

平成 28 年度

燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査

報 告 書

平成 29 年 3 月

国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構

目 次

	頁
1. 序論	1-1
1.1 まえがき	1-1
1.2 実施内容	1-1
1.3 成果概要	1-3
1.3.1 燃料デブリ特有の特性を踏まえたシナリオ設定及び予察的解析	1-3
1.3.2 総合的な安全評価コード・モデルの整備	1-18
1.3.3 燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備	1-26
1.3.4 建屋内滞留水や格納容器内滞留水の放射核種濃度等データの分析・評価	1-45
第1章の参考文献	1-51
2. デブリ固有の特性を踏まえたシナリオ検討	2-1
2.1 はじめに	2-1
2.2 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響	2-2
2.2.1 概要	2-2
2.2.2 シナリオの設定	2-2
2.2.3 計算ケースの設定	2-2
2.2.4 モデル	2-3
2.2.5 評価結果と考察	2-3
2.2.6 まとめ	2-6
2.3 水の放射線分解等によるガス発生	2-7
2.3.1 背景・目的	2-7
2.3.2 解析の前提	2-8
2.3.3 解析条件	2-10
2.3.4 解析ケース	2-21
2.3.5 解析結果	2-21
2.3.6 まとめ及びシナリオ検討	2-39
2.4 処分場閉鎖後 10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動	2-42
2.4.1 概要	2-42
2.4.2 シナリオ、計算ケース、モデル	2-42
2.4.3 評価結果と考察	2-42
2.4.4 まとめ	2-44
2.5 燃料デブリの処分容器内における臨界可能性に関する検討	2-45
2.5.1 背景と目的	2-45
2.5.2 中性子吸収材の選定と配置に関する検討	2-45
2.5.3 臨界解析	2-48
2.5.4 臨界解析結果	2-54
2.5.5 まとめ	2-64
2.6 天然バリア中における臨界発生可能性に関する検討	2-65
2.6.1 背景と目的	2-65
2.6.2 1 か所に濃集可能な地下水流速の検討	2-65

2.6.3	花崗岩を対象とした臨界体積の解析的評価	2-69
2.6.4	ウランの3次元的な濃集の広がりを考慮した検討	2-72
2.6.5	まとめ	2-75
2.7	まとめ	2-77
2.7.1	海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響	2-77
2.7.2	水の放射線分解等によるガス発生解析	2-77
2.7.3	処分場閉鎖後10年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動	2-78
2.7.4	燃料デブリの処分容器内における臨界可能性に関する検討	2-78
2.7.5	天然バリア中における臨界発生可能性に関する検討	2-79
第2章の参考文献		2-81
3.	総合的な安全評価コード・モデルの整備	3-1
3.1	はじめに	3-1
3.2	安全評価手法の全体像	3-2
3.3	緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備	3-5
3.3.1	背景と目的	3-5
3.3.2	透過拡散試験および収着バッチ試験	3-7
3.3.3	MC-BUFFERへのDa拡散モデル導入に係る検討	3-25
3.3.4	結論および今後の課題	3-32
3.4	2次元地下水流動-核種移行解析コードMIG2DFの整備	3-34
3.4.1	概要・目的	3-34
3.4.2	塩分濃度解析に対するEL法の導入	3-34
3.4.3	地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の整備	3-40
3.4.4	深度に依存する透水係数設定機能の整備	3-42
3.4.5	検証計算	3-45
3.5	まとめ	3-65
3.5.1	緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備	3-65
3.5.2	2次元地下水流動-核種移行解析コードMIG2DFの整備	3-66
第3章の参考文献		3-67
4.	燃料デブリの処分時の評価に対応した総合的な安全評価手法の整備	4-1
4.1	はじめに	4-1
4.2	人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価	4-1
4.2.1	概要	4-1
4.2.2	人工バリア変遷解析体系	4-1
4.2.3	人工バリア変遷解析条件	4-3
4.2.4	人工バリア変遷解析ケース	4-8
4.2.5	人工バリア変遷解析結果	4-10
4.2.6	核種移行解析ケース	4-72
4.2.7	核種移行パラメータ	4-72
4.2.8	核種移行解析	4-76
4.2.9	人工バリア変遷シナリオを対象とした安全評価のまとめ	4-89

4.3	海水準変動と隆起・侵食を組み合わせたシナリオを対象とした安全評価	4-90
4.3.1	気候・海水準変動を考慮した地形変化シミュレーションの評価手法	4-91
4.3.2	地下水流動解析	4-101
4.3.3	隆起・侵食と海水準変動を組み合わせた評価のまとめ	4-157
4.4	断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価	4-158
4.4.1	断層活動が地下環境に与える影響に関する解析的検討	4-158
4.4.2	断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価のまとめ	4-174
4.5	人為事象による地下水流動への影響	4-175
4.5.1	背景・目的	4-175
4.5.2	2次元解析	4-176
4.5.3	3次元解析	4-195
4.5.4	人為事象による地下水流動への影響のまとめ	4-226
第4章	参考文献	4-228
5.	建屋滞留水や格納容器内滞留水の放射性核種濃度等のデータの分析・評価	5-1
5.1	はじめに	5-1
5.2	滞留水データの整理・分析	5-2
5.2.1	滞留水データの整理	5-2
5.2.2	データの分析	5-8
5.3	TMI-2 デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動情報の収集・整理	5-10
5.3.1	背景と目的	5-10
5.3.2	TMI-2 事故による汚染水発生と処理の経緯	5-10
5.3.3	文献調査による Cs 浸出速度の算出	5-11
5.3.4	デブリ等からの核種浸出速度の経時変化の推定	5-18
5.4	滞留水汚染源の抽出及び要素試験計画	5-20
5.4.1	滞留水汚染源の抽出	5-20
5.4.2	各汚染源の影響についての検討	5-20
5.4.3	汚染源特定のための要素試験計画	5-30
5.5	まとめ	5-31
第5章	参考文献	5-32

添付資料

Appendix – I 総合的な安全評価コード・モデルの整備

I -A 緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備App. I -1

I -A-1 平成 26 年度に実施した *Da* 拡散モデルの導入に係る検討内容App. I -1

Appendix I -A の参考文献App. I -4

Appendix – II 燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備

II -A 海水準変動と隆起・侵食を組み合わせたシナリオを対象とした安全評価App. II -1

II -A-1 夷隅川の 2 次元の地形変化シミュレーション結果（現在（0 年）～12.5 万年後）
.....App. II -1

Appendix – III 検討委員会委員名簿

III-A 平成 28 年度「燃料デブリの処理・処分に係る予察的調査」

検討委員会委員名簿.....App. III-1

図目次

	頁
図 1.3-1 廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の 鉍物の空間分布.....	1-5
図 1.3-2 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。有効モ ンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。.....	1-5
図 1.3-3 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（海水系地下水条件）。有効モ ンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。.....	1-6
図 1.3-4 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。温度一 定の場合と温度の経時変化を考慮した場合の有効モンモリロナイト密度、間隙率、 pH、Eh の 10 万年間の変遷。.....	1-6
図 1.3-5 燃料デブリ及び HLW のガス発生速度.....	1-8
図 1.3-6 各評価点における間隙圧力の経時変化（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路 拡幅の考慮：あり）.....	1-9
図 1.3-7 各評価点における間隙圧力の経時変化（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路 拡幅の考慮：なし）.....	1-9
図 1.3-8 間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化の比較.....	1-10
図 1.3-9 降水系地下水条件(P1)及び海水系地下水条件(S1)における 100 万年間の人工バリア 変質解析結果.....	1-12
図 1.3-10 Gd を混合させる場合の評価.....	1-14
図 1.3-11 劣化ウランを混合させる場合の評価.....	1-14
図 1.3-12 天然バリア中でウランが濃集するイメージ図.....	1-15
図 1.3-13 地下水流速を変化させたときの濃集点での地下水中ウラン濃度.....	1-15
図 1.3-14 解析体系の構築手順.....	1-16
図 1.3-15 岩種に応じた臨界質量の違い.....	1-16
図 1.3-16 ウラン濃集範囲設定のための処分場レイアウトと酸化還元フロント設定位置.....	1-17
図 1.3-17 濃集幅 200m としたときの濃集高さとの関係.....	1-17
図 1.3-18 人工バリア領域の状態変遷を解析し、核種移行解析および地下水流動解析の入力 データを提供するための評価体系.....	1-18
図 1.3-19 堆積岩サイトを想定した場合のリンケージ評価体系.....	1-19
図 1.3-20 高濃度および低濃度側タンク内の Ca 濃度の経時変化（実験値と計算値）.....	1-20
図 1.3-21 高濃度および低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化（実験値と計算値）.....	1-20
図 1.3-22 低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化（実験値と計算値、拡大図）.....	1-21
図 1.3-23 高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化.....	1-21
図 1.3-24 電荷バランスの調整方法概念図.....	1-22
図 1.3-25 計算体系概念図.....	1-23
図 1.3-26 3.0×10^8 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較.....	1-23
図 1.3-27 解析手法間の比較（解析条件 3）.....	1-25
図 1.3-28 人工バリア変遷解析の体系の概念.....	1-26
図 1.3-29 有効モンモリロナイト密度の経時変化分布（地下水質による影響）.....	1-28
図 1.3-30 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 [セメント・MCCI 成分：0%].....	1-29
図 1.3-31 緩衝材領域における有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化（廃 棄体からの発熱の影響）[降水系地下水、セメント・MCCI 成分：0%].....	1-30

図 1.3-32	全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布（廃棄体からの発熱の影響）	1-30
図 1.3-33	緩衝材領域における経時変化分布（セメント・MCCI 成分の影響）	1-31
図 1.3-34	10 万年以降の設定を継続/喪失としたときの	1-33
図 1.3-35	10 万年以降の設定を継続/喪失としたときの	1-33
図 1.3-36	本検討に適用した地形変化シミュレーションの評価モデル例	1-34
図 1.3-37	沿岸域における全国の隆起速度の整理	1-34
図 1.3-38	地形変化評価で設定した隆起速度と海水準変動	1-35
図 1.3-39	地質係数に応じた岩質の例	1-35
図 1.3-40	地形変化シミュレーションの評価結果	1-35
図 1.3-41	初期河床縦断形の地質構造と透水係数の設定	1-36
図 1.3-42	各解析ケースの地形変化（現在～6 万年後から 12.5 万年後）	1-36
図 1.3-43	初期の流速分布及び塩分濃度分布（洗い出し解析結果）	1-37
図 1.3-44	Case 1 における地下水流向・流速分布	1-38
図 1.3-45	Case 1 における地下水流向と塩分濃度分布	1-38
図 1.3-46	Case 1～4 の塩分濃度分布の比較（6 万年及び 12.5 万年）	1-39
図 1.3-47	1 万年時点で放出された粒子の追跡線（Case 1 と 4 の比較）	1-39
図 1.3-48	0 年で放出された粒子の 12.5 万年までの平均流速の比較	1-39
図 1.3-49	解析モデルの概念図	1-41
図 1.3-50	3 次元トラジェクトリ解析の結果（動水勾配：0.001、処分地層の厚さ：100 m）	1-42
図 1.3-51	①短絡パターンの割合（処分地層の厚さ $D=100$ m）	1-43
図 1.3-52	②流速増加パターンの割合（処分地層の厚さ $D=100$ m）	1-43
図 1.3-53	②流速増加パターンの平均流速（処分地層の厚さ $D=100$ m）	1-44
図 1.3-54	③影響なしパターンの割合（処分地層の厚さ $D=100$ m）	1-44
図 1.3-55	プロセス主建家及び高温焼却炉建家滞留水中の Cs 濃度；	1-45
図 1.3-56	浸出速度の経時変化	1-46
図 1.3-57	燃料デブリからの浸出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	1-47
図 1.3-58	床コンクリートに浸透した Cs の溶出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	1-48
図 1.3-59	復水器内貯留水中 Cs の漏出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	1-49
図 1.3-60	砂に吸着した Cs の脱離による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	1-49
図 2.2-1	廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の 鉍物の空間分布	2-4
図 2.2-2	海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。有効モ ンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。	2-4
図 2.2-3	海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（海水系地下水条件）。有効モ ンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。	2-5
図 2.2-4	海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。温度一 定の場合と温度の経時変化を考慮した場合の有効モンモリロナイト密度、間隙率、 pH、Eh の 10 万年間の変遷。	2-5
図 2.3-1	流路拡幅前後の間隙率と絶対浸透率の変化イメージ	2-12
図 2.3-2	ガス移行解析モデル概念図（硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式）	2-13
図 2.3-3	人工バリア領域の円形近似（●は評価点を示す）	2-14
図 2.3-4	燃料デブリ及び HLW のガス発生速度	2-15

図 2.3-5	水分特性曲線（緩衝材）	2-20
図 2.3-6	水分特性曲線（硬岩系岩盤）	2-20
図 2.3-7	各評価点における間隙圧力の経時変化（Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）	2-22
図 2.3-8	各経過時間における間隙圧力分布（Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）	2-23
図 2.3-9	各評価点におけるガス飽和度の経時変化（Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）	2-24
図 2.3-10	各経過時間におけるガス飽和度分布（Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）	2-25
図 2.3-11	間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化（Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）	2-26
図 2.3-12	各評価点における間隙圧力の経時変化（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-28
図 2.3-13	各経過時間における間隙圧力分布（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-29
図 2.3-14	各経過時間における流路拡幅領域の分布（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-30
図 2.3-15	各評価点におけるガス飽和度の経時変化（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-31
図 2.3-16	各経過時間におけるガス飽和度分布（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-32
図 2.3-17	間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化（Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）	2-33
図 2.3-18	各評価点における間隙圧力の経時変化（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）	2-34
図 2.3-19	各経過時間における間隙圧力分布（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）	2-35
図 2.3-20	各評価点におけるガス飽和度の経時変化（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）	2-36
図 2.3-21	各経過時間におけるガス飽和度分布（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）	2-37
図 2.3-22	間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化（Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）	2-38
図 2.3-23	間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化の比較.....	2-41
図 2.4-1	降水系地下水条件(P1)及び海水系地下水条件(S1)における 100 万年間の人工バリア変質解析結果.....	2-43
図 2.5-1	燃料デブリ収納容器中の中性子吸収材の配置例.....	2-48
図 2.5-2	ガラス固化体キャニスタ容器に燃料デブリを収納する臨界解析体系.....	2-49
図 2.5-3	内容器として利用する場合の臨界解析体系.....	2-50
図 2.5-4	ホウ素含有ステンレス鋼内容器に濃縮度 5%相当新燃料を収納した場合の評価結果.....	2-54
図 2.5-5	デブリ収納直径 24.5cm に対する必要最低限の内容器厚さの評価結果.....	2-55
図 2.5-6	ホウ素含有ステンレス鋼内容器に 14GWD/t 燃料デブリを収納した場合の評価結果.....	2-55

図 2.5-7	金属カドミウム製内容容器に濃縮度 5%相当新燃料を収納した場合の評価結果	2-56
図 2.5-8	デブリ収納直径 26.2cm に対する必要最低限の内容容器厚さの評価結果.....	2-56
図 2.5-9	金属カドミウム製内容容器に 14GWd/t 燃料デブリを収納した場合の評価結果.....	2-57
図 2.5-10	中性子エネルギーに応じた中性子吸収断面積 (B と Cd の比較)	2-58
図 2.5-11	Gd 混入割合に応じた 5wt%UO ₂ の実効増倍率.....	2-60
図 2.5-12	4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる Gd/U の算出.....	2-60
図 2.5-13	Gd 混入割合に応じた 14GWd/t 燃焼燃料の実効増倍率.....	2-61
図 2.5-14	4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる Gd/U の算出.....	2-61
図 2.5-15	劣化ウラン混入割合 (DU/U (重量比)) に応じた 5wt%UO ₂ の実効増倍率	2-62
図 2.5-16	4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる DU/U の算出.....	2-62
図 2.5-17	処分坑道における燃料デブリ廃棄体の配置例.....	2-63
図 2.5-18	各中性子エネルギー中性子の実効線量透過率.....	2-63
図 2.6-1	天然バリア中でウランが濃集するイメージ図.....	2-65
図 2.6-2	一次元核種移行解析の概要.....	2-66
図 2.6-3	地下水流速を変化させたときの濃集点での地下水中ウラン濃度.....	2-67
図 2.6-4	酸化還元フロントにおける還元性成分濃度変化の例.....	2-68
図 2.6-5	解析体系の構築手順.....	2-70
図 2.6-6	砂岩を対象とした再現解析結果の比較.....	2-71
図 2.6-7	花崗岩 (JG-2) を対象とした臨界解析結果.....	2-71
図 2.6-8	硬岩系岩盤、横置き方式の処分パネル詳細図.....	2-73
図 2.6-9	硬岩系岩盤、横置き方式の処分場レイアウト図.....	2-73
図 2.6-10	ウラン濃集範囲設定のための処分場レイアウトと酸化還元フロント設定位置	2-73
図 2.6-11	ウラン濃集範囲.....	2-74
図 2.6-12	濃集幅 200m としたときの濃集高さと厚さの関係.....	2-74
図 3.2-1	人工バリア領域の状態変遷を解析し、核種移行解析および地下水流動解析の 入力データを提供するための評価体系.....	3-3
図 3.2-2	堆積岩サイトを想定した場合のリンケージ評価体系.....	3-4
図 3.3-1	緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系.....	3-6
図 3.3-2	アクリル製拡散セル	3-9
図 3.3-3	高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 11) ..	3-15
図 3.3-4	高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 14) ..	3-15
図 3.3-5	高濃度および低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 12、13、15、16)	3-18
図 3.3-6	低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 12、15、拡大図) ..	3-18
図 3.3-7	高濃度および低濃度側タンク内の Ca 濃度の経時変化 (実験値と計算値)	3-19
図 3.3-8	$\alpha_H C_{\text{III}}$ に上限を設けた再計算結果 (ケース 7)	3-21
図 3.3-9	CEC およびイオン交換選択係数を考慮した モンモリロナイトに対する Ca の K_d 値 (計算値) ...	3-23
図 3.3-10	CEC およびイオン交換選択係数を考慮した	

	<i>Kd</i> 値を用いた再計算結果（ケース 7）	3-24
図 3.3-11	MC-BUFFER の処理フロー	3-27
図 3.3-12	元素群の拡散係数設定ファイル（groupDa.txt）の形式	3-28
図 3.3-13	電荷バランスの調整方法概念図	3-29
図 3.3-14	拡散係数設定ファイルの形式	3-29
図 3.3-15	計算体系概念図	3-30
図 3.3-16	3.0×10 ⁸ 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較 （Y を考慮した系、本年度）	3-31
図 3.3-17	3.0×10 ⁸ 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較 （Y を含まない系、平成 27 年度）	3-31
図 3.4-1	EL 法における解析の流れ	3-36
図 3.4-2	涵養量コントロール条件の概念図	3-40
図 3.4-3	ライン水位条件の概念図	3-41
図 3.4-4	深度計算方法概念図	3-44
図 3.4-5	計算モデル概念図	3-47
図 3.4-6	MIG2DF（EL 法）及び Dtransu-2D（EL 法）で使用する前進粒子パターン	3-47
図 3.4-7	検証計算結果（解析条件 1 MIG2DF 風上法）	3-49
図 3.4-8	検証計算結果（解析条件 1 MIG2DF EL 法）	3-50
図 3.4-9	検証計算結果（解析条件 1 Dtransu-2D EL 法）	3-51
図 3.4-10	検証計算結果（解析条件 2 MIG2DF 風上法）	3-52
図 3.4-11	検証計算結果（解析条件 2 MIG2DF EL 法）	3-53
図 3.4-12	検証計算結果（解析条件 2 Dtransu-2D EL 法）	3-54
図 3.4-13	検証計算結果（解析条件 3 MIG2DF 風上法）	3-55
図 3.4-14	検証計算結果（解析条件 3 MIG2DF EL 法）	3-56
図 3.4-15	検証計算結果（解析条件 3 Dtransu-2D EL 法）	3-57
図 3.4-16	検証計算結果（解析条件 4 MIG2DF 風上法）	3-58
図 3.4-17	検証計算結果（解析条件 4 MIG2DF EL 法）	3-59
図 3.4-18	検証計算結果（解析条件 4 Dtransu-2D EL 法）	3-60
図 3.4-19	解析手法間の比較（解析条件 1）	3-61
図 3.4-20	解析手法間の比較（解析条件 2）	3-62
図 3.4-21	解析手法間の比較（解析条件 3）	3-63
図 3.4-22	解析手法間の比較（解析条件 4）	3-64
図 4.2-1	人工バリア変遷解析の体系の概念	4-2
図 4.2-2	解析体系概念図（解析③：海水成分）	4-3
図 4.2-3	有効モンモリロナイト密度の経時変化（地下水質による影響） [セメント, MCCI 成分：0%]	4-10
図 4.2-4	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(Eps) の空間分布 [セメント, MCCI 成分：0%]	4-10
図 4.2-5	緩衝材領域における有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化（廃棄体からの発熱の影響） [降水系地下水、セメント, MCCI 成分：0%]	4-12
図 4.2-6	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(Eps) の空間分布（廃棄体からの発熱の影響）	4-12

図 4.2-7	緩衝材領域における経時変化（セメント，MCCI 成分の影響） [降水系地下水、 地温一定]	4-13
図 4.2-8	緩衝材領域における経時変化（caseP1）	4-14
図 4.2-9	全領域における固相空間分布（caseP1） (1/2).....	4-15
図 4.2-10	全領域における固相空間分布（caseP1） (2/2).....	4-16
図 4.2-11	全領域における液相組成空間分布（caseP1） (1/2).....	4-17
図 4.2-12	全領域における液相組成空間分布（caseP1） (2/2).....	4-18
図 4.2-13	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP1） (1/2).....	4-19
図 4.2-14	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP1） (2/2).....	4-20
図 4.2-15	緩衝材領域における経時変化（caseP2）	4-21
図 4.2-16	全領域における固相空間分布（caseP2）	4-22
図 4.2-17	全領域における液相組成空間分布（caseP2）	4-23
図 4.2-18	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP2）	4-24
図 4.2-19	緩衝材領域における経時変化（caseP3）	4-25
図 4.2-20	全領域における固相空間分布（caseP3）	4-26
図 4.2-21	全領域における液相組成空間分布（caseP3）	4-27
図 4.2-22	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP3）	4-28
図 4.2-23	緩衝材領域における経時変化（caseP4）	4-29
図 4.2-24	全領域における固相空間分布（caseP4）	4-30
図 4.2-25	全領域における液相組成空間分布（caseP4）	4-31
図 4.2-26	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP4）	4-32
図 4.2-27	緩衝材領域における経時変化（caseP5）	4-33
図 4.2-28	全領域における固相空間分布（caseP5）	4-34
図 4.2-29	全領域における液相組成空間分布（caseP5）	4-35
図 4.2-30	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP5）	4-36
図 4.2-31	緩衝材領域における経時変化（caseP6）	4-37
図 4.2-32	全領域における固相空間分布（caseP6）	4-38
図 4.2-33	全領域における液相組成空間分布（caseP6）	4-39
図 4.2-34	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP6）	4-40
図 4.2-35	緩衝材領域における経時変化（caseP7）	4-41
図 4.2-36	全領域における固相空間分布（caseP7）	4-42
図 4.2-37	全領域における液相組成空間分布（caseP7）	4-43
図 4.2-38	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤト密度(ρm), 間隙率 (Eps)の空間分布（caseP7）	4-44
図 4.2-39	緩衝材領域における経時変化（caseS1）	4-45
図 4.2-40	全領域における固相空間分布（caseS1） (1/2).....	4-46

図 4.2-41	全領域における固相空間分布 (caseS1) (2/2).....	4-47
図 4.2-42	全領域における液相組成空間分布 (caseS1) (1/2).....	4-48
図 4.2-43	全領域における液相組成空間分布 (caseS1) (2/2).....	4-49
図 4.2-44	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS1) (1/2).....	4-50
図 4.2-45	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS1) (2/2).....	4-51
図 4.2-46	緩衝材領域における経時変化 (caseS2)	4-52
図 4.2-47	全領域における固相空間分布 (caseS2)	4-53
図 4.2-48	全領域における液相組成空間分布 (caseS2)	4-54
図 4.2-49	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS2)	4-55
図 4.2-50	緩衝材領域における経時変化 (caseS3)	4-56
図 4.2-51	全領域における固相空間分布 (caseS3)	4-57
図 4.2-52	全領域における液相組成空間分布 (caseS3)	4-58
図 4.2-53	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS3)	4-59
図 4.2-54	緩衝材領域における経時変化 (caseS4)	4-60
図 4.2-55	全領域における固相空間分布 (caseS4)	4-61
図 4.2-56	全領域における液相組成空間分布 (caseS4)	4-62
図 4.2-57	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS4)	4-63
図 4.2-58	緩衝材領域における経時変化 (caseS5)	4-64
図 4.2-59	全領域における固相空間分布 (caseS5)	4-65
図 4.2-60	全領域における液相組成空間分布 (caseS5)	4-66
図 4.2-61	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS5)	4-67
図 4.2-62	緩衝材領域における経時変化 (caseS6)	4-68
図 4.2-63	全領域における固相空間分布 (caseS6)	4-69
図 4.2-64	全領域における液相組成空間分布 (caseS6)	4-70
図 4.2-65	全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (caseS6)	4-71
図 4.2-68	各解析ケースにおける収着分配係数の経時変化.....	4-75
図 4.2-69	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 4,000 年) (1/2).....	4-75
図 4.2-70	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 4,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.2-71	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 50,000 年) (1/2).....	4-75
図 4.2-72	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 50,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.2-73	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 100,000 年) (1/2).....	4-75

図 4.2-74	10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 100,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.2-75	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 4,000 年) (1/2).....	4-75
図 4.2-76	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 4,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.2-77	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 50,000 年) (1/2).....	4-75
図 4.2-78	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 50,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.2-79	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 100,000 年) (1/2).....	4-75
図 4.2-80	10 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス (OP 破損 100,000 年) (2/2).....	4-75
図 4.3-1	処分システムに対し考慮すべき地質・気候関連事象.....	4-90
図 4.3-2	気候・海水準変動および隆起・侵食に対する影響評価体系.....	4-91
図 4.3-3	2 次元の地形変化シミュレーションの手順とデータの流れ.....	4-92
図 4.3-4	シミュレーションの基本概念.....	4-92
図 4.3-5	夷隅川の現在の縦断形.....	4-95
図 4.3-6	沿岸域に分布する第三紀堆積岩の地表面傾斜と隆起速度との関係.....	4-97
図 4.3-7	沿岸域に分布する第三紀堆積岩の地層の傾斜と隆起速度との関係.....	4-97
図 4.3-8	設定した全国平均の隆起速度と沿岸域で最も高い隆起速度.....	4-98
図 4.3-9	地質係数と P 波速度の関係().....	4-98
図 4.3-10	選定した 4 種類の海水準変動シナリオの年代位置.....	4-99
図 4.3-11	隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化.....	4-100
図 4.3-12	隆起速度最大 2.2m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化.....	4-100
図 4.3-13	地下水流動解析の流れ.....	4-101
図 4.3-14	各解析ケースの地形変化 (現在、6 万年後、12.5 万年後)	4-102
図 4.3-15	夷隅川沿いの地質分布と投影した夷隅川断面位置.....	4-103
図 4.3-16	既往の地質断面図 (A-A')	4-103
図 4.3-17	A-A' 断面をもとに作成した夷隅川断面図.....	4-104
図 4.3-18	図 4.3 17 の地形、地層の層厚は変えずに地下 500m の地層の傾斜をそのまま深部に延長し傾斜方向を海側 (西方向) としたケース.....	4-104
図 4.3-19	初期地形の地質構造.....	4-105
図 4.3-20	設定した海水準変動曲線.....	4-106
図 4.3-21	房総半島の涵養量に関する評価例.....	4-106
図 4.3-22	過去 8 万年間の年間降水量の変化と涵養量 (推定値) の変化.....	4-107
図 4.3-23	境界条件 (地下水流動解析)	4-108
図 4.3-24	境界条件 (物質移行解析)	4-108
図 4.3-25	九十九里周辺の地下水分布 (青○～赤○: 淡水, 赤●: 塩水)	4-109
図 4.3-26	鴨川付近の地下水分布 (青○～赤○: 淡水, 赤●: 塩水)	4-109
図 4.3-27	初期の流速分布及び塩分濃度分布 (洗い出し解析結果)	4-110
図 4.3-28	現在の汀線位置における陸側及び海側処分坑道の設置位置.....	4-110

図 4.3-29	Case 1 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化.....	4-112
図 4.3-30	Case 1 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2).....	4-113
図 4.3-31	Case 1 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2).....	4-114
図 4.3-32	Case 1 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2).....	4-115
図 4.3-33	Case 1 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2).....	4-116
図 4.3-34	Case 1 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2).....	4-117
図 4.3-35	Case 1 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2).....	4-118
図 4.3-36	Case 1 の各処分坑道からの移行距離.....	4-119
図 4.3-37	Case 1 の各処分坑道からの平均流速.....	4-119
図 4.3-38	Case 1 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質.....	4-120
図 4.3-39	Case 2 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化.....	4-122
図 4.3-40	Case 2 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2).....	4-123
図 4.3-41	Case 2 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2).....	4-124
図 4.3-42	Case 2 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2).....	4-125
図 4.3-43	Case 2 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2).....	4-126
図 4.3-44	Case 2 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2).....	4-127
図 4.3-45	Case 2 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2).....	4-128
図 4.3-46	Case 2 の各処分坑道からの移行距離.....	4-129
図 4.3-47	Case 2 の各処分坑道からの平均流速.....	4-129
図 4.3-48	Case 2 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質.....	4-130
図 4.3-49	Case 3 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化.....	4-132
図 4.3-50	Case 3 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2).....	4-133
図 4.3-51	Case 3 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2).....	4-134
図 4.3-52	Case 3 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2).....	4-135
図 4.3-53	Case 3 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2).....	4-136
図 4.3-54	Case 3 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2).....	4-137
図 4.3-55	Case 3 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2).....	4-138
図 4.3-56	Case 3 の各処分坑道からの移行距離.....	4-139
図 4.3-57	Case 3 の各処分坑道からの平均流速.....	4-139
図 4.3-58	Case 3 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質.....	4-140
図 4.3-59	Case 4 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化.....	4-142
図 4.3-60	Case 4 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2).....	4-143
図 4.3-61	Case 4 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2).....	4-144
図 4.3-62	Case 4 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2).....	4-145
図 4.3-63	Case 4 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2).....	4-146
図 4.3-64	Case 4 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2).....	4-147
図 4.3-65	Case 4 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2).....	4-148
図 4.3-66	Case 4 の各処分坑道からの移行距離.....	4-149
図 4.3-67	Case 4 の各処分坑道からの平均流速.....	4-149
図 4.3-68	Case 4 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質.....	4-150
図 4.3-69	地質係数の違い (120 と 400) における塩分濃度分布の比較.....	4-151
図 4.3-70	Case 1 と 3 の汀線位置の違いと海底下の流動について比較.....	4-152
図 4.3-71	Case 1 と 3 の地下水流向・流速分布の比較 (6 万年、11 万年、12.5 万年後)	4-153

図 4.3-72	Case 1 と Case 4 の塩分濃度分布 (6 万年後、12.5 万年後)	4-154
図 4.3-73	4 万年と 11 万年後の Case 1 と Case 4 の地下水流向と塩分濃度分布	4-155
図 4.3-74	Case 1 と 4 の地下水流向・流速分布の比較 (6 万年、11 万年、12.5 万年後)	4-156
図 4.4-1	燃料マトリクスに対する溶解速度の時間変化設定.....	4-160
図 4.4-2	上流側及び下流側における拡散係数の経時変化.....	4-160
図 4.4-3	上流側及び下流側における収着分配係数の経時変化.....	4-160
図 4.4-4	深度 300m、断層成長速度 100m/回での天然バリア中の流速と移行経路	4-166
図 4.4-5	燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス : $4n+2$ 系列核種	4-170
図 4.4-6	燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス : $4n+2$ 系列核種	4-170
図 4.4-7	燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス : Se-79	4-171
図 4.4-8	燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス : Se-79	4-171
図 4.4-9	燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス : C-14.....	4-172
図 4.4-10	燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス : C-14.....	4-172
図 4.4-11	燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス : I-129	4-173
図 4.4-12	燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス : I-129.....	4-173
図 4.5-1	2 次元水平断面解析における解析モデルの概念図.....	4-177
図 4.5-2	ボーリング孔をモデルに組み込んだケース (半径 0.1 m) 及び組み込んでいないケ ース (半径 0 m) における透水量係数ごとの全水頭分布の比較 (動水勾配 : 0.001)	4-180
図 4.5-3	ボーリング孔をモデルに組み込んだケース (半径 0.1 m) 及び組み込んでいないケ ース (半径 0 m) における透水量係数ごとの全水頭分布の比較 (動水勾配 : 0.01)	4-181
図 4.5-4	ボーリング孔をモデルに組み込んだケース (半径 0.1 m) 及び組み込んでいないケ ース (半径 0 m) における透水量係数ごとの全水頭分布の比較 (動水勾配 : 0.1) .	4-182
図 4.5-5	各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較 (動水勾 配 : 0.001)	4-183
図 4.5-6	各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較 (動水勾 配 : 0.01)	4-184
図 4.5-7	各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較 (動水勾 配 : 0.1)	4-185
図 4.5-8	ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合 (半径 0.1m) における透水量係数ごとの トラジェクトリ解析結果の比較 (動水勾配 : 0.001、粒子出発点 : $y=5\sim 995$ m の間 で 10m ごとに配置) (1/2)	4-187
図 4.5-9	ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合 (半径 0.1m) における透水量係数ごとの トラジェクトリ解析結果の比較 (動水勾配 : 0.01、粒子出発点 : $y=5\sim 995$ m の間 で 10m ごとに配置) (1/2)	4-189
図 4.5-10	ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合 (半径 0.1m) における透水量係数ごとの トラジェクトリ解析結果の比較 (動水勾配 : 0.1、粒子出発点 : $y=5\sim 995$ m の間で 10m ごとに配置) (1/2)	4-191
図 4.5-11	各解析ケースの各粒子出発点でのトラジェクトリ解析結果におけるボーリング孔 へ向かう流動の割合及び影響範囲の比較	4-193
図 4.5-12	解析モデルの概念図.....	4-196
図 4.5-13	トラジェクトリ解析における粒子出発点の配置イメージ (処分地層の厚さ 100m	

の場合)	4-197
図 4.5-14 処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 $x=-1,000\text{m}$ における トラジェクトリ解析の結果（下層から揚水、動水勾配 0.001）	4-198
図 4.5-15 動水勾配及び処分地層透水係数ごとのトラジェクトリ解析の結果（下層から揚水、 処分地層の厚さ 100 m）	4-199
図 4.5-16 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける短絡パターンの割合（下層から揚水）	4-201
図 4.5-17 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける短絡パターンの平均流速（下層から揚水）	4-202
図 4.5-18 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける流速増加パターンの割合（下層から揚水）	4-204
図 4.5-19 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける流速増加パターンの平均流速（下層から揚水）	4-205
図 4.5-20 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける影響なしパターンの割合（下層から揚水）	4-206
図 4.5-21 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける影響なしパターンの平均流速（下層から揚水）	4-207
図 4.5-22 処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 $x=-1,000\text{m}$ における トラジェクトリ解析の結果（上層から揚水、動水勾配 0.001）	4-208
図 4.5-23 動水勾配及び処分地層透水係数ごとのトラジェクトリ解析の結果（上層から揚水、 処分地層の厚さ 100 m）	4-209
図 4.5-24 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける短絡パターンの割合（上層から揚水）	4-211
図 4.5-25 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける短絡パターンの平均流速（上層から揚水）	4-212
図 4.5-26 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける流速増加パターンの割合（上層から揚水）	4-214
図 4.5-27 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける流速増加パターンの平均流速（下層から揚水）	4-215
図 4.5-28 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける影響なしパターンの割合（上層から揚水）	4-216
図 4.5-29 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置に おける影響なしパターンの平均流速（上層から揚水）	4-217
図 4.5-30 揚水位置及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置におけ る短絡パターンの割合（処分地層厚さ：100 m）	4-219
図 4.5-31 揚水位置及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置におけ る影響なしパターンの割合（処分地層厚さ：100 m）	4-220
図 4.5-32 処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面の x 軸上 ($y=0\text{m}$) におけ る水位低下量の比較（処分地層厚さ：100 m）	4-221
図 4.5-33 揚水位置及び処分地層透水係数ごとの鉛直断面（XZ 平面、 $Y=0\text{m}$ ）における全水 頭分布（動水勾配：0.001、処分地層厚さ：100 m）	4-222
図 4.5-34 揚水位置及び処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面（XY 平面） における全水頭分布（動水勾配：0.001、処分地層厚さ：100 m）	4-223

図 4.5-35	揚水位置及び処分地層透水係数ごとの鉛直断面 (XZ 平面、Y=0m) における全水頭分布 (動水勾配 : 0.01、処分地層厚さ : 100 m)	4-224
図 4.5-36	揚水位置及び処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面 (XY 平面) における全水頭分布 (動水勾配 : 0.01、処分地層厚さ : 100 m)	4-225
図 5.1-1	滞留水と汚染水処理の概念図.....	5-1
図 5.1-2	建家滞留水移送ラインの概略図 (平成 25 年 1 月当時) (文献(1)より抜粋)	5-2
図 5.1-3	建家滞留水中の Cs-137 濃度の経時変化 (文献(2)より抜粋)	5-2
図 5.2-1	タービン建屋滞留水中の Cs 濃度 ; (a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度	5-3
図 5.2-2	プロセス主建家及び高温焼却炉建家滞留水中の Cs 濃度 ;	5-3
図 5.2-3	格納容器内滞留水中の Cs 濃度 ; (a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度	5-3
図 5.2-4	1 号機トーラス室及び三角コーナー滞留水中の Cs 濃度 ;	5-4
図 5.2-5	2 号機原子炉建屋地下、トーラス室及び三角コーナー滞留水中の Cs 濃度 ;	5-4
図 5.2-6	3 号機原子炉建屋地下滞留水中の Cs 濃度 ;	5-4
図 5.2-7	1 号機格納容器内滞留水のサンプリング方法 (文献(1)より抜粋)	5-5
図 5.2-8	2 号機及び 3 号機の格納容器内汚染水のサンプリング方法 (文献(2)より抜粋)	5-5
図 5.2-9	トーラス室内汚染水の採取位置 (文献(3)より抜粋)	5-6
図 5.2-10	トーラス室内汚染水の採取方法 (文献(3)より抜粋)	5-6
図 5.2-11	タービン建屋滞留水中 Cs-137 濃度データの変動	5-7
図 5.2-12	1 号機タービン建屋滞留水の性状分析 (文献(10)より抜粋)	5-8
図 5.2-13	1 号機の孤立エリア (文献(11)より抜粋)	5-9
図 5.3-1	TMI-2 の全体概要 ⁽²⁾	5-10
図 5.3-2	純水 (W) 及び海水 (SW) に浸出した揮発性核分裂生成物の積算モル量 ⁽⁹⁾	5-12
図 5.3-3	純水に浸漬した TMI-2 溶融デブリ試料 (中央部コア) の各核種の累積量の 時間変化 ⁽⁹⁾	5-13
図 5.3-4	原子炉冷却水中の主な核種 ⁽¹⁷⁾	5-16
図 5.3-5	浸出速度の経時変化	5-19
図 5.4-1	燃料デブリからの浸出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	5-21
図 5.4-2	滞留水中の核種濃度の経時変化 ((a) ³ H、(b) ⁵⁴ Mn、(c) ⁶³ Ni、(d) ⁹⁰ Sr、(e) ¹⁰⁶ Ru、(f) ¹²⁵ Sb、(g) ¹²⁹ I、(h) ¹³⁴ Cs、(i) ¹³⁷ Cs、(j) ²³⁸ Pu) (文献(10)より抜粋)	5-22
図 5.4-3	Cs のコンクリートへの浸透吸着の概念図	5-23
図 5.4-4	コンクリートに対する Cs の分配係数の塩濃度依存性	5-23
図 5.4-5	床コンクリートに浸透した Cs の溶出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	5-25
図 5.4-6	復水器内貯留水の概念図 (文献(15)より抜粋)	5-26
図 5.4-7	復水器内貯留水中 Cs の漏出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	5-27
図 5.4-8	タービン建屋床面の砂及びスラッジ (文献(18)より抜粋)	5-28
図 5.4-9	砂等の放射能濃度 (文献(19)より抜粋)	5-28
図 5.4-10	滞留水塩濃度の経時変化	5-28
図 5.4-11	砂に対する Cs 分配係数の塩濃度依存性	5-29
図 5.4-12	砂に吸着した Cs の脱離による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果	5-29

表目次

	頁
表 1.3-1 海水成分、セメント成分等の影響解析の計算ケース一覧.....	1-3
表 1.3-2 検討シナリオ一覧（①海水成分、セメント成分）	1-27
表 1.3-3 検討シナリオに基づく解析ケース一覧（①海水成分、セメント成分）	1-27
表 1.3-4 検討シナリオ一覧（②10 万年以降の設定）	1-27
表 1.3-5 解析ケース一覧（②10 万年以降の設定）	1-28
表 1.3-6 地下水流動の解析ケース.....	1-36
表 1.3-7 燃料デブリからの浸出計算に用いたパラメータ	1-47
表 1.3-8 2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果（文献(7)より抜粋）	1-48
表 2.2-1 海水成分、セメント成分等の影響解析の計算ケース一覧.....	2-2
表 2.3-1 ガス移行に係るパラメーター一覧（緩衝材）	2-16
表 2.3-2 基本物性パラメータ（流体）	2-17
表 2.3-3 基本物性パラメータ（緩衝材）	2-17
表 2.3-4 基本物性パラメータ（硬岩系岩盤）	2-17
表 2.3-5 ガス移行解析における解析ケース.....	2-21
表 2.5-1 燃料集合体 1 体あたりの濃縮度分布.....	2-46
表 2.5-2 直近取替燃料の本数及び燃焼度.....	2-46
表 2.5-3 中性子吸収材の種類.....	2-47
表 2.5-4 炭素鋼の原子個数密度.....	2-49
表 2.5-5 ホウ素含有ステンレス鋼の核種存在比と原子数密度 ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	2-50
表 2.5-6 金属カドミウム中の Cd 同位体存在と原子数密度.....	2-51
表 2.5-7 Gd 混合率に応じた濃縮度 5%新燃料の原子個数密度(単位: atoms/barn・cm).....	2-52
表 2.5-8 Gd 混合率に応じた 14 GWd/t 燃料の原子個数密度(単位: atoms/barn・cm)	2-53
表 2.5-9 劣化ウラン（濃縮度 0.3%）混合率に応じた濃縮度 5%新燃料の原子個数密度.....	2-54
表 2.5-10 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率(k_{eff})<濃縮度 5%新燃料>	2-60
表 2.5-11 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率(k_{eff})<14GWd/t>	2-61
表 2.5-12 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率(k_{eff})<14GWd/t>	2-62
表 2.6-1 平成 27 年度の評価結果のまとめ.....	2-66
表 2.6-2 20 万年経過後の燃料デブリの重金属組成.....	2-70
表 2.6-3 砂岩及び花崗岩（JG-2）の化学組成.....	2-70
表 3.3-1 透過拡散試験ケース	3-8
表 3.3-2 収着バッチ試験結果および導出した Ca-45 の収着分配係数 K_d 値.....	3-14
表 3.3-3 Ca-45 の透過拡散試験を模擬した計算に使用したパラメータ	3-16
表 3.3-4 非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験ケース	3-19
表 3.4-1 MIG2DF における移流分散可変境界条件.....	3-41
表 3.4-2 解析条件パターン	3-45
表 4.2-1 代表地下水組成.....	4-4
表 4.2-2 鉱物モデル.....	4-5
表 4.2-3 検討シナリオ一覧（①海水成分、セメント成分）	4-8

表 4.2-4	検討シナリオに基づく解析ケース一覧（①海水成分、セメント成分）	4-9
表 4.2-5	検討シナリオ一覧（②10 万年以降の設定）	4-9
表 4.2-6	解析ケース一覧（②10 万年以降の設定）	4-9
表 4.2-7	核種移行解析ケース	4-9
表 4.2-8	拡散係数の設定値	4-75
表 4.3-1	シミュレーションで使用するパラメータ	4-94
表 4.3-2	国内の沿岸の第三紀後期堆積岩分布域の地形，地層の傾斜，隆起速度の関係	4-96
表 4.3-3	選定した 4 種類の海水準変動シナリオ	4-99
表 4.3-4	解析ケース	4-101
表 4.3-5	水理定数	4-105
表 4.3-6	将来の涵養量変化の設定値	4-107
表 4.4-1	分岐断層交差における処分施設各領域の廃棄体本数（合計 4,193 本）	4-158
表 4.4-2	影響を受ける人工バリア各部位の安全機能及び状態の変化	4-159
表 4.4-3	人工バリアにおける 4n+2 系列核種の元素収着分配係数	4-161
表 4.4-4	各水質の組成及び特性	4-162
表 4.4-5	各地質の鉱物組成（単位%）	4-162
表 4.4-6	各断層の鉱物組成（単位%）	4-163
表 4.4-7	天然バリアにおける収着分配係数（単位: m ³ /kg）()	4-164
表 4.5-1	2 次元水平断面解析における解析ケース及び設定パラメータ	4-178
表 4.5-2	3 次元解析における解析ケース及び処分地層の設定パラメータ	4-197
表 5.2-1	3 号機格納容器内滞留水の分析結果（文献(12)より抜粋）	5-9
表 5.2-2	1 号機復水器内滞留水の分析結果（文献(13)より抜粋）	5-9
表 5.3-1	使用済燃料の浸出試験 ⁽⁹⁾ に関する文献から評価した浸出速度 R	5-12
表 5.3-2	（模擬）冷却水へ浸出した核種インベントリ ⁽¹³⁾	5-13
表 5.3-3	TMI-2 デブリの浸出試験に関する文献から評価した浸出速度 R	5-14
表 5.3-4	高放射能レベル TMI 水の組成 ⁽¹⁵⁾	5-14
表 5.3-5	冷却水の分析に関する文献から評価した浸出速度 R	5-15
表 5.3-6	冷却水処理量のデータに関する文献から評価した浸出速度 R	5-15
表 5.3-7	キャニスタの水分析 ⁽¹⁹⁾ に関する文献値	5-17
表 5.3-8	キャニスタの水分析 ⁽¹⁹⁾ に関する文献から評価した浸出速度 R	5-17
表 5.3-9	文献調査結果	5-18
表 5.4-1	燃料デブリからの浸出計算に用いたパラメータ	5-21
表 5.4-2	コンクリートからの浸出計算に用いたパラメータ	5-24
表 5.4-3	復水器からの漏出計算に用いたパラメータ	5-26
表 5.4-4	2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果（文献(16)より抜粋）	5-27
表 5.4-5	砂からの脱離計算に用いたパラメータ	5-29

1. 序論

1. 序論

1.1 まえがき

原子力規制委員会原子力規制庁（以下「原子力規制庁」という。）は、東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故によって発生した燃料デブリ（以下「デブリ」という。）の処理・処分に係る規制要件の整備に向け、これまでのガラス固化体等の地層処分（以下「地層処分」という。）を対象として蓄積された知見を基礎として、デブリの性状等を考慮した新たな技術的知見を蓄積する必要がある。

本事業では、地層処分分野の原子力規制庁委託事業においてこれまで開発してきた総合的安全評価手法を用い、現時点での情報に基づくデブリの処分を想定した安全評価解析を試行することにより、デブリ処分の際の安全評価に対応した解析モデル・コードへの改良を行うとともに、処理・処分における要求事項を抽出し、取りまとめる。また、処理・処分に先立って必要となる、デブリ取り出し等の廃炉に向けた規制要件の整備に寄与するため、原子炉建屋及びタービン建屋地下の滞留水の汚染源としての燃料デブリの可能性等についても検討する。

地層処分分野の原子力規制庁委託事業においてこれまでに整備してきた安全評価に関する調査・評価手法を踏まえた上で、以下に示す業務を行う。

- （１）燃料デブリ特有の特性を踏まえたシナリオ設定及び予察的解析
- （２）総合的な安全評価コード・モデルの整備
- （３）燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備
- （４）建屋内滞留水や格納容器内滞留水の放射核種濃度等データの分析・評価

1.2 実施内容

- （１）燃料デブリ特有の特性を踏まえたシナリオ設定及び予察的解析

海水成分及びセメント成分が廃棄体に混入するいくつかのシナリオを設定し、各シナリオについていくつかの計算ケースを設けて人工バリア変質解析コード **MC-BUFFER** で 10 万年間の人工バリアの変遷を解析した。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオを抽出した。

水の放射線分解等によるガスの影響については、ガス移行を考慮できるコードを用いて、昨年度評価したガス発生量に基づいて、間隙圧力の上昇による力学的影響及び岩盤へ押し出される排水量について検討し、デブリ処分において注視すべき点について検討した。

また、10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質に関して重要なシナリオがあるのかどうかを検討するため、**MC-BUFFER** の解析を 100 万年間について行ってみることにした。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオ抽出を試みた。

容器内臨界については、昨年度、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリに対し、容器直径が 22.5cm 以下で未臨界を維持できる結果となった。その容器直径を大きくするための中性子吸収材について臨界解析して混合率などを求めた。また、処分坑道に容器を並べた際の複数ユニットの臨界安全性についても検討した。天然バリア中の臨界可能性評価では、1 か所に濃集する地下水流速、花崗岩を対象とした最小臨界体積、3 次元的な広がりを考慮した濃集範囲の検討を行い、臨界とならない条件を抽出した。

（２）総合的な安全評価コード・モデルの整備

これまでの原子力規制庁委託事業において整備した廃棄体・人工バリアの長期挙動ならびに地質・気候関連事象の発生による影響評価に係る個別評価コード・モデルのうち、仮想的なデブリの処分時の評価に必要と考えられる評価手法の整備を進めた。具体的には、廃棄体・人工バリアに係る挙動のモデル・コード整備として、過年度の原子力規制庁委託事業で開発した緩衝材領域の化学環境の経時変化モデルに関して、モデル検証のための拡散試験等を実施し、実験的根拠を有するモデルの整備を図った。また、地質・気候関連事象の発生による影響評価手法の整備として、これまで原子力規制庁委託事業で整備した評価手法の精緻化、及び人為事象等を考慮した拡張を行った。すなわち、堆積岩地域を想定し、隆起・侵食、海水準変動、地震活動、人為事象等の発生に伴う水理・地質構造の変化に対応した地下水流動・水質への影響評価を可能とする評価手法を検討した。

（３）燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的な安全評価手法の整備

「燃料デブリ特有の特性を踏まえたシナリオ設定」において検討を行い抽出したシナリオに基づいた人工バリアの変遷解析を行い、さらに人工バリア中の核種移行解析を行って人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。その結果より燃料デブリの処理・処分における要求事項や将来のデブリ処分のさらなる検討に必要と考えられるデブリの特性を抽出した。対象としたのは

- ① 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響
- ② 処分場閉鎖後 10 万年を超える期間における人工バリアの変質挙動

である。

隆起・侵食及び海水準変動といった河床縦断形の地形変化に伴う水理、地質構造の変化に対応した 2 次元の地下水流動・水質解析を実施できるように評価手法を整備した。また、整備した手法に基づき、日本全国の沿岸域における平均的な隆起速度及び地層の削れやすさを表す地質係数の不確かさの範囲に基づいて、将来 12.5 万年後までの地形変化を評価して、時々刻々変化する表層地形。地質構造を反映させた地下水流動・水質解析を実施した。その結果より、沿岸立地の廃棄物埋設施設の安全評価において留意すべき点を抽出した。

さらに、燃料デブリを含む地層処分における人為事象の発生に伴う水理・地質構造の変化に対応した地下水流動への影響に関して、2 次元及び 3 次元の地下水流動解析ならびにトラジェクトリ解析を行うことで、定量的な評価を行った。ここでは、人為事象をボーリング掘削とし、ボーリング掘削における 5 つの開発分野（建設工事、学術調査、井戸開発、温泉開発、資源開発）のうち、掘削深度が比較的深くかつ掘削頻度も高いことが想定される温泉開発を対象に検討を行った

（４）建屋内滞留水や格納容器内滞留水の放射核種濃度等データの分析・評価

建家内滞留水中の Cs 濃度が 2013 年以降下げ止まっていることから、滞留水の核種濃度形成において汚染源となっているものについて検討を行った。具体的には以下の通りである。

滞留水について公開されているデータを整理・分析し、データの信頼性及び代表性に関して取りまとめた。また、米国スリーマイル島原子力発電所 2 号機（TMI-2）事故において発生した燃料デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動について、既存の情報を収集・整理した。これらの情報に基づき、滞留水の汚染源として考えられるものを網羅的に抽出した。また、抽出した汚染源として考えられるものの中から、汚染源として可能性の高いものを絞り込むために有用な要素試験の方法及び計画について検討した。

1.3 成果概要

1.3.1 燃料デブリ特有の特性を踏まえたシナリオ設定及び予察的解析

(1) 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響

概要

昨年度に引き続いて、海水成分及びセメント成分が廃棄体に混入するいくつかのシナリオを設定し、各シナリオについていくつかの計算ケースを設けて人工バリア変質解析コード MC-BUFFER で 10 万年間の人工バリアの変遷を解析した。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオを抽出した。

シナリオの設定

①海水成分もセメント成分もデブリに混入しないシナリオ、②MCCI 生成物が混入するシナリオ、③MCCI 生成物と海水成分が混入するシナリオ、④MCCI 生成物とセメントと海水成分が混入するシナリオを設定した。セメントと海水成分はデブリが淡水注入で冷却されている期間が長期にわたっていることから、混入量は多くない可能性があり、計算ケース設定において留意することにした。今年度想定する燃料デブリ(昨年度とりまとめた「仮想燃料デブリ H27」)は廃棄体の臨界管理の観点から半径が 11.8 cm に縮小されている(昨年度の解析で想定した「仮想燃料デブリ ver.1」では 17.8 cm)。それに伴い、廃棄体 1 本あたりの発熱量は昨年度の解析よりも低くなるため、温度条件については地温(47℃)一定を主に想定する。MCCI 生成物だけでなく、コンクリートもデブリに混入する可能性があるため、MCCI 生成物とセメントが混入するシナリオを設定した。

計算ケースの設定

4 つのシナリオについて、降水系地下水と海水系地下水等を考慮して、具体的に表 1.3-1 に示す 13 の計算ケースを設定した。MCCI 生成物の割合は 15 wt%、セメントの割合は 5 wt%、海水成分の混合割合は 1/50 に設定し、それらを 1/2, 1/4 にした計算ケースも設定した。海水成分の混合割合 1/50 は、オーバーパック破損直後にオーバーパック内部が冠水しその水の組成が海水を 50 倍に希釈した組成になるという設定である。

表 1.3-1 海水成分、セメント成分等の影響解析の計算ケース一覧

シナリオ	ケース	地下水質特性	温度 [°C]	MCCI生成物の割合 [%]	セメント成分の割合 [%]	海水成分の割合 [海水=1]	OP破損 [年]	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt. : Qtz.]	支保工厚さ [cm]
①	P1	降水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	P2			15	0	0					
③	P3			15	0	1/50					
④	P4			3.75	1.25	1/200					
	P5			7.5	2.5	1/100					
	P6			15	5	1/50					
④変動	P7		100~47	15	5	1/50					
①	S1	海水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	S2			15	0	0					
③	S3			15	0	1/50					
④	S4			3.75	1.25	1/200					
	S5			7.5	2.5	1/100					
	S6			15	5	1/50					

モデル

平成 27 年度は MCCI 生成物としてその存在が推定されている anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$, 灰長石) 及び wollastonite (CaSiO_3 , 珪灰石)を平衡論で溶解・生成する固相として加えた新しい鉱物モデルを使用した。これらの鉱物は人工バリア環境下で生成することが確認されておらず、本来は鉱物モデルにいれてはいけない鉱物である。しかし、平衡論で一方的に溶解し、従来の鉱物モデルと矛盾しないことを期待して H27 年度は鉱物モデルに加えた。結果的に wollastonite が支保工中で生成する計算結果となり、既往の鉱物モデルと矛盾してしまうこととなった。このような場合の解決策として、

- ・生成反応の $\log K$ を小さい値に変更する
- ・速度論で溶解する固相として設定し直す
- ・鉱物モデルから削除し、化学組成の同じ別の鉱物群で代替しておく

のような方法が考えられる。ここでは anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$)を 0.5 laumontite ($\text{Ca}_{0.5}\text{AlSi}_2\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) + 0.5 portlandite ($\text{Ca}_{0.5}\text{OH}$) + gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$)で、wollastonite を C-S-H(1.0) (CaSiO_3)でそれぞれ代替することとした。

その他のモデルについては MC-BUFFER の標準的なモデルを用いたのでここでは割愛（4 章に記載）することとする。

評価結果と考察

廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の鉱物の空間分布を図 1.3-1 に示した。昨年度行った類似の計算ケースの結果に近い分布を示しているが、昨年度の計算結果に見られた wollastonite の生成による局所的な間隙率の低下は見られない。

図 1.3-2 に示すように、降水系では廃棄体への混入なしの標準ケース(P1)と混入ありのケース(P2～P6)とで全般的に混入ありのケースの方が有効モンモリロナイト密度の低下が速くなった。同じ割合の MCCI が混入するケース間(P2, P3, P6)で比較すると、違いはほとんどなかった。MCCI、セメント、海水の各成分比を一定にして混入率を変えたケース間(P4, P5, P6)で比較すると、混入率が多いケースほど系統的に有効モンモリロナイト密度が速く低下した。有効モンモリロナイト密度の低下の速いケース(P2, P3, P6)では 2 万年以降で pH が高い時間が長かった。4 万年以降の Eh はほぼ同じ値になった。これらの傾向は、昨年度の計算でも見られた。

図 1.3-3 に示すように、海水系では廃棄体への混入なしの標準ケース(S1)と混入ありのケース(S2～S6)とを比較すると、混入ありのケースの方が有効モンモリロナイト密度の低下が遅くなった(昨年度と異なる傾向)。ただし、混入ありのケース間については差が非常に小さかった。同じ割合の MCCI が混入するケース間(S2, S3, S6)で比較すると、有効モンモリロナイト密度の低下は、ほぼ同じとなった (pH、Eh、間隙水、固相組成も同様)。MCCI、セメント、海水の各成分比を一定にして混入率を変えたケース間(S4, S5, S6)で比較すると、混入率の高いケースで僅かに低下が遅くなる傾向が見られた。pH、Eh については、混入ありの全ケースで S1 よりも、およそ 1 万年以降で pH は低く、Eh は高く推移していた。混入ありのケースで有効モンモリロナイト密度の低下が遅かったのは、低い pH によるものと考えられる。

温度一定のケース(P6)と温度変遷($100^\circ\text{C} \sim 47^\circ\text{C}$)があるケース(P7)との比較では、昨年度の結果と同様に、P7 の方がごく初期に有効モンモリロナイト密度が大きく低下するものの、その後の低下速度は、P6 よりも小さくなる結果となった (図 1.3-4)。この原因も昨年度の結果と同様に、緩衝材の支保工側の境界の間隙率が 1,000 年程度以降、数万年にわたり長期間非常に小さい状態が維持され、支保工中のアルカリ成分が緩衝材に供給されにくかったためと推察される。

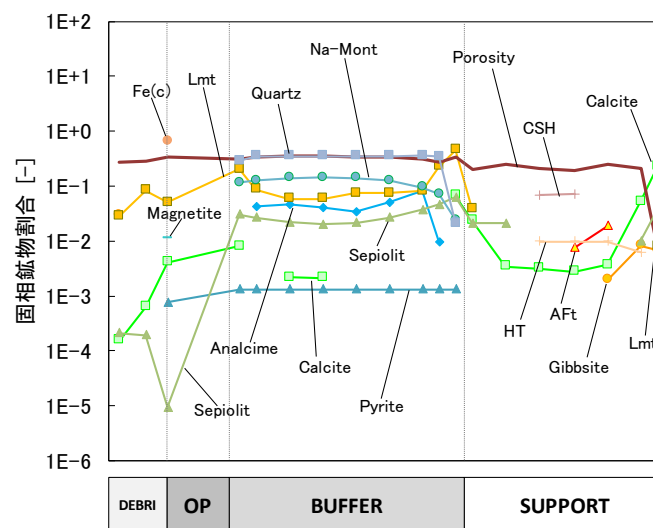


図 1.3-1 廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の鉱物の空間分布

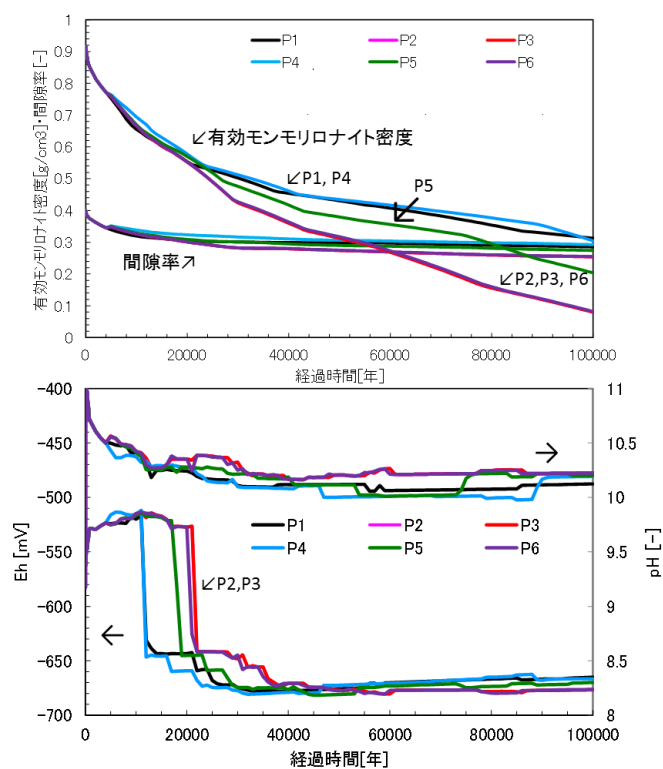


図 1.3-2 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

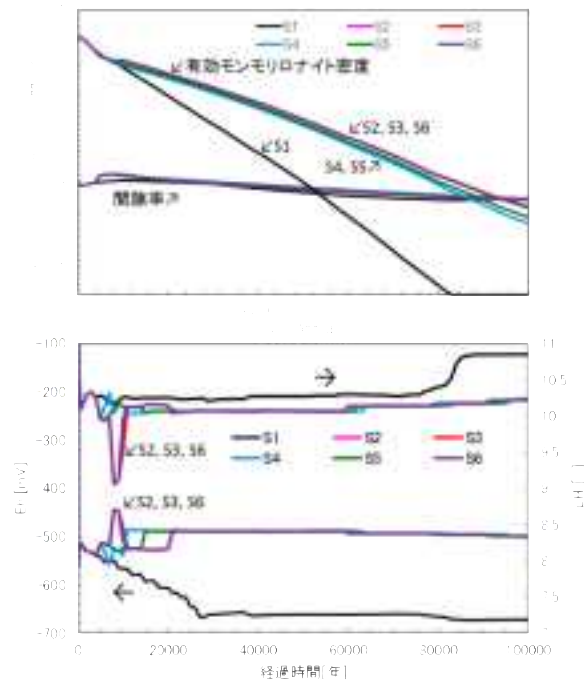


図 1.3-3 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（海水系地下水条件）。有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

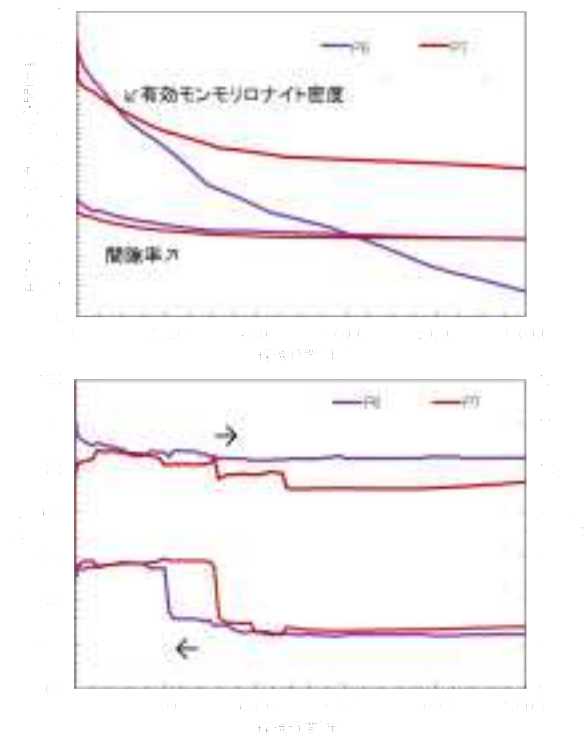


図 1.3-4 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。温度一定の場合と温度の経時変化を考慮した場合の有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

まとめ

海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響を解析した結果において、安全性への影響が懸念される特性・事象として

- ・有効モンモリロナイト密度の低下による緩衝材の性能低下
 - ・緩衝材中間隙水の pH、Eh、イオン強度などの化学的特性の変化
- が見られた。これらの特性・事象の要因となる条件として、
- ・緩衝材、支保工の境界等で発生する間隙率の大きな低下
 - ・廃棄体の発熱に伴う緩衝材の温度変遷
 - ・周辺地下水組成
 - ・デブリへの MCCI 生成物の混入

があると考えられた。

MCCI 生成物の混入は人工バリアの変遷に影響があると考えられた。また海水成分の混入の影響は、地下水が降水系か海水系かの違いの影響と比べて軽微であると考えられた。

(2) 水の放射線分解等によるガス発生解析

GETFLOWS を用いて、深度 1,000 m の硬岩系岩盤処分孔横置き方式を対象に、HLW と燃料デブリのガス発生速度 (図 1.3-5) をそれぞれ用いて、2 相流解析を実施した。GETFLOWS⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾ は、ベントナイトのように膨潤性及び可塑性を有する粘土系材料中のガス移行挙動に関して、流路拡幅 (Pathway Dilation) 機能により、卓越流路の形成及びガス圧力による透過性の変化などの構造力学的な間隙の変化を擬似的に模擬することができ、ベントナイト緩衝材を用いるような処分施設のガス移行挙動評価に対して適用性が高いコードとされている⁽⁴⁾。本評価では、田中ほか⁽⁴⁾による GETFLOWS を用いたガス移行試験シミュレーションにおいて使用されているフィッティングパラメータを適用した。また、燃料デブリのガス発生速度については、流路拡幅の影響を検討するため、流路拡幅を考慮した場合と考慮しない場合についても解析を実施した。なお、ここで使用した田中ほか (2009)⁽⁴⁾のパラメータは、実験室スケールでの適用性を確認されたのみであるので、今回の検討対象となっているような実スケールに対して適用可能かどうかの確認は行っていないため、評価結果の解釈には注意が必要である。

ここでは、燃料デブリのガス発生速度を用いた場合の結果を中心に以下に示す。

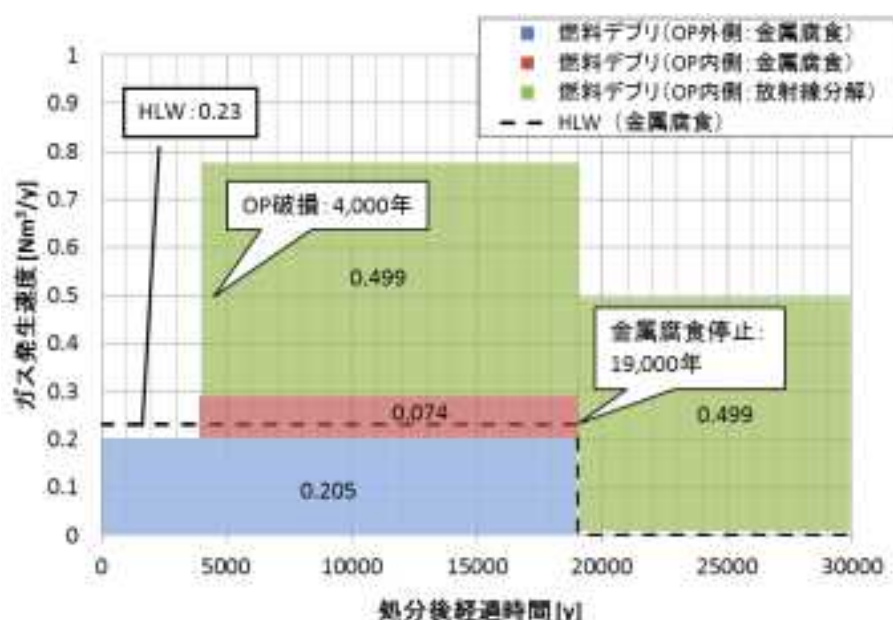
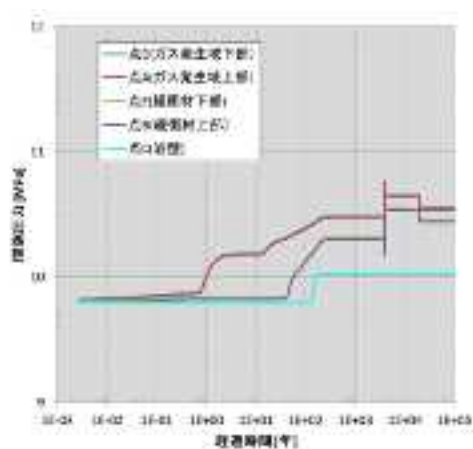


図 1.3-5 燃料デブリ及び HLW のガス発生速度

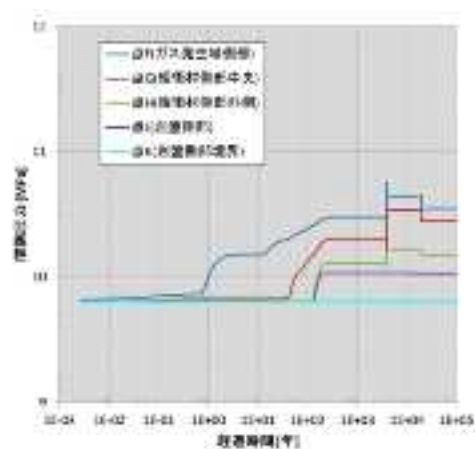
① 間隙圧力の上昇による構造力学的影響について

燃料デブリのガス発生速度の場合、流路拡幅を考慮したケース (図 1.3-6) と考慮しないケース (図 1.3-7) とともに、間隙圧力の最大値は、ガス発生域で 10.8 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域で 10.5 MPa、緩衝材側部外側で 10.2 MPa 程度となった。この時の緩衝材の初期間隙圧力の 9.8 MPa に対する最大差圧は、ガス発生域で 1.0 MPa 程度であり、その上昇割合は 10 % 程度であった。HLW とのガス発生速度の差が約 3.4 倍であるにもかかわらず、最大差圧の差は 0.3 MPa 程度であり、HLW と比較しても、構造力学的な影響はほとんどないものと考えられる。ただし、流路拡幅を考慮した場合 (図 1.3-6) には、間隙圧力の最大値は、緩衝材とオーバーパックの界面近傍のガス発生域で 10.8 MPa が約 20 年間継続した後流路拡幅に伴い 10.6 MPa に減少するものの、流路拡幅を考慮しない場合 (図 1.3-7) には、ガス発生域の間隙圧力は 10.8 MPa

で4,000年から19,000年まで継続するため、その継続時間の違いによる力学的影響に関しては、今後検討が必要になるものと考えられる。

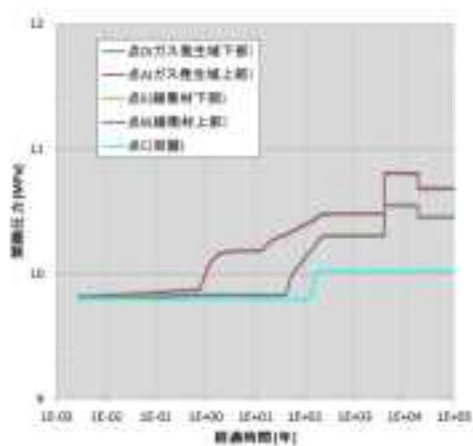


(a) 緩衝材上下領域

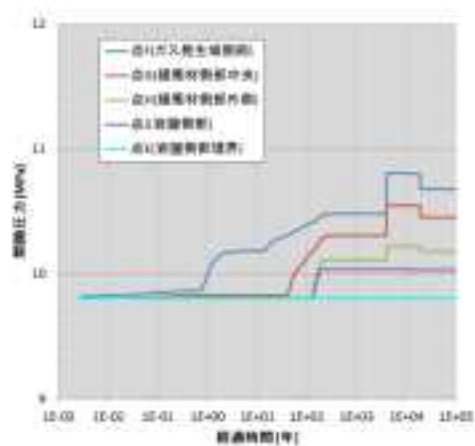


(b) 緩衝材側部領域

図 1.3-6 各評価点における間隙圧力の経時変化
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)



(a) 緩衝材上下領域



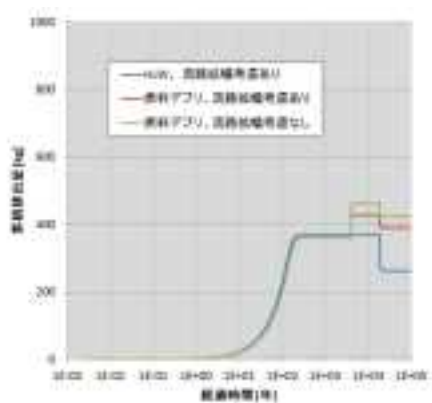
(b) 緩衝材側部領域

図 1.3-7 各評価点における間隙圧力の経時変化
(Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし)

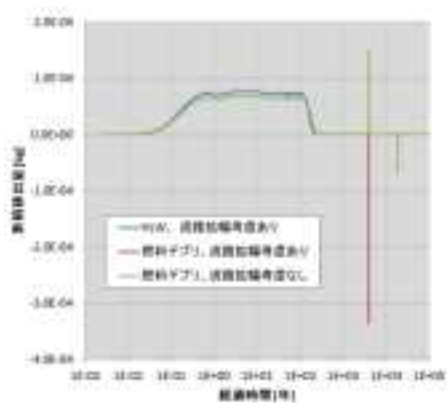
② 岩盤へ押し出される排水量

HLW のガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 369 kg となった（図 1.3-8(a)）。また、間隙水排出速度の最大値は、約 7.6×10^{-5} m/y となり、それが処分開始後から 100～150 年程度継続する結果となった（図 1.3-8(b)）。

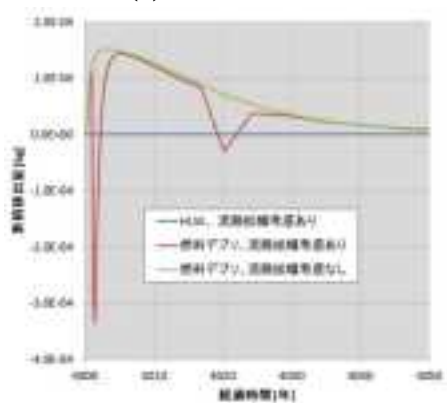
燃料デブリのガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、オーバーパックの破損（4,000 年）前において、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 362 kg となり、HLW のガス発生速度の場合とほぼ同様であったのに対して、オーバーパック破損（4,000 年）後は、流路拡幅を考慮した場合で約 429 kg、流路拡幅を考慮しない場合で約 462 kg となり、いずれも HLW のガス発生速度の場合に比べて、累積排水量の増加がみられた。また、流路拡幅を考慮しない場合の方が流路拡幅を考慮した場合に比べてわずかに多い結果となった（図 1.3-8(a)）。間隙水排出速度の最大値は、オーバーパックの破損前で 6.8×10^{-5} m/y（継続期間は、処分開始後 100～150 年程度）、オーバーパックの破損後において $1.4 \sim 1.5 \times 10^{-4}$ m/y（継続期間は、オーバーパック破損後 20 年程度）となった（図 1.3-8(b)及び(c)）。



(a) 間隙水累積排出量



(b) 間隙水排出速度



(c) 間隙水排出速度

(4000 年～4100 年をリニアスケールで拡大)

図 1.3-8 間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化の比較

(3) 処分場閉鎖後 10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動

概要

これまで人工バリア変質解析コード MC-BUFFER は処分場閉鎖後 1 万年間あるいは 10 万年間の変遷を解析評価してきた。10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質に関して重要なシナリオがあるのかどうかを検討するため、MC-BUFFER の解析を 100 万年間について行ってみることにした。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオ抽出を試みた。

シナリオ、計算ケース、モデル

表 1.3-1 に示した計算ケースのうち、P1 と S1 について 100 万年までの計算を実施することとした。計算に用いたモデルについても P1, S1 と同様とした。

評価結果と考察

図 1.3-9 に示すように、降水系地下水条件では約 20 万年、海水系地下水条件では約 10 万年でモンモリロナイトは消失すると評価された。この違いは、pH の違い（10 万年前後において海水系地下水条件のほうが pH が高く評価されている）ことに起因する。モンモリロナイトが存在する期間は、Eh は -660 mV のような強い還元性が維持されている。これは炭素鋼製オーバーパックの腐食によって発生する水素ガスが溶存水素の形で分布するためと考えられる。降水系の 35 万年付近あるいは海水系の 11 万年付近で Eh が上昇しているのは、炭素鋼の金属鉄がなくなるためではない（金属鉄はまだ大量に残っている）。おそらく金属鉄から酸化物への変化にともなう体積増加により局所的に間隙率が低下し、溶存水素の供給速度が低下することが原因と推定される。その後は炭酸還元反応あるいは硫酸還元反応が Eh をコントロールしていると推定される。モンモリロナイトが消失したあとも、低い Eh が維持されているのは天然バリア（HLW 第 2 次とりまとめの標準ケースの天然バリア）が持っている好ましい特性によるところが大きいと考えられる。

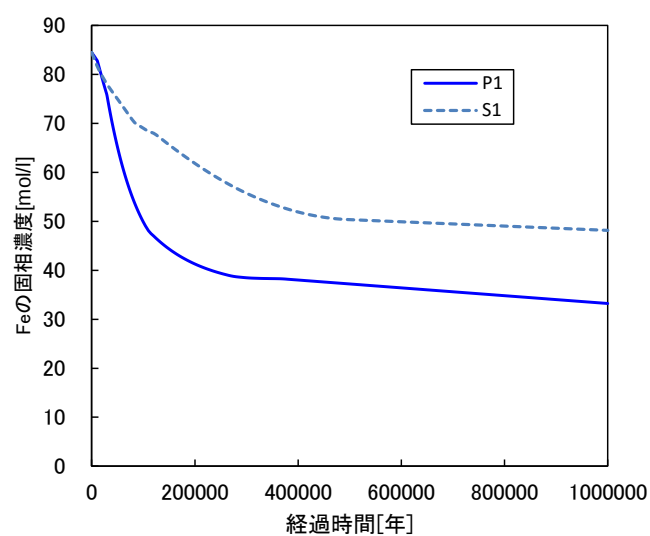
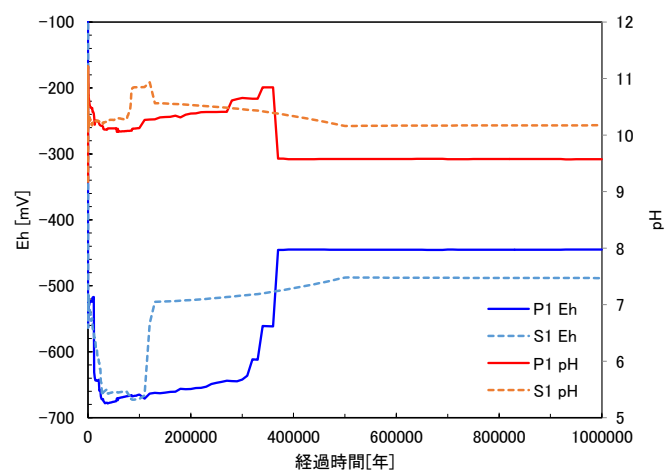
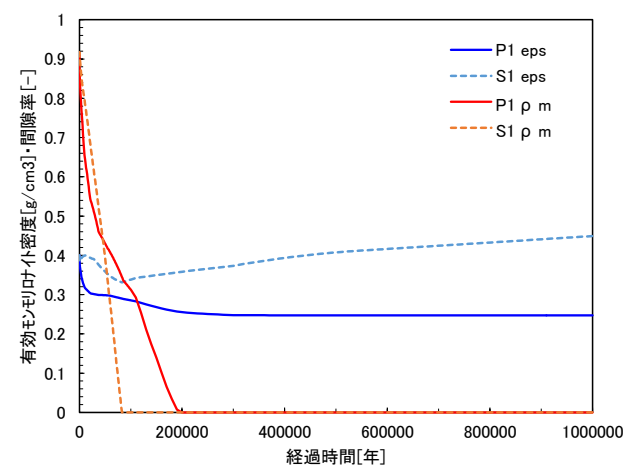


図 1.3-9 降水系地下水条件(P1)及び海水系地下水条件(S1)における 100 万年間の人工バリア変質解析結果

まとめ

処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果において、安全性への影響が懸念される特性・事象として、

- ・モンモリロナイトの消失
- ・Eh の上昇

が見られた。これらの特性・事象の影響の要因となる条件として、

- ・セメントの高アルカリ成分、周辺地下水組成
- ・OP の腐食、溶存水素ガスの生成、鉄酸化物の生成による間隙率の低下

があると考えられた。処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果から抽出される注視すべきシナリオとしては、10～20 万年後に発生する可能性のあるモンモリロナイトの消失や、10～40 万年後に発生する可能性のある Eh をコントロールする酸化還元対の変化が挙げられる。これらはいずれもデブリの処分に特有なシナリオではないと考えられる。

(4) 燃料デブリの処分容器内における臨界可能性に関する検討

福島第一原子力発電所の燃料デブリを回収し、廃棄物埋設地に埋設する際に、埋設後オーバーパックが破損して、収納容器内に地下水が浸入し、容器内が地下水で満たされる可能性がある。処分容器内で臨界になれば、核分裂連鎖反応が継続的に発生し、熱エネルギーが発生して温度が上昇するとともに、核分裂性生成ガスが発生して、処分場からの核種移行挙動に大きな影響を及ぼすことが想定される。平成 27 年度の検討においては、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器中で、未臨界を維持できるかについて、特に埋設処分後の状況を想定した臨界解析を実施した。そしてある条件で臨界を達成してしまう場合には、いかなる条件でも未臨界を維持可能な容器直径について検討を行った。その結果、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器（容器直径 35.56cm、デブリ収納可能高さ 86.74cm）においては、濃縮度 5%新燃料に限らず、14GWd/t の燃料デブリについても実効増倍率 k_{eff} が 0.98 を超え、臨界に達する可能性があることが示された。そのうえで、未臨界を維持できる直径を解析によって評価したところ、濃縮度 5%新燃料では 22.5cm 以下であることがわかった。

22.5cm という容器直径は非常に小さく、多量にある燃料デブリを順次収納していくうえで、作業上の障害になる可能性がある。高レベル放射性廃棄物のガラス固化体のキャニスタ（容器直径 43cm、高さ 123cm）は、TRU 廃棄物の一つであるハル等圧縮体にも採用されることもあり、一般的な処分用廃棄物容器の一つである。本年度の検討においては、上記キャニスタを燃料デブリの廃棄物収納容器として適用する際に、中性子吸収材などを用いて、未臨界を維持できる体系が構築可能であるかについて、解析的に検討を行った。

中性子吸収材として吸収断面積が大きく、均一に混合が可能と思われる Gd と臨界の観点からウラン濃縮度を低下させる劣化ウラン（濃縮度 0.3%）を混合する場合の 2 つのケースについて、臨界解析を行った。その結果、図 1.3-10 に示すように、Gd については濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して 0.1%程度の添加でガラス固化体容器でも未臨界を維持できる（ $k_{\text{eff}}=0.98$ 以下）結果となった。また、劣化ウランについては、図 1.3-11 に示すように、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して、3.1 倍以上の劣化ウラン体積を加えて混合する必要があることがわかった。このとき、ウラン 235 の濃縮度は 1.41%であった。燃料デブリ処分の廃棄物量が 4 倍以上に増量されることとなり、廃棄物の放射能濃度を低下させる希釈と受け取られることについても配慮が必要である。

また、平成 27 年度は単一ユニットとしての臨界評価であり、処分坑道に並べて配置する場合には、複数ユニットにおいても、未臨界を維持できることを確認する必要がある。そこで、本

検討では、地層処分第二次とりまとめにおいて示された横置き配置及び縦置き配置の廃棄体ピッチを参考に、燃料デブリを収納した廃棄体間に存在する炭素鋼オーバーパック、ベントナイト緩衝材、水を含む地質媒体を考慮して、中性子の実効線量透過率から、60cm 以上の水を含む媒体が廃棄体間に存在すれば、廃棄体間の中性子のやり取りが無視できることから、地層処分に準じた人工バリア構成かつ廃棄体ピッチであれば、複数ユニットによる臨界可能性については単一ユニットの未臨界が確保されていれば考慮する必要がないことがわかった。

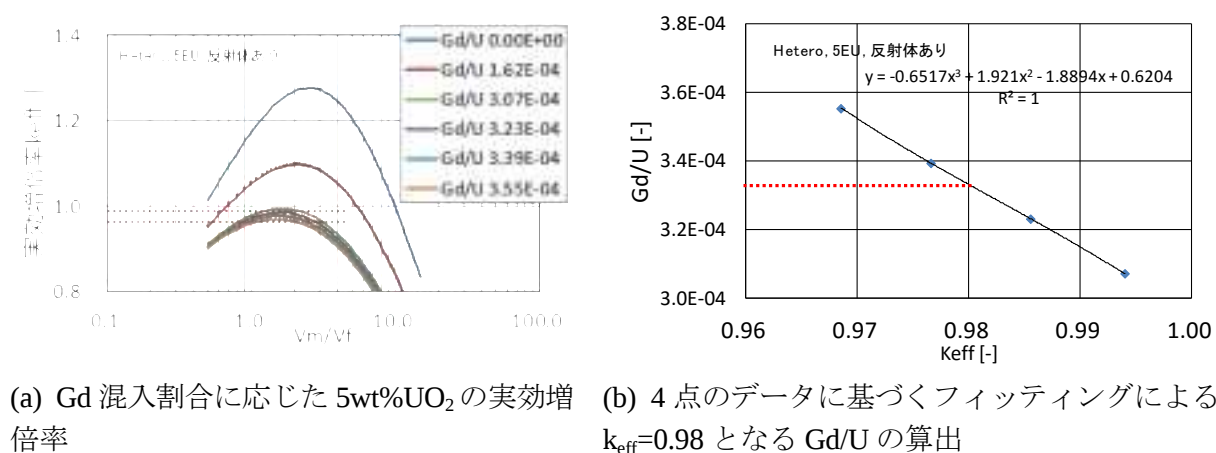


図 1.3-10 Gd を混合させる場合の評価

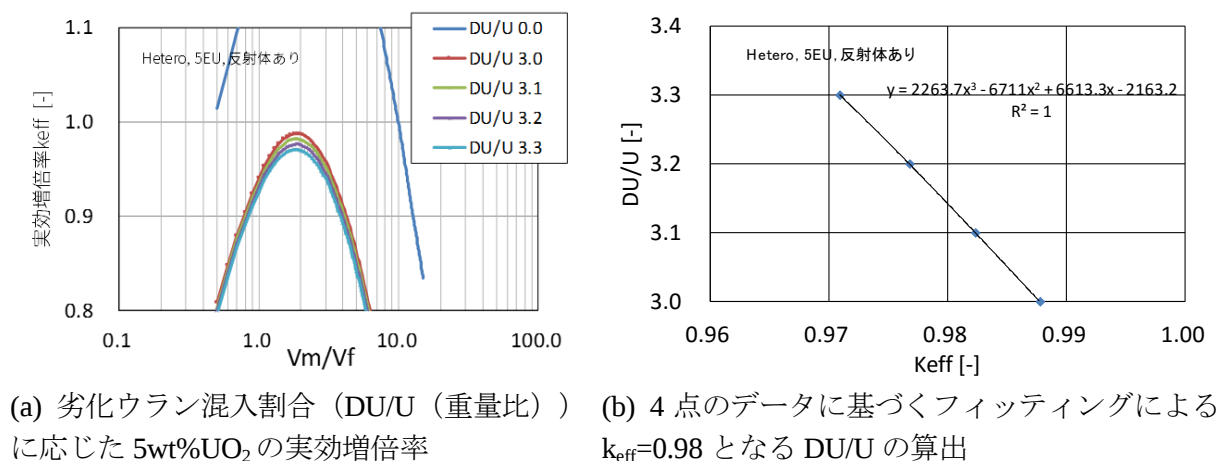


図 1.3-11 劣化ウランを混合させる場合の評価

(5) 天然バリア中における臨界発生可能性に関する検討

1F 燃料デブリの処分にあたっては、HLW と比較して放射能インベントリ中のウラン量が多いことから、処分容器内で臨界を排除できても、図 1.3-12 に示すように長期間にウランが処分場から漏出して、天然バリア中のある場所に集積して、臨界条件に到達する可能性が指摘されている。臨界になれば熱及び FP ガスの発生など、核種移行を促進させ、天然バリア出口における核種移行フラックスを上昇させることが懸念される。平成 27 年度は、核種移行の観点から、ウランが天然バリア中で臨界条件を達成する程度集積する可能性があるかについて、一次元核種移行解析によって検討を行ったところ、酸化性環境となった時のウラン溶解度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係で 257 トン中最大 211 トンが濃集する可能性があり、これらが 1 点に濃集すれば臨界に達する結果となった。

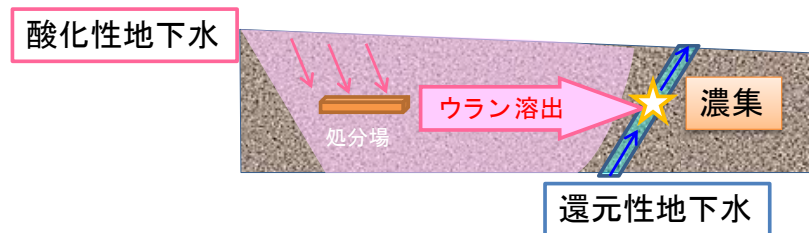


図 1.3-12 天然バリア中でウランが濃集するイメージ図

そこで、本年度は1か所に濃集可能な地下水流速について、地下水中ウラン濃度とウラン溶解度との関係の観点と酸化還元フロントが長期的に維持されるための観点との2つから、検討を行い、ウラン濃集の条件を整理した。

図 1.3-13 に示すように、地下水ウラン濃度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係から、地下水流速が 3.3m/y 以下であると濃集地点におけるウラン溶解度を上回り沈殿が生じるが、約 10m/y 以上であれば地下水中のウラン濃度が常に濃集点でのウラン溶解度を下回るため、沈殿・濃集が生じない結果となった。また、酸化還元フロントが長期的に1点に維持できるかについて、還元剤成分の拡散の観点から 1m 以内に長期的に留まる地下水流速を算出したところ、およそ 1m/y 以上であることがわかった。したがって、1点に濃集しうる地下水流速の範囲として約 $1\text{m/y} \sim$ 最大約 10m/y となり、この範囲外であれば、臨界発生の可能性がなくなることが示された。

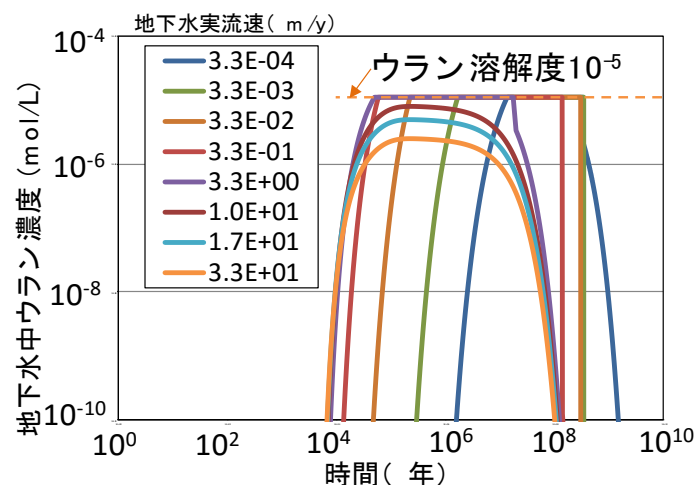


図 1.3-13 地下水流速を変化させたときの濃集点での地下水中ウラン濃度

また、平成 27 年度は既往研究に基づく砂岩を対象とした評価であったが、もう一つの代表的な結晶質岩である花崗岩の条件ではどのような臨界可能性となるかについて、図 1.3-14 に示すように体系を構築して、解析的に検討した。その結果、図 1.3-15 に示すように、花崗岩の条件では、最小の臨界体積は大きくなることがわかった。砂岩を対象とした評価で未臨界であれば、花崗岩の条件においても未臨界となる。

