元素/濃度条件の設定

上記の一連の試験に用いる地下水組成とトレーサー元素/濃度条件は、実際の幌延での原位置トレーサー試験の成立性の検討や、試験後の試料分析方法の検討に資することも念頭に、できるだけ原位置トレーサー試験に相当する条件を検討のうえ、表2.4.2-5に示す条件に設定した。地下水組成は、350m調査坑道で採水された分析結果に基づくものである。ただし、一部大気下での試験とするために、原位置の炭酸濃度とpHを再現することは困難であること、また、これまでにマトリクス部を対象にデータ取得してきた条件との整合を考慮して、今回はpHを8.5程度に設定した。一方で、トレーサー元素と濃度の選定は、中性化学種、陰イオン、陽イオンの拡散特性を把握するとともに、非収着性から高収着性までの多様な収着特性をカバーすることを念頭においた。また、原位置試験は、放射性トレーサーではなく、安定同位体を用いることになるため、地下水に含まれるバックグラウンド濃度より十分に高く、溶解度よりも低く、かつ、分析可能である濃度条件を満たす必要がある。このような観点から、表2.4.2-5に示すトレーサーと濃度条件を設定した。なお、Iは、地下水のバックグラウンド濃度に対して1桁しか差異がないので留意が必要であり、Srはバックグラウンド濃度が溶解度に相当するため採用しないこととした。

表 2.4.2-5 各種試験に用いる地下水組成とトレーサー元素/濃度条件

地下水組成 (mg/L)	トレーサー条件 (mol/L)
pH: 8.5 I.S.: 0.24 Na: 3400, K: 65, Ca: 79, Mg: 54, Li: 8.7, Cl: 3931, SO4 ²⁻ : 0.147, TIC: 580	HDO: 10%, Cs: 10 ⁻⁵ , Ni: 10 ⁻⁶ , Eu: 10 ⁻⁶ , I: 10 ⁻³ , Se: 10 ⁻⁴

④ 試験結果

バッチ収着試験と割れ目部を対象とした低流量通水試験の途中結果の例を、図2.4.2-3に示す。同図(a)に示すデータは、反応時間7日でのK_dデータである。2種のろ過方法でのサンプリングを比較したが、ろ過方法による差異は認められなかった。割れ目部とマトリクス部のデ

ータを比較すると、上述したように鉱物組成やCECに差異は認められないことと整合して、いずれの元素の分配係数も両試料間でほとんど差がなかった。一方で、同図(b)に示す低流量通水試験拡散試験の結果は、Iが最も早く破過し、その後にSeが続き、Csについては現時点で破過が認められない。これらの結果は、同図(a)に示した分配係数と整合的な結果であり、今後、バッチ収着試験、拡散試験、低流量通水試験の一連の試験結果、後述する解析評価手法の適用も含めて、詳細な分析評価を実施していく計画である。

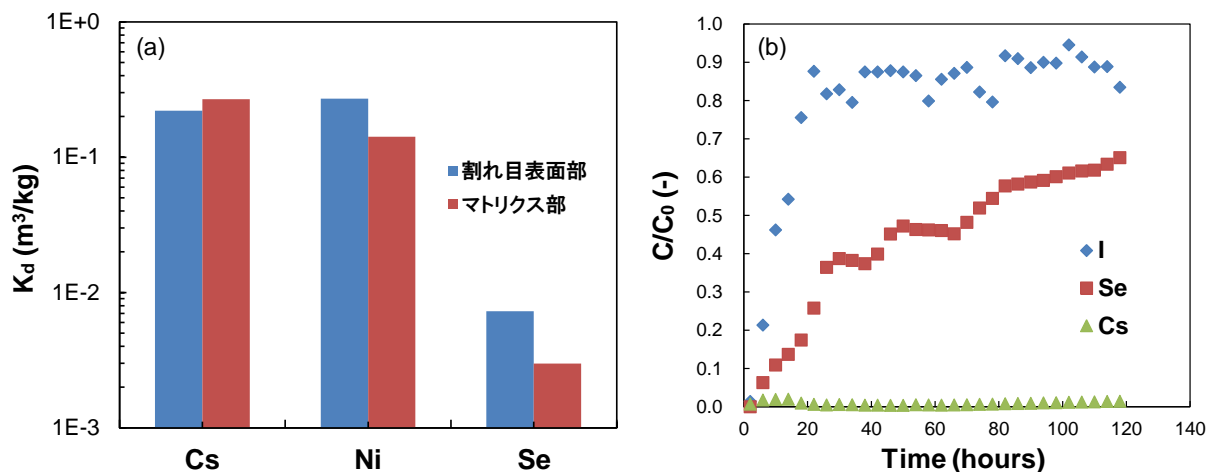


図 2.4.2-3 幌延堆積岩の割れ目部／マトリクス部のバッチ収着試験結果(a)及び割れ目部を対象とした低流量通水試験結果(b)

3) 原位置トレーサー試験の解析評価手法の調査

既述の通り、幌延の稚内層マトリクス部を対象として、これまでに様々な核種や環境条件での収着・拡散データを取得するとともに、モデル化の検討を実施してきた。例えば、Csについては、図2.4.2-4の右上図に示すように、バッチ収着データに明瞭な核種濃度依存性が認められ、この収着の核種濃度依存性 (Freundlichモデル) を考慮することによって、拡散データをより良く解釈できることを示してきた (Tachiら, 2011)。得られた収着分配係数の傾向性は、同図に示すように、イライトとスメクタイトの粘土成分の含有量とそれぞれの既存のイオン交換モデルとを組み合わせた加性則 (CA) モデルによって再現することができた。さらに、実効拡散係数についても陽イオンの加速、陰イオンの排除の傾向が認められ、同図右下に示すように、電気二重層理論に基づく拡散モデル、分析情報等から推定された間隙のサイズ分布を組み合わせることによって、拡散データの傾向性が概ね説明可能であることを示した。このような室内データで得られた知見を原位置トレーサー試験の解釈に反映するとともに、収着・拡散モデルを原位置試験を通じて検証することが重要な課題である。

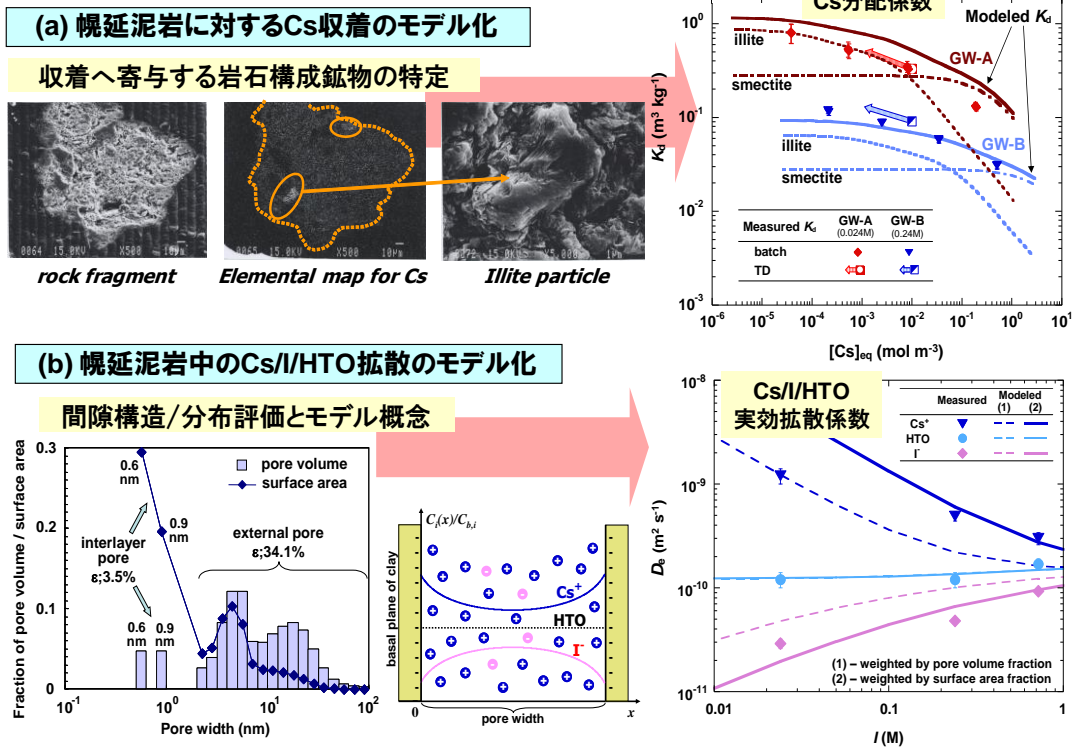


図 2.4.2-4 幌延泥岩中の Cs の分配係数 (a) と Cs/I/HTO の実効拡散係数 (b) 及びモデル化結果

このような収着モデルと物質移行を考慮した評価ツールとしては、2.3.2でも触れた地球化学計算コードPHREEQCの活用が考えられる。2.4.2(1)で調査した原位置試験のうち、堆積岩/粘土岩系であるMont Terri原位置試験場のオパリナス粘土岩を対象とした原位置拡散試験プロジェクト (DI) では、原位置試験データの解釈を、PHREEQCをTransport機能の開発・改良と連携して進めてきている (Appelo と Wersin, 2007 ; Appeloら, 2010) 。PHREEQCは化学反応・イオン交換反応・表面錯体形成反応といった瞬時平衡モデルと1次元輸送計算とを連成して計算を行うことができ、上記Appeloらの改良によって、化学種別の拡散係数を考慮した多成分系の拡散、さらには、粘土中の電気二重層 (diffuse double layer) および層間拡散 (interlayer diffusion) を計算する機能が追加されている。ここでは、Appeloらの解析手法を調査しつつ、今後の幌延原位置トレーサー試験の解釈への適用を念頭に、Tachiら (2011) のCsの拡散データに対して、多成分系の拡散機能とイオン交換反応機能を用いた予備的な計算を実施した。計算結果は図2.4.2-5に示す通り、上図に示した収着モデルの過小評価を反映した概ね妥当な結果が得られた。今後、表2.4.2-3に示したような3種類の原位置トレーサー試験のうち、マトリクスと単一割れ目を対象とした原位置トレーサー試験の体系での評価を検討していく。

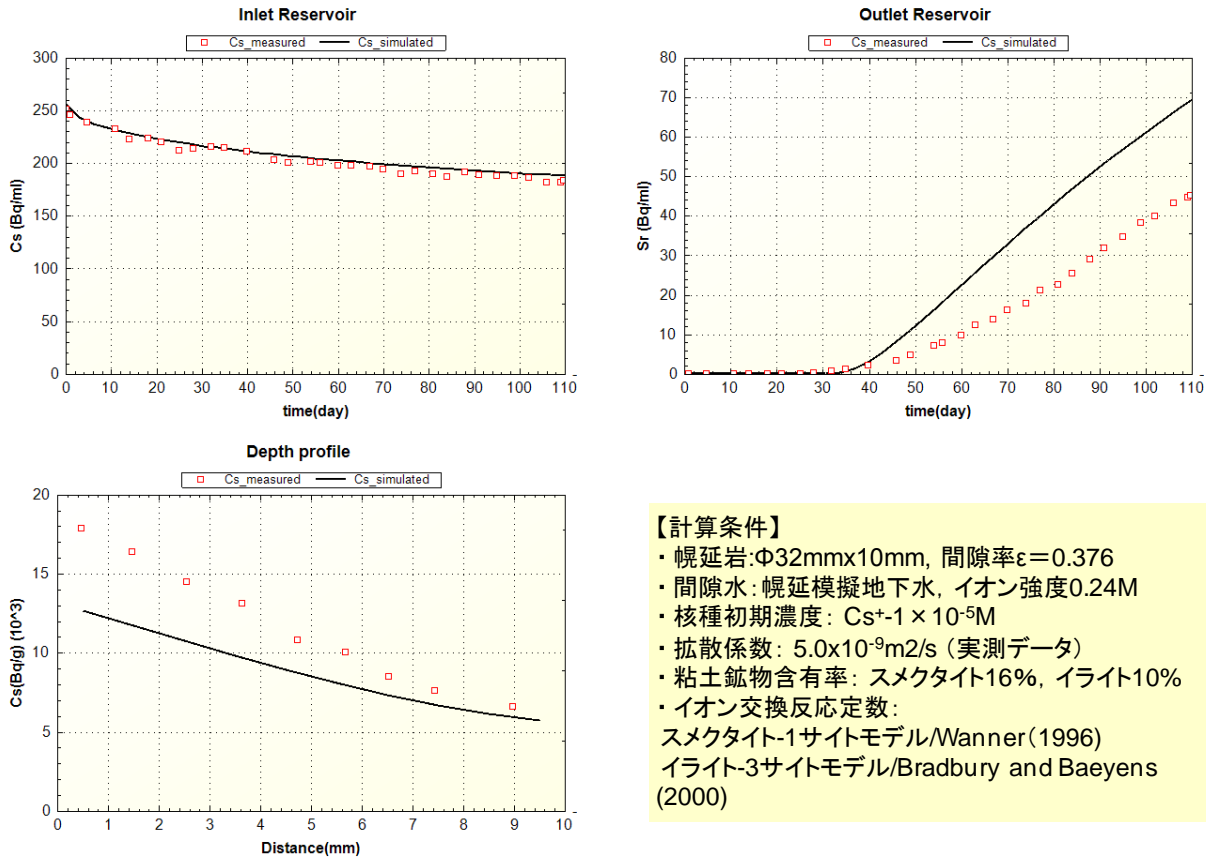


図 2.4.2-5 幌延泥岩中の Cs の室内拡散試験データの PHREEQC による評価結果

(3) 結晶質岩系の評価技術の開発

1) 結晶質岩系の収着・拡散評価に係るこれまでの成果・課題と開発アプローチ

結晶質岩中の核種移行評価における課題としては、2.4.2(1)で示したように、割れ目/充填鉱物とマトリクスからなる複雑な核種移行プロセス、マトリクス自体の鉱物分布等の不均質性、バッチ/粉砕系の分配係数の岩石コアや原位置岩石への補正に係る課題など、堆積岩中の核種移行評価に対比してより多くの検討課題がある。

平成24年度までに実施してきた「処分システム化学影響評価高度化開発」では、これらの課題に関連して、スイスグリムゼル原位置試験場の花崗岩試料を対象として、室内試験による信頼性の高い収着・拡散データの取得、間隙構造や収着支配鉱物の分析的検討及び収着・拡散モデルの検討、最終的には別途原子力機構も参加して進めている原位置長期拡散試験 (LTDプロジェクト) のデータの解釈評価までを検討してきた (日本原子力研究開発機構, 2013d)。これまでの室内試験では、LTDプロジェクトのフェーズIの原位置拡散試験との比較のため、フェーズIの原位置拡散試験場所で採取されたコア試料を用い、フェーズIの試験で使用したHT0 (トリチウム水: 中性化学種)、I (陰イオン)、Na, Cs (陽イオン) 等の核種の拡散・収着データを、拡張型TD/RD法及びバッチ法により取得評価してきた。その室内試験の結果や原位置試験データの解釈等を通じ、以下に示すような知見を得ることができた。

- ・ 実効拡散係数は、幾何学因子を考慮したモデルでは説明できず、鉱物表面での静電的相互作用による陽イオン濃集、陰イオン排除の効果が示唆された。
- ・ Cs と Na の拡散試料の内部プロファイルは、典型的な二重プロファイルを示し、マトリクス部分についても二重間隙構造あるいは試料表面の擾乱影響を考慮する必要性が示唆された。
- ・ Cs の拡散試料の表面分析からは黒雲母が Cs の吸着を支配しており、試料表面の黒雲母中の吸着が二重プロファイルの原因として考えられた。
- ・ Cs のバッチ吸着試験で得られた分配係数は、粒径サイズによってオーダーで変化し、粉碎影響が顕著であることが確認された。
- ・ 二重プロファイルの解釈も含めた室内試験データをもとに、原位置での BDZ の厚さや間隙率等の条件を考慮することにより、原位置拡散データを概ね解釈可能であることを示した。

これらの成果を踏まえつつ、グリムゼルのLTDプロジェクトではフェーズIIとして、より多様な核種をトレーサーとして用いたマトリクス部のダイポール拡散試験を実施している。本課題では、グリムゼル花崗岩のマトリクス部を対象に多様な核種のデータを取得しつつ、粉碎の影響や鉱物等の不均質性の影響も含め、吸着・拡散メカニズムの理解を深めるとともに、このフェーズIIの原位置試験を通じた確証評価を検討していく。なお、結晶質岩の割れ目系の知見についても、既往の研究調査を詳細に進めつつ、課題とアプローチを検討していく。

2) グリムゼル花崗岩マトリクス中の吸着・拡散データの取得評価

上記のこれまでの成果及びグリムゼルLTDプロジェクトのフェーズIIの原位置試験で対象とするトレーサー (Na, Cs, Cl, HTO, Se, Ba) を考慮し、Cs, Cl, Ba, Ni, Se等のデータを拡充し、吸着・拡散メカニズムの理解と、原位置試験データの解釈並びに室内から原位置へのアップスケール手法について検討を進めることとした。ここで、Niについては、より高吸着性核種であり、イオン交換と表面錯体の双方が吸着反応に寄与すること、安定同位体を原位置トレーサー試験で活用できる可能性などを念頭に選定した。

グリムゼルLTDプロジェクトのフェーズIIの原位置試験場所から採取したコアを用いて、これまでのデータ取得状況も踏まえ、今年度はBa, Ni, Cl等のデータ取得を実施している。バッチ法による吸着分配係数は、BaとNiを対象に試料粒径やイオン強度等の影響に着目してデータを取得している。BaとNiの分配係数を、これまでに取得しているCsのデータとともに、図2.4.2-6(a)に示す。いずれの核種も、試料の粒径が細くなるほど、分配係数 (K_d) は大きくなり、各粒径試料の比表面積 (SA) と明瞭な相関を示した。特にCsとBaは非常に類似した傾向を示し、一方でNiについてはその変化がCs, Baと比較して小さく、これらの核種の吸着メカニズムの違いも考慮した検討が必要である。一方で、実効拡散係数 (D_e) についても、これまでの取得データにBaを加えて、図2.4.2-6(b)に比較する。Baの実効拡散係数は、Csよりも若干低い値を示したが、CsやNaと同様に狭隙間隙中での静電的相互作用により陽イオンの拡散が促進される傾向が改めて確認された。また、間隙の形状因子 ($\epsilon\delta_g/\tau^2$) のみを考慮し

た拡散モデル (Van Brakel と Heertjes, 1974) で評価される拡散係数との比較を行ったところ、2価陽イオンであるBaのモデル計算結果とのギャップは、1価陽イオンであるNaとCsに比べて2倍弱となっており、静電的な相互作用を考慮して解釈できる可能性が確認された。

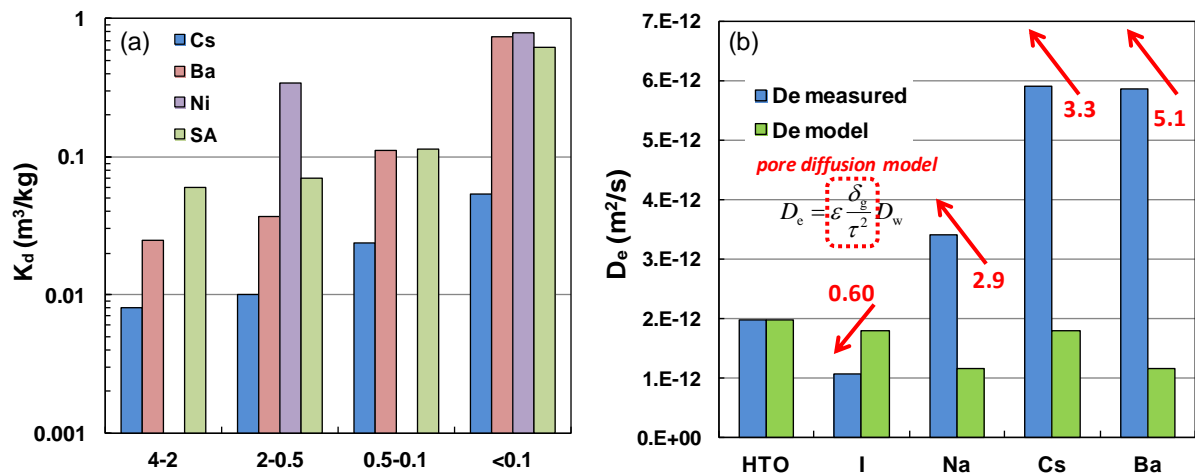


図 2.4.2-6 グリムゼル花崗岩に対する分配係数(K_d)の粒径依存性(a)及び実効拡散係数(D_e)の幾何学因子モデルとの比較(b)

グリムゼル花崗岩に対する収着支配鉱物を特定するために、安定Csを100ppmの濃度で接触させた試料を対象に、電界放射型走査顕微鏡 (FEI製Quanta250FEG)/エネルギー分散型X線分析システム (Thermo Fisher製NORAN System 7 312E)を適用した分析評価を試みた。このエネルギー分散型X線分析システムは、各元素のマッピングに加えて、各ポイントで検出したスペクトルから類似した組成をもつエリアを自動的に識別・分離する機能を有するものである。この機能を適用した分析結果を図2.4.2-7に示す。上段に示すように、試料の観察面とCsのマッピングからも黒雲母の寄与が確認できるが、下段に示す相分析からもCsと黒雲母との相関が確認された。これらの結果から、Csの収着への黒雲母の支配的寄与を確認することができ、さらに定量的に踏み込んだ評価や他の元素での確認も含めて、今後さらに検討していく。

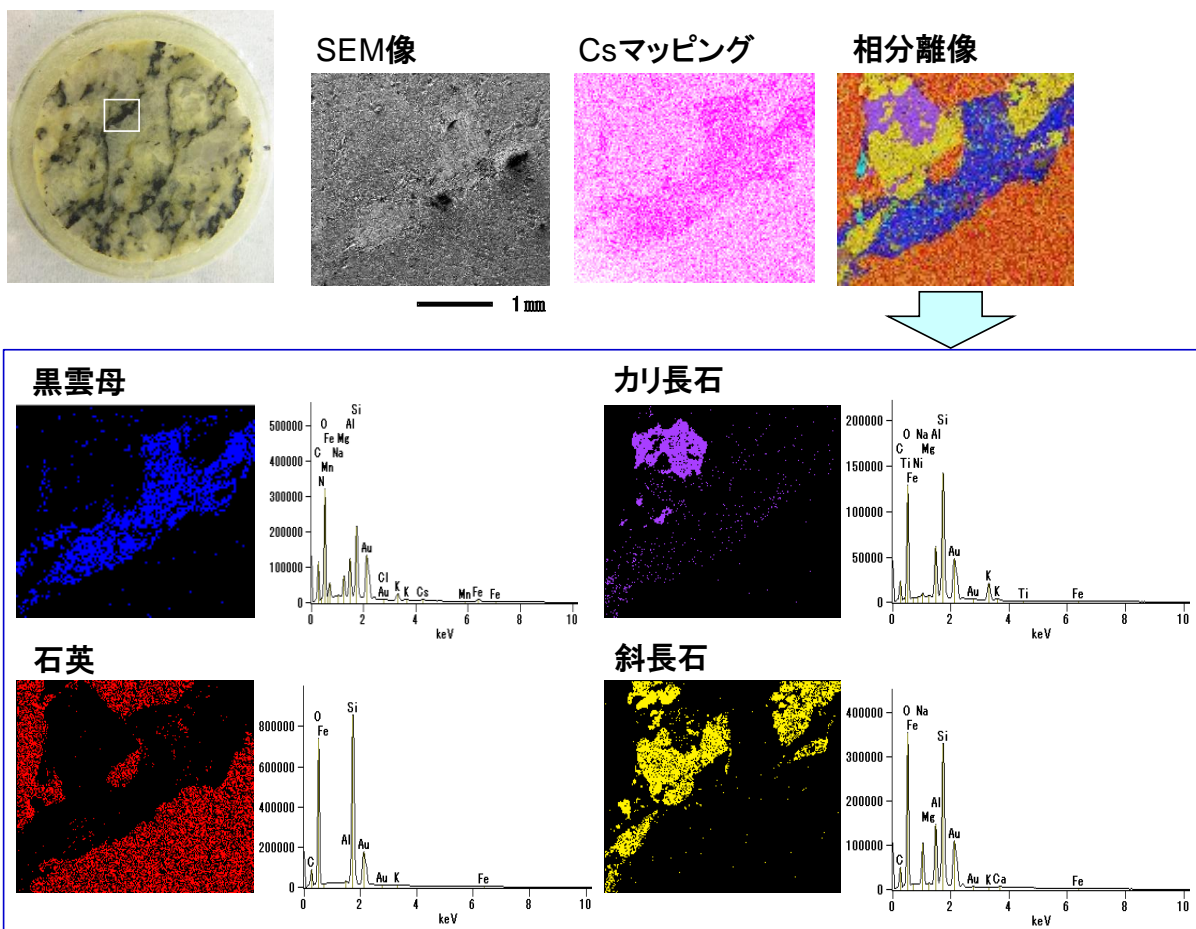


図 2.4.2-7 グリムゼル花崗岩の Cs 吸着試料の SEM/EDS 分析結果

3) 花崗岩マトリクスの不均質性の評価手法の調査

核種移行特性、特に分配係数に関するデータセットを作成するための情報は、主として小規模な岩石試料を用いたバッチ吸着試験によって得られたデータである。特に花崗岩等の結晶質岩については、粉碎した岩石試料が用いられることの課題として、次のような点が挙げられている。すなわち、1) 結晶質岩マトリクス中の核種の拡散はおもに結晶粒界において生ずるため、粉碎された岩石試料の有する吸着能力の全てが実際の核種移行に際して accessibleなものではないこと、2) 例えば花崗岩の場合、種々の鉱物から成る岩石全体としての核種に対する吸着能力は、黒雲母等の比表面積やCECの際立って大きな鉱物によって支配されるため、比較的小さい岩石試料の場合、これら吸着支配鉱物の含有率のばらつきが大きくなり、極端な評価になる可能性があること、などである。そこでこのような点を考慮して、鉱物分布や結晶粒界等の微視的な不均質性に基づき実験室での吸着試験結果を理解することにより、安全評価における核種移行解析で必要とされる岩石のバルクとしての吸着特性をより整合性の高い手法で推定するための解析モデルを提示し、その検証解析を行った。

低透水性の岩体マトリクス中のような三次元不均質場において、分子拡散による物質移行解析のシミュレーションとしては、ランダムウォーク法が知られている (Seida ら, 2009)。これは対象となる系をメッシュ分割して、種々の鉱物をランダムに配置し、分子拡散による

核種移行をランダムウォークにより解析する手法である。既往の研究により、3次元不均質場でのランダムウォーク法による詳細な核種移行モデルを用いた解析において、以下のような傾向が見られた。

- ・ ほとんどの核種は鉱物の結晶粒界（鉱物結晶間の細孔間隙）を拡散経路として通過し、結晶内部を通過する核種の割合は極めて小さい
- ・ 拡散経路の下流端での核種の破過曲線は、異なる特徴を有する移行経路のグループに対応した複数の破過曲線の重ね合わせとして解釈できるが、移行距離の増加とともに支配的なグループの平均的な見かけの拡散係数は、収着特性が高い黒雲母の見かけの拡散係数と、それ以外の鉱物（分配係数がほとんどゼロ）の見かけの拡散係数との調和平均に漸近する傾向を示す

こうした結果を踏まえて本研究では、不均質な鉱物組成を反映した核種移行遅延挙動に関する簡易な統計的モデルを構築し、その結果を3次元不均質場でのランダムウォーク法による詳細な核種移行解析結果と比較することによりモデル検証を行う。

簡易化した統計的モデルとして、次のような仮定に基づくモデルを考える。

- ・ 主要な核種移行経路である結晶粒界のみに着目する
- ・ 移行経路に沿った各鉱物粒子の分布は、ポアソン分布に従うものとする
- ・ 核種の移行は各経路の始点から終点に向けて生じ、経路間の核種の乗り換えの効果は無視できるものとする
- ・ 各移行経路の屈曲率は1とする
- ・ 各経路における平均的な見かけの拡散係数は、経路に沿った黒雲母領域とそれ以外の鉱物（長石を仮定する）の領域の存在比を重みとした調和平均に従うものとする
- ・ 対象とする試料全体としての平均的な見かけの拡散係数は、各経路に沿った見かけの拡散係数の算術平均に従うものとする

上記で定義した統計的モデルを検証するため、3次元不均質場でのランダムウォーク法とともに試解析の結果を示す。ランダムウォーク法による三次元解析の結果より、主要な拡散の経路は各鉱物の粒界部分であると推定し、黒雲母（密度：2550 [kg/m³]、間隙率：0.1 [-]、粒子内の実効拡散係数： 1.26×10^{-12} [m² s⁻¹]、分配係数：50 [m³ kg⁻¹])と長石（密度：2550 [kg/m³]、間隙率：0.1 [-]、粒子内の実効拡散係数： 2.25×10^{-12} [m² s⁻¹]、分配係数：0.05 [m³ kg⁻¹])の粒界に関する物性データを用いて、岩試料の厚みと見かけの拡散係数との関係を解析した。また統計的なばらつきが出ないように、岩試料の面積は、鉱物の大きさ2 [mm]に対し十分大きい1 [m²]とした。岩試料の厚みを500 [mm]まで考えて解析した結果を、図2.3.2-8に示す。

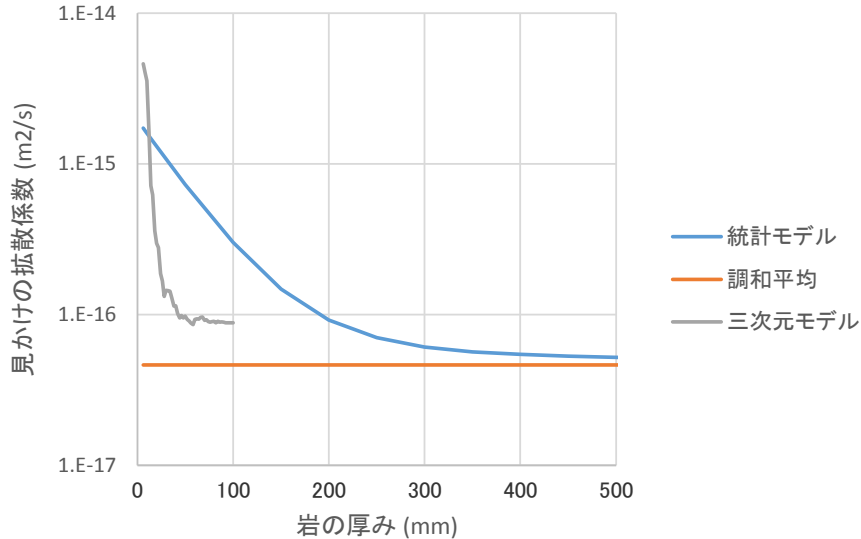


図 2.4.2-8 岩試料の厚みと見かけの拡散係数との関係

図中の“三次元モデル”は、ランダムウォーク法による解析結果である。また“調和平均”は、黒雲母と長石の粒界部分の存在比を4:96として重みを付けて調和平均を取った見かけの拡散係数である。三次元モデルでは、厚み40 [mm]あたりまでに見かけの拡散係数は急激に低下しているが、統計的モデルでは緩やかな変化である。これは、三次元モデルでは、粒子発生源に近い濃度勾配が大きく、粒子の移行として粒界部分だけでなく、見かけの拡散係数が小さい鉱物内部まで侵入しているためと考えられる。また統計モデルを見ると、岩の厚みが増すごとに調和平均に漸近することが判る。さらに、三次元モデルから得られた見かけの拡散係数は、少なくとも岩の厚み100 [mm]までは、統計的モデルと調和平均の間にあることも判る。

また統計的モデルを用いて、岩の厚みと、種々の拡散経路における見かけの拡散係数の頻度分布との関係を調べた結果、花崗岩中の鉱物分布に見られる現実的な不均質性を考慮した場合、厚さ100 [mm]以下の岩石試料を用いた拡散試験から求められる見かけの拡散係数には、大きなばらつきが見られるとともに、核種の収着による移行遅延の期待できない長石の粒界部分のみを経て下流端に至る核種の寄与が無視できないことなどが判った。

他方、試料の断面積が小さい場合、いずれもばらつきは小さいが、厚さによって得られる見かけの拡散係数にシステムティックなバイアスが含まれることが示された（厚さが薄い場合には見かけの拡散係数が過大評価されるのに対して、厚さが増すと徐々に調和平均へと減少・漸近していく）。このことは、試料の断面積についても、一定の大きさが必要であることを意味している。統計的モデルを用いた解析で得られたこれらの知見は、花崗岩等の鉱物粒子の不均質性が顕著な岩石についての拡散あるいは収着試験を行うにあたって、従来の試料サイズ選択の考え方を見直す必要があることを示唆するものと考えられる。

2.4.3 有機物・微生物等の影響評価手法の構築

(1) 有機物影響評価技術の開発

高レベル放射性廃棄物の地層処分場の建設が計画される300m以深の地下環境には、地表と同様に金属イオンに対して高い結合能を有する天然有機物が存在することが知られている（長尾，1995）。特に、地下水中の溶存有機物は、放射性核種と錯体を形成して核種の見かけの溶解度を上昇させるとともに、バリア材への吸着・マトリクス拡散を抑制するため、核種移行を促進させる要因となり得る（McCarthyとZachara，1989）。実際に、地下環境において放射性核種の移行が地下水中の溶存有機物によって促進した事例が報告されている（McCarthyほか，1996，1998a，1998b）。従って、深部地下環境における核種移行に対する天然有機物の影響は、処分システムの安全評価における不確実性要因の一つに挙げられる。

一方、H12レポートでは、母岩中の核種移行に対する有機物影響は顕在化する可能性があるもののその現象理解が不十分であるとして性能評価への反映を見送ってきた（分配係数の不確実性として一部は考慮）（サイクル機構，1999b）。性能評価における有機物影響の取扱いを判断していくには、第一に、対象となる地下環境条件が有機物影響の顕在化する条件か否かを明らかにする必要がある、このためには、多様な環境条件における核種移行への有機物影響を定量的に評価するための手法開発が優先課題と言える。

これまでに原子力機構では、核種移行に対する有機物影響を定量的に評価するための手法開発に取り組み、プロトタイプとなる手法を提示してきた（日本原子力研究開発機構，2013d）。本調査では、開発してきた評価手法を用いて、H12レポートにおけるレファレンスケースを対象に、核種移行に対する有機物影響の解析・評価を実施することで影響顕在化の可能性を調査するとともに、最新の知見を踏まえ、影響評価における課題を抽出する。

1) 核種－有機物錯体の形成の解析・評価

H12レポートにおいて、核種と有機物の錯形成は、炭酸イオンによる錯形成が卓越するため、核種のスペシエーションへの影響は小さいことが指摘されている（金持ほか，1999a，1999b）。しかし、炭酸イオンによる錯形成の阻害は、核種－炭酸イオンと核種－有機物との競合の程度に依存するため、全ての地下水で起こるとは限らない。例えば、Liuら（2008）は、約 1.4×10^{-2} mol/Lの全炭酸濃度条件において、Euの見かけの溶解度が溶存有機物との錯形成により上昇することを見出している。従って、核種と有機物との錯形成は、地下水中の無機配位子と有機物との濃度比に依存して顕在化する可能性がある。一方、原子力機構では、これまでに、多様な溶液条件に適用可能な錯形成モデルとしてNICA-Donnanモデル（式2.4.3-1）を選定し、幌延の深地層の研究施設の地下水から分離・精製した腐植物質とEuとの錯形成データへの適用性に関する評価を行ってきた（日本原子力研究開発機構，2013d）。その結果、NICA-Donnanモデルは、Milneら（2001，2003）が整備した一般化NICA-Donnanモデルパラメータ（表2.4.3-1）を用いることで、幌延URLの地下水腐植物質とEuとの錯形成を保守的に評価できることを確認した。本調査では、実際に、H12レポートにおけるレファレンスケースの地下水条件（表2.4.3-2）を例に、腐植物質共存下におけるAm³⁺とTh⁴⁺の溶存形態とその存在割合をNICA-Donnanモデルとその一般化パラメータを用いて解析し、腐植物質によるスペシエー

ションへの影響を評価した。

$$Q_i = \frac{n_{i1}}{n_{H1}} \cdot Q_{\max 1, H} \cdot \frac{(\tilde{K}_{i1} C_i)^{n_{i1}}}{\sum_i (\tilde{K}_{i1} C_i)^{n_{i1}}} \cdot \frac{\left[\sum_i (\tilde{K}_{i1} C_i)^{n_{i1}} \right]^{p_1}}{1 + \left[\sum_i (\tilde{K}_{i1} C_i)^{n_{i1}} \right]^{p_1}} + \frac{n_{i2}}{n_{H2}} \cdot Q_{\max 2, H} \cdot \frac{(\tilde{K}_{i2} C_i)^{n_{i2}}}{\sum_i (\tilde{K}_{i2} C_i)^{n_{i2}}} \cdot \frac{\left[\sum_i (\tilde{K}_{i2} C_i)^{n_{i2}} \right]^{p_2}}{1 + \left[\sum_i (\tilde{K}_{i2} C_i)^{n_{i2}} \right]^{p_2}} \quad (\text{式} 2.4.3-1)$$

表 2.4.3-1 一般化 NICA-Donnan モデルパラメータ (Milne et al., 2001, 2003)

		フルボ酸	フミン酸
H ⁺ 結合パラメータ	$Q_{\max 1}$: 結合サイト1の濃度 (meq g ⁻¹)	5.88	3.15
	$Q_{\max 2}$: 結合サイト2の濃度 (meq g ⁻¹)	1.86	2.55
	b : Donnanパラメータ	0.57	0.49
	$\log K_1$: 結合サイト1に対する親和定数	2.34	2.93
	$\log K_2$: 結合サイト2に対する親和定数	8.60	8.00
	n_{H1} : 結合サイト1の不均一性パラメータ	0.66	0.81
	n_{H2} : 結合サイト2の不均一性パラメータ	0.76	0.63
Am ³⁺ 結合パラメータ	$\log K_1$: 結合サイト1に対する親和定数	0.03	0.94
	$\log K_2$: 結合サイト2に対する親和定数	5.80	6.14
	n_1 : 結合サイト1の不均一性パラメータ	0.54	0.54
	n_2 : 結合サイト2の不均一性パラメータ	0.41	0.41
Th ⁴⁺ 結合パラメータ	$\log K_1$: 結合サイト1に対する親和定数	6.00	7.40
	$\log K_2$: 結合サイト2に対する親和定数	34.0	20.0
	n_1 : 結合サイト1の不均一性パラメータ	0.26	0.26
	n_2 : 結合サイト2の不均一性パラメータ	0.20	0.20

スペシエーションの計算は Visual MINTEQ Ver. 3.0 (Gustafsson, 2010) を用いて行い、熱力学データベース (TDB) は NIST_TDB (Visual MINTEQ 初期 TDB) を使用した。本調査では、有機物としてフルボ酸を対象に解析を行った。フルボ酸の濃度は、瑞浪の深地層の研究施設の花崗岩層の地下水水質を例に設定した (新宮ら, 2009)。瑞浪の深地層の研究施設の地下水の全有機炭素濃度 (TOC) は、採掘リターン水と予備採水を除き、且つ、同区間の最終測定値を採用した場合、<0.1~5.3 mg/Lとなる。解析の際には、保守性を考慮し、TOC濃度を 10 mg/Lとした。Am³⁺と Th⁴⁺の初期濃度は、溶解度を考慮し、共に 1.0×10^{-8} mol/Lに設定した。

解析の結果、フルボ酸が存在しない時、Amの約89%が炭酸錯体 (Am(CO₃)₂⁻, AmCO₃⁺) として、残りの約11%は水酸化物錯体 (AmOH²⁺, Am(OH)₂⁺) として存在することが分かった。また、Thのほぼ100%は、水酸化炭酸錯体 (Th(OH)₃CO₃⁻) として存在することが分かった。一方、フルボ酸が存在すると、AmとThの双方の99.9%以上がフルボ酸錯体として存在することが分かった。

表 2.4.3-2 レファレンスケースの地下水条件 (サイクル機構, 1999)

地下水(降水系)	
pH	8.5
Eh(mV)	-281
単位: [mol L ⁻¹]	
Na (Total)	3.6×10^{-3}
Ca (Total)	1.1×10^{-4}
K (Total)	6.2×10^{-5}
Mg (Total)	5.0×10^{-5}
Fe (Total)	9.7×10^{-10}
Al (Total)	3.4×10^{-7}
C (Total)	3.5×10^{-3}
S (Total)	1.1×10^{-4}
B (Total)	2.9×10^{-4}
P (Total)	2.9×10^{-6}
F (Total)	5.4×10^{-5}
N (Total)	2.3×10^{-5}
Cl (Total)	1.5×10^{-5}
Si (Total)	3.4×10^{-4}

このことは、レファレンスケースの地下水に有機物が溶存している場合、核種のスペシエーションが有機物との錯体に支配される可能性があることを示唆している。

2) 母岩亀裂中における核種移行への有機物影響の解析・評価

母岩亀裂内では、核種が母岩へ収着・拡散（マトリクス拡散）するとともに、有機錯体自身が母岩へ収着・拡散する可能性もある。従って、有機物による核種移行への影響を把握するには、地下水中の錯形成とともに母岩亀裂内における移行挙動を定量的に評価する必要がある。そこで、上述のフルボ酸による錯形成影響がどの程度まで核種移行に影響を及ぼすのかを定量的に確認するため、コロイド移行解析コードCOLFRAC（IbarakiとSudicky, 1995）を用いて、フルボ酸共存下におけるAmの移行挙動を解析した。

表2.4.3-3に本調査における核種移行解析条件を示す。地質環境条件、亀裂パラメータ、核種移行パラメータは、全てレファレンスケースの条件に従った。有機物パラメータの一つである自由水中の拡散係数は、コロイドの値をそのまま使用した（コロイドと同じ分散係数を設定）。フルボ酸の母岩への収着・マトリクス拡散は、Am³⁺の有無に関わらず無視できるほど小さい（日本原子力研究開発機構, 2011b, 2012b, 2013b; Seidaほか, 2010; 寺島ほか, 2011, 2012）。従って、有機物の花崗岩への分配係数と実効拡散係数は、共に「0」とした。さらに、腐植物質の平均サイズは核種共存下において1.6~3.0nm程度であり（日本原子力研究開発機構, 2013b）、亀裂パラメータにおいて設定された開口幅と比較して遥かに小さい。従って、有機物のろ過係数は、無視できる値を設定した。

表 2.4.3-3 核種移行解析条件

	名称	設定値
地質環境条件	岩種	花崗岩（酸性結晶質岩）
	地下水	降水系地下水
	動水勾配 [-]	0.01
亀裂パラメータ	移行距離 [m]	100（母岩）
	透水量係数 [m ² /s]	10 ⁻⁷ （流速：50m/y）
	開口幅 [m]	経験則： $2b = 2\sqrt{T}$, 6.32×10^{-4}
核種移行パラメータ	分散長 [m]	縦方向分散長10（=1/10×移行距離）
	マトリクス拡散寄与面積率 [%]	50
	マトリクス拡散深さ [m]	0.1
	有効間隙率 [%]	2
	乾燥密度 [Mg/m ³]	2.64
	自由水中の拡散係数 [m ² /s]	1.5×10 ⁻¹⁰ （実効拡散係数×間隙率）
	マトリクスの実効拡散係数 [m ² /s]	3.0×10 ⁻¹²
	分配係数 [m ³ /kg]	5（Amを想定）
有機物パラメータ	自由水中の拡散係数 [m ² /s]	6.3×10 ⁻¹³
	マトリクスの実効拡散係数 [m ² /s]	コロイドの値2.0×10 ⁻⁵ [m ² /y]に準拠（久野, 笹本, 2009）
	ろ過係数 [1/m]	1×10 ⁻²⁰

金属イオンと腐植物質との錯生成定数は、腐植物質の不均一性により金属イオン濃度と腐植物質の結合サイト数との比率によって変化することが知られている（非線形性）（Hummelら, 2000）。このため、Amのフルボ酸へのK_dは、フルボ酸共存下（TOC=10 mg/L）におけるAm

の溶解度 (10^{-6} mol/L, Visual MINTEQにより算出) を最大濃度とし、これよりも低い濃度条件 (10^{-7} , 10^{-8} , 10^{-9} mol/L) を対象に、NICA-Donnanモデルと一般化パラメータを用いて算出した (表2.4.3-4)。また、核種と腐植物質との錯形成は、瞬時/可逆平衡が成立する事例 (日本原子力研究開発機構2011b, 2012b) と成立しない事例 (Geckeisら, 2002) が存在する。本調査では、二つの相反する事例を脱離速度の変化と捉え、脱離速度定数を変数とすることでAmの移行解析を行った。ここで、脱離速度定数は、瞬時平衡を仮定する場合は 1.0×10^4 L/yを、仮定しない場合には室内試験により得られた値 (コロイド: 3.16×10 L/y、有機物 (Maesほか, 2011) : 3.65×10^2 L/y) と仮想値 (1.2×10^{-1} L/y, 1.0×10^{-2} L/y) を使用した。

表 2.4.3-4 レファレンスケース地下水における Am のフルボ酸への分配係数 (K_d)

核種 R_N	R_N 初期濃度* mol m ⁻³	有機物 DOC	DOC濃度* kg m ⁻³	$[R_N]_f$ mol m ⁻³	$[R_N]_b$ mol m ⁻³	K_d m ³ kg ⁻¹	log K_d	K_d [DOC]
Am ³⁺	1.0×10^{-3}	フルボ酸	10^{-2} (10 ppm)	4.77×10^5	9.52×10^4	1996	3.30	19.96
Am ³⁺	1.0×10^{-4}	フルボ酸	10^{-2} (10 ppm)	2.85×10^7	9.97×10^5	35015	4.54	350.15
Am ³⁺	1.0×10^{-5}	フルボ酸	10^{-2} (10 ppm)	1.38×10^9	9.998×10^5	725470	5.86	7254.70
Am ³⁺	1.0×10^{-6}	フルボ酸	10^{-2} (10 ppm)	5.88×10^{12}	9.999×10^6	16998453	7.23	169984.53

* R_N 濃度：フルボ酸共存下でのAm溶解度を最大値として設定 (1.0×10^{-3} mol m⁻³)。

*DOC濃度：瑞浪の深地層の研究施設の花崗岩層に存在する地下水のDOCをもとに10 mg dm⁻³に設定

無機コロイドあるいは有機物共存下における亀裂出口でのAm流出濃度の経時変化を図2.4.3-1に示す。無機コロイド ($K_d = 1000$ m³ kg⁻¹) が存在することにより、Amの移行は約3倍程度促進した。一方、有機コロイド (フルボ酸) ($K_d = 1996$ m³ kg⁻¹) が存在する場合には、約6倍程度にまで、Amの移行が促進することが分かった。この解析では、有機物の濃度を保守的に設定されたコロイド濃度 (1.0 mg/L) と同じに設定しているが、実際の東濃の深地層の研究施設の花崗岩層の地下水中のDOC濃度 (0.1~5.3 mg/L) を参考に設定する保守的な有機物濃度は10 mg/Lである。また、この解析では、有機物に対するAm³⁺の分配係数は最も小さい値が採用されているが、無機コロイドに対する分配係数は保守的に設定されている。従って、これらは、核種移行の促進に対する有機物影響が無機コロイド以上に大きくなる可能性を示唆している。

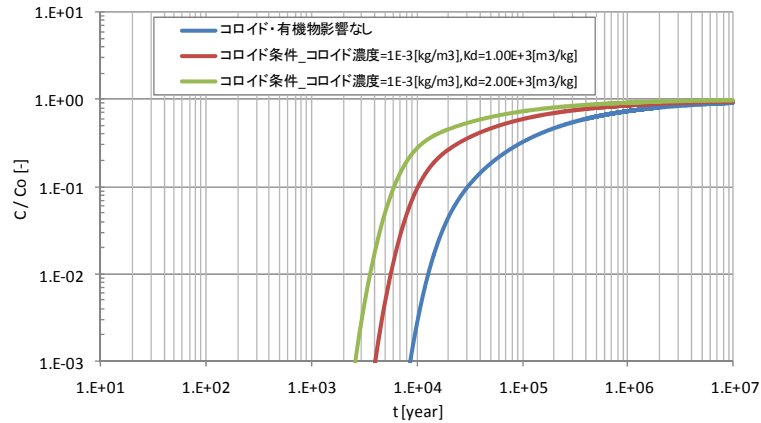


図 2.4.3-1 H12 レポートレファレンスケースにおける Am 移行に対するコロイドおよびフルボ酸の影響解析。

コロイド：濃度 1.0 mg/L, $K_d=1000 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 、有機物：濃度 1.0 mg/L, $1996 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ 。
Am との錯形成：瞬時・可逆平衡を仮定。溶液条件：降水系地下水（表 2.4.3-2）。

図2.4.3-2にAm濃度依存性およびAm脱離速度依存性を示す。Am濃度の低下にともなう K_d の増加により、Amの移行はフルボ酸によって大きく促進した（図2.4.3-2a）。同様に、図2.4.3-2bの結果は、有機錯体からのAmの脱離速度の低下がAmの移行を大きく促進する要因となる可能性を指摘している。ただし、COLFRACの解析では脱離速度定数の低下とともに収着速度定数も比例して低下するため、最も低い脱離速度定数を用いた解析結果が逆転している点に注意を要する。従って、核種-有機物相互作用における非線形性や不可逆性は、核種移行に対する有機物影響を顕在化させる主要な要因の一つであることを示唆している。

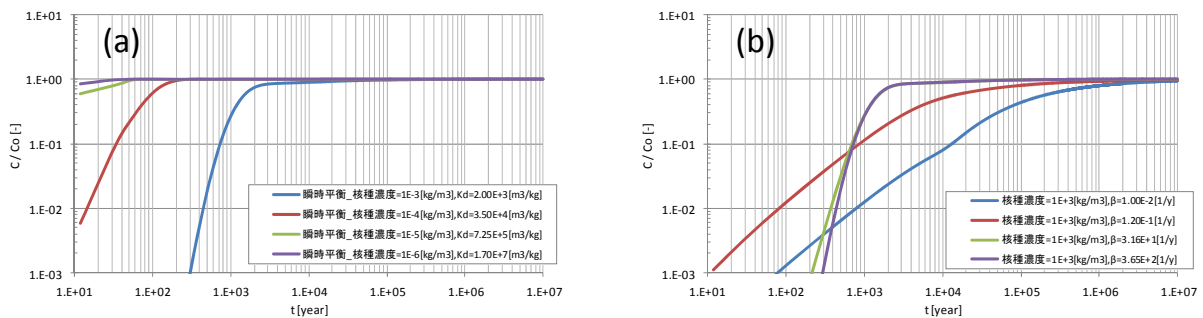


図 2.4.3-2 亀裂出口での Am 流出濃度の経時変化

(a) Am 濃度依存性(有機物濃度:10 mg/L), (b) 脱離速度定数影響(Am 初期濃度 $1 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^3$)
溶液条件：降水系地下水（表 2.4.3-2）。

3) 有機物影響評価における研究課題

以上の解析により、レファレンスケースにおいて有機物は無機コロイド以上に核種移行の促進に影響する可能性があることを指摘し、その影響が主に核種と有機物との錯形成における非線形性（分配係数の核種濃度依存性）によるものであることを指摘した。しかし、今回

の解析は、過度に保守的に設定されたパラメータを用いるとともに、不確実性を含んだ仮定を基に実施されている。特に、核種と有機物との錯形成評価において、NICA-Donnanモデルが用いられているが、これは過度に保守的に核種と地下水中有機物との錯形成を評価する可能性がある。例えば、実際の K_d 値は低濃度領域において一定となることが予測されるが、NICA-Donnanモデルを用いて算出した K_d 値は、核種の初期濃度の低下とともに直線的に増加する。このため、核種-有機物錯形成モデル/モデルパラメータデータベースの信頼性を向上させるための研究開発が重要と考えられる。また、今回の解析に用いた一般化NICA-Donnanモデルパラメータが取扱う核種は、Am、Pb、Th、U(IV)に限られている。このため、被曝線量への換算を含めた影響評価には、その他の主要な核種についてNICA-Donnanモデルパラメータを整備する必要がある。さらに、核種-有機物錯体の瞬時/可逆性についても、成立する場合（日本原子力研究開発機構2011b, 2012b）と成立しない場合（Maesら, 2006）が報告されており、詳細な現象理解を踏まえた現実的な脱離速度定数の設定が、影響評価における不確実性の低減化に必要になると考えられる。一方、核種-有機物-母岩三元系における収着・拡散モデルの開発では、限られた知見に基づいて有機物（有機錯体）の母岩への収着・拡散の取扱いが判断されており、多様な条件における現象を踏まえた判断が信頼性向上の観点から必要と考えられる。さらに、COLFRACによる解析結果を実測値と比較していくことも、評価手法の適用性を確認していく上で重要な課題と言える。以上の点を踏まえ、有機物影響評価研究では、以下の課題を設定した。

- ① 信頼性の高い核種-有機物錯形成モデル/モデルパラメータデータベースの構築
（低濃度領域の錯形成挙動、モデルパラメータの拡充、核種脱離挙動）
- ② 核種-有機物-母岩三元系における収着・拡散モデルの開発
（有機物種類、核種の種類、母岩の種類）
- ③ カラム試験データの取得と有機物影響評価手法の確認
（COLFRACを用いた影響評価モデルの適用性確認）

従って、本プロジェクトでは、上記の課題に取り組むとともに、その成果を活用した信頼性の高い核種移行解析の実施と被ばく線量への寄与率評価により、核種移行に対する有機物影響のインパクトを提示することを目指す。

(2) 微生物影響評価技術の開発

1) H12レポート以降の新たな知見を踏まえた、性能評価における微生物影響の取扱い

地下環境は、無生物の世界ではなく、数千メートルに及ぶ地下深部に至るまで微生物が存在することが明らかになっている（例えば、Fredrickson and Fletcher, 2001）。高レベル放射性廃棄物の地層処分にあたり、微生物に起因する人工バリア/天然バリアにおけるバリア機能への影響や放射性核種の移行遅延に及ぼす影響が懸念されており（Pedersen, 1999; West et al., 2002; Pedersen, 2005）、微生物活動の影響評価を可能にすることは、処分システ

ムの安全評価における不確実性を低減させることにつながる。しかしながら、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に関するH12レポート（核燃料サイクル開発機構，1999b）において実施された性能評価解析の中では、圧縮ベントナイトのフィルター効果により人工バリア内の微生物活動は抑制される可能性が高いため、人口バリアに及ぼす影響は小さいと判断され、安全評価の解析では考慮されていなかった。また、天然バリアにおける影響については、微生物影響に関する詳細な検討は、具体的な地質環境条件での今後の研究に依存することとされていた。H12レポートから十数年が経過し、地下環境を対象とした微生物に関する知見が集積し、それを基に各国において性能評価が進んでいる（例えば、SKB，2010）。日本では、地層処分システムに及ぼす微生物影響について、第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめの中で整理されている（電事連・核燃料サイクル開発機構，2005）。そこで、表2.4.3-5に性能評価に影響を及ぼす微生物が関わる現象と諸外国を含めた性能評価上の取扱いの現状について、最新の知見を踏まえて整理した。また、下記に天然バリアを対象とした微生物影響項目に関する性能評価の現状と課題について記した。

① 溶解度や収着特性に与える影響

微生物反応は環境中において放射性核種の移行性を著しく変化させる（Pedersen, 2005）。例えば、微生物細胞への核種の収着、濃集、酵素等による化学形態変化、鉱物化、酸化還元反応、錯体生成などが挙げられる。これらの反応により、核種の移行が促進される場合もあれば、沈澱や収着により核種移行が遅延される場合もある。微生物反応によって、直接的あるいは間接的に移行挙動が変化するが、直接的な移行影響としては収着や鉱物化等による核種の化学形態の変化が挙げられる。間接的な影響としては、微生物代謝活性によって酸化還元状態やpH条件等の環境が変化することにより、核種の化学形態や溶解度が変化することが考えられる。微生物収着を除くすべての微生物反応は、活性とエネルギーに応じた代謝を必要とする。したがって、微生物影響評価に関するモデルは深部地下環境における微生物エネルギー転換速度等を考慮した特有の知見を考慮する必要がある。それぞれの反応について、放射性廃棄物処分の性能評価においてそれぞれの地質環境で起こりうる現象について下記に記した。

表 2. 4. 3-5 微生物活動による放射性廃棄物の地層処分システムへの影響
(電事連・サイクル機構, 2005 を改変)

影響項目	反応	現象	影響度	安全評価に及ぼす影響の大きさ			要検討事項/達成目標	
				SKB	AECL	日本		
溶解度や収着特性に与える影響	pHの変化	酸生成(有機系, 無機系)	N, P	有機物分解等によりCO ₂ が生じることで, pHが酸性に変化する				
		錯化剤の生成		核種移行に影響を及ぼしうるが, 環境中の濃度が低いため, 核種移行には大きく影響しない				
	酸化還元反応	酸素消費		微生物は還元環境形成に重要な役割を果たす			処分場閉鎖時に混入する外来有機物の影響評価	
		呼吸等による酸化還元反応						
	核種の収着/取込み	核種の還元		呼吸活性の過程でU, Cr, Tc, Npなどの様々な金属を還元し, 化学種を変化させる			微生物影響に伴う核種の化学形態変化とその挙動	
		細胞壁・膜への核種収着		細胞表面に核種を収着したり, 細胞内部へ取り込むが, 天然コロイドの濃度はベントナイトコロイドと比べると低い	細胞表面に核種を収着したり, 細胞内に取り込み, コロイド様挙動によって移行を促進させる			・細胞濃度, 細胞への核種収着係数データベースの構築 ・細胞表面の可逆・不可逆性の評価
		細胞内部への核種取込み						
	岩石表面のバイオフィームによる収着/取込み	バイオフィームは核種の収着能力を有する一方で, 岩盤の核種収着能力を低下させる				・天然における分布と還元環境における形成メカニズムの評価 ・核種収着係数データベースの構築, 細胞表面の可逆・不可逆性の評価		
	コロイド形成	微生物コロイドとしての移行(走化性なし)			外部微生物の人工バリア境界表面からの侵入	緩衝材により微生物は濾過される	・膨潤空隙の不均一性に起因する微生物活性 ・微生物代謝により生成されるコロイド粒子の移行	
		微生物コロイドとしての移行(走化性あり)					天然環境における走化性事象の評価	
代謝によるコロイドの生成		N	鉱物化により, 核種がコロイド状の鉱物粒子として生成され, 核種移行に影響を及ぼす可能性があるが, 環境中の濃度は高くないとされる		・天然における代謝産物としてのコロイドの分布とその収着特性は不明 ・ナノコロイドの人工バリアにおけるフィルター効果に関する評価			
錯体形成	分解生成物による核種結合		微生物が生成した錯体等がもたらす核種移行については, ほとんど知見がないが, 天然の濃度がnMレンジであることからおそらく影響は少ない		環境中における存在量と機能に関する評価			
人工バリア機能に与える影響	金属腐食	緩衝材中の微生物活性による金属腐食	N	微生物の硫酸還元反応による小規模な腐食は認められるが, ベントナイト密度の設定により人工バリア機能への影響を抑制可能	芽胞形成菌などが生き残る	初期に死滅し, その後侵入阻止できる	・検討されている人工材料や条件に則した微生物影響評価 ・メタン生成, 硝酸還元反応等に付随した金属腐食影響評価	
		容器表面のバイオフィームによる金属腐食		微生物が生き残れば可能性あり	微生物が生き残れば可能性あり	微生物死滅のため影響小		
		生成物による金属腐食		H ₂ SはFeにより除去される	微生物死滅のため影響は小さい			
	ベントナイト変質	生成物による変質				HLW処分では大きな影響はないと思われるが, TRU処分では影響あり		
	セメント系材料変質	生成した酸による変質						
ガス発生	生物的ガス発生	N	酢酸, 水素と炭酸ガスに由来するメタン生成, 脱窒反応による窒素, 有機物分解による炭酸ガス, 発酵による水素発生	腐食による水素が主に発生。微生物的ガス発生はデータ少	腐食による水素が主に発生	TRU, 直接処分の場合には, 微生物が関与するメタンや炭酸などの ¹⁴ C含有ガスも要検討		
	生物的ガス消費	P		微生物消費によりプラスに働く				
人工/天然バリアに与える影響	空隙・亀裂閉塞	バイオフィームによる空隙閉塞	P		栄養塩少ない	HLWでは優先度低い		
		代謝生成物による空隙閉塞						

N: 処分システムの安全性を損なう可能性がある

P: 処分システムの安全側に働く可能性がある。

a. pHの変化

多くの微生物は有機物を合成し細胞外に排出する。これらの化合物は生体高分子の分解を助長する酵素として機能したり、微量元素や放射性核種に対して錯体を形成したりする。これらの有機物の微生物分解により生成された有機酸やCO₂によって、地下水中のpHが低下する可能性がある (Pedersen, 1999)。

b. 酸化還元反応

地層処分システムにおける処分場建設から操業・閉鎖の過程で、酸化的環境に変化した地下施設周辺は、岩盤における鉄イオンやパイライトなどの無機的反応に加えて微生物による酸素消費を含む酸化還元反応によって、嫌気状態まで回復するとされている (Puigdomenech et al., 2001; Trotignon et al., 2002; 天野ほか, 2007; Amano et al., 2012; 日本原子力研究開発機構, 2011b)。この還元環境が回復するメカニズムには、微生物の酸化還元反応が触媒として寄与することが室内および原位置試験結果から示されているが、人工バリア内の処分容器周辺では、崩壊熱の影響で高温になると想定されており、人工バリア内部の微生物の熱耐性について評価した原位置試験では、温度約20-30℃と比較して約50-70℃では微生物の生菌数は検出限界以下であったと報告されている (Stroes-Gascoyn et al., 1997; Pedersen et al., 2000a)。その場合、人工バリア材における微生物が関与した還元環境回復のプロセスは機能しない可能性があり、人工バリア内の原位置条件に則した還元環境回復に関する評価が必要であると考えられる。また、人工バリア材にはかなりの量の有機物が混入しているが (Hallbeck, 2010)、これらの有機物が微生物反応に及ぼす影響については、知見がほとんどなく、今後の検討が必要な事象である。また、微生物のエネルギー獲得に伴って起こる酸化還元反応により、環境中に存在する金属の存在形態や濃度変化が起こることが知られており、その結果、環境中の核種の溶解度や化学形態に影響を及ぼすと考えられる (Lloyde and Macaskie, 2002; Pedersen, 2005)。室内試験における核種の取り込みや形態変化に関する報告は多くなされているが、原位置環境にて定量的にその反応を評価した例はほとんどなく、今後の検討が必要と考える。

c. 核種の収着/取込み

地下水中に漏れ出した放射性核種は、ベントナイト中では拡散、岩盤中では拡散あるいは移流によって移行していくとされているが、その際、収着反応によりベントナイトや岩盤中の鉱物の表面に物理的あるいは化学的に捕らえられるため、移行が遅延することが期待される。また、天然バリアにおいては、岩石基質部への拡散 (マトリクス拡散) によっても移行が遅延されると考えられている。しかしながら、地下水中に無機・有機/微生物コロイド、岩盤に付着したバイオフィームが存在すると、核種の収着・取込み作用や、岩盤への核種の収着量の低下が生じ、その結果、核種の移行が促進される可能性が指摘されている (Pedersen, 2005; Anderson et al., 2011)。また、コロイドへの核種の収着は可逆的である (例えば、飯島ほか, 2004) という過程のもとに、性能評価が行われているが (核燃料サイクル開発機構, 1999b)、微生物コロイドやバイオフィームは、代謝反応の過程で核種を細胞内に取り込

むことにより、その反応は不可逆的となり、浮遊性のコロイドとして環境中に存在する場合には、核種移行はさらに促進される可能性がある (Miller et al., 2000)。さらに、微生物の核種取込みにより、地下水中の核種の溶解度や化学形態が変化しうるため、地層処分システムの核種移行影響評価において多大な不確実性を与えることとなる。したがって、微生物影響の不確実性を低減させるためには、様々な地質・水理・地球化学条件下における微生物コロイドの濃度と収着/取込みに関してデータを拡充し、微生物と核種の相互作用に関する定量的な評価を行う必要がある。

地下水環境におけるバイオフィーム形成については、複数の報告例がある (Ekendahl et al., 1994; MacLean et al., 2007; Jägevall et al., 2011) が、ボーリング孔掘削等の人為的な影響を受けていない天然の亀裂表面を対象としたバイオフィームに関する直接的な観察例は報告されていない。しかしながら、もし天然バリア中にバイオフィームが形成されていた場合、核種の移行促進/遅延の両面から影響を及ぼすとされており (Pedersen, 2005; Anderson et al., 2011)、核種移行影響評価の不確実性を低減させるために、バイオフィーム影響についても評価する必要がある。細胞への核種の元素収着と化学形態との相互作用については、複数の報告例があるが (Anderson and Pedersen, 2003; Anderson et al., 2006, 2011; Takahashi et al., 2005, 2007; Krawczyk-Bärsch, et al., 2012)、バイオフィームが核種移行を促進させる事例として、花崗岩表面にバイオフィームが形成されていない場合のCs⁺, Sn²⁺, ⁶⁰Co²⁺のそれぞれの花崗岩表面への収着率は15%, 35%, 40%であったのに対し、バイオフィームが表面に形成されている場合はこれらの元素はほとんど収着しなかったことを報告している (Anderson et al., 2006, 2007; Vandergraaf et al., 1997)。一方で、²⁴¹Amや¹⁴⁷Pmを用いた収着試験では、バイオフィームが形成されていない花崗岩では70%の収着率であるのに対し、バイオフィーム存在下では70-85%まで収着率が増加するとの報告もあり (Anderson et al., 2007)、核種の価数により収着挙動が異なると考えられる。また、地下施設建設時に坑道壁面に生じる地下水の湧水によって、坑道壁面にバイオフィームの形成が確認されており、このバイオフィームはウランを不動化させているとの報告がある (Krawczyk-Bärsch et al., 2012)。これらの知見から、微生物コロイドおよびバイオフィームは核種の移行挙動に重要な影響を及ぼすと考えられ、原位置での水-岩石-微生物相互作用システムにおけるそれぞれの元素に応じた収着挙動を定量的に評価する必要がある。

d. コロイド形成

コロイドを媒体とした核種の移行は、放射性廃棄物地層処分の安全評価に対して不確実性をもたらす一因となる。既存の研究では、地下水中のコロイドは低溶解度の重金属・有害金属・放射性核種を吸着、取り込んで遠隔へ輸送することが報告されている (Kersting et al., 1999; Utsunomiya et al., 2009)。また、Novikov et al. (2006)は、マヤーク地域の地下水中のコロイドについて調査し、Puコロイドの90%以上が200 nm以下のコロイド粒子に結合していることを明らかにしており、核種移行に及ぼすコロイドの影響について定量的に評価する必要がある。一方で、微生物に関しては、微生物細胞自体がコロイドとして挙動することに加えて、微生物の酸化還元作用に伴って生成されたナノコロイドが核種移行に影響を及ぼす

可能性が指摘されている。微生物自体の移動性（すなわち走化性）については、現時点で知見がないため、その移動距離、移動速度、核種移行への影響については判断できない。微生物が生成するナノコロイドとしては、これまでウラン、亜鉛、セレン、テクネチウムなどの金属元素が鉱物化したものが報告されており（Lovley et al., 1991; Suzuki et al., 2002; Lloyd, 2003; Großmann, et al., 2007; Moreau et al., 2007）、そのサイズは数nm～数百nmである。H12レポートにおいては、緩衝材内部ではフィルター効果によりコロイド、有機物、微生物の移行は阻害されるとの評価がなされているが、人工バリアおよび天然バリアにおいて、鉱物化によってナノコロイドが生成された場合、核種の移行が著しく促進される可能性がある。しかしながら、地下環境中における微生物反応が関与したナノコロイドの存在量や存在形態、その生成メカニズム等については未解明な部分が多く残されており、定量的な影響評価が必要である。

e. 錯体形成

多くの微生物は増殖の過程で有機化合物を生成して細胞外に排出する。これらの化合物は、環境中の高分子有機物の分解に酵素として機能したり、放射性核種を含む微量元素と錯体を形成することが知られている（Lloyd and Macaskie, 2002; Anderson et al., 2011）。錯体形成をもたらす錯化剤は放射性核種の移行に影響するとともに、核種の化学形態や吸着にも作用するため、核種の挙動を評価する上で重要な評価項目である。微生物の中には、代謝活性に必要な元素の生物学的利用能を高めるために、低分子有機酸やシデロフォアのような様々な種類の錯化剤を生成することが知られており、これらのリガンドは特定金属に対する特異性がそれほど高くない場合があることや放射性核種のような金属の移行を促進すると報告されている（Johnsson et al., 2006; Essén et al., 2007）が、一方で嫌気条件下ではシデロフォアは生成しないとの報告もある（Essén et al., 2007）。また、地下水中から採取された微生物によって生成されたシデロフォアについて、ウランやキュリウムとの安定度定数に関する研究（Moll et al., 2008a, 2008b）や、地下水中の微生物によるウランの移行可能性に関する研究（Kalinowski et al., 2006）も報告されている。一方で、SKB (2010)では、既存の情報から花崗岩天然環境における錯化剤存在量はナノモルレベルであろうと推定し、核種移行にはほとんど影響しないと判断している。ただし、堆積岩のような有機物濃度の高い地下環境における存在量や微生物代謝に伴う生成量・生成条件、その特性等に関する情報は限られており、核種移行影響評価への不確実性を低減させるために今後の成果が期待される。

② 人工/天然バリアに与える影響

a. 空隙・亀裂閉塞

地下水中を浮遊する微生物あるいは岩石に付着するバイオフィームは、岩石の空隙や割れ目に存在することにより、地下水の流速や透水係数、空隙率等に影響を及ぼすとされており（Brydie et al., 2005）、HLW処分システムに核種の移行の促進あるいは遅延両方の面で影響すると考えられる。もし空隙閉塞が緩衝材と処分場埋め戻し材における透水係数を低下さ

せた場合、オーバーパックから放出された核種移行に遅延効果をもたらすことが期待される。一方で、間隙閉塞は、亀裂のある岩の間隙構造を変化させる可能性があり、核種の拡散・収着に有効な岩盤の表面積を変化させることによって、核種移行を促進する可能性もある。北海道幌延町における地下深部声問層から採取した珪藻質泥岩のコア試料と人工地下水を用いて、一定の圧力条件下で通水試験を実施したところ、亀裂表面に形成されたバイオフィルムの影響により透水性が低下することを示した (Harrison et al., 2011; Wragg et al., 2012)。また、スウェーデンのÄspö地下研究所において実施された原位置試験結果からも、微生物の存在下で透水性が低下する事象が確認されている (Hama et al., 2001; Coombs et al., 2010)。以上のことから、地下環境における微生物活性、特に岩盤へのバイオフィルム形成が空隙閉塞をもたらすことが確認されているが、その影響について定量的な評価事例はほとんどなく、諸外国の核種移行に関する性能評価においても影響は除外されている (SKB, 2010) のが現状である。

以上のように、高レベル放射性廃棄物処分の性能評価における微生物影響に関連した最新の知見を整理し、性能評価上特に影響が懸念される事象である「微生物が核種移行に及ぼす影響評価」に焦点を当て、次のような解析を実施した。

2) コロイド影響評価コード (COLFRAC-mr1) を用いた微生物等による核種移行解析

母岩亀裂における核種の移行は、岩石マトリクスへの拡散のみならず、亀裂表面や充填鉱物、コロイド、有機物、微生物との相互作用による影響を受ける (Baik et al., 2008)。微生物による核種移行への影響は、核種の酸化還元、鉱物化などの微生物の代謝活性に関わるものから、微生物への収着などの物理化学的な影響など多岐にわたる。これらの現象の中で、処分容器のバリア機能停止後の核種移行時期において特に重要な影響として、微生物コロイドやバイオフィルムによる核種移行の促進や遅延に関わる反応が挙げられる (Pedersen, 2005)。核種を高濃度に細胞表面に収着あるいは細胞内に取り込んだ微生物が母岩亀裂中を移行する場合には、核種移行は促進され、亀裂等の岩石表面へのバイオフィルムの形成により岩石へのマトリクス拡散が阻害された場合においても核種移行は促進される。高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価における不確実性を低減させるためには、これらの微生物影響を考慮に入れた核種移行影響評価を実施する必要がある。しかしながら、微生物が関わる現象を直接的に組み込んで核種移行評価を行うことができるモデルは開発されていないのが現状である。一方で、コロイド影響に関しては、コロイド表面への核種の分配係数や移行挙動を組み込んで核種移行評価を行うためのコードが国内外で開発されている (例えば、COLFRAC: Ibaraki and Sudicky, 1995; FARF33: Hermansson and Rydh, 2012)。いずれのコードにおいても、亀裂と見立てた平行平板、または円筒を対象として地下水中の核種の移行挙動をシミュレーションすることができる。地下水、コロイドは亀裂中のみを移行することが可能であり、核種のみが拡散により岩石マトリクス内へと移行する。また、コロイドへの核種の収着挙動に関して収着速度、脱着速度を考慮することが可能となっている。これらのコードはコロイドによる影響評価を目的とした計算コードであるが、微生物細胞は単細胞と

して大きさが約0.2～数10 μmとされており、地下水環境中の浮遊細胞はコロイド的挙動をとる粒子として取り扱うことが可能である。COLFRACについては、岩石マトリクスへのコロイドの拡散を考慮できる機能が追加され、COLFRAC-mr1として改良されたものが利用可能となっている。表2.4.3-6にH12レポート、COLFRAC-mr1、SKBの天然バリアにおける核種移行計算コードであるFARF33 (Hermansson and Rydh, 2012)について、それぞれの機能を整理した。本研究では、JAEAにおけるコロイド影響評価において使用実績のある(辻本ほか, 2004a, 2004b; 黒澤ほか, 2004 a, b) COLFRAC-mr1を利用して、微生物コロイドの核種移行解析を実施した。COLFRAC-mr1の解析では亀裂に流入した核種は亀裂中の地下水、亀裂表面、岩石マトリクス、移動性コロイド表面、固定化されたコロイド表面に分配されながら地下水流により亀裂出口へと移行する。

表 2.4.3-6 天然バリアでの核種移行性能評価コードの比較

	H12レポートコロイドケース解析条件	COLFRAC-mr1	FARF33 (SKB)
モデル	1次元平行平板モデル	2次元に亀裂生成可能 (平行平板モデルも可能)	1次元円筒モデル
コロイドの移流速度	地下水流速と同じ	任意に入力可能	任意に入力可能
コロイドの岩石マトリクスへの拡散	マトリクス拡散しない	基本的には考慮しないが、 拡散係数、分散係数の設定も可	マトリクス拡散しない
コロイドの亀裂内でのフィルトレーション(亀裂内でのコロイド濃度の減少)	考慮しない(一定濃度)	コロイドの流束に比例して のフィルトレーションも可	移動性コロイドと固定されたコロイドとは分配係数で定義
コロイドの濃度	1ppm	任意に入力可能	任意に入力可能
コロイドへの核種の収着	1000 m ³ /kg 瞬時/線形/可逆	瞬時平衡または収着速度、 脱着速度の設定	収着速度、脱着速度の設定
核種の種類	多核種に対応	一種のみ	多核種に対応
核種の崩壊	崩壊と生成ともに可	崩壊による減少のみ	崩壊と生成ともに可

① 解析条件の設定

亀裂開口幅はH12レポートの計算で用いられた48種の亀裂の最大の透水量係数である 8.86×10^{-8} m²/s から算出した0.595 mm を用いて計算を行った。またH12レポートの動水勾配0.01の場合の亀裂内流速が46.9 m/yとなることから、COLFRAC-mr1の場合においても開口幅0.595 mm、亀裂内流速46.9 m/yとなるように動水勾配は 5.13×10^{-6} とした。人工バリア中では微生物がフィルター効果により排除されると考えられていることから、天然バリア部分のみを取り扱うこととする。H12レポートに則り、移行距離は100mとする平行平板モデルとした。H12レポートでは、1次元平行平板モデルの重ね合わせにより評価を行っているが、本解析で

は代表的な一本の亀裂を用いて評価した。また、深地層における地層処分環境においては微生物の活性は低いとされていることから (Pedersen, 2001)、微生物数に大きな変動はなく、一定値として取り扱った。

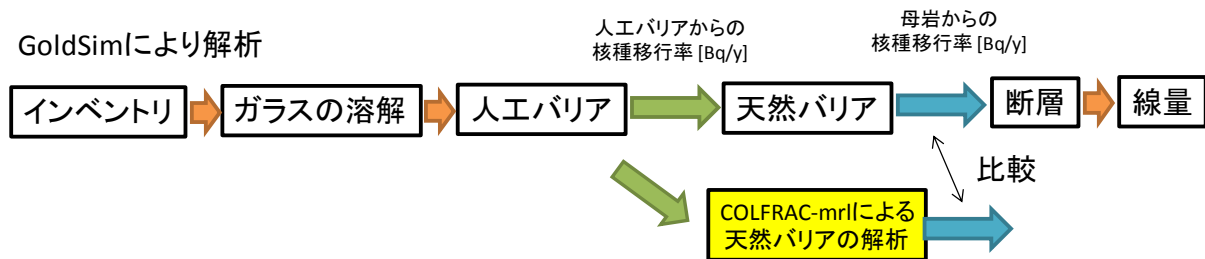


図 2.4.3-3 COLFRAC-mr1 で行った解析の流れ

まずCOLFRAC-mr1で、H12レポートにおいて実施された簡単なコロイド移行の解析が再現できることを検証した。人工バリアからの入力フラックスと天然バリア出口における核種移行率は、H12レポートリファレンスケースにおける核種移行評価の条件 (仲島ほか, 2009) を用いて、汎用シミュレーションソフトウェアGoldSimにより計算した。なお、COLFRAC-mr1では入力フラックスを任意の関数として与えることはできないことから、人工バリアからの核種移行率をステップ状に近似したものをを用いている (図2.4.3-3)。ここではAmについての核種移行解析結果について記述する。COLFRAC-mr1を用いた解析の結果はGoldSimにより計算された結果とよく一致し、COLFRAC-mr1による解析がH12レポート評価コードの結果を再現していることを確認した (図2.4.3-4a, -4b)。同じ入力フラックスを用い、掘削影響領域におけるコロイドへの吸着を考慮した上で天然バリアへの移行を計算したH12レポートコロイドケースについても解析を行い、同じくH12レポートの結果を再現できることを確かめた。コロイドケースではリファレンスケースに対し、コロイド濃度1 mg/L、コロイドへのAmの K_d を1000 m^3/kg とし、コロイドは亀裂表面には吸着せず、またマトリクス内に拡散しないとの仮定のもとに、解析をおこなっている。

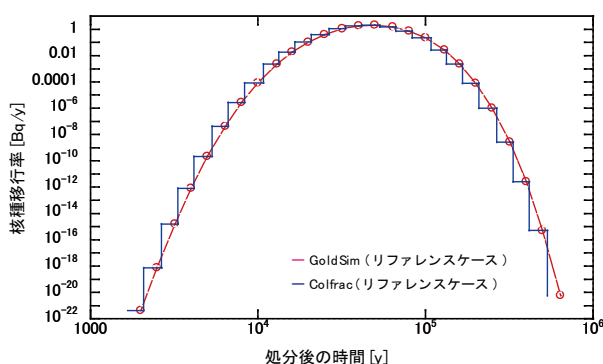


図 2.4.3-4a リファレンスケースにおける人工バリアからの流出フラックス

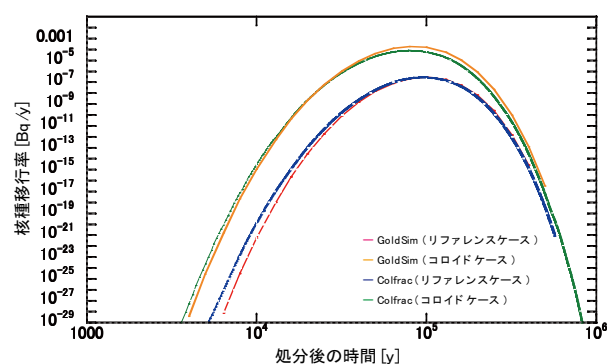


図 2.4.3-4b COLFRAC-mr1 と GoldSim でのリファレンスケース、コロイドケースの天然バリアからの流出フラックスの比較

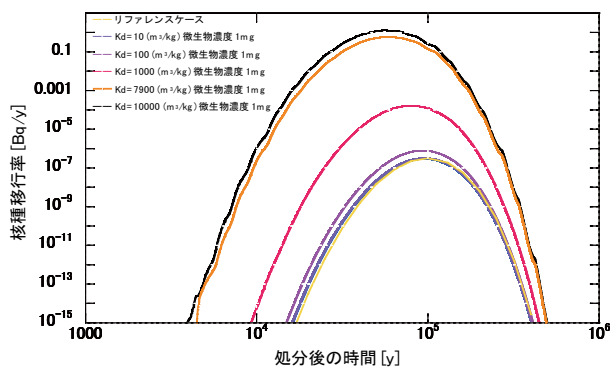


図 2.4.3-4c 微生物への Am-243 の K_d 値による感度解析結果

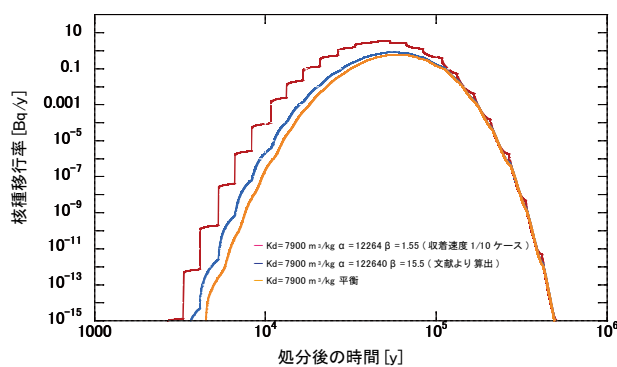


図 2.4.3-4d 微生物への Am-243 の収着・脱着速度による感度解析結果

② 感度解析結果

H12レポートのコロイドケースではコロイド1 mg/Lに対して収着分配係数(K_d)を1000 m^3/kg としての計算例のみであったが、微生物に対する核種や希土類などを対象とした収着試験の結果では $\log K_d$ 値は2~4程度であることから(例えば, Takahashi et al., 2005)、これらの値を用いて収着分配係数による感度解析を行った。 K_d 値が10、100 m^3/kg のケースではコロイドを考慮しないレファレンスケースと比較して顕著な違いは見られなかった。一方で1000 m^3/kg 以上では大幅に核種移行率は上昇し、10000 m^3/kg の場合では、H12レポートコロイドケースと比較して 10^4 倍程度となった。このことから、微生物濃度を1 mg/Lの場合、 K_d 1000 m^3/kg 以上となる核種に対しては微生物影響が顕在化し、細胞への収着係数によって核種移行率が著しく変化することがわかった。天野ほか(2013)は、幌延の深地層研究施設内に掘削されたボーリング孔から採取した地下水において、コロイドをサイズ分画し、サイズ毎のコロイドの希土類元素収着特性に関する調査を行っており、その中で地下水中の微生物サイズ(>0.2 μm)のコロイド濃度は7.4 mg/Lであると報告している。国内外の地下環境微生物調査結果から、地下水中の微生物全菌数は $10^3 \sim 10^6$ cells/mlであることが明らかにされており(Pedersen, 2001; West et al., 2002)、幌延において採取された地下水中の微生物全菌数は約 10^4 cells/mlであることから、微生物密度が1 mg/Lを超える地下水環境は特異的ではなく、実際の地質環境においても微生物コロイドが核種移行の促進に有意に働く可能性がある。微生物コロイドが核種移行に及ぼす影響を定量的に評価するためには、様々な地下水環境における微生物密度と微生物細胞における核種ごとの分配係数のデータベースを整備することが喫緊の課題である。

また、H12レポートでのコロイドケースでは瞬時平衡ケースのみの評価であったことから、核種の微生物への収着速度の影響を考察するため、収着・脱着速度に対する感度解析を行なった。解析には尾崎らの収着試験で得られている収着量の経時変化(Ozaki et al., 2004)を元に収着速度の設定を行った。本コードでは、コロイドへの核種の収着・脱着反応に対して、反応速度を考慮するためのパラメータとして収着方向に α (1/yr)、逆方向に β ($kg/m^3/yr$)を設定し、 α/β を平衡状態の K_d (m^3/kg)となるように取り扱われている。 α 、 β が大きくなるほど瞬時平衡での計算結果に近づくことになる。収着試験結果から求めた収着・脱着速度はそれ

ぞれ収着方向速度パラメータ $\alpha=12260$ (1/yr), 脱着方向速度パラメータ $\beta=15.5$ (kg/m³/yr)であった。これらの値を用いた計算結果は、瞬時平衡として計算した場合と大きな違いは見られなかった。収・脱着速度をともに1/10として計算を行った場合には、瞬時平衡ケースよりも10倍程度核種移行率が上昇することがわかった(図2.4.3-4c, -4d)。このことから、収・脱着速度が尾崎らの報告よりも小さくなる場合において核種移行率への影響が顕著となることが示され、 K_d のみならず収・脱着速度のデータ取得によりこれを確認することが重要であるとの示唆を得た。なおCOLFRAC-mr1では、バイオフィームによる影響は考慮することができないことから本解析では除外している。バイオフィームの影響を考慮した核種移行解析としては、Kim et al. (2013)によって、亀裂・亀裂表面・マトリックスポア・マトリックス表面の4相を想定して、バイオフィームへの吸着・脱着、微生物コロイドの移行、微生物代謝(成長・基質利用・死滅)、核種の化学形態変化などを考慮した数値モデルが開発されており、カラム試験におけるウランの移行挙動について、微生物の存在によるウラン還元とバイオフィームへの収着による移行遅延効果はコロイド輸送による移行促進効果を上回り、最終的にウランの移行は遅延すると結論付けられている。今後はこれらの知見も踏まえたバイオフィーム影響を考慮した核種移行解析を実施する必要がある。

以上の結果から、微生物細胞による核種の収着や取込みが核種移行を著しく促進する可能性が示唆された。微生物などのコロイドによる核種移行の促進は、核種の収着・脱着速度が大きく影響することから、 K_d 値に加えて収着・脱着速度に関する知見を充実させる必要がある。また微生物による核種の取り込みなどの反応速度の遅い不可逆的な反応についての知見を蓄積する必要がある。

3) 現状の知見を踏まえた課題

高レベル放射性廃棄物処分の性能評価において信頼性を向上させるために、不確実性要因となっている微生物影響について、近年の研究の進展と性能評価の現状を整理した。また、核種移行に影響を及ぼす可能性のある浮遊性微生物をコロイドとみなし、コロイド影響評価コード(COLFRAC-mr1)を用いた微生物コロイドの影響評価解析を実施し、環境中の微生物密度が1 mg/L以上の際、微生物細胞への核種の収着が1000 m³/kg以上となる場合や、核種への収着が不可逆性を有する場合には、微生物コロイドによる移行の影響が顕在化すると結果を得た。以上の結果を取りまとめ、天然バリアにおける核種移行影響の観点から今後取り組む必要がある課題を下記のように抽出した。

- ① 地下環境中における微生物コロイドによる核種の収着/取込みに関する影響評価
 - ・様々な環境中の微生物濃度と収着挙動に関するデータベースの構築
- ② バイオフィーム-核種-母岩における収着/取込みに関する影響評価
 - ・バイオフィームの核種収着挙動に関する現象/数値モデル開発
- ③ 天然環境における未培養微生物の代謝反応が関わる影響
 - ・環境中の99%以上を占める未培養微生物を対象とした遺伝子解析手法に基づく影響評価
- ④ 環境中の微生物が生成するコロイドおよび錯化剤の特性評価

上記課題について来年度以降、定量的影響評価手法の開発を目指すとともに、影響評価を実施する予定である。

(3) 原位置試験による確証評価手法の開発

母岩中の核種移行に対する有機物・微生物影響評価研究において、原位置試験には二つの役割が存在する。一つは、i) モデル・データベース開発のための原位置試験であり、そしてもう一つは ii) モデル・データベースの妥当性を確認するための原位置試験である。有機物と微生物影響評価手法が開発途上である現状を踏まえると、本プロジェクトにおける原位置試験の役割は、主に i) モデル・データベースの開発と言える。有機物や微生物は、環境条件に依存して、その特性（生態）や機能が変化するため、現実的な影響評価手法を開発するには、処分深度相当の地下環境に存在する有機物や微生物を対象とした試験研究が不可欠と言える。本調査では、より現実的な有機物および微生物影響評価手法の開発を目的に、幌延の深地層の研究施設を対象とした有機物や微生物影響の現象理解やデータ取得を計画した。

1) 有機物影響評価手法の開発

有機物による核種移行への影響を定量的に把握するには、錯形成と核種移行を評価するための手法が不可欠である。これまでに原子力機構では、幌延の深地層の研究施設の地下水に溶存する腐植物質（HS）を対象に影響評価手法の開発に取り組んできた（日本原子力研究開発機構, 2013d）。しかし、原位置の有機物に固有の錯形成パラメータを整備するための手法は開発途上であり、現実的な評価は今なお困難な状況にある。本調査では、実際の地下水に適用可能な現実的な評価手法の開発を目的に、原位置の有機物に固有の錯形成パラメータを整備するための手法開発を計画し、今年度は、1) 地下水に溶存する全有機物を対象とした濃縮・精製手法の開発、2) 深部地下水中の溶存腐植物質の錯形成特性評価に着手した。

① 地下水有機物の濃縮・精製手法の開発

これまでに原子力機構は、国際腐植物質学会法（DAX-8法）に従って（ThurmanとMalcolm, 1981）、幌延の深地層の研究施設の地下水からHSを分離・精製し、その錯形成特性を調査してきた（Terashimaら, 2012）。しかし、DAX-8法を基に地下水から分離・精製したHSは、溶存有機炭素（DOC）のわずか10%以下の分画に相当していたため（日本原子力研究開発機構, 2011b）、HSの錯形成挙動から全DOCの錯形成を記述可能か不確かな状況であった。このHS錯形成挙動の代表性を確認するには、地下水中の全DOCの錯形成特性との比較が必要であり、そのためには全DOC試料を得るための一括濃縮・精製手法の開発が不可欠となる。本調査では、全溶存成分を一括濃縮可能な逆浸透膜（RO膜）法に着目し、地下水中有機物の濃縮への適用について調査した。

RO膜に由来する有機物による汚染を防止するため、予めメタノール水（10% v/v）と純水を用いてRO膜システムを洗浄した。洗浄の程度は洗浄液の全有機炭素（TOC）分析により確認し、10Lのメタノール水と50Lの純水によりRO膜システムに由来する有機物をほぼ完全に除去でき

ることを確認した。地下水試料は、深度250m坑道のボーリング孔（09-V250-M02）から耐圧容器（ADVANTEC）を用いて採取した。耐圧容器は、RO膜システムに接続し、システム内のポンプを用いて地下水をRO膜（FILMTEC, DOW）に通水した。11.7Lから3.4Lにまで濃縮（3.44倍）したところでポンプを停止し、ろ液と濃縮液を回収した。回収した試料は、孔径0.45 μm のフィルターを通した後、サイズ排除クロマトグラフィー／UV-Vis検出（SEC-UV, PerkinElmer）を用いて分析した。また、手法の比較のため、吹き付け式濃縮手法（吹き付けガス： N_2 , 50 $^\circ\text{C}$ ）を用いて同倍率の濃縮液を調製し、同様にしてSEC-UV分析を行った。

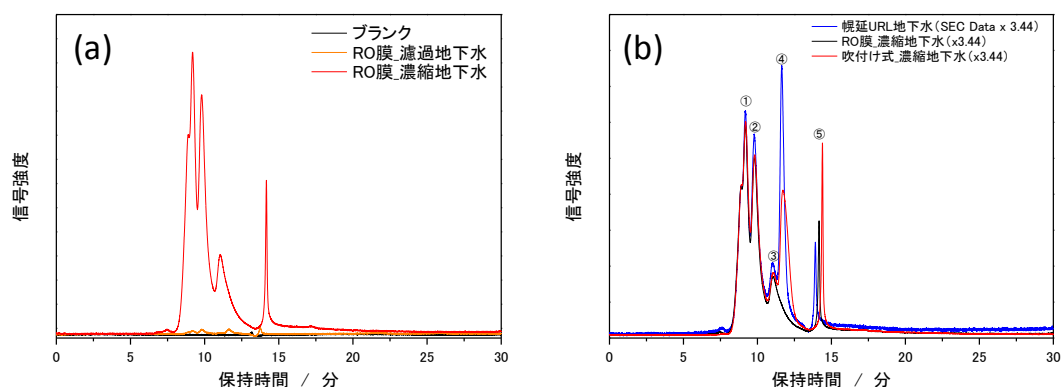


図 2.4.3-5 幌延の深地層の研究施設の地下水中溶存成分のサイズ排除クロマトグラム。(a) RO 膜法において生成した濾過地下水と濃縮地下水との比較, (b) RO 膜法および吹き付け式法から得た濃縮地下水. 分析条件: HPLC システム Flexar HPLC (PerkinElmer)、カラム GW530 (Hitachi)、溶離液 0.01M Tris + 0.01M NaCl 緩衝液 (pH8.0)、流速 1.0 mL min⁻¹、インジェクション量 20 μL 、検出波長 280nm、カラムオープン温度 30 $^\circ\text{C}$.

SEC-UV測定から得られtクロマトグラムを図2.4.3-5に示す。RO膜法において生成した濾過地下水と濃縮地下水のクロマトグラムの比較から（図2.4.3-5a）、地下水中の溶存有機物のほぼ全てがRO膜を通過しないことを確認した。また、吹き付け式濃縮法と比較した場合（図2.4.3-5b）、ピーク①～③の領域において両手法から得られた地下水のクロマトグラムは良く一致する一方、ピーク④および⑤は両手法で異なるパターンを示すことが分かった。ピーク④は、吹き付け式濃縮法で観察されるのに対し、RO膜法では観察されない。また、RO膜法のピーク⑤は、吹き付け式濃縮法のピーク⑤と比べて、小さく、より短い保持時間に検出される。これらのピークは未処理の地下水からも検出されるが（青線：SECデータを3.44倍）、吹き付け式濃縮することでピーク④と⑤の大小関係が逆転する。また、未処理と吹き付け式濃縮の地下水試料のクロマトグラムは、ピーク①～③が良く一致しており、凝集により低分子分画が高分子分画へ変化した可能性はない。さらに、これまで同じサイトから採取した地下水を同条件で測定した場合には、小さなピーク⑤が観察されるもののピーク④は検出されないことが分かっている（日本原子力研究開発機構, 2013b）。これらの知見を踏まえると、ピーク④および⑤は、溶存有機物とは異なる成分に由来している可能性が高いと考えられる。従って、以上の結果と考察により、地下水中の溶存有機物はRO膜システムを用いて効果的に濃縮

できるものと考えられる。一方、脱塩手法については、未調査のままであり、今後、脱塩手法の開発について取組みことで地下水有機物の濃縮・精製手法として確立していく必要がある。

② 深部地下水中の溶存腐植物質の錯形成特性評価

地下水中の有機物の錯形成挙動を定量的に評価するには、原位置有機物の錯形成特性の把握が不可欠である。これまでに原子力機構では、幌延の深地層の研究施設の地下水から分離・精製した腐植物質（HS）を対象に、その起源や構造特性とともに錯形成特性について調査してきた（日本原子力研究開発機構，2009，2010，2011b，2012b，2013b；Terashimaら，2010，2012；齊藤・寺島，2013；寺島ら，2013）。この調査において、幌延の深地層の研究施設の地下水中のHSは、 Cu^{2+} と Cd^{2+} の結合量が逆転するなど表層のHSと異なる錯形成特性を示すことが見出されている。この特異的な錯形成特性をもたらす原因として、地下水中のHSの酸化還元特性が表層のHSのもと異なる可能性が挙げられるが（Mancea and Matynia, 2010; Pham et al., 2012; Fulda et al., 2013）、深部地下水中のHSの酸化還元と錯形成能との関連について実際に調査した事例はこれまでにない。本調査では、幌延の深地層の研究施設の地下水中のHSの酸化還元特性と金属イオンに対する錯生成能との関係を明らかにするために、i) 電位差滴定を用いた酸化還元電位の評価、ii) 異なるpHにおける Cu^{2+} 結合量と酸化還元電位の Cu^{2+} 濃度依存性の評価、iii) X線吸収分光によるHSに結合したCuの価数決定を実施した。

精製Aldrich社製フミン酸（PAHA）および幌延の深地層の研究施設の地下水から採取/濃縮したHS（HHA250，HFA250）の電荷-pH、Eh-pH曲線をガラス電極とPtリング電極を用いた電位差滴定（酸塩基滴定）によって評価したところ、PAHAおよびHHA250とHFA250は、電荷-pH曲線が低pH域で大きく異なるものの、Eh-pH曲線に関して両者は同程度であることが分かった。また、得られたEh-pH曲線と Cu^{2+} のEh-pHダイアグラムの比較から（図2.4.3-6）、HHA250とHFA250はpH6において Cu^{2+} を還元する可能性があることが示唆された。

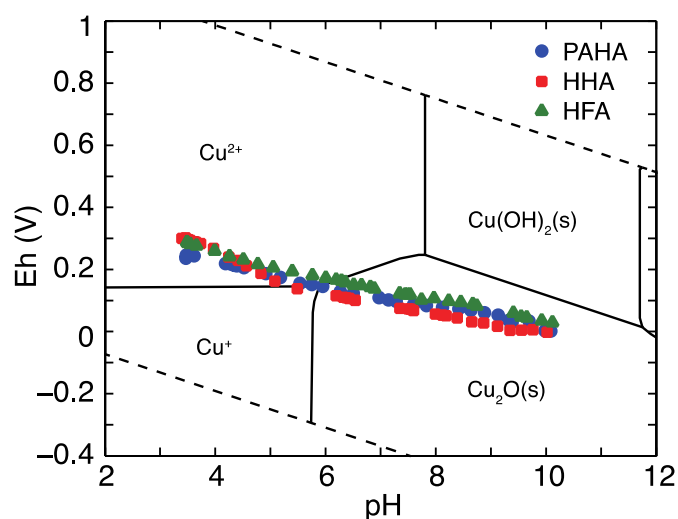


図 2. 4. 3-6. PAHA, HHA250, HFA250 の酸化還元電位-pH 曲線と Cu の Eh-pH ダイアグラムの比較. 図中の破線は上部のものより、それぞれ、 $O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightleftharpoons 2H_2O$ 、 $2H^+ + 2e^- \rightleftharpoons H_2$ の半反応の還元電位に対応する. PAHA: 精製 Aldrich フミン酸、HHA: 幌延の深地層の研究施設の地下水中のフミン酸、HFA: 幌延の深地層の研究施設の地下水中のフルボ酸. 注) HS と金属イオンに関して個別にも求められた電位の比較であり、必ずしも、還元反応の進行を予測するものではない.

また、pH 4と6における Cu^{2+} 結合等温線および Cu^{2+} 結合にともなうEh変化(図2. 4. 3-7) から、pH依存性を示さないHHA250の Cu^{2+} 結合等温線が、大きなEh変化と対応することを見出した。さらに、Ar, N_2/O_2 雰囲気におけるHSに対する Cu^{2+} 結合等温線と酸化還元電位の変化から(図2. 4. 3-8)、PAHAとHFA250では、Ar雰囲気と比べて N_2/O_2 雰囲気における Cu^{2+} 結合量が大きくなるの対し、HHA250では逆の傾向を示すことが分かった。このような酸素分圧の違いによる Cu^{2+} 結合量の変化は、これらのHSの構造の一部が酸化形から還元形に変化することで、PAHAとHFA250の場合は結合量の低下を、HHA250の場合は結合量の増加を引き起こしたことに対応している。Ar, N_2/O_2 雰囲気における Cu^{2+} が存在しない場合のHS単独での酸化還元電位の平均値(pH4において247, 317 mV)と Cu^{2+} 結合等温線測定時の酸化還元電位の平均値とを比較すると(図2. 4. 3-8b)、PAHAとHFA250は、等温線測定時の値の方が30~80mV程度低くなり、逆に、HHA250では、等温線測定時の値の方が40ないし11mV程度高くなることが分かった。PAHAとHFA250の系では、 Cu^{2+} が2価以上に酸化されることは考え難いため、この結果は、 Cu^{2+} がこれらのHSに結合することで、間接的にHSの構造の一部が還元されたことによるものと考えられる。一方、HHA250の系では、 Cu^{2+} を添加した際に電位が上昇していることから、HHA250の構造の一部が酸化体に変化し、 Cu^{2+} が Cu^+ に還元されたものと考えられる。上述したように、PAHA, HFA250と異なり、HHA250では、Arと N_2/O_2 雰囲気における Cu^{2+} 結合等温線の差が小さいが(図2. 4. 3-7)、これも Cu^{2+} の還元(とその後の結合)に起因するものと考えられる。

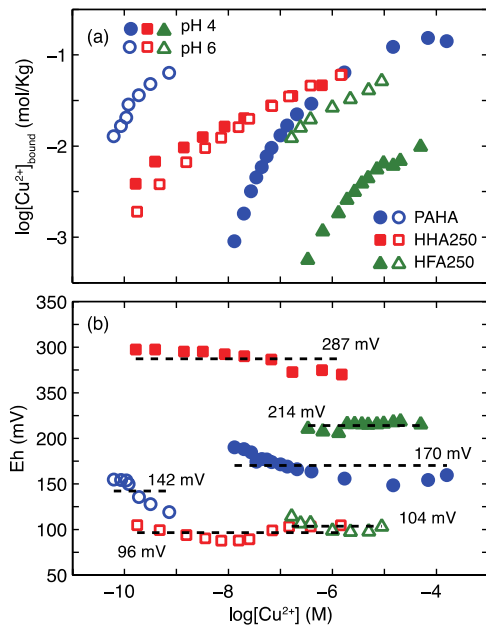


図 2.4.3-7. pH 4, 6 における PAHA, HHA250, HFA250 に対する Cu^{2+} 結合等温線 (a) と酸化還元電位 (Eh) の変化 (b). 0.1 M NaClO_4 , Ar 雰囲気. (b) における破線は、各 HS、各 pH における Eh の平均値.

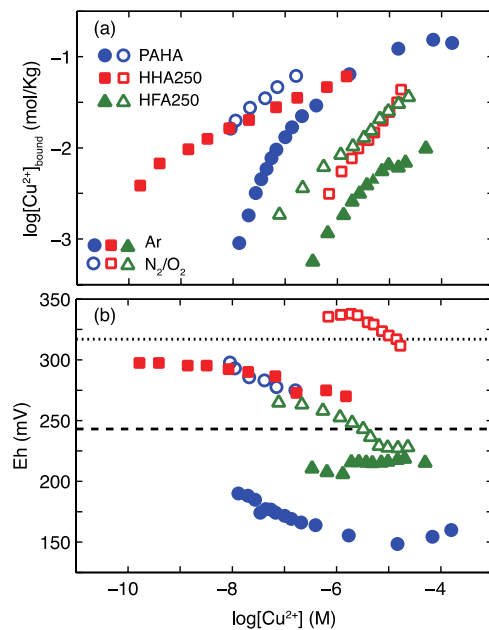


図 2.4.3-8. Ar, N_2/O_2 雰囲気における PAHA, HHA250, HFA250 に対する Cu^{2+} 結合等温線 (a) と酸化還元電位 (Eh) の変化 (b). pH4, 0.1 M NaClO_4 . (b) における破線と点線は、それぞれ、Ar, N_2/O_2 雰囲気における異なる HS の平均値 (247mV, 317mV).

上記の結果は、 Cu^{2+} の HS への結合量が HS の酸化還元の状態に依存する可能性を示唆している。一方、X線吸収分光分析の結果は、pH4 において HHA250 および PAHA に結合した Cu の XANES スペクトルが 2 価の Cu^{2+} イオンの特徴を示し、この条件では Cu^+ への還元が起こらないことを示した。この結果は、検討した HS の酸化還元電位の pH 依存性と Cu の Eh-pH ダイアグラムの関係と対応するものであり、HHA250 による Cu^{2+} の還元が pH4 において起こる結果と矛盾する。酸化還元反応と錯形成反応との関係理解は、地下水中の有機物と核種との錯形成データの取得手法や錯形成モデルやモデルパラメータデータベースの開発において極めて重要な課題であり、今後、さらに研究を継続していく必要がある。

2) 微生物影響評価手法の開発

高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価では、核種移行への微生物影響の不確実性に関する定量的影響評価を行うために、室内試験で得られたデータをもとに人工/天然バリアにおける現象論的核種移行モデルを提示し、そのモデルの妥当性を原位置における地下環境において検証することが求められている。特に、天然環境には多種多様な微生物が生息し、酸化還元に関わる様々な代謝反応を行うと考えられているが、環境中の微生物のうち 99% 以上は培養することができないとされている (Amann et al., 1995)。また、地下微生物生態系は多様な微生物群集で構成されているが故に、その代謝活性についても多様な微生物と地下水、岩石との相互作用によって成り立っている。したがって、実験室で再現・構築された微生物

影響モデルの妥当性について、天然環境への適用性を原位置の複雑なシステムにおいて検証することが不可欠である。

本事業における天然バリア中の核種移行に及ぼす微生物影響としては、① 微生物コロイドによる核種の収着/取込み、② バイオフィームによる核種の収着能力と岩盤収着能力への影響、③ 天然環境における未培養微生物の代謝反応に関わる影響が核種移行に及ぼす影響を主な課題として抽出した。また、それぞれの項目について、原位置において下記のような影響評価手法を提示した。

① 微生物コロイドによる核種の収着/取込み

微生物コロイドについては、幌延深地層研究センターの地下施設を用いて予備的なデータ取得が試行されており（天野ほか，2013）、地下水中に存在する微生物コロイドを含む $0.2\ \mu\text{m}$ 以上のコロイドに軽希土類が分配されやすいことが示されている。微生物細胞の微量元素に対する収着/取込み特性については、室内試験に関しては多くの報告がなされているが（例えばLloyd and Macaskie, 2002）、天然環境における現象に関する報告は多くない。本事業では、原位置の圧力、pH、酸化還元条件等を保持した状態で天然環境に存在する微生物コロイドの核種収着挙動を評価するために、地下施設の原位置におけるボーリング孔を利用した試験を実施する。原位置条件下において地下水中の微生物コロイドを捕集し、金属元素の収着特性を評価するとともに、元素濃度やフミン酸・フルボ酸等の有機物条件の変化に対する収着挙動特性評価を、室内試験と併せて実施する。また、微生物が代謝産物として生成するとされているナノコロイド（例えばSuzuki et al., 2002）についても、天然環境における存在量と化学形態について調査するとともに、その調査手法を提示する。

② バイオフィームによる核種の収着能力と岩盤収着能力への影響

バイオフィームに関する原位置試験については、エスポ地下研究施設の地下深部において、フローリアクターを用いた原位置循環試験を実施し、花崗岩表面に形成されたバイオフィームの元素に対する収着特性評価に関する報告がなされている（Vandergraaf et al., 1997; Anderson & Pedersen, 2003; Anderson et al., 2006）。その結果、元素の価数の違いによって収着特性が異なることが示されている。しかしながら、バイオフィームの収着特性評価に関する原位置試験は花崗岩を対象としたものに限られており、わが国においては堆積岩を対象としたデータの取得と評価手法を提示する必要がある。本事業では、原位置の物理・化学条件を保持した状態でバイオフィームの元素収着能力を評価するために、室内でのバイオフィームを用いた収着特性評価試験に加えて、岩石を充填させた圧力容器を原位置のボーリング孔に設置し、地下水を長期間にわたり通水させることによって岩石表面にバイオフィームを形成させ、原位置条件下において形成されたバイオフィームの構造や特性評価を行うとともに、ランタノイドやCs、Sr等の元素を用いてバイオフィームの収着特性を評価する。また、今年度は、岩石充填のための圧力容器を製作し、原位置条件下において圧力性能に関する試験を行い、原位置における装置の適用性を確認した。

③ 天然環境における未培養微生物の代謝反応に関わる影響

原位置環境に生息する微生物が酸化還元反応に及ぼす影響評価の手段として、環境試料を対象とした培養に依存しない遺伝子解析手法が用いられてきた。これまでの解析手法としては、16S rRNA遺伝子を標的としたクローン解析法（サンガー法（日本原子力研究開発機構，2013d））が用いられてきたが、網羅的なデータを取得するための解析には、多大な時間と労力がかかるという難点があった。これに対して次世代シーケンサーではマイクロビーズや固体担体上でPCR反応を行い反応に伴う発光を読み取ることにより、短時間で一度に数百万以上の配列を決定することが可能であり、環境中に存在する微生物種を網羅的に解析する手法として急速に普及している（Shendure & Ji, 2008）。今年度はillumina社のパーソナル次世代シーケンサーMiseqIIを導入し、テストランを行った。テストランにはバクテリオファージのゲノムDNAであるPhiX v3を用いた。MiSeq v3 Reagent (150 cycles)を用い、2x76 cycleのペアエンドリードにより解析を行った。テストランの結果、3.5 Gbの配列データを取得ことができ、99.9%の信頼性を示すQV30以上の配列の割合は96.9%を示し、データ取得の実現性が確認された。今後は、次世代シーケンサーを用いて原位置に生息する微生物群集について網羅的な解析を実施し、微生物が関与する酸化還元反応を推定し、核種移行に及ぼす不確実性要因を低減させることを目指す。

2.5 ニアフィールド複雑現象／核種移行の統合評価技術開発

本項では、2.2項から2.4項に示した3つのサブタスクの成果として得られる、ニアフィールドのシステム変遷や核種移行挙動に関する個別の現象理解、モデル開発の進展を踏まえ、性能評価の観点から評価技術の統合について検討する。この際、性能評価モデルに、個別現象の詳細モデルを取り込むことについての意義や有効性を検討するとともに、現象の非線形性やマルチスケール/マルチフィジックス性による複雑性ゆえに評価が困難な事象についても留意する。

このために、本年度はまず、統合評価技術の開発に参考となる既往の検討事例を調査し、統合評価技術開発のためのアプローチの検討を進めた。また、システムの変遷を考慮した核種移行評価について、個別現象を起点としたアプローチと機能的共鳴の想定に基づくアプローチという2つの異なる手法で試解析を行い、課題を抽出した。さらに、詳細な個別現象の理解や複合現象の評価などの様々な場面で大規模かつ複雑な数値シミュレーションが必要となると考えられることから、そのような計算の効率的実施に資する計算機技術の候補としてGPGPU（General Purpose computing on Graphics Processing Unit（以下、GPU））を用いた並列計算についての検討を進めた。

2.5.1 統合評価技術開発のアプローチの検討

本課題では、地層処分システムの長期性能に影響を及ぼす可能性がある要因に対し、個々の現象に忠実なモデル開発を行うとともに、現象やプロセスの相関関係を考慮したシステム全体としての変遷についての知見を拡充することにより、性能評価のための核種移行解析を行う統合評価技術を開発することを目指している。

このような個別現象の理解と評価を基盤として、地層処分システムの複数の構成要素に跨る現象やプロセスの相関関係について、それらのマルチフィジックス性や非線形性のフィードバックループ等を考慮して、複合現象の評価を行い、核種移行評価につなげて行く評価体系の構築をめざす検討は、「地層処分技術調査等事業 TRU廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発（日本原子力研究開発機構，2013a）」において実施されている。ただし、日本原子力研究開発機構（2013a）における検討は、TRU廃棄物の処分システムにおけるセメント系材料の利用が処分システムに及ぼす影響に着目した検討となっていることから、本事業においては、基本的な考え方を参考としつつ、これをより広く一般的に展開することとする。

図2.5.1-1に、様々な複雑現象による場の変遷を考慮した核種移行の統合評価技術開発の体系（概念図）を示す。

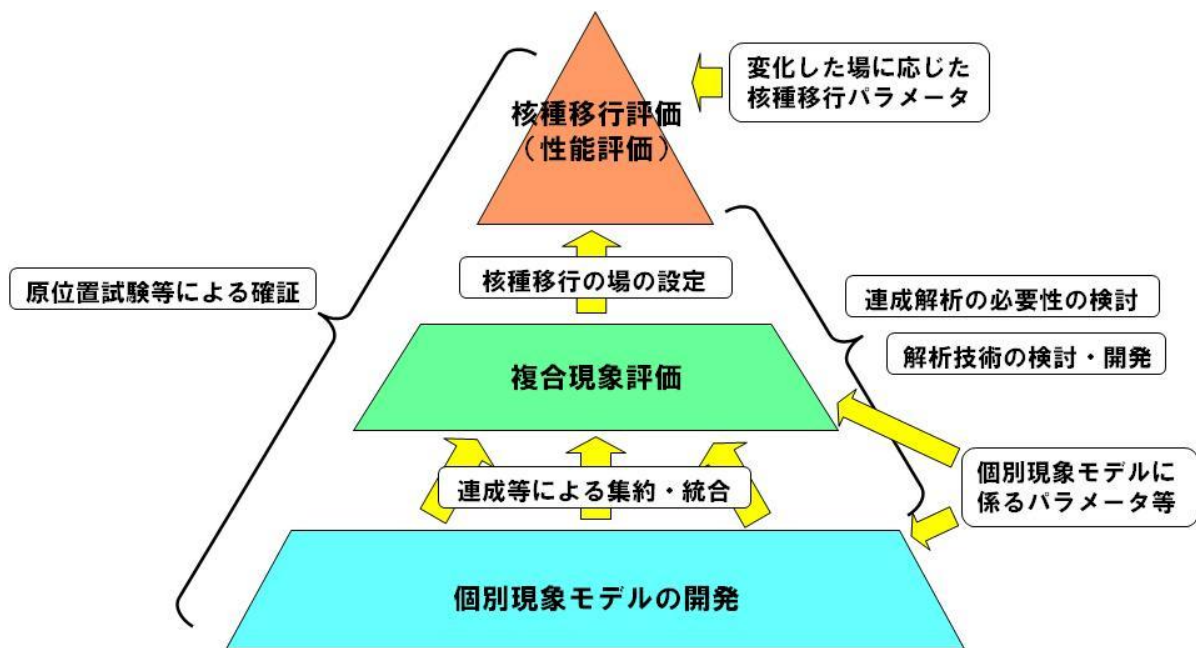


図 2.5.1-1 核種移行の統合評価技術開発の体系（概念図）（日本原子力研究開発機構，2013a を基に作成）

日本原子力研究開発機構（2013a）においても議論されているように、この体系は、以下のような構成となっている。まず、このような一連の性能評価を行うためには、個別現象を対象とした現象に忠実なモデルの構築が基盤となることから、それぞれの現象に応じた個別現象評価モデルが準備される。これらは、図2.5.1-1の底辺に位置づけられる。しかしながら、複数の構成要素に跨るマルチフィジックス性のフィードバックループが内在しており、このフィードバックループが顕在化する場合には、バリアシステムは、バリア材同士及び個別現象同士が互いに影響を与え合いながら変化していく非線形のシステムとなる。このような場合には、個別のバリアの個別現象評価の結果を集めてもシステム全体の挙動を知ることはできない。このような状況に対処するためには、フィードバックループを適切に表現できるように個別現象モデル群を連成させ、評価を行う必要がある。このような評価は、図2.5.1-1に示す図の中層を構成するものであり、複合現象評価と呼ぶ。フィードバックループが内在する

システムの挙動を記述した方程式は非線形となるため、通常、解析的に解くことはできない。このため複合現象評価においては複数の個別現象モデルを連成させた非線形方程式群を数値解析により求解することになる。この複合現象評価により得られる情報は、核種移行の場の時空間的变化である。この情報を基に時空間的に変化する場での核種移行解析を行い地層処分システムの性能を評価することになる。

これらの評価技術の開発を進めるためには、図の左右に記載したように、それぞれの階層の評価に用いられるデータ・パラメータ群が必要とされるとともに、各段階でのモデルについて、計算科学的手法、室内試験、原位置試験などを通じた確証を進めて行く。また、複合現象評価の段階においては、様々な現象やプロセス間のフィードバックループについて、それらの非線形性等も考慮して、いかにそれらを適切にとらえ連成問題としての取扱いの判断を行うかという点が非常に重要となる。

このためには、初めから、精緻な個別現象モデル群を出発として、連成問題の取扱いが可能な解析コードの開発に着手することは、必ずしも賢明ではなく、シナリオ解析的なアプローチによって、システムの安全性に重大な影響を及ぼす可能性のある、現象やプロセスの重ね合わせやフィードバックループを見出すことが重要である。このような作業を効率的に補完する方法として、近年、社会工学分野など様々な分野で研究が進められている「複雑系」と呼ばれる理論やシミュレーション技術である、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を、地層処分の性能評価におけるシナリオシミュレーション技術として利用することが提案されており（日本原子力研究開発機構, 2011a, 2012a）、これらの手法についても活用を進めて行く。

また、これらのシナリオシミュレーション手法は、従来の専門家の知識や経験（ヒューリスティックス）に依存する手法とは特徴が大きく異なることから、従来の手法では取扱いが困難な現象やプロセスによって、将来のニアフィールド環境条件が予想していなかったような変遷を辿り、地層処分の安全性が脅かされるかも知れないという懸念についての検討を可能とすることができる。このような検討を通じて、以下のような成果を得ることをねらいとしている。

- ・ 上記のような懸念によって地層処分の安全性が脅かされることは考えにくいというコンセンサスに繋がるようなシステム挙動についての新たな知見を得る
- ・ あるいは、地層処分の安全性が脅かされる可能性を指摘し、数値解析や実験等のより詳細で定量的な検討の課題を具体化する

シナリオシミュレーションでは、マルチエージェントシミュレーションを利用することによって、処分場の建設・操業・閉鎖及びこの間に定置される廃棄体や人工バリア材あるいは種々の機器や人工材料（仮設材を含む）をエージェントの挙動として表現し、体系や形状の変化を伴う環境の動的変遷を把握することにより、複雑な問題においてどのような局面が時系列的に生起するのかについての全体像を把握することが可能となる。また、処分場閉鎖後のニアフィールドの構成を格子状のセルの配列で表現し、隣接するセル間での着目すべきT-H-M-Cの状態変数の挙動及び異なる変数間での因果関係や相関をローカルルールとして表現することにより、セルラーオートマタによるシミュレーションを行う。この際、想定され

るあるいは否定できない広範なルールのバリエーションを想定してケーススタディを行うことによって「可能性のあるシナリオ」の派生を網羅的に抽出することを目指す。

このようなアプローチは、従来のシナリオ解析では十分に取扱えていなかった、現象の重ね合わせによる極端な状況の生起等についても、その影響の可能性を比較的容易に、かつ定量的な情報として把握することが可能となることから、レジリエンス的視点に立った、システムのロバスト性についての議論にも有効であると考えられる。

2.5.2 システムの変遷を考慮した核種移行解析の試行

緩衝材中の化学環境の変遷が核種移行評価に及ぼす影響についての事例解析として、以下の2つ異なるアプローチの試解析を行った。

① 個別現象を起点としたアプローチ

処分システムで想定される具体的な現象に着目し、その現象を起点とした処分システムの変遷とその核種移行への影響を考慮した核種移行解析を行うものであり、従来から実施されてきたアプローチと言える。本検討では、オーバーパック起源の腐食生成物の発生がガラス固化体の溶解と緩衝材中の核種移行に及ぼす影響について、既往の個別研究による知見を前提としつつ、従来、十分に検討されていなかった、複数バリア間の相互作用の可能性を検討に加えるとともに、緩衝材の変遷を前提とした核種移行解析を実施する。

② 機能的共鳴の想定に基づくアプローチ

極端な仮定を含め、可能性の否定できない要因を抽出し、それらの重ね合わせ（機能的共鳴）が地層処分システムの安全性への及ぼす影響を把握する。本検討では、緩衝材中での化学フロントの形成による緩衝材外側での核種の沈殿・濃集と急激な環境変化の機能的共鳴を想定した核種移行解析を実施する。

(1) 個別現象を起点としたアプローチ

1) 問題設定とアプローチ

オーバーパック材料である鉄の腐食による腐食生成物が核種移行に与える影響について評価する。この試行における問題設定においては、起点とする事象は単独であるが、それがガラス溶解に与える影響や緩衝材に与える影響等について整理を行った後、考慮すべき複合的現象の抽出を行い整理する。次に、この整理結果と既往の研究成果に基づいて、緩衝材中の化学場の変遷に関する、化学-物質移行連成解析を実施する。さらに、この連成解析結果等を参考として、想定される緩衝材の変質等に基づいた核種移行の場の設定を行い、ニアフィールドの核種移行パラメータを変更した解析を実施することで、複合現象を含むシステムの変遷を考慮した核種移行評価を試行する。

2) 鉄腐食生成物のシステム変遷及び核種移行への影響の検討

鉄腐食生成物の発生によって引き起こされるニアフィールドのシステムの変遷、及びそれらが核種移行に及ぼす影響をインフルエンスダイアグラムとして、図2.5.2-1に示す。図は、

複雑さを避けるため、システム変遷に関する現象やプロセスの詳細は省略している。また、起点となる現象から「核種移行への影響」への一方向の影響を示しているが、例えば、緩衝材の空隙率の変化による拡散係数の変化は、核種以外のすべての化学種の緩衝材中の物質移行に影響を及ぼすことから、緩衝材中に供給される鉄イオンのフラックスにも影響し、結果として緩衝材中の鉱物組成の変化にもフィードバックされることになる。このような詳細なフィードバックループ等については、図には示されていないが、後述の化学-物質移行連成解析においては取扱われている。

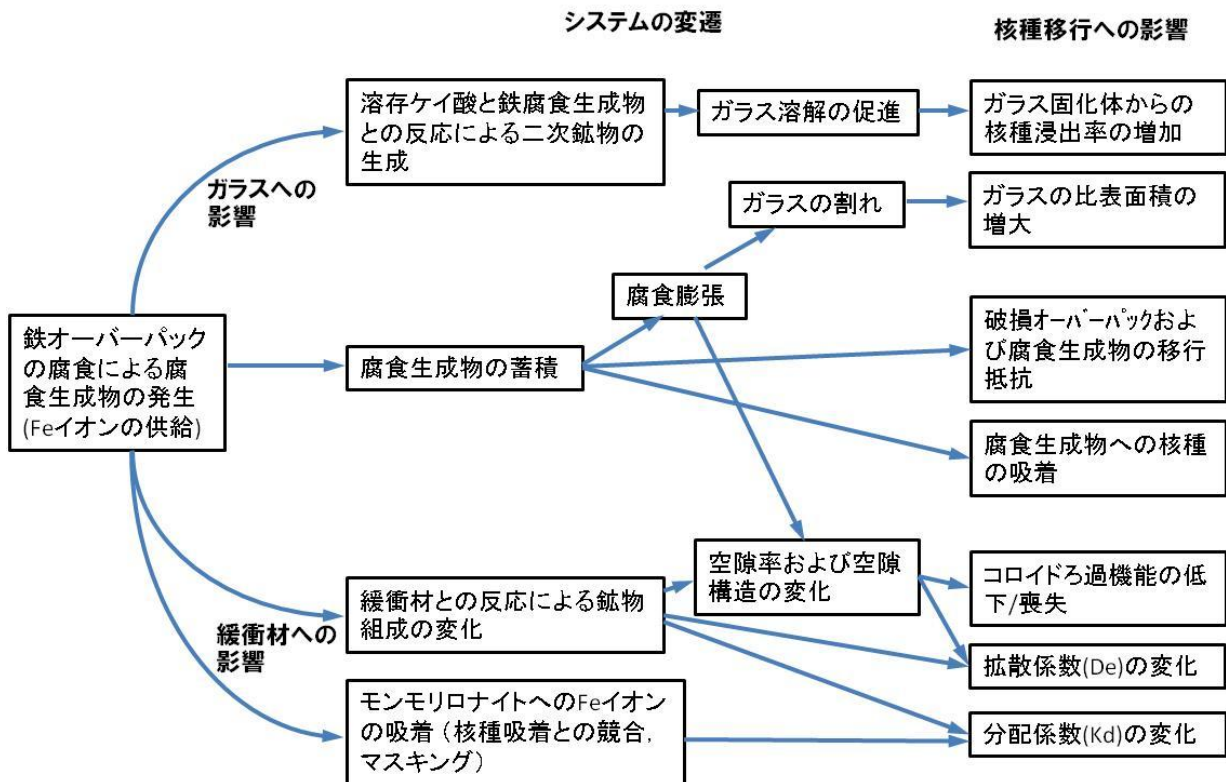


図 2.5.2-1 腐食生成物の発生を発端事象としたインフルエンスダイアグラム

3) 緩衝材の変質評価に関する連成解析

本試行では、前項で整理したシステム変遷に係る諸現象の中から、緩衝材の変質と化学場の変遷について、化学反応と物質移行の連成解析を実施した。鉄-ベントナイト相互作用については、平成19年度から平成24年度までに実施された 地層処分技術調査等事業 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発 (日本原子力研究開発機構、2013b) において、詳細な検討が進められており、化学反応と物質移行の連成解析についても、反応の進行に影響を与えるプロセスの抽出とその影響の程度等の議論が行われている。日本原子力研究開発機構 (2011b) に示されている解析結果では、そのほとんどの解析ケースにおいて、数100年程度でオーバーパックと緩衝材境界の近傍で二次鉱物の生成により間隙が閉塞し、モンモリロナイトが消失し二次鉱物が生成される領域は境界近傍に限られるという結果が得ら

れている。

本試行における解析では、これらの既往研究の成果を踏まえつつ、核種移行解析の場の設定としての保守性も考慮して、既往の解析で考慮されていない現象を取り込んで、モデルや解析条件の変更を行った。具体的には以下の2点である。

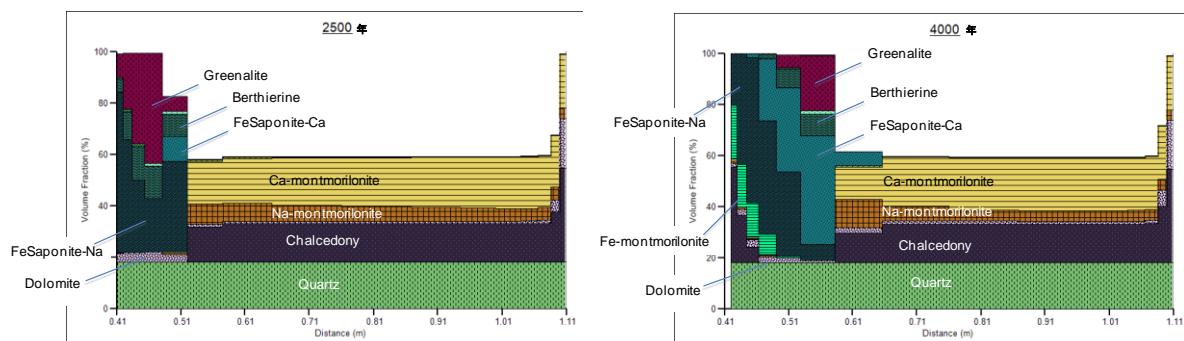
- ・ 間隙の完全閉塞の防止：上述の通り、既往の解析例では、二次鉱物による間隙の閉塞により計算が終了するという課題があった。実際に発生する現象を正しく推定することは困難ではあるが、緩衝材内側で腐食が継続すると、腐食に伴う水素ガスの発生や腐食生成物の蓄積による体積の増加（腐食膨張）が発生することなどから、間隙が閉塞した緻密な変質層での透気や力学的破壊により、物質移行が可能なパスが発生することは考え得る。これらのことを考慮して、解析における取扱いとして、間隙が完全に閉塞することを防止して、間隙率がある一定の値を下回った場合には、沈殿速度を制御することとした。
- ・ ガラス起源の溶存ケイ酸の影響：従来解析では考慮されていない相互作用である。従来、ガラス溶解モデルの検討においては、ガラス近傍の溶存ケイ酸濃度に対するオーバーパック起源の鉄の影響や、溶存ケイ酸の緩衝材中への散逸の影響が議論されていた。これらのことをニアフィールドの空間的な広がりの中で考えると、ガラス近傍やオーバーパック領域でのケイ酸に係る様々な反応系とそれらの速度に依存するものの、緩衝材にガラス起源の比較的高い濃度の溶存ケイ酸がもたらされ、鉄-ベントナイト反応に寄与することも考えられる。解析では、緩衝材の内側境界のケイ酸濃度として、アモルファスシリカの溶解度としたケースの設定を行った。

その他の主要な解析条件は、表2.5.2-1に一覧する。

表 2.5.2-1 緩衝材変質解析における主な解析条件

項目	設定	出典
緩衝材組成	クニゲルV1* : 70%, ケイ砂 : 30% *モンモリロナイト60%, 玉髄35%, 方解石2.5%, 苦灰石 2.5%	*菊池・棚井(2005)を参考に設定
モンモリロナイト イオン交換定数	$2NaX + Ca^{2+} = 2Na^+ + CaX_2 \quad \log K=0.69$ $2NaX + Fe^{2+} = 2Na^+ + FeX_2 \quad \log K=0.27$ $NaX + K^+ = Na^+ + KX \quad \log K=0.42$	小田・柴田 (1999) Kamei et al. (1999)
外側地下水組成 初期間隙水組成	第2次取りまとめレファレンスケース FRHP地下水および緩衝材間隙水	核燃料サイクル開発機構(1999b)
温度	70°C (一定)	
鉄腐食速度	5.4 $\mu\text{m}/\text{y}$ (at 70°C) 3 $\mu\text{m}/\text{y}$ (at 25°C) と 活性化エネルギー 11kJ/mol より導出	Bildstein et al. (2006)
二次鉱物	Amesite-7A, Clinochlore-7A, Berthierine, Chamosite-7A, Greenalite, Lizardite, Cronstedtite, (Na, Ca, K)-FeSaponite, (Na, Ca, K)-Saponite, Analcime, Magnetite, Siderite, Fe(OH) ₂	
モンモリロナイト 溶解速度式	Sato-Camaモデル	Sato et al. (2004)
他鉱物速度式 ・データ	TSTモデル 速度データは、右記文献データより再導出 (一部、類似鉱物のアナログを利用)	Rozalen et al. (2009) Kohler et al. (2003) Palandri and Kharaka (2004). Savage et al. (2001)
熱力学データ	Geochemist's Workbench (thermo.com.v8.r6+.dat)	Wilson et al. (2006)
拡散係数	初期6.0e-10 m^2/s (間隙率 0.4) Archieの式に従った間隙率依存性を考慮	Archie (1942)

以下に、解析結果について記す。今回の解析によっても、ある時間以降は緩衝材の変質の進展が著しく遅くなる結果となった。図2.5.2-2には、変質の進展が進まなくなった時点での緩衝材の変質解析結果を示す。



(a) ガラス起源 Si 未考慮

(b) ガラス起源 Si 考慮

図 2.5.2-2 化学-物質移行連成解析による緩衝材変質解析結果

炭素鋼の腐食により発生する Fe^{2+} イオンによる鉄-ベントナイト反応の化学変質解析の結果、鉄-ベントナイト境界付近には主に、Greenalite、FeSaponite(Ca型、Na型)、Berthierine が二次鉱物として生じている。

また、緩衝材内側境界にガラス固化体からの溶存ケイ酸濃度を定義し、ケイ酸の供給を加えたところ、Fe含有鉱物の沈殿による間隙率の低下が、比較的早い時間から生じている。なお、ガラス起源のケイ酸を考慮しないケースにおいては、鉄-ベントナイト境界付近でモンモリロナイトがほぼ消失しているのに対し、ガラスを含めたケースでは、Fe型モンモリロナイトが相当量残存している。これは、ケイ酸の供給によってモンモリロナイトが顕著に不飽和とならなくなるためと考えられる。ただし、境界から10cm程度離れた領域では、モンモリロナイトが消失している。これはこの領域までガラス由来のケイ酸が供給されていないためと考えられる。

今回の解析では、各メッシュの間隙率が1%を下回らないように二次鉱物の生成を抑制するという解析上の操作を試みた。しかしながら、今回の解析条件では、一定速度での Fe^{2+} の供給によって、オーバーパック緩衝材境界でのpHが11程度、Feの総濃度が0.01 M程度にまで上昇するという状況が生じた。このことによって、Siの溶存化学種濃度の極端な低下をまねき、数値解析上の時間ステップが極めて小さくなって計算が進展しなくなるという状況が生じたと推定される。

今回の解析上の設定の想定は、二次鉱物による間隙閉塞が生じて、閉塞部がガス透過や力学的現象等の影響で破壊され開口部が生じるというものであるが、仮にこのような状況になったとしても、実際には、鉄腐食によってFeが継続的に溶解し、拡散によってこの開口部に供給される限り、その開口部において二次鉱物の沈殿が生ずるものと予想される。他方、緩衝材の内側メッシュで上記のような間隙率の低下すなわち固相の体積増大が生じているこ

とは、変質部がその外側にある未変質の緩衝材を外側に押し付けるような応力が生じる可能性を意味するものと考えられる。この点を考慮に含めれば、一旦、緩衝材内側で間隙閉塞が生じた後の変質領域の拡大を表現するためには、これまでに行ってきた化学-物質移行解析のみではなく、力学解析と連成させた検討が必要であると考えられる。換言すれば、鉄-ベントナイト相互作用に関しては、この点が、個別現象を追求するアプローチの限界であり、図2.5.2-1に示す腐食生成物の体積膨張と緩衝材の圧密といった力学的現象との組み合わせの必要性を示すものと言うことができる。

4) 腐食生成物の影響を考慮した核種移行解析

実際の処分システムにおいては、オーバーパック破損以降は、処分システムの変遷と核種移行は同時に発生することから、これらを重ね合わせた連成現象となるが、ここでは、2)で整理した、核種移行への影響について、既往の研究成果と3)でのシステム変遷に関する解析結果から、既存の核種移行モデルに対して、保守性を考慮したパラメータ等の変更を行い、その影響を確認することとした。

以下に、本試解析での腐食生成物の影響の取扱いを整理する。

- ・ガラス固化体からの核種浸出率

柴田ほか（2013）による、溶存ケイ酸濃度の影響等を考慮したガラス溶解挙動についての解析的検討の結果から、鉄腐食生成物影響を考慮した解析例を参考として、保守的にガラス固化体の溶解期間を4000年と設定する。

- ・破損オーバーパックの移行抵抗と腐食生成物への核種の吸着

保守的に考慮しない。

- ・緩衝材領域の設定

上述のように、3)の解析結果は、これまでの化学-物質移行連成解析の事例に比べ、鉄腐食生成物による影響による緩衝材の変質領域の拡大を保守的に評価したものと考えられることから、この結果に基づき核種移行場の想定を行うこととした。ガラス起源のケイ酸を考慮した解析ケースでは、緩衝材内側約20cmの領域で初期のモンモリロナイトがほぼ全量溶失していることから、この領域では、緩衝材に期待されている安全機能であるコロイドろ過性が担保されないと仮定し、緩衝材未変質部（外側50 cm）の内側境界において溶解度制限を適用することとする。また、この領域には、高濃度のFe液相化学種が存在していることから、Feによる核種との吸着競合等を考慮して、悲観的に核種吸着が生じないものと仮定する。

その他の解析条件は、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）と同一とし、GoldSim（GoldSim Technology Group LLC，2010）で作成した解析モデルを用いて解析を行った。図2.5.2-3に解析結果を示す。

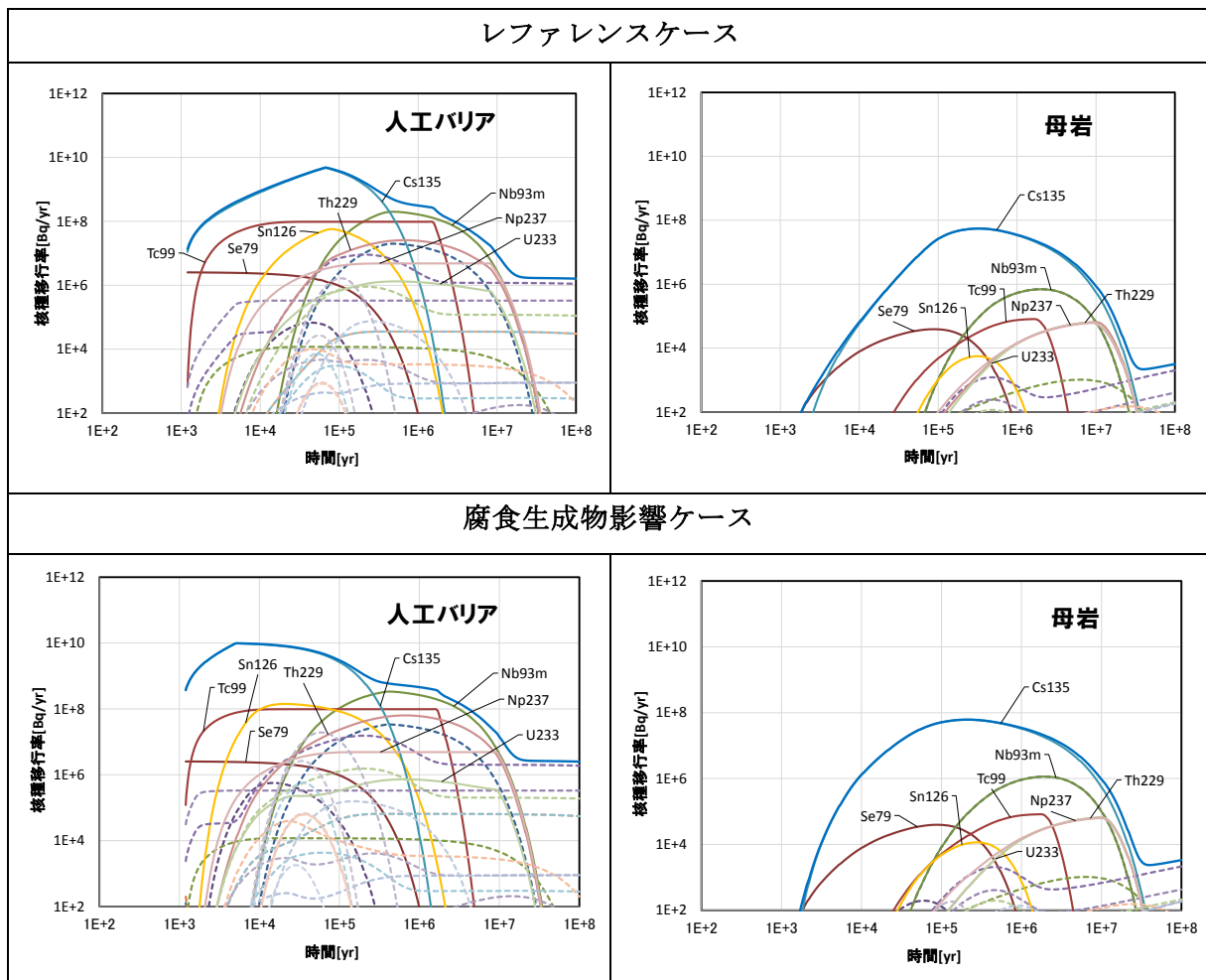


図 2.5.2-3 腐食生成物の影響を考慮した核種移行解析結果の例
(レファレンスケースとの比較)

腐食生成物影響ケースとして、ガラス溶解速度（ガラスからの核種の浸出率）の増加と、緩衝材厚さを変更した結果、レファレンスケースに比べて、人工バリアからの核種移行率は、Cs-135に支配される最大核種移行率のピーク発現時間が早くなる結果となったが、最大核種移行率の値の変化はわずかであった。また、母岩からの核種移行率においては、初期のCs-135のピークの立ち上がりの形状が異なるものの、両解析ケースでの、最大核種移行率の発現時間と値に大きな変化は無い結果となった。

5) まとめと今後の課題

具体的な現象を起点とした処分システムの変遷とその影響を考慮した核種移行解析の例として、はじめに既往の個別研究の成果である化学-物質移行連成モデルを用いた鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質についての現象解析を行い、次にこの解析結果を参照しつつ他の既往の知見も踏まえたヒューリスティックな判断による場の設定を行い、それに基づく核種移行解析を行った。

鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質についての現象解析については、ガラスからのケイ

酸の寄与と、間隙閉塞の生じた領域での二次鉱物の生成を抑制することによって、これまでの化学-物質移行連成解析に比べて緩衝材変質領域の拡大を保守的に評価した結果が得られた。ただし、このような仮想的な解析の結果を分析することを通じて、化学-物質移行解析という個別現象を追求するアプローチの限界が明らかとなり、二次鉱物による間隙閉塞が生ずる時点以降の緩衝材変質領域の拡大を適切に評価するためには、変質部の体積膨張による緩衝材内部の変形を考慮した力学解析との連成が必要であることが示された。

他方、化学-物質移行連成解析という個別現象解析では保守的と考えられる変質領域を想定して行った核種移行解析の結果は、緩衝材変質や鉄腐食生成物によるガラス溶解促進といった影響を考慮しても、本解析で設定した地質環境条件では、人工バリア及び母岩のいずれからの核種移行率においても顕著な増大は生じないことが示された。ただし、前述したように、緩衝材内側での変質部の体積膨張に伴う力学的変形と化学的変質とが連成された場合には、上記の変質領域の設定が必ずしも保守的な上限となるとは確言できない点に注意を要する。

以上から、今後は、鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質を化学-力学連成解析の課題として取り上げるとともに、その結果を踏まえたより包括的な視点からの核種移行解析を行うことが必要と考えられる。

(2) 機能的共鳴の想定に基づくアプローチ

1) 背景とアプローチ

本事業では、第1章で述べたように、システムの有するロバスト性をレジリエンスの視点を含めて示していくことを目的としている。そこで、レジリエンス工学の一環として開発されているFRAM (Functional Resonance Analysis Method) と呼ばれるリスク分析の新たな方法論 (Hollnagel, 2012) を参考として、シナリオの検討を行い、それに基づく予察的解析を進めることとした。FRAM法では、システムのIntractableな特徴 (複雑性やダイナミズム等) のために、その全てを理解することはできないという前提 (相対的な無知) に立った上で、予期せぬ振舞いやその結果生ずる異常を想定することを目指している。このような観点から、FRAMにおいて整理されている基本的な概念のひとつに、“共鳴 (Resonance)” がある。これは、相互に作用しあう要素の多様性 (Variability) や不確実性 (Uncertainty) のうち、特定のもの組み合わせられ累積することによって、システム全体の機能を脅かすような大きな影響が生ずるメカニズムを意味している。機能的共鳴とも呼ばれている。

本試行事例では、ニアフィールドの化学的変遷と核種移行のダイナミックな共鳴問題を取り上げることとした。

2) 問題設定

別途整理された処分システムのVariabilityとUncertaintyを参考に、ここでは、機能共鳴のパターンとして、“緩衝材外側での核種の沈殿・濃集” と “急激な環境変化による核種の溶解・移行” の共鳴について検討する。

このパターンに合致する、想定し得る具体的な要因の組み合わせの例を図2.5.2-4に示す。ここで挙げた種々の要因を組み合わせることによって、同様の機能的共鳴を通じて地層処分

システムの安全性に影響を及ぼし得る種々のシナリオを具体化することが可能となる。

緩衝材外側での核種の沈殿・濃集	急激な環境変化による核種の溶解・移行
<ul style="list-style-type: none"> • 酸化還元フロントの移動に伴う核種沈殿・濃集 • pH勾配による核種沈殿・濃集 • 二次鉱物との共沈・収着による核種沈殿・濃集 • 核種沈殿及び沈殿物による放射線分解を通じた自己励起的移動と濃集 	X
	<ul style="list-style-type: none"> • 隆起・侵食による浅部酸化帯への侵入 • 火成活動に際した熱水の侵入・熱対流 • 地震・断層に伴う浅部地下水の流入 • 海退時の塩水環境から淡水環境への推移 • 人為事象(試錐孔掘削・採水、大規模地下利用等)

図 2.5.2-4 機能的共鳴のパターンに対応した種々の要因の組み合わせによる機能的共鳴の抽出例

なお、処分システムのVariabilityとUncertaintyについては、第5章「処分システム概念の提示」において、整理例が示されている（表5.4.2-1）。

3) 解析モデル・解析条件

本検討では、第2次取りまとめにおけるリファレンスケースのモデルを基本としつつ、これに対して、

- 緩衝材中の化学場の変化に伴う沈殿／収着フロントの移動による緩衝材外側での核種の沈殿・濃集
- 急激な環境変化による核種の溶解・移行

といった擾乱を与える機能を追加したモデルを用いることとする。

このうち、沈殿／収着フロントの移動については、緩衝材領域を二分して内側を核種の移行性の高い領域（高溶解度で低収着性）とし、外側を移行性の低い領域（低溶解度で高収着性）として、これらの領域間の境界として沈殿／収着フロントを定義するとともに、このフロントを時刻 T_0 から一定速度 V で緩衝材内側境界から外側境界まで移動させることとする。この操作によって、ガラス固化体近傍に沈殿している難溶解性の核種は内側の核種移行性の高い領域で可動となりフロントまで移行して、そこで沈殿／収着するとともに、フロントの移動に追隨して核種の沈殿・濃集部も緩衝材外側に移動することとなる。モデルの概念を図2.5.2-5に示す。

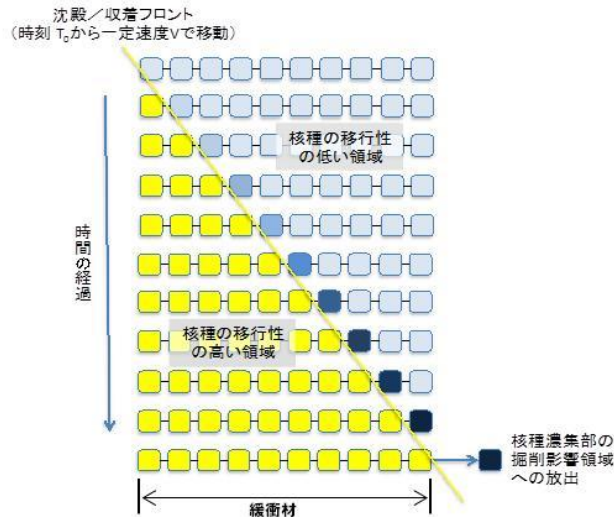


図 2.5.2-5 緩衝材中での沈殿/収着フロントの移動に伴う核種濃集部の外部への放出のモデル概念

上記の取扱いによって緩衝材中から掘削影響領域に達した核種濃集部は、掘削影響領域内が核種移行性が低く地下水流量が小さい条件にある場合にはそこで一旦沈殿し、その後の環境変化に伴い急激に放出されることとなる。他方、緩衝材からの核種濃集部の放出時に既に掘削影響領域内が核種移行性が高く地下水流量が大きい条件にある場合には、核種濃集部は緩衝材からの放出と同時に溶解されつつ散逸することとなる。

上記のモデルを用いて、緩衝材中の沈殿/収着フロントの移動や外部の化学・水理環境の変化に関する種々のパラメータを変えたケーススタディを行うこととする。なお、対象とする放射性核種は、Np-237→U-233→Th-229の系列とし、内側領域（核種移行性の高い領域）及び外側領域（核種移行性の低い領域）での核種移行特性は表2.5.2-2に示すように、それぞれ第2次取りまとめにおける、酸化性及び還元性環境での値に固定するものとする。また、緩衝材中の実効拡散係数は、いずれの核種も $3.0E-10 \text{ m}^2/\text{s}$ とする。

表 2.5.2-2 緩衝材中の各領域における核種移行特性

	内側領域（酸化性）		外側領域（還元性）	
	溶解度 (mol/l)	分配係数 (m^3/kg)	溶解度 (mol/l)	分配係数 (m^3/kg)
Np	4E-05	5.0E-3	2E-08	1.0
U	5E-03	5.0E-3	8E-09	1.0
Th	5E-06	1.0	5E-06	1.0

環境変遷の要因としては、図2.5.2-4 に示す様々なプロセスの全体を考慮に含めることとし、収着/沈殿フロントの移動速度、EDZ流量変化の時期等のパラメータは、幅広い範囲で変動させることとした。これらのパラメータの組み合わせに応じて、多様な核種移行挙動が表現されるものと考えられる。

各解析ケースの設定を、表2.5.2-3 に示す。なお、ガラス固化体が残留している時期には、

固化体からの浸出率律速によって人工バリアからの核種移行率の上限が設定されることとなるため、第2次取りまとめのレファレンスケースを参照して本解析において設定したガラス固化体溶解期間（7万年）以降において、難溶性核種が緩衝材内側に残留している状態でフロントの移動を開始することとした。

表 2.5.2-3 解析ケース

ケース	緩衝材中酸化還元フロント移動開始時期	緩衝材中の酸化還元フロント外側境界到達時期	初期の EDZ 内地下水流量	EDZ 流量増加時期	増加後の EDZ 流量	天然バリア中動水勾配（一定）
RC	移動せず	移動せず	H12 リファレンス	変化せず	変化せず	H12 リファレンス (0.01)
1	10 万年後	11 万年後	0	12 万年後	十分に大きい値 (100m ³ /y)	1
2	10 万年後	20 万年後	0	21 万年後	十分に大きい値 (100m ³ /y)	1
3	10 万年後	110 万年後	0	111 万年後	十分に大きい値 (100m ³ /y)	1
4	10 万年後	10 万 1000 年後	0	11 万 1000 年後	十分に大きい値 (100m ³ /y)	1
5	10 万年後	11 万年後	H12 リファレンス	変化せず	変化せず	H12 リファレンス (0.01)
6	10 万年後	11 万年後	0	10 万年後	十分に大きい値 (100m ³ /y)	1

4) 解析結果

各解析ケースにおける、各位置での最大移行率（線量換算値）を図2.5.2-6にまとめて示す。

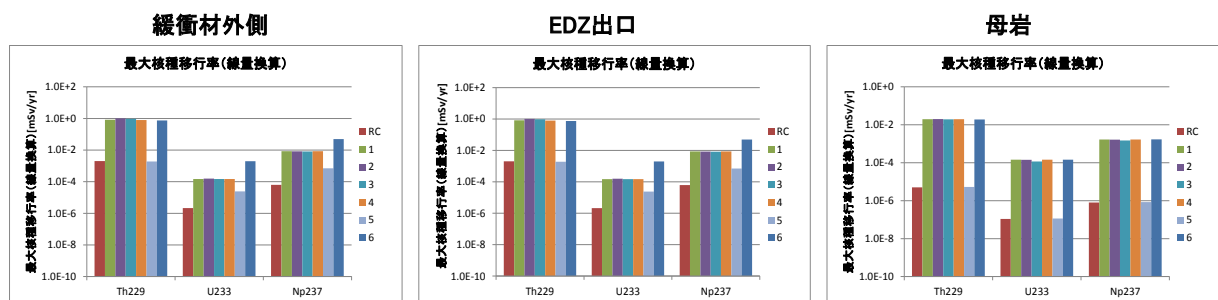


図 2.5.2-6 緩衝材中の沈殿/収着フロントの移動と急激な地下水流速の共鳴問題に関する核種移行解析結果

上記の解析結果の主要な特徴は、以下のようにまとめることができる。

- 人工バリア内部の何らかの事象によって、化学フロント（酸化性フロント）が緩衝材を内側から外側まで横断し、フロントの外側（還元側）に濃集する核種がこれに伴って掘削影響領域に排出され、かつ、何らかの事象によって岩盤中の地下水流速が 100 倍程度に増大して、濃集した核種が急激に放出されるような仮想的な状況を想定した場合、母岩からの核種移行率は 3 桁程度増大するという結果が得られた。（ケース 1、2、3、4、及び 6）
- 上記のような緩衝材中のフロント移動に伴う人工バリアからの核種移行率の上昇が生じたとしても、天然バリア性能に変化が無ければ（第 2 次取りまとめレファレンスケースを想定）、母岩からの核種移行率に変化は見られない。（ケース 5）
- 緩衝材中のフロントの移動速度の変化に対して、核種移行率には顕著な変化がない。こ

これは、現状の核種移行解析モデルにおいて、核種の沈殿及び収着をいずれも完全に可逆で瞬時に進むプロセスと仮定しているためと考えられる。(ケース 1、2、3、及び 4)

これらの結果は、緩衝材中の化学フロントの挙動に関して過酷な状況を想定しても、天然バリア機能が一定以上確保されている場合には、その多重性(冗長性)によって影響が緩和されるというロバスト性が期待できることを意味している。ただし、このようなロバスト性の程度は、地質環境条件に強く依存するものであり、従来は、主として基本シナリオを想定して実施してきた感度解析等を、今後は、このような過酷な状況でも実施することにより、ロバスト性の程度の観点からも比較・検討することの必要性を示唆するものということもできる。

他方、天然バリア性能にも顕著な変化が生じるような状況が組み合わされる場合には、緩衝材中の化学フロントの移動は大きな影響をもたらす可能性があることも同時に示されている。この点については、共通要因となる可能性のある天然事象(熱水影響や深部の化学環境の変化を伴うような断層活動等)についての検討や、機能共鳴のような機構で生ずる複数の要因の組み合わせについてのシナリオ設定を含めた研究が重要性を持つものと考えられる。

以上の検討を今後重点的に行っていく上では、上述した、現状の核種移行解析モデルの単純化(核種の沈殿及び収着をいずれも完全に可逆で瞬時に進むプロセスと仮定)についても再考を要するものと考えられる。これらの仮定は、核種移行場の条件が時間的に一定であるという前提の下では妥当であるが、上記のような環境変動を合理的に評価する上では、影響機構及びこれに対するシステムのロバスト性の重要な側面を無視する結果をもたらす懸念が否定できない。

一方、今回の解析においては、その前提としている処分システムの Variability や Uncertainty についての発生可能性の検討は行っていない。したがって、評価結果については、評価の目的、前提条件の、事象やプロセスの発生可能性に関する情報等とあわせて提示することなどについて留意が必要である。

(3) まとめ

処分システムの変遷とその影響を考慮した核種移行解析の例として、①個別現象を起点としたアプローチ ②機能的共鳴の想定に基づくアプローチ の2通りのアプローチでの試行を行った。

個別現象を起点とした例として、既往の研究の成果である化学-物質移行連成モデルを用いた鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質についての現象解析、及びこの結果を参照しつつ他の既往の知見等も踏まえたヒューリスティックな判断による場の設定に基づく核種移行解析を行った。ただし、現状の連成モデルにおいては、二次鉱物による間隙閉塞とその破壊による緩衝材変質領域の拡大を適切に評価することを仮想的に解くことには限界があり、力学解析との連成の必要性が改めて認識された。

一方、レジリエンスの視点から、複数の多様性 (Variability) や不確実性 (Uncertainty) の組み合わせによって、システム全体の機能を脅かすような機能的共鳴について、ダイナミックな化学場の変遷と、急激な地下水流速の変化との重ね合わせを例題として、解析を試行

した。このような過酷な状況を想定した解析の実施により、システムのロバスト性を確認する有効な手法のひとつになり得ることが確認された。

今後は、2.5.1項で議論をした新しい手法の取り入れも念頭に、システムの変遷を考慮した核種移行解析問題の事例検討を進めるとともに、評価の目的に応じた、適切な取扱いを可能とする枠組みと解析ツールの開発を進めて行く。

2.5.3 計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討

本項では、処分システム評価について確証を与えるために、先端科学技術を駆使した処分場近傍（ニアフィールド）の物質移行に係る解析評価技術を開発していく取組みのひとつとして、最先端の計算技術としてGPGPUを使った並列計算に着目し、その適用による大規模かつ複雑な物質移行解析の効率化について検討する。

(1) 背景と目的

地下環境における放射性核種の長期的な挙動について調べ、地層処分技術の性能評価を行うためには、種々の実験的検討だけでなく数値シミュレーションを援用した検討が不可欠である。しかしながら、地下環境の複雑性、対象とする時空間領域の大きさ、多数のケースを検討することの必要性からそのようなシミュレーションは通常大規模な計算を伴うこととなる。例えば、人工バリアを含む処分システムの設計や安全性について考える場合、粘土中の放射性核種の拡散速度や、核種が人工バリアから漏出した後、生活圏に到達するまでの経路や時間及び移行量についての推定が必要となる。そのための物質移行解析では、詳細で複雑なモデルを用いて非線形な問題を精度よく解くこと、シミュレーションを多数回繰り返し許容される設計条件や安全条件の範囲を見出すことなどのために、多数の研究者及び実務者が分担・協調して大規模な計算に取り組む必要がある。そういった場面で必要とされるのは、メインフレームコンピュータによる計算でなく、パソコンレベルで実行できるコストに見合った大規模計算である。

GPGPUを使った並列計算の環境は、比較的安価なグラフィックボードをパソコンに加え無償提供されるコンパイラ（CUDA C コンパイラ）を用いるだけで構築でき、消費電力の点も含めて経済的である。しかしながら、問題によっては2桁程度もの計算効率の向上が達成できることもあり、パソコンベースのハイパフォーマンスコンピューティングに適していると考えられる。性能評価解析で重要となる放射性核種の地下水による移行問題へのGPGPUの適用については近年検討が進んできている（日本原子力研究開発機構、2011c；2012c；2013c）ものの、GPU並列計算に適したシミュレーションモデル、解析手法、達成しうる並列化効率の程度等の把握が十分に検討されてきているとは言えない。また、長期にわたる核種移行挙動を正確に予測するためには、移流による移行だけでなく、鉱物表面への吸脱着も含めた拡散現象のモデル化と定量的な拡散シミュレーションの技術が必要であるが、それらの現象に着目したGPU並列計算の詳細な検討事例はない。

本研究では、多孔質媒体における拡散現象（鉱物表面への吸脱着を含む）の定量的な拡散シミュレーションを、GPU並列計算を援用したランダムウォークによって行うための一連のプ

プログラム開発、及び計算の試行と並列化効率の確認を行った。

(2) 拡散問題の設定とモデル化

まず、対象とする拡散問題を設定する。媒体としては、固相と液相の二相からなる3次元的多孔質体を考える。ここでは固相を除く間隙部は液相で満たされているものとし、液相における拡散粒子の拡散係数は既知かつ場所によらないものとする。また、固相-液相の幾何形状は周期的な構造をもつものと仮定し、代表領域 (RVE : representative volume element) を与えることで多孔質体形状を定義する。このような場の想定のもの、ある特定の代表領域 (RVE) 内の狭い領域に、多数の粒子が置かれたとき、その拡散挙動を調べる問題を考える (図 2.5.3-1 参照)。なお、拡散粒子はランダムに運動し、粒子間相互作用や重力や外部電場の影響による運動は無視できると仮定する。また、拡散粒子は既知の法則に従って固相表面で吸脱着を起こすが、固体内部の拡散は無視できるものとしておく。

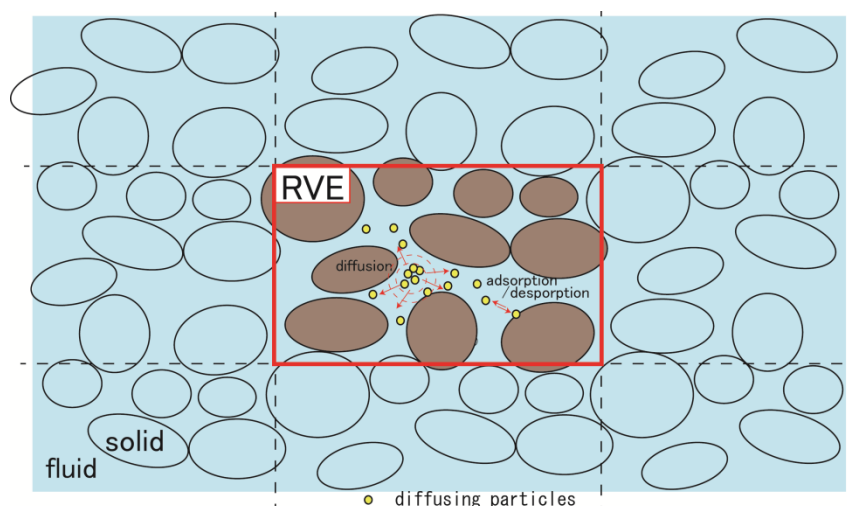


図 2.5.3-1 周期構造を有する飽和多孔質体における粒子拡散のイメージ

次に本研究でのランダムウォークを用いたシミュレーションの特徴についてまとめる。

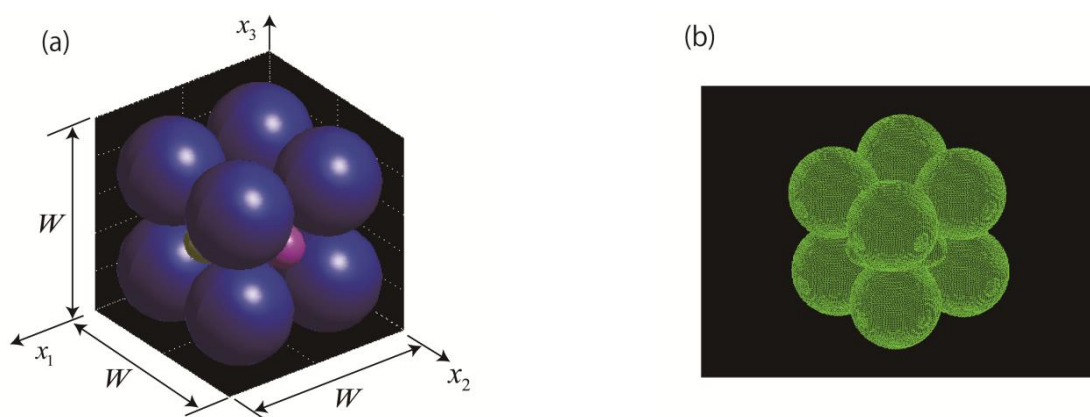
- ・ 多孔質体の液相、固相の幾何形状と拡散に関する物性値を定義する。なお、形状については固相あるいは液相のいずれかを定義すればよく、他方はその補集合として与えられる。多孔質体の形状モデルを簡単かつ自動的に生成するために、代表領域 (RVE) に球を配置して固相と液相の幾何形状を定義し、周期構造モデルを作成する。
- ・ 代表領域 (RVE) を適当な大きさの格子に区切り、固相、液相それぞれが占める領域を近似的に表現するボクセルデータに変換する。ボクセルデータとして形状を表すことで粒子位置が固相と液相のいずれに属するかの判断を容易かつ高速に行うことができる。
- ・ ランダムウォークの解析では、粒子群の個数と初期位置、時間ステップ長 Δt 等を与え、 Δt の間に起こる粒子変位を確率的に定めることで粒子位置の移動経路を追跡する。確率の決定には一様乱数を利用する。なお、ランダムウォークによる変位により、次の時間ス

トップで液相領域から固相領域に入ることになる場合には、その移動を認めるか否かを確率的に判定する（吸着モデルに相当）。同様に、固相領域から液相領域への移動についても確率的に判定する（脱着モデルに相当）。

- ・ 数値解析には CUDA C にて作成したプログラムにより GPU 並列計算を行う。GPU プロセッサ毎に一つの粒子の経路追跡を担当する。また、外部ディスクへの結果書き込みのステップにおいて、GPU から CPU へのデータ転送を行う。
- ・ 計算結果は、粒子群のスナップショットを表示できるように、予め指定した時間ステップにおいて粒子位置の座標データとして出力しておく。出力した座標データから粒子位置の平均、分散を計算し、粒子濃度の時間変化や多孔質体構造を反映した拡散係数（以下、マクロ拡散係数）の評価を行う。マクロ拡散係数は、粒子位置の平均二乗変位の時間変化から求められる。

(3) 計算の試行と並列化効率の確認

以下に計算の試行例を示す。まず、図2.5.3-2 (a)に、拡散解析に用いた周期多孔質体の代表領域 (RVE) の形状を示す。また、図2.5.3-2 (b)は、このような代表領域 (RVE) をボクセルデータに変換した結果を示しており、ボクセル数は $100 \times 100 \times 100 = 10^6$ である。ボクセルデータから求めた空隙率はこの場合25.7%である。



(a) 代表領域 (RVE) の形状
(球の部分が固体相を表す)

(b) 多孔質体形状を近似したボクセルデータ

図 2.5.3-2 拡散解析に用いた周期多孔質体の代表領域

図2.5.3-3 (a)に自由空間の場合の結果を、図2.5.3-3 (b)に多孔質媒体モデルで吸着を考慮した場合の結果を示す。この例は、粒子数1万個、時間ステップ数2万、ボクセルデータサイズはセル数で100万の場合である。また、吸着と脱着の頻度を表す確率は強い吸着が起こる

状況を設定した。図2.5.3-3 (b)の多孔質媒体モデルでの粒子の移動は、固相領域に制限されるため初期粒子位置付近により長い時間滞留する結果となっている。しかしながら、時間の経過につれ、次第に多くの粒子が固相領域を迂回しつつ出し代表領域 (RVE) 全体に広がっていく様子が現れている。なお、吸着を考慮した場合の方が吸着を考慮しない場合に比べて粒子群が密集したままの傾向がある。また、平均二乗変位と拡散係数 (図2.5.3-4) は、吸着による影響が顕著に表れている。

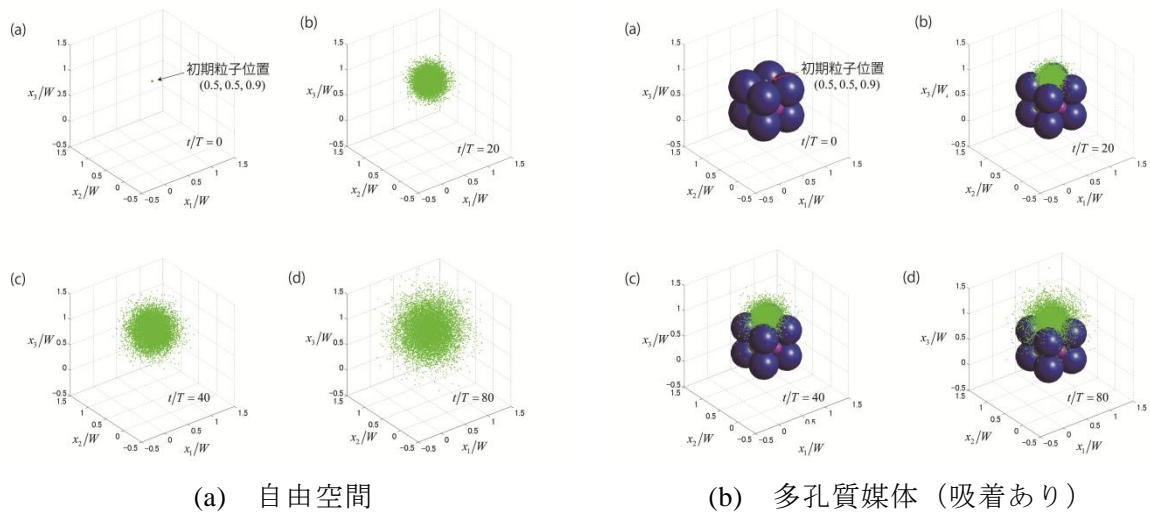


図 2.5.3-3 ランダムウォークによる粒子拡散の計算結果例

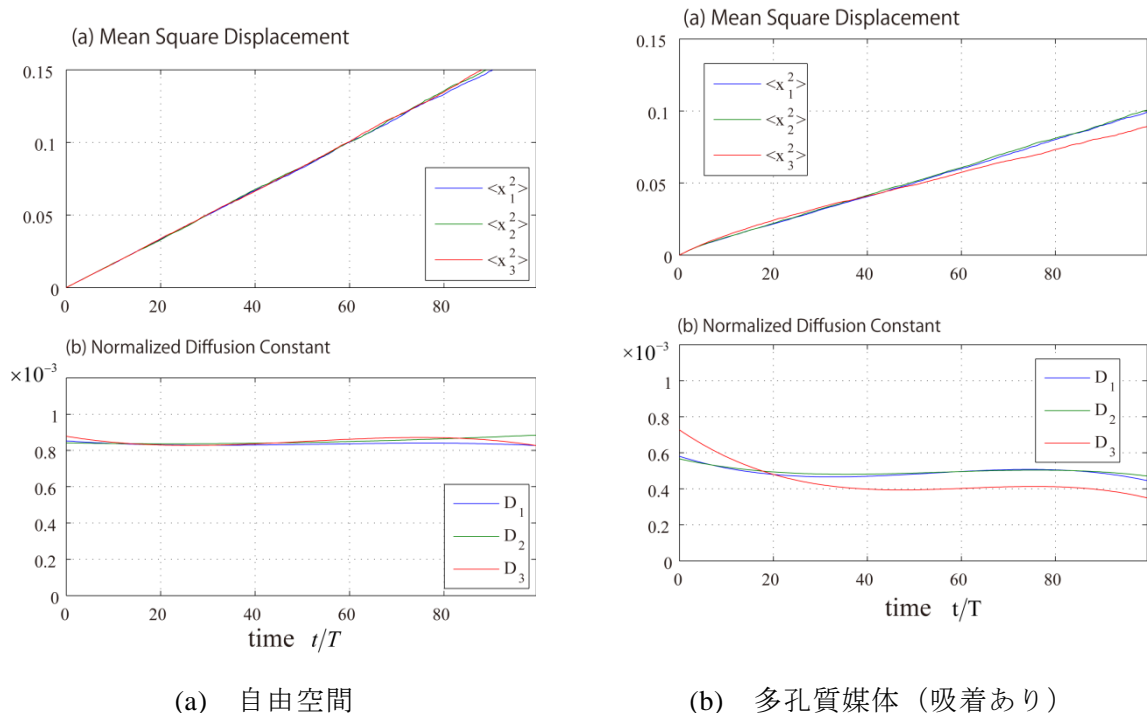


図 2.5.3-4 粒子位置の平均二乗変位とその時間変化率からのマクロ拡散係数の算出例

(上段：粒子位置の平均二乗変位、下段：マクロ拡散係数)

GPUで並列化した場合と、CPU1コアだけを用いて解析を行った場合の計算時間 (粒子位置座

標を200の時間ステップにおいて出力しハードディスクに書き込みを行った場合と書き込みを全く行わなかった場合)の比較を表2.5.3-1に示す。これらの結果から、ディスク書き込みを行う場合、GPU並列化により計算速度の向上は約6倍となっている。また、書き込みなしの場合は約18倍程度の速度向上が得られており、GPUの利用によりかなりの高速化が達成されていることが分かる。今後必要となる粒子数や計算ステップの大きな計算を行う場合、計算時間のオーダーが一桁異なることは、感度解析や最適化検討を行う上で大きな意味を持つ。

表 2.5.3-1 GPU 並列計算と CPU のみを用いた場合の計算時間(秒)

	書き込みあり	書き込みなし	
		データ転送あり	データ転送なし
GPU	5.25	1.62	1.53
CPU	31.7	28.4	

(4) まとめと今後の課題

本研究では、不均質な多孔質媒体における拡散をGPU並列計算によるランダムウォークで解析する方法について検討した。その結果、拡散移行挙動や多孔質体形状を反映したマクロ拡散係数を評価できる見通しが得られ、GPU並列処理による高速化の効果も確認した。

本検討を詳細な物質移行解析のための拡散解析技術の整備として発展させるための今後の課題としては、解析技術の詳細化と適用範囲の拡大（より複雑な多孔質体形状のモデル化、吸脱着モデルの精緻化等）、マクロスケールやミクロスケールとの連携の具体化（均質化法によって得られるマクロスケールパラメータや連続体解析結果との整合性の評価等）、及びGPU並列計算技術の高度化とその適用ノウハウ等に関する知見の蓄積などが挙げられる。

2.6 まとめ

(1) システムの過渡的变化評価技術開発

1) 過渡的变化を評価する上で考慮すべき事象

処分システムの過渡的变化が長期安全性に及ぼす影響について、重大な事故・故障を予防する手法の一つであるFMEA手法により、地層処分システムの構成要素、処分場における工程に沿った時間区分を設定し、それぞれの構成要素のある時間区分における故障モードを抽出した。この結果、今後過渡的变化を評価するうえで重要度の高い項目を抽出することが出来た。

2) 過渡的状态における人工バリアの挙動評価技術の開発

オーバーパックの腐食挙動に関する調査に関して、緩衝材の再冠水過程における炭素鋼オーバーパックの腐食挙動を把握することを目的として、不飽和緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリングを行うためのセンサーを試作するとともに、適用性を確認した。また、従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の実験的検討を行い、データを取得した。

緩衝材の挙動評価に関する調査については、人工バリア定置後の過渡的条件を考慮した試

験条件下での緩衝材の膨潤圧や透水性、pH等のデータ取得を目的とした試験装置やセンサー等の整備及び性能の確認を行い、適用性を確認した。

原位置長期変質試験を実施したベントナイト試料の変質挙動を調査し、鉄との相互作用によるベントナイトの変質現象理解、評価モデルの検証に向けたデータを拡充した。

また、連成解析コードの高度化に関しては、大規模なモデルへ対応するための要素形状に関する課題等について解析コードの改良を行い、今後の解析コードの開発に必要な項目を整理するとともに、試解析を通じて、連成挙動を把握するための試験計画の立案に必要な情報を提示した。

(2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

1) 人工バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討

人工バリア中の核種移行に関する国内外の最新の知見を調査しつつ、不確実性要因と課題を抽出するとともに、本タスクで取組む課題として、①圧縮ベントナイト中の間隙の不均質性、化学種の混在、化学反応と物質移行の連成等を考慮した精緻化モデルの開発、②システム変遷が核種移行に及ぼす影響の評価として鉄共存が核種移行やガラス溶解に及ぼす影響を評価するためのモデルとデータの整備を設定し、課題解決のためのアプローチを策定した。

2) 緩衝材中の核種移行に関する精緻化モデルの開発

圧縮ベントナイト中の核種移行に関わる現象理解の深化と精緻化モデルの開発に向けて、Srの収着・拡散データを取得し、間隙構造の不均質性や化学種の共存等の影響についての知見を得た。また、先端的な分析技術として、NMRを適用した圧縮ベントナイト中の間隙構造の定量評価事例を提示するとともに、NMRによる粘土へのCs収着及びATR-FTIRによる鉄鉱物へのSeの収着メカニズムに関する知見を得た。これらデータや分析的知見を踏まえて、従来から開発してきた統合収着・拡散モデルの精緻化として、間隙の不均質性を考慮したモデル検討を行い、これまでの課題に対する改善可能性を示唆する結果を得た。さらに、精緻化モデル開発の一環として、分子動力学計算等の先端的計算科学手法の調査と試計算を実施した。

3) システム変遷と核種移行評価のためのデータ・モデルの整備

システム変遷課題のうちオーバーパックの鉄共存による核種移行とガラス溶解への影響評価に関する課題を抽出し、核種移行への鉄共存影響については基礎データの取得に着手した。ベントナイトへのFe(II)の収着、Fe(II)とCs、Ni等が共存する系での収着データを取得し、イオン交換サイトへの影響は小さいものの、エッジ収着に関しては鉄との競合の可能性を示唆する結果が得られた。

(3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

1) 天然バリア核種移行評価の不確実性要因分析と課題解決アプローチの検討

不確実性要因の抽出として岩盤中の割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響評価手法をとりあげた。評価は、これまでの関連プロジェクトの成

果や国内外の論文等を整理し、H12レポート以降の最新の知見を踏まえた課題抽出を行った。また、H12レポートにおける性能評価体系を基として試験解析等を通じて課題の重要性を把握し、今後の原位置における試験への適用を念頭においたデータ取得手法や評価モデルの開発についての研究開発の方向性を提示した。

2) 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価技術の開発

岩石中の核種移行評価と原位置確証手法の最新動向調査を踏まえ、堆積岩は幌延泥岩、結晶質岩はグリムゼル花崗岩を対象とした研究アプローチを検討した。幌延泥岩については、原位置トレーサー試験と連携して、特に割れ目系の核種移行特性の室内試験による評価手法を検討し、試験や解析の準備を進めた。一方、グリムゼル花崗岩については、不均質性を有するマトリクス部を対象として基礎データを取得し、試料の粉碎が収着挙動に及ぼす影響、拡散への陽イオン加速/陰イオン排除の寄与などに関する知見を得たほか、マトリクスの不均質性が収着・拡散パラメータに及ぼす影響について、解析的な検討手法の調査と試計算を実施した。

3) 有機物・微生物等の影響評価手法の構築

H12レポート以降に得られた有機物・微生物による地層処分システムの核種移行への影響を定量的に評価するため、有機物・微生物がキャリアとなって核種移行を促進する、コロイド影響としての面について感度解析を行った。解析には亀裂性多孔質媒体中のコロイドによる核種移行解析コードであるCOLFRAC-mr1を用いて、H12レポートに則り1次元平行平板モデルにより天然バリア母岩部分の100mにおける核種移行について解析を行った。収着分配係数についての解析結果から、レファレンスケースにおいて有機物は無機コロイド以上に核種移行の促進に影響する可能性があり、その影響が主に核種と有機物との錯形成における非線形性によるものであることが示唆された。しかし、核種と有機物との錯形成評価において、NICA-Donnanモデルが用いたが、これは過度に保守的に核種と地下水中有機物との錯形成を評価している可能性がある。また、微生物においては、文献値から算出した微生物量、収着・脱着速度を考慮した解析では、リファレンスケースの瞬時平衡反応として扱った場合との違いは小さいが、反応速度を遅くした場合には上昇する傾向が見られたことから、微生物による核種の取り込みのような遅い反応による影響を考慮する必要があることが分かった。

(4) ニアフィールド複雑現象/核種移行の統合評価技術開発

1) 統合評価技術開発のアプローチの検討

既往研究の調査を行い、技術開発の体系を定めた。また、連成問題の取扱いにおいては、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といった複雑系の技術を、地層処分の性能評価におけるシナリオシミュレーション技術として利用することも有効と考えられる。

2) システムの変遷を考慮した核種移行解析の試行

個別現象を起点としたアプローチとして、鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質についての現象解析を行い、その結果を参照しつつ他の既往の知見等も踏まえたヒューリスティックな判断によって場を設定した上で核種移行解析を試行した。また、レジリエンスの観点から、システムのロバスト性を確認する手法として、システム全体の機能を脅かすような複数の要因の重ね合わせ（機能的共鳴）に基づく核種移行解析を試行した。これらの試解析から、現状の連成モデルの限界と今後連成すべき課題を抽出するとともに、シナリオ解析の観点から複合現象の取り扱いを検討することの重要性が指摘された。

3) 計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討

不均質な多孔質媒体における拡散をGPU並列計算によるランダムウォークで解析する方法について検討した。その結果、拡散移行挙動や多孔質体形状を反映したマクロ拡散係数を評価できる見通しが得られ、GPU並列処理による高速化の効果も確認した。

参考文献

- Amann, R. I., Ludwig, W. and Schleifer, K.H. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.*, 59, 143-169.
- 天野由記, 雨宮浩樹, 村上裕晃, 岩月輝希, 寺島元基, 水野崇, 桐嶋陽, 久野温, 佐々木隆之, 窪田卓見, 本田照幸(2013): 幌延URL地下水を用いたコロイドに関する研究, 1; 限外濾過手法を用いた地下水中的コロイド特性調査. 日本原子力学会2013年秋の大会, 八戸市, 010.
- 天野由記, 岩月輝希, 井岡聖一郎, 笹尾英嗣(2007): 微生物が地下の酸化還元環境形成に及ぼす影響. 原子力バックエンド研究, 14, 61-67.
- Amano, Y., Sasao, E., Niizato, T. and Iwatsuki, T. (2012): Redox buffer capacity in water-rock-microbe interaction systems in subsurface environment. *Geomicrobiology Journal*, 29, 628-639.
- Anderson, C.R. and Pedersen, K. (2003): In situ growth of *Gallionella* biofilms and partitioning of lanthanides and actinides between biological material and ferric oxyhydroxides. *Geobiology*, 1, 169-178.
- Anderson, C.R., Jakobsson, A.-M. and Pedersen, K. (2007): Influence of in situ biofilm coverage on the radionuclide adsorption Capacity of subsurface granite. *Environmental Science & Technology*, 41, 830-836.
- Anderson, C.R., Johnsson, A, Moll, H., and Pedersen, K. (2011): Radionuclide geomicrobiology of the deep biosphere. *Geomicrobiology journal*, 28, 540-561.
- Anderson, C.R., Pedersen, K., and Jakobsson, A.-M. (2006): Autoradiographic comparisons of radionuclide adsorption between subsurface anaerobic biofilms and granitic host rocks. *Geomicrobiology Journal*, 23, 15-29.
- ANDRA(2005a): Dossier 2005 Argile, SYNTHESIS, Evaluation of the feasibility of a geological disposal in an argillaceous formation. Report Series, ANDRA, France.
- ANDRA(2005b): Dossier 2005 Argile: Tome - Safety evaluation of a geological repository. Report Series, ANDRA, Châtenay-Malabry, France.
- Appelo, C.A.J. and Wersin, P (2007): Multicomponent Diffusion Modeling in Clay Systems with Application to the Diffusion of Tritium, Iodide, and Sodium in Opalinus Clay, *Environ. Sci. Technol.*, 41, pp.5002-5007.
- Appelo, C.A.J. , Van Loon., L.R. and Wersin, P. (2010): Multicomponent diffusion of a suite of tracers(HTO, Cl, Br, I, Na, Sr, Cs) in a single sample of Opalinus Clay, *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 74, pp.1201-1219.
- Archie, G. E. (1942) : The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics, *Trans. Am. Inst. Min. Metall. Pet. Eng.*, 146, pp. 54-62.

