

令和 2 年度原子力規制庁委託成果報告書

廃棄物埋設における性能評価に関する研究

国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構  
令和 3 年 3 月

本報告書は、原子力規制委員会原子力規制庁からの委託により実施した業務の成果を取りまとめたものです。

本報告書に関する問合せは、原子力規制庁までお願いします。

## 目次

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	1-6
1.3.1 地形変化等を考慮した天然バリアの性能評価に係る科学的・技術的知見の取得	1-6
1.3.1.1 将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備	1-6
1.3.1.2 長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備	1-14
1.3.2 ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得	1-38
1.3.2.1 ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理	1-38
1.3.2.2 室内試験によるボーリング孔空洞の閉鎖確認に係る知見の整理	1-41
1.3.3 本事業に関する研究成果の取りまとめ	1-45
1.3.3.1 人工バリアの核種移行に関する評価	1-45
1.3.3.2 天然バリアの核種移行に関する評価	1-61
1.3.3.3 トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認	1-102
1.3.4 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集	1-106
第1章の引用文献	1-107
2. 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備	2-1
2.1 はじめに	2-1
2.2 将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備	2-2
2.2.1 背景・目的	2-2
2.2.2 将来の地形変化評価の全体像	2-2
2.2.3 地形変化の評価手法に関する検討	2-4
2.2.3.1 河床縦断形解析に基づく検討	2-4
2.2.3.2 TCN データに基づく長期的な侵食速度の推定	2-10
2.2.3.3 気候変動による土砂生産量の変化の考え方の整理	2-12
2.2.4 不確かさを考慮した将来十万年スケールの地形変化評価	2-16
2.2.4.1 評価方法	2-16
2.2.4.2 将来の地形変化評価に用いるパラメータの推定（過去～現在の地形変化評価）	2-19
2.2.4.3 不確かさを考慮した現在～将来の地形変化評価	2-24
2.2.5 まとめと今後の課題	2-29
2.3 長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行解析の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備	2-32
2.3.1 将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動への影響評価	2-32

2.3.1.1	評価方法	2-32
2.3.1.2	現在の流動場の評価	2-35
2.3.1.3	海水準変動に伴う流動場への影響の確認	2-36
2.3.1.4	地形変化・海水準変動の不確かさに伴う広域地下水流動への影響	2-37
2.3.1.5	まとめと今後の課題	2-41
2.3.2	将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う核種移行への影響評価	2-43
2.3.2.1	評価の全体像	2-43
2.3.2.2	処分場のレイアウト・水理定数	2-44
2.3.2.3	処分場位置の選定	2-45
2.3.2.4	サイトスケールの地下水流動解析	2-47
2.3.2.5	処分場スケールの地下水流動解析	2-48
2.3.2.6	地形変化・海水準変動の不確かさに伴う核種移行への影響	2-50
2.3.2.7	まとめ	2-79
2.3.3	廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件による核種移行の特性への影響評価	2-81
2.3.3.1	背景・目的	2-81
2.3.3.2	評価方法	2-81
2.3.3.3	評価結果	2-86
2.3.3.4	まとめ	2-95
2.3.4	スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点の整備	2-96
2.3.5	ニアフィールド/ファーフィールドにおける核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備	2-103
	第2章の参考文献	2-105
3.	ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得	3-1
3.1	はじめに	3-1
3.2	ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理	3-4
3.2.1	はじめに	3-4
3.2.2	収集方法	3-5
3.2.3	ボーリング孔	3-5
3.2.3.1	ボーリング孔の閉塞の定義（案）	3-5
3.2.3.2	閉塞の材料	3-7
3.2.3.3	ボーリング孔の移行経路の抽出	3-8
3.2.3.4	ボーリング孔の閉塞方法	3-13
3.2.3.5	課題	3-25
3.2.4	坑道	3-29
3.2.4.1	坑道の閉塞の定義（案）	3-29



3.2.4.2	坑道の移行経路の抽出	3-29
3.2.4.3	坑道閉塞の確認項目／閉塞方法	3-36
3.2.4.4	課題	3-47
3.3	室内試験によるボーリング孔空洞の閉鎖確認に係る知見の整理	3-50
3.3.1	原位置と同様の高水圧環境に定置した埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得	3-50
3.3.1.1	実験の目的	3-50
3.3.1.2	実験手法	3-52
3.3.1.3	結果と考察	3-56
3.3.1.4	得られた知見	3-67
3.3.2	地震等による一時的な水圧変化時の埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得	3-68
3.3.2.1	実験の目的	3-68
3.3.2.2	実験手法	3-69
3.3.2.3	結果と考察	3-71
3.3.2.4	得られた知見	3-76
3.4	まとめ	3-77
	第3章の引用文献	3-78
4.	本事業に関する研究成果の取りまとめ	
4.1	はじめに	4-1
4.2	人工バリアの核種移行に関する評価に係る成果の取りまとめ	4-2
4.2.1	取りまとめ方針	4-2
4.2.2	廃棄体容器に係る整理	4-14
4.2.3	ベントナイト系人工バリアに係る整理	4-24
4.2.4	セメント系人工バリアに係る整理	4-41
4.2.5	性能評価に係る考え方の整理	4-53
4.2.6	まとめ	4-54
4.3	天然バリアの核種移行に関する評価に係る成果の取りまとめ	4-58
4.3.1	取りまとめ方針	4-58
4.3.2	地形変化評価に関する研究	4-58
4.3.3	地下水流動	4-69
4.3.4	核種移行	4-75
4.3.5	まとめ	4-92
4.4	トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認	4-101
4.4.1	背景	4-101
4.4.2	現時点におけるモニタリング技術の概要	4-102
4.4.3	閉鎖確認に必要な知見の取得	4-107
	第4章の引用文献	4-119

5. 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集 .....	5-1
5.1 日本原子力学会 2020 年秋の大会 .....	5-2
5.2 2020 年地下水学会秋季講演会 .....	5-3
第 5 章の引用文献 .....	5-3

## 添付資料

### Appendix-I 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

- I-A 対象地域における河床縦断形解析（ $\theta$  の地域平均値の推定）……………App.I-1
- I-B 気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査……………App.I-4
- I-C 現在～将来の地形変化評価…………… App.I-10
- I-D 現在～将来の地下水流動解析…………… App.I-20

### Appendix-II ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得

- II-A ベントナイトの調製方法の選定およびブロック成型方法の妥当性の検討…App.II-1
- II-B 成型したブロック内の初期気相量とのずれ……………App.II-4

### Appendix-III 本事業に関する研究成果の取りまとめ

- III-A 全面腐食評価モデル…………… App.III-1
- III-B 応力腐食割れ評価モデル…………… App.III-7

### Appendix-IV 令和2年度「廃棄物埋設における性能評価に関する研究」検討委員会名簿

- 委員会名簿…………… App.IV-1

## 図目次

図 1.3-1	不確かさを考慮した将来の地形変化評価の流れ（青枠：本年度の検討項目）	1-6
図 1.3-2	河床縦断形解析に基づく地質係数の検討	1-7
図 1.3-3	TCN に基づく平均侵食速度の推定	1-8
図 1.3-4	TCN に基づく過去の侵食速度の推定結果の一例	1-9
図 1.3-5	TCN による過去の最大侵食速度と時期の関係	1-9
図 1.3-6	不確かさを考慮した将来の地形変化評価—解析ケース	1-9
図 1.3-7	過去～現在の地形変化の評価結果概要（ケース D）	1-10
図 1.3-8	将来 12.5 万年間の最大侵食量	1-12
図 1.3-9	平均地形勾配の経時変化	1-13
図 1.3-10	地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ	1-14
図 1.3-11	沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化	1-14
図 1.3-12	地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響	1-15
図 1.3-13	地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響	1-16
図 1.3-14	3 種類の地下水流動解析（広域／サイト／処分場スケール）と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係	1-17
図 1.3-15	陸側（左）及び海側（右）の処分場設定位置	1-18
図 1.3-16	処分坑道からの粒子放出点の設定（処分場スケール）	1-19
図 1.3-17	代表的な粒子放出点からの放出時刻別の流動時間（A-1 陸側）	1-19
図 1.3-18	P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路（陸側：A-1, D-1）	1-20
図 1.3-19	p1 及び p5 からの放出時刻（年）別の流動時間（A-1 陸側）	1-21
図 1.3-20	P5 付近の地下水流動の時間変化（陸側：A-1）	1-21
図 1.3-21	p1 及び p5 からの放出時刻（年）別の流動時間（D-1 陸側）	1-22
図 1.3-22	P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路（海側：A-1, A-4）	1-23
図 1.3-23	p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの流動時間（A-1 海側）	1-23
図 1.3-24	p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの流動時間（A-4 海側）	1-24
図 1.3-25	人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化（陸側及び海側処分場）	1-26
図 1.3-26	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-1）	1-27
図 1.3-27	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（D-1）	1-27
図 1.3-28	海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-1）	1-28
図 1.3-29	海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-4）	1-28
図 1.3-30	標準ケース（直交、EDZ:母岩に対して 10 倍の透水係数）	1-32
図 1.3-31	坑道が地下水流動方向に対して平行のケース（平行、EDZ:母岩に対して 10 倍の透水係数）	1-33
図 1.3-32	標準ケースに対して EDZ の透水係数がさらに 10 倍となるケース	1-34
図 1.3-33	p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間（A-1 陸側）（再掲）	1-37
図 1.3-34	中深度処分の概念（左：中深度処分の審査ガイド骨子案、右：規則等骨子案）	1-46

図 1.3-35	各状態において人工バリアシステムに求められる安全機能と性能	1-48
図 1.3-36	モニタリング技術を含めたセメント系人工バリア性能評価の概念	1-60
図 1.3-37	隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化	1-62
図 1.3-38	不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価の流れ	1-63
図 1.3-39	地形変化評価コード JAEAsmtp の概要	1-64
図 1.3-40	将来の不確かさを考慮した地形変化評価の解析ケース	1-65
図 1.3-41	過去～現在の地形変化の評価結果概要 (ケース D)	1-65
図 1.3-42	不確かさを考慮した評価における将来 12.5 万年間の最大侵食量	1-66
図 1.3-43	起点からの距離 (y) と塩分濃度 (正規化) との関係(4)	1-68
図 1.3-44	10 万年間の地下水移動距離の推定結果	1-68
図 1.3-45	地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ	1-70
図 1.3-46	沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化	1-71
図 1.3-47	地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響	1-71
図 1.3-48	地形変化・海水準変動及びその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響	1-72
図 1.3-49	処分場位置の選定 (陸域)	1-73
図 1.3-50	処分場位置の選定 (海域)	1-73
図 1.3-51	人工バリアと天然バリア領域のリンケージ評価の概要	1-75
図 1.3-52	3 種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリアとしての ニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係	1-76
図 1.3-53	サイトスケールのモデル例	1-77
図 1.3-54	サイトスケール地下水流動解析の結果例 (全水頭分布の時間変化)	1-78
図 1.3-55	処分場スケールのモデル例	1-79
図 1.3-56	処分場スケールの評価範囲の検討結果	1-80
図 1.3-57	陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間 (ケース A-1: p1 及び p5)	1-81
図 1.3-58	陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間 (ケース D-1: p1 及び p5)	1-81
図 1.3-59	Kd の設定体系	1-83
図 1.3-60	人工バリアからの核種移行フラックス	1-88
図 1.3-61	地表における核種移行フラックスの時間変化 (陸側処分場 A-1)	1-90
図 1.3-62	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (陸側処分場 D-1)	1-91
図 2.2-1	隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化	2-2
図 2.2-2	不確かさを考慮した将来の地形変化評価の流れ	2-3
図 2.2-3	SA プロットの例 (Demouline et al. (2017) <sup>(6)</sup> )	2-5
図 2.2-4	河床縦断形解析の評価範囲	2-6
図 2.2-5	SA プロットの作成例	2-7
図 2.2-6	k <sub>sn</sub> の推定結果	2-8
図 2.2-7	k <sub>sn</sub> の変動係数の推定結果	2-9
図 2.2-8	α 値傾きと隆起速度およびその回帰式	2-9

図 2.2-9	流域侵食速度と流域内平均傾斜の関係 (JAEA・電中研, 2019) <sup>(9)</sup> .....	2-10
図 2.2-10	地質区分毎の侵食速度と高度分散量との関係 (藤原ら, 1999) <sup>(12)</sup> .....	2-11
図 2.2-11	国外における TCN による地質と侵食速度に関する文献の概要.....	2-11
図 2.2-12	TCN データに基づく侵食速度の推定結果および傾斜 35° 以上の範囲.....	2-12
図 2.2-13	TCN による過去の最大侵食速度と時期の関係.....	2-15
図 2.2-14	最終氷期最寒冷期の森林限界 貝塚 (1998) <sup>(21)</sup> .....	2-15
図 2.2-15	対象地域 (標高および水系).....	2-16
図 2.2-16	対象地域 (地質分布).....	2-16
図 2.2-17	JAEAsmtp の概要.....	2-16
図 2.2-18	不確かさの設定 (隆起速度).....	2-17
図 2.2-19	将来の海水準変動のケース設定.....	2-18
図 2.2-20	河床縦断形の位置および河成段丘.....	2-18
図 2.2-21	谷底侵食低地の幅の評価位置 (Sect. 1~3).....	2-18
図 2.2-22	過去~現在の地形変化評価の流れ.....	2-19
図 2.2-23	古地形の推定結果 (ケース A およびケース D).....	2-21
図 2.2-24	推定した古地形~現在の評価結果 (ケース A および D).....	2-23
図 2.2-25	現在~将来の地形変化の評価結果 (ケース A-1 および D-1).....	2-25
図 2.2-26	将来 12.5 万年間の最大侵食量.....	2-26
図 2.2-27	地質及び地形の違いを考慮した代表的な領域の設定.....	2-26
図 2.2-28	代表領域における地形勾配の経時変化 (ケース A-1~5, B,C,D-1).....	2-27
図 2.3-1	地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ.....	2-32
図 2.3-2	地下水流動解析 (地質構造) (表層を除き表示).....	2-33
図 2.3-3	不飽和低減特性の設定.....	2-34
図 2.3-4	断面位置.....	2-35
図 2.3-5	現在の地下水流速および塩分濃度分布.....	2-35
図 2.3-6	集水域 (深度 100m) からの地下水の流れおよび地下水の湧出傾向.....	2-36
図 2.3-7	海水準低下に伴う地下水流動への影響評価結果.....	2-36
図 2.3-8	海水準上昇に伴う地下水流動への影響評価結果.....	2-37
図 2.3-9	沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化.....	2-38
図 2.3-10	領域全体 (深度 100m) の地下水流速・塩分濃度の経時変化.....	2-38
図 2.3-11	地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響 (陸域).....	2-39
図 2.3-12	粒子放出時刻による地表への移行の違い (陸域).....	2-39
図 2.3-13	地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響 (海域).....	2-40
図 2.3-14	粒子放出時刻による地表への移行の違い (海域).....	2-40
図 2.3-15	地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響.....	2-41
図 2.3-16	核種移行解析の評価の全体像.....	2-44
図 2.3-17	処分場のレイアウト.....	2-45
図 2.3-18	処分場位置の選定 (陸域).....	2-46

図 2.3-19	処分場位置の選定（海域）	2-46
図 2.3-20	サイトスケールのモデル例	2-47
図 2.3-21	サイトスケール地下水流動解析の結果例（全水頭分布の時間変化）	2-47
図 2.3-22	処分場スケールのモデル例	2-48
図 2.3-23	処分場スケールの評価範囲の検討結果	2-49
図 2.3-24	処分坑道からの粒子放出点の設定（処分場スケール）	2-50
図 2.3-25	代表的な粒子放出点からの放出時刻別の流動時間（A-1 陸側）	2-50
図 2.3-26	P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路（陸側：A-1, D-1）	2-51
図 2.3-27	P5 付近の地下水流動の時間変化（陸側：A-1）	2-52
図 2.3-28	A-1 と D-1（侵食速度大）の全水頭の時間変化（陸側）	2-52
図 2.3-29	p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間（A-1 陸側）	2-53
図 2.3-30	p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離（A-1 陸側）	2-53
図 2.3-31	p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間（D-1 陸側）	2-54
図 2.3-32	p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離（D-1 陸側）	2-54
図 2.3-33	P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路（海側：A-1, A-4）	2-55
図 2.3-34	塩分濃度分布の時間変化（海側：A-1）	2-56
図 2.3-35	海側 A-1 の流速ベクトルの変化例（海側：A-1）	2-56
図 2.3-36	塩分濃度分布の時間変化（海側：A-4）	2-57
図 2.3-37	p1 及び p5 からの放出時刻別の地下水流動時間（A-1 海側）	2-58
図 2.3-38	p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離（A-1 海側）	2-58
図 2.3-39	p1 及び p5 からの放出時刻別の地下水流動時間（A-4 海側）	2-59
図 2.3-40	p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離（A-4 海側）	2-59
図 2.3-41	人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化（陸側及び海側処分場）	2-67
図 2.3-42	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-1）	2-68
図 2.3-43	p1 からの放出時刻別フラックス（陸側 A-1）	2-68
図 2.3-44	p5 からの放出時刻別フラックス（陸側 A-1）	2-69
図 2.3-45	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（D-1）	2-69
図 2.3-46	p1 からの放出時刻別フラックス（陸側 D-1）	2-70
図 2.3-47	p5 からの放出時刻別フラックス（陸側 D-1）	2-70
図 2.3-48	海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-1）	2-71
図 2.3-49	p1 からの放出時刻別フラックス（海側 A-1）	2-72
図 2.3-50	p5 からの放出時刻別フラックス（海側 A-1）	2-72
図 2.3-51	海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-4）	2-73
図 2.3-52	p1 からの放出時刻別フラックス（海側 A-4）	2-73
図 2.3-53	p5 からの放出時刻別フラックス（海側 A-4）	2-74
図 2.3-54	人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化（追加 5 核種陸側処分場）	2-75
図 2.3-55	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（A-1: 追加 5 核種）	2-76
図 2.3-56	p1 からの放出時刻別フラックス（陸側 A-1: 追加 5 核種）	2-77

図 2.3-57	p5 からの放出時刻別フラックス (陸側 A-1: 追加 5 核種) .....	2-78
図 2.3-58	人工バリアからの移行フラックス時間変化 (陸側 A-1: Tc-99 (Kd=0 のケース)) .....	2-78
図 2.3-59	p5 からの核種移行フラックス (陸側 A-1: Tc-99 (Kd=0 のケース)) .....	2-79
図 2.3-60	模擬した処分場レイアウトと坑道内配置 .....	2-83
図 2.3-61	モデル (材質毎) .....	2-84
図 2.3-62	メッシュ分割 .....	2-84
図 2.3-63	各ケースの全水頭 (m) .....	2-85
図 2.3-64	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 .....	2-85
図 2.3-65	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case1) .....	2-86
図 2.3-66	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case2) .....	2-87
図 2.3-67	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case3) .....	2-88
図 2.3-68	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case4) .....	2-89
図 2.3-69	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case5) .....	2-90
図 2.3-70	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case6) .....	2-91
図 2.3-71	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case7) .....	2-92
図 2.3-72	処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case8) .....	2-93
図 2.3-73	境界までの移行距離および平均流速 .....	2-94
図 2.3-74	EDZ 中の移行距離および平均流速 .....	2-94
図 2.3-75	SR-PSU における地下水流動解析の各スケールの関係性 <sup>(4)</sup> .....	2-97
図 2.3-76	SR-Site における地下水流動解析の各スケールの関係性 <sup>(5)</sup> .....	2-97
図 2.3-77	p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間 (A-1 陸側) (再掲) .....	2-104
図 3-1	Sandwich-concept のイメージ図 .....	3-3
図 3-2	想定されるボーリング孔の移行経路 .....	3-9
図 3-3	本報告書で対象とするケーシングと観測装置 / ストレーナの考え方 .....	3-10
図 3-4	ケーシングおよび観測装置 / ストレーナの残置例 .....	3-22
図 3-5	坑道閉塞における移行経路の概念図 .....	3-31
図 3-6	ブロック中に発生した空隙(9) .....	3-51
図 3-7	本試験で用いる用語の概要 .....	3-52
図 3-8	飽和度計測用のサンプルの採取位置 (例) .....	3-55
図 3-9	高水圧環境下を模擬した室内試験の模式図 .....	3-55
図 3-10	透水試験の模式図 .....	3-56
図 3-11	初期含水比 10% のブロックの CT 画像とブロック切断面 .....	3-57
図 3-12	初期含水比 20% のブロックの CT 画像とブロック切断面 .....	3-58
図 3-13	膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.3) .....	3-59
図 3-14	膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.4) .....	3-59
図 3-15	膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.9) .....	3-60



図 3-16	膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.10) .....	3-60
図 3-17	膨潤 15 日時点における空隙の容積および放出空気の体積と初期気相量 .....	3-61
図 3-18	No.3 のブロックの切断面と各部位の飽和度 .....	3-62
図 3-19	空隙の容積と放出空気の体積の時間変化 .....	3-63
図 3-20	ブロック上面から空気が放出される様子とその翌日に撮影した CT 画像 .....	3-64
図 3-21	0.3 MPa の水圧条件下で膨潤させたブロックの CT 画像、切断面と各部位の飽和度 .....	3-65
図 3-22	ボーリング孔の傾斜角度から想定される空隙の形状の違い .....	3-67
図 3-23	ブロックが浮き上がる様子 .....	3-68
図 3-24	ブロックが移動し始める時の水頭差の計測概念図 .....	3-70
図 3-25	ブロックの移動試験の手順 .....	3-71
図 3-26	初期含水比 10 % のブロック 6 試料の移動前から移動後にかけての様子 .....	3-74
図 3-27	初期含水比 20 % のブロック 6 試料の移動前から移動後にかけての様子 .....	3-74
図 3-28	添加したウラニンにより可視化された移行経路 .....	3-75
図 4.2-1	中深度処分の概念 (左：中深度処分の審査ガイド骨子案、右：規則等骨子案) .....	4-7
図 4.2-2	各状態において人工バリアシステムに求められる安全機能と性能 .....	4-8
図 4.2-3	鋼製角型容器の概要 .....	4-15
図 4.2-4	炭素鋼オーバーパック腐食寿命評価のフロー .....	4-17
図 4.2-5	実験と解析の pH 比較 .....	4-21
図 4.2-6	実験と解析の Eh 比較 .....	4-21
図 4.2-7	累積ガス発生量と OP 早期破損可能性の検討 .....	4-22
図 4.2-8	ケース別の排水速度の比較 (平成 28 年度報告書の記載を一部修正) .....	4-23
図 4.2-9	ケース別の累積排水量の比較 (平成 28 年度報告書の記載を一部修正) .....	4-23
図 4.2-10	ベントナイト系人工バリアの変質を踏まえた 透水評価と核種移行パラメータ設定に係る研究体系 .....	4-26
図 4.2-11	透水試験装置概念 .....	4-27
図 4.2-12	実際に圧縮ベントナイトを Na 系アルカリ溶液に 浸漬させて変質させた試料を用いた適用条件の検討 .....	4-29
図 4.2-13	テフロン製変質容器 .....	4-30
図 4.2-14	モンモリロナイト密度の減少挙動 ( $0.3 \text{ mol dm}^{-3} \text{ NaOH}$ ) .....	4-30
図 4.2-15	ポリサルホン製透過拡散試験容器 .....	4-34
図 4.2-16	緩衝材の透水性の変遷評価を行うための評価モデルの体系と核種移行 解析へ繋がる評価体系 (平成 24 年度報告書の記載を一部修正) .....	4-35
図 4.2-17	セメント硬化体の物理的・化学的性能に基づいたセメント系 人工バリアの性能評価の概念 (土木学会 333 委員会の図を一部修正) .....	4-41
図 4.2-18	一般社会基盤コンクリートで行われている劣化評価の手法 (2017 年制定)	

	コンクリート標準示方書、8章耐久性に関する照査に基づき作図) ……	4-42
図 4.2-19	長期的な性能評価に対する診断及び数理解析を用いたアプローチの概念 (Baroghel-Bouny, 2006 や土木学会 335 委員会の取りまとめに基づき作図) ……	4-43
図 4.2-20	人工バリアの状態変化に関する期間区分の整理 ……	4-44
図 4.2-21	セメント系材料の特徴を踏まえた性能評価研究の軸 ……	4-45
図 4.2-22	(a,b,c) プレーンセメントペースト硬化体 (413 日) の TEM 観察像、 (d) 水蒸気吸着法に基づく細孔径分布 ……	4-48
図 4.2-23	細孔構造に関するモデル化に関する課題整理 ……	4-48
図 4.2-24	TMS 法によるシリケート鎖重合度分布の経時変化 ……	4-49
図 4.2-25	<sup>27</sup> Al-NMR スペクトルの経時変化 ……	4-49
図 4.2-26	C(A)SH ゲル構造のモデル化 (図 4.2-23 中の細孔構造の概念図に追記) ……	4-50
図 4.2-27	モニタリング技術を含めたセメント系人工バリア性能評価の概念 ……	4-52
図 4.3-1	隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化 ……	4-59
図 4.3-2	不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価の流れ ……	4-60
図 4.3-3	地形変化評価コード JAEAsmtp の概要 ……	4-61
図 4.3-4	不確かさの設定 (隆起速度) ……	4-61
図 4.3-5	基盤地質図 ……	4-62
図 4.3-6	氷期の河床縦断形 ……	4-63
図 4.3-7	沖積層厚の分布 ……	4-63
図 4.3-8	将来の海水準変動のケース設定 ……	4-63
図 4.3-9	河床縦断形の位置および河成段丘 ……	4-64
図 4.3-10	谷底侵食低地の幅の評価位置 (Sect. 1~3) ……	4-64
図 4.3-11	過去～現在の地形変化評価の流れ ……	4-65
図 4.3-12	将来の不確かさを考慮した地形変化評価の解析ケース ……	4-65
図 4.3-13	過去～現在の地形変化の評価結果概要 (ケース D) ……	4-66
図 4.3-14	不確かさを考慮した評価における将来 12.5 万年間の最大侵食量 ……	4-67
図 4.3-15	起点からの距離 (y) と塩分濃度 (正規化) との関係 ……	4-70
図 4.3-16	10 万年間の地下水移動距離の推定結果 (モデル 2, y=1,000m 地点) ……	4-70
図 4.3-17	地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ ……	4-71
図 4.3-18	沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化 ……	4-72
図 4.3-19	地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響 ……	4-72
図 4.3-20	地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下の影響 ……	4-73
図 4.3-21	処分場位置の選定 (陸域) ……	4-74
図 4.3-22	処分場位置の選定 (海域) ……	4-74
図 4.3-23	人工バリアと天然バリア領域のリンケージ評価の概要 ……	4-76
図 4.3-24	3 種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリア としてのニアフィールド領域およびファーフィールド領域の設定との関係 ……	4-77

図 4.3-25	サイトスケールのモデル例	4-78
図 4.3-26	サイトスケール地下水流動解析の結果例（全水頭分布の時間変化）	4-78
図 4.3-27	処分場スケールのモデル例	4-79
図 4.3-28	処分場スケールの評価範囲の検討結果	4-80
図 4.3-29	陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース A-1: p1 及び p5）	4-81
図 4.3-30	陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース D-1: p1 及び p5）	4-81
図 4.3-31	Kd の設定体系	4-83
図 4.3-32	人工バリアからの核種移行フラックス	4-88
図 4.3-33	地表における核種移行フラックスの時間変化（陸側処分場 A-1）	4-90
図 4.3-34	陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（陸側処分場 D-1）	4-91

## 表目次

表 1.3-1	JAEAsmtp の現状と今後の課題	1-11
表 1.3-2	天然バリアにおける元素別収着分配係数（降水系地下水）	1-25
表 1.3-3	天然バリアにおける元素別収着分配係数（海水系地下水）	1-25
表 1.3-4	各スケールの評価目的と適切な地下水流動解析の概要（沿岸域）	1-35
表 1.3-5	中深度処分の概念	1-47
表 1.3-6	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 a）	1-49
表 1.3-7	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 b）	1-50
表 1.3-8	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 c）	1-51
表 1.3-9	評価対象元素	1-84
表 1.3-10	これまでに実施した実験条件及び Kd データ（岩石への収着試験）	1-84
表 1.3-11	これまでに実施した実験条件及び Kd データ（岩石を構成する鉱物への収着試験）	1-86
表 1.3-12	降水系地下水における各元素の分配係数	1-88
表 1.3-13	海水系地下水における各元素の分配係数	1-89
表 1.3-14	天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題	1-94
表 1.3-15	天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題	1-98
表 1.3-16	地下水モニタリング技術に関わる規制要件（案）と確認項目および課題	1-104
表 2.2-1	拘束条件の例	2-4
表 2.2-2	地質係数の推定結果	2-10
表 2.2-3	気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査概要	2-12
表 2.2-4	不確かさの設定（地質係数）	2-17
表 2.2-5	拘束条件の設定値	2-18
表 2.2-6	パラメータの推定結果（古地形の推定）	2-20
表 2.2-7	拘束条件の値（古地形の推定）	2-20
表 2.2-8	パラメータの推定結果（現在の地形の再現）	2-22
表 2.2-9	拘束条件の値（現在の地形の再現）	2-22
表 2.2-10	解析ケース（現在～将来の地形変化）	2-24
表 2.2-11	不確かさが対象地域の将来の地形変化に与える影響（領域別）	2-27
表 2.2-12	不確かさが対象地域の将来の地形変化に与える影響（要因別）	2-28
表 2.2-13	地形変化の各事象に対するモデルの現状と今後の課題	2-30
表 2.3-1	地下水流動解析（境界条件）	2-33
表 2.3-2	対象地域に対する水理定数の設定	2-33

表 2.3-3	処分場の水理定数	2-45
表 2.3-4	評価対象核種のインベントリ（廃棄体グループ別）	2-60
表 2.3-5	廃棄体グループ別の廃棄体発生量	2-61
表 2.3-6	中深度処分埋施設における人工バリアの寸法設定値	2-61
表 2.3-7	各バリアのパラメータ設定値	2-61
表 2.3-8	放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値	2-64
表 2.3-9	本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠	2-64
表 2.3-10	セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度	2-65
表 2.3-11	セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における実効拡散係数	2-65
表 2.3-12	ベントナイト系材料層（低透水層）における実効拡散係数（m <sup>2</sup> /s）	2-65
表 2.3-13	人工・天然バリアにおける元素別収着分配係数（降水系地下水）	2-66
表 2.3-14	人工・天然バリアにおける元素別収着分配係数（海水系地下水）	2-66
表 2.3-15	人工・天然バリアにおける追加 5 核種の元素別収着分配係数（降水系地下水）	2-74
表 2.3-16	解析ケース	2-81
表 2.3-17	幌延 URL350m 調査坑道における EDZ 透水係数の観測結果例	2-82
表 2.3-18	広域スケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）	2-98
表 2.3-19	サイトスケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）	2-99
表 2.3-20	処分場スケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）	2-101
表 3-1	本書で用いる用語	3-3
表 3-2	簡易的なボーリング孔の閉塞手順	3-14
表 3-3	事前調査段階における確認項目と想定される確認方法	3-15
表 3-4	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、空洞部）	3-16
表 3-5	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング）	3-17
表 3-6	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（観測装置／ストレーナ、BDZ）	3-18
表 3-7	閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、孔空洞部、BDZ）	3-23
表 3-8	閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング、観測装置／ストレーナ）	3-24
表 3-9	坑道閉塞に係る文献調査の結果（空洞部（坑道空洞部／閉塞材））	3-33
表 3-10	坑道閉塞に係る文献調査の結果（プラグ）	3-34
表 3-11	坑道閉塞に係る文献調査の結果（EDZ／支保工／岩盤）	3-35
表 3-12	事前調査段階での確認項目と想定される確認方法	3-37
表 3-13	計画立案段階での確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）	3-41
表 3-14	計画立案段階での確認項目と想定される確認方法（プラグ）	3-42
表 3-15	計画立案段階での確認項目と想定される確認方法（EDZ／支保工／岩盤）	3-43

表 3-16	作業段階での確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）	3-44
表 3-17	作業段階での確認項目と想定される確認方法（プラグ）	3-45
表 3-18	作業段階での確認項目と想定される確認方法（EDZ／支保工／岩盤）	3-46
表 3-19	閉塞後における確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）	3-47
表 3-20	膨潤試験に使用した 4 つのブロックに含まれる計算上の初期気相量	3-51
表 3-21	平成 31 年度事業において作成したブロックの諸元	3-53
表 3-22	ブロックの初期含水比と試験条件	3-53
表 3-23	3.3.1 の室内試験に用いたブロックのデータ	3-57
表 3-24	膨潤開始から 15 日後のブロックの透水係数	3-66
表 3-25	3.3.2 の室内試験に用いたブロックのデータ	3-72
表 3-26	アクリル板を用いたブロックの摩擦試験の結果	3-72
表 3-27	花崗岩を用いたブロックの摩擦試験の結果	3-72
表 3-28	ブロックの移動試験と移動後の透水試験の結果	3-73
表 4.2-1	設計プロセスで考慮する評価シナリオと数値基準	4-5
表 4.2-2	中深度処分概念	4-7
表 4.2-3	人工バリアシステムに働く作用から 抽出した性能を判断するポイント（状態 a）	4-12
表 4.2-4	人工バリアシステムに働く作用から 抽出した性能を判断するポイント（状態 b）	4-13
表 4.2-5	人工バリアシステムに働く作用から 抽出した性能を判断するポイント（状態 c）	4-14
表 4.2-6	実験条件等から考えられる式（4.2-7）の影響因子に対する適用範囲 （平成 17 年度報告書の記載を一部修正）	4-28
表 4.2-7	実験条件から考えられる式（4.2-9）の影響因子に対する適用範囲 （平成 17 年度報告書の記載を一部修正）	4-31
表 4.2-8	セメント硬化体中の間隙の分類、および本手法における間隙の名称 （平成 17 年度報告書の記載を一部修正）	4-33
表 4.2-9	実験条件から考えられる式（4.2-11）の影響因子に対する適用範囲 （平成 17 年度報告書の記載を一部修正）	4-34
表 4.2-10	想定されるベントナイト系人工バリアの設計仕様	4-39
表 4.2-11	使用材料の仕様	4-46
表 4.2-12	使用した混和材料の仕様	4-46
表 4.2-13	製作したセメントペースト硬化体の配合	4-47
表 4.2-14	<sup>27</sup> Al-NMR スペクトルの解析結果	4-50
表 4.2-15	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を 判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 a）	4-55
表 4.2-16	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を	

	判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 b）	…4-56
表 4.2-17	人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を 判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 c）	…4-57
表 4.3-1	設定した地質係数	…4-62
表 4.3-2	拘束条件の設定値	…4-64
表 4.3-3	評価対象元素	…4-84
表 4.3-4	これまでに実施した実験条件及び Kd データ（岩石への収着試験）	…4-85
表 4.3-5	これまでに実施した実験条件及び Kd データ （岩石を構成する鉱物への収着試験）	…4-87
表 4.3-6	降水系地下水における各元素の分配係数	…4-89
表 4.3-7	海水系地下水における各元素の分配係数	…4-89
表 4.3-8	天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題	…4-93
表 4.3-9	天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題	…4-97
表 4.4-1	モニタリングに係る判断項目、確認内容、課題 （地質環境調査～操業の段階）	…4-105
表 4.4-2	モニタリングに係る判断項目、確認内容、課題 （処分場の建設・操業・閉鎖段階）	…4-106
表 4.4-3	事前調査段階における確認項目と想定される確認方法	…4-110
表 4.4-4	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、空洞部）	…4-111
表 4.4-5	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング）	…4-112
表 4.4-6	計画立案段階における確認項目と想定される確認方法 （観測装置／ストレーナ、掘削影響領域（BDZ））	…4-113
表 4.4-7	閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法 （岩盤、空洞部、掘削影響領域（BDZ））	…4-114
表 4.4-8	閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法 （ケーシング、観測装置／ストレーナ）	…4-115
表 4.4-9	平成 30 年度の室内試験結果の要約	…4-116
表 4.4-10	平成 31 年度の室内試験および原位置試験結果の要約	…4-117
表 4.4-11	令和 2 年度の室内試験結果の要約（第 3 章）	…4-118

## 1. 序論

### 1.1 まえがき

原子力規制庁は、これまでに廃棄物埋設に係る委託事業において、中深度処分の地下水流動評価及び核種移行評価が必要な領域である、廃棄物埋設地、それを設置する周辺の地盤及びそれらを含む広域に関して、人工バリア及び天然バリア中の核種移行評価に関する科学的・技術的知見の取得を行っている。

本事業は、中深度処分にて考慮すべき評価期間中における外部環境の変遷を踏まえた、天然バリアが有する核種移行に関する性能の評価（以下「性能評価」という。）について、科学的・技術的知見の取得を行うものである。また、ボーリング孔の閉鎖等において、放射性物質が移行しやすい経路が生じないように、適切に閉鎖が行われることの確認等に係る科学的・技術的知見の取得を実施した。

なお、本事業では過年度の委託事業による性能評価に関する成果を参考に行うとともに、過年度の研究成果を含めて全体の研究成果の取りまとめを実施した。

実施項目を以下に示す。

- (1) 地形変化等を考慮した天然バリアの性能評価に係る科学的・技術的知見の取得
- (2) ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得
- (3) 本事業に関する研究成果の取りまとめ
- (4) 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集

### 1.2 実施内容

- (1) 地形変化等を考慮した天然バリアの性能評価に係る科学的・技術的知見の取得

中深度処分の廃棄物埋設地の位置に関する設計については、合理的に設置可能な区域から、水理地質構造、地球物理・地球化学的環境等を踏まえて、廃棄物埋設地から生活圏への主要な放射性核種の移行を抑制する性能に優れた地盤が選定されるとともに廃棄物埋設地を設置した場合の長期にわたる性能評価が行われることが想定される。

このため本事業においては、想定される自然現象として地殻変動による断層活動及び隆起・沈降等、気候変動における侵食等を考慮した地形の時間変化に関する評価、並びにこれらを考慮した地下水流動評価及び核種移行評価に係る妥当性判断のための科学的・技術的知見を取得した。

本年度の事業において、下記の1)及び2)の項目を実施した。

- 1) 将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

過年度までに検討・整理を進めた地形変化の評価手法において、長期的な地形変化の不確かさを考慮した評価に関する知見の整備のため、以下の項目を実施した。

- ①地形変化の評価手法に関する科学的・技術的知見の整備



対象地域における複数の河川を対象に河床縦断形解析を実施し、河川の下刻速度等の検討を行う。この結果と、ダム堆砂量に基づく平均侵食速度（過去数十年間）及び宇宙線生成核種法に基づく平均侵食速度（過去数百～数百万年間）に対する既往の研究結果に基づき、地形の急峻さの影響（勾配の大きさを示す地形量と侵食速度の関係、斜面崩壊の影響の検討）や地質の影響（一軸圧縮強度、P波速度等に基づく侵食速度の推定値の補正）を考慮した上で、対象地域における長期的な平均侵食速度の推定を行い、長期的な侵食速度の設定根拠について検討を行った。また、これらの検討結果及び既往知見を踏まえ、氷期における河川及び斜面の侵食の違いを表す気候係数のモデルや設定根拠について検討・整理を行った。

## ②将来の地形変化の不確かさに対する評価の妥当性判断に関する知見の整備

上記の対象地域における長期的な侵食速度及び気候係数の検討結果を踏まえてこれらのパラメータの設定値の検討を行うとともに、過年度の評価結果も考慮しつつ対象地域の地形変化評価の不確かさの条件について追加検討を行った。それらの条件の下、追加検討によって整理したパラメータの将来の不確かさを考慮した地形変化評価を実施し、これらの不確かさが地形変化に与える影響度、廃棄物埋設地の位置の一定深度の確保への影響を分析した。それら分析結果と過年度までに得られた知見を踏まえ、将来の地形変化の不確かさに対する評価の妥当性を判断するために必要な科学的・技術的知見の整理（評価結果への影響度を踏まえた不確かさを考慮すべきデータ・拘束条件の整理、不確かさが地形変化の評価結果に与える影響（傾向、重要因子等）の整理等）を行った。

## 2) 長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

1) に示した地形変化の不確かさが地下水流動評価及び核種移行評価へ与える影響に関して、妥当性を判断するために必要な科学的・技術的知見の整備のために、以下の項目を実施した。

### ①将来の地形変化の不確かさが広域地下水流動に与える影響の科学的・技術的知見の整備

上記の1) において実施した将来の地形変化の不確かさに対する評価の結果を反映させた地下水流動解析を実施し、その結果から長期的な地形変化及び海水準変動が広域地下水流動へ与える影響（傾向、重要因子等）、長期的に水理学的な影響の小さい範囲の特徴について整理を行った。

### ②将来の地形変化の不確かさが天然バリアの核種移行の特性に与える影響の科学的・技術的知見の整備

上記の評価結果を踏まえて仮定した廃棄物埋設地の位置の周辺で、サイトスケールを対象とした3次元での地下水流動解析を行い、地質・地形的特徴から想定される現在の地下

水流動の傾向の再現性について検討を行うとともに、粒子追跡線解析を行い、将来の地形変化が天然バリアの核種移行経路の特性（3次元的な経路、移行距離、及び、経路上の流速の初期からの変動）に与える影響について整理を行った。さらに、次の③で実施する適切な処分場スケールの評価領域の選定について検討を行った。

③廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件が核種移行の特性に与える影響の科学的・技術的知見の整備

上記①及び②の広域／サイトスケールの評価結果を踏まえ選定した処分場スケールの領域に対し、処分坑道の配置、人工バリア・掘削影響領域（以下「EDZ」という。）等の透水性や厚さの条件の違いによる地下水流動の感度解析を行い、廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及びEDZ範囲の透水性の条件が核種移行経路の特性に与える影響について知見を整理し、EDZの核種移行への影響とその対策の妥当性を評価する上での留意点の抽出を行った。

④各スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点の整備

分水界を含む地形変化対象領域の広域スケール／処分場から地表までの核種移行経路を包含するサイトスケール／自然事象の影響を受けにくい処分場スケールに関する既往の知見、及び上記の①～③の各スケールにおける解析を踏まえ、各スケールの評価目的に応じた地下水流動解析における適切な解析方法、条件設定に関する留意点の整理を行った。

⑤ニアフィールド及びファーフィールドにおける核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

処分場スケールの地下水流動解析に基づいてニアフィールド（自然事象の影響を受けにくく天然バリアの初期性能が長期的に維持される見込みのある領域）の核種移行経路の時間変化を把握し、その流出点及び時刻に応じてサイトスケールにおける長期的な地形変化の影響を受ける移行経路（ファーフィールド）を評価して、それらを接続させた核種移行経路の評価を行う。このとき、生活圏までの移行距離、流速及び流出点の特徴についてサイトスケールの地下水流動解析結果に基づいた整理を行った。さらに、評価したニアフィールドとファーフィールドを接続した核種移行経路に沿って解析された地下水流速、移行距離及び地質・水質に応じた収着分配係数を設定して1次元の核種移行解析を行い、核種移行へ与える影響（傾向、重要因子等）について整理を行った。また、これらを通じて、スケールの異なる地下水流動解析に基づく核種移行経路に沿った核種移行の適切な評価方法の妥当性を判断するために必要な知見を取りまとめた。

(2) ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得

中深度処分においては、廃止措置の開始までの間は、廃棄物埋設地からの放射性物質の異

常な漏えいを監視・測定するためのモニタリング設備の設置が求められている。その際、モニタリング設備が人工バリア及び天然バリアの機能を著しく損なうことがないこと、モニタリング設備の撤去に際して放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう撤去、閉鎖を行うこと等を考慮した設計がなされることが重要である。

このため本事業においては、モニタリングに使用されたボーリング孔について、適切に閉鎖がされていることの確認（以下「閉鎖確認」という。）等に係る科学的・技術的知見を取得した。

本年度の事業において、下記の1)及び2)の項目を実施した。

#### 1) ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理

中深度処分においては、廃棄物埋設地の坑道（処分坑道、アクセス坑道等）及び地質環境調査に利用されるボーリング孔や埋設段階及び閉鎖措置段階で行う地下水等モニタリングや放射線モニタリングに利用されたボーリング孔が、放射性物質の移行経路とならないように適切に閉鎖されていることを確認する必要がある。想定される移行経路には岩盤中の水みちのほか、坑道やボーリング孔の空洞部やその周辺の岩盤損傷部、坑道覆工やボーリングケーシング（ストレーナー管）の背面等が挙げられ、これらの閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理を行った。

#### 2) 室内試験によるボーリング孔空洞の閉鎖確認に係る知見の整理

1) で整理を行った内容のうち、ボーリング孔空洞の閉鎖確認については、平成31年度の課題として残された原位置条件でのベントナイトの閉鎖確認、長期的な環境変化（主に地震時の水圧変化）に対するベントナイトの閉鎖確認に係る以下の科学的・技術的知見を取得した。

##### ①原位置と同様の高水圧環境に定置した埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

埋戻し材として想定される様々な材料のうち、セメントや砂については打設後の状態に関わる多くの研究例がある。一方で、位置の高水圧環境に設置されるベントナイトについては、ブロック内の気相の残留や不均質な膨潤が生じることで、見かけの透水性が低下し、選択的に閉塞性の低い箇所が形成される可能性があり、閉鎖確認をする上での懸念事象が考えられる。埋め戻されたベントナイト材料の閉塞性（透水性）にはこれらの不確実性が含まれている懸念があり、定置後のベントナイトの状態や閉塞性に関わる上記の懸念事象について科学的・技術的知見を取得して、その妥当性の判断に係る留意点を整理した。

そのため、原位置を模擬した高水圧条件下にブロックを設置する室内試験を行い、ブロックの不均質性を確認するための含水比分布測定やCTスキャン、透水係数測定等により、原位置条件でのベントナイトの閉塞性に関わる知見を取得した。

##### ②地震等による一時的な水圧変化時の埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

安全評価期間中に地震等の地質環境変動に伴い水圧変化が起こった場合、噴砂現象や材料流失等によりベントナイト、砂等の埋戻し材料の状態が変化し、閉鎖性が担保できなくなる可能性がある。1)の検討を踏まえた上で、代表的な埋戻し材料、配置により、水圧条件を変化させた埋戻し材による室内試験を実施し、水圧変化時の透水量、材料配置深度の変化や水みちの発生等に係る科学的・技術的知見を取得したの知見から、ボーリング孔の閉鎖確認における地震等による一時的な水圧変化に対する留意点の整理を行った。

### (3) 本事業に関する研究成果の取りまとめ

平成29年度から令和2年度までに中深度処分を対象として実施した本事業及び関連する過年度の委託事業の研究成果（科学的・技術的知見）の全体について系統的に取りまとめを行った。また、これ以前の期間についても、本事業に関連する過年度の委託事業の研究成果についても中深度処分の観点で整理できる内容について併せて系統的に取りまとめた。

本年度の事業において、下記の1)、2)及び3)の項目を実施した。

#### 1) 人工バリアの核種移行に関する評価

中深度処分における人工バリアに求められる要求性能を抽出し、抽出した要求性能を性能評価するための評価手法ごとに現状や課題を系統的に取りまとめた。なお、人工バリアの項目として、セメント系人工バリア、ベントナイト系人工バリア及び廃棄体について整理した。

#### 2) 天然バリアの核種移行に関する評価

中深度処分における天然バリアに求められる要求性能を抽出し、抽出した要求性能を性能評価するための評価手法ごとに現状や課題を系統的に取りまとめた。なお、天然バリアの項目として、地形変化評価、地下水流動評価及び核種移行評価について整理した。

#### 3) トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認

トンネル及びボーリング孔における移行経路の閉鎖設計や閉鎖確認のためには、空洞の掘削、維持管理、設備等の撤去に際して放射性物質が移行しやすい経路が生じないように撤去、閉鎖を行うこと等を考慮した設計がなされることが重要である。そこで、本事業においてこれまでに収集したボーリング孔の掘削、モニタリングに係る設備の設置から撤去までの既存の知見を取りまとめるとともに、これまでに実施してきたボーリング孔埋戻し時の閉塞材料の配置や材料設計に関わる諸試験の結果を基に、対象として考えられるトンネルやボーリング孔の閉鎖に係る問題点を系統的に抽出し、個々の問題点に対して取りまとめた。

### (4) 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集

本事業の実施に当たっては、廃棄物埋設の核種移行に伴う安全評価及び性能評価の検討等、

多岐にわたる高い専門性が必要となることから、適宜事業内容に関連する国内外の専門家と意見交換等を行い、事業成果の向上・精緻化を図った。

### 1.3 成果概要

#### 1.3.1 地形変化等を考慮した天然バリアの性能評価に係る科学的・技術的知見の取得

##### 1.3.1.1 将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

本事業では山地・河川・平野・海域から成る典型的な集水域（以下、対象地域）を対象に、不確かさを考慮した将来の地形変化を図 1.3-1 の流れで検討してきた。本年度は、(1) より適切な地形変化評価のための検討（図 1.3-1 に青枠で示す 3 項目）、(2) 不確かさに伴う将来十万年スケールの地形変化への影響評価（(1) を反映）を行い、評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見を整理した。

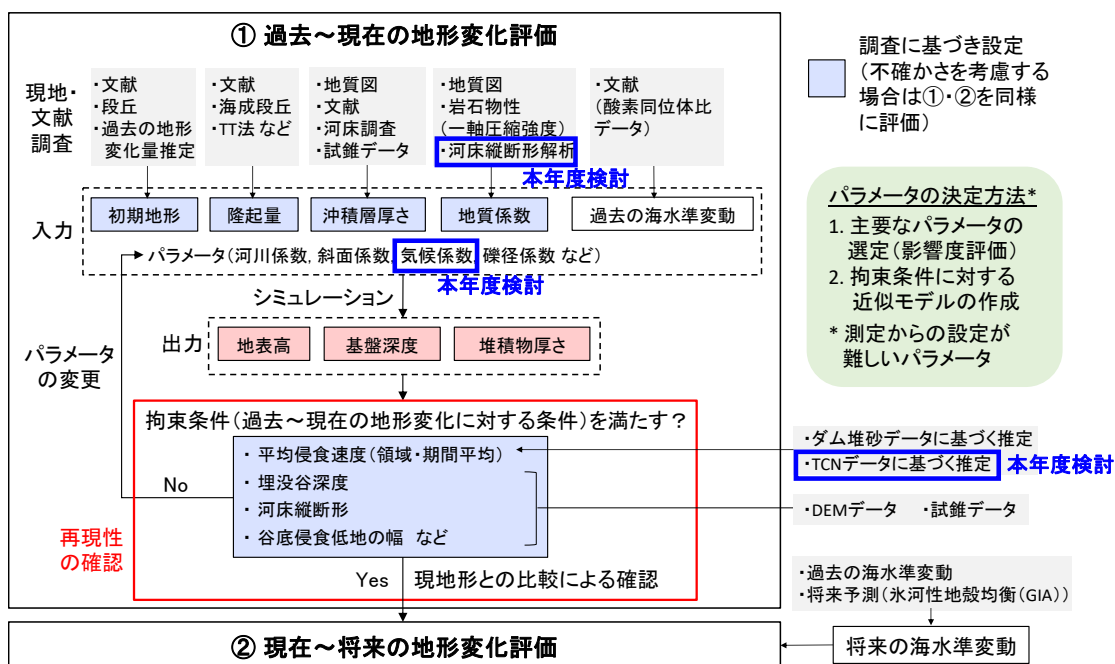


図 1.3-1 不確かさを考慮した将来の地形変化評価の流れ（青枠：本年度の検討項目）

#### (1) 地形変化の評価手法に関する検討

##### ①河床縦断形解析に基づく地質係数等の検討

地形変化評価における地質の受食性（地質係数）について、既往評価では岩石の侵食速度が一軸圧縮強度と反比例の関係にあること、一軸圧縮強度と P 波速度には比較的良好な相関があること ( $R^2=0.8$ ) が知られており、三箇・安江 (2008) <sup>(1)</sup> および花谷ほか (2011) <sup>(2)</sup> では JAEAsmtp (日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社 (現 JX 金属探開株式会社) が特許権者の特許 (特許第 5422833 号) による方法を用いたコード) での地質係数と P 波速度の関係性が示されている。過年度までの評価ではこれを用いて、地質区分毎の P 波速度 (岩石物性値データベース (PROCK) <sup>(3)</sup>) から推定した一軸圧縮強度に基づき、地質係数を推定していた。しかし推定に使用した物性値は現地での測定データではなく、現地の地質の状況の反

映が不十分であった。本年度はサイト特性を反映した設定を検討するために、河床縦断形解析 (Wobus et al. (2006)<sup>(4)</sup>など) に基づく地質係数の設定を検討した。河床縦断形解析は、岩盤河川に対する侵食式 (ストリームパワーモデル<sup>(3)</sup>) に基づき、長期的な地形の変遷状態を検討する方法である。本検討では対象地域周辺の計 62 河川を対象に、河床縦断形の分析を行った。 $k_{sn}$  (河川の急峻さの指標<sup>(4,6)</sup>) の推定結果を図 1.3-2 に示す。 $k_{sn}$ は分水界近くまで 40~60 程度の値を示し、侵食は分水界付近に達している。稜線部で $k_{sn}$ が小さな地域は図の赤矢印で示す 2 地域だが、北西側は風隙が見られ、北東側は濁川カルデラに対応することから、 $k_{sn}$ による侵食の傾向性の推定結果は実際の状況を反映していると考えられる。また $k_{sn}$ の変動は北西部を除き概ね小さく、拘束条件としている平衡河川の妥当性が確認された。さらに $k_{sn}$ から地質係数を推定した結果、各地質分類に対する一般的な一軸圧縮強度に基づく推定に対し、中新世~鮮新世火山岩類と付加体の大小が逆転する結果となった。北海道開発庁(1970)<sup>(7)</sup>によれば、この地域の付加体は堆積岩を主として砂岩、凝灰岩、およびチャートから成る。そのため付加体は新第三紀火山岩類よりも受食性が高い可能性があり、河床縦断形解析による地質係数の推定結果はサイト特性を反映したものと考えられる。

今後は、機械的強度/地形的な観点/化学的な組成・風化の複数の観点から地質係数の検討を行う必要があると考えられる。機械的強度としては、現地での物性データ (一軸圧縮強度等) の取得が必要である。地形的な観点である河床縦断形解析に基づく検討は、適用例が少ないため他地域においても適用性を確認する必要がある。化学的な組成・風化の観点について、測定データを踏まえた検討は未実施であり、今後検討すべき項目である。

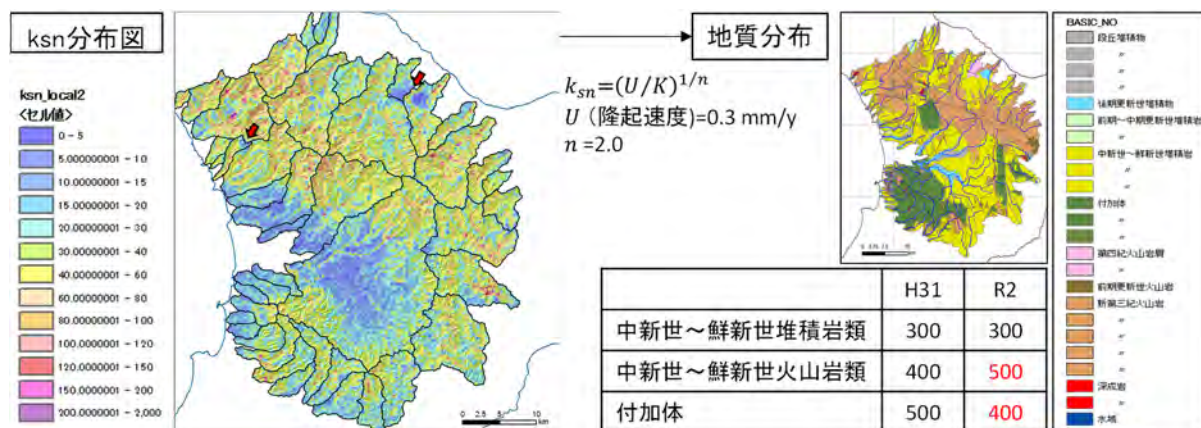


図 1.3-2 河床縦断形解析に基づく地質係数の検討

## ②TCN データに基づく長期的な侵食速度の推定

地形変化評価における期間・領域に対する平均侵食速度は、過年度まではダム堆砂速度から推定される流域の過去数十年間の平均侵食速度 (Ohmori(1978)<sup>(8)</sup>) に基づき設定しており、十万年スケールの長期を対象とした評価への適用は必ずしも十分であるとは言えなかった。本年度は宇宙線生成核種法 (TCN) に基づく数百~万年スケールの侵食速度推定の既往評価を参考に、堆積岩地域である対象地域での長期的な平均侵食速度の検討を試みた。

JAEA・電中研 (2019) <sup>(9)</sup>では、国内 10 山地を対象とした検討から、TCN による侵食速度



と傾斜の相関性が高いことを示している（図 1.3-3 左 2 図）。また、TCN 侵食速度はダム堆砂データ（藤原（1999）<sup>(10)</sup>）と大きく異ならない。これについて JAEA・電中研（2019）では、“ダム堆砂量から算出された侵食速度と TCN 法から算出される侵食速度とでは、対象とする時間スケールが異なるものの、両者に働く侵食営力については共通であることを示唆していると考えられる”としているが、花崗岩地域では風化の影響が大きいことも一因である可能性がある。また地質の影響については両文献とも整理されていない。そこで本検討では①で検討した地質係数を用いた補正を仮定して、<sup>10</sup>Be に対する侵食速度と傾斜の関係式に基づき対象地域での侵食速度を推定した（図 1.3-3 右図）。この結果、地形変化評価範囲における平均侵食速度は 0.18 mm/y と推定された。昨年度と平均侵食速度の推定結果が異なる要因として、メッシュの違い（昨年度：6km メッシュの高度分散量から推定、今年度：1km メッシュの傾斜から推定（10mDEM））が挙げられる。なお TCN による侵食速度と傾斜の相関は傾斜 35° 前後から低くなるが、対象地域では傾斜 35° 以上の急傾斜地域は北西部等の狭い領域に限定されることから、地形変化評価範囲全体における平均侵食速度の推定に与える影響は小さいと考えられる。

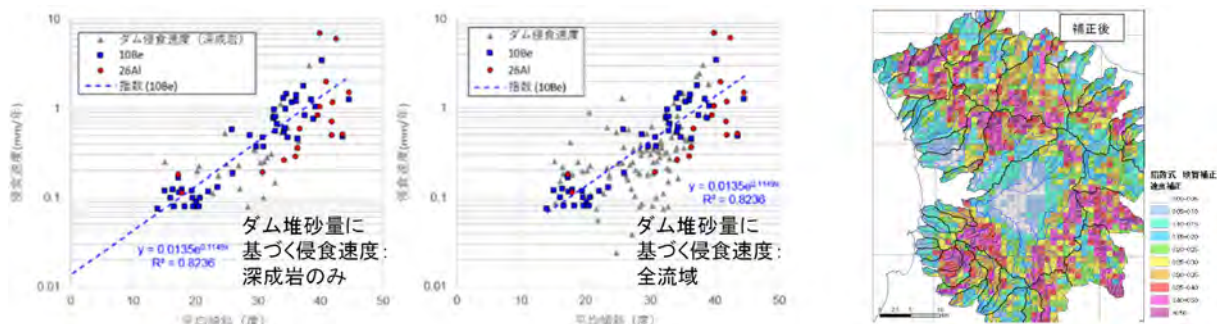


図 1.3-3 TCN に基づく平均侵食速度の推定（左図・中央図：文献(9)より引用）

### ③気候変動による土砂生産量の変化の考え方の整理

JAEAsmtp では気候変動に伴う土砂生産量の変化(斜面域での侵食量増加および河川域での掃流力減少)を、氷河性海水準変動(気候変動)に応じた係数(気候係数)を用いて定性的に考慮している。本年度は TCN による気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査を行い、寒冷期における侵食速度の変化の要因・程度・傾向に関する知見を整理した。TCN による既往評価(計 8 編<sup>(11-18)</sup>)の概要を図 1.3-4 及び図 1.3-5 に示す。調査の結果、周氷河地域では、寒冷期における周氷河作用(凍結・融解)による土砂生産量の増加、その後の温暖化の過程での降水量増加による土砂の削剥、および、植生被覆の変化によって、氷期の侵食速度は現在より増加傾向にあったことがわかった。対象地域(周氷河地域、最寒冷期の森林限界付近)でもこれらの要因により、氷期に侵食量が増加する可能性があると考えられる。また侵食速度が最大となる時期は約 1.5~3 万年前であり、概ね最寒冷期に類似する結果となった。調査した文献においては、周氷河地域での侵食速度の最大値は現在に比べ約 2~3 倍程度大きかった可能性が示されている。このことから、気候変動による土砂生産量変化の傾向は概ね海水準変動に類似し、現状のモデルで近似的に考慮されていることが確認された。

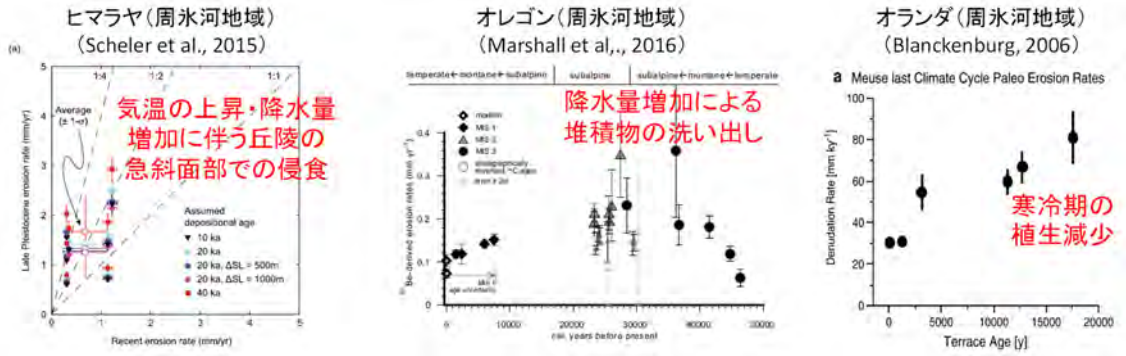


図 1.3-4 TCN に基づく過去の侵食速度の推定結果の一例(11,13,14)

文献	現在の侵食速度 (mm/y)	現在の比	時期 (Ka)	気候区分	地域
1 Scheller et al., 2015		2~4	10~40	周水河地域	ヒマラヤ
2 Marshall, 2015		2.5	22	周水河地域	オレゴン (USA)
3 Blanckenburg, 2006	0.03	2.7	18	周水河地域	オランダ
4 Marshall et al. 2016	0.10	3.5	32	周水河地域	オレゴン (USA)
5 Schaller et al., 2002	0.04 (フランス) 0.03 (オランダ)	1.7	12	周水河地域	フランス、オランダ
6 Dosseto., 2016		3	21	温暖域	カリフォルニア
	0.10	2	24	周水河地域	オレゴン (USA)
		1.8	10	周水河地域	フランス
		2.7	20	周水河地域	オランダ
	0.05	?	?	パルス状 乾燥域	ペルー
		?	?	パルス状 乾燥域	ペルー
7 Riebe et al., 2001		1.3~1.35	20~35	温暖域	テキサス (USA)
8 Scheller et al., 2006	0.03	2.7	18	周水河地域	オランダ

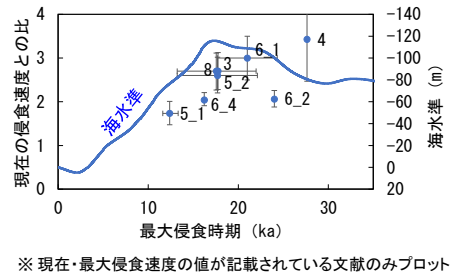


図 1.3-5 TCN による過去の最大侵食速度と時期の関係(11-18)

(2) 不確かさを考慮した将来十万年スケールの地形変化評価

不確かさを考慮した将来十万年スケールの地形変化評価を、(1)の検討(地質係数・侵食)を反映し、計 20 ケース(地形変化評価の不確かさに応じた A~D の 4 つのパターン、および、5 つの将来の海水準変動のパターン) 実施した(図 1.3-6)。過年度はケース D (侵食速度の不確かさ)における平均侵食速度を 0.0445 mm/y (寒冷期の降雨量減少から仮定)としたが、本年度は(1)③で整理した寒冷期の侵食速度増加の可能性を考慮し、(1)②での推定値(0.18 mm/y)に変更した。ケース A~C は過年度と同様の設定であるため、以下ではケース D に対する過去~現在の評価結果概要を示した後に、全ケースに対する将来の地形変化への影響の整理結果を示す。

ケース <sup>1</sup>	隆起速度	地質係数 <sup>2</sup>	侵食速度 <sup>3</sup>
A-1~5	基本ケース 陸域 0.3 mm/y	300 - 500 -400	0.089 mm/y
B-1~5	隆起速度 の不確かさ	陸域 0.25 mm/y	— <sup>4</sup>
C-1~5	地質係数 の不確かさ	—	200 - 600 -400
D-1~5	侵食速度 の不確かさ	—	—

\*1 各ケースに対し海水準変動5ケースを考慮  
 \*2 中新世~鮮新世堆積岩 - 中新世~鮮新世火山岩 - 付加体  
 \*3 領域・期間の平均侵食速度 \*4 - : 基本ケースと同じ

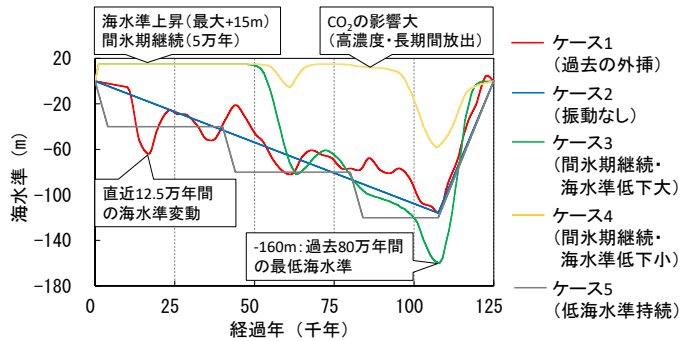


図 1.3-6 不確かさを考慮した将来の地形変化評価—解析ケース



①平均侵食速度の不確かさに伴う評価への影響

➤ 寒冷期の侵食量増加に対するモデル変更

地形変化評価パラメータは図 1.3-1 に示すように各拘束条件に対する近似モデルから求めるが<sup>(19)</sup>、ケース D (平均侵食速度 0.18 mm/y) の場合拘束条件を満たすパラメータが求まらなかった。そのため、斜面域での寒冷期の侵食量増加に対するモデルの見直しを行った。従来、斜面侵食は気候係数 (海水準変動に類似) に反比例するとしていた。一方既往研究では、斜面侵食  $\propto$  solifactor (ソリフラクション、値: 1-5)  $\times$  (1-V (植生による被覆度)) としている例があり (LAPSUS: Temme, 2011<sup>(20)</sup>)、ソリフラクションと植生による両者の斜面侵食への影響は気候係数に類似した係数として考慮されている。そこで、本検討ではこれを参考に、斜面侵食が気候係数の 2 乗に反比例するとして、これらを近似的に考慮した。

➤ 過去～現在の地形変化の再現

ケース D (侵食速度 0.18 mm/y) に対する過去 (約 12 万年前)～現在の地形変化評価の結果を、ケース A (侵食速度 0.089 mm/y) と合わせて図 1.3-7 に示す。ケース D では、河川域・斜面域での侵食を表す係数が増加した。河床縦断面に対する拘束条件に数 m のずれはあるものの、埋没谷については再現度が向上しており、また侵食速度の経時変化は (1) ③での調査結果に類似する。一方で勾配の大きな河川上流では侵食が大きく、現地形との乖離が見られる。これは後述するモデルの妥当性に加え、平均侵食速度の推定値の妥当性に対しても検討の余地があると考えられる。本検討では不確かさに伴う地形・地下水流動への影響整理 (要因・傾向) が目的であるため、ケース D はこの結果に基づき将来の地形変化を評価した。

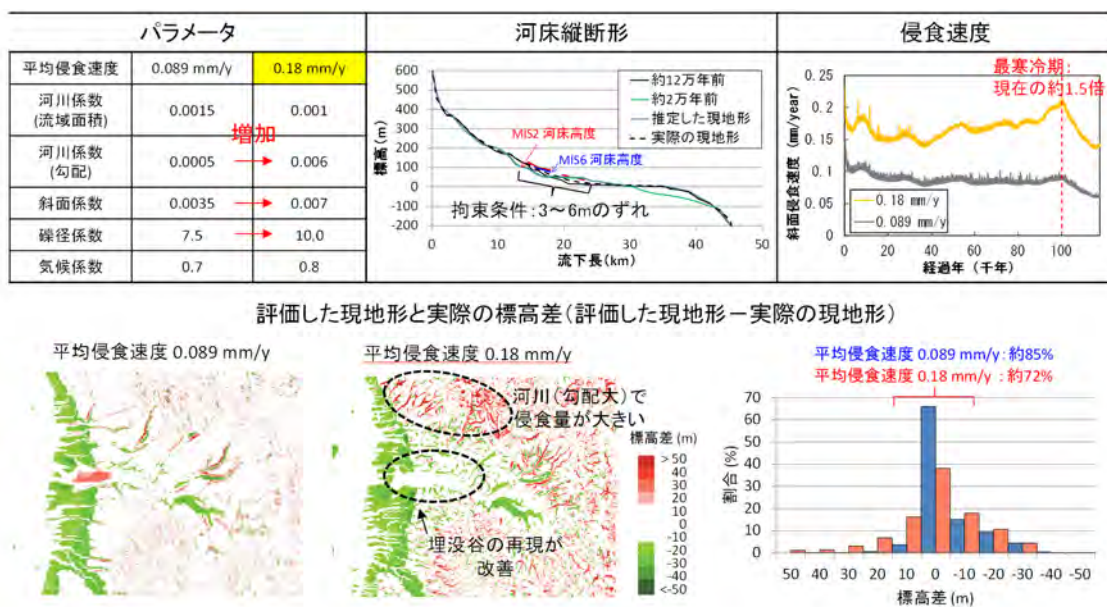


図 1.3-7 過去～現在の地形変化の評価結果概要 (ケース D)

過年度までの評価結果を踏まえた、JAEAsmtp の現状の到達点と今後の課題を表 1.3-1 に示す。対象地域における評価の結果、本モデルでは沿岸域において、平衡河川の前題のもと海

水準変動に伴う埋没谷形成を再現できる可能性があることを確認した。しかし侵食速度の設定値を大きくしたケース D の結果から、特に勾配の大きな河川上流で侵食が過大評価されている可能性がある。現在河川侵食は Stream Power Index (流域面積×河床勾配の対数) を用いて評価しているが、サイト特性に適した現象を表すモデル (Transport-limited model, Detachment-limited model) へ移行する必要がある。これに伴い、河川堆積、さらに斜面侵食についても河川とのカップリングを考慮してモデルが適切かを確認する必要がある。また気候変動の影響・風化について、現状は気候係数や地質係数の中で定性的に評価しているが、今後はこの妥当性について個々の現象を表すモデルでの検討を通して確認する必要がある。

表 1.3-1 JAEAsmtp の現状と今後の課題

事象・プロセス			管力 <sup>1)</sup>	JAEAsmtpでのモデル			今後の課題
				式	仮定・考え方	根拠	
侵食	斜面域	クリーブ	重力	土砂フラックス $\propto$ (勾配) <sup>2</sup>	各事象は長期的にはマスマーブメントとして平均的に進む	ダム堆砂量/TCNに基づく流域内平均侵食速度と勾配との関係性 (Ohmori(1978), 藤原ほか(1999))	現状のモデル (勾配の2乗に比例) は、勾配の小さい範囲で侵食が小さく、大きい範囲で侵食されすぎていく恐れがある。河川プロセスとのカップリングを確認しながら、長期的 (TCN)・短期的なデータとの整合性が確認されている拡散モデル (線形/非線形) に対して有効性を確認する必要がある。
		崩壊・地すべり					
		落石・土石流					
	河川域	河川侵食 (岩盤河川・沖積河川)	掃流力 重力 側方侵食	土砂フラックス $\propto \ln(A^m S^n)$ A: 流域面積 S: 河床勾配	SPI (Stream Power Index)	Wilson and Lorang (2000), Teyler (2013)	河床高度の変化に対する物理モデルとして既往評価で一般的に用いられている、Transport-limited model (沖積河川) および Detachment-limited model (岩盤河川) に対し、両者を考慮できるようなモデル化を検討する必要がある。
		側刻・蛇行 (洪水)					
海域	海底の削刻 汀線の後退	波力	・海底の削刻 $\frac{\partial H}{\partial t} = A e^{-Bz}$ (z: 水深) ・汀線の後退 $\frac{\partial x}{\partial t} = R$ (R: 後退速度)		Sunamura(1992) 森・松倉(2006)	現状のモデルは既往評価と同じである。また海域では海流による土砂移動の影響も重要であり検討の必要がある。ただし長期的な海流の設定は困難で、既往評価でも評価方法は確立していない。	
堆積	斜面域	重力	最も勾配の大きな1方向へ堆積 (運搬距離は一定: 通常1メッシュ)		D8流向往法 (O'Callaghan and Mark(1984))	現状の評価方法 (最も勾配の大きな1方向へ堆積) は既往評価と整合性が取れている。	
	河川域	掃流力 重力	最も勾配の大きな1方向へ堆積 運搬距離は粒形変化モデルで決定 $W/W_0 = (L/L_0)^{\alpha}$ W: 任意点での堆積区間長 W <sub>0</sub> : 谷頭での堆積区間長 L: 任意点での流下長 (=√流域面積) L <sub>0</sub> : 谷頭位置での流下長 $\alpha$ : 礫径係数	・長期的には洪水による河道移動はランダムに起こると仮定 ・パイルを用いてランダムな蛇行を表現 ・河川両側のメッシュに同程度の侵食を仮定	Transport-limited modelを参考に河川の土砂運搬能力を下流側へ増大させるパラメータとして礫径係数を考慮	草野ほか(2009)	河川域・斜面域に対する侵食のモデルと合わせて、現象を反映した適切な評価方法を検討する必要がある。
	海域	重力 波力	・噴流モデル (砂) x軸上: $G(x,s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{x^2}{2s^2}\right)$ y軸上: $G(x,y,s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{x^2}{2s^2} - \frac{0.693y^2}{B^2}\right)$ ・ガウシアンモデル (泥) $G(a,s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{a^2}{2s^2}\right)$ ・安息角の考慮	海域での堆積を河口からの土砂供給の影響を大きく受ける地域 (デルタの形成: 主に砂) と影響の小さい地域 (陸棚への堆積: 主に泥) の2つで考慮		水谷(2007) 伊達(1997)	他コードと比較して、砂・泥の違いを反映したモデルを考慮している。
気候変動	斜面域	周水河作用 (凍結風化)	温度変化 植生変化 降雨量変化	気候係数 (海水準変動に応じて設定値 (≦1、最寒冷期) ~1 (間水期) の間で変化) による河川・斜面の侵食・堆積の変化 ・斜面域 (侵食) 土砂フラックス $\propto$ (勾配) <sup>2</sup> /気候係数 河川域 (侵食) 土砂フラックス $\propto \ln(A^m S^n) \times$ 気候係数 ・河川域 (堆積) $W/W_0 = (L/L_0)^{\alpha} \times$ 気候係数	寒冷期の土砂生産量の増大 (ソリフラクション、植生被覆の変化) 降雨量の減少による掃流力減少	定性的な変化: 貝塚 (1998)	現状は、海水準変動に応じて変化する気候係数によって、気候変動に伴う侵食・堆積の変化を考慮している。しかし実際には温度・植生・降雨の変化が要因であるため、これらの個々の現象をモデル化した上で統合的なモデルの妥当性を検討する必要がある。
	河川域	掃流力低下 運搬力低下					
風化	化学的風化	水・大気との化学反応		—			現状は地質係数・気候係数の中で評価しているが、必要に応じて個々の現象に分けて影響を考慮する必要がある。

## ② 地形変化・海水準変動の不確かさに伴う将来の地形変化評価への影響

全ケースに対する評価結果を、埋設深度・地下水流動への影響の観点から、将来の最大侵食量・地形勾配に対して整理した。

### ➤ 将来の最大侵食量への影響

各ケースに対する将来 12.5 万年間の最大侵食量を、図 1.3-8 に示す。不確かさの要因として影響の大きなものは、海水準変動および平均侵食速度の 2 つで、対象地域では隆起速度の不確かさ（一様隆起の値）と地質係数の不確かさ（100 程度の違い）による影響は小さかった。

影響が大きな範囲は埋没谷周辺の沿岸域・河川域であり、埋没谷周辺では海水準変動の影響に伴い最大 85m 侵食する結果となった。河川上流では平均侵食速度の不確かさの影響が大きく、ケース D では 80m 以上の侵食が見られた。ケース D では山側において現地形の再現性が低かったためこれについては過大評価の可能性はあるが、ケース A-C でも河川上流では 40m 以上の侵食が見られ、影響は大きいと考えられる。

影響が小さな範囲は中～下流域に分布する緩勾配の斜面域であり、斜面の谷部を含めても侵食量は最大約 10m であった。

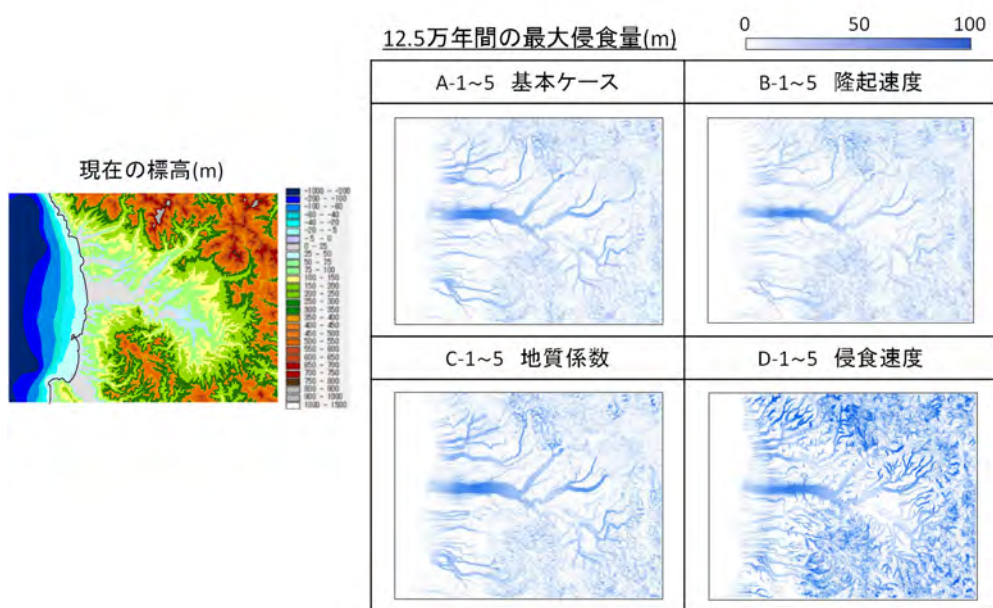


図 1.3-8 将来 12.5 万年間の最大侵食量

### ➤ 地形勾配への影響

対象地域に地質・領域毎に設定した代表的な領域（3 km×3 km）における平均地形勾配の時間変化を、図 1.3-9 に示す（ケース A-1～5、および、ケース B-1, C-1, D-1）。沿岸域（海域、堆積岩（下流域））では海水準変動に応じた地形勾配の変化が見られ、侵食速度の不確かさも加えると最大で約 5% 勾配が増加した。上流域では気候変動（周氷河作用、海水準変動）に応じて近似的に考慮の不確かさの影響（ケース A-4）・平均侵食速度の不確かさの影響（ケース D-1）が見られる。一方中流域では、すべてのケースで傾斜は一様に上昇傾向にあり、隆起速度（ケース B-1）による違いは見られるがケース間の勾配の変動幅は 1% 程度であることから、地形変化・海水準変動の不確かさに伴う将来の地形勾配の変動幅は小さいことが確認された。



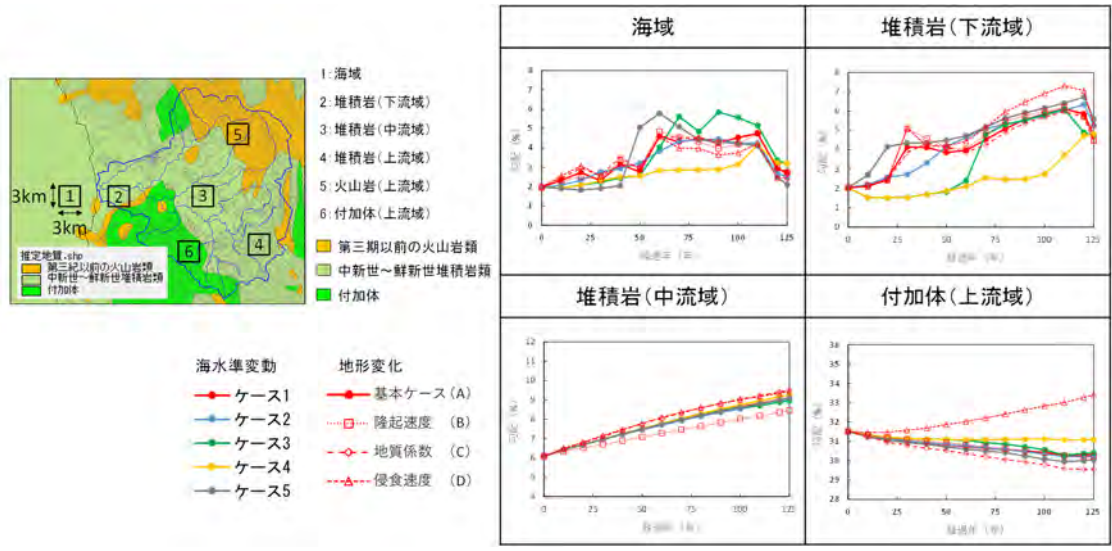


図 1.3-9 平均地形勾配の経時変化

以上の結果から、対象地域に類似した山地・河川・平野・海域から構成される集水域を対象に、地形変化評価の妥当性判断における留意点を以下のように整理した。

- 将来の地形変化を評価するためには、サイト固有の入力条件（古地形、隆起速度、沖積層厚さ、地質係数）および過去～現在の地形変化に対する拘束条件（平均侵食速度、埋没谷深度、河床縦断形、谷底侵食低地の範囲）を推定するための情報を調査し、過去～現在に至る解釈・整合性を確認する必要がある。
- 将来の地形変化を評価する上で、海水準変動（温暖化に伴う予測の不確かさ）、および、平均侵食速度（堆積岩地域：長期的な予測の不確かさ）は、埋設深度と地形勾配の評価結果への影響が大きく、これらの不確かさを考慮することは重要である。
- 海水準変動の不確かさに伴う影響は沿岸域で顕著に表れる。侵食量への影響の観点からは海水準低下の程度・持続期間が重要であり、埋没谷周辺では現在の埋没谷深度以上の侵食が生じる可能性がある。また埋没谷周辺の陸域・海域では、海水準変動に応じて地形勾配が有意に変化する。
- 平均侵食速度の不確かさに伴う影響は上流域で顕著に表れ、隆起速度と同程度かそれ以上の侵食が生じる可能性がある。ただし沿岸域に見られるような海水準変動に応じた顕著な地形勾配の変化は見られない。
- 不確かさを考慮した全ケースの評価の結果、不確かさに伴う将来地形への影響が小さい領域は、中～下流域に分布する緩勾配の斜面域であった。
- サイト特有の拘束条件を満足した上で現在の地形の再現性を示すことは、地形変化評価における不確かさの低減、さらに将来外挿への信頼性を向上させる。そのため、信頼のある地形変化の評価のためには、この評価プロセスは重要である。再現性が低い場合、モデルや入力データの妥当性についてさらに検討を行う必要がある。

1.3.1.2 長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

(1) 将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動への影響評価

1.3.1.1 の検討を踏まえ、ケース A-1~5 (基本ケース) およびケース D-1~5 (侵食速度の不確かさ) に対し、非定常な地形変化・海水準変動を考慮した将来 12.5 万年間の地下水流動解析を実施した (図 1.3-10)。将来の地下水流動への影響評価は、海水準変動に伴う地下水流動への影響の既往知見<sup>(21,22,23,24)</sup>との整合性を確認した上で実施した。評価結果概要を以下に示す。

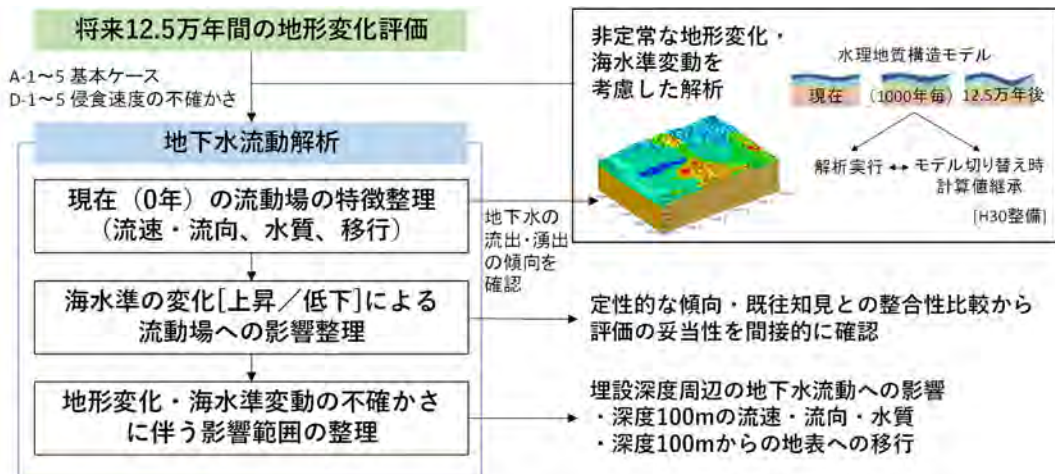


図 1.3-10 地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ

▶ 地形変化・海水準変動に伴う地下水流速の経時変化

地形変化・海水準変動に伴う沿岸域 (深度 100m) の地下水流速の経時変化を、図 1.3-11 に示す。沿岸域では平均侵食速度の不確かさよりも、海水準変動とその不確かさによる影響が顕著である。ただし、気候変動に伴う埋没谷周辺の地形変化の違い・河川位置の違い (蛇行) により、海域では平均侵食速度の違いによる影響が海退時に見られる。

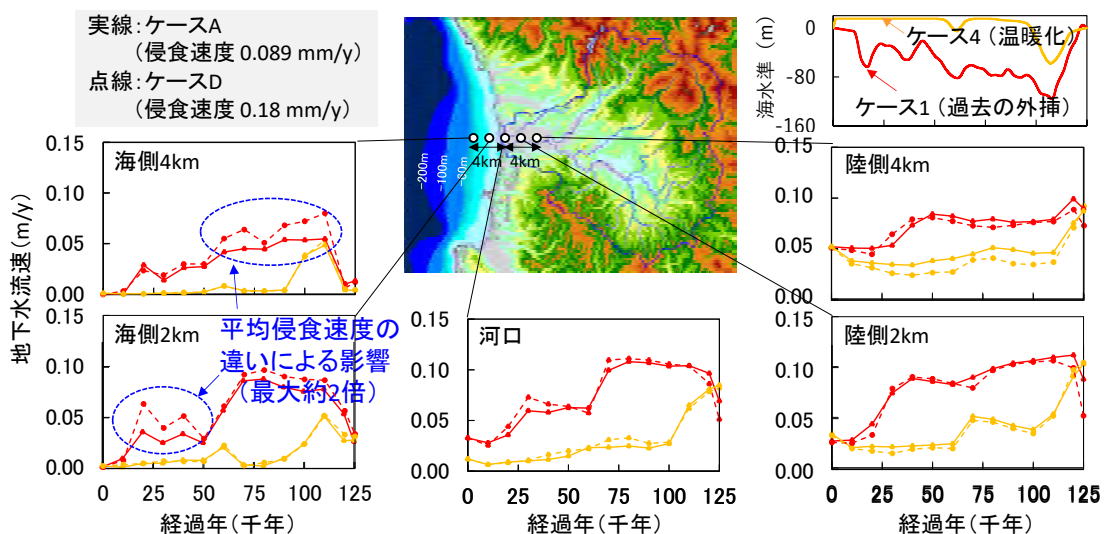


図 1.3-11 沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化

➤ 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行の影響

深度 100m から地表への移行を非定常に評価した結果を、ケース A-1, A-3, A-4, D-1 に対し図 1.3-12 に示す。海水準変動の不確かさに伴う影響は、沿岸域・河川域（領域中央に位置する透水性の 1 桁低い領域より海側）で見られた。初期に海水準が上昇するケース 3・4 では、沿岸域では塩水化の影響により平均流速が低下する一方、河川域では塩淡水境界が陸側へ移動したことに伴う移行経路の短縮によって、平均流速が増加する点が見られた。平均侵食速度の不確かさに伴う影響は、地形勾配の大きな上流域（上流での侵食量の違い）、および、埋没谷周辺の沿岸域（海退時の侵食の違い）で見られた。

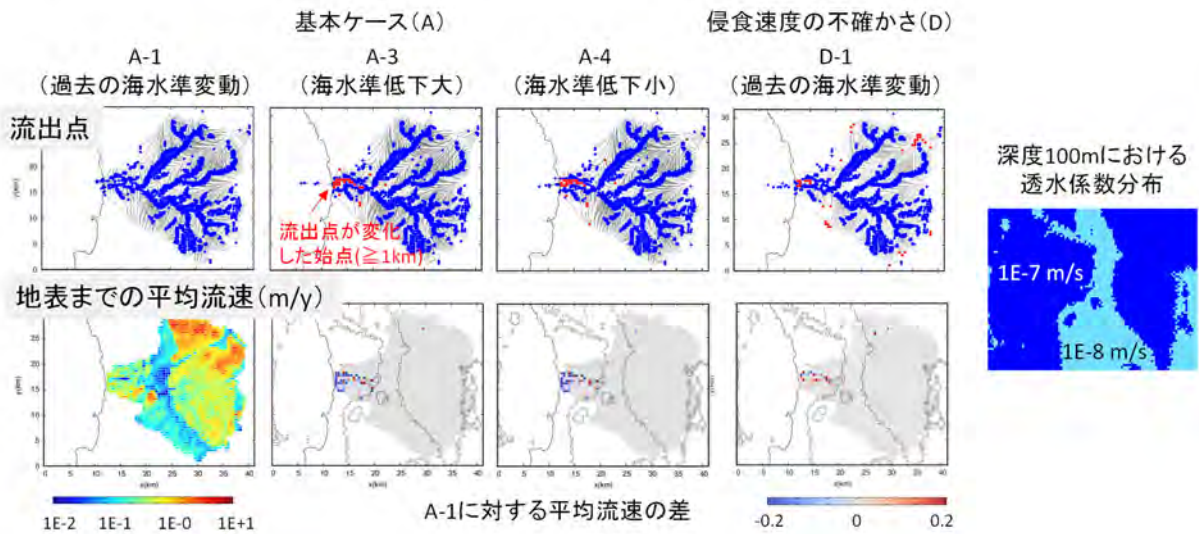


図 1.3-12 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響

以上を踏まえ、地形変化・海水準変動に対する侵食量および地下水流動（深度 100m における地下水流速・塩分濃度、深度 100m から地表までの平均流速）への影響を、全ケースに対して整理した結果を図 1.3-13 に示す。地形変化・海水準変動の不確かさに伴う処分深度の地下水流動および地表への移行への影響範囲は、以下のようにまとめられる。

- 埋設深度への影響は沿岸域・河川域で、水質（塩分濃度）の変化は汀線の移動範囲内で大きいですが、地下水流速の変動はその周辺の斜面域を含むより広範囲で生じる。  
 （例えば現河口周辺では、侵食の変動：河川直交方向に約 2km、地下水流速の変動（ $\geq 1E-2$  m/y）：河川直交方向に約 4km、塩分濃度の変動：汀線から海側に約 8km）
- 海水準変動の不確かさの影響は、沿岸域で顕著に見られる。影響範囲は陸域を含む沖積層の分布範囲周辺であり、河口から数 km 離れた地点でも海水準変動に連動した地下水流速（深度 100m）の増加（例えば現河口において最大約 10 倍、現河口から海側 4km で最大約 400 倍（現在比））、地表までの平均流速の増加・流出点の変化が見られる。埋没谷から離れた場所ではこれらの影響は小さくなるが、海域では全域で海水準変

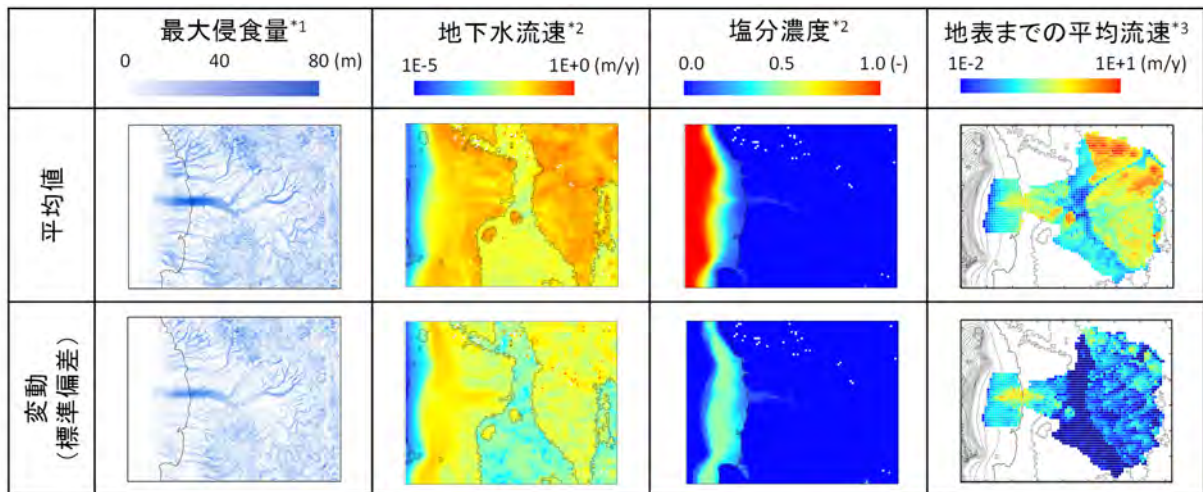


動に伴い流向・流出点が経時的に変化する。

- 平均侵食速度の不確かさの影響は、地形勾配の大きな上流域および沖積層の分布範囲周辺で見られ、平均侵食速度が大きい場合により河川下流へ向かう移行経路となる傾向も確認された。ただし平均侵食速度の不確かさに伴う地下水流動（深度 100m の流速・流向・塩分濃度）、地表への移行への影響は、海水準変動の不確かさに比べ小さい。（例えば地下水流速（深度 100m）は、現河口において最大約 10 倍、現河口から海側 4km で最大約 400 倍（ケース D とケース A の比（同時期で比較）））
- 地形変化・海水準変動とその不確かさに伴う侵食量および地下水流動（深度 100m）の変動が小さく、かつ地表までの流れが安定な領域は次の通りである。

陸域：中～下流域に分布する緩勾配の斜面域（透水性が低い地質）

海域：埋没谷周辺（沖積層が厚く分布）から離れた領域



\*1 ケースA～Dの各時刻(1万年毎)の侵食量に基づき算出

\*2 深度100mでの値、ケースA～Dの各時刻(1万年毎)に基づき算出

\*3 深度100mから地表までの平均流速

ケースA-1～5,D-1(0～8万年放出(1万年毎))を対象

図 1.3-13 地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響

## (2) 将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う核種移行への影響評価

現地形で定常状態にある地下水流動経路と比較して、長期にわたる地形変化・海水準変動に伴い変化する地下水流動場の変化によって、地下水移行による核種の移行経路は大きく変動することから、移行経路を求める粒子追跡線解析において、地下水流動場を時々刻々変化させて移行経路を導出する。

天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを、信頼性のあるデータを用いた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的（10 万年程度）維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B),(C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 ((B)、(C)) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフィールドの圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定する (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

一方、ファーフィールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する領域であり、時間スケールの不確実性の影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として～10 万年程度と 10 万年以降とする。

3 種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係を図 1.3-14 に整理した。

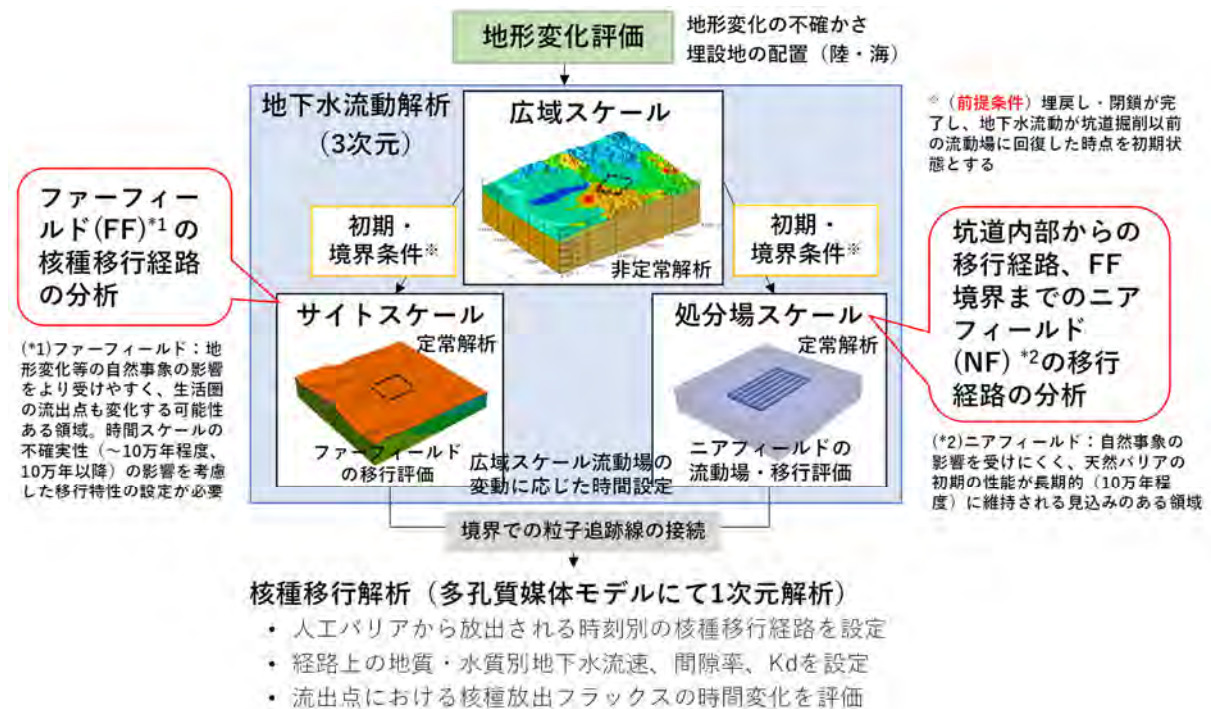


図 1.3-14 3 種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係

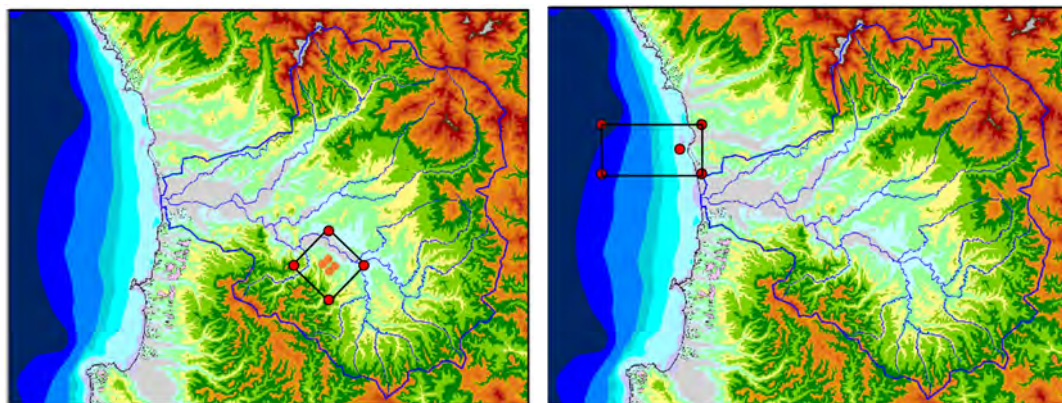
(a) 核種移行経路の評価

1) 陸域及び海側の処分場位置の設定

陸側の処分場は埋設深度及び地下水流動への影響が小さく、流出域でない領域を選定する基準をおき、図 1.3-13 に示した評価結果をもとに、処分深度の流速、水質、流出点および平均流速の観点で、図 1.3-15(a)に示す領域に処分場を設定した。処分坑道の方向は移行経路に



概ね直交する方向とし、移行経路を包含する領域としてサイトスケールを  $2\text{km} \times 2\text{km} \times 0.5\text{km}$  の範囲とした。一方、海側の処分場は同様の考え方でかつ海側の特徴である埋没谷の影響を受けにくい領域として、図 1.3-15(b)に示す領域に処分場を設定した。処分坑道も同様に移行経路に概ね直交する方向とし、サイトスケールを同様の考え方で  $8\text{km} \times 4\text{km} \times 1\text{km}$  の範囲とした。



(a) 陸側

(b)海側

図 1.3-15 陸側（左）及び海側（右）の処分場設定位置

## 2) 陸側処分場における核種移行経路評価結果（A-1 及び D-1）

処分場の処分坑道に設定した粒子放出点 25 点 (p1~p25 : 図 1.3-16) のうち代表的な点からの放出時刻別の放出点から地表までの地下水流動時間を図 1.3-17 に示す。p1、p2、p3、p6、p7 については 0 年放出においても 10000 年以上の流動時間が得られているのに対し、それ以外の点については 0 年放出において 2000 年以下の流動時間となり、流動時間の傾向は 2 つに分類できる。したがって、核種移行を評価する点として p1 及び p5 を対象とした。

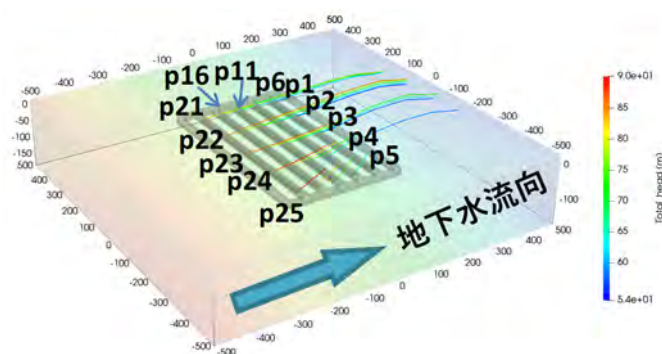


図 1.3-16 処分坑道からの粒子放出点の設定（処分場スケール）

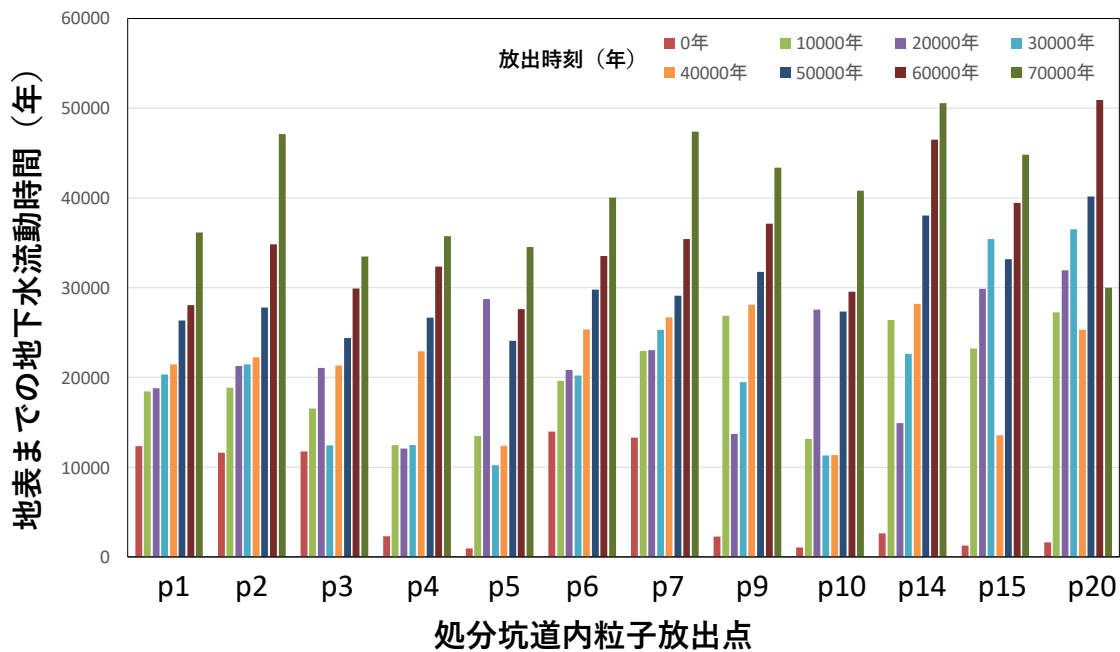


図 1.3-17 代表的な粒子放出点からの放出時刻別の流動時間（A-1 陸側）

図 1.3-18 に p1 及び p5 の 2 点について A-1 及び D-1 の 2 ケースの移行経路の時間変化を示す。このうち、A-1 のこの 2 点について、放出時刻別の地表までの地下水流動時間の坑道内及び地質区分の内訳を図 1.3-19 に示す。流動時間 0 側が放出点である処分坑道の埋め戻し材を示し、棒グラフの上端が地表に到達した時刻を示す。p1 では処分場スケールの木古内層での流動時間がいずれの放出時刻においても 7000 年程度確保されており、それ以降のサイトスケールにおいては流動時間が大きく変動する結果となった。一方、p5 では放出時刻が 20000 年までは処分場スケールの流動時間が 5000 年より短くなっているが 30000 年以降については、約 5000 年を確保している。それ以降についてはサイトスケール範囲で流動時間がさらに大きく増加し、最大 36000 年程度の流動時間となった。図 1.3-20 に p5 を含む地下水流向断面の流速ベクトルの変化を示す。初期地形（現在）では p5 付近が窪地になっており、上昇流によって地表に流出する流れになっているため、地表までの地下水流動時間が短く、移行距離も短い。1 万年後では窪地の周辺が侵食されることによって周囲との高低差が小さくなったため、上昇の成分が小さくなり、下流に向かう流動が支配的となったことによるものである。なお、広域スケールでは初期地形においてもメッシュが粗く窪地を表現できていないため、局所流動系を捉えられなかった。

上述したように、処分場スケールの流動時間及び移行距離がサイトスケールでの変動を受けずに一定を確保できていることから、地下水流動解析における処分場スケールの範囲が天然バリアのニアフィールド、その外側のサイトスケールの範囲がファーフィールドとみなすことができると判断した。

一方、平均侵食速度を 0.18mm/y を大きくしたケース（D-1）について、同様に p1 及び p5 から

の放出時刻別の地表までの地下水流動時間を図 1.3-21 に示す。p1 では 20000 年以降流動時間が増加せず、流動時間はほぼ 13000~15000 年程度で一定となった。p5 についても 10000 年以降 10000~15000 年に徐々に増加する結果となり、A-1 の地下水流動時間の変化と大きく異なった。

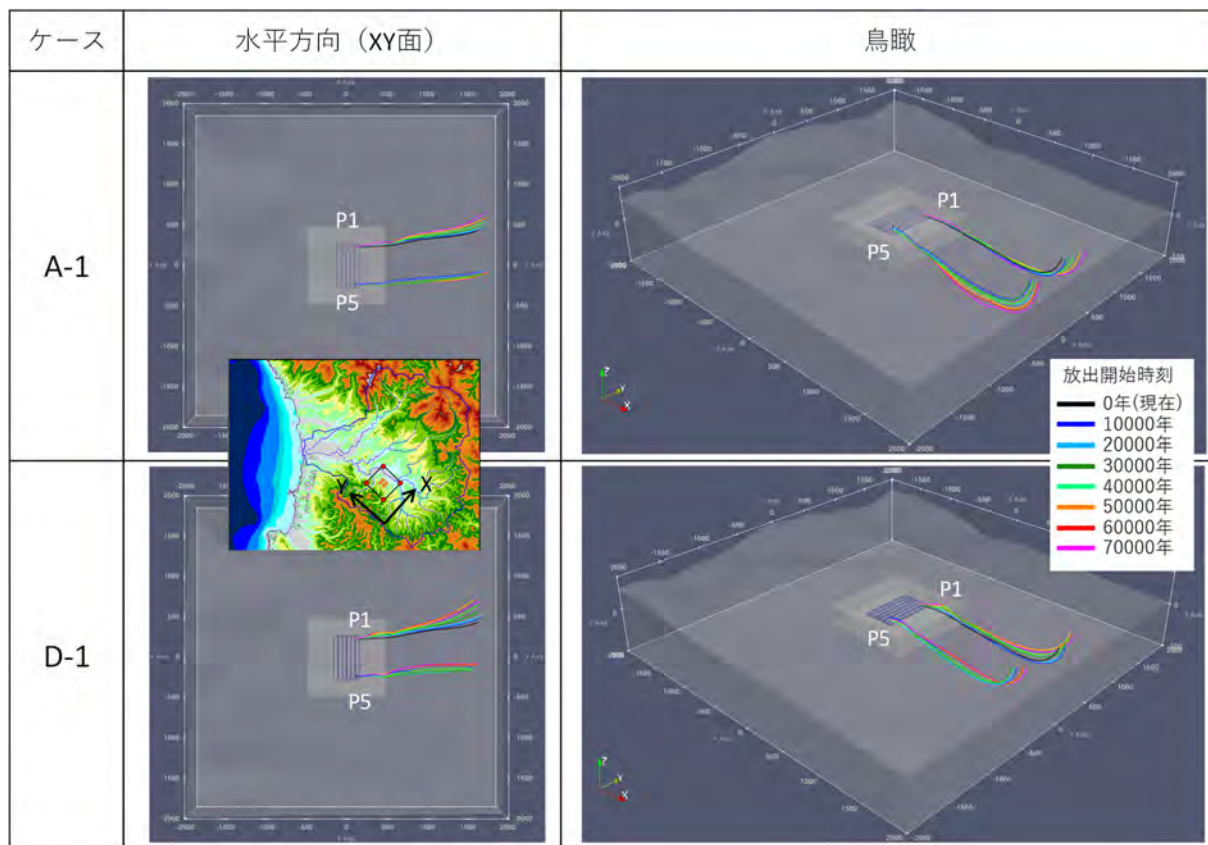


図 1.3-18 P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路 (陸側 : A-1, D-1)

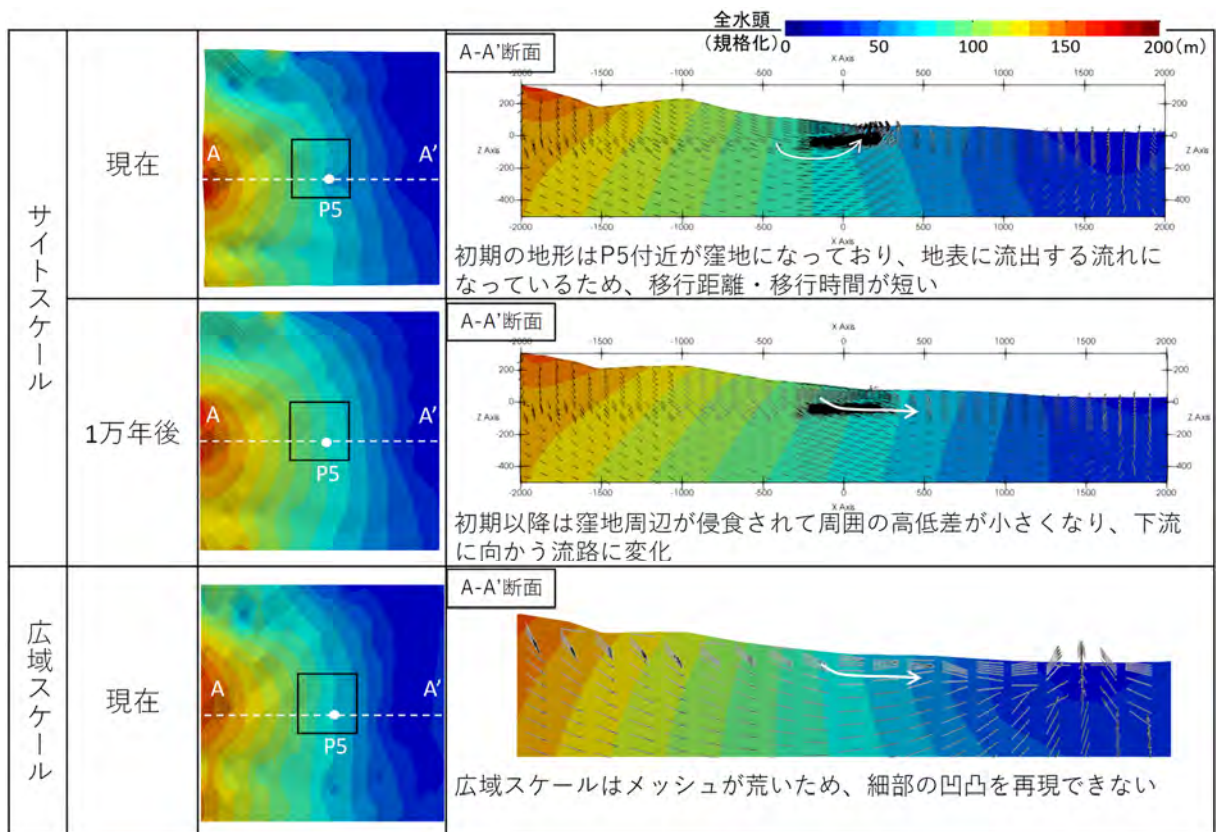
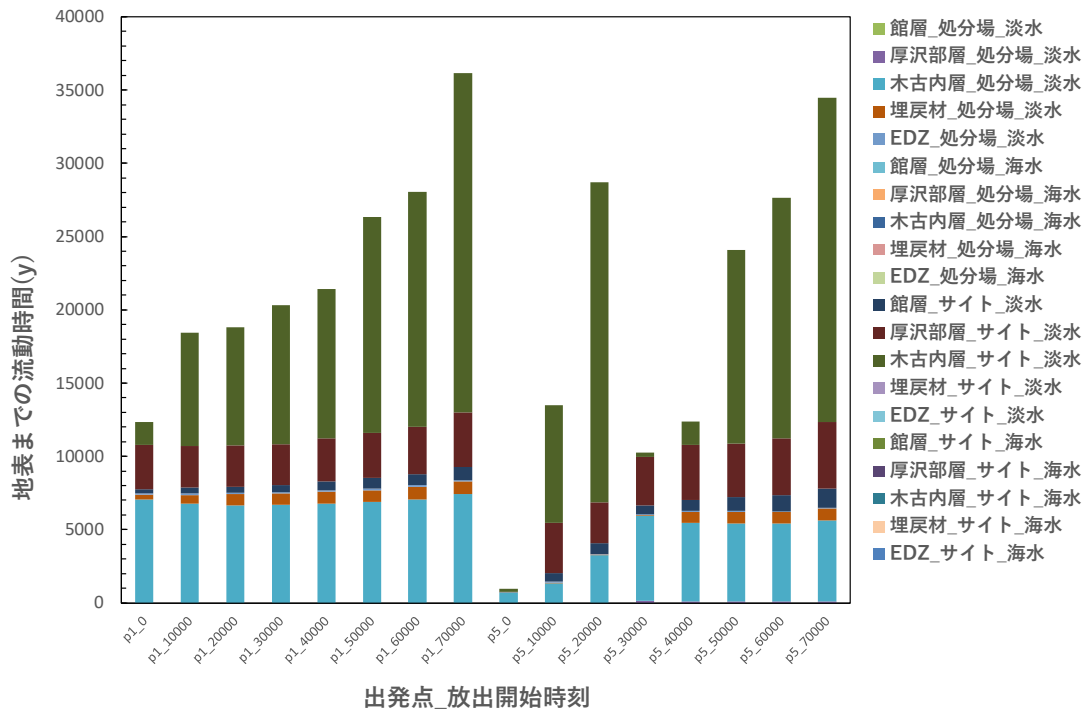


図 1.3-20 P5 付近の地下水流動の時間変化（陸側：A-1）



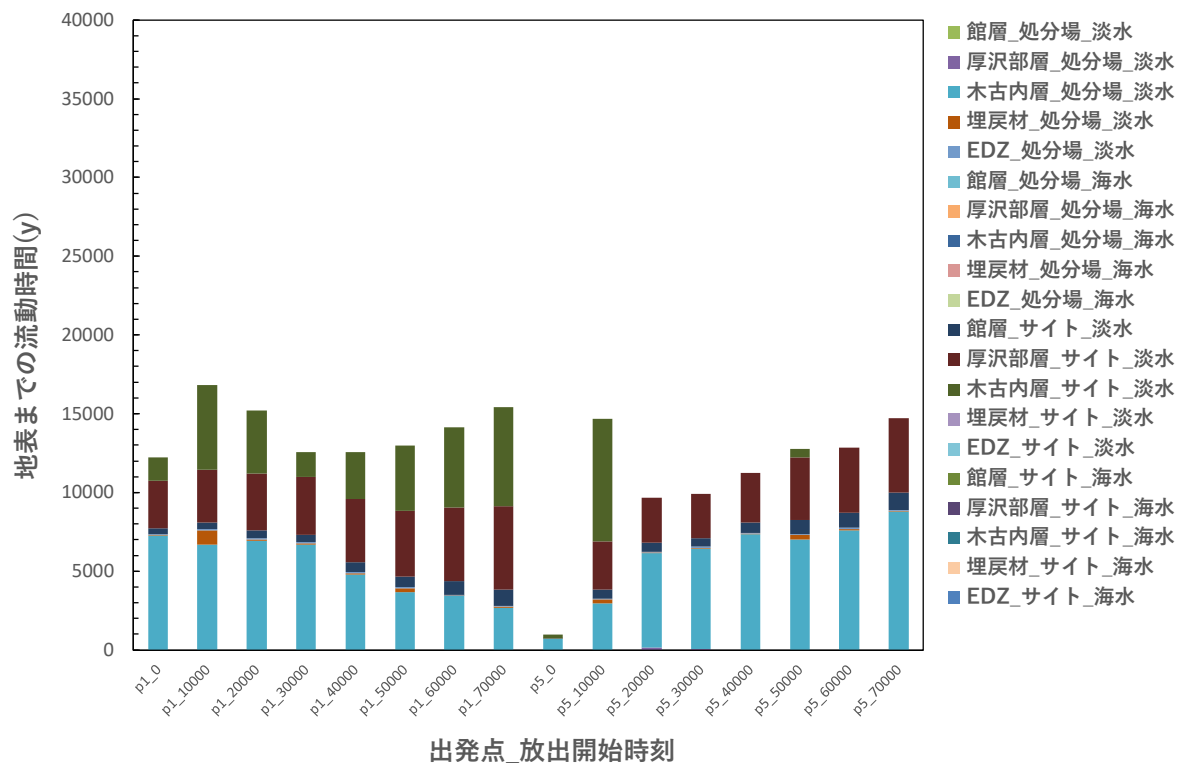


図 1.3-21 p1 及び p5 からの放出時刻 (年) 別の流動時間 (D-1 陸側)

### 3) 海側処分場における核種移行経路評価結果 (A-1 及び A-4)

図 1.3-22 に p1 及び p5 からの放出時刻別の移行経路の概要を示す。A-1 が海水準低下に伴い、沖合側へ流出点が移動するのに対し、温暖期が継続し海水準が維持される A-4 では、移行経路が定まらず、陸側、上方、沖合側に移動した。

図 1.3-23 に A-1 ケースの放出時刻別の地表までの地下水流動時間と坑道内及び地質区分の内訳を示す。放出時刻は海水準変動により汀線が処分場中央の上部を横切るタイミングで 5000 年と 12000 年を追加した。p1 は 0 年の放出では 12000 年間の地下水流動時間があるが、5000 年以降の放出では、5000 年程度の流動時間が一定し、60000~70000 年の放出で流動時間が増加する。一方、p5 は 0 年の放出で 8000 年程度の流動時間で 10000 年の放出で流動時間が 1000 年程度に大きく減少したが、60000 年放出にかけて徐々に流動時間が増加する結果となった。

図 1.3-24 に温暖期が継続して海水準の変動が小さいケース (A-4) の放出時刻別の地表までの地下水流動時間と坑道内及び地質区分の内訳を示す。初期の海進に伴い汀線が陸側に移動するが、海水準が一定の期間中 (~50000 年後) に、隆起により汀線が後退する。処分場が塩水場になる期間が長く、放出開始時刻が現在~20000 年では放出経路が地下に潜り込み、塩水場を流れる経路のため、地下水流動時間が長い。なお、放出開始時刻 20000 年で p5 の移行時間が短いのは、p1 より先に汀線が p5 上を移動するためと考えられる。

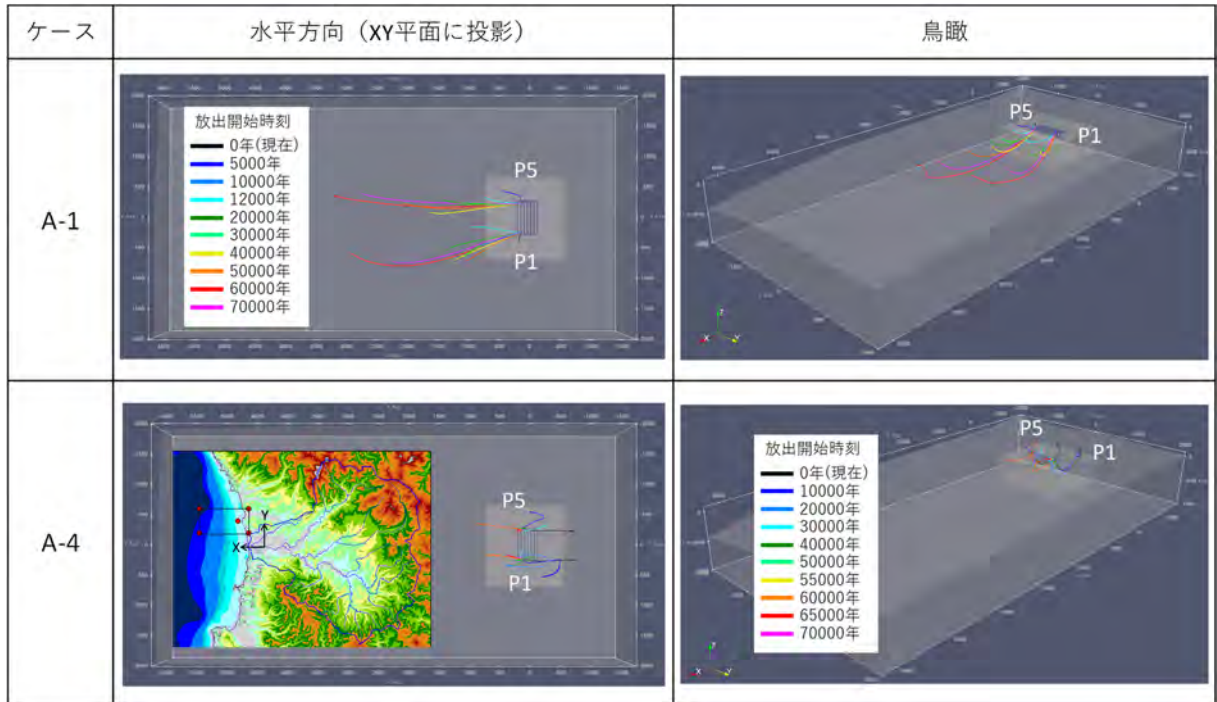


図 1.3-22 P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路 (海側 : A-1, A-4)

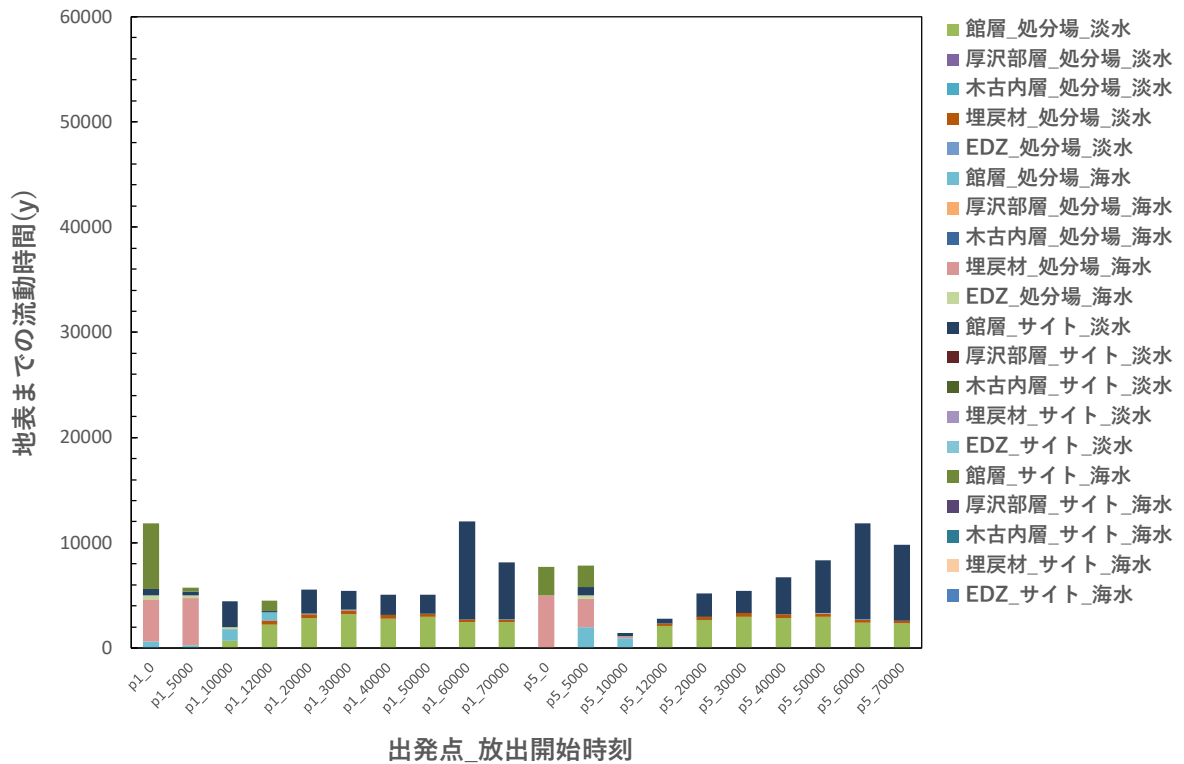


図 1.3-23 p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの流動時間 (A-1 海側)

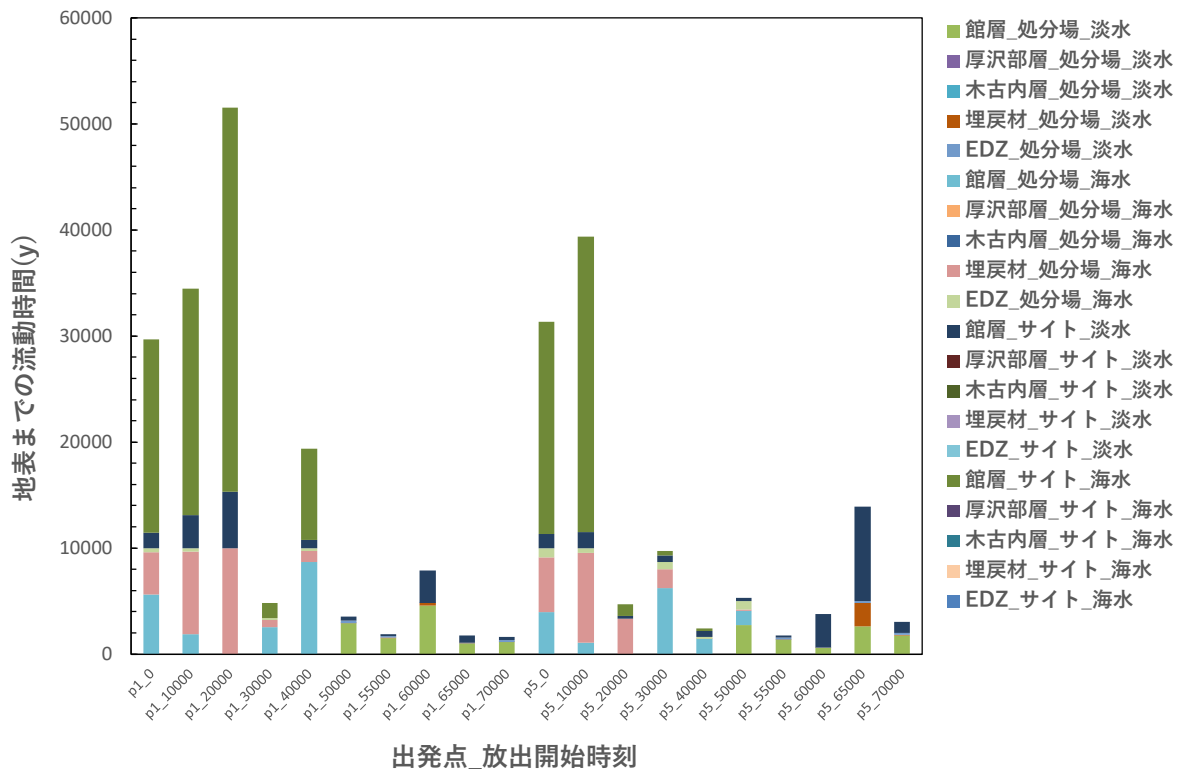


図 1.3-24 p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの流動時間 (A-4 海側)

(b) 核種移行解析

1) 解析条件

核種移行解析では、対象地域が堆積岩地域であることから、多孔質媒体における核種移行評価式として、人工バリアから核種移行経路に沿って、次式で表される一次元移流分散方程式によって核種移行評価を行った。

$$\frac{\partial(\varepsilon R^i C^i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left( u C^i - D_u^i \frac{\partial C^i}{\partial x} \right) - \lambda^i \varepsilon R^i C^i + \lambda^{i-1} \varepsilon R^{i-1} C^{i-1} + Q^i \quad \text{式(1.3-1)}$$

ここで、 $C^i$ は核種  $i$  の間隙水中の濃度、 $\varepsilon$ は多孔質媒体の間隙率、 $u$  はダルシー流速、 $R^i$ は核種  $i$  の遅延係数、 $Q^i$ は核種  $i$  のソースターム、 $\lambda^i$ は核種  $i$  の崩壊定数、 $D_u^i$ は核種  $i$  の分散係数で  $D_u^i = \alpha_L u + \varepsilon D_0^i$  で表される ( $D_0^i$ は核種  $i$  の間隙中の拡散係数、 $\alpha_L$ は分散長)。また、 $R^i = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K d^i$  で表される ( $\rho$ は地質の真密度、 $K d^i$ は当該地質及び水質に応じた核種  $i$  の分配係数)。設定した天然バリアにおける元素別の収着分配係数を表 1.3-2 (降水系地下水) 及び表 1.3-3 (海水系地下水) に示す。また、移行距離が短い、埋め戻し材及び EDZ においては分散長  $\alpha_L$  を無視することとし、すべての EDZ を抜け、母岩から地表までの移行経路については、ピークフラックスへの影響を確認するため分散効果を小さくすることとし、放出時刻別の各

移行距離に対して 1/100 の $\alpha_L$ を与えて解析した。

表 1.3-2 天然バリアにおける元素別収着分配係数（降水系地下水）

	降水系地下水 (m <sup>3</sup> /kg)				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	2.50E-04	2.50E-04	0	1.00E-04	1.00E-04
Cl	0	0	0	1.00E-04	1.00E-04
Ni	1.25E-03	1.25E-03	5.00E-02	1.00E-01	1.00E-02
Nb	0	0	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-03	2.50E-03	0	1.00E-04	1.00E-04

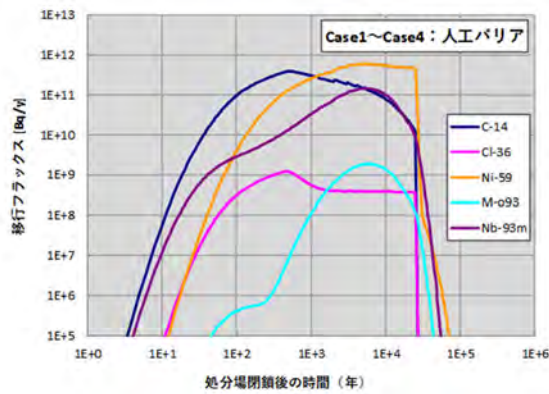
表 1.3-3 天然バリアにおける元素別収着分配係数（海水系地下水）

	海水系地下水 (m <sup>3</sup> /kg)				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	0	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0	0
Ni	2.50E-03	2.50E-03	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-03
Nb	2.50E-02	2.50E-02	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-05	2.50E-05	0	0	0

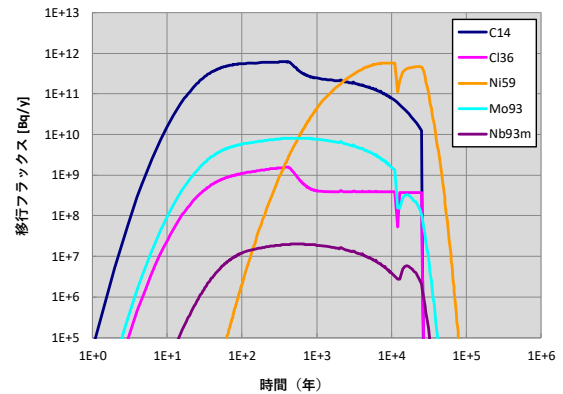
## 2) 解析結果

人工バリアからの移行フラックスを評価した結果、図 1.3-25 に示すような時間変化が得られた。海側処分場では海水系地下水の分配係数が低下する核種（C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93）について、陸側処分場における核種移行フラックスの変化と大きな差が生じている。また、途中で汀線が海側へ移動することによって、処分場の水質が海水から降水へ切り替わることにより、分配係数が上昇する核種においてはフラックスの時間変化に影響が見られる結果となっている。天然バリアにおける核種移行評価においては、本結果を入力値として使用した。

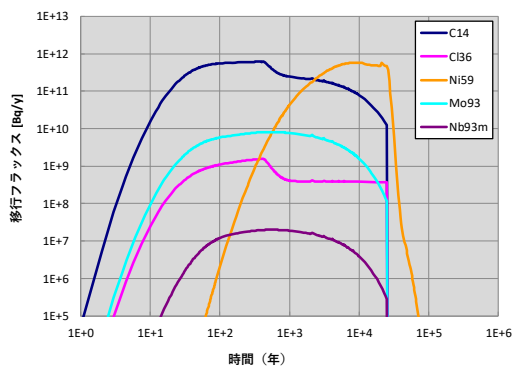




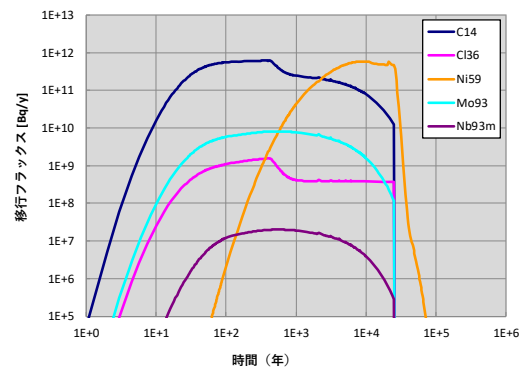
(a) 陸側処分場 (A-1, D-1)



(b) 海側処分場 (A-1, p1, p5)



(c) 海側処分場 (A-4, p1)



(d) 海側処分場 (A-4, p5)

図 1.3-25 人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化 (陸側及び海側処分場)

・ 陸側処分場における核種移行解析結果 (A-1 及び D-1)

陸側処分場における天然バリアを介して地表へ供給される核種移行フラックスの評価結果 (A-1) を図 1.3-26 に、平均侵食速度を 0.18mm/y として評価した場合の結果 (D-1) を図 1.3-27 に示す。p1 では、0～10000 年、10000～20000 年の間に人工バリアから放出される核種が重ね合わされて時間変化が示されている。0～10000 年については、平均侵食速度を変化させても核種移行経路及び地下水流動時間が変わらないことから、C-14 についてはフラックスのピークに変化はない結果となった。Cl-36 については、A-1 では 0～10000 年で放出された核種のピークと 10000～20000 年で放出されたピークがほぼ同じ値となったが、平均侵食速度が大きい D-1 では 10000～20000 年で放出された核種のピークが最大値となり、わずかながら A-1 よりもフラックスの最大値が大きくなった。

p5 では、0～10000 年、10000～20000 年、20000～30000 年に放出された核種が重ね合わされている。p1 と同様に 0～10000 年及び 10000～20000 年からのフラックスの時間変化は同じ結果となるが、20000～30000 年の地下水流動時間が減少することを受けて、10000～20000 年の放出で形成される極大ピークと 20000～30000 年で放出される極大ピークが重なる核種 (C-14, Cl-36) があり、30000 年程度で生じるフラックスのピークが標準の平均侵食速度のケース

A-1 と比較して 2 倍程度となった。しかし、各核種の最大となるピークは地形変化の影響をほとんど受けない 0~10000 年に人工バリアから放出されるフラックスで決定されたため、p5 では平均侵食速度が大きくなったことによって大きな影響は見られなかった。

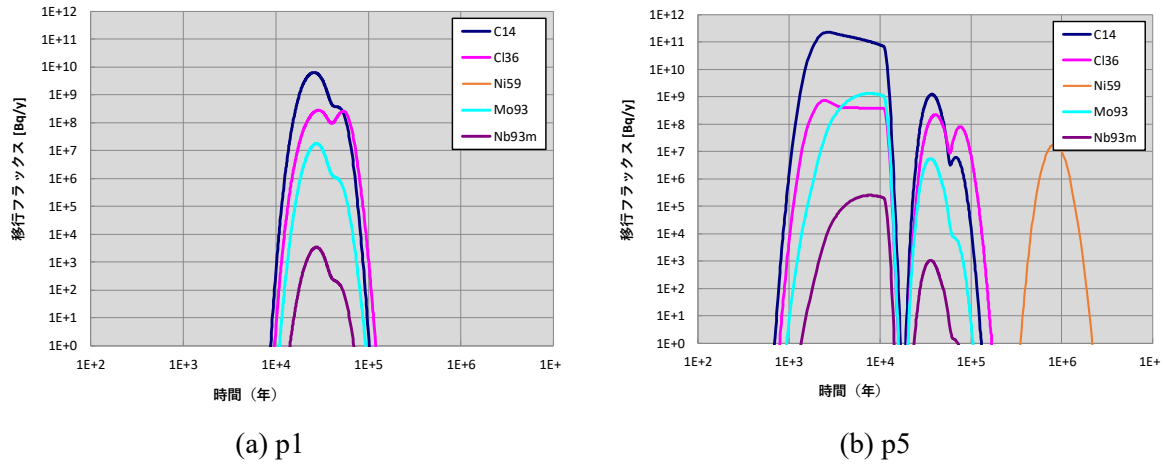


図 1.3-26 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-1)

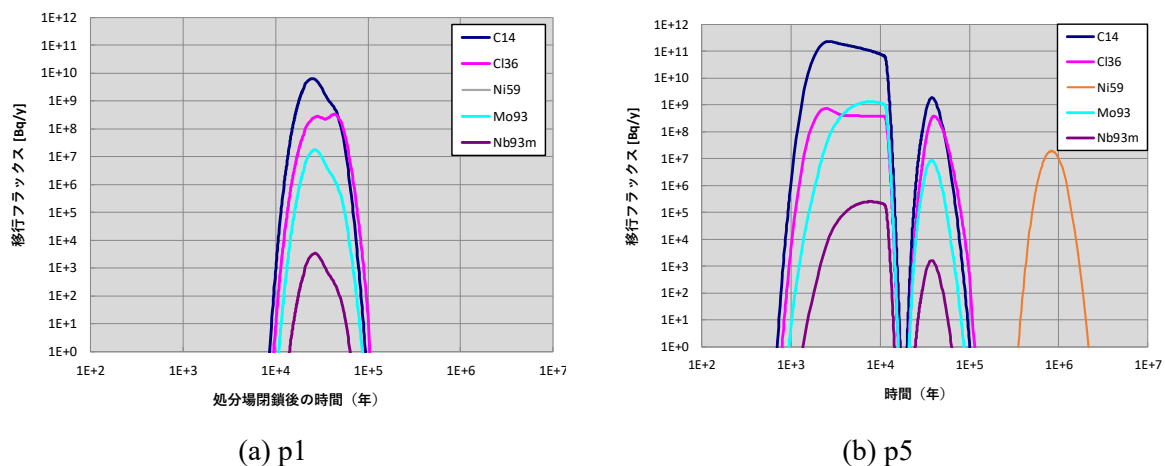


図 1.3-27 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (D-1)

・海側処分場における核種移行解析結果 (A-1 及び A-4)

海側処分場における A-1 ケースの地表での核種移行フラックスの評価結果を図 1.3-28 に示す。海側処分場に特徴的なこととして、地下水流動時間が比較的短いこと及び海水系地下水での Ni-59 の分配係数が低下することにより、Ni-59 の移行フラックスが 1 万年以降の人工バリアからの放出においても地表のフラックス供給に関して有意な値を示した。p5 では陸側処分場でのフラックス最大値に対して、3 桁程度高い値となった。

次に、A-4 ケースの評価結果を図 1.3-29 に示す。p1 では 20000~30000 年の放出まで流動時間が 30000 年から 50000 年まで増加した後、30000 年~40000 年の放出で流動時間が 5000 年まで急激に低下するが、30000 年までに人工バリアからフラックスの放出が終了する C-14、

Cl-36 及び Mo-93 については、影響は見られなかった。30000 年以降も人工バリアから放出される Ni-59 については、流動時間の短い 30000 年～40000 年で放出された核種が、最初のピークを示し、これが最大となる結果となった。p5 では 10000～20000 年に放出された核種の流動時間が約 40000 年に達するが、20000～30000 年に放出された核種の流動時間は 10000 年程度まで低下する。この場合、C-14、Cl-36、Ni-93 及び Mo-93 のすべての核種で、20000～30000 年に放出された核種が地表に到達する時刻が最も早く、最大のピークフラックスとなった。

A-1 と A-4 を比較すると、A-4 の方が核種移行フラックスの最大値が C-14 と Mo-93 で 1 桁程度、Cl-36 と Ni-59 で 1/2 倍程度小さくなる結果となり、温暖期が継続するケースのほうが核種移行の観点では影響が小さくなった。

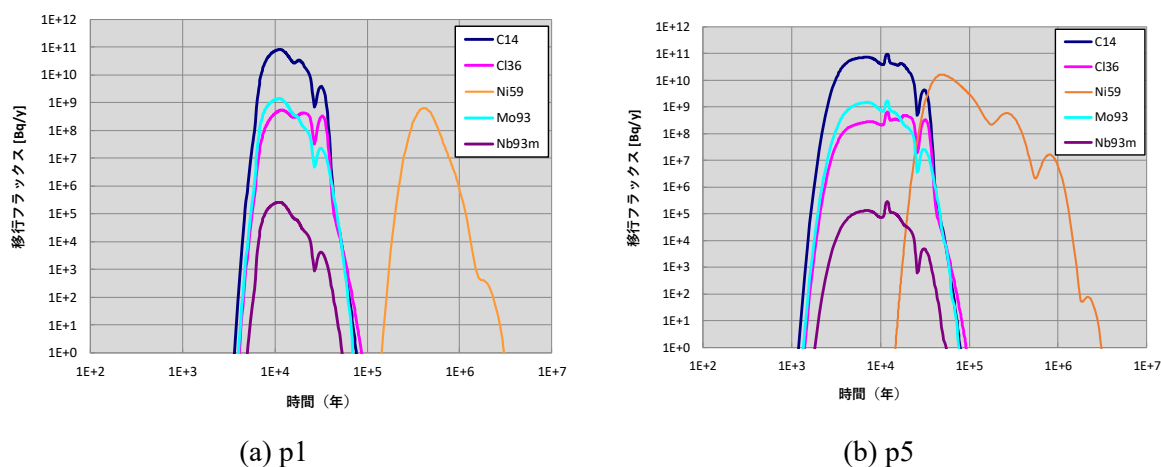


図 1.3-28 海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-1)

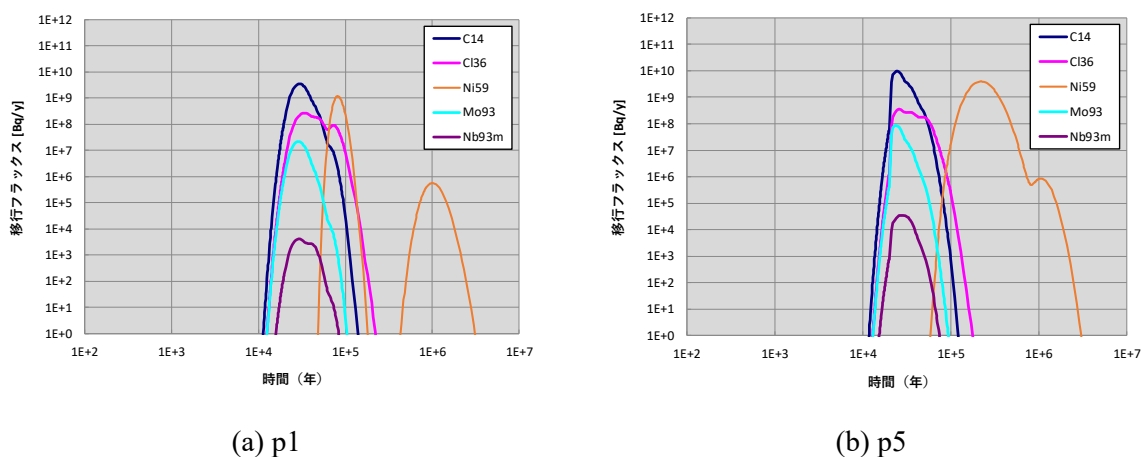


図 1.3-29 海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-4)

これらの結果から、人工バリアからの漏出核種移行フラックスに応じた放出時刻別の核種移行経路を反映して評価することによって、地形変化と海水準変動によるサイト及びその周辺の地下水流動の 3 次元処分場レイアウトに応じて変動する核種移行を評価できる見通しが

得られた。広域スケールの地下水流動解析では見られなかった地形変化による局所流動系の変化をサイトスケールの地下水流動解析で捉えることで、核種の移行経路の時間変化を評価できるようになった。したがって、地形変化を反映させて移行経路を評価する際には広域スケールの地下水流動解析結果をベースに、サイトスケール及び処分場スケールの地下水流動場を時々刻々接続させた粒子追跡線解析を行う必要がある。本年度のケース解析においては、長期的な領域全体の平均侵食速度のパラメータ設定を標準ケース 0.089m/y (A-1) に対して、0.18mm/y (D-1) を設定して評価した結果、地形変化の影響をあまり受けない 0~20000 年でフラックスのピークを示す核種が支配的となることから、核種移行の観点ではフラックスの最大値に影響を与えるものではなかった。しかし、20000 年以降、流動時間としては A-1 に比べて短くなる傾向にあり、核種漏出のタイミングによっては、フラックスが大きくなる可能性がある。

また、長期的な海水準変動のパターンを過去 12.5 万年の観測結果に基づくものを適用する海側処分場の標準ケース (A-1) に対して、温暖期が継続する海水準変動パターン (A-4) を設定して評価したところ、温暖期が継続する海水準変動パターンの方が、0~20000 年までの移行距離及び流動時間が長く確保されているため、核種移行フラックスとしては小さくなる結果となった。しかし、A-4 ケースでは海水準は維持されるが密度差により降水系地下水が処分場領域の上部に流入することによって、30000 年以降で処分場領域内での流動場が大きく変動して極端に移行距離及び流動時間が短縮するため、人工バリアからの核種の漏出のタイミングによっては、フラックスが大きく変動する可能性を示唆した。

初期 (現在) の移行経路で、流動時間が短く、時間経過とともに長くなるケースでは初期の経路でピークフラックスが支配されるが、初期の移行経路で流動時間が確保されていても、地形変化及び海水準変動により経路及び流動時間が短縮するような場合には、あとから放出されたフラックスが先に地表に到達する可能性があり、最大のピークフラックスを形成することに注意する必要がある。

また、総移行距離の観点では時間経過に伴って大きな変動がないような結果であっても、経路としては通過する地質・水質区分の内訳が大きく異なる場合があり、地下水流動時間では時間経過に伴って大きな変動が生じるケースが見られた。斜面領域で地形勾配が時間経過に伴い増加する場合であり、全水頭が大きくなって、地下に潜り込む経路を取りやすくなる。今回の条件では地表までの流動時間は長くなる結果となったが、潜り込んだ地質の水理定数の条件によっては時間が短縮する可能性もあることから、移行経路の時間変動について分析する必要がある。