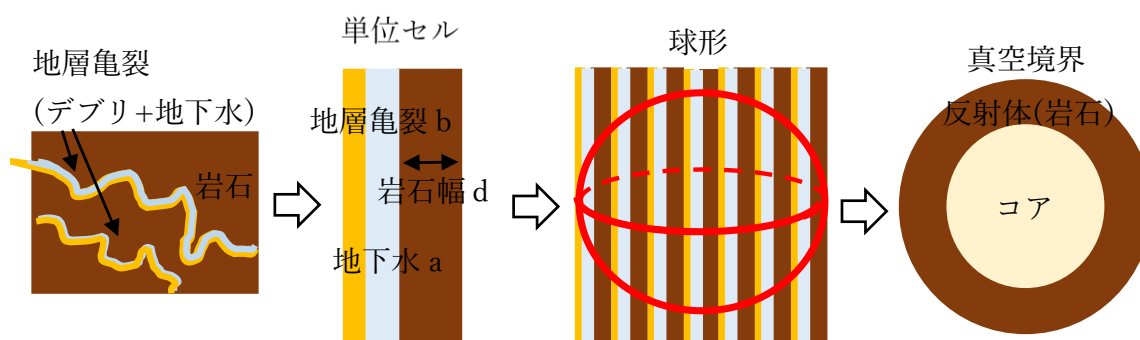


図 1.3-14 解析体系の構築手順

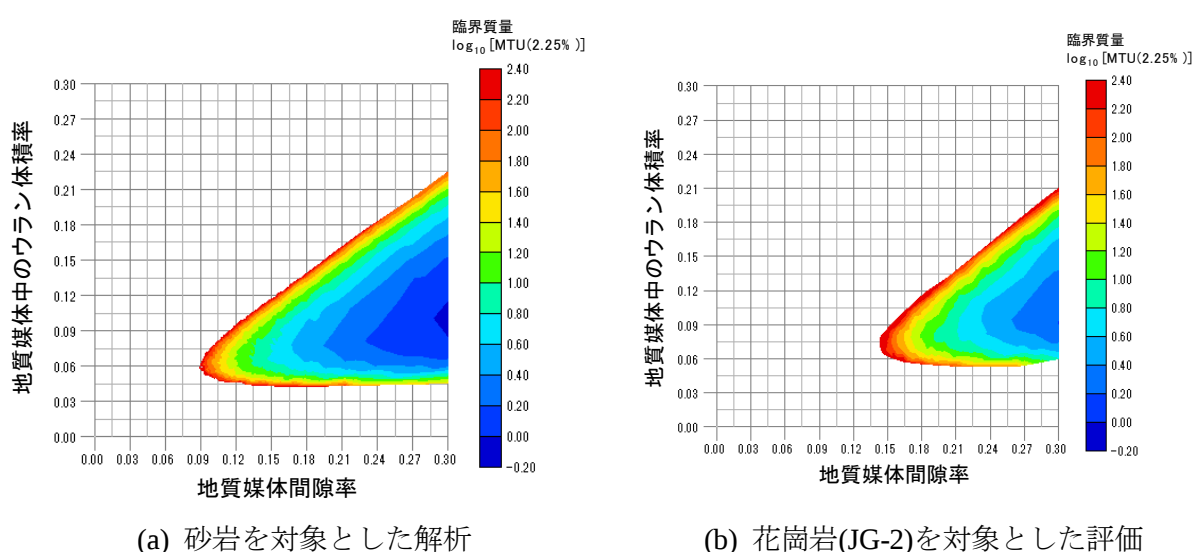


図 1.3-15 岩種に応じた臨界質量の違い

さらに、3 次元的なウランの濃集形状を検討するため、地層処分の処分場レイアウトを参考に、濃集幅と濃集高さから求められる濃集厚さが、地質媒体中のウラン含有率に応じた最小臨界直径と比較して、臨界可能性を議論した。ガラス固化体 4 万本を埋設する処分場レイアウトを参考に、9772 本の仮想燃料デブリ H27 が、濃集幅が小さくなるように処分場幅を 100m と設定して、濃集高さとの関係性を評価した (図 1.3-16)。また、250 トンのウランが濃集する領域でのウラン体積割合の幅を 4.2% (最小臨界球直径 10.58m) と 9.5% (最小臨界球直径 1.10m) として、濃集厚さが最小臨界球直径と比較して、十分に小さくなる範囲で未臨界を維持できる可能性があるとした。その結果、図 1.3-17 に示すように、4.2% の体積割合でウランが濃集する場合は、濃集幅が 200m の場合、いずれの濃集高さ及び幅をとっても、臨界に到達しない結果となった。一方、最小臨界重量となる 9.5% の場合、濃集高さが約 0.3 m ~ 約 1m の範囲では濃集厚さが 1.10m を超え、臨界となる可能性がある結果となった。9.5% の場合について、本体系で臨界解析を行ったところ、濃集高さ 3.0m で (2) で適用した砂岩に対する解析を本体系として評価したところ、 $k_{\text{eff}}=0.98$ となった。したがって、濃集高さが 3m 以上であれば、臨界の可能性は排除されることが考えられる。すなわち、処分坑道の直径が 3m 以上とみなせる処分場の設計であり、かつ、1 点に集中する卓越した流れが生じない天然バリアであれば、1F 燃料デブリの処分に対して、天然バリア中での臨界可能性を排除することが可能となる。

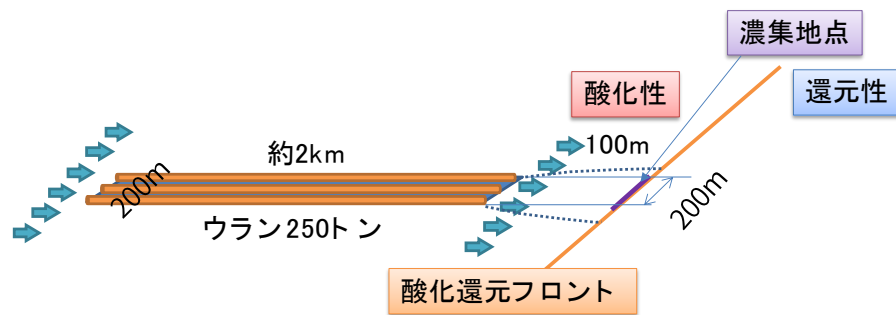
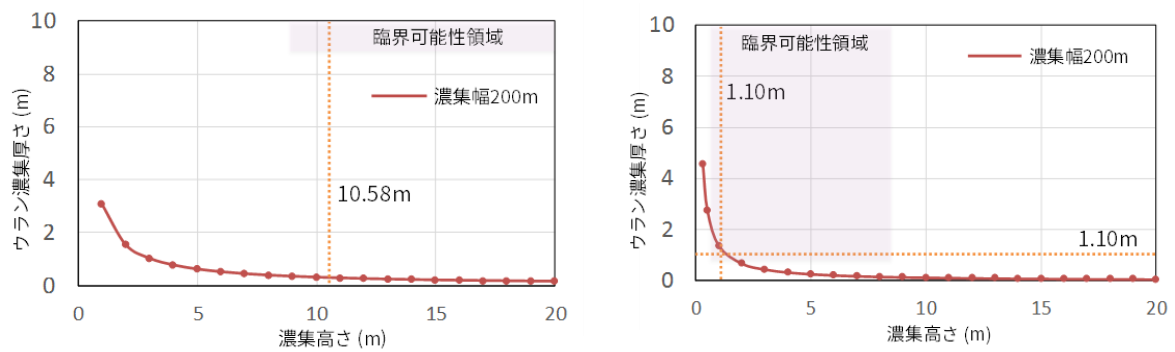


図 1.3-16 ウラン濃集範囲設定のための処分場レイアウトと酸化還元フロント設定位置



(a) 間隙率 30%の砂岩中に 4.2%のウラン体積割合で濃集する場合（体積 619.5m^3 ）

(b) 間隙率 30%の砂岩中に 9.5%のウラン体積割合で濃集する場合（体積 273.9m^3 ）

図 1.3-17 濃集幅 200m としたときの濃集高さと厚さの関係

1.3.2 総合的な安全評価コード・モデルの整備

(1) 安全評価手法の全体像

地層処分安全評価では、人工・天然バリアの安全機能（隔離、閉じ込め）を適切に評価することが重要である。そのため、その安全評価手法としては、我が国において想定される代表的な地質、水理、熱および化学的環境を踏まえた、核種移行や被ばくに与える影響を評価できる体系的な手法（シナリオ設定、モデル、解析コード、パラメータ評価）の整備が必要となる。

また、体系的な手法にとっては、評価全体の一貫性が重要になってくることから、全体として「地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックスおよび生物圏における被ばく量を“ひとつながり”で評価すること」が必要であり、これを実現するため、個々の要素モデルやコード間の適切なリンケージを図った、総合的な安全評価体系の整備が求められる。

人工バリア領域を対象とした評価体系では、これまで我が国において想定される代表的な地下水の化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や周辺公衆への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、コード）を整備してきた（図 1.3-18）。

平成 27 年度から開始された本事業では、廃棄体・人工バリアに係る挙動モデル・コード整備として、緩衝材劣化に係る現象に関して、「見かけの拡散係数をベースとした緩衝材中の元素拡散モデル（*Da* 拡散モデル）」の検証に資するため、拡散試験等を実施し、実験的および理論的な科学的根拠を有するモデルの整備を図っている。さらに、燃料デブリ廃棄体による緩衝材への影響を考慮可能とするため、物質移行－変質連成解析コード（MC-BUFFER）へ *Da* 拡散モデルを導入するための検討を進めている。

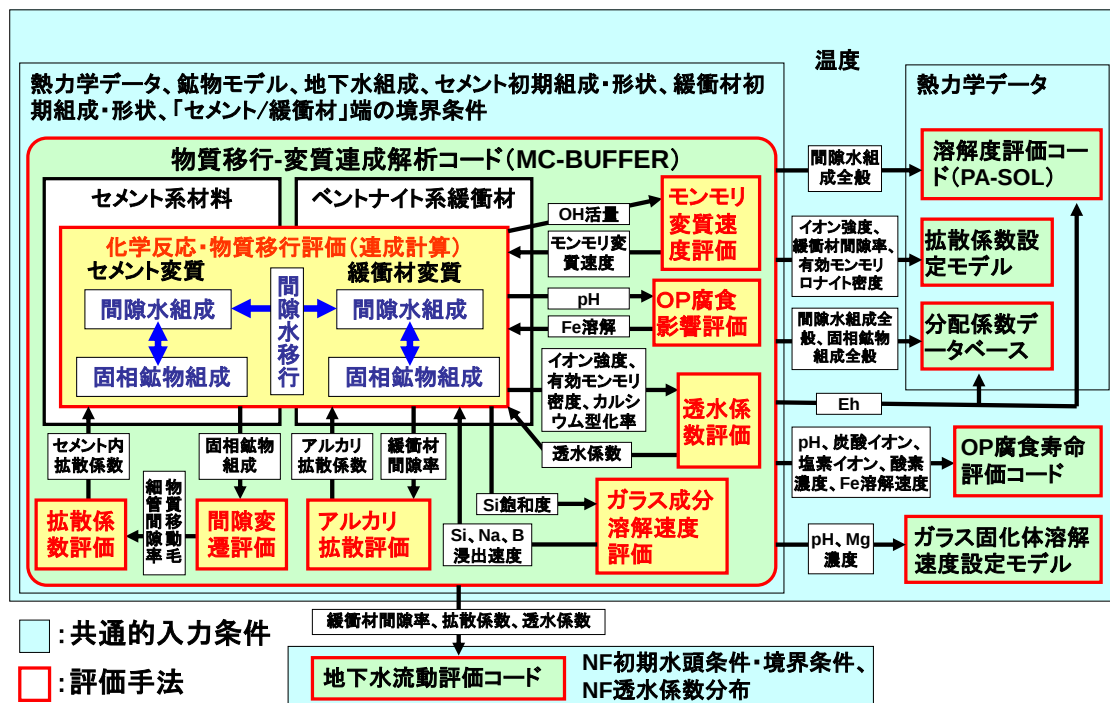


図 1.3-18 人工バリア領域の状態変遷を解析し、核種移行解析および地下水流動解析の入力データを提供するための評価体系

また、天然バリア領域を対象とした評価体系では、これまで、地質・気候関連事象（地震、火山、隆起・侵食、気候変動等）を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックスおよび生物圏における被ばく量を総合的に評価するために、図 1.3-19 に示すようなリンケージ評価体系を整備してきた。

平成 27 年度から開始された本事業では、MIG2DF に対して、長期的な地質環境の変遷に伴う地下水流動の変化を連続的に評価するための拡張として、調査等により作成された過去～未来のある時刻の地質モデル（地表面、地質境界、断層面の情報）を基にした計算時刻毎の地質モデルの作成、作成した地質モデルに対応する解析モデルの作成、モデルの入れ替わりによる計算値の変化を考慮した計算を可能とする外部プログラムの整備を行った（平成 27 年度）。また、オイラー・ラグランジュ法を導入することにより移流分散解析の安定化を図った（本年度）。さらに、GSRW-PSA に対して、燃料デブリに特有の特性を踏まえた解析を行うため、燃料デブリのように不均質な廃棄体の評価、容器外臨界の可能性の評価等を可能とするような機能の拡張を行った（平成 27 年度）。

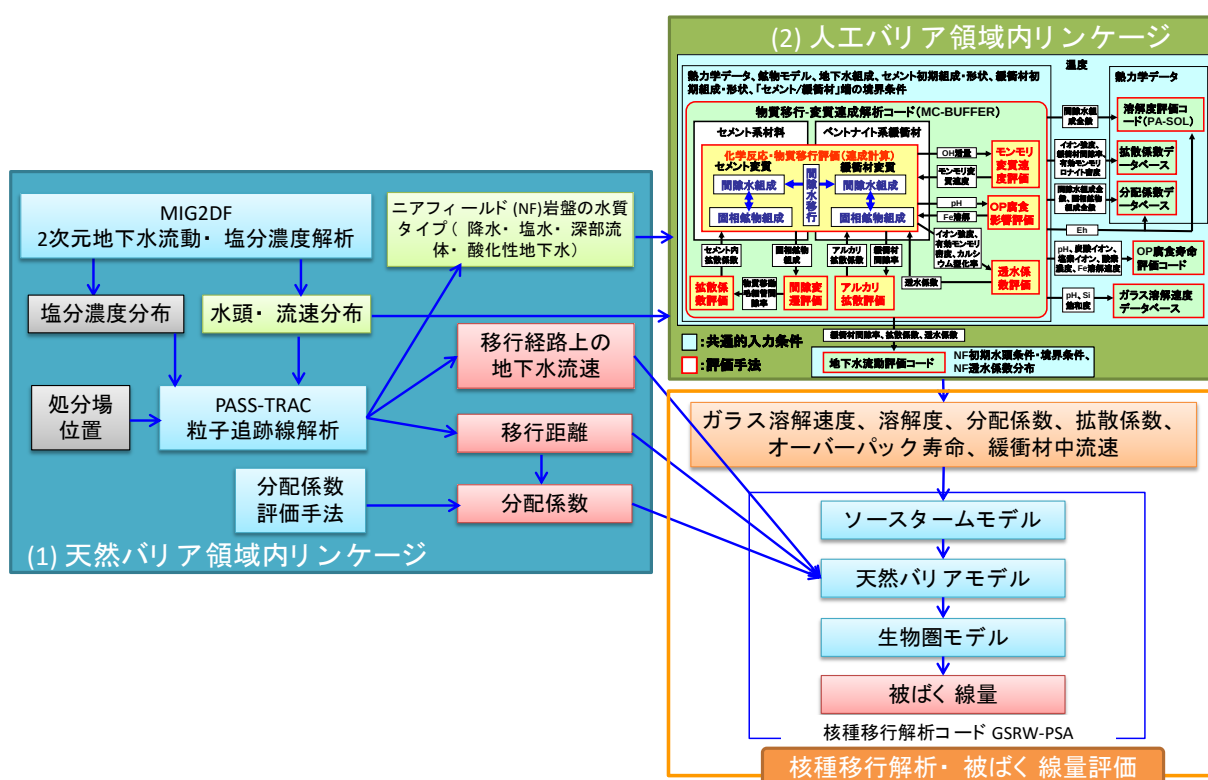


図 1.3-19 堆積岩サイトを想定した場合のリンケージ評価体系

（2）緩衝材中拡散モデルおよび物質移行－変質連成解析コードの整備

本年度は対象となるイオン種間の相互作用の影響がないトレーサー拡散に係るデータを取得するため、放射性のカルシウム（Ca-45）を Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を実施し、平成 27 年度実施した非放射性のカルシウムを用いた（濃度勾配のある化学）拡散試験結果と比較を行うことで、当該相互作用の影響の程度を検討した。また、陰イオンへの Da 拡散モデルの適用性および実際の処分場環境における適用性についても確認するため、放射性の塩素（Cl-36）を用いた透過拡散試験、砂-ベントナイト混合圧縮体を用いた試験も実施した。

Ca-45 を用いた試験に係る検討の結果、当該試験結果および平成 27 年度に実施した化学拡散による透過拡散試験結果は、同じ見かけの拡散係数 (Da) 値、保持因子 (α) 値を用いて再現可能であることが明らかとなった (図 1.3-20)。これは、 Da 拡散モデルでは、対象となるイオン種間の相互作用の影響は小さく、化学拡散、トレーサー拡散ともに同じ Da 値が使用可能であることを示している。また、Cl-36 を用いた試験では、ベースとした NaCl 溶液の濃度 (0.5M または 0.01M) の違いにより透過量が異なった。これは「陰イオン排除効果」によって当該圧縮体の接液部においては、陰イオン種が存在可能な間隙は限定的になったためだと考えられる。そのため、陰イオン種の拡散に関しては、陰イオン排除効果を考慮した保持因子 α を設定し、 Da 拡散モデルに反映することが重要である。なお、モンモリロナイト圧縮体を用いた試験においては、NaCl 濃度が大きいケースでは、 α 値を 0.6 にしたとき、NaCl 濃度が小さいケースでは、 α 値を 0.025 にしたとき、計算値は実験値を良く再現することができた (図 1.3-21、図 1.3-22)。今後は当該効果の影響を考慮した α の設定方法 (経験式、理論モデル等) について検討する必要がある。さらに、実際の処分場での使用が想定される砂-ベントナイト混合圧縮体に対しても Da 拡散モデルが適用可能であることを示した。ただし、 α の導出に用いる陽イオンの収着分配係数 (Kd) 値については、各鉱物への収着性を考慮し、対象となる拡散媒体に対する値を適切に設定する必要がある (図 1.3-23)。

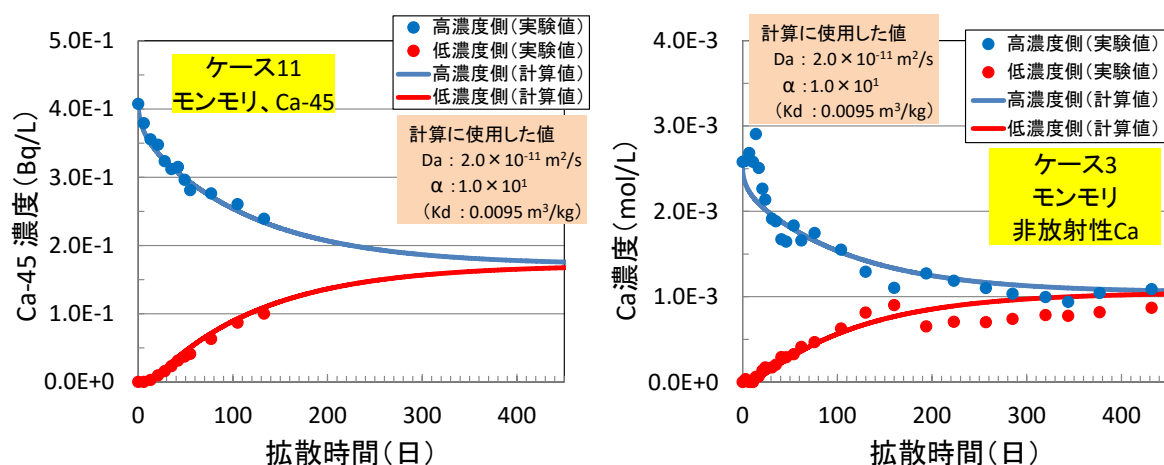


図 1.3-20 高濃度および低濃度側タンク内の Ca 濃度の経時変化 (実験値と計算値)
(左：トレーサー拡散、右：化学拡散)

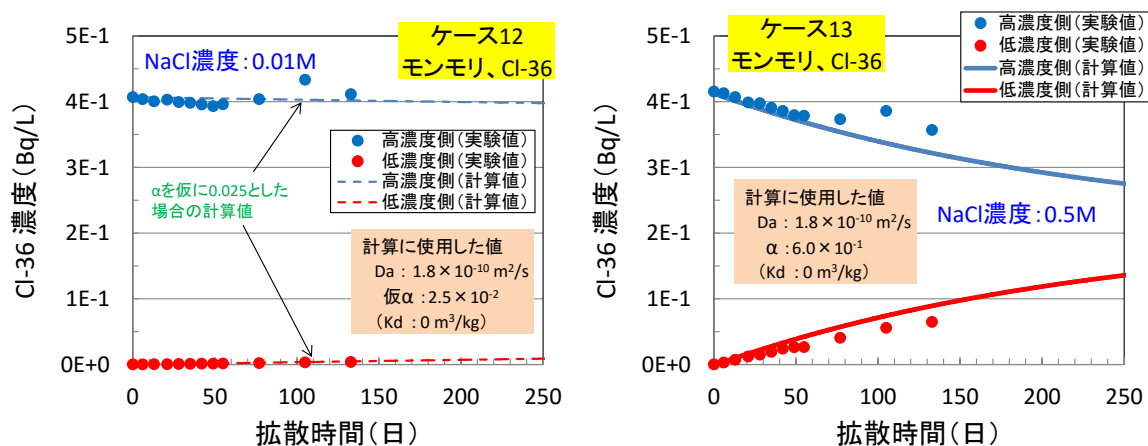


図 1.3-21 高濃度および低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化 (実験値と計算値)

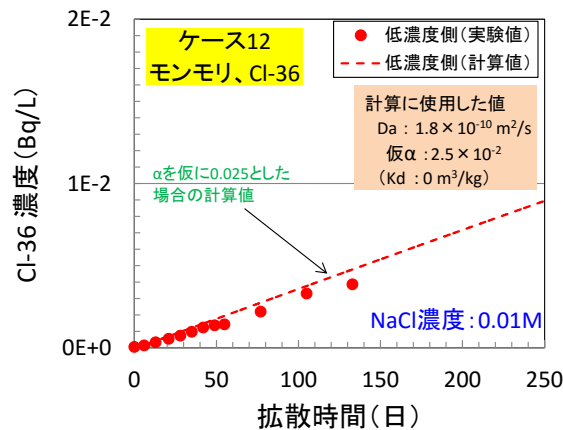
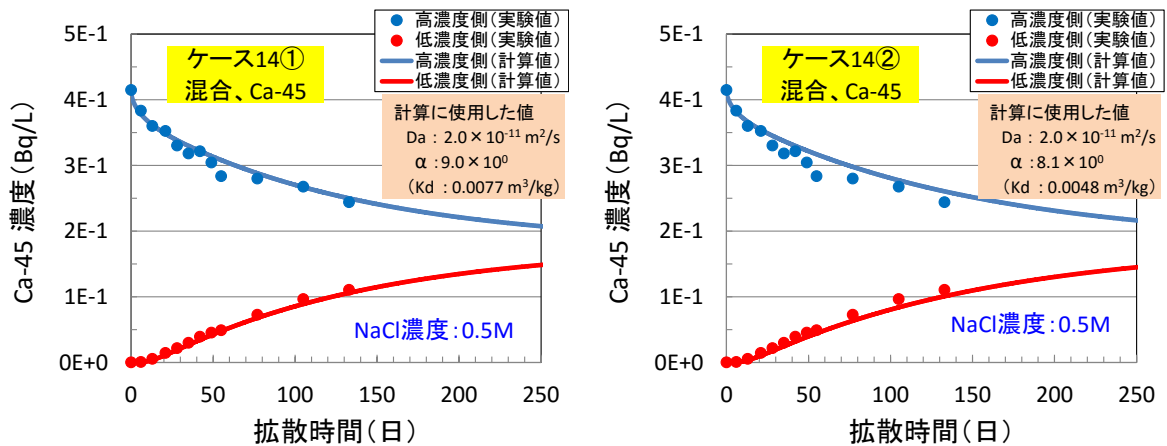


図 1.3-22 低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化（実験値と計算値、拡大図）



※ケース 14①の計算値は、クニゲル V1 に対する Ca-45 の K_d 値を用いて計算した結果である。
一方、ケース 14②の計算値は、砂-ベントナイト混合試料に対する Ca-45 の K_d 値を用いて計算した結果である。

図 1.3-23 高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化
（実験値と計算値、混合圧縮体を用いた試験）

Da 拡散モデルを用いる評価手法では、緩衝材の化学環境解析で対象になる全てのイオン種に対して Da や α （または K_d ）を設定しなければならない。そのため、今後は対象になると考えられるイオン種について、これらパラメータに係る現状の知見を整理するとともに、既往のパラメータの妥当性確認、または知見がない主要なイオン種に対するパラメータ設定のため、拡散試験やバッチ試験等を実施してこれらデータを取得する必要がある。さらに、 Da は温度、有効モンモリロナイト密度に、 α （または K_d ）は温度、イオン強度、モンモリロナイト割合等に依存すると考えられることから、将来的にはこれらの関係性を定式化することも重要である。

MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷を考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係る検討を実施した。モンモリロナイトの負電荷を考慮した電荷バランスの調整では、平成 27 年度に交換性陽イオンとして多量に存在する Na を用いて移行計算後の電荷バランスを取ることにしたが、本

年度は、「モンモリロナイトの負電荷（永久電荷）」も設定し、それも含めた電荷バランスの調整方法について検討した。具体的には、モンモリロナイトの負電荷を Y⁻とし、セル内に存在させることにした（図 1.3-24）。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。計算体系は長さ 3m の 1 次元体系（図 1.3-25）とし、Y⁻（モンモリロナイトの負電荷）は全領域に 1.0×10^{-5} mol/L 存在するとした。物質移行は拡散のみ、移行元素は異なる D_a を設定した Na および Cl とし、Na で電荷バランスを調整する計算を実施した。その結果、モンモリロナイトの負電荷を考慮し、複数の元素をそれぞれの D_a で移行させる計算を実施する場合においても、電荷バランスを Na で調整する方法でコードが正常に動くことを確認した（図 1.3-26）。

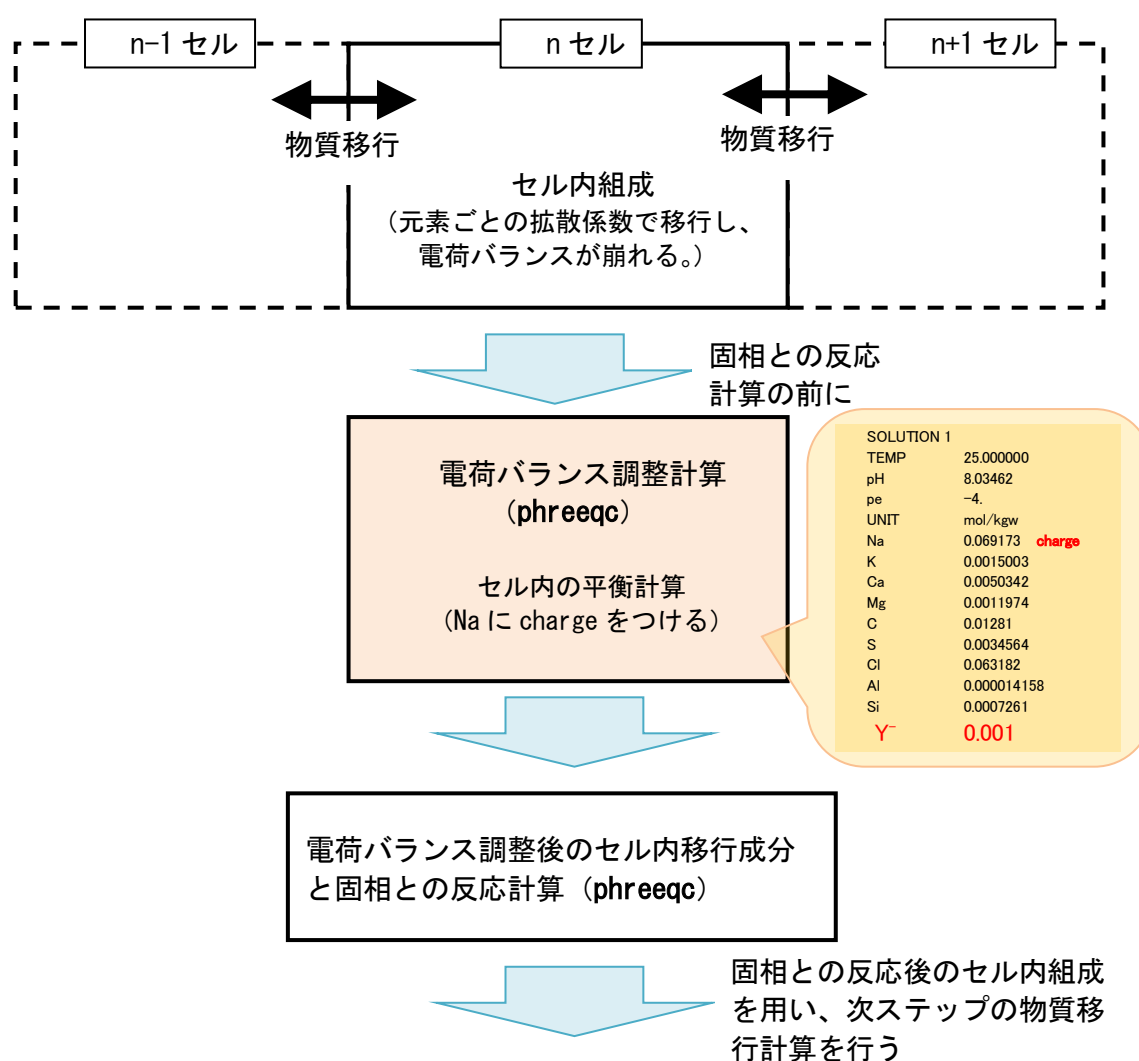


図 1.3-24 電荷バランスの調整方法概念図

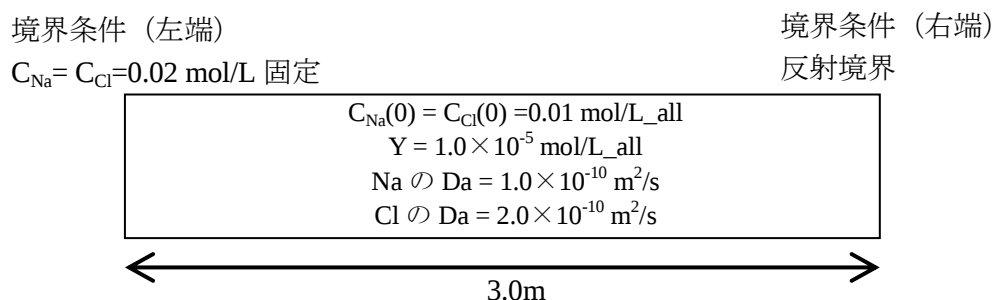


図 1.3-25 計算体系概念図

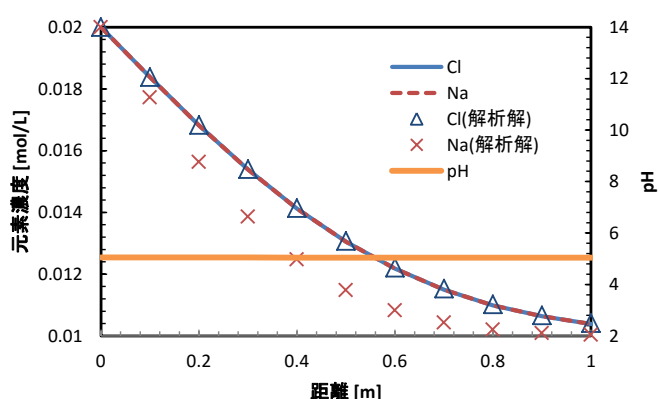


図 1.3-26 3.0×10^8 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較
 (Yを考慮した系、本年度)

また、地球化学反応計算で用いる濃度の設定については、どのような濃度が当該計算で用いる濃度として適切なのかを検討するため、 Da 拡散モデルにおける移行計算で使用する単位体積当たりの元素濃度 C を、以下の 3 つの方法から選択し、地球化学反応計算で用いる濃度に変換できるようにした。

- ① 単位体積当たりの元素濃度 C そのままを用いる。
- ② ステップごとに計算される間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。
- ③ 初期間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。

今後は、処分場環境を想定したモンモリロナイト (Y) および交換性陽イオン (Na 等) の濃度条件下において複数元素の移行に係る検証を実施すること、本年度整備した地球化学反応計算で用いる濃度への変換機能を利用し、上記①～③の方法の内どれが当該計算で用いる濃度として適切なのかを検討すること、並びに、緩衝材を対象とした一連の物質移行-変質連成解析ができるようコードを改良し、その妥当性を確認することが重要である。

(3) 2次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF の整備

原子力機構で開発中の、多孔質媒体中での2次元地下水流動-核種移行解析コード：MIG2DFの塩分濃度解析における移流分散解析機能に関して、より安定な数値解法として、オイラー・ラグランジュ法（以下、「EL 法」という。）を導入することにより移流分散解析の安定化を図った。また、それに関連して、地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の追加や深度に依存する透水係数設定機能の追加を行った。

本整備作業における成果は、以下の通りである。

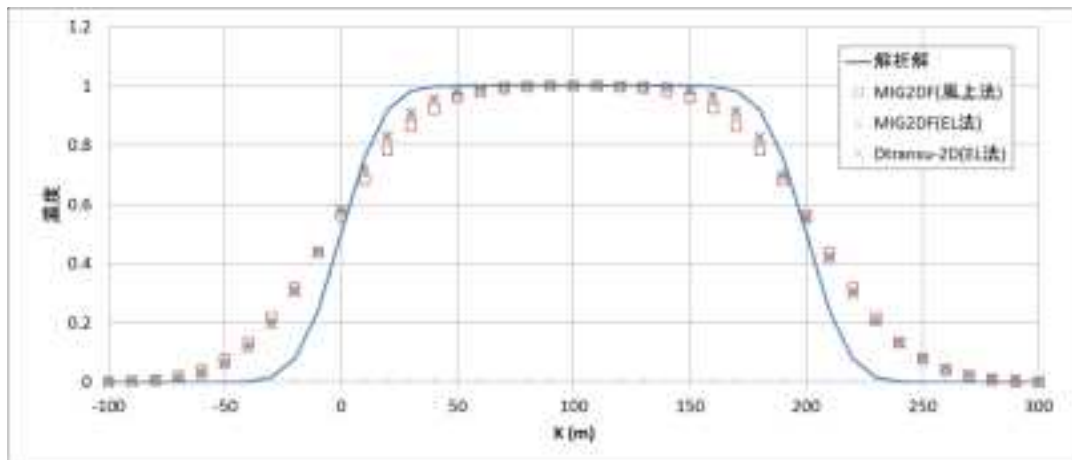
① 塩分濃度解析に対する EL 法の導入

- MIG2DF の塩分濃度解析に対して EL 法を導入し、EL 法を採用している Dtransu-2D と同等の結果が得られることを確認し、計算条件によってはわずかに数値振動のみられた風上法より安定的に塩分濃度解析を行えることを確認した（図 1.3-27：解析条件 3、2 次元モデル、局所ペクレ数 10）。
- 一方、EL 法は風上法に比べ、計算時間が長くなる傾向があるため、高速化の対策が必要である。また、前進粒子パターンはユーザーが予め用意する必要があり、解析条件によってはその最適な前進粒子パターン配置が異なる可能性があり、最適な前進粒子パターンとなる条件を整理・調査した上で、計算条件ごとに EL 法の最適な前進粒子配置の自動化が行えるよう機能拡張が必要である。

② 地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の整備

③ 深度に依存する透水係数設定機能の整備

x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

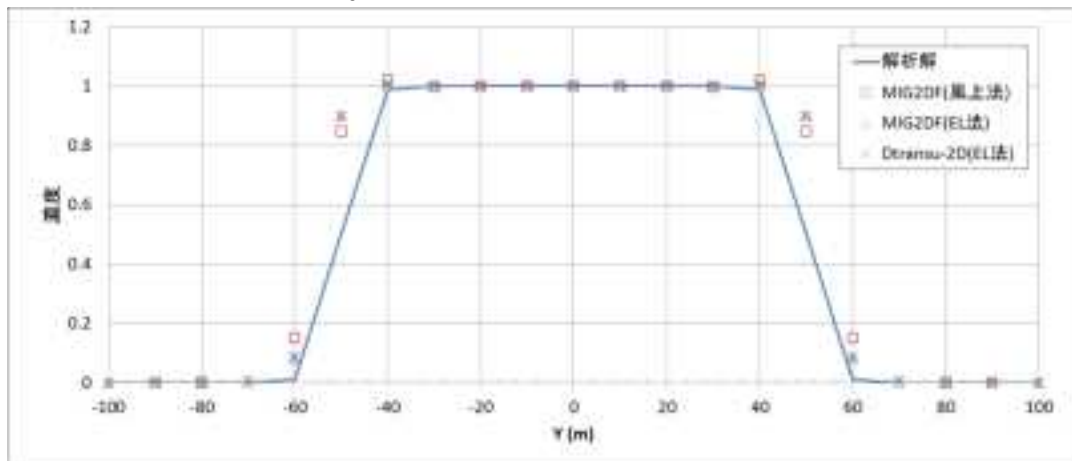


図 1.3-27 解析手法間の比較 (解析条件 3)

1.3.3 燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備

(1) 人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価

1.3.1 (1) 及び 1.3.1 (3) において検討を行い抽出したシナリオに基づいた人工バリアの変遷解析を行い、さらに人工バリア中の核種移行解析を行って人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。その結果より燃料デブリの処理・処分における要求事項や将来のデブリ処分のさらなる検討に必要と考えられるデブリの特性を抽出した。1.3.1 (1) 及び 1.3.1 (3) で対象としたのはそれぞれ、

- ① 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響
- ② 処分場閉鎖後 10 万年を超える期間における人工バリアの変質挙動

である。①については、昨年度のシナリオ設定について新知見等を加え、検討を行った。②については、①の一部について、10 万年以降の設定を変更させた設定について検討した。両者ともインベントリには仮想燃料デブリ H27 を用いた。

体系は、我が国の処分環境を考慮して地層処分研究開発第 2 次取りまとめ⁽⁵⁾および第二次 TRU レポート⁽⁶⁾を参考に、平成 27 年度にも設定した HLW を模擬した 1 次元解析体系とした。
(図 1.3-28)

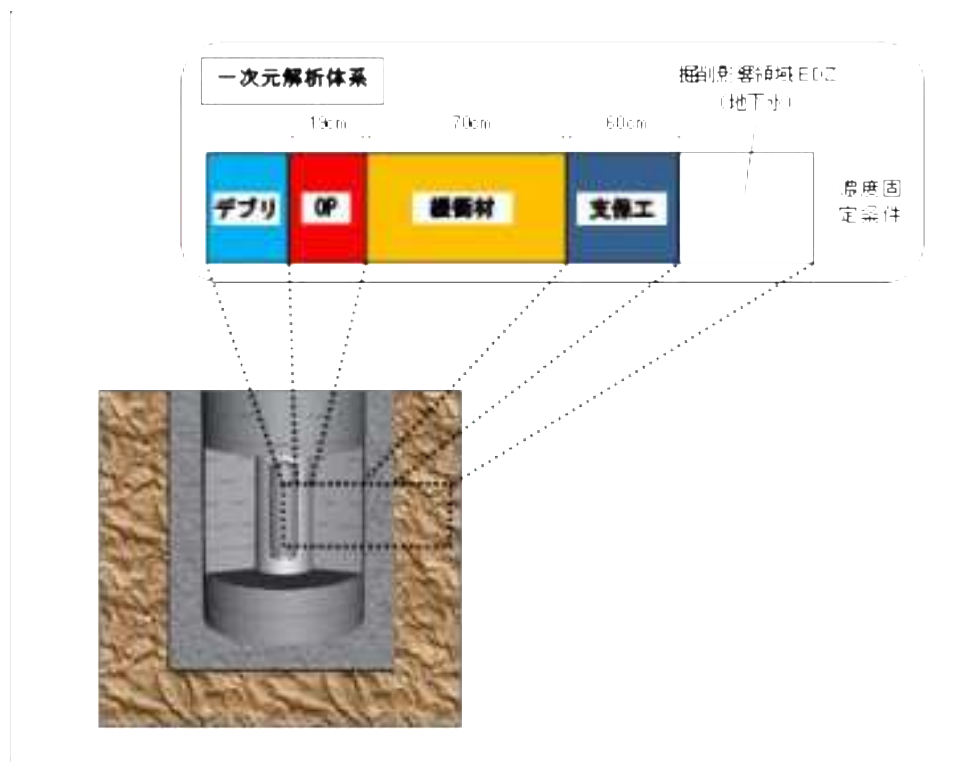


図 1.3-28 人工バリア変遷解析の体系の概念

① の解析ケースは、降水系地下水と海水系地下水に対し、廃棄体の発熱考慮の有無、MCCI 生成物およびセメント成分の割合を組み合わせた 13 ケース (case P1～P7, case S1～S6) を設定した。表 1.3-2 に検討シナリオ一覧を、表 1.3-6 に検討シナリオに基づく解析ケース一覧を示す。

② の 10 万年以降の設定による影響に対する解析ケースは、①の case P1 について、10 万年時

の設定を 10 万以降も継続させる設定または緩衝材の性能喪失状態を想定した全 12 ケースを設定した。表 1.3-4 に検討シナリオ一覧を、表 1.3-5 に検討シナリオに基づく解析ケース一覧を示す。

表 1.3-2 検討シナリオ一覧（①海水成分、セメント成分）

シナリオ	MCCI・セメント成分 海水成分考慮法	MCCI鉱物モデル
標準シナリオ	—	Anorthite・wollastonite
MCCI生成物とセメント成分が混入するシナリオ	1 : 1	Anorthite・wollastonite
①標準シナリオ	—	既存モデル鉱物
②MCCI生成物のみ混入するシナリオ	—	既存モデル鉱物
③MCCI生成物と海水成分が混入するシナリオ	(海水希釈溶液とし MCCI量に比例)	既存モデル鉱物
④MCCI生成物、セメント成分と海水成分が混入するシナリオ	3 : 1	既存モデル鉱物

表 1.3-3 検討シナリオに基づく解析ケース一覧（①海水成分、セメント成分）

シナリオ	ケース	地下水 質特性	温度 [°C]	MCCI生 成物の 割合[%]	セメント 成分の 割合[%]	海水成分 の割合 [海水=1]	OP破損 [年]	緩衝材 厚さ [cm]	乾燥密 度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt : Qtz]	支保工 厚さ [cm]
①	P1	隣水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	P2			15	0	0					
③	P3			15	0	1/50					
④	P4			3.75	1.25	1/200					
	P5			7.5	2.5	1/100					
	P6			15	5	1/50					
④変動	P7		100~47	15	5	1/50					
①	S1	高水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	S2			15	0	0					
③	S3			15	0	1/50					
④	S4			3.75	1.25	1/200					
	S5			7.5	2.5	1/100					
	S6			15	5	1/50					

表 1.3-4 検討シナリオ一覧（②10 万年以降の設定）

シナリオ(緩衝材について)	核種移行パラメータ
①10万年時点の状態継続シナリオ	—
②10万年以降性能低下シナリオ	性能喪失状態
③10万年以降性能低下シナリオ	合理的な下限値
④100万年時点の状態継続シナリオ	—
⑤OP溶解終了以降緩やかに性能低下するシナリオ	合理的な下限値

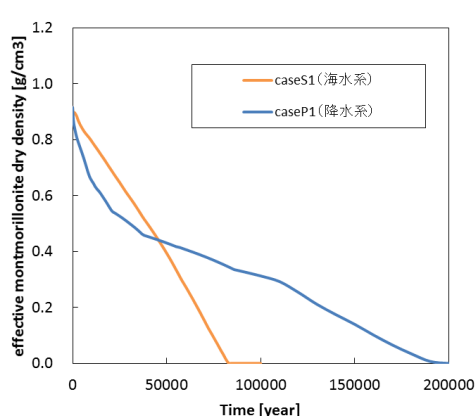
シナリオ(OPについて)	破損時期
標準シナリオ	4000年
OP長期維持シナリオ	5万年、10万年

表 1.3-5 解析ケース一覧 (②10 万年以降の設定)

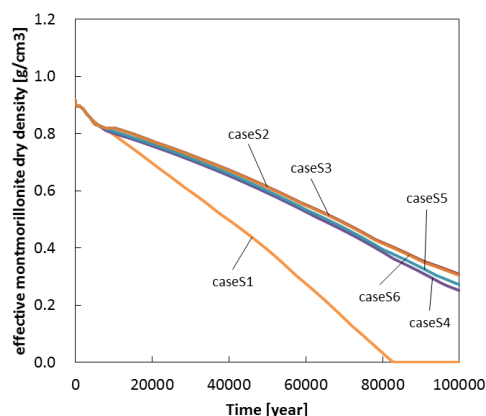
シナリオ	ケース	地下水 質特性	温度 [℃]	MCCI等 の混入割 合[%]	OP破損 [年]	0～10万 年の設定	10～100 万年の設 定	100万年 以降の設 定	緩衝材厚 さ [cm]	乾燥密度 [g/cm³]	混合率 [Bnt. : Qtz.]	支保工厚 さ [cm]
①	1a (P1)	降水系	47	0	4,000	解析結果 を反映	10万年時を継続		70	1.6	7 : 3	60
	1b				50,000							
	1c				100,000							
③	3a				4,000	解析結果 を反映	性能が低下した状態 (合理的な下限値)					
	3b				50,000							
	3c				100,000							
④	4a				4,000	解析結果を反映	100万年 時を継続					
	4b				50,000							
	4c				100,000							
⑤	5a				4,000	解析結果を反映	変遷をで きるだけ 考慮					
	5b				50,000							
	5c				100,000							

表 1.3-2 検討シナリオ一覧の「MCCI：セメント成分、海水成分考慮法」については、現状では燃料デブリの処理方法が未確定であるため、MCCI 生成物の廃棄体への混入の可能性は排除できない。また、セメント成分、海水成分の混入の可能性は、燃料デブリ自体の温度がかなり長期間（～2021 年および～2031 年）にわたり高温（中心部で 400℃～、表面でも 300℃～）になること⁽⁴⁾から、継続する冷却作業で洗い流される可能性が高い。しかしながら、完全に排除できるとは言えないため、昨年度より割合を低くしたシナリオも想定される。海水成分は海水希釈割合で混入量を設定し、OP 破損直後の初期間隙水として与えることとする。

表 1.3-4 検討シナリオ一覧 (②10 万年以降の設定) は、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオとして、「緩衝材変質シナリオ」と「OP 破損シナリオ」の組み合わせを設定した。②10 万年以降性能低下シナリオに対し、「性能低下状態の Kd 等として合理的な下限値を設定するシナリオ③」を追加した。「10 万年以降の状態も考慮するシナリオ」は、「継続シナリオ④」と「OP 溶解終了後の緩やかな性能低下シナリオ⑤」として展開した。なお、解析ケースとしては、昨年度実施内容を踏まえ、降水系地下水のみのケースを設定した。



(a) 地下水質の違いによる比較



(b) 海水系地下水全ケース

図 1.3-29 有効モンモリロナイト密度の経時変化分布 (地下水質による影響)
[セメント、MCCI 成分：0%]

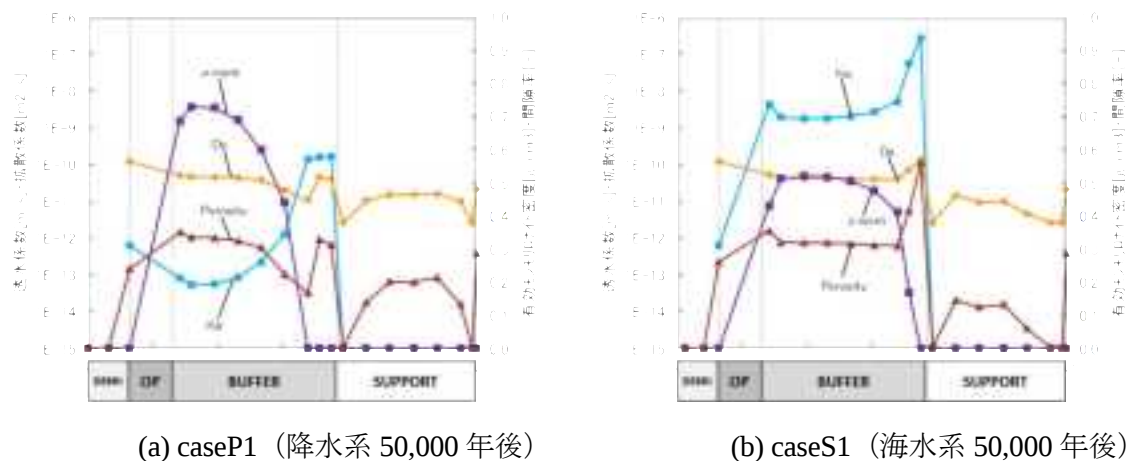


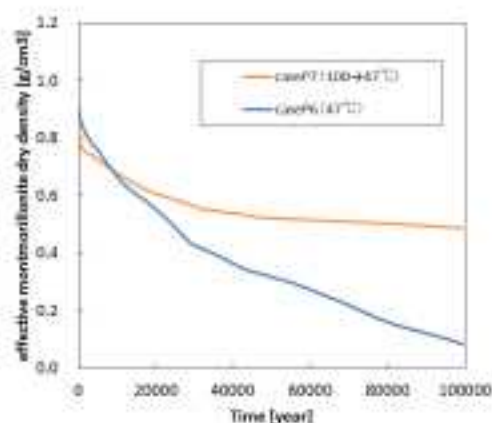
図 1.3-30 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布 [セメント、MCCI 成分 : 0%]

図 1.3-29(a)の有効モンモリロナイト密度の地下水質による比較の通り、有効モンモリロナイト密度は降水系地下水のケースでは 200,000 年後に、海水系地下水のケースでは約 84,000 年後に消失する結果となった。海水系地下水のケースは線形的にモンモリロナイトの溶解が進んでいるのに対し、降水系地下水のケースでは約 40,000 年後に有効モンモリロナイト密度がやや横ばいに推移する傾向に変化している。これは緩衝材と支保工との境界近傍の緩衝材領域側においても局所的な間隙率低下が発生し、支保工側からのアルカリ成分供給が抑制されたことにより、モンモリロナイトが残存する結果となったものと考えられる。

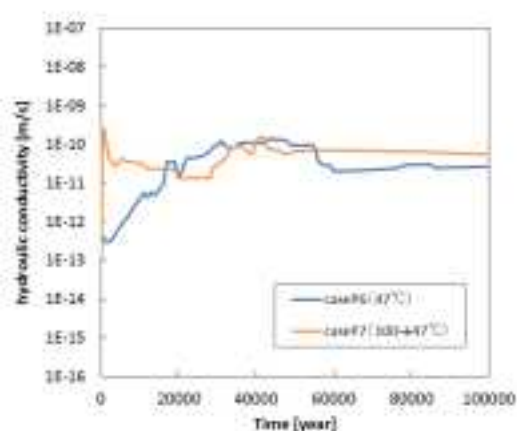
図 1.3-29 (b)の海水系地下水全ケースにおける有効モンモリロナイト密度からわかるように、どの海水系地下水においても有効モンモリロナイト密度はほぼ線形的に低下する結果となった。

地下水質の違いが有効モンモリロナイト密度の減少傾向に影響することが示され、それは局所的な間隙率低下の程度によってもたらされると推定された。

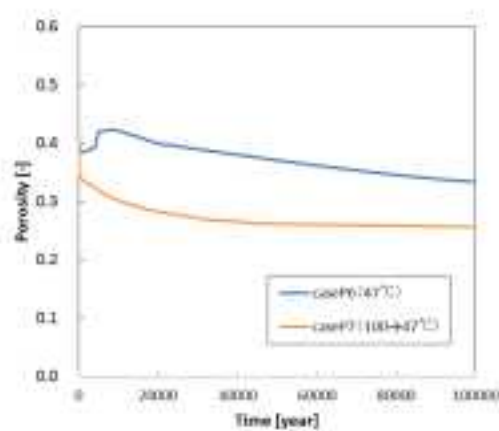
廃棄体からの発熱の有無を考慮したケースの有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化についての比較を図 1.3-31 (a) – (c)に示す。



(a)有効モンモリロナイト密度

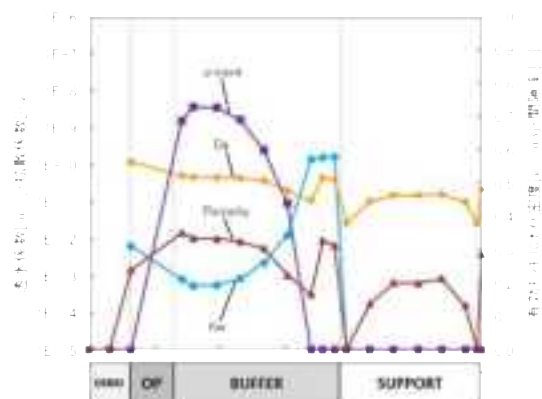


(b)透水係数

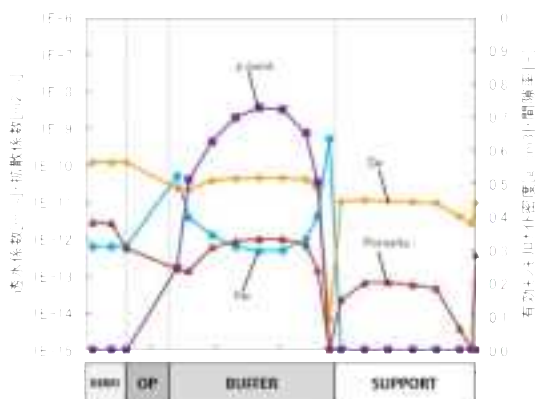


(c)間隙率

図 1.3-31 緩衝材領域における有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化（廃棄体からの発熱の影響、降水系地下水）〔セメント、MCCI 成分：0%〕



(a) caseP1 (47°C 50,000 年後)



(b) caseP7 (100→47°C 50,000 年後)

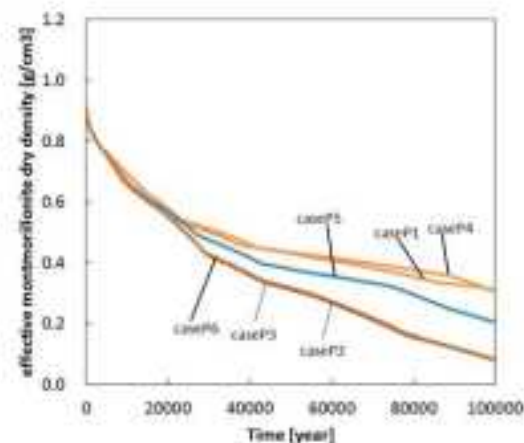
図 1.3-32 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（廃棄体からの発熱の影響）

図 1.3-31 (a)に示すとおり、有効モンモリロナイト密度は発熱を考慮したケースにおいて100,000年間で 0.49 g/cm^3 残存、地温一定のケースにおいては 0.08 g/cm^3 残存する結果となった。両ケースにおいても緩衝材領域と支保工との境界付近における局所的な間隙率低下によるものであるが、地温一定ケースにおいては間隙率低下の箇所が支保工側で発生していた。

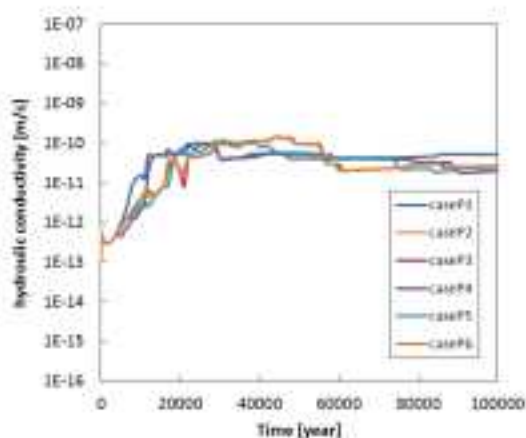
図 1.3-31(b)の透水係数について、発熱を考慮したケースにおいては、支保工付近の緩衝材領域における局所的な間隙閉塞の影響が強く表れている。地温一定のケースについては緩衝材と支保工境界の間隙率低下が発生している箇所が支保工側であるため、緩衝材領域の透水係数には影響を及ぼしていない。

以上の廃棄体からの発熱による影響解析結果より、発熱の有無によって間隙率低下の発生の度合いや発生場所等が変化し、モンモリロナイトの溶解挙動に影響をおよぼすことが示された。

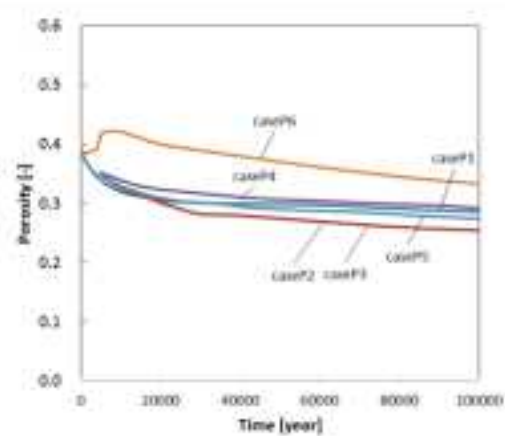
続いて、デブリ廃棄体からのセメント成分量、MCCI 成分量、海水成分量を変化させたケースの有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化を図 1.3-33(a) – (c)に示す。



(a)有効モンモリロナイト密度



(b)透水係数



(c)間隙率

図 1.3-33 緩衝材領域における経時変化分布（セメント・MCCI 成分の影響、降水系地下水、地温一定）

図 1.3-33(a)に示すとおり、モンモリロナイトはセメント及び MCCI 成分を含まないケースにおいて 100,000 年間で 0.31 g/cm^3 残存するのに対し、MCCI 成分のみ 15%含むケースでは 0.08g/cm^3 残存する結果となり、MCCI 成分のみを含むケースの方が、モンモリロナイト溶解が促進される結果となった。また MCCI 成分 15%及びセメント成分 5%を含むケースでは 0.20g/cm^3 残存する結果となり、MCCI 成分のみ 15%のケースの方が、モンモリロナイト溶解が促進される結果となった。また海水成分量によらず似たような有効モンモリロナイト密度の減少傾向を示した。図 1.3-33(b)の透水係数について、全ケース共に緩衝材と支保工の境界の局所的な間隙率低下が発生している箇所が支保工側であるため、緩衝材領域の透水係数への影響としては現れていない。またこの緩衝材と支保工との境界の支保工側での間隙率低下は、全ケースともほぼ同じ傾向であった。

以上のセメント、MCCI、海水成分の影響解析結果より、デブリに含まれるセメント、MCCI 成分は少量であってもモンモリロナイト溶解に影響を及ぼす可能性が示された。

人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価として、表 1.3-5 の 12 ケースについて人工バリア中の核種移行解析を実施した。人工バリア変遷解析データをもとに、核種移行データを設定した。核種移行データの設定結果に基づいて、仮想燃料デブリ H27 のインベントリに対して確率論的安全評価コード(GSRW-PSA コード)を用いて人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。

一例として case 1a 及び case 3a と case 1b 及び case 3b の計算結果（人工バリアからの核種フラックス）の一部を図 1.3-34 及び図 1.3-35 に示す。OP 破損直後(4000 年)に Pu-240 がピークを形成しているのが特徴的である。オーバーパックの破損時期が 4,000 年の場合についても、50,000 年の場合についても人工バリアの性能が 10 万年以降も継続するか、低下するかによって核種移行フラックスに差異が発生している。この差異のいくつかは計算条件を単純に設定したことによるアーティファクトと考えられ、人工バリアの性能が 10 万年以降も継続するほうが核種移行フラックスが低いとも限らない。10 万年までの人工バリア変遷解析結果から核種移行パラメータを設定するよりも、モンモリロナイトが消滅するまで（ここでは約 20 万年まで）人工バリアの変遷解析を行って核種移行パラメータを設定すれば、信頼性を向上させることができると考えられる。また、case 1a と 1b の比較及び case 3a と ab の比較から、OP 破損時期がピークフラックスに影響していることが明らかになっている。

これらの結果から、燃料デブリの処理・処分における要求事項として、

- ・燃料デブリへの MCCI 生成物混入割合の定量
 - ・廃棄体の発熱特性の把握
 - ・オーバーパック破損時期設定の科学的合理性の向上
 - ・Pu の核種移行パラメータの信頼性確保
 - ・数十万年間の人工バリアの変遷解析に基づく核種移行解析
- が挙げられる。また、将来の燃料デブリ処分のさらなる検討に必要と考えられるデブリの特性として、
- ・燃料デブリからの核種の瞬時放出成分の割合を設定するためのデータ
 - ・MCCI 生成物の化学組成、溶解特性のデータ
- が挙げられる。

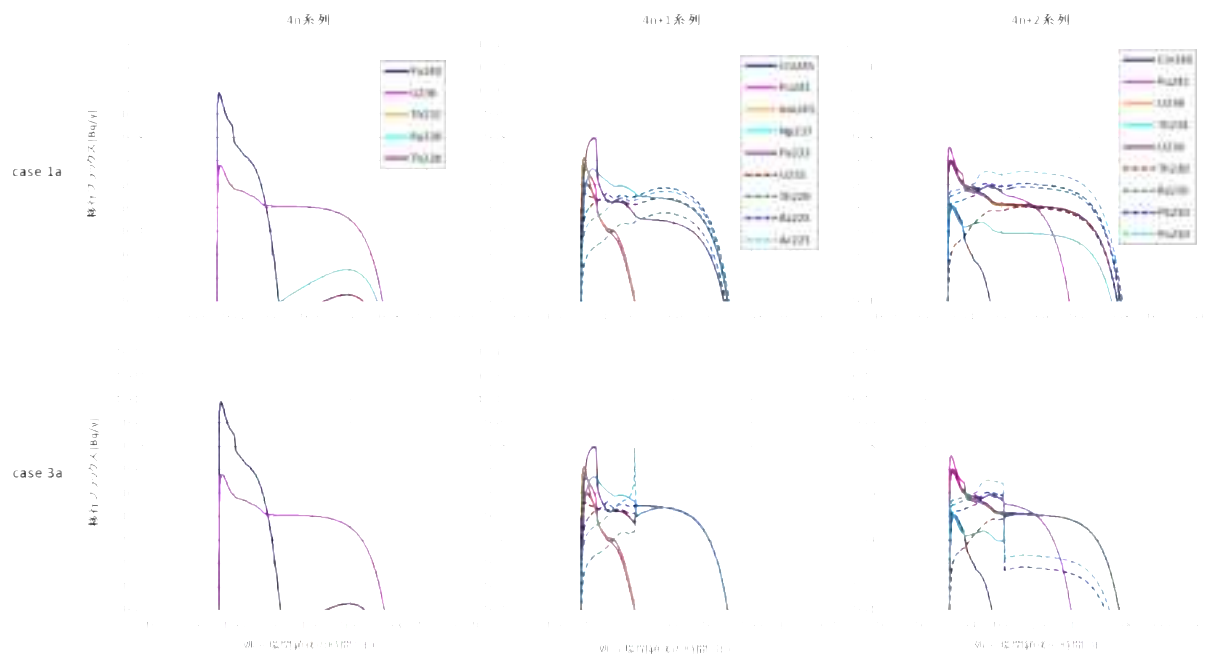


図 1.3-34 10 万年以降の設定を継続/喪失としたときの核種移行フラックス (OP 破損 4,000 年)

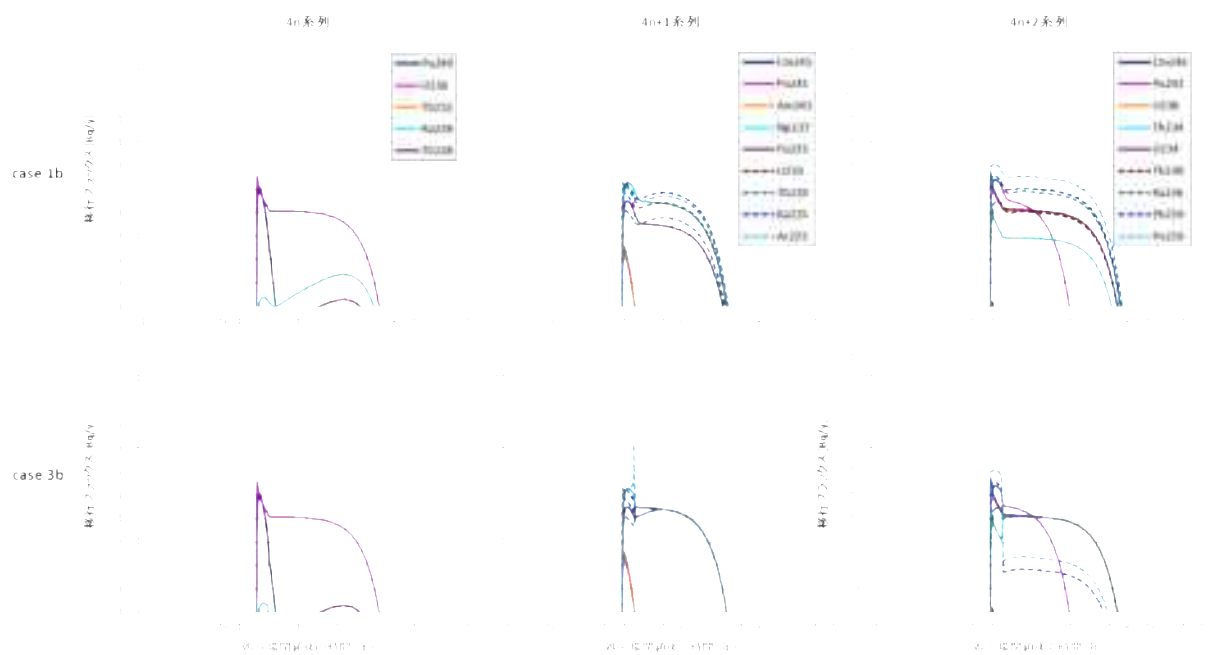


図 1.3-35 10 万年以降の設定を継続/喪失としたときの核種移行フラックス (OP 破損 50,000 年)

(2) 海水準変動と隆起・侵食を組み合わせた評価手法の検討

隆起・侵食及び海水準変動といった河床縦断形の地形変化に伴う水理、地質構造の変化に対応した2次元の地下水流動・水質解析を実施できるように評価手法を整備した。また、整備した手法に基づき、日本全国の沿岸域における平均的な隆起速度及び地層の削れやすさを表す地質係数の不確かさの範囲に基づいて、将来12.5万年後までの地形変化を評価して、時々刻々変化する表層地形。地質構造を反映させた地下水流動・水質解析を実施した。

図1.3-36に本検討に適用した地形変化シミュレーションの評価モデルを示す。侵食挙動は海水面からの標高に応じて変化することから、海水準変動と一体的に評価する必要がある。また、河床縦断形が先行して侵食し、その侵食が3次的に広がっていくことから河床縦断形の地形変化の挙動を把握することが重要となる。本検討では地形変化の代表的なパラメータである隆起速度と地質係数を取り上げ、これらの違いが将来の河床縦断形の地形変化に与える影響を評価した。

まず、初期の河床縦断形は房総半島・夷隅川を対象とし、図1.3-37に示すように、日本全国の沿岸域における隆起速度を整理した結果、図1.3-38のように全国平均の最大0.4m/1000年と最大2.2m/1000年の2つの隆起速度を設定した。また、海水準変動についても変動曲線を追跡できる2000年ごとに指定した。地質係数については、堆積岩地域であると想定し、堆積岩に相当する80, 120, 240, 400を設定し、その影響を評価した。

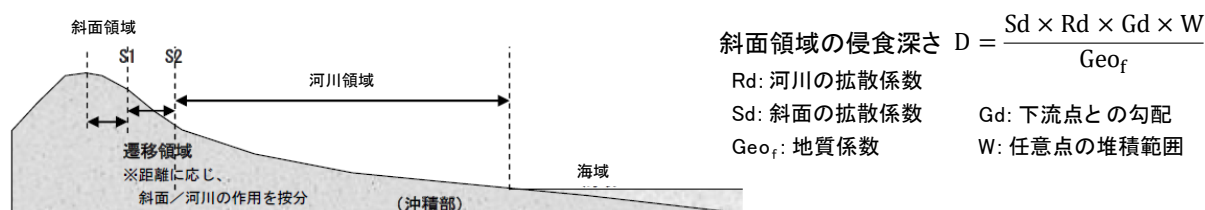
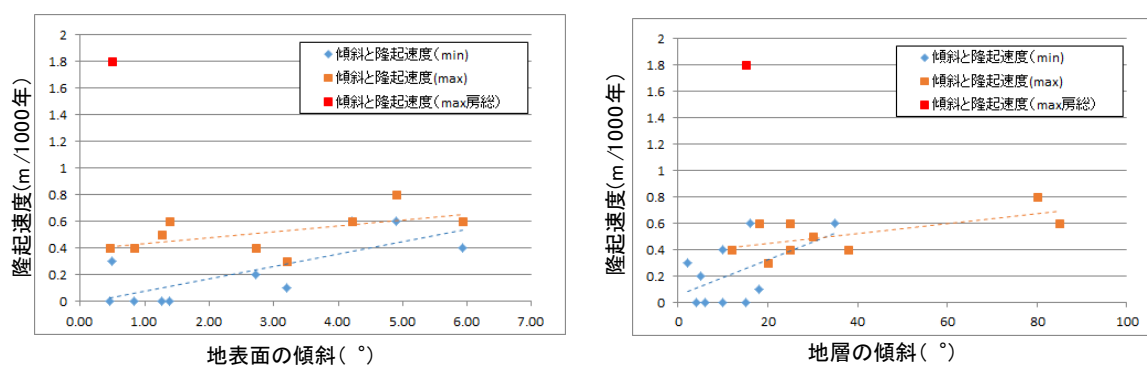


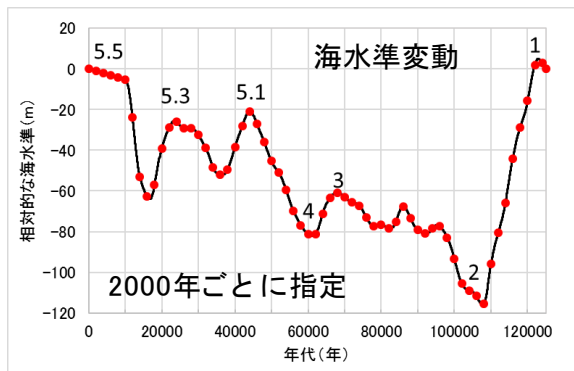
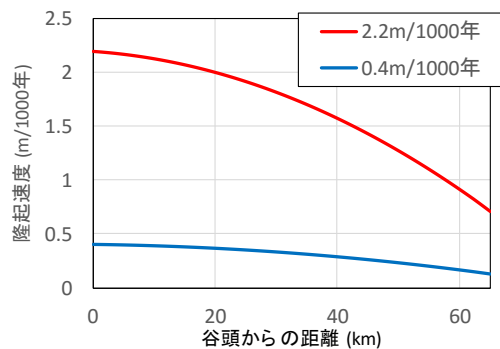
図 1.3-36 本検討に適用した地形変化シミュレーションの評価モデル例



(a) 地表面傾斜と隆起速度との関係

(b) 地層傾斜と隆起速度との関係

図 1.3-37 沿岸域における全国の隆起速度の整理



(a) 設定した全国平均の隆起速度と沿岸域で最も高い隆起速度

(b) 設定した 12.5 万年後までの海水準変動

図 1.3-38 地形変化評価で設定した隆起速度と海水準変動

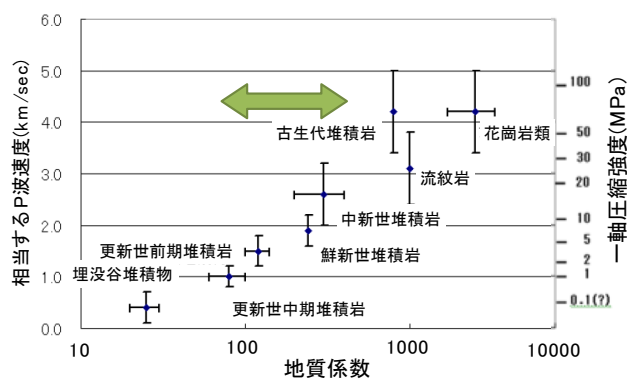
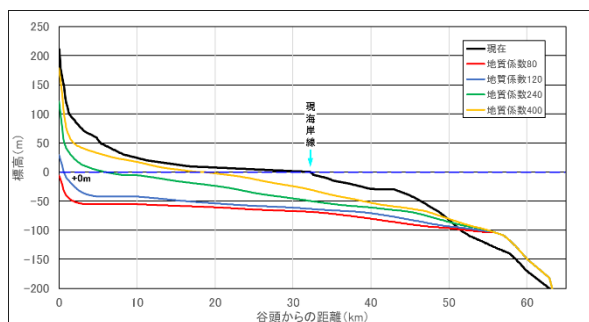
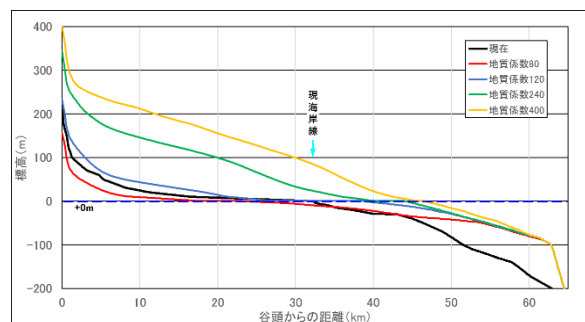


図 1.3-39 地質係数に応じた岩質の例

図 1.3-40 に地形変化シミュレーションの評価結果（12.5 万年後の表層地形）を示す。(a)の隆起速度が最大 $0.4\text{m}/1000$ 年では、地質係数が最大の 400 であっても、12.5 万年後はすべての領域で現地形よりも低下する結果となった。また、地質係数が最小の 80 の場合では、谷頭である西端の頂上部で現海水準よりも 10m 低下する結果となった。一方、(b)の隆起速度が最大 $2.2\text{m}/1000$ 年では、地質係数が 120 以上の条件ですべての領域で現地形よりも上昇し、地形勾配も大きくなる結果となりった。地質係数が 80 の場合では、谷頭から 30km までの範囲で現地形よりも低下する結果となった。



(a) 隆起速度最大 $0.4\text{m}/1000$ 年



(b) 隆起速度最大 $2.2\text{m}/1000$ 年

図 1.3-40 地形変化シミュレーションの評価結果

以上の地形変化評価の結果から、図 1.3-41 に示すように、典型的な流れ盤の地質構造を設定するとともに、表 1.3-6 に示す解析ケースを設定し、地下水流動解析コード MIG2DF によって地下水流動・水質解析を行った。図 1.3-42 に示す地形変化は平成 27 年度の検討を受けて 20000 年までは時間刻みを小さく 2000 年ごとに、20000 年以降は 10000 年ごとに地形情報を受け渡すとともに、MIG2DF の機能を用いて、地質構造も表層地形の変化を受けて移動させて評価した。

洗い出し解析の結果である時刻 0 年における初期の流速分布及び塩分濃度分布を図 1.3-43 に示す。汀線陸側に深度 2000m 程度まで降水系地下水が侵入している。汀線より海側の海底下では海水が地下へ流入し、谷頭から 20km 周辺の表層から降水系地下水が流出する系となっている。



図 1.3-41 初期河床縦断形の地質構造と透水係数の設定

表 1.3-6 地下水流動の解析ケース

解析ケース	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
隆起速度	0.4m/1000y	0.4m/1000y	0.4m/1000y	2.2m/1000y
地質係数	120	240	400	120

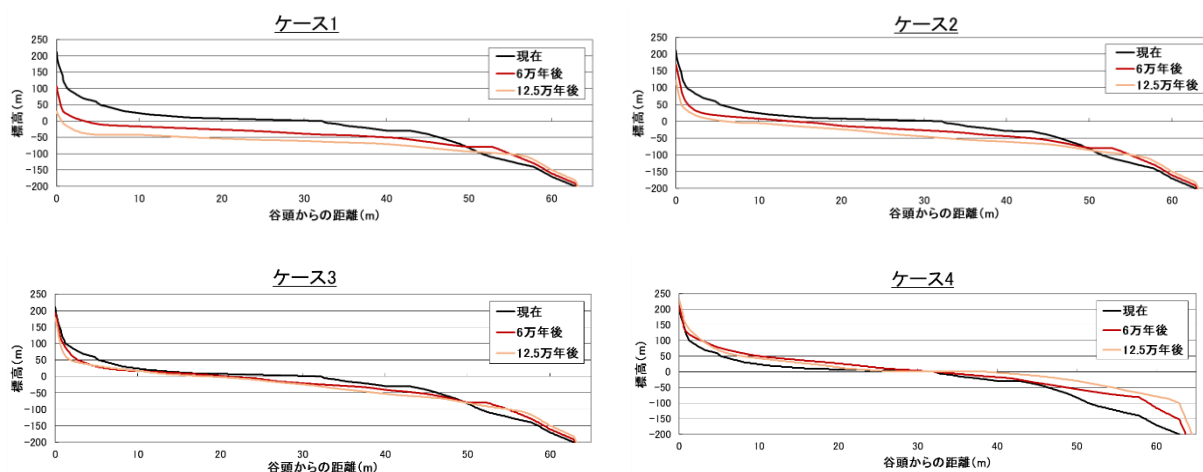


図 1.3-42 各解析ケースの地形変化（現在～6 万年後から 12.5 万年後）

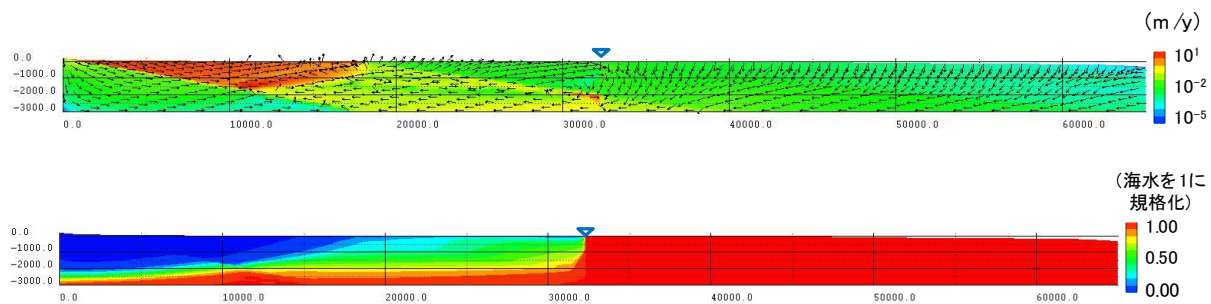


図 1.3-43 初期の流速分布及び塩分濃度分布（洗い出し解析結果）

図 1.3-44 に Case 1 における地下水流向・流速分布の時間変化を示す。移動する汀線付近の陸側に局所的に流域が形成されるとともに、12 万年以降では、汀線から 50km 以上離れた海底下で極端に流速の小さい領域が形成された。図 1.3-45 に Case 1 における地下水流向と塩分濃度分布を示す。汀線の動きに追従するように表層で降水系地下水が流出入する。海底下の地下水流動は、海進時に流入し、海退時に流出する結果となった。12.5 万年後では、谷頭以外はすべて海底下にあり、解析領域のほぼすべてが海水系地下水で満たされる結果となった。図 1.3-46 に 6 万年及び 12.5 万年後の塩分濃度分布を比較した。6 万年では汀線の位置にはそれほどの差はないものの、地形勾配が大きくなるにつれて、降水系地下水が深部まで到達する結果となった。また、12.5 万年では、各ケースで汀線位置が全く異なるため、塩分濃度分布にも大きな差が生じている。

図 1.3-47 に地質係数は同じで、隆起速度が異なる Case 1 と Case 4 の 1 万年時点で粒子放出した場合の追跡線を示す。Case 1 では粒子放出当初は上向きの流れを示すが、汀線位置が移動することにより下向きに変化し、汀線が急速に陸側に移動する 12 万年にさらに陸側下向きに移動を始める。一方、Case 4 では放出当初の上向きの流れを維持し、やや海側で移動して表層に到達する。海側の処分坑道からのほうが移行距離も長く、平均流速も小さくなった。0 年で放出された粒子が 12.5 万年後までに移動した距離から平均流速を算出して図 1.3-48 に示すように比較した。おおむねどのケースも海側に設置するとした処分坑道からの平均流速は小さくなっている。なお、Case 4 の海側処分坑道からは図 1.3-48 で示した直線的に表層に到達する経路ではなく、Case 1 に近い移行経路となっている。

以上のように、河床縦断形の地形変化を反映した地下水流動・塩分濃度解析を実施した結果、地形変化と海水準変動を組み合わせることで生じる汀線の変化に伴って、地下水の流向も大きく変化し、塩分濃度分布及び粒子追跡線も大きく時間変化する結果となった。すなわち、沿岸域での廃棄物埋設施設の安全評価にあたっては、将来のサイト周辺の地形変化を可能な限り把握するとともに、その不確かさを考慮して、幅広く検討する必要があることが示された。

なお、本検討における地形変化については海水準変動 1 サイクルのみを取り扱ったが、廃棄物埋設の核種移行評価における時間スケールはさらに長いことから、1 サイクル以降の地形変化の考え方を検討して、核種移行評価に反映させていく必要がある。

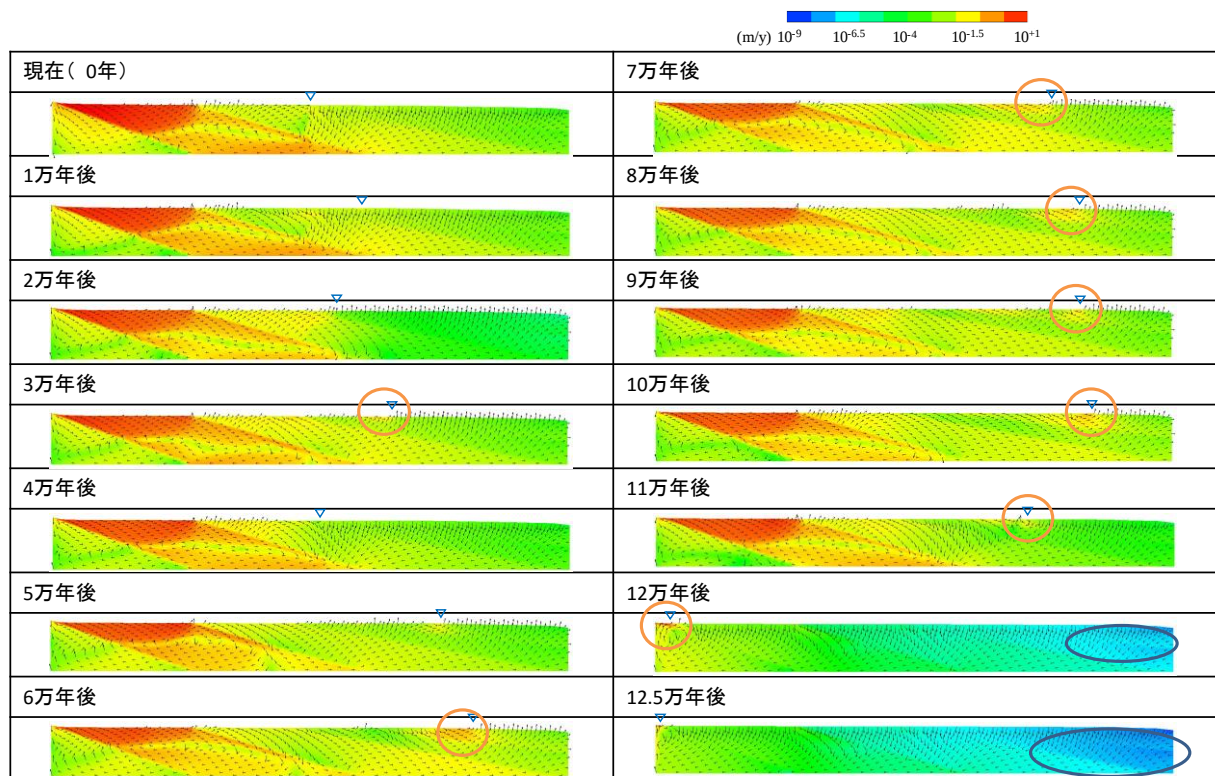


図 1.3-44 Case 1 における地下水流向・流速分布

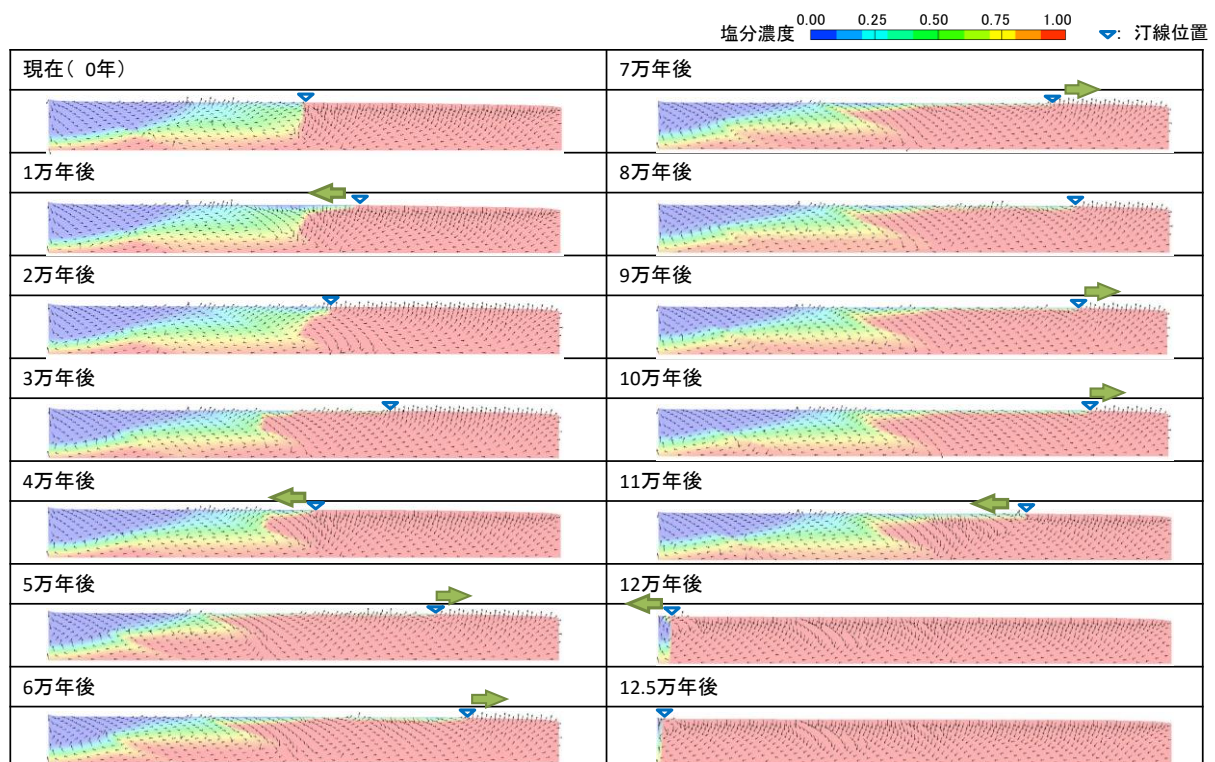


図 1.3-45 Case 1 における地下水流向と塩分濃度分布

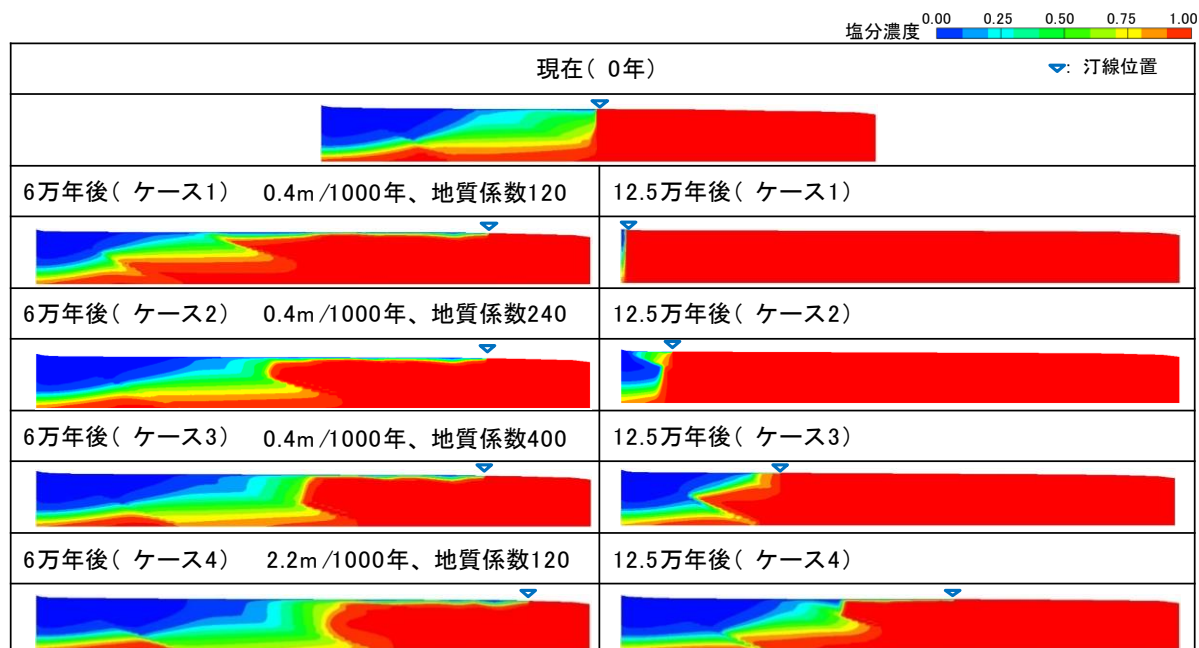


図 1.3-46 Case 1～4 の塩分濃度分布の比較 (6 万年及び 12.5 万年)

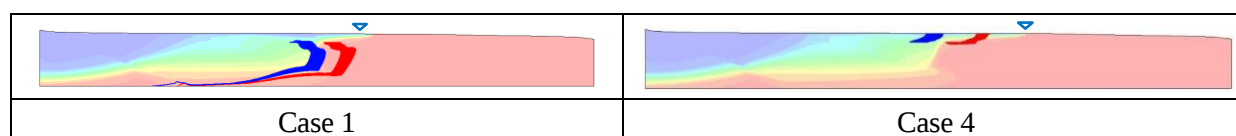


図 1.3-47 1 万年時点で放出された粒子の追跡線 (Case 1 と 4 の比較)

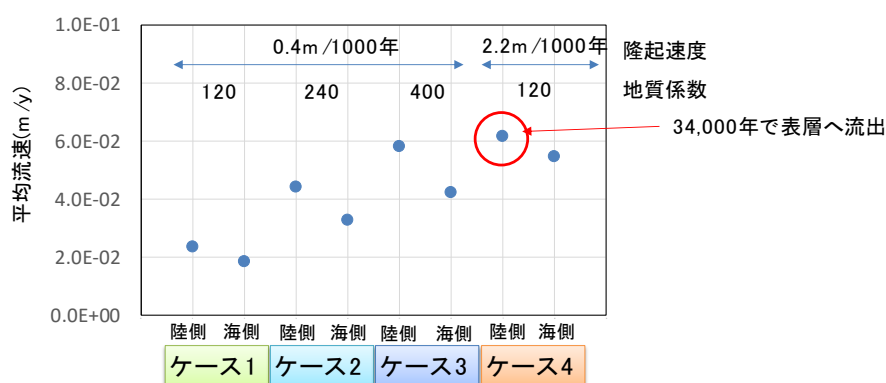


図 1.3-48 0 年で放出された粒子の 12.5 万年までの平均流速の比較

(3) 人為事象による地下水流動への影響

本年度では、燃料デブリを含む地層処分における人為事象の発生に伴う水理・地質構造の変化に対応した地下水流動への影響に関して、2 次元及び 3 次元の地下水流動解析ならびにトラジェクトリ解析を行うことで、定量的な評価を行った。ここでは、人為事象をボーリング掘削とし、ボーリング掘削における 5 つの開発分野（建設工事、学術調査、井戸開発、温泉開発、資源開発）のうち、掘削深度が比較的深くかつ掘削頻度も高いことが想定される温泉開発を対象に検討を行った（最終掘削径は、最大で約 20 cm であり⁽⁷⁾、1 源泉あたりの全国平均湧出量は、およそ 100L/min である⁽⁸⁾）。

2次元解析では、温泉開発のための揚水を行った地層に対するボーリング掘削の地下水流動への影響の概要を把握するとともに、揚水を行う地層に対するパラメータの感度解析により、3次元解析に資するためのパラメータ設定を行った。