- 浅利満頼, 須藤皓, 水流徹, 春山志郎(1987):燃料タンク底面外面の腐食と交流インピーダンス特性, 防食技術, 36, 1, 17-22.
- 安住和久, 五百旗頭敬, 上野智裕, 瀬尾眞浩(2003):抵抗測定法の金属腐食研究への応用, 表面技術, 54, 3, pp.52-57.
- Baik, M.-H., Lee, S.-Y., Lee, J.-K., Kim, S.-S., Park, C.-K., and Choi, J.-W. (2008). Review and Compilation of Data on Radionuclide Migration and Retardation for the Performance Assessment of a Hlw Repository in Korea. *Nuclear Engineering and Technology*, 40(7), 593-606.
- Bamber, J. L., Layberry, R. L. and Gogineni, S. P. (2001): A new ice thickness and bed data set for the Greenland ice sheet 1: Measurement, data reduction, and errors. *Journal of Geophysical Research*, 106, pp 33773- 33780.
- Benisch, K., Graupner, B. and Bauer, S. (2013): The coupled OpenGeoSys-Eclipse simulator for simulation of CO2 storage – code comparison for fluid flow and geomechanical processes, *Energy Procedia*, pp. 3663 – 3671, 37.
- Bildstein, O., Trotignon, L., Perronnet, M. and Jullien, M. (2006): Modelling iron-clay interactions in deep geological disposal. *Physics and Chemistry of the Earth* 31, 618-625.
- Börgesson, L. and Hernelind, J. (2006): Consequences of loss or missing bentonite in a deposition hole. A theoretical study. SKB TR-06-13.
- Börgesson, L. Johannesson, L-E. and Hernelind, J. (2004): Earthquake induced rock shear through deposition hole. Effect on the canister and the buffer. SKB TR-04-02.
- Bostick, B. C., Vairavamurthy, M. A., Karthikeyan, K. G. and Chorover, J., (2002): Cesium adsorption on clay minerals: An EXAFS spectroscopic investigation, *Environmental science & technology*, 36, 2670-2676
- Bourg, I. C., Sposito, G. and Bourg, A. C. M. (2006) : Tracer diffusion in compacted water-saturated bentonite, *Clays Clay Miner.*, 54, pp.363-374.
- Bourg, I. C., Sposito, G. and Bourg, A. C. M. (2007) : Modeling cation diffusion in compacted water- saturated bentonite at low ionic strength, *Environ. Sci. Technol.*, 41, pp.8118-8122.
- Bradbury, M. H. and Baeyens, B. (2000) : A generalized sorption model for the concentration dependent uptake of caesium by argillaceous rocks. *J. Contam. Hydrol.* 42, pp.141-163.
- Bradbury, M. H. and Baeyens, B. (2005): Modelling the sorption of Mn(II), Co(II), Ni(II), Zn(II), Cd(II), Eu(III), Am(III), Sn(IV), Th(IV), Np(V) and U(VI) on montmorillonite: Linear free energy relationships and estimates of surface binding constants for some selected heavy metals and actinides, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69, pp.875-892.
- Bradbury, M. H. and Baeyens, B. (2003) : Porewater chemistry in compacted re-saturated

- MX-80 bentonite, J. Contaminant Hydrology, 61, pp.329-338.
- Brydie, J.R., Wogelius, R.A., Merrifield, C.M. Boulton, S. Gilbert, P. Allison, D. and Vaughan, D.J. (2005): The m2M project on quantifying the effects of biofilm growth on hydraulic properties of natural porous media and on sorption equilibria: an overview. Geological Society, London, Special Publications, 249, 131-144.
- Buoro, A., Dahlbo, K., Wiren, L., Holmén, J., Hermanson, J. and Fox, A. (editor) (2009): Geological Discrete-Fracture Network Model (version 1) for the Olkiluoto Site, Finland. Working Report 2009-77.
- 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 Geochemistry, 31, pp. 159-170.
- Carter, D.L., Heilman M.D. and Gonzalez, C.L. (1965) Ethylene glycol monoethyl ether for determining surface area of silicate minerals. Soil Sci. 100(8), pp. 356-360.
- Chen, Y., Zhou, C. and Jing, L (2009): Modeling coupled THM processes of geological porous media with multiphase flow: Theory and validation against laboratory and field scale experiments, Computers and Geotechnics, 36, pp.1308-1329.
- Churakov, S.V. (2006): Ab Initio Study of Sorption on Pyrophyllite: Structure and Acidity of the Edge Sites, J. Phys. Chem. B, 110, pp.4135-4146.
- Churakov, S.V. and Dähn, R. (2012): Zinc adsorption on clays inferred from atomistic simulations and EXAFS spectroscopy. Environmental Science & Technology, 46, 5713-5719.
- Claesson, J. and Probert, T. (1996): Thermoelastic stress due to a rectangular heat source in a semiinfinite medium. SKB TR 96-13.
- Coombs, P., Wagner, D., Bateman, K., Harrison, H., Milodowski, A.E., Noy, D. and West, J.M. (2010): The role of biofilms in subsurface transport processes. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, 43, 131-139.
- Cornell, R. M. and Schwertmann, U. (1989): Iron Oxides. In *Minerals in Soil Environment*, 2nd ed.; Dixon, J. B.; Weed, S. B., Eds. Soil Society of America: Madison, p 379.
- Cosgrove, J., Stanfors, R. and Roshoff, K. (2006): Geological characteristics of deformation zones and a strategy for their detection in a repository. SKB R-06-39.
- Curti, E. and Wersin, P. (2002): Assessment of Porewater Chemistry in the Bentonite Backfill for the Swiss SF/HLW Repository, Nagra Technical Report 02-09.
- Dähn, R., Scheidegger, A.M., Manceau, A., Curti, E., Baeyens, B., Bradbury, M.H. and Chateigner, D. (2002b): Th uptake on montmorillonite: A powder and polarized

- extended X-ray absorption fine structure (EXAFS) study, *J. Colloid Interf. Sci.*, 294, pp.8-21.
- Dähn, R., Scheidegger, A.M., Manceau, A., Schlegel, M.L., Baeyens, B., Bradbury, M.H. and Chateigner, D. (2003): Structural evidence for the sorption of Ni(II) atoms on the edges of montmorillonite clay minerals: a polarized X-ray absorption fine structure study, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 67, pp.1-15.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005): TRU廃棄物処分技術検討書-第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ-, 平成17年9月.
- De Combarieu, G., Schlegel, M.L., Neff, D., Foy, E., Vantelon, D., Barboux, P. and Gin, S. (2011): Glass-iron-clay interactions in a radioactive waste geological disposal: an integrated laboratory-scale experiment, *Appl. Geochem.* 26, pp. 65-79.
- Dershowitz W. Wallman O. and Kindred S. (1991): Discrete Fracture Modelling for the Stripa Site Characterization and Validation Drift Inflow Predictions. Stripa Project TR 91-16.
- Ekendahl, S., Arlinger, J., Ståhl, F. and Pedersen, K. (1994): Characterization of attached bacterial populations in deep granitic groundwater from the Stripa research mine by 16S rRNA gene sequencing and scanning electron microscopy. *Microbiology*, 140, 1575-1583.
- Emmelin, A., Brantberger, M., Eriksson, M., Gustafson, G. and Stille, H. (2007): Rock grouting. Current competence and development for the final repository, SKB R-07-30.
- Eng, A., Nilsson, U. and Svensson, D. (2007): Alternative buffer material installation report, IPR-07-15.
- Essén, S.A., Johnsson, A., Bylund, D., Pedersen, K. and Lundstrom, U.S. (2007): Siderophore production by *Pseudomonas stutzeri* under aerobic and anaerobic conditions. *Appl Environ Microbiol*, 73, 5857-64.
- Fälth, B. and Hökmark H. (2006): Seismically induced slip on rock fractures, Results from dynamic discrete fracture modeling. SKB R-06-48.
- Fälth, B. and Hökmark H. (2011): Modelling End-Glacial Earthquakes at Olkiluoto.
- Foct, F. and Gras, J.M. (2003): Semi-Empirical Model for Carbon Steel Corrosion in Long Term Geological Nuclear Waste Disposal, Proc. of an Int. Workshop on Prediction of Long Term Behaviour in Nuclear Waste Systems, pp.91-102.
- Franco, A. and Vaccaro, M (2014): Numerical simulation of geothermal reservoirs for the sustainable design of energy plants: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30, pp. 987-1002.
- Fredrickson, J.K. and Fletcher, M. (eds.) (2001): Subsurface microbiology and biogeochemistry. Wiley-Liss, Inc., New York.

- Fukushi, K. and Sverjensky, D.A. (2007): A surface complexation model for sulfate and selenate on iron oxides consistent with spectroscopic and theoretical molecular evidence. *Geochim. Cosmochim.* 71 (1), 1-24.
- 福谷英二(1978):金属の電気化学的腐食速度計測法, 防食技術, 27, 7, pp.348-355.
- 腐食防食協会(1995):腐食防食データブック, 丸善
- 藤嶋昭, 相澤益男, 井上徹(1984):電気化学測定法(上), 技報堂出版.
- Fulda, B., Voegelin, A., Maurer, F., Christl, L. and Kretzschmar, R. (2013): Copper redox transformation and complexation by reduced and oxidized soil humic acid. 1. X-ray absorption spectroscopy study, *Environ. Sci. Technol.*, 47, pp.10903-10911.
- Gastafsson, J.P. (2010): Visual MINTEQ ver. 3.0.,
- Geckeis, H., Rabung, TH., Ngo Manh, T., Kim, J.I., Beck, H.P. (2002): Humic colloid-borne natural polyvalent metal ions: dissociation experiment, *Environ. Sci. Technol.*, 36, pp.2946 - 2952.
- 原子力環境整備促進・資金管理センター(公財)(2013):平成24年度地層処分技術調査等事業, 高レベル放射性廃棄物処分関連, 処分システム工学要素技術高度化開発報告書(第二分冊), 人工バリア品質評価技術の開発—(2/2), 平成25年3月
- Glaus, M.A., Baeyens, B., Bradbury, M.H., Jakob, A., Van Loon, L.R. and Yaroshchuk, A. (2007): Diffusion of ^{22}Na and ^{85}Sr in montmorillonite: evidence of interlayer diffusion being the dominant pathway at high compaction. *Environ. Sci. Technol.*, 41, pp.478-485.
- Godon, N., Gin, S., Rebiscoul, S. and Frugier, P. (2013): SON68 glass alteration enhanced by magnetite, *Procedia Earth and Planetary Science* 7, pp. 300 - 303.
- GoldSim Technology Group LLC(2010): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.0
- GOLDBERG, S. and GLAUBIG, R.A. (1988): Anion Sorption on a Calcareous, Montmorillonitic Soil—Selenium. Published in *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:954-958
- Großmann, K., Arnold, T., Krawczyk-Bärsch, E., Diessner, S., Wobus, A., Bernhard, G., and Krawietz, R. (2007): Identification of Fluorescent U(V) and U(VI) Microparticles in a Multispecies Biofilm by Confocal Laser Scanning Microscopy and Fluorescence Spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 41, 6498-6504.
- Hallbeck, L., Grivé, M., Gaona, X., Duro, L. and Bruno J. (2006): Main organic materials in a repository for high level radioactive waste, SKB R-06-104, 2006.
- Hallbeck, L. (2010): Principal organic materials in a repository form spent nuclear fuel. SKB Technical Report TR-10-19.
- Hama, K., Bateman, K., Coombs, P., Hards, V.L., Milodowski, A.E., West, J.M., Wetton, P.D., Yoshida, H. and Aoki, K. (2001): Influence of bacteria on rock-water

- interaction and clay mineral formation in subsurface granitic environments. *Clay Minerals*, 36, 599–613.
- Hanesch M. (2009): Raman spectroscopy of iron oxides and (oxy)hydroxides at low laser power and possible applications in environmental magnetic studies, *Geophys. J. Int.*, 177, pp.941–948.
- Harrison, H., Wagner, D., Yoshikawa, H., West, J.M., Milodowski, A.E., Sasaki, Y., Turner, G., Lacinska, A., Holyoake, S., Harrington, J., Noy, D., Coombs, P., Bateman, K. and Aoki, K. (2011): Microbiological influences on fracture surfaces of intact mudstone and the implications for geological disposal of radioactive waste. *Mineralogical Magazine*, 75, 2449–2466.
- Hellä, P. ed., Ikonen, A., Mattila, J., Torvela, T. and Wikström, L. (2009): RSC - Programme - Interim Report. Approach and Basis for RSC Development, Layout Determining Features and Preliminary Criteria for Tunnel and Deposition Hole Scale. Working Report 2009–29.
- Hermansson, H., and Rydh, J. (2012): FARF33 Version 1.1 User's Guide. SKB Report, R-12-01.
- Hökmark, H., Fälth, B. and Wallroth, T. (2006): T-H-M couplings in rock. Overview of results of importance to the SR-Can safety assessment. SKB R-06-88.
- Hökmark, H., Lönnqvist, M. and Fälth, B. (2010): THM-issues in repository rock Thermal, mechanical, thermo-mechanical and hydro-mechanical evolution of the rock at the Forsmark and Laxemar sites, SKB TR-10-23.
- Hökmark, H., Lönnqvist, M., Kristensson, O., Sundberg, J. and Hellström, G. (2009): Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel, SKB TR-09-04.
- Hollnagel, E. (2012): FRAM: The Functional Resonance Analysis Method: Modelling Complex Socio-technical Systems, Ashgate
- Holmboe, M., Wold, S. and Jonsson, M., "Porosity investigation of compacted bentonite using XRD profile modeling", *Journal of Contaminant Hydrology*, 128, 19–32 (2012)
- Holzer, L., Münch, M., Rizzi, M., Wepf, R., Marschall, T. and Graule, T. (2010) 3D-microstructure analysis of hydrated bentonite with cryo-stabilized pore water. *Applied Clay Science*, Volume 47, Issues 3–4, 330–342
- Honda, A., Taniguchi, N., Ishikawa, H., Hoch, A.R., Porter, F.M. and Sharland, S.M. (1995): A modelling Study for Long-term Life Prediction of Carbon Steel Overpack for Geological Isolation of High-Level Radioactive Waste, *Proceedings of International Symposium on Plant Aging and Life Prediction of Corrodible Structures*, pp.217–227.
- Hou, Z., Gou, Y. Taron, J. Gorke, U. J. and Kolditz, O. (2012): Thermo-hydro-mechanical

- modeling of carbon dioxide injection for enhanced gas-recovery (CO₂-EGR): a benchmarking study for code comparison, *Environ Earth Sci*, 67:pp. 549–561.
- Hummel, W., Glaus, M. A., Van Loon, L. R. (2000): Trace metal-humate interactions. II. The “conservative roof” model and its application, *Appl. Geochem.*, 15, pp. 975 – 1001.
- Huybrechts, P. (1990): A 3-D model for the Antarctic ice sheet: a sensitivity study on the glacial-interglacial contrast. *Climate Dynamics*, 5, pp 79–92.
- Ibaraki, M., & Sudicky, E. A. (1995). Colloid-facilitated contaminant transport in discretely fractured porous media: 1. Numerical formulation and sensitivity analysis. *Water Resources Research*, 31(12), 2945–2960.
- Idemitsu, K., Tachi, Y., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T. (1998): Diffusion of Cs and Sr in compacted bentonites under reducing conditions and in the presence of corrosion products of iron. In: *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI*, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 506, 351–358.
- 飯島和毅, 増田嗣也, 戸村努 (2004): ベントナイトコロイドに対するCsの収着挙動. サイクル機構技法. No. 23, 51–61.
- Iida, Y., Tanaka, T., Yamaguchi, T. and Nakayama, S. (2011): Sorption Behavior of Selenium(–II) on Rocks under Reducing Conditions. *Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY*, Vol. 48, No. 2, p. 279–291
- Ikonen, K. and Raiko, H. (2012): Thermal Dimensioning of Olkiluoto Repository for Spent Fuel. Working Report 2012-56.
- 稲垣八穂広 (2010): ガラス固化体の長期性能に及ぼすオーバーパック腐食生成物の影響に関する定量的評価, 平成21年度放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査報告書(第2分冊)重要基礎技術研究調査, 公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター
- Inagaki, Y., Ogata, A., Furuya, H., Idemitsu, K., Banba, T. and Maeda, T. (1996): EFFECTS OF REDOX CONDITION ON WASTE GLASS CORROSION IN THE PRESENCE OF MAGNETITE, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, 412, pp. 257–264.
- 石川博久, 本田明, 鶴留浩二, 井上邦博, 小畑政道, 佐々木憲明 (1992): オーバーパック候補材料選定と炭素鋼オーバーパックの寿命評価, PNC TN8410 92-139.
- Ishidera, T., Ueno, K., Kurosawa, S. and Suyama, T., (2008): Investigation of montmorillonite alteration and form of iron corrosion products in compacted bentonite in contact with carbon steel for ten years, *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, pp, S269–S275.
- Israelachvili, J. N. (1992) : Intermolecular and surface forces, 2nd edition, Academic press.
- Jägevall, S., Rabe, L. and Pedersen, K. (2011): Abundance and diversity of biofilms in natural and artificial aquifers of the Äspö Hard Rock Laboratory, Sweden.

- Microb. Ecol., 61, 410-422.
- Johnsson, A., Arlinger, J., Pedersen, K., Ödegaard-Jensen, A. and Albinsson, Y. (2006): Solid-aqueous phase partitioning of radionuclides by complexing compounds Excreted by subsurface bacteria. *Geomicrobiology Journal*, 23, 621-630.
- Jollivet, P., Minet, Y., Nicolas, M. and Vernaz, E. (2000): Simulated alteration tests on nonradioactive SON 68 nuclear glass in the presence of corrosion products and environmental materials, *Journal of Nuclear Materials* 281, pp. 231-243.
- Hecht-Méndez, J., Molina-Giraldo, N., Blum, P. and Bayer, P. (2010): Evaluating MT3DMS for Heat Transport Simulation of Closed Geothermal Systems, *GROUND WATER*, pp. 741-756, Vol. 48, No.5.
- 核燃料サイクル開発機構 (2000): H12 Project to establish the scientific and technical basis for HLW disposal in Japan. Japan Nuclear Cycle Development Institute JNC/TN 1410.
- 核燃料サイクル開発機構 (1999a): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊2 地層処分の工学技術, JNC TN1400 99-022.
- 核燃料サイクル開発機構 (1999b): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分開発第2次取りまとめ—分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- 片山英樹 (2003): 交流インピーダンス測定法, *色材協会誌*, 79, 8, pp. 352-357 (2006).
- 金持真理子, 亀井玄人, 油井三和 (1999b): サマリウム溶解度に対する地下水中有機物の影響, JNC TN8400 99-081.
- 金持真理子, 佐藤治夫, 笹平朗 (1999a): フミン酸およびベントナイトに由来する有機物のサマリウム溶解度に及ぼす影響, JNC TN8400 99-059.
- Kalinowski, B.E., Johnsson, A., Albinsson, Y., Arlinger, J., Ödegaard-Jensen, A., Edberg, F. (2006): Microbial mobilization of uranium from shale mine waste. *Geomicrobiology Journal*, 23, 157-164.
- Kamei, G., Oda, C., Mitsui, S., Shibata, M. and Shinozaki, T. (1999): Fe(II)-Na ion-exchange at interlayers of smectite: adsorption-desorption experiments and a natural analogue. *Engineering Geology* 54, 15-20.
- Kaplan, S., Visnepolschi, S., Zlotin, B. and Zusman, A. (2005) : New Tools for Failure and Risk Analysis—Anticipatory Failure Determination (AFD) and the Theory of Scenario Structuring. Ideation International Inc.
- Kersting, A.B., Efurud, D.E., Finnegan, D.L., Rokop, D.J., Smith, D.K. and Thompson, J.L. (1999): Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site. *Nature*, 397, 56-59.
- 菊池広人, 棚井憲治 (2005): 幌延地下水を用いた緩衝材・埋め戻し材の基本特性試験 (試験報告) JNC TN8430 2004-005.

- Kim, H. T., Suk, T. W. and Parks, S. H. (1993): Diffusivities for ions through compacted Na-bentonite with varying dry bulk density. *Waste Management*, 13, pp.303-308.
- Kim, Y. and James Kirkpatrick, R. and Cygan, R. T., (1996): ¹³³Cs NMR study of cesium on the surfaces of kaolinite and illite, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60, 4059-4074
- Kim, Y. and James Kirkpatrick, R., (1997): ²³Na and ¹³³Cs NMR study of cation adsorption on mineral surfaces: Local environments, dynamics, and effects of mixed cations, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61, 5199-5208
- Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R., Yoshida Y., Mihara M., Terashima, M. and Yui, M. (2009): JAEA thermodynamic database for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive and TRU wastes, JAEA-Data/Code 2009-024, pp. 23-24.
- Kobayashi, M., Yokoyama, Y., Takahashi, R., Asano, H., Taniguchi, N. and Naito, M. (2011): Long term integrity of overpack closure weld for HLW geological disposal Part 2 -corrosion properties under anaerobic conditions, *Corrosion Engineering, Science and Technology*, VOL 46, N02, 212-216.
- Kohler, S. J., Defaud, D. and Oelkers E. (2003): An experimental study of illite dissolution kinetics as a function of pH from 1.4 to 12.4 and temperature from 5 to 50 °C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67, 3583-3594.
- Kolditz, O., Ratke, R., Dierschb, H. G. and Zielke, W. (1998): Coupled groundwater flow and transport: 1. Verification of variable density flow and transport models, *Advances in Water Resources*, Vol. 21, No. 1. pp. 21-46.
- Kowada, Y. and Ozeki, T. (2005): Preparation of Silica-Gel Film with pH Indicators by the Sol-Gel Method, *J. Sol-Gel Sci. Tech.*, 33, pp.17-185.
- Kozai, N., Inada, K., Kozaki, T., Sato, S., Ohashi, H. and Banba, T. (2001) : Apparent diffusion coefficients and chemical species of neptunium(V) in compacted Na-montmorillonite. *J. Contam. Hydrol.* 47, 149.
- Kozaki, T, Sato, H., Fujishima, A., Saito, N., Sato, S. and Ohashi, H. (1997): Effect of Dry Density on Activation Energy for Diffusion of Strontium in Compacted Sodium Montmorillonite, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, 465, pp.893-900.
- Kozaki, T., Liu, J. and Sato, S. (2008) : Diffusion mechanism of sodium ions in compacted montmorillonite under different NaCl concentration. *Phys. Chem. Earth* 33, 957-961.
- Kozaki, T., Fujishima, A., Sato, S. and Ohashi, H. (1998): Self-diffusion of sodium ions in compacted montmorillonite, *Nuclear Technology*, 121, pp.63-69.
- Kozaki, T., Inada, K., Sato, S. and Ohashi, H. (2001): Diffusion mechanism of chloride ions in sodium montmorillonite, *Journal of Contaminant Hydrology*, 47, pp.159-170.

- Krawczyk-Bärsch, E., Lünsdorf, H., Pedersen, K., Arnold, T., Bok, F., Steudtner, R., Lehtinen, A. and Brendler, V. (2012): Immobilization of uranium in biofilm microorganisms exposed to groundwater seeps over granitic rock tunnel walls in Olkiluoto, Finland. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 96, 94-104.
- Kukkonen, I. Suppala, I. Korpisalo, A. and Koskinen, T. (2005): TERO borehole logging device and test measurements of rock thermal properties in Olkiluoto. Posiva 2005-09.
- 久野義夫, 笹本広 (2009): 岩石亀裂中でのコロイドに助長された核種移行に関する解析検討, JAEA-Research 2009-071.
- 栗原雄二, 油井三和, 棚井憲治, 川上進, 杉田裕, 谷口直樹, 平井卓 (2004): 幌延深地層研究計画における処分技術に係わる原位置試験概念の検討, JNC TN8400 2004-002.
- 黒澤進, 佐々木良一, 上田真三, 吉川英樹 (2004a): COLFRACを利用した性能評価に及ぼす微生物の影響に関する評価, JNC TN8400 2004-012.
- 黒澤進, 茨木希, James, S., 油井正和, Alexander, R. (2004b): グリムゼル岩盤試験場におけるコロイドと核種の移行遅延実験に関する解析. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC-TN 8400 2004-016.
- 共同作業チーム (2000): TRU 廃棄物処分概念検討書, 核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会, JNC TY1400-2000-001, TRU TR-2000-001.
- Lambeck, K, Purcell, A, Funder, S, Kjær, KH, Larsen, E and Möller, P. (2006): Constraints on the Late Saalian to early Middle Weichselian ice sheet of Eurasia from field data and rebound modelling. *Boreas*, 35, pp 539-575.
- Lantenois, S., Lanson, B., Muller, F., Bauer, A., Jullien, M. and Plancon, A. (2005): Experimental study of smectite interaction with metal Fe at low temperature: 1. smectite destabilization, *Clays and Clay Minerals*, 53, pp.597-612.
- Lanyon, G.W. and Marschall, P. (2006): Discrete Fracture Network Modelling of a KBS-3H Repository at Olkiluoto. Posiva 2006-06.
- Licht, S., Forouzan, F. (1995): Speciation analysis of aqueous polyselenide solutions, *J. Electrochem. Soc.*, 142[5], 1546-1551.
- Liu H-H. Rutqvist J. Zhou Q. and Bodvarsson G.S. (2003): Upscaling of normal stress-permeability relationships for fracture networks obeying fractional Levy motion. In *GeoProc 2003 International Conference on Coupled T-H-M-C processes in Geo-systems: Fundamentals, Modelling, Experiments & Applications*. Royal Institute of Technology. Dept. of Water Resources Engineering, Stockholm.
- Liu, D.-J., Bruggeman, C. and Maes, N. (2008): The influence of natural organic matter on the speciation and solubility of Eu in Boom Clay porewater, *Radiochim. Acta*, 96, pp. 711-720.
- Liu, J., Yamada, H., Kozaki, T., Sato, S. and Ohashi, H. (2003): Effect of silica sand

- on activation energy for diffusion of sodium ions in montmorillonite and silica sand mixture. *J. Contam. Hydrol.*, 61, pp.85-93.
- Lloyd, J.R. and Macaskie, L.E. (2002): Biochemical basis of microbe-radionuclide interactions. In: Keith-Roach, M.J., Livens, F.R. (eds). *Interactions of microorganisms with radionuclides*. Amsterdam: Elsevier, pp.313-342.
- Lloyd, J.R. (2003): Microbial reduction of metals and radionuclides. *FEMS Microbiology Reviews*, 27, 411-425.
- Löfman, J. and Poteri, A. (2008): Groundwater Flow and Transport Simulations in Support of RNT-2008 Analysis. Working Report 2008-52.
- Longuemare, P., Mainguy, M., Lemonnier, P., Onaisi, A., Gérard, C. and Koutsabeloulis, N (2002): Geomechanics in Reservoir Simulation: Overview of Coupling Methods and Field Case Study, *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP*, Vol. 57, No. 5.
- Lovley, D.R., Phillips, E.J.P., Gorby, Y.A. and Landa, E.R. (1991): *Nature*, 350, 413-416.
- Luna, M. Arcos, D. and Duro, L. (2006): Effects of grouting, shotcreting and concrete leachates on backfill geochemistry. SKB R-06-107.
- Lyons, L. and Young, T. (1986): Alkaline selenide, polyselenide electrolytes: Concentrations, absorption-spectra and formal potentials, *Aust. J. Chem.*, 39[3], 511-527.
- Lythe, M. Vaughan, D.G. the BEDMAP Consortium. (2001): BEDMAP: a new ice thickness and subglacial topographic model of Antarctica. *Journal of Geophysical Research*, 106, pp 11335-11351.
- MacLean, L.C.W., Pray, T.J., Onstott, T.C., Brodie, E.L., Hazen, T.C. and Southam, G. (2007): Mineralogical, chemical and biological characterization of an anaerobic biofilm collected from a borehole in a deep gold mine in South Africa. *Geomicrobiology J.*, 24, 491-504.
- Maes, N., Bruggeman, J., Govaerts, J., Martens, E., Salah, S. and Van Gompel, M. (2011): A consistent phenomenological model for natural organic matter linked migration of Tc(IV), Cm(III), Np(IV), Pu(III/IV) and Pa(V) in the Boom Clay, *Phys. Chem. Earth*, 36, pp.1590-1599.
- Maes, N., Wang, L., Hicks, T., Bennett, D., Warwick, P., Hall, T., Walker, G. and Dierckx, A. (2006): The role of natural organic matter in the migration behavior of americium in the Boom Clay-part I: migration experiments. *Phys. Chem. Earth*, 31, pp. 541-547.
- Manceau, A. and Matynia, A. (2010): The nature of Cu bonding to natural organic matter. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 74, pp. 2556-2580.
- Mayant, C., Grambow, B., Abdelouas, A., Ribet, S. and Leclercq, S. (2008): Surface site

density, silicic acid retention and transport properties of compacted magnetite powder, *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C*, vol. 33, pages 991–999.

- McCarthy, J.F., Czerwinski, K.R., Sanford, W.S., Jardine, P.M. and Marsh, J.D. (1998b): Mobilization of transuranic radionuclides from disposal trenches by natural organic matter, *J. Contam. Hydrol.*, 30, pp. 49–77.
- McCarthy, J.F., Gu, B., Liang, L., Mas-Pla, J., Williams, T.M. and Yeh, T.-C. (1996): Field tracer tests on the mobility of natural organic matter in a sandy aquifer, *Water Resour. Res.*, 32, pp. 1223–1238.
- McCarthy, J.F., Sanford, W.E. and Stafford, P.L. (1998a): Lanthanide field tracers demonstrate enhanced transport of transuranic radionuclides by natural organic matter, *Environ. Sci. Technol.*, 32, pp. 3901–3906.
- McCarthy, J.F. and Zachara, J.M. (1989): Subsurface transport of contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, 23, pp. 496–502.
- McEwen, T. (ed.), Susanna Aro, Paula Kosunen, Jussi Mattila, Tuomas Pere, Asko Käpyaho and Pirjo Hellä (2012): *Rock Suitability Classification* RSC.
- Michelin, A., Burger, E., Rebiscoul, D., Neff, D., Bruguier, F., Drouet, E., Dillmann, P. and Gin, S. (2013a): Effect of iron metal and siderite on the durability of simulated archeological glassy material, *Corrosion Science* 76, pp. 403–414
- Michelin, A., Burger, E., Rebiscoul, D., Neff, D., Bruguier, F., Drouet, E., Dillmann, P. and Gin, S. (2013b): Silicate Glass Alteration Enhanced by Iron: Origin and Long-Term Implications, *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 750–756
- Miller, B. and Marcos, N. (ed.) (2007): *Process Report – FEPs and scenarios for a spent nuclear fuel repository at Olkiluoto*. Olkiluoto, Finland. Posiva 2007-12.
- Miller, W., et al., (2000): *Geological Disposal of Radioactive Wastes and Natural Analogues*. Waste Management Series, Vol.2, Pergamon, Amsterdam.
- Milne, C.J., Kinniburgh, D.G. and Tipping, E. (2001): Generic NICA-Donnan model parameters for proton binding by humic substances, *Environ. Sci. Technol.* 35, pp. 2049–2059.
- Milne, C.J., Kinniburgh, D.G., Van Riemsdijk, W.H. and Tipping, E. (2003): Generic NICA-Donnan model parameters for metal-ion binding by humic substances, *Environ. Sci. Technol.* 37, pp. 958–978.
- Milodowski, A.E., Cave, M.R., Kemp, S.J., Taylor, H., Vickers, B.P., Green, K.A., Williams, C.L. and Shaw, R.A. (2009): Mineralogical investigations of the interaction between iron corrosion products and bentonite from the NF-PRO Experiments (Phase 1), SKB TR-09-02.
- Missana, T., Alonso, U. and Garcia-Gutierrez, M. (2009): Experimental study and modelling of selenite sorption onto illite and smectite clays. *Journal of*

- Mitsui, H., Takahashi, R., Asano, H., Taniguchi, N. and Yui, M. (2008): Susceptibility to Stress Corrosion Cracking for Low-Carbon Steel Welds in Carbonate-Bicarbonate Solution, *Corrosion*, 64, 12, pp.939-948.
- Molera, M. and Eriksen, T. (2002): Diffusion of $^{22}\text{Na}^+$, $^{85}\text{Sr}^{2+}$, $^{134}\text{Cs}^+$ and $^{57}\text{Co}^{2+}$ in bentonite clay compacted to different densities: experiments and modeling. *Radiochim. Acta*, 90, pp.753-760.
- Moll, H., Glorius, M., Bernhard, G., Johnsson, A., Pedersen, K., Schäfer, M. and Budzikiewicz, H. (2008a): Characterization of pyoverdins secreted by a subsurface strain of *Pseudomonas fluorescens* and their interactions with uranium (VI). *Geomicrobiology Journal*, 25, 157-166.
- Moll, H., Johnsson, A., Schäfer, M., Pedersen, K., Budzikiewicz, K. and Bernhard, G. (2008b): Curium (III) complexation with pyoverdins secreted by a groundwater strain of *Pseudomonas fluorescens*. *Biometals*, 21, 219-228.
- Moreau, J.W., Weber, P.K., Martin, M.C., Gilbert, B., Hutcheon, I.D. and Banfield, J.F. (2007): Extracellular proteins limit the dispersal of biogenic nanoparticles. *Science*, 316, 1600-1603.
- 望月紀保(1999):交流インピーダンス報によるコンクリート中鉄筋の腐食モニタリング, *材料と環境*, 48, 11, pp.693-696.
- Munier, R. and Hökmark, H. (2004): Respect distances. Rationale and means of computation. SKB R-04-17.
- Munier, R. (2006): Using observations in deposition tunnels to avoid intersections with critical fractures in deposition holes. SKB R-06-54.
- Munier, R. (2007): Demonstrating the efficiency of the EFPC criterion by means of sensitivity analyses. SKB R-06-115.
- Muurinen, A., Carlsson, T. and Root, A. (2013) "Bentonite pore distribution based on SAXS, chloride exclusion and NMR studies", *Clay Minerals*, 48, 251-266
- Muurinen, A., Karnland, O. and Lehikoinen, J. (2007) : Effect of homogenization on the microstructure and exclusion of chloride in compacted bentonite, *Physics and Chemistry of the Earth*, 32, pp.485-490.
- 長尾誠也(1995):地下水に存在する腐植物質の特徴とTRU元素との錯形成能, *放射性廃物研究*, Vol.1, No.2, pp. 231-242.
- 中野政詩(1991):土の物質移動, 東京大学出版会, 189p.
- Nagra (2002): Project Opalinus Clay. Safety Report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Tech. Rep. NTB 02-05. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- 仲島邦彦, 小尾繁, 蛭名貴憲, 江橋健, 稲垣学 (2009): GoldSimによる第2次取りまとめレ

- ファレンスケースの安全評価モデルの構築. JAEA-Data/Code. 2009-009
- NEA (2012): NEA Sorption Project. Phase III: Thermodynamic sorption modeling in support of radioactive waste disposal safety cases. OECD-NEA, Paris.
- 日本原子力研究開発機構(2008): 平成19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.
- 日本原子力研究開発機構(2009): 平成20年度地層処分技術調査等委託費, 高レベル放射性廃棄物処分関連, 処分システム化学影響評価高度化開発報告書.
- 日本原子力研究開発機構(2010): 平成21年度地層処分技術調査等委託費, 高レベル放射性廃棄物処分関連, 処分システム化学影響評価高度化開発報告書.
- 日本原子力研究開発機構(2011a):平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法の整備報告書 平成23年3月
- 日本原子力研究開発機構(2011b): 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.
- 日本原子力研究開発機構(2011c): “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:先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発報告書”
- 日本原子力研究開発機構(2011d): 緩衝材基本特性データベース (<https://bufferdb.jaea.go.jp/bmdb/>)
- 日本原子力研究開発機構(2012a):平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法の整備報告書 平成23年3月
- 日本原子力研究開発機構(2012b): 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, 処分システム化学影響評価高度化開発報告書.
- 日本原子力研究開発機構(2012c): “平成23 年度地層処分技術調査等事業, 高レベル放射性廃棄物処分関連:先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発報告書” ,
- 日本原子力研究開発機構(2013a):平成24 年度 地層処分技術調査等事業, T R U廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発報告書 平成25 年3 月
- 日本原子力研究開発機構(2013b): 平成24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.
- 日本原子力研究開発機構(2013c): “平成24 年度地層処分技術調査等事業, 高レベル放射性廃棄物処分関連:先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発報告書” ,
- 日本原子力研究開発機構(2013d):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総括報告書—6 か年研究成果の取りまとめ—.
- 日本原子力研究開発機構(2013e):地層処分技術調査等事業 高レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術 高度化開発—巨大地震・津波を含む想定外事象への対応—報告書, 平成25年3月.
- 西方篤(1999):腐食系のインピーダンス特性と腐食モニタリング, 材料と環境, 48, 11, pp. 686-692.
- 西方篤, 高橋岳彦, 侯保栄, 水流徹(1994): 乾湿繰り返し環境における炭素鋼の腐食速度

のモニタリングとその腐食機構, 材料と環境, 43, 188-193.

- Novikov, A., Kalmykov, S.N., Utsunomiya, S., Ewing, R.C., Horreard, F., Merkulov, A., Clark, S.B., Tkachev, V.V., and Myasoedov, B.F. (2006): Colloid transport of plutonium in the far-field of the Mayak production association, Russia. *Science*, 314, 638-641.
- NUMO (2004): Development of repository concepts for volunteer siting environments, NUMO-TR-04-03.
- Ochs, M., Lothenbach, B. Shibata, M. and Yui, M. (2004): Thermodynamic modeling and sensitivity analysis of porewater chemistry in compacted bentonite, *Physics and Chemistry of the Earth* 29, pp.129-136.
- 小田治恵, 磯貝武司, 佐藤光吉(1999): 圧縮ベントナイト間隙水のpH測定(1)―測定手法の開発―, JNC-TN8400 2000-006.
- 小田治恵, 柴田雅博(1999): ベントナイト-水相互作用の実験とモデル化, JNC TN8400 99-032.
- Odziemkowski, M., Flis, J. and Irish, D. E. (1994): Raman Spectral and electrochemical studies of surface film formation on iron and its alloys with carbon in Na₂CO₃/NaHCO₃ solution with reference to stress corrosion cracking, *Electrochimica Acta* Vol.39, No.4, pp.2225-2236
- OECD/NEA (2012) : NEA Sorption Project. Phase III: Thermodynamic sorption modeling in support of radioactive waste disposal safety cases - A guideline document. OECD/NEA, Paris.
- Ohkubo, T., Kikuchi, H. and Yamaguchi, M. (2008) : An approach of NMR relaxometry for understanding water in saturated compacted bentonite, *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, pp.S169-S176.
- Ohnishi, Y., Shibata, H. and Kobayashi, A. (1985): Development of finite element code for the analysis of coupled Thermo-Hydro-Mechanical behaviors of a saturated-Unsaturated medium, *Proc. of Int. Symp. on coupled process affecting the performance of a nuclear waste repository*, Berkeley, pp.263-268.
- Okada, H. (1977): 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.
- Ozaki, T., Gillow, J. B., Kimura, T., Ohnuki, T., Yoshida, Z. and Francis, A. J. (2004). Sorption behavior of europium(III) and curium(III) on the cell surfaces of microorganisms. *Radiochim. Acta*, 92(9-11-2004), 741-748.
- Palandri, J.L. and Kharaka, Y.K. (2004) : A compilation of rate parameters of water-mineral interaction kinetics for application to geochemical modeling. US Geological Survey Open File Report 2004-1068.
- Papillon, F., Jullien, M. and Bataillon, C. (2003): Carbon Steel Behaviour in Compacted

- Clay: Tow Long Term Tests for Corrosion Prediction, Proc. of an Int. Workshop on Prediction of Long Term Behaviour in Nuclear Waste Systems”, pp.439-454.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C. A. J. (2013) : Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3 — A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43.
- Pastina, B. and Hellä, P. (2010): Models and Data Report 2010. Posiva 2010-01.
- Pedersen K. (2005) Microorganisms and their influence on radionuclide migration in igneous rock environments. *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*, 6, 11-15.
- Pedersen, K., Motamedi, M., Karnland, O. and Sandén, T. (2000a): Cultivability of microorganisms introduced into a compacted bentonite clay buffer under high-level radioactive waste repository conditions. *Engineering Geology* 58, 149-161.
- Pedersen, K., Motamedi, M., Karnland, O. and Sandén T. (2000b): Mixing and sulphate-reducing activity of bacteria in swelling, compacted bentonite clay under high-level radioactive waste repository conditions. *J. Appl. Microbiol.* 89, 1038-1047.
- Pedersen, K. (1999): Subterranean microorganisms and radioactive waste disposal in Sweden. *Engineering Geology*, 52, 163-176.
- Pedersen, K. (2001) Diversity and activity of microorganisms in deep ligneous rock aquifers of the Fennoscandian Shield. In: Fredrickson, J.K., Fletcher, M. (eds). *Subsurface Microbiology and Biogeochemistry*. Chichester: Wiley, pp. 97-139.
- Perronnet, M., Jullien, M., Villieras, F., Raynal, J., Bonnin, D. and Bruno, G. (2008): Evidence of a critical content in Fe(0) on FoCa7 bentonite reactivity at 80°C, *Applied Clay Science*, 38, pp.18-202.
- Pfingsten, W., Bradbury, M. and Baeyens, B., (2011): The influence of Fe(II) competition on the sorption and migration of Ni(II) in MX-80 bentonite., *Appl. Geochem.*, 26, 1414-1422.
- Pham, A., Rose, A.L. and Waite, T.D. (2012): Kinetics of Cu(II) reduction by natural organic matter, *J. Phys. Chem. A.*, 116, pp.6590-6599.
- Philippini, V., Naveaub, A., Catalette, A. and Leclercq., S (2006): Sorption of silicon on magnetite and other corrosion products of iron, *Journal of Nuclear Materials* 348 pp.60-69.
- Pointe, P. and Hermanson, J. (2002): Estimation of rock movements due to future earthquakes at four candidate sites for a spent fuel repository in Finland. Posiva 2002-02.
- Posiva(2009): Olkiluoto Site Description 2008 Part 1. Posiva 2009-01.

- Posiva(2010): Nuclear Waste Management at Olkiluoto and Loviisa Power Plants. Review of Current Status and Future Plans for 2010-2012. TKS-2009.
- Posiva(2012b): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Design Basis 2012. Posiva 2012-03.
- Posiva(2012c): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Synthesis 2012. Posiva 2012-12.
- Posiva(2012a): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Description of the Disposal System 2012. Posiva 2012-05.
- Puigdomenech, I., Ambrosi, J-P, Eisenlohr, L., Lartigue, L-E., Banwart, S., Bateman, K., Milodowski, A.E., West, J.M., Griffault, L., Gustafsson, E., Hama, K., Yoshida, H., Kotelnikova, S., Pedersen, K., Michaud, V., Trotignon, L., Rivas, P. J. and Tullborg, E-L. (2001): O2 depletion in granitic media: The REX project. SKB Technical Report TR-01-05.
- Pusch, R. (1999): Mobility and survival of sulphate-reducing bacteria in compacted and fully water saturated bentonite- microstructural aspects. SKB TR-99-30.
- Pusch, R., Karnland, O. and Hökmark, H. (1990): GMM - a general microstructural model for qualitative and quantitative studies of smectite clays. SKB technical report 90-43.
- Raymond, R.E., Mikulak, R. J. and Beauregard, M.R. (2003) : FMEAの基礎, 今井義男 訳, 日本規格協会.
- Rietra, R., Hiemstra, T. and van Riemsdijk, W. H. (2001): Comparison of selenate and sulfate adsorption on goethite. J. Colloid Interface Sci. 240 (2), 384-390.
- 呂秋成(1979):直流法, 防食技術, 28, 3, 127-130.
- Römer, J., Kienzler, B., Vejmelka, P., Soballa, E., Görtzen, A. and Fuss, M. (2002): Actinide migration experiments in the HRL at Äspö, Sweden: results of laboratory and in-situ experiments (Part II). Forschungszentrum Karlsruhe Report FZKA 6770.
- Rozalen, M., Huertas, F.J. and Brady, P.V. (2009): Experimental study of the effect of pH and temperature on the kinetics of montmorillonite dissolution. Geochimica et Cosmochimica Acta 73, 3752-3766.
- 斉藤拓巳, 寺島元基(2013):深部地下水中の腐植物質の錯生成能と化学構造, 日本原子力学会 春の年会予稿集, p. A11.
- 境幸夫, 我孫子勤, 渡辺寛人(1992):塩化銀の溶解度積と銀アンミン錯体の安定度定数の測定, 化学と教育, 40巻, 1号, pp. 46-49.
- Sato, H., Ashida, T., Kohara, Y., Yui, M. and Sasaki, N. (1992): Effect of dry density on diffusion of some radionuclides in compacted sodium bentonite. J. Nucl. Sci. Technol., 29, pp. 873-882.
- Sato, H., Ashida, T. Kohara, Y. and Yui, M. (1993) : Study on retardation mechanism

- of H-3, Tc-99, Cs-137, Np-237 and Am-241 in compacted sodium bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 294, pp.403-408.
- Sato, T., Watanabe, T., and Otsuka, R. (1992): Effects of layer charge, charge location, and energy change on expansion properties of dioctahedral smectites: Clays & Clay
- Sato, T., Kuroda, M., Yokoyama, S., Tsutsui, M., Fukushi, K., Tanaka, T. and Nakayama, S. (2004): Dissolution mechanism and kinetics of smectite under alkaline conditions, NUMO-TR-04-05.
- Savage, D., Rochelle, C. A., Moore, Y., Milodowski, A., Bateman, K., Bailey, D. and Mihara, M. (2001): Analcime reactions at 25-90 °C in hyperalkaline fluids. Mineralogical Magazine 65, 571-587.
- Seida, Y., Takase, H., Takahashi, H. and Niibori, Y. (2009): 3D Random Walk Simulation of Migration Behavior of Radionuclide in a Granite Core, Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.1124
- Seida, Y., Terashima, M., Tachi, Y., Iijima, K., Nakazawa, T., Yamada, M. and Yui, M. (2010): Sorption and diffusion of Eu in sedimentary rock in the presence of humic substance, Radiochim. Acta 98, pp.703-709.
- Seismically induced slip on rock fractures, Results from dynamic discrete fracture modeling. SKB R-06-48, 2006.
- 千田二郎, 田中智之 (2001): 多成分燃料噴霧の蒸発過程の解析モデルの提案, 日本機械学会論文集(B編), pp.267-272, 67巻660号.
- Shendure, J., H. Ji. (2008): Next-generation NDA sequencing. Nat. Biotechnol., 26, 1135-1145.
- 柴田雅博, 澤田淳, 舘幸男, 早野明, 牧野仁史, 若杉圭一郎, 三ツ井誠一郎, 小田治恵, 北村暁, 大澤英昭, 仙波毅, 日置一雅, 亀井玄人, 黒澤進, 後藤淳一, 澁谷早苗, 後藤考裕, 江橋健, 窪田茂, 稲垣学, 守屋俊文, 鈴木覚, 大井貴夫, 石田圭輔, 西尾光, 市原貴之, 石黒勝彦, 出口朗, 藤原啓司 (2013): 概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化(その2)- NUMO-JAEA 共同研究報告書(2012年度)-, JAEA-Research 2013-037 / NUMO-TR-13 -06. v
- 澁谷朝紀, 西川義朗, 乾真一, 内舘信幸, 油井三和 (1994): Seの岩石および鉱物に対する吸着挙動に関する研究, PNC TN8410 94-395
- Shibutani, T., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1994): Sorption Mechanism Of Pu, Am And Se On Sodium-Bentonite. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 333. Material Research Society 725-730
- 新宮信也, 齋正貴, 萩原大樹, 水野崇 (2009): 超深地層研究所計画における地下水の地球化学に関する調査研究-瑞浪層群・土岐花崗岩の地下水の地球化学特性データ集-(2009年度), JAEA-Data/Code, 2011-004.
- SKB(2005): SR-Can report on external conditions.

- SKB(2006a): Data report for the safety assessment SR-Can, SKB TR-06-25.
- SKB(2006b): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main Report of the SR-Can project, SKB TR-06-09.
- SKB(2010) Geosphere process report for the safety assessment SR-Site. Technical Report TR-10-48.
- SKB(2011): Long-Term Safety for the Final Repository for Spent Nuclear Fuel at Forsmark: Main Report of SR-Site project. SKB TR11-01.
- SKB(1999): Deep repository for spent nuclear fuel SR 97 – Post-closure safety. Main Report, Volume II. SKB Technical Report TR-99-06.
- SKB(2009): Site engineering report Forsmark Guidelines for underground design Step D2, SKB R-08-83, 2009.
- SKB(2010a): Buffer, backfill and closure process report for the safety assessment SR-Site. Updated 2011-10, SKB TR-10-47.
- SKB(2010b): Climate and climate-related issues for the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-49.
- SKB(2010c): Design, production and initial state of the canister, SKB TR-10-14.
- SKB(2010d): Fuel and canister process report for the safety assessment SR-Site. Updated 2013-01, SKB TR-10-46.
- SKB(2010e): Radionuclide transport report for the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-50.
- Smith, D.E. (1998) Molecular computer simulations of the swelling properties and interlayer structure of cesium montmorillonite, *Langmuir*, 14, 5959–5967
- Soler, J.M., Landa, J., Havlova, V., Tachi, Y., Ebina, T., Sardini, P., Siitari-Kauppi, M. and Martin, A. (2013): LTD Experiment – Postmortem modelling of monopole 1. Nagra Technical Report 12-53.
- Soltermann, D., Fernandes, M.M., Baeyens, B., Dähn, R., Miehé-Brendlé, J., Wehrli, B. and Bradbury, M.H. (2013): Fe(II) Sorption on a Synthetic Montmorillonite. A Combined Macroscopic and Spectroscopic Study., *Environ. Sci. Technol.*, 47, 6978–6986.
- Stroes-Gascoyne, S., Pedersen, K., Haveman, S.A., Dekeyser, K., Arlinger, J., Daumas, S., Ekendahl, S., Hallbeck, L., Hamon, C.J., Jahromi, N., and Delaney, T.L. (1997): Occurrence and identification of microorganisms in compacted clay-based buffer material designed for use in a nuclear fuel waste disposal vault. *Can. J. microbial.*, 43, 1133–1146.
- Su, C. M. and Suarez, D. L. (2000) Selenate and selenite sorption on iron oxides: An infrared and electrophoretic study. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64 (1), 101–111.
- 陶山忠宏, 柴田雅博, 笹本 広 (2006): 鉄型化ベントナイト水熱試験 – 低酸素雰囲気での高温条件下における鉄型化ベントナイトの変化の同定 –, 原子力機構研究開発報告書,

JAEA-Research 2006-064.

- 鈴木英明, 伊藤彰, 吉田泰, 陶山忠宏, 川上進, 笹本広, 油井三和(2004):熱-水-応力連成試験設備(COUPLE)における熱-水-応力-化学連成試験(I), JNC-TN8400 2003-033.
- 鈴木英明, 中間茂雄, 藤田朝雄, 今井久, 九石正美(2012a):熱-水-応力-化学連成解析による緩衝材の地球化学環境の変遷に着目したニアフィールド長期挙動評価の一例, 原子力バックエンド研究, Vol.19 No.2, pp.39-50.
- 鈴木英明, 中間茂雄, 藤田朝雄(2012b):比色法に基づく光学式pHセンサーによる緩衝材間隙水pHの測定, 日本原子力学会「2012年秋の大会」
- 鈴木和幸(2008):信頼性七つ道具, 日科技連出版社.
- Suzuki, Y., Kelly, S. D., Kemner, K. M. and Banfield, J. F. (2002): Nanometre-size products of uranium bioreduction. *Nature*, 419, 134.
- 舘 幸男, 栃木善克, 陶山忠宏, 齋藤好彦, Ochs, M., 油井三和(2009):地層処分安全評価のための核種の収着・拡散データベースシステムの開発, JAEA-Data/Code 2008-034.
- Tachi, Y., Yotsuji, K., Seida, Y. and Yui, M. (2011) Diffusion and sorption of Cs+, I- and HTO in samples of the argillaceous Wakkanai Formation from the Horonobe URL, Japan: Clay-based modeling. *Geochim. Cosmochim. Acta* 75, 6742-6759.
- Takahashi, Y., Châtellier, X., Hattori, K. H., Kato, K., and Fortin, D. (2005). Adsorption of rare earth elements onto bacterial cell walls and its implication for REE sorption onto natural microbial mats. *Chemical Geology*, 219(1-4), 53-67.
- Takahashi, Y., Hirata, T., Shimizu, H., Ozaki, T. and Fortin, D. (2007): A rare earth element signature of bacteria in natural waters. *Chemical Geology*, 244, 569-583.
- 棚井憲治, 菊池広人(2006):緩衝材基本特性データベースの開発, 日本原子力学会2006年秋の大会, 札幌市.
- 田中健次(2002):トラブルの未然防止に有効な手法:FMEAとは, *J. Natl. Inst. Public Health*, 51 (3), pp.150-153.
- Taniguchi, N., Honda, A and Ishikawa, H. (1998): Experimental Investigation of Passivation Behavior and Corrosion Rate of Carbon Steel in Compacted Bentonite, *Mat. Res. Soc., Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI*, Vol.506, pp.495-501.
- Taniguchi, N., Suzuki, H., Kawasaki, M., Naito, M., Kobayashi, M., Takahashi, R. and Asano, H. (2011): Propagation behavior of general and localized corrosion of carbon steel in simulated groundwater under aerobic conditions, *Corrosion Science and Technology*, 46, 2, pp.117-123.
- 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正(2010):低酸素濃度下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動, *材料と環境*, Vol. 59, No. 11, pp.418-429.
- 谷口直樹, 鈴木宏幸, 川崎学, 九石正美, 渡邊正敏, 建石剛(2012):低酸素濃度下のベントナ

- イト中における炭素鋼の腐食におよぼす温度の影響, 第59回材料と環境討論会講演集, A-103.
- Tarasov, L., Peltier, W. R. (2004): A geophysically constrained large ensemble analysis of the deglacial history of the North American ice-sheet complex. *Quaternary Science Reviews*, 23, pp 359–388.
- Terashima, M., Nagao, S., Iwatsuki, T., Fujitake, N., Seida, Y., Iijima, K. and Yoshikawa, H. (2012): Eu(III)-binding ability of dissolved humic substances isolated from deep groundwater in Horonobe area, Hokkaido, Japan, *Journal of Nuclear Science and Technology* 49, pp.804–815.
- Terashima, M., Nagao, S., Iwatsuki, T., Sasaki, Y., Seida, Y. and Yoshikawa, H. (2010): Structural characteristics of deep groundwater humic substances in Horonobe area, Hokkaido, Japan, *Advances in natural organic matters and humic substances 2008 -2010, Proceedings Book of the Communications presented to the 15th Meeting of the International Humic Substances Society, Tenerife - Canary Islands*, 3, pp. 24–27.
- Terashima, M., Okazaki, M., Iijima, K. and Yui, M. (2011): Application of NICA-Donnan model to modelling of Eu(III) solubility in the presence of deep groundwater humic substances, *Mineralogical Magazine*, 75, p.1999.
- 寺島元基, 岡崎充宏, 飯島和毅, 吉川英樹(2011): Eu - 地下水腐植物質 - 堆積岩三元系におけるEuの収着挙動, 第27回日本腐植物質学会講演要旨集, pp. 25-26.
- 寺島元基, 舘幸男, 斉藤拓巳, 下田紗音子, 中澤俊之, 吉川英樹(2012): Eu(III)の堆積岩への収着・拡散に対する腐植物質の影響, 第28回日本腐植物質学会講演要旨集, pp. 57 - 58.
- 寺島元基, 斉藤拓巳, 岡崎充宏, 舘幸男, 飯島和毅(2013):放射性核種の移行に対する腐植物質の影響, 第29回日本腐植物質学会講演要旨集, pp.5-6.
- THUNDERHEAD, *PetraSim5 User's Manual*.
- Thurman, E.M. and Malcolm, R.L. (1981): Preparative isolation of aquatic humic substances, *Environ. Sci. Technol.* 15, pp. 463 – 466.
- Ticknor, K. V., Harris, D. R. and Vandergraaf, T. T. (1988): Sorption/Desorption Studies of Selenium on Fracture-Filling Minerals under Aerobic and Anaerobic Conditions, AECL TR-453, Atomic Energy of Canada Limited.
- Torstenfelt, B. and Allard, B. (1986) : Migration of fission products and actinides in compacted bentonite. SKB TR-86-14, Stockholm, Sweden.
- Trotignon, L., Michaud, V., Lartigue, J., Ambrosi, J., Eisenlohr, L., Griffault, L., Combarieu, M. and Daumas, S. (2002): Laboratory simulation of anoxidizing perturbation in a deep granite environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 66, 2583–2601.
- 水流徹, 柳沼基(2003):連続型電気化学ノイズの解析による腐食速度の推定, *材料と環境*, 52,

9, pp. 488-495.

- 辻本 恵一, 三浦 房恵, 諸岡 幸一, 上田 真三(2004a): 核種移行に関する基盤データ構築手法検討および個別モデルの高度化に関する研究(Ⅱ)-成果報告書-. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC-TJ8400 2004-020.
- 辻本 恵一, 三浦 房恵, 諸岡 幸一, 上田 真三(2004b): 核種移行に関する基盤データ構築手法検討および個別モデルの高度化に関する研究(Ⅱ)-成果概要書-. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC-TJ8400 2004-021.
- Turner, D.R., Pabalan, R.T., and Bertetti, F.P. (1998) : Neptunium(V) sorption on montmorillonite: An experimental and surface complexation modeling study, *Clays and Clay Minerals*, 46, pp.259-269.
- Utsunomiya, S., Kersting, A.B., and Ewing, R.C. (2009): Groundwater nanoparticles in the far-field at the Nevada Test Site: mechanism for radionuclide transport. *Environ Sci Technol*, 43, 1293-8.
- Van Brakel J. and Heertjes P.M. (1974): Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity, and a constrictivity factor. *Int. J. Heat Mass Transfer* 17, 1093-1103.
- Vandergraaf, T.T., Miller, H.G., Jain, D. K., Hamon, C. J., and Stoes-Gascoyne, S. (1997): The effect of biofilms on radionuclide transport in the geosphere: Results from an initial investigation. Atomic Energy of Canada LTD. Technical Report, TR-774, COG-96-635-I.
- Vieno, T., Lehtikoinen, J., Löfman, J., Nordman, H., and Mészáros, F. (2003): Assessment of Disturbances Caused by Construction and Operation of ONKALO. Posiva 2003-06.
- Wanner, H., Albinsson, Y. and Wieland, E. (1996) A thermodynamic surface model for caesium sorption on bentonite. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354, 763-769.
- Warr, L. and Berger, J. (2007) "Hydration of bentonite in natural waters: application of confined volume wet-cell X-ray diffractometry", *Physics and Chemistry of the Earth*, 32, 247-258
- Weiss, C.A., Kirkpatrick, R.J. and Altaner, S.P., (1990) "The structural environments of cations adsorbed onto clays: ^{133}Cs variable-temperature MAS NMR spectroscopic study of hectorite", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, 1655-1669
- Wersin, P. (2003) Geochemical modelling of bentonite porewater in high-level waste repositories. *J. Contam. Hydrol.* 61, pp.405-422.
- Wersin, P., Soler, J. M., Van Loon, L., Eikenberg, J., Baeyens, B., Grolimund, D., Gimmi, T. and Dewonck, S. (2008) Diffusion of HTO, Br^- , I^- , Cs^+ , $^{85}\text{Sr}^{2+}$ and $^{60}\text{Co}^{2+}$ in a Clay Formation: Results and Modelling from an In-Situ Experiment in Opalinus Clay. *Applied Geochemistry* 23, 678-691.
- Wersin, P., Curti, E. and Appelo, C.A.J. (2004): Modelling bentonite-water interactions

- at high solid/liquid ratios: swelling and diffuse double layer effects. *Applied Clay Science* 26, pp.249-257.
- Wersin, P., Johnson, L.H. and McKinley, I.G. (2007): Performance of the bentonite barrier at temperature beyond 100°C: A critical review, *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol.32, pp.780-788.
- West, J.M., McKinley, I.G. and Stroes-Gascoyne, S. (2002) Microbial effects on waste repository materials. In Keith-Roach, M.J. and Livens, (ed.) *Interactions of Microorganisms with Radionuclides*, Elsevier, 255-277.
- White, G. N. and Zelazny, L. W., (1988) : Analysis and implications of the edge structure of dioctahedral phyllosilicates, *Clays and Clay Minerals*, 36, pp.141-146.
- Widestrand, H., Byegård, J., Nilsson, K., Höglund, S., Gustafsson, E. and Kronberg, M. (2010) : Long Term Sorption Diffusion Experiment (LTDE-SD). Performance of main in situ experiment and results from water phase measurements. SKB-R-10-67.
- Wilson, J., Savage, D., Cuadros, J., Shibata, M. and Ragnarsdottir, K.V. (2006) : The effect of iron on montmorillonite stability. (I) Background and thermodynamic considerations. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70, 306-322.
- Winberg, A. et al. : Äspö Hard Rock Laboratory. Final report of the first stage of the tracer retention understanding experiments. SKB TR-00-07, 2000.
- Wragg, J., Harrison, H., West, J.M. and Yoshikawa, H. (2012): Comparison of microbiological influences on the transport properties of intact mudstone and sandstone and its relevance to the geological disposal of radioactive waste. *Mineralogical Magazine*, 76(8), 3251-3259.
- Yaita, T. (2013) Interpretation of Cs adsorption behavior based on the EXAFS, TR-DXAFS, and STXM methods. *Goldschmidt2013 Conference Abstracts*, 2535
- Zhang M., Takeda M. and Nakajima H. (2006) Determining the transport properties of rock specimens using an improved laboratory through-diffusion technique. In *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXIX. Mater. Res. Soc. Symp. Proc.*, 932, 135-142.

3. 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

3.1 目的と5ヵ年の計画

3.1.1 目的

地層処分対象となる廃棄物は、高レベル放射性廃棄物(ガラス固化体、HLW)以外にも再処理施設やMOX燃料の加工施設等から発生する。これらの廃棄物はTRU廃棄物と呼ばれ、HLWと同一サイトでの処分(共処分(あるいは、併置処分とも言う))の概念が、平成17年に取りまとめられたTRU廃棄物処分技術検討書(第2次TRUレポート)(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005)において示され、内閣府原子力委員会の検討会にて技術的成立性の評価が実施された(原子力委員長半減期低発熱放射性廃棄物処分技術検討会、2006)。

平成19年には、特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律が改正され、地層処分対象低レベル放射性廃棄物(TRU廃棄物)の最終処分が制度化された。処分実施主体が選択可能な事業オプションとして、共処分概念が位置づけられている。共処分を行う場合には、HLWの地層処分事業と一部事業が共通化することから、両処分事業あわせて3,000億円程度の節減効果があると試算されている(総合資源エネルギー調査会、2006)。この共処分概念をより社会に受け入れられるものとしていくためには、共処分評価技術の確証性の検討を十分に行い、適切な共処分概念を提示する必要がある。

第2次TRUレポートでは、以下の相互影響因子を定量的に検討し、共処分概念が提示された。HLWの処分施設からの影響としては熱の影響を、TRU廃棄物処分施設からの影響としては、廃棄物に含まれる有機物、硝酸塩及びセメント系材料の影響が評価されている。各々の評価の結果の概略を以下に示す。

○HLWの熱影響

HLW処分施設からTRU廃棄物処分施設へ熱の伝播を評価(100mで5°C程度の温度上昇)

○TRU廃棄物の有機物

TRU廃棄物処分施設からHLW処分施設への有機物の移行と影響を評価(影響範囲は100m以内)

○TRU廃棄物の硝酸塩

TRU廃棄物処分施設からHLW処分施設への硝酸塩の移行と影響を評価(数100m離すことで、影響を回避可能)

○TRU廃棄物処分施設のセメント

TRU廃棄物処分施設からHLW処分施設への高pHプルームの移行と影響を評価(影響範囲は数10m程度)

上記の評価において、硝酸塩の影響が共処分におけるHLWとTRU廃棄物処分施設の離間距離を検討する際に重要との認識から、平成19年度から平成24年度にかけて、経済産業省資源エネルギー庁の委託事業【硝酸塩処理・処分技術高度化開発(H19からH24)】にて、地層処分において硝酸塩の影響評価システム(以下、硝酸塩影響評価システム)のプロトタイプが開発された(日本原子力研究開発機構、2008, 2009, 2010, 2011, 2012a, 2013a, 2013b)。

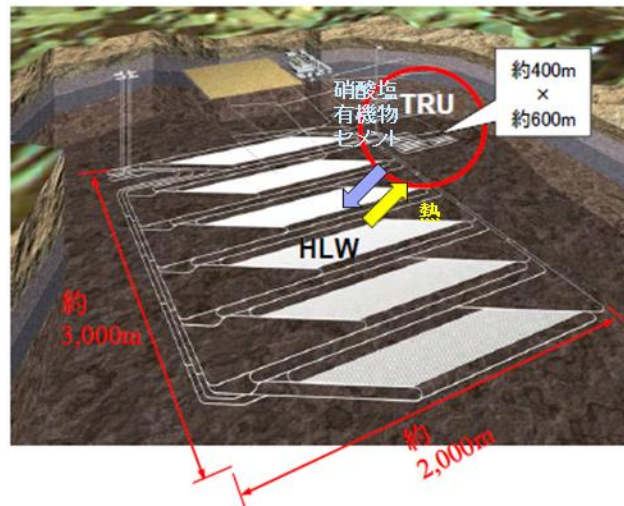


図3.1.1-1 高レベル放射性廃棄物とTRU廃棄物との共処分概念

本事業では、高レベル放射性廃棄物と多様なTRU廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確証を行うことにより、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念を提示していくものとする。

ニアフィールドの影響評価技術として、硝酸塩の影響に関して研究が進んでいることから、硝酸塩の影響評価技術について、先行的に確証技術開発を進めるとともに、地層処分対象となる廃棄物の最新の情報がわが国の地層処分の実施主体である原子力発電環境整備機構(以下、NUMO)によって整備されており(原子力発電環境整備機構, 2011a)、これに基づき廃棄物の特性調査及び廃棄物由来の影響因子を抽出していくものとする。平成25年度は、以下の項目について実施し、5年後に適切は共処分概念を提示していく。

3.1.2 5ヵ年の計画

ここでは、前述した方針に基づき、具体的な5ヵ年の計画及び平成25年度の目標について記述する。技術開発課題における共処分概念検討フローと実施項目を図3.1.2-1に示す。大きく3つの実施項目に分けて行うこととした。

最初に、第2次TRUレポート以降に見直された最新の廃棄物情報に基づき、①廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術の開発を行う。次に、これらの影響評価技術の結果を踏まえ、②多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念を構築する。最後に、構築した共処分概念について、放射性核種の地下水への漏えいを想定(地下水シナリオ)した核種移行評価により③処分システムの安全性の評価(線量評価)を実施し、適切な共処分概念を提示する。また、これらの実施項目については、必要に応じてフィードバックを行うものとする。

3つの実施項目の5ヵ年計画を、図3.1.2-2に示す。廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発については、種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査を行い、これに基づき、処分施設における化学環境影響評価、放射性核種への影響評価、バリア候補材料への影響評価を行っていく。前述したように廃棄物影響因子として、硝酸塩については、先行的に実施する。硝酸塩以外の影響因子については、平成25年度の種々の廃棄物特性評価を踏まえて、

平成26年度から実施する。共処分の概念構築については、検討手法の調査・手法開発を2年程度で実施し、3年目以降において具体的な共処分概念を提示する。平成28年度から提示された共処分概念に基づき安全性の評価を行うというものである。これらの実施項目については、各年度の成果に基づき、適宜計画を見直すものとするが、本事業の3年目にあたる平成27年度末において各技術開発項目成果のチェックアンドレビューを行いながら、本技術開発を実施していく。

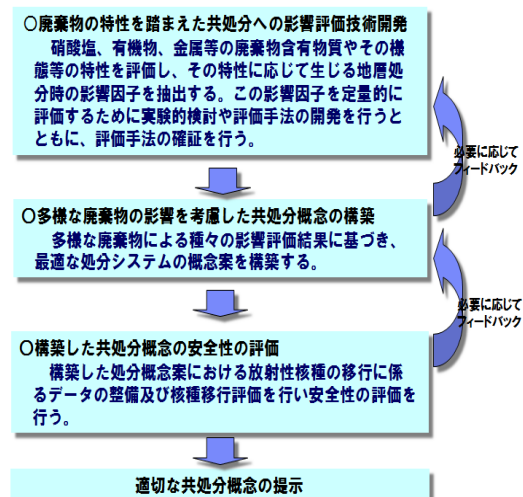


図3.1.2-1 適切な共処分概念の提示フローと実施項目

技術開発項目	平成25年度	平成26年度	平成27年度	平成28年度	平成29年度
1. 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発					
(1) 種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査	影響因子抽出	廃棄物特性評価・影響因子概略評価	チェック&レビュー	廃棄物特性詳細評価	データの反映
(2) 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価	装置設計	硝酸塩影響確認試験・モデルの改良 硝酸塩以外の影響因子の化学評価モデル開発		硝酸塩以外の影響評価確認試験・モデルの改良	
(3) 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価	硝酸塩の影響試験	硝酸塩以外の影響因子の溶解度影響調査		硝酸塩以外の影響因子の評価モデル開発	
(4) 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価		硝酸塩影響文獻調査、水理特性等への影響評価手法開発 硝酸塩以外の影響因子の調査		硝酸塩以外の影響因子の評価手法開発	
2. 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念の構築	検討手法調査・手法開発		硝酸塩の影響評価 技術反映 硝酸塩の影響因子を考慮した共処分概念案提示	硝酸塩以外の影響因子を考慮した処分概念案の構築	安全性評価を反映した処分概念案の構築
3. 構築した共処分概念の安全性の評価				予備検討、感度解析	安全性の評価

注：各年度の成果に基づき、適宜計画を見直す。3年目で各技術開発項目成果のチェック&レビューを行う。

図3.1.2-2 5ヵ年の計画

3.2 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発

高レベル放射性廃棄物と再処理施設等から発生する多様なTRU廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確証を行うことにより、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念の提示に反映させることを目的とし、本技術開発を行う。最初に、種々の廃棄物の特性評価と廃棄物の影響因子の調査(3.2.1)を行い、続いて化学環境影響評価(3.2.2)、放射性核種への影響評価(3.3.3)及びバリア候補材料への影響評価(3.3.4)について記述する。

3.2.1 種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査

地層処分対象となるTRU廃棄物は、第2次TRUレポートにて、当時の発電所廃棄物の余裕深度処分における濃度上限値を参考に廃棄物量約26,600m³と整理されている。その後、海外から返還されるTRU廃棄物については、HLWとの交換により返還することが制度的に可能となったこと(総合資源エネルギー調査会, 2006)やサイクル廃棄物についても余裕深度処分の濃度上限値が示されたこと(原子力安全委員会放射性廃棄物・廃止措置専門部会, 2007)等から地層処分対象となるTRU廃棄物の発生量が見直された。平成20年に閣議決定された特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画(以下、「最終処分計画」)では、地層処分対象となるTRU廃棄物の発生量は、約18,100m³と見込まれている(経済産業省, 2008)。この最終処分に関する計画に沿ってNUMOは、地層処分対象のTRU廃棄物を整理しており(原子力発電環境整備機構, 2011a)、本事業においては、NUMOが整理した地層処分対象のTRU廃棄物を対象に検討を進める。なお、地層処分対象となるTRU廃棄物の大部分は、まだ、処理されていない状況にある。このため、今後、廃棄物の特性等の詳細把握に伴い、処理方法の合理化が図られる予定とされている(原子力発電環境整備機構, 2011a)。

(1) 種々の廃棄物の特性評価

1) NUMOによって整理されたTRU廃棄物(原子力発電環境整備機構, 2011a)

NUMOは、第2次TRUレポートで示された考え方にに基づき廃棄体のグルーピングを実施している。グルーピングの考え方は、以下の通りである。

①核種の種類・放射エネルギーの観点

半減期が長く、天然バリア(岩石)に対する吸着性が非常に小さい放射性核種(例えば、I-129)を多量に含む廃棄物については、地層処分の安全性に大きな影響を及ぼす可能性があり、人工バリアにより放射性核種の移行遅延を強化する等の配慮が必要であることから、一つのグループとして整理する(グループ1)。

②発熱性の観点

発熱性を有する廃棄物については、熱の影響により人工バリアの長期的な安定性に影響を及ぼす可能性がある。このため、処分施設の設計には特別の配慮が必要となるため、一つのグループとして整理する(グループ2)。

③含有化学物質の観点

放射性核種の地下水に対する溶解度や人工バリア等の吸着性に影響を及ぼす可能性が考えられる化学物質(例えば硝酸塩や有機物)を廃棄物中に多く含むものについては、他の廃棄物グループに影響を及ぼさないように一つのグループとして整理する(グループ3)。

④その他

上記、①～③の観点に相当しない廃棄物をまとめて、一つのグループとする(グループ4)。上述の考え方にに基づき4つのグループに分類された地層処分対象TRU廃棄物の一覧を表3.2.1-1に示す。

表3.2.1-1 地層処分対象となるTRU廃棄物(原子力発電環境整備機構, 2011a)

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	廃棄物体積 (m ³ /本)	発生本数 (本)	発生量 (m ³)
1	JNFL再処理操業	廃銀吸着材	0.2	1,400	280
	JAEA再処理操業	廃銀吸着材	0.2	193	39
		合計		1,593	319
2	JNFL再処理操業	ハル・エンドピース	0.194	25,000	4,852
	JAEA再処理操業	ハル・エンドピース	0.194	1,211	235
	AREVA返還廃棄物	固型物収納体(ハルなど)(CSD-C)	0.194	最大3600	699
	AREVA返還廃棄物	低レベル廃液ガラス固化体(CSD-B)	0.194	最大28	6
		合計		29,839	5,792
3	JNFL再処理操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ(分析廃液)	0.2	6,272	1,256
		部分除染廃液Ⅰ(機器更新)	0.2	708	140
		系統除染廃液(施設廃止)	0.2	311	63
	JNFL再処理解体	部分除染廃液Ⅰ(施設廃止)	0.2	485	97
		溶媒洗浄廃液Ⅰ(アスファルト固化体(MA系))	0.2	16,155	3,231
	JAEA再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅱ(スラリー固化体)	0.2	1,237	248
	JAEA再処理解体	溶媒洗浄廃液Ⅲ(リン酸廃液固化体)	0.2	594	119
		二次除染廃液スラリー固化体	0.2	369	74
		合計		26,131	5,228
4	JNFL再処理操業	焼却灰+ハル缶水	0.2	1,556	312
		ハル缶水	0.2	3,440	688
		不燃物Ⅰ(特殊機器廃品等)	3.1	196	608
		不燃物Ⅰ(GBパネル)	3.1	16	48
		不燃物Ⅰ(機器廃品等)	0.2	4,104	820
		不燃物Ⅰ(機器更新)	0.2	8	2
		不燃物Ⅰ(溶融炉)	0.38	1,080	412
	JNFLMOX操業	焼却灰(グローブボックス内)	0.2	1,220	244
		焼却灰(二次廃棄物)	0.2	424	84
		不燃物Ⅰ(溶融)	0.2	500	100
		不燃物Ⅰ(機器更新)	0.2	1,772	356
		不燃物Ⅰ(溶融以外)	0.2	84	16
		不燃物Ⅰ(GBパネル)	3.1	16	48
	JNFL再処理解体	不燃物Ⅰ(溶融)	0.2	351	70
		不燃物Ⅰ(圧縮)	0.2	488	98
		不燃物Ⅰ(溶融以外)	3.1	17	53
	JNFLMOX解体	焼却灰	0.2	588	118
		不燃物Ⅰ(溶融)	0.2	2,669	535
		不燃物Ⅰ(GBパネル)	3.1	24	75
	JAEA再処理操業	ハル缶水	0.2	24	5
		不燃物Ⅰ(金属Ⅰ)	0.2	785	158
		不燃物Ⅱ(金属Ⅱ)	3.1	2	7
		可燃物	0.2	45	9
		難燃物	0.2	12	3
		不燃物Ⅲ(非金属Ⅰ)	0.2	211	43
		不燃物Ⅳ(非金属Ⅱ)	0.43	34	15
		可燃物	0.2	485	97
	JAEA MOX操業	難燃物	0.2	267	54
		不燃物Ⅰ(金属)	0.2	2,175	436
		不燃物Ⅱ(非金属)	0.2	338	68
		不燃物Ⅰ(金属(一次廃棄物))	0.2	2,693	539
	JAEA再処理解体	不燃物Ⅱ(コンクリート(一次廃棄物))	0.2	84	17
		可燃物Ⅰ(二次廃棄物)	0.2	37	8
難燃物Ⅰ(二次廃棄物)		0.2	7	2	
不燃物Ⅲ(金属(二次廃棄物))		0.2	102	21	
不燃物Ⅳ(非金属(二次廃棄物))		0.2	56	12	
不燃物Ⅴ(金属Ⅰ(廃棄体化处理))		0.2	84	17	
可燃物Ⅱ(廃棄体化处理)		0.2	34	7	
難燃物Ⅱ(廃棄体化处理)		0.2	10	2	
不燃物Ⅵ(非金属Ⅰ(廃棄体化处理))		0.2	46	10	
不燃物Ⅶ(非金属Ⅱ(廃棄体化处理))		0.43	17	8	
可燃物Ⅰ(一次廃棄物)		0.2	83	17	
難燃物Ⅰ(一次廃棄物)		0.2	19	4	
JAEA MOX解体	不燃物Ⅰ(金属(一次廃棄物))	0.2	1,959	392	
	不燃物Ⅱ(コンクリート(一次廃棄物))	0.2	49	10	
	可燃物Ⅱ(二次廃棄物)	0.2	103	21	
	難燃物Ⅱ(二次廃棄物)	0.2	49	10	
	不燃物Ⅲ(金属(二次廃棄物))	0.2	113	23	
	不燃物Ⅳ(非金属(二次廃棄物))	0.2	21	5	
	可燃物Ⅲ(廃棄体化处理)	0.2	54	11	
	難燃物Ⅲ(廃棄体化处理)	0.2	26	6	
	不燃物Ⅴ(金属(廃棄体化处理))	0.2	87	18	
	不燃物Ⅵ(非金属(廃棄体化处理))	0.2	15	3	
		合計		28,679	6,745
		総合計		86,242	18,084

日本原燃株式会社(JNFL)及び日本原子力研究開発機構(JAEA)の再処理施設及びウラン・プルトニウム混合酸化物(MOX)燃料加工施設の操業及び施設の解体で発生する廃棄物と、フランスのAREVA NC社(旧 COGEMA社)に再処理委託をした際に発生した廃棄物(67種類(原子力発電環境整備機構, 2011a))が考慮されている。英国のBNGS社(旧 BNFL社)からのTRU廃棄物については、HLWとの交換を想定しているため物量は705m³と少ない(第2次TRUレポートでは、返還廃棄物を2,236m³と想定)。

2)各廃棄物グループの特性

表3.2.1-1に示された各グループの廃棄物について、その特性を整理する。

①廃棄物量及び放射能

表3.2.1-2に廃棄物グループごとの廃棄物量及び放射能を示す。また、図3.2.1-1に廃棄物量の割合、図3.2.1-2にグループごとのα放射能とβγ放射能を示す。廃棄物量の合計は、前述したように最終処分計画において約18,100m³と見積もられており、グループ1が最も少なく約2%を占め、その他のグループは各々約3割を占める。放射能はα核種及びβγ核種ともにグループ2が最も多く、次いでグループ4、グループ3と続き、グループ1が最も少ない。

表3.2.1-2 最終処分計画におけるグループごとの廃棄物量と放射能量(Bq)
(廃棄体発生時)

	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4	total
発生本数(本)	1,593	29,839	26,131	28,679	86,242
発生量(m ³)	319	5,792	5,228	6,745	18,084
重量(t)	581	25,355	8,668	23,743	58,347
H-3	0.0E+00	9.5E+17	9.0E+13	3.0E+14	9.5E+17
C-14	0.0E+00	5.6E+14	7.1E+12	2.6E+12	5.7E+14
Cl-36	0.0E+00	8.7E+12	3.2E+11	4.7E+07	9.0E+12
Mn-54	0.0E+00	1.2E+15	1.0E+09	8.7E+14	2.1E+15
Fe-55	1.3E+06	2.8E+18	1.2E+11	4.0E+16	2.8E+18
Co-60	3.2E+06	1.8E+18	1.2E+13	9.5E+16	1.9E+18
Ni-59	5.2E+03	7.1E+15	4.6E+08	5.6E+13	7.2E+15
Ni-63	8.2E+05	1.3E+18	6.3E+10	8.4E+15	1.3E+18
Se-79	3.7E+05	3.1E+12	6.4E+09	2.1E+12	5.2E+12
Sr-90	6.3E+10	5.4E+17	1.2E+15	3.4E+17	8.8E+17
Y-90	6.3E+10	5.4E+17	1.2E+15	3.4E+17	8.8E+17
Zr-93	1.7E+06	3.5E+14	2.9E+10	1.6E+13	3.7E+14
Nb-94	3.2E+06	2.5E+15	1.8E+06	6.5E+08	2.5E+15
Mo-93	3.8E+01	5.3E+13	7.7E+06	6.5E+08	5.3E+13
Tc-99	0.0E+00	6.6E+14	3.7E+11	1.1E+14	7.7E+14
Ru-106	1.4E+10	2.5E+18	1.2E+15	2.3E+17	2.7E+18
Rh-106	1.4E+10	2.5E+18	1.2E+15	2.3E+17	2.7E+18
Pd-107	1.0E+05	5.2E+11	2.4E+09	5.3E+11	1.1E+12
Ag-108m	0.0E+00	2.1E+12	6.1E+07	6.4E+08	2.1E+12
Sn-126	7.1E+05	3.7E+12	1.1E+10	3.7E+12	7.4E+12
Sb-125	4.4E+09	1.4E+18	1.1E+14	5.1E+16	1.5E+18
I-129	5.6E+13	2.5E+11	6.8E+11	4.3E+09	5.7E+13
Cs-134	0.0E+00	2.7E+17	4.8E+14	2.5E+17	5.2E+17
Cs-135	4.1E+05	3.4E+12	6.6E+09	2.3E+12	5.7E+12
Cs-137	8.9E+10	7.0E+17	1.4E+15	5.1E+17	1.2E+18
Ba-137m	8.2E+10	6.7E+17	1.4E+15	4.8E+17	1.2E+18
Ce-144	2.7E+10	1.4E+17	3.8E+14	1.4E+17	2.8E+17
Pr-144	2.7E+10	1.4E+17	3.5E+14	1.4E+17	2.8E+17
Sm-151	2.9E+08	2.6E+15	5.5E+12	1.6E+15	4.2E+15
Eu-154	7.8E+09	5.4E+16	9.6E+13	4.0E+16	9.4E+16
Pu-241	9.3E+10	6.0E+17	9.7E+16	2.4E+17	9.4E+17
Am-242m	7.1E+06	2.5E+13	7.6E+11	5.4E+15	5.4E+15
U-233	0.0E+00	5.0E+09	1.8E+06	2.7E+07	5.0E+09
U-234	8.1E+05	3.8E+11	9.3E+10	2.0E+12	2.5E+12
U-235	1.5E+04	5.8E+10	1.6E+09	5.3E+10	1.1E+11
U-236	2.5E+05	9.7E+11	2.7E+10	3.4E+11	1.3E+12
U-238	2.0E+05	8.2E+11	2.3E+10	3.9E+11	1.2E+12
Np-237	0.0E+00	2.3E+12	3.3E+10	3.1E+12	5.4E+12
Pu-238	2.7E+09	2.0E+16	5.9E+14	7.1E+15	2.8E+16
Pu-239	2.3E+08	1.6E+15	5.4E+13	1.3E+15	3.0E+15
Pu-240	3.5E+08	2.6E+15	8.5E+13	1.6E+15	4.3E+15
Pu-242	1.6E+06	1.2E+13	3.5E+11	4.3E+12	1.7E+13
Am-241	7.4E+08	4.5E+15	6.4E+13	7.7E+15	1.2E+16
Am-243	1.7E+07	1.7E+15	5.2E+11	1.3E+14	1.8E+15
Cm-244	2.0E+09	1.5E+16	3.2E+12	1.5E+16	3.0E+16
Cm-245	2.1E+05	8.2E+11	2.0E+09	1.6E+12	2.4E+12

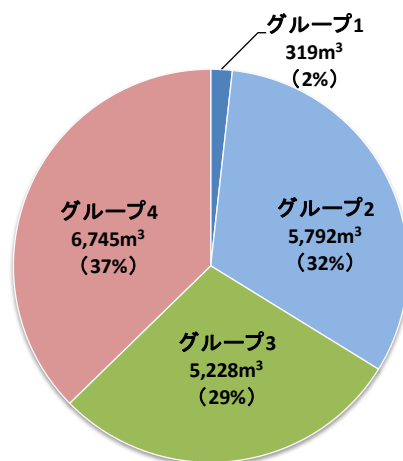


図3.2.1-1 グループごとの廃棄物量と割合

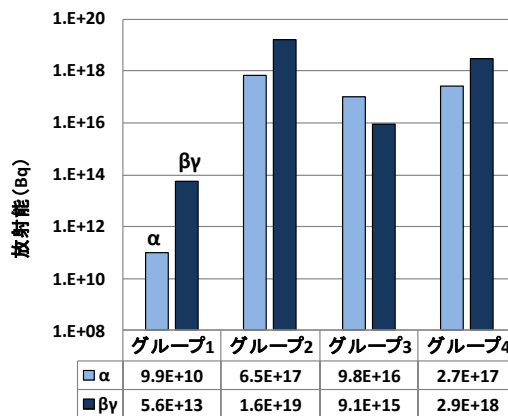


図3.2.1-2 グループごとの放射能 (廃棄体発生時)

②潜在的な放射性毒性

各廃棄物グループの潜在的な放射性毒性の経時変化を図3.2.1-3に示す。表3.2.1-2で示された各廃棄物グループの放射エネルギーの経時変化を求め、平成12年の科学技術庁告示第五号別表第1第六欄で示されている廃液中又は排水中の濃度限度 (http://www.mext.go.jp/b_menu/hakusho/nc20001023001/k20001023001.html) で除すことにより各グループの潜在的な放射性毒性を求めた。除した値は、原子力施設からの排出濃度限度を満足するために必要な希釈水量となる。潜在的な放射性毒性は、グループ2が最も高く、次いで、グループ4、グループ3、グループ1となる。グループ2及びグループ4ともほぼ同じ値で、経時変化しており、グループ3は、その一桁程度低い値で推移している。グループ1については、毒性を支配する核種はI-129であり、I-129の半減期の1,570万年以降、放射性毒性は低減していることが分かる。

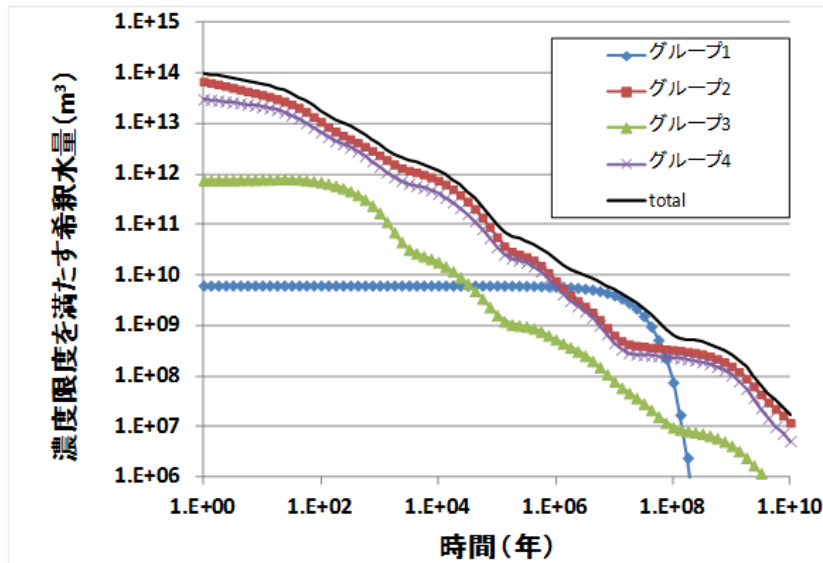


図3.2.1-3 濃度限度を満たす水量の時間変化

③発熱量

グループごとに発熱性がある廃棄物とその発熱量を表3.2.1-3に示す。ハル・エンドピースの発熱量が大きい。また、最終処分計画の改訂に伴う廃棄物量の見直しによりJNFL再処施設操業に伴う不燃物I(溶融炉)が比較的发熱量の大きい廃棄物として加わった。

表3.2.1-3 対象廃棄物の発熱量(廃棄体発生時)

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	発熱量 (W)
2	JNFL再処理 操業	ハル・エンドピース	1.5E+06
	JAEA再処理 操業	ハル・エンドピース	2.8E+04
3	AREVA NC社 (旧COGEMA社)	固型物収納体(ハル等)(CSD-C)	3.2E+05 ※1
		低レベル廃液ガラス固化体(CSD-B)	2.5E+03 ※2
	JNFL MOX 解体	部分除染廃液I(機器更新)	7.1E+02 ※3
4	JNFL 再処理 解体	系統除染廃液I(施設廃止)	3.1E+02
		部分除染廃液I(施設廃止)	4.9E+02
		焼却灰+ハル缶水	2.5E+04
		ハル缶水	5.2E+04
4	JNFL 再処理 操業	不燃物I(機器廃品等)	5.3E+04
		不燃物I(溶融炉)	2.3E+05

※1:(NUMO, 2011a)の記載、<90W/本(海外返還廃棄体の保証値)及び最大3600本と本90W/本、3600本と仮定

※2:(NUMO, 2011a)の記載、<90W/本(海外返還廃棄体の保証値)及び最大28本と本90W/本、28本と仮定

※3:(NUMO, 2011a)の記載、<1W/本を1W/本と仮定

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	発熱量 (W)	
4	JAEA再処理 操業	ハル缶水	1.7E+02	
		不燃物I(金属I)	3.9E+03	
		不燃物II(金属II)	3.0E+01	
		不燃物IV(非金属II)	1.7E+03	
		可燃物	9.0E+01	
	4	JAEA再処理 解体	難燃物	3.6E+01
			不燃物V(金属I(廃棄体化処理))	4.2E+02
			不燃物VII(非金属II(廃棄体化処理))	8.7E+02
			可燃物I(二次廃棄物)	1.1E+02
			可燃物II(廃棄体化処理)	6.8E+01
4		JAEA MOX 解体	難燃物I(二次廃棄物)	4.9E+01
			難燃物II(廃棄体化処理)	3.0E+01
			可燃物I(一次廃棄物)	4.2E+02
			可燃物II(二次廃棄物)	7.2E+02
			難燃物I(一次廃棄物)	1.3E+02
		難燃物II(二次廃棄物)	3.4E+02	

④化学物質質量

放射性核種の地下水に対する溶解度や人工バリア等に対する収着分配係数に影響を及ぼす可能

性がある硝酸塩及び有機物等の含有量について整理したものを表3.2.1-4に示す。最終処分計画の改訂に伴う見直しにより、廃棄物ごとの含有量が変化しているが、全体では第2次TRUレポートと同程度での量である(第2次TRUレポート作成時硝酸塩総重量：3,251ton)。この他に、「JAEA再処理操業 溶媒洗浄廃液Ⅲ」はリン酸廃液固化体であることからリン酸塩も含有する。さらに、今後、具体的な検討がされるセメント混練固化やモルタル充填固化の場合は、セメントの流動性を向上させる目的で有機系のセメント混和剤(主として減水剤)*を含有する場合もある。

表3.2.1-4 対象廃棄物に含まれる化学物質質量

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	化学物質			
			化学物質種	発生本数 本	1体当りの 有機物量 kg/体	総重量 ton
2	JAEA再処理 操業	ハル・エンドピース	セルロース	1,211	0.5	0.606
3	JNFL再処理 操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ(分析廃液)	硝酸塩*	6,272	185	1,160
		部分除染廃液Ⅰ(機器更新)		708	185	131
	JNFL再処理 解体	系統除染廃液(施設廃止)		311	185	58
		部分除染廃液Ⅰ(施設廃止)		485	185	90
	JAEA再処理 操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ(アスファルト固化体(MA系))	アスファルト	16,155	147	2,375
			DBP等		0.162	2.6
		溶媒洗浄廃液Ⅱ(スラリー固化体)	硝酸塩*	1,237	175	216
JAEA再処理 解体	二次除染廃液スラリー固化体		369	175	65	

※：硝酸塩総重量3,388ton

3) 廃棄物由来の影響因子の調査

前述した2)各廃棄物グループの特性に基づき、これらの廃棄物をHLWと共処分することを想定した場合のニアフィールド性能に及ぼす影響因子について整理した結果を表3.2.1-5に示す。

以下、各グループについてその影響内容の概要を表3.2.1-5で示した課題番号と対応するように記載する。

①グループ1

グループ1廃棄物は、再処理施設の操業で発生する廃銀吸着材をセメント混練固化することが想定されている。全廃棄物グループに共通するセメント系材料に起因する影響は考えられるが、現時点では、特有な影響因子は想定されない。

②グループ2

グループ2廃棄物は、主にハル・エンドピースのキャニスタ充填・密閉化が想定されており、特有な影響因子としては熱及び有機物を挙げることができる。熱はバリア材料に対して熱変質を起し、バリア材の特性を変化させる可能性があるが(2-1)、処分坑道設計の際に適切な廃棄物埋設密度や処分坑道間隔を設計することにより、熱の影響を低減させることが可能である(第2次TRUレポートではセメント系材料の熱変質が顕著にならないとされる80℃を超えないように設計)。

グループ2廃棄物において、有機物であるセルロースの存在が想定されている。可溶性の分解生成物としてイソサッカリン酸が地層処分の評価において重要と認識されており熱力学データベースの整備が行われている(Hummel, W et al., 2005)。イソサッカリン酸と放射性核種が錯体形成し、溶解度の上昇やバリア材料に対する収着性を低下させる可能性がある(2-2)。

※：例えば、スイスの実施主体のNagraでは、フランスから返還される廃棄物(WA-COG-6:再処理施設の操業で発生するα核種で汚染された廃棄物)において、1.2m³の容器1本に固化材として2.4kgの混和剤(商品名:Rehobuild 2000)が、容器(スチールファイバーコンクリート製)にも3.3kgの混和剤(商品名:Rehobuild 2000)が存在するものとしている(McGinnes, 2002)。

表3.2.1-5 各グループの廃棄物由来の因子と主な影響内容

グループ	因子	主な影響内容		課題番号
2	熱	バリア材料	・バリア材料の熱変質	2-1
	有機物 (セルロース等) ^{※1}	放射性核種	・分解生成物であるイソサッカリン酸と放射性核種との錯体形成	2-2
3	硝酸塩 (NaNO ₃)	化学環境	・Na ⁺ による高イオン強度環境の形成	3-1
			・NO ₃ ⁻ が、NO ₂ ⁻ 、NH ₃ /NH ₄ ⁺ 、N ₂ に変遷	3-2
		放射性核種	・高イオン強度環境の形成による溶解度・分配係数の変化	3-3
			・NO ₃ ⁻ による放射性核種の酸化状態の変化	3-4
			・NO ₃ ⁻ との放射性核種との錯体形成	3-5
		バリア材料	・金属容器の腐食速度の変化	3-6
			・ベントナイトの透水係数の変化	3-7
			・ベントナイトの変質	3-8
			・セメント系材料の溶出挙動の変化	3-9
		有機物 (アスファルト)	・Na ⁺ とセメント系材料の骨材との反応	3-10
	・熱反応暴走の発生		3-11	
	NH ₃ (NO ₃ ⁻ から生成)	バリア材料	・NH ₄ ⁺ のモンモリロナイト層間への固定	3-12
		放射性核種	・NH ₃ との放射性核種との錯体形成	3-13
	リン酸塩 (NaH ₂ PO ₄)	バリア材料	・セメント系材料との反応	3-14
放射性核種		・Na ⁺ とセメント系材料の骨材との反応	3-15	
放射線核種	放射線核種	・PO ₄ ³⁻ との放射性核種との錯体形成	3-16	
	放射線核種	・アスファルト劣化物の放射性核種との錯体形成	3-17	
DBP/TBP等(廃溶媒) ^{※1}	放射線核種	・DBP/TBP等の放射性核種との錯体形成	3-18	
共通	セメント添加有機物 ^{※1}	放射性核種	・溶出成分の放射性核種との錯体形成	共-1
	金属容器 (ドラム缶/キャニスタ)	バリア材料	・バリア材料腐食に伴うガス発生による施設内の水理条件の変化	共-2
	セメント系材料	バリア材料	・アルカリ条件によるベントナイト等の変質	共-3
		放射性核種	・OH ⁻ 、Ca ²⁺ との錯体形成	共-4

※1：微生物の活動に伴う分解生成物の影響も考慮する必要がある

③グループ3

グループ3廃棄物は、固化剤としてアスファルトを用いたものが既に発生している。また、モルタル充填固化及びセメント混練固化も想定されている(原子力発電環境整備機構, 2011a)。グループ3に対して特有な影響因子として、硝酸塩、リン酸塩、アスファルト及び廃溶媒(リン酸トリブチル(TBP)、TBPの劣化生成物であるリン酸ジブチル(DBP)、リン酸モノブチル(MBP)等)が存在する。

硝酸塩は、容易に地下水に溶けやすく多量に存在することから、ニアフィールド環境の変化が挙げられる(3-1, 3-2)。高イオン強度環境の形成や硝酸イオンの錯体形成等により放射性核種の溶解度やバリア材料に対する収着性の変化(3-3~3-5)が考えられており、第2次TRUレポートにおいても評価が実施され、その後においても化学環境や放射性核種への影響に着目した研究が実施されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。硝酸塩のバリア材料への影響については、第2次TRUレポートにおいて、金属の腐食への影響(3-6)、セメント材料の溶出挙動への影響(3-9)について評価が行われている。ベントナイトの透水係数への影響については、第2次TRUレポート以降に

実験的な調査が実施されている(三原・小林, 2007) (3-7)。後述するセメント系材料に起因する高アルカリ条件(共-3)と硝酸ナトリウムに起因する高ナトリウムイオン濃度の条件とが重畳した場合に2次鉱物(例えば、アナルサイム)生成促進とそれに伴うベントナイトの主要成分であるモンモリロナイトの溶解促進が懸念される(3-8)。ナトリウムとセメント系材料中の骨材との反応については、硝酸イオンがセメント水和物に固定化されることにより間隙水のpHが上昇し、アルカリシリカ反応が発生する可能性が示されている(山戸ほか, 2010) (3-10)。また、アスファルト固化体は、酸化剤として作用する硝酸塩を、還元剤として作用するアスファルトにより固化したものであり、温度条件が高い場合(蓄熱発火温度(SIT)を超えた場合)には熱による反応暴走が発生することが懸念されることから(長谷川ほか, 2002)、地層処分環境において、反応暴走が発生するSITを超えないことを確認することが重要である(3-11)。

硝酸イオンの変遷物質であるアンモニア(NH₃)については、バリア材料の変質への影響(特にモンモリロナイト(3-12))、放射性核種との錯体形成の影響(3-13)があり、後者については、硝酸塩の放射性核種への影響として、既に研究が実施されており、ニッケルやパラジウムについて錯体形成による溶解度への影響が確認されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。

リン酸塩については、セメント水和物と反応して、難溶性の沈殿物を生じること(Taylor, H. F. W, 1997)により、セメント水和物からのカルシウム成分の溶出の促進、カウンターイオンとして存在する陽イオンの影響によりpHが上昇することが考えられる(3-14, 3-15)。また、放射性核種との錯体形成による溶解度の上昇が考えられる(3-16)。

アスファルトやDBP/TBP等については、アスファルト劣化物やDBP/TBP等の可溶性有機物と放射性核種の錯体形成が第2次TRUレポートにおいても検討されている(3-17, 3-18)。

④グループ4

グループ4廃棄物はグループ1～グループ3に属さないその他の廃棄物として、可燃性、難燃性、不燃性の様々な廃棄物がモルタル充填固化及びセメント混練固化されることが想定されている。グループ4廃棄物に分類された有機系廃棄物は、基本的に焼却処理を行うことを前提としているため、有機物は含まれないと見なすことができる。そのため、現時点では特有の廃棄物由来因子が顕著な影響を与えることは想定されていない。

⑤全グループ共通

全廃棄物グループに共通するものとして、固化材や構造躯体としてセメント系材料を用いることが想定されている。セメント系材料は施工性を高めるために、有機物を含むセメント添加有機物(セメント混和剤)が使用され、処分場に持ち込まれる可能性がある(共-1)。また、セメント系材料がニアフィールド環境をアルカリ条件に変化させることも懸念される(共-3, 共-4)。その他に、ガスが発生することで施設内のガス圧が上昇し、地下水の流れが促進される可能性が挙げられる(共-2)。

上記、廃棄物の大部分はまだ処理していない状況であり、今後処理方法の合理化が図られる予定である。研究の進展に伴い、廃棄物の内容や処理方法の具体化に伴う評価を定期的に行うことが重要である。

4) 各グループにおける廃棄物の分析・試験法の提案

ここでは、前述した特性や廃棄物由来の影響因子を考慮し、今後、共処分概念を検討する上で各グループの廃棄物の分析・試験法を提案する。

①グループ1

現時点では、グループ1廃棄物特有な影響因子は想定されていないことから、廃棄物の分析・試験方法について記述しないが、今後もグループ1廃棄物の情報収集を行う必要がある。

②グループ2

影響因子として熱と有機物が存在する。熱については、処分施設的设计に反映できるようにガラス固化体の受け入れ検査で既にJNFLが実施しているような発熱量測定が必要である(http://www.jnfl.co.jp/press/pressj97/pr0519_a.html)。有機物についてはJAEAの熱力学データベース(JAEA-TDB)(Kitamura, A. et al., 2012)において、イソサッカリン酸を対象としてデータが整備されている。しかし、選定されているデータは限られており(三原, 2009)、放射性核種の溶解度評価を行うには、データの網羅性に欠けている。イソサッカリン酸の放射性核種の溶解度に及ぼす影響について調査を行うとともに、溶解度試験が必要である。また、将来的には、実廃棄物の溶出試験を行い、溶出した可溶性有機物の種類や濃度についても試験を行う必要がある。

③グループ3

グループ3廃棄物については、前述したように含有化学物質を多量に含むことから放射性核種やバリア材料への影響が懸念され、第2次TRUレポート以降において、3.1.1で述べたように特に硝酸塩の影響に関して研究が進んでいる(日本原子力研究開発機構, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012a, 2013a, 2013b)。

既に実施されている硝酸塩に関する研究は特に化学環境や放射性核種への影響に着目したものであることから、今後、バリア材料への影響や有機物との反応について分析・試験が必要となる。特に硝酸塩と有機物(アスファルト)との熱反応暴走については、アスファルト固化体の蓄熱発火温度の評価に必要な分析(示差走査熱量計による熱量測定等)が重要である。この分析についても将来的には、実廃棄物に対しての熱量測定を行う必要がある。

リン酸塩の影響については化学計算コード(PHREEQC ver. 3)(Appelo, C. A. J., 2013)を用いて、第2次TRUレポートの地下水条件とセメント水和物(初期の条件、pH13.5)の反応にリン酸塩(Na_2HPO_4 を $0.1\text{mol}/\text{dm}^3$ を添加)の反応を加え、難溶性の沈殿物(hidroapatite)を考慮した計算を実施すると、pHが13.5から13.6に若干であるが上昇することが示された。液相のリンの濃度は、 $10^{-9}\text{mol}/\text{dm}^3$ オーダーと非常に小さな値となり、リン酸と放射性核種との錯体形成の影響は、ほとんどないものと考えられる。また、pHの上昇については、廃棄物中に含まれるリン酸塩の量に依存する。今回の計算では、化学計算コードの制限からリン酸塩濃度を $0.1\text{mol}/\text{dm}^3$ としたが、濃度が高くなれば、さらにpHは上昇する。逆に濃度が $0.1\text{mol}/\text{dm}^3$ より低くなるとのpH上昇も小さくなる。廃棄物中のリン酸塩濃度についての調査・分析が必要である。

アスファルトの影響については、第2次TRUレポートでは、低酸素雰囲気においてほとんど劣化せず、劣化物の放射性核種との錯体形成の影響はほとんどないと判断されている。一方で、アスファルトの放射線劣化による有機物として、シュウ酸が考えられており(Hummel, W et al., 2005)、JAEA-TDBにおいて、データ整備が行われているが(三原, 2009)、溶解度試験によるデータの信頼

性確認を行っていく必要がある。

DBP/TBP等についても、第2次TRUレポートでは、限られた情報に基づき放射性核種との錯体形成の影響について検討を行っている(柴田ほか, 2005)。廃棄物中のDBP/TBP等の濃度について調査・分析を行い、溶解度試験によりDBP/TBP等の影響を調査する必要がある。

④グループ4

現時点では、グループ4廃棄物特有な影響因子は想定されていないことから、廃棄物の分析・試験方法について記述しないが、今後もグループ4廃棄物の情報収集を行う必要がある。

⑤全グループ共通

全グループの廃棄物に共通する影響因子として、セメント添加有機物、ドラム缶等の容器の腐食によるガス発生、セメント系材料からのアルカリの影響が考えられる。セメント添加有機物については、硬化したセメント系材料より間隙水を抽出し、トリウムとアメリカシウムの溶解度が測定されたが、添加有機物の溶解度に及ぼす影響はほとんど無いことが示されている(Kitamura, A. et al., 2013)が、今後も引き続き情報収集が必要である。金属容器の腐食によるガス発生やセメント系材料の影響については、既に経済産業省の委託事業で取り組んでいる研究課題(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2013: 日本原子力研究開発機構, 2014)であり、今後それらの成果を活用していくこととする(微生物の影響については、第2章の成果を活用する)。

5) モデル廃棄物の設定と分析・試験手法の適用性検討

前述したように67種類の廃棄物が存在することから、代表的な廃棄物をモデル廃棄物として設定し、分析・試験手法の適用性を検討することとする。現時点で、最も廃棄物由来の影響因子が多い廃棄物は、グループ3の溶媒洗浄廃液を固化したアスファルト固化体である。ここでは、アスファルト固化体をモデル廃棄物として、その蓄熱発火温度の評価に必要な分析(示差走査熱量計による熱量測定)を実施し、その適用性を検討した。

分析に供したモデル廃棄物のサンプルとして、塩の含有率は、46.8%と評価されている模擬アスファルト固化体(鈴木・三浦, 1999)を使用した。模擬アスファルト固化体から3mm程度の小片を切り出し、示差走査熱量計(DSC)による分析を行った。流量5dm³/hの空気雰囲気、昇温速度0.1°C/min(120~320°C)で熱分析を実施した結果、140°C付近の吸熱ピーク、235~285°Cの小さな発熱ピーク、300~320°Cの大きな発熱ピークが検出された。これら3つのピークはそれぞれアスファルト成分の熔融(混合物のため定義できないがJIS規格では90°C以上)、亜硝酸ナトリウムの融点(271°C)、硝酸ナトリウムの融点(306.8°C)に対応している。模擬アスファルト固化体は、はじめに低温領域で液体となったアスファルトと固体の塩との反応系が形成され、その後、亜硝酸ナトリウム及び硝酸ナトリウムの溶解による液相均一反応系が形成されたと見られる。これは模擬アスファルト固化体に含まれる亜硝酸ナトリウム(約3wt.%)及び、硝酸ナトリウム(約27wt.%)の物量がピークの大きさに対応していることから支持される。

アスファルト固化体の熱反応暴走に至る蓄熱発火温度は、アスファルトの熱伝導度が低いことから比較的低温領域でアスファルトと固体の塩との反応による温度上昇が重要と考えられている。しかし、本測定条件において、190~230°Cの範囲で微弱な発熱シグナルは見られたものの、ピークとして検出できる有意なシグナルを得ることが出来なかった。

今回の分析で微弱な発熱シグナルが得られたことからDSC分析の適用性が確認されたものの、今後、測定条件の設定(例えば、昇温速度を0.01°C/min程度と非常に遅く設定する等)の検討が必要である。

(2) 廃棄物由来影響因子の評価の考え方と方針

共処分概念を今後構築するにあたり、多様な化学物質を含むグループ3廃棄物の評価が重要となってくる。(1)で示した廃棄物の特性に基づきグループ3廃棄物の地層処分における安全性の概略的な評価を行うとともに廃棄物由来の影響因子の評価の考え方と方針を示す。

1) グループ3廃棄物の地層処分における安全性の概略評価

グループ3廃棄物(8種類の廃棄物)に対して地下水シナリオに基づく予備的な評価を実施した。解析の前提となるシナリオ・ケース、処分坑道設計仕様、人工・天然バリア条件等は第2次TRUレポートのレファレンスケースと同様である(第2次TRUレポート参照)。放射性核種のインベントリは原子力発電環境整備機構(2011b)を参照し、廃棄体幾何形状は発生量に基づき、より現実的に設計された値を設定し、核種移行解析を基に線量評価を実施した。結果を図3.2.1-4に示す。線量を支配する廃棄物は「JAEA再処理操業 溶媒洗浄廃液 I (アスファルト固化体)」及び「JAEA再処理操業 溶媒洗浄廃液 II (スラリー固化体)」であり、その最大値は1,000年で $0.2 \mu\text{Sv/y}$ 及び $0.15 \mu\text{Sv/y}$ 程度である。次に支配的な廃棄体は「JNFL再処理解体 部分除染廃液」及び「JNFL再処理解体 系統除染廃液」と続くが、その最大線量は 1nSv/y 及び 0.6nSv/y 程度で、上位2つの廃棄体に比べて非常に低い値であった。

この結果からも溶媒洗浄廃液 I (アスファルト固化体)は、線量評価においても重要な廃棄物であることが分かる。

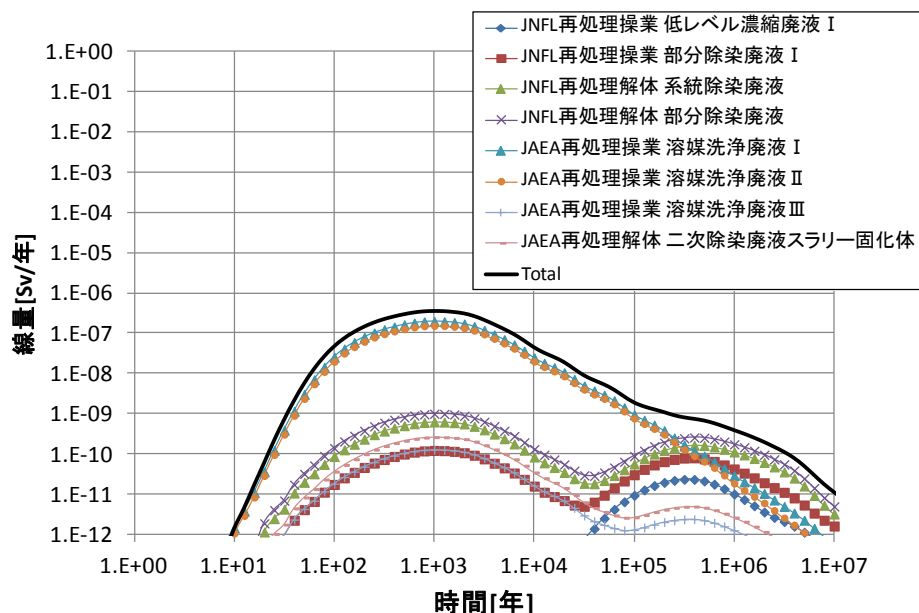


図3.2.1-4 グループ3廃棄物ごとの予備的な評価

2) 廃棄物由来の影響因子の評価の考え方と方針

廃棄物由来の影響因子の主な影響の内容は、表3.2.1-5に示したとおりである。特に多数の影響因子を含むグループ3廃棄物の評価が重要である。さらに、グループ3廃棄物の中で溶媒洗浄廃液 I (アスファルト固化体)に含まれる硝酸塩や有機物(アスファルト等)の評価が最も重要である。硝酸塩については、これまでの研究によって、硝酸イオンの変遷挙動のモデルの開発、硝酸イオンの放射性核種への影響に関わるデータの蓄積を実施しており、今後は、信頼性を高めるための試験や評価を行っていくが、アスファルトについては、硝酸塩との相互作用に関わる知見が不足している状況である。このため、アスファルト固化体の熱による反応暴走の評価に必要となる蓄熱発火温度を早急に明らかにしていき、共処分概念構築における評価に反映させていく。

3.2.2 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価

廃棄物由来の影響因子として硝酸塩について、ニアフィールドの影響評価技術の開発が進んでいる。前述した様に地層処分の化学環境において、廃棄物から溶出した硝酸イオン(NO_3^-)は、処分施設内の金属や微生物との反応、及び岩石中の鉱物との反応により、亜硝酸イオン(NO_2^-)やアンモニア(NH_3)に変遷しながらニアフィールド中に広がっていくことが想定されたための、これらの反応モデルを考慮した硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON: Model for Nitrate Evolution due to mineral reaction, microbial activity and metal corrosion)が構築されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。この構築された硝酸イオンの変遷挙動評価モデルの信頼性を向上させるための実験的手法(確証試験)を提示するとともに、室内実験を補完するための天然事例(ナチュラルアナログ)の活用について記載する。

(1) 硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)の概要

金属、鉱物及び微生物の作用による硝酸イオンの化学的変遷挙動とそれらの理解に基づく硝酸イオンの化学的変遷挙動評価モデル化の概要について示す。モデルの概念図を図3.2.2-1に示す。

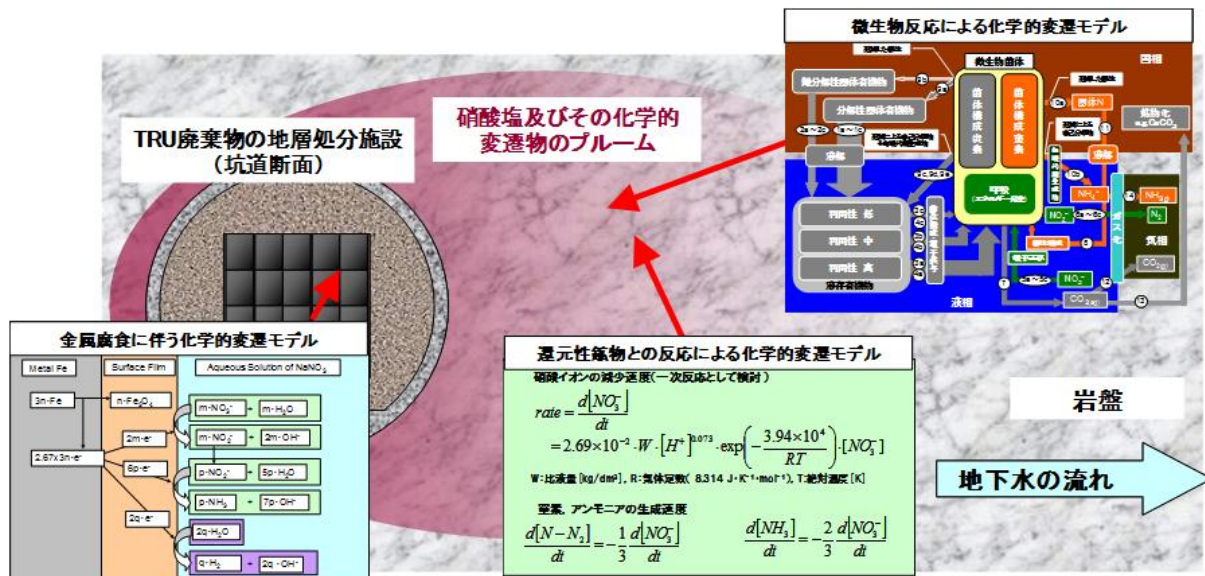
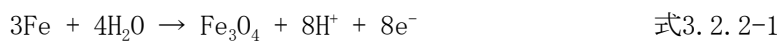


図3.2.2-1 硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルの概念

1) 金属との反応

処分施設内の金属影響評価モデルについては、炭素鋼の腐食に関する研究成果(本田ほか, 2006, 2009, 2011)に基づき設定されている。TRU 廃棄物の地層処分施設に存在する金属(主に炭素鋼)と NO_3^- の化学的相互作用とそれによる NO_3^- の化学的変遷挙動を、セメント系材料由来の高アルカリ性条件を対象として実験的に検討し(本田ほか, 2006)、下記の式3.2.2-1 のアノード反応と式3.2.2-2~4 のカソード反応が電子の授受に関してバランスしながら進行するとしてモデル化されている。





上記の式3.2.2-1~4の半電池反応に対応する最新の反応速度式(本田ほか, 2011)を、それぞれ式3.2.2-5~8に示す。

○炭素鋼(鉄)の腐食に伴うアノード電流密度

$$I_{\text{Fe}/\text{Fe}_3\text{O}_4} = 4.05 \times 10^3 \times \exp\left(\frac{-3.69 \times 10^4}{R \cdot T}\right) \times t^{-0.256} \quad \text{式3.2.2-5}$$

○水の還元反応によるカソード電流密度

$$I_{\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2} = 3.34 \times 10^{-5} \times \exp\left(\frac{-4.18 \times 10^4}{R \cdot T}\right) \times \exp(-2.08 \times 10^1 \times E) \quad \text{式3.2.2-6}$$

○硝酸イオンから亜硝酸イオンへの還元反応によるカソード電流密度

$$I_{\text{NO}_3/\text{NO}_2} = 3.24 \times 10^{-6} \times [\text{H}^+]^{0.293} \times \left(\frac{[\text{NO}_3^-]}{1 + 1.69 \times [\text{NO}_3^-]}\right) \times \exp(-2.7 \times 10^1 \times E) \quad \text{式3.2.2-7}$$

○亜硝酸イオンからアンモニアへの還元反応によるカソード電流密度

$$I_{\text{NO}_2/\text{NH}_3} = 4.28 \times 10^{-2} \times [\text{H}^+]^{0.165} \times [\text{NO}_2^-] \times \exp(-1.32 \times 10^1 \times E) \quad \text{式3.2.2-8}$$

○電荷バランスの式(アノード電流密度($I_{\text{Fe}/\text{Fe}_3\text{O}_4}$)がカソード電流密度の和($I_{\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2} + I_{\text{NO}_3/\text{NO}_2} + I_{\text{NO}_2/\text{NH}_3}$)と一致)。

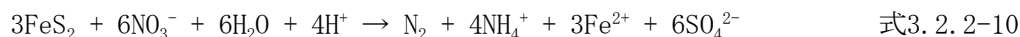
$$I_{\text{Fe}/\text{Fe}_3\text{O}_4} = I_{\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2} + I_{\text{NO}_3/\text{NO}_2} + I_{\text{NO}_2/\text{NH}_3} \quad \text{式3.2.2-9}$$

計算フローとしては、まず式3.2.2-5に示すアノード電流密度と式3.2.2-6~8の和として算出されるカソード電流密度とが式3.2.2-9に示すように等しくなるような自然浸漬電位 E を算定し、この自然浸漬電位 E と現タイムステップの化学種濃度、温度、表面積を用いて反応速度群(式3.2.2-5~8)を決定する。この反応速度群を用いて、特定の時間における金属と NO_3^- の相互作用による成分の変化量を求めている。

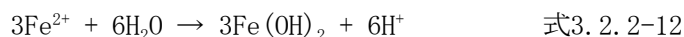
2) 鉱物との反応

鉱物影響評価モデルとして反応式と速度式が以下の式で設定されている。

○黄鉄鉱と硝酸イオンの化学反応式



さらに Fe^{2+} が加水分解反応により、水酸化第一鉄($\text{Fe}(\text{OH})_2$) 或いは磁鉄鉱(Fe_3O_4) を生成する場合には、それぞれ、式3.2.2-11 或いは式3.2.2-12 が起こることとなる。式3.2.2-10 では水素イオンの消費が起こるが、 Fe^{2+} のほとんどが沈殿する、中性からアルカリ性の条件では、式3.2.2-11 或いは式3.2.2-12 により、式3.2.2-10 により消費される以上の水素イオンが発生するため、この反応の進行により周辺の pH は低下すると考えられる。



○硝酸イオンの黄鉄鉱による還元反応速度式

$$\frac{d[\text{NO}_3^-]}{dt} = 2.69 \times 10^{-2} \times W \times [\text{H}^+]^{0.073} \times \exp\left(\frac{-39400}{R \cdot T}\right) \times [\text{NO}_3^-] \quad \text{式3.2.2-13}$$

○硝酸イオンの黄鉄鉱による還元反応速度式とアンモニア生成速度との関係式

$$\frac{d[NH_3]}{dt} = -\frac{2}{3} \times \frac{d[NO_3^-]}{dt} \quad \text{式3.2.2-14}$$

○硝酸イオンの黄鉄鉱による還元反応速度式と窒素ガス生成速度(窒素原子数換算)との関係式

$$\frac{d[N - N_2]}{dt} = -\frac{1}{3} \times \frac{d[NO_3^-]}{dt} \quad \text{式3.2.2-15}$$

ここで W は黄鉄鉱の固液比(kg/dm³)、[H⁺]は 10^{-pH} で計算される水素イオン濃度、R は気体定数(8.314 J・K⁻¹・mol⁻¹)、T は絶対温度(K)である。

この反応速度式は実験結果に基づき算出されたものであるが、50℃の浸漬試験では 365 日後も硝酸イオンの還元反応が確認できなかったことから、80℃、100℃及び120℃の 90 日浸出試験により反応速度式が導出されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。現状では 80℃以下の反応速度に関しては、80℃以上の試験結果から外挿して算出されている。TRU 廃棄物処分施設の環境が 80℃以下であることから、この反応速度式が実際の処分環境においても適用可能であるか検討が必要である。

硝酸イオンの減少に伴って、アンモニアと窒素ガス及び硫酸イオンの生成が式 3.2.2-10 の化学量論数に従って設定され、初期に設定した鉱物が枯渇したときには反応が生じないように設定されている。計算フローとしては、溶液内情報を取得し、所定の速度式とパラメータを用いて微小反応時間における微小反応量を求める手順となっている。

3) 微生物との反応

微生物反応モデル(Masuda et al., 2013)は、表3.2.2-1 の成分について表3.2.2-2 のプロセスに従い変化させて各成分の変化量を算定する。計算フローとしては鉱物反応と同様であり、溶液内情報を取得し、所定の速度式とパラメータを用いて微小反応時間における微小反応量を求める手順となっている。

表3.2.2-1 微生物反応モデルで取り扱う成分

種類	成分
固体成分	難分解性固体有機物(アスファルト及び死滅した菌体)、 分解性固体有機物(死滅した菌体)、 固体窒素(死滅した菌体)、硝酸還元菌数、亜硝酸還元菌数
可溶性成分	高利用性有機物(イソサッカリン酸等の低分子有機化合物)、 中利用性有機物(セメント混和剤等の合成高分子有機化合物とその分解物)、 低利用性有機物(天然高分子有機化合物)、NO ₃ ⁻ 、NO ₂ ⁻ 、NH ₃ 、CO ₂
ガス成分	N ₂ (g)、CO ₂ (g)、NH ₃ (g)

表3.2.2-2 微生物反応モデルにおける反応プロセス

プロセス	反応の種類
固体有機物の可溶化	分解性固体有機物の可溶化、難分解性固体有機物の可溶化
可溶性有機物を利用した微生物の増殖	硝酸還元菌の増殖、亜硝酸還元菌の増殖、 硝酸還元菌による硝酸消費、亜硝酸還元菌による亜硝酸消費、 代謝に伴う CO ₂ 発生、微生物増殖のための NH ₃ 摂取
死滅菌体の分解生成物再利用	微生物死滅に伴う可溶性有機物の生成、 微生物死滅に伴う固体 N の生成、微生物死滅に伴う NH ₃ の生成、 固体 N から NH ₃ の生成

4) 地球化学計算コードへの実装

上述した硝酸イオンとの金属との反応、鉱物との反応及び微生物との反応のモデルを解くために、これらの反応モデルは米国地質調査所が開発、公開している PHREEQC コード (Appelo, C. A. J., 2013) に実装されている。それぞれの反応モデルについては個別に実験結果や天然事例 (農肥料の硝酸塩による地下水汚染の事例) と比較され、解析結果が実験結果と概ね一致することが確認されている (日本原子力研究開発機構, 2013b)。さらに、PHREEQC と 3 次元の物質輸送計算コードを連成させた PHAST コード (Parkhurst et al., 2010) を用いることにより、2 次元体系における硝酸イオンの変遷の広がりやを計算できる。

5) 地層処分施設周辺を対象とした解析例

NEONを使用した解析例として、硝酸塩処理・処分技術高度化開発事業において地層処分施設周辺を対象として解析を実施している (日本原子力研究開発機構, 2013b)。解析コードとしては PHAST が用いられた。解析体系を図3.2.2-2 上段に、解析結果を図3.2.2-2 下段に示す。解析体系は水平方向 3,300 m×垂直方向 500 m の垂直 2 次元平面とされ、処分施設は解析体系下流側から 1,000 m 地点で、垂直方向は解析体系底部に位置する体系となっている。解析条件としては第 2 次 TRU レポートに準拠し、以下の通り設定されている。

- ・初期硝酸ナトリウム濃度 : 7.1 mol/dm³
- ・処分施設 : 普通ポルトランドセメントモルタルの 10 m×5 m の矩形断面 (間隙割合:0.21、透水係数:4.0×10⁻⁶、実効拡散係数:8.0×10⁻¹⁰ m²/s)
- ・岩種 : 亀裂性媒体 (間隙割合:0.02、透水係数:2.0×10⁻¹⁰、実効拡散係数:3.0×10⁻¹² m²/s)

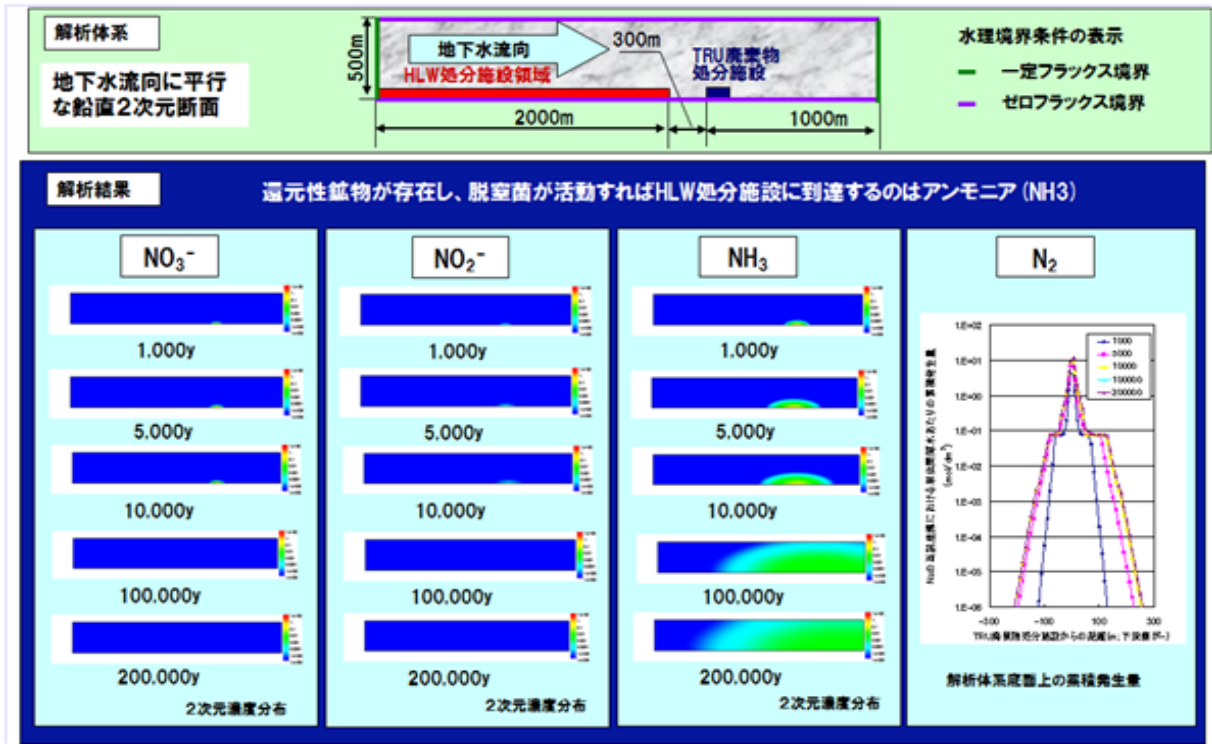


図3.2.2-2 硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルの解析例

解析結果より、硝酸イオンは、TRU 廃棄物処分施設内部では処分開始時点で最大濃度であり、その後時間の経過とともに低下し、約 40,000 年で消失した。硝酸イオンの空間的な広がり、約 8,000 年までは広大し、TRU 廃棄物処分施設の上流側 120 m 地点まで 1.0×10^{-6} mol/dm³ を超える濃度となるが、その後時間と共に狭まり約 40,000 年後には全領域で硝酸イオンは消失した。

亜硝酸イオンの発生は、金属と硝酸イオンの反応によってのみ起こる。このため亜硝酸イオンの発生は TRU 廃棄物処分施設内部のみで起こる。TRU 廃棄物処分施設内部では約 1,000 年時点までに、極大値に達しており、その後時間の経過とともに低下し約 40,000 年後には消失した。現時点のモデルでは、鉱物との反応及び微生物反応による亜硝酸イオンの消費過程は含まれていないため、処分施設外では移流・分散により広がっていくのみである。亜硝酸イオンの空間的な広がり、 1.0×10^{-6} mol/dm³ を超える濃度となる領域に着目すると、HLW の処分施設がある上流側では、約 30,000 年まではこの領域が広大し、TRU 廃棄物処分施設の上流側 310 m 地点まで達するが、約 70,000 年後には消失した。

アンモニアは、NEON で扱う全てのプロセス(金属との反応、鉱物との反応及び微生物反応)で発生する。このため物質輸送過程と金属との反応、鉱物との反応及び微生物反応とが重畳してアンモニアの時空間的分布が形成される。約 40,000 年以降は前述のようにアンモニア発生の起源である硝酸イオンが評価体系全域で枯渇するため、それ以降は、アンモニアの新たな生成はなく、時間の経過とともに移流により下流側に移動するとともに、分散により空間的分布がブロードになっていく。

この解析により、併置処分への影響としては処分施設内の金属との反応による影響は小さく、

微生物、および黄鉄鉱による影響が大きいことがわかった。また、現時点での評価パラメータを用いる場合には、高レベル放射性廃棄物の処分施設に到達する時点では、硝酸イオンはほとんどアンモニアに還元されることが示されている。

(2) 信頼性向上のための試験(確証試験)の検討

1) 硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルによる解析

NEON の信頼性向上のための確証試験に使用する装置設計の前段階として、幅50 cm×高さ0.5 cm×長さ100 cm の処分環境を模擬したカラムを確証試験装置として想定し、1次元体系及び2次元体系についてNEONによる解析を実施した。1次元体系についてはNEONを実装したPHREEQCを用い、2次元体系についてはNEONを実装したPHASTを用いて解析を実施した。

①1次元体系の設定

1次元体系の設定を図3.2.2-3に示す。1次元体系では長さ100 cmのカラムの端部に汚染源として硝酸ナトリウム(NaNO_3)、鉄粉(廃棄体容器の模擬)及び水酸化カルシウム(Ca(OH)_2) (処分施設内のセメントモルタルを模擬)の混合物を充填し、残りの部分に黄鉄鉱の粉砕物(岩盤を模擬)を充填する設定とした。黄鉄鉱は、岩石を構成する鉱物の一つであり、硝酸イオンの還元能力を持っている(亀井ほか, 2011)。設定したカラムを水で飽和させ、密閉した環境を対象として、その内部における硝酸イオン、亜硝酸、アンモニアの時間的・空間的な分布について試験期間を最長3年とることを考慮して解析を実施した。なお、NEONでは、微生物の反応も考慮できるが、モデルを単純化させるため、微生物反応は考慮しないものとした。

解析ケースには、主たる対象以外に汚染源の箇所それぞれに替えて、 NaNO_3 を充填した場合、 NaNO_3 と Ca(OH)_2 を充填した場合の3パターンを想定し、温度条件の変化や黄鉄鉱の比表面積の変化を想定したケースの解析を実施した。また、カラム内の物質移動に関して、拡散のみが起きる場合と、移流と拡散が起きる場合についても想定し、解析を実施した。

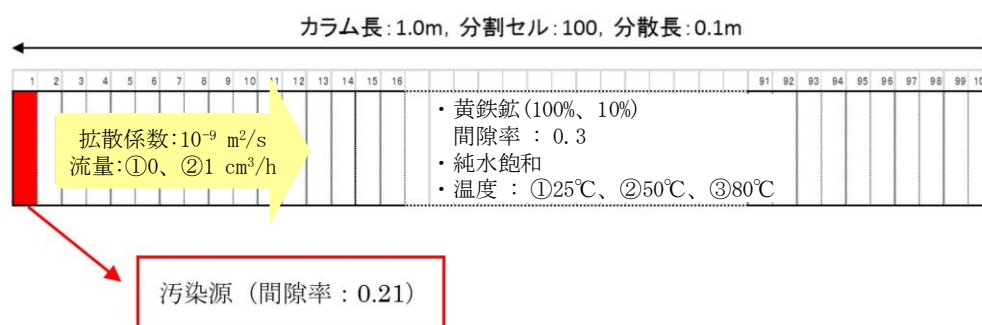


図3.2.2-3 1次元拡散及び移流計算の解析体系

②1次元体系の解析条件と解析ケース

1次元体系の解析条件と解析ケースを表3.2.2-3に示す。

表3.2.2-3 1次元体系の解析条件・解析ケース

Case No.	温度 (°C)	汚染源の種類	溶媒	汚染源間隙率	鉄粉比表面積	黄鉄鉱濃度	黄鉄鉱間隙率	黄鉄鉱比表面積	拡散係数	流量
1-1	25	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂	純水	0.21	0.4 m ² /g	100%	0.3	0.45 m ² /g	10 ⁻⁹ m ² /s	0 (拡散)
1-2	50	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
1-3	80	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
2-1	25	NaNO ₃								
2-2	50	NaNO ₃								
2-3	80	NaNO ₃								
3-1	25	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
3-2	50	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
3-3	80	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
4-1	25	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂				10%				
4-2	50	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
4-3	80	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
5-1	25	NaNO ₃								
5-2	50	NaNO ₃								
5-3	80	NaNO ₃								
6-1	25	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
6-2	50	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
6-3	80	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
7-1	25	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂				100%				1 cm ³ /h
7-2	50	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
7-3	80	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂								
8-1	25	NaNO ₃								
8-2	50	NaNO ₃								
8-3	80	NaNO ₃								
9-1	25	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
9-2	50	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
9-3	80	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂								
10-1	25	NaNO ₃ /鉄粉	0 (拡散)							
10-2	50	NaNO ₃ /鉄粉								
10-3	80	NaNO ₃ /鉄粉								
11	50	NaNO ₃	pH2 緩衝液							

a. 汚染源

NaNO₃、鉄粉及び Ca(OH)₂ の等モル混合物が均質混合されているとした。間隙率は硝酸塩処理・処分技術高度化開発事業における地層処分施設周辺を対象とした解析(日本原子力研究開発機構, 2013b)にて設定したセメントモルタルの組成に準拠し、0.21 とした。鉄粉は、市販の試薬(粒度範囲:3-5 μm, 比表面積:0.4 m²/g)を用いることとした。

b. カラム充填物

黄鉄鉱粉末(粒度範囲:32-63 μm、比表面積:0.45 m²/g)が、間隙率 0.3 で充填されているとし

た。黄鉄鉱 10%のケースは、化学的に不活性な媒体(90%)と均質に混合されていると想定した。

c. 反応固相

反応計算により析出を考慮する固相としては、水酸化カルシウム、マグネタイト、ゲーサイト、水酸化第一鉄及び水酸化第二鉄を想定した。

d. 溶媒

基本的には純水を溶媒として設定した。Case11では低 pH 域における黄鉄鉱の反応性を調査することを目的とし、アンプル試験で使用した pH2 緩衝液(日本原子力研究開発機構, 2012a)を用いた際の拡散挙動を解析するため、pH2の緩衝液を溶媒として設定した。

e. 拡散係数

25°Cでの自由水中の分子拡散係数を参考として $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ に設定した。50°C及び 80°Cでもこの値を設定した。

f. 移流と拡散が起きるケースにおける設定

ペリスタ型ポンプにて流量を制御できる流量として、移流の流量を $1 \text{ cm}^3/\text{h}$ として設定した。幅50 cm×高さ0.5 cm×長さ100 cmのカラムを想定した場合、 $1 \text{ cm}^3/\text{h}$ の流量ではダルシー流速に換算すると 0.04 cm/h となる。この場合、カラム 1 セル(1 cm)を移動するのにかかる時間は 9 万秒であることから、PHREEQC の transport 計算で設定する time step を 9 万秒に設定した。試験期間を 3 年間(9461 万秒)とすると1051 cm 進むため、shifts は 1100 回に設定した。また、移流を考慮するケースでは上流端及び下流端の境界について、境界条件を下式で示す開放境界とした。

$$C(x_{end}, t) = C_0 + \frac{D_L}{v} \cdot \frac{\partial C(x_{end}, t)}{\partial t} \quad \text{式3.2.2-16}$$

$$(D_L = D_p + \alpha_L \cdot v)$$

C : 時刻 t における溶質濃度 [mol/dm^3]