今回の解析においては、陸側処分場では 10000 年区切りで、海側処分場では 10000 年区切りを基本としつつ、汀線の移動を考慮して、汀線が処分場を横切るタイミングで時間区切りを追加して、サイトスケールの地下水流動解析を実施して、移行経路を導出した。移行経路が安定したケースがあった一方で、10000 年ごとの移行距離、流動時間が大きく変動するケースもあったことから、サイトスケールの地下水流動解析を行う時間断面の設定については、上記のような大きな変動のある時間帯について、追加の時間断面を設定することについて、

検討を行う必要がある。

### (3) 廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件による核種移行の特性への影響評価

廃棄物埋設地周辺の 3 次元的な流動場は空間的に一様でない可能性がある。そのような 3 次元的な流れにおいて処分坑道のレイアウト（地下水流動の主方向に対して直交あるいは平行）による核種移行経路の変化に与える影響を検討するため、(2) の広域スケールの評価結果に基づく処分場スケールの地下水流動解析を実施して、坑道各位置からの核種移行パラメータ（経路及び流速）の変化を評価した。また、埋め戻し材、掘削影響領域（EDZ）に対する透水性等の条件の違いが上記パラメータに与える影響もケース解析によって評価した。EDZ については、幌延深地層研究所（URL）の観測データ<sup>(25)</sup>では、母岩の透水係数  $10^{-11}$  m/s に対して坑道表面から 30cm 領域の EDZ で透水係数が 4 桁程度高い  $3.5 \times 10^{-6}$  m/s が得られている。一方、本解析の対象となる地域の母岩の透水係数は  $10^{-8}$  m/s と幌延 URL と比較して 3 桁程度高く、これに対して 4 桁程度高くなる条件とすることは現実的ではないと考えられる。そこで、幌延 URL で観測された  $10^{-7} \sim 10^{-6}$  m/s の透水係数の絶対値を参考として、解析体系では坑道表面全体に EDZ を多孔質媒体としてその厚さを 1.0m と設定したこととあわせて、透水係数  $10^{-7}$  m/s を基本ケースとして、 $10^{-6}$  m/s を透水性が増大するケースとして設定した。

評価結果例を図 1.3-30 及び図 1.3-31 に示す。処分坑道の位置によっては上向きの流動成分が大きくなる領域があり、EDZ をすぐに通過し、上方へ移動するものも見られるが、概ね母岩と埋め戻し材の間の透水性の高い EDZ を選択的に流れる結果となった。流れに平行に処分坑道を配置した場合は、EDZ の下流端である粘土プラグを迂回するように、一旦母岩へ移動した後再び EDZ へ戻ってくる流路を取る結果となった。さらに流れに直交する条件で EDZ の透水係数をさらに 10 倍したケース（図 1.3-32）では、標準ケースでは上方へ流れていった経路で EDZ に引き込まれる経路となり、EDZ における流動時間に大きな差は現れないが、核種の移行経路に大きな違いとなって現れるケースが見られた。ケース解析の結果は以下のよう整理される。

- 約 500m 四方の処分坑道の空間においても、一様ではない流動場においては、処分場スケールにおける流出点が異なる場合があり、地表面の凹凸を反映したサイトスケールの地下水流動解析により、処分場からの移行経路の変化を確認する必要がある
- 母岩よりも 1 桁程度の透水性の高く、処分坑道領域全体にやや上向きの成分を有する条件では、EDZ を常に選択的に通過するのではなく、一定程度 EDZ を通過した後 EDZ を離れて母岩領域へ流出する経路があり、また、EDZ の透水性がさらに 1 桁上昇すると、周囲の流れが EDZ に向かい、EDZ 中をより選択的に長く移行することから、母岩の健全時の透水性と掘削による透水性上昇の設定について、確認する必要がある。
- EDZ を通過する場合はその間の流速は大きくなり、処分坑道が流れに平行な場合 EDZ を通過する距離も大きくなるため、処分場レイアウト設計において地下水流向を考慮する必要がある。

- 処分坑道が流れに平行な場合、EDZ の透水性の低い粘土プラグ周辺では、地下水流速は小さくなり、粘土プラグを迂回するような経路となるが、粒子追跡線解析による地下水流動時間の増加は大きくない結果となったため、粘土プラグの有効性について、処分場レイアウトとの関係を含めて、確認する必要がある。

これらの結果から、処分場スケールにおける空間的な流動状態を適切に把握して、処分場レイアウト、粘土プラグの配置及び EDZ の透水係数の不確かさを考慮した評価を実施して、天然バリアのニアフィールドの核種移行評価に適切に反映させる必要がある。同時に、処分場設計時に地下水流動場を適切に考慮してレイアウトを設計する必要があることを示している。

ニアフィールドの核種移行評価の妥当性の判断にあたっては、観測データに基づく EDZ の厚さ、透水係数の分布が適切であることが求められる。EDZ を坑道全体に多孔質媒体として仮定した場合、EDZ の有無・透水性の違いによる移行経路・流出点への影響が大きい結果となった。そのため、EDZ の透水性による移行経路の違いを把握することは重要である。

なお、処分場周辺の移行経路の適切な評価のためには、粒子追跡線解析の精度向上が必要である。本検討では 3D-SEEP (有限要素法) の結果に基づき評価を実施したが、青木ほか (2011)<sup>(26)</sup>では混合化形式有限要素法の有用性が指摘されている。さらに、菱谷ほか (2015)<sup>(27)</sup>および Selzer (2020)<sup>(28)</sup>では、FE-CK 法 (有限要素法の結果から要素間の局所流量連続性を満足させる手法 (Cordes and Kinzelbach (1992))<sup>(29)</sup>および Raviart-Thomas 混合補間 (RT0 補間) の両者を考慮することで精度が向上することが指摘されており、菱谷ほか (2015)<sup>(27)</sup>ではこの手法により混合化形式有限要素法より誤差が小さく解けるとしている。今後はこれらの手法に基づき、理論解に基づく検証を行いながら、粒子追跡線解析コード Pass-trac の改良を行う必要があると考えられる。

さらに、EDZ とその周辺の核種移行の観点から評価しようとする、粒子追跡線解析のみでは拡散・分散の効果を考慮できないため、濃度分布の観点での評価を加えて、分析を深める必要がある。

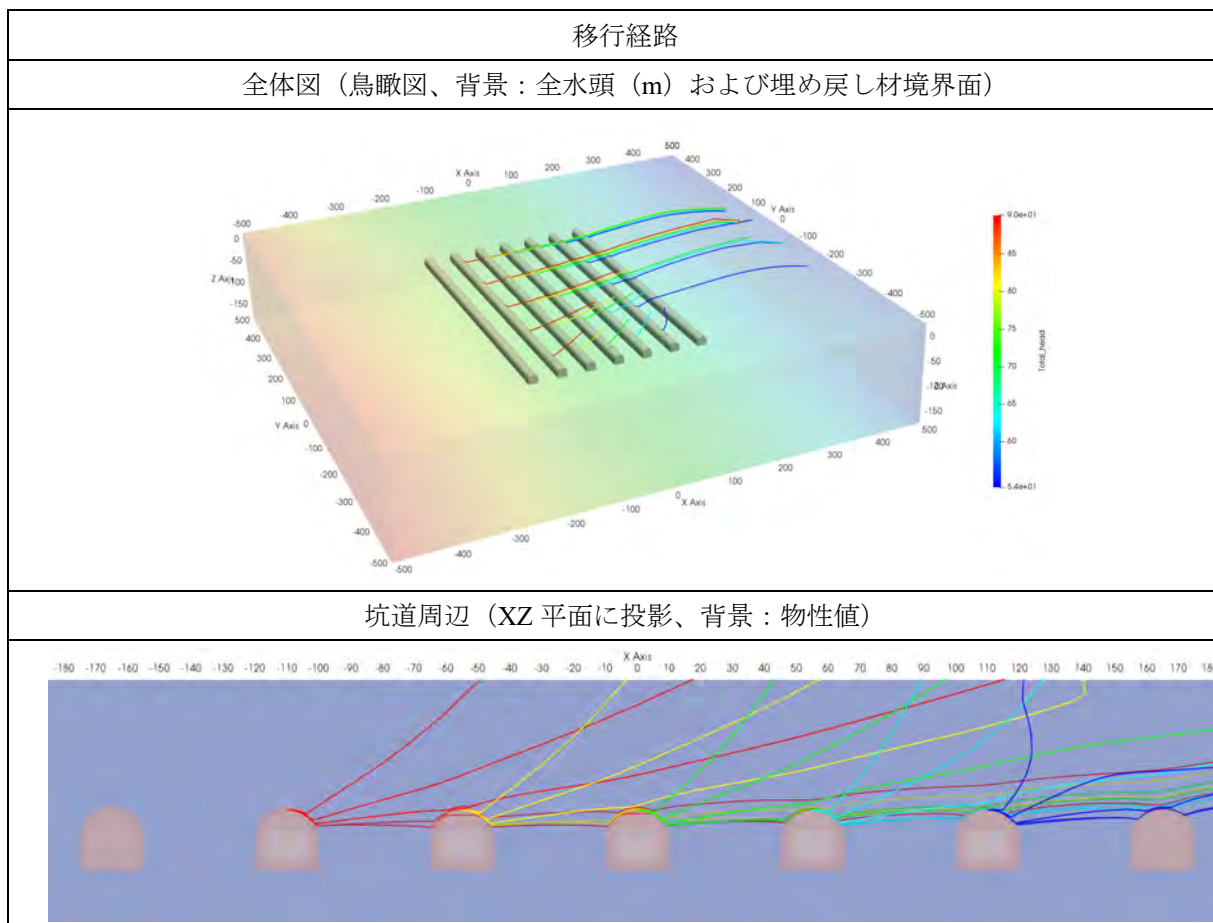


図 1.3-30 標準ケース（直交、EDZ:母岩に対して 10 倍の透水係数）



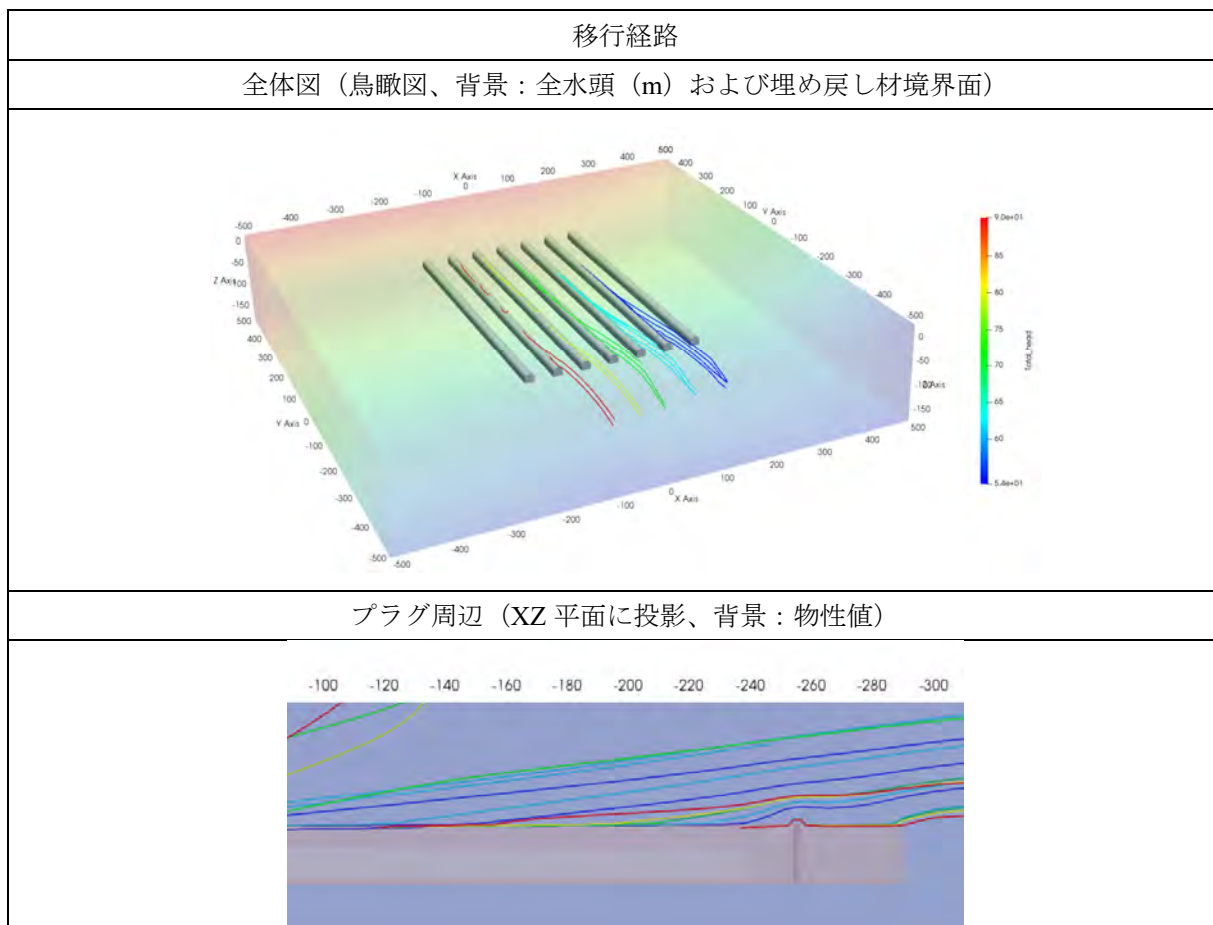


図 1.3-31 坑道が地下水流動方向に対して平行のケース（平行、EDZ:母岩に対して 10 倍の透水係数）



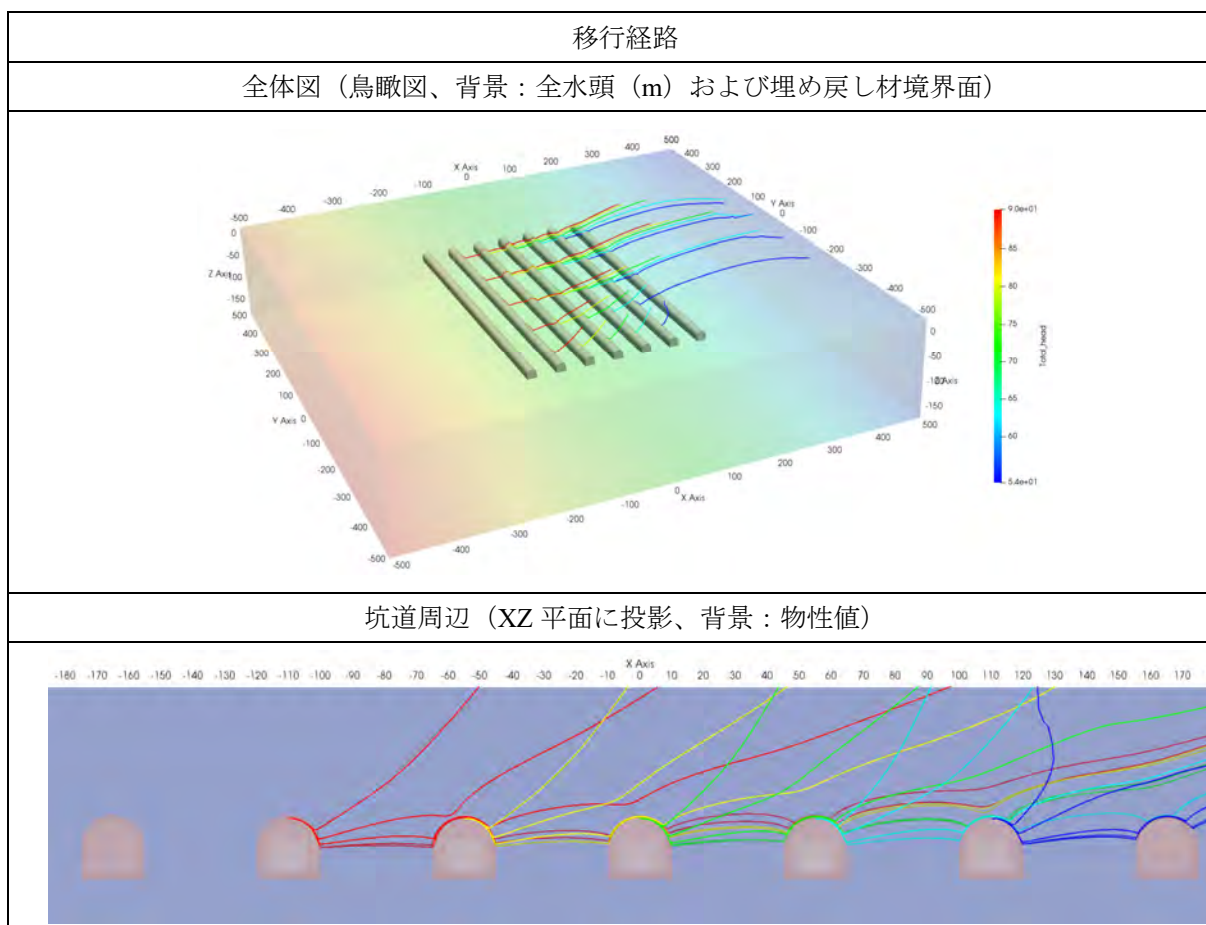


図 1.3-32 標準ケースに対して EDZ の透水係数がさらに 10 倍となるケース

(4) スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点整備  
SKB<sup>(30,31)</sup>の既往評価に対する昨年度の文献調査、および、(1)～(3)の検討結果を踏まえ、本年度はスケールの異なる地下水流動解析の評価の考え方、各スケールの評価目的と地下水流動解析における適切な解析方法を、妥当性判断のための留意点として整理した。

考慮すべきスケールは実際の場合や設計により変わる可能性があるが、ここでは広域スケール（目的：現在の広域的な流動場の理解、将来長期の影響評価（沿岸域：地形変化・海水準変動））、サイトスケール（目的：サイト周辺の現在の流動場の理解、天然バリア中の移行評価）、処分場スケール（目的：処分場内外の流動場・移行評価）の3つに対し、考え方を整理した（概要：表 1.3-4）。整理の詳細は 2.3.4 に示す。

表 1.3-4 各スケールの評価目的と適切な地下水流動解析の概要（沿岸域）

広域スケール	目的	<ul style="list-style-type: none"> <li>現在の広域的な地下水流動場の理解 (広域的な地下水データとの整合性の確認)</li> <li>将来長期の地形変化・海水準変動に伴う影響評価</li> <li>サイトスケールの範囲・境界条件の決定</li> <li>処分場スケールの初期・境界条件の決定 (※広域スケールとサイトスケールで水理地質構造が同じ場合)</li> </ul>
	解析方法	非定常な地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析 (密度流を考慮)
	領域範囲	<ul style="list-style-type: none"> <li>陸域：分水嶺（処分場を含む流域またはその周囲の流域を含む）、地質構造（※地質構造（単斜構造など）によっては、分水嶺と実際の地下水盆境界が合致しないことがある）</li> <li>海域：将来長期の最低海水準を考慮できる範囲</li> </ul>
サイトスケール	目的	<ul style="list-style-type: none"> <li>現在のサイト周辺の地下水流動場の理解 (サイト周辺の地下水データとの整合性の確認)</li> <li>天然バリア（処分場スケール境界～生物圏）中の移行評価</li> <li>処分場スケールの初期・境界条件の決定 (※広域スケールとサイトスケールで水理地質構造が異なる場合)</li> </ul>
	解析方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析 (密度流を考慮)</li> <li>広域スケールの結果に基づき、各時期の定常状態を解析</li> </ul>
	領域範囲	<ul style="list-style-type: none"> <li>処分場からの生物圏までの移行を包含する範囲（広域スケールにおける現在～将来の評価で決定）</li> <li>※広域スケールとサイトスケールで水理地質構造が異なる場合（地質構造のより詳細なモデル化、不均質性に伴う広域スケールとサイトスケールでの透水性の違い等）は、分水嶺・地質境界等を境界とした広範囲の検討が必要である</li> </ul>
処分場スケール	目的	処分場周辺の地下水流動・移行評価
	解析方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析 (密度流を考慮)</li> <li>広域スケールの結果に基づき、各時期の定常状態を解析</li> </ul>
	領域範囲	<ul style="list-style-type: none"> <li>処分場の透水性の違いによる影響が小さい範囲</li> <li>処分場のモデル化（再現度）が異なるサイト・処分場スケールで連続的な移行評価を適切に行うため、処分場の透水性の違いに伴う影響範囲を解析的に検討（サイトスケール）</li> </ul>

各スケールに対し整理した評価上の留意点を以下に示す。

- 沿岸域では、海水準変動とこれに伴う河川の下刻、海食等の地形変化による地下水流動への影響が大きく、それらを非定常に考慮した広域スケールの解析が必要である。
- 将来の気候変動は温暖化の影響等により不確かさが大きいことが指摘されているため、不確かさを考慮するための複数ケースの解析が必要である。
- 隆起・侵食等による地形変化は時間的・空間的に一様ではなくサイト特性に大きく依存し、地下水流動への影響も想定される。SKBにおいては、時間的・空間的な表土厚さの変化が海・湖の侵食・堆積の特徴を反映したシミュレーションに基づき考慮されており、国内においても領域毎に特徴的な侵食・堆積のモデルを取り入れたシミュレーショ

ンによる地形変化を地下水流動へ反映させることは、核種移行への変動幅を評価する上で有用であると考えられる。

- ・ 地形変化評価において、堆積した沖積層に対する砂泥の互層構造については今回考慮していないが、サイトの特性上影響が大きいと想定される場合には考慮の必要がある。
- ・ 各スケールの評価は境界位置で一致している必要がある。なお SR-PSU に対する規制機関のコメントでは、メッシュの一致についても言及されている。
- ・ サイトスケール・処分場スケールの初期条件として広域スケール（処分場の模擬なし）の結果を内挿したが、これは埋め戻し後に流動場がもとに戻ると仮定したものである。しかし塩分濃度については、処分場と周囲で変化の傾向が大きく異なる可能性があり、埋め戻しの材料や工法にも影響されると考えられる。そのため、海域での立地ではこの妥当性について考慮する必要があると考えられる。
- ・ 広域スケールとサイトスケールの水理地質構造は、地質構造のより詳細なモデル化、不均質性に伴う広域スケールとサイトスケールでの透水性の違い等により、異なる可能性が考えられる。そのような場合には、広域スケールの現在～将来の非定常な評価結果をサイトスケール・処分場スケールに内挿することの妥当性確認が必要である。
- ・ 複数の異なるスケールにおいて、共通するデータである地表面形状や地質分布の再現度の整合性を確認する必要がある。
- ・ 処分場スケールの評価では、着目したい現象が正しく再現できる程度のモデル化が必要である。そのため、流量・経路等の評価結果を類似したモデルの理論解等との比較によって検証する必要があると考えられる。

#### (5) ニアフィールド/ファーフィールドにおける核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフィールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを信頼性のあるデータに基づいた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的、ここでは10万年程度、維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B)、(C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 ((B)、(C)) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフィールドの圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定 (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

一方、ファーフィールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する

る領域であり、時間スケールの不確実性の影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として～10 万年程度と 10 万年以降が考えられる。

こうした考え方のもと(B), (C)に基づく処分場スケールとサイトスケールの地下水流動解析を実施して、処分場からの移行経路を各スケールの結果を時々刻々接続させて評価したところ、図 1.3-33 に示すような移行経路の区分となった。処分場スケールの母岩領域の流動時間が比較的安定しており、それ以降のサイトスケールの流動時間が放出時刻に応じて大きく変化しているのと対照的である。このことから、処分場スケールをファーフールドの変動から影響を受けにくいニアフィールド、処分場スケールの外側のサイトスケールの範囲をファーフールドと定義することが適当と考えられる。

本年度の核種移行評価においては、地形変化の影響を大きく受けるファーフールドで流動時間が長くなるものについてもそのまま考慮して評価したが、その流動経路の不確かさが大きい部分でもあることから、ファーフールドの変動を考慮した核種移行評価方法について検討を深める必要がある。

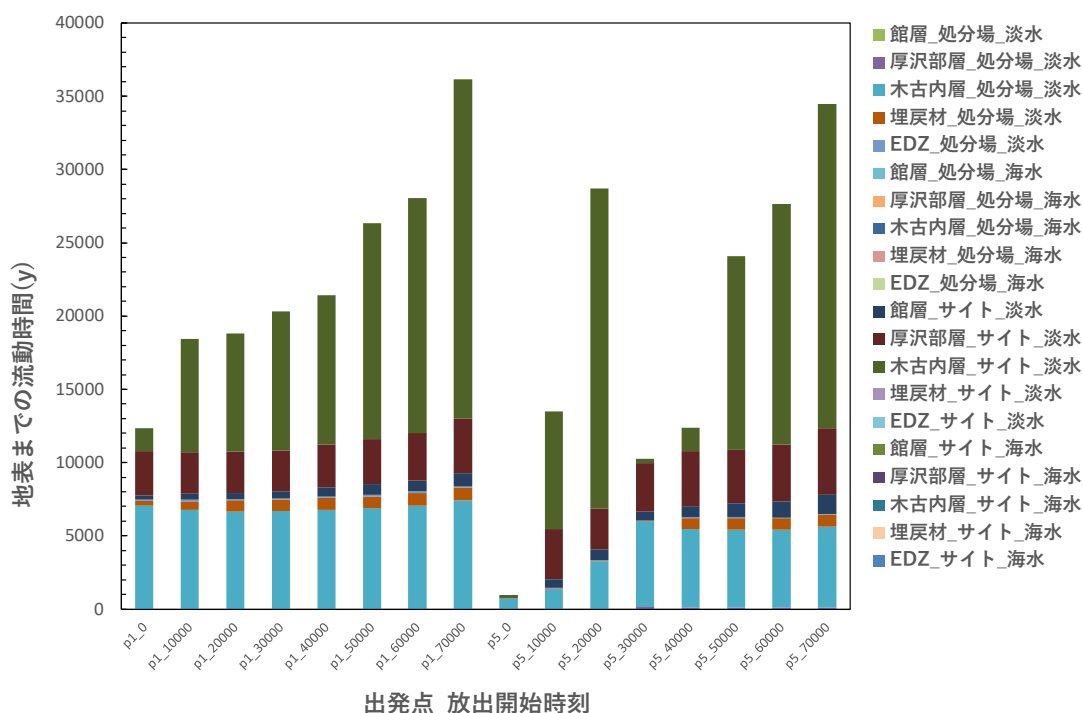


図 1.3-33 p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間 (A-1 陸側) (再掲)

### 1.3.2 ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得

#### 1.3.2.1 ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理

ボーリング孔の状態変化を整理することを目的として、事業の各段階において規制機関が実施する閉鎖確認を想定し、ボーリング孔およびボーリング孔周辺で想定される移行経路（ストレーナを含む）を対象とし、それらが適切に閉塞されたと確認するために必要な科学的・技術的知見を取りまとめた。同様に、坑道（トンネル）の閉鎖確認に資する科学的・技術的知見についても取りまとめた。

##### (1) ボーリング孔

中深度処分でのボーリング孔閉塞では、①地下水が地表へ湧出する優先的な経路とならないこと、②ボーリング孔が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと、③処分の時間スケールで閉塞状態が維持されることの3点を閉塞の考え方（案）とした。

閉塞すべき移行経路としては、空洞部、ケーシング・アニュラス、ボーリング孔周辺の掘削損傷領域（BDZ）、ストレーナ・観測装置、岩盤を抽出し、文献調査により、これら移行経路の閉塞に係る石油探査分野、地層処分分野等の既往の事例や知見を収集・整理した。文献調査によって得られた知見に基づき、ボーリング孔の閉鎖で想定される4つの段階（事前調査、計画立案、閉塞作業中、閉塞後）において、ボーリング孔閉塞における確認項目と確認方法を整理した。この結果、以下の課題が挙げられた。

##### ・閉塞の考え方について

本報告書では、各分野における閉塞の定義を参考にして、基本になると想定される3点を閉塞の考え方として提案した。しかし、3章に記述したとおり、10万年間同じ低透水性が保たれる必要性の有無や、ボーリング孔の地質環境の違い（対象孔周辺の地下水流動場や処分場との水みちの連続性など）に応じた閉塞状態の違いが許容されるか（閉塞の考え方（案）を適用しなくてもよいボーリング孔が存在するか）、といった点が課題として残されており、これらの検討結果を踏まえ、閉塞の考え方を更新する必要がある。

##### ・移行経路の評価方法について

規制機関は、事業者が設定した閉塞領域の透水性について、その妥当性を確認する必要がある。閉塞の条件を満たす一つの基準として、岩盤と同程度以下の透水係数にすることが挙げられるが、地層処分分野では、閉塞材の透水性の設定根拠を、数値解析（粒子追跡解析や地下水流動解析）の結果に基づいて各移行経路が短絡経路化しないような透水係数となること、としている。数値解析の結果を透水性の設定根拠とすることが妥当かどうかについては、中深度処分と地層処分では対象深度が異なるため、中深度処分における地質環境を踏まえた検討が必要である。

また、ボーリング孔の閉塞に係る報告事例のほとんどは「計画どおりにボーリング孔が埋

め戻された状態」であることを前提として議論されており、実際の閉塞作業で生じると想定される事象（例えば、ケーシングやストレーナ等の回収が困難だった場合、孔が崩壊してしまった場合、地下水圧により閉塞材が移動してしまった場合など）は考慮されていない。閉塞作業時の品質管理は事業者の検討内容であるが、規制機関は、閉塞作業時に発生すると想定される計画の見直しに対して、閉塞の条件を満たすことを並行して確認していく必要がある。

- ・閉塞材料／孔内残置物について

規制機関は、閉塞に用いる材料について、閉塞性能のみならず、超長期（万年オーダー）における性能変化や周辺環境に与える影響を考慮したうえで、閉塞の条件を満たす材料であることを確認する必要がある。事業者が選択すると想定される材料としては、他分野において使用されてきたセメントやベントナイトが候補だと考えられるが、石油探査分野で閉塞材として多数の使用実績があるセメント材料は、地層処分分野で考慮すべき超長期間では溶脱し閉塞性能が維持されないと懸念されている。規制機関の閉鎖確認では、閉塞材と埋戻し材のそれぞれに求める性能を念頭におき判断するものと考えられるが、セメント・金属材料・樹脂等の人工物の残置を許容するかどうかを検討する必要がある。

観測装置やケーシングなどの挿入物については、基本的には全て回収することが望ましいと考えられものの、全回収が合理的ではないと判断されることも想定される。規制機関は、事業者が選択するさまざまな措置に対して、事業者が岩盤の状態や挿入物の材料を評価したうえで、全回収した場合や孔内に残置した場合においてそれらが短絡経路化しないと判断していることを確認する必要がある。これらの挿入物の回収事例は少なく、発生する事象（抑留や孔壁崩壊等）や他の移行経路の短絡経路化（BDZの拡大等）に関する知見の蓄積が課題として残されている。

- ・閉塞性能の確認について

閉塞材の設置直後に閉塞状況を確認する方法について、石油探査分野では、それまでの実績に基づき、施工の品質管理（設置直後の性能確認試験を含む）の結果に基づき閉塞状態が確認できると考えられている。地層処分分野においても、ベントナイト系材料を用いた原位置試験が行われており、その性能が確認されつつある。中深度処分における実際の環境と同等の条件下でのデモンストレーション等、間接的な確認方法が閉鎖確認として適切かどうかを検討する必要があるが、規制機関の確認項目として、事業者が閉塞材を設置した際にその閉塞性能を確認し、計画どおりに閉塞できていることが挙げられる。

また、平成31年度事業で孔内への注水により原位置での閉塞状況を確認できる見通しの得られたベントナイト系材料については、拘束していない状態で上位区間に負圧をかけると移動してしまい、閉塞性能が低下するおそれのあることが分かった。つまり、ベントナイト系材料を閉塞材として用いる場合、規制機関は、事業者の閉塞計画・手順が、原位置の環境を想定し適切な品質管理がなされている（自噴孔の閉塞時や揚水試験時にベントナイトが移動

しない対策を施している) ことを確認する必要がある。

一方で、全ての閉塞作業を終了した後に、地表からその閉塞性能を合理的に確認する方法は、現時点では報告されておらず、物理探査や無線観測による閉鎖確認は技術開発が必要と考えられた。

## (2) 坑道

中深度処分での坑道の閉塞では、①閉鎖措置期間中において人工バリアがその機能を維持できること（閉鎖措置期間中において人工バリアの変位・流出が生じないこと）、②閉鎖措置終了後から廃止措置開始までの間に人工バリアから放射性物質の異常な漏洩があった場合でも、これを著しく拡大させる漏えいの経路を生ずるおそれがないこと、③廃止措置終了後も地下水や放射性物質が移動する優先的な経路とならないこと、④坑道が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと、⑤人が容易に立ち入ることができない状態が維持されること、⑥処分の時間スケールで閉塞状態が維持されること、を閉塞の考え方(案)とした。

閉塞すべき移行経路としては、坑道部閉塞材、プラグ、支保工、掘削損傷領域 (EDZ)、岩盤を抽出し、文献調査により、これら移行経路の閉塞に係る鉱山分野、地層処分分野等の既往の事例や知見を収集・整理した。文献調査によって得られた知見に基づき、坑道の閉鎖で想定される4つの段階(事前調査、計画立案、閉塞作業中、閉塞後)において、坑道閉塞における確認項目と確認方法を整理した。この結果、以下の課題が挙げられた。

### ・埋戻し後の確認について

規制機関は、坑道に係る移行経路が適切に閉塞されたことを確認する必要があるが、既に埋戻された坑道の仕上がり確認については、人が立ち入ることができないため直接的に確認することは困難である。埋戻される領域にセンサーを設置しデータを取得する方法も考えられるが、現時点では有線センサーのみ実用性が確認されており、ケーブルに沿った地下水や閉塞材料の流出により閉塞性能の低下を招くおそれがあるため、今後の無線技術の開発が必要である。このため、現時点で規制機関が実施する確認方法としては、人が立ち入れる環境や処分サイトと同等の実規模試験等において閉塞材やプラグの設置直後の状態を確認し、その後、設計通りの性能を発揮できる状態で設置作業が行われていることを確認する方法(施工の品質管理の確認)が想定される。

現在、一般的に利用されている土質材料やコンクリート材料については、その品質を確認するための指針が存在しており、道路工事やダム等の構造物の施工管理に関する規格基準類が存在する。したがって、一般的な土質材料やコンクリート材料を用いて一般的な土木工事と同様の条件で埋戻しが行われる場合は、それらの指針に基づいた施工時の品質管理結果を確認することで、性能確認が代替可能と考えられる。一方で、施工条件が一般的な土木工事と異なる場合や、施工管理に関わる指針が無い材料(例えば、ベントナイト混合土や低pHコンクリート)が使用される場合は、現時点では、施工の品質管理結果の確認を性能確認の代

替とすることができない。海外で実施されている原位置実規模試験などによってベントナイト混合土や低 pH コンクリートを用いたプラグ・シール構造物の施工品質と性能に関する知見が得られつつあるものの、現時点では、施工時の品質管理を性能確認とするための知見が十分に得られているまでには至っていない。一般的な土木工事と異なる環境や特別な材料を用いた埋戻しを行う場合に施工時の品質管理をもって性能確認とするためには、今後、坑道特有の環境（限定された空間、湧水環境など）や材料特性を考慮した上で、施工時の品質と性能の関係を確認するための室内試験・原位置試験による知見を蓄積する必要がある。

#### ・移行経路の評価について

規制機関は、坑道における移行経路である EDZ、支保工、岩盤とこれらを閉塞するプラグについて、事業者が閉塞できたと判断した根拠を確認する必要がある。一方、前述したとおり、これらの移行経路の性能を埋戻し後に直接確認することは難しい。このことから、これらの閉塞性能の評価は、坑道に立ち入れる期間中に坑道内で観測可能な坑道湧水量や坑道周辺の水圧変化に基づき実施する方法が考えられる。

これらの値の変化は、坑道空洞部への閉塞材の設置など、対象とする移行経路以外の閉鎖の影響も受け経時的に変化するため、坑道周辺の変化を数値解析により事前に予測し、その結果と実測値を比較することで、適切に閉鎖されたことを確認することになると想定される。一方で、数値解析による坑道掘削時や坑道閉鎖時の予測については、坑道湧水量や坑道周辺の水圧の変化を概ね予測できる技術（定性的に再現できる技術）は存在するものの、その結果は、解析に用いたモデルや入力パラメータなどに大きく依存する。坑道閉鎖確認では、坑道周辺の局所的な変化を予測する必要があるが、そのためには、坑道周辺岩盤の不均質性を考慮する必要があるが、現時点では、坑道周辺の岩盤の不均質性のモデル化・解析技術は開発・高度化段階にある。数値解析に用いるモデルやパラメータ等の妥当性、解析方法の妥当性に関する研究開発が必要である。

#### 1.3.2.2 室内試験によるボーリング孔空洞の閉鎖確認に係る知見の整理

前述のとおり、本事業では事業者が実施するボーリング孔の閉塞に対して規制機関が実施する閉鎖確認時の確認項目および判断指標を抽出し、その課題となる内容を整理した。令和2年度事業では、これらの課題に対して参照可能な知見を得ることを目的とし、室内試験を実施してボーリング孔閉塞時の重要な確認項目および判断指標の抽出を行った。

##### (1) 原位置と同様の高水圧環境に定置した埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

平成31年度事業の室内試験において、アクリルセル内で膨潤したベントナイトの側部（アクリルセルとの接触部）に空隙が形成された。この空隙は、ベントナイトブロックの成型時に内包されている初期気相が形成要因である可能性がある。ベントナイトに含まれる初期気相は、数値解析の結果から、数百年～数千年かけて溶存、拡散し均質化すると考えられているが、均質化する前に、気相が集合して空洞化するような現象は考慮されていない。このよ



うな空隙がボーリング孔の軸方向に連結して移行経路化するのであれば、規制機関は、事業者が空隙の発生を防ぐ計画や施工管理をしていることを確認する必要がある。しかし、空隙の形成要因やその移行経路化に関する研究事例が報告されていないため、確認項目としての重要度が不明である。そこで、空隙の形成要因と空隙の挙動を明らかにする最初の段階として、ベントナイトの膨潤挙動が目視可能なアクリルセルを利用した室内での膨潤試験および透水試験を実施し、ブロックの初期気相量とマイクロ X 線 CT により観察した空隙の大きさ（容積）の関係を明らかにし、形成された空隙がブロックの透水性に与える影響について検討した。

乾燥密度約  $1.7 \text{ g/cm}^3$  で初期含水比が異なる 2 種類のベントナイトブロック（初期含水比 10%、20%）を水で満たしたアクリルセル内に入れ、大気圧条件下において 15 日間ブロックの膨潤の様子を観察した。また、膨潤期間中、ベントナイトの空隙を観察するため、マイクロ X 線 CT による観察を実施した。膨潤開始から 15 日間の経過後、アクリルセルを水中で開放し、ブロックからアクリルセル内へ放出されたと考えられる空気（以下「放出空気」）を水上置換法でメスシリンダー内に採取し、その体積を計測した。その結果、両試料とも、15 日後のマイクロ X 線 CT 観察から推定されるブロックの空隙の容積と放出空気の体積は、概ね初期気相（ブロック作成時にブロック内に含まれる気相）の量と整合的であった。また、膨潤期間中のマイクロ X 線 CT 観察の結果、初期含水比 10%のブロック中央に空隙が生じ、時間経過とともにその体積は減少しつつ、ブロック中央から上方に移動していると推定された。初期含水比 20%のブロックにおいても、時間経過に伴い空隙の体積は徐々に減少していると推定された。また、15 日間膨潤後のブロックで透水試験を実施した結果、両ブロックとも透水係数は  $10^{-10} \text{ m/s}$  オーダーであり、空隙の存在自体がブロックの透水性に影響を与えるものではないと考えられた。

初期含水比 10%のブロックについて、0.3 MPa 加圧下において同様にブロック膨潤試験とマイクロ X 線 CT 観察を実施した結果、15 日経過後のブロックの空隙の体積は、大気圧の条件下の 1/10 以下であると推定された。このことから、高水圧下におけるブロックの初期気相の挙動は、大気圧下で見られたように、ブロック中央部に大きな空隙を形成する挙動とは異なることが明らかとなった。

以上のことを踏まえると、空隙が閉塞区間を貫通する懸念があるケースにおいては、ボーリング孔の閉鎖確認時に重要となる可能性のある、確認項目および判断指標は以下のとおりとなる。

確認項目：閉塞材にベントナイトを用いる場合、空隙の貫通が生じない適切な初期含水比が設定されているか。

判断指標：ブロックの乾燥密度と含水比が、それらから算出される初期気相量が最小限になる値に設定され、実際に調製されたブロックの初期含水比が設定値と同程度か。

一方で、0.3 MPa（水深 30m 相当）の水圧条件下では空隙の形状が小さくなることが明らか

となった。また、空隙の形成と連結は、ブロックのサイズ、閉塞区間の長さ、ボーリングの軸方向といった要因も関連していると考えられた。これらのことを踏まえると、より現場に即した確認項目と判断指標を抽出するためには、実際の原位置環境に即した条件下で試験を行い、空隙の形成とその挙動に関する知見を蓄積する必要がある。

## (2) 地震等による一時的な水圧変化時の埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

実際の地下環境では、同一ボーリング孔における下位の全水頭が上位の全水頭よりも高い場合や地震等により一時的に水圧が変化した場合、地下水が孔内の下から上へ流動するようなケースが存在する。閉塞材としてベントナイト系材料を用いる場合、閉塞材が上向きの差圧を受け移動してその閉塞性能が低下するおそれがあることから、規制機関は、設置した閉塞材が移動しない措置を施す計画となっていることを確認する必要があると考えられるが、差圧による移動とその閉塞性能の変化に関する既往事例が認められないため、確認項目としての重要度が不明である。本試験では、差圧を受けたベントナイトの挙動を目視するため、実際の岩石で実施する室内試験の前段階としてアクリルセルを用いた室内試験を実施し、差圧によるベントナイトの移動の有無、ベントナイトが移動し始める差圧、移動による移行経路化の有無に関する知見を取得した。

試験は、まず、アクリルセル内でベントナイトブロックを膨潤させ、ブロック側方がセルに接地したことを確認した。次に、セルの下部から加圧しブロックを上方に移動させ、その後、上方から加圧してブロックを下部に定置させ、透水試験を実施した。ブロックは、初期含水比 10%、20%の 2 種類を用いた。また、比較のため、ブロックを移動しない状態での透水試験も実施した。

透水試験の結果、初期含水比 10%のブロックについて 6 個のブロックで透水試験を実施した結果、3 個のブロックは  $10^{-10}$  m/s オーダー、3 個のブロックは  $10^{-6}$  m/s オーダーとなった。また、初期含水比 20%のブロックについて 6 個のブロックで試験を実施し、5 個のブロックは  $10^{-10}$  m/s オーダー、1 個のブロックは  $10^{-5}$  m/s オーダーとなった。なお、移動しなかったブロックは両ケースとも  $10^{-10}$  m/s オーダーの透水係数であった。

透水試験実施後、ブロック移動後に透水係数が数オーダー増加した試料についてウラニンを添加した水を通水させた結果、ブロックとアクリルセルの境界部に生じた隙間にウラニンを添加した水が流れ込んでいる形跡が認められた。なお、ブロック内部には、水が移行した形跡は確認されなかった。

これらの結果から、設置深度からベントナイトブロックが移動すると、期待していた閉塞性能よりも数オーダー高い透水性となる可能性があることが確認された。また、ブロック移動時の移行経路化は、壁面と接触しているベントナイトが乱されることが原因であると考えられた。

以上のことを踏まえ、ボーリング孔の閉鎖確認時の確認項目および判断指標を以下に示す。

確認項目：閉塞作業中および閉塞性能の確認試験時に、閉塞材が閉塞区間から移動しないよ

うな計画・手順となっているか

判断指標：閉塞区間の上下の地下水圧の差が、地下水が下から上へ流動する値となっているか

自噴井のように自然状態で上向きの地下水流動が生じているボーリング孔に加えて、閉塞作業中に閉塞区間の上部を減圧する作業が計画されている場合（例えば、閉塞区間の性能確認試験で揚水試験が採用されている場合）も、閉塞材が移動しうると想定される。したがって、規制機関が確認すべき項目は、地下水圧のモニタリング結果や性能確認時の試験方法であると考えられる。

実際の岩盤を想定すると、孔内の岩盤の種類や孔内の壁面の状態によってベントナイトと岩盤の接着状況が異なると想定される。本試験は、表面が滑らかに加工されたアクリルセルを用いて実施したため、表面に凹凸がある岩盤に設置した場合は、ブロックが移動し始める差圧が大きくなると期待されつつも、移動後のベントナイトの擾乱がより激しくなる可能性もある。このことを踏まえると、実際の岩盤を想定した室内試験を実施し、より原位置環境に近い状況で生じる現象を理解する必要があると考えられる。

### 1.3.3 本事業に関する研究成果の取りまとめ

#### 1.3.3.1 人工バリアの核種移行に関する評価

本取りまとめを行うためには、中深度処分に対する規制の考えを整理する必要がある。そのため、まず、中深度処分施設における人工バリアの規制に係る考え方<sup>(4,2)</sup>を以下のように整理した。

##### ①許可基準規則及びその解釈

人工バリアに求める「放射性物の漏出防止」に関しては、人工バリアを設置する方法により、埋設する放射性廃棄物の受入れの開始から埋設の終了までの間にあつては廃棄物埋設地の限定された区域からの放射性物質の漏出を防止する機能(廃棄体の閉じ込め機能のみで担保することも可能)、埋設の終了から廃止措置の開始までの間にあつては廃棄物埋設地の外への放射性物質の漏出を防止する(地下水の浸入を十分に抑制する構造及び放射性物質の漏出を十分に抑制する構造が相まって、廃棄物埋設地から放射性物質が漏えいしない状況(工学的に有意な漏えいがない状況)を達成する)機能を有するものであることとしている。

##### ②中深度処分の廃棄物埋設地の「設計プロセス」に係る考え方

中深度処分では、規制期間終了後の公衆の被ばく線量を合理的な範囲でできる限り低減するための設計上の対策を埋設事業者に求め、規制は、その設計プロセスの妥当性を確認する。

- a. 人工バリア候補の選定(規制期間終了後において、廃棄物埋設地の外への主要な放射性物質の漏出を防止する機能又は低減する機能安全機能の観点から、劣化・損傷への抵抗性を考慮し、優れた設計を選定)
- b. 廃棄物埋設地の設置場所候補の選定(放射性物質の移行抑制機能が優れた場所を選定)
- c. aとbを組み合わせた設計の性能水準  
(通常の状態でも保守的なパラメータ設定とした公衆の被ばく線量が $100\mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えない)
- d. 最終的な設計の選定(cを満たす組み合わせのうち、最も可能性が高いパラメータ設定とした公衆の被ばく線量が最も小さくなる設計を選定)

##### ③自然事象シナリオとその線量基準の考え方

自然現象に伴い公衆の受ける線量が一定の水準以下となる見通しであることを確認するため、上述の設計プロセスを経て選定した最終的な設計に対して、科学的に合理的と考えられる範囲において最も厳しいと考えられる被ばく経路、人工バリア及び天然バリアの状態での線量評価を行い、 $300\mu\text{Sv}/\text{年}$ を超えないことを確認する。

上述した中深度処分施設の人工バリアに対する要求を整理すると、当該バリアに求められる安全機能は、「廃止措置開始前まで」は、受入れ開始から埋設の終了までの間は限定された区域からの、埋設の終了から廃止措置の開始まで間は廃棄物埋設地内からの主要な放射性物質の漏出を防止する機能(核種閉じ込め機能)を、「規制期間終了後」は、上記閉じ込め機能

または廃棄物埋設地の外への主要な放射性物質の漏出を低減する機能（核種移行抑制機能）を有するものであることとしている。具体的に設計された人工バリアシステムについて、上記安全機能（核種閉じ込め機能、核種移行抑制機能）が期待通りに発揮されるかを確認するためには、当該機能に関連付けられる性能（機能を構成する具体的な能力）が少なくとも規制要求の範囲内であることを確認した上で、工学的対策の十分性や必要性に関する科学的・技術的検討が行われることになる。なお、中深度処分の規制においては、線量評価の数値基準は安全、非安全の閾値ではなく、当該処分施設に起因する影響を可能な限り低減する対策が取られていることを確認することを重要視している。そのため、単に保守的であるからという理由で評価の設定をすることは良しとはしていない。これは、工学的対策を見るときには、システム全体の性能に影響を与える点、及び、バリア性能を著しく低下しかねない点を同定し、それらに十分対応していることを確認することになるが、その際、状態の理解が保守的過ぎる設定によってゆがめられていると、重点を見誤ってしまうからである。このような考え方を踏まえ、過年度の研究成果を整理し、今後取り組むべき残された研究課題を抽出した。

以降の整理では、中深度処分の審査ガイド骨子案<sup>(3)</sup>や規則等骨子案<sup>(1)</sup>を踏まえ（図 1.3-34）、表 1.3-5 に示す部位から成る処分システムを想定することとした。

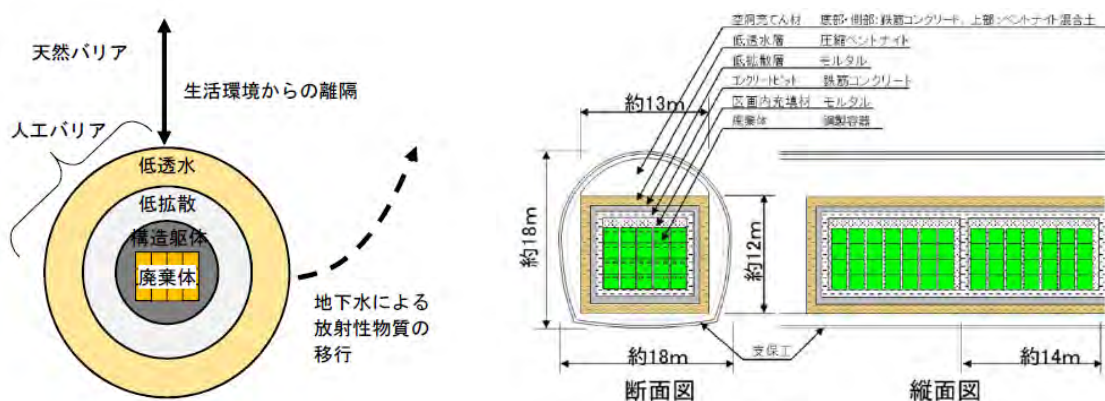


図 1.3-34 中深度処分の概念（左：中深度処分の審査ガイド骨子案、右：規則等骨子案）

表 1.3-5 中深度処分の概念

部位	
廃棄体	廃棄物(金属)+充填材(セメント系材料)+鋼製容器 or 固化体(セメント系材料)+鋼製容器
コンクリートピット	ピット(セメント系材料)+区画内充填材(セメント系材料)
低拡散層(セメント系材料)	
低透水層(ベントナイト系材料)	
空洞内充填材(上部: ベントナイト系材料、側部・底部: セメント系材料)	
支保工(セメント系材料)	
天然バリア(地質環境)	

廃棄物埋設地に設置される人工バリアの安全機能の特徴として以下の3点が指摘されている(例えば OECD/NEA, 2004<sup>(4)</sup>)。

- ・一つの人工バリア構成部材に複数の安全機能が割り当てられる
- ・一つの安全機能が複数の人工バリア構成部材に割り当てられる
- ・時間軸によって求められる安全機能が変化する

このような人工バリアにおける安全機能の特徴を踏まえ、課題を系統的に整理するために、当該バリアで想定される状態を以下の【状態 a】と【状態 b】に大別した。

- ・【状態 a】放射性核種が廃棄体容器内に閉じ込められている状態(閉じ込め状態)
- ・【状態 b】廃棄体容器が破損し、廃棄体から放射性核種が漏出する状態(移行遅延状態)

図 1.3-35 に示すように、状態 a では、廃棄体容器の健全性及び人工バリアシステムの水密性<sup>※1</sup>により、核種の閉じ込めが達成されている。状態 b では、人工バリアシステムの化学的及び力学的安定性等により一定の核種移行遅延効果が発揮される状態が、合理的に達成可能な範囲で長期的に保たれる。

※1 埋設終了後においては、人工バリアシステム内への地下水の浸入はベントナイト系人工バリア等により抑制され、廃棄体容器が地下水と接触することによる腐食を遅らせると考えられる。そのため、本検討では、(人工バリアの水密性による)この効果を閉じ込め機能の一つとした。

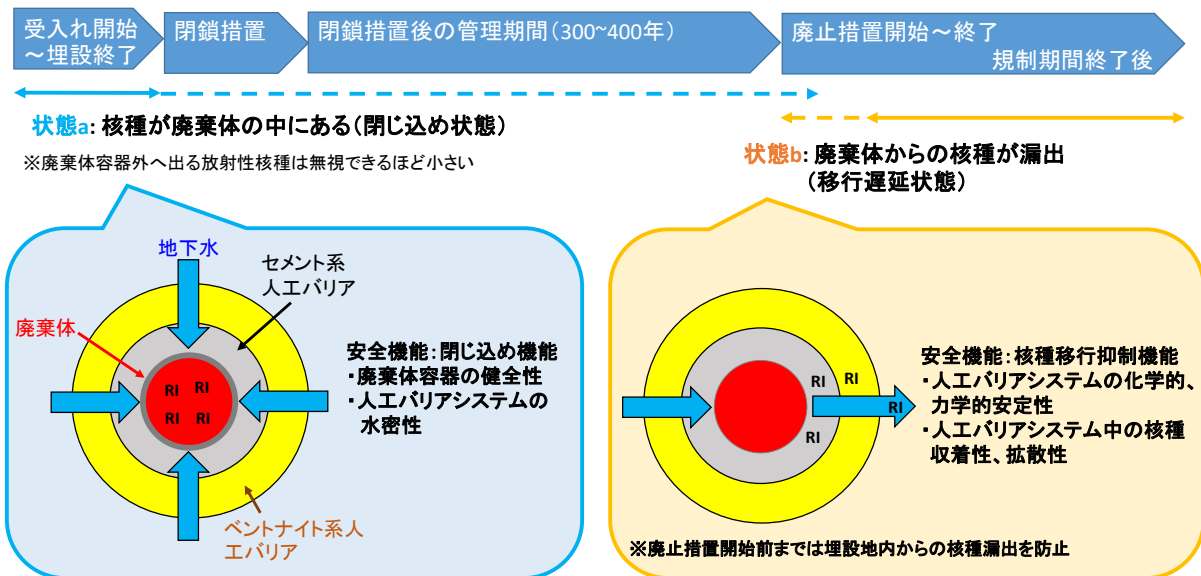


図 1.3-35 各状態において人工バリアシステムに求められる安全機能と性能

さらに、中深度処分に用いられる廃棄体容器及び金属系廃棄物等の腐食や水の放射線分解によるガス発生とそれによる影響を考慮した状態として以下の【状態c】を設定した。

- ・【状態c】安全機能に影響を及ぼす可能性のあるガス発生、ガス移行が起こる状態

取りまとめの手順を以下に示す。はじめに、規制要求の内容を踏まえた上で、人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理した。この判断ポイントの整理に当たっては、各状態 a～状態 c において通常起こりうる想定される変遷過程と、各人工バリアの部材に期待される安全機能に関連付け、さらに各安全機能に影響を及ぼす要因（作用）とそれにより生じる現象（応答）を整理した。その際の安全機能に影響を及ぼす要因（作用）は、化学的作用、力学的作用、水理学的作用、及び物理・化学的作用（分離せず相互作用として扱う）に分類した。また、各作用はお互いに影響を及ぼしあうことにも考慮しながら整理した。ここでの取りまとめの対象とする人工バリアの主な部材は、廃棄体容器、低透水層（ベントナイト系人工バリア）、低拡散層（セメント系人工バリア）とした。

次に、「判断ポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見」を抽出し、それによって過年度の研究成果の位置づけを検討し、表として整理した。各研究の具体的な内容については第4章に記載した。この整理を踏まえて過年度の研究成果のレビューを行い、各人工バリアの部材について残された課題を整理した。

表 1.3-6～表 1.3-8 に本取りまとめで整理した結果を示す。なお、過年度の研究において検討されていない項目については、「判断ポイントの定量化に必要な情報・知見」の観点で調査や整理が必要と考えられる。そのため、本表では具体的な課題は載せていない。

また、各バリア材に対して行った、性能を判断するポイント、当該ポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見、残された課題の整理に係る検討した結果は以下の通りである。



表 1.3-6 人工バリア システムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果 (状態 a)

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答		規制要求	情報要求を踏まえて性能を判断するポイント	判断ポイントの定量化に必要な情報・知見	これまでの研究概要	課題
間込み機能に経時変化をもたらす作用	物理・化学的作用	薬液容器と地下水の相互作用 (a-1)	薬液容器の腐食	理説する放射性核種物の変入の開始から施設の終了までの間にあっては薬液物理地帯の限定された区域からの放射性物質の漏出を防止する機能を有する(薬液容器の閉じ込め機能)のみで担保することも可能。	薬液容器の貫通時期	・薬液容器の材質 (耐腐食性) ・(周辺)の酸化還元雰囲気や水質に依じた腐食形態、腐食速度 ・発生する腐食形態に対する判定	【医薬品オーバーパック腐食寿命評価手法の整備 (H15-25年度)】 ・環境条件に応じた腐食形態 (全面腐食、応力腐食割れ、局部腐食) を判定するモデル、及び腐食速度における腐食速度を評価するためのモデルを整備 ・これらモデルを用いて腐食進展量を評価し、その累積腐食進展量よりオーバーバックの破損時期を決定する手法を整理した。	・左記判定モデルや腐食速度モデルは短期かつ経時的なデータから整備したものであり、機能的なモデルではなし。 ・腐食網の全面腐食に關して、環境に対する腐食性は温度が高いほど大きく、表面に生成する皮膜の保護性は温度が低いほど小さくなる傾向があり、中深度処分を想定した低濃度条件下における腐食メカニズムを考慮したモデルの検討が必要 (長期的な評価の観点からも機能的検討が必要)。 ・腐食網に対してのモデルであるため、他の材料 (チタン、銅等) に対しては適用できない。
		薬液容器への作用 (a-2)	薬液容器の割れ	薬液容器の破損の有無	薬液容器の破損の有無	・薬液容器の材質 (強度) ・力学的特徴 (地圧、地下水圧、腐食生成物膨張圧など)	(薬液容器) は未検討	(判断ポイント) の定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
水理学的作用		人工バリアシステムへ地下水流入 (a-3)	ペンタナイト系人工バリア (基本的には低透水性) の飽和度上昇	ペンタナイト系人工バリアにおける地下水飽和状態	ペンタナイト系人工バリアにおける地下水飽和状態	材料の外側の環境条件 (溶液組成、動水勾配) 材料の水理特性の定量化	(薬液容器) は未検討	(判断ポイント) の定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
		人工バリアシステムと地下水の相互作用 (a-4)	セメント系人工バリア (基本的には低透水性) の地下水飽和度上昇	セメント系人工バリアにおける地下水飽和状態	セメント系人工バリアにおける地下水飽和状態	・セメント系人工バリアの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要	(判断ポイント) の定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要	(判断ポイント) の定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
間込み機能に経時変化をもたらす作用	化学的作用		ペンタナイト系材料の組成変化と空間分布	ペンタナイト系材料の組成変化と空間分布	ペンタナイト系人工バリアの浸透速度	・材料中の溶液組成の定量化 ・変質を想定した組成変化 (組成) の定量化	(状態) と同様	(状態) と同様
			セメント系材料の組成変化と空間分布	セメント系材料の組成変化と空間分布	セメント系人工バリアの浸透速度	・セメント系人工バリアの浸透速度	【GSH 用変質の評価】 (相互連達の評価) ・セメント系人工バリアに起因する複合化学反応の特定 ・セメント系人工バリアの変質状態の調査 ・GSH 組成変化と材料設計、水和反応の進行の関係性の検証	・セメント系人工バリアに到達する地下水の化学組成 (到達するまでに通過する材料との相互作用を含めた判断) と流入体積との関係 ・流入地下水に対する化学的組成としてのセメント系人工バリアの組成変化とその変動範囲
間込み機能に経時変化をもたらす作用	力学的作用		ペンタナイト系材料の膨潤性変化、流出に伴う密度変化	ペンタナイト系人工バリアの力学的状態	ペンタナイト系人工バリアの力学的状態	・膨潤過程を考慮した材料の水理特性の定量化 ・材料の流出による密度変化の定量化	(薬液容器) は未検討	(判断ポイント) の定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
			セメント系材料の膨潤性変化、ひび割れ発生と連環状態	セメント系人工バリアのひび割れ状態	セメント系人工バリアのひび割れ状態	・セメント系材料の膨潤性変化、ひび割れ発生と連環状態	【体積変化の評価】 ・セメント系材料の膨潤性変化、ひび割れ発生と連環状態	(薬液容器) は未検討

表 1.3-7 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果 (状態 b)

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答	規制要求	規制要求を物まて性能を判断するポイント	判断ポイントの定量化に必要な情報・知見	これまでの研究概要	課題
放射性核種の移行を促進する作用	人工バリアンシステム中の地下水による移行を促進する作用 (b-1)	ペントナイト系人工バリア(基本的には低透水層)の地下水移行	禁止措置開始までは放射性核種移行を防止する機能を有する ※発生が合理的に想定できる範囲内の自然現象が人工バリアの機能に及ぼす影響を考慮し、保守的な状態設定の下で評価し、当該措置から測入する放射性物質の量が無視できるほど少ないことを確認。	ペントナイト系人工バリアの透水係数設定手法	セメント系人工バリアの透水状態 ・孔塞孔の状態 ・孔塞孔の状態に応じた核種漏洩速度	高pH水溶液によるモンモリロナイト溶解を誘発したペントナイト系材料の透水性をモデル化した。	中深層処分システムを想定した課題として、 ・空層充填材ではペントナイト含有量が少ないことが想定されるため、ペントナイトが低配合の場合を想定した透水係数評価モデルの整備 ・規制判断に係る課題として、 ・核種移行抑制機能の寿命の検証 ・圧縮ペントナイト中の間隙構造と物質移行の関係から透水のモデル化 ・CO <sub>2</sub> 系アルカリ地下水による劣化を想定した透水のモデル化
		放射体容器に生成した孔塞孔からの核種漏洩	禁止措置開始以降は放射性核種移行を防止する機能を有する	放射体容器孔塞孔からの核種漏洩速度設定手法	・孔塞に伴い変化する孔塞孔の状態 ・孔塞孔の状態に応じた核種漏洩速度	(委託事業では未検討)  (委託事業では未検討)	(判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要)  (判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要)
放射性核種の移行を促進する作用	人工バリアンシステムとの相互作用 (b-2)	放射体容器への放射性核種の移行	禁止措置開始以降は放射性核種移行を防止する機能を有する	放射体容器孔塞孔からの核種漏洩速度設定手法	・放射体容器の材質 ・力学的特徴(腐食膨張)	放射体容器の腐食膨張状態	放射体容器の腐食膨張状態
		放射体容器からの放射性核種の移行	禁止措置開始以降は放射性核種移行を防止する機能を有する	放射体容器孔塞孔からの核種漏洩速度設定手法	・放射体容器の材質 ・力学的特徴(腐食膨張)	放射体容器の腐食膨張状態	放射体容器の腐食膨張状態
放射性核種の移行を促進する作用	人工バリアンシステムとの相互作用 (b-3)	放射体容器への放射性核種の移行	禁止措置開始以降は放射性核種移行を防止する機能を有する	放射体容器孔塞孔からの核種漏洩速度設定手法	・放射体容器の材質 ・力学的特徴(腐食膨張)	放射体容器の腐食膨張状態	放射体容器の腐食膨張状態
		放射体容器からの放射性核種の移行	禁止措置開始以降は放射性核種移行を防止する機能を有する	放射体容器孔塞孔からの核種漏洩速度設定手法	・放射体容器の材質 ・力学的特徴(腐食膨張)	放射体容器の腐食膨張状態	放射体容器の腐食膨張状態

【状態b】産業体から放射性核種が漏れ出ている状態

表 1.3-8 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態c）

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答	規制要求	規制要求を満たす性能を判断するポイント	判断ポイントの定量化に必要な情報・知見	これまでの研究概要	課題
放射線核種としての地下水に流体的な移動作用による移行を駆動する作用	水理学的な作用	人工バリアシステム中及び岩盤への浸透を含む地下水の強制的な放出	状態a、状態bと同じ	ガスによる地下水押し出しの可能性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ガス発生速度・発生量</li> <li>・人工バリアのガス透過性</li> <li>・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定</li> <li>・システム中の地下水/ガス移行挙動及び岩盤へ押し出される排水速度、排水量</li> </ul>	<p>【燃料デブリ処分処分を想定した蒸留中の水素ガス移行について予察的な解析(ガス、地下水の2相流解析)し、水素ガス発生に伴って蒸留材間隙水の蓄積を押し出しの挙動は、蒸留材間隙水の蓄積と比較して短く、限定的であることを示した。</p>	<p>左記評価は予察的な解析であり、使用したパラメータの実スケールでの適用性、流路拡張と閉塞が繰り返される場合の影響、及び閉塞水の押し出しが後継移行に与える影響等については未検討であるが、その手法については基本的に中深部処分においても有効であると考えられる。</p>
	物理化学的作用	放射線性ガスの発生及び人工バリアシステム中でのガス移行(化学反応を伴う可能性も考慮)					
放射線核種の移行を駆動する作用	放射線核種の移行を駆動する作用	廃棄体容器内のガス圧上昇に伴う早期破壊	状態a、状態bと同じ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・放射線性ガスの発生速度・発生量</li> <li>・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定</li> <li>・力学的情報(廃棄体内部圧力)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ガス発生速度・発生量</li> <li>・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定</li> <li>・力学的情報(廃棄体内部圧力)</li> </ul>	<p>【燃料デブリ処分を想定した蒸留中の水素ガス発生について予察的な解析(ガス、地下水の2相流解析)し、水素ガス発生に伴って蒸留材間隙水の蓄積を押し出しの挙動は、蒸留材間隙水の蓄積と比較して短く、限定的であることを示した。</p>	<p>左記評価は予察的な解析であるが、その手法については基本的に中深部処分においても有効であると考えられる。</p>
	放射線核種の移行を駆動する作用	ガス圧によるベントナイト系材料の損傷					
放射線核種の移行を駆動する作用	放射線核種の移行を駆動する作用	ガス圧によるベントナイト系材料の損傷	状態a、状態bと同じ	セメント系人工バリアのガス透過後の移行経路の状態(修復の可能性)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ガス発生速度・発生量</li> <li>・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定</li> <li>・力学的情報(廃棄体内部圧力)</li> </ul>	<p>【燃料デブリ処分を想定した蒸留中の水素ガス発生について予察的な解析(ガス、地下水の2相流解析)し、水素ガス発生に伴って蒸留材間隙水の蓄積を押し出しの挙動は、蒸留材間隙水の蓄積と比較して短く、限定的であることを示した。</p>	<p>左記評価は予察的な解析であるが、その手法については基本的に中深部処分においても有効であると考えられる。</p>
	放射線核種の移行を駆動する作用	ガス圧によるセメント系材料の損傷					

【状態c】状態a、状態bにおいてガス発生の影響が有意な状態

## 廃棄体容器（鋼製容器）

中深度処分では、廃棄体容器（鋼製容器）のとして「炭素鋼」が使用されることを想定し、検討を行った。

中深度処分における廃棄体容器に求められる一義的な機能は状態 a における「閉じ込め機能」であると考えられる。また、当該容器に求められる「閉じ込め機能の劣化及び損傷に対する抵抗性」としては、地下環境における耐食性、地圧等の外力に対する耐圧性（構造健全性）等が考えられる。なお、炭素鋼の特性としては、当該処分環境（還元環境）における腐食速度が比較的遅くかつ全面腐食性であることが挙げられ、当該容器の材料の候補としては有効である。一方、状態 b においては、廃棄体容器に求められる機能は現段階では定められていない。当該容器の腐食が全面腐食で進展して破損する場合は、破損した時点でバリア機能が損失すると考えられる。しかしながら、孔食により腐食が進展する場合は、孔が貫通しても断面積が小さい状態が長期間継続するのであれば、核種漏洩を抑制する機能が期待できる可能性がある。ただし、この機能を見込むにあたっては、当該バリア機能が発揮される設計がなされていることが前提となり、その場合、それに対して性能評価することになる。また、放射性核種の移行や遅延に係る作用への影響を考慮することも重要になる。以上を踏まえ、状態 a における廃棄体容器の性能評価で確認すべき事項として、腐食による当該容器の貫通する時期や廃棄体容器の破損する可能性の有無が考えられた。また、状態 b において同様に性能評価で確認すべき事項として、孔食孔からの核種漏洩、廃棄体容器材の腐食に伴い経時的に変化する地下水組成や他バリア材の構造やそれに伴う性能に影響を及ぼす廃棄体容器の腐食膨張が考えられた。状態 c においては、廃棄体容器等の腐食に伴う発生するガス発生、その移行を考慮し、性能評価で確認すべき事項を検討した。表 1.3.3.1-2～表 1.3.3.1-4 では、これらを廃棄体容器の「性能を判断するポイント」として整理した。また、当該ポイントを定量化するために必要な廃棄体容器に係る情報・知見（下線部）は以下の通りである。

- 状態 a： ①廃棄体容器材の腐食に伴う破損時期を評価するためには、当該容器に使用される材料に対して、周囲の環境条件（酸化／還元雰囲気、地下水水質）に応じてどのような腐食形態（全面腐食、局部腐食、応力腐食割れ）で腐食が進むのか、またその腐食速度はどのくらいなのかを評価する必要がある。さらに、腐食による貫通時期を判定するための基準を決定する必要がある。（a-1）
- ②廃棄体容器の構造健全性（廃棄体にかかる荷重による廃棄体の割れの有無）を評価するためには、廃棄体にかかる荷重（地圧、地下水圧、ベントナイト膨潤圧、セメント体積変化、腐食生成物膨張圧等を考慮した外圧）が当該容器に使用される材料の強度を考慮した耐荷重を超えないかを評価する必要がある。（a-2）
- 状態 b： ③廃棄体容器に使用される材料を考慮し、当該容器の腐食に伴い経時的に変化する孔食孔の大きさ及びそこから漏洩する核種の漏洩速度を評価する必要がある。（b-1）

④廃棄体容器に使用される材料を考慮し、当該容器の腐食に伴い経時的に変化する（核種の溶解性や収着性に影響を及ぼす）地下水組成を評価する必要がある。（b-4）

⑤廃棄体容器に使用される材料を考慮し、他バリア材の構造やそれに伴う性能に影響を及ぼす廃棄体容器の腐食膨張を評価する必要がある。（b-5）

状態 c：⑥放射性ガスの発生量、化学反応を伴うガス状放射性核種の移行量を評価する必要がある。（c-2）

⑦ガスの発生速度、発生量、溶解度限度、周辺バリア材のガス透過性を踏まえ、ガス相の形成と蓄圧が起り得る場合は、システム中の地下水／ガス移行挙動及び岩盤へ押し出される排水量及び排水速度を評価する必要がある。（c-1）

⑧ガスの発生速度、溶解度限度を踏まえ、ガス相の形成と蓄圧が起り得る場合は、廃棄体内のガス圧力を評価する必要がある。（c-3）

このうち、過年度の委託事業において実施してきた研究と関係があるのは、①については「炭素鋼腐食寿命評価手法の整備」、④については「炭素鋼腐食が核種移行に与える影響に係る研究」、⑦及び⑧については、「ガス発生が人工バリアに与える影響に係る検討」である。なお、炭素鋼は、高レベル放射性廃棄物の地層処分においてもバリア材の一つ（オーバーパック）として使用するとされており、過年度の委託事業（平成15～25年度）においても、研究対象としてきたこと、中深度処分の廃棄体容器に係る研究については、過年度事業では行っていないことから、本整理では、これまで実施してきたオーバーパックに係る過年度の研究概要を踏まえ、中深度処分における鋼製容器の観点から整理することとした。表1.3-6～表1.3-8に、これまでの研究概要を整理するとともに、中深度処分への適用性等を踏まえ、鋼製容器に対して残された課題を抽出した結果を示した。また、抽出した課題を作用ごとに整理した結果は以下の通りである。

#### 【物理的化学的作用、化学的作用（腐食、地下水組成変化）に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業で整備した破損時期評価のための局部腐食判定モデルや各腐食形態に係るモデル、地下水組成評価のための炭素鋼腐食反応速度モデルは、いずれも炭素鋼に対する短期かつ経験的なデータ（実験値）から整備したものであり、腐食メカニズムを考慮した機構論的なモデルではない。また、炭素鋼の全面腐食に及ぼす温度影響（30～50℃）に係る実験的検討から、環境に対する腐食性は温度が高いほど大きくなる傾向、及び表面に生成する皮膜の保護性は温度が低いほうが小さくなる傾向が見られている。これらのことは、短期間かつ比較的高温の条件で得られたデータから経験的に作成された当該モデルは、数百年以上に及ぶ長期の評価への適用に不確実性があること、また、中深度処分で想定される温度条件（～30℃）では、非保守的な値をとる可能性があることを示しており、単純には外挿できない。また、評価する上で外挿する場合は、その根拠を示す必要がある。そのため、当該モデルの適用性を確認するとともに、機構論的観点から、30℃以下の条件におけ

る腐食メカニズム（腐食性、保護性）について検討し、どのような評価方法が適切であるかを決定する必要があると考えられる。なお、上記モデルは、他の材料（チタン、銅等）に対しては適用できない。そのため、材料選定や構造概念（溶接方法等、施工方法も含む）の妥当性評価に関しては、事業者の技術開発状況や動向を注視し、考え方の整理、確認項目の検討を行う必要がある。

#### 【力学的作用（構造安定性、腐食膨張）に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業では未実施の研究のため、性能評価における構造健全性や腐食膨張の考え方に關する整理、検討を行う必要がある。具体的には、廃棄体容器の構造健全性を評価するのに考慮すべき内外圧（廃棄物起源のガス圧、地圧、地下水圧、膨張圧、生成ガス蓄積圧等）に係る整理や既存の評価手法の妥当性について検討する必要がある。

#### 【ガス影響に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業で実施した水の放射線分解及び金属腐食による水素ガス発生及び移行に係る評価は予察的な解析であり、当該ガス移行評価で使用したパラメータの実スケールでの適用性、流路拡幅と閉塞が繰り返される場合の影響、及び間隙水の押し出しが核種移行に与える影響等については未検討であるが、GETFLOWS<sup>(5,6,7)</sup>を用いた評価手法については基本的に中深度処分においても有効な方法の一つであると考えられる。そのため、当該手法をベースとして、中深度処分を想定した評価体系やパラメータ等の設定について検討し、廃棄体内の水素ガスによる圧力上昇及び水素ガスによる地下水の押し出し影響の程度について検討する必要がある。一方、放射性ガスの発生及びその移行に係る研究については、過年度の委託事業では未実施の研究のため、廃棄物起源または化学変化によって発生する放射性ガスの種類、発生量及び化学反応を伴うその移行の評価方法の考え方に關する整理、検討を行う必要がある。

### ベントナイト系人工バリア

中深度処分における低透水層、空洞充填材の材料としてベントナイトが用いられることを想定して、検討を行った。

ベントナイト系人工バリアにおける規制要求は、廃止措置開始前までにおいて核種の閉じ込めをする機能と廃止措置開始以降において核種の移行抑制をする機能を有することである。本検討では、これらの規制要求を踏まえて、ベントナイト系人工バリアにおける性能を判断するポイントを、状態 a では、低透水層の内側に地下水が侵入するまでの期間、及び、低透水層の内側に流入する地下水量、状態 b では、低透水層の外側への放射性核種の漏出量とした。ベントナイト系人工バリアの性能評価は、これらの判断ポイントを定量化することによって行うこととする。また、JAEA 安全研究センターでは、以下の方針の下、過年度の検討を進めた。人工バリアが上記の機能をできるだけ長く維持できるように設計がなされると考えられることや、地質環境に置かれることによる長期的な劣化を考慮する必要があることから、

化学的作用 (a-4, b-4) に着目してベントナイト系人工バリアの長期の状態設定に係る研究を行うことが合理的であると考え、過年度の研究を進めてきた。

また、ベントナイトの低透水性はベントナイトの主要な構成鉱物であるモンモリロナイトの持つ膨大な比表面積と膨潤性によって担保されているものの、長期的にはセメント系人工バリアの溶解に起因する地下水の高アルカリ化によってモンモリロナイトが溶解することで、低透水性が劣化することが懸念される。このような性能の劣化を前提とし、性能を判断するポイントを定量化するために必要な情報・知見を状態毎に以下のように整理した。本章では、これまでの研究で対象としてきた状態 b についての整理①～⑧を示す。状態 a, c については、第 4 章に記載をする。

状態 b： 定常的地下水流動場を想定し、ベントナイト系人工バリアの外側への放射性核種の漏出量を定量化するために、①材料の外側の環境条件（溶液組成、動水勾配とこれらの空間的・時間的分布）、②材料の水理特性の定量化、③細孔構造と物質移行の関係の定量化、④材料中の溶液組成の定量化、⑤変質を想定した鉱物変遷（鉱物種、組成）の定量化、⑥材料の流出による密度変化の定量化、⑦放射性核種の拡散による移行挙動の定量化、⑧放射性核種のベントナイトへの収着性の定量化が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる (b-1, 2, 3, 4)。

このうち、過年度の委託事業において実施してきた研究と関係があるのは、「ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化」について②、「ベントナイト溶解挙動のモデル化」について④、⑤、「二次鉱物設定の考え方」について④、⑤、「ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法の整備」①、④、「ベントナイトの変質を考慮した拡散のモデル化」について④、「拡散係数設定の考え方」について⑦、「収着分配係数設定の考え方」について⑧である。表 1.3-6～表 1.3-8 に、これまでの研究概要を整理するとともに、これまでの研究が主には地層処分システムの緩衝材を対象としてきたことを念頭に中深度処分への適用性等を踏まえ、ベントナイト系人工バリアに対して残された課題を抽出した結果を示した。また、抽出した課題を作用ごとに整理した結果は以下の通りである。なお、本章では残された課題のうち、状態 b の水理的作用、化学的作用、物理化学的作用について JAEA 安全研究センターがこれまでに実施した項目のみ記載をした。他の項目の課題については、第 4 章に記載をした。

#### 【水理的作用に係る性能評価の課題】

これまでの到達度として、ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化研究により、地層処分システムの緩衝材を対象としたベントナイト含有量の多い砂-ベントナイト混合圧縮体の透水係数を評価が可能となった。また、Na 系アルカリ地下水の接触によるモンモリロナイトの減少を考慮した透水係数の評価や、Ca イオンによるベントナイトの Ca 型化を想定した評価も可能となった。ただし、過年度の委託事業においては処分場の再冠水過程におけ



るベントナイト系材料に対する浸透挙動を対象とした研究は未実施である。そのため、浸透挙動における知見の整理と検討を行う必要がある。具体的には、現状の知見から中深度処分場を対象として地下水が低透水層の内側に到達するまでの時間を見積もり、評価の妥当性について検討する必要がある。この際、地下水が一様に流入、飽和していくのではなく、不均質に飽和が進むことによるベントナイトの偏膨潤や水みちの形成を想定した性能評価の検討も必要であると考えられる。

一方で、中深度処分システムを想定した場合、空洞充填材ではベントナイト含有量が少ないことが想定されるため、ベントナイトが低配合の場合を想定した透水係数評価モデルの整備が必要と考えられた。規制判断に係る考え方の観点からは、核種移行抑制機能の寿命の考え方の構築が課題として考えられた。また、これまでの透水のモデルでは経験的に有効モンモリロナイト密度をパラメータとして定量式を整備したが、圧縮ベントナイト中の間隙構造と物質移行の関係から透水のモデル化、及び、Ca系アルカリ地下水による変質を想定した透水のモデル化がメカニズムの解明とモデルの高度化の観点から必要と考えられた。

#### 【化学的作用に係る性能評価の課題】

これまでの到達度として、ベントナイト系人工バリアの鉱物組成の変化と空間分布を定量的に評価するために、ベントナイトの溶解挙動のモデル化、二次鉱物設定の考え方の整備、ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法の整備、物質移行－化学反応連成解析コードの開発により、鉱物変質について、変遷過程、および、モンモリロナイトの溶解速度を考慮して、一次元媒体における評価が可能となった。ただし、現状の評価においては鉱物組成の変化の挙動や空間分布を一意に決定することは困難であり、鉱物組成やそれらの割合は幅のある評価になることに留意が必要である。

一方で、規制判断に係る考え方の課題として、通常の状態を想定したベントナイト変質評価における妥当性確認の考え方の整備が考えられた。また、メカニズムの解明、モデルの高度化の課題として、圧縮体中における反応表面積の制限の効果、飽和度の効果を考慮した圧縮ベントナイト中のモンモリロナイト溶解速度評価のモデル化、Ca系のアルカリ溶液を通液した際における二次鉱物の生成挙動と空間分布、透水性の関係の解明が考えられた。ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法については、手法の長期への外挿に対する影響等を含めて、今後、実験データの精査、リファレンス解析の追加等を行うことで検討を進める必要がある。

#### 【物理化学的作用（放射性核種との相互作用）に係る性能評価の課題】

拡散係数設定、収着分配係数設定の考え方の整備により、圧縮ベントナイト内の移行を想定した放射性核種の拡散係数、分配係数を設定することが可能となった。ただし、評価のための知見が不足している場合には、整備した考え方に従い保守的に設定をすることで評価が可能であることが示された。

一方で、放射性核種の拡散評価においては、ベントナイト系人工バリア中での有効拡散係数は、これまでは安全性を評価するという観点から保守的に水の有効拡散係数を適用して評価されていた。ベントナイト系人工バリア間隙水中における核種の有効拡散係数を、水の有効拡散係数を上限として設定することは安全評価においては合理的な方法の一つであると考えられるが、性能を評価するという観点からは陰イオンに働く陰イオン排除効果、陽イオンに働く収着効果を考慮した有効拡散係数を設定することが重要である。特に、表面拡散すると考えられる陽イオン種（Cs 等）の有効拡散係数については、実験データ等から保守的な値を設定する方法をとっているが、現象に基づいた拡散係数設定のためには、緩衝材中での収着挙動を考慮する必要がある、例えば、収着による遅延効果を含む見かけの拡散係数との整合性を図りながら検討することが重要と考えられる。

また、収着分配係数評価においては、固相がベントナイトと決まっており、天然バリアの Kd 設定方法を応用可能と考える。しかし、非常に狭いベントナイト系人工バリア間隙に存在する間隙水は自由水とは異なる特性を持つことが予想され、当該特性（活量、水和特性等）に係る知見が不十分であることが挙げられる。そのため、バッチ試験で得られた Kd は、ベントナイト中の核種移行評価では使用できない可能性があり、注意が必要である。また、上述したように、表面拡散すると考えられる陽イオン種については、拡散と収着を合わせて考慮することが重要であり、見かけの拡散係数と有効拡散係数から導出した Kd を使用するという方法も一つの設定の方法として考えられる。

## セメント系人工バリア

中深度処分の人工バリアシステムでは、セメント系材料に様々な安全機能が割り当てられる。これまでに事業者によって示されている設計概念によれば、セメント系材料に期待される主要な機能として、基本的には状態 b 以降の核種の低拡散性や収着性が挙げられている。土木学会等によって整理されているセメント系材料の特性を踏まえると、割り当てられた安全機能やその発揮を期待する期間に応じて性能を照査し、劣化要因に応じて適切に材料設計されていることの確認が性能評価の基本的な考え方となる。すなわちこの考え方に従えば、状態 a の期間における劣化を踏まえて状態 b の性能を設計段階で照査することとなる。このような視点のもと、表 1.3-6～表 1.3-8 のように過年度の研究成果を整理し、中深度処分の具体的な設計を想定した場合の研究課題を抽出した。なお、セメント系材料は支保工、側部・底部埋戻し材、低拡散層、コンクリートピット、区画充填材、廃棄体容器充填材、固化体など様々な部材として使用されるが、ここでは「低拡散層」の性能評価を想定して課題を記載した。

状態 a を踏まえた状態 b の評価にあたっては、中深度処分の地質環境や人工バリアシステムを想定した場合にセメント系人工バリアにおいて発生すると考えられる劣化メカニズムを具体的に検討することが議論の起点となる。化学的観点では、劣化を支配する化学反応とその進行速度、複数の反応が複合することによる多様性とその分類及び評価方針を検討する必要がある。具体的には、

【化学的観点での性能評価の課題】（主に a-4, b-4）

- ① 中深度処分の地質環境で想定される地下水の化学組成と人工バリアシステムへの流入フラックス
- ② セメント系人工バリアに到達するまでに透過する材料（例えば支保工、ベントナイト系人工バリア等）と地下水の相互作用
- ③ ①、②を考慮してセメント系人工バリアに流入すると想定される地下水の化学組成及びフラックスの時間的変遷
- ④ 流入地下水組成及びフラックスを想定した場合のセメント系材料の鉱物組成変遷、及び地下水組成が変動した場合の鉱物組成変遷の変動範囲
- ⑤ 鉱物組成変遷と安全機能（収着分配係数や拡散係数等）の対応関係

の検討が必要である。すなわち、化学反応-物質移動の連成解析が必要である。

化学平衡論に基づく議論においては、計算ツールとして例えば欧州を中心に使用が近年広まっている GEMS<sup>(8,9)</sup> (**G**ibbs **F**ree **E**nergy **M**inimization **S**oftware) や **GWB** (**T**he **G**eochemist's **W**ork**b**ench<sup>(10)</sup>) といったギブス自由エネルギー最小化法によるものや、日本国内において永く使用されている PHREEQC<sup>(11)</sup> のような平衡定数法によるものなどの熱力学的手法の活用が見込まれる。鉱物組み合わせの再現を目的とした場合、計算に使用する熱力学的データベースが同じであれば、どのツールを使用しても計算結果は基本的に同じであるが、温度依存性やガス発生 の考慮等、平衡定数のデータが乏しい化学反応を扱う際には、ギブス自由エネルギー最小化法が有利である。今後、中深度処分の地質環境及び日本のセメント系材料の特徴を踏まえ、具体的な解析条件を決めていく必要がある。

反応速度論を考慮して評価する場合には、ひび割れ状態等力学的観点を含めた評価が必要である。力学的観点を含めた化学反応-物質移動連成解析ツールとしては、一般社会基盤コンクリートにおける化学的劣化や外的環境を想定した **DuCOM-COM3**<sup>(12)</sup> (**D**urability **C**oncrete **M**odel + **C**oncrete **M**odel of **3**-**D**imension、マルチスケール熱力学-力学連成解析プログラム) や、廃棄物処分分野におけるベントナイト-セメント相互作用を想定した **MACBECE**<sup>(13)</sup>

(**M**echanical **A**nalysis considering **C**hemical **T**ransition of **B**entonite and **C**ement **M**aterials、THMC 連成解析プログラム) が整備されている。セメント系人工バリアの性能評価にあたっては、化学的劣化や外的環境に関して中深度処分と一般社会基盤コンクリートの違いに留意し、体積変化・応力ひずみ関係といった構成則や、化学反応速度・細孔や水和物の微細組織といった硬化体微細構造のモデル等の適用性を検証したうえで、数値解析結果を活用していく必要がある。具体的には、以下のような検討を進める必要がある。

【力学的観点を含めた性能評価の課題】（主に a-5, b-5）

- ① 岩盤や隣接する人工バリアとの力学的関係性（地質環境が置かれている広域的な応力場や再冠水時の地下水圧、ベントナイト系材料の膨潤性等）
- ② ①を考慮した場合のセメント系材料に適用可能な構成則
- ③ セメント系材料の化学的状態変遷を考慮した場合の構成則の変化や適用性を明らかにしておく必要がある。

これらを踏まえて最終的には、

- ④ 力学-化学連成解析の考え方や具体的なモデル化
- ⑤ モデル化の妥当性検証

を行って、長期的な性能評価にあたっての数値解析結果の確からしさと不確実性について整理しておく必要がある。

また核種移行評価の観点では、低拡散層を想定した場合、その透水係数や拡散係数、収着分配係数の設定が最低限必要である。これら核種移行パラメータのうち、収着分配係数については劣化状態を踏まえた科学的に妥当な設定方法について、欧州のセメント系材料をベンチマークとした考え方や具体的な値が示されており（例えば Ochs *et al.*, 2016<sup>(14)</sup>）、今後その適用性について、日本国内のセメント系材料の特徴を踏まえて検討しておく必要がある。また、核種移行に関するパラメータ設定に当たって必要な状態設定においては、セメント系材料のひび割れを考慮する必要がある。ひび割れの原因について、例えば①地震動や隣接材料等から受ける外力に対する材料の耐力に依存するものと、②化学反応・温度変化による体積変化や、湿度変化による乾燥収縮に依存するものに分けた場合には、①では力学的観点を、②では化学的観点をそれぞれ中心として状態評価の科学的・技術的レベルを検討し、状態設定におけるひび割れの取り扱い方針や考え方を整理していく必要がある。

モニタリング技術に関する最近の研究開発・技術開発の動向や、一般社会基盤分野におけるモニタリングを含めたコンクリート性能評価の取組状況のレビューを踏まえると、実際のセメント系人工バリアの性能評価において、モニタリング技術が活用される可能性がある。モニタリング技術を含めたアプローチ方法の概念を図 1.3-36 のように整理した。この考え方においては、計測事実とその診断結果、数値解析結果を活用してセメント系人工バリアの寿命（図では、設置後に計測を行った時点からの残りの寿命を意図して“余命”と表現）を見積もると共に、性能評価手法の中心となる指標開発（例えば Baroghel-Bouny, 2006<sup>(15)</sup>において一般社会基盤コンクリートを対象に提案された”Durability Indicator”に準ずるもの）を目的としている。この考え方に基づけば、モニタリング技術を含めた性能評価手法の整備が必要となる。例えば次の4つのフローの整備が研究課題として挙げられる。

- ① 人工バリア計測計画の策定フロー
- ② セメント系人工バリアの状態診断フロー
- ③ セメント系人工バリアの”余命”評価フロー
- ④ セメント系人工バリアの数値モデルの妥当性検証フロー

このような手法整備を踏まえ、モニタリング技術を含めたセメント系人工バリア性能評価の概念を具体化すると共に、先に挙げた個別研究課題の位置づけを改めて整理しつつ、研究を進めていく必要がある。



図 1.3-36 モニタリング技術を含めたセメント系人工バリア性能評価の概念

### 性能評価に係る考え方の整理

上述したように本取りまとめでは、各バリア材の性能が発揮されるのかを判断するためのポイントや課題を整理したが、処分システム全体に係る性能評価の考え方についても今後整理することが重要である。例えば、日本原子力学会標準<sup>(16)</sup>では、低拡散層等にひび割れが生じることを前提とし、セメント系材料層を健全部領域と劣化部領域に分け、前者では拡散によって、後者では移流分散によって核種が移行する評価が行われている。また、これら領域をベントナイト層まで延長させて評価している事例もある<sup>(17)</sup>。しかしながら、このようなモデルの設定は人工バリアの安全機能そのものが発揮されないことを前提とした評価となっており、被ばく線量を保守的に評価するという観点では良いのかもしれないが、性能を判断するという観点からは適切な評価とは言えない。そのため、各バリア材及びシステム全体として求められる性能が発揮されているのかを確認するための考え方（評価の観点、評価の設定で確認すべきポイント等）について、天然バリア領域と併せて整理する必要がある。また、通常状態における評価だけではなく、「最も厳しい設定」をした場合の評価の考え方についても同様に検討する必要がある。

### 1.3.3.2 天然バリアの核種移行に関する評価

平成29年度から令和2年度までに中深度処分を対象として実施した本事業及び関連する過年度の受託事業の天然バリアの核種移行に関する研究成果（科学的・技術的知見）について、中深度処分の観点で系統的に取りまとめた。また、残された課題についても整理した。

#### 取りまとめ方針

##### (1) 背景

原子力規制委員会が策定した中深度処分の規制期間終了後の長期にわたる公衆の防護のための規制に関する考え方に沿って、天然バリアの核種移行評価に関する過年度の成果を中深度処分の観点で整理することとした。

##### (2) 取りまとめの対象とする外部事象の整理

上記のように、中深度処分においては、「埋設施設への土圧、水圧、地震力等によって、埋設施設の一部に著しい劣化を起こす力が作用する等を想定する。ただし、断層等による著しい変位や火山活動による著しい変動が生じるおそれのない位置に設置し、また、離隔を求める期間の10万年では地質構造の著しい変化は起こりにくいので、埋設施設全体に著しい影響を与える熱的及び力学的な影響は除く。」とされており、過年度において評価した

- ・火山活動による影響
- ・断層活動による影響

は除外する。また、対象廃棄物にウラン及びプルトニウムの量が比較的少ないことから、燃料デブリの地層処分を想定した天然バリアにおける再臨界についても除外する。

以上のことから、本取りまとめにおいては、

- ・隆起・沈降
- ・侵食・堆積
- ・海水準変動

を外部事象として取りあげ、地形変化による核種移行への影響評価について、地形変化、地下水流動、核種移行解析（線量評価含む）の各成果について整理した。

#### 地形変化評価に関する研究

##### (1) 背景

廃棄物埋設地の天然バリアに係る地形変化に関連する規制要求として、

- ・ 隆起、侵食、海水準変動等を考慮しても、現在から次の間氷期のはじまるまでの期間（およそ10万年）においても、廃棄物埋設地を鉛直方向に投影した地表面のうち、最も高度の低い地点から廃棄物埋設地の頂部までの距離が70mであること
- ・ （通常の状態）長期的な地形変化、海水準変動（地表全体の浸食、河川の下刻及び側方浸食等）による動水勾配及び地下水移行経路の変化
- ・ （厳しい状態）想定以上の隆起・沈降、海水準変動及び浸食等による地下水移行経路の短

絡

が挙げられる。事業者は上記のような評価を行って、規制要求を満足することを示し、規制者はそのプロセス及び評価が適切であることを確認することとなる。

#### (a) 侵食による廃棄物埋設地の対地深度の確保

およそ 10 万年間において、廃棄物埋設地を鉛直方向に投影した地表面のうち、最も高度の低い地点から廃棄物埋設地の頂部までの距離が 70m であることを確認するため、廃棄物埋設地を含む領域において、海水準変動を伴う隆起・沈降、侵食・堆積等の地形変化を適切に評価する必要がある。(図 1.3-37)



図 1.3-37 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化

#### (b) 地下水流動に影響を及ぼす地形変化

廃棄物埋設地から漏出する核種が生活環境である地表近傍に到達するまでの移行経路に影響を及ぼすことが想定される範囲において、海水準変動を伴う隆起・沈降、侵食・堆積等の地形変化が及ぼす地下水流動の変化を適切に評価する必要がある。したがって、(a)の廃棄物埋設地とその近傍だけでなく、移行経路に及ぼす範囲とその要因となる領域全体にわたる地形変化を 10 万年間評価し、地下水流動の長期的変化の評価へ繋げる必要がある。

#### (2) 長期的な 3 次元地形変化評価の方法論の構築

本事業では、隆起・侵食及び海水準変動を考慮し、現実に即した地形変化とそれに応じた地下水流動の適切な評価に対する技術的知見の蓄積を目的として、地形の時間変化に応じた地下水流動の変化を評価可能とする三次元の地形変化と地下水流動を組み合わせた評価手法の整備を進めるとともに、山地・河川・平野・海域から構成されるわが国の典型的な集水域に本手法を適用し、将来の地形変化の不確かさ評価の解析事例を通して、将来の地形変化およびその不確かさの評価の方法論を整理するとともに、地形変化に与える要因・影響、および、埋設深度の減少の少ない地形条件の特徴を分析した。以上の結果を踏まえて、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備した。

#### (a) 過去～現在～将来の地形変化評価

過去 10 万年程度の地殻変動が今後 10 万年程度も継続する可能性が高いことから、図 1.3-38 に示すように、将来の地形変化評価は、過去～現在の地形変化を再現するようなパラメータ



が将来も継続的に維持されるとして実施する。パラメータ値は、過去～現在の地形変化に対する条件（拘束条件）を満たすような値を、過去～現在のシミュレーションによって求め、現在の地形の再現性を確認する。入力・拘束条件にはサイト固有の地質・地形データを活用する。ただし過去～現在の地形変化評価には不確かさが伴うことから、それらの不確かさを考慮した上で、将来の地形の変動幅を評価する。

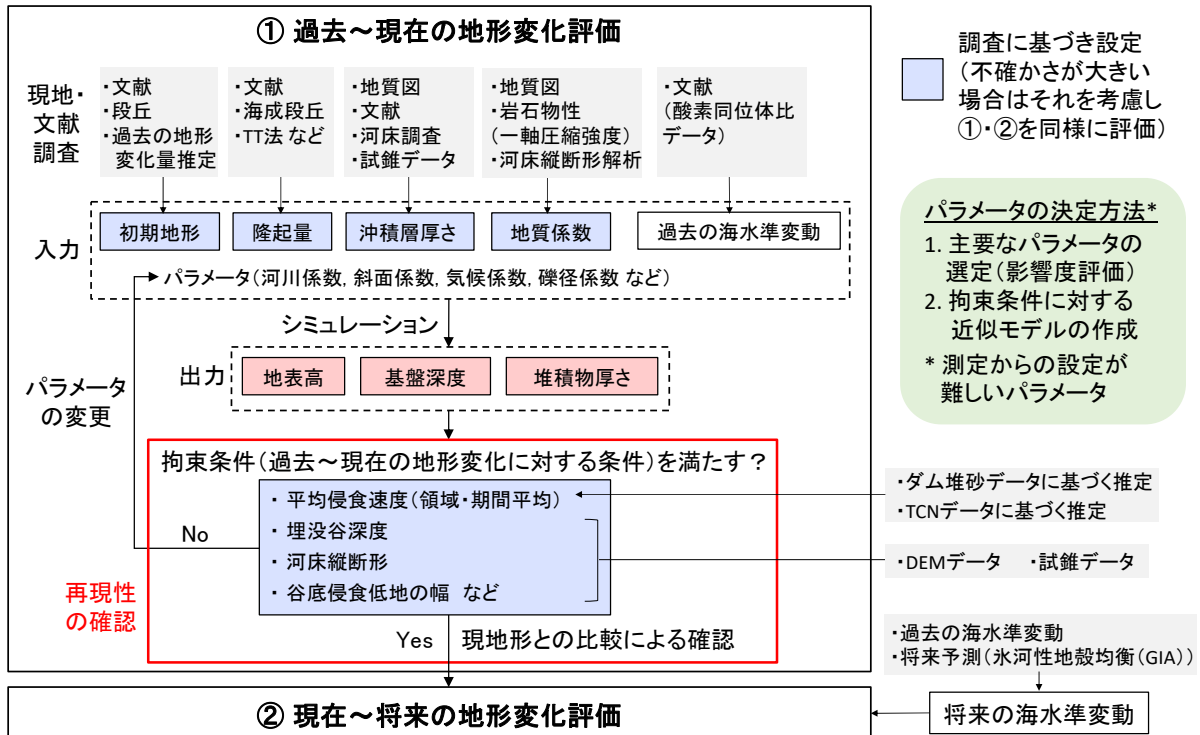


図 1.3-38 不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価の流れ

本評価では、日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社（現 JX 金属探開株式会社）が特許権者の特許（特許第 5422833 号）による方法を用いたコード（JAEAsmtp）を用いた。本モデルでは、領域を斜面域・河川域・海域に分け、各領域に特徴的なモデルを用いて、メッシュ分割した領域に対して土砂移動を行う。JAEAsmtp での領域設定と考慮できる現象を図 1.3-39 に示す。評価の初期条件となる古地形の設定については、段丘面で構成される地域などでは観測データに基づいてある程度設定が可能なる地域もあるが、観測データのみで設定できない場合について、次のような方法を適用した。現地形を初期地形とした氷期一週氷期 1 サイクルの評価を行い、氷期一週氷期 1 サイクルの標高変化量を推定する。さらに推定した標高変化量に基づく約 12 万年前の古地形を用いて、過去～現在の再現性の検討を行うものである。解析に用いる入力及び拘束条件のデータは観測・調査データに基づいて設定するとともに、河川係数、斜面係数などの測定等から設定が難しいパラメータについては、影響度評価によって主要なパラメータを選定して、拘束条件に対する近似モデルを作成して評価することで決定した。このうち地質係数は受食性を示すパラメータで岩盤物性に依存するものであるが、データのばらつきが大きく、河床縦断形解析によって決定する方法を検討

した。また、長期的な評価対象領域全体の平均侵食速度については、数10年程度のタイムスケールのデータであるダム堆砂量に基づく推定に加えて、TCN データに基づく長期的かつ小流域の領域で平均侵食速度を推定する方法を検討し対象領域に適用した。



図 1.3-39 地形変化評価コード JAEAsmtp の概要

(b) 山地・河川・平野・海域から構成されるわが国の典型的な集水域に対する評価例

対象とする集水域に対して、不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価を実施した例を示す。図 1.3-40 に示すように考慮した不確かさは海水準変動パターン（1～5）、隆起速度（B）、地質係数（C）及び平均侵食速度（D）である。平均侵食速度はダム堆砂量から推定される 0.089mm/y（基本ケース A）と TCN データに基づいて推定される 0.18mm/y（ケース D）の2つのパターンと海水準変動の5つのパターンを組み合わせ評価した。ケース D-1 の過去から現在の地形変化評価結果の概要を図 1.3-41 に示す。パラメータについては、平均侵食速度を大きくした場合、勾配に関する河川係数が1桁程度増加し、斜面係数も2倍程度増加した。河床縦断形に対する拘束条件に数 m のずれはあるものの、埋没谷については再現度が向上しており、また侵食速度の経時変化は（1）③での調査結果に類似する。一方で勾配の大きな河川上流では侵食が大きく、現地形との乖離が見られるが、ケース D に対してはこの結果をもとに将来を評価した。

ケース <sup>1</sup>	隆起速度	地質係数 <sup>2</sup>	侵食速度 <sup>3</sup>
A 基本ケース	陸域 0.3 mm/y	300 - 500 - 400	0.089 mm/y
B 隆起速度の不確かさ	陸域 0.25 mm/y	— <sup>4</sup>	—
C 地質係数の不確かさ	—	200 - 600 - 400	—
D 侵食速度の不確かさ	—	—	0.18 mm/y

\*1 各ケースに対し海水準変動5ケースを考慮  
 \*2 中新世～鮮新世堆積岩 - 中新世～鮮新世火山岩 - 付加体  
 \*3 領域・期間の平均侵食速度 \*4 - : 基本ケースと同じ

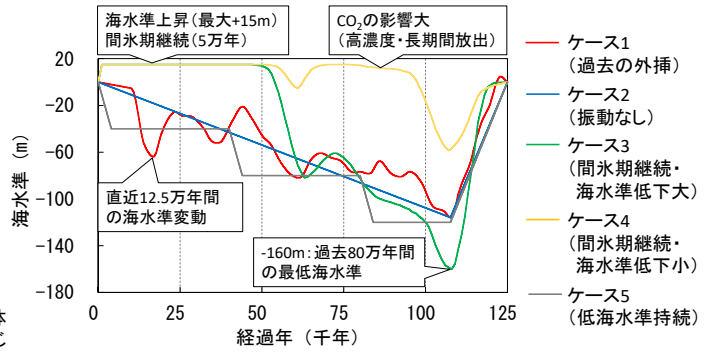
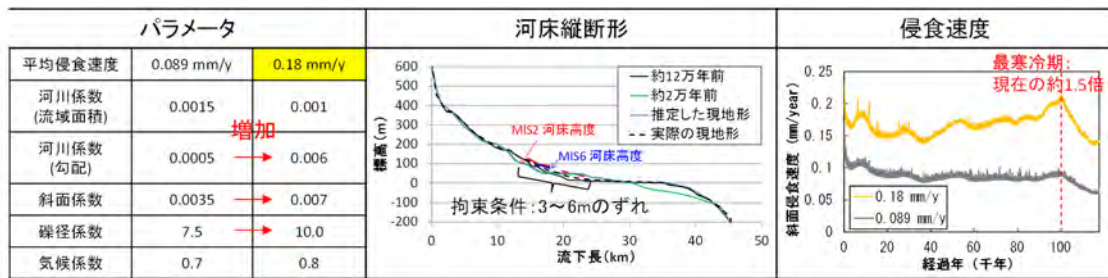


図 1.3-40 将来の不確かさを考慮した地形変化評価の解析ケース



評価した現地形と実際の標高差(評価した現地形-実際の現地形)

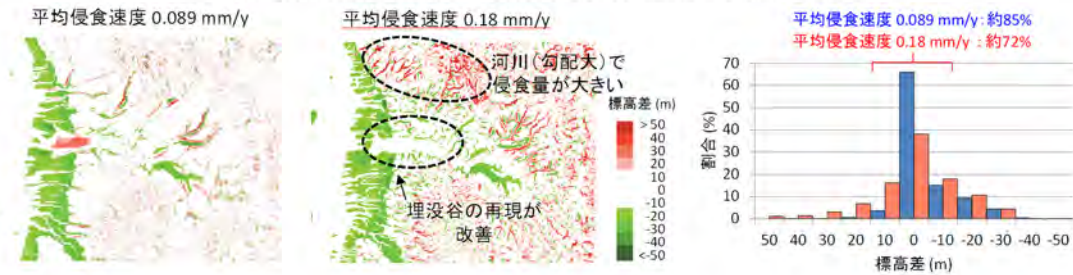


図 1.3-41 過去～現在の地形変化の評価結果概要 (ケース D)

不確かさに伴う将来の地形変化への影響評価の一つとして、埋設深度・地下水流動への影響の観点から、将来 12.5 万年間の最大侵食量を、図 1.3-42 に示す。不確かさの要因として影響が大きなもの、海水準変動および平均侵食速度の 2 つで、対象地域では隆起速度の不確かさと地質係数の不確かさによる影響は小さかった。影響が大き範囲は埋没谷周辺の沿岸域・河川域であり、埋没谷周辺では海水準変動の影響に伴い最大 85m 侵食する結果となった。河川上流では平均侵食速度の不確かさの影響が大きく、ケース D では 80m 以上の侵食が見られた。これについては過大評価の可能性はあるが、ケース A-C でも河川上流では 40m 以上の侵食が見られ、影響は大きいと考えられる。一方、影響が小さな範囲は勾配の小さな中～下流の斜面域であり、谷となっている部分を含めても侵食量は最大約 10m であった。



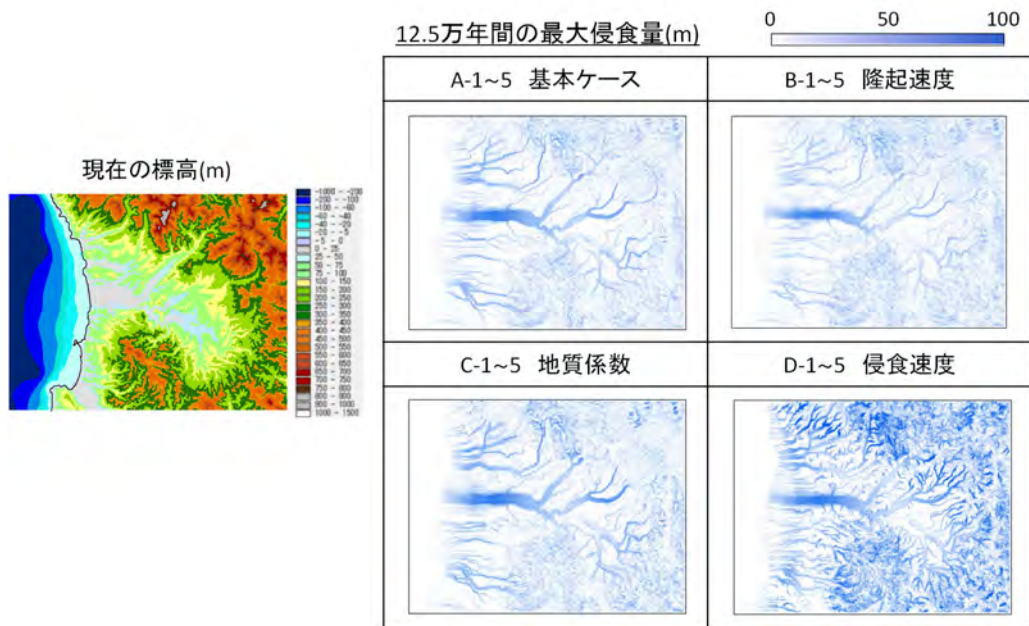


図 1.3-42 不確かさを考慮した評価における将来 12.5 万年間の最大侵食量

これらの結果から、対象地域に類似した山地・河川・平野・海域から構成される集水域を対象に、地形変化評価の妥当性判断における留意点を以下のように整理した。

- 将来の地形変化を評価するためには、サイト固有の入力条件（古地形、隆起速度、沖積層厚さ、地質係数）及び過去～現在の地形変化に対する拘束条件（平均侵食速度、埋没谷深度、河床縦断形、谷底侵食低地の範囲）を推定するための情報を調査し、過去～現在に至る解釈・整合性を確認する必要がある。
- 将来の地形変化を評価する上で、海水準変動（温暖化に伴う予測の不確かさ）、および、平均侵食速度（堆積岩地域：長期的な予測の不確かさ）は、埋没深度と地形勾配の評価結果への影響が大きく、これらの不確かさを考慮することは重要である。
- 海水準変動の不確かさに伴う影響は沿岸域で顕著に表れる。侵食量への影響の観点からは海水準低下の程度・持続期間が重要であり、埋没谷周辺では現在の埋没谷深度以上の侵食が生じる可能性がある。また埋没谷周辺の陸域・海域では、海水準変動に応じて地形勾配が優位に変化する。
- 平均侵食速度の不確かさに伴う影響は上流域で顕著に表れ、隆起速度と同程度かそれ以上の侵食が生じる可能性がある。ただし沿岸域に見られるような海水準変動に応じた顕著な地形勾配の変化は見られない。
- 不確かさに伴う将来地形への影響が小さい領域は、中～下流域の斜面域である。
- サイト特有の拘束条件を満足し、現在の地形の再現性を示すことは、地形変化評価における不確かさの低減、さらに将来外挿への信頼性を向上させ、信頼のある地形変化の評価のためには、この評価プロセスは重要である。再現性が低い場合、モデ

ルや入力データの妥当性についてさらに検討を行う必要がある。

なお、わが国のもう一つの典型的な地形である段丘で構成される地域については、検討が不十分であり、残された課題として今後検討する必要がある。段丘面は平坦で勾配が小さく、周囲は段丘崖で勾配が大きいという特徴を有している。段丘の側方底部を侵食されることによって、その上部が崩落するような特徴も有している。こうした評価を適切に行うことができる空間解像度などを含め、評価方法についてこれまでに構築してきた方法の適用性検討などを行う必要がある。

### (3) 残された課題

- ・ 集水域を対象とした評価における残された課題
  - 現象論に基づく侵食・堆積モデルの導入
- ・ 段丘で構成される地域への適用性検討
- ・ 局所的な領域の地形変化評価への適用性検討

## 地下水流動解析に関する研究

### (1) 背景

廃棄物埋設地の天然バリアに係る地下水流動に関連する規制要求として、

- ・ 天然バリアの事前調査で得られた地質、地形、地下水圧分布、透水係数分布、水質分布等の水理データに基づく地下水流動場
- ・ 長期的な地形変化、海水準変動（地表全体の侵食、河川の下刻及び側方侵食等）による動水勾配及び地下水移行経路の変化

が挙げられる。1つ目は現在の地下水流動場の把握と廃棄物埋設地の選定に関連し、2つ目は現状の地下水流動場が長期的な変化によって埋設地から漏出した核種が経由する地下水移行経路へ与える影響の評価に関連するものである。

### (2) 現在の地下水流動場の評価

廃棄物埋設地の候補となるサイトの集水域（分水界を含む）を対象とする3次元地下水流動解析に関する成果を整理する。本年度までに、広域スケール、サイトスケール、処分場スケールに分割した評価方法を整備した。

#### (a) 解析のためのデータ取得

地下水流動解析を行うための、文献調査、ボーリング孔掘削、物理探査等による調査によるデータ取得とその特性について、本事業では詳細な検討は行っておらず、残された課題として今後検討する必要がある。

#### (b) 解析体系の構築

・地質図幅やボーリング孔などの離散的なデータから水理・地質構造を設定する方法及びその不確実性の取扱い（天然バリアの事前調査結果について、離散的なサンプル調査であることの特徴を踏まえた不確実性）の過年度の成果を以下に示す。

日本原子力研究開発機構では、測定データを踏まえた地下水流動の概念モデルの構築およびそれを踏まえた地下水流動解析のモデル化を実施してきた（対象地域：北海道幌延地域、千葉県養老川流域など）。以下に関連する成果の概要を示す。

▶ 測定データを踏まえた水理地質構造モデルの構築

水理地質構造モデルの妥当性に対し、地下水の水質や安定同位体比等から地下水起源（涵養域）を特定し、地下水流動状況を推定した例<sup>(1)</sup>、地下水年代と組み合わせることで平均的な地下水流速や滞留時間を求め、地下水流動解析の結果と比較した例<sup>(2,3)</sup>がある。しかし地下水の滞留時間が5万年よりも長い場合、炭素同位体法の地下水年代への適用は不可能であり、塩素同位体やヘリウム同位体による推定法では系外から起源の異なる地下水の混入があった場合、地下水年代の評価結果に不確実性を伴う。また我が国のような変動帯では地形・地質構造が複雑であり、地下水水質・安定同位体を用いた方法だけではおよそその涵養源を特定できても、地下水流動評価に関わる地下水流速や地下水の移動履歴等の推定は困難である。

そこで幌延地域を対象に、地下深部の化石塩水と天水の混合プロセスに着目した地球化学的手法の有効性を検討した<sup>(4)</sup>。Cl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比をトレーサーとし、天水による10万年間の洗い出し解析を実施した。その結果、測定に基づく混合水のCl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比から推定される地下水移動距離は、地下水流速の解析結果から計算した移動距離と概ね一致し、混合水のCl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比が地下水流動の評価に有用であることを示した（図1.3-43及び図1.3-44）。

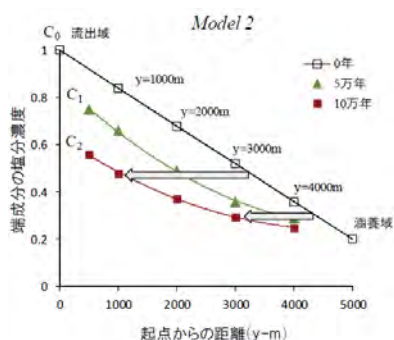


図 1.3-43 起点からの距離 (y) と塩分濃度（正規化）との関係<sup>(4)</sup>

標高(m)	水質からの推定値 (m)	流速からの計算値 (m)
20	2,299	2,333
-40	2,275	2,310
-100	2,255	2,288
-140	2,239	2,278
-200	2,200	2,261
-300	1,990	2,235
-400	1,720	1,265

図 1.3-44 10 万年間の地下水移動距離の推定結果（モデル 2, y=1,000m 地点）<sup>(4)</sup>

▶ 水理地質構造モデルの不確かさに対する検討

水理地質構造モデルの不確かさには大きく、地質分布の不確かさ（ボーリングデータ等からの内挿など）および水理パラメータの不確かさ（データの取得方法、場の不均質性）があり、安全評価においては長期的な評価における不確かさ（地下環境の変化）も挙げられる。

このうち地下水流動解析において重要なパラメータの1つである透水係数を対象に、既往の研究事例および幌延地域の泥岩試料を用いた検証から、室内試験での測定に伴う不確かさを検討した<sup>(6)</sup>。その結果透水係数を左右する要因である、亀裂、間隙率、動水勾配は、試験条件や物性の違いによって透水係数に1桁以上の差を生じる可能性があることを整理した。さらに長期的な地質・地下水環境の変化を考慮した場合、隆起・侵食による拘束圧変化からの亀裂発生、低動水勾配下における動水勾配の変化は、透水係数を実測値に対し1桁以上変化させる可能性があることがわかった。また塩水から淡水への地下水交換が起こった場合、幌延地域の泥岩の場合、透水係数は現在の0.6倍程度に減少する可能性がある結果を得た。

なお、離散的なサンプル調査であることの特徴を踏まえた水理・地質構造及び水理パラメータの不確実性を踏まえた設定方法については、詳細な検討は行っておらず、残された課題として今後検討する必要がある。また、スケールを考慮した解析も合わせて実施し、広域スケールでは表すことのできない地表面の凹凸による流出点の変化を評価して、現在の流動場を把握する。

#### (c) 解析方法

##### ・3次元地下水流動・塩分濃度解析（非定常密度流解析）

- 現地形及び地質構造に基づき、解析領域全体が塩水で満たされた状態を初期条件として、塩分濃度分布に変化がなくなるまでを非定常で評価する洗い出し解析を行い、定常とみなせる状態を現在の地下水流動・塩分濃度分布とする。

#### (d) 観測データとの比較・検証

現在の地下水流動場の評価結果は観測データと比較することによって、その妥当性を確認でき、観測データと一致しない場合にはその原因を究明して、解析を見直して精度を向上させる手順となることが想定される。

しかしながら、本事業では十分な観測データが得られていない地域で評価を行ったために、上記のような比較・検証ができていない。残された課題として今後検討する必要がある。

#### (3) 将来の地下水流動場の変化に伴う移行距離・時間の変化の評価

##### ・地形変化及び海水準変動を反映した評価

（広域スケールにおける非定常解析）

廃棄物埋設地の位置によっては、海水準変動に伴って地下水水質（塩分濃度）の変化が想定されるため、密度を考慮した非定常解析による評価が必要となる。地形変化評価の結果を受けて、各地点における隆起量および地表面の侵食、堆積量を反映させた解析体系を作成して、非定常の地下水流動解析を実施する。

（サイトスケールにおける定常解析）

(4)に示すように、広域スケールの地下水流動解析結果をもとに、将来的な地形変化を考慮し移行経路の変化を想定した上で、すべての時間において流出点を包含する地表までの領域



をサイトスケールとして設定する。サイトスケールでは広域スケールの評価において地下水流動場の変化が生じる時間断面をとりだし、定常解析によって、当該時間断面の流動場を評価する。

#### (4) 適切と考えられる2以上の廃棄物埋設地の選定

評価対象としたサイト敷地の中から適切と考えられる廃棄物埋設地を2以上選定し、人工バリアの設計オプションとの組み合わせで線量評価を行い、線量値が最も低い組み合わせを最適設計とすることが示されている。

現在及び将来の変動を考慮してサイト敷地の中から適切と考えられる廃棄物埋設地を抽出する方法の例を整理する。

ケース A-1~5（基本ケース）およびケース D-1~5（侵食速度の不確かさ）に対し、非定常な地形変化・海水準変動を考慮した将来12.5万年間の地下水流動解析を実施した(図 1.3-45)。将来の地下水流動への影響評価の結果を以下に示す。

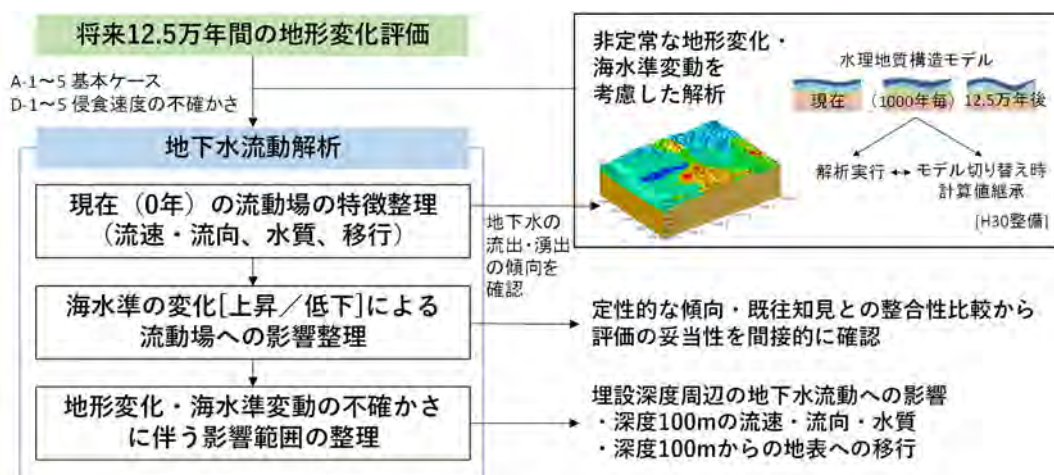


図 1.3-45 地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ

#### ▶ 地形変化・海水準変動に伴う地下水流速の経時変化

地形変化・海水準変動に伴う沿岸域（深度100m）の地下水流速の経時変化を、図 1.3-46 に示す。沿岸域では平均侵食速度の不確かさよりも、海水準変動とその不確かさによる影響が顕著である。ただし、埋没谷深度の再現・気候変動の影響・河川位置の違い（蛇行）により、海域では平均侵食速度の違いによる影響が海退時に見られる。

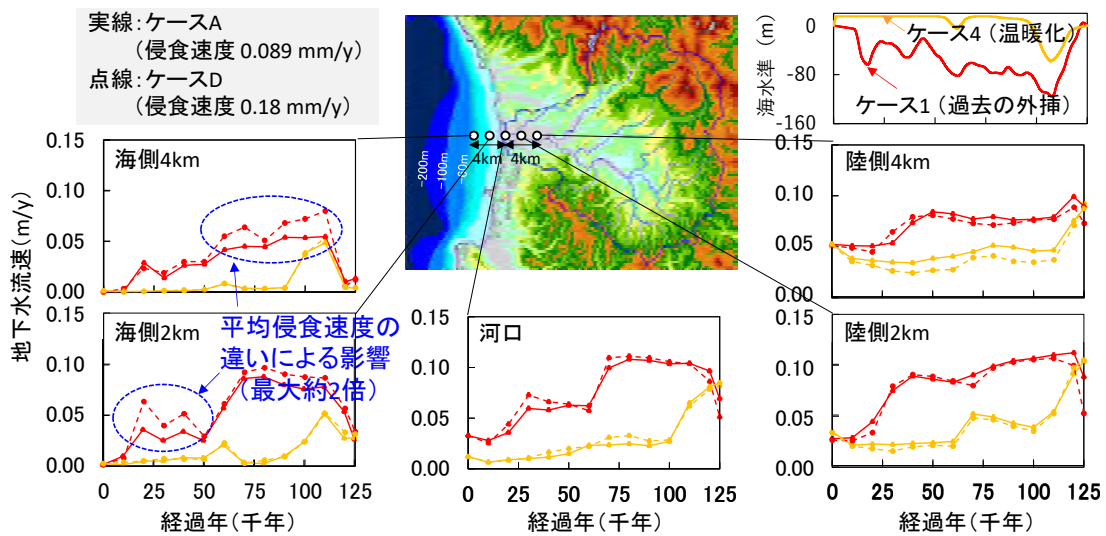


図 1.3-46 沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化

▶ 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行の影響

深度 100m から地表への移行を非定常に評価した結果を、ケース A-1, A-3, A-4, D-1 に対し図 1.3-47 に示す。海水準変動の不確かさに伴う影響は、沿岸域・河川域（領域中央に位置する透水性の 1 桁低い領域より海側）で見られた。初期に海水準が上昇するケース 3・4 では、沿岸域では塩水化の影響により平均流速が低下する一方、河川域では塩淡水境界が陸側へ移動したことに伴う移行経路の短縮によって、平均流速が増加する点が見られた。平均侵食速度の不確かさに伴う影響は、勾配の大きな上流域（河川上流での侵食量の違い）、および、埋没谷周辺の沿岸域（海退時の侵食の違い）で見られた。

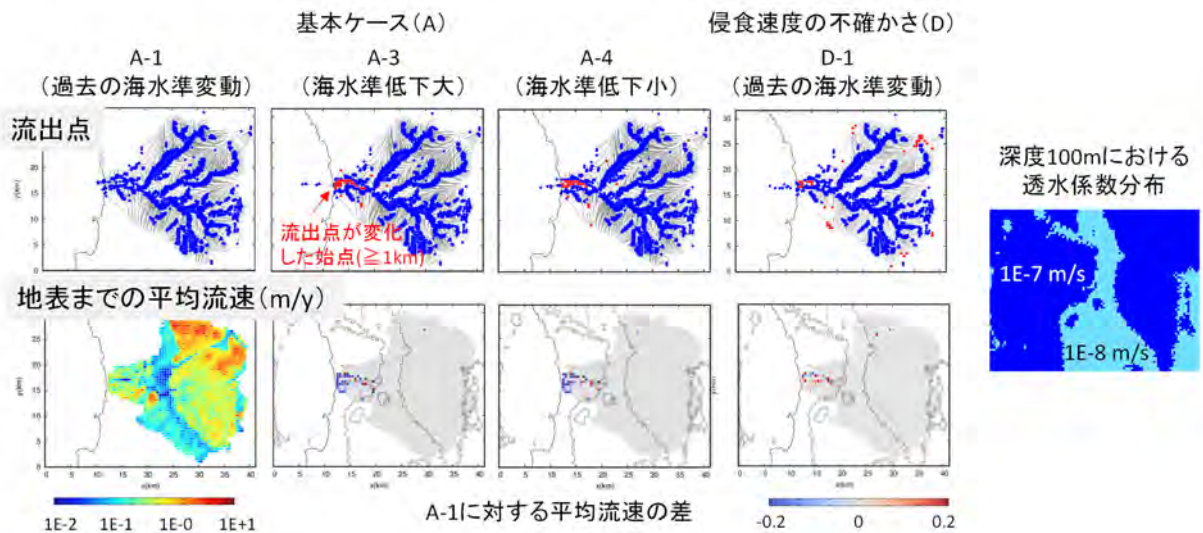
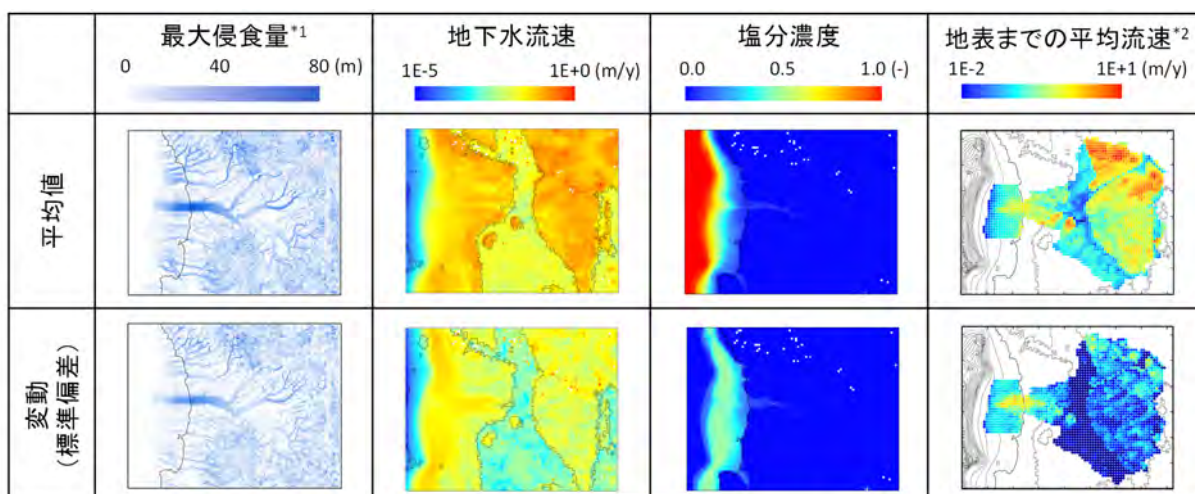


図 1.3-47 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響

以上を踏まえ、地形変化・海水準変動に対する侵食量および地下水流動（深度 100m におけ

る地下水流速・塩分濃度、深度 100m から地表までの平均流速) への影響を、全ケースに対して整理した結果を図 1.3-48 に示す。影響範囲は以下のようにまとめられる。

- ・ 埋設深度への影響は沿岸域・河川域で、水質（塩分濃度）の変化は汀線の移動範囲内で大きい、地下水流速の変動はその周辺の斜面域を含むより広範囲で生じる。
- ・ 海水準変動の不確かさの影響は、沿岸域で顕著に見られる。影響範囲は陸域を含む沖積層の分布範囲周辺であり、河口から数 km 離れた地点でも海水準変動に連動した地下水流速の増加、地表までの平均流速の増加・流出点の変化が見られる。ただし埋没谷から離れた場所では影響が小さくなる。
- ・ 平均侵食速度の不確かさの影響は、勾配の大きな上流域で見られるが、その影響範囲は河川上流に限定的である。
- ・ 地形変化・海水準変動とその不確かさに伴う変動が小さく、かつ流れが安定な領域は
  - 陸域：中～下流域の勾配の小さな斜面域（透水性が低い地質）
  - 海域：埋没谷周辺（沖積層が厚く分布）から離れた領域



\*1 ケースA～Dの各時刻(1万年毎)の侵食量に基づき算出

\*2 ケースA-1～5,D-1(0～8万年放出(1万年毎))を対象

図 1.3-48 地形変化・海水準変動及びその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響

これら広域地下水流動の評価結果に基づき、埋設深度・地下水流動の変動が小さい範囲として、陸域・海域に 1 箇所ずつ処分場位置を仮定した。陸域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（流出点・平均流速））の変動が小さく、流出域でない領域として図 1.3-49 に示す範囲を選定した。処分坑道の方向は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールでの評価範囲は、移行経路を包含する領域として 2km×2km×500m とした。



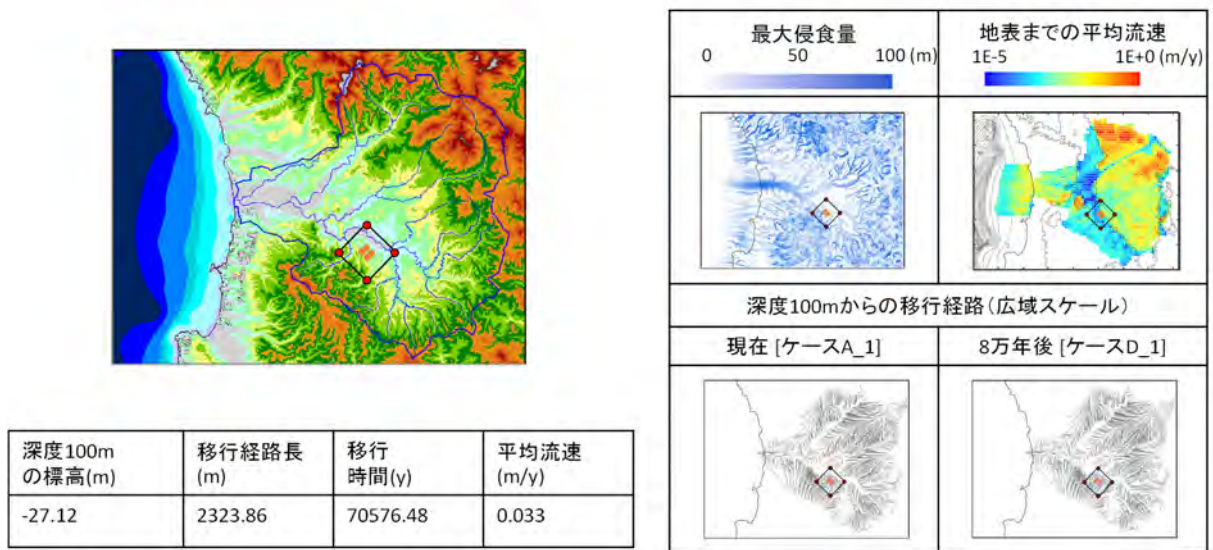


図 1.3-49 処分場位置の選定（陸域）

一方、海域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（平均流速））の変動が小さく、埋没谷の影響を受けにくい領域として図 1.3-50 に示す範囲を選定した（※流出点についてはどの地点も大きく変化するため、ここでは対象としていない）。処分坑道の方法は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールの評価範囲は、移行経路を包含する領域として8km×4km×1kmとした。

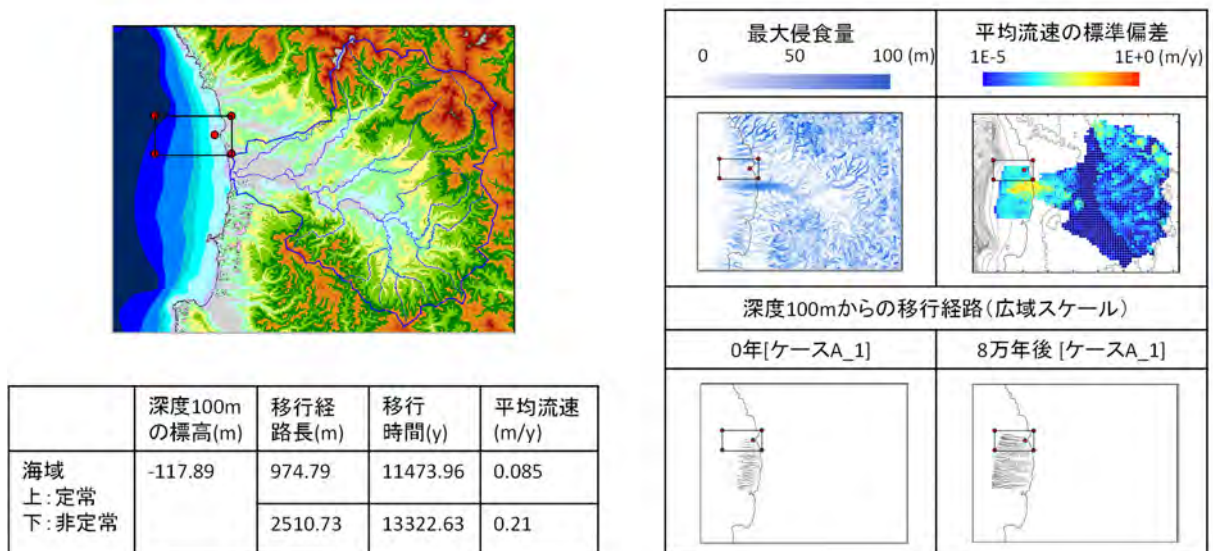


図 1.3-50 処分場位置の選定（海域）

JAEA では、山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域を対象に、非定常な地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響評価を進めてきた。平成 29 年度<sup>(6)</sup>に構築した 3D-SEEP に対する地形変化連成のために外部プログラムを用い、平成 31 年度<sup>(7)</sup>は過去～将来の地下水流動解析を実施した。本年度は昨年度の評価結果に対し、現在の地下水流動の傾向・海水準変動に伴う既往評価の知見との整合性確認を行い、解析条件に対して必要な修正を行った。その上で、地形変化評価において影響が大きいと推定された海水準変動・平均侵食速度の不確かさに対して、将来の地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響を評価し、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地下水流動の評価における規制上の留意点として整理した。

#### (5) 残された課題

以上の検討結果から、今後の課題として検討すべき項目として、以下が挙げられる。

- ・測定データに基づく現在の地下水流動場の妥当性確認

現在の場の再現性を確認するために、地下水位等の観測データとの整合性を確認する必要がある。また、初期濃度分布として洗い出し解析による定常状態を仮定したが、海水準変動の影響を考慮する必要がある可能性があり、これについて水質データからの検討が必要である。

- ・地下水年代等に基づく過去の流動場の情報に基づく評価結果の妥当性確認

深度 100m からの流れに対する検討や地形変化・海水準変動に伴う流れの変化の検討を検証するために、地下水年代等に基づく測定データ等が得られる地域での検討が必要である。

- ・水理地質構造に対する不確かさの検討

上記の検討においては、測定データと一致しない場合に解析条件のキャリブレーションを行うと想定される。水理地質構造については、水理定数の不確かさ・ボーリング等に基づく地質分布推定の不確かさがあり、例えば水理定数の不確かさについては不均質性がある中で広域的な評価と後述するサイトスケール等の局所的な評価でどのように適切な値を設定するかといった課題がある。

#### 核種移行評価に関する研究

中深度処分の埋設施設の設置が検討されている堆積岩地域における核種移行について、過年度の成果を取りまとめる。過年度において高レベル放射性廃棄物の地層処分を対象とした人工バリア及び天然バリアにおけるリンケージ解析手法を構築してきた。本手法を中深度処分に適用する際の現状と課題について整理した。

#### (1) 評価の全体像

図 1.3-51 に、天然バリアの状態変化を人工バリアの変質などに反映させて統合的に核種移行評価するリンケージ解析方法を中深度処分へ適用する方法を示す。

- ・人工バリア中の核種移行

(人工バリアの項参照)

- ・天然バリア中ニアフィールドの核種移行

自然事象の影響を受けにくく、天然バリアの初期の性能が長期的（10 万年程度）に維持される見込みのある領域における核種移行を評価する。

- ・天然バリア中ファーフィールドの核種移行

地形変化等の自然事象の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する可能性ある領域における核種移行を評価する。時間スケールの不確実性（～10 万年程度、10 万年以降）の影響を考慮した移行特性の設定が必要。

- ・生活環境での被ばく線量評価

廃棄物埋設地から漏出した核種が地下水移行の末に到達する海洋、湖沼、河川および陸域など生活環境中での被ばくシナリオ及び経路での被ばく線量を評価する。

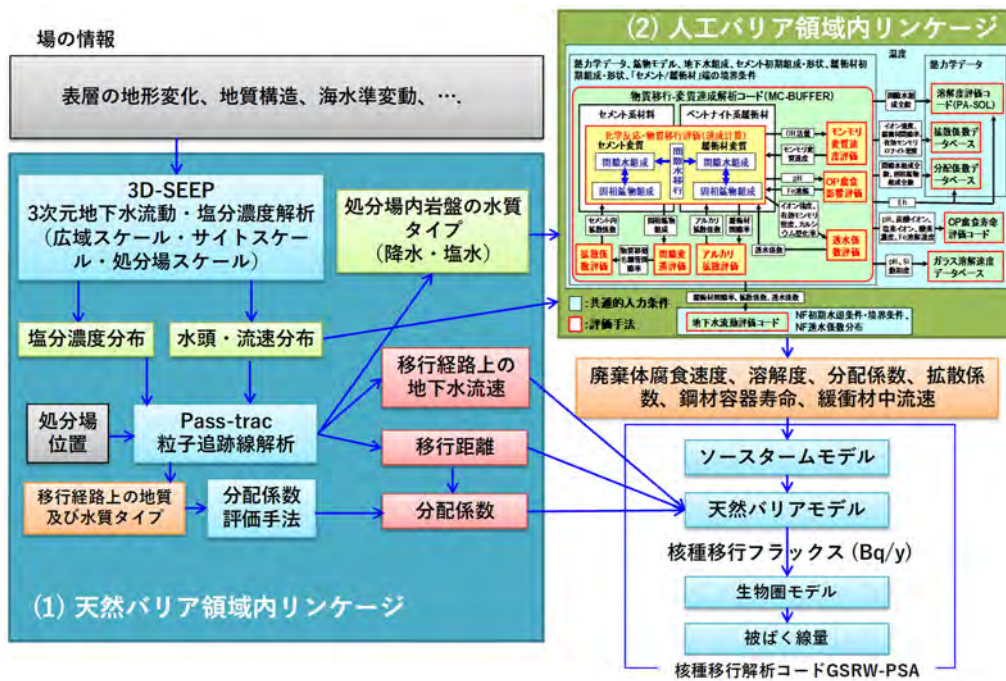


図 1.3-51 人工バリアと天然バリア領域のリンケージ評価の概要

(2) 天然バリア中の移行経路の設定

現地形で定常的に評価される地下水流動経路と比較して、長期にわたる地形変化・海水準変動に伴い変化する地下水流動場の変化によって、地下水移行による核種の移行経路は大きく変動することから、移行経路を求める粒子追跡線解析において、地下水流動場を時々刻々変化させて移行経路を導出する。

天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフィールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを信頼性のある



データに基づいた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的、ここでは10万年程度、維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B), (C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 ((B), (C)) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフィールドの圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定 (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

一方、ファーフィールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する領域であり、時間スケールの不確実性の影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として~10万年程度と10万年以降が考えられる。

3種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係を図 1.3-52 に整理した。



図 1.3-52 3種類の地下水流動解析 (広域/サイト/処分場スケール) と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフィールドの設定との関係

- ・ サイトスケールの地下水流動解析
- 評価条件
- モデル



対象範囲における地表面形状は、400mDEMを20mグリッドで内挿した結果に基づき作成した。地質分布についても20mグリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した（図1.3-53）。

➤ 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿

境界条件（水位）：側方・底面→水位固定

地表面→陸域：浸出面境界（降雨浸透）、海域：海水位固定

境界条件（塩分）：全域固定

➤ 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10年間（タイムステップ：0.1～1年）の解析を行った。

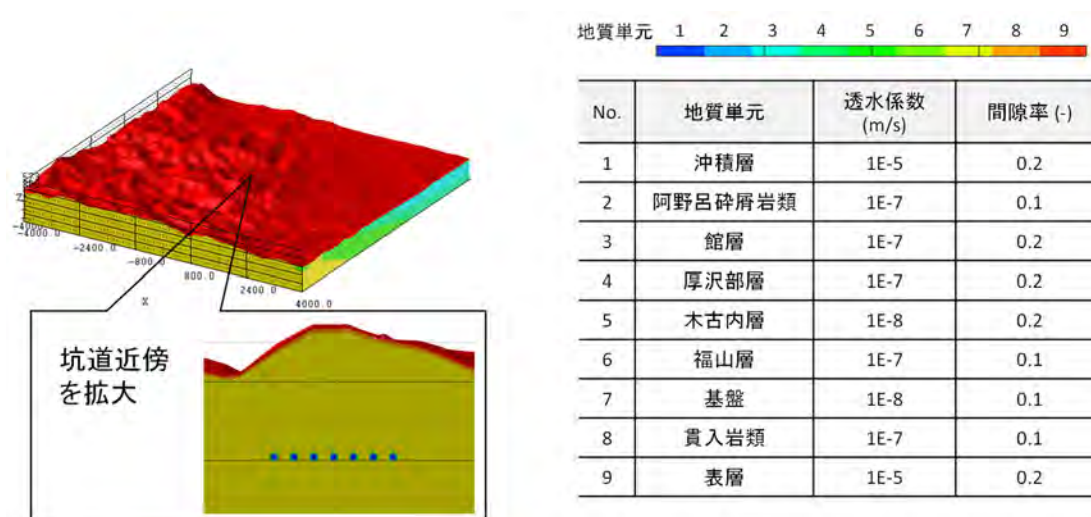


図1.3-53 サイトスケールのモデル例

- 評価結果

陸側処分場に対するサイトスケール地下水流動解析の結果例を図1.3-54に示す。2km四方の領域に対し、20mメッシュで地形勾配の影響を反映した結果となっている。

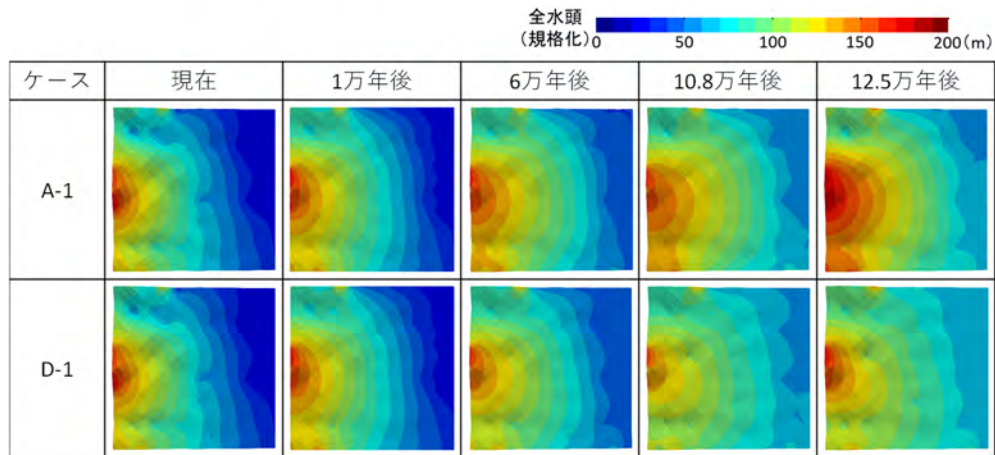


図 1.3-54 サイトスケール地下水流動解析の結果例（全水頭分布の時間変化）

- ・ 処分場スケールの地下水流動解析
- 評価条件
  - モデル

図 1.3-55 に示すように、地質分布についてはサイトスケールと同様に、20m グリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した。

- 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿  
 境界条件（水位）：全面水位固定  
 境界条件（塩分）：全域固定

- 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10 年間（タイムステップ：0.1～1 年）の解析を行った。

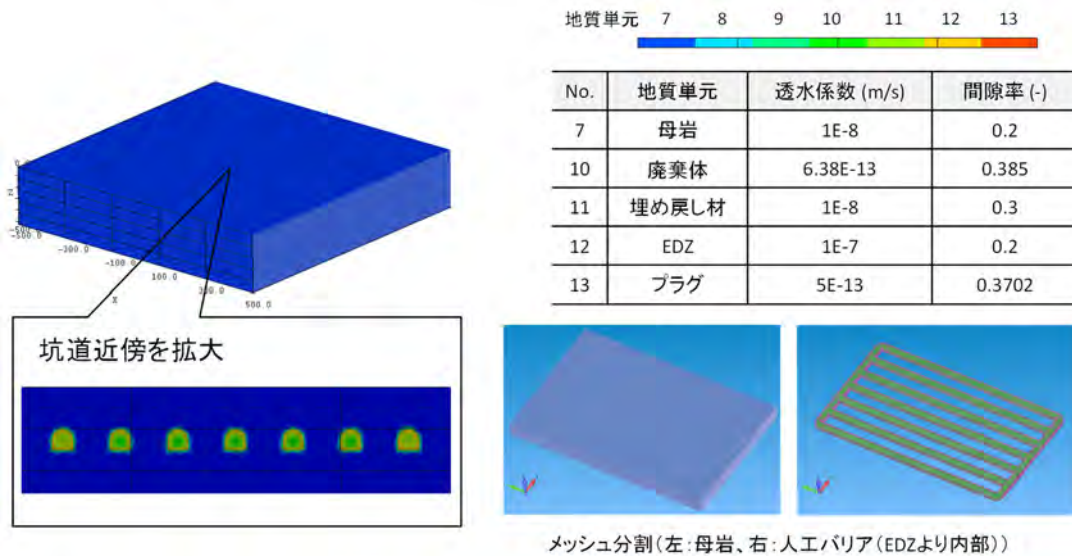


図 1.3-55 処分場スケールのモデル例

- 評価範囲

処分場スケールの評価範囲は平成 31 年度に 2 次元体系で実施した評価と同様に、SR-PSU<sup>(8)</sup> における異なるモデルの接続の観点からの解析的な検討に基づき決定した。SR-PSU では Repository scale (処分場スケールに相当) の領域範囲を、処分場の水理特性の変化が Regional scale (サイトスケールに相当) の水理モデルの流れに影響を与えない、という条件で選択している。これは、処分場スケールとサイトスケールでの処分場の再現度の違いが、両者による連続的な移行評価に影響を与えないためと考えられる。SR-PSU では領域範囲を決定するために、Regional scale において極端な 2 ケースの透水係数が処分場に設定された場合の解析が行われている：

- ・岩盤ボルトとトンネルが一様に透水性の高い物質で埋め戻される場合  
( $K=1E-5$  m/s)
- ・岩盤ボルトとトンネルが一様に透水性の低い物質で埋め戻される場合  
( $K=2E-12$  m/s)

本検討でも同様に、下式に示すレファレンスケースに対する全水頭の変化によって、影響範囲を評価することとした。なお評価範囲の初期設定は  $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$  とし、これより影響範囲が広い場合に評価範囲を適切な範囲に変更することとした。

$$h_{tDifference} = Abs \left( \frac{h_{tlow/high permeability} - h_{treference case}}{h_{treference case}} \right) \cdot 100$$

- 条件 (坑道の透水係数) : レファレンスケース 1E-8 m/s (母岩と同じ)
- 透水性が高い場合 1E-6 m/s (母岩より 2 桁高い (EDZ))
  - 透水性が低い場合 2E-12 m/s (SR-PSU に準じた値)

- 評価結果

影響範囲の評価結果を図 1.3-56 に示す。陸域ではケース・時刻による影響範囲の変化は小さく、影響範囲は処分場（約 500m 四方）周辺に限られたことから、評価範囲の修正は行わなかった。一方、海域では、海水準位置により影響範囲が異なり、影響範囲の広い結果に基づき評価範囲を  $1.4 \times 1.4 \times 0.5 \text{ km}^3$  と設定した。