3次元解析では、深度方向の中央部分に処分場を埋設する地層（以下、「処分地層」という。）が存在し、その上側と下側に処分地層よりも透水性の高い地層（以下、上の透水性の高い地層を「上層」といい、下の透水性の高い地層を「下層」という。）が存在するものとし、上層及び下層から揚水を行った場合（図 1.3-49：解析モデルの概念図）について、それぞれ、動水勾配及び処分地層の透水係数ならびに処分地層の厚さに関してパラメータ感度解析を行った。また、トラジェクトリ解析においては、処分場のボーリング孔との位置の関係についても検討を行った。

3次元のトラジェクトリ解析の結果、流動パターンは、次の3つに分けられることがわかった（図 1.3-50：動水勾配 0.001、処分地層の厚さ 100 m の場合）。

- ① 短絡：ボーリング孔へ向かう流動が形成され、通常よりも短い移行経路となる流動パターン
- ② 流速増加：ボーリング孔へは向かわないものの、透水係数の高い揚水地層に浸入するため、流速が増加する流動パターン
- ③ 影響なし：元の処分地層をそのまま通過する流動パターン

パラメータの感度（動水勾配：0.001 及び 0.01、処分地層の厚さ：100m 及び 300m、処分地層の透水係数： 10^{-8}m/y , 10^{-7}m/y , 10^{-6}m/y 、処分場下流端の位置：ボーリング孔から-1,000m, -500m, -100m, -10m）の観点から、上記の3つの流動パターンの割合について整理した結果、処分地層の地層厚さに対する感度は、それほど顕著ではないのに対して、動水勾配や処分地層の透水係数、処分場のボーリング孔との位置の違いにより、ボーリング掘削の影響の範囲が異なることがわかった。

①短絡パターンの割合（図 1.3-51：処分地層の厚さ 100 m の場合）に関しては、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、①短絡パターンの割合が多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けやすいことが分かった。②流速増加パターンの割合（図 1.3-52）に関しては、①短絡パターンとは逆に、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、②流速増加パターンの割合が少なくなった。また、②流速増加パターンの平均流速（図 1.3-53）に関しては、①短絡パターンのように移行距離の短絡はないものの、①短絡パターンの平均流速と同程度の流動の増加がみられた。一方、③影響なしパターンの割合（図 1.3-54：処分地層の厚さ 100 m の場合）に関しては、処分地層の透水係数が大きいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から近い距離にあるほど、元の処分地層をそのまま通過する流動である③影響なしパターンの割合が多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けにくいことが分かった。

今回の解析の場合、上層から取水するよりも、下層から取水する方が、ボーリング掘削に伴う揚水に伴う①短絡パターンによる流動の割合が多く、ボーリング孔への流動がより広い範囲で形成された。これは、上層から揚水した場合には、揚水箇所の上下に存在する地層から漏水が生じるため、揚水による地下水位低下量が減少し、その結果ボーリング掘削の影響の範囲が狭かったのに対して、下層から揚水した場合には、その下の地層を不透水境界としているため、上側の地層からの漏水（つまり、処分地層を通じての漏水）しかないため、上層からの揚水に

比べ地下水低下量が大きく、その結果ボーリング掘削の影響の範囲が広がったものと考えられる。

今後予定される核種移行解析では、①短絡パターンを想定して移行経路の短絡及び流速の増加を考慮した解析ケースや、①短絡パターンにならない場合でも、残りのほとんどは、透水係数の高い揚水地層への浸入により流速が増加する②流速増加パターンの流動となるため、②流速増加パターンを想定して流速の増加を考慮した解析ケースの設定が必要となる。①短絡パターン及び②流速増加パターンにおける流速の増加は、ボーリング掘削の影響がない場合に比べて、1桁程度の増加となる。一方、動水勾配や処分地層の透水係数が大きい場合には、③影響なしパターンの割合も一定程度含まれることになる。

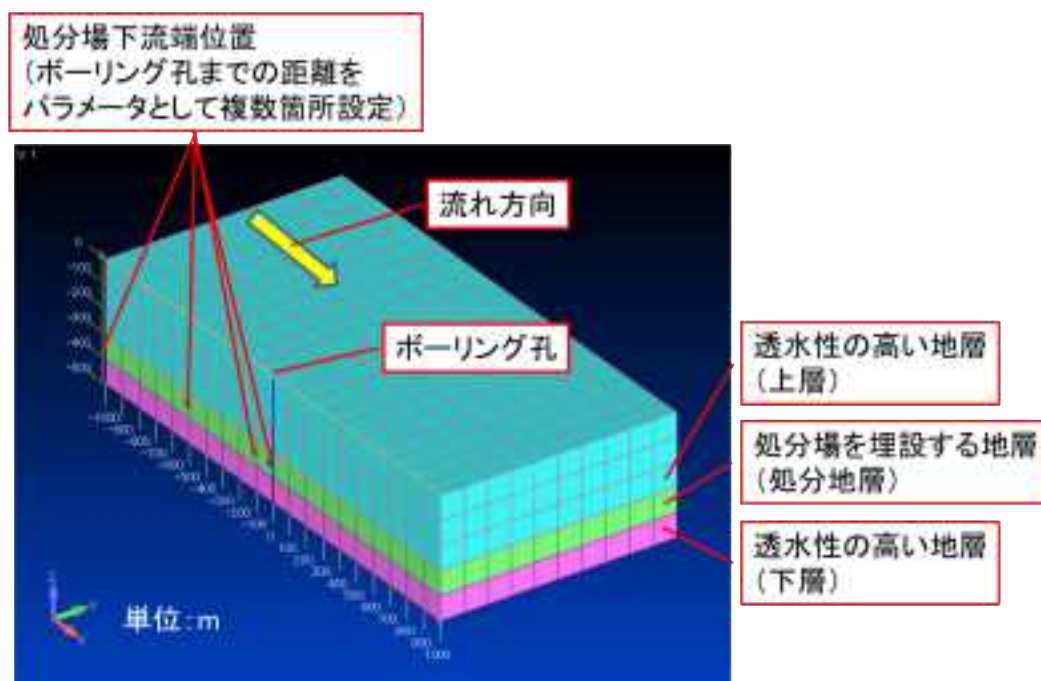


図 1.3-49 解析モデルの概念図

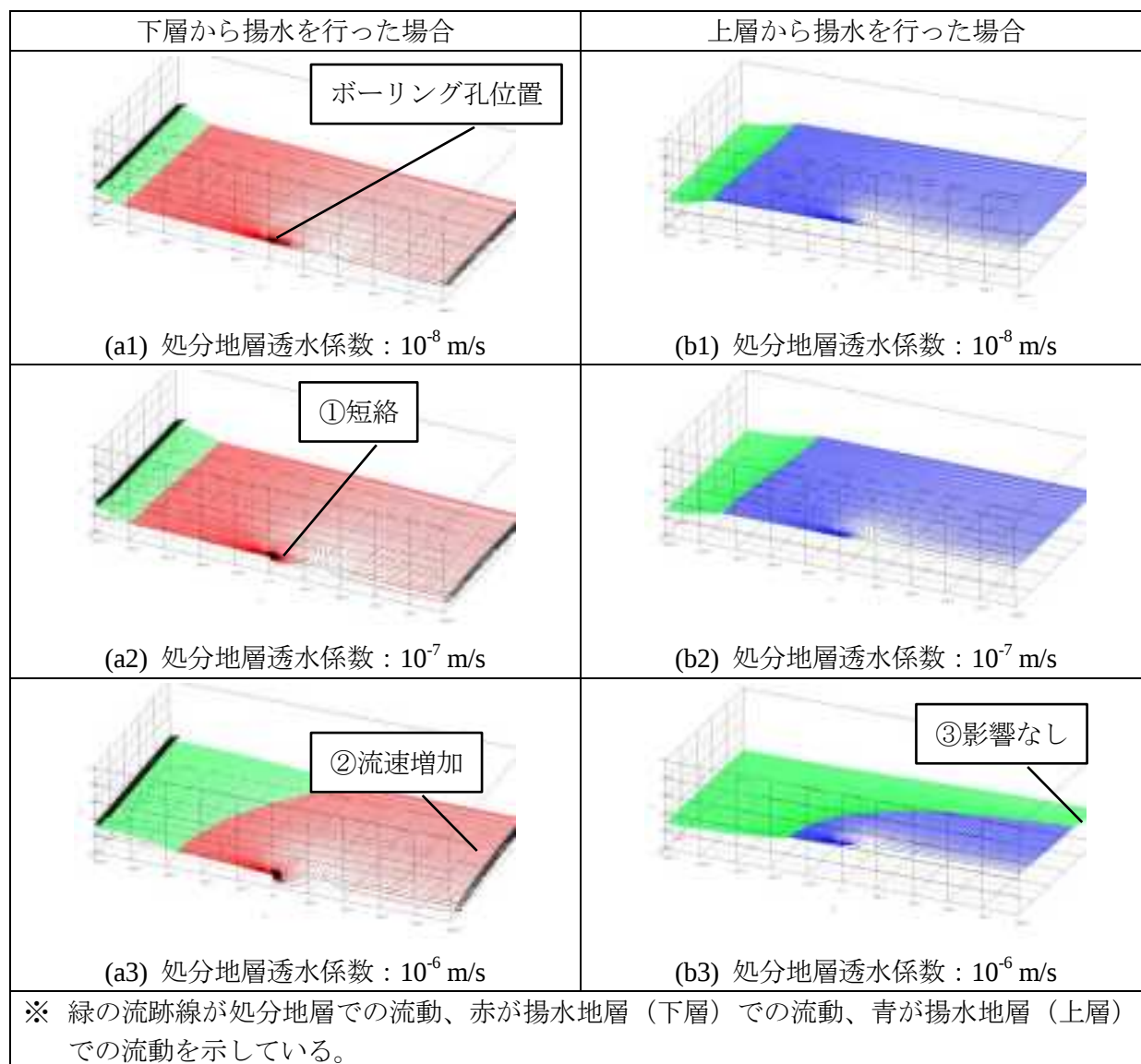


図 1.3-50 3次元トラジェクトリ解析の結果（動水勾配：0.001、処分地層の厚さ：100 m）

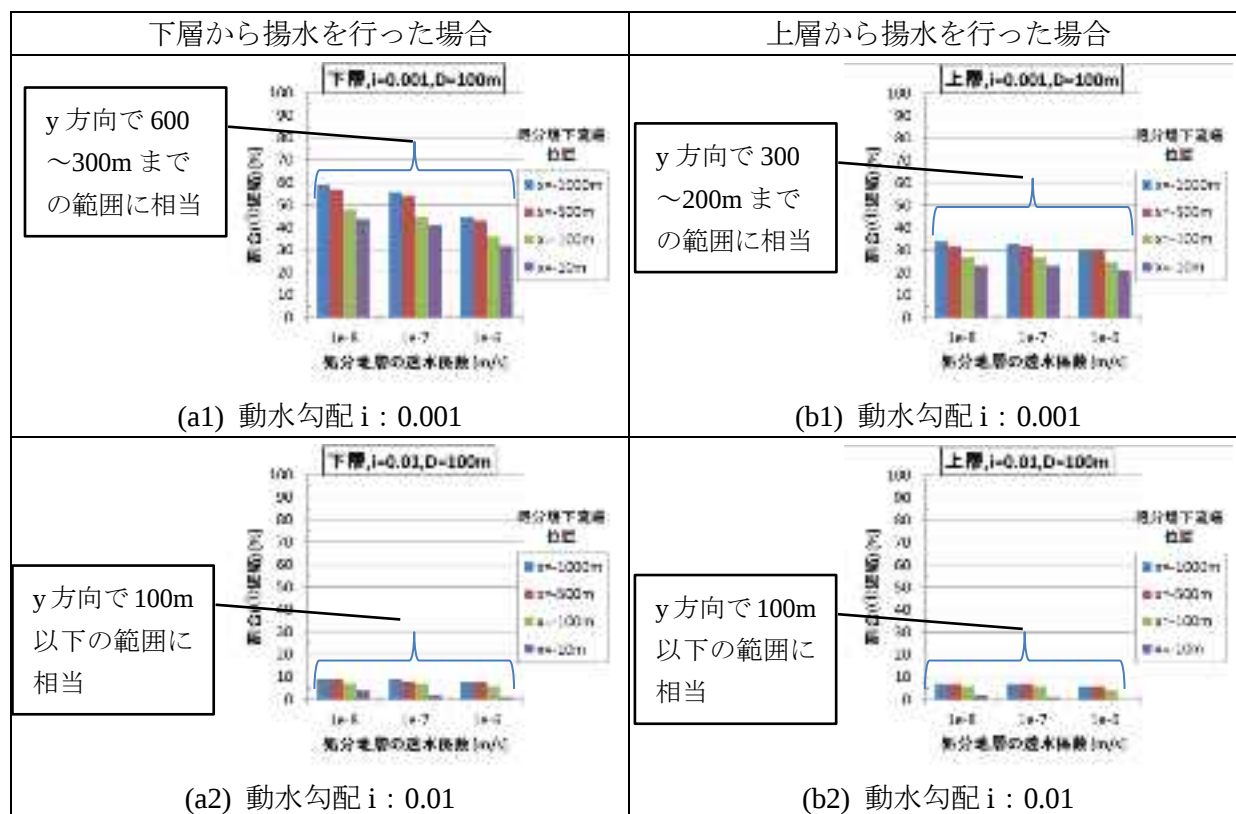


図 1.3-51 ①短絡パターンの割合 (処分地層の厚さ $D=100\text{ m}$)

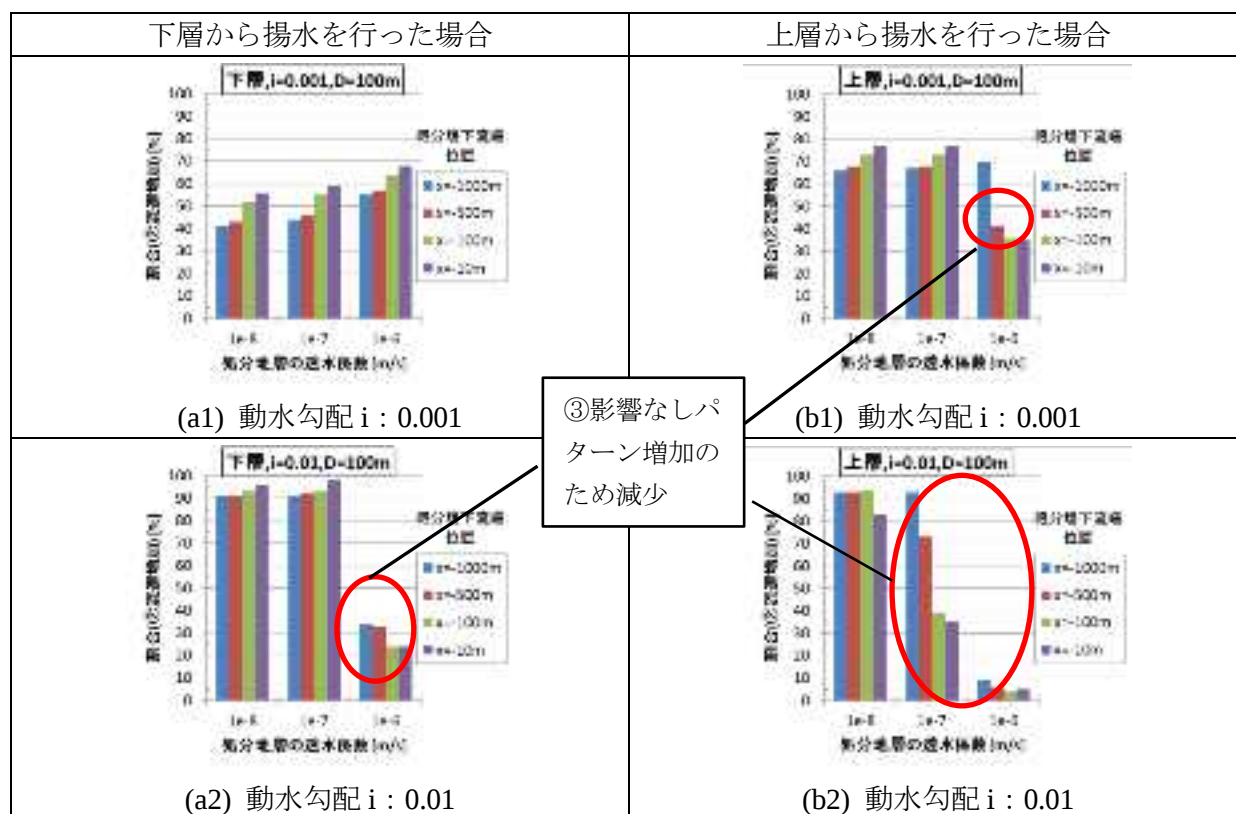


図 1.3-52 ②流速増加パターンの割合 (処分地層の厚さ $D=100\text{ m}$)

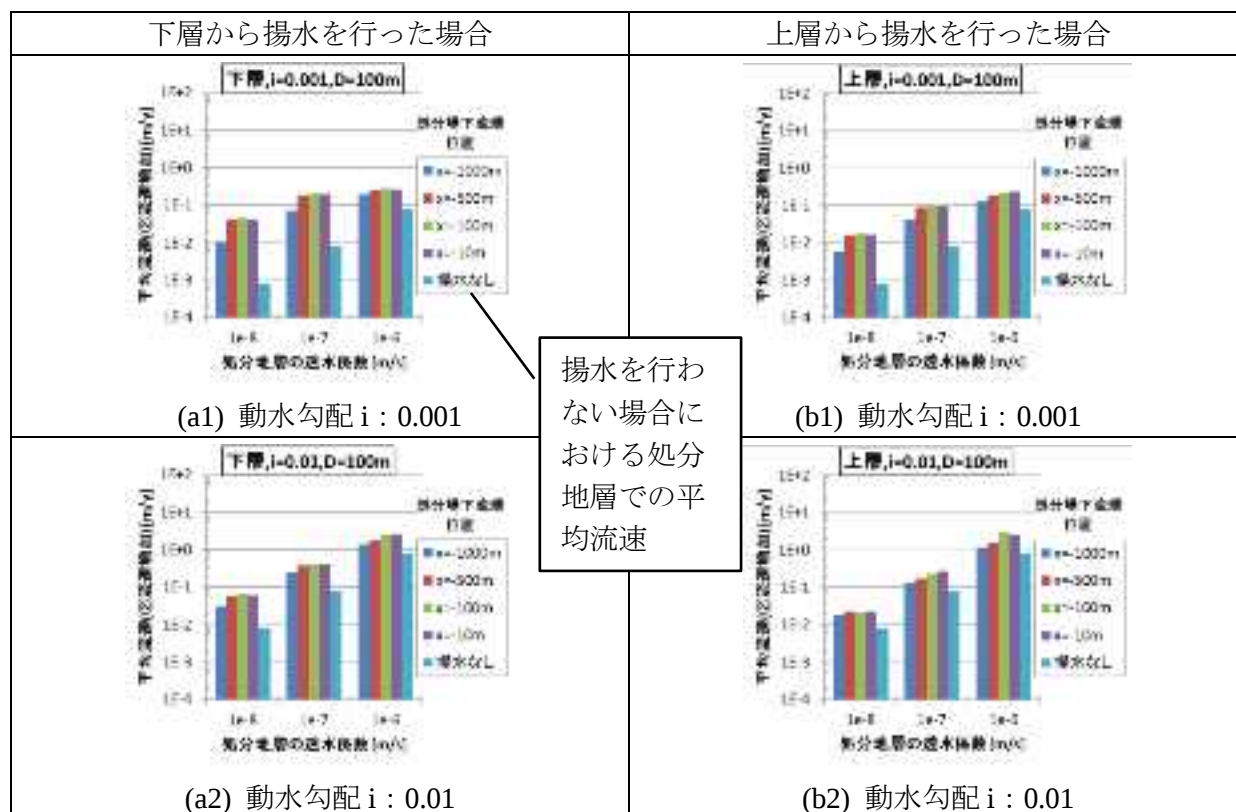


図 1.3-53 ②流速増加パターンの平均流速 (処分地層の厚さ $D=100\text{ m}$)

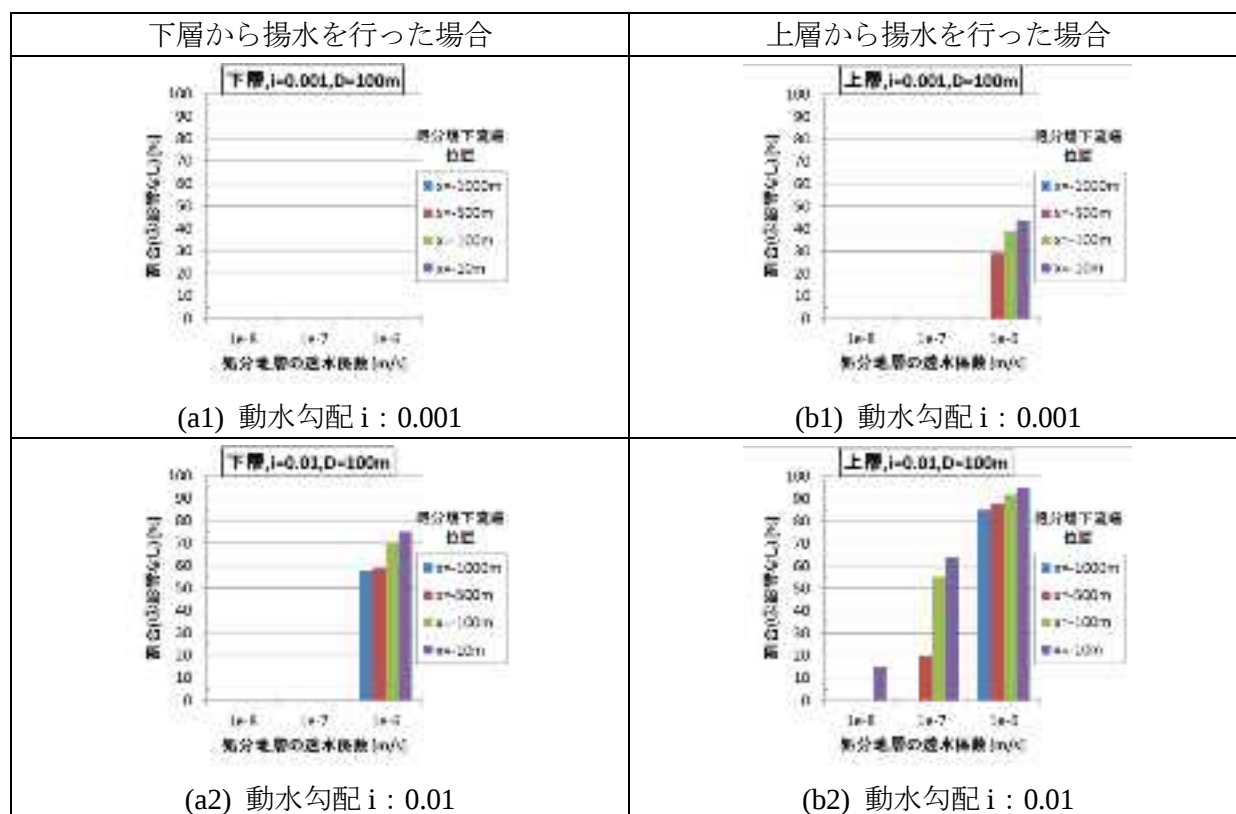


図 1.3-54 ③影響なしパターンの割合 (処分地層の厚さ $D=100\text{ m}$)

1.3.4 建屋内滞留水や格納容器内滞留水の放射核種濃度等データの分析・評価

(1) 滞留水データの整理

東京電力から公開されている滞留水データを収集し、これらのデータをグラフにプロットして整理した(図 1.3-55)。プロットにおいて Cs 濃度が上昇している時期については原因を調査し、分析等のエラーではないことを確認した。データの信頼性について検討した結果、1～4 号機のタービン建屋滞留水において、Cs-134 と Cs-137 は同様の挙動を示していることや、Cs 濃度の高い 2 号機及び 3 号機タービン建屋データと、プロセス主建家及び高温焼却炉建家データが整合していることから、これらのデータの信頼性は高いと判断した。また、原子炉建屋滞留水、格納容器内滞留水及びトラス室内滞留水についてはデータが少ないものの、タービン建屋滞留水データ等との整合から、信頼性が高いと判断した。

データの代表性については、Cs 濃度の高い 2 号機及び 3 号機タービン建屋データと、プロセス主建家及び高温焼却炉建家データが整合していることから、これらのデータは建家滞留水の Cs 濃度を概ね代表していると判断した。しかしながら、例えば 1 号機タービン建屋滞留水の分析において、復水器エリア、所内ボイラ室、ディーゼル発電機室では 2～3 倍の違いがあることや⁽⁹⁾、滞留水が残存しているエリアが存在する可能性があるなど⁽¹⁰⁾、局所的に高い核種濃度の汚染水が存在する可能性がある。また、格納容器内滞留水の分析においても、水面付近と水面下 0.7 m の位置で分析結果に 2 倍程度の違いがあることや⁽¹¹⁾、1 号機復水器内滞留水の分析において、連通している 2 機の復水器内滞留水で 2 倍程度の違いがあることから⁽¹²⁾、サンプリング位置によって数倍程度のばらつきがある可能性がある。

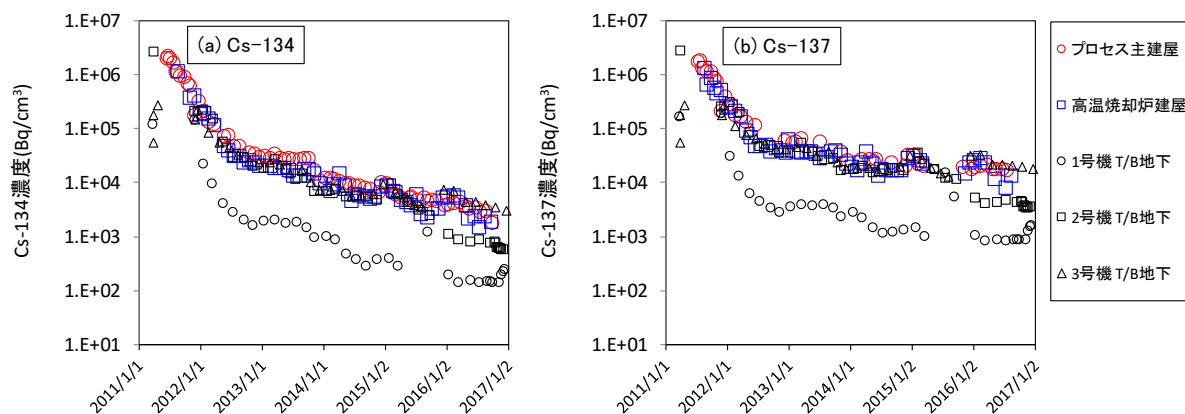


図 1.3-55 プロセス主建家及び高温焼却炉建家滞留水中の Cs 濃度；
(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度 (T/B：タービン建屋)

(2) TMI-2 デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動情報の収集・整理

ガラス固化体や使用済燃料からの核種浸出速度は、経時的に低下することが知られている。燃料デブリについても同様に核種浸出速度が低下することが予想されるため、浸出速度の経時変化を評価することを目的として、TMI-2 事故に関する文献等を調査して情報を整理した。核種はCs-137 を対象とし、浸出速度 R を以下の式により算出した。

$$R(1/\text{day}) = \frac{[\text{Cs-137 の累積浸出量}(\text{Ci})]}{[\text{固相内のCs-137 総量}(\text{Ci})] \div [\text{浸出期間}(\text{day})]} \quad (1.3-1)$$

文献調査の結果、①浸出試験⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾、②冷却水の分析⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾、③冷却水処理量のデータ⁽¹⁸⁾⁽¹⁹⁾、④キャニスタの水分析⁽²⁰⁾、の4種類のデータが存在した。これらについて、Cs-137の累積浸出量、固相内のCs-137総量及び浸出期間を評価してグラフにプロットした(図 1.3-56)。浸出期間の中央値に対し、浸出速度 R (1/day)の対数($\log R$)をプロットし、フィッティングにより浸出速度 R の時間依存性を求めた。横軸の時間 t (day)は、事故発生時(1979年3月28日)を基準(0日)とした。フィッティングの結果、 t 日目における浸出速度の評価式($\log R = -7.66 \times 10^{-4}t - 3.74$)が得られた。

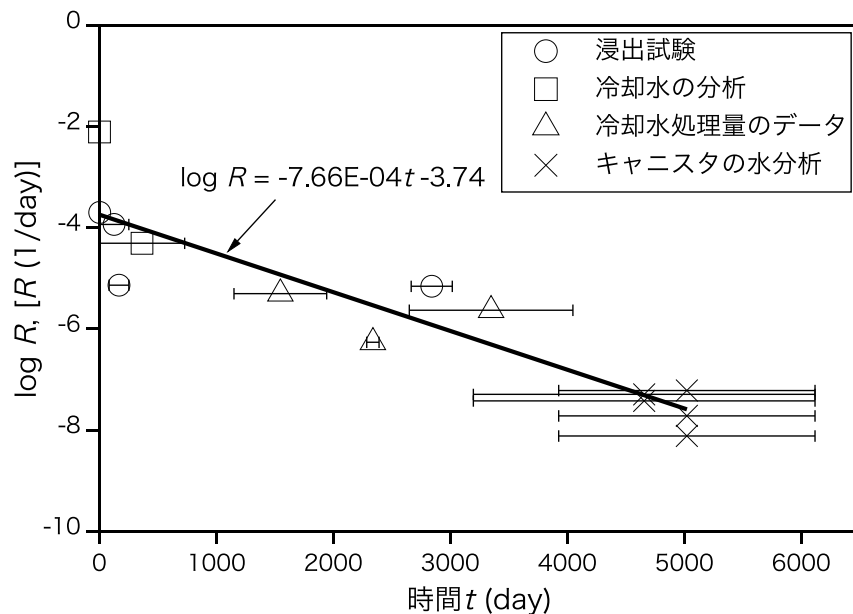


図 1.3-56 浸出速度の経時変化

(3) 滞留水汚染源の抽出及び要素試験計画

既往文献及び公開情報を調査し、格納容器内部の汚染源として燃料デブリ及び格納容器内の化学吸着、格納容器外の汚染源として建家床面のコンクリートへの浸透、復水器内汚染水及び砂(スラッジ)に吸着したCsを抽出して、それぞれの影響について検討した。

燃料デブリ

燃料デブリからのCsの溶出による滞留水濃度への影響を、表 1.3-7に示すパラメータにより見積もった。各建家とも原子炉冷却水の注水量を $100 \text{ m}^3/\text{day}$ 、地下水の建家流入量を $100 \text{ m}^3/\text{day}$ とし、格納容器内滞留水は $100 \text{ m}^3/\text{day}$ の水(冷却水)で希釈、建家滞留水は $200 \text{ m}^3/\text{day}$ の水(冷却水+地下水)で希釈されるとして滞留水中Cs-137濃度の経時変化を算出した。計算結果を図 1.3-57に示す。1号機では格納容器内滞留水、タービン建屋滞留水ともCs濃度の経時変化が概ね再現されており、燃料デブリが主たる汚染源の可能性が示された。一方、2号機及び3号機では、タービン建屋滞留水は概ね再現されたが、格納容器内滞留水は1桁程度過大評価となっている。実際の燃料デブリは溶融した後、金属やコンクリートとの反応により溶け難い形態で存在している可能性がある。実際の燃料デブリの溶解速度(Csの浸出速度)が想定よりも低い場合、燃料デブリは主たる汚染源ではないと推定される。今後、燃料デブリの溶解速度やCsの浸出速度に関して、粉碎の影響、酸化の影響、金属・コンクリートとの固溶の影響等について調べる必要がある。

表 1.3-7 燃料デブリからの浸出計算に用いたパラメータ

	1 号機	2 号機	3 号機
事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度 (Bq/cm ³)	1×10 ⁶	3×10 ⁶	3×10 ⁶
デブリ中の Cs-137 総量 (Bq)	6.4×10 ¹⁶	8.1×10 ¹⁶	7.6×10 ¹⁶
デブリからの浸出率 (1/day)	10 ^{^(-7.66×10⁻⁴t-3.74)}		
格納容器水量 (m ³)	1,750	2,980	2,980
建家滞留水量 (m ³)	16,200	24,600	28,100
原子炉注水量 (m ³ /day)	100	100	100
地下水流入量 (m ³ /day)	100	100	100

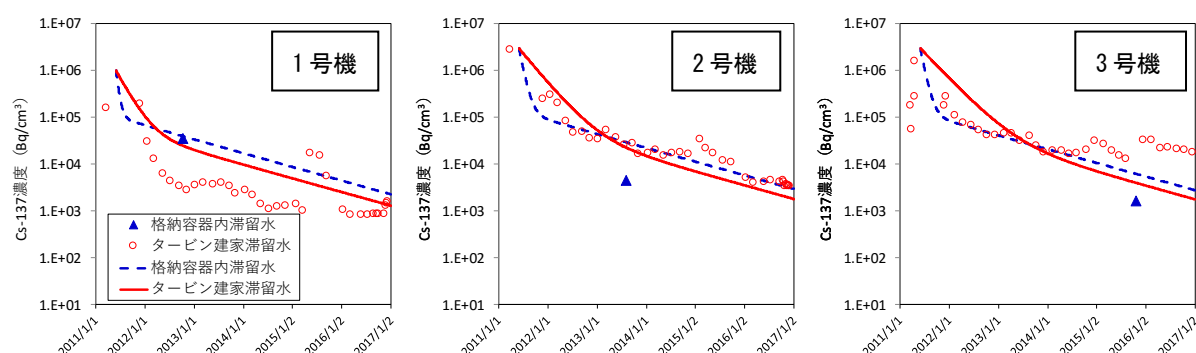


図 1.3-57 燃料デブリからの浸出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

格納容器内での化学吸着

化学吸着した Cs の浸出データは現状では見当たらないため、燃料デブリからの浸出と同様であると推定した。今後、化学吸着している Cs 量や浸出速度に関して調べる必要がある。

床コンクリートへの浸透

コンクリート内に浸透した単位体積当たりの Cs 量を、吸着を考慮して算出した。計算に用いた吸着分配係数 $K_d(\text{m}^3/\text{kg})$ は、既往の K_d データベースから海水環境での値として $0.05(\text{m}^3/\text{kg})$ とした。コンクリートへの浸透深さについては既往文献⁽²¹⁾⁽²²⁾を調査して 1 mm と設定した。計算結果を図 1.3-58 に示す。1 号機及び 2 号機ではタービン建屋滞留水中の Cs 濃度変化が概ね再現されており、床コンクリートが主たる汚染源である可能性が示された。一方、3 号機では 1 桁程度過小評価となっており、主たる汚染源ではないと推定される。ただし、放射線や事故時の熱による塗料及びコンクリートの劣化や地震によるコンクリートの亀裂等により、想定よりも多くの Cs が浸透吸着している場合、主たる汚染源となっている可能性もある。今後、床コンクリートへの浸透深さ、吸着性、脱離浸出性及びコーティング塗料の熱及び放射線劣化特性等について調べる必要がある。

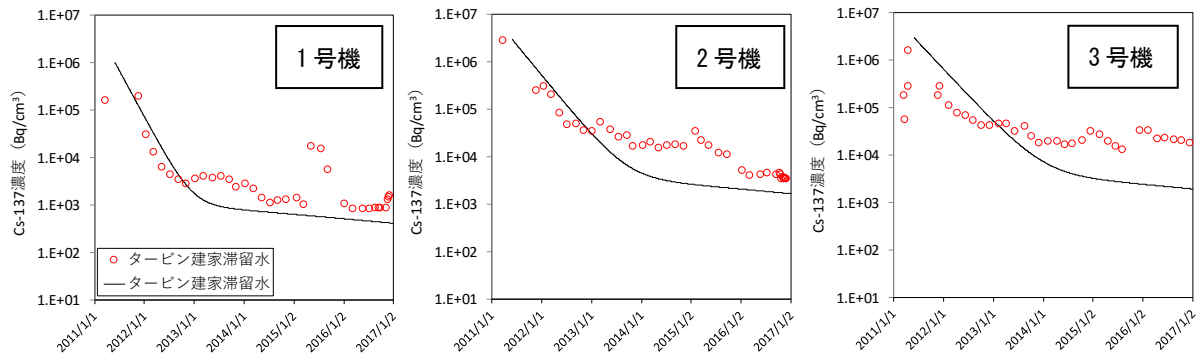


図 1.3-58 床コンクリートに浸透した Cs の溶出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

復水器内貯留水

1 号機復水器内貯留水サンプリングの結果、核種濃度は震災直後に発生した建家滞留水とほぼ同程度であった⁽²³⁾。復水器内滞留水の現在の水位は貯留時よりも低いことから、貯留水の減少量が全て建家滞留水に混入したとして建家滞留水中の Cs-137 濃度を推定した。1 号機において、復水器へ放射能汚染水を移送した 2011 年 3 月から貯留水中 Cs-137 濃度を実測した 2016 年 3 月まで一定量の Cs-137 が漏出し続けたとし、漏出速度を 4.4×10^{11} Bq/day と設定した。計算の結果を図 1.3-59 のグラフに示す。滞留水中の Cs-137 濃度は概ね再現されており、漏出量の仮定が正しければ復水器が汚染源である可能性が示された。

東京電力より発表された 2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果を表 1.3-8 に示す。実測前の想定（表において反映前の数値）に比べ、実測結果反映後の Cs-137 濃度はいずれの号機でも 1/4 程度であり、1 号機の値（事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度と同等）と比べても 1/3 程度である。そこで、想定値との差分の漏洩があったと仮定して滞留水中 Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算の結果を図 1.3-59 のグラフに示す。2 号機ではタービン建屋滞留水中の Cs 濃度変化が概ね再現されており、復水器内貯留水が主たる汚染源の可能性が示された。一方、3 号機では 1 桁程度過小評価となっており、主たる汚染源ではないと推定される。なお、復水器については、今後内部貯留水の抜き取りが行われる予定であるので、汚染の影響は小さくなっていくと考えられる。

表 1.3-8 2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果（文献(7)より抜粋）

	反映前（第49回特定原子力施設監視・評価検討会）		反映後	
	貯留量 (m³)	放射能濃度(Cs137) (Bq/L)	貯留量 (m³)	放射能濃度(Cs137) (Bq/L)
1 号機(処理前)	約500	約 1.6 E+9	同左（実測値反映済）	
2 号機	約680*1	約 2.2 E+9	約750	約 5.0 E+8
3 号機	約750*2	約 2.2 E+9	約450	約 5.5 E+8

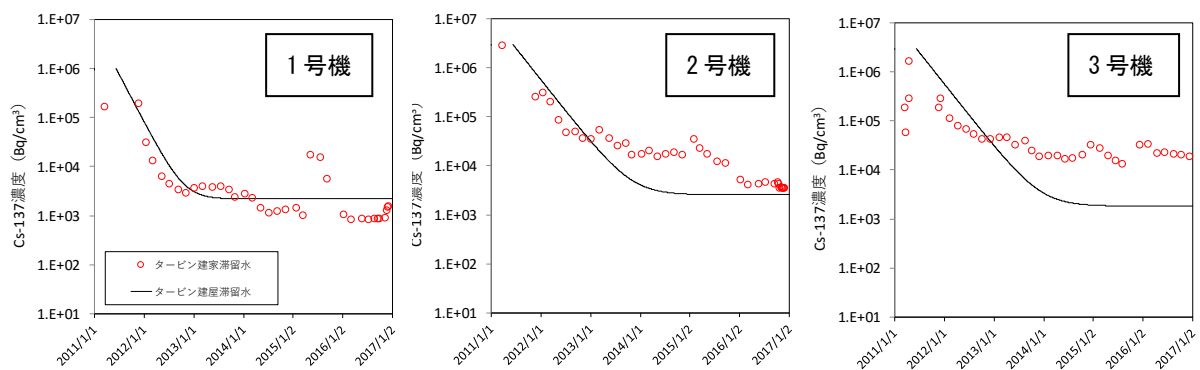


図 1.3-59 復水器内貯留水中 Cs の漏出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

Cs が吸着した砂

建屋内には津波で運ばれた砂が存在しており、1 号機タービン建屋地下に堆積している砂に吸着された Cs-137 量は 10^7 Bq/g 程度と分析されている⁽²⁴⁾。事故直後の海水条件での K_d を $0.05 \text{ m}^3/\text{kg}$ とし、Cs の吸着量を概算した。淡水注入及び地下水流入により滞留水の塩濃度が低下するため、 K_d は上昇する。本計算では事故直後以降の K_d を $5 \text{ m}^3/\text{kg}$ と設定し、滞留水中の Cs 濃度が希釈により低下するが $K_d = 5 \text{ m}^3/\text{kg}$ になる濃度まで砂に吸着した Cs は脱離せず、その後は砂から Cs が脱離して $K_d = 5$ を維持するという仮定の下、滞留水中 Cs-137 濃度を算出した。計算の結果を図 1.3-60 のグラフに示す。いずれの号機でもタービン建屋滞留水中の Cs 濃度変化が概ね再現されており、砂が主たる汚染源の可能性が示された。今後、砂やスラッジに対する Cs の吸着・脱離特性について調べる必要がある。

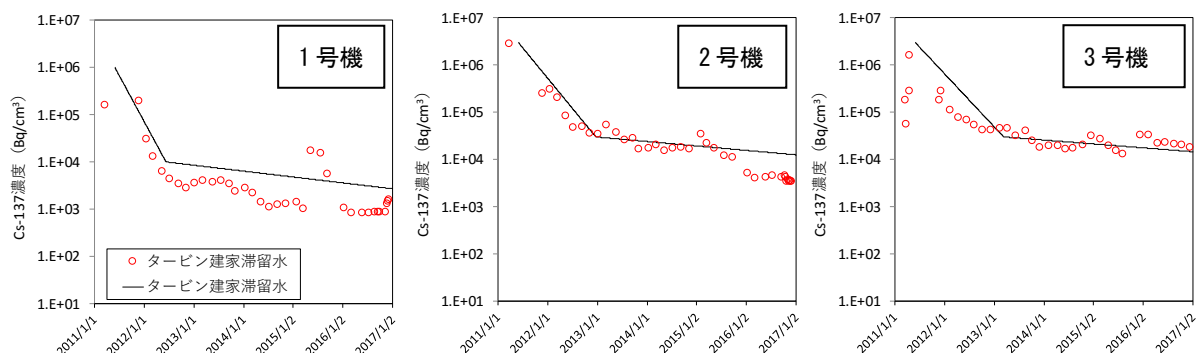


図 1.3-60 砂に吸着した Cs の脱離による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

(4) 汚染源特定のための要素試験計画

滞留水の汚染源の検討の際に用いたパラメータ値の妥当性確認（汚染源特定）のための試験として以下を計画した。

①模擬デブリからの Cs 浸出速度測定試験

- ・着目点：粉碎影響、酸化影響（放射線影響）
- ・試験方法：浸漬試験
- ・固相：模擬デブリ、模擬 MCCI
- ・液相：模擬滞留水
- ・試験環境： N_2 環境、酸化性環境（過酸化水素添加）

②ステンレス鋼に化学吸着した Cs の溶出速度測定試験

- ・着目点：吸着形態の同定、吸着形態による溶出速度の違い
- ・試験方法：浸漬試験
- ・固相：水酸化セシウム蒸気とステンレス鋼の反応により化学吸着（ CsFeSiO_4 等）
- ・液相：模擬滞留水

③コンクリートへの Cs 浸透試験及び Cs 吸着・脱離試験

- ・着目点：塗料及びコンクリートの放射線劣化影響、吸着・脱離の塩濃度依存性
- ・試験方法：拡散浸透試験、バッチ式吸着・脱離試験
- ・固相：コンクリート（放射線照射有無、塗料有無）
- ・液相：模擬滞留水（Cl 濃度:200～30,000 ppm）

④砂等への Cs 吸着・脱離試験

- ・着目点：吸着・脱離の塩濃度依存性
- ・試験方法：バッチ式吸着・脱離試験
- ・固相：砂、スラッジ、瓦礫
- ・液相：模擬滞留水（Cl 濃度:200～30,000 ppm）

これらの試験を実施し、評価に必要なパラメータを取得することで、汚染源の特定や核種浸出挙動等の現象理解が進むと期待できる。

第1章の参考文献

- (1) 登坂博行, 伊藤一誠, 蝦原雅之, 稲葉薫, 伊藤彰, 小島圭二, 多成分多相型移流拡散モデルによる包括的な地下水汚染解析, 地下水学会誌, 第38巻第3号, 1996, pp.167-180.
- (2) 森康二, 多田和広, 登坂博行, 岡本修一, 藤原愛, 人工バリアシステムの原位置ガス移行挙動試験における2相流モデリング適用性に関する検討, 2005.
- (3) Tosaka et. al., A General-purpose Terrestrial Fluids/Heat Flow Simulator for Watershed System Management. IAHR International Groundwater Symposium 2010, 2010.
- (4) 田中幸久, 廣永道彦, 森敦史, 放射性廃棄物処分施設へのガス移行解析コードの適用性に関する研究 — 気液2相流解析コードの選定と適用 —, 電力中央研究所研究報告 N09003, 2009.
- (5) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 — 地層処分研究開発第2次取りまとめ — 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 1999.
- (6) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 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, 2005.
- (7) 長澤 寛和, 武田聖司, 木村英雄, 佐々木利久, 人間侵入に関する安全評価手法の開発その1 —ボーリングシナリオを対象としたデータベースの整備— (受託研究), JAEA-Data/Code 2010-018, 2010.
- (8) 環境省自然環境局, 温泉資源の保護に関するガイドライン (改訂), 2014.
- (9) 東京電力株式会社, 1号機タービン建屋滞留水処理について (2015年7月10日) (2015) http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/osensuitaisaku/committee/rikugawa_tusk/pdf/150710_01c.pdf
- (10) 東京電力ホールディングス株式会社, 実施計画Ⅲ章第26条変更について (建屋に貯留する滞留水管理の除外項目追加) (2017) <http://www.nsr.go.jp/data/000179039.pdf>
- (11) 東京電力株式会社, 福島第一原子力発電所3号機原子炉格納容器 (PCV) 内部調査の実施結果について (2015) http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/roadmap/images/151030_09-j.pdf
- (12) 東京電力ホールディングス株式会社, 1号機タービン建屋滞留水処理について (2016年5月10日) (2016) http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/osensuitaisaku/committee/rikugawa_tusk/pdf/160510_01e.pdf
- (13) 稲垣健太, 園田健, 尾形孝成, Serrano-Purroy, D., Glatz, J. -P., Rondinella, V. V., “シビアアクシデント後の破損・熔融燃料の安定性に関する研究—TMI-2 熔融デブリ試料と使用済燃料試料からの核種浸出傾向の把握—,” L15006, 電力中央研究所 (2016).
- (14) Akers, D. W., and Johnson, D. A., (1984). “TMI-2 Core Debris-Cesium Release/Settling Test,” GEND-INF-60-Vol. 3, EG and G Idaho, Inc. (1984).
- (15) Grambow, B., and Mostafavi, M., “State of Fukushima Nuclear Fuel Debris Tracked by Cs137 in Cooling Water,” Environmental Science: Processes & Impacts, **16**(11), 2472-2476 (2014).
- (16) Collins, E. D., Campbell, D. O., King, L. J., Knauer, J. B., and Wallace, R. M., “Development of the Flowsheet Used for Decontaminating High-Activity-Level Water,” The Three Mile Island Accident,

- Diagnosis and Prognosis, ACS Symposium Series No. 293, 212-227, American Chemical Society (1986).
- (17) Holton, W. C., Negin, C. A., and Owrutsky, S. L., "The Cleanup of Three Mile Island Unit 2, A Technical History: 1979 to 1990," EPRI NP-6931, Electric Power Research Inst. (1990).
- (18) Baston, V. F., Hofstetter, K. J., and Ryan, R. F., "A Comparison of Measured Radionuclide Release Rates from Three Mile Island Unit-2 Core Debris for Different Oxygen Chemical Potentials," Nuclear Technology, **76**(3), 377-389 (1987).
- (19) Hofstetter, K. J., and Baston, V. F., "Water Chemistry," The Three Mile Island Accident, Diagnosis and Prognosis, ACS Symposium Series No. 293, 108-123, American Chemical Society (1986).
- (20) Pincock, L., and Hintze, W., "Stability of Molten Core Materials," INL/EXT-12-27136 Rev. 1, Idaho National Laboratory (2013).
- (21) 日本原子力研究所東海研究所 TMI-2 の事故調査翻訳グループ, TMI-2 の事故調査・復旧に関する成果と教訓; ニュークリア・テクノロジー誌 TMI 特集号の紹介, JAERI-M 93-111 (1993)
- (22) 日本原子力研究開発機構, 原子力機構の研究開発成果 2013 (2013)
- (23) 東京電力ホールディングス株式会社, 建屋滞留水処理の進捗状況 (前回頂いたコメント回答・最新状況報告) (2017)
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2017/images1/handouts_170127_02-j.pdf
- (24) 技術研究組合 国際廃炉研究開発機構/日本原子力研究開発機構、廃棄物試料の分析 1号機原子炉建屋5階瓦礫・1号機タービン建屋地下1階スラッジ・多核種除去設備 HIC スラリー (2016)
irid.or.jp/wp-content/uploads/2016/09/20160929.pdf

2. 燃料デブリ特有の特性を踏まえた シナリオ設定及び予察的解析

2. デブリ固有の特性を踏まえたシナリオ検討

2.1 はじめに

平成 27 年度⁽¹⁾は、従来の再処理した使用済燃料をガラス固化した廃棄体を地層処分する場合との違いという観点から、以下に関する燃料デブリ固有の特性・事象について国内外の既往の実験的及び解析的研究から得られる情報（諸外国における直接処分の既往研究の情報を含む）の調査・検討を行った。

- ・海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響
- ・処分場閉鎖後 10 万年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動
- ・水の放射線分解等によるガス発生
- ・容器内外での臨界の発生

これらのうち、仮想デブリからの核種溶出、放射線による人工バリア材の劣化、処分場閉鎖後 10 万年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動、廃棄体からの発熱、海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響に対しては、可能な限り既往情報等による定量的な検討を行い、そして、解析などの結果を踏まえ、燃料デブリの処分の安全性を著しく損なう可能性のある人工バリアの設計を含む条件や天然バリアにおける事象を抽出した。

また、水の放射線分解等によるガス発生については、平成 27 年度に評価したガス発生量の時間変化をもとに、処分環境でのガス移行に関する評価を行い、緩衝材近傍での流速の変化について影響を検討した。容器内外での臨界可能性に対しては、平成 27 年度の解析結果を受け、容器内ではガラス固化体キャニスタに相当する直径 42cm とする場合の中性子吸収材あるいは劣化ウランを混合させた場合の臨界解析を行った。容器外については、平成 27 年度の解析結果を受け、1 点に濃集しない地下水流速、花崗岩を対象とした臨界重量の算出、3 次元的な広がりを持つ濃集体系の検討を定量的に行った。

燃料デブリの処分において安全性への影響が懸念される特性及びその影響の連鎖（シナリオ）、あるいは排除できる条件を抽出した。

以下に、検討内容について記述する。

2.2 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響

2.2.1 概要

昨年度に引き続いて、海水成分及びセメント成分が廃棄体に混入するいくつかのシナリオを設定し、各シナリオについていくつかの計算ケースを設けて人工バリア変質解析コード MC-BUFFER で 10 万年間の人工バリアの変遷を解析した。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオを抽出した。

2.2.2 シナリオの設定

①海水成分もセメント成分もデブリに混入しないシナリオ、②MCCI 生成物が混入するシナリオ、③MCCI 生成物と海水成分が混入するシナリオ、④MCCI 生成物とセメントと海水成分が混入するシナリオを設定した。セメントと海水成分はデブリが淡水注入で冷却されている期間が長期にわたっていることから、混入量は多くない可能性があり、計算ケース設定において留意することにした。今年度想定する燃料デブリ（昨年度とりまとめた「仮想燃料デブリ H27」）は廃棄体の臨界管理の観点から半径が 11.8 cm に縮小されている（昨年度の解析で想定した「仮想燃料デブリ ver.1」では 17.8 cm）。それに伴い、廃棄体 1 本あたりの発熱量は昨年度の解析よりも低くなるため、温度条件については地温(47℃)一定を主に想定する。MCCI 生成物だけでなく、コンクリートもデブリに混入する可能性があるため、MCCI 生成物とセメントが混入するシナリオを設定した。

2.2.3 計算ケースの設定

4 つのシナリオについて、降水系地下水と海水系地下水等を考慮して、具体的に表 2.2-1 に示す 13 の計算ケースを設定した。MCCI 生成物の割合は 15 wt%、セメントの割合は 5 wt%、海水成分の混合割合は 1/50 に設定し、それらを 1/2, 1/4 にした計算ケースも設定した。海水成分の混合割合 1/50 は、オーバーパック破損直後にオーバーパック内部が冠水しその水の組成が海水を 50 倍に希釈した組成になるという設定である。

表 2.2-1 海水成分、セメント成分等の影響解析の計算ケース一覧

シナリオ	ケース	地下水質特性	温度 [°C]	MCCI生成物の割合[%]	セメント成分の割合[%]	海水成分の割合 [海水=1]	OP破損 [年]	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm³]	混合率 [Bnt. : Qtz.]	支保工厚さ [cm]
①	P1	降水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	P2			15	0	0					
③	P3			15	0	1/50					
④	P4			3.75	1.25	1/200					
	P5			7.5	2.5	1/100					
	P6			15	5	1/50					
④変動	P7		100~47	15	5	1/50					
①	S1	海水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7 : 3	60
②	S2			15	0	0					
③	S3			15	0	1/50					
④	S4			3.75	1.25	1/200					
	S5			7.5	2.5	1/100					
	S6			15	5	1/50					

2.2.4 モデル

平成 27 年度は MCCI 生成物としてその存在が推定されている anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$, 灰長石) 及び wollastonite (CaSiO_3 , 珪灰石)を平衡論で溶解・生成する固相として加えた新しい鉱物モデルを使用した。これらの鉱物は人工バリア環境下で生成することが確認されておらず、本来は鉱物モデルにいれてはいけない鉱物である。しかし、平衡論で一方向的に溶解し、従来の鉱物モデルと矛盾しないことを期待して H27 年度は鉱物モデルに加えた。結果的に wollastonite が支保工中で生成する計算結果となり、既往の鉱物モデルと矛盾してしまうこととなった。このような場合の解決策として、

- ・生成反応の $\log K$ を小さい値に変更する
- ・速度論で溶解する固相として設定し直す
- ・鉱物モデルから削除し、化学組成の同じ別の鉱物群で代替しておく

のような方法が考えられる。ここでは anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$)を 0.5 laumontite ($\text{Ca}_{0.5}\text{AlSi}_2\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) + 0.5 portlandite ($\text{Ca}_{0.5}\text{OH}$) + gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$)で、wollastonite を C-S-H(1.0) (CaSiO_3)でそれぞれ代替することとした。

その他のモデルについては MC-BUFFER の標準的なモデルを用いたのでここでは割愛（4 章に記載）することとする。

2.2.5 評価結果と考察

廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の鉱物の空間分布を図 2.2-1 に示した。昨年度行った類似の計算ケースの結果に近い分布を示しているが、昨年度の計算結果に見られた wollastonite の生成による局所的な間隙率の低下は見られない。

図 2.2-2 に示すように、降水系では廃棄体への混入なしの標準ケース(P1)と混入ありのケース(P2～P6)とで全般的に混入ありのケースの方が有効モンモリロナイト密度の低下が速くなった。同じ割合の MCCI が混入するケース間(P2, P3, P6)で比較すると、違いはほとんどなかった。MCCI、セメント、海水の各成分比を一定にして混入率を変えたケース間(P4, P5, P6)で比較すると、混入率が多いケースほど系統的に有効モンモリロナイト密度が速く低下した。有効モンモリロナイト密度の低下の速いケース(P2, P3, P6)では 2 万年以降で pH が高い時間が長かった。4 万年以降の Eh はほぼ同じ値になった。これらの傾向は、昨年度の計算でも見られた。

図 2.2-3 に示すように、海水系では廃棄体への混入なしの標準ケース(S1)と混入ありのケース(S2～S6)とを比較すると、混入ありのケースの方が有効モンモリロナイト密度の低下が遅くなった(昨年度と異なる傾向)。ただし、混入ありのケース間については差が非常に小さかった。同じ割合の MCCI が混入するケース間(S2, S3, S6)で比較すると、有効モンモリロナイト密度の低下は、ほぼ同じとなった (pH、Eh、間隙水、固相組成も同様)。MCCI、セメント、海水の各成分比を一定にして混入率を変えたケース間(S4, S5, S6)で比較すると、混入率の高いケースで僅かに低下が遅くなる傾向が見られた。pH、Eh については、混入ありの全ケースで S1 よりも、およそ 1 万年以降で pH は低く、Eh は高く推移していた。混入ありのケースで有効モンモリロナイト密度の低下が遅かったのは、低い pH によるものと考えられる。

温度一定のケース(P6)と温度変遷($100^\circ\text{C} \sim 47^\circ\text{C}$)があるケース(P7)との比較では、昨年度の結果と同様に、P7 の方がごく初期に有効モンモリロナイト密度が大きく低下するものの、その後の低下速度は、P6 よりも小さくなる結果となった (図 2.2-4)。この原因も昨年度の結果と同様に、緩衝材の支保工側の境界の間隙率が 1,000 年程度以降、数万年にわたり長期間非常に小さい状態が維持され、支保工中のアルカリ成分が緩衝材に供給されにくかったためと推察される。

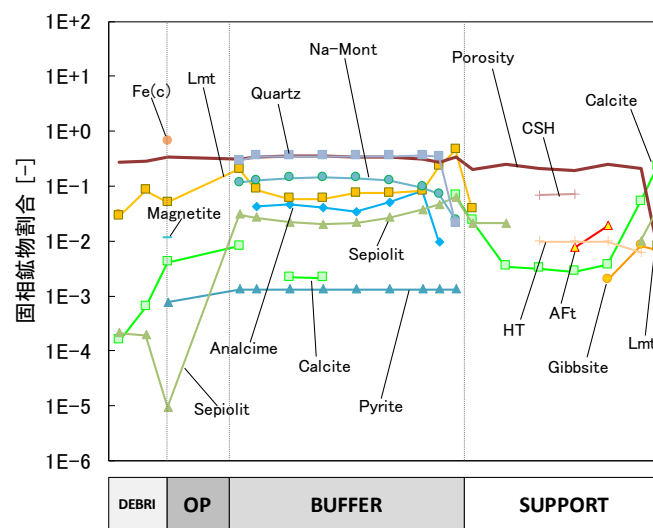


図 2.2-1 廃棄体中に MCCI 生成物、セメント、海水成分が混入するケース(P6)の 1 万年後の鉱物の空間分布

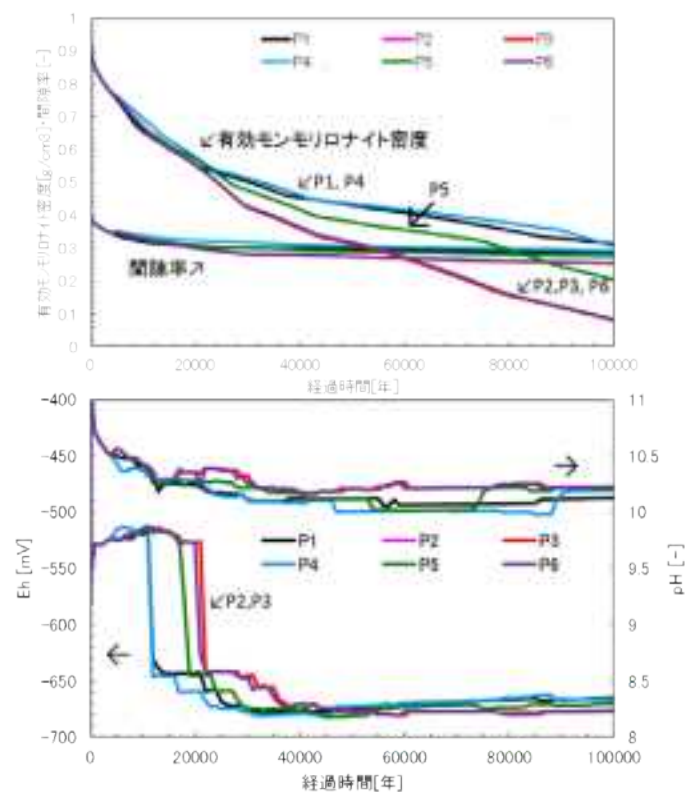


図 2.2-2 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

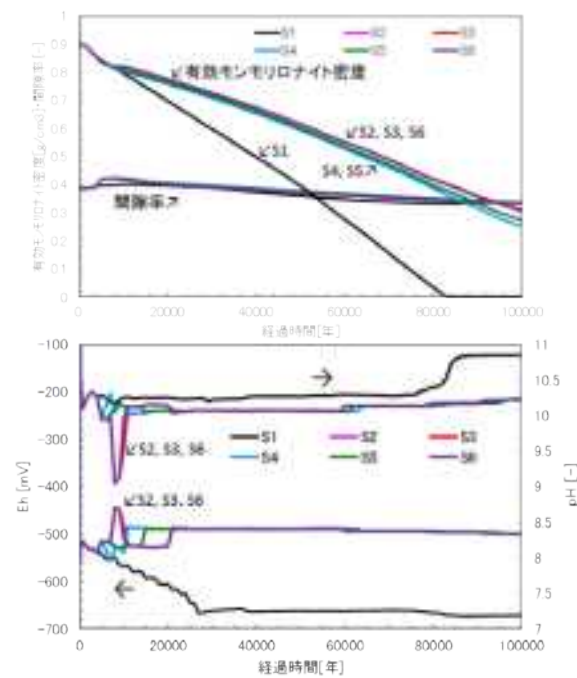


図 2.2-3 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（海水系地下水条件）。有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

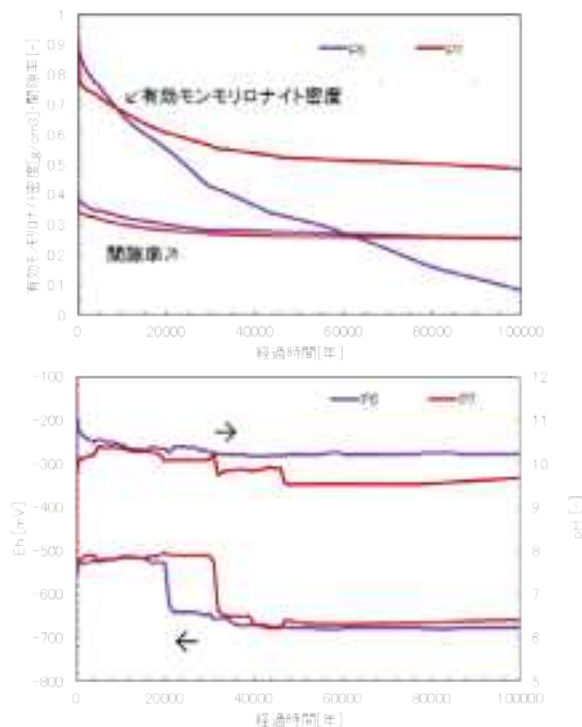


図 2.2-4 海水成分、MCCI 生成物、セメントの影響解析結果（降水系地下水条件）。温度一定の場合と温度の経時変化を考慮した場合の有効モンモリロナイト密度、間隙率、pH、Eh の 10 万年間の変遷。

2.2.6 まとめ

海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響を解析した結果において、安全性への影響が懸念される特性・事象として

- ・有効モンモリロナイト密度の低下による緩衝材の性能低下
 - ・緩衝材中間隙水の pH、Eh、イオン強度などの化学的特性の変化
- が見られた。これらの特性・事象の要因となる条件として、
- ・緩衝材、支保工の境界等で発生する間隙率の大きな低下
 - ・廃棄体の発熱に伴う緩衝材の温度変遷
 - ・周辺地下水組成
 - ・デブリへの MCCI 生成物の混入

があると考えられた。

MCCI 生成物の混入は人工バリアの変遷に影響があると考えられた。また海水成分の混入の影響は、地下水が降水系か海水系かの違いの影響と比べて軽微であると考えられた。

2.3 水の放射線分解等によるガス発生

2.3.1 背景・目的

放射性廃棄物の地層処分における安全評価では、施設内で種々の要因によって発生するガスのバリア性能への影響が検討されている（第2次取りまとめ, 1999⁽¹⁾⁽²⁾; Rodwell et al., 1999⁽³⁾; Rodwell, 2000⁽⁴⁾; Rodwell et al., 2003⁽⁵⁾; 第2次 TRU レポート, 2005⁽⁶⁾; 原環センター, 2015⁽⁷⁾）。一般に、地層処分の文脈におけるガス発生の要因とその主なガスの種類として、還元性環境下における金属の嫌氣的腐食による水素ガス、有機物の微生物分解によるメタン及び二酸化炭素、水の放射線分解による水素ガス、が挙げられる。

これらの発生したガスによる影響として、ヨーロッパを中心としたガス発生・移行に関する国際プロジェクト (joint EC (DG XH) and NEA project: Rodwell et al., 1999⁽³⁾, FORGE: Shaw, 2015⁽⁸⁾) では、廃棄物容器の加圧、地下水フラックスへの影響、母岩の物質移行特性への影響、処分場の埋め戻し材及びシール材への影響、放射性ガスの放出といったことが懸念されている。ガス発生が処分システムの長期安全性に与える影響として懸念されていることとして、人工バリアとして低透水性材料、つまり、ベントナイト緩衝材を使用する場合には、その透気性も非常に低いため、廃棄体から発生したガスが施設内に蓄積し、その蓄圧によって人工バリアや周辺岩盤が力学的な損傷を受ける可能性があること、放射性核種に汚染された間隙水が押し出されて直ちに施設外へ流出する可能性や、放射性核種を含むガス（放射性ガス）が地表に到達し直接的被ばくをもたらす可能性もあることから、HLW や TRU 廃棄物などの放射性廃棄物処分の安全評価では、ガス発生の影響を定量的に評価することが重要であるとされる（藤山ほか, 2008⁽⁹⁾）。

HLW の地層処分におけるガス影響評価に関しては、第2次取りまとめ⁽¹⁾⁽²⁾において、炭素鋼オーバーパックスの嫌氣的腐食により発生する水素ガスが支配的であると評価されており、溶存水素の拡散移行評価及びガス移行挙動評価により、核種移行への影響はほとんどないものと評価されている。具体的には、溶存水素の拡散解析において、溶存水素ガスの緩衝材中での拡散速度と腐食による水素ガスの発生速度とを比較したところ、保守的な平均腐食速度 0.01 mm/y (10 $\mu\text{m}/\text{y}$) を用いる場合にはガス蓄積の可能性も否定できないものの、腐食速度が経時的に低下する傾向があり⁽¹⁰⁾、2年を超える腐食試験では 0.005 mm/y 以下の平均腐食速度が得られていることを考慮すれば、ガス蓄積の可能性は考えにくいものとされた。また、ガス蓄積が起るとされる保守的な平均腐食速度 0.01 mm/y を想定したガス移行解析でも、ガス発生による間隙圧への寄与は小さく、ガスが岩盤側部へ侵入した後も緩衝材のほとんどが飽和状態のままガスが移動するという結果が得られ、炭素鋼オーバーパックスの腐食により発生する水素ガスは、緩衝材や岩盤の構造力学的安定性や核種移行に影響を与えないと判断された。

燃料デブリの地層処分におけるガス影響評価に関しては、第2次取りまとめ⁽²⁾と同様な処分概念（廃棄体をオーバーパックス容器に格納し、その周りをベントナイト系緩衝材で取り囲む処分方法）を前提とすると、燃料デブリに含まれる α 核種の除去やガラス固化等の処理がなされず、水も十分に除去されないまま処分された場合に、オーバーパックス内側では、処分直後から、水の放射線分解等により発生する水素ガスが蓄積し、内圧が上昇することによって、オーバーパックスが腐食寿命よりも早く破損する可能性が懸念される。そこで、平成27年度の評価⁽¹¹⁾では、オーバーパックス内部での水の放射線分解等にガス発生に伴う圧力上昇を胴の計算厚さから求めた設計圧力（約 55 MPa）と比較した結果、残存する水の量は有限であるため、燃料デブリ体積の5%程度の水（1L程度）かつ廃棄体容器内のデブリ充填率が90%以下（空隙率10%以上）であれば、ガスによる蓄積圧力は約 14 MPa となるため、早期破損の可能性は低く、また、残存する水の量がそれ以上となる場合であっても、デブリ充填率をコントロールすることで、オー

バーパック内側のガス蓄圧による早期破損の可能性は十分に低減することができることを示した。一方、オーバーパック外側でのガス発生に着目し、オーバーパックと緩衝材の界面にガス蓄積が生じるかどうかを検討するため、ガス発生速度と溶存水素の拡散移行速度を比較したところ、オーバーパック破損後には、オーバーパックの腐食によるガス発生に加え、燃料デブリ中の α 核種と水の再接触に伴う放射線分解によるガス発生が加わるため、HLWよりも多くのガスが発生することもあり、ガス蓄圧の可能性が示唆された。したがって、ガス蓄圧による間隙水押出しの可能性についてガス移行解析により検討する必要があるものと判断された。

そこで、本年度では、燃料デブリの特性を踏まえて、最新の知見に基づくガス移行モデルやガス移行パラメータを用いて、ガス移行解析を行い、ガス蓄圧による間隙水押出しへの影響について、予察的な評価を行った。また、解析結果に基づき、想定されるガス影響シナリオの検討を行った。なお、燃料デブリの地層処分に関して、その処分概念は現状において未定であるため、平成27年度の評価⁽¹¹⁾と同様に、第2次取りまとめ⁽¹⁾⁽²⁾のようなHLWの処分概念を参考にした。

2.3.2 解析の前提

燃料デブリの地層処分に関しては、その処分概念は現状において未定であるため、第2次取りまとめ⁽¹⁾⁽²⁾におけるHLWの処分概念及び評価方法を参考に、ガス移行評価を行うものとした。

第2次取りまとめ⁽¹⁾及びそのガス影響評価の元となっている棚井ほか(1999)⁽¹²⁾では、先述したように、溶存水素の拡散移行解析結果から、保守的な平均腐食速度0.01 mm/y (10 μ m/y)を想定した場合には、炭素鋼オーバーパックの腐食によって発生する水素ガスが、オーバーパックと緩衝材の界面に蓄積される可能性があることから、2相流解析コード(TOUGH2⁽¹³⁾)を用いて、ガス移行解析が実施された。その解析では、硬岩系岩盤モデル(深度:1,000 m、処分形態:処分坑道横置き方式)及び軟岩系岩盤モデル(深度:500 m、処分形態:処分坑道縦置き方式)を検討対象として、間隙圧力、水及びガスの飽和度、間隙水の排水量などが求められ、ガス発生が処分システムに及ぼす影響が検討された。棚井ほか(1999)⁽¹²⁾では、廃棄体の発熱を考慮した場合と考慮しない場合で解析が行われ、熱を考慮した場合には、熱を考慮しない場合に比べて、間隙圧力が高くなる結果(最大差圧は、硬岩系岩盤で3.3 MPa、軟岩系岩盤で4.0 MPa)であり、初期間隙圧力にする上昇割合は、それぞれ40%程度、90%程度)となったが、このような間隙圧力上昇の原因として、TOUGH2コードでは、温度上昇による間隙水及びガスの体積膨張を考慮しているのに対して、構造体の熱膨張を考慮していないため、温度膨張した間隙水が間隙内に閉じ込められ過剰な間隙圧力となって評価されたものと考えられた。そのため、発熱の影響が小さくなる30年以降や熱を考慮しない場合には、間隙圧力の上昇割合は初期間隙圧力の10%以下であることから、ガス発生による人工バリアへの構造力学的影響はほとんどないものと判断された。同様に、緩衝材から岩盤へ押し出される排水量に関しても、熱の影響がある場合には、比較的大きな排水速度(硬岩系岩盤で 1×10^{-2} m/y、軟岩系岩盤で 1×10^{-3} m/y)とはなるものの、通常考えられる地下水流速より小さいこと、また、熱の影響がない場合にはさらに小さく(累積排水量は、硬岩系岩盤において100年間で約180 kg、軟岩系岩盤において250年間で約100kg)であり、そこから算出した平均押し流束はそれぞれ、 6×10^{-5} m/y、 3×10^{-6} m/y)なることから、ガス発生による間隙水の押し流排水量の地下水流速への寄与は小さいものと判断された。

以上より、ここでは、若干累積排水量の大きくなる硬岩系岩盤を対象検討とし、熱の影響に関しては考慮しないものとした。これは、熱の影響を適切に評価するためには、温度上昇による間隙水及びガスの体積膨張を考慮するだけでなく、構造体の熱膨張を考慮する必要があるが、

現状において熱-水理-力学の連成を考慮した解析手法の知見が不足しているからである。なお、平成 27 年度における廃棄体からの発熱の評価⁽¹⁴⁾では、燃料デブリの地層処分において、デブリ廃棄体 1 本あたりの発熱量が、廃棄体の大きさ、各種のデブリ廃棄物に対する処理方法、廃棄体の構造（特に断熱性の高い気体部分の量や分布）などによる不確実性が大きく、今後の知見の蓄積が必要であるものの、平均的なデブリ廃棄体であれば緩衝材中の最高温度は 100℃以下であり、HLW のガラス固化体⁽¹⁾⁽²⁾よりも低いとしている。

次に、解析コードに関して、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか（1999）⁽¹²⁾で用いられた解析コードである TOUGH2⁽¹³⁾は、世界的に使用実績が多く代表的な 2 相流解析コードであるが、ダルシー 2 相流モデルを基礎としたコードであり、ベントナイトのように膨潤性及び可塑性を有する粘土系材料中のガス移行挙動は密度、鉱物組成等によって固有のガス侵入圧力が存在すること（安藤ほか（2005）⁽¹⁵⁾）、透過係数がガス圧力によって変化することなどから、粘土系材料中のガス移行挙動は従来の連続媒体気液 2 相流モデルでは正しく模擬されないことが指摘されている（Horseman et al., 1997⁽¹⁶⁾; Rodwell et al., 2003⁽⁵⁾; 第 2 次 TRU レポート, 2005⁽⁶⁾）。

そのため、第 2 次 TRU レポート⁽⁶⁾及びそのガス影響評価の元となっている安藤ほか（2005）⁽¹⁵⁾では、連続媒体気液二相流モデルを基本としながらも、卓越流路の形成及びガス圧力による透過性の変化を反映するため、圧力の変化による透過係数の変化に対するモデルの導入、Kozeny-Carman モデルに breakthrough/shut-in 再現モデルを組み合わせたモデル（Tanai et al., 2003⁽¹⁷⁾; 棚井・山本, 2004⁽¹⁸⁾）を TOUGH2 に組み込んだものを用いて、ガス移行評価を行っている。

しかし、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾は、国内外で検討されているガス移行解析コードに対して、ベントナイトを用いた人工バリア中のガス移行挙動評価に対して適用性を評価しており、棚井らにより改良された TOUGH2⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾（以下、「改良型 TOUGH2」という。）に関して、パラメータを適切に設定できれば、緩衝材中のガス移行挙動を適切に再現可能であるが、以下の理由より、実施設の挙動予測解析手法としては適用が困難であると指摘している。そこでは、適用が困難である理由として、試行錯誤的にパラメータを設定せざるを得ないこと、ガス流量の急増減少の再現では、ガス流量の急増前後でパラメータセットを変更する必要があること、また、それにはガス流量の急増が生じるタイミングを予め適切に把握しておかなければならないことなどが挙げられている。

その一方で、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾は、GETFLOWS⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾に関して、卓越流路の形成（GETFLOWS ではそれを流路拡張「Pathway Dilation」と呼んでいる）及びガス圧力による透過性の変化を考慮することが可能な間隙損傷モデルを適用することで、実験結果に対してパラメータフィッティングを用いるものの、予め適切に定めたパラメータを用いればガスの侵入開始からガス流量の急増に至るガス移行試験の全過程を通じて試験結果を再現できることから、適用性の高いコードとして選定している。さらに、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾では、GETFLOWS⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾を用いて、種々の条件（供試体密度、ガス加圧速度ならびに供試体高さを変化させたベントナイト試験体、セメント継目試験体ならびに処分施設での透気経路を模擬したセメント継目-ベントナイト複合試験体）で実施された室内実験結果への適用性を検討しており、排水・透気量に関してはいずれの試験結果も概ね良好に表現できることが確認されている。

そこで、本年度におけるガス影響評価では、2 相流解析コードとして、間隙損傷モデルにより流路拡張を考慮することができる GETFLOWS⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾を用いることとし、上記の第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか（1999）⁽¹²⁾で検討対象とされた硬岩系岩盤に対して、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾において実験結果を精度良く再現できたパラメータを適用することで、燃料デブリの地層処分におけるガス移行解析を行うものとした。なお、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾で提示されているパラメ

ータは、実験室スケールでの適用性を確認されたのみであるので、今回の検討対象となっているような実スケールに対して適用可能かどうかの確認は行っていないため、評価結果の解釈には注意が必要である。

2.3.3 解析条件

(1) 解析コード

解析には、多相多成分流体を対象とした汎用地圏流体シミュレータ GETFLOWS (General-purpose Terrestrial fluid-FLOW Simulator)⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾を用いた。

等温状態における水・ガスの2相2成分流体系の質量保存式は、以下に示す水相、ガス相の質量収支式によって記述される。

$$-\nabla \cdot \left(-\rho_w \frac{K_w k_{rw}}{\mu_w} \nabla \Psi_w \right) - \rho_w q_w = \frac{\partial}{\partial t} (\rho_w s \phi S_w) \quad (2.3-1)$$

$$-\nabla \cdot \left(-\rho_g \frac{K_g k_{rg}}{\mu_g} \nabla \Psi_g \right) - \rho_g q_g = \frac{\partial}{\partial t} (\rho_g s \phi S_g) \quad (2.3-2)$$

式中の記号の説明は以下の通りである。

K_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の絶対浸透率(m^2)

k_{rp} ; 流体相 $p(= w, g)$ の相対浸透率(-)

S_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の飽和度(-)

P_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の圧力(Pa)

μ_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の粘性係数(Pa・s)

ρ_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の密度(kg/m^3)

Ψ_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の水理ポテンシャル(Pa)

ϕ ; 有効間隙率(-)

q_p ; 流体相 $p(= w, g)$ の生成・消滅量($m^3/m^3/s$)

t ; 時間(s)

w, g ; 流体相 (それぞれ水相、ガス相) を識別する添え字を示す

水相、ガス相の流体ポテンシャルは、それぞれ次式で表される。

$$\Psi_w = P_w + \rho_w g Z \quad (2.3-3)$$

$$\Psi_g = P_g + \rho_g g Z \quad (2.3-4)$$

ここに、 Z は基準面からの標高(m)、 g は重力加速度(m/s^2)である。基礎方程式中の未知量に

は P_g 、 S_w をとり、他のパラメータは等温状態を仮定して以下のような関数として扱う。

$$P_c = P_c[S_w] = P_g - P_w \quad (2.3-5)$$

$$\phi = \phi[P_g] = \phi_0(1 + C_r(P_g - P_0)) \quad (2.3-6)$$

$$k_{rp} = k_{rp}[S_w] \quad (2.3-7)$$

$$B_p = B_p[P_p] \quad (2.3-8)$$

$$\rho_p = \rho_p[P_p] = \rho_{ps}/B_p[P_p] \quad (2.3-9)$$

ここに、 P_c は水-ガス系の毛細管圧力(Pa)であり、式中の $k_{rp}[S_w]$ などは k_{rp} が S_w の関数であることを意味している。また、 C_r は固相圧縮率(1/Pa)を、 ϕ_0 は標準状態における間隙率(-)を、 P_0 は標準状態における圧力(Pa)を示す。

数値解法における空間離散化は、複雑な地形起伏や地盤物性分布を、完全三次元格子を用いて表現可能な積分型有限差分法 (Integral Finite Difference Method: IFDM) を用いている。格子形状には、コーナーポイント型差分格子と呼ばれる多面体形状を用いることができ、それぞれの格子体積および隣接格子間の浸透率を正確に評価することができる。

(2) 流路拡幅と浸透率の圧力依存性

廃棄体からのガス発生等により緩衝材などの媒体中の間隙圧力が上昇する場合、間隙水やガスの排出量が急増することが知られており、それは空隙が拡幅し浸透率が増加したためであると解釈されている⁽¹⁹⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾。そのため、GETFLOWS では、緩衝材における流路拡幅 (Pathway Dilation) を、以下に示す空隙損傷モデルによって表現する⁽²¹⁾⁽²²⁾。

$$(P_g \leq P_w + P_s) \quad \phi = \phi_0(1 + C_r(P_g - P_0)) \quad (2.3-10)$$

$$K = K_0$$

$$(P_g > P_w + P_s) \quad \phi = \phi_0(1 + C_r(P_s - P_0) + FC_r(P_g - P_s)) \quad (2.3-11)$$

$$K = CK_0(\phi/\phi_0)^{n_{PD}}$$

P_g : ガス相の圧力(Pa)

P_w : 水相の圧力(Pa)

P_s : 流路拡幅の圧力判定閾値(Pa)

ϕ : 有効間隙率(-)

ϕ_0 : 標準状態における間隙率(-)

C_r : 固相圧縮率(1/Pa)

P_0 : 標準状態における圧力(Pa)

K : 絶対浸透率(m^2)

K_0 : 初期の絶対浸透率(m^2)

F 、 C 、 n_{PD} : 空隙損傷モデルパラメータ(-)

ここで、 C 、 n_{PD} は間隙率と透水性を対応づける実験パラメータである。また、流路拡幅が生じる圧力レベル P_s は時々刻々と変化する応力状態に追随させるパラメータであり、ベントナ

イト・岩盤間やベントナイトブロック間等の材料界面の特性や不均質性に応じて、実験的に求められるものと考えられている⁽²¹⁾。なお、GETFLOWS では、流動・応力の完全連成解析ではないので、 P_g は各地点上載圧を考慮して陽的に与えられている⁽²¹⁾。

空隙損傷モデルは、ガス透気時の上流側のガス相圧力が、下流側の水相圧力と圧力閾値（膨潤圧）の和を超えた際に流路拡幅が起り、間隙率と絶対浸透率が増加するものである。流路拡幅前後の間隙率と絶対浸透率の変化イメージを図 2.3-1 に示す。

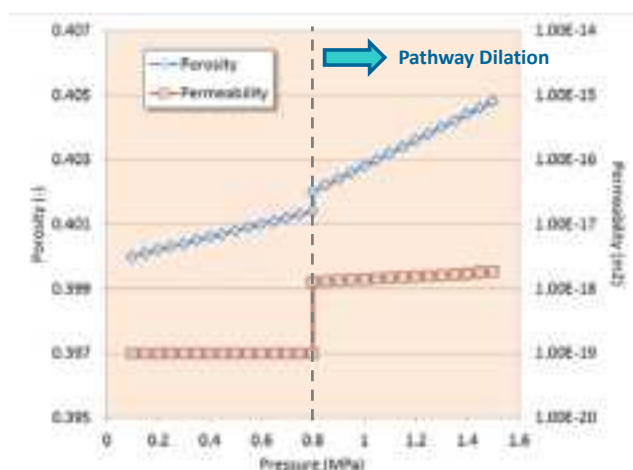


図 2.3-1 流路拡幅前後の間隙率と絶対浸透率の変化イメージ

(3) 解析モデル

上記の通り、本解析では、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか（1999）⁽¹²⁾における硬岩系岩盤（処分深度：1,000 m、横置き方式）をもとにしたガス移行解析モデル概念図を図 2.3-2 に示す。硬岩系岩盤の場合、オーバーパックが坑道の中心に一定間隔で横置きされる状態を考え、X-Z 平面座標系とし、解析領域は X 方向が 5 m（処分坑道離間距離 10 m の半分）、Z 方向は 1,200 m とした。なお、GETFLOWS は 3 次元解析コードであるため、棚井ほか（1999）⁽¹²⁾と同様に、奥行を 3.5 m と仮定して解析を行った。また、廃棄体から緩衝材にかけての人工バリア領域は、横置き方式の場合、実際には円形状となるため、図 2.3-3 に示すように人工バリア領域を円形近似した。同図には間隙圧力及びガス飽和度の経時変化を観測する評価点も合わせて示した。ここで、GETFLOWS は差分法を採用しており、空間近似が格子分割で行われるため、湾曲部の再現には限度があることに注意が必要である⁽²³⁾。

処分深度は、地表から炭素鋼オーバーパック中央までの深さとし、オーバーパックと緩衝材の界面でガスが発生することから、緩衝材の最も内側 0.01 m 幅のメッシュをガス発生域とした。

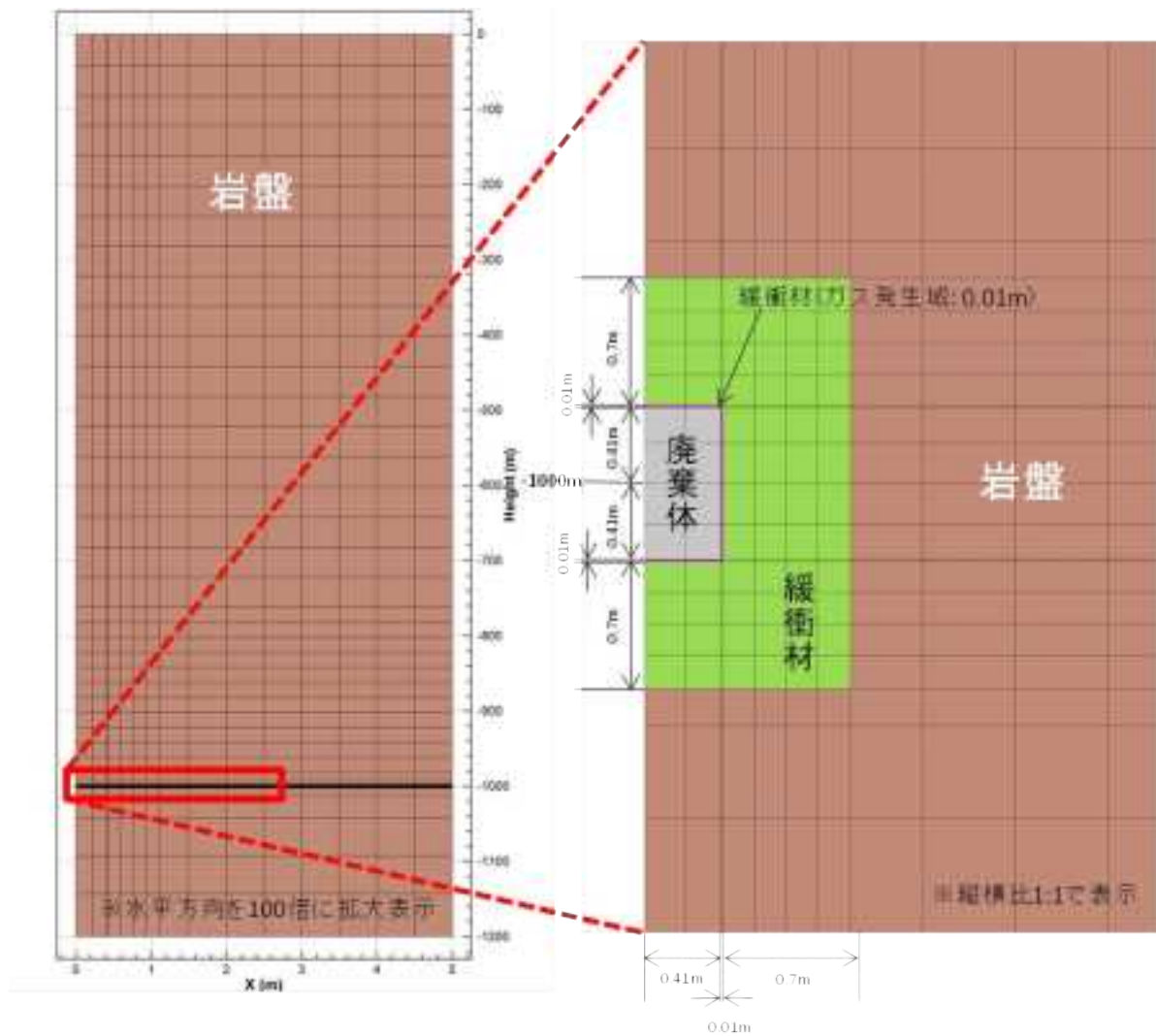


図 2.3-2 ガス移行解析モデル概念図（硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式）

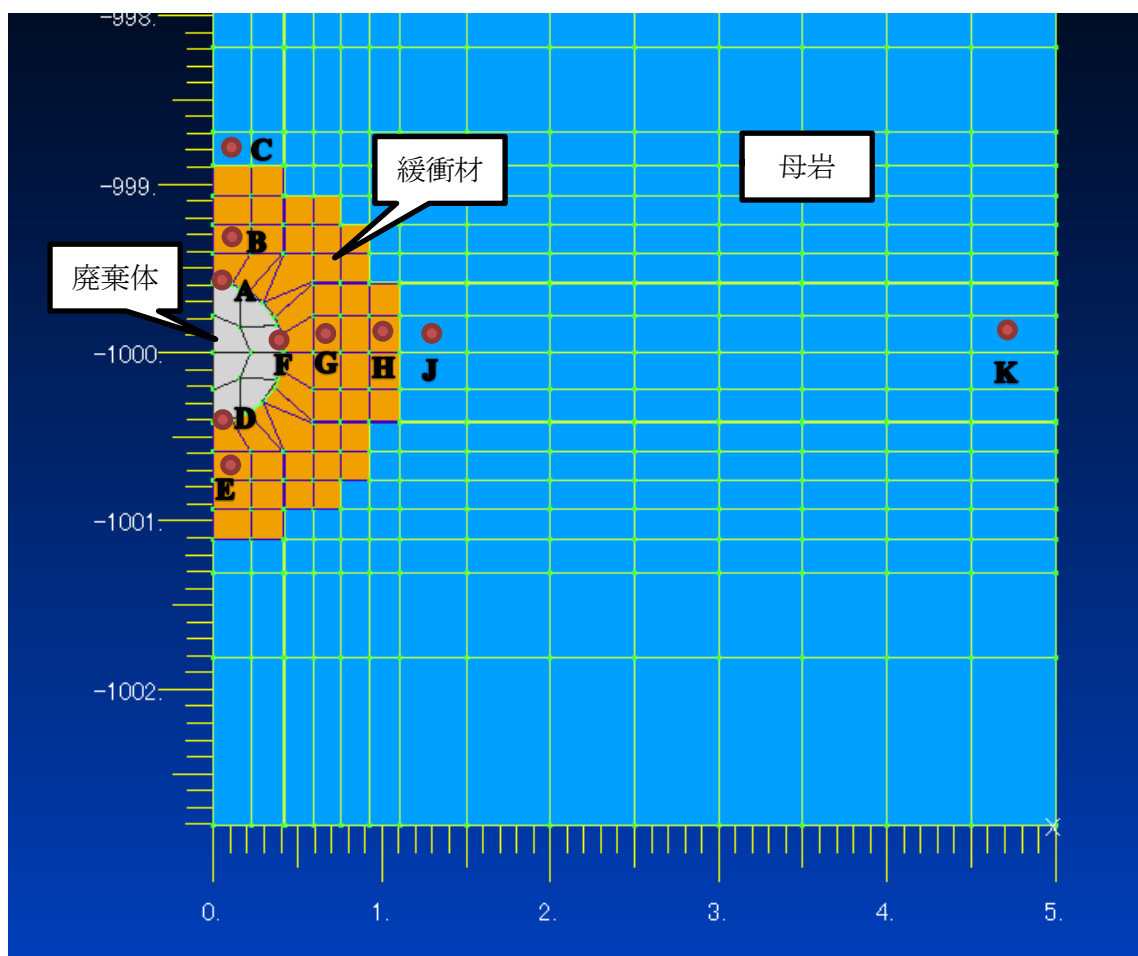


図 2.3-3 人工バリア領域の円形近似（●は評価点を示す）

(4) 初期条件・境界条件

初期条件はガス相圧力を地表面に水位があるとした静水圧とし、完全水飽和状態とした。

境界条件はモデル上面を定圧境界（0.1 MPa），モデル側面は閉境界，モデル底面は定圧境界（地表面に水位があるとした場合の標高-1,200mにおける静水圧）とした。

(5) ガス発生速度

本解析で使用した平成27年度の評価⁽¹¹⁾における燃料デブリのガス発生速度を図 2.3-4に示す。また、本解析では、第2次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか(1999)⁽¹²⁾で使用された HLW のガス発生速度 ($2.3 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{y}$) を使った解析も行っているため、同図には HLW のガス発生速度も併記してある。これにより、ガス移行モデル及びパラメータとして同一のものを使用した上で、HLW と燃料デブリのガス発生速度の違いによる比較を行うことができる。燃料デブリのガス発生速度の最大値は $7.78 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{y}$ であり、HLW の約 3.4 倍である。

燃料デブリのガス発生速度に関しては、オーバーパック（以下、「OP」という。）の破損（4,000年）までは OP 外側の金属腐食のみで、OP 破損後はそれに OP 内側の放射線分解及び金属腐食を加えたガス発生速度となり、金属腐食によるガス発生が停止した（19,000年）後は、OP 内側の放射線分解のみとなる。また、HLW のガス発生速度に関しては、金属腐食によるガス発生が停止する（19,000年）まで、金属腐食によるガス発生が継続するものとした。