C_0 : 初期溶質濃度 [mol/dm^3]

x_{end} : 境界位置 [m]

D_p : 間隙水中の拡散係数 [m^2/s]

α : 分散長 [m]

v : 実流速 [m/s]

③1 次元体系解析結果

代表例として、25°C、黄鉄鉱 100%、拡散のみを考慮したケースの解析結果を図3.2.2-4に示す。

Case1 は汚染源として NaNO_3 、鉄粉及び $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、Case2 は NaNO_3 、Case3 は NaNO_3 及び $\text{Ca}(\text{OH})_2$ を考慮したケースを示す。図の下限値である $1.0 \times 10^{-7} \text{ mol}/\text{dm}^3$ は測定方法として検討しているイオンクロマトグラフィにおける定量下限値を想定している。各汚染源条件、温度条件でも硝酸

イオン及びアンモニアの挙動に大きな変化はなく、約 1 年で 1 m にまで硝酸イオン及びアンモニア(鉄粉を添加したケースでは亜硝酸イオンも)が拡散して到達した。

pH に関しては汚染源の種類による影響が大きい結果となった。汚染源に $\text{Ca}(\text{OH})_2$ が含まれる Case1 及び Case3 では汚染源付近の pH が 12 程度であるのに対し、汚染源として NaNO_3 のみ含まれる Case2 では汚染源付近の pH が 5 程度となった。pH の挙動に関しては、各ケース共に汚染源からの距離に応じて複雑な挙動を示している。これは硝酸イオンと黄鉄鉱の反応に伴う溶液のアルカリ化と、黄鉄鉱等の溶解物に含まれる鉄イオンに関連した固相の析出に伴う溶液の酸性化の影響によるものである。

亜硝酸イオンに関しては汚染源に鉄粉が含まれるケースのみ生成している。これは、本解析では金属反応及び鉱物反応のみを考慮しており、亜硝酸イオンの生成反応が金属反応にのみ設定されていることから、汚染源として鉄粉が含まれるケースにのみ亜硝酸イオンが生成されるためである。

温度変化に関しては、3 年後の結果を比較すると、 25°C では硝酸イオンが各ケース共に 10^{-1} mol/dm^3 程度カラム中に一様に存在する結果となった。一方、 80°C で試験を行った場合反応が促進されることにより、汚染源からは硝酸イオンが存在しなくなり、汚染源以外の場所には 10^{-5} mol/dm^3 程度カラム中に一様に存在する結果となった。また、試験温度が 80°C であっても、黄鉄鉱による還元が追い付かず 3 年後でもまだカラム中に硝酸イオンが残留する結果となった。 25°C において鉄粉を混合していない Case3-1 に関して、硝酸イオンと黄鉄鉱の酸化還元反応によるアンモニア生成が 0.1 年の段階で確認されている。しかし、硝酸塩処理・処分技術高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2011)において、 80°C 未満の鉱物反応のアンプル試験では 365 日後でも硝酸イオンの還元反応は確認されず、 80°C 以上の試験にのみ反応が確認されている。このことから、NEON の鉱物反応モデルは低温側での反応速度が大きく見積もられていると考えられ、今後検討が必要である。

カラム内の黄鉄鉱量を 1/10 にした条件では、硝酸イオンの変遷がさらに抑制される結果で、試験温度による変化を確認しづらくなる傾向であった。

流速 $1 \text{ cm}^3/\text{h}$ における通水試験を模擬した結果では、0.5 年程度で硝酸イオンおよびその関連物質がカラムから流出してしまう結果であった。想定したカラムの容積が $2.5 \text{ dm}^3 (=50 \times 0.5 \times 100 \text{ cm})$ のため、 $1 \text{ cm}^3/\text{h}$ の流速では 2500 時間(約 0.3 年)で入れ替わることになる。金属や鉱物及び微生物による硝酸イオン還元には 30 日程度の期間が必要と見込まれるため、移流を合わせて硝酸イオンの化学変遷挙動を調べるためには、流速を少なくとも 1/10 程度に抑える、あるいはカラム断面積を拡大して線速度を遅くする等の対策が必要と考えられる。

pH2 緩衝液を用いた Case11 と純水を用いた系である Case2-2 を比較すると、硝酸イオンの挙動に顕著な変化は確認されなかった。pHに関しては顕著な変化が見られ、Case11 では pH 緩衝能を超えて pH6.5 付近で安定化し、Case2-2 では pH5.6 付近で安定化している。この変化は析出鉱物に支配されると考えられ、Case11 ではマグネタイトが析出する結果であったのに対し、Case2-2 ではゲーサイトが析出する結果であった。

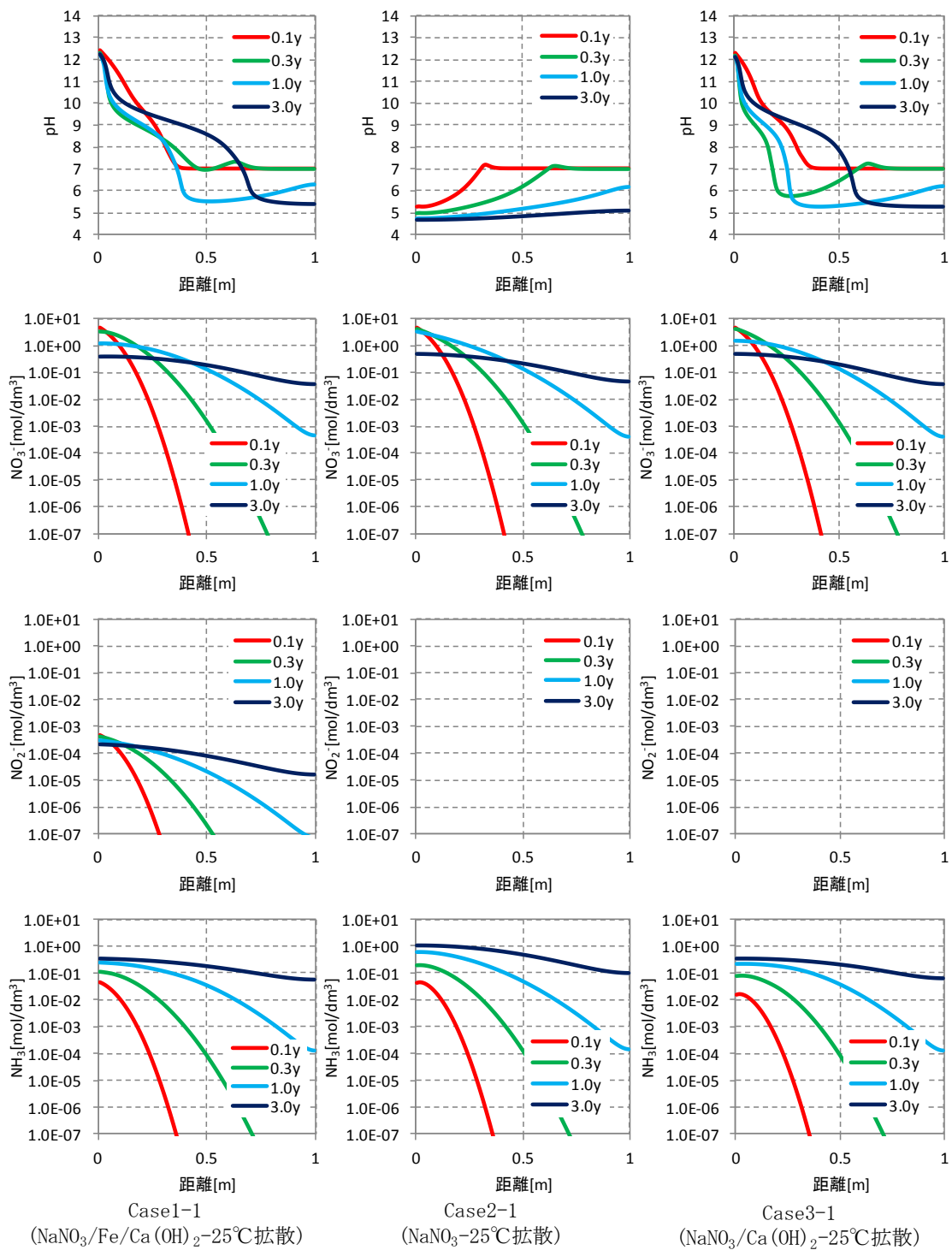


図3.2.2-4 1次元体系解析結果例

④2 次元体系の設定

2次元体系について図3.2.2-5に示す。長さ100 cm、幅25 cmの2次元平面において硝酸イオン、亜硝酸、アンモニアの時間的な分布について解析を実施した。解析ケースは1次元体系の結果に基づき設定した。

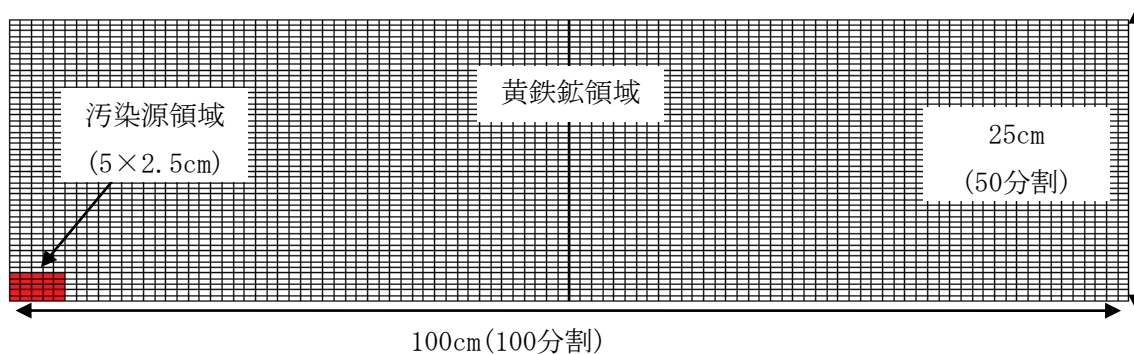


図3.2.2-5 2次元解析の体系

⑤2 次元体系の解析設定

2次元体系での解析設定を表3.2.2-4に示す。基本的なパラメータは全て1次元体系と同様とした。PHASTによる2次元体系の解析には透水係数の設定が必要であるが、黄鉄鉱領域に関しては妥当な設定根拠がないため、1次元の解析結果に合うよう調整し、 1.2×10^{-6} m/sとした。また、汚染源領域に関しては第2次TRUレポートにおけるひび割れのあるセメントモルタルの設定と同様とし、 4×10^{-6} m/sとした。

表3.2.2-4 2次元体系の解析設定

Case NO.	汚染源	温度 [°C]	黄鉄鉱濃度 [%]	流速 [cm ³ /h]	対応する1次元ケース
2d-1	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂	50	100	0(拡散のみ)	Case1-2
2d-2	NaNO ₃	50	100	0(拡散のみ)	Case2-2
2d-3	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂	50	100	0(拡散のみ)	Case3-2
2d-4	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂	50	10	0(拡散のみ)	Case4-2
2d-5	NaNO ₃	50	10	0(拡散のみ)	Case5-2
2d-6	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂	50	10	0(拡散のみ)	Case6-2
2d-7	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂	25	100	0(拡散のみ)	Case1-1
2d-8	NaNO ₃	25	100	0(拡散のみ)	Case2-1
2d-9	NaNO ₃ /Ca(OH) ₂	25	100	0(拡散のみ)	Case3-1
2d-10	NaNO ₃ /鉄粉/Ca(OH) ₂	80	100	0(拡散のみ)	Case1-3

⑥2 次元体系解析結果

2次元体系の解析結果の代表例として、Case2d-1の解析結果を図3.2.2-6に示す。すべてのケースにおいて汚染源から同心円状にpHや各成分が変化し、拡散により広がる結果が確認された。

また、各成分の拡散挙動は 1 次元体系の解析結果と同様であることが確認された。

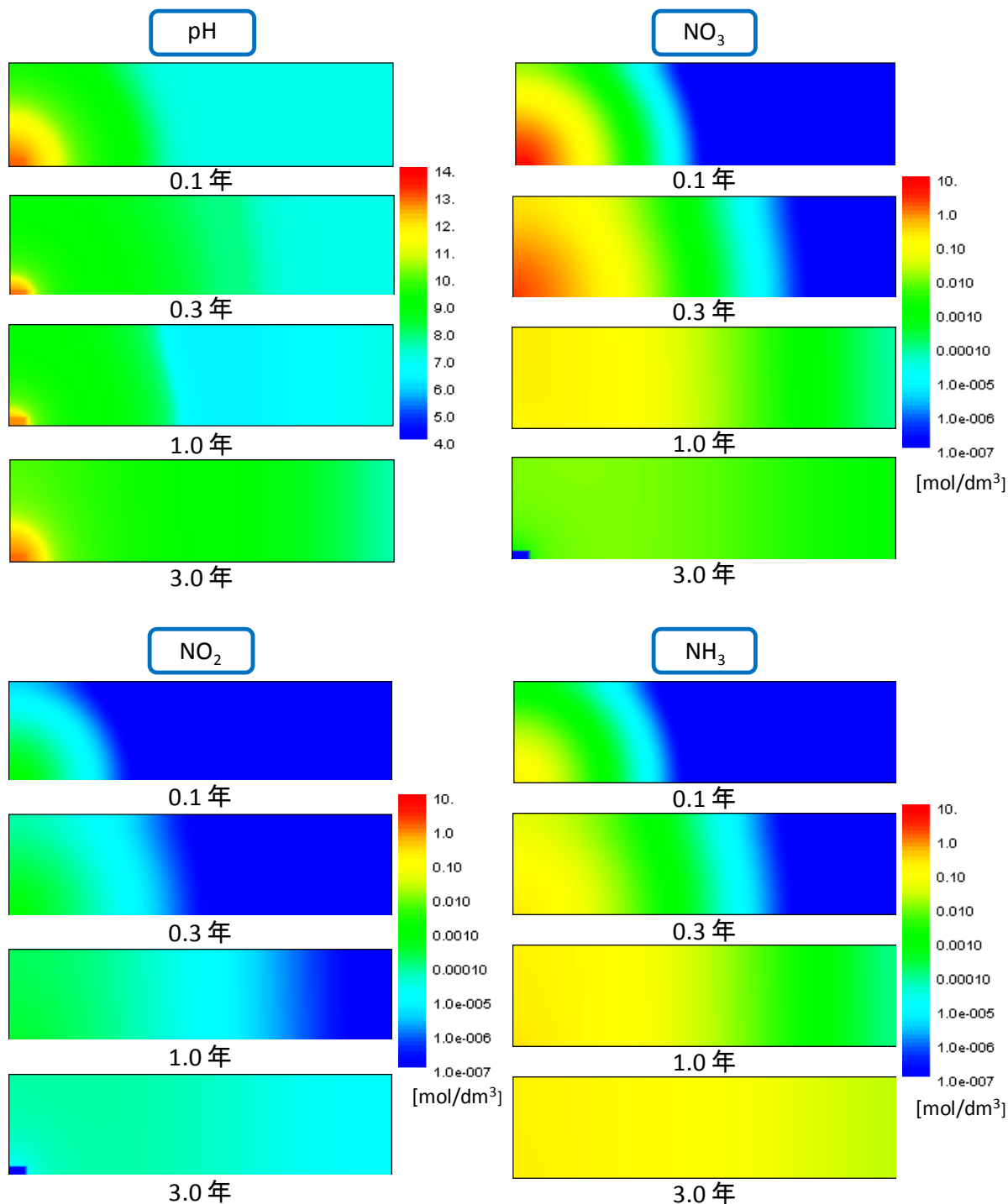


図3. 2. 2-6 2次元体系解析結果例(Case2d-1)

2) 信頼性向上のための試験方法

NEON の信頼性向上のための試験として、図3. 2. 2-7 に示すサンプル試験とカラム試験を提案する。

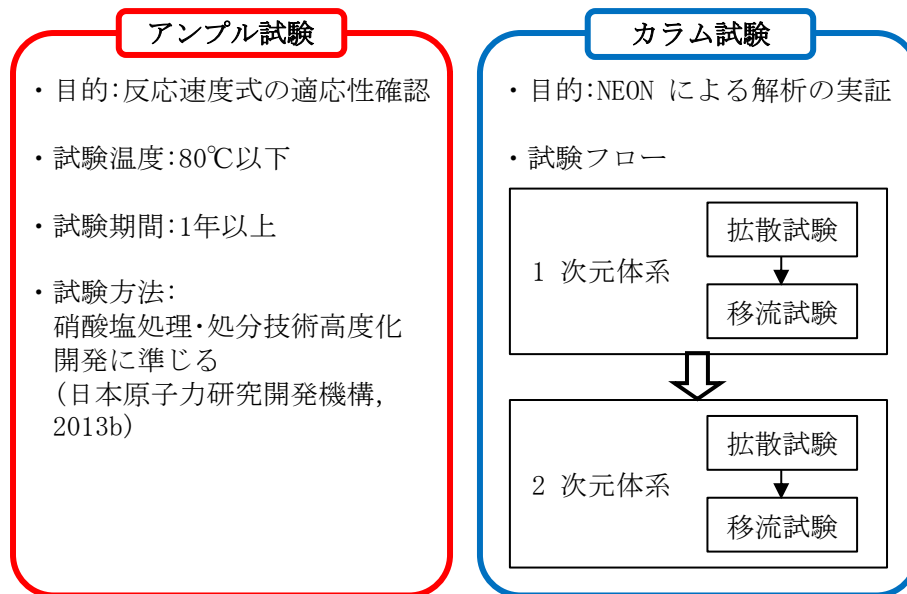


図3.2.2-7 信頼性向上のための試験

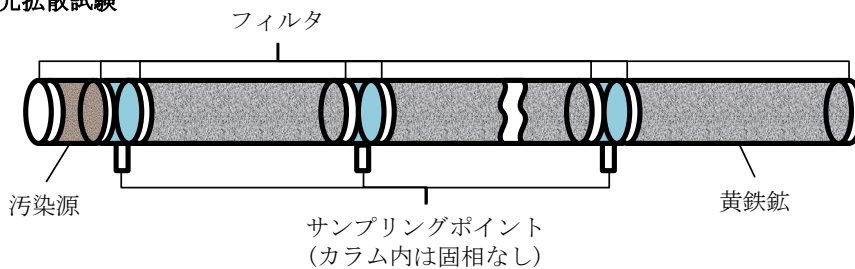
アンプル試験に関しては、3.2.2(1)2項で述べたように、鉱物反応モデルの反応速度式が80°C以上の試験から算出されているため、現在の反応速度式の80°C以下の低温環境における適応性を確認すること及びデータ点数の増加による反応速度式の信頼性向上を目的に実施する。試験期間としては、50°Cにおけるアンプル試験において365日後でも硝酸イオンの還元反応が確認されていないことを踏まえ、1年以上を予定している。具体的な試験手順等は硝酸塩処理・処分技術高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2013b)に準じ、アルゴン雰囲気中でガラス製アンプルに鉱物と試験溶液を封入して、所定の試験条件に保持後、各成分を分析する方法とする。

カラム試験に関しては、処分環境を模擬したカラムを作成し、硝酸イオンの変遷を実験にて確認する。その結果をNEONの解析結果と比較することで、NEONの信頼性向上を図る。カラム試験装置としては1次元カラム試験装置と2次元カラム試験装置を使用する。試験については段階的に実施し、容易にパラメータを評価できる1次元体系を模擬したカラムの拡散試験、移流試験、1次元試験結果を基に空間的な物質移行パラメータを評価する2次元体系を模擬したカラムの拡散試験、移流試験を順次実施し、実験結果とNEONによる解析結果を逐次確認しながら進める。硝酸イオンの還元には低酸素雰囲気下で試験を実施する必要がある。その雰囲気維持方法は、試験目的とカラムのサイズに応じて真空乾燥機等の減圧チャンバーもしくはアルゴンガス等の雰囲気下のグローブボックスを用いることが想定される。

試験に用いるカラムについて、1次元体系の設計案を図3.2.2-8に示す。複数のカラムを用い、カラム充填物を汚染源、黄鉄鉱及び固相なし(サンプリングポイント)の3種類に分け、連結することで1次元体系を構築する。微生物反応を考慮する場合は、黄鉄鉱充填部分にバイオフィルムを固定した花崗岩を充填することで試験が可能である。トータルのカラムの長さは、アルゴン雰囲気でのグローブボックス内での試験を想定し、最長で50cm程度とする。各カラムの出入口にはフィルタを設け、固相が流出入しない設計とする。黄鉄鉱カラム及びサンプリングポイントは複数用意し、汚染源からの距離に応じたサンプルを採取できるようにする。このセットを複数用

意し、特定時間ごとの汚染源距離に応じた成分の濃度を測定する。測定方法としては試料が微量であること、分析精度及び定量下限を考慮し、イオンクロマトグラフィを想定する。移流試験に使用する送液ポンプに関しては、黄鉄鉱粉砕物に通水することから中圧から高压の吐出圧が必要なこと、カラム温度を 80°C に維持することから金属配管の使用が望ましいこと及び NEON による解析結果を踏まえ、1 cm³/h 以下の流量を制御できることが求められる。そのため、高速液体クロマトグラフ用ポンプの活用が考えられる。

○1 次元拡散試験



○1 次元移流試験

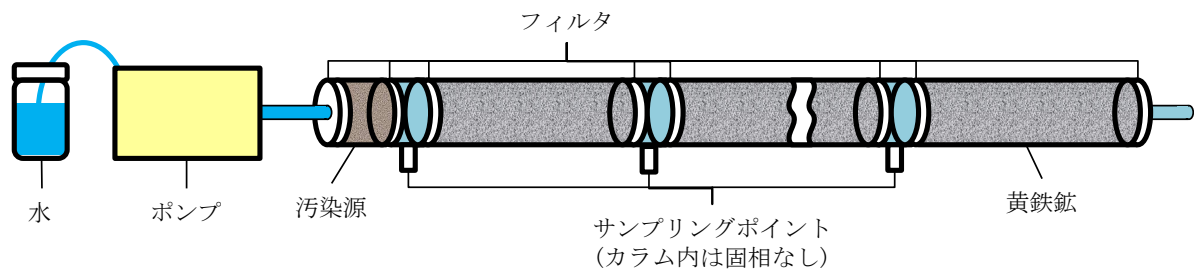


図 3.2.2-8 1次元体系の検証試験に用いるカラム設計案

2次元体系の試験に関して、試験装置の設計案を図 3.2.2-9 に示す。この設計案では減圧チャンバー内での使用を想定し、長さ 20 cm、幅 15 cm としている。平板状カラムに溶液採取口を非対称に設置することで、縦拡散、横拡散、分散に関する多くのデータの取得が見込める。移流試験に関しては溶質充填部分に高速液体クロマトグラフ用ポンプを接続し、通水することで実施可能である。

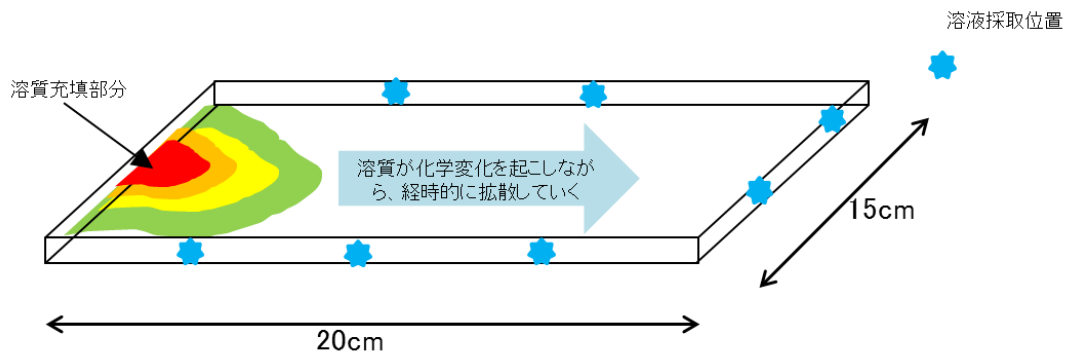


図 3.2.2-9 2次元体系の検証試験に用いるカラム設計案

3) ナチュラルアナログの活用

2)で検討した確証実験により、NEONの信頼性向上を図ることを基本とするが、室内試験では、試験期間等に限界がある。長期的な硝酸塩挙動に対するNEONの信頼性向上を図るためにナチュラルアナログを活用していくものとする。既に実施された例として、デンマークのRabis Creek付近での農肥料由来の硝酸塩による地下水/土壌汚染に関して、1990年代から実施されている地球化学的、地質学的、水理学的に詳細な研究データをもとに、地下での硝酸塩由来物質の分布が評価された事例がある(Miotlinski, 2008)。この文献で解析に用いられている地下水組成、流速、分散度等の値を用いてNEONによる解析を実施し、NEONでもほぼ文献に報告されている実測結果を再現できることを確認している(日本原子力研究開発機構, 2013b)。

今後は、各種室内試験と並行して、適用可能なナチュラルアナログ事例についても調査し、NEONによる適用性を検討し、信頼性向上を図っていく。

3.2.3 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価

3.1節で述べたとおり、平成19年度から平成24年度にかけて、経済産業省資源エネルギー庁の委託事業【硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (H19からH24)】にて、地層処分において硝酸塩の影響評価システムのプロトタイプが開発された。この一環として、核種移行パラメータ(溶解度、収着分配係数(K_d)および実効分配係数)に対する硝酸塩の影響評価として、性能評価上の重要元素であるセレン(Se)、ネプツニウム(Np)、テクネチウム(Tc)等について溶解度や K_d に及ぼす硝酸塩(主に硝酸ナトリウム(NaNO_3))および硝酸塩の還元生成物であるアンモニア($\text{NH}_3(\text{aq})$)の影響が調査された。この中で、多くの元素では溶解度や K_d に及ぼす硝酸塩の影響が見られていない一方で、一部の元素について溶解度や K_d に及ぼす硝酸塩およびアンモニアの影響が確認されたことが報告されている。放射性核種の溶解度に関する研究については、実験結果(日本原子力研究開発機構, 2008, 2009, 2010)に対する詳細な考察を行い、実験結果が日本原子力研究開発機構熱力学データベース(JAEA-TDB)を用いた熱力学計算で解釈できることを確認した(日本原子力研究開発機構, 2011; Kitamura and Sasaki, 2011)。ただし、 $\text{pH} = 10$ 付近におけるテクネチウムの溶解度については、硝酸塩濃度が高い場合に溶存テクネチウム濃度が高くなるという結果が得られ、この理由としてテクネチウムが4価から7価に酸化されたことがと考えられるものの、定量的な考察を十分に行うことができなかった。また、得られた結果を考察したところ、硝酸塩および過塩素酸塩がテクネチウムおよび系全体の酸化還元挙動に影響していないことなどがわかるとともに、メカニズム解明のためにはさらに詳細なデータ取得が必要であることがわかった。

以上のことから、本研究ではテクネチウムの溶解度に及ぼす硝酸イオンの影響について、特に酸化還元状態を制御した条件において詳細な実験研究を実施することとした。

3.2.3.1 硝酸塩共存下におけるテクネチウム(IV)の溶解度実験

4価テクネチウムの固相($\text{TcO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(\text{s})$)は、7価 NH_4TcO_4 (日本アイソトープ協会, > 99%)を亜ジチオン酸ナトリウム($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$, Aldrich, 85%)により還元することにより得た。固相調製および試料溶液の調製は全てAr雰囲気グローブボックス内($\text{O}_2 < 0.1 \text{ ppm}$)にて行った。0.1 mol/dm³ 亜ジチオン酸、1.0 mol/dm³ NaOH(和光純薬工業suprapur 99.99%)および純水をそれぞれPP製チューブに取り、混合させた後、7価Tcの母溶液(0.0298 mol/dm³ NH_4TcO_4)を加え、速やかに褐色の4価 $\text{TcO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ の懸濁が生じることを確認した。グローブボックス内にて沈殿を熟成させた後、純水により沈殿を数回洗浄し、4価テクネチウム固相の懸濁母溶液とした。

還元剤には、ヒドロキノン(HQ: $\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_2$, 和光純薬工業, 99.9%)、亜ジチオン酸ナトリウム($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$, Aldrich, 85%)、ヘキサシアノ鉄(III)酸カリウム($\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, 和光純薬工業, 99.9%)およびヘキサシアノ鉄(II)酸カリウム三水和物($\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6] \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, 和光純薬工業, 99.5%)を用いた。試料溶液用のPP製サンプルチューブに所定濃度の硝酸ナトリウム(NaNO_3 , 和光純薬工業 精密分析用)水溶液、水酸化ナトリウム水溶液、純水および還元剤を加えて、 pH (8および12)および塩濃度(I : 0.01, 0.1, 1および6 mol/dm³)を調整した。 pH 8の試料については、 pH 緩衝材(PIPES 1 mmol/dm³, Dojindo 精密分析用)を用いた pH 調整を行った。このとき、還元剤の濃度は、ヒドロキノンは3 mmol/dm³、亜ジチオン酸ナトリウムは1 mmol/dm³、ヘキサシアノ鉄(III)酸カリウムおよびヘキサシアノ鉄(II)酸カリウムについては、両者を混合し、ヘキサシアノ鉄(III) : ヘキサシアノ鉄(II)の濃度が

0.1 mmol/dm³ : 1 mmol/dm³となるようにした。各試料溶液のpHおよび酸化還元電位(Eh)を測定した後、TcO₂·xH₂O(s)懸濁母溶液を加えた。このときの全溶解Tc濃度は1×10⁻⁵ mol/dm³に相当する。

また、硝酸ナトリウムが系の酸化還元挙動に及ぼす影響を評価するため、比較として、塩化ナトリウム(NaCl, 和光純薬工業 精密分析用)水溶液および過塩素酸ナトリウム(NaClO₄, 和光純薬工業 精密分析用)水溶液を用いてイオン強度を調整した試料を併せて作成した。

試料溶液を所定期間Ar雰囲気グローブボックス内に静置した後、試料溶液のpHおよびEh(vs. SHE)の値をガラス電極で測定した。また、グローブボックス内にて各試料溶液の上澄み液を限外ろ過フィルタ(10 kDa, 孔径約3 nm, マイクロコン、ミリポア)により限外ろ過した。さらに、試料溶液内に生成し得るコロイド種の影響を調べるため、各試料溶液の上澄み液を0.45 μmシリンジフィルタ(25HP045AN: 親水性PTFE、アドバンテック)によりろ過した。ろ液中のテクネチウム濃度の定量には液体シンチレーション検出器(パーキンエルマー社製Tricarb 2100-C)を使用し、⁹⁹Tcのβ線(0.294 MeV)の計数値を得た。検出限界はおよそ10⁻⁸ mol/dm³であった。

3.2.3.2 還元剤存在下におけるTc溶解度測定の結果および考察

例として、各溶液試料の最終の採取時における結果を以下に示す。特記した場合を除き、pH_c(= -log [H⁺])およびpe(= Eh(vs. SHE) * F / R T ln10)測定値の顕著な時間変化は見られなかった。また、すべての試料について、溶存テクネチウム濃度のフィルタ孔径依存性は見られず、0.003 ~ 0.45 μmの大きさのテクネチウムコロイドは確認されなかった。

(1) 弱い還元条件(ヒドロキノンおよびヘキサシアノ鉄(III/II)を用いた場合)

ヒドロキノンの酸化還元反応は下式のように表される(Berliner, 1946)。



$$E = E^\circ + \frac{0.0592}{2} \log \frac{[C_6H_4O_2][H^+]^2}{[C_6H_4(OH)_2]}, \quad E^\circ = 0.711 \text{ V} \quad \text{式3.2.3-2}$$

また、ヘキサシアノ鉄(IIIおよび II)酸イオンの酸化還元反応は下式で表される(Rock, 1966)。



$$E = E^\circ + 0.0592 \log \frac{[Fe(CN)_6^{3-}]}{[Fe(CN)_6^{4-}]}, \quad E^\circ = 0.36 \text{ V} \quad \text{式3.2.3-4}$$

硝酸ナトリウム系(ヒドロキノン使用)におけるpH_cとpe(Eh)の関係を図3.2.3-1に示す。図中の中央付近に引かれている実線(赤線)は、I = 0における4価TcO₂·1.6H₂O(s)と7価TcO₄⁻の酸化還元電位の境界線を示す。実測されたEh値は、C₆H₄(OH)₂およびC₆H₄O₂の濃度が等しいときに計算される電位の値より低い値を示しており、これはアルカリ性pHにおいてヒドロキノンの解離が進むことで還元形(C₆H₄O₂)の濃度が高くなっているためであると考えられる。また、得られたEh値は、同じ濃度のヒドロキノンを用いた既報(Kobayashi et al., 2013)における値とも良く一致しており、ヒ

ドロキノンによる溶液の酸化還元電位の調整の再現性が確認できた。なお、固相として投入した4価 $\text{TcO}_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ が全て溶解した場合のTc濃度($1 \times 10^{-5} \text{ mol/dm}^3$)に対して、ヒドロキノンの濃度(3 mmol/dm^3)は十分高いことから、測定Eh値は、Tc(IV)/Tc(VII)の酸化還元反応による影響は受けていないと考えた。

硝酸ナトリウム系(ヒドロキノン使用)における溶存テクネチウム濃度([Tc])とpH_cの関係を図3.2.3-2に示す。弱アルカリ性(pH 8付近)におけるTc濃度の値は $10^{-6} \sim 10^{-5.5} \text{ mol/dm}^3$ 程度であった。この値は、4価テクネチウム溶解度の熱力学計算値と比較すると2桁以上高く、溶解度試験の初期固相として投入した4価 $\text{TcO}_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ が可溶性の7価 TcO_4^- へ酸化されることで、Tc濃度が上昇したと考えられる。一方、pH 12付近では、硝酸ナトリウム濃度の増加とともにTc濃度も高くなっており、 $I = 6.0$ では、 $10^{-5.5} \text{ mol/dm}^3$ となった。

Ehの実測値から熱力学計算によって液相中に存在する7価 TcO_4^- の濃度を推定した結果を表3.2.3-1に示す。弱アルカリ性(pH 8)の場合、 $I = 6.0$ ではTc濃度の推定値は実測値より低い値となったが、 $I = 0.01 \sim 1.0$ では実測値($10^{-6} \sim 10^{-5.5} \text{ mol/dm}^3$)に近い値となった。高塩濃度になるほど熱力学計算による4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6 \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ と7価 TcO_4^- の境界線は高Eh側へ移動し、同じEh値に対する7価 TcO_4^- 濃度を計算すると、イオン強度が高いほどより低い7価 TcO_4^- 濃度が得られるが、pH 8におけるTc濃度の実験値には顕著なイオン強度依存性は見られなかった。一方、pH 12では、7価 TcO_4^- 濃度の計算値は、 $I = 0.01$ では低い、 $I = 0.1 \sim 6.0$ では、ほぼ全溶解に近い値(10^{-5} mol/dm^3)を示し、Eh値から予想されるTc濃度のイオン強度依存性の傾向に概ね従うことがわかった。

ヘキサシアノ鉄(III)酸カリウムおよびヘキサシアノ鉄(II)酸カリウムの混合溶液を還元剤として用いた場合の測定結果の例を図3.2.3-3および図3.2.3-4に示す。本実験で得られたEh値は、 $[\text{Fe(III)(CN)}_6] : [\text{Fe(II)(CN)}_6] = 1 : 10$ として計算される値(0.31 V)よりかなり低い値を示しており、実験期間の進行とともにその値は大きく低下している。ヘキサシアノ鉄(III)およびヘキサシアノ鉄(II)は、酸性から中性pH領域では溶存種として安定であるが、本実験条件である中性からアルカリ性pHでは、沈殿を形成するなどし、溶存する $[\text{Fe(III)(CN)}_6] : [\text{Fe(II)(CN)}_6]$ として酸化還元雰囲気を支配しなくなってしまったためであると考えられる。実測されたEh値は、 $\text{Fe(II)Cl}_2/\text{Fe(III)Cl}_3$ の混合溶液系およびマグネタイト(Fe_3O_4)におけるEhの既報値(Kobayashi et al., 2013)と近い値を示しており、ヘキサシアノ鉄(III)およびヘキサシアノ鉄(II)ではなく、 Fe(II) および Fe(III) の水酸化物沈殿が系の酸化還元電位を支配している可能性が考えられる。

図3.2.3-4では、pH 8および12のいずれにおいても高いTc溶解度を示している。弱アルカリ性(pH 8)の場合、Eh実測値は4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6 \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ が安定な領域となっているが、実験初期に高いEh実測値を示したことから、実験初期に投入した4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6 \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ がいったん7価 TcO_4^- に酸化されたあと4価に還元されていないことがわかる。7価 TcO_4^- の様々なEh値での還元挙動を調べた既報(Kobayashi et al., 2013)では、4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6 \text{H}_2\text{O}(\text{s})$ と7価 TcO_4^- の境界線付近では、非常に遅い還元反応が報告されており、本研究においても7価 TcO_4^- に酸化されたTcの再還元が進んでいないと考えられた。

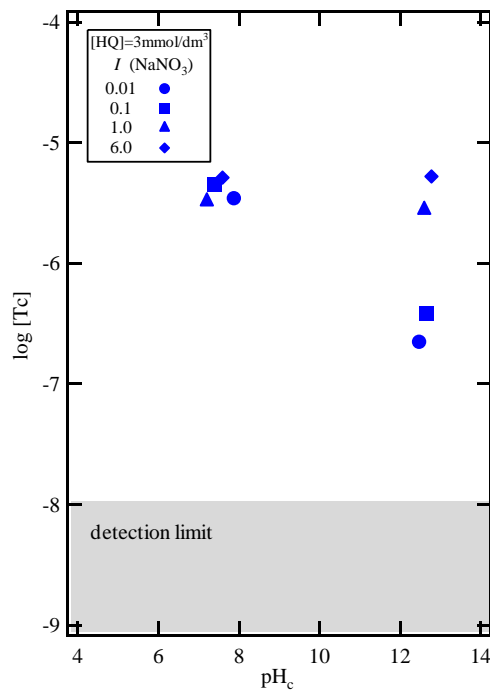
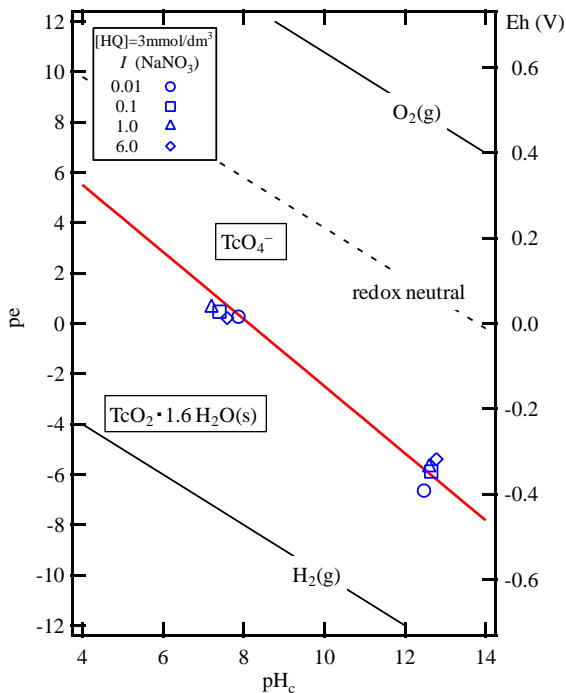


図 3.2.3-1 NaNO₃ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値
(34 d、[HQ] = 3 mmol/dm³)

図 3.2.3-2 NaNO₃ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性
(34 d、[HQ] = 3 mmol/dm³, 10kDa ろ過)

表 3.2.3-1 NaNO₃ 溶液中 ([HQ] = 3 mmol/dm³) の 7 価 TcO₄⁻ 濃度の計算値

<i>I</i> (NaNO ₃)	pH _c	pe	Exp. log [Tc]	Calc. log [TcO ₄ ⁻]
0.01	7.87	0.27	-5.46	-5.18
0.1	7.40	0.47	-5.35	-6.04
1.0	7.20	0.61	-5.49	-6.20
6.0	7.59	0.22	-5.29	-6.99
0.01	12.47	-6.64	-6.65	-7.06
0.1	12.65	-5.88	-6.42	-5.05
1.0	12.60	-5.73	-5.56	-5.02
6.0	12.78	-5.39	-5.28	-5.00

一方、塩化ナトリウムおよび過塩素酸ナトリウム系における測定結果を図3.2.3-5～図3.2.3-8に示す。測定されたEh値は、いずれも4価TcO₂·1.6 H₂O(s)と7価TcO₄⁻の境界線より還元側の値を示している。また、Tc濃度はいずれの塩濃度においても10⁻⁷ mol/dm³付近の値から変化しておらず、初期の4価TcO₂·xH₂O(s)の酸化はほとんど進行していないと考えられた。塩化ナトリウム系におけるEh値から計算される7価TcO₄⁻の濃度を表3.2.3-2に示す。Tc濃度の推定値のばらつきが大きいものの、概ね実験値と整合しており、Eh値とTcの酸化挙動は一致する結果となった。還元剤を用いない既往研究では、NaCl溶液中で非常に早い酸化反応が観察されたが(日本原子力研究開発機構, 2013a)、本研究では塩化物イオンがTcの酸化挙動に及ぼす影響は確認されなかった。

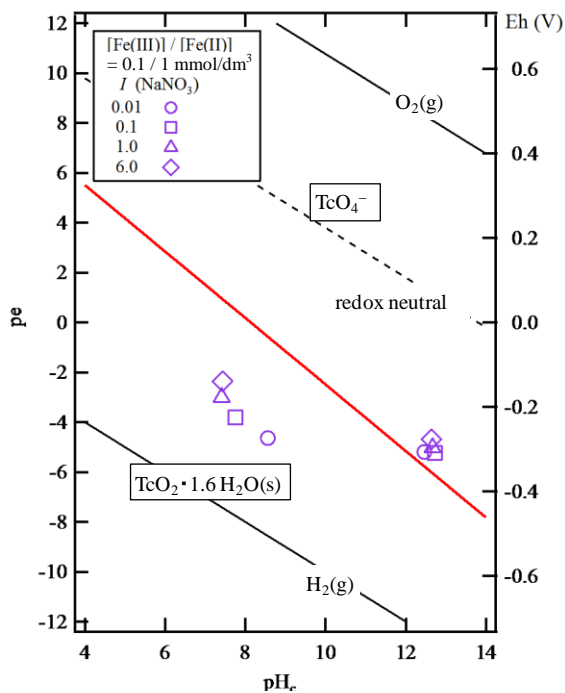


図3. 2. 3-3 NaNO₃溶液中のTc溶解度試験におけるpHおよびEh測定値(34 d、[Fe(II)]/[Fe(III)] = 0.1 mmol/dm³ / 1 mmol/dm³)

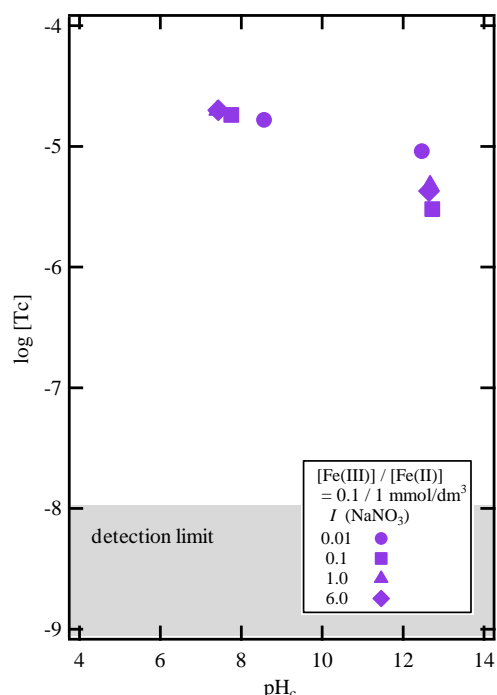


図3. 2. 3-4 NaNO₃溶液中のTc濃度のpH依存性(34d、[Fe(II)]/[Fe(III)] = 0.1 mmol/dm³ / 1 mmol/dm³, 10kDaろ過)

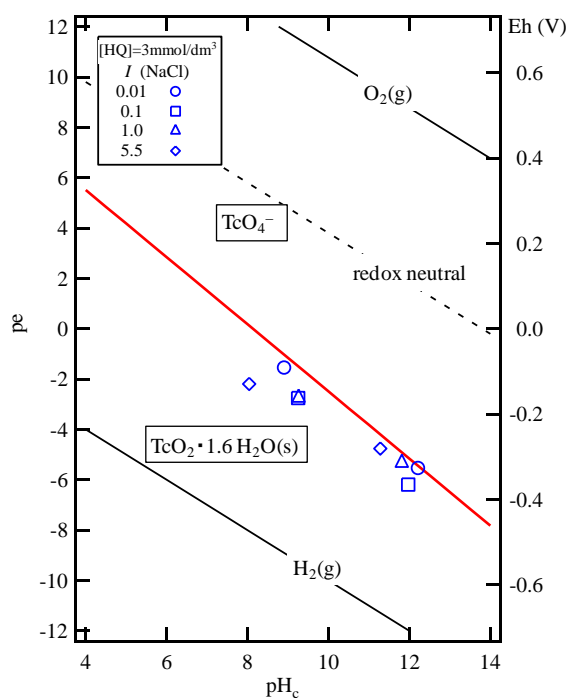


図 3. 2. 3-5 NaCl 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値(56 d、[HQ] = 3 mmol/dm³)

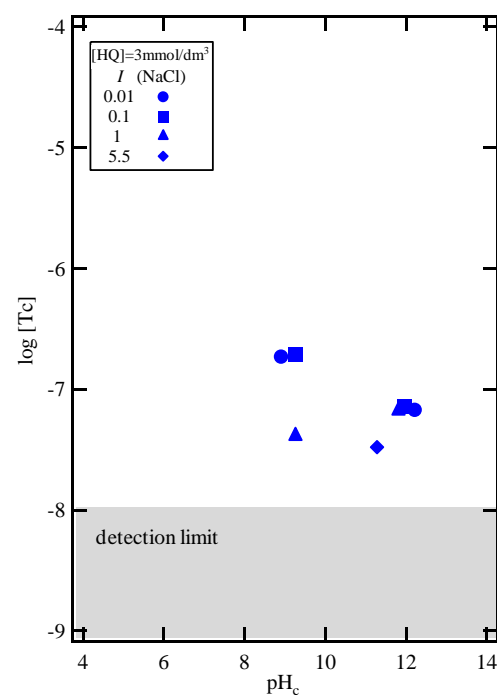


図 3. 2. 3-6 NaCl 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性(56 d、[HQ] = 3 mmol/dm³, 10kDaろ過)

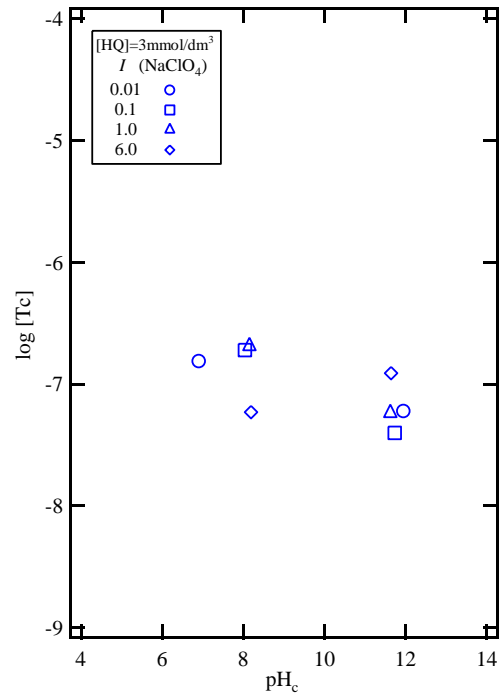
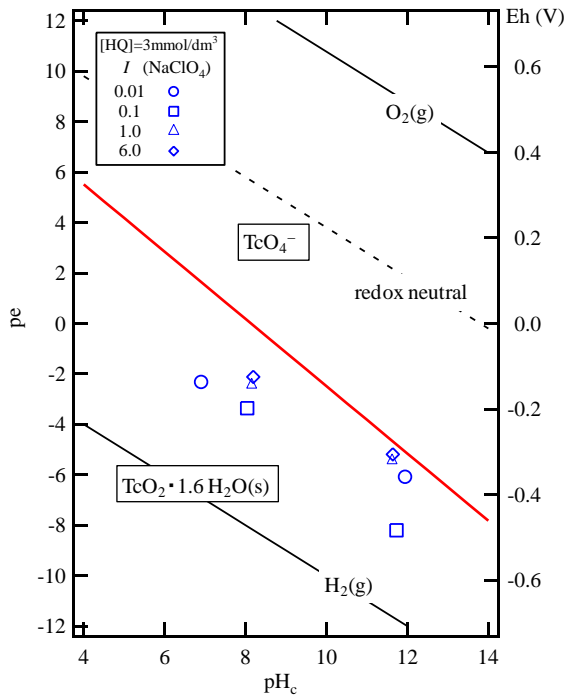


図 3.2.3-7 NaClO₄溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値
(43 d、[HQ] = 3 mmol/dm³)

図 3.2.3-8 NaClO₄溶液中の Tc 濃度の pH 依存性
(43 d、[HQ] = 3 mmol/dm³, 10kDa ろ過)

表 3.2.3-2 NaCl 溶液中 ([HQ] = 3 mmol/dm³) の 7 価 TcO₄⁻濃度の計算値

<i>I</i> (NaCl)	pH _c	pe	Exp.	Calc.
			log [Tc]	log [TcO ₄ ⁻]
0.01	8.90	-1.54	-6.73	-6.09
0.1	9.25	-2.75	-6.71	-8.23
1.0	9.26	-2.75	-7.39	-8.00
5.5	8.04	-2.19	ND	-12.39
0.01	12.21	-5.53	-7.17	-5.19
0.1	11.97	-6.19	-7.14	-7.68
1.0	11.81	-5.34	-7.18	-5.69
5.5	11.28	-4.76	-7.48	-7.16

(2) 強い還元条件(亜ジチオン酸ナトリウムを用いた場合)

アルカリ性pHにおける亜ジチオン酸ナトリウムの酸化還元反応は下式のように表される (Bard et al., 1985)。



$$E = E^\circ + \frac{0.0592}{2} \log \frac{[\text{SO}_3^{2-}]^2}{[\text{S}_2\text{O}_4^{2-}][\text{OH}^-]^4}, \quad E^\circ = -1.13 \text{ V} \quad \text{式3.2.3-6}$$

硝酸ナトリウム(亜ジチオン酸ナトリウム使用)の結果を図3.2.3-9および図3.2.3-10に示す。式3.2.3-6において $\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$ および SO_3^{2-} の濃度が等しいときに計算される電位の値は非常に低く、測定されたEh値も4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ と7価 TcO_4^- の境界線より低い還元的な雰囲気系の酸化還元電位が調整されていることを示している。ただし、 $I = 6.0$ におけるEh値は、pH 8およびpH 12のいずれの場合においても、 $I = 0.01$ および 0.1 より高い値を示しており、pH 12では、時間とともにEh値は上昇し、5週間後では4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ と7価 TcO_4^- の境界線に非常に近い値となった。これは、ヒドロキノン還元剤として用いた場合にも見られた傾向であり、 6.0 mol/dm^3 の硝酸ナトリウム水溶液中では、亜ジチオン酸ナトリウムの一部が硝酸イオンにより酸化され、消費されることでEh値が上昇した可能性が考えられる。

溶存テクネチウム濃度については、 $I = 0.01$ および 0.1 における試料ではいずれの pH_c においても 10^{-7} mol/dm^3 程度の低い溶解度となったが、 $I = 6.0$ の試料のTc濃度が顕著に高い値となった。上述のように、このときの $I = 6.0$ におけるEh値も他のイオン強度と比較すると高いことから、 6.0 mol/dm^3 の硝酸ナトリウム溶液中では、還元剤である亜ジチオン酸ナトリウムが酸化されることで酸化還元電位が上昇し、4価 $\text{TcO}_2 \cdot 1.6\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ が7価 TcO_4^- に酸化された可能性が考えられる。

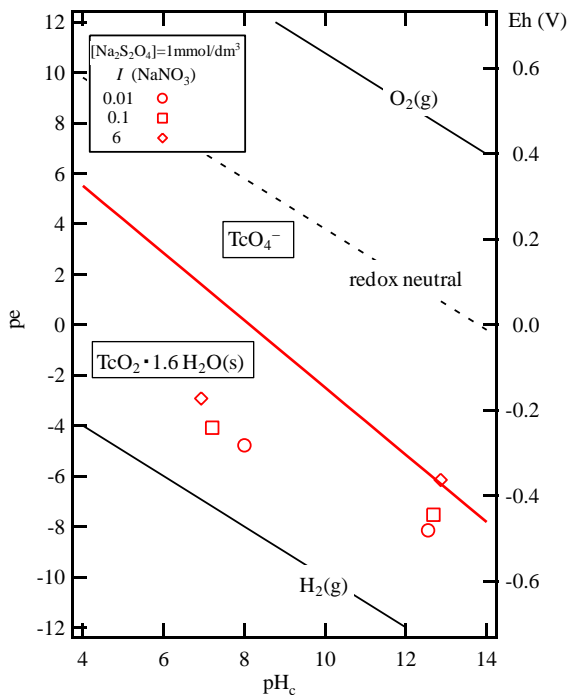


図 3.2.3-9 NaNO_3 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (34 d, $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$)

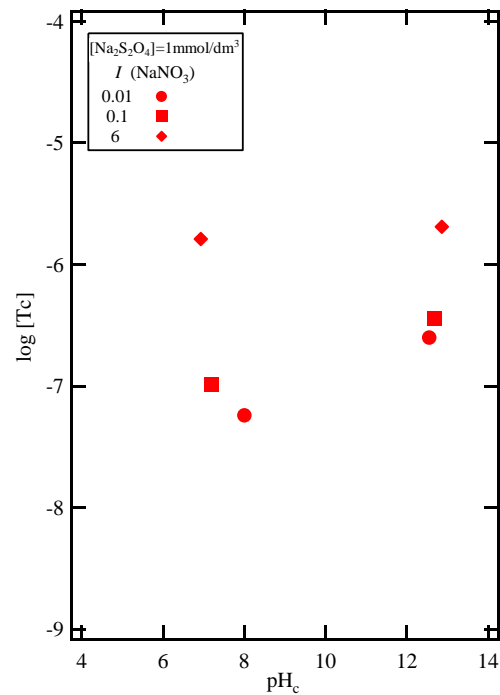


図 3.2.3-10 NaNO_3 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (34 d, $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$, 10kDa ろ過)

塩化ナトリウム系および過塩素酸ナトリウム系(亜ジチオン酸ナトリウム使用)の結果を図3.2.3-11～図3.2.3-14に示す。塩化ナトリウム溶液中のEh値は非常に低い値を示しており、亜ジチオン酸ナトリウムによる還元的雰囲気は維持されていることが分かる。また、硝酸ナトリウム溶液中と異なり、高イオン強度でのEh値の有意な違いは見られなかった。溶存テクネチウム濃度についても $10^{-8} \sim 10^{-7}$ mol/dm³程度で増加しておらず、初期の4価 $\text{TcO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(s)$ の酸化はほとんど進行していないと考えられた。また、pH 12においては、ヒドロキノン添加時と同様、イオン強度が高いほど低いTc濃度が得られた。

上述のように亜ジチオン酸共存下における塩化ナトリウムおよび過塩素酸ナトリウム水溶液は、還元的雰囲気が $I = 0.01 \sim 5.5$ のイオン強度範囲において維持されており、Tc濃度は4価 $\text{TcO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(s)$ によって支配され、7価 TcO_4^- への酸化は進行していないと考えられる。このとき、特に、pH 12ではTc濃度はイオン強度(NaCl濃度)の増加とともに低下しており、ここでは、SIT法によりイオン強度補正を行ったTc溶解度の熱力学計算によりTc濃度のイオン強度依存性を説明する。最大NaCl濃度である5.5 mol/dm³は、通常、SIT法の適用が可能とされているイオン強度の範囲を超えているが、高イオン強度条件へのSIT法の適用可能性を確認するため、SIT法による補正を行い、実験結果と比較する。

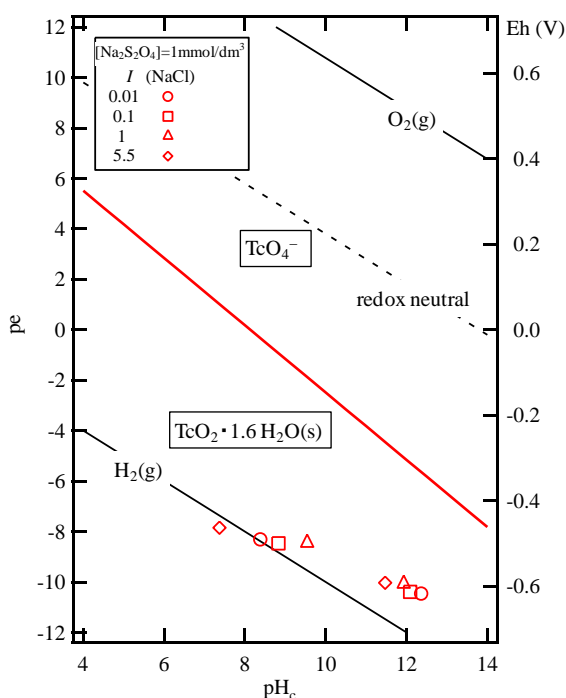


図 3.2.3-11 NaCl 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (56 d, $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$)

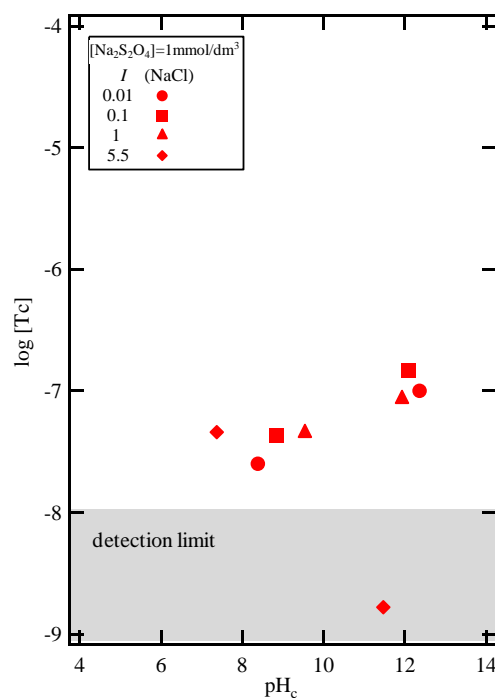


図 3.2.3-12 NaCl 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (56 d, $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$, 10kDa ろ過)

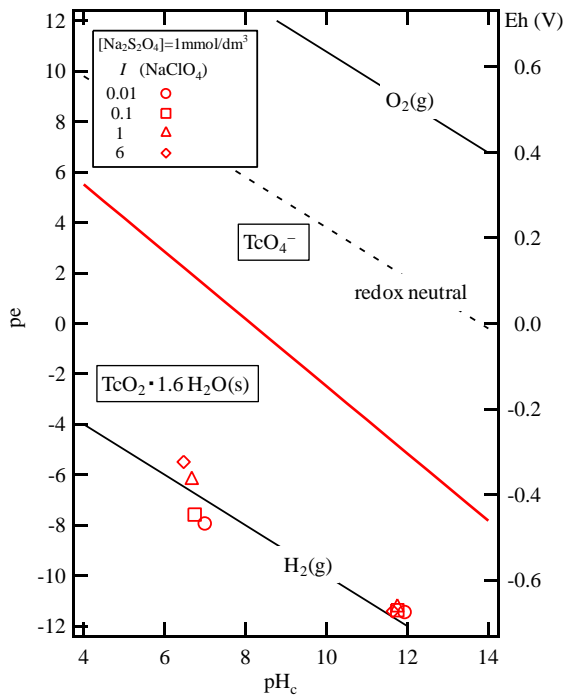


図 3. 2. 3-13 NaClO₄ 溶液中の Tc 溶解度試験における pH および Eh 測定値 (43 d、 $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$)

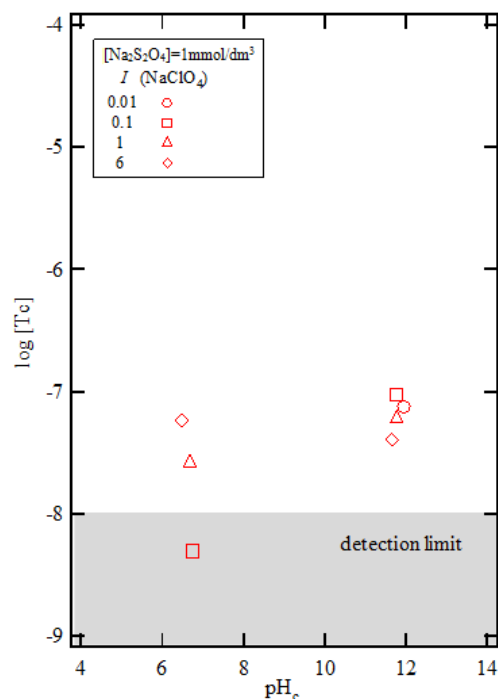


図3. 2. 3-14 NaClO₄ 溶液中の Tc 濃度の pH 依存性 (43 d、 $[\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4] = 1 \text{ mmol/dm}^3$ 10kDaろ過)

ヒドロキノンおよび亜ジチオン酸共存下での Tc 濃度のイオン強度依存性について、SIT法によりイオン強度を補正した Tc 溶解度の熱力学計算結果を、図3. 2. 3-15および図3. 2. 3-16に示す。弱アルカリ性 (pH 8) では、中性化学種である $\text{TcO}(\text{OH})_2(\text{aq})$ が支配的な溶存種であると考えられ、溶解度のイオン強度依存性は表れない計算結果となった。還元的雰囲気良く維持されている亜ジチオン酸共存下での Tc 濃度の実験値は、イオン強度に依らずほぼ一定であるが、熱力学計算による計算値との間に1桁程度の差が見られている。4価テクネチウムの加水分解定数に関する文献報告値は多くなく、各文献における値も上限値や下限値として表されるなど、信頼性の高い熱力学データベースの構築には至っていないのが現状である。一方、pH 12では、支配的な溶存種と考えられる $\text{TcO}(\text{OH})_3^-$ の濃度の計算値はイオン強度の増加に伴い低下し、実験値の傾向を良く再現する結果となった。

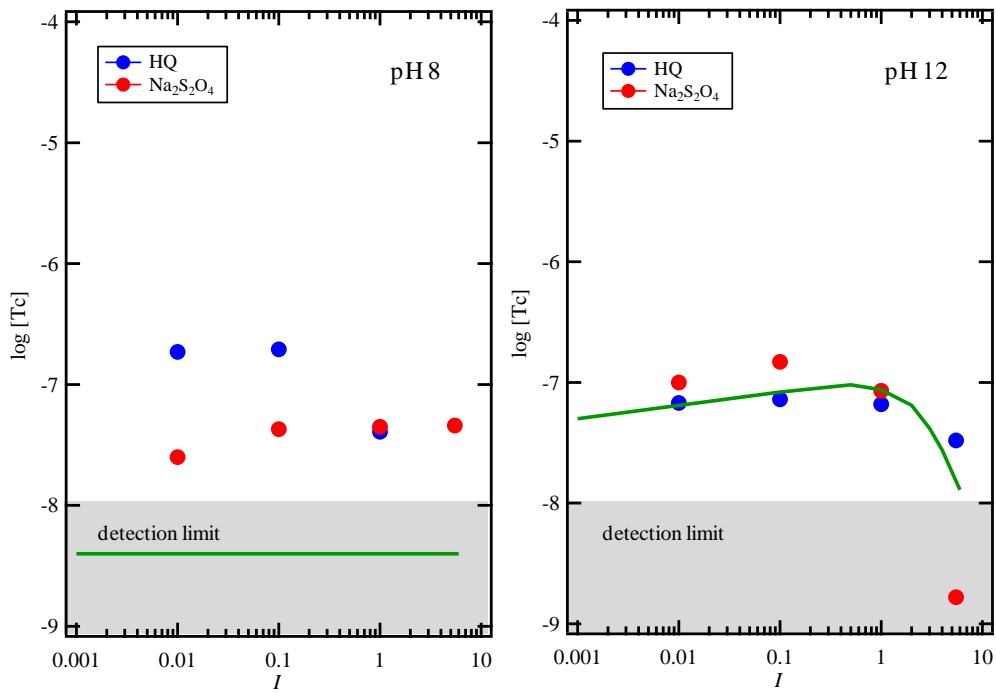


図 3.2.3-15 NaCl 溶液中の Tc 濃度のイオン強度依存性(10kDa ろ過)
および SIT によるイオン強度補正

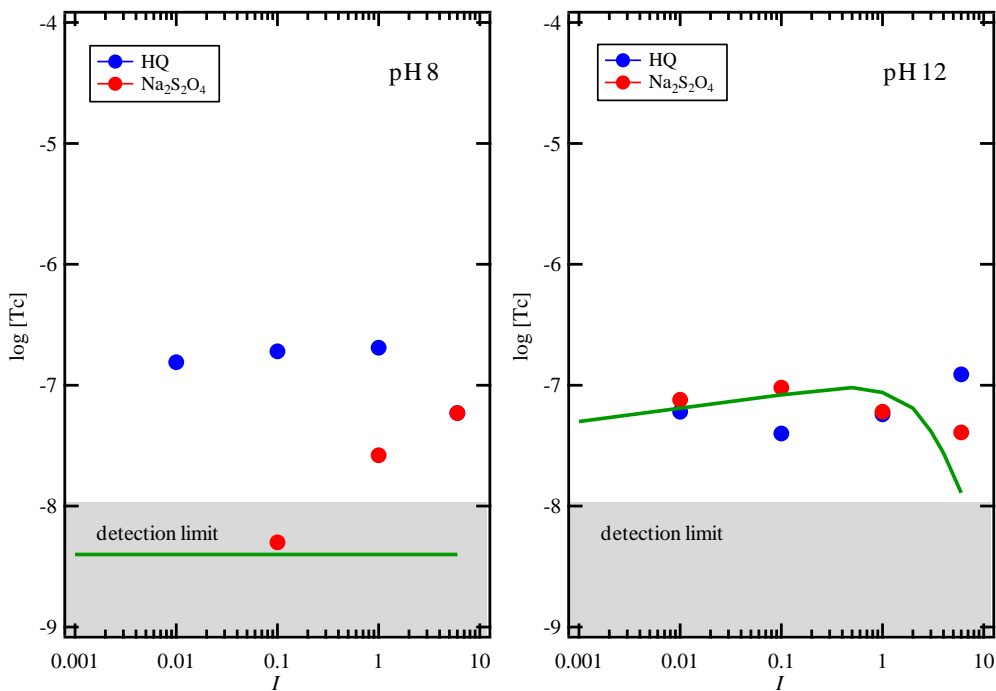


図 3.2.3-16 NaClO₄ 溶液中の Tc 濃度のイオン強度依存性(10kDa ろ過)
および SIT によるイオン強度補正

3.2.4 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価

地層処分システムでは、ベントナイトを用いた人工バリア材料に地下水移動抑制や応力緩衝等の機能が期待される。これは、ベントナイトが低透水性・膨潤性等を有するためであるが、このような特性はベントナイトが膨潤性粘土鉱物であるモンモリロナイトによって主に構成されていることによる。一方、これまでに述べたように、廃棄物から溶出した硝酸イオンは、地下深部においてアンモニアやアンモニウムイオンに変化すると考えられる。アンモニウムイオンは、モンモリロナイトに吸着し固定される性質がある。モンモリロナイトへのアンモニウムイオンの吸着によるベントナイトの特性や長期安定性影響については不明な点が多く、これを明らかにする必要がある。本項では、ベントナイトを用いた人工バリア材料の特性や長期安定性に及ぼすアンモニウムイオンの影響について調査を行った。

3.2.4.1 アンモニウムイオンの影響に関わる文献調査

平成25年度は、モンモリロナイトとアンモニウムイオンとの反応及びそれに伴うモンモリロナイトの鉱物学的・物理的特性変化についての文献レビュー等を行い、アンモニウムイオンによるベントナイト系人工バリア材料への影響評価における課題を抽出する。また、これに基づき、今後の研究方策を提示する。

(1) モンモリロナイトへの吸着反応

モンモリロナイトがイオン交換により陽イオンを吸着することはよく知られている。イオン交換反応における陽イオンの選択性は、 $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4^+ > K^+ > Na^+ > Li^+$ (Stumm, 1992; McBride, 1994; Domenico and Schwartz, 1990)、あるいは $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Cs^+ > K^+ > NH_4^+ > Na^+$ (中尾・山口, 2011)の順であり、アンモニウムイオンの選択性は、1価の陽イオンの中ではナトリウムイオンより高く、カリウムイオンとほぼ同等と考えられる。また、アンモニウムイオンは、カリウムイオンやセシウムイオンと同様に、モンモリロナイトに吸着すると固定されることが知られている。これは、アンモニウムイオンのイオン半径がモンモリロナイト結晶層面の表面酸素六員環の大きいに近いためである。六員環には直径0.26nmの空孔があり、ここに入り込めるのはイオンサイズと水和力が共に小さいセシウムイオン、カリウムイオン、アンモニウムイオンのみである(中尾・山口, 2011)。このように、アンモニウムイオンのモンモリロナイトへの吸着は、カリウムイオンとの類似性がある。

(2) モンモリロナイトの変質

天然には非膨潤性粘土鉱物であるアンモニウム雲母が存在し、このアンモニウム雲母に関する地球化学・鉱物学的研究例は比較的多数ある。高温高压下では、モンモリロナイトがトベライト(アンモニウム雲母)に変化したという研究例(大原ほか, 2003)もある。こうした非膨潤性粘土鉱物への変化を念頭に、Wetting-Drying法で処理したアンモニウム型スメクタイトの膨張性の変化についての研究例(Cicel and Machajdik, 1991; Sucha and Siranova, 1991; Miklos and Cicel, 1993)がある。しかし、こうした高温高压条件やWetting-Dryingサイクル条件における研究例を除いて、モンモリロナイトの非膨潤性粘土鉱物への鉱物学的変化についての知見は見当たらない。一方、

カリウムイオンによるモンモリロナイトの非膨潤性粘土鉱物への変化(イライト化)が知られており、イライト化に関する機構論的・速度論的研究事例は数多く存在する。

(3) モンモリロナイトの水理・力学特性変化

層間イオンによってモンモリロナイトが膨潤性や透水性が異なることはよく知られている。特にナトリウム型モンモリロナイトからカルシウム型への変化に伴う物性変化はよく調べられており、様々な文献も存在する。しかし、アンモニウム型化やカリウム型化に伴うモンモリロナイトの物性変化についての研究例は少ない。アンモニウム型化に関しては、一般廃棄物処分場に関係して、アンモニウムイオン(この場合のアンモニウムは主にタンパク質の分解により発生)による地下水汚染に対するベントナイトライナーの利用(Pivato and Raga, 2006)や、ベントナイトライナーへのアンモニウムイオン影響の可能性の問題(Belevi and Baccini, 1989; Ehrig, 1989; Robinson and Luo, 1991; Dockhorn et al., 1997; Christensen et al., 2001; Baun and Christensen, 2004; Öman and Junestedt, 2008; Gautier et al., 2010)についての報告事例がある。しかし、アンモニウム型ベントナイトの物性を詳細に調べた研究はGautier et al. (2010)のみである。

Gautier et al. (2010)では、米国粘土学会の標準試料であるSwy-2(モンモリロナイト含有率の高いワイオミング産ナトリウム型ベントナイト)を用いている。このベントナイトから分離採集した $2\mu\text{m}$ 以下のナトリウム型モンモリロナイトと、これをアンモニウム置換処理したアンモニウム型モンモリロナイトを実験試料とし、赤外分光、熱重量分析、X線回折分析、比表面積及び細孔径分布測定、透水試験及び軸歪試験を実施している。図3.2.4-1に、透水試験及び軸歪試験に用いたOedometerセル装置を示す。実験の詳細は記載されておらず、10 g の試料を0.5 MPaで圧縮したとあるが供試体の乾燥密度などは不明である。試験では供試体の下部から0.3 MPaの機械的応力と蒸留水の注入圧をかけて透水し、上部から排出された溶液の流量を求めている。図3.2.4-2に、試験結果を示す。アンモニウム型モンモリロナイトは、ナトリウム型に比べて膨潤性が低く、これによって透水性が高く、膨潤による軸歪が小さいと考察されている。

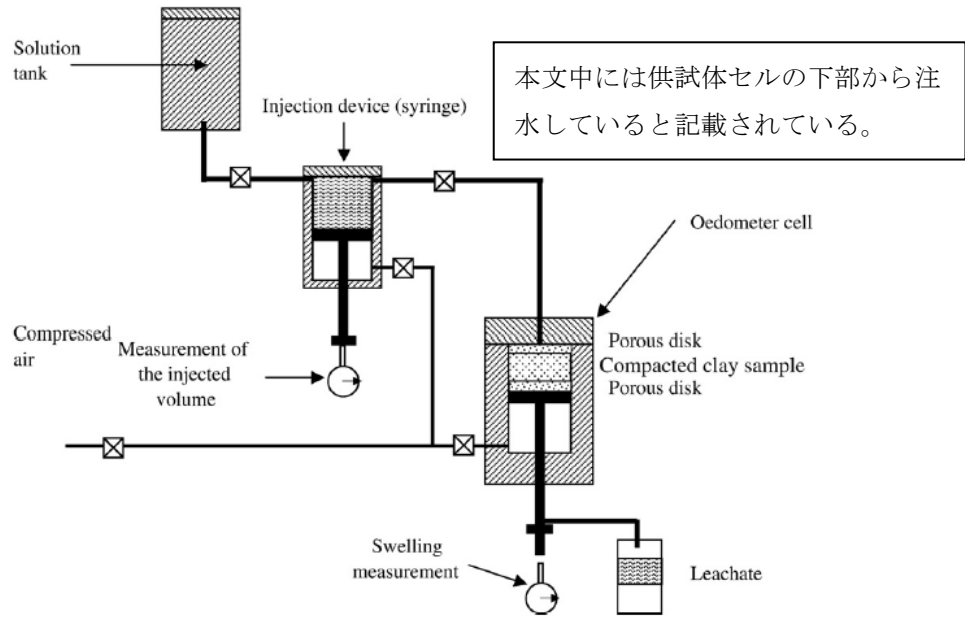


図3. 2. 4-1 透水試験及び軸歪試験に用いられたOedometerセル装置
(Gautier et al., (2010)に加筆)

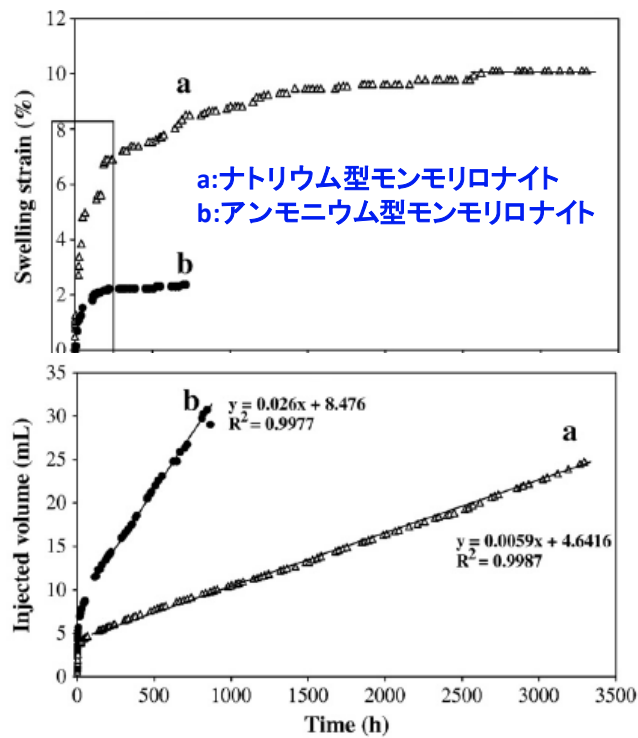


Fig. 8. Injected volume during percolation experiments of water in (a) original smectite (open triangles) and (b) NH_4 -smectite (black circles).

図3. 2. 4-2 透水試験及び軸歪試験の結果
(Gautier et al., (2010)に加筆)

以上をまとめると、以下のような課題が抽出された。

- ✓ アンモニウムイオンは選択的にモンモリロナイトに吸着し、モンモリロナイトの膨潤性を低下させる。これに伴い、モンモリロナイトの透水性や拡散性に影響を与える可能性がある。また、非膨潤性鉱物への変質の可能性がある。よって、アンモニウムイオンの人工バリア材への可能性のある影響として、ベントナイトの膨潤性・透水性に関する特性変化があげられる。
- ✓ アンモニウム型化に伴うベントナイトの膨潤性・透水性の特性変化に関する調査事例は少なく、影響評価のためにはこれらの知見拡充が必要である。
- ✓ モンモリロナイトの非膨潤性粘土鉱物への変質に対するアンモニウムイオンの影響に関しての知見は高温高圧条件やWetting-Dryingサイクル条件に限られるため、変質評価のためには放射性廃棄物処分場の環境条件(非高温高圧条件、非Wetting-Dryingサイクル条件、セメント由来の高アルカリ性条件等)における鉱物学的変化についての知見拡充が必要である。

また、以上の課題に対する今後の研究方策は以下のとおりである。

- ✓ 人工バリア材へのアンモニウム影響を評価するためには、ベントナイトのアンモニウム型化やアンモニウムイオンによる変質挙動、及びこれに伴う物性変化についての、様々な環境条件でのデータ取得と現象理解を行う必要がある。一方、カリウム型化や水酸化カリウムによる変質による影響については、透水試験等を中心に別途研究が実施されている(地層処分技術調査等事業「セメント材料影響評価技術高度化開発」)(日本原子力研究開発機構, 2014)。アンモニウムイオンとカリウムイオンはモンモリロナイトに吸着して膨潤性を低下させるという点で共通点が多いことから、アンモニウムイオンの影響については、カリウムイオンの影響での研究成果を活用することが合理的である。
- ✓ 本研究における研究方策としては、カリウム型化との類似性と相違性の理解という観点から、アンモニウム型モンモリロナイトの基本特性取得、水酸化アンモニウムを用いた反応実験による非膨潤性鉱物への変質挙動の把握、アンモニウムあるいはカリウム型モンモリロナイトの膨潤性低下の現象理解が挙げられる。

3.2.4.2 アンモニウムイオンを吸着させたモンモリロナイトの特性評価

平成25年度は、3.2.4.1で策定した研究方針に従って、アンモニウム型モンモリロナイトあるいはカリウム型モンモリロナイトの膨潤性に係る特性評価を実施することとし、膨潤力測定、相対湿度制御法によるX線回折(以下、XRDという)分析を実施した。また、ナトリウム型スメクタイトのアンモニウム型化に伴う膨潤性変化を把握することを目的とし、圧縮ナトリウム型ベントナイトへの塩化カリウム水溶液通水実験を行い、実験後の供試体のX線コンピュータ断層撮影(以下、X線-CT撮影という)を行った。

(1) 実験

① 試料

アンモニウム型モンモリロナイト試料あるいはカリウム型モンモリロナイト試料の調整は以下

の手順で行った。

- 1) 1mol/dm³の塩化アンモニウム水溶液(あるいは塩化カリウム水溶液)25 mlに対して、精製ナトリウム型モンモリロナイト(クニピア®-P、クニミネ工業株式会社)を1 gの割合で混合し懸濁させる。
- 2) 振とう器を用いて200 rpmで12時間攪拌させる。
- 3) 遠心分離機を用いて3000 rpmで40分間遠心分離を行い、2 μm以上の粒子を沈降させる。
- 4) 遠心分離後の上澄み溶液を新しい塩化アンモニウム溶液(あるいは塩化カリウム水溶液)に交換する。
- 5) 手順2)～4)を5回繰り返す。
- 6) アンモニウム置換後(またはカリウム置換後)、塩化物を取り除くため脱イオン水を用いて洗浄する。脱イオン水に試料を懸濁させ、遠心分離機を用いて固液分離する。遠心分離後の上澄み液に対し、硝酸銀試験により塩化物イオンが取り除かれたかどうかの確認を行う。上澄み液中に塩化物イオンが含まれている場合は塩化銀の白色沈殿が生じる。
- 7) 塩化物イオンを除去後、冷凍庫で一日凍結させ、凍結乾燥機を用いて試料を乾燥させる。
- 8) 乾燥後の試料はメノウ乳鉢により粉碎し、試験試料とする。

通水実験には、ナトリウム型ベントナイトとしてクニゲルV1®(クニミネ工業株式会社)を用いた。

②膨潤力測定

膨潤力測定の手順は日本ベントナイト標準試験法に準拠した。アンモニウム型モンモリロナイト及びカリウム型モンモリロナイトの膨潤力を測定し、比較のためにカルシウム型モンモリロナイト及び未処理のクニピア®-Pについても測定した。

③XRD分析

相対湿度制御法による粉末XRD分析では、各相対湿度におけるカリウム型およびアンモニウム型モンモリロナイトの底面間隔を測定した。測定条件は、Cu管球を用い、管電圧30kV、管電流20mA、走査速度1°/min、DSスリット1/2°、SSスリット1/2°、RSスリット0.15mmとした。定方位試料の作製では、粉体試料10mgを200mm³の脱イオン水中に懸濁させ、20分間超音波分散を行い分散させた後、スライドガラス上に1.8×2.8cmとなるように均一に塗布して室温で24時間乾燥させた。相対湿度は0%から10%刻みで100%までとした。

④通水実験及びX線-CT撮影

通水実験に用いる供試体の乾燥密度は0.6 Mg/m³とし、通水液には0.3mol/dm³ NH₄Cl水溶液を用いた。温度は室温条件とした。

通水実験の方法は、ガス圧により水頭を高めた定圧式透水試験法とした。実験後のナトリウム型ベントナイト供試体を非破壊でX線-CTに供するために、供試体を保持する試料ホルダ(試料の直径20mm、長さ30mm)の材質をアクリル樹脂とした。試料ホルダの通水出入口には100メッシュのステンレス鋼製フィルタ及びメンブレンフィルタを付して、ベントナイトの試料ホルダ外への流出を防いだ。通水液の供給圧は、選択的流路が発生しない程度の圧力として、ナトリウム型ベント

ナイト乾燥密度と膨潤圧との関係を念頭に、0.1 MPaとした。

通水実験の手順は、試料ホルダに所定の乾燥密度となるようナトリウム型ベントナイトを圧縮充填し、試料ホルダを恒温槽内に固定した後、通水溶液を加圧して通水を開始した。後述のように、通水に伴い上流側で供試体の変位が生じたため、この変位をノギスで計測した。

X線-CT装置(東芝ITコントロールシステム株式会社製、TOSCANER 3300mC3)を用いて、実験後の供試体の撮影(管電圧130 kV、管電流62 mA、画像サイズ1024×1024ピクセル、ピクセルサイズ4×4 μm^2 、設定スライス36 μm あるいは11 μm)を行った。撮影の面分解能は4 μm ×4 μm 、深さ方向の分解能は20 μm であり、上流側0~3 mmに位置する高さ3 mm、直径6mmの円柱状の部分についてX線-CT画像を取得した。

X線-CT撮影終了後、供試体を通水方向に4分割し、層間イオンの同定を目的とし、分割した固相試料の浸出陽イオン量測定を行った。浸出陽イオン量測定の手順はクミネ工業標準試験方法(KIP-B-112-1998)に準拠した。

(2) 結果と考察

①膨潤力測定

各イオン型についての測定結果を表3.2.4-1に示す。アンモニウム型とカリウム型の膨潤力は、アンモニウム型の方がカリウム型よりやや小さいものの、膨潤力が倍程度であるナトリウム型や、1/5程度であるカルシウム型に比べると、顕著な違いはないという結果になった。ナトリウム型は水溶液中で無限膨潤できる(オスモチック膨潤)ため、高い膨潤力を示すことはよく知られている。カルシウム型との比較においては、後述のようにカルシウムは層間に1~3分子層の水分子を取り込めるため、1分子層しか取り込めないアンモニウム型やカリウム型に比べ、膨潤力が低いと予想されたが、本測定結果は反対であった。この要因はわかっていないが、底面間隔だけではなく懸濁粒子の構造等に相違がある可能性がある。今後は、こうした膨潤力の相違による透水性や膨潤圧への影響を知る必要がある。

なお、既往の研究では、精製ナトリウム型モンモリロナイトクニピア®-Fから作製されたカリウム型モンモリロナイト(層間陽イオンの98%以上をカリウムが占める)の膨潤力は10 ml/2gと報告されており(日本原子力研究開発機構, 2013c)、カリウム型モンモリロナイトについての本測定結果はそれよりも高い。また、Na型モンモリロナイトについても、クニピア®-Pを用いた本測定結果はクニピア®-Fの報告値よりも高い。こうした相違は、クニピア®-Pがクニピア®-Fの水ヒによって抽出されたものであり、より微粒であることによると考えられる。

表3.2.4-1 膨潤力測定結果

イオン型	ナトリウム	カルシウム	カリウム	アンモニウム
膨潤力 [ml/2g]	79.8	9.5	48.5	40.9

②XRD分析

XRD分析によって得られたモンモリロナイト底面間隔の相対湿度依存性を図3.2.4-3に示す。層間の水分子層の数によって、底面間隔はおよそ1.25 nm(1-水分子層)、1.55 nm(2-水分子層)、

1. 88 nm(3-水分子層)と変化する(結晶性膨潤)ことが知られている。アンモニウム型とカリウム型の層間は、湿度100%の条件においても1.4 nm未満であり、殆どが1-水分子層の状態にあると考えられる。ナトリウム型やカルシウム型についての測定結果は、既往の知見(Sato et al., 1992)と一致しており、湿度100%の条件では層間は3-水分子層となる。これより、結晶性膨潤特性については、アンモニウム型とカリウム型とは類似し、ナトリウム型やカルシウム型よりも低いということがわかった。

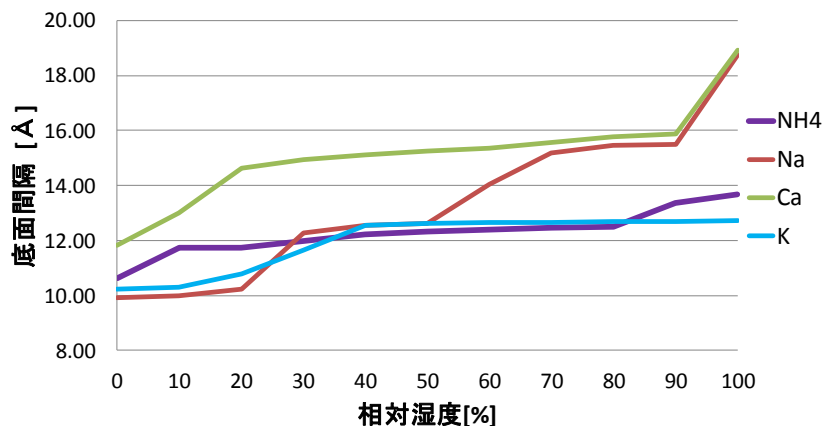


図3.2.4-3 モンモリロナイト底面間隔の相対湿度依存性

③通水実験及びX線-CT撮影

a) 浸出陽イオン量の変化

塩化アンモニウム水溶液の通水実験後の固相試料の浸出陽イオン量測定結果を表3.2.4-2に示す。浸出陽イオン量測定は、アンモニウムイオンによって層間イオンを置換する方法であるため、あらかじめ層間にあったアンモニウムイオンの量を測定することはできない。この場合、精製モンモリロナイトの陽イオン交換容量(およそ110 meq/100g前後)と測定された総浸出陽イオン量との差が、層間にあったアンモニウムイオン量のおよその目安となる。よって、表3.2.4-2より、全領域で層間のおよそ半分がアンモニウムイオンに置換されたと考えることができる。残存するナトリウムの量は、後述する塩化カリウム水溶液を用いた通水実験後の値(日本原子力研究開発機構, 2014)よりも若干少なく、カルシウムの量はそれよりも若干多いという結果となった。

表 3.2.4-2 浸出陽イオン量の測定結果

(単位 : meq/100g)

条件	乾燥密度0.6Mg/m ³ 、通水開始後29日			
入水側からの位置[mm]	0-7.5	7.5-15	15-22.5	22.5-30
Na	34.9	28.5	27.3	28.7
K	1.1	1.0	1.2	1.1
Mg	2.2	2.1	2.3	2.4
Ca	19.6	20.2	23.8	26.7
Total	57.7	51.8	54.6	58.8

29日間通水させた直後の供試体の写真を図3. 2. 4-4に示す。下方が入水側であり、空間が生じているのがわかる。生じた空間の通水方向の高さ(以下、変位とする)を図3. 2. 4-5に示す。図3. 2. 4-5には、塩化カリウム水溶液を用いた同様の実験による参考値(日本原子力研究開発機構, 2014)を併せて示した。図に記した縦線は、通水圧を0.1 MPaから0MPaに変化させた時点を表す。塩化カリウム水溶液を用いた実験における乾燥密度 0.6 Mg/m^3 については2試料の実験結果を示してある。塩化アンモニウム水溶液を用いた本実験(乾燥密度 0.6 Mg/m^3)では、通水開始後29日で生じた変位は1.1 mmであり、通水圧解放後では変位は徐々に減少するものの、解放後数十日を経ても0 mmに達することはなかった。参考までに示した塩化カリウム水溶液を用いた実験でも、同じ乾燥密度 0.6 Mg/m^3 では、本実験と同様の傾向がみられている。膨潤力や底面間隔の考察で述べたように、カリウム型モンモリロナイトはアンモニウム型と同様に膨潤性に乏しいことが知られている。これより、塩化アンモニウム水溶液や塩化カリウム水溶液を通水する事によって、ナトリウム型モンモリロナイトのアンモニウム型化やカリウム型化が生じたため膨潤力が低下し、通水圧が膨潤圧を上回ったことにより圧縮されて非可逆的な変位が生じたと考えられる。一方、乾燥密度 0.8 Mg/m^3 の塩化カリウム通水実験では、通水開始後60日で変位は 0.5 mm と乾燥密度 0.6 Mg/m^3 よりも小さく、通水圧を解放することによって速やかに0 mmに変化している。この挙動について日本原子力研究開発機構(2014)は、乾燥密度 0.6 Mg/m^3 に比べてより通水期間が長くカリウム型化が進んでいた乾燥密度 0.8 Mg/m^3 の方が、変位は小さく、また回復可能であったことは、交換性陽イオン組成と密度の組み合わせによって膨潤特性が異なるためと考察されている。



図3. 2. 4-4 塩化アンモニウム通水実験開始後29日の供試体
(乾燥密度 0.6 Mg/m^3 、通水開始29日後)

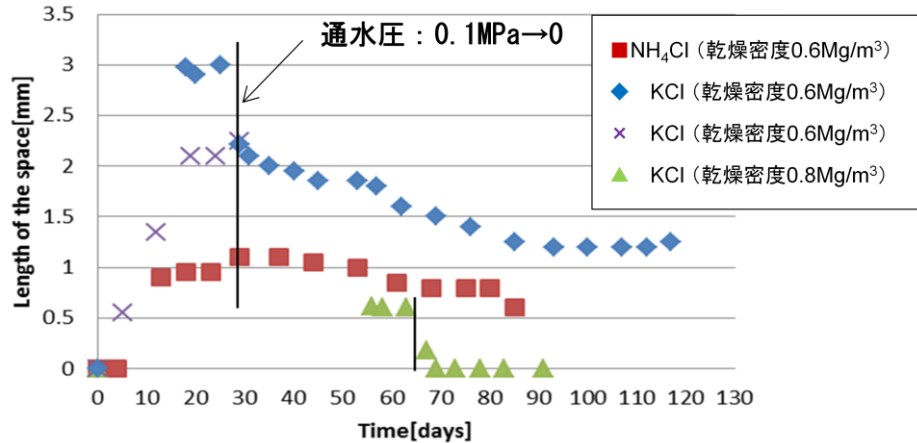


図3. 2. 4-5 NH₄Cl通水実験における供試体の変位

(縦軸は入水側に生じた空間の通水方向長さを表す；凡例にあるKClは、KCl水溶液を用いた同様の実験による参考値(日本原子力研究開発機構，2014)；縦線は通水圧を0.1MPaから0MPaに変化させた時間を表す。)

乾燥密度0.6 Mg/m³でのKCl通水実験において、29日間の通水終了後、57日間再膨潤させた後の供試体のX線-CT画像を図3. 2. 4-6に示す。X線-CT画像では、密度が高いものほど明るい輝度で撮影される。Na型ベントナイトの主要鉱物であるスメクタイト(比重約2.7)は水を含んで膨潤するため、スメクタイト-水複合体としての密度は低く、暗い輝度の灰色の面として撮影され、随伴鉱物類の密度(石英の比重2.65、玉髓の比重2.55~2.63、斜長石の比重2.62~2.72等、地学団体研究会，1996)はスメクタイト-水複合体部分よりも高く、明るい輝度の白い粒状の部分として撮影される(日本原子力研究開発機構，2012b)。図3. 2. 4-6の右下を除く画像は、供試体の通水方向に垂直な断面図である。断面図の下側の数字は上流側からの距離を表す。各画像には、随伴鉱物とみられる白い粒状の部分と、スメクタイト-水複合体部分とみられる灰色の面とが写っている。上流側から1.1 mm以下の部分では、2.2 mmの部分に比べて、密度の低い色の濃い面がまだらに広がっており、色の濃い面では白い粒状の部分がみられないことがわかる。図3. 2. 4-6の右下には、供試体の通水方向に並行な断面図を示した。Inputと記載した入水側から、通水方向へ3 mmの距離にある領域が撮影されている。通水方向に垂直な断面図と同様に、並行な断面図においても上流側1 mm程度に密度の低い部分がみられた。以上のことは、供試体の上流側1.1 mm以下の領域では、密度が不均一となっていることを意味する。

先に述べたように、本実験では通水によって供試体が圧縮されていた。また、供試体を撮影した再膨潤後であっても圧縮による1.1mmに及ぶ変位は0.6 mmにまでしか回復していなかった。以上からすると、供試体は通水開始時の状態にくらべてより圧縮された状態と考えられる。一方、図3. 2. 4-6にみられた密度の不均一性は1.1 mmに及んでいる。これが、0.5 mmの限定的な再膨潤に関係しているのか、通水実験中に生じたものであるのかについては判断できなかった。

以上については、塩化カリウム水溶液を用いた通水実験(日本原子力研究開発機構，2014)でも同様の結果が得られており、アンモニウムイオンの影響とカリウムイオンの影響には、若干の相違があるものの、膨潤に関する特性については類似性があると考えられる。

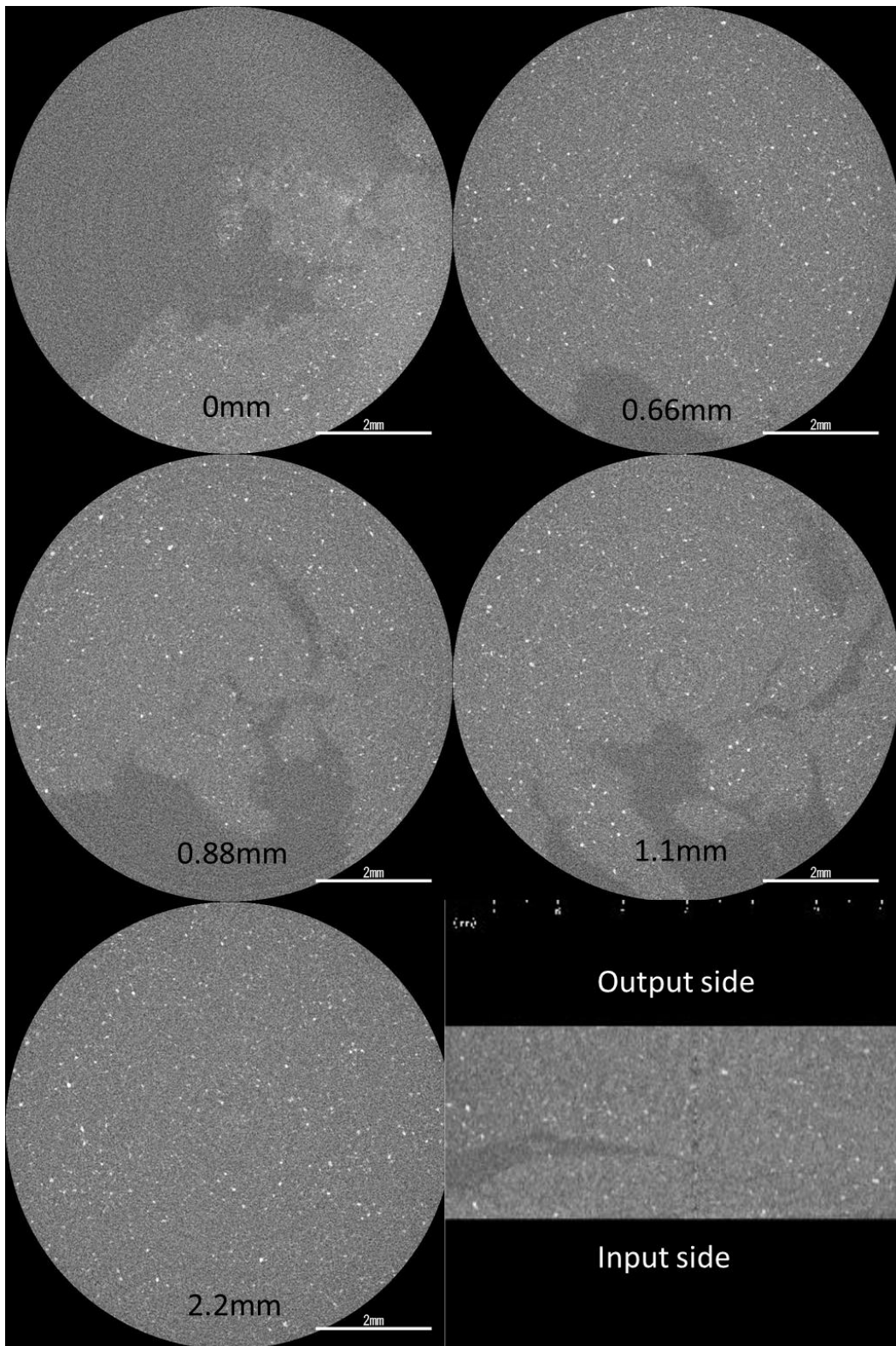


図3.2.4-6 塩化アンモニウム水溶液通水実験における供試体のX線-CT画像

3.3 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築

わが国以外においてもわが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物とHLWとの共処分概念を具体的に提示している国がある。多様な廃棄物影響を考慮した共処分概念を構築するにあたり、諸外国の状況や検討例等を調査し、本事業に反映させていくものとする。諸外国の検討例の調査結果を基に共処分概念の構築への適用方策を提示する。

3.3.1 適切な共処分概念の検討手法の調査

(1) 共処分概念の検討例

第2次TRUレポートでは、わが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物を地層処分する国として、スイス、フランス、ベルギー、ドイツ及びアメリカについて、その概要を示した。アメリカのみが、単独処分であり、既に1999年より軍事用のTRU廃棄物の地層処分(岩塩)の操業が開始されている(<http://www.wipp.energy.gov/>)。スイス、フランスやベルギーでは、具体的な共処分概念が検討されている(Nagra, 2002; Andra, 2005; ONDRAF/NIRAS, 2001)。また、英国においても共処分概念も提示されてきた(NDA, 2010a, 2010b)。これらの諸外国における共処分概念検討例について調査結果をまとめる。

1) スイス(Nagra, 2002)

スイスでは、オパリナス粘土層における処分が検討されており、HLW(使用済燃料含む)とTRU廃棄物(スイスでは、中レベル放射性廃棄物に相当(ILWと記載))は、同一の地層の別々のトンネルで、数百メートル離される。ILWにおけるセメント系材料の高アルカリ成分の拡がり(高アルカリプルーム)は、100万年後においても10m程度であり、HLWの処分施設には影響しないとしている。処分概念を図3.3.1-1に示す。さらに、ILWは、2つのグループ(ILW-1、ILW-2)に分けて別々のトンネルに埋設される。ILW-2は、フランスの再処理施設で発生したビチューメン固化体(略号:WA-COG-2)のみであり、硝酸塩やキレート剤を含んでいる。例えば、放射性核種の溶解度の上昇や収着性の低下への影響を低減させるために、ILW-1と分けて小さなトンネルに処分される。ビチューメン固化体の発生量は80m³(ドラム缶相当で400本)程度とわが国のアスファルト固化体(約1万6千本)と比べて非常に少ない。

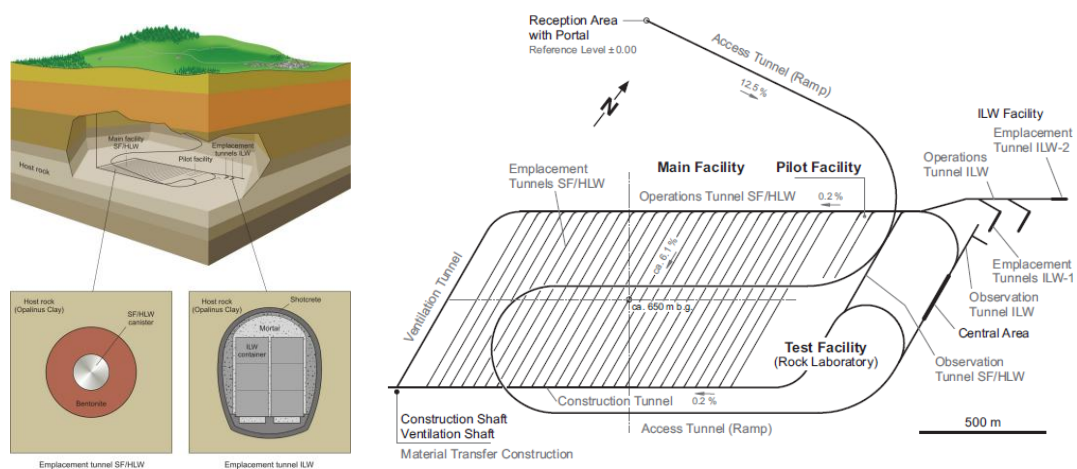


図3.3.1-1 スイスにおける地層処分概念とレイアウト例(Nagra, 2002)

2) フランス (Andra, 2005)

フランスでは、パリ盆地の東部のカロボ・オックスフォードアン粘土層を対象に地層処分の検討が実施された。図3.3.1-2に地層処分概念とレイアウト図を示す。TRU廃棄物(フランスでは、低中レベル放射性廃棄物、B廃棄物とされている)とHLW(使用済燃料含む、C廃棄物とされている)との処分施設は、ゾーンB、Cと区切られて検討されており、必要であれば、使用済燃料も分けることも考えられている。このゾーンの分け方は、種々の廃棄物の取り扱いや廃棄物の特有の挙動を考慮して設定されるものとしており、処分施設の操業において、処分施設の間隔は、物理-化学的なコンディションによって最適化されるとしている。例えば、B廃棄物のビチューメン固化体は、熱に敏感であるので、C廃棄物や使用済燃料から離される(最小距離は250m)。

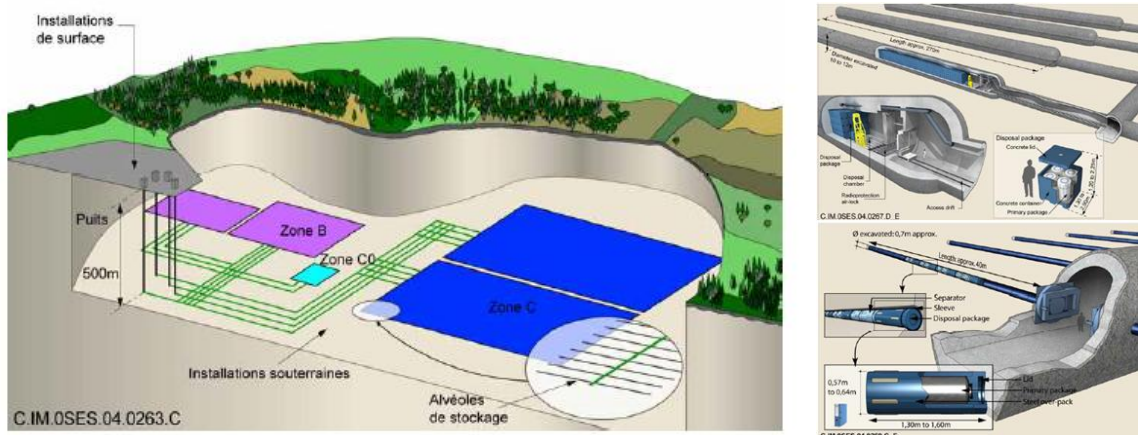


図3.3.1-2 フランスにおける地層処分概念とレイアウト例 (Andra, 2005)

3) ベルギー (ONDRAF/NIRAS, 2001, 2011)

ベルギーにおいても、フランスと同様に長寿命低中レベル放射性廃棄物はB廃棄物、HLWはC廃棄物(使用済燃料含む)とされている。Boom粘土と呼ばれる地層を対象に処分概念の検討が実施されている。1989年の検討例では、処分トンネル断面の下部に低レベル放射性廃棄物を上部に高レベル放射性廃棄物を定置する概念等が提示されている (ONDRAF/NIRAS, 1989)。

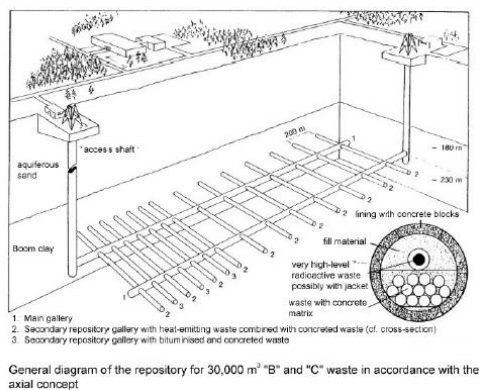


図3.3.1-3 ベルギーにおける地層処分概念とレイアウト例 (ONDRAF/NIRAS, 1989)

その後、様々な処分概念の改良が実施されてきた(NDRAF/NIRAS, 2001)。2011年にONDRAF/NIRASが提示しているベルギーにおける地層処分概念とレイアウト例を示す(ONDRAF/NIRAS, 2011)。これによると、B廃棄物及びC廃棄物の処分トンネルを分けて、レイアウトの設計がされている。B廃棄物はモノリスと呼ばれる容器に、C廃棄物については、スーパーコンテナと呼ばれる容器に封入され横置きで処分トンネルに定置される。

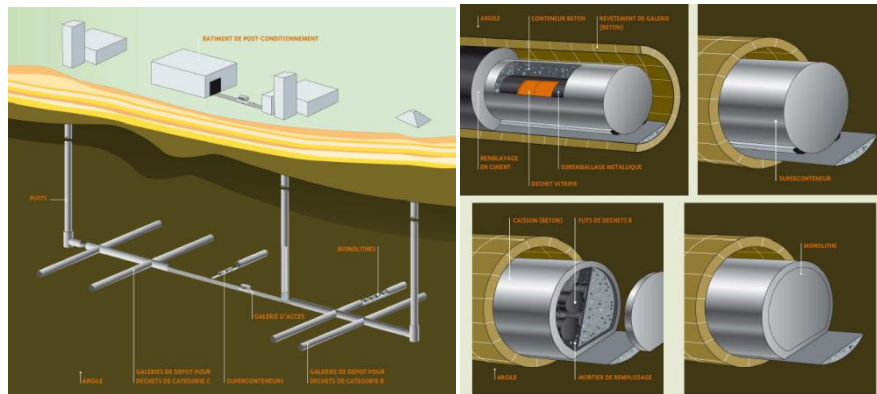


図3. 3. 1-4 ベルギーにおける地層処分概念とレイアウト例(ONDRAF/NIRAS, 2011)

上記のように処分トンネルを分けた理由として、廃棄物からのガスの発生の影響、廃棄物や埋戻材の相互作用(例えば、アルカリプルームの影響)の回避、廃棄物の回収を容易にすること等が記載されている(ONDRAF/NIRAS, 2001)。しかし、具体的な処分トンネルの離間距離についての記載はない。

4) 英国(NDA, 2010a, 2010b)

英国では、HLW及びわが国のTRU廃棄物に相当する低中レベル放射性廃棄物(LLW/ILW)以外に、将来において使用の用途が無いと判断された場合を想定し、使用済燃料、ウラン及びプルトニウムを地層処分対象としている。硬岩、軟岩及び蒸発残留岩について、処分施設の設計を実施している。英国において検討している地層処分概念とレイアウト例(硬岩)図3. 3. 1-5に示す。英国の検討では、処分施設はILW/LLWエリアとHLW/SFエリアの2つに分けて処分レイアウトを検討している。

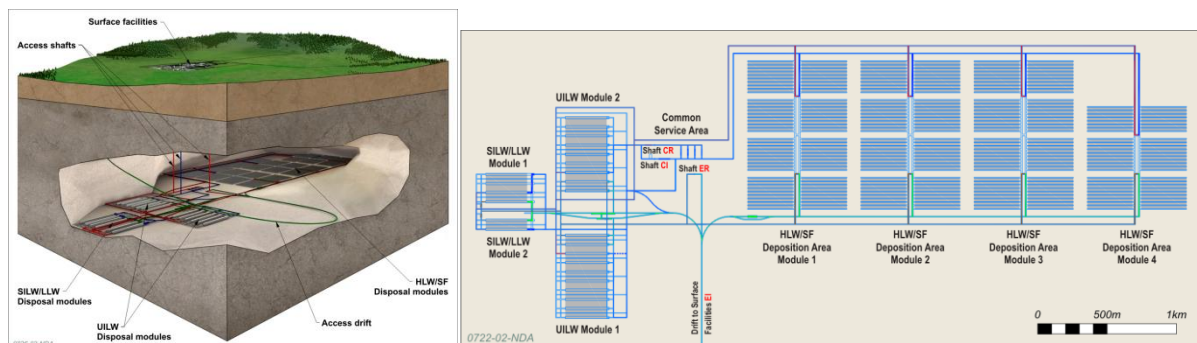


図3. 3. 1-5 英国における地層処分概念とレイアウト例(NDA, 2010)

2つの処分エリアを設けることにより、熱、水理、力学、化学の相互作用を低減している。現時点では仮の値として、500mの離間距離を設定している。母岩の特性により、離間距離、処分坑、

トンネルの長さや大きさが決定されるとしている。

上述した諸外国において検討されている共処分概念のレイアウトとその設定の考え方を表3.3.1-1に整理する。各国とも、熱、力学、水理、化学の観点から、HLW及びTRU廃棄物処分施設の相互作用を低減するために、距離をあけて処分施設レイアウトを検討している。さらには、廃棄物の回収可能性を容易となるような、設計も提案されている。

表3.3.1-1 諸外国における共処分概念におけるレイアウトとその設定の考え方

	スイス	フランス	ベルギー	英国
レイアウト	同一地層でHLW処分エリアとTRU廃棄物処分は数百メートル離す。TRU廃棄物(ILW)は、2つの処分トンネル(ILW-1, ILW-2)に分ける。	処分場をゾーンB(TRU廃棄物)、C(HLW/SF)に分割して設計。最少離間距離は250m。必要であれば、SFも分けられる。	HLWとTRU廃棄物をを別々の処分トンネルに分けて設計。	処分施設は、TRU廃棄物の処分エリアとHLWの処分エリアと分けて設計。仮の値として、最少離間距離は500mを設定。
考え方	TRU廃棄物処分施設からの高アルカリプルームの影響を考慮してレイアウトを設定。さらにTRU廃棄物を硝酸塩やキレート剤等とそうでないもの2種類に分けて廃棄物を処分トンネルに定置。	廃棄物の処分ゾーンの間隔は、物理-化学的な条件で設定。例えば、B廃棄物のピチューメンは、熱に敏感であるので、C廃棄物や使用済燃料から離される(最小距離250m)。	廃棄物からのガスの発生の影響、廃棄物や埋戻材の相互作用(例えば、アルカリプルームの影響)の回避、廃棄物の回収を容易にするために処分トンネルを分ける。	処分施設間の相互作用を低減するために離す。熱、水理、力学、化学の観点から検討が必要。硬岩の場合、最小500mを設定。
出典	Nagra, 2002	ANDRA, 2005	ONDRAF/NRAS, 2001, 2011	NDA, 2010b

5) その他

McKinley and Takase(2010)は、第2次TRUレポートで示された処分施設設計例を参照し、わが国で4グループに分類されているTRU廃棄物の特徴を考慮し、3つの代替レイアウトが提示されている。図3.3.1-6に代替処分施設概念を示す。処分施設周囲に高透水層(碎石を用いる)を設けること(水理的なバリア)により、処分施設内からの放射性物質の漏えいを低減させる概念である(左図と中図)。処分後において線量を支配するグループ1の廃棄物については、処分施設の中心や処分施設レイアウトの中心に配置することで、線量低減を図っている。しかし、これらの処分概念の線量低減効果については、評価されていない。また、処分深度方向に対して、岩盤の透水性が変わる場合には、右図のようにグループ1の廃棄物を最も深い位置に定置する概念も提案されている。諸外国の処分概念では、処分場のレイアウトを考慮した共処分概念が提案されているが、McKinley and Takase(2010)が提案するような概念も参考にしながら、今後、共処分概念の構築に反映させていくこととする。

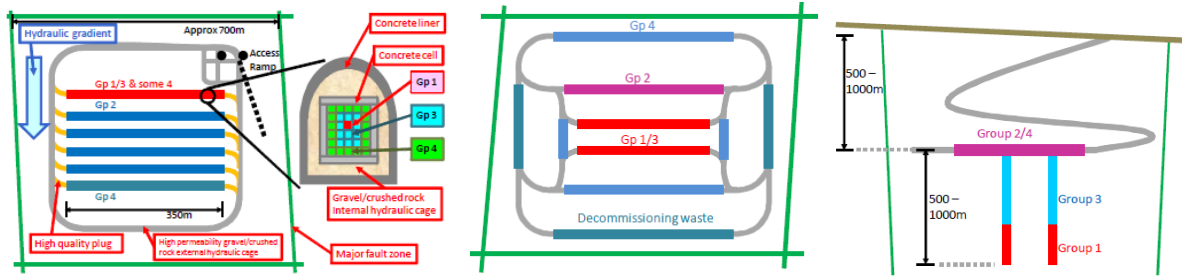


図3. 3. 1-6 TRU廃棄物処分の代替レイアウトの例 (McKinley and Takase, 2010)

(2) 共処分概念構築への適用方策の提示

諸外国の共処分概念の検討例の調査結果では、HLW及びTRU廃棄物の処分施設を別々にレイアウトの設計を行っている。処分の候補となる地層が決定している国については、高アルカリブルームの影響範囲や熱の影響などの評価により、離間距離の設定がなされ、数百mの距離が設定されている。第2次TRUレポートにおける共処分の検討においても、熱、水理、力学、化学の観点から処分施設の離間距離を検討しており、今後も第2次TRUレポートでの考え方を踏襲し、共処分概念の構築に反映させるものとする。

水理及び化学の観点から検討においては、平成19年度から平成24年度に実施した経済産業省の委託事業(硝酸塩処理・処分技術高度化開発)にて、地層処分における硝酸塩影響評価システムの構築を行っており(日本原子力研究開発機構, 2013b)、共処分において地下水流動評価及び化学環境場評価を実施し、核種移行評価を実施が可能である。このシステム概念を図3. 3. 1-7に示す。

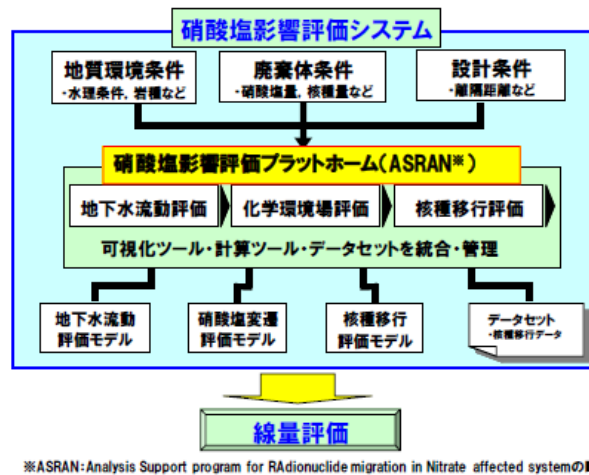


図3. 3. 1-7 硝酸塩影響評価システムの概念(日本原子力研究開発機構, 2013b)

この硝酸塩影響評価システムでは、地下水流動評価モデルと硝酸塩変遷モデルについては、化学反応と物質輸送の計算が可能な米国地質調査所が開発した公開コードであるPHAST Ver. 2 (PHREEQC And HST3D (Parkhurst et al., 2010)、以下PHASTと記す)を、核種移行評価モデルについては、原子力機構が開発したTigerコード(三原・大井, 2004)を計算ツールとして実行することができ、可視化ツールや入力ファイルに作成に必要なデータセットの管理を行うことが可能である。このシステムに用いられているPHASTは、物質輸送計算にはHST3Dコード、化学計算には

PHREEQCコードを用いており3次元の体系での計算も実施することが可能である。硝酸塩変遷モデルは、PHASTの化学反応計算入力ファイル(PHREEQCの入力ファイルと同一)にBASIC言語で組み込まれている。入力ファイルを書き換えることにより他の化学反応モデル(例えば、高アルカリプルーム)も追加することが可能である。この硝酸塩影響評価システムに熱や力学等の専用の解析コードを実装することにより共処分概念構築に活用していくことが可能である。

一方で、マルチフィジックス解析(熱、水理、力学、物質輸送)を前提として設計されている3次元の有限要素法(FEM)ベースの汎用物理シミュレーションソフトウェアCOMSOL Multiphysics[®](以下、COMSOL, <http://www.kesco.co.jp/comsol/>)も市販されており、これを共処分概念構築に活用する方法も考えられる。COMSOLには、ユーザが偏微分方程式を定義することも可能であり、化学反応についても組み入れることが可能である。また、別の専用の解析コードとのデータの受け渡しが可能であり、前述した化学反応コードPHREEQCと組合せた解析も実施されている。スウェーデンの実施主体のSKB社の低レベル放射性廃棄物処分施設における人工バリアの最適設計のためにCOMSOLを活用した事例も報告されている(<http://www.comsol.com/blogs/amphos-21-modeling-coupled-thermo-hydro-mechanical-chemical-phenomena/>)。

処分施設のレイアウトの検討に反映させることを目的とし、①硝酸塩影響評価システムに3次元の熱や力学の専用の解析をコードを扱えるように改良し解析する方法、②マルチフィジックス解析が行える3次元の汎用の解析コード(COMSOL)をベースに解析する方法、2種類の方法について、今後、調査・検討を進めていくものとする。

3.4 まとめ

本章で得られた成果について、以下にまとめる。

3.4.1 廃棄物の特性を踏まえた共処分概念の影響評価技術開発

(1) 種々の廃棄物の特性と廃棄物由来の影響因子の調査

平成20年に閣議決定された特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画(以下、「最終処分計画」)に基づき地層処分対象となるTRU廃棄物の特性と廃棄物由来の影響因子の調査を行った。

廃棄物の特性を考慮して分類された4つのグループについて、その廃棄物量、放射能や潜在的な毒性について整理した。さらに、各グループの廃棄物について、廃棄物由来の影響因子とその内容について示すとともに、今後、実施すべき分析・試験を提示した。また、共処分概念を検討する上で、重要となるグループ3廃棄物について、地層処分の安全性について概略的な評価を行い、廃棄物由来の影響因子の評価の考え方と方針を示した。

(2) 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価

廃棄物由来の影響因子として硝酸塩について、ニアフィールドの影響評価技術の開発が進んでいることから、処分環境における硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデルの信頼性を向上させるための試験方法(確証試験)について検討を行った。

化学計算コードPHREEQCを用いて、1次元体系の1mの長さのカラムの端部に硝酸塩、鉄粉及び水酸化カルシウム(セメント水和物を模擬)の混合物を充填し、その他の部分については粉碎した黄鉄鉱を充填させた条件を対象に硝酸イオンの変遷解析を実施した。物質輸送として、拡散のみと移流を考慮したケースを設定した。3年後においては、物質輸送が拡散のみであっても1mのカラム全体の硝酸イオン濃度及びアンモニア濃度が $0.01\text{mol}/\text{dm}^3$ を超える濃度となった。

この解析結果に基づき、カラム試験装置の検討を行った。解析結果からカラム長さ50m程度でも十分に硝酸イオンの変遷に関わるデータが取得できることから、約10cm毎に溶液のサンプリングポートを設けたカラム試験装置を提示した。

(3) 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価

廃棄物由来の影響因子として硝酸イオンの放射性核種の影響について、既往の研究で課題となっている酸化還元電位に原子価が鋭敏であるテクネチウムの溶解度に及ぼす硝酸イオンの影響について、酸化還元条件を制御した条件において、実験的な検討を行った。

テクネチウムの4価の固相を準備し、溶液の酸化還元条件を弱還元条件から強還元条件に制御するために3種類の還元剤を用いて、硝酸ナトリウム水溶液とその比較用として塩化ナトリウム水溶液及び過塩素酸ナトリウム水溶液での未飽和側からの溶解度試験を実施した。

どの還元剤を使用した場合でも、 $6\text{mol}/\text{dm}^3$ の NaNO_3 濃度の試験においては、酸化還元電位が高くなる傾向にあり、Tcの濃度も高くなった。また、 NaNO_3 濃度が $0.1\text{mol}/\text{dm}^3$ 以下においては酸化還元みられず、Tc濃度は系の酸化還元電位の変化で説明できることが示された。

(4) 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価

廃棄物由来の影響因子として硝酸イオンの変遷物質であるアンモニウムイオンのバリア候補材料(ベントナイト)への影響について文献調査及び研究方策を行った。

文献調査の結果、アンモニア型化したモンモリロナイトは、ナトリウム型と比べて膨潤性が低下し透水性が高くなること、モンモリロナイトの非膨潤性鉱物への変化は、高温高圧条件や乾湿繰り返しが生じる条件で生じることが示された。また、カリウム型とアンモニウム型モンモリロナイトとは共通点が多いことから、研究が先行しているカリウム型モンモリロナイトの成果を参考に研究方策を策定した。さらに、アンモニア型に変化させたモンモリロナイトの膨潤特性等のデータを実際に取得し、カリウム型化との類似性を確認した。

3.4.2 多様な廃棄物の影響を考慮した処分概念の構築

わが国以外においてもわが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物とHLWとの共処分概念を具体的に提示している国について、共処分概念の検討例について調査を行った。調査の対象とした国は、スイス、フランス、ベルギー及び英国であった。

各国ともにHLWとTRU廃棄物の処分施設の熱、水理、力学、化学の観点からの相互作用を低減させるために、処分トンネルを分け、数百メートルの離間距離をとる概念を示されていた。具体的には、TRU廃棄物処分施設からの高pHプルームの影響、HLWの発熱の影響について検討が実施されていた。

今後、共処分概念の処分レイアウト検討に反映させるために、JAEAが開発してきた硝酸塩影響評価システムを改良・活用する方法やマルチフィジックス解析が行える3次元の汎用の解析コードを用いることを、調査・検討していくこととする。

参考文献

- Andra (2005): Dossier 2005 Argile Tome Safety evaluation of a geological repository (<https://www.andra.fr/international/download/andra-international-en/document/editions/270va.pdf>).
- Appelo, C. A. J. (2013): PHREEQC version 3, (<http://www.hydrochemistry.eu/downl.html>).
- Bard, A., Parsons, R. and Jordan, J. (1985): Standard Potentials in Aqueous Solution, Dekker, New York.
- Baun, D.L. and Christensen, T.H. (2004): Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review, Waste Management & Research, 23, 3-23.
- Belevi, H and Baccini, P. (1989): Long-term behavior of municipal solid waste landfills, Waste Management & Research, 7, 43-56.
- Berliner, E. (1946): A Relation between the Oxidation-Reduction Potentials of Quinones and the Resonance Energies of Quinones and of Hydroquinones, J. Am. Chem. Soc., 68, 49.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H. -J. and Heron, G. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes, Applied Geochemistry, 16, 659-718.
- Cicel, B. and Machajdik, D. (1991): Potassium- and ammonium-treated montmorillonite. I Interstratified structures with ethylene glycol and water, Clays and Clay Miner., 39, 40-46.
- 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構 (2005): TRU廃棄物処分技術検討書 - 第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC TY1400 2005-013 FEPC TRU-TR2-2005-02 (http://www.jaea.go.jp/04/be/docu_01.htm).
- Dockhorn, T., Chang, L. and Dichtl, N. (1997): Removal of nitrogen from landfill leachate by using SBR-Technology, Proceedings of the Sixth International Landfill Symposium, Sardinia '97, Vol. II. CISA Publisher, Cagliari, Italy, pp. 303-314.
- Domenico, P.A. and Schwartz, F.W. (1990): Physical and Chemical Hydrogeology, Wiley, New York, United States of America.
- Ehrig, H. -J. (1989): Leachate quality. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, London, United Kingdom, pp. 213-230.
- Gautier, M., Muller, F., Le Forestier, L., Beny, J. -M. and Guegan, R. (2010): NH₄-smectite: Characterization, hydration properties and hydro mechanical behaviour, Applied Clay Science, 49, 247-254.
- 原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会 (2007): 低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について (<http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/shinsashishin/pdf/3/ho3005.pdf>).
- 原子力発電環境整備機構 (2011a): 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分技術と安全性、

- 「処分場の概要」の説明資料, NUMO-TR-10-03 (https://www.numo.or.jp/approach/technical_report/tr1101pdf/tr1101a.pdf).
- 原子力発電環境整備機構 (2011b): 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分技術と安全性—付録資料—、「処分場の概要」の説明資料, NUMO-TR-10-04 (https://www.numo.or.jp/approach/technical_report/tr1101pdf/tr1101b.pdf).
- 原子力委員会長半減期低発熱放射性廃棄物処分技術検討会 (2006): 長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方—高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性— (<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/senmon/tyohan/bosyu/060228/05.pdf>).
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2013): 平成24年度地層処分技術調査等事業 TRU 廃棄物処分技術 人工バリア長期性能評価技術開発 報告書 (第2分冊)—ガス移行挙動の評価— (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-11-2r.pdf>).
- 長谷川和俊, 李永富, 孫金華 (2002): アスファルト固化処理施設での火災爆発の発災原因について, 安全工学, 災害事例分析, Vol. 41, No. 4, p. 626
- 本田明, 加藤卓, 建石剛, 今北毅, 増田薫, 加藤修, 西村務 (2006): アルカリ性条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動, 材料と環境, 第55巻, pp. 458-465.
- 本田明, 増田薫, 今北毅, 加藤修, 西村務 (2009): アルカリ性条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動のモデル化, 材料と環境, 第58巻, pp. 182-189.
- 本田明, 増田薫, 建石剛, 加藤修, 井上博之 (2011): 高アルカリ性・高硝酸ナトリウム濃度条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動とそのモデル化, 材料と環境, 第60巻, pp. 541-552.
- Hummel, W. (Chair), Anderegg, G., Puigdomenech, I., Rao, L. and Tochiyama, O. (2005): Chemical Thermodynamics of Compounds and Complexes of U, Np, Pu, Am, Tc, Se, Ni and Zr with Selected Organic Ligands, Chemical Thermodynamics Series Volume 9, Nuclear Energy Agency in Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD/NEA).
- 亀井玄人, 本田明, 三原守弘, 小田治恵, 市毛悟, 栗本宜孝, 星野清一, 赤木洋介, 佐藤信之, 村上裕, 増田賢太, 山口耕平, 高橋邦明, 目黒義弘 (2011): TRU 廃棄物の処理・処分技術に関する研究開発 平成21年度報告, JAEA-Research 2011-002.
- 経済産業省 (2008): 特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/law/law15.pdf>).
- Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R. and Yoshida, Y. (2012): Update of JAEA-TDB: Additional Selection of Thermodynamic Data for Solid and Gaseous Phases on Nickel, Selenium, Zirconium, Technetium, Thorium, Uranium, Neptunium Plutonium and Americium, Update of Thermodynamic Data on Iodine, and Some Modifications, JAEA-Data/Code 2012-006 (<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAEA-Data-Code-2012-006.pdf>).
- Kitamura, A., Fujiwara, K., Mihara, M., Cowper, M. and Kamei, G. (2013): Thorium and Americium Solubilities in cement Pore Water Containing Superplasticiser Compared

- with Thermodynamic Calculations, *J Radioanal Nucl Chem*, 298, pp.485-493.
- Kitamura, A. and Sasaki, T. (2011): Thermodynamic Interpretation on Solubility of Neptunium, Technetium, Selenium and Palladium in Nitrate and Ammonium Solutions, Proceedings of GLOBAL 2011 - Toward and Over the Fukushima Daiichi Accident, Paper No. 384177.
- Kobayashi, T., Scheinost, A. C., Fellhauer, D., Gaona, X. and Altmaier, M. (2013): Redox behavior of Tc(VII)/Tc(IV) under various reducing conditions in 0.1 M NaCl solutions, *Radiochim. Acta*, 101, 323-332.
- Masuda, K., Murakami, H., Kurimoto, Y., Kato, O., Kato, K. and Honda, A. (2013) : Use of in-vitro experimental results to model in-situ experiments: bio-denitrification under geological disposal conditions, SpringerPlus, 2, 339.
- McBride, M.B. (1994): *Environmental Chemistry of Soils*, Oxford University Press, New York, United States of America.
- McGines, D. F. (2002): Model Radioactive Waste Inventory for Reprocessing Waste and Spent Fuel, TECHNICAL REPORT 01-01.
- McKinley, I.G. and Takase, H. (2010): Repository engineering and demonstration: special challenges for TRU, proceedings of the ASME 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management ICEM2010.
- 三原守弘 (2009): JAEA-TDBにおける有機物関連の熱力学データの整備, JAEA-Review 2009-060 (<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAEA-Review-2009-060.pdf>).
- 三原守弘, 小林一三 (2007) : 圧縮形成ベントナイトの透水係数に及ぼすNaNO₃濃度の影響, JAEA-Research 2007-020, (<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAEA-Research-2007-020.pdf>).
- 三原守弘, 大井貴夫 (2004): パラメータの時間的変化を考慮した核種移行解析コード(TIGER)の開発, サイクル機構技報告, No22, pp.27-38, (<http://jolisfukyu.tokai-sc.jaea.go.jp/fukyu/gihou/pdf2/n22-04.pdf>).
- Miklos, D. and Cicel, B. (1993): Development of interstratification in K- and NH₄-smectite from Jelsovy Potok (Slovakia) treated by wetting and drying, *Clay Miner.*, 28, 435-443.
- Miotlinski, K. (2008): Coupled reactive transport modeling of redox processes in a nitrate-polluted sandy alluvium, *Aquatic Geochemistry*, 14, pp.117-131.
- Nagra (2002): Project Opalinus Clay Safety Report Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), TECHNICAL REPORT 02-05 (http://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/%24default/Default%20Folder/Publikationen/NTBs%202001-2010/e_ntb02-05.pdf).
- 中尾淳, 山口紀子 (2011) : 放射性物質の土壌中での動き, 放射性物質による汚染とその対策, 最新農業技術 土壌施肥, Vol.4, 農文協刊.

- NDA (2010a) : Geological Disposal Generic Post-closure Safety Assessment, NDA Report no. NDA/RWMC/030 (<http://www.nda.gov.uk/documents/upload/Geological-Disposal-Generi c-Post-closure-Safety-Assessment-December-2010.pdf>).
- NDA (2010b): Geological Disposal Generic disposal facility designs, NDA report no. NDA/RWMC/048 (<http://www.nda.gov.uk/documents/upload/Geological-Disposal-Generi c-disposal-facility-designs-December-2010.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2008): 平成19年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/19fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2009): 平成20年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/20fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2010): 平成21年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/21fy11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2011): 平成22年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt4/22-11.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012a): 平成23年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-14.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2012b): 平成23年度地層処分技術調査等事業セメント材料影響評価技 術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2011/23-12.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013a): 平成24年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-14-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013b): 平成24年度地層処分技術調査等委託費 T R U 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発－6カ年研究成果のとりまとめ－ (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-14-2.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2013c): 平成24年度地層処分技術調査等事業セメント材料影響評価技 術高度化開発 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/2012/24-12-1.pdf>).
- 日本原子力研究開発機構 (2014) : 平成25年度地層処分技術調査等事業セメント材料影響評価技 術高度化開発.
- Öman, C. B. and Junestedt, C. (2008): Chemical characterization of landfill leachates-400 parameters and compounds, Waste Management, 28, 1876-1891.
- ONDRAF/NIRAS (1989): Safety Assessment and Feasibility Interim Report - SAFIR.
- ONDRAF/NIRAS (2001): SAFIR2 Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2, NIRAND 2001-06E.

- ONDRAF/NIRAS (2011): Plan Dechets, NIROND 2011-02F, pp.133-134 (<http://www.ondraf.be/sites/default/files/Plan%20D%C3%A9chets.pdf>).
- 大原祥平, 掛川武, 赤石寛, 中沢弘基 (2003): トベライト(アンモニウムマイカ)の高温高压化での安定性, 粘土科学, 42, p.177, A28.
- Parkhurst, D. L., Kipp, K. L. and Charlton, S. R. (2010): PHAST Version 2-A Program for Simulating Groundwater Flow, Solute Transport, and Multicomponent Geochemical Reactions (<http://pubs.usgs.gov/tm/06A35/pdf/TM6-A35.pdf>).
- Pivato, A. and Raga, R. (2006): Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner, Waste Management, 26, 123-132.
- Robinson, H.D. and Luo, M.M.H. (1991): Characterization and treatment of leachates from Hong Kong landfill sites, Water and Environment Journal, 5, 326-335.
- Rock, P. (1966): Standard Oxidation Potential of Ferrocyanide-Ferricyanide Electrode at 25 Degrees and Entropy of Ferrocyanide Ion, J. Phy. Chem., 70, 576.
- Sato, T., Watanabe, T. and Otsuka, R. (1992): Effects of layer charge, charge location, and energy change on expansion properties of dioctahedral smectite, Clays and Clay Minerals, vol.40, 103-113.
- 柴田雅博, 三原守弘, 佐々木良一, 本田明 (2005): アスファルト固化体に含有されるTBP等の核種の溶解度および溶存化学種への影響検討, JNC TN8400 2005-025 (<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JNC-TN8400-2005-025.pdf>).
- 総合資源エネルギー調査会電気事業分科会原子力部会放射性廃棄物小委員会 (2006): 放射性廃棄物小委員会報告書 (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt/060616.pdf>).
- Sucha, V. and Siranova, V. (1991): Ammonium and potassium fixation in smectite by wetting and drying, Clays Clay Miner., 39, 556-559.
- 鈴木博, 三浦明彦 (1999): アスファルト固化処理施設火災爆発事故の中期的課題の対応～小型2軸エクストルーダ試験～(技術報告), JNC TN8410 99-041 . (<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JNC-TN8410-99-041.pdf>).
- Stumm, W. (1992): Chemistry of the Solid-Water Interface: Processes at the Mineral-Water and Particle-Water Interface in Natural Systems, John Wiley and Sons, New York, United States of America.
- Taylor, H. F.W (1997): Cement Chemistry 2nd edition ,p.338.
- 地学団体研究会 (1996): 新版地学辞典, 平凡社.
- 山戸博晃, 小村知美, オスバルド アンドラード, 鳥居和之 (2010): 放射性廃棄物からのナトリウム塩によるアルカリシリカ反応の発生機構, コンクリート工学年次論文集, Vol. 32, No. 1, pp. 911-916.