坑道の透水係数	陸域: $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$	海域: $1.4 \times 1.4 \times 0.5 \text{ km}^3$		
	0年	0年	2万年(ケース1)	4万年(ケース4)
坑道の透水性高 (母岩より2桁大)				
坑道の透水性低 ( $2E-12 \text{ m/s}$ )				

図 1.3-56 処分場スケールの評価範囲の検討結果

処分場スケール及びサイトスケールの地下水流動解析結果を利用して、処分坑道内部の埋め戻し材（放出点 p1 及び p5）からの粒子追跡線解析結果から得られた地表までの地下水流動時間の放出時刻に応じた変化を図 1.3-57 に示す。放出点 p1 からは放出時刻 0 から 10000 年以上流動時間を確保し、その後流動時間 35000 年まで単調に増加しているのに対し、p5 からは放出時刻 0 では 1000 年程度の流動時間しかなく、放出時刻 20000 年で流動時間が 28000 万年程度と大きく増加するが、放出時刻 30000 年で流動時間が大きく減少する結果となり、移行経路が安定しなかった。ニアフィールドの核種移行経路を処分場スケールの範囲と考えると、p5 の 0 から 20000 年を除き、流動時間が 5000 年以上維持されており、ファーフィールドの影響を受けない範囲であることが確認できる。一方、サイトスケールの評価領域であるファーフィールドは地形変化の影響を受けて移行経路及び流速に大きく影響を受ける範囲であることが確認でき、処分場スケールにおける移行経路がニアフィールド、サイトスケールにおける移行経路がファーフィールドであるとみなすことが妥当であることを示した結果となった。

また、平均侵食速度を  $0.18 \text{ mm/y}$  を大きくした D-1 ケースについて、同様に p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの地下水流動時間を図 1.3-58 に示す。p1 では 20000 年以降流動時間が増加せず、流動時間はほぼ 13000~15000 年程度で一定となった。p5 についても 10000 年以降 10000~15000 年に徐々に増加する結果となり、A-1 の地下水流動時間の変化と大きく異なった。

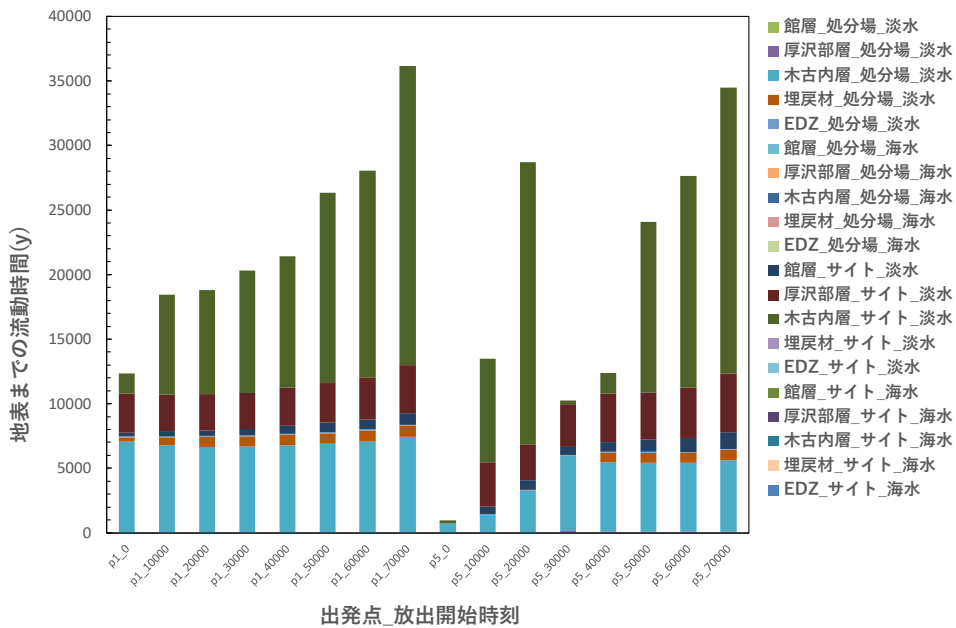


図 1.3-57 陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース A-1: p1 及び p5）

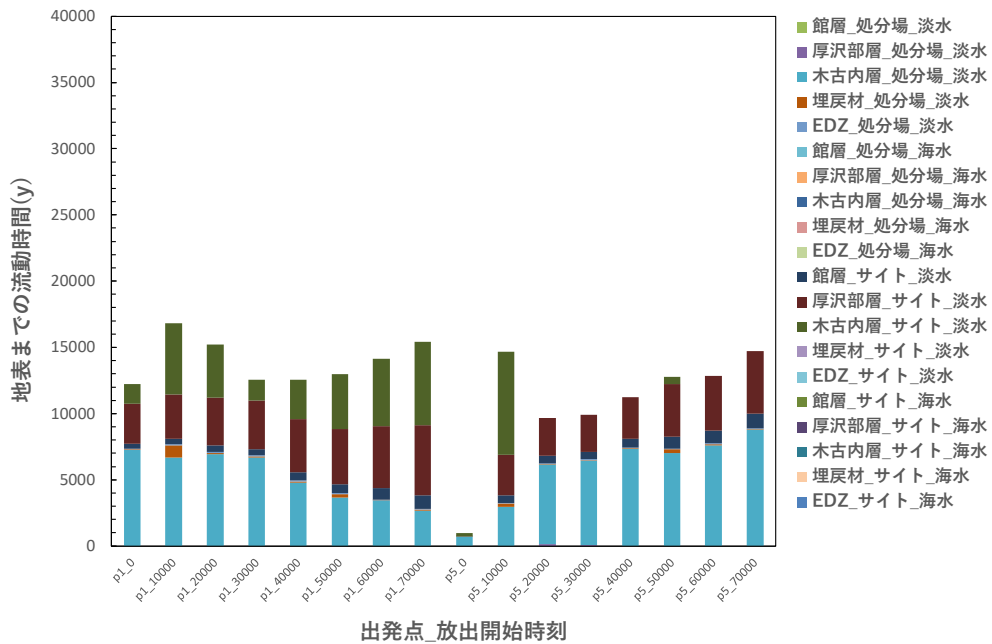


図 1.3-58 陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース D-1: p1 及び p5）

- ・ 移行経路上の地質・水質区分ごとの移行距離及び平均流速の算出
- 海水の塩分濃度で規格化した  $C_{salt}=0.5$  をしきい値として  $C_{salt} \geq 0.5$  を海水区分、 $C_{salt} < 0.5$  を降水区分とする。

なお、天然バリア中の水質については上記 2 区分のみで、化学的成分については、現状考慮されていない。地質中の鉱物との化学反応によって地下水中の化学的成分が変化し、 $K_d$  などの核種移行パラメータが変化する可能性がある。化学的水質の考慮は残された課題であり、



今後検討する必要がある。さらに、粒子追跡線解析は、 $K_d=0$  の粒子を追跡しており、経路上での収着を考慮していない。収着の大きい核種については  $K_d=0$  の核種と移行時間が異なるため、 $K_d=0$  として導出した移行経路と乖離が生じる可能性がある。収着を考慮した移行経路の設定は残された課題として、今後検討する必要がある。

### (3) 移行経路上の地質及び地下水水質区分に基づく収着分配係数の設定

高レベル放射性廃棄物 (HLW) や TRU 廃棄物の地層処分安全性を判断するためには、長い間には地下水が接触し、地層処分場から漏出する放射性核種が岩盤中を地下水とともに移動し、生活環境まで運ばれ、人間に被ばくを与える可能性を考慮し、被ばくの程度を評価する必要がある。核種の移行は、処分場周囲に存在する岩盤等の天然バリアへの吸着によって遅延されるが、廃棄物中に有意に含まれ、かつ半減期の長い核種に対しては、天然バリアの岩石への吸着により生活環境への核種の移行時期がどれだけ遅延するか、つまり、その地下水中の核種濃度を定める吸着分配係数 ( $K_d$ ) が安全評価上の重要な移行パラメータとなる。数千年以上の長期を対象とした場合には、バリア材の変質や地下水組成の時間的・空間的変遷を考慮して  $K_d$  の変動を評価することが重要である。しかしながら、長期的な処分環境 (岩石の鉱物組成・物理形状、地下水組成等) の変動に対し、全ての核種を対象として網羅的に  $K_d$  データを取得・整備することは不可能である。そのため、環境条件変化に伴う  $K_d$  の変動を評価する手法を構築する必要がある。環境変動に伴う  $K_d$  の変動を予測するための手法として、固相条件 (鉱物組成等) や液相条件 (イオン強度、pH 等) と  $K_d$  の相関から  $K_d$  の変動を評価する、半定量的手法<sup>(9,10)</sup>がある。ただし、パラメータの変動を単純な外挿で評価することは困難であるため、環境条件の変動の程度によっては、より定量的に判断するための根拠が必要になる。より信頼性の高い手法として、機構論的収着モデルの構築が進められており<sup>(11)</sup>、イオン交換や表面錯形成といった熱力学的アプローチが取られているものの、現状の熱力学的収着モデルは、

- 単純系 (鉱物系) が良く説明できても、天然の複雑系 (岩石系や複合材) での整合性はあまり良くない。
- 複雑系ではサイトが複数存在し、それぞれ収着特性が異なる。
- モデル計算に必要なパラメータを揃えるのが困難。例えば物理パラメータとして、収着鉱物の表面積、収着サイト濃度、核種と接する有効表面積が必要とされる。化学パラメータとして、核種の化学形、溶存量、地下水組成、鉱物組成、収着反応と平衡定数等が必要とされる。
- モデル解析をするためには、多くの仮定が必要である。

といった問題点がある<sup>(12,13)</sup>。そのため、機構論的収着モデルは  $K_d$  の評価に直接用いるのではなく、設定した  $K_d$  の科学的信頼性の補完、環境条件の変化に伴う  $K_d$  の変動幅の推定に用いるのが妥当とされている<sup>(12,14)</sup>。

これらの理由から、既往の  $K_d$  データ、機構論的収着モデル計算および処分サイト試料を用いて取得された  $K_d$  データを複合的に考慮することにより、 $K_d$  を設定することが現実的であ

ると考えられる。図 1.3-59 に設定体系の概念を示す。具体的な Kd の設定手順は以下の通りである。

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

ここで、確からしい値とは、十分な統計的データが存在する場合には、その確率分布の中央値（または平均値）を意味する。十分なデータが存在しない場合には、適切な範囲で保守側になるような値とする。また、Kd の変動幅については、十分な統計的データが存在する場合には、例えば 97.5%片側信頼区間の値を用いることが考えられる。しかし、長期的な安全評価における不確かさについては、多くの場合十分な統計的データは整備されていない。このような場合には、現状得られている知見を最大限活用し、適切な保守性を持たせて設定する。

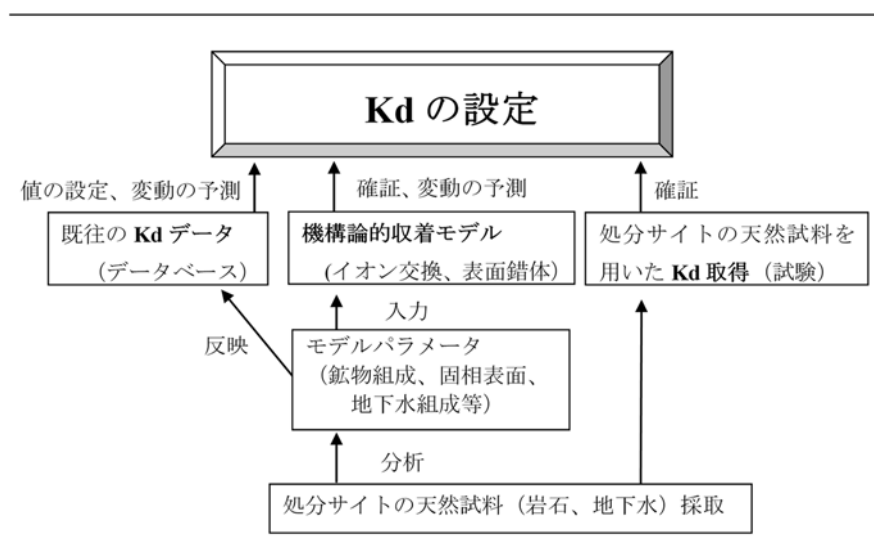


図 1.3-59 Kd の設定体系

HLW や TRU 廃棄物の地層処分の評価対象元素（表 1.3-9）に対し、そのような考え方に基づいた Kd 設定に資するために、核種移行データベースを構築し、データの拡充を行いつつ、不足するデータについては、試験を行い、Kd を取得し、機構論的モデルの構築し、変動要因の検討を行ってきた。



表 1.3-9 評価対象元素

No.	対象元素	HLW	TRU	No.	対象元素	HLW	TRU
1	C		○	14	Cs	○	○
2	Cl		○	15	Sm	○	○
3	Co		○	16	Pb	○	○
4	Ni		○	17	Po	○	○
5	Se	○	○	18	Ra	○	○
6	Sr		○	19	Ac	○	○
7	Zr	○	○	20	Th	○	○
8	Nb	○	○	21	Pa	○	○
9	Mo		○	22	U	○	○
10	Tc	○	○	23	Np	○	○
11	Pd	○	○	24	Pu	○	○
12	Sn	○	○	25	Am	○	○
13	I		○	26	Cm	○	○

Kd の取得については、既往の HLW や TRU 廃棄物の地層処分の安全評価で被ばく線量に寄与する核種（線量支配核種）のうち、C、Se、Sn、Cs、I 及び Th 等のアクチノイド元素に着目し、地下水環境の変動として塩濃度、pH 及び炭酸濃度、地質媒体の変動として岩石の鉱物組成をパラメータとした実験的研究を実施し、データを取得してきた（表 1.3-10 及び表 1.3-11）。

表 1.3-10 これまでに実施した実験条件及び Kd データ（岩石への収着試験）

対象元素	液相条件			固相条件			核種選定根拠及び取得した Kd (m <sup>3</sup> /kg)
	pH	Eh (mV)	NaNO <sub>3</sub> (M)	砂質泥岩	花崗閃緑岩	凝灰質砂岩	
C	8.1	-1180	0(地下水条件)	○	-	-	C-14:TRU の線量支配核種 ■Kd=0 (砂質泥岩)
Se	8.5	<-400	0(地下水条件) ・一部塩濃度依存性についても取得	○	○	○	Se-79:HLW 及び TRU の線量支配核種 ■Kd=1E-2 のオーダー (砂質泥岩、凝灰質砂岩) ■Kd=1E-4 のオーダー (花崗閃緑岩)
	10.5			○	○	○	
	11.5			○	○	○	
	12.5			○	○	○	
Sn	8.5	-1180	0(地下水条件)	-	○	○	Sn は線量支配核種ではないが、Zr-93 及び 4 個アクチノイド核種 (Th,U,Np) 評価用データの取得のために実験を行った。
	10.5			-	○	○	
	11.5			-	○	○	

対象元素	液相条件			固相条件			核種選定根拠及び取得した $K_d$ ( $m^3/kg$ )
	pH	Eh (mV)	NaNO <sub>3</sub> (M)	砂質泥岩	花崗閃緑岩	凝灰質砂岩	
	12.5			-	○	○	(Sn-126 も HLW の評価対象核種ではある) ■ $K_d=1E-3\sim 1E-1$ のオーダー (花崗閃緑岩: データ数少ないため pH 依存性不明) ■ $K_d=1E-2$ のオーダー (凝灰質砂岩; pH=12.5)
I	8.1	<-200	0(地下水条件)	○	○	○	I-129:TRU の線量支配核種 ■ $K_d=0\sim 1E-4$ のオーダー (砂質泥岩及び花崗閃緑岩: 検出限界以下のため塩濃度依存性不明、凝灰質砂岩: 塩濃度依存性無)
			0.05	○	○	○	
			0.5	○	○	○	
			5	○	○	○	
Cs	8.1	<-200	0(地下水条件)	○	○	-	Cs-135:HLW の線量支配核種 ■ $K_d=1E-2\sim 1E-3$ のオーダー (砂質泥岩及び花崗閃緑岩: 塩濃度依存性有)
			0.05	○	○	-	
			0.5	○	○	-	
			5	○	○	-	
Th	2~12	-	(炭酸濃度 0.01, 0.1 M)	○ (泥岩)	○ (花崗岩)	-	Th-229:HLW の線量支配核種 ■ $K_d=1E-2\sim 1E-0$ のオーダー (泥岩: pH 依存性有) ■ $K_d=1E-3\sim 1E-0$ のオーダー (花崗岩: 炭酸濃度依存性有)
U	2~12	-	(塩濃度 $1E-3$ M、炭酸濃度 0.01, 0.1 M)	-	○ (花崗岩)	-	U-233:HLW の線量支配核種 ■ $K_d=1E-2\sim 1E+2$ のオーダー (花崗岩: pH 依存性有)
Pu	8~11	-300~400	(炭酸濃度 $1E-4\sim 0.5$ M)	-	○ (花崗岩)	○ (砂岩)	Pu は線量支配核種ではないが、4 価アクチニド核種 (Th,U,Np) 評価用データの取得のために実験を行った。 (Pu-238, 239, 240, 241, 242 も HLW の評価対象核種ではある) ■ $K_d=1E-3\sim 1E-0$ のオーダー (花崗岩及び砂岩: pH 及び炭酸濃度依存性有)

○：収着試験実施 -：収着試験未実施

表 1.3-11 これまでに実施した実験条件及び Kd データ（岩石を構成する鉱物への収着試験）

対象元素	液相条件		鉱物	取得した Kd (m <sup>3</sup> /kg)	収着挙動のモデル化
	pH	塩濃度 (M)			
Se	8~13	NaCl, 1E-2~1	黒雲母	1E-3~1E-1 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
Th	2~13	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	石英	1E-3~1E-0 のオーダー pH 及び炭酸濃度依存性有	電気三重層
	2~12	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	長石	1E-2~1E-0 のオーダー pH 依存性有	-
	4~12	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	黒雲母	1E-1~1E-0 のオーダー pH 依存性有	-
U	2~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	石英	1E-4~1E-0 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
	2~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	長石	1E-4~1E-0 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
	3~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	黒雲母	1E-2~1E+2 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
Pu	8~11	炭酸濃度, 1E-2~0.3	石英	1E-3~1E-0 のオーダー pH 及び炭酸濃度依存性有	-

加えて、データベースや実験的に得られた Kd を元に、Se、Th 及び U に対し Kd 設定の考え方を適用した具体的な設定手法を提示した。これに際し、Kd の変動要因となり得る pH や塩濃度の影響について得られた Kd の変動幅を考慮し、構築した収着モデルにより収着現象の解明を行った。さらに、この考え方に基づき、Kd について、HLW の重要元素 (Se, Cs, 4n+1 系列 (Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm) である 11 元素を網羅した不確かさ評価を実施し、安全評価の際の Kd に関するデータ設定上の課題を抽出した。これまでの検討により、処分環境の変動に伴い変化する Kd の設定や変動の予測が概ね可能となった。

中深度処分に向けた安全評価に対しては、C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93, Nb-93m が平成 29 年度の委託事業で評価対象核種として抽出されている。これらの核種は、TRU 廃棄物の地層処分の評価対象核種 (表 1.3-9) であることから、処分環境の変動に伴い変化する Kd の設定や変動の予測のために、前述の Kd 設定の考え方を適用することも可能である。

残された主な課題を以下にまとめる。熱力学データが未整備の元素については、化学アナログを用いて評価しているが、この妥当性を検証する必要がある。処分環境で安定な化学形

で取得された  $K_d$  が少ない元素については、データを整備する必要がある。また、収着モデル構築に必要なパラメータの整備及び系統的な  $K_d$  データの取得を進める必要がある。さらに、粉碎試料を用いて取得した  $K_d$  を実際の岩石へ適用する手法や原位置での試料採取、 $K_d$  データ取得及び収着モデルの構築について検討が必要である。

#### (4) 核種移行解析

##### (a) 多孔質媒体を対象とした核種移行評価式

堆積岩地域に設置されることを想定し、多孔質媒体における核種移行解析について、整理する。人工バリアから核種移行経路に沿って、次式で表される一次元移流分散方程式によって核種移行評価を行う。

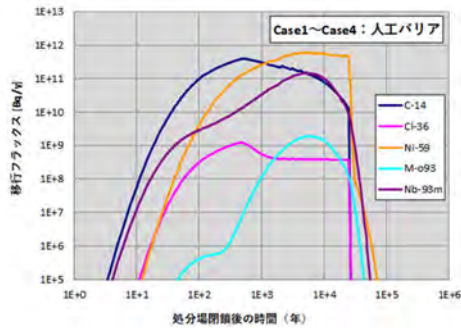
$$\frac{\partial(\varepsilon R^i C^i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left( u C^i - D_u^i \frac{\partial C^i}{\partial x} \right) - \lambda^i \varepsilon R^i C^i + \lambda^{i-1} \varepsilon R^{i-1} C^{i-1} + Q^i$$

ここで、 $C^i$  は核種  $i$  の間隙水中の濃度、 $\varepsilon$  は多孔質媒体の間隙率、 $u$  はダルシー流速、 $R^i$  は核種  $i$  の遅延係数、 $Q^i$  は核種  $i$  のソースターム、 $\lambda^i$  は核種  $i$  の崩壊定数、 $D_u^i$  は核種  $i$  の分散係数で  $D_u^i = \alpha_L u + \varepsilon D_0^i$  で表される ( $D_0^i$  は核種  $i$  の間隙中の拡散係数、 $\alpha_L$  は分散長)。また、 $R^i = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K_d^i$  で表される ( $\rho$  は地質の真密度、 $K_d^i$  は当該地質及び水質に応じた核種  $i$  の分配係数)。

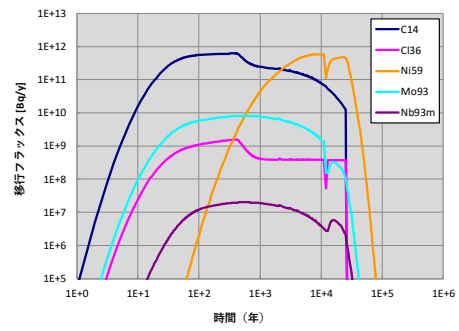
なお、堆積岩には亀裂を含む場合もあり、その亀裂存在割合によっては、多孔質媒体の近似が困難となるケースも想定されるが、現状では亀裂を含む多孔質媒体における核種移行の現象理解が十分ではなく、評価モデルを構築できていない。多孔質媒体として近似できる亀裂の存在割合や亀裂幅及び長さ、動水勾配などの条件を整理するとともに、亀裂性媒体と多孔質媒体とを組み合わせた評価モデルの構築に向けた現象理解を進めていく必要がある。(残された課題)

##### (b) 人工バリア中の核種移行パラメータの設定

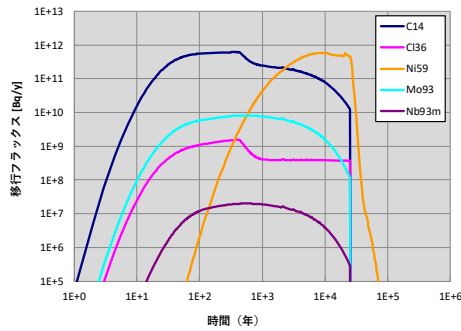
人工バリアからの移行フラックスを評価した結果、図 1.3-60 に示すような時間変化が得られた。天然バリアにおける核種移行評価においては、本結果を入力値として使用した。



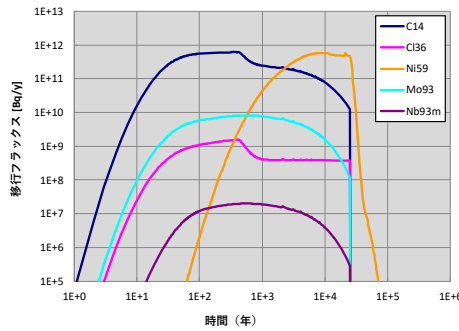
(a) 陸側処分場 (A-1, D-1)



(b) 海側処分場 (A-1, p1, p5)



(c) 海側処分場 (A-4, p1)



(d) 海側処分場 (A-4, p5)

図 1.3-60 人工バリアからの核種移行フラックス

(c) 地形変化及び海水準変動を考慮した中深度処分を対象とした核種移行評価例

表 1.3-12 及び表 1.3-13 に評価に用いた分配係数<sup>(15)</sup>を示す。また、移行距離が短い、埋め戻し材及び EDZ においては分散長 $\alpha_L$ を無視することとし、すべての EDZ を抜け、母岩から地表までの移行経路については、ピークフラックスへの影響を確認するため分散効果を小さくすることとし、放出時刻別の各移行距離に対して 1/100 の $\alpha_L$ を与えて解析した。

表 1.3-12 降水系地下水における各元素の分配係数

	分配係数 (m <sup>3</sup> /kg) 降水系地下水				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	2.50E-04	2.50E-04	0	1.00E-04	1.00E-04
Cl	0	0	0	1.00E-04	1.00E-04
Ni	1.25E-03	1.25E-03	5.00E-02	1.00E-01	1.00E-02
Nb	0	0	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-03	2.50E-03	0	1.00E-04	1.00E-04

表 1.3-13 海水系地下水における各元素の分配係数

	分配係数 (m <sup>3</sup> /kg) 海水系地下水				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	0	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0	0
Ni	2.50E-03	2.50E-03	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-03
Nb	2.50E-02	2.50E-02	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-05	2.50E-05	0	0	0

陸側処分場における天然バリアを介して地表へ供給される核種移行フラックスの評価結果を図 1.3-61 に、平均侵食速度を 0.18mm/y として評価した場合の結果を図 1.3-62 に示す。p1 では、0～10000 年、10000～20000 年の間に人工バリアから放出される核種が重ね合わされて時間変化が示されている。0～10000 年については、平均侵食速度を変化させても核種移行経路及び地下水流動時間が変わらないことから、C-14 についてはフラックスのピークに変化はない結果となった。Cl-36 については、A-1 では 0～10000 年で放出された核種のピークと 10000～20000 年で放出されたピークがほぼ同じ値となったが、平均侵食速度が大きい D-1 では 1～2 万年で放出された核種のピークが最大値となり、わずかながら A-1 よりもフラックスの最大値が大きくなった。

p5 では、0～10000 年、10000～20000 年、20000～30000 年に放出された核種が重ね合わされている。p1 と同様に 0～10000 年及び 10000～20000 年からのフラックスの時間変化は同じ結果となるが、20000～30000 年の地下水流動時間が減少することを受けて、10000～20000 年の放出で形成される極大ピークと 20000～30000 年で放出される極大ピークが重なる核種 (C-14, Cl-36) があり、30000 年程度で生じるフラックスのピークが標準の平均侵食速度のケース A-1 と比較して 2 倍程度となった。しかし、各核種の最大となるピークは地形変化の影響をほとんど受けない 0～10000 年に人工バリアから放出されるフラックスで決定されたため、p5 では平均侵食速度が大きくなったことによって大きな影響は見られなかった。

これらの結果から、人工バリアからの漏出核種移行フラックスに応じた放出時刻別の核種移行経路を反映して評価することによって、地形変化と海水準変動によるサイト及びその周辺の地下水流動の 3 次元処分場レイアウトに応じて変動する核種移行を評価できる見通しが得られた。広域スケールの地下水流動解析では見られなかった地形変化による局所流動系の変化をサイトスケールの地下水流動解析で捉えることで、核種の移行経路の時間変化を評価できるようになった。したがって、地形変化を反映させて移行経路を評価する際には広域スケールの地下水流動解析結果をベースに、サイトスケール及び処分場スケールの地下水流動場を時々刻々接続させた粒子追跡線解析を行う必要がある。本年度のケース解析においては、長期的な領域全体の平均侵食速度のパラメータ設定を標準ケース 0.089m/y (A-1) に対して、0.18mm/y (D-1) を設定して評価した結果、地形変化の影響をあまり受けない 0～20000 年でフラックスのピークを示す核種が支配的となることから、核種移行の観点ではフラックスの

最大値に影響を与えるものではなかった。しかし、20000年以降、流動時間としてはA-1に比べて短くなる傾向にあり、核種漏出のタイミングによっては、フラックスが大きくなる可能性がある。

また、長期的な海水準変動のパターンを過去12.5万年の観測結果に基づくものを適用する海側処分場の標準ケース（A-1）に対して、温暖期が継続する海水準変動パターン（A-4）を設定して評価したところ、温暖期が継続する海水準変動パターンの方が、0～20000年までの移行距離及び流動時間が長く確保されているため、核種移行フラックスとしては小さくなる結果となった。しかし、A-4 ケースでは海水準は維持されるが密度差により降水系地下水が処分場領域の上部に流入することによって、30000年以降で処分場領域内での流動場が大きく変動して極端に移行距離及び流動時間が短縮するため、人工バリアからの核種の漏出のタイミングによっては、フラックスが大きくなる可能性を示唆した。

初期（現在）の移行経路で、流動時間が短く、時間経過とともに長くなるケースでは初期の経路でピークフラックスが支配されるが、初期の移行経路で流動時間が確保されていても、地形変化及び海水準変動により経路及び流動時間が短縮するような場合には、あとから放出されたフラックスが先に地表に到達する可能性があり、最大のピークフラックスを形成することに注意する必要がある。

また、総移行距離の観点では時間経過に伴って大きな変動がないような結果であっても、経路としては通過する地質・水質区分の内訳が大きく異なる場合があり、地下水流動時間では時間経過に伴って大きな変動が生じるケースが見られた。斜面領域で地形勾配が時間経過に伴い増加する場合であり、全水頭が大きくなって、地下に潜り込む経路を取りやすくなる。今回の条件では地表までの流動時間は長くなる結果となったが、潜り込んだ地質の水理定数の条件によっては時間が短縮する可能性もあることから、移行経路の時間変動について分析する必要がある。

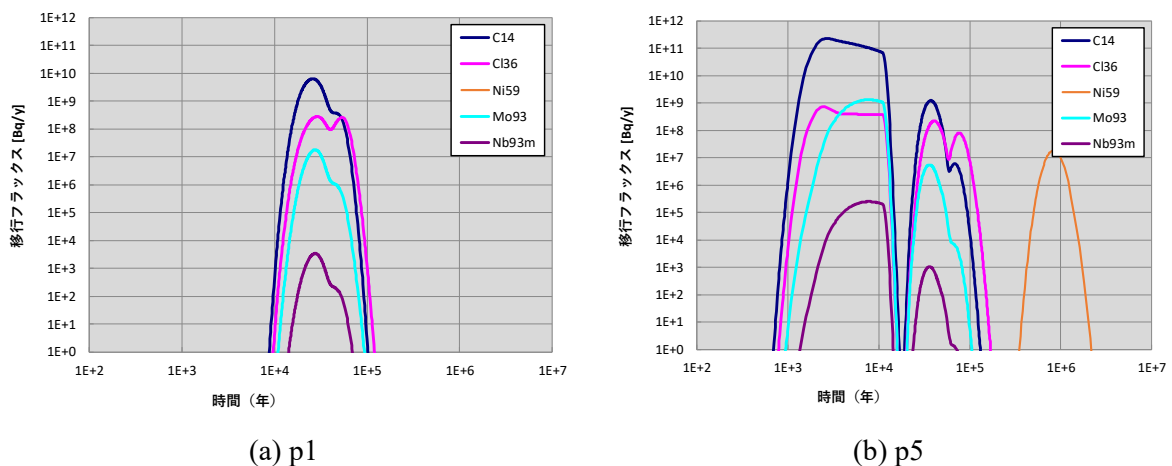


図 1.3-61 地表における核種移行フラックスの時間変化（陸側処分場 A-1）



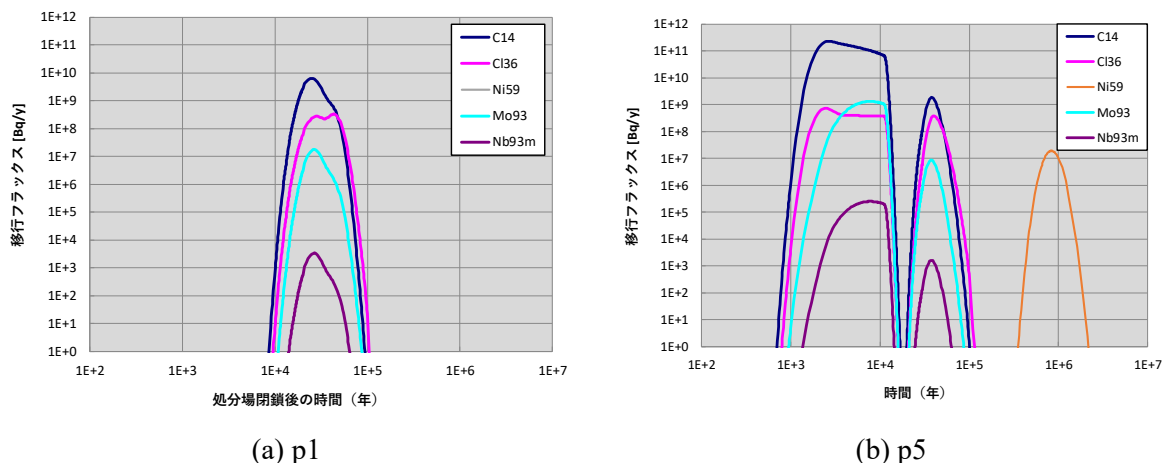


図 1.3-62 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（陸側処分場 D-1）

### (5) 被ばく線量評価と公衆の被ばく線量が最も小さくなる設計の選定

被ばく線量評価においては、生活環境へ到達した核種量の時間変化に基づいて、河川の流量による希釈効果などを考慮し、その後の河川水の利用形態などに基づき被ばくシナリオを設定して経路ごとの被ばく線量を評価している。この際、例えば、灌漑水を農耕に利用する際の土壌中放射能濃度は均一として取り扱い、また、毎年供給される核種の蓄積などを十分に考慮していない評価となっている。土壌中の鉛直分布、土壌の粒径分布に応じた核種の収着、湖沼底部へ核種の蓄積など、こうした、生活環境での核種の動態については、1F 事故後の研究によって知見が蓄積されており、これらの知見を反映した見直しが必要となる。

人工バリアの 2 つ以上の設計オプションと廃棄物埋設地の位置・構造の 2 以上のオプションの組み合わせに対し、上記の核種移行解析及び被ばく線量評価によって、組み合わせごとの線量値を算出して、線量値が最小となる組み合わせを選定する。

### (6) 残された課題

#### ・亀裂を含む多孔質媒体における核種移行解析方法

堆積岩には亀裂を含む場合もあり、その亀裂存在割合によっては、多孔質媒体の近似が困難となるケースも想定されるが、現状では亀裂を含む多孔質媒体における核種移行の現象理解が十分ではなく、評価モデルを構築できていない。多孔質媒体として近似できる亀裂の存在割合や亀裂幅及び長さ、動水勾配などの条件を整理するとともに、亀裂性媒体と多孔質媒体とを組み合わせた評価モデルの構築に向けた現象理解を進めていく必要がある。

#### ・地下水中の化学的水質の評価と水質に応じた核種移行パラメータの設定方法

天然バリア中の水質については上記 2 区分のみで、化学的成分については、現状考慮されていない。地質中の鉱物との化学反応によって地下水中の化学的成分が変化し、Kd などの核種移行パラメータが変化する可能性がある。化学的水質の考慮は残された課題であり、今後検討する必要がある。

・線量ピークが10万年を超えることが想定される際の地形変化、地下水流動解析の評価

対象地域において、処分場から地表までの地下水流動時間が10000～20000年程度の時間帯が多く、人工バリアからの移行フラックスの放出時刻が今回対象とした影響の大きいと考えられる核種では3万年程度まででピークを迎えることも関係して、10万年を超えてフラックスピークを迎えるのはNi-59のみであった。しかし、0～10000年の移行経路を適用して、100万年後のフラックスピークを評価したことになる。この間の地形変化及び地下水流動の変化は考慮されておらず、こうした遅延効果の大きい核種への地形変化による影響を評価できる方法について検討する必要がある。

・岩盤への収着性の比較的大きい核種に対する移行経路の乖離への対処

現在、岩盤への収着を考慮せずに粒子追跡線解析を行う、核種移行経路を導出している。収着性の高い核種の移行経路に関しては、収着性を考慮しない移行経路と乖離している可能性が高い。初期の流動場において、十分な流動時間及び移行距離が得られたとしても、地形変化に伴い、経路や流速が変化して、地表への到達時刻が大きく早まることが懸念される。核種の半減期によっては数桁のオーダーでピークフラックスが増加することもありうることから、その効果を適切に評価しておく必要がある。したがって、移行経路の導出にあたって、遅延効果を考慮した粒子追跡線解析などを行えるような検討を行うとともに、上記、10万年を超える地形変化及び地下水流動の影響を反映できるような評価手法について検討する必要がある。

・生活環境における放射性物質の移行及び決定グループの設定方法

廃棄物埋設地から漏出した核種に起因する被ばく線量の評価においては、漏出した核種が地下水を經由して海洋、湖沼、河川、陸域等の生活環境へ到達する際の放射性物質の移行挙動を把握することが重要である。従来この挙動の評価には、生活環境中の各領域に分割し、その間の物質移動を簡易的に移行係数や濃縮係数で表現するコンパートメントモデルが用いられてきた。一方、東京電力福島第一原子力発電所事故以降、環境中における核種移行に関する個別現象に関する知見が蓄積されている。最新知見を活用することにより、上記コンパートメントモデルにおける分割方法や各種モデルの適用性などを含めて、既存の被ばく線量評価の妥当性について検討を行う必要がある。沢も含めた河川の核種供給地点における土砂への収着、海洋と接続する汽水湖における物質移行、灌漑水の供給、収着及び継続的な利用による農耕地での核種の濃縮、豪雨等による土壌の流出、土壌への核種の収着・固定化及び継続的な核種の供給による蓄積、海洋沿岸域における核種の拡散・堆積など、陸域や河川、湖沼、海洋における核種移行・収着等の被ばく線量評価において重要と考えられる現象に関して、生活環境における放射性物質の移行メカニズムについて現象理解を行い、モデル等を見直す必要がある。

## まとめ

天然バリアの核種移行について、主に長期的な地形変化と海水準変動による地下水流動場の変化の観点で、核種移行経路の時間変化を評価し、多孔質媒体中の核種移行評価へ反映させる手法を構築してきた。表 1.3-14 に天然バリアの性能評価に関する研究課題と現時点の到達度、及び残された課題を整理した。また、表 1.3-15 に天然バリアの安全評価及び核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題を整理した。

表 1.3-14 天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題	
天然バリア性能評価に関する研究	現在の地下水流動場の評価と妥当性確認	広域（ファーフールド）	1-1 調査データから作成された水理地質構造モデルに基づく解析による現在の地下水流動場の再現の確認方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>・離散的なデータに基づく現在の地下水流動場を再現する水理地質構造モデルの作成・手順と不確かさの設定方法の構築</li> <li>・広域地下水流動の適切な評価の観点から、必要なボーリング位置や深度等に係る判断のための技術情報の整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・3次元の沿岸域での定常的な密度流に対する地下水流動評価は可能</li> <li>・サイトスペシフィックな調査データに基づく、水理地質構造モデルの作成のために、既往情報のデータ収集</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・データが取得されている地域における地下水流動の解析結果を踏まえた水理地質構造モデルの作成方法</li> <li>・地下水流動の不確かさを含めた評価の妥当性判断のための知見の整備</li> <li>・地質調査技術の適用における情報の不確かさが水理地質構造モデル化に与える影響の把握（現状のスケールには直接取り扱っていない）</li> </ul>
		処分場領域（ニアフィールド）	1-2 スケールに応じた地下水流動の適切な評価方法の検討	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ファーフールドとの接続を考慮したスケール分類と各スケールにおける地下水流動の適切な評価方法</li> <li>・スケールに応じた非定常の地下水流動解析の結果を踏まえた統合的な粒子追跡線解析方法</li> <li>・上記評価における留意点の整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・諸外国の評価に関する文献調査等に基づく適切なスケール分類の提示</li> <li>・処分場スケールの領域範囲の設定に関する技術情報の整理のための予察的評価（厚沢部）</li> </ul>	沿岸域におけるスケールに応じた地下水流動・粒子追跡線解析の適切な評価方法の整理、実データに基づく評価方法の検討、評価上の留意点の抽出
			1-3 処分坑道周辺の流動場を評価するための、水理特性（透水係数等）の空間的な不均質性や異方性を考慮したモデル化手法	<ul style="list-style-type: none"> <li>・原位置及び室内試験・亀裂等の限定されたデータに基づき、地球統計学的手法とデータ同化手法を組み合わせたニアフィールドの水理地質構造のモデル化・不確かさの評価手法を堆積岩を対象に整備</li> <li>・実データに対する開発した評価手法の適用性の検討、仮想条件における解析等から、妥当性を判断するための留意点を整理</li> </ul>	未実施	<ul style="list-style-type: none"> <li>・亀裂の卓越した堆積岩における亀裂の連続性や水理特性の異方性に対するモデル化の妥当性に関する課題も含まれる（亀裂ネットワークモデルの適用性）。</li> </ul>

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
長期の地形変化を反映した地下水流動特性の評価(長期の性能を含む) (H)	地形変化(隆起・沈降・侵食・堆積、海水準変動等の現象)	1-4 埋設地の対地深度の変化や地下水流動への影響の評価の観点から、隆起・侵食や海水準変動によるサイトの地形・地質学的情報に基づいた地形変化の不確かさの幅を把握し、その妥当性を判断するための手法及び地形変化評価における留意点の整理が必要	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国の典型的な地形を対象とした地形変化のプロセスについて、適切に評価できる方法の整備</li> <li>・本手法を適用した解析事例から、中深度処分における地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国の典型的な地形の一つである山地、河川、平野、海域で構成される領域(厚沢部地域)に対して、現在に残された地形変化の痕跡をもとに、過去～現在～将来の地形変化の不確かさの幅が評価可能</li> <li>・上記領域における地質係数・隆起速度・将来の海水準変動及び長期的な平均侵食速度の不確かさによる将来の地形変化の変動特性の評価、評価結果の分析を踏まえた評価上の留意点整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国のもう一つの典型的な地形(海成段丘が広く分布する領域)に対して、同様の過去～現在～将来の地形変化の不確かさの幅が評価できるモデルの検討</li> <li>・中深度処分において想定される、残された事象・プロセス(断層変位、気候変動に伴う侵食速度の変化)に対する評価手法の検討・必要な手法改良</li> <li>・実データに基づく適用性の検討、評価上の留意点の整理</li> </ul>
	上記に伴う地下水流動	1-5 地形変化と海水準変動の時間変化を反映した非定常の地下水流動解析の妥当性を判断できる技術的根拠の整備	<ul style="list-style-type: none"> <li>・3次元の地形変化を反映した3次元非定常地下水流動解析(密度流)の評価の方法論の整備</li> <li>・本手法を適用した解析事例から、中深度処分の安全評価における地下水流動の評価に対する技術的な知見を規制上の留意点として整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・(～H30)3次元の沿岸域での非定常な地形変化の出力に対応した、3次元非定常地下水流動解析を可能としたコード整備は完了。過去の海水準変動を外挿した将来の地下水流動の予察的解析</li> <li>・(H31)厚沢部地域における地形変化・海水準変動の不確かさによる将来の地下水流動の変動特性の評価</li> <li>・(H31)評価結果の分析を踏まえた評価上の留意点の整理(地形変化・海水準変動による水理学的な影響が小さい領域の特徴整理、地下水流動解析に基づく移行特性評価の妥当性を判断するための知見整理)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・海成段丘で構成される領域の地形変化・海水準変動の不確かさを反映した将来の3次元非定常の地下水流動解析</li> <li>・粒子追跡線解析による移行経路の導出</li> <li>・地形変化・海水準変動に応じた流速分布の変動特性の分析</li> <li>・これらの解析を通じた、海成段丘が広く分布する領域を対象とした地下水流動解析の妥当性判断のための技術的知見の整備</li> </ul>
	廃棄物埋設地の配置の選定	1-6 事業者が特定した敷地の中から選定する2つ以上の候補地の選定方法の妥当性判断の根拠	放射性物質移行時間が長い場所の要求の具体化(非定常な地形変化を考慮すると元素別に移行経路が異なるため、遅延効果を加味した移行経路選定方法の整備)	直接的な研究課題としては実施していないが、1-4, 1-5, 2-2における研究の成果を統合した上での検討が必要	

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
水質特性 (C)	地質媒体中における水質(化学環境)の変動特性の把握	1-7 サイトにおける水質形成の履歴を踏まえた核種移行経路上の化学環境の変動特性の把握	地下の移行経路上の地質媒体中の水質形成、及び地表近傍の酸化性領域の形成プロセスの理解とその変遷の評価における留意点の整備	未実施	
応力特性 (M)	処分坑道周辺のクリープ	1-8 坑道掘削に伴い岩盤が自らの重さによって地質構造的に弱い部分にゆみや変形が生じ、重力によって断続的に下方に移動変形するクリープによる影響の程度を判断するための知見の整備	クリープによる岩盤変形の程度が埋設地の性能(特にEDZの拡大とその透水性の増大)に与える影響の妥当性を判断可能とするための技術的知見の整備	未実施	
科学的に最も可能性が高い状態の設定の検討	処分坑道の掘削、定置、埋戻しの段階における、科学的に最も可能性の高い天然バリアの状態	1-9 処分坑道の掘削、定置、埋戻しの技術・工程の違いや応力場の条件に応じた処分坑道周辺の岩盤の変形の程度の把握と閉鎖後の核種移行に関して、科学的に最も可能性の高い天然バリア初期条件としての設定の妥当性を判断するための技術的知見の整備	上記の1-8の知見を踏まえた掘削、定置、埋戻しの段階における様々なケースの坑道周辺の不飽和帯の形成、地下水の回復等に関する感度解析から科学的に最も可能性の高いニアフィールドの初期状態設定の妥当性を判断するための技術的知見の整備	未実施	

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
地質媒体中の核種の収着特性		1-10 <ul style="list-style-type: none"> <li>・サイト内にて採取した地質試料に対する元素別の収着分配係数の精度、代表性、不均質性に関する技術的知見の整備</li> <li>・現在の地質媒体中の移行経路に対する収着分配係数の設定、及び地質媒体の将来の変遷を考慮した収着分配係数の設定の妥当性判断のための実験的研究</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・事業者が行う地質媒体の試料採取及び分析方法が妥当であり、それが適切に行われて取得されたデータであると判断できる技術的根拠の整備</li> <li>・移行経路の空間的・時間的な変化に応じた分配係数の変動性を把握・評価するために必要な実験的研究</li> </ul>	(～H26・HLW) 地層処分の重要核種に対する既往 Kd データの精査とモデル化は実施済み。地下環境を維持した試料採取とデータ取得方法は存在 <ul style="list-style-type: none"> <li>・中深度処分の重要核種で地層処分でカバーされていない核種は未検討</li> </ul>	I 中深度処分の重要核種を対象に既往の Kd データを精査して、中深度処分環境に応じたモデル式の導出と Kd 設定方法を不確かさの評価とともに示す



表 1.3-15 天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
安全評価に関する研究 (天然バリア中の核種移行評価、被ばく線量評価)	・天然バリアの空間的・時間的な特性変化に対応した移行パラメータの設定方法と核種移行評価方法	2-1 ・核種移行評価におけるニアフィールド・ファーフィールドの分類の考え方と分類に応じた核種移行評価方法の整備 ・性能評価で取得された核種移行パラメータをもとに、通常の状態(科学的に最も可能性が高い状態として設定された値及び保守的な設定値)の妥当性を判断するための技術的根拠の整備 ・10万年を超える時間スケールでの評価パラメータの設定の妥当性を判断するための技術的根拠の整備	・離散的なサイトおよび周辺の調査に基づく、データの疎密に応じた空間的な情報の不確かさを考慮した天然バリア内での分類(ニアフィールド・ファーフィールド)と移行経路上での評価パラメータ設定方法の整備 ・サイトスペシフィックな調査に基づく Kd 値の不確かさと、地質の長期的な変遷による Kd 低下の程度を反映した最も可能性が高い状態と保守的な Kd 設定の評価方法(Kd 設定の不確かさ評価方法)の整備、及び Kd 設定の妥当性判断のための知見整備(1-9の成果を踏まえた研究) ・移行経路が地形変化・海水準変動、核種の取着性などによって変動すること、及び、10万年を超える地質媒体、地下水流動、水質等の変遷による核種移行の不確かさを踏まえた通常の状態の核種移行パラメータの設定及び核種移行評価の妥当性判断のための知見の整備	・粒子追跡線解析によって決められた核種移行経路に沿って、経路上の地質・水質の組み合わせに応じた核種移行パラメータ(地下水流速、分配係数、拡散係数)を適用した GSRW-PSA による核種移行評価手法の整備とその試適用 ・学会標準等に沿った中深度処分に対する 2 次元の地形変化評価に基づく核種移行評価 ・諸外国における核種移行評価の領域設定について整理し、わが国における天然バリアにおけるニアフィールド・ファーフィールドの分類の考え方を構築 ・わが国で典型的な山地、河川、海域から構成される領域での核種移行で不確かさの影響の大きい地形変化や海水準変動の傾向を抽出し、審査の留意点として整理	・元素ごとの Kd に応じた核種移行経路を、粒子追跡線解析に Kd に応じた遅延係数を考慮する機能を追加することにより評価する方法を整備する

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
	堆積岩中の亀裂が核種移行に与える影響の評価	2-2 亀裂が多く存在するような堆積岩に対する核種移行のモデル化の妥当性判断のための知見整備	・亀裂が存在する堆積岩に対する適切な核種移行のモデル化のための実験的なデータ取得 ・モデル化の妥当性判断に係る知見整備 ・核種移行の観点を考慮したモデル化（どこまでの諸現象のモデル化を取り入れるべきかの観点を含む） ・亀裂を有する堆積岩における核種移行評価の留意点の抽出	未実施	
	厳しい状態の設定方法	2-3 天然バリアにおいて想定する厳しい状態の核種移行パラメータ設定値の妥当性判断のための技術的根拠の整備	2-6～2-10 による研究成果を踏まえた、核種移行時間と取着性の組み合わせとした最も厳しい状態の設定の妥当性判断のための技術的根拠の整備		
	天然バリアと生活環境とのインターフェース、被ばく線量評価パラメータの設定	2-4 天然バリアと生活環境とのインターフェース、被ばく線量評価パラメータの設定の妥当性を判断する技術的根拠の整備	・サイトの地形変化、気候変動、海水準変動を考慮した地表環境の変化と流出域の変化の結果と、現在の人間の生活様式を考慮に入れた生活環境のモデル化に関する留意点の整理 ・上記の生活環境のモデルを踏まえた河川・湖沼・海洋の水系に対する評価パラメータの設定、希釈水量の観点から重要な河川水利用を対象に、地質環境と生活環境の接点（帯水層位置、海水系地下水の形成）を考慮に入れたパラメータ設定（保守性）に係る留意点の整理	未実施	・サイトの地形変化、気候変動、海水準変動を考慮した地表環境の変化と流出域の変化の結果と、現在の人間の生活様式を考慮に入れた生活環境のモデル化に関する留意点の整理 ・上記の生活圏のモデルを踏まえた河川・海洋の水系に対する評価パラメータの設定、希釈水量の観点から重要な河川水利用を対象に、地質環境と生活環境の接点（帯水層位置、海水系地下水の形成）を考慮に入れたパラメータ設定（保守性）に係る留意点の整理

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
放射性ガスの核種移行評価	天然バリアにおける放射性ガスの核種移行評価	2-5 地下水の間隙水圧に応じて変化する放射性ガス ( $^{14}\text{C}$ の $\text{CH}_4$ ガス、 $\text{CO}_2$ ガス) の移行評価における透水層中のガス上昇挙動の妥当性確認方法	深度に応じた間隙水圧に伴い、放射性ガスの遊離地点から地表の生活環境への放出地点とその移行時間を評価する際に浮力等を考慮することが想定されているが、該当する地質の透気係数などに応じた設定が妥当であるか確認する	・(～H29)燃料デブリ処分を想定した人工バリア内でのガス発生量及び移行評価 ・天然バリアでのガス移行は未実施	・放射性ガス及び水素ガスの発生速度の時間変化評価 ・溶存ガス濃度と遊離を開始する間隙水圧との関係性の検討
応力特性 (M)	伏在断層の活動 (断層の成長) による影響	2-6 ・サイト調査の結果に基づいた伏在断層の長期的な成長を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮する場合の処分場周辺の断層の成長による水理場の変動が核種移行へ与える影響の評価手法	・当該サイトにおいて、サイト調査に基づき、伏在する可能性のある断層の推定と成長可能性の検討 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	(～H26) 伏在する断層から成長する断層の影響による地下水流動の変化を2次元で評価し、地下水流動系が大きく変化する結果を提示 ・3次元での評価は未実施	
	急激な応力特性の変化 (大規模マスマーブメント)	2-7 ・大規模なマスマーブメントの発生を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮する場合の影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	大規模なマスマーブメントは未検討	
水質特性 (C)	急激な変動に伴う深部流体の流入、酸化性地下水の流入	2-8 断層に沿った処分場及び核種移行経路への地下からの深部流体の流入、あるいは地表付近からの酸化性地下水の流入を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮する場合の核種移行への影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	(～H26・HLW) 断層成長の評価に付随して深部流体の流入による移行パラメータの増加を想定した予察的核種移行解析を実施し、核種移行が大きく促進される結果を提示 ・水質変化による移行パラメータ変化の詳細検討は未実施	

研究対象・分野		研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
熱特性 (T)	特 緩慢な熱的影響 (マグマによる熱的影響)	2-9 十分な離隔を確保したうえでのマグマ活動の熱的影響を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断の妥当性と考慮する場合の核種移行への影響評価手法	<ul style="list-style-type: none"> <li>当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理</li> <li>考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>マグマの滞留時間に関する研究は一部実施 (委託事業外)</li> <li>マグマからの熱的影響は未実施</li> </ul>	
	急激な変動 (断層の成長) に伴う熱水の流入	2-10 断層に沿った処分場及び核種移行経路への地下からの熱水の流入を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断の妥当性と考慮する場合の核種移行への影響評価手法	<ul style="list-style-type: none"> <li>当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理</li> <li>考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>(~H26・HLW) 断層成長の評価に付随して熱水の流入による移行パラメータの増加を想定した予察的核種移行解析を実施し、核種移行が大きく促進される結果を提示</li> <li>温度変化による移行パラメータ変化の詳細検討は未実施</li> </ul>	

### 1.3.3.3 トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認

中深度処分における坑道（トンネル）及びボーリング孔の閉鎖に関して、原子力規制委員会において現在検討されている要求事項は以下のとおりである。

#### ○ボーリング孔

『第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案（平成 29 年 7 月 31 日）』

#### 4. 廃止措置に係る規定

（「規制の考え方」より抜粋）

<規制期間終了の要件>

- ・ 廃止措置の終了確認までの間にモニタリング用に設置した観測孔が、水みちが生じないように適切に埋戻されていること。

<廃止措置計画の認可>

- ・ モニタリング用に設置した観測孔等の埋戻しの方法が、埋戻した領域及びその周囲に安全上支障をきたす放射性物質の移行経路を生じないよう適切なものであること。

#### ○坑道

『第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案（平成 29 年 7 月 31 日）』

#### 3. 閉鎖措置に係る規定（新規）

（「規制の考え方」より抜粋）

<坑道の埋戻しに係る要求>

- ・ 坑道の埋戻しに当たっては、人が容易に立ち入れないようにすることを要求するとともに、埋戻した領域が放射性核種の卓越した移行経路とならないようにすることを要求する。

『中深度処分に係る規制基準等における要求事項について（令和 2 年 7 月 15 日）』

#### 【坑道】

- ・ 坑道は、閉鎖措置の終了から廃止措置の開始前までの間に廃棄物埋設地の外への放射性物質の異常な漏えいがあった場合においてこれを著しく拡大させる漏えいの経路を生ずるおそれがないように、閉鎖することができるものであること。

規制機関が実施する閉鎖確認（適切に閉鎖されたことの妥当性を確認する作業）は、トンネルおよびボーリング孔のいずれに対しても、「埋め戻した領域が存在することにより、安全上支障をきたす放射性物質の漏洩が生じるおそれがないこと」を確認することとなる。

本章では、中深度処分において、坑道閉鎖後における漏洩モニタリング孔等の閉塞・埋戻しが適切に行われていることの確認等に係る技術的知見を整理するための調査として、平成 30 年度から令和 2 年度に実施した実施した、地下水モニタリング技術に係る情報の収集整理、ボーリング孔等の閉鎖確認に係る技術的・科学的知見の整備を目的とした文献調査、室内および原位置試験の成果を要約して報告する。

なお、坑道（トンネル）については、令和 2 年度事業で実施した文献調査の結果と重複することから（3 章を参照のこと）、本章ではボーリング孔を対象として実施した事業内容を記述する。

### 地下水モニタリング技術

中深度処分では「廃棄物埋設施設には、廃棄物埋設地の周囲における地下水の水位、廃棄物埋設地から漏えいする放射性物質の濃度及び線量等を監視し、及び測定する設備を設けなければならない。」とされている。また、その解釈において、「埋設の終了から廃止措置の開始までの間においては、以下を考慮した設計がなされていること。① 放射性物質の濃度及び線量等を監視及び測定できる設備の撤去後において放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう、撤去及び埋戻しを行うことができる見通しがあるものであること。② 廃棄物埋設地からの放射性物質の漏えいがあった場合、比較的早期に放射性物質が到達すると考えられる地点に設置すること。③ 測定期間及び使用環境に適応したものであること。」とされている。

閉鎖措置終了から廃止措置開始までの管理期間（中深度処分の場合、300～400 年間）におけるモニタリング等の実施に際して、事業者の視点ではモニタリング設備の撤去後、放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう撤去及び埋戻しを行うことができる見通しを得ておくことが必要であり、かつ数百年といった長期にわたるモニタリングの方法を整備しておくことが必要になる。本事業では、国内外でこれまでに実施されてきた各種モニタリングにおいて公開されている情報を収集した上で、モニタリングの目的・項目・方法・観測期間、メンテナンス・維持管理方法、モニタリング孔閉塞方法などについて整理し、それらの技術的根拠に基づいて以下の要求事項に関わる留意点と課題について整理した（表 1.3-16）。

表 1.3-16 地下水モニタリング技術に関わる規制要件（案）と確認項目および課題

要件	確認項目・課題
人工バリア及び天然バリアの機能を著しく損なうことがないこと。	<ul style="list-style-type: none"> <li>人工バリア及び天然バリアの機能を著しく損なうことのないようとの判断指標として、以下が挙げられる。 <ul style="list-style-type: none"> <li>①極端に多数のモニタリング孔を設置していないか</li> <li>②モニタリング孔自体が異なる帯水層を連結する水みちとならないように孔内の帯水層の上下を遮水しているかなど</li> </ul> </li> </ul>
撤去後において放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう、撤去及び埋戻しを行うことができる見通しがあるものであること。	<ul style="list-style-type: none"> <li>モニタリングシステムや保孔用ケーシングの撤去については既往の知見が十分でなく、知見の蓄積が必要</li> <li>孔の閉塞材としてベントナイト材料が有用であり、その透水係数は有効粘土密度から推測可能</li> <li>一方、含水比によってはベントナイト内部に空隙が発生し閉塞性能を低下させる、上向きの差圧が発生する環境下においては閉塞作業中にベントナイトの閉塞性能が機能しなくなる、などのおそれがある</li> <li>実際の施工工程や原位置環境を想定した報告は少なく、実際の閉塞作業で発生する状態に対し、閉塞材の閉塞性能が発揮される方法と、その確認方法を検討することが要</li> <li>モニタリング孔の閉鎖確認をする際の判断指標として、以下が挙げられる。 <ul style="list-style-type: none"> <li>①岩盤中の水理地質構造を踏まえてレイアウト設計しているか</li> <li>②閉塞に使用する材料について、膨潤後の透水性、膨潤にかかる時間を評価した上で埋戻し工程を立案しているかなど</li> </ul> </li> <li>実際のモニタリング孔での埋戻しに関わる知見（例えば、閉塞材設置時の温度、圧力環境や地下水の水質と膨潤状況の関係など）は未取得</li> <li>今後、実環境での閉塞事例を基に、より詳細な判断指標の整理を行っていくことが必要</li> </ul>
廃棄物埋設地からの放射性物質の漏えいがあった場合、比較的早期に放射性物質が到達すると考えられる地点を選定すること。	<ul style="list-style-type: none"> <li>人工バリアの施工の不具合等による廃棄物埋設地からの放射性物質の異常な漏えいや人工バリア材の異常な流出があった際、検知できる蓋然性が高くなるよう地下水の採取を行うための判断指標としては、以下が挙げられる。 <ul style="list-style-type: none"> <li>①廃棄物埋設地に連続する可能性のある高透水性地質構造を把握しているか</li> <li>②地下水流動解析により主要な地下水流動箇所を把握しているか</li> <li>③施設建設前～施設閉鎖時の地下水モニタリングにおいて各観測点の水圧応答の強弱および高透水性地質構造との関連を把握しているか、地下水流動解析結果を検証しているか</li> <li>④施設建設前～施設閉鎖時の水圧応答が明確な観測点に漏えいモニタリングのための観測点を設定しているかなど</li> </ul> </li> </ul>
測定期間及び使用環境に適応したものであること。	<ul style="list-style-type: none"> <li>既往の実績では、20～30年間程度の期間、使用可能な多区間を対象としたモニタリングシステムあり</li> <li>300～400年間のモニタリングでは定期的に抜管・再設置が必要</li> <li>この作業に伴う孔径の拡大を踏まえると、数十年程度で近隣に新しいモニタリング孔を掘削し古い孔を埋戻し閉塞することが必要</li> <li>単区間の観測区間を対象として化学的に安定なプラスチックストレーナ管を孔内に設置し、観測区間以外を埋め戻すモニタリング方法もあり</li> <li>埋戻し材に粘土材料を使用した場合は、漏えいした放射性核種が粘土鉱物に吸着し、見かけ上濃度が低くなる可能性あり</li> <li>現段階で事業者のモニタリングの方法として300～400年間を前提として確立された考え方はない</li> <li>本事業での規制の観点での留意事項の整理は不十分であり、知見の蓄積が今後の課題</li> </ul>

### 閉鎖確認に必要な知見の取得

ボーリング孔の閉鎖確認に係る技術的・科学的知見の取得においては、地下水モニタリング技術に関わる情報収集の結果およびボーリング孔の閉塞確認に係る情報収集の結果から、本事業におけるボーリング孔の閉塞は、以下の点を達成しているものとした。

- ① 閉塞領域が、放射性核種が地表へ移行する優先的な経路とならないこと
- ② 閉塞領域が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと
- ③ 安全評価の時間スケールで閉塞状態が維持されること

閉塞領域が「放射性核種の優先的な経路として機能するか＝短絡経路化するかどうか」は、地下水が周辺岩盤よりも閉塞領域を選択的に流動するかどうかであるため、閉塞領域の透水性が周辺岩盤と同等程度以下であれば良い。一方で、処分サイト全体を俯瞰した地下水流動場を考慮すると、閉鎖領域を通過する地下水の流量が、ボーリング孔が存在しない場合に通過する地下水の流量と同等程度であれば、閉鎖区間の透水性は周辺岩盤と同等程度以下でな



くても良い、という考え方もある。前者の考え方については、原位置試験結果に基づき透水性を決めることができるが、後者の考え方では、ボーリング孔周辺の地質環境とその長期的な変化に依存するため、数値解析の結果に基づき、閉塞区間の透水性を判断することとなる。後者の考え方は、地層処分の分野では主流になりつつあるものの、地層処分より対象深度が浅い中深度処分においては、現時点では、後者を閉鎖確認の考え方として良いかどうか、に関する知見を蓄積する必要があると考える。

ボーリング孔の閉塞確認の方法と課題については、既往情報に基づき、閉塞手順の大きな流れを「事前情報の収集」、「計画立案」、「閉塞作業中」、「閉塞後」の4段階とし、各段階におけるボーリング孔閉塞に係る確認項目、確認方法および課題を整理した。なお、これらの整理において、現時点では知見が不足し、確認項目とするか否か、確認方法として現実的か否か、の判断が難しい事項については、本事業において室内試験を実施し、新たな知見（あるいは課題）を得た。

各段階における確認項目・方法の概要を以下に示す。整理結果の詳細は、4.4.3 章表 A から表 D に示す。

「事前情報の収集」：規制機関は、事業者が閉塞の定義を認識しており、その上で閉塞計画の立案に必要なデータを収集していることを確認する必要がある。

「計画立案」：規制機関は、事業者が抽出した移行経路の妥当性と、閉塞性能の確認方法、移行経路が閉塞後に短絡経路化しないと事業者が考える根拠を確認する必要がある。

「閉塞作業中」：規制機関は、ボーリング孔が遭遇する岩盤の水理地質構造を踏まえ、事業者が計画された作業を実施していること、計画段階で想定していない事象が発生した場合は、閉塞の定義を満たすことを念頭に閉塞作業と計画見直しが適切に行われ、閉塞作業が進められていることを確認する必要がある。また、規制機関は、事業者が使用する閉塞材に応じた性能確認方法を用い閉塞性能を評価していることを確認する必要がある。

「閉塞後」：孔口まで閉塞後に地表から閉塞性能を確認ための合理的な方法は、現時点では存在しない。今後の技術開発の動向を踏まえ、知見を蓄積する必要がある。

#### 1.3.4 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集

日本原子力学会 2020 年秋の大会、日本地下水学会 2020 年秋季講演会に参加し、廃棄物埋設に関連する情報の収集を行った。収集した情報の詳細は第 5 章に記載した。

## 第1章の引用文献

### 1.3.1 の参考文献

- (1) 三箇智二, 安江健一, 河床縦断形のシミュレーション, 地形, 29(1), pp.27-49 (2008).
- (2) 花谷育雄, 宗像雅広, 木村英雄, 三箇智二, 堆積岩分布地域における地形変化のモデル化に関する研究 ~房総半島における検討, 原子力バックエンド研究, 18(1) (2011).
- (3) 須田芳郎, 村田泰章, 菊池恒夫, 花岡尚之, 岩石物性値データベース (PROCK), 地質調査所研究資料集, 155, 231p (1991).
- (4) Wobus, C., Whipple, K.X., Kirby, E., Snyder, N., Johnson, J., Spyropolou K., Crosby, B. and Sheehan, D., Tectonics from topography: Procedures, promise, and pitfalls, Geological Society of America Special Paper, vol.398, pp.55-74 (2006).
- (5) Howard, A.D., A detachment-limited model of drainage basin evolution, Water Resources Research, 30, pp.2261-2285 (1994).
- (6) Whipple, K.X., DiBiase, R.A. and Crosby, B.T., Bedrock rivers, In Shroder, J. and Wohl, E. (eds.), Treatise on Geomorphology, vol. 9, Fluvial Geomorphology, Academic Press, pp.550-573 (2013).
- (7) 北海道開発庁, 地質図幅解説「江差 札幌一第78号」, 北海道開発庁, pp.53 (1970).
- (8) Ohmori, H., Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development, Bulletin of Department of Geography, University of Tokyo, 10, pp.31-85 (1978).
- (9) 日本原子力研究開発機構、電力中央研究所, 「平成30年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業地質環境長期安定性評価技術高度化開発」報告書, 200p (2019).
- (10) 藤原 治, 三箇智二, 大森博雄, 日本列島における侵食速度の分布, サイクル機構技報 No.5, 1-24 (1999).
- (11) Scherler D., Bookhagen B., Wulf H., Preusser F., Strecker M. R., Increased late Pleistocene erosion rates during fluvial aggradation in the Garhwal Himalaya, northern India, Earth and Planetary Science Letters, 428, p.255-266 (2015).
- (12) Marshall J. A., Roering J. J., Bartlein P. J., Gavin D. G., Granger D. E., Rempel A. W., Praskievicz S. J., Hales T. C., Frost for the trees: Did climate increase erosion in unglaciated landscapes during the late Pleistocene?, Science Advances (2015).
- (13) Blanckenburg F., The control mechanisms of erosion and weathering at basin scale from cosmogenic nuclides in river sediment, Earth and Planetary Science Letters, 242, pp.224-239 (2006).
- (14) Marshall J. A., Roering J. J., Gavin D. G., and Granger D. E., Late Quaternary climatic controls on erosion rates and geomorphic processes in western Oregon, USA, Geological Society of America, 129, 5 (2016).
- (15) Schaller D., Blanckenburg F., Veldkamp A., Tebbens L. A., Hovius N., Kubik P. W., A 30,000yr record of erosion rates from cosmogenic  $^{10}\text{Be}$  in Middle European river terraces, Earth and Planetary Science Letters, 204, pp.307-320 (2002).
- (16) Dosseto A., The erosion response to Quaternary climate change quantified using uranium isotopes and

- in situ produced cosmogenic nuclides, *Earth-Science Reviews*, 155, pp.60-81 (2016).
- (17) Riebe C. S., Kirchner J. W., Granger D. E., Finkel R. C., Minimal climatic control on erosion rates in the Sierra Nevada, California, *Geological Society of America*, 29, 5, pp.447-450 (2001).
  - (18) Schaller M., Ehlers T. A., Limits to quantifying climate driven changes in denudation rates with cosmogenic radionuclides, *Earth and Planetary Science Letters*, 248, pp.153-167 (2006).
  - (19) 日本原子力研究開発機構, 平成 31 年度廃棄物埋設地の安全評価に関する調査報告書, 令和元年 3 月 (2020).
  - (20) A.J.A.M. Temme, L. Claessens, A. Veldkamp, J.M. Schoorl, Evaluating choices in multi-process landscape evolution, *Geomorphology*, 125, pp.271-281 (2011).
  - (21) Faure, H., Walter, R.C., Grant, D.R., The coastal oasis: ice age springs on emerged continental shelves. *Global Planet. Change* 33 (1-2), 47-56 (2002).
  - (22) Y. Yechieli, E. Shalev, S. Wollman, Y. Kiro, U. Kafri, Response of the Mediterranean and Dead Sea coastal aquifers to sea level variations, 46(12) (2010).
  - (23) A. R. Costall, B. D. Harris, B. Teo, R. Schaa, F. M. Wagner, J. P. Pigois, Groundwater Throughflow and Seawater High Quality Coastal Aquifers, *Scientific Reports*, 10 (2020).
  - (24) Hoover, D. J., Odigie, K. O., Swarzenski, P. W. & Barnard, P. L. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 11, 234-249 (2017).
  - (25) 青柳和平, 石井英一, 石田毅, 幌延深地層研究センターの 350 m 調査坑道における掘削損傷領域の破壊様式の検討, *The Mining and Materials Processing Institute of Japan*, Vol.133, No.2, pp.25-33, (2017).
  - (26) 青木広臣, 鈴木俊一, 下村雅則, 川上博人, 混合化形式有限要素法による放射性廃棄物処分施設を対象とした地下水流動解析, *土木学会論文集 C (地圏工学)*, 67(4) (2011) .
  - (27) 菱谷智幸, 鹿島浩之, 櫻井英行, 白石知成, 有限要素法による地下水流動解析における流れの局所連続性に関する考察, *地下水学会誌*, 57(3) (2015).
  - (28) P. Selzer, O. A. Cirpka, Postprocessing of standard finite element velocity fields for accurate particle tracking applied to groundwater flow, *Computational Geosciences*, 24, pp.1605-1624 (2020).
  - (29) Cordes C. and W. Kinzelbach, Continuous Groundwater Velocity Fields and Path Line in Linear, Bilinear, and Trilinear Finite Elements, *Water Resources Research*, 28(11), pp.2903-2911 (1992).
  - (30) SKB, Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-14-01 (2014).
  - (31) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, Volume I, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB-TR-11-01 (2011).

### 1.3.3の参考文献

- (1) 原子力規制庁、中深度処分等に係る規制基準等の策定について－第二種廃棄物埋設に係る事業許可基準規則等の骨子案の事業者との意見交換の実施－、平成 30 年度第 22 回原子力規制委員会 資料 3、平成 30 年 8 月 1 日

- (2) 原子力規制庁、中深度処分に係る規制基準等における要求事項に対する科学的・技術的意見の募集の結果について、令和2年度第40回原子力規制委員会 資料1、令和2年11月25日
- (3) 原子力規制庁、中深度処分における廃棄物埋設地の廃止措置後の保全に関する措置を必要としないための設計プロセス及び公衆の被ばく線量評価に係る審査ガイドの骨子案、第28回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合 資料28-2、平成30年3月20日
- (4) OECD/NEA, SAFIR 2: Belgian R&D Programme of the Deep Disposal of High-level and Long-lived Radioactive Waste, 2004
- (5) 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、pp.167-180、1996.
- (6) 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.
- (7) Tosaka et. al., A General-purpose Terrestrial Fluids/Heat Flow Simulator for Watershed System Management. IAHR International Groundwater Symposium 2010, 2010.
- (8) Wagner T., Kulik D.A., Hingerl F.F., Dmytrieva S.V. (2012). “GEM-Selektor geochemical modeling package: TSolMod library and data interface for multicomponent phase models”, Canadian Mineralogist 50, 1173–1195.
- (9) Kulik D.A., Wagner T., Dmytrieva S.V., Kosakowski G., Hingerl F.F., Chudnenko K.V., Berner U. (2013). “GEM-Selektor geochemical modeling package: revised algorithm and GEMS3K numerical kernel for coupled simulation codes”, Computational Geosciences 17, 1–24.
- (10) Bethke, C.M., Yeakel, S. (2016) “The Geochemist’s Workbench® Release 11, GWB Essential Guide”, Aqueous Solutions, LLC, Champaign, Illinois.
- (11) Parkhurst, D.L., Appelo, C.A. J. (2013) “Description of input and examples for PHREEQC version 3—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations”, U.S. Geological Survey Techniques and Methods.
- (12) Maekawa, K., Ishida, T., Kishi, T. (2003). “Multi-scale Modelling of Concrete Performance Integrated Material and Structural Mechanics”, Journal of Advanced Concrete Technology, 1(2) 91–126.
- (13) 原子力研究開発機構、原子力環境整備促進・資金管理センター (2020). 平成31年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 ニアフィールドシステム評価確証技術開発.
- (14) Ochs, M., Mallants, D., Wang, L. (2016). Radionuclide and metal sorption on cement and concrete. In “Topics in Safety, Risk, Reliability and Quality”, Ed. Gheorghe, A.V., Vol.29.
- (15) Baroghel-Bouny, V., (2006). “Evaluation and prediction of reinforced concrete durability by means of durability indicators. Part I: New performance-based approach.” International RILEM-JCI Seminar on Concrete Durability and Service Life Planning (ConcreteLife’06), 259–269.
- (16) 日本原子力学会、日本原子力学会標準 余裕深度処分の安全評価手法：2008、2009.
- (17) 加藤和之、脇寿一、齋藤典之、小野文彦、大間知行、尾崎充弘、余裕深度処分の技術的な信頼性構築に向けた検討状況について、原子力バックエンド研究、Vol.13、No.1、2006.

## 2. 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

### 2.1 はじめに

中深度処分の廃棄物埋設地の位置に関する設計については、合理的に設置可能な区域から、水理地質構造、地球物理・地球化学的環境等を踏まえて、廃棄物埋設地から生活圏への主要な放射性核種の移行を抑制する性能に優れた地盤が選定されるとともに廃棄物埋設地を設置した場合のちょうきにわたる性能評価が行われることが想定される。過年度までに、想定される自然現象として隆起・侵食、気候・海水準変動を考慮した地形の時間変化に関する評価、並びにこれらを考慮した地下水流動評価及び核種移行評価に係る検討を行ってきた。本年度はこれらの妥当性判断のための科学的・技術的知見を取得する観点から、「将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備」および「長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備」を行い、過年度の成果を含めて全体の研究成果をとりまとめた。

「将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備 (2.2)」では、「地形変化の評価手法に関する科学的・技術的知見の整備」、「将来の地形変化の不確かさに対する評価の妥当性判断に関する知見の整備」の2つの検討を行った。前者では、対象地域に対する宇宙線生成核種法 (TCN) および河床縦断形解析に基づく検討 (長期的な平均侵食速度、地質係数等)、および、気候変動による土砂生産量の変化の考え方の整理を行った。後者では、前者で検討した侵食速度等を踏まえた地形変化評価を行い、過年度の成果を含めて地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地形変化への影響を整理した。

「長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備」では、「将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動・核種移行への影響評価 (2.3)」、「廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件による核種移行の特性への影響評価 (2.4)」、「スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点の整備 (2.5)」、「ニアフィールド/ファーフィールド領域における核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備 (2.6)」の、4つの検討を行った。

「将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動・核種移行への影響評価 (2.3)」ではまず、地形変化・海水準変動の不確かさを考慮した複数ケースに対し現在～将来の地下水流動解析を実施し、これらが将来の広域地下水流動に与える影響の整理、および、影響が小さな領域の選定を行った。これを踏まえて仮定したサイト位置に対して、核種移行への影響評価を行った。評価は昨年度整理したスケールの異なる地下水流動解析の考え方を踏まえ、サイトスケール (ファーフィールドの移行評価) / 処分場スケール (ニアフィールドの移行評価) の2つのスケールに基づき、非定常な流れの変化を反映する形で実施した。

「廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件による核種移行の特性への影響評価 (2.4)」では、埋設地の配置条件や掘削影響領域 (EDZ) ・埋め戻し材・粘土プラグの透水性が坑道からの移行に与える影響を、実際の3次元的な流れを考慮した中で評価した。

「スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点の整備 (2.5)」では、過年度に整理したSKBでの考え方および2.3の評価を踏まえ、各スケールの評価目的に応じた地下水流動解析における適切な解析方法、条件設定に関する留意点の整理を行った。

「ニアフィールド/ファーフィールド領域における核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備 (2.6)」では、過年度までの評価結果および2.3の評価を踏まえ、スケールの異なる地下水流動解析に基づく核種移行経路に沿った核種移行の適切な評価方法の妥当性を判断するために必要な知見をとりまとめた。

## 2.2 将来の地形変化評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

### 2.2.1 背景・目的

放射性廃棄物の処分において、隆起・侵食や海水準変動による地形変化は、地下水流動・地下環境の変化や埋設深度の減少を引き起こし、処分システムの機能を低下させる恐れがある（図 2.2-1）。隆起・侵食は時間的、空間的に一様な変化ではなく、サイト特性に大きく依存し、その変化を反映した地下水流動の変化を把握する必要がある。この時、処分サイトが沿岸域周辺であれば、海水準変動に伴う汀線の移動によって、侵食の挙動が大きく変動することが想定される。このため隆起・侵食および海水準変動に伴う将来の地形変化を適切に評価する必要がある。ただし将来の地形変化の評価には不確かさが伴うことから、安全評価においては核種移行評価につながる地下水流動評価の観点から、将来の地形変化の不確かさを評価するとともにそれらによる地下水流動・地下環境に与える影響を評価することが重要である。

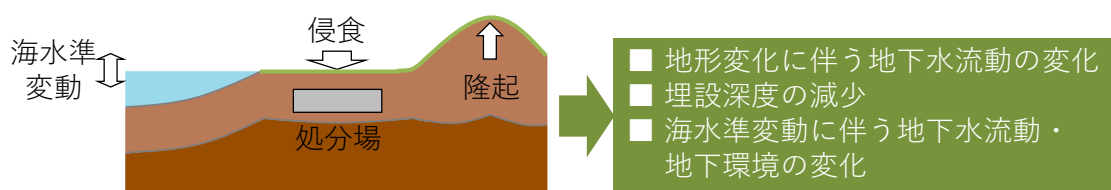


図 2.2-1 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化

本事業では、山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域を対象に、将来の地形変化の不確かさに対する評価の妥当性判断に関する知見の整備を行ってきた。平成 29 年度には、将来の地形変化評価方法論の構築と総合的なパラメータ推定方法の整備を行った。平成 30 年度には、海域での堆積および側刻・蛇行に関するモデル・パラメータ検討を実施した。平成 31 年度にはこれらを踏まえ、地形変化（隆起速度・地質係数（受食性）・平均侵食速度）および海水準変動の不確かさを考慮した将来の地形変化評価を行った。しかし、平均侵食速度についてはダム堆砂データに基づき設定しており、長期的な平均侵食速度としての妥当性が不十分であった。また地質係数も一般的な一軸圧縮強度が根拠となっており、サイトの特性を反映した検討が必要であった。さらに、気候変動に伴う侵食・堆積の変化は定性的な傾向に基づきモデル化されているため、その妥当性を確認する必要がある。

そこで本年度は、TCN および河床縦断形解析に基づく検討を行い、長期的な平均侵食速度およびサイトの特性を反映した地質係数の推定を行った。また、TCN による気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査を行い、寒冷期における侵食速度の変化の要因・程度・傾向に関する知見を整理した。これらの地質係数・平均侵食速度・気候変動の検討結果を反映した過去～将来の地形変化評価を行い、地形変化・海水準変動が将来の埋設深度・地形勾配に与える要因・影響の整理、影響の小さな領域の選定を行った。以上の結果を踏まえて、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備した。さらに現状の地形変化評価の考え方を整理し、既往評価等との比較により今後検討すべき課題を整理した。

### 2.2.2 将来の地形変化評価の全体像

山地・河川・平野・海域から構成されるわが国の典型的な集水域に対する将来の地形変化評価の全体像を図 2.2-2 に示す。将来の地形変化評価は、過去～現在の地形変化を再現するようなパラメータの将来への外挿により実施する。パラメータ値は、過去～現在の地形変化に対する条件（拘束条件）を満たすような値を、過去～現在のシミュレーションによって求め、現在の地形の再現性を確認する。入力・拘束条件にはサイト固有の地質・地形データを



活用する。将来の海水準変動には不確かさが大きいと、不確かさを考慮するための複数ケースを設定する。また過去～現在の地形変化評価における入力データには不確かさが伴うことから、不確かさの影響が大きいと想定される入力データについては、その不確かさを考慮した同様の評価を行い将来の地形の変動幅を評価する。

評価の流れのうち本年度は、図 2.2-2 の青枠の項目に対し検討を実施した。これについて次項に示す。

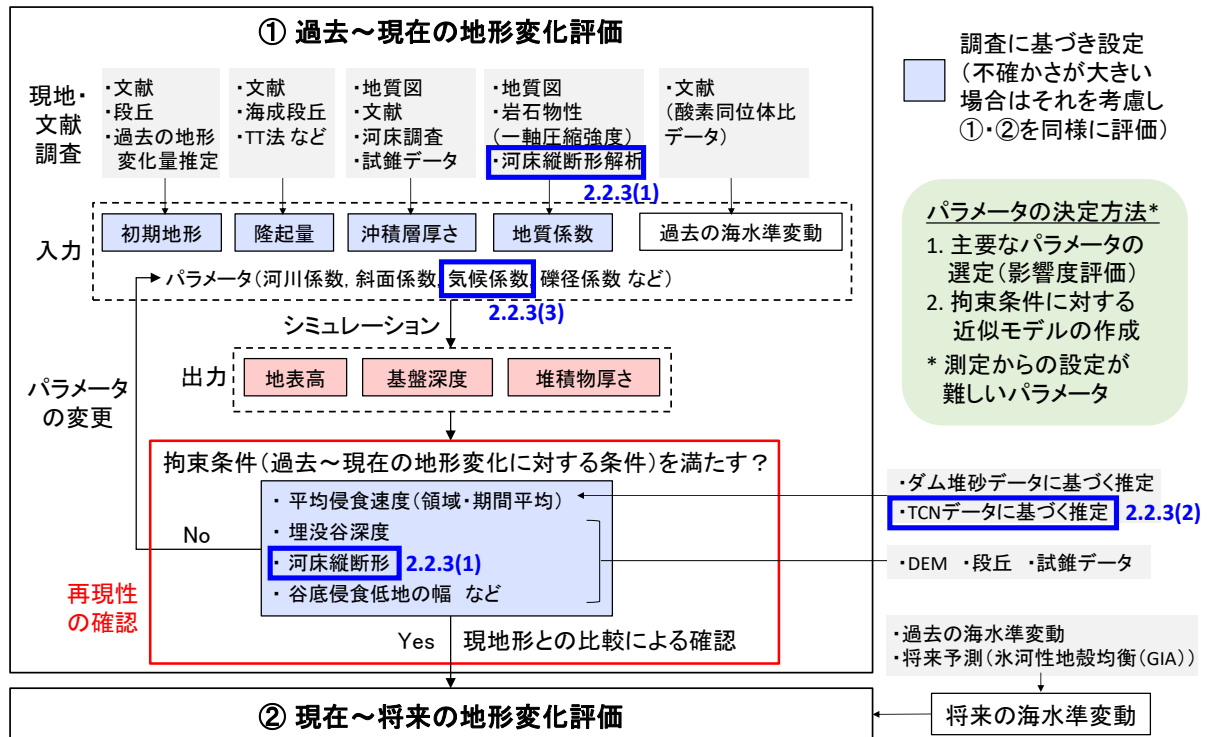


図 2.2-2 不確かさを考慮した将来の地形変化評価の流れ  
 (青枠：本年度(2.2.3)の検討項目)

パラメータの推定方法、拘束条件、考慮すべき不確かさについて、以下に示す。

### パラメータの推定方法

地形変化プロセス(隆起・侵食)のうち、隆起量は段丘面等から地域毎に速度と傾向が予測できるが、侵食による地形変化は隆起による侵食基準面からの比高の増加や、氷期・間氷期に対応した降水量の増減、あるいは海面の上下変動などによってその強さと場が変化し、また、地質の影響により侵食に地域的な差があると考えられる。そのため侵食・堆積に関するパラメータの多くは測定データから直接値を決めることが困難である。しかし、過去の地形変化に対する条件(=拘束条件)を設定し、これらに対する感度解析を行うことで最適なパラメータ値を求められると考えられる。一方で広範囲を対象とした地形変化評価は計算コストが大きいと、多数のパラメータに対し感度解析を行うのは困難である(対象範囲(数十kmスケール((100m)<sup>2</sup>メッシュ)):12.5万年間の解析に1時間以上)。そこで、測定データ等から直接値を決められない複数のパラメータに対して、拘束条件を満たす値を以下の方法で効率的に求めた(詳細は平成29年度報告書に記載)。

#### i) パラメータに対する影響度評価

各拘束条件に対して影響度の高いパラメータを、Elementary Effect法により抽出

#### ii) 各拘束条件に対する近似モデルの作成

各拘束条件を i)のパラメータの多項式で近似、近似モデルに基づき拘束条件を満たすパ

ラメータ値を予測

iii) シミュレーションの実行

ii)で予測したパラメータでシミュレーションを実行、拘束条件を満たさなければ ii)～iii)を反復的に繰り返す。拘束条件を満たすパラメータセットが複数求めた場合、実際の現地形との標高差が最も小さいものを、最適値として選定

拘束条件（過去～現在の地形変化が満たすべき条件）

地形変化プロセス（隆起・侵食）のうち、隆起量は段丘面等から地域毎に速度と傾向が予測できるが、侵食による地形変化は隆起による侵食基準面からの比高の増加や、氷期・間氷期に対応した降水量の増減、あるいは海面の上下変動などによってその強さと場が変化し、また、地質の影響により侵食に地域的な差があると考えられる<sup>(1)</sup>。侵食・堆積に関するパラメータは測定データから直接値を決められないものが多いため、拘束条件を設定することで、過去～現在の地形変化の再現を確認する。

侵食は、ある広がりをもつ地域全体の平均的な削剥量（面的侵食）と、河川の下刻のように河谷が選択的に掘り下げられる場合（線的侵食）に分類される。面的侵食の大きさは平均侵食速度（期間・領域平均）、線的侵食の大きさは河床縦断形（平衡河川の場合：同気候で類似）を確認することで評価できると考えられる。また気候変動による河川の下刻・堆積の影響は、推定される埋没谷深度を再現することで評価できると考えられる。また河川周辺では側刻・蛇行による侵食が生じるが、その大きさは現在見られる谷底侵食低地の幅を再現することで評価できると考えられる（表 2.2-1）。

ただし過去の地形変化に対する情報がより豊富に得られるサイトでは、他にも条件を設定できる可能性がある。

表 2.2-1 拘束条件の例

拘束条件	評価対象
平均侵食速度 (期間・領域平均)	領域全体（主に斜面域）での侵食の大きさ
河床縦断形	河川域での侵食の大きさ
埋没谷深度	気候変動の影響（河川の下刻・沖積層の堆積による埋没谷形成）
谷底侵食低地の幅	側刻・蛇行の大きさ

現在～将来の地形変化評価において考慮すべき不確かさ

現在～将来の地形変化評価では、パラメータ設定の不確かさ（＝過去～現在の地形変化評価での不確かさ）、および、将来の海水準変動の不確かさを考慮する必要がある。過去～現在の地形変化評価では、入力データおよび拘束条件の設定に対して不確かさが考えられる。本検討では測定データ等から不確かさを推定可能なものに対し、不確かさを考慮した（2.2.4）。

2.2.3 地形変化の評価手法に関する検討

2.2.3.1 河床縦断形解析に基づく検討

(1) 河床縦断形解析の概要

河床縦断形解析は、DEM データ等から計測した岩盤河川の河床縦断形をストリームパワーモデルに基づき分析することで、地形の特徴や長期的な変遷について検討する方法である。ストリームパワーモデルは岩盤河川に対する侵食モデルであり、岩盤河川の下刻速度（ $dz/dt$ ,  $z$ : 河床高）がストリームパワー（ $\propto$ 流域面積（ $A$ ） $\times$ 河川勾配（ $S$ ））に比例すると仮定する。

$$\frac{dz}{dt} = U - KA^m S^n$$

隆起速度（ $U$ ）と侵食速度が釣り合うとき（ $dz/dt = 0$ ）、河床勾配は流域面積のべき乗で次式のように表される（Flint, 1974）<sup>(2)</sup>。ここで、 $k_s$ は channel steepness と呼ばれる河川の急峻さ

を表す指標 (Wobus et al., 2006; Whipple et al., 2013) <sup>(3)(4)</sup>、 $\theta$ は concavity index と呼ばれる河床縦断面形の凹形度の指標である (Sklar and Dietrich, 1998) <sup>(5)</sup>。

$$S = k_s A^{-\theta} \quad (k_s = (U/K)^{1/n}, \theta = m/n)$$

対象地域内の複数河川に対し流域面積と勾配の図 (SA プロット) を作成し、ある一定の $\theta$  ( $\theta_{ref}$ ) に対して河川の急峻さ ( $k_{sn}$ ) を算出することで、各河川の急峻さを比較することができる。SA プロットの例を図 2.2-3 に示す。

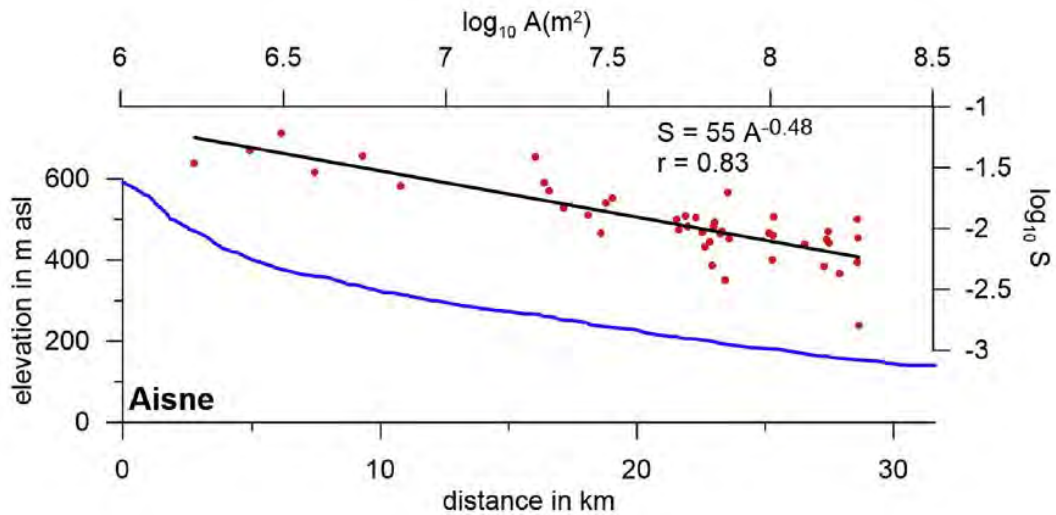


図 2.2-3 SA プロットの例 (Demouline et al. (2017) <sup>(6)</sup>)

(青線：河床高、赤点：流域面積と河床勾配の測定結果、黒線：赤点の回帰式)

## (2) 評価条件

### ➤ 評価範囲

対象地域における河床縦断面形解析での評価範囲を図 2.2-4 に示す。図中の赤枠が過年度に実施したシミュレーション範囲であり、沖積域を除外・周辺の流域を含めた計 44 流域を対象とした。これら流域の本流 (流出口で最も流域面積が大きい谷頭) に加え、No.22, 23 などの大きな流域では支流も対象とし、計 62 河川で評価を行った。

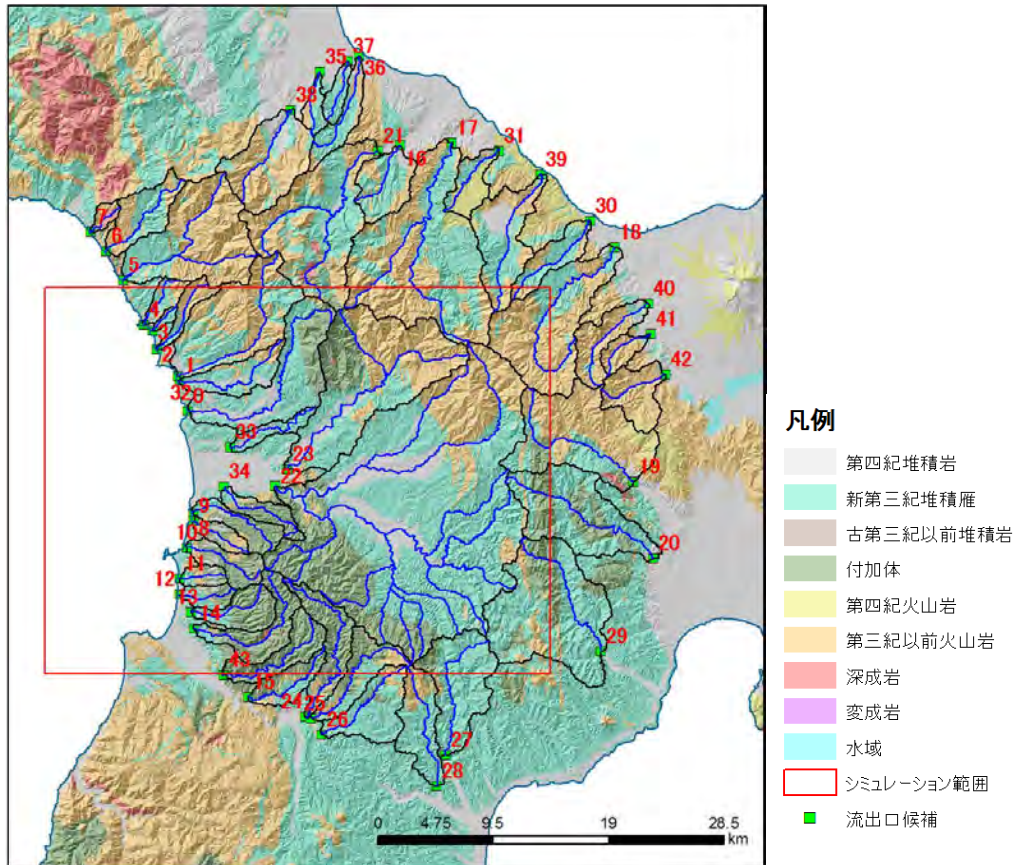


図 2.2-4 河床縦断形解析の評価範囲

➤ 評価パラメータ

$\theta_{ref}$ としては、地域平均値または一般値を用いることとされている。国外の検討例では、0.45 (Whipple and Tucker, 1999; Regalla et al, 2013; Demoulin et al, 2017) <sup>(7)(8)(6)</sup>, 0.35-0.65 (Wobus et al., 2006) <sup>(3)</sup>があり、これを踏まえ国内の複数河川を対象に 0.45 とした検討がされている (JAEA・電中研, 2019) <sup>(9)</sup>。本検討ではこれらを参考に、 $\theta_{ref}=0.45$  として検討を行った。なお対象地域における $\theta$ の地域平均値は 0.52 であり、大きな影響はないと想定される (検討結果：Appendix-I)。

➤ SA プロットの作成方法

・集水面積の算出方法

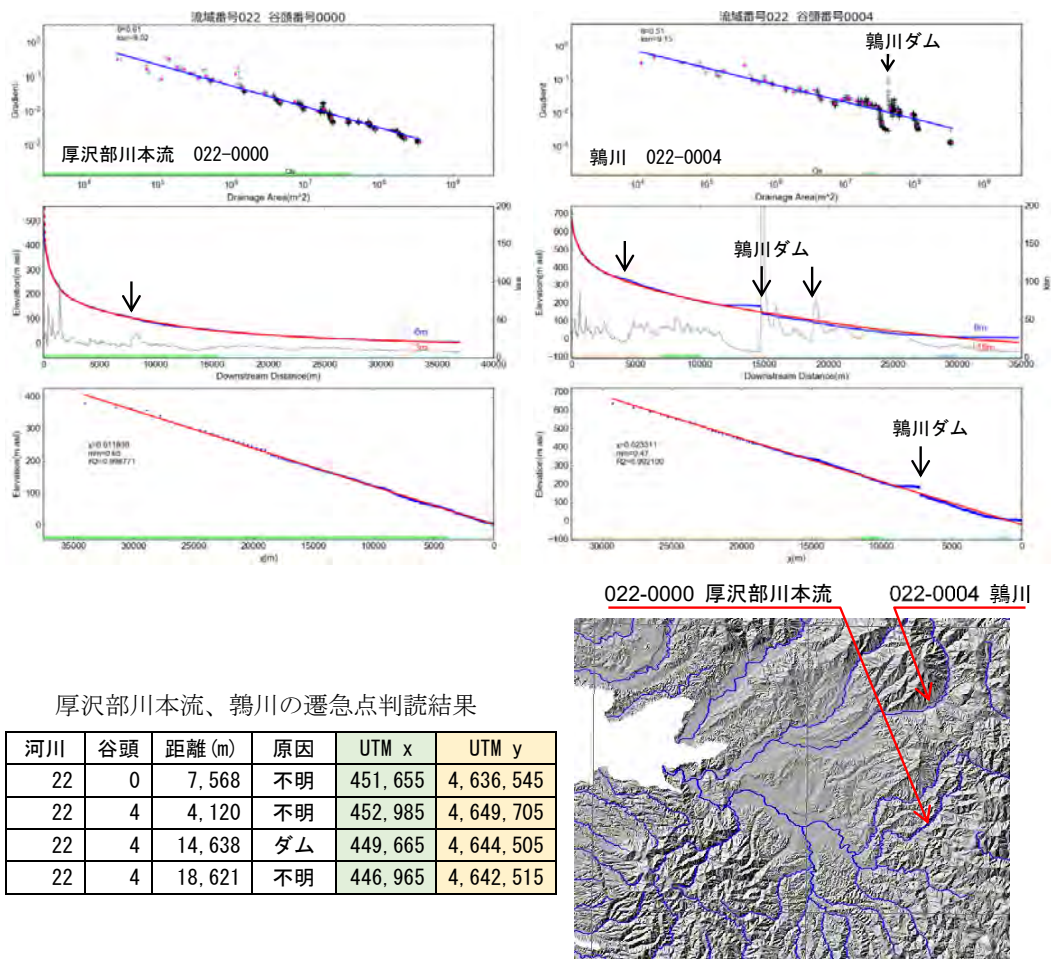
集水面積は ArcGIS により、DEM 周囲の最大傾斜方向を算出し最大傾斜方向に水が流れるとして算出した。

・河床勾配の算出方法

SA プロット作成時の問題点として、河床勾配の変動が大きくばらつきが大きい場合に解釈が難しくなるという点がある。Wobus et al.(2006) <sup>(3)</sup>では、DEM が等高線から内挿されて作成されている場合は、等高線間隔よりも比高が小さい区間で傾斜を計測するのは避けるべきとされている。本検討で使用した 10mDEM は縮尺 1/25,000 地形図の等高線から作成されており、主計線間隔は 10m である。したがって河床勾配を求める場合には比高 10m 以上となる 2 点で河床勾配を計測した。

対数区間 0.1 毎に計測値を集計して作成した SA プロットの例を、図 2.2-5 に示す。





厚沢部川本流、鶺川の遷急点判読結果

河川	谷頭	距離 (m)	原因	UTM x	UTM y
22	0	7,568	不明	451,655	4,636,545
22	4	4,120	不明	452,985	4,649,705
22	4	14,638	ダム	449,665	4,644,505
22	4	18,621	不明	446,965	4,642,515

図 2.2-5 SA プロットの作成例

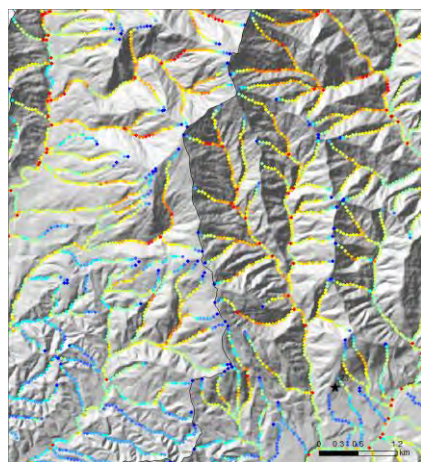
➤  $k_{sn}$  の算出方法

集水面積  $0.1\text{km}^2$  以上の河道に対し、5 メッシュ (50m) 間隔で各地点の河床勾配と集水面積から  $k_{sn}$  を算出し ( $\log(k_{sn}) = \log(S(\text{河床勾配})) + 0.45 \times \log(A(\text{流域面積}))$ )、ポイントデータとして出力した。

(3) 評価結果 (地形変遷)

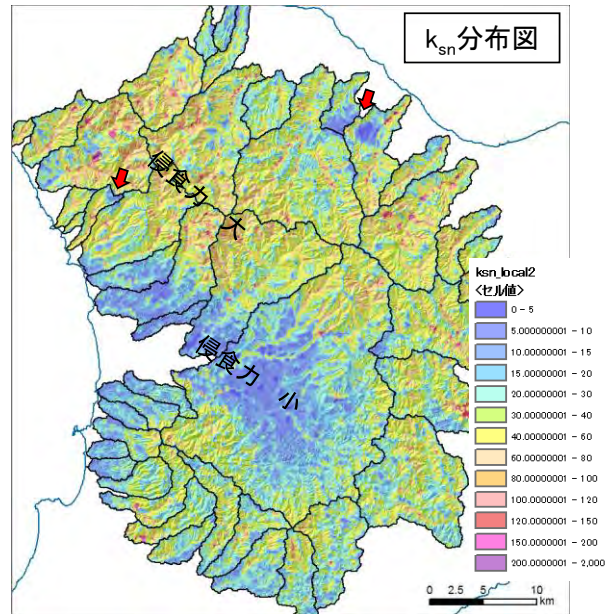
➤ 侵食の傾向性の検討

$k_{sn}$  の評価結果を図 2.2-6 左に示す。 $k_{sn}$  は河道上での下刻力に対応する指標であるが、これを内挿することで空間的な侵食力の傾向性が把握できると考えられる。河道上で算出した  $k_{sn}$  を領域内で内外挿した結果を図 2.2-6 右に示す。暖色系の地域が河川の侵食力が大きい地域であり、地域北西～中北部の山地で侵食力が大きいことを示す。全体として  $k_{sn}$  は分水界近くまで  $k_{sn} = 40 \sim 60$  の値を示し、侵食は分水界付近に達していることを示す。また  $k_{sn}$  の分布には明瞭な不連続部は認められず、連続する侵食前線のような構造は形成されていない。稜線部で  $k_{sn}$  が小さな地域は、赤矢印で示す 2 地域であった。



河道上の $k_{sn}$

内挿\*



\* $k_{sn}$ は河道上での下刻力を示すため斜面域の侵食とは異なるが、空間的な分布や連続性を見るために内挿（逆距離加重法）

図 2.2-6  $k_{sn}$ の推定結果

➤ 平衡状態の検討

上述した $k_{sn}$ に基づき、河川の平衡状態について検討を行った。河川の平衡状態は $\chi$ プロットの直線性を表す決定係数に基づく検討例があるが、 $\chi$ プロットは非平衡状態にあっても高い線形性を示すため、検討が難しい。一方、河床縦断形の $k_{sn}$ 変動は遷急点で大きな値を示すことから、平衡状態を判断しやすいデータである。ここでは河川毎に $k_{sn}$ の変動係数（C.V.）を求めて、河川の平衡状態からの乖離度を計測することを試みた。河川の上流から下流がほぼ一定で $k_{sn}$ の変動が小さければ、Whipple and Tucker (1999)の述べる平衡河川となる。

$k_{sn}$ の変動係数の推定結果を図 2.2-7 に示す。 $k_{sn}$ の変動係数は全体として概ね小さく、領域中央に位置する主要河川に対して評価で前提としている、平衡河川の妥当性が確認された。一方、北西部では変動が大きい結果となった。該当領域では河川争奪の痕跡（風隙）が認められる。相沼内川では江差海底谷が沖合 2 km まで接近しており、寒冷期には現在の河口付近でも河床勾配の大きな河川となっていたと推定される。このため寒冷期には相沼内川下流の下刻により河床低下が生じ、これが上流に波及することにより斜面域は侵食速度の大きな地域となったと推定される。

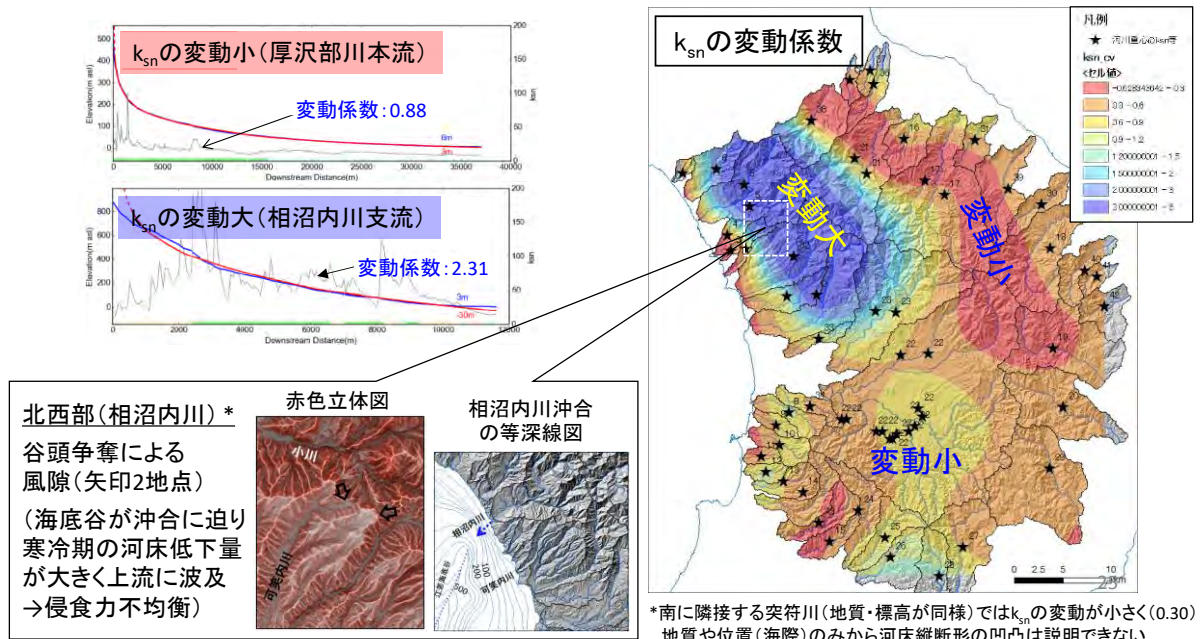


図 2.2-7  $k_{sn}$ の変動係数の推定結果

#### (4) 評価結果 (地質係数)

地質係数は、産総研シームレス地質図の区分を集約した 8 单元に対して検討した。 $k_s = (U/K)^{1/n}$ より算出した。隆起速度については一律 0.3 mm/y と仮定した。n の値については  $\chi$  値傾きに基づき検討することができ、Harel et al.(2016)<sup>(10)</sup>では世界の  $^{10}\text{Be}$  のデータから  $2.6 \pm 0.4$  としている。一方国内の山地を対象とした検討結果 (JAEA・電中研 (2019)、天澤ほか (2010))<sup>(9)(11)</sup>に厚沢部での  $\chi$  値傾きを加えた場合 (：緑 2 点) の結果を図 2.2-8 に示す。この場合、 $n=2.6$  とすると急峻な木曾・飛騨山地で一致しないため、ここでは  $n=2.0$  として検討した。

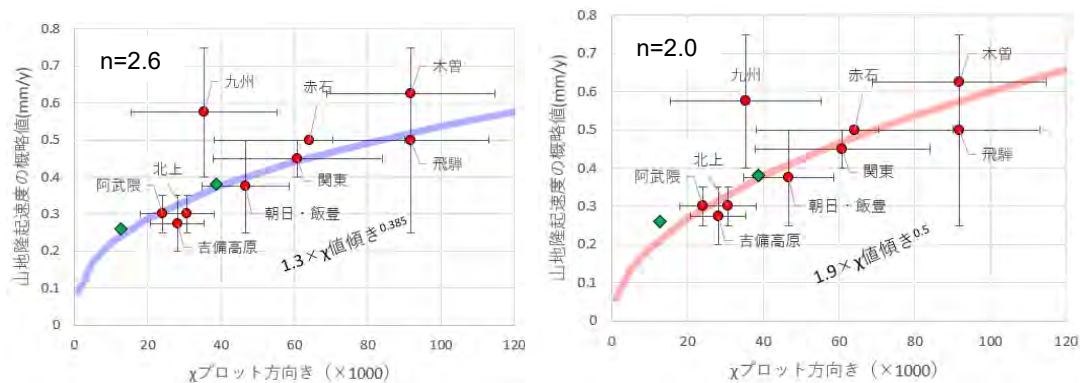


図 2.2-8  $\chi$  値傾きと隆起速度およびその回帰式

表 2.2-2 に  $k_{sn}$  に基づく地質係数の推定結果を示す。 $k_{sn}$  の解析から深成岩類 (花崗岩) は、新第三紀堆積岩類 (厚沢部地域では中新世堆積岩) の 3 倍程度硬い地質 (受食性) が推定される。第三紀火山岩類や付加体は 1.6 倍前後が推定される。第四紀碎屑岩類ではデータ数が少ないが 1/3~2/3 程度の地質係数が推定される。

なお、2.2.3.2 の検討で用いる地質係数は、中新世堆積岩類・新第三紀火山岩類・付加体の 3 種であり、地形変化評価範囲外に分布する計測点数が少ない单元の結果は使用していない。



表 2.2-2 地質係数の推定結果

単元	計測点数	$k_{sn}$		K (受食性)	地質係数
		平均	STD		
全体	96,230	40.7	42.0	0.00060	428
完新世堆積物	4,394	22.8	56.7	0.00192	134
更新世堆積岩類	654	35.0	37.4	0.00082	316
中新世堆積岩類	41,598	34.1	47.5	0.00086	基準 300
付加体	16,197	40.6	46.5	0.00061	426
第四紀火山岩屑	1,144	19.4	15.3	0.00265	97
第四紀火山岩類	385	28.8	21.7	0.00121	214
新第三紀火山岩類	31,542	46.4	49.7	0.00046	556
深成岩類	316	63.2	61.1	0.00025	1033

### 2.2.3.2 TCN データに基づく長期的な侵食速度の推定

対象地域において、過年度までにダム堆砂データと高度分散量の関係に基づき、過去数十年間の平均侵食速度を推定した。一方宇宙線生成核種法 (TCN) では過去数百～数万年の長期的な平均侵食速度を定量的に評価できることが知られており、国内では花崗岩地域を対象とした測定に基づき、TCN による侵食速度と傾斜は相関性が高いことが示されている (JAEA・電中研, 2019) <sup>(9)</sup>。対象地域においてもこの相関式を用いて侵食速度を推定することが考えられるが、対象地域は堆積岩地域であるため、地質の違いについて考慮する必要がある。そこで、国内外における TCN での地質の違いを考慮した文献を調査した上で、対象地域における侵食速度の推定を行った。

#### (1) 国内外における TCN での地質の違いを考慮した文献調査

国内において TCN により流域の侵食速度が推定された文献は 10 数編程度と少なく、測定地域も大小含め 60 地域と少ない。さらに、対象とした地域が阿武隈、木曾、飛騨山地および六甲山地など花崗岩を主とする地域に限られている。JAEA・電中研 (2019) <sup>(9)</sup> では、これら TCN (<sup>10</sup>Be) で流域侵食速度が推定された流域の地形量を算出し、傾斜と流域侵食速度との間に高い相関性があるとし、傾斜から流域侵食速度が推定できるとしている (図 2.2-9)。また TCN の推定結果とダム堆砂データに基づく推定結果 (藤原ら, 1999) <sup>(12)</sup> は類似しているが、地質による違いは把握されていない。また藤原ら (1999) <sup>(12)</sup> においても、地質による違いは把握されていないことが示されている (図 2.2-10)。

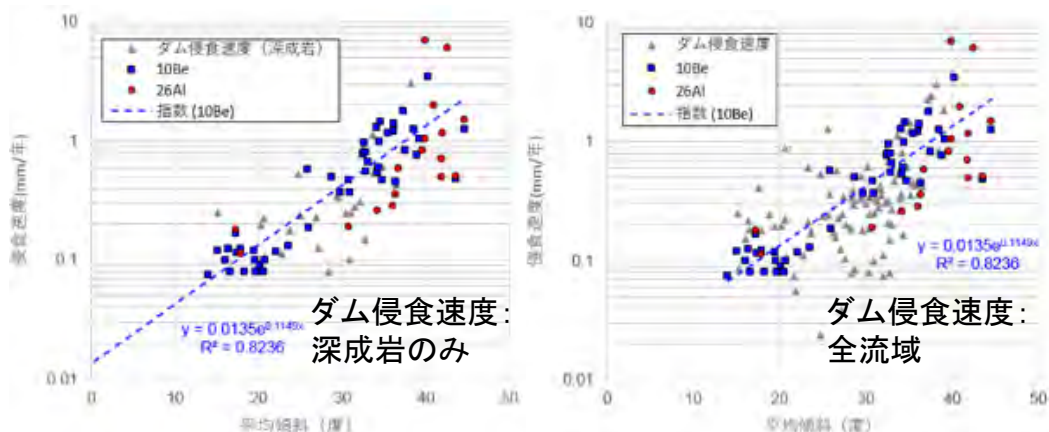


図 2.2-9 流域侵食速度と流域内平均傾斜の関係 (JAEA・電中研, 2019) <sup>(9)</sup>

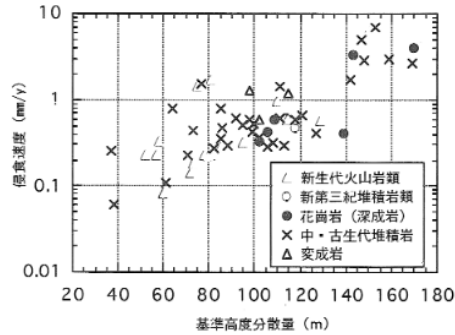


図 2.2-10 地質区分毎の侵食速度と高度分散量との関係 (藤原ら, 1999) (12)

一方国外において地質と侵食速度の関係が記載されている文献として、計 5 編に対し調査を行った。文献調査の概要を図 2.2-11 に示す。5 編とも堅固な岩石を対象としており、地質の違いによる侵食速度の差は 2~4 倍の範囲となっている。ただしこれらの論文では侵食速度に影響する傾斜の影響は排除されていない (南極での露岩に対する検討事例 (Marrero et al., 2018) (13)を除く)。各文献の詳細は Appendix-I に示す。

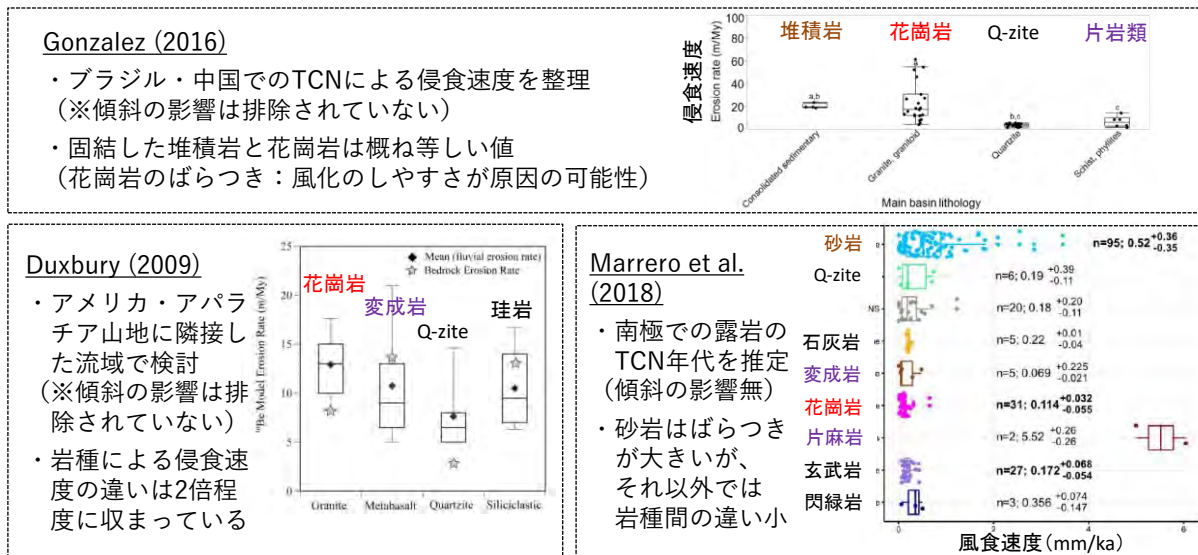


図 2.2-11 国外における TCN による地質と侵食速度に関する文献の概要

## (2) 対象地域における侵食速度の推定

(1) での調査の結果、花崗岩地域で取得された TCN データに対する地質補正を行うための情報は、現時点では整理されていない状況であった。またダム堆砂データに対しては、地質の違いによる影響は見られないとの報告があった (藤原, 1999) (12)。

そこで対象地域での侵食速度を以下の流れで推定した。

①TCN データと傾斜の相関式 (図 2.2-9) に基づき、10mDEM に基づく 1km 四方の平均傾斜から侵食速度を推定

②2.2.3.1 での地質係数の推定結果に基づき、第三紀堆積岩 (地質係数: 300) を基準として、地質係数に応じて侵食速度を補正

侵食速度の推定結果を図 2.2-12 左図に示す。評価の結果、地形変化評価範囲内での平均侵食速度は 0.18 mm/y となった。なお、TCN データと傾斜との相関は傾斜 35° 以上で低くなるが、そのような領域は北部等に限られるため (図 2.2-12 右図)、推定結果への影響は小さいと考えられる。

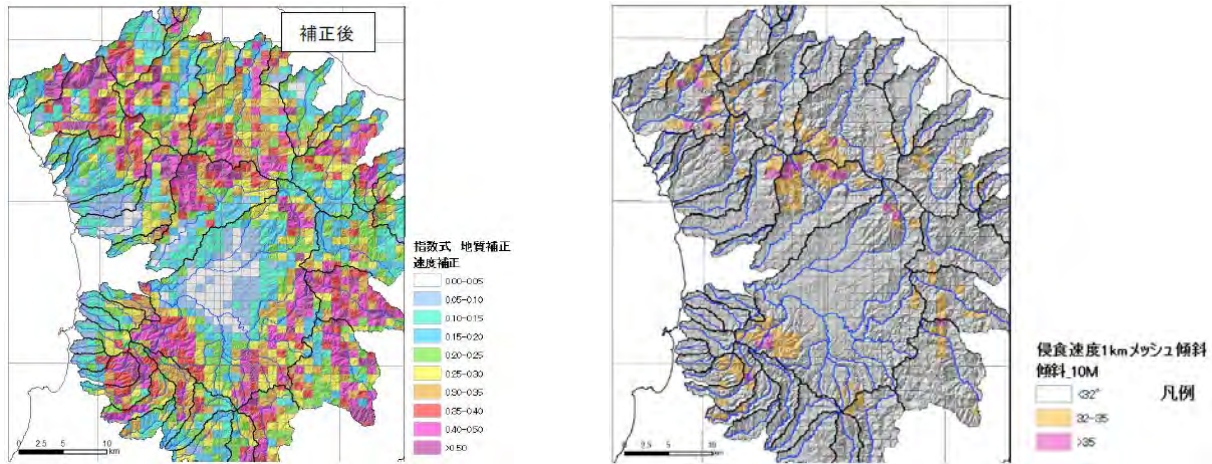


図 2.2-12 TCN データに基づく侵食速度の推定結果および傾斜 35° 以上の範囲

### 2.2.3.3 気候変動による土砂生産量の変化の考え方の整理

侵食・堆積による土砂移動の大きさは、寒冷期時においては凍結・融解による周氷河作用、流量・掃流力の減少等により変化すると考えられる。原子力機構で開発中の地形変化シミュレーションでは、これらの気候変動による土砂移動の変化を気候係数と呼ぶパラメータを用いて、海水準変動に応じて変化させることで気候変動の影響を考慮している。

本項目では、まず TCN による侵食速度の推定において気候変動の影響を検討している文献を調査し、寒冷化に伴う土砂生産量の変化の要因・傾向・程度を整理した。これを踏まえ、対象地域における気候係数に対する考え方の整理、現状のモデルの妥当性確認を行った。

#### (1) TCN による気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査

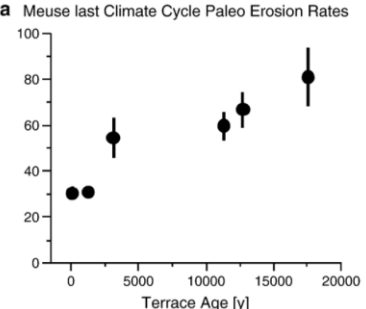
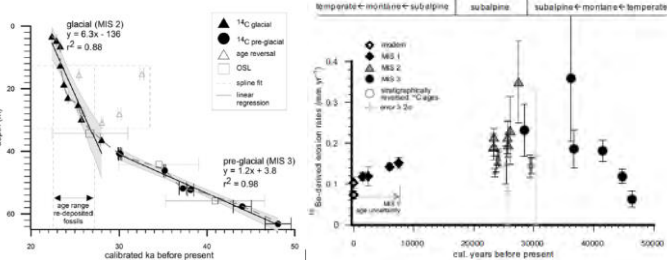
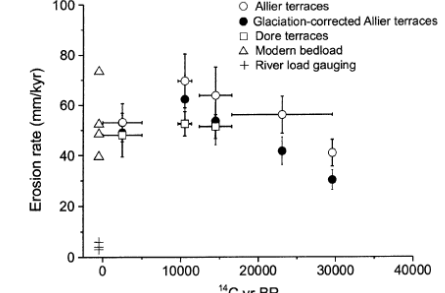
TCN による気候変動に伴う侵食速度の変化を調査した文献として、計 8 編を調査した。その結果を、表 2.2-3 に示す。

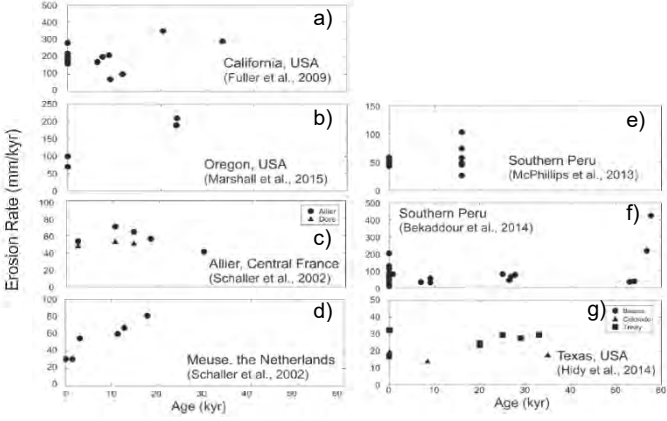
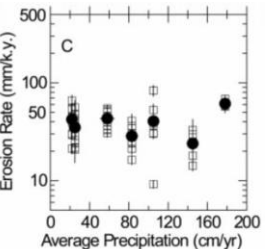
表 2.2-3 気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査概要

No	文献	概要
1	Scheler et al., 2015 <sup>(14)</sup>	<p>[対象地域] ヒマラヤ (周氷河地域)</p> <p>[測定方法] TCN による堆積物の年代測定 (※以下 TCN)</p> <p>・後期更新世末期の侵食速度変化の検討 (ヒマラヤ ヤムナ流域の堆積量の変化・堆積年代の推定) ・後期更新世末期の丘陵の侵食速度を現在の約 2~4 倍と推定 ・侵食速度増加の要因：気温上昇と降水量増加に伴う、周氷河作用によって形成されていた丘陵の急斜面部での侵食</p> <p>(a)</p>
2	Marshall, 2015 <sup>(15)</sup>	<p>[対象地域] オレゴン(USA) (周氷河地域)</p> <p>[測定方法] TCN</p> <p>・最終氷期最盛期 (LGM) に現在より 2.5 倍程度侵食速度が大きい (グラフの記載なし) ・対象地域：大陸氷河の縁辺部に位置する周氷河作用を受けた地域</p>

図 後期更新世末期の侵食速度



3	Blanckenburg, 2006 <sup>(16)</sup>	[対象地域] オランダ (周氷河地域) [測定方法] TCN	<ul style="list-style-type: none"> <li>・非氷河性の複数地域（周氷河地域を含む）を対象</li> <li>・オランダ Meuse 川の段丘堆積物から過去 2 万年間の侵食速度を推定</li> <li>・最寒冷期時期に現在の約 3 倍程度の侵食速度と推定</li> </ul> <p><b>a</b> Meuse last Climate Cycle Paleo Erosion Rates</p>  <p>図 過去 2 万年間の侵食速度の変化</p>
4	Marshall, 2016 <sup>(17)</sup>	[対象地域] オレゴン(USA) (周氷河地域) [測定方法] 堆積速度 TCN	<ul style="list-style-type: none"> <li>・堆積物厚さと年代値からの堆積速度の推定、および、TCN による侵食速度の測定</li> <li>・堆積速度は 3 万年前に比較し、2~3 万年前には 5.3 倍に大きくなったとしている</li> <li>・TCN による侵食速度から、約 3 万年前の侵食速度は現在の 2.5 倍程度まで大きくなったとし、これ以前の 4.5 万年前には現在と同程度の侵食速度であったことを示している</li> </ul> 
5	Schaller et al., 2002 <sup>(18)</sup>	[対象地域] フランス オランダ (周氷河地域) [測定方法] TCN	<ul style="list-style-type: none"> <li>・TCN による河床堆積物の年代測定により、3 万年前以降の侵食速度の変化を検討</li> <li>・現在の侵食速度 (0.04 mm/y) に比べ、1.5 万年前に現在の 1.8 倍程度大きかったとしている</li> <li>・3 万年前には現在と同程度まで侵食速度が減少し、最寒冷期前後でのみ侵食速度が増加</li> </ul>  <p>図 侵食速度の変化</p>
6	Dosseto, 2016 <sup>(19)</sup>	[対象地域] カリフォルニア (温暖域) オレゴン(USA) フランス オランダ (周氷河地域) ペルー (乾燥域)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・河床堆積物による侵食速度の変化の比較 (7 地域)</li> </ul> <p>a) カリフォルニア： 段丘堆積物による検討 3 万年前には現在の侵食速度の 3.5 倍 (最寒冷期末期の降水量増加・段丘の開削による比高の増大)</p> <p>b) オレゴン (文献 4 の引用)： 2.3 万年前に現在より 2.5 倍侵食速度が増加 (寒冷期に形成された周氷河作用起源の堆積物の洗い出し)</p> <p>c,d) フランス・オランダ (文献 5 の引用)：</p>

		<p>[測定方法] TCN</p>	<p>最寒冷期にフランスで 1.8 倍、オランダで 2.7 倍程度増加 (植生被覆の変化)</p> <p>e) アンデス西部 (ペルー) : 小流域の段丘堆積物から侵食速度を測定 侵食速度変化の原因: 湿潤から乾燥気候への変化・集水域の上流側への拡大</p> <p>f) アンデス西部 (ペルー) : パルス状の侵食速度の変化 (侵食速度の小さい地域の特徴) 堆積物の豪雨による洗い出し</p> <p>g) テキサス (USA) : 扇状地堆積物の測定 間氷期には寒冷期の 1.3~1.35 倍増加 (化学的風化作用の増加)</p>  <p>図 世界 7 地域での侵食速度の変化</p>
7	<p>Riebe et al., 2001<sup>(20)</sup></p>	<p>[対象地域] カリフォルニア (温暖域)</p> <p>[測定方法] TCN</p>	<p>・シエラネバダ山脈の各地での TCN による侵食速度の比較</p> <p>・降水量や気温と侵食速度は無関係で、気候はあまり影響していない</p>  <p>図 気候と侵食速度の関係</p>

文献調査の結果、以下のように整理される。

・侵食速度増加の要因

①周氷河地域 (大陸氷床の縁辺部など)

周氷河作用 (凍結・融解) により土砂生産量が増加し、これら土砂の多くは陸域に堆積する。温暖化の過程で降水量が増加し、生産された土砂の削剥により侵食速度が増大した。したがって、土砂生産速度の最大期よりも侵食速度の最大期が遅れる可能性がある。なお、フランスの例では植生被覆の変化 (後氷期に被覆率が上昇) による影響も指摘されている。

②温暖域

周氷河作用の及ばないカリフォルニアやテキサスでも、最寒冷期前後に侵食速度が増加している。この原因として、温暖化に伴い降水量が増加すること、気温上昇により化学的風化作用が増大することなどが考えら得ている。

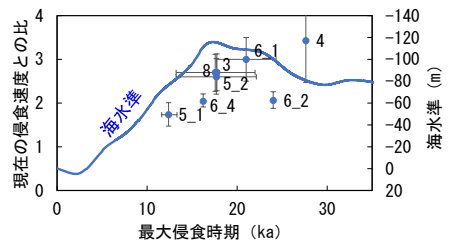
### ③乾燥域

乾燥域では侵食速度が小さく、パルス状に侵食速度が大きくなる時期があるが、ペルーでは最寒冷期には湿潤な環境にあったと推定され、侵食速度がやや大きくなるデータも認められる。

#### ・侵食速度増加の時期・程度

周氷河地域～温暖域では上述した要因（寒冷期における周氷河作用（凍結・融解）による土砂生産量の増加、その後の温暖化の過程での降水量増加による土砂の削剥、および、植生被覆の変化）に伴い、最寒冷期前後に侵食速度が最大となる傾向が確認された。調査した文献においては、侵食速度の最大値は現在に比べ約2～3倍程度大きかった可能性が示されている（図 2.2-13）。

文献	現在の侵食速度 (mm/y)	現在との比	時期 (Ka)	気候区分	地域	
1 Scheler et al., 2015		2~4	10~40	周氷河地域	ヒマラヤ	
2 Marshall, 2015		2.5	22	周氷河地域	オレゴン (USA)	
3 Blanckenburg, 2006	0.03	2.7	18	周氷河地域	オランダ	
4 Marshall et al., 2016	0.10	3.5	32	周氷河地域	オレゴン (USA)	
5 Schaller et al., 2002	0.04 (フランス) 0.03 (オランダ)	1.7	12	周氷河地域	フランス、オランダ	
6 Dosseto., 2016		3	21	温暖域	カリフォルニア	
	0.10	2	24	周氷河地域	オレゴン (USA)	
		1.8	10	周氷河地域	フランス	
		2.7	20	周氷河地域	オランダ	
	0.05	?	?	パルス状	乾燥域	ペルー
		?	?	パルス状	乾燥域	ペルー
7 Riebe et al., 2001		1.3~1.35	20~35	温暖域	テキサス (USA)	
8 Scheler et al., 2006	0.03	2.7	18	周氷河地域	オランダ	



※ 現在・最大侵食速度の値が記載されている文献のみプロット

図 2.2-13 TCN による過去の最大侵食速度と時期の関係

### (2) 対象地域における気候変動に対する考え方の整理

#### ・気候変動に伴う土砂生産量変化の要因

対象地域は周氷河地域であり、周氷河作用による土砂生産量の増加が想定される。また貝塚 (1998) (21)による最終氷期寒冷期の植生限界では（図 2.2-14）、北海道および東北日本北部は標高数 100m 程度の低山城まで森林限界が低下していたことになり、植生被覆の現象も一因であると想定される。

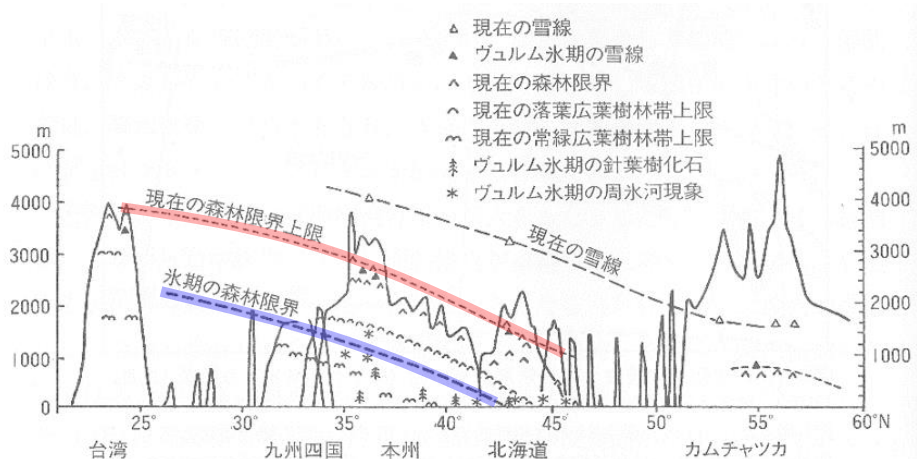


図 2.2-14 最終氷期最寒冷期の森林限界 貝塚 (1998) (21)

#### ・気候変動に伴う土砂生産量変化の傾向・モデルの妥当性

地形変化評価では、斜面域における侵食量が気候係数（海水準変動に伴い変化）に反比例すると仮定することで、斜面域での寒冷期の土砂生産量増加を考慮している。（1）に示したように、侵食変化の要因は周氷河作用（気温）・降水量・植生被覆の変化によって生じるものの、その傾向は概ね海水準変動に類似している。対象地域は海に面した河川を主流とする流域であり、海水準変動によって侵食速度の変化を一次近似的に扱うことは可能と考えられる。

## 2.2.4 不確かさを考慮した将来十万年スケールの地形変化評価

山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域（図 2.2-15 および図 2.2-16）を対象に、不確かさを考慮した将来十万年スケールの地形変化評価を実施した。

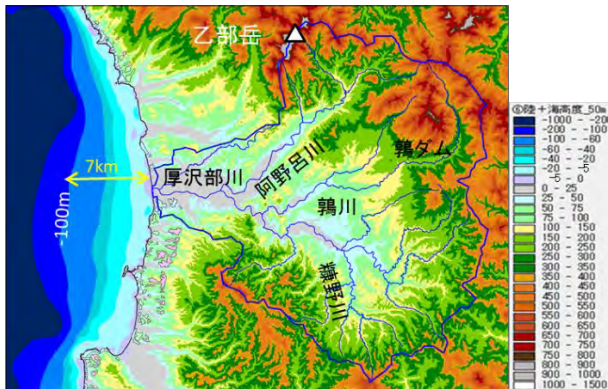


図 2.2-15 対象地域（標高および水系）

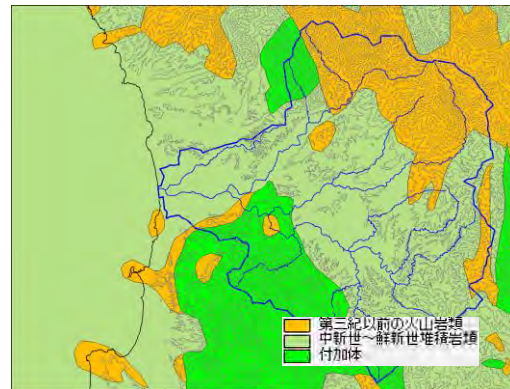


図 2.2-16 対象地域（地質分布）

### 2.2.4.1 評価方法

#### (1) 評価コード

地形変化評価は、地形変化の営力（隆起・侵食等）を数式化し、侵食によって土砂が生産され、生産された土砂が運搬され堆積することを模擬した、地形変化シミュレーションにより行った。本評価では、日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社（現 JX 金属探開株式会社）が特許権者の特許（特許第 5422833 号）による方法を用いたコード (JAEAsmtp) を用いた。本モデルでは、領域を斜面域・河川域・海域に分け、各領域に特徴的なモデルを用いて、メッシュ分割した領域に対して土砂移動を行う。JAEAsmtp での領域設定と考慮できる現象を、図 2.2-17 に示す。なお各モデルの前提・詳細および他コードとの比較については、2.2.5 に記載する。

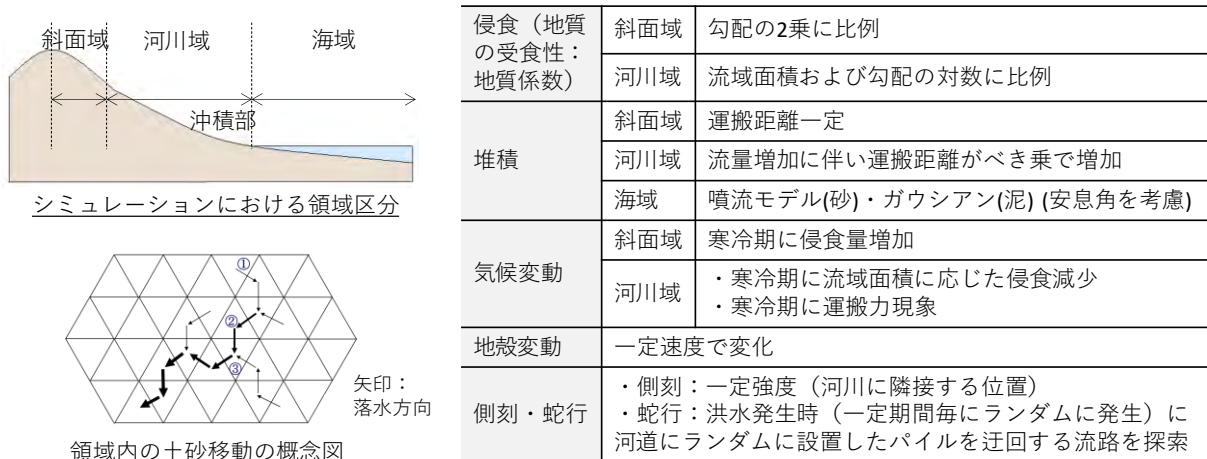


図 2.2-17 JAEAsmtp の概要

#### (2) 評価期間

評価は氷期一問氷期 1 サイクルを対象に実施する。現在～将来の評価では 12.5 万年（過去の海水準変動 1 サイクル）、過去～現在の評価では MIS5e（12.6～11.5 万年前）において海水準が 0m となる 11.76 万年前から現在までとした。

#### (3) 入力データとその不確かさ



入力データは平成 30 年度および平成 31 年度報告書の内容を踏襲するが、地質係数・平均侵食速度については 2.2.3 の評価結果を反映させた。現在～将来の地形変化評価では基本ケース（ケース A）に加え、地形変化評価における入力データ・拘束条件の不確かさとして、隆起速度（ケース B）、地質係数（ケース C）、平均侵食速度（ケース D）を考慮した。入力データとその不確かさの設定の概要を以下に示す（【】：今年度の変更箇所）。

● 隆起速度

隆起速度に対する不確かさは、海成段丘<sup>(22,23)</sup>・河成段丘からの推定値に基づき、陸域（一様隆起）の隆起速度をケース A（基本ケース）：0.3 mm/y に対し、ケース B（隆起速度の不確かさ）：0.25 mm/y と設定した（図 2.2-18）。なお対象地域において傾動隆起の可能性もあるが、山間部・海域の隆起速度を推定できるデータがないため今回は考慮していない。

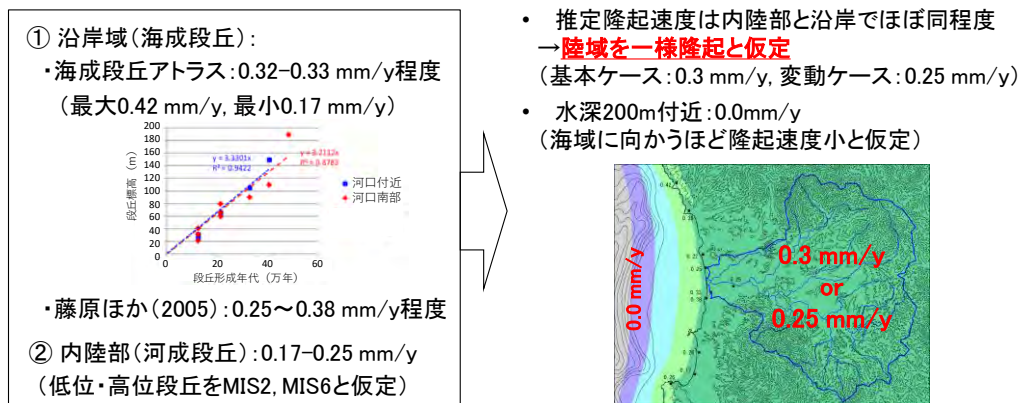


図 2.2-18 不確かさの設定（隆起速度）

● 地質係数【本年度：2.2.3.1 の検討結果を反映】

地質係数については、ケース A（基本ケース）に対しては 2.2.3.1 での河床縦断形解析に基づく検討結果から設定し、ケース C（地質係数の不確かさ）は平成 31 年度と同様にコントラストを付けた設定値とした（表 2.2-4）。

表 2.2-4 不確かさの設定（地質係数）

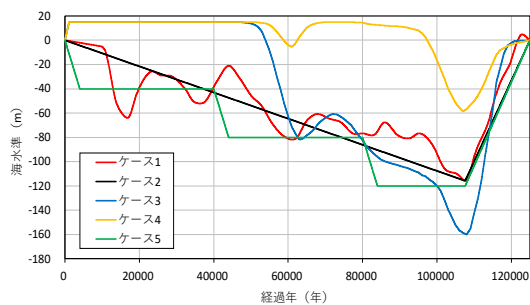
地質	地質係数	
	ケース A（基本ケース）	ケース C（地質係数の不確かさ）
中新世～鮮新世堆積岩類 (シルト・岩石の互層)	300	200
中新世～鮮新世火山岩類 (凝灰角礫岩)	500	600
付加体 (砂岩・泥岩・チャート)	400	400

● 平均侵食速度【本年度：2.2.3.2 の検討結果を反映】

平均侵食速度（領域・期間平均）は過年度までと同様に、ケース A（基本ケース）は 0.089mm/y（ダム堆砂量および海成段丘の侵食速度と高度分散量の関係に基づく推定値）とした。ケース D（平均侵食速度の不確かさ）は、過年度までは 0.0445 mm/y（寒冷期の降雨量減少から仮定）としていたが、本年度は 2.2.3.3 で整理した寒冷期の侵食速度増加の可能性を考慮し、2.2.3.2 での推定値（0.18 mm/y）に変更した。

● 海水準変動

将来のグローバルな海水準変動は、平成 31 年度と同様に温暖化等の影響を考慮した 5 つのケースを設定した。



ケース	設定	設定理由
1	過去12.5万年間と同じ変動	過去の外挿
2	過去12.5万年間と同じ変動（単純化）	海水準の小規模な振動の影響の把握
3	数値シミュレーションに基づく設定 ・将来5万年間：間氷期が継続（最大15m） ・寒冷化（約6万年後にMIS4と同程度まで低下、約11万年後に最大160mまで低下）	間氷期が継続・海水準変動が大きい場合（RWMD, AN1-5に類似） ・気温上昇に伴う海水準変動は15m程度で平衡（+2°Cで約10m上昇） ・間氷期は約数万年継続 ・過去の最低海水準：-150m程度
4	数値シミュレーションに基づく設定（RWMD, AN8に類似）	間氷期が継続・海水準変動が小さい場合（CO <sub>2</sub> の影響大）
5	初期に大きく低下、一定期間低海水準維持 ・0.01m/yで低下し4000年で-40m、これを3回繰り返して-120mまで低下、その後上昇	低海水準が持続した場合の影響の把握

図 2.2-19 将来の海水準変動のケース設定

#### (4) 拘束条件

拘束条件の設定は基本的に平成31年度と同じであり、許容誤差は河床縦断形に対しては河成段丘（MIS2 および MIS6）の計測値の幅、埋没谷深度は周辺河川での沖積層下限（天野川 35, 50m、後志利別川 55m（岡(2009)<sup>(24)</sup>）および寒冷期の河床縦断形からの推定（60m 前後）から設定した（表 2.2-5）。

昨年度からの変更点は、(3) で示したようにケース D に対する平均侵食速度の値（0.18 mm/y）である。この推定においては地質補正に対する不確かさがあると考えられることから、ケース A に比べて大きな許容誤差を仮定した。

表 2.2-5 拘束条件の設定値

拘束条件	値（許容誤差）
平均侵食速度	ケースA（基本ケース）：0.089（±0.001）mm/y ケースD（平均侵食速度の不確かさ）：0.18（±0.005）mm/y
河床縦断形（河床高）	流下長15km：105.1m, 流下長23km：23.7m（±20m）（図 2.2-20）
埋没谷深度	55m（±15m）
谷底侵食低地の幅	Sect. 1：1.0 km, Sect. 2：0.8 km, Sect. 3：1.6 km（±0.3 km）（図 2.2-21）

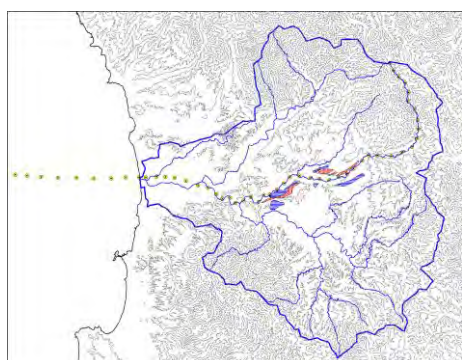


図 2.2-20 河床縦断形の位置および河成段丘  
（赤：高位段丘、青：低位段丘）

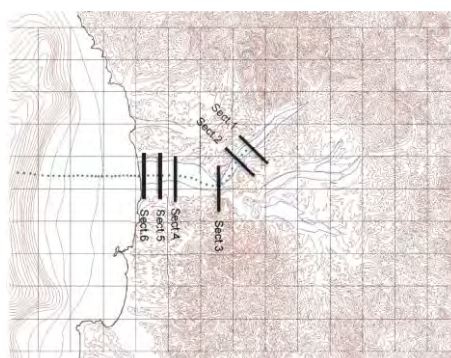


図 2.2-21 谷底侵食低地の幅の評価位置（Sect. 1～3）

#### (5) 古地形の設定

過去～現在の地形変化評価では、古地形をスタートとした約12万年間の解析を行う。対象地域では現在残されている過去の情報（段丘等）が限られており、3次元的にある1つの正しい古地形を推定することは困難である。また侵食や堆積の大きさは、サイトの特性（地形の形状や地質等）や気候などによって異なるため、過去～現在の標高変化量を一律に仮定することは現実に則さない。

一方既往評価では、Ma スケールの長期を対象とする場合は初期地形が重要であるが、短いスケールでは初期地形の影響が小さいことが指摘されており (Peeters et al., 2006, Barnhart, 2020) <sup>(25)(26)</sup>、これに基づき 50ka を対象に初期地形を現地形とした検討例もある (Bock, 2018) <sup>(27)</sup>。また対象地域の地殻変動は安定的で主要河川が平衡状態にある。そのため、現地形を初期地形とした標高変化は過去 12 万年間の標高変化に類似しており、現地形を初期地形と仮定してもパラメータ評価への影響は小さい可能性がある。しかしながら、実際には氷期—間氷期 1 サイクルの間で地形は変化するため、影響を考慮する必要があると考えられる。

そこで本評価ではまず、現地形を初期地形とした氷期—間氷期 1 サイクルの評価を行い、氷期—間氷期 1 サイクルの標高変化量を推定した。さらに推定した標高変化量に基づく約 12 万年前の古地形を用いて、過去～現在の再現性の検討を行った (図 2.2-22)。