なお、本解析では、オーバーパック内側での残留水との反応により処分後初期に発生したガス発生量に関しては、評価に加えていないため、今後は、オーバーパック破損後のガス発生量として加味して評価する必要がある。

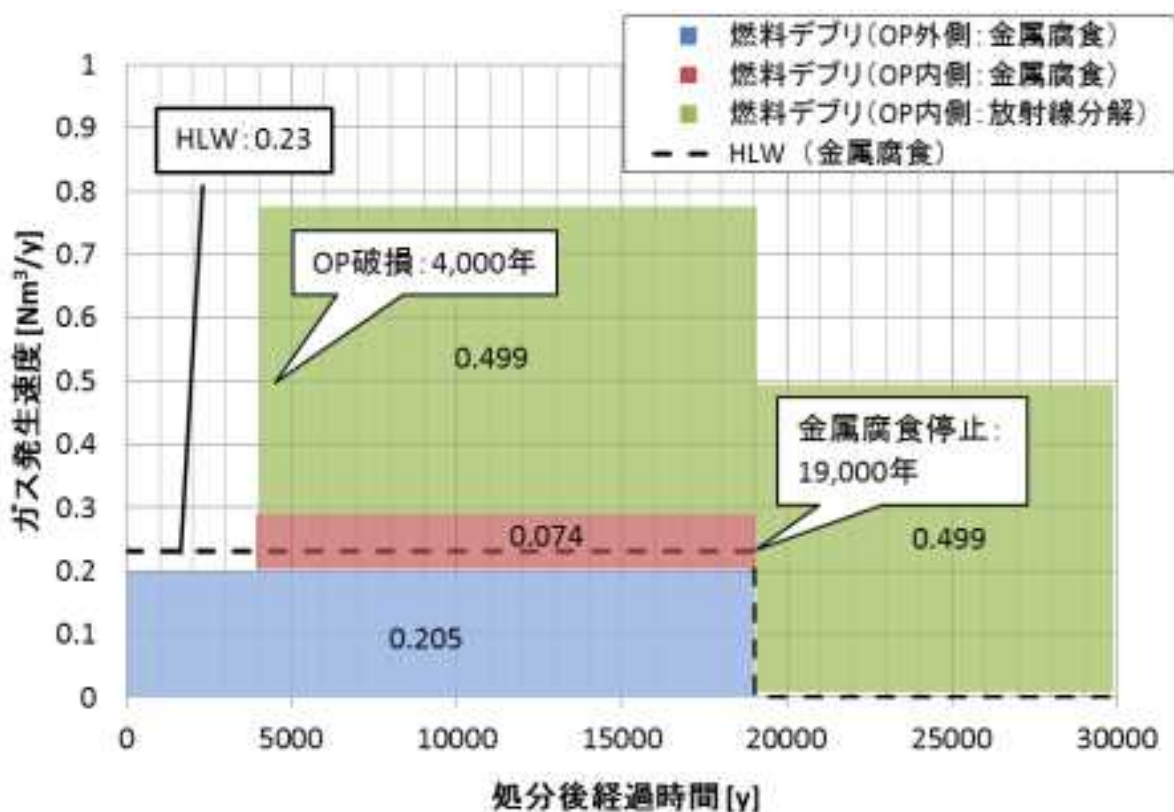


図 2.3-4 燃料デブリ及び HLW のガス発生速度

(6) ガス移行に係るパラメータ

田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾で提示されているパラメータを元に設定した緩衝材に係るガス移行パラメータの一覧を表 2.3-1 に示す。ただし、田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾では、ガスとして水素ではなくヘリウムが対象となっていること、温度の記載はないものの 45℃ではなく室温程度と考えられることを考慮して、ガスを水素、温度を 45℃となるよう修正して設定した。また、GETFLOWS で必要なパラメータとなる流体圧縮率及び粘性係数増加率に関しては、田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾に記載がないため、理科年表⁽²⁴⁾等を参考に後述の通り設定した。なお、本解析において、溶存ガスの拡散移行の影響はガス発生速度に比して小さいと考えられるため、溶存ガスの拡散現象は取り扱わないものとした。

以下では、各パラメータの設定の詳細及び設定根拠、硬岩系岩盤のパラメータ設定について示す。

表 2.3-1 ガス移行に係るパラメータ一覧 (緩衝材)

パラメータ			記号	単位	設定値	設定根拠
基本パラメータ	密度	水	ρ_w	Mg/m ³	0.99021	理科年表 ⁽²⁴⁾
		ガス(水素)	ρ_g	Mg/m ³	7.7E-05	理科年表 ⁽²⁴⁾
	粘性係数	水	μ_w	Pa*s	5.9995E-04	理科年表 ⁽²⁴⁾
		ガス(水素)	μ_g	Pa*s	9.3E-06	理科年表 ⁽²⁴⁾
	絶対浸透率	水	K_w	m ²	3.70E-20	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
		ガス(水素)	K_g	m ²	3.70E-20	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
	初期間隙率		ϕ_0	-	0.479	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
	固相圧縮率		c_r	Pa ⁻¹	3.58E-09	Calder et al. (2006) ⁽²⁵⁾
	流体圧縮率		C_f	Pa ⁻¹	4.50E-10	理科年表 ⁽²⁴⁾
	粘性係数増加率		C_μ	Pa ⁻¹	1.00E-10	粘性の圧力による変化は一般的な解析上無視できる(登坂, 2006) ⁽²⁶⁾
気液2相流モデル	相対浸透率曲線	水	-	-	vGモデル	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
		ガス(水素)	-	-	BCモデル	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
	サクシヨン-飽和度関係曲線		-	-	vGモデル	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾
気液2相流モデルのパラメータ	相対浸透率曲線	残留水飽和度	S_{wr}	-	0.32	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		最大飽和度	S_{ws}	-	1	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		vGモデル係数	n_w	-	5	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		BCモデル係数	n_g	-	2.866	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
	サクシヨン-飽和度関係曲線	残留水飽和度	S_{wr}	-	0.32	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		最大飽和度	S_{ws}	-	0.966	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		ガス侵入圧	P_E	MPa	1.58	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		vGモデル係数	β	-	1.5	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
	空隙率と絶対浸透率の関係に関するパラメータ	浸透比	C	-	1.00E+08	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
		係数	m	-	1	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
空隙損傷に関するパラメータ	空隙変形に係るパラメータ		F	-	2	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる
	空隙損傷が生じる圧力レベル		P_A	MPa	0.91	田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾ 実験データのフィッティングによる

※ 田中ほか (2009) ⁽¹⁹⁾を改変

(a) 基本パラメータ

本解析で初期条件として使用した、流体に係る基本物性パラメータを表 2.3-2 に示す。ここで、先述したように、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾では、ガスとして水素ではなくヘリウムが対象となっていること、温度の記載はないものの 45℃ではなく室温程度と考えられることを考慮して、ガスを水素、温度を 45℃となるよう、修正して設定した。

緩衝材に係る基本物性パラメータは田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾より表 2.3-3 のように設定し、硬岩系岩盤に係る基本物性パラメータを棚井ほか（1999）⁽¹²⁾より表 2.3-4 のように設定した。

表 2.3-2 基本物性パラメータ（流体）

パラメータ		記号	単位	設定値	設定根拠
密度	水	ρ_w	kg/m ³	990.21	理科年表 ⁽²⁴⁾ より：45℃、1 atm
	ガス	ρ_g	kg/m ³	0.077	理科年表 ⁽²⁴⁾ より（水素）：45℃、1 atm に補正
粘性係数	水	μ_w	Pa・s	0.59995×10^{-3}	理科年表 ⁽²⁴⁾ より：45℃、1 atm に補正
	ガス	μ_g	Pa・s	9.3×10^{-6}	理科年表 ⁽²⁴⁾ より（水素）：45℃、1 atm に補正

表 2.3-3 基本物性パラメータ（緩衝材）

パラメータ	記号	単位	設定値	設定根拠
絶対浸透率	K	m ²	3.7×10^{-20}	田中ほか（2009） ⁽¹⁹⁾ より： 電中研実験ケース No.3 データ
初期間隙率	ϕ_0	-	0.479	田中ほか（2009） ⁽¹⁹⁾ より： 電中研実験ケース No.3 データから算出
固相圧縮率	c_r	Pa ⁻¹	3.58×10^{-9}	Calder et al.（2006） ⁽²⁵⁾ を参照

表 2.3-4 基本物性パラメータ（硬岩系岩盤）

パラメータ	記号	単位	設定値	設定根拠
絶対浸透率	K	m ²	4.00×10^{-14}	棚井ほか（1999） ⁽¹²⁾ より
初期間隙率	ϕ_0	-	0.22	棚井ほか（1999） ⁽¹²⁾ より
固相圧縮率	c_r	Pa ⁻¹	2.36×10^{-11}	第2次取りまとめ ⁽¹⁾ の表 4.3.3-7 に記載されているヤング率及びポアソン比から体積弾性率を求め、その逆数として算出

(b) 流体物性：流体圧縮率及び粘性係数の増加率

45℃の等温状態（地表面温度 15℃、地温勾配 3℃/100m より算出）を仮定し、流体物性を圧力に応じて変化させるものとする、水の初期密度 $\rho_w(\text{kg/m}^3)$ 及び粘性係数 $\mu_w(\text{Pa} \cdot \text{s})$ は、以下の式により水圧の関数として取り扱うことができる。

$$\rho_w = \rho_0(1 + C_f(P_w - P_0)) \quad (2.3-12)$$

$$\mu_w = \mu_0(1 + C_\mu(P_w - P_0)) \quad (2.3-13)$$

ρ_0 : 標準大気圧における水の初期密度 (kg/m^3)

C_f : 水の流体圧縮率 ($1/\text{Pa}$)

P_w : 水圧 (Pa)

P_0 : 基準圧力 (Pa)

μ_0 : 標準大気圧における水の初期粘性係数 ($\text{Pa} \cdot \text{s}$)

C_μ : 粘性係数の増加率 ($1/\text{Pa}$)

ここで、水の流体圧縮率は、理科年表⁽²⁴⁾より $0.45 \times 10^{-9}(1/\text{Pa})$ とした。また、水などの液体の粘性は、高圧でなければ圧力によりほとんど影響を受けないことが知られており、一般解析では圧力による粘性変化は無視して差し支えないことから⁽²⁶⁾、粘性係数の増加率は、ほとんど変化が生じない値として $1.0 \times 10^{-10}(1/\text{Pa})$ とした。

また、水素の密度及び粘性係数に関しても上記と同様に圧力に比例するものとし、粘性係数に関してはほとんど変化しないものとした。

(c) 気液 2 相流モデル (水分特性曲線)
 相対浸透率曲線として使用したモデルを以下に示す。

Corey モデル

$$\text{水相} \quad k_{rw} = S_e^4 \quad (2.3-14)$$

$$\text{ガス相} \quad k_{rg} = (1 - S_e)^2 (1 - S_e^2) \quad (2.3-15)$$

Brooks-Corey モデル

$$\text{水相} \quad k_{rw} = S_e^{(2+3m)/m} \quad (2.3-16)$$

$$\text{ガス相} \quad k_{rg} = (1 - S_e)^2 [1 - S_e^{(2+m)/m}] \quad (2.3-17)$$

van Genuchten モデル

$$\text{水相} \quad k_{rw} = S_e^\varepsilon \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right]^2 \quad (2.3-18)$$

$$\text{ガス相} \quad k_{rg} = (1 - S_e)^\gamma \left[1 - S_e^{1/m} \right]^{2m} \quad (2.3-19)$$

S_e : 実効飽和度 (-)

$$S_e = \frac{(S_w - S_{wr})}{(1 - S_{wr} - S_{gr})} = \frac{(S_w - S_{wr})}{(S_{ws} - S_{wr})}$$

S_w : 間隙水飽和度 (-)

S_{wr} : 残留間隙水飽和度 (-)

S_{gr} : 残留ガス飽和度 (-)

S_{ws} : 最大飽和度 (-)

m, n : 間隙径分布係数 (-)

$$m = 1 - 1/n$$

ε, γ : 空隙の連続性を表現するパラメータ (-)

$$\varepsilon = 1/2, \gamma = 1/3$$

サクシヨン-飽和度関係曲線として使用したモデルを以下に示す。

$$\text{van Genuchten モデル} \quad p_c = 1/\alpha [S_e^{\beta/1-\beta} - 1]^{1/\beta} \quad (2.3-20)$$

p_c : サクシヨン (毛管圧力) (Pa)

α : フィッティングパラメータ (Pa^{-1})

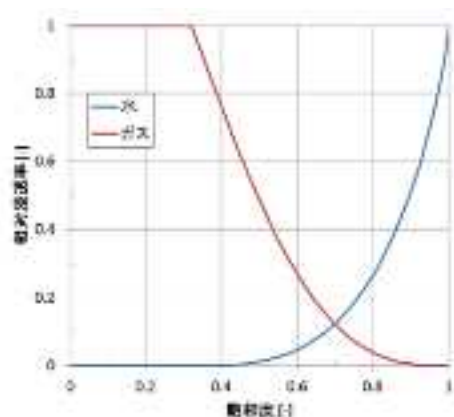
$$\alpha = 1/P_E$$

P_E : ガス浸入圧 (Pa)

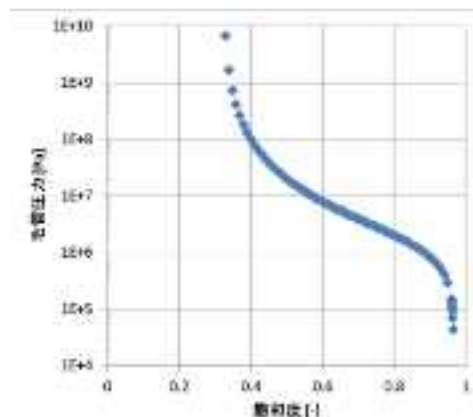
β : 間隙径分布係数 (-)

① 緩衝材

緩衝材に関しては、田中ほか（2009）⁽¹⁹⁾をもとに、水の相対浸透率曲線及びサクシオン-飽和度関係曲線に対して van Genuchten モデル（以下、「vG モデル」という。）を適用し、ガスの相対浸透率曲線に対して Brooks-Corey モデル（以下、「BC モデル」という。）を適用した。使用したパラメータは、表 2.3-1 の通りである。硬岩系岩盤の水分特性曲線を図 2.3-5 に示す。



(a) 相対浸透率曲線

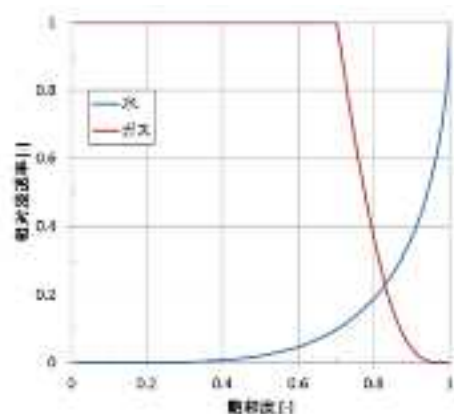


(b) サクシオン-飽和度関係曲線

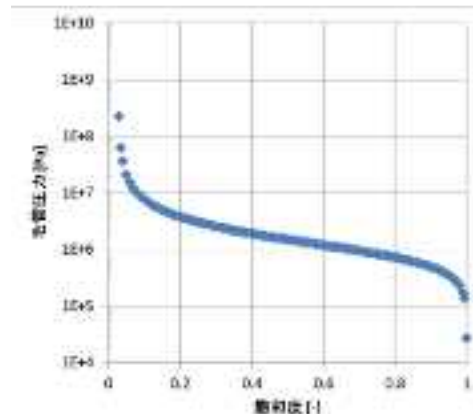
図 2.3-5 水分特性曲線（緩衝材）

② 硬岩系岩盤

硬岩系岩盤に関しては、棚井ほか（1999）⁽¹²⁾をもとに、水の相対浸透率曲線及びサクシオン-飽和度関係曲線に対して vG モデル ($S_{wr}=0.0$, $S_{gr}=0.0$, $n=2.262$, $\alpha=1\times 10^{-6}$ (Pa⁻¹), $\beta=0.558$) を適用し、ガスの相対浸透率曲線に対して Corey モデル ($S_{wr}=0.7$, $S_{gr}=0.02$) を適用した。硬岩系岩盤の水分特性曲線を図 2.3-6 に示す。



(a) 相対浸透率曲線



(b) サクシオン-飽和度関係曲線

図 2.3-6 水分特性曲線（硬岩系岩盤）

2.3.4 解析ケース

本解析における解析ケースを表 2.3-5 に示す。ガス発生速度として、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか (1999) ⁽¹²⁾で使用された HLW に対するガス発生速度と、平成 27 年度の評価⁽¹¹⁾で評価された燃料デブリに対するガス発生速度を設定した。これは、本解析で使用された解析モデル (解析コード) 及びパラメータが、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか (1999) ⁽¹²⁾で使用されたものと異なるため、ガス発生速度の違いのみに着目して比較を行うためである。また、燃料デブリのガス発生速度を使用するケースに関しては、流路拡幅に関するモデルの不確実性を検討するため、流路拡幅を考慮した場合と考慮しない場合を設定した。流路拡幅を考慮しないケースでは、緩衝材中の蓄積圧力が流路拡幅の圧力判定閾値に達しても、流路拡幅が生じないため、流路拡幅を考慮したケースに比べて緩衝材内側での圧力上昇が高くなるケースとして設定した。

表 2.3-5 ガス移行解析における解析ケース

Case	ガス発生速度	流路拡幅の考慮
1	HLW ⁽¹⁾⁽¹²⁾	あり
2	燃料デブリ ⁽¹¹⁾	あり
3	燃料デブリ ⁽¹¹⁾	なし

2.3.5 解析結果

(1) ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり

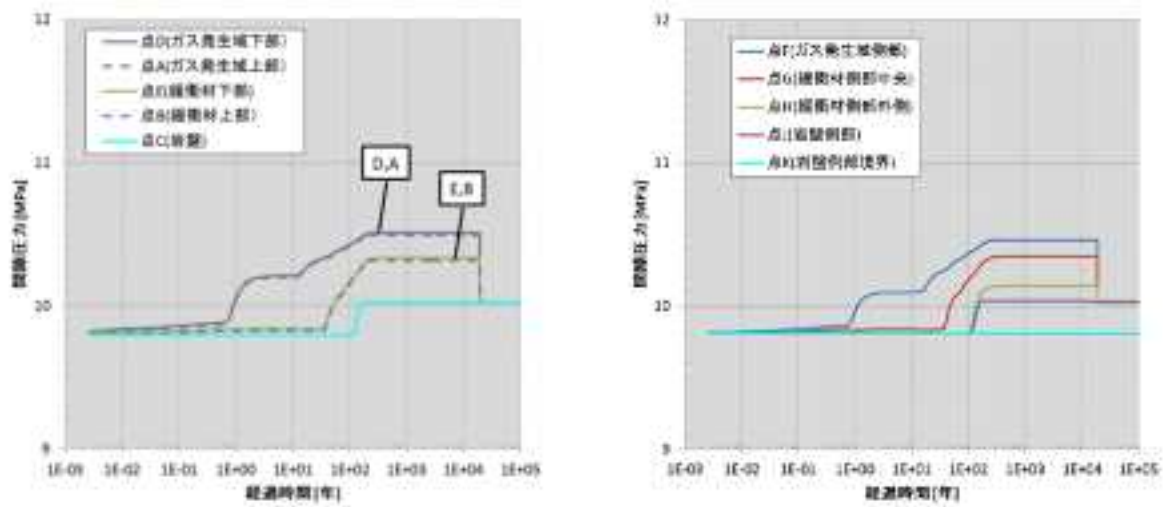
(a) 間隙圧力

Case 1 (ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり) の各評価点における間隙圧力の経時変化を図 2.3-7 に示す。また、各経過時間の間隙圧力分布を図 2.3-8 に示す。ここで、間隙圧力とは、間隙水圧+毛管圧力のことである。なお、初期間隙水圧は、オーバパック中央部を深度 1,000 m としているため、ほとんどの初期間隙圧力は 9.8 MPa 程度となっている。

間隙圧力の経時変化 (図 2.3-7) をみると、まず(a)緩衝材上下領域の点 D (ガス発生域下部) や点 A (ガス発生域上部)、(b)緩衝材側部領域の点 F (ガス発生域側部) といったガス発生域で間隙圧力の上昇がみられ、その間隙圧力が 10 年程度であるところまで上昇すると、それよりも外側の緩衝材部位である(a)緩衝材上下領域の点 E (緩衝材下部) や点 B (緩衝材上部)、(b)緩衝材側部領域の点 G (緩衝材側部中央) といった緩衝材領域で間隙圧力の上昇が始まっており、約 200 年程度で緩衝材領域の間隙圧力は、定常に達している (図 2.3-8 の(b)約 200 年を参照)。また、ガス発生領域から遠いほど、間隙圧力の上昇の開始が遅く、間隙圧力の最大値も低くなっていることが分かる。なお、(b)緩衝材側部領域の点 K (岩盤側部境界) では間隙圧力の上昇はみられず、岩盤での水平方向へのガスの広がりは一時的であることがわかる。そして、金属腐食が停止するとして 19,000 年以降では、緩衝材領域の間隙圧力は減少し始め、約 24,000 年以降で、周辺の岩盤程度の間隙圧力にまで低下している (図 2.3-8 の(h)約 24,000 年以降を参照)。

緩衝材中の各評価点における間隙圧力の最大値は、ガス発生域 (D,A,F) で 10.5 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域 (E,B,G) で 10.3 MPa、緩衝材側部外側 (H) で 10.1 MPa 程度となった。この時の緩衝材の最大差圧は、ガス発生域 (D,A,F) で 0.7 MPa 程度であった。これは、棚井ほか (1999) ⁽¹²⁾の熱を考慮しないケースにおける最大差圧約 1 MPa と比較して、わずかに小さい値であった。なお、HLW のガス発生速度を使用した場合、最大差圧は 0.7 MPa 程度であり、本解析で想定した流路拡幅の圧力判定閾値である 0.91 MPa を超えることがなかったため、

流路拡幅は生じない結果となった。そのため、棚井ほか（1999）⁽¹²⁾との違いは、水分特性曲線のパラメータの違いに起因しているものと考えられる。



(a) 緩衝材上下領域

(b) 緩衝材側部領域

図 2.3-7 各評価点における間隙圧力の経時変化

(Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり)

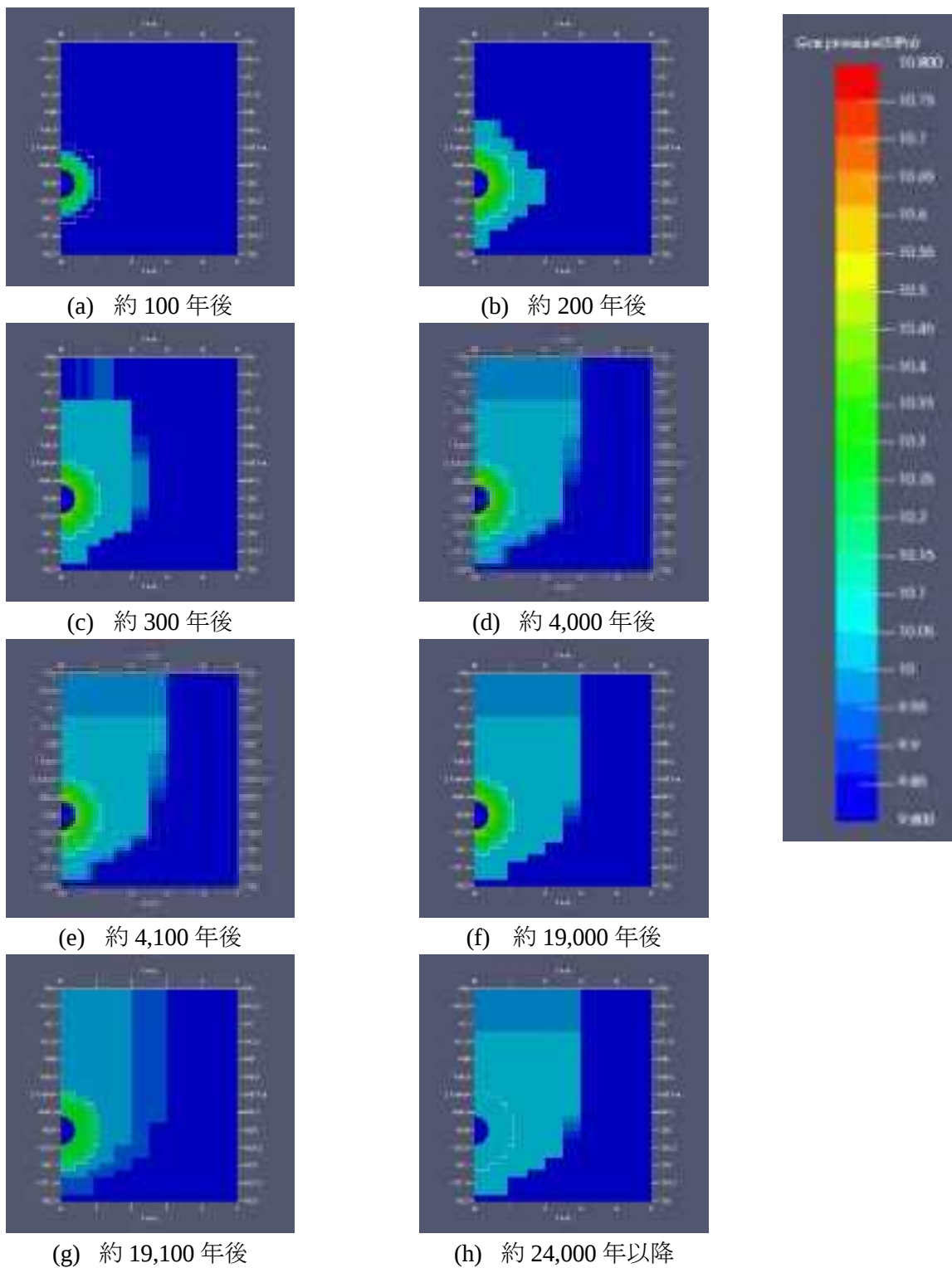


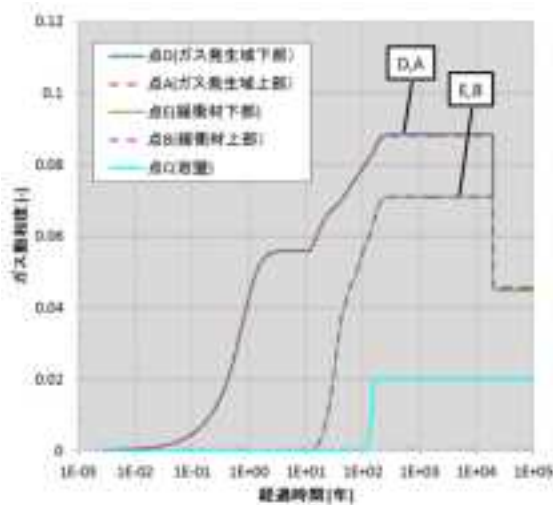
図 2.3-8 各経過時間における間隙圧力分布
(Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり)

(b) ガス飽和度

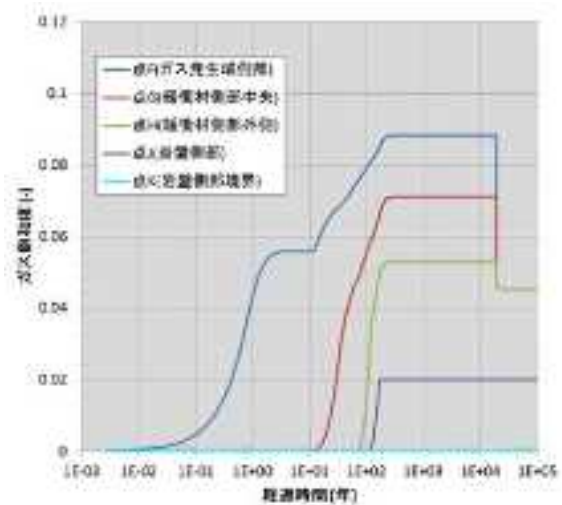
Case 1（ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）の各評価点におけるガス飽和度の経時変化を図 2.3-9 に示す。また、各経過時間のガス飽和度分布を図 2.3-10 に示す。ここで、ガス飽和度は、(1-水分飽和度)により求めた。

ガス飽和度の経時変化やその空間分布の挙動は、前述した間隙圧と同様である。

緩衝材中の各評価点におけるガス飽和度の最大値は、ガス発生域（D,A,F）で 9 %、緩衝材の下部・上部・側部領域（E,B,G）で 7 %、緩衝材側部外側（H）で 5 %程度となった。これは、棚井ほか（1999）⁽¹²⁾のガス飽和度が 2～4%であったのと比較して、約 2 倍の結果であり、間隙圧と同様に、水分特性曲線のパラメータの違いに起因しているものと考えられる。



(a) 緩衝材上下領域



(b) 緩衝材側部領域

図 2.3-9 各評価点におけるガス飽和度の経時変化
(Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり)

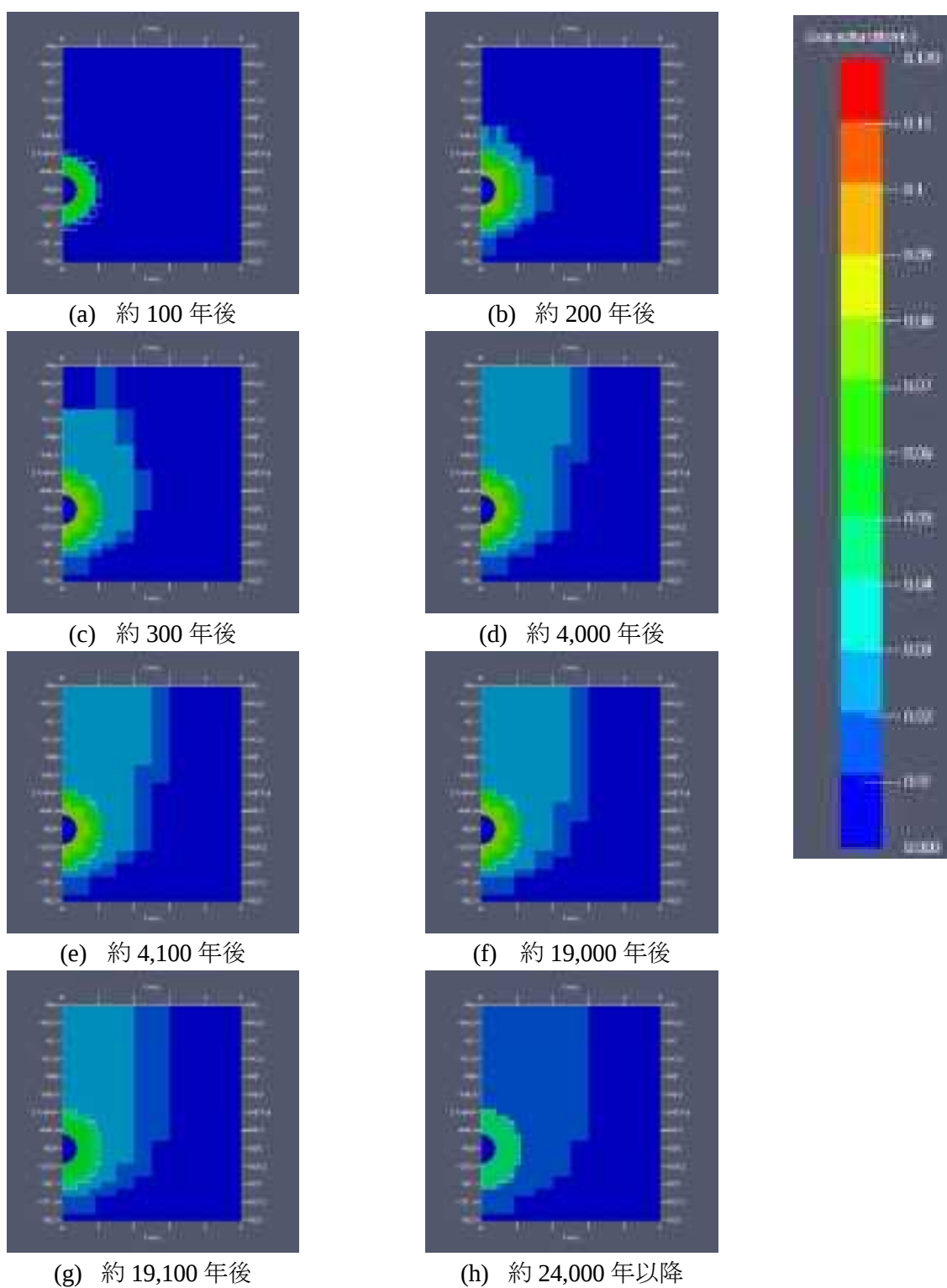


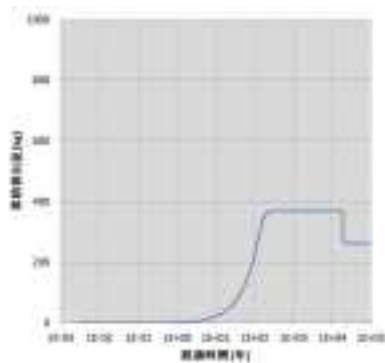
図 2.3-10 各経過時間におけるガス飽和度分布
(Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり)

(c) 岩盤へ押し出される排水量及び排水速度

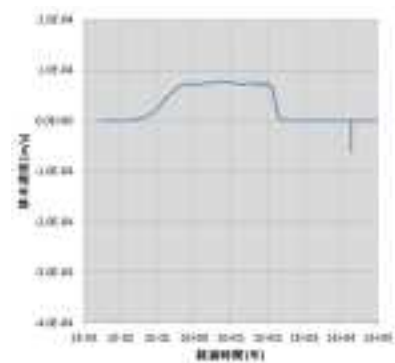
Case 1（ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり）における間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化を図 2.3-11 に示す。間隙水累積排出量は、ガス発生によって、緩衝材中の間隙水が岩盤に押し出される累積排出量の経時変化を示したものである。また、間隙水排出速度は、緩衝材外表面からの流量フラックス（単位： m^3/y ）の合計を緩衝材外表面積（ 31 m^2 ）で除することによって求めた。

間隙水累積排出量は、間隙圧力の上昇でみられたように、約 200 年程度で定常に達し、累積排出量の最大値は約 369 kg となった。なお、金属腐食が停止するとした 19,000 年以降では、間隙水累積排出量の減少がみられ、これは緩衝材内側の間隙圧力の低下に伴い、間隙水が逆流したためである。これは、図 2.3-11(b)において、負の排水速度がみられることから確認することができる。

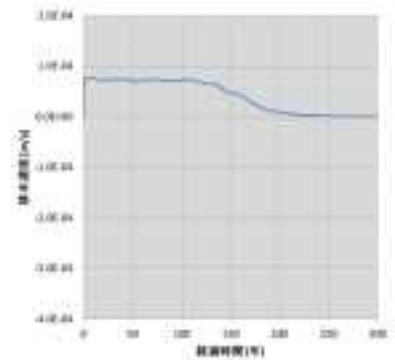
また、間隙水排出速度の最大値は、約 $7.6 \times 10^{-5} \text{ m/y}$ となり、それが処分開始後から 100～150 年程度継続する結果となった（図 2.3-11(b)及び(c)）。



(a) 間隙水累積排出量



(b) 間隙水排出速度



(c) 間隙水排出速度

(0 年～300 年をリニアスケールで拡大)

図 2.3-11 間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化
(Case 1、ガス発生速度：HLW、流路拡幅の考慮：あり)

(2) ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり

(a) 間隙圧力

Case 2（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）の各評価点における間隙圧力の経時変化を図 2.3-12 に示す。また、各経過時間の間隙圧力分布を図 2.3-13 に示す。ここで、間隙圧力とは、間隙水圧＋毛管圧力のことである。なお、初期間隙水圧は、オーバーパック中央部を深度 1,000 m としているため、ほとんどの初期間隙圧力は 9.8 MPa 程度となっている。

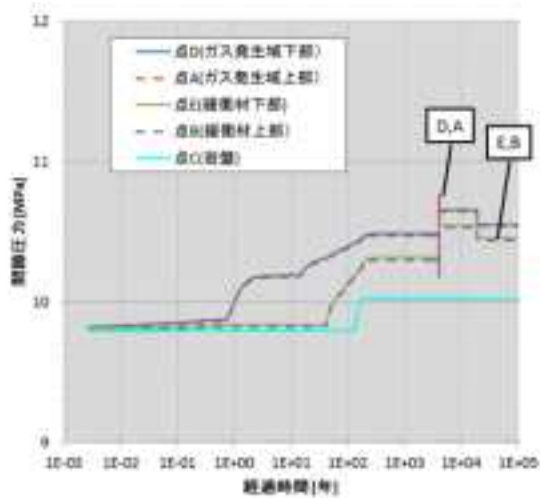
間隙圧力の経時変化（図 2.3-12）をみると、オーバーパックが破損する 4,000 年までは、Case 1 の HLW と同様であるが、4,000 年以降は、オーバーパック内側からのガス発生が加わるため、(a)緩衝材上下領域の点 D（ガス発生域下部）や点 A（ガス発生域上部）、(b)緩衝材側部領域の点 F（ガス発生域側部）といったガス発生域で間隙圧力の急激な上昇がみられる。しかし、その直後に急激に減少しており、これはこれらのガス発生域の間隙圧力が流路拡幅の圧力判定閾値と間隙水圧の合計値を超えたため、流路拡幅が生じたことにより、ガスが透気し間隙圧力の低下が生じたことによる。図 2.3-14 に示す各経過時間における流路拡幅領域の分布から、約 4,100 年以降には、これらの領域近傍で流路拡幅が生じていることが分かる。なお、ガス発生域における間隙圧力の急激な上昇がみられる期間は、約 20 年程度である（図 2.3-12 の 4,000 年前後をリニアスケールで拡大した(c), (d)を参照）。

ガス発生域よりも外側の緩衝材部位である(a)緩衝材上下領域の点 E（緩衝材下部）や点 B（緩衝材上部）、(b)緩衝材側部領域の点 G（緩衝材側部中央）といった緩衝材領域でも 4,000 以降に間隙圧力の急激な上昇がみられるものの、その間隙圧力は流路拡幅の圧力判定閾値と間隙水圧の合計値を超えないため、流路拡幅は生じない結果となっている。

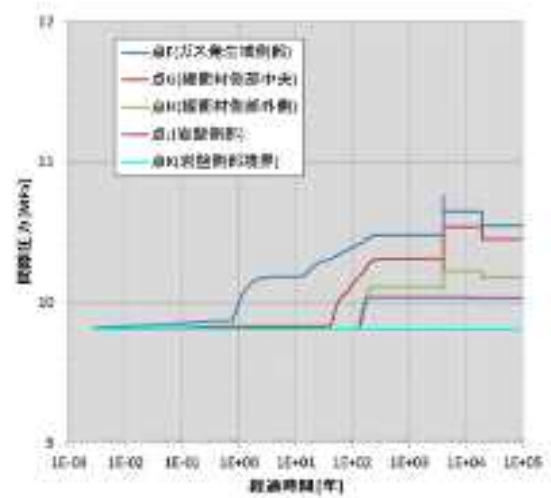
そして、金属腐食が停止するとした 19,000 年以降では、緩衝材領域の間隙圧力はわずかに減少するものの、燃料デブリでは金属腐食停止以降も α 核種により放射線分解が長期間継続するものと想定されるため、オーバーパック破損前よりも高い水準の間隙圧力が維持されることが分かる。

緩衝材中の各評価点における間隙圧力の最大値は、ガス発生域（D,A,F）で 10.8 MPa（流路拡幅後は 10.6 MPa 程度まで下がる）、緩衝材の下部・上部・側部領域（E,B,G）で 10.5 MPa、緩衝材側部外側（H）で 10.2 MPa 程度となった。この時の緩衝材の最大差圧は、ガス発生域（D,A,F）で約 1 MPa であり、本解析で想定した流路拡幅の圧力判定閾値である 0.91 MPa を超えたため、これらの領域では流路拡幅が生じた結果となった。

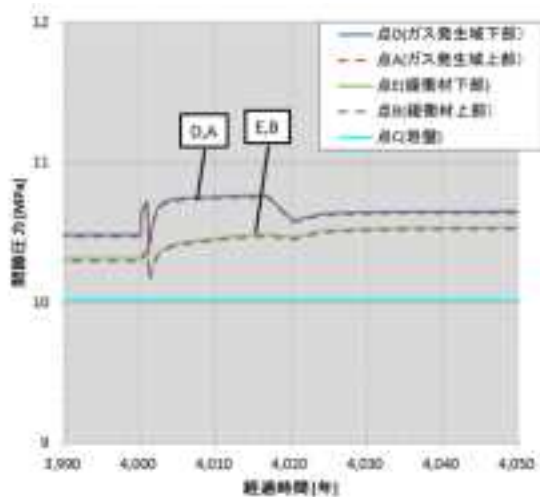
なお、これらの Case 2 の燃料デブリのガス発生速度に対する結果を、Case 1 の HLW のガス発生速度の結果と比較すると、Case 2 における緩衝材の最大差圧は約 1 MPa で、Case 1 における約 0.7 MPa の約 1.4 倍であり、ガス発生速度の差（燃料デブリが HLW の約 3.4 倍）と比べると、最大差圧への影響は小さいものとなった。



(a) 緩衝材上下領域

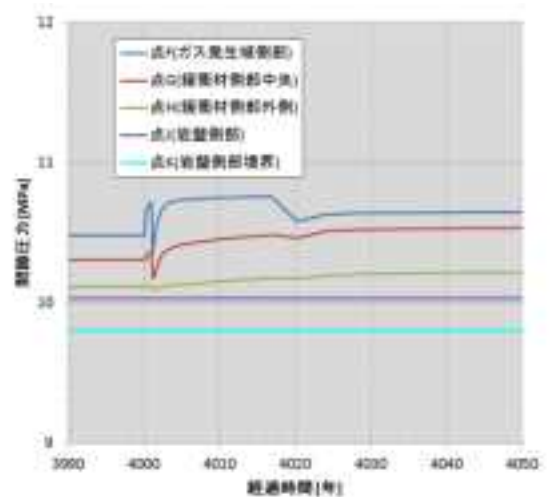


(b) 緩衝材側部領域



(c) 緩衝材上下領域

(4,000 年前後をリニアスケールで拡大)



(d) 緩衝材側部領域

(4,000 年前後をリニアスケールで拡大)

図 2.3-12 各評価点における間隙圧力の経時変化

(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

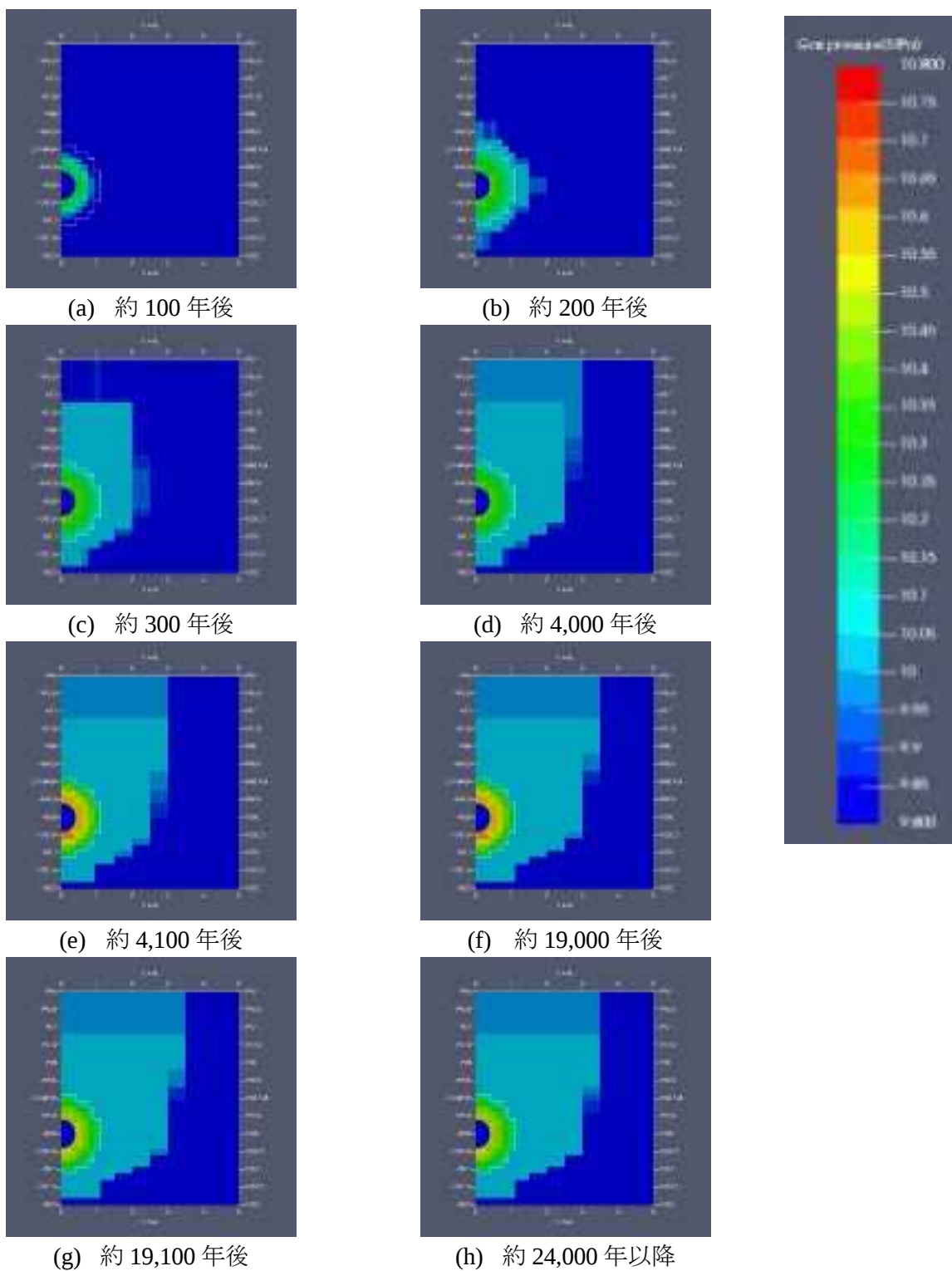
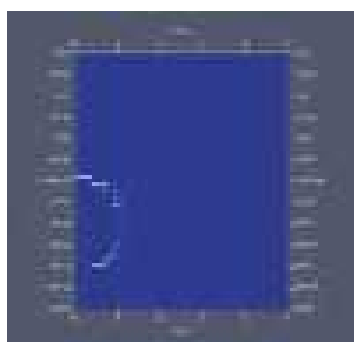
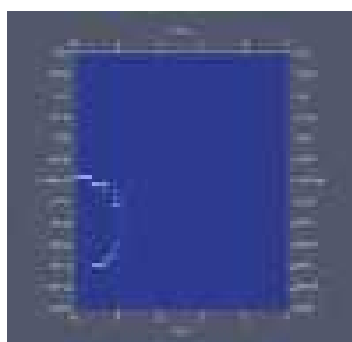


図 2.3-13 各経過時間における間隙圧力分布
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

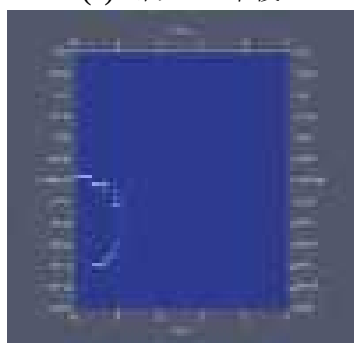
赤が流路拡幅が生じた領域を示す



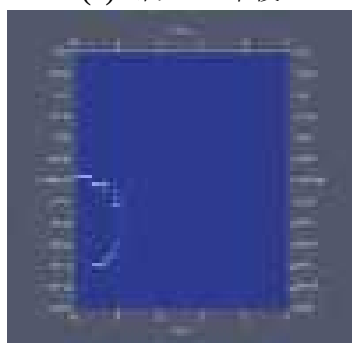
(a) 約 100 年後



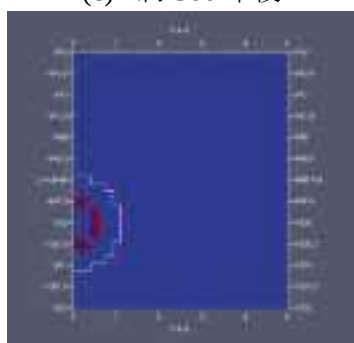
(b) 約 200 年後



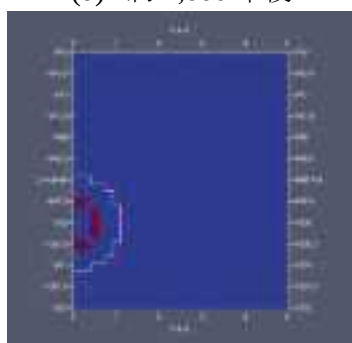
(c) 約 300 年後



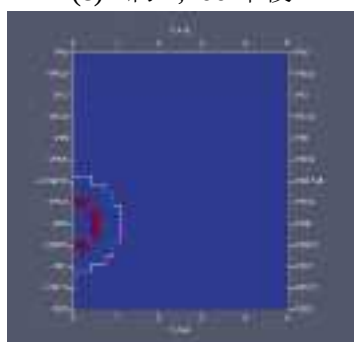
(d) 約 4,000 年後



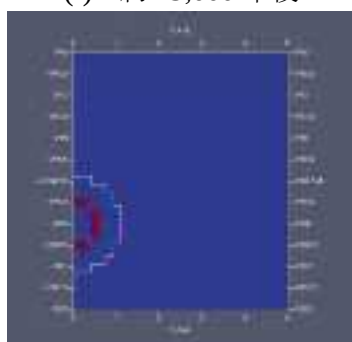
(e) 約 4,100 年後



(f) 約 19,000 年後



(g) 約 19,100 年後



(h) 約 24,000 年以降

図 2.3-14 各経過時間における流路拡幅領域の分布
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

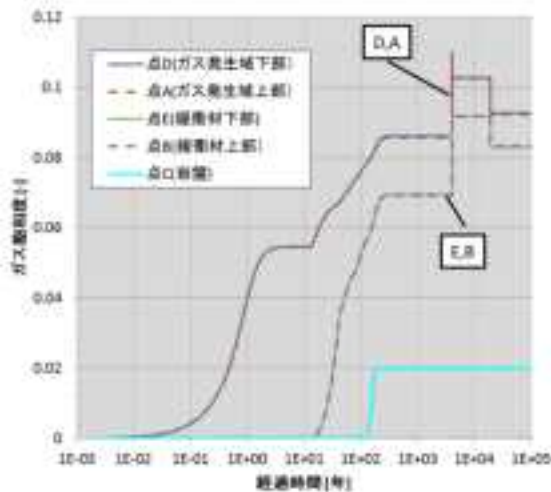
(b) ガス飽和度

Case 2（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）の各評価点におけるガス飽和度の経時変化を図 2.3-15 に示す。また、各経過時間のガス飽和度分布を図 2.3-16 に示す。ここで、ガス飽和度は、(1-水分飽和度)により求めた。

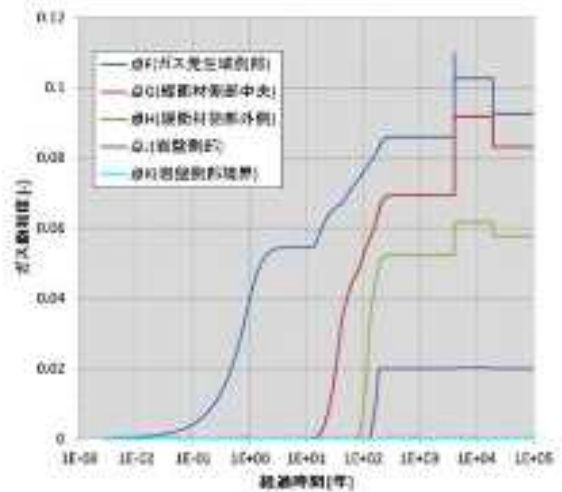
ガス飽和度の経時変化やその空間分布の挙動は、前述した間隙圧力と同様である。

緩衝材中の各評価点におけるガス飽和度の最大値は、ガス発生域（D,A,F）で 11 %、緩衝材の下部・上部・側部領域（E,B,G）で 9 %、緩衝材側部外側（H）で 6 %程度となった。ただし、ガス発生域のガス飽和度は、流路拡幅が生じた後には、約 10 %まで減少するが、これは流路拡幅により間隙率が増大したため、相対的にガス飽和度が減少したものと考えられる。

以上より、Case 1 の HLW のガス発生速度の結果と比べて、1～2%高い結果となったものの、間隙圧力と同様に、ガス発生速度の差（燃料デブリが HLW の約 3.4 倍）と比べると、ガス飽和度への影響は小さいものとなった。



(a) 緩衝材上下領域



(b) 緩衝材側部領域

図 2.3-15 各評価点におけるガス飽和度の経時変化
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

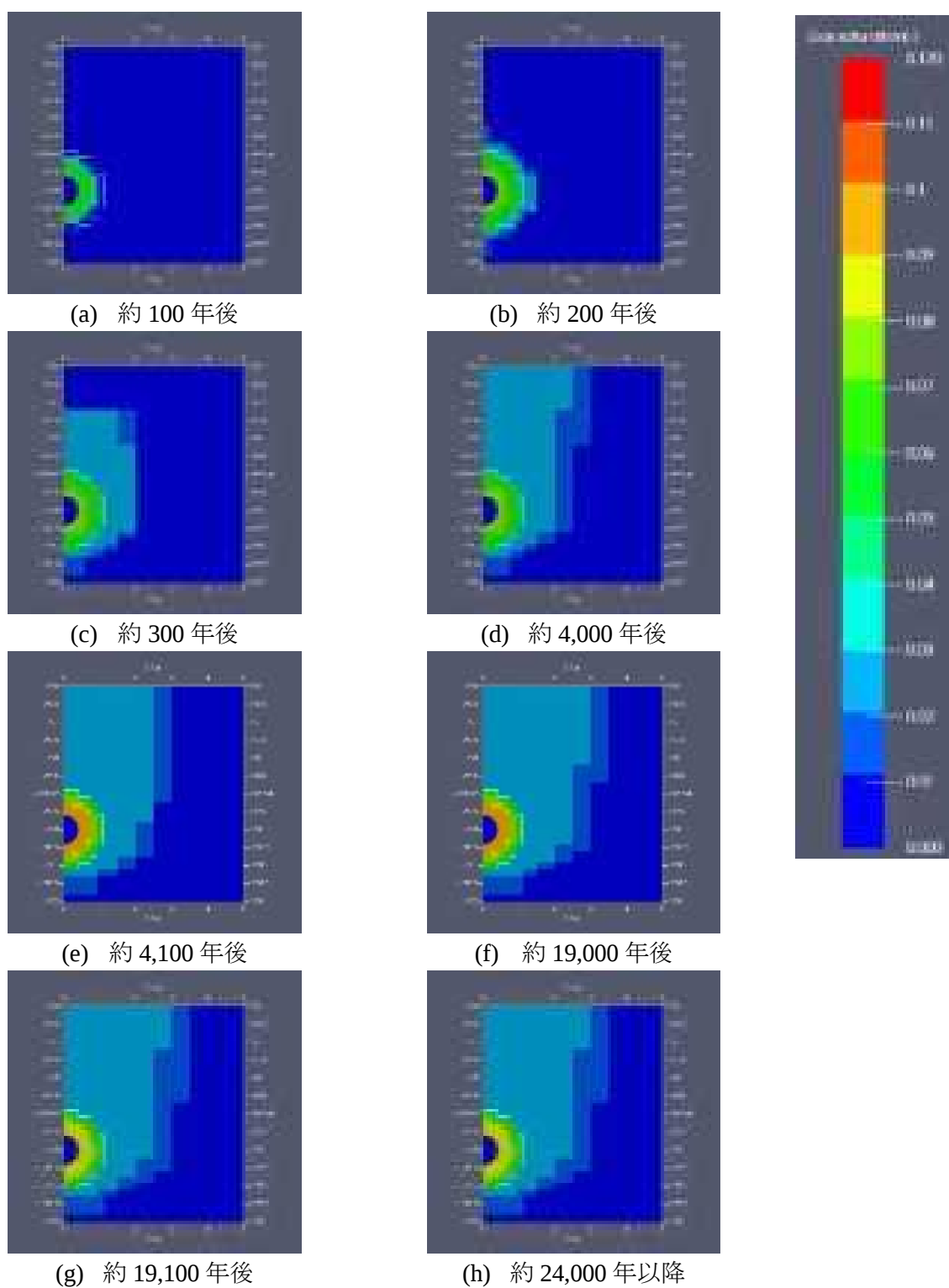


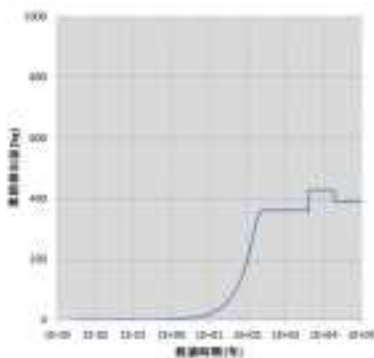
図 2.3-16 各経過時間におけるガス飽和度分布
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

(c) 岩盤へ押し出される排水量及び排水速度

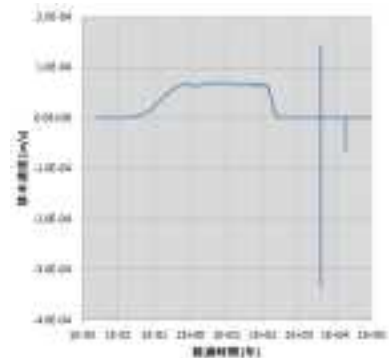
Case 2（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり）における間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化を図 2.3-17 に示す。間隙水累積排出量は、ガス発生によって、緩衝材中の間隙水が岩盤に押し出される累積排出量の経時変化を示したものである。また、間隙水排出速度は、緩衝材外表面からの流量フラックス（単位： m^3/y ）の合計を緩衝材外表面積（ 31 m^2 ）で除すことによって求めた。

間隙水累積排出量は、約 200 年間で約 362 kg と定常に達した後、オーバーパックの破損（4,000 年）後のガス発生速度の増加とともに再び上昇し、その累積排出量の最大値は約 429 kg となった（図 2.3-17(a)）。なお、金属腐食が停止するとして 19,000 年以降では、間隙水累積排出量の減少がみられ、これは緩衝材内側の間隙圧力の低下に伴い、間隙水が逆流したためである。これは、図 2.3-17(b)において、負の排水速度がみられることから確認することができる。

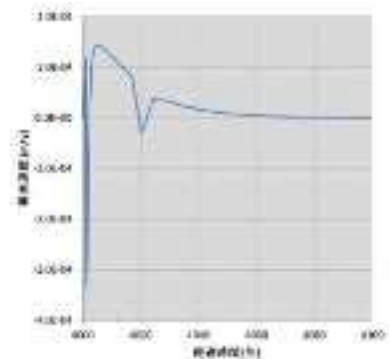
また、間隙水排出速度の最大値は、オーバーパックの破損前において、約 $6.8 \times 10^{-5} \text{ m/y}$ となり、それが処分開始後から 100～150 年程度継続する結果となったのは HLW とほぼ同様であった。一方、ガス発生速度が増加するオーバーパックの破損後において、間隙水排出速度の最大値は、約 $1.4 \times 10^{-4} \text{ m/y}$ となり、オーバーパックの破損前の 2 倍程度大きい結果となり（図 2.3-17(b)）、その継続期間は、20 年以下であった（図 2.3-17 の(c)）。なお、オーバーパックの破損直後と 20 年後付近で、負の排水速度がみられる（図 2.3-17 の(c)）のは、流路拡幅発生に伴う緩衝材内側の間隙圧力低下により間隙水が逆流したためである。



(a) 間隙水累積排出量



(b) 間隙水排出速度



(c) 間隙水排出速度

(4,000 年～4,100 年をリニアスケールで拡大)

図 2.3-17 間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化
(Case 2、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：あり)

(3) ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし

(a) 間隙圧力

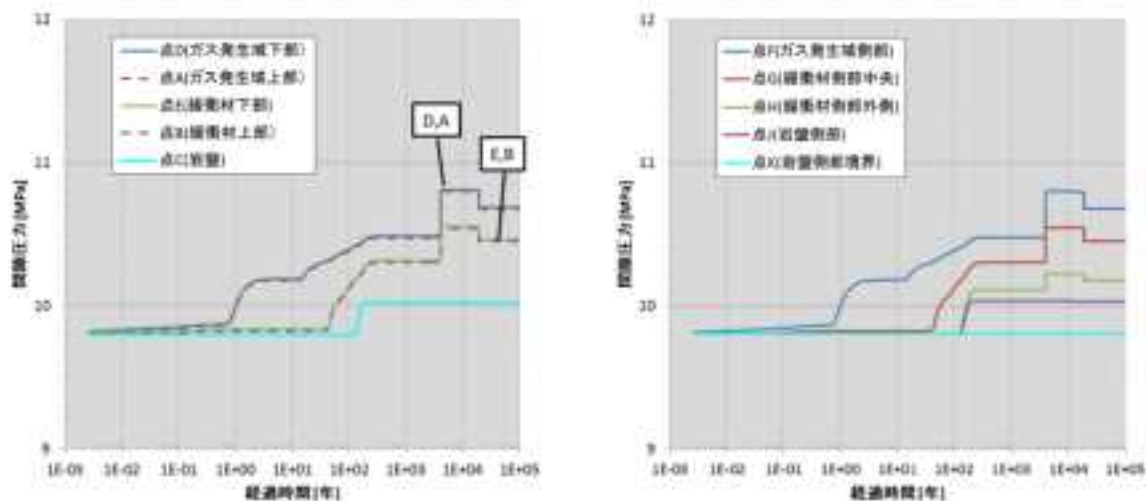
Case 3（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）の各評価点における間隙圧力の経時変化を図 2.3-18 に示す。また、各経過時間の間隙圧力分布を図 2.3-19 に示す。ここで、間隙圧力とは、間隙水圧＋毛管圧力のことである。なお、初期間隙水圧は、オーバーパック中央部を深度 1,000 m としているため、ほとんどの初期間隙圧力は 9.8 MPa 程度となっている。

間隙圧力の経時変化（図 2.3-18）をみると、オーバーパックが破損する 4,000 年までは、Case 1 の HLW と同様であるが、4,000 年以降は、オーバーパック内側からのガス発生が加わるため、(a)緩衝材上下領域の点 D（ガス発生域下部）や点 A（ガス発生域上部）、(b)緩衝材側部領域の点 F（ガス発生域側部）といったガス発生域で間隙圧力の急激な上昇がみられる。なお、Case 3 では、流路拡幅を考慮していないため、Case 2 でみられたようなガス発生域での流路拡幅による間隙圧力の減少はみられない。

また、ガス発生域よりも外側の緩衝材部位である(a)緩衝材上下領域の点 E（緩衝材下部）や点 B（緩衝材上部）、(b)緩衝材側部領域の点 G（緩衝材側部中央）といった緩衝材領域でも同様に、4,000 以降に間隙圧力の急激な上昇がみられる。

そして、金属腐食が停止するとして 19,000 年以降では、緩衝材領域の間隙圧力はわずかに減少するものの、燃料デブリでは金属腐食停止以降も α 核種により放射線分解が長期間継続するものと想定されるため、オーバーパック破損前よりも高い水準の間隙圧力が維持されることが分かる。

緩衝材中の各評価点における間隙圧力の最大値は、ガス発生域（D,A,F）で 10.8 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域（E,B,G）で 10.5 MPa、緩衝材側部外側（H）で 10.2 MPa 程度となった。この時の緩衝材の最大差圧は、ガス発生域（D,A,F）で約 1 MPa であり、最大差圧に関しては Case 2 と間に差がみられなかった。ただし、Case 3 では、ガス発生域での流路拡幅が考慮されていないため、10.8 MPa の間隙圧力が 4,000 年から 19,000 年まで継続することとなる。



(a) 緩衝材上下領域

(b) 緩衝材側部領域

図 2.3-18 各評価点における間隙圧力の経時変化

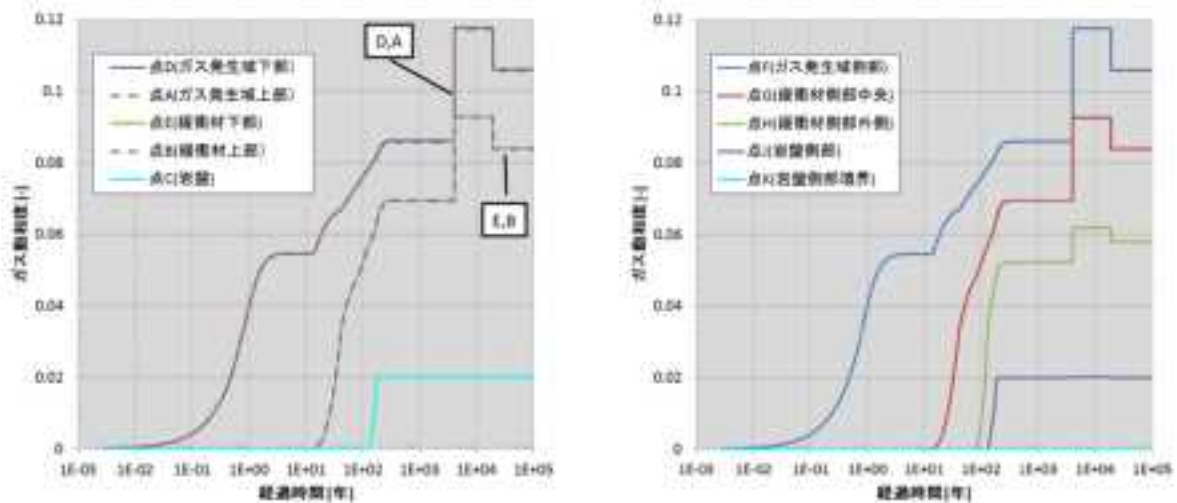
(Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし)

(b) ガス飽和度

Case 3（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）の各評価点におけるガス飽和度の経時変化を図 2.3-20 に示す。また、各経過時間のガス飽和度分布を図 2.3-21 に示す。ここで、ガス飽和度は、(1-水分飽和度)により求めた。

ガス飽和度の経時変化やその空間分布の挙動は、前述した間隙圧力と同様である。

緩衝材中の各評価点におけるガス飽和度の最大値は、ガス発生域（D,A,F）で 12 %、緩衝材の下部・上部・側部領域（E,B,G）で 9 %、緩衝材側部外側（H）で 6 %程度となった。ガス発生域のガス飽和度が、Case 2 に比べて 1 %程度高い値を示し、それが 4,000 年から 19,000 年まで継続する結果となったが、それ以外の箇所では差がみられなかった。



(a) 緩衝材上下領域

(b) 緩衝材側部領域

図 2.3-20 各評価点におけるガス飽和度の経時変化
(Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし)

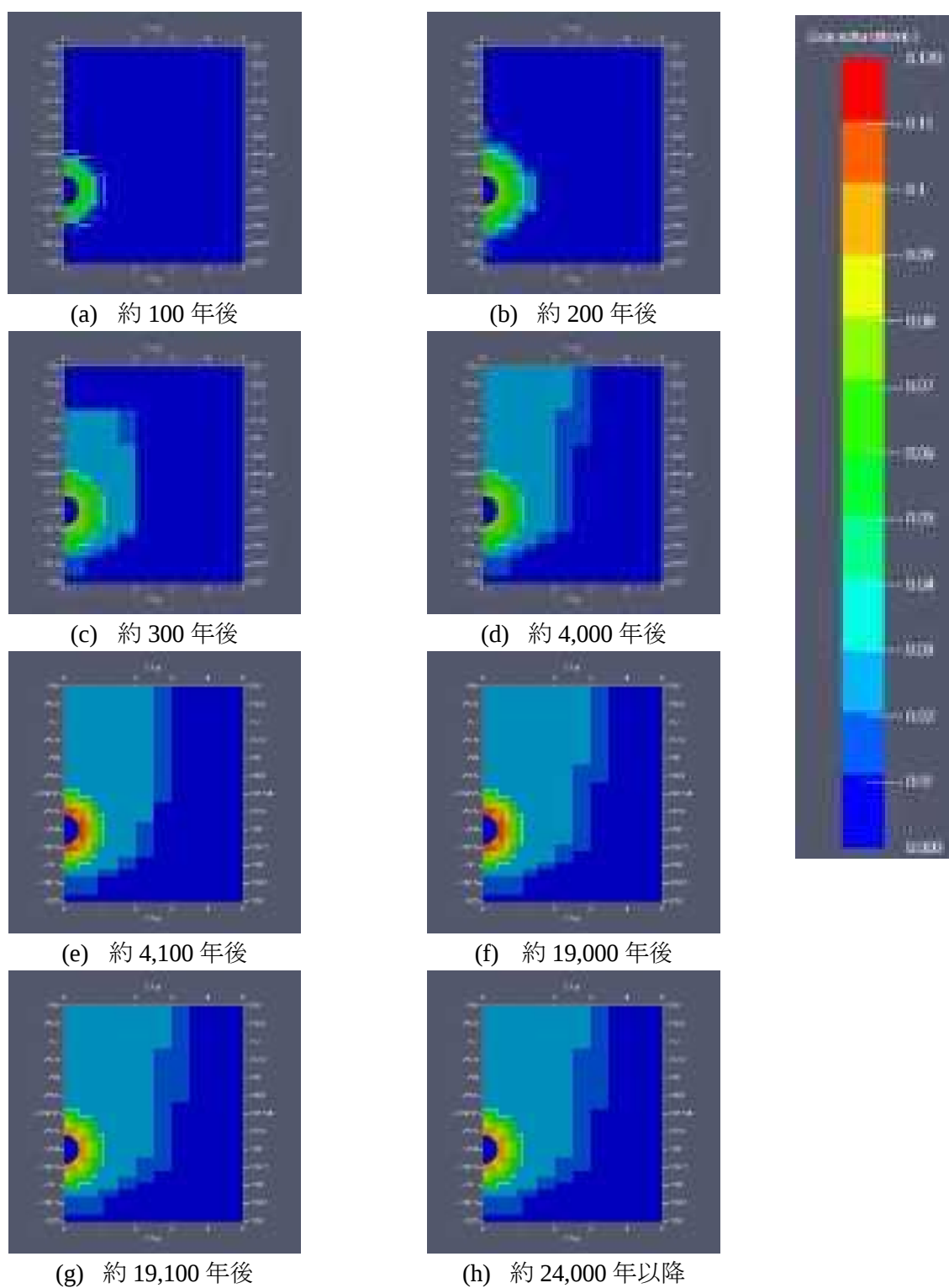


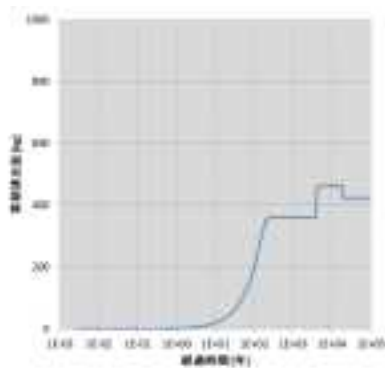
図 2.3-21 各経過時間におけるガス飽和度分布
(Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし)

(c) 岩盤へ押し出される排水量及び排水速度

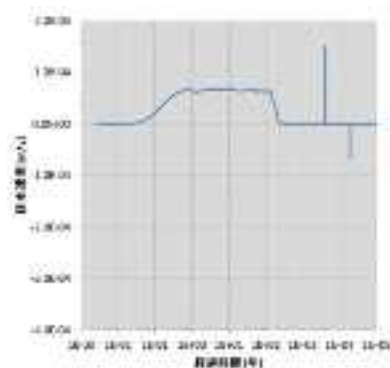
Case 3（ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし）における間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化を図 2.3-22 に示す。間隙水累積排出量は、ガス発生によって、緩衝材中の間隙水が岩盤に押し出される累積排出量の経時変化を示したものである。また、間隙水排出速度は、緩衝材外表面からの流量フラックス（単位： m^3/y ）の合計を緩衝材外表面積（ 31 m^2 ）で除することによって求めた。

間隙水累積排出量は、Case 2 と同様に、約 200 年程度で約 362 kg と定常に達するが、オーバーパックの破損（4,000 年）後の累積排出量の最大値は約 462 kg となり、Case 2 に比べて 33 kg 程度多い累積排出量となった（図 2.3-22(a)）。なお、金属腐食が停止するとした 19,000 年以降では、間隙水累積排出量の減少がみられ、これは緩衝材内側の間隙圧力の低下に伴い、間隙水が逆流したためである（図 2.3-22(b)）。

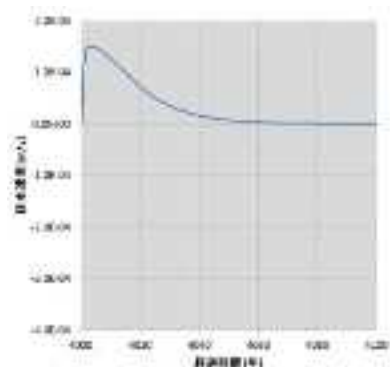
また、間隙水排出速度の最大値は、オーバーパックの破損前において $6.8 \times 10^{-5} \text{ m/y}$ （継続期間は、処分開始後 100～150 年程度）、オーバーパックの破損後において $1.5 \times 10^{-4} \text{ m/y}$ （継続期間は、オーバーパック破損後 20 年程度）となった（図 2.3-22(b)及び(c)）。



(a) 間隙水累積排出量



(b) 間隙水排出速度



(c) 間隙水排出速度

(4,000 年～4,100 年をリニアスケールで拡大)

図 2.3-22 間隙水累積排出量及び間隙水排出速度の経時変化
(Case 3、ガス発生速度：燃料デブリ、流路拡幅の考慮：なし)

2.3.6 まとめ及びシナリオ検討

GETFLOWS を用いて、深度 1,000 m の硬岩系岩盤処分孔横置き方式を対象に、HLW と燃料デブリのガス発生速度(図 2.3-4)をそれぞれ用いて、2 相流解析を実施した。GETFLOWS⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾は、ベントナイトのように膨潤性及び可塑性を有する粘土系材料中のガス移行挙動に関して、流路拡幅(Pathway Dilation)機能により、卓越流路の形成及びガス圧力による透過性の変化などの構造力学的な間隙の変化を擬似的に模擬することができ、ベントナイト緩衝材を用いるような処分施設のガス移行挙動評価に対して適用性が高いコードとされている⁽¹⁹⁾。本評価では、田中ほか⁽¹⁹⁾による GETFLOWS を用いたガス移行試験シミュレーションにおいて使用されているフィッティングパラメータを適用した。なお、ここで使用した田中ほか(2009)⁽¹⁹⁾で提示されているパラメータは、実験室スケールでの適用性を確認されたのみであるので、今回の検討対象となっているような実スケールに対して適用可能かどうかの確認は行っていないため、本評価結果は予察的なものであることに注意が必要である。

以上の解析により、次の結果が得られた。

(1) 間隙圧力

- HLW のガス発生速度の場合、間隙圧力の最大値は、ガス発生域で 10.5 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域で 10.3 MPa、緩衝材側部外側で 10.1 MPa 程度となった。この時の緩衝材の初期間隙圧力の 9.8 MPa に対する最大差圧は、ガス発生域で 0.7 MPa 程度であり、その上昇割合は 7 %程度であった。この圧力上昇による力学的影響に関しては、別途評価が必要であるものの、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか(1999)⁽¹²⁾での熱影響を考慮しないケースと同程度の圧力上昇であることを考慮すると、ガス発生による人工バリアへの構造力学的な影響はほとんどないものと考えられる。
- 燃料デブリのガス発生速度の場合、流路拡幅を考慮したケースと考慮しないケースともに、間隙圧力の最大値は、ガス発生域で 10.8 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域で 10.5 MPa、緩衝材側部外側で 10.2 MPa 程度となった。この時の緩衝材の初期間隙圧力の 9.8 MPa に対する最大差圧は、ガス発生域で 1.0 MPa 程度であり、その上昇割合は 10 %程度であった。

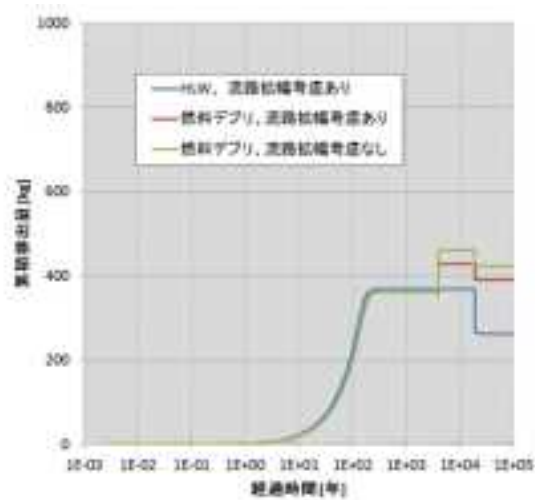
以上より、燃料デブリ処分におけるガス発生速度の HLW との差は、オーバーパック破損(4,000 年)後において、約 3.4 倍であるにもかかわらず、間隙圧力の最大差圧の差は 0.3 MPa 程度であり、HLW に対する第 2 次取りまとめ⁽¹⁾の評価と同様に、構造力学的な影響はほとんどないものと考えられる。ただし、流路拡幅を考慮した場合には、間隙圧力の最大値は、緩衝材とオーバーパックの界面近傍のガス発生域で 10.8 MPa が約 20 年間継続した後流路拡幅に伴い 10.6 MPa に減少するものの、流路拡幅を考慮しない場合には、ガス発生域の間隙圧力は 10.8 MPa で 4,000 年から 19,000 年まで継続するため、その継続時間の違いによる力学的影響に関しては、今後検討が必要になるものと考えられる。

(2) 岩盤へ押し出される排水量及び排水速度

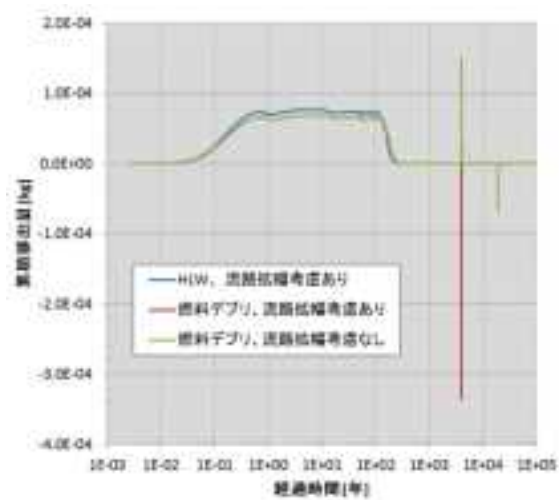
- HLW のガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 369 kg となった (図 2.3-23(a))。また、間隙水排出速度の最大値は、約 7.6×10^{-5} m/y となり、それが処分開始後から 100~150 年程度継続する結果となった (図 2.3-23(b))
- 燃料デブリのガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、オーバーパックの破損 (4,000 年) 前において、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 362 kg となり、HLW のガス発生速度の場合とほぼ同様であったのに対して、オーバーパック破損 (4,000 年) 後は、流路拡幅を考慮した場合で約 429 kg、流路拡幅を考慮しない場合で約 462 kg となり、いずれも HLW のガス発生速度の場合に比べて、累積排水量の増加がみられた。また、流路拡幅を考慮しない場合の方が流路拡幅を考慮した場合に比べてわずかに多い結果となった (図 2.3-23(a))。間隙水排出速度の最大値は、オーバーパックの破損前で 6.8×10^{-5} m/y (継続期間は、処分開始後 100~150 年程度)、オーバーパックの破損後において $1.4 \sim 1.5 \times 10^{-4}$ m/y (継続期間は、オーバーパック破損後 20 年程度) となった (図 2.3-23(b)及び(c))。

以上より、燃料デブリ処分におけるガス発生速度条件の場合、岩盤へ押し出される累積排水量は、オーバーパック破損 (4,000 年) 後において、内側からのガス発生 (主に、 α 核種による水の放射線分解) が加わることで増加し、約 20 年間 $1.4 \sim 1.5 \times 10^{-4}$ m/y 程度の排水速度となることが分かった。これは、第 2 次取りまとめ⁽¹⁾及び棚井ほか (1999)⁽¹²⁾で評価された廃棄体からの発熱を考慮した場合の 1×10^{-2} m/y (硬岩系岩盤：約 40 年以内の最大値) 及び 3×10^{-6} m/y (軟岩系岩盤：約 30 年以内の最大値) より小さく、熱の影響が小さくなった後の 6×10^{-5} m/y (硬岩系岩盤) 及び 3×10^{-6} m/y (軟岩系岩盤) より大きい。また、排水速度の増加は、間隙圧力が定常に達するまでの間でのみ生じており、その継続期間は約 20 年間と地層処分の時間スケールと比較して短い期間であることから、ガス発生に伴う間隙水の岩盤へ押し出しの影響は限定的なものになることが示唆された。今後は、これらのガス発生に伴う間隙水の押出しが核種移行にどの程度影響するかを検討が必要になるものと考えられる。

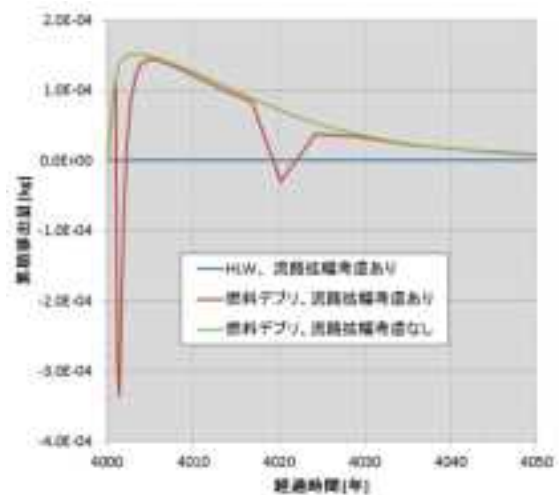
なお、本解析では、オーバーパック内側での残留水との反応により処分後初期に発生したガス発生量に関しては、評価に加えていないため、今後は、オーバーパック破損後のガス発生量として加味して評価する必要がある。また、流路拡幅に関して、本解析では、流路拡幅が生じた領域はオーバーパックと緩衝材の界面に接する緩衝材内側の極近傍のみに限定されており、流路拡幅を考慮した方が流路拡幅を考慮しない場合に比べて、累積排水量や排出速度はわずかに少ない結果となったが、流路拡幅が緩衝材の外側まで達した場合の影響についての保守的な評価を含め、流路拡幅の圧力判定閾値となる空隙損傷が生じる圧力レベルに関しては、感度解析やガス透気試験による知見の蓄積が重要になるものと考えられる。さらに、ガス透気試験において緩衝材の自己シール性により透気経路が閉塞されることが観察されている (Tanai et al., 1997)⁽²⁷⁾が、本解析では、間隙圧力の上昇に伴う空隙損傷により流路拡幅が生じた場合は、それ以降のガス移行パラメータは流路拡幅後のものを使用しているため、流路拡幅と閉塞が繰り返される場合にどのような影響があるのかについて今後検討する必要がある。



(a) 間隙水累積排水量



(b) 間隙水排出速度



(c) 間隙水排出速度

(4000 年～4100 年をリニアスケールで拡大)

図 2.3-23 間隙水累積排水量及び間隙水排出速度の経時変化の比較

2.4 処分場閉鎖後 10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動

2.4.1 概要

これまで人工バリア変質解析コード MC-BUFFER は処分場閉鎖後 1 万年間あるいは 10 万年間の変遷を解析評価してきた。10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質に関して重要なシナリオがあるのかどうかを検討するため、MC-BUFFER の解析を 100 万年間について行ってみることにした。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオ抽出を試みた。

2.4.2 シナリオ、計算ケース、モデル

表 2.2-1 に示した計算ケースのうち、P1 と S1 について 100 万年までの計算を実施することとした。計算に用いたモデルについても P1, S1 と同様とした。

2.4.3 評価結果と考察

図 2.4-1 に示すように、降水系地下水条件では約 20 万年、海水系地下水条件では約 10 万年前でモンモリロナイトは消失すると評価された。この違いは、pH の違い（10 万年前において海水系地下水条件のほうが pH が高く評価されている）ことに起因する。モンモリロナイトが存在する期間は、Eh は -660 mV のような強い還元性が維持されている。これは炭素鋼製オーバーパックの腐食によって発生する水素ガスが溶存水素の形で分布するためと考えられる。降水系の 35 万年付近あるいは海水系の 11 万年付近で Eh が上昇しているのは、炭素鋼の金属鉄がなくなるためではない（金属鉄はまだ大量に残っている）。おそらく金属鉄から酸化物への変化にともなう体積増加により局所的に間隙率が低下し、溶存水素の供給速度が低下することが原因と推定される。その後は炭酸還元反応あるいは硫酸還元反応が Eh をコントロールしていると推定される。モンモリロナイトが消失したあとも、低い Eh が維持されているのは天然バリア（HLW 第 2 次とりまとめの標準ケースの天然バリア）が持っている好ましい特性によるところが大きいと考えられる。

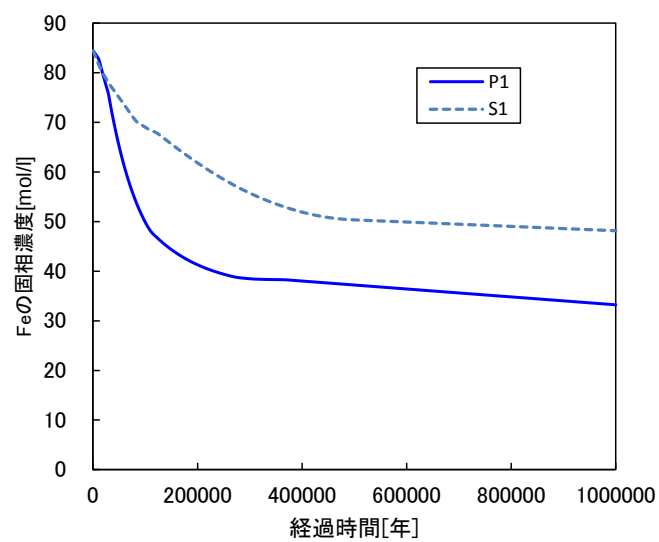
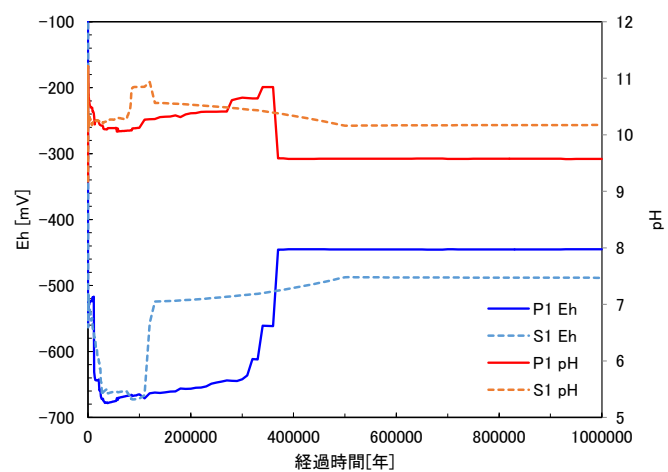
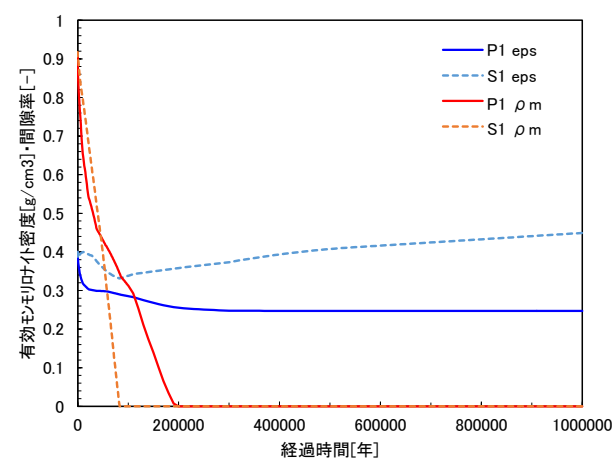


図 2.4-1 降水系地下水条件(P1)及び海水系地下水条件(S1)における 100 万年間の人工バリア変質解析結果

2.4.4 まとめ

処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果において、安全性への影響が懸念される特性・事象として、

- ・モンモリロナイトの消失
- ・Eh の上昇

が見られた。これらの特性・事象の影響の要因となる条件として、

- ・セメントの高アルカリ成分、周辺地下水組成
- ・OP の腐食、溶存水素ガスの生成、鉄酸化物の生成による間隙率の低下

があると考えられた。処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果から抽出される注視すべきシナリオとしては、10～20 万年後に発生する可能性のあるモンモリロナイトの消失や、10～40 万年後に発生する可能性のある Eh をコントロールする酸化還元対の変化が挙げられる。これらはいずれもデブリの処分に特有なシナリオではないと考えられる。

2.5 燃料デブリの処分容器内における臨界可能性に関する検討

2.5.1 背景と目的

福島第一原子力発電所の燃料デブリを回収し、廃棄物埋設地に埋設する際に、仮想燃料デブリ Ver.1 の処分容器 1 本に含まれるウラン重量は 62.09kg であり、ウラン濃縮度や燃焼度によっては臨界になる可能性を否定できない。特に、廃棄体作成時には水分を可能な限り排除されるが、埋設後オーバーパックが破損して、収納容器内に地下水が浸入し、容器内が地下水で満たされる可能性がある。処分容器内で臨界になれば、核分裂連鎖反応が継続的に発生し、熱エネルギーが発生して温度が上昇するとともに、核分裂性生成ガスが発生して、処分場からの核種移行挙動に大きな影響を及ぼすことが想定される。

平成 27 年度の検討においては、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器中で、未臨界を維持できるかについて、特に埋設処分後の状況を想定した臨界解析を実施した。そしてある条件で臨界を達成してしまう場合には、いかなる条件でも未臨界を維持可能な容器直径について検討を行った。その結果、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器(容器直径 35.56cm、デブリ収納可能高さ 86.74cm)においては、濃縮度 5%新燃料に限らず、14GWd/t の燃料デブリについても実効増倍率 k_{eff} が 0.98 を超え、臨界に達する可能性があることが示された。そのうえで、未臨界を維持できる直径を解析によって評価したところ、濃縮度 5%新燃料では 22.5cm、14GWd/t の燃料デブリでは 32.5cm 以下であることがわかった。

22.5cm という容器直径は非常に小さく、多量にある燃料デブリを順次収納していくうえで、作業上の障害になる可能性がある。高レベル放射性廃棄物のガラス固化体のキャニスタ(容器直径 43cm、高さ 123cm)は、TRU 廃棄物の一つであるハル等圧縮体にも用いられることから、一般的な処分用廃棄物容器の一つである。本年度の検討においては、上記キャニスタを燃料デブリの廃棄物収納容器として適用する際に、中性子吸収材などを用いて、未臨界を維持できる体系が構築可能であるかについて、解析的に検討を行った。

2.5.2 中性子吸収材の選定と配置に関する検討

(1) 1F 燃料デブリの濃縮度及び燃焼度

図 2.5-1 に 1F 原子炉の燃料集合体 1 体あたりの U-235 濃縮度の分布を示す⁽⁴⁾。集合体 1 体のウラン量 170.9kg のうち、5.6%が濃縮度 4.9%のウランで構成されている。4.9%濃縮度の燃料棒はウォーターチャンネルの外側の四隅に配置されており、炉心溶融時にこれらだけが集積して溶融固化することは考えにくい、その可能性は否定できないため、4.9%濃縮度燃料だけで構成される燃料デブリと仮定した。

また、炉心全体の平均燃焼度は 14GWd/t とされているが、表 2.5-2 に示すように、直近の代替燃料は 2 号機で 116 体が 3.3GWd/t と燃焼度の低い燃料デブリが存在することを示していることから、最低燃焼度である 3GWd/t を臨界評価の設定の一つとなると考えられる。

さらに、一定時間の中性子照射を受けた燃料は、Pu を含む TRU 核種が生成されており、これらが長期的に系列崩壊することにより、ウランの濃縮度は 20 万年にかけて上昇する。したがって、3GWd/t 燃料デブリの濃縮度が上昇することを考慮するため、その上限として燃焼度 0 すなわち新燃料を対象として臨界評価することが適当と考えた。

表 2.5-1 燃料集合体 1 体あたりの濃縮度分布

²³⁵ U 濃縮度	質量 (kgU)
4.9 wt%	9.6
4.4 wt%	76.8
3.9 wt%	28.8
3.4 wt%	19.2
2.1 wt%	9.6
G (3.4 wt%)	26.9
合計	170.9

表 2.5-2 直近取替燃料の本数及び燃焼度

号機	運転日数	燃料集合体数 (取替／総数)	燃焼度 (GWd/t)
1 号機	189 日	64 (UO ₂) / 400	5.2
2 号機	113 日	116 (UO ₂) / 548	3.3
3 号機	169 日	116 (UO ₂) 32 (MOX) / 548	4.7