4. 過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術開発

4.1 目的と5ヵ年の計画

4.1.1 目的

地層処分の長期的な安全性に関する信頼性を高めるため、これまでに安全評価上の保守性を重視したロバストな地層処分システム概念の構築と評価手法の開発が進められてきており、処分実施主体においては、さらに実用的かつ経済的合理性のあるものにするための技術開発が行われている。地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるものとするためには、システムとしての評価に関する技術の確証が十分に行われる必要がある。特に、2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震及びそれに伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故を受け、地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、想定外事象を念頭に置いたうえで地球科学や社会科学分野の最新の知見を反映して、地層処分の安全性について示すことが必要である。このためには、計算科学等、先端科学技術の知見が最大限適用されていることを保証するとともに、特に東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象対策も念頭に置いたシステム概念と評価技術の開発を行うことを目的とする。

4.1.2 5ヵ年の計画

本事業は、図4.1.2-1に示すように、地層処分システムにおける過酷事象の概念構築を行った上で抽出された事象に係る評価技術の開発を行う。地層処分システムにおける過酷事象の概念構築では、原子力施設等における過酷事象の考え方を整理したうえで、地層処分システムにおける過酷事象の概念の構築をはかるとともに、地層処分システムにおける過酷事象として考慮すべき事象を抽出し、地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方を取りまとめる。評価技術の開発では、過酷事象の概念構築に基づいて抽出された事象に対して、過酷事象を評価するためのシナリオ構築手法の開発、過酷事象の地質環境及び人工バリアへの影響調査、過酷事象評価手法の開発を行う。また、これに先行して、2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震を踏まえ、特に巨大地震・断層活動の発端を事例にした、地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発を行う。ここでは、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体化を図るとともに、巨大地震・断層活動の地下水の流動・水質や地下坑道などの地質環境への影響調査や模型試験に基づく人工バリアへの影響調査、さらに、地下施設の耐震安定性評価や人工バリアせん断影響評価を実施し、シナリオに基づく定量的な影響評価を行っていく。

上記の全体フレームにしたがい、平成25年度から仮に5ヵ年の期間をスコープにおき、最初の3ヵ年までに基本技術を示し、残り2年で開発された技術の改良・高度化を行っていく。

平成25年度は、国内外の原子力施設等において想定されている施設に対する過酷事象の内容とその対策に関する考え方について調査・整理し、地層処分システムにおいて特徴的な閉鎖後の長期間を対象とした過酷事象の概念構築を行った。また、過酷事象の概念に基づき、その対策技術に求められる要件等を対策の全体像と併せて提示するとともに、過酷事象の地層処分システムへの影響を評価するための方法論について検討し、研究開発課題の抽出と整理を行った。

東北地方太平洋沖地震を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、巨大地震・断層活動を事例とした検討を行った。具体例として取り上げる巨大地震・断層活動が

地層処分システムに与える影響を評価するための一連の手順の明確化するとともに関連するプロセスの整理を行い、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体化を図った。東北地方太平洋沖地震などの過去に発生した巨大地震の地質環境や地下坑道への影響を把握するために、地下水や温泉ガス等の試料採取及び岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行った。また、断層挙動を模擬した工学規模の破壊試験及び振動試験計画の策定を行うとともに、既存モデルの適用性を確認した。さらに、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、溶存ガスの状態調査や地震観測網を整備するとともに、評価に必要な岩盤物性の取得及び解析を行った。

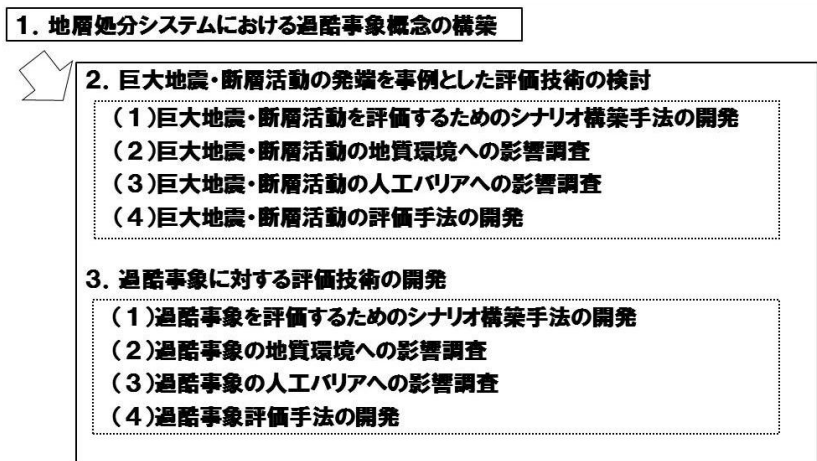


図 4.1.2-1 本事業の全体フレーム

実施内容	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目
	基本技術			フェーズレビュー	改良・高度化
1. 地層処分システムにおける過酷事象概念の構築					
①原子力施設等における過酷事象の考え方	事例収集	事例収集(追加)			地層処分システムにおける過酷事象の概念提示
②地層処分システムにおける過酷事象の概念	事例抽出	基本概念構築	概念の具体化	必要に応じて見直し	
③地層処分システムにおける過酷事象として考慮すべき事象		想定外事象の解析	過酷事象の整理	必要に応じて見直し	
④地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方		対策技術・課題抽出		必要に応じて見直し	
2. 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討					巨大地震・断層活動の発端を事例とした過酷事象評価技術
①シナリオ構築手法の開発	評価手順の	明確化・プロセス整理	シナリオ具体化・概念モデル構築	解析実施・評価	手順の見直し
②地質環境への影響調査		事例調査(地下水)	化学・坑道の力学挙動		まとめ
③人工バリアへの影響調査 ・人工バリアせん断影響 ・人工バリア振動影響 ・ガス移行 ・緩衝材流出	試験計画の策定 事例調査・データ取得 岩盤物性試験・溶存ガス調査	試験 データ取得・計画策定 岩石の透気特性データ 試験計画の策定	試験 実施 取得・ガス放出等影響試験 試験実施	試験 実施 岩石の透気特性データ 試験実施	まとめ まとめ 取得・ガス放出等影響試験 まとめ
④影響評価手法の開発 ・地下施設の耐震安定性評価 ・人工バリアせん断評価 ・ガス移行評価 ・緩衝材流出評価	研究計画立案・モデル化検討	耐震性評価(地震観測・余震) 試験データ等を用いた解析検討 シナリオ整理・試験等のシナリオ・解析手法の整理	地震観測・最大 データを用いた解析検討 モデル化	地震動の推定手法 改良・高度化 限界状態 改良・高度化	まとめ 改良・高度化 改良・高度化
3. 過酷事象に対する評価技術の開発			評価計画の策定	評価技術の検討	過酷事象評価技術の提示

図 4.1.2-2 本事業の5ヵ年計画

4.2 地層処分システムにおける過酷事象概念の構築

2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震及びそれに伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故を受け、地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、想定外事象を念頭に置いたうえで地球科学や社会科学分野の最新の知見を反映して、地層処分の安全性について示すことが必要である。

このような状況を踏まえ、本研究では、想定外の事象でシステムの機能に重大な影響を及ぼす事象を「過酷事象」と呼ぶこととし、こうした事象の検討に関する先行事例として、国内外の原子力施設等で検討されている過酷事象に着目し、これまでの研究の成果や過酷事象への対策に関する考え方について整理した上で、これに基づき地層処分システムに対する過酷事象の概念について検討した。具体的には、以下の項目を実施した。

- (1) 原子力施設等における過酷事象の考え方の整理
- (2) 地層処分システムにおける過酷事象の概念の検討
- (3) 地層処分システムにおける過酷事象に関連する事象抽出の検討
- (4) 地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方の検討

以下に、上記の内容を述べる。

4.2.1 原子力施設等における過酷事象の考え方の整理

原子力施設等における「過酷事象」は、「シビアアクシデント」を引き起こすような事象に対応する。ここでは、原子力施設等で検討されているシビアアクシデントとその対策に関する考え方について、海外の事例も含め整理した。具体的には、国内外の過酷事象に関する研究論文等・安全規制に係る文書及び経済協力開発機構原子力機関（OECD/NEA）や国際原子力機関（IAEA）等の国際機関の文書等を調査し、シビアアクシデントの概念の変遷に関する経緯とその背後にある考え方の変化、シビアアクシデントに関する研究の推移と主要な研究成果、最新の動向等について整理した。その際、シビアアクシデントの評価で対象とした事象の範囲とその対策及びそれらの設定が行われた根拠についても、技術的・社会的背景を含め整理を行った。

(1) シビアアクシデントの概念の変遷に関する経緯とその背後にある考え方の変化

まず、原子力施設におけるシビアアクシデントの定義の変遷について記載する。

原子力発電所の重大事故のリスクに対する認識は、1950年代に遡ることができる。1955年のジュネーブ会議で、軽水炉の事故のリスクに関する最初の予測が行われた。その後、「最悪ケース」の影響に関する定量的解析が米国において実施され（WASH-740 [US AEC, 1957]）、原子力発電所の重大事故による致死と被ばくの確率が、保険法制定のため保守的に見積もられた。報告書WASH-740に基づき、立地選定基準のための調査（TID-14844 [US AEC, 1959]）ではリスクの予測が行われた。どちらの調査も、原子力発電所から環境への放射性核種の放出が評価されている。報告書TID-14844以降、多数の原子力発電所が建設される前に、安全設計及び安全設計基準の方針に関する多くの規制が策定されることとなった（Okrent, 1981）。1974年、米国原子力規制委員会が設立され、原子力発電所の公衆リスクについての研究が実施された。この研究は「原子炉安全研究」

と命名され、報告書WASH-1400 (NRC, 1975) として刊行された。報告書WASH-1400において初めて「シビアアクシデント」が定義された。

原子力発電所の歴史のなかで初期においては、炉心溶融事故は「炉心損傷事故」又は「設計拡張事故」と呼ばれた。スリーマイル島2号機の事故とチェルノブイリ事故の後、炉心溶融を伴う事故は「設計基準外事故」と呼ばれるようになった。現在では、すべての炉心溶融を伴う低確率の事故に対して、「シビアアクシデント」という言葉が使われている。シビアアクシデントについては国際的にもいくつかの定義がある。米国では、原子力発電所のシビアアクシデントは、「重大な外部影響があるか否かにかかわらず、炉心に著しい損傷が生じる事故である」という米国原子力規制委員会の定義 (NRC, 1985) によって標準化されている。OECD/NEAでは、「シビアアクシデントとは、設計基準事象を大幅に超える事象であって、安全設計の評価上想定された手段では適切な炉心の冷却又は反応度の制御ができない状態であり、その結果、炉心の重大な損傷に至る事象をいう。シビアアクシデントの重大さは、この損傷の程度や格納施設の健全性の喪失の程度による。」と定義している (OECD/NEA, 1986)。

「設計基準事象」とは、原子力施設を異常な状態に導く可能性のある事象のうち、原子力施設の安全設計とその評価にあたって考慮すべきものとして抽出された事象である。設計基準事故を誘発するとみなすことのできる事象には、臨界、地震、火災、爆発、洪水、竜巻が挙げられる。また、設計基準外事故は、原子力施設の設計が耐えることを要求されない低確率の事象である。

シビアアクシデントの起因事象には「冷却材喪失事故」と「反応度誘発事故」の2つのタイプがある。シビアアクシデントに関与する現象は極めて複雑である。シビアアクシデントシナリオの主な特徴は、図4.2-1の軽水炉におけるシビアアクシデント発生時の主な物理的現象 (van Dorsselaere et al., 2011) に示すように、炉心溶融と原子炉構造物及び冷却材との相互作用、水素燃焼、格納容器健全性の喪失、環境への放射能放出などである。

上記を踏まえ、図4.2-2に原子力施設等におけるシビアアクシデントの定義・基本的考え方を概略的に示す (IAEA, 2000)。設計基準事故を超える事故の全てがシビアアクシデントとなるわけではなく、設計基準事故を上回るものの炉心の大規模な損傷に至らない事故が存在する。原子力施設では、このような事故とシビアアクシデントとの境界は、炉心損傷の有無によって比較的明確に分類することが可能である。

次に、原子力施設におけるシビアアクシデントへの対応に関する変遷について記載する。

安全設計に関する方針の重要な部分は、「多重防護」アプローチである。軽水炉の場合、核分裂生成物の環境への放出に対して、3つの重要な物理的バリア、すなわち①核分裂生成物が発生する場合は燃料要素の被覆、②すべての燃料要素を収容する原子炉容器、③すべての核分裂生成物が環境に放出するのを防止する気密性の格納容器、を装備しなければならないとされた (Sehgal, 2012)。

安全設計の基準は、当初は米国原子力委員会によって提供された。これは包括的事故とみなされた大破断冷却材喪失事故であり、一次系から最大速度で水を取り除くもので、現在の基準でもある。

規制面では、指定された事象を解析し、再検討用に安全解析報告書に文書化することが要求された。安全解析報告書は、各プラント所有者が建設許可又は運転認可を交付される前に提出しなければならないものであった。大破断冷却材喪失事故が設計基準になった結果として、原子力発

電所メーカーは非常に頑強な非常用炉心冷却設備を設計することを要求された。

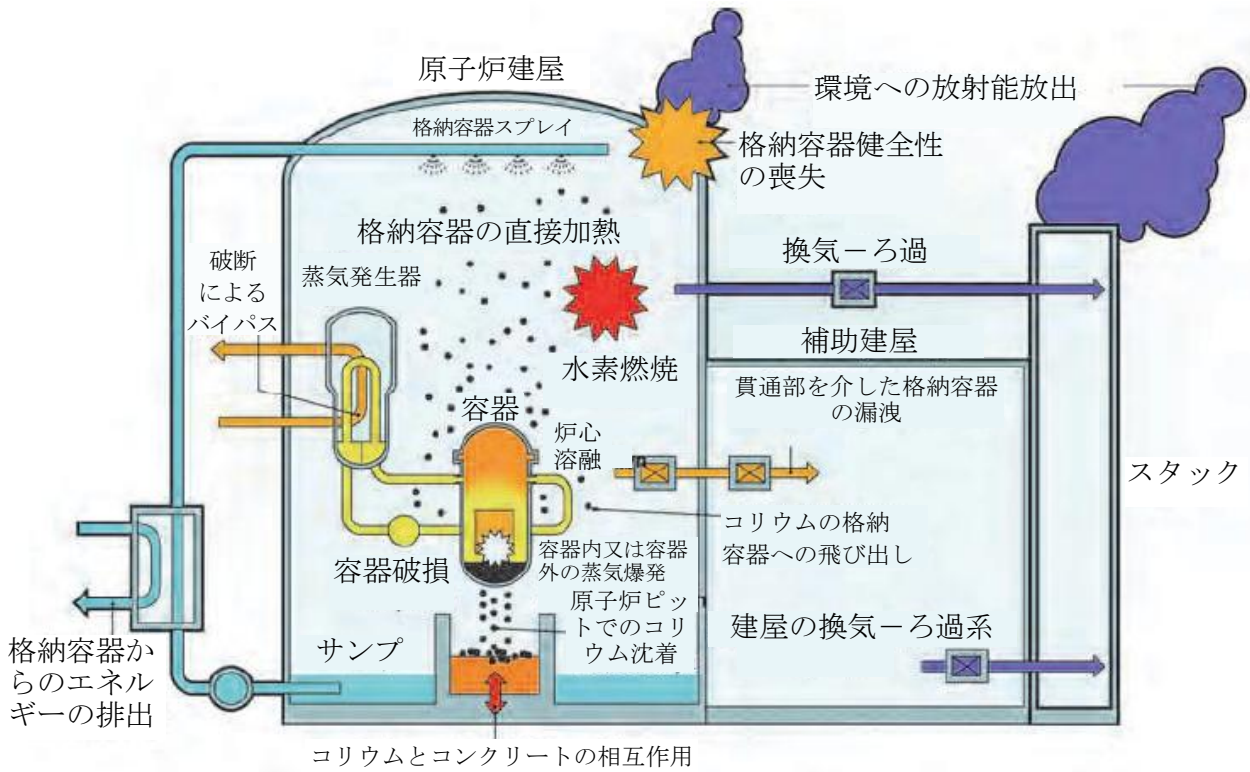
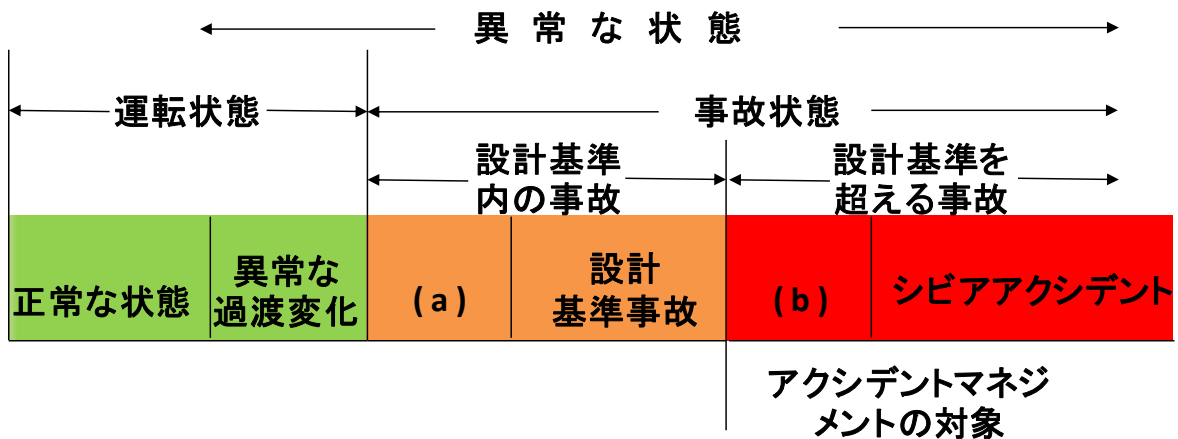


図4.2-1 軽水炉におけるシビアアクシデント発生時の主な物理的現象
(van Dorsselaere et al., 2011に基づき和訳)



- (a) 設計基準事故として扱わないが設計基準事故に包絡される事故状態
- (b) 設計基準事故を上回るが炉心の大規模な損傷に至らない事故

図4.2-2 原子力施設等におけるシビアアクシデントの定義・基本的考え方
(IAEA, 2000に基づき和訳)

また、米国原子力委員会はタスクフォースを任命し、さまざまな非常用炉心冷却設備設計を研究し、非常用炉心冷却設備が十分に機能しなかった場合の結果を評価するよう命じた。タスクフォースは、これは炉心溶融と起こり得る格納容器破損につながる可能性があり、公衆に大きなリスクを与え、あらゆる点ではるかに大きな不確実性を有していると判断した（US AEC, 1968）。米国原子力委員会は、新しい非常用炉心冷却設備設計の改善を要求することによって、この不確実性に対応した。たとえば、より大きい能力、冗長性、多様性、及び電源確保を備えることを要求した。これにより、多重防護の概念が規制からの要求事項として明確になり、かつ原子炉設計にこの概念が反映されたことにより、原子力発電所のシビアアクシデント研究は、新しい段階に入った。

一方で、米国原子力委員会はいくつかの指針文書とともに10CFR50を制定した。要件には、大破断冷却材喪失事故の解析は、規定の想定事項と熱伝達相関、被覆管温度限度（1200°C）、及び被覆管酸化の限度を17%にして、非常に保守的に行う必要があることが含まれた。この期間に設定された軽水炉の安全性に関する基礎には、遠隔立地選定、設計基準事故における放射能放出の防止、多重防護、強力な格納容器、決定論的安全解析、が挙げられた。これらは、現在まで、軽水炉の安全設計の基準になっている。

(2) シビアアクシデントに関する研究の推移とその経緯

1960年代終わりから1970年代初めにかけて、原子力産業界は栄光の発展を経験した。定格出力と原子力発電所メーカーの数が増加していったが、一般公衆に原子力発電所の事故のリスクに関する懸念を生んだ。

1974年、米国原子力委員会の後任機関として米国原子力規制委員会が設立された。この新しい機関による最初のイニシアティブの1つは、原子力発電所の公衆リスクの研究を主宰することであった。この研究は原子炉安全研究と命名され、報告書WASH-1400（NRC, 1975）として刊行され、米国の軽水炉の公衆リスクの最初の構造的評価を提供した。原子炉安全研究は、包括的かつ詳細なフォールトツリー及びイベントツリーの手法を用いて、故障の確率を算出し、事故シナリオ及び対応する環境放射能放出が起こり得る事象の確率を予測した。また原子炉安全研究は、設計基準外事故で起こる物理的プロセスの解析モデルを開発した。

報告書WASH-1400の発表後4年後に、スリーマイル島2号機で事故が起きた。後に、炉心の少なくとも半分が溶融していたことが判明した。しかし、この事故で負傷者や死者、物的損害は生じなかった。この事故は、原子力産業界への警鐘であった。この事故は設計基準事故のような事故ではなく、報告書WASH-1400で仮想したシビアアクシデントのような事故であったことが認識された。この報告書は、非技術的側面（たとえば、運転員の訓練、緊急時手順、組織、及び管理）が技術的側面（たとえば、設備設計、建設、装置性能保証、及び安全解析）と同程度に重要であることを強調した。

産業界と米国原子力規制委員会は直ちにこれらの新しい課題に対応し、米国電力中央研究所が率いる産業界損傷炉心と呼ばれる新しい研究プログラムを策定した。安全研究の焦点は、水素制御を含めて、設計基準外事故に置かれた。1980年に始まった軽水炉安全研究は軽水炉シビアアクシデント安全研究と呼ばれるようになったが、冷却材喪失事故実験・解析研究は現在も続いている。

る。

1986年には、炉心溶融事故がウクライナのチェルノブイリに位置する旧ソ連設計の黒鉛減速沸騰軽水圧力管型原子炉である水冷黒鉛減速沸騰炉で再び起きた。スリーマイル島2号機事故とは異なり、運転員の重大な操作ミスによって開始された反応度事故であり、原子炉全体が破壊され、放射能が環境に放出した。チェルノブイリ事故では原子炉格納容器が無いいため軽水炉事故とみなすことはできないが、原子力産業界にとって最悪の打撃であった。

スリーマイル島2号機事故とチェルノブイリ事故によって、原子力産業界は困難な時代に入った。炉心溶融事故を防止するための長年の努力にもかかわらず、このような事故が起こることがあり、シビアアクシデントに関する知識基盤を取得して、このような事故を防止し、緩和する研究が最も重要な課題となった。

スリーマイル島2号機事故の直後に、シビアアクシデントの進展と結果に関する知識基盤を取得するために集中的なシビアアクシデントの研究開発が行われた。これに従って、実験プログラムとモデリング開発研究プログラムが、米国原子力産業界と米国原子力規制委員会によって開始された。研究の目的は、シビアアクシデントの防止と潜在的シビアアクシデント結果の緩和に関して、現在の軽水炉プラントは十分に安全であるかどうかを判断することであった。

同時に、報告書WASH-1400で開発されたツールであるフォールトツリー及びイベントツリー手法が正式に承認され、確率論的安全解析レベル-1になった。米国原子力規制委員会はプラントに対し、プラント機器、計装、手順などにシビアアクシデントにつながるような脆弱性を発見する目的で、いわゆる個別プラント安全評価プログラムの中で確率論的安全解析レベル-1の研究を実行するよう要求した。欧州連合、日本、及び韓国も、米国のプログラムより広範囲の、同プログラムを補足する規模で、シビアアクシデント研究開発プログラムを開始した。これらのプログラムは、多数の国際共同研究に進展した。

シビアアクシデント現象は、炉心溶融と原子炉構造物及び水との相互作用だけでなく、核分裂生成物を運搬するエアロゾルや蒸気の放出、移行、及び沈着により、極めて複雑であることが認識された。シビアアクシデント現象の複雑性は、研究者に、物理的現象の複雑性、多くの現象の結合、極限的状态：高温（3000° C超）及び高圧（最大20MPa）の照射効果、実材料で試験する必要性、原子炉の規模に当てはめる難しさ、を含めて様々な課題を提示した。

シビアアクシデントの結果の予測は、実験とモデルの両方に頼る必要がある。重要な問題は、実験のスケール（原型を溶融させる大規模実験は費用がかさみ、実行が難しいこと）とモデリングの精度であった。シビアアクシデント研究の目的は、物理的現象の理解を向上させること、及びこれらの現象の定量化に関する不確実性を低減することであった。シビアアクシデントの実験研究は、熱流体力、熱伝達から格納容器の健全性まで広範囲にわたり、さまざまな条件を研究す

るために実施された。また、シビアアクシデントのモデリング及びシミュレーションでは、シビアアクシデント数値シミュレーションのための各種コンピュータコードが開発された。これらのコードは、適用範囲に応じて以下のカテゴリーに分類することができる。

- ①総合コード：このコードは、原子力発電所の全体反応をシミュレートする。総合コードは通常、確率論的安全解析レベル2を支援するために使用され、シビアアクシデント・マネジメントプログラムの開発と検証に使用される。その例は、米国のMELCOR (Gauntt et al., 2002) とMAAP (EPRI, 1994) などである。
- ②詳細コード：このコードは、最先端の最確現象学的モデルを特徴とし、シビアアクシデントが発生した場合の原子力発電所の挙動の正確なシミュレーションをできる限り可能にする。例として、米国が開発したRELAP (INL, 2012) とCONTAIN (Murata et al., 1997)、欧州が開発したATHLET-CD (van Dorsselaere et al., 2011) が挙げられる。
- ③専用コード：このコードは、新規原子力発電所の設計においてシビアアクシデントを考慮し、リスク関連現象の不確実性を低減するという規制当局の要件を主に満たすために、少数の現象を取り扱う。このシステムのコードには、3次元形状におけるナビエ・ストークス熱力学方程式を解く数値流体力学コード、たとえば、GASFLOW (van Dorsselaere et al., 2011) が挙げられる。
- ④リスク評価コード：このコードは、シビアアクシデントからの公衆及び環境のリスクを評価するために設計された。この方法論は、1970年代に報告書WASH-1400が開発されたが、現在でもシビアアクシデントシナリオの不確実性を取り扱うには十分に頑強であるとされている。例として、米国で開発されたSAPHIRE (Smith et al., 2008) などがある。
- ⑤これらのコードを総合コードと組み合わせると、シビアアクシデントが発生した場合の帰結に関する知見を提供することができ、確率論的評価法を使用して、シビアアクシデントの起因事象の確率を算定し、確率論的安全解析レベル1、2、3を実行する。

原子力機関の原子力施設安全委員会は、1975年からいわゆる「国際基準問題」プログラムを開始し、解析コード検証にとって特別に貴重な情報源を提供した。これは比較演習であり、そこでは所定の物理的問題に対する様々なコンピュータコードの予測を互いに比較するとともに、慎重に管理され、十分に文書化された実験の結果と比較する。過去30年にわたって、49の国際基準問題が支援を受けた (CSNI, 2000)。プラント規模の事故と実際の事故も使用して、解析コードを検証した (たとえば、MELCOR [Gauntt et al., 2012 and Sehgal 2012])。

20世紀末以降、「原子カルネッサンス」と、多くの第2世代原子炉が規制上の寿命に到達したという事実が、シビアアクシデント研究に勢いを加えた。21世紀の初めには、コンピュータ性能の急速な向上に照らして、作業の焦点はコンピュータシミュレーションに置かれた。

国際的に見ると、21世紀以降の最も顕著な取組みはSARNET (Severe Accident Research NETWORK of excellence) プログラムであり、2004年から欧州委員会が共同出資してきた。現在はさまざまなタイプの47の機関 (研究機関、大学、産業界、電力会社、安全当局、及び技術安全機関) が参加しており、これらの機関の大半は欧州であるが、米国、カナダ、韓国、インド、及び日本からも参

加している。このプログラムはシビアアクシデントの重要な炉内及び格納容器の現象、加えて放射性元素の環境への大気分散、及び防災対策に焦点を絞った。

また、福島第一原子力発電所の事故は、原子力産業界に原子力施設のシビアアクシデントの防止及び緩和対策に関する大きな課題をもたらした。JAEAは、2011年に福島第一原子力発電所でどのように熔融が起きたのかを解明するため、研究施設での実験で小型の核燃料棒を熔融させる計画を立てている。

(3) シビアアクシデントに関する最新の動向と対策

大半の現在運転中の原子炉、すなわち第2世代原子炉の場合、シビアアクシデントは設計上の考慮事項ではなかった。また、これらの原子炉を最新の規制要件に適合するように設計を変更することは困難である。このため、これらの事象の帰結を緩和するために、各原子力発電所にシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインが策定された。

米国における初期の原子力規制委員会のアクシデントマネジメントプログラムは、認可取得者にシビアアクシデント操作手順の作成と導入、及び運転員及び幹部を対象にしたこれらの手順の訓練に関する枠組みを策定するよう要求した（NRC, 1988）。ただし、欧州のシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインでは、ハードウェアの変更に焦点を合わせている。

この規制指針の下で、米国電力中央研究所はアクシデントマネジメント戦略の技術基準を策定した。この技術基準は、プラント運転員及び補助技術スタッフが利用可能な潜在的対策を含めて、シビアアクシデントの物理学と現象学を包含し（EPRI, 1992）、さまざまなプラント損傷状態時の潜在的影響を解析している。これは最終的に一般シビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインに進展し、1998年までにプラント固有の手順と指針を策定及び実施した。後に、EU諸国、韓国、及び日本、ウクライナ、ロシア、及び中国もそれぞれのシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインを完成させた。

2009年にIAEAは、シビアアクシデント管理に関する同機関の最新の勧告を作成し、責任と権限付与系統、予防、緩和（確率論的安全解析レベル2を推奨）、プラント脆弱性の特定、事故戦略及び手順／指針の策定、ハードウェア設備、計装制御、検証と確認、訓練・教育から、新情報の処理まで、広範囲にわたる側面を取り扱っている。

また、福島での事故を受けて、すべての原子力発電国の規制機関と原子力産業界は、自国のシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインの見直しと更新を開始した。米国原子力規制委員会（Apostolakis, 2012）は、次のような変更を要求した。

- ・停止状態と使用済燃料プール事故がIAEAの勧告に一致するようにシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインを策定する。
- ・全内部電源喪失を含めて、シビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインの極限的外部事象を拡張する。

福島での事故以後、新規の第3世代原子炉と第4世代原子炉の設計には「受動的安全性」を要求されることが多くなった。米国ウェスチングハウス社によって設計された改良型加圧水型原子炉

であるAP1000は、受動的安全設計を取り入れた例である。

最近では、シビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインの対策が実施されているが、現在運転中の原子力発電所の多くは設計段階でシビアアクシデントを考慮していないため、これらのプラントのリスクを低減するためには、確率論的安全評価を使用してシビアアクシデント・マネジメント・ガイドラインを試験することが推奨されている。

4.2.2 地層処分システムにおける過酷事象の概念の検討

上記4.2.1の成果を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象の概念について検討した内容を以下に示す。

(1) 地層処分システムにおける過酷事象の定義

上記4.2.1においても述べたように、原子力施設の安全概念は、閉じ込めに強く依存した概念であり、この閉じ込め機能の喪失が、施設周辺の公衆被ばくに直結する。一方、閉鎖後の地層処分システムは、隔離と閉じ込めが密接に相互補完の関係にある安全概念であるため、ある安全機能が喪失しても、他の安全機能がそれを補うように機能し、それが公衆被ばくに直結する可能性は小さい。これらの安全概念の違いを踏まえ、両者のシステムの安全防護概念を対比させると、原子力施設では、閉じ込めを確実に達成することを目的とした多重の防護体系を構築しており、バリア間の独立性や前段否定の考え方の導入により、閉じ込め機能が確実に発揮されることを目指している。一方、地層処分システムの場合は、一定期間の核種の閉じ込め+人間の生活圏からの隔離（処分システムによる核種の移行遅延を含む）により安全性を達成するものである。すなわち、複数のバリアにより影響が合理的に小さくなることを目指す。仮にある閉じ込め性能が機能しなくなっても、廃棄物自体が生物圏から隔離されているため、人間への影響は顕在化しない、あるいは他の安全機能が働くことにより核種の放出が抑制される。すなわち、システムの安全性は常に、複数のバリアにより担保される。さらに、ある事象がシステムに与える影響も、その事象の規模、発生時期、影響範囲によってさまざまなバリエーションが考えられるため、地層処分では網羅的なシナリオ解析に基づく安全評価を実施し、必要に応じて地層処分システムの安全性を高めるための方策をサイト選定や工学設計等にフィードバックし、不確実性を想定しても人間の関与無しに長期にわたって安全性が担保される受動的なシステムを構築する。

以上の相違を踏まえ、原子力施設と地層処分システムの特徴を比較・分析した結果を表4.2-1に示す。

表4. 2-1 原子力施設と地層処分システムの特徴の比較

項目	原子力施設	地層処分システム
安全目的	・人と環境に大きな影響を及ぼさないこと。	・人と環境に大きな影響を及ぼさないこと。
安全目標	<ul style="list-style-type: none"> ・事故時の急性死亡リスク：10^{-6}/年以下 ・事故時のがんによる平均死亡リスク：10^{-6}/年以下 ・炉心損傷頻度：10^{-4}/年程度 ・格納容器機能喪失頻度：10^{-5}/年程度 	<ul style="list-style-type: none"> ・現時点でわが国における地層処分の安全指標はない（なお、ICRP Pub. 81（1998）では線量拘束値として0.3mSv/年が示されているが、各国の線量に関する基準は概ねこの拘束値を下回っており、基本シナリオに関しては$10\mu\text{Sv}/\text{年}$から0.3mSv/年までの値が用いられている（原子力安全委員会，2010））
安全設計基準	<ul style="list-style-type: none"> ・炉心は著しい損傷に至ることなく、かつ、十分な冷却が可能であること。 ・燃料からの発熱が制限値を超えないこと。 ・原子炉冷却材圧力バウンダリにかかる圧力は、最高使用圧力の1.2倍以下であること。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現時点でわが国において地層処分に対する明確な安全設計基準は無いが、安全機能が期待通り発揮されるために、処分場設計において考慮される設計要件がこれに相当する。
核種に対する考え方	<ul style="list-style-type: none"> ・内包する放射性物質による崩壊熱に対処すること、放射性物質を外部に出さないこと（閉じ込め）を基本としている。 	<ul style="list-style-type: none"> ・閉じ込めのみには依存せず、放射性物質が人間の生活圏に至るまでの間、十分に減衰するように遅延させ、これらを組み合わせることを基本としている。
存在位置	<ul style="list-style-type: none"> ・地上に存在し、人間の生活環境と隣接 	<ul style="list-style-type: none"> ・地層処分の地下施設は地下深部に存在し、人間の生活環境から隔離されている。
バリア種類	<ul style="list-style-type: none"> ・基本的にはすべて人工物 	人工バリア＋天然バリア
安全対策概念	<ul style="list-style-type: none"> ・深層防護の概念に基づく放射性核種の閉じ込め 	<ul style="list-style-type: none"> ・一定期間の核種の閉じ込め＋人間の生活圏からの隔離（処分システムによる核種の移行遅延を含む）
人の関与	<ul style="list-style-type: none"> ・能動的＋受動的 	<ul style="list-style-type: none"> ・人間の能動的な働きかけは閉鎖前に限られ、閉鎖後は受動的なシステムとなる。
評価期間	<ul style="list-style-type: none"> ・供用期間は数十年程度 	<ul style="list-style-type: none"> ・数十万年～数百万年オーダー

原子力施設におけるシビアアクシデントの概念を参考として地層処分システムに対する過酷事象の概念を考える場合、留意すべき点は以下のとおりである。

- 原子力施設の安全は、深層防護の概念に基づくものであり、まずオペレーションにおける異常発生防止が原則的な防護となる。一方、地層処分システムは閉鎖後受動的なシステムとなるため、人間によるコントロールから離れることになり、長期にわたって原子力施設で想定されるようなシビアアクシデントは予め考慮し、これに対して発生しないようにサイト選定や設計等で対策がとられる。一方、閉鎖前であれば、万が一の事象に対しても廃棄物は人間

の管理下にあるため、原子力施設の深層防護の概念は適用可能である。

- 上述のように原子力施設では炉心溶融事故が公衆の被ばくに直結するため、この事象が生じないように最大限の対策が講じられることになる。一方、地層処分システムは、ある事象が発生しても多重バリアが相互補完的に機能することにより、あるいは放射性物質を人間の生活圏から十分隔離することによって、重大な公衆被ばくに繋がるような事象の発生は考えにくい。さらに、公衆の被ばくに繋がるような事象は既往のセーフティケースの枠組みで網羅的に検討され、閉鎖前までの間に事前に適切な対策が施されることによって、それが許容できる範囲に収まるようにシステムが構築される。

以上の整理に基づけば、原子力施設におけるシビアアクシデントの概念をそのまま地層処分システムに適用することは適切ではない。むしろ、地層処分システムの特徴を踏まえた地層処分の過酷事象の概念構築が必要である。ここで、図4.2-3に示すように、原子力施設におけるシビアアクシデントの定義（設計基準事象を大幅に超える事象であって、安全設計の評価上想定された手段では適切な炉心の冷却又は反応度の制御ができない状態であり、その結果、炉心の重大な損傷に至り、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象）に基づき、過酷事象を一般化して表現すると、「想定外の事象であって、自立的な安全機能を失い制御できない状態であり、カタストロフィックな結末に至り、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象である。」とすることができる。

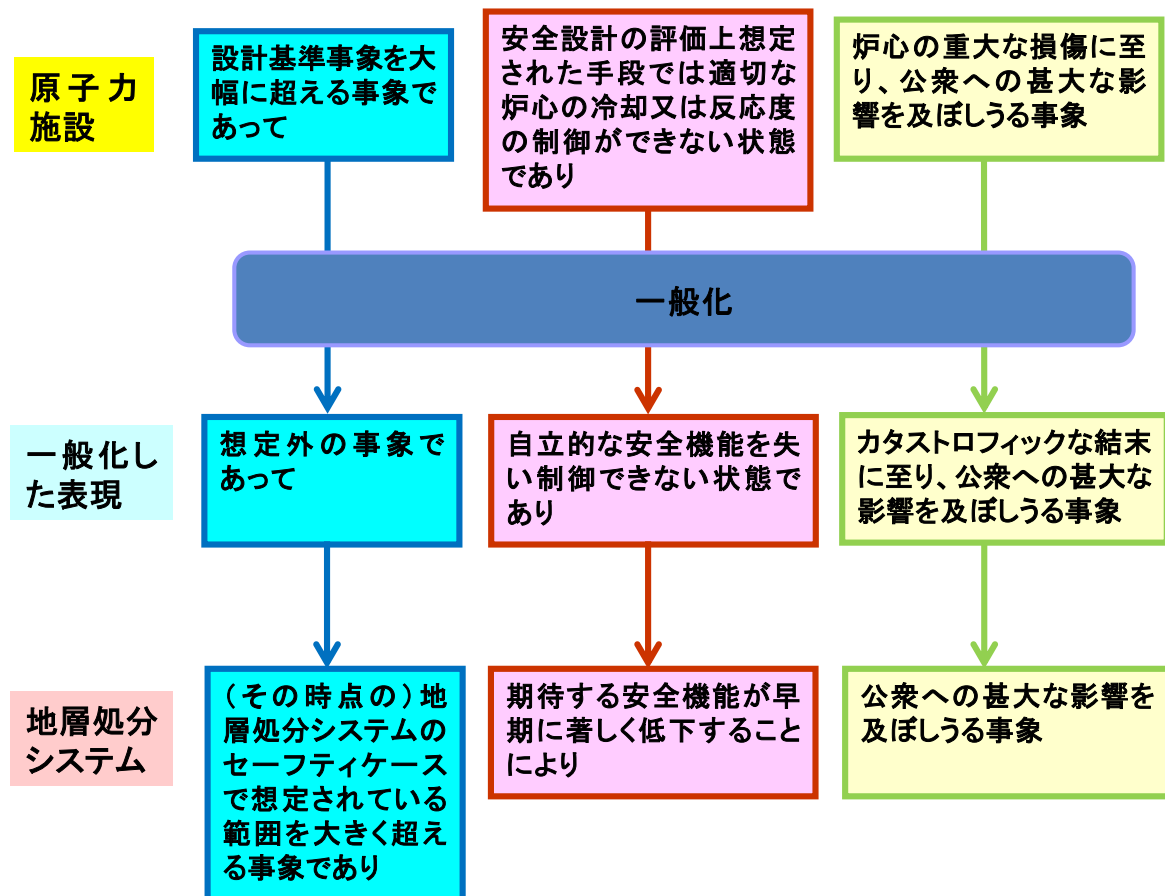


図4.2-3 地層処分システムにおける過酷事象の定義

これを地層処分システムにおける過酷事象の概念構築の基軸とすれば、過酷事象の定義は、「(その時点の) 地層処分システムのセーフティケースで想定されている範囲を大きく超える事象であり、期待する安全機能が早期に著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象である。」とすることができると考えられる。

(2) 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築フロー

ここでは(1)の検討に基づき、地層処分における過酷事象の概念検討を行うための手法について示す(図4.2-4参照)。図に示すように、(その時点の)地層処分システムのセーフティケースで想定されている範囲を大きく超える可能性のある事象を抽出する。この際、期待する安全機能が早期に著しく低下する可能性や、事象の影響伝搬、複数の事象の組み合わせなどを網羅的に考慮する。これらについて、発生の可能性について検討し、科学的知見や合理的な理由により事象の発生を否定できない場合は、その事象について影響解析を実施する。影響解析を通じて、当該事象が公衆へ甚大な影響を及ぼしうる場合は、それを過酷事象として定義するとともに、その過酷事象について可能性のある対策技術を検討する。

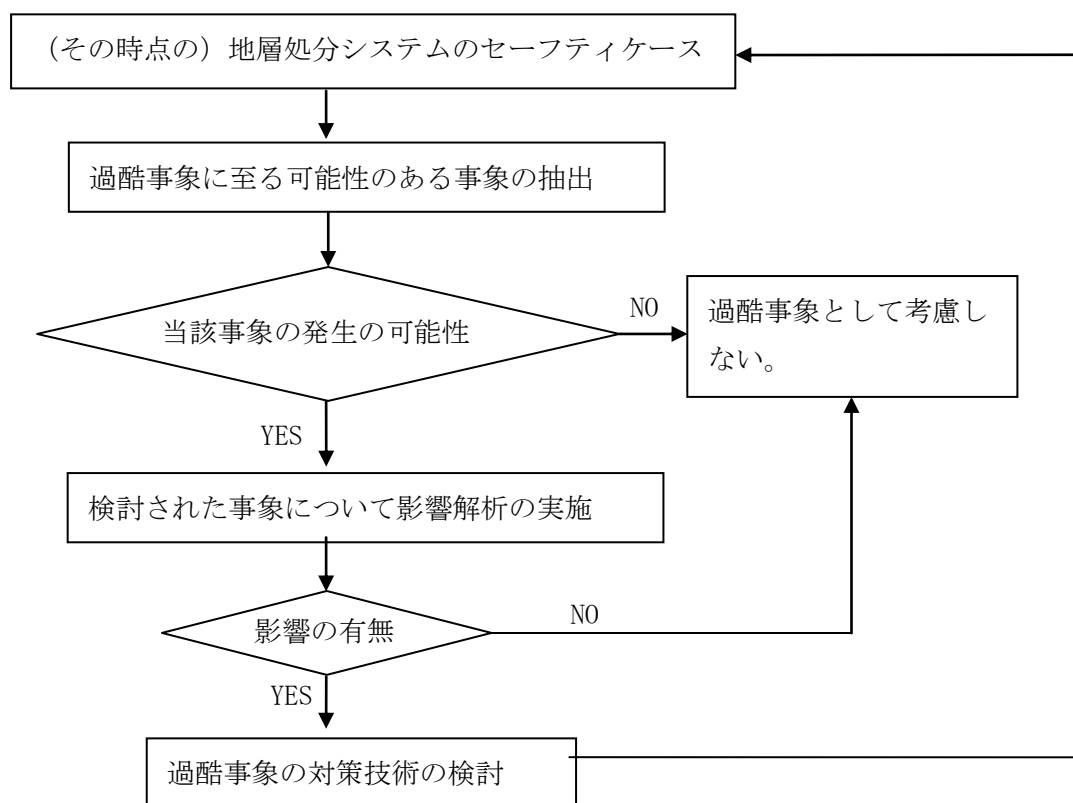


図4.2-4 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築のフロー

(3) 過酷事象の検討を行う意義

上記4.2.1に示したように、地層処分システムにおいて過酷事象の検討を行う意義は、地層処分システムの安全性を高めるために、想定外を無くすことであり、その時点で考慮しているシナリ

オの網羅性や十分性を多角的な視点で考察し、万が一重大な抜けや低確率であっても重大な影響を生じる可能性がある事象が新たに発見された場合は、次のフェーズのセーフティケースにおいて対策を講じるようにするものである。それは、現在のシステムの「安全性をより向上させる」という活動であり、設計基準事象を大幅に超える事象の検討は、現時点における人知を超える事象が発生する可能性はあり得るという前提に立った検討である。すなわち、長期の安全性は想定される任意の地層処分システムが予め有している天与のものではなく、システムの構築に係る人々の不断的努力によって初めて実現できるものであると考えなければならない。このような目標を達成するためには、地層処分事業の段階的推進、あるいは関連する研究開発において、地質環境の理解・システム工学設計・安全評価というプロセスについての検証機会を設け、基盤となる現在の科学知識をあえて脅威にさらすことによってこれらに含まれている可能性のある誤謬や過誤あるいは洩れを積極的に検知し、その成因や影響を理解するとともに適切な対応策をとることが必要であり、本研究もその一環として位置づけられる。

また、上記文脈を、放射性廃棄物管理に対する“地層処分”の選択に照らして考えれば、他の選択肢（たとえば、廃棄物の地上での長期保管）の過酷事象への評価を通じて、地層処分システムのロバスト性を浮き彫りにすることも可能である。たとえば、地震、津波、台風、火山・火成活動などの自然現象のエネルギーは膨大でありその影響範囲は広大にわたるため、放射性廃棄物の地上での長期保管を想定した場合、このような事象に人間が工学的に抵抗・あるいは影響を軽減できる能力は極めて限定的であると考えられる。このように過酷事象研究の検討範囲を広げ、地層処分システムのロバスト性を多角的に論証することにより、地層処分システムの選択の妥当性を確認することが可能になるとともに、それらの成果は地層処分システムの選択に関するステークホルダーの理解促進にも活用することが可能である。

4.2.3 地層処分システムにおける過酷事象に関連する事象抽出の検討

上記4.2.2で提示した「地層処分システムにおける過酷事象の概念」に基づき、地層処分システムにおいて想定しうる過酷事象について検討した。具体的には、人間に甚大な影響を及ぼしうる安全機能の喪失を過酷事象として定義し、各々の過酷事象について、その発現機構や影響伝搬などを“事前シーケンス”として、過酷事象が発生した後から過酷事象がもたらす影響伝播プロセス（過酷事象発生からその影響が及ぶ最終帰結まで）を“事後シーケンス”として抽出・整理した。

(1) 過酷事象の定義を踏まえた過酷事象の抽出

ここでは、地層処分システムにおける過酷事象の概念に基づき、地層処分システムにおける過酷事象として可能性のある事象を抽出した。前項においては、地層処分システムにおける過酷事象を「（その時点の）地層処分システムのセーフティケースで想定されている範囲を大きく超える事象であり、期待する安全機能が早期に著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象である。」と定義している。ここで地層処分システムにおける過酷事象を抽出するためには、地層処分システムにおける安全機能を明らかにする必要がある。対象とする地層処分システムを地層処分研究開発第2次取りまとめで表現されたものと捉えた場合、たとえば安全機能は表4.2-2のように整理することができる（核燃料サイクル開発機構，1999）。

地層処分システムにおける過酷事象は、安全機能の著しい低下によって定義されるため、表4.2-2の安全機能に着目すると、地層処分システムにおける過酷事象の例は、表4.2-3のように表現することができる。過酷事象の検討においては、これらの安全機能の著しい低下がどのような事前シーケンスにより発生する可能性があるのか、発生の可能性を否定できない場合、事後シーケンスがどのようになるか、その対策（異常検知策、影響緩和策）としてどのようなものがあり得るか、を検討することになる。一方で、過酷事象に至る可能性のある事前シーケンスと、過酷事象が発生した後の事後シーケンスを並行して検討することも可能である。たとえば、安全機能のうち「人間環境との距離」を例にとると、事前シーケンスを考慮せずに、人間環境との距離が喪失することを起点として事後シーケンスがどのようになるのかの検討を行うことは可能である。一方で、人間環境との距離が喪失するに至る事前シーケンスとして、たとえば「隆起・侵食によるもの」、「隕石の衝突により大地がえぐられることによるもの」、「マグマが陥入して廃棄体が露出することによるもの」、「ボーリング孔が処分場に達することによるもの」、「大規模な地下利用によるもの」が考えられ、それらの事前シーケンスによって、事後シーケンスも変化する。このように事前シーケンスに基づきトップダウン的に検討を進めるのではなく、人間に甚大な影響が及ぶ可能性のある事後シーケンスの視点からも併せて検討することにより、過酷事象に至る可能性のある事象を網羅的かつ効率的に抽出することが可能になる。

表4.2-2 地層処分システムにおける安全機能の整理例（核燃料サイクル開発機構，1999）

安全機能		安全機能事項
閉じ 込め	処分容器による核種の閉 じ込め	・ 処分容器の健全性
隔離	人間環境との距離	・ 地質環境の安定性
	人工バリア・天然バリア による核種移行の遅延	<ul style="list-style-type: none"> ・ ガラス固化体からの核種の溶出抑制 ・ 処分容器の化学的緩衝作用 ・ 緩衝材の低透水性 ・ 緩衝材の膨潤性と可塑性 ・ 緩衝材の化学的緩衝作用 ・ 緩衝材間隙中での低い溶解度（溶解度制限） ・ 緩衝材中での小さな物質移行速度（拡散） ・ 緩衝材中での核種移行遅延（収着） ・ 緩衝材中でのコロイド、微生物及び有機物のろ過 ・ 好ましい地下水化学（還元性など） ・ 小さな地下水流束 ・ 岩盤の力学的安定性 ・ 母岩中での核種移行抑制（収着、沈殿） ・ 母岩中での核種の希釈・分散

表4.2-3 地層処分システムにおける過酷事象の例

安全機能		過酷事象の例
閉じ 込め	処分容器による核種の閉 じ込め	早期に、かつ、大規模に閉じ込め機能が失われる、もしくは著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象。
隔離	人間環境との距離	早期に距離が無くなる、もしくは著しく小さくなることにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象。
	人工バリア・天然バリア による核種移行の遅延	核種の十分な減衰がなされない期間において、遅延性能が著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象。

(2) 過酷事象を含む事後シークエンスの検討

ここでは、上記(1)において抽出した過酷事象に対して、過酷事象が発生した以降の事後シークエンスがどのようなようになるのかを検討した。過酷事象を含む事後シークエンスの例を表4.2-4に示す。ただし、ここで示した事後シークエンスは例示である（なお、ここでの例示は、第2次取りまとめにおける地層処分の概念を念頭においたものである）。今後、過酷事象が発生した以降の事後シークエンスを精緻化するためには、過酷事象発生以降の事後シークエンスに係る現象の理解を行うことが重要となる。

表4.2-4 過酷事象を含む事後シークエンスの例

安全機能		過酷事象	過酷事象を含む事後シークエンスの例
閉じ込め	処分容器による核種の閉じ込め	早期に、かつ、大規模に閉じ込め機能が失われる、もしくは著しく低下する	<ul style="list-style-type: none"> 多量のオーバーパックが早期に破損する。 ガラス固化体が地下水と接触する。⇒多量のガラス固化体の溶解が早期に開始する。 ガラス固化体が緩衝材と接触する。⇒緩衝材が100℃を超える（可能性がある）。
隔離	人間環境との距離	早期に距離が無くなる、もしくは著しく小さくなる	<ul style="list-style-type: none"> 処分場全体が早期に地表と接近する。 廃棄体（放射性物質）が存在する地質環境の安定性が低下する。⇒遅延機能が低下する。（また、閉じ込め性能が低下する。） 移行経路が短くなる。⇒遅延機能が低下する。 移行経路が短くなる。⇒希釈機能が低下する。 処分場全体と人間環境との距離が早期に消滅する。⇒生活環境に廃棄体（放射性物質）が出現する。⇒人間や生活環境に影響を及ぼす。
	人工バリア・天然バリアによる核種移行の遅延	核種の十分な減衰がなされない期間において、遅延性能が著しく低下する	<ul style="list-style-type: none"> 遅延機能が著しく低下する。⇒早期に多量の放射性物質が生物圏に到達する。

(3) 過酷事象に至る可能性のある事前シークエンスの検討

上記(2)でも述べたとおり、過酷事象発生以降の事後シークエンスの精緻化や、過酷事象の発生防止策及び拡大防止策の検討のためには、過酷事象に至る可能性のある事前シークエンスの検討が必要となる。そこで、上記(1)で抽出した過酷事象に至る可能性のある事前シークエンスの例を表4.2-5にまとめた。事前シークエンスとして「未知の現象」が含まれているのは、人間が有する知識には限界があるという前提に立ったものである。表4.2-5に示す過酷事象に至る可能性のある事前シークエンスは例であり、これがすべてではない。より多くの可能性のある事前シークエンスを抽出する方法としては、たとえば、第2次取りまとめ等で検討されているシナリオにおけるパラメータを安全機能が著しく低下する程度に大きく変動させる方法もある。なお、表4.2-5に示す過酷事象に至る可能性のある事前シークエンスの抽出は、①第2次取りまとめの評価で対象外とされた事象、②第2次取りまとめで記載されつつも評価対象外とした事象、③第2次取りまとめで評価対象とした事象のパラメータを大きく変動させた事象、④未知の現象を想定、の4つのアプローチで行ったものである。

表4.2-5 過酷事象に至る可能性のある事前シーケンスの例

安全機能		過酷事象	過酷事象に至る可能性のある事前シーケンスの例
閉じ込め	処分容器による核種の閉じ込め	早期に、かつ、大規模に閉じ込め機能が失われる、もしくは著しく低下する	<ul style="list-style-type: none"> ・人間活動（例：大規模注水、処分場近郊への工業排水の流れ込み、など）によるオーバーパックの腐食の著しい加速（①） ・溶接不良等による著しく早期、かつ大規模な閉じ込め機能の喪失（②） ・未知の劣化モードによる著しく早期の多量のオーバーパックが破損（④）
隔離	人間環境との距離	早期に距離が無くなる、もしくは著しく小さくなる	<ul style="list-style-type: none"> ・現在想定されていない地下資源の存在と掘削・開発（①） ・偶発的な大規模人間侵入や地下空間の利用（②） ・巨大隕石による大深度クレーターの発生（②） ・想定よりも著しく早い隆起・侵食（③） ・未知の現象による著しく早期の距離の喪失、著しい短絡（④）
	人工バリア・天然バリアによる核種移行の遅延	核種の十分な減衰がなされない期間において、遅延機能が著しく低下する	<ul style="list-style-type: none"> ・隔離の喪失等による遅延機能の著しい低下（①） ・巨大隕石や巨大地震による地下環境の著しい変化（②） ・人的行為による遅延機能の著しい低下（②） ・未知の現象による人工バリア・天然バリアの遅延機能の著しい低下（④） ・未知の現象による地下環境の著しい変化（③、④）

※過酷事象に至る可能性のある事前シーケンス抽出のアプローチ

【その①】 第2次取りまとめの評価で対象外とされた事象

【その②】 第2次取りまとめで記載されつつも評価対象外とした事象

【その③】 第2次取りまとめで評価対象とした事象のパラメータを大きく変動させた事象

【その④】 未知の現象を想定

上記に示した検討は、図4.2-4に示したフローのうち、過酷事象に至る可能性のある事象の抽出に相当する。過酷事象を具体化するためには、次のステップとして影響解析を行い、当該事象が人間に対して甚大な影響を及ぼし得るかどうかを評価することが必要となる。このような評価を行うためには、事前シーケンス及び事後シーケンスについてより詳細な検討が必要となるため、具体的な影響解析については次年度以降の課題とする。

4.2.4 地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方の検討

上記4.2.3の地層処分システムにおける過酷事象に関連する事象については、過酷事象に至る可能性のある事象が生じないようにあらかじめ設計で対処しておく必要がある。仮にその事象が起きたとしても工学的に進展を防止あるいは緩和するための措置を講じておく、あるいは遠い将来に仮に過酷事象が起こった場合に、避難等の対応措置をとれるように、過酷事象の生起の事実を

知らせる手立てを予め講じておくこと等の対策が必要となる。ここでは、4.2.1で整理した原子力施設等での過酷事象への対策事例などを参考に、4.2.3で抽出した過酷事象とその事前及び事後シナリオに対して、その影響評価の手法も含め、可能性のある対策技術の提案を行った。さらに提案した対策技術を分類・体系化し、地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあるべき姿（全体像）を提示した。

(1) 過酷事象対策検討のアプローチ

原子力施設におけるシビアアクシデントに対する対策も参考として、地層処分システムにおける過酷事象に対する対策を検討した場合、対策は大きく以下の4つに分類できる。

- ・ 過酷事象に至る可能性のある事象を生じさせにくくする対策（発生防止策）
- ・ 過酷事象に至る可能性のある事象が起こった場合でも、過酷事象となりにくくする対策（拡大防止策）
- ・ 過酷事象となった場合でも、その影響が大きくなりにくくする対策（影響緩和策）
- ・ 過酷事象に至る可能性のある事象や過酷事象、過酷事象の拡大を検知できるような対策（異常検知策）

地層処分システムにおける過酷事象に対する対策を網羅的に検討しようとする場合、過酷事象を定義する安全機能を出発点とすることが合理的である。すなわち、ある安全機能が著しく低下する過酷事象（過酷事象に至るシナリオ、過酷事象が起こった後のシナリオを含む）を提起し、それに対する「発生防止策」、「拡大防止策」、「影響緩和策」、「異常検知策」をそれぞれ検討するというアプローチである。ある安全機能を著しく低下させる過酷事象は複数あり得るため、それら過酷事象の一つ一つに対策があり得ることとなる。地層処分システムにおける過酷事象に対する対策を網羅的に検討しようとする際の枠組みを図4.2-5に示す。

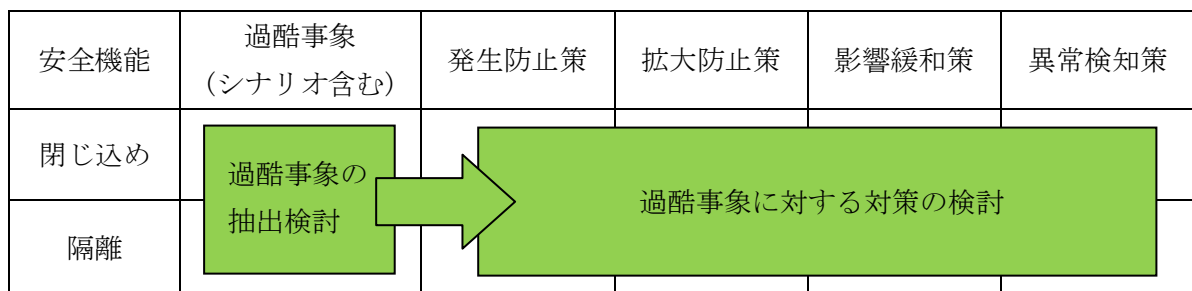


図4.2-5 過酷事象に対する対策の網羅的検討の枠組み

(2) 過酷事象対策の例

上記(1)で記載したとおり、地層処分システムにおける過酷事象に対する対策は、具体的な過酷事象が明らかになって初めて策定できるものである。今後、地層処分システムにおける過酷事象の検討が進む中で、対策の検討を深めていく必要があるが、現時点においては、対策の例として、以下の対策を取り上げる。

- ・閉じ込め機能の著しい低下に対する対策
 - ・ 人間侵入を想定して、地下に処分場があることを標示、又は記録・保存する（発生防止策）。
 - ・ 断層による破壊を想定して、大きな定置間隔とする（拡大防止策、影響緩和策）。
 - ・ 早期劣化を想定して、耐食性の高い処分容器とする（発生防止策）。
 - ・ 閉じ込め機能の著しい低下を想定して、地下施設近傍のモニタリングを行う（異常検知策）。
 - ・ 異常を検知し、その結果望ましくない状況になると判断される場合に廃棄体を回収する（拡大防止策、影響緩和策）。
- ・隔離機能の著しい低下に対する対策
 - ・ 著しい隆起・侵食を想定して、より地下深部に定置する（発生防止策、拡大防止策）。
 - ・ 著しい隆起・侵食を想定して、長期的に地質が安定なサイトを選定する（発生防止策）。
 - ・ 長期的に著しい隆起・侵食が発生することを想定して、沈降帯を選定する（発生防止策）。
 - ・ 著しい隆起・侵食を想定して、地域的に分散して定置する（影響緩和策）。
 - ・ 著しい隆起・侵食を想定して、多層パネルを採用し、鉛直方向に広がりを持たせる（影響緩和策、異常検知策）。
 - ・ 著しい隆起・侵食を想定して、海洋底下に定置する（影響緩和策）。
 - ・ 人間侵入を想定して、多層パネルを採用し、鉛直方向に広がりを持たせる（発生防止策）。
 - ・ 人間侵入を想定して、地下に処分場があることを標示、又は記録・保存、知識伝承する（異常検知策）。
 - ・ 異常を検知し、その結果望ましくない状況になると判断される場合に廃棄体を回収する（拡大防止策、影響緩和策）。
 - ・ 検知可能物質を含む模擬廃棄体等を、処分場より浅い場所への埋設する（異常検知策）。
- ・隔離機能（遅延機能）の著しい低下に対する対策
 - ・ 人間侵入を想定して、多層パネルを採用し、鉛直方向に広がりを持たせる（発生防止策）。
 - ・ 地下環境の変化を想定して、望ましい地質環境のサイトを選定する（発生防止策）。
 - ・ 人間侵入を想定して、地下に処分場があることを標示、又は記録・保存する（発生防止策）。
 - ・ 断層による地下環境の変化を想定して、大きな定置間隔とする（拡大防止策、影響緩和策）。
 - ・ 地下環境の変化を想定して、放射線影響がとくに大きい放射性核種（たとえば、寿命が長く可溶性が高く、吸着されにくい I-129）に対する特殊な捕捉材を緩衝材に添加する（影響緩和策）。
 - ・ 遅延機能の著しい低下を想定して、地下施設近傍のモニタリングを行う（異常検知策）。
 - ・ 異常を検知し、その結果望ましくない状況になると判断される場合に廃棄体を回収する（拡大防止策、影響緩和策）。

4.2.5 まとめと今後の課題

原子力施設等で検討されているシビアアクシデントとその対策に関する考え方について、国内外のシビアアクシデントに関する研究論文等・安全規制に係る文書及びOECD/NEAやIAEA等の国際機関の文書等を調査して、シビアアクシデントの概念の変遷に関する経緯とその後背にある考え方の変化、シビアアクシデントに関する研究の推移とその経緯、シビアアクシデントに関する最

新の動向と対策について整理を行った。これらの成果を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象の基本概念について検討した。また、この基本概念に基づき、地層処分システムにおける過酷事象に至る可能性のある事象を抽出・整理し例示した。さらに、地層処分システムにおける過酷事象対策技術の考え方について検討し、いくつかの過酷事象について対策技術を例示した。

今後の課題として、地層処分システムにおける過酷事象概念の構築を図り、地層処分システムに対する過酷事象対策技術の考え方を提示するために、今年度の成果を踏まえ、以下の3項目について詳細に検討する必要がある。

- ①地層処分システムにおける過酷事象の概念を明確にするために、過酷事象の基本概念に基づき過酷事象の概念をより具体化すること。
- ②事前シークエンス及び事後シークエンスについてのより詳細な検討と、これに基づき具体的な影響解析を実施すること。
- ③地層処分システムにおける過酷事象の具体化に応じて、可能性のある対策技術について検討すること。

4.3 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討

4.3.1 巨大地震・断層活動を評価するためのシナリオ構築手法の開発

(1) はじめに

地震・断層活動による、処分場への潜在的な影響として、サイト内もしくはサイト近傍での断層活動による処分システムの破壊等を伴う直接的影響と、遠方で発生した地震による地震動等による間接的影響とが考えられる。本検討では、巨大・地震断層活動に起因する過酷事象として、断層活動による処分システムへの直接的影響を事例に、過酷事象を考慮するためのシナリオ構築手法について検討するとともに、シナリオ構築の試行を通じて手法を具体化した。

地震・断層活動による処分システムへの直接的影響については、地層処分事業の基本的考え方（原子力発電環境整備機構，2010）等にも示されているように、適切なサイト選定によって基本的に回避されることから、こうした事象が少なくとも閉鎖直後に発生する可能性は極めて低いと考えられる。そのため、Miyahara et al. (2008)では、What ifシナリオとして処分場の閉鎖直後に断層が直撃することによってさまざまな安全機能が喪失するケースが仮想的に検討された。一方、原子力発電環境整備機構（2011）では、断層活動の発生時期や頻度に関する予測の不確実性を考慮して、閉鎖後10万年を超える遠い将来において、処分場を横切る断層が新生されることによる水理学的・地球化学的影響を仮想的に想定したシナリオが検討された。こうしたシナリオは、いずれも仮想的なシナリオに対してシステムの頑健性を示すことが主目的であり、各シナリオが想定し得ないシナリオなのか、あるいは発生の可能性は低いながらも想定し得るシナリオなのかについては必ずしも明確にされていない。一方、過酷事象を対象とした評価では、発生の可能性が低いながらも、発生の可能性が合理的な根拠に基づき否定できるもの以外は、発生することを前提として評価する事が必要となる。What-ifを含む従来のシナリオ評価は、上記のような過酷事象に特化してシナリオ構築を行うことを目的としたものではないため、過酷事象の評価にあたっては、そのための方法論を検討しておく必要がある。

そこで本検討では、巨大地震・断層活動の発端を事例として、既存のリスク評価におけるシナ

シナリオ構築の考え方等を参考に、生起確率が極めて低いながらも影響の大きい過酷事象に相当するシナリオを効率的に抽出する方法を検討するとともに、こうしたシナリオを構築するための具体的な手順について検討した。

(2) 過酷事象を対象としたシナリオ構築のための手順

これまでのシナリオ開発では、前提条件や蓋然性を踏まえてシナリオ区分に応じた状態設定を行うことが一般的であった。一方、過酷事象の評価では、(A) 複数の安全機能が同時に喪失することを想定するとともに、(B) 低頻度かつ大きな影響を生ずる可能性のある極端な自然事象を適切にシナリオで考慮することにより、想定外事象を可能な限り最小化することが必要である。

生起確率が極めて低いながらも複数の安全機能を同時に喪失させ得る過酷なシナリオを効果的に抽出するために、本検討ではリスクマネジメント手法の一つであるAFD (Anticipatory Failure Determination) (Kaplan, 1999) の考え方を従来のシナリオ構築手法と組み合わせることを試みた。AFDは、従来の方法のように、ある前提条件 (例えば設計や想定されるユーザの操作等) のもとで起こり得る不具合を探そうとするのではなく、あらかじめ重大な不具合をリストアップした上で、その不具合を起こす潜在的な要因を考えるという逆の手順をとるアプローチである。これによって前提条件の外にあるシナリオも含めて、

不具合に至るシナリオを効果的に抽出できると考えられている。安全機能を基軸として考えた場合、処分場の閉鎖後に想定される「重大な不具合」は、安全機能の劣化または喪失である。本検討では、上記 (A) (B) の要件の満たすシナリオを効率的・効果的に構築するために、地層処分システムに生じる

「重大な不具合」を、安全機能の喪失・劣化として定義されるシステムの挙動に関わる不具合と、その発端となる、自然事象に伴う不具合とに分けて、それぞれについて、検討することとした。具体的にはそれぞれについて「重大な不具合」を定義した上で、それを生じさせるプロセスを抽出し、プロセスインフルエンスダイアグラム (PID) として整理した。

ここで、自然事象 (ここでは地震・断層活動) に係る「重大な不具合」として、地震・断層活動に起因する熱的影響、水文学的影響、力学的影響、化学的影響が最大限広範囲に及ぶ状態を考慮した。さらに、PIDとして整理した各プロセスの成立性を確認するために、各プロセスの成立性及び成立条件を分析するとともに、その結果をデータシートに記録した。具体的には、緩衝材やオーバーパックの挙動を模擬した実験や解析、地震・断層活動に起因する影響やその空間的な広がり等に係る文献調査を通じて、各プロセスが成立するためのしきい値や関係式等を整理した。

上記の考え方にに基づき、過酷事象を対象としたシナリオ構築のための具体的な手順を試行的に

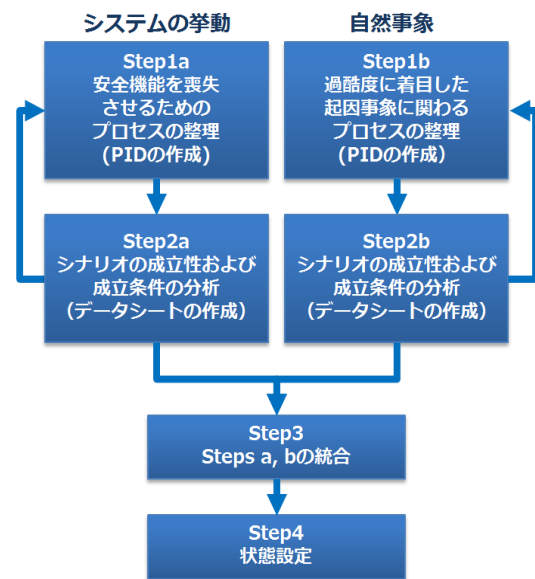


図4.3.1-1 過酷事象を対象としたシナリオ構築の手順

構築した（図4.3.1-1）。以下に各ステップについて記す。まずステップ1では、地層処分システムに生じる「重大な不具合」を、安全機能の喪失・劣化として定義されるシステムの挙動に関わる不具合と、その発端となる、自然事象に伴う不具合とに分けて、それぞれについて定義した上で、それを生じさせるプロセスを抽出し、プロセスインフルエンスダイアグラム（PID）として整理する（ステップ1a及び1b）。次に、ステップ2では、ステップ1a及び1bで想定した各プロセスに対して、各プロセスの成立性及び成立条件を分析するとともに、その結果をデータシートにを記録する（ステップ2a及び2b）。具体的には、緩衝材やオーバーパックの挙動を模擬した実験や解析、文献調査を通じて、各プロセスが成立するためのしきい値や関係式等を整理する。ステップ3では、Step a、bを統合する。各プロセスの成立性や成立条件は、処分後の経過時間や空間的な位置、想定する発端事象の規模等によって異なることから、ステップ4では、処分後の経過時間や、空間的な位置関係等に基づき、状態設定を行う。

(3) 地震・断層活動シナリオ構築の試行を通じた手法の具体化

ここでは上記の手順について、地震・断層活動のシナリオを構築の試行を通じて具体化する。

1) ステップ1a：安全機能を喪失させるためのプロセスの整理

ここでは、①母岩、②緩衝材、③オーバーパック、④ガラス固化体に期待される8つの安全機能を定義した上で、各安全機能を喪失または劣化させるためのプロセスとその連関をプロセスインフルエンスダイアグラム（PID）として整理した（図4.3.1-2）。図中の矢印で示された各プロセスのうち、どこまで成立するかについては、処分後の経過時間や空間的な位置、発端事象となる断層変位の規模等によって異なることから、ステップ3においてそれぞれ、成立性や成立条件を確認する必要がある。

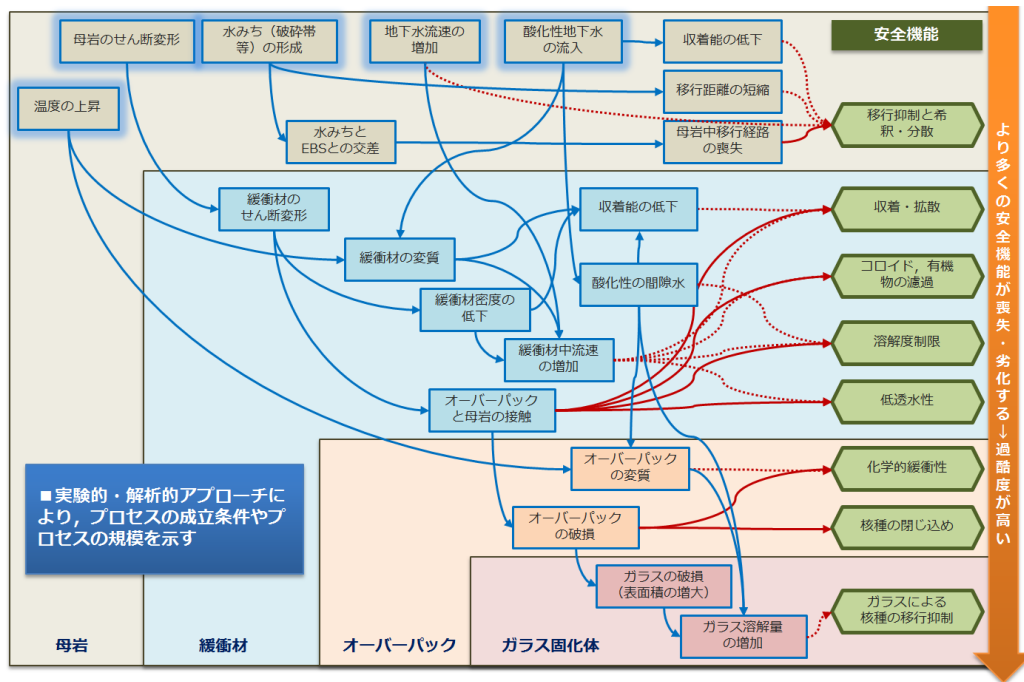


図 4.3.1-2 人工バリアの挙動に関する PID の試作

2) ステップ1b：過酷事象に着目した起因事象に関わるプロセスの整理

断層活動に伴う岩盤の破壊や変形の程度は、断層面からの距離に応じて異なることから、処分システムへの影響は、断層面と各廃棄体との位置関係によって異なることが予想される。本検討では、丹羽ほか（2008）等の既存の断層岩の分類等を参考に、領域1（断層ガウジ等）、領域2（断層角礫等）、領域3（ダメージゾーン等）、領域4（母岩）の4領域に区分し、各領域において予想される処分システムへの力学的、水理学的影響に関わるプロセスとその連関をプロセスインフルエンスタグラム（PID）として整理した（図4.3.1-3）。

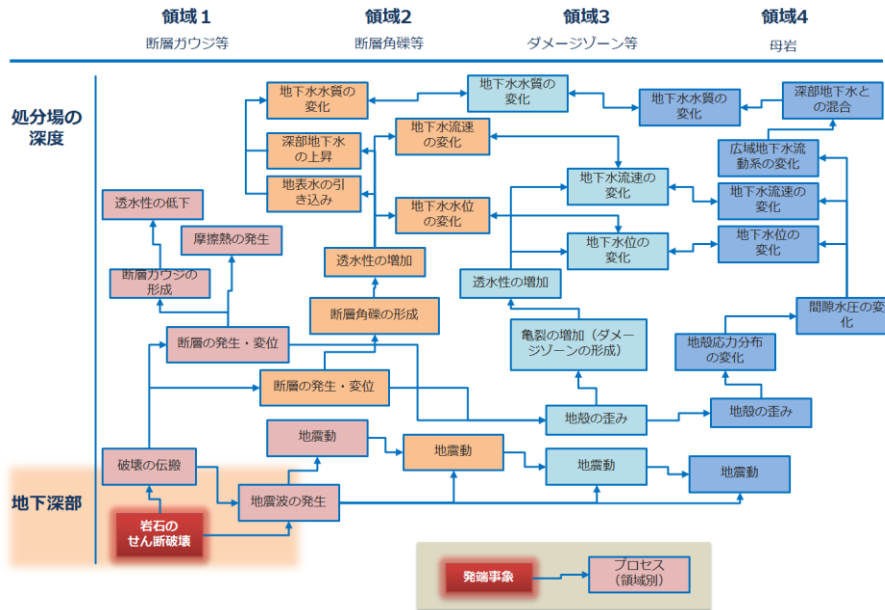
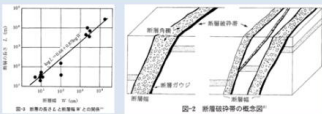


図 4. 3. 1-3 地震・断層活動に関するPIDの試作

3) ステップ2a、2b：シナリオの成立性及び成立条件の分析

ここでは、上述のステップ1a及び1bで作成したPIDに対し、各プロセスの成立性及び成立条件を整理し、データシートに記録する。プロセスの成立性や成立条件を確認する方法として、一定の条件の下での緩衝材やオーバーパックの挙動を模擬した実験結果や解析結果のほか、地震・断層活動に係る調査結果や観測結果等が含まれる。シナリオの構築や状態設定にあたっては、収集可能な地球科学的データの数が極めて少ないことが予想されることから、既存の研究において公表・使用された実績がある等、専門的に信頼性が担保できる関係式については積極的に活用する。したがって、データシートにはシナリオの構築や状態設定で利用する情報について、観測値や実験値のみならず、パラメータ間の関係式や、それらがどのような条件で成立するか等についても記載できるようにした。また、各パラメータ間の整合性に大きな矛盾が生じないように、パラメータ間の整合性が確認できるようにした。たとえば、母岩と破碎帯の設定にあたっては同じ岩種の設定値を用いた方が好ましいため、必要に応じて母岩の情報を記載する項目を追加できるようにした。本年度の検討では、このうち一部のプロセスについて試行的にデータシートを作成した。表4.3.1-1には、図4.3.1-3中の各プロセスのうち、「断層角礫の形成」に対して、断層の長さとの関係について整理した例である。

表 4.3.1-1 データシートの作成例

項目	調査事項
整理番号	001
件名	断層、破碎帯の幅と断層の長さとの関係
関連するプロセス	破碎帯の形成
関係式	$T = 0.83 \times 10^{-3} L^{1.15}$ (T: 断層の片側幅[m], L: 断層の長さ[m])
断層名	—
断層のタイプ	—
図・グラフ	
文献名	<p>金折裕司, 2001: 断層の影響はどこまで及んでいるか, 応用地質, 41, 323-332.</p> <p>Ogata, S. 1976: Activity evaluation of fault in the basement terrain-characteristics of its fracture thickness and filled materials, Jour. Japan Soc. Eng. Geol., 17, 119-121.</p> <p>Otsuki, K. 1978: On the relationship between the width of shear zone and the displacement along the fault, Jour. Geol. Soc. Japan, Vol.84, pp. 661-669</p>
備考	Ogata (1976) の関係式を基に、断層の片側幅と断層の長さの関係式を導出。同様の関係は世界の横ずれ断層についても成り立つことが指摘されている (Otsuki, K. 1978)

4) ステップ3 ステップa、bの統合

ここでは、ステップ1a、1b、2a、2bの結果にもとづき、バリアの構成要素毎に、安全機能を喪失または劣化させる可能性のあるプロセスと起因事象として整理したプロセスとの対応を整理する。具体的には、ステップ1a、1bで作成したPIDと、2a、2bで作成したデータシートを基に、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材、母岩の各バリア構成要素について、自然事象（ここでは地震・断層活動）との関係を踏まえつつ、安全機能が喪失する起因事象との組み合わせを整理していく。例えば、ステップ1aにおいて明らかにされた緩衝材のせん断変形はステップ2aにおける断層の発生・変位と関係することが考えられるとともに、緩衝材の密度低下を通じて、収着・拡散、コロイド濾過、溶解度制限、低透水性等の緩衝材の安全機能に影響を及ぼす。このとき、過酷事象として想定すべき状態としては、オーバーパックと母岩が接触するような緩衝材のせん断変形の発生であり、この場合オーバーパックと母岩の接触部分は実質的に緩衝材がなくなるため、緩衝材中の移行遅延を期待できない。すなわち、ガラス固化体から溶出した核種は直接母岩へ移行することを想定する必要がある。一方、このような想定が発生しうるかどうかは、より外側の母岩におけるせん断変形の大きさに依存するが、バリア間関係も含めた時空間的なシナリオの検討はステップ4で実施する。この作業を通じて、過酷事象につながる可能性のある重要なプロセスを絞りこむとともに、当該プロセスが安全機能の喪失または劣化を生じるしきい値を把握することができる。

5) ステップ4 状態設定

ここでは、処分後の経過時間や、空間的な位置関係等に基づき、状態設定を行う。具体期にはステップ1bで想定した領域1~4の各領域に属する廃棄体数を推定し、領域毎にステップ3で抽出された重要なプロセスについて状態設定を行う。本検討では、地震の規模の起震断層の長さとの関係 (松田, 1975) や、断層の長さ と 破碎帯 (本検討では領域2に区分) (Otsuka, 1976; 金折, 2001)、断層の長さ と プロセスゾーン (本検討では領域3に区分) との関係 (Vermilye and Scholz, 1998; 金折, 2001) に関わる既存の経験式を用いて、各領域に属する廃棄体数を試算した。ここでは松田 (1975) に基づき、地震の規模と起震断層の長さの関係を (1) 式で、また金折 (2001) に基づ

き、断層の長さ L と破砕帯の幅との関係、及び断層の長さ L とプロセスゾーンの幅との関係を、それぞれ (2) 式及び (3) 式を用いて算出した。

$$\log L = 0.6M - 2.9 \quad (1)$$

$$T = 0.83 \times 10^{-3} (L \times 10^3)^{1.15} \quad (2)$$

$$P = 1.6 \times 10^{-2} L \times 10^3 \quad (3)$$

ここに、 L は断層の長さ(km)、 T は領域2(断層角礫等)の幅(km)、 P は領域3(ダメージゾーン等)の幅(km)を示す。ここでは、2km×2kmのフットプリントに40000本の廃棄体が等間隔に配置された処分場を想定するとともに、その対角線に沿って断層が横断することを仮定し、各領域に属する廃棄体数を試算した(図4.3.1-4)。図のように、想定するマグニチュードの増加とともに領域4の母岩に属する廃棄体が減少し、それに伴って領域2、3に属する廃棄体が増加することが示された。さらに、概ねマグニチュード7.9以上では、全ての廃棄体が領域1~3に包含されるため、領域2の廃棄体数は逆にマグニチュードの増大とともに減少することが示された。

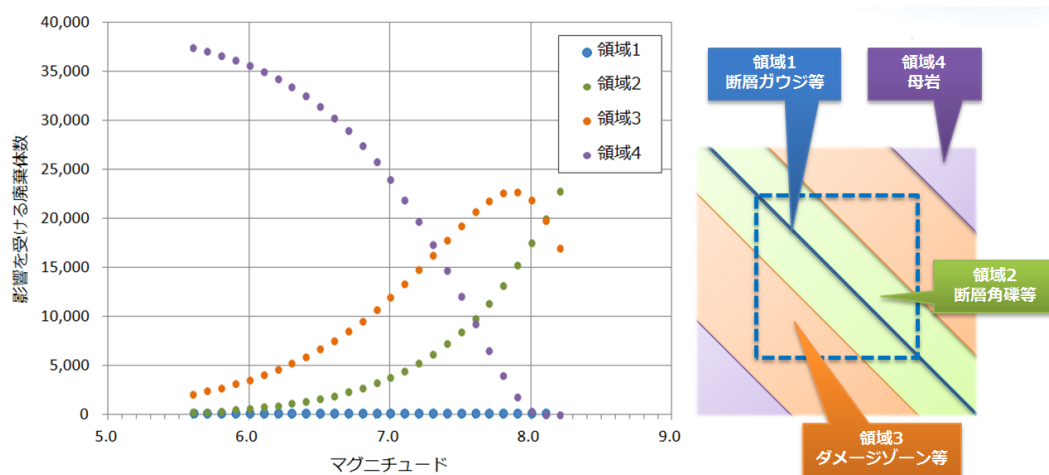


図 4.3.1-4 各領域(領域1~4)に属する廃棄体数の試算

(4) まとめと今後の課題

地震・断層活動による処分場システムへの直接的影響を事例として、過酷事象を対象としたシナリオ構築のための手法を構築した。具体的には、既存のリスク評価におけるシナリオ構築の考え方等を参考に、生起確率が極めて低いながらも影響の大きいシナリオを効果的に抽出するための方法や、その科学的な根拠を明確にしつつシナリオを構築するための方法を検討した。その結果、安全機能が喪失するプロセスの整理と、過酷事象として対象とする天然現象の影響の伝搬の整理をそれぞれ行い、これに基づき過酷事象として考える安全機能の喪失の組み合わせの成立性について検討することにより、過酷事象につながるシナリオを効率的に構築できる可能性が示唆された。

今後は、地震・断層活動に関わる文献調査や情報整理を進めるとともに、後述する人工バリアのせん断変形を模擬した実験や解析と連携して各プロセスの成立性や成立条件を確認し、実際にシナリオの構築や状態設定を行って、定量的な影響評価を行うことが課題である。

4.3.2 巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査

(1) 巨大地震・断層活動が地質環境に与える影響の事例調査

1) 巨大地震に伴う地下水の流動・水質等の変化

地震の発生に伴う地下水性状の変化は古くから報告されている (Parker and Stringfield, 1950)。このうち地下水位の変化に関する観測例は比較的多く、2003年十勝沖地震 (Akita and Matsumoto, 2004; 佐藤ほか, 2004)、2001年芸予地震 (小泉ほか, 2002)、1995年兵庫県南部地震 (Koizumi et al., 1996)、2000年鳥取県西部地震 (高橋ほか, 2002) などの我が国における事例のほか、米国で発生した1989年Loma Prieta地震 (Lai et al., 2004) や台湾での1999年集集地震 (Lin et al., 2004) に伴う地下水位の変化事例が報告されている。特に、2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震のようなプレート境界を震源域とした巨大地震に伴う変化については、1946年南海地震 (M 8.0) や1944年東南海地震 (M 7.9) での事例が報告されている (小泉ほか, 2005)。

これに比べて、水質変化に関する報告は少ないものの、地震に伴う地下水や溶存ガスなどのイオン濃度及び同位体組成等の変化が報告されている (たとえば, Teng, 1980; Hauksson, 1981; Barzukov et al., 1985; King, 1986)。このうち、地震発生域付近からの物質の移動に伴った変化が地震活動の推移とともに観測された例として、1965年に開始した松代群発地震の活動に伴った Ca^{2+} 、 Cl^- 濃度の変化が報告されている (Yoshioka et al., 1970; 大竹, 1976)。このほか、ガスクロマトグラフによるHe、Ar、Ne、 H_2 、 N_2 、 CH_4 などの測定や、大気起源ガスの代表的ガス成分であるArとの比から、テクトニクスや地震活動との関連性を議論した報告もなされている (Sugisaki and Sugiura, 1985; Sugisaki, 1987; Nagamine and Sugisaki, 1991; Matsumoto and Koizumi, 2013)。このような研究のうち、Kawabe (1984)では、四国地方の2つの鉱泉において、これらのガス成分比の中でも特に CH_4/Ar が地震活動に対して敏感であるとの指摘もなされている。

これまでの研究によると、上述のような地震の発生に伴う地下水の流動や水質の変化の原因として、1) 地殻中の体積歪の変化に伴う水理ポテンシャルの変化、2) 割れ目の形成などに伴う透水性の変化、の2つのメカニズムが指摘されている。このうち前者は、地震の発生 (断層の運動) に伴う地殻中の体積歪の変化によるものとの考えである。一般に、断層の運動に伴い、周辺の岩盤における応力場や歪場が変化することが知られている (たとえば, Toda et al., 1998)。ここで、岩盤中の間隙水の流入や流出がないと考えた場合、地震に伴う地下水流動 (地下水位や間隙水圧) は、その地点における体積歪の変化に比例して変動することとなる。このような地下水-体積歪の関係性について、地球潮汐 (月や太陽の引力による地盤の変形) に伴う岩盤中の微小な体積歪変化に対応した水位変動が実際に観測され、歪変化に伴う間隙水圧などの感度を推定することも可能である。また、大地震を引き起こした断層運動に基づいた数値解析によって推定された地殻中の体積歪変化と、実際に観測された地下水位変化のパターンが良い対応を示すことから、このモデルは主に広域的な地下水性状変化を説明するメカニズムとして用いられている (たとえば, Akita and Matsumoto, 2004)。

一方、後者のメカニズムは、多孔質媒体である岩盤中において間隙水の流入・流出が比較的多い場合を想定している。この場合、地震に伴う地下水流動変化は、歪の変化よりも間隙水の流入・流出量やこれに関連する水理定数の変化に大きく依存することとなる。このため、大地震の発生

に伴う地下水性状の変化は、岩盤中の割れ目の生成などによる透水係数の変化によるものであるとする考えも指摘されている（たとえば、Rojstaczer and Wolf, 1992; Sato et al., 2000; Lai et al., 2004）。このような割れ目の生成は、帯水層内部だけでなく外部にも生じると考えられるため、帯水層からの水の流出や、他の地下水の流入を可能にする。そのため、このモデルでは地震による水質変化を前者のモデルよりも容易に説明することが可能である。しかしながら、地球潮汐や気圧変化といった広範囲にわたる緩慢な応力変化での割れ目の生成は考えにくい。このため、歪モデルにおける地下水の歪感度のように定量的な推定を行うことは極めて困難である。また、地震発生後の地下水位の変化が、地球潮汐応答によって推定される変化量によって十分に説明できない事例も報告されている（たとえば、Roeloffs, 1998）ことから、いずれのモデルも観測された地下水流動の変化を十分に説明するには至っていない。そのため、現状では観測結果からその変化の大きさを統計的に類推することが望ましい。

2) 2011年長野県北部の地震及び福島県浜通りの地震に伴う地下水化学組成の変化

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震は、東北日本が位置する北米プレートと、その下に沈み込む太平洋プレートとの境界で生じた地震である。また、この地震に伴って変位した断層面（プレート境界）の拡がりには長さ450 km×幅200 kmに及び、最大で約20 mの変位を生じたと推定されている。さらに、これに伴ってプレート境界の逆断層運動による上盤側プレートの応力場や歪場の変化が東日本を中心に生じたと推定されており、この影響に起因すると考えられる地下水位の変化（たとえば、Niwa et al., 2012）やM7クラスまでの内陸地震の発生が各地で観測された（たとえば、Toda et al., 2011）。このうち東北地方太平洋沖地震の発生翌日の3月12日には、長野県北部を震源とするM6.7の地震が発生した（図4.3.2-1）。また、茨城県北部から福島県南東部の地域では、東北地方太平洋沖地震の発生以降に活発な群発地震活動が始まり、同年4月までにM6.0以上の内陸地震が4回発生した（図4.3.2-2）。この中で最大の規模であった福島県浜通りの地震（4月11日、M7.0）の発生に伴い、井戸沢断層と湯ノ岳断層沿いの地表に約2 mの垂直変位をもつ地震断層が露出したことが報告されている（たとえば、Otsubo et al., 2012）。

これらの2つの地震の震源域周辺においては、地震の発生前に地下水試料の採取が行われており、地下水の化学組成等が測定されている（たとえば、Umeda et al., 2008）。そのため、ここでは地震前の分析結果が存在する温泉井において地震後に採取、分析された結果をもとに、地震前後の地下水化学組成の変化について検討を行った。なお、地下水溶存イオンの測定には、陽イオンについてはICP発光分光分析法、陰イオンについてはイオンクロマトグラフを用いている。

長野県北部の地震の震源域周辺における4カ所の温泉のうち、松之山、俵山の2カ所の温泉においては Na^+ 及び Cl^- 濃度が他のイオン濃度に比べて高く、河原沢及び五十沢ではこれに加えて SO_4^{2-} 濃度が高い傾向を示す（図4.3.2-1）。これらのイオン濃度は他に比して地震前後の変化が相対的に大きい傾向を示すものの、その大局的なパターンに変化は認められない。また、福島県浜通りの地震の震源域周辺における4カ所の温泉でも Na^+ や Cl^- などの他に比して高いイオン濃度の地震前後の変化が相対的に大きい傾向を示す（図4.3.2-2）。しかしながら、長野県北部の地震の震源域周辺の温泉と同様に、イオン濃度の相対的なパターンに変化は認められない。ここで示した各地点における地震後のイオン濃度は、それぞれの地震発生から1年以内に採取された試料によるものである。一方で、地震前のデータはそれぞれの地点における採取日が古いものもあり、これらの

変化が地震の発生のみ起因すると一概に断定することはできない。いずれにしても、地震前後の地下水の溶存成分には顕著な変化は認められなかった。このことから、地震に伴った帯水層からの水の流出や、他の地下水の流入といった現象は、今回対象とした地点ではほとんど生じていないと考えられる。

3) 今後の課題

上述のように、地震の発生に伴う地下水化学組成の変化を把握するためには、多数の観測例からその変化の大きさ等を統計的に類推することが望ましい。そのため、地震発生前後における観測データの更なる蓄積が必要である。

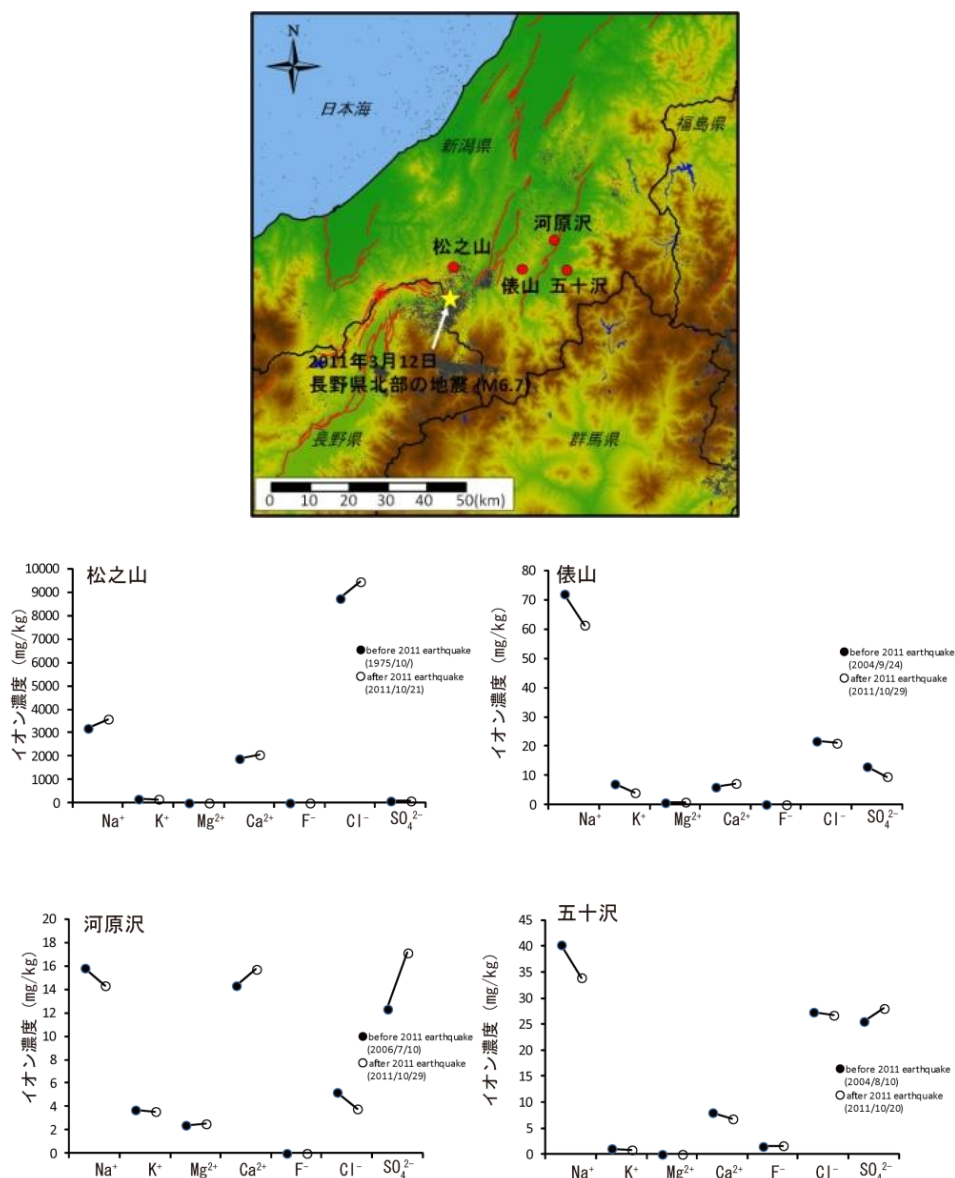


図4.3.2-1 長野県北部の地震の震源域周辺における試料採取地点の分布（左図）及び地震前後における各温泉での水質変化（右図） ※左図の赤線及び黒点は、活断層及び地震の震央（2011年3月11日～2013年4月30日に発生）を示す。

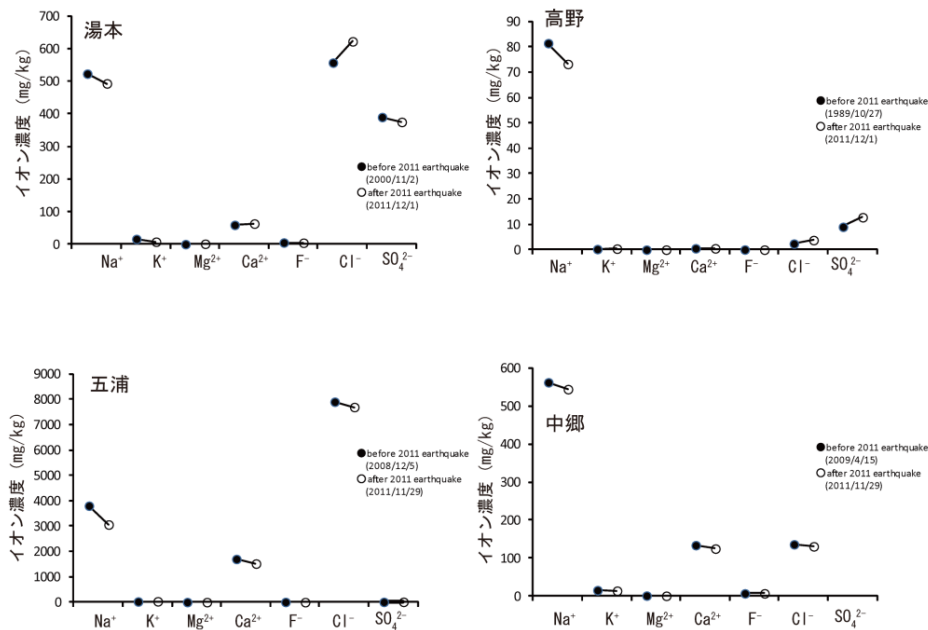
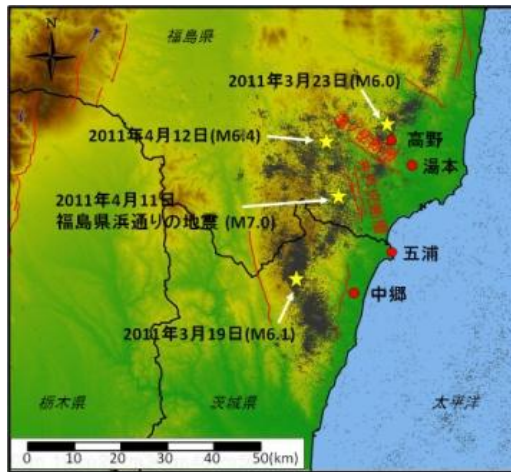


図4.3.2-2 福島県浜通りの地震の震源域周辺における試料採取地点の分布 (左図) 及び地震前後における各温泉での水質変化 (右図) ※左図の赤線及び黒点は、活断層及び地震の震央 (2011年3月11日～2013年4月30日に発生) を示す。

(2) 巨大地震・断層活動が地下坑道に与える影響の事例調査

本節では巨大地震・断層活動前後の地下坑道に与える影響の事例調査として岩手県釜石市の釜石鉱山坑道内で観測されている岩盤ひずみ・弾性波計測データ、及び国立天文台水沢VLBI観測所附属 江刺地球潮汐観測施設坑道内で観測されている岩盤ひずみデータについて述べる。

1) 岩盤ひずみ観測事例

① 釜石鉱山における岩盤ひずみ観測事例

a. 計測の概要

岩盤ひずみ計測は、図4.3.2-3に示す釜石鉱山550m坑道で実施されている。計測箇所地質は蟹岳花崗閃緑岩帯の細粒花崗岩であり、亀裂は発達しているが大半は閉合亀裂であり非常に硬質な岩盤である。岩盤ひずみ計は、1984年度に開始された「地震に関する調査研究委員会」の地

震観測業務の一つとして設置されたものである（山内，1998）。同委員会による計測は1998年をもって終了しているが、現在は釜石鉱山、真英計測によって管理、計測が行われている。

岩盤ひずみ計は水晶管伸縮方式（山内，1998）が採用されており、図4.3.2-3に示す標高550mのNE坑道最奥部に設置されている。計測は二つの基台で代表される岩盤間の距離を水晶管で測定する。図4.3.2-4に示すように水晶管の一端を固定端、もう一方を自由端とし、自由端側の基台に固定された変位センサーにより自由端の変位を計測する。変位センサーは差動トランス型変位計を使用しており、1分間隔でデータのサンプリングを行っている。

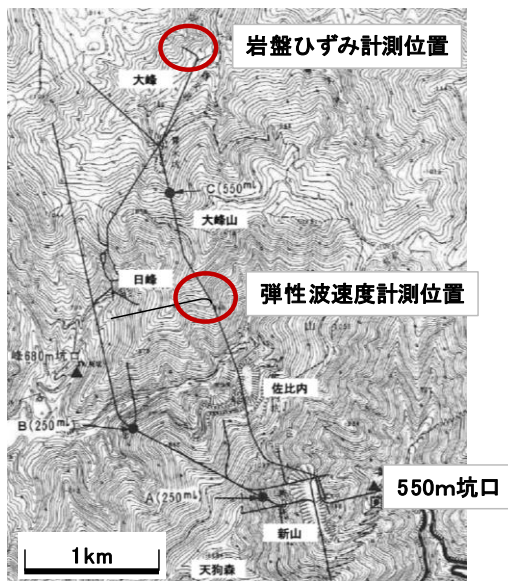


図4.3.2-3 釜石鉱山550m坑道展開図及び岩盤ひずみ・弾性波計測位置図

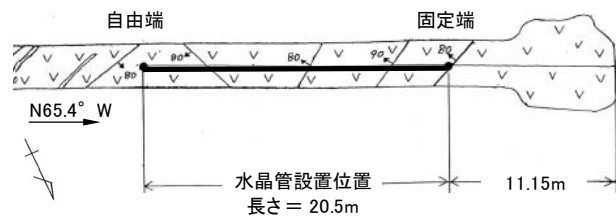


図4.3.2-4 岩盤ひずみ計設置状況

<水晶管伸縮計方式岩盤ひずみ計・仕様>

- ・水晶管 : 熔融石英管
外形30mm, 内径26mm
- ・測定長 : 20.493m
- ・測定方向 : N65.4° W
- ・固有周期 : 0.715秒 (1.4Hz)
- ・取り付け岩盤 : 蟹岳閃緑岩
- ・変位センサー : 差動トランス型変位計
分解能0.01 μm

b. 計測結果

図4.3.2-5に2004年5月～2011年1月の期間に観測された岩盤ひずみデータの結果を示す。赤の実線は岩盤の変位量を示している。黒の実線は地震情報として発生時刻を地震の規模（マグニチュード）で表した。地震情報は気象庁の「震度データベース」（気象庁、2014）より、全国で観測された震度3以上の地震を抽出したものである。2004年1月から2013年12月の期間に発生した震度3以上の地震は約3200件となっている。図中の□枠に期間中に発生した主要な被害地震を表示した。

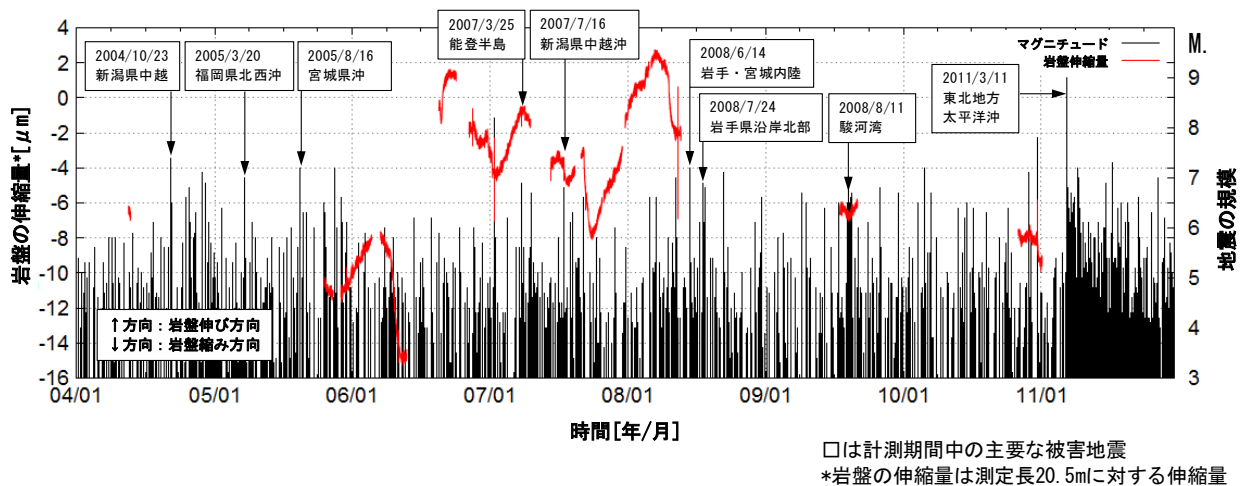


図4. 3. 2-5 釜石鉱山での岩盤ひずみ計測結果

図4. 3. 2-5の計測結果より、岩盤ひずみは6ヶ月ほどの周期で収縮と伸長を繰り返していると判断され、計測期間中の伸縮量の最大値は約 $18\mu\text{m}$ (2006/5/19: $-15\mu\text{m}$ ~2008/3/16: $+2.8\mu\text{m}$) である。ただし、2008年~2011年の間は欠測が多く判断が難しい。

岩盤の伸縮の反転がみられる時刻に比較的規模が大きな地震が発生していることがある。顕著なケースは、2007/3/25能登半島地震、2007/7/16新潟県中越沖地震である。しかし、伸縮の反転は「伸長から収縮」「収縮から伸長」のいずれかに決まった傾向があるわけではない。

② 江刺地球潮汐観測施設における岩盤ひずみ観測事例

a. 計測データの概要

計測データは、国立天文台水沢VLBI観測所附属江刺地球潮汐観測施設において平成22年3月1日から平成24年10月31日にかけて観測された岩盤ひずみ計測データである。

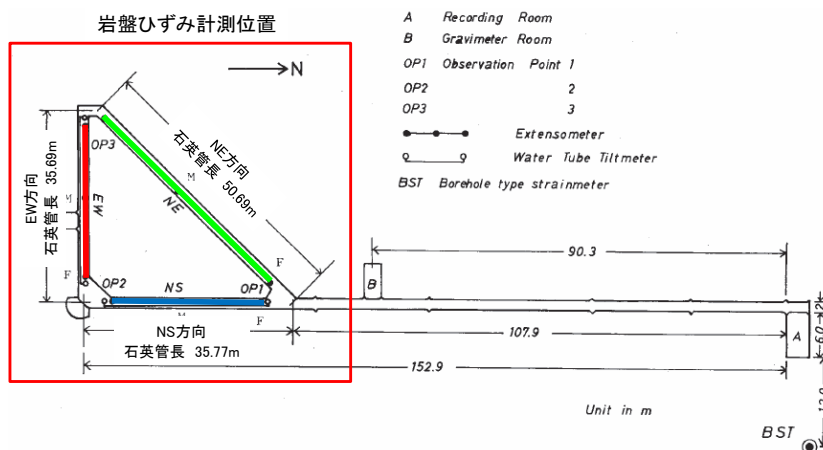


図 4. 3. 2-6 江刺地球潮汐観測施設における岩盤ひずみ計の配置図

岩盤ひずみ計は図4. 3. 2-6に示すように延長250mの坑道の最深部に直角三角形形状に掘削された坑道に設置された3本の石英管伸縮計で構成されており、それぞれNS (南北成分: 長さ35.77m)、

EW（東西成分：長さ35.69m）、NE（斜辺成分：長さ50.69m）の3方向の岩盤の精密な変位の計測を行っている（国立天文台水沢, 1989；National Astronomical Observatory of Japan, 1989；田村ら, 2013）。変位センサーには差動トランスを使用しており、1時間ごとにサンプリングされたデータをBAYTAP-G（赤池ほか, 1995）を用いて地球潮汐等のノイズ処理を行った。処理したデータに対して2011年3月11日東北地方太平洋沖地震前後の岩盤ひずみの傾向について分析を行った。ただし、2011年3月のデータは、地震による欠測、計測機の調整が行われていないこともあり、分析の対象から除外している。

b. 計測結果の分析

(a) 東北地方太平洋沖地震前の岩盤ひずみの推移

図4.3.2-7は、東北地方太平洋沖地震前、2010年3月1日～2011年2月29日の期間の岩盤ひずみの推移を2010年3月1日を基準にプロットしたものである。黒の実線は地震情報として発生時刻を地震の規模（マグニチュード）で表したものであり、前述の図4.3.2-5と同様、気象庁の「震度データベース」より、全国で観測された震度3以上の地震を抽出したものである。

図4.3.2-7より、EW（赤実線）、NE（緑実線）方向のひずみは縮みに推移していることがわかる。一方、NS（青実線）方向のひずみは、他の2方向より大きな振幅で推移しており、対象期間での伸縮傾向は捉えにくい。また、岩盤ひずみの変化点と地震が一致する箇所があった。図中の□枠で記した地震がそれに該当し、矢印が岩盤ひずみの変化点を指している。

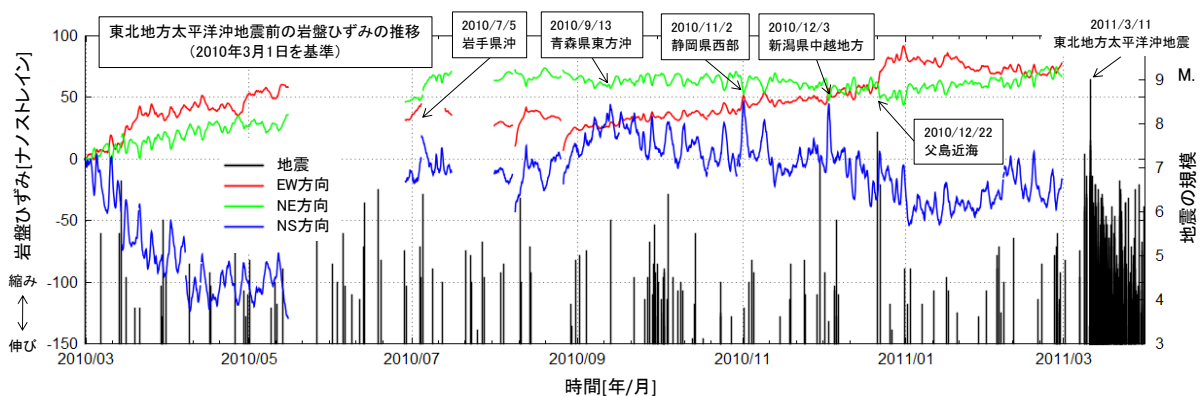


図4.3.2-7 東北地方太平洋沖地震前の岩盤ひずみの推移

(b) 東北地方太平洋沖地震後の岩盤ひずみの推移

図4.3.2-8は、東北地方太平洋沖地震後、2011年4月1日～2012年12月31日の期間の岩盤ひずみの推移を2011年4月1日を基準にプロットしたものである。これより、EW（赤実線）方向のひずみは伸長を続けている。一方、NS（青実線）、NE（緑実線）方向のひずみは収縮を続けている。また、地震前のひずみが100ナノストレイン程度で推移しているのに対して、地震後の伸長・収縮は2012年12月31日段階で、EW方向：2000ナノストレイン（伸び）、NE方向：900ナノストレイン（縮み）、NS方向：4000ナノストレイン（縮み）となっている。

東北地方太平洋沖地震後の余震と岩盤ひずみの関係については、岩盤ひずみの変化点が大きな伸長・収縮のトレンドに吸収され把握できていないため、余震との関連を示す結果が得られていない。

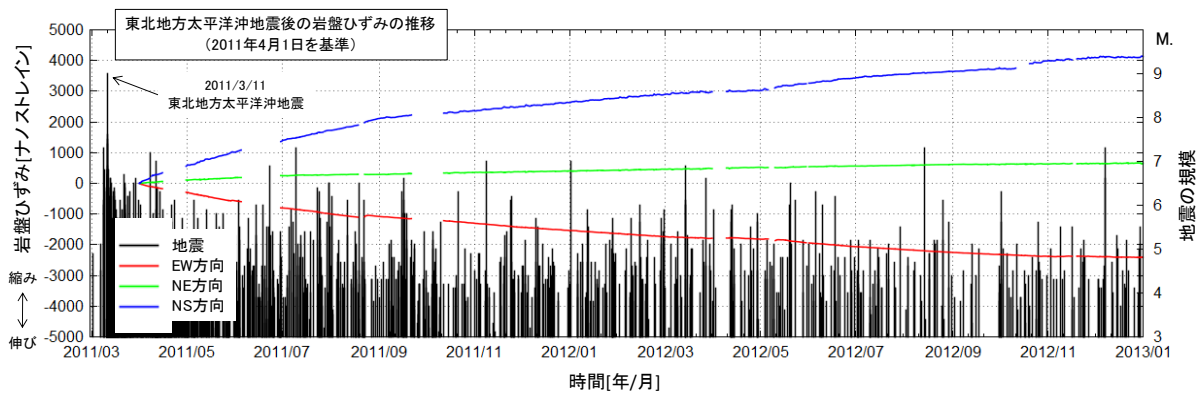


図4.3.2-8 東北地方太平洋沖地震後の岩盤ひずみの推移

③考察

岩盤ひずみ観測結果より、東北地方太平洋沖地震前では、周期的に収縮と伸長状態を繰り返していることがわかった。また、地震までは概ね収縮傾向にあり、東西圧縮の応力状態にあったと考えられる。地震後、その応力状態から解放されたことで、東西方向は伸長に転じたと判断される。一方、南北方向の応力状態については、岩盤を弾性体と仮定し、地震前の東西圧縮状態に対して南北方向が伸長状態にあったとすると、地震後拘束から解放されて収縮に転じたと判断できる。現在も東西の伸長、南北の収縮は継続しており、国土地理院がGNSSデータから推定した東北地方のひずみ変化（地震予知連絡会, 2014）と調和的な結果となっている。前述の仮定に立てば、応力再分配の途上である可能性が考えられる。

また、地震情報と計測データとの関係について分析を行い、ある程度相関が認められることがわかった。

2) 弾性波速度の計測事例

①弾性波速度計測の概要

弾性波計測は、佐野ら（Sano et al., 1997；田中ほか, 1997；田中ほか, 1995）が地下構造物の施工中及び施工後数百年の長期的な安定性をモニタリングする技術、また地殻変動を観測する技術として高精度弾性波測定システムを開発し、1994年から現在に至るまで計測システムの改良を行いながら、継続して釜石鉱山において弾性波計測を実施しているものである。

弾性波速度の計測位置は、図4.3.2-3に示すように坑口より約2km奥に入った蟹岳花崗閃緑岩帯にあり、土被りは約430mである。今回2009年4月～2012年3月の期間に計測された弾性波速度（時刻歴データ）及び、近傍で計測された岩盤温度、間隙水圧に基づき岩盤の挙動を調査した。弾性波速度計測網及び岩盤温度計、間隙水圧計の配置を図4.3.2-9に示す。弾性波速度の計測は4方向で実施しており、計測の仕様を表4.3.2-1に示す。岩盤温度、間隙水圧についてはそれぞれ2箇所計測を実施しており、計測位置は弾性波速度計測位置から100m程度坑口側の坑道である。

②計測システム

計測システムは、Yukutake et al. (1998) らのシステムに改良を加え、1ppmオーダーの分解能で速度変化量が計測可能な完全自動化された長期モニタリングシステムとして、佐野ら（Sano et al., 1997；田中ほか, 1997；田中ほか, 1995）により開発・改良されてきたものである。パソコンからの信号をトリガーとして、パルスジェネレータでパルスを発振し、これをハイパワーパル

スジェネレータで増幅して圧電素子により岩盤にパルスを発振する。岩盤中を伝播した波は加速度計で受振されアンプで増幅されたのち、トランジェントイベントレコーダで記録される。パルスジェネレータとトランジェントイベントレコーダは共通クロックとして精度が約0.001 ppm/年のルビジウム原子時計で同期している。計測された波形は、4~50nsecのサンプリング間隔でトランジェントイベントレコーダに記録され1000回以上アベレーシングしてパソコンに転送され、いくつかの波形をスタッキングしたのち保存される。

表4.3.2-1 弾性波計測仕様

経路番号	経路長	波形取得間隔	波形取得数	サンプリング間隔	記録時間
Path1	16m	15分、6時間	114,000	4, 10 nsec	100~400 μ sec
Path3	20m	15分、6時間	152,000	4, 10 nsec	180~200 μ sec
Path4	20m	15分、6時間	126,000	4, 10, 50 nsec	100~4500 μ sec
Path5	40m	6時間、24時間	3,700	50 nsec	2200~4500 μ sec

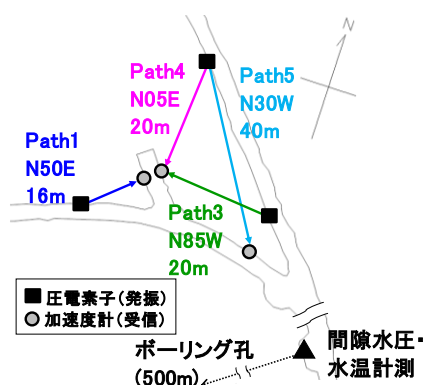


図4.3.2-9 弾性波計測網及び岩盤温度計、間隙水圧計配置

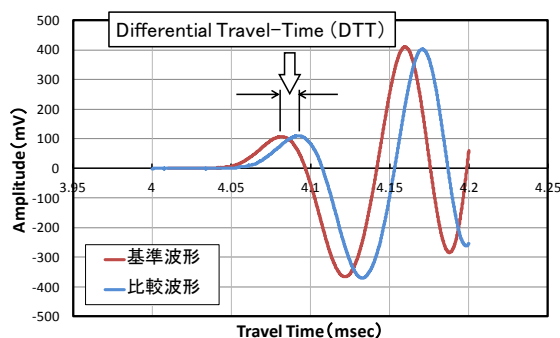


図4.3.2-10 Differential Travel Time算定の概念図

③分析方法

弾性波速度の変化については、計測した基準波形と比較波形の相互相関処理による初動の時間変化 (Differential Travel-Time 以下、DTTと記載) を算出 (Sano et al., 2013) して、弾性波速度の変化を分析・評価した。図4.3.2-10にDTT算定の概念を示す。

DTTの値は発振点から受信点までの到達時間であるが、波形の解像度に比べ経路長の計測誤差があまりに大きくなるため、弾性波速度として評価することが困難である。このため、DTT1点の値にはあまり意味はなく、時系列に並べその傾向から分析を行う。たとえば、DTTが減傾向にある場合、弾性波速度が大きくなっていることを意味する。逆にDTTが増加傾向にある場合は弾性波速度が小さくなっていることを意味し、これより岩盤応力状態などを分析する。

表4.3.2-2 地震情報とDTTジャンプ量

No.	発生日時	震源地	マグニチュード	震度 ^{※1}	方位角 ^{※2}	測地線長 ^{※2}	ジャンプ量 (ppm)			
							Path1	Path3	Path4	Path5
							N50E	N85W	N5E	N30W
a	2009/6/23 16:37	宮城県沖	5.6	3	121° 47' 45"	87km	9	-	-	-
b	2010/7/5 6:55	岩手県沖	6.4	3	65° 03' 28"	92km	26	10	-	-
c	2011/3/9 11:45	三陸沖	7.3	3	127° 38' 55"	177km	40	20	13	27
d	2011/3/11 14:46	三陸沖	9	5強	142° 10' 28"	169km	496	1005	459	800
e	2011/4/7 23:32	宮城県沖	7.2	5強	170° 15' 50"	125km	-	57	24	27
f	2011/4/13 4:37	岩手県沖	5.5	3	83° 42' 52"	33km	-	-	-	-
g	2011/4/29 15:54	岩手県沖	4.8	3	84° 20' 53"	33km	-	-	-	-
h	2011/5/8 5:52	岩手県沖	5.7	3	33° 55' 49"	125km	-	-	-	-
i	2011/5/13 1:20	岩手県沖	4.7	3	45° 08' 35"	56km	-	-	-	-
j	2011/5/31 21:28	岩手県沖	5.3	3	84° 00' 23"	33km	-	-	-	-
k	2011/6/9 7:11	岩手県沖	5	3	114° 18' 36"	72km	-	-	-	-
l	2011/6/23 6:50	岩手県沖	6.9	3	47° 38' 54"	105km	-	10	-	-
m	2011/7/11 13:29	岩手県沖	5.1	3	83° 58' 53"	33km	-	-	-	-
n	2011/7/12 17:59	宮城県沖	4.8	3	151° 27' 10"	70km	-	-	-	-
o	2011/7/23 13:34	宮城県沖	6.4	4	143° 41' 30"	60km	-	20	-	13
p	2011/8/11 22:31	宮城県沖	5.3	3	153° 18' 21"	107km	-	-	-	-
q	2011/9/23 22:12	岩手県沖	5	3	84° 39' 55"	33km	-	-	-	-
r	2011/12/10 15:08	宮城県沖	4.7	3	171° 23' 06"	77km	-	-	-	-
s	2012/1/9 7:13	岩手県沖	5.1	3	84° 20' 53"	33km	-	-	-	-
-	2011/3/19 8:33	岩手県沖	5.7	※	102° 6' 52"	65km	17	-	-	-
-	2011/3/20 21:03	岩手県沖	5.9	※	83° 28' 15"	32km	23	-	4	-

※1：気象庁地震観測点『釜石市只越町』で観測された値
 ※2：弾性波計測サイトを39° 18' 40"N141° 40' 45"Eとした時の値
 ※：気象庁地震観測点『釜石市只越町』では観測されていない
 -：ジャンプが認められない
 ■：データ未取得

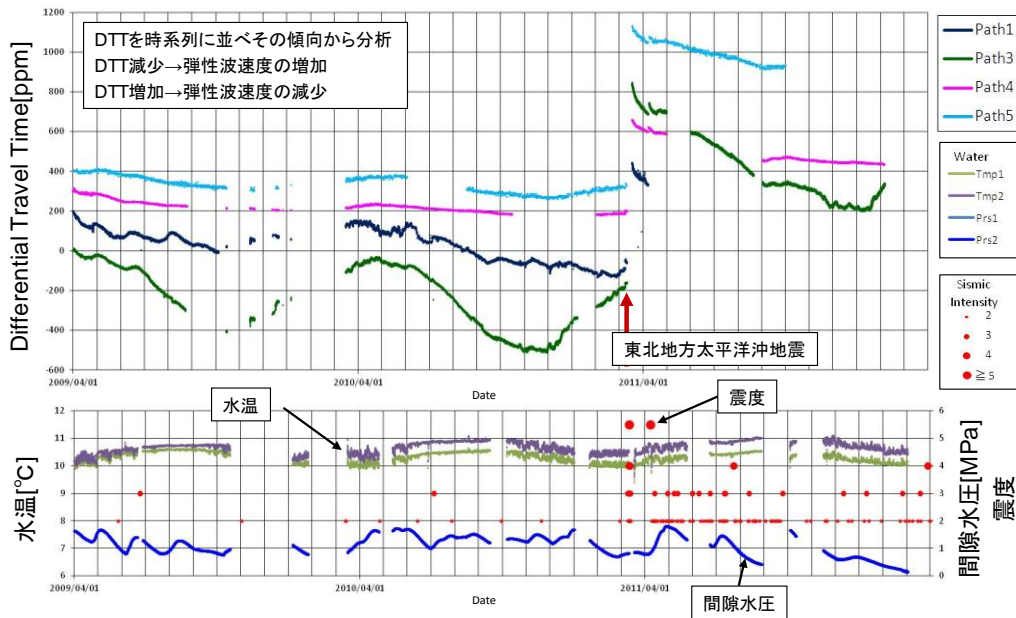


図4.3.2-11 DTTの変化

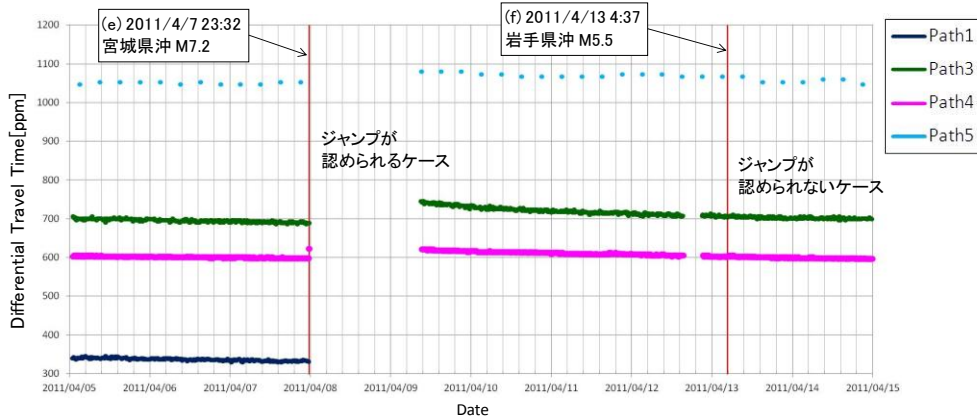


図4.3.2-12 地震発生時のDTT挙動の例

④弾性波速度計測結果

a. 2009年4月～2012年3月期間の傾向

図4. 3. 2-11に2009年4月～2012年3月の期間でのDTTの変化を示している。東北地方太平洋沖地震前は、DTTに周期的な変動がみられ、Path3 (EW方向) の振幅が最も大きく、Path5 (NS方向) の振幅が最も小さい。また、周期的な変動をしながら減少している傾向がみられる。東北地方太平洋沖地震では、DTTが大きくジャンプしており、Path3 (EW方向) で最大で1000ppm程度の増加がみられ、その後、DTTは徐々に減少している。

b. 地震とDTTジャンプの関連に関する分析

釜石鉾山近傍の気象庁地震観測点『釜石市只越町』で観測された震度2以上のデータを抽出し、そのうち震度3以上の地震(気象庁, 2014)と原位置計測データを詳細に比較・検討することとした。抽出した地震情報とDTTジャンプ量を表4. 3. 2-2に示す。この分析によると、図4. 3. 2-12に示すように、必ずしもすべての地震でDTTのジャンプがみられるわけではないこと、また経路によってジャンプが認められなかったり、ジャンプ量が異なることがわかった。

⑤考察

弾性波速度の変化が応力変化にともなうものと仮定すると、東北地方太平洋沖地震までは圧縮応力が増加し、東北地方太平洋沖地震で圧縮応力が緩和したものと考えられる。これは東北日本が太平洋プレートの沈み込みに起因する東西方向に圧縮されていたこと、東北地方太平洋沖地震により東西方向の圧縮が緩和された現象と調和している。また、前述の岩盤ひずみデータの結果とも調和的である。

佐野らが釜石鉾山で計測した台風通過時の気圧変動と弾性波速度の相関から得られた釜石鉾山弾性波計測サイトでの弾性波速度の応力依存性感度は1. 4ppm/hPaである(Sano et al., 2013)。この感度係数を東北地方太平洋沖地震で得られた最大変化量1000ppmにあてはめると約70kPaの応力変化が生じたものと推定される。ただし、地震直後から計測が中断していたため、その時点でのジャンプ量は1000ppmを大きく上回るものであったと推定される。

4) 今後の課題

現状、岩盤ひずみ及び弾性波計測結果は、ある時点を基準とした相対的な変化量で評価を行っており、計測値から岩盤の応力状態を絶対値で評価することができない。しかし、基準となる現象、たとえば気圧変動などと計測値の比較検討などから間接的に推定することは可能であると考えられる。今後、気圧変動など他の観測データの充実、また計測値との対比などが必要であり、このためには、過去から将来にわたっての詳細なデータ分析が必要である。

4. 3. 3 巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査

(1) 地震・断層挙動を模擬した工学規模の人工バリア影響把握

1) 人工バリアのせん断挙動を模擬した模型試験

①調査研究の背景と目的

第2次取りまとめ(サイクル機構, 1999)では、地震や断層活動の影響等のうち、地層処分システムに著しい影響を及ぼす可能性のある天然現象については、サイト選定によってその影響を避けることを基本的な考え方としている。また、地質環境の長期安定性に関する主要な自然現象の

うち、地震については、原子力安全委員会の「環境要件」において「処分施設を合理的に配置することが困難となるような活断層が文献調査で明らかな地域は、主に処分施設及び廃棄体が直接破損することを避ける観点から、これを概要調査地区には含めない」とされている（原環機構、2004）。

これらのことから、地層処分システムに影響を及ぼす可能性のある断層としては、主断層から派生する副次的な断層が考えられ、このような断層は、変位速度が非常に小さく、侵食作用により断層の変位地形が残りにくいことから、未確認のものが多数存在している可能性が指摘されている（池田ほか、2000）。表4.3.3-1は、断層の活動度を断層の平均変位速度に従って分類したものであるが、これらの断層はC級断層（松田、1975）に分類され、国内における既往の研究においては、C級断層が人工バリア中を横切る場合を想定した模型試験や解析コードABAQUS（Hibbitt, Karlsson & Sorensen, Inc., 1997）を用いた再現解析等を行い、人工バリアに及ぼす断層の影響についての研究が進められている（平井ほか、2003；斎藤ほか、2008）。

諸外国においては、スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB）において、せん断速度のせん断応答挙動に与える影響が試験的に検討されており、せん断速度の増加に伴ってキャニスタの変形が大きくなることが示されている（Börgesson, 1986）。また、緩衝材の仕様やせん断位置の影響等について解析的な検討も行われており、ベントナイト密度やせん断位置がキャニスタの変形に影響を及ぼすことが示されている。なお、SKBではキャニスタに影響を及ぼすせん断変位量として0.1mという変位量が示されている（SKB, 1999）。

本調査においては、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、特に巨大地震・断層活動の発端を事例とした地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発に資するため、これまでの想定を超える断層挙動を模擬した工学規模の試験計画を策定する。試験により取得されたデータは微小変形を前提とした有限要素法による既存の解析モデルの適用性の確認や、より大きな変位・速度を想定した条件も視野に入れた大変形解析が可能となる新たな解析手法の開発に資する。

表4.3.3-1 平均変位速度における活断層の活動度の分類（松田、1975）

活断層の分類	第四紀の平均変位速度S（単位：m/1,000年）		
	A級 $10 > S \geq 1$	B級 $1 > S \geq 0.1$	C級 $0.1 > S \geq 0.01$

②人工バリアせん断試験の現状と課題

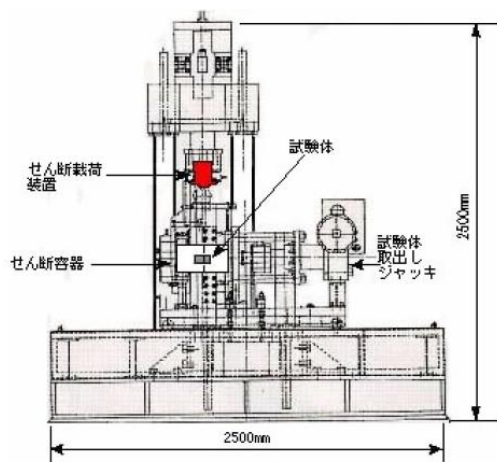
第2次取りまとめ以降、処分坑道横置き方式の1/20スケールの人工バリアの中央に鉛直方向の断層ずれが発生した場合を想定した模型試験を実施している（平井ほか、2003；斎藤ほか、2008）。図4.3.3-1に試験装置の概略及び試験装置の外観を示す。本装置は、直径150mmの供試体を対象とし、せん断変位は最大100mmである。既往の研究では、図4.3.3-2に示す飽和後の人工バリアを対象とし、表4.3.3-2に示すように40mm及び70mmのせん断変位においてせん断変位速度をパラメータとしてせん断試験を行っている。この供試体の緩衝材は、第2次取りまとめにおけるレファレンス仕様（ベントナイト70wt%、ケイ砂30wt%、乾燥密度 $\rho_d=1.6\text{Mg/m}^3$ （有効粘土密度 1.37Mg/m^3 ））である。せん断変位とせん断変位速度をパラメータとした試験の結果、せん断変位速度がオーバー

パックに作用する土圧に影響することが示されている。また、数値解析による評価により、試験結果を概略的に評価できることを示す一方、緩衝材中の間隙水圧挙動のモデル化の重要性が指摘されている（平井ほか，2003；斎藤ほか，2008）。

飽和後の人工バリアを対象としたせん断試験では、緩衝材が飽和したことを確認した上でせん断試験を行う必要がある。これまでの試験では、供試体を装置にセッティングし、緩衝材を飽和させていた（飽和期間は2,000～3,000時間（約100日）程度）ため、本装置を用いた試験回数は1年間で2回程度であった。試験結果の再現性を検証するためには、さらなる試験回数の増加を図る必要がある。また、本装置には間隙水圧計を取り付けられるようになっているが、飽和膨潤過程中に一部の計測機器が計測不能となり、モデル化で重要とされたせん断過程での間隙水圧の挙動を計測することが出来なかった。

表 4.3.3-2 既往のせん断試験ケース（斎藤ほか，2008）

試験ケース	せん断変位	せん断変位速度
Case 1	40mm	100mm/sec
Case 2	40mm	100mm/sec
Case 3	70mm	10mm/sec
Case 4	70mm	10mm/sec

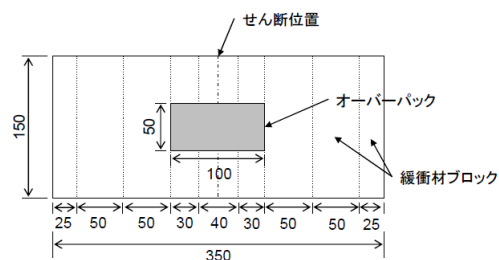


a) 試験装置の概略図



b) 試験装置外観

図 4.3.3-1 せん断試験装置（斎藤ほか，2008）



[単位：mm]

図 4.3.3-2 既往の研究で使用した供試体の寸法（斎藤ほか，2008）

③試験設備の整備

1) で述べたように、これまでの想定を超える断層挙動（たとえば、C級断層以上の断層ずれ）を模擬した試験を行う必要があるが、本装置のせん断変位が最大100mmであることを考慮し、供試体のスケールを図4.3.3-3に示すように従来の1/20から1/40に変更した。この変更により、人工バリア周囲の岩盤まで考慮出来ることから、図4.3.3-4に示すように従来の試験条件よりも変位量が大きな断層ずれが発生した場合を想定した模型試験にも対応できるようになった。また、飽和した供試体を事前に準備するため、新たに図4.3.3-5に示す飽和容器を製作した。さらに、人工バリアに対するせん断変位の増加等に伴い増加する計測データの取り込み速度の高速化を図るなど、岩盤及び人工バリアの断層挙動を模擬したせん断試験の実施に必要な備品を整備した。

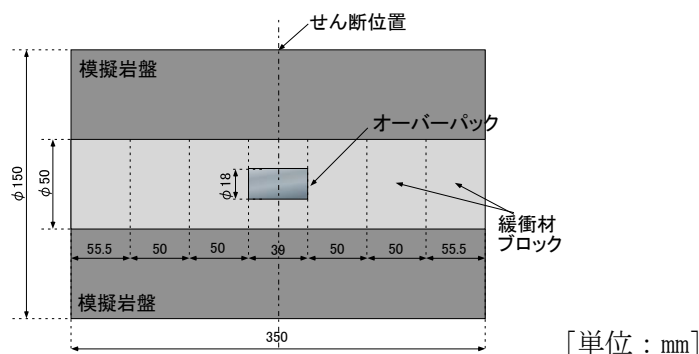


図4.3.3-3 人工バリアせん断試験の構成

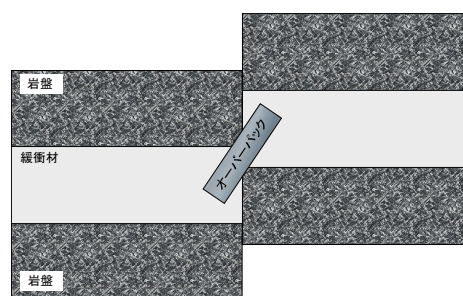


図4.3.3-4 断層挙動の模式図

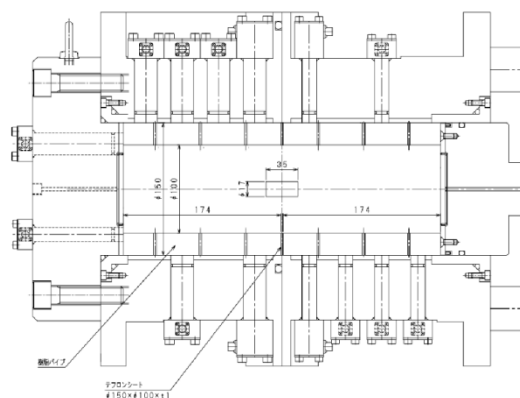


図4.3.3-5 供試体飽和容器

④試験計画の策定

a. 人工バリアせん断試験条件

せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様を表4.3.3-3に示す。緩衝材は、第2次取りまとめにおけるレファレンスケースの緩衝材材料（ベントナイト70wt%、ケイ砂30wt%の混合体、乾燥密度 $\rho_d=1.6\text{Mg/m}^3$ （有効粘土密度 $\rho_{e}=1.37\text{Mg/m}^3$ ））を用いる。含水比は、締固め特性試験結果（日本原子力研究開発機構，2013）の最適含水比である $w=17\%$ 程度（飽和度 $S_r=68\%$ 程度）とする。また、供試体は、第2次取りまとめ仕様の1/40スケールとして、図4.3.3-3に示すように直径50mm、長さ350mmの円柱状とする。試験溶液は、蒸留水を用い、供試体への注水圧は200kPaとする。

せん断試験の試験条件を表4.3.3-4に示す。せん断変位量は、緩衝材厚さに対して50%、100%、

及び150%程度を与えるものとした（図4.3.3-6参照）。また、載荷速度は、既往の研究成果と同様に10mm/secと100mm/secとした。

表 4.3.3-3 せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様

ベントナイト系材料	Na型クニゲルV1
ケイ砂混合率	30wt%
ケイ砂比率	3号：5号＝1：1
乾燥密度	1.6Mg/m ³
含水比	約17%
有効粘土密度	1.37Mg/m ³
試験溶液	蒸留水
注水圧	200kPa
模擬オーバーパック	アルミ製
模擬岩盤	樹脂製（POP）

表 4.3.3-4 せん断試験条件

試験ケース	せん断変位	せん断変位速度	備考
Case 0	30mm	10mm/sec	岩盤破壊テスト
Case 1	10mm	10mm/sec	
Case 2	10mm	100mm/sec	
Case 3	20mm	10mm/sec	
Case 4	20mm	100mm/sec	
Case 5	30mm	10mm/sec	岩盤破壊相当
Case 6	30mm	100mm/sec	岩盤破壊相当

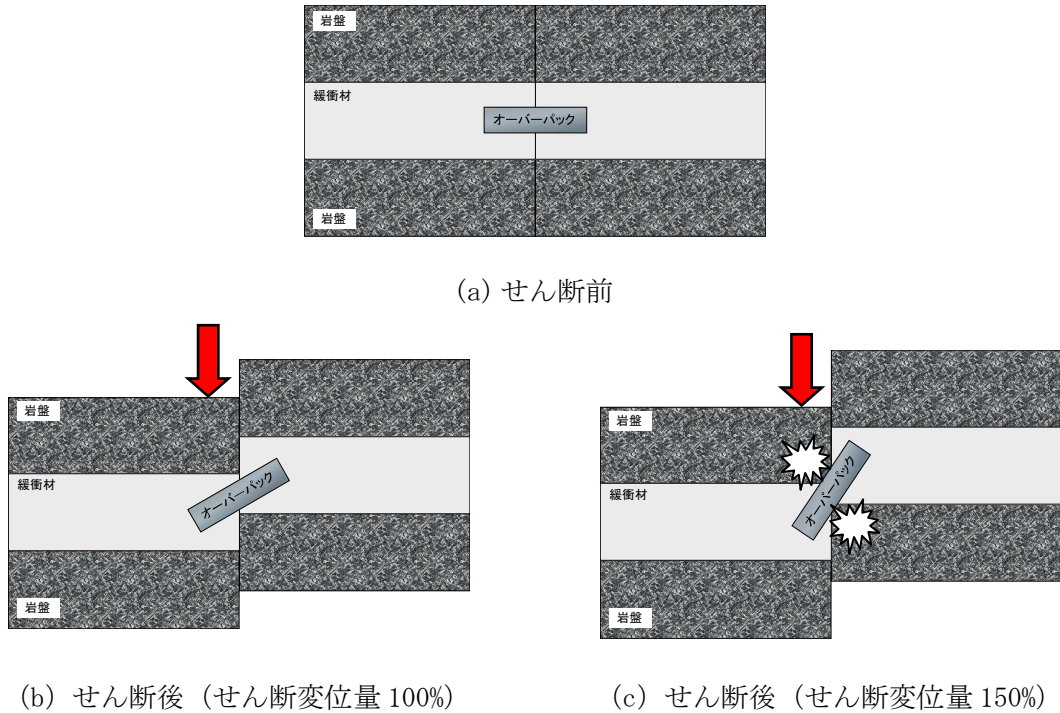


図 4.3.3-6 断層挙動の概念

b. 実施工程に係わる検討

人工バリアせん断試験のフローを図4.3.3-7に示す。また、実施工程案を表4.3.3-5に示す。せん断容器及び新たに製作した供試体飽和容器を用いて飽和供試体を作製する。

人工バリアせん断試験の手順は以下の通りである。せん断試験容器に不飽和の供試体を用いて試験を実施する場合、始めに計測機器のキャリブレーションを行った後、緩衝材ブロック及び模擬オーバーパックをせん断試験容器及び供試体飽和容器内に設置する。次に試験溶液を一定の注水圧で容器内に注水し、飽和を累積注水量と供試体の間隙率から推定される飽和に必要な試験溶液の体積との比較によって確認する。さらに、土圧計が目標の膨潤圧まで上昇し定常になっているか、あるいは、三軸圧縮試験のように、非排水状態で拘束圧を間隙圧の値が同程度 (B 値=0.95以上) になっているのか等により飽和の確認を行う。供試体の飽和を確認した後、せん断試験を実施し、所定のせん断変位を与える。せん断変形変位を与えたのち、供試体を取り出し、X線CTによる内部構造の観察やサンプリングによる密度測定を実施する。

また、新たに製作した供試体飽和容器を用いる場合、飽和供試体を作製した後、供試体飽和容器からせん断試験容器に供試体をスライドさせ、試験溶液を注水して土圧計の値が安定していることを確認してから、せん断過程及び密度測定過程に移行する。

表4.3.3-5 人工バリアせん断試験の工程案

時間 \ 作業項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
準備												
計測機器のキャリブレーション												
供試体作製												
供試体飽和(せん断容器)												
せん断試験(せん断容器)												
X線CT及び密度測定等												
供試体飽和(飽和容器)												
せん断容器移動/飽和												
透水試験												

(1マスは、0.5ヶ月を想定)

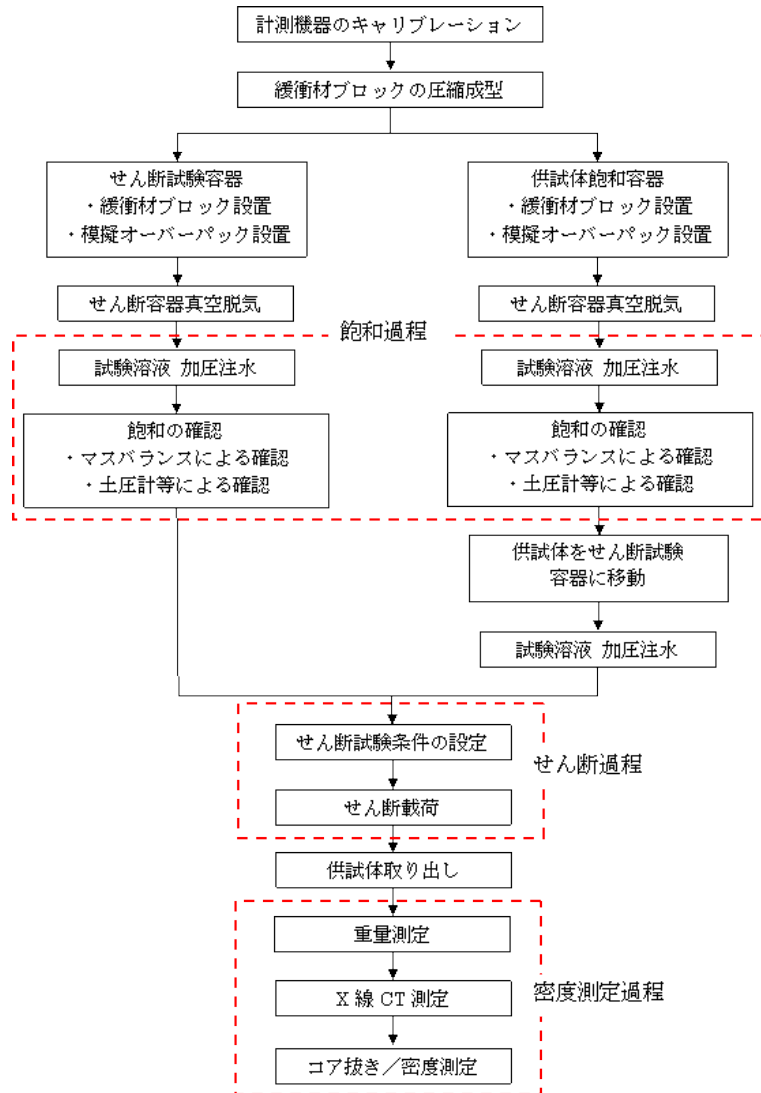


図4.3.3-7 人工バリアせん断試験フロー

2) 振動影響評価手法の開発

① 背景・目的と実施内容

第2次取りまとめ（サイクル機構，1999）における人工バリアの地震による振動に対する影響の検討では地震応答解析コードの開発、振動試験の概要とモデルの適用性の確認、人工バリアの耐震安定性解析評価を実施しており、緩衝材のせん断ひずみは微小でありせん断破壊することはないという結果が示されている。

ここでは、東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象の評価手法開発に関する技術的な検討に資するため、振動影響評価手法に関わる第2次取りまとめ以降の最新の知見の整備を行った。

まず、近年の諸外国における放射性廃棄物の処分場の耐震安定性評価に関する文献情報を整理した。また、第2次取りまとめの模型振動試験の実地震波応答解析で使用した解析モデルのパラメータは砂の液状化試験結果からの引用であることから、より精緻な評価を行うためベントナイトの試験結果を用いてパラメータを新しく設定した。

② 地下処分場等の耐震安定性評価に関する文献情報の整理

各国の放射性廃棄物の地層処分における耐震安定性評価の方針、考え方、最新の模型振動試験や振動解析の事例を収集した。

a. 地下処分場に対する各国の耐震への考え方

最終処分場は基本的に地震の影響がない地域に計画されているものの、いくつかの国で耐震への考え方が言及されている。各国の考え方をまとめたものを表4.3.3-6に示す。

表4.3.3-6 各国の耐震への考え方

国名	耐震への考え方
米国	1000年確率論的検討から設計地震動を0.1gとする。（Nuclear Waste Partnership LLC (NWP), 2013）
スウェーデン	緩衝材により地震動による変位を100mmまで許容できると考えられる。（Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), 2006）
ドイツ	これまでの地震動計測結果から、このサイト（Gorleben）における地震リスクは低いと考えられる。（Federal Ministry of Economics and Technology (BMWi), 2008） 地層処分場建設地はドイツ工業規格DIN4149のEarthquake Zone 1を超えないこと。（BGR, 2007）
フランス	1991年にnuclear Safety Authorityによって制定されたBasic Safety Rule RFS III. 2. fによれば、地層処分場は長期にわたって地震リスクの無い位置に建設しなければならない。（ANDRA, 2007）
フィンランド	Olkiluoto地域の地震リスクは低いが、完全には否定できない。ただし地震動による変位は0.005m以下であると考えられ、地層処分場のレイアウトを適切に行えば、キャニスターのダメージは最小にとどめることができると考えられる。（Posiva Oy, 2012）

b. 地層処分場を対象とした耐震に関する研究事例

近年実施された地層処分場に関する耐震研究例について示す。

日本では、地下構造物の耐震性の評価を実施している（原環機構，2011）。地下施設に与える

影響が大きいと考えられる保守的な地震動を設定し、操業期間中の空間保持の観点から処分坑道と立坑の耐震性について評価しており、岩盤の最大せん断ひずみや局所安全係数の地震時増分、及び支保工応力度の地震時増分は小さく、処分場建設時に力学的安定性が確保されていれば、坑道の地震時健全性が確保できることが確認されている。また、地震動が建設・操業段階の地下空洞型処分施設に与える影響を把握するための動的解析を実施している（公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター，2013）。鉛直二次元断面をモデル化し、廃棄体定置前から埋め戻し直後まで段階ごとに最大水平加速度450galを与えたときの挙動を評価しており、緩衝材は最大-2～2mm程度の変形が発生する結果となった。また、廃棄体を囲うセメント系材料にはひび割れ等が発生せず、十分に安全である解析結果が得られた。

フィンランドのポシヴァ社ではキャニスターを収納した処分孔内の緩衝材に生じる応力変化の解析を実施している（Martono Leoni, 2012）。二次元及び三次元の静的解析を行っており、処分孔と処分坑道の境界部に応力が集中する状況などが解析されている。

c. ベントナイトを対象とした振動影響に関する研究事例

ベントナイトは高い遮水性と変形追従性を有することから、地盤汚染物質の原位置封じ込めへの適用が期待されている。しかし剛性が低い材料であることから、静的・動的な構造安定性を検証する必要がある。そこで、砂地盤に打設したベントナイト遮水壁の遠心模型振動試験が実施されている（乾ほか，2008；栗原ほか，2008）。ベントナイト遮水壁は、最大加速度500gal程度の地震動に対して沈下は認められたものの、有意な水平変位や損傷は発生せず、健全性が保持される結果が得られた。

また、斜面の振動台実験にベントナイトが用いられた事例がある（中島ほか，2013）。ここでは斜面の弱層と表層にベントナイトを混合した材料を使用している。実験中の最大せん断ひずみの分布図が示されている他、振動台加速度とのり肩部応答加速度の比較されている。

③振動影響評価に必要なパラメータの設定

より精緻な振動影響評価を行うため、ベントナイト供試体を用いた一軸圧縮試験と繰返し三軸試験を実施し、パラメータの設定を行った。

a. 一軸圧縮試験

一軸圧縮試験は拘束圧の作用しない状態で自立する土あるいは岩石の供試体を長軸方向に圧縮し、一軸圧縮強さを求める試験である。試験方法は、日本工業規格JIS A 1216:2009に従い実施した。一軸圧縮試験装置の一例と実施状況を図4.3.3-8に、試験ケースを表4.3.3-7に示す。

供試体の仕様は、第2次取りまとめの模型振動試験を参考に、乾燥密度 $0.8\text{Mg}/\text{m}^3$ 、含水状態が飽和のベントナイト（クニゲルV1）単体とした。供試体寸法は、一軸圧縮試験の供試体の形状は、直径を3.5cm又は5.0cm、高さを直径の1.8倍～2.5倍とした円柱が通常であるので、本件では直径を5.0cm、高さを10.0cmとした。

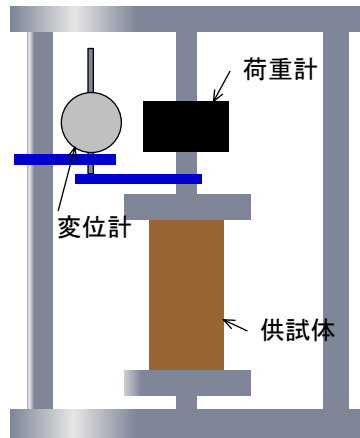


図4. 3. 3-8 一軸圧縮試験装置の一例と実施状況

表4. 3. 3-7 一軸圧縮試験の試験ケース

ベントナイト系材料	ベントナイト (クニゲルV1)
混合材料	なし
乾燥密度 ρ_d (Mg/m ³)	0.8
含水状態	飽和
試験水	蒸留水
供試体寸法	直径5.0cm、高さ10.0cm

試験結果を表4. 3. 3-8に、ベントナイトの含水比と一軸圧縮強さの関係を図4. 3. 3-9に示す。既往の研究（藤田ほか，1992；藤田ほか，1999；高治，鈴木，1999）では、同じ乾燥密度では含水比が大きいほうが一軸圧縮強さは小さい。また、同じ含水比では乾燥密度が小さいほうが一軸圧縮強さは小さい。本調査の一軸圧縮強さは既往の研究と同様の傾向を示していることが確認された。

今回の一軸圧縮試験は、供試体の直径が50mm、一軸圧縮強さが100kPa以下の試料の場合に適切な容量（0.2kN）の荷重計よりも精度が低い容量（約10kN）の荷重計を用いて、1供試体のみ実施している。そのため、今後信頼性の高いパラメータを整備するために適正な荷重計を用いた試験データを拡充していく必要がある。

表4.3.3-8 一軸圧縮試験の
試験結果

供試体No.	1
一軸圧縮強さ (MPa)	0.042
破壊ひずみ (%)	4.4
変形係数 (MPa)	2.5

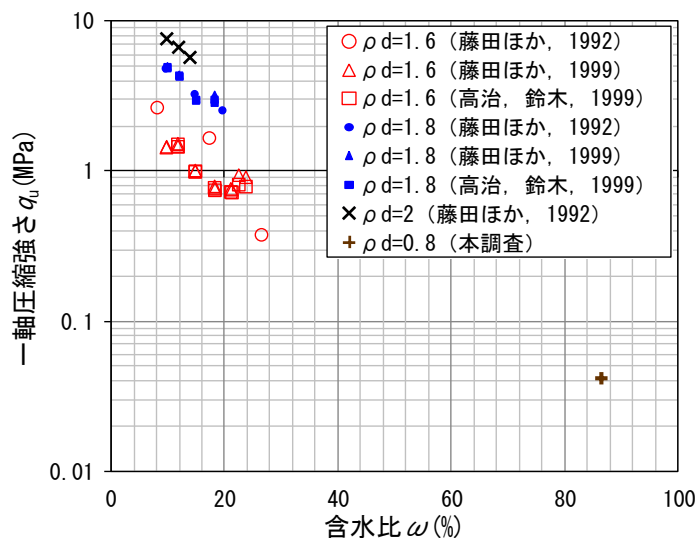


図4.3.3-9 ベントナイトの含水比と
一軸圧縮強さの関係

b. 繰返し三軸試験

繰返し三軸試験は、繰返し载荷中の地盤材料の変形特性を求める試験であり、等価ヤング率と履歴減衰率が算定される。また、等価ヤング率とポアソン比から算出する等価せん断剛性率から求められる。試験方法は地盤工学会基準JGS 0542-2009に従い実施した。繰返し三軸試験の実施フローを図4.3.3-10に、繰返し三軸試験装置の概略図を図4.3.3-11に示す。

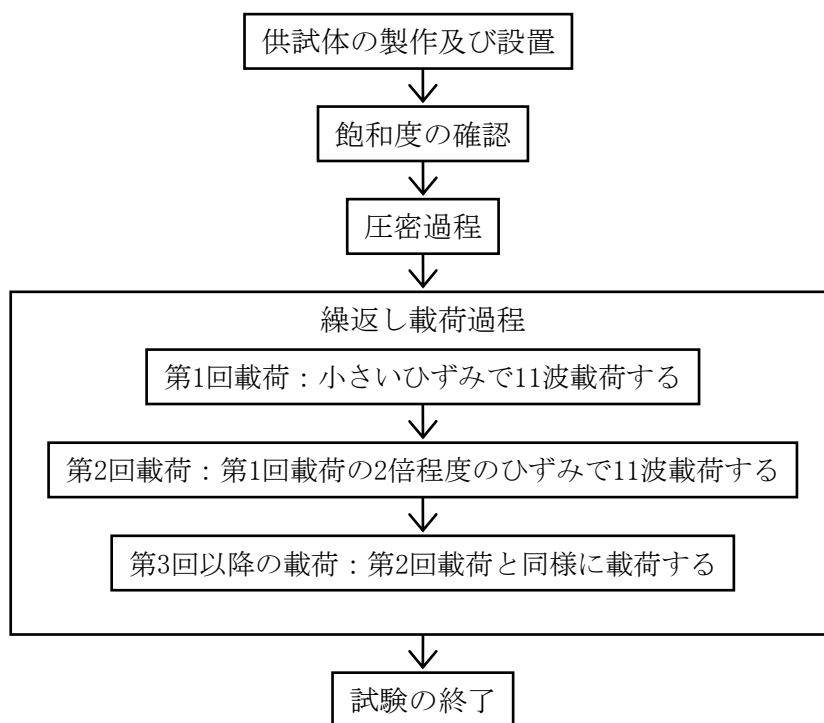


図4.3.3-10 繰返し三軸試験の実施フロー

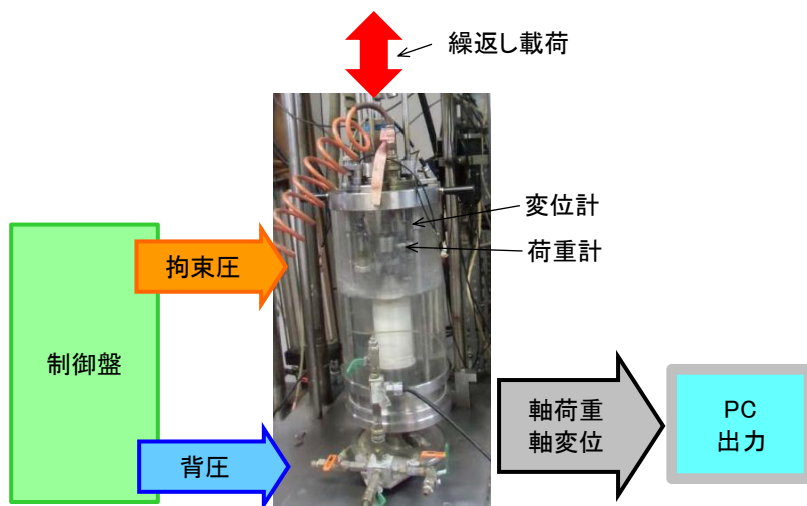


図4.3.3-11 繰返し三軸試験装置の概略図

試験ケースを表4.3.3-9に示す。供試体の仕様は一軸圧縮試験と同様に、第2次取りまとめの模型振動試験を参考に、乾燥密度 $0.8\text{Mg}/\text{m}^3$ 、含水状態が飽和のベントナイト（クニゲルV1）単体とした。供試体寸法は、繰返し三軸試験の供試体の形状は、直径を $3.5\sim 10.0\text{cm}$ 、高さを直径の $1.5\sim 2.5$ 倍とする円柱が標準であるので、本件では直径を 5.0cm 、高さを 10.0cm とした。有効拘束圧は膨潤圧相当の 0.1MPa とし、供試体が装置に設置されてから大きな体積変化が生じないように圧力とした。载荷条件は既往の試験ケース（高治，谷口，1999）を参考に決定した。载荷周波数は一般的に用いられる 0.1Hz とした。供試体数は通常1供試体のみ実施するが、供試体の状態のばらつきを考慮して3供試体の実施とした。

表4.3.3-9 繰返し三軸試験の試験ケース

供試体仕様	ベントナイト系材料	ベントナイト（クニゲルV1）
	混合材料	なし
	乾燥密度（ Mg/m^3 ）	0.8
	含水状態	飽和
	寸法	直径 5.0cm 、高さ 10.0cm
圧密条件	有効拘束圧（ MPa ）	0.1
载荷条件	排水条件	非排水
	制御方法	軸差応力振幅の制御
	载荷波形	正弦波
	载荷周波数（ Hz ）	0.1
	振幅	ひずみの小さい方から大きい方へ 10段階以上変化させるステージ方式
供試体数		3供試体
試験水		蒸留水

各供試体の設置状態を表4.3.3-10に示す。No. 1の試験を予定通り有効拘束圧0.1MPaで実施したところ、排水量が多く、繰返し載荷前の乾燥密度が 0.832Mg/m^3 と増加してしまったため、No. 2、No. 3の試験は有効拘束圧0.07MPaで実施したところ排水量が減少して、試験ケースである 0.8Mg/m^3 に近い乾燥密度となった。供試体の飽和度は間隙圧係数Bの値が0.95から1.00の範囲にあることで確認した。また、試験前の湿潤質量と試験後の炉乾燥質量から算出した飽和度は100%前後を示している。得られたせん断ひずみと等価せん断剛性率、履歴減衰率の関係を図4.3.3-12に示す。

表4.3.3-10 各供試体の設置状態

供試体No.	1	2	3
有効拘束圧 (MPa)	0.1	0.07	0.07
圧密前の間隙圧係数B	0.97	0.98	0.98
繰返し載荷前の飽和度 (%)	99.57	100.58	100.92
繰返し載荷前の乾燥密度 (Mg/m^3)	0.832	0.814	0.800

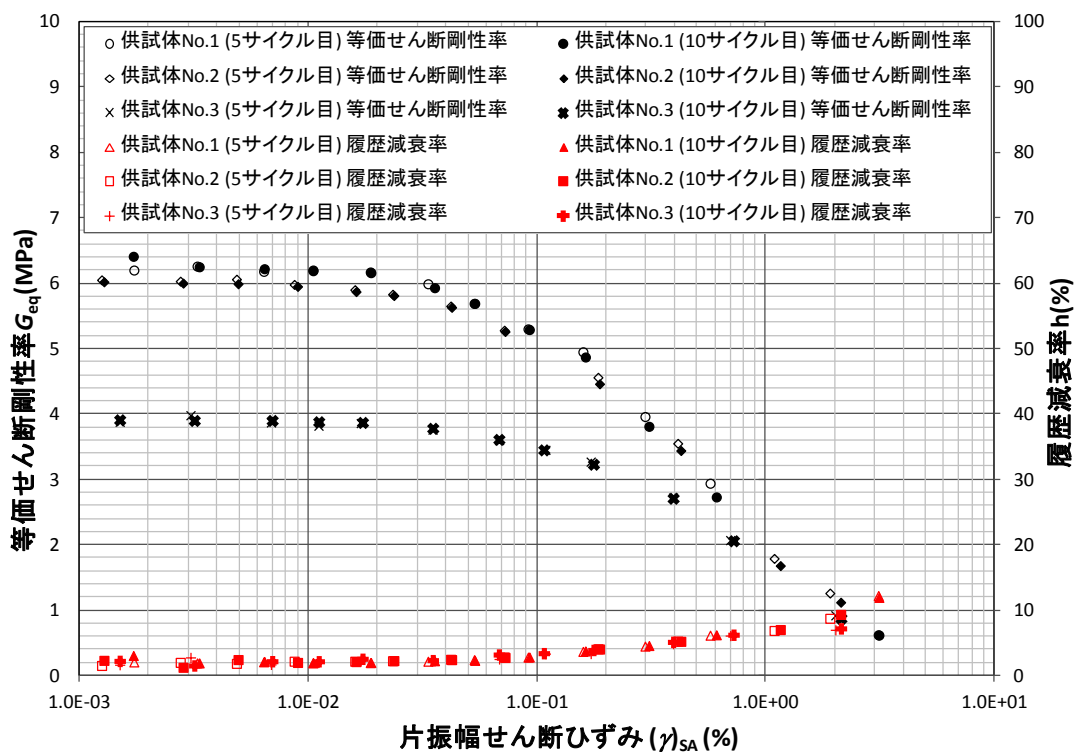


図4.3.3-12 せん断ひずみと等価せん断剛性率、履歴減衰率の関係

④解析モデルのパラメータの設定

土質材料の非線形ヒステリシス挙動を地震応答解析に適用するため、試験で得られた変形特性を数式モデル化する。既往の研究では解析にRamberg-Osgoodモデル (R-Oモデル) を用いており (高治, 谷口, 1999)、同様に本件の試験結果からパラメータを算出した。この作業は、試験結果のせん断ひずみと等価せん断剛性率・履歴減衰率の関係と力学モデルによる曲線をフィッティング

させるためのものであり、パラメータの算出方法もいくつか考えられるため併せて実施した。また、変形特性のモデルには、R-0モデルの他にHardin-Drnevichモデル（H-Dモデル）がある。既往の研究ではR-0モデルのほうがH-Dモデルよりも適切に表現できるとしてR-0モデルのみフィッティングを実施しているが、近年ではH-Dモデルのほうが、適用性が高いとして主流であるため、比較のためにフィッティングを実施した。各モデルの式を以下に示す。

R-0モデル(1)～(3)

$$\gamma = \frac{\tau}{G_{\max}} \left[1 + \alpha \left(\frac{\tau}{\tau_f} \right)^{\beta-1} \right] \quad h = h_{\max} \left(1 - \frac{G}{G_{\max}} \right) = \frac{2}{\pi} \frac{\beta-1}{\beta+1} \left(1 - \frac{G}{G_{\max}} \right)$$

R-0モデル(4)

$$\gamma = \frac{\tau}{G_{\max}} (1 + \alpha' \tau^{\beta-1}) \quad \alpha' = \frac{\alpha}{\tau_f^{\beta-1}}$$

H-Dモデル(1)～(3) $G \sim \gamma$ 関係

$$G = \frac{G_{\max}}{1 + \frac{\gamma}{\gamma_r}}$$

H-Dモデル(1) $h \sim \gamma$ 関係

$$h = \frac{h_{\max}}{1 + \frac{\gamma_h}{\gamma}}$$

H-Dモデル(2) $h \sim \gamma$ 関係

$$h = h_{\max} \left(1 - \frac{G}{G_{\max}} \right)$$

H-Dモデル(3) $h \sim \gamma$ 関係

$$h = \frac{h_{\max}}{1 + \frac{\gamma_h}{\gamma}} + h_0$$

ここで、 G (MPa) はせん断剛性、 γ はせん断ひずみ、 τ (MPa) はせん断強度 ($\tau = G\gamma$)、 h (%) は履歴減衰率、 G_{\max} (MPa) は最大せん断剛性、 τ_f (MPa) は破壊せん断強度、 h_{\max} (%) は最大履歴減衰率、 α 、 β 、 α' はモデルのパラメータである。パラメータ一覧表を表4.3.3-11に示す。

表4.3.3-11 パラメーター一覧表

供試体No.		1	2	3	フィッティング方法	
R-0	(1)	G_{max} (MPa)	6.35	6.02	3.29	既往の研究に準拠
		τ_f (kPa)	0.021	0.021	0.021	
		h_{max} (%)	20	20	20	
		γ (%)	0.15	0.3	0.35	
		α	0.999	0.909	0.882	
		β	1.916	1.916	1.916	
	(2)	γ (%)	-	-	-	α のみ最小二乗法
		α	1.051	1.018	1.018	
		β	1.916	1.916	1.916	
	(3)	α	1.055	1.298	1.006	α, β を最小二乗法
		β	2.179	2.194	2.13	
	(4)	α'	100.4	130.9	80.4	$\alpha' = \alpha / \tau_f^{\beta-1}$ と設定
		β	2.18	2.19	2.13	
	H-D	(1)~(3)	G_{max} (MPa)	6.35	6.02	3.925
(1)		γ_r (%)	0.476	0.56	0.813	$G \sim \gamma$ 関係と同様に双曲線近似
		h_{max} (%)	15.36	10.43	7.899	
		γ_h (%)	0.894	0.435	0.222	
(2)		h_{max} (%)	13.88	10.83	6.952	$h \sim G/G_{max}$ 関係から h_{max} を算出
(3)		γ_r (%)	1.374	1.233	0.416	(1)と同様な方法で h_0 をパラメータに加えて算出
		h_0 (%)	1.95	2.25	2.127	
	h_{max} (%)	14.29	10.82	6.020		

⑤まとめ

地層処分場に関する耐震研究は少ない状況であるが、いくつかの解析実施例によれば、設定した地震動による影響は微少であり、処分場の安全が確認されている。今後、設定した地震動の妥当性をさらに確認していく必要がある。

より精緻な振動影響評価を行うため、ベントナイトの試験結果を用いてパラメータを新しく設定した。今後更にパラメータの精度の向上を図るとともに、この値を用いた解析を実施し、適用性を検証していく必要がある。また、今回R-0モデルとH-Dモデルという2種類のモデルについて、合わせて7通りの方法でフィッティングを実施しているが、どのモデルのどの方法が最も試験結果を再現できるか検証していく必要がある。

(2) 岩盤の透気特性データの取得と溶存ガスの初期状態の把握

1) はじめに

本研究では、従来のガス移行評価において対象としていない巨大地震・断層活動に伴う地下に

賦存するガスの放出、高速すべり断層運動に伴って発生する断層起源ガス(たとえば, 廣瀬, 2010)等の大規模なガスの放出や移行などが生じた場合の人工バリアに与える影響を評価するため、ガス移行解析パラメーターの整備とガス影響評価手法の開発及び高度化を行うものである。

ガス移行解析パラメーターの整備については、ベントナイトを対象とした試験に加え、岩盤を用いた試験によるデータの蓄積を進めることが必要となることから、幌延で採取したコアを対象に基本的な透気特性データを取得する。

一方、ガス影響評価手法の開発では、原位置試験を通して適用性を評価しつつ高度化を進めることが必要である。そこで、幌延深地層研究センター地下施設(以下、幌延URLという)を活用した原位置でのガス移行試験計画を検討、ならびにガス放出等を考慮した解析検討を実施するため、幌延の地下水に溶存しているガスの初期状態を把握する調査を実施する。

2) 堆積岩コアの物性測定

地下深部における賦存ガスの噴出等による地層処分システムへの影響を評価するためには、岩盤や人工バリアにおける透気特性を把握しておく必要がある。岩盤の透気特性については、これまでに殆どデータが得られておらず、基礎的な岩盤の物性データを蓄積するとともに、それらを数値解析評価の入力パラメーターとして適用するために、幌延URLにて採取されたGL-300m近傍における岩石コアの物性データの取得を行った。

測定に用いた試料は、GL-299.25m~299.84mで採取された稚内層の岩石コアである。

①物理試験

岩石コアの物理特性について測定を行った。表4.3.3-12に物理測定結果を示す。

測定したノギス法と水浸法の二つの試験方法では、密度、間隙率ともにほぼ同じ値が得られているが、ノギス法と比較して水浸法で得られた間隙率はやや小さい。水浸法による飽和化は外部と連結した間隙にのみ有効であり、外部と連結していない間隙は固相とみなされる。したがって、試験を通して供試体の膨潤・収縮がないとみなせる場合、一般に水浸法で求まる間隙率は岩石全体の間隙率を超えることはなく、ノギス法よりも低めの値となる。

表4.3.3-12 物理測定結果

試料	含水比 [%]	土粒子 の密度 [g/cm ³]	ノギス法			水浸法		
			湿潤密度 [g/cm ³]	乾燥密度 [g/cm ³]	間隙率 [%]	湿潤密度 [g/cm ³]	乾燥密度 [g/cm ³]	間隙率 [%]
No. 1	35.9	2.464	1.74	1.28	48.2	1.76	1.29	46.6
No. 2	34.2	2.460	1.75	1.31	47.0	1.77	1.32	45.2
No. 3	34.2	2.480	1.76	1.31	47.0	1.77	1.32	45.1

②間隙径分布測定

間隙径分布測定は、水銀圧入法とガス吸着法で求められる間隙径幅に違いがあることから、本測定では両者の方法を併用して測定を行った。また、水銀圧入試験によって得られる毛管圧曲線により、媒体中における連続的な流体(ここでは、非濡れ性流体)の移動を生じさせる最小圧力値(スレッシュホールド圧力)について推定を行った。スレッシュホールド圧力は、ガスの侵入や移行経

路閉鎖などの閾値となるガス移行特性データの一つである。

a. 水銀圧入法とガス吸着法による間隙径分布測定結果

表4.3.3-13に水銀圧入法とガス吸着法により得られた間隙容積の結果を、図4.3.3-13に間隙径分布曲線を示す。水銀圧入試験により得られた間隙径分布曲線からは、間隙幅 $0.2\mu\text{m}$ と $0.08\mu\text{m}$ に曲線のピークが見られ、 $0.2\mu\text{m}$ 付近より大きな間隙は非常に少ない。また、ガス吸着法と水銀圧入法の結果を比較すると、ガス吸着法の脱着側で得られた間隙径分布曲線と水銀圧入法の結果には良い整合性が見られ、水銀圧入法とガス吸着法の脱着側での整合性が良い。また、ガス吸着法によるマイクロポアの解析結果を見ると $0.0006\mu\text{m}$ 付近に小さなピークが見られるものの、曲線自体は非常に小さくマイクロポア領域の間隙量は非常に少ない。マクロ～メソポア領域の合計間隙容積 $0.33\text{cm}^3/\text{g}$ に対して、マイクロポア領域の間隙容積は $0.04\text{cm}^3/\text{g}$ と1/8程度であった。

図4.3.3-14は縦軸に累積水銀圧入率（累積水銀圧入量/全水銀圧入量 $\times 100$ ；累積した間隙割合に相当）をとり、横軸を間隙径としたものである。熊本ら(2005)は幌延URLの試錐調査で得られた堆積軟岩コアの基礎物性の評価を行っており、勇知層、声問層及び稚内層から得られた岩石コアに対して水銀圧入試験を実施している（図4.3.3-15）。本測定（採取深度GL-300m）と熊本らの測定（採取深度GL-167m, GL-230m）で行われた稚内層の岩石コアの水銀圧入試験結果は、採取深度は異なるものの間隙分布は良く整合している。

表4.3.3-13 間隙径分布測定結果

間隙率[%]	間隙容積[cm^3/g]		
	マイクロ領域	メソ領域	マクロ領域
42.9	0.04	0.22	0.11

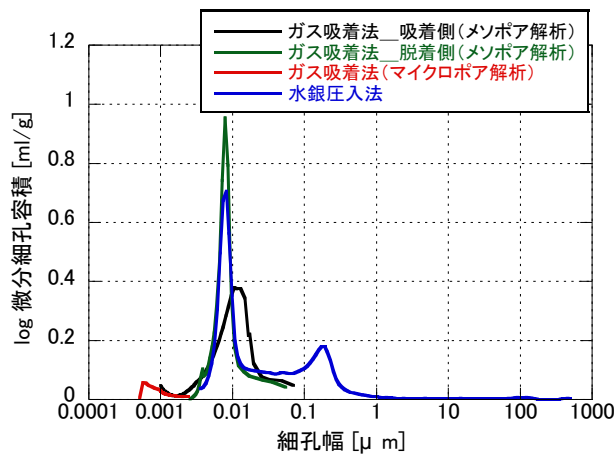


図4.3.3-13 間隙径分布測定結果

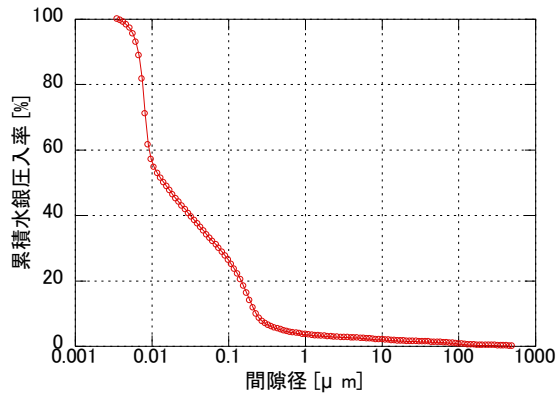


図4.3.3-14 本測定で得られた水銀圧入試験結果

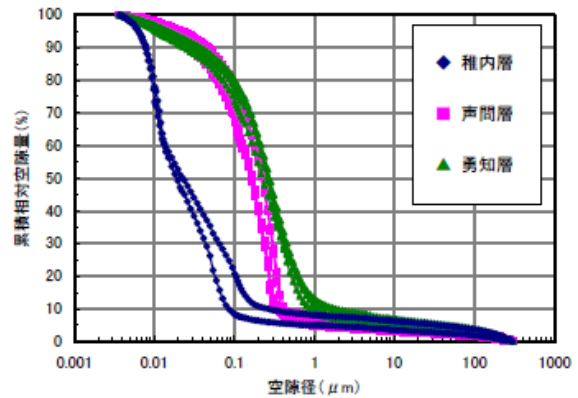


図4.3.3-15 既往の水銀圧入試験結果 (熊本ら, 2005)

b. スレッシュョルド圧力の推定

間隙径の大きな砂岩層内にガスが存在し、砂岩層の上部に水で飽和された泥岩層があるものと仮定したとき、ガスが浮力などにより泥岩層へ到達すると、地下水とガスの間には間隙径の大きさに応じた毛管圧が作用するため、ガスの侵入圧力が毛管圧より小さい場合ガスは泥岩層へ入っていくことが出来ない。この時、ガスの侵入圧力が毛管圧を上回り、ガスが泥岩層へ透過し始めるときの圧力のことをスレッシュョルド圧力という。

本検討では、実験による直接測定は実施できていないため、水銀圧入試験の毛管圧曲線から間接的評価法によってスレッシュョルド圧力の推定を行った。水銀圧入試験から得られる毛管圧曲線から試料のスレッシュョルド圧力を推定する方法として、以下の2つが挙げられる。

(a) 水銀圧入量が全水銀圧入量に対して10%となる点の圧力をスレッシュョルド圧力とする方法 (Schowalter, 1979)

(b) 毛管圧曲線の最小勾配点における接線と水銀圧入量がゼロとなる鉛直軸との交点の圧力をスレッシュョルド圧力とする方法 (Schlömer and Krooss, 1997)

図4.3.3-16に本測定により得られた毛管圧曲線を示す。図の毛管圧曲線には勾配変化点が2か所あるが、これは図4.3.3-13に示した間隙径分布曲線の2つのピークに対応している。この毛管圧曲線の最小勾配は水銀飽和率が0.6~0.8の間になるが、既往のブレイクスルー試験結果を参考にすれば (Schowalter, 1979; 新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2010)、非濡れ相が岩石コアをブレイクスルーするまでに置換する水の量は非常に少ないことから、ガス飽和率が0.5を上回る状態では既にブレイクスルーが生じている可能性が考えられる。そのため、本検討では、水銀飽和率の低い領域 (第1勾配変化点) を主体に考え、水銀飽和率の高い領域 (第2勾配変化点) は参考として扱った。

表4.3.3-14に毛管圧曲線から推定したスレッシュョルド圧力を示す。水銀圧入試験より得られた毛管圧曲線を空気-水系における毛管圧へ変換するために式(1)を用いた。水銀圧入量の10%から推定されたスレッシュョルド圧力は6.4MPaであり、これを空気-水系へ変換すると1.3MPaとなる。第1勾配変化点の接線から推定されるスレッシュョルド圧力は4.4MPaとなり、空気-水系では0.9MPaと計算された。

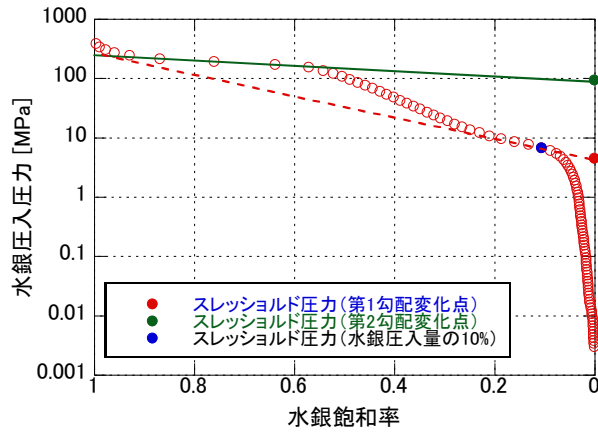


図4.3.3-16 水銀圧入法から得られた毛管圧曲線

表4.3.3-14 毛管圧曲線から推定したスレッシュヨルド圧力

推定方法	空気-水銀 [MPa]	空気-水 [MPa]	備考
10%	6.4	1.3	
最小勾配	4.4	0.9	第1勾配変化点

$$P_C = \frac{\gamma_{air-water} \cdot \cos \theta_{air-water}}{\gamma_{Hg} \cdot \cos \theta_{Hg}} P_{Hg} \quad \text{式(1)}$$

ここで、
 P_C : 毛管圧力 [MPa]
 $\gamma_{air-water}$: 空気-水系における水の表面張力 [mN/m]
 $\theta_{air-water}$: 空気-水系における水の接触角 [°]
 γ_{Hg} : 水銀の表面張力 [mN/m]
 θ_{Hg} : 水銀の接触角 [°]
 P_{Hg} : 水銀の毛管圧 [MPa]

次に、van Genuchtenモデル(van Genuchten, 1980)により毛管圧曲線のフィッティングを行った。不飽和水理特性を表現するvan Genuchten式は次式(2)で表わされる。

$$P_{cap} = -P_0 \left((S_e)^{-1/\lambda} - 1 \right)^{1-\lambda} \quad \text{式(2)}$$

ここで、 P_{cap} : 毛管圧力
 P_0 : パラメーター
 λ : パラメーター
 S_e : 正規化された水飽和率

フィッティング結果を図4.3.3-17に示す。図は、縦軸に空気-水系に変換した毛管圧力、横軸に水飽和率を示しており、本結果から $P_0=1.806$ Mpa、 $\lambda=0.274$ という値が得られた。