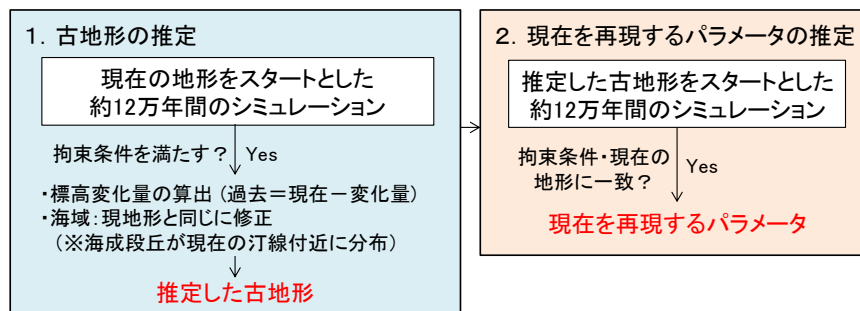


図 2.2-22 過去～現在の地形変化評価の流れ

#### 2.2.4.2 将来の地形変化評価に用いるパラメータの推定 (過去～現在の地形変化評価)

パラメータ評価において、ケース A～C に対する過年度からの設定変更 (火山岩および付加体に対する地質係数の変更 (100 程度の違い)) が拘束条件および集水域内の地形変化に与える影響は小さかった。この要因としては、対象地域の基盤地質が主に堆積岩から成ること、および、地質係数の違い (100 程度) による影響が小さいこと (2.2.4.3 (1) で後述) が挙げられる。しかし平均侵食速度を過年度の倍の値に変更したケース D に対しては、下記に記すように近似モデルを用いたパラメータ推定ができず、モデルの変更を行った上でパラメータ評価を行う必要があった。以下にケース D に対する過去～現在の評価について示す。

##### ・寒冷期の侵食量増加に対するモデル変更

地形変化評価パラメータは図 2.2-2 に示すように、拘束条件に対する近似モデルに基づく推定を基本とする。しかし、ケース D (平均侵食速度 0.18 mm/y) に対しては、近似モデルを用いた拘束条件を満たすパラメータ推定ができなかった。そのため、斜面域での寒冷期の侵食量増加に対するモデルの見直しを行った。従来、斜面侵食は気候係数 (海水準変動に類似) に反比例するとして考慮していた。一方既往研究での例として、以下が挙げられる：

○SaLEM (Bock, 2018<sup>(27)</sup>; Bloom, 1998<sup>(28)</sup>; Cox, 1980<sup>(29)</sup>を参考)

周氷河作用による風化：年平均気温 (T) と相関

$$F_0 \frac{(T + (\alpha \cdot R)) - T_{max}}{(T_{min} - T_{max}) \cdot \cos\beta}$$

( $F_0$ ：平坦面での凍結破砕による最大風化厚さ、 $R$ ：レゴリス (表土) 厚、 $\alpha$ ： $R$  に対する緩衝パラメータ、 $\beta$ ：勾配、 $T$ ,  $T_{max}$ ,  $T_{min}$ ：年間平均気温の値、最大値、最小値 (°C))

○LAPSUS (Temme, 2011<sup>(30)</sup>; Matsuoka, 2001<sup>(31)</sup>, 2005<sup>(32)</sup>; Follain's, 2006<sup>(33)</sup>を参考)

斜面侵食に対し、ソリフラクションおよび植生の影響を考慮

$$q_s \propto \Lambda_{s,t} \cdot solifactor_{s,t} \cdot (1 - V_{s,t})$$

( $q_s$ ：土砂フラックス、 $\Lambda$ ：勾配、 $solifactor = 1 + \log(outflow + infiltration)$ ：1-5 の値、 $V$ ：植生被覆 (規格化))

このうち LAPSUS は JAEAsmtp と同様に、斜面侵食式で寒冷期の侵食量増加を考慮している。侵食速度の不確かさケースではこれを参考に、斜面侵食が気候係数の 2 乗に反比例するとして周氷河作用と植生の影響を近似的に考慮した。

古地形の推定・現在を再現するパラメータの推定結果を以下に示す。

### (1) 古地形の推定

拘束条件を満たすパラメータおよび拘束条件の値を、全ケースに対し表 2.2-6 および表 2.2-7 に示す。ケース D (0.18 mm/y) では、河床縦断形に対する拘束条件 (流下長 23km) の拘束条件以外では、拘束条件を満たしている。これは侵食速度を大きくした場合、侵食された土砂が現状のモデルでは下流側に運搬されにくかったことを示している。パラメータとしては、河川係数 (勾配)・斜面係数の 2 つの侵食に対する係数が、他ケースより増加している。

ケース D に対する古地形の推定結果を、比較のためケース A と合わせて図 2.2-23 に示す。ケース A (侵食速度 0.089 mm/y) の場合、斜面域での推定した古地形と現地形との差は 30m 程度と、ほぼ隆起量に相当する。対象地域が過去海に沈んでいたことを考慮すると上昇傾向にあることは妥当と考えられる。一方ケース D (侵食速度 0.18 mm/y) の場合、上昇傾向は類似しているが斜面域でも侵食量が増えるため、古地形と現地形の標高差が小さくなっている。また勾配の大きな河川上流では侵食される傾向にある。河川域では、ケース A,D ともに河床縦断形が古地形と現地形で類似しており、平衡河川としての拘束条件を満たしている。

表 2.2-6 パラメータの推定結果 (古地形の推定)

ケース	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径 係数	気候 係数	側刻 強度	側刻 振幅係数	安息角 (泥)	安息角 (砂)
ケースA (基本ケース)	0.0015	0.0005	0.0035	8	0.66	0.09	0.4	1°	5°
ケースB (隆起速度の不確かさ)	0.0015	0.0005	0.0035	8	0.7	0.07	0.5	1°	10°
ケースC (地質係数の不確かさ)	0.001	0.0005	0.0035	8	0.7	0.09	0.4	1°	5°
ケースD (平均侵食速度の不確かさ)	0.001	0.01	0.0038	8	0.8	0.06	0.3	1°	5°

表 2.2-7 拘束条件の値 (古地形の推定)

ケース	平均侵食速度 (mm/y)	河床高 (m) (流下長 15km)	河床高 (m) (流下長 23km)	埋没谷深度 (m)	谷底侵食低地の幅 (m)		
					Sect. 1	Sect. 2	Sect. 3
設定値	0.089 / 0.18	105.1	23.7	-55	1.0	0.8	1.6
ケースA (基本ケース)	0.087	93.7	35.7	-44.6	0.7	0.7	1.0
ケースB (隆起速度の不確かさ)	0.090	99.8	34.4	-44.9	0.7	0.7	1.6
ケースC (地質係数の不確かさ)	0.091	90.2	40.6	-41.8	0.8	0.7	1.2
ケースD (平均侵食速度の不確かさ)	0.180	93.5	47.1	-38.6	0.7	0.5	1.0



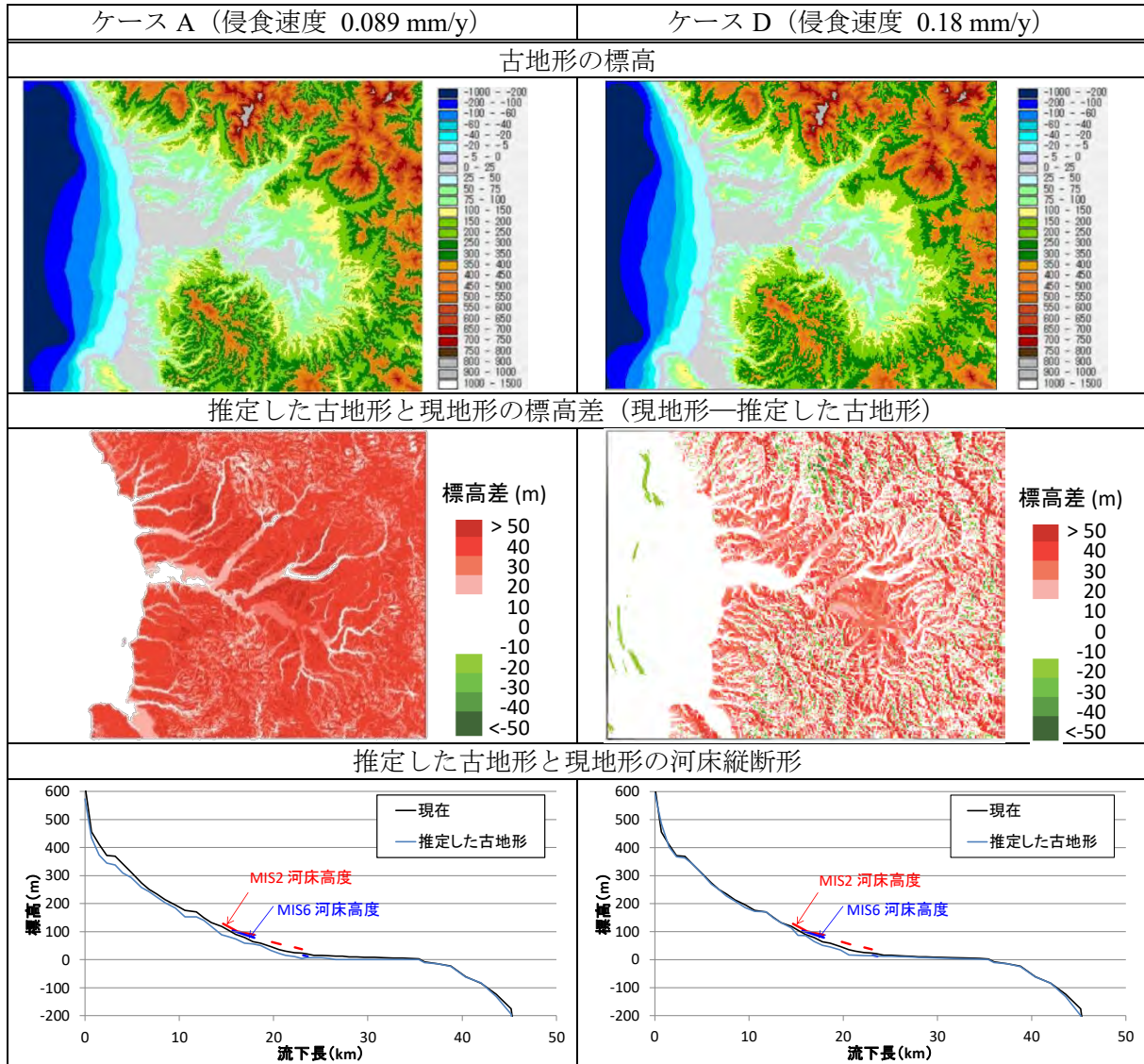


図 2.2-23 古地形の推定結果 (ケース A およびケース D)

(2) 過去～現在の地形変化評価（現在を再現するパラメータの推定）

拘束条件を満たすパラメータおよび拘束条件の値を、全ケースに対し表 2.2-8 および表 2.2-9 に示す。侵食速度の不確かさケース (0.18 mm/y) では、河床縦断形に対する拘束条件（流下長 15km）の拘束条件以外では、拘束条件を満たしている。

ケース D に対する現在の地形の再現結果を、比較のためケース A と合わせて図 2.2-24 に示す。推定した現地形と実際の現地形の標高差は、ケース A では 8 割以上、ケース D では 7 割以上が ±15m 以内に収まった。ケース A では主要河川の河口付近で内陸側に 1.5～2km 程度汀線が入り込む傾向にあり、埋没谷における沖積層の堆積厚が現在に比べ小さい。一方ケース D では汀線の形状は現在に類似しており、埋没谷の再現性が向上している。領域中央に位置する主要河川の河床縦断形の変化を見ると、下流側では気候変動に伴う埋没谷形成により標高の変化量が大きいですが、中流～上流では変化が小さくなっている（中流域：平衡河川の条件）。ただし山側に分布する勾配の大きな河川上流では侵食が大きく、現在の地形と乖離する傾向が見られる。

表 2.2-8 パラメータの推定結果（現在の地形の再現）

ケース	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径 係数	気候 係数	側刻 強度	側刻 振幅係数	安息角 (泥)	安息角 (砂)
ケースA (基本ケース)	0.0015	0.0005	0.0035	7.5	0.7	0.08	0.4	1°	4°
ケースB (隆起速度の不確かさ)	0.001	0.001	0.0035	7.5	0.58	0.03	0.3	1°	5°
ケースC (地質係数の不確かさ)	0.001	0.0005	0.004	8	0.7	0.09	0.4	1°	5°
ケースD (平均侵食速度の不確かさ)	0.001	0.006	0.007	10	0.8	0.09	0.3	1°	5°

表 2.2-9 拘束条件の値（現在の地形の再現）

ケース	平均侵食速度 (mm/y)	河床高 (m) (流下長 15km)	河床高 (m) (流下長 23km)	埋没谷深度 (m)	谷底侵食低地の幅 (m)		
					Sect. 1	Sect. 2	Sect. 3
設定値	0.089 / 0.18	105.1	23.7	-55.0	1.0	0.8	1.6
ケースA (基本ケース)	0.084	99.2	39.8	-42.6	1.1	0.7	1.5
ケースB (隆起速度の不確かさ)	0.085	100.3	38.3	-46.0	1.1	0.8	1.0
ケースC (地質係数の不確かさ)	0.093	93.1	43.6	-43.8	1.1	0.7	1.6
ケースD (平均侵食速度の不確かさ)	0.176	79.3	46.7	-41.5	1.1	0.6	1.6



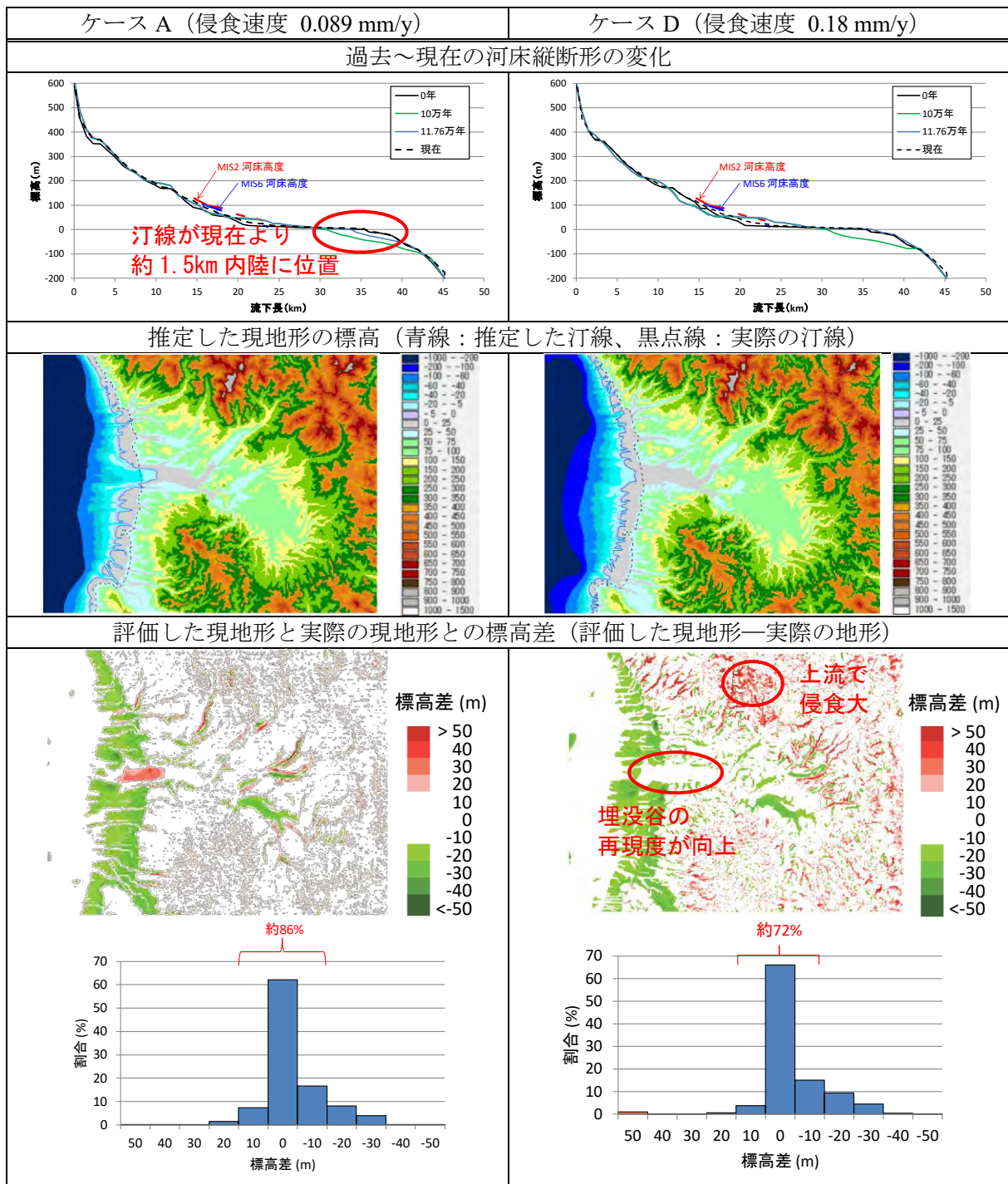


図 2.2-24 推定した古地形～現在の評価結果 (ケース A および D)

### 2.2.4.3 不確かさを考慮した現在～将来の地形変化評価

対象地域において、不確かさを考慮した現在～将来（12.5 万年後）の地形変化評価を実施した。解析ケース一覧を表 2.2-10 に示す。評価は実際の現在の地形をスタートとし、表 2.2-8 で求めた現在を再現したパラメータを将来への評価にもそのまま適用した。

表 2.2-10 解析ケース（現在～将来の地形変化）

No.	地形変化	海水準変動
A-1	基本ケース	ケース 1（過去 12.5 万年間と同じ）
A-2	・隆起速度：陸域 0.3 mm/y	ケース 2（ケース 1 を単純化）
A-3	・地質係数：	ケース 3（間氷期が継続・変動大）
A-4	堆積岩(300), 火山岩(500), 付加体(400)	ケース 4（間氷期が継続・変動小）
A-5	・平均侵食速度：0.089 mm/y	ケース 5（ケース 1 に類似・低海水準持続）
B-1	変動ケース（隆起速度）	ケース 1（過去 12.5 万年間と同じ）
B-2	・隆起速度：陸域 0.25 mm/y	ケース 2（ケース 1 を単純化）
B-3	・地質係数：基本ケースと同じ	ケース 3（間氷期が継続・変動大）
B-4	・平均侵食速度：基本ケースと同じ	ケース 4（間氷期が継続・変動小）
B-5		ケース 5（ケース 1 に類似・低海水準持続）
C-1	変動ケース（地質係数）	ケース 1（過去 12.5 万年間と同じ）
C-2	・隆起速度：基本ケースと同じ	ケース 2（ケース 1 を単純化）
C-3	・地質係数：	ケース 3（間氷期が継続・変動大）
C-4	堆積岩(200), 火山岩(600), 付加体(400)	ケース 4（間氷期が継続・変動小）
C-5	・平均侵食速度：基本ケースと同じ	ケース 5（ケース 1 に類似・低海水準持続）
D-1	変動ケース（平均侵食速度）	ケース 1（過去 12.5 万年間と同じ）
D-2	・隆起速度：基本ケースと同じ	ケース 2（ケース 1 を単純化）
D-3	・地質係数：基本ケースと同じ	ケース 3（間氷期が継続・変動大）
D-4	・平均侵食速度：0.18 mm/y	ケース 4（間氷期が継続・変動小）
D-5		ケース 5（ケース 1 に類似・低海水準持続）

ケース A-1 および D-1 (海水準変動: 過去の外挿) に対する現在～将来の解析結果を図 2.2-25 現在～将来の地形変化の評価結果（ケース A-1 および D-1）に示す。領域全体の地形変化の傾向はケース A と D で類似しており、海退時に河川の下刻により沖積層が削られ、その後の海進に伴う堆積により、現在と同程度の埋没谷が形成されている。一方侵食速度の違いは沿岸域の沖積層分布、および、勾配の大きな上流域の標高に表れており、ケース D の方が埋没谷の再現度が高い。なお、全ケースの評価結果は Appendix-I に示す。また過年度からの地質係数の変更に伴う結果の違いについても、合わせて Appendix-I に示す。

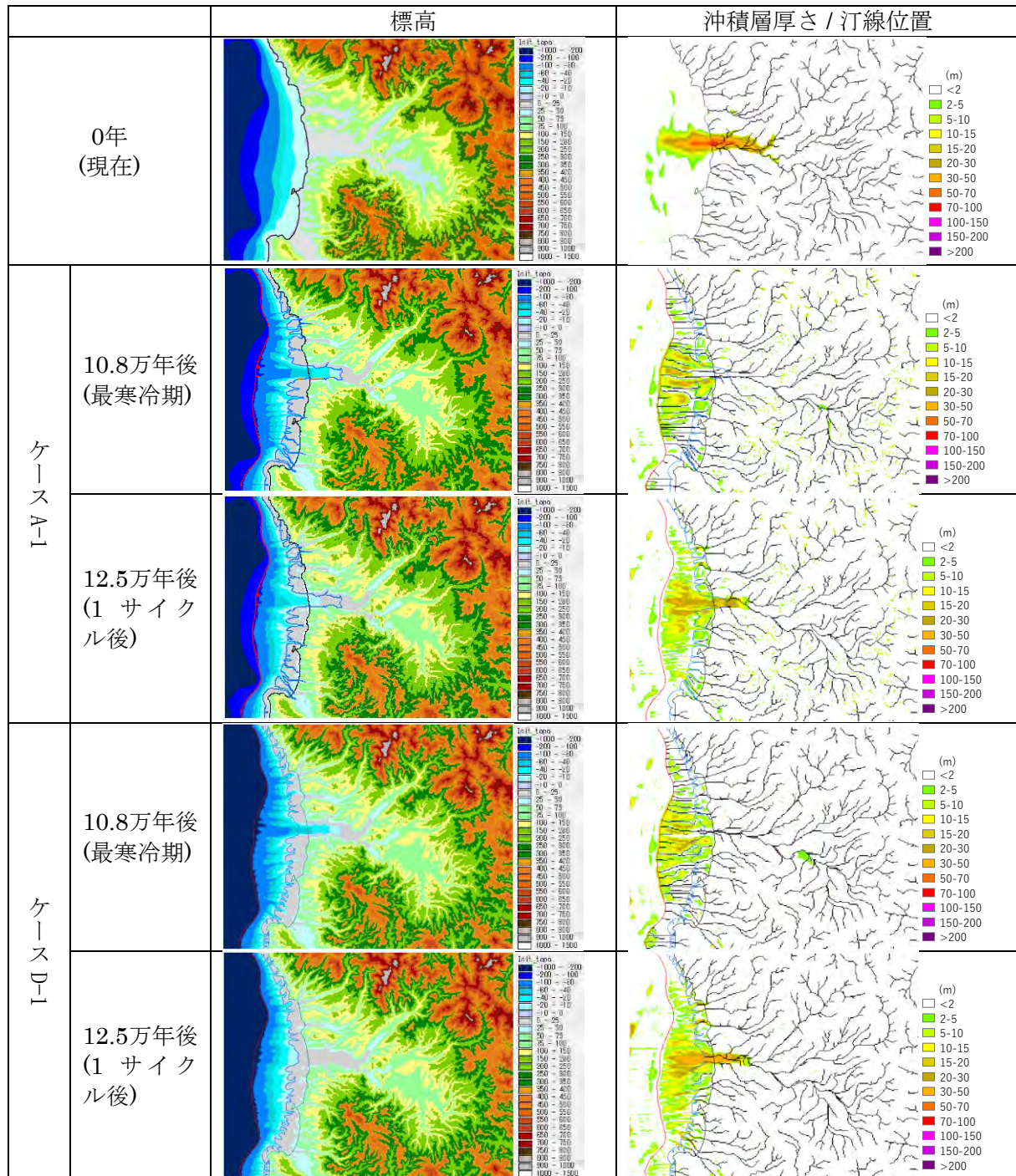


図 2.2-25 現在～将来の地形変化の評価結果 (ケース A-1 および D-1)  
(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))

不確かさに伴う将来の地形変化への影響 (埋設深度・地形勾配) として、将来の最大侵食量・平均地形勾配への影響を全ケースの結果に基づき整理した。その結果を以下に示す。

(1) 将来の最大侵食量への影響

各ケースに対する将来 12.5 万年間の最大侵食量を、図 2.2-26 に示す。不確かさの要因として影響が大きなもの、海水準変動および平均侵食速度の 2 つで、対象地域では隆起速度の不確かさ (一様隆起の値)・地質係数の不確かさ (100 程度の違い) による影響は小さかった。

影響が大きな範囲は埋没谷周辺の沿岸域・河川域であり、埋没谷周辺では海水準変動の影



響に伴い最大 85m 侵食する結果となった。河川上流では平均侵食速度の不確かさの影響が大きく、ケース D では 80m 以上の侵食が見られた。これについては過大評価の可能性はあるが、ケース A-C でも河川上流では 40m 以上の侵食が見られ、影響は大きいと考えられる。

影響が小さな範囲は勾配の小さな中～下流の斜面域であり、谷となっている部分を含めても侵食量は最大約 10m であった。

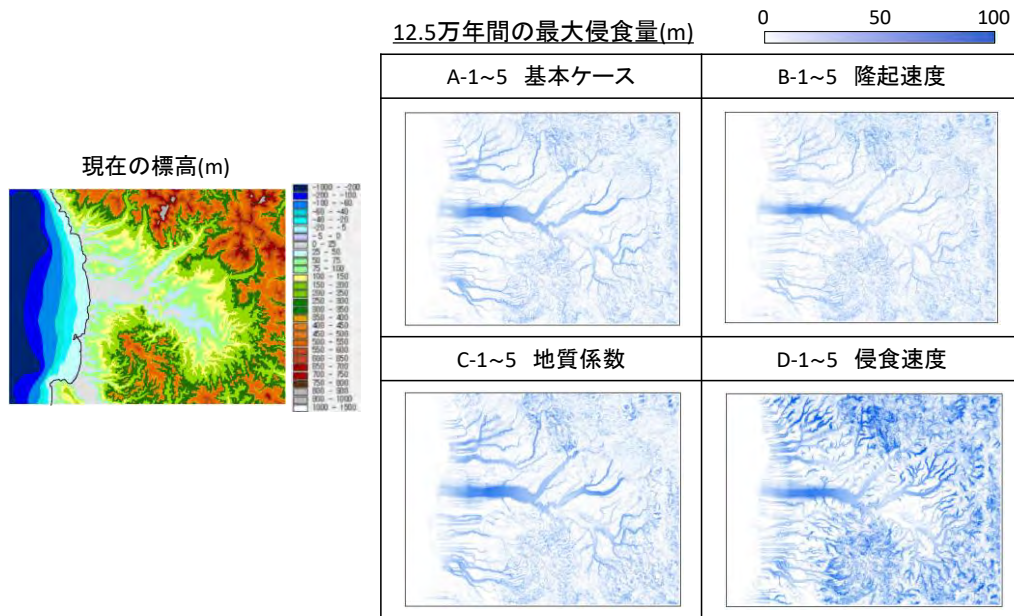


図 2.2-26 将来 12.5 万年間の最大侵食量

## (2) 地形勾配への影響

不確かさによる影響を見るため、地質・領域毎に設定した代表的な領域 ((3km)<sup>2</sup>) (図 2.2-27) における平均地形勾配を、各ケースに対し比較した。

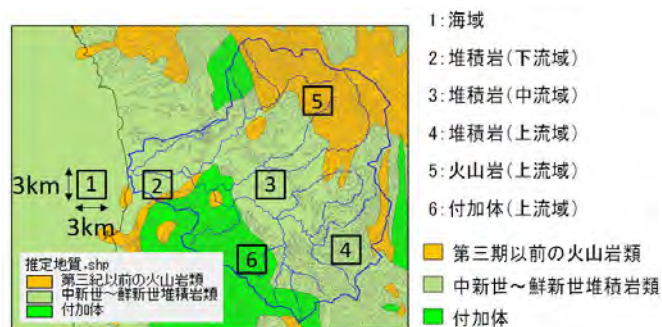


図 2.2-27 地質及び地形の違いを考慮した代表的な領域の設定

平均地形勾配の時間変化を、図 2.2-28 に示す (ケース A-1~5、および、ケース B-1, C-1, D-1)。沿岸域 (海域、堆積岩 (下流域)) では海水準変動に応じた地形勾配の変化が見られ、侵食速度の不確かさも加えると最大で約 5% 勾配が増加した。上流域では気候変動 (周氷河作用、海水準変動に応じて近似的に考慮) の不確かさの影響 (ケース A-4)・平均侵食速度の不確かさの影響 (ケース D-1) が見られる。一方中流域では、すべてのケースで傾斜は一樣に上昇傾向にあり、隆起速度 (ケース B-1) による違いは見られるがケース間の勾配の変動幅は 1% 程度であることから、地形変化・海水準変動の不確かさに伴う将来の地形勾配の変動幅は小さいことが確認された。全ケースに対する評価結果は Appdnedix I に示す。

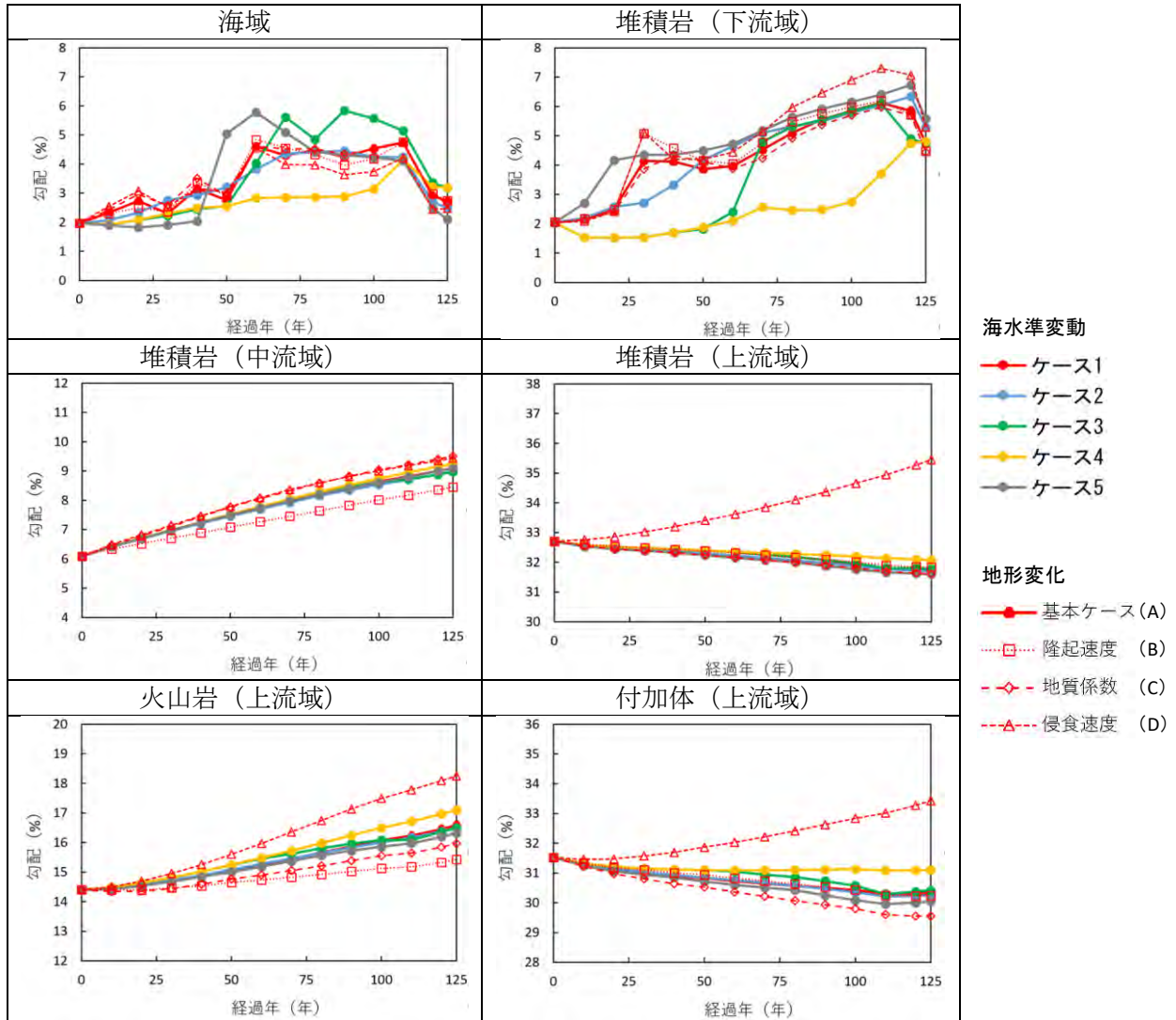


図 2.2-28 代表領域における地形勾配の経時変化（ケース A-1～5, B,C,D-1）

(3) 地形変化評価のパラメータの不確かさによる影響の整理

(2) の解析結果を踏まえ、地形変化評価のパラメータの不確かさが対象地域の将来の地形変化に与える影響を領域・要因別に整理した結果を、表 2.2-11 および表 2.2-12 に示す。

表 2.2-11 不確かさが対象地域の将来の地形変化に与える影響（領域別）

領域	影響範囲	不確かさによる影響（重要因子・影響の程度）
内陸部	影響大 河川域・勾配の大きな上流域	<ul style="list-style-type: none"> <li>重要因子：海水準変動・平均侵食速度（勾配の大きな上流域）</li> <li>影響（埋設深度）：河川域（平衡河川）での侵食量は隆起速度相当、上流域では40m程度侵食される。平均侵食速度が大きい場合、より侵食量が大きくなる可能性がある。</li> <li>影響（地形勾配）：不確かさに伴い、地形勾配は2～3%程度変動する。</li> </ul>
	影響小 中～下流域の斜面域	<ul style="list-style-type: none"> <li>影響（埋設深度）：侵食量は谷部でも最大で10m程度である。</li> <li>影響（地形勾配）：海水準変動に伴う地形勾配の変化は見られず、ほぼ一様の変化を示す。</li> </ul>
沿岸域	影響大 埋設谷周辺の河川域	<ul style="list-style-type: none"> <li>重要因子：海水準変動の不確かさ（地形勾配は各ケースの海水準変動に応じて変動）</li> <li>影響（埋設深度）：埋設谷周辺での侵食量は埋設谷深さより大きく、最大85m侵食される。</li> <li>影響（地形勾配）：海水準変動に連動し、地形勾配への影響が経時的に変化する（6%程度）</li> </ul>

表 2.2-12 不確かさが対象地域の将来の地形変化に与える影響（要因別）

不確かさ	不確かさによる影響		比較したケース	
	影響範囲 [理由]	影響の程度		
海水準変動	小規模な振動の有無	過去の海水準変動と同様の振動を考慮した場合と単純化した場合では、海域・下流域の地形勾配の経時変化に違いが現れる	振動の有無による標高・地形勾配の変化は最大で1%程度であり、その他の要因に比べて小さい	A-1 および A-2
	間氷期の継続	間氷期の継続期間には地形勾配はほぼ変化しないが、河川域・沿岸域の標高に違いが現れる [海水準が一定の場合、上流からの土砂が海域に堆積し続けるため]	河川域・沿岸域の標高は沖積層の堆積により、間氷期が継続しない場合に比べ、数十mの差が生じる	A-3, 4 および A-1, 2, 5
	海水準の低下の程度	海水準の低下の程度による違いは、海域・下流域で最も大きく現れる [海水準の低下に伴い河川の下刻による侵食が生じるため]	海水準の低下が小さい場合、海域・下流域の地形勾配は他ケースと最大約3%異なる	A-4 および A-1, 2, 3, 5
		海水準の低下の程度が大きく異なる場合、上流域でも影響が見られる [海水準変動は気候変動に伴う周氷河作用の大小に関連するため]	海水準の低下が小さい場合、上流域の地形勾配は他ケースと最大約1%異なる	
低海水準の持続	低海水準の持続による影響は、海域・下流域で現れる*	低海水準が持続しながら-120mまで低下する場合、海水準が-160mまで低下する場合と同程度の地形勾配の変動が見られる	A-5 および A-1, 2, 3, 4	
隆起速度	中流域で変化が見られる [海域：基本ケースと隆起速度の設定が同じため (0 mm/y)、上流域 (斜面域)：基本ケースと斜面係数 (斜面の侵食の大きさ) が同じため]	陸域 (一様隆起) の設定の違い (0.05 mm/y) に伴う地形勾配の違いは最大1%で、他の不確かさに比べて小さい	A-1 および B-1	
地質係数	中・上流域で変化が見られる	地質係数のコントラストを大きくした (100ずつ変化した) 場合、中・上流域における地形勾配の変化が大きくなる (最大約1%)	A-1 および C-1	
侵食速度*	勾配の大きな上流域 (特に河川上流) で変化が見られる [基本ケースとの違いは河川係数 (勾配) ・斜面係数に現れ、これに伴う侵食量の違いは勾配が大きい領域ほど現れるため]	平均侵食速度の設定値を倍にした場合、上流域における地形勾配が上昇する傾向に変化する	A-1 および D-1	

\* 侵食速度に対する評価結果は、山側で侵食を過大に評価している可能性がある。

以上の結果から、対象地域に類似した山地・河川・平野・海域から構成される集水域を対象に、地形変化評価の妥当性判断における留意点を以下のように整理した。

- ・ 将来の地形変化を評価するためには、サイト固有の入力条件（古地形、隆起速度、沖積層厚さ、地質係数）及び過去～現在の地形変化に対する拘束条件（平均侵食速度、埋没谷深度、河床縦断形、谷底侵食低地の範囲）を調査し、過去～現在に至る解釈・整合性を確認する必要がある。
- ・ 将来の地形変化を評価する上で、海水準変動（温暖化に伴う予測の不確かさ）、および、平均侵食速度（堆積岩地域：長期的な予測の不確かさ）は埋没谷深度・地形勾配の評価結果への影響が大きく、これらの不確かさを考慮することは重要である。
- ・ 海水準変動の不確かさに伴う影響は沿岸域で顕著に表れる。侵食量への影響の観点からは海水準低下の程度・持続期間が重要であり、埋没谷周辺では現在の埋没谷深度以上の侵食が生じる可能性がある。また埋没谷周辺の陸域・海域では、海水準変動に応じて地形勾配が有意に変化する。
- ・ 平均侵食速度の不確かさに伴う影響は上流域で顕著に表れ、隆起速度と同程度かそれ以上の侵食が生じる可能性がある。ただし沿岸域に見られるような海水準変動に応じた顕著な地形勾配の変化は見られない。
- ・ 不確かさを考慮した全ケースの評価の結果、不確かさに伴う将来地形への影響が小さい領域は、中～下流域の斜面域であった。
- ・ サイト特有の拘束条件を満足し、現在の地形の再現性を示すことは、地形変化評価における不確かさの低減、さらに将来外挿への信頼性を向上させ、信頼のある地形変化の評価のためには、この評価プロセスは重要である。再現性が低い場合、モデルや入力データの妥当性についてさらに検討を行う必要がある。



## 2.2.5 まとめと今後の課題

JAEAでは、山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域を対象に、過年度までに将来の不確かさ評価のための検討を進めてきた。平成29年度に構築した将来の地形変化評価方法論・パラメータの総合的な推定方法を基に、平成30年度はモデル検討（海域での堆積、側刻・蛇行）を行い、平成31年度には過去～現在の再現性検討を踏まえた将来の地形変化評価を実施した。本年度は、TCNおよび河床縦断形解析に基づく検討を行い、長期的な平均侵食速度およびサイトの特性を反映した地質係数の推定を行った。また、TCNによる気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査から、寒冷期における侵食速度の変化に関する知見を整理した。これらの検討を反映した過去～将来の地形変化評価を行い、地形変化・海水準変動が将来の埋設深度・地形勾配に与える要因・影響を整理し、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備した。

これらの検討結果から、今後の課題として検討すべき項目として、以下が挙げられる。

- ・ 観測データに基づく評価結果の検証（沖積層厚など）  
JAESmtpでは、河床縦断形の再現性（埋没谷の形成、平衡河川等）に着目した評価を行っている。しかし対象地域では沖積層厚を設定するためのデータがなく、隣接する同規模の河川でのデータに基づき検討を行った。評価の妥当性検証のためには、沖積の基底地形や堆積物の年代に対する測定データが取得されている地域での検討が必要である。
- ・ 測定に基づくパラメータの設定に関する検討  
地質係数については、機械的強度／地形的な観点／化学的な組成・風化の観点からの検討を行う必要があると考えられる。機械的強度として、過年度までに一軸圧縮強度に基づく検討を実施したが一般値に対する検討だったため、今後現地データに対する検討が必要である。地形的な観点としては、今年度実施した河床縦断形解析に基づく検討に対応するが、まだ適用例が少ないため他地域においても適用性を確認した上で検討を進める必要がある。化学的な組成・風化の観点について、測定データを踏まえた検討は未実施であり、今後検討すべき項目である。
- ・ 地質・地形的特徴の異なる地域での検討  
評価手法の妥当性判断のためには、異なる特徴を持つ地域での検討が必要である。
- ・ 侵食・堆積に対するモデルの再検討  
地形変化評価モデルに対しては、現象を表したモデル検討、および、サイト特性に適したモデル設定の2つが必要である。地形変化の各事象に対するモデルの現状と既往評価との比較、これを踏まえた今後の課題を表2.2-13に示す。整理の結果、特に検討が必要と考えられる項目を以下に示す。

### ●河川の侵食

本年度の評価では、侵食速度が大きい場合に河川上流の一部で侵食が大きく、現地形との乖離が見られた。これは河川域・斜面域での侵食・堆積のカップリングが適切でない可能性がある。現在の評価では、河川侵食はSPI（Stream Power Index）に基づき、ストリームパワー（流域面積×河床勾配）の対数値により評価している。一方で岩盤河川に対する侵食式（Detachment-limited model）では標高の変化はストリームパワーに、沖積河川に対する侵食式（Transport-limited model）では侵食フラックスがストリームパワーに比例する。これらに基づく沖積区間を持つ岩盤河川に対する評価方法を今後検討する必要がある。

### ●河川の堆積

河川の堆積に対して、現在の評価では粒径変化モデルにより、堆積範囲が粒径に応じて下流ほど拡大することを考慮している。これは現象を定性的に反映したモデルであるものの、河川の侵食と合わせて現象の適切なモデル化を検討する必要がある。

表 2.2-13 地形変化の各事象に対するモデルの現状と今後の課題 (1 / 2)

事象・プロセス			當力 <sup>1)</sup>	モデル			今後の課題			
				JAEAsmtp				既往評価		
				式	仮定・考え方	根拠		式	仮定・考え方	根拠【使用コード例】
侵食	斜面域	クリーブ	重力 土砂フラックス $\propto$ (勾配) <sup>2</sup>	各事象は長期的にはマスマープレメントとして平均的に進む  (Ohmori(1978) <sup>(34)</sup> , 藤原ほか(1999) <sup>(12)</sup> )	ダム堆砂量/TCNに基づく流域内平均侵食速度と勾配との関係性  (Ohmori(1978) <sup>(34)</sup> , 藤原ほか(1999) <sup>(12)</sup> )	拡散モデル (線形) <sup>(35,36)</sup> $\partial H/\partial t = -\nabla \cdot q_s, q_s = -c\nabla z$	・土壌が1様の厚さで分布 ・風化を考慮しない ・土砂がランダムに移動	短期的・長期的なデータ (TCN) との整合性 (Monaghan et al.(1992) <sup>(37)</sup> ) [CHILD <sup>(38)</sup> , SIBERIA <sup>(39)</sup> , Landlab <sup>(40)</sup> , LAPSUS <sup>(41)</sup> , 野上(2005, 2011) <sup>(42,43)</sup> , 井上・田中(2013) <sup>(44)</sup> ]	現状のモデル (勾配の2乗に比例) は、勾配の小さい範囲で侵食が小さく、大きい範囲で侵食されすぎている恐れがある。河川プロセスとのカップリング確認しながら、長期的 (TCN) ・短期的なデータとの整合性が確認されている拡散モデル (線形/非線形) に対しても有効性を確認する必要がある。	
		崩壊・地すべり				拡散モデル (非線形) $q_s = \frac{c\nabla z}{1 - (\nabla z/S_c)^2}$	勾配が大きな領域では侵食がより大きくなる	Andrews and Bucknam(1987) <sup>(45)</sup> , Roering et al. (1999) <sup>(46)</sup> [CHILD, Landlab]		
		落石・土石流				モール・クーロン式 $F_s = \frac{cL + W\cos\theta \cdot \tan\phi}{W\sin\theta}$ c: 斜面物質の粘着力 W: 地すべり移動体の全重量 L: 地すべり面全体の長さ $\theta$ : 地すべり面の傾斜角 $\phi$ : 摩擦角	地盤のせん断破壊に対する力のつり合い (地下水流動を合わせて考慮する例が多い)	— (※万年スケールの長期を対象とした地形変化評価コードでの検討例なし)		現状はクリーブと合わせて影響を考慮しているが、急傾斜な地域や地すべりが特な地域ではモデル化を検討する必要がある。評価方法として、地形変遷モデルでもモール・クーロン式を用いた評価事例はあるが (Strauch et al. (2018))、実際には地下水面を合わせて考慮する必要がある。そのため、サイトに応じた安息角の導入等によって考慮することが考えられる。
	河川域	河川侵食 (岩盤河川・沖積河川)	掃流力 重力 側方侵食	SPI (Stream Power Index)	Wilson and Lorang (2000) <sup>(49)</sup> , Teyler (2013) <sup>(50)</sup>	Detachment-limited model $\partial H/\partial t = KA^m S^n$	[対象: 岩盤河川] 河床が侵食されにくい場合、最大侵食量が運搬される	Howard and Kerby(1983) <sup>(51)</sup> [CHILD, SIBERIA, Landlab, LAPSUS]	河床高度の変化に対する物理モデルとして既往評価で一般的に用いられている、Transport-limited model (沖積河川) および Detachment-limited model (岩盤河川) に対し、両者を考慮できるようなモデル化を検討する必要がある。	
						Transport-limited model $q_s = KA^m S^n$	[対象: 沖積河川] 河床が侵食されやすい場合、河川の最大運搬可能量が運搬される	Kirkby(1971) <sup>(52)</sup> [CHILD, SIBERIA, Landlab, LAPSUS, 井上・田中(2013)]		
		側刻・蛇行 (洪水)	・パイルを用いてランダムな蛇行を表現 ・河川両側のメッシュに同程度の侵食を仮定	・長期的には洪水による河道移動はランダムに起こると仮定 ・河道の両側が同じ程度で侵食されると仮定	パラメータ: 鈴木(1998) <sup>(53)</sup> の経験式に基づく設定	ランダムウォーク	河道の移動がランダムに起こると仮定	Ferguson (1976) <sup>(54)</sup>		
海域	海底の削剥 汀線の後退	波力		Sunamura(1992) <sup>(56)</sup> 森・松倉(2006) <sup>(57)</sup>	JAEAsmtpと同じモデル			[井上・田中(2013)]	現状のモデルは既往評価と同じである。また海域では海流による土砂移動の影響も重要であり検討の必要がある。ただし長期的な海流の設定は困難であり、既往評価でも評価方法は確立していない。	

表 2.2-13 地形変化の各事象に対するモデルの現状と今後の課題 (2 / 2)

事象・プロセス		当力 <sup>1)</sup>	モデル				今後の課題			
			JAEAsmtp		既往評価					
			式	仮定・考え方	式	仮定・考え方		根拠 [使用コード例]		
堆積	斜面域	重力	最も勾配の大きな1方向へ堆積 (運搬距離は一定：通常1メッシュ)		D8流方向法 (O'Callaghan and Mark(1984) <sup>(58)</sup> )	・最も勾配の大きな1方向へ堆積 (Single-flow)	・ Single-flow D8流方向法 (O'Callaghan and Mark(1984)) [CHILD, SHIBERIA]	現状の評価方法は既往評価と整合性が取れている。		
	河川域	掃流力 重力	最も勾配の大きな1方向へ堆積 運搬距離は粒形変化モデルで決定 $W/W_0 = (L/L_0)^{\alpha}$ $W$ : 任意点での堆積区間長 $W_0$ : 谷頭での堆積区間長 $L$ : 任意点での流下長 (=√流域面積) $L_0$ : 谷頭位置での流下長 $\alpha$ : 礫径係数	Transport-limited modelを参考にして河川の土砂運搬能力を下流側へ増大させるパラメータとして礫径係数を考慮	草野ほか(2009) <sup>(59)</sup>	・複数の方向への堆積を考慮 (Multiple-flow) $F_i = \frac{(\Lambda)_i^p}{\sum_{j=1}^{\max} (\Lambda)_j^p}$ ( $\Lambda$ : 勾配, $p$ : convergence factor)	・ Multiple-flow Freeman (1991) <sup>(60)</sup> , Quinn et al. (1991) <sup>(61)</sup> [LAPSUS]	河川域・斜面域に対する侵食のモデルと合わせて、現象を反映した適切な評価方法を検討する必要がある。		
	海域	重力 波力	・噴流モデル (砂) x軸上: $G(x, s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{x^2}{2s^2}\right)$ y軸上: $G(x, y, s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{x^2}{2s^2} - \frac{0.693y^2}{B^2}\right)$ ・ガウシアンモデル (泥) $G(a, s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi s^2}} \exp\left(-\frac{a^2}{2s^2}\right)$ ・安息角の考慮	海域での堆積を河口からの土砂供給の影響を大きく受ける地域 (デルタの形成：主に砂) と影響の小さい地域 (陸棚への堆積：主に泥) の2つで考慮	水谷(2007) <sup>(62)</sup> 伊達(1997) <sup>(63)</sup>	ガウシアンモデル	[野上(2005)]	他コードと比較して砂・泥の違いを反映したモデルを考慮している。		
気候変動	斜面域	周水河作用 (凍結風化)	温度変化 植生変化 降雨量変化 ・斜面域 (侵食) 土砂フラックス $\propto$ (勾配) <sup>2</sup> / 気候係数 ・河川域 (侵食) 土砂フラックス $\propto \ln(A^m S^n) \times$ 気候係数 ・河川域 (堆積) $W/W_0 = (L/L_0)^{\alpha} \times$ 気候係数	寒冷期の土砂生産量の増大 (ソリフラクション、植生被覆の変化)	定性的な変化： 貝塚 (1998) <sup>(64)</sup>	年平均気温との相関を考慮 $F_0 = \frac{(T + (\alpha \cdot R) - T_{max})}{(T_{min} - T_{max}) \cdot \cos\beta}$	・凍結風化は地表面に対して垂直に生じる ・ある最低気温以下では追加の凍結破砕は発生しない ・土壌厚さに応じ影響は減少	Bloom (1998) <sup>(28)</sup> , Temme A.J.A.M. and Veldkamp A. (2009) <sup>(30)</sup> [LAPSUS, SaLEM <sup>(72)</sup> ]	現状は、海水準変動に応じて変化する気候係数によって、気候変動に伴う侵食・堆積の変化を考慮している。しかし実際には温度・植生・降雨の変化が要因であるため、これらの個々の現象をモデル化した上で統合的なモデルの妥当性を検討する必要がある。	
						ソリフラクション・植生の影響をクリープで考慮 $q_s \propto \nabla z \cdot \text{solifactor} \cdot (1 - V)$ $\text{solifactor} = 1 + \log(\text{outflow} + \text{infiltration})$ (1-5で変化) $V$ : 植生被覆 ( $\leq 1$ )	・土壌の飽和度が高くなるにつれてソリフラクションが増加、拡散性が低下 ・植生被覆が減少するにつれて土砂生産量が増加	Follain's(2006) <sup>(33)</sup> , Matsuoka(2001) <sup>(31)</sup> , Matsuoka et al.(2005) <sup>(32)</sup> [LAPSUS]		
	河川域	掃流力低下 運搬力低下		降水量の減少による掃流力減少			降水量の変化 植生による河川侵食量変化		[CHILD]	
地殻変動・テクトニクス	地殻変動								[井上・田中(2013)]	影響を既に考慮している。
	断層 (垂直変位)		地殻変動							影響を既に考慮している。 サイト特性に応じて考慮する必要がある。
風化	化学的風化	水・大気との化学反応	-	-	-	Exponential decline モデル $\frac{\partial d}{\partial t} \Big _{\text{weathering}} = k_w \exp(-d/d_0)$	風化に対するしきい値・岩盤からの変化率によって考慮	Ahnert (1976) <sup>(65)</sup> [Landlab]	現状は地質係数・気候係数の中で評価しているが、必要に応じて個々の現象に分けて影響を考慮する必要がある。	
						Humped モデル	岩盤上部の土砂の露出度 (厚さ) に応じて風化の度合いを考慮	Minasny and McBratney (2006) <sup>(66)</sup> [LAPSUS]		

## 2.3 長期的な地形変化の不確かさを考慮した地下水流動及び核種移行解析の評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

### 2.3.1 将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動への影響評価

本項目では 2.2.1 に示す背景のもと、将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う地下水流動への影響を評価した結果を示す。

#### 2.3.1.1 評価方法

2.2 の検討を踏まえ、地形変化への影響の大きな海水準変動・平均侵食速度の不確かさとして、ケース A-1～5 およびケース D-1～5 に対し、非定常な地形変化・海水準変動を考慮した将来 12.5 万年間の地下水流動解析を実施した。評価の流れを図 2.3-1 に示す。

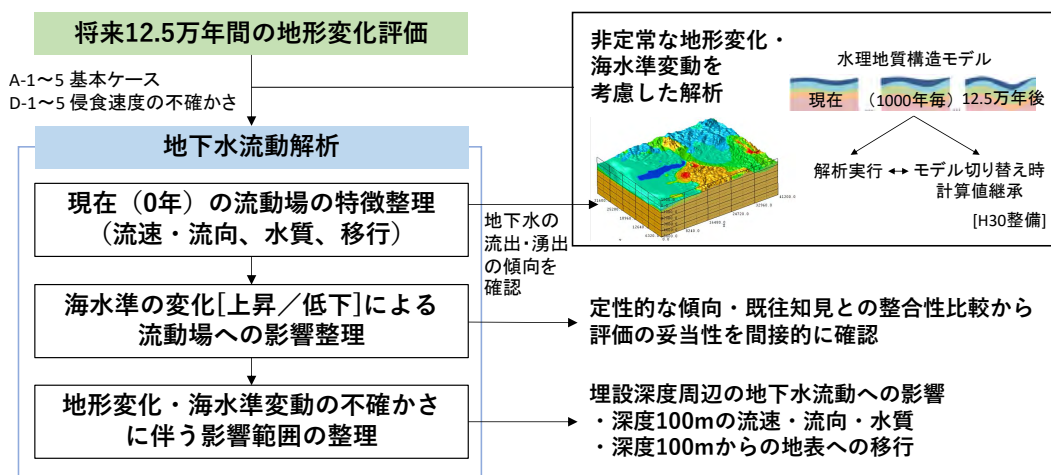


図 2.3-1 地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ

#### (1) 評価手法

地下水流動解析は日本原子力機構で開発中の、多孔質媒体中での 3 次元地下水流動・物質移行解析コード 3D-SEEP<sup>(1)</sup>により実施した。また非定常な地形変化・海水準変動を反映した解析を行うために、3D-SEEP に対する外部プログラム（データ作成、節点移動・物性値割り当て、計算値継承の各機能）を合わせて使用した。粒子追跡線解析は、日本原子力機構で開発中の Pass-trac により実施した。

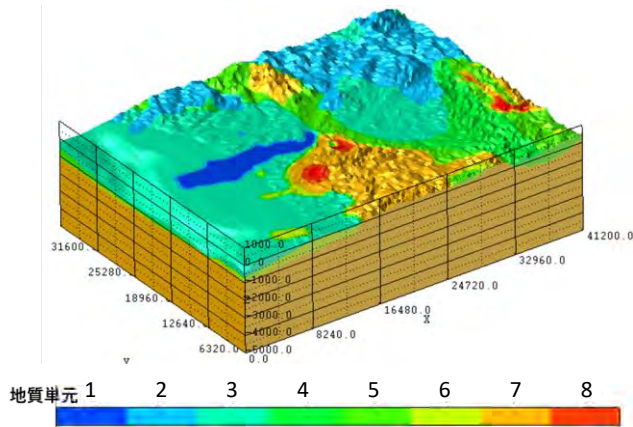
#### (2) 解析条件

##### ➤ モデル

解析に使用したモデルを図 2.3-2 に示す。モデルの水平方向の範囲は地形変化評価と同じとした。モデルの鉛直方向の範囲は、底面に設定する不透水境界の影響が塩分濃度分布の解析結果に影響を与えない範囲として、深度を-4km とした。

メッシュサイズは、水平方向は(400m)<sup>2</sup>とし、鉛直方向は上層 10 層を 10m・下層 38 層を最大 66m として合計 48 要素に区切った。要素数は約 57 万、節点数は約 59 万である。

地質構造は過年度までと同様だが、本年度は地表から深度 10m を表層とした。過年度までの条件では透水性の低い (1E-8 または 1E-9 m/s) 地質が地表まで広がっていたが、実際には表層近傍では風化に伴い透水性が高いと想定される。幌延での検討例 (今井ほか, 2009<sup>(2)</sup>): 地表から 10m 程度を表層未固結層と設定 (1E-6 m/s)、広島での土砂災害の検討例 (林野庁, 2014<sup>(3)</sup>) (地表から 20m に深度に応じて風化部を設定 (1E-4~1E-6 m/s)) を踏まえ、本検討では地表から深度 10m を表層 (透水係数 1E-5 m/s、間隙率 0.2) と設定した。



No.	地質単元
1	沖積層
2	阿野呂碎屑岩類
3	館層
4	厚沢部層
5	木古内層
6	福山層
7	基盤
8	貫入岩類
9	表層

図 2.3-2 地下水流動解析（地質構造）（表層を除き表示）

➤ 境界条件

設定した境界条件を表 2.3-1 に示す。

表 2.3-1 地下水流動解析（境界条件）

	浸透流解析	塩分濃度解析
表面（陸域）	降雨浸透境界	c=0
表面（海域）	海水位固定	流出：分散フラックス 0 流入：c=1
側面（陸側）	不透水	c=0
側面（海側）	海水位固定	c=1
側面（その他（xz 断面）, 底面）	不透水	フラックス 0

\* c：規格化した塩分濃度

降雨浸透量は対象地域の年間降水量 1232 mm に対し、約 1/10 の 100 mm/y と設定した。最寒冷期の降雨量は、過年度と同様に現在の半分になるとし、線形に変化すると仮定した。

➤ 水理定数

- ・透水係数・間隙率・比貯留係数

対象地域では水理定数の測定データがないため、透水係数は地圏テクノロジー(2015)<sup>(4)</sup>、比貯留係数は熊本(2007)<sup>(5)</sup>を参考に、類似する岩種・年代の値を設定した。間隙率は地圏テクノロジー(2015)<sup>(4)</sup>における風化・緩み区分（1-3）のうち、保守的に大きな値を設定した。

表 2.3-2 対象地域に対する水理定数の設定

地質単元	記号	時代・岩種	透水係数 (m/s)	間隙率	比貯留係数 (1/m)
基盤 （松前層群）	Bm	中生代ジュラ紀 チャート、粘板岩および凝灰岩の互層、砂岩など	1×10 <sup>-8</sup> m/s 付加体 チャート ACC	0.1	5.0E-07 (土岐花崗岩類)
福山層	Fy	新第三紀前期 陸生の火山噴出物および砂岩・泥岩・礫岩	1×10 <sup>-7</sup> m/s 中新世～前期更新世(Q1)の火山岩層 MPVC	0.1	1.0E-06 (土岐瑞浪層群)
木古内層	Kn	新第三紀中期～後期 海成の硬質頁岩と軟	1×10 <sup>-8</sup> m/s 鮮新統以外の第三紀層（中	0.2	1.0E-06 (土岐瑞浪層)

		質泥岩	新統砂岩を除く) TA		群)
厚沢部層	Ab	中新世後期 海成の砂岩・泥岩と これら互層	1×10 <sup>-7</sup> m/s 中新統砂岩 TS	0.2	1.0E-06 (土岐瑞浪層 群)
館層	Dt	中新世後期～鮮新世 海成の珪藻質泥岩か らなり、砂岩・凝灰岩 を含む	1×10 <sup>-7</sup> m/s 鮮新統 洪積層下部 PP	0.2	1.0E-05 (土岐瀬戸層 群)
阿野呂砕 屑岩類	V3	中新世後期～鮮新世 安産岩質凝灰角礫 岩・火山角礫岩およ び溶岩	1×10 <sup>-7</sup> m/s 中新世～前期更新世(Q1)の 火山岩層 MPVC	0.1	1.0E-05 (土岐瀬戸層 群)
貫入岩類	V2	流紋岩・安山岩およ び粗粒玄武岩	1×10 <sup>-7</sup> m/s 貫入岩 INT	0.1	5.0E-07 (土岐花崗岩)
沖積層			1×10 <sup>-5</sup> m/s DG 区分 1	0.2	1.0E-05 (幌延表層)

- ・不飽和低減特性：幌延（堆積岩）で取得されているデータに基づき設定した（図 2.3-3）。

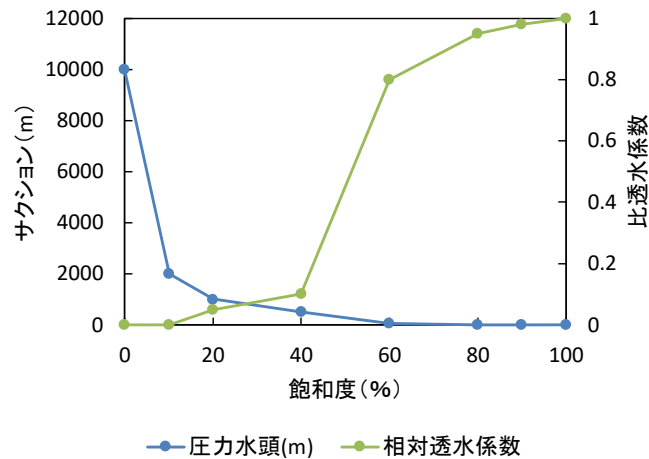


図 2.3-3 不飽和低減特性の設定

- ・分散長：幌延での評価事例（今井ほか, 2009）<sup>(2)</sup>を参考に縦分散長を 100m とし、横分散長はその 1/10（10m）と仮定した。

➤ 初期塩分濃度分布

初期塩分濃度分布（現在）は、洗い出し解析（全体が塩水で満たされた状態に対し現在の降雨量・海水準を設定し、定常状態を求める）により求めた。ただし、現在の塩分濃度分布は実際には定常状態ではなく、海水準変動による非定常な影響を受けている可能性がある。

➤ タイムステップ

将来 12.5 万年間の解析では、1000 年毎に地形変化評価の結果を反映させた。1000 年毎の解析では海水準変動の非定常な変化を考慮し、1 年～10 年間隔で解析を行った。



### 2.3.1.2 現在の流動場の評価

将来の地下水流動を評価するために、まず現在の流動場の傾向を把握し、地下水の流れ・湧出に対する傾向性について確認した。なお対象地域では地下水の測定データが取得されていないため、定量的な妥当性検証は実施できていない。

現在の地下水流動および塩分濃度分布（断面位置：図 2.3-4）を、図 2.3-5 に示す。数百 m 以浅では起伏・地質に応じた局所・中間流動系が、約 1km 以深では塩淡境界に応じた地域流動系が発達している。塩分濃度分布について、領域北部・南部では山地・丘陵が海に迫っているため、塩淡境界は海側に押されている。一方で領域中央では内陸まで平野が拡大し、淡水による洗い出しが小さいため、陸側へ広く塩水が侵入している。なおこの傾向は後述するように海水準変動 1 サイクル後も同様であった。

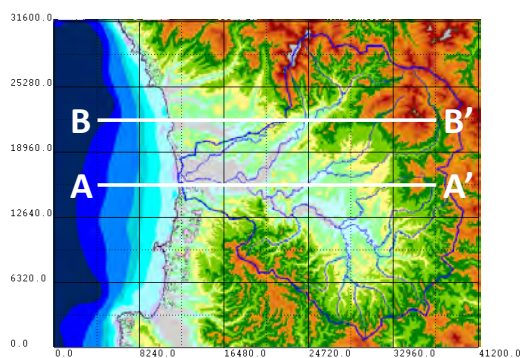


図 2.3-4 断面位置

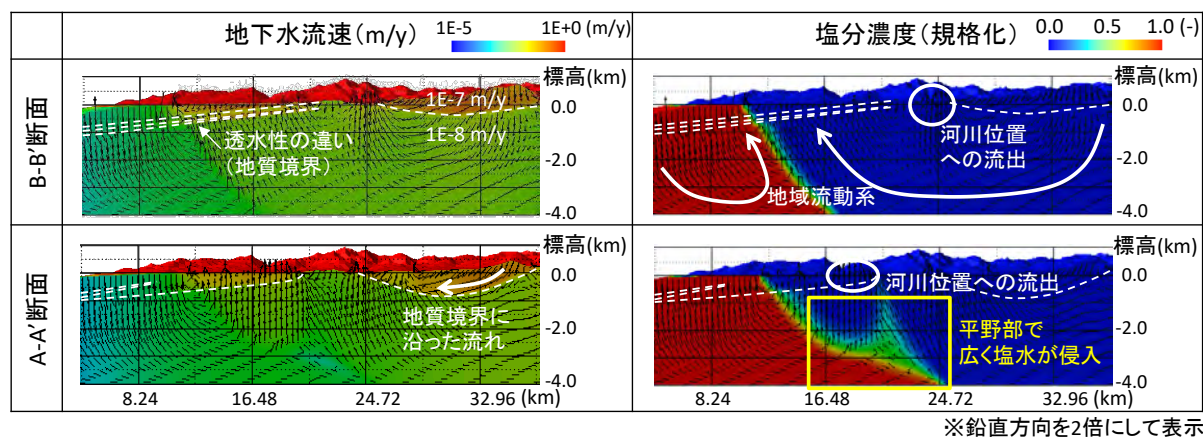


図 2.3-5 現在の地下水流速および塩分濃度分布

集水域（深度 100m）からの地下水の流れを図 2.3-6 左図に示す。地下水は主に河川へ流出しており、対象地域では地質間の透水性の違いが顕著でない（最大 1 桁）ことから地形勾配に応じた流れとなっていることが確認される。

地下水の湧出傾向として、表層下の地下水流速（上向き成分）を図 2.3-6 右図に示す。陸域では河川への流出、および、実際の湧水群・水源地への流出が確認された。沿岸域では、汀線から数百 m 程度の範囲内で海底への湧出が見られる結果となった。

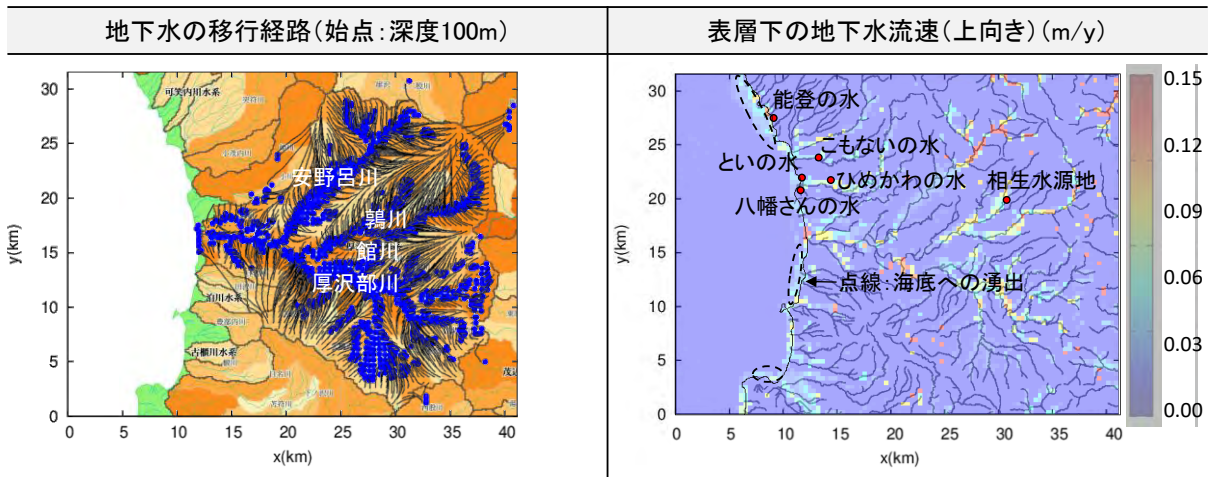


図 2.3-6 集水域(深度 100m)からの地下水の流れおよび地下水の湧出傾向

### 2.3.1.3 海水準変動に伴う流動場への影響の確認

将来の地下水流動を評価するにあたって、対象地域における地下水流動の変化の評価結果の妥当性を確認する必要がある。しかし対象地域では地下水年代等の変化を検証するためのデータが取得されていない。そこで本検討では、海水準変動(上昇/低下)に伴う地下水流動への影響評価結果に対し、既往の知見との整合性を定性的に確認した。

#### (1) 海水準低下

##### ・既往知見

現在海水準は世界的に上昇傾向にあるため、海水準低下時の地下水流動の変化については、過去の寒冷期に対する検討、あるいは、カスピ海・死海・アフール盆地等の海水準が低下している地域(取水・降水量現象)での検討となる。H. Faure et al.(2002)<sup>(6)</sup>では 125-20ka の寒冷化に対して、海水準低下に伴い地下水の勾配が上昇し、地下水の海への流れが増加することで、大陸棚での地下水湧出量が増加したとしている。また Y. Yechieli et al.(2010)<sup>(7)</sup>では死海での検討から、海水準低下は塩淡境界の位置(特に汀線近傍)に大きく影響し、高透水性の堆積岩( $3 \times 10^{-4}$  m/s)では地下水位の低下は海水準低下に類似するとしている。

##### ・評価結果

現在(海水準 0m)および海水準低下時(ケース A-2: 4 万年後(-55m))における評価結果を、図 2.3-7 に示す。地下水流速については、海退時の淡水化・河川域での侵食(地形勾配の増加)に伴い、沿岸域・河口周辺で流速が増加している。この傾向は既往知見と同様である。塩分濃度については、地質境界に応じた淡水化が見られ、塩淡境界の追従は汀線近傍で大きい結果となった。

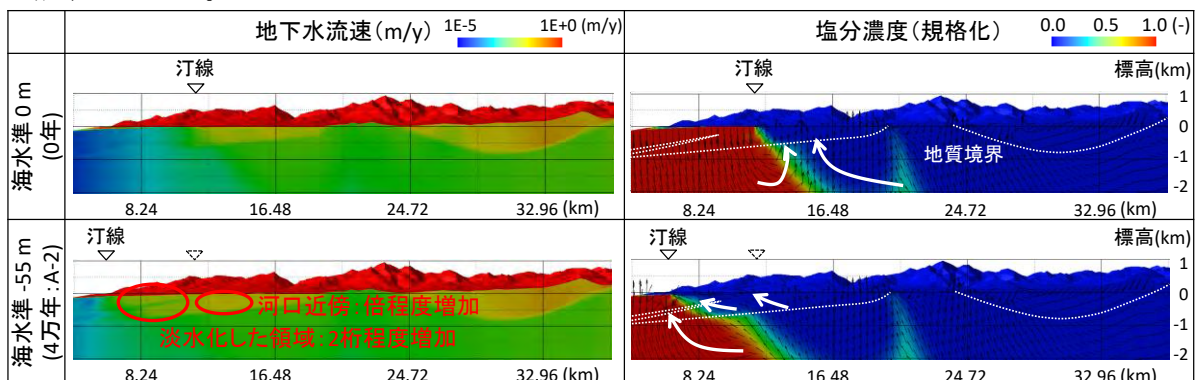


図 2.3-7 海水準低下に伴う地下水流動への影響評価結果

(2) 海水準上昇

・ 既往知見

海水準上昇により影響として A. R. Costall et al.(2020)<sup>(8)</sup>・ D. J. Hoover et al.(2015)<sup>(9)</sup>では、

- ①地下水位の上昇
- ②塩淡水境界の地表側・陸側への移動（沿岸部の地下水塩水化）
- ③地下水の海域への流出量の低下

を挙げている。

・ 評価結果

現在（海水準 0m）および海水準上昇時（ケース A-4：1 万年後（+15m））における評価結果を、図 2.3-8 に示す。塩分濃度については、塩淡水境界の陸側への移動・遷移域の拡大が見られ、この傾向は既往知見と同様である。地下水流速については、沿岸部での塩水化に伴う流速の減少、汀線移動に伴う流出位置の変化が見られたが、沿岸域以外では流れの変化は小さい結果となった。

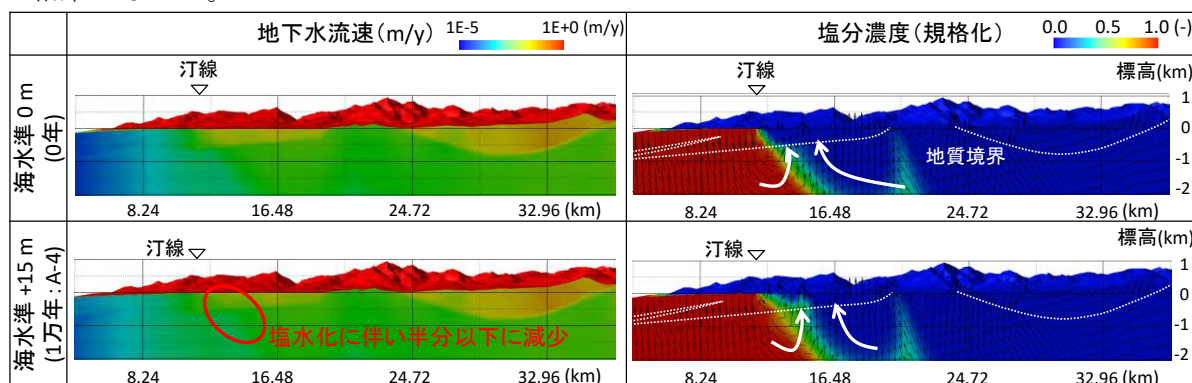


図 2.3-8 海水準上昇に伴う地下水流動への影響評価結果

2.3.1.4 地形変化・海水準変動の不確かさに伴う広域地下水流動への影響

地形変化・海水準変動の不確かさに伴う影響（深度 100m の流動場および地表への流れ）について、ケース A-1～5 および D-1～5 の計 10 ケースに対して整理した結果を、以下に示す。なお領域全体の大域的な変化は、海水準変動の不確かさに対しては昨年度と同様に、汀線の移動に応じた流れの傾向・流出点の変化が見られた。一方平均侵食速度の不確かさに対しては、ケース A とケース D で顕著な違いは見られなかった。全ケースに対する領域全体の大域的な変化については、Appendix-I に示す。

(1) 流動場（流速・水質）への影響

➤ 沿岸域における地下水流速への影響

地形変化・海水準変動に伴う沿岸域（深度 100m）の地下水流速の経時変化を、図 2.3-9 に示す。沿岸域では平均侵食速度の不確かさよりも、海水準変動とその不確かさによる影響が顕著であり、海水準変動に連動した変化に伴い、最大 0.1 m/y 程度の流速の増加が見られる。また埋没谷深度の再現・気候変動の影響・河川位置の違い（蛇行）により、海域では平均侵食速度の違いによる影響が海退時に見られる。なお全ケースに対する結果は Appendix-I に示す。



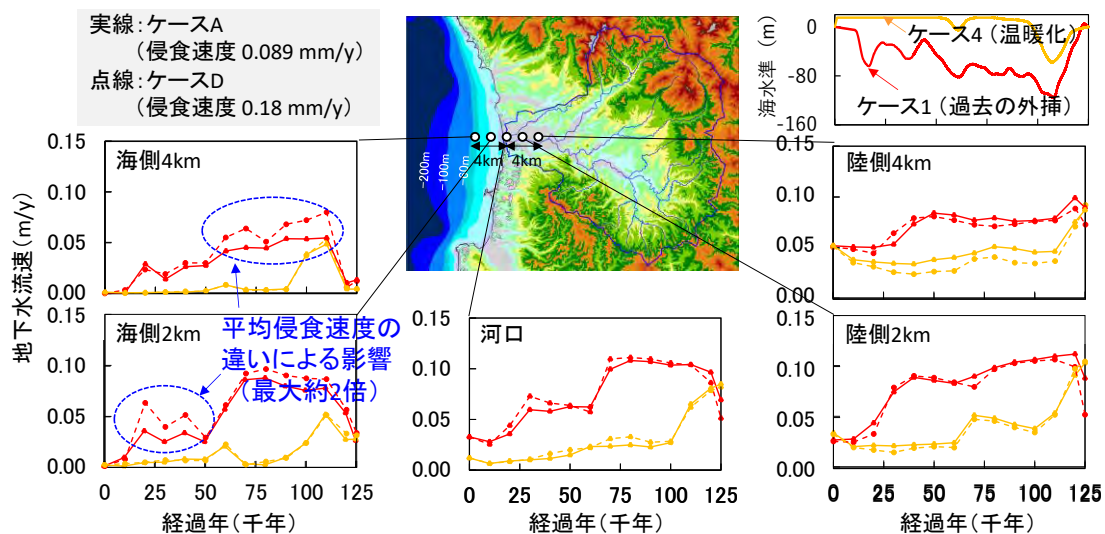


図 2.3-9 沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化

➤ 領域全体の地下水流速・塩分濃度分布への影響

地形変化・海水準変動に伴う領域全体（深度 100m）の地下水流速・塩分濃度の変化を、ケース A-1、D-1（過去の海水準変動）に対し図 2.3-10 に示す。全体の傾向としては、平均侵食速度によらず海退時の淡水化・河川域での侵食（地形勾配の増加）に伴い、沿岸域全体・河川域周辺で流速が増加する傾向が見られた（ただし、透水性の低い地質（領域中央に分布）では変動が小さい）。一方侵食速度の違いにより、埋没谷深度・堆積厚・蛇行の影響で、汀線周辺の塩分濃度・河川域周辺の流速に違いが見られた。

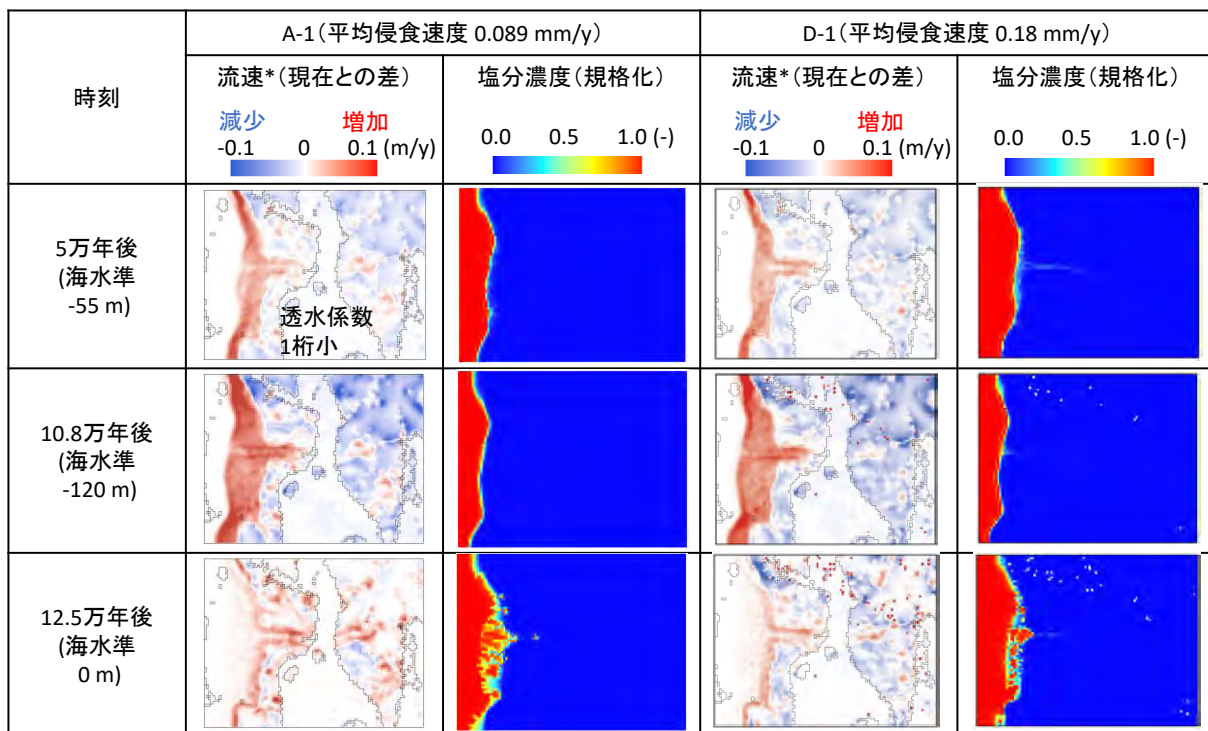


図 2.3-10 領域全体（深度 100m）の地下水流速・塩分濃度の経時変化

(2) 処分深度からの移行への影響 (陸域)

➤ 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行の影響

深度 100m から地表への移行 (追跡開始時刻: 0 年) を非定常に評価した結果を、ケース A-1, A-3, A-4, D-1 に対し図 2.3-11 に示す。海水準変動の不確かさに伴う影響は、沿岸域・河川域 (領域中央に位置する透水性の 1 桁低い領域より海側) で見られた。初期に海水準が上昇するケース 3・4 では、沿岸域では塩水化の影響により平均流速が低下する一方、河川域では塩淡水境界が陸側へ移動したことに伴う移行経路の短縮によって、平均流速が増加する点が見られた。平均侵食速度の不確かさに伴う影響は、勾配の大きな上流域 (河川上流での侵食量の違い)、および、埋没谷周辺の沿岸域 (海退時の侵食の違い) で見られた。

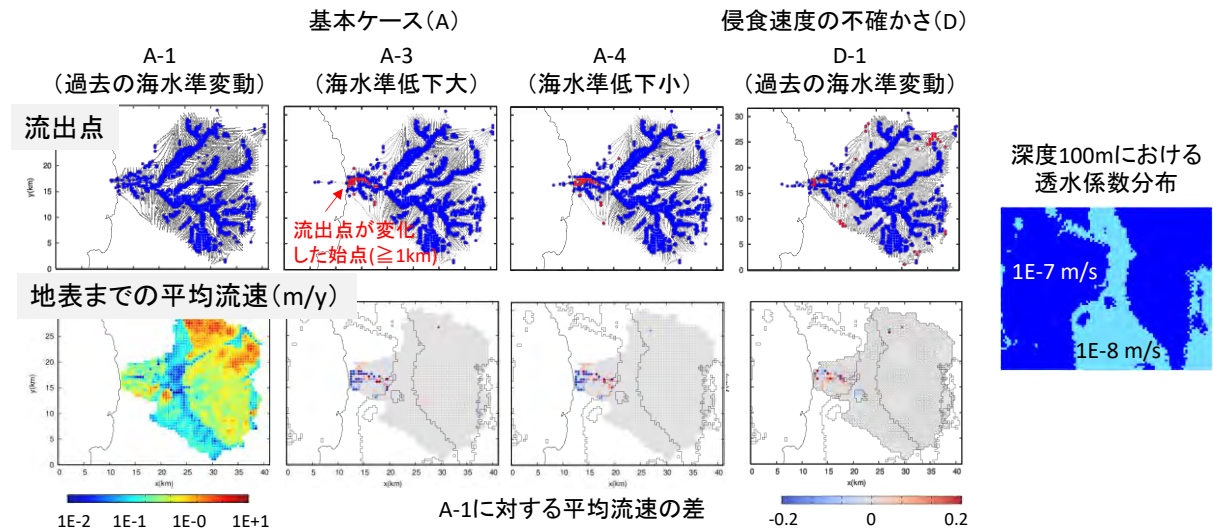


図 2.3-11 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響 (陸域)

➤ 粒子放出時刻による地表への移行の違い

深度 100m から地表への移行 (非定常) を、粒子放出時刻を変えて評価した結果 (ケース A-1: 過去の海水準変動) を図 2.3-12 に示す。沿岸域では海退に伴う淡水化・河川域周辺では河川の下刻に伴う地形勾配の増加によって、平均流速が増加する傾向が見られる。

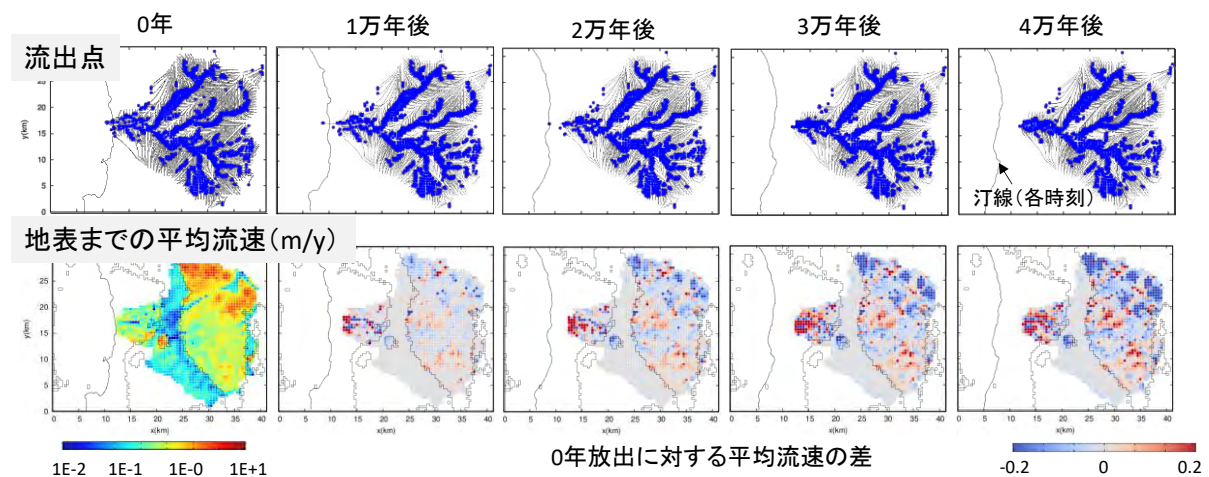


図 2.3-12 粒子放出時刻による地表への移行の違い (陸域)

(3) 処分深度からの移行への影響 (海域)

➤ 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行の影響

深度 100m から地表への移行 (追跡開始時刻: 0 年) を非定常に評価した結果を、ケース A-1, A-3, A-4, D-1 に対し図 2.3-13 に示す。流出点・平均流速の違いは海域全体で見られる (※ 下図では水深約 50m 以浅で見られるが、これは追跡開始時刻が 0 年であるためである)。ケース A-3, A-4 では温暖化による初期の海水準上昇 (+15m) により、平均流速が低下する結果となった。侵食速度の不確かさ (ケース D-1) による違いは埋没谷周辺で見られ、基本ケース (A-1) に比べ侵食量が大きいために平均流速が上昇している。

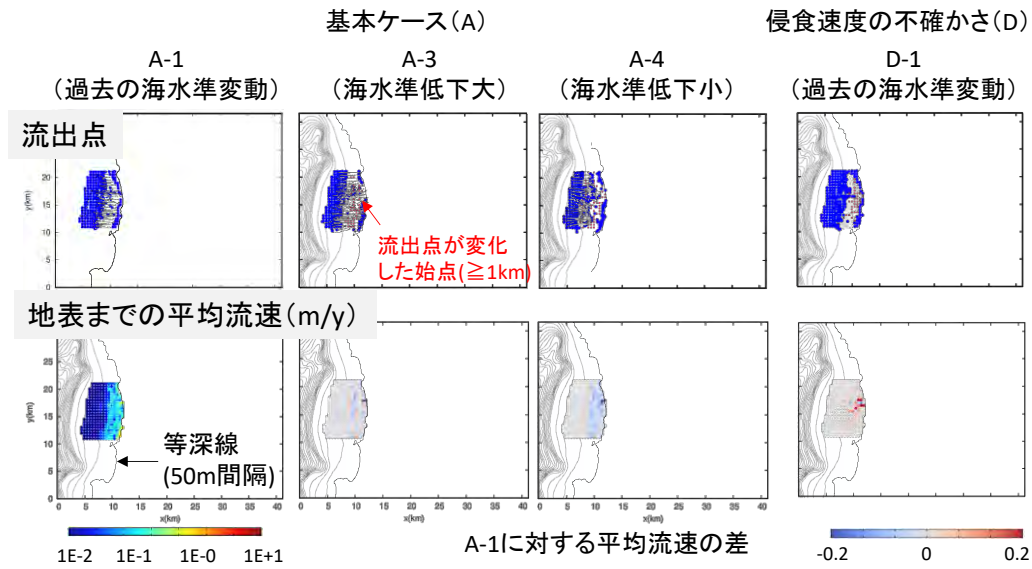


図 2.3-13 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響 (海域)

➤ 粒子放出時刻による地表への移行の違い

深度 100m から地表への移行 (非定常) を、粒子放出時刻を変えて評価した結果 (ケース A-1: 過去の海水準変動) を図 2.3-14 に示す。流出点は海水準変動に伴い変化する傾向が見られ、汀線近傍では各時刻の汀線位置へ向けた流出に、河川域では河川位置に向けた流出に変化する結果となった。また地表までの平均流速は、淡水化および海水準変動・侵食に伴う移行距離の短絡により、領域全体で増加する結果となった。

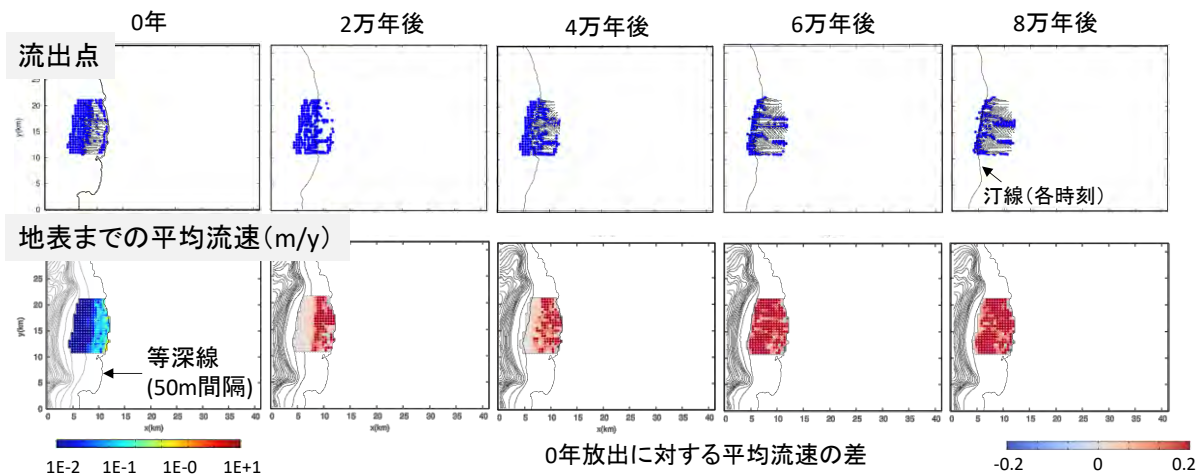


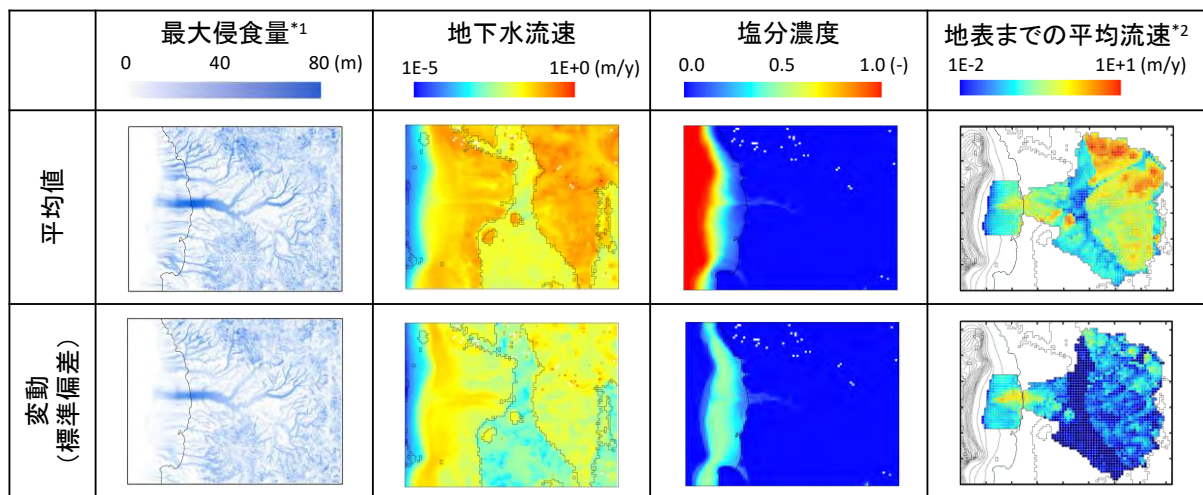
図 2.3-14 粒子放出時刻による地表への移行の違い (海域)



(4) 地形変化・海水準変動の不確かさに伴う影響範囲

地形変化・海水準変動に対する侵食量および地下水流動（深度 100m における地下水流速・塩分濃度、深度 100m から地表までの平均流速）への影響を、全 10 ケースに対して整理した結果を図 2.3-15 に示す。地形変化・海水準変動の不確かさに伴う処分深度の地下水流動および地表への移行への影響範囲は、以下のようにまとめられる。

- 埋設深度への影響は沿岸域・河川域で、水質（塩分濃度）の変化は汀線の移動範囲内で大きい。地下水流速の変動はその周辺の斜面域を含むより広範囲で生じる。  
 (例えば現河口周辺では、侵食の変動：河川直交方向に約 2km、地下水流速の変動 (≧ 1E-2 m/y)：河川直交方向に約 4km、塩分濃度の変動：汀線から海側に約 8km)
- 海水準変動の不確かさの影響は、沿岸域で顕著に見られる。影響範囲は陸域を含む沖積層の分布範囲周辺であり、河口から数 km 離れた地点でも海水準変動に連動した地下水流速（深度 100m）の増加（例えば現河口において最大約 10 倍、現河口から海側 4km で最大約 400 倍（現在比））、地表までの平均流速の増加・流出点の変化が見られる。埋没谷から離れた場所ではこれらの影響は小さくなるが、海域では全域で海水準変動に伴い流向・流出点が経時的に変化する。
- 平均侵食速度の不確かさの影響は、地形勾配の大きな上流域および沖積層の分布範囲周辺で見られ、平均侵食速度が大きい場合により河川下流へ向かう移行経路となる傾向も確認された。ただし平均侵食速度の不確かさに伴う地下水流動（深度 100m の流速・流向・塩分濃度）、地表への移行への影響は、海水準変動の不確かさに比べ小さい。  
 (例えば地下水流速（深度 100m）は、現河口において最大約 10 倍、現河口から海側 4km で最大約 400 倍（ケース D とケース A の比（同時期で比較））)
- 地形変化・海水準変動とその不確かさに伴う侵食量および地下水流動（深度 100m）の変動が小さく、かつ地表までの流れが安定な領域は次の通りである。  
 陸域：中～下流域に分布する緩勾配の斜面域（透水性が低い地質）  
 海域：埋没谷周辺（沖積層が厚く分布）から離れた領域



\*1 ケースA～Dの各時刻(1万年毎)の侵食量に基づき算出

\*2 ケースA-1～5,D-1(0～8万年放出(1万年毎))を対象

図 2.3-15 地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下水流動への影響

2.3.1.5 まとめと今後の課題

JAEA では、山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域を対象に、非定常な地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響評価を進めてきた。H29 に構築した 3D-SEEP に対する地形変化連成のために外部プログラムを用い、H31 は過去～将来の地下水流動解析を実施した。本年度は昨年度の評価結果に対し、現在の地下水流動の傾向・海水準変動に伴

う既往評価の知見との整合性確認を行い、解析条件に対して必要な修正を行った。その上で、地形変化評価において影響が大きいと推定された海水準変動・平均侵食速度の不確かさに対して、将来の地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響を評価し、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地下水流動の評価における規制上の留意点として整理した。

これらの検討結果から、今後の課題として検討すべき項目として、以下が挙げられる。

- ・ 測定データに基づく現在の地下水流動場の妥当性確認  
現在の場の再現性を確認するために、地下水位等の観測データとの整合性を確認する必要がある。また、初期濃度分布として洗い出し解析による定常状態を仮定したが、海水準変動の影響を考慮する必要がある可能性があり、これについて水質データからの検討が必要である。
- ・ 地下水年代等に基づく過去の流動場の情報に基づく評価結果の妥当性確認  
深度 100m からの流れに対する検討や地形変化・海水準変動に伴う流れの変化の検討を検証するために、地下水年代等に基づく測定データ等が得られる地域での検討が必要である。
- ・ 水理地質構造に対する不確かさの検討  
地質構造はボーリングデータ等の離散的なデータに基づき推定されるが、限られたデータからの推定に伴う不確かさ、および、適切な評価のために必要なボーリング位置等に係る検討が必要である。また水理定数については、不均質性に伴い広域的な評価と後述するサイトスケール等の局所的な評価で適切な値が異なる可能性があり、測定値のばらつきを含めた適切な評価の検討が必要である。

## 2.3.2 将来の地形変化・海水準変動の不確かさに伴う核種移行への影響評価

### 2.3.2.1 評価の全体像

非定常な地形変化を考慮した核種移行解析の流れを、図 2.3-16 に示す。地下水流動解析は単一のモデルで表現できる情報量に限りがあることから、SR-PSU<sup>(10)</sup> (SKB) と同様に空間的なスケールの異なる複数のモデル (広域/サイト/処分場スケール) を用いた階層的な解析を実施した。各スケールの目的は、①広域スケール：非定常な地形変化・海水準変動に伴う広域地下水流動への影響評価 (②・③の初期・境界条件)、②サイトスケール：処分場から地表面までの地下水流動経路 (③の境界～生活圏) を把握するための地下水流動解析で広域スケールの評価結果に基づいて、流動場の変化が想定される時間断面に対して 3 次元定常解析を実施する、③処分場スケール：人工バリア外側から処分坑道内～EDZ～母岩領域の地下水流動経路を把握するための地下水流動解析で処分坑道及びその周辺の地下水流動場の変化が想定される時間断面に対して、3 次元の定常解析を実施する。

一方、天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフィールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを信頼性のあるデータに基づいた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的、ここでは 10 万年程度、維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B)、(C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 ((B)、(C)) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフィールド領域の圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定 (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

他方、ファーフィールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活環境への流出点も変化する領域であり、時間スケールの不確かさの影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として～10 万年程度と 10 万年以降が考えられる。

以上のことから、処分場スケールにおける移行経路がニアフィールド、その外側のサイトスケールにおける移行経路がファーフィールドと関係づけられると考えた。処分場スケールの範囲の考え方に基づく評価結果と合わせて、適用可能であるかを検討する。

#### 評価ケース

将来の地形変化の不確かさの観点で、平均侵食速度が大きいケースを評価対象とすることとし、地形変化評価ケースの A-1 (標準: 平均侵食速度 0.089mm/y) と D-1 (平均侵食速度 0.18mm/y) を比較して、その影響を評価した。対象は陸側の処分場とした。また、海水準変動の不確かさに伴うケースとして、温暖期が継続するケースを評価対象とすることとし、地形変化評価ケースの A-1 (標準) と A-4 (温暖期が継続するケース) を比較してその影響を評価した。対象は海側処分場とした。

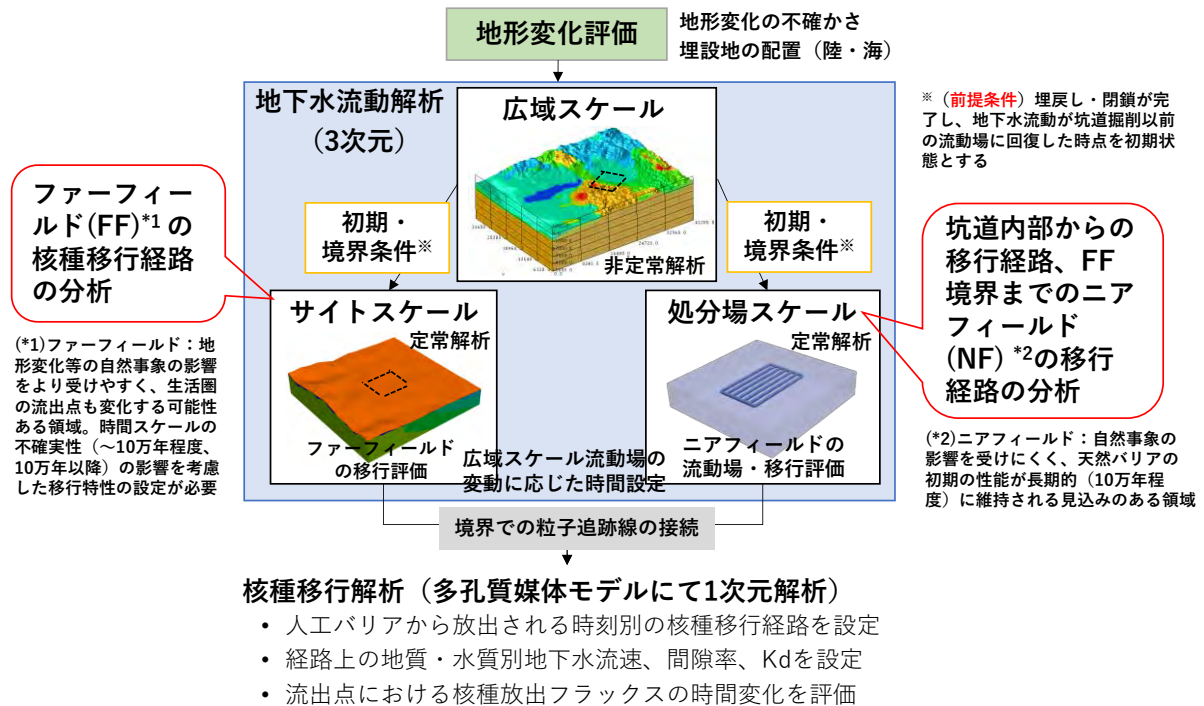


図 2.3-16 核種移行解析の評価の全体像

### 2.3.2.2 処分場のレイアウト・水理定数

#### ➤ 処分場のレイアウト

想定した処分場のレイアウトを図 2.3-17 に示す。処分坑道の体系は電気事業連合会での設定<sup>(11)</sup>および菅谷ほか(2010)<sup>(12)</sup>に基づき設定した。処分坑道の離隔距離については、第2次 TRU レポート<sup>(11)</sup>において、力学的な安定性から処分坑道の直径（幅）の2.5～3倍と示されていることから、55m（～直径約18mの3倍）と設定した。処分坑道の本数は、平成29年度報告書<sup>(13)</sup>における中深度処分を対象とした廃棄体グループ毎に必要な定置領域の推定結果によると、各グループの処分坑道は独立（第2次 TRU レポート<sup>(11)</sup>）、坑道長さを500mと仮定して、坑道本数を10本と算出される。これが2つのパネルから成るものと仮定し、1つのパネルを評価対象として5本の処分坑道（500m）を想定した。また両端には同じ形状の連絡坑道を仮定し、これによって処分坑道が連結しているものとした。連絡坑道と処分坑道の位置関係については、第2次 TRU レポート<sup>(11)</sup>を参考に設定した。さらに NUMO-TR-05-02 に基づき、処分坑道の両端に粘土プラグ（厚さ2m）を仮定した。

平面図	断面図 (処分坑道)
-----	------------

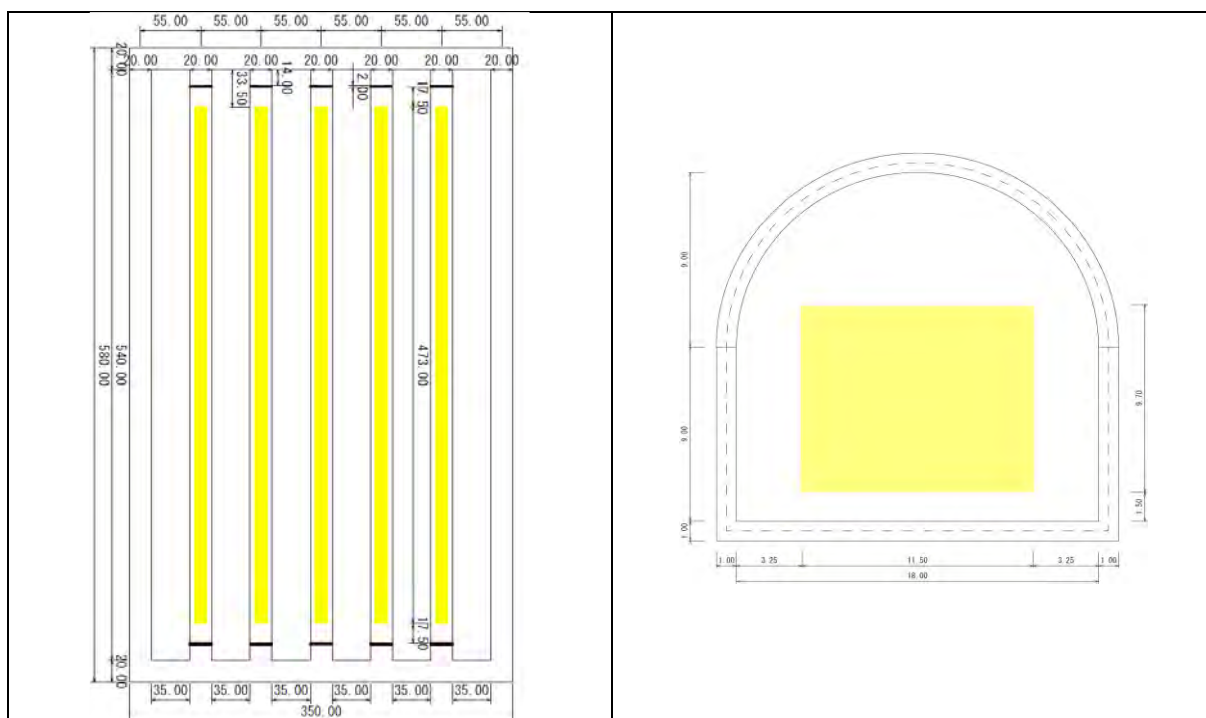


図 2.3-17 処分場のレイアウト

▶ 処分場の水理定数

処分場の各材質の水理定数および設定根拠を表 2.3-3 に示す。

表 2.3-3 処分場の水理定数

材質	透水係数 (m/sec)	間隙率	備考
廃棄体	$6.38 \times 10^{-13}$	0.385	(1)
埋戻材	$1.0 \times 10^{-6}$	0.2	(2)
EDZ	$1.0 \times 10^{-6}$	0.5	(3)
プラグ	$5.0 \times 10^{-13}$	0.3072	(4)

備考

- (1) 低透水層（ベントナイト）～廃棄体までを一括で考えていることから、低透水層（ベントナイト）の水理定数（平成 30 年度報告書記載）を設定した。
- (2) 母岩と同じ透水係数を仮定した。間隙率は、第 2 次 TRU レポート<sup>(11)</sup>での設定（ベントナイト・ケイ砂混合材料（ベントナイト混合率 15%））を参照した場合の同透水係数に対する値から設定した。
- (3) 幌延での EDZ の検討（青柳ほか, 2017）<sup>(14)</sup>では、EDZ の透水係数は母岩より 3～4 桁高いとされている。本解析では坑道表面全体に EDZ を多孔質媒体として設定することから、母岩より 1 桁高い値を仮定した。また幌延での EDZ の検討（青柳ほか, 2014）<sup>(15)</sup>では、調査領域内部の岩盤の割れ目の開口に伴う間隙率の変化は大きくないと考えられていることから、母岩と同じ値を仮定した。
- (4) 粘土プラグの値は NUMO-TR-05-02 での設定と同じとした（乾燥密度 1,800 kg/m<sup>3</sup>, ケイ砂混合率 30wt% を想定）（核燃料サイクル開発機構, 1999b）<sup>(16)</sup>。

2.3.2.3 処分場位置の選定

2.3.1 における広域地下水流動の評価結果に基づき、埋設深度・地下水流動の変動が小さい



範囲として、陸域・海域に1箇所ずつ処分場位置を仮定した。選定の流れを以下に示す。

➤ 陸域

陸域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（流出点・平均流速））の変動が小さく、流出域でない領域を選定した。処分坑道の方向は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールの評価範囲は、移行経路を包含する領域として2km×2km×500mとした。

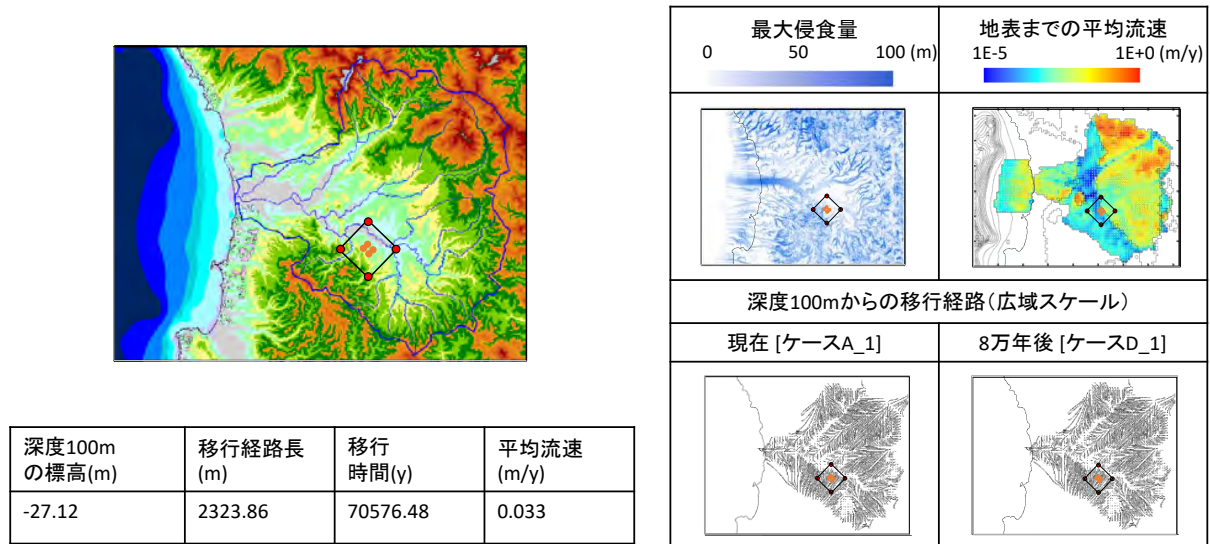


図 2.3-18 処分場位置の選定（陸域）

➤ 海域

海域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（平均流速））の変動が小さく、埋没谷の影響を受けにくい領域を選定した（※流出点についてはどの地点も大きく変化するため、ここでは対象としていない）。処分坑道の方向は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールの評価範囲は、移行経路を包含する領域として8km×4km×1kmとした。

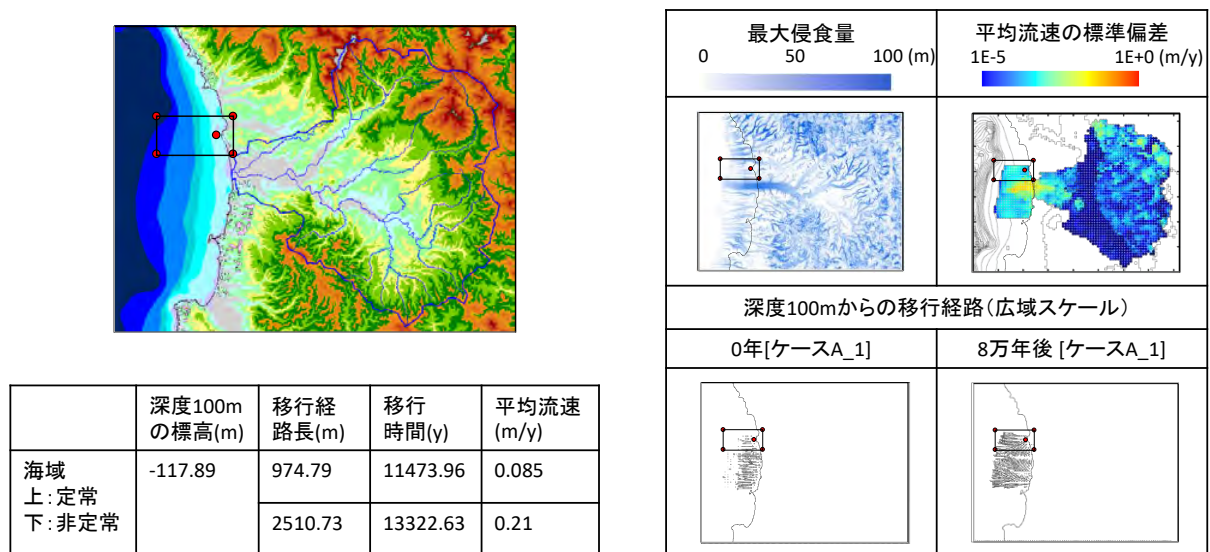


図 2.3-19 処分場位置の選定（海域）



### 2.3.2.4 サイトスケールの地下水流動解析

#### (1) 評価条件

##### ➤ モデル

対象範囲における地表面形状は、400mDEMを20mグリッドで内挿した結果に基づき作成した。地質分布についても20mグリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した。

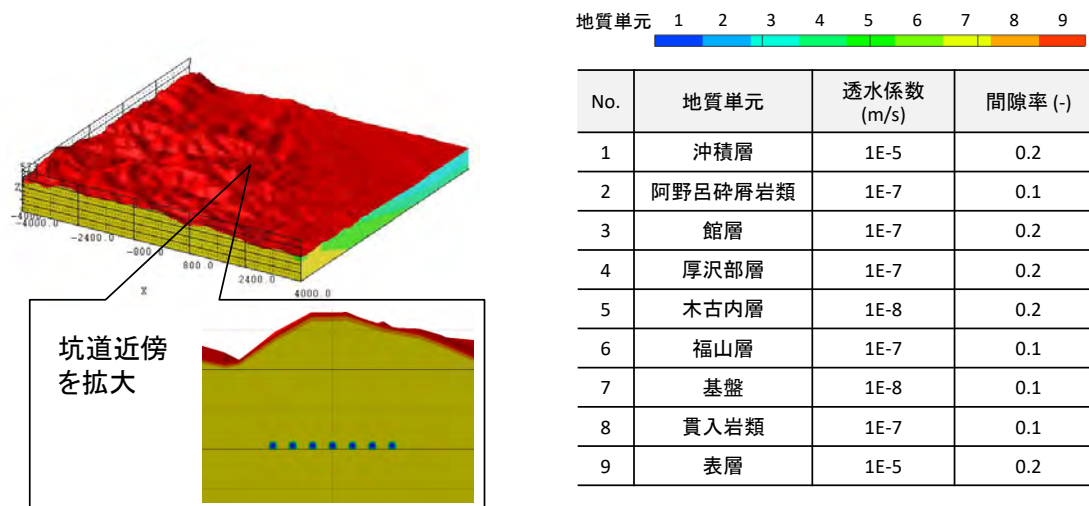


図 2.3-20 サイトスケールのモデル例

##### ➤ 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿

境界条件（水位）：側方・底面→水位固定

地表面→陸域：浸出面境界（降雨浸透）、海域：海水位固定

境界条件（塩分）：全域固定

##### ➤ 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10年間（タイムステップ：0.1～1年）の解析を行った。

#### (2) 評価結果

陸側処分場に対するサイトスケール地下水流動解析の結果例を図 2.3-21 に示す。2km四方の領域に対し、20mメッシュで地形勾配の影響を反映した結果となっている。

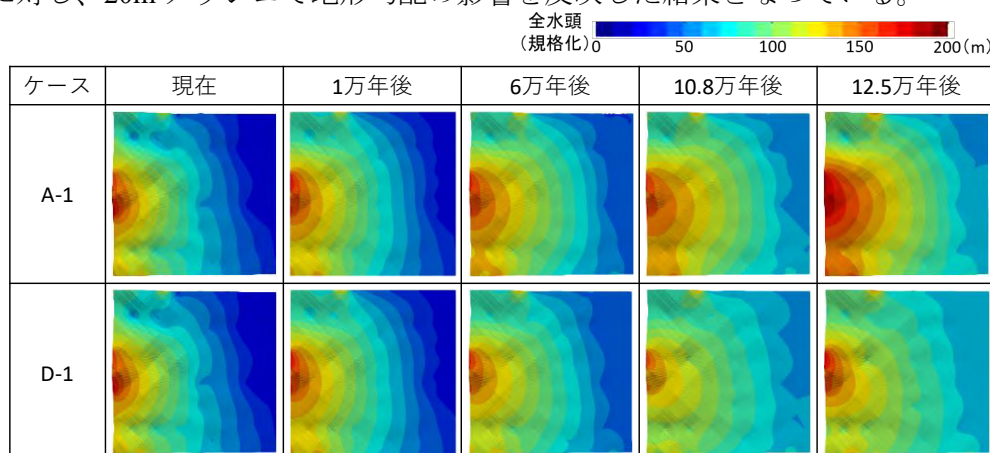


図 2.3-21 サイトスケール地下水流動解析の結果例（全水頭分布の時間変化）

### 2.3.2.5 処分場スケールの地下水流動解析

#### (1) 評価条件

##### モデル

評価範囲は(2)での検討結果に基づき固定した。地質分布についてはサイトスケールと同様に、20m グリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した。

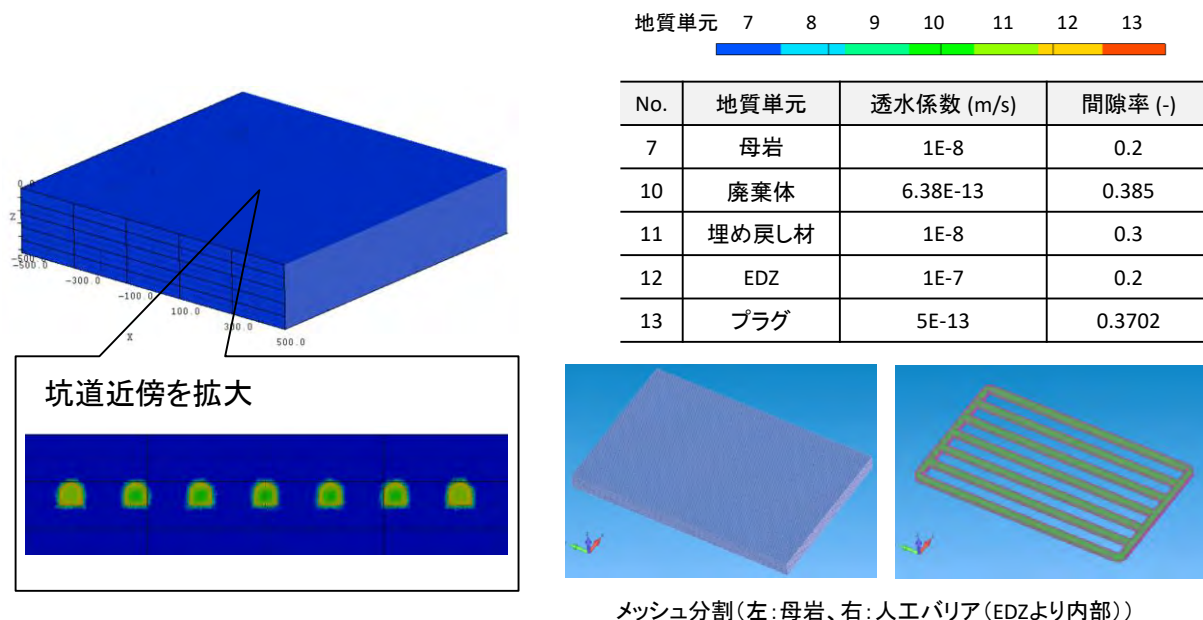


図 2.3-22 処分場スケールのモデル例

#### ➤ 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿  
境界条件（水位）：全面水位固定  
境界条件（塩分）：全域固定

#### ➤ 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10年間（タイムステップ：0.1～1年）の解析を行った。

#### (2) 評価範囲

処分場スケールの評価範囲は昨年度と同様に、SR-PSUにおける異なるモデルの接続の観点からの解析的な検討に基づき決定した。SR-PSUではRepository scale(処分場スケールに相当)の領域範囲を、処分場の水理特性の変化がRegional scale(サイトスケールに相当)の水理モデルの流れに影響を与えない、という条件で選択している。これは、処分場スケールとサイトスケールでの処分場の再現度の違いが、両者による連続的な移行評価に影響を与えないためと考えられる。SR-PSUでは領域範囲を決定するために、Regional scaleにおいて極端な2ケースの透水係数が処分場に設定された場合の解析が行われている：

- ・岩盤ボルトとトンネルが一樣に透水性の高い物質で埋め戻される場合  
( $K=1E-5$  m/s)
- ・岩盤ボルトとトンネルが一樣に透水性の低い物質で埋め戻される場合  
( $K=2E-12$  m/s)

本検討でも同様に、下式に示すレファレンスケースに対する全水頭の変化によって、影響範囲を評価することとした。なお評価範囲の初期設定は $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$ とし、これより影響範囲が広い場合に評価範囲を適切な範囲に変更することとした。

$$h_{tDifference} = Abs \left( \frac{h_{tlow/high permeability} - h_{treference case}}{h_{treference case}} \right) \cdot 100$$

条件（坑道の透水係数）：レファレンスケース 1E-8 m/s（母岩と同じ）  
 透水性が高い場合 1E-6 m/s（母岩より2桁高い（EDZ））  
 透水性が低い場合 2E-12 m/s（SR-PSUに準じた値）

（3）評価結果

影響範囲の評価結果を図 2.3-23 に示す。陸域ではケース・時刻による影響範囲の変化は小さく、影響範囲は処分場（約 500m 四方）周辺に限られたことから、評価範囲の修正は行わなかった。一方海域では、海水準位置により影響範囲が異なり、影響範囲の広い結果に基づき評価範囲を 1.4×1.4×0.5 km<sup>3</sup> と設定した。



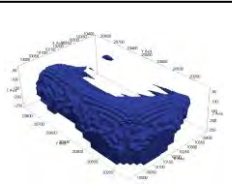
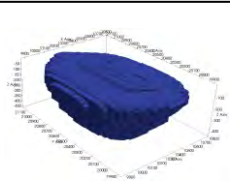
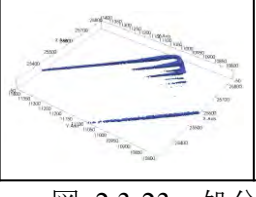
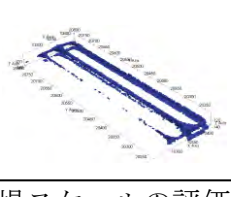
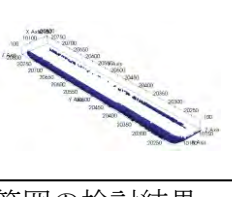
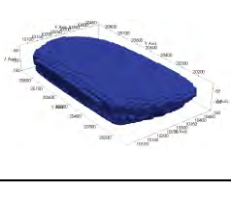
坑道の透水係数	陸域： 1×1×0.2km <sup>3</sup>	海域： 1.4×1.4×0.5 km <sup>3</sup>		
	0年	0年	2万年(ケース1)	4万年(ケース4)
坑道の透水性高 (母岩より2桁大)				
坑道の透水性低 (2E-12 m/s)				

図 2.3-23 処分場スケールでの評価範囲の検討結果

### 2.3.2.6 地形変化・海水準変動の不確かさに伴う核種移行への影響

#### (1) 核種移行経路の設定

・陸側処分場における核種移行経路評価結果 (A-1 及び D-1)

図 2.3-24 に処分坑道からの放出点とその番号を示す。図 2.3-25 に 25 点のうち代表的な点からの放出時刻別の放出点から地表までの地下水流動時間を示す。p1、p2、p3、p6、p7 については 0 年放出においても 10000 年以上の流動時間が得られているのに対し、それ以外の点については 0 年放出において 2000 年以下の流動時間となり、流動時間の傾向は 2 つに分類できる。したがって、核種移行を評価する点として p1 及び p5 を対象とした。

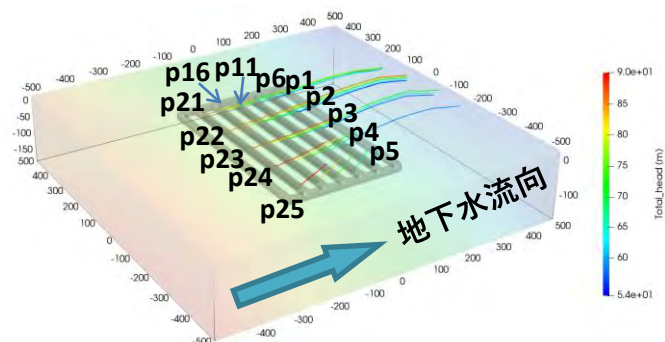


図 2.3-24 処分坑道からの粒子放出点の設定 (処分場スケール)

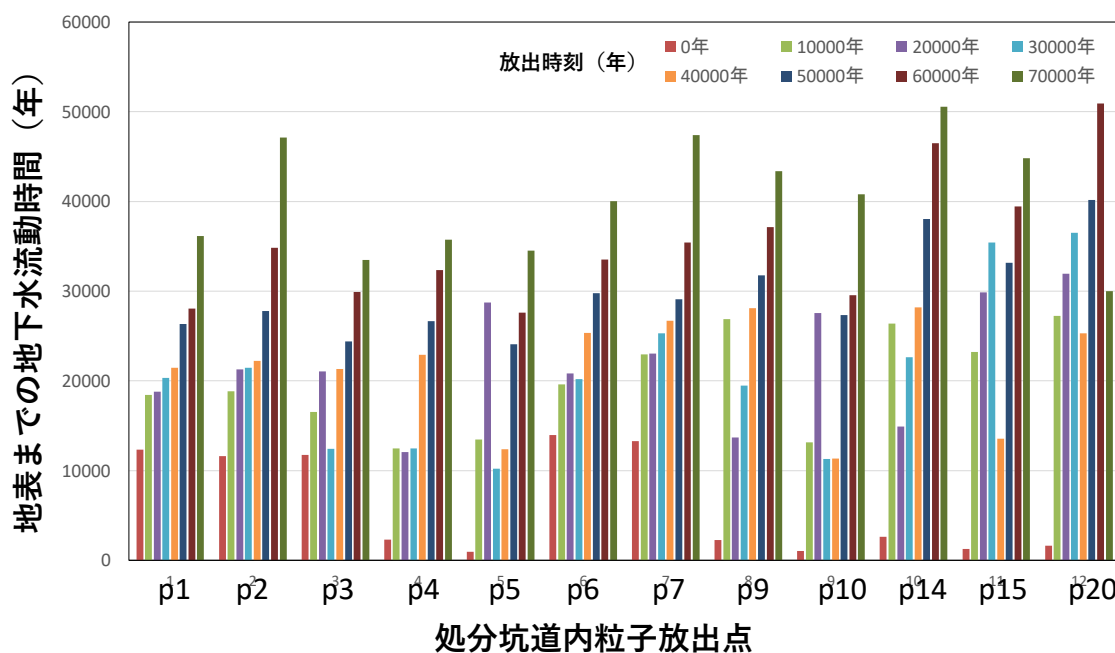


図 2.3-25 代表的な粒子放出点からの放出時刻別の流動時間 (A-1 陸側)

図 2.3-26 に陸側処分場の A-1、D-1 ケースを対象に Pass-trac を用いた粒子追跡線解析による核種移行経路を示す。図 2.3-27 に P5 付近の地下水流動の時間変化を示す。図 2.3-28 に A-1 と D-1 (侵食速度大) の全水頭の時間変化を示す。p1 は側方に向かう流れで安定した一方、p5 の放出時刻 0 年では上方に向かい地表にそのまま到達するが、その後は p1 と同様に側方に向かう流れに変化した。初期の地形は p5 付近が窪地になっており、地表に流出するベクトル成分が卓越するが、10000 年後では窪地周辺が侵食され周囲の高低差が小さくなるため、上方に向かう成分が小さくなって、下流に向かう流路に変化した。



A-1 ケースの p1 及び p5 の 2 点について、放出時刻別の地表までの地下水流動時間の坑道内及び地質区分の内訳を図 2.3-29 に、移行距離を図 2.3-30 に示す。p1 では処分場スケールでの木古内層での流動時間がいずれの放出時刻においても 7000 年程度確保されており、それ以降のサイトスケールにおいては流動時間が大きく変動する結果となった。一方、p5 では放出時刻が 20000 年までは処分場スケールの流動時間が 5000 年より短くなっているが 30000 年以降については、約 5000 年を確保している。それ以降についてはサイトスケール範囲で流動時間が大きく増加する結果となった。移行距離の観点では、p5 の放出時刻 0 年を除いて、総移行距離は 1700m から 2000m の間で大きな変化はなく、流動時間の時間変化の傾向と異なったが、サイトスケールの範囲の内訳は p1 で厚沢部層の割合が減少し、木古内層の割合が増加するのに対し、p5 では割合が時間により大きく変動した。

また、平均侵食速度を 0.18mm/y を大きくした D-1 ケースについて、同様に p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの地下水流動時間を図 2.3-31 に、移行距離を図 2.3-32 に示す。p1 では 20000 年以降流動時間が増加せず、流動時間はほぼ 13000~15000 年程度で一定となった。p5 についても 1 万年以降 10000~15000 年に徐々に増加する結果となり、A-1 の地下水流動時間の変化と大きく異なった。一方、移行距離では、D-1 は A-1 と比較的同様の時間変化の傾向を示した。総移行距離は 1700m~1800m と A-1 よりも変動範囲は小さく、サイトスケールでの木古内層区間と厚沢部層区間の割合の変動範囲も小さい結果となった。これは、図 2.3-28 に示したように、D-1 ケースは侵食が大きく、斜面での勾配が小さくなることにより、全水頭が小さくなって、地下に潜り込む程度が A-1 ケースよりも小さくなったためと考えられる。

両ケースとも、処分場スケールの木古内層区間については流動時間、移行距離ともに p5 の 20000 年までを除き、一定の値を維持した以上のことから、地下水流動解析における処分場スケールの範囲が天然バリアのニアフィールド、その外側のサイトスケールの範囲がファーフールドとみなすことができると判断した。

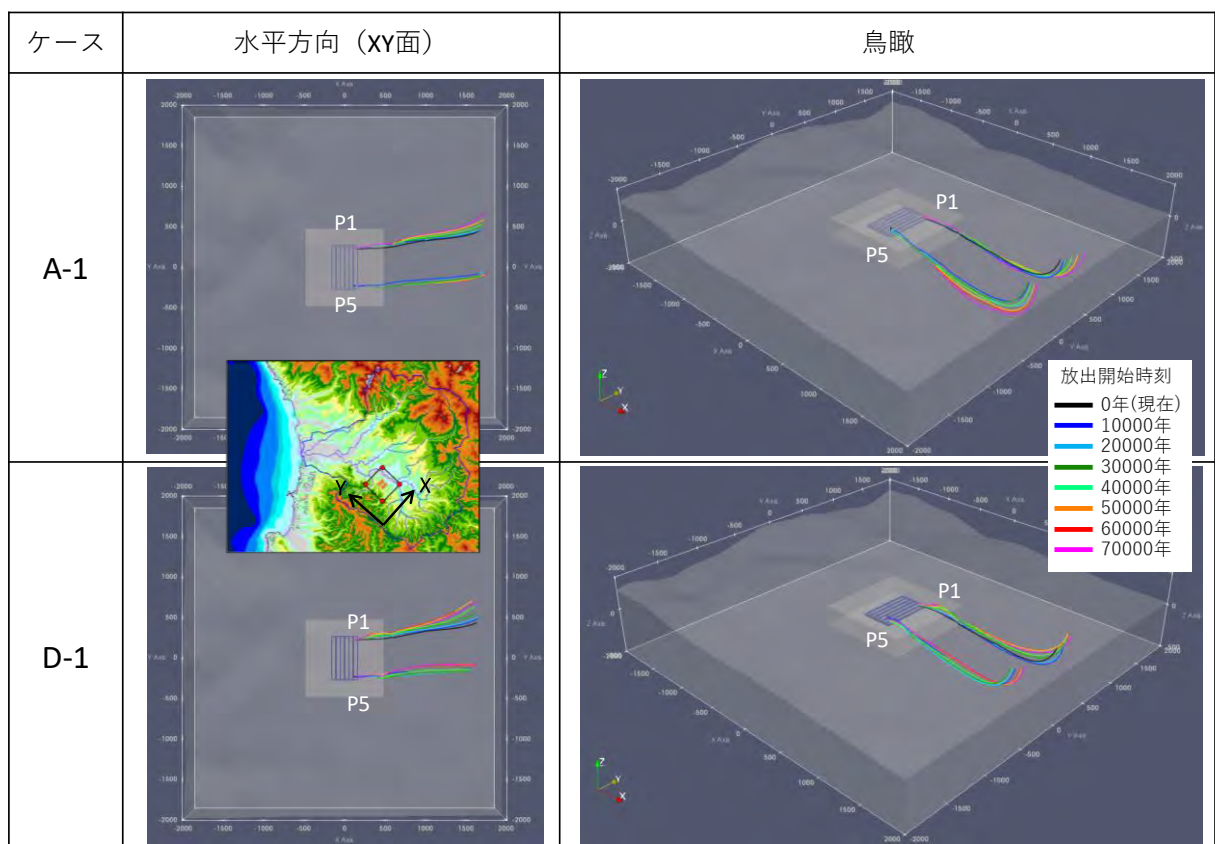


図 2.3-26 P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路 (陸側 : A-1, D-1)

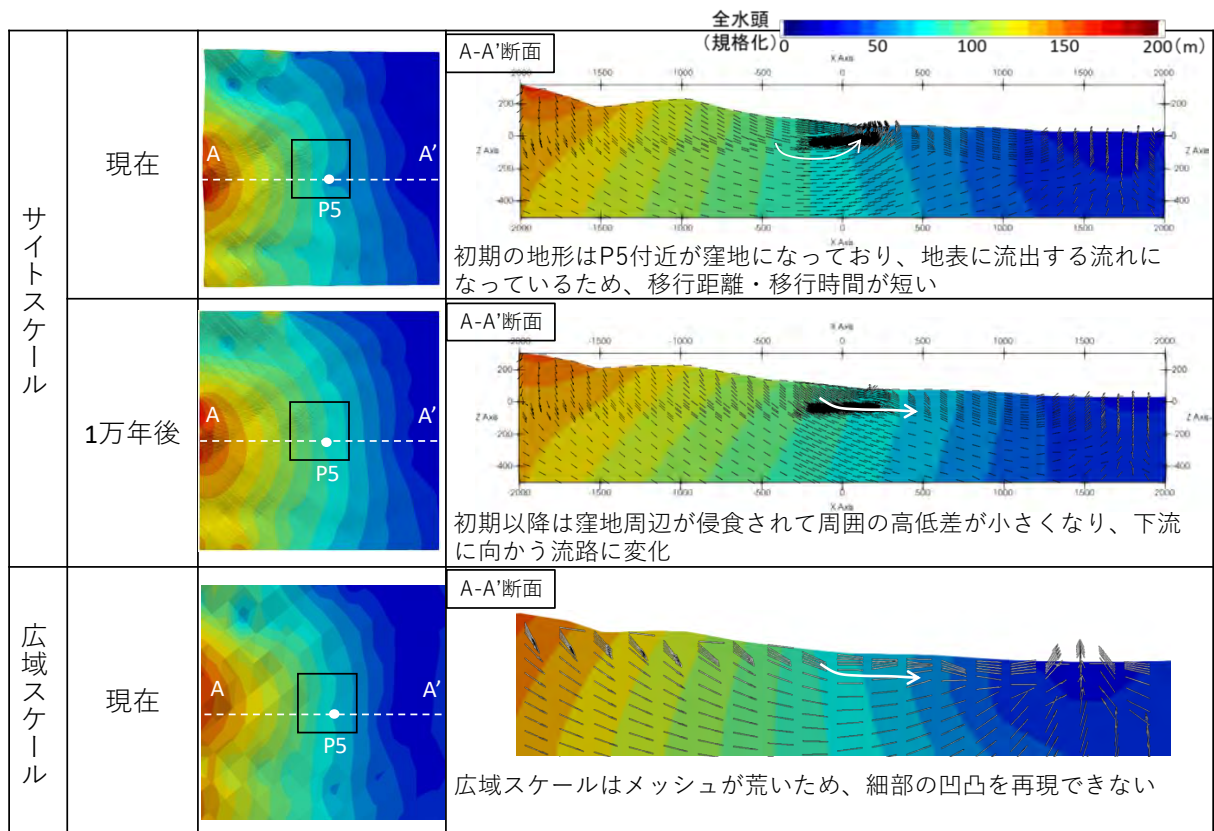


図 2.3-27 P5 付近の地下水流動の時間変化（陸側：A-1）

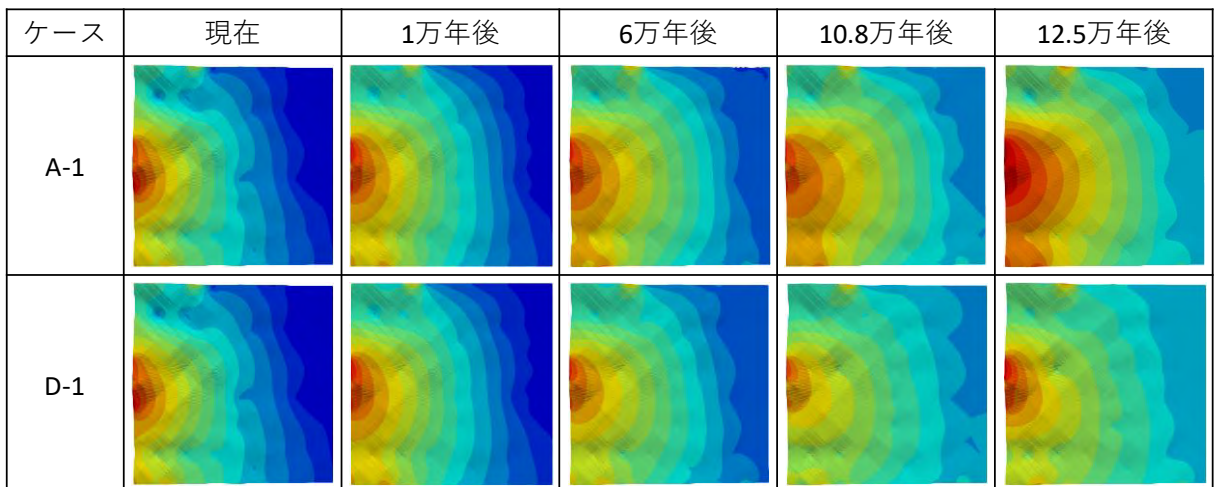
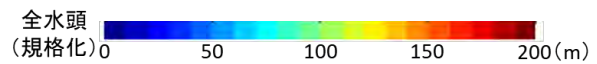
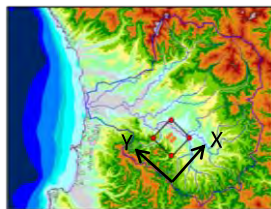


図 2.3-28 A-1 と D-1（侵食速度大）の全水頭の時間変化（陸側）



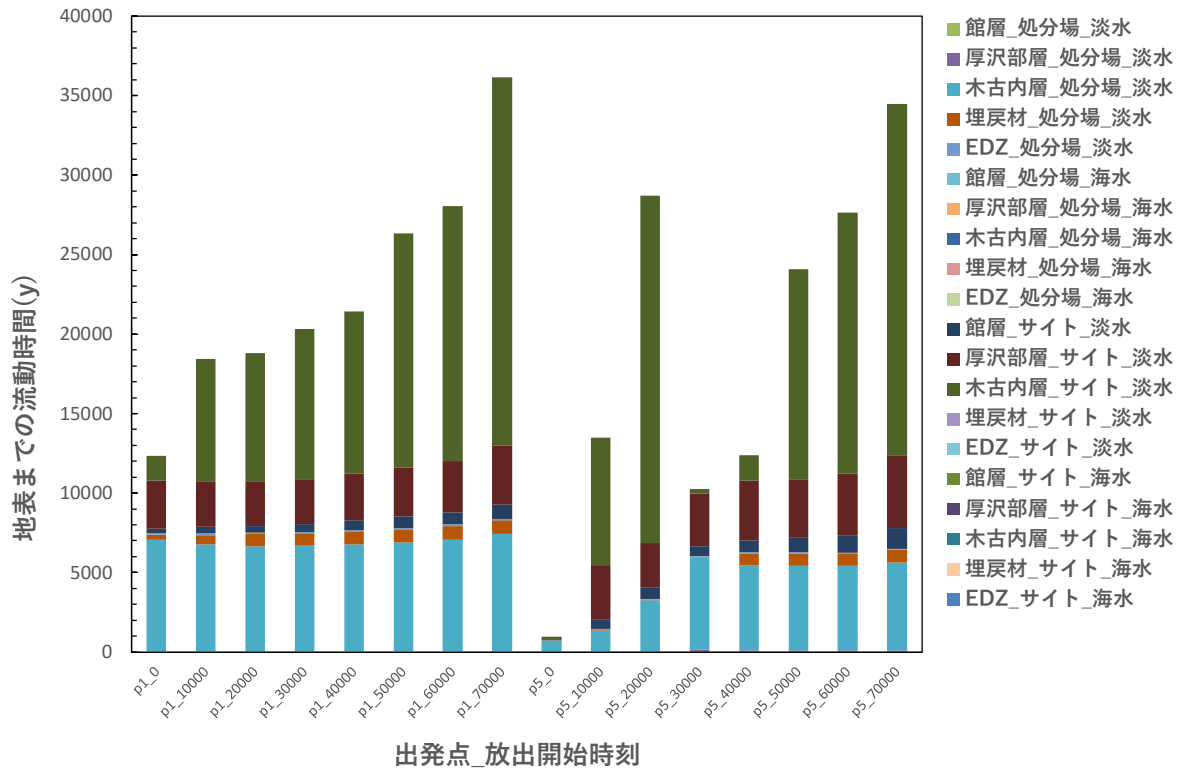


図 2.3-29 p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間 (A-1 陸側)

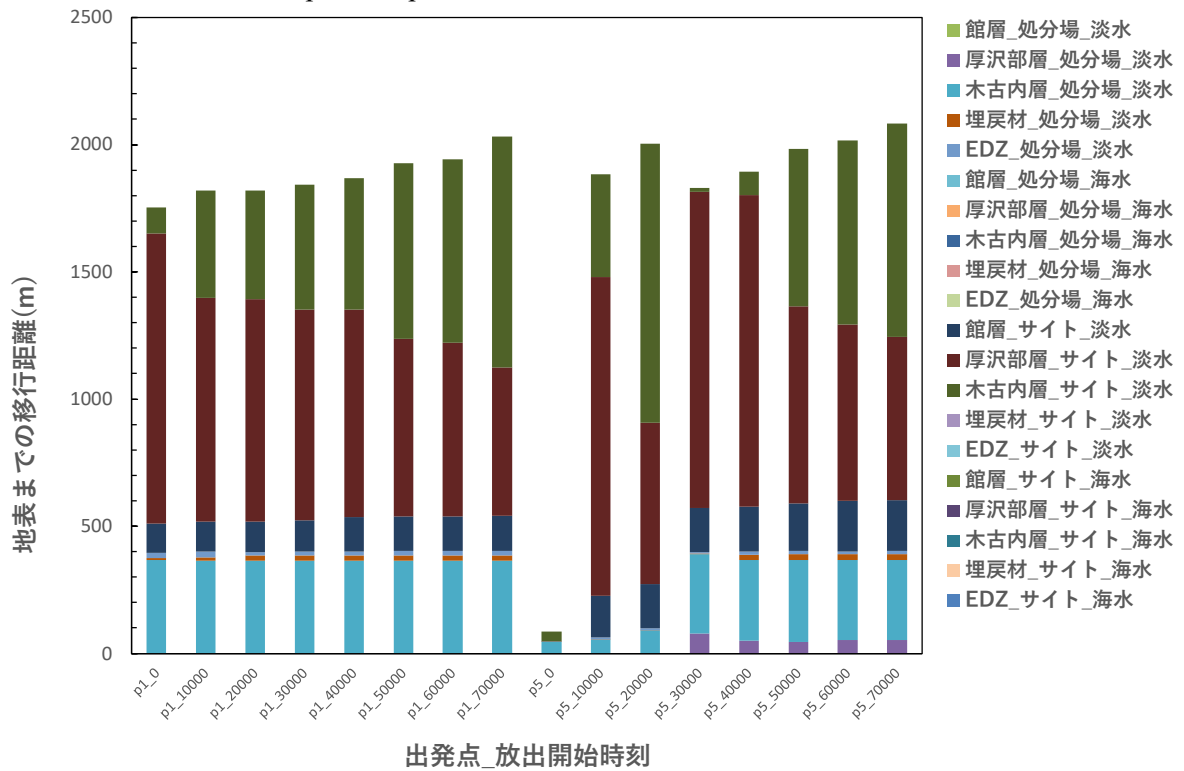


図 2.3-30 p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離 (A-1 陸側)

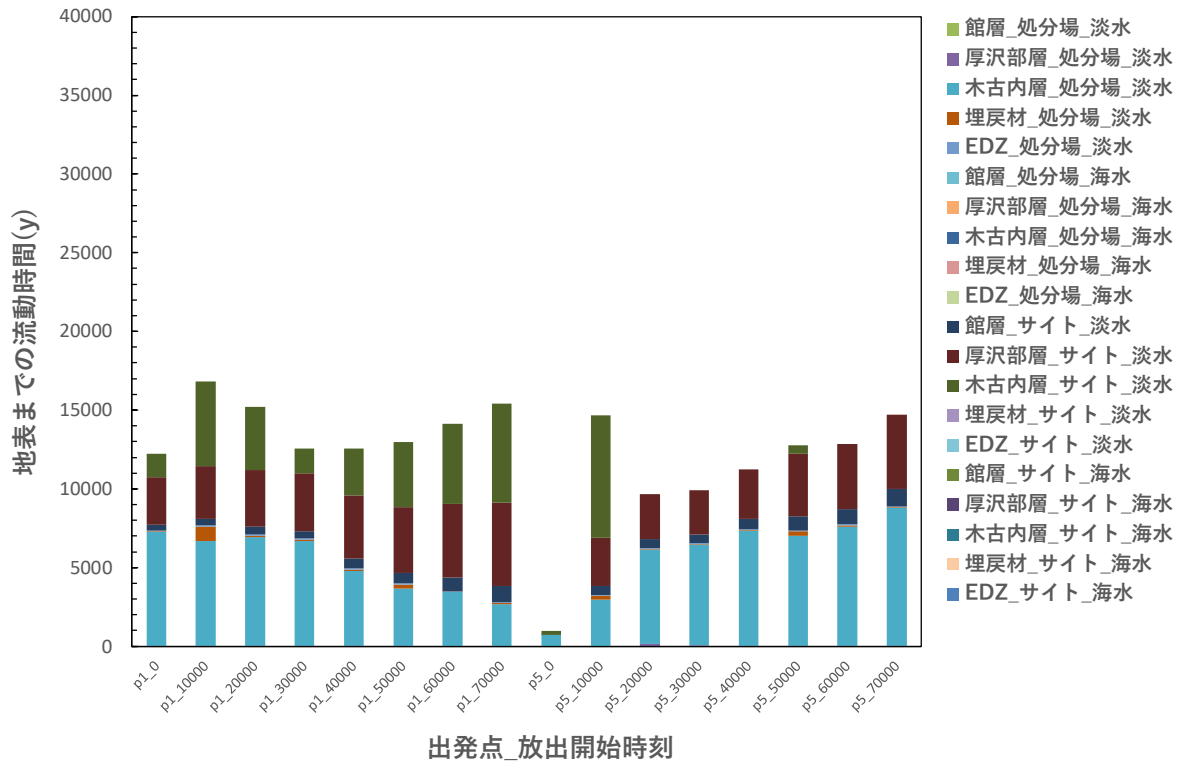


図 2.3-31 p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間 (D-1 陸側)