(2) 未臨界を維持するための中性子吸収材の選定

表 2.5-3 に一般的に用いられている中性子吸収材を示す。ホウ素は BWR の制御棒の中性子吸収材として適用されるほか、PWR の冷却材に溶解させ反応度制御に利用されている一般的な中性子吸収材である。ホウ素の同位体の一つである ¹⁰B が大きい中性子吸収断面積をもつ。¹⁰B の天然存在比は約 20% であり、高速炉では ¹⁰B の濃度を高めた濃縮ホウ素を用いた炭化ホウ素が用いられている。BWR の制御棒には炭化ホウ素 (B₄C) という形で表面積を大きくするために粉末状のものが充填されている。炭化ホウ素自体は非常に硬いセラミクスである。また、天然ホウ素を添加させたステンレス鋼が使用済み燃料プールの貯蔵ラックにすでに適用されているが、上記の濃縮ホウ素を用いたステンレス鋼が製品化されている。その添加率は重量比で約 1% とされている。

ガドリニウムは ¹⁵⁵Gd で 58000 barn、¹⁵⁷Gd で 240000 barn と特に中性子断面積の大きい中性子吸収材で、反応度を調整するために、燃料中に添加されている。長期的な安定性が確保され、燃料デブリと均質に混合できれば、少量の添加で未臨界を維持できる可能性が高い。

このほか、Cd は化学的に有害とされる物質の一つであるが、比較的安価で中性子断面積も比較的大きい中性子吸収材であることから、候補の一つと考えられる。Hf は BWR の制御棒にも採用されている中性子吸収材である。特に一度中性子を吸収しても放射化した Hf の中性子断面積が依然大きく、継続的な照射においても吸収効果が維持できる特徴がある。しかしながら、効果であること、未臨界を維持するための中性子吸収材としてはオーバースペックであることから、適当とは考えられない。Ag-In-Cd 合金は PWR の制御棒として長期にわたって使用実績がある。

一方、中性子吸収材ではないが、未臨界を維持するための物質として、ウランの濃縮度を減少させる劣化ウランが挙げられる。濃縮度 5% 新燃料のデブリに対して添加することにより濃縮度が減少するため、最小臨界体積が大きくなるものである。劣化ウランはウラン濃縮時の減

損ウランであり、もんじゅブランケット燃料として、ウラン濃縮度 0.3%が利用されている。ただし、濃縮度を減少させるためには燃料デブリ体積に対して、それ以上の劣化ウランを加えることが必要と考えられる。

表 2.5-3 中性子吸収材の種類

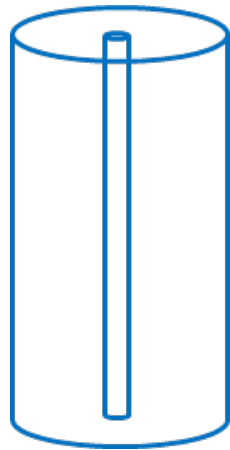
中性子吸収材 種類	形態	中性子吸収 断面積(barn)	特徴	今年度 の評価
B	濃縮ホウ素含有ステンレス鋼	¹⁰ B: 3837	商業用に適用済	内容器
	濃縮ホウ素ペレットを円管状に成形		円管状に成型できるか不明	×
Gd	固形化された Gd ₂ O ₃ 粒子	¹⁵⁵ Gd: 58000 ¹⁵⁷ Gd: 240000	長期安定性を検討中	混合剤
Cd	金属	¹¹³ Cd: 20170	比較的安価, 特定有害物質	内容器
Hf	金属	¹⁷⁷ Hf: 372	継続的な中性子照射に適性, 高価	×
Ag-In-Cd	80-15-5 (wt%)		PWR 制御棒として適用済	×
劣化ウラン (ウラン濃縮度低下用)	もんじゅブランケット燃料の UO ₂ 燃料ペレット ²³⁵ U 濃縮度: 約 0.3%		廃棄物の物量増加, ほかの吸収材と比較して効果小	混合剤

(3) 中性子吸収材の配置

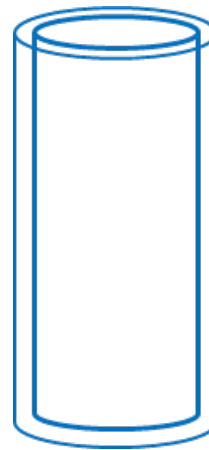
上記の中性子吸収材を直径 42cm の容器内にどのように配置するの適切かを検討する。

まず、中性子吸収材を成形して容器内に配置することを想定する。この場合、核的には図 2.5-1(a)に示すように、容器の中央部に中性子吸収材を配置するのが効果的と考えられる。しかし、容器直径を大きくする理由として、容器収納する際の作業性が挙げられており、容器中央部に吸収材が配置されれば、最大でも 20cm 程度の塊しか取り扱うことができず、22.5cm 直径の収納容器よりも作業性が低下することとなる。したがって、容器中央は配置することは適切でないと判断し、評価対象から除外することとした。作業性を低下させずに容器内に配置するには、図 2.5-1 に示すように、内容器として配置することが考えられる。しかし、核的には、もともと容器外側の炭素オーバーパックで反射されて体系内に戻るはずの中性子を吸収するだけで、容器内部の反応度を低下させる効果はあまりないと想定されるが、ホウ素入りのステンレス鋼及び金属カドミウムとして、評価することとした。

工学的な技術検証が必要となるが、中性子吸収材を燃料デブリと均質に混合が可能であれば、中性子吸収材の効果を発揮できる。なお、燃料デブリの表面にまぶしたり、あるいは、コーティングしたりするように中性子吸収材を配置可能であれば、それが最大限の吸収効果を発揮するが、長期的な配置の安定性に見通しが得られないため、対象から除外した。したがって、完全に均質に混合する体系を評価することとした。このときに、採用する中性子吸収材は、ガドリニウムと劣化ウランとした。



(a) 容器中央への中性子吸収棒の配置



(b) 中性子吸収材含有の内容器の配置

図 2.5-1 燃料デブリ収納容器中の中性子吸収材の配置例

2.5.3 臨界解析

(1) 概要

図 2.5-2 に燃料デブリ収納容器に対する臨界解析体系を示す。体系は直径 42 cm、長さ 134 cm の円筒容器で、内部に燃料デブリが充填されるものとした。この容器の外側は厚さ 100 cm の炭素鋼オーバーパックで覆われているものとした。これは燃料デブリに対しても HLW の処分体系を適用するが、臨界解析の観点から、収納容器を取り囲むオーバーパックの厚さを 19cm から 100cm へ変更した。外部を減速材の水として取り囲むよりも、鉄の反射材としての役割で保守的な評価になるように設定したものである。

また、収納容器内は半径 1cm の球体上の燃料デブリが面心立方格子の配列で並び、その球の外側の間隙を水が充填しているものとした。燃料球 ($\rho=11.63\text{g/cm}^3$) が面心立方構造で最密に配置されている充填率 74% を最大の燃料収納量とすると V_m/V_f は 0.35 となり、これを最小の値とした。さらに、この燃料球に表面と接続する虫食い状の空隙があることを仮定して、 V_m/V_f を最大 40 まで広げて、この範囲で実効増倍率を評価した。この空隙に減速材である水が入り込むことを想定している。

計算コードは MVP⁽²⁾を、核データライブラリは JENDL-4.0⁽³⁾を用いて評価した。総ヒストリ数は 500 万とした。燃料デブリの組成は、濃縮度 5 wt% の UO_2 燃料新燃料仮定と、14 GWd/t 燃焼燃料 (STEP3 燃料集合体の平均組成) の 2 種類とした。用いた原子数密度などのデータは各項目に記載する。図 2.5-2 に収納容器外側を取り囲む炭素鋼オーバーパックの原子個数密度を示す。

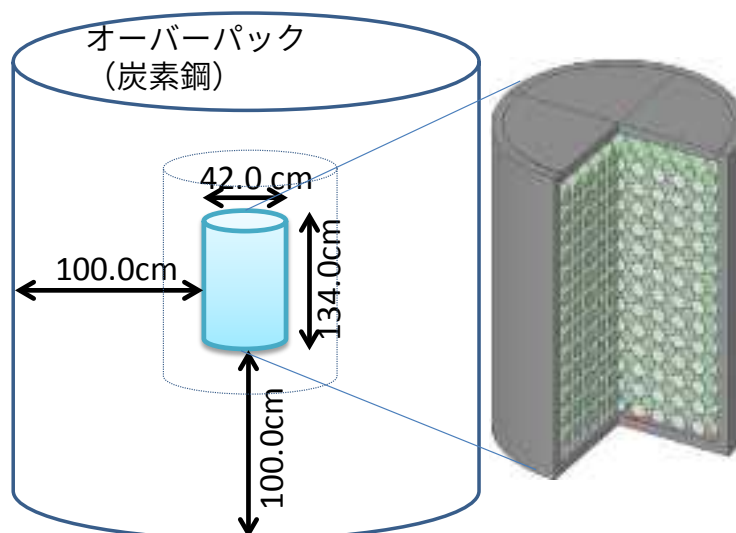


図 2.5-2 ガラス固化体キャニスタ容器に燃料デブリを収納する臨界解析体系

表 2.5-4 炭素鋼の原子個数密度

元素	成分比 [wt%]	元素個数密度 [atoms/barn・cm]	質量数	存在比 [a/o]	核種個数密度 [atoms/barn・cm]
Fe	99.1	8.3319E-02	54	5.845	4.8700E-03
			56	91.754	7.6449E-02
			57	2.119	1.7655E-03
			58	0.282	2.3496E-04
Mn	0.3	2.5650E-04	55	100	2.5650E-04
Si	0.2	3.3449E-04	28	92.223	3.0848E-04
			29	4.685	1.5671E-05
			30	3.092	1.0342E-05
S	0.04	5.8599E-05	32	94.99	5.5663E-05
			33	0.75	4.3949E-07
			34	4.25	2.4905E-06
			36	0.01	5.8599E-09
P	0.04	6.0660E-05	31	100	6.0660E-05
C	0.32	1.2514E-03			

(2) 内容器としての利用

図 2.5-3 に計算体系を示す。内容器は濃縮ホウ素入りのステンレス鋼及びカドミウム金属とした。内容器の厚さ x cm を順次大きくすることにより、内側直径 $(42-2x)$ cm が小さくなる。これによって燃料デブリの収納量も変化する。 V_m/V_f は 2.5 で一定とした。これは、毒物なしの状態で V_m/V_f をパラメータとして実効増倍率を計算した際に実効増倍率が最大となった V_m/V_f である。

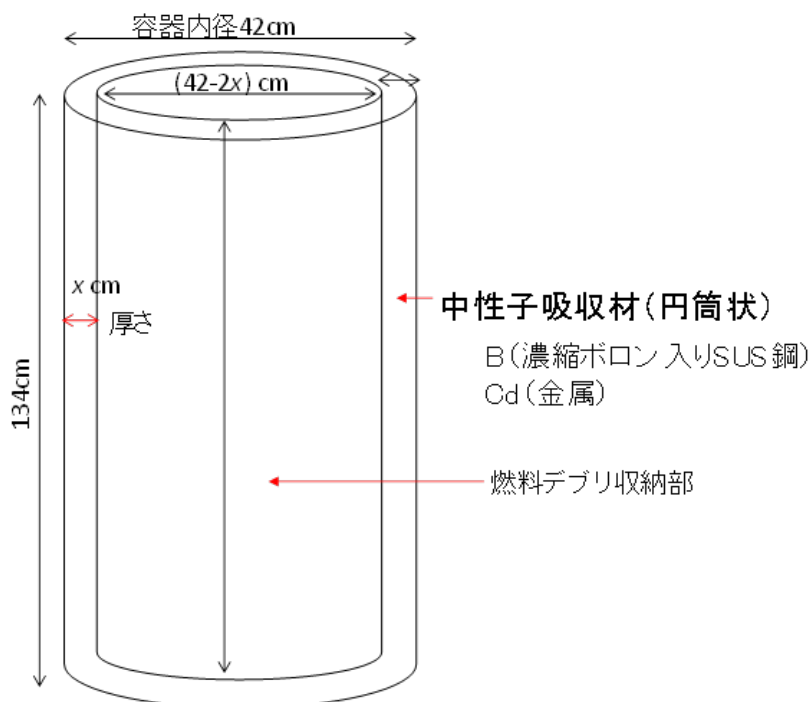


図 2.5-3 内容器として利用する場合の臨界解析体系

表 2.5-5 ホウ素含有ステンレス鋼の核種存在比と原子数密度^{(4), (5)}

核種	存在比	原子数密度 $[10^{24}\text{個}/\text{cm}^3]$	核種	存在比	原子数密度 $[10^{24}\text{個}/\text{cm}^3]$
Fe	-	5.4169E-02	C	-	1.1792E-04
Fe54	5.8	3.1418E-03			
Fe56	91.72	4.9684E-02	P31	-	1.5243E-05
Fe57	2.2	1.1917E-03			
Fe58	0.28	1.5167E-04	S	-	1.4725E-05
			S32	95.02	1.3992E-05
B10	-	8.6461E-04	S33	0.75	1.1044E-07
B11	-	3.5021E-03	S34	4.21	6.1992E-07
			S36	0.02	2.9450E-09
Mn55	-	1.4180E-03			
			Mo	-	5.4137E-05
Si	-	1.0759E-03	Mo92	14.84	8.0339E-06
Si28	92.23	9.9230E-04	Mo94	9.25	5.0077E-06
Si29	4.67	5.0245E-05	Mo95	15.92	8.6186E-06
Si30	3.10	3.3353E-05	Mo96	16.68	9.0301E-06
			Mo97	9.55	5.1701E-06
Cr	-	1.6617E-02	Mo98	24.13	1.3063E-05
Cr50	4.345	7.2201E-04	Mo100	9.63	5.2134E-06
Cr52	83.789	1.3923E-02			
Cr53	9.501	1.5788E-03	Cu	-	3.7149E-05
Cr54	2.365	3.9299E-04	Cu63	69.17	2.5696E-05
			Cu65	30.83	1.1453E-05
Ni	-	1.1340E-02			
Ni58	68.27	7.7418E-03			
Ni60	26.10	2.9597E-03			
Ni61	1.13	1.2814E-04			
Ni62	3.59	4.0711E-04			
Ni64	0.91	1.0319E-04			

表 2.5-6 金属カドミウム中の Cd 同位体存在と原子数密度

核種	存在比	原子数密度[10^{24} 個/cm ³]
Cd	—	4.6367E-02
Cd106	1.25	5.7959E-04
Cd108	0.89	4.1267E-04
Cd110	12.49	5.7912E-03
Cd111	12.80	5.9350E-03
Cd112	24.13	1.1188E-02
Cd113	12.22	5.6660E-03
Cd114	28.73	1.3321E-02
Cd116	7.49	3.4729E-03

本検討において、未臨界維持に必要な中性子吸収材厚さは、以下の 2 つの手順で求めた。

① 未臨界となる燃料デブリ領域直径の計算

容器の大きさを一定として中性子吸収材の厚さ x を変えて実効増倍率を計算し、実効増倍率 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる中性子吸収材厚さ x を求めた ($k_{\text{eff}} = 0.98$ 付近の 4 点で 3 次関数補間)。これにより、十分に中性子吸収材に厚みがある場合に、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる燃料デブリ領域直径($=42 - 2x$)を求めた。

② 十分な吸収材厚さの計算

①では、容器と燃料デブリ領域の間が全て中性子吸収材となっているが、中性子吸収材はその吸収能力に応じてある程度の厚みがあれば中性子は十分に吸収される。そのため、①で求めた中性子吸収材厚さ x は、必ずしもそのすべてが実効増倍率に寄与しているわけではないということに注意する必要がある。ここでは、参考のため、①で求めた燃料デブリ直径を固定して、中性子吸収材の厚さを変化させて実効増倍率を計算し、最低限必要な中性子吸収材の厚さを求めた。

(3) 混合材としての利用

Gd を用いた場合

濃縮度 5%新燃料からなる燃料デブリに対して、Gd（天然同位体組成）を均質に混合させ、 $k_{\text{eff}} < 0.98$ となる Gd 濃度（Gd/U 重量比）をサーベイした。すなわち、Gd/U 比を $0 \sim 3.6 \times 10^{-4}$ 程度まで設定して解析を実施し、 k_{eff} が 0.98 をはさむ 4 点を抽出し、この 4 点を用いて 3 次関数補間により、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる Gd/U 比を求めた。表 2.5-7 に濃縮度 5%新燃料を対象とした、表 2.5-8 に 14GWd/t の燃料デブリを対象とした解析に用いた原子個数密度を示す。ここで用いた単位は 10^{-24} cm³ あたりの原子個数である (1 barn = 10^{-24} cm²)。

表 2.5-7 Gd 混合率に応じた濃縮度 5%新燃料の原子個数密度(単位: atoms/barn・cm)

核種	Gd/U比					
	0.0000E+00	1.6155E-04	3.0694E-04	3.2309E-04	3.3925E-04	3.5540E-04
U235	1.2005E-03	1.2005E-03	1.2005E-03	1.2005E-03	1.2005E-03	1.2005E-03
U238	2.2521E-02	2.2521E-02	2.2521E-02	2.2521E-02	2.2521E-02	2.2521E-02
O16	4.7442E-02	4.7442E-02	4.7442E-02	4.7442E-02	4.7442E-02	4.7442E-02
Gd152	0.0000E+00	1.1595E-08	2.2030E-08	2.3189E-08	2.4349E-08	2.5508E-08
Gd154	0.0000E+00	1.2638E-07	2.4012E-07	2.5276E-07	2.6540E-07	2.7804E-07
Gd155	0.0000E+00	8.5800E-07	1.6302E-06	1.7160E-06	1.8018E-06	1.8876E-06
Gd156	0.0000E+00	1.1867E-06	2.2547E-06	2.3734E-06	2.4921E-06	2.6107E-06
Gd157	0.0000E+00	9.0727E-07	1.7238E-06	1.8145E-06	1.9053E-06	1.9960E-06
Gd158	0.0000E+00	1.4400E-06	2.7361E-06	2.8801E-06	3.0241E-06	3.1681E-06
Gd160	0.0000E+00	1.2673E-06	2.4078E-06	2.5346E-06	2.6613E-06	2.7880E-06

表 2.5-8 Gd 混合率に応じた 14 GWd/t 燃料の原子個数密度(単位: atoms/barn・cm)

核種	Gd/U比					
	0.0000E+00	8.0773E-05	9.0869E-05	1.0097E-04	1.1106E-04	1.2116E-04
U-234	6.0554E-06	6.0554E-06	6.0554E-06	6.0554E-06	6.0554E-06	6.0554E-06
U-235	6.3098E-04	6.3098E-04	6.3098E-04	6.3098E-04	6.3098E-04	6.3098E-04
U-238	2.2840E-02	2.2840E-02	2.2840E-02	2.2840E-02	2.2840E-02	2.2840E-02
Pu-238	4.4110E-07	4.4110E-07	4.4110E-07	4.4110E-07	4.4110E-07	4.4110E-07
Pu-239	1.0376E-04	1.0376E-04	1.0376E-04	1.0376E-04	1.0376E-04	1.0376E-04
Pu-240	1.9311E-05	1.9311E-05	1.9311E-05	1.9311E-05	1.9311E-05	1.9311E-05
Pu-241	7.8881E-06	7.8881E-06	7.8881E-06	7.8881E-06	7.8881E-06	7.8881E-06
Pu-242	1.0281E-06	1.0281E-06	1.0281E-06	1.0281E-06	1.0281E-06	1.0281E-06
Am-241	1.1920E-06	1.1920E-06	1.1920E-06	1.1920E-06	1.1920E-06	1.1920E-06
Mo-95	2.1141E-05	2.1141E-05	2.1141E-05	2.1141E-05	2.1141E-05	2.1141E-05
Tc-99	2.1365E-05	2.1365E-05	2.1365E-05	2.1365E-05	2.1365E-05	2.1365E-05
Rh-103	1.2154E-05	1.2154E-05	1.2154E-05	1.2154E-05	1.2154E-05	1.2154E-05
Nd-143	1.7790E-05	1.7790E-05	1.7790E-05	1.7790E-05	1.7790E-05	1.7790E-05
Nd-145	1.2658E-05	1.2658E-05	1.2658E-05	1.2658E-05	1.2658E-05	1.2658E-05
Sm-147	3.5745E-06	3.5745E-06	3.5745E-06	3.5745E-06	3.5745E-06	3.5745E-06
Sm-149	1.1979E-07	1.1979E-07	1.1979E-07	1.1979E-07	1.1979E-07	1.1979E-07
Sm-150	4.1055E-06	4.1055E-06	4.1055E-06	4.1055E-06	4.1055E-06	4.1055E-06
Sm-152	1.9259E-06	1.9259E-06	1.9259E-06	1.9259E-06	1.9259E-06	1.9259E-06
Eu-153	1.2665E-06	1.2665E-06	1.2665E-06	1.2665E-06	1.2665E-06	1.2665E-06
O-16	4.8053E-02	4.8053E-02	4.8053E-02	4.8053E-02	4.8053E-02	4.8053E-02
Gd152	0.0000E+00	5.7393E-09	6.4568E-09	7.1742E-09	7.8916E-09	8.6090E-09
Gd154	0.0000E+00	6.2559E-08	7.0379E-08	7.8198E-08	8.6018E-08	9.3838E-08
Gd155	5.8951E-07	1.0142E-06	1.0673E-06	1.1204E-06	1.1735E-06	1.2266E-06
Gd156	0.0000E+00	5.8742E-07	6.6085E-07	7.3428E-07	8.0770E-07	8.8113E-07
Gd157	0.0000E+00	4.4910E-07	5.0524E-07	5.6138E-07	6.1752E-07	6.7365E-07
Gd158	0.0000E+00	7.1283E-07	8.0193E-07	8.9103E-07	9.8014E-07	1.0692E-06
Gd160	0.0000E+00	6.2731E-07	7.0572E-07	7.8414E-07	8.6255E-07	9.4096E-07

劣化ウランを用いた場合

劣化ウランのを用いた場合は、濃縮度 0.3%の劣化ウランを混合させるものとした。表 2.5-9 に劣化ウラン混合率に応じた原子戸数密度を示す。なお、評価体系は Gd 添加のケースと同一である。

表 2.5-9 劣化ウラン（濃縮度 0.3%）混合率に応じた濃縮度 5%新燃料の原子個数密度
(単位: atoms/barn・cm)

核種	DU/U比						
	0.0000E+00	3.0000E+00	3.1000E+00	3.2000E+00	3.3000E+00	3.4000E+00	3.5000E+00
U-235	1.2005E-03	3.8870E-04	3.8145E-04	3.7453E-04	3.6793E-04	3.6162E-04	3.5558E-04
U-238	2.2521E-02	2.5636E-02	2.5664E-02	2.5690E-02	2.5715E-02	2.5740E-02	2.5763E-02
O-16	4.7442E-02	5.2049E-02	5.2090E-02	5.2129E-02	5.2167E-02	5.2203E-02	5.2237E-02

2.5.4 臨界解析結果

(1) ガラス固化体キャニスタ（直径 42cm）の内容容器として利用した場合の解析結果
ホウ素含有ステンレス鋼

図 2.5-4 にホウ素含有ステンレス鋼を内容容器に使用して、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリを収納した場合の評価結果を示す（手順①による評価）。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる内容容器厚さ x は 8.8cm となり、このときの燃料デブリが収納される内容容器の内直径は 24.5cm となり、中性子吸収材を用いない 22.5cm に対して 2cm 程度収納直径を拡大できる結果となった。また、図 2.5-5 に上記で得られた直径 24.5cm の燃料デブリに対して、 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる必要最低限の内容容器厚さを評価した結果を示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となるホウ素含有ステンレス製内容容器の厚さは 4.0cm となる。したがって、直径 24.5cm の円筒形燃料デブリに対しては、直径 32.5cm で厚さ 4.0cm のホウ素含有ステンレス内容容器を持つ容器が最適な中性子吸収材配置となる。

次に、14GWd/t の燃料デブリを収納した場合の評価結果を図 2.5-6 に示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる内容容器厚さ x は 4.3cm となり、このときの燃料デブリが収納される内容容器の内直径は 33.3cm で、中性子吸収材を用いない 32.5cm に対して 0.8cm 程度しか収納直径を拡大できない結果となった。また、次に、図 2.5-5 に上記で得られた直径 33.3cm の燃料デブリに対して、 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる必要最低限の内容容器厚さを評価した結果を示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となるホウ素含有ステンレス製内容容器の厚さは 4.0cm となる。したがって、直径 33.3cm の円筒形燃料デブリに対しては、直径 40.5cm で厚さ 4.0cm のホウ素含有ステンレス内容容器を持つ容器が最適な中性子吸収材配置となる。

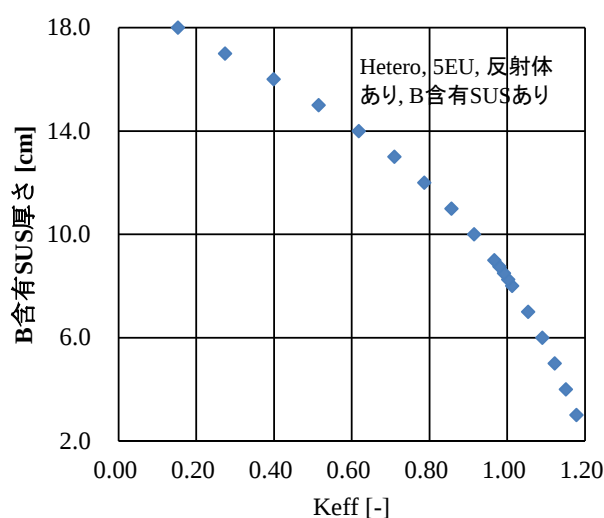


図 2.5-4 ホウ素含有ステンレス鋼内容容器に濃縮度 5%相当新燃料を収納した場合の評価結果

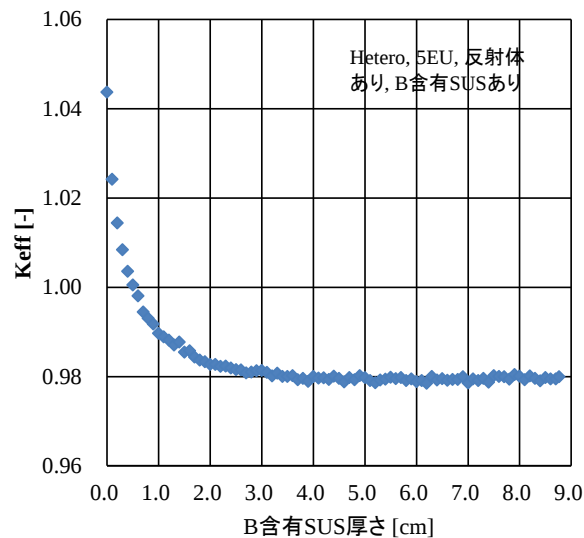
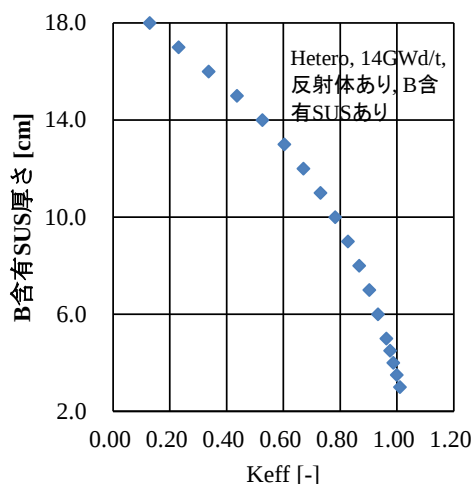
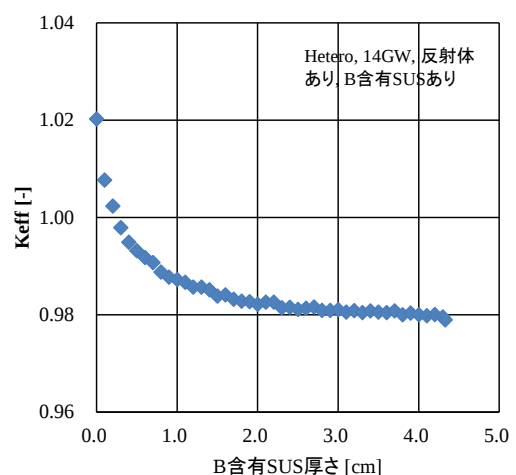


図 2.5-5 デブリ収納直径 24.5cm に対する必要最低限の内容器厚さの評価結果



(a) 内容器厚さの評価結果



(b) 33.3cm に対する必要最低限の内容器厚さ

図 2.5-6 ホウ素含有ステンレス鋼内容器に 14GWd/t 燃料デブリを収納した場合の評価結果

金属カドミウム

図 2.5-7 に金属カドミウムを内容器に使用して、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリを収納した場合の評価結果を示す（手順①による評価）。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる内容器厚さ x は 7.9cm となり、このときの燃料デブリが収納される内容器の内直径は 26.2cm となり、中性子吸収材を用いない 22.5cm に対して 3.7cm 収納直径を拡大できる結果となった。また、次に、図 2.5-8 に上記で得られた直径 26.2cm の燃料デブリに対して、 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる必要最低限の内容器厚さを評価した結果を示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる金属カドミウム製内容器の厚さは 7.9cm となり、容器サイズは変わらない結果となった。

次に、14GWd/t の燃料デブリを収納した場合の評価結果を図 2.5-9 に示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる内容器厚さ x は 3.8cm となり、このときの燃料デブリが収納される内容器の内直径は 34.5cm で、中性子吸収材を用いない 32.5cm に対して 2cm 程度収納直径を拡大できる結果となった。また、次に、図 2.5-5 に上記で得られた直径 34.5cm の燃料デブリに対して、 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる必要最低

限の内容容器厚さを評価した結果を示す。 $k_{\text{eff}}=0.98$ となる金属カドミウム製内容器の厚さは 3.8cm となる。したがって、直径 34.5cm の円筒形燃料デブリに対しては、直径 42cm で厚さ 3.8cm の金属カドミウム製内容器を持つ容器が最適な中性子吸収材配置となる。

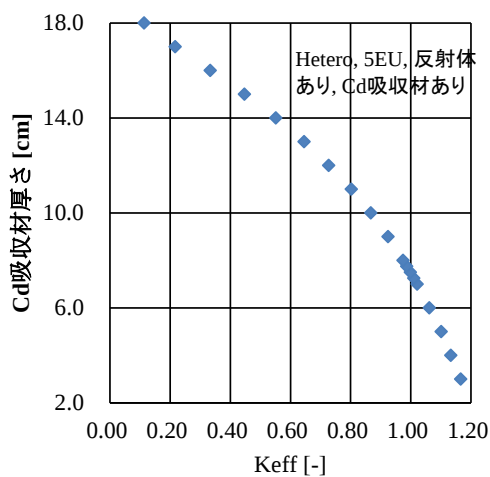


図 2.5-7 金属カドミウム製内容器に濃縮度 5%相当新燃料を収納した場合の評価結果

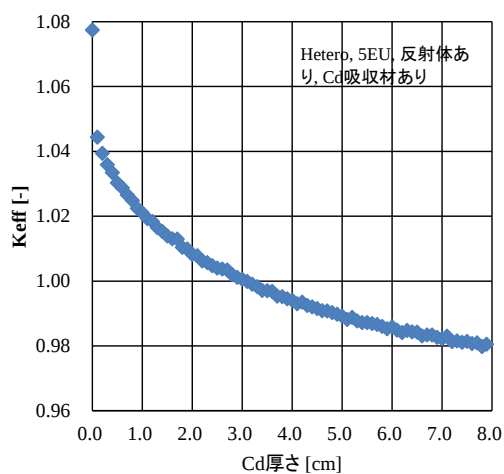
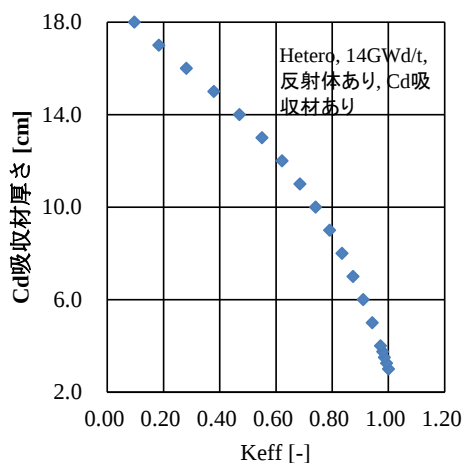
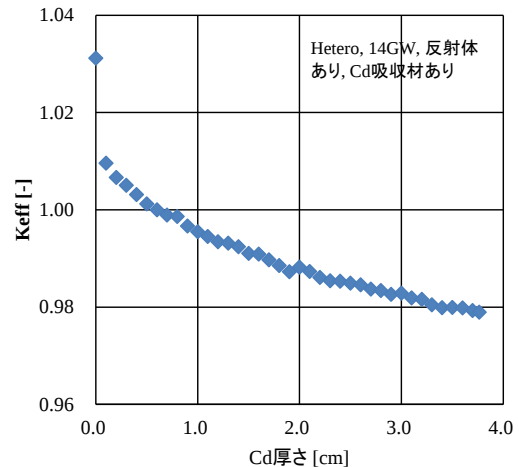


図 2.5-8 デブリ収納直径 26.2cm に対する必要最低限の内容容器厚さの評価結果



(a) 内容器厚さの評価結果



(b) 34.5cm に対する必要最低限の内容容器厚さ

図 2.5-9 金属カドミウム製内容器に 14GWd/t 燃料デブリを収納した場合の評価結果

以上の結果から、昨年度の中性子吸収材なしで未臨界となる容器直径（5wt%新燃料の場合は容器直径約 22.5 cm、14GWd/t の場合は容器直径 32.5 cm）と比較して、容器内壁に中性子吸収材を配置しても燃料デブリ領域直径に大きな減少は見られなかった。また、手順②の吸収材厚さの計算において、特に Cd の場合は予想に反して吸収材厚さに対して実効増倍率が収束しなかった。

この結果の大きな要因として、本体系の反射体が炭素鋼であることが考えられる。炭素鋼は軽水炉における水反射と比べて中性子エネルギーの減速能力は小さいため、熱外中性子のまま反射される割合が多くなる。そのため、熱中性子の吸収材を燃料領域と反射体の間に配置しても、水反射に比べて炭素鋼による反射の場合は、熱外中性子による寄与が残るため中性子吸収材の影響を受けにくくなると考えられる。

一般的に、水反射の場合では、Cd は 0.1 cm の厚さでも十分な吸収効果があるといわれている。はじめに Cd がわずかに加わったときに大きく実効増倍率が低下しているのが熱中性子吸収による影響であり、その後ゆるやかに実効増倍率が減少しているのは、吸収の影響というよりは別の理由と考えられる（Cd と炭素鋼の反射体としての性質の違いの影響、Cd により炭素鋼が遠ざかる効果など）。参考までに B と Cd の中性子エネルギーに応じた中性子吸収断面積の比較を図 2.5-10⁶に示す。ホウ素含有ステンレス鋼よりも金属カドミウムのほうが厚みを増やしていったときに実効増倍率が収束しなかったのは、Cd のほうが熱外中性子の吸収断面積が小さいためとも考えられる。

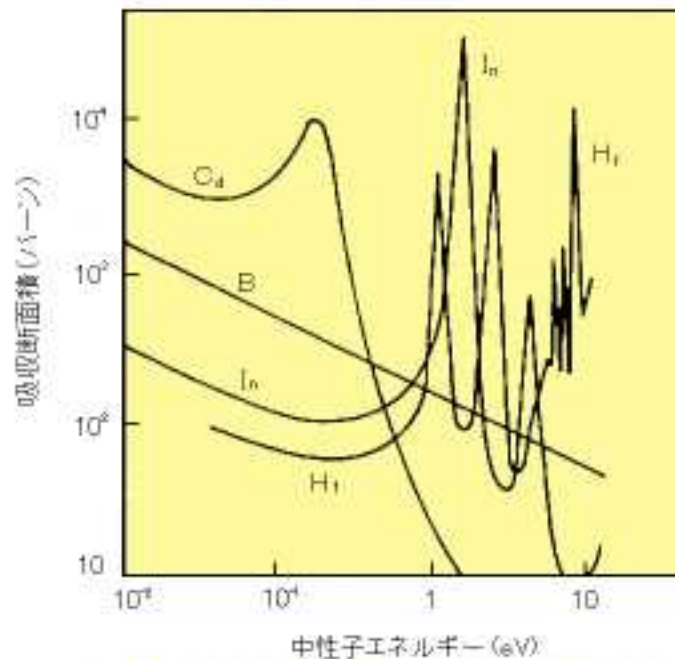


図4 大きな吸収をもつ物質の吸収断面積

【出典】成田正邦、小澤保雄：原子工学の基礎、現代工学社(1989年1月)、p.86

図 2.5-10 中性子エネルギーに応じた中性子吸収断面積（B と Cd の比較）

(2) ガラス固化体キャニスタ（直径 42cm）内に中性子吸収材を混入させた場合の解析結果

1) Gd を用いた場合

図 2.5-11 に Gd 混入割合に応じた濃縮度 5%新燃料の実効増倍率の変化を示す。また表 2.5-10 に示すように、本グラフより k_{eff} が 0.98 付近の 4 つの混合率の最大 k_{eff} を選択した（赤のハッチング部分）。さらに、図 2.5-12 に示すように、この 4 点を用いて 3 次関数補間により、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる Gd/U 比を求めた。その結果、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる Gd/U 比（重量比）は 3.33×10^{-4} となった。したがって、濃縮度 5%新燃料の燃料デブリの体積に対しては、約 0.1%の添加割合で未臨界を維持できる可能性があることを示した。

図 2.5-13 に Gd 混入割合に応じた 14GWd/t の燃料デブリの実効増倍率の変化を示す。また表 2.5-11 に示すように、本グラフより k_{eff} が 0.98 付近の 4 つの混合率の最大 k_{eff} を選択した（赤のハッチング部分）。さらに、図 2.5-14 に示すように、この 4 点を用いて 3 次関数補間により、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる Gd/U 比を求めた。その結果、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる Gd/U 比（重量比）は 9.17×10^{-5} となった。したがって 14GWd/t の燃料デブリの体積に対しては、約 0.03%の添加割合で未臨界を維持できる可能性があることを示した。

2) 劣化ウランを用いた場合

図 2.5-15 に劣化ウラン混入割合（DU/U 比（重量比））に応じた濃縮度 5%新燃料の燃料デブリの実効増倍率の変化を示す。また表 2.5-11 に示すように、本グラフより k_{eff} が 0.98 付近の 4

つの混合率の最大 k_{eff} を選択した（赤のハッチング部分）。さらに、図 2.5-16 に示すように、この 4 点を用いて 3 次関数補間により、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる DU/U 比を求めた。その結果、 $k_{\text{eff}} = 0.98$ となる DU/U 比（重量比）は 3.14 となった。したがって、濃縮度 5% の新燃料の燃料デブリの体積に対しては、その体積の 3.14 倍の劣化ウランを加えて均一に混合する必要がある、燃料デブリとしての廃棄物は 4 倍以上となってしまふ。現在、燃料デブリの処分概念はまだ十分に検討されておらず、地層処分相当とも決まてはいないが、臨界防止の観点からだけで廃棄物量が 4 倍と大幅に増加することについては、社会的な受け入れを含めて、適切な処分方策であるかについて、十分に議論する必要がある。

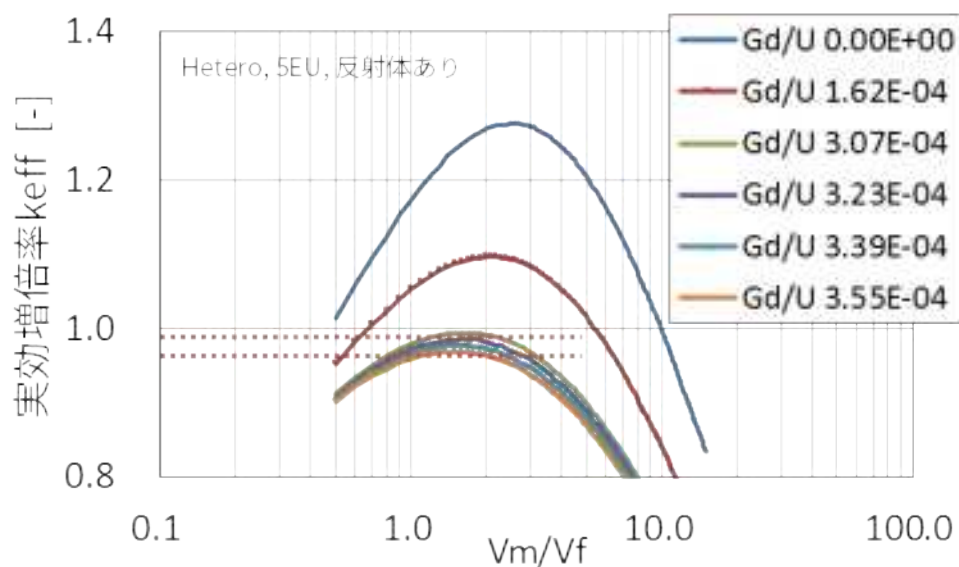


図 2.5-11 Gd 混入割合に応じた 5wt%UO₂ の実効増倍率

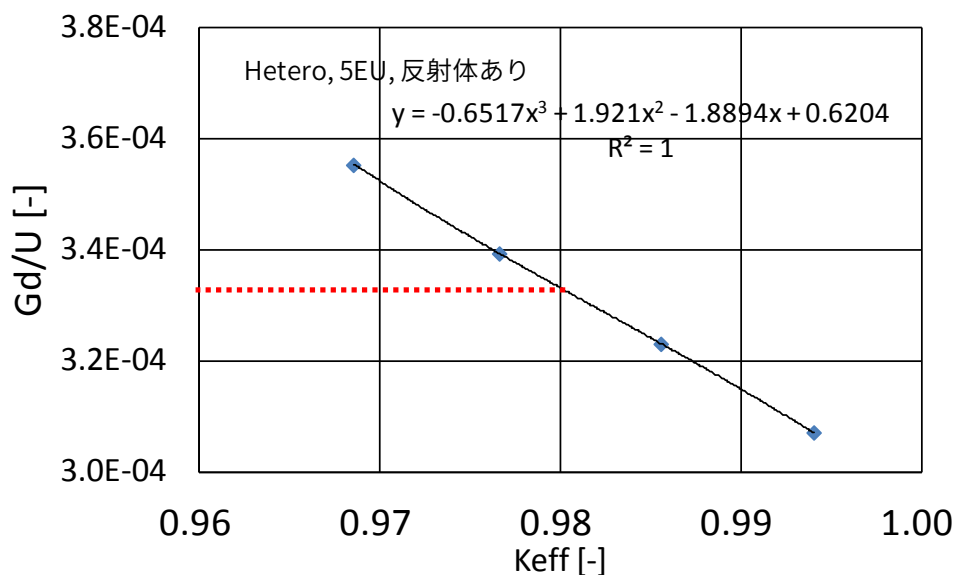


図 2.5-12 4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる Gd/U の算出

表 2.5-10 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率(k_{eff})<濃縮度 5%新燃料>

Gd/U (重量比)	K_{eff}	標準偏差 σ	$K_{\text{eff}}+3\sigma$	$K_{\text{eff}}-3\sigma$
0.000E+00	1.276000	0.0252%	1.276965	1.275035
1.615E-04	1.096900	0.0246%	1.097710	1.096090
3.069E-04	0.994036	0.0244%	0.994764	0.993308
3.231E-04	0.985559	0.0232%	0.986245	0.984873
3.392E-04	0.976640	0.0248%	0.977367	0.975913
3.554E-04	0.968566	0.0264%	0.969333	0.967799
4.039E-04	0.946311	0.0241%	0.946995	0.945627
4.846E-04	0.915789	0.0252%	0.916481	0.915097

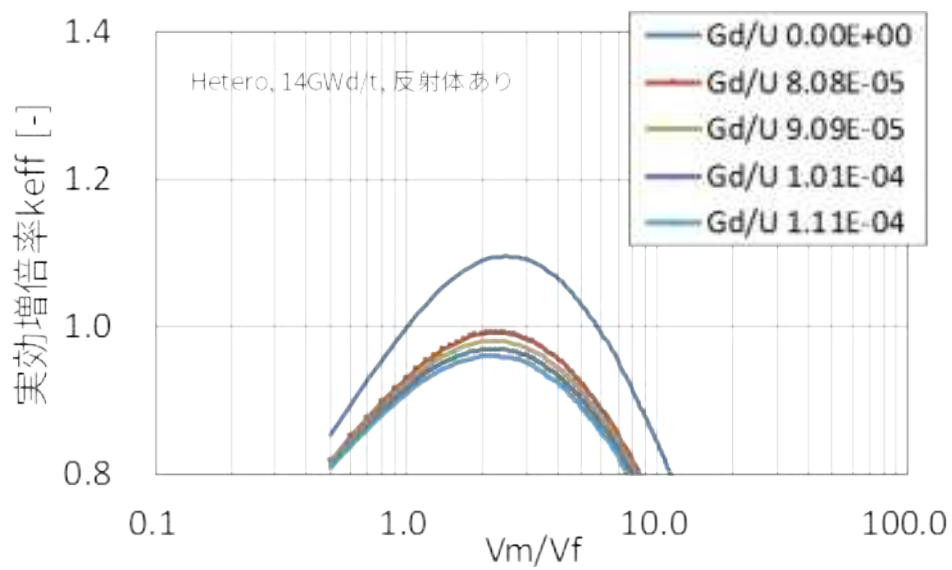


図 2.5-13 Gd 混入割合に応じた 14GWd/t 燃焼燃料の実効増倍率

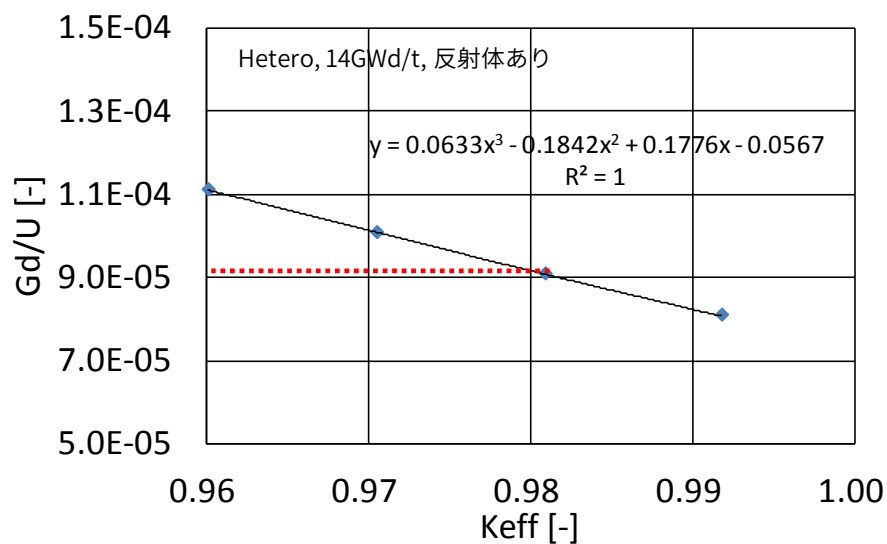


図 2.5-14 4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる Gd/U の算出

表 2.5-11 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率(k_{eff})<14GWd/t>

Gd/U	K_{eff}	標準偏差	$K_{\text{eff}}+3\sigma$	$K_{\text{eff}}-3\sigma$
0.00E+00	1.095760	0.0268%	1.096641	1.094879
8.08E-05	0.991802	0.0245%	0.992531	0.991073
9.09E-05	0.980870	0.0260%	0.981635	0.980105
1.01E-04	0.970458	0.0252%	0.971192	0.969724
1.11E-04	0.960082	0.0253%	0.960811	0.959353
1.21E-04	0.950945	0.0261%	0.951690	0.950200

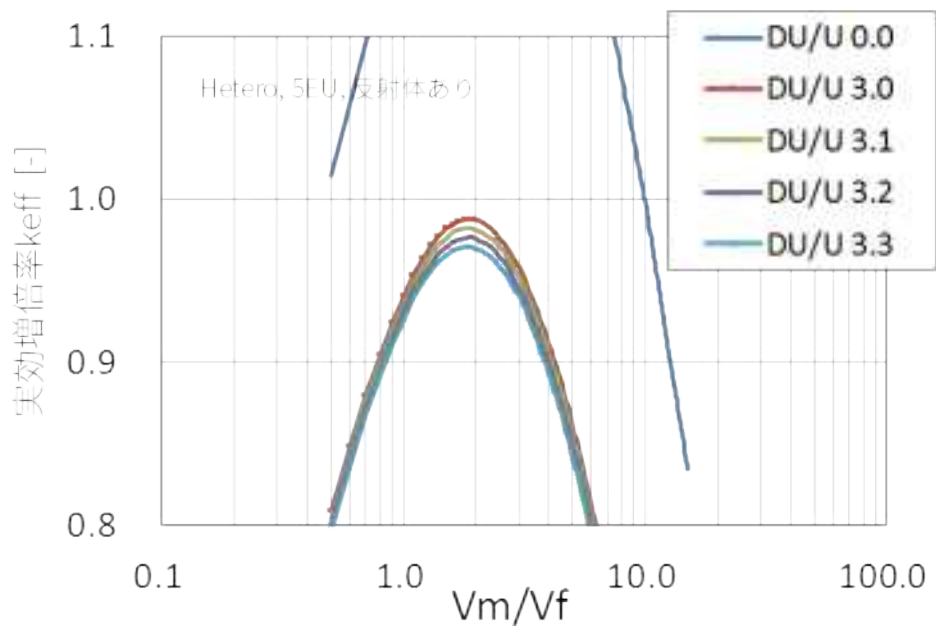


図 2.5-15 劣化ウラン混入割合 (DU/U (重量比)) に応じた 5wt%UO₂ の実効増倍率

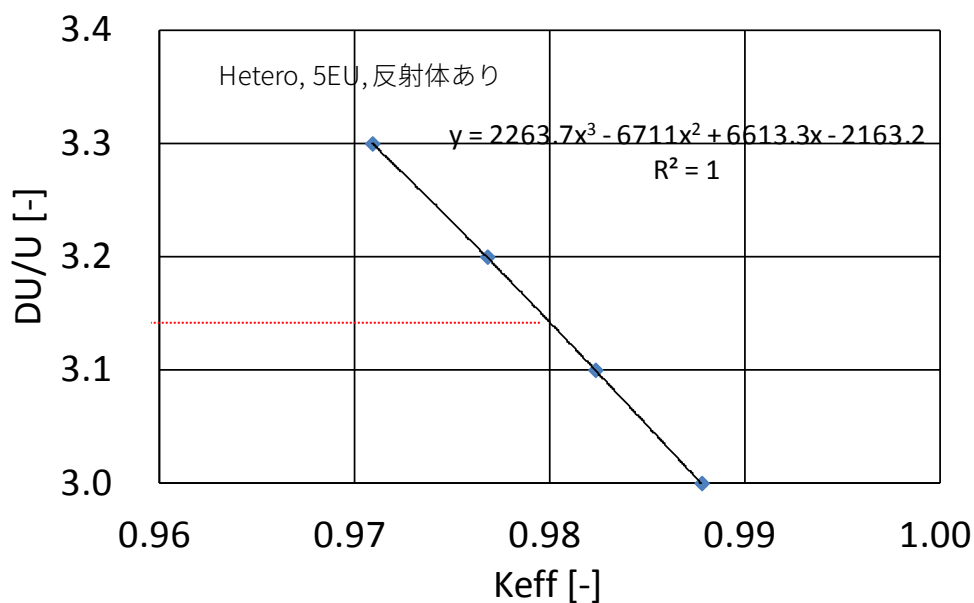


図 2.5-16 4 点のデータに基づくフィッティングによる $k_{\text{eff}}=0.98$ となる DU/U の算出

表 2.5-12 各 Gd/U における最適減速点の実効増倍率($k_{\text{eff}} < 14\text{GWd/t} >$)

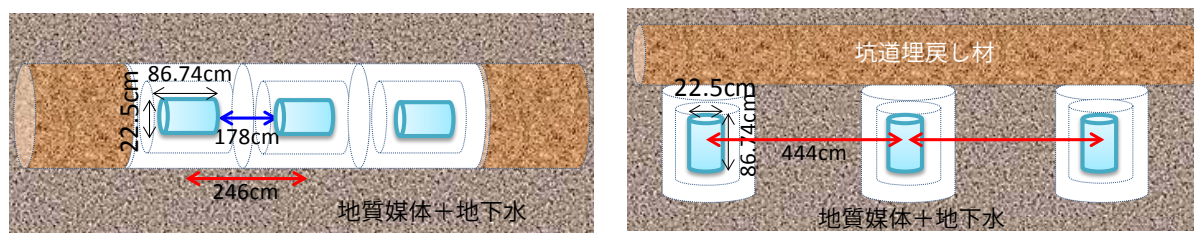
DU/U	K _{eff}	標準偏差	K _{eff} +3σ	K _{eff} -3σ
0.00	1.276000	0.0252%	1.276965	1.275035
3.00	0.987788	0.0270%	0.988588	0.986988
3.10	0.982355	0.0272%	0.983157	0.981553
3.20	0.976789	0.0279%	0.977607	0.975971
3.30	0.970932	0.0268%	0.971713	0.970151
3.40	0.965884	0.0279%	0.966692	0.965076

(3) 処分坑道における複数ユニットにおける臨界可能性について

平成 27 年度の検討では、処分容器単独での臨界可能性について評価し、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリに対しては、容器直径が 22.5cm 以下であることが必要となる結果を得た。処分坑道においては、複数の廃棄体を並べて配置し埋設することを考慮すれば、複数ユニットにおける臨界可能性についても排除できることを確認する必要がある。そこで地層処分第二次とりまとめにおいて提案された処分場レイアウト及び廃棄体の配置を参考に、単一ユニットで未臨界を維持できる廃棄体が並べられて配置した場合について、検討を行った。

図 2.5-17 に処分坑道における燃料デブリ廃棄体の配置例を示す。横置きについては、廃棄体ピッチは仮想燃料デブリ H27 では 246cm で最短の間隔は 178cm となり、容器間には炭素鋼オーバーパックとベントナイト緩衝材が存在する。一方、縦置きについては、廃棄体ピッチが 444cm で最短の間隔は 421cm となり、容器間には炭素鋼オーバーパック、ベントナイト緩衝材及び地質媒体（地下水含有）が存在する。

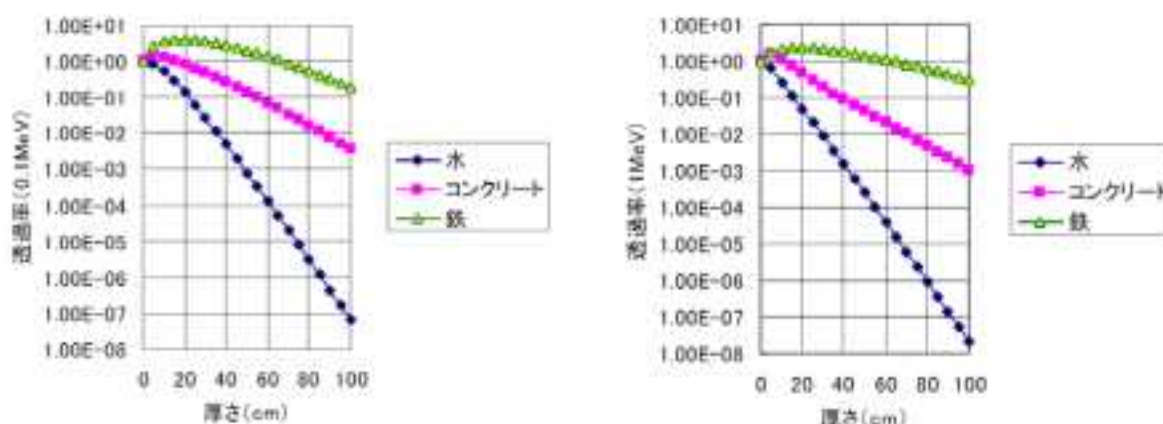
以上の条件で、単一ユニット間の中性子のやり取りが可能かについて、検討した。図 2.5-18 に 0.1MeV と 1MeV のエネルギーを持つ中性子の各媒質の厚さに応じた透過率を示す。炭素鋼に含まれる鉄については、透過率は小さく 40cm 程度までは反射されるが、ベントナイトに含まれる地下水、地質媒体に含まれる地下水が 60cm 程度確保されれば、透過率は 1×10^{-4} 以下となり、単一ユニット間の中性子のやり取りは無視できる。図 2.5-17 に示した体系で配置されれば、複数ユニットにおける臨界可能性は排除される。



(a) 横置き配置

(b) 縦置き配置

図 2.5-17 処分坑道における燃料デブリ廃棄体の配置例



(a) 0.1MeV 中性子の実効線量透過率

(b) 1MeV 中性子の実効線量透過率

図 2.5-18 各中性子エネルギー中性子の実効線量透過率

2.5.5 まとめ

福島第一原子力発電所の燃料デブリを回収し、廃棄物埋設地に埋設する際に、埋設後オーバーパックが破損して、収納容器内に地下水が浸入し、容器内が地下水で満たされる可能性がある。処分容器内で臨界になれば、核分裂連鎖反応が継続的に発生し、熱エネルギーが発生して温度が上昇するとともに、核分裂性生成ガスが発生して、処分場からの核種移行挙動に大きな影響を及ぼすことが想定される。平成 27 年度の検討においては、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器中で、未臨界を維持できるかについて、特に埋設処分後の状況を想定した臨界解析を実施した。そしてある条件で臨界を達成してしまう場合には、いかなる条件でも未臨界を維持可能な容器直径について検討を行った。その結果、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器（容器直径 35.56cm、デブリ収納可能高さ 86.74cm）においては、濃縮度 5%新燃料に限らず、14GWd/t の燃料デブリについても実効増倍率 k_{eff} が 0.98 を超え、臨界に達する可能性があることが示された。そのうえで、未臨界を維持できる直径を解析によって評価したところ、濃縮度 5%新燃料では 22.5cm 以下であることがわかった。

22.5cm という容器直径は非常に小さく、多量にある燃料デブリを順次収納していくうえで、作業上の障害になる可能性がある。高レベル放射性廃棄物のガラス固化体のキャニスタ（容器直径 43cm、高さ 123cm）は、TRU 廃棄物の一つであるハル等圧縮体にも採用されることもあり、一般的な処分用廃棄物容器の一つである。本年度の検討においては、上記キャニスタを燃料デブリの廃棄物収納容器として適用する際に、中性子吸収材などを用いて、未臨界を維持できる体系が構築可能であるかについて、解析的に検討を行った。

中性子吸収材として吸収断面積が大きく、均一に混合が可能と思われる Gd と臨界の観点からウラン濃縮度を低下させる劣化ウラン（濃縮度 0.3%）を混合する場合の 2 つのケースについて、臨界解析を行った。その結果、Gd については濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して 0.1%程度の添加でガラス固化体容器でも未臨界を維持できる（ $k_{\text{eff}}=0.98$ 以下）結果となった。また、劣化ウランについては、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して、3.1 倍以上の劣化ウラン体積を加えて混合する必要があることがわかった。このとき、ウラン 235 の濃縮度は 1.41%であった。燃料デブリ処分の廃棄物量が 4 倍以上に増量されることとなり、廃棄物の放射能濃度を低下させる希釈と受け取られることについても配慮が必要である。

また、平成 27 年度は単一ユニットとしての臨界評価であり、処分坑道に並べて配置する場合には、複数ユニットにおいても、未臨界を維持できることを確認する必要がある。そこで、本検討では、地層処分第二次とりまとめにおいて示された横置き配置及び縦置き配置の廃棄体ピッチを参考に、燃料デブリを収納した廃棄体間に存在する炭素鋼オーバーパック、ベントナイト緩衝材、水を含む地質媒体を考慮して、中性子の実効線量透過率から、60cm 以上の水を含む媒体が廃棄体間に存在すれば、廃棄体間の中性子のやり取りが無視できることから、地層処分に準じた人工バリア構成かつ廃棄体ピッチであれば、複数ユニットによる臨界可能性については単一ユニットの未臨界が確保されていれば考慮する必要がないことがわかった。

2.6 天然バリア中における臨界発生可能性に関する検討

2.6.1 背景と目的

福島第一原子力発電所の燃料デブリを回収し、廃棄物埋設地に埋設する際に、仮想燃料デブリ Ver.1 の処分容器 1 本に含まれる核分裂性核種は高レベル放射性廃棄物であるガラス固化体 1 本よりも 10 倍以上である。処分容器内での臨界の可能性を排除できても、図 2.6-1 に示すように、長期的に隆起・侵食に伴い対地深度が減少し酸化性地下水が処分場に入り込み、ウランを中心とする核分裂性核種が想定よりも多量に溶出して、天然バリア中を移行した後に、ある点に集積することによって臨界条件を達成する可能性は、オクロの天然原子炉の例のように、排除できない。平成 27 年度の検討では、核種移行の観点から、地質媒体中で臨界質量を上回るウランがある点に濃集しうるかについて、解析的に検討を実施した。その結果、砂岩媒体における最小臨界重量を上回るウランが濃集する条件があることがわかった。

そこで、本年度は、1 か所に濃集可能な地下水流速について、地下水中ウラン濃度とウラン溶解度との関係の観点と酸化還元フロントが長期的に維持されるための観点との 2 つから、検討を行い、ウラン濃集の条件を整理した。また、平成 27 年度は既往研究に基づく砂岩を対象とした評価であったが、もう一つの代表的な結晶質がんである花崗岩の条件ではどのような臨界可能性となるかについて解析的に検討した。さらに、3 次元的なウランの濃集形状を検討するため、地層処分の処分場レイアウトを参考に、濃集幅と濃集高さから求められる濃集厚さが、地質媒体中のウラン含有率に応じた最小臨界直径と比較して、臨界可能性を議論した。

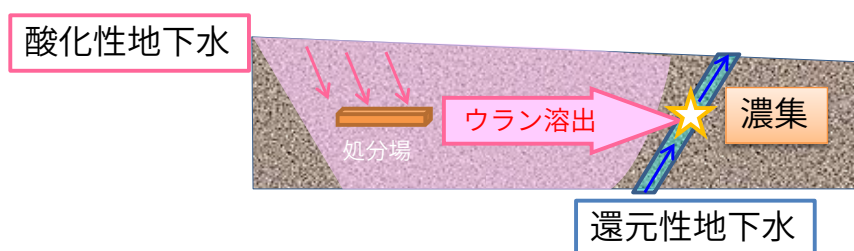


図 2.6-1 天然バリア中でウランが濃集するイメージ図

2.6.2 1 か所に濃集可能な地下水流速の検討

上述したように、1 か所に濃集可能な地下水流速について、地下水中ウラン濃度とウラン溶解度との関係の観点と酸化還元フロントを長期的に維持するための観点の 2 つから、検討を行い、ウラン濃集の条件を整理した。

(1) 地下水流速の変化による地下水中ウラン濃度の変動と濃集点の溶解度の関係

平成 27 年度の検討においては、図 2.6-2 に示すような評価体系で、地下水流速を固定した一次元の核種移行評価を行い、表 2.6-1 に示すように、最大で 211 トンのウランが 1 か所に濃集するという結果が得られた。しかし、ウランの溶解度と地下水流速に基づいて、地下水中のウラン濃度が決められたため、地下水流速が増減することにより、地下水中のウラン濃度が変動することになる。濃集点のウランの溶解度を 1.1×10^{-5} mol/L とすると、濃集点における地下水中のウラン濃度がこの値を下回ることによって、濃集は発生しなくなる。したがって、地下水流速を変動させた場合の、地下水中ウラン濃度の変化を評価した。

平成 27 年度に評価した Case 2 を対象に、地下水流速（実流速 (m/y)）を増加させていき、濃集点における地下水中ウラン濃度の変化を評価し、ウラン溶解度として設定した 1.1×10^{-5}

mol/L 以下となる地下水流速を見出すこととした。

解析結果を図 2.6-3 に示す。平成 27 年度に実施した解析では地下水流速は実流速で $3.3 \times 10^{-4} \text{m/y}$ （ダルシー流速で $1.0 \times 10^{-3} \text{m/y}$ ）であり、 10^6 年を超えたあたりから地下水中ウラン濃度が上昇し、およそ 10^7 年で設定したウラン溶解度 $1.1 \times 10^{-5} \text{mol/L}$ に到達し、一定値を保った。すなわち、 10^8 年を超えたあたりでウラン濃度が減少を始めるまで、濃集点に到達したウランを含む地下水は溶解度以上の濃度の分が沈殿して濃集すること示す。

地下水流速が 3.3m/y でも溶解度に達するが、 10m/y となるとすべての時間においてウラン溶解度の $1.1 \times 10^{-5} \text{mol/L}$ を下回る結果となった。したがって、地下水中のウラン濃度が溶解度に到達せず、濃集をしない地下水流速は $3.3 \text{m/y} \sim 10 \text{m/y}$ の間に境界値があり、この境界値以上であれば、一次元核種移行解析によって、臨界にならないことが確認された。

しかしながら、人工バリア中の溶解度と濃集点の溶解度の設定値で、沈殿するかしないかの判断となることから、今回示された地下水流速は参考値であり、本検討で示した方法論に沿ってサイト特性を反映したパラメータ設定を行って解析を行う必要がある。

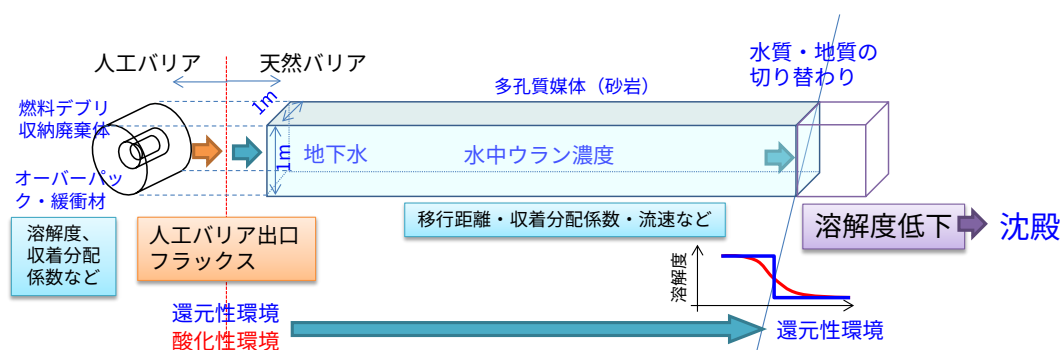


図 2.6-2 一次元核種移行解析の概要

表 2.6-1 平成 27 年度の評価結果のまとめ

ケース	浸出率 (1/y)	処分場環境	人工バリア 中 U 溶解度 (mol/L)	濃集点 溶解度 (mol/L)	濃集点まで の移行距離	ウラン最 大濃集量 (トン)	最大濃集 量時の濃 縮度(%)
Case 1	1.0×10^{-7}	還元性	3.1×10^{-6}	1.1×10^{-5}	100m	0.001	1.7
Case 2	1.0×10^{-7}	酸化性	5.0	1.1×10^{-5}	100m	66.1	2.0
Case 3	1.0×10^{-7}	還元性 → 酸化性 (10 万年で切替)	$3.1 \times 10^{-6} \rightarrow 5.0$	1.1×10^{-5}	100m	66.1	2.0
Case 4	1.0×10^{-7}	酸化性	5.0	1.1×10^{-5}	1,000m	0.0003	1.5
Case 5	1.0×10^{-6}	還元性	3.1×10^{-6}	1.1×10^{-5}	100m	0.001	1.7
Case 6	1.0×10^{-7}	還元性	3.1×10^{-6}	1.1×10^{-7}	100m	211	1.7
Case 7	1.0×10^{-7}	還元性	3.1×10^{-5}	1.1×10^{-5}	100m	62.3	2.0

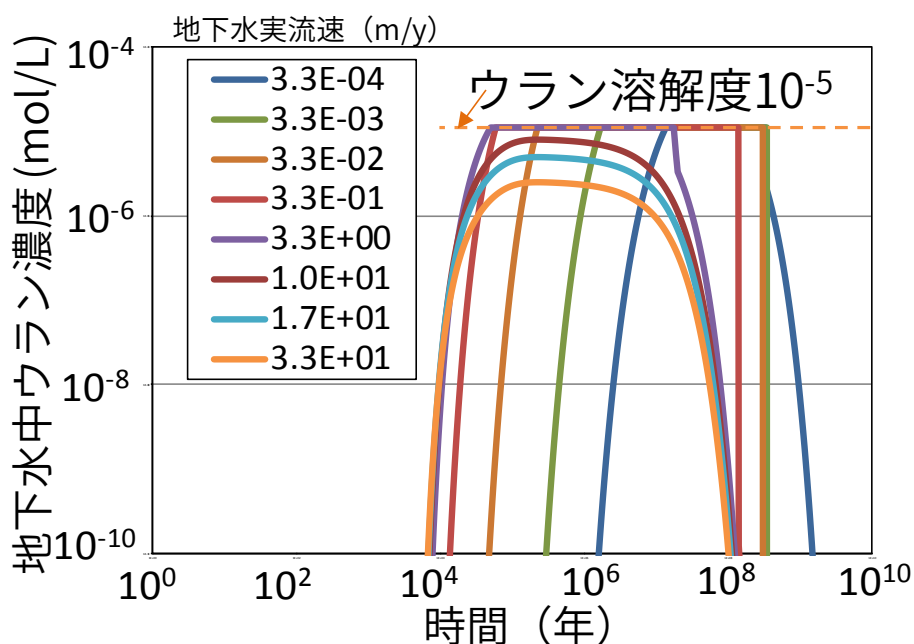


図 2.6-3 地下水流速を変化させたときの濃集点での地下水中ウラン濃度

(2) 酸化還元フロントが長期的に維持されるための地下水流速の検討

図 2.6-1 に示したように、酸性環境で溶解したウランが、断層に沿って供給される還元性地下水によって形成される酸化還元フロントにおいて再度沈殿し、ここで 1 点に濃集するシナリオとして考えている。ここでの 1 点とは直径で 1m 程度の範囲である。地下水流速が遅い場合には、酸化還元フロントが時間とともに移動してしまうことが想定される。そこで、ここでは、酸化還元フロントを長期的に維持できるウランを供給する側の地下水流速について検討する。なお、断層に沿って供給される還元性地下水は常に十分な量が供給され続けるものと仮定した。

図 2.6-4 に酸化還元フロントにおける還元性成分濃度変化の例を示す。ウランを供給する地下水の流速が 0m/y の場合、時刻 t_0 に $x=0$ でステップ状の濃度分布であると、時間経過とともに拡散によって還元性成分が $-x$ 方向に広がっていき、酸化還元フロントの境界がなだらかに移動して、ウランの沈殿領域が広がっていくことになる。一方、地下水流速が v m/y の場合には、 $-x$ 方向に広がってくる還元性成分を x 方向へ押し流すことによって、酸化還元フロントが 1 か所に固定される。

酸化還元フロントの境界から 1m 地点における単位体積における時間 Δt の還元性成分の増減は地下水で置き換わる分の $v\Delta t$ が減少し、拡散フラックスで供給される $J\Delta t$ が増加することから、次式が成り立つ。

$$v\Delta t C_2 = (C_1 - C_2)D_e\Delta t$$

$$v = \frac{(C_1 - C_2)}{C_2} D_e$$

で表される。ここで D_e は還元性成分の実効拡散係数、 C_1 は還元性成分の初期濃度、 C_2 は $x=-1$

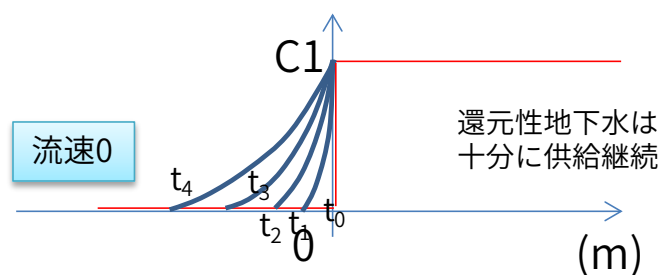
(m)地点の還元性成分の濃度である。還元性成分を初期の酸化還元フロントに固定すると、 $x=-1\text{m}$ 地点の濃度 $C_2=0.01C_1$ 以下となるようにするため、

$$v = 99D_e$$

となるように地下水流速であればよい。人工バリア中の拡散係数から $De=3.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ とすると、

$$v \approx 1 \text{ m/y}$$

となる。したがって、 1m/y 以上の実流速をもつ流れ場でなければ、酸化還元フロントの境界は維持されず、1 点に濃集することはできない。(a)の溶解度に達しない地下水流速の範囲とあわせれば、約 1m/y ~ 最大 10m/y の範囲にあるときのみ、1 点に濃集できることにあり、 10m/y を超えれば濃集せず、 1m/y 以下であれば 1m 以上の濃集厚さに広がって濃集することになる。



(a) 流速が 0 の場合の酸化還元フロントの時間変化の例

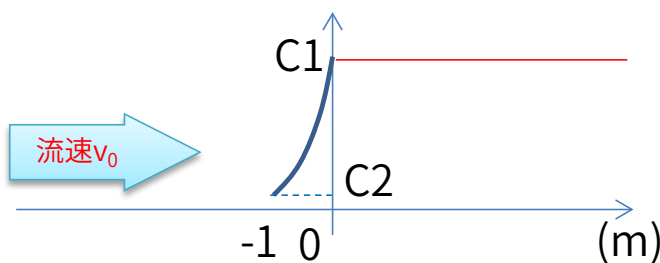
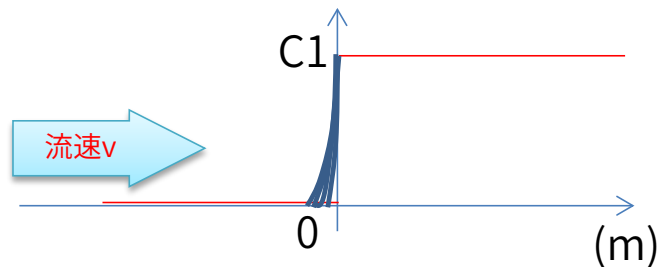


図 2.6-4 酸化還元フロントにおける還元性成分濃度変化の例

2.6.3 花崗岩を対象とした臨界体積の解析的評価

平成 27 年度の検討においては、Liu ら⁽¹⁾が評価した砂岩を対象とした評価結果に基づき、砂岩を対象とした核種移行解析を実施した。日本においては、砂岩、泥岩に代表される堆積岩のほか、花崗岩に代表される結晶質岩で構成される地域も存在する。そこで、砂岩だけでなく、結晶質がんである花崗岩を対象に同様の体系で臨界評価を行い、砂岩と花崗岩の相違を明らかにすることとした。

Liu らの砂岩を対象とした解析方法の考え方は論文に記載されているが、具体的な解析体系の構築方法については、詳細な記述がないため、図 2.6-5 に示すような手順で実施した。

まず、地層の亀裂形状を様々な幾何体系によって模擬し、計算することは、体系の違いを議論する必要がある、また計算資源も必要となることから困難であるため、本解析では臨界条件として最も厳しくなる球体系を幾何体系の条件とした。そして、非均質のほうが最小臨界体積を保守的に評価できることから、次のような非均質体系を設定した。すなわち、亀裂幅 $b(\text{cm})$ に対して地下水の領域幅を $a(\text{cm})$ とし、かつ地質媒体（岩）の厚さを $d(\text{cm})$ とした並行平板亀裂形状を単位セルとした。この単位セルを対象とする球形直径 D 以上になるように複数層状に組み合わせることによって体積を表現した。その一部を直径 D の球として取り出し、さらに、その外側を反射体として岩石球で覆った。なお、反射体の境界条件は真空境界条件とした。

この単位セルを増やしていくことで核燃料物質の重量(g)は増えていくが、亀裂中の核燃料物質対岩の比 (VVF: Void Volume Fraction) と亀裂中の核燃料物質対地下水の比 (HMVF: Heavy Metal Void Fraction) は保持される。したがって、これらの比の条件においてセルを増やしていく k_{eff} が 0.98 となった時を最小臨界質量として求めることができる。

花崗岩は堆積岩と異なり、稠密な地質媒体であり、その間隙は通常は亀裂と考えられている。図 2.6-1 に示したように、濃集点では断層亀裂帯のような深部から還元性地下水が供給されるような場を想定すれば、花崗岩であっても亀裂中にウランが沈殿・濃集する体系になるものと考えられる。

花崗岩を対象とした解析を始める前に、Liu らが解析した砂岩と同じ解析を実施して、Liu らの解析結果を再現できることを確認し、その後花崗岩を対象とした臨界解析を実施することとした。

なお、本臨界計算にはモンテカルロ法に基づく MCNP5、核データライブラリには米国評価済ライブラリ ENDF: Evaluated Nuclear Data File のバージョンⅦを使用した。ヒストリは 1 世代あたりの中性子数 1000、Initial guess 1.0、スキップ世代数 30、全世代数 130 の MCNP デフォルト値とした。ライブラリの温度は全領域 296.3K を使用し、地下水及び岩石中の水素に対しては熱中性子散乱ライブラリ $S(\alpha, \beta)$ を使用した。

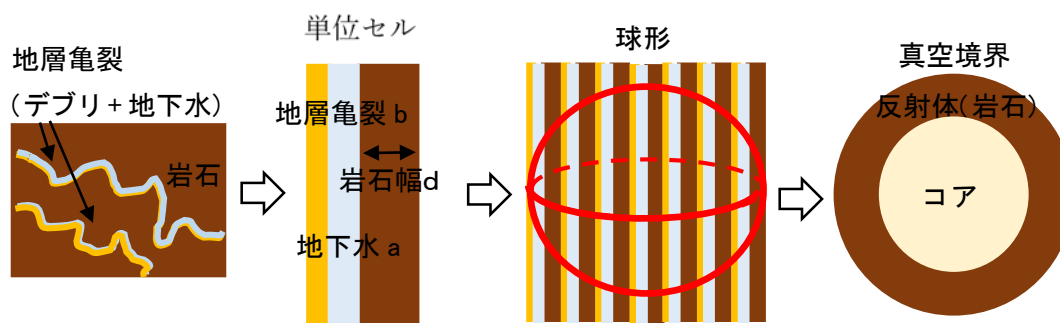


図 2.6-5 解析体系の構築手順

(1) 解析条件の設定

20 万年後の燃料デブリの重金属組成を表 2.6-2 に示す。ほぼウランが占めているため密度は酸化ウランの密度 10.97g/cm^3 と同条件とした。地下水は鉱物を考慮せず純水とし密度は 1.0g/cm^3 とした。また、表 2.6-3 に砂岩と花崗岩の化学組成を示す。砂岩は Liu らの示した値、花崗岩は産業技術総合研究所による岩石標準試料の 1 つである JG-2 (岐阜県蛭川村の苗木花崗岩) を採用した。

表 2.6-2 20 万年経過後の燃料デブリの重金属組成

U 同位体	wt%	Pu 同位体	wt%
U-235	2.25	Pu-239	6.78
U-236	0.48	Pu-242	93.22
U-238	97.25		
重量(tHM)	250.46	重量(tHM)	0.054

表 2.6-3 砂岩及び花崗岩 (JG-2) の化学組成

化合物	砂岩 (密度 : 2.71 g/cm^3)		花崗岩 (密度 : 2.65 g/cm^3)	
	wt%	g/cm^3	wt%	g/cm^3
SiO_2	78.7	2.132770	76.83	2.042142
TiO_2	0.25	0.006775	0.044	0.001170
Al_2O_3	4.8	0.130080	12.47	0.331453
Fe_2O_3	1.1	0.029810	0.33	0.008771
FeO	0.3	0.008130	0.57	0.015151
MnO	0.03	0.000813	0.016	0.000425
MgO	1.2	0.032520	0.037	0.000983
CaO	5.5	0.149050	0.7	0.018606
Na_2O	0.45	0.012195	3.54	0.094093
K_2O	1.3	0.035230	4.71	0.125192
H_2O	1.3	0.035230	0.45	0.011961
P_2O_5	0.08	0.002168	0.002	0.000053
CO_2	5	0.135500		

(2) 解析結果

図 2.6-6 に砂岩を対象とした臨界解析結果と Liu らによって解析された結果の比較を示す。なお、可視化プログラムの仕様により、凡例においてコンター図のカラー表示が逆になっている。今回解析した(a)では、カラー表示の境界がやや乱れているものの、250 トンウランの臨界体積における間隙率に対する重金属体積の関係、最小臨界体積の値及び間隙率に対する重金属体積の関係など、おおむね再現できることが確認された。

図 2.6-7 に花崗岩を対象とした臨界解析の結果を示す。砂岩において地質媒体間隙率が 0.09、ウラン体積率が 0.06 で臨界となっていたが、花崗岩においては地質媒体間隙率が 0.14、ウラン体積率が 0.075 で臨界となり、臨界しにくい地質媒体であることがわかった。

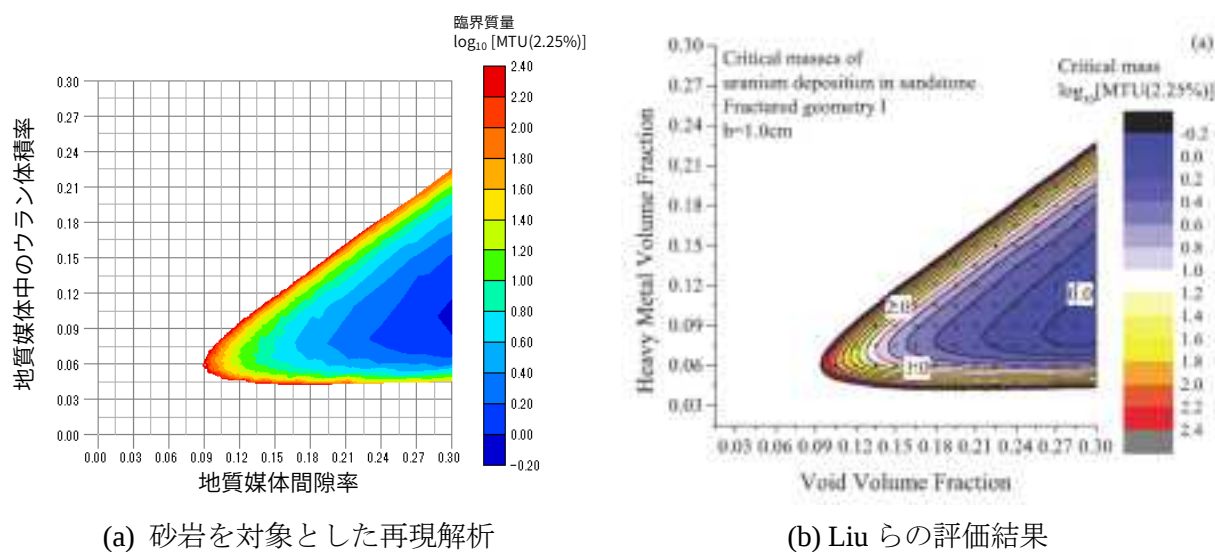


図 2.6-6 砂岩を対象とした再現解析結果の比較

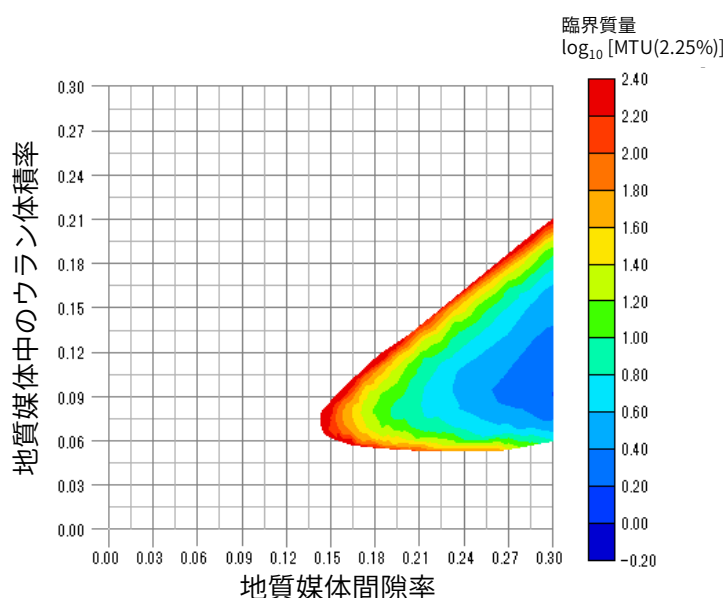


図 2.6-7 花崗岩（JG-2）を対象とした臨界解析結果

2.6.4 ウランの3次元的な濃集の広がり を考慮した検討

1 次元核種移行解析及び酸化還元フロントの境界の長期的な維持の観点から検討を進めてきたが、これらだけでは天然バリア中での臨界可能性を排除できていない。したがって、燃料デブリを処分する処分場レイアウトや処分坑道の大きさなどから、どのような領域・範囲にウランが濃集するかについて、3次元的な広がり を考慮した検討を行った。

地層処分第二次とりまとめ²においては、処分場のレイアウトについていくつか例示が行われている。燃料デブリも同様の処分形態とすることを仮定して検討した。図 2.6-8 に硬岩系岩盤において横置き方式で設置する際の処分パネルの例を示す。ガラス固化体 4 万本相当を埋設するのに、この処分パネルが 6 面必要であるとしている。図 2.6-9 に処分場のレイアウト図を示す。地下水は処分坑道に直交する形で流動することが想定されている。

単純化するため、処分パネル 6 面の合計面積約 2km^2 を正方形とすると 1 辺の長さは約 1.4km となる。ガラス固化体本数が 4 万本であるのに対し、仮想燃料デブリ H27 は 9772 本であり、本数が $1/4$ にかつ容器が小さく設定されるため、容器配置間隔も小さくなることが想定される。ウランの濃集幅は小さく設定するほうが保守的な評価となることから、処分坑道に対する地下水流向は無視して、図 2.6-10 に示すように、処分場レイアウトと酸化還元フロント位置を設定した。通常の流れ場であれば地下水の流下方向へは分散により流下方向に対して横方向及び縦方向へ広がるのが想定されるが、ここでは濃集幅が広がらないように分散を無視した。したがって、図 2.6-11 に示すように、酸化還元フロントにおいてはウランの濃集幅は 200m となる。

一方、ウランの濃集においては、図 2.6-6 に示したように、地質媒体の間隙率に応じたウランの体積割合で臨界質量が変化する。地質媒体間隙率が 30% でウラン体積が 9.5% のとき、最小臨界質量は 0.63 トンとなり、このときの球直径は 1.10m である。同様の間隙率でウラン体積割合が 4.2% あるいは 23% のとき、臨界質量は 250 トンとなり、全量のウランが濃集する必要がある。ウラン体積割合が 4.2% のときの球直径は 10.58m となる。

ウラン体積割合が 4.2% のとき、ウラン及び水を含む地質媒体の体積は 619.5m^3 であり、ウラン体積割合が 9.5% のとき、地質媒体の体積は 273.9m^3 となる。

これらの体積割合で濃集幅が 200m としたときの濃集高さ と濃集厚さの関係を図 2.6-12 に示す。(a) はウラン体積割合が 4.2% のときで、間隙率 30% の 13% 程度をウランが占める条件である。この媒体における最小の臨界体積は球直径で 10.58m であることから、濃集高さがいくつであってもウラン濃集厚さは 10.58m を大きく下回り、臨界に到達しないことがわかった。(b) はウラン体積割合が 9.5% のときで、間隙中の $1/3$ を沈殿したウランが占める条件である。濃集高さが約 0.3m ~ 約 1m の範囲にあると濃集厚さは 1.10m を超え、濃集高さ約 2m でも大きく下回らない。(2) で適用した砂岩に対する解析を本体系として評価したところ、濃集高さ 2m で $k_{\text{eff}}=1.0$ 、 2.5m で $k_{\text{eff}}=0.99$ 、濃集高さ 3.0m で $k_{\text{eff}}=0.98$ となった。

各辺寸法 x, y, z の直方体の幾何学バックリング B_g^2 は

$$B_g^2 = \left(\frac{\pi}{x}\right)^2 + \left(\frac{\pi}{y}\right)^2 + \left(\frac{\pi}{z}\right)^2$$

と表される。総体積 273.9m^3 に対して濃集幅 200m 、濃集高さ 3.0m 、厚さ 0.45m で $k_{\text{eff}}=0.98$ となった B_g^2 は 48.46 であり、これを超える濃集高さ 3m 以上、あるいは 0.4m 以下の範囲であれば、臨界に到達しない領域となる。 B_g^2 が 48.46 より小さい領域では臨界となる可能性がある(グラフ中のハッチングした領域)。すなわち、処分坑道の直径が 3m 以上とみなせる処分場の設計であり、かつ、1 点に集中する卓越した流れが生じない天然バリアであれば、1F 燃料デブリの処分に対して、天然バリア中での臨界可能性を排除することが可能となる。