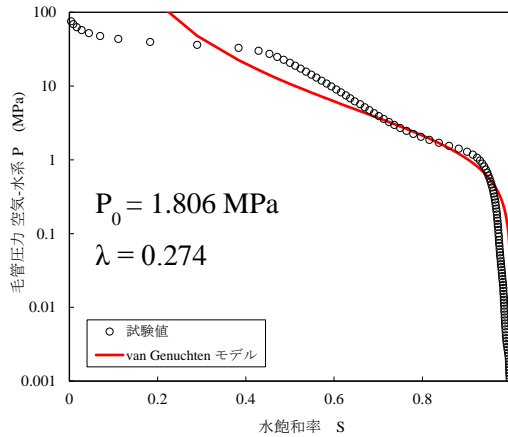


図 4.3.3-17 van Genuchten モデルによる毛管圧力のフィッティング結果

3) 溶存ガスの初期状態の把握

①概要

本調査では幌延深地層研究所GL-350m調査坑道から圧力下における地下水を採取し、溶存ガスの成分及びその濃度を計測した。調査坑道周辺の間隙水圧は坑道掘削の影響により、元の静水圧から減圧していると予想される。そこで、地下水中の溶存ガスは間隙水圧に応じて溶存量が異なるものと考えられることから、元の静水圧に近い圧力状態で地下水試料を採取し溶存ガス量の計測を行った。これまでの調査実績から坑道掘削面から数mから数十mの範囲において間隙水圧が元の静水圧より減圧していると考えられることから、減圧の程度が異なる3種類の地下水試料を採取した。地下水試料の採取にあたり、その採取箇所の圧力をできるだけ維持して行うように留意した。溶存ガス濃度の計測においても、得られた試料水に大気圧下での溶解度を大幅に上回る濃度のガスが含まれることに留意した方法によって行うものとした。また、この地点の地下水の溶存物質濃度は大きくなく、圧力を解放しても二次鉱物の生成などによる成分濃度への影響がほとんどないと考えられるため、溶存物質濃度の計測は大気圧下で行うこととした。

②地下水試料の採取

地下水試料の採取は、深度350m調査坑道から掘削された既設ボーリング孔の3深度において実施した。対象とした既設ボーリング孔、採取深度を表4.3.3-15に示す。

表4.3.3-15 地下水試料を採取した既設ボーリング孔と採取深度

既設ボーリング孔	採取深度
13-350-C01	2.0～50.0m
13-350-C05	25.2～41.2m
13-350-C06	10.0～18.0m

当初は、350m調査坑道から掘削された既設ボーリング孔である13-350-C01孔の20m、10m、5mの3深度から地下水試料を採取する予定であったが、同孔にロッドを挿入したところ深度5.2m付近で閉塞が認められたため、採取深度を変更した。採取した地下水試料のボトル数、間隙水圧、温度、

電気伝導度、pHなどを表4.3.3-16に示す。採取した地下水試料は、凍結しないように冷蔵状態で分析室に搬送し、後述の溶存ガス組成分析、溶存物質濃度の分析に供した。

表4.3.3-16 採取した地下水試料一覧表

孔名	採取日時	採取ボトル数	間隙水圧	温度	電気伝導度	pH
13-350-C01 孔	2014/1/27 16:30	150mL×5本 50mL×4本	43.7kPa	22.8℃	1823 mS/m	7.01
13-350-C05 孔	2014/1/28 10:40	150mL×1本 50mL×4本	924kPa	13.1℃	1596 mS/m	6.75
13-350-C06 孔	2014/1/29 9:15	150mL×1本 50mL×4本	115kPa	14.4℃	1521 mS/m	6.89

a. 13-350-C01孔における地下水試料の採取

13-350-C01孔の地下水試料の採取に用いた装置の概念図を図4.3.3-18に示す。なお、13-350-C01孔は、暴噴の恐れがあるため、孔内装置を挿入した後は、孔内装置飛び出し防止装置を孔口に取り付けて地下水循環、地下水試料の採取を実施した。なお、地下水試料の温度と電気伝導度は東亜ディーケーケー社のポータブル電気伝導率計CM-21Pを用いて測定し、pHはHANNA社のpH/EC/TDS/℃テスターCombo2を用いて測定した。

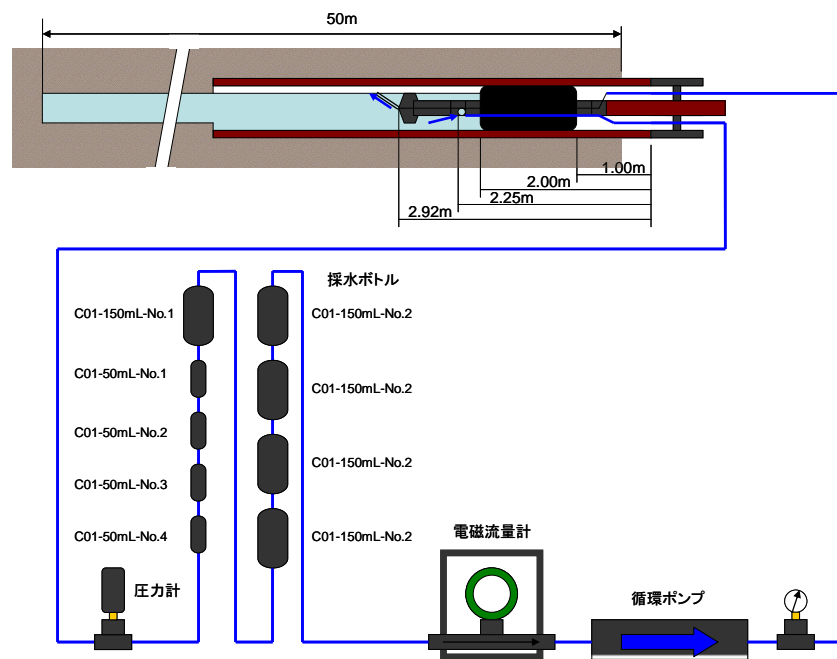


図4.3.3-18 13-350-C01孔の地下水試料の採取に用いた装置の概念図

b. 13-350-C05孔・13-350-C06孔における地下水試料の採取

13-350-C05孔・13-350-C06孔では、既設の水圧・水質モニタリング装置の地下水循環配管に採水ボトルを接続して地下水試料を採取した。

③溶存ガス成分分析

採取された3深度の地下水試料を対象として、地下水中の溶存ガスを抽出しガス組成を分析した。なお、採取された地下水試料のうち、C01-150mL-No. 2は抽出に失敗し、C01-50mL-No. 1は予備としたため、本節では記載していない。

a. 溶存ガスの抽出

ステンレス製採水ボトルに原位置の水圧を保持したまま採水された地下水試料は分析室に運搬し、大気と非接触の閉鎖系の中で溶存ガスを抽出した。図4. 3. 3-19に溶存ガス抽出装置の概略を示す。

溶存ガス抽出装置はロータリーポンプ、ガス抽出用真空部分、試料水部分、超音波洗浄器から構成される。採水ボトルを溶存ガス抽出装置に接続し、ガス抽出用真空部分をロータリーポンプで真空状態とした後、地下水試料水中の溶存ガスを抽出した。溶存ガスの抽出は下記3つのパターンを単独もしくは逐次組み合わせて使用した。

- ・抽出パターンA：真空抽出のみ
 - ・抽出パターンB：真空脱気及び超音波振動法
 - ・抽出パターンC：真空脱気及び超音波振動法並びに採水ボトルへの飽和食塩水の導入
- 各々の地下水試料に対する溶存ガス抽出方法と抽出されたガス量を表4. 3. 3-17に示す。

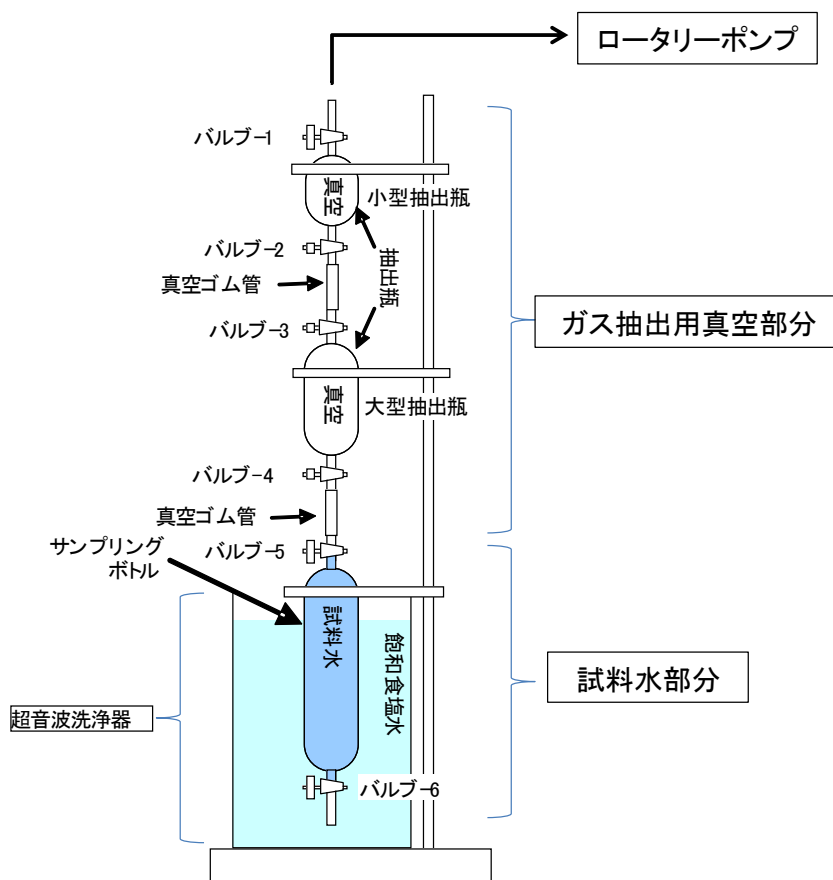


図4. 3. 3-19 溶存ガス抽出装置の概略図

表4.3.3-17 抽出されたガス量

孔名	試料名称	溶存ガスの抽出方法	抽出されたガスの量 (mL/kg)*
13-350-C01 孔	C01-150mL-No. 3	抽出パターンC	96.1
	C01-150mL-No. 4	抽出パターンC	93.5
	C01-150mL-No. 5	抽出パターンA及びC	105
	C01-50mL-No. 2	抽出パターンC	142
	C01-50mL-No. 3	抽出パターンC	132
	C01-50mL-No. 4	抽出パターンC	138
13-350-C05 孔	C05-50mL-No. 1	抽出パターンC	620
	C05-50mL-No. 2	抽出パターンA及びC	700
	C05-50mL-No. 3	抽出パターンA及びB並びにC	679
	C05-50mL-No. 4	抽出パターンA及びC	679
13-350-C06 孔	C06-50mL-No. 1	抽出パターンC	134
	C06-50mL-No. 2	抽出パターンC	160
	C06-50mL-No. 3	抽出パターンC	155
	C06-50mL-No. 4	抽出パターンC	152

* : 0°C, 1atmでの体積

b. 抽出されたガスの組成分析

小型抽出瓶に捕集されたガスの組成はガスクロマトグラフ法で分析を行った。小型抽出瓶に捕集されたガスから通常1mLをガスタイトシリンジに分取し、ガスクロマトグラフ装置にマニュアルインジェクションし各項目の分析を行った。但し二酸化炭素用のみ0.01mLをガスクロマトグラフに導入した。検量線は標準ガスを直接もしくは希釈したガスを多点採取しガスクロマトグラフに導入することで作成した。但しエチレン及びプロパン並びにアルゴンは濃度が低いので1点検量線で計測した。

(a) ガス組成結果

ガスクロマトグラフ法による各項目の平均値と抽出されたガス量の平均値を表4.3.3-18に示す。

表4.3.3-18 各孔地下水から抽出されたガス組成平均値

孔名	二酸化炭素 (vol %)	メタン (vol %)	窒素 (vol %)	エタン (vol %)	プロパン (vol %)	アルゴン (vol %)	抽出された ガスの量 (mL/kg)*
13-350-C01 孔	71	26	3.3	0.003	<0.001	0.05	118
13-350-C05 孔	34	63	1.0	0.006	<0.001	0.03	670
13-350-C06 孔	45	45	3.4	0.006	<0.001	0.04	150

* : 0°C, 1atmでの体積

c. 溶存物質濃度の分析

3種類の地下水試料について、次に示す溶存物質濃度などの計測を行った。計測項目は、電気伝導度、pH、Na、K、Ca、Mg、Si、Al、全Fe、Cl⁻、SO₄²⁻、TIC、TOC、及び、これらの計測直前の水温である。計測に供する試料液は、次のような前処理によって得た。採取したサンプルボトルを加圧状態（ボトル上下のバルブを閉鎖した状態）のまま、片側のバルブに1m程度の長さの樹脂チューブを接続し、樹脂チューブの先には別のサンプルボトル（大気状態）を接続した。元のサン

プルボトルのバルブ（樹脂チューブに接続したほう）を徐々に開いて試料液の圧力を解放した。圧力解放後いったんバルブを閉鎖して樹脂チューブを取り外し、それぞれの計測用に、試料水を小型の樹脂製サンプル瓶に分取した。Na、K、Ca、Mg、Fe、Alについては原子吸光法、Siについてはモリブデン青による分光光度法、Cl⁻、SO₄²⁻についてはイオンクロマトグラフィ法、TOC及びTICについてはTOC計、電気伝導度とpHについては据置式の計測機により、それぞれ計測した。モル換算した濃度を表4.3.3-19に示す。

表4.3.3-19 モル換算した溶存物質濃度

濃度(mmol/L)	13-350-C01	13-350-C05	13-350-C06
Na	176	135	127
K	2.4	1.9	1.7
Ca	3.5	2.1	2.1
Mg	3.5	2.2	2.0
Fe	0.02	0.01	0.01
Al	N.D.	N.D.	N.D.
Si	0.71	0.75	0.64
Cl	172	118	111
SO ₄ ²⁻	0.00	N.D.	N.D.
TOC	1.1	2.1	2.2
TIC	39.0	43.3	41.5

4) まとめ

①堆積岩コアの物性測定

基礎的な岩盤の物性データを蓄積するとともに、それらを数値解析評価の入力パラメーターとして適用するために、幌延URLにて採取されたGL-300m近傍における岩石コアの物性データの取得を行った。その結果、試験に供した3試料の岩石コアの含水比、密度、間隙率のそれぞれの物性は、ほぼ同程度の値を示し、GL-300mでの指標となる岩盤物性値を得た。また、間隙径分布測定の結果から、主に間隙構造はマクロ～メソポアに該当する間隙により構成されており、マイクロポアの賦存量は少ない岩種であること、ならびに毛管圧曲線からスレッシュホールド圧力を推定した結果、スレッシュホールド圧力は0.9～1.3MPaの範囲にあるものと推定された。

②溶存ガスの初期状態の把握

幌延深地層研究センターのGL-350m調査坑道から、採取地点の圧力を維持するように地下水試料を採取し、溶存ガス成分の濃度を計測した。試料は、それぞれ採取時の圧力が異なる状態によって採取されたが、圧力が高いほうが溶存ガス成分の濃度が高いことがわかった。試料中の主な溶存ガス成分であるメタン及び二酸化炭素について、採取時の圧力、温度、及び、塩濃度の状態において、飽和あるいは不飽和状態のいずれの状態にあるかを、次のように確認した。すなわち、それぞれのガス成分の溶存濃度に対して、これと平衡状態にある気相中の分圧を計算によって求め、その和が採取箇所の地下水圧力（真空に対する圧力＝ここで全圧力と呼ぶ）と比べて大きければ溶存ガスが過飽和状態にあると考えられる。この結果、予備調査以外の3孔はいずれも過飽和

状態であることがわかった。試験坑道の掘削などのために間隙水圧が減少しているとき、減圧に伴い液中から気相に向けて相分離が生じやがて平衡状態に至ることが考えられるが、ガス成分が坑道などの境界から排出されるまでの過渡的な状態では、過飽和状態を形成していることが考えられる。

5) 今後の課題

地下に賦存するガスの突出などによる影響を定量的に評価するために、今回実施した溶存ガスの調査の結果を踏まえた原位置試験の実施によるガス移行挙動データの取得、ならびにそれらの結果に基づくモデルの改良を進めていくとともに、これらの基礎データとなる岩石やベントナイトを対象とした基本的な透気特性データの拡充を進めていくことが今後の課題である。

4.3.4 巨大地震・断層活動の評価手法の開発

(1) 地下施設の耐震安定性評価手法

1) 概要

処分場の操業は建設から閉鎖まで長期に及ぶため、地下施設の巨大地震・断層運動による耐震安定性評価手法を開発するためには、具体的な地質状況における地下施設の施工実績や地質情報、地下での地震観測結果に基づいた最大地震動を考慮した事前設計の検証をするとともに、将来的な地下施設の維持管理を考慮した対策工等への適用手法を検討する必要がある。

本検討では、幌延深地層研究施設を対象に想定される最大地震動（サロベツ断層帯）と施工実績を反映した解析モデルにより、静的な地震応答解析を実施し、それより得た応答震度を地下施設に作用させ動的力学的安定性を評価した。また、地下施設の深度350mにおいて、構造上地震動の影響を受けやすい接続部と断層交差部の表面に耐環境型加速度計を設置した。

2) 施工実績を踏まえた幌延深地層研究所地下施設の耐震安定性評価

① 解析地震動の検討

解析に用いる地震は、「基準地震動及び耐震設計方針に係る審査ガイド」（原子力規制委員会，2013）に準拠して、検討用地震の選定を行った。既往地震の整理、及び周辺の活断層の整理を行い（図 4.3.4-1、表 4.3.4-1）、サロベツ断層帯を震源として想定した。地震動については応答スペクトルに基づいて原子力機構が作成した模擬地震動を使用した。

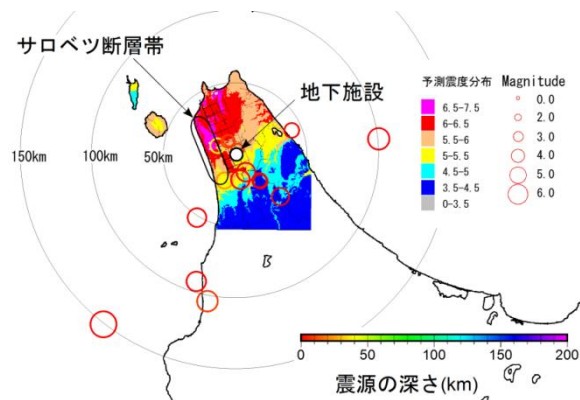


図4.3.4-1 サロベツ断層帯の予測震度分布及び地下施設地点における加速度5gal(概ね震度3)以上の既往地震の震央分布 宇津(1994), 宇佐美(1987), 気象庁(2013)による

表 4. 3. 4-1 各機関による地震動の推定

断層帯・海溝型地震	M	想定震度	実施機関	地震動波形算出法
サロベツ断層帯	Mj: 7.6	5強	地震調査推進本部 2007	距離減衰式
サロベツ断層帯	Mj: 7.6	6弱	地震調査推進本部 2013	ハイブリッド法
サロベツ断層帯(断層モデル 30_1)	Mj: 7.6	5.5-6(6-6.5)	北海道防災会議 2013	EMPR
サロベツ断層帯(断層モデル 30_5)	Mj: 7.6	5-5.5	北海道防災会議 2013	EMPR
北海道北西沖地震(断層モデル No.5)	Mj: 7.8	4.5-5	北海道防災会議 2013	EMPR
十勝沖	Mw: 8.2	3.5-4.5	北海道防災会議 2013	EMPR

Mj: 気象庁マグニチュード, Mw: モーメントマグニチュード, 想定震度: 各機関の表記通り, EMPR: 既往の観測記録に基づきスペクトル強度や波形の経時特性の回帰モデルを作成し, 断層の3次的広がり・断層破壊方向と着目点の関係などを考慮し波形を算定する方法。

②施工実績

解析の対象とした東立坑の施工実績の一例(岩盤等級区分: (独)日本原子力研究開発機構, 2013)を示す(表4. 3. 4-2)。

表4. 3. 4-2 東立坑の施工実績(岩盤等級)

深度(m)			岩盤等級				クラック発生区間	備考
			実施設計	区間長(m)	施工実績	区間長(m)		
0	~	20	シルト	25	D	20	実施設計よりも岩盤等級良好	
20	~	25			CL-H(Hr)	10		
25	~	30	CL-M(Hr)	35	CL-M(Hr)	76		
30	~	60						
60	~	90	CL-M(Hr)	70	CL-H(Hr)	14		
90	~	106			CL-M(Hr)	20		
106	~	120	CL-H(Hr)	10	CL-H(Hr)	34		
120	~	140						
140	~	160	CL-M(Hr)	32	CL-M(Hr)	26		
160	~	170						
170	~	174	CL-H(Hr)	25	CL-H(Hr) ↓ CL-L(Hr) 本検討	56		
174	~	200						
200	~	202	CL-H	68	CM-M(Hr)	94		
202	~	227						
227	~	242	CM-H(Hr)	10	CM-H	14		
242	~	256						
256	~	310	CM-H	10	CM-H	14		
310	~	326						
326	~	336	CM-H	10	CM-H	14		
336	~	350						

③耐震安定性評価

本評価では最初に掘削解析を実施し、それに基づき一次元地震応答解析を実施、得られた等価震度による応答震動法を用いて耐震安定性を評価した。

a. 解析モデル

最大水平主応力(圧縮を正)の東-西方向、最小水平主応力の南-北方向に合わせ作成した。

(a) 掘削解析

解析上の要素数に限界があることから、非線形モデルにおいて分割による影響が最小限となるよう解析区間をオーバーラップさせてモデルを分割、形状の対照性から1/4断面を対象とした。

図4. 3. 4-2に掘削解析モデルを示す。

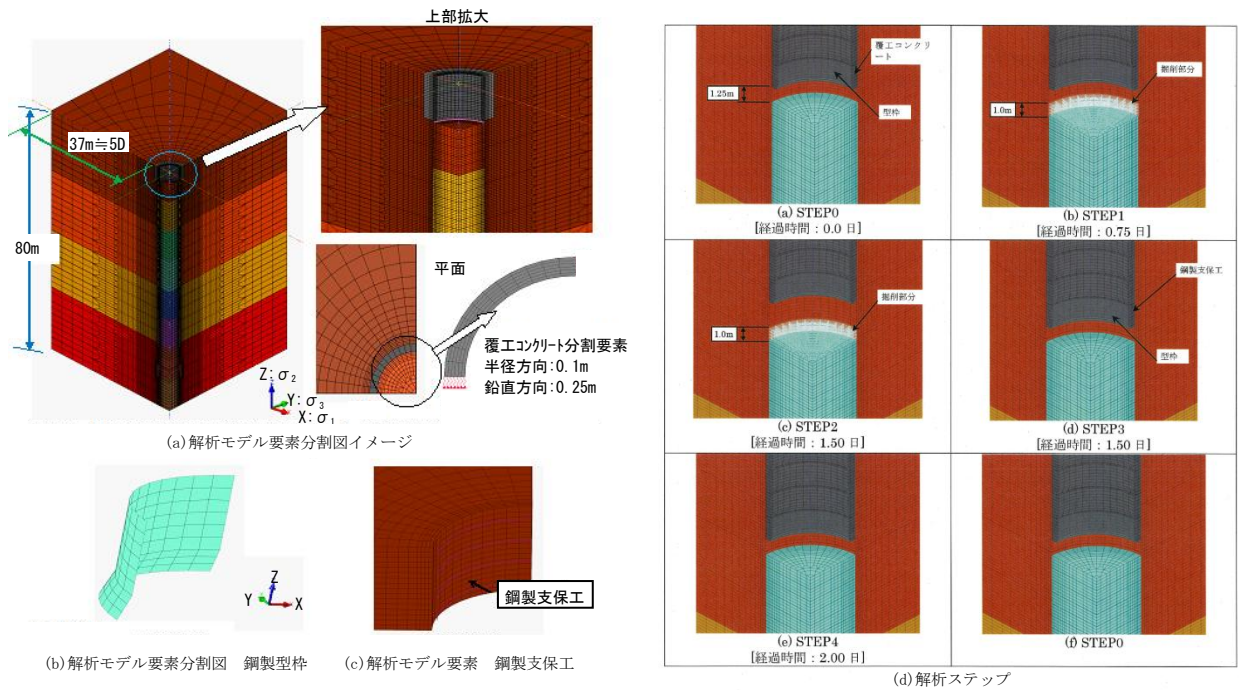


図4.3.4-2 掘削解析モデル

(b) 耐震安定性

覆工コンクリート要素分割の半径方向は掘削解析時と同じ0.1m、鉛直方向は2倍の0.5m。水平震度の慣性力による変形を考慮し1/2断面を対象とする（図4.3.4-3，図4.3.4-4 参照）。

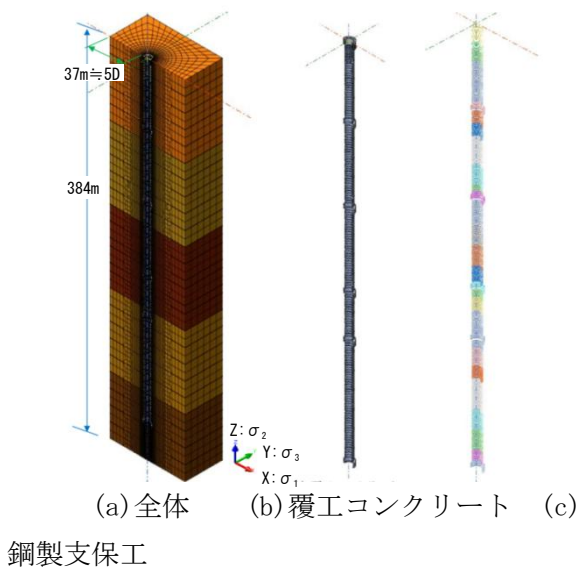


図4.3.4-3 耐震安定性解析モデル

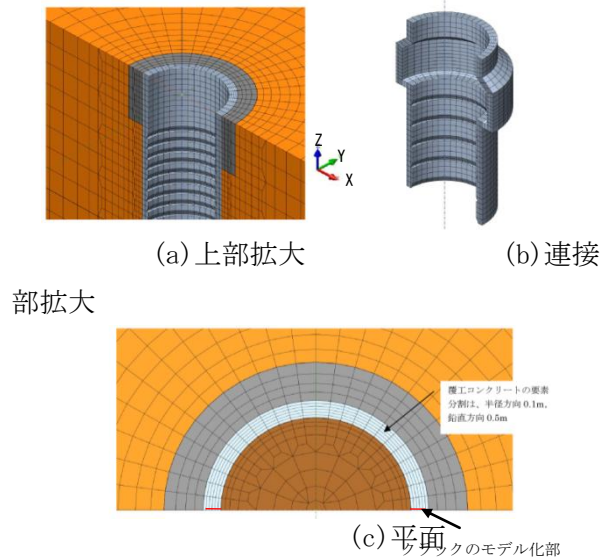
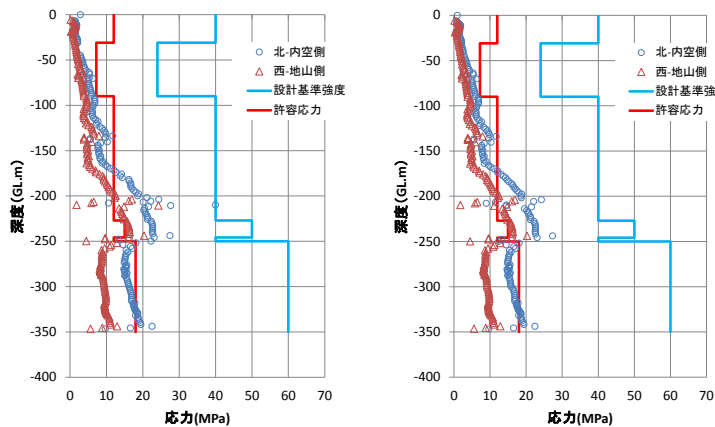


図4.3.4-4 耐震安定性解析モデル詳細図

b. 掘削解析結果

図4.3.4-5に覆工コンクリートの最大圧縮応力深度分布を示す。これより、GL. -210mの接続部において、最大主応力がほぼ設計基準強度の相当する40MPaとなっているが、同位置付近の周方

向応力は 24.3MPa であり内空形状の保持に問題はない。図 4.3.4-6 に最大主応力を生じた GL. -200 ~ -210m の覆工コンクリート鉛直応力コンター図 (圧縮を負(青)で表示) を示す。GL. -200 ~ -256m においては、覆工コンクリート応力の計測結果との比較により、岩級区分を CL-H(Hr) から CL-L(Hr) に低下させていることが応力増加の原因と推定されるが、解析結果が保守的となるように設定したものであるため、より現実的な評価を行うためには、今後の変状の有無や地盤評価の妥当性等の検討を行った上で、地盤物性等の精査等を実施し再検討する必要がある。



(a) 最大主応力 (b) 周方向応力

図4.3.4-5 覆工コンクリート 最大圧縮応力深度分布
許容応力は設計基準強度の30%

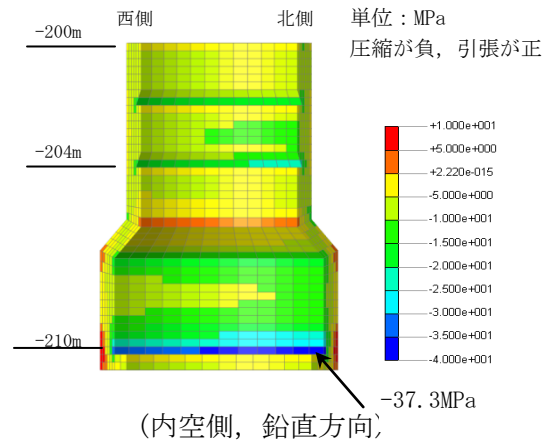
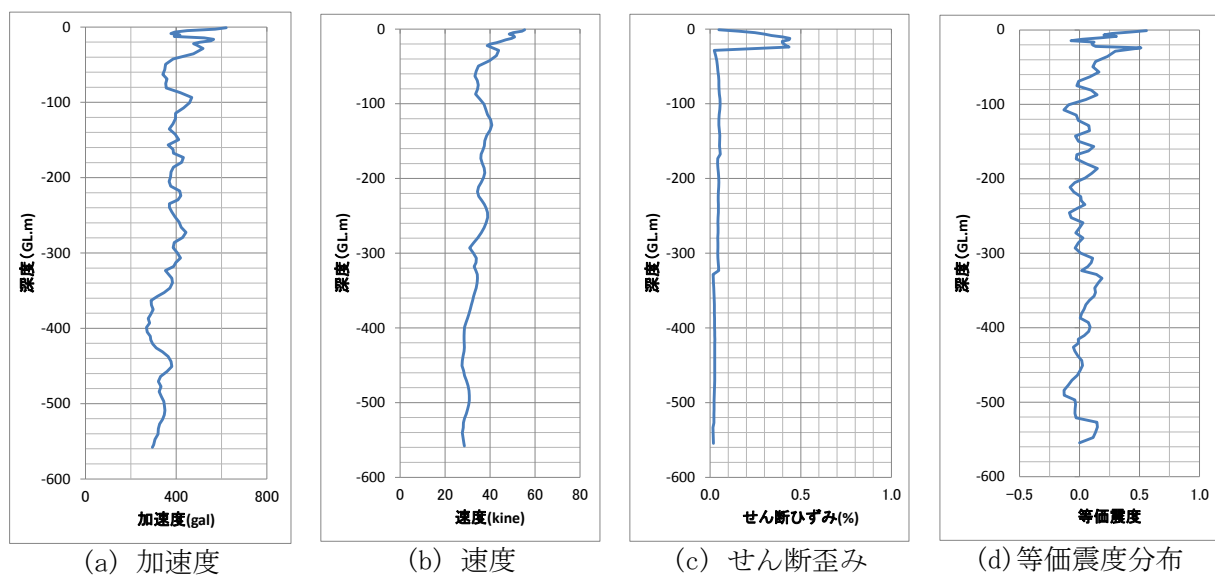


図4.3.4-6 鉛直応力コンター図
: GL. -200 ~ -210m

c. 地震応答解析結果

一次元モデルによる地震応答解析を実施し、地下施設周辺のせん断応力分布から等価な静的震度 (応答震度) を換算する。設計地震動は、文部科学省の地震調査研究推進本部が平成 19 年 11 月 21 日に公表した、サロベツ断層帯による最大地震動とした。図 4.3.4-7 に地盤応答の最大値分布及び等価震度を示す。



(a) 加速度 (b) 速度 (c) せん断歪み (d) 等価震度分布

図 4.3.4-7 地盤応答の最大値分布と等価震度

地震応答解析結果より算定した等価震度を慣性力とした応答震度法により、東立坑の耐震安定性を評価した。東立坑では主に GL. -136m 以深で東西縦断方向にクラックが発生しているため、このクラックの発生範囲を対象としてモデル化した。クラック発生範囲において、”クラックが無い場合”と”クラック深さ 50cm”の条件で解析を実施した（覆工厚さは 60cm）。クラック範囲は解析モデル上の境界面にあたり、クラック発生範囲の支点を設定せず力が伝達しない境界とし摩擦も考慮せず、残りの固定された範囲で応力を分担させた（図 4. 3. 4-4 参照）。

図 4. 3. 4-8 に覆工コンクリート最大主応力分布（地震時増分）比較を示す（実施設計：㈱日建設計，2005）。これより、各接続部において最大主応力（圧縮応力）は、クラック有り（50cm）が 6.4MPa、クラック無しが 6.1MPa となっている。これは、クラック発生範囲が比較的深い箇所であり、深度が深いほど慣性力は小さくなることから応力の増加が小さいためと推定される。

図 4. 3. 4-9 にクラック有りの場合の覆工コンクリート最大圧縮応力深度分布（常時+地震時）を示す。GL. -210m 付近の接続部の最大主応力が 42.0MPa と、わずかに設計基準強度を超過しているが、地震による増分は約 2MPa（40.0MPa→42.0MPa）であり、局所的な分布となっている。

掘削解析結果と同様、GL. -210m～-256m の地山区分を CL-H(Hr) から CL-L(Hr) に低下させた物性値を適用しているため応力が増加する結果となっている。

現状の覆工コンクリートの状態に大きな変状等が現れていないので、地震による影響は小さく安全性を確保できると思われる。今後の変状の有無や地盤評価の妥当性等の検討を行った上で、地盤物性等の精査等を実施し再評価することが必要である。

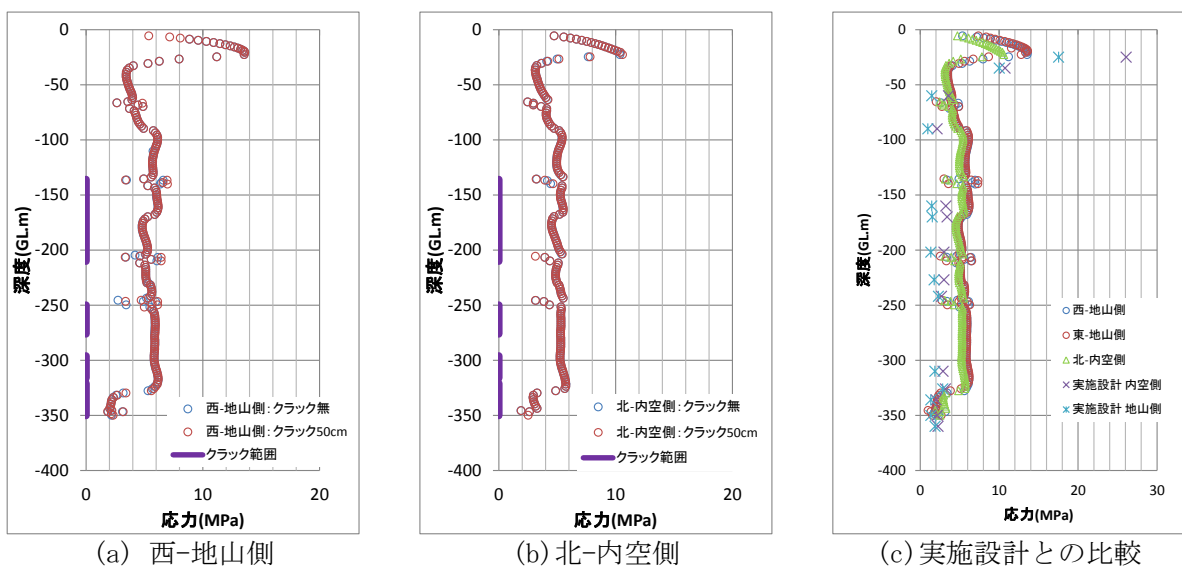


図4. 3. 4-8 覆工コンクリート最大主応力分布（地震時増分）比較

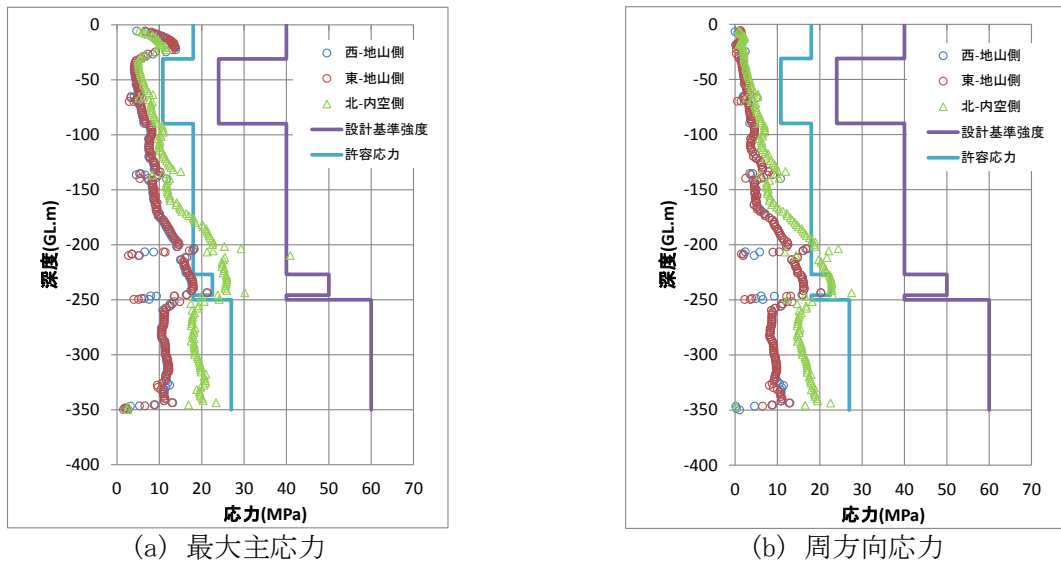


図4.3.4-9 覆工コンクリート最大圧縮応力深度分布（常時+地震時）
許容応力は設計基準強度の45%

4) まとめ

幌延深地層研究所地下施設を対象に、想定される最大地震動（サロベツ断層帯）と施工実績を反映した解析モデルにより、静的な地震応答解析を実施し、それより得た応答震度を地下施設に作用させ動的力学的安定性を評価した。その結果、想定される最大地震動に対する耐震性評価において、深度が深い位置でのクラックによる応力増加の影響は小さく、内空形状を保持するために重要な周方向応力では、設計基準強度以下の応力が発生することが分かった。

今後、幌延深地層研究施設における地震観測データの蓄積（地震波の取得、地震動特性の評価：地盤特性など）とそれに基づく最大地震動の見直し、余震を含めた耐震安定性の再評価が必要である。また、接続部の一部において局所的に高い圧縮応力が発生している懸念があるため、今後の変状の有無や地盤評価の妥当性等の検討を行った上で、地盤物性等の精査が必要である。さらに、将来的な地下施設の建設に向け、調査、設計、施工、維持管理を通じて、逐次得られた情報をフィードバックし施設の安全性を担保する手法（情報→（追加調査）→解析・設計→対策（工）の流れ）を検討する必要がある。

(2) 人工バリアのせん断影響評価手法

1) 目的

地層処分システムにおける過酷事象の概念の構築を図るとともに、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、特に巨大地震・断層活動の発端を事例にした、シナリオの構築手法、地質環境やニアフィールドへの影響調査及び評価手法の開発の一環として、断層活動に伴って生じると考えられる人工バリアへのせん断影響を評価するための解析手法の確立を目的とし、

- ・緩衝材のせん断に伴う変形を考慮可能な手法の調査・整理
- ・人工バリアへのせん断応力の作用に関する影響解析
- ・岩盤と緩衝材の境界部の取り扱いを考慮した解析
- ・大変形を取り扱ううえで有効とされている粒状体個別要素法を用いた評価手法の開発を実施した。

2) 緩衝材のせん断に伴う変形を考慮可能な手法の調査・整理

① 緩衝材のせん断影響評価事例

人工バリアに対する断層影響に関して、SKBでは地震によって誘発される岩盤のせん断が処分坑と交差する断層に沿って起こる場合のキャニスタへの影響評価を数多く実施している（たとえば、Börgesson et al., 2003）。また、平井ら（2003）は「断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価」として、「高レベル放射性廃棄物処分研究開発の技術報告書—平成3年—」において設定された処分坑道横置き定置式の人工バリア中央に鉛直に断層ずれが発生した場合を想定した1/20縮尺の縮小模型実験装置を用いたせん断試験を実施している。また、そのシミュレーション解析、さらに実規模モデルに対する解析を行っている。

表4.3.4-3 人工バリアに対する断層影響評価事例の検討項目一覧

検討項目		SKB*1	JNC-2003*2	
材料	緩衝材	密度の影響	TR-04-02	1*3
		ベントナイトの種類	TR-06-43	1*3
		変質の影響	TR-06-43	—
	キャニスタ	材質	TR-06-87 TR-10-34	—
	オーバーバック	—	1*3	
せん断	せん断面の位置		TR-04-02	中心
	せん断速度		TR-04-02	10mm/sec 100mm/sec
	せん断変位の大きさ		TR-04-02	40mm, 70mm
	せん断角の影響		TR-06-43	鉛直方向
仮想欠陥の影響		TR-10-29	—	
解析コード		有限要素法 (ABAQUS)	有限要素法 (ABAQUS)	

*1：検討が行われているテクニカル・レポート

*2：平井ほか（2003）：断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価

*3：第2次取りまとめにおけるレファレンスケースの材料

② SKBの評価結果

SKBの評価結果では、検討項目がキャニスタの損傷に重要な影響を有するとなっているが、異なる因子間の相互干渉があるため、ほとんどの要因の影響について限定的な記載はなされていない。そのような中で、キャニスタに重要な影響を及ぼす要因として、緩衝材の密度（剛性）とせん断位置についての検討で興味深い結果がまとめられている（Börgesson et al., 2003; Börgesson et al., 2006）。

- ・せん断傾斜90° 場合では、低密度（1950 kg/m³、2000 kg/m³）では偏心せん断がより危険側である。一方、高密度（2050 kg/m³、2100 kg/m³）での中心せん断が最も危険側である。
- ・せん断傾斜45° の引張せん断は、傾斜90° のせん断よりも銅キャニスタに対してよりダメージが大きい。
- ・せん断傾きで45° と22.5° の引張せん断は、常に圧縮せん断よりも銅キャニスタに対してよりダメージが大きい。

これらはキャニスタの回転を抑制する条件下でのせん断がキャニスタに大きなダメージを与えることを示唆する内容となっている。

③JNC-2003の評価結果

縮小模型実験のシミュレーション解析では、緩衝材をTrescaモデルとした弾塑性解析により概略評価が可能としている。しかし、せん断変位がある程度大きくなるとせん断面付近の土圧に試験結果と解析結果に乖離がみられ解析結果が過小評価となっている。これはせん断変形が大きくなった場合の模擬オーバーパックの回転変形と緩衝材の相互作用に伴う緩衝材中の応力再配分がTrescaモデルで十分評価できていないためとしており、課題として、有効応力解析や粘弾塑性挙動を評価可能な構成モデルを用いた解析を実施する必要があるとまとめている。

3)人工バリアへのせん断応力の作用に関する影響解析

①概要

人工バリアへのせん断応力の作用に関する影響について、オーバーパック及びそれを包含する緩衝材に着目し、(2)の事例調査結果を踏まえ、人工バリアの定置方式と断層面の交差角度の違いを考慮した解析ケースを設定して断層のせん断を模擬した解析を実施し、断層ずれの程度や人工バリアとの交差角度と緩衝材内部の応力状態を解析より求める。

解析は三次元体系モデル、緩衝材の構成モデルに修正Cam-Clayモデルを用い、緩衝材の有効粘土密度等の材料特性等の解析条件の設定に当たっては、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）での設定とした。影響解析に先立ち、BORE-SHEAR（平井ほか，2003）の再現解析を実施し、モデルの最適化や解析の妥当性について検証を行った。その結果、受動側の土圧はかなり高い再現性があることがわかった。また、有効応力解析と全応力解析で大きな相違がみられないことから、BORE-SHEARの再現解析においては間隙水圧の影響は少ないものと考えられた。この結果を考慮し、影響解析は全応力解析を実施することとした。解析に用いる材料定数を表4.3.4-4、解析モデルの概要を図4.3.4-10に示す。また、膨潤圧の初期条件は0.5MPaと設定した。

解析ケースは、人工バリアの定置方式（縦置き、横置き）と断層面の交差角度の違い、せん断方向を考慮し図4.3.4-11示すように設定した。

②解析結果

図4.3.4-12に解析結果（変形図、緩衝材最大主応力分布図、オーバーパックMises応力分布図）を示す。また、図4.3.4-13はオーバーパック内面のMises応力とせん断変位量の関係、図4.3.4-14はオーバーパックの回転角度と緩衝材中の主応力の関係をそれぞれ示している。

表4.3.4-4 材料定数一覧

適用	記号	単位	値	
緩衝材	乾燥密度	ρ_d	Mg/m ³	1.6
	間隙比	e	—	0.656
	圧縮指数 ^{*1}	λ	—	0.117
	膨潤指数 ^{*1}	κ	—	0.07
	ポアソン比	ν	—	0.42
	限界状態応力比 ^{*1}	M	—	0.63
	先行圧密降伏応力 ^{*1}	P_0^*	MPa	0.9
	透水係数 ^{*2}	K	m/s	4.86E-13
オーバーパック	密度	ρ	Mg/m ³	7.87
	弾性係数	E	GPa	200
	ポアソン比	ν	—	0.3
	降伏応力 ^{*3}	σ_y	MPa	205

*1: JNC TN8400 99-041 (高治ほか, 1999)
 *2: 第2次取りまとめ (降水系) (JNC, 1999)
 *3: SFVC1 (圧力容器用炭素鋼)

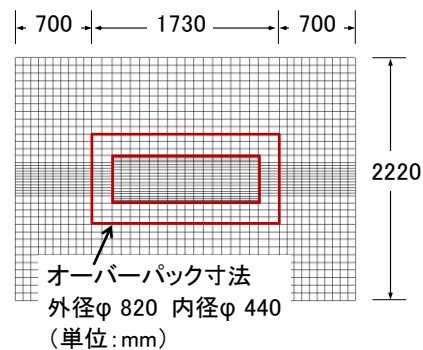


図4.3.4-10 解析モデル概要図

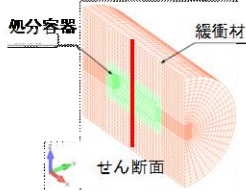
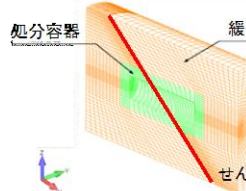
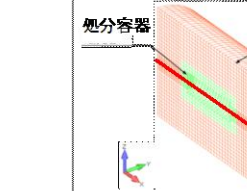
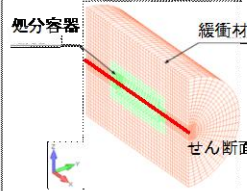
解析ケース	Case1	Case2	Case3	Case4
対象モデル	横ずれ断層系モデル	斜め45度モデル	斜め45度モデル	水平方向せん断モデル
対象機構	横置き横ずれ断層 縦置き伸展断層	正断層	逆断層	横置き伸展断層 縦置き鉛直せん断
せん断方向	鉛直方向	斜め45度上方	斜め45度モデル下方	水平方向
解析モデル				

図4. 3. 4-11 人工バリアへのせん断応力影響解析ケース

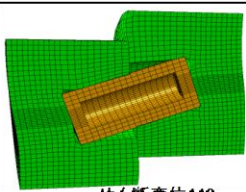
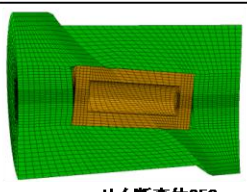
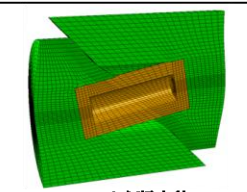
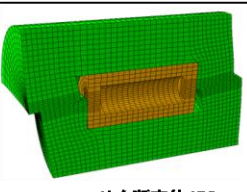
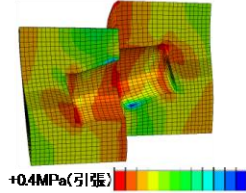
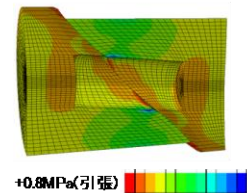
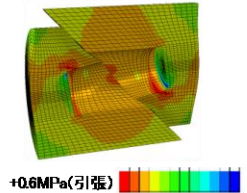
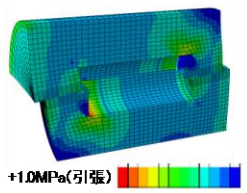
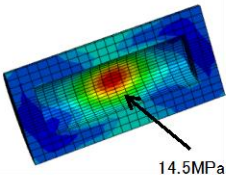
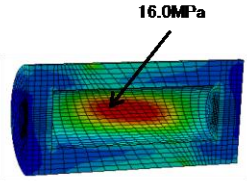
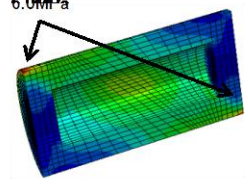
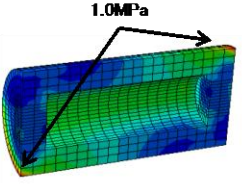
解析ケース	Case1	Case2	Case3	Case4
緩衝材 変形図 (変形倍率1倍)	 せん断変位440mm	 せん断変位250mm	 せん断変位430mm	 せん断変位450mm
緩衝材 最大主応力 分布図 (変形倍率1倍)	 +0.4MPa(引張)	 +0.8MPa(引張)	 +0.6MPa(引張)	 +1.0MPa(引張)
オーバーパック ミーゼス応力 分布図 (変形倍率1倍)	 14.5MPa	 16.0MPa	 6.0MPa	 1.0MPa

図4. 3. 4-12 人工バリアへのせん断応力影響解析結果

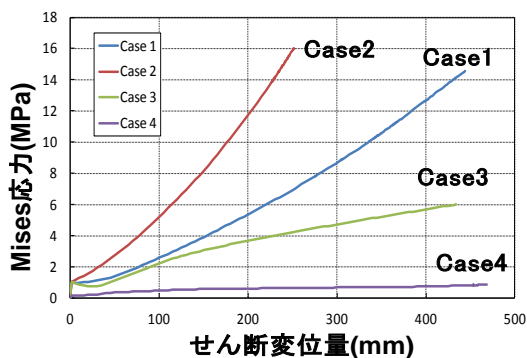


図4. 3. 4-13 オーバーパック内のMises応力とせん断変位量の関係

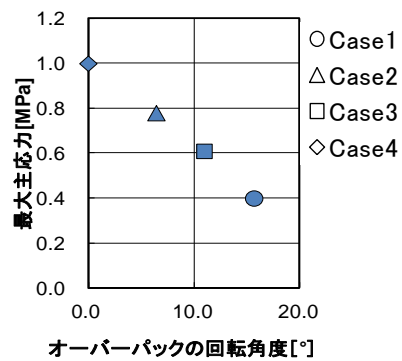


図4. 3. 4-14 オーバーパックの回転角度と緩衝材中の主応力の関係

a. オーバーパックについて

オーバーパック内面に生じるMises応力がCase2で最大16MPa (+間隙水圧25MPa=41MPa) となるが、オーバーパックの降伏応力205MPaに対し十分な裕度があった。

b. 緩衝材について

オーバーパックの回転の自由度が低いほど緩衝材が受ける最大主応力（引張）が大きくなる。

オーバーパックが拘束を受ける条件（せん断角度や緩衝材の剛性など）が緩衝材にとって厳しい条件となった。

c. 人工バリアについて

今回のせん断変位量の範囲では、オーバーパックが損傷を受ける応力は作用せず、人工バリア全体では緩衝材に最大の引張応力が作用しているCase4が最も厳しい結果となった。

4) 岩盤と緩衝材の境界部の取り扱いを考慮した解析

①概要

岩盤と緩衝材の間には摩擦が生じることからその影響について岩盤を含むモデルを用いて岩盤と緩衝材間の摩擦影響について検討を実施した。緩衝材と岩盤の界面に生じる摩擦は境界に生じる反力に依存する。緩衝材と岩盤の反力に影響するものとしては緩衝材の膨潤圧があり、その大きさによって摩擦力は変化する。そこで、膨潤圧及び摩擦係数の異なる解析ケースを設定して（図4.3.4-16参照）、岩盤部と緩衝材の境界部の摩擦の影響について検討を実施した。岩盤物性は第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）を参考に設定した（表4.3.4-5）。岩盤を含めた解析モデルを図4.3.4-15に示す。また、接触のモデル化については、Abaqus（Simulia，2011）の接触定義を用いた。

表4.3.4-5 岩盤物性値

対象岩盤		硬岩系岩盤 データセット
物理 特性	飽和密度 ρ [Mg m^{-3}]	2.67
	真密度 ρ_R [Mg m^{-3}]	2.7
	有効間隙率 n_e [%]	2
力学 特性	一軸圧縮強度 q_u	115
	弾性係数 E [MPa]	37,000
	ポアソン比 ν [-]	0.25
	粘着力 c [MPa]	15
	内部摩擦角 ϕ [$^\circ$]	45
	引張強度 σ_t [MPa]	8

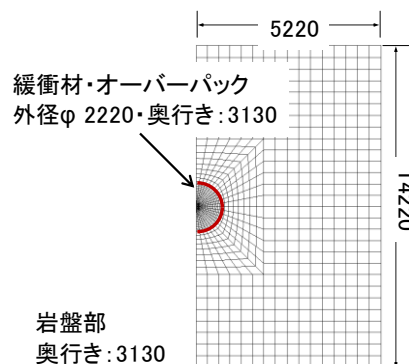


図4.3.4-15 岩盤と緩衝材を含んだ解析モデル概要図

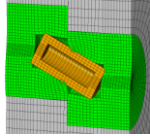
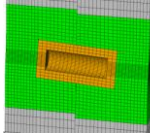
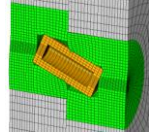
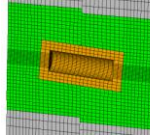
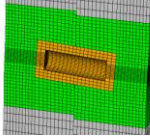
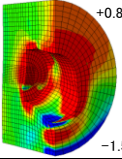
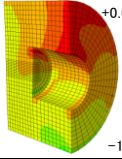
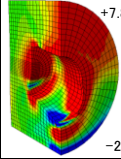
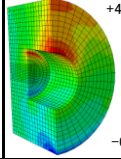
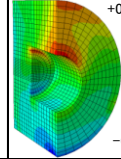
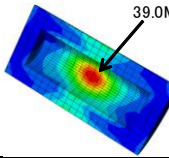
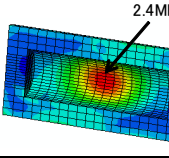
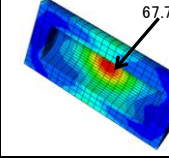
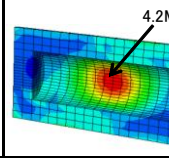
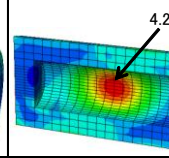
解析ケース	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5
検討対象	膨潤圧に関する検討			摩擦係数に関する検討	
膨潤圧	0.500 MPa	0.289 MPa	1.000MPa	0.500 MPa	0.500 MPa
摩擦係数	0.3	0.3	0.3	0.6	0.1
緩衝材 変形図 (変形倍率1倍)	 せん断変位600mm	 せん断変位140mm	 せん断変位540mm	 せん断変位140mm	 せん断変位140mm
緩衝材 最大主応力 分布図 (変形倍率1倍)	 +0.8MPa(引張) -1.5MPa(圧縮)	 +0.0MPa(引張) -1.0MPa(圧縮)	 +7.8MPa(引張) -2.0MPa(圧縮)	 +4.3MPa(引張) -0.7MPa(圧縮)	 +0.0MPa(引張) -0.7MPa(圧縮)
オーバーパック ミーゼス応力 分布図 (変形倍率1倍)	 39.0MPa	 2.4MPa	 67.7MPa	 4.2MPa	 4.2MPa

図4.3.4-16 岩盤と緩衝材を含んだ解析ケース及び解析結果

②解析結果

図4.3.4-16に解析結果を示す。解析結果より次のことがわかった。

オーバーパックについては、膨潤圧の異なるCase1～Case3についてはミーゼス応力には相違が生じるものの、摩擦係数を変化させたケースについては特に違いが生じなかった。

岩盤と緩衝材の摩擦は緩衝材とオーバーパックの応力に影響を及ぼさない結果となった。これは、せん断面を不連続体としたモデルの影響も考えられるが、人工バリアがせん断変位を受けても界面に変形がさほど生じないことが要因と考えられる。

5) 粒状個別要素法を用いた人工バリアのせん断挙動モデルの開発

①概要

巨大地震・断層活動に伴う人工バリアのせん断挙動を評価するには、現在検討されているせん断変位を超える大変形を対象とした検討が必要となることは明らかである。そこで大変形の扱いが容易な粒状体個別要素法 (Cundall, 1979; Potyondy, 2004) (Distinct element method、以下DEMと記載する) を用いた人工バリアのせん断挙動モデルの開発を行った。

DEMは、もともと土や砂のような粒状体に対する解析手法であるが、要素間に引張力(粘着力)を導入することにより、連続体解析にも適用することが可能となり、粒子間の結合方法を変更することにより様々な性状のモデルを表現することができる(Shimizu, 2010)。処分システム化学影響評価高度化開発においては、DEMを用いた緩衝材の膨潤モデル開発が行われており、ベントナイト供試体と壁面の間に作用する摩擦力と供試体の縦横比に着目した膨潤圧試験のシミュレーションが行われている(日本原子力研究開発機構, 2012; 日本原子力研究開発機構, 2013)。

今回、人工バリアのせん断挙動モデルとして、緩衝材の材料として用いられるベントナイト系材料の他に、オーバーパックを構成する金属材料、及び周辺岩盤といった異なる種類の材料を設定し、せん断試験のシミュレーションを実施した。また、シミュレーションではせん断の進行に伴う内部応力状態を評価することが重要であり、各粒子の接触点ごとに法線方向、接線方向の作

用力を任意の座標系における応力へと変換し出力する方法を開発した。

②解析モデル概要

DEMは、不連続体を対象として開発されたものであり、粒子の集合体によりモデルを表現し、粒子間力を図4.3.4-17に示す3つのばねで再現する。表4.3.4-6に示すように3つのばねの構成を変化させることで、材料の違いも表現可能となっている。また、せん断の進行に伴い生じる破壊や接触を図4.3.4-18、図4.3.4-19に示すモデルで再現する。

岩石粒子・岩石結合に用いるパラメータは一軸圧縮及び一軸引張試験のシミュレーションにより決定した。粘土粒子・粘土結合のパラメータは二軸圧縮試験のシミュレーションにより決定した。金属粒子・金属結合のパラメータは一般的な炭素鋼の値を用いることとした。表4.3.4-7に設定した入力パラメータの一覧、図4.3.4-20に粒状体モデルを示す。

表4.3.4-6 粒子間の結合方法概要

結合	粒子間の結合			
	法線方向ばね	接線方向ばね	回転拘束ばね	結合力の再生
岩石結合	○	○	○	—
粘土結合	○	—	—	○
金属結合	○	○	○	—

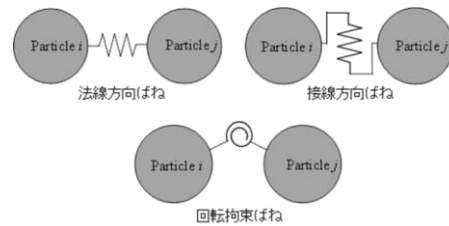


図4.3.4-17 粒子間結合を表現するばねモデル

結合の破壊条件

条件1: $\sigma < 0$ and $|\sigma| \geq \sigma_c$

条件2: $|\tau| \geq \tau_c$

σ : 垂直応力

σ_c : 法線方向ばね引張強さ

τ : せん断応力

τ_c : せん断ばね引張強さ

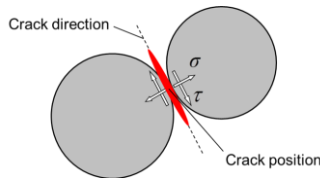


図4.3.4-18 破壊を表現するモデル

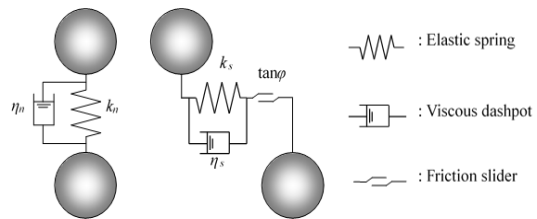


図4.3.4-19 接触を表現するばねモデル

表4.3.4-7 各粒子及び結合に関するパラメータ

	岩石粒子	粘土粒子	金属粒子
粒子径	1.0mm-2.0mm	1.0mm-2.0mm	1.0mm-2.0mm
粒子密度	2,500kg/m ³	1,800kg/m ³	7,800kg/m ³
ヤング率(E _p)	84.0GPa	6.0GPa	200.0GPa
接線・法線方向ばね剛性(s)	0.7	0.7	1.0
摩擦(tanφ)	0.5	0.2	0.3
せん断強度(τ _c)	249.0MPa	249.0MPa	∞
引張強度(σ _c)	21.0MPa	21.0MPa	∞
ヤング率(E _b)		100.0MPa	

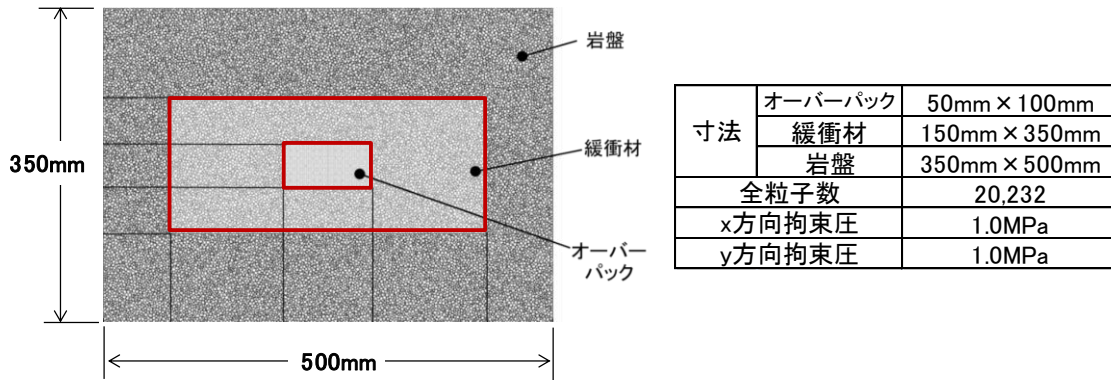


図4.3.4-20 粒状体モデル

③せん断方法

DEMによりせん断挙動を表現するためのシミュレーション概念図を図4.3.4-21に示す。特徴としては、大規模な変形時に粒子がモデル外に流出することを防止する壁を設定したことと、粒子間のかみ合わせによって亀裂生じないように、せん断面に沿って粒子を配置していることである。

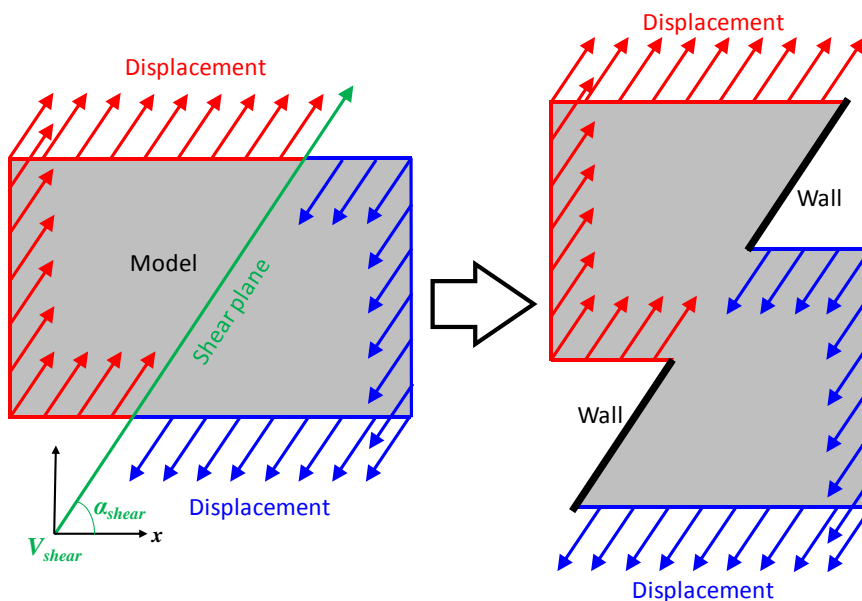
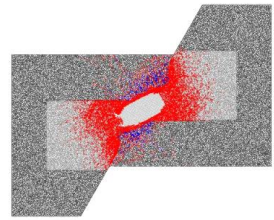
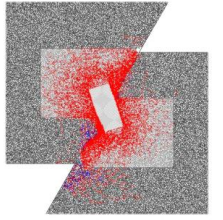
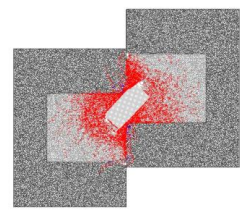
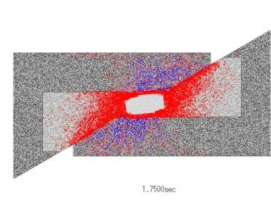


図4.3.4-21 せん断挙動表現の概念図

④解析結果

せん断角度、とせん断方向の異なる4つのケースについて解析を行った。解析結果のせん断変位図を図4.3.4-22に示す。また、図4.3.4-23に緩衝材内の粘土粒子の変位量を示す。

DEMでは、各粒子ごとに法線方向、接線方向の作用力を計算しており、これらの作用力は接触方向によって様々な向きに作用している。そのため、モデル内部の応力状態を把握するために、各接触点における作用力をXY座標系における応力へ変換した。その結果が図4.3.4-24に示すような応力分布図である。これにより、人工バリア内のせん断による応力状態の評価が可能となった。

Case1	Case2	Case3	Case4
せん断角度 60°	せん断角度 60°	90°	30°
せん断速度 100 (mm/s)	せん断速度 -100 (mm/s)	せん断速度 100 (mm/s)	せん断速度 100 (mm/s)
			
せん断変位125mm	せん断変位125mm	せん断変位87.5mm	せん断変位175mm

赤線：引張亀裂部
青線：せん断亀裂部

図4.3.4-22 解析結果（せん断変位図）

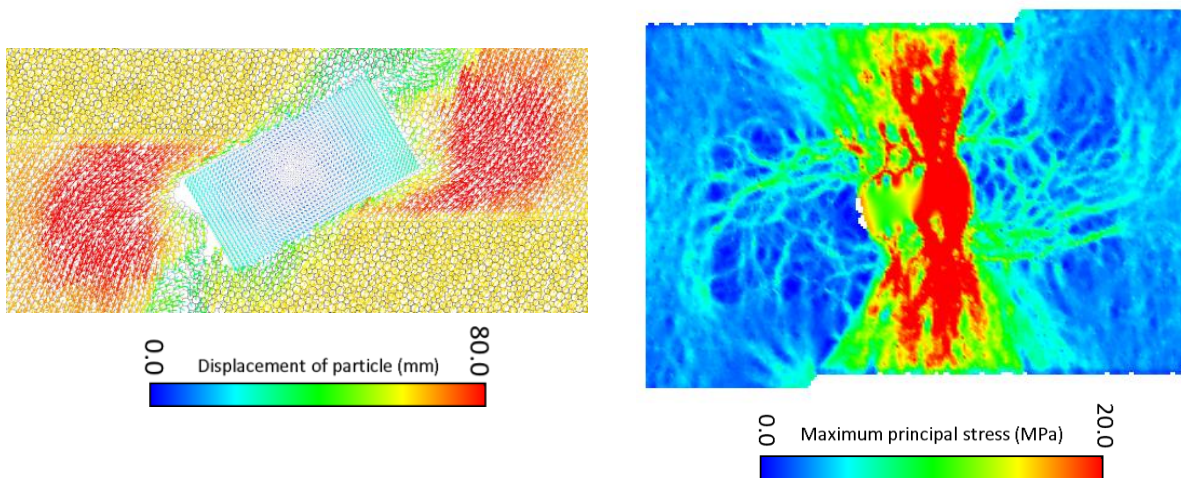


図4.3.4-23 緩衝材内の粘土粒子の変位量 (Case1)

図4.3.4-24 最大主応力分布図 (Case1)

6) 今後の課題

今後、各材料の挙動をより現実的に表現するために、断層模擬試験設備（BORE-SHEAR）による試験結果や既往の研究事例等との比較を通じて、モデルの妥当性を確認していくことが必要である。

4.4 まとめ

4.4.1 地層処分システムにおける過酷事象概念の構築

国内外の原子力施設等において想定されている過酷事象の内容とその対策に関する考え方について調査・整理し、地層処分システムにおける過酷事象の概念構築への適用について検討した。その結果、原子炉における過酷事象の概念は操作中であれば廃棄物が人間の管理下にあるため親和性が高いものの、閉鎖後においては受動的なシステムとなるため、原子炉の過酷事象の概念をそのまま地層処分システムに適用することは適切ではない。このため、閉鎖前までにその時点での想定外事象を認知し、必要に応じて事前に対策を講じることにより想定外事象を無くすことを目的として、地層処分システムにおける過酷事象を「（その時点の）地層処分システムのセーフ

ティケースで想定されている範囲を大きく超える事象であり、期待する安全機能が早期に著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象である。」と定義した。この「地層処分システムにおける過酷事象の概念」に基づき、地層処分システムにおいて想定しうる過酷事象について検討した。具体的には、人間に甚大な影響を及ぼしうる安全機能の喪失を過酷事象として定義し、各々の過酷事象について、その発現機構や影響伝搬などを“事前シーケンス”として、過酷事象が発生した後から過酷事象がもたらす影響伝播プロセス（過酷事象発生からその影響が及ぶ最終帰結まで）を“事後シーケンス”として抽出・整理した。さらに、地層処分システムにおける過酷事象対策技術の考え方について検討し、いくつかの過酷事象について対策技術を例示した。

今後の課題として、地層処分システムにおける過酷事象概念の構築を図り、地層処分システムに対する過酷事象対策技術の考え方を提示するために、今年度の成果を踏まえ、以下の3項目について詳細に検討する必要がある。

- ①地層処分システムにおける過酷事象の概念を明確にするために、過酷事象の基本概念に基づき過酷事象の概念をより具体化すること。
- ②事前シーケンス及び事後シーケンスについてのより詳細な検討と、これに基づき具体的な影響解析を実施すること。
- ③地層処分システムにおける過酷事象の具体化に応じて、可能性のある対策技術について検討すること。

4.4.2 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討

(1) 巨大地震・断層活動を評価するためのシナリオ構築手法の開発

地震・断層活動による処分場システムへの直接的影響を事例として、過酷事象を対象としたシナリオ構築のための手法を構築した。具体的には、既存のリスク評価におけるシナリオ構築の考え方等を参考に、生起確率が極めて低いながらも影響の大きいシナリオを効果的に抽出するための方法や、その科学的な根拠を明確にしつつシナリオを構築するための方法を検討した。その結果、安全機能が喪失するプロセスの整理と、過酷事象として対象とする天然現象の影響の伝搬の整理をそれぞれ行い、これに基づき過酷事象として考えうる安全機能の喪失の組み合わせの成立性について検討することにより、過酷事象につながるシナリオを効率的に構築できる可能性が示唆された。

今後は、地震・断層活動に関わる文献調査や情報整理を進めるとともに、後述する人工バリアのせん断変形を模擬した実験や解析と連携して各プロセスの成立性や成立条件を確認し、実際にシナリオの構築や状態設定を行って、定量的な影響評価を行うことが課題である。

(2) 巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査

1) 巨大地震・断層活動が地質環境に与える影響の事例調査

東北地方太平洋沖地震により誘発された長野県北部の地震 (M_j 6.7) 及び茨城県北部の地震 (M_j 6.1) 等の震源域において、地震発生前後の地下水化学組成の変化について検討した結果、地震発生に伴う顕著な地下水の水質変化は認められないことが分かった。

今後、地震の発生に伴う地下水化学組成の変化を把握するためには、多数の観測例からその変化の大きさ等を統計的に類推することが望ましい。そのため、地震発生前後における観測データの更なる蓄積が必要である。

2) 巨大地震・断層活動が地下坑道に与える影響の事例調査

巨大地震・断層活動による地下坑道の影響を把握するために、岩手県・釜石鉱山550m坑道内に設置された「岩盤ひずみ」「弾性波速度」計測データを整理した。その結果、「岩盤ひずみ」からは、岩盤の伸縮の反転がみられる時刻に比較的大きな地震が発生していることが、「弾性波速度」からは、巨大地震による岩盤に作用した応力変化推定量は70 kPaと岩盤の一軸圧縮強度に比較して微小であることが分かった。国立天文台水沢VLBI観測所附属江刺地球潮汐観測施設における「岩盤ひずみ」計測データからは、2011年3月11日東北地方太平洋沖地震前にみられた周期的な変動が地震後に大きく変化し、東西方向の伸長、南北方向の収縮が現在も継続して観測されている。

今後「岩盤ひずみ」に関しては、過去に遡った長期傾向や地震後の挙動を確認することが必要である。また、岩盤の伸長・収縮の繰り返しが岩盤に与える影響（微小亀裂の増加・水みち形成）及び伸縮の反転と地震の関係についての調査・解析が必要である。また、「弾性波計測」では、基準となる現象や計測値との比較検討から間接的に推定する手法を検討していくことが課題である。

(3) 巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査

1) 巨大地震・断層挙動を模擬した工学規模の人工バリア影響把握

断層挙動を模擬したせん断試験について、せん断破壊された岩盤が人工バリアに及ぼす影響を考慮可能な飽和容器及び供試体の製作等、試験設備を整備するとともに、せん断変位の増加等に伴って増大する計測データを高速かつ効率的に取り込むことが可能なデータ計測システムの改良を行った。また、近年の諸外国における放射性廃棄物の処分場の耐震安定性評価に関する文献情報を整理し、その結果、各国の放射性廃棄物の地層処分における耐震安定性評価の考え方は、基本的に最終処分場を地震の影響がない地域に計画するというもので、耐震安定性評価のための実験や解析を実施している例は少なく、また、地層処分場に関する耐震研究も少ない状況であるが、いくつかの解析実施例によれば、設定した地震動による振動影響は微小であり、処分場の安全が確認されていることが分かった。また、第2次取りまとめの模型振動試験の実地震波応答解析で使用した解析モデルのパラメータは砂の液状化試験結果からの引用であることから、ベントナイトを用いた一軸圧縮試験と繰返し三軸試験を実施し、試験結果から必要なパラメータを設定した。

今後は、岩盤の影響を含む断層挙動を模擬したせん断試験を実施していくとともに、人工バリアの振動解析に必要なパラメータを導出するための試験データの拡充及び振動解析の実施していく必要がある。

2) 岩盤の透気特性データの取得と溶存ガスの初期状態の把握

従来のガス移行評価では対象としていない巨大地震・断層活動に伴う地下に賦存するガスの放出、高速すべり断層運動に伴って発生する断層起源ガス等の大規模なガスの放出や移行などが生じた場合の人工バリアに与える影響を評価するため、ガス解析に必要な岩盤の物性データを蓄積

するとともに、幌延深地層研究所にて採取されたGL-300m近傍における岩石コアの物性データの取得を行った。その結果、試験に供した3試料の岩石コアの含水比、密度、間隙率のそれぞれの物性は、ほぼ同程度の値を示し、GL-300mでの指標となる岩盤物性値を得た。また、間隙径分布測定の結果から、主に間隙構造はマクロ～メソポアに該当する間隙により構成されており、マイクロポアの賦存量は少ない岩種であることを把握した。さらに、毛管圧曲線からスレッシュホールド圧力を推定した結果、スレッシュホールド圧力は0.9～1.3MPaの範囲にあるものと推定された。また、幌延深地層研究所のGL-350m調査坑道から、採取地点の圧力を維持するように地下水試料を採取し、溶存ガス成分の濃度を計測した。試料は、それぞれ採取時の圧力が異なる状態によって採取されたが、圧力が高いほうが溶存ガス成分の濃度が高いことがわかった。試料中の主な溶存ガス成分であるメタン及び二酸化炭素について、採取時の圧力、温度、及び、塩濃度の状態において、飽和あるいは不飽和状態のいずれの状態にあるかを推定し、予備調査以外の3孔はいずれも過飽和状態であることがわかった。

今後、地下に賦存するガスの突出などによる影響を定量的に評価するために、今回実施した溶存ガスの調査の結果を踏まえた原位置試験の実施によるガス移行挙動データの取得、ならびにこれらの結果に基づくモデルの改良を進めていくとともに、これらの基礎データとなる岩石やベントナイトを対象とした基本的な透気特性データの拡充を進めていくことが課題である。

(4) 巨大地震・断層活動の評価手法の開発

1) 地下施設の耐震安定性評価手法

幌延深地層研究所地下施設を対象に、想定される最大地震動（サロベツ断層帯）と施工実績を反映した解析モデルにより、静的な地震応答解析を実施し、それより得た応答震度を地下施設に作用させ動的力学的安定性を評価した。その結果、想定される最大地震動に対する耐震性評価において、深度が深い位置でのクラックによる応力増加の影響は小さく、内空形状を保持するために重要な周方向応力では、設計基準強度以下の応力が発生することが分かった。

今後、幌延深地層研究所における地震観測データの蓄積（地震波の取得、地震動特性の評価：地盤特性など）とそれに基づく最大地震動の見直し、余震を含めた耐震安定性の再評価が必要である。また、接続部の一部において局所的に高い圧縮応力が発生している懸念があるため、今後の変状の有無や地盤評価の妥当性等の検討を行った上で、地盤物性等の精査が必要である。さらに、将来的な地下施設の建設に向け、調査、設計、施工、維持管理を通じて、逐次得られた情報をフィードバックし施設の安全性を担保する手法（情報→（追加調査）→解析・設計→対策（工）の流れ）を検討する必要がある。

2) 人工バリアのせん断影響評価手法

断層活動に伴って生じると考えられる人工バリアへのせん断影響を評価するため、緩衝材のせん断に伴う変形を考慮可能な手法の調査・整理、人工バリアへのせん断応力の作用に関する影響解析、岩盤と緩衝材の境界部の取り扱いを考慮した解析を実施した。その結果、緩衝材では、せん断面の面積が小さい場合に応力が集中する傾向がみられ、引張応力の発生によって亀裂が生じる可能性、また、オーバーパックでは、せん断面の面積が大きくなるせん断モードにおいてせん断影響が大きいことが確認された。また、緩衝材の密度、オーバーパックの回転の程度等の違い

によってせん断影響が異なる可能性が確認できたことから、試験等で各条件の影響を把握することが重要と考えられた。さらに、粒状体個別要素法の改良を行い、人工バリアのせん断影響解析におけるモデル内部の応力状態を把握できるようにした。

今後、各材料の挙動をより現実的に表現するために、断層模擬試験設備（BORE-SHEAR）による試験結果や既往の研究事例等との比較を通じて、モデルの妥当性を確認していくことが必要である。

参考文献

- 赤池弘次, 北川源四郎 編 (1995) : 時系列解析の実際Ⅱ, 朝倉書店, pp. 151-165.
- Akita, F. and Matsumoto, N. (2004) : Hydrological responses induced by the Tokachi-oki earthquake in 2003 at hot spring wells in Hokkaido, Japan, *Geophys. Res. Lett.*, Vol. 31, L16603.
- ANDRA (2007) : The Meuse/Haute-Marne Underground Research Laboratory (MHM URL) a scientific tool, 3ページ目 Basic Safety Rule, (<http://www.andra.fr/download/andra-international-en/document/editions/182.pdf>).
- ANS (2012) : Fukushima Daiichi - ANS Committee Report, American Nuclear Society, March 2012.
- Apostolakis, George (2012) : Regulatory Implications of Fukushima for Nuclear Power Plants in the U.S., presented at the Carnegie Nuclear Policy Program Conference, March 6th 2012.
- Barzukov, V. L., Varshal, G. M., and Zamolina, N. S. (1985) : Recent results of hydrogeochemical studies for earthquake prediction in the USSR, *Pure Appl. Geophys.*, Vol. 122, pp. 143-156.
- BGR (2007) : Investigation and evaluation of regions with potentially suitable host rock formations for a geologic nuclear repository, 5章, (http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Endlagerung/Downloads/WasteDisposal_HostRockFormations_en.pdf?_blob=publicationFile&v=2).
- Cameron F. X. (1981) : Human intrusion into geologic repositories for high-level radioactive waste: Potential and prevention. - *Radioactive Waste Management*, 1981, Bd. 2, Nr. 2, S. 179-188.
- Chang S. H., S. H. Kim, J. Y. Choi (2013) : Design of integrated passive safety system (IPSS) for ultimate passive safety nuclear power plants, *Nuclear Engineering and Design* 260 (2013) 104-120.
- Chapman, N., M. Apted, J. Beavan, K. Berryman, M. Cloos, C. Connor, L. Connor, T. Hasenaka, O. Jaquet, K. Kiyosugi, N. Litchfield, S. Mahony, M. Miyoshi, W. Smith, S. Sparks, M. Stirling, P. Villamor, L. Wallace, J. Goto, T. Miwa, H. Tsuchi and K. Kitayama (2009) : Development of Methodologies for the Identification of Volcanic and Tectonic Hazards to Potential HLW Repository Sites in Japan: The Kyushu Case Study. Nuclear Waste Management Organization of Japan, Tokyo. Technical Report: NUMO-TR-09-02. pp. 186.
- Chapman, N., M. Apted, W. Aspinall, K. Berryman, M. Cloos, C. Connor, L. Connor, O. Jaquet, K. Kiyosugi, E. Scourse, S. Sparks, M. Stirling and L. Wallace (2012) : TOPAZ Project: Long-term Tectonic Hazard to Geological Repositories: An extension of the ITM probabilistic hazard assessment methodology to 1 M/yr, Nuclear Waste Management Organization of Japan, Tokyo., Technical Report, NUMO-TR-12-05., pp. 87

- CSNI (2000) : CSNI International Standard Problems, Brief description (1975-1999), The Nuclear Energy Agency (NEA) 's Committee on the Safety of Nuclear Installations (CSNI), NEA/CSNI/R (2000)5.
- Cundall, P. A. and Strack, O. D. L. (1979) : A discrete numerical model for granular assemblies, *Geotechnique*, 29, 1, pp.47-65.
- DOE (2004) : MACCS2 Computer Code Application Guidance for Documented Safety Analysis Final Report, DOE-EH-4.2.1.4-MACCS2-Code Guidance, US Department of Energy, 2004.
- 動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書—平成3年—, PNC TN1410 92-081.
- EPRI (1992) : Severe Accident Management Guidance Technical Basis Report (TBR), EPRI-TR 101869, December 1992.
- EPRI (1994) : MAAP 4, Modular Accident Analysis Program User 's Manual, EPRI report prepared by Fauske & Associates Inc.
- Farmer, F.R. (1967) : Siting Criteria - a New Approach, Proceedings of a Symposium on Containment and Siting, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Federal Ministry of Economics and Technology (BMWi) (2008) : Final Disposal of High-level Radioactive Waste in Germany - The Gorleben Repository Project, Annex10, (<http://www.bmwi.de/English/Redaktion/Pdf/final-disposal-of-high-level-radioactive-waste,property=pdf,bereich=bmwi,sprache=en,rwb=true.pdf>).
- Forsberg, C. W. and A. M. Weinberg (1990) : Advanced Reactors, Passive Safety, and Acceptance of Nuclear Energy, *Annual Review of Energy* 15, 133.
- 藤田朝雄, 五月女敦, 原啓二 (1992) : 緩衝材の力学試験, PNC-8410 92-170.
- 藤田朝雄, 鈴木英明 (1999) : 緩衝材の乾燥収縮特性, JNC-TN8400 99-016.
- Gauntt, R. O., R. K. Cole, C. M. Erickson, R. G. Gido, R. D. Gasser, S. B. Rodriguez, M. F. Young, Scott Ashbaugh, Mark Leonard, and Adam Hill (2002) : MELCOR Computer Code Manuals, Vol. 3, Demonstration Problems Version 1.8.5 May 2001, NUREG/CR-6119, Vol. 1, 2, and 3, Rev. 0, SAND2001-0929P, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM, May 2001.
- Gauntt, Randall, Donald Kalinich, Jeff Cardoni, Jesse Phillips, Andrew Goldmann, Susan Pickering, Matthew Francis, Kevin Robb, Larry Ott, Dean Wang, Curtis Smith, Shawn St. Germain, David Schwieder, Cherie Phelan (2012) : Fukushima Daiichi Accident Study (Status as of April 2012), SAND2012-6173, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM, August 2012.
- 原子力安全委員会 (2010) : 余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する技術資料, 平成22年8月5日, 原子力安全委員会, 放射性廃棄物・廃止措置専門部会.
- 原子力安全基盤機構 (2012) : 再処理施設の安全の高度化について, JNES-RC-2012-0005, 平成24年6月.
- 原子力安全基盤機構 (2013) : 加工施設及び再処理施設の重大事故とその対策についての基本的考

- え方の検討, JNES-RE-2013-0003, 平成25年5月.
- 原子力発電環境整備機構 (2004) : 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠, NUMO-TR-04-02.
- 原子力発電環境整備機構 (2010) : 安全確保構想2009-安全な地層処分の実現のために-, NUMO-TR-09-05.
- 原子力発電環境整備機構 (2011) : 地層処分事業のための安全評価技術の開発 (I) -シナリオ構築技術の高度化-, NUMO-TR-10-09.
- 原子力発電環境整備機構 (2011) : 地層処分施設の耐震性評価, NUMO-TR-10-13.
- 原子力発電所過酷事故防止検討会 (2013) : 原子力発電所が二度と過酷事故を起さないために一國, 原子力界は何をすべきか—原子力発電所過酷事故防止検討会報告書, 原子力発電所過酷事故防止検討会.
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2013) : 地下空洞型処分施設の地震応答解析について—地震時の挙動の解析的検討—, 原環センタートピックスNo. 107.
- 原子力規制委員会 (2013) : 基準地震動及び耐震設計方針に係るガイド.
- Hauksson, E. (1981) : Radon content of groundwater as an earthquake precursor: evaluation of worldwide data and physical basis, J. Geophys. Res., Vol. 86, pp. 9397-9410.
- Heames, Williams, Bixler et al. (1992) : VICTORIA: A Mechanistic Model of Radionuclide Behavior in the Reactor Coolant System Under Severe Accident Conditions, NUREG/CR-5545, SAND90-0756 Rev. 1, Sandia National Laboratories.
- Hibbitt, Karlsson & Sorensen, Inc. (1997) : ABAQUS/Standard User's Manual version 5.7.
- 平井卓, 棚井憲治, 菊池広人, 鈴木英明, 高治一彦, 大沼敏 (2003) : 断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価, JNC TN8400 2003-009.
- 廣瀬丈洋 (2010) : 地震断層内部における動的物理-化学プロセスの解明, 科学研究費補助金研究成果報告書, 若手研究(B).
- 北海道防災会議 (2013) : 想定地震による強震動予測及び震度分布図作成について, 地震専門委員会資料 平成25年9月11日.
- Hudson, J. A (1992) : Rock Engineering Systems: Theory and Practice, Ellis Horwood, New York, NY.
- 池田俊雄, 岡田勝也, 池田研一, 長谷川達也 (2000) : 活断層調査から耐震設計まで, 鹿島出版会, pp. 56-57.
- ICRP Pub. 81 (1998) : Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81. Ann. ICRP 28 (4).
- INL (2012) : RELAP5-3D Code Manual Volume I: Code Structure, System Models and Solution Methods, INEEL-EXT-98-00834, Revision 4.0, Idaho National Laboratory, Idaho Falls, Idaho, June 2012.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (1996) : Defence in Depth in Nuclear Safety, INSAG-10, A report by the International Nuclear Safety Advisory Group, IAEA, June 1996.

- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2000) : IAEA Safety Standards Safety of Nuclear Power Plants:Design, NS-R-1, p. 62.
(http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1099_scr.pdf).
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2002) : Issues relating to safety standards on the geological disposal of radioactive waste: Proceedings of a specialists meeting Vienna, 18-22 June 2001. IAEA-TECDOC-1282. IAEA, Vienna, 2002.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2004) : Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Results of a Coordinated Research Project, Volume 1: Review and Enhancement of Safety Assessment Approaches and Tools. IAEA-ISAM, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2004.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2009) : Severe Accident Management Programmes for Nuclear Power Plants, Safety Guide, No. NS-G-2.15, International Atomic Energy Agency, Vienna 2009.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (2012) : Safety of Nuclear Power Plants: Design, IAEA Safety Standards, No. SSR-2/1, January 2012.
- 乾徹, 高井敦史, 栗原大志, 勝見武, 嘉門雅史 (2008) : ソイルベントナイト鉛直遮水壁の地震時挙動に関する遠心模型実験, 京都大学防災研究年報第51号B, p323-p329.
- Jan Hernelind (2006) : Earthquake induced rock shear through a deposition hole when creep is considered - first model Effect on the canister and the buffer, TR-06-87.
- Jan Hernelind (2010) : Modelling and analysis of canister and buffer for earthquake induced rock shear and glacial load, TR-10-34.
- 地震調査推進本部 (2007) : サロベツ断層帯の長期評価.
- 地震調査推進本部 (2013) : サロベツ断層帯,
(http://www.jishin.go.jp/main/yosokuchizu/katsudanso/f099_sarobetsu.htm).
- 地震予知連絡会 (2014) : 1-3 日本全国の地殻変動, 地震予知連絡会 第91回会報, pp. 8-23.
- 地震予知連絡会 (2014) : 3-4 東北地方の地殻変動, 地震予知連絡会 第91回会報, pp. 77-104.
- Juhn, P. E., Kupitz, J., Cleveland, J., Cho, B., and Lyon, R. B. (2000) : IAEA activities on passive safety systems and overview of international development, Nuclear Engineering and Design 201 (2000) 41-59.
- 核燃料サイクル開発機構 (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物 地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 分冊2 地層処分の工学技術, サイクル機構技術資料, JNC TN1400 99-022.
- 核燃料サイクル開発機構 (2005) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する知識基盤の構築—平成17年取りまとめ— 分冊2工学技術の開発, JNC TN1400 2005-015.
- 金折裕司 (2001) : 断層の影響はどこまで及んでいるか, 応用地質, 41, pp. 323-332.
- Kaplan, M., Visnepolschi, S., Zlotin, B., and Zusman, A. (1999) : New Tools for Failure and Risk Analysis Anticipatory Failure Determination (AFD) and the Theory of Scenario Structuring, Ideation International Inc.

- Kaplan, S. and R. Garrick (1981) : On the quantitative definition of risk, *Risk Analysis*, Vol. 1, No. 1, pp.11-27.
- Kawabe, I. (1984) : Anomalous changes of CH₄/Ar ratio in subsurface gas bubbles as seismogeochemical precursors at Matsuyama, Japan, *Appl. Geophys.*, Vol.122, pp.194-213.
- 経済産業省 原子力安全・保安院 (2012) : METI News Release, 原子力施設の事故・トラブルに対する I N E S (国際原子力・放射線事象評価尺度) 評価, 平成24年7月19日.
- 経済産業省 原子力安全・保安院 (2012) : 発電用軽水型原子炉施設におけるシビアアクシデント対策規制の基本的考え方について (現時点での検討状況), 原子力安全・保安院, 平成24年8月.
- 経済産業省 資源エネルギー庁 総合資源エネルギー調査会基本政策分科会 (2013) : 総合資源エネルギー調査会基本政策分科会 第3回会合, 参考資料2 自主的安全性向上に関するWG関係参考資料, 平成25年9月.
- 経済産業省 資源エネルギー庁 放射性廃棄物等対策 放射性廃棄物のホームページ (2014) : (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/gaiyo/gaiyo03-4.html>).
- King, C. (1986) : Gas geochemistry applied to earthquake prediction: An overview, *J. Geophys. Res.*, Vol. 91, pp. 12, 269-12, 281.
- 気象庁 (2013) : 気象庁一元化震源カタログ,
(ftp://ftp.eri.u-tokyo.ac.jp/pub/data/jma/mirror/JMA_HYP/JMA_PDE/).
- 気象庁 (2014) : 震度データベース検索,
(http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/shindo_db/shindo_index.html).
- 気象庁 (2014) : 発震機構解 (CMT解), (<http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/mech/index.html>).
- 小泉尚嗣, 高橋 誠, 松本則夫, 佐藤 努, 大谷 竜, 北川有一 (2005) : 水文学的手法による地震予知研究—地下水変化から地震前の地殻変動を検知する試み—, *地震* 第2輯, Vol. 58, pp. 247-258.
- 小泉尚嗣, 北川有一, 高橋 誠, 佐藤 努, 松本則夫, 伊藤久男, 桑原保人, 長 秋雄, 佐藤隆司 (2002) : 2001年芸予地震前後の近畿地方およびその周辺における地下水, 地殻歪変化, *地震* 第2輯, Vol. 55, pp. 119-127.
- Koizumi, N., Kano, Y. Kitagawa, Y., Sato, T., Takahashi, M., Nishimura, S. and Nishida, R. (1996) : Groundwater anomalies associated with the 1995 Hyogoken Nanbu earthquake, *J. Phys. Earth*, Vol. 44, pp. 373-380.
- kokuri 国立天文台水沢 (1989) : 江刺地球潮汐観測施設における地殻変動連続観測, *地震予知連絡会会報*第42巻, pp. 66-69.
- 高度情報科学技術研究機構 (2014) : 一般財団法人高度情報科学技術研究機構,
(<http://www.rist.or.jp/atomica/data/pict/02/02080304/09.gif>).
- 熊本創, 下茂道人, 内田雅大, 前川恵輔 (2005) : 堆積軟岩の空隙径分布と透水性との関係, 623-624.
- 栗原大志, 高井敦史, 乾徹, 勝見武, 嘉門雅史 (2008) : 遠心模型実験によるソイルベントナイト

遮水壁の地震時挙動の評価, 土木学会第63回年次学術講演会, p763-p764.

- L. Börgesson (1986) : Model shear test of canisters with smectite clay envelopes in deposition holes, SKB Technical Report TR-86-26.
- Lai, W., Koizumi, N., Matsumoto, N., Kitagawa, Y., Lin, C., Shieh, C., and Lee, Y. (2004) : Effects of seismic ground motion and geological setting on the coseismic groundwater level changes caused by the 1999 Chi-Chi earthquake, Taiwan, Earth Planets Space, Vol.56, pp.873-880.
- Lennart Börgesson, Lars-Erik Johannesson and Jan Hernelind (2003) : Earthquake induced rock shear through a deposition hole Effect on the canister and the buffer, TR-04-02.
- Lennart Börgesson, Jan Hernelind (2006) : Earthquake induced rock shear through a deposition hole Influence of shear plane inclination and location as well as buffer properties on the damage caused to the canister, TR-06-43.
- Lin, Y., Tan, Y., Yeh, T. J., Liu, C., and Chen, C. (2004) : A viscoelastic model for groundwater level changes in the Cho-Shui river alluvial fan after the Chi-Chi earthquake in Taiwan, J. Geophys. Res., Vol.40, W04213.
- Martono Leoni (2012) : 2D and 3D Finite Element Analysis of Buffer-Backfill Interaction, POSIVA, 2012-25.
- 松田時彦 (1975) : 活断層から発生する地震の規模と周期について, 地震, 28, pp.269-283.
- Matsumoto, N. and Koizumi, N. (2013) : Recent hydrological and geochemical research for earthquake prediction in Japan, Nat. Hazards, Vol.69, pp.1247-1260.
- Miyahara, K., Inagaki, M., Kawamura, M. and Ebina, T. (2008) : "What-if?" Calculations to Illustrate Fault-Movement Effects on a HLW Repository, Proceedings for International High-Level Radioactive Waste Conference pp.593-599.
- Murata, K.K., D. C. Williams, J. Tills, R. O. Griffith, R. G. Gido, E. L. Tadios, F. J. Davis, G. M. Martinez and K. E. Washington (1997) : Code Manual for CONTAIN 2.0: A Computer Code for Nuclear Reactor Containment Analysis, NUREG/CR-653, SAND97-1735, US Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- Nagamine, K., and Sugisaki, R. (1991) : Coseismic changes of subsurface gas compositions disclosed by an improved seismo-geochemical system, Geophys. Res. Lett, Vol.18, pp.2221-2224.
- Nagra (2002) : Project Opalinus Clay : Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Technical Report 02-05, Nagra, Wettingen, Switzerland.
- National Academy of Science (NAS) (1995) : Technical Bases for Yucca Mountain Standards, National Academy Press, Washington, D.C.
- National Academy of Science (NAS) (1996) : Rock Fractures and Fluid Flow, National Academy Press, Washington, D.C.
- National Astronomical Observatory of Japan (1989) : Annual Report of Geophysical

- Observations made at the National Astronomical Observatory.
- NEUP (2013) : Fiscal Year 2014 Consolidated Innovative Nuclear Research Funding Opportunity Announcement, DE-FOA-0000998, US DOE Nuclear Energy University Program.
- 日本原子力研究開発機構 (2012) : 平成23年度 処分システム化学影響評価高度化開発, pp. 147-149.
- 日本原子力研究開発機構 (2013) : 平成24年度 処分システム化学影響評価高度化開発, pp. 117-122.
- 日本原子力研究開発機構 (2013) : 幌延深地層研究計画 平成23年度地下施設計測データ集, JAEA-Data-Code 2012-029.
- 日本原子力研究開発機構 (2013) : 緩衝材基本特性データベース.
- 日本機械学会誌 (2012) : 日本機械学会誌, 新たな原子力安全概念の構築を目指して, Forging a New Nuclear Safety Construct, 2012年6月.
- 日建設計 (2005) : 幌延深地層研究計画 地下施設実施設計 - 設計報告書 -, JNC TJ5410 2005-002.
- 日鉄鉱業株式会社 (2014) : 地下空洞利用資料 (釜石鉱山) , (<http://www.nittetsukou.co.jp/antrum/pdf/02.pdf>).
- 丹羽正和, 島田耕史, 黒澤英樹, 三輪敦志 (2008) : 圧縮性ステップにおける破砕帯の構造 一岐阜県飛騨市の跡津川断層西部の例一, 地質学雑誌, 114, pp. 495-515.
- Niwa, M., Takeuchi, R., Onoe, H., Tsuyuguchi, K., Asamori, K., Umeda, K., and Sugihara, K. (2012) : Groundwater pressure changes in Central Japan induced by the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake, *Geochem. Geophys. Geosyst.*, Vol. 13, Q05020.
- 中島進, 篠田昌弘, 渡辺健治, 阿部慶太, 佐名川太亮 (2013) : 規模の異なる振動台実験による自然斜面の地震時安定性評価, 鉄道総研報告, Vol. 27, p5-p12.
- NRC (1975) : Reactor Safety Study, WASH-1400/NUREG-75/014, (<http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr75-014/>), Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research, Washington, DC, Oct 1975.
- NRC (1985) : Federal Registry 10 CFR 50, Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC. August 1985.
- NRC (1988) : Integration Plan for Closure of Severe Accident Issues, Nuclear Regulatory Commission, SECY 88-147, May 1988.
- NRC (2004) : NRC NEWS, No. S-04-009, June 2004.
- NRC (2008) : Fact Sheet on the Three Mile Island Accident, Nuclear Regulatory Commission, November 25, 2008.
- NRC (2012) : State-of-the-Art Reactor Consequence Analyses (SOARCA) Report - Main Report, Nuclear Regulatory Commission, NUREG-1935.
- NRC (2014) : (<http://www.nrc.gov/reading-rm/basic-ref/glossary/defense-in-depth.html>).
- NSR (2014) : (<http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/hakusyo/S62/1-5.htm>).

- Nuclear Waste Partnership LLC (NWP) (2013) : Waste Isolation Pilot Plant Documented Safety Analysis, 1.5.1.3節,
(http://www.wipp.energy.gov/library/DSA/DOE_WIPP_07-3372_Rev_4_DSA.pdf).
- NWTRB (2011) : Experience Gained from Programs to Manage High-Level Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel in the United States and Other Countries, Nuclear Waste Technical Review Board, Washington DC.
- Nykyri, M., H. Nordman, N. Marcos, J. Löfman, A. Poteri and A. Hautojärvi (2008) : Radionuclide Release and Transport - RNT-2008, Posiva Report 2008-06, Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.
- OECD/NEA (1986) : Severe Accident in Nuclear Power Plant, Report by an NEA Group of experts.
(<http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/hakusyo/S62/1-5.htm>).
- Okrent, D. (1981) : On the History of the Regulating Process, University of Wisconsin Press.
- 大竹政和 (1976) : 松代地震から10年, 科学, Vol.46, pp.306-313.
- Otsuki, K. (1976) : On the relationship between the width of sear zone and the displacement along fault, Journal of geological society of Japan, 84, 661-669.
- Parker, G. G., and Stringfield, V. T. (1950) : Effects of earthquakes, trains, tides, winds and atomospheric pressure change on water in geologic formations of southern Florida, Economic Geology, Vol.45, pp.441-460.
- Peter Dillström, Tobias Bolinder (2010) : Damage tolerance analysis of canister inserts for spent nuclear fuel in the case of an earthquake induced rock shear load, TR-10-29.
- Petrangeli, Gianni (2006) : Nuclear Safety, Butterworth-Heinemann, Jordan Hill, GBR, 2006.
- Posiva (2012a) : Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto: Features, Events and Processes 2012, Posiva 2012-07, Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.
- Posiva (2012b) : Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto: Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012, Posiva 2012-09, Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.
- Posiva Oy(2012) : Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Complementary Considerations 2012, 7.4節,
(http://www.posiva.fi/files/2995/POSIVA_2012-11_web.pdf).
- Potyondy, D. O. and Cundall, P. A. (2004) : A bonded- particle model for rock, International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, Vol.41, pp.1329-1364.
- Roeloffs, E. (1998) : Persistent water level changes in a well near Parkfield, California, due to local and distant earthquakes, J. Geophys. Res., Vol.103, pp.869-889.
- Rojstaczer, S. and Wolf, S. (1992) : Permeability changes associated with large earthquakes: An example from Loma Prieta, California, Geology, Vol.20, pp.211-214.
- 斎藤雄也, 棚井憲治, 菊池広人, 平井卓, 西村繭果 (2008) : 断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価(Ⅱ), JAEA-Research 2008-010.
- Sano, O. and Kano, Y. (2013) : Estimation of Stress Variation with Continuous and Precise

- Measurement of Sound Velocity in Underground Vaults, 2013, 6th International Symposium on In situ Rock Stress.
- Sano, O., Mizuta, Y., Murakami, T., and Tanaka, Y. (1997) : Sound Velocity as a Measure of Small Stress Change, Rock Stress, Balkema Publ., pp. 241-246.
- Sano, O., and Kano Y. (2013) : Estimation of Stress Variation with Continuous and Precise Measurement of Sound Velocity in Underground Vaults, 6th International Symposium on In situ Rock Stress.
- 佐藤 努, 松本則夫, 北川有一, 小泉尚嗣, 高橋 誠, 桑原保人, 伊藤久男, 長 秋雄, 佐藤隆司, 小澤邦雄, 田坂茂樹 (2004) : 2003年十勝沖地震に伴う地下水位変動 (速報), 地質ニュース, Vol. 596, pp. 35-41.
- Sato, T., Sakai, R., Furuya, K. and Kodama, T. (2000) : Coseismic spring flow changes associated with the 1995 Kobe Earthquake, Geophys. Res. Lett., Vol. 27, pp. 1219-1222.
- Schlömer, S. and Krooss, B., M. (1997) : Experimental characterisation of the hydrocarbon sealing efficiency of cap rocks. Marine and Petroleum Geology. 14(5). 565-580.
- Schowalter, T. T. (1979) : Mechanics of Secondary Hydrocarbon Migration and Entrapment. AAPG Bulletin, 63, 723-760.
- Schulz, T. L. (2006) : Westinghouse AP1000 Advanced Passive Plant, Nuclear Engineering and Design 236 (2006) 1547 - 1557.
- Sehgal, Bal Raj. (2001) : Accomplishments and challenges of the severe accident research, Nuclear Engineering and Design 210(79) 2001.
- Sehgal, Bal Raj. (editor), (2012) : Nuclear Safety in Light Water Reactors, Severe Accident Phenomenology, Amsterdam, Boston, Elsevier/ Academic Press, 2012.
- Shimizu, H. (2010) : Distinct element modeling for fundamental rock fracturing and application to hydraulic fracturing, PhD thesis, Kyoto University.
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (2010) : 平成21年度エコイノベーション推進事業 大排出源近傍のCO₂地中貯留リスク評価のための基礎データ収集 調査委託成果報告書.
- Simulia (2011) : ABAQUS 6.11 Analysis User's Manual.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01, Swedish Nuclear Fuel and waste Management Co., Stockholm, Sweden.
- SKB (1999) : Deep repository for spent nuclear fuel, SR97 - Post - closure safety, Technical Report TR-99-06.
- SKI (1996) : SKI SITE-94, TR96-36, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm, Sweden.
- Smith, C. L., Wood, S. T., Galyean, W. J., Schroeder, J. A., Beck, S. T. and Sattison, M. B. (2008) : Systems Analysis Programs for Hands-on Integrated Reliability Evaluations (SAPHIRE) Vol. 2 Technical Reference, NUREG/CR-6952 Vol. 2, INL/EXT-05-00327, Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research, Washington,

DC.

- Sugisaki, R. (1987) : Behavior and origin of helium, neon, argon, and nitrogen from active faults, *J. Geophys. Res.*, Vol.92, pp.12,523-12,530.
- Sugisaki, R. and Sugiura, T. (1985) : Geochemical indicator of tectonic stress resulting in an earthquake in central Japan, 1984, *Science*, Vol.229, pp.1261-1262.
- Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) (2006) : Äspö Hard Rock Laboratory Annual report 2005, 2.10.1節,
(http://www.skb.se/FileOrganizer/_Extranet/Aspo_International_Webportal/Report%20Archive/Annual/2005%20TR-06-10.pdf).
- 高治一彦, 谷口航 (1999) : 緩衝材の動的力学特性, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-042.
- 高治一彦, 鈴木英明 (1999) : 緩衝材の静的力学特性, JNC-TN8400 99-041.
- 高橋 誠, 小泉尚嗣, 佐藤 努, 松本則夫, 伊藤久男, 桑原保人, 長 秋雄, 佐藤隆司 (2002) : 2000年鳥取県西部地震前後の近畿地域およびその周辺域における地下水位, 地殻歪変化, 地震 第2輯, Vol.55, pp.75-82.
- 田村良明, 三浦 哲, 太田雄策, 出町知嗣, 河野俊夫, 佐藤忠弘, 坪川恒也 (2013) : 江刺地球潮汐観測施設で観測された東北地方太平洋沖地震前後でのひずみ速度変化, 日本測地学会第120回講演会要旨.
- 田中義晴, 稲葉力, 平田篤夫, 石田一成, 佐野修 (1997) : 原位置における高精度弾性波測定システムを用いた岩盤モニタリング技術の開発, 土木学会論文集, Vol. III-38, No. 561, pp.185-192.
- 田中義晴, 平田篤夫, 石田一成, 佐野修 (1995) : 釜石鉱山における弾性波速度の高精度測定手法の開発とその応用, 第26回岩盤力学に関するシンポジウム講演集, pp.539-543.
- Teng, T. L. (1980) : Some recent studies on ground water radon content as earthquake precursor, *J. Geophys. Res.* Vol.85, pp.3089-3099.
- Toda, S., Stein, R. S., and Lin, J. (2011) : Widespread seismicity excitation throughout central Japan following the 2011 M=9.0 Tohoku earthquake and its interpretation by Coulomb stress transfer, *Geophys. Res. Lett.*, Vol.38, L00G03.
- Toda, S., Stein, R. S., Reasenberg, P. A., Dieterich, J. H., and Yoshida, A. (1998) : Stress transferred by the 1995 Mw=6.9 Kobe, Japan, shock: Effect on aftershocks and future earthquake probabilities, *J. Geophys. Res.*, Vol.103, pp.24,543-24,565.
- 宇津徳治 (1994) : 北海道・東北地方の被害地震, 地震予知連絡会地域部会報告 第4巻, 1-10.
- Umeda, K., Ninomiya, A. and McCrank, G. F. (2008) : High ^3He emanations from the source regions of recent large earthquakes, central Japan, *Geochem. Geophys. Geosyst.*, Vol.9, Q12003.
- US AEC (1957) : Theoretical Possibilities and Consequences of Major Accidents in Large Nuclear Power Plants, USAEC Report WASH-740, March 1957.
- US AEC (1959) : Siting Criteria, TID 14844, USAEC Report, 1959.
- US AEC (1968) : Emergency Core Cooling, Report of an Advisory Task Force, US AEC Report

- TID-24226, 1968.
- 宇佐美龍夫 (1987) : 新編 日本被害地震総覧, 岩波書店.
- van Dorsselaere, J. P., C. Seropian, P. Chatelard, F. Jacq, J. Fleurot, P. Giordano, N. Reinke, B. Schwinges, H. J. Allelein and W. Luther (2009) : The ASTEC Integral Code for Severe Accident Simulation, Nuclear Technology, Volume 165, Number 3, March 2009, Pages 293-307.
- van Dorsselaere, Jean-Pierre, Thierry Albiol and Jean-Claude Micaelli (2011) : Research on Severe Accidents in Nuclear Power Plants, Nuclear Power - Operation, Safety and Environment, Dr. Pavel Tsvetkov (Ed.), ISBN: 978-953-307-507-5, InTech, DOI: 10.5772/17552.
- van Genuchten, M. Th. (1980) : A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc., 44, pp. 892-898.
- Vermilye J.M and Scholz C.H (1998) : The process zone: A microstructural view of fault growth, Journal of Geophysical research, 103, 12, 223-12, 237.
- Wilmot R.D., Wickham S.M. and Galson D.A. (1999) : Elements of a regulatory strategy for the consideration of future human actions in safety assessments. SKI Report 99:46. Swedish Nuclear Power Inspectorate.
- Yamamura, K., Sano, O., Utada, H., Takei, Y., Nakao, S. and Fukao Y. (2003): Long-term Observation of in situ seismic velocity and attenuation, J. Geophys. Res., 108, ESE5-1, DOI 10.1029/2002JB002005.
- 山内睦文 (1998) : 地震に関する調査研究(XIV)総合報告書, 資源・素材学会, PNC TJ1552 98-002.
- Yoshioka, R., Okuda, S. and Kitano, Y. (1970) : Calcium chloride type water discharged from the Matsushiro area in connection with swarm earthquakes, Geochem. J., Vol.4, pp.61-74.
- Yukutake, H., Nakajima, T. and Doi, K. (1998) : In Situ Measurements of Elastic Wave Velocity in a Mine and the Effects of Water and Stress on their Variation, Tectonophysics, 149, 165-175.

5. 可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示

5.1 目的と5ヵ年の計画

5.1.1 目的

処分計画の意思決定に関与する多様なステークホルダが地層処分の実施について確信を持つことができる確証性の高い地層処分システム概念を構築するためには、従来の科学・技術的根拠の提示以外に、概念構築過程での意思決定プロセスの公平性の確保が重要であり、公平性に根ざした合意形成型の処分概念構築技術が不可欠な要素となる。こうした観点から、とくにレジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念について検討を行い、それに応じた科学・技術的基盤を整備していくことが重要である。また科学・技術的根拠に基づく評価と意思決定プロセスの公平性確保は独立したのではなく、相互に密接に連携することが重要である。とくに、

- ・計画段階での科学・技術的予測や事前評価の妥当性を確認するためのモニタリング
- ・建設・操業段階での地層処分システムの状態が所期の予測や事前評価から大きく逸脱した場合の計画の可逆性や廃棄体等の回収
- ・想定外の事象に対するシステムの頑健性を示すためのストレステスト

といった技術や対策は、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い合意形成に至るための鍵となる境界領域と考えられる。本研究は、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に加え、この領域にも焦点をあて、ステークホルダの不安を掘り起こし、それに応えるための新たな概念オプションを創出する「合意形成型処分概念構築支援システム」を開発し、併せて可逆性や回収可能性等を考慮した地層処分システム概念を提示することを目的としている。なお、本章は以下のとおり構成される。

まず、5.2項では、「レジリエンス的視点に基づくシステムのロバスト性概念の検討」として、地層処分を含む幅広い分野における国内外の関連文献を調査検討し、レジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念の検討を行うとともに、その結果を「拡張ロバスト性概念」として整理・提示している。

次に、5.3項では、「合意形成型概念構築支援システムの開発」として、合意形成の観点から国内外の放射性廃棄物処分計画での意思決定プロセスについて調査を行うとともに、新たに地層処分システムのレジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に基づいて、地層処分システム概念の合意形成に必要な鍵となるプロセスとこれらを含む全体的な枠組みを明らかにしている。また合意形成に関連する最新の手法や知見について調査を行い、これらについて放射性廃棄物処分を含む公共事業等への適用事例を整理し事例ベースを作成している。この枠組みに即して、鍵となる各プロセスにおいて活用可能な知識工学的手法（ツール）と、関連する知識（上述の境界領域の技術や対策の情報）から構成する「合意形成型処分概念構築支援システム」を開発することとし、ここではその概念設計を行い、プロトタイプを提示している。

そして5.4項では、「合意形成の促進に資するモニタリング技術等の開発」として、地層処分計画における合意形成の難しさは主として予測の不確実性に起因することから、これを踏まえ、前項の調査結果に基づき、地層処分システムの安全評価における予測を補完するものとしてのモニタリングや可逆性・回収可能性といった考えられる対策の位置づけを合意形成の観点から明らかにしている。また、予測の不確実性の原因の特徴（計画が置かれている状況の不透明性、多様性、複雑性、ダイナミクス

等)を基軸として、それぞれの特徴に該当する地層処分システムの要素やその挙動等の要因を体系的に抽出している。そして、各要因が引き起こす合意形成の阻害についてモニタリングや可逆性・回収可能性といった対策によって低減・回避するための要件を抽出・整理している。さらに、この要件に照らして従来検討されてきたモニタリング技術の有効性を検討するとともに、従来のモニタリング技術にはないが、合意形成促進の観点からの新たなモニタリング概念(たとえばパイロット処分区画等において人為的に環境変動や擾乱等を与えシステムの応答を監視)等について検討するとともに、その具体化に向けた課題の抽出や可能性のある計画を立案している。

5.1.2 5カ年の計画

5カ年の計画を以下に示す。

事業項目	平成25年度	平成26年度	平成27年度	平成28年度	平成29年度
可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示				チェック&レビュー	
①レジリエンス的視点に基づく処分システムのロバスト性概念の検討		← 基本概念の明確化, レジリエンス性向上のための方策の検討	← レジリエンス性向上のための技術的要件の検討及び明確化		
②確証性の高い処分概念構築支援システムの開発	← プロトタイプシステムの構築	← プロトタイプの運用によるシステムの改良	← システム最終版の構築とそれを用いたシステム概念の構築		
③合意形成の促進に資するモニタリング技術等の検討・開発	← 合意形成の観点からの新たなモニタリング技術候補の抽出と開発計画立案	← 新たなモニタリング候補技術の技術仕様具体化	← 新たなモニタリング技術を含む閉鎖後性能検証技術の体系化		

図5.1.2-1 「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示」の5カ年計画

5.2 レジリエンス的視点に基づくシステムのロバスト性概念の検討

5.2.1 レジリエンスに関する基本的概念の整理

(1) レジリエンスとは

レジリエンスは、複数の要素から構成されるシステム全体としての特質であり、個別の要素が機能を喪失、消滅あるいは他のものに置換された場合でも、システム全体としての統一性を維持し、何らかの形で機能を回復する能力のことを指す。レジリエンスの定義は必ずしも統一されている訳ではないが、Longstaff et al. (2010)では、最も簡明なものとして以下を提案している。

レジリエンスは、*Resistance*と*Recovery*を組み合わせたものである。*Resistance*とは、システムが外界の擾乱に対してその機能を維持する特性、即ち信頼性を指し、*Recovery*とは、システムが機能の一部を失った時に、その障害から回復する能力を指す。

上記は、システムの特質としてのレジリエンスであるが、それを利用し管理する人間及び組織の側にもこれと同様の取り組みが求められる。このような取り組み(Resilience engineering)は、生産性や経済性の圧力の下におかれた個人や組織が、強靱かつ柔軟なプロセスを作り出し、リスクに関す

る認識を適宜修正しつつ、事故の未然予防の能力を高めることを目指すものである。事故の予測と予防という観点では、通常の業務や組織運営においてシステムの全ての要素やそれらの特徴及び全ての影響因子を常に網羅し続けることは、効率性の点で極めて困難であり、いわゆる効率-網羅性トレードオフ (ETTO: Efficiency-throughness trade-off) が行われている。レジリエンス engineeringの立場では、この中にこそ事故の芽が潜んでいると考え、日常の業務の実態に着目して、このような事故の芽を未然に発見することを目指す (Hollnagel et al., 2006)。

(2) Resilientなシステムの例

1) 生物の例

地球上に生物が誕生してから約40億年間に、巨大隕石落下等の稀頻度事象による大量絶滅の危機が何回かあったにもかかわらず、地球上の生物が全滅せずに残っているのは、特定の種ではなく生物全体を一つのシステムとして見た場合に、そのシステムに何らかのレジリエンスのメカニズムが備わっているためという考え方がある。例えば、大腸菌には、約4,300の遺伝子があり、それぞれが役割を持っているが、そのうち4,000の遺伝子の機能が失われても、その機能を他の遺伝子が肩代わりしたり、別の経路でタンパク質の形成を行う等によって大腸菌は繁殖し続けることができる。また、ワシントン湖に棲む淡水魚のイトヨは、1957年にはウロコが無かったことが知られているが、現在ではウロコを持つようになっている。これは、過去50年にわたって湖水の透明度が上がり捕食者であるマスの脅威が増したためと考えられている。言い換えれば、1万年以上前までは海水魚でありウロコを持っていたイトヨが1万年間にわたって必要としていなかった当該遺伝子が、マスという新たな脅威に適応して比較的短期間のうちに発現したものと捉えることができる。

2) コンピュータシステムの例

社会基盤としてのITシステムの信頼性への要求が高まっているが、ソフトウェアのバグや運用上の過誤を完全になくすことはできず、また、情報セキュリティに対する新たな攻撃手段が常に生み出され続けていることなどから、これらの全ての脅威に対して100%のResistanceを持つようなシステムを作ることは不可能である。そこで、Resistanceを高めるためにシステムの平均故障間隔の最大化を目指す戦略とともに、システムが損傷を受けることを認めた上で、そのような場合の回復時間を最小化することによってRecoveryを強化する戦略 (Recovery-Oriented Computing) を組み合わせたResilientなシステム構築の必要性が示されている (Patterson et al., 2002)。

3) レジリエンスの尺度

あるシステムのレジリエンスの程度を評価することは、それを高めるための方法を考える上で重要であるが、統一的な指標は確立されていない現状である。例えば、「失われた機能を時間について積分したもの」を指標とすることによって、この指標が小さいほどレジリエンス性が高いとする例もある (Bruneau et al., 2003)。ただし、このような指標は、影響の大きさを予想することの困難な新たな脅威に対して事前に定義することは困難であり、レジリエンスの一面のみを捉えたものとならざるを得ないという指摘もある。このような場合まで含めるためには、影響事象やメカニズムの種類によらず本質的に定まる影響の上限に基づき (本質的な) Resistanceの程度を評価する方法や、二つの

システムの間での回復に要する時間や労力等を定性的に調べて相対的に比較する手法等が今後開発される必要があると考えられている (Maruyama, 2013)。さらに、従来の信頼性工学と異なり、レジリエンス的視点では、障害から回復したシステムが必ずしも元のシステムと同一の機能を持たなくても良いと考える。例えば、筋力トレーニングでは、運動によって破壊された筋肉組織が破壊前よりも大きくなること (過回復) を利用しているし、また、災害復興などにおいては、災害以前の状態に復旧するだけでなく、むしろより好ましい状態に移行する機会と捉えることもできる。レジリエンスの尺度には、このような側面も取り入れる必要があると考えられている (Maruyama, 2013)。

4) レジリエンス性を有するシステム構築のための戦略

レジリエンスという概念が未だ新しく、また、関連する分野が多岐にわたることもあり、システムのレジリエンスを高めるための戦略についても様々なものが提案されている。その中で、複数の分野で共通し比較的汎用性が高いと考えられるもの (丸山ほか, 2012) (Maruyama, 2013) としては、以下が挙げられる。

- ①冗長性: 人工物によく見られる戦略であり、同じ機能を持つ複数の部品を用意しておくことにより、一部の部品の故障に対して代替の部品が機能を補完することによってResistanceを確保する
- ②多様性: 生物によく見られる戦略であり、未知の脅威に対して、多様な要素のどれかが生き残ることによって回復を可能とする
- ③再生 (または適応性) : システムの古くなった要素を、致命的になる前に壊して新たに作り直すこと。生態系等においてよく見られる
- ④危機対応 (または能動的レジリエンス) : 組織において主として見られる戦略であり、想定外の事象が起きた場合に、その状況を正確に把握し、適切な対応をとることによって回復を早めようするものである

5.2.2 レジリエンス的視点におけるニアフィールドの環境変遷として着目する諸現象と処分システムの安全性の関係

(1) 地層処分システムの安全確保戦略におけるレジリエンス的考え方の例

前節で述べたレジリエンス性向上のため、複数の分野で共通する4つの戦略に照らして、地層処分システムの特徴を以下のように整理することができる。

1) 地層処分システムの冗長性

第2次取りまとめの多重バリアシステム概念では、廃棄物 (ガラス固化体) 側からみると、(キャニスター)、オーバーパック、緩衝材、(支保工)、岩盤などといったように、性能は異なるものの、バリア機能に冗長性を持たせたシステム構成が廃棄物の外側に形成されている。また、内側のバリアが機能している時点でその外側は冗長性を有しており、時間の経過に伴い構成が変化していく (下図参照)。

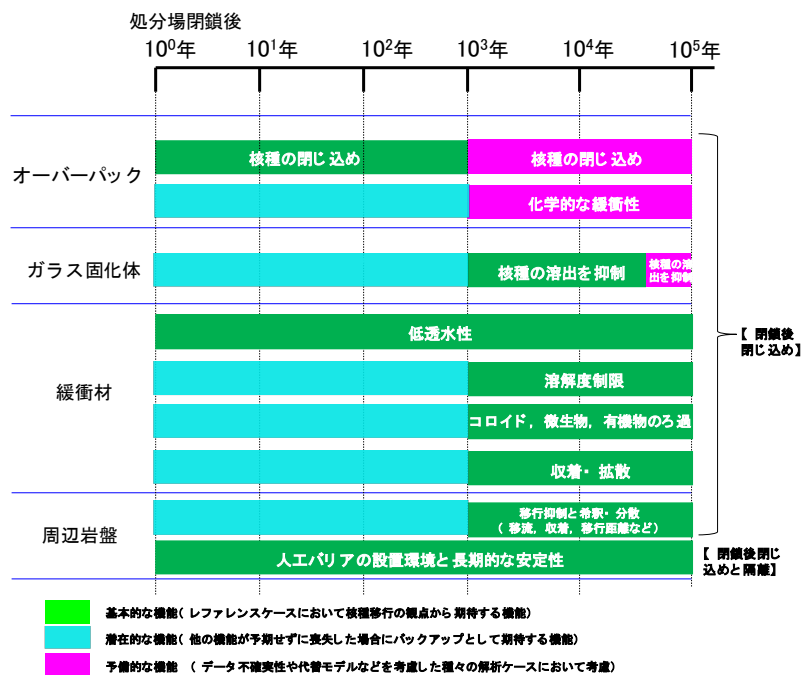


図5.2.2-1 第2次取りまとめにおける多重バリアシステムの安全機能の時間的変遷

ただし、多重バリアはその性能発揮を他の要素に依存している部分も多く、役割も要素毎に異なるため、冗長性と言えるかどうかには疑問が残るという指摘もあることに留意する必要がある。

広義の冗長性は、本来必要な性能に対してそれを上回るような過剰分が含まれていることを指し、また、その過剰分が予期せぬ状況においても求められるレベルの性能を担保することに寄与することを期待するものと考えられる。これに対して、狭義の冗長性では、個々に十分な機能を有する複数の要素が準備されており、一つが故障しても他のものが代替できることを意味する。

地層処分における多重バリアシステムには、上記のうち狭義の冗長性があてはまる部分は少ないものの、前者の広義の冗長性は備えているということが出来る。ただし、同時に、多重バリアの中には、相互に依存しあっており、二つの要素を併せて初めて機能が確保される（一方が他方の機能の前提となっている等）場合もあり、こうした冗長性と相互補完性とを区分しつつ丁寧な説明を行っていくことが重要と考えられる。

2) 地層処分システムの持つ多様性

廃棄物（放射性物質）を隔離するという観点から、処分システムは多様性に基づくバリア要素で構成されており、これにより共通モード要因によるバリア機能への影響が低減される。また、工学的なもの（人工バリア）と天然のもの（天然バリア）の組み合わせとしての多様性があり、さらに、人工バリア自体も多様な材料によって構成されており、単一の材料の欠点が致命的とならないように配慮されている。

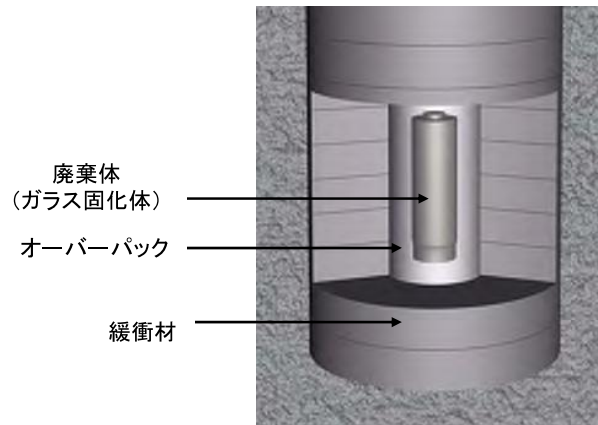


図5.2.2-2 人工バリアシステムに含まれる材料としての多様性の例

レジリエンス性に関する議論で屢々参照される生物多様性（前述）では、地球の歴史においてこれまでに何度か生じた大きな脅威（巨大隕石の落下等）においても生物多様性によってある種が生存し、その後の生態系を担い続けたといった趣旨が述べられることが多い。しかしながら、少なくとも、これと同一の文脈で地層処分システムにおける多様性を議論することは適切ではない（例えば、4万体の廃棄物を多様化させることによって、予期せぬ事象においても一部のものは所定の機能を継続するということが安全確保の目標とはなり得ず、全体としての影響が許容されるレベル以下であることを示さなくてはならない）。従って、地層処分システムが多様性を論ずる際には、その結果として安全確保上どのような効果が期待できるかを明確にすることが必要である。この意味において、重要な論点は、以下の2つに集約することが可能と考えられる。

- ・ 共通要因による故障の回避：人工バリアと天然バリアという異質のもの組み合わせ、あるいは人工バリアに用いられる複数の材料といった意味での多様性は、共通の要因によってシステム全体の性能が危機に晒される可能性を低減する可能性がある。ただし、この場合も、上記の冗長性とあわせた議論が必要と考えられる。例えば、最も弱い鎖が全体の強度を決定してしまうような直列的なシステムでは多様性は長所とはなり難いが、複数の系列のうちいずれかが機能していれば全体の性能が担保されるような並列的なシステムでは、多様性は有効となり得る
- ・ ピーク被ばく線量の時間的分散による低減：隆起・侵食による処分場の地表露出や酸化帯への進入あるいは断層活動時の急激な環境変化等によって、核種移行率やその結果としての被ばく線量に短期間の鋭いピークが生ずる場合には、廃棄体毎、坑道毎、あるいはパネル毎にピーク時期を分散させることで全体としての影響の最大値を鈍化させることが可能と考えられる。このような意味での多様性には、パネルの多段化、廃棄体仕様の多様化等が含まれるものと考えられる

3) 地層処分システムにおける再生(または適応性)

人工バリアシステム設置後、相当の変遷が進むまでは、人工バリア等構造物はそれぞれの所期の機能を発揮しつつも置かれた天然系では異物として存在し、変遷(溶解、腐食など)し続ける。それらが、物質境界を通じた相互作用を繰り返しながら最終的にTHMC的に安定な準天然系（化学ポテンシャル勾配低下等）に変遷し、新たな安全機能を獲得することが期待される（下図参照）。また、深部地質環

境が本来有する以下の自己修復性も再生（または適応性）に該当するものと考えられる。

- ・応力による空隙閉塞（新第三紀の堆積岩など）
- ・沈殿による空隙閉塞（二次鉱物の沈殿）
- ・地球化学的な緩衝作用（坑壁からの侵入酸素の消費、二次鉱物沈殿など）

また、前述した多重バリアシステムにおける安全機能の時間的変遷も「再生（または適応性）」の一つのあり方と言うことが出来る。

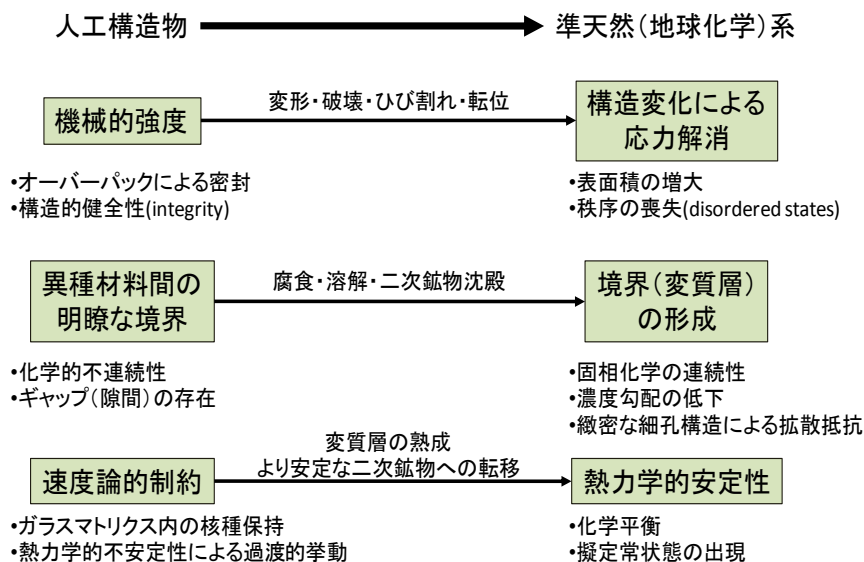


図5.2.2-3 人工バリアシステムにおける状態変遷と対応した安全機能の「再生（または適応性）」の概念

再生あるいは適応性を安全確保方策に含めるべきか否かは、地層処分システムの自律的な変遷を肯定的にとらえるべきか否かに依存するものと考えられる。この意味で、一つの考え方は、（特に複雑なシステムが）変化するということが自体が不確実性の大きな要因であり、そのような変化を助長するような設計（例えば、熱力学的に両立しないバリア材料を共存させるような自由エネルギーの高いシステムの選択）は避けるべきというものである。他方、「熱力学的に両立しないバリア材料を共存させるような自由エネルギーの高いシステム」の典型であるベントナイト-コンクリート系では、境界面に二次鉱物層が形成して空隙を閉塞することによって境界面を通じた物質移動（交換）やそれに伴う双方の変質は抑制されるという適応性（再生）が期待できるという指摘もある。

以上の二つの考え方のいずれを採るべきかについて、現時点では明確な結論は得られていない。しかし、例えば、敢えて変化を生じさせるような自由エネルギーの高いシステムを選択はしないが、何らかの理由でこのような材料選択が不可避な場合（例えば、操業時の安全性の観点からベントナイト緩衝材の近傍でコンクリートを使用すること）には、その界面における上述した意味での適応性（再生）は考慮し、必要に応じて安全確保に利用する、という消極的な戦略は上記のいずれの考え方とも矛盾するものではないと思われる。

4) 地層処分事業における危機対応（または能動的レジリエンス）

サイト選定、建設、操業、閉鎖、閉鎖後の監視期間といった地層処分事業の諸段階は、制度的管理

から受動的な安全系への段階的推移と見ることが出来る。このような観点から、受動的な安全系へ完全に推移するまでのそれぞれの段階において、次のような危機対応が求められるものと考えられる。

- ・ サイト選定：調査の段階で安全評価上重要な地質構造が検出された場合には安全が確保できる工学的対策を処分場の設計に反映する
- ・ 建設：情報化施工において先進ボーリング調査、その他支保工や岩盤中の応力状態、地下水圧、湧水状況等の様々な計測が実施され、建設作業上の安全は計測データに基づき定量的に管理する。また、計測管理上問題が確認される場合にはそれに応じた対策工が行われる。
- ・ 操業：坑道の安定状態をモニタリングし、異常値を示す箇所が発見された場合には工学的対策により原状回復の措置を施す。また、操業時においては一度定置した廃棄体の回収も可能である。
- ・ 閉鎖及びその後の監視期間：モニタリングを行うことにより閉鎖し原状回復を行った地層の安全性が維持されているかを確認する。ここで、問題が検知された場合、修復のための対策あるいは廃棄体の再取り出しを行う。

(2) 地層処分研究開発におけるレジリエンス性

地層処分における長期にわたる安全性の確保は、あくまでも、受動的な安全系によるべきであり、そこでは、ロバスト性あるいはシステム自体のレジリエンス性に依るところが大きいことを明確にする必要があるものと考えられる。ただし、このような特質は、想定される任意の地層処分システムが予め有している天与のものではなく、システムの構築に係る人々の不断の努力によって初めて実現することのできる目標でもある。このような目標を達成するためには、地層処分事業の段階的推進の中で、関連する研究開発において、地質環境の理解・システム構築・安全評価というプロセスについての検証機会を設け、基盤となる現在の科学知識をあえて脅威にさらすことによってこれらに含まれている可能性のある誤謬や過誤あるいは洩れを積極的に検知し、その成因や影響を理解するとともに適切な対応策を採るといったレジリエンス的取り組みが必要と考えられる。

このようなレジリエンス的な取り組みにおいては、予期、監視、対応及び学習という対策が求められる。そこで、地層処分事業の各段階において、入手可能な情報や知識に基づき、最終的に構築すべきシステムの姿を具体化し評価を行うという手順を繰り返すことが重要となる。このような反復的な試行において、前段階における地質環境やシステムの振る舞いについての理解に基づき次段階で遭遇するであろう状況を予測し、現実と予測の差異を監視し、必要に応じて対応策をとるとともにその過程を通じて学習したものを最終的に構築すべきシステムの姿に反映していく、という努力を続けることは、従来の段階的アプローチでも提唱されていたことであるが、レジリエンス的視点から、その価値を再度認識して位置づけていくことが求められる。

Hollnagel et al. (2006)の用語に従えば、このような段階的取り組みによって「相対的無知」の程度を徐々に減じていくことは可能であるが、それは決して完全には無くならないようにも思われる。その場合、事業の最終段階で残された無知の程度が地層処分システム自体のロバスト性及び／あるいはレジリエンス性によって許容され得ると考えられるか否かは、受動的な安全系へと推移する際の意思決定においてクリティカルな判断になるものと考えられる。そして、このような判断に付随する困難を緩和するものとしての閉鎖後モニタリングや回収可能性の保持といった方策を有効に活用することもレジリエンス的取り組みの一部として重要となる。

5.2.3 「拡張ロバスト性概念」の提示

前項までに述べたように、予測に含まれる不確実性及び予測とは異なる事象の影響に抗してシステムが所定の機能を保ち続けるという特徴（ロバスト性）は、地層処分システムが持ち得る特質であり、長期にわたる受動的な安全性確保の中核的概念である。

ただし、ロバスト性は、想定される任意の地層処分システムが予め有している天与のものではなく、システムの構築に係る人々の不断の努力によって初めて実現することのできる目標でもある。また、このような目標を達成するためには、システム構築の基盤となる現在の科学知識やシステム構築／安全評価というプロセス自体を、敢えて脅威にさらす（知識基盤に対するストレステスト）ことによってこれらに含まれている可能性のある誤謬や過誤あるいは洩れを積極的に検知し、その成因や影響を理解するとともに適切な対応策を採るという進め方（レジリエンス的取り組み）が必要となる。上述したように、このようなレジリエンス的な取り組みにおいては、予期、監視、対応及び学習という対策が求められる。そこで、地層処分事業の各段階において、入手可能な情報や知識に基づき、最終的に構築すべきシステムの姿を具体化し評価を行うという手順を繰り返すことが重要となる。このような反復的な試行において、前段階における地質環境やシステムの振る舞いについての理解に基づき次段階で遭遇するであろう状況を予測し、現実と予測の差異を監視し、必要に応じて対応策をとるとともにその過程を通じて学習したものを最終的に構築すべきシステムの姿に反映していく、という努力を続けることは、従来の段階的アプローチでも提唱されていたことであるが、レジリエンス的視点から、その価値を再度認識して位置づけていくことが求められる。

既に述べたように、このような段階的取り組みによって「相対的無知」の程度を徐々に減じていくことは可能であるが、それは決して完全には無くならないようにも思われる。その場合、事業の最終段階で残された無知の程度が地層処分システム自体のロバスト性及び／あるいはレジリエンス性によって許容され得ると考えられるか否かは、受動的な安全系へと推移する際の意味決定においてクリティカルな判断になるものと考えられる。

本研究で言う「拡張ロバスト性」とは、地層処分システムが本来持ち得る特質であるロバスト性と、地層処分事業の段階的推進においてそれを確実に実現するためのレジリエンス的取り組みの両者を取り込んだ新たな概念であり、今後の地層処分研究開発を進めて行く上で規範とすべきものとする。

また、上記は、システムの特質としてのレジリエンスに主として着目したものであるが、これに加えて、レジリエンス的取り組みには、生産性や経済性の圧力の下におかれた個人や組織が、強靱かつ柔軟なプロセスを作り出し、システムのみならず事業全体としてのリスクに関する認識を適宜修正しつつ、失敗や事故の未然予防の能力を高めることを目指すことも含まれることが必要となる。そこで、本研究における「拡張ロバスト性」の概念には、事業リスクまで含めたより包括的なレジリエンス的取り組みも含めるものとする。この点は、特に、後節で述べる「拡張ロバスト性」の概念に照らした合意形成の枠組みを考える際に重要となる。

5.3 合意形成型概念構築支援システムの開発

5.3.1 合意形成に関する事例や手法の調査及び地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの提案

地層処分の実施について多様なステークホルダ間の合意形成を得るためには、地層処分に関する基本概念や関連する科学知識の共有、多様な価値観の共存及び競合あるいは矛盾する意見の調停といったいくつかのプロセスが必須となる。本節では、合意形成の観点から国内外の放射性廃棄物処分計画や他分野における意思決定プロセスを対象に調査を行うとともに、上記の拡張ロバスト性概念に基づき、地層処分システム概念の合意形成に必要な鍵となるプロセスとこれらを含む全体的な枠組みを整理する。また、合意形成に関連した知識工学を含む最新の手法や知見（たとえば、サイエンスコミュニケーションや合意形成過程のマルチエージェントシミュレーションなど）について調査を行い、これらについて放射性廃棄物処分を含む公共事業等への適用事例（戦略的環境アセスメントや専門家と非専門家によるハイブリッドモデルなど）を整理し事例ベースを作成する。

(1) 国内外の放射性廃棄物処分計画や他分野での合意形成における意思決定プロセスの調査

本検討では、国内外の放射性廃棄物処分場計画や、他の分野での合意形成事例を対象に、合意形成における意思決定プロセスについて調査を行った。調査にあたっては、上記の各分野を対象に文献調査を行なった後、各分野における合意形成事例を収集した。本検討では、このうち放水路やダム等の河川整備事業、高規格道路等の道路整備事業、下水道事業、火葬場等の迷惑施設の立地の各分野における合意形成事例を収集した。以下に収集した事例の一覧を示す。

表 5.3.1-1 公共事業等における合意形成に関して収集した事例の一覧

事例番号	名称
#001	千歳川放水路計画
#002	枚方市の新火葬場の立地
#003	設楽ダム建設計画
#004	西宮市の下水道函渠の建設
#005	東京外郭環状道路建設
#006	大橋川河川改修
#007	サイエンスショップ
#008	コンセンサス会議
#009	Oskarshamモデル
#010	RISCOM IIプロジェクト
#011	JAEAサイクル研におけるリスクコミュニケーション
#012	ベルハトゥフ(Belchatow)プロジェクト（二酸化炭素分離回収貯留）
#013	イェンシュワルデ(Jaenschwalde)プロジェクト（二酸化炭素分離回収）
#014	カナダの中・低レベル放射性廃棄物処分場に関する反対運動
#015	英国における地層処分のサイト選定
#016	米国ユッカマウンテンにおける処分場計画
#017	国際共同処分場

収集した各事例は、①分野、②対象とする施設や事業の概要、③事業者や行政等の実施主体、④主要なステークホルダ、⑤合意形成のためのアプローチ、⑥使用したツール等、⑦成功した点、⑧成功

しなかった点とその理由、⑨残された課題等について調査し、整理した。各事例についての整理結果については、付録-1を参照されたい。

(2) 合意形成に関連した知識工学を含む最新の手法や知見についての調査

国家、企業、地方自治体をはじめ様々な場面で合意形成が求められている。それに伴い、数理モデルの開発、工学的な技術の発達、条例等により新たな合意形成の手法や知見が生み出された。ここでは、以下の7つの手法について、目標、概要、開発や適用の経緯、代表的な適用事例、長所と短所、開発課題等に分けて調査を行った。その内容については付録-2を参照されたい。ここでは各手法の目標と概要を示す。

- ・ ソフトシステムズ方法論(SSM)及びCDM
- ・ 討論型世論調査
- ・ 合意形成に関するゲーム理論及びマルチエージェントシミュレーションの適用
- ・ 心理学・認知心理学的手法
- ・ 戦略的環境アセスメント
- ・ 市民参加型の手法やCVMによる手続きの正当性を求める手法
- ・ IT技術の活用に関する手法（リスクコミュニケータ）

1) ソフトシステムズ方法論(SSM)及びCDM

① 目標

ソフトシステムズ方法論(1994)は、問題が明確に定義されていない状況において、ステークホルダの世界観のアコモデーションを探り、問題の解決に導くプロセスである。しかし、SSMでは関連システムを選択する機能はなく、その判断は分析者の経験によるところが大きい。そして、関連システムを不要と判断できず、分析対象として含める関連システムの数が多くなり、効果的な解決案を導くのは困難になる。そこで、SSMにおける概念モデルを特定非営利法人技術データ管理支援協会(MASP) (<http://www.masp-assoc.org/>) が提唱する概念データモデリング(CDM: Conceptual Data Modeling) を用いて作成することで、関連システムを1つのモデルとして取りまとめる(藤原ほか, 2010)。

② 概要

SSMでは、複数の関係者の立場や価値観の違いの存在を前提とし、それらの異なった立場や価値観の折り合いをつけようとする。違いは違いのまま、関係者がお互いに自分を相手に合わせて調整し合い、折り合える点「アコモデーション(accommodation)」を探索することが特徴である。SSMは、複数の関係者による参加型合意形成と意思決定に適用可能な方法論である。表5.3.1.2-1の7つのステージから成るモデルは、Peter Checklandが初期に示したものであるが、現在でもSSMのプロセスを説明する時によく用いられるモデルである。SSMでは、表5.3.1-2のように「現実世界」と「現実世界についてのシステム思考」を意識的に区別して行うことも特徴であり、ステージ4のアウトプットであるモデルは現実世界のモデルではない。なお、この7つのステージは、SSMを実施する上でステージ1から必ず順番に進めなければならないというものではない。SSMの方法論に熟達した人は、状況に応じて、ステージの間を自由に行ったりきたりしながらSSMを実施する(中条, 2004)。

表 5.3.1-2 SSM の 7 つのステージ

ステージ	説明
ステージ1 問題を認知	構造化されていない問題状況を、構造化された問題状況に変える。SSMでは問題状況を表現したものを「リッチピクチャ」と呼び、ステージ1では問題状況に関わる人々が納得できるリッチピクチャを描く。
ステージ2 問題状況を記述	ステージ1のアウトプットであるリッチピクチャを吟味し、考察の対象とすべき「関連システム」を選択する。この関連システムは、システムが結局何を行うのかを明らかにするもので、動詞を使って「～するシステム」と表現する。ここでは最良の関連システムを1つ選ぶのではなく、異なった立場を反映する複数の関連システムを選ぶ。
ステージ3 システム定義の成文化	ステージ2のアウトプットである複数の関連システムをそれぞれ「基本定義(RD)」に展開する。この基本定義は、「Zのために、Yすることによって、Xするシステム」という形式をとる。基本定義の展開プロセスでは、システムの受益者、実行者、所有者、さらに世界観や制約条件も検討することで、基本定義の文章を洗練化させる。
ステージ4 概念的活動モデルの構築	ステージ3のアウトプットである基本定義から「概念的活動モデル」を作成する。この概念的活動モデルは、基本定義に規定された関連システムを実現する活動を論理的にモデル化したものであり、現実をモデル化したものではない。
ステージ5 モデルと現実世界の比較	ステージ4のアウトプットである概念的活動モデルとリッチピクチャとを比較する「比較表」を作成する。現実の問題状況を表現したリッチピクチャと比較することで、現実にはない活動または存在するが上手く機能していない活動を発見し、変革のために必要な活動を議論する。
ステージ6 実行可能な変革案作成	ステージ5のアウトプットである比較表とリッチピクチャに基づいて、関係者が受容可能で実行可能な改革案を検討する。「望ましく実行可能な変革案」がステージ6のアウトプットである。
ステージ7 変革案実行	ステージ6で作成した変革案を実行する。その実行の結果として問題状況が変化し、スパイラルアップした新たな状況のもとで、SSMの次のサイクルが始まる。

一方、技術データ管理支援協会(MASP)が提案するCDMは、「もの」と「こと」に着目して対象業務を分析し、本質的な業務プロセスをデータモデルとして写し取る手法である。具体的には、以下の図を作成する。

- ・実体関連図(静的モデル)：業務に関係する「もの」(エンティティ)とそれらの関係を記述
- ・実体状態変化過程図(動的モデル)：静的モデル中の「もの」それぞれに対して、「もの」が持つ属性値の状態変化を与える原因となる「こと」を、時間的順序を追いながら記述
- ・組織間連携図：上記の静的モデル・動的モデルを実際に存在する組織の上に貼り付けて、データの流れの妥当性を分析
- ・機能領域図・機能連鎖図(機能モデル)：上記以外の細かな機能についてデータフローダイアグラムを用いて記述

2) 討論型世論調査

① 目標

一般市民の考えを政策に反映させる手段として、世論調査があり、多くの市民から偏りの無い意見を得る事が出来る。しかし、一般的な世論調査では、市民が十分な情報を得る事や議論を行う事ができていないため、得られた意見の信頼性は高いとは限らない。その他には、市民を会議に参加させる手段がある。しかし、会議に参加している市民が、市民全体の意見を代表しているとは限らない(猪原, 2011)。これらの問題点に対して、政治理論研究者フィッシュキンらは「討論型世論調査」を提唱した。

② 概要

猪原, 2011によると、討論型世論調査は市民を無作為に抽出する手法の中でも、無作為を厳密に行う事と、討論参加者に合意を求めない事に大きな特徴がある。この2つの特徴は従来の世論調査にも見られるが、討論を行う際には集団心理のバイアスを防止する働きがある。集団心理のバイアスの例としては、多種多様な階層から参加者で討論を行っても、その過程で一部の階層の参加者が排除されてしまう事が挙げられる。また、討論を経ることで、本来持っていた考えがより極端になる集団分極化が生じる可能性もある。通常の世界論調査と違い、討論型世論調査では「実際の討論」と「メディアと連携」が見られるのが大きな特徴である。具体的な手順(<http://cdd.stanford.edu/polls/>)は以下の通りである。

a. 事前調査

無作為に抽出された一般市民に、電話もしくは訪問によって、課題となる政策課題の質問を行う。

b. 参集

先ほどの一般市民の中から300前後の被験者を無作為に選び、当該政策課題に関する詳細な資料を渡し、週末の3日間1か所に集める。

c. 小グループ討論

集められた被験者を無作為に15前後の小グループに分け、実験の趣旨を十分に理解した司会の下で論議を行う。

d. 全体討論

全体で討論を行う。ここでは、当該政策課題に詳しい専門家、政治家および政府の政策担当官に対して、各グループから質問が行われる。全体会議はマスコミを通じて放送される事がある。

e. 討議の繰り返し

小グループ討論と全体討論を繰り返す。この際、小グループは再編されず、初期から同じメンバーで討論を行う。

f. 事後調査

上記の討論を経て、被験者の意見が事前調査と比較して変化したかを分析する。

g. 結果の公表

イベント終了後、分析結果をマスコミに発表する。

3) 合意形成に関するゲーム理論及びマルチエージェントシミュレーションの適用

① 目標

エージェントベースシミュレーションは、個々のエージェントの振る舞い方、エージェント同士の相互作用、周囲環境との相互関係をモデル化し、多数のエージェントを仮想的に環境下に発生させ、それらがボトムアップにいかなる振る舞いを見せるかを観察する手法である。その中でも集団内のエージェントが他のエージェントに対してアライアンス（提携）を交渉するプロセスを記述するのが「ランドスケープ理論（木嶋，2004）」である。

② 概要

木嶋（2005）によると、ランドスケープ理論は、複数のエージェントがアライアンスを形成する過程をシミュレートしようとする理論であり、各エージェントの行動に対して、次の二つを仮定する。これらの仮定はそのどちらも、各エージェントにとってそれぞれのアライアンスの価値を評価するのが困難であるという認識を反映している。

最初の仮定は、各エージェントは近視眼的評価をする、という仮定である。各エージェントは、他のエージェントとどれだけうまくやっていけるかを考慮する際に、対象外のエージェントについては考慮しない。

2番目の仮定は、各エージェントはアライアンスの調整を漸進的に行う、という仮定である。すなわち、あるアライアンスに参加するかどうかの意思決定はエージェントごとに行われるということである。

一方、各エージェントは次の三つのパラメータで特徴づけられる。

a. エージェントの規模

例えば、エージェントが国家であればそのエージェントの規模は、人口や産業規模など、また企業であればシェアや生産力などではかることができるだろう。

b. エージェント*i*のエージェント*j*に対する親密度

エージェント*i*のエージェント*j*に対する親密度*p*は、エージェント*i*から見たエージェント*j*に対する、「提携し同じアライアンスに入ろうとする意志の強さ」を表すパラメータである。

c. エージェント*i*とエージェント*j*の距離

形成されるアライアンス数は1ないしは2と仮定し、ある一つの地勢において、エージェント*i*から見たエージェント*j*との距離*d*は、2人のエージェントが同じアライアンスに属しているのなら0、もし違うアライアンスに属しているのなら1と定義する。

d. フラストレーションとエネルギー

各エージェントが上記三つのパラメータで規定されると、地勢*x*に対するエージェント*i*のフラストレーション*F*を、自分以外のエージェントの規模と提携したいかどうかの尺度である親密度に基づき、次式で定義する。

$$F = \sum s * p * d$$

これは、*i*が地勢*x*において感じるまさに不満の度合いである。

次に、各エージェントの持つフラストレーションから、一つの地勢*x*に対してエージェント全体が持つフラストレーションの総和（これを、地勢方の持つエネルギーという）を次のように定義する。

$$E = \sum s * F$$

ランドスケープ理論は、原理的に、エネルギーが最少となる地勢を求めようというものである。シミュレーションの具体的なアルゴリズムは次のように表現できる。

- (a) 初期地勢を生成する。
- (b) 地勢 x を選択し、そのエネルギー E を計算する。
- (c) x から到達可能なすべての地勢を生成し、そのエネルギーを計算する。
- (d) cのなかで最少なエネルギーを持つ地勢 y を選択する (y が複数ならランダムに選択)。
- (e) $E > x$ が成立すれば x を y に置き換えて②へ戻る。
- (f) $E > x$ が成立しなければ x を極小エネルギー地勢 (均衡地勢と呼ぶ) のリストに含め、⑦へ進む。
- (g) すべての地勢の検討が終了したかどうかチェックし、終了していなければ②へ戻る。終了していればプログラムを終了する。

4) 心理学・認知心理学的手法

① 目標

近年、誘惑下の自制行動の公理的意思決定モデルが注目を集めている。ここでは、自制や社会的な規範や恥を規範効用としてモデル化しメンタルコストとして明示的に効用関数に導入している。なぜなら、実験心理学や行動経済学によって、古典的な経済学で扱われるような単一の価値基準に基づく意思決定ではなく、さまざまな価値基準による意思決定が行われることが実証されているためである。そこで、エージェントの行動モデルとして、規範効用に基づく意思決定モデルを導入する(伊藤, 2012)。

② 概要

ここでは、自制と誘惑に関する効用モデルであるGPモデルと、そのモデルを拡張し恥を取り込んだDSモデルについて述べる。

自制と誘惑に関する効用モデルは、GulとPesendorfer (2001) による論文によって最初に提案されておりGP モデルと呼ばれる。基本アイデアは、選択肢の部分集合すなわち機会集合についての選好を考えるということである。

Dillenbergerほか (2012) は、GP モデルを拡張し、二人のプレイヤーのいる状況において、規範的効用と恥 (shame) をモデル化している。ここで恥とは、他人に対する恥であり、GPモデルにおける誘惑に対応する概念である。

他人の選好を考慮にいれるような効用モデルが経済学においても注目を集めている。これは、実験心理学などの有名な実験結果などから、人間の効用が必ずしも過去の効用モデルでは説明しきれない部分があるためである。その上で、恥 (shame) を「社会規範に従った選択ではなく自分の物質的利益を得るための選択をしたときに経験するモラル上のコストである」と定義し、数理的な定義を与えている。

5) 戦略的環境アセスメント

① 目標

戦略的環境アセスメント (SEA: Strategic Environmental Assessment) (<http://www.env.go.jp/policy/assess/2-4strategic/>) とは、個別の事業実施に先立つ「戦略的(Strategic)な意思決定段階」、すなわち、政策(Policy)、計画 (Plan)、プログラム(Program)の「3つのP」を対象とする環境アセスメントであり、早い段階からより広範な環境配慮を行うことができる仕組みとして、その導入が国内外で議論され、実施されはじめている。事業に先立つ早い段階で、著しい環境影響を把握し、

複数案の環境的側面の比較評価及び環境配慮事項の整理を行い、計画の検討に反映させることにより、事業の実施による重大な環境影響の回避又は低減を図る事を目標とする。

② 概要

環境省の戦略的環境アセスメント導入ガイドライン（環境省，2007）では、環境影響評価法（平成9年6月13日法律第81号）に規定する第一種事業を中心として、規模が大きく環境影響の程度が著しいものとなるおそれがある事業の実施に枠組みを与える計画（法定計画以外の任意の計画を含む。）のうち事業の位置・規模等の検討段階のもの（以下「対象計画」という。）を想定している。

具体的な手順

a. 計画特性及び地域特性の把握

複数案の設定及び評価項目や手法の選定を行うに当たって、計画特性（対象計画の目的、検討経緯や事業の種類、位置・規模等対象計画の内容）及び地域特性（対象計画に係る事業が実施されるべき区域及びその周辺の地域について、既存文献調査等により大気質、地形及び土地利用等の自然的社会的状況）の把握を行う。

b. 複数案の設定

環境への影響の回避又は低減の可能性を検討するため、対象計画の目的を達成し得る実現可能な案として計画策定プロセスにおいて選定される複数案を対象に比較評価を行う。

c. 評価項目の選定

対象とする影響要因については、原則として、対象計画に係る工事が完了した後の土地又は工作物の存在及び供用とする。評価項目は、計画特性及び地域特性を勘案し、案ごとにSEA の評価の目的に照らし、位置・規模等の検討段階において評価を行う必要のある項目を選定する。

d. 調査、予測及び評価

評価項目ごとに環境影響の程度を把握するため、評価指標を設定すること等により、調査、予測及び評価を行う。調査は、予測及び評価に必要な被影響対象の分布状況や、特に脆弱な環境の状況等の情報を既存資料（計画策定者等が過去に行った現地調査結果等を含む）により収集し、整理等することにより行う。予測は、重大な環境影響の回避又は低減を図るといった評価の趣旨を勘案し、複数案の環境影響の比較評価の指標（評価指標）として各案で被影響対象の分布を整理し、環境影響の程度を把握することにより行う。評価は、予測結果に基づき、次に掲げる評価の視点について案ごとに環境影響の把握等を行い、複数案間の環境影響の比較により留意すべき環境影響や環境保全施策との整合性等各案の特徴を明らかにし、環境配慮事項を整理することにより行う。

- ・留意すべき環境影響の把握

特に留意すべき環境影響の内容を整理し、対策が必要な評価項目を把握する。

- ・環境保全施策との整合性の確認

地域特性として把握した地域の環境課題の解決や環境目標の達成等、環境保全施策との整合性について確認する。

- ・環境配慮事項の提示

事業実施段階の環境影響評価において留意すべき点等、それぞれの案を採用した場合に必要な環境配慮の事項を示す。

e. 評価結果の取りまとめ

予測及び評価を踏まえ、その評価結果を対象計画に反映させるため、環境面から見た各案の長所・短所、及び当該検討段階において特に留意すべき環境影響の内容について記述する。

6) 市民参加型の手法やCVMによる手続き的正当性を求める手法

① 目標

公共事業の正当性の評価と情報公開が強く求められ、世界的規模で生態系に関する関心が高まる中、自然環境の評価手法としてCVM (Contingent Valuation Method) が大きな注目を集めている。また、行政機関が住民意見を政策に反映するための方法論として近年注目を集めているのが「パブリックインボルブメント」である(長澤, 2000)。

② 概要

CVM(仮想評価法)とは、マイクロ経済理論に基づいた「市場の存在しない公共投資や環境の価値」の計測手法で、非市場財の水準変化や便益を直接人々に質問する事により求める。アンケート調査を利用して、あるプロジェクトを行った場合と、そうでない場合との効用水準差をプロジェクト実施のために最大限支払っても良い額(支払い意思額)を聞き出す。したがって、金額による単位でそのプロジェクトの総便益が示され、価値が評価可能となる(矢部, 1999)。

具体的な手順は、

- a. 調査対象地の設定及び調査票の作成
- b. 予備調査による調査票の確認、修正
- c. 回答者の標本抽出
- d. 調査の実施(シナリオの説明・支払い意思額の設問等)
- e. 支払い意思額の平均値、中央値の推定
- f. 母集団全体の支払い意思額の総和(総便益)を算出

7) IT技術の活用に関する手法(リスクコミュニケーター)

① 目標

ITシステムに関連しても1つのリスクへの対策が新たなリスクを生み出す多重リスクの問題が存在する。こうした問題を解決するために、佐々木らは複数のリスク(以下、多重のリスクともいう)やコストを考慮しつつ、望ましい対策案の組合せに関し、経営者や顧客、従業員などの意思決定関係者の合意を形成していくことを支援するためのツール「多重リスクコミュニケーター(Multiple Risk Communicator: 以下MRC)」(佐々木ほか, 2008)を開発した。