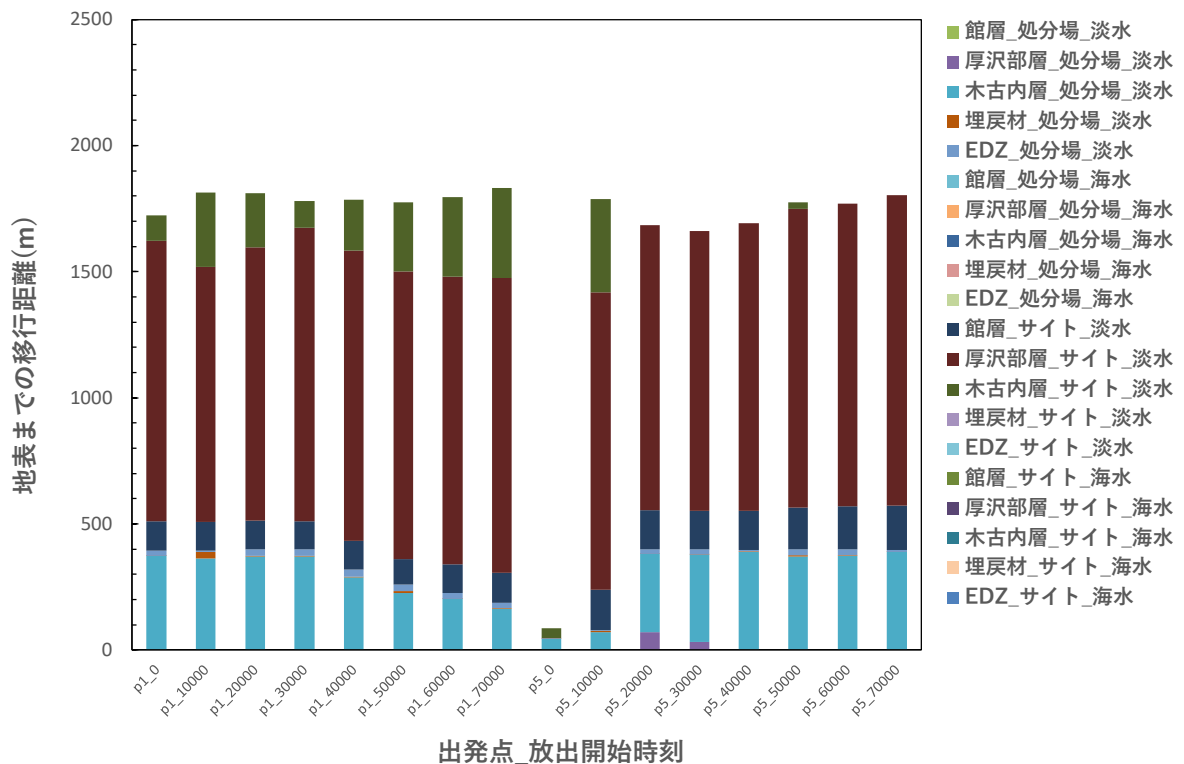


図 2.3-32 p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離 (D-1 陸側)

・海側処分場における核種移行経路評価結果（A-1 及び A-4）

図 2.3-33 に Pass-trac を用いた粒子追跡線解析による核種移行経路を示す。A-1 ケースでは時刻によらず処分場から沖側へ経路が示され、海水準低下によって移行経路がさらに沖合へ向かう結果となった。A-4 ケースでは海水準は一定の時間が継続するが、移行経路に変動があり、10000 年までの放出時刻では陸側へ向かい、汀線が処分場を交差する 50000 年以降は沖合側へ移動する結果となった。図 2.3-34 に A-1 の塩分濃度分布の時間変化、図 2.3-35 に流速ベクトルの変化の例を示す。海水準が低下することにより淡水化するとともに、汀線の移動に伴って流動方向も変化する。図 2.3-36 に A-4 の塩分濃度の時間変化を示す。A-4 ケースでは、初期の海進に伴い汀線が陸側に移動するが、海水準が一定の期間中（～50000 年後）に、隆起により汀線が後退する。処分場が塩水場になる期間が長く、放出開始時刻が現在～20000 年では下に潜り込み、塩水場を流れる経路のため、地下水流動時間が長い。

図 2.3-37 に A-1 ケースの放出時刻別の地表までの地下水流動時間と坑道内及び地質区分の内訳を、図 2.3-38 に移行距離を示す。放出時刻は海水準変動により汀線が処分場中央の上部を横切るタイミングで 5000 年と 12000 年を追加した。p1 は 0 年の放出では 12000 年間の地下水流動時間があるが、5000 年以降の放出では、5000 年程度の流動時間が一定し、60000～70000 年の放出で流動時間が増加する。一方、p5 は 0 年の放出で 8000 年程度の流動時間で 10000 年の放出で流動時間が 1000 年程度に大きく減少したが、60000 年放出にかけて徐々に流動時間が増加する結果となった。

次に、図 2.3-39 に A-4 ケースの放出時刻別の地表までの地下水流動時間と坑道内及び地質区分の内訳を、図 2.3-40 に移行距離を示す。全体的に A-4 の方が海水準が変動しないため比較的安定な流動場となっており、流動時間が長くなっている。なお、放出開始時刻 20000 年で p5 の移行時間が短いのは、p1 より先に汀線が p5 上を移動するためと考えられる。

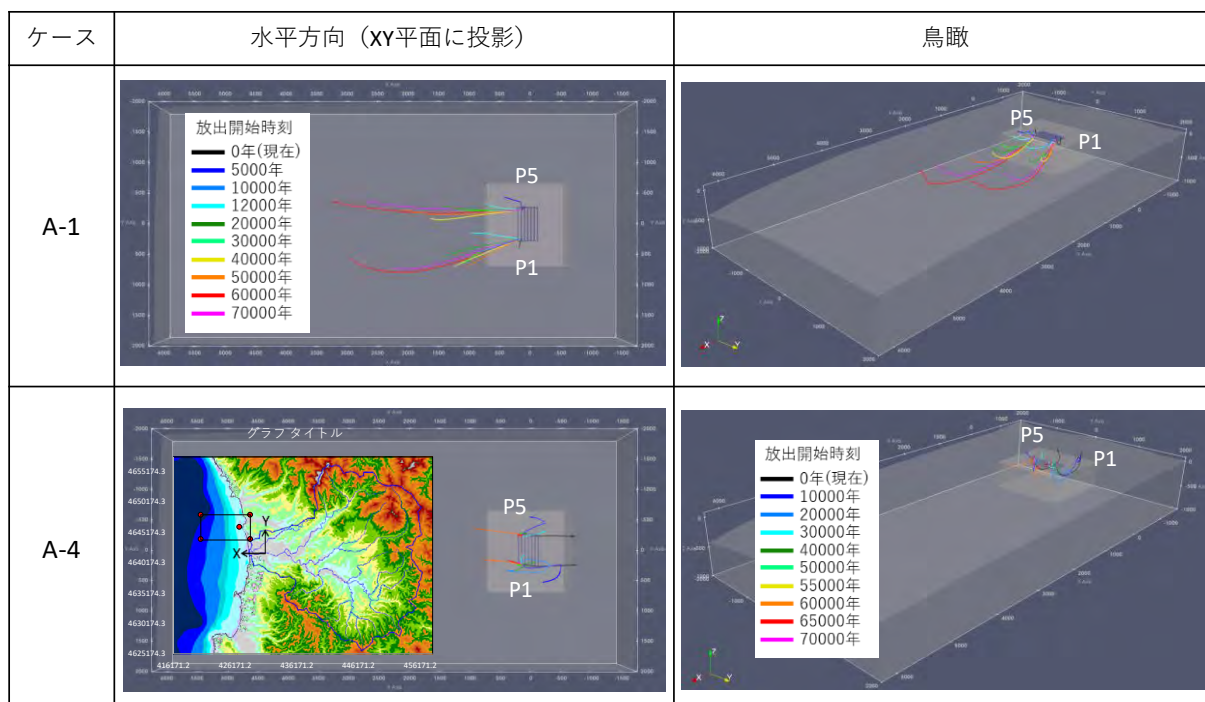


図 2.3-33 P1 及び P5 からの放出時刻別の移行経路（海側：A-1, A-4）

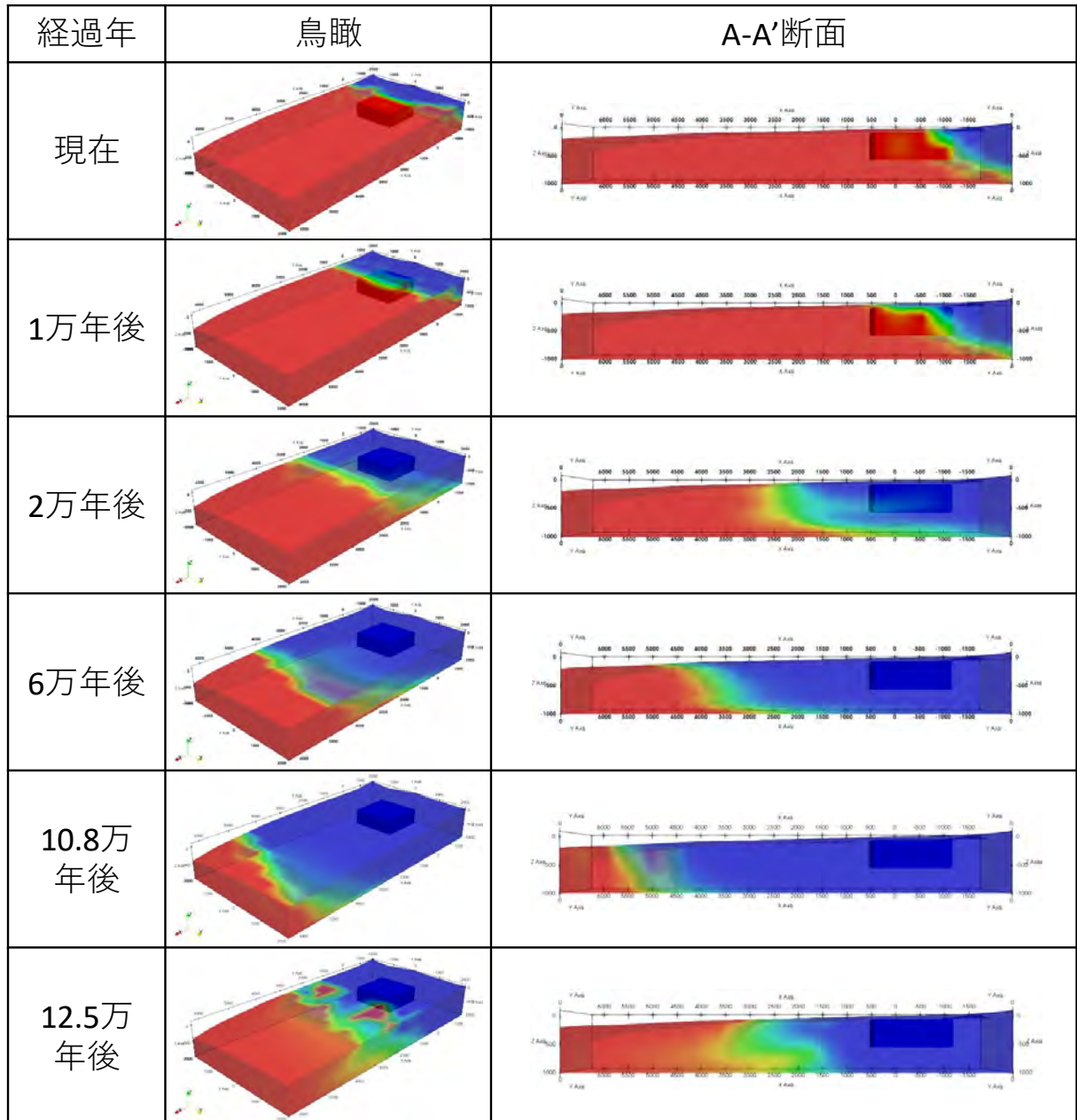


図 2.3-34 塩分濃度分布の時間変化（海側：A-1）

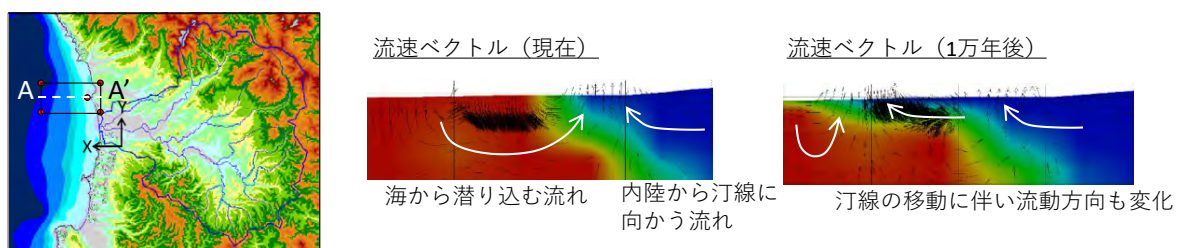


図 2.3-35 海側 A-1 の流速ベクトルの変化例（海側：A-1）



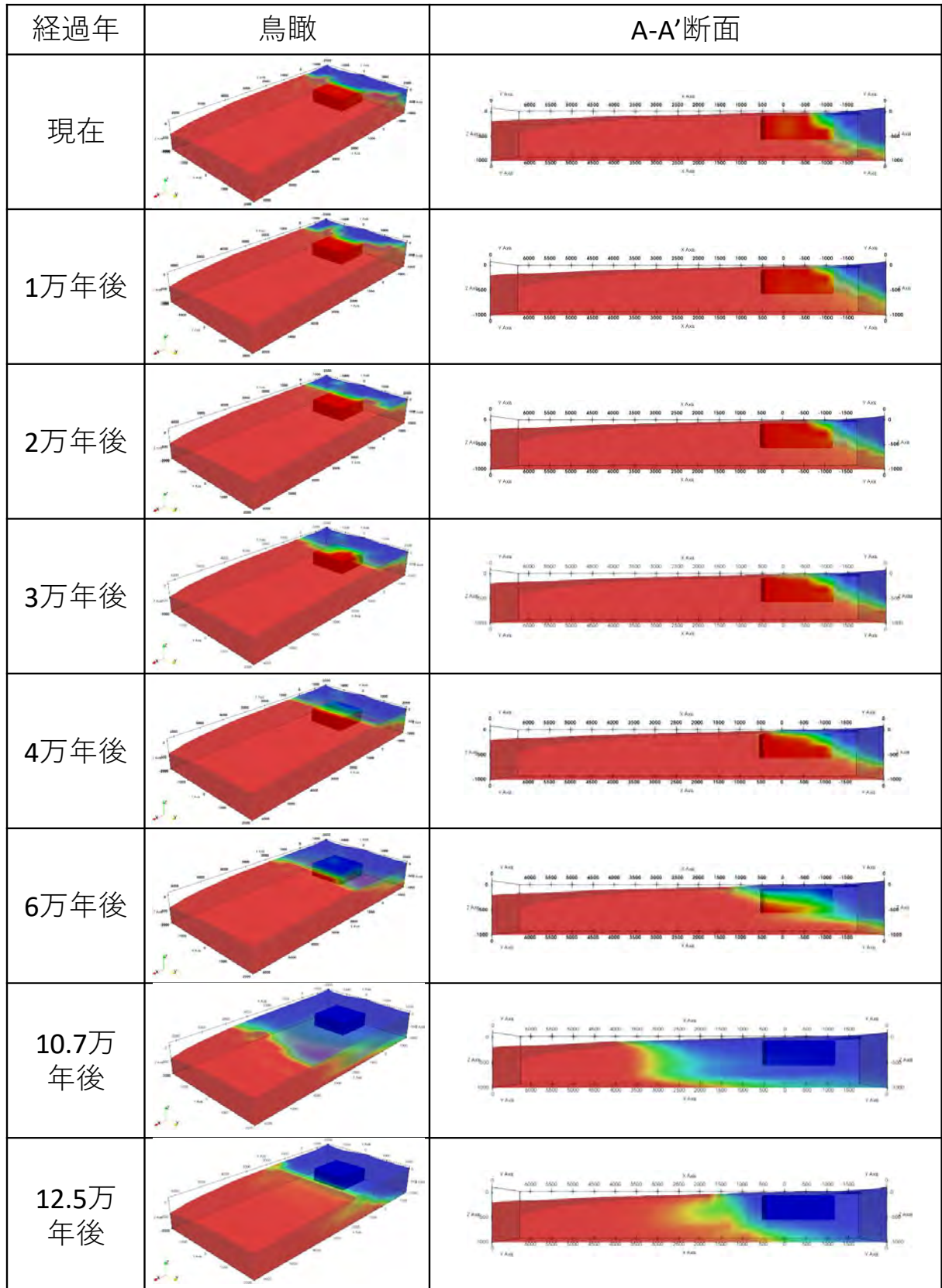


図 2.3-36 塩分濃度分布の時間変化（海側：A-4）

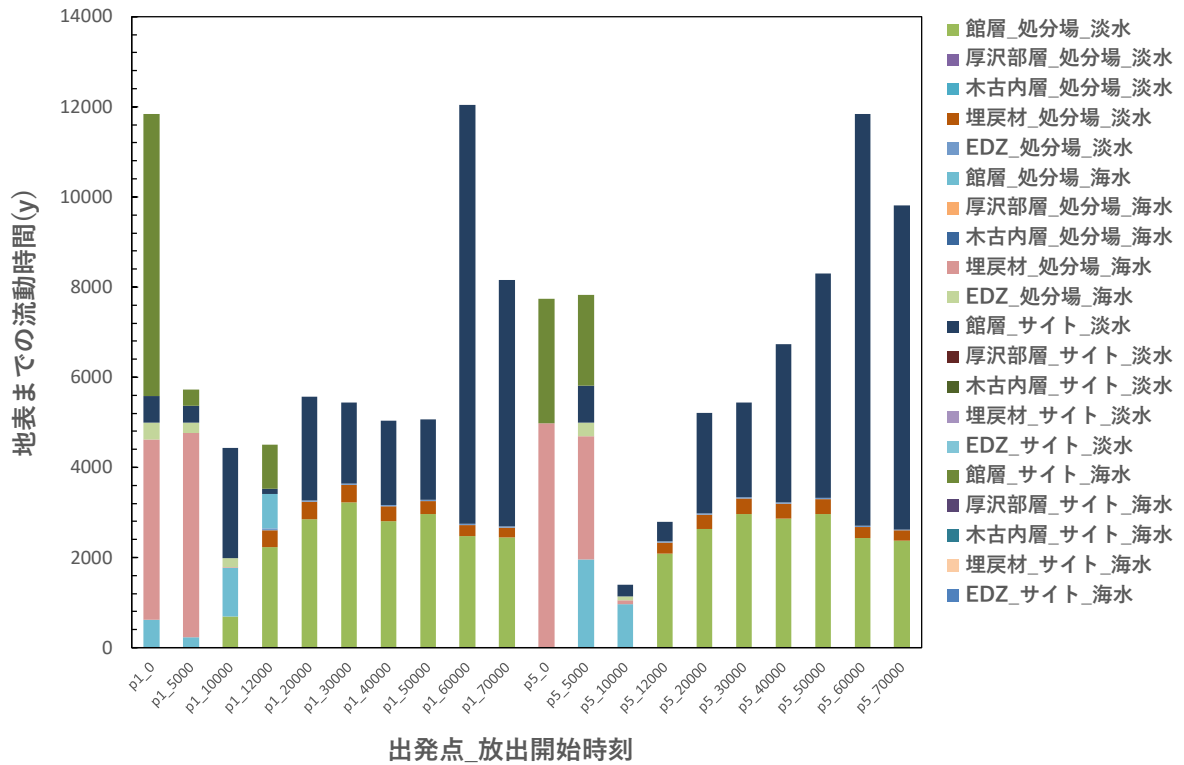


図 2.3-37 p1 及び p5 からの放出時刻別の地下水流動時間 (A-1 海側)

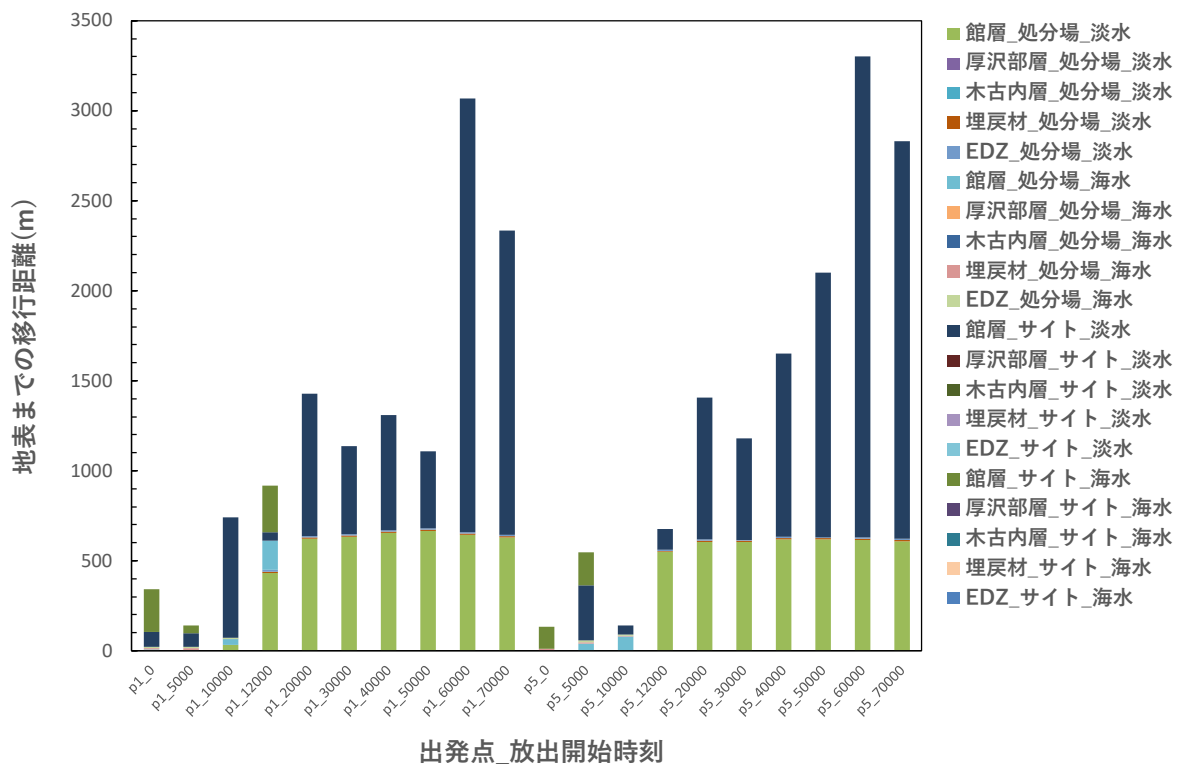


図 2.3-38 p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離 (A-1 海側)



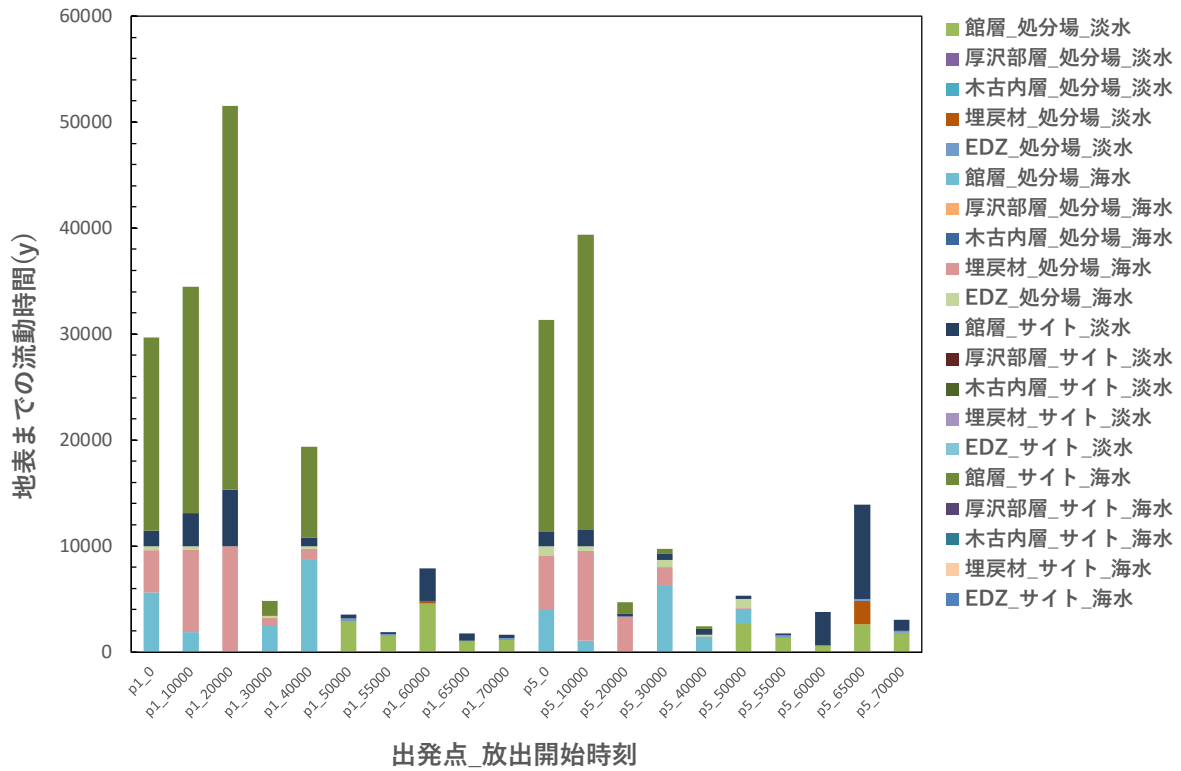


図 2.3-39 p1 及び p5 からの放出時刻別の地下水流動時間 (A-4 海側)

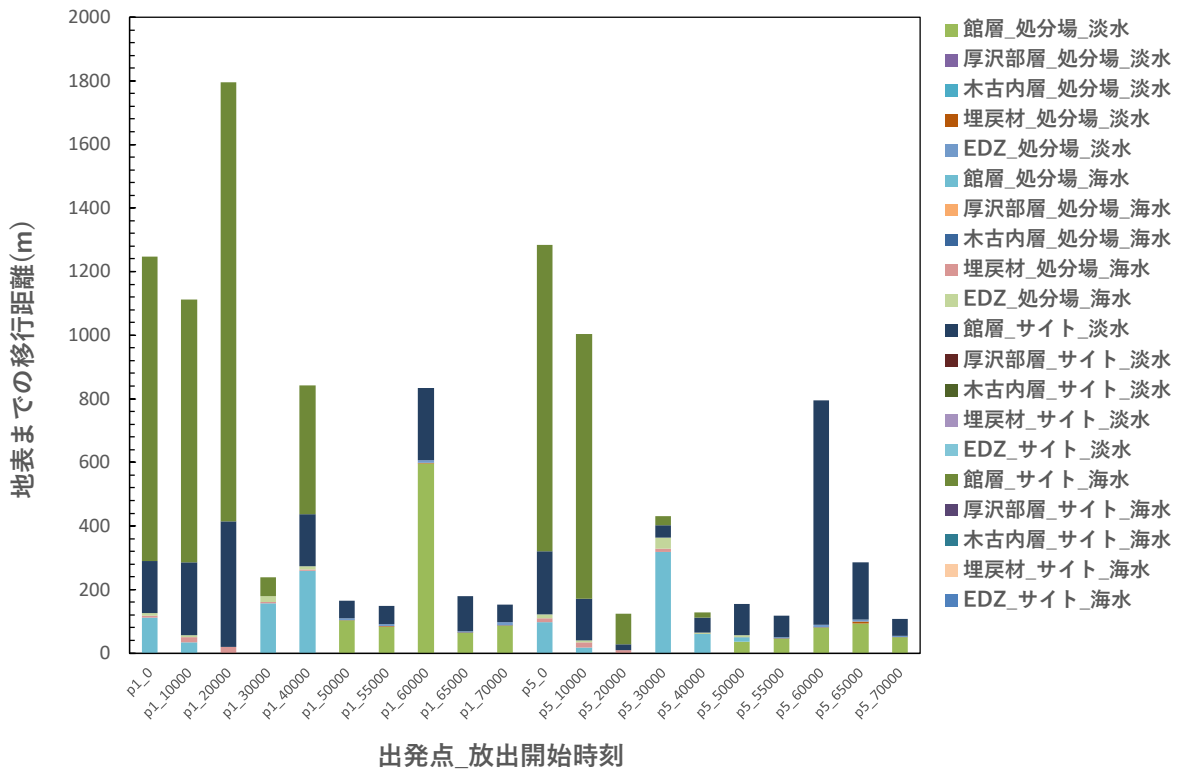


図 2.3-40 p1 及び p5 からの放出時刻別の移行距離 (A-4 海側)

(2) 核種移行解析の条件設定

(a) 核種移行解析

核種移行解析では、対象地域が堆積岩地域であることから、多孔質媒体における核種移行評価式として、人工バリアから核種移行経路に沿って、次式で表される一次元移流分散方程式によって核種移行評価を行った。

$$\frac{\partial(\varepsilon R^i C^i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left( u C^i - D_u^i \frac{\partial C^i}{\partial x} \right) - \lambda^i \varepsilon R^i C^i + \lambda^{i-1} \varepsilon R^{i-1} C^{i-1} + Q^i$$

ここで、 $C^i$ は核種  $i$  の間隙水中の濃度、 $\varepsilon$ は多孔質媒体の間隙率、 $u$  はダルシー流速、 $R^i$ は核種  $i$  の遅延係数、 $Q^i$ は核種  $i$  のソースターム、 $\lambda^i$ は核種  $i$  の崩壊定数、 $D_u^i$ は核種  $i$  の分散係数で  $D_u^i = \alpha_L u + \varepsilon D_0^i$  で表される ( $D_0^i$ は核種  $i$  の間隙中の拡散係数、 $\alpha_L$ は分散長)。また、 $R^i = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K d^i$  で表される ( $\rho$ は地質の真密度、 $K d^i$ は当該地質及び水質に応じた核種  $i$  の分配係数)。

また、移行距離が短い、埋め戻し材及びEDZにおいては分散長 $\alpha_L$ を無視することとし、すべてのEDZを抜け、母岩から地表までの移行経路については、ピークフラックスへの影響を確認するため分散効果を小さくすることとし、放出時刻別の各移行距離に対して1/100の $\alpha_L$ を与えて解析した。

1) 評価対象核種のインベントリ

評価対象核種は平成29年度事業<sup>(13)</sup>において、中深度処分を対象として原子力学会標準<sup>(17)</sup>などを参考に予備解析を実施し、代表的な70核種を対象に被ばく線量評価までを行ったところ、河川水利用経路において被ばく線量が高く、C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93が重要核種として抽出された。系列核種も評価したが、上記核種よりも被ばく線量への寄与は1桁以上小さいことから、重要核種としては抽出されなかった。上記4核種にMo-93の子孫核種であるNb-93mを加えた5核種を評価対象核種としてとりあげた。本年度の評価においても、同様に、上記5核種を対象として評価を実施した。

対象とする核種に対し、電気事業連合会が公表した余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集<sup>(18)</sup>から核種量を抽出した。廃棄体グループ別の対象5核種のインベントリを表2.3-4に示す。また、各廃棄体グループ別の廃棄体発生量を表2.3-5に示す。廃棄体ごとの核種濃度は上記データから算出した。

表 2.3-4 評価対象核種のインベントリ (廃棄体グループ別)

核種	半減期	放射エネルギー [Bq]							
		原子力発電所					再処理施設・MOX燃料		
		SUS	Zr	黒鉛	樹脂類	廃液	SUS	樹脂類	廃液
		BPG_st	BPG_zr	BPG_gr	BPG_ot	BPG_no	CYC_st	CYC_ot	CYC_no
C-14	5.70E+3y	5.9E+15	6.6E+13	1.5E+14	7.2E+13	3.8E+12	5.3E+14	3.0E+11	2.3E+06
Cl-36	3.01E+5y	7.0E+12	9.4E+09	4.7E+11	1.1E+11	1.2E+09	2.7E+12	6.0E+09	4.7E+04
Ni-59	1.01E+5y	1.3E+16	1.9E+13	4.5E+11	2.4E+14	1.3E+13	2.6E+14	1.8E+12	4.3E+04
Nb-93m	16.13y	7.4E+13	6.2E+12	3.3E+06	7.9E+10	1.2E+07	7.6E+13	0.0E+00	0.0E+00
Mo-93	4.0E+3y	2.2E+14	1.7E+11	1.1E+09	8.4E+11	2.4E+08	2.6E+12	1.4E+10	2.9E+03

表 2.3-5 廃棄体グループ別の廃棄体発生量

		原子力発電所					再処理施設・MOX燃料		
		SUS	Zr	黒鉛	樹脂類	廃液	SUS	樹脂類	廃液
		BPG_st	BPG_zr	BPG_gr	BPG_ot	BPG_no	CYC_st	CYC_ot	CYC_no
廃棄体発生量	重量(ton)	8782	744	1514	5235	1328	5775	11601	177
	体積(m <sup>3</sup> )	1379	114	865	7144	1071	892	2768	98

2) 埋設施設条件

埋設施設については、以下のように条件を設定した。原子力学会標準及び菅谷ほか(2010)<sup>(12)</sup>に示された埋設施設における人工バリアの寸法設定値を表 2.3-6 に示す。原子力学会標準と菅谷ほか(2010)において、想定する人工バリアの各層の厚さに大差はなく、ここでは、原子力学会標準を参考に、コンクリートピット及び低拡散層の厚さを 0.5 m、低透水層の厚さを 1 m と設定した。

表 2.3-6 中深度処分埋設施設における人工バリアの寸法設定値

パラメータ		設定値	
		原子力学会標準	菅谷ほか(2010)
廃棄体層 [m]	幅	10	9.2
	高さ	10	7.4
	長さ	100	100
セメント系材料層厚さ [m]	コンクリートピット	0.5	0.7
	低拡散層	0.5	0.6
ベントナイト系材料層厚さ [m]	低透水層	1	1

原子力発電所起源の廃棄体(BPG)は、1.6m□×1.6m 容器を、横 5 列×高さ 4 列(幅 8 m×高さ 6.4 m×奥行 1.6 m) の 20 個を 1 組として、坑道長さ方向に何列できるかを、各廃棄体グループの廃棄体個数から求め(余りがある場合は 1 列とした)、廃棄体定置領域の長さを算出した。同様に、再処理工場・MOX 工場起源の廃棄体(CYC)は、1.6m□×1.2m 容器を、横 5 列×高さ 5 列(幅 8 m×高さ 6 m×奥行 1.6 m) の 25 個を 1 組として、坑道長さ方向に何列できるかを、各廃棄体グループの廃棄体個数から求め、廃棄体定置領域の長さを算出した。また、各領域の体積及び表面積は断面方向のみの領域を対象として算出した。

表 2.3-7 各バリアのパラメータ設定値

バリア	パラメータ	値
コンクリートピット層	厚さ [m]	0.5
	間隙率 [-]	0.19
	密度 [g/cm <sup>3</sup> ]	2.6
低拡散層(健全部)	厚さ [m]	0.5
	間隙率 [-]	0.19
	密度 [g/cm <sup>3</sup> ]	2.6
ベントナイト層	厚さ [m]	1.0
	間隙率 [-]	0.4
	密度 [g/cm <sup>3</sup> ]	2.7

3) 評価コード及び評価モデル

放射性核種の移行及び被ばく線量の評価には、確率論的安全評価コード GSRW-PSA (Generic Safety Assessment Code for Geologic Disposal of Radioactive Waste for Probabilistic Safety Assessment) <sup>(19)</sup>を用いた。GSRW-PSA は、確率論的解析の対象とするパラメータを生成するパラメータサンプリングコード (Latin Hypercube Sampling : LHS<sup>(20)</sup>)、地下水移行シナリオの決定論的評価用コード (GSRW) <sup>(21)</sup>、及び統計解析コード (Statistical POstProcessor : SPOP<sup>(22)</sup>, <sup>(23)</sup>) から構成されるコードシステムである。なお、本評価に使用した GSRW-PSA は、これまで受託事業<sup>(24), (25), (26), (27), (28), (29), (30), (31), (32)</sup>等により原子力機構が拡張・整備を行ってきたものである。この拡張した GSRW-PSA における地下水移行シナリオの決定論的評価の機能を使用することにより、基本的には、原子力学会標準において示された「処分システムにおける核種移行及び被ばく経路の評価手法」と同等の評価を行うことが可能である。

具体的には、廃棄体層からの核種の溶出やセメント系材料層及びベントナイト系材料層内の放射性物質の濃度の評価には、ソースタームモデルを、岩盤地下水中の放射性物質の濃度の評価には、天然バリアモデルの多孔質媒体モデルを、被ばく線量評価には、生物圏モデルを使用した。

ただし、廃棄体層における放射化金属等からの核種の溶出に係る廃棄体層からの核種溶出モデルに関しては、原子力学会標準の次式 (一部表式を改変) ではなく、

$$R^i(t) = A_0^i \eta \exp[-(\lambda^i + \eta)t] \quad (2.3-1)$$

$R^i(t)$  : 時間  $t$  における核種  $i$  の放出率 [Bq/y]

$A_0^i$  : 核種  $i$  の初期放射エネルギー [Bq]

$\eta$  : 溶出率 [1/y]

$\lambda^i$  : 核種  $i$  の崩壊定数 [1/y]

平成 19 年度の GSRW-PSA の拡張<sup>(24)</sup>において整備した次式の溶出期間モデルにより評価した。なお、本モデルは第 2 次 TRU レポート<sup>(33)</sup>における金属廃棄物からの溶出モデルと同等である。

$$R^i(t) = \begin{cases} A^i(t)/T & (0 \leq t \leq T) \\ 0 & (T < t) \end{cases} \quad (2.3-2)$$

$T$  : 溶出期間 [y] ( $\eta = 1/T$ )

$A^i(t)$  : 時間  $t$  における核種  $i$  の放射エネルギー [Bq]

ただし、 $\frac{dA^i(t)}{dt} = -\lambda^i A^i(t) + \sum_p \lambda^p A^p(t)$

$\lambda^p$  : 親核種  $p$  の崩壊定数 [1/y]

$A^p(t)$  : 時間  $t$  における親核種  $p$  の放射エネルギー [Bq]

式(2.3-2)を溶出期間  $T$  未満の時間  $t$  及び単独核種の場合について、式(2.3-1)と同様に核種  $i$  の初期放射エネルギー  $A_0^i$  及び溶出率  $\eta$  を用いて書き直すと、次のようになる。

$$R^i(t) = A_0^i \eta \exp[-\lambda^i t] \quad (2.3-3)$$

#### 4) 核種移行パラメータ

##### a) 廃棄体層からの溶出率及び溶出期間

放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値を表 2.3-8 に整理した。中深度処分 (余裕深度処分) に関連した既往文献としては、原子力学会標準、菅谷ほか (2010) <sup>(12)</sup>、辻ほか (2015) <sup>(34)</sup>を参照した。また、ステンレス鋼及びジルカロイの溶出率に関しては、TRU 廃棄物の地層処分に係る安全評価 (TRU 廃棄物処分概念検討書<sup>(35)</sup>、第 2 次 TRU レポート<sup>(33)</sup>) に加えて、北村ほか (2016) <sup>(36)</sup>によりまとめられた、諸外国の使用済燃料直接処分に係る安全評価における構造材金属に対する溶出率を参考に、SR-site<sup>(37)</sup>、TURVA-2012<sup>(38)</sup>、NAGRANAB 13-37<sup>(39)</sup>、Dossier 2005<sup>(40)</sup>における設定値を参照した。さらに、黒鉛に関しては、C-14 のガス

状放出に関してではあるものの、NDA (2014) (41)を参考にした。なお、溶出期間は溶出率の逆数として算出した。原子力学会標準及び菅谷ほか (2010) (12)では、金属廃棄物の種類までは明示されていないものの、ほぼ同様の値が設定されており、諸外国の安全評価における溶出率の設定値よりも比較的小さい値となっている。

ステンレス鋼の溶出率に関しては、SR-site<sup>(37)</sup>及びTURVA-2012<sup>(38)</sup>における $1 \times 10^{-3} \text{ y}^{-1}$ のオーダーから、第2次TRUレポート<sup>(33)</sup>及びDossier 2005<sup>(40)</sup>における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーの値が設定されている。

ジルカロイの溶出率に関しては、辻ほか (2015) (34)において比較的小さい値が設定されている以外は、TURVA-2012<sup>(38)</sup>における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーから、第2次TRUレポート<sup>(33)</sup>、NAGRA NAB 13-37<sup>(39)</sup>及びDossier 2005<sup>(40)</sup>における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーの値が設定されている。

黒鉛の溶出率に関しては、C-14のガス状放出に関して、速い放出成分と遅い放出成分に分けて、その放出率（溶出率）が設定されており、遅い成分の場合でもステンレス鋼やジルカロイに比べて大きな溶出率となっている<sup>(41)</sup>。なお、速い放出成分に関しては、その発生割合が $1.5 \times 10^{-4}$ と極めて低い<sup>(41)</sup>。

以上の放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値を基に設定した、本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠を表2.3-9に示す。ステンレス鋼に関しては、廃棄物ごとに含まれるステンレス鋼すべてに厚さを設定することが困難なため、菅谷ほか (2010) (12)で考慮されているふげんの放射化した金属の部材厚さは約1mm~100mmを参考に、保守的に1mmと仮定し、腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート<sup>(33)</sup>の値を設定し、溶出率（溶出期間）を算出した。また、ジルカロイに関しては、被覆管と同程度の厚さとして保守的に0.5mmと仮定し、腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート<sup>(33)</sup>の値を設定し、溶出率（溶出期間）を算出した。黒鉛に関しては、速い放出成分に関しては、その発生割合が $1.5 \times 10^{-4}$ と極めて低いこと<sup>(41)</sup>から、すべての遅い放出成分の放出率を溶出率として設定した。

本検討においてステンレス鋼及びジルカロイの溶出率の算出に用いた金属の腐食速度は、第2次TRUレポート<sup>(33)</sup>に示された値であり、初期の速い腐食速度であると考えられるが、時間の経過とともに減少することが知られているため、ここでの浸出率は保守的な設定となっている可能性がある。また、黒鉛の溶出率に関してもデータの不足によりガスの放出率のモデルパラメータより設定しているため、不確実性が大きく、保守的な設定となっている可能性がある。

表 2.3-8 放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値

母材	溶出率 [1/y]	溶出期間 [y]	腐食速度 [nm/y]	厚さ [mm]	酸化皮 膜割合 [-]	設定根拠	文献
金属廃棄物	3.3E-06	3.00E+05	30	9	0	基本シナリオ：腐食速度と放射化金属廃棄物の厚さを踏まえて想定(例えば、0.03 μm/yで厚さ9mm)。他の文献と異なり、両面からの腐食ではなく、片面からの腐食を想定した値となっている。	原子力学会標準 (16)
	3.3E-05	-	-	-	-	感度解析：溶出率を適用し難い廃棄物の存在を考慮し、基本シナリオより1桁大きな値に設定。	
	5.0E-06	2.00E+05	30	10	0	原子炉本体の厚さ10mmという仮定と既往文献における放射化金属の腐食速度から求めた溶出期間を丸めて評価用の溶出期間から溶出率を設定。	菅谷ほか(2010) (17)
	5.0E-05	2.00E+04	30	1	0	制御棒の厚さ1mmという仮定と既往文献における放射化金属の腐食速度から求めた溶出期間を丸めて評価用の溶出期間から溶出率を設定。	
ステンレス鋼	2.6E-06	3.82E+05	30	22.9	0	エンドピース	TRU廃棄物処分概念検討書 (34)
	1.2E-04	8.50E+03	20	0.34	0	エンドピース：母材の厚さに関しては明示されていないため、溶出期間と腐食速度より求めた。	第2次TRUレポート (32)
	1.0E-03	1.00E+03	-	-	-	ステンレス鋼の腐食速度を基に溶出率を設定。不確実性を考慮して1E-4～1E-2[1/y]の範囲を設定している。	スウェーデン(SR-site) (36)
	1.0E-03	1.00E+03	-	-	-	その他の金属として、構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	フィンランド(TURVA-2012) (37)
	4.0E-04	2.50E+03	-	-	-	ステンレス鋼構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	Dossier 2005 (39)
ジルカロイ	1.3E-04	7.60E+03	30	0.57	0.2	ハル	TRU廃棄物処分概念検討書 (34)
	8.8E-05	1.14E+04	20	0.57	0.2	ハル	第2次TRUレポート (32)
	9.3E-06	1.08E+05	20	4.3	0	基本ケース：第2次TRUレポートの腐食速度及びふげんの圧力容器の厚さから設定。	辻ほか(2015) (33)
	2.8E-06	3.58E+05	6	4.3	0	ケース1：Zr-2.5wt%Nb合金の試験期間1年時における腐食速度	
	1.7E-06	5.97E+05	3.6	4.3	0	ケース2：Zr-2.5wt%Nb合金の試験期間2年時における腐食速度	
	1.0E-07	1.00E+07	2.2E-01	4.3	0	ケース3：腐食期間1万年時点の腐食速度	
	1.0E-09	1.00E+09	2.2E-03	4.3	0	ケース4：腐食期間10万年時点の腐食速度	
	1.0E-10	1.00E+10	2.2E-04	4.3	0	ケース5：腐食期間100万年時点の腐食速度	
	1.0E-04	1.00E+04	-	-	-	ジルカロイ被覆管として、構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	TURVA-2012 (37)
	3.3E-05	3.00E+04	10	0.6	0	ジルカロイ被覆管の値が構造材中最も保守的として、ジルカロイ被覆管の厚さと腐食速度から設定。	NAGRA NAB 13-37 (38)
3.0E-05	3.33E+04	-	-	-	ジルカロイ被覆管の最小厚さと腐食速度から設定。	Dossier 2005 (39)	
黒鉛	5.00E+01	0.02	-	-	-	C-14のガス状放出に関して、速い放出成分の放出率として評価された値。ただし、速い放出成分の割合は1.5E-4である。	NDA(2014) (40)
	2.50E-03	400	-	-	-	C-14のガス状放出に関して、遅い放出成分の放出率として評価された値。ただし、遅い放出成分の割合は0.05である。	

表 2.3-9 本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠

母材	溶出率 [1/y]	溶出期間 [y]	腐食速度 [nm/y]	厚さ [mm]	酸化皮 膜割合 [-]	設定根拠
ステンレス鋼	4.0E-05	2.50E+04	20	1	0	廃棄物ごとに含まれるステンレス鋼すべてに厚さを設定することが困難なため、保守的に1mmと仮定した。腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート <sup>(32)</sup> の値を設定した。
ジルカロイ	8.0E-05	1.25E+04	20	0.5	0	被覆管と同程度の厚さとして、保守的に0.5mmと仮定した。腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート <sup>(32)</sup> の値を設定した。
黒鉛	2.50E-03	400	-	-	-	NDA(2014) <sup>(40)</sup> におけるC-14のガス状放出のモデルパラメータのうち、速い成分の放出比が極めて低いため、遅い成分の値を設定した。



b) 溶解度

溶解度は、セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）のみに考慮し、緩衝材では保守的に全ての核種は沈澱しないものと仮定した。セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度を表 2.3-10 に示す。溶解度は、第 2 次 TRU レポートの核種移行解析データセット (RAMDA)<sup>(42)</sup> に示された、降水系地下水に対する最大値を設定した。また、RAMDA<sup>(42)</sup> に値が掲載されていない元素に関しては可溶性とした。

表 2.3-10 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度

元素	溶解度 [mol/m <sup>3</sup> ]	備考（設定根拠）
	降水系地下水	
C（有機）	可溶性	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット（RAMDA）に示された、降水系地下水の最大値を設定した。
Cl	可溶性	
Ni	5E-01	
Nb	5E+01	
Mo	1E+00	

c) 実効拡散係数

セメント系材料及びベントナイト系材料に対する実効拡散係数は、原子力学会標準及び菅谷ほか（2010）<sup>(12)</sup> の設定根拠となっている RAMDA<sup>(42)</sup> を基に表 2.3-11 及び表 2.3-12 に示すように設定した。また、岩盤の実効拡散係数は、菅谷ほか（2010）<sup>(12)</sup> を参考に、すべての元素に対して  $9.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ （間隙率 0.47）を設定した。

表 2.3-11 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における実効拡散係数

	コンクリートピット	低拡散バリア健全部	備考（出典や設定根拠）
間隙率	0.19	0.19	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット（RAMDA）を基に設定。自由水中の拡散係数はトリチウムの25℃における値。コンクリートピットは「ひび割れのあるセメントモルタル」、低拡散バリア健全部は「ひび割れのないセメントモルタル」から設定した。
自由水中の拡散係数 [m <sup>2</sup> /s]	2.27E-09	2.27E-09	
実効拡散係数 [m <sup>2</sup> /s]	4.3E-10	1.4E-11	

表 2.3-12 ベントナイト系材料層（低透水層）における実効拡散係数（m<sup>2</sup>/s）

元素	降水系地下水	備考（設定根拠）
C（有機）	3E-10	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット（RAMDA） <sup>(41)</sup> を基に設定。主たる化学特性により、中性、陽イオン、陰イオンごとに設定した。ただし、RAMDAでは、25℃における設定値がないため、60℃のものを設定した。
Cl	4E-11	
Ni	3E-10	
Nb	3E-10	
Mo	4E-11	

d) 収着分配係数

収着分配係数は原子力学会標準及び菅谷ほか（2010）<sup>(12)</sup> の設定根拠となっている RAMDA<sup>(42)</sup> を基に、降水系地下水に対して表 2.3-13 に、海水系地下水について表 2.3-14 に示すように設

定した。

表 2.3-13 人工・天然バリアにおける元素別収着分配係数（降水系地下水）

	降水系地下水 (m <sup>3</sup> /kg)				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	2.50E-04	2.50E-04	0	1.00E-04	1.00E-04
Cl	0	0	0	1.00E-04	1.00E-04
Ni	1.25E-03	1.25E-03	5.00E-02	1.00E-01	1.00E-02
Nb	0	0	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-03	2.50E-03	0	1.00E-04	1.00E-04

表 2.3-14 人工・天然バリアにおける元素別収着分配係数（海水系地下水）

	海水系地下水 (m <sup>3</sup> /kg)				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	0	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0	0
Ni	2.50E-03	2.50E-03	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-03
Nb	2.50E-02	2.50E-02	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-05	2.50E-05	0	0	0

### (3) 核種移行解析結果

#### (a) 人工バリアからの核種移行フラックス

陸側処分場についてはすべての評価期間において処分場の水質は降水系地下水のみである。一方、海側処分場については、A-1 ケースでは p1 及び p5 とともに、12000 年で海水系地下水から降水系地下水に変化した。A-4 ケースでは温暖期が継続するとともに、海水準の低下が緩慢であるため、p1 では 5 万年で、p5 では 5.5 万年で海水系地下水から降水系地下水に変化した。

この効果を反映して、人工バリアからの移行フラックスを評価した結果、図 2.3-41 に示すような時間変化が得られた。金属の腐食が終了する約 25000 年まで核種の漏出が継続し、その後急減するが、核種に応じた人工バリアの分配係数に従うようにフラックスが減少する結果となった。海側処分場では海水系地下水の分配係数が低下する核種について、陸側処分場における核種移行フラックスの変化と大きな差が生じている。Mo-93 は降水系地下水と比較して海水系地下水では分配係数が 2 桁上昇するため、海側処分場のフラックスの立ち上がり早く、ピークフラックスの値も高く 10<sup>10</sup>Bq/y オーダーの継続期間が長い。Ni-59 及び Nb-93m は海水系地下水の方がコンクリートピット及び低拡散層の分配係数が低く、フラックスの立ち上がりは海側処分場の方が遅くなった。Ni-59 の最大ピークフラックスは陸側と海側で大きな違いではなかったが、陸側処分場の方が最大値付近の継続時間が長かった。海水でまた、A-1 ケースでは、汀線が海側へ移動することによって、処分場の水質が海水から降水へ切り替わる 12000 年のタイミングで、フラックスが急減後に値を戻すような時間変化が見られる結果となっている。

天然バリアにおける核種移行評価においては、本結果を入力値として使用した。

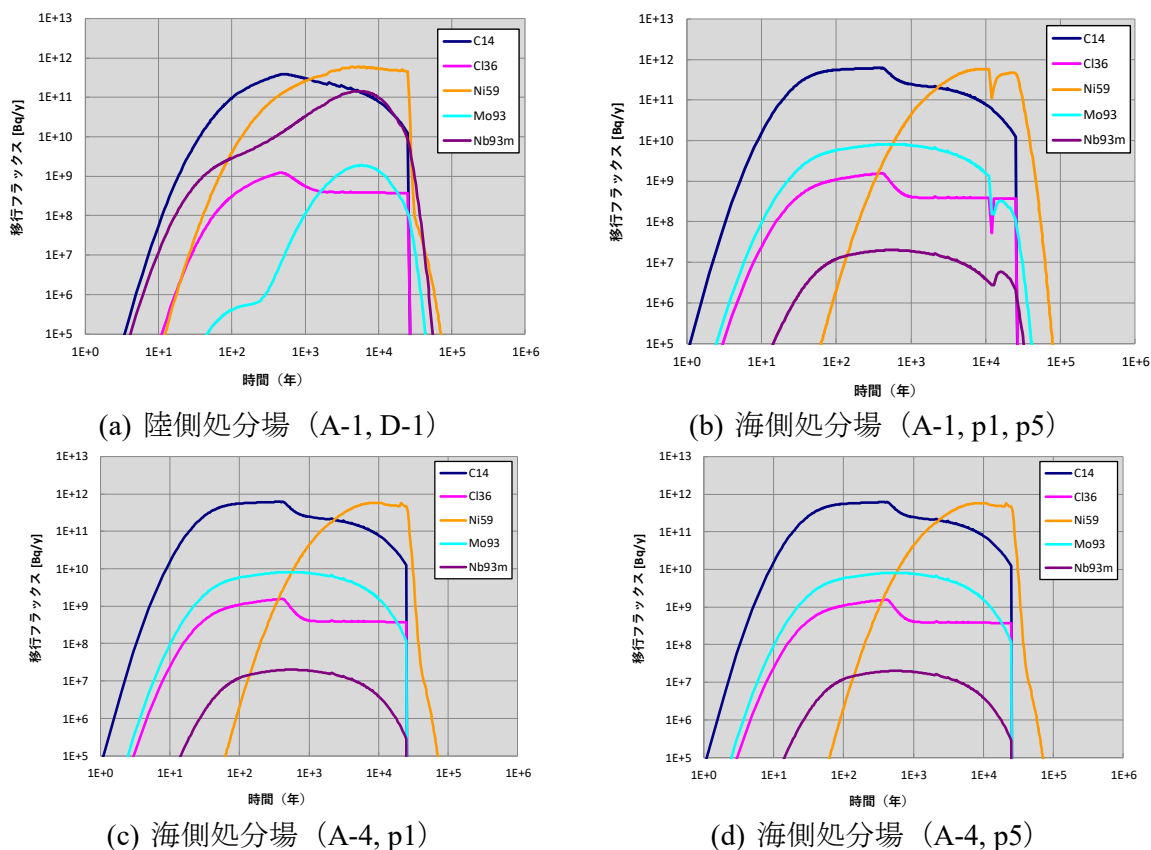


図 2.3-41 人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化（陸側及び海側処分場）

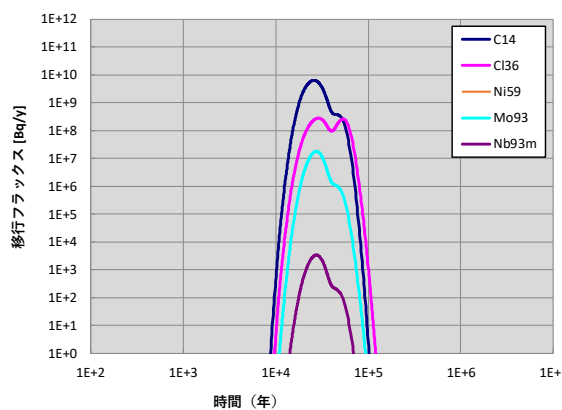
(b) 天然バリアからの核種移行フラックス

1) 陸側処分場における核種移行解析結果 (A-1 及び D-1)

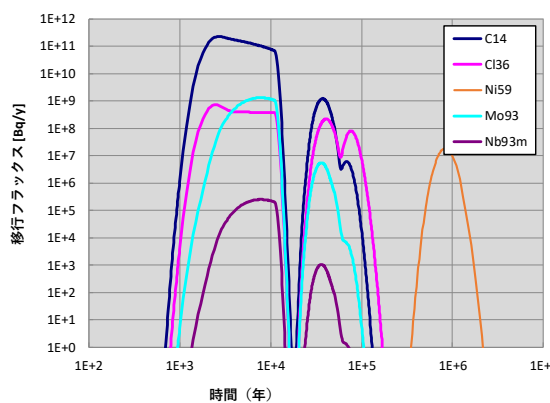
陸側処分場における天然バリアを介して地表へ供給される核種移行フラックスの評価結果を図 2.3-42 に、p1 及び p5 の放出時刻別核種別の時間変化を図 2.3-43 及び図 2.3-44 に示す。また、平均侵食速度を 0.18mm/y として評価した場合 (D-1) の結果を図 2.3-45 に、p1 及び p5 の放出時刻別核種別の時間変化を図 2.3-46 及び図 2.3-47 に示す。

p1 では 0~10000 年、10000~20000 年の間に人工バリアから放出される核種が重ね合わされて時間変化が示されている。0~10000 年については、平均侵食速度を変化させても核種移行経路及び地下水流動時間が変わらないことから、C-14 についてはフラックスのピークに変化はない結果となった。Cl-36 については、A-1 では 0~1 万年で放出された核種のピークと 1~2 万年で放出されたピークがほぼ同じ値となったが、平均侵食速度が大きい D-1 では 1~2 万年で放出された核種のピークが最大値となり、わずかながら A-1 よりもフラックスの最大値が大きくなった。

p5 では、0~10000 年、10000~20000 年、20000~30000 年に放出された核種が重ね合わされている。p1 と同様に 0~10000 年及び 10000~20000 年からのフラックスの時間変化は同じ結果となるが、20000~30000 年の地下水流動時間が減少することを受けて、10000~20000 年の放出で形成される極大ピークと 20000~30000 年で放出される極大ピークが重なる核種 (C-14, Cl-36) があり、30000 年程度で生じるフラックスのピークが標準の平均侵食速度のケース A-1 と比較して 2 倍程度となった。しかし、各核種の最大となるピークは地形変化の影響をほとんど受けない 0~10000 年に人工バリアから放出されるフラックスで決定されたため、p5 では平均侵食速度が大きくなったことによって大きな影響は見られなかった。



(a) p1



(b) p5

図 2.3-42 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-1)

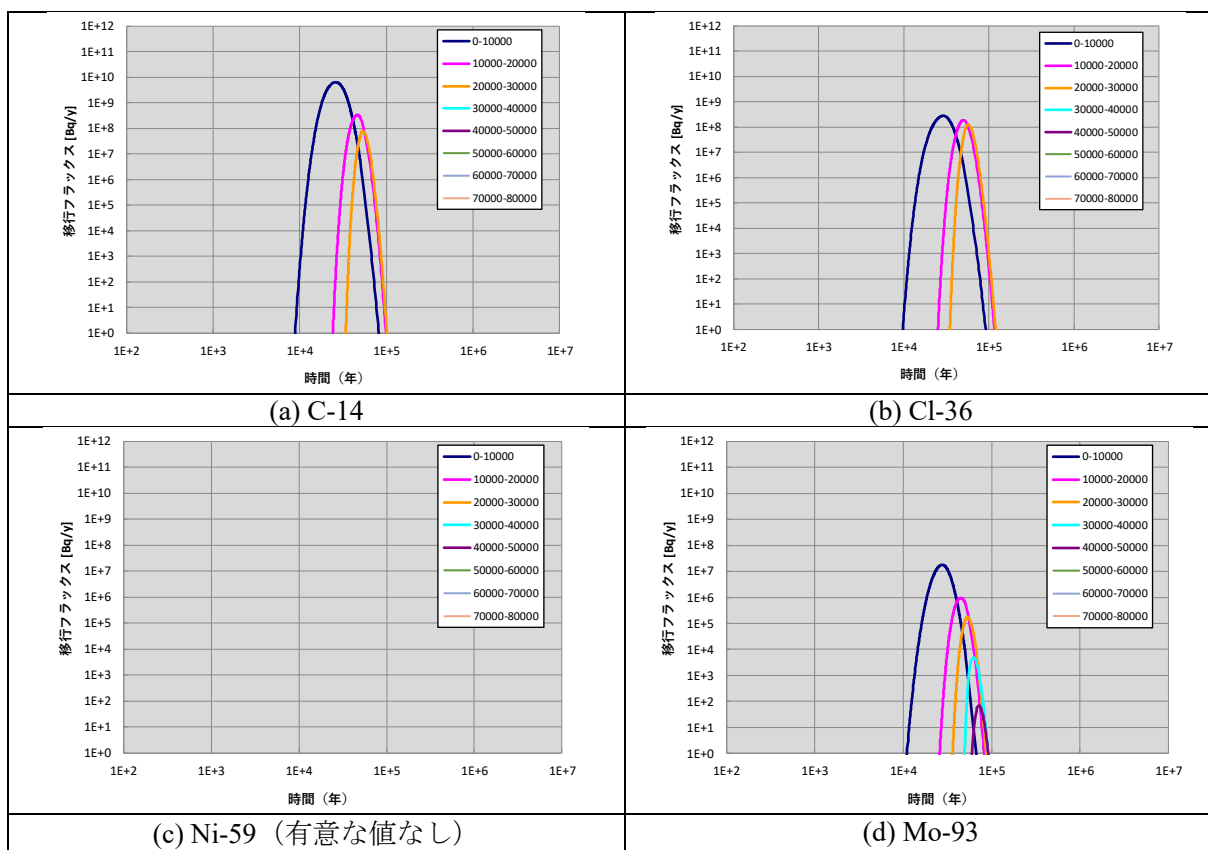


図 2.3-43 p1 からの放出時刻別フラックス (陸側 A-1)

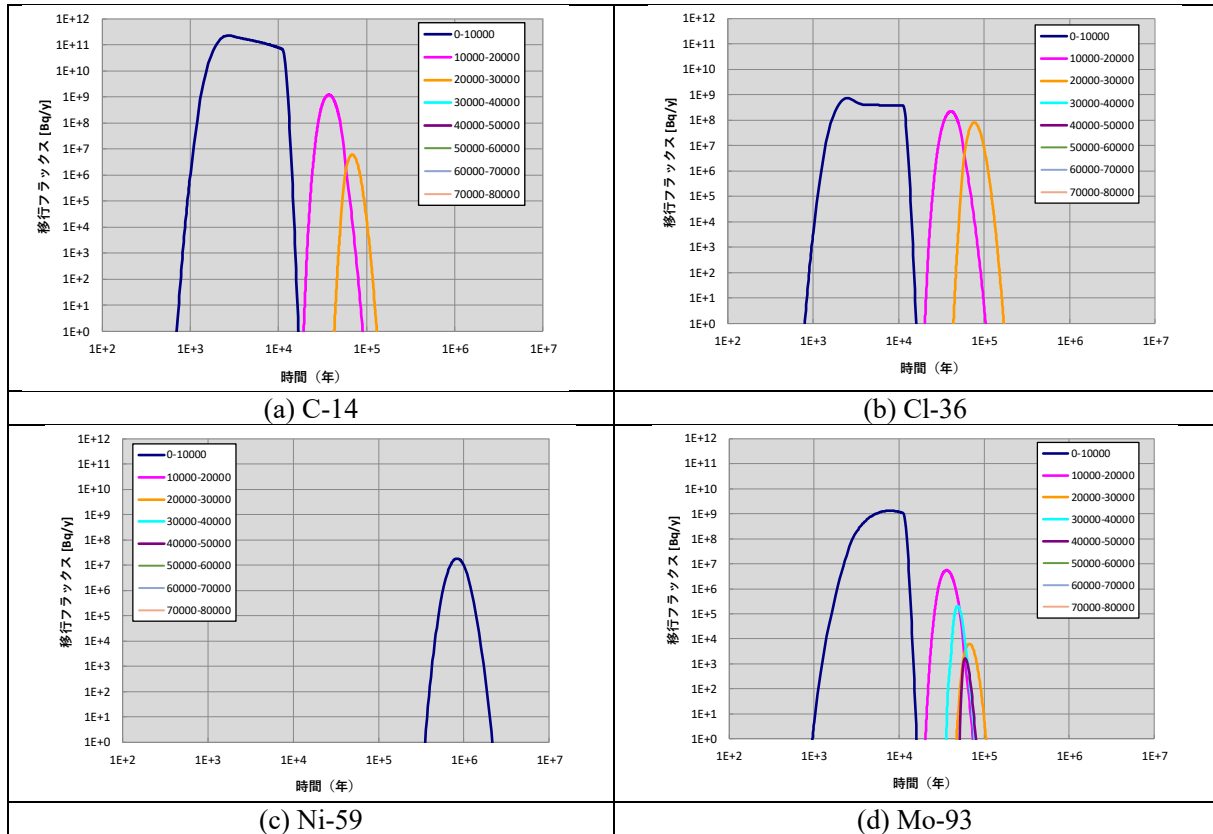


図 2.3-44 p5 からの放出時刻別フラックス (陸側 A-1)

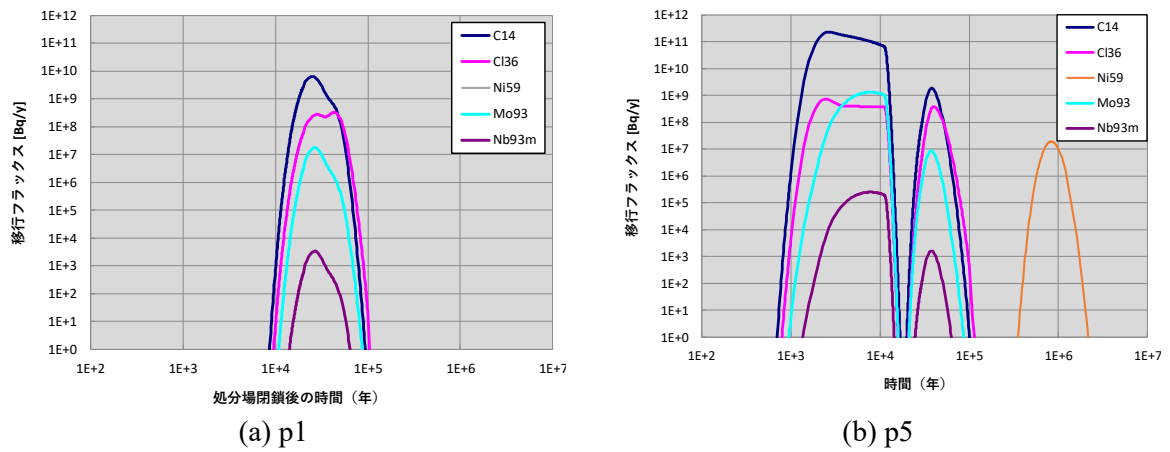


図 2.3-45 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (D-1)

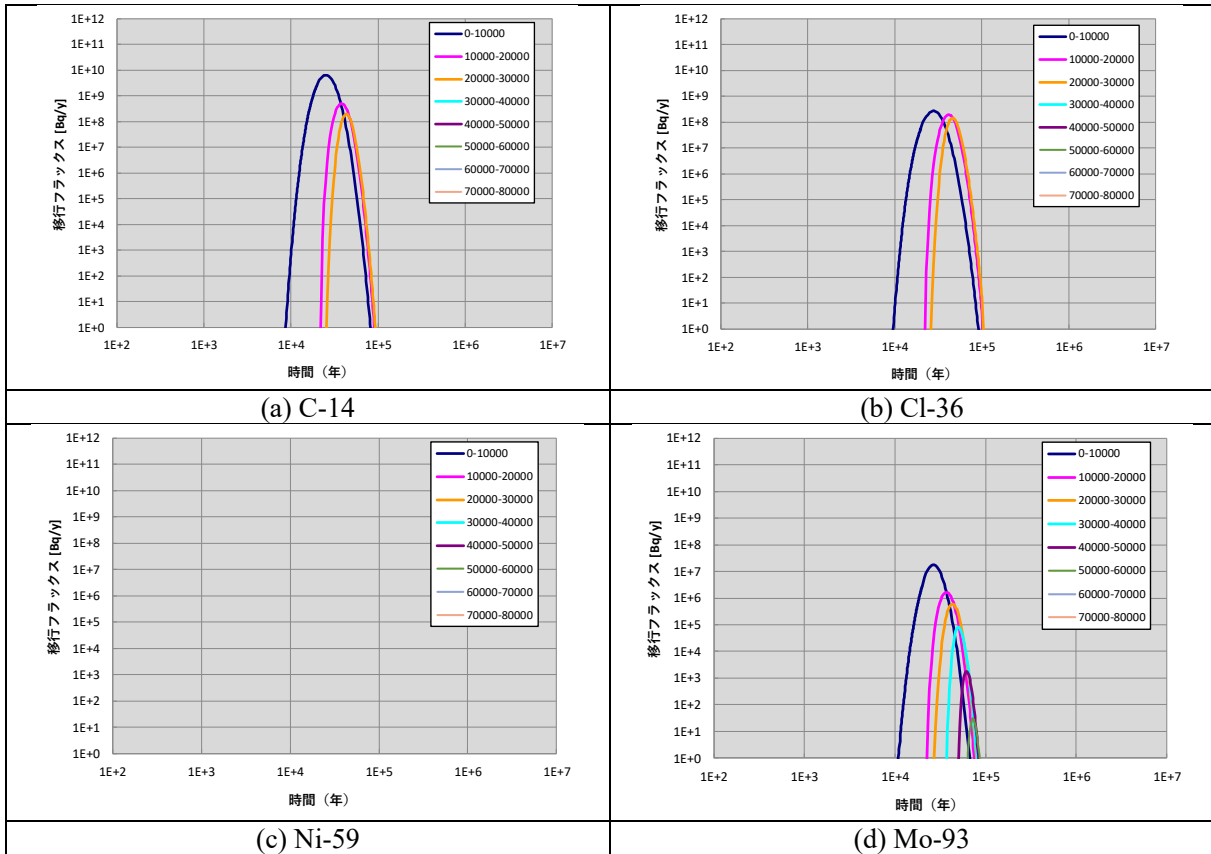


図 2.3-46 p1からの放出時刻別フラックス (陸側 D-1)

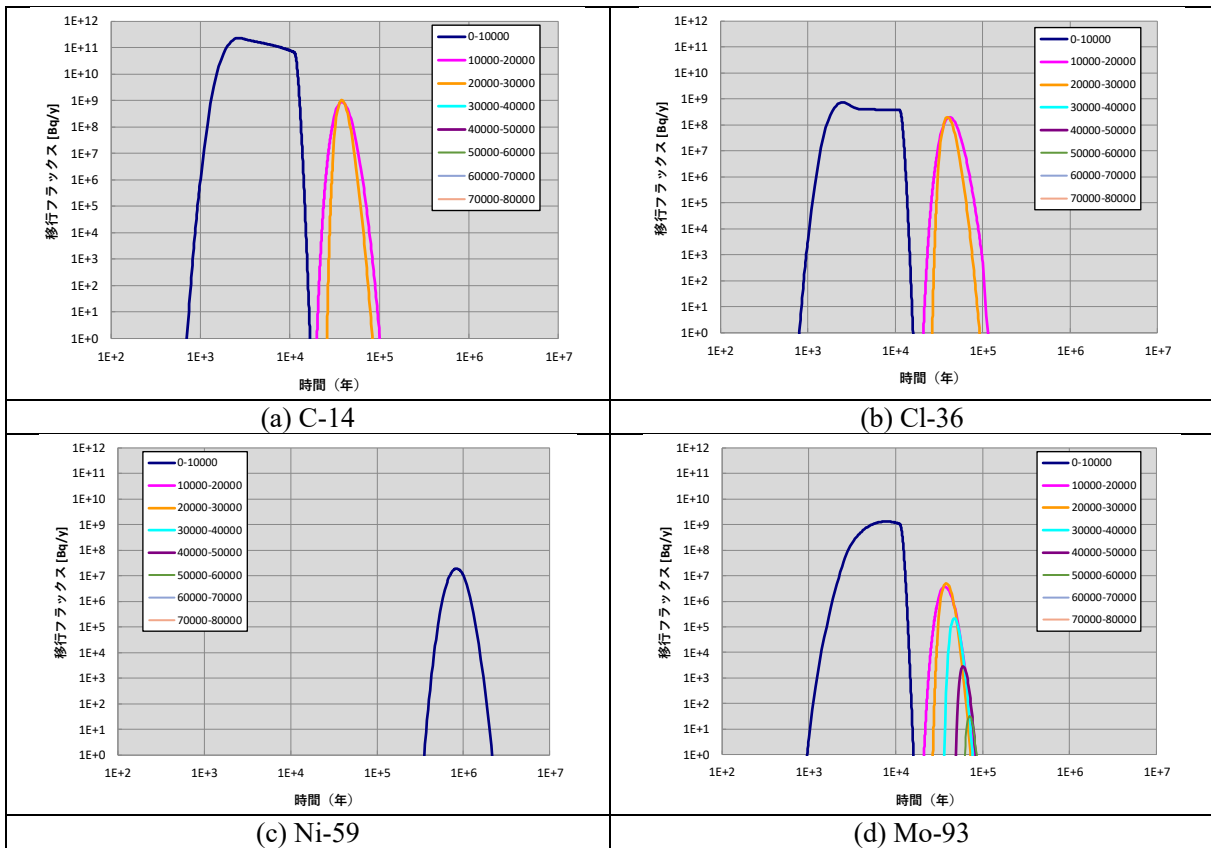


図 2.3-47 p5からの放出時刻別フラックス (陸側 D-1)



## 2) 海側処分場における核種移行解析結果 (A-1 及び A-4)

海側処分場における天然バリアを介して地表へ供給される核種移行フラックスの評価結果 (A-1) を図 2.3-48 に、p1 及び p5 の放出時刻別核種別の時間変化を図 2.3-49 及び図 2.3-50 に示す。また、温暖期が継続する海水準変動パターンのケースの評価結果 (A-4) を図 2.3-51 に、p1 及び p5 の放出時刻別核種別の時間変化を図 2.3-52 及び図 2.3-53 に示す。

海側処分場に特徴的なこととして、地下水流動時間が比較的短いこと及び海水系地下水での Ni-59 の分配係数が低下することにより、Ni-59 の移行フラックスが 1 万年以降の人工バリアからの放出においても地表のフラックス供給に関して有意な値を示した。p5 では陸側処分場でのフラックス最大値に対して、3 桁程度高い値となった。また、海水準の低下によって放出時刻の時間区分を 5000 年及び 12000 年を加えた評価となっているが、0~5000 年の流動時間よりも 5000~10000 年の流動時間が 1/2 程度になることによって、5000~10000 年に放出された核種のほうが先にピークフラックスとして現れる結果となった。

一方、温暖期が継続して海水準が維持される期間が長い A-4 では、p1 では 20000~30000 年の放出まで流動時間が 3 万年から 5 万年まで増加した後、30000 年~40000 年の放出で流動時間が 5000 年まで急激に低下するが、3 万年までに人工バリアからフラックスの放出が終了する C-14、Cl-36 及び Mo-93 については、影響は見られなかった。3 万年以降も人工バリアから放出される Ni-59 については、流動時間の短い 30000 年~40000 年で放出された核種が、最初で最大のピークを形成する結果となった。p5 では 10000~20000 年に放出された核種の流動時間が約 4 万年に達するが、20000~30000 年に放出された核種の流動時間は 10000 年程度まで低下する。この場合、C-14、Cl-36、Ni-93 及び Mo-93 のすべての核種で、20000~30000 年に放出された核種が地表に到達する時刻が最も早く、最大のピークフラックスとなった。

A-1 と A-4 を比較すると、A-4 の方が核種移行フラックスの最大値が C-14 と Mo-93 で 1 桁程度、Cl-36 と Ni-59 で 1/2 倍程度小さくなる結果となり、温暖期が継続するケースのほうが核種移行の観点では影響が小さくなった。

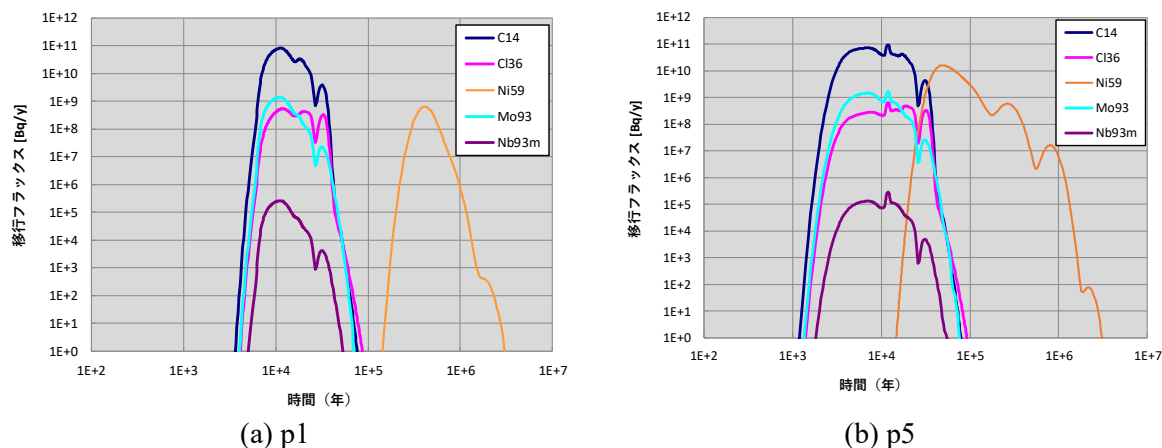


図 2.3-48 海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-1)

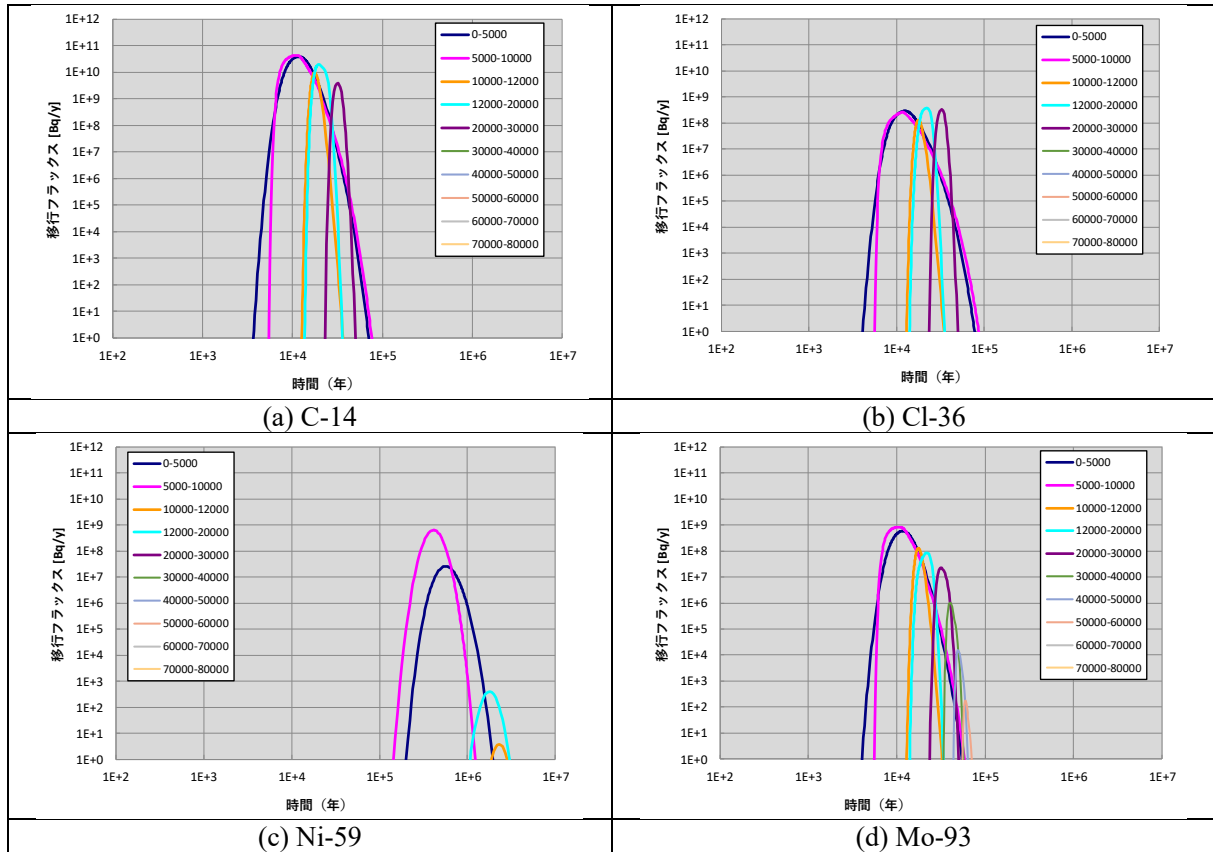


図 2.3-49 p1 からの放出時刻別フラックス (海側 A-1)

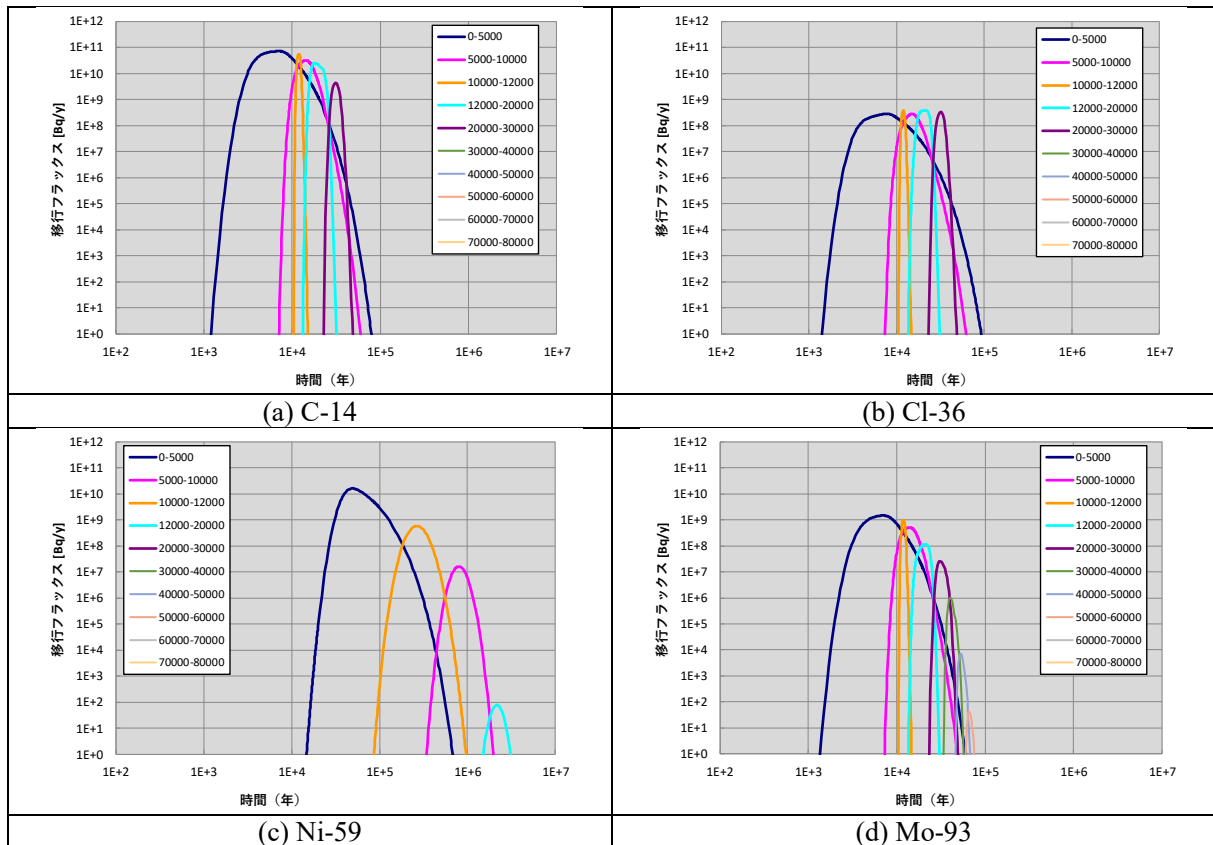
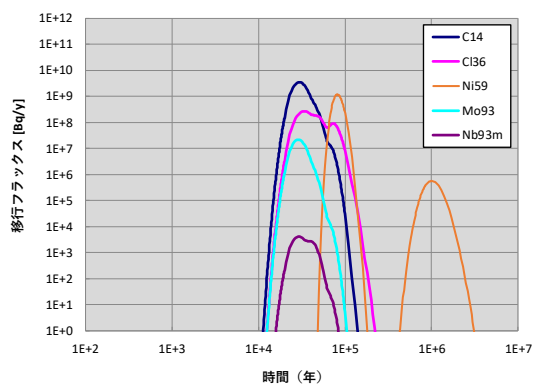
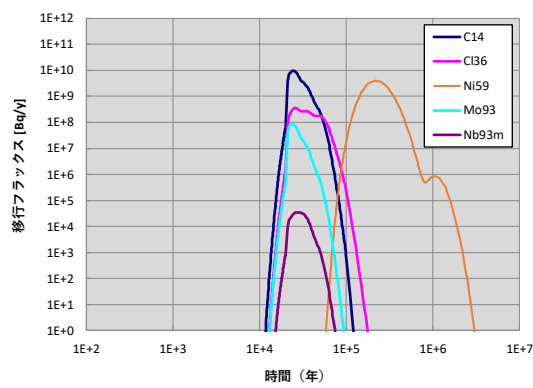


図 2.3-50 p5 からの放出時刻別フラックス (海側 A-1)

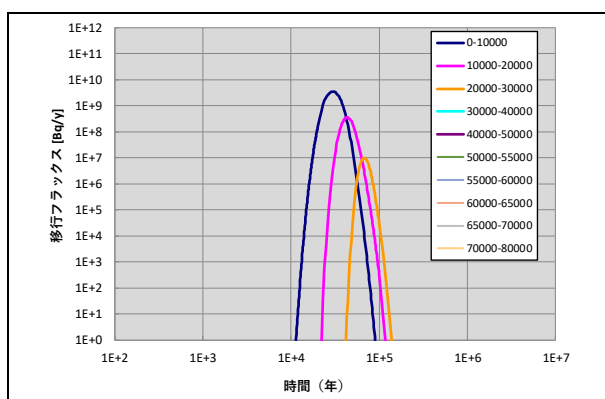


(a) p1

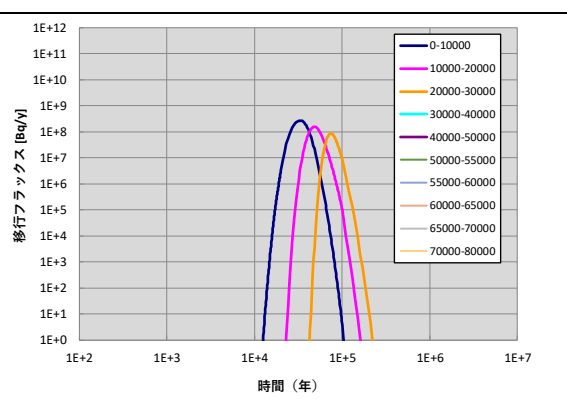


(b) p5

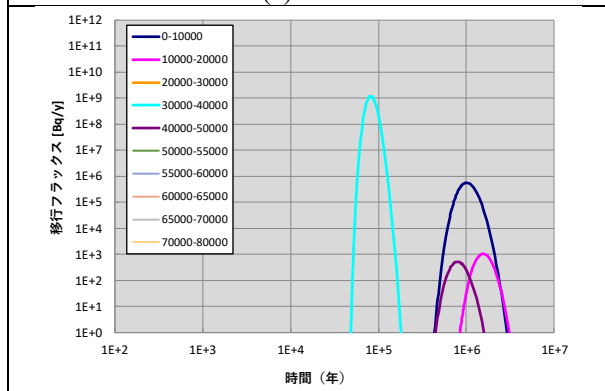
図 2.3-51 海側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-4)



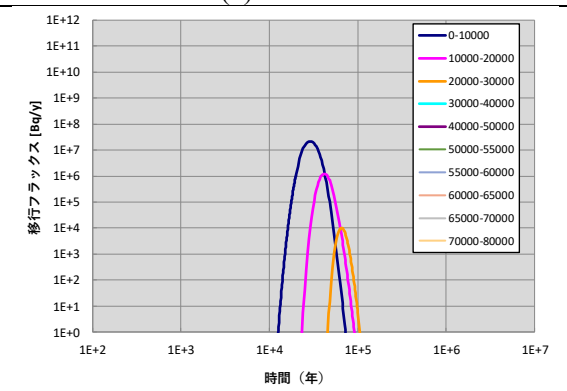
(a) C-14



(b) Cl-36



(c) Ni-59



(d) Mo-93

図 2.3-52 p1 からの放出時刻別フラックス (海側 A-4)

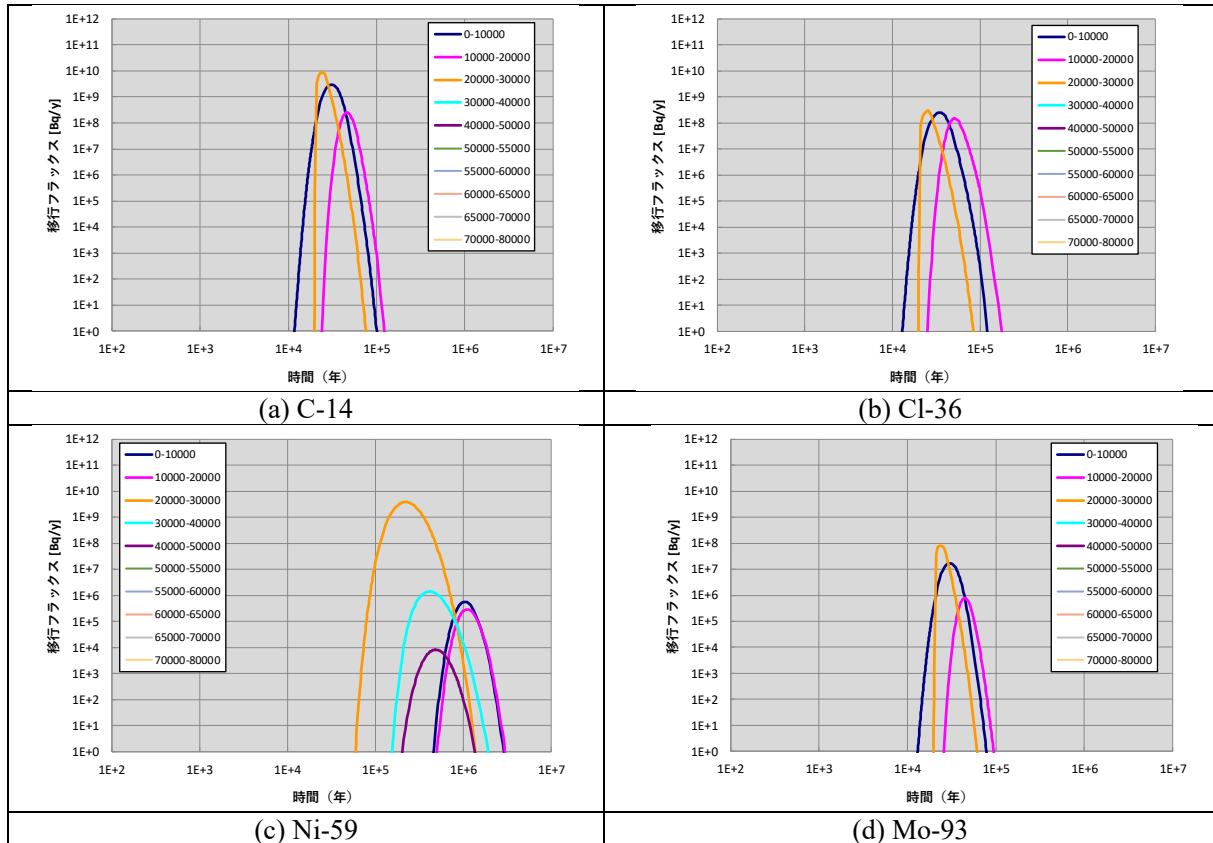


図 2.3-53 p5 からの放出時刻別フラックス (海側 A-4)

### 3) 追加 5 核種に対する陸側処分場における核種移行解析結果 (A-1)

上記で評価した 5 核種 (C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93(Nb-94)) のほかに、平成 29 年度報告書<sup>(13)</sup>で予備解析として実施した結果に基づき、これらの核種に次いで影響のある 5 核種を選定した。河川水利用の被ばく経路だけでなく、河川岸建設、河川岸居住、河川岸農耕の被ばく経路も含めて、影響の大きい核種を抽出すると、C-14 (10 $\mu$ Sv/y オーダー)、Hf-182 (1 $\mu$ Sv/y オーダー)、Ni-59, Cl-36, Ag-108m, Mo-93 (0.1 $\mu$ Sv/y オーダー)、Tc-99, Se-79, Cs-135 (0.01 $\mu$ Sv/y オーダー) となった。したがって、Se-79, Tc-99, Ag-108m, Cs-135, Hf-182 の 5 核種を選定し、陸側処分場の標準ケース (A-1) に対して核種移行解析を実施した。ベントナイト中の実効拡散係数や人工バリア及び天然バリアにおける収着分配係数は RAMDA<sup>(42)</sup>の値を使用した。このうち、収着分配係数を表 2.3-15 に示す。なお、Tc については、例えば天然バリア中の岩盤に対し、予備解析で用いた菅谷ら<sup>(12)</sup>の収着分配係数 0 m<sup>3</sup>/kg と RAMDA<sup>(42)</sup>の値 1.0m<sup>3</sup>/kg と大きく異なっていることに注意が必要である。

表 2.3-15 人工・天然バリアにおける追加 5 核種の元素別収着分配係数 (降水系地下水)

元素	降水系地下水 (m <sup>3</sup> /kg)				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
Se	2.50E-03	2.50E-03	0.00E+00	1.00E-02	1.00E-03
Tc	2.50E-01	2.50E-01	0.00E+00	1.00E+00	1.00E+00
Ag	1.00E-03	1.00E-03	0.00E+00	9.00E-02	9.00E-02
Cs	2.50E-03	2.50E-03	5.00E-02	1.00E-01	5.00E-02
Hf	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	1.00E-02

これらの設定をもとに人工バリアからの移行フラックスを評価した結果を図 2.3-54 に示す。Se-79, Hf-182 はステンレス鋼の腐食による溶出が終了する約 25000 年程度に最大ピークを示し、約 50000 年で  $10^5\text{Bq/y}$  未満となった。Tc-99 は瞬時放出により 10 年程度でフラックスが立ち上がり、約 50 年でピークを迎えて約 600 年でいったん  $10^5\text{Bq/y}$  未満となったが、約 8000 年で再び増加して約 60000 年で最大のピーク  $10^8\text{Bq/y}$  オーダーを示した。Ag-108m は Tc-99 と同様に瞬時放出により 10 年程度でフラックスが立ち上がり、約 900 年で  $10^{10}\text{Bq/y}$  オーダーのピークを示すが、半減期が約 418 年と比較的短く 10000 年までに人工バリアからの漏出をほぼ終了した。Cs-135 は 100 年程度でフラックスが立ち上がり、約 8000 年でピークを示し、Se-79, Hf-182 と同様に金属腐食の終了する約 25000 年以降フラックスが急激に減少する。これらの時間変化について、0~10000 年、10000~20000 年、・・・、70000 年~80000 年に分割し、移行経路の時間区分にあわせてその間の人工バリアからの漏出フラックスの時間変化を各移行経路に与えて評価した。なお、Tc-99 は 80000 年以降も核種が漏出するが、本評価ではそれ以降の移行経路を導出していないため省略した。

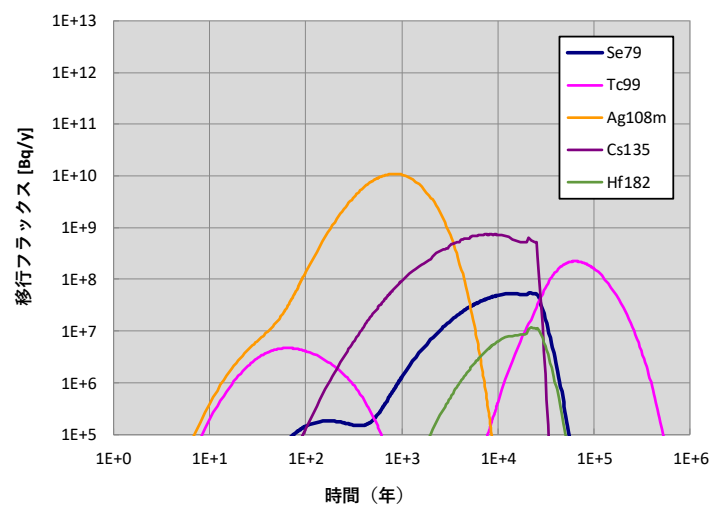


図 2.3-54 人工バリアからの核種移行フラックスの時間変化 (追加 5 核種陸側処分場)

図 2.3-55 に Se-79, Tc-99, Ag-108m, Cs-135, Hf-182 に対する陸側処分場の p1 及び p5 からの天然バリアでの核種移行評価結果を示す。Se-79 は p1 からでは約 80 万年後に  $10^4\text{Bq/y}$  オーダーのピークを示すのに対し、p5 からでは約 10 万年後に  $10^6\text{Bq/y}$  オーダーの最大ピークを示し約 100 万年後も  $10^5\text{Bq/y}$  オーダーのピークを示した。今回の解析条件では p1 と p5 で 2 桁程度のピークフラックスの差として現れた。図 2.3-56 に p1 からの、図 2.3-57 に p5 からの核種別・放出時刻別の移行フラックスを示す。P1 は 0~10000 年に人工バリアから漏出した Se-79 で最大のピークを示し、10000 年~20000 年、・・・、50000 年~60000 年までの漏出を順次重ね合わされて、曲線が形成された。p5 は 0~10000 年に漏出した Se-79 が約 10 万年で最大のピークを形成し、再び移行距離が短くなる 30000 年~40000 年及び 40000 年~50000 年の漏出が 10000 年~20000 年、20000 年~30000 年の漏出よりも先にピークを示した。Tc-99 は天然バリア岩盤中の分配係数が  $1.0\text{m}^3/\text{kg}$  と大きい値が設定されているため、有意な値を示さなかった。Ag-108m については半減期が 418 年と短いため、地表に到達するまでに減衰し、有意な値を示さなかった。Cs-135 については、p1 では 0~10000 年に漏出した核種が約 1000 万年後に最大のピーク  $10^4\text{Bq/y}$  オーダーを示すのに対し、p5 では約 100 万年後に  $10^6\text{Bq/y}$  オーダーの最大ピークを示した。p1 では Se-79 と同様に順次ピーク出現時間及びピーク値が減少していくのに対し、p5 では 30000~40000 年に漏出した Cs-135 が 10000~20000 年よりも先にピークを示すが、ピークは  $10^2\text{Bq/y}$  と 10000 年~20000 年の漏出で示す  $10^4\text{Bq/y}$  よりも 2 桁程度低い値となった。Hf-182 については、p1 で約 200 万年後で  $10^5\text{Bq/y}$  オーダーの単一ピークを示したのに対し、p5 では 10 万年後に  $10^5\text{Bq/y}$  オーダーの最大ピークを示した後、約 100

万年後に  $10^5\text{Bq/y}$  オーダー、約 300 万年後に  $10^4\text{Bq/y}$  オーダーのピークを示した。放出時刻別で見ると p1 は 0~10000 年からの漏出よりも 10000 年~20000 年及び 20000 年~30000 年の漏出の方が高い値を示し、この 2 つの放出時刻の重ね合わせで最大ピークが形成されている。人工バリアからの漏出フラックスが 10000 年以降も増加していることが要因と考えられる。p5 では 0~10000 年の漏出フラックスが大きくはないが、この移行経路の距離及び流動時間が短いため、最大のピークを示している。Se-79、Cs-135 と同様に 30000~40000 年で漏出する核種が先にピークを形成しているが、その値は 10000~20000 年、20000~30000 年の漏出で形成されるピークよりも小さくなっている。

Tc-99 が平成 29 年度に実施した予備解析で使用した分配係数  $0\text{ m}^3/\text{kg}$  と今回の解析で設定した  $1.0\text{ m}^3/\text{kg}$  との設定の違いの影響を確認するため、Tc-99 の分配係数を菅谷らの設定に基づいて  $0\text{ m}^3/\text{kg}$  などとしたケースについて解析 (A-1 陸側処分場、放出点 p5 のみ) を行った。図 2.3-58 に人工バリアから漏出する Tc-99 の移行フラックスを示す。約 10 年からフラックスが立ち上がり、約 2000 年でピークを示した後、やや減少するが、約 25000 年に金属腐食が終了するまでほぼ一定の値を示した。図 2.3-59 に天然バリアの移行フラックスと放出時刻別の変化を示す。約 25000 年で人工バリアからの漏出が終了しているため、3 万年までの漏出でそれぞれピークが形成されている。最大ピークは  $10^9\text{Bq/y}$  オーダーとなり、分配係数が  $1.0\text{ m}^3/\text{kg}$  の場合と大きく異なる。Tc-99 の分配係数の設定根拠について、確認する必要がある。

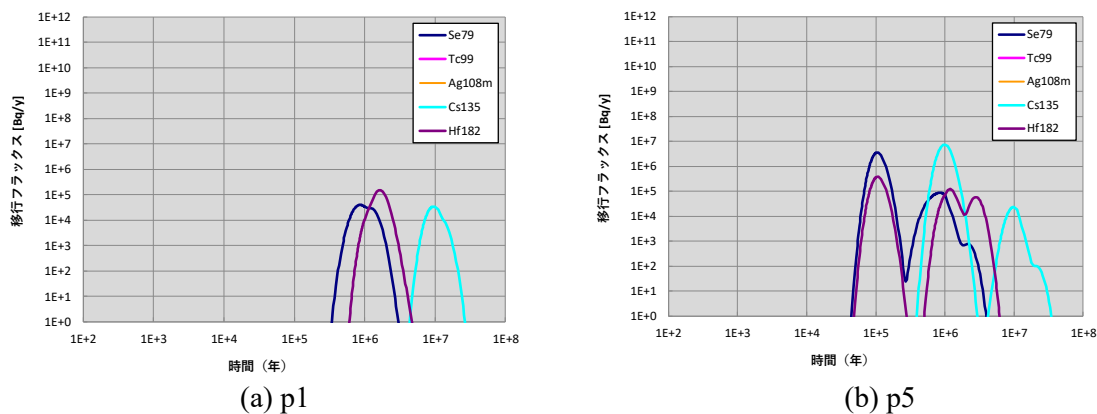
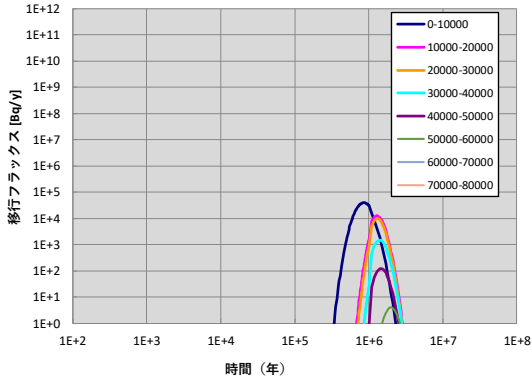
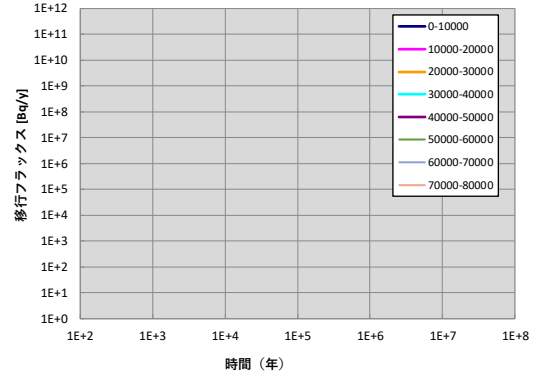


図 2.3-55 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果 (A-1: 追加 5 核種)

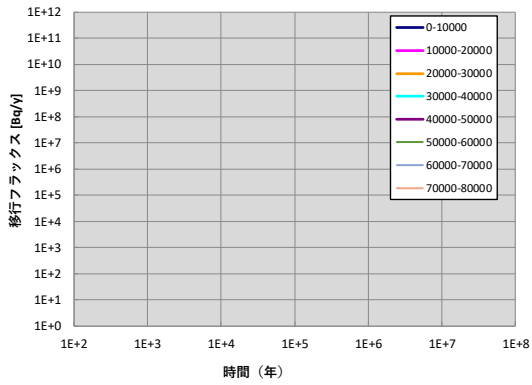




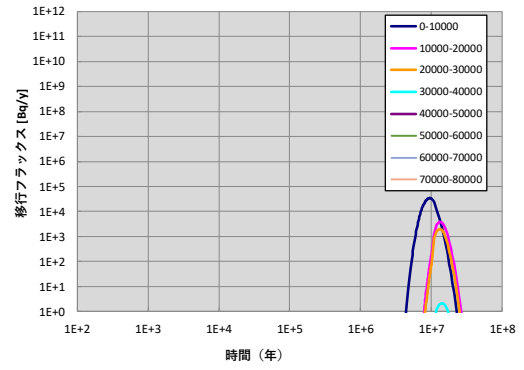
(a) Se-79



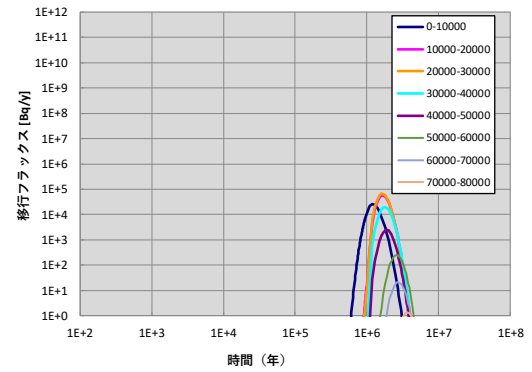
(b) Tc-99



(c) Ag-108m

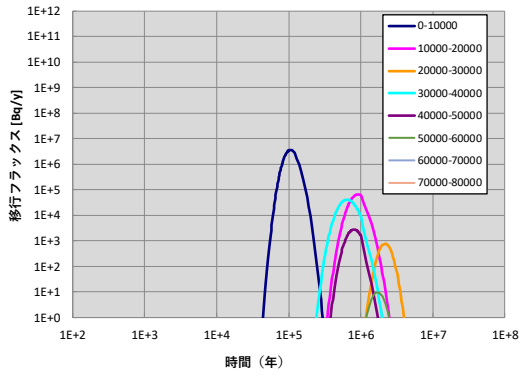


(d) Cs-135

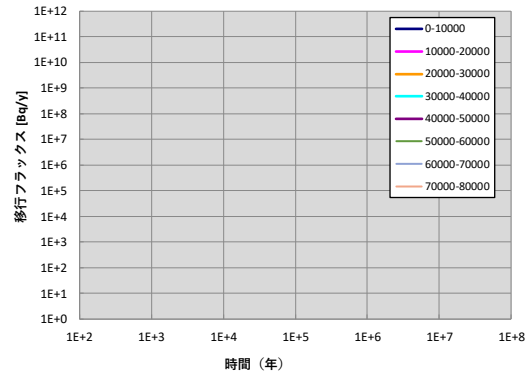


(e) Hf-182

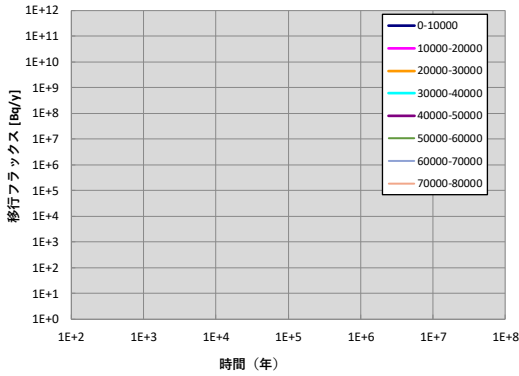
図 2.3-56 p1 からの放出時刻別フラックス (陸側 A-1: 追加 5 核種)



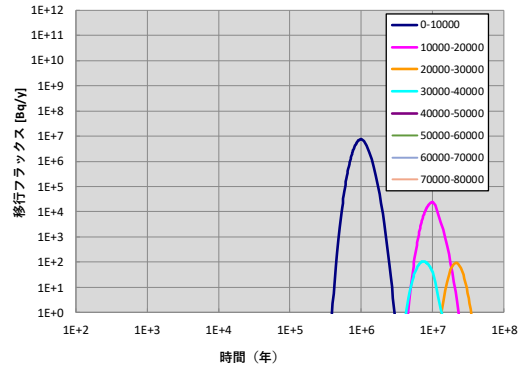
(a) Se-79



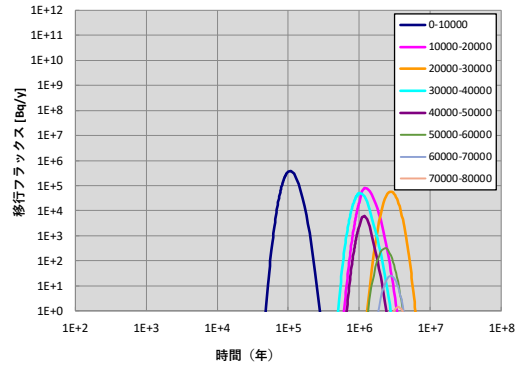
(b) Tc-99



(c) Ag-108m



(d) Cs-135



(e) Hf-182

図 2.3-57 p5 からの放出時刻別フラックス (陸側 A-1: 追加 5 核種)

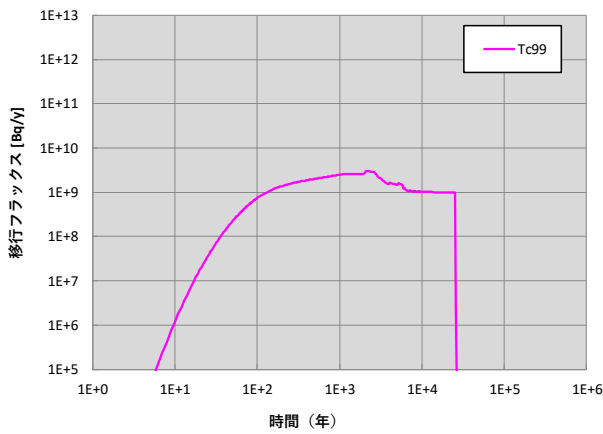


図 2.3-58 人工バリアからの移行フラックス時間変化 (陸側 A-1: Tc-99 (Kd=0 のケース))

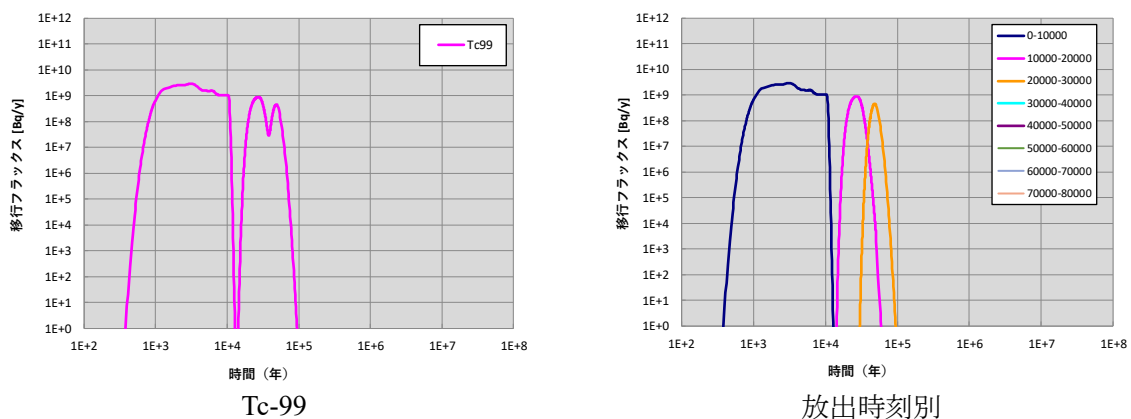


図 2.3-59 p5 からの核種移行フラックス (陸側 A-1: Tc-99 (Kd=0 のケース))

### 2.3.2.7 まとめ

これらの結果から、人工バリアからの漏出核種移行フラックスに応じた放出時刻別の核種移行経路を反映して評価することによって、地形変化と海水準変動によるサイト及びその周辺の地下水流動の3次元処分場レイアウトに応じて変動する核種移行を評価できる見通しが得られた。広域スケールの地下水流動解析では見られなかった地形変化による局所流動系の変化をサイトスケールの地下水流動解析で捉えることで、核種の移行経路の時間変化を評価できるようになった。したがって、地形変化を反映させて移行経路を評価する際には広域スケールの地下水流動解析結果をベースに、サイトスケール及び処分場スケールの地下水流動場を時々刻々接続させた粒子追跡線解析を行う必要がある。本年度のケース解析においては、長期的な領域全体の平均侵食速度のパラメータ設定を標準ケース 0.089m/y (A-1) に対して、0.18mm/y (D-1) を設定して評価した結果、地形変化の影響をあまり受けない0~20000年でフラックスのピークを示す核種が支配的となることから、核種移行の観点ではフラックスの最大値に影響を与えるものではなかった。しかし、20000年以降、流動時間としてはA-1に比べて短くなる傾向にあり、核種漏出のタイミングによっては、フラックスが大きくなる可能性がある。

また、長期的な海水準変動のパターンを過去12.5万年の観測結果に基づくものを適用する海側処分場の標準ケース (A-1) に対して、温暖期が継続する海水準変動パターン (A-4) を設定して評価したところ、温暖期が継続する海水準変動パターンの方が、0~20000年までの移行距離及び流動時間が長く確保されているため、核種移行フラックスとしては小さくなる結果となった。しかし、A-4 ケースでは海水準は維持されるが密度差により降水系地下水が処分場領域の上部に流入することによって、30000年以降で処分場領域内での流動場が大きく変動して極端に移行距離及び流動時間が短縮するため、人工バリアからの核種の漏出のタイミングによっては、フラックスが大きく変動する可能性を示唆した。

初期 (現在) の移行経路で、流動時間が短く、時間経過とともに長くなるケースでは初期の経路でピークフラックスが支配されるが、初期の移行経路で流動時間が確保されていても、地形変化及び海水準変動により経路及び流動時間が短縮するような場合には、あとから放出されたフラックスが先に地表に到達する可能性があり、最大のピークフラックスを形成することに注意する必要がある。

また、総移行距離の観点では時間経過に伴って大きな変動がないような結果であっても、経路としては通過する地質・水質区分の内訳が大きく異なる場合があり、地下水流動時間では時間経過に伴って大きな変動が生じるケースが見られた。斜面領域で地形勾配が時間経過に伴い増加する場合であり、全水頭が大きくなって、地下に潜り込む経路を取りやすくなる。今回の条件では地表までの流動時間は長くなる結果となったが、潜り込んだ地質の水理定数

の条件によっては時間が短縮する可能性もあることから、移行経路の時間変動について分析する必要がある。

今回の解析においては、陸側処分場では 10000 年区切りで、海側処分場では 10000 年区切りを基本としつつ、汀線の移動を考慮して、汀線が処分場を横切るタイミングで時間区切りを追加して、サイトスケールの地下水流動解析を実施して、移行経路を導出した。移行経路が安定したケースがあった一方で、10000 年ごとの移行距離、流動時間が大きく変動するケースもあったことから、サイトスケールの地下水流動解析を行う時間断面の設定については、上記のような大きな変動のある時間帯について、追加の時間断面を設定することについて、検討を行う必要がある。

なお、本評価においては、母岩が多孔質媒体で均質であることを条件に核種移行解析を実施している。多孔質媒体とみなすことのできる堆積岩においても有意な亀裂が存在する場合がある。亀裂の存在割合や走向などによって、多孔質媒体としてみなせる範囲、亀裂性媒体として評価しなければならない範囲、両者の特性を考慮して考慮しなければならない範囲などを整理するとともに、必要に応じて両者の特性を考慮した核種移行評価手法を検討する必要がある。

また、地表に放出された核種は、地表の生活環境においてさらに媒体への収着などによって移行することを経て、公衆への被ばくに寄与することとなる。従来は様式的に取り扱い、河川での希釈、土壌への平均的な収着、食物への移行係数の設定などによって評価を行ってきた。福島第一原子力発電所事故による核種の環境動態に関連して、知見が蓄積されてきている。これらの知見を整理して、廃棄物埋設による被ばく線量評価にあたって、見直す必要がある。

さらに、核種移行評価においては、収着分配係数を 0 として粒子追跡線解析を行い、収着による遅延を考慮せずに、移行経路を評価している。遅延の効果を考慮すると移行経路が変化することが考えられる。粒子追跡線解析に分配係数を反映させるとこの解析が核種移行解析に直結することになるため、核種移行評価としてどのように反映させるかと含めた検討が必要となる。

### 2.3.3 廃棄物埋設地の配置条件と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件による核種移行の特性への影響評価

#### 2.3.3.1 背景・目的

廃棄物埋設地周辺の3次元的な流動場は空間的に一様でない可能性がある。そのような3次元的な流れにおいて処分坑道のレイアウト（地下水流動の主方向に対して直交あるいは平行）による核種移行経路の変化に与える影響を検討するため、(2)の広域スケールの評価結果に基づく処分場スケールの地下水流動解析を実施して、坑道各位置からの核種移行パラメータ（経路及び流速）の変化を評価した。また、埋め戻し材、掘削影響領域（EDZ）に対する透水性等の条件の違いが上記パラメータに与える影響もケース解析によって評価した。

#### 2.3.3.2 評価方法

##### (1) 評価ケース

廃棄物埋設の配置条件、埋め戻し材・掘削影響領域（EDZ）に対する透水性等の条件の違いが与える影響を整理するため、表 2.3-16 に示す計 8 ケースの解析を実施した。なお、EDZ については、表 2.3-17 に示すように幌延深地層研究所（URL）の観測データ<sup>(43)</sup>では、母岩の透水係数  $10^{-11}$  m/s に対して坑道表面から 30cm 領域の EDZ で透水係数が 4 桁程度高い  $3.5 \times 10^{-6}$  m/s が得られている。一方、本解析の対象となる地域の母岩の透水係数は  $10^{-8}$  m/s と幌延 URL と比較して 3 桁程度高く、これに対して 4 桁程度高くなる条件とすることは現実的でないと考えられる。そこで、幌延 URL で観測された  $10^{-7} \sim 10^{-6}$  m/s の透水係数の絶対値を参考として、解析体系では坑道表面全体に EDZ を多孔質媒体としてその厚さを 1.0m と設定したこととあわせて、透水係数  $10^{-7}$  m/s を基本ケースとして、透水性が増大するケースとして  $10^{-6}$  m/s を設定した。

表 2.3-16 解析ケース

—：基本ケースと同じ

No	ケース概要	坑道の向き	透水係数		
			埋め戻し材	EDZ	粘土プラグ
1	基本ケース	流れに直交*1	1E-8 (=母岩)	1E-7 (母岩より1桁大)	5E-13
2	埋め戻し材の劣化	—	1E-7 (1桁大)	—	—
3	EDZの不確かさ (透水性)	—	—	1E-8 (EDZなし)	—
4		—	—	1E-6*2 (母岩より2桁大)	—
5	粘土プラグの劣化	—	—	—	1E-8
6	坑道の向き	流れに平行*1	—	—	—
7			—	1E-8 (EDZなし)	—
8			—	—	1E-8 (粘土プラグなし)

\*1 3次元的な流動場で検討するため、流れは空間的に一様ではない

\*2 (設定根拠を記載)

表 2.3-17 幌延 URL350m 調査坑道における EDZ 透水係数の観測結果例

ボーリング孔	EDZ の透水係数	EDZ 外の透水係数
H2-1	$3.5 \times 10^{-6}$ m/s (壁面～0.3m)	$10^{-11}$ m/s オーダー (0.6m～)
H3-1	$5.6 \times 10^{-7} \sim 1.6 \times 10^{-6}$ m/s (壁面～0.4m)	$10^{-10} \sim 10^{-11}$ m/s オーダー (0.6m～)

## (2) 評価条件

評価は 2.3.2.4 における陸域を対象に実施した (評価範囲:  $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$ )。評価コードは、原子力機構で開発中の 3D-SEEP および PASS\_TRAC を用いた。モデル、初期・境界条件、粒子追跡線解析の設定を以下に示す。

### ➤ モデル

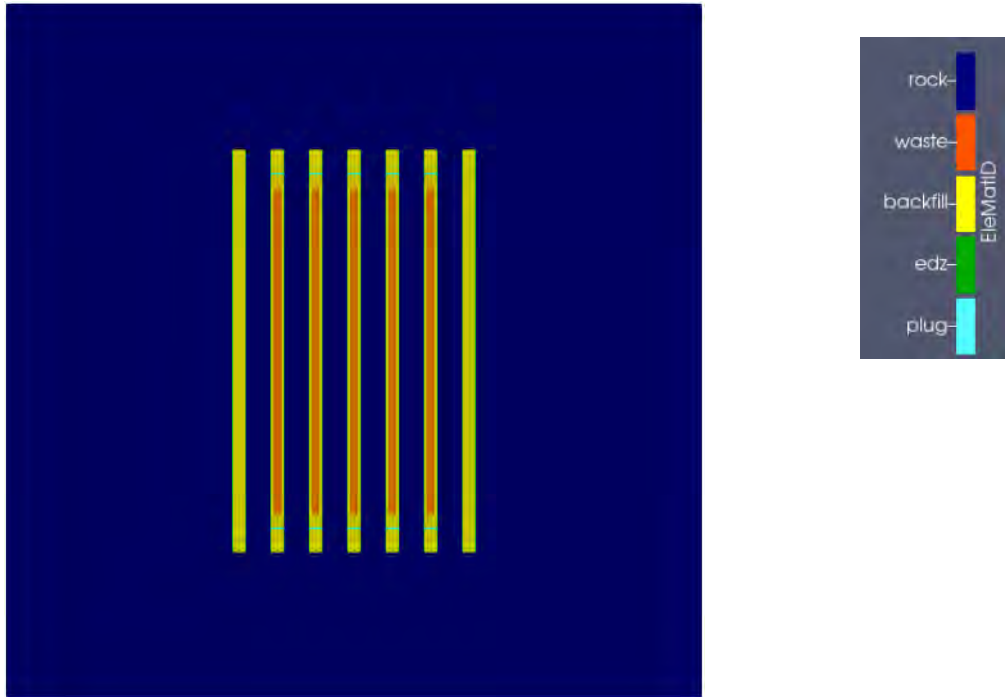
人工バリア及び掘削影響領域の透水性や流向の様々な条件に対し、処分坑道からの移行を適切に評価するために、2.3.4.4 に比べより詳細なモデルを用いて検討を行った。処分場のレイアウトは 2.3.4.4 と基本的に同じである。ただし、今回の条件設定 (坑道の向き: 流れに直交または平行) では坑道の連結部の影響は小さいと想定されることから、連結部はモデル化しなかった。処分場のレイアウトを図 2.3-60 に示す。

作成したモデルを図 2.3-61 に示す。EDZ は 3 層、粘土プラグは 2 層で分割し、メッシュサイズは最小約 0.3m (EDZ 及びその近傍)、最大約 40m (境界近傍) である (図 2.3-62)。

- ・要素数: 4,872,136
- ・要素形状: 六面体または三角柱



[1]XY 断面（坑道中央位置）



[2] X=0m 断面（YZ 断面）



[3] X=0m 断面（YZ 断面） [右プラグ付近を拡大]

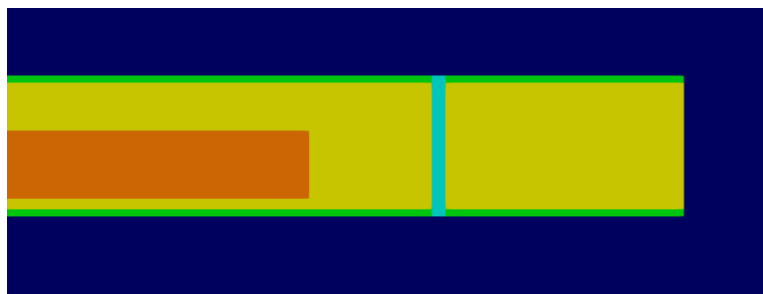


図 2.3-60 模擬した処分場レイアウトと坑道内配置

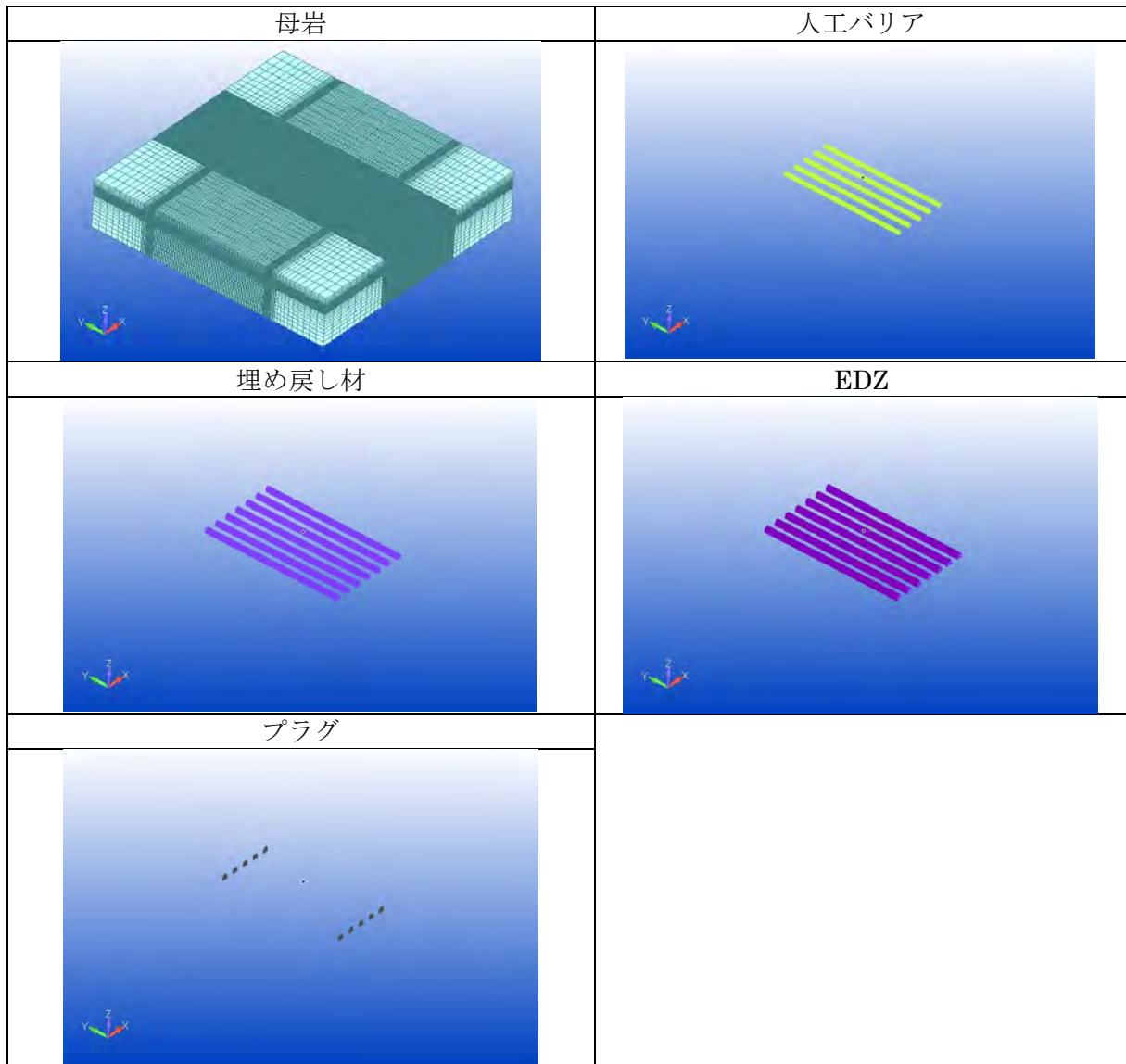


図 2.3-61 モデル (材質毎)

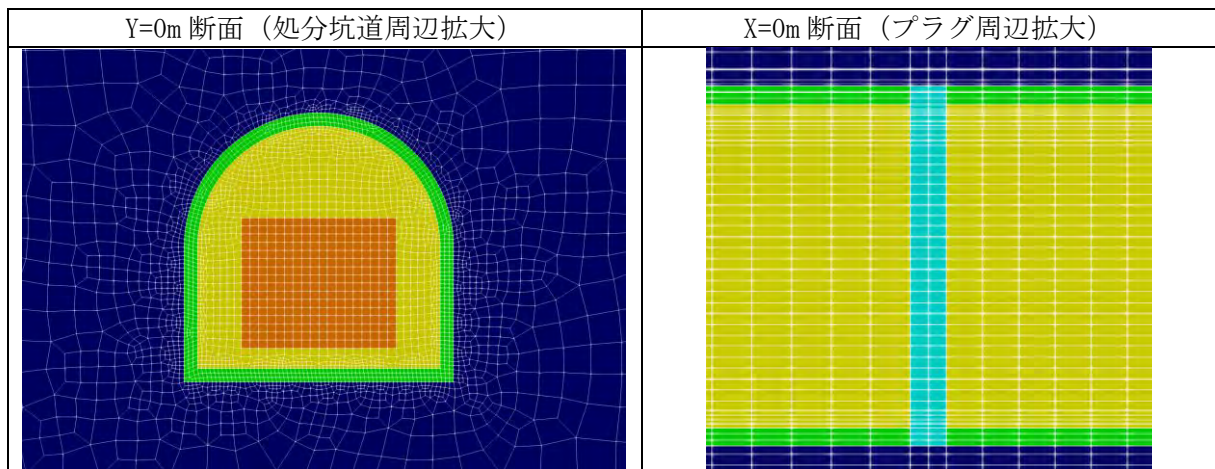


図 2.3-62 メッシュ分割

➤ 初期・境界条件

初期条件は 2.3.4.4 と同様に、広域スケールの結果を内挿した。境界条件も同様に全面を水位固定とした。坑道が流向に直交、交差する場合の領域全体の全水頭分布を図 2.3-63 に示す。また、ケース 1,6 における坑道およびプラグ周辺の流速分布をに示す。

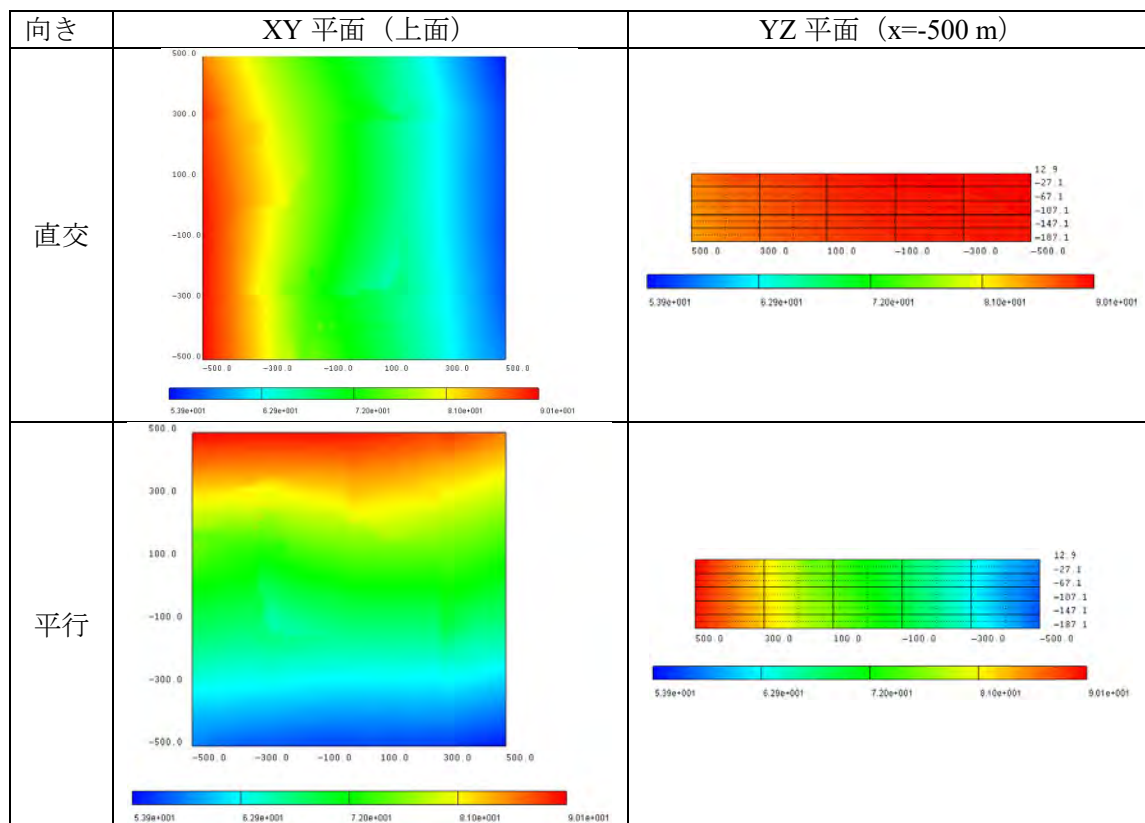


図 2.3-63 各ケースの全水頭 (m)

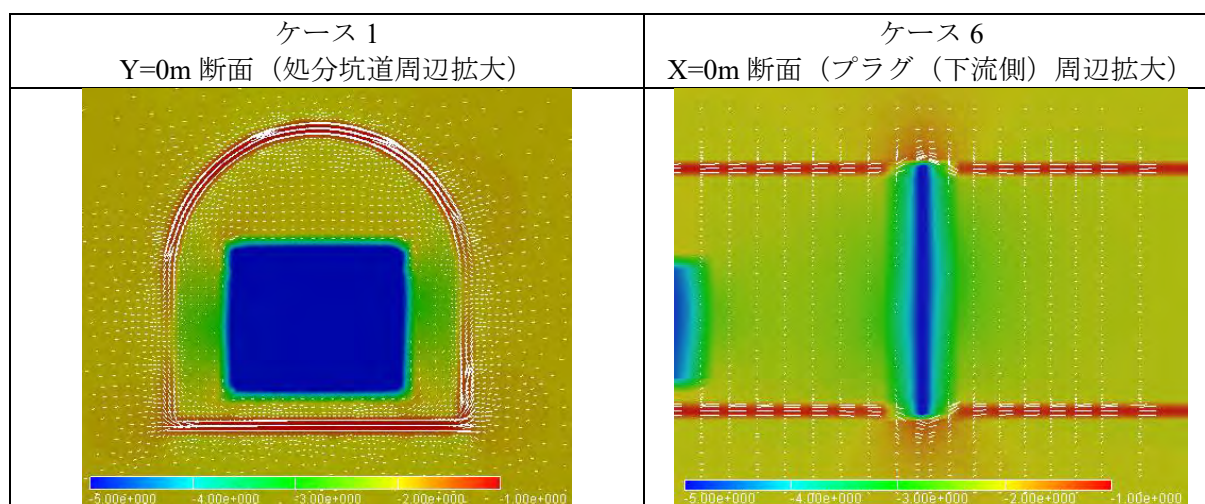


図 2.3-64 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布

➤ 粒子追跡線解析

- ・始点：各坑道の埋め戻し材と EDZ の境界近傍 (埋め戻し材内部) に 5 点設定 (計 25 点)
- ・解析時刻：10 年後 (非定常解析終了時刻)

### 2.3.3.3 評価結果

#### (1) 各ケースの解析結果

- Case1 (基準ケース (流向：坑道に垂直)) (図 2.3-65)
  - ・ 流れの傾向は側方または上部への流れに分類され、坑道毎の違いは大きく見られない。
  - ・ 流出した粒子は隣接する坑道の EDZ を選択的に移行する傾向が見られる。

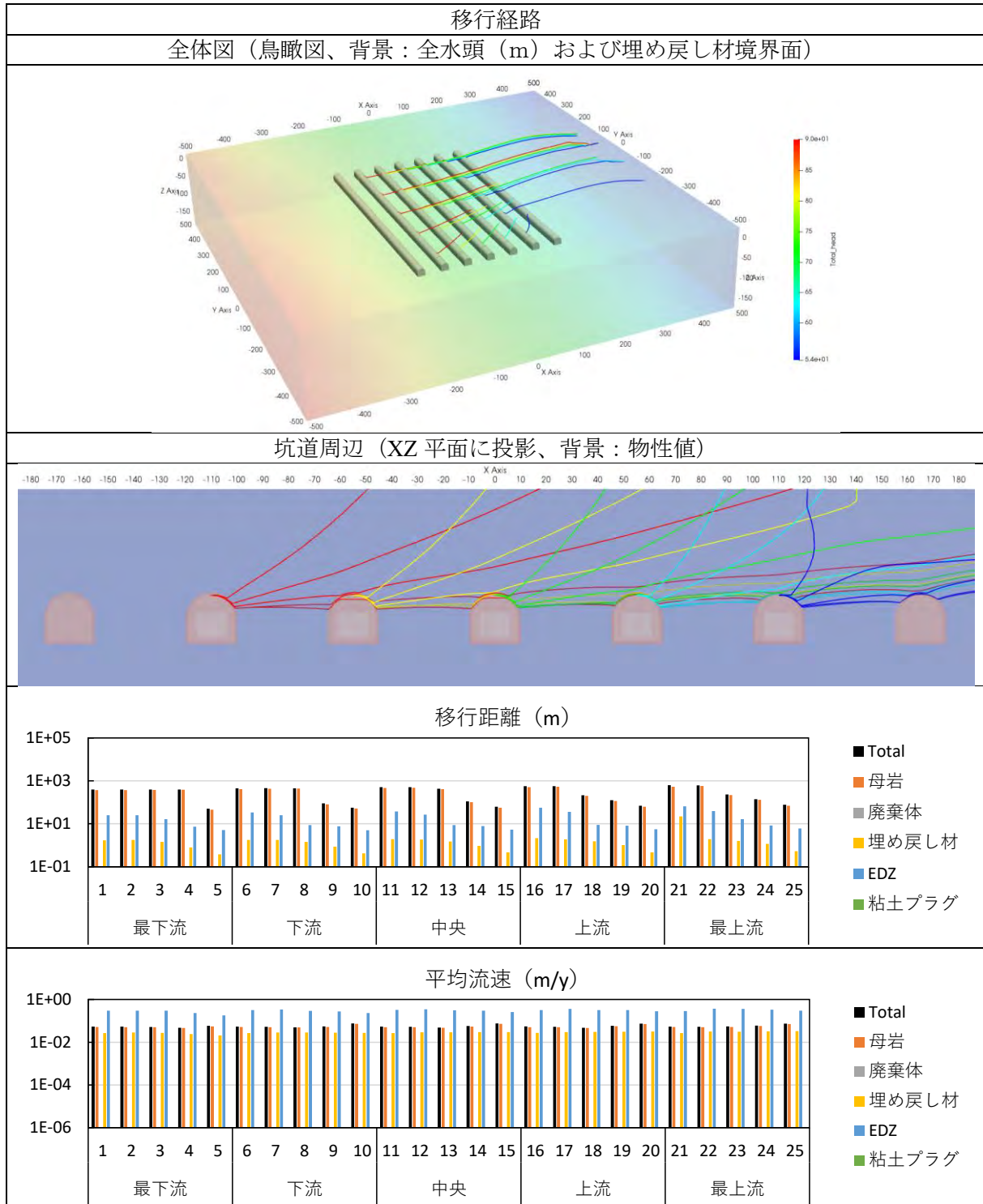


図 2.3-65 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case1)



- Case2 (埋め戻し材の劣化 (流向: 坑道に垂直)) (図 2.3-66)
  - ・埋め戻し材が劣化 (透水係数: EDZ と同じ (母岩より 1 桁大)) の場合、隣接する坑道を通じてしながら移行する傾向は Case1 と同様だが、Case1 のように EDZ に沿って長く移行する傾向は見られない。

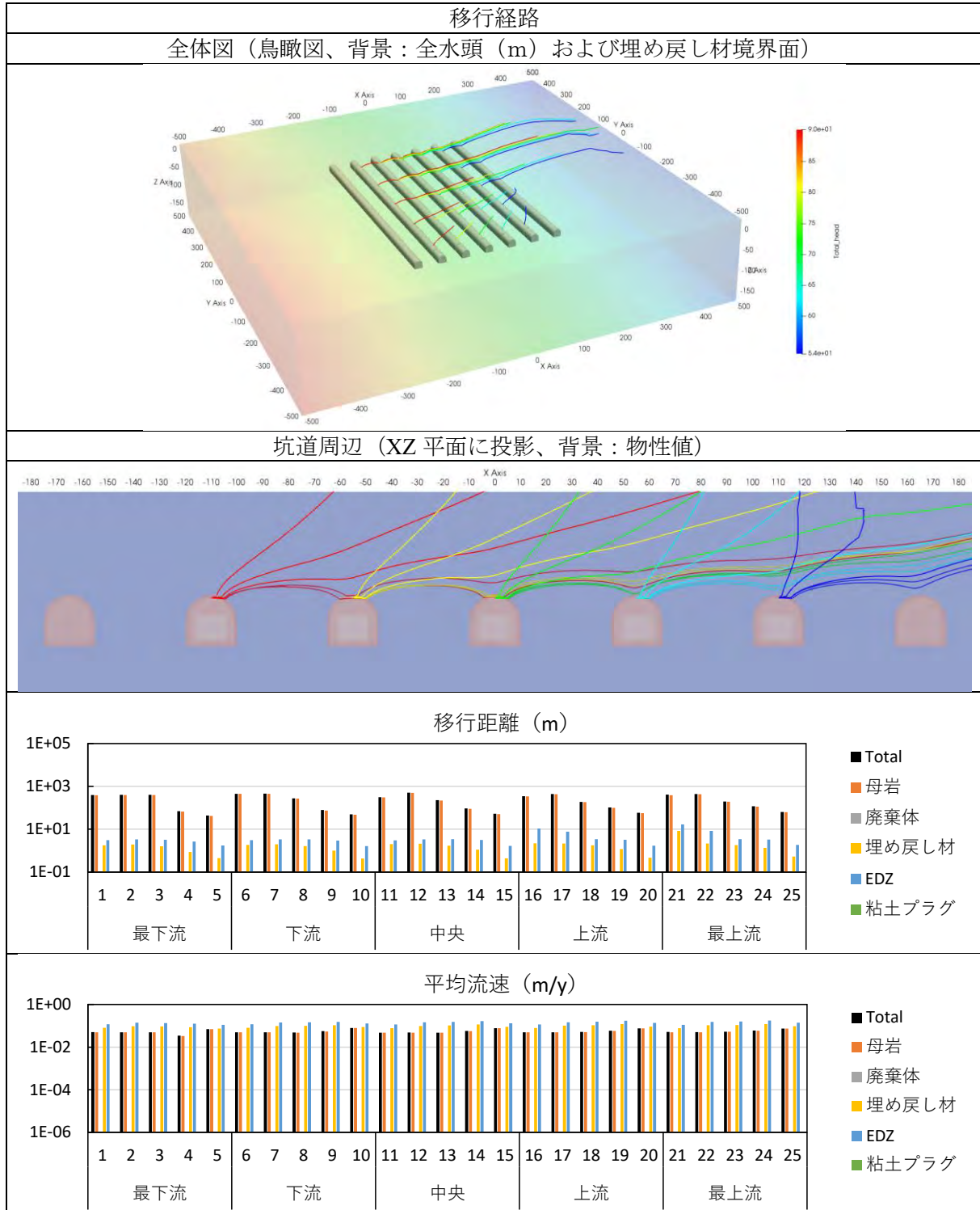


図 2.3-66 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case2)

- Case3 (EDZ なし (流向: 坑道に垂直)) (図 2.3-67)
- Case3 (EDZ がない場合) では、母岩・埋め戻し材・EDZ の透水係数が同じとなるため、バリア材の影響を受けずに上面・側面境界まで移行する。

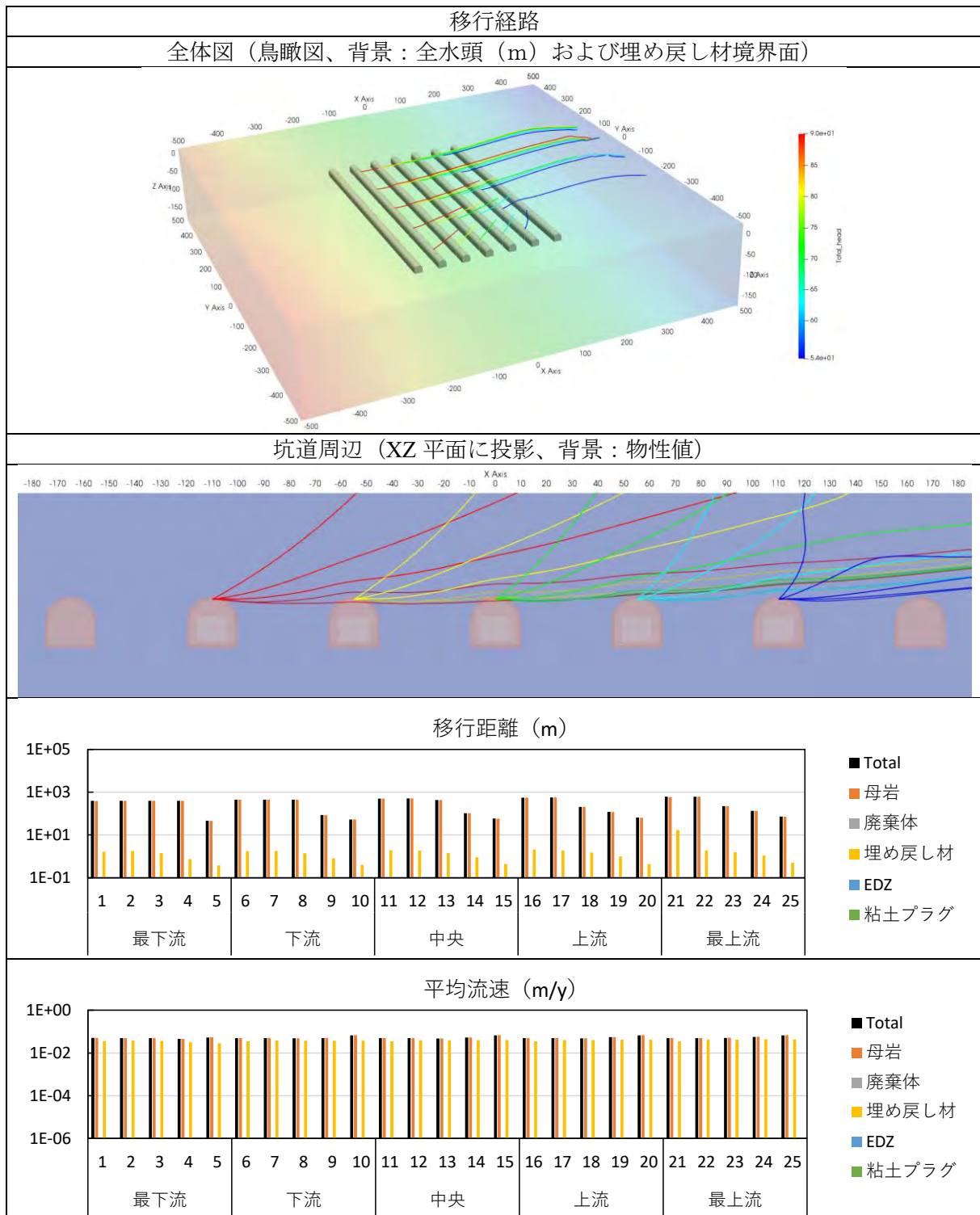


図 2.3-67 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case3)



- Case4 (EDZ の透水性：母岩より 2 桁大 (流向：坑道に垂直)) (図 2.3-68)
- Case1 (EDZ の透水性：母岩より 1 桁大) に比べ、EDZ をより長く選択的に移行する傾向が見られる。