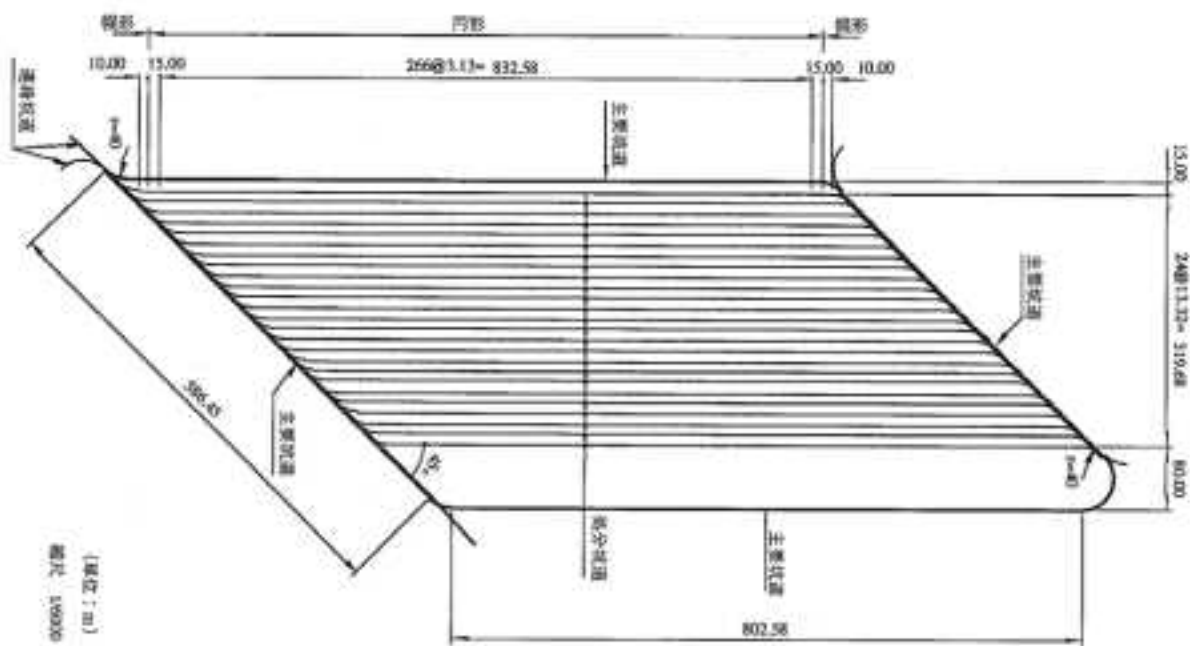


図 2.6-8 硬岩系岩盤、横置き方式の処分パネル詳細図

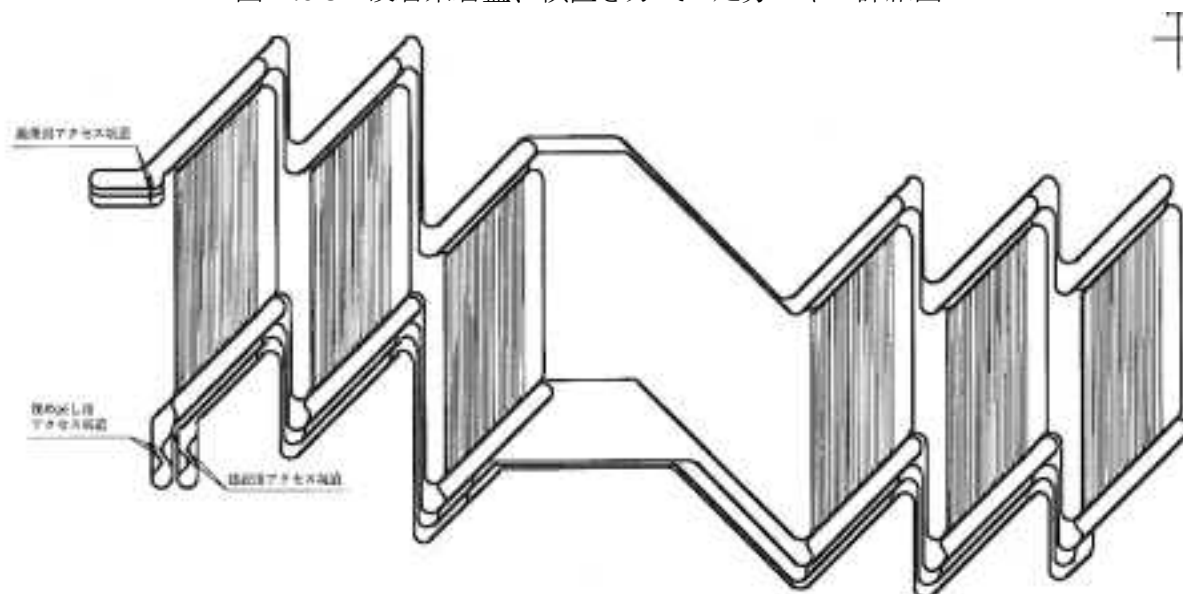


図 2.6-9 硬岩系岩盤、横置き方式の処分場レイアウト図

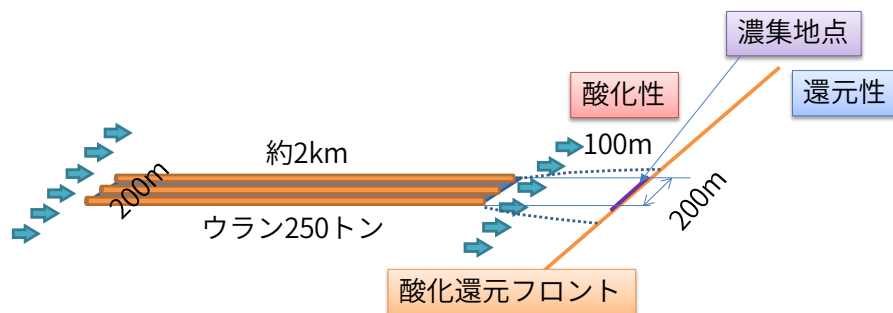


図 2.6-10 ウラン濃集範囲設定のための処分場レイアウトと酸化還元フロント設定位置

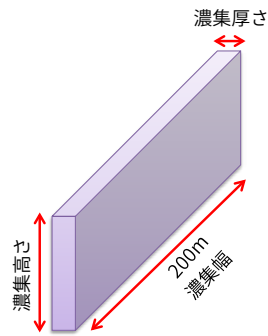
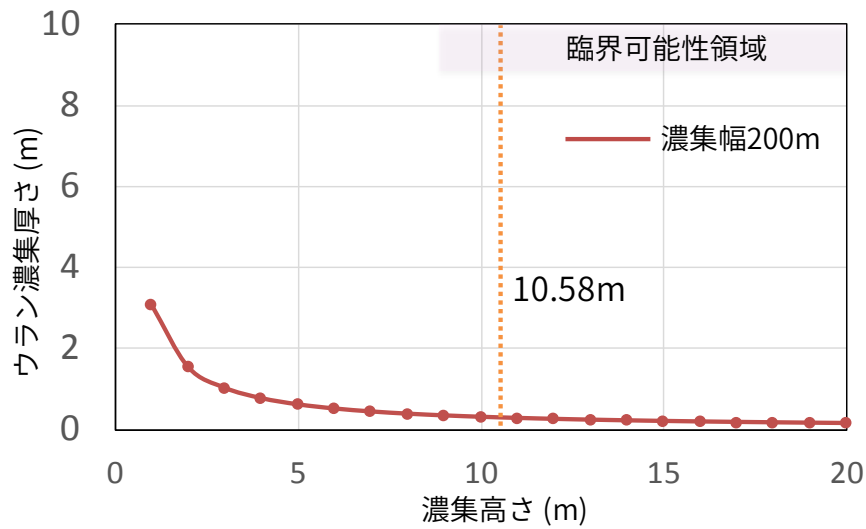
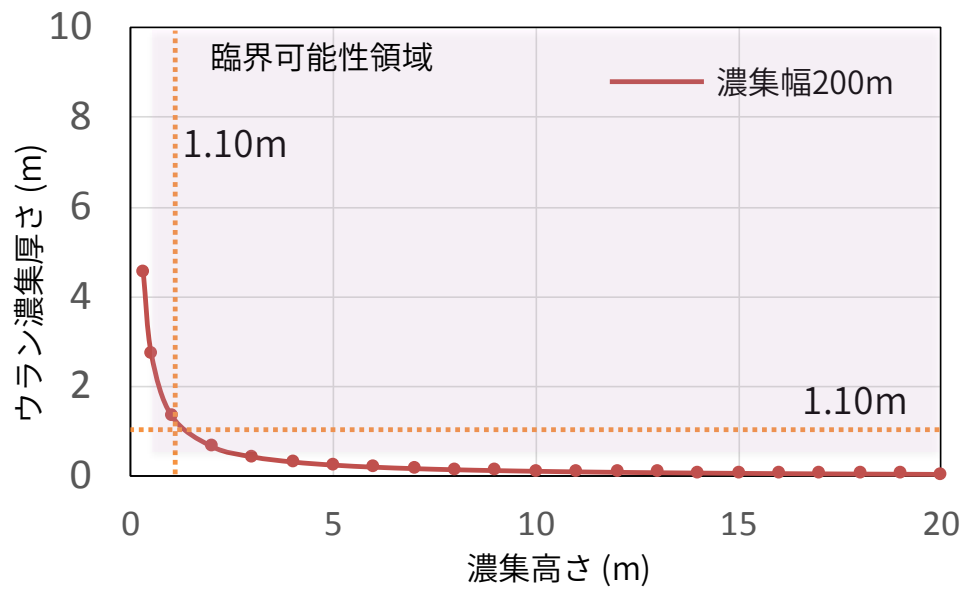


図 2.6-11 ウラン濃集範囲



(a) 間隙率 30%の砂岩中に 4.2%のウラン体積割合で濃集する場合（体積 619.5m^3 ）



(b) 間隙率 30%の砂岩中に 9.5%のウラン体積割合で濃集する場合（体積 273.9m^3 ）

図 2.6-12 濃集幅 200m としたときの濃集高さと厚さの関係

2.6.5 まとめ

1F 燃料デブリの処分にあたっては、HLW と比較して放射能インベントリ中のウラン量が多いことから、処分容器内で臨界を排除できても、長期間にウランが処分場から漏出して、天然バリア中のある場所に集積して、臨界条件に到達する可能性が指摘されている。臨界になれば熱及び FP ガスの発生など、核種移行を促進させ、天然バリア出口における核種移行フラックスを上昇させることが懸念される。平成 27 年度は、核種移行の観点から、ウランが天然バリア中で臨界条件を達成する程度集積する可能性があるかについて、一次元核種移行解析によって検討を行ったところ、酸化性環境となった時のウラン溶解度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係で 257 トン中最大 211 トンが濃集する可能性があり、これらが 1 点に濃集すれば臨界に達する結果となった。

そこで、本年度は 1 か所に濃集可能な地下水流速について、地下水中ウラン濃度とウラン溶解度との関係の観点と酸化還元フロントが長期的に維持されるための観点との 2 つから、検討を行い、ウラン濃集の条件を整理した。

地下水ウラン濃度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係から、地下水流速が 3.3 m/y 以下であると濃集地点におけるウラン溶解度を上回り沈殿が生じるが、約 10m/y 以上であれば地下水中のウラン濃度が常に濃集点でのウラン溶解度を下回るため、沈殿・濃集が生じない結果となった。また、酸化還元フロントが長期的に 1 点に維持できるかについて、還元剤成分の拡散の観点から 1m 以内に長期的に留まる地下水流速を算出したところ、およそ 1m/y 以上であることがわかった。したがって、1 点に濃集しうる地下水流速の範囲として約 1m/y ~ 最大約 10m/y となり、この範囲外であれば、臨界発生の可能性がなくなることが示された。

また、平成 27 年度は既往研究に基づく砂岩を対象とした評価であったが、もう一つの代表的な結晶質がんである花崗岩の条件ではどのような臨界可能性となるかについて解析的に検討した。その結果、花崗岩の条件では、最小の臨界体積は大きくなることがわかった。砂岩を対象とした評価で未臨界であれば、花崗岩の条件においても未臨界となる。

さらに、3 次元的なウランの濃集形状を検討するため、地層処分の処分場レイアウトを参考に、濃集幅と濃集高さから求められる濃集厚さが、地質媒体中のウラン含有率に応じた最小臨界直径と比較して、臨界可能性を議論した。ガラス固化体 4 万本を埋設する処分場レイアウトを参考に、9772 本の仮想燃料デブリ H27 が、濃集幅が小さくなるように処分場幅を 200m と設定して、濃集高さとの濃集厚さの関係を評価した。また、250 トンのウランが濃集する領域でのウラン体積割合の幅を 4.2%（最小臨界球直径 10.58m）と 9.5%（最小臨界球直径 1.10m）として、濃集厚さが最小臨界球直径と比較して、十分に小さくなる範囲で未臨界を維持できる可能性があるとした。その結果、4.2%の体積割合でウランが濃集する場合は、濃集幅が 200m の場合、いずれの濃集高さ及び幅をとっても、臨界に到達しない結果となった。一方、最小臨界重量となる 9.5%の場合、濃集高さが約 0.3m~約 1m の範囲にあると濃集厚さは 1.10m を超え、濃集高さ約 2m でも大きく下回らない。9.5%の場合について、(2)で適用した砂岩に対する解析を本体系として評価したところ、濃集高さ 3.0m で $k_{\text{eff}}=0.98$ となった。各辺寸法 x, y, z の直方体の幾何学バックリング B_g^2 を考慮すると、濃集高さ 3.0m で $B_g^2 = 48.46$ となり、この値より小さい領域が $k_{\text{eff}} > 0.98$ で臨界可能性領域となる。

したがって、濃集高さが 3m 以上であれば、臨界の可能性は排除されと考えられる。すなわち、処分坑道の直径が 3m 以上とみなせる処分場の設計であり、かつ、1 点に集中する卓越した流れが生じない天然バリアであれば、1F 燃料デブリの処分に対して、天然バリア中での臨界可能性を排除することが可能となる。

これまでの検討結果を整理すると、ウランに対する酸化性及び還元性地下水の溶解度を用いて一次元核種移行解析を行った結果、60 トンを超えるウランが砂岩で構成される酸化還元フロントにおいて沈殿・濃集して、臨界となる可能性が確認された。また、一点に濃集しうる酸化還元フロント近傍の溶解されたウランを含む地下水の流速は約 1.0m/y～10.0m/y にあり、その範囲外では臨界とならない結果となった。さらに、処分施設のレイアウトについて、地下水流向に対して、200m 以上の幅を持ち、処分坑道の高さとして 3m 以上とみなせる設計であれば、酸化還元フロントにおいて臨界とならない結果となった。

以上のことから、処分施設のサイト選定にあたり、通常、地下水流速は 10^{-1} m/y 以下であり、流路も地下水進行方向に対して、1 点に集中するような卓越した流れがない領域が確保されれば、天然バリアにおける臨界の可能性は排除できる。さらに、処分坑道のレイアウトを地下水流向に対して十分な幅をもって設計することによって、その可能性をさらに配乗することが可能と考えられる。

2.7 まとめ

2.7.1 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響

海水成分及びセメント成分が廃棄体に混入するいくつかのシナリオを設定し、各シナリオについていくつかの計算ケースを設けて人工バリア変質解析コード MC-BUFFER で 10 万年間の人工バリアの変遷を解析した。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオを抽出した。

安全性への影響が懸念される特性・事象として

- ・有効モンモリロナイト密度の低下による緩衝材の性能低下
 - ・緩衝材中間隙水の pH、Eh、イオン強度などの化学的特性の変化
- が見出された。これらの特性・事象の要因となる条件として、
- ・緩衝材、支保工の境界等で発生する間隙率の大きな低下
 - ・廃棄体の発熱に伴う緩衝材の温度変遷
 - ・周辺地下水組成
 - ・デブリへの MCCI 生成物の混入

があると考えられた。

MCCI 生成物の混入は人工バリアの変遷に影響があると考えられた。また海水成分の混入の影響は、地下水が降水系か海水系かの違いの影響と比べて軽微であると考えられた。

2.7.2 水の放射線分解等によるガス発生解析

GETFLOWS を用いて、深度 1,000 m の硬岩系岩盤処分孔横置き方式を対象に、HLW と燃料デブリのガス発生速度をそれぞれ用いて、2 相流解析を実施した。燃料デブリのガス発生速度を用いたガス移行解析により、次の結果が得られた。

(1) 間隙圧力

燃料デブリのガス発生速度の場合、流路拡幅を考慮したケースと考慮しないケースともに、間隙圧力の最大値は、ガス発生域で 10.8 MPa、緩衝材の下部・上部・側部領域で 10.5 MPa、緩衝材側部外側で 10.2 MPa 程度となった。この時の緩衝材の初期間隙圧力の 9.8 MPa に対する最大差圧は、ガス発生域で 1.0 MPa 程度であり、その上昇割合は 10 % 程度であった。HLW とのガス発生速度の差が約 3.4 倍であるにもかかわらず、最大差圧の差は 0.3 MPa 程度であり、HLW と同様に、造力学的な影響はほとんどないものと考えられる。ただし、流路拡幅を考慮した場合には、間隙圧力の最大値は、緩衝材とオーバーパックの界面近傍のガス発生域で 10.8 MPa が約 20 年間継続した後流路拡幅に伴い 10.6 MPa に減少するものの、流路拡幅を考慮しない場合には、ガス発生域の間隙圧力は 10.8 MPa で 4,000 年から 19,000 年まで継続するため、その継続時間の違いによる力学的影響に関しては、今後検討が必要になるものと考えられる。

(2) 岩盤へ押し出される排水量及び平均押し出し流速

HLW のガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 369 kg となった。また、間隙水排出速度の最大値は、約 7.6×10^{-5} m/y となり、それが処分開始後から 100～150 年程度継続する結果となった。

燃料デブリのガス発生速度の場合、間隙水累積排出量は、オーバーパックの破損 (4,000 年) 前において、約 200 年程度で定常に達し、その最大値は約 362 kg となり、HLW のガス発生速

度の場合とほぼ同様であったのに対して、オーバーパック破損（4,000 年）後は、流路拡幅を考慮した場合で約 429 kg、流路拡幅を考慮しない場合で約 462 kg となり、いずれも HLW のガス発生速度の場合に比べて、累積排水量の増加がみられた。また、流路拡幅を考慮しない場合の方が流路拡幅を考慮した場合に比べてわずかに多い結果となった。間隙水排出速度の最大値は、オーバーパックの破損前で 6.8×10^{-5} m/y（継続期間は、処分開始後 100～150 年程度）、オーバーパックの破損後において $1.4 \sim 1.5 \times 10^{-4}$ m/y（継続期間は、オーバーパック破損後 20 年程度）となった。

2.7.3 処分場閉鎖後 10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質挙動

10 年以上の長期にわたる人工バリアの変質に関して重要なシナリオがあるのかどうかを検討するため、MC-BUFFER の解析を 100 万年間について行ってみることにした。その結果に基づいて、安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件を検討するとともに、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオ抽出を試みた。

処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果において、安全性への影響が懸念される特性・事象として、

- ・モンモリロナイトの消失
- ・Eh の上昇

が見出された。これらの特性・事象の影響の要因となる条件として、

- ・セメントの高アルカリ成分、周辺地下水組成
- ・OP の腐食、溶存水素ガスの生成、鉄酸化物の生成による間隙率の低下

があると考えられた。処分場閉鎖後 100 万年間の人工バリアの変質挙動解析結果から抽出される注視すべきシナリオとしては、10～20 万年後に発生する可能性のあるモンモリロナイトの消失や、10～40 万年後に発生する可能性のある Eh をコントロールする酸化還元対の変化が挙げられる。これらはいずれもデブリの処分に特有なシナリオではないと考えられる。

2.7.4 燃料デブリの処分容器内における臨界可能性に関する検討

福島第一原子力発電所の燃料デブリを回収し、廃棄物埋設地に埋設する際に、埋設後オーバーパックが破損して、収納容器内に地下水が浸入し、容器内が地下水で満たされる可能性がある。処分容器内で臨界になれば、核分裂連鎖反応が継続的に発生し、熱エネルギーが発生して温度が上昇するとともに、核分裂性生成ガスが発生して、処分場からの核種移行挙動に大きな影響を及ぼすことが想定される。平成 27 年度の検討においては、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器中で、未臨界を維持できるかについて、特に埋設処分後の状況を想定した臨界解析を実施した。そしてある条件で臨界を達成してしまう場合には、いかなる条件でも未臨界を維持可能な容器直径について検討を行った。その結果、仮想燃料デブリ Ver. 1 の収納容器（容器直径 35.56cm、デブリ収納可能高さ 86.74cm）においては、濃縮度 5%新燃料に限らず、14GWd/t の燃料デブリについても実効増倍率 k_{eff} が 0.98 を超え、臨界に達する可能性があることが示された。そのうえで、未臨界を維持できる直径を解析によって評価したところ、濃縮度 5%新燃料では 22.5cm 以下であることがわかった。

22.5cm という容器直径は非常に小さく、多量にある燃料デブリを順次収納していくうえで、作業上の障害になる可能性がある。高レベル放射性廃棄物のガラス固化体のキャニスタ（容器直径 43cm、高さ 123cm）は、TRU 廃棄物の一つであるハル等圧縮体にも採用されることもあり、一般的な処分用廃棄物容器の一つである。本年度の検討においては、上記キャニスタを燃料デブリの廃棄物収納容器として適用する際に、中性子吸収材などを用いて、未臨界を維持できる

体系が構築可能であるかについて、解析的に検討を行った。

中性子吸収材として吸収断面積が大きく、均一に混合が可能と思われる Gd と臨界の観点からウラン濃縮度を低下させる劣化ウラン（濃縮度 0.3%）を混合する場合の 2 つのケースについて、臨界解析を行った。その結果、Gd については濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して 0.1%程度の添加でガラス固化体容器でも未臨界を維持できる（ $k_{\text{eff}}=0.98$ 以下）結果となった。また、劣化ウランについては、濃縮度 5%新燃料相当の燃料デブリ体積に対して、3.1 倍以上の劣化ウラン体積を加えて混合する必要があることがわかった。このとき、ウラン 235 の濃縮度は 1.41%であった。燃料デブリ処分の廃棄物量が 4 倍以上に増量されることとなり、廃棄物の放射能濃度を低下させる希釈と受け取られかねないことについても配慮が必要である。

また、平成 27 年度は単一ユニットとしての臨界評価であり、処分坑道に並べて配置する場合には、複数ユニットにおいても、未臨界を維持できることを確認する必要がある。そこで、本検討では、地層処分第二次とりまとめにおいて示された横置き配置及び縦置き配置の廃棄体ピッチを参考に、燃料デブリを収納した廃棄体間に存在する炭素鋼オーバーパック、ベントナイト緩衝材、水を含む地質媒体を考慮して、中性子の実効線量透過率から、60cm 以上の水を含む媒体が廃棄体間に存在すれば、廃棄体間の中性子のやり取りが無視できることから、地層処分に準じた人工バリア構成かつ廃棄体ピッチであれば、複数ユニットによる臨界可能性については単一ユニットの未臨界が確保されていれば考慮する必要がないことがわかった。

2.7.5 天然バリア中における臨界発生可能性に関する検討

1F 燃料デブリの処分にあたっては、HLW と比較して放射能インベントリ中のウラン量が多いことから、処分容器内で臨界を排除できても、長期間にウランが処分場から漏出して、天然バリア中のある場所に集積して、臨界条件に到達する可能性が指摘されている。臨界になれば熱及び FP ガスの発生など、核種移行を促進させ、天然バリア出口における核種移行フラックスを上昇させることが懸念される。平成 27 年度は、核種移行の観点から、ウランが天然バリア中で臨界条件を達成する程度集積する可能性があるかについて、一次元核種移行解析によって検討を行ったところ、酸化性環境となった時のウラン溶解度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係で 257 トン中最大 211 トンが濃集する可能性があり、これらが 1 点に濃集すれば臨界に達する結果となった。

そこで、本年度は 1 か所に濃集可能な地下水流速について、地下水中ウラン濃度とウラン溶解度との関係の観点と酸化還元フロントが長期的に維持されるための観点との 2 つから、検討を行い、ウラン濃集の条件を整理した。

地下水ウラン濃度と酸化還元フロントにおけるウラン溶解度の関係から、地下水流速が 3.3 m/y 以下であると濃集地点におけるウラン溶解度を上回り沈殿が生じるが、約 10m/y 以上であれば地下水中のウラン濃度が常に濃集点でのウラン溶解度を下回るため、沈殿・濃集が生じない結果となった。また、酸化還元フロントが長期的に 1 点に維持できるかについて、還元剤成分の拡散の観点から 1m 以内に長期的に留まる地下水流速を算出したところ、およそ 1m/y 以上であることがわかった。したがって、1 点に濃集しうる地下水流速の範囲として約 1m/y ～ 最大約 10m/y となり、この範囲外であれば、臨界発生の可能性がなくなることが示された。

また、平成 27 年度は既往研究に基づく砂岩を対象とした評価であったが、もう一つの代表的な結晶質岩である花崗岩の条件ではどのような臨界可能性となるかについて解析的に検討した。その結果、花崗岩の条件では、最小の臨界体積は大きくなることがわかった。砂岩を対象とした評価で未臨界であれば、花崗岩の条件においても未臨界となる。

さらに、3 次元的なウランの濃集形状を検討するため、地層処分の処分場レイアウトを参考に、濃集幅と濃集高さから求められる濃集厚さが、地質媒体中のウラン含有率に応じた最小臨界直径と比較して、臨界可能性を議論した。ガラス固化体 4 万本を埋設する処分場レイアウトを参考に、9772 本の仮想燃料デブリ H27 が、濃集幅が小さくなるように処分場幅を 200m と設定して、濃集高さと濃集厚さの関係を評価した。また、250 トンのウランが濃集する領域でのウラン体積割合の幅を 4.2%（最小臨界球直径 10.58m）と 9.5%（最小臨界球直径 1.10m）として、濃集厚さが最小臨界球直径と比較して、十分に小さくなる範囲で未臨界を維持できる可能性があるとした。その結果、4.2%の体積割合でウランが濃集する場合は、濃集幅が 200m の場合、いずれの濃集高さ及び幅をとっても、臨界に到達しない結果となった。一方、最小臨界重量となる 9.5%の場合、濃集高さが約 0.3m~約 1m の範囲にあると濃集厚さは 1.10m を超え、濃集高さ約 2m でも大きく下回らない。9.5%の場合について、(2)で適用した砂岩に対する解析を本体系として評価したところ、濃集高さ 3.0m で $k_{\text{eff}}=0.98$ となった。各辺寸法 x, y, z の直方体の幾何学バックリング B_g^2 を考慮すると、濃集高さ 3.0m で $B_g^2 = 48.46$ となり、この値より小さい領域が $k_{\text{eff}} > 0.98$ で臨界可能性領域となる。

したがって、濃集高さが 3m 以上であれば、臨界の可能性は排除されと考えられる。すなわち、処分坑道の直径が 3m 以上とみなせる処分場の設計であり、かつ、1 点に集中する卓越した流れが生じない天然バリアであれば、1F 燃料デブリの処分に対して、天然バリア中での臨界可能性を排除することが可能となる。

第2章の参考文献

2.1 の参考文献

- (1) 日本原子力研究開発機構, 平成 27 年度, 燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査, 2016, 487 p.

2.3 の参考文献

- (1) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊2, JNC-TN1400 99-022, 1999, 690p.
- (2) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊3, JNC-TN1400 99-023, 1999, 526p.
- (3) Rodwell, W. R., Harris, A. W., Horseman, S. T., Lalieux, P., Müller, W., Ortiz Amaya, L., Pruess, K., Gas Migration and Two-Phase Flow through Engineered and Geological Barriers for a Deep Repository for Radioactive Waste, A Joint EC/NEA Status Report, EUR 19122 EN, 1999.
- (4) Rodwell, W. R., Research into Gas Generation and Migration in Radioactive Waste Repository Systems (PROGRESS Project), EUR 19133EN, 2000.
- (5) Rodwell, W. Norris, S., Cool, W., Cuñado, M., Johnson, L., Mäntynen, M., Müller, W., Sellin, P., Snellman, M., Talandier, J., Vieno, T. and Vines, S., A Thematic Network on Gas Issues in Safety Assessment of Deep Repositories for Radioactive Waste (GASNET). Final Report on the Treatment in Safety Assessments of Issues Arising from Gas Generation. European Atomic Energy Community (EURATOM), 2003.
- (6) 核燃料サイクル研究開発機構, 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, 2005, 591p.
- (7) 公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター, 平成 26 年度地層処分技術調査等事業 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書(第5分冊)—ガス移行連成挙動評価手法の開発—, 2015.
- (8) SHAW, R. P., The Fate of Repository Gases (FORGE) project, Gas Generation and Migration in Deep Geological Radioactive Waste Repositories, Geological Society Special Publication 415, 2015.
- (9) 藤山哲雄、田中幸久、廣永道彦、森敦史、ベントナイト・セメント系材料のガス移行評価に関する文献調査, 電力中央研究所研究報告 N07021, 2008.
- (10) 本田明, 谷口直樹, 石川博久, 藤原和雄. 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, 1997, pp.125-134.
- (11) 日本原子力研究開発機構, 平成 27 年度, 燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査, 2016, 487 p.
- (12) 棚井憲治, 佐藤治夫, 村上文啓, 井上雅弘. 地層処分におけるガスの拡散・移行に関する検討, JNC TN8400 99-045, 1999, p.108.
- (13) Pruess, K., C. Oldenburg, and G. Moridis, TOUGH2 User's Guide, Version 2.0, Report LBNL-43134, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, Calif., 1999.
- (14) 日本原子力研究開発機構, 平成 27 年度, 燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査, 2016, 487 p.
- (15) 安藤賢一, 納多勝, 山本幹彦, 三原守弘. TRU 廃棄物処分におけるガス発生・移行解析, JNC TN8400 2005-026, 2005.

- (16) Horseman, S. T. and Harrington, J. F., Study of gas migration in MX80 buffer bentonite, British Geological Survey, Technical Report WE/97/7, 1997.
- (17) Tanai, K. and Yamamoto, M., Experimental and Modeling Studies on Gas Generation in Kunigel V1 Bentonite, JNC TN8400 2003-024, 2003.
- (18) 棚井憲治, 山本幹彦, ガス移行挙動評価モデルに関する検討 (研究報告), 核燃料サイクル開発機構東海事業所, JNC TN8400 2003-051, 2004.
- (19) 田中幸久, 廣永道彦, 森敦史, 放射性廃棄物処分施設へのガス移行解析コードの適用性に関する研究 — 気液 2 相流解析コードの選定と適用 —, 電力中央研究所研究報告 N09003, 2009.
- (20) 登坂博行, 伊藤一誠, 蝦原雅之, 稲葉薫, 伊藤彰, 小島圭二, 多成分多相型移流拡散モデルによる包括的な地下水汚染解析, 地下水学会誌, 第 38 巻第 3 号, 1996, pp.167-180.
- (21) 森康二, 多田和広, 登坂博行, 岡本修一, 藤原愛, 人工バリアシステムの原位置ガス移行挙動試験における 2 相流モデリング適用性に関する検討, 2005.
- (22) Tosaka et. al., A General-purpose Terrestrial Fluids/Heat Flow Simulator for Watershed System Management. IAHR International Groundwater Symposium 2010, 2010.
- (23) 日本地下水学会地下水流動解析基礎理論のとりまとめに関する研究グループ編, 地下水シミュレーション これだけは知っておきたい基礎理論, 技報堂出版, 2010.
- (24) 国立天文台編, 理科年表 平成 28 年 第 89 冊, 丸善, 2015.
- (25) Calder, N., Avis, J., Senger, R., Leung, H., Modifying TOUGH2 to Support Modeling of Gas-Transport through Saturated Compacted Bentonite as part of the Large-Scale Gas Injection Test (LASGIT) in Sweden, proceedings, TOUGH Symposium, 2006.
- (26) 登坂博行, 地圏水循環の数理—流域水環境の解析法, 東京大学出版会, 2006.
- (27) Tanai, K. Kanno, T., Gallé, C., Experimental Study of Gas Permeabilities and Breakthrough Pressures in Clays, MRS Online Proceeding Library Archive 465, 1997.

2.5 の参考文献

- (1) K. Tonoike, et al., "Major Safety and Operational Concerns for Fuel Debris Criticality Control," proc. of GLOBAL 2013, Salt Lake City, USA, (2013).
- (2) MVP/GMVP II : General Purpose Monte Carlo Codes for Neutron and Photon Transport Calculations based on Continuous Energy and Multigroup Methods, JAERI1348, 2005.
- (3) K. Shibata, O. Iwamoto, T. Nakagawa, N. Iwamoto, A. Ichihara, S. Kunieda, S. Chiba, K. Furutaka, N. Otuka, T. Ohsawa, T. Murata, H. Matsunobu, A. Zukeran, S. Kamada, and J. Katakura: "JENDL-4.0: A New Library for Nuclear Science and Engineering," J. Nucl. Sci. Technol.. 48(1), 1-30 (2011).
- (4) JAERI-Data/Code 98-004 「断面積セット作成プログラム MAIL3.1」
- (5) JAEA-Data/Code 2009-010 「臨界安全ハンドブック・データ集第 2 版 (受託研究)」
- (6) 成田正邦、小澤保知、原子工学の基礎、現代工学社 1989.

2.6 の参考文献

- (1) Liu, et. al. : Conditions for criticality by uranium deposition in water-saturated geological formations., Journal of Nuclear Science and Technology, Volume 52 (3), 2015.

- (2) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊2, JNC-TN1400 99-022, 1999,

3. 総合的な安全評価コード・モデルの整備

3. 総合的な安全評価コード・モデルの整備

3.1 はじめに

地層処分分野における原子力規制庁委託事業では、平成 22 年度から平成 26 年度までに廃棄体・人工バリアの挙動モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの開発・整備、地質・気候関連事象が処分環境中の特性変化に与える影響評価のためのモデル・コード整備並びに各モデル・コードおよび評価用データとのリンケージを図った総合的な安全評価手法を整備してきた⁽¹⁾⁻⁽⁵⁾。

平成 27 年度から開始された本事業では、燃料デブリの処理・処分における要求事項を抽出するため、現在我が国の地層処分で想定されている人工バリア概念(オーバーパック(以下、「OP」)および緩衝材)に基づき、燃料デブリの直接処分を想定した総合的な安全評価解析を実施する必要がある。そのため、総合的な安全評価手法の整備を前事業から引き続き実施している。

平成 27 年度は、廃棄体・人工バリアに係る挙動モデル・コード整備として、緩衝材劣化に係る現象に関して、前事業で提案された「見かけの拡散係数をベースとした緩衝材中の元素拡散モデル(*Da* 拡散モデル)」の検証に資するため、非放射性のイオン種を用いた透過拡散試験等を種々の溶液条件で実施し、実験的および理論的な科学的根拠を有するモデルの整備を図った。さらに、燃料デブリ廃棄体による緩衝材への影響を考慮可能とするため、物質移行-変質連成解析コード(MC-BUFFER)へ Da 拡散モデルを導入するための留意点を整理するとともに、具体的な導入方法に係る検討を部分的に実施した。さらに、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。また、地質・気候関連事象の発生による影響評価のためのモデル・コードの整備として、長期的な地質環境の変化による地下水流動への影響を連続的に評価するための機能拡張を行った。さらに、核種移行・線量評価コードに対して燃料デブリに特有の特性を踏まえたコードの拡張を行い、総合的な安全評価コードの整備を実施した⁽⁶⁾。

本年度は、対象となるイオン種間の相互作用の影響がない拡散データを取得するため、放射性核種を用いた透過拡散試験を実施するとともに、平成 27 年度に整理した上記留意点を踏まえ、MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するための検討を引き続き実施した。また、2 次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF の塩分濃度解析における移流分散解析機能に関して、移流が卓越した場合にも安定的に解くことができる数値解法であるオイラー・ラグランジュ法を導入することにより移流分散解析の安定化を図った。

本章では、「3.2 安全評価手法の全体像」に体系的な安全評価手法としてこれまで整備してきた人工バリア領域におけるリンケージ解析の評価体系や天然バリア領域における評価体系、並びに本年度実施した整備概要を記した。また、「3.3 緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備」および「3.4 MIG2DF の整備」に個々のモデル/コード整備に係る詳細な実施内容を記した。

3.2 安全評価手法の全体像

地層処分の安全評価では、人工・天然バリアの安全機能（隔離、閉じ込め）を適切に評価することが重要である。そのため、その安全評価手法としては、我が国において想定される代表的な地質、水理、熱および化学的環境を踏まえた、核種移行や被ばくに与える影響を評価できる体系的な手法（シナリオ設定、モデル、解析コード、パラメータ評価）の整備が必要となる。

また、体系的な手法にとっては、評価全体の一貫性が重要になってくることから、全体として「地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックスおよび生物圏における被ばく量を“ひとつながり”で評価すること」が必要であり、これを実現するため、個々の要素モデルやコード間の適切なリンケージを図った、総合的な安全評価体系の整備が求められる。

これまで整備してきた「人工バリア領域を対象とした評価体系」および「天然バリア領域を対象とした評価体系」の概要、並びに本年度実施した内容を以下に記す。また、本評価手法を用いて本年度は、海水成分・セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響、および処分場閉鎖後 10 万年を超える期間における人工バリアの変質挙動に係る予察的解析による定量的な検討を行い、現状の知見から想定される仮想的な燃料デブリ処分において安全性への影響が懸念される特性・事象及びその影響の要因となる条件について検討した（本報告書第 2 章参照）。

（1）人工バリア領域を対象とした評価体系

我が国において想定される代表的な地下水の化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や周辺公衆への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、コード）の整備をこれまで進めてきた⁽¹⁾⁽⁵⁾。

平成 22 年度は、人工バリアの各評価モデルとの適切なリンケージの方法について、現状の知見として、モデルやコード間でのデータの受け渡しについて整理を行った⁽¹⁾。平成 23 年度には、人工バリア領域の変質評価に用いる、モデル、コード、パラメータについて、データの入出力関係、共通的に使用する設定データ（初期条件、境界条件）の適用関係について整理するとともに、従来の「緩衝材－支保工－EDZ」の人工バリア体系に、新たに OP を加え、OP の溶解（鉄の溶出）をリンクさせた評価手法をリンケージ解析のプロトタイプとして整備した⁽²⁾。平成 24 年度には、人工バリア領域の温度変遷、10 万年解析のためのリスタート機能、全面腐食時の最大溶解速度設定見直し、ガラス固化体溶解速度設定（Ca を除外し Mg 濃度のみとする）等の整備を反映させた⁽³⁾。平成 25、26 年度には、これまでに整備した人工バリア領域における変遷を評価するための各性能評価モデル/パラメータのリンケージについて、鉄珪酸塩鉱物の鉱物モデル・熱力学データを追加するとともに、核種溶解度に PA-SOL を適用し、ガラス固化体溶解速度設定手法の見直しなどの整備を反映させた（図 3.2-1 参照）^{(4),(5)}。

平成 27 年度からは、燃料デブリ廃棄体による緩衝材への影響を評価可能とするため、ベントナイト系緩衝材中における拡散評価手法に係る整備を実施している。平成 27 年度は、平成 26 年度に提案した見かけの拡散係数をベースとしたイオン種の拡散モデル（*Da* 拡散モデル）の検討に資するため、非放射性のイオン種を用いた透過拡散試験等を種々の溶液条件で実施し、長期的な検証用データの蓄積を図った。また、当該モデルを物質移行-変質連成解析コード（MC-BUFFER）に導入する際の留意点を整理するとともに、具体的な導入方法として、元素ごとへの *Da* の設定、および電荷バランスの調整方法について検討した⁽⁶⁾。

本年度は、対象となるイオン種間の相互作用の影響がない拡散データを取得するため、放射

性核種を用いた透過拡散試験を実施した。また、MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係る検討を実施した。

図 3.2-1 人工バリア領域の状態変遷を解析し、核種移行解析および地下水流動解析の入力データを提供するための評価体系

HLW等を対象とした地層処分では、地震、火山、隆起・侵食、気候変動等の地質・気候関連事象が発生することが想定される場合に、処分サイト内の地質環境および処分施設における熱、水理、力学、化学的な特性（以下、THMC）の変化の程度を評価し、さらに、その特性変化が処分施設からの核種移行に与える影響を評価する必要がある。これまで、地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックスおよび生物圏における被ばく量を総合的に評価するために、図3.2-2に示すようなリンケージ評価体系を整備してきた。

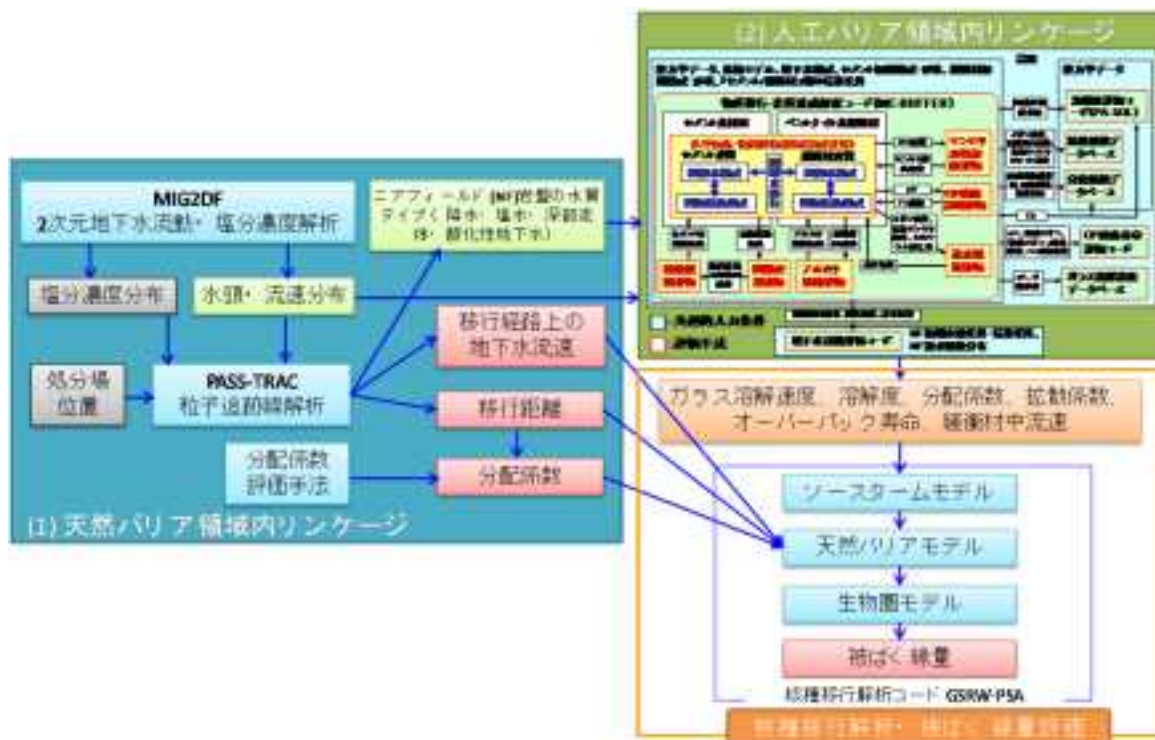


図 3.2-2 堆積岩サイトを想定した場合のリンケージ評価体系

天然バリア領域内では、まず、ガラーキン法を用いた有限要素法による 2 次元地下水流動解析コード MIG2DF により、水頭・流速分布および塩分濃度分布の時間変化を計算する。連動した粒子追跡法による移行時間・移行経路の解析コード (PASS-TRAC) により、確率論的安全評価コード GSRW-PSA を用いて安全評価を行う際の天然バリアにおける核種移行の評価に必要なパラメータ (地下水流速、移行経路、水質条件等) を算出する。また、算出された岩種や水質の情報を基に、核種移行データベースの整備の一環で進めている核種の分配係数評価手法により、移行経路上の分配係数を設定する。一方、ニアフィールド岩盤における水質の解析結果は、(1) に示した人工バリアにおけるリンケージ解析の入力となり、ガラス溶解速度や緩衝材中の分配係数、拡散係数などの核種移行パラメータを算出する。以上のパラメータ条件を基に、GSRW-PSA により人工バリア内から天然バリア、生物圏に至るまでの核種移行の解析を実施している。

平成 27 年度は、長期的な地質環境の変遷に伴う地下水流動の変化を連続的に評価するための拡張を、MIG2DF に対して行った。具体的には、調査等により作成された過去～未来のある時刻の地質モデル (地表面、地質境界、断層面の情報) を基にした計算時刻毎の地質モデルの作成、作成した地質モデルに対応する解析モデルの作成、モデルの入れ替わりによる計算値の変化を考慮した計算を可能とする外部プログラムを整備した。また、燃料デブリに特有の特性を踏まえた解析を行うための拡張を、GSRW-PSA に対して行った。具体的には、燃料デブリのように不均質な廃棄体の評価、容器外臨界の可能性の評価等を可能とするような機能の拡張を行った⁽⁶⁾。

本年度は、MIG2DF の塩分濃度解析における移流分散解析機能に関して、より安定な数値解法として、オイラー・ラグランジュ法を導入することにより移流分散解析の安定化を図った。また、それに関連して、地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の追加や深度に依存する透水係数設定機能の追加を行った。

3.3 緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備

3.3.1 背景と目的

高レベル放射性廃棄物等の地層処分システムにおいて緩衝材の有力な候補材であるベントナイトは、止水機能、核種収着機能など、地層処分の安全性を確保する上で重要なバリア機能が期待されているが、当該処分システムの構造材料（処分坑道の支保工等）として多量に使用するとされるセメント系材料を起源とする高アルカリ性地下水によって変質し、期待されるバリア機能が長期的に損なわれることが懸念される⁽¹⁾。そのため、安全審査の際に事業者が評価する緩衝材の各バリア機能およびその挙動の妥当性を適切に評価するためには、時間スケールや処分環境を考慮した「セメント起源のアルカリ成分がベントナイト系緩衝材へ影響を及ぼす期間および影響の程度を明らかにする手法」を整備する必要がある⁽²⁾。

過去の原子力規制庁（旧原子力安全・保安院、旧原子力安全基盤機構も含む）の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」（平成 13～21 年度）においては、処分場での使用が想定される砂-ベントナイト混合土圧縮成型体を用いてベントナイトの変質に係る諸現象を実験的に定量化するとともに、ベントナイト系緩衝材に期待されている止水機能（透水係数）の長期的な変動を評価するためのモデル、ならびに、セメント系材料の変質に伴う固相および液相成分の変化を評価するための信頼性あるセメント鉱物モデル、およびセメント間隙変遷モデル※¹の構築、さらに、これらのモデルを導入した物質移行-変質連成解析コード（MC-BUFFER）の整備・検証を行ってきた（図 3.3-1）。また、同委託事業の「安全審査に向けた評価手法の整備」（平成 22～26 年度）では、我が国の地下環境（淡水、海水、酸化性条件、還元性条件など）を考慮した緩衝材劣化に係る試験を実施するとともに、その試験結果と MC-BUFFER 等による計算結果との比較を行い、当該モデルの地下環境への適用性に係る検討を実施した。その結果、ベントナイト透水係数評価モデルの改良案を提示するとともに、これまで整備してきた一連の緩衝材劣化に係る評価モデルについては、まだ解明されていない課題が残されているが、検証計算では概ね実現象が再現できていることが確認できた。そのため、まだ若干課題があることを認識しつつ、現段階では「総合的な安全評価手法」において使用することとした。さらに、緩衝材中の環境状態設定するために重要であると考えられるイオン種の分布を評価するためには、現行の「全てのイオン種に対して OH⁻の拡散試験結果から構築した拡散モデルを用いる評価」は不適切であると考えられることから、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築し、MC-BUFFER に組込むことを今後の当該モデル整備の方針として示した。平成 26 年度は、拡散モデル整備に係る当該方針を踏まえ、緩衝材中の化学環境解析における拡散評価において、今後「見かけの拡散係数（ D_a ）をベースとしたシンプルで科学的に合理的なベントナイト内拡散モデル」（以下、「 D_a 拡散モデル」）を整備し、MC-BUFFER に取り込むことを提示した（平成 26 年度に実施した、当該モデルの導入に係る検討内容を Appendix I -A-1 に記載する）。また、 D_a 拡散モデルの原案を提示するとともに、その検証に資するため、非放射性のイオン種（Na⁺イオン、Ca²⁺イオン、Cl⁻イオン）を Na 型モンモリロナイトに透過させる拡散試験を実施した。

※1 「セメント間隙変遷モデル」は、①セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて分類するモデル（間隙モデル）と②セメントの変質によるこれらの間隙の量の変化を記述するモデル（変遷モデル）から成り、物質移動に寄与する間隙の間隙率（物質移動毛細管間隙率）と有効拡散係数は正比例するというモデルである。

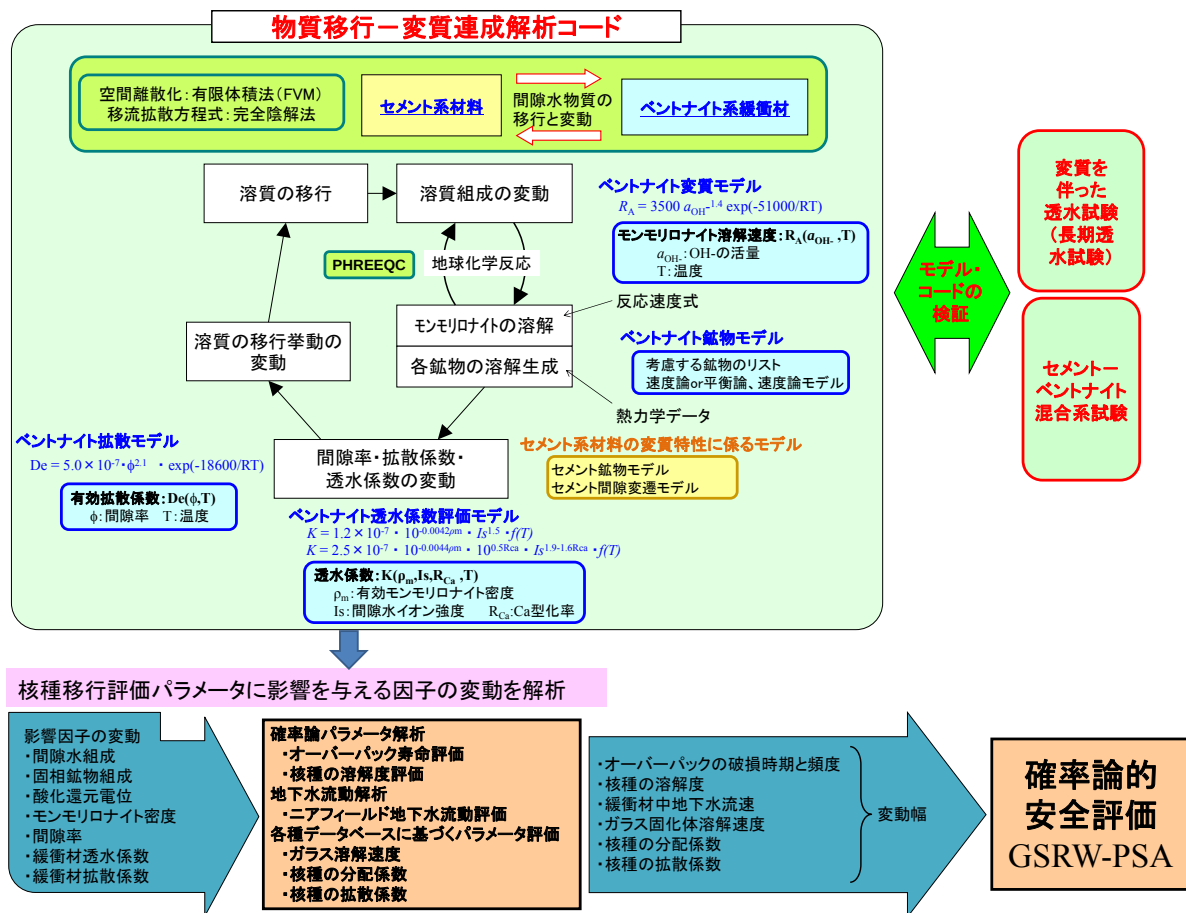


図 3.3-1 緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系

ベントナイトは、福島第一原子力発電所事故によって発生した燃料デブリを処分する際の人工バリアとしても使用される可能性があり、また、燃料デブリにもセメント成分（格納容器に落下しコンクリートと反応した MCCI（Molten Core Concrete Interaction）生成物）や海水成分が含まれることから、緩衝材の内側（廃棄体側）からの変質を評価するためにも、これまで整備してきた上記評価手法が適用可能と考えられる。そこで本事業では、前事業から継続して、緩衝材劣化に係る評価手法の整備を行うこととした。

平成 27 年度は、より長期的な拡散データを取得するため、平成 26 年度から開始した透過拡散試験を引き続き行うとともに、イオン強度が拡散挙動に与える影響を把握するため、 Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験を新たな条件で行い、 Da 拡散モデルに係る検討を実施した。その結果、 Ca^{2+} イオンについては、イオン強度が高い（収着分配係数 K_d の値が小さい）ケースにおいては、別の試験で得られた Da と K_d を用いて、透過拡散試験結果を再現できる可能性が示されたが、イオン強度が低い（ K_d の値が大きい）ケースでは、試験結果を再現することが出来なかった。一方、 Na^+ イオンおよび Cl^- イオンについては、長期間の透過拡散試験を実施したにも関わらず両タンク内の濃度変化が小さかったため、結果に対して十分な検討を実施することが出来なかったが、保持因子 α および Da の設定に係る留意点を整理し、接する溶液に応じた α の値を設定する必要があること、また、対となって移行する陽イオンと陰イオンは同じ拡散係数を用いる必要があり、特に Na^+ イオンについては共に移行するイオン種の拡散に従う可能性を示した。また、MC-BUFFER に Da 拡散モデルを導入する際の留意点を整理するとともに、具体的な導入方法として、元素ごとへの Da の設定、および電荷バランスの調整について検討した。また、

その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。その結果、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合、電荷バランスを Na で調整する方法が妥当である可能性が示された。

平成 28 年度は、対象となるイオン種間の相互作用の影響がない拡散データを取得するため、放射性核種を用いた透過拡散試験を実施するとともに、非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験結果に係る検討を行った。また、MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係る検討を実施した。

3.3.2 透過拡散試験および収着バッチ試験

(1) 目的、試験概要、および試験ケース

上述したように Da 拡散モデルの検討に資するため、平成 26～27 年度は非放射性の Ca^{2+} イオン、 Na^+ イオン、 Cl^- イオンを Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を実施した。このような非放射性のイオンを透過させる試験では、測定装置に検出限界（数 ppm 程度）があるため、各イオン種の濃度勾配を大きくしないと、すなわち、高濃度側タンク内のイオン種濃度をある程度（数 10ppm 程度以上まで）大きくし、低濃度側タンクへの透過量を多くしないと対象イオン種が測定出来ず、試験が成り立たない。そのため、当該試験から得られる拡散データは、多量の対象イオン種が緩衝材中を移行し、イオン種間の相互作用が強い状態における拡散（系を構成する全ての成分の化学ポテンシャル勾配が拡散の駆動力となる現象であり、「化学拡散」と呼ばれている）データである⁽³⁾。一方、対象となるイオン種が媒体中で無限に希薄であり、その中をブラウン運動で移行する現象（その非常に小さい化学ポテンシャル勾配が駆動力となる現象）は「トレーサー拡散」と呼ばれる⁽³⁾。また、一般に両拡散に係る定数（拡散係数）は一致しないと言われ⁽⁴⁾、緩衝材の間隙水中においてイオン種間の相互作用の影響が表れるであろう有効拡散係数（ De ）は、両拡散でその値は異なると考えられる。しかしながら、収着状態での拡散の効果も含む Da についてはその相互作用の影響の程度は明らかではない。そこで、本年度は対象となるイオン種間の相互作用の影響がないトレーサー拡散に係るデータを取得し、当該効果の影響の程度を検討するため、放射性のカルシウム（ $Ca-45$ ）を用いた透過拡散試験を実施することとした。また、非放射性の Cl^- イオンを用いた試験ではバックグラウンドに NaCl 溶液を使用したため、 Cl^- イオンの拡散データが十分に取得出来なかった。そこで、放射性の塩素（ $Cl-36$ ）を用いた透過拡散試験も実施し、陰イオンへの Da 拡散モデルの適用性について、さらに、Na 型モンモリロナイト圧縮体だけではなく、砂-ベントナイト混合圧縮体を用いた試験も実施し、実際の処分場環境における適用性についても確認することとした。本年度実施した透過拡散試験ケースを表 3.3-1 に示す。

表 3.3-1 透過拡散試験ケース

ケース	拡散媒体	膨潤溶液	タンク内の初期溶液	
			高濃度側	低濃度側
11	Na 型モンモリロナイト圧縮体 1,000 kg/m ³ 間隙率：0.6	0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液+ ⁴⁵ Ca	0.5 M NaCl 溶液
12		0.01 M NaCl 溶液	0.01 M NaCl 溶液+ ³⁶ Cl	0.01 M NaCl 溶液
13		0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液+ ³⁶ Cl	0.5 M NaCl 溶液
14	砂-ベントナイト (3:7) 混合圧縮体 1,600 kg/m ³ 間隙率：0.4	0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液+ ⁴⁵ Ca	0.5 M NaCl 溶液
15		0.01 M NaCl 溶液	0.01 M NaCl 溶液+ ³⁶ Cl	0.01 M NaCl 溶液
16		0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液+ ³⁶ Cl	0.5 M NaCl 溶液

さらに、上述のケース 14 の検証で用いる保持因子 (α) の設定に資するため、ベントナイト試料、および砂-ベントナイト混合試料を用いた Ca-45 の収着バッチ試験を実施し、それぞれの試料に対する Ca-45 の収着分配係数 (Kd) を取得することとした。

(2) 透過拡散試験

【試料】

試験に用いた試料は「クニピア F (クニミネ工業製) を Na 型に精製した試料」および「ケイ砂とクニゲル V1 (クニミネ工業製) の混合試料」である。

クニピア F の交換性陽イオンの大半は Na だが、10%程度の Ca も含んでいる⁽⁵⁾。試験には全ての交換性陽イオンを Na に置換したクニピア F を使用することとした。Na 型への置換は次の手順で行った。まず、モンモリロナイト粉末 20 g を 1 M の NaCl 水溶液 2 L に加え、24 時間以上攪拌させた後、24 時間静置して沈殿させた。上澄み液を取り除き、新たに同濃度の新しい NaCl 水溶液 2 L を加え、同様の操作を計 3 回繰り返した。次に、完全に Na 型に置換したモンモリロナイトを透析用セルロースチューブ (UC36-32-100 : VISKASE SALES CORP 製) の中に入れ、イオン交換水と接触させることにより、試料中の過剰塩を除去した。イオン交換水は、0.5 M の硝酸銀溶液による白濁反応が確認されなくなるまで定期的に交換した。その後、モンモリロナイト試料をセルロースチューブより出し、凍結乾燥 (-110℃、24 時間以上) させた。乾燥後、試料をメノウ製マグネット乳鉢 (1-6020-04 : アズワン(株)製) および乳鉢スターラー (1-6016-11 : アズワン(株)製) によって自動粉碎し、ふるいを用いて粒径が 100-200 メッシュ (75-150 μm) の試料 (以下、「Na 型モンモリロナイト試料」) を得た。

Na 型モンモリロナイト試料を 90℃の恒温槽内で乾燥させた後、直径 20 mm、厚さ 10 mm の円柱状に乾燥密度 1,000 kg/m³ となるように圧縮成型し、その両端にステンレス鋼製焼結フィルター (孔サイズ 1 μm) を付け、図 3.3-2 のアクリル製拡散セルを組み立てた。一方、3 号ケイ砂、5 号ケイ砂およびクニゲル V1 を重量比 1.5 : 1.5 : 7 で混合した試料については、乾燥密度 1,600 kg/m³ で圧縮成型し、同様の拡散セルを組み立てた。

さらに、高濃度側タンクおよび低濃度タンク内に、表 3.3-1 で示した「膨潤溶液 (0.01 M または 0.5 M の NaCl 溶液)」をそれぞれ 0.11 L 入れ、当該圧縮体と接触させた。なお、この際、試料中の空気を取り除き、NaCl 溶液の浸透を促進させるため、拡散セルごとデシケーター中で一度減圧させる操作を行った。この後、当該セルを常温、常圧下で 28 日以上静置することにより圧縮体を膨潤させた。

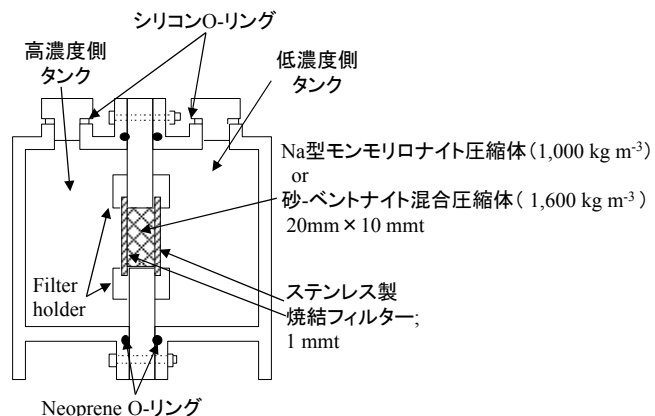


図 3.3-2 アクリル製拡散セル

【RI の調製】

本試験に用いたトレーサーは、日本アイソトープ協会から購入した PerkinElmer 製 Ca-45（比放射能 873 MBq/mg、放射能濃度 1,921 MBq/mL、液量 2.62 μ L、CaCl₂）および American Radiolabeled Chemicals 製 Cl-36（比放射能 0.592 MBq/mg、放射能濃度 3.70 MBq/mL、液量 100 μ L、NaCl）である。前者はイオン交換水を用いて、比放射能 873 MBq/mg、放射能濃度 0.123 MBq/mL の溶液になるように、後者は 0.001M の NaCl 溶液を用いて、比放射能 0.563 MBq/mg、放射能濃度 0.370 MBq/mL の溶液になるように希釈した。

【拡散試験】

膨潤終了後、両タンク内の溶液を 0.5 M または 0.01M の NaCl 溶液に入れ替えるとともに、高濃度側タンク内には RI を含む希釈溶液を添加することで拡散試験を開始した。なお、添加した希釈溶液量は、高濃度側タンク内の放射能が約 50kBq になるよう、ケース 11、14 で 400 μ L（Ca-45）、ケース 12、13、15、16 で 134 μ L（Cl-36）とし、両タンク内の初期溶液量はともに 0.11 L となるよう調整した。また、当該拡散セルは、試験期間を通じて冷却機能付き恒温槽内で静置させ、298 K に維持した。各ケースで実施する試験数は 1 Run ずつとした。

試験開始後、高濃度側タンクから 0.1 mL、低濃度タンク側から 1 mL の溶液を定期的に採取し、液体シンチレーションカウンター（Tri-Carb 3110TR/LL、PerkinElmer 製）で Ca-45 および Cl-36 を測定した。なお、採取した高濃度側溶液 0.1 mL に対しては、0.5M の NaCl 溶液を 1.25 mL、採取した低濃度側溶液 1mL に対しては、0.5 M（ケース 11、13、14、16）または 1.9 M（ケース 12、15）の NaCl 溶液を 0.35 mL 加え、さらに液体シンチレーションカクテル（Ultima Gold XR、PerkinElmer 製）を 2.65 mL 加えた後、よく振り混ぜ、測定を行った（1 試料に対して、10 分間、10 サイクル）。また、採取後は、低濃度側タンクに初期溶液を 0.9mL 添加し、両タンクの液面の高さが等しく、かつ、常に試料が液面上に露出しないように溶液の量を調整した。

（3）収着バッチ試験

収着バッチ試験は、日本原子力学会標準「深地層処分のバリア材を対象とした K_d の測定方法の基本手順」⁽⁶⁾に準拠した方法で実施した。上述の砂-ベントナイト混合試料で使した「①クニゲル V1 試料（粉末、0.1 g）」および「②3 号ケイ砂（0.015 g）、5 号ケイ砂（0.015 g）、クニゲル V1（0.070 g）を混合した粉末試料（計 0.1 g）」をそれぞれ遠心チューブに入れ、Ca-45（453 Bq）を含む 0.5M の NaCl 溶液を 10 mL 加えた。その後、チューブに蓋をし、ハンドシェ

イクにて攪拌し、298 K の冷却機能付き恒温槽内で静置させた。静置期間中は1日1回、ハンドシェイクにより試料を攪拌させ、固相と液相が十分に混ざり合っていることを確認した。この操作を1週間繰り返した後、当該チューブ内の固相と液相を冷却機能付き遠心機（テーブルトップ遠心機 Model 2800、久保田製）で分離させ（4,000rpm、10分、298K）、その上澄み1.35 mL を採取した。採取した溶液の放射能は拡散試験と同様に、液体シンチレーションカクテル（Ultima Gold XR、PerkinElmer 製）を2.65 mL 加えた後、よく振り混ぜ、液体シンチレーションカウンタ（Tri-Carb 3110TR/LL、PerkinElmer 製）で測定した。各試料に対する試験数は3 Run ずつとした。また、初期濃度測定のため、試料を入れないブランク試験も1 Run 実施した。

（4）解析

Da 拡散モデルを検証するため、上述した透過拡散試験結果と当該モデルを用いて計算した結果を比較することとした。以下に本検証で用いたモデル計算の方法を記す。

上述した透過拡散試験の試験方法、体系を考慮すると、一次元体系として解くこと可能であり、Fick の第2法則は式(3.3-1)となる。

$$\frac{\partial C_{bi}(x,t)}{\partial t} = D_{ai} \left(\frac{\partial^2 C_{bi}(x,t)}{\partial x^2} \right) \quad (3.3-1)$$

高濃度側タンクから低濃度側タンクへ、ベントナイト試料を通じてイオン種が拡散する際の位置 x におけるベントナイト中のイオン種濃度 $C_{bi}(x,t)$ は、式(3.3-1)を以下の初期条件および境界条件で解くことによって得られる。

$$\text{初期条件} \quad : \quad C_{bi}(x,0) = 0 \quad (0 \leq x \leq L)$$

$$\text{境界条件} \quad : \quad t > 0 \quad , \quad C_{bi}(0,t) = C_{biH}(t) \quad , \quad C_{bi}(L,t) = C_{biL}(t)$$

ここで、

$C_{biH}(t)$: 高濃度側タンク溶液と試料の界面におけるベントナイト中のイオン種濃度 [Bq/m³]

$C_{biL}(t)$: 低濃度側タンク溶液と試料の界面におけるベントナイト中のイオン種濃度 [Bq/m³]

D_{ai} : ベントナイト中におけるイオン種の見かけの拡散係数 [m²/s]

である。

また、境界条件となるベントナイト-液相境界における C_{bi} は、液相中のイオン種濃度 C_{li} [Bq/m³] と保持因子 α_i [-] を用いて式(3.3-2)の形で表すこととした。さらに、陽イオン（Ca-45、Ca²⁺イオン）については、 α_i を式(3.3-3)に示す形で表すことが出来ると仮定し、本検証に使用することとした。なお、当該モデルで使用する濃度は「(単位体積当たりの) ベントナイト中のイオン種濃度 : C_{bi} 」であり、間隙水中濃度は考えていない。保持因子はあくまでも C_{bi} と「(境界外側の) 液相中のイオン種濃度 C_{li} 」の比例定数 (C_{bi}/C_{li}) であることを前提とする。

$$C_{bi} = \alpha_i C_{li} \quad (3.3-2)$$

$$= (\varepsilon + \rho_b K_{di}) C_{li} \quad (3.3-3)$$

高濃度側タンクおよび低濃度側タンクのイオン種濃度は時間の関数となるため解析解を得ることが難しい。そこで、以下に記す方法により両タンク中におけるイオン種濃度の経時変化の導出を図る。

まず、透過したイオン種による低濃度側タンク濃度の増加が無視できる微小時間 Δt [s] を考える。このとき $C_{biH}(t)$ 、 $C_{biL}(t)$ は定数となるので、位置 x におけるイオン種濃度 $C_{bi}(x, t)$ は、

$$C_{bi}(x, t) = C_{biH}(t) + \{C_{biL}(t) - C_{biH}(t)\} \frac{x}{L} + \frac{2}{\pi} \sum_n \frac{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)}{n} \sin \frac{n\pi x}{L} \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t\right) \quad (3.3-4)$$

となる⁽⁷⁾。また、その際の拡散フラックス J_i [Bq/m²/s] は Fick の第 1 法則を用いて式(3.3-5)で表される。

$$J_i = -D_{ai} \left(\frac{\partial C_{bi}(x, t)}{\partial x} \right) = D_{ai} \{C_{biH}(t) - C_{biL}(t)\} \frac{1}{L} - \frac{2D_{ai}}{L} \sum_n \{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)\} \cos \frac{n\pi x}{L} \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t\right) \quad (3.3-5)$$

従って、時間 t から微小時間 Δt 経過する間に、ベントナイト試料中の位置 x を通過するイオン種の量 $\Delta Q(x, t)$ [Bq] は、式(3.3-5)を時間積分することで以下の式(3.3-6)のようになる。

$$\Delta Q(x, t) = A \int_t^{t+\Delta t} J_i dt = A \left[D_{ai} \{C_{biH}(t) - C_{biL}(t)\} \frac{\Delta t}{L} - \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)}{n^2} \cos \frac{n\pi x}{L} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t)\right) \right\} \right] \quad (3.3-6)$$

ここで、 A は試料の断面積 [m²] である。

同様にベントナイト試料中に浸入するイオン種量 $\Delta Q(0, t)$ および 試料を透過して低濃度側タンクに漏出するイオン種量 $\Delta Q(L, t)$ は式(3.3-6)において、 $x=0$ および $x=L$ のときの値なので、式(3.3-2)の関係式と合わせて、それぞれ以下のように表される。

$$\Delta Q(0, t) = A \left[D_{ai} \{\alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t)\} \frac{\Delta t}{L} + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t)\right) \right\} \right] \quad (3.3-7)$$

$$\Delta Q(L, t) = A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t) \} \frac{\Delta t}{L} + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t) (-1)^n - \alpha_L C_{iL}(t)}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t) \right) \right\} \right] \quad (3.3-8)$$

ここで、

$C_{iH}(t)$: 高濃度側タンクのイオン種濃度 [Bq/m³]

$C_{iL}(t)$: 低濃度側タンクのイオン種濃度 [Bq/m³]

α_H : 高濃度側タンク内溶液と接するベントナイト試料の保持因子 [-]

α_L : 低濃度側タンク内溶液と接するベントナイト試料の保持因子 [-]

である。

一方、さらに Δt 時間が経過した、 $t + \Delta t$ から $(t + \Delta t) + \Delta t$ の間のイオン種の移動量は、高濃度側タンクからイオン種が $\Delta Q(0, t)$ 分減少、低濃度側タンク内へはイオン種が $\Delta Q(L, t)$ 分増加するため、その増減した濃度をそれぞれ新たに $C_{iH}(t + \Delta t)$ 、 $C_{iL}(t + \Delta t)$ とすると、浸入量と透過量はそれぞれ式(3.3-9)、式(3.3-10)で示される。

$$\Delta Q(0, t + \Delta t) = A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t) \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + 2\Delta t) \right) \right\} \right] \quad (3.3-9)$$

$$\Delta Q(L, t + \Delta t) = A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) (-1)^n - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t)}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t) \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + 2\Delta t) \right) \right\} \right] \quad (3.3-10)$$

$$C_{iH}(t + \Delta t) = C_{iH}(t) - \frac{\Delta Q(0, t)}{V_{iH}} \quad (3.3-11)$$

$$C_{iL}(t + \Delta t) = C_{iL}(t) + \frac{\Delta Q(L, t)}{V_{iL}} \quad (3.3-12)$$

ここで、

V_{iH} : 高濃度側タンクの体積 [m³]

V_{iL} : 低濃度側タンクの体積 [m³]

である。同様に、 $m\Delta t$ から $m\Delta t + \Delta t$ の間の浸入量および透過量は式(3.3-13)、式(3.3-14)で与えられる。

$$\Delta Q(0, m\Delta t) = A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{liH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{liL}(m\Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{liH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{liL}(m\Delta t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} m\Delta t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m+1)\Delta t\right) \right\} \right] \quad (3.3-13)$$

$$\Delta Q(L, m\Delta t) = A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{liH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{liL}(m\Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{liH}(m\Delta t) (-1)^n - \alpha_L C_{liL}(m\Delta t)}{n^2} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m\Delta t)\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m+1)\Delta t\right) \right\} \right] \quad (3.3-14)$$

$$C_{liH}(m\Delta t) = C_{liH}(m\Delta t - \Delta t) - \frac{\Delta Q(0, m\Delta t - \Delta t)}{V_{iH}} \quad (3.3-15)$$

$$C_{liL}(m\Delta t) = C_{liL}(m\Delta t - \Delta t) + \frac{\Delta Q(L, m\Delta t - \Delta t)}{V_{iL}} \quad (3.3-16)$$

本検証では、既往の In-diffusion 試験結果から得られた Da 、および収着パッチ試験結果より導出される Kd または α を用いて、時間 $t=0$ より所定の時間 $t=k\Delta t$ まで、 k 回のステップの計算を行い、 Δt 間の $\Delta Q(0, t)$ および $\Delta Q(L, t)$ を計算することにより、 $C_{liH}(t)$ 、 $C_{liL}(t)$ の経時変化（計算値）を導出し、透過拡散試験結果（実験値）と比較することとした。

なお、当該透過拡散試験では、評価対象イオン種はベントナイト圧縮体以外に焼結フィルターを拡散する。このため、上述した解析によって使用する Da は両フィルター中の拡散の影響を含んだ値としなければならない。そこで、式(3.3-17)⁽⁸⁾を用いて導出した Da の値を解析では用いることとした。なお、フィルター中のイオン種の見かけの拡散係数 D_{a,i_filt} [m²/s]については、フィルターにイオン種は収着しない ($Kd=0$) と仮定し、フィルター中のイオン種の有効拡散係数 De (4×10^{-10} m²/s)⁽⁹⁾とフィルターの間隙率 ε (0.4) を用い、 $Da=De/\varepsilon$ から導出した値 (1.0×10^{-9} m²/s) とした。

$$Da = \frac{\frac{L_{mont} + 2L_{filt}}{L_{mont}} + \frac{2L_{filt}}{D_{a,i_mont}}}{\frac{2L_{filt}}{D_{a,i_filt}}} \quad (3.3-17)$$

ここで、

L_{mont} : ベントナイト圧縮体の厚さ [m] (=0.01 m)

L_{filt} : フィルターの厚さ [m] (=0.001 m)

D_{a,i_mont} : ベントナイト圧縮体中のイオン種 i の見かけの拡散係数 [m²/s]

D_{a,i_filt} : フィルター中のイオン種 i の見かけの拡散係数 [m²/s] (= 1.0×10^{-9} m²/s)

である。

また、ベントナイト試料に対する Ca-45 の Kd_{Ca} [m^3/kg] の導出については、以下の式⁽⁶⁾を用いることで、収着バッチ試験結果からその値を得た。

$$Kd_{Ca} = \frac{V}{M} \cdot \frac{C_{0Ca} - C_{Ca}}{C_{Ca}} \times 10^{-3} \quad (3.3-18)$$

ここで、

V : 収着バッチ試験に用いた溶液の体積 [ml] (= 0.01 dm^3)

M : 収着バッチ試験に用いた試料の質量 [g] (= 0.1 g)

C_{0Ca} : 収着バッチ試験に用いた溶液の初期 Ca-45 濃度 [Bq/m^3]

C_{Ca} : 収着バッチ試験終了後（平衡後）溶液の Ca-45 濃度 [Bq/m^3]
である。

（５）結果と考察

Ca-45

収着バッチ試験結果として、浸漬溶液の初期および平衡後の放射能濃度、式(3.3-18)を用いて導出した各試料に対する Ca-45 の Kd 値を表 3.3-2 に示す。導出された Kd 値は、クニゲル V1 の量に依存し、試料②より試料①の方が大きくなる結果となった。

表 3.3-2 収着バッチ試験結果および導出した Ca-45 の収着分配係数 Kd 値

試料※1	溶液※2体積 (ml)	試料質量(g)				初期濃度 (Bq/ml)	平衡後濃度 (Bq/ml)	Kd (m^3/kg)	
		クニゲルV1	3号ケイ砂	5号ケイ砂	合計量				
①-1	10	0.099			0.099	43.2	40.1	0.0079	0.0077
①-2	10	0.100			0.100	43.2	40.4	0.0069	
①-3	10	0.100			0.100	43.2	39.9	0.0083	
②-1	10	0.070	0.016	0.015	0.100	43.2	41.0	0.0054	0.0048
②-2	10	0.070	0.015	0.015	0.100	43.2	41.1	0.0050	
②-3	10	0.071	0.016	0.015	0.102	43.2	41.5	0.0041	

※1 試料①クニゲルV1 (0.1g)

試料②クニゲルV1 (0.07g) + 3号ケイ砂 (0.015g) + 5号ケイ砂 (0.015g)

※2 Ca-45 (453Bq) を含む 0.5M の NaCl 溶液

次に、透過拡散試験により得られた高濃度側および低濃度側タンク内の Ca-45 濃度（実験値）の経時変化（ケース 11、14、拡散期間 133 日まで）を図 3.3-3、図 3.3-4 に示す。これら経時変化の図には 3.3.2（４）で示した解析方法により導出した計算値も併せて示す。また、計算に使用した保持因子 α と見かけの拡散係数 Da に係るパラメータを表 3.3-3 に示す。

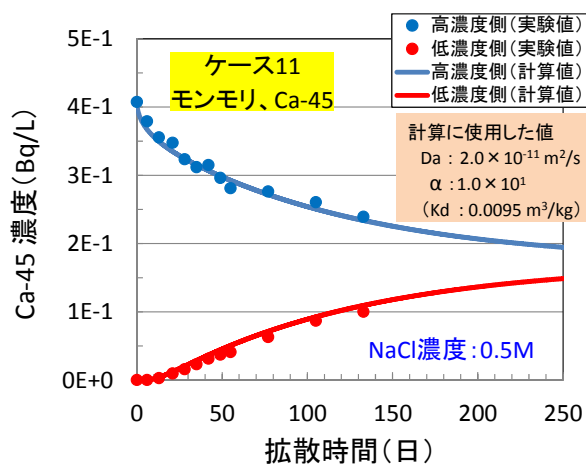
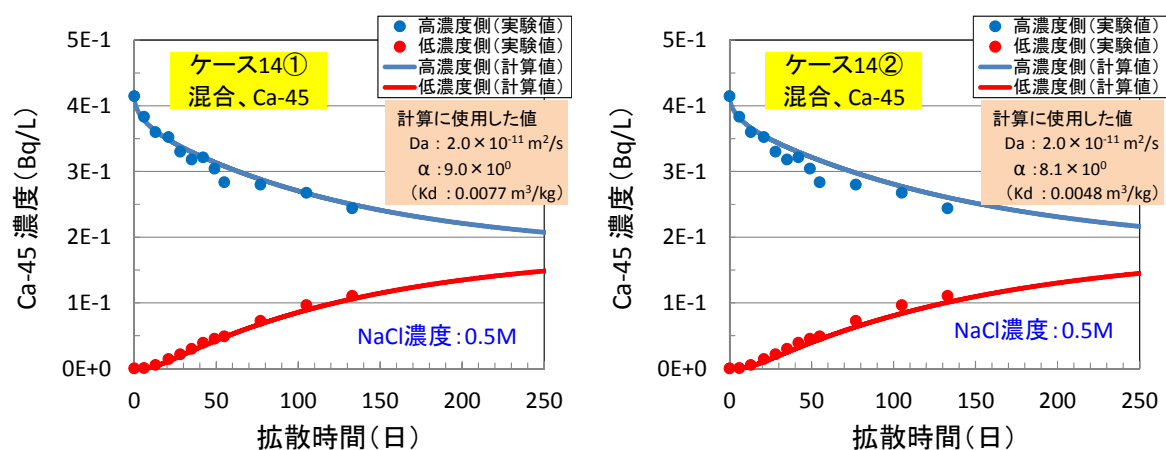


図 3.3-3 高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化（実験値と計算値、ケース 11）



※ケース 14①の計算値は、クニゲル V1 に対する Ca-45 の K_d 値を用いて計算した結果である。

一方、ケース 14②の計算値は、砂-ベントナイト混合試料に対する Ca-45 の K_d 値を用いて計算した結果である。

図 3.3-4 高濃度および低濃度側タンク内 Ca-45 濃度の経時変化（実験値と計算値、ケース 14）

表 3.3-3 Ca-45 の透過拡散試験を模擬した計算に使用したパラメータ

核種	ケース	保持因子に係るパラメータ		見かけの拡散係数に係るパラメータ	
		収着分配係数 K_d [m^3/kg] ^{※1}	計算に使用 した α [-] ^{※2}	ベントナイト圧縮体中の 見かけの拡散係数 $D_{a,i \text{ mont}}$ [m^2/s] ^{※3}	計算に使用した Da [m^2/s] ^{※4}
Ca-45	11	0.0095	1.0×10^1	$1.7 \times 10^{-11(10)}$	2.0×10^{-11}
	14①	0.0077	9.0×10^0		
	14②	0.0048	8.1×10^0		

- ※1 ケース 11 で使用した K_d 値は平成 27 年度に取得した同条件における Ca^{2+} イオンの K_d 値である。また、ケース 14①、②で使用した K_d 値は、本年度実施した収着バッチ試験結果から式(3.3-18)を用いて導出した値である（表 3.3-2 参照）。
- ※2 式(3.3-3)から導出した値。また、本計算では、高濃度側および低濃度側タンク内溶液と接するベントナイトの保持因子は同一の値を使用した。なお、ケース 14①については、混合圧縮体中のクニゲル V1 の割合を考慮し、乾燥密度を 1120 kg/m^3 ($=1600 \text{ kg/m}^3 \times 0.7$) とした。
- ※3 ケース 11 と同じ試料、温度条件（乾燥密度 $1,000 \text{ kg/m}^3$ の Na 型モンモリロナイト圧縮体、 25°C ）で、In-diffusion 試験（脱イオン水系）により取得された Da 値。有効モンモリロナイトが同等のため、混合圧縮体（ケース 14）に対しても同じ値を使用することとした。
- ※4 式(3.3-17)から導出した値。

図 3.3-3、図 3.3-4 に示したケース 11、14 の透過拡散試験結果（実験値）では、高濃度側タンク内の Ca-45 濃度の減少、および低濃度側タンク内の Ca-45 濃度の増加が確認された。しかしながら、拡散期間 133 日では、両ケースとも平衡状態（両タンク内の Ca 濃度がほぼ同等になる状態）には至らなかった。

両タンク内における Ca 濃度の実験値と計算値の比較では、表 3.3-3 に示した α 値、 Da 値を用いると両ケースとも高濃度側および低濃度側において、計算値は実験値を良く再現する結果となった。なお、ケース 14 の実験値は、①クニゲル V1 に対する K_d 値、および②混合試料に対する K_d 値を用い、混合圧縮体中における各試料の割合を考慮した計算で再現出来たが、ケース 11 で用いたモンモリロナイトに対する K_d 値 ($0.0095 \text{ m}^3/\text{kg}$) を用い、試料中のモンモリロナイト割合 (0.35、クニゲル V1 の割合 $0.7 \times$ クニゲル V1 中のモンモリロナイト割合 0.5) を考慮した計算 ($\alpha = 0.4 + 1600 \times 0.35 \times 0.0095 = 5.7$) では、再現出来なかった。これら結果は、混合試料に含まれるケイ砂には Ca はほとんど収着しないが、クニゲル V1 中に含まれる随伴鉱物（モンモリロナイト以外の鉱物）には Ca が有意に収着することを示している。すなわち、 Da 拡散モデルでは各鉱物への収着性を考慮し、対象となる拡散媒体に対する K_d 値を適切に設定する必要があると考えられる。

また、上記計算で使用した Da 値は、平成 27 年度に実施した化学拡散による（濃度勾配がある）透過拡散試験結果の再現計算で使用した Da 値と同じである。ケース 11 と同条件（モンモリロナイト圧縮体、 0.5M NaCl 溶液、 25°C ）であるケース 3 の実験値も同じ Da 値、 K_d 値を用いて計算で再現することが出来た（後述の図 3.3-7 参照）。これは、 Da 拡散モデルでは対象となるイオン種間の相互作用の影響は小さく、化学拡散、トレーサー拡散ともに同じ Da 値が使用可能であることを示している。

Cl-36

透過拡散試験により得られた高濃度側および低濃度側タンク内の Cl-36 濃度（実験値）の経時変化（ケース 12、13、15、16、拡散期間 133 日まで）を図 3.3-5、また、ケース 12、15 の低濃度側の経時変化を拡大したものを図 3.3-6 に示す。全てのケースにおいて、高濃度側タンク内の Cl-36 濃度の減少、および低濃度側タンク内の Cl-36 濃度の増加が確認されたが、同じ圧縮体を用いたケース 12 と 13、ケース 15 と 16 ではその増減の程度に違いが見られた。ベースとした NaCl 溶液の濃度を 0.5M としたケース 13、16 では、133 日の拡散期間中に高濃度側タンク内に存在した Cl-36 の 15～18%程度が低濃度側に移行したのに対し、NaCl 溶液濃度 0.01M としたケース 12、15 では、同期間中に 1～2%程度しか移行しなかった。このような違いが見られたのは、「陰イオン排除効果」のためだと考えられる。一般に、モンモリロナイトは負に帯電しており、ベントナイト圧縮体中を拡散する陰イオン種は、この負電荷の反発によりモンモリロナイト表面から排除されると考えられている。この効果によって当該圧縮体の接液部においては、陰イオン種が存在可能な間隙は限定的になる。また、陰イオン種が存在可能な間隙の割合（有効間隙率）は、通常ベントナイト圧縮体の間隙率 ϵ よりも小さくなるが、間隙水のイオン強度が高くなると、陽イオン種の濃度の増大により陰イオン排除効果が低下するため、有効間隙率は増大し、間隙率 ϵ に近づくとされている⁽¹¹⁾。そのため、陰イオン種の拡散に関しては、陰イオン排除効果を考慮した保持因子 α を設定し、 Da 拡散モデルに反映することが重要であると考えられる。そこで、Cl-36 の Da 値を $1.8 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (モンモリロナイト中の Da 値 $(1.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s})^{(12)}$) とフィルター中の Da 値 $(1.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s})$ から計算した値) に固定し、 α 値を変動させた場合の計算値と実験値の比較を行った（図 3.3-5、図 3.3-6）。その結果、NaCl 濃度が大きいケース 13 と 16 では、 $Kd=0$ とし、式(3.3-3)から導出した α 値（それぞれ 0.6、0.4）を用いたとき、一方、NaCl 濃度が小さいケース 12 と 15 では、 α 値をそれぞれ 0.025、0.05 としたとき、計算値は実験値を良く再現することができた。今後は当該効果の影響を考慮した α 値の設定方法（経験式、理論モデル等）について検討する必要がある。

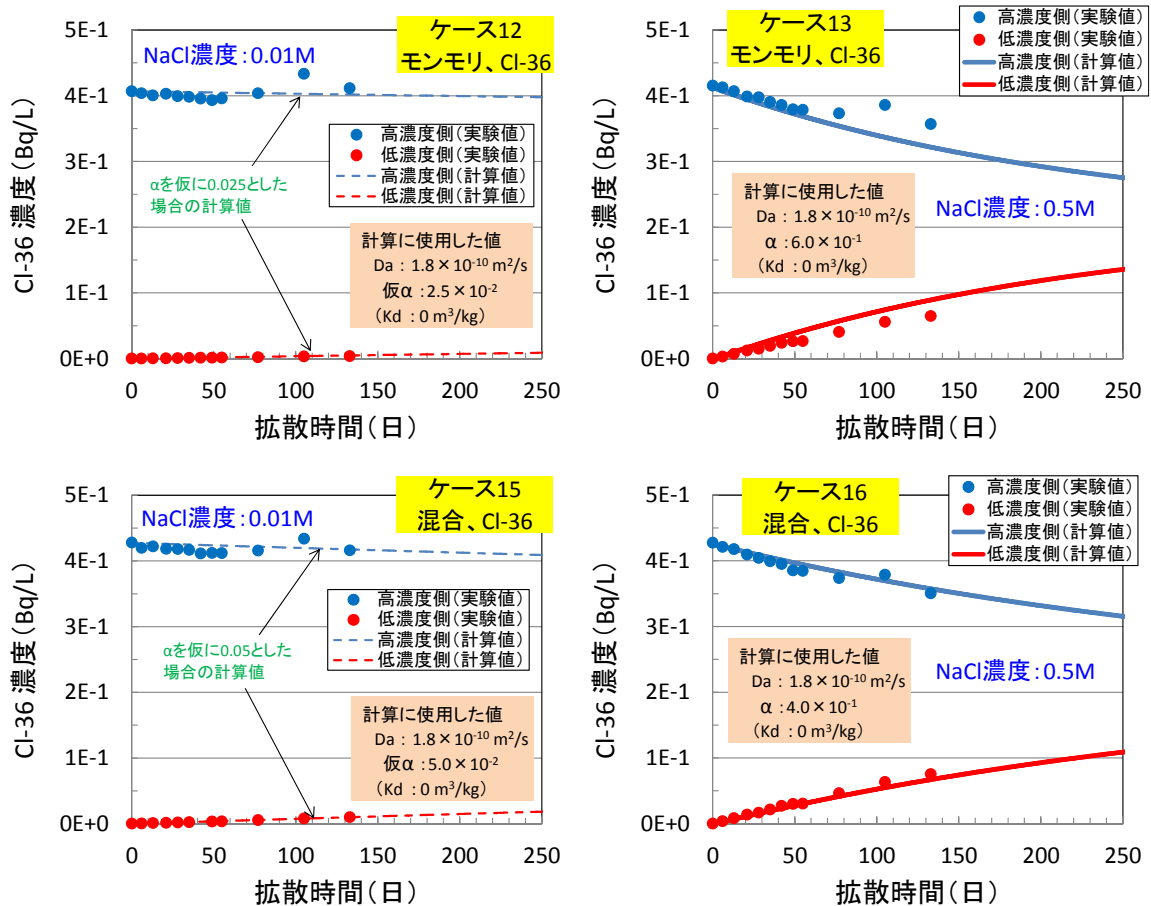


図 3.3-5 高濃度および低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 12、13、15、16)

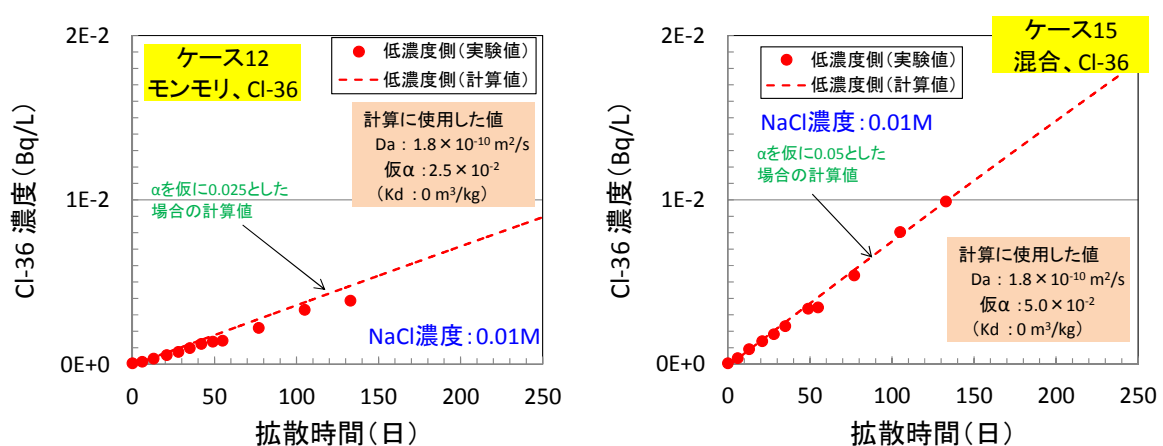


図 3.3-6 低濃度側タンク内 Cl-36 濃度の経時変化 (実験値と計算値、ケース 12、15、拡大図)

(6) 非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験結果に係る検討

Da 拡散モデルの検討に資するため、非放射性の Ca^{2+} イオンを Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を平成 26～27 年度に実施した。当該試験ケースおよび試験・計算結果をベースとした NaCl 濃度が低い順に表 3.3-4、図 3.3-7 に示す（試験・計算条件の詳細については平成 27 年度の本事業報告書を参照）。拡散期間は 432 日（ケース 1、3）、399 日（ケース 2）、283 日（ケース 7～10）である。

図 3.3-7 に示した一連の透過拡散試験結果（実験値）より、高濃度側および低濃度側タンク内の NaCl 濃度が低いケース（ケース 2、1、7、8）においては、高濃度側タンク内の Ca 濃度は徐々に低下し、ケース 2、1 では約 40 日後にはほぼ 0 M に、ケース 7、8 では約 70 日後には 2×10^{-4} M 以下になった。また、低濃度側タンク内の Ca 濃度は試験期間を通じて変化はなく、0 M のままであった。一方、両タンク内の NaCl 濃度が比較的高いケース 9、10、3 では、高濃度側タンク内の Ca 濃度の減少、および低濃度側タンク内の Ca 濃度の増加が確認され、ケース 9 では約 120 日後、ケース 10 では約 160 日後、ケース 3 では約 350 日後に両タンク内の Ca 濃度がほぼ同等となり、平衡状態となった。なお、ケース 3 の高濃度側および低濃度側タンク内では、160 日目までにそれぞれ減少、上昇した Ca 濃度が 194 日目一度上昇、減少する変化が見られたが、これは 194 日目以降の測定では高濃度側の希釈倍率を 1000 倍から 100 倍に変更したこと、また、それに伴い検量線の範囲を変更したことが原因と考えられる。

表 3.3-4 非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験ケース

ケース	高濃度側タンク内の 初期溶液	低濃度側タンク内の 初期溶液
2	0.0025 M CaCl_2 溶液	0.005 M NaCl 溶液
1	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.005 M NaCl 溶液	0.005 M NaCl 溶液
7	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.02 M NaCl 溶液	0.02 M NaCl 溶液
8	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.05 M NaCl 溶液	0.05 M NaCl 溶液
9	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.1 M NaCl 溶液	0.1 M NaCl 溶液
10	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.2 M NaCl 溶液	0.2 M NaCl 溶液
3	0.0025 M CaCl_2 溶液 + 0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液