② 概要

多重リスクコミュニケーター(Multiple Risk Communicator: 以下MRC)は1つのリスクへの対策が別のリスクを生み出す多重リスクの問題が存在するなかで、複数のリスクやコストを考慮しつつ、望ましい対策案の組合せに関し、経営者や顧客、従業員などの意思決定関係者の合意を形成していくことを支援するためのツールとして開発された。

(3) 放射性廃棄物処分を含む公共事業における合意形成の事例ベースの作成

前項までに述べた、国内外の放射性廃棄物処分計画や他分野での合意形成における意思決定プロセ

ス及び合意形成に関連した知識工学を含む最新の手法や知見についての調査結果を事例ベースとして整理した。本事例ベースに登録した情報は、既に述べた通り、付録-1及び付録-2にまとめた。なお、この事例ベースは、簡単な検索機能やユーザーによる新規事例の登録・管理機能を含めオンラインで利用可能であり、後述するように、「合意形成型処分概念構築支援システム」の一部としてプロトタイプに含まれている。

(4) 地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの提案

ここでは、地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みを提案するとともに、この枠組みの中で前提とすべき諸概念や柱となる手法や方法論について、前節迄に述べた調査結果に基づき整理することとする。

1) 地層処分システム概念についての合意形成の目標

合意形成の定義について、一つの標準的な定義が確立されているわけではない。ただし、以下に見るようないくつかの考え方には共通点を見出すこともできる。

- ・全ての利害関係者の興味や懸念に応えるためのあらゆる努力の後になされた提案を全員が受け入れる時、合意が達成される (Susskind, 1999)。
- ・コンセンサスに達した状態とは、グループの全員がその結論を支持することを決めた状態を言う (ストラウスほか, 2004)。

他方、合意と類似した言葉である同意は、同じ意見であることを示すものである。複数の選択肢から一つを選択することは、他の選択肢を主張する人々の同意をとりつけることであり、合意形成ではないと考えられている (百武, 2003)。

社会的合意形成が成立したか否かは、通常、社会構成員のどれだけがある案に納得したかで判断される。全員一致であれば問題ないし、上記のSusskind, 1999やストラウスほか, 2004の定義によれば、この状態が要求されることとなる。しかし、現実には、関係者数が大きくなると、厳密に全員一致することは困難となる。たとえ少数でも反対者がおり、反対行動がとられることによって紛争が生じてしまうと、多数決のルールは効力を失ってしまう例がある。

様々な価値観が並立しながらそれぞれが他を受け入れている状況をアコモデーションと呼んでいる (Checkland, 1999 ; 出口, 2009)。アコモデーションは、他者の価値観が、自らのそれとは異なっていることを認め、理解したうえでの共存であり、求同存異 (意見の一致点を求め、相違点は残す) や和而不同 (和睦しながらも意見の違いに妥協しない) といった漢熟語に近い考え方とすることができる (出口, 2009)。

このアコモデーションの概念は、合意形成という動的なプロセスの本質的な特徴を踏まえた実効的な目標設定となり得るものと考えられる。そこで本研究では、地層処分システム概念に関する合意形成の目標として、以下の通り設定することを提案する。

- ・ある地層処分システム概念を選択することについて、ステークホルダ間で様々な価値観が並立しながらそれぞれが他を受け入れている状況 (アコモデーション) が成立していること

2) 地層処分システム概念についての合意形成のプロセスモデル

合意形成の重要性が顕在化する局面として、紛争が挙げられる。また、紛争が生ずる状況として、猪原，2011は、以下を挙げている。

①科学的な予測に関する場合

②価値判断の対立がある場合

③感情的な対立がある場合

ここで、猪原（2011）は、①の科学的な予測に関する場合には、調査予測の情報公開をすすめクロスチェックなど客観的な検証を行うことで解決し得るとしているが、地層処分の場合には問題の長期性及び直接的検証の困難のために通常の場合のように容易ではないものと考えられる。また、②の価値判断の対立は根本的には解消できないが、価値の共有部分や両立可能な新たなアイデアの探索によって解決策を見出し得る場合もある。他方、③については、感情的なしこりのために合理的な判断や公正な判断がなされなくなるような場合があり、このような状況が一旦生じてしまうと、時間的制約のあるプランニングにおいて解消することは極めて難しい。そこで、本研究においても、③の「感情的なしこりのために合理的な判断や公正な判断がなされなくなるような状況」が生じることを未然に回避しつつ、①あるいは②の要因による紛争や意見の対立を調整するという進め方を基本とする。

1980年代初め、ハーバード大学で交渉研究を行っていたフィッシャーとユリーは、裁判による調停ではwin-loseの関係が生まれるが、話し合いによる解決は双方の納得が必要であり、win-winの関係を目指した交渉により利害調整が図られるとしている（Fisher et al., 1981）。

話し合いでの合意形成には当事者の納得が求められ、このためには、合理的で公正な判断がなされた各人が感じられることが必要となる。以下に、話し合いに求められる要件を挙げる（猪原，2011）。

①合理性

合理性のためには、科学的な検討が必要である。プランニングにおいては、将来予測に係るため、とりわけ、この科学的分析の重要性が増す。そして、それが正しくなされたものか否かを関係者が納得するためには、透明性の確保された検証のプロセスが必要となる。

②公正性

公正性には、結果の公正性とプロセスの公正性がある（龍，2003）。しかし、価値が多様化した現代では、当事者がどのように認識するかが重要であり、特定の専門家がある価値規範にもとづき結果の公正性を論じても、関係者が合意するとは限らないため、結果の公正性のみで依拠することは困難となってきた。このような状況では、合意形成のプロセスにおいて関係者がみな公正に処遇されたと認識すること、即ち、プロセスの公正性が重要である。

③効率性

上記に加えて、紛争解決の効率性も求められる。合理性と公正性のみを追求すると時間と費用がかさむこととなり、これが行き過ぎることは避ける必要がある。

④安定性

問題解決後は、当事者間の良い関係が持続されるべきであり、後にもめごとが再発しないように慎重に対応することが求められる。

実質的な議論を行うためには、人数を制限した継続的な会議（代表者会議）が効果的である。経験的には20名程度が必要とされている（龍，2003）。合意形成プロセスの透明化のため、話し合いの場は公開であることが必要となる。ただし、当事者が本音で話し合うために非公開の場も組み合わせる

必要が生ずる場合もある。非公開部分での議論については、公開の場での説明責任があるとされている。

以上を踏まえ、本研究における合意形成プロセスの理念として、以下を掲げることとする。

- ・公共の場での開かれた話し合いをベースとして
- ・合理性、公共性、効率性及び安定性を確保する

本研究では、前記のアコモデーションの考え方にに基づき、地層処分システム概念に関する合意形成プロセスのパラダイムを木嶋ら (2004) による多主体複雑系として定式化する。このパラダイムでは、個人や組織、集団や国家などの意思決定の主体を自律的なエージェントとしてとらえ、これらのエージェントが独自の行動ルールと持つとともに、自己や他主体及び環境についての主観的な解釈モデル (内部モデル) を持ち、これらに従って意思決定を行うと仮定する。

このパラダイムに関して注意すべき点は、地層処分の実施主体や研究開発に携わる専門家も上記の意味での自律的なエージェントの一つであり、非専門家を含む他のエージェントに対して先験的な優位性を持つものではないということである。換言すれば、地層処分システム概念に関する合意形成は、地層処分の実施主体や専門家が提示する地層処分概念について他のステークホルダの同意を取り付けるものではなく、関連する多様なステークホルダ (実施主体や専門家を含む) のネットワークにおける各主体 (エージェント) のコミュニケーションや学習を通じた自律的な判断によってアコモデーションが形成されて行くプロセスということになる。

3) 地層処分システム概念についての合意形成に向けた話し合いの方法論

上記の話し合いによる合意形成を支援するための具体的な方法論として、前節までの調査でも取り上げたSSM (ソフトシステムズ方法論) がある。

既に述べたように、SSMは、複雑な対象を分析するための方法論であり、「何を」「どうする」といった形での行動案の導出を目指す分析手法である。SSMでは、このような行動案の導出に際して、かかわる人々の立場によって、見方や考え方が異なるような状況において、「何が問題か」「何を目標とすべきか」を明らかにしつつ、世界観 (立場によって異なる「考え」や「思い」) を調整して合意形成を探る (世界観の違いを認め、ある種の納得をしつつゴールに向かって行動することを目指す)。

SSMのプロセスは、現実世界の問題点を洗い出して、まず、理論上はどのようにすべきかを考え、次に理論と現実世界を対応させて現実性を追加して実行可能な形を明らかにした上でそれを実行に移すというものであり、7つのステージに区分される (Checkland, 1994)。

地層処分システム概念に関する合意形成に向けた話し合いを進める際の具体的な方法論として、本研究では、上記のSSMを採用することとする。即ち、以下の7つのステージでステークホルダ間の話し合いを進める。

- ・ステージ1: 既往の地層処分システム概念について各ステークホルダが感じる問題を認知
- ・ステージ2: 既往の地層処分システム概念についての問題状況を記述
- ・ステージ3: 各ステークホルダの問題点を解消し得る地層処分システム概念の基本定義を成文化
- ・ステージ4: 上記の地層処分システム概念の基本定義に即した要件を理想的モデル (概念活動モデル) として構築
- ・ステージ5: 上記の理想的モデルと既往の地層処分システム概念を比較

- ・ステージ6: 実行可能な改善案を作成
- ・ステージ7: 改善案に基づく設計や研究開発の実施

4) 新たな地層処分システム概念の創出による創造的問題解決の支援法

上記のSSMのステージ5～7においては、既往の地層処分システム概念に対する改善案を提示することが必要となり、ここでの創造性と柔軟性が合意形成に向けた取り組みの成否をわけることも少なくない。また、本研究のテーマである「合意形成型の処分概念構築支援」は、このような改善案の創出と密接に関連するものと考えられる。本研究では、このような創造的問題解決の方法として、発明的問題解決理論（TRIZ）を用いることとする。なお、TRIZについては、平成19年度から24年度にかけて行われた経済産業省からの受託事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」（経済産業省、2008-2012）における処分概念構築プロセスにおいても採用されている。TRIZの詳細い内容については、標準的な教科書（産業能率大学、2003）を参照されたい。SSMおよびTRIZの方法論については付録-3を参照のこと。また、図5.3.1-1にこれらのツールを用いた合意形成の全体的枠組みの概念を示す。

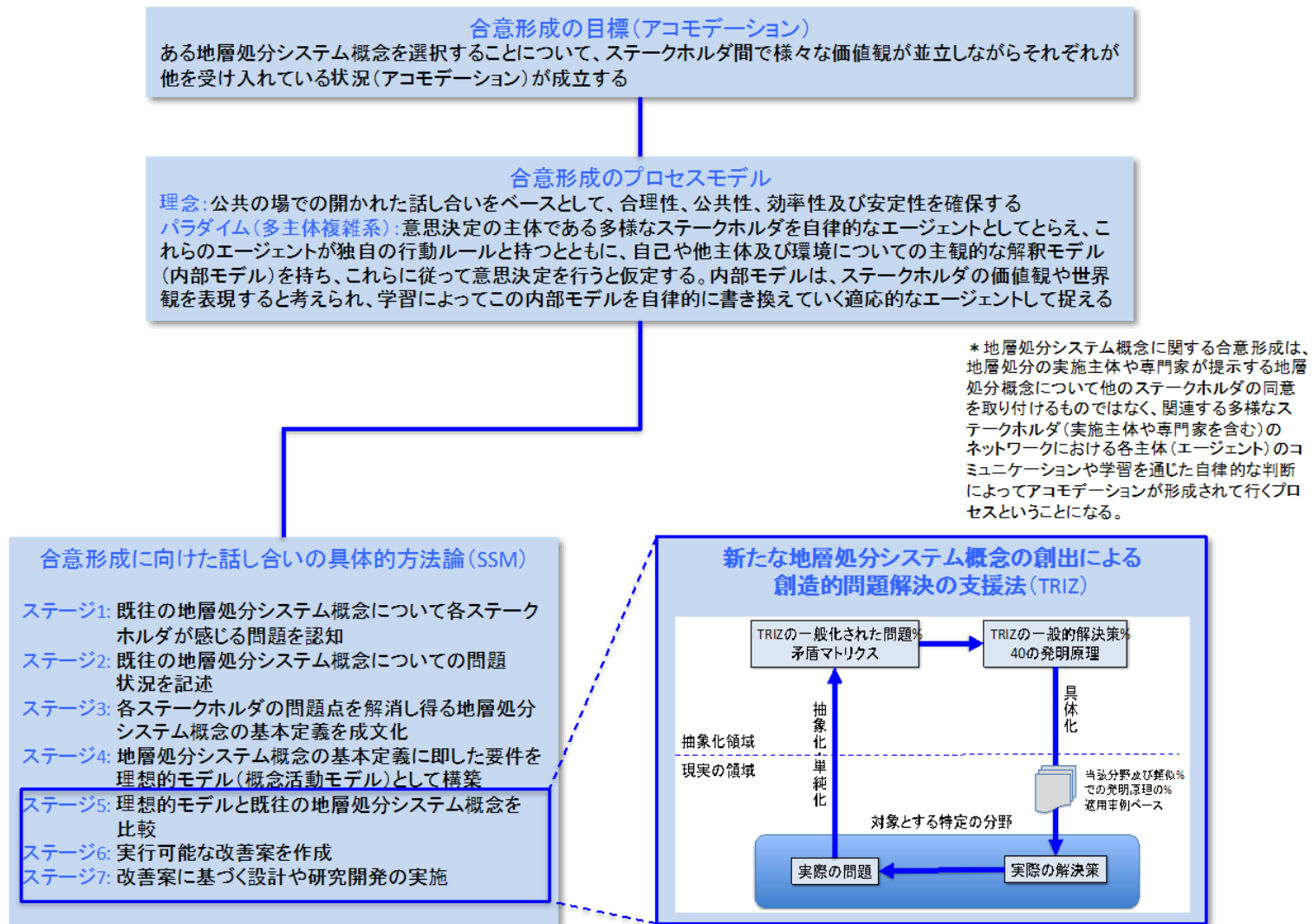


図5.3.1-1 地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの概念

5.3.2 確証性の高い処分概念構築支援システムプロトタイプ構築

(1) 合意形成型処分概念構築支援システムの位置づけ

本システムは、前項までに述べた合意形成のための枠組みに即して、鍵となる各プロセス（知識の共有、共存及び異なる意見の調停等）において活用可能な知識工学的ツール（コンテンツマネジメントシステム、マルチエージェントシミュレーション等の各種シミュレーションツールなど）と、関連する情報や知識（地層処分の基盤知識や合意形成プロセスの柔軟性に寄与するような代替的処分概念の選択肢あるいは合意形成促進に寄与し得るモニタリングや回収技術等の情報）をこれらのツールのコンテンツとして利用が可能とした知識ベースとで構成されるものである。

本研究において開発する「合意形成型の概念構築支援技術」の全体像の中で、本システムの担うべき機能を示したものが図5.3.2-1である。

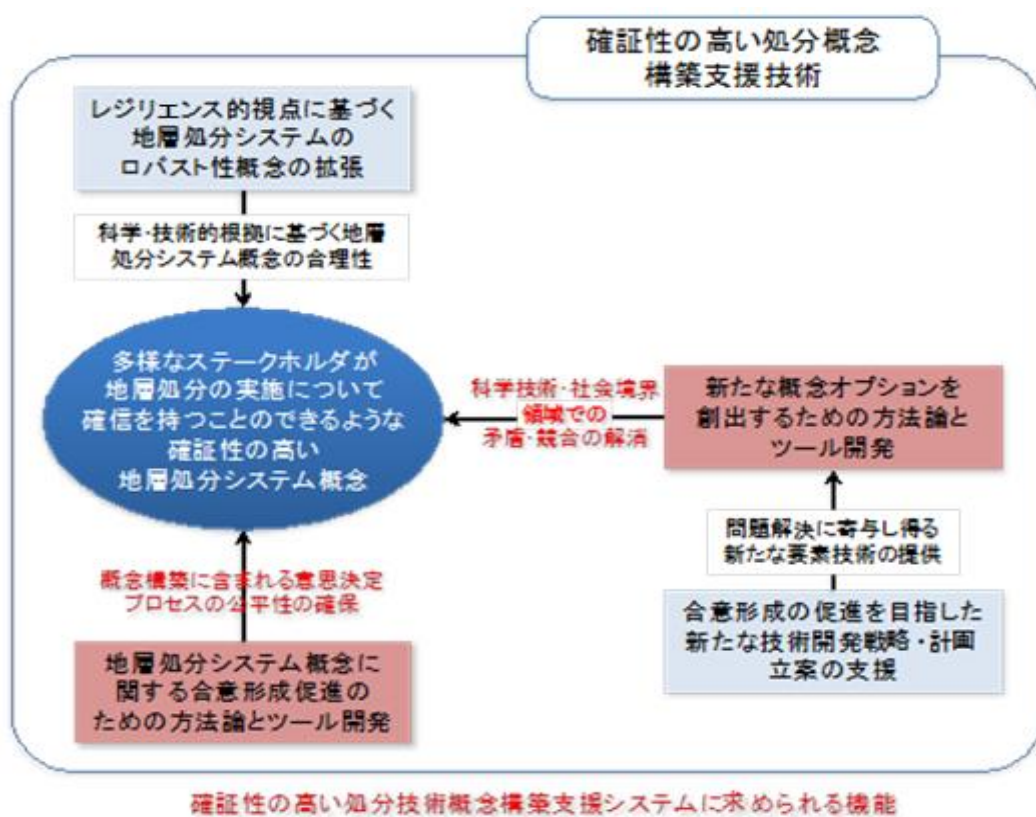


図5.3.2-1 本研究の全体像における合意形成型処分概念構築支援システムの位置づけ

上図に示した二つの基本機能に対応する次のモジュールのそれぞれについて、本システムにおける機能要件、設計及びプロトタイプの開発の結果をまとめることとする。

- ・合意形成促進支援ツール：概念構築に含まれる意思決定プロセスの公平性の確保
- ・処分概念オプション創出支援ツール：科学技術・社会境界領域での矛盾・競合の解消
- ・合意形成過程シミュレーションツール：上記二つの機能の効果及び関連する意思決定プロセスのシミュレーション

(2) 合意形成促進支援ツール

1) 機能要件及び構成

本ツールは、SSM（ソフトシステムズ方法論）に基づき、地層処分概念構築に係る多様なステークホルダ間の合意形成に向けた対話と協働を支援するものである。

SSMの実施手順に即したツールの要求機能を以下に示す。

① ステージ1～4における要求機能

ステージ1における活動は、フリーハンドでの図や文章の表現が主であり、ソフトウェアによる支援の必要性は低いと考えられる。他方、複数の関連システムを抽出するステージ2には、支援のニーズがあるものと考えられる。ここでは、複数の関係者が同じ図や表現を眺めつつ、コミュニケーションを行い、多様な視点から問題状況から切り出すことが想定され、一般的なグループウェアの機能で支援できるものと考えられる。

ステージ3及び4では、グループウェアにおいて関連する議論を行うとともに、次のことを行う。

- ・CATWOE（顧客、行為者、変換過程、世界観、所有者、環境制約）の各項目を記したチェックシートを用いて、その結果に基づきXYZ形式（目的、手法、行為）の基本定義を作成する
- ・下図に示した図法で概念活動モデルを表現するとともに、3E基準あるいは5E基準（下表参照）をチェックリストとして用いて評価する

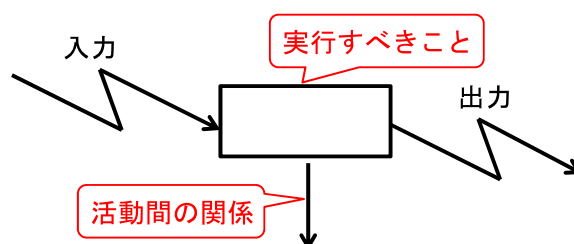


図5. 3. 2-2 概念活動モデルの表記法

表5. 3. 2-1 3E基準及び5E基準

3E基準	5E基準	Efficacy: 可動性・この方法でうまく行くか
		Efficiency: 効率性。無駄なく最小の資源利用をしているか
Effectiveness: 有効性。長期的な狙いに合致しているか		
Ethicality: 倫理性。倫理的に受け入れられるものであるか		
Elegance: 洗練性。洗練されたものであるか		

② ステージ5～7における要求機能

ここでは、概念活動モデルと現実の状況を比較して問題点を明確にし、実行可能な改善案を具体化することが行われる。この点については、次項で述べる「処分概念オプション創出支援ツール」を用いることとする。

2) グループウェアの選定

ステージ2～4では、ツールとしてグループウェアを使用する。グループウェアに必要な要件は次の通りである。

- ・コミュニケーションを行うメンバーを識別し、指定のメンバーに対しメッセージを送受信できること
 - ・物理的に離れた場所に居るメンバー同士で使用できること
 - ・メッセージを蓄積し、管理ができること
 - ・ツールの使用者に特別な作業負担をかけることなく使用できること
 - ・情報に対するセキュリティを確保すること
- これらを考慮し、グループウェアとして、フリーウェアであるXOOPSを選定する。

(3) 処分概念オプション創出支援ツール

1) 機能要件及び構成

既に述べたように、合意形成の諸過程の中で「競合あるいは矛盾する意見の調停」は極めて重要な意味を持つものであり、また、このような調停にあたっては、競合や矛盾を解消し得るような新たな処分概念オプションの創出が期待されることとなる。前項で述べたSSMによる合意形成支援の中で、特に、ステージ5～7において「概念活動モデル」を実際に実行可能な方策とするためには、このような具体的な処分概念オプションが求められることとなる。

本ツールは、以上のような背景の下に、TRIZに基づき、新たな処分概念オプションの創出のための発想支援を行うものである。

本ツールは、前節までに述べた異なる価値観や意見間の調停に際して、例えば、技術的要求を満足しつつ、ある意見を反映するために特定のパラメータを改善する、といった一見矛盾あるいは競合するようなニーズを取って抽出し、これに対応して、以下の点でユーザーの発想を支援するものである。

- ①矛盾マトリクスを用いた問題点の定義
- ②定義された問題点に対応する発明原理の抽出
- ③抽出された発明原理に基づく一般的な解決策の提示
- ④一般的な解決策を具体化するための当該分野及び類似分野での適用事例に関する情報の提供

ここで、本ツールのプロトタイプとして、①～③については、TRIZの一般的なフォーマットを用いたユーザーインタフェースを作成し、また、④に関しては種々の分野についてこれまでに作成されている事例に加えて、地層処分分野における事例も含めた事例ベースを作成することとする。

2) 設計

ここでは、TRIZの一般的なフォーマットを用いたユーザーインタフェースを作成し、①～③の支援を行うことが求められる。本ツールに必要な要件は以下の通りである。

- ・矛盾マトリクスに定義された問題点の登録・変更・削除ができること
- ・定義された問題点に対応する抽出された発明原理の登録・変更・削除ができること
- ・抽出された発明原理に基づく一般的な解決策を容易に提示できること
- ・ツールの使用者に特別な作業負担をかけることなく使用できること
- ・情報に対するセキュリティを確保すること

図5.3.2-3にTRIZの一般的なフォーマットを用いたインターフェイスを示す。ユーザーはこのインターフェイスで矛盾マトリクスを作成し、解決策を見出していく。



図5. 3. 2-3 TRIZの一般的なフォーマットを用いたインターフェイス

(4) 合意形成過程シミュレーションツール

1) 機能要件及び構成

合意形成過程シミュレーションツールは、前項までに述べた二つのツールを活用しつつ種々のステークホルダ間の合意形成を図って行く中で、あるいはその計画段階において、コミュニケーションにおける対話や協働の在り方を適切なものとしていくための予察的な知見を得ることを目的としたものである。

本ツールは、既に述べたエージェントベースのシミュレーションモデルを用いて、処分概念の提示、提示された処分概念についてのステークホルダ間での対話や協働による世界観の変化及び新たな処分概念の提案といった諸プロセスを通じて態度変容や処分概念の受容性がどのように変わっていくかをシミュレートするものである。

具体的な機能を以下に説明する。

① 各ステークホルダの世界観（初期値）の定義

処分概念の特徴をステークホルダの価値観と関連づけて整理するために、下図に示すような処分概念に関する世界観に対応した空間を構築する。

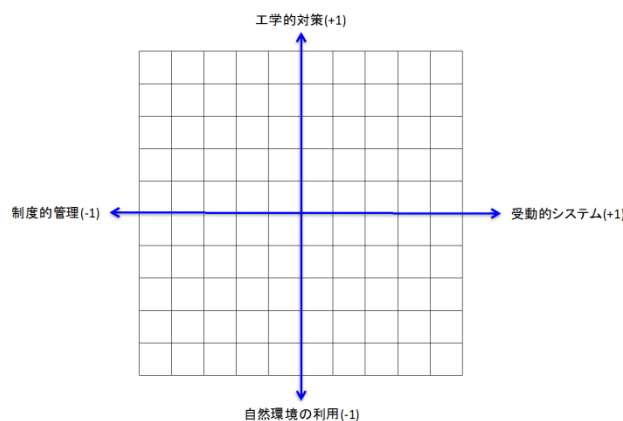


図5. 3. 2-4 処分概念に関する世界観に対応した空間の概念

このような世界観の空間において、ステークホルダ*i*は、以下に示す選好関数を持つものと仮定する。

$$P_i(x, y) = 2 \text{Exp} \left[-\lambda_i^2 \left[(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2 \right] \right] - 1$$

ただし、

x: 安全確保の受動性に関する指標（受動的システム(+1)～制度的管理(-1)）

y: 人工物の使用に関する指標（工学的対策(+1)～自然環境の利用(-1)）

x_i: *x*に関するステークホルダ*i*の選好性が最大となる値

y_i: *y*に関するステークホルダ*i*の選好性が最大となる値

λ_i : ステークホルダ*i*の選好性の減衰に関するパラメータ

とし、*x_i*及び*y_i*はいずれも[-1、 +1]の区間で、また、 λ_i は[0、 +2]の区間で一様に分布するものとして各ステークホルダ毎にランダムにサンプリングする。

さらに、この選好値に対して、態度形成のしきい値を下図のように設定する。ここで、これらのしきい値は、処分概念に関する情報の説明や知識共有の効果等によって変化するものと考えられる。

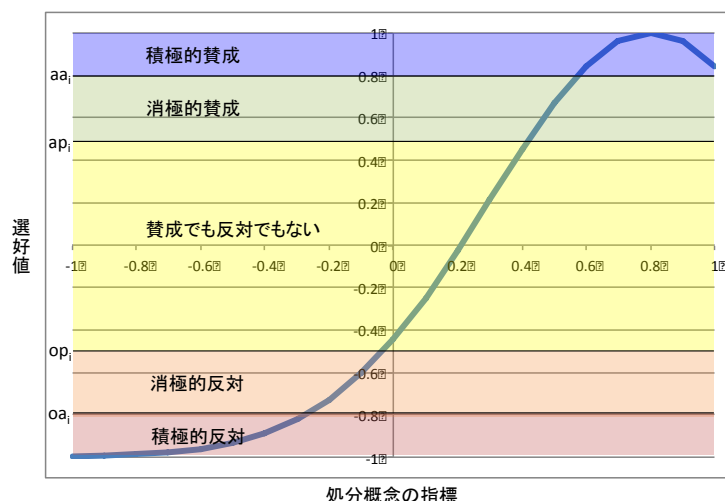


図5. 3. 2-5 選好関数と態度形成のしきい値の関係

② 提示された処分概念についての態度形成

上式において、安全確保の受動性に関する指標及び人工物の使用に関する指標がそれぞれ*x**及び*y**で定義されるような処分概念に対して、ステークホルダ*i*は*P_i(*x**, *y**)*という選好値を持つこととなる。そして、この*P_i(*x**, *y**)*と上図に示す種々のしきい値とを比較することによって、この処分概念に対するステークホルダ*i*の態度が決定される（積極的賛成、消極的賛成、賛成でも反対でもない、消極的反対、あるいは積極的反対）。

多くのステークホルダについて同様のことを行った結果、提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布が算出される。

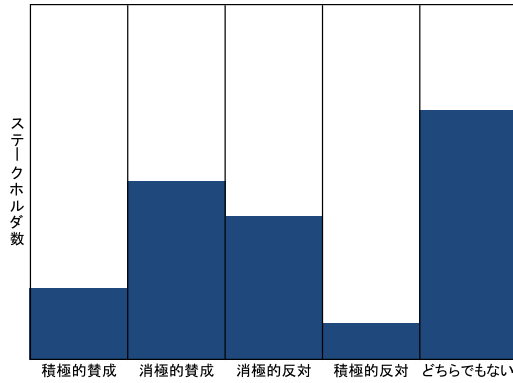


図5.3.2-6 提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布の算出例

③ 提示された処分概念に関するステークホルダ間の対話と協働による態度変容

ステークホルダのうち、提示された処分概念に対して積極的な賛成あるいは積極的な反対という態度をとるものは、他のステークホルダの全てとランダムにコミュニケーションを持ち、その結果下表に示す変化が生ずるものとする。ただし、簡単のため、「消極的賛成」や「消極的反対」あるいは「どちらでもない」同士がコミュニケーションを行う機会はないものと仮定する。

なお、ここで言う「歩み寄り」とは、以下の式に従って、ステークホルダ*i*の態度が主体的なコミュニケーションをとる「積極的賛成」や「積極的反対」に近づくことを意味するものとする。

$$x_i^* = (1 - \mu_i)x_0 + x_i, \quad y_i^* = (1 - \mu_i)y_0 + y_i$$

ただし、 x_i^* 、 y_i^* : コミュニケーション後の x_i 、 y_i

μ_i : 内挿パラメータ (0, 1) の間で一様分布と仮定

表5.3.2-2 コミュニケーションによる態度変容

	積極的賛成	消極的賛成	消極的反対	積極的反対	どちらでもない
積極的賛成	変化無し	賛成方向に歩み寄り	賛成方向に歩み寄り	変化無し	賛成方向に歩み寄り
消極的賛成	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し
消極的反対	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し
積極的反対	変化無し	反対方向に歩み寄り	反対方向に歩み寄り	変化無し	反対方向に歩み寄り
どちらでもない	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し

このような態度変容の結果、当該処分概念の受容性は下図に例示するように変化することとなる。

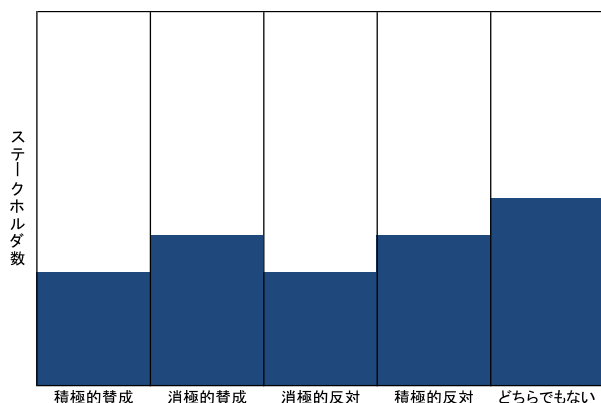


図5.3.2-7 態度変容後の当該処分概念の受容性

5.4 合意形成の促進に資するモニタリング技術等の開発

5.4.1 合意形成の観点から見たモニタリングの要件

原子力安全委員会は、「高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について（第1次報告）」（原子力安全委員会、2000）の中で、高レベル放射性廃棄物の地層処分における安全確保の原則として、1. 長期安全確保のための対策（サイト選定、工学的対策）及び 2. 安全評価などによる安全確認、によって安全性が確保されることを示した。さらに制度的管理などに依存しなくても安全が確保されるように措置することが重要であるとしている。この考え方は、処分場閉鎖後の安全性は閉鎖後のモニタリングを含む制度的管理に依存しないことを原則とする国際的な考え方（例えば、IAEA, 2006；OECD/NEA, 1999）、あるいは原子力発電環境整備機構（以下、原環機構）が取りまとめた「安全確保構想 2009」（原子力発電環境整備機構、2010）の考え方とも整合するものである。また、法規制の観点からは、定期的な評価（安全レビュー）や閉鎖措置計画の認可、閉鎖措置の確認、廃止措置計画の認可などが安全確認を行うための重要なマイルストーンとなる。それらのマイルストーンにおける安全確認の根拠のひとつとしてモニタリングは重要な役割を担うと考えられ、廃棄物安全小委員会は、モニタリングに対して各段階において一定の役割を期待している（廃棄物安全小委員会、2008）。なお、IAEA（2006）は、安全確保の原則として安全性は閉鎖後の制度的管理に依存しないとしつつも、現世代あるいは将来世代の意思により、公衆理解などの観点から閉鎖後のモニタリングを行うことを否定するものではないことを示している。

ここでは、5.3.1 に示した合意形成の枠組みを考慮しつつ、合意形成の観点から見たモニタリングの要件について検討を行った結果をまとめる。

(1) 包括的な対策の中での位置づけ及び関連する種々の知識や情報の提示

地層処分とある種の類似性を持つ分野である二酸化炭素地中貯留においては Benson（2007）は、二酸化炭素地中貯留の多様な利害関係者のそれぞれが独自の視点を有していることを指摘している（表 5.4.1-1）。そして、信頼性醸成は、このうちいずれか一つの視点到偏るのではなく、これらを含めた多角的な検討に基づき進めることが必要と考えられる。このような包括的な視点に立った場合、前出のような定量的リスク評価のみによって対応可能な部分は限定的なものとならざるを得ない。

表 5.4.1-1 信頼性醸成についての種々の利害関係者の視点 (Benson, 2007 を私訳)

利害関係者の種類	注目する観点
政策決定者	<ul style="list-style-type: none"> ・ 経済的インパクト ・ 有効性 ・ 資源への影響 ・ 公衆及び従事者の安全性
規制機関	<ul style="list-style-type: none"> ・ 環境への影響 ・ 法令や指針の遵守 ・ サイト選定基準 ・ モニタリングの実施要綱
事業者	<ul style="list-style-type: none"> ・ 技術的実現性 ・ 経済的リスクや債務 ・ ブランドイメージへの影響
地方住民・自治体	<ul style="list-style-type: none"> ・ 公衆の安全 ・ 地下水への影響 ・ 資産価値への影響 ・ 地域の利益

Benson (2007) は、また、これらの利害関係者の多様な視点を包含しつつ信頼性醸成を行うためには、狭義のリスク評価のみによるのではなく、図5. 4. 1-1に示すような様々な論拠を重層的に積み重ねることの重要性を指摘している。



図 5. 4. 1-1 安全と安心のピラミッド (Benson, 2007 を私訳)

この例に倣って、地層処分における「安全と安心のピラミッド」を図 5. 4. 1-2 のように試作した。ここで重要な点は、以下の通りである。

- ①モニタリングより下層に位置する「地層処分システムの安全機能や関連する諸現象についての科学的理解」、「適切なサイトの選定及びサイト地質環境調査技術」、「安全性を確保する人工バリア

と処分場設計」及び「処分場の安全・確実な建設・操業・閉鎖」による安全確保の実現可能性を明確にするとともに、これらに含まれる不確実性やリスクを網羅的に抽出し提示する必要がある

- ②上記の不確実性やリスクに対して、モニタリングによってこれらが安全性に影響を及ぼす可能性を検知し得ることを示すこと。ただし、特に閉鎖後長期安全性に関しては、直接的なモニタリングの範囲は限られ、モニタリングの下層に位置する種々の対策の妥当性を確認するという間接的な方法に頼らざるを得ない等の技術的制約も併せて伝える必要がある
- ③モニタリングによって、安全性に影響を及ぼす可能性が検知された場合には、上層に位置する事業の後退や廃棄物の回収といった措置をとることを示す。ただし、これについても、モニタリングと同様、時間スケール等に技術的制約があることを示す必要がある
- ④以上は、5.3に述べた合意形成の前提条件としての「合理性」を確保するものとして重要である。さらに、これらより上位に位置する「規制機関や第三者機関による監督」及び「万一の場合の経済的責任」は、同じく公平性を確保する上で重要性が高いと考えられる。

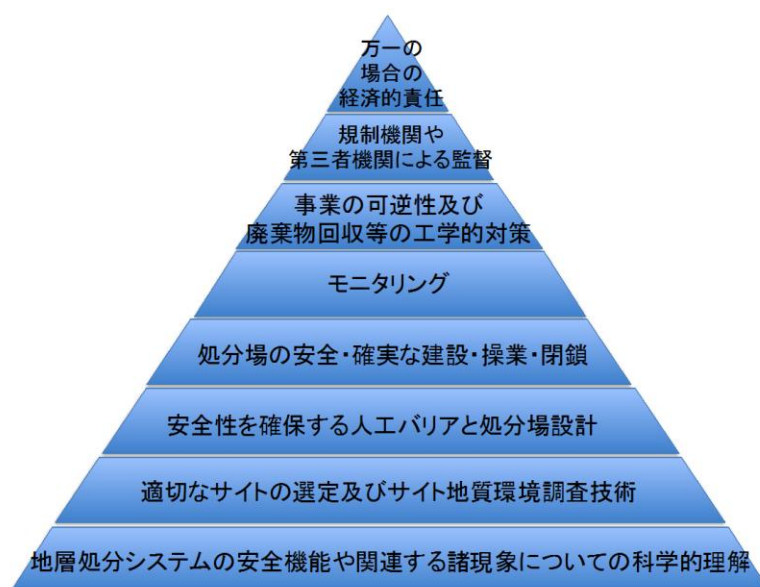


図5.4.1-2 地層処分における安全と安心のピラミッド

(2) 各ステークホルダの主体的参画を可能とする枠組みの構築

前節で挙げた要件のうち、①～③における不確実性やリスクあるいは技術的制約の存在は、各ステークホルダと共有すべき重要な情報であり、また、これらのために科学技術分野のみで決定し得ない事項であるからこそ、合理性と公平性に基づくステークホルダ間の合意形成の必要性が高いものであることを認識する必要がある。この意味では、5.3において示した地層処分システム概念に関する合意形成のための全体的枠組みの適用対象をモニタリング計画と読み替えることで、同様のモデルが適用されるべきであると考えられる（図5.4.1-3）。

また、受動的な安全系である地層処分システムにおけるモニタリングや制度的管理は、技術的合理性と各ステークホルダの価値観との間で矛盾や競合が生じ易い事項であることから、特に、TRIZによる矛盾解消による創造的問題解決の重要性の高い例とすることができる。この点については、5.4.4において詳しく検討することとする。

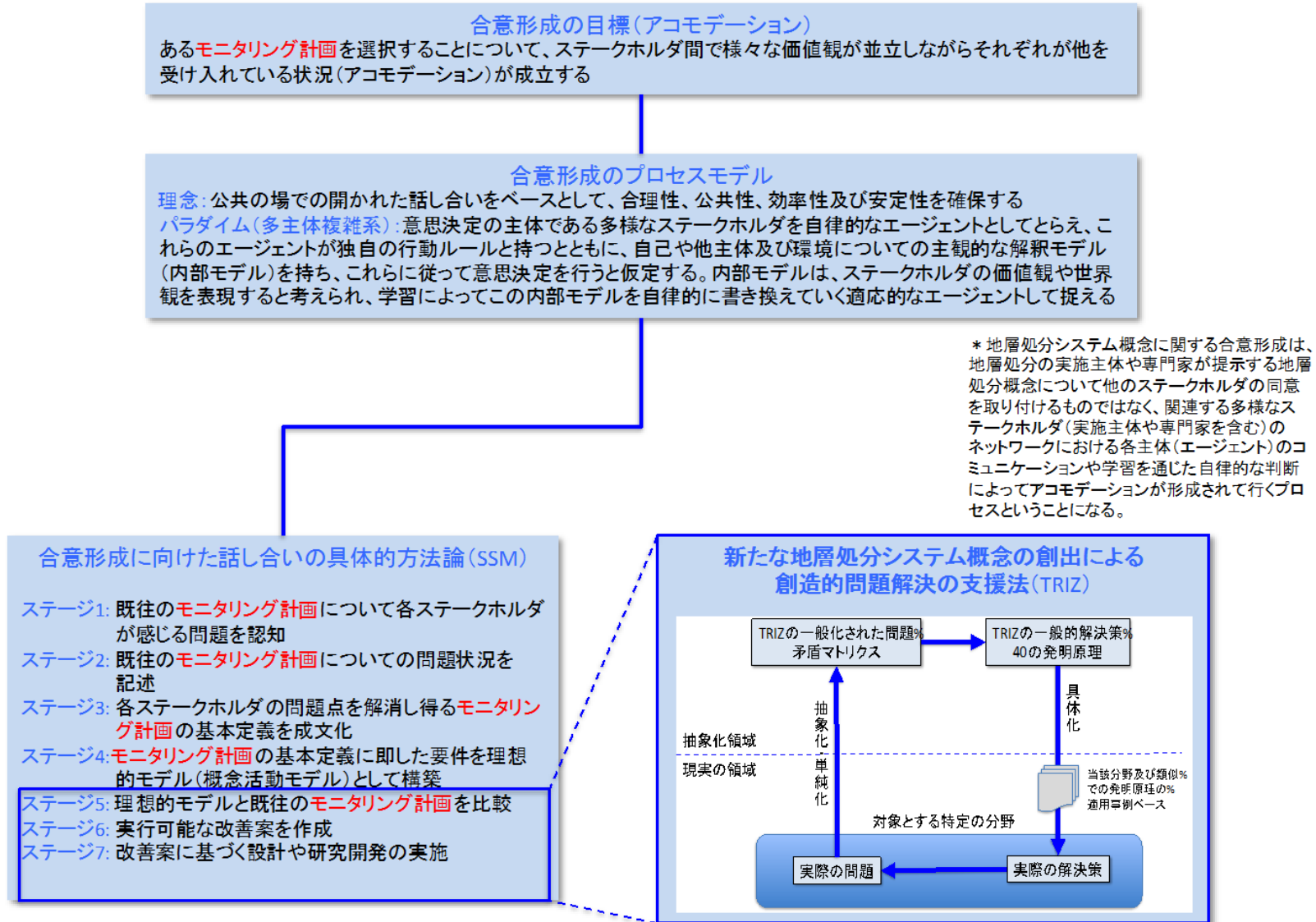


図 5.4.1-3 モニタリング計画に関する合意形成の枠組み

5.4.2 レジリエンス的視点からのモニタリングや可逆性・回収可能性の位置づけ

地層処分における長期にわたる安全性の確保は、あくまでも、受動的な安全系によるべきであり、そこでは、ロバスト性あるいはシステム自体のレジリエンス性に依るところが大きいことを明確にする必要がある。ただし、このような特質は、想定される任意の地層処分システムが予め有している天与のものではなく、システムの構築に係る人々の不断の努力によって初めて実現することのできる目標でもある。このような目標を達成するためには、地層処分事業の段階的推進の中で、関連する研究開発において、地質環境の理解・システム構築・安全評価というプロセスについての検証機会を設け、基盤となる現在の科学知識をあえて脅威にさらすことによってこれらに含まれている可能性のある誤謬や過誤あるいは洩れを積極的に検知し、その成因や影響を理解するとともに適切な対応策を採るというレジリエンス的取り組みが必要と考えられる。

このようなレジリエンス的な取り組みにおいては、予期、監視、対応及び学習という対策が求められる。そこで、地層処分事業の各段階において、入手可能な情報や知識に基づき、最終的に構築すべきシステムの姿を具体化し評価を行うという手順を繰り返すことが重要となる。このような反復的な試行において、前段階における地質環境やシステムの振る舞いについての理解に基づき次段階で遭遇するであろう状況を予測し、現実と予測の差異を監視し、必要に応じて対応策をとるとともにその過程を通じて学習したものを最終的に構築すべきシステムの姿に反映していく、という努力を続けることは、従来の段階的アプローチでも提唱されていたことであるが、レジリエンス的視点から、その価値を再度認識して位置づけていくことが求められる。

Hollnagel (2006) の用語に従えば、このような段階的取り組みによって「相対的無知」の程度を徐々に減じていくことは可能であるが、それは決して完全には無くならないようにも思われる。その場合、事業の最終段階で残された無知の程度が地層処分システム自体のロバスト性によって許容され得ると考えられるか否かは、受動的な安全系へと推移する際の意味決定においてクリティカルな判断になるものと考えられる。そして、このような判断に付随する困難を緩和するものとしての閉鎖後モニタリングや回収可能性の保持といった方策を有効に活用することもレジリエンス的取り組みの一部として重要となる。ここでは、以下に、我々の「相対的無知」に起因して予測に含まれる不確実性を低減するための対策としての閉鎖後モニタリングの位置づけについて検討を加えることとする。

また、これに関連して予測に含まれる不確実性について分析を行った（付録-4）。この分析により整理された地層処分システムのVariabilityとUncertaintyを表5.4.2-1に示す。

表 5.4.2-1 各機能（プロセス）の Variability と Uncertainty

機能	出力	内的要因		外的要因	
		Variability	Uncertainty	Variability	Uncertainty
緩衝材の水分飽和	緩衝材中の停滞した(流動しない)間隙水	緩衝材密度のばらつきによる透水係数の不均質性	冠水時のパイピングによる高透水路の形成 温度勾配による飽和の遅延	周辺岩盤の不均質性(割れ目等)による水分飽和のばらつき	
	緩衝材との反応を経た間隙水水質		ペントナイト層間水の電気化学的特徴が自由水についての地球化学的予想と異なる 温度勾配による塩の生成の影響 緩衝材中に残留する酸素の影響	周辺岩盤からの異種の地下水(塩水等)の流入	コンクリート製坑道支保の反応により流入水の地下水が本来の地下水水質と異なる 熱水や塩水等の水質の異なる地下水流入の影響
	坑道内部から外側に向かう等方的応力(膨潤圧)	緩衝材密度のばらつきによる膨潤圧の不均質性		周辺岩盤の不均質性(割れ目等)による膨潤圧のばらつき(偏膨潤)	熱影響による膨潤圧の低下
	人工バリア内の温度変化	人工バリア及び周辺岩盤中の温度変化(上昇と低下)	ガラス固化体の特性(燃焼度、冷却期間等)のばらつきによる発熱量の不均質性	不飽和流動との連成効果により温度分布が予想と異なる	周辺岩盤の熱特性の不均質性
オーバーバック腐食・破損	オーバーバック開口部	材料不均質性や溶接部の欠陥等による開口時期及び開口部の位置や面積等のばらつき	塩素や硫化物等による腐食促進・早期の開口	緩衝材膨潤圧の不均質性によるオーバーバック変形・破壊挙動のばらつき	断層活動等に伴うせん断力によるオーバーバックの破壊・開口
	オーバーバック内部に供給される間隙水	開口部の位置や面積の差異によるオーバーバック内部の間隙水量のばらつき	緩衝材間隙水とともにペントナイトがオーバーバック内部に進入する可能性		
	オーバーバック内部の間隙水水質	開口部付近と容器内部の間隙水水質の差異	鉄腐食生成物が不明であることによる間隙水水質の不確実性		燃料からの放射線の影響による酸化剤濃度の上昇 緩衝材中に残留する酸素の影響
ガラスマトリクスの溶解	間隙水中のガラス溶解生成物				ケイ素の吸着やFeあるいはMgケイ酸塩鉱物生成によるガラスマトリクス溶解の促進 オーバーバック変形による破壊・表面積増大に伴うガラスマトリクス溶解の促進 オーバーバック内部の移流による溶解促進
	間隙水中に溶存した放射性核種				
ガラスからの核種放出	ガラス固化体近傍の間隙水中に溶存した放射性核種	ガラス固化体中の核種インベントリのばらつき	ガラス固化体中の結晶化やイエローフェーズ等の存在		
ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限(再沈殿)	液相中の低濃度の溶存放射性核種		酸化剤の継続的供給による酸化還元非平衡及びこれに伴う核種濃度の変動 溶解度制限固相が異なった場合の溶解度の変化	間隙水水質の不均質性による核種濃度のばらつき	間隙水のpH、Eh及び炭酸濃度等が予測と異なるため、核種の溶解度が異なる
	放射性核種の沈殿(固相)		溶解度制限固相が予想と異なる可能性	酸化還元フロント位置のばらつきによる核種沈殿位置の廃棄体間の差異	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性
	放射性核種と他の元素との共沈				
	放射性核種を含むコロイド		核種沈殿時の真性コロイドの生成		オーバーバック内に進入したペントナイト粒子への核種吸着による疑似コロイドの生成
α線による間隙水放射線分解	ガラスマトリクス近傍間隙水中の酸化剤	ガラス固化体の燃焼度や冷却期間等によるα線強度のばらつき	燃料外部の放射性核種の沈殿物からのα線による放射線分解に伴う酸化剤濃度の上昇	オーバーバック内の間隙水量のばらつきによる酸化剤濃度の差異	
緩衝材間隙水中の放射性核種の移動	緩衝材の外側(周辺岩盤)に位置する放射性核種	緩衝材不均質性による実効拡散係数の不均質性の影響 緩衝材不均質性による吸着特性の不均質性の影響	緩衝材ブロック間のギャップ、ガス透過時の間隙あるいはパイピングでの核種の移流及びコロイド移行 鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む間隙水の押し出し	緩衝材外側の岩盤中地下水流速の不均質性の影響	新たな断層生成及び既存断層の再活動による緩衝材中の割れ目生成及び移流あるいはコロイドによる核種移行
	緩衝材中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種		酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性		
	ニアフールド外部に至った放射性核種	ニアフールド岩盤の不均質性(割れ目分布等)による核種移行フラックスの不均質性 坑道掘削影響領域の透水性上昇による核種移行フラックスの不均質性	セメント影響や異種の地下水との反応による岩盤割れ目開口幅等の変化 鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む地下水の押し出し	動水勾配や地下水主流動方向のばらつき	将来の動水勾配や地下水主流動方向の変化
ニアフールド地下水流動による放射性核種の移行	ニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	岩石中の鉱物組成等による吸着特性の不均質性の影響 ニアフールド内の地下水水質の不均質性による固定化された核種量の不均質性	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性 岩盤中に生成する二次鉱物と放射性核種の共沈生成		熱応力や処分場深度変化によるニアフールド岩盤の透水性変化 新たな断層生成及び既存断層の再活動による卓越した核種移行経路の生成 熱水やマグマ溜りによる対流の影響
	隆起・侵食による処分場深度減少	地圧の低下 ニアフールド岩盤中の地下水流速の増大 ニアフールド地下水のEhの上昇 ニアフールド地下水の水質変化(イオン強度低下等)	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場内の地圧の不均質性 将来の隆起・侵食速度の変化による地圧低下時期の不確実性 岩盤の風化による岩盤透水性上昇時期と上昇程度の不確実性 酸性の浅部地下水流入時期の不確実性によるニアフールド地下水Eh上昇時期の変動		低透水性の上位地層の削削による地下水流速の上昇可能性 低透水性の上位地層の削削による水質の異なる地下水流入の可能性
人間や環境に直接的な影響を与える可能性のあるガラス固化体、緩衝材及びニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	人間や環境に直接的な影響を与える可能性のあるガラス固化体、緩衝材及びニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場露出時期の不均質性 廃棄体毎の環境条件のばらつきによる残留核種インベントリの不均質性 異種地下水間の境界(酸化還元フロント等)の深度分布に応じた不均質な核種固定化	将来の隆起・侵食速度の変化による地表露出時期の不確実性 将来のニアフールド環境の不確実性による地表露出時の処分場内に残留する核種インベントリの不確実性		将来世代による掘削や地下利用に伴う露出時期の短縮

5.4.3 予測の不確実性低減の観点からみたモニタリングや可逆性・回収可能性の要件

(1) 合意形成に向けた仮説と戦略

前述したように、閉鎖後のモニタリングは技術的には不要だが、一般の人々の不安を払拭するために念のため実施するというロジックで導入した場合には、目標が明確にならないがために、意義が不明瞭なまま始まり、意義が不明であるが故に完了期間を設定できないというモラトリアムに到る可能性がある。そこで、このような状況を避けるためには、むしろ、閉鎖後モニタリングの意義を明確にするとともに、一定期間経過後にはそれが不要になることも併せて説明することが必要と考えられる。以上の点は現段階では仮説であり、前節迄にのべた処分システム概念に関する合意形成に向けた非専門家ステークホルダ等との対話を通じて次年度以降確認する必要があるが、本年度の研究では、これを前提として検討を進めることとする。

上記の「閉鎖後モニタリングの意義を明確にするとともに、一定期間経過後にはそれが不要になることも併せて説明する」上での一つの方向性は、下図に示すものである。ここでは、処分システムの挙動が、一般的な故障率曲線（バスタブモデル）に基づく仮定し、

- ①システムが過渡期にあり初期不良や過渡的变化に伴う機能の不具合が生じ得る期間（数百年間）
- ②地層処分システムが定常的な状態にある期間（数十万年間）
- ③人工材料の変質や地質環境条件の変遷によってバリア機能が低下する期間（数十万年後以降）

という三つの期間に区分し、①の期間においては、廃棄体定置・処分場閉鎖直後から、処分システムは廃棄物からの発熱や再冠水挙動などの過渡状態にあり、その結果、付録-4で例示したような複数のプロセスのvariabilityやuncertaintyが相互に影響を及ぼしながら機能共鳴*によって処分システムが予想しなかった極端な状況に到る可能性がある。このため、そのような可能性を種々のモニタリング手法によって注意深く監視し、システムが②の定常的な挙動へと推移することを確認するという積極的な技術的位置づけを与える。また、このことによって、②の状況では処分システムが安定な状態となり、その状態での核種移行率や想定し得る擾乱の影響が十分に小さいことを安全評価で立証可能であることを説明した上で、モニタリングや可逆性・回収可能性が不要となることを明確に主張するという戦略を採る。その後、システムは時間的な変遷により、③の状態に推移するが、この段階においては廃棄物の潜在的危険性は放射性崩壊によりインベントリが減少し、相対的なリスクは低下する。

*機能共鳴（Resonance）

物理システムにおける古典的な共鳴とは、システムがある特定の周波数帯（共振周波数）においてより大きな振幅で振動する現象を指す。共振周波数では、たとえ小さな外力でも繰り返し作用することで大きな振幅の振動が生じ、システムに大きな影響を及ぼし破壊にいたる場合がある。機能共鳴とは、上記の古典的な共鳴とのアナロジーから命名されたものであり、具体的には相互に作用し合う複数の要素が含まれているシステムにおいて、Variabilityのうち特定のものが組み合わせられ累積することによってシステム全体の機能を脅かすような大きな影響が生ずるメカニズムを意味している。

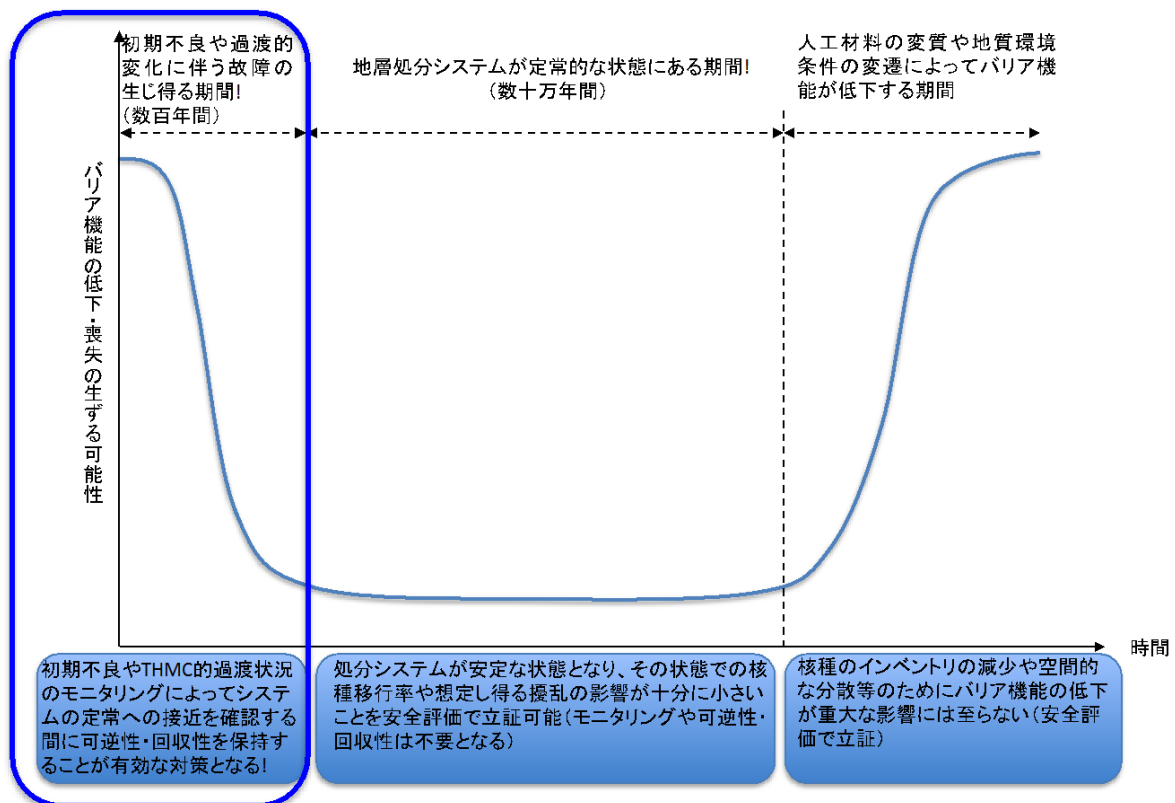


図5.4.3-1 バスタブモデルに基づく閉鎖後モニタリング及び可逆性・回収可能性の必要性和時間スケールの関係

(処分システムの時間的変遷がバスタブモデルに基づくとして仮定しており、初期の段階(左)では、廃棄体定置・処分場閉鎖直後のため、システムは、廃棄物からの発熱や再冠水挙動のため過渡状態にあり、結果としてバリア機能の低下等に繋がる擾乱が生じる可能性が。)

(2) モニタリングや可逆性・回収可能性の要件

上記の仮説に基づき、閉鎖後モニタリングと可逆性・回収可能性に対して期間限定の積極的な役割を与える戦略を採ることとした場合、閉鎖後モニタリングに対する要件としては、表5.4.2-1に示した種々のプロセスについての内的要因及び外的要因のvariabilityとuncertaintyのそれぞれについて測定・監視することの可能なモニタリングシステムを数百年にわたって保持するとともに、可逆性・回収可能性についても同程度の期間にわたって保持することの可能な処分システムとすることが求められる。例えば、前節で述べた機能共鳴に対応したモニタリングとしては、図5.4.3-2に示すように、機能共鳴に到る可能性のある環境パラメータ群のvariabilityとuncertaintyに着目して多様な測定技術を組み合わせたシステムを長期にわたって運用することが必要となる。

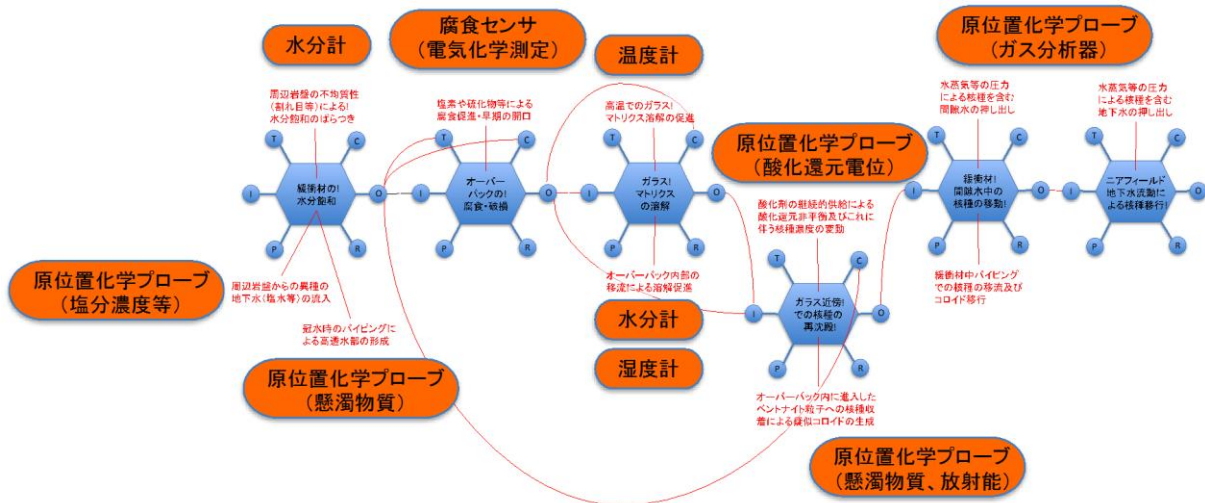


図5. 4. 3-2 機能共鳴の例を想定したモニタリング技術の対応例

しかしながら、モニタリングや可逆性・回収可能性の要求は、処分事業における大きな制約になるとともに、費用の面でも将来世代にまで負担を強いるものとなる可能性がある。そこで、代替的な、そして恐らくより現実的なアプローチとしては、処分施設内の廃棄体定置領域とは離れた位置にダミー廃棄体を定置した処分施設と同等の仕様の処分実証施設を設け、そこで人為的な擾乱を与えて処分システムの応答を監視することにより、比較的短期のうちに種々の機能共鳴に到る可能性の有無を把握するとともに、対策の必要なものについては必要な措置を同施設で試用してその有効性を検証した上で実際の処分施設に適用することが考えられる。

このようなアプローチにおけるモニタリング等についての要件は、以下の通りである。

- ①Activeモニタリング：坑道閉鎖前後の処分システムにおいて生ずる多様なプロセスに関する variability や uncertainty があるパターンの時間的順序や空間的配置で組み合わせられることによって生ずる機能共鳴によって、予想外の状態が生ずる可能性を前述したFRAM法等によって予期し、このような機能共鳴に到る複数の環境変化を敢えて人為的に処分実証施設における模擬廃棄体に与えて処分システムの応答を観察するProactiveモニタリングを行うこと
- ②危険予知型モニタリングシステム：着目すべき環境パラメータの variability や uncertainty を監視することのできる多様なモニタリング技術を準備するとともに、上記のProactiveモニタリングにおいて機能共鳴に到る可能性が否定できない場合には、それに先立つ時系列データをその後の予測に反映する技術（データ同化）等を用いて、その前兆となるような環境変化を予知することのできるモニタリングシステムを準備し、必要に応じて実際の処分施設にも適用すること
- ③モニタリング情報の可視化：モニタリングによって得られる処分システム（あるいは模擬廃棄体と処分実証施設）の環境変化や振る舞いについての情報をリアルタイムで可視化することにより、非専門家を含む多様なステークホルダが理解を共有し、合意形成に向けた議論を促進すること

5. 4. 4 合意形成促進の観点から開発が望まれる新たな候補技術の抽出及び開発計画立案

予測の不確実性を低減し合意形成を促進する上で有用となり得るモニタリング技術として、前節で述べた3つの要件に対応する候補技術を抽出するとともに、今後の開発計画について検討した結果を以下にまとめる。

(1) Activeモニタリング

予測の不確実性を低減し合意形成を促進する上で有用となり得るモニタリング技術として、前節で述べた3つの要件に対応する候補技術を抽出するとともに、今後の開発計画について検討した結果を以下にまとめる。

模擬廃棄体を定置した処分実証施設において以下に示すような種々の擾乱を所定の空間的配置及び時間的順序で組み合わせることにより、機能共鳴に到るシーケンスを人為的に模擬する大型の試験装置を構築する。

- ・予想とは異なる水質の地下水の流入
 - －酸化性地下水
 - －塩水
 - －酸性地下水
 - －硝酸塩や硫酸塩あるいは有機物等の他の廃棄物の浸出液
- ・亀裂等から緩衝材への局所的な地下水供給と偏膨潤
- ・残留物質（撤去されなかった仮設材やその他の資材等）
- ・オーバーパックの局部腐食と早期開口
- ・坑道閉鎖前／後の断層活動
- ・廃棄体の発熱による熱応力の発生と岩盤のスポーリング
- ・坑道掘削影響（亀裂生成や開口）及び閉鎖後の自己閉塞
- ・ベントナイトのパイピングと局部的侵食
- ・オーバーパック腐食や放射線影響によるガス発生と移行
- ・微生物活動
- ・初期の放射性物質の溶出

対象とする岩盤が軟岩か硬岩かによって構成はある程度異なると考えられるが、Activeモニタリングを行うための処分実証施設の概念の例を図5.4.4.1-1に示す。この施設では、岩盤内に掘削した坑道中に実際の処分施設と同一の仕様の緩衝材及び廃棄体を模擬したヒーターを設置することによって処分システムを模擬する。また、運用に際しては、以下のような様々なモードが適用できる。

- ・ヒーターの発熱量を変更することによって燃焼度や冷却年数の異なる種々の廃棄体の特性を表現する
- ・複数の地下水及び溶液注入系（同図では3系統）を用いて、初期の緩衝材の飽和・膨潤挙動を模擬する
- ・この際、注水部を限定することによって局部的な飽和挙動と偏膨潤を再現することが可能であるとともに、注入水をNaCl系とすることによってベントナイトのゾル化や侵食・パイピングの生じやすい環境を模擬することもできる。また、その他の水質として、コンクリート反応水（高pH水）、硫酸塩や硝酸塩及び有機物等の他の廃棄物の影響を受けた地下水を注水することも可能である
- ・ヒーターを収納した容器の表面に開口部を設けることによって、オーバーパックの早期開口を模擬するとともに、開口部からのベントナイト間隙水の侵入あるいは廃棄体からの核種の溶出を模擬することができる
- ・ヒーターの周囲にはケイ砂等を充填した多孔質層を設置し、その中にN₂ガスを注入することによってガス発生、圧力上昇及び緩衝材中の移行を模擬することができる（N₂ガス中にトレーサとしてSF₆を混

入ることによって移行挙動の把握が可能となる)

- ・ 自然の断層あるいは人工的に岩盤を切断して作成した断層に沿って、強制的にせん断変形を与えることにより断層活動及びその影響による緩衝材やヒーターの変形挙動を模擬する

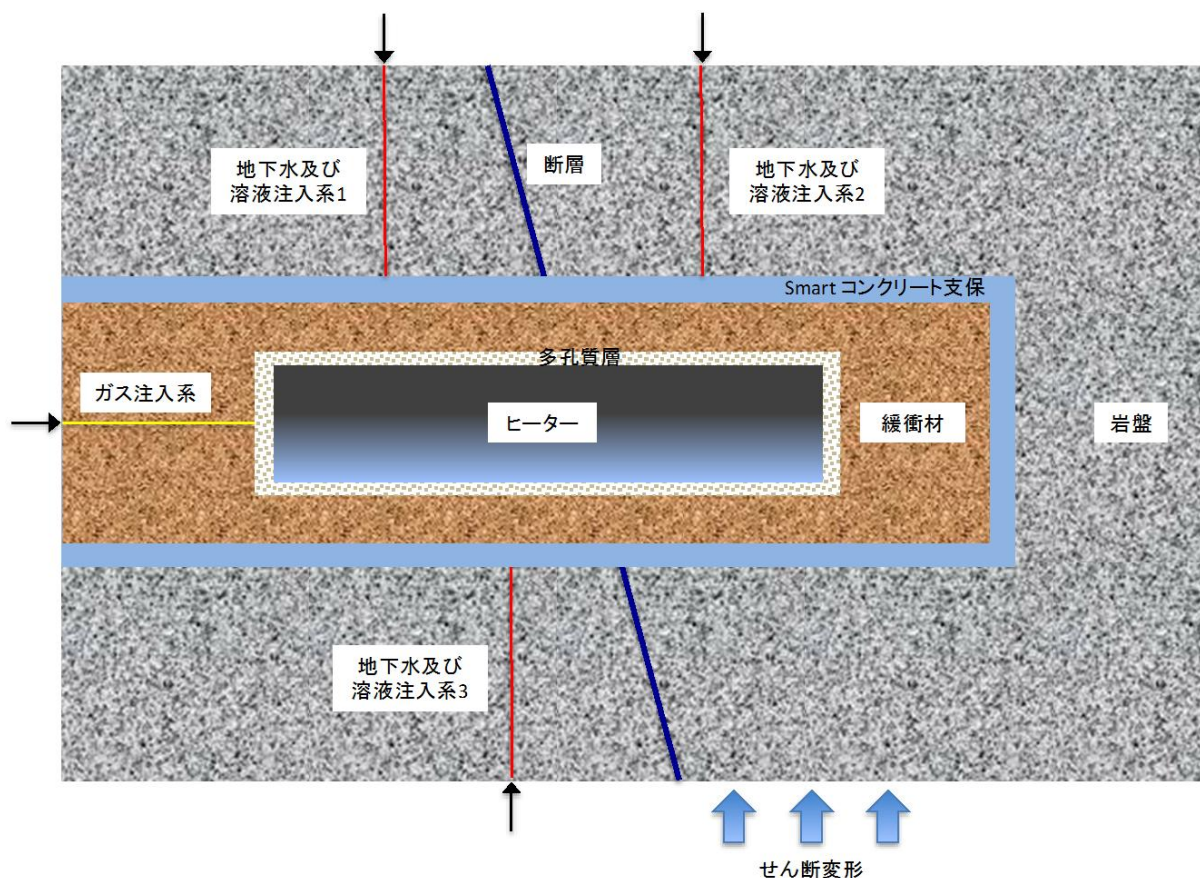


図5.4.4-1 Activeモニタリングのための処分実証施設の概念例

上述した種々のモードのうち、複数のものを組み合わせること（例えば、断層に沿ったせん断変形によって緩衝材やヒーターが変形した状況で、同時に塩水や酸化性地下水等を注入する等）によって、前述した多様なvariabilityやuncertaintyの機能共鳴による影響伝播を模擬することが、この施設における過酷条件での試験の眼目である。

(2) 危険予知型モニタリングシステム

1) 個別の測定技術の開発課題

これまでに実施されてきた原位置試験において、温度、応力、歪み、緩衝材中水分飽和度等については既存の測定技術が適用可能であることが実証されつつある（例えばSvensk Karnbranslehantering AB, 2006）。そこで、以下では、上述したActiveモニタリングにおいて必要となるより先端的な測定技術についての開発課題を整理した。

① 緩衝材間隙水質の測定

緩衝材の主成分であるベントナイト中の間隙水のほとんどは、ベントナイトのTOTユニット間に位置する層間水であり電気化学的に拘束された状態にあり、外部間隙中の自由水は極めて小さいことから、従来は、圧密状態のまま（原位置）での水質測定は困難であるとされてきた。しかしながら、水質測

定の可能な低固液比の系における間隙水質は圧密状態とは全く異なるという指摘があり、また、間隙水を抽出した溶液の水質も種々の影響を受けている可能性があると考えられている。そこで、Muurinen & Carlsson (2010)は、圧密状態のベントナイト中の間隙水質（外部間隙の自由水の水質）を原位置で測定する手法の開発を行っている。

Muurinen & Carlsson (2010)は、図5.4.4-2に示すような実験体系で、固液比の高いベントナイト中の間隙水質の直接測定を試みている。ここでは、圧密されたMX-80ベントナイト中に、以下の電極を挿入することで、外部間隙中の自由水の水質を測定し、また、一方で、ピストンによって絞り出した間隙水についてもリファレンス電極での測定を行い、比較・検証している。

- ・ IrO_x電極：pH測定用
- ・ Au及びPt電極：酸化還元電位測定用

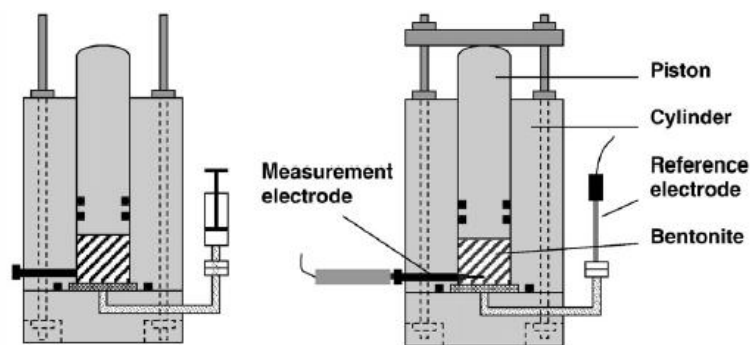


Fig. 2. Schematic drawing of the squeezing cell in the squeezing mode (left) and measuring mode (right). Diameter of the piston is 20 mm.

図5.4.4-2 圧密ベントナイト中の間隙水質の直接測定概念 (Muurinen & Carlsson, 2010)

Muurinenらによる適用は、これまでのところ室内の試験に限られていることから、これらを工学規模の緩衝材に埋め込み、長期にわたって測定を継続することを可能とする応用研究が今後の課題になるものと考えられる。

② オーバーパック腐食の測定

Activeモニタリングにおいて、水分飽和度が時間によって変化し、また、溶液注入等によって間隙水質も変化する緩衝材に接した炭素鋼製オーバーパックの腐食環境を原位置かつリアルタイムで監視する技術としては、腐食モニタリングと呼ばれる種々の手法がある。

腐食モニタリングとは、ある環境中での腐食速度あるいは環境自体の腐食特性をリアルタイムかつ遠隔で測定し、データ表示及び保存するシステムのことである。種々の産業における適用事例では、腐食モニタリングで腐食速度の経時的な変化を監視し、速度の増大が見られた時点でインヒビタを注入したり、プラントの運転条件を変更するといった対策を採る判断に用いられている。我が国における腐食モニタリングの適用例としては、主に石油精製プラント、化学プラント、及び種々の水処理分野等における冷却水系や熱交換器でのインヒビタの効果の確認等が主である。

プローブやセンサを使用した腐食モニタリングシステムには、ER法（電気抵抗法）、LPR法（直線分極法）、ガルバニックカップル（異種金属間電流）といった手法があり、連続的な自動腐食モニタリングが可能である。

これらの腐食モニタリングシステムは、いずれも配管を対象としたものであり、図5.4.4.1-1に示す

ような体系に適用できる既成品は見当たらない。そこで、今後の研究開発では、上述した種々の要素技術を組み合わせて処分環境に適用可能とした腐食モニタリングシステムを開発することが課題となる。

③ 原位置地球化学測定

前述したActiveモニタリングの施設では、緩衝材の外部を流れる地下水の水質やベントナイトのゾル化によって生ずる可能性のあるコロイド粒子等の測定は、地下水サンプルを採取して実験室内で種々の分析を行うことによって可能である。ただし同様のモニタリングを実際の処分施設で行うためには、岩盤内の亀裂や（模擬）断層における原位置の地下水化学測定を行うall-in-oneタイプの化学測定プローブの開発が好ましい。

原位置化学プローブの例としては、SKBによるChemlab（下図参照）があるが、これらは、原位置環境での核種移行試験をプローブ内で行うものであり、上記の目的とは異なっているため、新たな装置の開発が必要と考えられる。

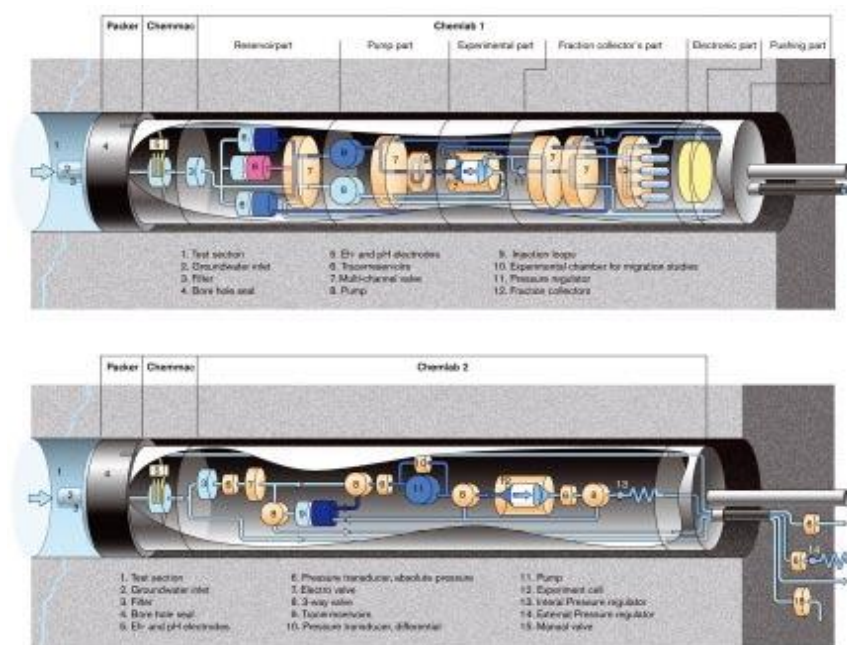


Figure 4-10. Schematic illustration of Chemlab 1 and 2 borehole laboratories.

図5.4.4-3 Chemlab1（上）及び後続のChemlab2（下）の構成図

2) モニタリングデータを逐次反映することによる危険予知の精度向上

Activeモニタリングにおいて、上述した種々の測定手法による原位置での処分システム挙動や環境パラメータ変化についてのデータ取得が行われる一方、本公募事業で別途取り組んでいるマルチフィジックス問題についての評価確証技術では、ここで着目する種々のプロセスやこれらの相互作用のモデル化及びこのモデルを用いたシミュレーションを行い、機能共鳴を含む事故や故障につながるシーケンスの予測を行うこととしている。

危険予知の精度を向上するという観点では、これら二つのアプローチによって得られる情報のうち一方を用いて他方を検証あるいは較正することに加えて、これらの異種の情報を統合することによって全体としてより信頼性の高い予測を行うことが求められる。そして、このような目標に照ら

して有用となり得る手法として、データ同化が挙げられる。

データ同化には大きく分けて2つの目的がある。一つ目は「実測データを用いてシミュレーションモデルの精度・性能を改善する」ことである。例えば過去のデータを用いてデータ同化を行い、現在の状態の良い推定値を得ることで初期条件の精度が向上し、将来の予測の精度も向上する。二つ目は「物理法則を表現するシミュレーションモデルを用いることで、観測の不足を補うあるいは観測誤差を修正する」ことである。観測では時間的・空間的に均質なデータを得ることは困難であるが、数値シミュレーションは実測値を完全に再現することはできないものの、時間的・空間的に均質なデータを得ることができる。この場合、データ同化により観測データをシミュレーションに埋め込み、調和させることができるため、観測の得られない時間・場所における値を尤もらしく推定することができ、時間的・空間的に均質なデータの生成を可能にする。

図5.4.4-4および図5.4.4-5にデータ同化のイメージを示す。図5.4.4.2-3ではシミュレーションにおける評価点である格子点を□、データの観測点を●で示している。点線は観測値選別時の基準となる距離を半径とする円であり、この円の中の観測値を用いて格子点における値を作成する。図2.3.16の横軸は経過時間であり、同じ数値シミュレーションを用いても、初期条件・境界条件の与え方によって様々なシナリオ（たくさんのグレーのライン）が結果として表れることを示している。赤い丸が観測データで、データ同化はこれらのデータを数値シミュレーションに埋め込み、馴染ませることによって、実際の観測データをうまく説明する、より尤もらしい推定（ピンクのライン）を探し出す。

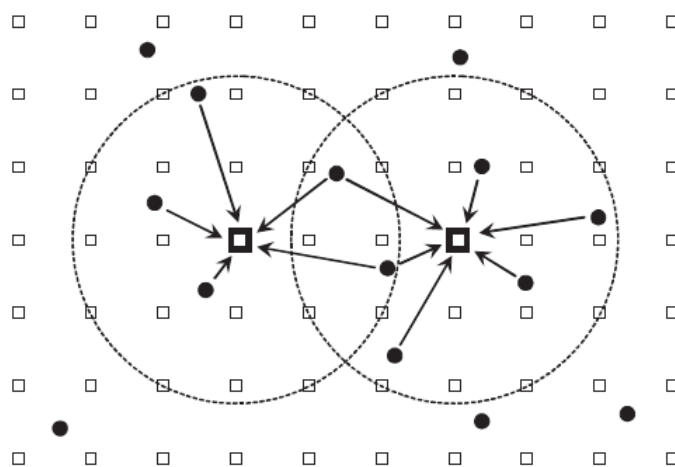


図5.4.4-4 空間的データ同化のイメージ

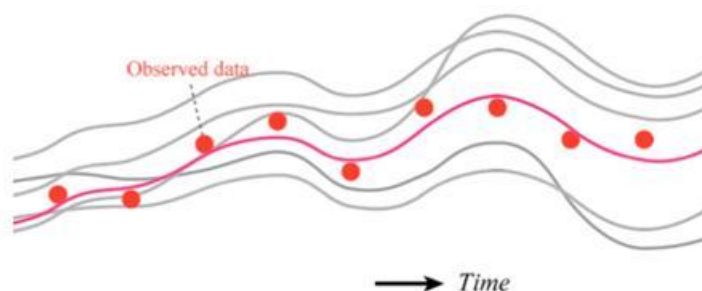


図5.4.4-5 時間的データ同化のイメージ

データ同化の基本原理の一つである線形最小分散推定は、解析された場の誤差の分布（多くの場合、Gauss 分布を仮定）の分散をできるだけ小さくして精度の良い推定量を求める技法であり、最適内挿法やカルマンフィルターと呼ばれるデータ同化手法の基礎となっている。もう一方の原理である最尤推定は、誤差分布の山（例えば平均値あるいは誤差0のところの確率）を引き上げることにより、一層良い推定量を求めようとする技法であり、変分法データ同化手法の基礎をなしている。このようにデータ同化には幾つか手法があり、表5.4.4-1でそれらを基本原理、時間の考慮の観点で分類し、また各手法の長所・短所を示す。

表5.4.4-1 データ同化手法の分類

手法	基本原理	時間の考慮	長所	短所
最適内挿法	線形最小分散推定	無し	(他の手法に勝る特徴は無し)	データ時刻の違いを考慮できない。 数値モデル値と観測値の種類が異なってはいけない。
カルマンフィルター	線形最小分散推定	あり	時間変化を扱うことができる	シミュレーションモデルを線形化する必要がある
アンサンブルカルマンフィルター	線形最小分散推定	あり	時間変化及び非線形モデルが扱うことができる	誤差がガウス分布に従うことを仮定している
3次元変分法	最尤推定	無し	数値モデル値と観測値の種類が異なってもよい	データ時刻の違いを考慮できない
4次元変分法	最尤推定	あり	カルマンフィルターに比べて計算量が少ない	モデルの作成が難しく、実装に要する労力が大きい

なお、最適内挿法はカルマンフィルター、アンサンブルカルマンフィルターの短所も含んでおり、アンサンブルカルマンフィルターはカルマンフィルターの長所も含んでいる。また、4次元変分法は3次元変分法の長所も含んでいる。

今後の課題として、種々の測定手法による原位置での処分システム挙動や環境パラメータ変化についてのデータ取得と、関連する種々のプロセスやこれらの相互作用のマルチフィジックスモデルを用いたシミュレーションに対してデータ同化を行うための手法開発を行うことにより、機能共鳴を含む事故や故障につながるシークエンスについての危険予知の精度を向上することが挙げられる。また、このような手法をActiveモニタリングに適用することによって、手法の検証と改良を行い、実際の処分施設への適用に向けた実用化を進めることも課題となる。

(3) モニタリング情報の可視化

合意形成に向けた議論を促進するためには、専門家が技術的な観点からモニタリング情報を得るのみでは不十分であり、モニタリングによって得られる処分システム（あるいは模擬廃棄体と処分実証施設）の環境変化や振る舞いについての情報をリアルタイムで可視化することにより、非専門家を含む多様なステークホルダが理解を共有することが必要と考えられる。

図5.4.4-6は、レーザースキャンデータに基づき、掘削後の形状を詳細に可視化した例である。この例のように、他の環境パラメータやシステム特性（応力、温度、緩衝材間隙水質の3次元分布、あるいはオーバーパック表面の腐食速度や腐食環境の分布等）についても、多くの位置において高い頻度で測定を行うことに加えて、得られたデータの空間的内挿を行った画像情報を効率的に作成し、時間遅れを最小限にとどめつつ可視化して非専門家のステークホルダと共有することが合意形成に向けた議論を促進する上で効果的と考えられる。

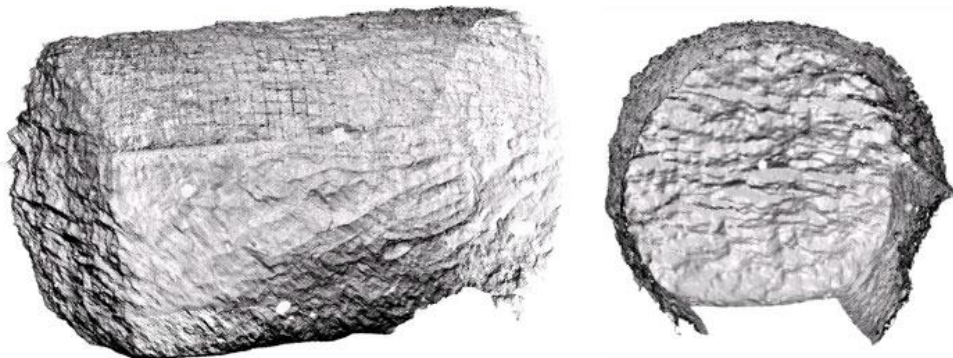


Figure 2. Point cloud representing the final geometry of the tunnel: exterior view of the tunnel, as seen from inside the rock mass, (left) and interior view of the tunnel (right)

図5.4.4-6 レーザースキャンデータに基づく掘削後の坑道形状の可視化例 (Lemy et al., 2006)

ここでの課題としては、今後、形状のみならず、水理、熱、応力及び化学についての多様なパラメータの可視化やバーチャルリアリティとしての表現方法を開発するとともに、測定データから効率的にデータ処理を行ってグラフィカルモデルを構築(更新)するシステムを構築することが挙げられる。また、このような画像情報を迅速に幅広いステークホルダと共有するためのソーシャルウェアの整備も必要となる。

このような可視化のニーズは、測定データを対象としたものに限定したのではなく、別途開発予定のマルチフィジックスモデルによるシミュレーション結果に対しても適用されるものである。さらに、前項で述べたデータ同化の手法を用いることによって、データとシミュレーションとを同化した結果を可視化し共有することも危険予知という観点からの情報共有という意味で重要な課題になるものと考えられる。

5.5 まとめ

本章では、「処分システム評価確証技術開発」の一環として、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の調査検討を行うとともに、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い合意形成に至るための鍵となる境界領域に焦点をあて、ステークホルダの懸念・不安を掘り起こし、それに応えるための新たな概念オプションを創出できるよう、「合意形成型処分概念構築支援システム」の開発に向けた調査・検討およびプロトタイプを構築した。また合意形成の促進に資するモニタリング技術の検討を行った。

参考文献

- Benson, S. (2007): Safety and Monitoring of CO₂ Storage Projects, Sustainable Development and CCS, New York, NY, September 10-11, 2007.
- Bruneau, M., et al. (2003) : A Framework to Quantitatively Assess and Enhance the Seismic Resilience of Communities. Earthquake Spectra, 19-4.
- The Center for Deliberative Democracy: <http://cdd.stanford.edu/polls/>.
- Checkland, P.B. (1999) : Systems Thinking, Systems Practice, 2nd ed.. John Wiley and Sons.
- Checkland, P. (著), Scholes, J. (著), 妹尾堅一郎(訳) (1994) : ソフト・システムズ方法論, 有斐閣.
- 出口弘・木嶋恭一編 (2009) : 『エージェントベースの社会システム科学宣言』 勁草書房.
- Dillenberger, D. and Sadowski, P. (2012): Ashamed to be selfish, Theoretical Economics, Vol. 7, No. 1.
- Fisher, R. and Ury, W. (1981): Getting to Yes—Negotiating Agreement Without Giving In—. Penguin Books (first published in the US by Houghton Mifflin, 1981) .
- 藤澤裕樹, 岡田裕, 一瀬邦継, 金田重郎(2010) : ソフトシステムズ方法論(SSM)と概念データモデリング(CDM)を用いた業務分析手法の提案, 情報処理学会研究報告.
- 原子力安全委員会 (2000) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告) .
- 原子力発電環境整備機構 (2010) : 安全確保構想 2009, ～安全な地層処分の実現のために～, NUMO-TR-09-05, 2010年3月.
- Gul, F. and Pesendorfer, W. (2001): Temptation and Self-Control, Econometrica, Vol. 69, No. 6.
- 廃棄物安全小委員会 (2008): 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る安全規制について, 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会 廃棄物安全小委員会, 平成20年1月18日
- Hollnagel, E., Woods, D. D., and Leveson, N. (2006) : Resilience Engineering: Concepts and percepts. Ashgate Publishing.
- IAEA (2006): Fundamental Safety Principles, IAEA Safety Standards Series for protecting people and the environment, Safety Fundamentals No. SF-1.
- 猪原健弘 (2011) : 合意形成学, 勁草書房.
- 伊藤孝行 (2012): 合意形成における社会的規範の影響に関する一考察, 情報処理学会研究報告.
- 環境影響評価情報支援ネットワーク <http://www.env.go.jp/policy/assess/2-4strategic/>.
- 環境省 (2007) : 戦略的環境アセスメント導入ガイドライン.
- 経済産業省資源エネルギー庁 (2008-2012) : 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発, 平成19年度-24年度経済産業省地層処分技術調査等, 高レベル放射性廃棄物処分関連, 先進的地層処分概念・性能評価技術. 高度化開発.
- 木嶋恭一 (2004): ランドスケープ理論とその周辺, オペレーションズ・リサーチ.
- 木嶋恭一 (2005): 大学講義交渉システム学入門, 丸善株式会社.
- Lemy, F., Yong, S. and Schulz, T. (2006): A case study of monitoring tunnel wall displacement using laser scanning technology, The Geological Society of London 2006.
- Longstaff et al. (2010) : Building Resilient Communities. Homeland Security Affairs, vol. 6, no. 3.

- 丸山宏, 井上克巳, 樺広計, 明石裕, 岡田仁志, 南和宏(2012): システムズ・レジリエンス, 第11回 情報科学技術フォーラム, 2012年9月.
- Maruyama, H. (2013) : Towards Systems Resilience. The 1st Workshop on Systems Resilience (WSR), June, 2013.
- 長澤光太郎, 宮崎俊哉, 松浦正浩(2000) : 公共政策における新しい合意形成のあり方—三菱総合研究所報37, 三菱総合研究所.
- 百武ひろ子 (2003) : 「参加と合意のプロセスデザイン」 『土木施工』 44(6), 74-80.
- Muurinen, A. and Carlsson, T. (2010): Experiences of pH and Eh measurements in compacted MX-80 bentonite, Applied Clay Science 47 (2010) 23-27.
- 中條尚子(2004) : ソフトシステムアプローチを促進する支援方法論.
- OECD/NEA (1999) : Progress Towards Geologic Disposal of Radioactive Waste: Where Do We Stand ? An International Assessment, Nuclear Energy Agency, OECD.
- Patterson, D., et al. (2002) : Recovery Oriented Computing (ROC): Motivation, Definition, Techniques, and Case Studies. Berkeley Computer Science.
- 籠義樹 (2003) : 『環境リスクを伴う嫌悪施設の厚生な立地選定に関する研究』 東京工業大学大学院 総合理工学研究科・博士論文.
- 産業能率大学 (2003) : TRIZ の理論とその発展 システムテック・イノベーション, 産業能率大学出版部 CPM/TRIZ 研究会メンバー.
- 佐々木良一, 日高悠, 守谷隆史, 谷山充洋, 矢島敬士, 八重樫清美, 川島泰正, 吉浦裕(2008) : 多重リスクコミュニケーターの開発と適用, 情報処理学会論文誌, Vol. 49, No. 9.
- ストラウス, デイヴィッド (斉藤聖美訳) (2004) : 『チームが絶対うまくいく法』 日本経済新聞社 (Straus (2002) の翻訳) .
- Susskind L.E. (1999): The Consensus Building Handbook: A Comprehensive Guide to Reaching Agreement. Sage Publications, Inc.
- Svensk Karnbranslehantering AB (2006): Äspö Hard Rock laboratory Annual report 2005, SKB Technical Report TR-06-10.
- 特定非営利法人技術データ管理支援協会(MASP)<http://www.masp-assoc.org/>.
- 矢部浩規 (1999) : 仮想市場法 (CVM) について, 開発土木研究所月報論文.

6. 処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化

6.1 目的と5ヵ年の計画

6.1.1 目的

処分システム評価確証技術開発の主たる目的は、先端科学技術を駆使した解析評価技術を開発するとともに、こうした評価技術と関連させ、地層処分にかかわる意思決定プロセスにおけるシステム評価の確証性を高めていくための仕組みを備えた地層処分システム開発の方法論を構築することである。このために、拡張ロバスト性概念の構築を行い、これに基づいて処分場閉鎖前から閉鎖後の長期にわたる処分場近傍（ニアフィールド）を中心としたシステム変遷と核種移行を評価するための先端的評価技術（第2章）、高レベル放射性廃棄物や多様な長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）の共処分によるニアフィールドの影響評価技術（第3章）、及び断層発生などの過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発（第4章）が行われている。また、これらの技術を用いた評価に基づき、可逆性と回収可能性、モニタリングシステム等を考慮した処分システム概念の具体的な提示（第5章）が行われている。

本章では、上記の「処分システム評価確証技術開発」の一環として、処分実施主体が行う処分場設計や性能評価技術の科学技術的基盤を与え、安全裕度の定量化等に資するとともに、安全規制策定のための科学技術的基盤の提供、地層処分技術の社会的受容性向上等に貢献するために、本事業において別途開発するシステム変遷や核種移行評価の先端技術、多様な廃棄物の共処分や過酷事象の影響に関する評価確証技術、及び確証性の高い地層処分システム概念開発等に係る各要素技術の成果について、相互の関連性を踏まえて系統的に統合し、先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系を提示するための全体戦略を策定するとともにその方法論について調査・検討を行っている。また、あわせて、地層処分システム評価確証技術に係る多種多様な知識の体系化に向けての全体戦略の策定と方法論の調査・検討、知識マネジメントツールの改良を行っている。

なお、本章は以下のとおり構成される。

・処分システム評価確証技術の統合（6.2項）

処分システム評価確証技術の統合に係る全体戦略策定に資するための調査検討及び情報整理

・処分システム評価技術の体系化（6.3項）

処分システム評価確証技術に関連する多用な知識の体系化に係る全体戦略策定に資するための調査検討及び情報整理と知識マネジメントツールの改良

6.1.2 5ヵ年の計画

5ヵ年の計画を以下に示す。

事業項目	平成25年度	平成26年度	平成27年度	平成28年度	平成29年度
(5) 処分システム評価確証技術の統合化					
①処分システム評価確証技術の統合化	技術統合に係る全体戦略策定	技術統合の支援・促進技術の整備		チェック&レビュー	技術の段階的統合
②多種多様な知識の体系化	知識体系化に係る全体戦略策定	知識体系化の支援・促進技術の整備			知識の段階的体系化

図6.1.2-1 「処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化」の5ヵ年計画

6.2 処分システム評価確証技術の統合

6.2.1 地層処分システムのロバスト性概念に基づくセーフティケースの構造の整理

(1) セーフティケースの構成要素

セーフティケースは、放射性廃棄物処分施設の安全性に関する定量的評価結果、その妥当性を示す多様な証拠、及びこれらに関連する科学的知識全体の信頼性についての情報を融合（synthesis）したものである。セーフティケースは、処分事業の各段階における社会的意思決定（建設や閉鎖についての許認可等を含む）の基盤となるものであり、本来、当該段階で事業者が規制機関あるいは他のステークホルダに提示する全ての情報がセーフティケースに盛り込まれるべきであるが、その主要な構成要素は以下の4つである（NEA, 2004）。

- ・安全戦略：サイト選定と設計の戦略、管理上の戦略、安全評価の戦略
- ・安全評価の基盤：処分概念、安全評価に必要な科学及び技術的知見、安全評価手法やモデル・解析コード及びデータベース
- ・安全性に関する証拠、安全解析結果及びこれらに基づく論証：サイト及び施設が本来的に有する安全特性、線量（リスク）評価結果の安全基準に対するコンプライアンスと評価自体の信頼性、線量やリスク以外の補完的安全指標についての評価結果、長期的安全性に関する不確実性及び残された課題への適切な対処方策、当該処分方式の他のオプションに対する優位性の説明
- ・安全性に関する多様な知見の融合：当該事業段階で行うべき意思決定の根拠としてのセーフティケース全体としての充足性

(2) 合意形成に向けたレジリエンス的な取り組みとしてのセーフティケースの構造

閉鎖後の長期安全性に関して、5.2で述べたようなレジリエンス性を持つセーフティケースとは、その妥当性に対して脅威あるいは障害となるような一定の範囲内の事象が発生しても、（地層処分システムのもつロバスト性に基づき、あるいはこれらの事象に対して何らかの対応を行うことによって）地層処分事業の実施主体及び研究開発機関が、ステークホルダが納得できるような形で安全性を主張し得る能力を備えたものと言うことができる。

レジリエンス性を持つセーフティケース構築のプロセスには、下図のように、あえて、セーフティケースを脅威にさらし妥当性の確認／改善によって信頼性の向上を図る取り組みが組み込まれている必要がある。

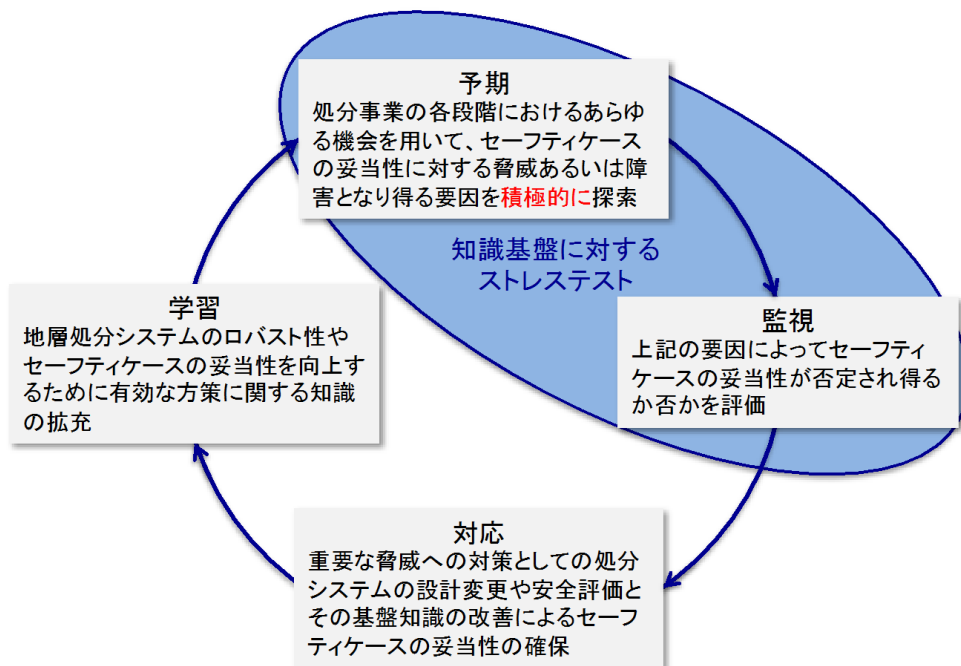


図6. 2. 1-1 セーフティケースを敢えて脅威にさらし妥当性の確認／改善によって信頼性の向上を図るレジリエンス的取り組み

上記のような、セーフティケースを敢えて脅威にさらし妥当性の確認／改善によって信頼性の向上を図るレジリエンス的な取り組みの一環（特に、予期及び監視）として、セーフティケースの妥当性に対する脅威や障害となる要因を、

- ・ 社会環境に関する問題
- ・ 科学技術の進歩・変革
- ・ 原子力分野での状況変化
- ・ 地層処分事業における問題

という4つの観点から抽出・整理した結果を図6. 2. 1-2に示す。

ここで、従来の安全確保戦略は、主に、「正しいとわかっていること」に立脚してサイト選定や地層処分システム的设计あるいは安全評価を行い、また、「知らないということがわかっていること（既知の不確実性）」を評価・管理するとともに、これらに対抗できるだけの保守性や安全裕度を盛り込むというものであった。しかしながら、レジリエンス的視点においては、これら以外の領域、即ち、「知っていると思っているが間違っているかも知れないこと」及び「知らないことに気づいていないこと」が存在することを前提として、これらを予期・監視するとともに、適切な対応策を準備し適用することを通じて学習するというプロセスでセーフティケースの信頼性向上を図る。このような立場から、セーフティケース上位の論拠を抽出し、下位命題を検討し整理した「合意形成に向けたレジリエンス性を持つセーフティケースの構造」を図6. 2. 1-3に示す。

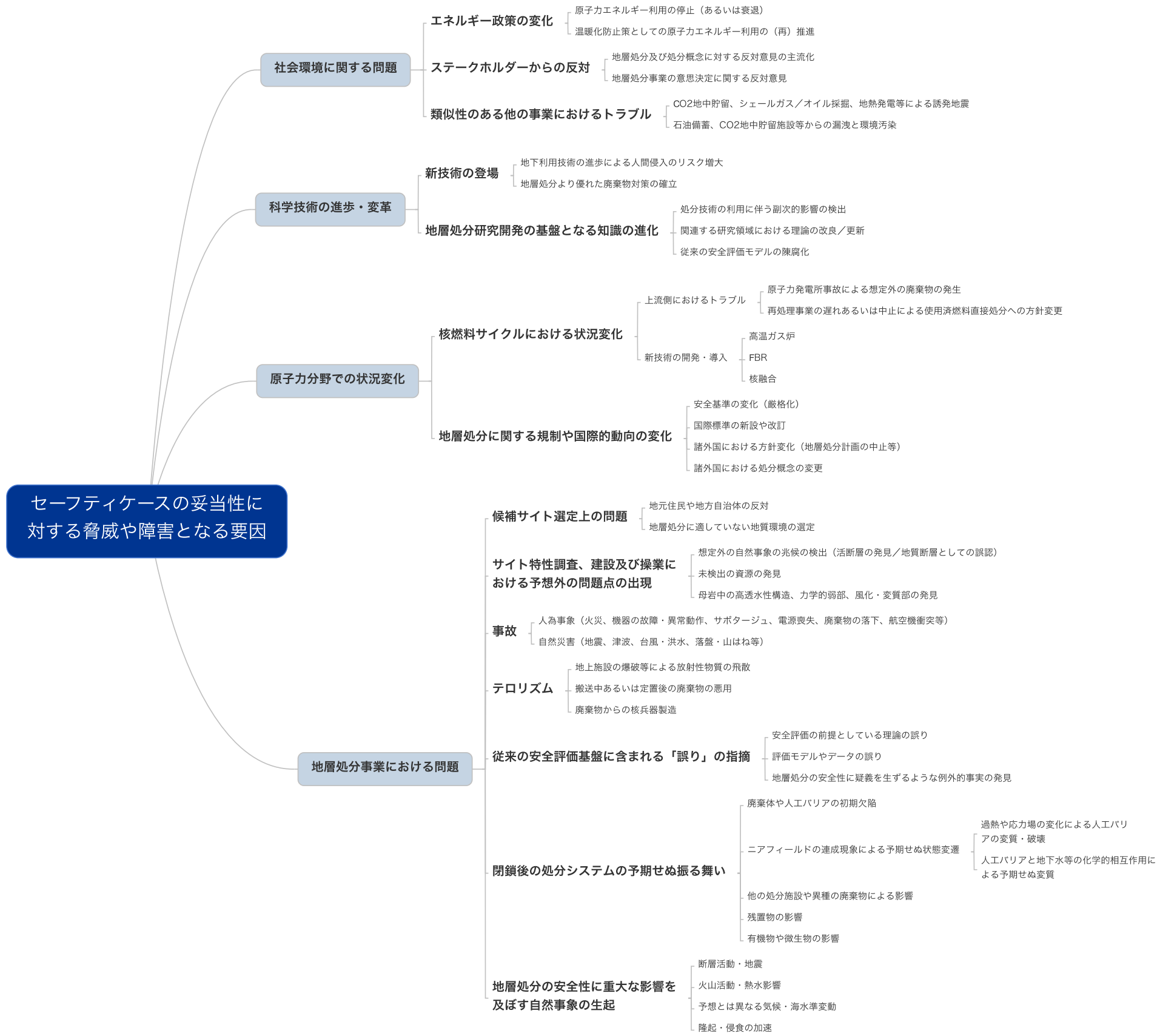


図 6.2.1-2 セーフティケースの妥当性に対する脅威や障害となる要因

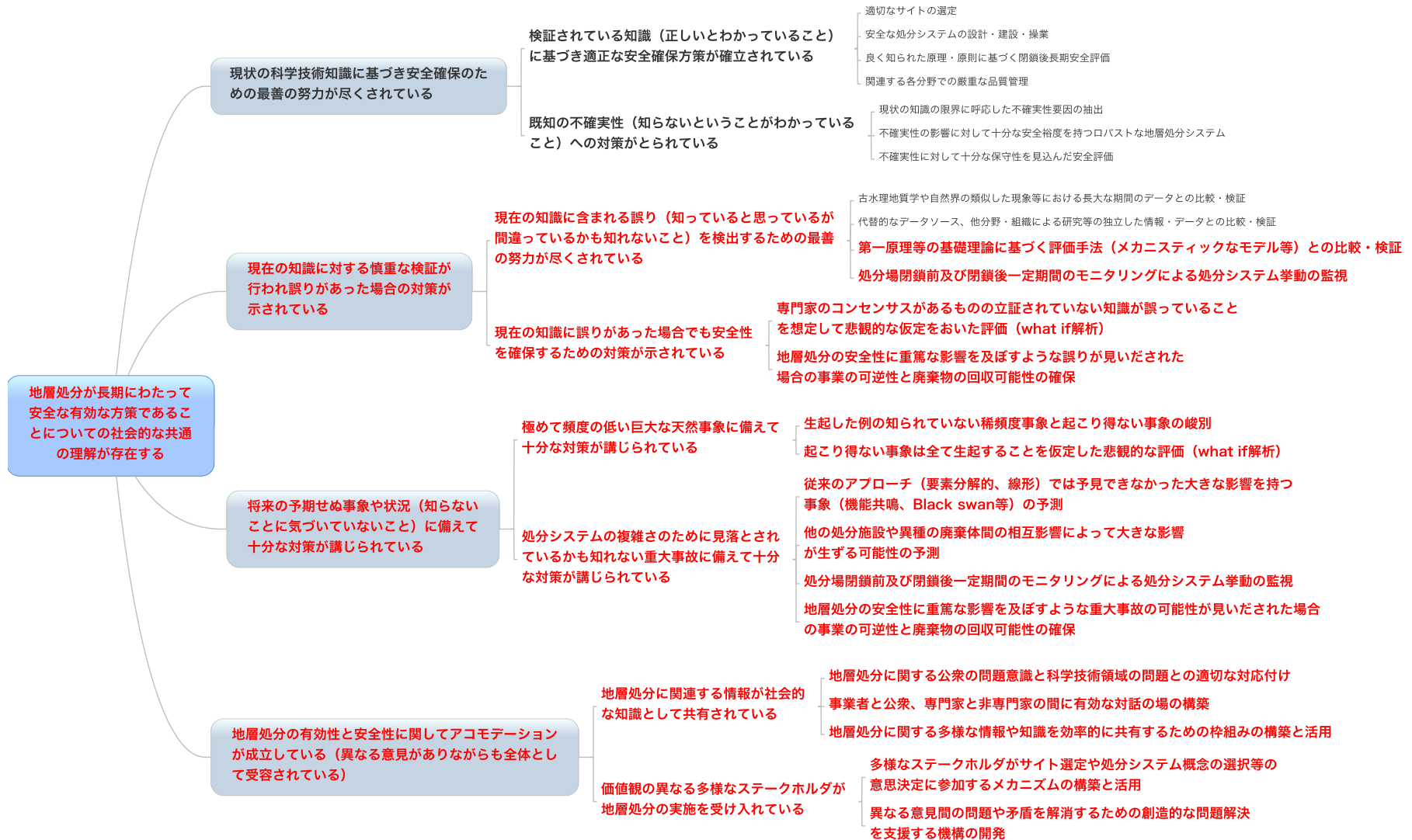


図6. 2. 1-3 合意形成に向けたレジリエンス性を持つセーフティケースの構造

6.2.2 各要素技術の位置づけの整理及び成果目標の明確化

2～5章で検討してきた、システム変遷や核種移行評価の先端技術、多様な廃棄物の共処分や過酷事象の影響に関する評価確証技術、確証性の高い地層処分システム概念開発に係る各要素技術の位置づけを整理するとともに、それぞれの成果の目標を明らかにした。

(1) 処分システム評価確証技術で想定すべき問題

前述した「セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因」に対して、処分システム評価確証技術に含まれる各要素技術の検討対象を対応づけた結果を以下にまとめる。

1) ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発の検討対象とするべき「セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因」は、

①従来の安全評価基盤に含まれる「誤り」の指摘

②閉鎖後の処分システムの予期せぬ振る舞い

に大別される。そして、このうち①については、

- ・ニアフィールドのシステム変遷と核種移行における従来の安全評価において前提としている理論の誤りが明らかになること
- ・同じく従来の安全評価で用いている評価モデルやデータの誤りが指摘されること
- ・地層処分の安全性に疑義を生ずるような例外的事実の発見

といった要因を挙げることができる。また、これらの要因に対しては、後述するように、外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知することに取り組むと同時に、従来の安全評価基盤のうち立証されていないものが覆されることを想定して悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

他方、②については、以下の要因を含むニアフィールドの連成現象による予期せぬ状態変遷、処分場閉鎖時の残置物の影響、及び有機物や微生物の影響といった要因が考えられる。

- ・過熱や応力場の変化による人工バリアの変質・破壊
- ・人工バリアと地下水等の化学的相互作用による予期せぬ変質

これらの要因についても、やはり、予期せぬ変遷の具体的可能性が外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知することに取り組むと同時に、可能性を否定し得ないような状態変遷については全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

2) 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発の検討対象としては、特に、他の処分施設や異種の廃棄物による影響で閉鎖後の処分システムが予期せぬ振る舞いをとるに至る過程が重要である。そして、ここでもまた、予期せぬ変遷の具体的可能性が外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知することに取り組むと同時に、可能性を否定し得

ないような状態変遷については全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

3) 過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術

過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術の検討対象は、「セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因」のうち、地層処分の安全性に重大な影響を及ぼす自然事象の生起が該当する。特に、

- ・従来考えていたよりも大規模な断層活動や地震
- ・サイト選定で回避することが可能と考えている（例えば火山フロント東側での）火山活動や熱水影響
- ・予想とは異なる気候・海水準変動
- ・隆起・侵食の加速

といった従来の想定を上回る、あるいは想定と異なる事象について、生起可能性を峻別するとともに、その結果、可能性が否定できないものについては全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

4) 合意形成型処分システム概念の構築

合意形成型処分システム概念の構築において想定すべき「セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因」は、地層処分及び処分概念に対する反対意見の主流化や地層処分事業の意思決定（機構）に対する反対意見等のステークホルダからの反対、あるいは地元住民や地方自治体の反対による候補サイト選定上の問題といった社会環境に関連するものである。これらの要因に関しては、上述したレジリエンス的取り組みによる技術的成果を多様なステークホルダと共有しつつ、科学技術で完全には解決し得ない問題点を含めて各ステークホルダの価値観に根ざした現実的な解決策とともに模索するというアプローチが必要となる。

以上をまとめ、各個別要素で想定すべき問題を「セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因」に対応づけた結果を図6.2.2-1に示す。

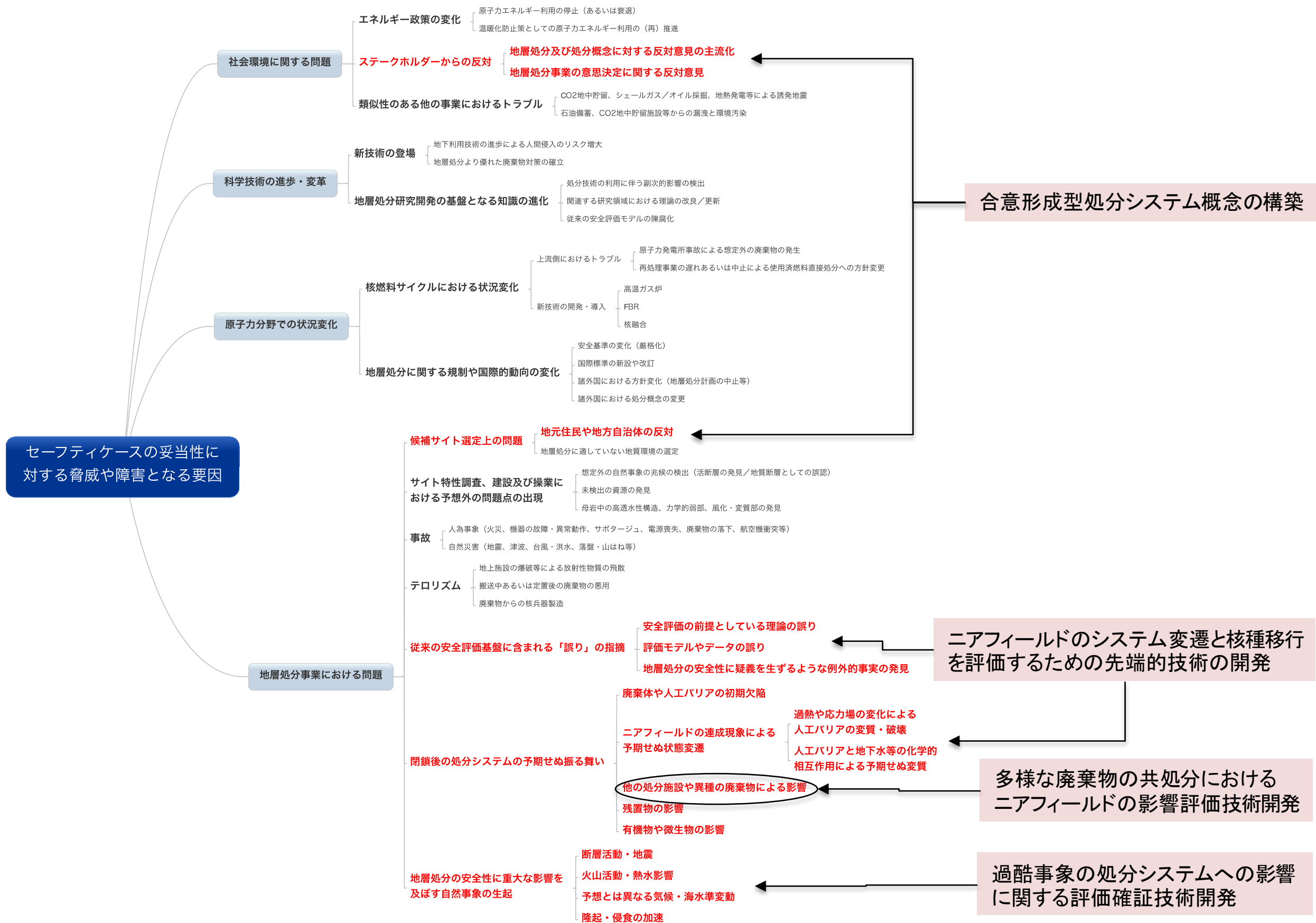


図 6.2.2-1 処分システム評価確証の各要素技術で想定すべき問題（セーフティケースの妥当性に対する脅威や障害となり得る要因との対応付け）

(2) 処分システム評価確証技術で取り組むべき課題

処分システム評価確証技術に含まれる各要素技術の目標は、前節で示したそれぞれの検討対象について、前述した「レジリエンス性の向上のために有効と考えられる方策」を具体化することによりセーフティケースのレジリエンス性を高めることにある。このような意味からの各要素技術の課題を以下にまとめる。

1) ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発の課題とするべき「レジリエンス性の向上のために有効と考えられる方策」は、

①想定外の事象についての安全評価

②安全評価手法の精緻化

に大別される。そして、このうち①については、

- ・ 予期せぬニアフィールド状態変遷に対する評価
- ・ what if解析

についての手法開発を挙げることができる。特に、ここでは、予期せぬ変遷の具体的可能性が外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知するための新たな手法開発（FRAM法による複雑なシステムの予期せぬ挙動の把握、シナリオシミュレーションによる複雑なプロセス間の相互作用による未知の状況の創発等）に取り組むと同時に、可能性の否定し得ないような状態変遷については全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認する（what if解析）といったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

他方、②については、以下のような課題が重要になるものと考えられる。

- ・ 第一原理等の基礎理論に基づく信頼性の高い安全評価手法の構築
- ・ 多様な要素からなる複雑な対象に対するマルチスケール・マルチフィジックス解析手法の開発

また、これらの課題に関しても、誤りを外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知することに取り組むと同時に、従来の安全評価基盤のうち立証されていないものが覆されることを想定して悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

2) 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

既に述べたように、多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発の検討対象としては、特に、他の処分施設や異種の廃棄物による影響で閉鎖後の処分システムが予期せぬ振る舞いをとるに至る過程が重要である。そして、ここでもまた、予期せぬ変遷の具体的可能性が外部から指摘されるのを待つのではなく自ら積極的に探索・検知することに取り組むと同時に、可能性の否定し得ないような状態変遷については全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認するといったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

3) 過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術

過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術の課題は、従来の想定を上回る、あるいは想定と異なる事象について、

- ・ 生起可能性を峻別すること
 - ・ その結果、可能性が否定できないものについては全てが生起することを想定し、悲観的な仮定の下に評価を行いシステムのロバスト性を確認すること
- といったレジリエンス的なアプローチを採ることが必要となる。

4) 合意形成型処分システム概念の構築

合意形成型処分システム概念の構築においては、前述したように、ステークホルダからの反対、あるいは地元住民や地方自治体の反対による候補サイト選定上の問題といった社会環境に関連する脅威や障害に対して、レジリエンス的取り組みによる技術的成果を多様なステークホルダと共有しつつ、科学技術で完全には解決し得ない問題点を含めて各ステークホルダの価値観に根ざした現実的な解決策をともに模索するというアプローチが必要となる。そして、特にここでは、

- ・ 合意形成を支援する手法（意見集約や交渉シミュレーション等）の開発
- ・ 合意形成を促進するための新たな処分システム概念構築
- ・ 処分場設計への意見反映手法の構築

が課題になるものと考えられる。

以上をまとめ、各個別要素で取り組むべき課題を「レジリエンス性の向上のために有効と考えられる方策」に対応づけた結果を図6. 2. 2-2に示す。

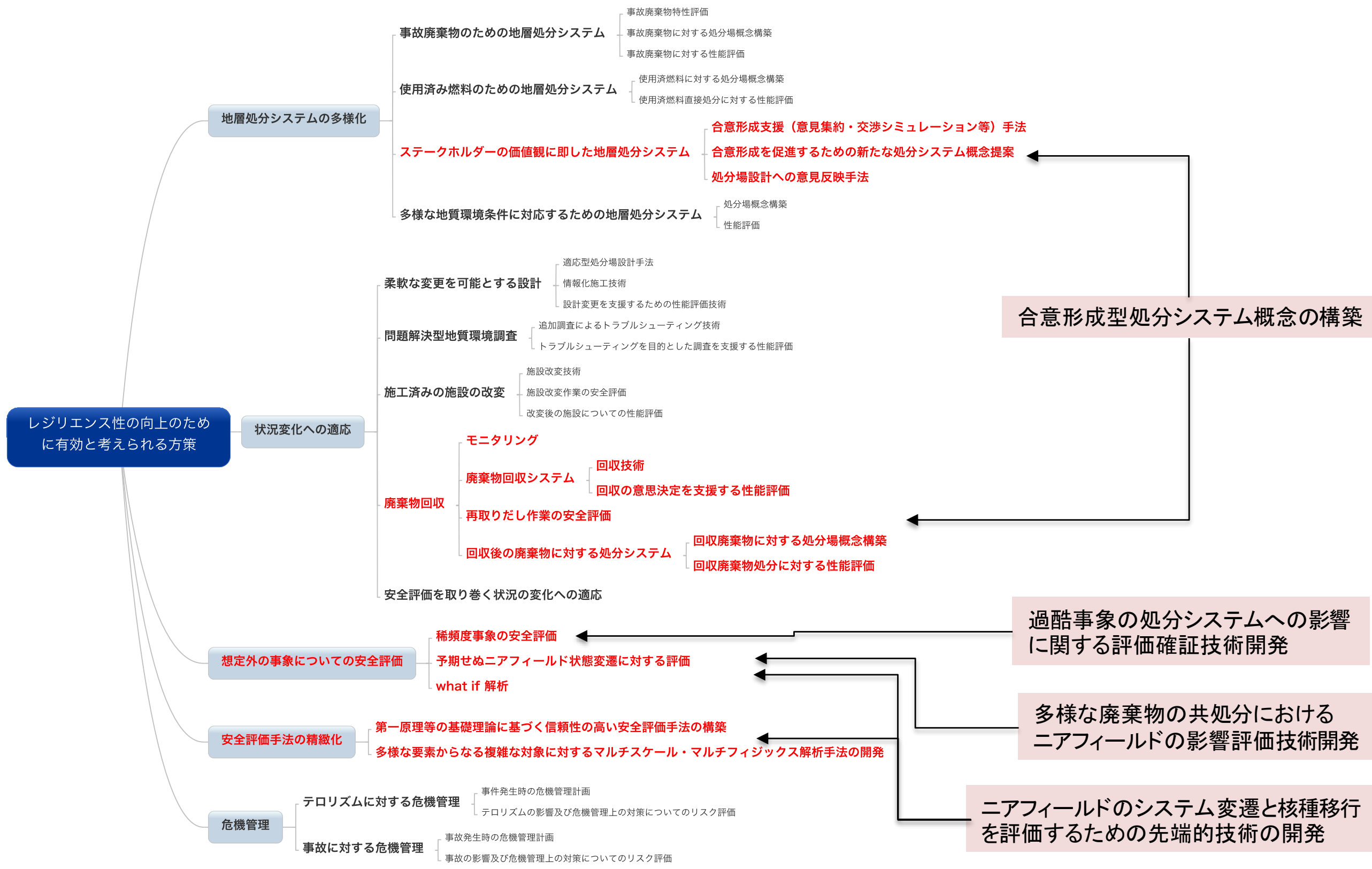


図 6.2.2-2 処分システム評価確証技術で取り組むべき課題（レジリエンス性の向上のために有効と考えられる方策との対応付け）

6.2.3 各要素技術の導入シナリオ及び統合に向けた戦略の提案

(1) セーフティケースにおける各要素技術の位置づけ

前節における検討結果を踏まえ、各要素技術の目標を図6.2.1-3に示した「合意形成に向けたレジリエンス性を持つセーフティケースの構造」において求められる論拠と対応づけることによってセーフティケースにおける各要素技術の位置づけを整理したものが図6.2.3-1である。

従来の性能評価研究の課題



- ① ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発
- ② 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発
- ③ 過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術開発
- ④ 合意形成型処分システム概念の構築

処分システム評価確証技術の個別の成果目標

図 6.2.3-1 セーフティケースにおける各要素技術の位置づけの整理

(2) 各要素技術の導入シナリオと統合の戦略

処分システム評価確証に関する各要素技術の目標と位置づけは、前節において述べたレジリエンス性を持つセーフティケースの構造との対応付けに示す通りである。そして、ここで重要な点は、主として専門家による取り組みである「ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発」、「多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発」及び「過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術」のみならず、非専門家も含む多様なステークホルダとの合意形成を目指す取り組みが同時に含まれており、また、これらの間の密接な連携が求められることである。

このような状況において、従来の原子力分野での取り組みは、ともすれば、まず、専門家間の協働により技術的領域での課題への対処が明確になってきた時点で、それをわかりやすく他のステークホルダに伝えて理解を得るといったものであった。しかしながら、前述した合意形成のためには、技術領域での検討に対しても、多様なステークホルダの意見を適宜反映することが必要となり、このため、技術領域での研究の進捗を適宜ステークホルダと共有するという進め方をとることが肝要である。

ここでは、合意形成を目標として明示した各要素技術の統合戦略が必要となり、個々の技術の導入シナリオについても、専門家グループが技術的な観点のみから目標を設定するのではなく、図6.2.3-2に示すような、多様なステークホルダに向けて開かれたコミュニケーションの枠組を作りつつ、彼らの参加と意見の反映を可能にするようなものが必要である。なお、このような枠組の具体的な内容については、6.3において具体的に述べることにする。

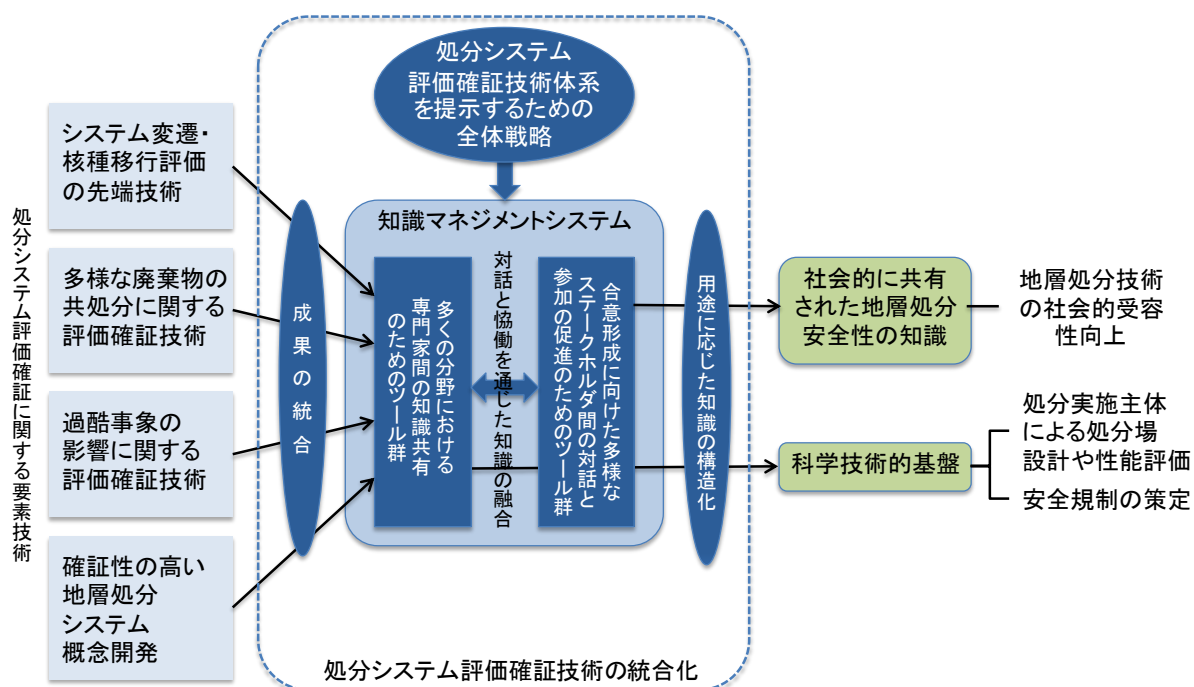


図6.2.3-2 多様なステークホルダの参加と意見の反映に基づく各要素技術の導入シナリオのために求められる全体的な検討の枠組み

6.3 多種多様な知識の体系化

6.3.1 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携における知識とその生成・格納・利用プロセスの特徴の分析・整理に基づく知識構造化の戦略

処分システム評価に関する各要素技術の統合は、当該分野の専門家によってのみなされるのではなく、研究の進捗に応じて、興味を持ち、かつ必要となる基礎知識を有する他のステークホルダとの議論を通じて成果の共有や目標設定の見直し等を行う必要がある。即ち、本研究で行う専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携は、このような技術の統合と合意形成という二つの柱が相互に関係しつつ並行して進められるものと考えられる。そこで、このようなプロセスを、図6.3.1-1及び図6.3.1-2に示すように、

- ・ 個々の課題について、当該分野の専門家と他のステークホルダの選任した学識経験者等からなるコミュニティを形成し、途中段階での成果や背景知識を共有しつつ、適宜、目標を見直し双方が納得できるような成果を得ることに努める
- ・ 上記のコミュニティの成果は、非専門家も含めた多様なステークホルダの参加するコンセンサス会議において幅広い視点から議論することにより、セーフティケースの上位にある論拠が成立するか否かについての合意形成を図るとともに、合意が得られない場合には、改善案を上記のコミュニティに提案する

という取り組みを通じて行うことを提案する。

さらに、これらの各テーマについてのコンセンサスに基づき、セーフティケースのさらに上位の論拠が成立するか否かについて、より幅広いステークホルダの参加するコンセンサス会議を行って合意形成を図るとともに、合意が得られない場合には、改善案を下位のコンセンサス会議及び上記のコミュニティに提案する（図6.3.1-3）。また、さらに、最上位の主張については、下位のコンセンサス会議の成果を踏まえつつ、より多くのステークホルダが参加するオンラインの熟慮型民主主義を通じて、その妥当性についての合意形成に向けた議論を行うことが望ましい。

このような段階的な統合の戦略の全体像を図6.3.1-4に示す。ここでは、下位の専門性の高い議論の成果が、より上位の公共性の高い議論における基盤的な入力として利用されるとともに、上位の議論における合意形成のための要件が下位の専門性の高い議論や研究開発に対して提示されるというコミュニケーションのチャンネルの成立性が鍵となる。

非専門家のステークホルダも含めた
コンセンサス会議

各分野の専門家とステークホルダの選任した学識経験者のコミュニティでの継続的議論

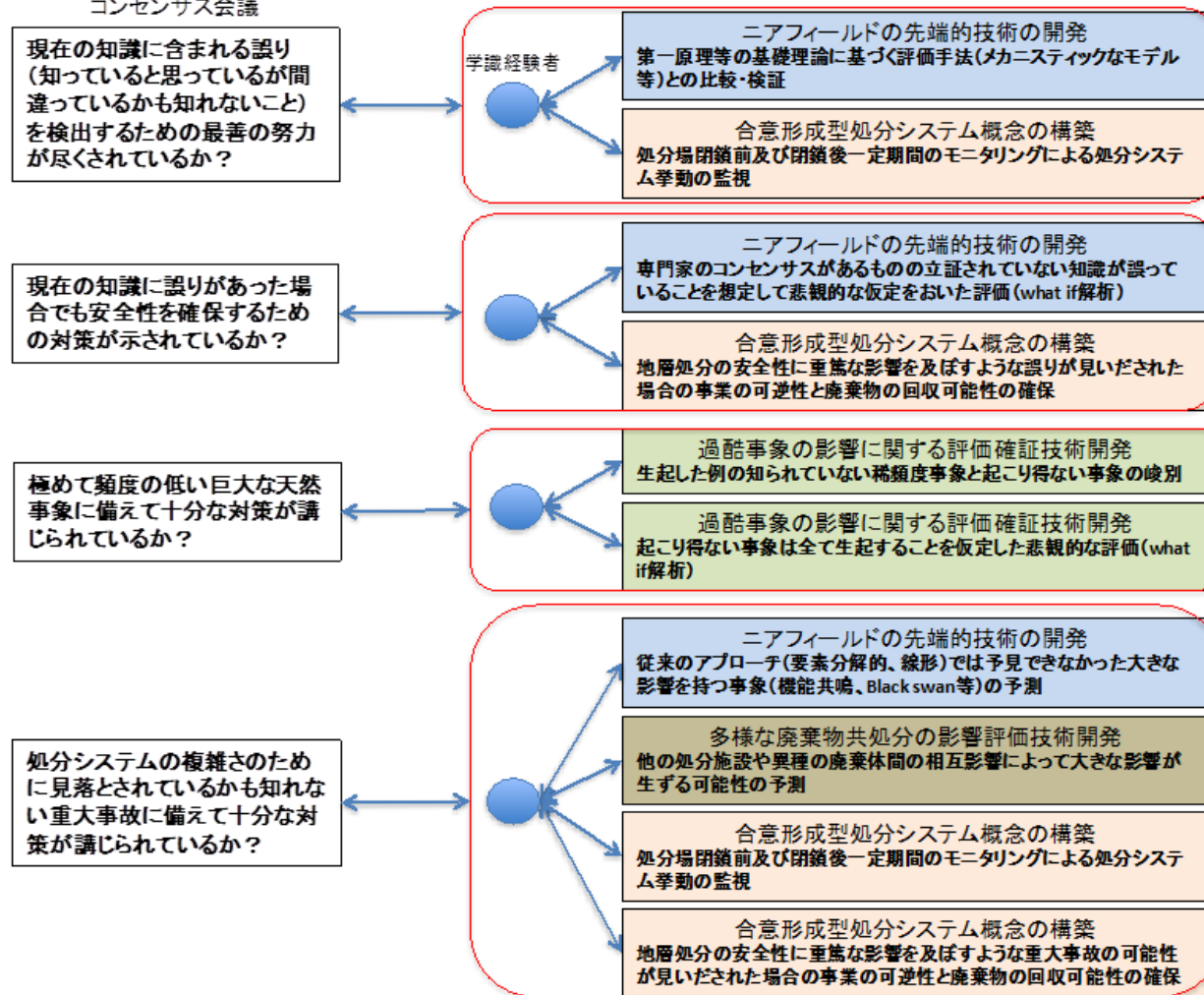


図 6.3.1-1 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携 (レベル1:1/2)

非専門家のステークホルダも含めた
コンセンサス会議のテーマ

各分野の専門家とステークホルダの選任した
学識経験者のコミュニティでの継続的議論

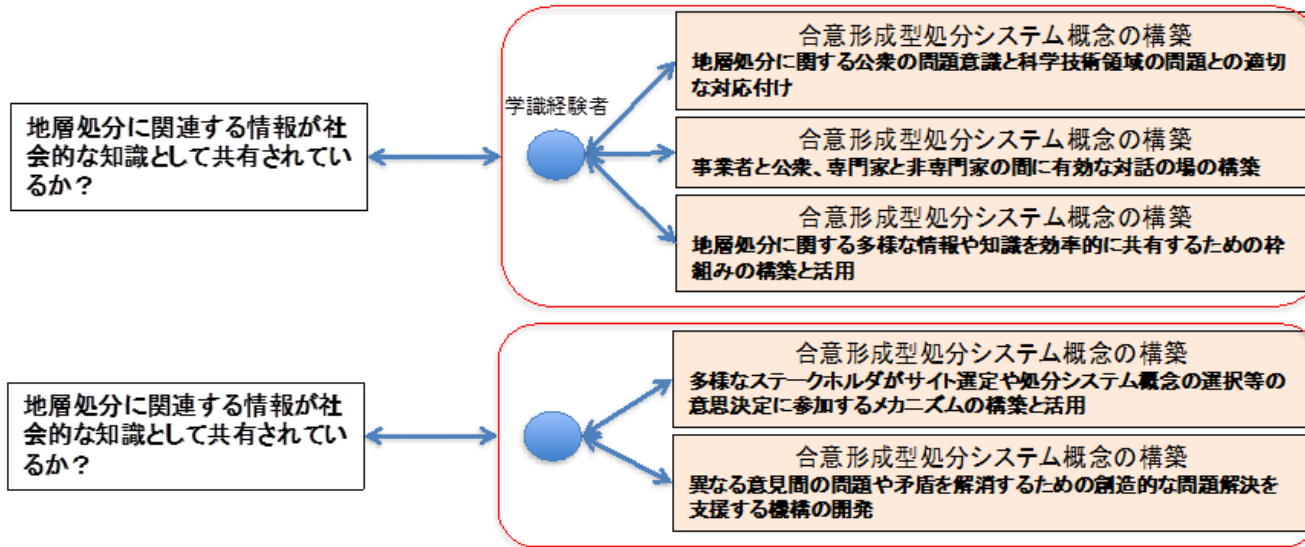


図 6.3.1-2 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携 (レベル 1 : 2/2)

多数のステークホルダに対する
熟慮型民主主義の議題

非専門家のステークホルダも含めた
コンセンサス会議のテーマ

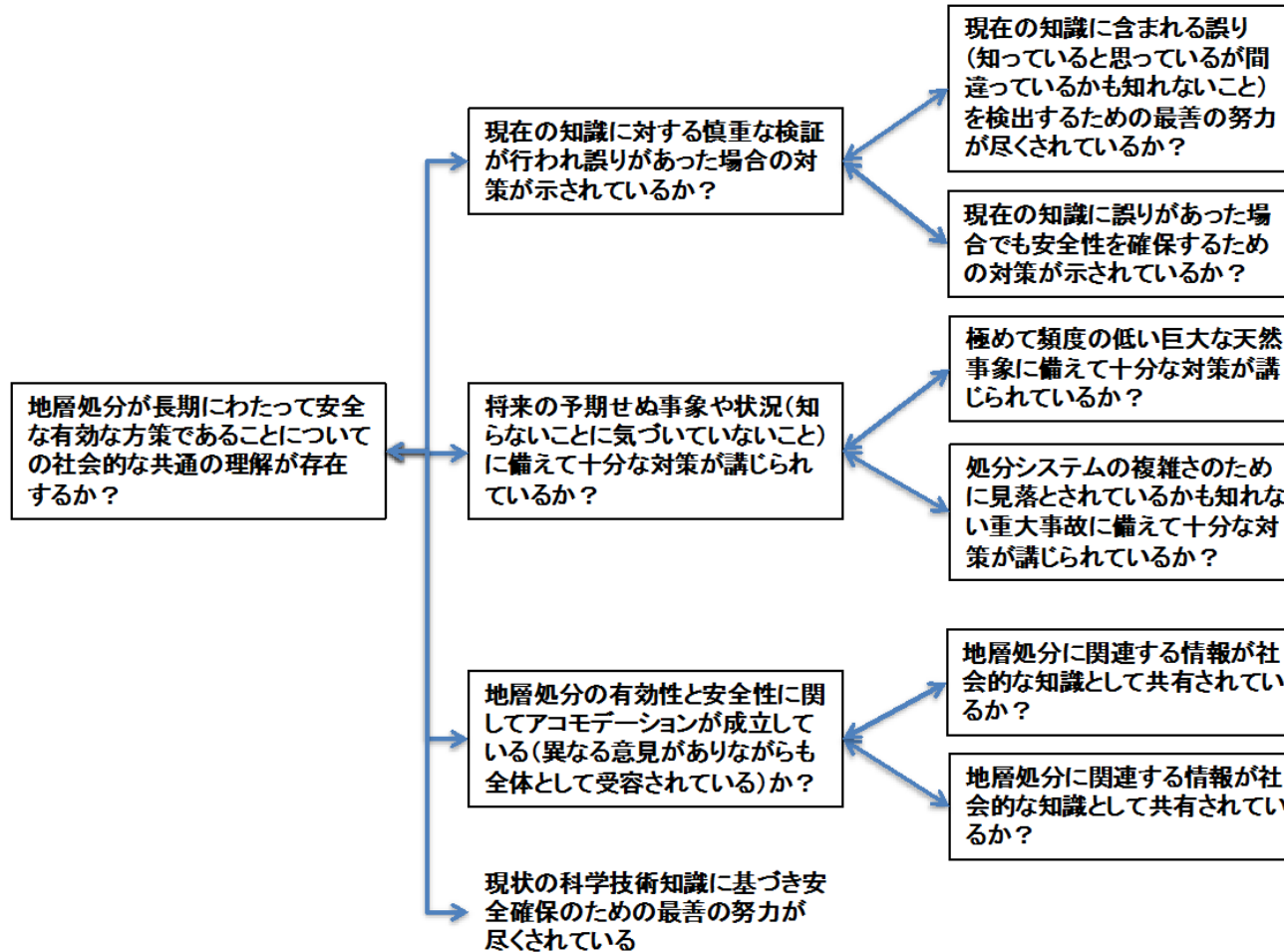


図 6.3.1-3 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携 (レベル 2)

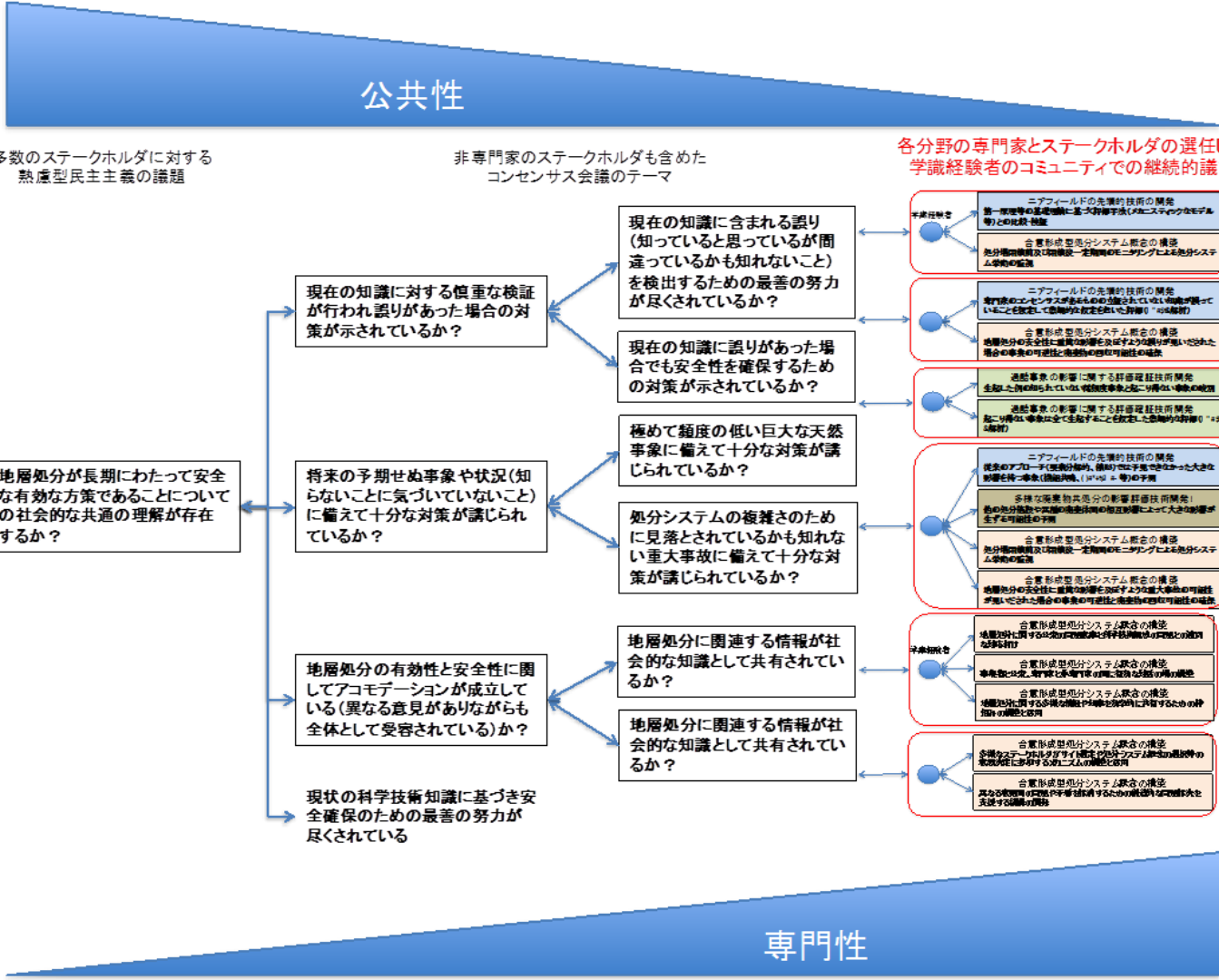


図 6.3.1-4 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダの連携の全体

上述した「専門家と非専門家を含む多様なステークホルダ間の連携」の各局面における知識の生成・格納・利用プロセスは、下表のようにまとめることができる。

表 6.3.1-1 専門家と非専門家を含む多様なステークホルダ間の連携の各局面における知識の生成・格納・利用プロセス（括弧内は適用すべきツールを示す）

	知識の生成	知識の利用	知識の格納
外部の学識経験者を含むコミュニティでの各課題についての継続的議論	各課題についての研究開発における専門家間の知識共有や協働による問題解決 (グループウェア)	関連する各タスクの途中成果、データ、計画及び問題点等を適宜効率的に共有 (マネジメントコクピット)	オントロジーによって適切にタグ付けされた知識を体系的に収納 (統合知識ベース)
非専門家のステークホルダを含むコンセンサス会議	各課題についての研究成果とコミュニティにおける議論の結果を踏まえつつ、会議の場で対象とする論拠の成否を判断 (グループウェア)	各課題についての研究成果とコミュニティにおける議論の内容を会議の場で都度利用 (マネジメントコクピット+ナビゲータ)	
多数のステークホルダによる熟慮型民主主義	各テーマについてのコンセンサス会議の結果を踏まえつつ、アコモデーションの成立を目指して合意形成に向けた議論 (アンケート機能を持つソーシャルウェア)	各テーマについての研究成果、外部の学識経験者の意見、及び非専門家も含めたコンセンサス会議の判断を適宜参照 (CoolRep)	

6.3.2 統合プラットフォームのプロトタイプ作成

(1) 統合プラットフォームの概要

専門家と非専門家を含む多様なステークホルダ間の連携の各局面における知識の生成・格納・利用プロセスの一連の活動の中では、議論の経緯や判断の根拠の情報が発生することになり、それらが新たな知識として動的に更新されることになる。このように動的に作成・更新される情報の効率的な管理のためには、議論の結果と合わせて議論の経緯や判断根拠の情報を、それらの情報を作成・更新する活動の内容と適切に関連付けて管理すること、さらにそれら情報を参照・利用しやすいアクセス環境等を整備しておくことが効果的と考えられる。

そこで、作成・更新される情報についての電子情報を効果的にリンクさせることのできるポータルサイトの構築、情報の適切な集約とポータルサイトで利用しやすい形での整理を行うことで、情報の一元的な管理と参照・利用のための環境を整備する。

また、一連の活動が終了したプロセスにおいては、静的な情報として体系的・構造的に整理しつつ見やすくアクセスしやすい形での提示を可能とするポータルサイトの機能要件や構成等の検討を行うこととした。

専門家と非専門家を含む多様なステークホルダ間の連携の各局面における知識の生成・格納・利用プロセスの支援においては、マネジメントコクピット、CoolRep、グループウェア、アンケート機能を持つソーシャルウェア、統合知識ベースの各ツールを活用する。これらのツールを同じシステム環境にて稼働させることとし、また知識データベースの統合化を行うことによって、ツール間の情報の連携を強化し、総合的に一連のプロセスを支援するツールの環境を構築する。これを統合プラットフォームと定義する。

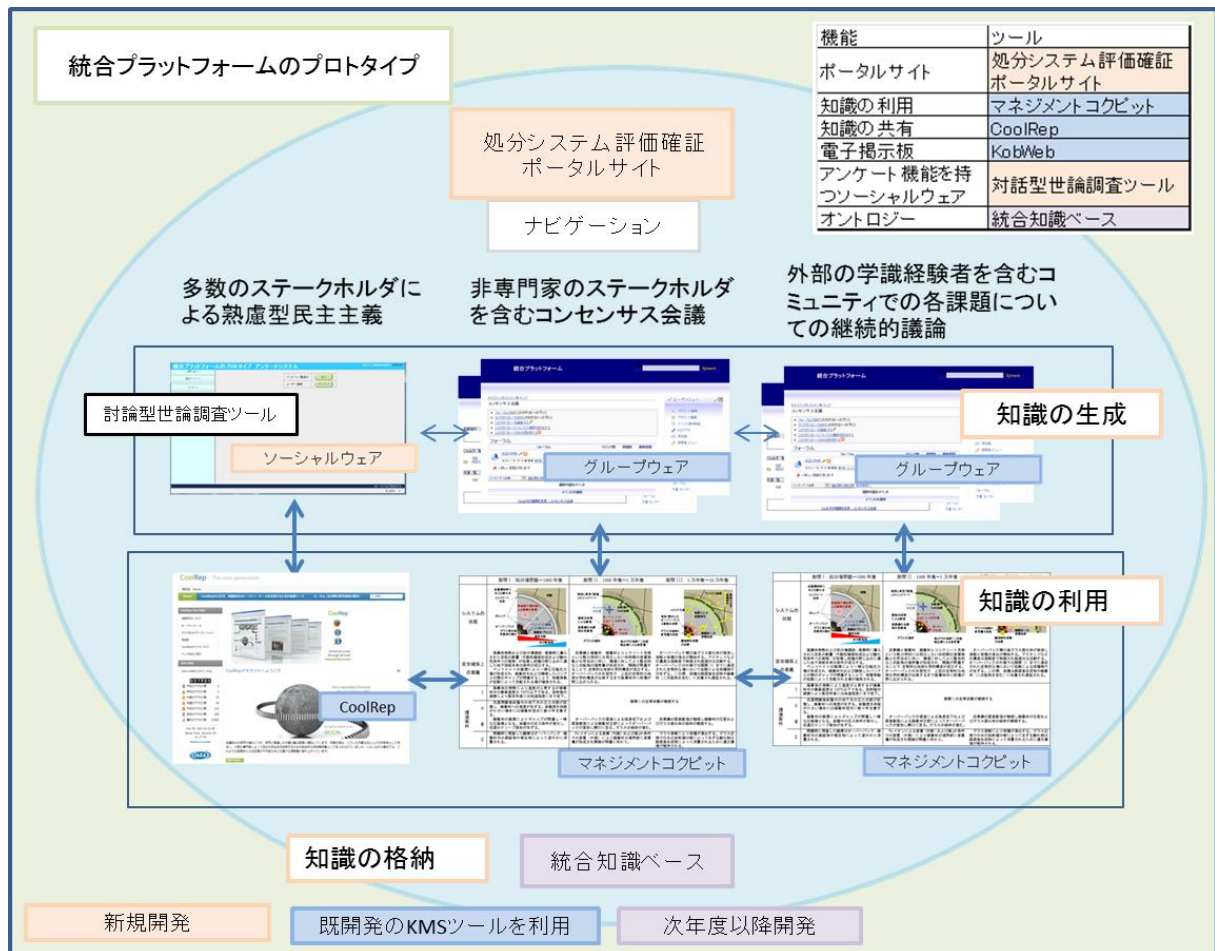


図 6.3.2-1 統合プラットフォームのイメージ

(2) 統合プラットフォームの用途

1) 外部の学識経験者を含むコミュニティでの各課題についての継続的議論

各課題についての研究開発における専門家間の知識共有や協働による問題解決を行う場としてグループウェアの機能である電子掲示板を利用する。関連する各タスクの途中成果、データ、計画及び問題点等を適宜効率的に共有するためのツールとしてマネジメントコクピットに蓄積されている知識を活用する。電子掲示板のカテゴリやフォーラムより関連する情報へ効率的にアクセスできるようにリンク設定を可能とする。

2) 非専門家のステークホルダを含むコンセンサス会議

各課題についての研究成果とコミュニティにおける議論の結果を踏まえつつ、会議の場で対象とする論拠の成否を判断する場としてグループウェアの機能である電子掲示板を利用する。

各課題についての研究成果とコミュニティにおける議論の内容を会議の場で都度利用するためのツールとしてマネジメントコクピットに蓄積されている知識を活用する。電子掲示板のカテゴリやフォーラムより必要な情報へ効率的にアクセスできるようにリンク設定を可能とする。

3) 多数のステークホルダによる熟慮型民主主義

各テーマについてのコンセンサス会議の結果を踏まえつつ、アコモデーションの成立を目指して合意形成に向けた議論のため、アンケート機能を持つソーシャルウェアを開発する。アンケートは用意されたコンテンツを表示し、それに対して意見を収集する形式での情報交換を行う。

(3) 統合プラットフォームのプロトタイプの機能

統合プラットフォームとして以下のような機能を提供する。これらの機能を持った統合プラットフォームはプロジェクトの活動を支援するための必要な機能が揃っている。

表 6.3.2-1 機能の一覧

カテゴリ	機能	備考
ポータルサイト	ナビゲーション	今年度開発
マネジメントコクピット	ツール群の提供	元々あるシステムの活用
CoolRep	技術報告書	元々あるシステムの活用
メッセージ情報交換	電子掲示板	今年度開発
ファイル共有	ファイル置き場	今年度開発
ソーシャルウェア	アンケート	今年度開発
統合知識ベース	オントロジー	次年度以降開発

(4) 統合プラットフォームのプロトタイプの作成

1) 統合プラットフォームの試用と課題

上記の機能を有する統合プラットフォームのプロトタイプを作成した。図 6.3.2-2 にプロトタイプの画面の一部を示す。

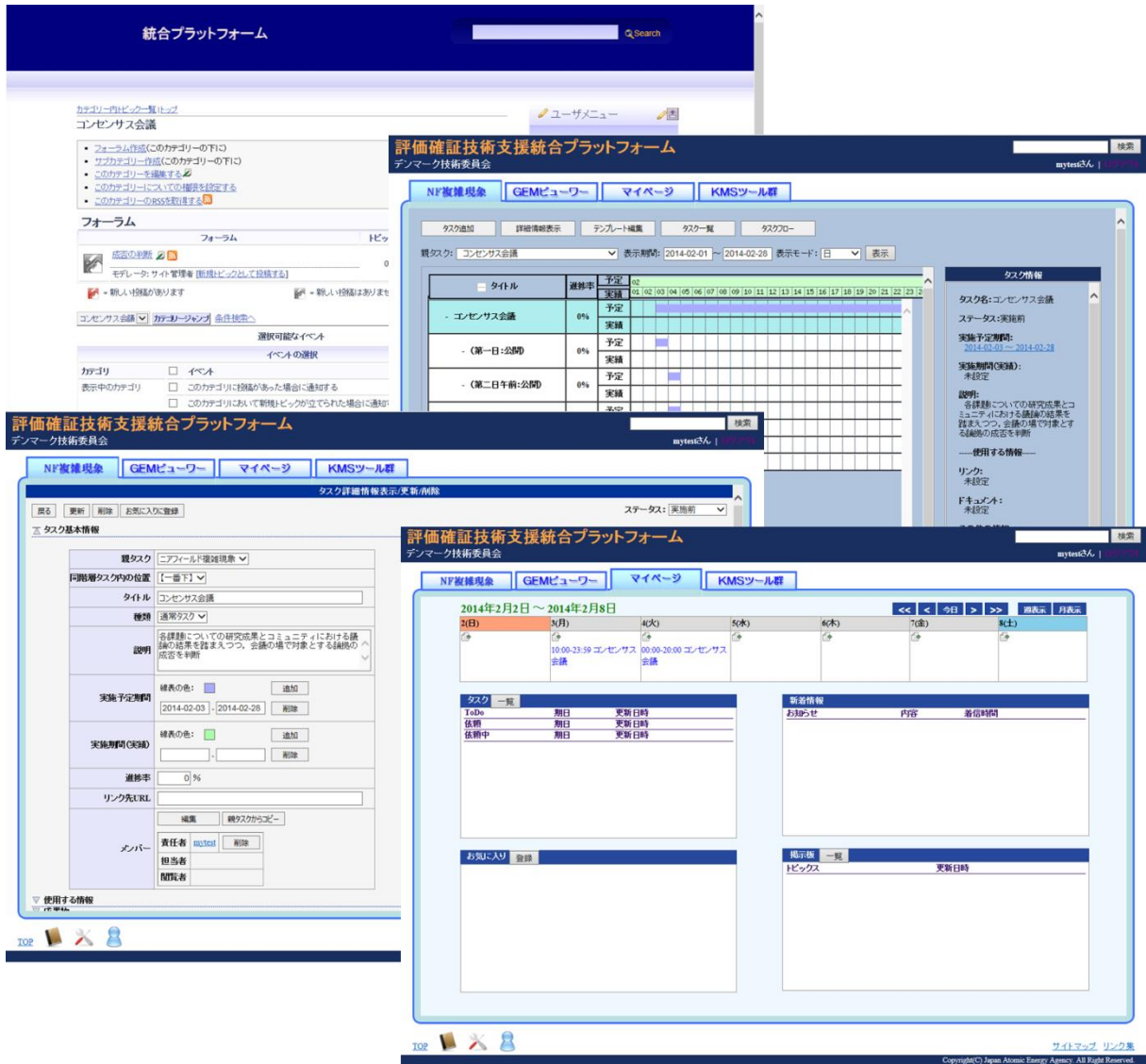


図6.3.2-2 統合プラットフォームの一部の画面

プロトタイプを数人で使用し、課題の抽出を行った。グループウェアの機能である電子掲示板より、マネジメントコクピットへのアクセスにおいてはリンク機能もしくは検索機能を用いることができる。必要な知識情報を閲覧するためには、情報を整理し検索結果の精度を向上させる必要がある。次年度以降の開発案件である統合知識ベースでの対応可能であると判断する。

マネジメントコクピットから、関連する議論の情報を得るための環境を整備する必要がある。マネジメントコクピットからの検索対象にグループウェアも含める必要がある。これも統合知識ベースにて対応可能であると判断する。

6.4 まとめ

本章では、「処分システム評価確証技術開発」の一環として、別途開発する「ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端技術」(第2章)、「多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術」(第3章)、「過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術」(第4章)、及び「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示」(第5章)に係る

各要素技術の成果について、相互の関連性を踏まえて系統的に統合し、先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系を提示するための全体戦略を策定するとともにその方法論について調査・検討を行った。また、あわせて、地層処分システム評価確証技術に係る多種多様な知識の体系化に向けての全体戦略の策定と方法論の調査・検討、知識マネジメントツールの改良を行った。

参考文献

NEA (NUCLEAR ENERGY AGENCY) (2004) : Post -Closure Safety Case For Geological Repositories, Nature and Purpose, NEA No. 3679.