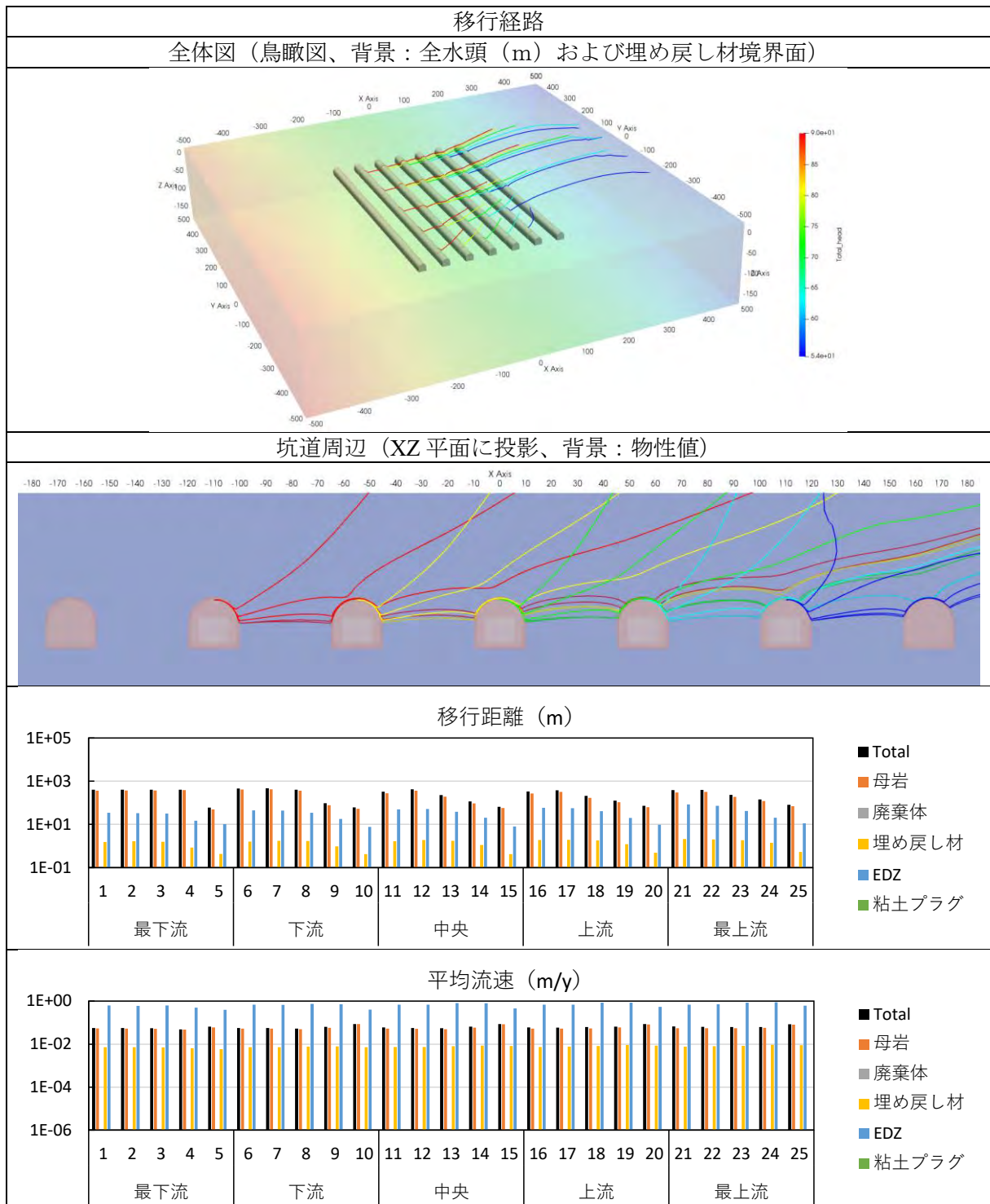


図 2.3-68 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case4)

- Case5 (粘土プラグの劣化 (流向: 坑道に垂直)) (図 2.3-69)
  - ・プラグが劣化し母岩と同じ透水性になると仮定した場合、流向が坑道に垂直な場合には移行経路への影響は見られない。

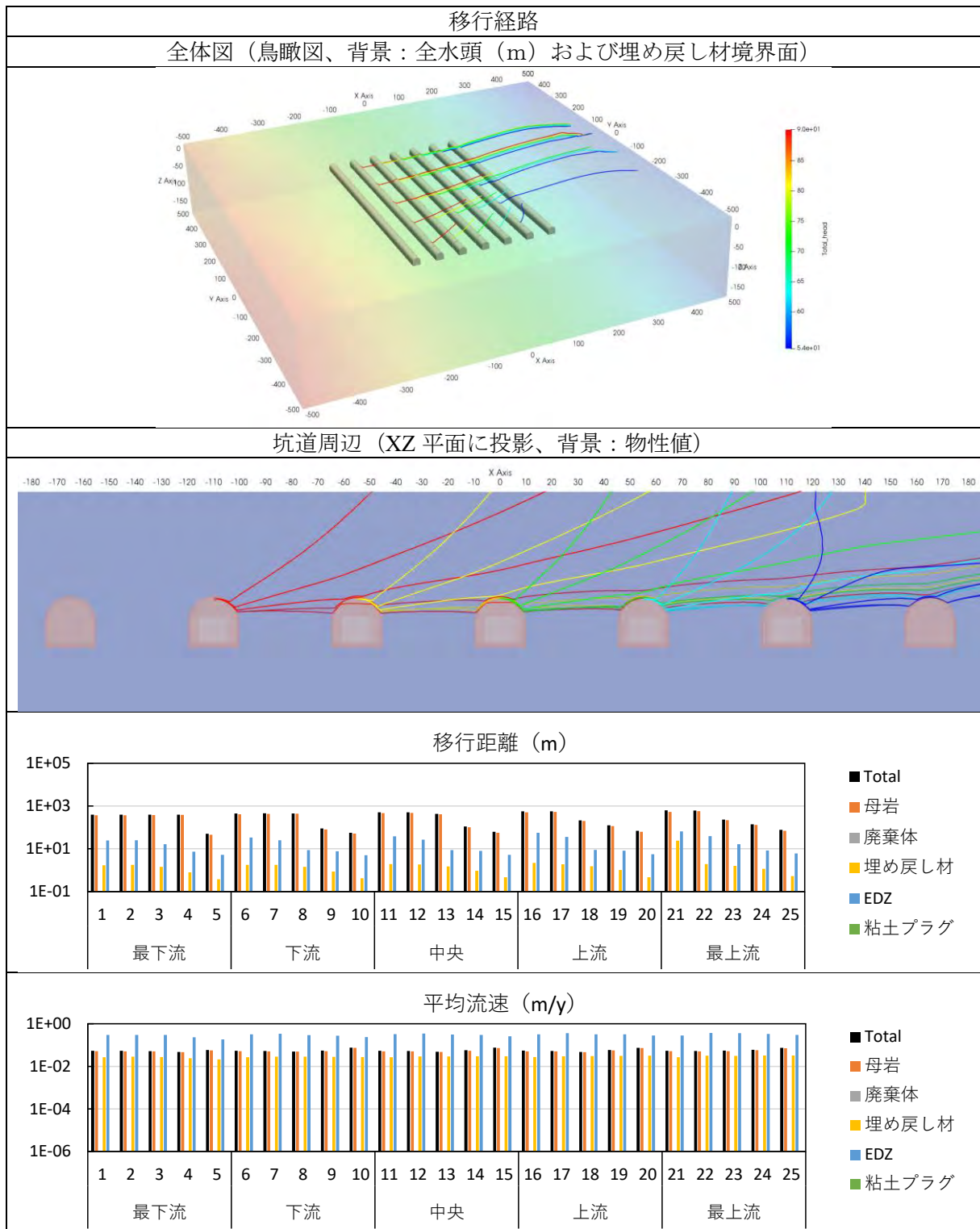


図 2.3-69 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case5)

- Case6 (基準ケース (流向: 坑道に平行)) (図 2.3-70)
  - ・流れが坑道に平行な場合、埋め戻し材および EDZ 中を移行した後、プラグの影響で母岩中を迂回し、再度 EDZ を通過し境界まで移行する傾向が見られた。

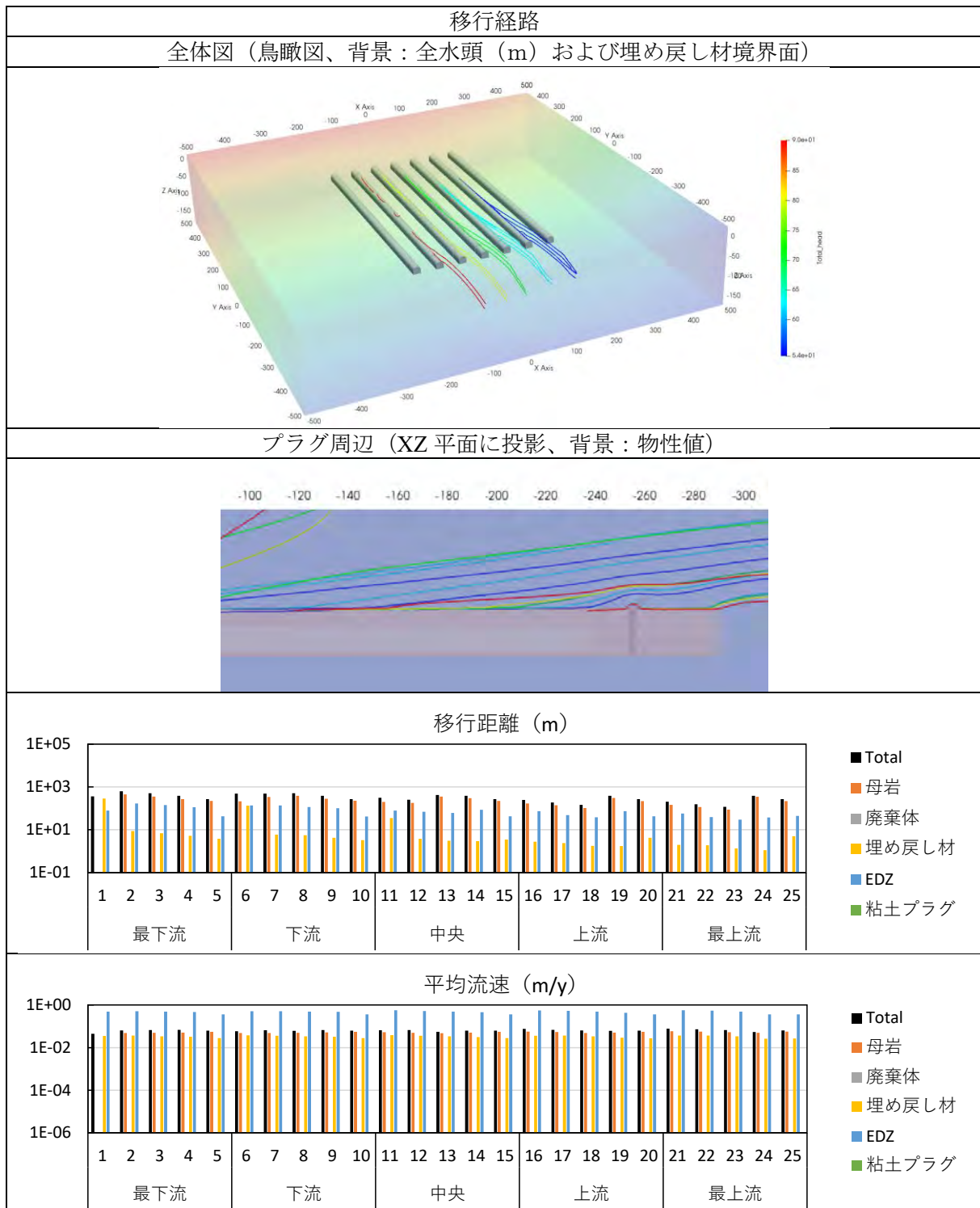


図 2.3-70 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case6)

- Case7 (EDZ なし (流向: 坑道に平行)) (図 2.3-71)
  - ・EDZ がない場合、母岩・埋め戻し材・EDZ の透水係数が同じとなるため、Case3 と同様にバリア材の影響を受けずに上面・側面境界まで移行する。

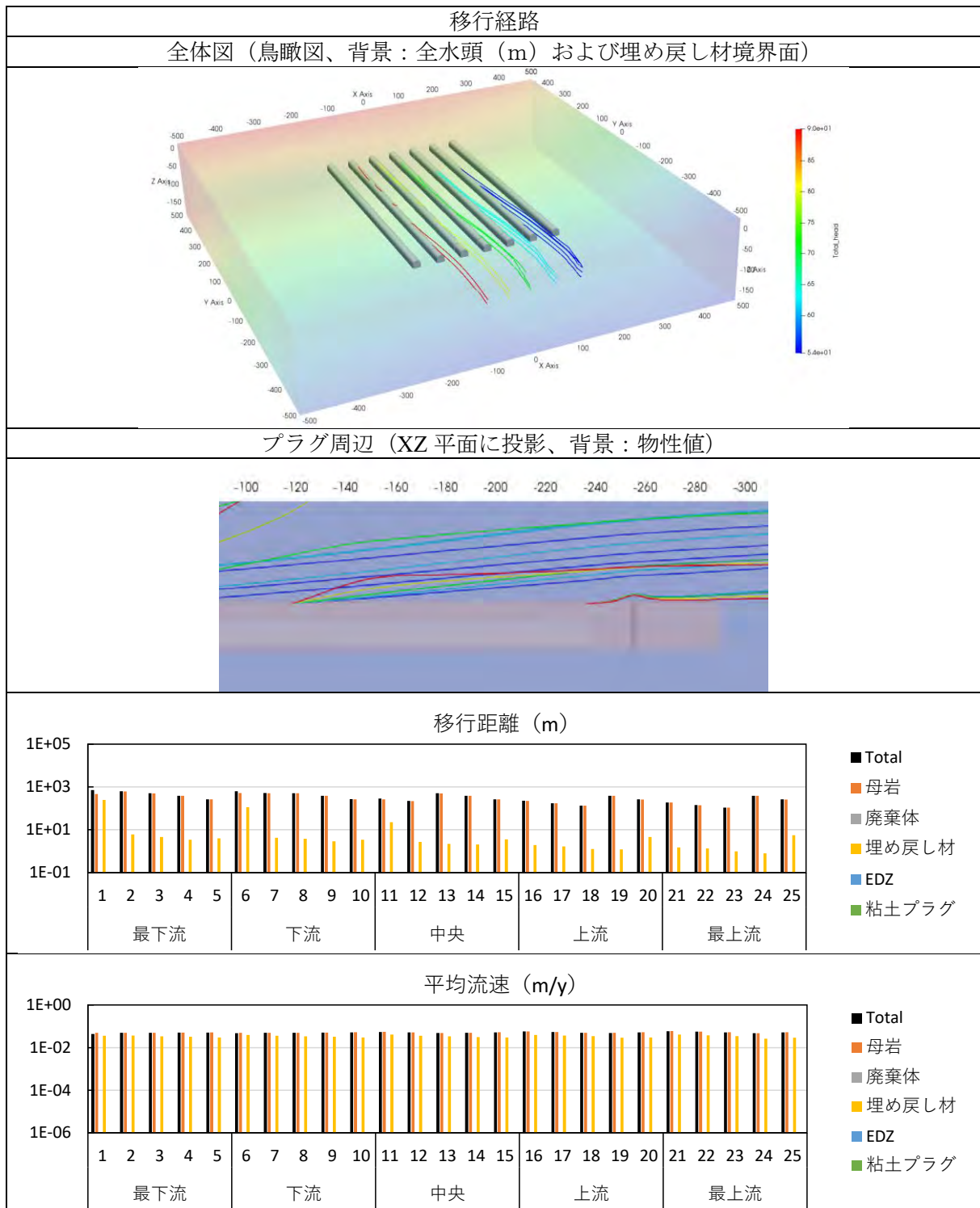


図 2.3-71 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case7)

- Case8 (粘土プラグの劣化 (流向: 坑道に平行)) (図 2.3-72)
  - ・ 粘土プラグが劣化し母岩と同じ透水性を仮定した場合、粘土プラグを迂回する経路は見られない。

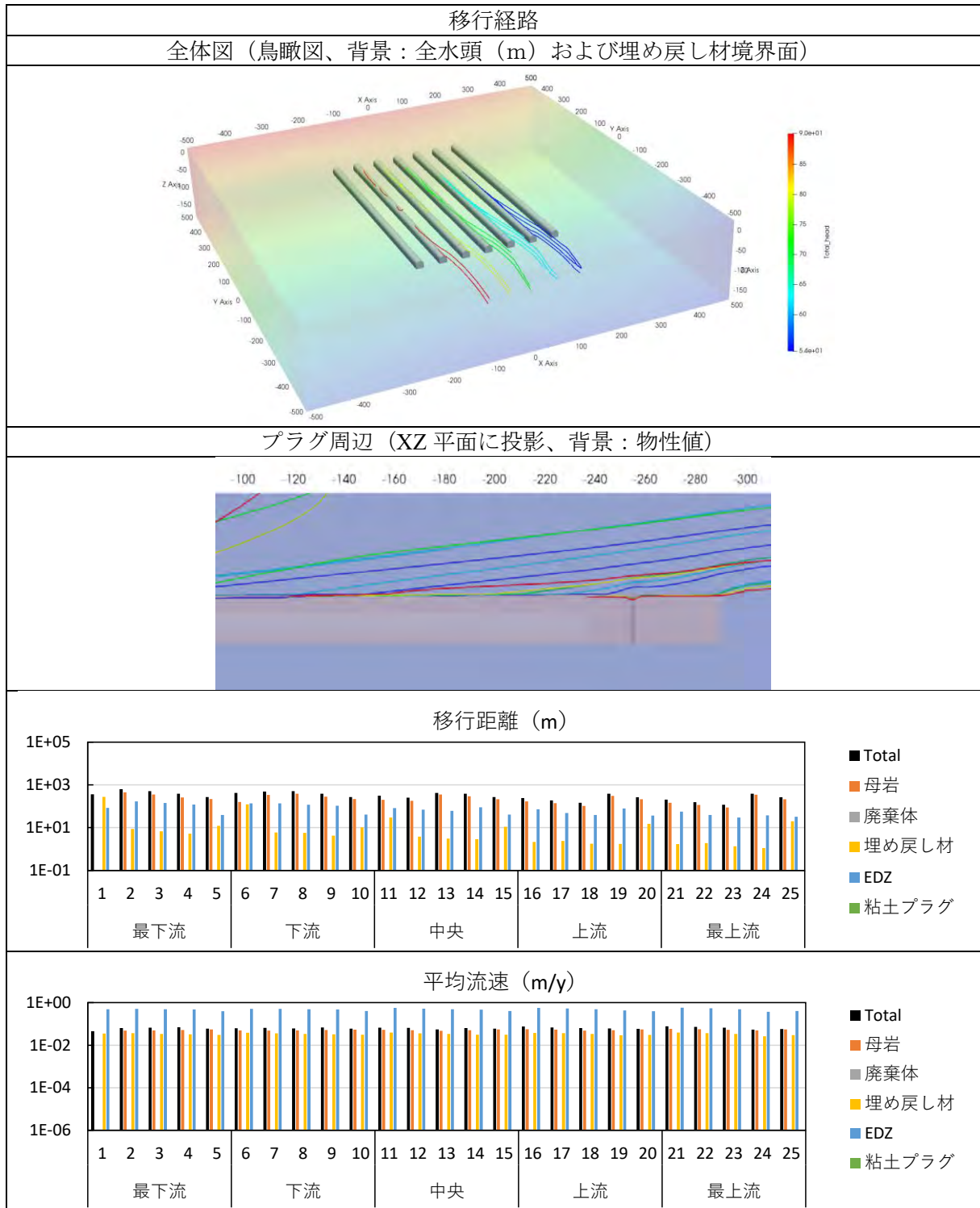


図 2.3-72 処分坑道およびプラグ周辺の流速分布 (Case8)

(2) 各ケースの比較

➤ 全体の移行距離・平均流速

流向が坑道に直交する場合 (Case 1-5)

- ・埋め戻し材の劣化 (Case 2) および EDZ の透水性が母岩より 2 桁高い場合 (Case 4) に、他ケースより移行距離が短絡・平均流速が増加
- ・最も影響が大きいのは EDZ の透水性で、境界までの平均流速は基準ケース (Case 1) に対し、EDZ がない場合 (Case 3) は約 1 割減、EDZ の透水性が母岩より 2 桁高い場合 (Case 4) は約 1 割増加する結果となった
- ・粘土プラグの劣化 (Case 5) による影響は見られなかった

流向が坑道に平行な場合 (Case 6-8)

- ・EDZ の透水性が母岩より 1 桁高い場合 (Case 6)、境界までの平均流速は EDZ がない場合 (Case 7) に比べ、約 2 割増加する結果となった。
- ・粘土プラグの劣化の影響 (Case 8) は、全体の平均流速には顕著に見られなかった。

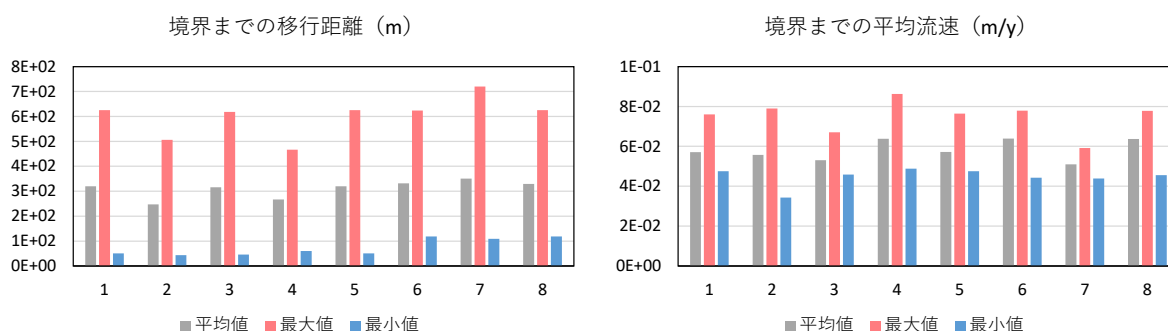


図 2.3-73 境界までの移行距離および平均流速

➤ EDZ 内の移行距離・平均流速

流向が坑道に直交する場合 (Case 1-5)

- ・埋め戻し材の透水性が高い場合 (Case 2) では EDZ を選択的に流れなくなるため、EDZ 中の移行距離が短い。
- ・EDZ の透水性が母岩より 2 桁高い場合 (Case 4)、EDZ をより選択的に流れるため、EDZ 中の移行距離・平均流速が増加

流向が坑道に平行な場合 (Case 6-8)

- ・流向が坑道に平行な場合、EDZ 中の移行距離が増加
- ・粘土プラグの劣化による EDZ 中の移行への影響は小さい

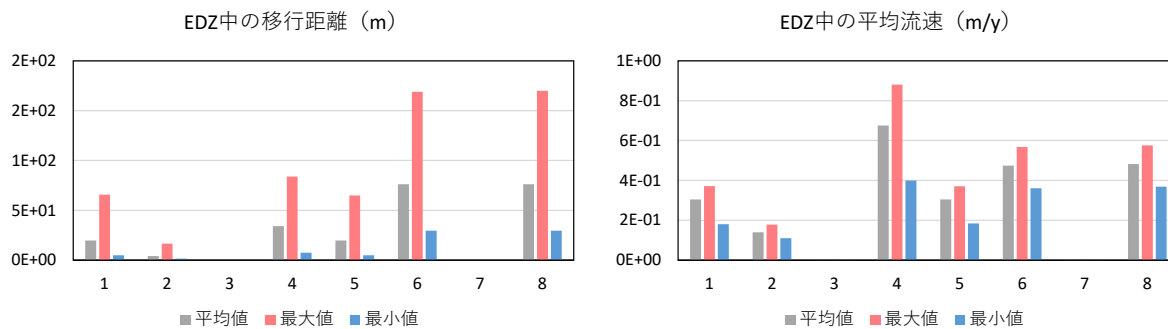


図 2.3-74 EDZ 中の移行距離および平均流速



#### 2.3.3.4 まとめ

本検討では、廃棄物埋設の配置条件（流向に対する坑道の向き）と人工バリア及び掘削影響領域範囲の透水性の条件が核種移行の特性に与える影響を、空間的に様ではない 3 次元流動場に対して評価した。これらの条件に対する感度解析の結果から、以下が得られた。

- 約 500m 四方の処分坑道の空間においても、様ではない流動場においては、処分場スケールにおける流出点が異なる場合があり、地表面の凹凸を反映したサイトスケールの地下水流動解析により、処分場からの移行経路の変化を確認する必要がある
- 母岩よりも 1 桁程度の透水性が高く、処分坑道領域全体にやや上向きの成分を有する条件では、EDZ を常に選択的に通過するのではなく、一定程度 EDZ を通過した後 EDZ を離れて母岩領域へ流出する経路があり、また、EDZ の透水性がさらに 1 桁上昇すると、周囲の流れが EDZ に向かい、EDZ 中をより選択的に長く移行することから、母岩の健全時の透水性と掘削による透水性上昇の設定について、確認する必要がある。
- EDZ を通過する場合はその間の流速は大きくなり、処分坑道が流れに平行な場合 EDZ を通過する距離も大きくなるため、処分場レイアウト設計において地下水流向を考慮する必要がある。
- 処分坑道が流れに平行な場合、EDZ の透水性の低い粘土プラグ周辺では、地下水流速は小さくなり、粘土プラグを迂回するような経路となるが、粒子追跡線解析による地下水流動時間の増加は大きくない結果となったため、粘土プラグの有効性について、処分場レイアウトとの関係を含めて、確認する必要がある。

これらの結果から、処分場スケールにおける空間的な流動状態を適切に把握して、処分場レイアウト、粘土プラグの配置及び EDZ の透水係数の不確かさを考慮した評価を実施して、天然バリアのニアフィールドの核種移行評価に適切に反映させる必要がある。同時に、処分場設計時に地下水流動場を適切に考慮してレイアウトを設計する必要があることを示している。

ニアフィールドの核種移行評価の妥当性の判断にあたっては、観測データに基づく EDZ の厚さ、透水係数の分布が適切であることが求められる。EDZ を坑道全体に多孔質媒体として仮定した場合、EDZ の有無・透水性の違いによる移行経路・流出点への影響が大きい結果となった。そのため、EDZ の透水性による移行経路の違いを把握することは重要である。

一方で、処分場周辺の移行経路の適切な評価のためには、粒子追跡線解析の精度向上が必要である。本検討では 3D-SEEP（有限要素法）の結果に基づき評価を実施したが、青木ほか（2011）<sup>(44)</sup>では混合化形式有限要素法の有用性が指摘されている。さらに、菱谷ほか（2015）<sup>(45)</sup>および Selzer（2020）<sup>(46)</sup>では、FE-CK 法（有限要素法の結果から要素間の局所流量連続性を満足させる手法（Cordes and Kinzelbach（1992））<sup>(47)</sup>および Raviart-Thomas 混合補間（RT0 補間）の両者を考慮することで精度が向上することが指摘されており、菱谷ほか（2015）<sup>(45)</sup>ではこの手法により混合化形式有限要素法より誤差が小さく解けるとしている。今後はこれらの手法に基づき、理論解に基づく検証を行いながら、粒子追跡線解析コード Pass-trac の改良を行う必要があると考えられる。

さらに、EDZ とその周辺の核種移行の観点から評価しようとする、粒子追跡線解析のみでは拡散・分散の効果を考慮できないため、濃度分布の観点での評価を加えて、分析を深める必要がある。

## 2.3.4 スケールの評価目的に応じた地下水流動の評価方法の妥当性判断のための留意点の整備

平成 31 年度は SKB による既往評価の文献調査により、空間的なスケールの異なる地下水流動解析の考え方をまとめ、わが国で考慮すべき考え方を整理した。

本年度は昨年度の整理の結果も踏まえて、2.3.1～2.3.3 での評価結果に基づき

- ・評価の考え方  
(スケールの異なる地下水流動解析の必要性、考慮すべきスケール)
- ・各スケールの評価目的と地下水流動解析における適切な解析方法  
(評価範囲の設定方法、モデル化、境界条件)

を妥当性判断のための留意点として整理した。

### (1) 評価の考え方

#### スケールの異なる地下水流動解析の必要性

処分場周辺の地下水流動場や移行の評価において、人工バリアや掘削影響領域等の影響を適切に評価するには、それらを模擬できる精度のモデル化が必要である。一方で処分場周辺の地下水流動の評価には境界条件の設定が重要であり、通常数百 m 四方の境界条件を設定できるだけの測定データが得られないことから、分水嶺や河川、地質境界等を境界とした数 km スケールの解析を行う必要がある。さらに沿岸域においては海水準変動に伴う地下水流動への影響が大きく、安全評価期間（十万年スケール）に対してこれを考慮するためには最低海水準（過去十万年：約-120m）を含むより広範囲の評価が必要となる。

一方地下水流動解析において、有限要素法や有限差分法のように要素分割を行う手法を用いる場合には、1つのモデルで表現できる情報量には制限がある。特に沿岸域で海水準変動の影響を考慮する場合には、密度流を考慮した非定常浸透流・塩分濃度解析が必要であり、計算負荷が大きい。そこでSKBでは、スケールの異なる複数の地下水流動解析を用いることで、広域地下水流動の変化、処分場から生物圏への移行、処分場内外の流動・移行を評価することが考えられている（SR-PSU<sup>(1)</sup>, SR-Site<sup>(2)</sup>）。国内においてもこの考え方を取り入れることは有用と考えられる。

#### 考慮すべきスケール

SKB では低・中レベル放射性廃棄物に対する安全評価（SR-PSU）では Repository scale と Regional scale の 2 つ<sup>(3,4)</sup>（図 2.3-75）、高レベル放射性廃棄物に対する安全評価（SR-Site）では Repository scale、Site scale、Regional scale/Super-regional scale の 3 つのスケールが考慮されている<sup>(5,6,7)</sup>（図 2.3-76）。現状の流動場の理解のためには分水嶺等を境界としたスケールの地下水流動解析が必要である（SR-PSU・SR-Site での Regional scale に相当）。一方安全評価において将来長期の影響を考慮する際には、例えば沿岸域では上述した理由からより広範囲のスケールの評価が必要となる（広域スケール：SR-Site の Super-regional scale に相当）。このような広域スケールの評価は、現在の流動場の評価における境界条件の妥当性確認のためにも行われている。また核種移行への接続の観点からは、処分場内の流れを評価するためのスケール（以下、処分場スケール：SR-PSU・SR-Site での Repository scale に相当）、天然バリア～生物圏までの流れを評価するためのスケール（以下、サイトスケール：SR-PSU の Regional scale、SR-Site の Site-scale に相当）が必要である。

実際の場合や処分場の設計によって考慮するスケールが変わる場合は考えられるが、大きくはこの 3 つに分類されると考えられるため、(2) では広域／サイト／処分場スケールに対して整理を行った。

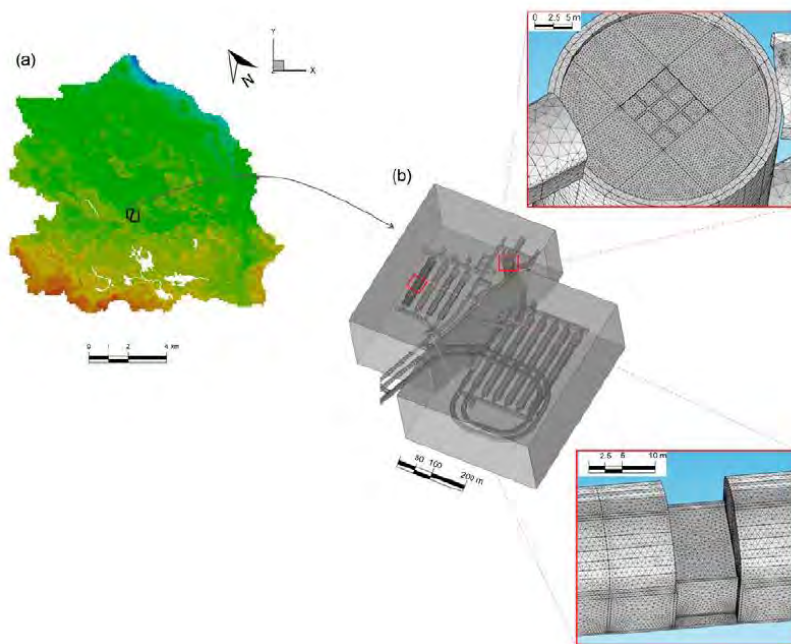


図 2.3-75 SR-PSU における地下水流動解析の各スケールの関係性<sup>(4)</sup>  
 ((a) Regional scale, (b) Repository scale)

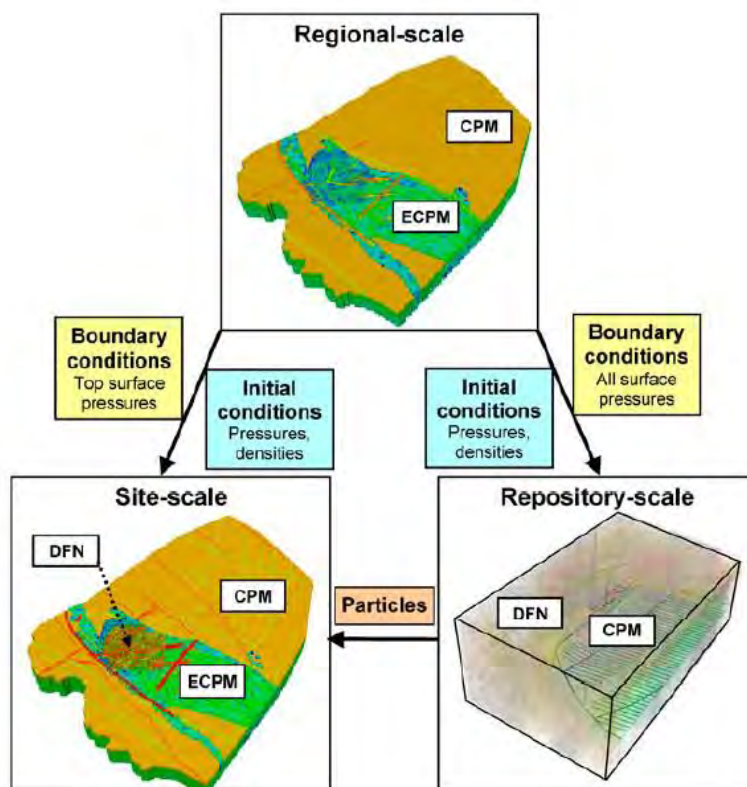


図 2.3-76 SR-Site における地下水流動解析の各スケールの関係性<sup>(5)</sup>

(2) 各スケールの評価目的と地下水流動解析における適切な解析方法

沿岸域での立地を対象に整理した結果を、各スケールに対し以下に示す。それぞれの項目に対し、本報告書での対応および SKB (SR-PSU, SR-Site) での検討例を合わせて記載した。

表 2.3-18 広域スケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）（1 / 2）

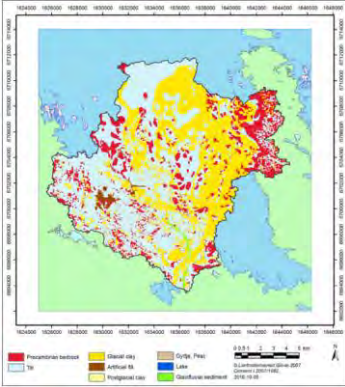
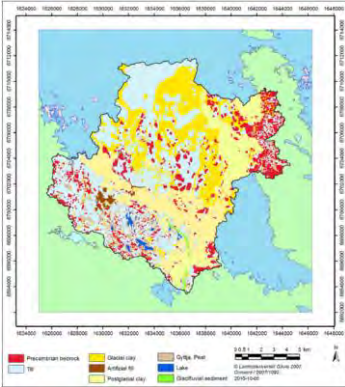
目的	<p>○現在の広域的な地下水流動場の理解 広域的な地下水データ（地下水位、水質、年代等）との整合性の確認 [本報告書での検討] ・湧出の状況、深度100mからの地下水の流れの定性的な確認 （※対象地域にて地下水データが取得されていないため）</p> <p>○将来長期の地形変化・海水準変動に対する影響評価 沿岸域では海水準変動とそれに伴う地形変化（河川侵食、海食等）による埋設深度・地下水流動への影響が大きく、将来十万年スケールの地形変化・海水準変動の影響を広域的に評価する必要がある。 [本報告書での検討] ・地形変化評価モデルに基づく空間的・時間的な侵食・堆積状況の違いを反映した将来十万年スケールの非定常な地形変化・海水準変動を考慮した地下水流動評価 [SKBでの検討例] ・RLDM（Regolith-lake development model）に基づく空間的・時間的な堆積状況の違いを反映した、将来十万年スケールの表層厚の違い・海水準変動を考慮した地下水流動評価（SR-PSU, SR-Site）</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;"> <div style="text-align: center;"> <p>(a) 9500 BC</p>  </div> <div style="text-align: center;"> <p>(b) 2000 AD</p>  </div> </div> <p style="text-align: center;">RLDMによる評価結果（SKB TR-10-56<sup>(8)</sup>）</p> <p>○サイトスケールの範囲・境界条件の決定 処分場周辺から地表までの地下水の流出域を包含する範囲の選定</p> <p>○処分場スケールの初期・境界条件の決定 （※広域スケールとサイトスケールで水理地質構造が同じ場合（本報告書））</p>
解析方法	<p>非定常な地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析（密度流を考慮） [本報告書での検討]同上 [SKBでの検討例] ・SR-Site：同上 ・SR-PSU：周囲が汽水で影響が小さいことから、密度流を考慮していない</p>
領域範囲	<p>○陸域：分水嶺（処分場を含む流域またはその周囲の流域を含む）、地質境界 ○海域：将来長期の最低海水準を考慮できる範囲 [本報告書での検討] 陸域：分水嶺、海域：過去90万年間の最低海水準（約-160m）を含む範囲 [SKBでの検討例] ・SR-Site Super-regional scale 陸域：分水嶺・地質境界、海域：気候変動（永久凍土の発達を含む）に伴う汀線移動を包含する範囲</p>

表 2.3-18 広域スケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）（2 / 2）

<p>処分場の再現</p>	<p>処分場は再現しない ○メッシュサイズ [本報告書]400m （※地下水流動解析の計算負荷を考慮した設定。実際には地形変化評価（今回：100m DEMを使用）と同程度の精度が望ましい） [SKBでの検討]HRD：20m（処分場領域内）、100m（領域外） （※HRD：破碎帯（HCD）間の亀裂が少ない健岩部）</p>
<p>気候変動</p>	<p>気候変動の不確かさに対する複数ケースを考慮 [本報告書]将来の地形変化・海水準変動の不確かさとして10ケースを評価 [SKBでの検討] SR-Site：将来の気候変動の不確かさとして、以下の4つのシナリオを評価<sup>(9)</sup> ● Global warming climate case（CO<sub>2</sub>排出の影響（中程度のレベル）） ● Early periglacial climate case（CO<sub>2</sub>排出の影響（低いレベル）） ● Extended global warming climate case（CO<sub>2</sub>排出の影響（高いレベル（人間活動））） ● Weichselian glacial cycle climate case（過去十万年間と同じ）</p>

表 2.3-19 サイトスケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）（1 / 2）

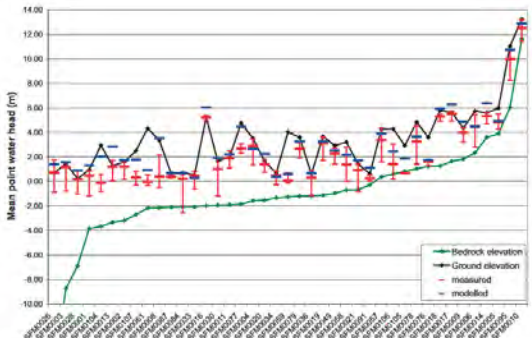
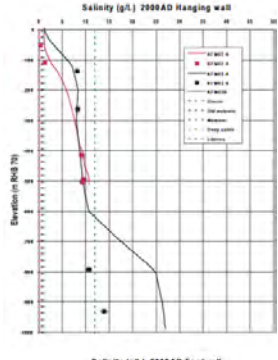
<p>目的</p>	<p>○現在のサイト周辺の地下水流動場の理解 サイト周辺の地下水データとの整合性の確認 [SKBでの検討例] ・地下水位、水質、揚水データとの整合性確認（SKB R-08-23<sup>(10)</sup>）</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around;">   </div> <p>地下水位との比較（Fig. 5-14を引用） 塩分濃度との比較（Fig. 5-15を引用）</p> <p>○天然バリア（処分場スケール境界～生物圏）中の移行評価</p> <p>○処分場スケールの初期・境界条件の決定 （※広域スケールとサイトスケールで水理地質構造が異なる場合）</p>
<p>解析方法</p>	<p>○地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析（密度流を考慮） ○広域スケールの結果に基づき、各時刻の定常状態を解析</p>



表 2.3-19 サイトスケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）（2 / 2）

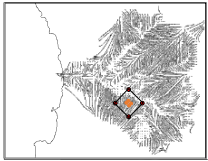
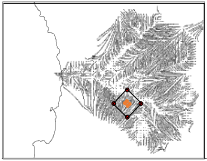


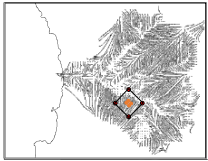
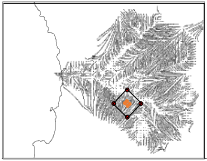


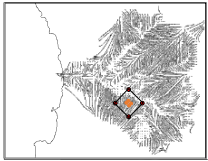
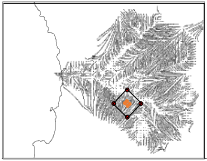


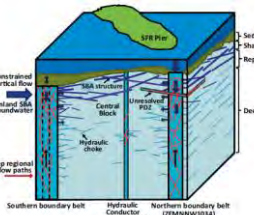
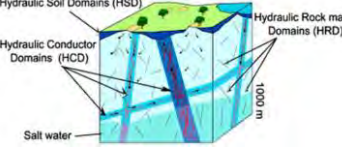
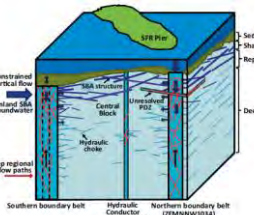
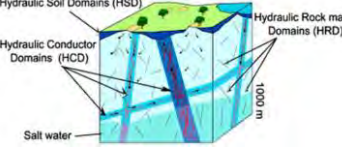
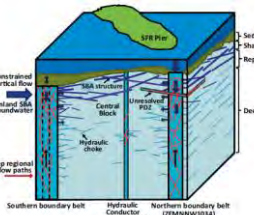
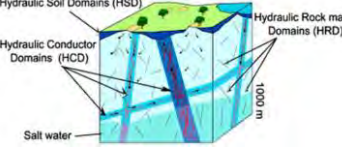
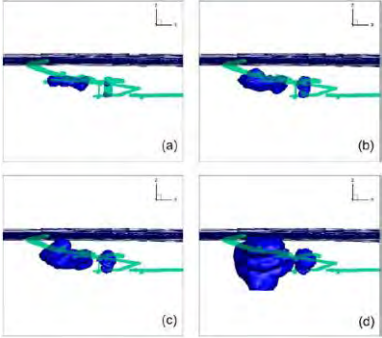
<p style="writing-mode: vertical-rl;">領域範囲</p>	<p>○処分場からの生物圏までの移行を包含する範囲 （広域スケールにおける現在～将来の評価で決定） [本報告書での検討] 広域スケールでの各時刻の処分深度（深度100m）からの移行経路に基づき決定</p> <table border="1" style="width: 100%; text-align: center;"> <tr> <th colspan="2">陸域</th> <th colspan="2">海域</th> </tr> <tr> <th>現在 [ケースA_1]</th> <th>8万年後 [ケースD_1]</th> <th>0年 [ケースA_1]</th> <th>8万年後 [ケースA_1]</th> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table> <p>[SKBでの検討] 陸域：分水嶺・地質境界 （分水嶺を境界とすることの妥当性については、周辺の流域を含む解析によって確認されている） 海域：海域：気候変動（永久凍土の発達を含む）に伴う汀線移動を包含する範囲</p>	陸域		海域		現在 [ケースA_1]	8万年後 [ケースD_1]	0年 [ケースA_1]	8万年後 [ケースA_1]																																										
	陸域		海域																																																
現在 [ケースA_1]	8万年後 [ケースD_1]	0年 [ケースA_1]	8万年後 [ケースA_1]																																																
																																																			
<p style="writing-mode: vertical-rl;">地質構造</p>	<p>ボーリングデータ等に基づく推定 ○地質構造の不確かさ [本報告書]データが少ないことから、不確かさを考慮していない</p> <p>[SKBでの検討例]地質構造の空間的な不確かさ、水理定数の不確かさ（深度依存性、透水係数の異方性等）、亀裂ネットワークに対する不確かさを、キャリブレーションで考慮（SR-PSU、SR-Site（SKB R-08-23<sup>(10)</sup>等））</p> <table border="1" style="width: 100%;"> <tr> <th style="width: 30%;">広域スケールの水理地質構造の概念図</th> <th style="width: 70%;">不確かさ・不均質性の考え方</th> </tr> <tr> <td data-bbox="263 1137 683 1422">  </td> <td data-bbox="687 1137 1305 1422"> <p>○母岩：HCD（深度依存性、異方性、不均質性、ボーリングデータの外挿に関する設定の違い）、HRD（DFN）に応じた17パターン<sup>*</sup>の解析（※母岩に対する不確かさはRegional domain*内のみで考慮）</p> <table border="1" style="width: 100%; font-size: small;"> <thead> <tr> <th>HCD variant</th> <th>Conditioning</th> <th>Depth trend</th> <th>Transmissivity variability</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>BASE_CASE1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>BASE_CASE2</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous, Anisotropic, SBB</td></tr> <tr><td>nc_DEP_HCD</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_NoD_HCD</td><td>No</td><td>No</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD1</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD7</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> </tbody> </table> </td> </tr> <tr> <td data-bbox="263 1429 683 1624"> <p>SR-Site (高レベル)</p>  </td> <td data-bbox="687 1429 1305 1624"> <p>【閉鎖後初期（温暖期）】 ○母岩：スケール毎に以下が考慮されている。なお各ケースで、DFNモデルによる複数のリアライゼーションが考慮されている。 ・亀裂半径と透水係数の相関に関する設定の違い ・変形帯の可能性のある領域の考慮 ・深度依存性に対する設定 ・処分場領域外での亀裂の設定の有無</p> </td> </tr> </table> <p><small>*Regional domain: サイト周辺のボーリングデータが取得されている領域（60本、1980～2010に取得）</small></p>	広域スケールの水理地質構造の概念図	不確かさ・不均質性の考え方		<p>○母岩：HCD（深度依存性、異方性、不均質性、ボーリングデータの外挿に関する設定の違い）、HRD（DFN）に応じた17パターン<sup>*</sup>の解析（※母岩に対する不確かさはRegional domain*内のみで考慮）</p> <table border="1" style="width: 100%; font-size: small;"> <thead> <tr> <th>HCD variant</th> <th>Conditioning</th> <th>Depth trend</th> <th>Transmissivity variability</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>BASE_CASE1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>BASE_CASE2</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous, Anisotropic, SBB</td></tr> <tr><td>nc_DEP_HCD</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_NoD_HCD</td><td>No</td><td>No</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD1</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD7</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> </tbody> </table>	HCD variant	Conditioning	Depth trend	Transmissivity variability	BASE_CASE1	Yes	Yes	Homogeneous	BASE_CASE2	Yes	Yes	Homogeneous, Anisotropic, SBB	nc_DEP_HCD	No	Yes	Homogeneous	nc_NoD_HCD	No	No	Homogeneous	nc_DEP_RD1	Yes	Yes	Heterogeneous, RD1	nc_DEP_RD1	No	Yes	Heterogeneous, RD1	nc_DEP_RD7	Yes	Yes	Heterogeneous, RD7	nc_DEP_RD7	No	Yes	Heterogeneous, RD7	nc_NoD_RD1	No	No	Heterogeneous, RD1	nc_NoD_RD7	No	No	Heterogeneous, RD7	<p>SR-Site (高レベル)</p> 	<p>【閉鎖後初期（温暖期）】 ○母岩：スケール毎に以下が考慮されている。なお各ケースで、DFNモデルによる複数のリアライゼーションが考慮されている。 ・亀裂半径と透水係数の相関に関する設定の違い ・変形帯の可能性のある領域の考慮 ・深度依存性に対する設定 ・処分場領域外での亀裂の設定の有無</p>
	広域スケールの水理地質構造の概念図	不確かさ・不均質性の考え方																																																	
	<p>○母岩：HCD（深度依存性、異方性、不均質性、ボーリングデータの外挿に関する設定の違い）、HRD（DFN）に応じた17パターン<sup>*</sup>の解析（※母岩に対する不確かさはRegional domain*内のみで考慮）</p> <table border="1" style="width: 100%; font-size: small;"> <thead> <tr> <th>HCD variant</th> <th>Conditioning</th> <th>Depth trend</th> <th>Transmissivity variability</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>BASE_CASE1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>BASE_CASE2</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Homogeneous, Anisotropic, SBB</td></tr> <tr><td>nc_DEP_HCD</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_NoD_HCD</td><td>No</td><td>No</td><td>Homogeneous</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD1</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>Yes</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_DEP_RD7</td><td>No</td><td>Yes</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD1</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD1</td></tr> <tr><td>nc_NoD_RD7</td><td>No</td><td>No</td><td>Heterogeneous, RD7</td></tr> </tbody> </table>	HCD variant	Conditioning	Depth trend	Transmissivity variability	BASE_CASE1	Yes	Yes	Homogeneous	BASE_CASE2	Yes	Yes	Homogeneous, Anisotropic, SBB	nc_DEP_HCD	No	Yes	Homogeneous	nc_NoD_HCD	No	No	Homogeneous	nc_DEP_RD1	Yes	Yes	Heterogeneous, RD1	nc_DEP_RD1	No	Yes	Heterogeneous, RD1	nc_DEP_RD7	Yes	Yes	Heterogeneous, RD7	nc_DEP_RD7	No	Yes	Heterogeneous, RD7	nc_NoD_RD1	No	No	Heterogeneous, RD1	nc_NoD_RD7	No	No	Heterogeneous, RD7						
HCD variant	Conditioning	Depth trend	Transmissivity variability																																																
BASE_CASE1	Yes	Yes	Homogeneous																																																
BASE_CASE2	Yes	Yes	Homogeneous, Anisotropic, SBB																																																
nc_DEP_HCD	No	Yes	Homogeneous																																																
nc_NoD_HCD	No	No	Homogeneous																																																
nc_DEP_RD1	Yes	Yes	Heterogeneous, RD1																																																
nc_DEP_RD1	No	Yes	Heterogeneous, RD1																																																
nc_DEP_RD7	Yes	Yes	Heterogeneous, RD7																																																
nc_DEP_RD7	No	Yes	Heterogeneous, RD7																																																
nc_NoD_RD1	No	No	Heterogeneous, RD1																																																
nc_NoD_RD7	No	No	Heterogeneous, RD7																																																
<p>SR-Site (高レベル)</p> 	<p>【閉鎖後初期（温暖期）】 ○母岩：スケール毎に以下が考慮されている。なお各ケースで、DFNモデルによる複数のリアライゼーションが考慮されている。 ・亀裂半径と透水係数の相関に関する設定の違い ・変形帯の可能性のある領域の考慮 ・深度依存性に対する設定 ・処分場領域外での亀裂の設定の有無</p>																																																		
<p style="writing-mode: vertical-rl;">処分場の再現</p>	<p>坑道を一つの物性でモデル化</p> <p>[本報告書]坑道全体を多孔質媒体で一つの物性で考慮 [SKBでの検討]SR-Site：処分孔はモデル化せず、処分場の構造は亀裂として扱う</p>																																																		



表 2.3-20 処分場スケールの評価目的と地下水流動の適切な解析方法（沿岸域）

目的	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 処分場周辺の地下水流動・移行評価</li> </ul>
解析方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 地形変化・海水準変動を考慮した浸透流・塩分濃度解析（密度流を考慮）</li> <li>・ 広域スケールの結果に基づき、各時刻の定常状態を解析</li> </ul>
領域範囲	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 処分場の透水性の違いによる影響が小さい範囲</li> <li>処分場のモデル化（再現度）が異なるサイト・処分場スケールで連続的な移行評価を適切に行うため、処分場の透水性の違いに伴う影響範囲を解析的に検討する（サイトスケール）</li> <li>[SKBでの検討例]</li> </ul> <div style="display: flex; align-items: center;">  <div style="margin-left: 20px;"> <p>レファレンスケースとの相対誤差 （汀線位置：X、透水性低） （(a) &gt;10%, (b) &gt;5%, (c) &gt;3%, (d) &gt;1%） (SKB TR-13-08<sup>0</sup>)</p> </div> </div>
地質構造	<p>坑道の詳細をモデル化</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○人工バリアに対する不確かさ</li> <li>[本報告書での検討]バリア材の劣化等について2.3.3で別途評価</li> <li>[SKBでの検討]</li> <li>・ SR-PSU：人工・天然バリアの収着の不確かさについて別ケースで評価</li> <li>・ SR-Site：EDZ,crownに対する条件設定、ボーリング孔の影響を別ケースで評価</li> </ul>

### （3）評価上の留意点

2.3.1～2.3.3 を踏まえた評価上の留意点として、以下が挙げられる。

- ・ 沿岸域では、海水準変動とこれに伴う河川の下刻、海食等の地形変化による地下水流動への影響が大きく、それらを非定常に考慮した解析が必要である。
- ・ 将来の気候変動は温暖化の影響等により不確かさが大きいことが指摘されているため、不確かさを考慮するための複数ケースの解析が必要である。
- ・ 隆起・侵食等による地形変化は時間的・空間的に一様ではなくサイト特性に大きく依存し、地下水流動への影響も想定される。SKB においては、時間的・空間的な表土厚さの変化が海・湖の侵食・堆積の特徴を反映したシミュレーションに基づき考慮されており、国内においても領域毎に特徴的な侵食・堆積のモデルを取り入れたシミュレーションによる地形変化を地下水流動へ反映させることは、核種移行への変動幅を評価する上で有用であると考えられる。
- ・ 地形変化評価において、堆積した沖積層に対する砂泥の互層構造については今回考慮していないが、サイトの特性上影響が大きいと想定される場合には考慮の必要がある。
- ・ 各スケールの評価は境界位置で一致している必要がある。なお SR-PSU に対する規制機関のコメントでは、メッシュの一致についても言及されている。
- ・ サイトスケール・処分場スケールの初期条件として広域スケール（処分場の模擬なし）の結果を内挿したが、これは埋め戻し後に流動場がもとに戻ると仮定したものである。

しかし塩分濃度については、処分場と周囲で変化の傾向が大きく異なる可能性があり、埋め戻しの材料や工法にも影響されると考えられる。そのため、海域での立地ではこの妥当性について考慮する必要があると考えられる。

- ・ 広域スケールとサイトスケールの水理地質構造は、地質構造のより詳細なモデル化、不均質性に伴う広域スケールとサイトスケールでの透水性の違い等により、異なる可能性が考えられる。そのような場合には、広域スケールの現在～将来の非定常な評価結果をサイトスケール・処分場スケールに内挿することの妥当性確認が必要である。
- ・ 複数の異なるスケールにおいて、共通するデータである地表面形状や地質分布の再現度の整合性を確認する必要がある。
- ・ 処分場スケールの評価では、着目したい現象が正しく再現できる程度のモデル化が必要である。そのため、流量・経路等の評価結果を類似したモデルの理論解等との比較によって検証する必要があると考えられる。

### 2.3.5 ニアフィールド/ファーフールドにおける核種移行評価の妥当性判断のための科学的・技術的知見の整備

天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを信頼性のあるデータに基づいた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的、ここでは10万年程度、維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B)、(C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 (B)、(C) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフールド領域の圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定 (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

一方、ファーフールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する領域であり、時間スケールの不確実性の影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として～10万年程度と10万年以降が考えられる。

こうした考え方のもと(B)、(C)に基づく処分場スケールとサイトスケールの地下水流動解析を実施して、処分場からの移行経路を各スケールの結果を時々刻々接続させて評価したところ、図 2.3-77 に示すような移行経路の区分となった。処分場スケールの母岩領域の流動時間が比較的安定しており、それ以降のサイトスケールの流動時間が放出時刻に応じて大きく変化しているのと対照的である。このことから、処分場スケールをファーフールドの変動から影響を受けにくいニアフィールド、処分場スケールの外側のサイトスケールの範囲をファーフールドと定義することが適当と考えられる。

本年度の核種移行評価においては、地形変化の影響を大きく受けるファーフールドで流動時間が長くなるものについてもそのまま考慮して評価したが、その流動経路の不確かさが大きい部分でもあることから、ファーフールドの変動を考慮した核種移行評価方法について検討を深める必要がある。

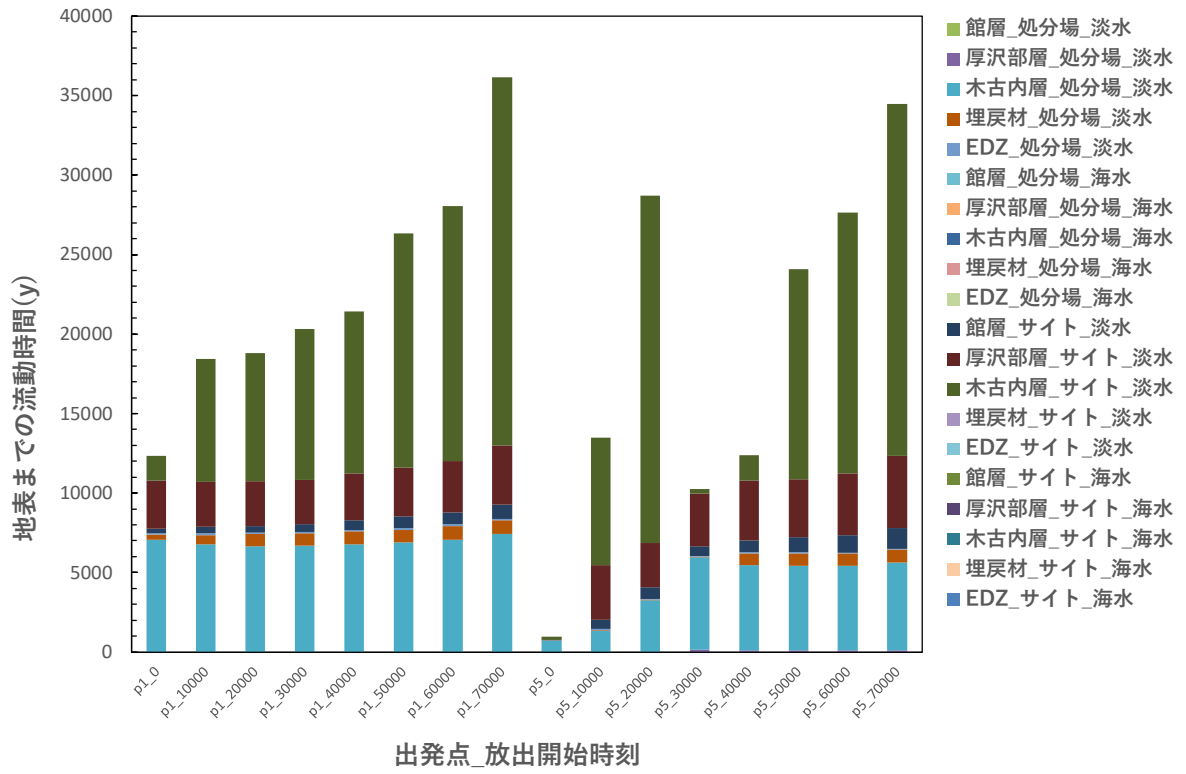


図 2.3-77 p1 及び p5 からの放出時刻別の流動時間 (A-1 陸側) (再掲)

## 第2章の参考文献

### 2.2

- (1) 花谷育雄, 宗像雅広, 木村英雄, 三箇智二, 堆積岩分布地域における地形変化のモデル化に関する研究～房総半島における検討, 原子力バックエンド研究. 18(1) (2011).
- (2) Flint, J.J., Stream gradient as a function of order, magnitude, and discharge, *Water Resources Research*, vol.10 (1974) pp.969-973.
- (3) Wobus, C., Whipple, K.X., Kirby, E., Snyder, N., Johnson, J., Spyropolou K., Crosby, B. and Sheehan, D., Tectonics from topography: Procedures, promise, and pitfalls, *Geological Society of America Special Paper*, vol.398 (2006) pp.55-74.
- (4) Whipple, K.X., DiBiase, R.A. and Crosby, B.T., Bedrock rivers, In Shroder, J. and Wohl, E. (eds.) *Treatise on Geomorphology*, vol. 9, *Fluvial Geomorphology*, Academic Press (2013) pp.550-573.
- (5) Sklar, L. and Dietrich, W.E., River longitudinal profiles and bedrock incision models: Stream power and the influence of sediment supply, In Keith, J.T. and Ellen, E.W., *Rivers over rock: fluvial processes in bedrock channels*, *Geophysical Monograph*, vol.107 (1998) pp.237-260.
- (6) Demoulin A. Mather A. Whittaker, Fluvial archives, a valuable record of vertical crustal deformation, *Quaternary Science Reviews*, 166 (2017) p10-37.
- (7) Whipple, K.X. and Tucker, G.E., Dynamics of the stream - power river incision model: Implications for height limits of mountain ranges, landscape response timescales, and research needs, *Journal of Geophysical Research*, vol.104(B8) (1999) pp.17661-17674.
- (8) Regalla, C., Kirby, E., Fisher, D. and Bierman, P., Active forearc shortening in Tohoku, Japan: Constraints on fault geometry from erosion rates and fluvial longitudinal profiles, *Geomorphology*, vol.195 (2013) p84-98.
- (9) 日本原子力研究開発機構, 電力中央研究所「平成30年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業地質環境長期安定性評価技術高度化開発」報告書 (2019) 200p.
- (10) Harel M. A., Mudd S. M., Attal M., Global analysis of the stream power law parameters based on worldwide  $^{10}\text{Be}$  denudation rates, *Geomorphology*, 268 (2016) p.184-196.
- (11) 天澤弘也, 坂井章浩, 坂本義昭, 仲田久和, 山本正幸, 河田陽介, 木原伸二, 研究施設等廃棄物の概念設計に供する前提条件の調査及び設定, 日本原子力研究開発機構, 埋設事業推進センター, JAEA-Technology 2010-043 (2010) 153p.
- (12) 藤原治, 三箇智二, 大森博雄, 日本列島における侵食速度の分布, *サイクル機構技報*. 5 (1999) pp.85-93.
- (13) Marrero S. M., Hein A. S., Naylor M., Attal M., Shanks R., Winter K., Woodward J., Dunning S., Westoby M., Sugden D., Controls on subaerial erosion rates in Antarctica, *Earth and Planetary Science Letters*, Vol. 501, 1 (2018) P.56-66.
- (14) Scherler D., Bookhagen B., Wulf H., Preusser F., Strecker M. R. Increased late Pleistocene erosion rates during fluvial aggradation in the Garhwal Himalaya, northern India, *Earth and Planetary Science Letters*, 428 (2015) p.255-266.
- (15) Marshall J. A., Roering J. J., Bartlein P. J., Gavin D. G., Granger D. E., Rempel A. W., Praskievicz S. J., Hales T. C., Frost for the trees: Did climate increase erosion in unglaciated landscapes during the late Pleistocene?, *Science Advances*, DOI: 10.1126/sciadv.1500715 (2015).
- (16) Blanckenburg F., The control mechanisms of erosion and weathering at basin scale from cosmogenic nuclides in river sediment, *Earth and Planetary Science Letters*, 242 (2006) p.224-239.
- (17) Marshall J. A., Roering J. J., Gavin D. G., and Granger D. E., Late Quaternary climatic controls on erosion rates and geomorphic processes in western Oregon, USA, *Geological Society of America*, 129, 5, DOI: 10.1130/B31509.1 (2016)
- (18) Schaller D., Blanckenburg F., Veldkamp A., Tebbens L. A., Hovius N., Kubik P. W., A 30,000yr record of erosion rates from cosmogenic  $^{10}\text{Be}$  in Middle European river terraces, *Earth and Planetary Science Letters*, 204 (2002) p.307-320.

- (19) Dosseto A., The erosion response to Quaternary climate change quantified using uranium isotopes and in situ produced cosmogenic nuclides, *Earth-Science Reviews*, 155 (2016) p.60-81.
- (20) Riebe C. S., Kirchner J. W., Granger D. E., Finkel R. C., Minimal climatic control on erosion rates in the Sierra Nevada, California, *Geological Society of America*, 29, 5 (2001) p.447-450.
- (21) 貝塚爽平, 発達史地形学, 東京大学出版会 (1998) 286p.
- (22) 小池一之, 町田洋, 日本の海成段丘アトラス, 東京大学出版会, (2001) 122p.
- (23) 藤原 治, 柳田 誠, 三箇智二, 守屋俊文, 地層処分からみた日本列島の隆起・侵食に関する研究, 原子力バックエンド研究. 11 (2005) pp.113-124.
- (24) 岡孝雄, 北海道渡島半島, 後志利別川低地の沖積層-低位段丘上の遺跡と超軟弱泥層 (縄文海進最高海面期) の関係を中心として-, 北海道立地質研究所報告, 第 80 号 (2009) pp.63-109.
- (25) I. Peeters, T. Rommens, G. Verstraeten, G. Govers, A. V. Rompaey, J. Poesen, K. V. Oost, Reconstructing ancient topography through erosion modelling, *Geomorphology*, 78, pp.250-264 (2006).
- (26) K. Barnhart, G. E. Tucker, S. G. Doty, C. M. Shobe, R. C. Glade, M. W. Rossi, M. C. Hill, Inverting Topography for Landscape Evolution Model Process Representation: 1. Conceptualization and Sensitivity Analysis, *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 125 (2020).
- (27) M. Bock, O. Conrad, A. Gunther, E. Gehrt, R. Baritz, J. Bohner, SaLEM (v1.0) – the Soil and Landscape Evolution Model (SaLEM) for simulation of regolith depth in periglacial environments, *Geoscientific Model Development*, 11, pp.1641-1652 (2018).
- (28) Bloom, A. L., *Geomorphology: a systematic analysis of late Cenozoic landforms*, Upper Saddle River, NJ, Prentice Hall (1998).
- (29) Cox, N. J., On the relationship between bedrock lowering and regolith thickness, *Earth Surf. Proc. Land.*, 5, pp.271-274 (1980).
- (30) A.J.A.M. Temme, L. Claessens, A. Veldkamp, J.M. Schoorl, Evaluating choices in multi-process landscape evolution, *Geomorphology*, 125, pp.271-281 (2011).
- (31) Matsuoka, N., Solifluction rates, processes and landforms: a global review. *Earth-Science Reviews*, 55(1-2), pp.107-134 (2001).
- (32) Matsuoka, N., Ikeda, A., Date, T., Morphometric analysis of solifluction lobes and rock glaciers in the Swiss Alps. *Permafrost and Periglacial Processes* 16, pp.99-113 (2005).
- (33) Follain, S., Minasny, B., McBratney, A.B., Walter, C., Simulation of soil thickness evolution in a complex agricultural landscape at fine spatial and temporal scales. *Geoderma* 133, pp.71-86 (2006).
- (34) Ohmori, H. Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development, *Bulletin of Department of Geography, University of Tokyo*, 10, pp.31-85 (1978).
- (35) Culling, W. E. H., Analytical theory of erosion, *Journal of Geology*, 68, 1960, pp.336-344.
- (36) 平野昌繁, 斜面発達とくに断層崖発達に関する数学的モデル, *地理学評論*, 39(5), 1966, pp.324-336.
- (37) Monaghan, M. C., J. McKean, W. Dietrich, and J. Klein, “<sup>10</sup>Be chronometry of bedrock-to-soil conversion rates”, *Earth and Planetary Science Letters*, 111, pp.483-492 (1992).
- (38) CHILD: G. E. Tucker et al., Chapter 12 The Channel-Hillslope Integrated Landscape Development Model (CHILD).
- (39) SIBERIA: G. Willgoose, User Manual for SIBERIA (Version 8.30) (2005).
- (40) Landlab: Landlab Reference Manual and API Documentation, <http://landlab.readthedocs.io/en/latest/#developer-documentation>.
- (41) LAPSUS: Wouter van Gorp, LAPSUS user Guide (v0.97) (2015).
- (42) 野上道男, 地理学におけるシミュレーション, *地理学評論*, 78(3), pp.133-146 (2005).
- (43) 野上道男, 地形発達シミュレーションの枠組みと実行例, *地学雑誌 (Chigaku Zasshi) Journal of Geography*, 120 (3) 486-501 2011.
- (44) 井上・田中 (2013): 井上 信, 田中 靖, グリッド型地形発達シミュレーションモデルの現実地形への適用, *地形*, 34(2), pp.147-165 (2013).



- (45) Andrews, D.J., and Bucknam, R.C., Fitting degradation of shorelinescarps by a nonlinear diffusion model: *Journal of Geophysical Research*, v. 92, p. 12,857–12,867 (1987).
- (46) Roering, J.J., Kirchner, J.W., Dietrich, W.E., 1999. Evidence for nonlinear, diffusive sediment transport on hillslopes and implications for landscape morphology. *Water Resour. Res.* 35 (3), 853–870.
- (47) 江頭進治, 伊藤隆郭, 土石流数值シミュレーション, 日本流体力学会数值流体力学部門 Web 会誌, 12(2) (2004).
- (48) 高橋保, 中川一, 豪雨時に発生する石礫型土石流の予測, *新砂防*, 44(3) (1991).
- (49) Wilson, J.P., and Gallant, J. C., *Digital Terrain Analysis, Principles and Applications*, 2000, pp.1-27.
- (50) Teyler D., Utilizing a High Resolution Digital Elevation Model (DEM) to Apply Stream Power Index (SPI) to the Gilmore Creek Watershed in Winona County, Minnesota. Volume 15, *Papers in Resource Analysis*. pp.11.
- (51) Howard, A.D., Kerby, G., 1983. Channel changes in badlands. *Geol. Soc. Am. Bull.* 94 (6), 739–752.
- (52) Kirkby, M.J., 1971. Hillslope process-response models based on the continuity equation. I. *Brit. Geogr. Special Publication* 3, 15–30.
- (53) 鈴木隆介(1998) : 建設技術者のための地形図読図入門 第2巻 低地、古今書院、p.554
- (54) Ferguson R.I. Disturbed periodic model for river meanders, *Earth Surface Processes*, 1, pp.337-347 (1976).
- (55) Ikeda S, Parker G, Sawai K, Bend theory of river meanders. In *River Meandering*, Ikeda S, Parker G (eds). *Water Resource Monograph*, American Geophysical Union: Washington, DC, pp. 181-213 (1981).
- (56) Sunamura, T., 1992, *Geomorphology of Rocky Coast*. John Wiley & Sons, New York, 302p.
- (57) 森僚多, 松倉公憲, 伊豆新島・羽伏浦における海食崖の崩壊プロセス : つくば大学つ陸域研究センター報告, 7, pp. 31-40 (2006).
- (58) O'Callaghan JF, Mark DM. 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 27: 247. DOI: 10.1016/S0734-189X(84)80047-X
- (59) 草野友宏, 浅森浩一, 黒澤英樹, 谷川晋一, 二ノ宮淳, 根木健之, 花室孝広, 安江健一, 山田国見, 石丸恒存, 梅田浩司: 地質環境の長期安定性に関する研究 年度報告書(平成20年度). *JAEA-Research* 2009-076, 日本原子力研究開発機構 (2009).
- (60) Freeman TG. 1991. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers and Geosciences* 17: 413-422.
- (61) Quinn P, Beven K, Chevallier P, Planchon O. 1991. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes* 5: 59-79.
- (62) 水谷武司 : 数理地形学 地形の生成機構と数値計算、古今書院、pp. 199, 2007.
- (63) 伊達政直、和泉典洋、田中仁 : 掃流砂・浮遊砂の流出に伴う河口テラスの初期堆積機構、*海岸工学論集*、44、pp. 591-595, 1997.
- (64) 貝塚爽平, 発達史地形学, 東京大学出版会, 286p (1998).
- (65) Ahnert, F., 1976. Brief description of a comprehensive three-dimensional process-response model of landform development. *Z. Geomorphol. Suppl.* 25, 29–49.
- (66) Minasny B, McBratney AB. 2006. Mechanistic soil-landscape modelling as an approach to developing pedogenetic classifications. *Geoderma* 133: 138-149 DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.03.042.

## 2.3

- (1) H. Kimura, et al., *THE 3D-SEEP COMPUTER CODE USER'S MANUAL*, Japan Atomic Energy Research Institute, JAERI-M-86-091 (1986).
- (2) 今井久, 山下亮, 塩崎功, 浦野和彦, 笠博義, 丸山能生, 新里忠史, 前川恵輔, 地下水流動に対する地質環境の長期的変遷の影響に関する研究, 日本原子力研究開発機構, *JAEA-*

- Research 2009-001 (2009).
- (3) 近畿中国森林管理局, 8月19日からの大雨による広島市における山地災害対策検討会 (第1回) 資料2-2, (2014), [https://www.rinya.maff.go.jp/kinki/tisan/hirosima\\_saigai/pdf/20141120\\_siryuu-2-2.pdf](https://www.rinya.maff.go.jp/kinki/tisan/hirosima_saigai/pdf/20141120_siryuu-2-2.pdf).
  - (4) 地圏環境テクノロジー, 国土水循環モデルの開発状況 第15回 GETFLOWS ユーザー会議資料 (2015) 48p.
  - (5) 熊本創, 下茂道人, 三枝博光, 尾上博則, 孔間水理試験データを餅田地下水流動モデルのキャリブレーション, 第36回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, 土木学会 (2007) pp.287-292.
  - (6) H. Faure, R. C. Walter, D. R. Grant, The coastal oasis: ice age springs on emerged continental shelves, *Global and Planetary Change*, 33, pp.47-56 (2002).
  - (7) Y. Yechiel, E. Shalev, S. Wollman, Y. Kiro, U. Kafri, Response of the Mediterranean and Dead Sea coastal aquifers to sea level variations, *Water Resources Research*, 46(12) (2010).
  - (8) A. R. Costall, B. D. Harris, B. eo, R. Schaa, F. M. Wagner, J. P. Pigois, Groundwater Throughflow and Seawater Intrusion in High Quality Coastal Aquifers, *Scientific Reports*, 10, 9866 (2020).
  - (9) D. J. Hoover, K. O. Odigie, P. W. Swarzenski, P. Barnard, Sea-level rise and coastal groundwater inundation and shoaling at select sites in California, USA, *Journal of Hydrology: Regional Studies* (2015).
  - (10) SKB, Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-14-01 (2014).
  - (11) 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).
  - (12) 菅谷敏克, 曾根智之, 中谷隆良, 石戸谷公英, 船橋英之ほか, 余裕深度処分における基本・変動シナリオにかかわる検討・評価, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2009-063 (2010).
  - (13) 日本原子力研究開発機構, 平成29年度廃棄物埋設地の安全評価に関する調査報告書, 平成30年3月 (2018).
  - (14) 青柳和平, 窪田健二, 中田英二, 末永弘, 野原慎太郎, 幌延深地層研究施設における掘削影響領域の評価 (その2) - 深度250mを対象とした試験 - (共同研究), 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2017-004 (2017).
  - (15) 青柳和平, 津坂仁和, 窪田 健二, 常盤哲也, 近藤桂二, 稲垣大介, 幌延深地層研究所の250m調査坑道における掘削損傷領域の経時変化に関する検討, 土木学会論文集,C(地圏工学)(インターネット), 70(4), p.412 - 423, (2014).
  - (16) 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- (1999b).
  - (17) 日本原子力学会, 余裕深度処分の安全評価手法: 2008, AESJ SC F012:2008, 2009.
  - (18) 電気事業連合会, 余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集 (一部改定), 平成28年8月23日 (2016).
  - (19) 武田聖司, 木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析: パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, 日本原子力科学研究所, JAREI-Research 2002-014 (2002).
  - (20) R. L. Iman and M. J. Shortencarier, A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-3624 (1984).
  - (21) Kimura, H., Takahashi, T., Shima, S., Matsuzuru, H., A Generic Safety Assessment Code For Geological Disposal of Radioactive Waste: GSRW Computer Code User's Manual, Japan Atomic Energy Research Institute, JAERI-M 92-161 (1992).
  - (22) 本間俊充, 笹原孝, 確率論的システム評価コードによる不確かさ・感度解析 (I), 日本原子力科学研究所, JAERI-M 93-207 (1993).
  - (23) A. Saltelli, T. Homma, LISA PACKAGE USER GUIDE Part III, SPOP (Statistical POst

- Processor) Uncertainty and Sensitivity Analysis for Model Output. Program Description and User Guide, CEC/JRC Scientific & Technical Report EUR 13924 EN (1992).
- (24) 日本原子力研究開発機構, 平成 19 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 (2008).
  - (25) 日本原子力研究開発機構, 平成 20 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 (2009).
  - (26) 日本原子力研究開発機構, 平成 21 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 (2010).
  - (27) 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 (2011).
  - (28) 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 (2012).
  - (29) 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 (2013).
  - (30) 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 (安全審査に向けた評価手法の整備) (2014).
  - (31) 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 (安全審査に向けた評価手法の整備) (2015).
  - (32) 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).
  - (33) 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).
  - (34) 辻智之, 中村康雄, 中谷隆良, 余裕深度処分における溶出率による影響評価について, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Technology 2015-014 (2015).
  - (35) 核燃料サイクル開発機構・電気事業連合会, TRU 廃棄物処分概念検討書, JNC-TY1400 2000-001 (2000).
  - (36) 北村暁, 近沢孝弘, 赤堀邦晃, 館幸男, 諸外国における使用済燃料直接処分のソースターム評価- (2) 使用済燃料および構造材の溶解速度評価, 原子力バックエンド研究. 23(1), (2016) pp.55-72.
  - (37) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark – Main report of the SR-Site project (3 volumes), Svensk Kärnbränslehantering AB, TR-11-01 (2011).
  - (38) POSIVA, Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto – Models and data for the repository system 2012, Posiva Oy, POSIVA 2013-01 (2013).
  - (39) Johnson, L., A model for radionuclide release from spent UO<sub>2</sub> and MOX fuel, Nagra, Arbeitsbericht NAB 13-37 (2014).
  - (40) Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA): Dossier 2005 Argile – Synthesis: Evaluation of the feasibility of a geological repository in an argillaceous formation (2005).
  - (41) Baston, G., Preston, S., Otlet, R., Walker, A., Clacher, A., Kircham, M., Swift, B., Carbon-14 Release from Oldbury Graphite, AMEC, AMEC/5352/002 Issue 3 (2014).
  - (42) 三原守弘, TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセット – RAMDA : Radio-nuclide Migration Datasets – , 日本原子力研究開発機構, JAEA-Review 2006-011 (2006).
  - (43) 青柳和平, 石井英一, 石田毅, 幌延深地層研究センターの 350 m 調査坑道における掘削損傷領域の破壊様式の検討, The Mining and Materials Processing Institute of Japan, Vol.133, No.2, pp.25-33, (2017).
  - (44) 青木広臣, 鈴木俊一, 下村雅則, 川上博人, 混合化形式有限要素法による放射性廃棄物処分施設を対象とした地下水流動解析, 土木学会論文集 C (地圏工学), 67(4) (2011) .
  - (45) 菱谷智幸, 鹿島浩之, 櫻井英行, 白石知成, 有限要素法による地下水流動解析における流れの局所連続性に関する考察, 地下水学会誌, 57(3) (2015).

- (46) P. Selzer, O. A. Cirpka, Postprocessing of standard finite element velocity fields for accurate particle tracking applied to groundwater flow, *Computational Geosciences*, 24, pp.1605-1624 (2020).
- (47) Cordes C. and W. Kinzelbach, Continuous Groundwater Velocity Fields and Path Line in Linear, Bilinear, and Trilinear Finite Elements, *Water Resources Research*, 28(11), pp.2903-2911 (1992).

## 2.4

- (1) SKB, Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-14-01 (2014).
- (2) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, Volume I, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB-TR-11-01 (2011).
- (3) Odén, M., Follin, S., Öhman, J., Vidstrand, P., SR-PSU Bedrock hydrogeology. Groundwater flow modelling methodology, setup and results, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-13-25 (2014).
- (4) Abarca, E., Idiart, A., de Vries, L. M., Silva, O., Molinero J, von Schenck H. Flow modelling on the repository scale for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-13-08 (2013).
- (5) Joyce, S., Simpson, T., Hartley, L., Applegate, D., Hoek, J., Jackson, P., Swan, D., Marsic, N., Follin, S., Groundwater flow modelling of periods with temperate climate conditions – Forsmark, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-09-20 (2010).
- (6) Vidstrand, P., Follin, S., Zugec, N., Groundwater flow modelling of periods with periglacial and glacial climate conditions – Forsmark, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-09-21 (2010).
- (7) Jan-Olof Selroos, SR-Site groundwater flow modelling methodology, setup and results, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-09-22 (2010).
- (8) Brydsten, L., Strömberg, M., A coupled regolith-lake development model applied to the Forsmark site, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-10-56 (2010).
- (9) SKB, Climate and climate related issues for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-13-05 (2014).
- (10) S. Follin et al., Hydrogeological conceptual model development and numerical modelling using CONNECTFLOW, Forsmark modelling stage 2.3, SKB R-08-23 (2008).

### 3. ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得

#### 3.1 はじめに

IAEA では、中低レベル廃棄物埋設施設に関して比較的短命の放射性核種を含む廃棄物を対象として安全目標が達成されているかどうかを直接的に管理するために、施設閉鎖後の数百年間、地下水または周辺環境に放出された放射性核種のモニタリングを推奨している<sup>(1)</sup> <sup>(2)</sup>また、わが国の原子力規制委員会における検討（2018年度時点）では、「中深度処分における操業中の廃棄物埋設施設に係る要求の骨子案」第14条1において、「廃棄物埋設施設には、廃棄物埋設地の周囲における地下水の水位、廃棄物埋設地から漏えいする放射性物質の濃度及び線量等を監視し、及び測定する設備を設けなければならない。」としている。また、その解釈において、「六 埋設の終了から廃止措置の開始までの間においては、以下を考慮した設計がなされていること。① 放射性物質の濃度及び線量等を監視及び測定できる設備の撤去後において放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう、撤去及び埋戻しを行うことができる見通しがあるものであること。② 廃棄物埋設地からの放射性物質の漏えいがあった場合、比較的早期に放射性物質が到達すると考えられる地点に設置すること。③ 測定期間及び使用環境に適応したものであること。」としている。

この埋設終了から廃止措置の開始までの管理期間（中深度処分の場合、300～400年間）におけるモニタリング等の実施に際して、事業者の視点ではモニタリング設備の撤去後、放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう撤去及び埋戻しを行うことができる見通しを得ておくことが必要であり、かつ数百年といった長期にわたるモニタリングの方法を整備しておくことが必要になる。一方、規制者の視点では、事業者が提示するモニタリング計画に対してその妥当性を判断するための技術的根拠を、事業者とは独立して保持しておく必要がある。

坑道・ボーリング孔に関わる移行経路には、岩盤中の割れ目などの他に、坑道・ボーリング孔の空洞、坑道・ボーリング孔掘削時に近傍に生じ得る掘削損傷領域（EDZ：Excavation Damage Zone やBDZ：Borehole Damage Zone）、坑道の覆工コンクリート・ボーリング孔のケーシングなどの保坑・保孔部背面などが想定されるため、地質条件の違いや坑道・ボーリング孔の目的に応じて異なる仕様（深さや径など）も踏まえて、さまざまな移行経路の閉鎖確認に係る課題の有無や内容、重要性の程度を整理しておく必要がある。

坑道については、ヨーロッパや日本（瑞浪超深地層研究所、幌延深地層研究センター）において結晶質岩・堆積岩を対象とした複数の実規模埋戻し試験が実施されているもの<sup>(3)</sup> <sup>(4)</sup> <sup>(5)</sup> <sup>(6)</sup> <sup>(7)</sup>、主に坑道空洞部の埋戻し技術の開発や施工品質を確認するための計測が行われており、前述のさまざまな移行経路の閉塞確認の観点での知見は整理されていない。

ボーリング孔については、平成30年度事業<sup>(8)</sup>において、モニタリングの開始前の計画立案から終了後の孔の閉塞までを対象として、国内外の石油探査分野や地層処分手業などの既存情報を整理した<sup>(9)</sup>。閉塞事例に関しては、結晶質岩のような割れ目媒体に掘削されたボーリング孔については、ヨーロッパの先行事例として Sandwich-concept（図 3-1）と呼ばれる埋戻し概念が示されており<sup>(10)</sup> <sup>(11)</sup> <sup>(12)</sup> <sup>(13)</sup> <sup>(14)</sup>、堆積岩地域においてはベントナイトペレットとバライト（重晶石）泥水を用いたモニタリング孔の閉塞事例がある<sup>(15)</sup>。しかし、実際のモニタリング孔と同じ条件の孔を対象に、

前述した各移行経路の閉塞確認に係る科学的・技術的知見を報告した例はない。文献調査の結果として、ボーリング孔の閉塞に関しては、埋戻し技術（埋戻し設計に関わる空洞部の閉塞材料の選択や搬送方法など）自体が研究開発段階にあり、前述のさまざまな移行経路の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見が非常に少なく、事業の各段階における閉鎖確認に係る知見を整理する必要があることが示された<sup>(16)</sup>。

平成30年度の文献調査の結果を踏まえ、本事業では、ボーリング孔の閉塞において代表的な閉塞材として挙げられているベントナイトを対象とし、室内試験および原位置試験を実施してきた。平成30年度には、孔内の非拘束状態（ベントナイトの大きさがボーリング孔径よりも小さく、ベントナイトと孔壁の間に空間が存在する状態）を再現した室内試験の結果から、有効モンモリロナイト密度と透水係数の関係に基づいて閉塞の妥当性を確認できる可能性があることを示した<sup>(8)</sup>。平成31年度には、東濃地域の結晶質岩中のボーリング孔に主眼を置き、モニタリング装置などが問題なく撤去された後の孔空洞部の閉塞を想定した原位置試験と、その設計に必要な室内試験を実施した。その結果、閉鎖確認の項目としては、計画立案時は埋戻しのレイアウト（孔内の水理地質学的状況に応じたレイアウトか）、閉塞部の透水性（周辺岩盤と同程度以下か）、ベントナイトの有効モンモリロナイト密度（孔内での膨潤を考慮してあるか）、閉塞手順（ベントナイトの膨潤挙動・速度を想定してあるか）が、閉塞作業中は水理試験の結果（閉塞部が岩盤と同等の透水性以下になったと判断されたか）が挙げられた<sup>(9)</sup>。

一方で、空洞部の閉塞については、閉塞区間のベントナイトの不均質性や原位置の水圧条件がベントナイトの閉塞性能に与える影響について確認し、それらの閉鎖確認時の確認項目としての重要性を確認することが課題として残されている。また、原位置試験で対象とした結晶質岩以外の地質条件や、空洞部以外で移行経路となり得る対象の整理と、それらの閉鎖の妥当性確認に係る知見の整理が今後の課題として残されていた。

そこで本事業では、まず、①ボーリング孔の状態変化を整理することを目的として、事業の各段階において規制機関が実施する閉鎖確認を想定し、ボーリング孔の周辺において想定される各移行経路（ストレーナを含む）を抽出し、それらが適切に閉塞されたと確認するために必要な科学的・技術的知見を取りまとめる。また、坑道が適切に閉鎖されたと確認するために必要な科学的・技術的知見についても取りまとめる。次に、②閉鎖確認における評価指標に係る知見を取得することを目的として、代表的閉塞材であるベントナイトを用い、原位置におけるボーリング孔の地質環境（水圧等）を模擬した室内試験を実施し、①で挙げられた課題に対して参照可能な知見として提示する。

なお、閉塞の関する用語は、各分野においてさまざまな単語が用いられているため、本書では表3-1に示した言葉を用いることとした。



表 3-1 本書で用いる用語

単語	本書における単語の意味	備考
ボーリング孔	岩盤中に掘削された筒状の掘削孔のことを示す。孔の用途は不問。	類義語として「坑井」「井戸」「試錐孔」「油井」等が存在するが、本書ではこれらの単語を使用しない。
モニタリング孔	ボーリング孔のうち、特に地下水モニタリング等に用いるため、モニタリング装置等を挿入した掘削孔のこと。	
移行経路	ボーリング孔や坑道の周辺において、放射性核種の短絡経路になり得ると想定される部分。 ボーリング孔では、「空洞部」「BDZ」「ケーシング/アニユラス」「ストレーナ/観測装置」「岩盤」の5つ。 坑道では「空洞部」「埋戻し材」「プラグ」「EDZ」「支保工」「岩盤」の6つ。	「ケーシング/アニユラス」は、それらが腐食等により空洞化することを想定。 「ストレーナ/観測装置」は、それらの回収が不可能となり、それらが残置された結果として不均質な埋戻しが生じることを想定。
埋戻し	ボーリング孔や坑道を単に埋め戻すこと。	類義語として「廃坑」「閉孔」「廃止措置」等が存在するが、本書ではこれらの単語を使用しない。
閉塞	ボーリング孔や坑道の周辺において想定される各移行経路が核種の短絡経路とならないように埋戻すこと。	
埋戻し材	ボーリング孔や坑道の空洞部を埋戻す時に用いられる材料全般のこと。	ボーリング孔に係る他分野ではセメント、モルタル、泥水等が埋戻し材として用いられる傾向がある。
閉塞材	埋戻し材のうち、特にボーリング孔の短絡経路化を防ぐ目的で用いられる材料のこと。	他分野ではセメント、ベントナイト等が閉塞材として用いられる傾向がある。
閉鎖確認	規制機関が、事業者が実施するボーリング孔の閉塞に対して、適切に閉塞されたことを確認する行為のこと。	適切に閉塞されたとは、「ボーリング孔や坑道の周辺において想定される各移行経路が、閉塞後に放射性核種の短絡経路にならないと判断される状態」をいう。

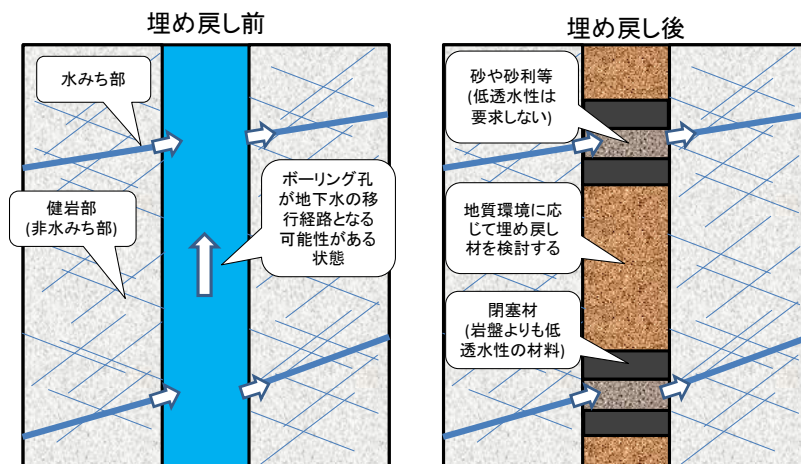


図 3-1 Sandwich-concept のイメージ図

## 3.2 ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の整理

### 3.2.1 はじめに

「閉鎖確認」とは、「事業者が実施した閉塞に対し、規制機関が適切に閉塞されたと確認する行為」である。閉鎖確認に係る知見を整理するためには、中深度処分における閉塞状態を定義し、他分野における事例を収集して、定義された閉塞状態を満たしていることを確認する方法とその確認項目に対して参照可能な知見を抽出することとなる。

規制基準の骨子案（平成 29 年 7 月 19 日）では、ボーリング孔については、『モニタリング用に設置した観測孔等の埋戻しの方法が、埋戻した領域及びその周囲に安全上支障をきたす放射性物質の移行経路を生じないよう適切なものであること』とされている<sup>(17)</sup>。また、坑道については、『坑道は、閉鎖措置の終了から廃止措置の開始前までの間に廃棄物埋設地の外への放射性物質の異常な漏えいがあった場合においてこれを著しく拡大させる漏えいの経路を生ずるおそれがないように、閉鎖することができるものであること』、『閉鎖措置期間中における廃棄物埋設地の保全に関する措置の方法が適切なものであること』とされている<sup>(18)</sup>。これらの記述から閉塞を考えると、埋戻した領域を放射性核種の移行経路にさせないのではなく（どんなに低透水性の材料で閉塞しても、長期的に見れば地下水は閉塞区間を移行しうる）、「閉塞した領域が『安全上支障をきたす』レベルで移行経路として機能させない」ことが閉塞であると考えられる。本報告書では、ボーリング孔や坑道の掘削により生じた水みちとなり得る領域を「移行経路」と、移行経路が安全上支障をきたすレベルで放射性核種の水みちとして機能する状態となることを「短絡経路化」とよぶ。

加えて、事業者は、ALARA（As Low As Reasonably Achievable）の考え方の下、規制期間終了後の平常時においても、周辺環境に対して放出される放射性核種が合理的に達成できる限り十分に低くなるよう対策に意を尽くすことが求められる<sup>(17)</sup>。この理由は、数万年を超える長期にわたり人への影響が生じる可能性があり、評価結果には大きな不確実性が伴うため、できるだけ適した立地場所の選定や優れた技術の選択を求めることで防護の実効性をより向上させるためである。

これらのことを踏まえると、規制機関は、事業者が提出した閉塞計画に対して、①想定される移行経路が短絡経路化しない計画であり、②合理的に達成できる限り十分な方法となっていることの 2 つの観点で確認する必要がある。また、②を判断するためには、規制機関は、さまざまな分野における閉塞技術の現状と課題を認識するとともに、その情報を更新していく必要があると考えられる。

以上のことを踏まえて、本事業では、以下の観点で現状を調査・整理した。

1. 他分野における事例を収集・整理する。
  - ・ 閉塞の定義
  - ・ 閉塞時に考慮すべき移行経路（種類や性状など）
  - ・ 閉塞手順（全様、設計とその根拠、使用している機材や材料など）
  - ・ 閉塞後の評価事例（方法や成否の判断基準など）
2. 中深度処分における閉鎖確認の方法や判断基準を想定する。
3. 閉鎖確認の判断基準を構築する上で不足している内容（課題）を抽出する。

### 3.2.2 収集方法

ボーリング孔については、Google・Yahoo等の検索サイト、J-Stage、Science Direct にアクセスし、「ボーリング孔・試錐孔・観測孔・掘削孔・閉塞・閉鎖・廃坑・シーリング・アニュラス・ケーシング (borehole / monitoring / drilling / plug / abandonment / decommissioning / sealing / closure / annulus / casing)」といったキーワードで論文や報告書を検索した。また、地層処分分野における先行事例の調査として、主に SKB (スウェーデン)・RWM (英国) の HP にて同様のキーワードを用いて報告書を検索した。ボーリング孔の閉塞に関しては、主に石油探査分野と地層処分分野において事例が報告されていたため、これらの知見を主に収集した。

坑道については、Google・Yahoo等の検索サイト、J-Stage、Science Direct にアクセスし、「閉山・坑道・閉鎖・廃坑・プラグ (mine/ drift / decommissioning / sealing / closure / plug)」等のキーワードで論文や報告書を検索した。また、地層処分分野における先行事例の調査として、主に The Full-Scale Demonstration of Plugs and Seals (DOPAS)プロジェクトの報告書を参照した。

### 3.2.3 ボーリング孔

#### 3.2.3.1 ボーリング孔の閉塞の定義 (案)

閉鎖確認に係る知見を抽出・整理するためには、ボーリング孔を適切に閉塞できた状態の定義 (以下「閉塞の定義」)が必要であると考えられた。そこで、他分野における閉塞の考え方を収集し、それに基づいて中深度処分における閉塞の定義 (案)を考案した。

石油探査分野においては、その性質上「キャップロックの下位に貯留槽が分布する」という水理地質構造をもつ領域が掘削対象であることから、閉塞とは「キャップロック機能を復元すること」である<sup>(19)</sup>。具体的には、貯留槽に分布する炭化水素ガスや塩水が、それより浅部に分布する淡水領域や地表へ侵入 (噴出) しないことを目的として実施される。この閉塞状態は、恒久的に継続することが要求されている<sup>例えば(20)</sup>が、具体的な時間は明記されておらず、この分野において意識されている時間スケールは千年だろうと言及されている<sup>(21)</sup>。閉塞材としてセメントを用いることが一般的で、セメント打設区間に一定の圧力を加えて圧力が低下しないことを確認し、閉塞したとみなす<sup>例えば(22)(23)</sup>。

地層処分分野における閉塞は、ボーリング孔が、処分場から浸出した放射性核種を含む地下水の水みちとして優先的に機能し、他の深度に分布する帯水層へ到達することを防ぐことである<sup>(21)</sup><sup>(24)</sup>。石油探査分野と異なり、ボーリング孔や坑道が遭遇する水理地質構造が限定されないため、地質環境に応じてさまざまな閉塞のレイアウトが存在するが、基本的な考え方としては、ボーリング孔が処分場と連続する水みちと遭遇する場合にその上下を閉塞することである。欧州では、この閉塞状態を 10 万年継続させると明記されており<sup>(25)</sup>、材料の変質や流亡を念頭に設計概念が構築されつつある (閉塞はベントナイトに期待し、セメントは溶出・消失する前提で止水性を求めない。ベントナイトは流亡防止の観点で高透水層には配置しない)。閉塞材 (閉塞区間) の透水性は、周辺の岩盤と同程度<sup>(26)</sup>またはボーリング孔が短絡経路にならない値であればよい<sup>(27)(28)</sup>という考え方がある。閉塞の対象孔を、掘削長・処分場からの距離・処分場との連続性で分類し、重要度の高い孔と低い孔で閉塞する方法を変えるという最適化の概念が提案されている<sup>(14)</sup>。閉塞区

間の性能確認は水理試験で実施可能と考えられているものの、閉塞材の損傷のおそれもある。孔口まで閉塞した後の閉塞性能のモニタリングに関する議論は少なく、英国では不要と想定されている<sup>(28)</sup>。

その他の分野として、水資源分野においては、周囲の岩や土壌の透水性を模倣するか、ボーリング孔全体を低浸透率の材料で閉塞することが求められている<sup>(29)</sup>。

上記を踏まえると、中深度処分における閉塞の考え方は、以下のように要約される。

閉塞区間の目標とすべき透水性として、もっともシンプルな考え方は、周辺岩盤と同程度以下であることが挙げられる。一方で、閉塞領域が短絡経路化しない程度の透水係数となる透水係数を数値解析の結果から設定できる可能性がある。中深度処分の深度の地質環境におけるこの考え方の適用性の検討が必要である。中深度処分の対象深度では、例えば処分場の深度への酸化的な水の引き込みが、地層処分と比較して起きやすいと想定される。また、後述するとおり、石油探査分野・地層処分分野では、ともに鍵となる地層（キャップロックや健岩部）の分布区間に閉塞区間を設ける考え方であり、水みちとなる地層（高透水層）が分布する深度の透水性は、周辺岩盤と同程度以下にする必要性はない<sup>(30)</sup>。これらのことを踏まえると、ボーリング孔全体を低透水性の材料で閉塞する場合と、孔内の水理地質構造に応じて閉塞材と埋戻し材を組み合わせる場合があると考えられる。

閉塞性能が維持されるべき期間については、中深度処分の安全評価期間が10万年であるため、ボーリング孔の閉塞も10万年の間維持される必要があると考えられる。一方で、ボーリング孔や坑道が例え開放状態であったとしても、処分場から放出された放射性核種の大部分は岩盤へ浸透し、開放地点を通過する放射性核種フラックスそのものは低い（要求される線量拘束値を越えない）と言う数値解析の結果もある<sup>(31)</sup>。このような結果になるかどうかは対象地域の地質環境に依存し、かつALARAの考え方に基づけばいずれ短絡経路化することを前提とした閉鎖設計は許容されないと考えられるが、10万年間同じレベルの透水性が維持されることが絶対条件かどうかは検討する必要がある。

なお、先行事例では、環境アセスメントの観点で、地表で生じた汚染等が閉塞孔を通じて地下へ拡がることも防ぐ必要があると言及されている<sup>(29)(28)</sup>。これは①および②を満たせば結果としてクリアしていると考えられるが、本事業では放射性核種フラックスを低減する事を目的として閉塞に関する知見を整理しており、このような観点は考慮していない。

以上を踏まえた、中深度処分における閉塞の定義（案）は以下のとおりである。

- ① ボーリング孔が、地下水が地表へ湧出する優先的な経路とならないこと。
- ② ボーリング孔が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと。
- ③ 処分の時間スケールで閉塞状態が維持されること。

今後の検討として、異なる地質環境において掘削されたボーリング孔の閉塞を全て同列に扱うべきか否かが課題として残されている。例えば、涵養域と流出域のそれぞれに掘削されたボーリング孔同士や、処分場と離れて水みちが連続していない場所に掘削したボーリング孔と処分場の近傍に掘削したボーリング孔同士を、それぞれ同じ観点で閉塞することの妥当性の検討である。

これらの点は、放射性核種フラックスの大小や地下水の地球化学的な状態変化の有無に加え、本事業では検討対象としていない環境アセスメントの観点（地表から地下への汚染流入の防止）も含まれるため、これらを俯瞰した考え方の整理が必要である。

### 3.2.3.2 閉塞の材料

材料の選択は事業者の実施内容であるが、規制機関は、事業者が選択した材料が、閉塞の定義を満たす状態でボーリング孔内へ設置されたことを確認する必要がある。すなわち、各移行経路の短絡経路化を生じさせないような透水性を発揮していることが確認項目となる。

先行事例を参照すると、事業者が選択すると想定される閉塞の材料はさまざまであるが、複数の材料を組み合わせることが主流である。本報告書では、先行事例に基づき材料を閉塞材と埋戻し材の2つに分け、求められている機能と使用されている材料について整理した。

閉塞材は、移行経路の短絡経路化を防ぐために設置する材料のことである。先行事例において閉塞材に求められる性質は、不浸透性、非収縮性、力学的強度、長期保持、化学的耐性である<sup>(20)</sup><sup>(28)</sup>。石油探査分野ではセメントが主流だが、ベントナイトペレットの使用実績や<sup>(32)</sup>、樹脂や砂スラリー等の代替品の利用可能性に関する開発事例もある<sup>(33)</sup><sup>(34)</sup>。地層処分分野では、膨潤性能・低透水性が長期間維持されることからベントナイトが有力視されている。セメントは、超長期の視点（欧州だと10万年スケール）では喪失する懸念があるため、閉塞材としての使用は考えられていない<sup>(25)</sup><sup>(24)</sup><sup>(28)</sup>。

両分野ともに、透水性が高い（地下水の流動性が高い）深度には閉塞材を設置しない。この理由は、閉塞材が流亡し閉塞性能が低下することを防止するためである<sup>(30)</sup><sup>(21)</sup>。ベントナイトの流亡は、流亡先となる割れ目の開口幅、地下水流量、水質（塩濃度）等と関係があると言われている<sup>(35)</sup><sup>(36)</sup><sup>(37)</sup>。

閉塞材の透水係数に関する室内試験結果の報告が多数存在し、ベントナイトやセメントの場合、計画どおりに設置されれば $10^{-10}$  m/s以下の低透水性が期待される。セメント系材料の閉塞区間を対象とした原位置の性能確認試験が石油探査分野において実施されており、閉塞区間の上からの加圧試験<sup>(22)</sup><sup>(20)</sup><sup>(23)</sup>や、閉塞区間上部に対する注水・揚水試験が行われる<sup>(38)</sup>。

一方、ベントナイトの原位置での性能確認は、テスト用ボーリング孔での試験報告はある<sup>(39)</sup><sup>(40)</sup><sup>(41)</sup>ものの、実際の閉塞のように孔底から順に閉塞しつつ途中で閉塞性能を確認した事例は見当たらない。平成31年度事業において、東濃地域の結晶質岩を対象とした原位置試験<sup>(9)</sup>では、閉塞材の定置前後に実施した注水試験の注水流量が閉塞の判断指標になることが示された。

埋戻し材は、それ自身の透水性に関する要求はないが、閉塞の対象期間中は、閉塞区間を物理的に支持し続けることを目的として設置する材料のことである。先行事例において埋戻し材に求められる性質は、力学的強度、長期保持、化学的耐性である<sup>(20)</sup><sup>(28)</sup>。石油探査分野では、閉塞区間（セメント系材料）以外は泥水で充填することが主流<sup>例えば</sup><sup>(42)</sup><sup>(43)</sup>だが、閉塞区間の支持を目的として機械プラグを使用する場合もある<sup>(44)</sup>。

地層処分分野では、珪砂主体のセメントプラグ<sup>(14)</sup>、砕石やバライト<sup>(28)</sup>が埋戻し材として考えら

れている。埋戻し材として用いるセメント系材料は、セメント成分が喪失しても珪砂（骨材）が残るため、物理的な支持機能は維持されるという考え方である。

これらの他に、閉塞作業時の孔壁の崩壊防止や、地下水の流入防止を目的として、グラウト施工が適用される場合がある<sup>(24)</sup>。一般的にはセメントが用いられるが、地下水の流入防止にはベントナイトグラウトの適用可能性も研究されている<sup>(45)(46)</sup>。

上記を踏まえると、中深度処分における閉塞材および埋戻し材に求めるべき点は、以下のよう  
に整理される。

材料全般に係る条件として、超長期の性質の変化（材料自身の変化に加え、地下水との化学反応による水質変化とそれによる別の材料の劣化など）を想定し、残置が許容される物である点が挙げられる。粘土や珪砂等の鉱物材料は化学的耐性が強く、ナチュラルアナログを参照すると、極端な水質（例えば強酸性の地下水環境など）以外では長期間にわたり性能が大きく変化しないと考えられる。一方で、金属材料や樹脂は、地下水との化学反応による変質の有無やその度合いは原位置の地下水環境に依存するが、超長期間（万年スケール）における変質に関する知見が少ないため、残置が許容されるかどうかは現時点では不透明である。

閉塞材は、不浸透性、力学的強度、長期保持、非収縮性、化学的耐性を有する物であることが求められる。セメントは、超長期間（万年スケール）を想定すると喪失する懸念があり、閉塞材としての適用性は不透明である。ベントナイトは閉塞材として有望だが、実際のボーリング孔の閉塞手順を想定した原位置試験などでその閉塞性能を確認した事例が少なく、知見の蓄積が必要と考えられる。金属材料や樹脂は腐食による劣化が生じる可能性があり、セメントと同様に閉塞材としての適用性は不透明である。

埋戻し材は、閉塞区間に対する物理的な支持機能が超長期にわたり維持される物であることが求められる。セメントや金属などの劣化が想定される材料であっても、珪砂等を組み合わせて、自身が劣化・喪失しても埋戻し区間全体としての物理的な支持機能が喪失しない場合は、埋戻し材として使用可能と考えられる。

複数の材料を用いる場合は、材料間の相互作用（化学反応）による閉塞性能や支持機能の低下が生じない物が求められる。セメントとベントナイトの相互作用は、人工バリア材料の知見が参照可能であると考えられる。また、孔内に設置した閉塞材の性能試験を行うことを想定すると、閉塞後の性能試験が成立する材料が選定されている必要がある。例えば、閉塞材と埋戻し材にどちらも流動性が高い材料を選定した場合、閉塞区間に対する加圧試験や水理試験が成立しない可能性が高く、閉塞性能の確認試験が困難になると想定される。

### 3.2.3.3 ボーリング孔の移行経路の抽出

3.2.3.1 で述べたとおり、ボーリング孔の短絡経路化が懸念される箇所として、空洞部、BDZ、ケーシング、ストレーナ／観測装置、岩盤の5つの移行経路が想定される（図 3-2）。閉鎖確認に係る情報収集を行うため、ターゲットとなる各移行経路の短絡経路化に関する考え方とその対策を整理した。



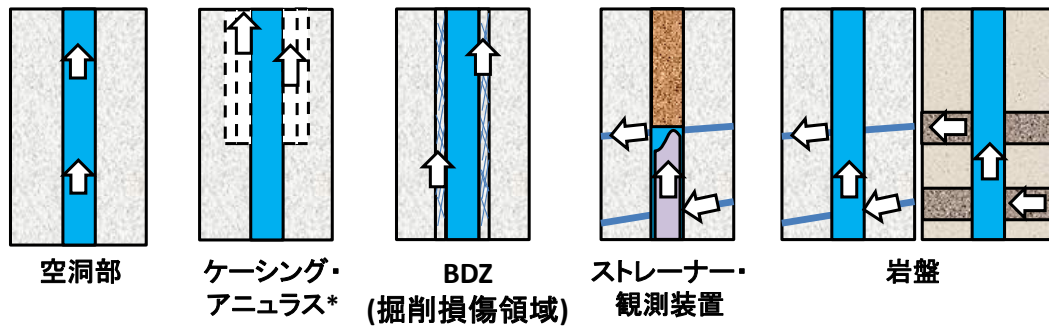


図 3-2 想定されるボーリング孔の移行経路

#### A) 移行経路の抽出

移行経路については、掘削地点の地質やモニタリングの目的によって、閉塞の対象孔で生じる場合と生じない場合がある。まず、ボーリング孔を掘削することで必ず生じる移行経路は、以下の2つである。

- ✓ **空洞部**：岩盤を掘削する行為であるため、空洞部は必ず生じる。ALARA の考え方の下で閉塞作業を実施するため、空洞部は埋戻されると想定されるが、不十分な埋戻し部の発生や閉塞材の流亡等により、閉塞したはずの空洞部が短絡経路化すると想定される。
- ✓ **BDZ (Borehole Damage Zone)**：ボーリング孔直近の岩盤に生じる掘削損傷領域のことで、花崗岩や堆積岩を対象に、孔壁付近の岩石試料の間隙率測定や弾性波測定の結果からその存在が示唆されている<sup>(47)(48)</sup>。原位置での物性試験例は見当たらず、オーバーコアリングして回収した岩石を使った室内試験が行われている。空洞部を閉塞しても、ボーリング孔直近の岩盤が緩んでいる（BDZ が存在する）と、そこが短絡経路として機能すると想定される。

また、掘削地点が崩れやすい地質の場合は、保孔用のケーシングが必要になる場合がある。堆積岩のような軟質な岩盤の長期観測では、ケーシングの設置が必要となる<sup>例えば (49)</sup>。花崗岩のような硬質な岩盤では、裸孔（ケーシングなし）での水圧・水質観測が可能な場合もある<sup>例えば (50)</sup>。

- ✓ **ケーシング**：ケーシングの回収可否により異なる状態となるが、孔内に残されたケーシングは、長期的には腐食・消失し短絡経路化すると想定される。
- ✓ **アニュラス**：ケーシングと岩盤との隙間のことで、一般的にはケーシングを固定するためにセメントが充填される。アニュラスに充填したセメントが溶出して空間が形成されると、アニュラスが短絡経路化すると想定される。アニュラスは、ケーシングを使用しない場合は考慮しなくてよい。

加えて、モニタリング項目に応じてボーリング孔の最終的な形状が異なり、閉塞時に考慮すべき観測装置やストレーナの状態も異なると想定される。

- ✓ **観測装置／ストレーナ**：既往事例に基づくと、モニタリング項目に応じて、簡易なセンサーの吊り下げ、パッカーを組み合わせた観測装置、ストレーナ付きケーシングなど、孔内にさまざまな挿入物を設置することが想定される。これら挿入物の回収可否により異なる状態となるが、孔内に残されたこれらの挿入物が不均質な閉塞状態を誘発することで、当該区間が

短絡経路化することが想定される。

なお、ケーシングという用語は、孔壁の崩壊防止用の保孔用ケーシング、裸孔に挿入するケーシング、観測装置の部品としてのケーシング等、さまざまな物に対して用いられる。また、ストレーナは、地下水が通過する穴（スクリーン）が設けられた区間を指すが、一体となるケーシングの状態により回収や閉塞の方法が異なる。そこで本報告書では、セメント等でアニュラス部が充填され岩盤と一体になった状態のケーシングおよびアニュラスを「ケーシング」とし、パッカー等で孔内に設置された観測装置やストレーナ付きケーシング等は「観測装置／ストレーナ」として整理する（図 3-3）。

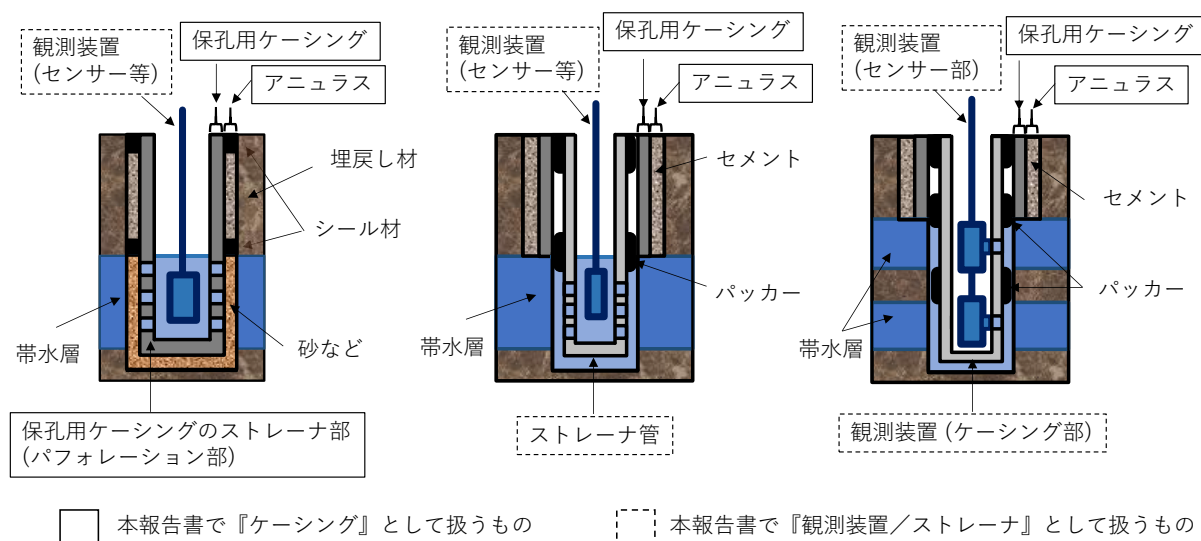


図 3-3 本報告書で対象とするケーシングと観測装置／ストレーナの考え方

これらの4つの移行経路（空洞部、BDZ、ケーシング、観測装置／ストレーナ管）が短絡経路化するかどうかは、ボーリング孔周辺の水理地質構造と密接に関連する。まず、これら4つの移行経路が、帯水層と地表を連続させる水みちとして機能する状態が短絡経路化である。加えて、ボーリング孔が複数の異なる帯水層を貫通して掘削された場合は、これら4つの移行経路が帯水層同士を連続させる水みちとして機能する状態も短絡経路化である。このことを踏まえ、岩盤の水理地質構造を5つ目の移行経路として「**岩盤**」とよぶ。

なお、ボーリング孔に沿った地下水流動の向きは、掘削地点の地下水流動場に応じて異なると想定される<sup>(51)</sup>。一方で、ボーリング孔に沿って地下水が下向きへ流動する場合は、放射性核種を溶存した地下水が地下深部へ流動することにより、放射性核種が生活圏へ到達する速度が遅くなることも考えられる。つまり、放射線防護の観点では、むしろ透水性が高い材料でボーリング孔を埋戻す方が有利になる可能性がある。先行分野では、放射性核種フラックスの観点で閉塞の議論がなされていないため、このような研究事例は見当たらない。このことから、中深度処分の対象深度で生じる地質・水理・地球化学的現象を踏まえ、透水性の高い材料で埋戻す閉塞方法が許容できるかどうかを検討する必要があると考えられる。

## B) 短絡経路化に関する既往知見の整理

各移行経路に関する石油探査分野・地層処分別野の考え方は以下のとおり。

### ○岩盤

岩盤に関しては、ボーリング孔が貫通する地層を帯水層（石油分野では「貯留層」、地層処分別野では「高透水性ゾーン」と不透水層（石油分野では「キャップロック」、地層処分別野では「キーゾーン」）の2つに大別し、不透水層の分布深度に閉塞材を設置して、帯水層同士を分離することで閉塞状態としている<sup>(10)(23)</sup>。

不透水層の分布深度に設ける閉塞区間には、以下の移行経路（空洞部、ケーシング、観測装置／ストレーナ、BDZ）を全て閉塞することが求められる。なお、石油探査分野では well barrier、地層処分別野では borehole seal という用語が主に使われている。

帯水層の分布深度に設ける埋戻し区間については、石油探査分野では閉塞材で石油・ガスの噴出を防止するため、透水性に関する要件は決められていない。地層処分別野では、閉塞材の物理的支持のみが求められ、透水性は考慮しなくてもよいという考え方が主流になりつつある<sup>(24)(28)</sup>。

### ○空洞部

空洞部は全てのボーリング孔に存在する移行経路であり、前述のとおり、不透水層（キャップロックまたは健岩部）の分布深度に閉塞材を打設し、それ以外の区間は埋戻し材を充填する方法が両分野において主流である。

石油探査分野の場合、閉塞材はセメントが主に用いられる<sup>(20)(23)</sup>。セメントプラグの長さの要件は国によって異なるが、貯留層の上位におおむね 30m 以上の長さで打設する<sup>(22)(52)</sup>。貯留層の分布深度への打設は、バリア機能が発揮されないおそれがあるため推奨されていない。閉塞区間は貯留層の分布数+1 つの設置が求められる<sup>(44)</sup>。セメントの使用事例が豊富であることから、コイルドチュービングによる圧送やダンプペイラーによる搬送により、孔内の狙った深度へセメントスラリーを設置する技術が存在している<sup>(53)(28)</sup>。

地層処分別野では、ベントナイトを閉塞材として用いることが検討されている。一方、帯水層（高透水性ゾーン）にベントナイトを設置すると流亡する危険性があるため、帯水層は珪砂主体のセメントプラグを打設することが検討されている<sup>(28)(14)</sup>。一方で、実際の孔内へベントナイトを搬送・設置した事例は少なく、現時点では研究開発段階である<sup>(54)(24)</sup>。地下水で満たされた孔内の狙った深度に膨潤性粘土を搬送・設置する技術開発が必要。穴開きプラグ（ベーシック法）やダンプペイラー（コンテナ法）の利用が有力視されている<sup>(28)(14)</sup>。

ベントナイト・セメント系材料以外の材料として、砂スラリーや樹脂等の材料を用いて空洞部を閉塞した事例がある<sup>(33)(34)</sup>。ただし、これらが孔内の地下水やガス（H<sub>2</sub>S など）との化学反応が閉塞性能に与える影響はよく分かっていない。

### ○ケーシング

保孔用ケーシングは石油探査分野の多くのボーリング孔で使用されているが、その全回収は求められておらず、閉塞時には基本的に抜管しない。ケーシング内を洗浄し、ケーシング中に閉塞

材（セメント）を打設する。孔径が小さく孔長が短い（ $\phi < 10\text{cm}$ 、 $L < 100\text{m}$ ）ボーリング孔の場合は、ケーシングごとリーミング（拡孔）して破碎回収された事例もある<sup>(32)</sup>。一方、拡孔や破碎回収は、孔壁の破壊やBDZの拡大を誘発するおそれが指摘されている<sup>(21)(55)</sup>。

アニュラス部は、一般的にセメントで充填されるが、セメント内に生じる亀裂や、ケーシングや地盤との界面に発生するマイクロアニュラスが漏洩経路になり得る<sup>(56)(57)(58)</sup>。そのボンディング（岩盤-アニュラス-ケーシング間の接着具合）をCBLや音波検層で確認し、アニュラスセメントが水みち化していないと判断される場合はそのまま閉塞する<sup>(22)(20)(23)</sup>。ボンディングが悪い区間がある場合は、アニュラスセメントのウォッシュアウト+再プラグするか、当該区間のみをミリングして岩盤を露出させ、閉塞材（セメント）を打設する<sup>(59)(60)</sup>。近年では、頁岩がたわむことでアニュラスが自然に閉塞される可能性について研究開発が行われている<sup>(61)(62)</sup>。

地層処分分野では、超長期の視点（万年スケール）でケーシングおよびアニュラスで生じる不確定要素を回避するため、保孔用ケーシングを使用しないことが推奨されている<sup>(63)(64)(21)</sup>。ただし、岩盤の状態次第ではケーシング使用が必須になることも想定されており、その場合はセクションミリングによりケーシングとアニュラスを切削し、裸孔部に閉塞材を設置する方法が有力視されている<sup>(11)(28)</sup>。

#### ○観測装置／ストレーナ

石油探査分野では、貯留槽と地表付近の帯水層の連続性が（十分な長さをもって）どこかで分離されていればよいという考え方にに基づき、閉塞材のバリア機能に悪影響を及ぼさない限り、観測装置やストレーナ管などの挿入物は孔内に残置してもよいことになっている<sup>(22)(20)(23)</sup>。同様の観点で、貯留槽から地表まで連続するようなワイヤーラインや採油チューブは、残置したそれが水みちになる懸念があることから、回収する必要がある。

地層処分分野でも、挿入物は引き抜くか底部への押し込むことが検討されている<sup>(65)(28)</sup>。石油探査分野と同様に、残置区間が存在していたとしても、閉塞区間の物理的支持が可能であれば問題ないという考え方に基づく。一方で、残置物の影響として、例えば炭素鋼の場合、化学反応による錆びやガスの発生による閉塞材の機能低下が懸念される<sup>(66)</sup>。樹脂の影響はよく分かっていない<sup>(13)</sup>。

挿入物の回収については、ケーシングと同様、孔の状態（孔径、掘削角度、地質など）や使用する装置の種類によりさまざまな状況になると想定される<sup>(67)(43)(16)</sup>が、他分野においてこれまで回収が必須でなかった背景もあり、事例があまり蓄積されていない。

#### ○BDZ

BDZは、室内試験に基づく物性値（間隙率など）の取得事例はある<sup>(47)</sup>が、原位置試験による分布確認や物性値測定（間隙率や透水係数）は実施されていない。石油探査分野においては、移行経路として重要視されていない。孔壁崩壊が生じるレベルの損傷（BDZ）であれば、BTV/BHTVやキャリパー検層で認識可能である。また、パッカーにより区間を区切って水理試験を実施する場合、パッカー設置による帯水層の縁切りができない深度には孔に沿ったBDZの存在が示唆される。

BDZの移行経路化に関する評価が地層処分分野で試みられている。ボーリング孔に沿って透水係数が1~2桁高い領域を設定して数値解析を行った結果、BDZの存在の有無にかかわらず主な地下水流動経路は岩盤であることから、BDZが安全評価上の問題にはならないという指摘がある<sup>(68)</sup>。BDZの研究事例は少ないが、その重要性が低いことが理由ではないかと指摘されている<sup>(69)</sup>。

BDZへの対策については、アニュラスのセルフシールと同様に、BDZがセルフシールする可能性があることも指摘されている（鉱物の沈殿、堆積岩のたわみ）が、BDZの時間変化に関する報告はほとんどなく、その現象理解にはさらなる研究が必要である<sup>(69)</sup>。また、ベントナイトグラウトを用いたEDZ改良の検討事例があり<sup>(70)</sup> <sup>(45)</sup> <sup>(46)</sup>、同様の工法でBDZをシールできる可能性がある<sup>(21)</sup>。

中深度処分における閉塞の閉鎖確認においては、岩盤の水理地質構造（帯水層の深度分布や処分場との連続性など）を踏まえ、当該孔において発生する移行経路を抽出し、それらが短絡経路化しない計画となっている点が重要な確認項目として挙げられる。一方、後述するとおり、孔口まで閉塞された後で、各移行経路の透水性や閉塞材の設置深度を確認した事例は見当たらない。

#### 3.2.3.4 ボーリング孔の閉塞方法

他分野における既往情報を参考に考えると、閉塞手順の大まかな流れは以下のとおりと考えられる（表 3-2）。

- A) ボーリング孔の掘削時と観測時の情報を収集する。
  - ・ 地層分布、透水係数、湧水量、水圧等の水理地質データ
  - ・ ケーシングプログラム（大きさや組合せ）、セメント打設時の記録（密度や流量など）、観測作業の記録（使用中の装置の種類や深度、ケーシングの変形、リークの有無など）
- B) 想定される移行経路を評価し、閉塞孔の透水性を設定し、閉塞計画を策定する。
  - ・ 最終的な仕上がりの概念図を作成し、作業手順を立案
- C) 閉塞作業とそれに必要な事前作業を行う。
  - ・ 観測装置／ストレーナの回収、ケーシングの回収、孔内洗浄
  - ・ 上記の実績を踏まえ、必要に応じて計画を見直し
  - ・ 閉塞材の設置と閉塞性能の確認
- D) 閉塞後に閉塞性能を確認する。
  - ・ 適切に閉塞されたことを確認

現実的には、ケーシングの有無、装置やケーシングの引き抜き可否、孔壁の崩壊など、計画時に想定しきれなかったさまざまな現象が生じ得る。したがって、閉塞作業中に生じた現象を踏まえた計画の見直しが必要になると想定される。

表 3-2 簡易的なボーリング孔の閉塞手順

段階	事業者の実施内容	規制機関の確認項目
A. 事前情報の収集	○ 地質・水理・化学データの取得 ○ ケーシングや装置の有無	・必要な情報が整理されているか
B. 計画立案	○ 移行経路の評価 ○ 閉塞孔の透水性の設定 ○ 閉塞計画の策定	・事前情報に基づいた設計か ・短絡経路化しないか ・時間変化を考慮してあるか
C. 閉塞作業中	○ 孔内クリーニング ○ 計画の確認・見直し ○ 閉塞材の設置 ○ 閉塞性能の確認	・閉塞できたか
D. 閉塞後	○ 閉塞状況の確認 ○ 放射線モニタリング	・閉塞できているか ・漏洩していないか

より具体的には、事業者が実施する閉塞作業は以下の流れが想定される。これに対する規制機関の確認項目と確認方法を併せて記述する。

#### A) 事前調査

事業者が実施すると想定される内容は以下のとおり。

- ✓ ボーリング孔周辺の地質・水理・地球化学の調査
  - ・ 計画立案のためには、ボーリング孔直近だけでなく、その周辺を含めた地下水流動系の理解や断層の卓越方向の把握などが必要。
  - ・ 例えば、地層処分分野において、地質環境調査（地表調査およびボーリング調査）の結果を踏まえた水理地質構造モデルの構築がなされており<sup>例えば (71)(72)</sup>、これらの蓄積された事例が参照可能であると考えられる。

規制機関は、事業者が整理したデータ（具体的な項目は表に記載）を確認し、計画立案の根拠として使用されていることを確認する。事前調査での確認項目と想定される確認方法は以下のとおり（表 3-3）。



表 3-3 事前調査段階における確認項目と想定される確認方法

事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ボーリング孔周辺の地質・水理・地球化学の調査	①【対象孔の調査結果】 →周辺地域を含めて、原位置の環境を事前に把握している(地下水流動系の理解、断層の卓越方向など、対象地域全体の状況を理解している必要がある)	①以下の項目を把握していることを確認； 【地質】地層、割れ目分布(コア観察・BTV/BHTV) 【水理】水圧分布(水圧モニタリング・間隙水圧測定)、岩盤の透水係数(原位置水理試験/室内透水試験)、水みちの位置と水みちの透水係数(流体検層、原位置水理試験)、区間毎の水圧応答の有無(原位置水理試験) 【地球化学】地下水の水質、物理化学パラメータ(地下水の採水・分析) 【孔内状況】孔径(キャリパー検層)、孔跡(孔曲がり測定)、崩壊の有無(BTV) 【ケーシング情報】ケーシングの設置状況(ケーシングプログラム確認、キャリパー検層、BTV/BHTV)、セメンチング状況(セメントボンド検層) 【観測装置】装置の設置状況(設置記録)	○地層処分野における地質環境調査において知見が蓄積されている(東濃(三枝ほか, 2007)・幌延(太田ほか, 2007)をはじめ、NagraやSKBなど国内外にて事例あり)

## B) 計画立案

事業者が実施すると想定される内容は以下のとおり。

- ✓ 対象孔に存在する移行経路を抽出・評価する。
  - ・ 事前調査結果に基づき、考慮すべき移行経路を抽出する。例えば、「裸孔で水位観測のみ(モニタリング時にセンサーを一時的に挿入する)のモニタリング孔」を閉塞する場合、考慮すべき移行経路は「空洞部・BDZ・岩盤」の3つとなる。
- ✓ 移行経路の閉塞方法、閉塞区間の透水性を設定する。
  - ・ 閉塞区間を短絡経路化させないことを目的とし、各移行経路の透水性を設定する。なお、ケーシング、観測装置/ストレーナについては、これら移行経路を排除するために撤去される場合と、これらの一部もしくは全部を残置し、閉塞材により閉塞する場合が想定される。
- ✓ 作業手順と閉塞のレイアウトを立案する。
  - ・ モニタリング孔に挿入してある観測装置やケーシングの撤去・残置の可否を踏まえて手順を構築する。
  - ・ 孔の全体を一様に閉塞しない場合は、閉塞区間とボーリング孔全体の両方において透水性を発揮・維持させる方法(埋戻し材(閉塞材含む)のレイアウト)を検討する。

規制機関は、事業者が(1)で整理したデータを計画立案の根拠とし、以下の点を確認する；抽出された移行経路の妥当性、それらが閉塞作業後に短絡経路化しないと事業者が考える根拠、閉塞性能の評価方法、超長期(万年スケール)の閉塞性能の時間変化とその対策を確認する。各移行経路の閉鎖確認の項目と想定される確認方法は以下のとおり(表 3-4、表 3-5、表 3-6)。

なお、地層処分野では、ボーリング孔の処分場との水みちによる連結性、掘削地点、孔長の3点を指標にして、閉塞の重要度を分類する方法が提案されている<sup>(14)(28)</sup>。中深度処分においてもこのような考え方が適用される可能性があることを考慮し、ボーリング孔を閉塞しない(閉鎖設計を行わず、例えば全区間を砂で埋戻す等の方法で処置する)ことも含めて知見を整理した。

表 3-4 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、空洞部）

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
岩盤	-	ボーリング孔が遭遇する岩盤（水理地質構造）の評価（帯水層・不透水層などの分類） 閉塞区間の抽出、閉塞区間の透水性の目標値を設定	①【水理地質構造モデルの妥当性】 →地質環境調査と建設・操業モニタリングの結果を踏まえた帯水層や割れ目帯の分布・水理特性の妥当性 ②【閉塞材の透水性の設定根拠】 →閉塞区間を短絡経路化させないために必要な透水性を設定した根拠を示してある(孔の全体を一律に閉塞するわけではないため、「区間」(高透水部など)と「全体」の双方で、どのように透水性を発揮させるか・維持させるかを検討する必要がある)	①水圧・水質モニタリングや原位置試験の結果から推定された帯水層の連続性と、それを踏まえた水理地質構造モデルによる施設の建設操業影響の実測値と水理解析結果から、孔周辺の水理地質構造の解釈結果の妥当性を判断していることを確認する ②水理試験や水理解析の結果に基づき、閉塞後に孔が放射性核種の短絡経路にならないようにするために適切な閉塞方法を用いていることならびに閉塞部の透水係数を設定していることを確認	○水圧・水質モニタリング結果や孔間試験結果から、水みちとして機能する地質（礫岩層や割れ目帯など）を抽出可能（原子力機構, 2019） ○ボーリング孔が遭遇する単一の帯水層の分布区間を止水する必要性はなく、異なる帯水層間（帯水層-地表間）をボーリング孔が介して連続しないようになれば閉塞の条件を満たす（Pusch et al., 2016） ○②目標とすべき透水性は「岩盤と同程度」（ただし破砕部等の透水部あるいは透水層は含まず；SKB, 2006）、「数値計算の結果、孔が短絡経路にならない程度の透水性にすればよい」（Luterkort, 2012）、地層処分分野では後者が主流になりつつある（Jefferies et al., 2018） ○粘土系材料を用いて岩盤の透水性の改良を試みた事例（宮永ほか, 1994） ■閉塞孔（区間）の透水係数を決定する上で数値解析の結果を根拠にすることは妥当か ■ボーリング孔の短絡経路化に最適なモデル化・解析手法はあるか
孔空洞部	閉塞しない	閉鎖設計を行わない（例えば全区間を砂で埋戻す等）	①【地下水の流動経路と地上への到達速度の解析結果】 →閉塞しなくても対象孔が短絡経路化しないと評価した根拠	①結論に至る過程が妥当であること（例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切か）を確認 →他の要件によってボーリング孔を閉塞する必要がある場合は「閉塞する」へ移行	○ALARAの考え方に則ると「埋戻さない」とは考えにくい ○自噴するレベルの水圧を持つ石油貯留層は少ない（Thorogood & Younger, 2015） ○粒子追跡法による数値解析を実施し、開放状態のボーリング孔が移行経路となり得るかどうかを検討した事例がある（Bockgård, 2011；Luterkort, 2012） ■ボーリング孔の短絡経路化に関する最適なモデル化・解析手法はあるか
	閉塞する	抽出された閉塞区間に閉塞材を設置する	①【閉塞材の透水係数の予測値】 →閉塞した孔の透水性が閉塞の条件を満たすと結論づけられている（区間ごと+全体） ②【閉塞性能の時間変化の予測結果】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで閉塞孔が短絡経路にならないような設計がなされている 水理水頭（差圧）の評価 ③【閉塞性能の確認方法】 →設置した閉塞材の性能を確認するための方法が示されている	①孔内に配置した時の閉塞材の閉塞性能を予測し、その透水係数が閉塞の要件を満たす設計としていることを確認 ②原位置の環境から想定される閉塞材の変質とその透水性の変化の予測結果に基づき、閉塞性能に支障がないことを確認（予測結果に至る過程が妥当かどうかも確認） ③計画書に閉塞材が計画どおりに閉塞性能を発揮していることを確認する方法が示されていることを確認	○求められる性能は不透水性、非収縮性、力学的強度、長期保持、化学的耐性（NORSOK Standard, 2013；Jefferies et al., 2018；Khalifeh & Saasen, 2020a） 【ベントナイト】 ○孔内でのベントナイトの透水係数は、非拘束・地下水条件の室内試験を実施し、孔内での体積変化を想定して有効モンモリロナイト密度を調整することで予測可能（原子力機構, 2019） ○高圧高温環境では変質して閉塞性能が劣化するが（Lindgreen, 1991）、極端な環境でない限り10万年後も短絡経路化はしない（Pusch & Yong, 2006；Pusch et al., 2016；Jefferies et al., 2018） ■ブロックの成形時に含まれる初期気相が閉塞性能に影響を与えないか（初期気相量（初期含水比）の制御が重要か） ■ベントナイトの設置区間の閉塞性能を確認する適切な試験方法があるか ■孔壁（岩盤）とベントナイトの境界の透水性をどのように確保するか、また評価するか 【セメント】 ○石油探査分野では閉塞材としてセメントを使用（NORSOK Standard, 2013；Oil&Gas UK, 2015） ○地層処分分野では10万年の間にセメントが喪失する前提で検討（Jackson et al., 2014） ■セメントが万年オーダーで閉塞性能を保持し続ける（劣化・喪失や地震による破損等）ことが、合理的に考えて妥当であると結論できるか 【その他の材料】 ○砂スラリーや樹脂等による閉塞事例あり（Saasen et al., 2011；Beharie et al., 2015） ○泥水や砂利は埋戻し材として使用される（加藤, 1991；原子力機構, 2011；環境省, 2014） ■適用事例や劣化に関する情報が少ない状態で、これらの使用が妥当と考えられるか ■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか（例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化）

表 3-5 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング）

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ケーシング	残置する	全てのケーシングを残置する	<p>①【ケーシングの状態確認結果】 →内部状態（腐食の有無等）の確認結果などから、残置しても閉塞の条件を満たすと評価されている</p> <p>②【アニュラス部の状態確認結果】 →内部状態（腐食の有無等）の確認結果などから、残置しても閉塞の条件を満たすと評価されている</p> <p>③【閉塞性能の時間変化の予測結果】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで閉塞孔が短絡経路にならないような設計がなされている</p>	<p>①②BTV/BHTV検層、CBL、原位置水理試験などの事前調査の結果からケーシングおよびアニュラスの健全性が評価されていることを確認</p> <p>③原位置の環境から想定されるケーシングおよびアニュラスの変質とその透水性の変化の予測結果に基づき、閉塞性能に支障がないことを確認（予測結果に至る過程が妥当かどうかも確認）</p> <p>→ケーシングの残置が要件を満たさない懸念が払拭できない場合は「一部回収」または「全回収」へ移行</p>	<p>○ケーシングの腐食孔の発生事例（山本, 1982; Xu et al., 2006; 巴ほか, 2009）</p> <p>○室内試験による腐食速度の見積もり事例があり（巴・本田, 2009）、閉鎖系であれば数年経過後は腐食の進行がほぼ認められないレベルに低下（長田・東, 2016）</p> <p>○アニュラスセメントの健全性を評価し修復措置を行った例は多数（鉱業労働災害防止協会, 2014; Oil&amp;Gas UK, 2015; Khalifeh &amp; Saasen, 2020c; 佐藤ほか, 2018 など）</p> <p>○劣化したセメントやマイクロアニュラスが移行経路になり得る（Zhang &amp; Bachu, 2011; Davis et al., 2014; Vralstad et al., 2016 など）</p> <p>○頁岩がアニュラスをセルフシールする事例（Williams et al., 2009; Kristiansen et al., 2018）</p> <p>○地層処分分野では、10万年オーダーのケーシングの閉塞性能確保は困難とし、ケーシングを使用した場合は全回収または一部回収が主流（Jefferies et al., 2018）</p> <p>■モニタリング期間終了後のケーシングの状態から劣化速度を評価すると想定されるが、観測期間中に劣化するレベルの材料が、万年オーダーの使用に耐えられるか</p> <p>■アニュラス部にセメントを充填する場合は、セメントが万年オーダーで閉塞性能を保持し続けることが、合理的に考えて妥当であると結論できるか</p> <p>■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか（例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化）</p>
		一部のケーシングをボーリング孔内に残置する	<p>①【ミリング区間の設定根拠】 →ミリング区間を閉塞すれば孔の内外が移行経路化しないと考えられる理由を明確にしている</p> <p>②【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 →回収作業および残置物が孔内外に与える影響を評価した上で要件を満たす計画としている</p> <p>③【回収後の岩盤の評価手順】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリパー検層・水理試験など）を実施し、岩盤の状態を再確認し必要に応じて計画を見直す手順としている</p>	<p>①岩盤の移行経路（異なる帯水層間・帯水層-地上間）を遮断する深度（地層）に閉塞区間が設定されており、事前解析により一部区間の閉塞でも孔が地下水（放射性核種）の短絡経路とならない評価していること（ミリング実施により残置されるケーシング/アニュラスが移行経路とならないこと、ケーシング/アニュラスが残置される区間のBDZが移行経路とならないこと）を確認（「A.空洞部」の事前解析と同）した上で、閉塞材を設置するために必要なミリング区間が設定されていることを確認</p> <p>②回収作業で発生する残置物（ケーシングの碎屑物）の発生やBDZの新規発生などの有無を踏まえ、それらを考慮した上で要件を満たす評価結果になっていることを確認</p> <p>③回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たす計画になっていることを確認</p> <p>→ケーシングの残置が要件を満たさない懸念が払拭できない場合は「全回収」へ移行</p>	<p>○石油探査分野では一般的で（Abshire et al., 2012; Campbell &amp; Smith, 2013; Vralstad et al., 2019; Khalifeh and Saasen, 2020b）、ケーシングやアニュラスが劣化している場合は、閉塞対象区間をセクションミリング（切削）して閉塞材を設置（セメント打設）する（佐藤ほか, 2018）</p> <p>○地層処分分野では、ケーシングは全回収または一部回収が主流（Jefferies et al., 2018）</p> <p>○切断技術は既存（Hekelaar et al., 2011; 佐藤ほか, 2018; 沖原ほか, 2020; Khalifeh and Saasen, 2020b）</p> <p>■ボーリング孔の短絡経路化に関する最適なモデル化・解析手法はあるか？</p> <p>■閉塞の条件を満たす精度でケーシング・アニュラスをミリング（切削）可能か？</p> <p>■BDZの進展や孔壁崩壊等の懸念があるか？その評価手法と対策はあるか？</p> <p>■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか？（例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化）</p>
		回収する	全てのケーシングを回収する	<p>①【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与える影響を評価し、閉塞の条件を満たすと結論づけている</p> <p>②【回収後の岩盤の評価手順】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリパー検層・水理試験など）を実施し、岩盤の状態を再度確認する手順としている</p>	<p>①回収作業で発生する残置物（ケーシングの碎屑物）の発生やBDZの新規発生などの有無を踏まえ、それらを考慮した上で要件を満たす評価結果になっていることを確認</p> <p>②回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たす計画になっていることを確認</p>

表 3-6 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（観測装置／ストレーナ、BDZ）

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
観測装置／ストレーナ	残置する	観測装置／ストレーナ管の一部を回収する	①【残置区間の評価結果】 →観測装置／ストレーナを残置しても孔の内 外が移行経路化しないと考えられる理由を明 確にしている ②【残置物の閉塞性能への影響評価の結果】 →残置物が孔内外に与える影響を評価した上 で要件を満たす計画としている	①岩盤の移行経路（異なる帯水層間・帯水層－地上間）を遮 断する深度（地層）に閉塞区間が設定されており、事前解析に より一部区間の閉塞でも孔が地下水（放射性核種）の短絡経路 とならない評価していること（観測装置／ストレーナが残置 される区間のBDZが移行経路とならないこと）を確認（「空 洞部」の事前解析と同） ②残置物による残置区間の物理的支持機能の喪失やその化学 的影響などにより、閉塞機能の低下を招くおそれがないと判 断していることを確認 <b>→観測装置／ストレーナの残置が要件を満たさない懸念が払 拭できない場合は「全回収」へ移行</b>	○石油探査分野では残置物は許容（経産省, 2012；NORSK Standard, 2013；Oil&Gas UK, 2015；環境省, 2015） ■300～400年のモニタリングの事例が存在しないため、長期モニタリン グ手法やモニタリング装置等の回収手順に関わるノウハウが未整理 ■回収できない装置等が閉塞区間に残置されてしまう場合、破砕して回 収が必須か、それは現実的か ■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させ る懸念はないか（例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞 材の劣化）
	回収する	全ての観測装置／ストレーナを回収する	①【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与える影響を評価し、 閉塞の条件を満たすと結論づけている	①回収作業で発生する残置物（観測装置／ストレーナの碎屑 物など）の発生などを踏まえ、これを考慮した上で要件を満 たす評価結果になっていることを確認	○観測期間が数年程度であれば回収事例がある（網田ほか, 2002） ○孔内の洗浄技術は一般的 ■300～400年のモニタリングの事例が存在しないため、長期モニタリン グ手法やモニタリング装置等の回収手順に関わるノウハウが未整理 ■装置の回収率が少ないため、引き抜き回収の困難さや留意点の不透明
掘削影響領域	-	BDZの評価と必要に応じた対策の実施	①【BDZの評価結果】 →BDZの間隙率や透水係数を把握している ②【BDZを踏まえた事前解析の結果】 →BDZの有無が地下水流動に与える影響を把握している ③【BDZに対する対策の予測結果】 →BDZの短絡経路化が生じうる場合は対策を 施し、その後は短絡経路化しないと評価して いる	①孔周辺の岩石試料を採取し、間隙率や透水係数の変化を把握 している ②BDZの存在を考慮して数値計算を実施し、BDZが放射性核 種の短絡経路として機能しない評価結果になっていることを確認 （ケーシングや観測装置の残置・回収の結果と関連して） ③BDZに対策を施したとして水理解析を実施し、BDZが核種 の短絡経路として機能しないと想定されることを確認	○室内試験による物性値や拡がりの報告事例はある（Kelokaski et al., 2010；Soler et al., 2015；Schuster et al., 2017）が、原位置試験例が見 当たらない ○地層処分分野では、数値解析の結果からBDZが短絡経路化に大きく影 響しないことを示唆（Tsitsopoulos et al., 2016；White & Crawford, 2018） ○堆積岩や粘土層でBDZがセルフシールする可能性（White & Crawford, 2018） ○ベントナイトグラウトを用いたEDZの改良（西垣ほか, 2005；小早川・ 伊藤, 2007）が流用可能か ○EDZはプラグにより短絡経路化を遮断した事例がある（Martino et al., 2007） ■BDZが短絡経路化に寄与する重要度はどの程度か ■原位置におけるBDZの評価手法は確立されているか ■オーバーコアリングによる試料採取は閉塞領域の増加とBDZの進展が 懸念されるが、評価手法として適用可能か ■堆積岩等のセルフシールは普遍的な現象か（予測可能か） ■BDZの移行経路化に関する数値改正の結果を原位置試験結果と比較し 実証した事例が見当たらない

### C) 閉塞作業中

事業者が実施すると想定される内容は以下のとおり。

- ✓ 観測装置やストレーナが挿入されている場合は回収する。
  - ・ 閉塞作業を実施するためには、挿入物を撤去する必要がある。
  - ・ 観測装置の回収は、パッカーの収縮後、引き抜きにより試行すると想定される。
  - ・ 後述する保孔用ケーシングと同様に、装置類の重量・強度の問題や抑留対策などのため、孔内で切断して回収する場合や、孔径と同程度の大きさのビットで被せ切りして破砕して回収する場合も想定される。
  - ・ 数年程度のモニタリングであれば装置の回収事例があるが、仮に 300-400 年かけてモニタリングを実施するとなると、使用される装置の種類や回収時の状態は不明で、かつ孔が変形して回収不可能になることも想定される。
  - ・ 孔内を帯水層と不透水層に分類した場合、不透水層の分布深度に設置する閉塞材の閉塞性能を低下させないのであれば、装置の残置が許容される場合もあると考えられる（例えば、装置の残置区間が帯水層の一部にとどまる場合）。
    - ただし、残置区間は閉塞区間を物理的に支持できることが求められるため、残置物の存在が不均質な埋戻しを引き起こし、閉塞材の設置を妨げる場合は残置が許容されない。
    - また、後述する「課題」のとおり、人工物残置の可否によっては、一部だとしても残置が許容されない。
- ✓ 保孔用ケーシングが設置されている場合は、回収またはミリング（切削）する。
  - ・ ケーシングは、超長期（万年スケール）では腐食が避けられないと想定すると、ケーシング自体に閉塞性能を求めず、少なくとも閉塞材を設置する区間においては除去する必要があると考えられる。
  - ・ ケーシングを使用しないモニタリング方法の選択が最も直接的な解決方法だが、軟弱地盤での連続観測はケーシングの立て込みが必須。
  - ・ 一般的に保孔用ケーシングはセメントで固定されており、引き抜きによる全回収の事例は見当たらず、回収は困難と想定される。
  - ・ 孔径と同程度のビットで被せ切り（リーミング）して回収した事例があるが、BDZの進展や孔壁崩壊の懸念が指摘されている。
  - ・ ある一部の区間をミリング（切削）し、ケーシングとアニュラスを除去する方法が、事例が複数あり現実的な選択肢として想定される。この場合、ミリング区間は閉塞材の設置深度である。
    - 後述する「課題」のとおり、人工物の残置が許容されない場合は、ケーシングは全て回収する必要がある。
- ✓ 孔内を対象とした事前調査、クリーニングおよび岩盤改良を実施する。
  - ・ BTV/BHTV 検層、キャリパー検層、水理試験、採水分析などによって、事前に予測していた孔周辺の地質・水理・地球化学データを更新する。
    - これまでに実施してきたモニタリング結果を代用できる場合もあるが、装置・

ストレーナや保孔用ケーシングを除去した場合、孔内状況（孔の形状や地下水位など）がモニタリング時と異なっていると想定されるため調査が必要。

- ・ 長期間のモニタリングやこれまでの回収作業の結果によっては、孔内にさまざまな碎屑物が付着・沈積していると想定される。これらの碎屑物は、これ以降の作業効率低下や機材抑留等の原因になるため、孔内を洗浄する。
- ・ 閉塞の前に、孔壁崩壊部のグラウト・リポーリングや、ベントナイトグラウトを用いた BDZ の改良（EDZ の改良に関する研究報告があり、BDZ 修復に適用できる可能性がある）等の対策が施されると想定される。
  - BDZ については、原位置試験による物性値（間隙率や透水性）の測定事例が見当たらないため、改良前後の評価の可否は不明。
- ✓ これまでの結果を踏まえて計画を見直す。
  - ・ 挿入物や保孔用ケーシングの除去の可否は、モニタリング孔の掘削地点の水理地質構造、モニタリング期間、使用している機器や材料など多くの要因が関連している上に事例が少なく、不確定要素が大きい。ボーリング作業自体も掘削の進捗を踏まえて計画を段階的に更新する必要がある<sup>(7)</sup>、閉塞作業もおそらく同様の考え方が必要。
  - ・ 場合によっては、レイアウト設計そのものから見直す状況も想定される。例えば、ストレーナの回収が困難となったことで、閉塞材の設置深度の変更や、埋戻し材の搬送方法の見直しが必要となる等。
- ✓ 埋戻し材と閉塞材を孔内へ搬送・設置する。
  - ・ 孔内に残置物が何も残されていない場合は、圧送やコンテナ（ダンプベアラ）等の方法で埋戻し材や閉塞材を孔内へ搬送可能。深度管理は、従来の砂やセメントを用いた事例から、ケーシングやトレミー管、ワイヤーライン長さ等で確認するか、材料の投入量や圧送時の圧力・密度管理などから判断すると考えられる。
  - ・ ベントナイトを用いた閉塞事例は複数あるが、その深度管理と閉塞性能確認まで踏まえた方法は確立しておらず、搬送・設置方法の妥当性を確認するためには、技術開発と原位置への適用性に関する知見の蓄積が必要。
- ✓ 閉塞材の閉塞性能を確認する。
  - ・ 孔口まで全て閉塞し終わった後で、閉塞区間の閉塞性能を確認することは困難。閉塞作業の途中段階で、孔内に設置した閉塞材を含む閉塞区間の性能確認試験を実施することになると想定。
    - 物理探査の解像度の向上や無線センサーの電源確保と送信距離の課題克服など、今後の技術開発の結果次第で地上から評価可能になることも考えられる。
    - 閉塞したボーリング孔とは別の孔を用いた水理試験や物理探査により閉塞区間の閉塞性能を評価できると考えられるが、閉塞すべき孔が増えるというジレンマがある。
    - 閉塞対象孔の周囲にモニタリング孔が元から存在している状態であれば、閉塞作業前後のモニタリング結果を参照し、孔が適切に閉塞されたことの間接的証