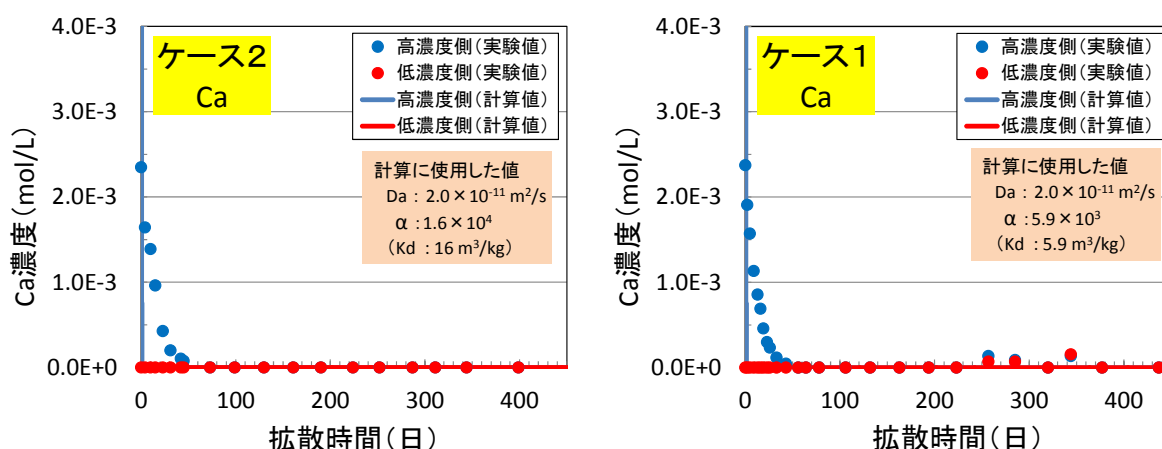


図 3.3-7 高濃度および低濃度側タンク内の Ca 濃度の経時変化（実験値と計算値）（1 / 2）

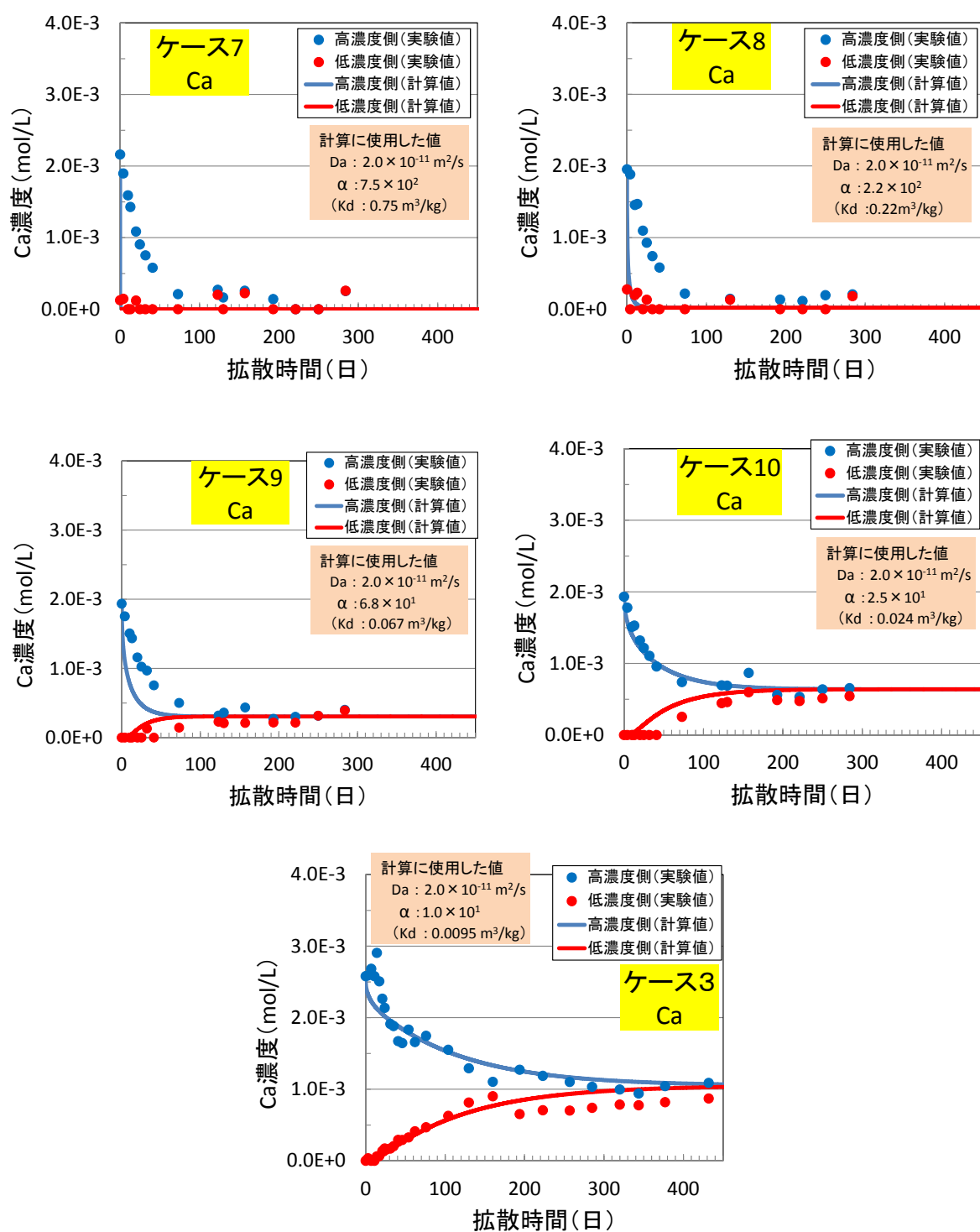


図 3.3-7 高濃度および低濃度側タンク内の Ca 濃度の経時変化（実験値と計算値）（2 / 2）

両タンク内における Ca 濃度の実験値と計算値の比較した結果、NaCl 濃度が比較的高い (Kd 値が比較的小さい) ケース 9、10、3 では計算値は実験値を良く再現することが出来たが、NaCl 濃度が低い (Kd 値が大きい) ケース 2、1、7、8 では、試験開始直後に高濃度側タンク内の Ca 濃度がほぼ 0 M となり、実験値を再現出来なかった。平成 27 年度の検討では、接液部におけるモンモリロナイト中 Ca 濃度の初期値 ($C_{b,Ca,H}(0)$) が計算と実験で異なっていたことがこの不整合の原因の一つであると仮説を立てた。すなわち、 α 値 (Kd 値) が大きいケース 2、1、7、8 の $C_{b,Ca,H}(0)$ は、計算上、乾燥密度 $1,000 \text{ kg/m}^3$ の Ca 型モンモリロナイト中の Ca 濃度 ($5.4 \times 10^2 \text{ mol/m}^3$ ^{※2}) より高くなっていたということである。このため、これらケースの計算では接液部の初期 Ca 濃度が過大評価され、試料中の濃度勾配、および高濃度側タンク内から試料への Ca^{2+} イオンの浸入量が実際の試験より大きく見積もられ、実験値と計算値に差異が生じたのではないかと考えた。そこで、本年度は $\alpha_H C_{liH}$ の上限値を $5.4 \times 10^2 \text{ mol/m}^3$ とし、ケース 7 に対して再計算を行った (図 3.3-8)。しかしながら、計算結果はこれまでと大きく変わらず、本仮説は上記不整合が起こる根本的な原因ではなかった。

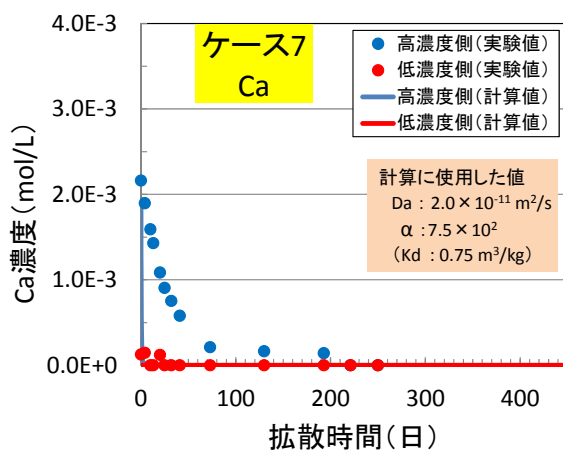


図 3.3-8 $\alpha_H C_{liH}$ に上限を設けた再計算結果 (ケース 7)

そこで、本年度は新たに Kd 値に着目した検討も行った。平成 27 年度にバッチ試験により取得し、上述したケース 7 の計算で使用している $Kd=0.75 \text{ m}^3/\text{kg}$ という値は、陽イオン交換容量 (CEC) を考慮せずに Na との競合だけを考慮した Ca の Kd 値である。すなわち、当該バッチ試験では、使用した固相 (0.1g の Na 型モンモリロナイト) の CEC は約 0.11 meq であったのに対し、液相 (0.0025M の CaCl_2 溶液 10ml) 中の Ca^{2+} イオン量は 0.025 mmol (=0.05 meq) であったため、全てのモンモリロナイトが Ca 型化することはなかった。しかしながら、ケース 2、1、7、8 では、接液部におけるモンモリロナイトが全て Ca 型化したと考えられ、当該バッチ試験から得られた Kd 値は適用できなかった可能性がある。そのため、CEC を考慮した Kd 値 (に相当する値) の導出を試みた。

イオン交換反応メカニズムを考慮した場合、Na 型モンモリロナイトへの Ca^{2+} イオンのイオン交換反応は以下の式で表される。

※2 当該試験で用いたモンモリロナイト試料の陽イオン交換容量 ($\text{CEC}=1.086 \times 10^{-3} [\text{eq/g}]$ ⁽⁵⁾) から計算した単位体積当たりの Ca 濃度。

$1.086 \times 10^{-3} [\text{eq/g}] / 2 [\text{eq/mol}] \times 1,000 [\text{kg/m}^3] \times 10^3 = 543 [\text{mol/m}^3]$



ここで、 Rs はイオン交換サイト（モンモリロナイト）である。このとき、Gaines and Thomas の定義から、式(3.3-20)のイオン交換選択係数 ($K_{G\&T}$) は以下のようになる⁽¹³⁾。

$$K_{G\&T} = \frac{(Ca^{2+}Rs_2) \cdot \{Na^+\}^2}{(Na^+Rs)^2 \cdot \{Ca^{2+}\}} \quad (3.3-20)$$

() は固相中の当量分率[-]であり、

$$(Ca^{2+}Rs_2) = \frac{2 \cdot [Ca^{2+}Rs_2]}{CEC} \quad (3.3-21)$$

$$(Na^+Rs) = \frac{[Na^+Rs]}{CEC} \quad (3.3-22)$$

$$CEC = [Na^+Rs] + 2 \cdot [Ca^{2+}Rs_2] \Rightarrow [Na^+Rs] = CEC - 2 \cdot [Ca^{2+}Rs_2] \quad (3.3-23)$$

となる。ここで $[Ca^{2+}Rs_2]$ は固相の Ca 濃度[mol/kg]、 $[Na^+Rs]$ は固相の Na 濃度[mol/kg]、 CEC はイオン交換容量[eq/kg]である。また、 $\{ \}$ は液相中の活量 [mol/dm³]であり、

$$\{Ca^{2+}\} = (Ca^{2+}) \cdot \gamma_{Ca} \quad (3.3-24)$$

$$\{Na^+\} = (Na^+) \cdot \gamma_{Na} \quad (3.3-25)$$

となる。ここで (Ca^{2+}) は液相中の Ca 濃度[mol/dm³]、 (Na^+) は液相中の Na 濃度[mol/dm³]、 γ_{Ca} は Ca の活量係数[-]、 γ_{Na} は Na の活量係数[-]である。

Ca^{2+} イオンの収着分配係数 (Kd) は $[Ca^{2+}Rs_2] / (Ca^{2+})$ で表されるので、式(3.3-20)は式(3.3-21)～(3.3-25)を用いて Kd で整理すると、

$$\begin{aligned} & 4K_{G\&T} \cdot (Ca^{2+})^2 \cdot \{Ca^{2+}\} Kd^2 \\ & - 2 \left[2 \cdot K_{G\&T} \cdot CEC \cdot (Ca^{2+}) \cdot \{Ca^{2+}\} - CEC \cdot (Ca^{2+}) \cdot \{Na^+\}^2 \right] Kd \\ & + K_{G\&T} \cdot CEC^2 \cdot \{Ca^{2+}\} = 0 \end{aligned} \quad (3.3-26)$$

$$Kd = \frac{CEC \cdot \left[2K_{G\&T} \cdot (Ca^{2+}) \cdot \{Ca^{2+}\} + \{Na^+\}^2 - \{Na^+\} \sqrt{\{Na^+\}^2 + 4K_{G\&T} \cdot \{Ca^{2+}\}} \right]}{4K_{G\&T} \cdot (Ca^{2+}) \cdot \{Ca^{2+}\}} \quad (3.3-27)$$

となる。

CEC ($=1.086 \times 10^3 \text{ eq/g}^{(5)}$)、モンモリロナイトに対する Ca の選択係数 ($\log(K_{G\&T})=0.69$ 、 $K_{G\&T}=4.90$)⁽¹³⁾を式(3.3-27)に代入し、液相中の Na 濃度、Ca 濃度をそれぞれ $10^{-5} \sim 10^{-1}$ 、 $10^{-9} \sim 10^0$ の範囲で変動させた結果を図 3.3-9 に示す。なお、活量係数は以下の Extended Deby-Huckel の式を用いて導出した。

$$-\log \gamma_i = \frac{A + z_i^2 \cdot \sqrt{I}}{1 + B r_i \cdot \sqrt{I}} \quad (3.3-24)$$

ここで γ_i はイオン種 i の活量係数、 $A=0.509$ (25°C)、 $B=0.329$ (25°C)、 r_i はイオン i のサイズパラメータ (本計算で使用した $B \cdot r_i$ は、1.3 (Na^+) および 2.0 (Ca^{2+}) である)、 z_i はイオン i の荷電数、 I は液相のイオン強度である⁽¹⁴⁾。

Ca の K_d 値は、液相中の Ca 濃度が低い範囲では Na 濃度に依存するが、Ca 濃度の増加に従い当該依存性が小さくなり、高 Ca 濃度範囲 (10^2 mol/dm^3 以上) では Na 濃度に関わらず、同じ値を取る結果となった。これはモンモリロナイトの CEC が有限であり、Ca 濃度が高い範囲では全ての交換性陽イオンが Ca に置換される現象を示している。

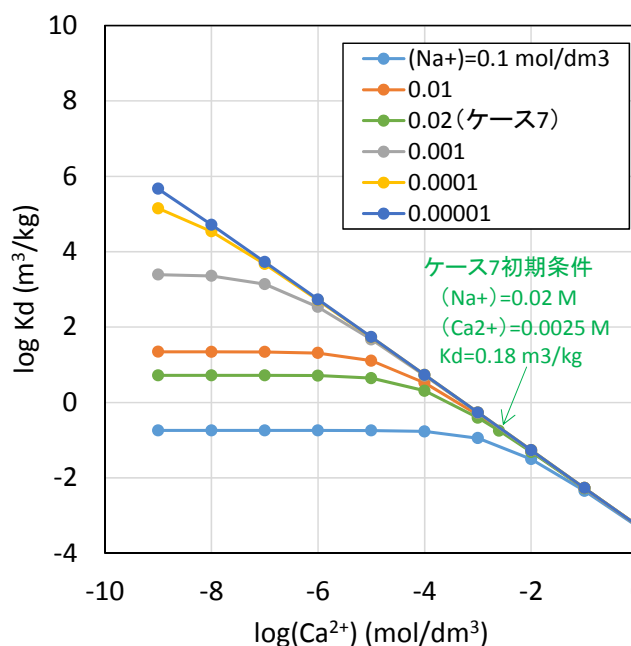


図 3.3-9 CEC およびイオン交換選択係数を考慮したモンモリロナイトに対する Ca の K_d 値 (計算値)

本評価により得られた CEC を考慮した K_d 値を用いてケース 7 に対する再計算を行った。用いる K_d 値は当該条件の初期 Na 濃度および Ca 濃度を用いて導出した $0.18 \text{ m}^3/\text{kg}$ とした。本来ならば高濃度側タンク内の Ca 濃度は時間の経過とともにモンモリロナイト試料に吸着されるため小さくなり、 K_d 値は徐々に大きくなるが、本再計算では K_d 値が最も小さくなる初期条件の値を用いて検討した。再計算した結果を図 3.3-10 に示す。最も小さい K_d 値を用いたため、

高濃度側における開始直後の急激な Ca 濃度の減少は解消されたが、実験値を再現するまでには至らなかった。上述したように、本再計算では最も小さい Kd 値を用いたが、現実的に考えられる Kd 値の経時的な増加を考慮すると、さらに計算値は実験値と乖離する結果となる。

以上の検討より、NaCl 濃度が低い（イオン強度が低く、 Kd 値が大きい）系では、境界条件の設定に Kd モデルが適用出来ない可能性が示された。このような系において実験値を再現するためには接液部におけるイオン交換反応速度を考慮した計算を行う必要があると考えられる。しかしながら、実際の処分場環境では周囲にセメント系材料があるため、緩衝材が希薄な地下水と直接接触する可能性は少ない。そのため、上記不整合があっても当該処分環境下においては α を用いた境界条件設定がそのまま適用可能かもしれない。

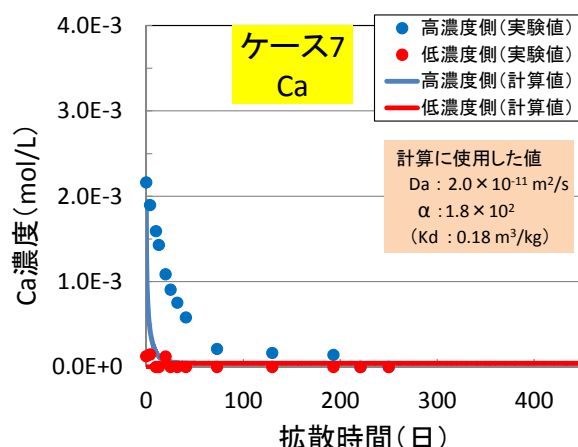


図 3.3-10 CEC およびイオン交換選択係数を考慮した Kd 値を用いた再計算結果（ケース 7）

（7）まとめと今後の課題

本年度は対象となるイオン種間の相互作用の影響がないトレーサー拡散に係るデータを取得するため、放射性のカルシウム（Ca-45）を Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を実施し、平成 27 年度実施した非放射性のカルシウムを用いた（濃度勾配のある化学）拡散試験結果と比較を行うことで、当該相互作用の影響の程度を検討した。また、陰イオンへの Da 拡散モデルの適用性および実際の処分場環境における適用性についても確認するため、放射性の塩素（Cl-36）を用いた透過拡散試験、砂-ベントナイト混合圧縮体を用いた試験も実施した。Ca-45 を用いた試験に係る検討の結果、当該試験結果および平成 27 年度に実施した化学拡散による透過拡散試験結果は、同じ Da 値、 α 値を用いて再現可能であることが明らかとなった。これは、 Da 拡散モデルでは、対象となるイオン種間の相互作用の影響は小さく、化学拡散、トレーサー拡散ともに同じ Da 値が使用可能であることを示している。また、Cl-36 を用いた試験に係る検討から、陰イオンに対しても Da 拡散モデルが適用出来る可能性が示されたが、保持因子 α の設定に関しては「陰イオン排除効果」の影響を考慮する必要があることが分かった。実際の処分場での使用が想定される砂-ベントナイト混合圧縮体に対しても Da 拡散モデルが適用可能であると考えられるが、 α の導出に用いる陽イオンの Kd 値については、各鉱物への収着性を考慮し、対象となる拡散媒体に対する値を適切に設定する必要性を示した。さらに、非放射性のカルシウムを用いた透過拡散試験結果に係る検討を行い、イオン強度が低く、 Kd 値が大きい条件では、境界条件の設定に Kd モデルが適用出来ない可能性を示した。しかしながら、実際の処分場環境では緩衝材が希薄な地下水と直接接触する可能性は少なく、 α を用いた境界条件設定がそのまま適用性できるかもしれない。

Da 拡散モデルを用いる評価手法では、緩衝材の化学環境解析で対象になる全てのイオン種に対して *Da* や α (または *Kd*) を設定しなければならない。そのため、対象になると考えられるイオン種 (以下、23 種。Na⁺を除くと 22 種^{※3}) について、これらパラメータに係る現状の知見を整理する必要がある。

陽イオン種 : (Na⁺、) K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、NH₄⁺、FeOH⁺
陰イオン種 : Cl⁻、OH⁻、CO₃²⁻、HCO₃⁻、SO₄²⁻、HSO₄⁻、NO₃⁻、Si(OH)₅⁻、Al(OH)₄⁻、Fe(OH)₃⁻、
B(OH)₄⁻、H₂PO₄⁻、HPO₄²⁻、F⁻
中性種 : Fe(OH)₂、Si(OH)₄、B(OH)₃

また、既往のパラメータの妥当性確認、または知見がない主要なイオン種に対するパラメータ設定のため、拡散試験 (In-diffusion 試験、透過拡散試験) を実施して *Da* データを取得する必要がある。 α (または *Kd*) データについては、そのイオン強度依存性も把握することが重要である。陽イオンに関しては紛体試料を用いた収着バッチ試験により得られた *Kd* を用いて α を設定できると考えられる。一方、陰イオンに対する α については、圧縮体への収着バッチ試験や透過拡散試験等を行い実験的手法で整備する方法、または理論的なモデルを用いた解析結果から整備する方法が考えられる。しかしながら、全てのイオン種についてこれらパラメータを設定するのは困難であることから、類似性が認められれば、中性種は HTO、一価の陰イオン種 (OH⁻以外) は Cl⁻イオン等、代表的なイオン種と同値とするという方法も合理的であると考えられる。さらに、*Da* は温度、有効モンモリロナイト密度、 α (または *Kd*) は温度、イオン強度、モンモリロナイト割合等に依存すると考えられることから、将来的にはこれらの関係性を定式化することも重要である。

3.3.3 MC-BUFFER への *Da* 拡散モデル導入に係る検討

(1) 目的、実施概要

3.3.2 で検討した *Da* 拡散モデルを用いた緩衝材中の化学環境解析を実施するためには、当該モデルを MC-BUFFER に導入する必要がある。そこで平成 27 年度は、MC-BUFFER に *Da* 拡散モデルを導入するための留意点を下記のように整理した。

Da 拡散モデル導入における留意点の整理

- ① 実験により得ることが可能なのは元素の拡散係数であること、また、収着分配係数についても通常元素ごとに設定されていることから、移行計算については、イオン種ごとではなく、元素ごとの計算を行うこととする。
- ② 緩衝材中の (拡散による) 物質移行計算を *Da* 拡散モデルに変更する。具体的には、元素ごとに *Da* を設定し、単位体積当たりの元素濃度 (C_b) 勾配による移行を評価出来るように改良する。
- ③ 現行の MC-BUFFER の移行計算では、1 回に 1 つの元素に対する評価しか出来ないため、異なる拡散係数の元素の移行を評価するには複数回の計算を行い、最後に統合させる必要がある。しかしながら、全ての元素について拡散係数をセットするのは困難であり、

※3 *Da* 拡散モデルを MC-BUFFER を導入し、緩衝材中の移行計算を行う場合は、緩衝材中に多量に存在する Na⁺イオンで電荷バランスを調整することとしている (3.3.3 参照)。そのため、当該計算においては Na⁺イオンの拡散を考慮する必要はない。

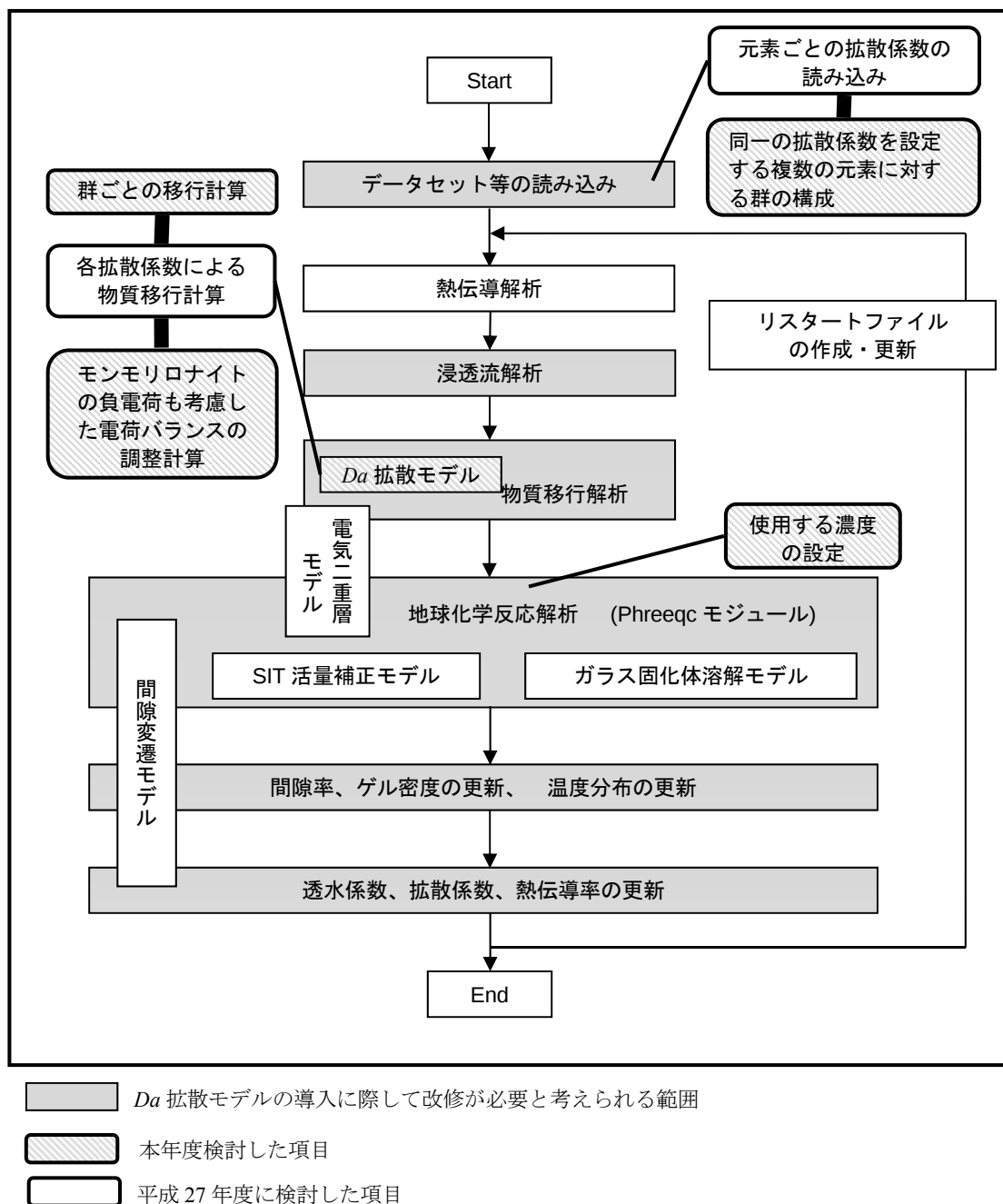
類似性が認められる元素については、代表的な元素と同じ値を用いることが想定される。そこで、類似性があり、同一の拡散係数を与えることが出来る元素で群を構成し、群ごとに移行計算を行うことで、移行計算の回数を減少させる等の工夫を図ることとする。

- ④ 地下水やその他のバリア材との界面における緩衝材中の C_b (境界条件) は、地下水中 (またはその他のバリア材を通過後の浸出溶液) の元素濃度 C_l と保持因子 α を用いて、「 $C_b = \alpha C_l$ 」で設定する。
- ⑤ 化学環境解析では解析体系中の電荷バランスを取る必要がある。そのため、元素が各々の Da で拡散する当該モデルを用いた拡散評価においては、移行計算後に場の電荷バランスを調整する必要がある。その方法の一例としては、モンモリロナイト中に多量にあると想定される Na^+ イオンで電荷バランスを調整する方法が考えられる^{※4} (この場合、 Na^+ イオンの拡散は計算しない)。なお、電荷バランスの調整の際にはモンモリロナイトの負電荷も考慮する必要がある。
- ⑥ 移行計算で用いる濃度は単位体積当たりの元素濃度 (C_b) とするが、地球化学反応計算では水中濃度を用いる必要があるため、間隙水中濃度に換算することとする。
- ⑦ Da は温度、有効モンモリロナイト密度等、 α はイオン強度、温度、モンモリロナイト割合等に依存すると考えられることから、将来的にはその関係性の定式化を図る予定である。そのため、これらパラメータの設定については、定数またはモデル式の選択ができるようにする。また、その選択肢の一つとして式(3.3-3) ($\alpha = \varepsilon + \rho_b Kd$) を設定できるようにする。
- ⑧ Da 拡散モデルだけではなく、これまでの拡散評価モデルも使用可能とするため、どちらのモデルを使用するかを選択できるようにする。

Da 拡散モデルを導入するための MC-BUFFER の大きな改良点としては、上記留意点を踏まえ、元素ごとに Da を設定すること (留意点②、⑦、⑧に関連)、 Na^+ イオンで電荷バランスを調整すること (留意点⑤に関連) が考えられ、平成 27 年度はこの 2 点に係る検討を実施した。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。なお、⑤に関しては、固相がなく「セル内濃度＝液相中の濃度」となる条件とし、セル内の電荷バランスの調整に対象を絞った検討のみを実施した。その結果、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合、従来の pH で電荷バランスを調整する方法よりも Na で調整する方法の方が、系全体の pH の安定性が保たれ、当該調整方法が妥当である可能性が示された。

※4 ベントナイト系緩衝材のバリア機能特性は、主成分であるモンモリロナイトによって決定される。現在我が国の地層処分において使用が想定されるベントナイトに含まれるモンモリロナイトは Na 型であり、交換性陽イオンとして Na^+ イオンが豊富に存在し、負電荷となっているモンモリロナイト表面に収着していると考えられる。本検討では、この豊富に存在する Na^+ イオンで電荷バランスの調整を行うこととする。なお、モンモリロナイトの Ca 型化が進んだ状態においては Na^+ イオンで電荷バランスをとることは適切でないが、ここではモンモリロナイト中に Na^+ イオンが多量に存在する条件であることを前提とし、検討を進めることとした。当該方法の是非については、検証計算の結果を踏まえ、引き続き検討する必要があると考えられるが、飽和した $1,000\text{kg/m}^3$ のモンモリロナイト圧縮体 1 L 中には、水 0.6 L、モンモリロナイト 1 kg があり、CEC を考慮すると Na は約 1 mol、すなわち水量当たりの濃度は 1.67 mol/L が存在する。pH10 で OH^- 濃度は 10^{-4} mol/L (H^+ は 10^{-10} mol/L) しかないので、当該圧縮体中では Na が自由に動き、Na で電荷バランスを調整するという考えは、pH で電荷バランスを調整とするより、妥当であると考えられる。

本年度は、留意点③の「群の構成・郡ごとの移行計算」、留意点⑤の「モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整」、留意点⑥の「地球化学反応計算で用いる濃度の設定」に係る検討を実施した。平成 27 年度に検討した項目（太枠白抜き）および本年度の検討項目（太枠斜線）と MC-BUFFER の処理フローの関係を図 3.3-11 に示す。



(2) 具体的な検討内容

以下に (i) 郡の構成、郡ごとの移行計算、(ii) モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整 (iii) 地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係る本年度の検討内容を記す。

(i) 郡の構成・郡ごとの移行計算

複数の元素に対する群の構成に関して、元素群としての入力方法、およびプログラム内の取り扱い、群ごとの移行計算方法について検討した。

具体的な方法としては、元素群の拡散係数設定ファイル（ファイル名「groupDa.txt」）を作成し、そのファイルに元素群と元素名、拡散係数を記述することとした。そして、元素群ごとの移行計算は、計算を実行するディレクトリに「groupDa.txt」が存在すれば、当該計算を行うこととした。元素群の拡散係数設定ファイルの入力形式を図 3.3-12 に示す。

```
n      (設定する元素群の数)
G(1)   E(1,1) E(1,2) ...
D(1)
G(2)   E(2,1) E(2,2) ...
D(2)
...
G(n)   E(n,1) E(n,2) E(n,3) (元素群、元素名...)
D(n)   (拡散係数)
```

図 3.3-12 元素群の拡散係数設定ファイル（groupDa.txt）の形式

(ii) モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整

MC-BUFFER では、図 3.3-11 の処理フローに示したように、物質移行計算と地球化学反応計算を別々に順番に行うステップ法である。*Da* 拡散モデルでは、複数の元素を個別の拡散係数で移行させる計算を物質移行計算ステップで行うことになるが、拡散係数が異なる場合、セル内組成の電荷バランスが崩れてしまう可能性がある。セル内組成の電荷バランスが崩れたまま化学反応計算ステップを行うと、その化学反応計算は正しく行うことができない。そこで、この電荷バランスの調整方法について検討している。平成 27 年度はセルの間隙率を 1 とした条件（固相がなく、「セル内濃度＝液相中の濃度」となる条件）において、セル内の電荷バランスを Na^+ イオンで調整できるようにコードを改良した。具体的な調整方法としては、MC-BUFFER の計算処理フローのうち、「物質移行解析」と「地球化学反応解析(Phreeqc)」の間に、セル内組成の電荷バランスを調整するための化学反応解析(Phreeqc)を追加することとした。追加する計算フローの概念図を図 3.3-13 に示す。なお、現行の MC-BUFFER では、pH (H^+ 、 OH^- イオン) の物質移行計算は行っていない（セル内組成の物質移行後に行う化学反応計算で算出される pH が、その場の pH と同等であると考えられるため）。そこで、追加した「セル内組成の電荷バランスを調整するための化学反応計算 (Phreeqc)」においては pH を指定する必要があるが、ここで使用する pH は前計算ステップの pH とした。これは、計算ステップ 1 回における変化は小さいと考えられ、pH の変化も小さいと想定されるためである。この pH の設定のため、計算ステップは、大きな変化にならないような Δt の設定が必要となる。また、この Phreeqc による電荷バランス調整計算においては、Phreeqc の溶液 (SOLUTION) 計算機能を使い、Na にフラグ (charge) を付け、Na 量を増減させることによって当該セル内の電荷バランスを調整することとした。

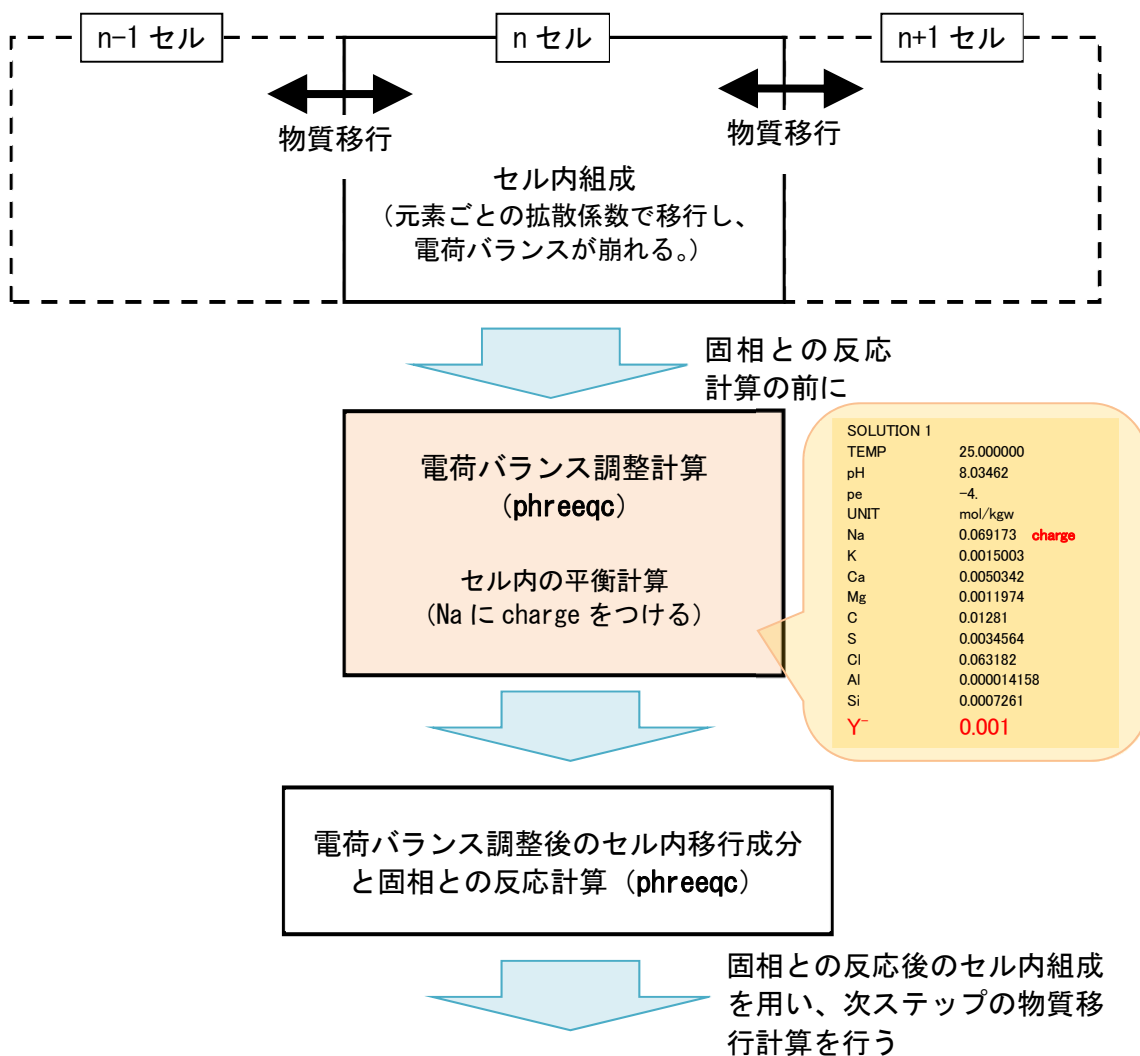


図 3.3-13 電荷バランスの調整方法概念図

Da 拡散モデルでは、系の中にモンモリロナイトと交換性陽イオン (Na^+ 等) が多量に存在する状態において、それらより圧倒的に少量の各イオン種が拡散することを想定しております。そのため、本評価では、上述した電荷バランス調整計算において「モンモリロナイトの負電荷」を設定することとした。当該負電荷は主に永久電荷であり、その量は外囲条件の影響を受けることなくモンモリロナイト量に比例すると想定した。そのため、外囲条件の影響を受ける変異電荷の影響については、ここでは無視することとした。具体的には、モンモリロナイトの負電荷を Y^- とし、セル内に存在させることにした (図 3.3-13 参照)。また、 Y^- として追加する負電荷は移行せず (D_a はゼロとし)、また、他の元素や固相等との反応は考慮しないこととした。熱力学データベースには図 3.3-14 のような記述を追加する。

```

SOLUTION_SPECIES
+1.0Y- =Y-
log_k      0.000

```

図 3.3-14 拡散係数設定ファイルの形式

(iii) 地球化学反応計算で用いる濃度の設定

Da は固相に収着した状態の拡散も考慮した拡散係数である。しかしながら、これまで MC-BUFFER のプログラムにおいては固相への収着は考慮しておらず、物質移行および地球化学反応計算では、間隙水中濃度を使用してきた。しかしながら地球化学反応計算で間隙水中濃度を用いることの妥当性は明らかになってはいない。そこで、どのような濃度が地球化学反応計算で用いる濃度に適切なのかを検討することを念頭に、 Da 拡散モデルにおける移行計算で使用する単位体積当たりの元素濃度 C を、以下の 3 つの方法から選択し、地球化学反応計算で用いる濃度に変換できるようにした。

- ①単位体積当たりの元素濃度 C そのままを用いる。
- ②ステップごとに計算される間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。
- ③初期間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。

今後は、当該機能を利用し、①～③の方法の内どれが地球化学反応計算で用いる濃度として適切なのかを検討することとする。

(3) MC-BUFFER プログラムの修正および検証

上述の検討 (3.3.3 (2) の (ii)) を踏まえた MC-BUFFER プログラムの修正を行い、以下の試計算を行った。

計算体系は図 3.3-15 に示すように長さ 3m の 1 次元体系、メッシュ間隔 0.1m とした。物質移行は拡散のみであり、また、固相との反応はないとした。Na と Cl の初期条件は全領域で $C(0) = 0.01$ (mol/L)、境界条件は左端を濃度 0.02 mol/L に固定、右端を反射境界とした。また、Y (モンモリロナイトの負電荷) は全領域に 1.0×10^{-5} mol/L 存在するとした。Na と Cl の Da はそれぞれ 1.0×10^{-10} m²/s、 2.0×10^{-10} m²/s とし、移行後の電荷バランスは Na で調整することとした。

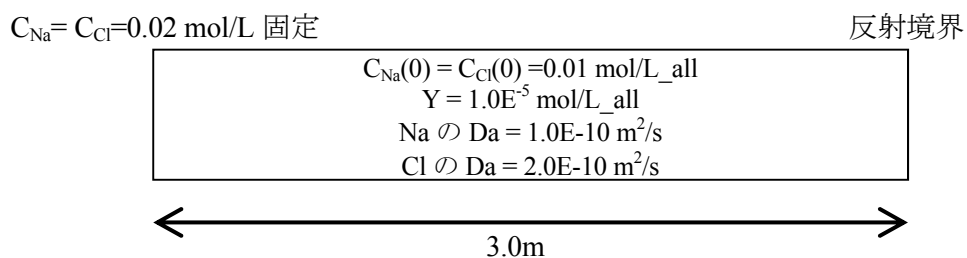


図 3.3-15 計算体系概念図

3.0×10^8 秒後 (約 10 年後) の元素濃度分布、pH 分布の計算結果 (以下、「計算値」) を解析解と併せて図 3.3-16 に示す。また、比較のため、平成 27 年度に実施した Y を含まない系 (それ以外の条件は図 3.3-15 に示した条件と同じ) で計算した結果を図 3.3-17 に示す。

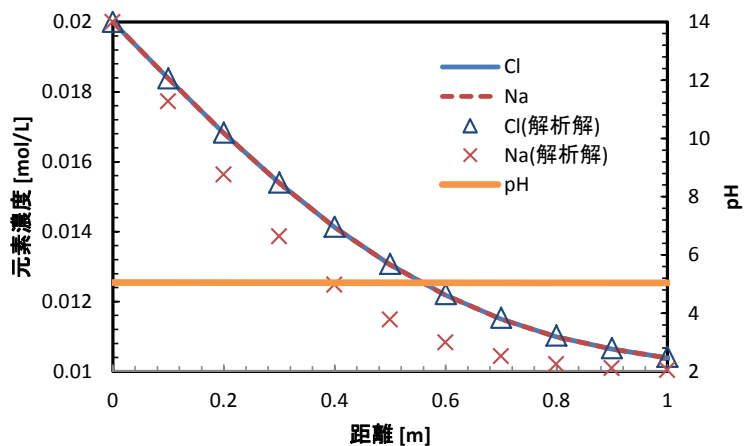


図 3.3-16 3.0×10^8 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較
(Y を考慮した系、本年度)

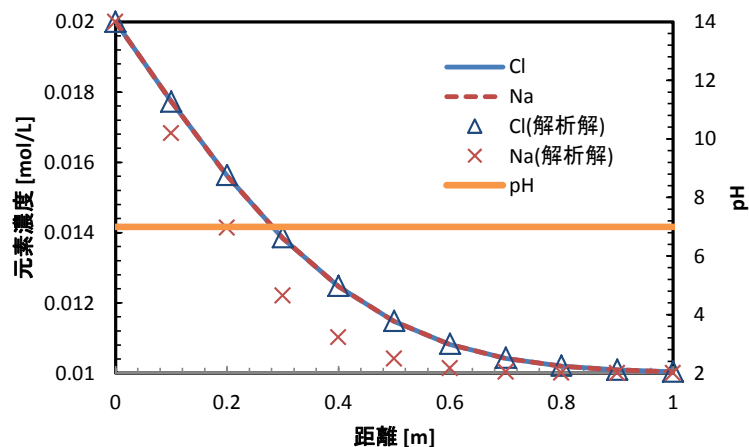


図 3.3-17 3.0×10^8 秒後の元素濃度分布および pH 分布の計算結果と解析解の比較
(Y を含まない系、平成 27 年度)

図 3.3-16 から、Y を考慮した本計算では平成 27 年度の計算値（図 3.3-17）と同じく、Cl の計算値は解析解と一致するが、Na の計算値は Na の解析解ではなく Cl の計算値および解析解と一致する結果となった。これは、電荷バランスの調整に用いられる Na は、Cl の動きに従ったためである。一方、pH 分布の計算値については、拡散期間を通じて一定の値を取る結果となったが、平成 27 年度の計算値では pH7 を示していたのに対し、本計算では、pH5 程度となった。これは体系全体にモンモリロナイトの負電荷 ($1.0 \times 10^{-5} \text{ mol/L}_{\text{all}}$) を設定したためである。本試計算結果から、元素ごとの Da で移行させる計算を実施する場合、モンモリロナイトの負電荷 (Y) を考慮しても電荷バランスを Na で調整する方法でコードが正常に動くことが確認できた。しかしながら、ベントナイト圧縮体中のモンモリロナイトの負電荷濃度 (Y) は、CEC ($=1.086 \times 10^{-3} [\text{eq/g}]^{(5)}$) を考慮すると、約 0.6 mol/L 程度と考えられ、今回の試算はモンモリロナイト (Y) 濃度がかなり小さい系での計算であった。今後は、実際の処分場環境を想定したモンモリロナイト (Y) 濃度および交換性陽イオン (Na 等) 濃度の設定に係る検討を行うとともに、その設定条件下における複数元素の移行について検証することが重要である。

(4) まとめと今後の課題

MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係る検討を実施した。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。その結果、モンモリロナイトの負電荷を考慮し、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合においても、電荷バランスを Na で調整する方法でコードが正常に動くことを確認できた。今後は、処分場環境を想定したモンモリロナイト (Y) および交換性陽イオン (Na 等) の濃度条件下において複数元素の移行に係る検証すること、並びに、緩衝材を対象とした一連の物質移行-変質連成解析ができるようコードを改良し、その妥当性を確認することが重要である。

3.3.4 結論および今後の課題

平成 28 年度は、燃料デブリを処分する際の人工バリアとしても使用される可能性があるベントナイト系緩衝材中の化学環境解析のための拡散評価手法の整備に係る検討を行った。

具体的には、対象となるイオン種間の相互作用の影響がないトレーサー拡散に係るデータを取得するため、放射性のカルシウム (Ca-45) を Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を実施し、平成 27 年度実施した非放射性のカルシウムを用いた (濃度勾配のある化学) 拡散試験結果と比較を行うことで、当該相互作用の影響の程度を検討した。また、陰イオンへの Da 拡散モデルの適用性および実際の処分場環境における適用性についても確認するため、放射性の塩素 (Cl-36) を用いた透過拡散試験、砂-ベントナイト混合圧縮体を用いた試験も実施した。Ca-45 を用いた試験に係る検討の結果、当該試験結果および平成 27 年度に実施した化学拡散による透過拡散試験結果は同じ Da 値、 α 値を用いて再現可能であることが明らかとなった。これは、 Da 拡散モデルでは対象となるイオン種間の相互作用の影響は小さく、化学拡散、トレーサー拡散ともに同じ Da 値が使用可能であることを示している。また、Cl-36 を用いた試験に係る検討から、陰イオンに対しても Da 拡散モデルが適用出来る可能性が示されたが、保持因子 α の設定に関しては、「陰イオン排除効果」の影響を考慮する必要があることが分かった。また、実際の処分場での使用が想定される砂-ベントナイト混合圧縮体に対しても Da 拡散モデルが適用可能であると考えられるが、 α の導出に用いる陽イオンの Kd 値については、各鉱物への収着性を考慮し、対象となる拡散媒体に対する値を適切に設定する必要性を示した。さらに、非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験結果に係る検討を行い、イオン強度が低く、 Kd 値が大きい系では、境界条件の設定に Kd モデルが適用出来ない可能性が示された。しかしながら、実際の処分場環境では緩衝材が希薄な地下水と直接接触する可能性は少なく、 α を用いた境界条件設定がそのまま適用性できるかもしれない。今後は、 Da 拡散モデルを用いた緩衝材の化学環境解析を実施するため、対象になる全てのイオン種の Da や α (または Kd) に対して現状の知見を整理する必要があるとした。また、既往のパラメータの妥当性確認、または知見がない主要なイオン種に対するパラメータ設定のため、拡散試験 (In-diffusion 試験、透過拡散試験) を実施して Da データを取得することも重要である。 α (または Kd) データについては、そのイオン強度依存性も把握することが重要であり、陽イオンに関しては紛体試料を用いた収着バッチ試験により得られた Kd を用いて α を設定できると考えられる。一方、陰イオンに対する α については、圧縮体への収着バッチ試験を行い実験的手法で整備する方法、または

理論的なモデルを用いた解析結果から整備する方法が考えられる。また、全てのイオン種についてこれらパラメータを設定するのは困難であることから、類似性が認められれば、中性種は HTO、一価の陰イオン種（OH⁻以外）は Cl⁻イオン等、代表的なイオン種の同値とするという方法が合理的であること、さらに、 Da は温度、有効モンモリロナイト密度、 α （または Kd ）は温度、モンモリロナイト割合等にも依存すると考えられることから、将来的にはそれらの関係性を定式化する必要性があることを示した。

MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、固相を含む系での単位体積当たりの濃度の設定方法、地球化学反応計算で用いる間隙水中濃度への換算方法に係る検討を実施した。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。その結果、モンモリロナイトの負電荷を考慮し、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合においても、電荷バランスを Na で調整する方法でコードが正常に動くことを確認できた。今後は、処分場環境を想定したモンモリロナイト（Y）および交換性陽イオン（Na 等）の濃度条件下において複数元素の移行に係る検証すること、並びに、緩衝材を対象とした一連の物質移行-変質連成解析ができるようコードを改良し、その妥当性を確認することが重要であるとした。

3.4 2次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF の整備

3.4.1 概要・目的

原子力機構では、多孔質媒体中での2次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF の開発を行ってきている。MIG2DF では、塩分濃度解析、核種移行解析、物質移行－変質連成解析において、移流分散解析機能が使用されている。このうち塩分濃度解析は、塩分濃度による密度変化を考慮した解析であり、塩分自体は移流分散により移行し、その結果は、地下水流動に影響を与えることになる。

MIG2DF では、移流分散解析手法として、主に、風上法を使用している。風上法は、適切な風上パラメータが設定されれば解を安定的に得られる反面、適切な風上パラメータが設定されていない場合に数値振動が発生することや、移流が卓越した場合に数値分散が発生することが知られている。また、一般に、風上法は2次元の場合に、数値振動が生じやすい。

そこで、塩分濃度解析における移流分散解析機能に関して、移流が卓越した場合にも安定的に解くことができる数値解法であるオイラー・ラグランジュ法（以下、「EL 法」という。）を導入することにより移流分散解析の安定化を図った。また、それに関連して、地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の追加や深度に依存する透水係数設定機能の追加を行った。

3.4.2 塩分濃度解析に対する EL 法の導入

MIG2DF の塩分濃度解析に EL 法を導入するため、EL 法の具体的手法について記載のある既存文献、及び既存解析コードに関する調査を行った。

参考としたコードは、ソースコードが公開されている Dtransu-2D・EL for Win(以下、「Dtransu-2D」という⁽¹⁾)とした。Dtransu-2D は、岡山大学西垣 誠教授、三菱マテリアル(株)、(株)ダイヤコンサルタントの三者共同で開発した有限要素法による地下水流動・移流分散解析プログラムである。Dtransu-2D のマニュアル⁽¹⁾及び日本地下水学会(2010)⁽²⁾を参考に拡張を行った。

(1) EL 法の概要

流体の動きを記述する方法として、固定された座標系（オイラー座標系）を使用するオイラー法、及び流体粒子を追跡して動く座標系（ラグランジュ座標系）を使用するラグランジュ法がある。ラグランジュ法としては、粒子追跡法がある。粒子追跡法では、粒子の移動経路を追跡し、その経路において分散や減衰による粒子の濃度変化を求める方法である。一方、通常の有限要素法はオイラー法である。

ラグランジュ法は、地下水流速が大きく、移流が卓越する場に適した手法であり、オイラー法は、地下水流速が比較的小さく、分散が卓越する場に適した手法である。EL 法は、両者の長所を組み合わせた手法であり、移流項に対して節点を移動粒子として扱い、分散項を有限要素法で求める。EL 法は移流項、分散項ともに有限要素法のメッシュを利用でき、見かけ上は有限要素法と同じである。移流項では、タイムステップ $k \rightarrow k+1$ の計算において、 $k+1$ に節点上にある粒子（以下、「節点粒子」）の k における位置を求める。

また、EL 法では、濃度計算精度を高めるため、濃度変化の大きい位置にオリジナル節点とは別な粒子（以下、「前進粒子」）を配置し、その粒子を移流により動かすことができる。この方法では、前進粒子がある要素は、オリジナルな状態からさらに細かく分割される事になる。したがって、EL 法では、粒子追跡法が、節点粒子、及び前進粒子の 2 種類の粒子移動計算に使用され、節点粒子は時間的に後退移動、前進粒子は時間的に前進移動する。

EL 法では、濃度を移流濃度、分散濃度に分け、それらを合わせた全濃度を最終的な結果とする。概略的には、タイムステップ $k \rightarrow k+1$ に到る移流解析では、タイムステップ $k+1$ の節点粒子について、タイムステップ k における位置、濃度をラグランジュ法により求め、タイムステップ $k+1$ の移流濃度とする。分散解析では、タイムステップ $k+1$ の移流濃度を用いてタイムステップ $k+1$ の分散濃度を求め、この値をタイムステップ $k+1$ の全濃度とする。

EL 法における解析の流れを図 3.4-1 に示す。タイムステップ $k \rightarrow k+1$ を例にした場合、計算は 4 段階に分かれる。

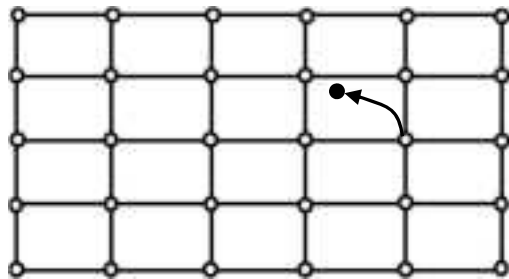
段階①のタイムステップ $k+1$ における移流濃度計算では、節点粒子を後退移動させ、タイムステップ k における位置を求める。そして、その位置における濃度を補間により計算し、タイムステップ $k+1$ における節点移流濃度とする。なお、この濃度補間においては、タイムステップ k における前進粒子濃度も使用される。この処理は、タイムステップ k に節点粒子位置にあった粒子が、タイムステップ $k+1$ に節点位置に到達するとみなしている事になる。

段階②では、前進粒子がある場合に粒子の前進移動を行う。この計算では、タイムステップ $k+1$ における前進粒子位置が求められる。段階③では、前進粒子がある場合に要素の細分割を行い、これをタイムステップ $k+1$ における有限要素メッシュとする。段階④では、分散方程式を解いて、タイムステップ $k+1$ における最終的な濃度を求める。

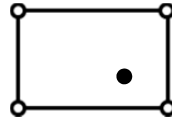
これらの手法について、方程式の移流項と分散項の分離、及びそれぞれの離散化、定式化手法に分け、以下に詳細を示す。

① タイムステップ $k+1$ における移流濃度計算

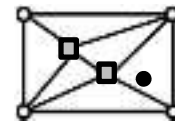
節点粒子を後退移動させてタイムステップ k における位置、濃度を求め、タイムステップ $k+1$ における節点移流濃度とする。



要素がオリジナルな
状態の場合



要素内に前進粒子があ
り、要素が再分割され
ている場合

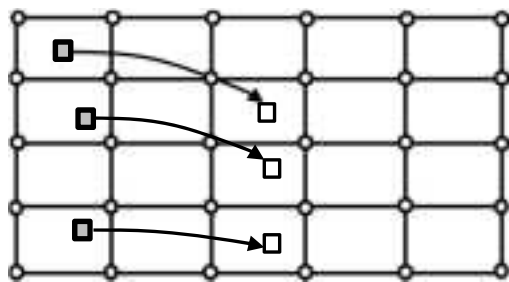


○ 節点

● タイムステップ k における節点粒子

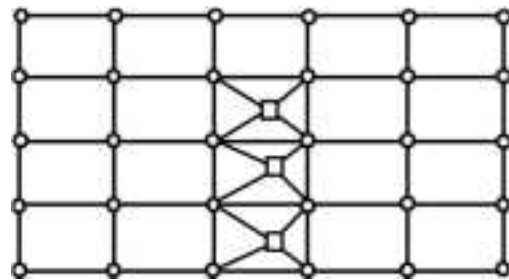
■ タイムステップ k における前進粒子

② 前進粒子が有る場合は粒子の前進移動
(タイムステップ $k+1$ における位置計算)



□ タイムステップ $k+1$ における前進粒子

③ 前進粒子が有る場合は要素の
細分割



④ 分散方程式を解く。

(タイムステップ $k+1$ における濃度)

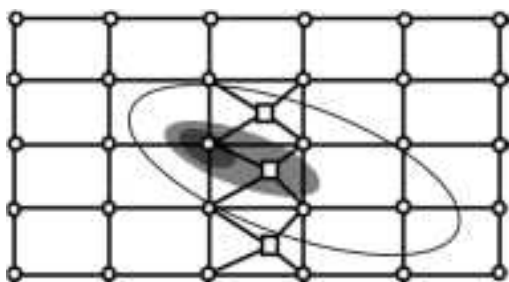


図 3.4-1 EL 法における解析の流れ

(a) EL 法による移流項と分散項の分離

以下に移流分散解析の基礎式を示す。

$$R\theta\rho\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta\rho D_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}\right) - \theta\rho v_i\frac{\partial c}{\partial x_i} - R\theta\rho\lambda c - Q_c \quad (3.4-1)$$

R : 遅延係数 θ : 体積含水率 ρ : 流体密度 D_{ij} : 分散テンソル c : 濃度

v_i : 間隙流速 λ : 減衰係数 Q_c : 源泉項

ここで、濃度を以下の2種に分離する。

$$c(x_i, t) = \bar{c}(x_i, t) + \dot{c}(x_i, t) \quad (3.4-2)$$

$\bar{c}$: 移流濃度 $\dot{c}$: 分散濃度

ラグランジュ微分は、以下の式で表される。

$$\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + \frac{v_i}{R} \frac{\partial}{\partial x_i} \quad (3.4-3)$$

ここで、式(3.4-1)に対し、式(3.4-2)及び(3.4-3)を導入し、移流項、及び分散項に関する式に分離する。

$$\frac{d\bar{c}}{dt} = -\lambda\bar{c} \quad (3.4-4)$$

$$R\theta\rho\left(\frac{dc}{dt} - \frac{d\bar{c}}{dt}\right) = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta\rho D_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}\right) - R\theta\rho\lambda(c - \bar{c}) - Q_c \quad (3.4-5)$$

タイムステップ k における節点 m の濃度を c_m^k とする場合、通常の有限要素法ではタイムステップ $k+1$ における濃度を直接求める ($c_m^k \rightarrow c_m^{k+1}$) が、EL 法では移流による濃度を用いて2段階で濃度を求める ($c_m^k \rightarrow \bar{c}_m^{k+1} \rightarrow c_m^{k+1}$)。

第1段階は流速があり、分散係数がゼロである場、第2段階は、流速がゼロであり、分散係数がある場であるとする。減衰は、場の条件ではないため、両段階で考慮する。その結果、式(3.4-4)で表される第1段階では移流と減衰を考慮し、式(3.4-5)で表されるは第2段階では、分散、減衰、及び源泉項を考慮する。なお、タイムステップ $k \rightarrow k+1$ の計算におけるタイムステップ k の段階においては、移流濃度 $\bar{c}_m^k$ を全濃度 c_m^k とし、分散濃度 $\dot{c}_m^k$ はゼロとする。

(b) EL 法による移流方程式の離散化

EL 法では、移流方程式についてラグランジュ手法で離散化している。移流方程式では、時間 t^{k+1} において、節点 n の座標 x_n^{k+1} に位置する粒子の時間 t^k における位置 x_n^k を求め、その位置における濃度を節点 n の移流濃度とする。 x_n^k は、以下の式で求められる。

$$x_n^k = x_n^{k+1} - \int_{t^k}^{t^{k+1}} \frac{v}{R} dt \quad (3.4-6)$$

Dtransu-2D では、式(3.4-6)の積分項は、ルンゲ・クッタ法を用いて解いている。 x_n^k における濃度は、節点濃度を補間する事により求める。移流方程式では、 x_n^k に位置していた粒子が x_n^{k+1} に到達するまでの減衰による濃度変化を考慮する必要がある。

減衰の計算では、式(3.4-4)に変数分離を施し、以下の式とする。

$$\frac{1}{\bar{c}} d\bar{c} = -\lambda dt \quad (3.4-7)$$

そして、両辺を時間 t^k から t^{k+1} まで積分する事により、以下の式となる。ここでは、 t^k における移流濃度として、全濃度 c_n^k を与えている。

$$\bar{c}_n^{k+1} = c_n^k \exp\left(-\int_{t^k}^{t^{k+1}} \lambda dt\right) \quad (3.4-8)$$

また、前進粒子について、時間 t^k における位置 x_n^k から時間 t^{k+1} における位置 x_n^{k+1} を計算する際は、式(3.4-6)の移動方向を変えた以下の式を使用する。

$$x_n^{k+1} = x_n^k + \int_{t^k}^{t^{k+1}} \frac{v}{R} dt \quad (3.4-9)$$

(c) EL 法による分散方程式の定式化

式(3.4-5)にガラーキン法を適用すると以下になる。

$$\int_v N_m \left[R\theta\rho \left(\frac{dc}{dt} - \frac{d\bar{c}}{dt} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta\rho D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) + R\theta\rho\lambda(c - \bar{c}) + Q_c \right] dv = 0 \quad (3.4-10)$$

N_m : 形状関数

$$G_{nm} = \sum_{e=1}^M \theta^e \rho^e D_{ij} \int_v \frac{\partial N_n}{\partial x_i} \frac{\partial N_m}{\partial x_j} dv \quad (3.4-11)$$

$$W_{nm} = \sum_{e=1}^M R^e \theta^e \rho^e \int_v N_n N_m dv \quad (3.4-12)$$

$$L_{nm} = \sum_{e=1}^M R^e \lambda^e \theta^e \rho^e \int_v N_n N_m dv \quad (3.4-13)$$

$$Q_{cn} = \sum_{e=1}^M \int_{\Gamma} \vec{n} N_n \theta^e \rho^e \left(-D_{ij} \frac{\partial N_n}{\partial x_i} \right) d\Gamma \quad (3.4-14)$$

時間差分におけるパラメータ w を用いた場合、濃度を以下の式で近似する。パラメータ w が 1/2 の場合はクランク・ニコルソン法、1 の場合は完全陰解法になる。

$$c_m = w c_m^{k+1} + (1 - w) c_m^k \quad (3.4-15)$$

$$\bar{c}_m = w \bar{c}_m^{k+1} + (1 - w) \bar{c}_m^k \quad (3.4-16)$$

$$\begin{aligned} \left\{ w(G_{nm} + L_{nm}) + \frac{W_{nm}}{\Delta t} \right\} c_m^{k+1} &= -(1 - w)(G_{nm} + L_{nm}) c_m^k \\ &+ \left(w L_{nm} + \frac{W_{nm}}{\Delta t} \right) \bar{c}_m^{k+1} + (1 - w) L_{nm} \bar{c}_m^k - Q_{cn} \end{aligned} \quad (3.4-17)$$

時間差分に完全陰解法を用いた場合、式(3.4-15)及び(3.4-16)は以下となる。

$$c_m = c_m^{k+1} \quad (3.4-18)$$

$$\bar{c}_m = \bar{c}_m^{k+1} \quad (3.4-19)$$

式(3.4-18)及び(3.4-19)を式(3.4-17)に代入すると以下になる。この式を離散化し、EL 法コードで使用する。

$$\left\{ (G_{nm} + L_{nm}) + \frac{W_{nm}}{\Delta t} \right\} c_m^{k+1} = \left(L_{nm} + \frac{W_{nm}}{\Delta t} \right) \bar{c}_m^{k+1} - Q_{cn} \quad (3.4-20)$$

3.4.3 地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の整備

(1) 概要

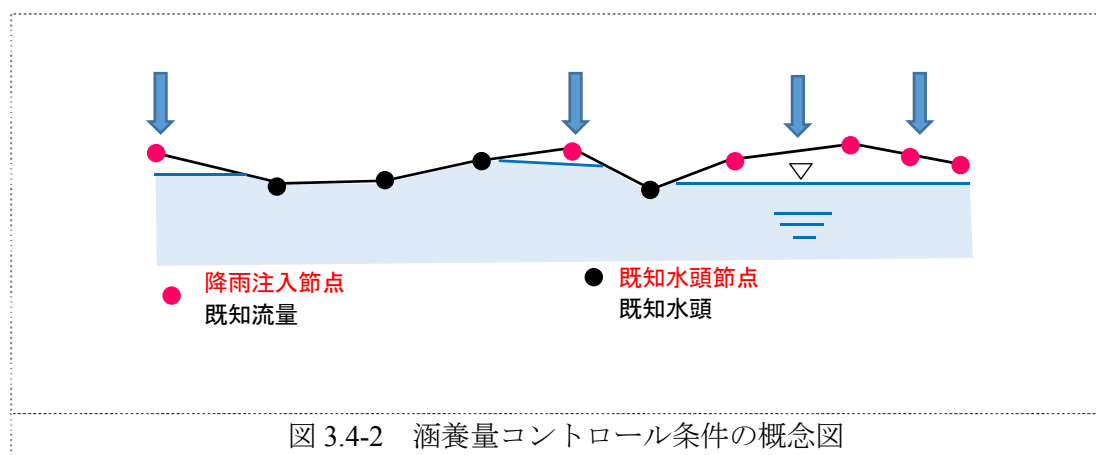
昨年度実施した浸透流解析に対する「飽和・不飽和に特有な境界条件の処理に関する拡張」を踏まえ、非定常な移流分散解析機能（塩分濃度解析のうち EL 法）における涵養量コントロール条件、及びライン水位条件に対する処理に関して、地下水流動解析において可変境界条件を使用する場合には、移流分散解析においても地下水流動解析と整合的に境界条件が変更するようにコード拡張を行った。その際、既存コードである Dtransu-2D⁽¹⁾における境界条件の処理方法を参考にして、整備を行った。

(2) MIG2DF における可変境界条件

境界条件については、現在 MIG2DF の地下水流動解析において使用されている涵養量コントロール条件、及びライン水位条件に対応できるようにした。これらの条件を使用する節点は、地下水流動解析の結果（水頭、流量）により既知水頭条件、及び既知流量条件が切り替わる。図 3.4-2 に涵養量コントロール条件、図 3.4-3 にライン水位条件の概念図を示す。

涵養量コントロール節点は、勾配が緩い地表面を想定しており、節点が不飽和の場合に既知流量節点として降雨を注入し、飽和の場合には圧力水頭ゼロの既知水頭節点とする。

一方、ライン水位における節点は、ライン水位下節点、及びライン水位上節点に分類され、さらにライン水位上節点は浸出節点、及び既知流量節点に分類される。ライン水位条件は、斜面への適用を想定しており、ライン水位上節点については、低い位置の節点が飽和、高い位置の節点が不飽和である事を前提とする。ライン水位条件におけるライン水位上節点は、水体に接していない境界であるという意味では、涵養量コントロール節点と同じである。異なる点は、ライン水位節点は斜面を想定しているため、浸出節点、及び既知流量節点が連続し、とびとびで存在しないようにする点である。



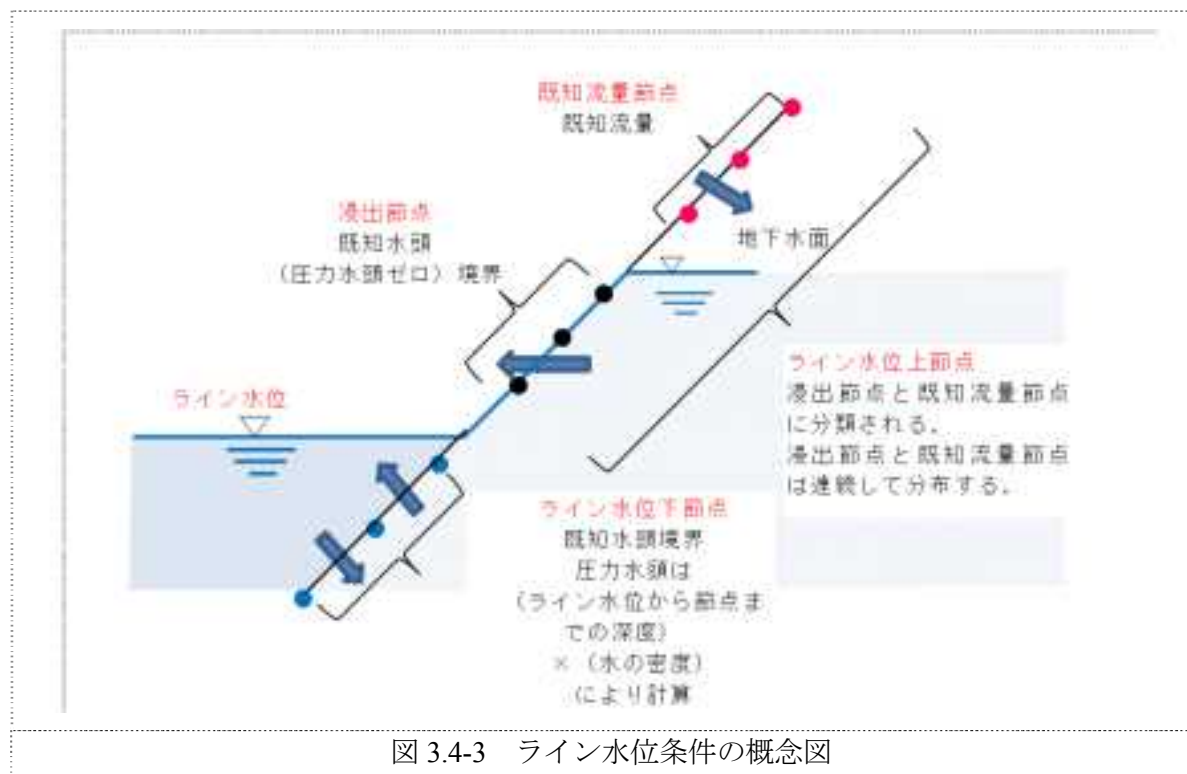


図 3.4-3 ライン水位条件の概念図

(3) 整備内容

本作業においては、Dtransu-2D と同様に可変境界条件において、地下水流向に応じて移流分散の境界条件を変更する方法を導入する。ただし、より汎用性を持たせるため、既知濃度となる節点の濃度は、解析者が入力ファイルにより設定できるように整備した。

移流分散解析における境界条件について、涵養量コントロール条件においては、涵養量コントロール節点全体について設定し、ライン水位条件においては、ライン水位線ごとにライン水位下節点とライン水位上節点に分けて設定する方法を採用した。

この方法では、入力ファイルにおける涵養量コントロール条件、及びライン水位条件それぞれのデータにおいて、採用する境界条件、及び設定流出濃度、設定流入濃度を入力する。境界条件番号とその内容について、表 3.4-1 に示す。

表 3.4-1 MIG2DF における移流分散可変境界条件

境界条件番号	地下水流向	条件を特定する解析	節点の境界条件
-4	流出	移流・分散	【既知濃度】 濃度=設定流出濃度
	流入	分散	【既知分散フラックス】 分散フラックス=0
-5	流出	分散	【既知分散フラックス】 分散フラックス=0
	流入	移流・分散	【既知濃度】 濃度=設定流入濃度
-6	流出	移流・分散	【既知濃度】 濃度=設定流出濃度
	流入	移流・分散	【既知濃度】 濃度= 設定流入濃度
-8	流入	移流	【既知濃度】 移流濃度=設定流入濃度
	流出	—	境界条件を明示的に与えない移流分散解析

3.4.4 深度に依存する透水係数設定機能の整備

(1) 概要

本作業では、圧密などの影響により、地層が同じでも深度で物性値が変化するモデルにおいて、より現実的な評価を行うため、深度依存する透水係数を設定できるように拡張を行った。もともと MIG2DF には、サブルーチン DEPVAL により深度依存する物性値（透水係数、及び間隙率）を与える機能があったが、深度としては、物性値を与える要素中心 y 座標のマイナス値をそのまま使用していた。これは、深度を測定する基準として $y=0\text{m}$ のみが使用でき、それ以外の基準が使用できない事に相当する。

また、深度と物性値の関係式は、ユーザー定義関数（ユーザーが必要に応じて自作する関数）であるサブルーチン DEPTHD により設定していた。この方法では、関係式が変わる度にユーザーが DEPTHD を書き換えてコンパイルする必要があった。

本作業では、任意の基準により要素の深度を計算する機能、深度と物性値の関係式を設定する機能を追加するとともに、関連するサブルーチンを改良した。

(2) 整備内容

要素の深度を計算する方法としては、以下の 2 方法を採用した。

- ① 各要素について、深度計算の基準となる要素（深度基準要素）を設定し、要素中心間の鉛直座標（y 座標）差により深度を計算する方法。
- ② 各要素について、深度計算の基準となる面（地表面、地層境界面など）を線データ（深度基準線）として設定し、要素と最上位面の鉛直座標（y 座標）差により深度を計算する方法。深度基準線の y 座標は、対象要素中心の x 座標位置における値を使用する。

方法①は要素中心同士の y 座標値差によるが、深度基準要素の中心は実際の境界面ではないため、方法②に比べ、深度計算の精度は劣る事になる。ただし、設定は方法②に比べ容易である。深度計算方法としては、方法①を使用する方法をデータ入力方法により 2 種類に区別したため、計 3 種類となった。

本作業では、それぞれの計算方法に関する入力データについて、データのヘッダーを「DEP1」、「DEP2」、「DEP3」とした。それぞれの概念図を図 3.4-4 に示し、特徴を以下に示す。

DEP1：深度基準要素一括指定方式

要素全体について、地表面要素を深度基準要素として一括指定し、要素中心間の y 座標差を深度とする方法。要素がグリッド状に配列し、かつ地表面要素を深度基準要素とする場合に使用する。縦の列ごとに深度基準要素が決定することになる。要素番号の付け方は規則的でなければならない。最も簡易にデータを設定できる方法である。

DEP2：深度基準要素個別指定方式

個別の要素について深度基準要素を指定し、要素中心間の y 座標差を深度とする方法。地表に露出していない地層について、地層ごとに深度基準要素を変える事ができる。

DEP3：深度基準線データ指定方式

個別の要素について深度基準線を指定し、深度基準線との y 座標差を深度とする方法。線を構成する点は、x 座標が必ず増加する単純な並びになっていなければならない。最も自由度の高

い計算方法である。

深度依存する透水係数を計算するには、深度と透水係数に乘じる係数（オリジナルな状態の透水係数との比）の関係性を設定する必要がある。本作業では、深度と物性値係数をテーブル形式で入力する方法を採用し、このデータのヘッダーを「DEPV」とした。

なお、深度－係数データは、透水係数だけでなく、間隙率についても使用できる。透水係数、間隙率において使用する深度－係数データは、ヘッダー「COND」で入力する透水係数データごとに「透水係数深度依存性番号」、及び「間隙率深度依存性番号」を指定する。透水係数データは、要素ごとに指定している。

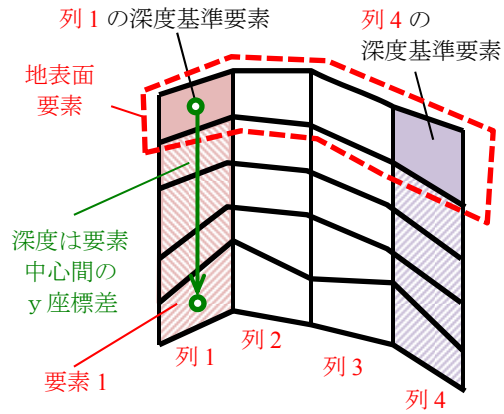
ヘッダーDEP1～DEP3 であるデータの入力用にサブルーチン DTRDGY1～DTRDGY3、ヘッダーDEPV であるデータの入力用にサブルーチン DTRDGY4 を作成した。また、深度依存する透水係数、間隙率を計算するサブルーチン DEPVAL を修正した。

今回の修正で使用する変数は module である「mod_depval.f90」に保存した。また、DEPVAL を使用しているサブルーチン NTRANS、SLNCL2、SLTNUC、SLTUNS、STEADY、TRANST について、今回の修正に対応するようにコードを変更した。

なお、解析中にモデル構造が変わらない事を想定し、時間節約のため、深度計算は 1 入力ファイルに対する解析につき 1 回だけ実行するものとした。

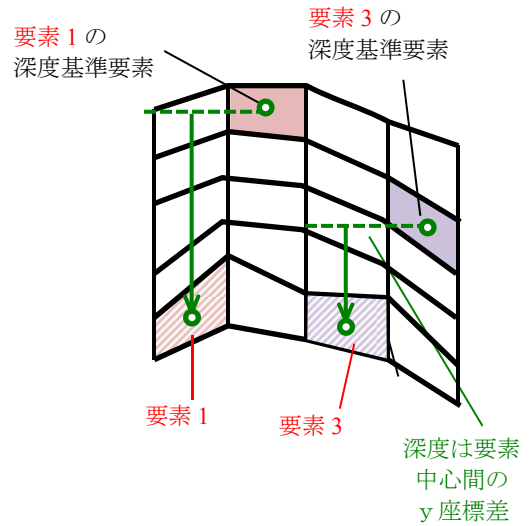
(1) DEP1

地表面要素を列ごとの深度基準要素にする。



(2) DEP2

要素ごとに任意に深度基準要素を指定する。



(3) DEP3

要素ごとに任意に深度基準線を指定する。

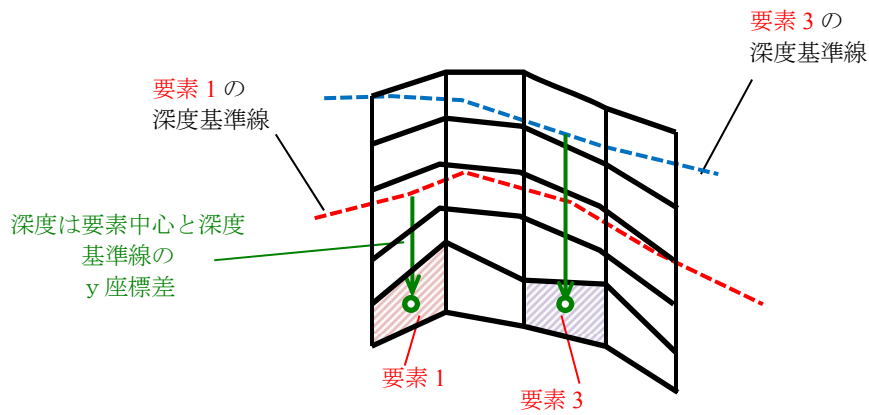


図 3.4-4 深度計算方法概念図

3.4.5 検証計算

塩分濃度解析における EL 法が正しく動作していること、及びそれ以外の MIG2DF 既存機能の精度を確認するため、検証計算を行った。MIG2DF における EL 法の動作確認は、同等な機能を有する Dtransu-2D との比較によって行った。

検証計算においては、MIG2DF の既存の移流分散解析手法である風上法及び新たに導入した EL 法に対して、複数の計算ケースを設定し、精度確認を行った。その際、比較対象としては、Dtransu-2D を用い、また、解析解との比較も行った。なお、計算条件として、以下の点を考慮した。

- MIG2DF の移流分散解析手法として、風上法、EL 法を用いる。
- 比較対象ソフトである Dtransu-2D に関して、移動粒子を使う方法 (C-EL 法) を用いる。
- 解析条件は、1 次元的設定 (xy 平面において、y 方向における濃度差が現れないような設定)、及び 2 次元的設定の両者を含むものとする。
- 解析結果は解析解と比較する。
 - 計算の 1 次元的設定、2 次元的設定に対し、それぞれ 1 次元、2 次元の非定常解析解を使用する。
- 解析内容は、MIG2DF における塩分濃度解析、Dtransu-2D における移流分散解析を対象とする。
 - ただし、塩分による密度変化は与えず、移流分散解析の機能のみを使用し、密度流の影響を除外する。
- 移流分散解析では、局所ペクレ数を変化させたケースを複数設定する。
 - モデル構造、流速は固定とし、分散長を変更して、局所ペクレ数が設定値になるようにする。
 - 計算タイムステップは、クーラン数が大きな値 (0.5 以上) にならないように設定する。
- 解析条件数=モデル次元設定 (2 パターン) ×局所ペクレ数条件 (2 パターン) =6 パターンとする。

以上より、検証計算における解析条件として、表 3.4-2 に示す 4 パターンを設定した。

表 3.4-2 解析条件パターン

番号	モデル次元	縦分散長(m)	横分散長	局所ペクレ数	風上法上流パラメータ
解析条件 1	1 次元的	1	0	10	0.800
解析条件 2	1 次元的	0.1	0	100	0.980
解析条件 3	2 次元的	1	0.1	10	0.800
解析条件 4	2 次元的	0.1	0.01	100	0.980

(1) 解析条件・検証に使用する解析解

解析に使用する条件は、モデル内を均一な媒体とし、x 方向に均一な間隙流速があるとする。そして、初期状態で特定範囲に濃度を設定し、その範囲にある物質が移流分散により移行するものとする。数値計算に使用した条件は以下である。計算モデル概念図を図 3.4-5 に示す。

- モデル領域：x 方向（左右方向）－500～1000m
y 方向（上下方向）－500～500m
- メッシュ間隔（ Δx 、 Δy ）：10m
- 初期濃度：四角形領域内（x：－100～100m、y：－50～50m）で 1 それ以外は 0
- 地下水流動境界条件：x＝－500m、1000m の境界：既知水頭
y＝－500m、500m の境界：不透水
- 移流分散境界条件：既知分散フラックス（分散フラックスゼロ）
- 間隙流速 1m/day（x 方向）で 100 日間移動を計算（ $\Delta t=1$ 日で 100 ステップ）
- 濃度中心は x=0→100m へ移動

上記の条件を考慮し、使用する解析解は、Hunt(1978)⁽³⁾において示されているものを使用した。ただし、文献の解は 3 次元であったため、2 次元用に修正した。解析解は以下となる。初期濃度範囲 c_0 を与える範囲は以下である。それ以外の範囲は、初期濃度ゼロとする。

$$c(x, y, 0) = c_0 \quad -L_x \leq x \leq L_x \quad -L_y \leq y \leq L_y \quad (3.4-21)$$

解析解は、以下である。

$$c(x, y, t) = \frac{c_0}{4} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{x-vt+L_x}{2\sqrt{D_x t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{x-vt-L_x}{2\sqrt{D_x t}} \right) \right] \left[\operatorname{erf} \left(\frac{y+L_y}{2\sqrt{D_y t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{y-L_y}{2\sqrt{D_y t}} \right) \right] \quad (3.4-22)$$

v ：x 方向間隙流速 D_x ：x 方向分散係数 D_y ：y 方向分散係数

この解析解は、無限大の領域を仮定しているため、数値計算におけるモデル領域が初期濃度範囲に対して十分大きくなるようにした。

数値計算において、Dtransu-2D では定常地下水流動解析+非定常移流分散解析を用いた。MIG2DF では、初期水頭値を x 方向に一定勾配で与え、実質的に定常地下水流動解析になる（水頭値が時間変化しない）ようにした。また、塩水密度は淡水密度と同じとし、密度の影響を除外して、移流分散に関する機能のみを比較できるようにした。

MIG2DF（風上法）で使用する上流パラメータ α は、局所ペクレ数 Pe から求めた以下の式で求めた値を使用した（パラメータ値は表 3.4-2 に記載）。

$$\alpha = \coth \left(\frac{Pe}{2} \right) - \frac{2}{Pe} \quad (3.4-23)$$

$$Pe = \frac{v\Delta x}{D} = \frac{v\Delta x}{vA_L} = \frac{\Delta x}{A_L} \quad (3.4-24)$$

v ：間隙流速 D ：分散係数 Δx ：x 方向メッシュ間隔 A_L ：分散長

また、EL 法で採用する前進粒子配置は、図 3.4-6 に示すパターンとし、MIG2DF（EL 法）及び Dtransu-2D（EL 法）の両方で同じ粒子パターンを用いた。

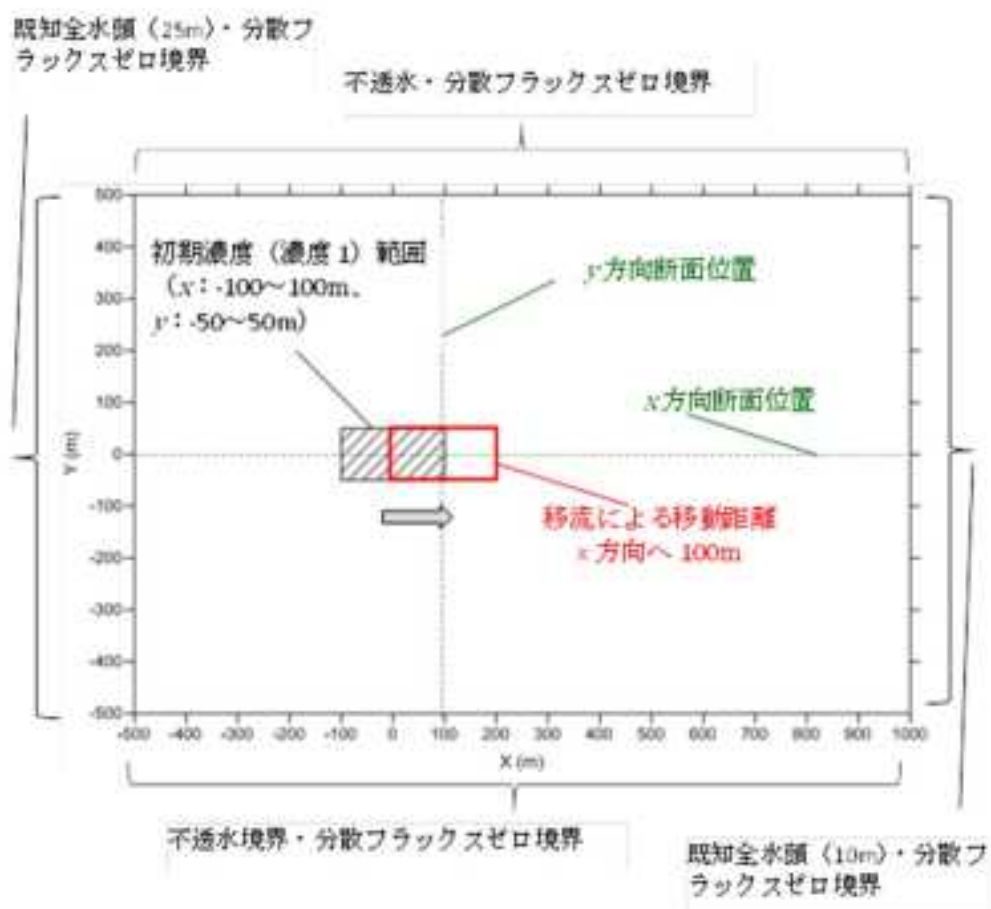


図 3.4-5 計算モデル概念図

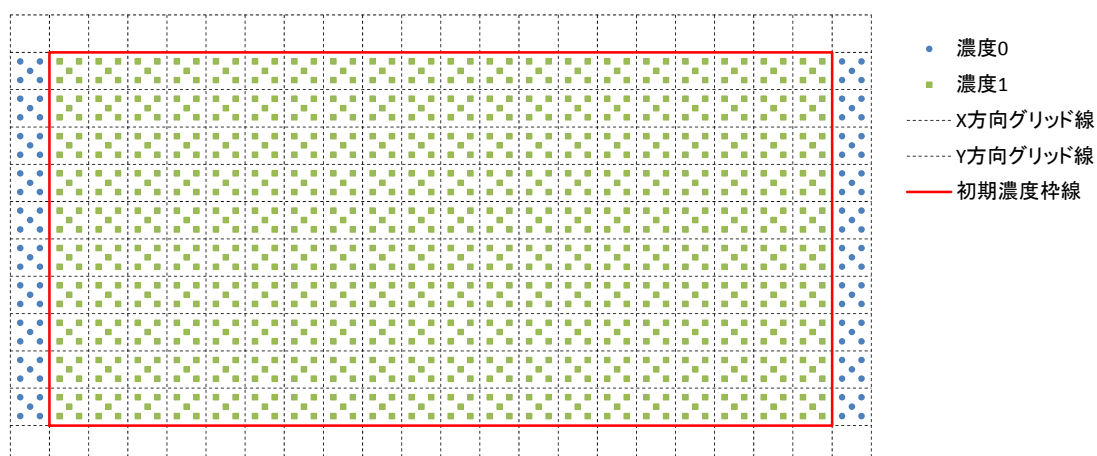


図 3.4-6 MIG2DF（EL 法）及び Dtransu-2D（EL 法）で使用する前進粒子パターン

(2) 解析結果

検証結果は、最終計算時間（100 日後）について、濃度平面図、及び x 方向断面図、y 方向断面図を示した。断面図には、数値計算結果と解析解を示し、数値計算結果の精度が分かるようにした。4 パターンの解析条件に対し、解析解、MIG2DF（風上法、EL 法）、Dtransu-2D（EL 法）の 4 種類の計算を行った。

計算結果については、最終計算時間結果（100 日後）について、3 種類の数値解析結果（MIG2DF（風上法）、MIG2DF（EL 法）、Dtransu-2D（EL 法））について、3 種類の図（濃度平面図、x 方向濃度断面図、y 方向濃度断面図）を図 3.4-7～図 3.4-18 示す。解析解については、数値解析結果の x 方向濃度断面図、y 方向濃度断面図において、数値計算との精度検証用に結果を示した。

また、x 方向濃度断面図、y 方向濃度断面図に関して、解析解と各数値解析の結果を解析条件ごとに比較したものを図 3.4-19～図 3.4-22 示す。

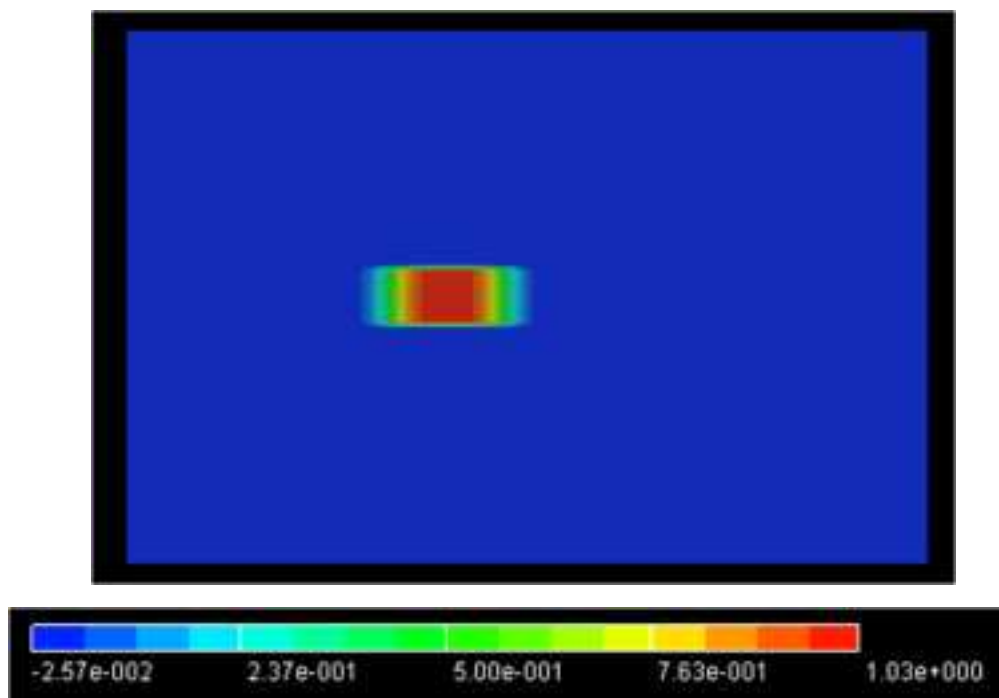
それぞれの計算結果の特徴を以下に示す。

- 本検証計算における局所ペクレ数は、10 及び 100 であり、いずれも局所ペクレ数が高い条件（一般に、局所ペクレ数は 2 以下が望ましい）であるにもかかわらず、MIG2D（風上法）及び MIG2DF（EL 法）ともに、数値分散はみられるものの、比較的安定した解が得られている。
- MIG2D（風上法）は、局所ペクレ数が 10 である解析条件 1 及び 3 については、解析解と比較的良好な一致を示すが、局所ペクレ数が 100 である解析条件 2 及び 4 では、数値分散が大きくなっている。また、1 次元解析である解析条件 1 及び解析条件 2 では、y 方向濃度断面図（ $x=100\text{m}$ ）において、数値振動はみられないのに対して、2 次元解析である解析条件 3 では、y 方向濃度断面図（ $x=100\text{m}$ ）において、数値振動がみられる。なお、2 次元解析である解析条件 4 の y 方向濃度断面図（ $x=100\text{m}$ ）において、数値振動がみられないのは、上流パラメータ α が解析条件 3 に比べて大きく、数値振動が抑えられた（相補的に、大きな数値分散が生じている）ためであると考えられる。
- MIG2DF（EL 法）に関しては、局所ペクレ数が 100 である解析条件 2 及び 4 では、解析解に比べて数値分散が大きくなっているものの、すべての解析条件において、MIG2D（風上法）よりも数値分散がわずかながら抑えられていることが分かる。また、MIG2D（風上法）において振動のみられた 2 次元解析である解析条件 3 の y 方向濃度断面図（ $x=100\text{m}$ ）においては、数値振動が抑えられていることが分かる。
- MIG2DF（EL 法）と Dtransu-2D（EL 法）の結果は、よく一致している。

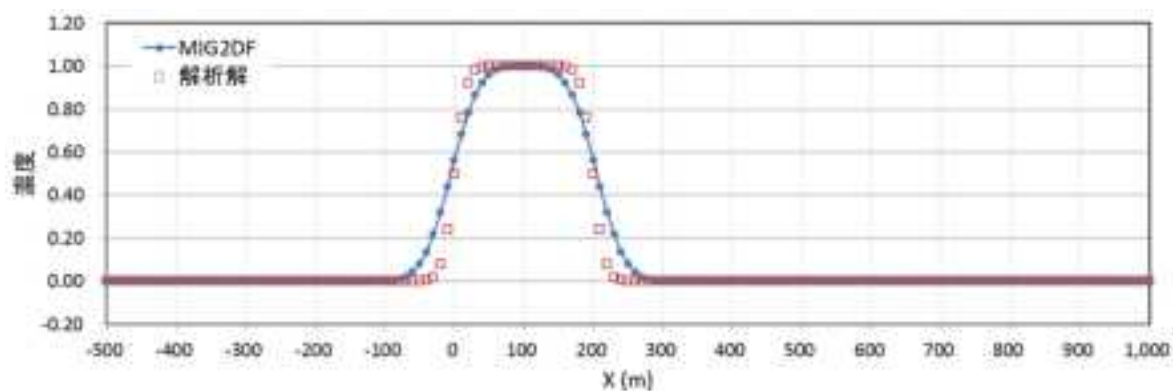
以上より、MIG2DF に EL 法を導入することで、2 次元解析において、既存の風上法よりも、数値振動の抑えられた安定した解が得られることを確認した。また、数値分散は EL 法でもみられるものの、風上法よりもわずかながら抑えられ、解析解に近づく傾向であることが分かった。