7. 結言

7.1 平成25年度における主な成果

本事業では、得られた主な成果を以下に記載する。

2章「ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発」では、地層処分システムの長期性能に影響を及ぼす可能性がある要因について、ニアフィールドを中心とした複雑現象の理解、周辺母岩の地質環境の不均質性や様々な擾乱影響を含めたシステムの長期変遷の検討を通じて明らかにし、それらを踏まえたより精緻なシステム変遷・核種移行モデルに基づく評価技術を、先端的な計算科学/分析技術の適用や深地層の研究施設での原位置試験等を通じて構築して、処分システムの評価確証に資することを目的として、四つのサブタスクを設定して事業を進めた。本年度は、本事業の初年度であることから、いずれのサブタスクにおいても、研究開発のアプローチの検討を進めるとともに、既往の研究開発成果において抽出されている、いくつかの具体的な課題について、先行的に試験研究や解析評価に着手した。以下に、四つのサブタスク毎に得られた成果を示す。

まず、「システムの過渡的变化評価技術開発」については、処分場の建設・操業・閉鎖からオーバーパックの破損による核種移行が開始するまでの処分システムの過渡的变化が長期安全性に及ぼす影響について、産業分野において重大な事故・故障を予防する手法として利用されている新しい手法（FMEA法）を導入して、過渡的变化を評価するうえで重要度の高い項目の抽出・整理を行った。また、過渡的状态における人工バリアの挙動評価技術の開発の一環として、緩衝材の再冠水過程における炭素鋼オーバーパックの腐食試験装置の開発と試験の実施、緩衝材特性や間隙水pH等のデータ取得を目的とした試験装置やセンサー等の整備を行った。さらに、再冠水過程の連成現象を評価するための連成解析コードの高度化のために必要な課題を整理し、解析コードの一部改良を実施した。

次に、「人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発」については、人工バリア中の核種移行に関する国内外の最新の知見を調査しつつ、不確実性要因と課題を抽出するとともに、本タスクで取り組む2つの課題として、①圧縮ベントナイト中の核種移行に対する間隙精緻化モデルの開発、②システム変遷が核種移行に及ぼす影響を評価するためのモデルとデータの整備を設定し、課題解決のためのアプローチを策定した。①については、圧縮ベントナイト中の核種移行に関わる現象理解の深化と精緻化モデルの開発に向けて、Sr等の収着・拡散データを取得し、間隙構造の不均質性や化学種の共存等の影響についての知見を得た。また、先端的な分析技術として、NMR等の適用により圧縮ベントナイト中の間隙構造、粘土へのCs収着、鉄鉱物へのSeの収着メカニズムに関する知見を得た。これらデータや分析的知見を踏まえて、従来から開発してきた統合収着・拡散モデルの精緻化として、間隙の不均質性を考慮したモデルの予察的な検討、分子動力学計算等の先端的計算科学手法の試算を実施しつつ、今後の開発に向けたアプローチを提示した。②については、システム変遷に伴う課題としてオーバーパックの鉄共存による核種移行とガラス溶解への影響評価について検討し、核種移行への鉄共存の影響に関する予察試験を通じて、鉄との競合が核種の収着に及ぼす影響の可能性について知見を得た。

第三に、「天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発」については、不確実性要因として①岩盤中の割れ目等の不均質性と②有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響を抽出し、国内外の最新の知見を整理し、今後の原位置試験での確証も念頭においた研究開発の方向性を提示した。①については、岩石中の核種移行評価と原位置確証手法の課題を具体化しつつ、堆積岩は幌延泥岩、結晶質岩はグリムゼル花崗岩を対象とする研究のアプローチを

検討した。幌延泥岩については、原位置トレーサー試験と連携して、特に割れ目系の核種移行特性の室内試験による評価手法を検討し、試験や解析の準備を進めた。一方、グリムゼル花崗岩については、不均質性を有するマトリクス部を対象として試料の粉碎が収着挙動に及ぼす影響などに関する知見を得たほか、マトリクスの不均質性が収着・拡散パラメータに及ぼす影響について解析的な評価手法を検討した。②については、第2次取りまとめ以降に得られた知見をもとに、有機物・微生物による核種移行への影響を定量的に評価するため、有機物・微生物がキャリアとなって核種移行を促進する可能性について、コロイド移行モデルを適用した感度解析を行った。有機物と核種の相互作用に関する特性を考慮した収着分配係数についての解析結果から、有機物は無機コロイド以上に核種移行の促進に影響する可能性があり、その影響が主に核種と有機物との錯形成における非線形性によるものであることが示唆された。また、微生物の影響について、文献値から算出した微生物量、収着・脱着速度を考慮した解析では、反応速度の取り扱いの重要性が確認され、微生物による核種の取り込みのような遅い反応による影響を考慮する必要があることが分かった。

最後に、「ニアフィールド複雑現象/核種移行の統合評価技術開発」については、統合評価技術関連のアプローチに関する検討として、既往研究の調査を行い、技術開発の体系を示した。さらに、システムの変遷を考慮した核種移行の評価に関しては、鉄腐食生成物の影響による緩衝材変質について解析を行い、その結果を参照しつつ他の既往の知見等も踏まえたヒューリスティックな判断によって場を設定したうえで、核種移行解析を行うという方法を試みた。また、レジリエンスの視点から、システムのロバスト性を確認する手法として、システム全体の機能を脅かすような複数の要因の重ね合わせ（機能的共鳴）に基づく核種移行解析を試行した。これらの試解析から、現状の連成モデルの限界と今後連成すべき課題を抽出するとともに、シナリオ作成の観点から複合現象をどのように設定するかについて検討することの重要性が指摘された。さらに、計算効率の向上に向けた取り組みとして、不均質な多孔質媒体における拡散をGPGPU並列計算によるランダムウォークで解析する方法について検討し、GPGPU並列処理による高速化の効果を確認するとともに、マクロ拡散係数を評価できる見通しが得られた。

3章「多様な廃棄物の共処分に於けるニアフィールドの影響評価技術開発」の主たる成果は、二つに大別される。まず、「廃棄物の特性を踏まえた共処分概念の影響評価技術開発」として、種々の廃棄物の特性と廃棄物由来の影響因子の調査結果を踏まえ、これら影響因子の、化学環境や放射性核種への影響及びバリア候補材料への影響に関する評価についての研究を実施した。平成20年に閣議決定された「特定放射性廃棄物の最終処分に於ける計画」に基づき地層処分対象となるTRU廃棄物の特性とこれらの廃棄物に由来する影響因子の調査を行った。廃棄物の特性を考慮して分類された4つのグループについて、その廃棄物量、放射能や潜在的な毒性について整理した。廃棄物由来の影響因子の化学環境への影響評価については、影響因子として硝酸塩のニアフィールド環境影響評価技術の開発が進んでいることから、処分環境における硝酸イオン化学的変遷評価モデルの信頼性を向上させるための試験方法（確証試験）について検討を行った。硝酸イオン化学的変遷評価モデルを用いた解析結果から、3年間の試験でカラム長さ50m程度でも十分に硝酸イオンの変遷に関わるデータが取得できる可能性が示され、約10cm毎に溶液のサンプリングポートを設けたカラム試験装置を提示した。廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価については、既往の研究で課題となっている酸化還元電位に原子価が鋭敏であるテクネチウムの溶解度に及ぼす硝酸イオンの影響について、酸化還元条件を制御し

た条件において、実験的な検討を行った。6 mol/dm³の硝酸ナトリウム濃度の試験において、酸化還元電位が高くなる傾向にあり、これに伴ってテクネチウムの濃度も高くなった。また、硝酸ナトリウム濃度が0.1 mol/dm³以下においては酸化還元電位の変化がみられず、テクネチウムの濃度は系の酸化還元電位で説明できることが示された。廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価については、硝酸イオンの変遷物質であるアンモニウムイオンのバリア候補材料（ベントナイト）への影響について文献調査を行った。文献調査の結果、アンモニア型化したモンモリロナイトは、ナトリウム型と比べて膨潤性が低下し透水性が高くなること、モンモリロナイトの非膨潤性鉱物への変化は、高温高圧条件や乾湿繰り返し条件で生じることが示された。また、カリウム型とアンモニウム型モンモリロナイトとは共通点が多いことから、研究が先行しているカリウム型モンモリロナイトに関するこれまでの知見を参考に研究方策を策定した。

次に、「多様な廃棄物の影響を考慮した処分概念の構築」として、わが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物とHLWとの共処分概念を具体的に提示している国について調査を行った。調査の対象とした国は、スイス、フランス、ベルギー及び英国である。各国ともに、HLWとTRU廃棄物の熱、水理、力学、化学の観点からの相互作用を低減させるために、処分トンネルを分け、数百メートルの離間距離をとる概念を示している。具体的には、TRU廃棄物処分施設からの高pHプルームの影響、HLWの発熱の影響について検討が実施されている。

4章「過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術開発」の主たる成果は、二つに大別される。まず、「地層処分システムにおける過酷事象概念の構築」として、国内外の原子力施設等において想定されている過酷事象の内容とその対策に関する考え方について調査・整理し、地層処分システムにおいて特徴的な閉鎖後の長期間を対象とした過酷事象の概念構築を行うとともに、地層処分システムにおける過酷事象に至る可能性のある事象の整理及び過酷事象対策技術のあり方について検討した。その結果、原子炉における過酷事象の概念をそのまま地層処分システムに適用することは適切ではないため、その特徴を勘案し、「（その時点の）地層処分システムのセーフティケースで想定されている範囲を大きく超える事象であり、期待する安全機能が早期に著しく低下することにより、公衆への甚大な影響を及ぼしうる事象」と定義した。これに基づき、地層処分システムにおける過酷事象に至る可能性のある内的事象（臨界など）、外的事象（セーフティケースで想定されている範囲を大きく超える天然現象など）を抽出し、各々の過酷事象について、FEP分析、イベントツリー等を利用して、その発現機構や影響伝搬などを事象シーケンスとして整理した。さらに、抽出した過酷事象とその事象シーケンスに対して、その影響評価の手法も含め、可能性のある対策技術の提案を行うとともに、提案した対策技術を分類・体系化し、地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあるべき姿（全体像）を提示した。

次に、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、「巨大地震・断層活動を発端とする事象を事例とした評価技術」を取りあげ、巨大地震・断層活動の影響を評価するためのシナリオ構築手法の開発、巨大地震・断層活動の地質環境及び人工バリアへの影響に関する調査及び評価手法の開発に係る検討を行った。巨大地震・断層活動の影響を評価するためのシナリオ構築手法の開発では、最初に安全機能が喪失するプロセスを整理した後、それに関連する天然現象を整理し、これに基づいて安全機能喪失に関するシナリオの成立性について検討することにより、過酷事象につながるシナリオを効率的に構築できる可能性が示唆された。巨大地震・断

層活動の地質環境への影響に関する調査では、東北地方太平洋沖地震により誘発された長野県北部の地震及び茨城県北部の地震等の震源域において、地震発生前後の地下水化学組成の変化について検討した結果、地震発生に伴う顕著な地下水の水質変化は認められないことが分かった。また、岩手県・釜石鉱山550m坑道内に設置された装置による「岩盤ひずみ」と「弾性波速度」の計測データを整理した結果、「岩盤ひずみ」からは、岩盤の伸縮の反転がみられる時刻に比較的大きな地震が発生していることが、「弾性波速度」からは、巨大地震による岩盤に作用した応力変化推定量は岩盤の一軸圧縮強度に比較して微小であることが示された。巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響に関する調査では、断層挙動を模擬したせん断試験に係る試験準備や地震波応答解析及びガス移行評価で必要となる緩衝材及び岩盤の物性に関するデータを収集した。また、諸外国における放射性廃棄物処分場の耐震安定性評価に関する文献情報を整理した結果、設定した地震動による振動影響は微少であり、処分場の安全が確認されていることが分かった。巨大地震・断層活動の評価手法の開発に関しては、事例として幌延深地層研究所の地下施設を対象とし、想定される最大地震動に対する耐震性評価を実施した結果、深度が大きい位置でのクラックによる応力増加の影響は小さく、内空形状を保持するために重要な周方向応力は、設計基準強度以下であることが分かった。また、断層活動に伴って生じると考えられる人工バリアへのせん断影響の評価を実施した結果、緩衝材では、せん断面の面積が小さい場合に応力が集中する傾向がみられ、引張応力の発生によって亀裂が生じる可能性が、また、オーバーパックでは、せん断面の面積が大きくなるモードにおいて影響が大きいことが確認された。また、緩衝材の密度、オーバーパックの回転の程度等の違いによってせん断影響が異なる可能性が確認できたことから、試験等で各条件の影響を把握することが重要と考えられる。

5章「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示に関する研究開発」の主たる成果は、三つに大別される。まず、「レジリエンス的視点に基づくシステムのロバスト性概念の検討」として、地層処分を含む幅広い分野における国内外の関連文献を調査し、レジリエンス的視点と地層処分システムのロバスト性概念の関係について検討を行うとともに、その結果を「拡張ロバスト性概念」として整理・提示した。

次に、公平性に根ざした合意形成型の処分概念の構築技術として「合意形成型概念構築支援システムの開発」を進め、合意形成の観点から国内外の放射性廃棄物処分計画での意思決定プロセスについて調査を行うとともに、地層処分システム概念に関する合意形成に必要な鍵となるプロセスとこれらを含む全体的な枠組みを明らかにした。また本件の検討で用いる合意形成の定義に加え、合意形成に関する最新の手法や知見について調査を行い、これらについて放射性廃棄物処分を含む公共事業等への適用事例を整理し事例ベースを作成した。上記枠組みに即して、鍵となる各プロセスにおいて利用可能な知識工学的手法（ツール）と、関連する知識から構成する「合意形成型処分概念構築支援システム」を開発することとし、その概念設計を行ってプロトタイプを提示した。

第三に、「合意形成の促進に資するモニタリング技術等の開発」として、地層処分計画における合意形成の難しさは主として予測の不確実性に起因することから、地層処分システムの安全評価における予測を補完するものとして、モニタリングや可逆性・回収可能性といった、考えられる対策の位置づけを合意形成の観点から明らかにした。また、予測の不確実性の原因に関する特徴（計画が置かれている状況の不透明性、多様性、複雑性、ダイナミクス等）を基軸として、それぞれの特徴に該当する地層処分システムの要素やその挙動等を要因として体系的に抽出した。そして、各要因が引き起こ

す合意形成の阻害についてモニタリングや可逆性・回収可能性といった対策によって低減・回避するための要件を抽出・整理した。さらに、この要件に照らして従来検討されてきたモニタリング技術の有効性を検討するとともに、合意形成促進の観点からの新たなモニタリング概念（たとえばパイロット処分区画等において人為的に環境変動や擾乱等を与えシステムの応答を監視）等について検討するとともに、その具体化に向けた課題の抽出や可能性のある計画を立案した。

6章「処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化」の主たる成果は、本事業において実施した「ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端技術」（第2章）、「多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術」（第3章）や「過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術」（第4章）、及び「可逆性と回収可能性等を考慮した処分システム概念の提示」（第5章）という各要素技術の成果について、相互の関連性を踏まえて統合し、先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系を提示するための全体戦略を策定するとともに、その方法論について調査・検討を行ったことである。また、地層処分システム評価確証技術に係る多様な知識の体系化に向けての全体戦略の策定と方法論の調査・検討、知識マネジメントツールの改良を実施したことを成果として挙げることができる。

7.2 おわりに

確証という言葉は、科学・工学の分野では、主に”Validation”の訳語として、「製品やサービスが意図する機能を満足する性能を持つことを確認すること」程度の意味（たとえば、IAEA, 2007）で使用されている。地層処分システムに期待されるのは、それが「社会に受け入れられて、事業として実施され、その結果、超長期に亘り安全性が維持されること」であり、提案されたシステムがこの期待に答えていることを、ステークホルダー各層が、より良く確認できるものであるという意味で、ここでは「確証性の高い地層処分システム」と呼ぶこととし、このようなシステム概念を提示することを目的として、平成25年度より本事業を受託し研究を開始した。本事業の成果により、ステークホルダー各層が地層処分について、より納得のいくものとなるよう引き続き研究開発が実施されることが重要である。

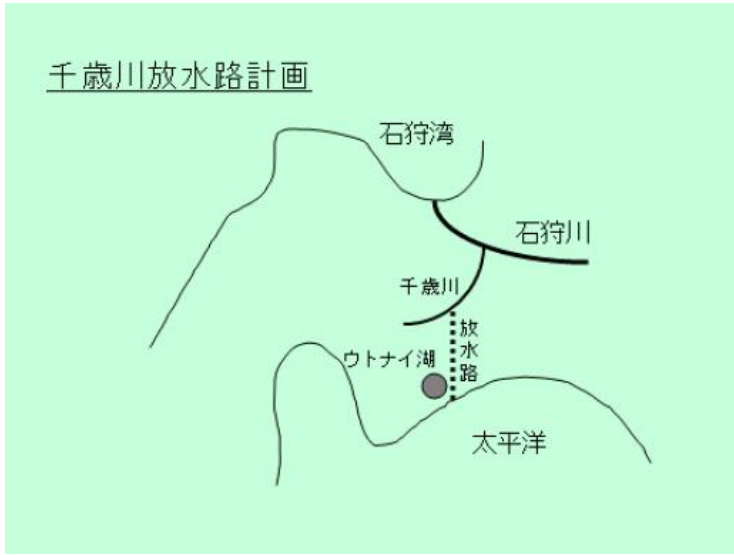
参考文献

IAEA (2007): IAEA Safety Glossary, Terminology Used in Nuclear Safety and Radiation Protection 2007 Edition, (http://www-pub.iaea.org/MTC/publications/PDF/Pub1290_web.pdf).

付録-1

国内外の放射性廃棄物処分計画や他分野での合意形成に関する事例ベース

表 1 千歳川放水路計画における合意形成事例

事例番号	#001
名称	千歳川放水路計画における合意形成事例
出典	中谷内一也, リスク認知と合意形成
事例	① 分野:
	水環境整備事業
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>低湿地である千歳川の中・下流域では, 数年に1度程度の頻度で, 大雨に伴って作物が水に浸る被害が出ていた。石狩川の水は, 通常は石狩川に合流して石狩湾に流下するが, 上記の浸水被害を解消する目的で, 北海道開発局が放水路を太平洋側に建設する計画(図1)を1982年に発表。直後から反対運動が起こった。まず千歳川流域の農業従事者が賛成, 北海道開発局は推進。一方, 太平洋の漁業従事者は反対した。普段この放水路は閉まっているため, ヘドロが堆積する。それが何年かに一度, 大雨が来た時には一斉に海に流出し, ホッキ貝をはじめとする様々な漁に大きな影響を与える恐れがあるため, 太平洋の漁業従事者はこの計画に反対した。さらに, この放水路によって地域を分断される自治体も反対の立場であった。さらにはウトナイ湖という湿原の湖をフィールドとする自然保護団体の人々も, この放水路による悪影響を心配して反対した。その後, 推進運動も起こって, 膠着状態に至った末, 17年後に白紙撤回。</p>
	 <p>千歳川放水路計画</p> <p>石狩湾</p> <p>石狩川</p> <p>千歳川</p> <p>放水路</p> <p>ウトナイ湖</p> <p>太平洋</p>
図 1 千歳川放水路計画の概要	
③ 事業者や行政等の実施主体	北海道開発局
④ 主要なステークホルダ	千歳川流域の農業従事者, 太平洋の漁業従事者, 放水路の通過経路となる自治体

	<p>⑤ 合意形成のためのアプローチ</p>
	<p>国交省の担当者, 反対派のリーダー, ウトナイ湖の野鳥観察をする人々にインタビューを実施。さらに, 十数年間に渡り, 意見交換を実施。</p>
	<p>⑥ 使用したツール等</p>
	<p>—</p>
	<p>⑦ 成功した点</p>
	<p>—</p>
	<p>⑧ 成功しなかった点とその理由</p>
	<p>話し合いを重ねた結果, 余計に反発しあうこととなった。生活が掛かっているような強い利害が相反し合うステークホルダー同士では, 話し合えば道が開かれるという合意形成という言葉からイメージするような, お互いに納得し合って「じゃあ, これでいこう」という解決は, 基本的には非常に難しい。しかし, 当事者間の合意形成が出来なくても, 計画をそのまま進めるとか, 止めてしまうと, 違う修正案を進めるといった何らかの社会的な決定は必要となる。ところが決定は必要になるものの, 利害の強いステークホルダー同士は, 生活が掛かっていることから, デッドロックにはまってしまい, そこから膠着状態になる。このようにしてこじれた時に, キャスティングボードを握るのは, 利害関係がどちらかと言えば薄い, 一般の人々が決定に強く影響力を持つこととなる。</p>
	<p>⑨ 残された課題等</p>
	<p>利害の強いステークホルダー同士の話し合いがこじれ, 膠着状態になった際には, キャスティングボードを握る, 利害関係が比較的薄い, 一般の人々が決定に強く影響力を持つこととなる。こうした一般の人々の, 決定プロセスへの参画が課題であった。</p>

表 2 枚方市の新火葬場の立地における合意形成事例

事例番号	#002
名称	火葬場の立地における合意形成事例
出典	高橋 諒, 澤木昌典, 柴田 祐, NIMBY 施設立地における近隣住民と事業者の合意形成プロセスの研究—火葬場立地をケーススタディに—
事例	① 分野:
	火葬場の立地
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>平成 13 年 6 月、枚方市議会は新火葬場立地を含む「安心と輝きの杜整備事業(以下、事業という)」の計画(表 1)を議決した。立地予定地に隣接する 4 地区のうち、小倉東町自治会と片鉾本町自治会は反対姿勢を示し、他地区での立地も検討されていたが、新火葬場建造を急務とする枚方市主導で同計画が推進されたため、市議会では僅差で賛成が上回る結果となった。小倉東町の反対理由は、その後枚方市に提出された要望書などによると、葬儀参拝者の増加により地区の雰囲気が悪くなることや住宅地としての地価が下落する可能性を懸念しており、「火葬場立地によって生じる損害を自分達が被りたくない」という心理によるものととらえられる。片鉾本町でも土地の資産価値の下落といった同様の反対理由の記述が要望書に見られるが、他にも「子や孫への長期的な影響」への懸念を表明している。また、平成 18 年に新火葬場建設の合意に至った際にも「片鉾本町地区の火葬場に対する長期の協力への助成」を要望している。この理由として考えられるのは、片鉾本町が上記 4 地区の中で唯一の旧集落であり、また、新火葬場の建設以前から枚方市立火葬場(以下、旧火葬場という)が当地区に隣接していたことがある。昭和 25 年竣工の旧火葬場は煙や臭い等の公害があったこと、また火葬場に隣接するために他地区から誹謗中傷があった(市からのヒアリングによる)。片鉾本町は、旧火葬場のために、枚方市に長く我慢を強いられてきたと認識しており、それを長らく解決しなかった市の姿勢と能力に対し不信感を持ってきたと考えられる。実際に、平成 13 年 6 月に事業案が議決されて以降、枚方市は片鉾本町に粘り強く話し合いの場の設定を要請したが、2 年間受け入れられておらず、この膠着状態が市議会で承認された事業計画から新火葬場の竣工が約 2 年間遅れたことの一因であると考えられる。小倉東町、片鉾本町は、その後反対運動を拡大させ、平成 14 年 12 月から平成 16 年 12 月の間、新火葬場に隣接することとなる他 3 地区の有志との連名で、枚方市に対して事業撤回の要望書や抗議文等を 7 回にわたり市へ提出している。特にこの間の要望書に見られるのは、枚方市の手続きの不当性と不透明性に対する抗議である。事実如何によらずそのように抗議される余地を残した市の手続きが近隣住民に枚方市行政に対する不信感を生じさせ、反対運動を大きくする働きをしたと考えられる。一方、この間枚方市は、反対地区への粘り強い話し合いの申し込み、説明会の開催や機関紙を発行することによる事業の進捗状況の報告等を実施している。ここでは、反</p>

対運動で新火葬場立地によって生じると謳われる実害は起こりえないこと、そして枚方市の公共政策の視点から新火葬場の必要性が極めて高いことを繰り返し説いている。そしてこれらと並行し、都市計画決定や環境影響評価、計画地域の造成工事への着手などの行政手続きを進めており、平成17年3月には新火葬場と同じ敷地内にある2つの施設(中央図書館、輝きプラザきらら)が開設された。これら施設の建設が進行した平成16年5月頃から、反対運動が縮小傾向となったことから、このような事業の目に見える形での進展が、複数地域に広がった反対運動の縮小に寄与したと考えられる。同年5月には小倉東町が「事業の進展が不可避ならば建設的に議論したい」と近隣への葬儀場立地の規制等により火葬場によって地区が被る損害を最小化すること、及び周辺のインフラ整備等の損害を代替する措置を求める要望書を提出し、容認へ転じた。残る片鉾本町も、同年には市の説明会に住民が参加しており、翌年8月には市との協定書の締結を条件に容認へ転じている。

表1 枚方市における新火葬場計画の概要

名称	枚方市立やすらぎの杜(枚方市立火葬場)
住所	大阪府枚方市車塚1丁目1番30号
開場時間	9:30~18:00 (休場日 1月1日)
利用者	死亡届を提出し火葬の許可を受けた方
施設竣工	平成20年3月
管理者	枚方市役所 環境保全部 衛生管理課



図1 新火葬場周辺の土地利用

③ 事業者や行政等の実施主体

枚方市

④ 主要なステークホルダー

枚方市, 小倉東町自治会、片鉾本町自治会

⑤ 合意形成のためのアプローチ
<p>枚方市は、反対地区への粘り強い話し合いの申し込み、説明会の開催や機関紙を発行することによる事業の進捗状況の報告等を実施している。ここでは、反対運動で新火葬場立地によって生じると謳われる実害は起こりえないこと、そして枚方市の公共政策の視点から新火葬場の必要性が極めて高いことを繰り返し説いている。そしてこれらと並行し、都市計画決定や環境影響評価、計画地域の造成工事への着手などの行政手続きを進めており、平成 17 年 3 月には新火葬場と同じ敷地内にある 2 つの施設(中央図書館、輝きプラザきらら)が開設された。これら施設の建設が進行した平成 16 年 5 月頃から、反対運動が縮小傾向となったことから、このような事業の目に見える形での進展が、複数地域に広がった反対運動の縮小に寄与したと考えられる。</p>
⑥ 使用したツール等
—
⑦ 成功した点
<p>まずは住民と事業者(枚方市)との間での信頼が醸成されなければ、その後のプロセスの進展は見込めなかつただろう。何故ならば市からの話し合いの要請を地区が受け入れるには不信感が解消される必要があつたし、かつ計画を適正に遂行する能力を住民が枚方市に見出したことでプロセスが初めて進行しているからである。そして信頼を醸成する手段は、事業者が粘り強く働きかけを続けることであつた。また、信頼の醸成は事業の直近や直後のみに行われるものではなく、旧火葬場によって長い年月を経て片鉾本町で枚方市に対し不信感が培われたことに見られるように、事業者は常に適正にその事業(今回の事例では市政)を運営していることが、合意形成プロセス中での信頼の醸成にも大きな影響を及ぼすことに留意が必要である。続いて、公共心の喚起と自己利益誘導である。公共心の喚起の手段は、枚方市が住民に対して新火葬場の意義と必要性を粘り強く説き、住民を理解を促したことだつた。そしてこればかりでなく、自己利益の視点へ住民を誘導したことである。これは「新火葬場の立地が不可避ならば前向きに要望を出したい」というものであり、これは事業者による事業の進捗と、先に述べたように住民と事業者間の信頼が一定以上に醸成されていたことによる。そして最後に、事業者による規制・助成・補償の住民に対する保障がある。規制とは、火葬中の遺族の周辺の徘徊や、霊柩車で火葬場への乗り入れを禁止したことであり、新火葬場立地による近隣の雰囲気への悪影響の最小化を図つた。助成・補償は、新火葬場によって住民が損なわれると指摘した地価や地区の雰囲気等へ配慮を示し、周辺道路や自治会館の整備等の対価によってこれを補完することを示した。これらを通じ、NIMBY 現象、及びそれに伴い発生した反対運動が縮小し、最終的に合意に至つた。</p>
⑧ 成功しなかった点とその理由
—

⑨ 残された課題等

発生した NIMBY 現象を解消するための今後の研究の課題として、高橋ほかは次の2点をあげている。

- 1) NIMBY 施設の立地プロセスにおいて、事業者が事業を進展させ、住民とその後のプロセスを進めてよいと判断できる、信頼の醸成度合いの基準の設定や評価手法
- 2) 両者が合意する措置が、損失の最小化と代替に過不足のないものであると評価する手法の検討

表 3 設楽ダム建設計画における合意形成事例

事例番号	#003
名称	設楽ダム建設計画における合意形成事例
出典	蔡 佩宜, 佐藤 真行, 籠橋 一輝, 植田 和弘, ダム建設問題をめぐる合意形成とその課題—設楽ダム計画を事例として—
事例	① 分野:
	ダムの建設
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>設楽ダムは、豊川河口から約 70km 上流の愛知県北設楽郡設楽町に計画されている多目的ダムである(図 1)。設楽ダム事業をめぐっては、開発主体である国や県の主張と反対派住民団体の論点が真っ向から対立し、それぞれの論点が平行状態で交わることのないまま紛争が長期化していたという経緯がある。</p> 

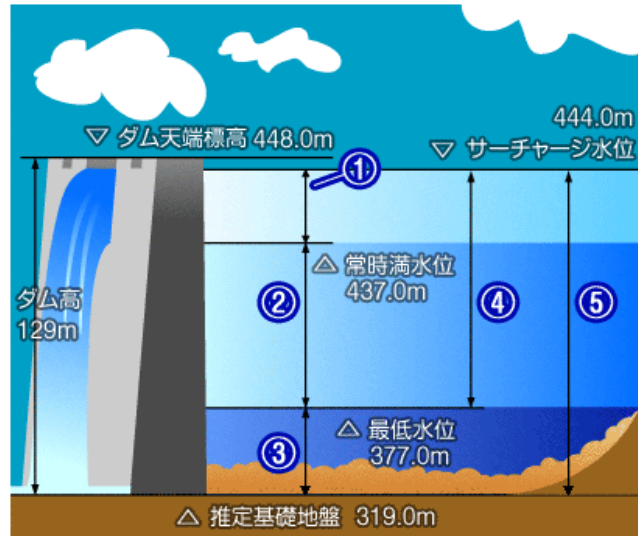


図1 設楽ダムの概要(国土交通省ウェブサイトより)

③ 事業者や行政等の実施主体

国(国土交通省), 愛知県

④ 主要なステークホルダー

国(国土交通省), 愛知県, 反対派住民団体

⑤ 合意形成のためのアプローチ

建設事業を再検証するための審議会の設置

⑥ 使用したツール等

—

⑦ 成功した点

—

⑧ 成功しなかった点とその理由

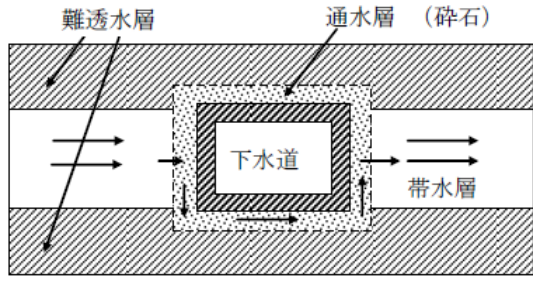
ダムの必要性については, 行政が提示した根拠とする数値はいくつかの問題点が存在することを明らかにした。まず, 一つ目の問題は, 利水に関する水道水の将来需要量の推定に用いられる基準年の問題である。将来需要量の推計に用いた計画給水人口は, 平成 27 年度の中位推計値データであり, データによれば愛知県の総人口の推移は, 平成 27 年に 7,470(千人)がピークに達し, その以降減少していく傾向へ転換される。つまり, 平成 27 年を基準年として推計すれば, 水道水の将来需要量が最も大きく, ダム建設の必要性を訴えられた。しかし, 設楽ダムの建設工事に着手してから事業完了までの必要な期間は約 11 年と推定され, すなわち, 平成 36 年か 37 年度に完成する予定とした設楽ダムによる平成 27 年まで必要とされる水道水を供給することができず, その以降総人口が減少する予測で水道水の新規開発の必要性がなくなるはずである。二つ目は, 設楽ダムの建設目的とした巨大な 6,000 万 m^3 容量の「流水機能の正常維持」に関する問題である。この「不特定容

量」の機能とは、環境保全のための容量であると行政が主張している。しかし、本来、治水における不特定補給とは、ダム建設などに伴って、既存の農業水利や河川環境の保全に影響を与えないようにもうけられるものである。つまり、ダム建設による環境への影響を緩和するための貯水量であり、ダムを作る目的となることが考えにくい。また、この不特定容量の確保による環境が保全される便益は、直接に計算できないため、6000 m³ 万容量のダムを建設する費用から計算され、設楽ダムの費用便益分析の中に約 1,584 億円の便益として加算された。もし、流水の正常維持が環境の便益として計算されれば、同様にダム建設による自然環境への影響はコストとして費用便益の枠組みに計算されるべきである。しかし、実際の評価にはダム建設による環境コストを一切計算されなかった。このように客観的・科学的な判断が示されなければ、合意形成へ大きな阻害要因となることと言える。

⑨ 残された課題等

客観的・科学的な判断が示されなければ、合意形成へ大きな阻害要因となることと言える。そして、それが正しくなされたものかどうかを関係者が納得するには、透明性がある検証の手続きが必要である。それは、本研究が提示した今後検討されるべきもう一つの課題と関わっている。本事例のように、建設事業を再検証するために設置される審議会は、その構成員は行政のみで専門家や地域住民を含まれず、審議会の本来持つ住民参加を促進する機能が発揮されず、行政と住民の対立解消に対する役割を果たしてなかったことである。その役割を果たすために、住民、NGO や学識経験者など多様なアクターの参加が必須である。

表 4 西宮市の下水道函渠の建設における合意形成事例

事例番号	#004
名称	西宮市の下水道函渠の建設における合意形成事例
出典	西垣 誠, 坪田邦治, 合意形成のため地下水流動保全に関するモデル実験とその考察, 土木学会論文集F
事例	<p>① 分野:</p> <p>下水道函渠の建設</p> <p>② 対象とする施設や事業の概要:</p> <p>兵庫県西宮市の国道 43 号線より南側はいわゆる宮水地帯といわれ, 六甲山から流下している表層地下水が醸造用水に最適であり, 歴史的にも多くの酒造メーカーがこれを使用し, その保護に最新の注意を払ってきた地域である。この宮水分布地帯は, 時代とともに上流側へ推移している。ここで対象としている宮水帯水層は, 表層の GL-2.0~-5.0m に分布する砂質土層である。このような地盤環境を有する地域において, その表層地下水を遮断する地下構造物である下水道函渠(標準断面 B=2.66, H=2.06m, 市街地施工延長 L=12.8km)の埋設が計画されたが, 線状の地下構造物を施工すると, 表層地下水の流れを遮断することが懸念され, 1840 年頃から多くの酒造メーカーが酒造用水として採水, その保護に細心の注意を払ってきた採水井戸が枯れる危険性があった。このことから, 地下水の流動阻害の対策工として, ここでは図 1 に示すような地下構造物の周囲に通水層(人工透水層)を作製する全断面集排水工法を用いて, 地下水を従来の流向に浸透させる工法を採用した。しかし, このままだと平面的には上流から浸透してきた地下水が図 2 に示すように, 函渠周囲の通水層を函渠の縦断方向に流下することも考えられる。そこで函渠に図 3 に示すように, 縦断方向流動防止板を設けて, 地下構造物に沿った浸透を防止させ, 従来の地下水の流動方向を確保することを試みた。以上に示す対策工としての通水層の効果, 流動防止板の効果を評価するために, 室内モデル実験と地下水浸透流解析を実施した。</p>
	
	<p>図 1 函渠周囲の迂回浸透</p>

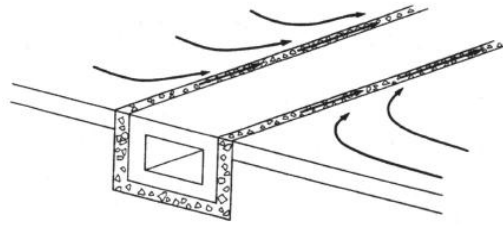


図2 下水道溝周囲の浸透

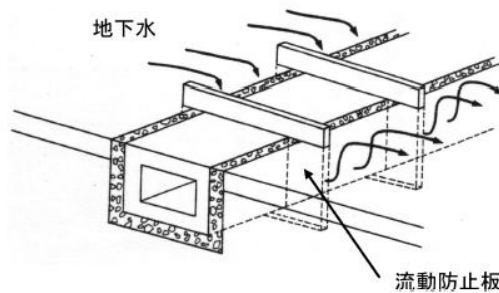


図3 流動防止板付き函渠

③ 事業者や行政等の実施主体

西宮市

④ 主要なステークホルダ

事業者, 酒造関係者, 学識経験者

⑤ 合意形成のためのアプローチ

- ・対策工の提示
- ・対策工に対する室内モデル実験と断面二次元浸透流解析・準三次元広域浸透流解析による検証
- ・事業者, 酒造関係者, 学識経験者等で構成される宮水保存調査会の委員による実験結果の視察

⑥ 使用したツール等


—

⑦ 成功した点

下水道工事に伴い線状に敷設する函渠による地下水への影響を, 函渠周辺に通水層(人工透水層)を敷設する全断面集水工法によって地下水の流向き・流量を保全することを, 室内モデル実験と断面二次元浸透流解析・準三次元広域浸透流解析により検証を試みた。この過程の中で, 事業者, 酒造関係者, 学識経験者等で構成されている宮水保存調査会の委員が直接モデル実験結果を視察することで, 対策工を施すことにより, 地下水の流れが保全されることを直接確認することができた。このことが, 結果的に調査～解析の各種の内容に対して理解を深めることができ, 施

	工に対する合意形成が得られたと考えられる。
	⑧ 成功しなかった点とその理由
	—
	⑨ 残された課題等
	今後の課題として、地下水の流向と地下構造物の延長方向との交角の影響、解析モデルサイズの最適化などについての検討と、実施設計上では自然に近い横断方向への流下率の向上を目途として、流動防止板の設置間隔・貫入深さの最適化が考えられる。

表 5 東京外郭環状道路建設における合意形成事例

事例番号	#005
名称	東京外郭環状道路建設における合意形成事例
出典	濱谷健太, 堀井秀之, 山崎瑞紀, 2005, 合意形成のための住民意識構造モデルの構築—道路整備事業を題材として—, 社会技術研究論文集, 3, 128—137
事例	① 分野: 道路整備事業
	② 対象とする施設や事業の概要: <p>本事例は、東京外郭環状道路(以下、外環道路)のうち既に供用されている埼玉区間(和光～三郷)(図1)の中で、最も大きな運動があった、さいたま市水深い団地の事例である。この団地では、団地のできる前から道路用地が確保されていたため、用地補償面での運動はなかったものの、大気汚染などの公害問題を懸念して反対運動がなされていた。埼玉全域の連合での運動にも参加していたが、その後も団地自治会、国土交通省、日本道路公団、さいたま市の4者による協議会の場が継続され、現在まで続いている。</p>
	
	<p>図1 外環道路の位置</p>
	③ 事業者や行政等の実施主体 国土交通省, 日本道路公団
④ 主要なステークホルダ 団地自治会, さいたま市, 国土交通省, 日本道路公団	
⑤ 合意形成のためのアプローチ	

	—
	⑥ 使用したツール等
	—
	⑦ 成功した点
	—
	⑧ 成功しなかった点とその理由
	—
	⑨ 残された課題等
	—

表 6 大橋川河川改修における合意形成事例

事例番号	#006
名称	大橋川河川改修における合意形成事例
出典	猪原健弘, 合意形成学
事例	<p>① 分野: 河川改修事業</p> <p>② 対象とする施設や事業の概要:</p> <p>斐伊川水系は、国(国土交通省)が管理する、一級河川である斐伊川と島根県が管理する二級河川である神戸川が、斐伊川放水路で連結されることにより、一つの水系となった一級水系である。「斐伊川水系治水3点セット」と言われる治水計画(図1)の契機となった1972年7月の出水では、日本海との水位差が小さく洪水時の水はけが悪い宍道湖を抱えるという斐伊川の特徴から、宍道湖周辺の浸水は1週間以上にもおよび、約2万5000戸が浸水するなど、被害は甚大なものであった。これに対応するため、新しく放水路を建設し、隣接する神戸川を通じて直接大社湾に洪水を流す総合的かつ一体的な治水計画(案)が1976年7月に策定・提示されることになる。この治水計画は、複数の事業で構成されることから、各々の事業の進捗は、さまざまな制約により、つぎのような経過をたどることとなった。①上流でのダム、②中流での放水路の建設と堤防の整備を組み合わせることで、斐伊川水系全体で洪水に対する安全性が高まることは間違いないが、当然ながら、ダム、放水路の水没予定地、建設予定地では、住民・関係者と厳しいやり取りが行われた。この治水計画の最大の受益者となる松江市の関係者は、真っ先に計画に同意する意向を示すとともに、島根県や国と連携して上流、中流の市町村の理解や協力を得るために奔走することとなる。③下流の大橋川の改修は、1982年に事業に着手し一部の用地買収が始まったが、大橋川の拡幅に伴う流量増が最下流の中海の水位上昇を招くとの懸念から、島根県の要請により中断を余儀なくされた。その一方で、合意形成の取り組みを粘り強く続けた結果として②駐留の斐伊川放水路事業は1983年に、①上流の志津見ダム建設事業は1986年、尾原ダム建設地は1991年にそれぞれ着手され、あと数年(2010年7月時点)で完了するところまできている。結果として、「斐伊川水系3点セット」の治水計画の出発点となった③大橋川改修事業が最も後発の事業となり、2004年12月、23年前に一度提示した計画を一部見直して改めて提示することとなった。23年を経たことで、その計画案は、降雨や河川の流量、河川・湖沼環境に関する生物や水質などの新たな調査成果が追加され、一部見直しが行われたが、その必要性については、先行した上流、中流の事業が大橋川改修の前提としていることも含めて何ら変わるものではない。しかしながら、合意形成の対象者となる地域の住民・関係者は、この23年間で大きく変化しており、その変化が合意形成意を進めるうえでどのような影響を及ぼすかを慎重に検討する必要がある。具体的には、23年前であれば、地域の住民・関係者は、ほとんど例外なく1972年の洪水とそれ</p>

による深刻な被害を実体験していた。それが23年を経てその体験をもたない住民・関係者の割合が大きくなり、また実体験の記憶が風化していることを、それまでの対応を通じて把握していた。さらに、治水計画(案)について、上流、中流の市町村の理会や強力を得るために奔走したのはほかならない松江市の関係者であったことも、行政機関の関係者ですら記憶する者が少なくなっていることを、対話を通じて理解していた。こういった情報をもとに、説明内容や方法を補正し、23年前の治水計画(案)をまったく知らないことや、地域が洪水に対して脆弱な状況におかれていることに実感のないことなどにも対応できるよう、様々な配慮や工夫することとなった。



図1 斐伊川水系の治水計画(島根県ウェブサイトより)

③ 事業者や行政等の実施主体

国(国土交通省), 島根県

④ 主要なステークホルダ

国(国土交通省), 島根県, 松江市, 直接影響をうける地域住民(治水対策地区協議会)

⑤ 合意形成のためのアプローチ

・情報発信・提供: とくにこの計画案が大橋川の沿川に住む住民には厳しい情報となることから、この計画案による河川整備の影響を直接受ける住民で組織された治水対策地区協議会において、夕方のニュースや翌日の朝刊で後から知らされるのではなく、対面で情報提供することを重視した。

・対面での意見交換: 大橋川の河川改修においては、多数の住民(治水対策協議会), 関係者(関係団体)等に対し、対面での説明会を短期間に集中的に実施している。具体的には、2004年12月の最初の1ヶ月間は、河川整備の影響を直接受ける住民(13の治水対策地区協議会)や漁業関係者, 旅館ホテル組合の関係者, 商工会議所の関係者などを中心に延べ32回, 717人に対して対面で説明, 質疑応答を

	<p>実施した。2005年2月までの3ヶ月間で、延べ54回、1206人に対し対面で説明、質疑応答を実施し、住民・関係者に対する第1段階の説明を概ね完了している。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・住民・関係者の質問に対する迅速な回答 ・現地視察を重視した共通認識の醸成: 上流から最下流までの関係者相互の現地視察、大橋川や中海における陸側の堤防上からの視察、船を使った川側、湖側からの視察が行われた
	<p>⑥ 使用したツール等</p> <p>—</p>
	<p>⑦ 成功した点</p> <ul style="list-style-type: none"> ・多数の住民(治水対策協議会)、関係者(関係団体)等に対し、対面での説明会を短期間に集中的に実施したことにより、この3ヶ月間で広範な関係者から23年間共有されることのなかった情報を得たうえに、意見・提案や質問の正確なそして時間のこもった理解、その背景にあるさまざまな事情の把握に大いに役立ったと考えられる。 ・合意形成にあたり、上流から最下流までの関係者が相互に現地視察を行うといったことは、ごく当たり前のことであるが、関係者の協力によりいざ実現してみると、事務局となった行政関係者も含め大多数が、資料や言葉で理解していた内容を明確に根拠づける事実の発見、漠然とした印象が時間を持った共通認識に変わる体験をすることとなった。これ以外にも、大橋川や中海を陸側の堤防の上から視察するのみならず、船を使って川側、湖側から岸を視察することで、湖岸堤の老朽化や新たな景観の問題を把握するなど、予想以上の効果があったと考えられる。さらに、これらの機会を通じて、現地での視点場を共有して質疑応答することも効果的であったとえている。安全管理の問題や予想外の質問にさらされる事務局の負担は少なくないが、合意形成のプロセスのどの段階に組み込むかを積極的に検討する価値はあると考えられる。
	<p>⑧ 成功しなかった点とその理由</p> <p>—</p>
	<p>⑨ 残された課題等</p> <p>—</p>

表7 サイエンスショップにおける合意形成事例

事例番号	#007
名称	サイエンスショップにおける合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野:
	科学技術
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>環境問題のように社会的に注目を浴び一般市民も判断を迫られるような科学技術の問題の中には、市民の判断の拠りどころとなる専門家の見解すら大きく異なり対立するものが含まれる。このような状況で、対象とする問題に関連して現実的な利害関係を有する市民が、非専門家として独力で的確な判断をしたり専門家に匹敵する批判的知識をもって議論に加わることは一般には極めて難しい。そこで、市民に専門的サポートを提供するサイエンスショップという仕組みが考案されることとなった。</p> <p>サイエンスショップとは、科学技術の専門性が必要となる問題に直面した市民が、科学技術をめぐる討議に参加するのを可能とする市民向けのシンクタンクやコンサルタントである。サイエンスショップの始まりは、産業とアカデミズムに支配された大学の研究リソースを市民に広く開放しようとした 70 年代のオランダの学生運動にあり、現在もオランダ国内には 11 大学に計 30 のサイエンスショップがある。これらのサイエンスショップの運営は、外部の専門家や住民団体やNGOなどを含む諮問委員会のもとで学生が主な研究実施者として行われている。また、アメリカには、CBR (Community-based Research) と呼ばれるサイエンスショップと同様の活動があり、全国で 50 箇所の CBR センター(そのうちの 75%は大学に拠点を置いている)があり年間 400~1200 の案件を取り扱っている。国際的に見れば、現在、デンマーク、ドイツ、イギリス、フランス、オーストリア、カナダ、韓国等でサイエンスショップあるいは CBR の活動が行われており、また、EC の第 5 フレームワークから助成された SCIPAS プロジェクト(Study and Conference on Improving Public Access to Research)の一環として、世界各地のサイエンスショップや CBR センターの情報交換、相互協力、品質管理、スタッフの訓練、社会での認知度の向上のために国際サイエンスショップネットワーク(ISSNET)の立ち上げが行われている。</p>
	③ 事業者や行政等の実施主体
	諮問委員会
	④ 主要なステークホルダ
市民, 大学, 専門家	
⑤ 合意形成のためのアプローチ	
<p>コミュニティーリサーチネットワーク国際会議におけるサイエンスショップの定義は、「市民社会が経験する懸念に応じて、市民参加に基づく独立の研究サポートを提供する」というものであり、特に、専門的知識に基づくサービスを無償ないしは廉価で</p>	

提供することにより、一般市民と科学との間にある財政的な壁を取り払うということが目的に含まれる。また、サイエンスショップにおけるミッションと案件の採択基準は以下のようなものである。

ミッション

- 研究と教育を通じて市民社会に知識と技能を提供する
- 経済的に賄い得る価格でサービスを提供する
- 科学技術への市民のアクセスと影響力を促進し支援する
- 市民社会組織との平等で助けになるパートナーシップを創造する
- 研究、教育に関する市民社会のニーズについて政策決定者や教育研究機関の理解を深める
- 学生、コミュニティーの代表者、研究者の移転可能な技能と知識を強化する

案件の採択基準

- 案件は非商業的な目的のものであり、成果も公表されなくてはならない(また、案件は共通善のためのものでなければならない)こと
- 研究成果がクライアントの問題解決に役立つこと
- 財政上の理由からクライアントが他の手段を利用できないような案件であること

サイエンスショップのスタッフは、必ずしも特定の分野の専門家である必要はなく、業務の中心はクライアントと専門家の間を取り持つ知識ブローカーやプロジェクトコーディネーターであり、コミュニケーションスキルと関連する分野に関する幅広い理解に基づく媒介的な専門性が求められる資質である。

⑥ 使用したツール等

—

⑦ 成功した点

サイエンスショップのメリットは、以下のようなものであると考えられている。

① 市民的自由の強化

科学的専門性へのアクセスを持たない人々の市民的自由をエンパワーすることができる。

② 対抗的専門性の創出

行政や企業あるいはそれに関連する専門家集団の見解に対する対抗的専門性(counter-expertise)を創り出すことによって、知識政治の正統性(legitimacy)に必須の知の多元性・競合性を高めることができる。

⑧ 成功しなかった点とその理由

—

⑨ 残された課題等

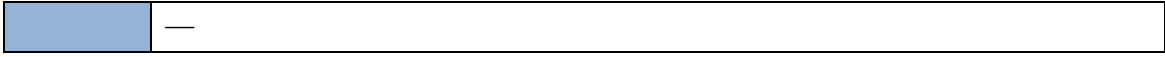


表 8 コンセンサス会議における合意形成事例

事例番号	#008
名称	コンセンサス会議における合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野:
	科学技術
	② 対象とする施設や事業の概要:
	デンマークでは、国会の下にデンマーク技術委員会 (Danish Board of Technology) が設けられ、テクノロジーアセスメントに一般市民を巻き込むための様々な手法が模索され、その一環としてコンセンサス会議が行われた。デンマークではその後も何度かのコンセンサス会議が行われ、現実の科学技術的政策に一定の影響力を持つに至っている。その後、ヨーロッパ各国でデンマーク型のコンセンサス会議が開催され、さらにアメリカ、韓国、オーストラリアなどでも開催されてきた。日本では、1998年に「遺伝子治療」をテーマに大阪で、翌1999年に「インターネット技術」をテーマに東京で、それぞれコンセンサス会議が試行された。この2つのコンセンサス会議は、科学技術論の研究者が主体となり、デンマーク型のコンセンサス会議が日本においても可能か否かをテストするという目的で行われたものであり、その結果は肯定的であったと報告されている。また、2000年には、「遺伝子組み換え農作物を考えるコンセンサス会議」が、また、科学技術庁の委託により三井情報開発が「ヒトゲノム研究」をテーマに小規模のコンセンサス会議を実験的に行っている。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	運営委員会
	④ 主要なステークホルダ
	市民パネル、専門科パネル、運営委員会
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	<p>コンセンサス会議の定義はいろいろと述べられているが、例として、英国では次のようなものがある。</p> <p>コンセンサス会議とは、政治的、社会的利害をめぐって論争状態にある科学的もしくは技術的課題に関して、非専門家からなるグループが専門家に質問し、専門家の答えを聞いた後で、この話題に関する合意を形成し、最終的に彼らの見解を記者会見の場で公表するためのフォーラムである。</p> <p>コンセンサス会議は、合意形成の手法の一つであるが、非専門家のグループである市民パネルにコンセンサスに到ることを強要するものではない。市民パネルのまとめた報告書は必ずしも全員のコンセンサスを得たものではなく、むしろ、市民パネルの中の少数意見やコンセンサスに到らなかった点についてはそのまま明記されるの</p>

が普通である。この、異論に対して寛容であること、及び異論の存在と内容を明示するという態度は、各種の利害が錯綜する現代社会における冷静な討議のためのフォーラムにおいて必要なものであり、この点が、コンセンサス会議を何らかの形での決着を余儀なくされる政治そのものと区別するものであると考えられる。

コンセンサス会議は、計画準備段階と3日間続く会議を含め、約6ヶ月の過程からなる。

① 計画・準備

コンセンサス会議は基本的に運営委員会と専門家パネル、市民パネルの3つのグループから構成される。まず、運営委員会を組織し、会議のテーマとスケジュールを決定し、その上で、ファシリテーターを決める。ファシリテーターは、会議の司会を務め、コンセンサス文書を作成するまでの間、市民パネルの活動や討論が円滑に進むように配慮し、支援する役割を持つ。その後、運営委員会の手によって、テーマに関係する専門家のリスト作成や、このテーマに関する市民パネルの事前学習用資料の作成が行われる。テーマによっては、計画の初期段階で、テーマに関係する諸団体を集めてのヒアリングも行われる。

② 市民パネルの構成

新聞を通じて、市民パネルの公募が行われる。応募者は自己紹介とテーマに関する知識、応募の理由を1枚程度の用紙に書いて応募する。運営委員会で、年齢、性別、教育程度、職業、地域を勘案し、14名程度を選び、市民パネルを構成する。

③ 専門家パネルの構成

事前に作成されたリストから運営委員会が専門家パネル候補を選び出し、事務局が参加の意思を打診する。

④ 準備のための第一回週末会合

本会議の2、3ヶ月前に準備のための週末会合が開かれる。ここでは、市民パネルがはじめて一堂に会し、自己紹介を行うとともに、コンセンサス会議の目的、進め方、市民パネルの役割などについての説明を受ける。また、テーマに関する基礎知識を得た上で、このテーマを討議する際の「鍵となる質問」を決定し、回答を求める専門家を選定する。事務局はこれに基づき、専門家に参加の交渉を行う。また、会議のプログラムを策定する。

⑤ 準備のための第二回週末会合

会議の約1ヶ月前に第二回会合を開く。市民パネルは前回の議論を継続し、「鍵

となる質問」を最終的に確定して文書化する。事務局の提案する専門家パネルの構成を市民パネルが承認し、「鍵となる質問」文書を専門家パネルに送付する。

⑥ コンセンサス会議

会議前夜に市民パネルは集合し、最後の準備討論を行う。

(第一日:公開)

専門家パネル(10人から15人)はそれぞれ20~30分程度で市民パネルの出した質問に答え、各自の専門的知見、見解を提示する。質疑応答は事実関係の確認に限って行われる。その夜、市民パネルは鍵となる質問に対する専門家の回答を吟味し、第2日の会議における専門家に対する質問を決める。

(第二日午前:公開)

市民パネルは専門家に質問する。さらに傍聴している聴衆にも質問と意見表明の機会が与えられる。

(第二日午後、夜:非公開)

市民パネルだけが集まり、いくつかのグループに分かれて討論し、それを持ちよってコンセンサスの形成に努める。これには相当の時間がかかり、深夜に及ぶこともある。こうして得られたコンセンサスが文書化され、最終的な「コンセンサス文書」が作成される。

(第三日午前:公開)

市民パネルが「コンセンサス文書」を公表する。専門家パネルは専門的事項の誤りや誤解に限って訂正することを許されるが、内容にコメントすることは許されない。その後、会場全体で討論が行われる。聴衆には一般市民以外に、議員やマスコミ関係者が招待される。

プログラムが終了すると、プレス・レセプションが行われ、メディアは市民パネル、専門家パネル、事務局に対する質問を行う。

コンセンサス文書は、専門的事項の誤りや誤解を訂正した上で、専門家の説明文書などともにレポートとして出版される。メディアに対しては、この会議の途中の節目ごとにプレスリリースが行われる。

⑥ 使用したツール等

—

⑦ 成功した点

コンセンサス会議は、高度に専門的な知識を要する一方で社会に広範な影響を及

	<p>ぼし得る事項についての市民の価値観を反映した判断の提示という点で一定の成功を収めている</p>
	<p>⑧ 成功しなかった点とその理由</p>
	<ul style="list-style-type: none"> ● 早く到達されすぎたコンセンサス:十分な議論が実は尽くされていないのにコンセンサスに到達してしまう可能性 ● 見かけだけのコンセンサス:参加者が発言を控えることによってコンセンサスが生じる可能性 ● 不適切な参加者によるコンセンサス:適切な当事者が加わらずに形成されたコンセンサス ● 一時的なコンセンサス:ある時点では妥当なコンセンサスであっても、状況、価値観、知識の変化によってコンセンサスの妥当性が失われる可能性
	<p>⑨ 残された課題等</p>
	<p>—</p>

表9 Oskarsham モデルにおける合意形成事例

事例番号	#009
名称	Oskarsham モデルにおける合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野： 放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要： スウェーデンでは、SKB が 1992 年に使用済み燃料地層処分に関するサイティングを開始し、280 に上る全国の地方自治体に参加を呼びかけた。フィージビリティスタディーと呼ばれるこの計画では、6つの自治体が積極的に参加し、この中から2つの候補サイトが選定され、そこで詳細な調査が行われることとなる。参加する各自治体は、SKB による研究の進捗をモニターし彼らの意見を計画に反映するための組織をつくり、また、フィージビリティスタディーの計画や目的を住民に伝え彼らとの対話を行う仕組みを構築した。Oskarsham は、フィージビリティスタディーに参加した自治体のうちの一つであり、ここで作成された組織や住民との対話のあり方そしてこれらを基礎とした透明性のある意思決定の枠組みが Oskarsham モデルと呼ばれるものである。
	③ 事業者や行政等の実施主体 SKB
	④ 主要なステークホルダ 地域住民, 地方自治体, SKB
	⑤ 合意形成のためのアプローチ Oskarsham モデルの特徴は以下のようにとまとめることができる。
	① 地方自治体の積極的な参加 産業界と規制当局は科学技術分野での専門家を多く擁するが、彼らはこの地域での公衆のニーズや価値観に精通しているわけではない。そこで、地域住民の現在そして将来のニーズを的確に計画に取り入れるためには地方自治体のフィージビリティスタディーへの積極的な関与が必要である。
	② 意思決定プロセス中での関連諸団体の明確な役割分担
	<ul style="list-style-type: none"> ● 計画の法的な位置づけを明確にするために、政府は政策を明確にすること ● 産業界は、法に基づき、処分方法とサイティングについての提案をまとめる責任がある ● 規制当局は産業界の提案の可否を評価するとともに、自治体と住民に対して SKB の提出する見解や計画に対するレビューを支援する役割を持つ ● 市民は、地域の社会経済的ニーズに精通した「専門家」である
	③ 地域住民と自治体が参加する上でのツールとしての EIA (Environmental Impact Assessment)

	<p>地方自治体と地域住民は、産業界及び規制当局とともに EIA を実施することによって、かれらの判断が考慮されることを求めた。</p> <p>④ 完全な情報公開と幅広い市民参加</p> <p>⑤ 近隣地域の対話への参加</p> <p>また、Osharsham では、Local Competence プロジェクトと称して、SKB とは独立した財源に基づき、中立的な専門家へのコンサルテーションを通じて、独自性のある判断を行う能力を高めることが試みられた。これは、一種のサイエンスショップあるいは CBR ということもできる。</p>
	⑥ 使用したツール等
	—
	⑦ 成功した点
	—
	⑧ 成功しなかった点とその理由
	—
	⑨ 残された課題等
	—

表 10 RISCOS II プロジェクトにおける合意形成事例

事例番号	#010
名称	RISCOS II プロジェクトにおける合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野： 放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要： RISCOS II プロジェクトは、EC の第 5 フレームワークの一部として実施された 5 カ国プロジェクト(スウェーデン、英国、フィンランド、チェコ、フランス)であり、放射性廃棄物処分についてのより透明性の高い意思決定の必要性を背景として行われたものである。このプロジェクトにおける重要な目的の一つは、リスク論的解析における客観的情報と価値観の問題との関連を理解し、種々のステークホルダーの不安をどのようにリスク論的解析の範囲に反映させるかにある。
	③ 事業者や行政等の実施主体 スウェーデン、英国、フィンランド、チェコ、フランスの実施主体
	④ 主要なステークホルダー 専門家, 非専門家, 実施主体
	⑤ 合意形成のためのアプローチ RISCOS II では、放射性廃棄物に関係する社会的討論の対象を、以下の4つの階層からなる再帰的構造としてモデル化している。 <ul style="list-style-type: none"> ● スウェーデンの原子力システム全体 ● 放射性廃棄物管理に関するシステム ● 処分場の立地 ● 個別の科学技術的項目 そして、それぞれの命題に対して異なるステークホルダーが対応し、上位の命題は、それぞれ下位の命題の論点を包含しつつ討論の対象となる。このモデルにおいて、「透明性」とは、各階層において、 <ul style="list-style-type: none"> ● 事実関係(fact) ● 正統性(legitimacy) ● 確実性(authenticity) が明確に示されることであると定義している。ここで、事実関係は主として科学技術的な客観的な知識や情報として示されるものであるのに対して、正統性は判断に際しての手続き論的な妥当性という政治学的な要因を含んでいる。また、確実性(authenticity)とは、各ステークホルダーの言行一致の程度を示すものである。そして、これら3つの要素のうち後者の二つは、各階層での討論に参加するステークホルダーの価値観と密接に関連するものであると考えられている。そして、RISCOS II での専門家と非専門家間の議論は、従来のリスク論的解析の規範が前出の討論

	<p>の再帰的階層構造の最下位に位置する「個別の科学技術的項目」という専門家の範囲内での価値観に基づく正統性と確実性を目指したものであることを明らかにした。</p>
	<p>⑥ 使用したツール等</p>
	<p>—</p>
	<p>⑦ 成功した点</p>
	<p>—</p>
	<p>⑧ 成功しなかった点とその理由</p>
	<p>—</p>
	<p>⑨ 残された課題等</p>
	<p>RISCOM II は、リスク論的解析が討論の再帰的階層構造の全ての階層における意思決定を支援するものとしての重要性を有するにもかかわらず、その規範が専門家による個別の科学技術的項目についての討論という単一の階層での価値観に依拠したものであるために、他の階層での透明性が確保されないことを指摘している。この状況は透明性のジレンマと呼ばれ、リスク論的解析が社会的意思決定や合意形成の基盤となる上での重要な障害であると認識されている。この障壁を乗り越えるための一つの方策として、リスク論敵解析の対象とする事象やその範囲を、討論の再帰的階層構造の各階層におけるステークホルダー間の議論によって設定することによって、関連する複数の価値観を反映したものとすることが提案されている。また、透明性の確保という課題に関しては、専門家によるリスク論的解析の内容について他の独立した専門家が非専門家の面前で批評する Science Court のような形式を提案している。専門家の価値観や規範の中で行われるピアレビューとは異なり、Science Court は、批判や討議は技術の専門家間で行われるものの、その妥当性は他のステークホルダーも含めて決定されるため、多元的な価値観を反映できる可能性があると考えられている。</p>

表 11 JAEA サイクル研におけるリスクコミュニケーション

事例番号	#011
名称	JAEA サイクル研におけるリスクコミュニケーション
出典	事例調査報告書
事例	① 分野:
	原子力施設
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>原子力機構は、旧動燃時代にもんじゅナトリウム漏えい事故、アスファルト固化処理施設火災爆発事故を起こしており、その対応において、従来の PA の限界と、地域住民との意識のずれが明確になった。さらに東海村では JCO の臨界事故が起こり、多くの住民は避難、または屋内退避を経験し、住民の原子力に対する信頼の低下、不安の増加が生じ、行政における対応の強化が必要になってきた。このような状況において、核燃料サイクル工学研究所は、行政を交えて住民とリスクおよび対応策について情報や意見を交換し相互理解を深めるシステム、リスクコミュニケーションが必要と認識し、2001 年の 1 月(当時の名称はサイクル機構東海事業所)に事業所直属の組織としてリスクコミュニケーション研究班を設置し、リスクコミュニケーションの研究および活動を開始し、2005 年 10 月の原研とサイクル機構の統合を機会に、同研究班はリスクコミュニケーション室になった。</p> <p>リスクコミュニケーションの目的は、住民との信頼関係を構築するために施設の安全対策、防災対策など、住民の関心事に対して地元の自治体及び地域住民と相互理解を図ることである。これまでリスクコミュニケーション室が行ってきた活動は大きく三つに分類される。それはリスクコミュニケーションの調査、リスクコミュニケーションツールの開発およびリスクコミュニケーションの実践である。調査においては、国内外の主に原子力に関するリスクコミュニケーションに関する調査および住民の原子力に対する意識調査を行った。ツール開発においては、住民の意識分析に基づくメッセージの作成、住民との協同でのリスクメッセージ作成、インターネットのサイトである「リスク情報なび」の開発、原子力専門用語の平易化の研究がある。リスクコミュニケーションの実践に関しては、地域住民との双方向の対話、若年層を対象とした出張授業、機構内のリスクコミュニケーションを実施している。</p>
	③ 事業者や行政等の実施主体
	原子力機構
	④ 主要なステークホルダ
	住民, 原子力機構
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	(1) リスクコミュニケーションの調査
<p>リスクコミュニケーションの海外調査では、欧米においては地域住民、事業者、行政の三者から成るリスクコミュニケーションのための場を構築していることが明らかに</p>	

なった。三者が対等な立場で情報を要求、提供、説明し合い、意見交換や議論を行う場が整備されており、その場で情報や意見の交換を通じて、関係者全体がリスクに関わる問題や行為に対して理解レベルの向上、リスク削減への貢献、お互いの信頼を深めるいわゆるリスクコミュニケーション活動を行っていた。

住民の原子力に関して知りたい情報を把握するため、住民の意識調査も行った。平常時に住民が知りたい情報は、施設の安全性、信頼度、放射性廃棄物の処理方法、施設の周辺環境への影響が多く、50%以上の人が知りたいとしていた。

(2) リスクコミュニケーションツールの開発

(a) メッセージの作成

a. で得られた住民が原子力に対して関心を持つ情報からニーズの高い項目を選び、住民と協働でメッセージを作成する作業を、2004年8月から開始した。メッセージはスライド形式でイラストを多用し、文章による説明を極力抑えた。このようなメッセージを約300枚作成し、社内外で活用できるようにインターネット上で公開した。このようなメッセージを作成した目的は、住民の視点を取り入れ分かりやすいメッセージを作成すること、および住民のリスクリテラシーを向上させることである。2004年度のメッセージのテーマは放射線に関する知識、2005年度は環境モニタリングである。これらのテーマは、原子力に関して自分たちが必要としている情報、という観点から住民自らが議論して選定したものである。メッセージはホームページでの紹介、パネル展示、クリアホルダーおよびカルタでの配布を通じて住民へ提供された。また、2006年から2008年度には、核燃料サイクルをテーマとした、くるくるウランゲームという、人生ゲームのようなボードゲームを作成した。くるくるウランゲームは原子力学会主催のオープンスクール、東海村の夏祭りなどに提供され、子供たちの核燃料サイクルの学習に使用された。

(b) リスク情報ナビ

リスク情報ナビは、公衆のリスクリテラシー向上を目的としたリスクポータルサイトである。このサイトは動画のアニメーションを使い、リスクに関する小噺を紹介し、クイズおよびゲームを導入して、リスクへの関心喚起を図っている。また、詳細なリスク情報およびリスクの知識が得られる解説メニューも設けられている。リスク情報ナビでは原子力のリスクのみならず、交通事故、自然災害といった身の回りのリスク情報も提供している。例えば、がんや薬等の健康・家庭生活の分野、テロおよび台風などの社会・犯罪・災害の分野、ゴミ問題および鉄道事故などの技術・環境・エネルギー分野など、全部で29のコンテンツに関わるリスク情報を掲載している。

(c) 専門用語の解説

従来の原子力の専門用語の解説集では、専門用語の解説に別の専門用語を使用している場合が多く理解しづらい面があるため、住民に役立つ用語解説を試みた。まず、専門用語の解説にどの程度の専門用語まで使用してよいかを把握するために、専門用語の認知度・理解度調査を行った。理解度が高い専門用語は解説に

使ってよいと判断し、専門用語の言い換え文を作成した。その際、明快で簡潔に、つまりイメージが湧いて100字以内で分かるように文章を作成した。その文章を理解度の低い人たちが確認し、意見をもらい、その意見を反映して言い換え文を修正した。修正した言い換え文も同様に評価した。図1は関東地方の1190人に調査して得られた原子力用語の認知率と理解率である。放射線の単位のシーベルト、ベクレル、横文字の入ったMOX燃料、TRU廃棄物等で認知率・理解率がかなり低くなっているということが分かる。

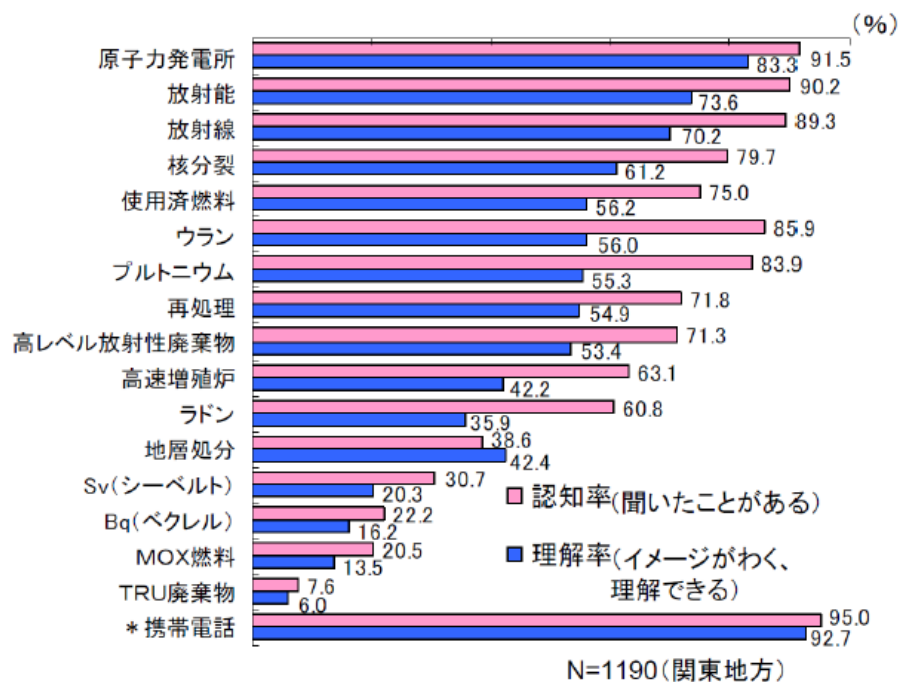


図1 原子力用語の認知率と理解率

(3) リスクコミュニケーションの実践

(a) さいくるフレンドリートーク

フレンドリートークは原子力機構の職員と地域住民が少人数に分かれて直接対話する場のことで、対話を通して原子力機構と地域住民との相互理解を深めることを目的としている。その特徴は、事業者が伝えたいことではなく住民が聞きたいことをテーマとし、自主的な参加を促し、伝えることから対話することになっている点である。フレンドリートークは二部構成となっている。第一部は説明会や施設見学会での情報提供、第二部は、一グループあたり住民7名、職員3名の小グループに分かれての意見交換である。フレンドリートークは様々な階層の住民がより参加しやすくなるように、イベントや施設見学と合わせる、あるいは村内のサークルの会合において実施するなど、工夫や改良を加えながら進めてきた。これまでに39回、述べ700名の住民が参加した。フレンドリートークの実施後には、主に次の三つの対応を行なった。一つ目が結果の解析・評価であり、意見交換会で参加者からいただいた意見や、参加者及び対応した機構職員を対象にアンケートを実施し、そのアンケート結果を分析して、今後のフレンドリートークやリスクコミュニケーション活動に参考となる意見を

まとめた。アンケート結果から、フレンドリートークは参加者には好評で、参加者の90%がよかったと回答している。また90%以上の人が、原子力に対する疑問や不安というものが、このフレンドリートークで解決、あるいは軽減されたと回答している。実施後の対応の二つ目が、住民の意見の社内報告である。所幹部には随時運営会議等で報告がなされ、従業員に対しては社内のイントラ版のホームページ、社内報等の所内報を活用し、結果を周知した。三つ目が参加者へのフィードバックである。集まった意見およびアンケート結果を要約して、フレンドリー通信というニュースレターを参加者に郵送した。

(b) コミュニケーターの登録・育成

フレンドリートークなどで住民と対話する職員をコミュニケーターと呼ぶ。研究所内にコミュニケーター登録制度というのがあり、様々な専門分野の研究者・技術者が約130名登録されている。住民と対話するには専門知識があることが必要であるが、それだけでは不十分であり、コミュニケーションのスキルおよび人柄が重要になる。そのためコミュニケーターに対して研修を行う。研修ではロールプレイなどの実技に重きを置き、各人が経験を通じて学ぶようになっている。コミュニケーターのために、リスクコミュニケーションポケットブックを作成した。これにはリスクコミュニケーションの実践で役に立つ様々な情報がまとめられていて、リスクコミュニケーションスキル編とメッセージ編に分かれている。ポケットブックはコミュニケーターの住民との対話の事前の勉強および、当日の対話の場でも使われる。

(c) 機構内のリスクコミュニケーション

社外の住民とのリスクコミュニケーションを進めていく上では、社内の理解と協力が不可欠である。職員に原子力や研究所を取り巻く社会の状況を認識してもらうため、管理職を対象とした研修会、全従業員を対象としたアンケート、専門家を招いた講演会、ワークショップを行うセミナー、社内のホームページからの情報発信、壁新聞による住民の意見の提示等を行なった。

⑥ 使用したツール等

①メッセージの作成

得られた住民が原子力に対して関心を持つ情報からニーズの高い項目を選び、住民と協働でメッセージを作成する作業を、2004年8月から開始した。メッセージはスライド形式でイラストを多用し、文章による説明を極力抑えた。このようなメッセージを約300枚作成し、社内外で活用できるようにインターネット上で公開した。このようなメッセージを作成した目的は、住民の視点を取り入れ分かりやすいメッセージを作成すること、および住民のリスクリテラシーを向上させることである。2004年度のメッセージのテーマは放射線に関する知識、2005年度は環境モニタリングである。これらのテーマは、原子力に関して自分たちが必要としている情報、という観点から住民自らが議論して選定したものである。メッセージはホームページでの紹介、パネル展示、クリアホルダーおよびカルタでの配布を通じて住民へ提供された。また、2006年から

2008 年度には、核燃料サイクルをテーマとした、くるくるウランゲームという、人生ゲームのようなボードゲームを作成した。くるくるウランゲームは原子力学会主催のオープンスクール、東海村の夏祭りなどに提供され、子供たちの核燃料サイクルの学習に使用された。

② リスク情報ナビ

リスク情報ナビは、公衆のリスクリテラシー向上を目的としたリスクポータルサイトである。このサイトは動画のアニメーションを使い、リスクに関する小噺を紹介し、クイズおよびゲームを導入して、リスクへの関心喚起を図っている。また、詳細なリスク情報およびリスクの知識が得られる解説メニューも設けられている。リスク情報ナビでは原子力のリスクのみならず、交通事故、自然災害といった身の回りのリスク情報も提供している。例えば、がんや薬等の健康・家庭生活の分野、テロおよび台風などの社会・犯罪・災害の分野、ゴミ問題および鉄道事故などの技術・環境・エネルギー分野など、全部で 29 のコンテンツに関わるリスク情報を掲載している。

③ 専門用語の解説

従来の原子力の専門用語の解説集では、専門用語の解説に別の専門用語を使用している場合が多く理解しづらい面があるため、住民に役立つ用語解説を試みた。まず、専門用語の解説にどの程度の専門用語まで使用してよいかを把握するために、専門用語の認知度・理解度調査を行った。理解度が高い専門用語は解説に使ってよいと判断し、専門用語の言い換え文を作成した。その際、明快で簡潔に、つまりイメージが湧いて 100 字以内で分かるように文章を作成した。その文章を理解度の低い人たちが確認し、意見をもらい、その意見を反映して言い換え文を修正した。修正した言い換え文も同様に評価した。

⑦ 成功した点

—

⑧ 成功しなかった点とその理由

—

⑨ 残された課題等

これまでのリスクコミュニケーション活動から以下のことが分かった。

- ・少人数での直接対話は相互理解の手段として有効であり、また事業者側の態度が信頼構築に重要である。

- ・リスクの理解には現物主義、つまり現場を見せる、データを見せる、作業員と直接話すということが有効である。施設見学会と合わせたフレンドリートークを行い、現場の作業員と話をしたことで住民は「あのような人が現場をやっているから安心だ」と感じていた。時間をかけて説明するよりも現場を見せた方が、効果がある。

- ・住民との協働活動は住民のリスク理解やネットワーク構築に効果的である。一緒に作業を行なうことで住民のリスクに対する理解が深まる。また、メッセージを一緒に作成した住民が口コミで周囲の人にメッセージを伝えており、協働活動はネットワー

ク構築にも効果的であった。

- ・理想的なリスクコミュニケーションに一足飛びに至るのは困難である。住民の知識が不十分な状態では対等な議論ができないため、対等な立場で同じ土俵で議論できる理想的なリスクコミュニケーションにいたるためには段階を経る必要がある。

- ・特にリスクコミュニケーションの論点となるような課題がない平時には、リスクコミュニケーションの明確な目的・目標の設定が難しいため、住民との相互理解を深めることが目標になる。もし何か論点が出てくれば、これを納得するように解決することが目標になる。

表 12 ベルハトゥフ(Belchatow)プロジェクトにおける合意形成事例

事例番号	#012
名称	ベルハトゥフ(Belchatow)プロジェクトにおける合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野:
	CCS
	② 対象とする施設や事業の概要:
	ベルハトゥフ(Belchatow)プロジェクトは、欧州で最大規模のリグナイト火力発電所の超臨界発電ユニットにおける、250MW 出力に相当する燃焼排ガスを用いた CCS 全工程の実証を行うものである。近隣の 3 ヶ所の塩水帯水層がそれぞれ、CO ₂ 貯留場所として調査されることになっている。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	—
	④ 主要なステークホルダ
	地方自治体, 科学者, 地質関連の研究機関
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	Belchatów project (ポーランド):ローカルおよび地方自治体、科学者、ポーランドの地質学の研究所およびステークホルダーの支援者は、イベントに招待され、ブレインストーミング・セッションに参加した。反対派もすべてのイベントに招待され、プロジェクトに関するイベントについて通知したことを永久に保存しておく。これらのステークホルダーからのどんな質問あるいは告発も、専門家によって直接回答された。プロジェクトはさらにメディアをモニターし、メディアが利用できるなコメントを出すことで報道関係者と良好な関係を維持しようとした。
	⑥ 使用したツール等
—	
⑦ 成功した点	
—	
⑧ 成功しなかった点とその理由	
—	
⑨ 残された課題等	
—	

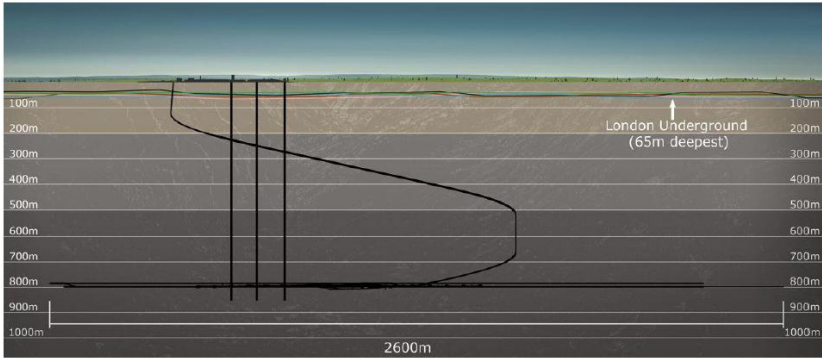
表 13 イェンシュワルデ(Jaenschwalde)プロジェクトにおける合意形成事例

事例番号	#013
名称	イェンシュワルデ(Jaenschwalde)プロジェクトにおける合意形成事例
出典	事例調査報告書
事例	① 分野:
	CCS
	② 対象とする施設や事業の概要:
	イェンシュワルデ(Jaenschwalde)プロジェクトでは, 既存の発電所におけるオキシ燃料燃焼および燃焼後回収技術の実証を行っている。貯留と輸送の 2 つのオプションが分析されている。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	Vattenfall 社
	④ 主要なステークホルダ
	住民, Vattenfall 社
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	Jänschwalde プロジェクト(ドイツ): Vattenfall (スウェーデンの大手電力会社・エネルギー会社であり、ドイツの発電所も所有する)は、「ステークホルダーエンゲージメントモデル」を開発した。これは有用なモデルであると認められ、「影響を受けるステークホルダーと直接接することで、問題解決と手続きに対する新しい考えを含む新しく価値のある情報を、プロジェクトに提供する」ことは一般に受け入れられた。
	⑥ 使用したツール等
	—
	⑦ 成功した点
—	
⑧ 成功しなかった点とその理由	
—	
⑨ 残された課題等	
—	

表 14 放射性廃棄物処分の反対運動に関わる合意形成事例

事例番号	#014
名称	カナダの中・低レベル放射性廃棄物処分場に関する反対運動
出典	Gordon Edwards and Robert Del Tredici, 2013, Examples of Rolling Stewardship Beyond One or Two Generations.
事例	① 分野:
	放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>オンタリオ発電会社(OPG社)は、ヒューロン湖から1マイル弱のオンタリオ州キンカーディンに、OPG社の20基の原子力発電炉から発生する中・低レベル放射性廃棄物を受け入れる深地層処分場を建設するための許可を申請している。</p> <p>Canadian Coalition for Nuclear Responsibility (CCNR) は将来の処分場の閉鎖を前提としたOPG社の計画に反対しており、代替オプションとして、世代を超えて管理するという、Rolling Stewardship を求めて合同調査委員会の設置を要求している。</p>
	③ 事業者や行政等の実施主体
	Canadian Coalition for Nuclear Responsibility (CCNR)(市民団体)
	④ 主要なステークホルダ
	Canadian Coalition for Nuclear Responsibility (CCNR)(市民団体), OPG社(実施主体), 住民
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	代替オプションの提示
	⑥ 使用したツール等
	—
	⑦ 成功した点
—	
⑧ 成功しなかった点とその理由	
—	
⑨ 残された課題等	
—	

表 15 英国における地層処分のサイト選定に関わる合意形成事例

事例番号	#015
名称	英国における地層処分のサイト選定に関わる合意形成事例
出典	Department of Energy and Climate Change, 2013, Review of the Siting Process for a Geological Disposal Facility
事例	① 分野: 放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要: <p>2008 年に出された「The 2008 Managing Radioactive Waste Safely (MRWS) White Paper1」(以下白書)において、英国における高レベル放射性廃棄物の長期的な取り扱いに関わるフレームワークが示された。英国政府の方針は、地層処分を通じて、中間貯蔵と合わせた地層処分とその実施を支える研究開発を通じてそれを行うというものである。白書では、地層処分の対象となる廃棄物と、地層処分に対して英国政府がどのように準備・計画するかについて説明されている。さらに白書には規制機関と独立監査機関の役割、および公募・協定方式による地層処分施設(GDF)のサイト選定プロセスについても明記されている。処分場は、地下 200~1000m に掘られた坑道内に廃棄体を定置し、表層における人為事象および自然事象(洪水、海岸侵食、地震、またはテロ)から防護する多重バリア方式に基づく。</p> 
図 1 処分施設の深度を示す断面図	

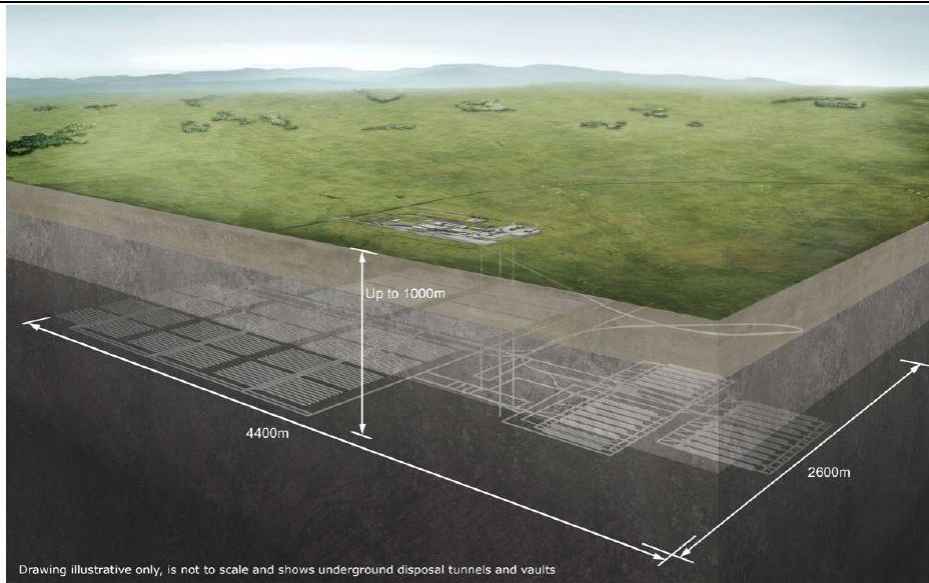


図2 処分施設のスケール

③ 事業者や行政等の実施主体

英国政府, 原子力廃止措置機関(NDA) (とくに放射性廃棄物管理局 (RWMD))

④ 主要なステークホルダ

英国政府, 原子力廃止措置機関(NDA) (とくに放射性廃棄物管理局 (RWMD)), 地域社会 (および受け入れ地域の意思決定機関としての地方自治体), 独立な規制機関, 放射性廃棄物管理委員会 (CoRWM).

⑤ 合意形成のためのアプローチ

白書において想定されているサイト選定プロセスは公募および協定方式である。この方式においては地域社会が鍵となる。サイト選定プロセスは、受け入れ先となる地域社会の関心、懸念、要望、要求に対応して最適化する必要がある。このことは、実体としてのサイト選定プロセスのみならず、実施主体の地域社会との関わり方やコミュニケーションの取り方においてもあてはまる。

サイト選定プロセスを開始するにあたって、英国政府は、意味のある相当の支払いを通じて、受け入れ地域が処分施設という大規模なインフラプロジェクトを受け入れることによって国民に対してサービスを提供していることを認めることが、地域に便益を提供する目的であることを明らかにする。

サイト選定プロセスの初期の段階において、英国政府は地域に提供され得る便益の規模を明らかにする。予備調査段階(Learning phase)段階においては、参加地域およびその周辺自治体は 該当地域の社会経済見通しに基づき、地域社会への便益として投資されるプロジェクトの絞り込みを開始することができる。英国政府は、サイト絞り込み段階(Focusing phase)において支払いを開始する。受け入れ地域への投資の一環として、英国政府は(立法を通じて)絞り込み段階における支払いの受け皿となる地域基金を創設する。これにより、将来世代に渡って地域社会を恒久的に支えることとなる。英国政府が基金を廃止するのは、処分施設が地域に建設されな

	<p>かった時のみである。処分施設を建設する最終決定がなされた際、および地下での操業の初期においては、残りの基金が支払われ、地域社会の基金に組み入れられる。</p>
	<p>⑥ 使用したツール等</p> <p>—</p>
	<p>⑦ 成功した点</p> <p>—</p>
	<p>⑧ 成功しなかった点とその理由</p> <p>—</p>
	<p>⑨ 残された課題等</p> <p>—</p>

表 16 米国ユッカマウンテン計画における合意形成事例

事例番号	#016
名称	米国ユッカマウンテンにおける処分場計画における合意形成事例
出典	Bruce Breslow, Executive Director, State of Nevada, Agency for Nuclear Projects, YUCCA MOUNTAIN – LESSONS LEARNED FROM NEVADA
事例	① 分野:
	放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要:
	<p>ユッカマウンテンはネバダ州ラスベガスの北西約 160km に位置しており、土地は連邦政府の所有である。ユッカマウンテンで処分される対象は、商業用原子力発電所から発生する使用済燃料、エネルギー省(以下、「DOE」という)が保有する核兵器製造過程で生じた高レベル廃棄物(ガラス固化体)および兵器製造炉、研究炉および海軍の船用炉から発生する使用済燃料の3種類が計画されている。米国では、商業用原子力発電所で発生した使用済燃料の再処理は 1973 年以降行われておらず、また、1993 年の「核不拡散および輸出管理政策」からも、使用済燃料をそのまま高レベル廃棄物として処分する直接処分方式が取られているが、2006年2月に発表された GNEP では先進再処理の構想が示されている。</p> <p>当地の地下水面の深度は地表から 500～800mと深く、降水量は約 190mm/年と少ない。処分施設は、地下水面より約 300m上部(地表面下約 200～500m)に設置される計画であり、また、こうした地質環境による天然バリアに、廃棄物を環境から長期間隔離するための人工バリアを組み合わせた、多重バリアが考えられている(図3)。処分対象の高レベル廃棄物は、外側がアロイ 22 と呼ばれるニッケル基合金、内側がステンレス鋼の2重構造の廃棄物パッケージ(外側の合金が腐食に耐える役割、内側のステンレス鋼が力学的な荷重に耐える役割を担う)に封入して処分されるが、現在、処分場の地上施設を簡素化するための設計変更が進められており、原子力発電所で使用済燃料を封入する輸送・貯蔵・処分キャニスタの使用について検討が行われている。処分場の規模は、サイト推薦時の計画では総面積が約 4.65 平方 km、坑道の延長距離は約 69km、処分坑道の延長距離は約 56km である。</p> <p>DOE が 2006 年 7 月に発表したスケジュールでは、許認可申請書は 2008 年 6 月に提出、操業開始は 2017 年 3 月と示されている。</p> <p>1982 年の放射性廃棄物政策法に基づき、DOE が実施主体となっているが、DOE 内部の民間放射性廃棄物管理局が具体的施策を実施している。また、評価・解析等の技術開発の面でのサポートとしては、国立のサンディア研究所が中心的な役割を担っている。サンディア研究所はニューメキシコ州アルバカーキを本部として、年間予算は 21 億ドル(2006 年度)であり、従業員は約 8,500 人である。ユッカマウンテンプロジェクトに関して、サンディア研究所では全体 60 名が関わり、一部はユッカマウンテンに駐在して研究している状況である(原子力百科事典 ATOMICA)。</p>

	③ 事業者や行政等の実施主体
	米国エネルギー省
	④ 主要なステークホルダー
	米国エネルギー省, ネバダ州, 住民
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	<p>米国エネルギー省の秘密主義的な風潮により, 法律に盛り込まれている住民の信頼と妥協を必要とする事業の実施主体としての適性を欠いていた。</p> <p>ネバダ州では, 米国エネルギー省は, 当初から敵対的な状況を生んでしまった。早くも 1984 年には, ネバダ州は法廷で監督責任(法律で特別に規定されている役割)を行使しなければならなかった。米国エネルギー省がユッカマウンテン計画の実施に際してとった強引な手法と, 長年の問題と不信のために, 米国エネルギー省は将来においても同様のサイト選定計画を主導することが困難になったといえる。</p>
	⑥ 使用したツール等
	—
	⑦ 成功した点
	—
	⑧ 成功しなかった点とその理由
	<p>サイト選定プロセスにおける強引な手法。米国エネルギー省が, ネバダ州に対して状況をよく説明して同意を得るような手法をとっていれば, より早期に許可申請が却下され, 数十億ドルの予算と数年分の時間を節約できたたうえに, 真に適切なサイトに移行することができたと考えられる。</p>
	⑨ 残された課題等
	—

表 17 国際共同処分における合意形成に関わる検討事例

事例番号	#017
名称	国際共同処分における合意形成に関わる検討事例
出典	Andrejs Dreimanis, Multilevel Stakeholder Consensus Building in Radioactive Waste Management
事例	① 分野:
	放射性廃棄物処分
	② 対象とする施設や事業の概要:
	生活の質, 世界規模の安全保障と環境に対する社会的要請が高まる中で, および倫理的な公平の原則の観点からも, 原子力技術の利用に関わる多国籍の共同プロジェクトに対する期待が高まっている。とくに, 高レベル放射性廃棄物および使用済み燃料を安全に処分するための共同処分場の立地についての期待が高まっている。同時に, 多国籍の施設の設置においては, すべての関係国間でのより複雑なコンセンサスが求められる。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	関係各国および関係機関
	④ 主要なステークホルダ
	関係各国および関係機関, 住民
	⑤ 合意形成のためのアプローチ
	必然的な多様性に関する Ashby 原理とともに, 様々なステークホルダ, および複雑な概念の自己組織化に基づき, 放射性廃棄物の深地層国際共同処分場のサイト選定および建設を目的とした多層的な合意形成のための学際的協働アプローチが提案された。多国籍処分場のサイト選定においては, ステークホルダのコンセンサスを得ること, すなわち, 国内のコンセンサスに加えて, 国際的なパートナーの間で, 政治的, 社会的, 経済的, 生態的な合意を得ることは, 本質的な要素とみられる。すべての当事国は, 各国政府が代表するナショナルステークホルダとみなされ, 潜在的に多様な政治的, 経済的, 社会的関心を伴う心理的圧力のもとで, 上方向(国際的な)および下方向(国内)のコンセンサスを同時に得なければならない。
⑥ 使用したツール等	
—	
⑦ 成功した点	
1) ステークホルダ協働のためのアプローチの基礎。個人, 公共団体, 企業間の協力と競争を通じた知識創出ステークホルダ共同体の形成による情報の自己組織化 2) 国際的ステークホルダ間の合意形成は, 国内, 国外のステークホルダ間の, 放射性廃棄物処分サイト調査および意思決定に関わるウェブネットワーク, 原子力安全に関わる政府組織のネットワークを含む交流の活性化および多様化によって促進される。	

	3) 国際および国内のステークホルダ間のパートナーシップの構築—未解決の問題について理解を共有するための民主的な対話に向けた鍵
	4) 新たに生じた論争は、紛争解決のための協働アプローチによって解決できる
	5) 社会的学習, 異文化的思考, 統合的共存および知識
	⑧ 成功しなかった点とその理由
	—
	⑨ 残された課題等
	—

付録-2

合意形成に関連した知識工学を含む最新の手法や知見についての調査

国家、企業、地方自治体をはじめ様々な場面で合意形成が求められている。それに伴い、数理モデルの開発、工学的な技術の発達、条例等により新たな合意形成の手法や知見が生み出された。ここでは、以下の7つの手法について、目標、概要、開発や適用の経緯、代表的な適用事例、長所と短所、開発課題等に分けて調査を行った。

- ・ソフトシステムズ方法論及びCDM
- ・討論型世論調査
- ・合意形成に関するゲーム理論及びマルチエージェントシミュレーションの適用
- ・心理学・認知心理学的手法
- ・戦略的環境アセスメント
- ・市民参加型の手法やCVMによる手続き的正当性を求める手法
- ・IT技術の活用に関する手法（リスクコミュニケータ）

以下に、これらの手法についての調査結果の概要をまとめる。

(1) ソフトシステムズ方法論及びCDM

(i) 目標

ソフトシステムズ方法論(SSM) (Checklandほか, 1994)は、問題が明確に定義されていない状況において、ステークホルダの世界観のアコモデーションを探り、問題の解決に導くプロセスである。しかし、SSMでは関連システムを選択する機能はなく、その判断は分析者の経験によるところが大きい。そして、関連システムを不要と判断できず、分析対象として含める関連システムの数が多くなり、効果的な解決案を導くのは困難になる。そこで、SSMにおける概念モデルを特定非営利法人技術データ管理支援協会(MASP) (<http://www.masp-assoc.org/>)が提唱する概念データモデリング(CDM:Conceptual Data Modeling)を用いて作成することで、関連システムを1つのモデルとして取りまとめる(藤澤ほか, 2010)。

(ii) 概要

SSMでは、複数の関係者の立場や価値観の違いの存在を前提とし、それらの異なった立場や価値観の折り合いをつけようとする。違いは違いのまま、関係者がお互いに自分を相手に合わせて調整し合い、折り合える点「アコモデーション(accommodation)」を探索することが特徴である。SSMは、複数の関係者による参加型合意形成と意思決定に適用可能な方法論である。表1の7つのステージから成るモデルは、Peter Checklandが初期に示したものであるが、現在でもSSMのプロセスを説明する時によく用いられるモデルである。SSMでは、表1のように「現実世界」と「現実世界についてのシステム思考」を意識的に区別して行いことも特徴であり、ステージ4のアウトプットであるモデルは現実世界のモデルではない。なお、この7つのステージは、SSMを実施する上でステージ1から必ず矢印の順番に進めなければならないというものではない。SSMの方法論に熟達した人は、状況に応じて、ステージの間を自由に行ったりきたりしながらSSMを実施する(中条, 2004)。

表1 SSMの7つのステージ

ステージ	説明
ステージ1 問題を認知	構造化されていない問題状況を、構造化された問題状況に変える。SSMでは問題状況を表現したものを「リッチピクチャ」と呼び、ステージ1では問題状況に関わる人々が納得できるリッチピクチャを描く。
ステージ2 問題状況を記述	ステージ1のアウトプットであるリッチピクチャを吟味し、考察の対象とすべき「関連システム」を選択する。この関連システムは、システムが結局何を行うのかを明らかにするもので、動詞を使って「～するシステム」と表現する。ここでは最良の関連システムを1つ選ぶのではなく、異なった立場を反映する複数の関連システムを選ぶ。
ステージ3 システム定義の成文化	ステージ2のアウトプットである複数の関連システムをそれぞれ「基本定義(RD)」に展開する。この基本定義は、「Zのために、Yすることによって、Xするシステム」という形式をとる。基本定義の展開プロセスでは、システムの受益者、実行者、所有者、さらに世界観や制約条件も検討することで、基本定義の文章を洗練化させる。
ステージ4 概念的活動モデルの構築	ステージ3のアウトプットである基本定義から「概念的活動モデル」を作成する。この概念的活動モデルは、基本定義に規定された関連システムを実現する活動を論理的にモデル化したものであり、現実をモデル化したものではない。
ステージ5 モデルと現実世界の比較	ステージ4のアウトプットである概念的活動モデルとリッチピクチャとを比較する「比較表」を作成する。現実の問題状況を表現したリッチピクチャと比較することで、現実にはない活動または存在するが上手く機能していない活動を発見し、変革のために必要な活動を議論する。
ステージ6 実行可能な変革案作成	ステージ5のアウトプットである比較表とリッチピクチャに基づいて、関係者が受容可能で実行可能な改革案を検討する。「望ましく実行可能な変革案」がステージ6のアウトプットである。
ステージ7 変革案実行	ステージ6で作成した変革案を実行する。その実行の結果として問題状況が変化し、スパイラルアップした新たな状況のもとで、SSMの次のサイクルが始まる。

一方、技術データ管理支援協会(MASP)が提案するCDMは、「もの」と「こと」に着目して対象業務を分析し、本質的な業務プロセスをデータモデルとして写し取る手法である。具体的には、以下の図を作成する。

- ・実体関連図(静的モデル)：業務に関係する「もの」(エンティティ)とそれらの関係を記述
- ・実体状態変化過程図(動的モデル)：静的モデル中の「もの」それぞれに対して、「もの」が持つ属性値の状態変化を与える原因となる「こと」を、時間的順序を追いながら記述
- ・組織間連携図：上記の静的モデル・動的モデルを実際に存在する組織の上に貼り付けて、データの流れの妥当性を分析
- ・機能領域図・機能連鎖図(機能モデル)：上記以外の細かな機能についてデータフローダイアグラムを用いて記述

「もの」(エンティティ)については、業務を分析する際、粒度の決定が課題となる。MASPのCDMでは、動的モデル上で状態変化が同一のものは、同一の「もの」として扱う。細かな状態の差は、識別

子の値で区別する。結果的に、どの範囲の業務の「こと」を含むかが、「もの」の粒度に影響を与える。「こと」については、業務が進捗した際に、「もの」の属性値が書き換えられる「こと」にまず着目する。例えば、「一覧表の作成」「領収書の作成」と言った、単なる情報提示の機能は分析に含めない方がよい。変更のみに着目することで、本質的部分のみに注目し、結果的にモデルを簡明化している。結果として「あるべき情報の流れと組織」を分析する手段である組織間連携図が簡明化される。そして、組織間連携図において、どこの組織がデータに責任を持つのかという視点を用いて、as is ではない、to be の業務の流れを見出しつつ、データの整合性を保証する。いずれにせよ、この動的モデルも組織間連携図も、どの範囲の「こと」を分析に含めるかで大きく結果が変わってくる。以上見てきたように、CDM では、事業領域が変化すると、動的モデルは変化し、静的モデルの「もの」の粒度・属性が変化する。CDM では、開始時に「事業領域と使命」の図を作製し、それに従い業務分析することが強く要請されているが、最初に事業領域を明確化させていることは、影響が如何に大きいかを暗示している。ただし、CDM では、「事業領域をどこに設定するのか」を解く手段は提供されていないそのため、CDM の事業領域と使命の設定はヒアリング対象の問題意識に依存する。

(iii)開発や適用の経緯

システムエンジニアリング・システム分析・OR などの従来のシステムアプローチでは、所与の目的を実現する効率的な方法 (How) を導出することが中心となり、それが強みであるといわれている。しかし、目標達成論理に集中する従来のシステムアプローチの考え方では、システムの人間的側面の多くを考慮することは難しい。問題解決がうまくいかない事例から、システムが実現すべきこと (What) の探求の必要性に気づいた研究者は、1970 年代以降に新しいシステムアプローチを提唱した (戦略的代案開発分析、ソフトシステム方法論、戦略的選択法、ロバネスト分析、メタゲーム分析、ハイパーゲーム分析など) (Rosenhead ほか, 2001)。それらの方法論は、システムが実現すべきことを、異なる価値観をもつ複数の関係者が探求するところから出発する点に特徴があり、「ソフトシステムアプローチ」と呼ばれている。それに対して、従来のシステムアプローチは「ハードシステムアプローチ」と呼ばれ、強み・弱みが異なるシステムアプローチとして区別されている。

ソフトシステムアプローチに区分される方法論の中では、1970 年代に英国の Peter Checkland が提唱し、今なお多くの研究者が改善・拡張を継続している SSM が最も普及度が高く、ソフトシステムアプローチの代名詞的存在となっている (五百井, 199 中条, 2004)。

第 4 ステージでは、複数の候補から選択した関連システム(目的を持った業務活動)から概念モデル(目的を実現するために必要な要素活動)を構築する。しかし、SSM では関連システムを選択する機能を持たず、その判断は分析者の経験によるところが大きい。そして、関連システムの候補を不要と判断できず、分析対象として含める関連システムの数が多くなる傾向がある。その結果、構築する概念モデルは、問題を全体的にみるという漠然としたものの見方を示すのみで、情報構造がよくつかめず、効果的な解決案を導くのは困難である。また一方で、SSM は、その創始者の Checkland によれば柔軟なアレンジが可能であり、第 4 ステージの概念モデルの構築では、別の手法で代用できるとある (藤澤ほか, 2010)。

(iv)代表的な適用事例

藤澤ほか, 2010 は、SSM と CDM を用いた業務分析手のある自治体の道路維持管理業務に試行し、両

手法の併用について妥当性を検証した。具体的には、まず、SSMのみで実施し、その後で、CDMを併用した分析を行った。

SSMによる分析は、分析対象業務である維持管理業務を行っている業務担当者に対し、概念モデルと現実世界との比較（ステージ5）までを行った。その分析結果の一部

- ・電話以外の新しい連絡網の整備（オンラインシステムなど）が必要なことや、住民へ通報の進捗報告の義務化、迅速化が示唆された
- ・住民の維持管理業務への積極的な参加PRが必要であることが示唆された。

しかし、関連システムの選択を行っていないため、分析結果の妥当性には不安がある。また、上記の連絡網の整備、進捗報告の義務化・迅速化であるが、視点が住民側に偏りすぎている。これは確かに重要な問題であるが、多大な予算と人員が必要なのは明白であり、実現できる可能性は低い。住民の維持管理業務への参加も同様である。土木事務所側から一方的に住民へ維持管理の協力を仰いでも、増加する案件に歯止めがかかるほどの効果が上げられるかには疑問が残る。

次にCDMを併用した分析した。

SSMのみによる分析で抽出された関連システムのRDを「事業領域と使命」として代用し、静的モデルを作成した。静的モデルの「もの」を導出する際には、主にRDの名詞から抜き出し、「もの」の候補とした。

次に、動的モデルを静的モデルの「もの」それぞれに対し、データの状態変化を与える原因となる「こと」に応じて、順番に記載した動的モデルを作成した。この動的モデルそれぞれをステークホルダ間の関係する「こと」でつないだ図が、CDMの最終的な結果となる組織間連携モデルである。

CDMの分析結果として、住民と管理部門職員の世界観をそれぞれ配慮した、折衷案のようなものを得られた。具体的な改善点は以下のようなものである。

- ・住民からの通報に対する、道路補修の日程を住民に知らせるべきである。具体的には住民と管理部門との間に、通報に対する補修日程を共有する情報システムを導入すべきである。
- ・住民からの新しい道路の建設要望によって、新しく建設した道路の情報、または建設予定の道路の情報を共有すべきである。具体的には住民と建設部門との間に、道路要望に対して、建設した道路、または建設予定の道路情報を共有する情報システムを導入すべきである。
- ・道路が破損した根本原因を追及し、その情報を管理部門、建設部門、工事委託業者で共有すべきである。根本原因の解明と共有により、通報の再発を防ぎ、新しい道路建設にもフィードバックされる。

SSMのみと、CDM併用とでは分析による業務改善策として全く異なる結果が得られた。この違いは、両手法でのステークホルダの世界観の扱い方が大きな影響を与えていると考えられる。

(v)長所と短所

SSMとCDMを併用する手法には条件がある)。その適用条件の1つとして、たとえば工場の設備のためのMRPのような、構成要素および処理内容に人的要素が少ない分野には効果が薄いと考えられる。むしろ、制度のあり方やその事業を構成する人的要素が強い影響を有する業務システムなどを対象にするべきと考えられる。

CDMは、対象ビジネスが持っている「本質的なデータの流れ」を抽出し、それを現実存在している組織の図の上に貼り付けることによって、ステークホルダ内で共通した認識を獲得し、組織間でのデータの本質的な流れを検証し「to be」の形を導き出す手法である。つまり、データとして対象ビジ

ネスを写し取る手法である。すなわち CDM が扱う対象が、工場のように、政策的な視点や世界観はあまり重要でなく、構成要素と働きが明確な対象ビジネスの場合には、SSM と組み合わせるより、確実性の高い CDM のみによる分析を行った方が効果的と思われる。SSM のステークホルダのアコモデーションを取ることが意味をなさないと思われるからである。

そして適用条件の 2 つめとして、対象となるビジネスに関わる組織の立場が少なく、ステークホルダ間で世界観が同じような組織よりも、多くの立場や世界観の異なったステークホルダが存在する場合に効果的であると考えられる。世界観同士の対立がなければ、CDM を用いなくても、世界観を満たすために必要な活動を見直すだけで十分のはずである。しかしながら、組織が小さくても、人の世界観は 1 人ずつ異なり、対立は常に生じているはずである。そして、その対立を解消するための改革を導出する際に、情報構造をつかむ CDM の分析は役立つと思われる。

(vi) 開発課題等

現在、概念データモデリングと情報システム開発(実装)の間には大きな差がある。今後は、概念データモデリングと実装との間を埋める構築手法を考えなくてはならない。それが可能となれば、ビジネスの目標が、概念データモデリングというオブジェクト指向分析技法にそのまま引き継がれ、オブジェクト指向設計アプローチに展開可能となるものと思われる。それができて初めて、設計段階に応じて対象世界を記述するモデルが変化する Waterfall Model から脱却して、最上位から最下層の実装まで、オブジェクト指向というひとつのパラダイムで情報システムを設計することが可能となる(藤澤ほか, 2010)。

(2) 討論型世論調査

(i) 目標

一般市民の考えを政策に反映させる手段として、世論調査があり、多くの市民から偏りの無い意見を得る事が出来る。しかし、一般的な世論調査では、市民が十分な情報を得る事や議論を行う事ができていないため、得られた意見の信頼性は高いとは限らない。その他には、市民を会議に参加させる手段がある。しかし、会議に参加している市民が、市民全体の意見を代表しているとは限らない(猪原, 2011)。これらの問題点に対して、政治理論研究者フィッシュキンらは「討論型世論調査」を提唱した。

(ii) 概要

猪原ら, 2011 によると、討論型世論調査は市民を無作為に抽出する手法の中でも、無作為を厳密に行う事と、討論参加者に合意を求めない事に大きな特徴がある。この 2 つの特徴は従来の世論調査にも見られるが、討論を行う際には集団心理のバイアスを防止する働きがある。集団心理のバイアスの例としては、多種多様な階層から参加者で討論を行っても、その過程で一部の階層の参加者が排除されてしまう事が挙げられる。また、討論を経ることで、本来持っていた考えがより極端になる集団分極化が生じる可能性もある。

通常の世界論調査と違い、討論型世論調査では「実際の討論」と「メディアと連携」が見られるのが大きな特徴である。具体的な手順(<http://cdd.stanford.edu/polls/>)は、

(a) 事前調査

無作為に抽出された一般市民に、電話もしくは訪問によって、課題となる政策課題の質問を行う。

(b) 参集

先ほどの一般市民の中から 300 前後の被験者を無作為に選び、当該政策課題に関する詳細な資料を渡し、週末の 3 日間 1 か所に集める。

(c) 小グループ討論

集められた被験者を無作為に 15 前後の小グループに分け、実験の趣旨を十分に理解した司会の下で論議を行う。

(d) 全体討論

全体で討論を行う。ここでは、当該政策課題に詳しい専門家、政治家および政府の政策担当官に対して、各グループから質問が行われる。全体会議はマスコミを通じて放送される事がある。

(e) 討議の繰り返し

小グループ討論と全体討論を繰り返す。この際、小グループは再編されず、初期から同じメンバーで討論を行う。

(f) 事後調査

上記の討論を経て、被験者の意見が事前調査と比較して変化したかを分析する。

(g) 結果の公表

イベント終了後、分析結果をマスコミに発表する。

(iii) 開発や適用の経緯

一般市民は重要な公共問題について十分な情報を知らないことが多く、従来型の世論調査では、表面的な印象しか明らかにならない。一般市民は、相容れない問題に正面から向き合う理由や、時間と努力を費やして情報を収集することや、熟考した上で結論を出す理由をほとんど見出せず、社会科学者が「合理的無知」と呼ぶ状態に陥っている。さらに、問題に対して態度を決定できない状態にある。そこで、一般市民に十分な情報、多様な意見、熟考できる機会を与えたらどのような変化をもたらされるかを調査するため、スタンフォード大学のフィッシュキンらによって「討論型世論調査」が考案された。1994年に英国で犯罪に対して討論型世論調査が初めて行われた。

(iv) 代表的な適用事例

(a) 1994年4月の英国での犯罪に対する事例(柳瀬, 2005)

討論型世論調査が世界で始めて行われた事例で、犯罪をテーマにしている。討議前と討議後とでは被験者の意見の変化が顕著に表れていた結果の例として、刑事裁判で有罪とされた者に対する収監の犯罪抑止効果に疑問をもつ被験者が大幅に増え、逆に、被疑者の黙秘権の保障に理解を示す被験者が大幅に増えた。質問内容によっては討議過程を経ても意見が変わらないものもある(刑罰そのものに対する考え方は、討議前と討議後とでほとんど変化がなかった)が、いずれにせよ、調査に参加した被験者の多くは、当該政策課題に関する知識を習得し熟考するだけでなく、他者との討議を通じて異見に対して理解しようと試みており、また、全体を通じて討論型世論調査の意義を高く評価していた。

項目	討論前(%)	討論後(%)
より多くの犯罪者を刑務所に送致することが犯罪抑止手段として効果的であるということに賛同する。	57	38
被疑者は警察官の尋問に対して黙秘する権利を持つべきであるということに賛同する。	36	50
特定の犯罪については死刑が最も適切な刑罰であるという意見に賛同する。	68	68

(b) 2010年1月に行われた神奈川県藤沢市の事例(<http://keiodp.sfc.keio.ac.jp/>)

藤沢市は計画策定にあたり、幅広く市民の声を計画に反映させるため、討論型世論調査を行った。満20歳以上の藤沢市民から3000人を抽出し、郵送にて事前調査を行い、その中から258人が討論に参加し、事後調査を行った。なお、今回の事例は小グループ討論と全体討論を2回ずつ行った短縮版である。意見が変化した例として、行政が対象とすべき世代を将来に向けた参加者が増えたこと、手厚いサービスを望む参加者が減ったことが挙げられる。

行政が対象とすべき世代	将来の世代	現役世代
討論前(%)	36.4	30.1
討論後(%)	47.4	24.1

行政サービスの程度	手厚いサービス	ほどほどのサービス
討論前(%)	29.4	37.9
討論後(%)	24.5	46.5

(v) 長所と短所

討論型世論調査は、あくまで問題の本質の理解と社会的合意形成を促すための制度であって、政策決定のために構想された制度ではない。しかしながら、討論型世論調査における議論を通じて国民(実際に調査に参加した被験者のみならず、それを放送したものを視聴した者を含む)は当該政策課題の理解を深めることができ、また、討論型世論調査における討議やその結果は、政府や議会によって公共政策が決定される際の参考として利用することも可能であろう。また、フィッシュキンとアッカーマンによる「討議の日」構想のように、選挙直前に討論型世論調査を実施することにより、そこでの議論を選挙に結合させ、単なる候補者や政党のイメージの選択の場から政策選択の場へと選挙を転換させることも考えられなくはない。

さらに付言すれば、討論型世論調査は住民投票を決して否定するものではなく、むしろ、住民投票と討論型世論調査とを組み合わせることにより、住民投票の討議性を補完することができる。これまでも、共和制への移行をめぐる1999年及びアボリジニとの和解をめぐる2001年のオーストラリアでの討論型世論調査や、ユーロ加盟をめぐる2000年のデンマークでの討論型世論調査は、その是非を問う国民投票の数週間前に実施され、その模様は新聞やテレビ放送等を通じて全国民に伝えられている。

一方短所としては、被験者に対して与える情報が公平でなければ、得られる結果もきわめて危険な歪められたものになってしまう点、また、何よりもその実施には莫大な費用がかかる点が挙げられる(柳瀬, 2005)。

(vi) 開発課題等

猪原らは今後の課題として以下の事項を挙げている(猪原, 2011)。討論後における参加者の意見は、知識の習得及び討論を経た後なので、一般的な市民の意見を代表している訳ではない。討論により意見の変化が見られるが、集団分極化のような無意識の社会心理的バイアスや、意図的な情報操作が行われていないか確認する必要もある。実施にあたっては行政よりも、大学等の中立性の高い団体が望ましい。分析についても、データを公表し、誰もが各自の立場で分析が行える事が望ましい。結果の公表にあたっては、マスコミとどのように連携するかが重要である。

(3) 合意形成に関するゲーム理論及びマルチエージェントシミュレーションの適用

(i) 目標

エージェントベースシミュレーションは、個々のエージェントの振る舞い方、エージェント同士の相互作用、周囲環境との相互関係をモデル化し、多数のエージェントを仮想的に環境下に発生させ、それらがボトムアップにいかなる振る舞いを見せるかを観察する手法である。その中でも集団内のエージェントが他のエージェントに対してアライアンス(提携)を交渉するプロセスを記述するのが「ランドスケープ理論(木嶋, 2004)」である。

(ii) 概要

木嶋, 2005によると、ランドスケープ理論は、複数のエージェントがアライアンスを形成する過程をシミュレートしようとする理論であり、各エージェントの行動に対して、次の二つを仮定する。これらの仮定はそのどちらも、各エージェントにとってそれぞれのアライアンスの価値を評価するのが困難であるという認識を反映している。

最初の仮定は、各エージェントは近視眼的評価をする、という仮定である。各エージェントは、他のエージェントとどれだけうまくやっていけるかを考慮する際に、対象外のエージェントについては考慮しないということである。すなわち、他のエージェントに対してペア(一対)ごとの評価のみを行い、例えば、複数のエージェントの組に対する評価などの、いわば高次の評価は全く考慮に入れないということである。

2番目の仮定は、各エージェントはアライアンスの調整を漸進的に行う、という仮定である。すなわち、あるアライアンスに参加するかどうかの意思決定はエージェントごとに行われるということである。したがって、あるアライアンスに属するすべてのエージェントが協調してそっくり他のアライアンスに移動するという状況は考えない。利害関係に関する情報が曖昧で、またアライアンス形成活動から得られる利得の因果関係もあいまいである場合にはこうした仮定を置くのも妥当であるといえる。

一方、各エージェントは次の三つのパラメータで特徴づけられる。

① エージェントの規模 例えば、エージェントが国家であればそのエージェントの規模は、人口や産業規模など、また企業であればシェアや生産力などではかることができるだろう。これは、いわばエージェントの能力を表現するパラメータであり、他のエージェントにとってどれだけ重要な存在であるかを反映するパラメータである。考察対象としてのエージェントとしてなにを考えるかで、どのように規模を定義するかは自由なので、逆に適切な規模の概念が重要になる。

② エージェント i のエージェント j に対する親密度 エージェント i のエージェント j に対する親密度 p は、エージェント i から見たエージェント j に対する、「提携し同じアライアンスに入ろうとする意志の強さ」を表すパラメータである。両者が提携したいと思っているならば正数、対立の可能性を持っているならば負数とし、 $-1 \leq p \leq 1$ とする。この親密度は、対称的と仮定されている。すなわち、エージェント i から見たエージェント j に対する親密度は、エージェント j から見たエージェント i に対する親密度と全く等しいと仮定されているのである。この仮定が、この理論の基本的ロジックを支える大きな役割を果たしている。

③ エージェント i とエージェント j の距離 各エージェントがそれぞれ親近感を持つ者同士が連携して、いくつかのアライアンスに分かれたとしよう。そのようなエージェントの分割図を地勢と呼ぶ。すなわち、地勢とは、「すべてのエージェントをいくつかの集団に組分けしたときのある一つのパターン」を意味する。ここでは形成されるアライアンス数は 1 ないしは 2 と仮定し、ある一つの地勢において、エージェント i から見たエージェント j との距離 d は、2 人のエージェントが同じアライアンスに属しているのなら 0、もし違うアライアンスに属しているのなら 1 と定義する。

④ フラストレーションとエネルギー

各エージェントが上記三つのパラメータで規定されると、地勢 x に対するエージェント i のフラストレーション F を、自分以外のエージェントの規模と提携したいかどうかの尺度である親密度に基づき、次式で定義する。

$$F = \sum s * p * d$$

これは、 i が地勢 x において感じるまさに不満の度合いである。ここでまず注目すべきは、エージェントの近視眼的な行動が表現されているということである。すなわち、フラストレーションは 2 エージェント間の親密度等から定まり、2 者以外の状況などのより複雑な相互作用には左右されていない。

さらに、フラストレーションの定義の中に、親密度だけでなく相手の規模も採り入れられていることも特徴である。これは、たとえ対立しているとしても小規模のエージェントと連携を組むことは、同じくらいの尺度で対立している大規模のエージェントと連携を組むことに比べて、たいした問題にはならないということを反映する。

漸進性の仮定により、各時点では 1 人のエージェントのみがフラストレーションを減らすように所属するアライアンスを変更する。その基本行動は次の二つである。一つは、協調傾向の相手と同じアライアンスに入ることである。そのときには、彼との距離は 0 となるので、そのエージェントへの不満は 0 になり、フラストレーションは減少する。二つ目は、対立傾向の相手とは違うアライアンスに入ることである。そのときには距離は 1 であり、また親密度は負なので不満は減少する。

次に、各エージェントの持つフラストレーションから、一つの地勢 x に対してエージェント全体が持つフラストレーションの総和（これを、地勢方の持つエネルギーという）を次のように定義する。

$$E = \sum s * F$$

ランドスケープ理論は、原理的に、エネルギーが最少となる地勢を求めようというものである。シミュレーションの具体的なアルゴリズムは次のように表現できる。

- ①初期地勢を生成する。
- ②地勢 x を選択し、そのエネルギー E を計算する。
- ③ x から到達可能なすべての地勢を生成し、そのエネルギーを計算する。
- ④③のなかで最少なエネルギーを持つ地勢 y を選択する (y が複数ならランダムに選択)。
- ⑤ $E > x$ が成立すれば x を y に置き換えて②へ戻る。
- ⑥ $E > x$ が成立しなければ x を極小エネルギー地勢 (均衡地勢と呼ぶ) のリストに含め、⑦へ進む。
- ⑦すべての地勢の検討が終了したかどうかチェックし、終了していなければ②へ戻る。終了していればプログラムを終了する。

(iii) 開発や適用の経緯

ハイパーゲーム等の数理モデルでは、取り扱える意思決定者の数には限界があり、真の意味の多主体交渉を表現するのは困難である。そこで、複数の交渉者をエージェントとしてとらえて、集団内のエージェントが他のエージェントと提携形成に関して交渉するプロセスを記述する「ランドスケープ理論」が Axelrod によって提唱された (Axelrod, 1997)。

(iv) 代表的な適用事例

Axelrod は、本来国際関係の専門家であり、彼のランドスケープ理論を第二次世界大戦に先立つ数年間におけるヨーロッパのいくつかの国々の連携の形成過程の考察に応用し、戦時中に実際に起こったヨーロッパ諸国の連携を検証している (木嶋, 2004)。応用するに当たっては、①どのようなエージェント集団を考えるか、②各エージェントの規模とペア間の親密度をどのように定量化するかが本質的に重要なので、その点を中心に紹介する。ここで扱うエージェントは 1930 年代に重要な外交にかかわったヨーロッパの 17 カ国である。各国の規模は、人口動態、産業、軍事力などの要素を組み合わせで算出している。さらに、他国との親密度は、民族的対立、宗教の類似性、国境紛争の有無、政治のタイプの類似性、その両国間における最近の戦争の有無の五つの要素を同じ重みで組み合わせで定義している。

具体的には、民族的対立、国境紛争、両国間に戦争の歴史がある場合、それぞれの性向は -1 点としている。また、宗教の類似性は、同じ分類 (カトリック、プロテスタント、ギリシア正教、イスラム教、無宗教) 内の場合は $+1$ 点、別の分類 (キリスト教、イスラム教、無宗教) にまたがる場合は -1 点として、各国の各宗教の比率に応じて合計を計算している。政治のタイプの類似性や相違は、民主主義、ファシズム、共産主義について両国を考え、同じタイプなら $+1$ 点、別のタイプなら -1 点とする。悪意的な面を最小限に抑えるために、これらの 5 項目を等しい重みで合計して最終的な親密度を定義している。

以上の方法で、規模と親密度を計算したうえで、合計 65536 通りの地勢のそれぞれについてエネルギーを算出し、各国が第二次世界大戦でどのような協調をするか考察している。1936 年の規模のデータを用いたシミュレーションでは、極小値を与える地勢が 2 カ所得られた (表 2)。これらは、それぞれ分割の軸をドイツー反ドイツ (列方向: 地勢 1)、ソビエトー反ソビエト (行方向: 地勢 2) にとった地勢となっている。

また、そこに到達する初期地勢の数の比較から、ランダムに初期地勢を発生させると地勢 1 は地勢 2 に比べて、到達する可能性が高く、より起こりやすいと判定された。この地勢 1 は第二次世界大戦の実際の同盟から 17 カ国中 2 カ国（ポーランドとポルトガル）を除き、他のすべての同盟を正しく計算している。さらにいえば、歴史的に見ると、ポーランドが地勢 1 でドイツ側に入ったという誤りは、それほど途方もない誤りではないと考えられるのである。

表 2 二つの地勢とその構成図

		地勢 1（ドイツー反ドイツ）	
		連携 1（反ドイツ）	連携 2（ドイツ）
地勢 2 （ソ連ー反ソ連）	連携 1 （反ソ連）	英国 フランス チェコスロバキア デンマーク	ドイツ イタリア ポーランド ルーマニア ハンガリー ポルトガル フィンランド ラトビア リトアニア エストニア
	連携 2 （ソ連）	ソ連 ユーゴスラビア ギリシア	

(v) 長所と短所

ランドスケープ理論の「フラストレーションの最小化」という考え方は、例えばゲーム論のような先見的な合理的意思決定の考え方とはかなり異なるものである。しかし、各エージェントが近視眼的に局所改善を図り、現実に対処するプロセスの考え方は、十分理解できるだろう。この理論の最大の目的はアライアンス形成の結果の予測そのものにあるのではなく、むしろシミュレーションによりアライアンスの形成過程をよく検証し、そこから何らかの洞察を得ることなのである（木嶋，2005）。

(vi) 開発課題等

ランドスケープ理論の基本はきわめて単純であり、そのため拡張の方法は様々に考えられる。なかでも、その二つの大きな仮定、すなわち、親密度が常に対称であるという仮定と、形成されるアライアンス数があらかじめ 1 または 2 であるという仮定を緩和するいくつかの試みが行われている。それだけでなく、違った角度からの新たな拡張アルゴリズムの提案が期待される（木嶋，2004）。

(4) 心理学・認知心理学的手法

(i) 目標

近年、誘惑下の自制行動の公理的意味決定モデルが注目を集めている。ここでは、自制や社会的な規範や恥を規範効用としてモデル化しメンタルコストとして明示的に効用関数に導入している。なぜなら、実験心理学や行動経済学によって、古典的な経済学で扱われるような単一の価値基準に基づく

意思決定ではなく、さまざまな価値基準による意思決定が行われることが実証されているためである。そこで、エージェントの行動モデルとして、規範効用に基づく意思決定モデルを導入する(伊藤, 2012)。

(ii) 概要

ここでは、自制と誘惑に関する効用モデルである GP モデルと、そのモデルを拡張し恥を取り込んだ DS モデルについて述べる。

自制と誘惑に関する効用モデルは、Gul と Pesendorfer による論文(Gul ほか, 2001)によって最初に提案されており GP モデルと呼ばれる。基本アイデアは、選択肢の部分集合すなわち機会集合についての選好を考えるということである。

Dillenberger と Sadowski ら(Dillenberger ほか, 2012)は、GP モデルを拡張し、二人のプレイヤーのいる状況において、規範的効用と恥 (shame) をモデル化している。ここで恥とは、他人に対する恥であり、GP モデルにおける誘惑に対応する概念である。

他人の選好を考慮に入れるような効用モデルが経済学においても注目を集めている。これは、実験心理学などの有名な実験結果などから、人間の効用が必ずしも過去の効用モデルでは説明しきれない部分があるためである。その上で、恥 (shame) を「社会規範に従った選択ではなく自分の物質的利益を得るための選択をしたときに経験するモラル上のコストである」と定義し、数理的な定義を与えている。

(iii) 開発や適用の経緯

非線形の効用関数に基づく交渉機構や合意形成について研究では、人間の効用関数は必ずしも単調増加ではなく、非線形な出力を伴う関数であることを仮定している。特に非線形効用関数の一つのモデルとして、単純な多次元関数を取り上げ、むしろその分散計算アルゴリズムの方に注力してきた。非線形効用を扱う動機の一つとして、人間の価値判断が必ずしも単一の基準だけでなく、複数の基準からなっている場合が多いためという動機があった。標準的な経済学やゲーム理論の中で効用理論として最も広く受け入れられているのは、ノイマンとモルゲンシュテルンによるフォン=ノイマン・モルゲンシュテルン(NM)効用と呼ばれる効用関数に関する理論である(Neumann ほか, 1944)。ノイマンとモルゲンシュテルンは、人間が持つ選好に関する公理として、完備性、推移性、置換可能性、分解可能性、単調性、および連続性の6つを示した。そして6つの公理を満たすNM効用関数が存在することを示した。NM効用関数の他にも様々な効用関数が提案され分析されている(田村ほか, 1997)。以上の効用理論を用いて、ミクロ経済学やゲーム理論では、エージェントは期待効用を最大化することが合理的意思決定であるとされる。一般的には、単一の選好や単一の価値基準に基づいた議論が多い。以上のように、標準的な経済学やゲーム理論では、人間の選択行動は単一の選好に基づいた合理的意思決定に関する研究が多い。一方で、現実的には複数の価値基準を同時にもってしまうため、心理的葛藤に直面することがある。時間に伴う選好の逆転についての代表的な研究としては、Strotzの研究(Strotz, 1955)があるが、基本的には選好自体が時間に伴って動的に変化することが仮定されている。ただし、選好自体が変化してしまうので、誘惑を受けながら自制をするという状況をうまく説明できない。そこで、比較的最近の研究で「自制 (self-control)」や「恥 (shame)」という概念を取り込んで、上のような状況をうまく説明できる効用理論が発展している(武岡, 2012)。

(iv) 代表的な適用事例

ここでは、マルチエージェントシステムの自動交渉に関する研究の一つで、2 エージェントによるリソース配分に関する合意形成問題を考える。具体的には、複数の異なる財を、異なる効用関数を持ち、それらの値を明かさないうエージェント間でどのように配分するかという問題である。特にパレート最適な割り当てなど望ましい割り当てを得ることが目的となる。社会的規範としての恥を考慮にいられた効用モデル (DS モデル) を前提とした場合、既存の単一価値効用モデル (NM モデルなど) では合意形成が得られない状況でも、合意形成を得ることができるとしている。

(v) 長所と短所

利己的な効用関数のみでも、交渉プロトコルにより、エージェントを制御することで合意形成を可能にしている。しかし、規範的効用モデルに基づく効用関数では、交渉プロトコルに頼ることなく合意形成を得ることができる(伊藤, 2012)。

(vi) 開発課題等

リソース配分はマルチエージェントシステムの自動交渉や合意形成の研究で良く取り上げられるが、各エージェントが利己であることを仮定すると、外部的な交渉プロトコルとして、各エージェントに「妥協」を強制する形式になることが多い。各研究で、なぜエージェントが妥協するのか、という点は単に社会的に望ましいからという理由が多く、本質的な妥協を議論していることは少ない。一方で、実験心理学などの分野での成果によって、人間の意思決定に影響する本質的なメンタルコストがあることが分かってきた。そのようなメンタルコストは、自制や恥といった概念でとらえることができるので、より異なる実験設定や効用関数を用いた感度分析的な調査が必要であると考えられる。

(5) 戦略的環境アセスメント

(i) 目標

戦略的環境アセスメント (SEA : Strategic Environmental Assessment) (<http://www.env.go.jp/policy/assess/2-4strategic/>) とは、個別の事業実施に先立つ「戦略的 (Strategic) な意思決定段階」、すなわち、政策 (Policy)、計画 (Plan)、プログラム (Program) の「3 つの P」を対象とする環境アセスメントであり、早い段階からより広範な環境配慮を行うことができる仕組みとして、その導入が国内外で議論され、実施されはじめている。事業に先立つ早い段階で、著しい環境影響を把握し、複数案の環境的側面の比較評価及び環境配慮事項の整理を行い、計画の検討に反映させることにより、事業の実施による重大な環境影響の回避又は低減を図る事を目標とする。

(ii) 概要

環境省の戦略的環境アセスメント導入ガイドライン(環境省, 2007)では、環境影響評価法(平成9年6月13日法律第81号)に規定する第一種事業を中心として、規模が大きく環境影響の程度が著しいものとなるおそれがある事業の実施に枠組みを与える計画(法定計画以外の任意の計画を含む。)のうち事業の位置・規模等の検討段階のもの(以下「対象計画」という。)を想定している。

具体的な手順

① 計画特性及び地域特性の把握

複数案の設定及び評価項目や手法の選定を行うに当たって、計画特性及び地域特性の把握を行う。

ア計画特性

対象計画の目的、検討経緯や事業の種類、位置・規模等対象計画の内容についての情報を取りまとめる。

なお、対象計画に係る事業の実施における環境保全措置のうち、位置・規模等の検討段階でその実施が確実であり、予測・評価の前提として扱うものについて記述する。

イ地域特性

対象計画に係る事業が実施されるべき区域及びその周辺の地域について、既存文献調査等により大気質、地形及び土地利用等の自然的社会的状況を把握する。自然的社会的状況には、当該地域において特に留意すべき環境の保全に関する課題とその解決に向けた取組や、国又は地方公共団体による環境の保全の観点からの施策によって示されている基準、計画及び方針等環境の保全に関する施策の内容等（以下「環境保全施策」という。）も含まれる。

②複数案の設定

環境への影響の回避又は低減の可能性を検討するため、対象計画の目的を達成し得る実現可能な案として計画策定プロセスにおいて選定される複数案を対象に比較評価を行う。評価の目的を達成するためには、環境影響の有無や程度及び環境保全施策との整合性について比較評価を行うことで、環境への影響の回避又は低減の検討が可能な複数案が設定されることが必要である。

また、事業を行わない案は、それが現実的である場合や他の施策の組み合わせ等により対象計画の目的を達成できる案を設定し得る場合等には、それらを複数案に含めるものとする。複数案に含めて考えることが現実的でない場合でも、対象計画に係る事業を行わない場合に将来の環境の状態の悪化が予測される場合や事業の実施により現況の環境の改善が見込まれる場合等には、評価の参考として示すことが必要である。ただし、地域の自然的状況、社会的状況等から複数案を設定することが現実的でない場合には、その理由を付すとともに、単一案で調査、予測及び評価を行い、環境配慮事項を整理することとする。

③評価項目の選定

ア評価項目の範囲

対象とする影響要因については、原則として、対象計画に係る工事が完了した後の土地又は工作物の存在及び供用とする。ただし、建設工事に伴う副産物については、工作物の存在により発生量の程度が大きく異なり、複数案の環境的側面の比較評価等に必要な場合には対象とする。また、対象とする環境要素については、環境基本法に定める「環境の自然的構成要素の良好な状態の保持」、「生物の多様性の確保及び自然環境の体系的保全」、「人と自然との豊かな触れ合い」及び「環境への負荷」に係るものとする。

イ評価項目の選定方法

評価項目は、計画特性及び地域特性を勘案し、各案毎にSEAの評価の目的に照らし、位置・規模等の検討段階において評価を行う必要のある項目を選定する。計画特性の観点からは、当該計画案に係る事業の実施により、環境影響の程度が著しいものとなるおそれのある環境要素に係る項目を選定する。また、地域特性の観点からは、環境影響を受けやすい地域又は対象、環境の保全の観点から法令等により指定された地域又は対象及び既に環境が悪化し又はそのおそれのある地域が存在する場合において、環境保全施策との整合性の確認に必要な環境要素に係る項目を勘案し、影響を受けるおそれ

のある環境要素に係る項目を選定するとともに、対象計画に係る事業の実施による環境の改善効果が見込まれる項目について選定する。

④調査、予測及び評価

評価項目ごとに環境影響の程度を把握するため、評価指標を設定すること等により、調査、予測及び評価を行う。調査、予測及び評価は、SEA の評価の目的を満たす範囲で事業の熟度に応じた手法を用いれば足る。

ア調査の手法

調査は、予測及び評価に必要な被影響対象の分布状況や、特に脆弱な環境の状況等の情報を既存資料（計画策定者等が過去に行った現地調査結果等を含む）により収集し、整理等することにより行う。

なお、既存資料のみでは評価に必要な情報が得られず、さらに詳細な情報が必要であると判断された場合には、専門家の意見聴取や現地調査の実施について検討する。

イ予測の手法

予測は、重大な環境影響の回避又は低減を図るという評価の趣旨を勘案し、複数案の環境影響の比較評価の指標（評価指標）として各案で被影響対象の分布を整理し、環境影響の程度を把握することにより行う。

また、著しい影響が予測される場合等さらに詳細な情報が必要な場合、国や地方公共団体による環境の保全に係る基準等との整合性を確認するため、可能な範囲で理論式に基づく計算、事例の引用等を行う。

ウ評価の手法

評価は、予測結果に基づき、次に掲げる評価の視点について各案ごとに環境影響の把握等を行い、複数案間の環境影響の比較により留意すべき環境影響や環境保全施策との整合性等各案の特徴を明らかにし、環境配慮事項を整理することにより行う。

(ア) 留意すべき環境影響の把握

評価項目ごとに各案の影響の程度を把握するとともに、特に留意すべき環境影響の内容を整理し、対策が必要な評価項目を把握する。

(イ) 環境保全施策との整合性の確認

地域特性として把握した地域の環境課題の解決や環境目標の達成等、環境保全施策との整合性について確認する。

(ウ) 環境配慮事項の提示

上記(ア)及び(イ)を踏まえ、事業実施段階の環境影響評価において留意すべき点等、それぞれの案を採用した場合に必要な環境配慮の事項を示す。

⑤評価結果の取りまとめ

予測及び評価を踏まえ、その評価結果を対象計画に反映させるため、環境面から見た各案の長所・短所、及び当該検討段階において特に留意すべき環境影響の内容について記述する。

なお、複数案のうち、環境面から見て他の案と比較して特に環境影響が著しい案があれば、その根拠とともに明らかにする。

(iii)開発や適用の経緯

世界で初めての環境アセスメント制度であるアメリカの国家環境政策法(1969)は、政策、計画、プ

プログラムを含むあらゆる連邦政府の決定に対して事前に環境への影響を評価することを義務付けるものであり、事業の実施段階での環境アセスメントのほか、資源開発や水資源開発等のプログラムに対するアセスメントが行われている。

日本では、環境影響評価法の導入時においてSEA導入の必要性が議論されてきた。また、1995年に作成された日本の環境基本計画は、政策・プラン・プログラムの策定プロセスに環境配慮を盛り込む手法の検討を政府が行うことを位置づけている。環境省では、過去数年間にわたりSEAに関する調査研究を実施してきており、日本においてSEAを実施するための適切な方法を検討してきた。加えて、東京都、埼玉県等の地方自治体、国土交通省などでは、既にSEAの考え方を環境と関連の深いプランやプログラムに適用してきた(環境省、2000)。

(iv) 代表的な適用事例

ここでは、京都市の事例(<http://www.city.kyoto.jp/kankyo/envm/assess/sea/hyoushi.html>)を紹介する。京都市は「環境を基軸とした政策」を更に充実していくため、市が行う大規模な事業に際し、環境への影響を評価する現行の事業実施段階での環境影響評価に先立ち、計画段階においても環境への影響について、調査、予測及び評価を実施する仕組みである「京都市計画段階環境影響評価(戦略的環境アセスメント)要綱」を策定し、平成16年10月1日から施行している。

(a) 京都市計画段階環境影響評価要綱の目的

京都市が、計画を立案する段階において、計画段階環境影響評価を行うための手続等について必要な事項を定め、その手続等によって行われた結果を当該計画の内容に関する決定に反映させるための措置を採り、環境の保全及び創造について適正な配慮がなされることを確保し、もって現在及び将来の市民の健康で文化的な生活の確保に資することを目的とする。なお、京都市が策定する以下の計画を対象とする。

①京都市環境影響評価等に関する条例の対象事業に係る計画(第一種計画)

②条例対象事業の更に小規模な事業に係る計画(第二種計画)

③個別の事業を包括するような上位の計画(第三種計画)

(b) 京都市計画段階環境影響評価に係る手続

①計画策定局長等は、対象とする計画の策定に当たり、事前に環境局長と協議する。

②計画策定局長等は、事前協議の結果を踏まえ、計画段階環境影響評価を実施する。

③計画策定局長等は、計画段階環境影響評価を実施した結果を「環境配慮報告書案」としてとりまとめ、環境局長に提出。市長は、これを公表し、市民等からの意見を求める。

④計画策定局長等は、環境配慮報告書案の内容を周知するため、必要な措置を講ずる。

⑤環境配慮報告書案について、環境配慮の観点からの意見を有する市民等は、市長に意見を提出することができる。

⑥環境局長は、計画策定局長等に対し、環境配慮の観点からの意見を述べる。この意見の陳述に先立ち、市長は、京都市環境影響評価審査会(以下「審査会」という。)の意見を聴かなければならない。

⑦計画策定局長等は、市民等からの意見及び環境局長の意見を踏まえ、環境配慮報告書を作成し、環境局長に提出する。市長はこれを公表する。

⑧計画策定局長等は、環境配慮報告書に記載された内容を踏まえ、計画を策定する。

(c) 手続の特例

①第二種計画については、手続の一部を簡略化し、必要に応じ審査会の意見を聴く。

②この手続を経て策定した第三種計画に基づく第一種及び第二種計画については、当該計画の策定により、環境への影響が著しいものとなるおそれがないと環境局長が認める計画については、③この手続を実施しないことができる。

具体的事例等の蓄積に応じて、この要綱を見直す。

(d)京都市計画段階環境影響評価実施状況

学校・病院・消防署を新築するための整備基本計画、プラスチック製容器包装中間処理施設整備計画、運動公園の整備基本計画等の16計画で実施されている。

(v)長所と短所

SEAは、複数案の環境的側面の比較評価により留意すべき環境影響の把握等を行い、計画の検討に反映させることにより持続可能な社会の構築に寄与するものであり、事業の実施段階における環境影響評価のような定量的、詳細な予測を必要とするものではない。

(vi)開発課題等

ガイドラインは、「共通的なガイドライン」であるため、抽象的な表現が多く、理解が難しいと指摘を受けている。今後、SEAの目的の周知、実施事例の紹介等を行い、評価を行う計画策定者等をはじめ、公衆等関係者の理解を促すことが必要である。

よりよい評価に向けた基盤の整備本ガイドラインが対象とする事業の位置・規模等の検討段階でのSEAにおいては、計画策定者等が環境影響を受けやすい地域等への重大な環境影響をあらかじめその立案段階で回避・低減するという観点からの検討が必要であり、関係機関において、地域の環境に係る情報を整理していくことが望ましい。また、SEAの評価目的に即した評価方法の検討を行うことが必要である。

複数の事業の実施による複合的・累積的な影響の評価方法の検討等、環境影響の評価技術の充実、計画策定プロセスの調査等を行いつつ、上位の計画及び政策の決定に当たってのSEAについて、更に検討を進める必要がある(環境省(2007))。

(6)市民参加型の手法やCVMによる手続き的正当性を求める手法

(i)目標

公共事業の正当性の評価と情報公開が強く求められ、世界的規模で生態系に関する関心が高まる中、自然環境の評価手法としてCVM(Contingent Valuation Method)が大きな注目を集めている。また、行政機関が住民意見を政策に反映するための方法論として近年注目を集めているのが「パブリックインボルブメント」である(長澤ほか, 2000)。

(ii)概要

CVM(仮想評価法)とは、ミクロ経済理論に基づいた「市場の存在しない公共投資や環境の価値」の計測手法で、非市場財の水準変化や便益を直接人々に質問する事により求める。アンケート調査を利用して、あるプロジェクトを行った場合と、そうでない場合との効用水準差をプロジェクト実施のために最大限支払っても良い額(支払い意思額)を開き出す。したがって、金額による単位でそのプロ

ジェクトの総便益が示され、価値が評価可能となる(矢部, 1999)。

具体的な手順は、

- ①調査対象地の設定及び調査票の作成
- ②予備調査による調査票の確認, 修正
- ③回答者の標本抽出
- ④調査の実施 (シナリオの説明・支払い意思額の設問等)
- ⑤支払い意思額の平均値, 中央値の推定
- ⑥母集団全体の支払い意思額の総和 (総便益) を算出

パブリックインボルブメントは、通常インフラ整備事業を行う際、計画樹立から事業の完了まで、官と民とが対等の立場で協力し合って実施するもので、もともとは米国の道路建設において住民の合意を得るために開発された手法である。「involve」は、「巻き込む」という意味である(農林水産奨励会, 2008)。

(iii) 開発や適用の経緯

CVMは、1989年、アメリカにおいてアラスカ沖で発生したエクソン社のタンカー「バルディーズ号」座礁による原油流出事故の生態系破壊の損害評価に使用されて以来、その有用性が注目されることとなった(須田ほか, 2002)。

(iv) 代表的な適用事例

須田ら(須田ほか, 2002)は屋久島の自然保護に関するCVMを行った。その目的は、CVMが課税決定を行う際の有効な一つの技法である点に着目し、政策に関する合意形成を図る上でのCVMの活用可能性を探ることである。ここでは、無作為抽出した1500人の京都市民に対し、

- ①屋久島の自然についての説明
- ②その自然が観光客の増加により破壊されつつあること述べる
- ③屋久島の自然を保護するための施策を実施するために、予算が必要であることを説明する
- ④その予算を確保するための特別課税に対する賛否を尋ねる。(以下、この回答を受容意識と呼称する。)

その結果、CVMによって課税額を決定すると、人々の手続き的公正の知覚は高くなり、かつ、手続き的公正知覚が高いほど課税政策に対する受容意識が向上することが示された。この結果は、CVMを実施し、それに基づいた政策決定を行うことで、住民の合意形成が促進される可能性を示唆している。一方、屋久島に関する詳細な説明を行うことにより、屋久島に対する態度が肯定的になり、屋久島に対する肯定的態度は受容意識を高めることが示された。このことは、環境問題における住民合意形成を図る場合には、その環境問題についての的確な説明が重要な役割を担うことを含意している。それ故、教育や公共公告等を利用したキャンペーンの実施は、環境政策における合意形成促進にとって有効な方法となり得るものと考えられる。

(v) 長所と短所

CVMがミクロ経済理論の想定する“価値”を計測しているか否かに関しては多数の疑問が投げかけられており、少なくとも現時点では、誤差無く価値計測を行える実験計画が完成しているとは考え難

い。一方、価値計測手法としての妥当性に関する論争とは全く別の論点として、多くの人々の声を政策に反映することが可能であり、それ故、政策合意形成に資するという利点が CVM にはあるものと考えられる(須田ほか, 2002)。

米国で行われているパブリックインボルブメントは、道路建設のような公共事業や、環境問題のように、関係者それぞれにメリットとデメリットがあり、デメリットをいかに納得の範囲内に調整するか、という場合には有効な手段であるが、農業分野のように、メリット側とデメリット側がはっきり分かれ、利害の調整を図りにくい分野では効果的な手法ではありえず、したがって、その例は見当たらない(農林水産奨励会, 2008)。

(vi) 開発課題等

CVM の適用対象としている効果の内容や適用方法については、必ずしも事業分野間で整合性が保たれているとは言えない。また、事業によっては CVM の適用の仕方に未熟な面が残り、事業評価監視委員会等の場において、調査方法や計測精度等の課題について、しばしば指摘がなされている(国土交通省, 2009)。

(7) IT 技術の活用に関する手法 (リスクコミュニケーター)

(i) 目標

IT システムに関連しても 1 つのリスクへの対策が新たなリスクを生み出す多重リスクの問題が存在する。こうした問題を解決するために、佐々木らは複数のリスク (以下、多重のリスクともいう) やコストを考慮しつつ、望ましい対策案の組合せに関し、経営者や顧客、従業員などの意思決定関与者の合意を形成していくことを支援するためのツール「多重リスクコミュニケーター (Multiple Risk Communicator : 以下 MRC)」(佐々木ほか, 2008)を開発した。

(ii) 概要

多重リスクコミュニケーター (Multiple Risk Communicator : 以下 MRC)

1 つのリスクへの対策が別のリスクを生み出す多重リスクの問題が存在するなかで、複数のリスクやコストを考慮しつつ、望ましい対策案の組合せに関し、経営者や顧客、従業員などの意思決定関与者の合意を形成していくことを支援するためのツールとして開発された。

(iii) 開発や適用の経緯

佐々木ほか, 2011 によると、MRC の開発背景は以下のとおりである。

(背景 1) IT システムには多くのリスク (セキュリティリスク, プライバシリスクなど) が存在する。したがって、リスク間の対立を回避する手段が必要となる。

(背景 2) IT システムへの対策を考える際、1 つの対策だけでは目的の達成が困難である。したがって、対策の最適な組合せを求めるシステムが必要となる。

(背景 3) IT システムの意思決定にあたっては多くの関与者 (経営者・顧客・従業員など) が存在する。したがって、多くの関与者間の合意が得られるコミュニケーション手段が必要となる。

このために開発した MRC は、(背景 1), (背景 2) に対応するため、多くのリスクやコストを制約条件とする組合せ最適化問題 (最適組合せ問題ともいう) として定式化し、(背景 3) に対応するため関与

者の合意が得られるまでパラメータの値や制約条件値を変えつつ最適化エンジンを用い求解を行い、その結果を分かりやすく表示できるような機能を持たせることとした。

(iv) 代表的な適用事例

個人情報漏洩問題などに適用してきた(Taniyama ほか, 2008 守谷ほか, 2008)。これらの適用の結果、個人情報漏洩問題のように組織内で合意を形成できればよい問題で、合意形成のための人数が5-6人以下の場合に関しては、MRCは有効である見通しが得られた。

(v) 長所と短所

対象とする問題に関し、オピニオンリーダに意見を戦わせてもらい、それを見て一般関与者が意見を言う事や、誰を支持するかを言ってもらうことで、次のような長所が生じる。

(1) 一般関与者の意見の動向をリアルタイムに知ることにより、それぞれのオピニオンリーダが自分の意見に固執していつまでたっても合意が形成できないという問題を回避しやすくなる。

(2) 一般関与者の中のすぐれた意見を意思決定に反映し、もともとの各オピニオンリーダの意見による解よりも良いものが得られやすくなる。

(vi) 開発課題等

MRCを個人情報漏洩問題や内部統制問題などに適用することにより(佐々木ほか, 2008 Taniyama ほか, 2008 守谷ほか, 2008), 基本的有効性を確認することができた。しかし、うまく対応できるのは企業や地方自治体などの組織において代表的関与者が数人集まり合理的に合意形成しようとする場合であって、関与者の数が数千人を超える社会的合意形成の問題に適用することはできず、画期的な解決方法の確立が必要とされていた。

また、これらの手法を現実的な問題に適用した事例についても調査を行い、前節と同様の形式で事例ベースを作成した。対象とした事例の一覧を下表にまとめる。

表3 合意形成を支援する手法の適用に関して収集した事例の一覧

事例番号	名称
#001	藤沢市における討論型世論調査
#002	京都市におけるプラスチック製容器包装中間処理施設整備計画(戦略的環境アセスメント)
#003	屋久島のCVM調査
#004	青少年のための情報フィルタリング対策(社会的合意形成支援システム Social-MRC)
#005	道路維持管理業務(SSMと概念データモデリング(CDM))
#006	下北半島縦貫道路概略計画(パブリックインボルブメント)
#007	三番瀬の未来を考えるシナリオ・ワークショップ
#008	飯田橋・富士見地域まちづくり基本構想(バーチャルリアリティ)

また、各事例についての具体的な内容を以下に示す。

表4 藤沢市における討論型世論調査(2010年1月)

事例番号	#001
名称	藤沢市における討論型世論調査(2010年1月)
出典	慶應義塾大学 DP 研究センター
事例	① 分野
	総合計画作成
	② 目的および概要
	<p>藤沢市では新総合計画の策定に当たり、幅広く藤沢市民の「声」を計画に反映させることを目標に掲げており、藤沢市の地域活動などに積極的に関わってきた市民の方々はもちろん、藤沢市の未来や地域活動に興味を持っていても、なかなか意見を表明したり、活動に参加したりする機会がなかった市民の方々の声も抽出する必要があると考えていた。</p> <p>そこで、総合計画の策定過程において、無作為抽出を経て選ばれた市民が、1日をかけて「藤沢のいま」と「藤沢のこれから」についてじっくりと考え、意見や情報の交換をした上で、どのような方向性を望むのかを調べることを目的として行われる。</p> <p>なお、アンケート項目の例としては、</p> <ul style="list-style-type: none"> ・藤沢で暮らすなかで、便利/不便だと思う事（交通網の利便性、自然環境等） ・「藤沢のこれから」を考える上で、重要だと考える課題は何か <p>また、討論課題の例としては、</p> <ul style="list-style-type: none"> ・「藤沢のいま」（「藤沢の課題は何か」、「藤沢の良さは何か」等） ・「藤沢のこれから」（「現役世代に対して行政サービスの充実と、将来世代に対して財政状況の健全化、どちらが重要か」等）
	③ 事業者や行政等の実施主体
	藤沢市
	④ 主要なステークホルダ
	藤沢市民
	⑤ 使用した手法等
	使用した討論型世論調査の全体像は以下の通り

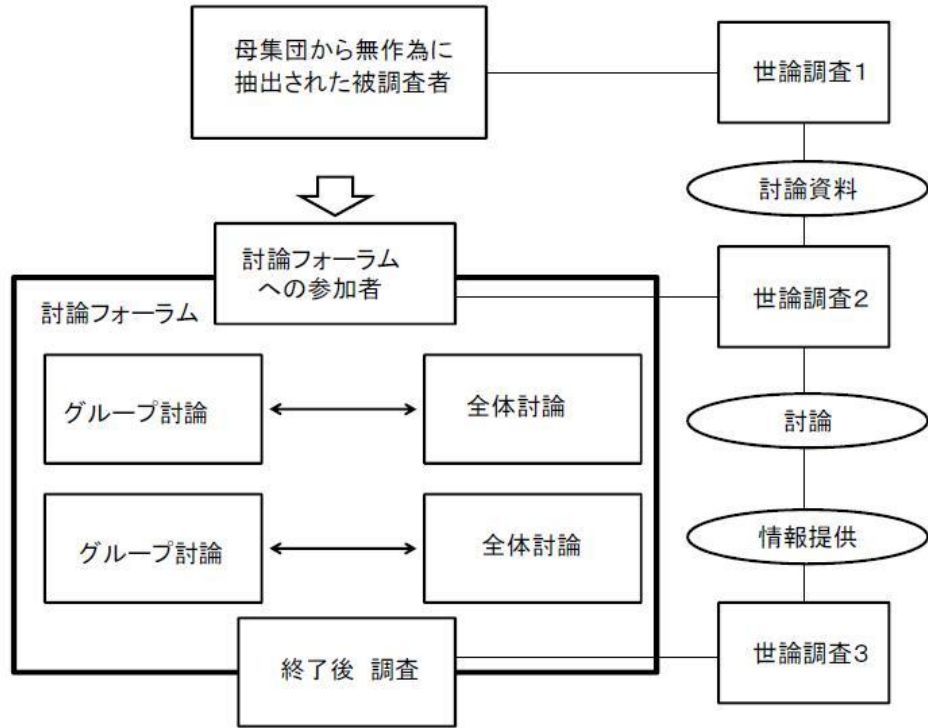


図: 討論型世論調査全体像(慶應義塾大学 DP 研究センター)

⑥ 手法の適用

調査の流れは以下の通り

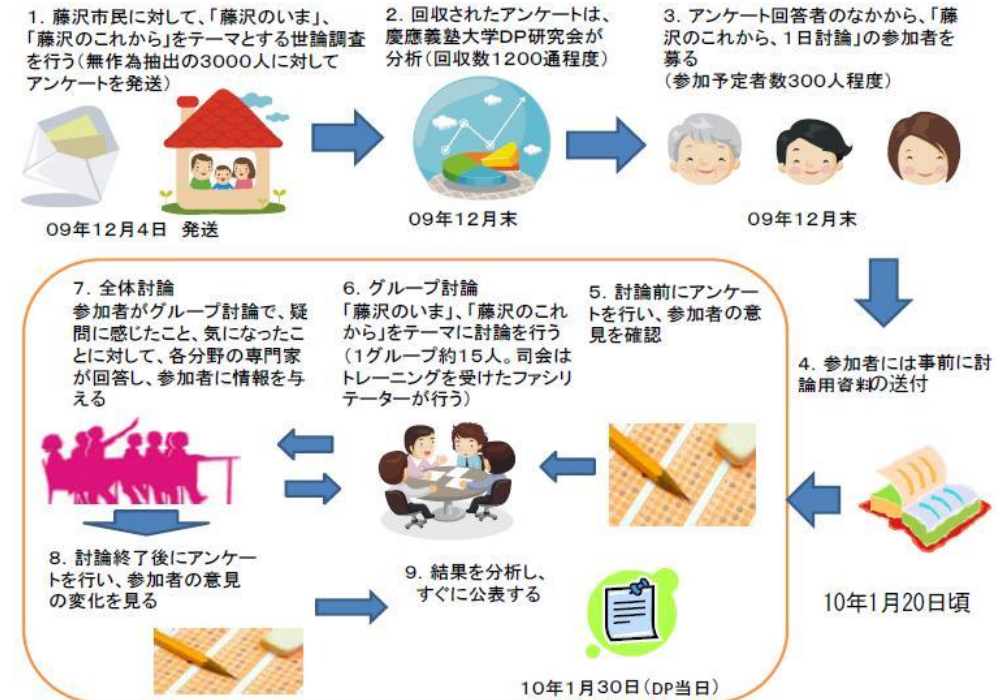


図: 討論型世論調査の流れ(慶應義塾大学 DP 研究センター)

事前・討論前・討論後のアンケート結果の一部として「自然環境の良さ」を例に挙げる。討

論を経る事で悪い(0~4)という意見が減少した。また、中間(5)の意見が減少し、全般的に良い(6~10)が増加した。

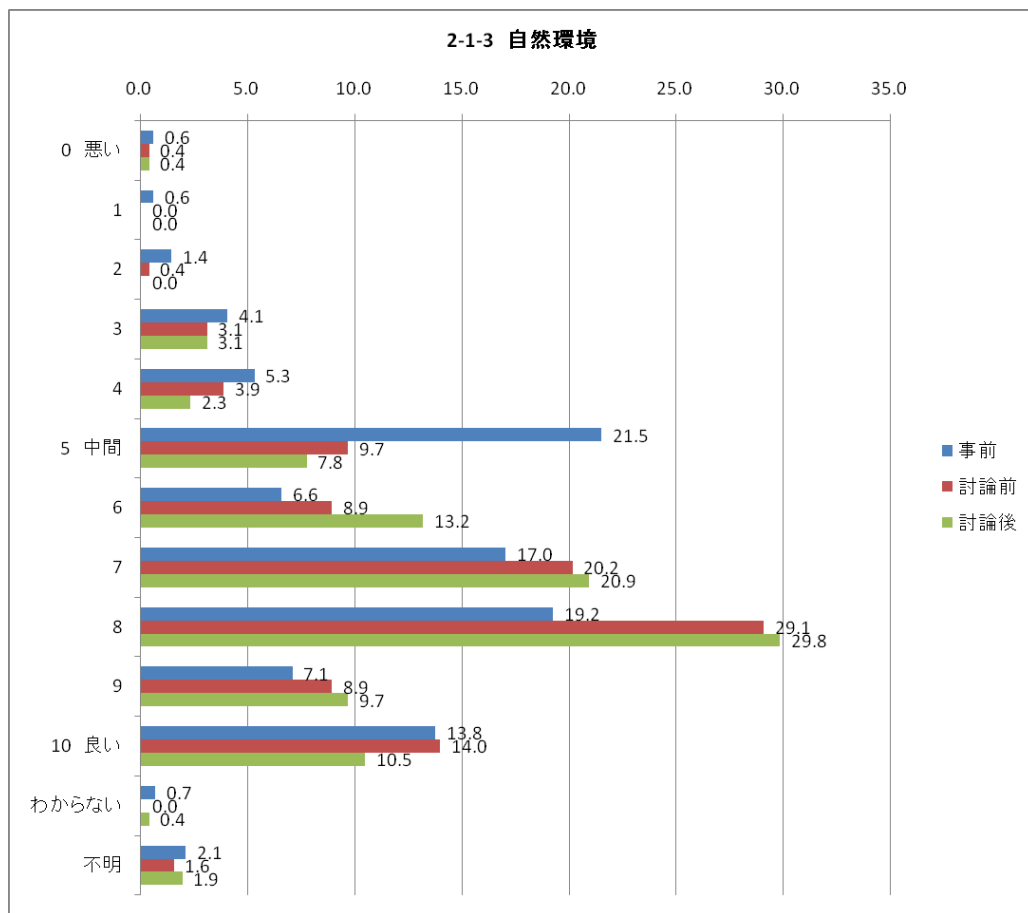


図:アンケート結果「自然環境の良さ」(慶應義塾大学 DP 研究センター)

⑦ 手法の効果

討論を経て参加者の意見が変化している。また、討論後のアンケートからも、他参加者や専門家の意見が役に立ったとの回答が多く挙がり、討論の効果があったと考えられる。

この調査結果は、藤沢市の新総合計画(基本構想)の策定の参考とされた。

⑧ 課題等

—

表5 京都市におけるプラスチック製容器包装中間処理施設整備計画(2005年5月)