掘とすることは、場合によっては可能と想定される。例えば、閉塞作業時に観測装置やケーシングを除去する場合、異なる帯水層同士が一時的に連結するが、閉塞作業後は元どおり分離される設計となるはずである。この時、周辺のモニタリング孔の水圧観測結果でその成否が判断できると考えられる。

- ・ セメントに対して加圧試験や水理試験（注水・揚水）による閉塞性能の確認事例があり、ベントナイトを閉塞材とした時の性能確認試験に適用できると想定される。
  - 原位置において閉塞性能を確認した事例は少なく<sup>(39) (40) (41)</sup>、実際の埋戻し手順に沿った性能確認試験は東濃での事例のみ<sup>(9)</sup>で、知見の蓄積が必要。
  - ベントナイトはセメントと異なり固化しないため、作業途中に差圧が生じることで予期せぬ事象の発生が懸念される（例えば、差圧によりベントナイトが移動して閉塞性能が低下する）。このことは、性能確認試験の実施が閉塞性能の低下を生じかねないことを示しているが、実際の孔内環境を想定した原位置試験等の事例がなく、知見の蓄積が必要。

規制機関は、「閉塞の定義」に則り適切に閉塞され、閉塞孔が異なる帯水層同士や帯水層と地表を連続する水みちとして機能しない状態となったことを確認する。つまり、上記の各段階における事業者の作業記録と計画見直しの結果から、以下の項目が適切に検討されていることを確認することとなる。

- ✓ ケーシングや観測装置／ストレーナ：これらの除去が必要な場合、回収作業の結果と残置状況を調査しており、残置する場合は閉塞区間の閉塞性能を低下させないと判断した上で決定していること（図 3-4）。
- ✓ BDZ：数値解析により短絡経路化の重要度を評価し、対策の必要性があると判断され場合は岩盤改良等の対策を実施していること。ただし、原位置でのBDZの評価方法は課題となっている。
- ✓ 空洞部：閉塞材を定置後に閉塞性能の確認試験を実施し、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮していると判断していること。
- ✓ 岩盤：各移行経路の特性（短絡経路化）に基づき、異なる複数の帯水層同士や帯水層と地表を連続させないよう閉塞作業が完了したこと。周辺に別のモニタリング孔が存在し、その観測結果から当該孔の閉塞性能を間接的に評価できると想定される場合は、観測結果を参照して判断していること。

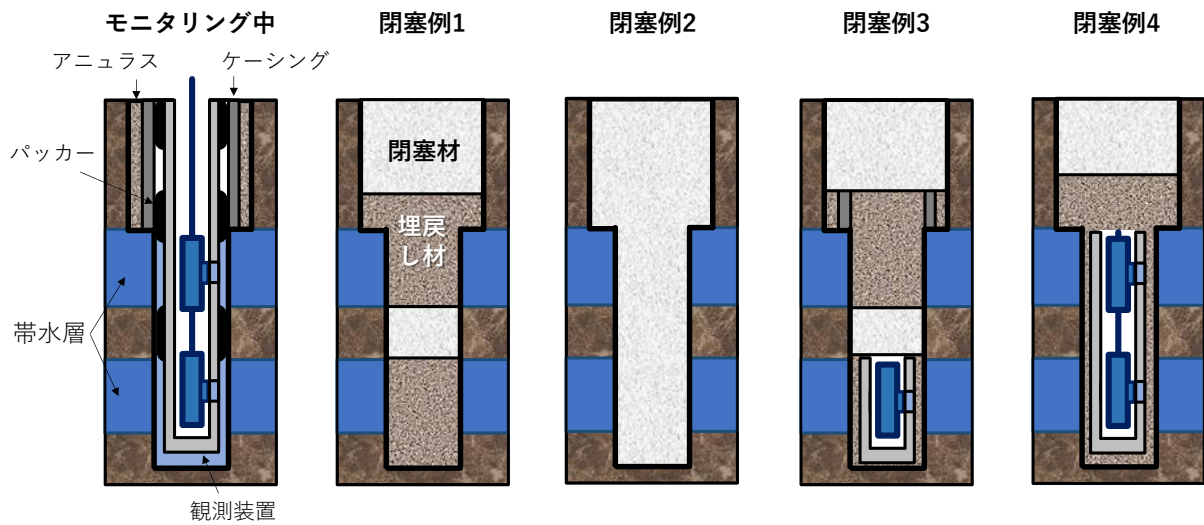


図 3-4 ケーシングおよび観測装置／ストレーナの残置例

閉塞材が期待どおりの閉塞性能を発揮したと仮定すると、閉塞例 1～3 の状態であれば閉塞の定義を満たすと考えられる。閉塞例 1 は、ケーシングと観測装置の全回収がなされ、帯水層同士や地表と連続する区間が閉塞材で閉塞された例。閉塞例 2 は、帯水層の分布深度に設置した閉塞材が流亡しない場合は、閉塞の定義を満たす。閉塞例 3 は、残置されたケーシングや観測装置／ストレーナが、閉塞材の閉塞性能を低下させる場合（例えば、①残置区間の埋戻しに不均質な部分が生じ、閉塞材が自重で落下して閉塞性能が喪失する、②残置した装置の材料が化学反応によりガス等を生じ、閉塞材の閉塞性能を低下させる等）は、閉塞の定義を満たさない。閉塞例 4 は、残置された観測装置／ストレーナが異なる 2 つの帯水層を連結するおそれがあるため、閉塞の定義を満たさない。

表 3-7 閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、孔空洞部、BDZ）

分類	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
岩盤	-	①【周辺モニタリング孔の観測結果】 →周辺に観測中のモニタリング孔が存在する場合は、主にその水圧観測結果を用い、計画どおりの閉塞性能が発揮されたことを間接的な評価をしている	①閉塞の対象孔の近くにその孔と水みちが連続しているモニタリング孔が存在する場合は、作業中の水圧観測結果から、作業中に乱れると想定される対象の帯水層の水圧が作業後に回復し、適切に縁切りできたと判断していることを確認	○事前に孔間水理試験などを実施して複数のボーリング孔間における水みちの連続性を評価しておくことで、閉塞孔周辺で観測を継続中のモニタリング孔を用いて閉塞状態を評価できる可能性がある
孔空洞部	閉塞する	①【材料の配置深度や品質管理の結果】 →計画どおりの深度に各材料が配置されたことを確認している ②【閉塞区間の閉塞性能の確認結果】 →計画どおりの閉塞性能が発揮されていることを確認している	①閉塞の作業記録（材料の投入量や定置深度の管理）から、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮すると判断している →ベントナイト・セメント：投入量や定置深度の管理 →泥水：リターン水の比重の管理 →砂スラリー：圧送圧力・流量の管理 ②閉塞区間の加圧・注水試験結果から、配置後の閉塞材の閉塞性能を評価し、要件どおりに閉塞できたと判断していることを確認（泥水などの流動性がある材料は実施不可）	○石油探査分野においては、調製した材料の物性値、圧送圧力や流量から換算した搬送量、硬化後の頂部の深度確認などの結果を記録し、セメントプラグの設置・硬化後の加圧テストで性能確認する要件（経産省, 2012；NORSK Standard, 2013; Oil&Gas UK, 2015; 環境省, 2015） ○原位置試験で閉塞機能を評価した事例はあるが、実際の閉塞状態とは異なる（評価時に別の孔を用いている；Gray, 1993；Blümling & Adams, 2008） ○ベントナイトを閉塞材とした場合、閉塞前後に実施した注水試験の注水流量を比較すれば閉塞性能を間接的に評価可能（原子力機構, 2020）、揚水試験等の負圧試験は適さない（差圧を受け閉塞深度から移動し、閉塞性能が低下するおそれ）（R2事業） ○その他の材料に対して直接水理試験・加圧試験を実施した事例が見当たらない（例えば、砂スラリーは加圧試験が困難；Saasen et al., 2011） ○ベントナイトとセメントに関しては、人工バリアや緩衝材の研究により、相互反応や化学的安定性などに関する知見が取得されている ■「計画どおりに配置できた事実」だけで閉鎖確認できたとみなしても良いか？（例えば、閉塞性能は室内試験で確認する等） ■ベントナイトが差圧を受けて予期せぬ移動をした場合に、その閉塞性能が悪影響を受けるかどうか（水圧・水流の制御が重要かどうか） ■閉塞孔を対象とした閉塞性能の確認試験が必須か、類似する環境（短絡経路化の観点で重要度が低い別の孔など）での性能確認試験で代替する方法は適用可能か
掘削影響領域	-	①【閉塞性能の確認試験の結果】 →BDZに対策する場合は対策を施し、その結果として短絡経路化が防止されたと評価している	①BDZの発達領域をダイヤモンドソー等で切削してプラグを設置する場合は、プラグが閉塞性能を発揮していることを確認（「空洞部」と同じ方法）	■原位置におけるBDZの評価手法は確立されているか ■BDZ（の物性値）の対策前後の変化を原位置試験でどのように評価するか

表 3-8 閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング、観測装置／ストレーナ）

分類	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ケーシング	全て残置	①【ケーシングを含む閉塞区間の閉塞性能試験の結果】 →水理試験・加圧試験等で閉塞区間を評価し、ケーシングやアニュラスを含む閉塞区間が閉塞の条件を満たしている	①閉塞区間を対象に水理試験等の閉塞性能の確認試験を実施し、計画どおりの閉塞性能が発揮できると評価していることを確認	○石油探査分野では、露岩部～ケーシング内の一部へ設置した閉塞材（セメント）に対し加圧試験を実施し、計画どおりの閉塞性能が発揮されたことを確認している ○アニュラスセメントの健全性を評価し修復措置を行った例は多数（鉱業労働災害防止協会, 2014；Oil&Gas UK, 2015; Khalifeh & Saasen, 2020c；佐藤ほか, 2018 など） ■BDZの原位置試験の事例が見当たらないが、ケーシングの回収作業がBDZに与える影響を原位置で評価する適切な手法はあるか？ ■通常、ケーシングを挿入する孔は軟弱な岩盤であるが、裸孔状態にした後の作業（水理試験など）に耐えられるか？水理試験は必須か？ ■閉塞孔を対象とした閉塞性能の確認試験が必須か？類似する環境（短絡経路化の観点で重要度が低い別の孔など）での性能確認試験で代替する方法は適用可能か？
	一部残置	①【回収作業の影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与えた影響を評価し、必要に応じて計画の見直しを実施している ②【露出させた岩盤の再評価の結果】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリパー検層・水理試験など）を実施して岩盤の状態を再確認し、必要に応じて計画を見直している	①閉塞作業の手順と結果を記録しており、碎屑物やBDZの発生の有無とその影響を評価し、作業が計画どおりに進行していることを確認 ②回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たしたことを確認	
	全回収	①【回収作業の影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与えた影響を評価し、必要に応じて計画の見直しを実施している ②【露出させた岩盤の評価結果】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリパー検層・水理試験など）を実施し、岩盤の状態を再確認し必要に応じて計画を見直している	①閉塞作業の手順と結果を記録しており、碎屑物の発生の有無とその影響を評価し、作業が計画どおりに進行していることを確認 ②回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たしたことを確認	
	計画外の深度に残置することとなったケーシング	①【残置区間の評価結果】 →残されたケーシングが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度にケーシングが残置されないことを確認	
観測装置／ストレーナ	一部回収	①【閉塞作業の品質管理の結果】 →引き抜きや孔内洗浄により観測装置／ストレーナが計画どおり回収されている ②【残置区間の評価結果】 →残された観測装置／ストレーナが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①計画どおりに装置が回収できたことを確認 ②異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度に観測装置／ストレーナが残置されないことを確認 ②閉塞性能の確認試験の結果、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮していることを確認	○孔内に抑留した装置の回収ツール自体は多数存在（Khalifeh & Saasen, 2020c） ○屈曲孔では観測装置の回収が困難になるケースもある（電中研, 2018） ○リーミング（拡孔）して破碎回収した例もある（村上ほか, 2020） ■破碎回収では装置類がバラバラになるが、全回収したと判断する根拠か？
	全回収	①【閉塞作業の品質管理の結果】 →引き抜きや孔内洗浄により観測装置／ストレーナが全て回収されている	①全ての装置が回収できたことを確認	
	計画外の深度に残置することとなった観測装置／ストレーナ	①【残置区間の評価結果】 →残された観測装置／ストレーナが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度に観測装置／ストレーナが残置されないことを確認	

#### D) 閉塞後

孔底から孔口まで閉塞し、作業が完全に終了した後で閉塞性能を直接確認する方法は、現時点では報告されていない。地層処分分野における欧州の考え方として、現時点では閉塞の定義を整理した上でモックアップ試験や原位置試験を実施しており、これらの試験で閉塞性能が確認できれば、施工時の品質管理（計画立案～閉塞材の設置直後の性能確認試験まで）の結果をもとにして適切に閉塞されたと考えることができるとしている<sup>(13)(14)(28)</sup>。このように、デモンストレーション用のボーリング孔を使用した原位置試験による知見を取得し、施工の品質管理を代替指標として閉塞性能を確認する方法があると考えられる。

また、地表から地下を評価する方法として、①現在の物理探査法では、岩盤と閉塞材の透水性の違いや mm オーダーの空隙の有無等が評価できるレベルの解像度がある結果を得ることは難しい。②無線センサーを埋める形のモニタリングは、センサーの小型化、給電、伝搬距離等に課題がある。今後の技術開発の結果次第では、これらの技術を用いた評価結果が確認項目として追加されると考えられる。

なお、閉塞作業中に、各閉塞区間の閉塞性能を順次確認してきている場合は、その結果をもって閉塞できたと判断する方法もあると考えられるが、この場合、地表まで埋戻す過程で閉塞区間の閉塞機能が喪失した場合は、その事実を認識できない。また、閉塞したボーリング孔とは別の孔を用いた水理試験や物理探査により閉塞区間の閉塞性能を評価できると考えられるが、閉塞すべき孔が増えるというジレンマがある。水頭が地表面より高い帯水層を貫通するボーリング孔の場合は、孔口に水圧計などを設置することで閉塞性能が評価できるが、適用できる場面が限定される。周辺の放射線モニタリング孔の結果は判断指標にならない。なぜなら、人工バリアが設計どおりの閉じ込め機能を発揮している場合は、閉塞孔がうまく閉塞できていなかった場合でも、放射性核種の漏洩は検出されないためである（放射性核種が検出されないことで、閉塞孔が適切に閉塞されたことを証明できない）。

#### 3.2.3.5 課題

収集した知見をもとに、中深度処分の閉鎖確認における課題として考えられる点は以下のとおり。

##### ○ 移行経路の評価方法に関する参照可能な事例が少ない。

##### ✓ 数値解析により各移行経路を通過する放射性核種フラックスを計算

地層処分分野では、処分サイトに各移行経路を含んだボーリング孔が存在すると想定し、粒子追跡法によって各移行経路の放射性核種フラックスを計算した事例がある。また欧州では、数値解析の結果に基づいて各移行経路が短絡経路化しないための透水係数を算出し、閉塞材の透水性の設定根拠としている。

一方で、中深度処分と地層処分の対象深度は異なっていることから、中深度処分における地質環境（動水勾配、地下水水質、地形変化など）を踏まえた検討が必要である。また、実際にボーリング孔を閉塞し、数値解析の結果と比較した事例が見当たらないため、数値解析の妥当性を確認する必要がある。

##### ✓ 原位置試験の結果から評価

ボーリング孔掘削時の水理試験の結果や、その後のモニタリング結果に基づき、岩盤中の水みちの水理特性や連続性、ケーシングやアニュラスの健全性を評価する。前述したとおり、先行分野においてこれらの技術が構築されている。

一方で、BDZの物性値（間隙率など）は、ボーリング孔の孔壁をオーバーコアリングで採取して室内で評価した事例しか見当たらず、原位置におけるBDZの物性値（間隙率や透水性）の評価手法の構築が必要である。ただし、BDZの短絡経路化の重大性が低い場合は、原位置調査の必要性や優先度は低いと考えられる。

✓ 各移行経路を模擬した試験および原位置試験によって評価

主に、セメントやベントナイトの室内試験や、採取した岩石試料のBDZの評価は報告事例があり、この事例を踏まえた原位置における閉塞試験も行われている。しかし、ほとんどの事例は計画どおりに孔内へ設置された状態を想定した議論であり、原位置試験は試験に特化した事例である（Stripa・Åspö・Mont-Terri・東濃）。このことから、実際の閉塞作業時に生じ得るさまざまな事象（例えば、ケーシングやストレーナ等の回収が困難だった場合、孔が崩壊してしまった場合、地下水圧により閉塞材が移動してしまった場合など）に対し、事業者が講じる移行経路の再評価と新たな対策方法の妥当性を判断するためには、実際の閉塞作業で生じ得る状態と、各状態における移行経路の短絡経路化に関する知見の蓄積が必要である。

○ 材料の使用可否を誰がどの時点で判断するか。

材料の選定自体は事業者の実施内容であると考えられるものの、規制機関は適切な材料が選定されていることを確認する必要がある。

✓ 閉塞材としてのセメントの使用可否

石油探査分野では恒久的な閉塞材としてセメントが使用されており、室内試験結果の外挿や数値解析により、セメントの閉塞性能が数千年以上維持される可能性もあると言及されているが、地層処分分野では、超長期間にセメントが溶脱して閉塞性能が維持されない可能性があることから、セメントを閉塞材として用いない考え方が主流になりつつある。自己治癒・自己修復型コンクリートの開発によるセメントの長寿命化や、堆積岩地域における岩盤のセルフシール等の現象により、閉塞材としてのセメントの利用可能性が残されていると考えられるものの、超長期間を対象とした試験は困難である。

✓ 金属材料や樹脂等の孔内残置の可否

石油探査分野では、ケーシングやポンプ等の人工物は、閉塞性能に影響しない限りは残置することが許容されている。地層処分分野における検討では、保孔用ケーシングの全回収は現実的ではなく、ケーシングを使用した場合は一部の残置が不可避と言及されている。リーミング（拡孔）による保孔用ケーシングや観測装置の破砕回収は、技術的には可能と想定されるが、BDZの進展や孔曲がり・孔壁崩壊などの新たな事象が発生するおそれがある。

これら人工物の残置の可否は、モニタリング方法の選択に深く関連する。ケーシングを使用しないモニタリング方法の選択が最も直接的な解決方法であるが、軟弱地盤での地下水の連続観測ではケーシング設置が必須となる。残置が許容されないと考えられる場合は、計画立案時にケーシングを残置しないモニタリング方法が選択されていることを確認する必要がある。



○ 閉塞性能の確認試験に関する事例が少なく、試験の要否に関する判断が難しい。

✓ 当該孔における水理試験などの結果から閉塞性能を確認する方法：

石油探査分野では、閉塞区間に設置したセメントを対象に、注水・揚水試験や加圧試験で閉塞性能や物理的支持性能を原位置で確認している。中深度処分における閉塞も、同様の方法で閉塞したボーリング孔の性能確認試験を実施できると想定される。

一方で、実際の閉塞を想定すると閉塞区間の上位のみに加圧・注水することになるため、閉塞区間の片側の性能しか確認できない。また、3.3の室内試験の結果、ベントナイトを拘束していない状態で上位区間に負圧をかけると移動してしまい、閉塞性能が低下するおそれがあることが示された。

✓ 当該孔内に無線の発信機を残置して閉塞性能を確認する方法：

孔内に人工物を残置してよい場合は、埋戻し区間に無線の発信機を設置することで、閉塞区間の下位区間がモニタリング可能になると想定される。ただし、無線モニタリングは技術開発の途上で、電源確保と伝達距離に課題があり、現時点ではボーリング孔を対象とした閉塞の性能確認には適用できないと考えられる。

✓ 孔間水理試験などの結果から閉塞性能を確認する方法：

孔間水理試験による水みちの連続性評価は地層処分分野などで実績があり、全てのモニタリング孔を閉塞するまでは、閉塞の対象孔とは別のモニタリング孔を利用した水理試験により、当該孔の閉塞性能を確認できる可能性がある。

一方で、このような試験の適用性を、実際に閉塞したボーリング孔に対して確認する必要がある。例えば、孔間水理試験は閉塞区間に対して人為的に外圧を加える行為であることから、閉塞性能の低下を招くおそれがある。また、モニタリング孔およびその設備は天然バリアの機能を損なわないことが要求されており、掘削地点の配置が密である状況は想定されない。したがって、閉塞の対象孔の周囲に、孔間水理試験に適したモニタリング孔が存在するケースは限られる。さらに、閉塞作業が進んで最後に残った1孔についてはこの方法を適用できないため、代替案が必要である。

✓ デモンストレーション用ボーリング孔を閉塞した結果を参照する方法：

処分サイトまたはその近傍地域において閉塞のデモンストレーション用ボーリング孔(以下「閉塞デモ孔」)を掘削し、その孔を閉塞した際の実績により、適切な材料と手順を用いることで閉塞されたと判断する方法があると考えられる。例えば、人工バリアの機能に関するモニタリングは、『実際の環境と同等の条件の類似の環境下での原位置試験又はそれを補完する室内試験等の間接的な方法により確認することが可能であれば、このような設備の設置によって代替することも含まれている。』

一方、地質環境調査や放射線モニタリングのボーリング孔は、処分サイトのさまざまな地点に掘削され、閉塞デモ孔と異なる岩種や断層と遭遇するボーリング孔も存在すると想定される。また、処分サイト内に掘削する場合は、閉塞デモ孔も同様に短絡経路化を防止すべきである。

○ 閉塞の計画立案、回収作業から性能確認までの実施事例が少ない。

とくに、観測装置・ストレーナ管や保孔用ケーシングの引き抜き回収は、対象孔の状況（地質・水理状況や使用機材の種類など）によりさまざまな事象が発生すると考えられるものの、他分野における実績が少なく、各移行経路に対する影響の大小も不明な点が多い。

起こり得る全てのケースを想定して事前に準備するのは、非常に膨大な分岐が想定されるため非合理的である。計画どおりに作業が進まなかった場合を想定し、達成すべき目的、必要な対策、作業の可否の判断基準を、原位置の経験に即して準備しておくことが重要である。

### 3.2.4 坑道

#### 3.2.4.1 坑道の閉塞の定義（案）

坑道の閉鎖に関する他分野の考え方を以下に示す。

- ✓ 鉱山分野：国内鉱山では、保安・鉱害の観点から、採掘終了後の坑道については支柱の設置又は充填等の実施（落盤又は崩壊の防止）、落盤若しくは崩壊が発生又はその兆候を認めるときは、想定される影響範囲内への立入禁止のためのさく囲、警標等の設置（落盤又は崩壊による被害の防止）、坑口の閉そくし坑水排出を遮断する（坑水又は廃水による鉱害の防止）などが工業所有権者の講ずべき処置とされている<sup>(22)</sup>
- ✓ 地層処分分野：地層処分の分野では、地圧の作用による坑道の力学的安定性の低下、核種移行の支配経路の形成等により長期的な安全性に影響を及ぼさないよう、および地下施設への人間の不用意な接近を避けるため、全ての坑道に対して埋戻しが行われる<sup>例えば(74)</sup>。

これら他分野の考え方を踏まえ、本事業における坑道閉鎖の考え方（案）を以下に示す。

- ① 閉鎖措置期間中において人工バリアがその機能を維持できること（閉鎖措置期間中において人工バリアの流出が生じないこと）
- ② 閉鎖措置終了後から廃止措置開始までの間に人工バリアから放射性物質の異常な漏洩があった場合でも、これを著しく拡大させる漏えいの経路を生ずるおそれがないこと
- ③ 廃止措置終了後も地下水や放射性物質が移動する優先的な経路とならないこと
- ④ 坑道が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと
- ⑤ 人が容易に立ち入ることができない状態が維持されること
- ⑥ 処分の時間スケールで閉塞状態が維持されること

具体的には、①は人工バリアを構成する部材や閉塞材の移動、流出が生じないようにすること、②は埋戻された区域から、坑道開放空間への放射性物質の異常な漏洩が生じないこと、放射性物質が地下水によって移動する場合は、埋戻された区域からの地下水流入を抑制すること、③および④は坑道そのもの、あるいは掘削によって生じた坑道近傍の損傷領域（EDZ）が、優先的な移行経路となり、天然バリアの機能を損ねることがないことと考えられる。鉱山分野では透水性に関する具体的な要件は定められていない。一方、地層処分分野では、具体的な透水性は、周辺岩盤と同程度以下であることが挙げられている<sup>(75)</sup>、鍵となる地層（キャップロックや健岩部）の分布区間に閉塞材やプラグを設置する考え方であり、水みちとなる地層（高透水層）の分布区間では、透水性を周辺岩盤と同程度以下にする必要性はないと考えられている<sup>(76)</sup>。⑤は人が容易に立ち入ることができる空間が存在しないこと、は、安全評価期間が10万年であることから、10万年の間、③、④、⑤の状態が維持されること、とする。

#### 3.2.4.2 坑道の移行経路の抽出

坑道の掘削・埋設期間においては、作業空間である坑道空洞部には、作業および坑道の維持管理に必要な設備類に加え、岩盤の崩落などから作業空間を保護するための支保工が存在する。また、坑道周辺の岩盤中には坑道掘削時の損傷領域（EDZ）や湧水抑制等のためのグラウトが存在する。坑道閉鎖の開始にあたっては、坑道内の設備類は撤去されると想定されるが、坑道の空洞

そのもの、安全確保の観点から撤去することのできない支保工、岩盤内の EDZ やグラウトは存在したままの状態になると想定される<sup>(31)</sup>。

坑道閉鎖中は、放射性核種フラックスの低減することに加え、安全な作業空間を確保するためにも、充填された材料の流出や閉鎖された区間からの地下水の流入を抑制することが必要である<sup>(75)</sup>。また、坑道が交差する帯水層等との短絡経路とならないようにすることも必要である。これらの目的を達成するため、プラグが設置される<sup>(76)</sup>。

これらを考慮し、坑道閉鎖中および閉鎖後に地下水や放射性物質の優先的な経路となりうる以下の経路を抽出した。

- ✓ **坑道部閉塞材**：坑道空洞部が優先的な移行経路とならないようするためには、地下水や放射性物質の移行抑制が期待できる材料で空洞部を充填する必要がある。坑道内を充填する際、坑道壁面と閉塞材との密着が十分でない場合、坑道壁面と閉塞材との界面が水みちとなる可能性がある。また、地下水との化学反応による閉塞材の劣化や閉塞材の流出による密度低下等により閉塞材が期待していた機能を発揮できない場合は、坑道埋戻し部が優先的な経路となる可能性がある。
- ✓ **プラグ**：プラグには、主に閉鎖区域からの閉塞材などの流出抑制を目的とするプラグ（本事業では力学プラグとよぶ）と、地下水や放射性物質の移行抑制を目的とするプラグ（本事業では水理プラグとよぶ）に大別できる。これらプラグ本体に発生する割れ目の水みち化や、地下水との接触による変質による劣化、坑道壁面との接触不良に伴う界面の水みち化などにより、閉鎖区域から閉塞材が流出し、地下水や放射性物質の優先的な移行経路が形成されることが想定される。
- ✓ **支保工**：支保工を残置した状態で坑道閉鎖が行われた場合、腐食、変質等により支保工が消失し、移行経路となる可能性がある。
- ✓ **EDZ**：坑道掘削によって発生する坑道近傍の掘削損傷領域は、坑道空洞部が閉鎖されても岩盤内に存在し続けることとなる。

これら 4 つの移行経路（坑道閉塞材、プラグ、支保工、EDZ）を含む坑道と帯水層や透水性の高い水みちが短絡経路化することで、天然バリアや人工バリアの機能を損なう可能性がある。これを 5 つ目の経路として「岩盤」とよぶ。

- ✓ **岩盤**：帯水層や岩盤中の透水性の高い水みちと坑道が交差する場合、帯水層や水みちの地下水が坑道を介して地上まで移動することが考えられる。この結果、坑道が天然バリア中の短絡経路となり天然バリアの機能を損なうことが想定される。また、坑道を介して地上付近の酸化的な水が引き込まれた場合は、坑道閉塞材や人工バリアの機能を損なう可能性もある。

坑道閉塞における各移行経路の概念図を図 3-5 に示す。

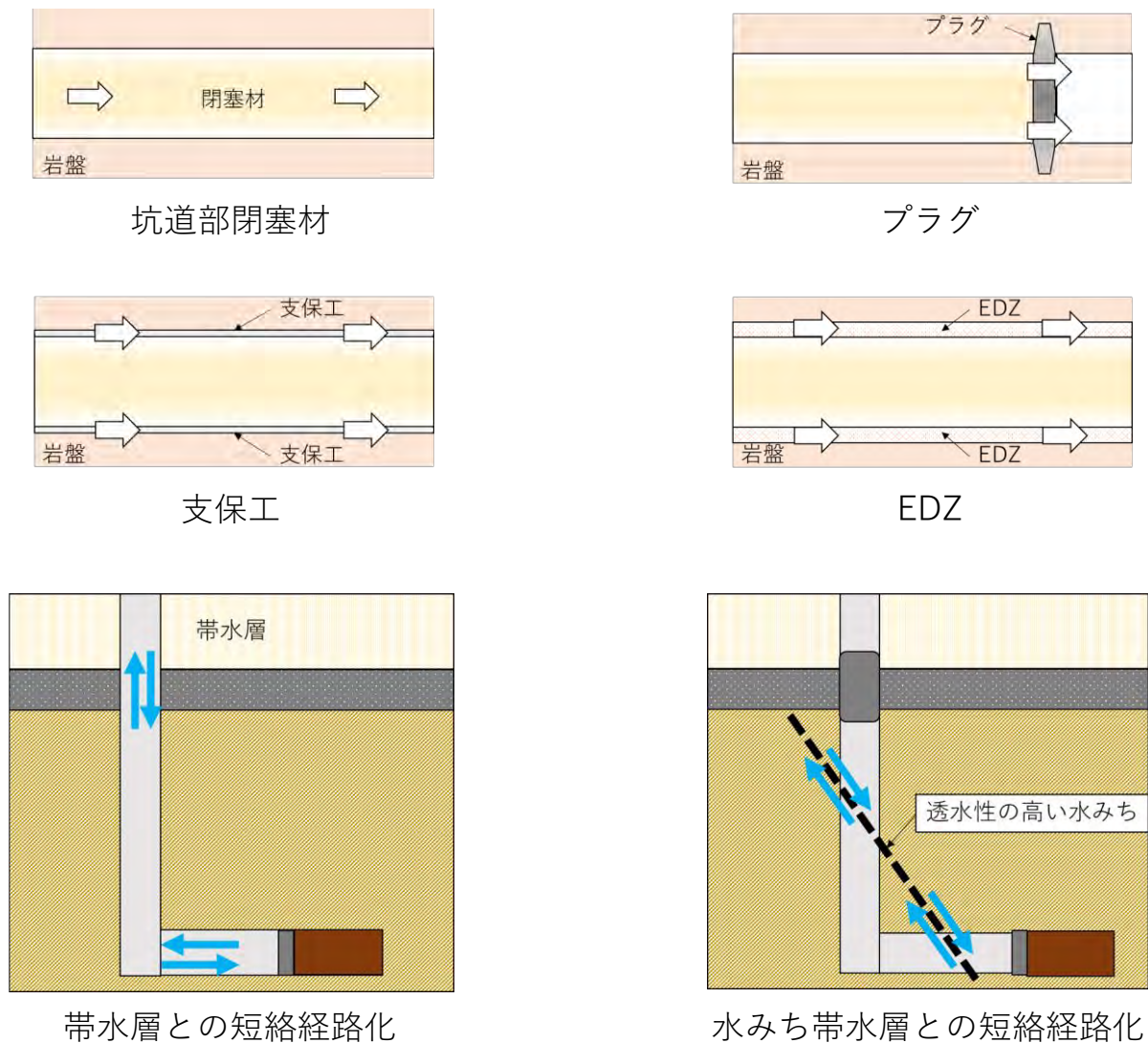


図 3-5 坑道閉塞における移行経路の概念図

各移行経路について、坑道閉塞に係る文献調査を実施した。文献調査の結果を表 3-9 から表 3-11 坑道閉塞に係る文献調査の結果 (EDZ/支保工/岩盤)に示す。文献調査にあたっては、閉塞に用いる材料の特性や施工性、原位置環境での現象、閉塞状況の時間変化、に着目した。文献調査から得られた主な知見は以下のとおり。

- ✓ 岩盤については、坑道が貫通する帯水層（地層処分分野では「高透水性ゾーン」）と不透水層（地層処分分野では「キーゾーン」）の2つの水理地質構造に対し、不透水層部に水理プラグを設置することで、帯水層同士を分離する考え方である。
  - ・ 不透水層は、全ての移行経路を閉塞する（周辺岩盤と同程度以下にする）ことが求められると想定されるが、不透水層の両端位置に水理プラグを設置し、不透水層と坑道が遮断できる場合は、水理プラグに挟まれた区間の低透水性を求めなくてよい場合がある。
  - ・ 帯水層や透水性の高い水みちとの遭遇位置では、帯水層を挟んだ両端に水理プラグ

を設置することで天然バリアの機能を損なわなければ、水理プラグに挟まれた区間は低透水性を求めなくてよい場合がある。

- 坑道空洞部は、上記のとおり、不透水層（キャップロックまたは健岩部）や帯水層、透水性の高い水みちとの遭遇位置に水理プラグを設置し、それ以外は閉塞材を充填する方法が主流になると想定される（表 3-9）。
  - ・ 地層処分分野では、坑道空洞部の閉塞材として膨張性粘土系材料の使用が検討されている。一方、帯水層（高透水性ゾーン）に粘土系材料を設置すると流亡する危険性が指摘され、帯水層はセメント系材料や砕石と水理プラグの併用による閉鎖も検討されている<sup>(76)</sup>。
- 坑道部閉塞材として膨潤性粘土系材料を使用する場合、閉塞材が流亡し密度が低下すると、低透水性を維持できない、坑道壁面との界面にすき間が生じるなど、坑道の閉塞状態が維持できなくなる。
  - ・ 膨潤性粘土の一つである Na 型ベントナイトは、地下水の水質やセメント材料の影響を受けた変質などによりその特性が変化するため、これらの影響を踏まえた長期の時間変化の予測が必要である。
- 実際にプラグを設置し維持・管理・運用されている坑道は少なく、実規模レベルのプラグの設計、施工に必要な知見を得るための原位置実規模試験が実施されている段階（表 3-10）。
  - ・ 地層処分分野では、人工バリアや閉塞材の流出を防止するためのコンクリートを主体とした力学プラグと、地下水や放射性物質の移行を抑制するための膨潤性粘土を主体とした水理プラグの 2 種類の使用が検討されている<sup>(77)</sup>。
- 支保工は、坑道を安全に掘削・維持・管理するために必要であるが、地層処分における安全評価期間中に劣化・変質・消失する可能性が高いことから、坑道閉鎖時にはすべて撤去することを前提としている国もある<sup>(31)</sup>（表 3-11）。
  - ・ 安全上、全撤去が困難な場合は、部分的に撤去して露出した岩盤部に粘土プラグを設置し、支保工部の連続した水みちを分断することが想定されている<sup>(31)</sup>。
- ✓ EDZ は坑道掘削時に発生することが知られている（表 3-11）。
  - ・ 透水係数が母岩より 1～数桁高くなる。地質、坑道規模、掘削工法によりその影響は異なると報告されている<sup>(78)</sup>。
  - ・ 地層処分の分野では EDZ は放射性物質の移行経路として考えられているが、その影響は EDZ の規模や透水係数等の特性、周辺岩盤の特性等の組み合わせにより異なる。
  - ・ EDZ は鉱物の沈殿、堆積岩のたわみ（膨潤）によりセルフシールする可能性があるが、EDZ の時間変化に関する報告は少ない。EDZ のセルフシール現象については更に知見が必要。
  - ・ EDZ の改良は、EDZ が発生しない工法で（EDZ を超える範囲まで）坑道を拡幅してプラグを設置し、坑道と平行な方向の EDZ の連続性を分断することが想定されている。



表 3-9 坑道閉塞に係る文献調査の結果（空洞部（坑道空洞部／閉塞材））

対象	移行経路	ケース	材料特性（透水性・膨潤性等）／施工性等	原位置環境での現象	時間変化	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	埋戻し材	空洞閉塞材 (粘土・ベントナイト系材料)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ベントナイト系材料の物性に係る室内試験の報告は多数あり</li> <li>○地層処分の分野では、施工方法に関して、ブロック設置、現場締固め（転圧）、ベレット充填、吹付けが想定されている（例えば、サイクル機構, 1999）</li> <li>○各施工方法についての事例あり（White et al., 2016、瑞浪、幌延など：原子力機構・原環センター, 2020）</li> <li>○原位置において施工したベントナイトの物性値（密度、含水比、透水係数など）に関する報告（例えば原環センター, 2018；原子力機構・原環センター, 2019など）（埋戻し部が移行経路とならない；移流の抑制や収着による遅延機能（ANDRA, 2005；SKB, 2011；Keto et al., 2013））</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ブロックやベレットの場合、パイピングの有無は流量や水質（塩濃度）に依存し、一度発生すると少ない流量でも再閉塞しない（Sandén &amp; Börgesson, 2008；原環センター, 2018）</li> <li>○ベントナイトや緩衝材の流亡は流量や水質（塩濃度）と関係（Sandén &amp; Börgesson, 2008；原環センター, 2018）</li> <li>○スウェーデンでは透水係数、膨潤圧、温度を埋戻し材の指標に設定（透水係数&lt;10-10m/s、膨張圧&gt;0.1MPa、温度&gt;-2°C）SKB,2011）</li> <li>○スイスでは乱されない母岩と同等程度の透水性を確保（建設、操業用坑道およびアクセス坑道はベントナイト30%、砂70%）（Nagra,2002）</li> <li>○フランスでは低透水性であることを求めているが、物性値は定められていない（Andra, 2005）</li> <li>○フィンランドでは坑道周辺の地質環境、トンネル形状、プラグの位置に応じて目標の透水係数が設定されている（Keto et al., 2013）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○高温・高圧条件ではシリカセメントーションやイライト化が生じる可能性がある（Lindgreen, 1991）</li> <li>○一般的な地温では大幅な石灰化やクロライト化は生じず（Pusch &amp; Yong, 2006）、&lt;4km &amp; &lt;100°Cなら10万年以上は保存される可能性がある（Pusch et al., 2016）</li> <li>○塩水系地下水、アルカリ溶液、鉄との接触による変質の可能性があるが、短絡経路化するほどの影響ではないという可能性も指摘（Jefferies et al., 2018）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ベントナイト系閉塞材の物性に係る室内試験の報告は多数あり</li> <li>○各国の処分概念に基づく（あるいは処分概念の構築を目的とする）実規模試験において、材料特性の確認や施工方法の適用性が確認されている</li> <li>○埋戻し施工時の締固め密度や施工直後の透水係数は、原位置サンプリング試験を用いた室内試験により確認可能</li> <li>○一般的に用いられている材料の施工時の管理としては、既存の指針（例えば、日本道路協会, 2010）が参照可能</li> <li>■使用される材料、配合などの材料物性のみならず、施工方法によっても施工状態（例えば、埋戻されたベントナイト系材料の乾燥密度）は異なる</li> <li>■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い</li> <li>■埋戻し済み箇所の状態を直接確認できるのか（現時点では、施工直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的）</li> <li>■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか</li> </ul>
		空洞閉塞材 (セメント系材料)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○坑道の破砕帯部、割れ目帯、処分坑道端部を充填に適用するとの考え方があり（AECL, 1994）</li> <li>○施工自体は、一般コンクリート構造物やトンネル構造部に関する事例が参照できる</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○地層処分の時間スケール（10万年規模）だと、欧州では溶脱することが前提（Pusch and Ramqvist, 2007）</li> <li>○地層処分の深度では、動水勾配が小さいため溶脱が緩慢で、低透水性が10万年規模で保たれる可能性も指摘（Gray, 1993）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○地下坑道に打設したセメントと地下水の反応の経時変化に関する事例（岩月ほか, 2019）</li> <li>○拡散ベースの化学反応の場合、1万年で数～十数mの分解速度である可能性がある（van der Kuip et al., 2011）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○破砕部や割れ目帯部以外では空洞閉塞材としてのセメントの適用は検討されていない</li> <li>○地層処分分野では、多くの場合、坑道空洞部の閉塞材ではなくプラグの一部として、セメントの使用が想定されている</li> <li>○施工時の管理としては、一般的なコンクリート構造物の施工管理方法が参照可能（例えば、土木学会, 2017）</li> <li>■数百年を超える時間スケールを想定した設計・施工基準はない</li> <li>■（セメント系材料単体で）万年オーダーで閉塞性能を維持できるか</li> <li>■ベントナイト系材料などの他の閉塞材料に与える影響や水質に与える影響についての長期的な視点での評価が必要（人工バリアや天然バリアの成果を活用可能か）</li> <li>■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い</li> <li>■埋戻し済み箇所の状態を直接確認できるのか（現時点では、施工直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的）</li> <li>■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか</li> </ul>
		空洞閉塞材 (砕石等)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○瑞浪URLでは砕石で埋戻した坑底から地下水が上昇しており、砕石の埋戻しでは移流を制限できない可能性がある</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○地層処分分野の場合、坑道のレベル分けをして、重要部以外の坑道はバリア機能を求めず砕石で埋める考えもある（Keto et al., 2013）</li> <li>○領域区分の場合には止水プラグと併せた性能により低透水性を確保するという考え方があり（SKB, 2011）</li> </ul>	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>○低透水性を求めない区間やプラグとの併用により閉塞性能を確保するという考え方で使用が検討されている。</li> <li>○プラグ構成部材の一つであるフィルター層で砂・砕石等を使用する場合は、材料の粒径分布と（締固め）乾燥密度を指標としている例がある。</li> <li>○施工時の管理としては、既存の指針（例えば、日本道路協会, 2010）が参照可能</li> <li>■中深度処分（～百m程度）において適応できるか</li> <li>■坑道部の移流の影響に関する最適なモデル化・解析手法はあるか</li> </ul>

表 3-10 坑道閉塞に係る文献調査の結果（プラグ）

対象	移行経路	ケース	材料特性（透水性・膨潤性等）／施工性等	原位置環境での現象	時間変化	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	プラグ	力学プラグ	<p>○地層処分分野では、主に閉塞材の流出を防ぐ目的で設置されるプラグがあり、このプラグには閉鎖後の水理学的バリア機能は求めないこともある（SKB, 2010；Keto et al., 2013）</p> <p>○スウェーデンのKBS-3概念では、閉塞材を坑道に閉じ込めつつ水流や気流の発生を防ぐ目的で設置され、耐用年数は100年（SKB, 2010）</p> <p>○施工自体はトンネル構造部に関する事例が適用可能、BAPTやDomplu試験などで原位置施工事例あり</p> <p>○探鉱分野ではコンクリートのプラグで入り口を塞ぐのが、閉塞性能（低透水性）は要件として求められていない（公表事例が見当たらない）</p> <p>○プラグと岩盤との水密性を確保するためにはコンタクトグラウトが必要（White et al., 2016）</p> <p>○（プラグ近傍に水みちとなる割れ目が存在する場合）プラグで閉鎖された区間からプラグ周辺の岩盤中の割れ目を介した開放部への地下水の流出が生じる（林田, 2018）</p> <p>○岩盤とコンクリートくさびの隙間閉塞材の一部にベントナイトテープの適用が試みられた（White et al., 2016）</p>	<p>○ベントナイトへの影響を制限するために、低pHのコンクリートが必要（White et al., 2016）</p> <p>○低pH SCCの場合、実験現場の温度がコンクリートに影響を与えるため、地下で適切に管理することが必要（White et al., 2016）</p> <p>○吹き付けコンクリートについては、設置方法をよりよく理解するために複数法のテストを実施することが必要（White et al., 2016）</p> <p>○吹き付けコンクリート工法における鉄網の腐食に対応するためガラス繊維補強材の適用性を確認（White et al., 2016）</p>	<p>○水圧、膨潤圧によるひび割れを防ぐためのプラグ構成（フィルター層や遷移層）が検討されている（White et al., 2016）</p> <p>○補強材の腐食等による影響を避けるため無筋コンクリート構造の適用が検討されている（White et al., 2016）</p>	<p>○地層処分の分野では、各国の地質環境を想定した上で、低pHコンクリートの使用を前提とした開発が実施されている</p> <p>○実規模試験において、温度、全圧、ひずみ、変位、水圧、相対湿度データが取得されており、これらの計測技術は開発済みであることが確認されている</p> <p>■材料物性のみならず、施工方法も閉塞性能に影響を与える</p> <p>■ベントナイト系材料などの他の閉塞材に与える影響や水質に与える影響についての長期的な視点での評価が必要（人工バリアや天然バリアとも共通の課題）</p> <p>■坑道内の環境（湧水や温度）が施工品質に与える影響についての評価が必要</p> <p>■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い</p> <p>■設置後の状態を直接確認できるのか（現時点では、設置直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されるとすることが現実的）</p> <p>■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか</p>
		水理プラグ	<p>○粘土系材料とセメント系材料を組み合わせ、水理プラグを横切る地下水の流れを止める（SKB, 2010；Keto et al., 2013）</p> <p>○地層処分分野の原位置試験では、設置したプラグが水理バリア機能を発揮している（Grahm et al., 2015）</p> <p>○ベントナイト混合物の密度を高めるためには、標準のWH2ベレットではなく粉砕ベレットと組み合わせることで密度を高めることが必要（White et al., 2016）</p> <p>○ベレット設置では、オーガーを水平ではなく垂直に配置して密度を上げることが必要（White et al., 2016）</p> <p>○ベントナイト試験片の含水量がその膨潤圧および透水係数に有意な影響を及ぼさない（White et al., 2016）</p>	<p>○プラグのモニタリング用の有線センサーを伝う漏出があり課題として指摘（Grahm et al., 2015）</p> <p>○岩石の強度が低いと、プラグコンポーネントの加圧が岩石の破碎と周囲の岩盤の破壊につながり過度の水漏れにつながる可能性があるため、グラウトによる岩盤の強化が必要（White et al., 2016）</p> <p>○ベントナイトでギャップを膨潤させて埋める時間、およびベントナイトと実験セル壁との接触での圧力上昇の開始は、初期含水量が高い（および飽和度が高い）サンプルの場合、より長くなる（White et al., 2016）</p>	<p>○ベントナイトの飽和中の水力学および機械的プロセスを調査し、ベントナイト材料の飽和の数値モデルのその後のキャリブレーションのためのデータを導出（Vašiček et al. 2014）</p> <p>○数値モデリングによりプラグ設計の構造性能を評価（Rautioaho et al., 2016）</p>	<p>○地上モックアップ試験（FSS）では膨潤圧－乾燥密度、透水係数－乾燥密度の関係から、ベントナイト設置時の管理指標をベントナイトの乾燥密度としている</p> <p>○実規模試験により水理プラグにより坑道内の移流を抑制できる見通しが得られている</p> <p>■管理指標は乾燥密度だけで良いか。設置直後の埋戻し材に含まれる初期気相が閉塞性能に影響を与えないか（初期気相量（初期含水比）の制御は必要か）</p> <p>■材料の形状（ベレット、圧縮ブロック、混練り）や施工方法（吹付工法、原位置転圧）によって、飽和時の挙動が異なる可能性がある</p> <p>■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い</p> <p>■設置後の状態を直接確認できるのか（現時点では、設置直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されるとすることが現実的）</p> <p>■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか</p> <p>■湧水環境下では施工直後からベントナイトが膨潤するため、不均質な締固め（密度）状態となる可能性がある</p>

表 3-11 坑道閉塞に係る文献調査の結果 (EDZ/支保工/岩盤)

対象	移行経路	ケース	材料特性 (透水性・膨潤性等) / 施工性等	原位置環境での現象	時間変化	活用できる知見(○)と課題(■)
坑道(空洞部)周辺	EDZ	短絡経路としての重要度が低い	○地層処分分野 (スウェーデン) では、EDZの効果は限定的で重要度は他の移行経路と比較して低いと評価 (SKB, 2010)		○地層処分分野 (フランス) では、EDZを考慮しつつシール材が全喪失したと仮定しても主要な核種移行経路は母岩であるという解析結果もある (ANDRA, 2005)	○EDZは短絡経路として評価されている (短絡経路として評価する必要はない、という結論ではない) ■ALARAの原則に則ると「EDZを短絡経路として評価しない」ことは考えにくい
		短絡経路として重要	○結晶質岩地域では厚さが数cm～数mの範囲で透水係数が2-3オーダー上昇、堆積岩地域では、厚さが数～数十mの範囲で透水係数が最大6オーダー上昇 (Tsang et al., 2005) ○堆積岩地域ではおよそ1オーダー/年の速さでEDZのself-sealingが見込まれるが結晶質岩では生じない (Tsang et al., 2005) ○水理プラグにより坑道軸方向の連続性の遮断を確認 (Chandler et al., 2002) ○ペントナイトグラウトを用いたEDZ修復の検討事例 (Börgesson et al., 1991; 西垣ほか, 2005; 小早川・伊藤, 2007) ○母岩に放射状の切り込みを掘削し、掘削損傷ゾーン (EDZ) をシール内のペントナイト材料によって遮るコンセプトが提案されている (ANDRA, 2005)	○掘削方法で発生規模が大きく異なり、ダイヤモンドソーでEDZの発生を抑制可能 (Graham & Karlzén, 2015) ○ダイヤモンドソーやウォータージェット工法等でEDZが生じないように岩盤を切削して水理プラグを打設することでEDZを介した地下水流動を止める方法の提案 (Martino et al., 2006) ○EDZの規模を小さくする試みとして、2段階発破が試みられている (最初にトンネル中央の孔を発破し、次に周囲の孔を発破) (Graham et al., 2015) ○EDZをウェッジアンドグラインド方式で効果的に削除できた事例 (White et al., 2016)	○幌延の堆積岩では、2年間の観測ではEDZの透水係数は変化せず、掘削時の状態が維持 (青柳ほか, 2017)	○EDZの測定が目的の原位置試験は報告がある (例えば幌延: 青柳ほか, 2017) ○EDZを貫通するスロットにプラグを設置することで、EDZによる短絡経路を分断することが考えられている ○実規模試験により水理プラグにより坑道内の移流を抑制できる見通しが得られている ■EDZの重要性がどの程度あるのか (例えば、EDZが地下水流動、核種移行に与える影響は、地下水の流動方向と坑道の軸方向の関係で異なると考えられる) ■孔壁ごく近傍 (壁面から数cmの範囲、横向き、上向き) のEDZの調査は困難 ■堆積岩や粘土層の場合は自己閉塞する可能性がある指摘されている (地質による) ■EDZが地下水流動、核種移行に与える影響は、地下水の流動方向と坑道の軸方向の関係で異なる可能性がある
	支保工(吹付コンクリート、グラウト、H鋼などの金属材料)	支保工が無いor撤去	坑道空洞部と同様	坑道空洞部と同様	坑道空洞部と同様	■坑道閉鎖作業において安全上の必要がある場合は支保工が排除できない場合がある
支保工一閉塞材間・支保工-岩盤間の接触部	○コンクリートドリフトライニングを完全にまたは部分的に除去することで、膨潤した粘土系埋戻し材が母岩と直接接触し、ライニング内およびペントナイトと母岩との界面に沿った潜在的な流路を密閉するとしたコンセプトが提案されている (ANDRA, 2005) ○支保工内に裏面排水材を設置した場合は水みちとして残置される	○セメント材料の溶脱による透水性の低下や地下水の高pH化が想定される (電事連・サイクル機構, 2005など)	○地層処分分野における解析では、支保工の透水係数を上げると水みち化する可能性を指摘 (杉田ほか, 2004)	○EDZと同様に、水理プラグにより坑道内の移流を抑制できると見込まれている ○除去できれば、移行経路そのものが除去できることとなる ■支保工を残置する場合は、長期的な変質や透水性の変化 (増加) を考慮した止水・埋戻し方法を検討する必要がある		
グラウト	○ペントナイトグラウトによりセメントの溶脱と地下水の高pH化を防止	○坑道内における作業の安全性のためにグラウトの使用を想定 (White et al., 2016; 幌延URLや瑞浪URL)	○セメントグラウトの溶脱による地下水のアルカリ化が懸念	○実規模試験における力学プラグ開発の一環としてコンタクトグラウトの適用性が評価されている ■坑道掘削、維持管理のための湧水対策として実施されたグラウトについては、他の材料への影響や水質に与える影響が懸念される ■坑道開放部が存在する条件でのペントナイトグラウトは坑道への流出が懸念される ■ペントナイトグラウトについて原位置でその効果を確認された事例は少ない		
岩盤	帯水層 (割れ目帯)	帯水層水みちとなる割れ目帯	○水理プラグにより坑道と帯水層の連続性を分断し、坑道に沿う地下水流動を制限 (1および2の設置位置の根拠)		○岩盤の地質・水理特性の変化は閉塞ではなく安全評価のターゲット	○閉鎖の対象となる帯水層や割れ目帯は坑道閉鎖の概念設計において設定されている

### 3.2.4.3 坑道閉塞の確認項目／閉塞方法

欧州委員会（EC）の作業プログラムとして実施された、坑道閉鎖におけるプラグとシールの本格的なデモンストレーションプロジェクト（The Full-Scale Demonstration of Plugs and Seals (DOPAS)）では、閉鎖坑道の様々な構成要素とその配置方法、各要素に使用される材料のタイプ（コンクリート、ベントナイト、碎石など）を含む処分場構造の一般的なレイアウトを定性的に示す概念設計、概念設計の各要素をジオメトリと材料特性のおおよその定量的仕様によって示される基本設計、実際の地質環境下で概念を構築できるよう詳細な仕様を提示する詳細設計といった段階的な設計手順を経て、坑道閉鎖を行うことが前提とされている。

我が国においても同様な設計手順で事業が進められる可能性はあるが、本事業では、これらの設計段階をまとめて『計画立案』とした。

閉塞作業は処分坑道を隔離する壁から坑口に向かい順次進められること、坑道と交差する帯水層や透水性の高い水みちを挟むように水理プラグを設置すること、人工バリアや閉塞材の流出を防止するための力学プラグを設置することを想定した。

坑道閉塞手順の大まかな流れは以下のとおり。

- A) 事前調査（坑道及び周辺の情報の収集）
  - ・ 坑道掘削時および坑道閉鎖開始前の地層分布、透水係数、湧水量、水圧分布、水圧応答等の水理地質データ
  - ・ 閉鎖措置開始前の坑道および周辺の状態（湧水地点、EDZの分布など）
  - ・ 支保工を含む残置される設備類
- B) 計画立案（想定される移行経路の評価、坑道部の透水性を設定し、閉塞計画を策定）
  - ・ 閉鎖期間終了時の坑道の状態を想定し、坑道埋戻しに係る設計を実施
  - ・ 設計に基づく作業手順を立案
- C) 閉塞作業  
（事前準備作業）
  - ・ 坑道内設備の撤去、支保工の撤去
  - ・ プラグ設置位置の拡幅
  - ・ 上記の実績を踏まえ、必要に応じた計画の見直し（現実的には、計画立案時に想定しきれなかったさまざまな現象が生じ得るため、閉塞作業中に生じた現象を踏まえた計画の見直しが必要になると想定される）  
（坑道閉塞作業）
  - ・ 閉塞材、プラグの設置
  - ・ 埋戻し箇所の閉塞性能の確認
- D) 閉塞後の閉塞性能確認
  - ・ 坑道全体を閉塞後、適切に閉塞されたことを確認

本事業では、各作業手順において想定される事業者が実施内容について、規制機関が実施する内容を整理した。結果を以下に示す。

## A) 事前調査

事業者が実施すると想定される実施内容は以下のとおり。

- ✓ 坑道周辺の地質・水理・地球化学の情報を取得する。
  - ・ 計画立案のためには、EDZ を含む坑道直近の状態や支保工の状態だけでなく、その周辺を含めた地下水流動系の理解や断層の卓越方向の把握などが必要。
  - ・ 坑道空洞部が開放された状態で長時間経過すると、坑道周辺の水圧低下により、湧水は減少すると想定される。坑道掘削直後に湧水が確認され、時間経過に伴い湧水が減少あるいは認められなくなった水みちについては、坑道閉鎖による水圧回復により湧水も回復することが想定される。よって、坑道閉鎖措置直前の坑内環境のみならず、坑道掘削時からの経時変化についても情報を取得する必要がある。
- 坑道（全体、区間）の透水性や収着性（核種移行の遅延を期待する場合）を設定する
  - ・ 閉鎖坑道を構成する閉塞材、プラグ、グラウト等の要件（透水性・収着性等）を設定する。

規制機関は、事業者が整理したデータ（具体的な項目は表に記載）を確認し、計画立案の根拠となるデータが取得されていることを確認する。確認項目とその内容、確認方法を表 3-12 に示す。

表 3-12 事前調査段階での確認項目と想定される確認方法

【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
①【坑道周辺の調査結果】 →EDZの分布や坑道湧水地点を把握している →残置する支保工の状態を把握している →周辺地域を含めて、原位置の環境を事前に把握している（地下水流動系の理解、断層の卓越方向、EDZの性状など、坑道周辺および対象地域全体の状況を理解している必要がある） ②【坑道閉塞部の透水性の設定根拠】 →坑道を短絡経路化させないために必要な透水性を設定した根拠を示してある（坑道全体を一様に閉塞するわけではないため、「区間」（高透水部、低透水部など）と「全体」の双方で、どのように透水性を発揮させるか・維持させるかを検討する必要がある）	①以下の項目を把握していることを確認； 【地質】地層、割れ目分布（壁面観察、坑道から掘削されたボーリング孔のコア観察・BTV/BHTV） 【水理】水圧分布（坑道および周辺での水圧モニタリング・間隙水圧測定）、岩盤の透水係数（原位置水理試験/物理探査/室内透水試験）、水みちの位置と水みちの透水係数（壁面観察、湧水量測定、ボーリング孔での流体検層、原位置水理試験）、区間毎の水圧応答の有無（坑道および周辺での坑道掘削時水圧モニタリング、原位置水理試験） 【地球化学】地下水の水質、物理化学パラメータ（坑道湧水、坑道内、坑道周辺ボーリング孔での地下水の採水・分析） 【坑道内設備の状況】支保工の健全性（特に、支保工と岩盤の隙間の有無） ②天然バリアの機能を損ねない坑道（全体/区間）の透水性の根拠を明示する地下水流動解析、粒子追跡解析、核種移行解析等の結果の確認	○地層処分野における地質環境調査や土木分野におけるトンネル建設/維持管理において、①の知見が蓄積されている（地層処分野については、東濃・幌延をはじめ、NagraやSKBなど国内外にて事例あり） ■ALARAの原則に則ると、②は科学的に最も可能性が高い状態とすることで良いか

## B) 計画立案

事業者が実施すると想定される内容は以下のとおり。

- ✓ 移行経路を抽出・評価する。
  - ・ 考慮すべき移行経路を抽出する。例えば、「支保工が残置される坑道空洞部」を閉塞

する場合、考慮すべき移行経路は「空洞部・支保工・EDZ・岩盤」であり、「閉塞材の流出を抑制する区間（支保工撤去済み）」を閉塞する場合は、「空洞部・力学プラグ」となる。

- ✓ 閉塞部の透水性を設定する。
  - ・ 坑道を短絡経路化させないことを目的とし、閉鎖後の坑道の透水性を設定する。ボーリング孔閉塞と同様に、透水性を岩盤と同程度以下とする場合と、短絡経路化が生じない（天然バリアの機能を損なわない）透水性とする場合が考えられる。
  - ・ 坑道閉鎖期間中に人工バリアから異常な放射性物質の漏洩が生じた場合において、坑道を介した放射性物質の移行拡大を抑制するために必要となる坑道閉塞部の透水性を設定する。
- ✓ 作業手順と閉塞完了後のレイアウトを立案する。
  - ・ 支保工の撤去・残置の可否、坑道湧水地点やEDZの分布を踏まえて手順を構築する（表 3-15）。
  - ・ 坑道全体を一様に閉塞しないと想定されるため、閉塞区間と坑道全体の両方において透水性を發揮・維持させる方法を検討する。
  - ・ 閉塞材やプラグが計画どおりに閉塞性能を發揮していることを確認する方法を作業手順の中に盛り込む。
  - ・ 超長期（万年スケール）の閉塞性能の維持が見込まれることを示す。

規制機関は、事業者が(1)で整理したデータを計画立案の根拠とし、抽出された移行経路の妥当性、それらが閉塞作業後に短絡経路化しないと事業者が考える根拠、閉塞性能の評価方法（例えば後述する施工の品質管理結果を代替する）、超長期（万年スケール）の閉塞性能の時間変化とその対策を確認する。詳細を表 3-13、表 3-14 に示す。

### C) 閉鎖作業中

事業者が実施すると想定される内容は以下のとおり。

- ✓ 坑道内設備、支保工の撤去
  - ・ 閉鎖作業を実施するためには、不要となる資機材類を撤去する必要がある。
  - ・ 作業における安全確保のため、支保工を残置せざるを得ない場合が想定される。
  - ・ 坑内から掘削されたボーリング孔については、ボーリング孔閉塞手順に基づき措置を実施する。
- ✓ プラグ設置位置の坑道の拡幅
  - ・ 水理プラグは水密性が求められるため、支保工、EDZの移行経路化の抑制を考慮して坑道の拡幅範囲を設定することが想定される。
  - ・ 力学プラグについては必ずしも水密性が求められないが、プラグの移動抑制の観点から設置位置を拡幅することが想定される。
  - ・ 坑道の拡幅によるEDZの発生・拡大を抑制できる工法を選定する必要がある。
- ✓ これまでの結果を踏まえた計画の見直し



- ・ 閉塞作業を実施することで、事前調査では得られなかった新たな情報が取得される。例えば、空洞部の埋戻しにより埋戻し済区間および周辺岩盤の水圧や坑道湧水量の変化が生じると想定される。これらの情報により、計画立案時には想定していなかった状態変化が確認された場合は、新たな情報を追加し計画を見直す必要がある。
- ・ 場合によっては、プラグ設置位置の変更やプラグの追加等の埋戻しレイアウトの見直しや閉塞材の変更、埋戻し工法の変更などが必要。
- ✓ 閉塞材・プラグの設置
  - ・ 撤去予定の支保工を残置することとなった場合は、残置する支保工の短絡経路化の影響を評価し、追加措置（例えば、プラグの追加）が必要となる場合が想定される。
  - ・ コンクリートプラグにおいては、コンクリート打ち重ね部周辺に脆弱部が生じ必要な閉塞性能が確保できなくなる場合があるため<sup>(79)</sup>、コンクリート搬送設備のトラブルによる作業中断時の対応を事前に想定しておく必要がある。
  - ・ 湧水環境の坑道においては、湧水により閉塞材やプラグの機能低下が生じる可能性が想定される。例えば、湧水環境下においてNa型ベントナイトを使用した場合、敷設直後から湧水による膨潤が始まり局所的な密度低下が生じる、セメント系材料については湧水により局所的に水セメント比が大きくなりセメント構造物の機能が低下する、ことなどが想定される。
- ✓ 閉塞材・プラグの閉塞性能の確認
  - ・ 全て閉塞し終わった後で、閉塞区間の閉塞性能を確認することは困難。閉塞作業に先立ち、あるいは閉鎖作業の途中段階で、閉塞材、プラグなどの性能確認試験を実施すると想定される。

規制機関は、作業記録や計画見直しの結果から、以下の項目が適切に検討、実施されていることを確認する。詳細を表 3-16～表 3-18 に示す。

- ✓ 空洞部、閉塞材：空洞部が短絡経路化しないよう埋戻されていること、現場サンプリング試料を用いた室内試験を実施し、使用された材料の品質、埋戻し状況（例えば締固め密度）が確認されていること、容易に立ち入ることができないよう措置が講じられていること。
- ✓ プラグ：閉塞材の流出抑制、閉塞材で充填された坑道空洞部での地下水、放射性物質の移動抑制、EDZ／支保工の経路短絡化の分断、坑道と交差する帯水層や水みちと坑道との短絡経路化の遮断を目的とした適切な位置にプラグが設置されていること、現場サンプリング試料を用いた室内試験を実施し、により使用された材料の品質、プラグの施工状況（コンクリートプラグの強度や水理プラグの一部である粘土プラグの締固め密度など）が確認されていること。
- ✓ EDZ、支保工：計画どおり支保工が撤去されていること、残置された支保工およびEDZについて数値解析により短絡経路化の重要度を評価し、対策の必要性があると判断され場合は水理プラグ設置等の対策を実施していること。ただし、原位置でのEDZの評価方法は課題となっている。

- ✓ 岩盤：各移行経路の特性（短絡経路化）に基づき、異なる複数の帯水層同士や帯水層と地表を連続させないよう埋戻し作業が完了したこと。周辺に別のモニタリング孔が存在し、その観測結果から当該孔の閉塞性能を間接的に評価できると想定される場合は、観測結果から判断していること。

#### D) 閉塞後

坑道とボーリング孔観測区間との水理学的連続性が明らかになっている場合は、周辺のモニタリング孔の結果が坑道内の冠水状況を示す間接的な判断指標となる可能性はあるが、現時点においては合理的に達成可能な方法が想定されない。この点は3.2.3のボーリング孔の閉塞と同様であり、今後の物理探査手法の高度化や無線モニタリング技術の開発が進むことで、必要なデータを取得できるようになる可能性がある。詳細を表 3-19 に示す。

表 3-13 計画立案段階での確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	空洞部	閉塞しない	①【地下水の流動経路と地上への到達速度の解析結果】 →開放状態でも坑道が短絡経路化しないと評価されている	①事前に粒子追跡法などによる解析を実施し、坑道空洞部が放射性核種の短絡経路にならないと結論づけていることを確認 ①結論に至る過程が妥当であること（例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切かどうか）を確認	■ALARAの原則に則ると「閉塞しない」ことは考えにくい ■事例は地層処分の深度（数百m）の解析結果であり、中深度処分（～百m程度）に適応するのは妥当か ■坑道部の短絡経路化に関する最適なモデル化・解析手法はあるか
	埋戻し部	空洞閉塞材 （粘土・ベントナイト系材料）	①【閉塞材の物性の予測値】 →閉塞した坑道の透水性、膨潤性、吸着性が閉塞の条件を満たすことが予測されている（区間ごと＋全体） ②【閉塞性能の時間変化の予測】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで短絡経路にならないような設計がなされている ③【施工方法】 →埋戻し作業中の坑道内および坑道周辺の環境を想定し、施工管理可能な方法であることが示されている	①坑道内に配置した閉塞材の透水性や膨潤性の予測結果が、閉塞の要件を満たす設計としていることを確認 ②埋戻し後の坑道内の環境（セメント系材料や地下水水質の変化の影響を含む）から想定される閉塞材の変質とその透水性の変化の予測結果が、閉塞性能に支障ないことを確認 ①、②予測結果に至る過程が妥当であること（例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切かどうか）を確認 ③指針（例えば、日本道路協会、2010）に基づいた施工方法が選択されているか（指針がある場合） ③実規模試験等により、施工方法および施工時の管理方法が示されていることを確認（指針がない場合）	○ベントナイト系閉塞材の物性に係る室内試験の報告は多数あり ○各国の処分概念に基づく（あるいは処分概念の構築を目的とする）実規模試験等において、材料特性の確認や施工方法の適用性が確認されている ■使用される材料、配合などの材料物性のみならず、施工方法によっても施工状態（例えば、埋戻されたベントナイト系材料の乾燥密度）は異なる ■諸外国の実規模試験結果を、異なる地質環境条件の下で適用できるのか。
	埋戻し部	空洞閉塞材 （セメント系材料）	①【材料の透水性の予測結果】 →閉塞した坑道の透水性が閉塞の条件を満たすことが予測されている（区間ごと＋全体） ②【閉塞性能の時間変化の予測】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで短絡経路にならないような設計がなされている →長期の閉塞性能が求められない場合は、閉塞性能が必要な期間、短絡経路にならないような設計がなされている ③【施工方法】 →埋戻し作業中の坑道内および坑道周辺の環境を想定し、施工管理可能な方法であることが示されている	①坑道内に配置した閉塞材の透水性の予測結果が閉塞の要件を満たす設計としていることを確認 ②埋戻し後の坑道内の環境から（ベントナイト系材料や地下水水質に与える影響を含む）から、坑道空洞部の透水性の変化予測結果が、閉塞性能に支障がないことを確認 ①、②予測結果に至る過程が妥当であること（例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切かどうか）を確認 ③指針（例えば、土木学会、2017）に基づいた施工方法が選択されているか（指針がある場合） ③実規模試験等により、施工方法および施工時の管理方法が示されていることを確認（指針がない場合）	○破砕部や割れ目帯部以外では空洞閉塞材としてのセメントの適用は検討されていない ○地層処分分野では、多くの場合、坑道空洞部の閉塞材ではなくプラグの一部として、セメントの使用が想定されている ■数百年を超える時間スケールを想定した設計・施工基準はない ■（セメント系材料単体で）万年オーダーで閉塞性能を維持できるか ■ベントナイト系材料などの他の閉塞材料に与える影響や水質に与える影響についての長期的な視点での評価が必要（人工バリアや天然バリアの成果を活用可能か）
埋戻し部	空洞閉塞材 （碎石等）	①【閉塞性能の時間変化の予測結果】 →時間経過に伴う性能の変化を予測し、万年オーダー（長期の性能が求められない場合は必要な期間）で処分コンセプトにおける機能を維持するような設計がなされている ②【施工方法】 →埋戻し作業中の坑道内および坑道周辺の環境を想定し、施工管理可能な方法であることが示されている	①埋戻し後の坑道内の環境（セメント系材料や地下水水質の変化の影響を含む）から想定される閉塞材の変化（例えば、材料が消失し空洞が生じないかなど）を予測し、閉塞性能に支障ないことを確認 ①予測結果に至る過程が妥当であること（例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切かどうか）を確認 ②指針（例えば、日本道路協会、2010）に基づいた施工方法が選択されているか（指針がある場合） ②実規模試験等により、施工方法および施工時の管理方法が示されていることを確認（指針がない場合）	○低透水性を求めない区間やプラグとの併用により閉塞性能を確保するという考え方で使用が検討されている。 ○プラグ構成部材の一つであるフィルター層で砂・碎石等を使用する場合は、材料の粒径分布と（締め固め）乾燥密度を指標としている例がある ■中深度処分（～百m程度）において適応するのは妥当か ■坑道部の移流の影響に関する最適なモデル化・解析手法はあるか	

表 3-14 計画立案段階での確認項目と想定される確認方法（プラグ）

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	プラグ	力学プラグ	<p>①【設置位置】</p> <p>→設置位置として適切な場所が選定されている</p> <p>②【物性の予測値】</p> <p>→プラグの強度が閉塞の条件を満たすことが予測されている</p> <p>→プラグ（あるいはプラグ設置後の閉塞した坑道）の透水性が閉塞の条件を満たすことが予測されている（閉塞性能として止水性、収着性が求められている場合）</p> <p>③【閉塞性能の時間変化の予測】</p> <p>→時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、必要な期間中に短絡経路にならないような設計がなされている</p> <p>④【施工方法】</p> <p>→埋戻し作業中の坑道内および坑道周辺の環境を想定し、施工管理可能な方法であることが示されている</p>	<p>①壁面観察等の結果に基づき、水みちとなり得る割れ目を避けて設置位置が決められていることを確認</p> <p>②坑道内に配置した力学プラグの力学特性や透水性の予測値が、閉塞の要件を満たしていることを確認</p> <p>②プラグの強度は、地山圧、埋戻し材の土圧・膨潤圧、水圧を考慮して設定されていることを確認</p> <p>②指針（例えば、土木学会，2017）に基づいて設計されていることを確認（参照する指針がある場合）</p> <p>②実規模試験等の結果を参照して設計が実施されていることを確認（参照する指針がない場合）</p> <p>③埋戻し後の坑道内の環境から（ベントナイト系材料や地下水水質に与える影響を含む）から、坑道空洞部の透水性の変化を予測し、閉塞性能に支障がないことを確認</p> <p>④指針（例えば、土木学会，2017）に基づいた施工方法が選択されているか（指針がある場合）</p> <p>④実規模試験等により、施工方法および施工時の管理方法が示されていることを確認（指針がない場合）</p>	<p>○地層処分の分野では、各国の地質環境を想定した上で、低pHコンクリートの使用を前提とした開発が実施されている</p> <p>■材料物性のみならず、施工方法も閉塞性能に影響を与える</p> <p>■ベントナイト系材料などの他の閉塞材料に与える影響や水質に与える影響についての長期的な視点での評価が必要（人工バリアや天然バリアとも共通の課題）</p> <p>■坑道内の環境（湧水や温度）が施工品質に与える影響についての評価が必要</p>
		水理プラグ	<p>①【設置位置】</p> <p>→設置位置として適切な場所が選定されている</p> <p>②【閉塞材の物性の予測値】</p> <p>→プラグ（あるいは閉塞した坑道）の透水性、膨潤性が閉塞の条件を満たすことが予測されている</p> <p>③【閉塞性能の時間変化の予測】</p> <p>→時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで短絡経路にならないような設計がなされている</p> <p>④【施工方法】</p> <p>→埋戻し作業中の坑道内および坑道周辺の環境を想定し、施工管理可能な方法であることが示されている</p>	<p>①壁面観察等の結果に基づき、水みちとなり得る割れ目を避けて設置位置が決められていることを確認</p> <p>②坑道内に配置した水理プラグの透水性や膨潤性の予測値が、閉塞の要件を満たしていることを確認</p> <p>③埋戻し後の坑道内の環境（セメント系材料や地下水水質の変化の影響を含む）から想定される閉塞材の変質とその透水性、膨潤性の変化を予測し、閉塞性能に支障がないことを確認</p> <p>④指針（例えば日本道路協会，2010）に基づいた施工方法が選択されているか（指針がある場合）</p> <p>④実規模試験等により、施工方法および施工時の管理方法が示されていることを確認（指針がない場合）</p>	<p>○地上モックアップ試験（FSS）では膨潤圧－乾燥密度、透水係数－乾燥密度の関係から、ベントナイト定置時の管理指標をベントナイトの乾燥密度としている</p> <p>■管理指標は乾燥密度だけで良いか、設置直後の埋戻し材に含まれる初期気相が閉塞性能に影響を与えないか（初期気相量（初期含水比）の制御は必要か）</p> <p>■材料の形状（ペレット、圧縮ブロック、混練り）や施工方法（吹付工法、原位置転圧）によって、飽和時の挙動が異なる可能性がある</p>

表 3-15 計画立案段階での確認項目と想定される確認方法 (EDZ/支保工/岩盤)

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
坑道(空洞部)周辺	EDZ	短絡経路としての重要度が低い	—	—	○EDZは短絡経路として評価されている(短絡経路として評価する必要はない、という結論ではない) ■ALARAの原則に則ると「EDZを短絡経路として評価しない」とは考えにくい
		短絡経路として重要	①【EDZの評価結果】 →EDZの間隙率や透水係数、EDZの範囲を把握している ②【EDZを踏まえた事前解析の結果】 →EDZの有無が地下水流動に与える影響を把握している ③【施工方法】 →プラグを設置する場所(スロット)の掘削において、選択された工法でのEDZの発生が把握されている	①坑道周辺の調査により、EDZの幅や透水係数などの特性が把握されていることを確認 ①再冠水による空洞部の過度な圧力上昇(例えば、ペントナイト系材料の膨潤圧上昇)などEDZを進展させるおそれがないことを確認 ②EDZの存在を考慮して水理解析を実施し、EDZが短絡経路として機能している程度を確認(著しい短絡経路と想定される場合は、その結果を踏まえて対策を施す計画になっていることを確認) ③EDZの発生が抑制される掘削工法であることを確認	○EDZの測定が目的の原位置試験は報告がある(例えば幌延:青柳ほか,2017)が、BDZの原位置試験の事例が見当たらない ○EDZを貫通するスロットにプラグを設置することで、EDZによる短絡経路を分断することが考えられている ○実規模試験により水理プラグにより坑道内の移流を抑制できる見通しが得られている ■EDZの重要性がどの程度あるのか(例えば、EDZが地下水流動、核種移行に与える影響は、地下水の流動方向と坑道の軸方向の関係で異なると考えらえる) ■孔壁ごく近傍(壁面から数十cmの範囲)のEDZの調査は困難 ■堆積岩や粘土層の場合は自己閉塞する可能性がある指摘されている ■ペントナイトグラウトを用いたEDZ修復の検討事例はあるが、原位置でその効果を確認された事例は少ない
	支保工(吹付コンクリート、グラウト、H鋼などの金属材料)	無いor撤去	坑道空洞部と同様	坑道空洞部と同様	■作業時に安全上のある場合は支保工が排除できない場合がある
		支保工—閉塞材間・支保工—岩盤間の接触部	①【除去状況の確認】 →完全または部分的に除去できることを確認している ②【閉塞方法】 →支保工が残置されている箇所は力学プラグ、水理プラグ、支保工が除去されている箇所は坑道空洞部と同様	①安全上の観点のみならず、坑道閉鎖の観点からも除去できるかどうかを検討されていることを確認 ②支保工が残置されている箇所は力学プラグ、水理プラグ、支保工が除去されている箇所は坑道空洞部と同様	○EDZと同様に、水理プラグにより坑道内の移流を抑制できると見込まれている ○除去できれば、移行経路そのものが除去できることとなる ■支保工を残置する場合は、長期的な変質や透水性の変化(増加)を考慮した止水・埋戻し方法を検討する必要がある
		グラウト	①【閉塞材の物性の予測値】 →透水性、収着性が閉塞の条件を満たすことが予測されている(閉塞性能として止水性、収着性が求められている場合) ②【閉塞性能の時間変化の予測】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、必要な期間中に短絡経路にならないような設計がなされている	①グラウト部の透水性を予測値が、閉塞の要件を満たす設計としていることを確認 ②坑道内の環境から(埋戻し材料やプラグ、地下水水質に与える影響を含む)から、坑道空洞部の透水性の変化を予測し、閉塞性能に支障がないことを確認	○実規模試験における力学プラグ開発の一環としてコンタクトグラウトの適用性が評価されている ■坑道掘削、維持管理のための湧水対策として実施されたグラウトについては、他の材料への影響や水質に与える影響が懸念される ■坑道開放部が存在する条件でのペントナイトグラウトは坑道への流出が懸念される ■ペントナイトグラウトについて原位置でその効果を確認された事例は少ない
岩盤	帯水層(割れ目帯)	帯水層 水みちとなる割れ目帯	①【水理地質構造モデルの妥当性】 →地質環境調査と建設・操業モニタリングの結果を踏まえた帯水層や割れ目帯の分布・水理特性の妥当性 ②【プラグ設置位置の妥当性】 →坑道を介した帯水層間の地下水の混合の影響が予測されている	①水圧・水質モニタリングや原位置試験の結果から推定された帯水層の連続性と、それを踏まえた水理地質構造モデルによる施設の建設操業影響の実測値と水理解析結果から、坑道閉鎖後の地質環境の変化の解釈結果の妥当性を判断していることを確認する ②帯水層と坑道との地下水循環(例えば、浅部の帯水層と坑道深部の地下水の混合)が抑制できる深度にプラグ設置位置が設定されていることを確認する	○閉鎖の対象となる帯水層や割れ目帯は坑道閉鎖の概念設計において設定されている

表 3-16 作業段階での確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	閉塞しない	空洞部	-	-	-
	埋戻し部	空洞閉塞材 (粘土・ベントナイト系材料)	①【材料の配置位置や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおり、閉塞材の閉塞性能が発揮できるよう施工されていること ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②作業記録（材料の投入量や定置深度の管理）、施工現場で採取した試料での室内試験結果の確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○埋戻し施工時の締固め密度や施工直後の透水系集は、原位置サンプリング試料を用いた室内試験により確認可能 ○施工時の管理としては、既存の指針（例えば、日本道路協会、2010）が参照可能 ■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い ■埋戻し済み箇所の状態を直接確認できるか（現時点では、施工直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的） ■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か
		空洞閉塞材 (セメント系材料)	①【材料の配置位置や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおり、閉塞材の閉塞性能が発揮できるよう施工されていること ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②作業記録（コンクリート打設量や定置位置の管理）、施工現場で採取した試料での室内試験結果の確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○施工時の管理としては、一般的なコンクリート構造物の施工管理方法が参照可能（例えば、土木学会、2017） ■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い ■埋戻し済み箇所の状態を直接確認できるか（現時点では、施工直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的） ■（地質環境、坑道内の環境が異なる）諸外国の実規模試験結果は適用できるのか ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か
		空洞閉塞材 (砕石等)	①【材料の配置位置や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおり、閉塞材の性能が発揮できるよう施工されていること ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②作業記録（材料の投入量や定置深度の管理）、施工現場で採取した試料での室内試験結果の確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○低透水性を求めない区間やプラグとの併用により閉塞性能を確保するという考え方で使用が検討されている。 ○プラグ構成部材の一つであるフィルター層で砂・砕石等を使用する場合は、材料の粒径分布と（締固め）乾燥密度を指標としている例がある。 ○施工時の管理としては、既存の指針（例えば、日本道路協会、2010）が参照可能 ■中深度処分（～百m程度）において適応するのは妥当か ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か



表 3-17 作業段階での確認項目と想定される確認方法（プラグ）

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
空洞部	プラグ	力学プラグ	①【材料の配置位置や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおり、閉塞材の性能が発揮できるように施工されていること ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②作業記録（材料の配合、投入量、設置位置など）、施工現場で採取した試料での室内試験結果（スランプ、強度等）の確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○実規模試験において、温度、全圧、ひずみ、変位、水圧、相対湿度データが取得されており、これらの計測技術は開発済みであることが確認されている ■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い ■設置後の状態を直接確認できるのか（現時点では、設置直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的） ■地質環境、坑道内の環境が異なる諸外国の実規模試験の結果を直接参照できるのか ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か
		水理プラグ	①【材料の配置位置や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおり、閉塞材の性能が発揮できるように施工されていること ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②作業記録（材料の配合、投入量、設置位置など）、施工現場で採取した試料での室内試験結果（透水係数、膨潤圧）の確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○実規模試験により水理プラグにより坑道内の移流を抑制できる見通しが得られている ■有線センサーを利用した計測は、閉塞材の流出を促進する可能性が高い ■設置後の状態を直接確認できるのか（現時点では、設置直後の状態の確認結果から、間接的に、想定する機能が発揮されることが現実的） ■地質環境、坑道内の環境が異なる諸外国の実規模試験の結果を直接参照できるのか ■湧水環境下では施工直後からベントナイトが膨潤するため、不均質な締固め（密度）状態となる可能性がある ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か

表 3-18 作業段階での確認項目と想定される確認方法 (EDZ/支保工/岩盤)

対象	移行経路	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
坑道(空洞部)周辺	EDZ	短絡経路としての重要度が低い	—	—	○EDZは短絡経路として評価されている(短絡経路として評価する必要はないという結論ではない) ■ALARAの原則に則ると「EDZを短絡経路として評価しない」ことは考えにくい
		短絡経路として重要	①【坑道掘削時の品質管理の結果】 ②【プラグ施工の品質管理の結果】 →力学プラグ、水理プラグと同様	①施工記録や掘削時の壁面観察等により掘削断面の形状が計画通りであることを確認 ②力学プラグ、水理プラグと同様	○EDZの測定が目的の原位置試験は報告がある(例えば幌延:青柳ほか,2017) ○EDZを貫通するスロットにプラグを設置することで、EDZによる短絡経路を分断することが考えられている ○実規模試験により水理プラグにより坑道内の移流を抑制できる見通しが得られている ■EDZの重要性がどの程度あるか ■孔壁ごく近傍(横向き、上向き)のEDZの調査は困難 ■堆積岩や粘土層の場合は自己閉塞する可能性がある指摘されている(地質による) ■ベントナイトグラウトを用いたEDZ修復の検討事例はあるが、原位置で効果を確認した事例は少ない ■EDZが地下水流動、核種移行に与える影響は、地下水の流動方向と坑道の軸方向の関係で異なる可能性がある
支保工	支保工	支保工が無いor撤去	坑道空洞部と同様	坑道空洞部と同様	■坑道閉鎖作業において安全上の必要がある場合は支保工が排除できない場合がある
		支保工—閉塞材間・支保工—岩盤間の接触部	支保工が除去されている箇所は力学プラグ、水理プラグ、支保工が残置されている場合は坑道空洞部と同様	支保工が除去されている箇所は力学プラグ、水理プラグ、支保工が残置されている場合は坑道空洞部と同様	○EDZと同様に、水理プラグにより坑道内の移流を抑制できると見込まれている ○除去することができれば、移行経路そのものが除去できることとなる ■支保工を残置する場合は、長期的な変質や透水性の変化(増加)を考慮した止水・埋戻し方法を検討する必要がある
		グラウト	①【材料の配置深度や品質管理の結果】 ②【配置後の当該区間の閉塞性能】 →計画どおりの閉塞性能が発揮されていることを確認している ③【湧水量、坑道周辺岩盤の水圧等の解析結果と実測値】 →坑道埋戻しに伴う地質環境の変化が予測値と実測値	①、②閉塞の作業記録(材料の投入量や定置深度の管理)から、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮すると判断していることを確認 ③坑道を閉塞による湧水量や坑道周辺の地質環境の変化の予測値と観測値を比較	○実規模試験における力学プラグ開発の一環としてコンタクトグラウトの適用性が評価されている ■坑道掘削、維持管理のための湧水対策として実施されたグラウトについては、他の材料への影響や水質に与える影響が懸念される ■坑道開放部が存在する条件でのベントナイトグラウトは坑道への流出が懸念される ■ベントナイトグラウトについて原位置でその効果を確認された事例は少ない ■坑道および周辺岩盤の局所的な変化を実測値と比較できるようなモデル化・予測解析は可能か
岩盤	帯水層(割れ目帯)	帯水層(水みちとなる割れ目帯)	力学プラグ、水理プラグと同様	力学プラグ、水理プラグと同様	○閉塞の対象となる帯水層や割れ目帯は坑道閉鎖の概念設計において設定されている

表 3-19 閉塞後における確認項目と想定される確認方法（空洞部／埋戻し部）

【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
①【周辺の観測孔のモニタリング結果】 →坑道と交差する水みちが連続しているモニタリング孔で観測を継続している場合、その水圧観測結果から坑道が異なる帯水層同士や帯水層と地表を連続していないことを確認している	①坑道が異なる帯水層同士を連結してしまった場合は、周辺の孔で観測している両帯水層の水圧が同じ値に収束すると想定されるため、閉塞後にそのような状態になっていないことを確認	○探鉱分野では、閉塞後のモニタリングは要件として含まれていない ○掘削時に坑道（立坑）が水みちを貫通した場合、周辺ボーリング孔において明瞭な水圧応答（低下）が確認されている(毛屋・竹内, 2009) ○坑道が冠水することによる、坑道近傍のボーリング孔での水圧応答や水質変化が生じることが確認されている（毛屋・竹内, 2009；毛屋ほか, 2018） ○無線センサーを一緒に埋設してデータを転送するシステムが開発中だが、伝送距離や機器の小型化の課題（原子力機構・原環センター, 2019）や給電の課題（長井ほか, 2017）がある ■坑道湧水量や坑道周辺の水圧変化の予測結果は、解析に用いたモデルや入力パラメータ等で異なる（例えば、尾上ほか, 2015） ■坑道周辺の局所的な地質環境変化に係るモデル化・解析技術は開発段階にある（例えば、松岡・濱編, 2020） ■現時点では、坑道部の埋戻し状況を直接確認する手段は無い

#### 3.2.4.4 課題

本事業で収集、整理した知見をもとに、中深度処分の坑道の閉鎖確認に係る課題として考えられる点を以下に示す。

#### ○ 坑道埋戻し後の状態の確認

坑道埋戻し後、埋戻された領域が想定している閉塞性能を発揮しているかどうかを確認することが重要である。しかしながら、埋戻された領域に立ち入ることは困難なため、埋戻し後の閉塞材やプラグの状況を確認する方法が必要である。現時点で考えられる確認方法と課題を以下に示す。

##### ➤ 埋戻し区間にセンサーを設置し、埋戻し後の閉塞性能を直接確認する方法

坑道埋戻し時に、埋戻された後の状態を確認するためのセンサーを埋設し、埋戻し後の状況をモニタリングすることで、埋戻し後の状態変化が確認できる。しかしながら、現時点において実用性の高い有線センサーを設置した場合、センサーケーブルに沿った地下水や材料の流出により埋戻された領域の閉塞性能の低下を招くおそれがある。

地中無線モニタリングは上記の課題を解決できる可能性があるものの、現時点では開発段階にある。また、モニタリング終了後はセンサー類を坑道内に残置することとなるため、超長期における坑道の閉塞性能に影響を与えないことを評価しておく必要がある。

##### ➤ 閉塞材やプラグの設置直後の状態を確認する方法

埋戻しに求める機能を発揮できる材料が使用されているかどうかは、施工時の材料サンプルを用いた室内試験で確認できることから、作業中および作業直後に材料をサンプリングし、これらのサンプル試料が設計で設定された条件を満たしているかどうかを判断できると考えられる。現在、

一般的に利用されている土質材料やコンクリート材料については、その品質を確認するための指針が存在しており、道路工事やダム等の構造物施工管理に関する規格基準類が存在する<sup>例えば(80)</sup>。したがって、一般的な土質材料やコンクリート材料を用いて、一般的な土木工事と同様の条件で坑道埋戻しが行われる場合は、それらの指針に基づいた施工時の品質管理結果を確認することで、性能確認が代替可能と考えられる。一方で、施工条件が異なる場合や、施工管理指針が無い材料（例えば、ベントナイト混合土や低 pH コンクリート）が使用される場合は、現時点では施工の品質管理結果の確認を性能確認の代替とすることができない。海外で実施されている原位置実規模試験によって、ベントナイト混合土や低 pH コンクリートを用いたプラグ・シール構造物の施工品質とその性能に関する知見が得られつつあるものの、現時点では、施工時の品質管理を性能確認の代替とするための十分な知見が得られるまでには至っていない。一般的な土木工事と異なる環境や特別な材料を用いた埋戻しを行う場合にためには、今後、坑道特有の環境（限定された空間、湧水環境など）や使用する材料の特性を考慮した上で、施工品質と性能の関係を確認するための室内試験・原位置試験位よる知見を蓄積する必要がある。

➤ 坑道周辺のモニタリング孔のデータなどから閉塞性能を確認する方法

坑道と周辺ボーリング孔との水理学的連続性が明らかになっている場合は、周辺のボーリング孔でのモニタリング結果が坑道内の冠水状況を確認する指標となる可能性はある。この場合、観測される結果（例えば、坑道閉塞によって生じる水圧変化）は、坑道の埋戻し開始時を初期状態として生じるため、坑道掘削時の変化と直接比較できないことに留意する必要がある。また、坑道埋戻しに伴う湧水量や水圧の変化は、坑道周辺の地質環境、特に、透水性に左右されるため、坑道と交差する割れ目の透水性が高い場合は変化が大きく（感度が高い）、透水性が低い場合は変化が乏しい（感度が低い）結果になると想定される。したがって、モニタリング結果を利用する場合は、埋戻した区間周辺の地質環境（特に透水性）を理解した上で、正常な埋戻しが行われているか否かを確認する必要があると考えられる。

坑道埋戻し時のモニタリング結果を利用する方法として、坑道及び周辺でのモニタリング結果と数値解析などによる坑道の埋戻しに伴う予測結果との比較が想定される。数値解析による坑道掘削時や坑道閉鎖時の予測については、坑道湧水量や坑道周辺の水圧の変化を概ね予測できる技術（定性的に再現できる技術）は存在するものの、その結果は、解析に用いたモデルや入力パラメータなどに依存する<sup>(81)</sup>。したがって、予測結果との比較を行う場合は、予測解析に用いたモデルやパラメータ等の妥当性、解析方法の妥当性を事前に評価しておくことが必要である。また、坑道の閉鎖確認では、坑道周辺の局所的な変化を予測する必要があるが、そのためには、坑道周辺岩盤の不均質性を考慮する必要があるが、現時点では、坑道周辺の岩盤の不均質性のモデル化・解析技術は開発・高度化段階にある<sup>(82)</sup>。数値解析に用いるモデルやパラメータ等の妥当性、解析方法の妥当性に関する研究開発が必要である。

## ○ 移行経路の評価方法

想定される各移行経路のうち、坑道空洞部のみを閉塞する坑道閉塞材、力学プラグと異なり、EDZ、支保工、岩盤とこれらを閉塞する水理プラグは、その性能を直接確認することが難しい。こ

ここでは、これら移行経路の調査、閉塞確認方法と課題を以下に示す。

➤ 坑道湧水量から閉塞状況を確認する方法

EDZ や支保工（支保工と岩盤の界面）が坑道と連続している場合、移行経路内の地下水は坑道に流出してしまうため、これら移行経路の閉塞状況を、水圧変化を指標として直接確認することはできない。これらの移行経路は、水理プラグによって坑道に沿った連続性を断つことで閉塞されると想定されることから、水理プラグを含んだ閉塞性能の確認が必要となる。

水理プラグの設置後に、EDZ や支保工の連続性が分断されていない場合（つまり閉塞できていなかった場合）、これらの移動経路を介して、埋戻された坑道から坑道開放部へ地下水が流入し続ける。つまり、坑道への湧水量が、水理プラグの設置前後で大きく変化しないと考えられる。このことから、坑道開放部の湧水量が、これら水みちの閉塞状況を確認する指標の一つになると考えられる。ただし、坑道の埋戻しが進むに従い坑道周辺の水圧は上昇すると想定され、坑道へ向かう動水勾配が大きくなることで、閉塞の成否にかかわらず湧水量が増加することも考えられる。したがって、坑道閉塞前から区間湧水量（例えば、水理プラグ間の坑道湧水量）の観測を行うことや、坑道掘削時の区間湧水量と坑道周辺の水圧との関係に基づき、坑道周辺の変化を予測することが必要である。数値解析により坑道湧水量を予測する場合は、用いたモデルやパラメータ等の妥当性、解析方法の妥当性を事前に評価しておく必要がある。

○ 原位置試験による閉塞性能の確認

前述のとおり、坑道埋戻し後の閉塞材の変化やEDZ、支保工といった移動経路の閉塞状況を直接確認することは困難である。このため、実際の坑道閉鎖に先立ち、原位置環境において模擬的に坑道を閉鎖し、坑道閉鎖時の参照データを取得する方法（実規模試験）が考えられる。

実規模試験において、試験場所の地質環境に応じた材料選定のために室内試験、実際に埋戻された閉塞材や設置された水理プラグの飽和・膨潤状況の観測や、力学プラグ／水理プラグの施工性確認、プラグ設置位置での坑道拡張方法の確認、EDZ、支保工の閉塞状況の確認などを実施することで、室内試験結果が原位置の現象理解にどのくらい適用できるのか、実際の原位置での施工にどのような課題があるのか、を確認することで、坑道の閉鎖確認に重要な知見が取得できると考えられる。

### 3.3 室内試験によるボーリング孔空洞の閉鎖確認に係る知見の整理

3.2.3 において、事業者が実施するボーリング孔の閉塞に対して規制機関が実施する閉鎖確認時の確認項目および判断指標を抽出し、その課題となる内容を整理した。令和2年度事業では、これらの課題に対して参照可能な知見を得ることを目的とし、室内試験を実施してボーリング孔閉塞時の重要な確認項目および判断指標の抽出を行った。

#### 3.3.1 原位置と同様の高水圧環境に定置した埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

##### 3.3.1.1 実験の目的

3.2.3 において、ボーリング孔の空洞部を対象とした閉塞の確認項目として、孔内環境を想定した閉塞材の透水係数以外に、短絡経路化に寄与する可能性がある項目として初期気相量（初期含水比）が挙げられた。

平成31年度事業<sup>(9)</sup>のベントナイトの膨潤試験（大気圧条件）において、空気で満たされた割れ目（以下「空隙」）が発生し、それが連結する様子が確認された（図3-6）。この試験に使用したベントナイトブロック（以下「ブロック」）は、初期飽和度が低いブロック（＝気相を含む）であったことから（表3-21）、ブロック成型時に内包された初期気相が、ブロックの膨潤に伴いブロック内部を移動・集中し、ブロックに空隙を生じさせたと考えられた。空隙がボーリングの軸方向に連結した場合、その空隙が移行経路となり、ブロックの閉塞性が失われる可能性がある。さらに、原環センター<sup>(36)</sup>は、一定以上の流量の地下水が流れる場においては、ベントナイト内において一度発生したパイピングに対して、ベントナイトの自己修復作用が機能しないことを示している。このことから、空隙が連結して移行経路化してしまった場合は、閉塞性能に重大な影響を与えるおそれがある。

一方、既往の室内試験は、拘束セルに充填したベントナイトを脱気してから浸潤させる条件や、ベントナイトの下から上へ水を浸潤させて空気が排出される条件など、空隙が生じない条件で行われている<sup>例えば(83)</sup>。空隙の形成要因や移行経路化に関する知見が得られていない。また、数値解析の結果からは、ベントナイトに含まれる初期気相が、数百から数千年かけて溶存、拡散し、均質化すると考えられている<sup>(84)</sup>が、均質化するまでの期間において、その初期気相がベントナイト中で集合し大きな空隙を形成するような現象については考慮されていない。空隙がボーリング孔の軸方向に連結して移行経路化するのであれば、規制機関は、事業者が空隙の発生を防ぐ計画や施工管理をしていることを確認する必要がある。しかし、空隙の形成要因やその移行経路化に関する研究事例が報告されていないため、確認項目としての重要度が不明である。

そこで本試験では、空隙の形成要因と挙動を明らかにする最初の段階として、ベントナイトの膨潤挙動が目視可能なアクリルセルを利用した室内での膨潤試験および透水試験を実施し、ブロックの初期気相量とブロック内部に形成された空隙の大きさの関係を明らかにし、空隙がブロックの透水性に与える影響について検討した。なお、本試験では、ブロックが定置される領域内に形成される空隙で、マイクロ X 線 CT によるブロック内部の画像（以下、「CT 画像」）または目視によりその存在が認められるものを「空隙」、CT 画像で認められない小さなものを「微小空隙」、ブロックの外へ放出され、アクリルセル内の上部に留まっている空気を「放出空気」とよぶ（図



3-7)。

なお、実際の閉塞では、岩盤の地質、地下水の水圧や水質、閉塞区間のサイズ（孔径や長さ）などのさまざまな要因が関連すると考えられるが、空隙が移行経路化する可能性の有無を確認するためには、まず空隙の形成要因と、形成された空隙の連結性などの挙動を把握する必要がある。そこで本事業では、実際の岩石を用いた室内試験や原位置試験に対する予察的な室内試験の位置づけで、内部が目視可能なアクリルセルを用いた。

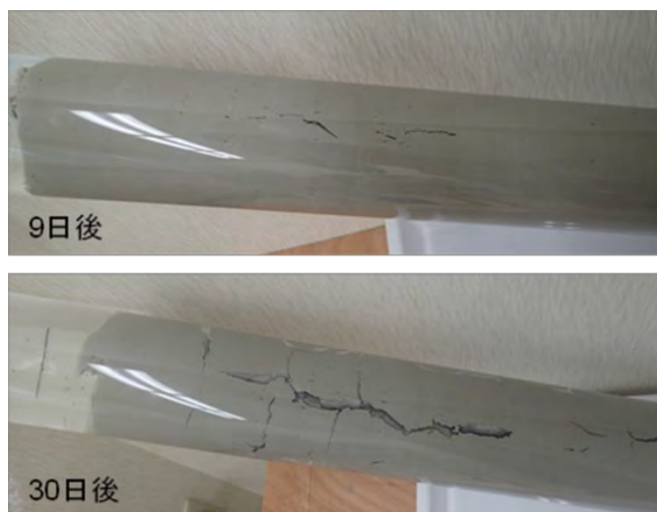


図 3-6 ブロック中に発生した空隙<sup>9)</sup>

表 3-20 膨潤試験に使用した4つのブロックに含まれる計算上の初期気相量

初期含水比 (%)	高さ (cm)	直径 (cm)	乾燥密度 (g/cm <sup>3</sup> )	飽和度* (%)	初期気相量* (cm <sup>3</sup> )
15	11.4	6.3	1.66	61.5	55.7
15	11.3	6.3	1.68	63.5	51.2
15	11.2	6.3	1.70	65.2	47.7
15	11.1	6.3	1.71	66.7	44.5

\* 体積、密度、初期含水比から飽和度と初期気相量を計算

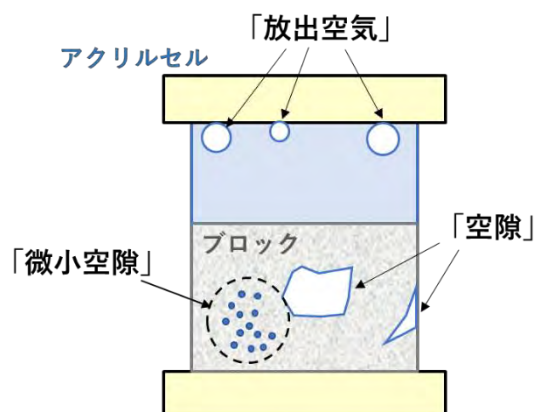


図 3-7 本試験で用いる用語の概要

### 3.3.1.2 実験手法

#### A) ベントナイトブロックの作成方法

試験に用いたブロックは、粉末ベントナイト（クニミネ工業社製クニゲル V1）と蒸留水を調製して作成した。

平成 31 年度事業<sup>(9)</sup>において実施した室内試験の結果(表 3-21)から、ブロックの初期気相量は、ブロックの初期含水比を変化させることで制御できると考えられた。そこで本試験では、ブロック内の初期気相量以外の条件を統一するため、成型したブロックの乾燥密度がほぼ等しくなる初期含水比 10%と初期含水比 20%の 2 つの条件でブロックを作成することとした。

ベントナイトの調製は、含水比の調製と材料の練り混ぜの 2 段階を経て行った。まず、島津製作所製の電子式水分計 MOC-120H を用いて、室内において保存しているベントナイト粉末の室内含水比を計測した。次に、成形したブロックの初期含水比が 10%および 20%となるように計算してベントナイトと蒸留水を用意し、練り混ぜ容器に投入した。

ベントナイトの練り混ぜは、これまで様々な方法で行われているが<sup>(85)(86)</sup>、本試験では、材料の均質性と方法の簡便性から、機械(ミキサー)による練り混ぜ方法を採用した(検討結果は Appendix に示す)。練り混ぜには、ワーリング社製のスタンドミキサー WSM7Q を用いた。練り混ぜ容器に投入したベントナイト粉末と蒸留水を 15 分間練り混ぜた後、木べらでミキサーの羽根に付着した材料をこそぎ落とし、さらにミキサーで 15 分間練り混ぜた。また、ブロック作成に必要な量の 2 倍の材料を用意し、ブロック作成に用いなかった材料を恒温機で乾燥させ、その湿潤重量と乾燥重量を用いて含水比を算出し、この値をブロックの初期含水比とした。

ブロックの成型には油圧プレス機を用い、静的圧縮により締め固めた。圧縮時は 30MPa の圧力を上からかけ、圧縮時間は 15 分間以上とした。圧縮成型後、ブロックの直径、高さ、および重量を計測し、それらと前述の初期含水比の値を用い、ブロックの初期気相量を算出した。計算式を以下に示す。

$$V_{air} = V_{all} - \frac{W_{bentonite}}{\rho_{bentonite}} - \left( \frac{W_{all} \times w}{\rho_w} \right) \quad (1)$$

ここで、 $V_{air}$  は初期気相量 ( $\text{cm}^3$ )、 $V_{all}$  はブロックの体積<sup>1</sup> ( $\text{cm}^3$ )、 $W_{bentonite}$  はベントナイトの重量 (g)、 $\rho_{bentonite}$  はベントナイトの乾燥状態の粒子密度 ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )、 $W_{all}$  はブロックの重量 (g)、 $w$  は初期含水比、 $\rho_w$  は水の密度 ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) である。ベントナイトの粒子密度は  $2.79 \text{ g}/\text{cm}^3$ <sup>(87)</sup>、水の密度は  $0.997 \text{ g}/\text{cm}^3$  とした。

ブロックは、表 3-21 に示す各条件の試験に供するため、合計で 10 個を作成した。

表 3-21 平成 31 年度事業において作成したブロックの諸元<sup>(9)</sup>

初期含水比 (%)	高さ (cm)	直径 (cm)	乾燥密度 ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )	飽和度 (%)	初期気相量 ( $\text{cm}^3$ )
7.9	2.6	6.3	1.70	34.7	20.6
12.0	2.6	6.3	1.71	53.0	14.8
14.7	2.4	6.3	1.84	80.0	5.1
19.6	2.6	6.3	1.69	84.4	5.0
24.8	2.7	6.3	1.62	95.8	1.5

表 3-22 ブロックの初期含水比と試験条件

初期含水比	膨潤期間	膨潤中の水圧	膨潤後の試験
10%	4日	大気圧	断面観察のみ
10%	15日	大気圧	断面観察のみ
10%	15日	大気圧	飽和度測定
10%	15日	大気圧	飽和度測定
10%	15日	0.3 MPa	透水試験
10%	15日	0.3 MPa	飽和度測定
20%	4日	大気圧	断面観察のみ
20%	15日	大気圧	断面観察のみ
20%	15日	大気圧	透水試験
20%	15日	大気圧	飽和度測定

## B) ブロックの膨潤

内径 74 mm の小型アクリルセルでポーリング孔を模擬し、蒸留水で満たされたアクリルセル内へブロックを入れ、15 日間ブロックの膨潤の様子を観察した。ブロックの膨潤の様子がアクリル

<sup>1</sup> 予察的に成型したブロックを対象に、成型直後の湿潤状態のブロックと恒温機で乾燥させた後の乾燥状態のブロックの体積を比較したところ、両者の体積が一致した。このことから、本検討では湿潤状態と乾燥状態のブロックの体積は同等であるとして計算をしている

越しに観察できるよう、アクリルセルの底に  $0.45 \mu\text{m}$  のメンブレンフィルターを敷き、その上に珪砂を厚さ  $1 \text{cm}$  程度敷き詰め、ブロックの定置位置を高く設定した。膨潤期間中にブロックから放出された気相（放出空気）の体積を計測するため、アクリルセルを蒸留水中へ沈め、水中でブロックを投入することで、膨潤の開始時点でセル内に空気が入らない状態とした。膨潤期間中、ベントナイトの空隙を観察する目的で、後述するマイクロ X 線 CT による観察を実施した。膨潤開始から 15 日間の経過後、アクリルセルを水中で開放し、ブロックからアクリルセル内へ放出されたと考えられる放出空気を水上置換法でメスシリンダー内に採取し、その体積を計測した。

#### C) マイクロ X 線 CT によるブロックの内部観察

ブロックの空隙の形成と時間経過による形状の変化を観察するため、マイクロ X 線 CT 装置を用いてブロックの内部を観察した。1 つのサンプルにつき、膨潤前の乾燥状態のブロックを 1 回と、15 日間の膨潤期間中に 2~3 回の撮影を実施した。撮影に用いたマイクロ X 線 CT 装置は、Toshiba IT & Control Systems Corporation 製、TOSCANER-30000  $\mu\text{FD-ZII}$  である。撮影時の管電圧は  $170 \text{kV}$ 、管電流は  $360 \text{mA}$  とした。撮影時には、常に同じ方位となるようにアクリルセルをセットした。

撮影後のデータは、VOLUME GRAPHICS の VGSTUDIO MAX 2.2（欠陥解析モジュール付き）を使用し、空隙の容積および放出空気の体積を計測した。容積および体積は、サンプルの外側の空気とベントナイトの部分のグレイバリューの平均値を出し、両値の中間値を閾値とした等値面定義により境界面を定義して算出した。

なお、X 線吸収率が低い物質中に、金属などの X 線吸収率が非常に高い物質がある場合、CT 画像が不鮮明になる現象が生じる（メタルアーティファクト）。本試験で使用したアクリルセルは、フランジを固定するために金属棒が用いられているため、大気圧条件で膨潤させたブロックについては、アクリルセルに付随している金属棒を取り外して撮影した。しかし、後述する高水圧条件下で膨潤させたブロックは、金属棒を取り外すとアクリルセル内の水圧が低下してしまうため、金属棒を取り外さないで撮影した。そのため、高水圧条件下のブロックの鮮明な CT 画像は取得できなかった。

#### D) ブロックの飽和度計測

透水試験を実施しないブロックからは、飽和度計測用のサンプルを採取した。膨潤の終了後、変形しないようにゆっくりと頂部を押してブロックを取り出した。ブロックの中央部を鉛直方向に切断し、上部、外壁部、下部、中央部の 4 部位に分けて採取した（図 3-8）。サンプルは、金属製の型枠をブロックの断面に差し込んで採取した。

採取したサンプルの飽和度を算出するために、サンプルの体積、湿潤重量および乾燥重量を計測した。体積は、型枠の中に入ったサンプルの長さおよび型枠の直径をノギスで計測し、断面積と高さから算出した。型枠の重量をあらかじめ計測しておき、型枠にサンプルが入った状態で計測した重量から型枠の重量を差し引いた重量を湿潤重量とした。その後、 $110 \text{ }^\circ\text{C}$  の乾燥炉にサンプルを 48 時間以上入れて乾燥させてから重量を計測し、そこから型枠の重量を差し引いた重量を乾燥重量とした。飽和度は、ベントナイトの粒子密度を  $2.79 \text{ g/cm}^3$  <sup>(87)</sup> とし、湿潤重量と体積を用

いて計算した。

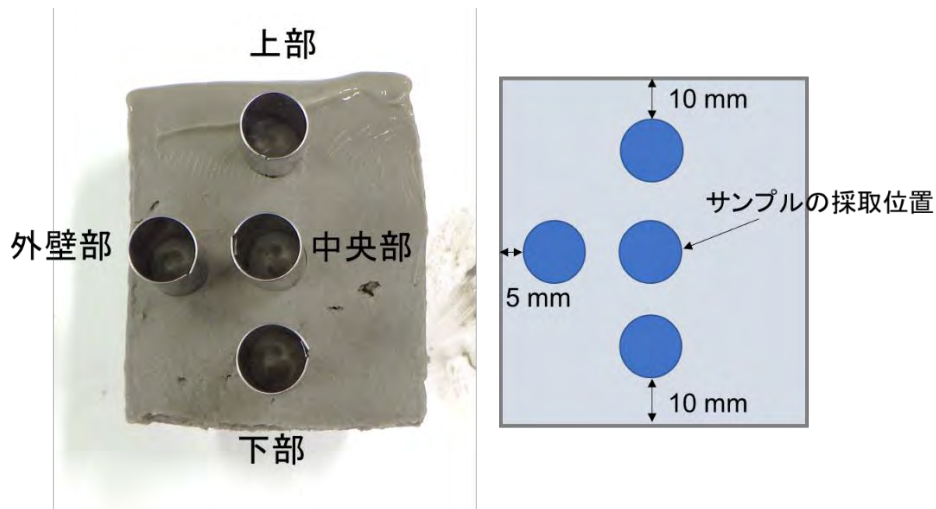


図 3-8 飽和度計測用のサンプルの採取位置 (例)

#### E) 高水圧環境下におけるブロックの膨潤

実際のボーリング孔の閉塞では、閉塞深度に応じた水圧がかかった環境で実施される。このことを踏まえ、より実際の現場に近い状態を想定し、高水圧環境下においてブロックの膨潤試験および透水試験を行った。ブロックの作成方法およびアクリルセル内への設置方法は、大気圧条件の試験と同様である。ブロックを設置した後、図 3-9 のような試験系を作成し、アルゴンガスを用いてアクリルセル内を一定の圧力で加圧し続けた。中深度処分におけるボーリング孔の掘削長は数十 m であると想定されることから、水圧を水深 30 m 相当の 0.3 MPa とし、加圧を維持した状態でブロックを 15 日間膨潤させた。

本試験は、水圧の違いによる空隙の形成とその挙動の違いを把握する目的であるため、3.3.1.3 の大気圧条件下における試験結果を踏まえ、より大きな空隙が形成された初期含水比 10% のブロックを対象とした。

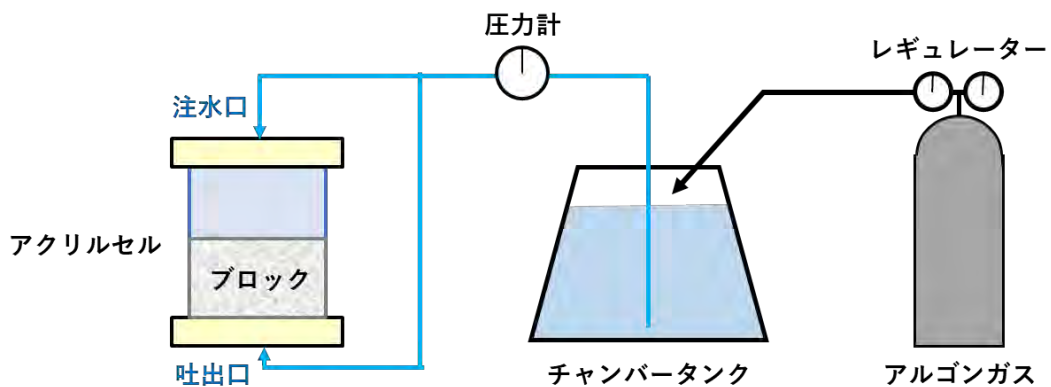


図 3-9 高水圧環境下を模擬した室内試験の模式図

## F) 透水試験

15 日間の膨潤期間の経過後に、透水試験を実施した。図 3-10 に示す試験系を用いて、アクリルセル内を約 0.3 MPa に加圧し、吐出口から出てくる水量と要した時間を計測した。これらの結果を用いて、式(1)により透水係数を算出した。

$$k = \frac{Q}{A \times \frac{dH}{L}} \quad (2)$$

ここで、 $k$  は透水係数 (m/sec)、 $A$  は供試体の断面積 ( $\text{m}^2$ )、 $Q$  は吐出口からの流量 ( $\text{m}^3/\text{sec}$ )、 $dH$  は加圧時の水頭差 (m)、 $L$  は供試体の高さ (m) である。

一般的に、ベントナイトの透水試験の通水時間は数十時間～数日である<sup>(88)</sup>が、空隙が軸方向に連結して移行経路化した場合のブロックの透水係数は、移行経路化した空隙を含まないブロックと比較して数オーダー高くなると予想される。そこで本試験では、形成された空隙の移行経路化の有無を判断することを目的として、通水時間を最長 4 時間と設定した。

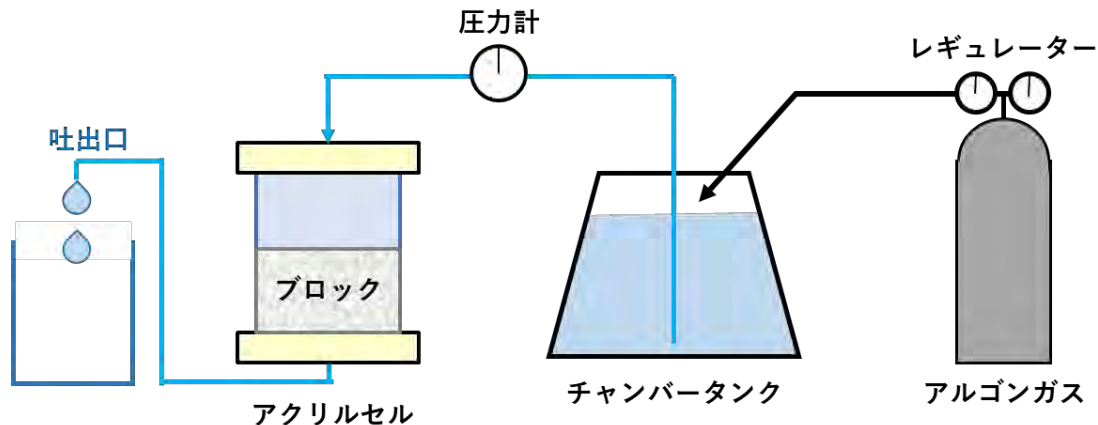


図 3-10 透水試験の模式図

### 3.3.1.3 結果と考察

#### A) 空隙の形成要因とその挙動

表 3-23 に、試験に用いたブロックのデータを示す。試験に用いた初期含水比 10%と 20%のブロック乾燥密度はいずれも  $1.70 \sim 1.72 \text{ g/cm}^3$  であった。初期含水比 10%のブロックの飽和度は 47～52%、初期気相量は  $13.4 \sim 15.7 \text{ cm}^3$  であり、初期含水比 20%のブロックの飽和度は 97～99%、初期気相量は  $0.2 \sim 0.8 \text{ cm}^3$  であると算出された。これらの結果から、初期含水比 10%と 20%のブロックは、初期含水比の違い（初期気相量の違い）以外は同一条件のブロックとして作成できたと判断した。



表 3-23 3.3.1 の室内試験に用いたブロックのデータ

No.	ブロック材料の含水比 (%)	作成したブロックのデータ							膨潤後のデータ			試験条件		
		高さ cm	直径 cm	重さ g	体積 cm <sup>3</sup>	初期気相量 cm <sup>3</sup>	飽和度 %	乾燥密度 g/cm <sup>3</sup>	高さ cm	直径 cm	体積 cm <sup>3</sup>	膨潤期間	水圧	膨潤後の試験内容
1	11.2	3.08	5.54	140.22	74.24	15.1	49	1.70	5.7	7.4	246.9	4日	大気圧	断面観察
2	11.4	3.11	5.54	142.15	74.97	14.9	50	1.70	9.1	7.4	393.1	15日	大気圧	断面観察
3	10.6	3.09	5.53	140.85	74.22	15.3	47	1.72	8.5	7.4	363.9	15日	大気圧	透水試験
4	10.4	3.01	5.53	137.25	72.29	15.0	47	1.72	8.9	7.4	381.1	15日	大気圧	飽和度測定
5	10.7	3.11	5.53	141.30	74.70	15.5	47	1.71	9.1	7.4	390.1	15日	0.3 MPa	透水試験
6	10.7	3.13	5.53	141.33	75.18	15.9	47	1.70	8.9	7.4	382.3	15日	0.3 MPa	飽和度測定
7	22.2	3.15	5.51	157.43	75.11	0.7	99	1.71	5.7	7.4	244.3	4日	大気圧	断面観察
8	22.4	3.12	5.52	155.24	74.67	1.2	97	1.70	9.2	7.4	395.2	15日	大気圧	断面観察
9	21.8	3.11	5.51	155.07	74.16	1.2	98	1.72	8.7	7.4	374.6	15日	大気圧	透水試験
10	22.0	3.16	5.52	157.71	75.62	1.2	97	1.71	9.0	7.4	385.8	15日	大気圧	飽和度測定

図 3-11 および図 3-12 に、大気圧条件で膨潤させ、X 線 CT 観察後にカットして断面を観察したブロックの CT 画像とブロックの切断面を示す。CT 画像では低密度の領域が黒くイメージされるため、空気が分布する領域は黒く表示される。CT 画像で認められるベントナイト内部の黒色部の形状は、ブロックの初期含水比の違いに応じて異なるが、どちらの初期含水比のブロックも取り出して切断したブロックの断面で確認できる空隙の形状と一致している。

この結果から、CT 画像で認められるブロック内の黒色領域は、ブロックの空隙をとらえたものと考えられる。

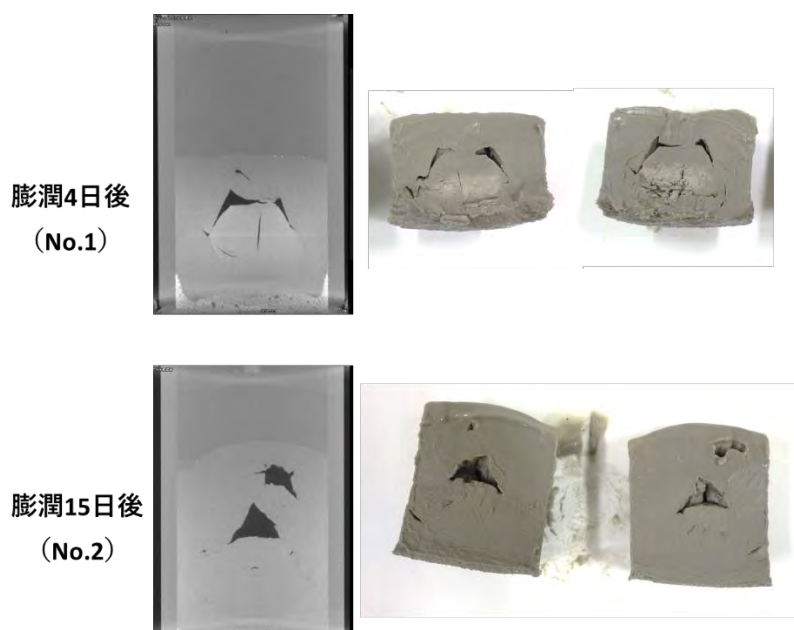


図 3-11 初期含水比 10%のブロックの CT 画像とブロック切断面

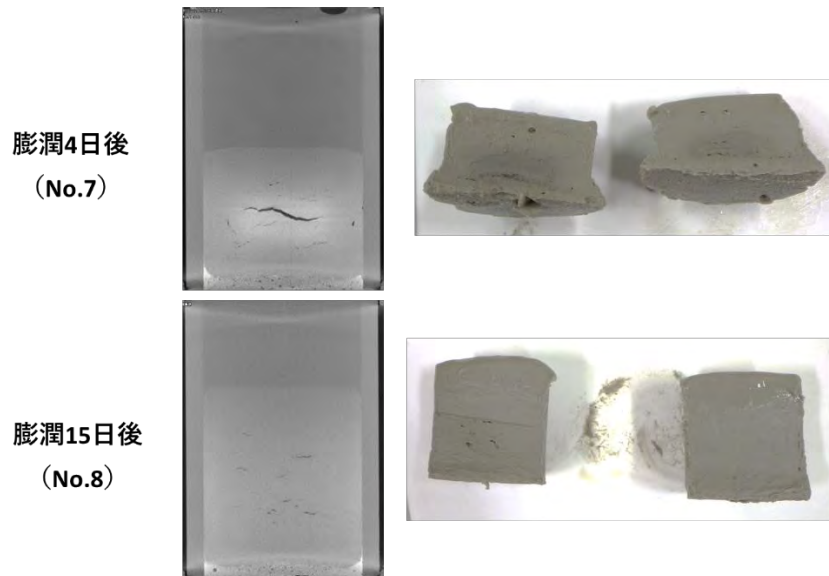


図 3-12 初期含水比 20%のブロックの CT 画像とブロック切断面

15 日間の膨潤期間中に複数回撮影した CT 画像および空隙の領域のみを黄色に塗色した 3D 画像を図 3-13、図 3-14、図 3-15、および図 3-16 に示す。膨潤前の乾燥状態のブロックには、計算上は初期含水比 10%に  $15 \text{ cm}^3$ 、20%に  $1 \text{ cm}^3$  の初期気相が含まれるはずだが、CT 画像では空隙が認められない。これは、CT 画像の性質上、その 1 画素サイズより小さな空隙は捉えることができないことが原因であると考えられ、膨潤前の乾燥状態のブロック内に含まれる初期気相は、今回の CT 画像の 1 画素サイズである  $0.2 \text{ mm}$  よりも小さな空隙（微小空隙）として存在していると推定される。

初期含水比 10%のブロック（図 3-13 および図 3-14）は、膨潤開始から 4 日時点で、ブロックの中心部に空隙が形成された。その後、空隙は形を変えながら上方へ移動する様子が認められた。一方、初期含水比 20%のブロックの場合も、膨潤開始から 4 日時点でブロックの中央部に空隙が認められるが、その領域の大きさは初期含水比 10%の空隙と比較して小さい。この空隙の形状や位置は時間経過とともに変化するが、初期含水比 10%のブロックと比較すると、顕著な形状変化や位置の移動は認められなかった（図 3-15 および図 3-16）。

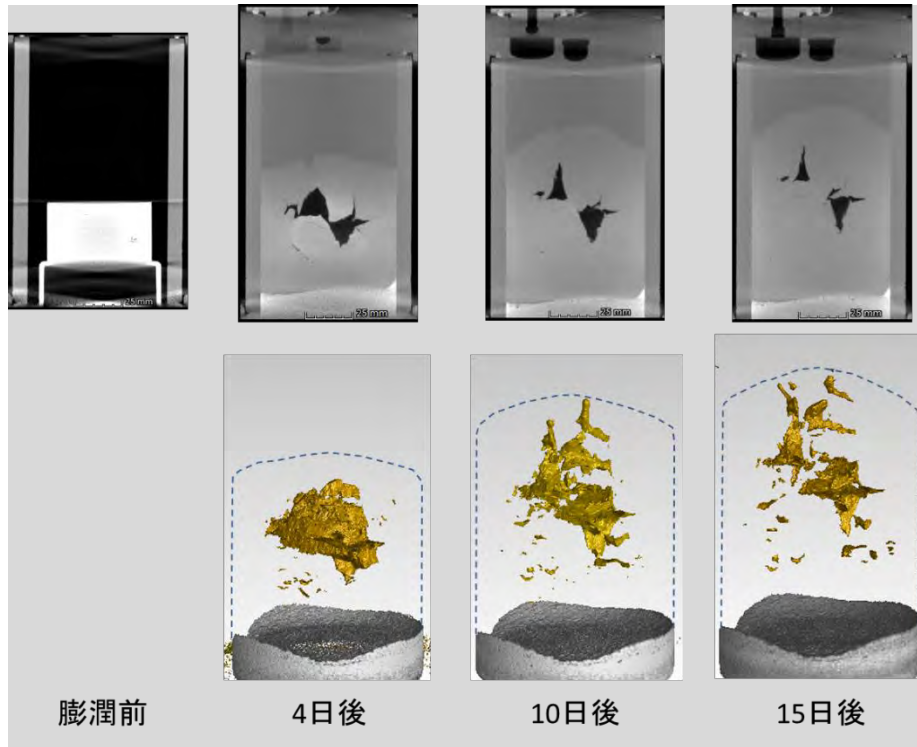


図 3-13 膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.3)

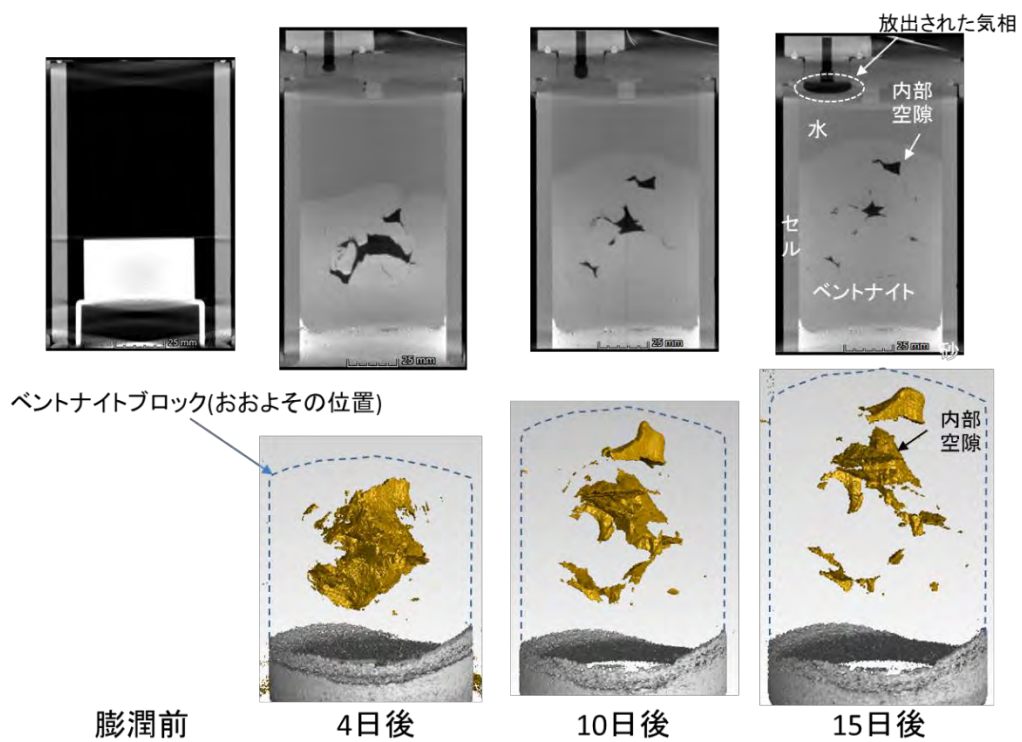


図 3-14 膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.4)

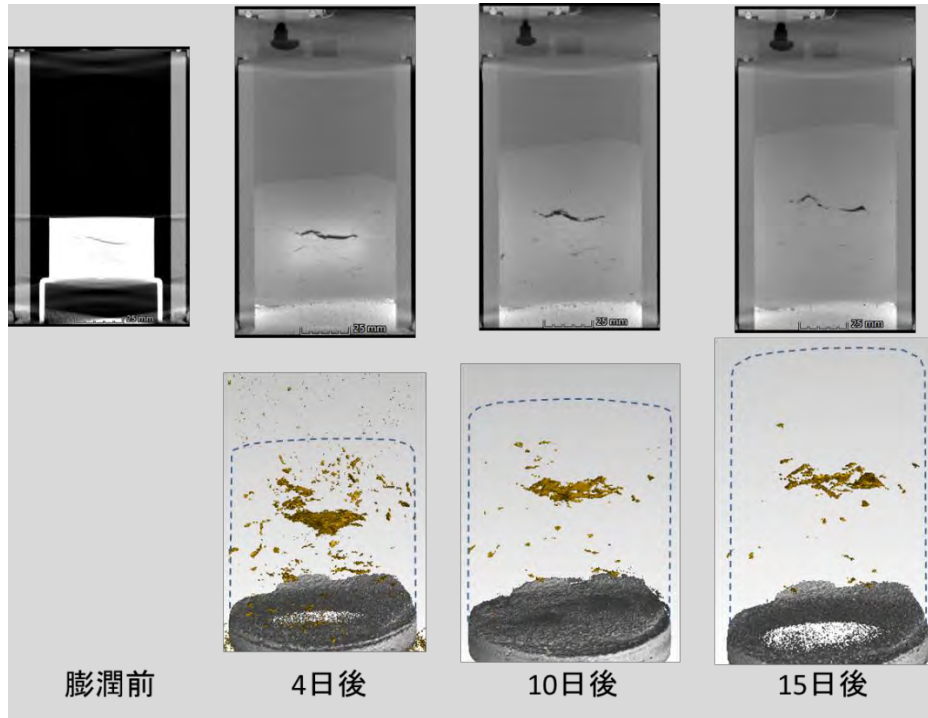


図 3-15 膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.9)

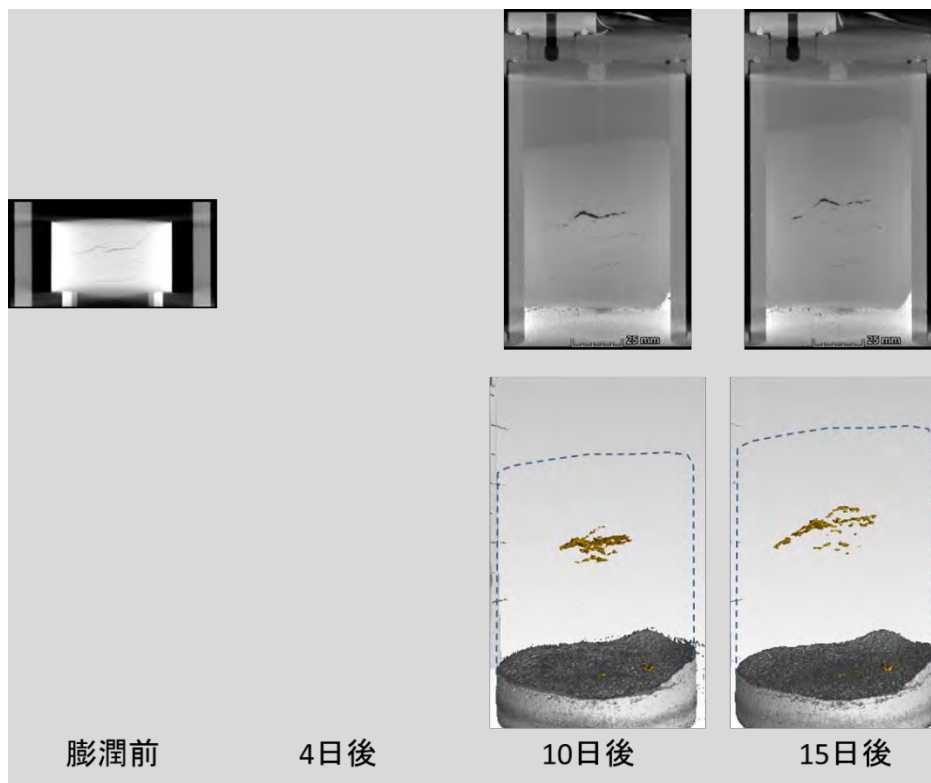


図 3-16 膨潤途中の CT 画像と空隙の三次元分布図 (No.10)

図 3-17 に、膨潤開始から 15 日時点における、ブロックからセル内に放出された空気（以下「放出空気」）の体積と、CT 画像の解析から算出した空隙の容積を示す。初期気相量は、ブロック成

型時に算出した（表 3-23 参照）。初期含水比 10%のサンプルの空隙の容積と放出空気の体積の合計値は、いずれも初期気相量の範囲内の値であった。No.4 のサンプルについては、膨潤終了後にブロックの一部を採取し飽和度を計測した（図 3-18）。その結果、飽和度は約 100 %となっており、膨潤前の約 50 %から上昇した。一方で、空隙の容積と放出空気の体積の合計は、初期気相量と比較して小さかった。初期含水比 20 %のサンプルは、空隙の容積と放出空気の体積の合計が、ほぼ初期気相量と同等であった。

ここで、初期気相量の推測結果と、空隙の容積と放出空気の体積の値が一致していない原因について検討する。まず、ブロックを作成してから膨潤を開始するまでの間に、蒸発によりブロックの含水比が変化する可能性があると考えられた。実際の試験手順に則りブロックの含水比の変化を測定したところ、約 0.2~0.4 cm<sup>3</sup>の水分が蒸発すると考えられた（Appendix）。このことから、事前に算出した初期気相量は、蒸発により逸失した水の体積を加える必要があると考えられた。一方で、初期気相量 10%のブロックは、空隙の容積と放出空気の体積の合計値と比較して初期気相量の推測値が数 cm<sup>3</sup> 多い。そこで、本試験における飽和度計測のバラつきについて検討する。飽和度計測時に実施した粘土の高さの測定結果から、体積の算出結果が 2~3 %バラつくと考えられた。このことから、空隙を除いたブロック全体の飽和度は 98~100 %の幅を持つと推定される。仮に、全ブロックの粘土の飽和度が 98 %であると仮定すると、微小空隙の体積は約 6 cm<sup>3</sup> と算出される。このことから、本試験で実施した飽和度計測による微小空隙の体積は数 cm<sup>3</sup> のバラつきを持ち、空隙の容積と放出空気の体積の合計が初期気相量と比較して小さくなったのは、ブロックの内部に微小空隙が存在していることに起因している可能性がある。

この結果から、ブロック内部に形成される空隙の容積は、膨潤前のブロック内部に存在する初期気相量と比例することが明らかとなった。すなわち、空隙は初期気相が集合したものであり、その体積は初期気相量の範囲内におさまると考えられる。

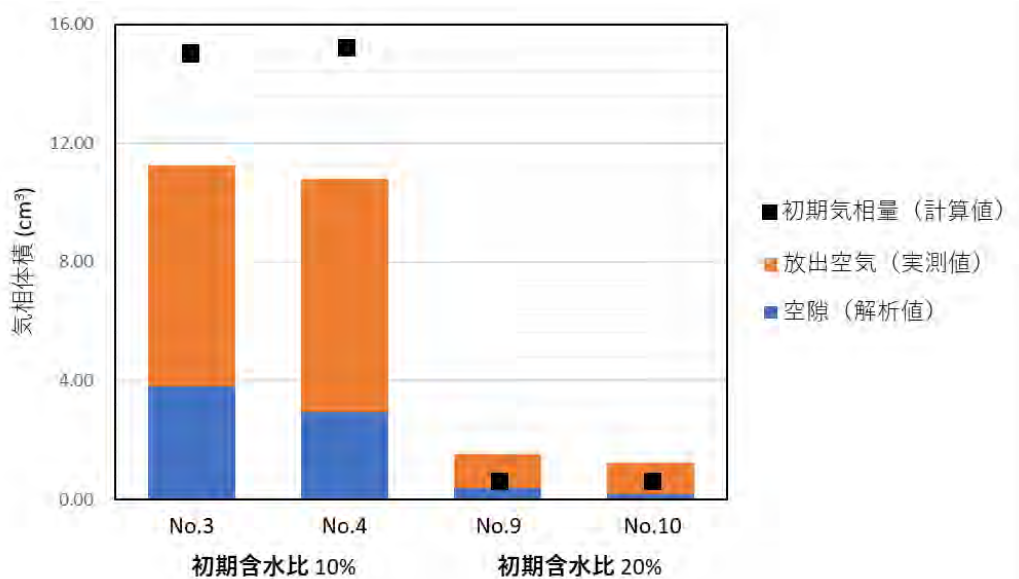


図 3-17 膨潤 15 日時点における空隙の容積および放出空気の体積と初期気相量



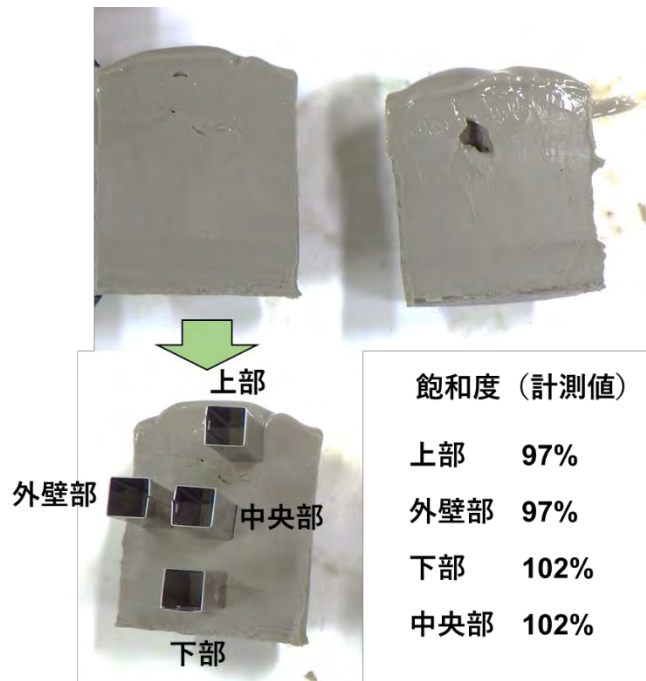


図 3-18 No.3 のブロックの切断面と各部位の飽和度

空隙の容積と放出空気の体積の時間変化を図 3-19 に示す。ここでの放出空気の体積の結果は、CT 画像から検出されたアクリルセル内の空気の算出結果である。初期含水比 10 %のブロックの場合、空隙の容積が減少するとともにアクリルセル内への放出空気体積が増加する傾向がある。これは、膨潤過程においてブロック内を空隙が上昇し、その一部がブロックの上面から放出された結果であると考えられる。図 3-20 の左側に、1.5 時間おきに撮影したブロック上面の写真を示す。0 時間の写真では認められなかった気泡が 1.5 時間後の写真でブロックの上面に発生しており、その後 3 時間かけて大きくなっていく様子が認められた。6 時間後の写真に気泡が写っていないことから、大きくなった気泡がセルの上部へ移動したと考えられる。図 3-20 の右側に、本写真を撮影した翌日に撮影した CT 画像を示す。ブロックの中央部から上部にかけて分布する空隙が空気の放出箇所に向かって細く伸びていることから、写真で認められた気泡は、空隙からブロックの外へ放出された空気であったと考えられる。また、空隙の容積と放出空気体積の合計値は、時間経過とともに増加する傾向があった。これは、膨潤前の段階で CT 画像に写らないレベルの微小な空隙であったものが、ブロックの膨潤とともに集合し、CT 画像において空隙として検出されるようになったためと考えられる。

初期含水比 20%のブロックも、時間の経過とともに空隙の容積は徐々に減少し、放出空気体積は徐々に増加する傾向があった。ただし、その変化は初期含水比 10%のブロックと比較して小規模なものであった。これは、ブロック成型時に含まれる初期気相量が少ないことで、空隙の浮力がそれほど小さくなく、ブロック上面に達することがなかったために、空隙の空気が放出されず、その容積変化が小さいものとなったと考えられる。

以上の結果をまとめると、空隙の容積は、膨潤前のブロック内に存在する初期気相の量に比例していることから、ブロック内部に形成される空隙は、ブロック成型時の初期気相が膨潤過程に



において集合して形成されたと考えられる。空隙が大きい場合、日数が経過するにしたがって、膨潤とともに空隙の形が変化しながら、上方へ移動し、ブロック上面から徐々に空気が放出されると考えられる。

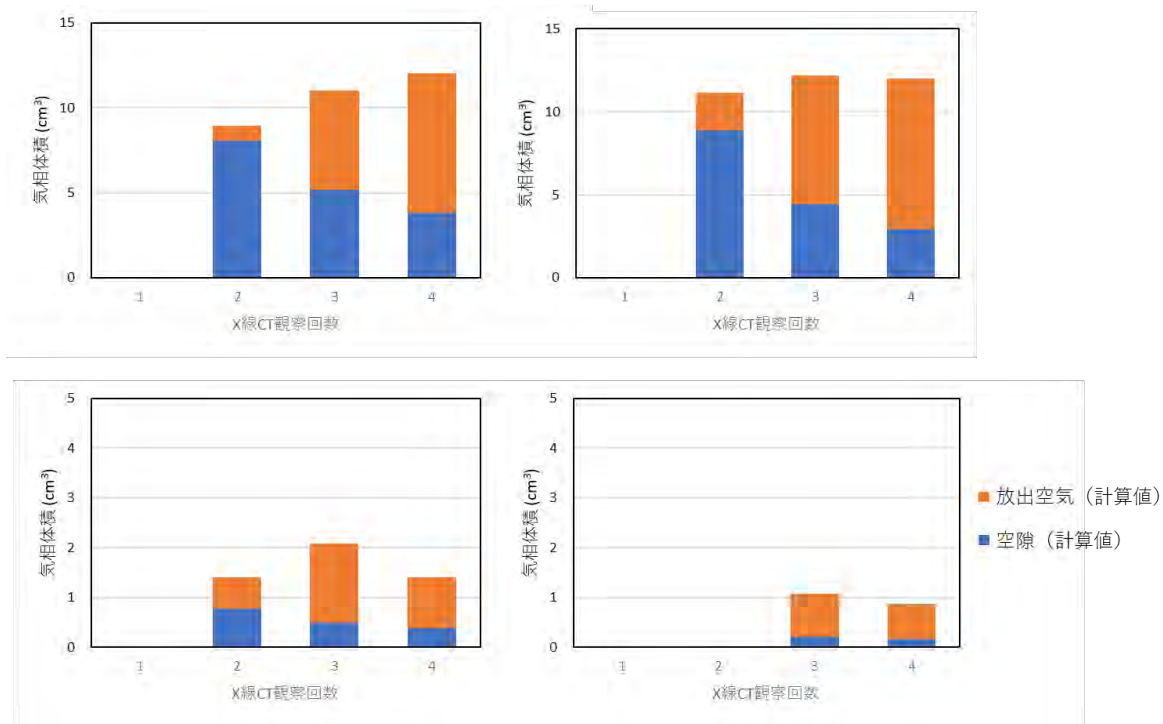


図 3-19 空隙の容積と放出空気の体積の時間変化

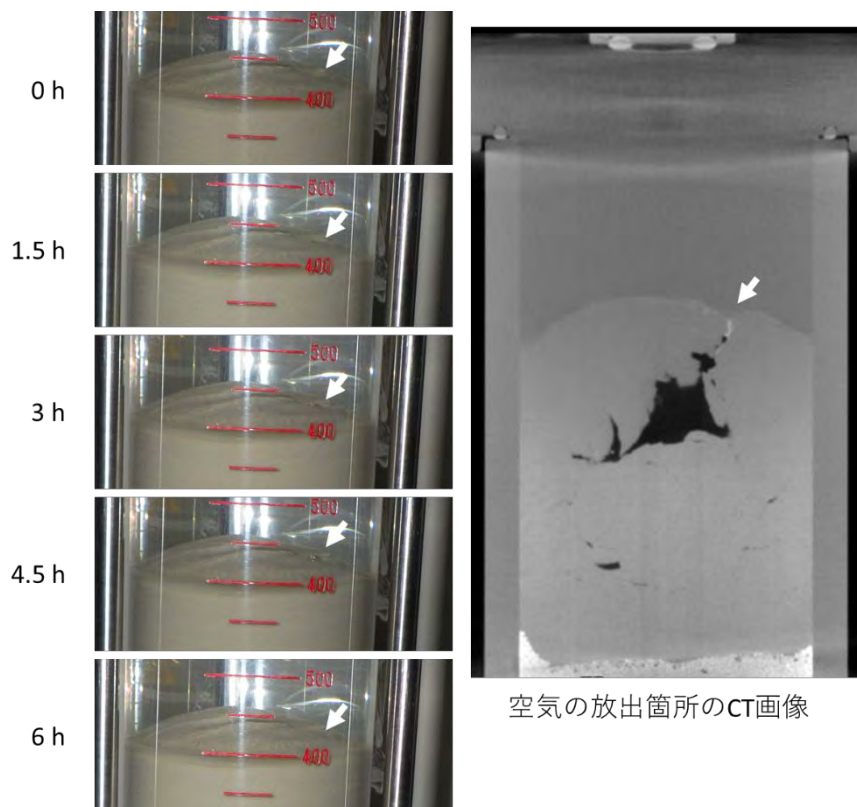


図 3-20 ブロック上面から空気が放出される様子とその翌日に撮影した CT 画像

#### B) 高水圧下における空隙の形成とその挙動

高水圧下において 15 日間膨潤させた初期含水比 10% のブロックの CT 画像を図 3-16 に示す。空隙の存在は確認できるが、CT 画像から解析した空隙の容積は  $1 \text{ cm}^3$  未満であった。本 CT 画像は、アクリルセルから金属棒を取り外せなかったため、その影響（メタルアーティファクト）により鮮明な CT 画像が得られなかったものの、大気圧条件下で 15 日間膨潤させたブロックの空隙（約  $15 \text{ cm}^3$ ）と比較して 1/10 以下であることから、少なくとも高水圧環境下では、大気圧条件下よりも空隙が小さくなると言える。

このブロックの切断面を図 3-21 に示す。ブロックの中央部には、大気圧条件下で膨潤させたブロックに認められた  $\text{cm}$  オーダーの空隙は存在しないが、 $1 \text{ mm}$  以下の微小な空隙（以下、「微小空隙」）が点在していた。図 3-21 の右側に飽和度計測の結果を示す。上部、外壁部、下部の飽和度は 100% に近い値となっているのに対し、中央部の飽和度は 85% で他と比較して低い。これは、中央部に多数認められた細かい空隙が影響し、飽和度を低下させたと考えられる。このような微小空隙は、CT 画像には映っておらず、大気圧条件下で見られた空隙は認められなかった。これらのことから、高水圧下におけるブロック内の気相は、大気圧下で認められたような気相が中央部に集まって大きな空隙を形成することなく、ブロック中央部に微小空隙が多数残存するものと考えられる。この中央部の不飽和領域を、直径  $3 \text{ cm}$ 、高さ  $3 \text{ cm}$  の円柱状の領域と仮定した場合、そこに含まれる微小空隙の体積は、 $2.8 \text{ cm}^3$  と算出される。これが大気圧下における体積だとすると、CT 画像で見られた空隙の容積を加えても、初期気相量と比較して大幅に少ない結果となる。一方で、 $0.3 \text{ MPa}$  の水圧下では、大気圧下と比較してその水圧が約 4 倍となるため、ボイルの法則か