(a) 解析条件 1

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

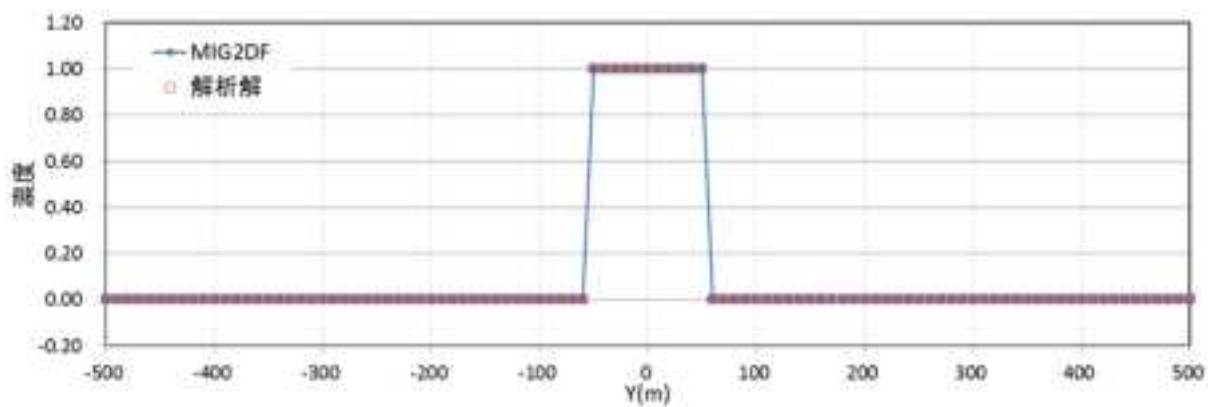
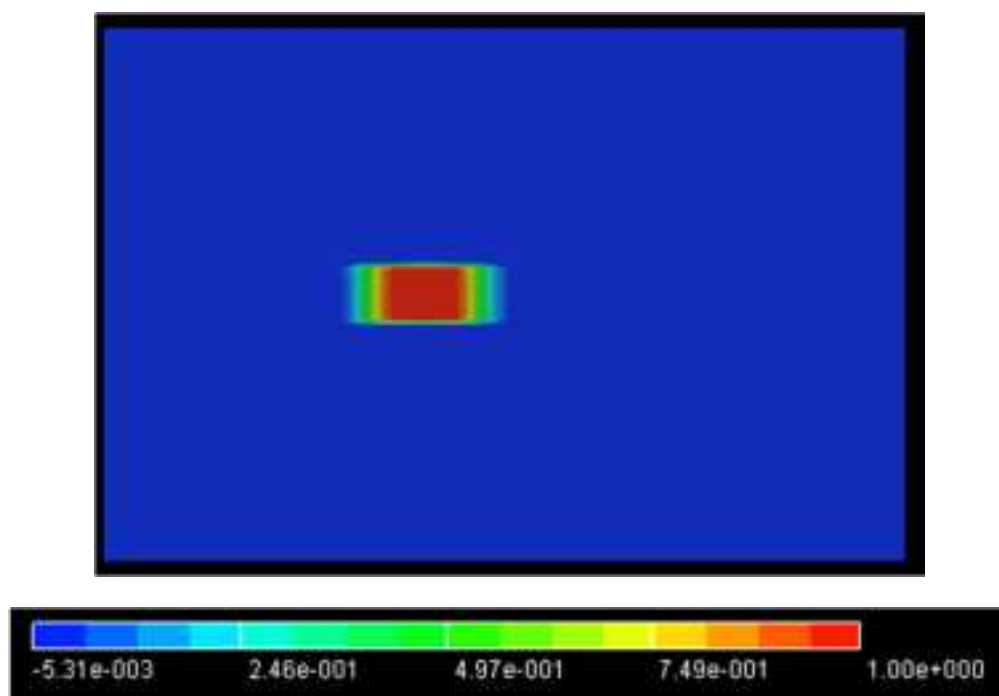
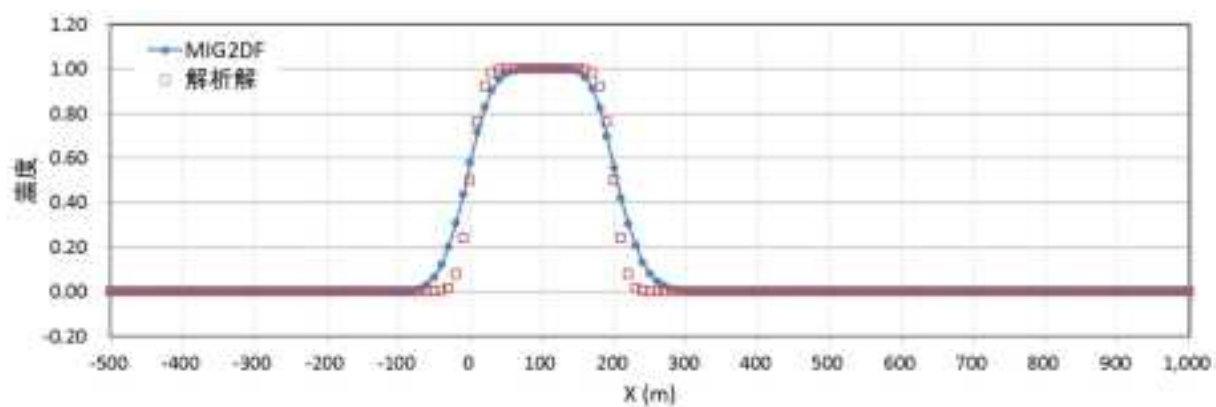


図 3.4-7 検証計算結果 (解析条件 1 MIG2DF 風上法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

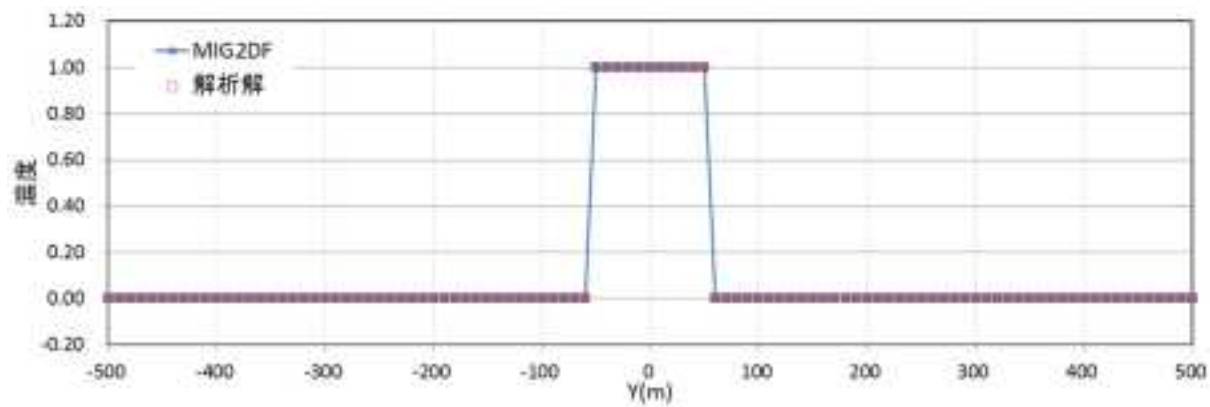
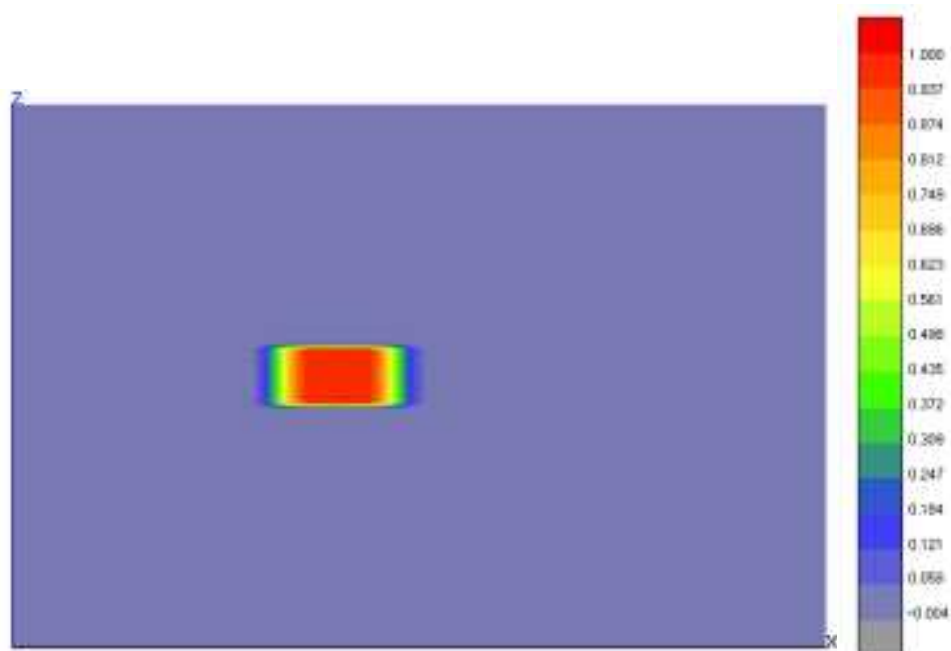
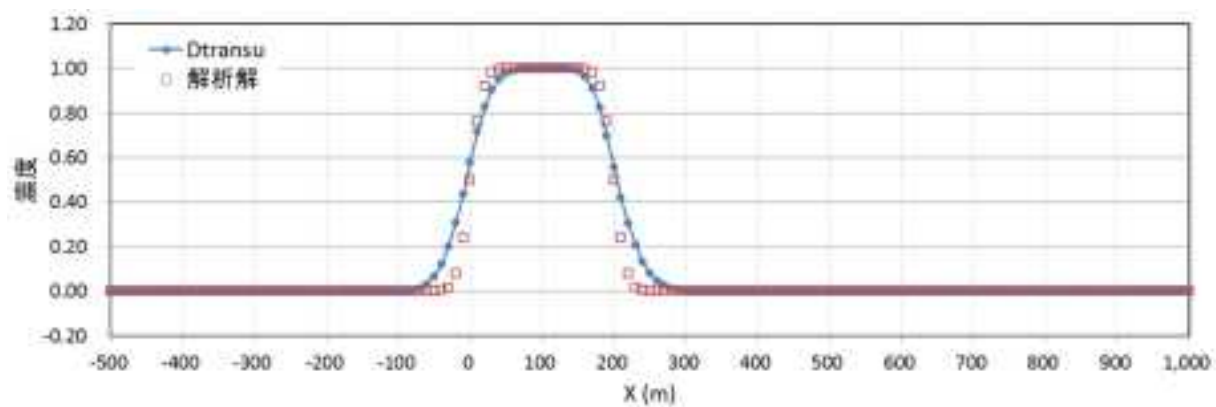


図 3.4-8 検証計算結果 (解析条件 1 MIG2DF EL 法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

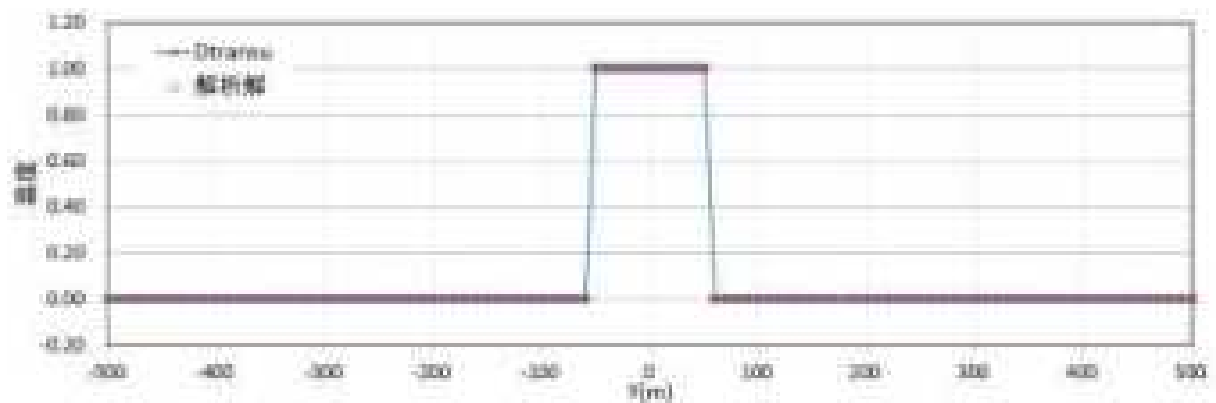
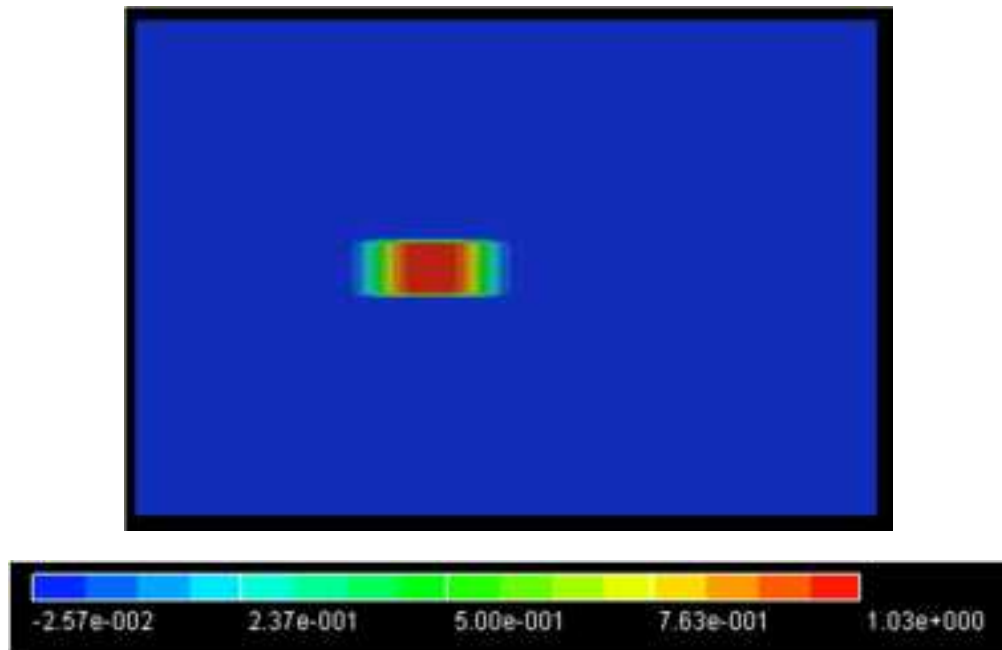


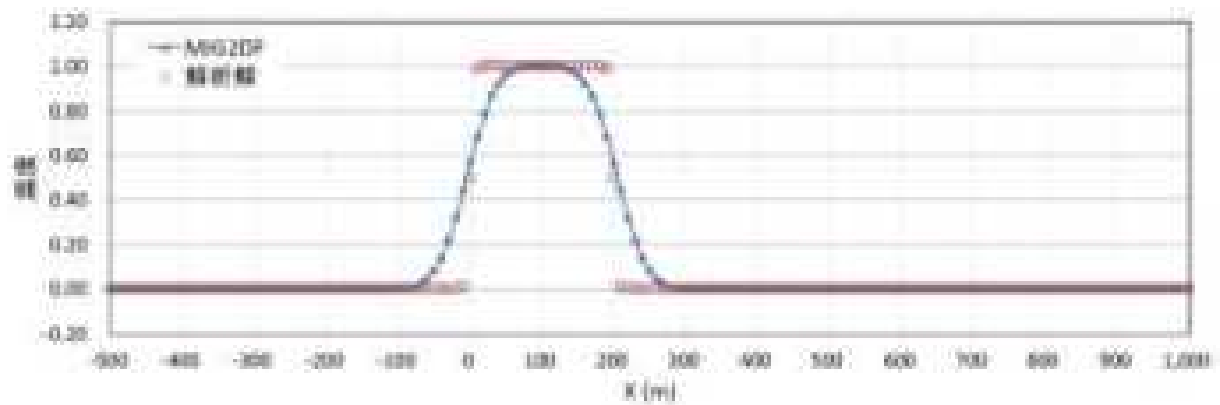
図 3.4-9 検証計算結果 (解析条件 1 Dtransu-2D EL 法)

(b) 解析条件 2

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

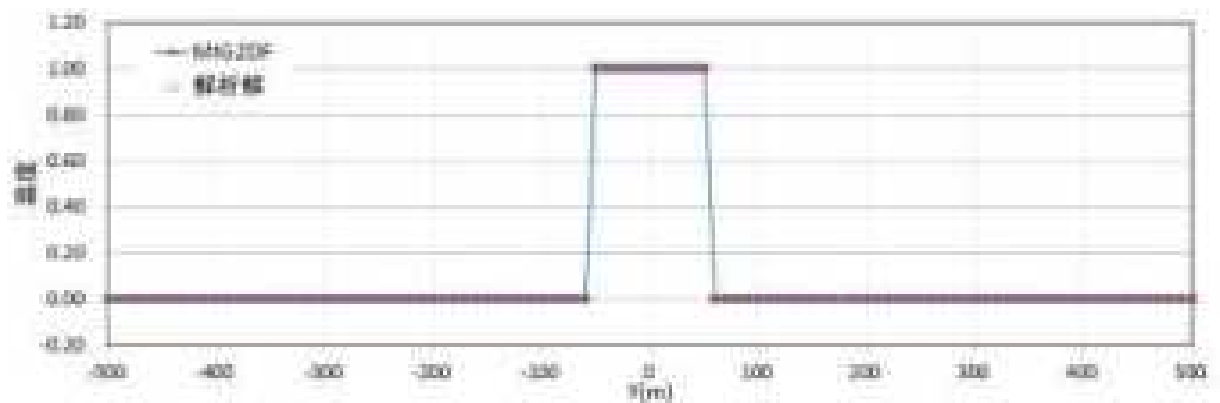
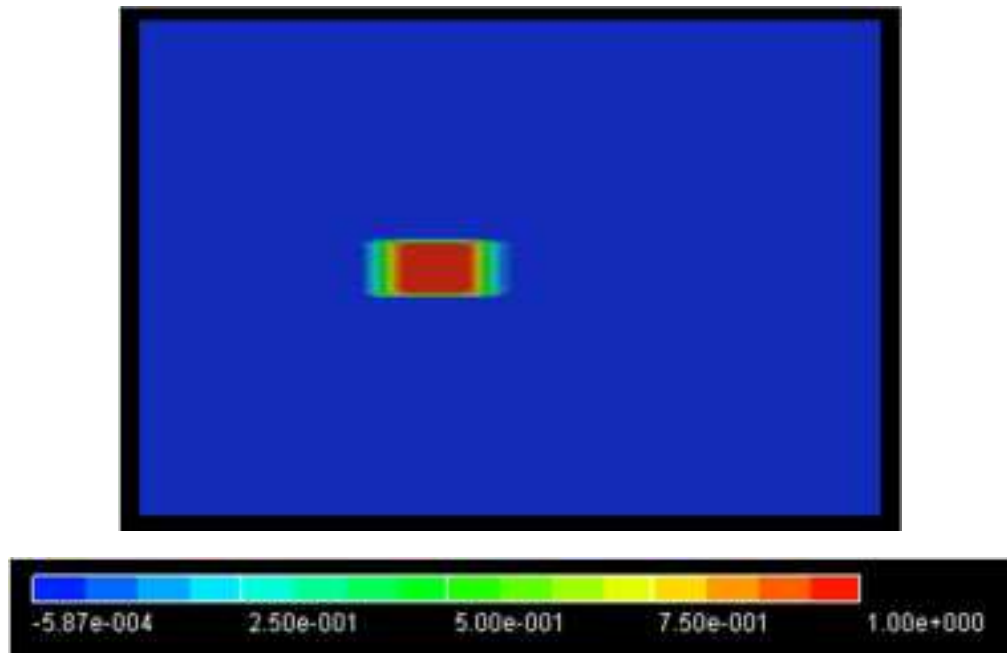
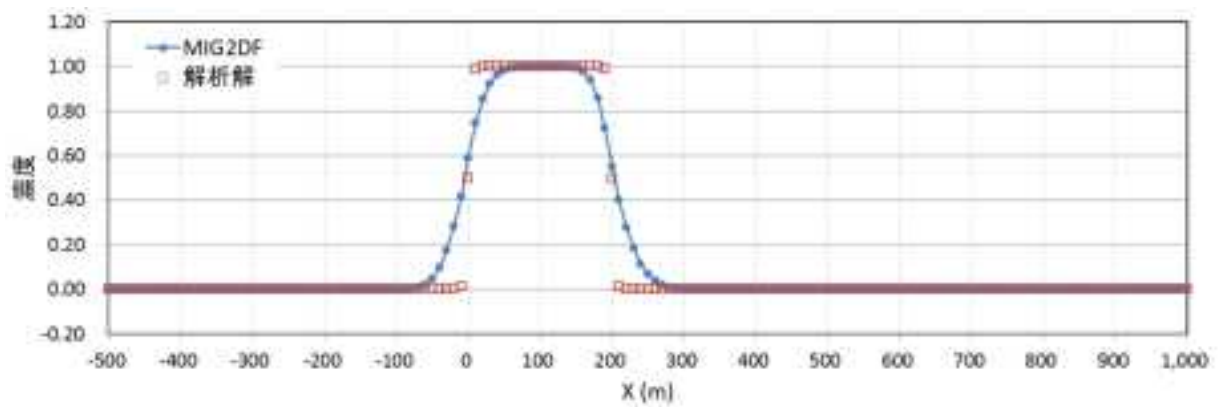


図 3.4-10 検証計算結果 (解析条件 2 MIG2DF 風上法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

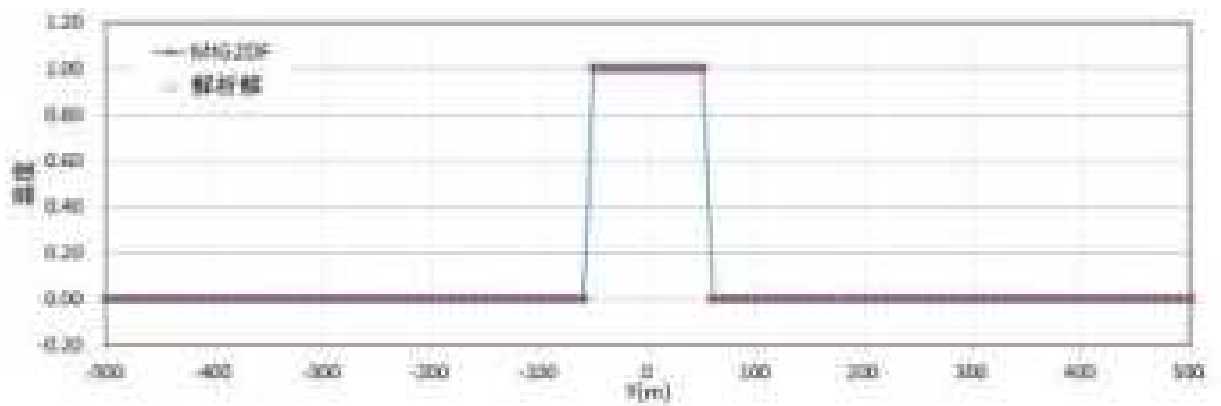
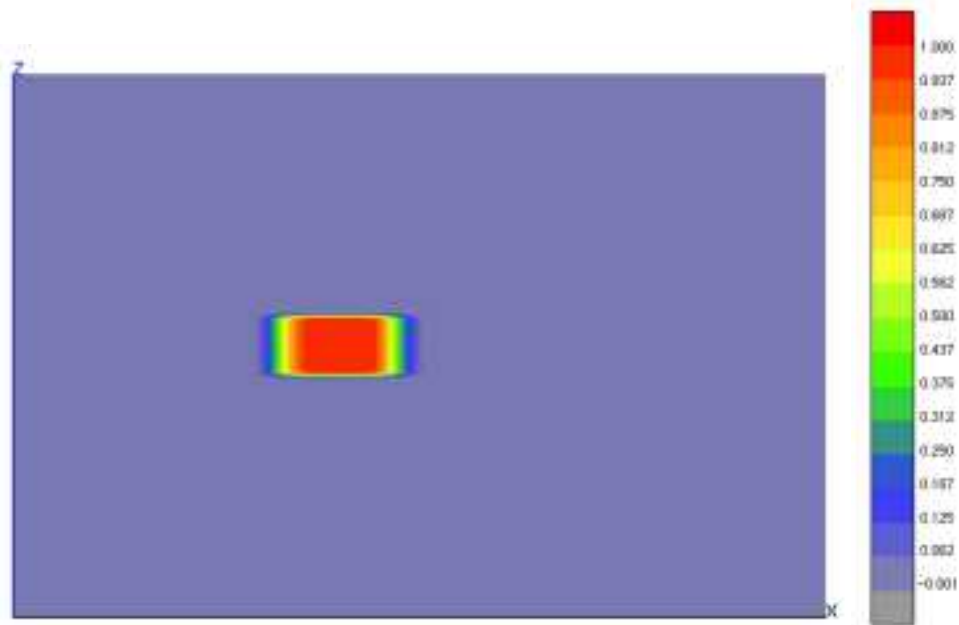
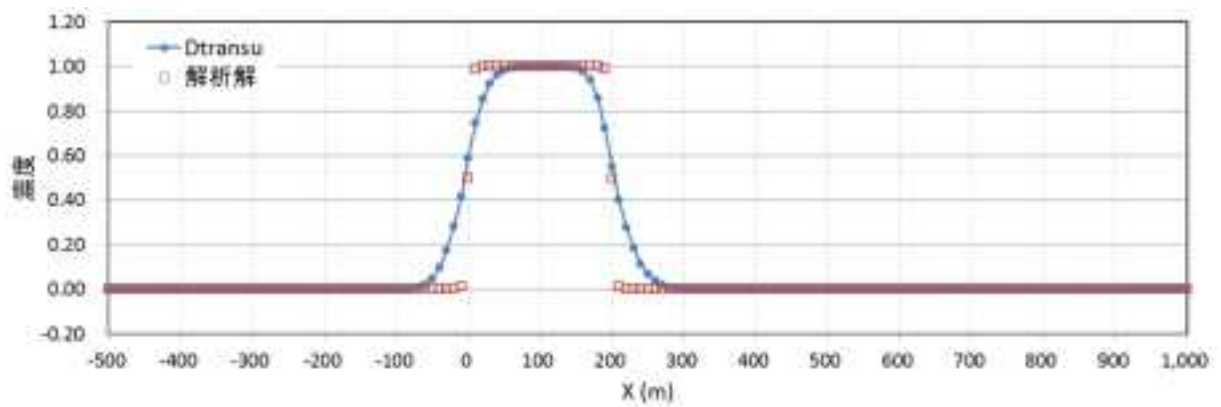


図 3.4-11 検証計算結果 (解析条件 2 MIG2DF EL 法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

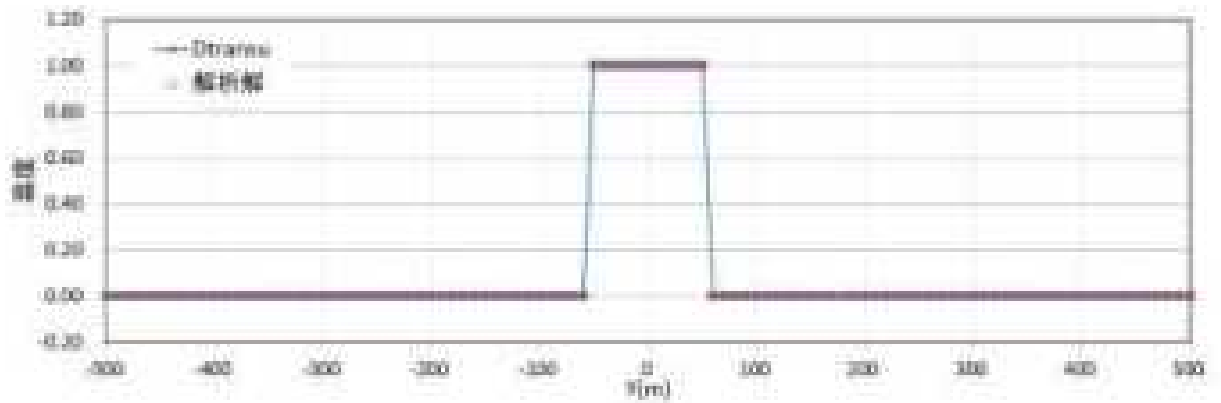
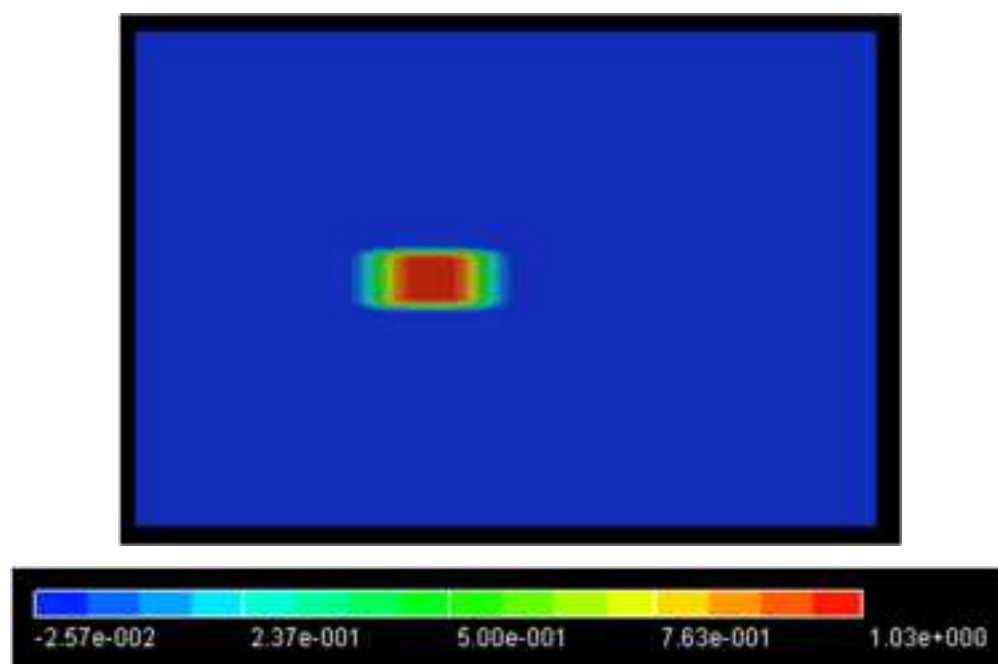


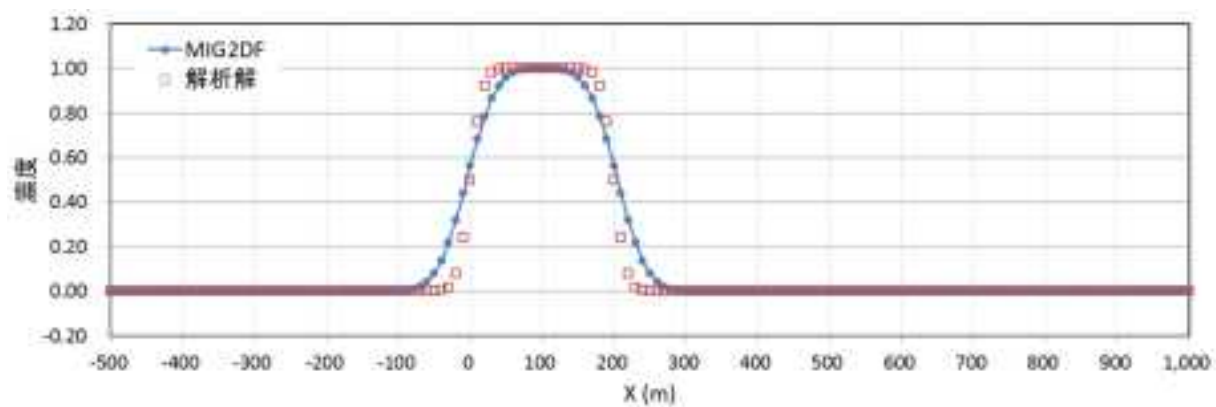
図 3.4-12 検証計算結果 (解析条件 2 Dtransu-2D EL 法)

(c) 解析条件 3

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

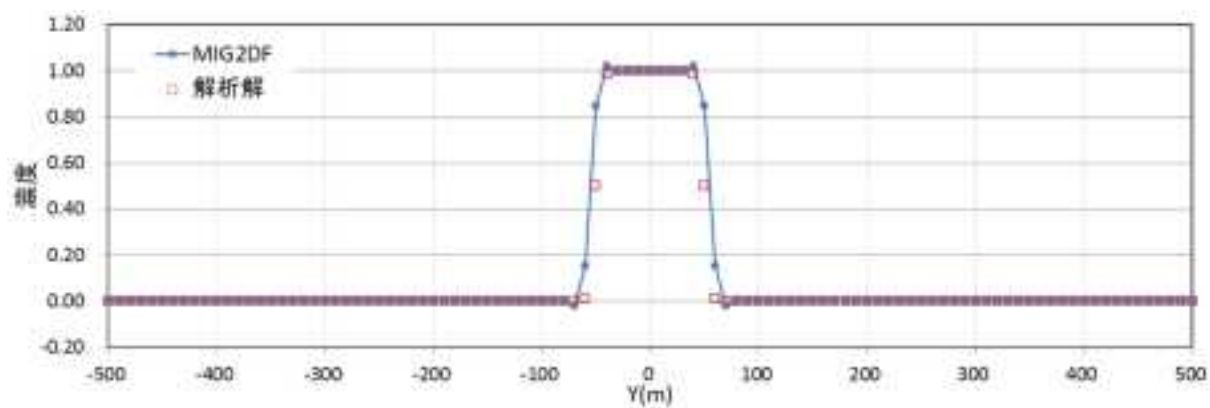
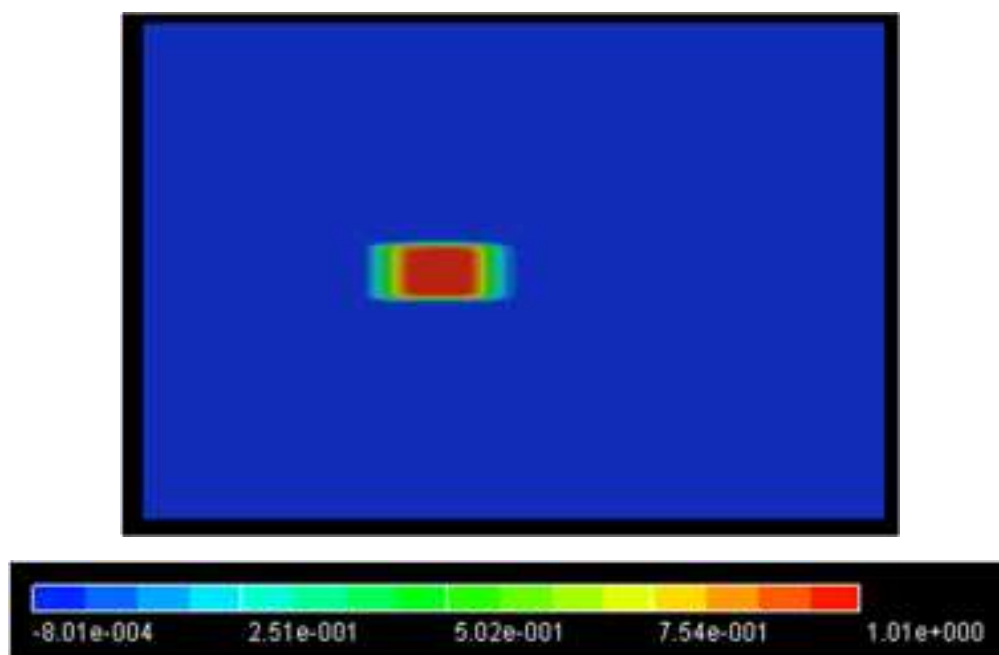
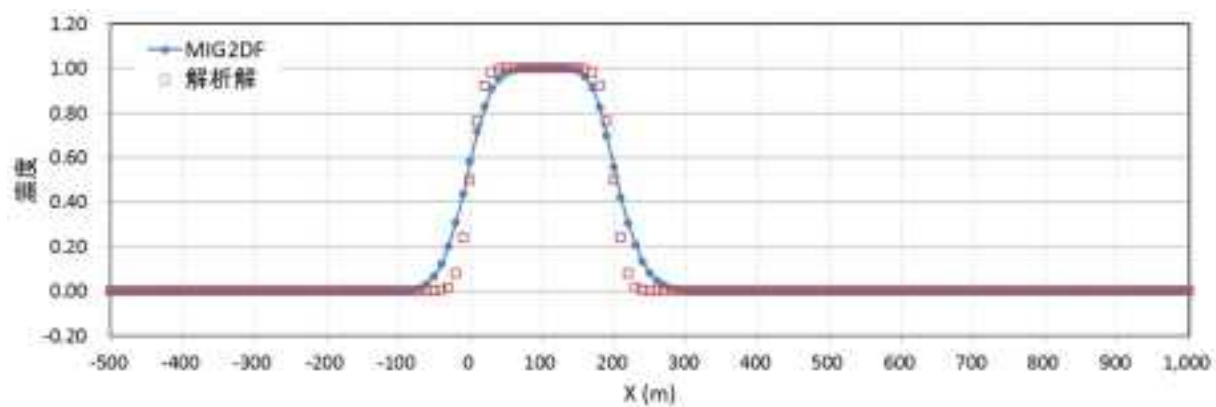


図 3.4-13 検証計算結果 (解析条件 3 MIG2DF 風上法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

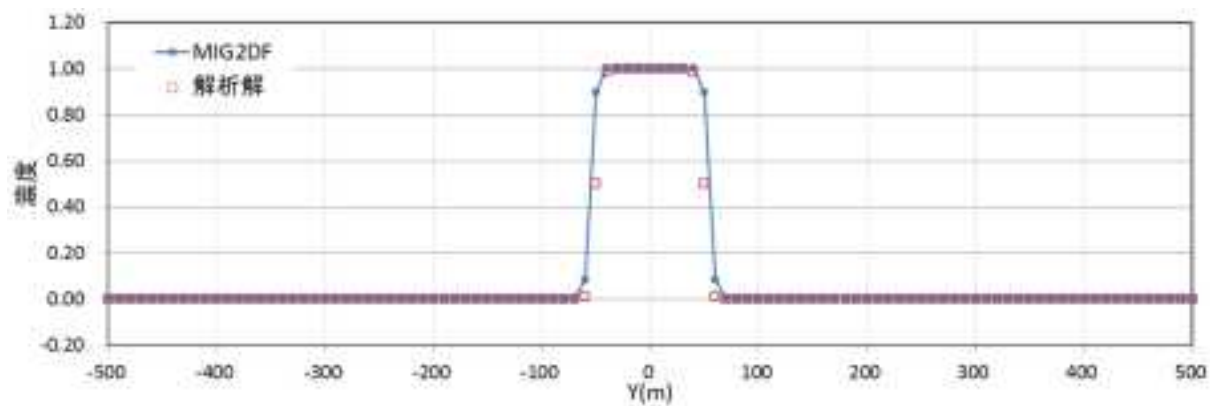
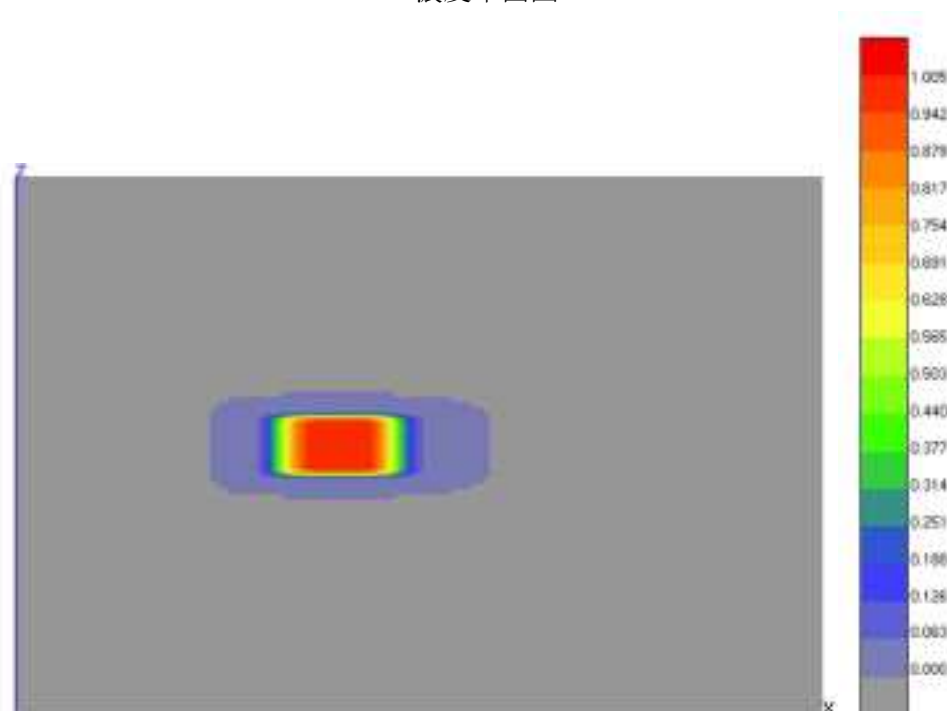
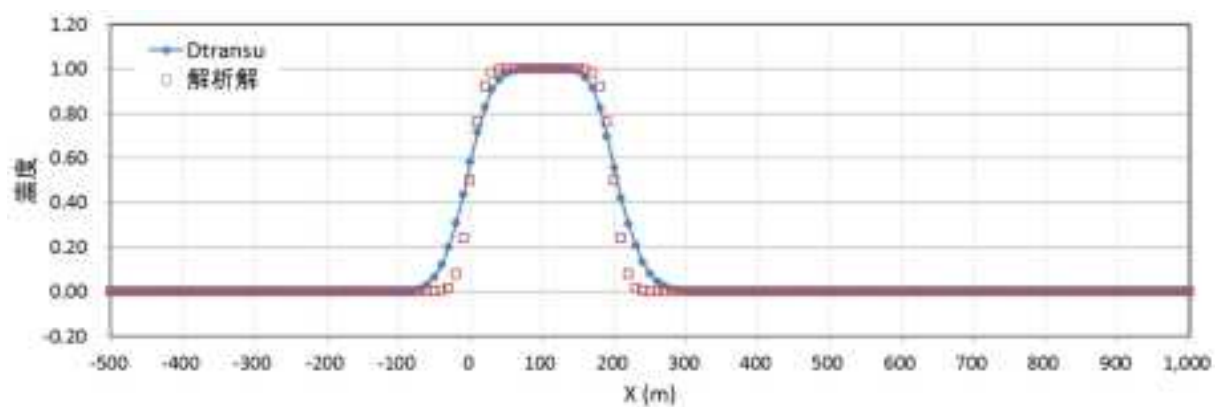


図 3.4-14 検証計算結果 (解析条件 3 MIG2DF EL 法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

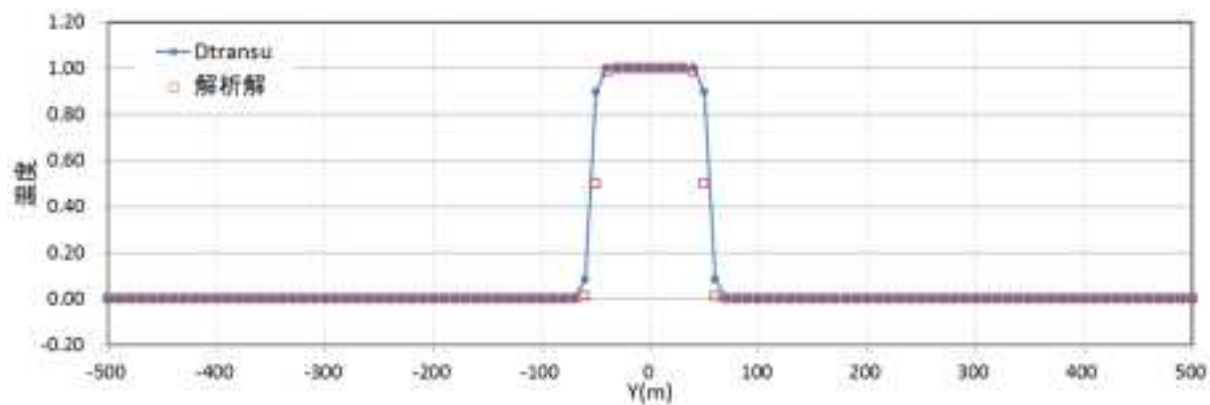
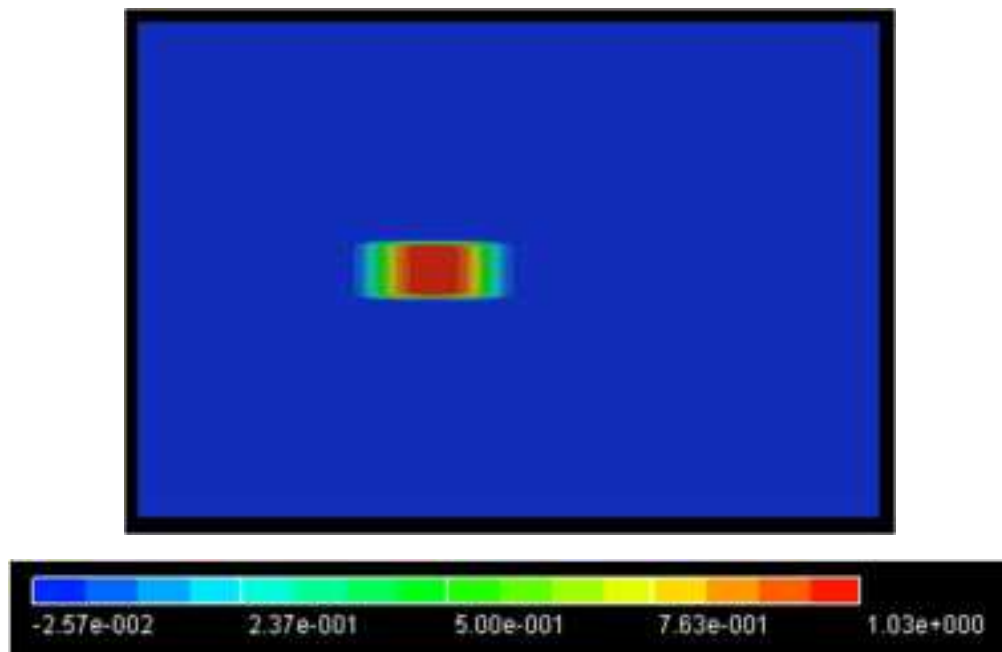


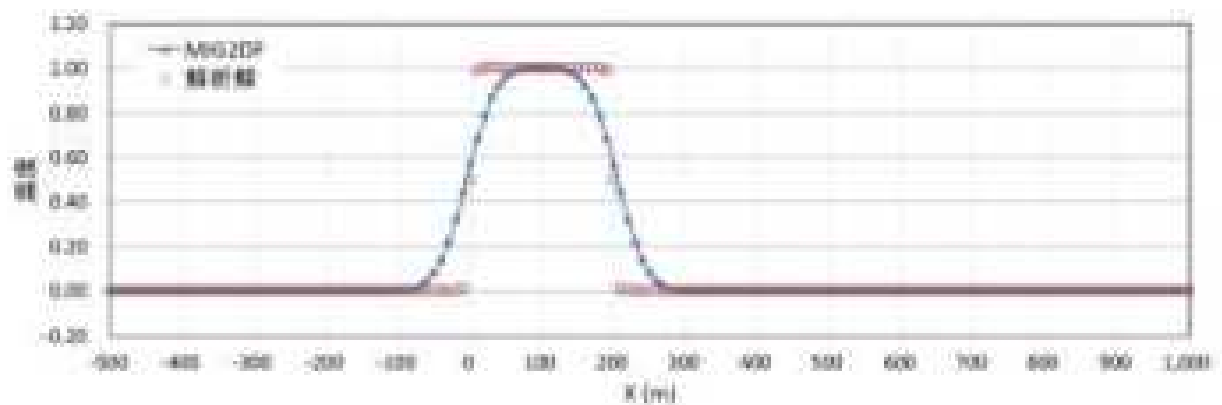
図 3.4-15 検証計算結果 (解析条件 3 Dtransu-2D EL 法)

(d) 解析条件 4

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

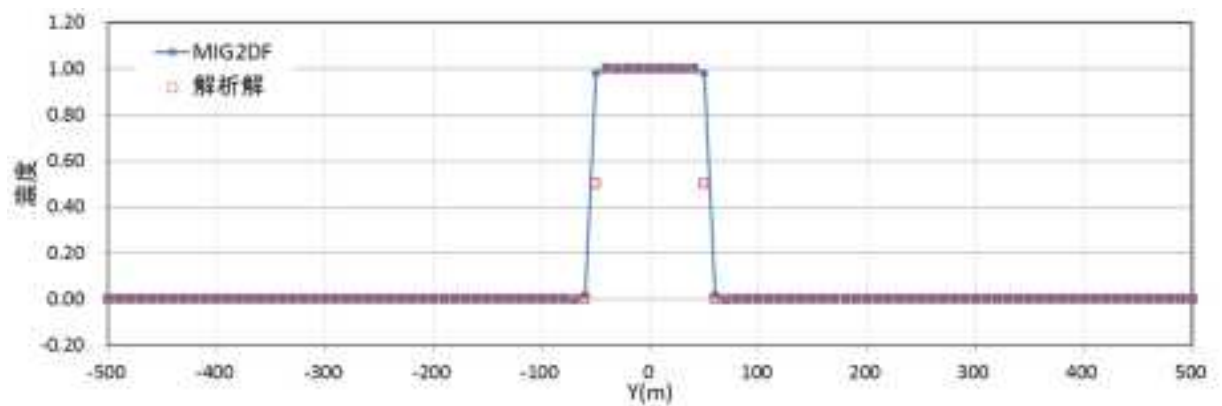
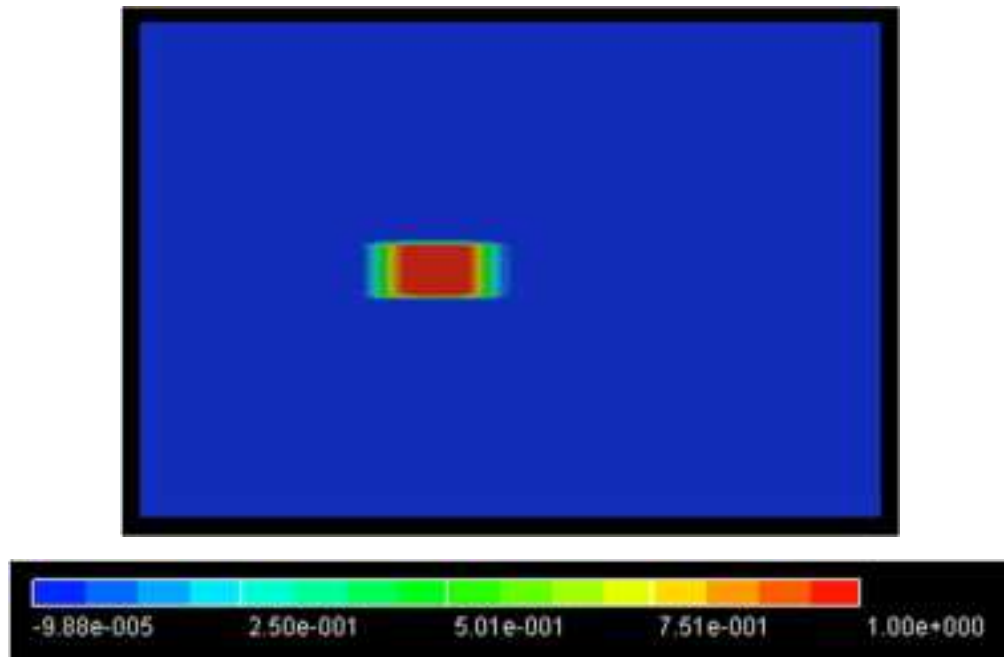
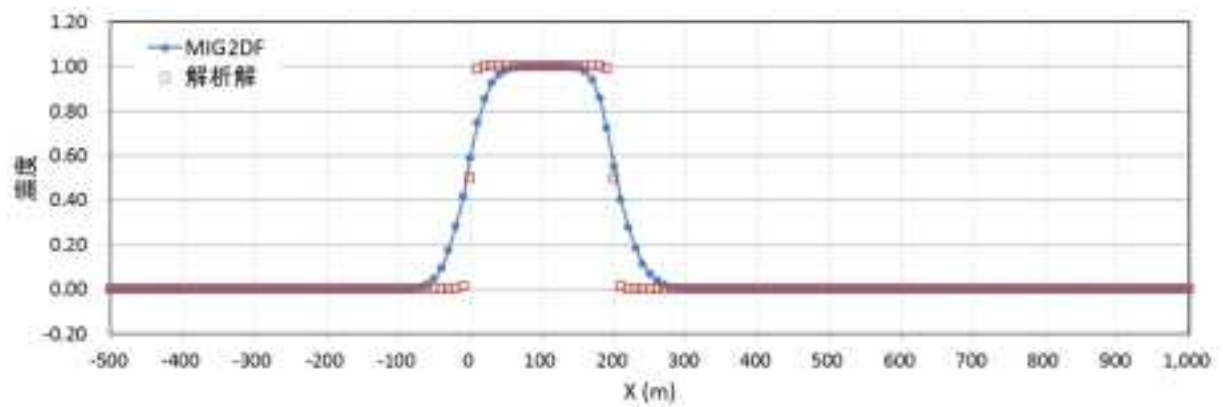


図 3.4-16 検証計算結果 (解析条件 4 MIG2DF 風上法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

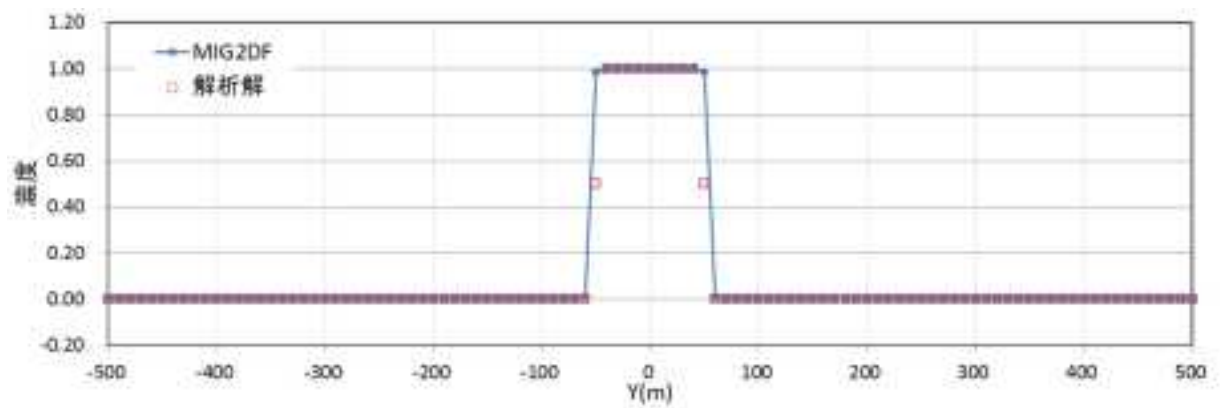
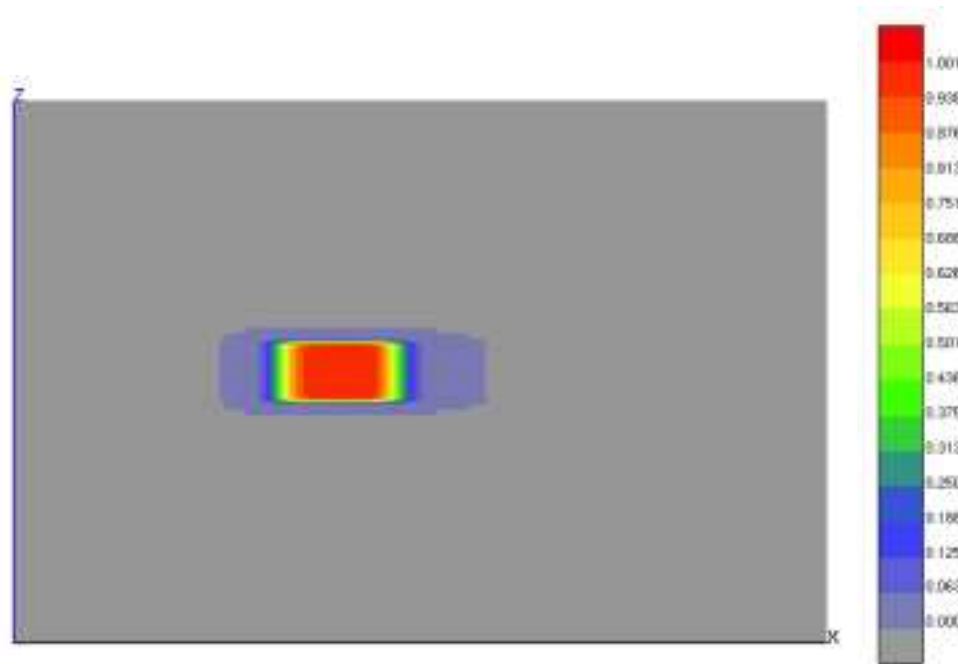
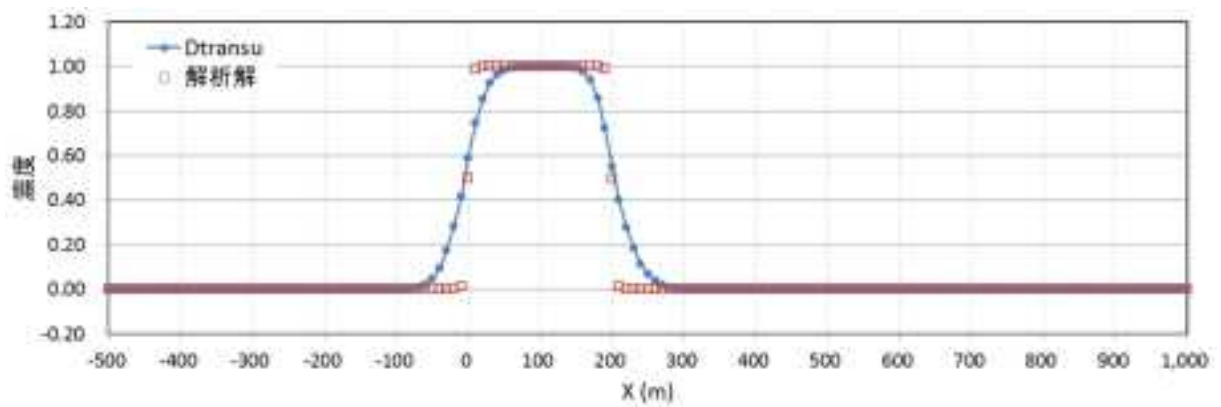


図 3.4-17 検証計算結果 (解析条件 4 MIG2DF EL 法)

濃度平面図



x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)

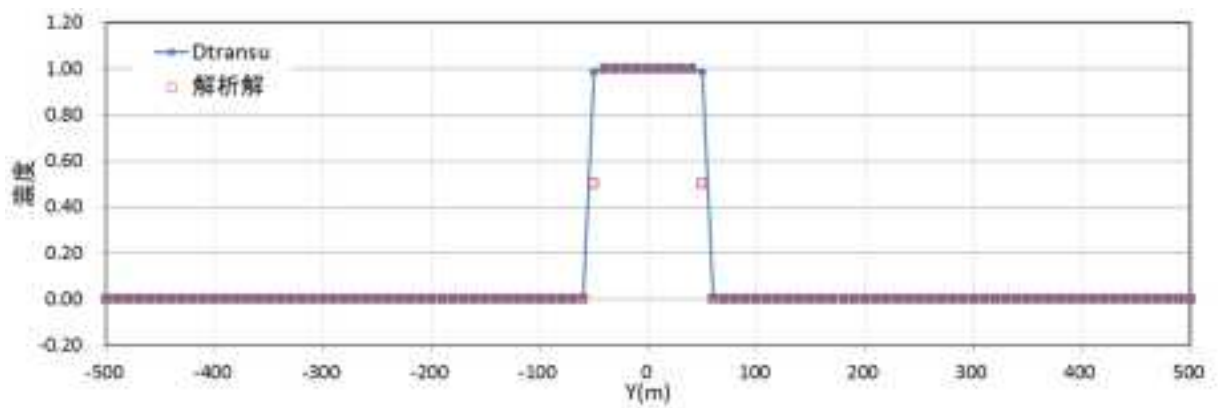
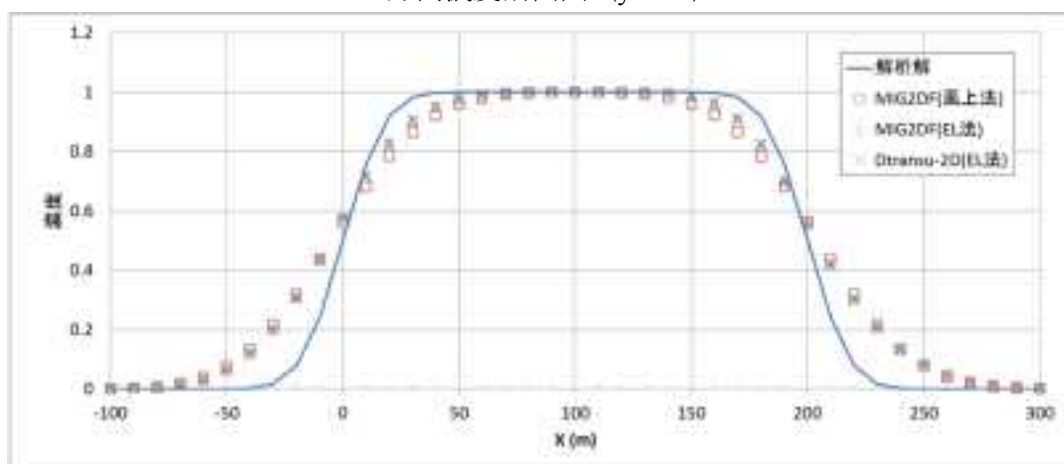


図 3.4-18 検証計算結果 (解析条件 4 Dtransu-2D EL 法)

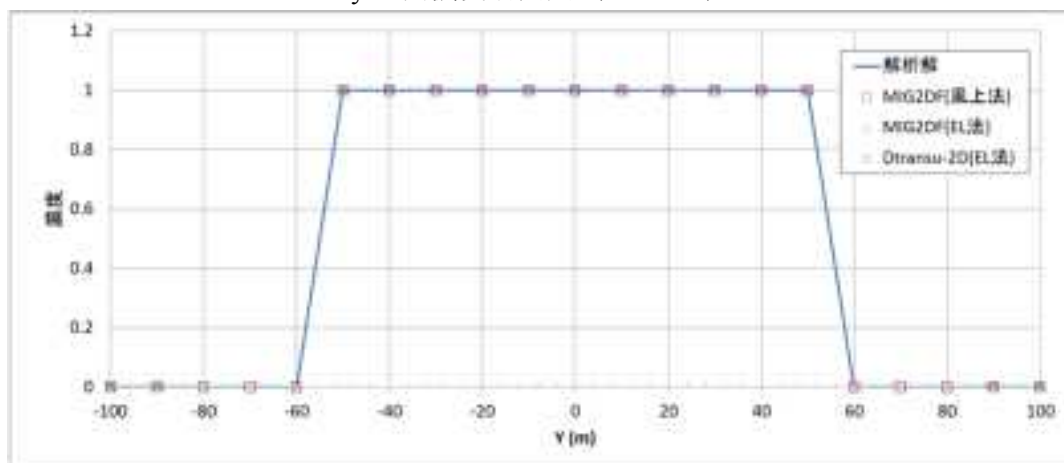
(e) 解析手法間の比較

① 解析条件 1

x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)



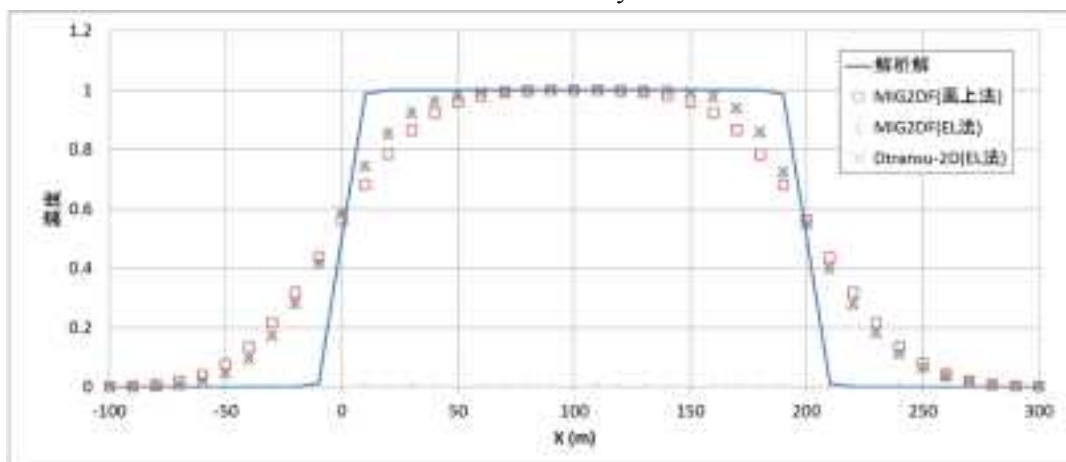
数値表

X(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)	Y(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)
0	5.00000E-01	5.62614E-01	5.78477E-01	-100	0.00000E+00	-1.56852E-15	-6.23640E-11
10	7.60250E-01	6.81395E-01	7.15554E-01	-90	0.00000E+00	5.85379E-15	9.37296E-09
20	9.21350E-01	7.84202E-01	8.26609E-01	-80	0.00000E+00	-2.18466E-14	-2.64750E-07
30	9.83053E-01	8.64982E-01	9.04246E-01	-70	0.00000E+00	8.15327E-14	-1.19084E-05
40	9.97661E-01	9.22496E-01	9.51864E-01	-60	0.00000E+00	-3.04284E-13	-1.73316E-04
50	9.99797E-01	9.59492E-01	9.77848E-01	-50	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99166E-01
60	9.99989E-01	9.80898E-01	9.90615E-01	-40	1.00000E+00	9.99498E-01	1.00002E+00
70	1.00000E+00	9.91968E-01	9.96319E-01	-30	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99815E-01
80	1.00000E+00	9.97030E-01	9.98657E-01	-20	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99856E-01
90	1.00000E+00	9.99009E-01	9.99542E-01	-10	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99848E-01
100	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99850E-01	0	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99850E-01
110	1.00000E+00	9.98997E-01	9.99929E-01	10	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99849E-01
120	1.00000E+00	9.97033E-01	9.99823E-01	20	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99856E-01
130	1.00000E+00	9.92032E-01	9.99155E-01	30	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99816E-01
140	9.99989E-01	9.81064E-01	9.96411E-01	40	1.00000E+00	9.99498E-01	1.00001E+00
150	9.99797E-01	9.59759E-01	9.87356E-01	50	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99169E-01
160	9.97661E-01	9.22793E-01	9.63251E-01	60	0.00000E+00	3.72735E-13	-1.71861E-04
170	9.83053E-01	8.65175E-01	9.11628E-01	70	0.00000E+00	-9.98742E-14	-1.18286E-05
180	9.21350E-01	7.84157E-01	8.22594E-01	80	0.00000E+00	2.67612E-14	-2.65158E-07
190	7.60250E-01	6.81064E-01	6.98169E-01	90	0.00000E+00	-7.17064E-15	9.31823E-09
200	5.00000E-01	5.62088E-01	5.55743E-01	100	0.00000E+00	1.92137E-15	-5.95492E-11

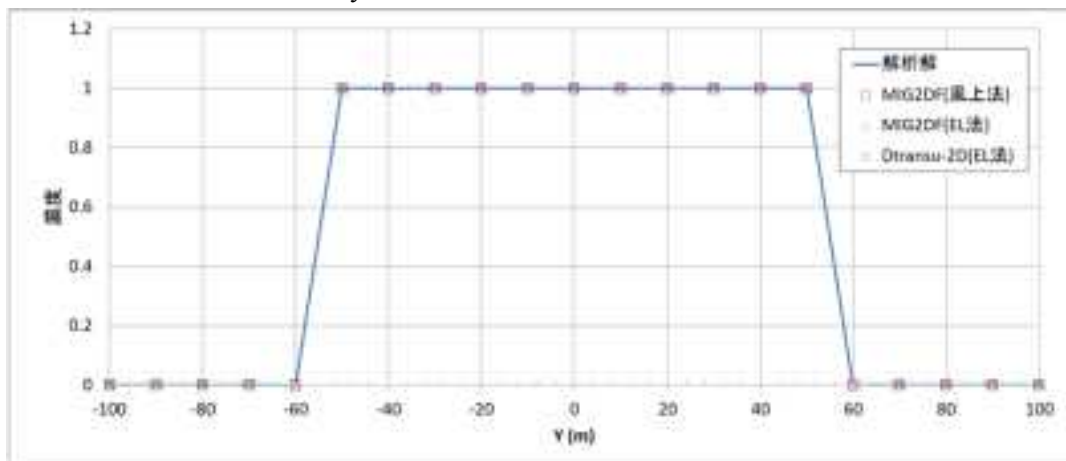
図 3.4-19 解析手法間の比較 (解析条件 1)

② 解析条件 2

x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)



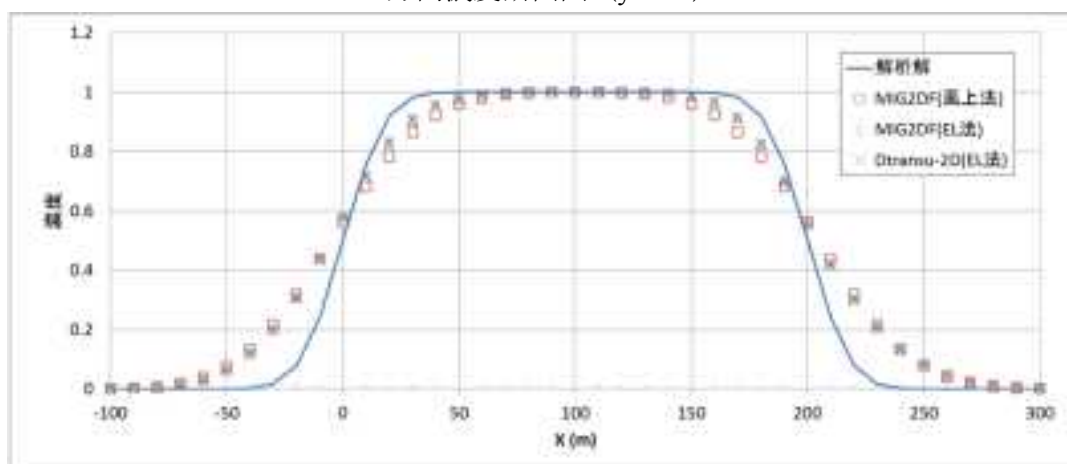
数値表

X(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)	Y(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)
0	5.00000E-01	5.62614E-01	5.88993E-01	-100	0.00000E+00	-1.57547E-15	1.85171E-15
10	9.87326E-01	6.81395E-01	7.44243E-01	-90	0.00000E+00	5.87972E-15	8.22213E-13
20	9.99996E-01	7.84202E-01	8.54407E-01	-80	0.00000E+00	-2.19434E-14	-3.83446E-10
30	1.00000E+00	8.64982E-01	9.23111E-01	-70	0.00000E+00	8.18940E-14	-8.41995E-08
40	1.00000E+00	9.22496E-01	9.62013E-01	-60	0.00000E+00	-3.05633E-13	-1.10194E-05
50	1.00000E+00	9.59492E-01	9.82337E-01	-50	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99417E-01
60	1.00000E+00	9.80898E-01	9.92236E-01	-40	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99887E-01
70	1.00000E+00	9.91968E-01	9.96764E-01	-30	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99818E-01
80	1.00000E+00	9.97030E-01	9.98717E-01	-20	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99826E-01
90	1.00000E+00	9.99009E-01	9.99516E-01	-10	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99825E-01
100	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99825E-01	0	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99825E-01
110	1.00000E+00	9.98997E-01	9.99936E-01	10	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99825E-01
120	1.00000E+00	9.97033E-01	9.99934E-01	20	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99826E-01
130	1.00000E+00	9.92032E-01	9.99666E-01	30	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99818E-01
140	1.00000E+00	9.81064E-01	9.98306E-01	40	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99887E-01
150	1.00000E+00	9.59759E-01	9.93176E-01	50	1.00000E+00	9.99498E-01	9.99416E-01
160	1.00000E+00	9.22793E-01	9.77592E-01	60	0.00000E+00	3.75367E-13	-1.10038E-05
170	1.00000E+00	8.65175E-01	9.38645E-01	70	0.00000E+00	-1.00579E-13	-8.40536E-08
180	9.99996E-01	7.84157E-01	8.58342E-01	80	0.00000E+00	2.69501E-14	-3.82938E-10
190	9.87326E-01	6.81064E-01	7.23800E-01	90	0.00000E+00	-7.22127E-15	8.19859E-13
200	5.00000E-01	5.62088E-01	5.50244E-01	100	0.00000E+00	1.93493E-15	1.85480E-15

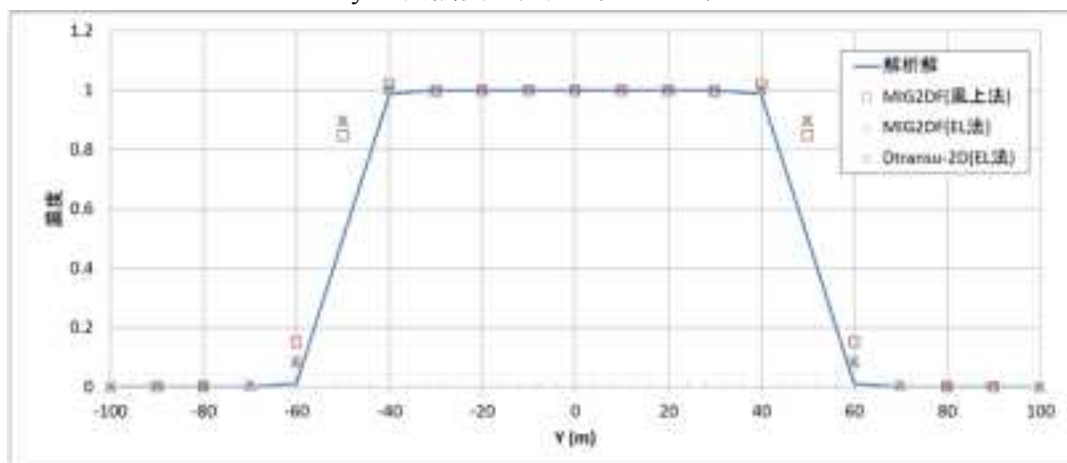
図 3.4-20 解析手法間の比較 (解析条件 2)

③ 解析条件 3

x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)



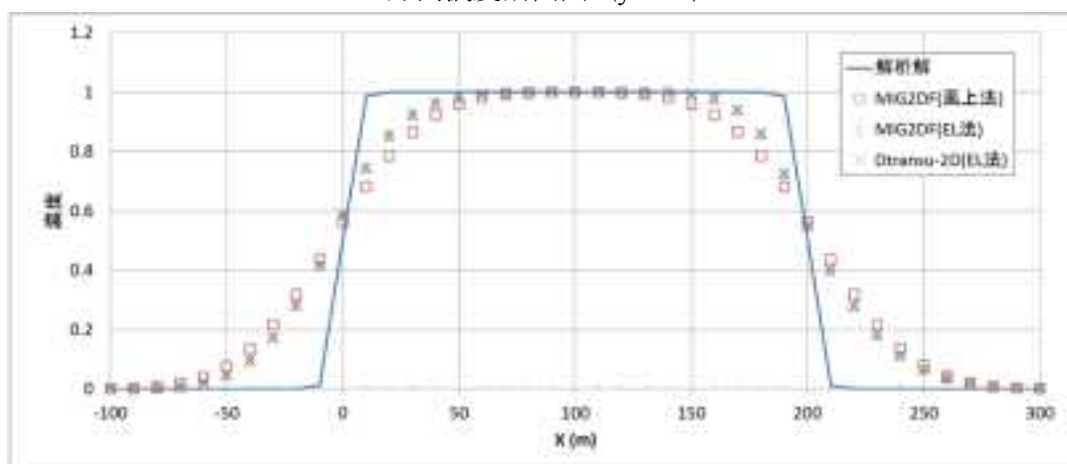
数値表

X(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)	Y(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)
0	5.00000E-01	5.62569E-01	5.79798E-01	-100	0.00000E+00	-1.07711E-04	7.20795E-08
10	7.60250E-01	6.81341E-01	7.17043E-01	-90	0.00000E+00	7.14016E-05	3.53776E-06
20	9.21350E-01	7.84141E-01	8.28092E-01	-80	9.85173E-12	1.95367E-03	1.40374E-04
30	9.83053E-01	8.64914E-01	9.05523E-01	-70	3.87211E-06	-2.06410E-02	4.21333E-03
40	9.97661E-01	9.22424E-01	9.52814E-01	-60	1.26737E-02	1.52252E-01	8.53570E-02
50	9.99797E-01	9.59417E-01	9.78465E-01	-50	5.00000E-01	8.47246E-01	8.98200E-01
60	9.99989E-01	9.80822E-01	9.90968E-01	-40	9.87326E-01	1.02014E+00	1.00441E+00
70	1.00000E+00	9.91891E-01	9.96499E-01	-30	9.99996E-01	9.97545E-01	9.99841E-01
80	1.00000E+00	9.96952E-01	9.98739E-01	-20	1.00000E+00	9.99424E-01	9.99831E-01
90	1.00000E+00	9.98931E-01	9.99575E-01	-10	1.00000E+00	9.99617E-01	9.99871E-01
100	1.00000E+00	9.99420E-01	9.99863E-01	0	1.00000E+00	9.99420E-01	9.99863E-01
110	1.00000E+00	9.98919E-01	9.99399E-01	10	1.00000E+00	9.99617E-01	9.99871E-01
120	1.00000E+00	9.96955E-01	9.99854E-01	20	1.00000E+00	9.99424E-01	9.99831E-01
130	1.00000E+00	9.91954E-01	9.99260E-01	30	9.99996E-01	9.97545E-01	9.99836E-01
140	9.99989E-01	9.80987E-01	9.96695E-01	40	9.87326E-01	1.02014E+00	1.00447E+00
150	9.99797E-01	9.59684E-01	9.87944E-01	50	5.00000E-01	8.47246E-01	8.97983E-01
160	9.97661E-01	9.22721E-01	9.64179E-01	60	1.26737E-02	1.52252E-01	8.53535E-02
170	9.83053E-01	8.65107E-01	9.12750E-01	70	3.87211E-06	-2.06410E-02	4.21349E-03
180	9.21350E-01	7.84095E-01	8.23631E-01	80	9.85173E-12	1.95367E-03	1.40390E-04
190	7.60250E-01	6.81010E-01	6.98878E-01	90	0.00000E+00	7.14016E-05	3.53833E-06
200	5.00000E-01	5.62044E-01	5.56075E-01	100	0.00000E+00	-1.07711E-04	7.20947E-08

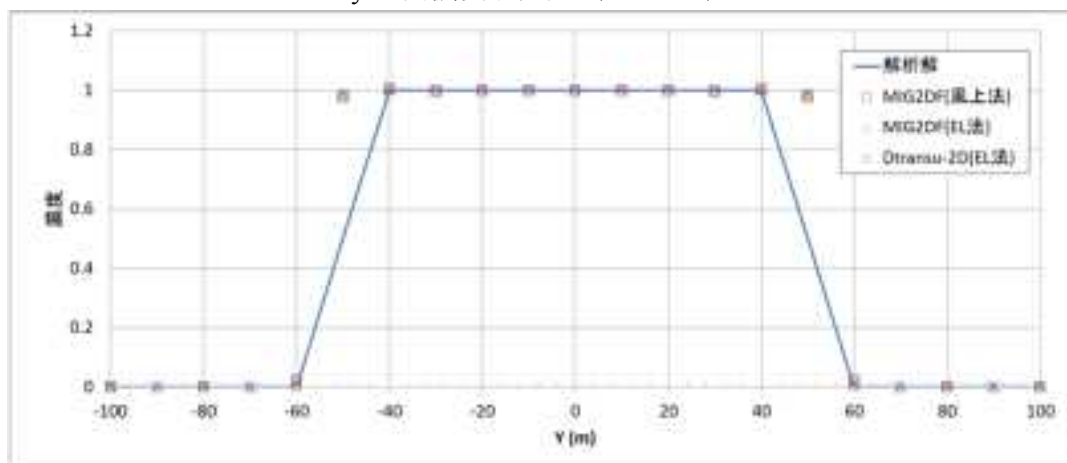
図 3.4-21 解析手法間の比較 (解析条件 3)

④ 解析条件 4

x 方向濃度断面図 (y=0m)



y 方向濃度断面図 (x=100m)



数値表

X(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)	Y(m)	解析解	MIG2DF(風上法)	MIG2DF(EL法)
0	5.00000E-01	5.62638E-01	5.89365E-01	-100	0.00000E+00	8.73061E-05	8.64181E-13
10	9.87326E-01	6.81425E-01	7.44932E-01	-90	0.00000E+00	-3.44700E-04	4.21467E-10
20	9.99996E-01	7.84237E-01	8.55319E-01	-80	0.00000E+00	1.35943E-03	1.66144E-07
30	1.00000E+00	8.65020E-01	9.23967E-01	-70	0.00000E+00	-5.35572E-03	4.93316E-05
40	1.00000E+00	9.22537E-01	9.62655E-01	-60	7.68718E-13	2.10789E-02	9.81654E-03
50	1.00000E+00	9.59535E-01	9.82748E-01	-50	5.00000E-01	9.78419E-01	9.86965E-01
60	1.00000E+00	9.80942E-01	9.92470E-01	-40	1.00000E+00	1.00485E+00	1.00111E+00
70	1.00000E+00	9.92012E-01	9.96884E-01	-30	1.00000E+00	9.98138E-01	9.99714E-01
80	1.00000E+00	9.97074E-01	9.98774E-01	-20	1.00000E+00	9.99844E-01	9.99847E-01
90	1.00000E+00	9.99054E-01	9.99541E-01	-10	1.00000E+00	9.99405E-01	9.99835E-01
100	1.00000E+00	9.99542E-01	9.99836E-01	0	1.00000E+00	9.99542E-01	9.99836E-01
110	1.00000E+00	9.99042E-01	9.99941E-01	10	1.00000E+00	9.99405E-01	9.99835E-01
120	1.00000E+00	9.97077E-01	9.99943E-01	20	1.00000E+00	9.99844E-01	9.99847E-01
130	1.00000E+00	9.92076E-01	9.99701E-01	30	1.00000E+00	9.98138E-01	9.99714E-01
140	1.00000E+00	9.81107E-01	9.98432E-01	40	1.00000E+00	1.00485E+00	1.00111E+00
150	1.00000E+00	9.59801E-01	9.93518E-01	50	5.00000E-01	9.78419E-01	9.86923E-01
160	1.00000E+00	9.22834E-01	9.78294E-01	60	7.68718E-13	2.10789E-02	9.81647E-03
170	1.00000E+00	8.65213E-01	9.39686E-01	70	0.00000E+00	-5.35572E-03	4.93319E-05
180	9.99996E-01	7.84191E-01	8.59338E-01	80	0.00000E+00	1.35943E-03	1.66147E-07
190	9.87326E-01	6.81094E-01	7.24270E-01	90	0.00000E+00	-3.44700E-04	4.21481E-10
200	5.00000E-01	5.62113E-01	5.50559E-01	100	0.00000E+00	8.73061E-05	8.64208E-13

図 3.4-22 解析手法間の比較 (解析条件 4)

3.5 まとめ

3.5.1 緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備

平成 28 年度は、燃料デブリを処分する際の人工バリアとしても使用される可能性があるベントナイト系緩衝材中の化学環境解析のための拡散評価手法の整備に係る検討を行った。

具体的には、対象となるイオン種間の相互作用の影響がないトレーサー拡散に係るデータを取得するため、放射性のカルシウム (Ca-45) を Na 型モンモリロナイト圧縮体に透過させる拡散試験を実施し、平成 27 年度実施した非放射性のカルシウムを用いた (濃度勾配のある化学) 拡散試験結果と比較を行うことで、当該相互作用の影響の程度を検討した。また、陰イオンへの Da 拡散モデルの適用性および実際の処分場環境における適用性についても確認するため、放射性の塩素 (Cl-36) を用いた透過拡散試験、砂-ベントナイト混合圧縮体を用いた試験も実施した。 Ca-45 を用いた試験に係る検討の結果、当該試験結果および平成 27 年度に実施した化学拡散による透過拡散試験結果は同じ Da 値、 α 値を用いて再現可能であることが明らかとなった。これは、 Da 拡散モデルでは対象となるイオン種間の相互作用の影響は小さく、化学拡散、トレーサー拡散ともに同じ Da 値が使用可能であることを示している。また、 Cl-36 を用いた試験に係る検討から、陰イオンに対しても Da 拡散モデルが適用出来る可能性が示されたが、保持因子 α の設定に関しては、「陰イオン排除効果」の影響を考慮する必要があることが分かった。また、実際の処分場での使用が想定される砂-ベントナイト混合圧縮体に対しても Da 拡散モデルが適用可能であると考えられるが、 α の導出に用いる陽イオンの Kd 値については、各鉱物への収着性を考慮し、対象となる拡散媒体に対する値を適切に設定する必要性を示した。さらに、非放射性の Ca^{2+} イオンを用いた透過拡散試験結果に係る検討を行い、イオン強度が低く、 Kd 値が大きい系では、境界条件の設定に Kd モデルが適用出来ない可能性が示された。しかしながら、実際の処分場環境では緩衝材が希薄な地下水と直接接触する可能性は少なく、 α を用いた境界条件設定がそのまま適用性できるかもしれない。今後は、 Da 拡散モデルを用いた緩衝材の化学環境解析を実施するため、対象になる全てのイオン種の Da や α (または Kd) に対して現状の知見を整理する必要があるとした。また、既往のパラメータの妥当性確認、または知見がない主要なイオン種に対するパラメータ設定のため、拡散試験 (In-diffusion 試験、透過拡散試験) を実施して Da データを取得することも重要である。 α (または Kd) データについては、そのイオン強度依存性も把握することが重要であり、陽イオンに関しては紛体試料を用いた収着バッチ試験により得られた Kd を用いて α を設定できると考えられる。一方、陰イオンに対する α については、圧縮体への収着バッチ試験を行い実験的手法で整備する方法、または理論的なモデルを用いた解析結果から整備する方法が考えられる。また、全てのイオン種についてこれらパラメータを設定するのは困難であることから、類似性が認められれば、中性種は HTO、一価の陰イオン種 (OH^- 以外) は Cl^- イオン等、代表的なイオン種の同値とするという方法が合理的であること、さらに、 Da は温度、有効モンモリロナイト密度、 α (または Kd) は温度、モンモリロナイト割合等にも依存すると考えられることから、将来的にはそれらの関係性を定式化する必要性があることを示した。

MC-BUFFER へ Da 拡散モデルを導入するため、平成 27 年度に整理した留意点を踏まえ、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、郡ごとの移行計算、固相を含む系での単位体積当たりの濃度の設定方法、地球化学反応計算で用いる間隙水中濃度への換算方法に係る検討を実施した。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。その結果、モンモリロナイトの負電荷を考慮し、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合においても、電荷バランスを Na で調整する方法でコードが

正常に動くことを確認できた。今後は、処分場環境を想定したモンモリロナイト（Y）および交換性陽イオン（Na 等）の濃度条件下において複数元素の移行に係る検証すること、並びに、緩衝材を対象とした一連の物質移行-変質連成解析ができるようコードを改良し、その妥当性を確認することが重要であるとした。

3.5.2 2次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF の整備

原子力機構で開発中の、多孔質媒体中での2次元地下水流動-核種移行解析コード：MIG2DFの塩分濃度解析における移流分散解析機能に関して、より安定な数値解法として、オイラー・ラグランジュ法（以下、「EL 法」という。）を導入することにより移流分散解析の安定化を図った。また、それに関連して、地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の追加や深度に依存する透水係数設定機能の追加を行った。

本整備作業における成果は、以下の通りである。

① 塩分濃度解析に対する EL 法の導入

- MIG2DF の塩分濃度解析に対して EL 法を導入し、EL 法を採用している Dtransu-2D と同等の結果が得られることを確認し、計算条件によっては風上法より安定的に塩分濃度解析を行えることを確認した。
- 一方、EL 法は風上法に比べ、計算時間が長くなる傾向があるため、高速化の対策が必要である。また、前進粒子パターンはユーザーが予め用意する必要があり、解析条件によってはその最適な前進粒子パターン配置が異なる可能性があり、最適な前進粒子パターンとなる条件を整理・調査した上で、計算条件ごとに EL 法の最適な前進粒子配置の自動化が行えるよう機能拡張が必要である。

② 地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件の整備

- EL 法において、地下水流動の可変境界条件に対応した移流分散解析境界条件を導入した。この機能により、時間変遷のある複雑な境界条件変化への対応が可能になった。

③ 深度に依存する透水係数設定機能の整備

- 深度に依存する透水係数設定機能を導入した。この機能により、圧密などによる透水係数深度変化への対応が容易になった。

第3章の参考文献

3.1 の参考文献

- (1) 日本原子力研究開発機構、平成 22 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2011.
- (2) 日本原子力研究開発機構、平成 23 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2012.
- (3) 日本原子力研究開発機構、平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2013.
- (4) 日本原子力研究開発機構、平成 25 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2014.
- (5) 日本原子力研究開発機構、平成 26 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2015.
- (6) 日本原子力研究開発機構、平成 27 年度 燃料デブリの処理・処分に係る予察的調査報告書、2016.

3.2 の参考文献

- (1) 日本原子力研究開発機構、平成 22 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2011.
- (2) 日本原子力研究開発機構、平成 23 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2012.
- (3) 日本原子力研究開発機構、平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2013.
- (4) 日本原子力研究開発機構、平成 25 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2014.
- (5) 日本原子力研究開発機構、平成 26 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2015.
- (6) 日本原子力研究開発機構、平成 27 年度 燃料デブリの処理・処分に係る予察的調査報告書、2016.

3.3 の参考文献

- (1) 原子力発電環境整備機構、地層処分事業の安全確保（2010 年度版）－確かな技術による安全な地層処分の実現のために－，技術報告書 NUMO-TR-11-01 (2011).
- (2) 独立行政法人原子力安全基盤機構、放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究計画（平成 22 年度～平成 26 年度），平成 21 年 10 月 19 日 (2009).
- (3) 西山忠男，ザクロ石中の拡散と変成作用の時間スケール，地学雑誌 108 (2)，132-149 (1999).
- (4) 田中文彦，ブラウン運動，講義ノート，
<http://www7b.biglobe.ne.jp/~ftanaka/member/ftanaka/webct/brown.pdf>
- (5) 鈴木啓三，天然および合成スメクタイト，会報 Filler. Vol.4 No.6 December, pp.144-157 (1999).
- (6) 日本原子力学会，収着分配係数の測定方法－深地層処分のバリア材を対象とした測定の基本手順：2006，AESJ-SC-F008:2006 (2006).
- (7) J. Crank, The Mathematic of Diffusion, 2nd ed., Clarendon Press, Oxford (1975).
- (8) Kato, H., Nakazawa, T., Ueta, S. and Yato, T., Measurements of Effective Diffusivities of Tritiated Water in Sand-Mixed Bentonite. Proceedings of the 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation-ASEM 1999, Nagoya, Japan, September 26-30, 1999 (1999).
- (9) Yamaguchi, T., Nakayama, S., Nagao, S., Kizaki, M., Diffusive Transport of Neptunium and Plutonium through Compacted Sand-Bentonite Mixtures under Anaerobic Conditions. Radiochim.

- Acta, 95, 115-125 (2007).
- (10) Kozaki, T., Adachi, Y., Inada, K., Sato, S., Ohashi, H., Diffusion Behavior of Ca^{2+} Ions in Compacted Na-Montmorillonite, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, 663, 629-635 (2001).
 - (11) 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫, 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO_3 の影響, JNC TN8400 2004-001 (2004).
 - (12) Kozaki, T., Saito, N., Fujishima, A., Sato, S., Ohashi, H., Activation Energy for Diffusion of Chloride Ions in Compacted Sodium Montmorillonite. Journal of Contaminant Hydrology, 35, 67-75 (1998).
 - (13) 小田治恵, 柴田雅博, ベントナイト-水相互作用の実験とモデル化, JNC TN8400 99-032 (1999).
 - (14) 植田直隆, 市川啓子, 温泉水の電気伝導率について, 奈良県保健環境研究センター年報・第44号 (2010).

3.4 の参考文献

- (1) 西垣誠・三菱マテリアル株式会社・株式会社ダイヤコンサルタント(2002): オイラリアン・ラグランジアン飽和・不飽和浸透流－移流・分散解析プログラムデータ入力マニュアル (Ver.1.11) .
- (2) 日本地下水学会地下水流動解析基礎理論のとりまとめに関する研究グループ(2010): 地下水シミュレーション これだけは知っておきたい基礎理論, 技報堂出版.
- (3) Hunt B(1978): Dispersive Sources in Uniform Ground-Water Flow, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 104, pp. 75-85.