事例番号	#002													
名称	京都市におけるプラスチック製容器包装中間処理施設整備計画(2005年5月)													
出典	京都市環境政策局 http://www.city.kyoto.jp/kankyo/envm/assess/sea/hyoushi.html													
事例	① 分野													
	一般廃棄物処理施設整備計画													
事例	② 目標及び概要													
	<p>京都市循環型社会推進基本計画～京のごみ戦略2 1～（平成15年12月）及び第3期京都市分別収集計画（平成14年6月）に基づき、必要なごみ処理施設として、容器包装廃棄物の約7割の容積を占めるプラスチック製容器包装の中間処理施設を整備することにより、将来に向けたごみの減量並びにリサイクルを推進するとともに、市民の環境意識の高揚を図り、もって明るい循環型都市京都の実現に寄与することを目的とした計画である。</p> <p style="text-align: center;">表：整備事業の概要（京都市環境政策局）</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center;">事業の種類</td> <td>プラスチック製容器包装の中間処理施設整備</td> </tr> <tr> <td rowspan="2" style="text-align: center;">敷地</td> <td style="text-align: center;">位置</td> <td>①横大路学園 伏見区横大路千両松町 277 ②西部処理施設 西京区大枝杵掛町 26 (積替所) ・北積替所 上京区下清蔵口町 132 ・南積替所 伏見区横大路千両松町 447</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">面積</td> <td>①横大路学園 約 6,000 m² ②西部処理施設 約 18,937 m² ・北積替所 約 2,190 m² ・南積替所 約 8,000 m²</td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center;">施設の概要</td> <td>① 手選別用コンベアライン×2系列（4本） ② 油圧式圧縮梱包機（4トン/時×2基、計15時間稼動）</td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center;">事業の規模</td> <td>合計60トン/日 *本能力は平成27年度計画収集量に対応 実際の施設整備能力は若干増加する可能性がある</td> </tr> </table>	事業の種類		プラスチック製容器包装の中間処理施設整備	敷地	位置	①横大路学園 伏見区横大路千両松町 277 ②西部処理施設 西京区大枝杵掛町 26 (積替所) ・北積替所 上京区下清蔵口町 132 ・南積替所 伏見区横大路千両松町 447	面積	①横大路学園 約 6,000 m ² ②西部処理施設 約 18,937 m ² ・北積替所 約 2,190 m ² ・南積替所 約 8,000 m ²	施設の概要		① 手選別用コンベアライン×2系列（4本） ② 油圧式圧縮梱包機（4トン/時×2基、計15時間稼動）	事業の規模	
事業の種類		プラスチック製容器包装の中間処理施設整備												
敷地	位置	①横大路学園 伏見区横大路千両松町 277 ②西部処理施設 西京区大枝杵掛町 26 (積替所) ・北積替所 上京区下清蔵口町 132 ・南積替所 伏見区横大路千両松町 447												
	面積	①横大路学園 約 6,000 m ² ②西部処理施設 約 18,937 m ² ・北積替所 約 2,190 m ² ・南積替所 約 8,000 m ²												
施設の概要		① 手選別用コンベアライン×2系列（4本） ② 油圧式圧縮梱包機（4トン/時×2基、計15時間稼動）												
事業の規模		合計60トン/日 *本能力は平成27年度計画収集量に対応 実際の施設整備能力は若干増加する可能性がある												
<p>なお、各施設における工事の概要は以下の通りである。</p> <p>(ア) 横大路学園</p> <p>学園では、昭和62年から京都市の委託事業として、缶・びん・ペットボトルの選別等を行っているが、施設の老朽化が著しく、作業棟（鉄骨造2階建）の改修を行うとともに、コンベアライン等の設備をプラスチック製容器包装の選別機械（コンベア及び圧縮梱包機）と入れ替える。</p> <p>また、現在、缶・びん等の保管スペースに、飛散対策を施した構造の保管庫を整備する。</p> <p>なお、学園は知的障害者の授産施設として運営しており、また、こうした事情を勘案して、廃棄物処理法上、処理能力15トン/日のごみ処理施設として届出している。</p> <p>(イ) 西部処理施設</p>														

現在、旧西部クリーンセンターの敷地の一部で、市内西部方面から収集した缶・びん・ペットボトルの中継を行っているが、この敷地を利用してプラスチック製容器包装の処理施設及び保管庫の整備を行う。

処理施設の能力は、西部処理施設への重点配備が一定やむを得ず、保管能力等もこれに応じた内容とする。

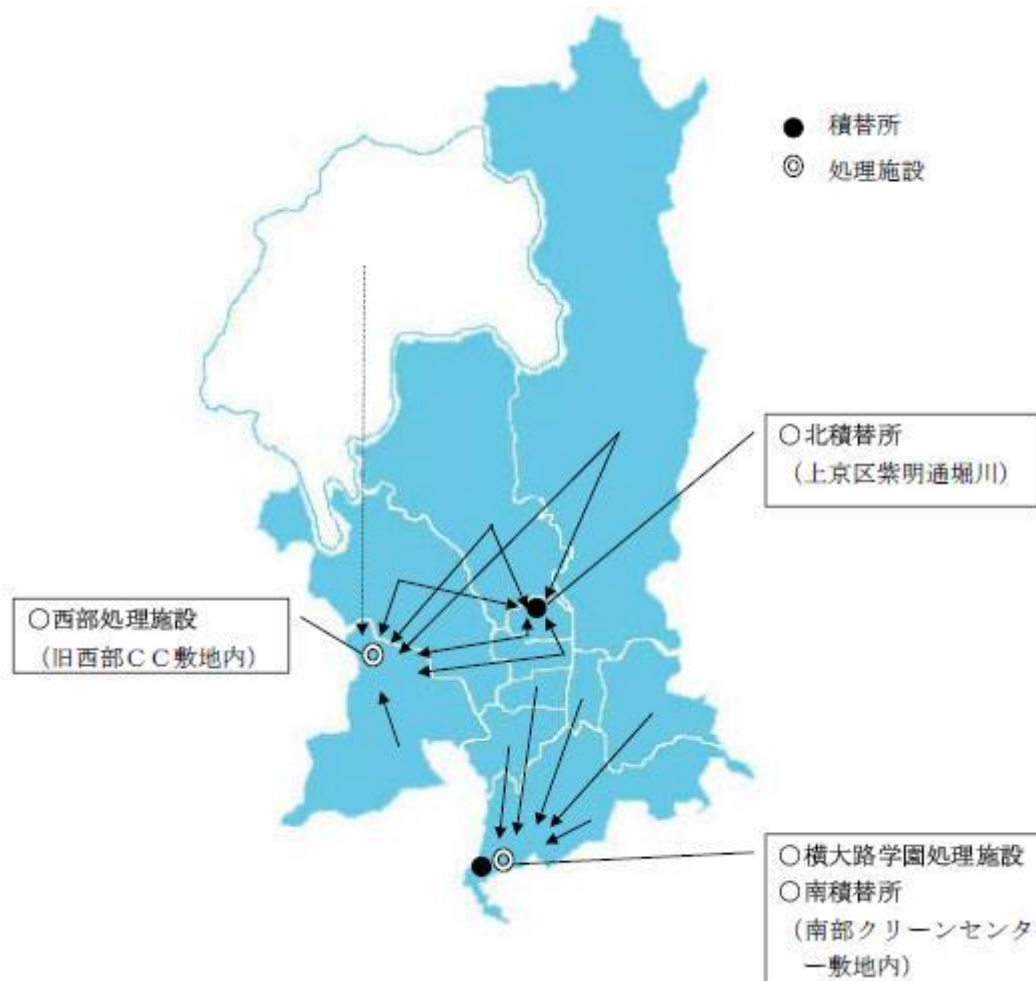
(ウ) 北積替所

北部方面における効率的な収集体制を確保するため、現在、缶・びん・ペットボトルの中継施設として使用している北積替所の敷地を利用し、飛散防止のため建築する建屋の中でプラスチック製容器包装を積み替え、西部処理施設又は横大路学園に再搬を行う。

(エ) 南積替所

処理施設の配置上、横大路学園により多くのプラスチック製容器包装が搬入されるが、学園の能力で処理しきれず、余剰分を西部処理施設に再搬する必要がある。

このため、横大路学園に隣接する旧機材センターの建屋を改修し、保管ヤードを持った積替施設を建設する。



図：廃棄物処理施設の概略図（京都市環境政策局）

③ 事業者や行政等の実施主体

京都市

④ 主要なステークホルダ

京都市民

⑤ 使用した手法等

整備計画に用いられた戦略的環境アセスメント(京都市計画段階環境影響評価)は以下の通れで進められる。

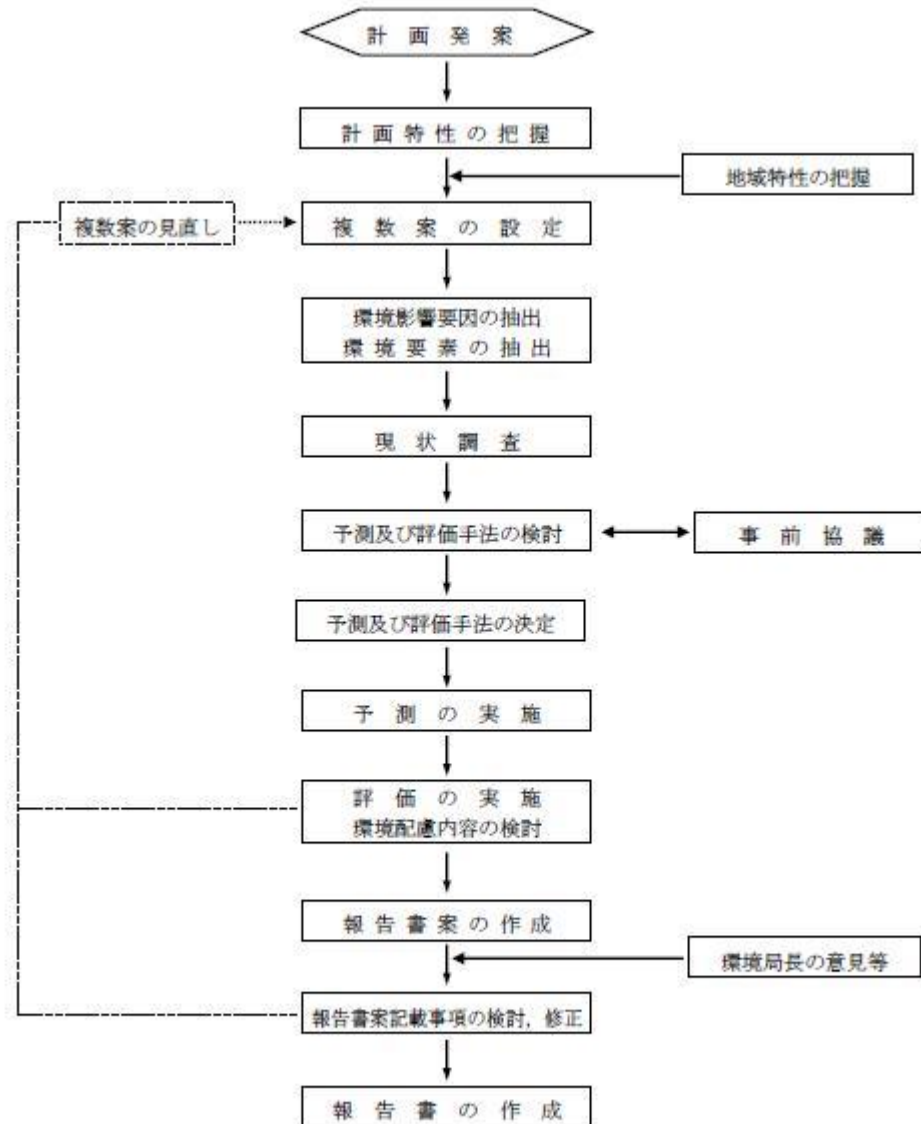


図:京都市計画段階環境影響評価(京都市環境政策局)

⑥ 手法の適用

1, 複数案の設定

西部処理施設と横大路学園処理施設(南部)の処理施設能力と環境影響の関係から以下の複数案が設定された。

ア A案（西部能力重視型）

・計画全体の処理必要量60 トン／日のうち、横大路学園は、現在、缶・びん・ペットボトルの処理施設として廃棄物処理法に基づき届出（法第9条の3）している能力（15 トン：約4 時間稼働）の範囲とし、不足する45 トン／日（約11 時間稼働）を、西部処理施設に整備する。

・西部処理施設への搬入車両の集中を緩和するため、主に、北部方面の収集車両の約半数は北積替所を經由して搬入させる。

・横大路学園又は南積替所に搬入されたもののうち、学園で処理しきれない過剰分は南積替所から西部処理施設に再搬を行う。

・2 箇所の処理施設で発生する選別残渣（缶・びん等の資源物を含む）は、南部クリーンセンター又は南部資源リサイクルセンターに再搬し、所要の処理を行う。

イ B案（南部能力拡大型）

・横大路学園授産施設として運営しており、施設の作業時間は「知的障害者福祉法」及び「京都市知的障害者授産施設条例」に定める制約を受けるが、西部処理施設における処理能力との格差を少しでも是正するため、学園として最大限対応可能な20 トン／日（5 時間稼働）の処理能力の施設とする。

・この場合において、西部処理施設の能力は40 トン／日（10 時間稼働）となり、南積替所からの西部処理施設への再搬は毎日5 トン程度減少するものの、その他の条件はA案と同じ。

ウ C案（南部能力重視型）

・B案との比較上、南部方面に重点した能力の配備を行った場合の案として、横大路学園の能力を40 トン／日（10 時間稼働）、西部処理施設を920 トン／日（5 時間稼働）とした。

・この場合、A、B案において、全量が西部処理施設に再搬された北積替所搬入分の一部を横大路学園に振り向けることが必要となるが、南積替所から西部処理施設への再搬は不要となり、車両台数の減少につながる。

・ただし、この案では、横大路学園の授産施設としての運営形態を維持できないため、別途、運営の見直しが必要となる。

2. 環境影響要因および環境要素の抽出

以下の環境影響評価の項目を選定した。

表：環境影響評価（京都市環境政策局）

要素		要因			備考
		工事	存在	供用	
大気環境	大気質			○	搬入車両等の NOx, SPM 配慮方針策定
	悪臭			△	
	騒音・振動	△		△	
水環境	水質	△		△	#
	土壌				
	水象				
土壌環境	地形・地質				
	地盤				
都市環境	日照障害				
	電波障害				
	風害				
自然環境	植物				
	動物				
	生態系				
快適環境	景観				
	文化財				
廃棄物等	廃棄物、残土	○		○	残土は非選定
地球環境	地球温暖化			○	CO ₂
	オゾン層破壊				

3, 予測の実施

上記の各項目について影響予測及び評価を行った。ここでは、二酸化炭素排出による地球温暖化を例に挙げる。予測結果は、最も負荷量が少ないのはC案で、バイオディーゼル燃料(BDF)を使用する収集車両分を除いた負荷量も同様にC案であった。

表:影響予測(京都市環境政策局)

	A案	B案	C案
CO ₂ 排出量 (トン/年)	515	491	458
CO ₂ 排出量 (トン/年) BDF車両分を除く	144	120	87

4, 評価の実施

環境に対する影響はいずれの項目も比較的軽微であると考えられるが、各複数案の比較においては、概ね、いずれの項目も横大路学園のある南部方面に能力の大きい施設を配置するC案が、負荷を軽減するケースが多い結果となった。しかし、横大路学園は、知的障害者による授産施設として、現在、缶・びん・ペットボトルの選別処理(処理能力15 トン/日)が行われており、プラスチック製容器包装の選別施設への変更後も引き続き授産施設としての運営が継続されること及び敷地面積の狭隘さ等から、処理能力を大幅に拡大することはほとんど不可能である。

今後、事業化を進めるにあたって、できる限り環境配慮報告書案を尊重し、横大路学

	園の処理能力の拡大策について検討するとともに、施設の建設工法や供用時の車両配置等について工夫を行い、環境に対する影響の低減に努めることとする。
	⑦ 手法の効果
	計画段階において、環境への影響について、調査・予測・評価が実施できた。 作成された報告書は京都市環境局で縦覧可能である。(平成17年5月31日～6月30日)
	⑧ 課題等
	—

表6 屋久島のCVM調査

事例番号	#003
名称	屋久島のCVM調査
出典	須田日出男・藤井 聡・北村隆一・西田悟史:手続き的公正と合意形成のためのCVM, こうえいフォーラム第10号, 2002
事例	① 分野
	課税に対する受容意識調査
	② 目標及び概要
	CVMは、特定の自然環境等のある公共財を保存するための支払い意志額の回答を求め る手法である。したがって、こうして得られた回答に基づいてそのCVMが対象とした公 共財に関する政策を実施した場合、人々はその決定プロセスを手続き的に公正と見なす ものとする事が出来る。さらに、CVMに基づいて政策決定を行うと、手続き的公正が 高揚することで、その政策の合意形成が促進されるものとする事も出来る。 上記の考えを検証するため、屋久島に関するCVM実験を行った。調査の流れは、無作 為に選べた京都市民に、 ①屋久島の自然について説明した ②その自然が観光客の増加によって破壊されつつあることを述べた ③自然保護の施策には、予算が必要であることを説明した ④その予算を確保するための特別課税に対する賛否を尋ねた なお、特別課税額は、1000円、3000円、6000円、15000円の4水準を無作為に調査対象 者に振り分けた。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	政府
	④ 主要なステークホルダ
	国民,
	⑤ 使用した手法等
	仮想評価法:CVM (Contingent Valuation Method)
	⑥ 手法の適用
	調査対象者にアンケートを行う際、4つのグループに分けた。まず、屋久島に対する説明を 3ページに渡って詳細に説明したグループと、4行程度の簡略な説明をしたグループに分け る。さらに各グループを、政府がCVMにより課税額を決めたプロセスを説明したグループと と、していないグループに分ける。 各グループに対して、手続き的公正(結果に至る過程に関する公正さ)について尋ねた結 果を以下の表で示す。課税額決定のプロセスを説明する事で、手続き公正知覚が高くなる。 表:手続き的公正(須田ら, 2002)
	手続き的公正

(2問を7段階評価した合計値)		あり	なし
屋久島の説明内容	詳細	6.52	5.35
	簡略	6.5	5.57

また、各グループに対して、屋久島に対する態度(自然を保存すべきか等)に尋ねた結果も以下の表で示す。詳細に説明する事で、屋久島に対する態度が良好となる。

表:屋久島に対する態度(須田ら, 2002)

屋久島に対する態度 (3問の合計値)		課税額決定の説明	
		あり	なし
屋久島の説明内容	詳細	19.88	19.97
	簡略	19.07	18.95

さらに、課税額を受容する要因を調べるため、ロジット回帰分析を行った結果を以下の表で示す。標準化係数に着目すると、手続き的公正知覚が受容に最も影響を及ぼす要因である。課税額が高いと受容が低く、屋久島に対する態度が高い・年収が高いと受容が高くなる傾向が見られる。

表:受容要因(須田ら, 2002)

要因	標準化係数
手続き的公正知覚	2.13
屋久島に対する態度	0.74
特別課税の金額	-0.48
個人年収	0.68
年齢	0.21

上記の調査分析から、CVMによって増税額を決定すると、人々の手続き的公正の知覚が高くなり、課税政策に対する受容意識が向上することが示された。また、屋久島に関する詳細な説明を行うと、屋久島に対する態度が肯定的になり、受容意識が向上することが示された。

⑦ 手法の効果

政策決定際して、CVMの結果を用いる事で、住民の合意形成が促進される可能性がある。また、環境問題に関しても、その問題に対して的確な説明を行う事で、合意形成が図れる可能性がある。したがって、教育や公共広告等を利用したキャンペーンの実施は、環境政策における合意形成促進に有効な手段としてなりえると思われる。

⑧ 課題等

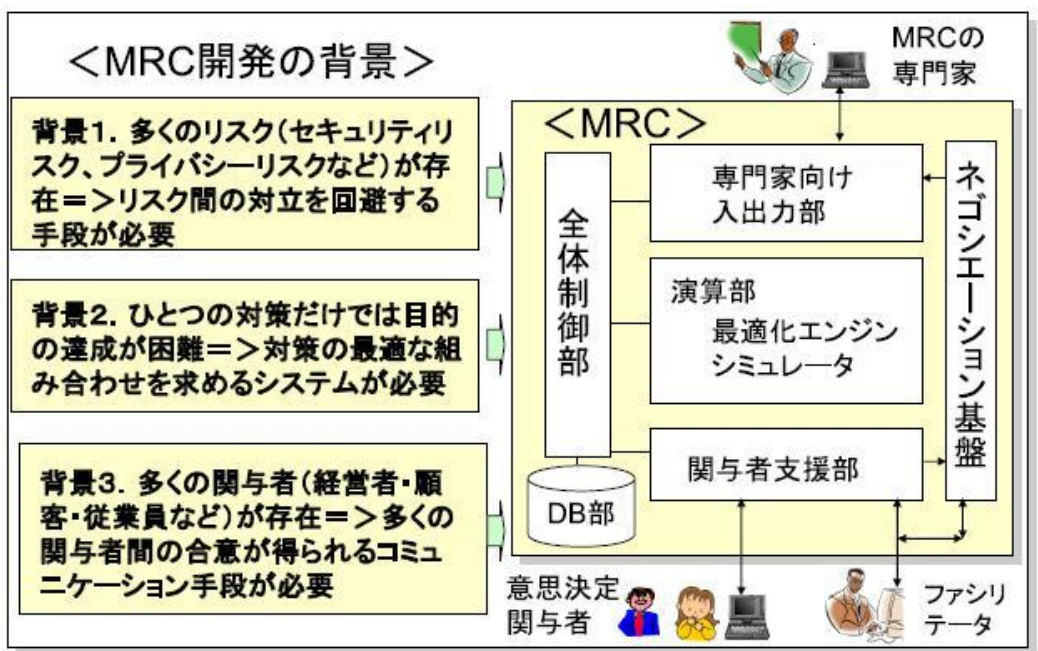
CVMを行う上で、

①説明の質により、回答が変化する事、

- | | |
|--|---|
| | <p>②支払い意志額には提示される金額が影響する事、</p> <p>③他者の支払額が自身の意志額に影響を及ぼす事、</p> <p>が考えられるため、正確に価値を評価が難しい事が課題として挙げられる。</p> |
|--|---|

表7 青少年のための情報フィルタリング対策

事例 番号	#004
名称	青少年のための情報フィルタリング対策
出典	佐々木良一・杉本尚子・矢島敬士・増田英孝・吉浦裕・鮫島正樹・船橋誠壽：IT リスク対策に関する社会的合意形成支援システム Social-MRC の開発構想，情報処理学会論文誌 Vol. 52 No. 9, (2011)
事例	① 分野
	IT システム
	② 目標及び概要
	この適用理由は問題の核となっている青少年ネット規制法（正式には「青少年が安全に安心してインターネットを利用できる環境の整備等に関する法律」）は，施行後3年以内の見直しが規定されており，どのような対策の組合せが良いかを社会的合意形成支援システムSocial-MRCを用いて考える事を目的とする。
	③ 事業者や行政等の実施主体
	政府
	④ 主要なステークホルダ
	青少年, 保護者
	⑤ 使用した手法等
社会的合意形成支援システム Social-MRC を用いる。 Social-MRC の前身である「多重リスクコミュニケーター (Multiple Risk Communicator : 以下 MRC) 」は，多重リスクやコストを考慮しつつ，望ましい対策案の組合せに関し，経営者や顧客，従業員などの意思決定関与者の合意を形成していくことを支援するためのツールであり，個人情報漏洩問題のように組織内で合意を形成できればよい問題で，合意形成のための人数が5-6 人以下の場合に関しては，MRC は有効である見通しが得られていた。	

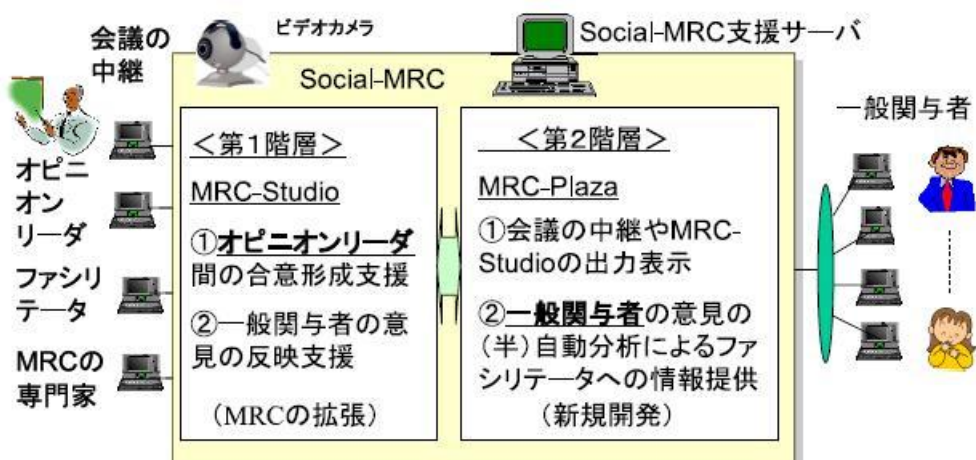


図：MRC全体像 (佐々木ら，2011)

しかし、IT システムのリスク問題に関しては、青少年のための情報フィルタリング問題や国民ID 問題、地域への防犯カメラ設置問題など関与者の数が数千人を超える場合があり、議論の制御が非常に困難なため、従来のMRC は適用することができない。

そこで、対象とする問題に関し見識を持ち、それぞれの立場を代表して意見を述べる人（これをオピニオンリーダーと呼ぶ）に意見を戦わせ、それ以外の人（一般関与者と呼ぶ）は意見を述べ、誰を支持するため、Social-MRCが生まれた。

Social-MRCとは、オピニオンリーダー間のコミュニケーションと一般関与者参加型のコミュニケーションの2 階層よりなるリスクコミュニケーションを統合的に支援する社会的合意形成支援システムSocial-MRC（以下図参照）である。



図：Social-MRC全体像 (佐々木ら，2011)

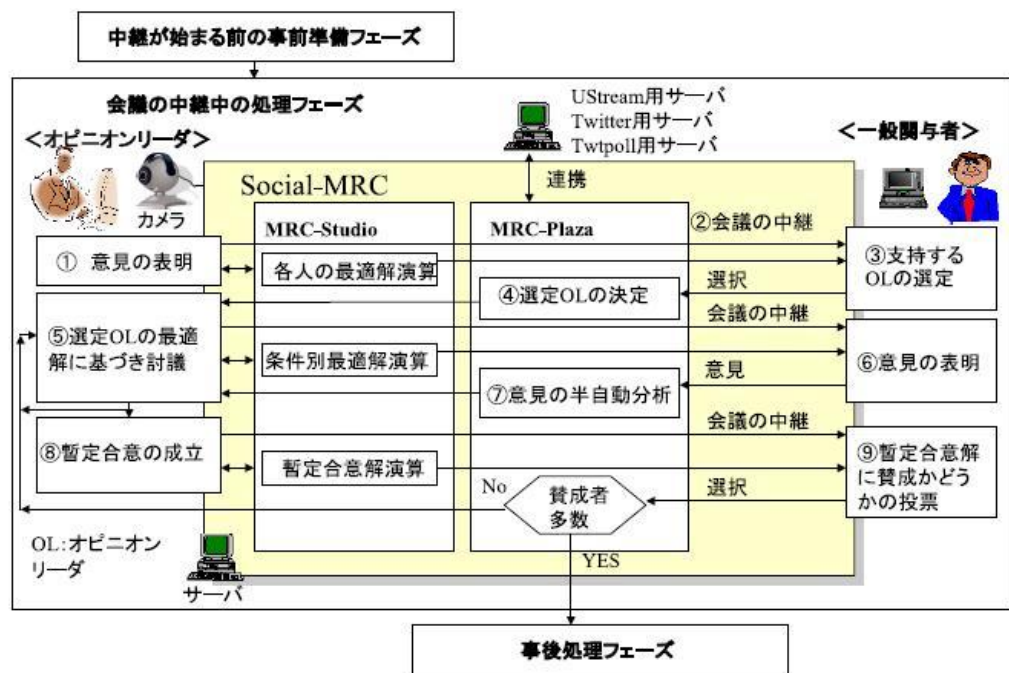
第1 階層（オピニオンリーダー間のコミュニケーション）では、既開発のMRC を改良したMRC-Studioを用いた。また、第2 階層（一般関与者の議論参加）用に、MRC-Plaza が開発され、多くの一般関与者にオピニオンリーダーたちの討議の様様をUStream などの動画共有サービスを用いて中継するとともに、MRC-Studio の出力を提示することにより、一般関与者に議論の様子や論点を明確に示し、その結果得られた意見をオピニオンリーダーたちに提示できるようにすることとした。

Social-MRCを用いることで、以下のような効果が期待できる。

①一般関与者の意見の動向をリアルタイムに知ることにより、それぞれのオピニオンリーダーが自分の意見に固執していつまでたっても合意が形成できないという問題を回避しやすくなる。

②一般関与者の中のすぐれた意見を意思決定に反映し、もともとの各オピニオンリーダーの意見による解よりも良いものが得られやすくなる。

なお、Social-MRCの適用手順は以下の通りである。



図：Social-MRC適用手順（佐々木ら，2011）

⑥ 手法の適用

適用条件を以下に示す。

①Social-MRCにおける役割

- ・オピニオンリーダー（2人）：規制賛成派と規制反対派
- ・司会者（1人）：議論の進行
- ・ディレクタ（1人）：MRC-Plaza 用サーバの編集
- ・カメラマン（1人）：議論の撮影
- ・MRC の専門家（1人）：各制約条件の値の変更，MRC-Studio による最適解の求解
- ・一般関与者（7人）：議論の視聴，意見の書き込み，アンケートへの投票，MRC-Studio

の最適解の確認

②目的関数：Min {青少年に関わるリスク（円）+ 対策コストの合計値（円）}

青少年に関わるリスクの例：WEB サイトを閲覧することによる年間自殺者の数*自殺による損害額

③制約条件：

- ・ 青少年に関わるリスク

青少年にとって望ましくない事象（自殺者などの被害人数：人）

- ・ 利便性負担度

保護者に対して：子供の携帯電話にフィルタリングをかけるかどうかの判断の手間（0～1 の値：相対値）

Web サイト管理者に対して：青少年が有害情報を見られないようにする措置をとらなければならない手間（0～1 の値：相対値）

④対策案数：15件（以下代表例）

- ・ 携帯電話のフィルタリングサービスを義務付ける
- ・ 小中学校でインターネット利用法の教育を行う

上記条件のもとで、行った結果には以下の特徴が見られた。

①MRC の専門家が現在の法律の場合の目的関数や制約条件の値、規制賛成派の最適解、反対派の最適解を示し、オピニオンリーダがそれぞれの意見を述べた。この過程をUStreamで中継し、一般関係者の意見を聞いた結果、規制賛成派を支持する人が多かった。

②規制賛成派の人の最適解をベースに一般関係者からのTwitter 経由の意見も参照しつつオピニオンリーダ間で議論を行い、MRC-Studio を用いて2 回の求解を行った結果、賛成派の主張する影響を受ける青少年の数を3 分の1 以下にするという要求と、罰則規定を入れないという反対派の要求を入れた解が得られ、これが両者の暫定合意解となった。

③これを一般関係者に示し支持するかどうか聞いたところ7 人中5 人が暫定合意解に賛成という結果になり、賛成者が多いということで会議を終了した。



図：Social-Plazaの例（佐々木ら，2011）

⑦ 手法の効果

MRC-Studioにおいて1回あたり最適解を求めるための時間は約2分で大きな制約にはならないうえ、一般関係者の数が増えても変わらないので数千人の一般関係者の会議に適用しても制約とならないと思われる。

⑧ 課題等

ここでは、以下のような課題が挙げられる。

- ①一般の人はSocial-MRC がすぐに理解できない
- ②関係者の数が数千人になるとTwitter からの入力人数が膨大になり、人が目で見て確認していくことが困難になること
- ③ファシリテータが議論を効率良く進められ、オピニオンリーダーや一般関係者の合意形成感を従来以上に高められる方法が必要

表 8 道路維持管理業務

事例番号	#005
名称	道路維持管理業務
出典	藤澤裕樹, 岡田裕, 一瀬邦継, 金田重郎: ソフトシステムズ方法論(SSM)と概念データモデリング(CDM)を用いた業務分析手法の提案, 情報処理学会研究報告, (2010)
事例	① 分野
	自治体の業務分析
	② 目標及び概要
	<p>道路維持管理業務とは、自治体が管理している道路の利用上支障となる、施設破損や不法投棄など(以下「案件」と呼ぶ)に対応する業務(以下「維持管理業務」と呼ぶ)であり、自治体の土木事務所など(以下「土木事務所」と呼ぶ)が担当する住民サービスの中でも重要なものの1つである。そして、これら案件情報は、通常、住民通報や職員巡視報告などにより、土木事務所にもたらされている。近年、地方自治体においても、住民満足度の向上と、業務の効率化が強く望まれ、道路に関する維持管理業務も例外ではなく、事務処理の迅速化と効率化が強く望まれている。しかし、現状の維持管理業務では、近年の住民のニーズや価値観の多様化から、住民通報も多種多様となっている。一方、地方自治体の財政状況には厳しいものがあり、予算や人員上の制約などから、それらに十分に対応出来できていなかった。</p> <p style="text-align: center;">図：道路維持管理業務（藤澤ら2010）</p>
③ 事業者や行政等の実施主体	
	自治体の土木事務所

	④ 主要なステークホルダ
	住民, 業者, 他土木事務所, 警察, 国土交通省
	⑤ 使用した手法等
	<p>①SSM(ソフトシステムズ方法論)</p> <p>Checkland の提唱する, 「ソフトシステムズ方法論」は, ステークホルダの世界観のアコモデーション(異なる視点・価値観を持つ人同士が, 議論を重ねて互いの視点・価値観を共存させること)を探り, 問題の解決に導くプロセスである。SSM は, 以下の7つのステージに沿って分析を行う。</p> <p>ステージ1, 2 : 問題状況の把握</p> <p>ステージ3 : 関連システムの選択, 基本定義の成文化</p> <p>ステージ4 : 概念モデルの構築</p> <p>ステージ5 : モデルと現実世界との比較</p> <p>ステージ6, 7 : 変革案の提示, 実行</p> <p>これらのプロセスをステークホルダからヒアリングを行いながら進め, アコモデーションを取りつつ, 解決案に導く。SSMのステージ3では, 抽出した関連システムから, 分析に必要と思われる関連システムを選択する。このとき, 分析者は存在すべきである「ある1つのシステム」を定義しているのではない。なぜなら, 「存在すべきである」ものはステークホルダによって異なっているからである。つまり, ステージ1, 2により, 複数の世界観がまじりあい, アコモデーションの取れている状態から, 分析者の1つの世界観によって, 関連システムを取捨選択し, アコモデーションを崩すということである。このことは, SSMの根幹に関わることであり, 展開する概念モデルが違ってくるので, 今後の分析にも影響が大きい。しかし, システムを選択する際, 分析者は, その選択が結局有効となるであろうという自分の判断だけに頼ることになる。 アコモデーションを崩すことを回避するため, 多くの関連システムを選択することもできるが, 展開する概念モデルが複雑になる。その結果, どの関連システムのどの活動を改善すべきかを導くのは困難になる。</p> <p>②CDM(概念データモデリング)</p> <p>技術データ管理支援協会(MASP) が提案するCDM は, 「もの」と「こと」に着目して対象業務を分析し, 本質的な業務プロセスをデータモデルとして写し取る手法である。具体的には, 以下の図を作成する。この中で, 業務プロセスの本質を表現する上で特に重要な役割を果たすのは, 以下の上から3つの図であり, この3図を分析に利用する。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・実体関連図(静的モデル) : 業務に関係する「もの」(エンティティ)とそれらの関係を記述 ・実体状態変化過程図(動的モデル) : 静的モデル中の「もの」それぞれに対して, 「もの」が持つ属性値の状態変化を与える原因となる「こと」を, 時間的順序を追いながら記述 ・組織間連携図 : 上記の静的モデル・動的モデルを実際に存在する組織の上に貼り付け

て、データの流れの妥当性を分析

・機能領域図・機能連鎖図(機能モデル)：上記以外の細かな機能についてデータフローダイアグラムを用いて記述

⑥ 手法の適用

①SSM(ソフトシステムズ方法論)

リッチピクチャを作成し、以下の7つの関連システムを抽出した

- ・住民からの通報に迅速に対応するシステム
- ・土木事務所へ簡単かつ迅速に通報できるシステム
- ・案件の情報だけでなくノウハウを共有するシステム
- ・道路維持管理業務に住民からも参加してもらうシステム
- ・維持管理のしやすい建設を行うシステム
- ・住民の要望が反映された建設を行うシステム
- ・情報システムを有効利用するシステム

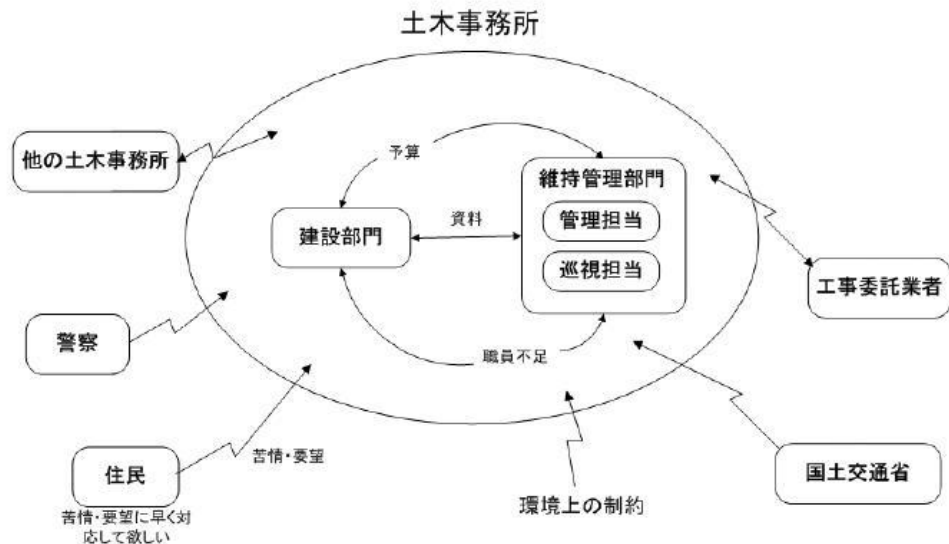


図:リッチピクチャ (藤澤ら2010)

抽出した関連システムから分析に必要と思われる関連システムを選択し、RDとして成文化する。最大の問題は、関連システムの取捨選択である。しかし、他に方法がないため、7つ全ての関連システムを選択し、RDとして成文化した。

成文化したRDから概念モデルを構築し、現実世界との比較をした。分析結果の一部を以下に示す。

(1) 連絡網の整備，進捗報告の義務化・迅速化

関連システムの「住民からの通報に迅速に対応するシステム」や「土木事務所へ簡単かつ迅速に通報できるシステム」とあるように、住民は土木事務所に対して、いかに簡単に通報でき、そしてすぐに対応してくれることを望んでいる。概念モデルと現実世界との比較から、これらの関連システムの内容を達成するためには、電話以外の新しい連絡網の整備(オンラインシステムなど)が必要なことや、住民へ通報の進捗報告の義務化、

迅速化が示唆された。

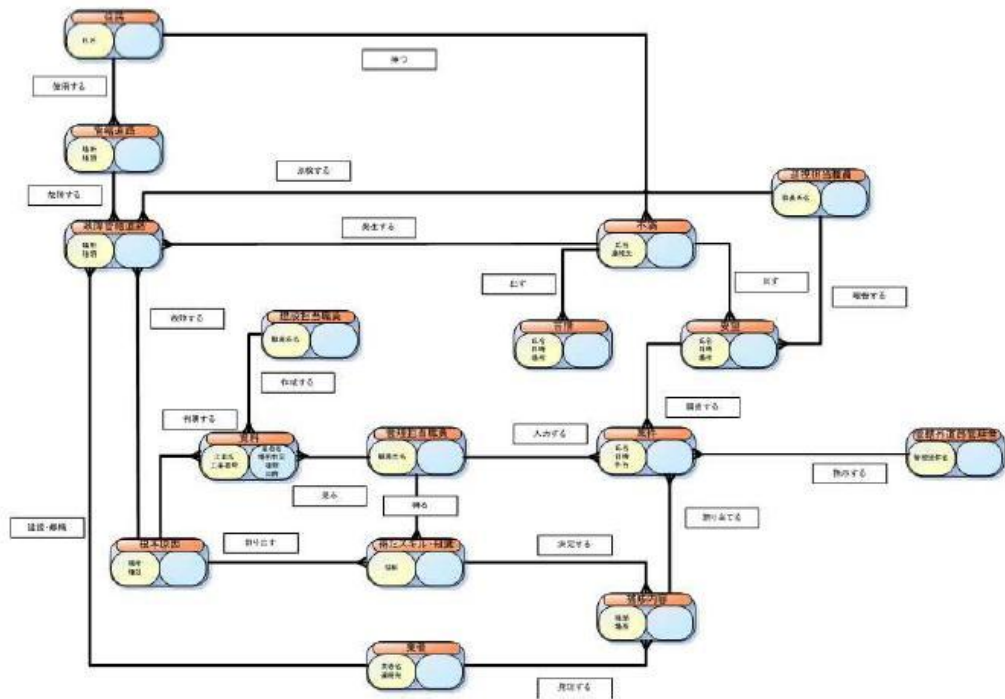
(2) 住民の維持管理業務への参加

「道路維持管理業務に住民からも参加してもらうシステム」の概念モデルと現実世界との比較から、住民の維持管理業務への積極的な参加PRが必要であることが示唆された。土木事務所では、住民からの通報が年々増加しており、限られた人員や予算で対応するには限界がある。住民に維持管理業務の重要性や参加の必要性を知ってもらい、自ら維持管理に参加し、道路の品質を一定に保つことが必要である。

関連システムの選択を行っていないため、分析結果の妥当性には不安がある。また、上記の連絡網の整備、進捗報告の義務化・迅速化であるが、視点が住民側に偏りすぎている。これは確かに重要な問題であるが、多大な予算と人員が必要なのは明白であり、実現できる可能性は低い。住民の維持管理業務への参加も同様である。土木事務所側から一方的に住民へ維持管理の協力を仰いでも、増加する案件に歯止めがかかるほどの効果が上げられるかには疑問が残る。

②CDM(概念データモデリング)

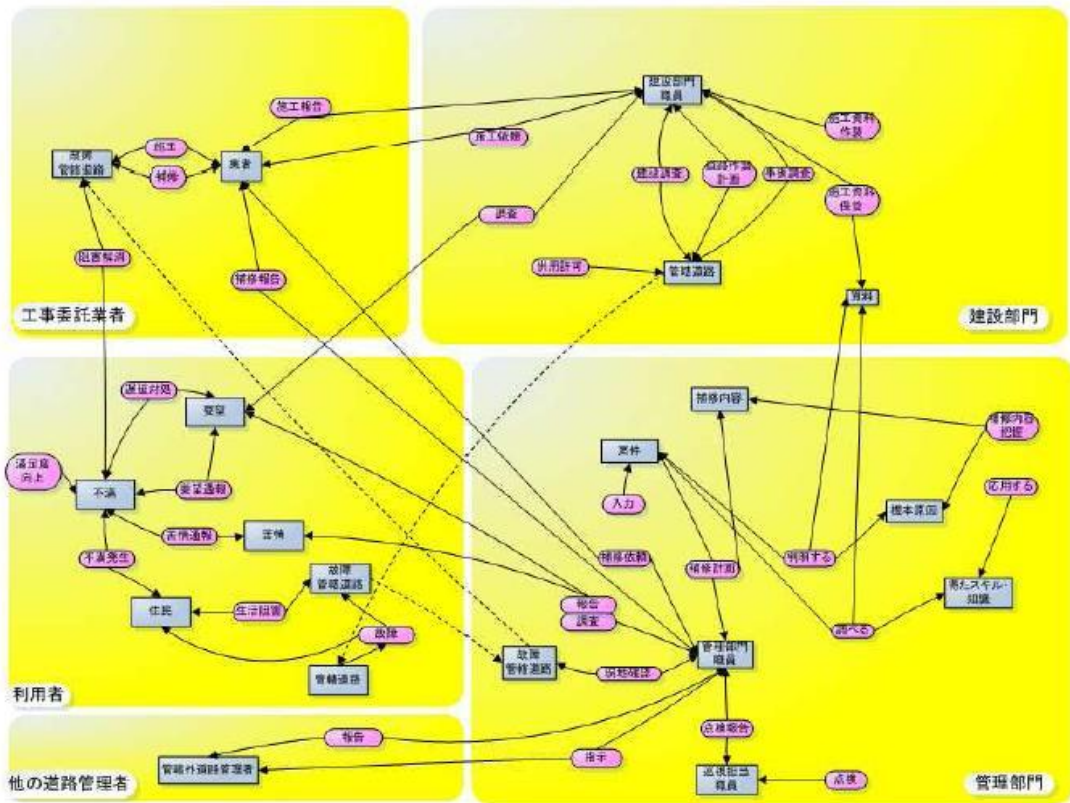
SSMのみによる分析で抽出された関連システムのRDより、静的モデルを作成した。静的モデルの「もの」を導出する際には、主にRDの名詞から抜き出し、「もの」の候補とした。



図：実体関連図(静的モデル) (藤澤ら2010)

次に、動的モデルを静的モデルの「もの」それぞれに対し、データの状態変化を与える原因となる「こと」に応じて、順番に記載した動的モデルを作成した。この動的モデルそれぞれをステークホルダ間の関係する「こと」でつないだ図が、CDMの最終的な結

果となる組織間連携モデルである。



図：組織間連携図（藤澤ら2010）

CDMの分析結果として、住民と管理部門職員の世界観をそれぞれ配慮した、折衷案のようなものを得られた。具体的な改善点は以下のようなものである。

(1) 補修日程の開示

住民からの通報に対する、道路補修の日程を住民に知らせるべきである。具体的には住民と管理部門との間に、通報に対する補修日程を共有する情報システムを導入すべきである。

(2) 建設予定道路情報の共有

住民からの新しい道路の建設要望によって、新しく建設した道路の情報、または建設予定の道路の情報を共有すべきである。具体的には住民と建設部門との間に、道路要望に対して、建設した道路、または建設予定の道路情報を共有する情報システムを導入すべきである。

(3) 道路破損の根本原因の解明


道路が破損した根本原因を追及し、その情報を管理部門、建設部門、工事委託業者で共有すべきである。根本原因の解明と共有により、通報の再発を防ぎ、新しい道路建設にもフィードバックされる。

⑦ 手法の効果

SSMのみで分析を行う際に、全ての関連システムを分析候補として、概念モデルに展開した。その結果、住民側の世界観で重要だと感じていた、「住民からの通報に迅速に

	<p>対応すること」と「土木事務所へ簡単かつ迅速に通報できること」を達成するために必要な活動を実際に行っている活動と比較して、業務を見直した。そのため、管理部門側の予算や人員などの考え(世界観)を無視した分析結果となった。同様に、管理部門側の世界観で重要と感じていた、「道路維持管理業務に住民からも参加してもらうこと」も住民側からしたら、迷惑な話になる。CDMを用いることで、ステークホルダ間のバラバラの方向に向いていた世界観を1 つにまとめ、コンセンサスを取ってやることで、最も効果的な折衷案を導き出せる。</p>
	<p>⑧ 課題等</p>
	<p>概念データモデリングと情報システム開発(実装)の間には大きな差がある。今後は、概念データモデリングと実装との間を埋める構築手法を考えなくてはならない。</p>

表9 下北半島縦貫道路概略計画

事例番号	#006
名称	下北半島縦貫道路概略計画
出典	青森県 https://www.pref.aomori.lg.jp/kotsu/build/shimokita-pi.html
事例	① 分野
	道路概略計画
	② 目的および概要
	<p>下北半島縦貫道路は、青森県むつ市と東北縦貫自動車道八戸線を連絡する延長約60kmの地域高規格道路であり、地域間の交流促進、産業・観光分野発展の支援、救急医療ネットワークの向上、国家エネルギープロジェクトの支援等の役割を担う重要な路線である。ここでは、下北半島縦貫道路のうち未着工区間である「むつ市～横浜町」約20km区間の概略計画の検討を行った。なお、この道路と並行して国道279号があるものの、利便性から縦貫道路の整備が望まれている。</p>
	
<p>図：下北半島縦貫道路概略図（青森県）</p>	
③ 事業者や行政等の実施主体	青森県
④ 主要なステークホルダ	

住民

⑤ 使用した手法等

パブリックインボルブメント(PI)

事業の計画などの過程で、市民に情報を提供した上で意見を収集するなど、コミュニケーションを十分に図りながら、計画づくりなどを進める仕組み。

⑥ 手法の適用

実際の流れは以下の通り

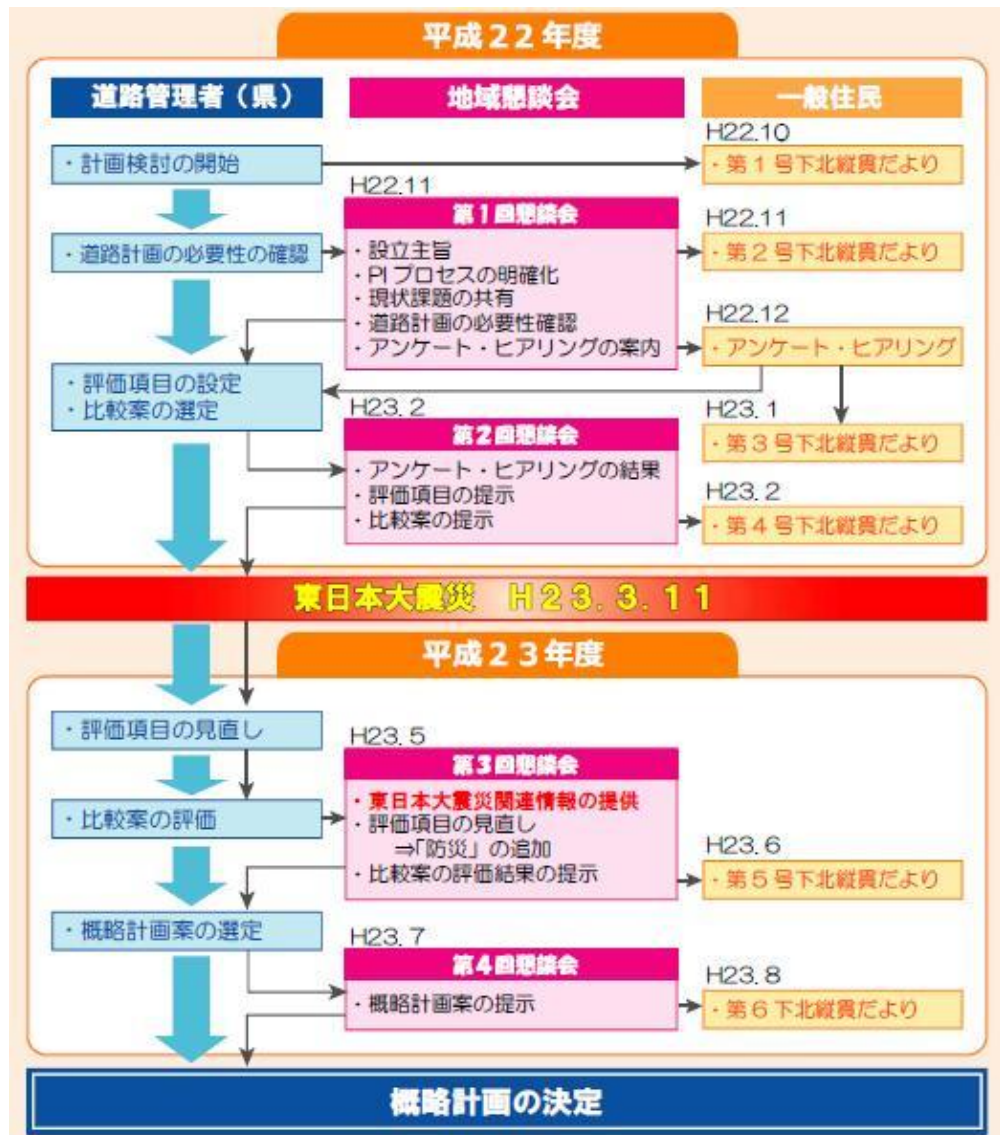


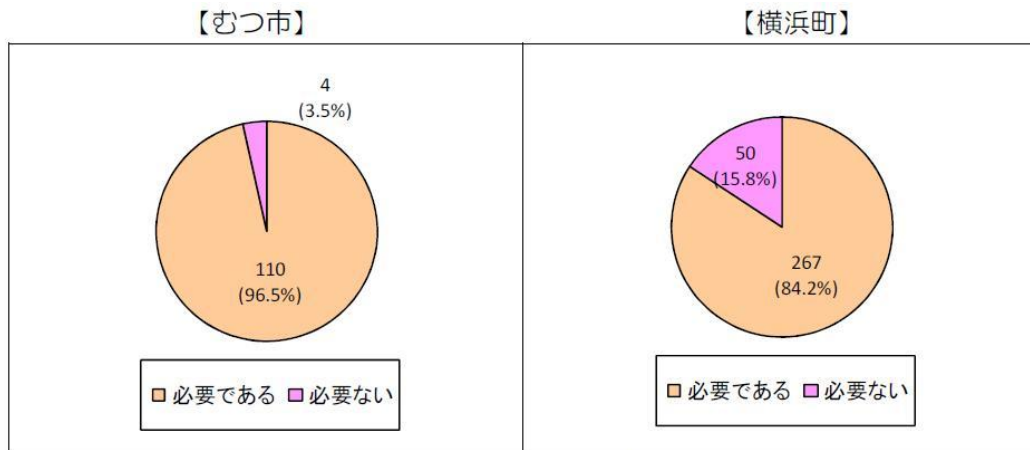
図:概略計画決定までの流れ (青森県)

①第1回地域懇談会

道路の必要性については認める意見が多かったが、自動車専用道路(バイパス)にする事には、意見が分かれた。むつ市から青森市や八戸市への利便性が向上する事からバイパスを望む声がある一方、バイパスにより横浜町が通過点になる事を危惧するため、現在の国道279号の整備を望む声も上がった。

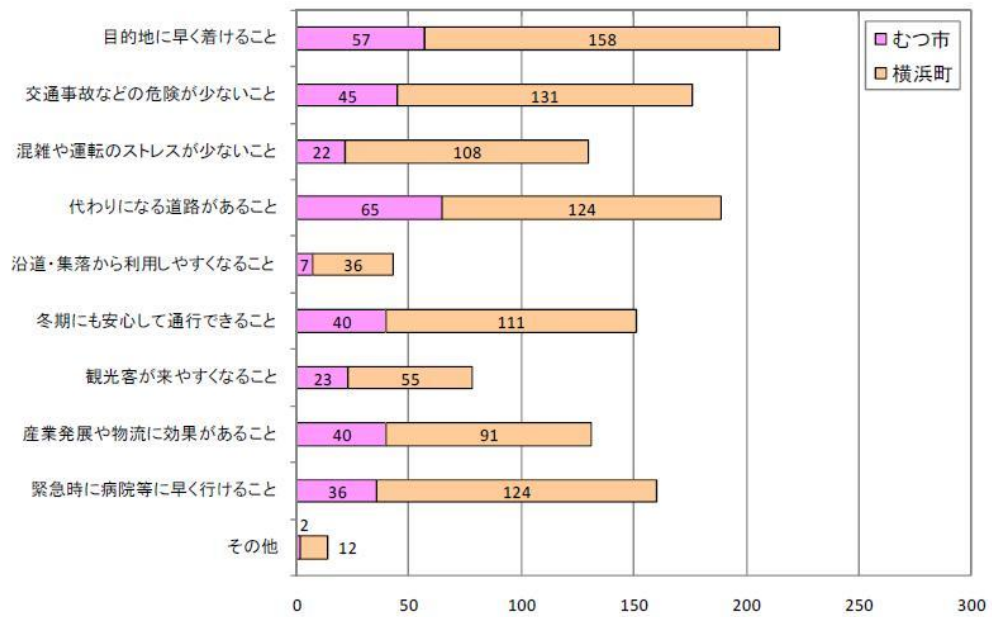
②アンケート・ヒアリング

以下にアンケート例を示す。



※グラフは「どちらとも言えない」を除いています。

図：(設問 1) 下北半島縦貫道路の整備は必要か（青森県）



図：(設問 2) 下北半島縦貫道路の機能について重要だと思われる点（青森県）

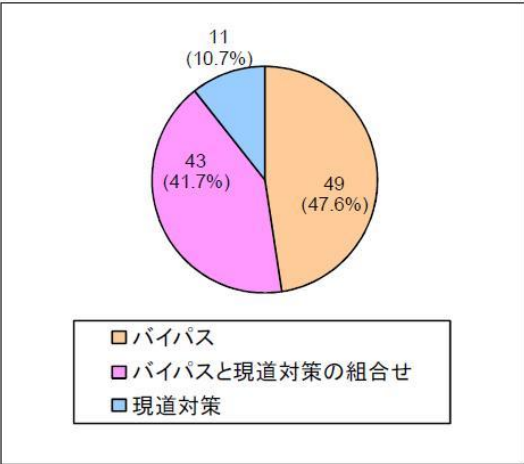
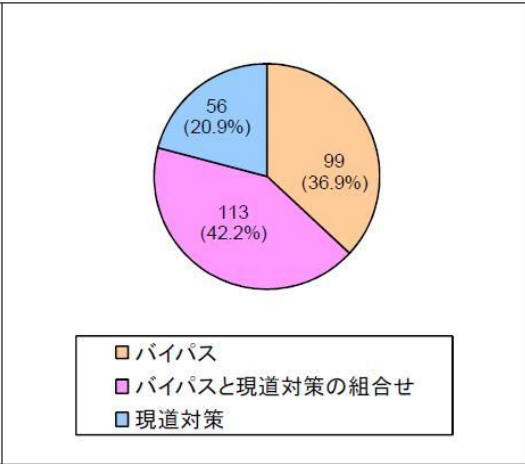

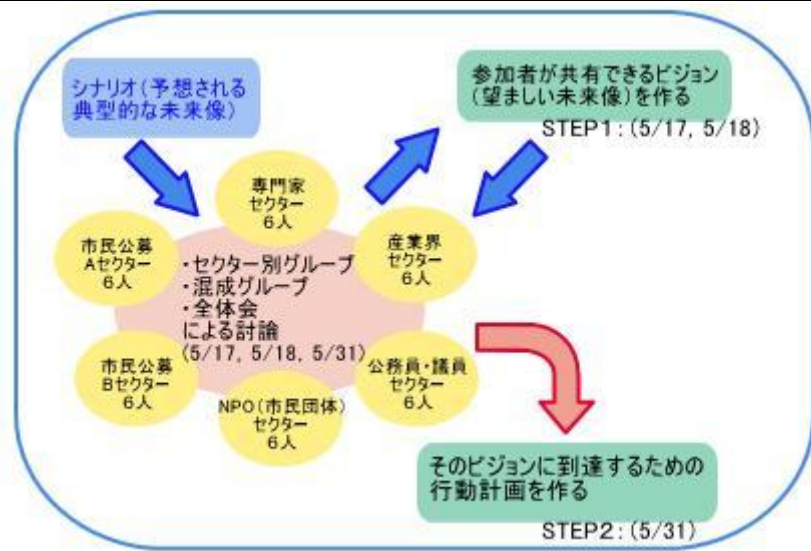
	<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;"> <p>【むつ市】</p>  <table border="1"> <tr><td>■ バイパス</td><td>49 (47.6%)</td></tr> <tr><td>■ バイパスと現道対策の組合せ</td><td>43 (41.7%)</td></tr> <tr><td>■ 現道対策</td><td>11 (10.7%)</td></tr> </table> </div> <div style="text-align: center;"> <p>【横浜町】</p>  <table border="1"> <tr><td>■ バイパス</td><td>99 (36.9%)</td></tr> <tr><td>■ バイパスと現道対策の組合せ</td><td>113 (42.2%)</td></tr> <tr><td>■ 現道対策</td><td>56 (20.9%)</td></tr> </table> </div> </div> <p style="text-align: center;">※グラフは「どちらとも言えない」を除いています。</p> <p style="text-align: center;">図: (設問 3) 下北半島縦貫道路の整備方法 (青森県)</p> <p>③第 2 回地域懇談会</p> <p>比較案として、全線バイパス案、全線現道案、2種類の混成案、計4種類が提示された。むつ市から青森や八戸へ早く着けるようバイパス案を望む声がある一方、「道の駅よこはま」を利用できるようにとの意見も挙がった。</p> <p>④第 3 回地域懇談会</p> <p>東日本大震災後に行われたので、防災意識が強くなった。原発事故を危惧して、避難道路として全線バイパスを望む声が大きくなった。</p> <p>⑤第 4 回地域懇談会</p> <p>概略計画案として、避難道路及び緊急輸送道路としての機能が高い「自動車専用道路による全線バイパス案」が提示された。また、「道の駅よこはま」とインターチェンジで連携することで、横浜町の懸念に対応するとした。</p> <p>以上の懇談会・アンケート・ヒアリングをもとに、「自動車専用道路による全線バイパス案」が概略計画として決定された。</p> <p style="background-color: #d9ead3; padding: 5px;">⑦ 手法の効果</p> <p>地域住民の意見を参考にしているため、住民からの反対運動も少なくなる効果がある。計画段階で一般公開されているため、透明性のある公共事業につながりやすくなる。</p> <p style="background-color: #d9ead3; padding: 5px;">⑧ 課題等</p> <p style="text-align: center;">—</p>	■ バイパス	49 (47.6%)	■ バイパスと現道対策の組合せ	43 (41.7%)	■ 現道対策	11 (10.7%)	■ バイパス	99 (36.9%)	■ バイパスと現道対策の組合せ	113 (42.2%)	■ 現道対策	56 (20.9%)
■ バイパス	49 (47.6%)												
■ バイパスと現道対策の組合せ	43 (41.7%)												
■ 現道対策	11 (10.7%)												
■ バイパス	99 (36.9%)												
■ バイパスと現道対策の組合せ	113 (42.2%)												
■ 現道対策	56 (20.9%)												

表 10 三番瀬の未来を考えるシナリオ・ワークショップ

事例 番号	#007
名称	三番瀬の未来を考えるシナリオ・ワークショップ
出典	三番瀬の未来を考えるシナリオ・ワークショッププレス発表資料等公開ページ http://www.sys.mgmt.waseda.ac.jp/sw/pre/index.html ふなばし三番瀬海浜公園 http://www.park-funabashi.or.jp/bay/index.htm 木嶋恭一：交渉システム学入門，丸善株式会社，2005
事例	① 分野
	都市計画
	② 目的および概要
	<p>三番瀬とは、千葉県船橋市の南に位置する東京湾最奥部の約1,800haにわたる浅い海域(水深5m未満)のことで、古くからスズキ・カレイ・アサリ・バカガイ・リなどの漁場となっており、豊富なエサを求めて、ハマシギ・ミヤコドリ・コアジサシなどの野鳥が訪れることでも有名である。</p>
	
<p>図：三番瀬（ふなばし三番瀬海浜公園）</p> <p>そこで、20年後の「三番瀬の未来」について、議論することにする。なお、対象としているのは「三番瀬」という場所だけではなく、周辺住民と町のあり方を含んでいる。</p>	
③ 事業者や行政等の実施主体	-

	④ 主要なステークホルダ
	住民, 自治体, 事業主
	⑤ 使用した手法等
	<p>シナリオ・ワークショップ</p> <p>シナリオ・ワークショップは、多様な人々の意見をまとめて政策づくりに反映させるための手法で、社会的な取り組みが現時点で必要とされるような問題を考えるときに多く使われる。当面の立場や利害関係から対立しがちな問題であっても、15年後、20年後（場合によっては30年後）という未来に舞台を設定して、将来はこうありたいという状況を関係者が協議しながら構想し、そこから現在の私たちがなすべきことを決めていこうという取り組みである。関係者が熟慮して相互に理解しあうことを助けるために、いくつかの将来像（シナリオ）という道具だてが用意されることと、協議や決め方のルールを示して運営される舞台（ワークショップ）の特徴から、シナリオ・ワークショップと呼ばれる。</p> <p>シナリオ・ワークショップの最も大きな特徴は、与えられた課題について参加者が討論しやすいように、あらかじめ複数のシナリオが用意されることである。例えば、「予想される将来の典型的な姿」が4つのシナリオが文書だけでなくイラストなどで示される。これらのシナリオには、たいてい互いに対立する内容が含まれており、参加者は、これらのシナリオに触発されて、問題をより広く、深く考えることができるようになる。</p> <p>シナリオ・ワークショップのもう一つの特徴は、討論を重ねたうえで、まず先に、互いが共有できるビジョン（望ましい未来像）について合意をはかることである。このように将来指向の課題を設定することで、異なる立場の人たちでも現在の立場にもとづいた対立からいったん離れて討論がしやすくなり、意見や認識の相互理解や共有、さらに合意が得やすくなる。</p> <p>ビジョンについて合意したあとで、参加者は、その未来像に到達するための道筋と方法、つまり誰が何をしていけばよいかという「行動計画」を定める。これは、未来に向けた現在の行動計画であり、共有されたビジョンの実現にあたって考慮しなければならない様々な現実的な条件を踏まえて作成される。そのため、複数のビジョン候補を残したままビジョンの合意を先送りし、それぞれの行動計画を討議したうえで、最終的なビジョンを選択することもありえる。</p>
	⑥ 手法の適用
	<p>参加者を専門家、産業界、議員、NPO及び一般公募市民の各セクターから計30名集め、これとは別にファシリテーター（進行役）を用意して、3日間のワークショップを行った。主な流れは、4つのシナリオを手掛かりとして自由な議論を通して、「共有できる未来像」を作り（第1ステップ）、それをもとに、共有された未来像へ向けての「行動計画」を作る（第2ステップ）事である。</p>



図：シナリオ・ワークショップの流れ（三番瀬の未来を考えるシナリオ・ワークショップ）

議論の手掛かりとなる4つのシナリオとは、

- ①保護区シナリオ：「保護区と環境学習・研究」の町
残された自然を保護しながら、さらに環境を修復していくために、様々な計画や規制がなされている。三番瀬全域が鳥獣保護区に指定され、環境学習・環境教育、学術研究の場として活用されている。
- ②漁業・観光シナリオ：「観光とエコツーリズム」の町
生態系保全と共存できる漁業活動は、三番瀬の優先産業として保護される。その一方で、周辺地域での商工業や住宅開発は抑制されている。観光漁業やエコツーリズムを通じて、三番瀬の自然を地域の内発的な発展に生かすことが目指されている。
- ③住宅地シナリオ：「海辺の景観を生かした住宅」の町
陸域の利用は、規制によって住宅を中心とし、商工業のための利用は抑制されている。海岸沿いには、都心からのアクセスや海辺の景観を生かした住宅や公園・緑地が整備されている。三番瀬は、主に地域住民の憩いの場として利用されている。
- ④商工業シナリオ：「商工業と施設型観光レジャー」の町
陸域の土地利用に関しては、商工業を含めた自由な活動ができ、海辺の景観や大都市から近い立地条件を生かした商業や施設型観光レジャーを中心とした町づくりが進められている。自然環境の修復は、残されている海域を使って行われる。

具体的な流れは、

1日目、2日目で、セクター別のグループ討論、全体討論、セクター混成のグループ討論を繰り返す、ビジョン要素を考える。2日目終了時に投票で最終ビジョンを選び、それを未来像とする。ここでは13ビジョンが選ばれた。例としては、

- ・ラムサール条約の生物多様性と漁業等との共存を考えた三番瀬方式ができ、世界に知られている

	<ul style="list-style-type: none"> ・ 漁業等のインフラ（漁業・養殖センター等）が整備され、後継者がたくさん育っている ・ エコロジカルな職住・憩い・自然の混合地として、既存の工業用地が再開発されている。 ・ 三番瀬の景観を利用し（海を臨みながら）、全国から人が集まり、海と自然をテーマにしたイベントが行われている。 <p>3日目で、セクター別、混成のグループ討論で選ばれたビジョンに対する行動計画要素を作成し、最後に投票が行われる。ここでは上位 5 つをまとめたものを最終行動計画とした。</p> <p>例として、</p> <p>「漁業と環境保全・再生との折り合いをつける」ための行動計画は、</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 漁民，市民，NPO は，漁業のブランド化を測り漁の価格安定化を目指す ・ 行政，市民，NPO は，ラムサール条約に登録する ・ 漁業者は，漁業インフラについて整備する <p>等が挙げられる。</p>
	<p>⑦ 手法の効果</p>
	<p>参加者は、同じ重みをもって、あるいは、上下関係のない、相互作用のための場（フォーラムと呼ばれることもある）に参加することで、協働作業と議論を通じて相互作用を起こすことができるので、そこに対話が成立する。この対話の場において、シナリオが大きな役割を果たす。対立点のある課題に対して、参加者は直接に対立、相互批判するのではなく、シナリオという緩衝材を介して互いの話し合いに入ることができる。そして、短い時間で、シナリオに関して話し合うことによって、散漫にならず、議論の対象を集中することもできる。シナリオ、そしてシナリオ・ワークショップは、話し合いを始めることが困難な課題に対して、短時間のうちに話し合いの段階に到達させる可能性を持っていると考えらる。</p>
	<p>⑧ 課題等</p>
	<p>EU では繰り返し行われているものの、日本では事例が少ない。</p>

表 11 飯田橋・富士見地域まちづくり基本構想

事例番号	#008
名称	飯田橋・富士見地域まちづくり基本構想
出典	フォーラム 8(ftp.forum8.co.jp/forum8lib/pdf/ap_at/AP28.pdf) 千代田区 http://www.city.chiyoda.lg.jp/koho/machizukuri/toshi/kekaku/i-koso.html
事例	① 分野
	都市計画基本構想
	② 目的および概要
	東京都千代田区が実施する「飯田橋・富士見地域まちづくり基本構想」は、「都市計画マスタープラン」等をベースに、その後の社会経済状況の変化や開発動向を考慮しつつ、特定の地域についてより具体的な将来像を提示するものである。飯田橋・富士見地域まちづくり協議会、町会、商店会、大学、大規模事業者、交通事業者等による地域の多様な主体の参画を得て検討を進めており、協議会の基本構想であると同時に、区としての基本構想に位置付ける。
	図：飯田橋・富士見地域の現況（千代田区）
③ 事業者や行政等の実施主体	
千代田区	
④ 主要なステークホルダ	
住民, 商店街, 大学, 開発事業者, 鉄道事業者	
⑤ 使用した手法等	
VR(バーチャルリアリティ)	
⑥ 手法の適用	

- 対象地域の現状を 3D・VR で再現。それを基に開発案を可視化した。
- ・新見附橋の橋梁化(桁橋・斜張橋・アーチ橋)
 - ・外濠を埋め立て、親水公園化する案
 - ・外濠と隣接して走る JR 上部の土地を含め立体公園にする案
 - ・ヒートアイランドの緩和や生物多様性を考慮して壁面緑化する案
- 実際は再現に時間がかかり、プレゼンテーションには使用できなかった。



図：法政大学外濠校舎前の法面緑化イメージ(フォーラム 8)

⑦ 手法の効果

一定期間でたくさんの情報を見る人に提供できる事, CG と比較して, 容易にかつ軽いデータで 3D を表現できる事が挙げられる。

⑧ 課題等

立体化しにくい(河川流域のような広大なフィールド等)対象をどこまで立体映像化できるかが課題

[参考文献]

- Peter Checkland(著), Jim Scholes(著), 妹尾堅一郎(訳)(1994):ソフト・システムズ方法論, 有斐閣.
特定非営利法人技術データ管理支援協会(MASP)<http://www.masp-assoc.org/>
藤澤裕樹, 岡田裕, 一瀬邦継, 金田重郎(2010):ソフトシステムズ方法論(SSM)と概念データモデリング(CDM)を用いた業務分析手法の提案, 情報処理学会研究報告
中條 尚子(2004):ソフトシステムアプローチを促進する支援方法論
Jonathan Rosenhead & John Mingers,(2001) “Rational Analysis for a Problematic World Revisited - Problem Structuring Methods for Complexity, Uncertainty and Conflict” Second Edition, John Wiley & Sons, Ltd, .
五百井清右衛門・黒須誠治・平野雅章: 早稲田大学システム科学研究所叢書 システム思考とシステム技術, 白桃書房.
猪原健弘(2011):合意形成学, 勁草書房.
The center for deliberative democracy: <http://cdd.stanford.edu/polls/>
柳瀬 昇:討論型世論調査の意義と社会的合意形成機能, KEIO SFC JOURNAL Vol.4 No.1 2005
慶應義塾大学 DP 研究センター:<http://keiodp.sfc.keio.ac.jp/>
木嶋 恭一(2004):ランドスケープ理論とその周辺, オペレーションズ・リサーチ
木嶋 恭一(2005):大学講義交渉システム学入門, 丸善株式会社
Axelrod, R. (1997) : Compkexity of Coopration : Agent Bsed Models of Competition and Collaboration,Princeton University Press
伊藤孝行(2012):合意形成における社会的規範の影響に関する一考察, 情報処理学会研究報告
Gul, F. and Pesendorfer, W. (2001): Temptation and Self-Control, Econometrica, Vol. 69, No. 6,
Dillenberger, D. and Sadowski, P. (2012): Ashamed to be selfish,Theoretical Economics, Vol. 7, No. 1
Neumann, J. V. and Morgenstern, O. (1944): Theory of Games and Economic Behavior, Princeton University Press.
田村坦之, 中村豊, 藤田眞一(1997):効用分析の数理と応用, コロナ社
Strotz, R. H. (1955): Myopia and Inconsistency in DynamicUtility Maximiation, The Review of Economic Studies, Vol. 23.
武岡則男(2012):誘惑と自制の意思決定, 大垣昌夫, 小川一夫, 小西秀樹, 田淵隆俊(編), 現代経済学の潮流 2012,東洋経済新報社.
伊藤孝行(2012):合意形成における社会的規範の影響に関する一考察, 情報処理学会研究報告
環境影響評価情報支援ネットワーク <http://www.env.go.jp/policy/assess/2-4strategic/>
環境省(2007):戦略的環境アセスメント導入ガイドライン
環境省(2000):SEA 総合研究会報告書
京都市環境政策局環境企画部環境管理
<http://www.city.kyoto.jp/kankyo/envm/assess/sea/hyoushi.html>
長澤光太郎・宮崎俊哉・松浦正浩(2000):公共政策における新しい合意形成のあり方ー三菱総合研究所所報 37, 三菱総合研究所

- 矢部浩規(1999):仮想市場法(CVM)について, 開発土木研究所月報論文
- (財)農林水産奨励会農林水産政策情報センター(2008):パブリックインボルブメントに関する調査
研究最終報告書, 農林水産省
- 須田日出男・藤井聡・北村隆一・西田悟史(2002):手続き的公正と合意形成のための CVM, こうえ
いフォーラム第 10 号
- 国土交通省(2009):仮想的市場評価法適用の指針
- 佐々木良一, 日高悠, 守谷隆史, 谷山充洋, 矢島敬士, 八重樫清美, 川島泰正, 吉浦裕(2008):多
重リスクコミュニケーターの開発と適用, 情報処理学会論文誌, Vol.49, No.9.
- 佐々木良一・杉本尚子・矢島敬士・増田英孝・吉浦裕・鮫島正樹・船橋誠壽(2011):IT リスク対策に
関する社会的合意形成支援システム Social-MRC の開発構想, 情報処理学会論文誌 Vol. 52 No.
9.
- Taniyama, M., Hidaka, Y., Arai, M., Kai, S., Igawa, H., Yajima, H. and Sasaki, R. (2008):Application
of ‘Multiple Risk Communicator’ to the Personal Information Leakage Problem, Proc. World
Academy of Science, Engineering and Technology, Vol.35.
- 守谷隆史, 千葉寛之, 佐々木良一(2008):内部統制のための多リスク・多関与者を考慮した費用対
効果の評価法の提案と適用, 日本セキュリティ・マネジメント学会学会誌, Vol.22.

付録-3

合意形成を支援する手法および方法論

1. 合意形成に向けた話し合いの方法論

合意形成を支援するための具体的な方法論として、SSM(ソフトシステムズ方法論)がある。

SSM は、複雑な対象を分析するための方法論であり、「何を」「どうする」といった形での行動案の導出を目指す分析手法である。SSM では、このような行動案の導出に際して、かかわる人々の立場によって、見方や考え方が異なるような状況において、「何が問題か」「何を目標とすべきか」を明らかにしつつ、世界観(立場によって異なる「考え」や「思い」)を調整して合意形成を探る(世界観の違いを認め、ある種の納得をしつつゴールに向かって行動することを目指す)。

SSM のプロセスは、現実世界の問題点を洗い出して、まず、理論上はどのようにすべきかを考え、次に理論と現実世界を対応させて現実性を追加して実行可能な形を明らかにした上でそれを実行に移すというものであり、以下の7つのステージに区分される¹⁾。

- ステージ 1: ある状況での問題を認知
- ステージ 2: 問題状況を記述
- ステージ 3: システムの基本定義を成文化
- ステージ 4: 概念活動モデルを構築
- ステージ 5: モデルと現実世界を比較
- ステージ 6: 実行可能な改善案を作成
- ステージ 7: 改善案の実行

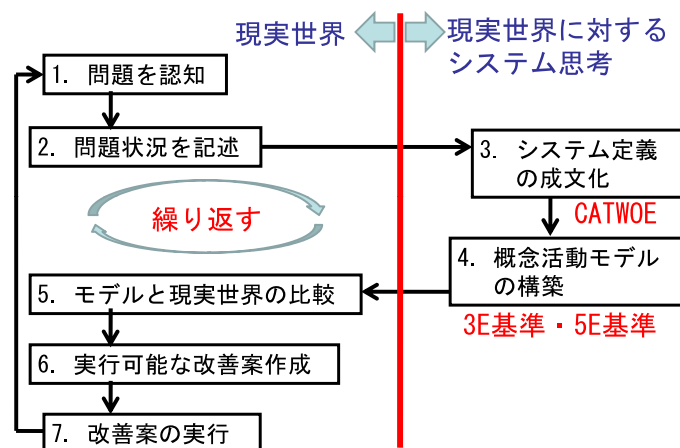


図 1 SSM の適用プロセス

各ステージの概要は、以下の通りである。

(i) ステージ 1 及び 2

ステージ1及び2は、問題を発見するためのステージであり、関係者がそれぞれ考えている対象の

全体像を図や言葉で表現する。

- ステージ 1: 問題を含む状況を把握し、そこに問題が存在することを認知する
- ステージ 2: ステージ 1 で認知した問題の状況を、文章や図を用いて記述する

(ii) ステージ 3

ステージ 3 では、与えられた状況で最適なシステムとは何かを考え、このシステムを定義する(基本定義)。なお、基本定義は複数存在しても良い。

基本定義は、XYZ 形式(Z(目的)を達成するために、Y(手法)によって、X(行うべきこと)を行うシステムという形式)で作成し、その際、以下の 6 つの CATWOE(キャトウー)要素を考慮することが求められる。

- C: 顧客(Customer)。活動の受益者や犠牲者
- A: 行為者(Actors)。活動を行うもの
- T: 変換過程(Transformation process)。どのような入力をどのような出力に変換するか
- W: 世界観(World view)。活動を意味付ける世界観
- O: 所有者(Owner)。活動を止められるもの
- E: 環境制約(Environmental constraints)。環境がもたらす制約

(iii) ステージ 4

このステージでは、基本定義を実現するための概念活動モデルを作成し、このモデルを 3E 基準あるいは 5E 基準に照らして評価する。

表 1 3E 基準及び 5E 基準

3E 基準	5E 基準	Efficacy: 可動性・この方法でうまく行くか
		Efficiency: 効率性。無駄なく最小の資源利用をしているか
Effectiveness: 有効性。長期的な狙いに合致しているか		
Ethicality: 倫理性。倫理的に受け入れられるものであるか		
Elegance: 洗練性。洗練されたものであるか		

概念活動モデルは、基本定義を実現するために行うべきことの集合体であり、このステージでは現実世界における方法は考慮しない。概念活動モデルは、一般に、以下の図法で表現される(実行すべきことを四角や楕円で表現し、活動間の関係を直線矢印で、また、入出力を稲妻型の矢印で表現する)。

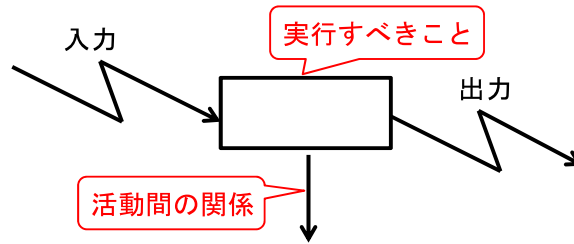


図2 概念活動モデルの表記法

(iv) ステージ5, 6及び7

ステージ5においては、ここまで作成した概念活動モデルとステージ1及び2で発見した問題点を比較し、モデルの意味付けや改良を行うことにより、理論上のモデルを現実世界に対応させて現実性を加えることが試みられる。

ステージ6では、上記のモデルに基づき実行可能な改善案を作成し、さらに、ステージ7においてこの改善案を実行する。

地層処分システム概念に関する合意形成に向けた話し合いを進める際の具体的な方法論として、本研究では、上記のSSMを採用することとする。即ち、以下の7つのステージでステークホルダ間の話し合いを進める。

- ステージ1: 既往の地層処分システム概念について各ステークホルダが感じる問題を認知
- ステージ2: 既往の地層処分システム概念についての問題状況を記述
- ステージ3: 各ステークホルダの問題点を解消し得る地層処分システム概念の基本定義を成文化
- ステージ4: 上記の地層処分システム概念の基本定義に即した要件を理想的モデル(概念活動モデル)として構築
- ステージ5: 上記の理想的モデルと既往の地層処分システム概念を比較
- ステージ6: 実行可能な改善案を作成
- ステージ7: 改善案に基づく設計や研究開発の実施

2. 新たな地層処分システム概念の創出による創造的問題解決の支援法

上記のSSMのステージ5~7においては、既往の地層処分システム概念に対する改善案を提示することが必要となり、ここでの創造性と柔軟性が合意形成に向けた取り組みの成否をわけることも少なくない。また、本研究のテーマである「確証性の高い処分概念構築支援」は、このような改善案の創出と密接に関連するものと考えられる。

本研究では、このような創造的問題解決の方法として、TRIZを用いることとする。なお、TRIZの詳細い内容については、標準的な教科書²⁾を参照されたい。

TRIZとは、「発明的問題解決理論」を意味するロシア語の頭文字 **ТРИЗ** の英語表記文字である。TRIZでは、技術的問題を把握する一つの観点として「矛盾」の概念を導入しており、特に「技術的矛盾」といった場合には「ある技術システムのパラメータAを改善しようとする、別のパラメータであるBが悪化する」状態を指す。このような技術的矛盾を妥協することなく解決するための有効なツールとして「矛盾マトリクス」が準備されている。なお、具体的な問題を一つの技術的矛盾として再定義(問題の抽象化)するために、TRIZでは、多種多様なパラメータを「一般化された39のパラメータ」に集約化し、改善する特性も悪化する特性も39のいずれかで対応可能にしている(表2表)。

表2 TRIZにおける39個のパラメータ

1、移動物体の重量	16、静止物体の動作時間	31、物体が発する有害要因
2、静止物体の重量	17、温度	32、製造の容易性
3、移動物体の長さ	18、照度	33、操作の容易性
4、静止物体の長さ	19、移動物体のエネルギー消費	34、修理の容易性
5、移動物体の面積	20、静止物体のエネルギー消費	35、適応性または融通性
6、静止物体の面積	21、出力	36、装置の複雑度
7、移動物体の体積	22、エネルギー損失	37、検知と測定の困難度
8、静止物体の体積	23、物質損失	38、自動化の範囲
9、速度	24、情報損失	39、生産性
10、力(強さ)	25、時間損失	
11、応力または圧力	26、物質の量	
12、形状	27、信頼性	
13、物体の組成の安定性	28、測定精度	
14、強度	29、製造精度	
15、移動物体の動作時間	30、物質が受ける有害要因	

TRIZにおける矛盾マトリクスを表3に示す。

ここで、縦軸が改善すべき特性(パラメータ) で横軸が悪化する特性(パラメータ)に位置付けられる。そして、解決したい技術矛盾に対応した特性の行と列の交わったセルの中には、その矛盾を妥協なく解決するための発明原理が記入されている。この発明原理は、全部で40項目あり、各発明原理の項目名と主な特徴サブ原理の一部)を表4に整理した。矛盾マトリックス表の各セルに配置されている番号が、各発明原理の番号に対応しているので、40の発明原理は、技術矛盾の克服に有効なアイデアを創出するためのガイド的役割(いわゆる抽象解)を担っていると言うことができる。

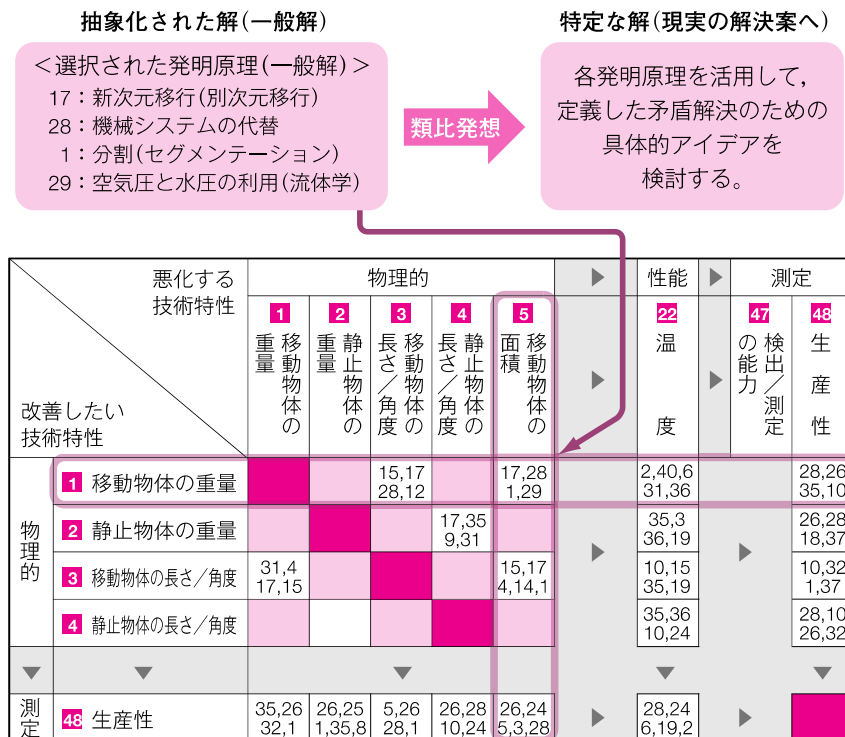


図3 矛盾マトリックスの使用方法の概念

表 4 TRIZ における 40 の発明原理

1. 分割 (セグメンテーション)	お互いに独立した複数部分に分ける	21. 高速実行	有害や危険作業をあえて高速で行う
2. 分離・抽出	必要な特性だけ取り出す	22. 災い転じて福となす	ある有害に別の有害で有害を相殺する
3. 局所的性質	物体の異質な部品に異質な機能を実施させる	23. フィードバック	フィードバック機能を導入する
4. 非対称	対象形の物体を非対称の物体に置き換える	24. 仲介	作用の移転や実行のために媒体物体を活用する
5. 組合せ	同質な複数の物体等を空間で組み合わせる	25. セルフサービス	対象物にサービス自体を実施させる
6. 汎用性	対象物に多機能を遂行させて必要な他の物体を除去する	26. 複製	高価で壊れやすく操作性の悪い物体の代わりに単純な複製を使う
7. 入れ子構造	ある物体を別の物体の空洞の中に置いてみる	27. 高価な長寿命より安価な短寿命	高価な対象を安価な集合体で置き換える
8. 釣り合い	対象物の重量を浮力のある別物体に結合させて重量を相殺する	28. 機械システムの代替	機械式から別の方式に置き換える
9. 先取り反作用	ある作用の実効のため事前に反作用を考える	29. 空気圧と水圧の利用	固体部品を気体や液体に置き換える
10. 先取り作用	事前に対象物の全部か部分に要求されるアクションを実行する	30. 柔軟な殻や薄膜利用	従来構造を柔軟な薄膜やフィルムに置き換える
11. 事前保護	事前対策を講じて対象物の低い信頼性を補償する	31. 多孔質材料	物体を多孔性にしたり、多孔性要素を加える
12. 等位性	物体の上げ下げが不要なように作業状態を変更する。	32. 変色（色の変化）	対象物やその周辺の色を変える
13. 逆発想	仕様で指示された作用とは反対の作用を実施する	33. 均質性	主要物体と相互作用する物体を同質材料でつくる
14. 曲面	ローラ、ボール、らせんを利用する	34. 除去再生	機能終了後にその要素の放棄又は変更させる
15. 柔軟性	物体を不動的なものから動的・可変的なものにする	35. パラメータ変更	物体の状態の集積度・温度を変える
16. 過小・過剰作用	要求作用を 100% 得るのが難しい場合、問題を大幅に単純化していくぶん多いか少なめで達成できるようにする	36. 相転移	対象物の相変化中に作成される作用を利用する
17. 別次元への移行	対象物を単層から多層の組合せにする	37. 熱膨張	熱による膨張又は収縮する物質を利用する
18. 機械的振動	物体を振動させる。振動を超音波に増加させる	38. 加速酸化	通常空気を濃縮空気に置き換える
19. 周期的作用	継続的作用を周期的作用に置き換える	39. 不活性環境	通常環境を不活性な環境に置き換える
20. 有益作用継続	アイドリングや中間動作を排除する	40. 複合材料	均質な材料を複合材料に置き換える

TRIZ の適用にあたっては、対象とする実際の問題における矛盾を一般化して取り扱い、対応する発明原理を適用して一般的な解決策を得るが、実際の問題解決のためには、この「一般的解決策」を再び実際の解決策として具体化するというプロセスが必要となる(図 4 参照)。そして、このような具体化のためには、対象とする特定分野及びその他の類似分野における発明原理の適用に関する事例ベースが有用である。このような事例ベースの例を表 5 に示す。

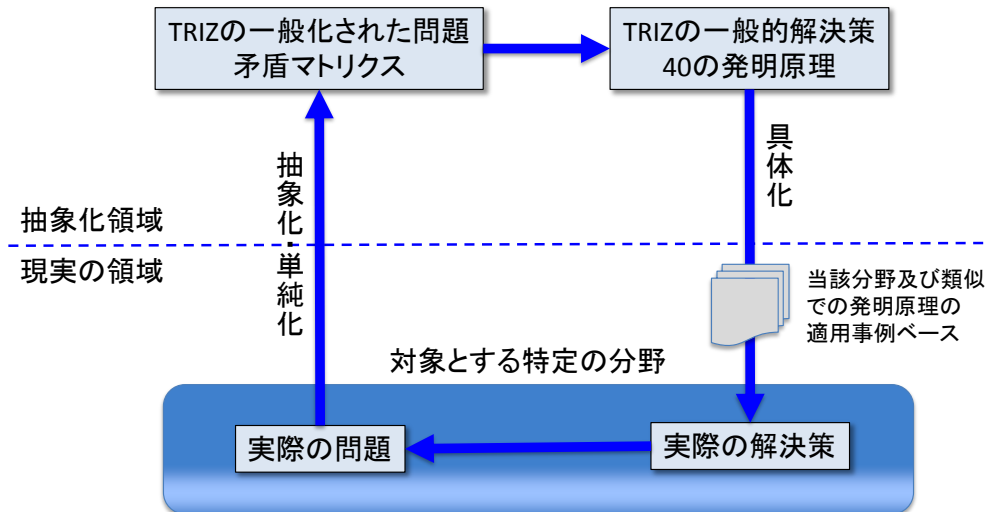


図4 TRIZの適用における思考過程の概念

表5 発明原理の適用に関する事例ベースの例

発明原理	視点		小事例
1. 分割(セグメンテーション)	構成要素の増加	逆発想の関係	○折り畳み椅子, レゴブロックで作成する可動式おもちゃ
7. 入れ子構造 (マトリョーシカ, 入れ子人形)			○入れ子式の釣り竿 ○携帯式になっているポインタ (さし棒) ○入れ子式ランチボックスセット (大中小のランチボックスを入れ子式に収納)
10. 先取り作用 (予備作用)			○あらかじめ糊が塗布されている封筒の閉口, セルフタッピングねじ (ねじを回すとねじ自体が穴を掘って進む)
22. 災い転じて福となす (有害有益転換)	活用の汎用性が高い発明原理		○日本海沿岸部の冬の強風を活用した風力発電の設置 ○ワクチン (予防接種) ○油田火災を吹き飛ばすために爆発物を使う
25. セルフサービス			○コ・ジェネレーションシステム (例えば, 発電機等での排熱を活用して給湯や暖房に利用するシステム)

以上をまとめ、地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの概念を図5に示す。

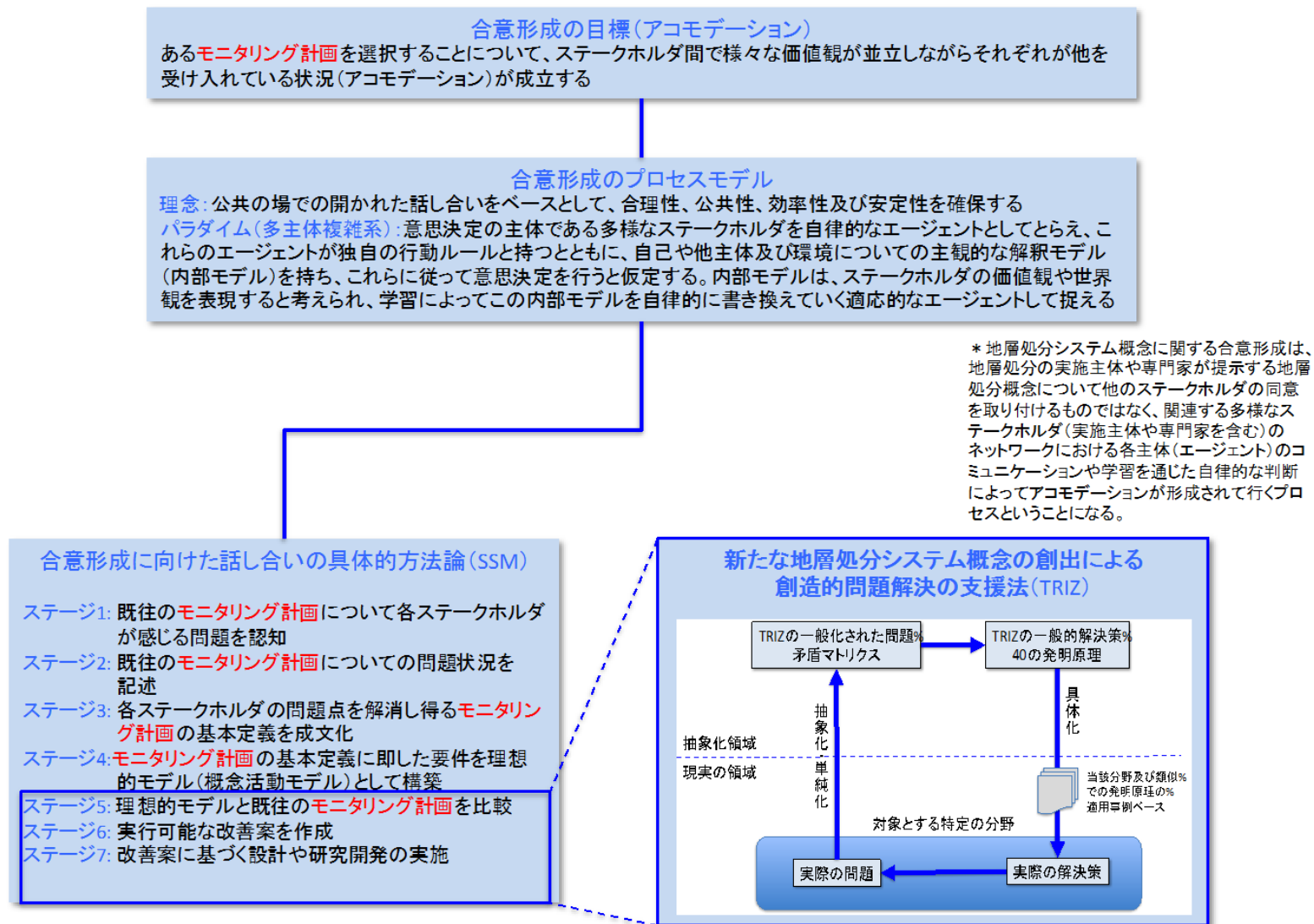


図5 地層処分システム概念についての合意形成の全体的枠組みの概念

参考文献

- 1) Checkland PB and Scholes J : Soft Systems Methodology in Action. Chichester : John Wiley and Sons.
(1990) (妹尾他監訳 (1994) 『ソフトシステムズ方法論』有斐閣)
- 2) 産業能率大学 CPM TRIZ 研究会 『TRIZ の理論とその展開－システムティック・イノベーション』産能
大出版部 2003

付録-4

予測に含まれる不確実性についての分析

Resilience engineering の一環として、FRAM(Functional Resonance Analysis Method)と呼ばれるリスク分析の新たな方法論が開発されている(Hollnagel, 2012)¹⁾。FRAM は、FMEA 及び HAZOP といった従来のシナリオ構築手法が対象とするシステムについて暗に前提としている特性が多くの現実的なシステムにおいては成立しないことを指摘するとともに、その短所を補うための新しい考え方や方法論を提案するものである。

1. 従来の手法の限界及び現実的なシステムの特徴

種々の分野における安全評価で開発・使用されてきた FMEA や HAZOP 等のシナリオ構築手法における主要な仮定は、以下の 4 つである(Hollnagel, 2012)¹⁾。

- システムは意味ある要素(部品, あるいは機器)に分解できる。同様に、事象は独立したステップや活動に分解できる(分解原理)
- 各要素は正常であるか故障している(異常)かのどちらかである
- 事象の時系列や順番は、選択した表現による記述によって事前に定義し確定することができる。事象の別の時系列を考慮することが必要となれが、新たに定義することができる
- 事象の組み合わせは、順序があり線形である。また、それに伴うシステムの挙動は標準的な論理記号で記述することができ、出力は入力に対して調和的である(複数の要素の組み合わせによってはじめて生ずる「創発(Emergence)」は生じない)

Hollnagel は、上記の仮定の成立するようなシステムを Tractable なシステムと呼び、成立しないものを Intractable なシステムと称して区別している(表 1 参照)。また、多くの現実的なシステムには Intractable な特徴が含まれることを示している。FRAM 法は、Intractable な特徴を持つシステムのリスク分析のために開発されたシナリオ構築手法である。

表 1 Tractable なシステムと Intractable なシステムの比較(Hollnagel, 2012)¹⁾

	Tractable なシステム	Intractable なシステム
細部の個数 (Number of details)	少数の細部のみが含まれており記述は容易	多数の細部が含まれているために記述は困難
変化の速さ (Rate of change)	遅い:システムを理解・記述している間に変化しない	速い:システムを理解・記述している間に変化する
理解し易さ (Comprehensibility)	機能原理は完全に理解されている	機能原理は完全には理解されていない
プロセスの特性 (Characteristic of processes)	一様であり規則的	一様ではなく不規則

地層処分システムが上述した意味で Intractable な特徴を持つことに関しては、以下に示す Dörner and Wearing (1995)²⁾における難定義問題(ill-defined problems)に関する視点に即した整理を行うことができる。

- 状況の不透明性 (Intransparency)
- 多数の目的 (Polytely)
 - 明確に定義されていない目的
 - 相反する目的の存在
 - 時間とともに変化する目的
- 複雑性 (Complexity)
 - 多数(多様)の要素
 - 多くの関係性(階層関係, 相互作用や交流, 配分)
 - 不均質性
- ダイナミクス (Dynamics)
 - 時間的制約
 - タイミングの感度
 - フェーズの効果(動的な変化の局面によって挙動が異なること)
 - 予測不能性

上記のうち、状況の不透明性や多数の目的は、安全評価の前提や文脈に主として係るものであるが、複雑性及びダイナミクスは、地層処分システムの特徴に関するものであり、また、Hollnagel による Intractable 性に対応するものと考えられる。これらの特徴について整理した例を以下に示す。これらの検討結果を踏まえれば、地層処分システムにはある程度の Intractable な特徴を有する、あるいは、少なくとも FMEA や HAZOP の前提となっている上記の仮定が成立するような Tractable なものであることは保証されていないと考えられる。

表 2 地層処分システムの複雑性の例

<ul style="list-style-type: none"> ■ 多数の(多様な)要素 <ul style="list-style-type: none"> ● 特性の異なる多数の廃棄体 ● 多様な人工バリア材料 ■ 様々な関係性 <ul style="list-style-type: none"> ● 階層関係(マルチスケール性など) <ul style="list-style-type: none"> - 処分孔スケール/坑道スケール/パネルスケール/処分場スケール - ナノスケール/ミクロスケール/メゾスケール/マクロスケールなど ● 相互作用や交流 <ul style="list-style-type: none"> - 複数廃棄体・材料間の干渉 - 複数のプロセス・現象間の相互作用(連成効果) - 建設・操業・閉鎖における各工程間の取り合い(時間的推移や隣接領域での異種の作業の進行など) ● 配分・配置 <ul style="list-style-type: none"> - 特性の異なる廃棄体の不均質な母岩中での配置 ■ 不均質性 <ul style="list-style-type: none"> ● 母岩特性の不均質性(透水性亀裂の分布等)

表 3 地層処分システムにおけるダイナミクスの例

<ul style="list-style-type: none"> ■ 時間的制約 <ul style="list-style-type: none"> ● 処分場建設から閉鎖までの期間の制約(事業スケジュール, 地下環境の擾乱低減等のため) ■ タイミングの感度 <ul style="list-style-type: none"> ● 複数の廃棄体や人工バリアの定置あるいは坑道閉鎖の手順やタイミングによるその後のニアフィールド環境変遷挙動の変化 ■ フェーズの効果 <ul style="list-style-type: none"> ● 建設以前, 建設, 操業, 閉鎖, 閉鎖後の地質環境特性の変化 ● 廃棄体発熱期間とそれ以後の熱的プロセス及び温度依存性のある現象の変化 ● 核種移行開始(オーバーパック開口)前後で考慮すべき環境条件の変化 ● 人工バリア材料変質(セメント溶脱, 緩衝材変質, 鉄腐食, ガラス溶解等)の進行フェーズに応じた現象の変化 ■ 予測不能性 <ul style="list-style-type: none"> ● 将来の人間活動及びその影響(人間侵入等) ● 将来のテクトニクス的環境の変化あるいはそれによって引き起こされる天然事象の影響等
--

2. FRAM 法の原理及び手順

(a) 原理

安全評価における従来のシナリオ構築手法が, システムの特性や挙動について完全に理解されている, あるいは理解し得るという前提に立っているのに対して, **FRAM** 法では, システムの **Intractable** な特徴(複雑性やダイナミズム等)のために, その全てを理解することはできないという前提(相対的な無知)に立った上で予期せぬ振る舞いやその結果生ずる異常を想定することを目指している。**Hollnagel** は, このような観点から, **FRAM** における基本的な概念として以下の 4 つを挙げている。

- 失敗と成功の等価性
- 調整の不完全性
- 創発(Emergence)
- 共鳴(Resonance)

以下に, これらの基本的な概念についての本来の **FRAM** における定義, 及び地層処分システムに適用する場合の再解釈の可能性について述べる。

(i) 失敗と成功の等価性

従来の手法では, 何かがうまく行かなかった場合や起こるはずの無かった事態が生じた場合に, そもそも, 何かの望まれない出来事(故障や異常等)が生じ, その結果として予期せぬ結果に至ったと推論する。これに対して, **FRAM** では, うまく行った場合もうまく行かなかった場合も, システムの動

作原理は同じであるという立場をとり、状況によらず一定の基本モデルを想定する。そして、この基本モデルがある範囲内で振る舞っている場合には予想通りの結果が得られるが、次項以降に述べるシステムの現実的な特徴のためにこの「範囲」を超える状況に至った場合に、同じモデルの帰結として別の結果に至るシナリオが派生すると考える。

上記の考え方は、地層処分の安全評価における基本シナリオの考え方と共通する部分があり、特に、(SKB, 2011)³⁾や(POSIVA, 2012)⁴⁾による基本シナリオの定義(SKB の例:全ての安全機能指標基準が満足されている範囲内でのシステムの振る舞いが基本シナリオであり、一つの安全機能指標基準が満足されなくなった場合に代替的なシナリオが派生する可能性が生ずる)との類似性を指摘することができる。

(ii) 調整の不完全性

「調整の不完全性」という概念は、本質的には、システムの Variability の存在を示唆するものである。FRAM は、元来はヒューマンエラーに着目したリスク分析を対象に考案されたものであるため、このような Variability の主要な原因として、人の振る舞いが常に近似的なものでありばらつきを含むものであることを強調した表現となっている。そして、このような Variability の存在は、上記の基本モデルが予想とは異なる挙動をもたらす原因の一つであると考えられている。また、FRAM では、従来の安全評価における Probability に代わって、システムの Variability を主として考慮すべきであるとしており、種々の要因による Variability が多くの場合にランダムなものではないことに注意する必要性を指摘している。

地層処分システムの場合にも、人工バリア製作や処分場建設・操業の各プロセスにおける人間の行為のばらつきに起因する品質や特性の Variability が存在することに加えて、天然バリアには顕著な空間的不均質性が含まれていることから、上記の意味での Variability に注目する必要があるものと考えられる。また、地層処分の安全評価における将来予測の問題には、予測の不確実性の重要性を考慮に含める必要がある。この意味から、後述する、地層処分システムを対象とした FRAM の試行では、Variability と Uncertainty の両者についての検討を行うこととした。

(iii) 創発性 (Emergence)

創発とは、何か予想しなかった事態が生じた場合に、その理由及び結果に至る因果関係が古典的な要素分解的な視点では説明できないような状況を指す。発現は、複雑性を持つシステムの特徴の一つであると考えられており、複数の要素全体としての影響が個別の影響の単純な線形和ではなく、相互のフィードバックによって増幅あるいは変質させられるような「全体としての新たな振る舞いの出現」と言うことができる。

地層処分システムにおける発現については、その複雑性から可能性が推測されるものの、ここに焦点をあてた検討は進んでいない(ただし、ナチュラルアナログで検討されている類似の天然系では新たな構造が発現する事例が報告されている(Ortoleva, 1994 等)⁵⁾)。また、地層処分システムの変質に係る多成分反応移動解析でも変質に伴い新たな構造が現れることがある(下図参照)。この

ような構造は、個々の化学種の振る舞いの単純な和として説明することはできず、また、化学反応と拡散それぞれの効果の和としても説明することができない。

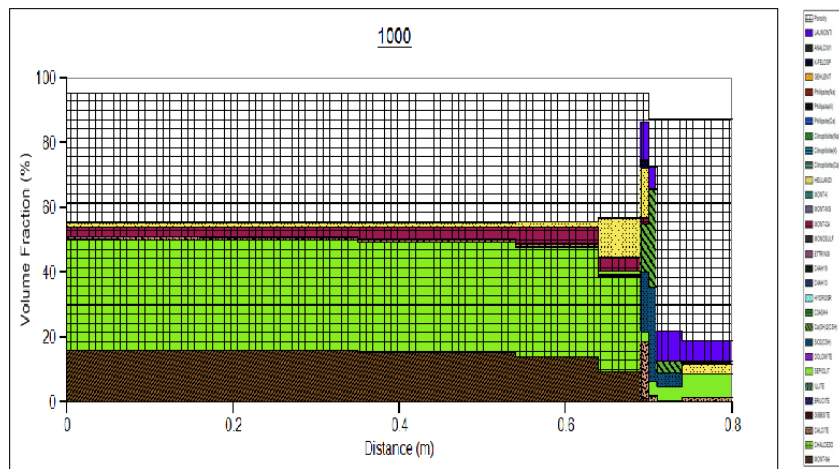
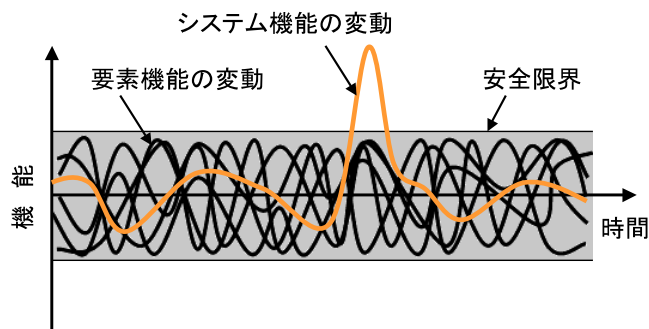


図1 セメント系材料（右端）とベントナイト（左）の相互作用による鉱物分布（変質構造）の発現の例

(iv) 機能共鳴 (Resonance)

物理システムにおける古典的な共鳴とは、システムがある特定の周波数帯（共振周波数）においてより大きな振幅で振動する現象を指す。共振周波数では、たとえ小さな外力でも繰り返し作用することで大きな振幅の振動が生じ、システムに大きな影響を及ぼしたり破壊にいたる場合がある。

FRAM における共鳴とは、上記の古典的な共鳴とのアナロジーから命名されたものであり、機能的共鳴とも呼ばれている。具体的には、これは、③に示す発現をもたらすような相互に作用し合う複数の要素が含まれているシステムの基本モデル(①参照)において、②に述べた Variability のうち特定のものが組み合わせられ累積することによってシステム全体の機能を脅かすような大きな影響が生ずるメカニズムを意味している。



(古田「レジリエンス工学とは何か」より)

地層処分システムの振る舞いについて、上記の意味での機能的な共鳴を検討した事例はこれまでのところ見当たらない。後述する試行では、FRAM の方法論を地層処分システムに適用すること

によって上記の①～③の視点からのシステムの振る舞いの特徴を整理するとともに、機能的共鳴の生ずる可能性を具体的に検討することとする。

(v) 手順

FRAM の手順は以下の 4 つの段階から成る。

ステップ 1：機能の特定と基本モデルの構築

システムを開始状態から終端状態(目標達成等)に変化させるために必要なプロセスやタスクを機能として抽出し、それぞれの機能について、以下の属性を整理する。

- 入力(I) : 機能が処理を行い変化するもの、あるいは機能を開始するもの
- 出力(O) : 機能の結果であり、何らかの実体か状態変化を指す
- 前提条件(P) : 機能が実行される前に存在すべき条件
- 資源(R) : 機能が実行される時に必要とされるもの(実行条件)、あるいは出力を提供するために消費されるもの
- 時間(T) : 機能に影響を与える時間的制約(開始時刻, 終了時刻, 継続時間に関して)
- 制御(C) : 機能がどのようにモニターされ, 制御されるか

FRAM の基本モデルでは、抽出された各機能及び属性を下図に示す図形で表現し、一つの機能の出力が他の機能の属性のいずれかと有する関係をダイアグラムとして表現する。

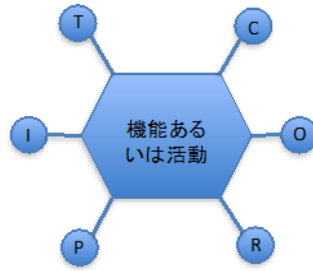


図 2 FRAM モデルにおける機能と属性の表現

ステップ 2：各機能の Variability の抽出

各機能の出力がどのような Variability を有する可能性があるか、そしてまた、その原因となる内的要因（機能に内在する要因）及び外的要因（環境条件等に関する要因）を抽出、整理する。また、既に述べたように、後述する地層処分システムについての例題の試行では、Variability に加えて Uncertainty についても同様に抽出・整理を行うこととした。

ステップ 3：複数の機能の Variability の組み合わせによる機能的共鳴の分析

各機能について抽出した種々の要因による出力の Variability を、ステップ 1 で構築した FRAM 基本モデルに適用することによって、システム全体としての Variability がどのように生ずるかを分析する。この分析によって、FRAM 基本モデルという共通の抽象的なクラスから、個別の現実的な Variability に対応した具体的なシナリオ（インスタンス）が生み出されることとなる。この過程は、インスタンス化と呼ばれる。

この過程では、特に、前述した意味での機能的共鳴が発生する可能性に注目することが重要とされている。

ステップ 4：大きな影響をもたらす事象を検出、監視、制御する方策の検討

(2) 地層処分システムへの適用例

以下に、本公募事業の一環として別途実施している「ニアフィールド複雑現象の評価確証技術に関する調査・解析」において、上述した手順からなる FRAM 法を地層処分システムのニアフィールド安全評価に適用した試行の結果をまとめる。

(a) ステップ 1：機能の特定と基本モデルの構築

FRAM 法を適用するための第一段階として、ニアフィールドにおける地層処分システムの「機能」を抽出する必要がある。FRAM 法における機能は、上述したように、「システムを開始状態から終端状態（目標達成等）に変化させるために必要なプロセスやタスク」のことであり、地層処分システムの安全機能とは異なるものと考えられる（安全機能は、むしろ、上述した意味での変化が生じ難い特質を指している場合が多い）。そこで、本試行では、オーバーパック内に収納されたガラス固化体中に閉じこめられている放射性核種がニアフィールドの外部あるいは生活圏に至るために必要な変化を生じさせるプロセスとして、以下のものを「機能」として抽出した。

- 緩衝材の水分飽和
- ニアフィールドにおける温度変化
- オーバーパックの腐食・破損
- ガラスの溶解
- ガラスからの放射性核種の溶出
- ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限(再沈殿)
- ガラス固化体の α 線による間隙水の放射線分解
- 緩衝材間隙水中の放射性核種の移動
- ニアフィールド地下水流動による放射性核種の移行
- 隆起・侵食による処分場深度減少

これらの機能について、前出の 6 種類の属性を整理した結果を、表 4～表 13 にまとめる。

表 4 緩衝材の水分飽和

機能の概要	オーバーバックの周囲に設置した緩衝材に坑道周辺の岩盤中の地下水が流入することによって緩衝材が水分飽和し、膨潤圧が発生するとともに、坑道内部の透水性が低下する(止水性が発現する)
入力	・ 周辺の岩盤から坑道内に流入する地下水
出力	・ 緩衝材中の停滞した(流動しない)間隙水 ・ 緩衝材との反応を経た間隙水水質 ・ 坑道内部から外側に向かう等方的応力(膨潤圧)
前提条件	・ 緩衝材と岩盤の間に位置する坑道支保及び覆工には割れや継ぎ目があり、これらを通じて周辺の岩盤から地下水が流入する
リソース	
コントロール	・ 周辺岩盤中の静水圧 ・ 周辺岩盤の透水性 ・ 周辺岩盤中の割れ目等の透水部の分布 ・ 地下水水質 ・ 緩衝材中の膨潤性粘土(モンモリロナイト)含有量 ・ 緩衝材中の温度分布(勾配) ・ 緩衝材内側の気相部(初期の残留空気や鉄の嫌気性腐食で生ずる水素あるいは放射線分解によるガス等)の圧力
時間	・ 緩衝材設置後、坑道開放時には低下していた地下水圧の上昇とともに開始する ・ 緩衝材が水分によって完全に飽和する、あるいは緩衝材内側に残留した気相部の圧力が静水圧及び緩衝材間隙中のサクシオンと均衡するまで継続する ・ オーバーバック腐食・破損による開口までに完了していると想定

表 5 ニアフィールドにおける温度変化

機能の概要	放射性核種の崩壊熱によってガラス固化体が発熱するため、人工バリア及び周辺岩盤の各部位の温度が上昇する。また、ガラス固化体の発熱量が低下するにつれて、人工バリア及び周辺岩盤の温度は地温と同等にまで低下する
入力	・ ガラス固化体からの熱エネルギー
出力	・ 人工バリア及び周辺岩盤中の温度変化(上昇と低下)
前提条件	・ 坑道内にガラス固化体及び人工バリアが定置されている
リソース	・ ガラス固化体中の比較的短半減期の放射性核種
コントロール	・ ガラス固化体特性(貯蔵期間等) ・ 坑道レイアウト(ガラス固化体間及び坑道間の隔離) ・ 緩衝材の熱特性(熱伝導率) ・ 緩衝材の水分飽和度 ・ 周辺岩盤の熱特性(熱伝導率) ・ オーバーバックと緩衝材及び緩衝材と周辺岩盤の間のギャップの存在とギャップの熱特性 ・ 地温勾配 ・ 周囲の坑道での換気・冷却
時間	・ 坑道内のガラス固化体及び人工バリア定置とともに開始 ・ ガラス固化体中の比較的短半減期の放射性核種インベントリに応じて継続 ・ オーバーバック腐食・破損による開口までに人工バリア内の温度は復旧していると想定

表 6 オーバーパックの腐食・破損

機能の概要	鉄製オーバーパックの腐食によって強度が低下するとともに、鉄腐食膨張による緩衝材圧密及び膨潤圧上昇のためにオーバーパックが変形し、破損して開口する
入力	・ 緩衝材水分飽和によって供給されるオーバーパック表面での水
出力	・ オーバーパック開口部 ・ オーバーパック内部に供給される間隙水 ・ オーバーパック内部の間隙水水質
前提条件	・ オーバーパックの外表面が水と接している
リソース	・ 未腐食の鉄(オーバーパック壁) ・ 溶存酸素(初期) ・ 水
コントロール	・ 緩衝材水分飽和度 ・ 緩衝材間隙水のpH及びEh ・ 緩衝材間隙水組成(特に塩素や硫化物等の腐食促進因子の濃度) ・ オーバーパック表面での放射線強度 ・ 緩衝材膨潤圧 ・ 地下水静水圧 ・ 地圧
時間	・ 緩衝材水分飽和によってオーバーパック表面が水と接する時点で開始する ・ 緩衝材中に残留していた酸素が枯渇するまでは酸素消費型の腐食が生じるが、その後は、水の分解による水素消費型の腐食モードに変化する ・ オーバーパックの腐食・破損による開口は、緩衝材の水分飽和及びニアフィールドの温度低下以降に生ずるものと想定されている

表 7 ガラスの溶解

機能の概要	ガラスが周囲の間隙水に溶解し、マトリクス中の放射性核種が液相へ溶出する
入力	・ ガラス固化体近傍に浸入した間隙水
出力	・ 間隙水中のガラス溶解生成物 ・ 間隙水中に溶存した放射性核種
前提条件	・ ガラス固化体が液相と接している
リソース	・ ガラスマトリクス ・ マトリクス中に固定された放射性核種
コントロール	・ ガラス固化体の温度 ・ ガラスの接液表面積 ・ 間隙水のpH及びEh ・ 間隙水中の炭酸イオンや水酸基等の配位子濃度 ・ 緩衝材中の物質移動速度(移流あるいは拡散)
時間	・ オーバーパックが破損・開口して、緩衝材中の間隙水が内部に侵入した後に開始する ・ 未溶解のガラスマトリクスが残留している期間は継続する

表 8 ガラス固化体からの放射性核種の放出

機能の概要	ガラスマトリクスの溶解に伴い放射性核種が周囲の間隙水中に溶け出す
入力	・ ガラス固化体近傍に侵入した間隙水
出力	・ ガラス固化体近傍の間隙水中に溶存した放射性核種
前提条件	・ ガラス固化体が液相と接している
リソース	・ ガラスマトリクス中の放射性核種
コントロール	・ ガラスの溶解速度
時間	・ オーバーパックが破損・開口して、緩衝材中の間隙水が内部に侵入した後に開始する ・ ガラスマトリクス中の放射性核種が残留している期間は継続する

表 9 ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限（再沈殿）

機能の概要	ガラスマトリクスの溶解及びギャップ等からの核種の放出に伴い、間隙水中に溶出した放射性核種のうち難溶解性のものが沈殿することにより、液相中の核種濃度が低下する
入力	・ ガラスマトリクスから溶出した放射性核種
出力	・ 液相中の低濃度の溶存放射性核種 ・ 放射性核種の沈殿（固相） ・ 放射性核種と他の元素との共沈 ・ 放射性核種を含むコロイド
前提条件	・ ガラス固化体から溶出した放射性核種が速やかに散逸せず、近傍にとどまる
リソース	・ 放射性核種の沈殿や共沈を生ずるための間隙水中の成分（炭酸イオン、水酸基等）
コントロール	・ 温度 ・ 間隙水のpHとEh ・ 間隙水組成（炭酸イオン、水酸基等） ・ ガラス固化体近傍の物質移動速度（移流あるいは拡散） ・ ガラス固化体近傍の間隙水の容積
時間	・ ガラス固化体からの溶出によって当該元素の液相中濃度が溶解度に達した時点で開始する ・ ガラス固化体からの核種の溶出が停止した時点で終了する

表 10 ガラス固化体の α 線による間隙水の放射線分解

機能の概要	ガラス固化体から放出される α 線によって、燃料の直近の間隙水が分解され、等量の酸化材と還元剤が生成するが、このうち H_2 等の還元剤の方が速やかに周囲に散逸するため、燃料の近傍が酸化性雰囲気となる
入力	・ 燃料近傍に侵入した間隙水
出力	・ ガラスマトリクス近傍間隙水中の酸化剤
前提条件	・ ガラス固化体が液相と接している
リソース	・ ガラス固化体中の α 放射性核種
コントロール	・ ガラスマトリクス近傍の α 線強度
時間	・ オーバーパックが破損・開口しガラス固化体が接液してから開始する ・ 間隙水及びガラス固化体中の α 放射性核種が存在する限り継続する

表 11 緩衝材間隙水中の放射性核種の移動

機能の概要	UO ₂ マトリクス及びギャップから溶出した放射性核種のうち溶存形あるいはコロイドの形態のものが緩衝材間隙中を拡散あるいは移流によって移動する
入力	・ 緩衝材の内側(使用済み燃料近傍)に位置する放射性核種のうち溶存形あるいはコロイドの形態のもの
出力	・ 緩衝材の外側(周辺岩盤)に位置する放射性核種 ・ 緩衝材中に固定化(沈殿、共沈、収着等)された放射性核種
前提条件	・ 緩衝材が水によって飽和している。あるいは、少なくとも、水分飽和した間隙が緩衝材内側から外側まで連続して分布している
リソース	・ 緩衝材内側と外側での溶存形あるいはコロイドの形態の放射性核種濃度の差 ・ 緩衝材間隙水の流動
コントロール	・ 緩衝材中のベントナイト有効密度 ・ 緩衝材中のギャップや割れ等の連続した開口部の有無 ・ 緩衝材中の間隙径分布(コロイドろ過特性) ・ 緩衝材鉱物組成(核種収着に寄与する鉱物の量) ・ 緩衝材間隙水のpH及びEh ・ 緩衝材間隙水組成
時間	・ UO ₂ マトリクス及びギャップからの放射性核種の溶出とともに開始する ・ UO ₂ マトリクス及びギャップからの放射性核種溶出の停止とともに終了する

表 12 ニアフィールド地下水流動による放射性核種の移行

機能の概要	緩衝材外側における溶存形あるいはコロイド状の放射性核種が坑道周辺の岩盤中を移行してニアフィールドの外部に至る
入力	・ 緩衝材外側における溶存形あるいはコロイド状の放射性核種
出力	・ ニアフィールド外部に至った放射性核種 ・ ニアフィールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、収着等)された放射性核種
前提条件	・ ニアフィールドの岩盤が水によって飽和している。あるいは、少なくとも、水分飽和した間隙が坑道周辺からニアフィールド外部まで連続して分布している
リソース	・ ニアフィールド岩盤中での地下水の流動
コントロール	・ 動水勾配 ・ ニアフィールド岩盤の透水性 ・ 割れ目等の卓越した移行経路の特性(開口幅、方向、長さ等) ・ 岩石の鉱物組成(核種収着に寄与する鉱物の量) ・ 流動地下水及びマトリクス間隙水のpH及びEh ・ 流動地下水及びマトリクス間隙水組成
時間	・ 緩衝材からの放射性核種の溶出とともに開始する ・ 緩衝材からの放射性核種溶出の停止とともに終了する

表 13 隆起・侵食による処分場深度減少

機能の概要	隆起及び地表での侵食によって処分場深度が減少し、ニアフィールドの環境条件が変化する。その後、人工バリア及び廃棄物が地表に露出する
入力	
出力	<ul style="list-style-type: none"> • 地圧の低下 • ニアフィールド岩盤中の地下水流速の増大 • ニアフィールド地下水のEhの上昇 • ニアフィールド地下水の水質変化(イオン強度低下等) • 地表あるいはその近傍に至り人間や環境に直接的な影響を与える可能性のある使用済み燃料、緩衝材及びニアフィールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、収着等)された放射性核種
前提条件	<ul style="list-style-type: none"> • 隆起傾向が将来にわたって継続する
リソース	
コントロール	<ul style="list-style-type: none"> • 隆起速度 • 侵食速度
時間	<ul style="list-style-type: none"> • 緩衝材及びニアフィールド岩盤中の放射性核種の移行によってニアフィールド内に残留する放射性核種量が十分に低減された後に処分場が地表に露出すると想定

上記の 10 個の機能(プロセス)には、あるものの出力が他のものの入力、前提条件、あるいはリソースとして提供される場合、及び他の機能に対するコントロールとして影響を及ぼす場合や、順序や開始・終了条件として時間的な相関を有する場合等が含まれている。このような機能間の相互の依存関係を整理して、ニアフィールドからの核種放出に関する FRAM 基本モデルの構築を試みた結果が図3である。ただし、FRAM法は基本的にテキストベースのものであり、このようなダイアグラムは全体像を視覚的に表現するという意味での補足的な位置づけにあるとされている(Hollnagel, 2012)¹⁾。

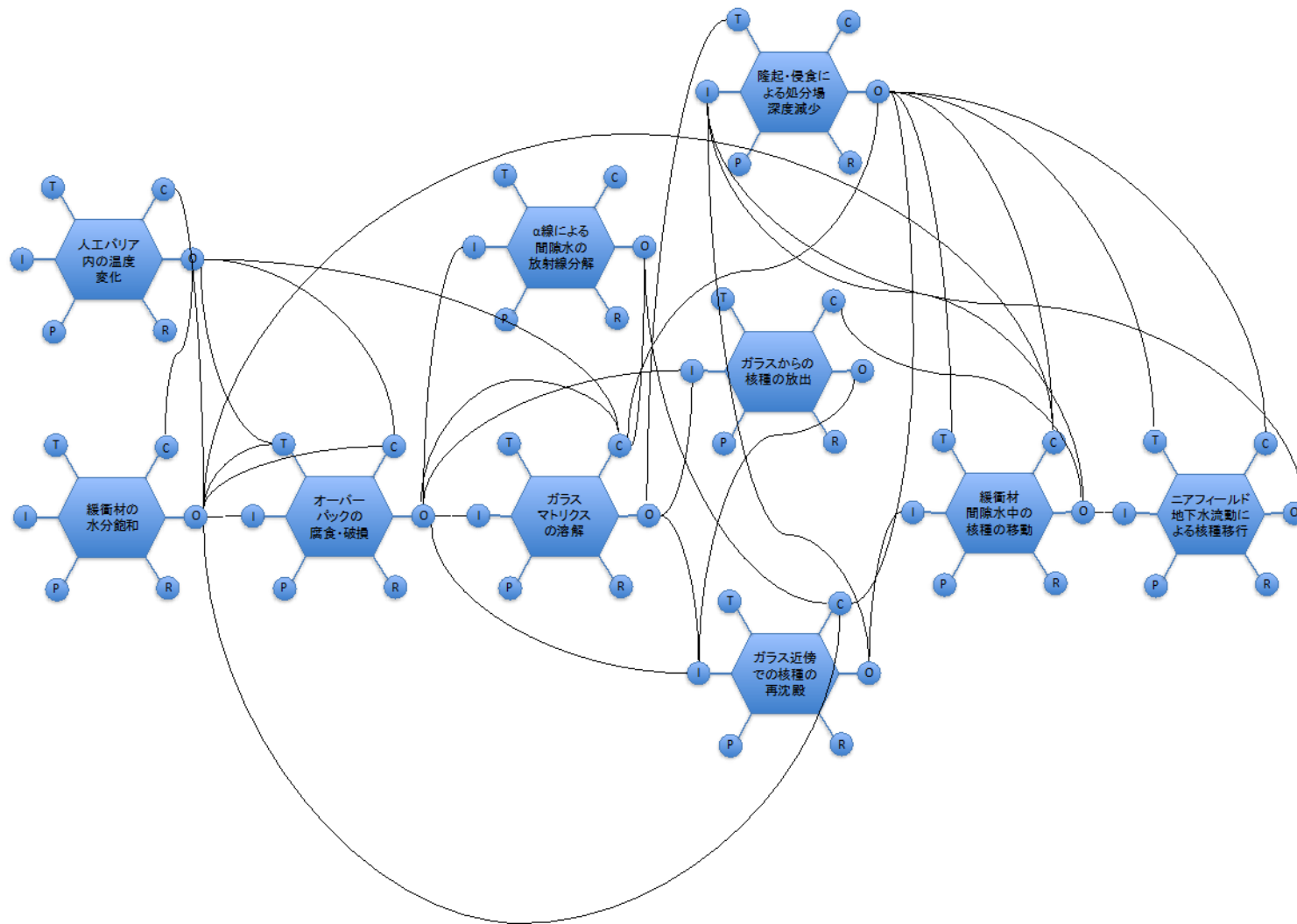


図3 ニアフィールドからの核種放出に関するFRAM基本モデル

(b) ステップ 2 : 各機能の Variability と Uncertainty の抽出

地層処分システムに対する FRAM 法適用の次のステップでは, 前ステップで抽出・整理した各機能(プロセス)の出力に関する Variability 及びその要因の抽出を行う。なお, 既に述べたように, 本試行では, 通常の FRAM における Variability に加えて, Uncertainty についても整理・抽出を行うこととした。

整理結果を表 14 に示す。

表 14 各機能（プロセス）の Variability と Uncertainty

機能	出力	内的要因		外的要因	
		Variability	Uncertainty	Variability	Uncertainty
緩衝材の水分飽和	緩衝材中の停滞した(流動しない)間隙水	緩衝材密度のばらつきによる透水係数の不均質性	冠水時のパイピングによる高透水路の形成	周辺岩盤の不均質性(割れ目等)による水分飽和のばらつき	
	緩衝材との反応を経た間隙水水質		温度勾配による飽和の遅延 ペントナイト層間水の電気化学的特徴が自由水についての地球化学的予想と異なる	周辺岩盤からの異種の地下水(塩水等)の流入	コンクリート製坑道支保の反応により流入水の地下水が本来の地下水水質と異なる 熱水や塩水等の水質の異なる地下水流入の影響
	坑道内部から外側に向かう等方的応力(膨潤圧)	緩衝材密度のばらつきによる膨潤圧の不均質性		周辺岩盤の不均質性(割れ目等)による膨潤圧のばらつき(偏膨潤)	熱影響による膨潤圧の低下
	人工バリア内の温度変化	人工バリア及び周辺岩盤中の温度変化(上昇と低下)	ガラス固化体の特性(燃焼度、冷却期間等)のばらつきによる発熱量の不均質性	不飽和流動との連成効果により温度分布が予想と異なる	周辺岩盤の熱特性の不均質性
オーバーバック腐食・破損	オーバーバック開口部	材料不均質性や溶接部の欠陥等による開口時期及び開口部の位置や面積等のばらつき	塩素や硫化物等による腐食促進・早期の開口	緩衝材膨潤圧の不均質性によるオーバーバック変形・破壊挙動のばらつき	断層活動等に伴うせん断力によるオーバーバックの破壊・開口
	オーバーバック内部に供給される間隙水	開口部の位置や面積の差異によるオーバーバック内部の間隙水量のばらつき	緩衝材間隙水とともにペントナイトがオーバーバック内部に進入する可能性		
	オーバーバック内部の間隙水水質	開口部付近と容器内部の間隙水水質の差異	鉄腐食生成物が不明であることによる間隙水水質の不確実性		燃料からの放射線の影響による酸化剤濃度の上昇 緩衝材中に残留する酸素の影響
ガラスマトリクスの溶解	間隙水中のガラス溶解生成物				ケイ素の吸着やFeあるいはMgケイ酸塩鉱物生成によるガラスマトリクス溶解の促進 オーバーバック変形による破壊・表面積増大に伴うガラスマトリクス溶解の促進 オーバーバック内部の移流による溶解促進
	間隙水中に溶存した放射性核種				
ガラスからの核種放出	ガラス固化体近傍の間隙水中に溶存した放射性核種	ガラス固化体中の核種インベントリのばらつき	ガラス固化体中の結晶化やイエローフェーズ等の存在		
ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限(再沈殿)	液相中の低濃度の溶存放射性核種		酸化剤の継続的供給による酸化還元非平衡及びこれに伴う核種濃度の変動 溶解度制限固相が異なった場合の溶解度の変化	間隙水水質の不均質性による核種濃度のばらつき	間隙水のpH、Eh及び炭酸濃度等が予測と異なるため、核種の溶解度が異なる
	放射性核種の沈殿(固相)		溶解度制限固相が予想と異なる可能性	酸化還元フロント位置のばらつきによる核種沈殿位置の廃棄体間の差異	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性
	放射性核種と他の元素との共沈				
	放射性核種を含むコロイド		核種沈殿時の真性コロイドの生成		オーバーバック内に進入したペントナイト粒子への核種吸着による疑似コロイドの生成
α線による間隙水放射線分解	ガラスマトリクス近傍間隙水中の酸化剤	ガラス固化体の燃焼度や冷却期間等によるα線強度のばらつき	燃料外部の放射性核種の沈殿物からのα線による放射線分解に伴う酸化剤濃度の上昇	オーバーバック内の間隙水量のばらつきによる酸化剤濃度の差異	
緩衝材間隙水中の放射性核種の移動	緩衝材の外側(周辺岩盤)に位置する放射性核種	緩衝材不均質性による実効拡散係数の不均質性の影響 緩衝材不均質性による吸着特性の不均質性の影響	緩衝材ブロック間のギャップ、ガス透過時の間隙あるいはパイピングでの核種の移流及びコロイド移行 鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む間隙水の押し出し	緩衝材外側の岩盤中地下水流速の不均質性の影響	新たな断層生成及び既存断層の再活動による緩衝材中の割れ目生成及び移流あるいはコロイドによる核種移行
	緩衝材中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種		酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性		
	ニアフールド外部に至った放射性核種	ニアフールド岩盤の不均質性(割れ目分布等)による核種移行フラックスの不均質性 坑道掘削影響領域の透水性上昇による核種移行フラックスの不均質性	セメント影響や異種の地下水との反応による岩盤割れ目開口幅等の変化 鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む地下水の押し出し	動水勾配や地下水主流動方向のばらつき	将来の動水勾配や地下水主流動方向の変化
ニアフールド地下水流動による放射性核種の移行	ニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	岩石中の鉱物組成等による吸着特性の不均質性の影響 ニアフールド内の地下水水質の不均質性による固定化された核種量の不均質性	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性 岩盤中に生成する二次鉱物と放射性核種の共沈生成		熱応力や処分場深度変化によるニアフールド岩盤の透水性変化 新たな断層生成及び既存断層の再活動による卓越した核種移行経路の生成 熱水やマグマ溜りによる対流の影響
	隆起・侵食による処分場深度減少	地圧の低下 ニアフールド岩盤中の地下水流速の増大 ニアフールド地下水のEhの上昇 ニアフールド地下水の水質変化(イオン強度低下等)	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場内の地圧の不均質性 将来の隆起・侵食速度の変化による地圧低下時期の不確実性 岩盤の風化による岩盤透水性上昇時期と上昇程度の不確実性 酸性化の浅部地下水流入時期の不確実性によるニアフールド地下水Eh上昇時期の変動		低透水性の上位地層の削削による地下水流速の上昇可能性 低透水性の上位地層の削削による水質の異なる地下水流入の可能性
人間や環境に直接的な影響を与える可能性のあるガラス固化体、緩衝材及びニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	人間や環境に直接的な影響を与える可能性のあるガラス固化体、緩衝材及びニアフールド岩盤中に固定化(沈殿、共沈、吸着等)された放射性核種	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場露出時期の不均質性 廃棄体毎の環境条件のばらつきによる残留核種インベントリの不均質性 異種地下水間の境界(酸化還元フロント等)の深度分布に応じた不均質な核種固定化	将来の隆起・侵食速度の変化による地表露出時期の不確実性 将来のニアフールド環境の不確実性による地表露出時の処分場内に残留する核種インベントリの不確実性		将来世代による掘削や地下利用に伴う露出時期の短縮

(c) ステップ 3：複数の機能の Variability の組み合わせによる機能的共鳴の分析に関するケーススタディ

次のステップでは、ステップ 1 で作成した FRAM 基本モデルにおける機能(プロセス)間の相互依存性に着目しつつ、ステップ 2 において整理した各プロセスの Variability と Uncertainty によってシステムの振る舞いが派生する機構を具体化する(インスタンス化)。また、ここでは、複数の機能(プロセス)に含まれる種々の Variability と Uncertainty が相互に影響を及ぼしあいながら機能的な共鳴をもたらす可能性に注目することが重要である。

このようなプロセスは、他のシナリオ構築手法と同様に、専門家によるヒューリスティックな判断に依存する部分が含まれるため、関連する研究分野の知見を代表することの可能な専門家グループが反復的な検討を行うことによって網羅性と追跡性を高めることが必要と考えられる。本試行では、まずは少数の専門家によるケーススタディを行うことを通じて、FRAM 法を活用したシナリオ構築手法の開発の方向性及び関連する課題の抽出のための知見を得ることを目指すこととした。

(d) 具体的な適用例における機能共鳴の抽出

(i) ケース 1

ここでは、坑道閉鎖直後の緩衝材の水分飽和過程における、

- 周辺岩盤中の不均質性(割れ目等)による水分飽和度のばらつき
- 周辺岩盤からの異種の地下水(塩水等)の流入

という Variability/Uncertainty を起点として、それが、冠水途上(不飽和領域及びそこでの酸素が残留した状態)のパイピングによる緩衝材中の高透水部の形成をもたらし、さらに、地下水中の塩素や硫化物等による腐食促進によって早期のオーバーパック開口に至る可能性が抽出された。

また、このような状態において、高温でのガラスマトリクス溶解が生じ、さらに、緩衝材を横断するパイピングを経路とした地下水流動にさらされることによって溶解速度はさらに上昇することとなる。ここでは、不飽和状態にある周囲の緩衝材中に残留している酸素が継続的に供給されるため、燃料近傍の種々の酸化還元反応は非平衡状態となり、アクチニド等の還元性条件では難溶解性と想定される核種の間隙水中濃度も上昇する。さらに、パイピングに引き続き、流入する塩水の組成(特に $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ 比)がベントナイトのゾル化領域にあるため、ベントナイトのゾル粒子が開口部からオーバーパック内部に進入して核種を収着し、疑似コロイドとして可動な状態となる(図 4 参照)。

他方、初期の発熱が著しい状態にあるガラス固化体と接した地下水は沸騰し、水蒸気がオーバーパック内の上部のボイドに蓄積することによってオーバーパック内の圧力が上昇する(開口部がオーバーパックの下部に位置する場合)。そして、上昇した水蒸気圧によって高温酸化状態での高濃度の溶存形の核種及び核種を収着したベントナイトコロイドを含む間隙水が緩衝材中のパイピングによって生じた経路を通じて速やかに放出され、その圧力勾配によって、ニアフィールド岩盤中の亀裂を流動して外部に至る。

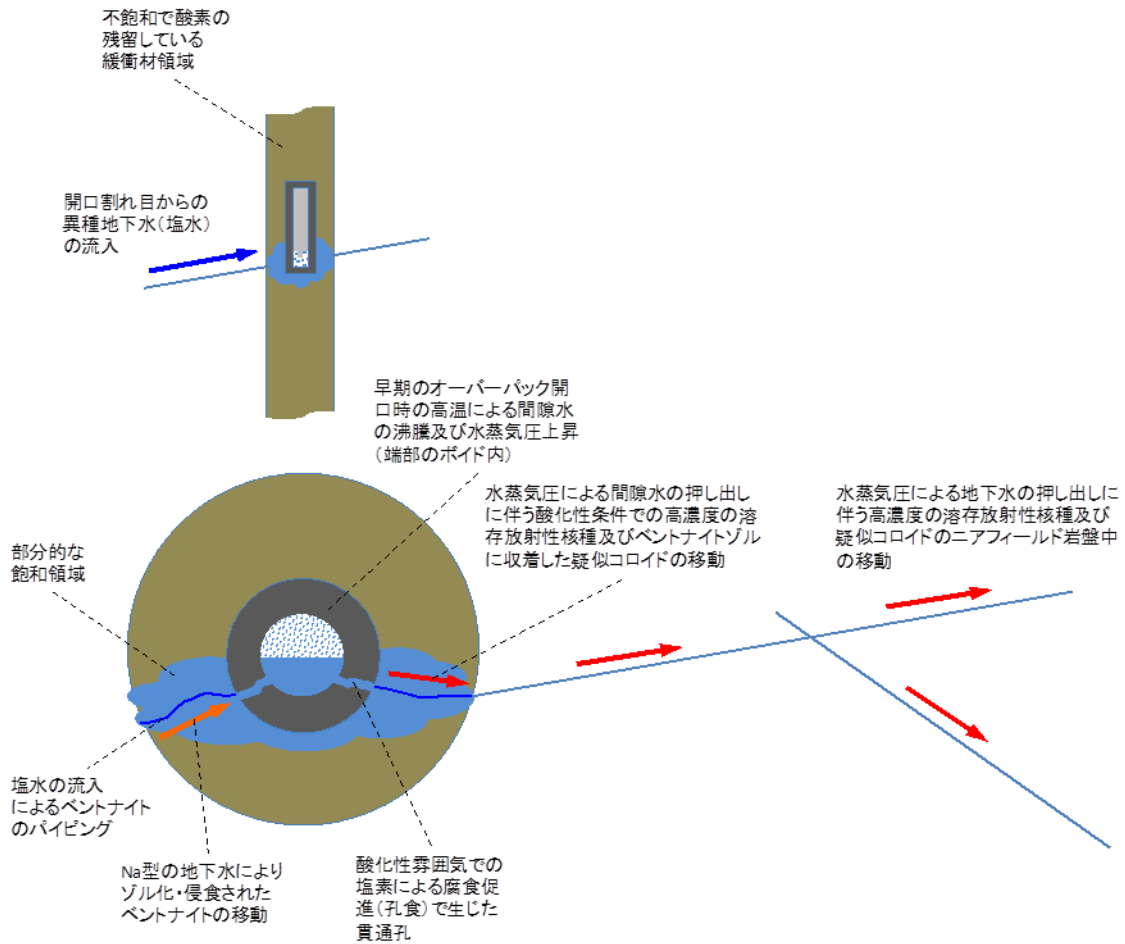


図 4 複数のニアフィールドプロセスの機能的共鳴による早期のオーバーバック開口
及び放射性核種の急速な放出の概念

ここで挙げたシナリオで想定した早期のオーバーバック開口及び放射性核種の急速な放出は、上述した 10 種類の Variability/Uncertainty が 6 個の機能(プロセス)を通じて相互に影響し合うことによってインスタンス化されたものであり、これらの間の機能的共鳴が生じている例と考えることができる。また、このような機能共鳴は、次頁図に示す複数のプロセス間の相互作用を含むマルチフィジックス問題として捉えることができる。

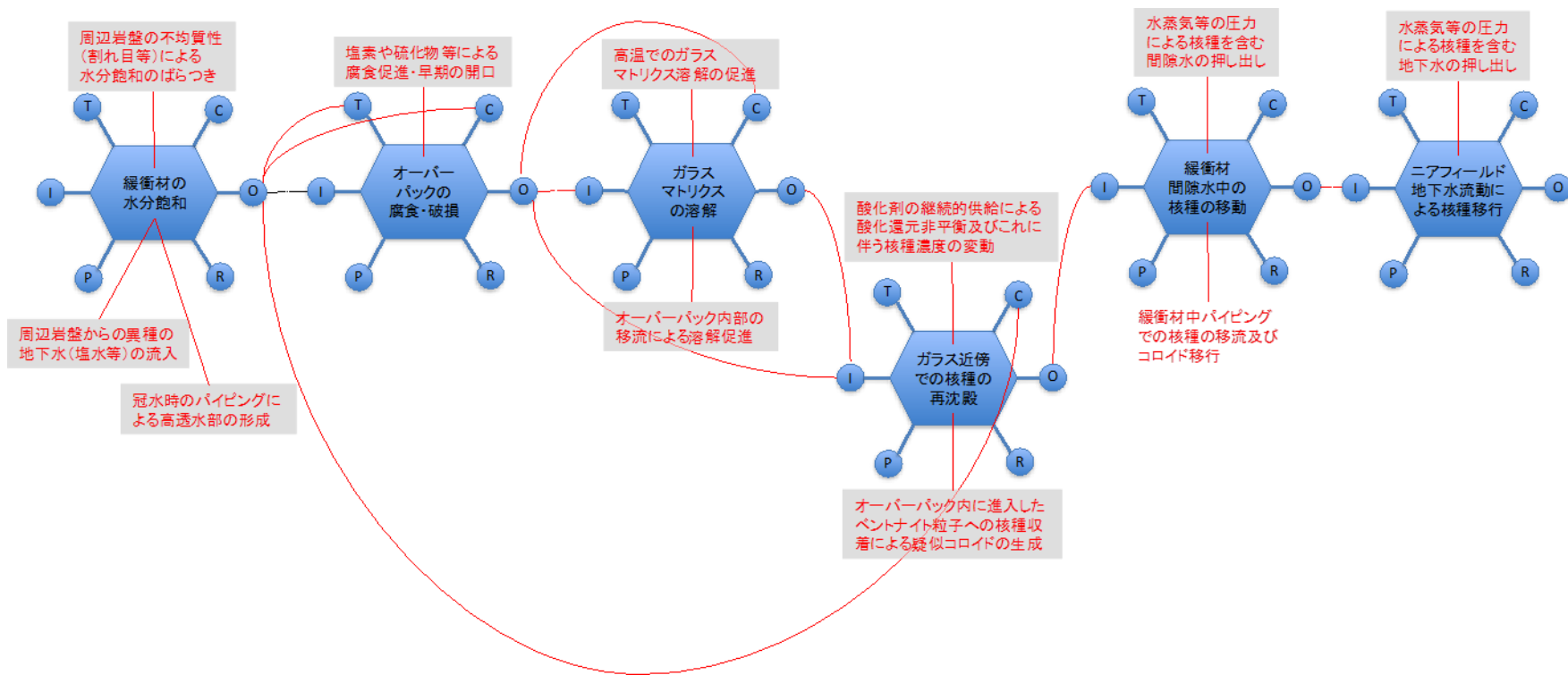


図5 ケース1における Variability と Uncertainty の機能的共鳴のメカニズム

(ii) ケース 2

ここでは、山地等の複雑な地形において、隆起・侵食によって処分場深度が減少して酸化性の浅部地下水が侵入する場合の複数の酸化還元フロントの間の機能的共鳴に着目してシナリオを作成した。

図 6 に示すように、山頂直下の深部に位置する処分場を通過する広域の地下水循環系が、山頂付近の涵養部から処分場を通り裾野の排水域に至る状況を考える。ここで、隆起に伴う侵食基準面の相対的上昇によって、山頂付近では、酸化性地下水の涵養及び酸化還元フロントの降下と地表面の侵食が継続的に生じているものとする。このような状況で、処分場深度が徐々に減少していくと、酸化還元フロントは処分場にまで達し、その時点で燃料近傍や緩衝材中に沈殿している核種は溶解し、下流側に移行して酸化還元フロントの下流側(還元側)において沈殿する。酸化還元フロントが処分場の全域を横断する際に、各廃棄体で同様の溶解・移行・再沈殿が生ずることにより、酸化還元フロント付近に核種の濃集部が蓄積しそれがフロントの移動とともに下流側へと移動する。

広域の地下水循環系に従って酸化還元フロント及びその近傍の核種濃集部は下流側へと移動し、排水域において地表近傍に接近する。他方、排水域では、微地形によって支配された浅部地下水の循環系があり、この酸化性地下水の流れによって薄い風化殻が形成されているものと想定されるが、この風化殻の底部も隆起・侵食によって徐々に降下することとなる。そして、この風化殻の降下によって、上述した「広域の地下水循環系に従って酸化還元フロントとともに下流側へ移動し排水域において地表近傍に接近した核種濃集部」が風化殻に侵入し、核種の溶解及び浅部地下水による速い以降によって河川等の地表水系に至る可能性がある。

このシナリオでは、緩衝材という止水性バリア内側の拡散場に沈殿している核種が酸化帯に入って徐々に移動するという従来の隆起・侵食シナリオとは異なり、第一の酸化還元フロント(広域の地下水循環系における酸化還元フロント)の移動によって長い期間をかけて緩衝材の内側から漏洩し母岩中に再濃集した核種が、第二の酸化還元フロント(排水域の浅部地下水における酸化還元フロント)の降下によって無防備な状態(緩衝材のない移流場)で溶解・移行することによってより大きな核種移行のピークが生ずることが予想される。

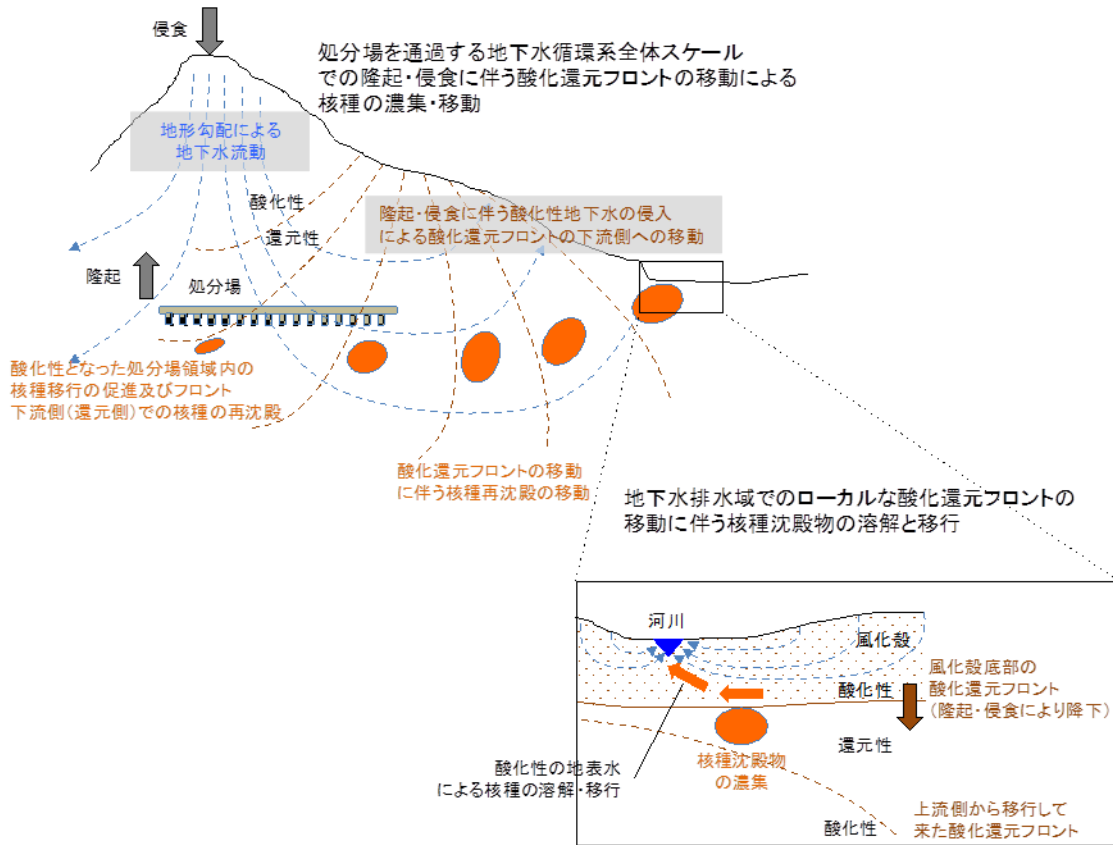


図6 複数の酸化還元フロントの機能的共鳴による核種再濃集とその後の急激な放出の概念

上図に示した第一の酸化還元フロント(広域の地下水循環系における酸化還元フロント)の移動により長い期間をかけて緩衝材の内側から漏洩し母岩中に再濃集した核種が、第二の酸化還元フロント(排水域の浅部地下水における酸化還元フロント)の降下によって無防備な状態(緩衝材のない移流場)で溶解・移行することによって、より大きな核種移行のピークにおける複数の酸化還元フロントの間の機能的共鳴のメカニズムをFRAMダイアグラムとしてまとめた結果が図7である。前出の例と同様、このような機能共鳴は、次頁図に示す複数のプロセス間の相互作用を含むマルチフィジックス問題として捉えることができる。

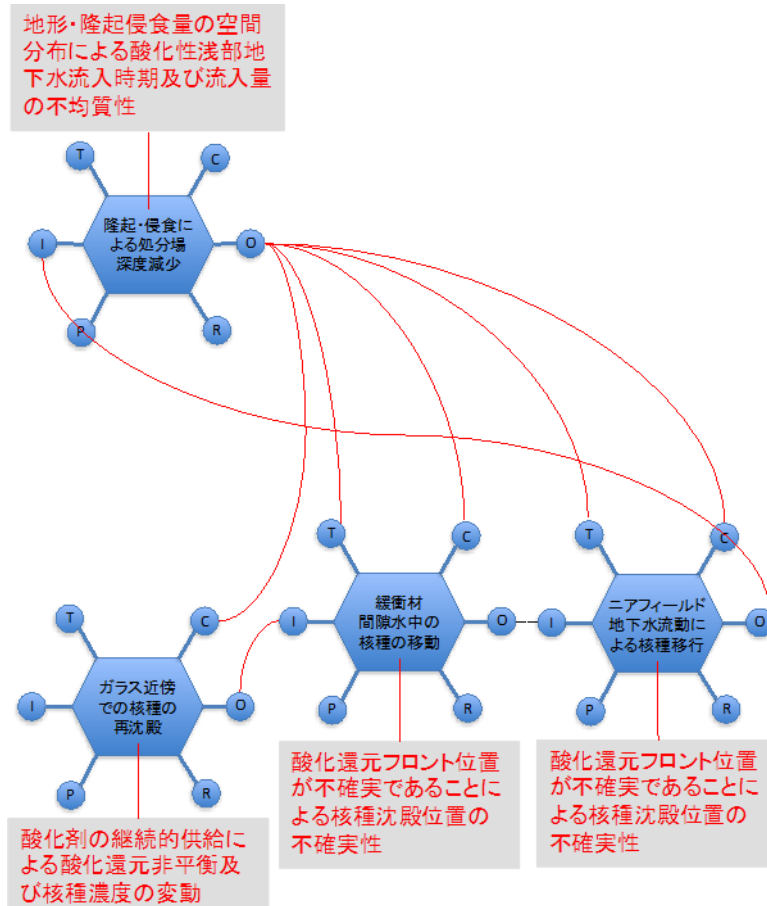


図7 ケース2における Variability と Uncertainty の機能的共鳴のメカニズム

(e) ニアフィールドの環境変遷における機能共鳴の一般的パターンの抽出

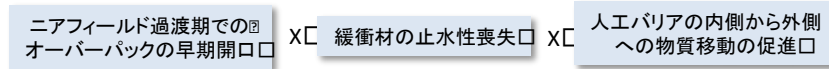
前節で述べた地層処分安全評価への FRAM 法の適用例では、

- 複数のニアフィールドプロセスの機能的共鳴による早期のオーバーパック開口及び放射性核種の急速な放出
- 複数の酸化還元フロントの機能的共鳴による核種再濃集とその後の急激な放出

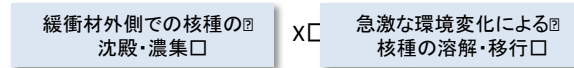
という二つの機能的共鳴のメカニズムが指摘された。

このような今後の取り組みにおいては、前節で示したような個別の問題の抽出を進めるとともに、その成果を類型化することによって網羅性を向上するような検討も必要と考えられる。例えば、上記の二つの事例は、地層処分システムにおける以下のような、より一般的な機能共鳴パターンのインスタンスとみなすこともできる。

機能的共鳴のパターン例1□

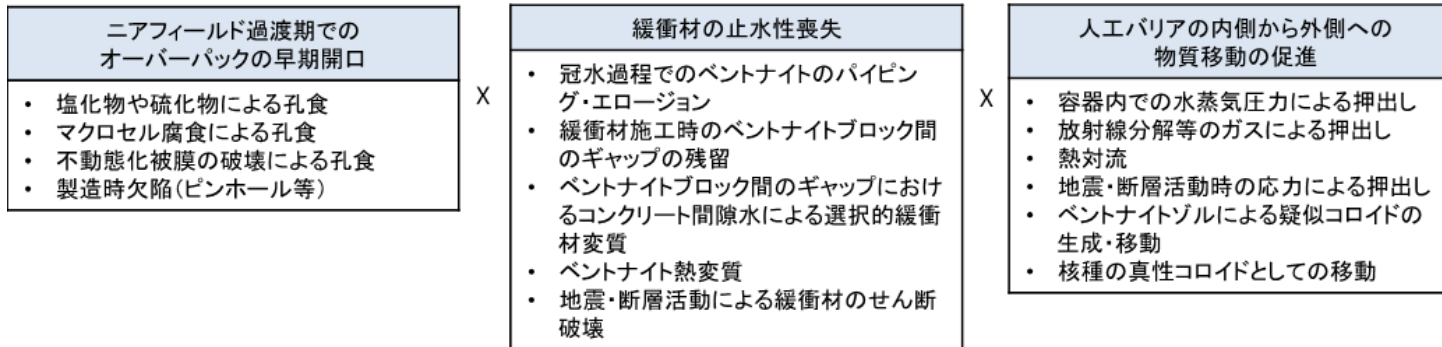


機能的共鳴のパターン例2□



これらの一般的なパターンに合致する可能性のある具体的な要因 (variability あるいは uncertainty) を抽出した結果を図 8 に示す。ここで挙げた種々の要因を組み合わせることによって、同様の機能的共鳴を通じて地層処分システムの安全性に影響を及ぼし得る種々のシナリオを具体化することが可能となる。

機能的共鳴のパターン例1



機能的共鳴のパターン例2

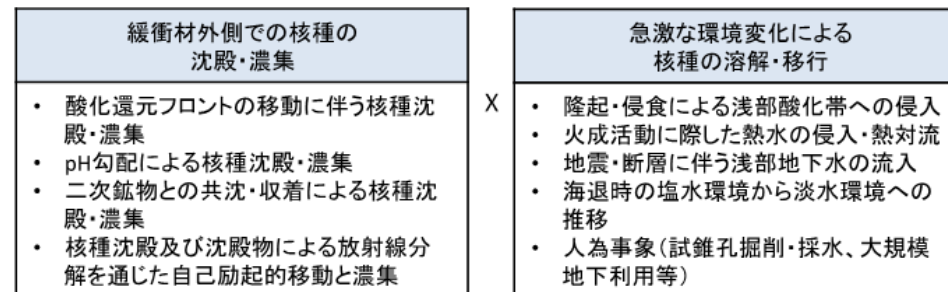


図 8 機能的共鳴のパターンに対応した種々の要因の組み合わせの抽出例

参考文献

- 1) Hollnagel, Erik(2012): FRAM: The Functional Resonance Analysis Method: Modelling Complex Socio-technical Systems, Ashgate
- 2) Dörner, D., & Wearing, A.(1995): Complex problem solving: Toward a (computer-simulated) theory. In P. A. Frensch & J. Funke (Eds.), Complex problem solving: The European Perspective (pp. 65-99). Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates
- 3) SKB (2011): Long-Term Safety for the Final Repository for Spent Nuclear Fuel at Forsmark: Main Report of SR-Site project. SKB TR11-01
- 4) Posiva (2013): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto – Formulation of Radionuclide Release Scenarios 2012, Posiva 2012-08.
- 5) Ortoleva, P.J.(1994): Geochemical Self-Organization (Oxford Monographs on Geology & Geophysics), Oxford University Press