ら、空気の体積は約 1/4 になっていたと想定される。ブロックを取り出す際に、大気圧下にさらされたことで、微小空隙の容積はある程度膨張すると想定されるが、それが大気圧の状態まで膨張していたかは不明であり、単純に容積の比較をするのは困難である。図 3-21 に示すブロックの断面の様子は、大気圧下において観察しているため、高水圧下の状態と異なる可能性があるが、大気圧条件下の試験で確認されたような大きな空隙は形成されていなかったと考えられる。このことから、高水圧下におけるブロックの初期気相の挙動は、大気圧下で見られたように、ブロック中央部に大きな空隙を形成する挙動とは異なることが明らかとなった。



図 3-21 0.3 MPa の水圧条件下で膨潤させたブロックの CT 画像、切断面と各部位の飽和度

### C) 空隙の存在がブロックの閉塞性能に与える影響

表 3-24 に、大気圧下で膨潤させた初期含水比 10% および 20% のブロック、および 0.3 MPa の水圧下で膨潤させた初期含水比 10% のブロックについて、膨潤開始から 15 日時点で実施した透水試験の結果を示す。透水係数の値は、いずれのブロックにおいても  $10^{-10}$  m/sec オーダーであった。平成 31 年度事業において、初期含水比 15% で作成し 15 日間膨潤させたブロックの透水係数も  $10^{-10}$  m/sec オーダーであった<sup>9)</sup>。これらの結果から、本試験の条件においては、空隙の大小は透水係数に関係しないことが明らかとなった。今回の試験では、ブロック内に形成されたすべての空隙はブロックの内部から上部にかけて分布しており、ボーリングの軸方向に対して貫通することはなかった。このことが、空隙の存在が透水係数に影響しなかった要因であると考えられる。

今回の試験では、蒸留水の中に長さ 10 cm 未満のブロック 1 つを鉛直下向きに設置した条件であったが、実際の閉塞では、後述するとおり孔の掘削向き、孔壁の形状、ブロックの数量、地下水水質などのさまざまな要因が関連すると考えられる。

表 3-24 膨潤開始から 15 日後のブロックの透水係数

初期含水比 (%)	初期飽和度 (%)	初期気相量 (cm <sup>3</sup> )	膨潤時の水圧	透水係数 (m/sec)
10.6	47.3	15.1	大気圧	$3 \times 10^{-10}$
10.7	47.4	15.2	0.3MPa	$3 \times 10^{-10}$
21.8	97.6	0.7	大気圧	$4 \times 10^{-10}$

D) 空隙の連結性に関する要因の推測

一方で、平成 31 年度事業においては、ボーリングの軸方向に伸びる連結性の高い空隙が確認された。この違いが生じた要因については、ブロックの性状、閉塞区間の長さ、ボーリングの軸方向の 3 つが考えられる。

- ✓ ブロックの性状：平成 31 年度事業の試験では、ブロックの初期含水比は 15% で調製したもので、事前に検討した試験の結果からはほぼ 100% になると想定されていたが、結果としては、今回の試験で用いたブロックと比較して 2~3 倍の初期気相量を含んでいた。この原因として、ブロックの大きさが挙げられる。静的圧縮の場合、加圧面からの距離に応じて密度差が生じ、大きなブロックほどその影響が顕著となる<sup>(89)</sup>。平成 31 年度事業で用いたブロックは、本事業において作成したブロックの中で最も大きく、結果として事前検討から予測した量と比較して実際に含まれる初期気相量が多かったと考えられる。この観点は事業者が考慮すべき項目であるが、規制機関は、材料の物性値だけでなく、その評価方法が適切であることまでを確認する必要がある。
- ✓ 閉塞区間の長さ：平成 31 年度事業の試験では、ブロックを 4 つ積み上げて試験を実施した。したがって、形成された空隙の体積が大きくなったと考えられる。一方、室内試験では、ブロックが膨潤しアクリルセルの内壁と接触して以降、ブロックへの水の供給はブロックの頂部および底部に限られるが、実際の岩盤では、閉塞区間が長ければ長いほど、ブロックの側方からも水が供給されると考えられる。これらのことを踏まえると、より現場に即した条件下での研究が必要である。
- ✓ ボーリング孔の軸方向：今年度の試験の結果から、空隙はブロックの内部を上昇し、ブロックの上面から放出されることが明らかとなった。一方、平成 31 年度事業の試験はアクリルセルを斜め 30° に傾けた条件であり、ブロックから放出されて壁面まで到達した空隙が、アクリルに阻まれて壁面に集まったことで連結した可能性がある。このように、斜め孔や水平孔を想定した場合は、空隙がボーリングの軸方向に連結し、閉塞区間を貫通する可能性もあると考えられる (図 3-22)。ただし、実際の岩盤はアクリルと異なるため、空気がボーリング孔の壁面とブロックの界面に留まらず岩盤中へ抜け出ること考えられる。

以上のように、ブロックの空隙の連結と移行経路化については、実際の原位置環境を想定した試験を実施した上で、確認項目とすべきかどうかを判断する必要がある。

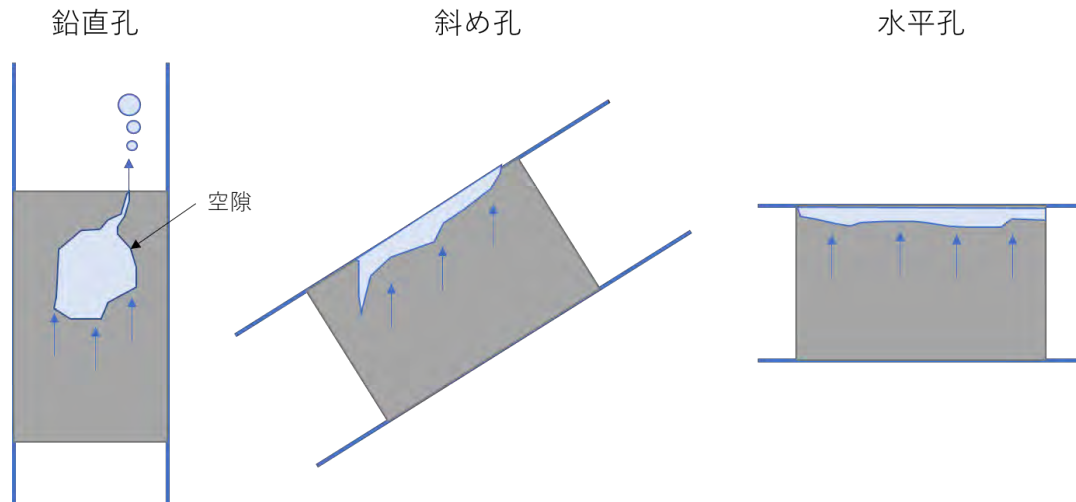


図 3-22 ボーリング孔の傾斜角度から想定される空隙の形状の違い

#### 3.3.1.4 得られた知見

本試験の結果より、ブロック内に形成される空隙の大きさは、ブロック成型時の初期気相量と比例することが明らかとなった。この結果は、ブロックの初期含水比を制御することで、空隙の形成を制御できることを示している。一方で、0.3 MPa の水圧環境を模擬した試験では、大気圧条件下と比較して空隙の体積が減少したことから、実際の閉塞では閉塞対象区間の地下水水圧を考慮して空隙の形成を推測する必要があると考えられたものの、試験で認められた空隙の容積は水圧を考慮して事前予測した値とは異なっており、予測手法については課題が残る。

また、透水試験の結果、空隙の大小にかかわらず透水係数は  $10^{-10}$  m/sec オーダーであり、空隙は移行経路として機能することはなかった。したがって、本試験の条件下（蒸留水の中に長さ 10 cm 未満のブロック 1 つを鉛直下向きに設置した条件で実施）においては、空隙はブロックの透水性に影響を与えないと考えられた。

以上のことを踏まえると、空隙が閉塞区間を貫通する懸念があるケースにおいては、ボーリング孔の閉鎖確認時に重要となる確認項目および判断指標は以下のとおりとなる。

確認項目：閉塞材にベントナイトを用いる場合、空隙の貫通が生じない適切な初期含水比が設定されているか。

判断指標：ブロックの乾燥密度と含水比が、それらから算出される初期気相量が最小限になる値に設定され、実際に調製されたブロックの初期含水比が設定値と同程度か。

一方で、0.3 MPa（水深 30m 相当）の水圧条件下で実施した室内試験の結果、その定量的な評価は困難であったものの、高水圧環境では形成される空隙の形状が小さくなることが明らかとなった。また、空隙の形成と連結については、ブロックのサイズ、閉塞区間の長さ、ボーリングの軸方向といった要因が関連していると考えられた。これらのことを踏まえると、より現場に即した確認項目と判断指標を抽出するためには、実際の原位置環境に即した条件下で試験を行い、空隙の形成とその挙動に関する知見を蓄積する必要がある。



### 3.3.2 地震等による一時的な水圧変化時の埋戻し材の閉鎖確認に係る知見の取得

#### 3.3.2.1 実験の目的

3.2.1.4 において示した課題として、ベントナイト系材料のように、セメントと違って固化しない材料を閉塞材として用いた場合、ボーリング孔内に設けた閉塞区間に上向きの差圧が生じる環境で、ベントナイトが計画していた閉塞性能を発揮しない可能性があると考えられた。

実際の地下環境では、同一ボーリング孔において、下位の全水頭が上位の全水頭よりも高く、孔内において地下水が下から上へ流動するようなケースが存在する<sup>(91)</sup>。また、地震等により一時的に水圧が変化し、地下水が自噴するケースもある。このように、静水圧ではない状況のボーリング孔を閉塞する場合は、閉塞材に対して上向きの差圧がかかる状態となる。

原環センター<sup>(90)</sup>は、ベントナイトで閉塞させた試験セルに高差圧をかけた結果、ベントナイトとセル内壁との境界部にパイピング現象が発生することを報告している。また、平成 30 年度事業<sup>(8)</sup>では、アクリルセル内で膨潤させたベントナイトブロックに対し下から約 10 cm の水頭差を与えたところ、ブロックが浮き上がる現象が認められた (図 3-23)。これらの結果を踏まえると、ボーリング孔内に設置したベントナイトに上向きの差圧が生じると、閉塞材が移動し、孔壁との境界部のベントナイトが乱され、閉塞区間が移行経路化する可能性がある。このような現象が生じるならば、規制機関は、設置した閉塞材が移動しない措置を施す計画となっていることを確認する必要があると考えられるが、差圧による移動とその閉塞性能の変化に関する既往事例が認められないため、確認項目としての重要度が不明である。

ボーリング孔閉鎖時の確認項目および判断指標を抽出するためには、ブロックに差圧が生じる環境を室内で模擬し、ブロックの移動およびその移行経路化に関する知見を取得することが必要である。また、原位置ではベントナイトは岩盤と接触するため、ベントナイトと岩盤との接触の関係性が重要となる。一方、岩石を用いた室内試験や原位置試験では空洞内が視認できないため、差圧を生じさせた条件により閉塞部の閉塞性が低下したとしても、内部で生じている現象を把握することが困難である。

そこで本試験では、実際の岩石ではなく、孔内におけるベントナイトの様子を目視できるアクリルセルを用いた室内試験を実施し、差圧によるベントナイトの移動の有無、ベントナイトが移動し始める差圧、移動による移行経路化の有無に関する知見を取得した。



図 3-23 ブロックが浮き上がる様子<sup>(8)</sup>



### 3.3.2.2 実験手法

#### A) ブロックとアクリルとの静摩擦係数の測定

ブロックが移動するのに要する差圧を、簡易的な室内試験により算出した。ブロックが移動し始める差圧は式(3)で表される。

$$P_{move} = W_{water} + W_{bentonite} + F_{b/a} \quad (3)$$

ここで、 $P_{move}$  はブロックが移動し始める圧力、 $W_{water}$  はセル内の水の重量 (荷重)、 $W_{bentonite}$  はセル内のベントナイトの重量 (荷重)、 $F_{b/a}$  はベントナイトとアクリル間の静摩擦力である。この摩擦力は式(4)で表される。

$$F_{b/a} = c + \mu N \quad (4)$$

ここで、 $c$  は粘着力、 $\mu$  は静摩擦係数、 $N$  は垂直抗力である。一般に、飽和したベントナイトは、粘着力がほぼ 0 になる<sup>(92) (93) (94)</sup>など。このことを踏まえ、 $c=0$  と仮定すると、ブロックが移動し始める差圧は式(5)で表される。

$$P_{move} = W_{water} + W_{bentonite} + \mu N \quad (5)$$

拘束圧をかけずにベントナイトを膨潤させる場合、膨潤圧は自身の上載圧を超えないと想定される。そのため摩擦力には上限があり、この上限値を用いた式(5)から導き出される  $P_{move}$  の値を差圧が超えた場合、ブロックは確実に動き始めると想定される。今回は想定される  $P_{move}$  の最大値を見積もることとし、 $N$  はベントナイトの自重 ( $W_{bentonite}$ ) とセル内の蒸留水の重さ ( $W_{water}$ ) を合計したものと同程度であると仮定し、実験により求めた  $\mu$  の値を用いて  $P_{move}$  を算出した。

ここで、膨潤前のブロックとアクリルとの静摩擦係数 ( $\mu$ ) を求めるため、傾斜法 (JIS P 8147) によりブロックが滑り始める傾斜角度を測定した。ブロックは、底面を水平に調製したものを用意し、水平においたアクリル板の上に静置し、アクリル板に角度計を取り付けた。その後、アクリル板の片側をゆっくり持ち上げ、ブロックがアクリル板上を滑り出す角度を計測した。この時のアクリル板の角度  $\theta$  と静摩擦係数  $\mu$  の関係は、以下の式で示される。

$$\mu = \tan\theta \quad (6)$$

本試験では、この測定を 5 回実施し、ブロックとアクリル板の静摩擦係数を求めた。ここで得られた静摩擦係数は乾燥時の値であり、実際にはブロックを浸水・膨潤させて試験を実施するため、湿潤時の静摩擦係数を取得する必要がある。しかし、ベントナイトの底面は湿潤によって膨潤することにより形状が変化し、今回の試験において湿潤時の静摩擦係数を取得するのは困難である。既往報告によれば、ベントナイトの静摩擦係数は、湿潤時の値が乾燥時の値から約 10% 減少する<sup>(95)</sup>。したがって、湿潤時の静摩擦係数を乾燥時の静摩擦係数の 90% と仮定し、摩擦力 ( $\mu N$ ) を算出した。

なお、原位置における摩擦係数を推定するために、花崗岩の岩石試料を用いた摩擦試験もアクリル板と同様の手順で実施した。孔内の岩盤表面は、岩盤の強度や掘削の状況などに依存して、滑らかさや凹凸の有無が多様であると考えられる。本試験では、#180 および #1000 の 2 種類のサンドペーパーで表面を研磨した岩石試料を用いた摩擦試験により、岩盤の滑らかさの違いと摩擦係数の関係を予察的に把握する試験を実施した。

## B) ブロックの膨潤

ブロックの移動試験を行うため、ブロックの上下間に差圧が生じる状態となるまで、ブロックを膨潤させた。膨潤期間は、ブロックとセル内壁が密着状態となると考えられる 4 日間とした。膨潤後のブロックの移動の様子がアクリル越しに観察できるように、アクリルセルの底に  $0.45 \mu\text{m}$  のメンブレンフィルターを敷き、その上に珪砂を厚さ 1 cm 程度敷き詰め、ブロックの定置位置を高くした。

## C) ブロックが移動し始める差圧の計測

本試験は、膨潤開始から 4 日後のブロックの側面とセル内壁が密着状態となったことを確認してから実施した。アクリルセル内で、3 日間膨潤させたブロックの下から水圧を徐々にかけ、ブロックが移動し始めた時の差圧を計測した。図 3-24 のように、アクリルセルの注水口と蒸留水の入ったビーカーを蒸留水で満たしたチューブでつなぎ、ビーカーを持ち上げることで水圧をかけた。徐々にビーカーの高さを上げ、ブロックが移動し始めた時のビーカー内の水位と、吐出口にあるビーカー内の水位の差を計測した。

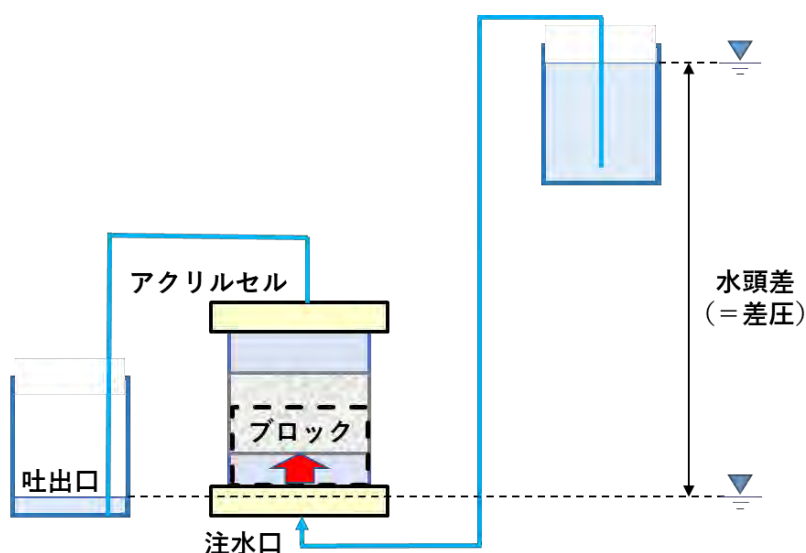


図 3-24 ブロックが移動し始める時の水頭差の計測概念図

## D) 移動試験および透水試験

本試験は、膨潤開始から 4 日後のブロックの側面とセル内壁が密着状態となったことを確認してから実施した。まず、アクリルセルの下に加圧ラインを接続して下から水圧をかけ、セルの上端付近まで移動させた (図 3-25 左)。その後、加圧を止めて試験系を切り替え (図 3-25 の右側) アクリルセルの上から水圧をかけてブロックを元の位置まで移動させた。移動時はチャンバータンクを接続したアルゴンガスを用いて加圧し、圧力は  $0.3 \text{ MPa}$  とした。ブロックがアクリルセルの底部へ着床した後、加圧状態を維持したまま透水試験へ移行し、吐出口からの流量を計測した。移動試験に用いたブロックの初期含水比は、10%および 20%の 2 種類で、それぞれ 6 試料を試験に供した。また、対照実験として、アクリルセル内で 4 日間膨潤させ、移動させずに透水試験を

実施する条件の試験も実施した。透水試験の手法は、3.3.1 章と同様に実施した。

透水試験を実施した結果として、ブロックの閉塞性能が機能しなくなっていた場合は、その移行経路を把握するため、注水側に蛍光染料（ウラニン）を添加し移行経路の可視化を試みた。

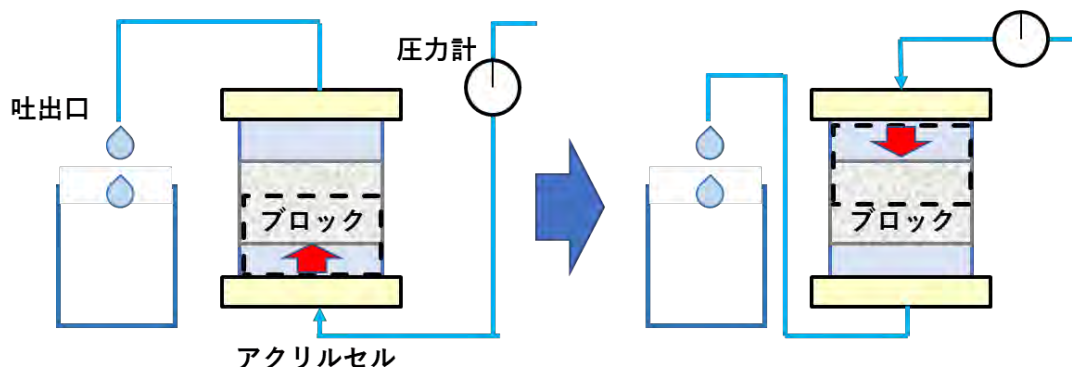


図 3-25 ブロックの移動試験の手順

### 3.3.2.3 結果と考察

#### A) ブロックの移動に要する差圧

試験に用いたブロックの乾燥密度は、いずれも  $1.70\sim 1.73\text{ g/cm}^3$  であった。試験に用いたブロックのデータを表 3-25 に示す。ブロックの飽和度および初期気相量は、ブロック作成時の材料調整したものの含水比の値から算出した。初期含水比 10%のブロックの飽和度は 46～52 %、初期気相量は  $13.4\sim 15.8\text{ cm}^3$  であり、初期含水比 20 %のブロックの飽和度は 96～99 %、初期気相量は  $0.2\sim 1.1\text{ cm}^3$  と算出された。

表 3-26 に、アクリル板とブロックの摩擦係数の計測結果と、その結果から推定されるブロックが移動し始める差圧の計算結果を示す。摩擦係数は、ブロックの初期含水比の違いで変化はなく、どちらのブロックも移動し始める差圧は 1.9 kPa であると算出された。

実際にアクリルセル内で 4 日間膨潤させたブロックが移動し始めた時の水頭差の計測結果は、84～101 cm であった。この結果から、ブロックの移動に必要な水圧は 8～10 kPa と計算される。この結果は、事前の摩擦試験から推測された値と比較して大きいものの、そのオーダーは一致した。

本試験の結果は、拘束されていない状態でボーリング孔内に設置してあるベントナイトブロックは、0.1～1 m オーダーの水頭差で移動し始めることを示している。また、今回の試験では、湿潤時の静摩擦係数やアクリルセル壁面への垂直抗力を仮定して計算したため、より精確に予測するためにはこれらの値を実測する必要があるものの、事前に摩擦試験を実施することで、ブロックが移動し始める差圧を予測できる可能性があると考えられる。

なお、花崗岩を用いた摩擦試験の結果（表 3-27）、花崗岩とブロックとの摩擦係数は、アクリル板との摩擦係数の値とほぼ一致した。また、岩石表面の粗さ（#180 と #1,000）の違いによる摩擦係数の違いは認められなかった。これらの結果から、花崗岩のような硬質の岩盤かつ孔壁の表面が滑らかなボーリング孔の場合は、ブロックが動き始めるために必要な差圧は、アクリル板を用いて得られた試験結果から推定できると考えられた。ただし、硬質な岩盤であっても、原位置で

は岩盤強度や割れ目の有無によって孔壁表面に凹凸が生じると想定されることから、より現実的な予測手法を構築するためには、これらの形状を含む岩石試料を対象とした室内試験を行う必要がある。

表 3-25 3.3.2 の室内試験に用いたブロックのデータ

No.	ブロック材料の含水比 (%)	作成したブロックのデータ							膨潤後のデータ				試験条件			
		高さ (cm)	直径 (cm)	重さ (g)	体積 (cm <sup>3</sup> )	初期気相量 (cm <sup>3</sup> )	飽和度 (%)	乾燥密度 (g/cm <sup>3</sup> )	高さ (cm)	直径 (cm)	体積 (cm <sup>3</sup> )	乾燥密度 (g/cm <sup>3</sup> )	移動なし	移動あり	移動し始めの差圧計測	透水試験
1	11.5	3.06	5.53	141.44	73.50	13.4	52	1.73	6.7	7.4	289.9	0.44	✓			✓
2	10.6	3.23	5.53	146.97	77.58	15.8	47	1.71	6.3	7.4	268.8	0.49		✓		✓
3	10.3	3.1	5.53	141.08	74.46	15.4	46	1.72	6.3	7.4	271.4	0.47		✓		✓
4	10.6	3.14	5.53	142.38	75.42	15.6	47	1.71	6.3	7.4	270.5	0.48		✓		✓
5	10.6	3.13	5.53	142.47	75.18	15.3	47	1.71	6.5	7.4	280.4	0.46		✓		✓
6	10.8	3.02	5.53	136.74	72.53	14.9	47	1.70	6.1	7.4	264.1	0.47		✓		✓
7	10.6	3.18	5.53	144.09	76.38	15.8	47	1.70	6.4	7.4	276.1	0.47		✓		✓
8	10.9	3.15	5.54	143.06	75.93	15.6	48	1.70	6.4	7.4	275.3	0.47			✓	
9	21.8	3.11	5.51	156.07	74.16	0.2	99	1.73	6.5	7.4	280.0	0.46	✓			✓
10	22.1	3.23	5.52	160.45	77.30	1.1	96	1.70	6.1	7.4	262.4	0.50		✓		✓
11	22.2	3.25	5.51	162.23	77.50	0.4	99	1.71	5.5	7.4	236.5	0.56		✓		✓
12	22.0	3.19	5.51	157.89	76.06	1.1	96	1.70	5.7	7.4	245.1	0.53		✓		✓
13	22.2	3.15	5.51	156.05	75.11	0.9	97	1.70	5.8	7.4	249.4	0.51		✓		✓
14	22.7	3.14	5.51	156.05	74.87	0.3	99	1.70	6.5	7.4	281.3	0.45		✓		✓
15	22.4	3.22	5.51	160.31	76.78	0.4	99	1.71	5.8	7.4	250.7	0.52		✓		✓
16	22.0	3.21	5.51	159.12	76.54	1.0	97	1.70	6.6	7.4	281.7	0.46			✓	

表 3-26 アクリル板を用いたブロックの摩擦試験の結果

初期含水比	ブロックの摩擦試験		膨潤したブロックが移動し始める差圧の計算結果				計測結果
	すべりはじめの傾斜角度 (°)	静摩擦係数	湿潤時の静摩擦係数	ブロックの重量 (g)	摩擦力 (N)	上向きに移動し始める差圧 (kPa)	水頭差 (cm)
10%	28.0	0.53	0.48	143	0.0	1899.95	101
20%	27.2	0.51	0.46	160	0.0	1935.33	84

表 3-27 花崗岩を用いたブロックの摩擦試験の結果

初期含水比	花崗岩の研磨度	ブロックの摩擦試験		膨潤したブロックが移動し始める差圧の計算結果			
		すべりはじめの傾斜角度 (°)	静摩擦係数	湿潤時の静摩擦係数	ブロックの重量 (g)	摩擦力 (N)	上向きに移動し始める差圧 (kPa)
10%	#180	27.1	0.51	0.46	142	2.6	1.93
	#1000	25.3	0.47	0.42	142	2.4	1.89
20%	#180	26.9	0.51	0.46	158	2.6	1.93
	#1000	27.1	0.51	0.46	158	2.6	1.93

※水の重量を450gと設定

B) ブロックの移動による閉塞性能への影響

表 3-28 に、移動試験および透水試験の結果を示す。移動後の閉塞性は、移動させなかったブロックの透水係数が  $10^{-10}$  m/sec オーダーであったことから、移動させたサンプルの透水係数の測定結果が  $10^{-10}$  m/sec オーダーであったブロックを「○」、それと比較して数オーダー上昇したサンプルを「×」と評価し、表中に記載した。

移動後のブロックの透水試験の結果、12 試料中 4 試料の透水係数が  $10^{-5}$ ~ $10^{-6}$  m/sec オーダーとなり、移動させなかったブロックの透水係数と比較して 4~5 桁高い値を示した。この結果から、差圧によりベントナイトブロックが設置深度から移動してしまった場合は、事前に期待していた閉塞性能が発揮されなくなるおそれがあることを示している。

表 3-28 ブロックの移動試験と移動後の透水試験の結果

No.	ブロック		移動				透水性		
	初期含水比	膨潤期間 (日)	差圧 (MPa)	移動距離 (往復) (cm)	移動速度 下→上 (cm/sec)	移動速度 上→下 (cm/sec)	試験時の 圧力 (MPa)	透水係数 (m/sec)	移動後の 閉塞性の 評価
1	11.5%	4	-	-	-	-	0.3	$7 \times 10^{-10}$	○
2	10.6%	4	0.3	10.4	0.65	0.26	0.3	$2 \times 10^{-10}$	○
3	10.3%	4	0.3	10.2	0.57	0.21	0.3	$2 \times 10^{-10}$	○
4	10.6%	4	0.3	10.2	0.64	0.36	0.3	$7 \times 10^{-6}$	×
5	10.6%	4	0.3	9.8	0.54	0.27	0.3	$6 \times 10^{-6}$	×
6	10.8%	4	0.3	10.2	0.73	0.30	0.3	$3 \times 10^{-10}$	○
7	10.6%	4	0.3	9.4	0.78	0.20	0.3	$3 \times 10^{-6}$	×
9	21.8%	4	-	-	-	-	0.3	$6 \times 10^{-10}$	○
10	22.1%	4	0.3	10.2	0.73	0.28	0.3	$5 \times 10^{-10}$	○
11	22.2%	4	0.3	10.4	0.65	0.37	0.3	$3 \times 10^{-10}$	○
12	22.0%	4	0.3	9.8	0.70	0.26	0.3	$3 \times 10^{-10}$	○
13	22.2%	4	0.3	10.6	0.66	0.35	0.3	$3 \times 10^{-10}$	○
14	22.7%	4	0.3	10.0	0.71	0.50	0.3	$2 \times 10^{-5}$	×
15	22.4%	4	0.3	10.0	0.71	0.71	0.3	$5 \times 10^{-10}$	○



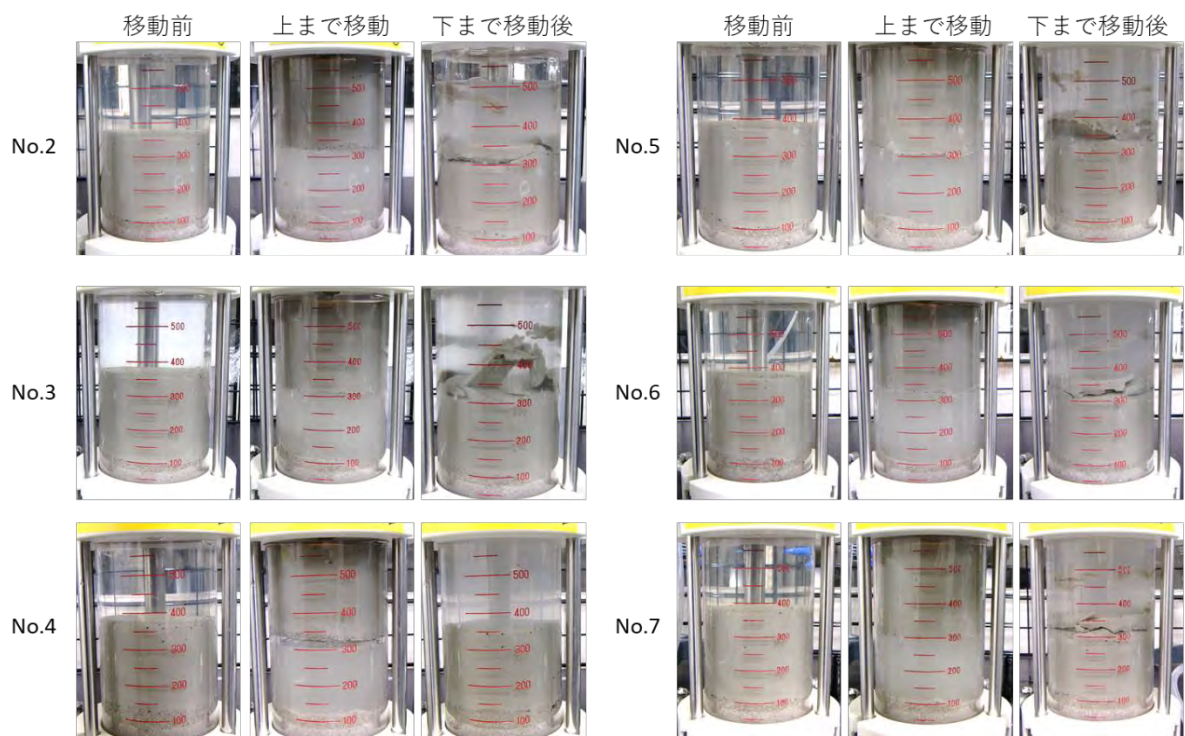


図 3-26 初期含水比 10%のブロック 6 試料の移動前から移動後にかけての様子

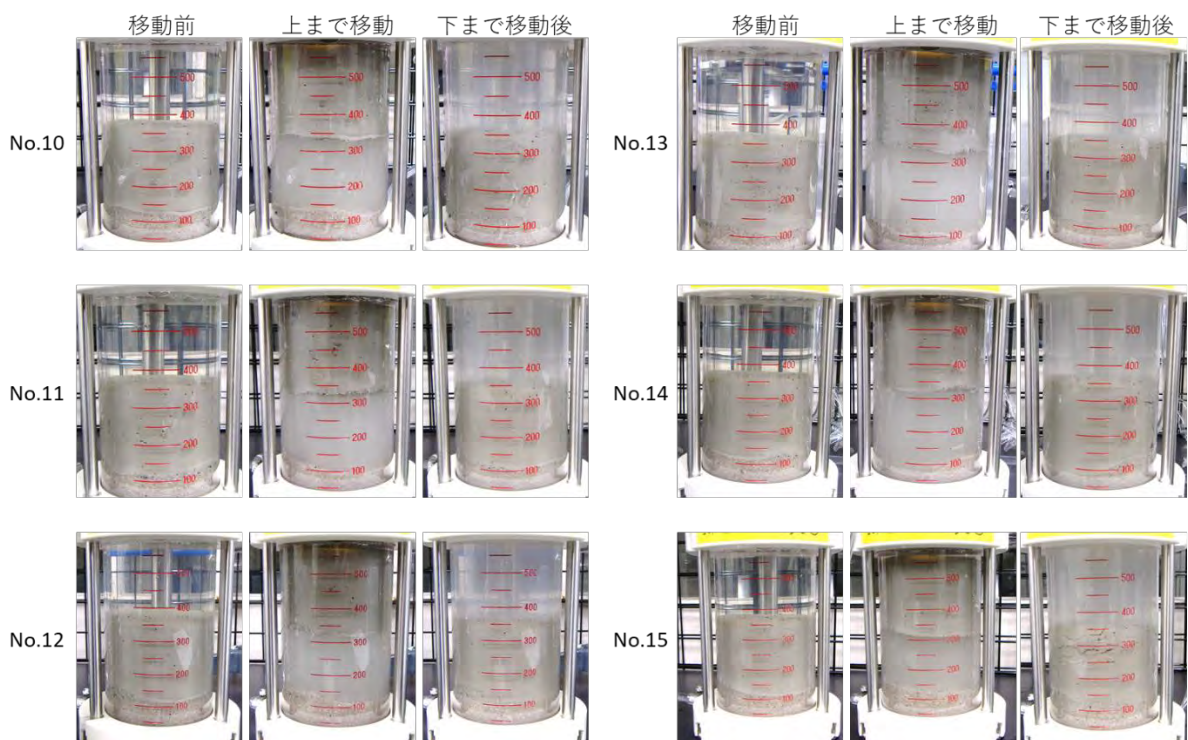


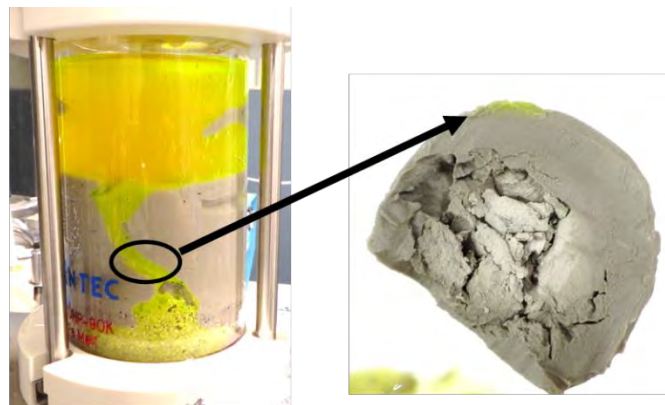
図 3-27 初期含水比 20%のブロック 6 試料の移動前から移動後にかけての様子

C) ウラニンの添加による移行経路の可視化

図 3-28 に、ブロック移動後に透水係数が数オーダー増加した No.7 と No.14 のブロックについて



て、ウラニンを上流側の水に添加し通水させたときの様子を示す。どちらのブロックも、ウラニンを添加した水はブロックとアクリルセルの境界部に生じた隙間を通過した。また、通水後のブロックを取り出し水平方向に切断して観察した結果（図 3-28、右側）、ブロックの内部にウラニンを添加した水が流れ込んだ形跡は認められなかった。すなわち、移行経路化する場所はブロックとアクリルセルの境界部であったと考えられた。



No.7 初期含水比10%



No.14 初期含水比20%

図 3-28 添加したウラニンにより可視化された移行経路

#### D) 移行経路化の要因

閉塞性能が変化した（透水係数が数オーダー上昇した）ブロックと変化しなかったブロックの違いについて考察する。

移動時のブロックの移動速度に着目すると、上向きの移動時は  $0.54\sim 0.78$  cm/sec、下向きの移動時は  $0.20\sim 0.71$  cm/sec であった。しかし、移動速度の違いと閉塞性能への影響の違いには関係性が認められなかった。また、ブロックの移動時に珪砂がアクリルとブロックの界面に入り込む様子は認められなかったため、珪砂に起因する移行経路化は生じていないと考えられる。

ブロックの初期含水比に着目すると、初期含水比 10%のブロックは 3 試料が、初期含水比 20%のブロックは 1 試料が移行経路化しており、初期含水比 10%のブロックが移行経路化しやすい結果となった。このことから、3.3.1 で前述した空隙サイズの違いが空隙の移行経路化に寄与してい

る可能性があると考えられたが、ウラニン添加試験の結果、空隙は移行経路となっていなかった。また、移動後のブロックを観察すると（図 3-26、図 3-27）、初期含水比 10%のブロックにのみ水平方向の亀裂の発生や形状の乱れなどの変形が認められた。このことから、移動によるブロックの変形が移行経路化の一因であると考えられたものの、変形が生じても空隙が移行経路化しなかったブロックもある。

ウラニン添加試験の結果から、ブロックとアクリルセルの境界部が移行経路化したと確認されたことから、壁面付近のベントナイトが乱されることが移行経路化の要因であると考えられるが、移行経路化の有無を制御する因子についてはさらなる研究が必要である。

#### 3.3.2.4 得られた知見

今回の試験において、ブロックを移動させるのに必要な差圧は約 8~10 kPa であり、事前に実施した摩擦試験結果から想定される移動に必要な差圧と同じオーダーとなった。これにより、事前にブロックが移動し始めるおおよその差圧を予測することができる可能性がある。

また、透水試験の結果から、設置深度から移動したベントナイトは期待していた閉塞性能を発揮しなくなる可能性があることが明らかとなった。形成された移行経路はブロックとアクリルセルの界面であったことから、移動したことで壁面と接触しているベントナイトが乱されたことが移行経路化の原因であると考えられた。

以上のことを踏まえ、ボーリング孔の閉鎖確認時の確認項目および判断指標を以下に示す。

確認項目：閉塞作業中および閉塞性能の確認試験時に、閉塞材が閉塞区間から移動しないような計画・手順となっているか

判断指標：閉塞区間の上下の地下水圧の差が、地下水が下から上へ流動する値となっているか

自噴井のように自然状態で上向きの地下水流動が生じているボーリング孔に加えて、閉塞作業中に閉塞区間の上部を減圧する作業が計画されている場合（例えば、閉塞区間の性能確認試験で揚水試験が採用されている場合）も、閉塞材が移動しうると想定される。したがって、規制機関が確認すべき項目は、地下水圧のモニタリング結果や性能確認時の試験方法であると考えられる。

実際の岩盤を想定すると、孔内の岩盤の種類や壁面の状態によってベントナイトと岩盤の接着状況が異なると想定される。本試験は、表面が滑らかに加工されたアクリルセルを用いて実施したため、表面に凹凸がある岩盤に設置した場合は、ブロックが移動し始める差圧が大きくなると期待されつつも、移動後のベントナイトの擾乱がより激しくなる可能性もある。このことを踏まえると、実際の岩盤を想定した室内試験を実施し、より原位置環境に近い状況で生じる現象を理解する必要があると考えられる。

### 3.4. まとめ

ボーリング孔の状態変化を整理することを目的として、中深度処分事業の各段階において規制機関が実施する閉鎖確認を想定し、ボーリング孔の周辺において想定される各移行経路を対象に、それらが適切に閉塞されたと確認するために必要な科学的・技術的知見を取りまとめるとともに、坑道においても閉鎖時に想定される移行経路を抽出し、それらが適切に閉塞されたことを確認するために必要は科学的・技術的知見を取りまとめた。また、ボーリング孔の状態変化を整理によって挙げられた課題について、代表的閉塞材であるベントナイトを用い、原位置におけるボーリング孔の地質環境（水圧等）を模擬した室内試験を実施し、ボーリング孔の閉塞確認に資する科学的・技術的知見を得た。

ボーリング孔、坑道の状態変化の整理については、事業者が実施するであろうと思われる作業を想定し確認項目や確認方法等を整理したが、閉塞確認を行うための課題は残っている。今後、これら課題に係る科学的・技術的知見を得るとともに、新たな知見に基づき状態変化の整理を継続することが必要である。

また、ボーリング孔空洞部の埋戻し、閉塞については、ボーリング孔特有の条件（狭隘な空間、水中環境）での閉塞部のベントナイトの不均質性が閉塞の妥当性に与える影響について確認することが、依然、課題として残されている。

### 第3章の引用文献

- (1) International Atomic Energy Agency: Classification of Radioactive Waste. IAEA, Vienna, IAEA Safety Standards Series No. GSG-1 (2009).
- (2) International Atomic Energy Agency: Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. IAEA, Vienna, IAEA Safety Standards Series No. SSG-14 (2011).
- (3) Pusch, R., Borgesson, L., Svemar, C.: Äspö Hard Rock Laboratory; Prototype Repository Final Report (Deliverable D36). SKB, IPR-04-27 (2004).
- (4) Garcia-Sineriz, J.L., Mazon, M.R. and Mayor, J.-C.: The engineered barrier experiment at Mont Terri Rock Laboratory, ANDRA, Science and Technology Series n° 334 (2008).
- (5) Ericsson, L.O., Thörn, J., Christiansson, R., Lehtimäki, T., Ittner, H., Hansson, K., Butron, C., Sigurdsson, O., Kinnbom, P.: A demonstration project on controlling and verifying the excavation-damaged zone: SKB, Experience from the Äspö Hard Rock Laboratory. SKB, R-14-30 (2015).
- (6) DOPAS consortium and Posiva: DOPAS Final Report, DOPAS Project FP7 EURATOM, no.323273 (2016)  
[https://posiva.fi/dopas/en/dopas/news/dopas\\_final\\_report.3320.html](https://posiva.fi/dopas/en/dopas/news/dopas_final_report.3320.html) (2021年3月1日閲覧)
- (7) 中山 雅, 大野宏和: 幌延深地層研究計画における人工バリア性能確認試験 350m 調査坑道における人工バリアの設置および坑道の埋め戻し. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2019-007 (2019).
- (8) 日本原子力研究開発機構: 平成 30 年度 廃棄物埋設における性能評価手法に関する調査 報告書. 原子力規制庁委託事業, pp.4-1 - 4-49 (2019).
- (9) 日本原子力研究開発機構: 平成 31 年度 廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究 報告書. 原子力規制庁委託事業, pp.4-1 - 4-39 (2020).
- (10) Pusch R. and Ramqvist, G.: Äspö Hard Rock Laboratory, Borehole sealing, preparative steps, design and function of plugs – basic concept. SKB, IPR-04-57 (2004).
- (11) Pusch R. and Ramqvist, G.: Borehole project – Final report of Phase 3. SKB, R-07-58 (2007).
- (12) Ratio, T: Borehole plugging experiment in OL-KR24 at Olkiluoto, Finland, Posiva, WR 2006-35 (2006).
- (13) Sandén, T., Dueck, A., Akesson, M., Borgesson, L., Nilsson, U., Goudarzi, R., Jensen, V, Karnland, O.: Sealing of investigation boreholes, Laboratory investigations of sealing components. SKB, P-17-10 (2017).
- (14) Sandén, T., Nilsson, U., Johannesson, L.-E., Hagman, P. and Nilsson, G., Sealing of investigation boreholes –Full scale field test and large-scale laboratory tests, SKB, TR-18-18 (2018).
- (15) Nagra: SMA/WLB, Bohrlochversiegelung/ -verfüllung SB4a/schräg, Nagra, NTB 02-24 (2002).
- (16) 村上裕晃, 岩月輝希, 竹内竜史, 西山成哲: 放射性廃棄物の処分分野における地下水モニタリングの方法. 原子力バックエンド研究, vol.27, no.1 (2020), pp.22-33.
- (17) 原子力規制委員会: 第 27 回原子力規制委員会 臨時会議, 資料 3, 第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案. 平成 29 年 7 月 31 日 (2017).  
<https://www.nsr.go.jp/disclosure/committee/kisei/00000258.html> (2021年3月1日閲覧)

- (18) 原子力規制委員会: 第17回原子力規制委員会 資料2, 中深度処分に係る規制基準等における要求事項に対する科学的・技術的意見の募集について, 令和2年7月22日 (2020).  
<https://www.nsr.go.jp/disclosure/committee/kisei/010000564.html> (2021年3月1日閲覧)
- (19) Khalifeh, M., Saasen, A.: Introduction. In: Khalifeh, M and Saasen, A., Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 1, Springer, pp 1-9 (2020).
- (20) NORSOK Standard: NORSOK D 010, Well integrity in drilling and well operations. Rev. 4, 2013, Standard Online AS: [www.standard.no](http://www.standard.no) (2013).
- (21) Jackson, C.T., Jeffeies, N.L., Alexander, R., Smith, J., Frieg, B., Gauss, I., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Marsden, R.: Sealing deep site investigation boreholes: Phase 1 report. RWMD, RWMD/03/042 (2014).
- (22) 経済産業省: 鉱業権者が講ずべき措置事例 (平成24年6月1日施行) (2012).  
<https://www.meti.go.jp/policy/tsutatsutou/tuuti1/aa813.pdf> (2021年3月1日閲覧)
- (23) Oil and Gas UK: Guidelines for the Abandonment of Wells. Issue 5, Oil and Gas UK, July 2015 (2015).
- (24) Pusch, R., Ramqvist, G., Knutsson, S.: Modern method for sealing deep boreholes. Engineering Geology, vol.202, no.4 (2016), pp.132-142.
- (25) Karvonen, H.T.: Closure of the Investigation Boreholes. Posiva, WR 2012-63 (2014).
- (26) SKB: Long term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main report of the SR-Can project. SKB, TR-06-09 (2006).
- (27) Luterkort, D., Gylling, B., Johansson, R.: Closure of the Spent Fuel Repository in Forsmark; Studies of alternative concepts for sealing of ramp, shafts and investigation boreholes. SKB, TR-12-08 (2012).
- (28) Jefferies, N., Hoch, A., Tsitsopoulos, V., Alexander, R., Borgesson, L., Hedstrom, M., Kamland, O., Sanden, T., Crawford, M., White, M., Frieg, B., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Wilson, J.: Sealing Deep Site Investigation Boreholes: Phase 2. Final Report, RWM/03/046 (2018).
- (29) Environment Agency: Good practice for decommissioning redundant boreholes and wells, Product Code: LIT 6478/657\_12 (2012).  
[https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328154120/http://cdn.environment-agency.gov.uk/LIT\\_6478\\_8cbe6f.pdf](https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328154120/http://cdn.environment-agency.gov.uk/LIT_6478_8cbe6f.pdf)  
(2021年3月1日閲覧)
- (30) SKB: Design premises for a KBS-3V repository based on the results from the safety assessment based on the results from the safety assessment of SR-Can and some subsequent analyses. SKB, TR-09-22, (2009).
- (31) ANDRA: Dossier 2005 Argile Tome Architecture and management of a geological repository. ANDRA, C.RP.ADP.04.0001 (2005).
- (32) Michigan Department: Michigan Abandoned Water Well Plugging Manual. Michigan Department of Environmental Quality Drinking Water and Municipal Assistance Division, RMD 1001 4/2012 (2012).
- (33) Saasen, A., Wold, S., Ribesen, B.T., Tran, T.N., Huse, A., Rygg, V., Grannes, I., Svindland, A.: Permanent abandonment of a North sea well using unconsolidated well plugging material. SPE Drilling & Completion, vol.26 (2014), pp.371–375.
- (34) Beharie, C., Francis, S., Øvestad, K.H.: Resin: an alternative barrier solution. In: Paper Presented at the SPE Bergen One Day Seminar, Bergen, Norway, 22 April, SPE-173852-MS (2015).

- (35) Sandén, T., Borgesson, L.: Deep repository-engineered barrier system. Piping and erosion in tunnel backfill; Laboratory tests to understand processes during early water uptake. SKB, R-06-72 (2008).
- (36) 原子力環境整備促進・資金管理センター: 平成 29 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 処分システム工学確証技術開発 報告書. 資源エネルギー庁委託事業 (2018)
- (37) Islame, N.M., Bungler, P.A., Huerta, N., Dilmore, R.: Bentonite Extrusion into Near-Borehole Fracture. *Geoscience*, vol.9, no.12 (2019), 495.
- (38) Khalifeh, M., Saasen, A.: Barrier Verification. In: Khalifeh M. and Saasen, A., *Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells*, Chapter 9, Springer, pp.249-273 (2020).
- (39) Pusch, R., Börgesson, L., Ramqvist, G.: Final report of the borehole, shaft, and tunnel sealing test – Volume I: Borehole Plugging, Stripa Project. SKB, TR 87–01 (1987).
- (40) Blümling, P., Adams, J.: Grimsel Test Site; Investigation Phase IV Borehole Sealing. Nagra, TR 07-01 (2008).
- (41) Rothfuchs, T., Czaikowski, O., Hartwig, L., Hellwald, K., Komischke, M., Mieke, R., Zhang, L.C.: Self-Sealing Barriers of Sand/Bentonite-Mixtures in a Clay Repository, SB-Experiment in the Mont Terri Rock Laboratory, Final Report. GRS, GRS-302 (2012).
- (42) 石油技術協会: 石油・天然ガス開発に於ける安全及び環境保護に関する規則等の概要 (その 2) . 作井技術委員会 安全規則/環境保護に関する分科会 (1988).
- (43) 電力中央研究所: 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 (岩盤中地下水移行評価確証技術開発) -ボーリング調査技術の確証-. 資源エネルギー庁委託事業報告書 (2018).
- (44) Khalifeh, M., Saasen, A.: General Principles of Well Barriers. In: Khalifeh M. and Saasen, A., *Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells*, Chapter 2, Springer, pp 11-69 (2020).
- (45) 西垣 誠, 小松 満, 見掛信一郎, 中島朋宏, 金谷賢生, 龍田圭亮: 坑道の掘削影響に対する修復技術としてのベントナイトグラウトの適用性に関する評価. *土木学会論文集*, 806, III-73, (2005), pp.55-66.
- (46) 小早川博亮, 伊藤洋: 高レベル放射性廃棄物処分へ適用するベントナイトグラウトの配合条件. *土木学会論文集 F*, vol.63, no.1 (2007), pp.53-65.
- (47) Kelokaski, M., Siitari-Kauppi, M., Kauppi, I., Hellmuth, H.K., Mori, A., Biggin, C., Kickmaier, W., Inderbitzin, L., Martin, A.: Pore Space Geometry Project; Characterisation of Pore Space Geometry by 14C-MMA Impregnation. Nagra, NTB 05-03 (2010).
- (48) Schuster, K., Amann, F., Yong, S., Bossart, P., Connolly, P.: High-resolution mini-seismic methods applied in the Mont Terri rock laboratory (Switzerland). *Swiss Journal of Geosciences*, vol.110, (2017), pp.213–231.
- (49) 山本卓也, 下茂道人, 藤原 靖, 服部弘通, 名合牧人, 田所照夫, 久慈雅栄: 幌延深地層研究計画における試錐調査 (HDB-3 孔). 核燃料サイクル開発機構, JNC TJ5420 2004-003 (2003).
- (50) 田中壮一郎, 中野勇次, 石川潤一, 小坂邦夫, 廣田善夫: 広域地下水流動研究における試錐調査 (その 4) (DH-12 号孔). 核燃料サイクル開発機構, JNC TJ7440 2001-012 (2001).



- (51) Bockgård, N.: Hydraulic effects of unsealed boreholes; Numerical groundwater flow modelling of the Forsmark and Laxemar sites. SKB, R-11-17 (2011).
- (52) Alberta Energy Regulator: Directive 020: Well Abandonment (2021).  
<https://www.aer.ca/documents/directives/Directive020.pdf> (2021/3/1 閲覧)
- (53) 長縄成実: 最新の坑井掘削技術 (その 11). 石油開発時報, no.158 (2008), pp.43-50.
- (54) Groff, F., Frieg, B., Toshihiro, S., Borgesson, L., Jefferies, L.N.: Sealing Site Investigation Boreholes: Phase 2. Task 5: Techniques used in the oil and gas industry for placing materials in boreholes. Potential application to generic sealing concepts for the RWM Siting Programme. RWM, RWM/03/046 (2016).
- (55) Khalifeh, M., Saasen, A.: Tools and Techniques for Plug and Abandonment. In: Khalifeh M. and Saasen, A., Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 8, Springer, pp.213-247 (2020).
- (56) Carey, J.W., Wigand, M., Chipera, S.J., Woldegabriel, G., Pawar, R., Lichtner, P.C., Wehner, S.C., Raines, M.A., Guthrie Jr., G.D.: Analysis and performance of oil well cement with 30 years of CO<sub>2</sub> exposure from the SACROC Unit, West Texas, USA. International Journal of Greenhouse Gas Control, vol.1 (2007), pp.75-85.
- (57) Davis, J.R., Almond, S., Ward, S.R., Jackson, B.R., Adams, C., Worrall, F., Herringshaw, G.L., Gluyas, G.J., Whitehead, A.M.: Oil and gas wells and their integrity: Implications for shale and unconventional resource exploitation. Marine and Petroleum Geology, vol.56 (2014), pp 239-254.
- (58) Guen, L.Y., Poupard, O., Loizzo, M.: Optimization of plugging design for well abandonment– Risk management of long-term well integrity. Energy Procedia, vol.1 (2009), pp.3587-3594.
- (59) Sanabria, A.E., Knudsen, K., Leon, A.G.: Thermal activated resin to repair casing leaks in the Middle East. In: Paper Presented at the Abu Dhabi International Petroleum Exhibition & Conference, Abu Dhabi, UAE, 7-10 November, SPE-182978-MS (2016).
- (60) 佐藤亮介, 北村龍太, 鶴田 眞, 稲田徳弘: JOGMEC 柏崎テストフィールドにおける廃坑作業. 石油技術協会誌, vol.83, no.5 (2018), pp.357-363.
- (61) Williams, S.M., Carlsen, T., Constable, C.K., Guldahl, C.A.: Identification and qualification of shale annular barriers using wireline logs during plug and abandonment operations. In: Paper Presented at the SPE/IADC Drilling Conference and Exhibition, 17-19 March, Amsterdam, The Netherlands, SPE/IADC-119321-MS (2009).
- (62) Kristiansen, G.T., Dyngeland, T., Kinn, S., Flatebo, R., Aarseth, A.N.: Activating shale to form well barriers: theory and field examples. In: Paper Presented at the SPE Annual Technical Conference and Exhibition, Dallas, Texas, USA, 14-26 September 2018, SPE-191607-MS (2018).
- (63) International Atomic Energy Agency, Sealing of underground repositories for radioactive wastes. Technical Report Series No 319, IAEA Vienna (1990).
- (64) Chaplow, R.: Reviews of Requirements for Sealing Investigation Boreholes. Robert Chaplow Associates Ltd., Report P/1035/TR/2010 Issue 3 (2011).
- (65) Jacobs: Report on workshop to consider illustrative concepts for sealing site investigation boreholes. Jacobs Report B1606400, June 2014 (2014).
- (66) Khalifeh, M., Saasen, A.: Specification for Permanent Plugging Materials. In: Khalifeh and Saasen,

- Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells. Chapter 3, Springer, pp.71-95 (2020).
- (67) 網田 宏, 下山昌宏, 永野修一, 竹村聖吾: MIU 2 号孔における地下水水圧・水質観測装置の引上げ作業. 核燃料サイクル開発機構, JNC TJ7440 2001-035 (2002).
- (68) Tsitsopoulos, V., Joyce, S., Jefferies, L.N.: Sealing Site Investigation Boreholes: Phase 2. Task 2b: Modelling the effects of site investigation boreholes on groundwater flow. RWM/03/046 (2016).
- (69) White, M., Crawford, M.: Contractor Report to RWM; Sealing Site Investigation Boreholes: Phase 2. Task 13: Evolution of the Borehole Damage Zone. RWM, RWM/03/046 (2018).
- (70) Boergesson, L., Pusch, R., Fredrikson, A., Hoekmark, H., Karnland, O., Sanden, T.: Final report of the rock sealing project - sealing of the near-field rock around deposition holes by use of bentonite grout. SKB, TR 91-34 (1991).
- (71) 三枝博光, 瀬野康弘, 中間茂雄, 鶴田忠彦, 岩月輝希, 天野健治, 竹内竜史, 松岡稔幸, 尾上博則, 水野 崇, 大山卓也, 濱 克宏, 佐藤稔紀, 久慈雅栄, 黒田英高, 仙波 毅, 内田雅大, 杉原弘造, 坂巻昌工: 超深地層研究所計画における地表からの調査予測研究段階 (第 1 段階) 研究成果報告書. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2007-043 (2007).
- (72) 太田久仁雄, 阿部寛信, 山口雄大, 國丸貴紀, 石井英一, 操上広志, 戸村豪治, 柴野一則, 濱克宏, 松井裕哉, 新里忠史, 高橋一晴, 丹生屋純夫, 大原英史, 浅森浩一, 森岡宏之, 舟木泰智, 茂田直孝, 福島龍朗: 幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第 1 段階)研究成果報告書 分冊「深地層の科学的研究」. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2007-044 (2007).
- (73) Ota, K., Takeuchi, S., Ikeda, K., Amano, K., Matsuoka, T., Iwatsuki, T., Yabuuchi, S., Sato, T.: Overview of MIZ-1 Borehole Investigations. Japan Nuclear Cycle Development Institute, JNC TN7400 2005-024 (2005).
- (74) 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 地層処分の工学技術. 核燃料サイクル開発機構, JNC TN1400 99-022 (1999).
- (75) SKB: Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, vol.1. SKB, TR-11-01 (2011).
- (76) Posiva: Backfill Production Line 2012, Design, Production and Initial State of the Deposition Tunnel Backfill and Plug. Posiva, POSIVA 2012-18 (2012)
- (77) White, M., Doudou, S., Bosgiraud, J-M., Foin, R., Czaikowski, O., Grahm, P., Holt, E., Jobmann, M., Koho, P., Svoboda, J.: DOPAS Work Package 3 - Deliverable 3.30 WP3 Final Summary Report Summary of, and Lessons Learned from, Design and Construction of the DOPAS Experiments (2016). [https://posiva.fi/dopas/files/4496/DOPAS\\_D3\\_30\\_WP3\\_Final\\_Summary\\_Report\\_B\\_16112016\\_EC.pdf](https://posiva.fi/dopas/files/4496/DOPAS_D3_30_WP3_Final_Summary_Report_B_16112016_EC.pdf) (2021 年 3 月 1 日閲覧)
- (78) Tsang, F.C., Bernier, F., Davies, C.: Geohydromechanical processes in the Excavation Damaged Zone in crystalline rock, rock salt, and indurated and plastic clays—in the context of radioactive waste disposal. International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences, vol.42 (2005), pp.109-125.
- (79) 濱 克宏, 岩月輝希, 松井裕哉, 見掛信一郎, 石橋正祐紀, 尾上博則, 竹内竜史, 野原 壯 笹尾

- 英嗣, 池田幸喜, 小出 馨: 瑞浪超深地層研究所年度報告書 (2015 年度) . 日本原子力研究開発機構, JAEA-Review 2016-023.
- (80) 国土交通省, 土木工事施工管理基準及び規格値 (案) , 平成 30 年 3 月 (2018).  
[https://www.mlit.go.jp/tec/sekisan/sekou/pdf/300327kouji\\_sekoukanrikijun01.pdf](https://www.mlit.go.jp/tec/sekisan/sekou/pdf/300327kouji_sekoukanrikijun01.pdf) (2021 年 3 月 1 日閲覧)
- (81) 尾上博則, 小坂 寛, 竹内竜史, 三枝博光: 超深地層研究所計画 (岩盤の水理に関する調査研究) 第 2 段階におけるサイトスケールの水理地質構造モデルの構築. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2015-008 (2015).
- (82) 松岡稔幸, 濱 克宏: 超深地層研究所計画における調査研究 ―必須の課題に関する研究成果報告書―. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research-2019-012, (2020).
- (83) 田中幸久, 長谷川琢磨, 中村邦彦: 海水の濃度が各種ベントナイトの透水係数ならびに膨潤圧に及ぼす影響のモデル化. 土木学会論文集 C, vol.65, (2009), pp.66-84.
- (84) Borgesson, L., Falth, B., Hermelind, J.: Water saturation phase of the buffer and backfill in the KBS-3V concept - Special emphasis given to the influence of the backfill on the wetting of the buffer. SKB, TR-06-14 (2006).
- (85) 高田英典, 元山泰久, 小高猛司: 放射性廃棄物の地下処分における粉末および粒状ベントナイト緩衝材の変形・強度特性. 第 24 回中部地盤工学シンポジウム論文集 (2012), pp.43-50.
- (86) 千々松正和, 木村 誠, 石濱裕幸: Ca 型ベントナイト混合土の練り混ぜ方法の違いが品質に与える影響について. 土木学会第 68 回年次学術講演会, CS11-014, (2013), pp.27-28.
- (87) 小峯秀雄, 小山田拓郎, 尾崎 匠, 磯さち恵: 締固めた粉体状ベントナイト各種の水分移動特性と膨潤圧挙動に関する考察. 土木学会論文集 C (地圏工学), vol.74 (2018), pp.63-75.
- (88) 中島 均, 齋藤 亮, 稲刈利之: ベントナイトブロックを用いたボーリング孔閉塞の予察試験. 日本原子力学会 2019 年秋の大会予稿集, 3A13 (2019).
- (89) Johannesson, L., Borgesson, L., Sanden, T.: Compaction of bentonite blocks - Development of technique for industrial production of blocks which are manageable by man. SKB, TR-95-19 (1995).
- (90) 原子力環境整備促進・資金管理センター: 平成 24 年度地層処分技術調査等事業 高レベル放射性廃棄物処分関連: 処分システム工学要素技術高度化開発. 平成 19 年度～平成 24 年度の取りまとめ報告書 (2013).
- (91) 竹内竜史, 露口耕治, 尾上博則, 三枝博光, 別府伸治: 地震に伴う地下水圧の変化が地下水流動特性に与える影響-東濃地域における事例. 原子力バックエンド研究, vol.22 (2015), pp.37-52.
- (92) 高治一彦, 鈴木英明: 緩衝材の静的力学特性 (研究報告) . 核燃料サイクル開発機構, JNC TN8400 99-041 (1999).
- (93) 小高猛司, 寺本優子: 不飽和および飽和条件下での圧縮ベントナイトのせん断破壊特性. 地盤工学ジャーナル, vol.4 (2009), pp.59-69.
- (94) 山本修一, 志村友行, 朝野英一, 並木和人, Romero, E.: 不飽和ベントナイトのせん断強度特性と水分特性. 土木学会第 67 回年次学術講演会, CS13-007 (2012), pp.13-14.
- (95) 久常雄大, 大河原正文, 三田地利之, Tamrakar, S.B.: 原子間力顕微鏡による異なる温度湿度条件下での高純度粘土の摩擦力・粘性係数. 地盤工学会北海道支部技術報告集, vol.48 (2008), pp.361-364.

表 3-3～表 3-8 の引用文献

Abshire, W.L., Desai, P., Mueller, D., Paulsen, B.W.: Offshore Permanent Well Abandonment. Oilfield Review, vol.24, no.1 (2012), pp.42-50.

網田 宏, 下山昌宏, 永野修一, 竹村聖吾: MIU 2 号孔における地下水水圧・水質観測装置の引上げ作業. 核燃料サイクル開発機構, JNC TJ7440 2001-035 (2002).

Beharie, C., Francis, S., Øvestad, K.H.: Resin: an alternative barrier solution. In: the SPE Bergen One Day Seminar, Bergen, Norway, 22 April, SPE-173852-MS (2015).

Blümling, P., Adams, J.: Grimsel Test Site; Investigation Phase IV Borehole Sealing. Nagra TR 07-01 (2008).

Bockgård, N.: Hydraulic effects of unsealed boreholes; Numerical groundwater flow modelling of the Forsmark and Laxemar sites. SKB, R-11-17 (2011).

Campbell, K., Smith, R.: Permanent well abandonment. SPE-0313-025-TWA, Way, vol.9 no.3 (2013), pp.25-27.

Davis, J.R., Almond, S., Ward, S.R., Jackson, B.R., Adams, C., Worrall, F., Herringshaw, G.L., Gluyas, G.J., Whitehead, A.M.: Oil and gas wells and their integrity: Implications for shale and unconventional resource exploitation. Marine and Petroleum Geology, vol.56 (2014), pp 239-254.

電力中央研究所: 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 (岩盤中地下水移行評価確証技術開発) -ボーリング調査技術の確証- 報告書. 資源エネルギー庁委託事業 (2018).

日本原子力研究開発機構: 平成 30 年度 廃棄物埋設における性能評価手法に関する調査 報告書. 原子力規制庁委託事業, pp.4-1 - 4-49 (2019).

日本原子力研究開発機構: 平成 31 年度 廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究 報告書. 原子力規制庁委託事業, pp.4-1 - 4-39 (2020).

日本原子力研究開発機構: 成 21～22 年度 地下水流動解析モデルの総合的検証手法の検討 (幌延ボーリング調査) 報告書. 原子力安全基盤機構受託事業 (2011).

Gray, M.: Overview Report, Volume 3: Engineered Barriers. OECD/NEA International Stripa Project 1980-1992, SKB (1993).

Hekelaar, S., Gibson, K., Desai, P.: Increasing Reliability of Cutting/Pulling Casing in a Single Trip. In: SPE Offshore Europe Oil and Gas Conference and Exhibition, Aberdeen, UK, September 2011, SPE-145494-MS (2011).

Jackson, C.T., Jeffeies, N.L., Alexander, R., Smith, J., Frieg, B., Gauss, I., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Marsden, R.: Sealing deep site investigation boreholes: Phase 1 report. RWMD/03/042 (2014).

Jefferies, N., Hoch, A., Tsitsopoulos, V., Alexander, R., Borgesson, L., Hedstrom, M., Kamland, O., Sanden, T., Crawford, M., White, M., Frieg, B., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Wilson, J.: Sealing Deep Site Investigation Boreholes: Phase 2. Final Report, RWM/03/046 (2018).

環境省: 第 1 回可燃性天然ガス発生温泉井戸の埋戻し方法検討会, 資料 5, 温泉井戸、鉱山及び石油採掘等の埋戻し事例. 平成 26 年 10 月 24 日 (2014).

<http://www.env.go.jp/nature/onsen/council/kanen/01kanen.html> (2021 年 3 月 1 日閲覧)

環境省: 可燃性天然ガスが発生する温泉井戸埋戻し方法. 平成 27 年 3 月 30 日 (2015).

- [https://www.env.go.jp/nature/onsen/pdf/2-5\\_p\\_20.pdf](https://www.env.go.jp/nature/onsen/pdf/2-5_p_20.pdf)
- 加藤正平: 暴噴と抑圧. 石油の開発と備蓄, vol.4 (1991), pp.62-89.
- 経済産業省: 鉱業権者が講ずべき措置事例 (平成 24 年 6 月 1 日施行) (2012).
- <https://www.meti.go.jp/policy/tsutatsutou/tuuti1/aa813.pdf> (2021 年 3 月 1 日閲覧)
- Kelokaski, M., Siitari-Kauppi, M., Kauppi, I., Hellmuth, H.K., Mori, A., Biggin, C., Kickmaier, W., Inderbitzin, L., Martin, A.: Pore Space Geometry Project; Characterisation of Pore Space Geometry by 14C-MMA Impregnation. Nagra, NTB 05-03 (2010).
- Khalifeh, M., Saasen, A.: Specification for Permanent Plugging Materials. In: Khalifeh, M. and Saasen, A., Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 3, Springer, pp.71-95 (2020).
- Khalifeh, M., Saasen, A.: Tools and Techniques for Plug and Abandonment. In: Khalifeh, M. and Saasen, A., Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 8, Springer, pp.213-247 (2020).
- Khalifeh, M., Saasen, A.: Barrier Verification. In: Khalifeh, M. and Saasen, A., Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 9, Springer, pp 249-273 (2020).
- 小早川博亮, 伊藤 洋: 高レベル放射性廃棄物処分へ適用するベントナイトグラウトの配合条件. 土木学会論文集 F, vol.63, no.1 (2007), pp.53-65.
- 鉱業労働災害防止協会: 鉱山保安テキスト 鉱場 (2014).
- [https://www.tengas.gr.jp/files/user/master\\_shiken/20140414kozanhoann\\_text.pdf](https://www.tengas.gr.jp/files/user/master_shiken/20140414kozanhoann_text.pdf) (2021 年 3 月 1 日閲覧)
- Kristiansen, G.T., Dyngeland, T., Kinn, S., Flatebo, R., Aarseth, A.N.: Activating shale to form well barriers: theory and field examples. In: Paper Presented at the SPE Annual Technical Conference and Exhibition, Dallas, Texas, USA, 14-26 September 2018, SPE-191607-MS (2018).
- Lindgreen, H., Jacobsen, H., Jakobsen, J.H.: Diagenetic Structural Transformations in North Sea Jurassic Illite/Smectite. Clays and Clay Minerals, vol.39, no.1 (1991), pp.54-69.
- Luterkort, D., Gylling, B., Johansson, R.: Closure of the Spent Fuel Repository in Forsmark; Studies of alternative concepts for sealing of ramp, shafts and investigation boreholes. SKB, TR-12-08 (2012).
- Martino, J.B., Dixon, D.A., Kozak, E.T., Gascoyne, M., Vignal, B., Sugita, Y., Fujita, T., Masumoto, K.: The tunnel sealing experiment: An international study of full-scale seals. Physics and Chemistry of the Earth, vol.32, no.1-7 (2007), pp.93-107.
- Michigan Department: Michigan Abandoned Water Well Plugging Manual. Michigan Department of Environmental Quality Drinking Water and Municipal Assistance Division, RMD 1001 4/2012 (2012).
- 宮永佳晴, 蒔田敏昭, 江原昌彦, 秦野輝儀: 粘土グラウトによる地下水の制御 —その理論と石油地下備蓄・久慈基地の施工実績—. 応用地質, vol.35, no.4 (1994), pp.23-35.
- 村上裕晃, 岩月輝希, 竹内竜史, 西山成哲: 放射性廃棄物の処分分野における地下水モニタリングの方法. 原子力バックエンド研究, vol.27, no.1 (2020), pp.22-33.
- 長田征大, 東 茂樹: CCS における廃坑井のケーシング鋼管およびセメントプラグの腐食挙動. 材料と環境, vol.65 (2016), pp.378-382.
- 西垣 誠, 小松 満, 見掛信一郎, 中島朋宏, 金谷賢生, 龍田圭亮: 坑道の掘削影響に対する修復技術としてのベントナイトグラウトの適用性に関する評価. 土木学会論文集, vol.806, III-73 (2005), pp.55-66.

- NORSOK Standard: Norsk Standard, NORSOK D 010, Well integrity in drilling and well operations. Rev. 4, 2013, Standard Online AS: [www.standard.no](http://www.standard.no) (2013).
- Oil and Gas UK: Guidelines for the Abandonment of Wells. Issue 5, Oil and Gas UK, July 2015 (2015).
- 沖原光信, 矢萩良二, 岩月輝希, 竹内竜史, 村上裕晃: モニタリング装置用配管の設置に関わる概念設計. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Technology 2019-021 (2020).
- Pusch, R., Yong, N.R.: Microstructure of smectite clays and engineering performance. London: Taylor & Francis (2006), 356p.
- Pusch, R., Ramqvist, G., Knutsson, S.: Modern method for sealing deep boreholes. *Engineering Geology*, vol.202, no.4 (2016), pp.132-142.
- Saasen, A., Wold, S., Ribesen, B.T., Tran, T.N., Huse, A., Rygg, V., Grannes, I., Svindland, A.: Permanent abandonment of a North sea well using unconsolidated well plugging material. *SPE Drilling & Completion*, vol.26 (2011), 371–375.
- 佐藤亮介, 北村龍太, 鶴田 眞, 稲田徳弘: JOGMEC 柏崎テストフィールドにおける廃坑作業. 石油技術協会誌, vol.83, no.5 (2018), pp.357-363.
- Schuster, K., Amann, F., Yong, S., Bossart, P., Connolly, P.: High-resolution mini-seismic methods applied in the Mont Terri rock laboratory (Switzerland). *Swiss Journal of Geosciences*, vol.110 (2017), pp.213–231.
- SKB: Long term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main report of the SR-Can project. SKB, TR-06-09 (2006).
- Soler, M.J., Landa, J., Havlova, V., Tachi, Y., Ebina, T., Sardini, P., Siitari-Kauppi, M., Eikenberg, J., Martin, J.A.: Comparative modeling of an in situ diffusion experiment in granite at the Grimsel Test Site. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol.179 (2015), pp.89-101
- Thorogood, J.L., Younger, P.L.: Discussion of “Oil and gas wells and their integrity: Implications for shale and unconventional resource exploitation” by R. J. Davies, S. Almond, R.S., Ward, R.B. Jackson, C. Adams, F. Worrall, L.G. Herringshaw, J.G. Gluyas and M.A. Whitehead.”. *Marine and Petroleum Geology*, vol.59 (2015), pp.671-673.
- 巴 保義, 本田博志: 石油開発の腐食・防食における最近の課題. 石油・天然ガスレビュー, vol.43, no.4 (2009), pp.73-87.
- Tsitsopoulos, V., Joyce, S., Jefferies, L.N.: Sealing Site Investigation Boreholes: Phase 2. Task 2b: Modelling the effects of site investigation boreholes on groundwater flow, RWM, RWM/03/046 (2016).
- Vrålstad, T., Todorovic, J., Saasen, A., Godoy, R.: Long-term integrity of well cements at downhole conditions. In: Paper Presented at SPE Bergen One Day Seminar, Bergen, Norway, 20 April, SPE-180058-MS (2016).
- Vrålstad, T., Saasen, A., Fjaer, E., Oia, T., Ytrehus, D.J., Khalifeh, M.: Plug & abandonment of offshore wells: Ensuring long-term well integrity and cost-efficiency. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, vol.173 (2019), pp.478-491.
- White, M., Crawford, M.: Contractor Report to RWM; Sealing Site Investigation Boreholes: Phase 2. Task 13: Evolution of the Borehole Damage Zone. RWM, RWM/03/046 (2018).



- Williams, S.M., Carlsen, T., Constable, C.K., Guldahl, C.A.: Identification and qualification of shale annular barriers using wireline logs during plug and abandonment operations. In: Paper Presented at the SPE/IADC Drilling Conference and Exhibition, 17-19 March, Amsterdam, The Netherlands, SPE/IADC-119321-MS (2009).
- Xu, Y., Yang, Q., Li, Q., Chen, B.: The Oil Well Casing's Anticorrosion and Control Technology of Changqing Oil Field. In: the International Oil & Gas Conference and Exhibition in China, Beijing, China, December 2006, SPE-104445-MS (2006).
- 山本洋一: 坑井内腐食の原因とその対策 カフジ油田における実例. 石油技術協会誌, vol.47, no.6 (1982), pp.410-418.
- Zhang, M., Bachu, S.: Review of integrity of existing wells in relation to CO<sub>2</sub> geological storage: what do we know? International Journal of Greenhouse Gas Control, vol.5, no.4 (2011), pp.826-840.

表 3-9～表 3-19 の引用文献

- AECL, 1994: Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste. AECL, AECL-10711, COG-93-1 (1994).
- ANDRA: Dossier 2005 Argile Tome Architecture and management of a geological repository. ANDRA, C.RP.ADP.04.0001 (2005).
- 青柳和平, 石井英一, 石田 毅: 幌延深地層研究センターの 350m 調査坑道における掘削損傷領域の破壊様式の検討. Journal of MMIJ, vol.133, no.2 (2017), pp.25-33.
- Boergesson, L., Pusch, R., Fredrikson, A., Hoekmark, H., Karnland, O., Sanden, T.: Final report of the rock sealing project - sealing of the near-field rock around deposition holes by use of bentonite grout. SKB, TR 91-34 (1991).
- Chandler, N.A., Cournot, A., Dixon, D.: The five years report of the Tunnel Sealing Experiment: an international project of AECL, JNC, ANDRA and WIPP. AECL, AECL-12727 (2002).
- 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 一第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ一. 核燃料サイクル開発機構, JNC TY1400 2005-013 (2005).
- 土木学会コンクリート委員会: コンクリート標準示方書 [施工編]. 土木学会, no.P778 (2017).
- 原子力環境整備促進・資金管理センター: 平成 29 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 処分システム工学確証技術開発 報告書. 資源エネルギー庁委託事業 (2018).
- 日本道路協会: 道路土工 盛土工指針 (平成 22 年度版). 日本道路協会 (2010).
- 日本原子力研究開発機構, 原子力環境整備促進・資金管理センター: 平成 30 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する研究開発事業 地層処分施設閉鎖技術確証試験 報告書. 資源エネルギー庁委託事業 (2019).
- 日本原子力研究開発機構, 原子力環境整備促進・資金管理センター: 平成 31 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する研究開発事業 地層処分施設閉鎖技術確証試験 報告書. 資源エネルギー庁委託事業 (2020).
- Grahm, P., Karlzén, R.: System Design of Dome Plug. Experiences from Fullscale Wire Sawing of a Slot

- Abutment for the KBS-3V Deposition Tunnel Plug. SKB, R-14-24 (2015).
- Grahm, P., Malm, R., Eriksson, D.: System Design and Full-scale Testing of the Dome Plug for KBS-3V Deposition Tunnel. Main report. SKB, TR-14-23 (2015).
- Gray, M.: OECD/NEA International Stripa Project 1980-1992, Overview Report, Volume 3: Engineered Barriers. SKB (1993).
- 林田一貴, 加藤利弘, 久保田 満, 村上裕晃, 天野由記, 岩月輝希: 坑道閉鎖試験に基づく坑道掘削・閉鎖時の化学環境変化プロセスの考察. 地球化学, vol.52 (2018), pp.55-71.
- 岩月輝希, 柴田真仁, 村上裕晃, 渡辺勇輔, 福田健二: 地下施設で使用する吹付けコンクリートが地下水水質に与える影響 —地球化学計算コードによる評価方法の提案—. 土木学会論文集 G(環境), vol.75, no.1 (2019), pp.42-54.
- Jefferies, N., Hoch, A., Tsitsopoulos, V., Alexander, R., Borgesson, L., Hedstrom, M., Kamland, O., Sanden, T., Crawford, M., White, M., Frieg, B., Vomvoris, S., Metcalfé, R., Wilson, J.: Sealing Deep Site Investigation Boreholes: Phase 2 Final Report. RWM, RWM/03/046 (2018).
- 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致傷処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2時取りまとめ— 分冊 2 地層処分の工学技術. 核燃料サイクル開発機構, JNC TN1400 99-022 (1999).
- Keto, P., Hassan, D.M., Karttunen, P., Kiviranta, L., Kumpulainen, S., Korkiala-Tanttú, L., Koskinen, V., Jalonen, T., Koho, P., Sievanen, U.: Backfill Production Line 2012, Design, Production and Initial State of the Deposition Tunnel Backfill and Plug, Posiva, POSIVA 2012-18 (2013).
- 毛屋博道, 竹内竜史: 超深地層研究所計画における地下水の間隙水圧長期モニタリング (2005年度~2008年度) データ集. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Data/Code 2009-030 (2009).
- 毛屋博道, 竹内竜史, 岩月輝希: 超深地層研究所計画における地下水の水圧長期モニタリング (2015~2016年度). 日本原子力研究開発機構, JAEA-Data/Code 2018-019 (2019).
- 小早川博亮, 伊藤 洋: 高レベル放射性廃棄物処分へ適用するベントナイトグラウトの配合条件. 土木学会論文集 F, vol.63, no.1 (2007), pp.53-65.
- Lindgreen, H., Jacobsen, H., Jakobsen, J.H.: Diagenetic Structural Transformations in North Sea Jurassic Illite/Smectite. Clays and Clay Minerals, vol.39, no.1 (1991), pp.54-69.
- Martino, J.B., Dixon, D.A., Vignal, B., Fujita, T.: The Tunnel sealing experiment; The Construction and performance full scale clay and concrete bulkheads at elevated pressure and temperature. International topical meeting TOPSEAL 2006, INIS-BE-V--001 (2006).
- 松岡稔幸, 濱克宏: 超深地層研究所計画における調査研究 —必須の課題に関する研究成果報告書—. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2019-012 (2020).
- 長井千明, 犬飼健二, 小林正人, 江藤次郎, 田中達也, 安藤賢一, 居村岳広, 堀 洋一: 地層処分におけるモニタリングのための無線電力伝送の適用性に関する検討. 原子力バックエンド研究, vol.24, no.1 (2017), pp.45-52.
- Nagra, SMA/WLB, Bohrlochversiegelung/ -verfüllung SB4a/schräg, Nagra, NTB 02-24 (2002).
- 西垣 誠, 小松満, 見掛信一郎, 中島朋宏, 金谷賢生, 龍田圭亮, 坑道の掘削影響に対する修復技術としてのベントナイトグラウトの適用性に関する評価. 土木学会論文集, vol.806, III-73 (2005),

pp.55-66.

- 尾上博則, 小坂 寛, 竹内竜史, 三枝博光: 超深地層研究所計画 (岩盤の水理に関する調査研究) 第2段階におけるサイトスケールの水理地質構造モデルの構築. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2015-008 (2015).
- Pusch R. and Ramqvist, G., Borehole project – Final report of Phase 3. SKB, R-07-58 (2007).
- Pusch, R., Yong, N.R.: Microstructure of smectite clays and engineering performance. London: Taylor & Francis (2006), 356p.
- Pusch, R., Ramqvist, G., Knutsson, S.: Modern method for sealing deep boreholes. Engineering Geology, vol.202, no.4 (2016), pp.132–142.
- Rautioaho, E., Borgesson, L., Akesson, M., Kristensson, O., Valli, J., Hkala, M., Pintado, X., Koskinen, K.: Assessment of watertightness and mechanical integrity of POPLU plug. DOPAS Deliverable n°5.12, FP7-323273 (2016).
- Sanden, T., Borgesson, L.: Deep repository-engineered barrier system. Piping and erosion in tunnel backfill; Laboratory tests to understand processes during early water uptake. SKB, R-06-72 (2008).
- SKB: Design and production of the KBS-3 repository. SKB, TR-10-12 (2010).
- SKB: Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, vol.1. SKB, TR-11-01 (2011).
- 杉田 裕, 川上 進, 油井三和, 牧野仁史, 澤田 淳, 三原守弘, 栗原雄二: 断層に至るまでの核種移行に着目した処分場の閉鎖性能についての検討. 原子力バックエンド研究, vol.10, no.1-2 (2004), pp.103-112.
- Tsang, C., Bernier, F., Davis, C.: Geohydromechanical processes in the Excavation Damaged Zone in crystalline rock, rock salt, and indurated and plastic clays—in the context of radioactive waste disposal. International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences, vol.42 (2005), pp.109-125.
- van der Kuip, C.D.M., Benedictus, T., Wildgust, M., Aiken, T.: High-level integrity assessment of abandoned wells. Energy Procedia, vol.4 (2011), pp.5320-5326.
- Vasicek, R., Levorova, M., Hausmannova, L., Stastka, J.: Interim Results of EPSP Laboratory Testing. DOPAS Work Package 3 Deliverable D3.17 (2014).  
[https://posiva.fi/dopas/files/3549/DOPAS\\_Deliverable\\_D3\\_17\\_Interim\\_results\\_of\\_EPSP\\_laboratorytesting\\_13.pdf](https://posiva.fi/dopas/files/3549/DOPAS_Deliverable_D3_17_Interim_results_of_EPSP_laboratorytesting_13.pdf)  
(2021年3月1日閲覧)
- White, M., Doudou, S., Bosgiraud, J-M., Foin, R., Czaikowski, O., Grahm, P., Holt, E., Jobmann, M., Koho, P., Svoboda, J.: DOPAS Work Package 3 - Deliverable 3.30 WP3 Final Summary Report Summary of, and Lessons Learned from, Design and Construction of the DOPAS Experiments (2016).  
[https://posiva.fi/dopas/files/4496/DOPAS\\_D3\\_30\\_WP3\\_Final\\_Summary\\_Report\\_B\\_16112016\\_EC.pdf](https://posiva.fi/dopas/files/4496/DOPAS_D3_30_WP3_Final_Summary_Report_B_16112016_EC.pdf)  
(2021年3月1日閲覧)

## 4. 本事業に関する研究成果の取りまとめ

### 4.1 はじめに

本章では、平成29年度から令和2年度までに中深度処分を対象として実施した本事業及び関連する過年度の委託事業の研究成果（科学的・技術的知見）について、中深度処分の観点で系統的にまとめた。なお、まとめた項目は、「人工バリアの核種移行に関する評価」、「天然バリアの核種移行に関する評価」及び「トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認」に係る研究成果とし、以下の内容についてそれぞれ取りまとめた。

#### (1) 人工バリアの核種移行に関する評価

中深度処分における人工バリアに求められる要求性能を抽出し、抽出した要求性能を性能評価するための評価手法ごとに現状や課題を系統的に取りまとめた。なお、人工バリアの項目として、セメント系人工バリア、ベントナイト系人工バリア及び廃棄体（鋼製容器）について整理した。

#### (2) 天然バリアの核種移行に関する評価

中深度処分における天然バリアに求められる要求性能を抽出し、抽出した要求性能を性能評価するための評価手法ごとに現状や課題を系統的に取りまとめた。なお、天然バリアの項目として、地形変化評価、地下水流動評価及び核種移行評価について整理した。

#### (3) トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認

トンネル及びボーリング孔における移行経路の閉鎖設計や閉鎖確認のためには、空洞の掘削、維持管理、設備等の撤去に際して放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう撤去、閉鎖を行うこと等を考慮した設計がなされることが重要である。そこで、本事業においてこれまでに収集したボーリング孔の掘削、モニタリングに係る設備の設置から撤去までの既存の知見を取りまとめるとともに、これまでに実施してきたボーリング孔埋戻し時の閉塞材料の配置や材料設計に関わる諸試験の結果を基に、対象として考えられるトンネルやボーリング孔の閉鎖に係る問題点を系統的に抽出し、個々の問題点に対して取りまとめた。

## 4.2 人工バリアの核種移行に関する評価に係る成果の取りまとめ

### 4.2.1 取りまとめ方針

#### (1)中深度処分施設の人工バリアに求められる要求事項の概要整理

本取りまとめを行うためには、中深度処分に対する規制の考えを整理する必要がある。そのため、ここでは原子力規制委員会において現在検討されている中深度処分施設の人工バリアに求められる要求事項の概要について整理することとした。

原子力規制委員会は、中深度処分の操業中及び規制期間終了後の長期にわたる公衆の防護のための規制に関して、①許可基準規則及びその解釈、②中深度処分の廃棄物埋設地の「設計プロセス」に係る考え方、並びに③中深度処分の規制期間終了後の長期にわたる公衆の線量を評価するための自然事象シナリオ及びその線量基準の考え方を整理してきた<sup>(1,2)</sup>。これらの概要は以下の通りである。

①の許可基準規則及びその解釈において人工バリアに関して述べているものは「放射性物の漏出防止」と「設計プロセス」についてである。後者については、後述の②で詳細を説明するため、ここでは「放射性物の漏出防止」の考え方の概要についてのみまとめる。

「放射性物の漏出防止」に関しては、人工バリアを設置する方法により、埋設する放射性廃棄物の受入れの開始から埋設の終了までの間にあっては廃棄物埋設地の限定された区域からの放射性物質の漏出を防止する機能、埋設の終了から廃止措置の開始までの間にあっては廃棄物埋設地の外への放射性物質の漏出を防止する機能を有するものであることとしている。その上で、解釈において次のような説明をしている。

- －「埋設の終了までの間」は、廃棄体の定置や人工バリアの設置などが行われる期間であり、限定された区域（例えば一つの区画など）からの放射性物質の漏出防止は、廃棄体の閉じ込め機能のみで担保することも可能とする
- －「廃棄物埋設地の外への放射性物質の漏出を防止する」とは、地下水の浸入を十分に抑制する構造及び放射性物質の漏出を十分に抑制する構造が相まって、廃棄物埋設地から放射性物質が漏えいしない状況（工学的に有意な漏えいがない状況）を達成することをいう。

また、中深度処分に係る規制基準等における要求事項案に対する意見に対する回答においては、圧縮ベントナイト（粘土系材料）やモルタル、コンクリートなどのセメント系材料、鋼製容器のような金属系材料を人工バリアとして用いる場合、それぞれ以下に示すことをもって、その設計が「工学的に有意な漏えいがない状況」を達成するものであることの判断が可能である考えが述べられている。

- ・圧縮ベントナイトの場合は、透水係数を踏まえて、廃止措置の開始までの間（埋設の終了後 300～400 年）の地下水の浸入量を考慮しても廃棄体が地下水に漬からないこと。
- ・コンクリート構造物の場合は、例えば、コンクリート標準示方書に記載されている水密性に対するひび割れ幅の設計限界値の目安以下となること。
- ・金属製の容器の場合は、地下水が接触した場合の腐食速度を考慮しても、廃止措置の開始までの間は貫通しないこと。

②の「設計プロセス」に係る考え方では、数万年を超える長期間にわたって放射性廃棄物を起因とする放射線による影響から公衆と生活環境を防護する必要があるが、長期的な公衆

の線量評価には大きな不確実性があることから、「埋設した放射性廃棄物に起因する将来の周辺の公衆全体の被ばくの可能性及び線量を合理的な範囲でできる限り低減するための最新の知見・技術による措置の検討及びそれを実現するための設計上の対策とともに当該設計に関する詳細な説明を埋設事業者に求め、そのプロセスの妥当性の確認に重点を置くこと」としている。即ち、原子力規制委員会は、規制期間終了後にわたる安全確保のために埋設事業者が実施する廃棄物埋設地（人工バリアを含む放射性廃棄物を埋設する場所）の位置、構造及び設備に係る設計プロセス（人工バリアの設計等に係る選択肢の設定、廃棄物埋設地の設置場所に係る選択肢の設定、設計オプションからの最終的な設計の選定に係るプロセス）の妥当性を確認することとなる。

「人工バリアの設計等に係る選択肢の設定」では、人工バリアの設計が、材料管理及び施工管理の方法の見通しも含め、設置される環境において技術的に施工可能なものであること、また、以下の安全機能の観点から優れていると考えられる複数の選択肢（特定の設計が最も優れていることが明らかな場合は当該設計のみでよい）の設定プロセスが技術的根拠を含めて示される。

－規制期間終了後において、廃棄物埋設地の外への主要な放射性物質の漏出を防止する機能又は低減する機能

このプロセスにおいては、人工バリアが設置される地盤の水理学的特性や構造安定性及び地球化学環境、並びに廃棄物埋設地に加わる土圧及び水圧を踏まえた劣化や損傷に対する抵抗性も考慮し、国内外の最新の規格を始め、類似の廃棄物処分場に用いられている、又は検討されている人工バリアの設計（ただし、特殊なものを除く）に照らして、優れているものを選び、それを挙げることにしている。

「廃棄物埋設地の設置場所に係る選択肢の設定」では、廃棄物埋設施設（廃棄物埋設地及びその附属施設。坑道は附属施設に含まれる）の敷地の範囲を考慮し、廃棄物埋設地を合理的に設置可能と考えられる場所において、天然バリアによる廃棄物埋設地から生活環境への主要な放射性物質の移行を抑制する機能の観点から優れていると考えられる複数の選択肢（特定の場所が最も優れていることが明らかな場合は当該位置のみでよい）の設定プロセスが技術的根拠を含めて示される。

このプロセスにおいては、廃棄物埋設地の周辺の水理地質構造、地球化学環境、河川及び断層の位置等を踏まえて、廃棄物埋設地から生活環境に至る地下水の移行経路を考慮し、優れていると考えられるものが挙げられる。ただし、廃棄物埋設施設の敷地の地下の範囲を超える場所や、中深度処分として合理的と考えられる深度を超える場所については、考慮する必要はない。また、天然バリアの機能については、立地調査の結果を踏まえた設定の根拠に加えて、事業許可後の施設確認において可能な範囲でできるだけ確認が行えるよう、掘削等に際して得られる情報から確認又は検証が可能と考えられる情報及びその方法の見通しについても、事業許可申請の段階において示されることになる。

「設計オプションからの最終的な設計の選定」では、上記2つの設定プロセスを経たそれぞれの選択肢の組み合わせによる廃棄物埋設地の位置、構造及び設備の候補（設計オプショ



ン)のうち、以下の(i)の条件を満たすものの中から(ii)の方法によって最終的な廃棄物埋設地の設計を選定するプロセスを示すことになる。

(i) 設計オプションに求められる性能の水準

規制期間終了後における「廃棄物埋設地の外への主要な放射性物質の漏出を防止する機能又は低減する機能」及び「生活環境への主要な放射性物質の移行を抑制する機能」に係る総合的な性能が一定の水準に達している設計オプションの中から選定することとなる。ここで、「総合的な性能」に係る指標は、自然現象による主要な放射性物質の上記漏出や移行、そのサイトにおける生活様式等を考慮して算出される公衆の線量とされるが、その算出に当たっては、周辺の公衆全体の被ばくの可能性を考慮することとし、これに応じたシナリオの選定及びその設定を行うこととしている。また、シナリオの設定については、以下に示すように、被ばくに至る経路としては「最も可能性が高いと考えられるもの」、人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータとしては「通常の状態において保守的な設定」とし、「一定の性能の水準」として100 $\mu$ Sv/年を超えないこととしている。

- 「被ばくに至る経路」は、廃棄体中の主要な放射性物質が人工バリアを介して廃棄物埋設地から漏出し、天然バリア中を移行して生活環境に至るまでの経路及び生活環境において公衆が被ばくするまでの主要な放射性物質の移行経路として、最も可能性が高いと考えられるものを選定する（保守的と考えられるものを選定してもよい）。
- 「人工バリア及び天然バリアの状態」に係るパラメータは、十分な科学的・技術的知見に基づいて不確実性を考慮した上で通常起こりうると考えられる範囲（通常の状態）を定め、通常の状態において保守的な設定とする。この際、保守的な設定を超えるような状態が発生する可能性まで考慮してパラメータの設定を行う必要はない。ただし、不確実性が大きく、通常の状態を設定できない場合は、科学的に合理的と考えられる範囲で最も厳しい設定とする。
- 「生活様式等」は、そのサイトにおいて一般的と考えられる河川水利用及び土地利用等、並びに食物及び飲料水の年間摂取量、被ばく換算係数を設定する。

(ii) 最終的な設計の選定

(i)を満足する設計オプションの中から、「通常の状態において最も可能性が高いと考えられる設定」において、生活環境への主要な放射性物質の移行抑制機能に係る性能が最も優れているものを、基本的に線量を指標として選定する。線量の算出は、(i)の総合的な性能を評価するためのシナリオに準じて行うこととするが、設計オプションの比較は、埋設した放射性廃棄物に起因する将来の公衆の被ばくの可能性及び線量をできる限り低減する観点を考慮し、以下のとおりの設定とする。

- 「被ばくに至る経路」は、最も可能性が高いと考えられるものを選定する。
- 「人工バリア及び天然バリアの状態」に係るパラメータは、通常の状態において最も可能性が高い設定とする。ただし、線量ピークが現れるまでの期間にわたって「最も可能性が高い」設定を行うことが困難な場合は、設定可能な期間における設定を外挿することとする。
- 「生活様式等」は、そのサイトにおいて一般的と考えられる河川水利用及び土地利用等、並びに食物及び飲料水の年間摂取量、被ばく換算係数を設定する。

なお、最終的な設計の選定は線量の比較によることが基本であるが、それにも拘わらず線量評価結果で劣後する設計オプションを選択しようとする場合は、例えば処分システムの頑健性がより高いと考えられる設計や、評価の不確実性がより小さいと考えられる設計等の観点で最も優れていると考える設計オプションを選定することとし、埋設事業者はその合理性を説明することとなる。

③の自然事象シナリオとその線量基準の考え方では、②に示したように、将来の周辺の公衆全体の被ばくの可能性及び線量を低減するための設計上の対策を防護の中心的要素とするが、これに加えて、自然現象に伴い、少人数であっても周辺公衆が著しく高い線量を受けるようなことがないようにする必要がある。このため、規制期間終了後において保全のための措置を講じる必要のない状態に移行する見通しの確認の一環として、自然現象に伴い公衆の受ける線量が一定の水準以下となる見通しであることについての確認も埋設事業者に求められる。線量の算出は、上述の設計プロセスを経て選定した「生活環境への主要な放射性物質の移行抑制機能に係る性能が最も優れている」設計について、自然事象シナリオに基づいて行うこととする。当該シナリオにおける、被ばくに至る経路や人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータ等の設定については、それぞれ以下のとおりとし、線量基準は線量拘束値である  $300\mu\text{Sv}/\text{年}$  を超えないこととする。この際、同一の事業所内に複数の廃棄物埋設施設の設置が予定される場合は、これらの重畳を考慮しても  $300\mu\text{Sv}/\text{年}$  を超えないこととする。

- － 「被ばくに至る経路」は、科学的に合理的と考えられる範囲において最も厳しいと考えられるものを選定する。
- － 「人工バリア及び天然バリアの状態」に係るパラメータは、科学的に合理的と考えられる範囲の組み合わせのうち最も厳しい設定とする。
- － 「生活様式等」は、そのサイトにおいて一般的と考えられる河川水利用及び土地利用等、並びに食物及び飲料水の年間摂取量、被ばく換算係数を設定する。

ここで、「最も厳しい設定」は、上記「(i) 設計オプションに求められる性能の水準」で記載した「通常の状態において保守的な設定」を超えるような状態が発生する可能性まで考慮して設定することとなるが、「科学的に合理的と考えられる範囲」を超えると考えられるものまでは考慮する必要はない。

②、③の評価に用いるシナリオの設定の考え方等は下表（表 4.2-1）の通りである。

表 4.2-1 設計プロセスで考慮する評価シナリオと数値基準

基準	シナリオの種類	被ばくに至る経路	パラメータ設定	数値基準 ( $\mu\text{Sv}/\text{y}$ )
設計プロセス	性能水準	最も可能性が高い	通常の状態で保守的	100
	最終的な設計選定	最も可能性が高い		—
自然事象シナリオ	最も厳しい	科学的に合理的と考えられる範囲で最も厳しい		300

上述した中深度処分施設の人工バリアに対する要求を整理すると、当該バリアに求められる安全機能は、「廃止措置開始前まで」と「規制期間終了後」の期間で分けられ、前者では、受入れ開始から埋設の終了までの間は限定された区域からの、埋設の終了から廃止措置の開始まで間は廃棄物埋設地内からの主要な放射性物質の漏出を防止する機能（核種閉じ込め機能）を、後者では、上記閉じ込め機能または廃棄物埋設地の外への主要な放射性物質の漏出を低減する機能（核種移行抑制機能）を有するものであることとしている。なお、「廃止措置開始前まで」と「規制期間終了後」の間である「廃止措置開始～終了」の期間において求められる機能については明示されていないが、モニタリング孔の閉鎖等が行われる当該期間は埋設地外への放射性物質の漏出を観測することが出来ないことから、この期間については「規制期間終了後」と同等の機能が求められると考えられる。

## (2)取りまとめ方法

具体的に設計された人工バリアシステムについて、上記で整理した安全機能（核種閉じ込め機能、核種移行抑制機能）が期待通りに発揮されるかを確認するためには、当該機能に関連付けられる性能（機能を構成する具体的な能力）を、想定される種々の条件設定の下、定量的に評価し、少なくとも規制で要求した範囲内であることを確認した上で、工学的対策の十分性や必要性に関する科学的・技術的検討が行われることになる。なお、中深度処分の規制においては、線量評価の数値基準は安全、非安全の閾値ではなく、当該処分施設に起因する影響を可能な限り低減する対策が取られていることを確認することを重要視している。そのため、単に保守的であるからという理由で評価の設定をすることは良しとはしていない。これは、工学的対策を見るときには、システム全体の性能に影響を与える点、及び、バリア性能を著しく低下しかねない点を同定し、それらに十分対応していることを確認することになるが、その際、状態の理解が保守的過ぎる設定によってゆがめられていると、重点を見誤ってしまうからである。本取りまとめでは、このような考え方を踏まえ、これまでの委託事業で検討・整備してきた評価手法の現状（過年度の研究成果<sup>(3~23)</sup>）を整理し、今後取り組むべき残された課題をバリア材ごとに抽出した。

以下に、その具体的な取りまとめ方法を記す。

上記のような取りまとめを行うに当たっては、中深度処分における人工バリアシステムがどのような部材から構成されるかを設定する必要がある。そこで以降の整理・検討では、中深度処分の審査ガイド骨子案<sup>(24)</sup>や規則等骨子案<sup>(1)</sup>で想定している処分概念（図 4.2-1）を踏まえ、表 4.2-2 に示す部位から成る処分システムを想定することとした。

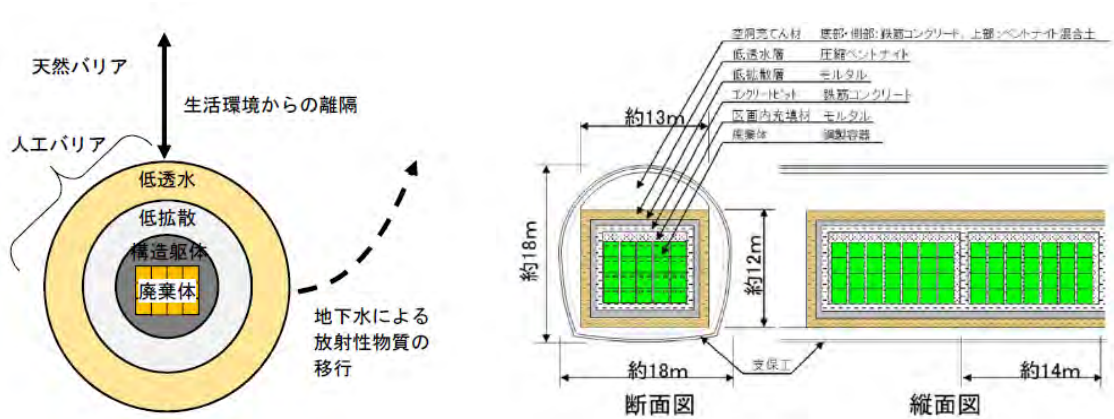


図 4.2-1 中深度処分概念 (左：中深度処分の審査ガイド骨子案<sup>(24)</sup>、右：規則等骨子案<sup>(1)</sup>)

表 4.2-2 中深度処分概念

部位	
廃棄体	廃棄物(金属)+充填材(セメント系材料)+鋼製容器 or 固化体(セメント系材料)+鋼製容器
コンクリートピット	ピット(セメント系材料)+区画内充填材(セメント系材料)
低拡散層(セメント系材料)	
低透水層(ベントナイト系材料)	
空洞内充填材(上部: ベントナイト系材料、側部・底部: セメント系材料)	
支保工(セメント系材料)	
天然バリア(地質環境)	

廃棄物埋設地に設置される人工バリアの安全機能の特徴として以下の3点が指摘されている(例えば OECD/NEA, 2004<sup>(4)</sup>)。

- ・一つの人工バリア構成部材に複数の安全機能が割り当てられる
- ・一つの安全機能が複数の人工バリア構成部材に割り当てられる
- ・時間軸によって求められる安全機能が変化する

また、上述したように、中深度処分においては、受入れ開始から埋設の終了までの間は限定された区域からの主要な放射性物質の漏出を防止する機能(核種閉じ込め機能)が求められている。また、規則解釈の骨子案<sup>(1)</sup>においては、「限定された区域から漏えいする放射性物質の量が無視できるほど少ない」とは、

- ① 廃棄体容器の腐食による貫通時期又は廃棄体の下端が廃棄物埋設地内に浸入した地下水に触れる時期が廃止措置の開始以降となる等により、放射性物質の漏えいが生じないこと。
- ② 埋設の終了までの期間において、廃棄物埋設地の限定された区域から漏えいする主要な放射性物質の年当たりの漏えい量又は当該区域に隣接する人工バリア若しくは天然バリア内の主要な放射性物質についての放射能濃度が、核原料物質又は核燃料物質の製錬の

事業に関する規則等の規定に基づく線量限度等を定める告示（平成27年8月31日原子力規制委員会告示第8号）で定められている周辺監視区域外の水中の濃度限度（以下「水中濃度限度」という。）と比べて十分に低いことをいう。

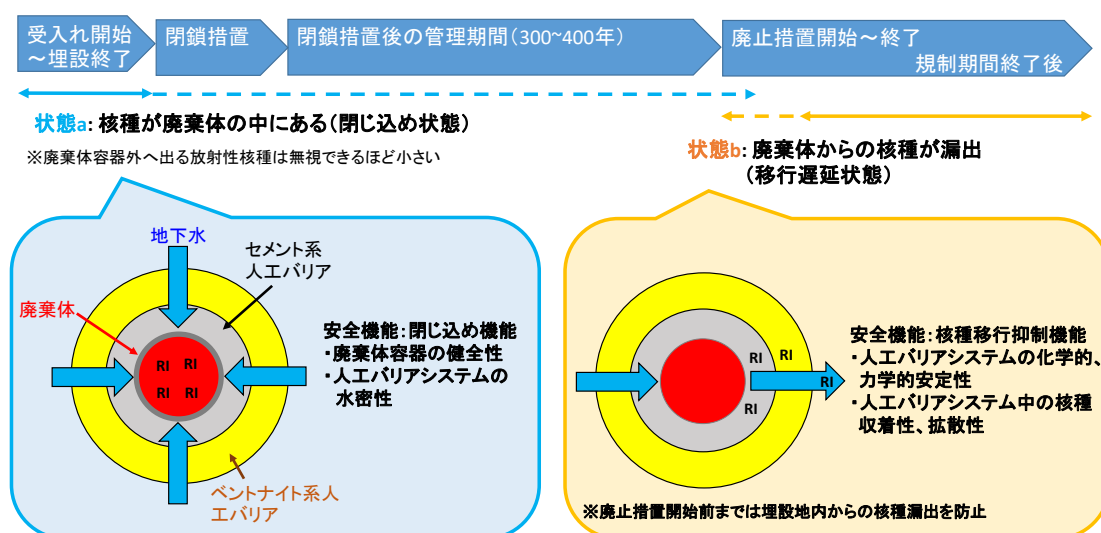
のいずれかを満足していることとしている。

そのため、このような人工バリアにおける安全機能の特徴を踏まえ、課題を系統的に整理するために、当該バリアで想定される状態を以下の【状態 a】と【状態 b】に大別した。

- ・【状態 a】放射性核種が廃棄体容器内に閉じ込められている状態（閉じ込め状態）
- ・【状態 b】廃棄体容器が破損し、廃棄体から放射性核種が漏出する状態（移行遅延状態）

ここでは廃棄体容器内を「限定された区域」と想定し、放射性核種が廃棄体容器内に閉じ込められている期間におけるシステムの状態を【状態 a】とした。また、規制要求では埋設の終了までの期間に「限定された区域への閉じ込め」を求めているが、廃棄体容器がより長期の閉じ込め機能を発揮することが見込まれ、事業者がそれを前提とした性能評価を実施する場合は、その妥当性を確認する必要があると考えられる。一方、廃棄体容器が破損し、廃棄体から放射性核種が漏出する状態を【状態 b】とした。この状態では、廃棄物埋設地外への放射性物質の漏出が低減されていることを定量的に確認することが一義的に重要となるが、廃止措置開始前までに廃棄体容器が破損した場合は、その期間、廃棄物埋設地から漏洩する主要な放射性物質の量が無視できるほど少ないことを定量的に確認することになる。

また、図 4.2-2 に示すように、状態 a では、廃棄体容器の健全性及び人工バリアシステムの水密性<sup>※1</sup>により、核種の閉じ込めが達成されている。状態 b では、人工バリアシステムの化学的及び力学的安定性等により一定の核種移行遅延効果が発揮される状態が、合理的に達成可能な範囲で長期的に保たれる。



※1 埋設終了後においては、人工バリアシステム内への地下水の浸入はベントナイト系人工バリア等により抑制され、廃棄体容器が地下水と接触することによる腐食を遅らせると考えられる。そのため、本検討では、（人工バリアの水密性による）この効果を閉じ込め機能の一つとした。

さらに、安全機能に影響を及ぼす可能性のある現象として「ガス発生、ガス移行」が考えられる。ガスについては、過去の原子力安全委員会における余裕深度処分の安全評価に係る考え方<sup>(26)</sup>においても基本シナリオとして設定されている。そのため、中深度処分に用いられる廃棄体容器及び金属系廃棄物等の腐食や水の放射線分解によるガス発生とそれによる影響を考慮した状態として以下の【状態 c】を設定した。

- ・【状態 c】 安全機能に影響を及ぼす可能性のあるガス発生、ガス移行が起こる状態

上記で記した各状態で通常起こりうると想定される具体的な変遷過程を以下に記す。

#### 【状態 a】

- ・人工バリアシステムに外部から地下水が浸入する。
- ・当該システムの外側にあるベントナイト系人工バリア（上部埋戻し材、低透水層）は徐々に飽和することによって、止水性が発揮され、内部への水の浸水は抑制される。
- ・ベントナイト系人工バリアを通過した地下水は、今度はセメント系人工バリアを飽和させながら内部の廃棄体容器に向かって浸入する。
- ・鋼製の廃棄体容器は、処分施設に残存した酸素や地下水が接触することによって腐食し、その進展によって貫通が起こる。また、地圧、地下水圧、膨張圧等を考慮した外圧に耐えられず、廃棄体容器の割れ（損傷、亀裂の生成）が起こる可能性がある。
- ・また、上記事象が進行する過程では、セメント-ベントナイト界面等、バリア材中における化学的変質（水質、鉱物変質）、岩盤クリープや鋼製材料（廃棄体容器、鉄筋等）の腐食膨張等に起因するバリア材の力学的変形も起こるとされ、これらに伴いベントナイト系人工バリアの透水性やセメント系人工バリアの拡散性等の劣化が起こる可能性がある。

#### 【状態 b】

- ・廃棄体容器の貫通箇所からその内部に地下水が浸入し、水と廃棄物が接触することにより、金属廃棄物または固化体から放射性核種の溶解が起こる。
- ・溶解した放射性核種は廃棄体容器の貫通箇所から漏洩し、セメント系材料やベントナイト系材料との収脱着を繰り返しながら、人工バリアシステム外部に（主に拡散で）移行していく。
- ・状態 a と同様に、上記事象が進行する過程では、化学的変質や力学的変形が起こり、各人工バリアの性能劣化が起こる可能性がある。

#### 【状態 c】

- ・人工バリアシステム内で発生する非放射性ガスとしては、金属系材料（金属廃棄物、廃棄体容器、鉄筋等）の還元腐食による水素が考えられる。また、廃棄体の放射線強度が高い場合には、水の放射線分解によるガス発生の可能性も考えられる。
- ・発生する放射性ガスとしては、廃棄体に微量に含まれるウランや超ウラン核種の子孫核種として生成されるラドン等が考えられる。また、廃棄体中に炭素や有機物が含まれている場合には、二酸化炭素やメタンの生成の可能性も考えられる。
- ・人工バリアシステム内で発生したガスについては、その発生速度が、人工バリアや天然バリアを透過する速度やガスの溶解度限界を超えるような場合、ガス相の形成と蓄圧が



起こり、人工バリアの構造健全性や放射性核種の移行に影響を与える可能性がある。具体的には、①気体の生成の後で発生する可能性のある圧力の上昇が原因となって、廃棄体、処分場及び岩盤構造に発生する力学的な影響(バリアの力学的健全性に対する影響)、②蓄圧されたガスにより地下水が処分場から強制的に放出されること等、処分場周囲の地下水の流動と輸送に影響を与える気体の直接的な効果(汚染水の押し出しの影響)③放出放射性ガスの生物圏への放出、④形成された気体が処分場の化学的な環境に及ぼす影響が処分場におけるガスによる潜在的な影響として一般的に考えられている<sup>(27)</sup>。

- ・ただし、発生したガスが微量であり、地下水への溶解度限界を超えないことが明らかな場合には、上記影響は小さいと考えられる。

上記で整理した状態毎に、規制要求の内容を踏まえた上で、人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理した。この判断ポイントの整理に当たっては、状態 a～状態 c において通常起こりうる想定される変遷過程と、各人工バリアの部材に期待される安全機能に関連付け、さらに各安全機能に影響を及ぼす要因(作用)とそれにより生じる現象(応答)を整理した。その際の安全機能に影響を及ぼす要因(作用)は、化学的作用、力学的作用、水理学的作用、及び物理・化学的作用(分離せず相互作用として扱う)に分類した。また、各作用はお互いに影響を及ぼしあうことにも考慮しながら整理した。ここでの取りまとめの対象とする人工バリアの主な部材は、廃棄体容器、低透水層(ベントナイト系人工バリア)、低拡散層(セメント系人工バリア)とした。各状態に対して想定される作用、応答及び「性能を判断するポイント」の整理は、以下の通りである。

#### 【状態 a】

閉じ込め機能を直接的に脅かす作用として、(a-1、a-2) 廃棄体容器の腐食・割れを引き起こす物理化学的作用と、(a-3) 人工バリアシステムへの地下水侵入を引き起こす水理学的作用に分類した。また、閉じ込め機能に経時的な変化をもたらす作用として、(a-4) 地下水が人工バリアシステムの変質を引き起こす化学的作用と、(a-5) 人工バリアシステムの部分的破損(ひび割れや流出等)を引き起こす力学的作用に分類した。各作用に対する人工バリアの応答として、部材ごとに対して起こる具体的な現象、及び規制要求を踏まえて人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理した結果は、表 4.2-3 に示す通りである。なお、状態 a においては、再冠水過程を踏まえ廃棄体容器の貫通・破損時期を評価することが、システム全体の性能が発揮されているかを判断する上で重要だと考えられる。

#### 【状態 b】

放射性核種の溶出・移行を駆動する作用として、(b-1) 人工バリアシステム中での地下水による核種移動を引き起こす水理学的作用、また、放射性核種の移行を遅延する作用として、(b-2) 人工バリアシステムと放射性核種の相互作用を引き起こす物理化学的作用に分類した。さらに、人工バリアシステム中での地下水の移行駆動力や核種移行遅延効果に対して経時的な変化をもたらす作用として、(b-3) 地下水が人工バリアシステムの変質を引き起こす化学的作用と、(b-4) 人工バリアシステムの部分的破損(ひび割れや流出等)を引き起こす力学的作用に分類した。各作用に対する人工バリアの応答として、部材ごとに対して起こる具体的な現象、及び規制要求を踏まえて人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理した結果は、表 4.2-4 に示す通りである。なお、状態 b において

は、人工バリアシステムから漏出する放射性核種の量（または移行フラックス）を評価することが、システム全体の性能が発揮されているかを判断する上で重要だと考えられる。

#### 【状態 c】

上述した状態 a、状態 b における評価に対しては、ガス発生が及ぼす影響についても考慮する必要がある。そこで、放射性核種の移行を駆動する作用として、(c-1) 発生したガスがバリア材の境界等に蓄積した場合に地下水の押し出しを引き起こす水理学的作用（流体力学的作用）と、(c-2) 放射性ガスの生成及びその移行を駆動する物理化学的作用に分類した。また、放射性核種の移行駆動力や核種移行遅延効果に対して経時的な変化をもたらす作用として、(c-3) ガス破過やガス圧による人工バリアシステムの部分的破損（亀裂やひび割れ等）を引き起こす力学的作用に分類した。各作用に対する人工バリアの応答として、部材ごとに対して起こる具体的な現象、及び規制要求を踏まえて人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理した結果は、表 4.2-5 に示す通りである。なお、状態 c に関しては、状態 a、状態 b における性能評価と組み合わせて評価する必要がある。そのため、廃棄体容器の早期破損する可能性及び人工バリアシステムから漏出する放射性核種の量（または移行フラックス）を評価することが、システム全体の性能が発揮されているかを判断する上で重要だと考えられる。

表 4.2-3 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイント（状態 a）

【状態a】放射性核種が廃棄体内に閉じ込められている状態

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答	規制要求	規制要求を踏まえて性能を判断するポイント		
閉じ込め機能を脅かす作用	物理化学的作用	廃棄体容器と地下水の相互作用 (a-1)	廃棄体容器の腐食	廃棄体容器の貫通時期		
		廃棄体容器への力学的作用 (a-2)	廃棄体容器の割れ	埋設する放射性廃棄物の受入れの開始から埋設の終了までの間にあっては廃棄物埋設地の限定された区域からの放射性物質の漏出を防止する機能を有する（廃棄体の閉じ込め機能のみで担保することも可能）。	廃棄体容器の破損の有無	
	水理学的作用	人工バリアシステムへの地下水流入 (a-3)	ベントナイト系人工バリア（基本的には低透水層）の飽和度上昇	※発生が合理的に想定できる範囲内の自然現象が人工バリアの機能に及ぼす影響を考慮し、保守的な状態設定の下で評価し、当該区域から漏えいする放射性物質の量が無視できるほど少ないこと（廃棄体の腐食による孔の形成時期又は廃棄体の下端が廃棄物埋設地内に浸入した地下水に触れる時期が廃止措置の開始以降となること等）を確認。	ベントナイト系人工バリアにおける再冠水に伴う地下水飽和状態	
			セメント系人工バリア（基本的には低拡散層）の地下水飽和度上昇		セメント系人工バリアにおける再冠水に伴う地下水飽和状態	
	閉じ込め機能に経時変化をもたらす作用	化学的作用	人工バリアシステムと地下水の化学的相互作用 (a-4)		ベントナイト系材料の鉱物組成の変化と空間分布	ベントナイト系人工バリアの変質フロント進行速度
			セメント系材料の鉱物組み合わせの変化、空間分布		セメント系人工バリアの変質フロント進行速度	
力学的作用		人工バリアシステムに地下水が流入することによる力学的作用 (a-5)	ベントナイト系材料の膨潤性変化、流出に伴う密度変化		ベントナイト系人工バリアの力学的損傷状態	
			セメント系材料の体積変化、ひび割れ発生と進展状況		セメント系人工バリアのひび割れ状態	

表 4.2-4 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイント（状態 b）

【状態b】廃棄体から放射性核種が漏出されている状態

人工バリアシステムに働く作用			作用に対する応答	規制要求	規制要求を踏まえて性能を判断するポイント
放射性核種の溶出・移行を駆動する作用	水理学的作用	人工バリアシステム中での地下水による核種の移動 (b-1)	ベントナイト系人工バリア(基本的には低透水層)の地下水移行		ベントナイト系人工バリアの透水係数設定手法
			セメント系人工バリア(基本的には低透水層)の地下水移行		セメント系人工バリアの透水係数設定手法
			廃棄体容器に生成した孔食孔からの核種漏洩		廃棄体容器孔食孔からの核種漏洩速度設定手法
放射性核種の移行を遅延する作用	物理化学的作用	人工バリアシステムと核種の相互作用 (b-2)	ベントナイト系材料への放射性核種の収着、ベントナイト系材料中の放射性核種の拡散	廃止措置開始までは廃棄物埋設地の外へ放射性物質の漏出を防止する機能を有する ※発生が合理的に想定できる範囲内の自然現象が人工バリアの機能に及ぼす影響を考慮し、保守的な状態設定の下で評価し、当該埋設から漏えいする放射性物質の量が無視できるほど少ないことを確認。  廃止措置開始以降は放射性物質の漏出防止or低減する機能を有する ※通常の状態では保守的なパラメータ設定とした公衆の被ばく線量が100 $\mu$ Sv/yを超えないこと、また、最も可能性が高いパラメータ設定とした公衆の被ばく線量が最も小さくなる設計を選定していること、選定した設計に対して科学的に合理的と考えられる範囲で最も厳しい状態を想定した場合の代表的個人の被ばく線量が300 $\mu$ Sv/yを超えないことを確認	ベントナイト系人工バリアの収着分配係数、拡散係数設定手法
			セメント系材料への放射性核種の収着、セメント系材料中の放射性核種の拡散		セメント系人工バリアの収着分配係数、拡散係数設定手法
放射性核種の移行駆動力や遅延効果に経時変化をもたらす作用	化学的作用	人工バリアシステムと地下水の化学的相互作用 (b-3)	廃棄体容器の腐食反応に伴う地下水質変化		廃棄体容器腐食に伴う地下水組成評価手法
			ベントナイト系材料の鉱物組成の変化と空間分布		ベントナイト系人工バリアの変質フロント進行速度
			セメント系材料の鉱物組み合わせの変化、空間分布		セメント系人工バリアの変質フロント進行速度
	力学的作用	人工バリアシステムに地下水が流入することによる力学的作用 (b-4)	廃棄体容器の腐食膨張	廃棄体容器の腐食膨張状態	
			ベントナイト系材料の膨潤性変化、流出に伴う密度変化	ベントナイト系人工バリアの力学的損傷状態	
			セメント系材料の体積変化、ひび割れ発生と進展状況	セメント系人工バリアのひび割れ状態	

表 4.2-5 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイント（状態 c）

【状態c】状態a、状態bにおいてガス発生の影響が有意な状態

人工バリアシステムに働く作用			作用に対する応答	規制要求	規制要求を踏まえて性能を判断するポイント
放射性核種の地下水による移行を駆動する作用	水理学的作用 (流体力学的作用)	ガス圧により核種を含む地下水の押し出す作用 (c-1)	人工バリアシステム中及び岩盤への核種を含む地下水の強制的な放出	状態a、状態bと同じ	ガスによる地下水押し出しの可能性
ガス相としての放射性核種の移行を駆動する作用	物理化学的作用	人工バリアシステム中での放射性ガスの発生と移動 (c-2)	放射性ガスの発生及び人工バリアシステム中でのガス移行(化学反応を伴う可能性も考慮)		放射性ガス発生量及び移行量
放射性核種の移行駆動力や遅延効果に経時変化をもたらす作用	力学的作用	ガス破過やガス圧による力学的作用 (c-3)	廃棄体容器内のガス圧上昇に伴う早期破損		廃棄体容器の早期破損の有無
			ガス圧によるベントナイト系材料の損傷		ベントナイト系人工バリアのガス破過発生の可能性 ガス破過後の移行経路の状態(修復の可能性)
			ガス圧によるセメント系材料の損傷		セメント系人工バリアのガス破過発生の可能性 ガス破過後の移行経路の状態(修復の可能性)

以上を踏まえ、「判断ポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見」を抽出し、それによって過年度の研究成果の位置づけを整理するとともに、当該研究成果のレビューを行い、各人工バリアの部材について残された課題を整理することにした。

4.2.2～4.2.4 では、上述した性能を判断するポイントに対する、当該判断ポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見、過年度成果の概要及び残された課題について、バリア材ごとに検討・整理した結果を記す。

#### 4.2.2 廃棄体容器に係る整理

##### (1) 性能判断ポイントに対する過年度成果の概要

性能を判断するポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見に対して、廃棄体容器（鋼製容器）に関連し、過年度の委託事業で検討・整備してきた評価手法の現状（これまでの研究概要）を整理した。

##### (a) 鋼製容器材料

中深度処分では、廃棄体容器として鋼製容器を使用することが想定されている（図 4.2-1）。また、その構造は、図 4.2-3 に示す通り、外側の処分容器本体の内側に遮へい材を設け、その中に廃棄物が封入または固型化されることになる<sup>(28)</sup>。処分容器本体の材料については、現在のと

ころ明確にされていないが、炭素鋼として検討されている事例が多い<sup>(29, 30 等)</sup>。また、内遮へい材（内容器）については、原子力発電所などの解体から生じるクリアランスレベル以下の金属から「低レベル放射性廃棄物」を収納する容器を製造することが検討されおり<sup>(31)</sup>、炭素鋼や低合金鋼を用いて内容器が製作可能であることが確認されている。そこで、本整理では、当該鋼製容器の材料として「炭素鋼」が使用されることを想定し、以降の検討を行った。



図 4.2-3 鋼製角型容器の概要<sup>(28)</sup>

(b) 性能を判断するポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見の整理  
 上述のとおり中深度処分において廃棄体容器に求められる一義的な機能は状態 a における「閉じ込め機能」と考えられる。また、当該容器に求められる「閉じ込め機能の劣化及び損傷に対する抵抗性」としては、地下環境における耐食性、廃棄物と地下水の接触を遅延する気密性・水密性、地圧等の外力に対する耐圧性（構造健全性）が考えられる。なお、当該容器の材料として想定した炭素鋼の特性としては、当該処分環境（還元環境）における腐食速度が比較的遅くかつ全面腐食性であることが挙げられ、当該容器の材料の候補としては有効であると考えられる。一方、状態 b においては、廃棄体容器に求められる機能は現段階では定められていない。当該容器の腐食が全面腐食で進展して破損する場合は、破損した時点でバリア機能が損失すると考えられる。しかしながら、孔食により腐食が進展する場合は、孔が貫通しても断面積が小さい状態が長期間継続するのであれば、核種漏洩を抑制する機能が期待できる可能性がある。ただし、この機能を見込むにあたっては、当該バリア機能が発揮される設計がなされていることが前提となり、その場合、それに対して性能評価することになる。また、放射性核種の移行や遅延に係る作用への影響を考慮することも重要になる。以上を踏まえ、状態 a における廃棄体容器の性能評価で確認すべき事項として、腐食による当該容器の貫通する時期や廃棄体容器の破損する可能性の有無が考えられた。また、状態 b において性能評価で確認すべき事項として、孔食孔からの核種漏洩、廃棄体容器材の腐食に伴い経時的に変化する地下水組成や他バリア材の構造やそれに伴う性能に影響を及ぼす廃棄体容器の腐食膨張が考えられた。状態 c においては、廃棄体容器等の腐食に伴うガス発生、その移行を考慮し、性能評価で確認すべき事項を検討した。表 4.2-3～表 4.2-5 では、これらを廃棄体容器の「性能を判断するポイント」として整理した。また、当該ポイントを定量化するために必要な廃棄体容器に係る情報・知見（下線部）は以下の通りである。

状態 a：①廃棄体容器材の腐食に伴う貫通時期を評価するためには、当該容器に使用される材料に対して、周囲の環境条件（酸化／還元雰囲気、地下水水質）に応じてどのような腐食形態（全面腐食、局部腐食、応力腐食割れ）で腐食が進むのか、またその腐食速度はどのくらいなのかを評価する必要がある。さらに、腐



食による貫通時期を判定するための基準を決定する必要がある。(a-1)

②廃棄体容器の構造健全性（廃棄体にかかる荷重による廃棄体の割れの有無）を評価するためには、廃棄体にかかる荷重（地圧、地下水圧、ベントナイト膨潤圧、セメント体積変化、腐食生成物膨張圧等を考慮した外圧）が当該容器に使用される材料の強度を考慮した耐荷重を超えないかを評価する必要がある。(a-2)

状態 b：③廃棄体容器に使用される材料を考慮し、当該容器の腐食に伴い経時的に変化する孔食孔の状態及びそこから漏洩する核種の漏洩速度を評価する必要がある。

(b-1)

④廃棄体容器に使用される材料を考慮し、当該容器の腐食に伴い経時的に変化する（核種の溶解性や収着性に影響を及ぼす）地下水組成を評価する必要がある。(b-4)

⑤廃棄体容器に使用される材料を考慮し、他バリア材の構造やそれに伴う性能に影響を及ぼす廃棄体容器の腐食膨張を評価する必要がある。(b-5)

状態 c：⑥放射性ガスの発生量、化学反応を伴うガス状放射性核種の移行量を評価する必要がある。(c-2)

⑦ガスの発生速度、発生量、溶解度限度、周辺バリア材のガス透過性を踏まえ、ガス相の形成と蓄圧が起こり得る場合は、システム中の地下水／ガス移行挙動及び岩盤へ押し出される排水量及び排水速度を評価する必要がある。(c-1)

⑧ガスの発生速度、溶解度限度を踏まえ、ガス相の形成と蓄圧が起こり得る場合は、廃棄体内のガス圧力を評価する必要がある。(c-3)

このうち、過年度の委託事業において実施してきた研究と関係があるのは、①については「炭素鋼腐食寿命評価手法の整備」、④については「炭素鋼腐食が核種移行に与える影響に係る研究」、⑦及び⑧については、「ガス発生が人工バリアに与える影響に係る検討」である。なお、炭素鋼は、高レベル放射性廃棄物の地層処分においてもバリア材の一つ（オーバーパック）として使用するとされており、過年度の委託事業（平成 15～25 年度）<sup>(5～15)</sup>においても、研究対象としてきたこと、中深度処分の廃棄体容器に係る研究については、過年度事業では行っていないことから、本整理では、これまで実施してきたオーバーパックに係る過年度の研究概要を踏まえ、中深度処分における鋼製容器の観点から整理することとした。以下に、これまでの研究概要をまとめる。

(c) これまでの研究概要

➤ 炭素鋼オーバーパックの腐食寿命評価手法の整備（平成 15-25 年度）

高レベル放射性廃棄物の地層処分システムにおいては、オーバーパックに期待される安全機能の一つとして閉じ込め機能があり、その性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。オーバーパックの候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成や pH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている。具体的には、処分環境では全面腐食が支配的な腐食形態と考えられているが、炭素鋼が不動態化した場合には進展速度が速い局部腐食が生じやすくなりオーバーパックの腐食寿命に影響を及ぼすことが考えられる。したがって、オーバーパックの性能評価にあたっては、オーバーパック近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。過年度の委託事業におい

て整備したオーバーパックスの腐食寿命を評価するための手法の概要を以下に記す。整備したオーバーパックス腐食寿命評価フローを図 4.2-4 に示す。

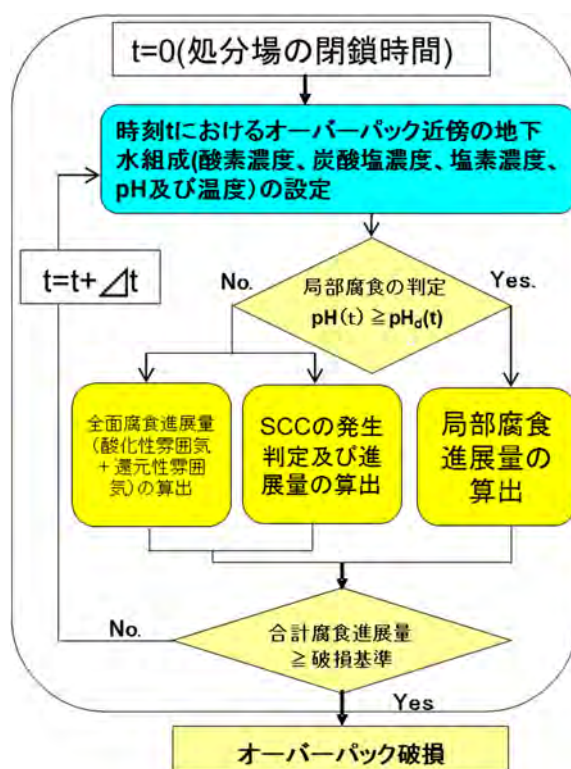


図 4.2-4 炭素鋼オーバーパックス腐食寿命評価のフロー<sup>(17)</sup>

本評価では、オーバーパックス近傍の地下水組成（酸素濃度、炭酸塩濃度、塩素濃度）及び温度条件に依存した「活性態－不動態遷移 pH (pHd)」に基づいた局部腐食判定モデルによって腐食形態を判定し、各形態における腐食速度を用いて腐食進展量を評価することとした。

オーバーパックス近傍の地下水 pH が pHd よりもアルカリ側になり ( $pH \geq pHd$ )、不動態化したときは局部腐食の進展量を算出し、一方 pHd よりも酸性側となり ( $pH < pHd$ )、不動態化しないときは全面腐食及び応力腐食割れ (SCC) の進展量の算出を時間ステップ  $\Delta t$  毎に行うこととしている。また、判定された各腐食形態に対する合計の腐食進展量が破損判定基準に到達する時間をオーバーパックスの破損時間としている。なお、時刻  $t$  におけるオーバーパックス近傍の地下水組成の設定は、後述する物質移行－変質連成解析コードを用いた計算結果を利用することとしている。

過年度の研究では、平成 15～21 年度においては、当該評価手法で使用している各モデルの整備を、平成 22～25 年度においては、当該評価手法の適用性確認及びモデルの改良等を行った。それらについての概要を以下にまとめる。

#### 【局部腐食判定モデル】

- ・局部腐食の判定における  $pHd(t)$  の影響因子である、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度 ( $C(t)$ , mol/l)、塩化物イオン濃度 ( $Cl(t)$ , mol/l)、溶存酸素拡散限界電流密度 ( $i_{O_2}(t)$ , A/m<sup>2</sup>) 及び温度 ( $T(t)$ , K) の依存性を既往文献結果から経験的に整理し、時刻  $t$  (y) における  $pHd(t)$  を式 (4.2-1) のように定式化した。

$$\text{pH}_d(t) = -0.88 \cdot \log_{10}(C(t)) + 0.55 \cdot \log_{10}(Cl(t)) - 1.8 \cdot \log_{10}(i_{O_2}(t)) + \frac{1100}{T(t)} + 3.9 \quad (4.2-1)$$

なお、当該式の適用範囲は、

$$0.0001 \leq C(t), \quad 0.0003 \leq Cl(t) \leq 0.3, \quad 0.01 \leq i_{O_2}(t) \leq 0.25, \quad 293.15 \leq T(t)$$

である（平成 20 年度）。

- また、適用性確認としては、種々の溶液条件（pH、塩素濃度、溶存酸素濃度）、60℃における炭素鋼試片の腐食形態（全面腐食／不動態）を確認するため、浸漬試験法及びアノード分極試験法による検証を行った。その結果、溶液中の溶存酸素濃度や pH 等の条件によっては、当該モデルによる腐食形態判定結果と観察結果とが整合せず、このような溶液条件は当該モデルの適用範囲外となることがわかった。そこで、当該モデルを処分環境で適用できるように判定基準を改良し、溶液中の溶存酸素濃度が大気平衡濃度の 1/100 以上かつ pH  $\geq 9.8$  の条件では地下水条件に依らず必ず不動態化し、局部腐食が進行すること、また、無酸素条件下では全面腐食が進行することとした（平成 22-24 年度）。

#### 【全面腐食モデル】

- 処分場閉鎖直後の酸化性雰囲気、溶存酸素濃度が低下後の還元性雰囲気、それぞれにおける腐食進展量を算出するモデルを作成した。具体的には、酸化性雰囲気においては、放物線則に従って腐食速度が低下するとして腐食進展量を算出し、還元性雰囲気においては、時間に依存しない一定腐食速度の条件で腐食進展量を算出するモデルとした。当該モデルの詳細は Appendix-III-A に記載する（平成 16-17 年度）。
- 還元性雰囲気における均一腐食機構をモデル化することは、腐食生成物の生成が腐食速度へ与える影響が不明であり、困難であったため、寿命評価の観点から、人工バリア内の還元性雰囲気において代表的な均一腐食速度を定数として与えることとした。また、最大腐食深さは平均腐食深さの 2 倍とした（平成 16-17 年度）。
- 炭素鋼の全面腐食進展速度に及ぼす温度の影響を明らかにするために、処分環境を模擬した緩衝材共存下において 30～50℃条件で炭素鋼の浸漬試験を行った。これら試験データや高温下における既往データもふまえて、腐食量の経時変化から環境の腐食性と皮膜の保護性に及ぼす温度の影響を検討した結果、環境の腐食性は温度が高いほど大きく、皮膜の保護性は温度の低いほうが小さくなる傾向が見られた。また、皮膜の影響が小さい場合には、温度依存性を考慮した腐食速度モデルがアレニウス型の式で表現できる可能性が示された（平成 22-25 年度）。
- 還元性雰囲気においては、腐食皮膜中の水の拡散が腐食速度を律速するとして仮説を立て、腐食皮膜中の水の拡散係数測定を試みた結果、皮膜生成の温度条件によって異なる拡散係数が得られていた。その解釈として、飽和重水量の違いの皮膜との反応による重水の消費の可能性、フィックの法則が成立していない事などが考えられたが、解明には至らなかった（平成 24-25 年度）。
- 腐食進展量評価において、還元性雰囲気下で時間に依存しない腐食速度を設定するため、既往知見のレビューを行い、当該腐食速度として  $10 \mu\text{m/y}$  を設定した（平成 25 年度）。

#### 【応力腐食割れ（SCC）モデル】

- 応力腐食割れ感受性に影響を及ぼす代表的な環境として炭酸塩環境を想定した評価モデル

を整備した。当該評価モデルにおける応力腐食割れの発生条件については、応力腐食割れの腐食電位依存性に関する既往知見に基づいて、処分環境において想定される分布幅を考慮して設定する炭素鋼の腐食電位  $E_{\text{corr}}(t)$  が、応力腐食割れが発生する腐食電位の下限值  $E_{l\_scc}(t)$ 、上限値  $E_{u\_scc}(t)$  に対して式 (4.2-2) を満たし、かつ、応力腐食割れき裂先端部の応力拡大係数  $K$  が、き裂進展が開始する応力拡大係数の下限値  $K_{th}$  を上回ることにした。

$$E_{l\_scc}(t) \leq E_{\text{corr}}(t) \leq E_{u\_scc}(t) \quad (4.2-2)$$

$E_{\text{corr}}(t)$  : オーバーパックの腐食電位(V vs. SHE)

$E_{l\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れが発生する腐食電位下限値(V vs. SHE)

$E_{u\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れが発生する腐食電位上限値(V vs. SHE)

また、応力腐食割れのき裂進展速度については、破壊力学の考え方を適用し、き裂進展速度のき裂先端部応力拡大係数依存性に関する実測データに対して、これらの関係をべき乗則で関連付ける経験式モデルにより評価することとした。当該モデルの詳細は Appendix-III-B に記載する (平成 21 年度)

- ・高 pH 環境下での炭素鋼の SCC 発生の可能性について検討した。定ひずみ速度試験から高 pH 条件下では粒界割れが発生するのは 2 mol/l を超える OH<sup>-</sup>イオン濃度でかつ約 50 °C 以上の場合と推定され、実際の処分環境で想定される高 pH 環境下では炭素鋼に粒界割れが生起することは考えにくいことが示唆された (平成 22-24 年度)。

#### 【局部腐食モデル】

- ・局部腐食進展速度を評価するためには、地下水組成条件の変化が当該速度へ及ぼす影響を把握する必要があるが、既往の知見ではデータが少なく、検討出来なかったため、時間に依らない一定速度を設定して局部腐食による進展量を算出することとした(平成 20 年度)。

#### 【破損判定基準】

- ・局部腐食あるいは応力腐食割れが発生せず、全面腐食のみで進展したケースにおいては、全面腐食の最大腐食深さが、第 2 次取りまとめで求められているオーバーパックの耐圧厚さの最厚値 110mm (硬岩系における蓋部の耐圧厚さ) に到達する腐食深さである 80mm に到達した時間を破損時間と判定した。
- ・局部腐食あるいは応力腐食割れが発生するケースにおいては、局部腐食と全面腐食の合計腐食進展量、応力腐食割れと全面腐食の合計腐食進展量がオーバーパックの肉厚である 190mm に到達した場合を破損と判定した。

#### 【水素脆化】

炭素鋼の水素脆化の起因となる水素吸収挙動について検討した。炭素鋼の水素吸収量を調べるため、30°C、40°C 及び 50°C の条件で、処分環境を模擬した緩衝材共存下における炭素鋼の浸漬試験を 10、30、90 日間行った。その結果、炭素鋼中の水素濃度は脆化の問題になる濃度 (数 ppm 以上) よりも十分小さいことが確認された (平成 23、24 年度)。

#### ➤ 炭素鋼腐食が核種移行に与える影響に係る研究 (平成 15-21 年度)

高レベル放射性廃棄物の地層処分に係る安全評価において重要な元素となる Se, Np 等の

溶解度や収着性は酸化還元電位 (Eh) に影響されることが知られている。また、オーバーパック (炭素鋼) の腐食は、処分場の間隙水組成を決める要因の一つである。そのため、過年度の事業では、処分場環境での炭素鋼腐食による pH、Eh 等間隙水組成への影響を評価するため、処分場環境で生成する腐食生成物の熱力学データの整備、処分環境で想定される条件での炭素鋼腐食反応速度の定式化、腐食過程でのカソード反応の寄与に係る検討を行った。さらに、これらの成果を踏まえて炭素鋼オーバーパック腐食による化学環境影響評価手法の整備を行った。

#### 【腐食生成物の熱力学データを整備】

既往文献を調査することによって、地球化学計算による Eh 評価において重要な処分場の還元性環境下で生成する可能性がある炭素鋼の腐食生成物として  $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{FeOH}^+$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{aq})$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_4^{2-}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{FeS}_2(\text{pyrite})$ 、 $\text{FeCO}_3(\text{siderite})$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s})$ 、 $\text{Fe}_3\text{O}_4(\text{magnetite})$ 、 $\text{Fe}(\text{cr})$ 、 $\text{Fe}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$  を選定し、それらに関する熱力学データの最確値及び誤差を文献調査により整備した。ただし、熱力学データが報告されていない  $\text{Fe}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$  については実験的に溶解度積を決定し、熱力学データを求めた (平成 16-18 年度)。

#### 【炭素鋼腐食反応速度の定式化】

既往の文献値 (温度条件 60~80°C) <sup>(32)</sup> を用いて、マグネタイト、水酸化鉄、シデライト、水酸化炭酸鉄が生成する条件での腐食速度  $R_{\text{corr}S0}(\mu\text{m}/\text{y})$  を pH の関数として式 (4.2-3) として定式化した。

$$R_{\text{corr}S0} = \frac{1.5}{1 + 10^{(\text{pH} - 9.6)}} \quad (4.2-3)$$

また、炭素鋼の腐食によりパイライトが生成する条件で炭素鋼の浸漬試験を 60°C で実施し、その結果から腐食速度を pH と NaHS 濃度 (mol/l) の関数として式 (4.2-4) として定式化した。なお、NaHS 濃度 0 mol/l としたときの計算結果は式 (4.2-3) と一致する。これはパイライト生成のない条件においても式 (4.2-4) で腐食速度を表現できることを示している (平成 18 年度)。

$$R_{\text{corr}} = \frac{\log(10^{1.5} + 10^{340[\text{NaHS}]^{0.85}})}{1 + 10^{(\text{pH} - 9.6)}} \quad (4.2-4)$$

#### 【腐食過程でのカソード反応の寄与に係る検討】

金属の腐食現象は、金属の溶解反応であるアノード反応と、環境の酸化性物質の還元反応であるカソード反応とがバランスして進行する。また、支配的な酸化還元対が変われば異なる酸化還元電位となる。処分場の還元性環境で考えられるカソード反応としては、水素イオン還元、硫酸イオン還元及び炭酸イオン還元が考えられる。そのため、緩衝材間隙水の Eh 評価においては、この酸化還元対を支配するカソード反応の同定及び、水素発生反応に対する他のカソード反応の割合 (寄与率) を把握することが必要である。そこで、炭素鋼試片を純水系、炭酸イオン系、硫酸イオン系溶液にアンブル内で浸漬させる試験を 60°C で実施した。その結果、いずれの系においても、カソード反応は水素発生反応が支配的であり、 $\text{HS}^-$  や  $\text{CO}_3^{2-}$

の還元は、水素発生反応に対して極めて遅いことがわかった（反応の寄与率は、前者はほとんどなく、後者は13%であった）（平成18-20年度）。

#### 【炭素鋼オーバーパック腐食による化学環境影響評価手法の整備】

処分場の化学環境（酸化還元電位；Eh）の長期的な変遷を解析するため、上記で整備した、Eh評価において重要な腐食生成物の熱力学データ、腐食反応速度及びカソード反応（炭酸還元反応、硫酸還元反応及び硝酸還元反応）を考慮した地球化学計算コードPHREQCベースの解析手法を整備した。また、その検証として、圧縮ベントナイト中に炭素鋼試験片を埋め込んだ炭素鋼腐食試験（60℃）の結果の再現解析を実施した。その結果、550日までの試験液のpH、炭素鋼腐食生成物等の実験データと計算結果については（90日辺りまでのpHは実験値と差があるものの）整合性が見られた（図4.2-5）。しかしながら、Ehについては、60日までの試験液のEhは計算値との乖離が見られ、210日から590日までの比較では、試験結果の方が解析よりも低いEhを示した（図4.2-6）。前者の乖離については、試験液の溶存酸素があったのが原因と考えられる。一方、後者について解析手法に比べカソード反応が現状の設定よりも少ない状態で起こっていると考えられた。このような不整合を考えると今後の課題として、カソード反応に関してさらなる解析手法の改善の必要性が示唆された（平成18-21年度）。

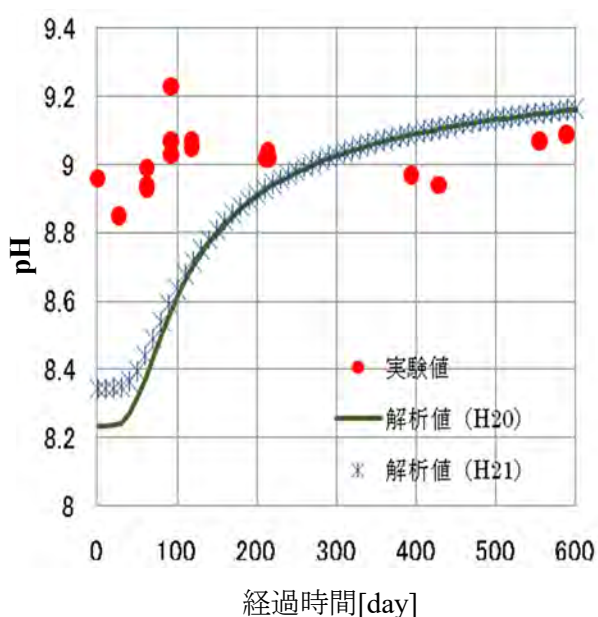


図 4.2-5 実験と解析の pH 比較<sup>(11)</sup>

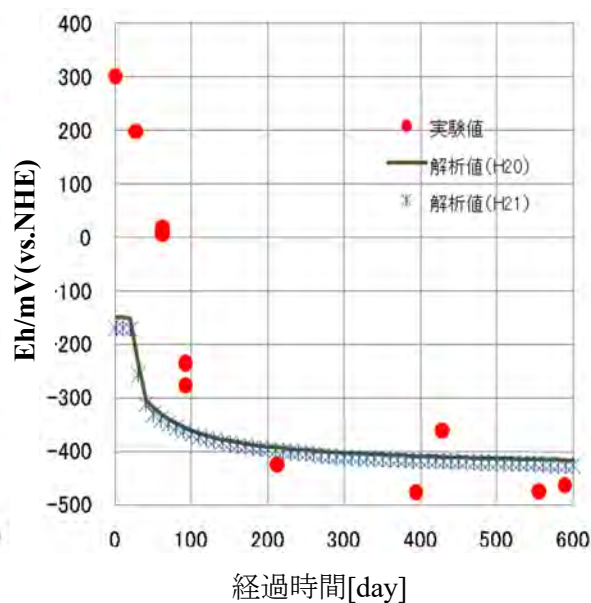


図 4.2-6 実験と解析の Eh 比較<sup>(11)</sup>

#### ➤ ガス発生が人工バリアに与える影響に係る検討（平成27-28年度）

東京電力福島第一原子力発電所の事故で発生した $\alpha$ 核種を多く含む燃料デブリの処分では、水の放射線分解等によって発生するガスがバリア性能に与える影響が懸念される。そこで過年度の委託事業では、燃料デブリを高レベル放射性廃棄物の地層処分と同様の処分概念で処分することを想定し、当該処分環境で発生するガス発生量を評価し、オーバーパ



ック（OP）の閉じ込め機能が腐食によって喪失するまでの期間について、OP 内圧の上昇による OP 破損の可能性を評価した。また、OP 閉じ込め機能喪失後に発生するガス発生量から緩衝材中のガス及び地下水の移行を評価し、緩衝材間隙水の押出しの影響を検討した。

【ガス発生量評価】

- ・燃料デブリの処分環境で発生するガス発生量の評価では、OP 内側では水の放射線分解及び金属（炭素鋼、ステンレス鋼、ジルカロイ）の腐食が、OP 外側では炭素鋼の腐食が還元性環境下で起こるとした。
- ・水の放射線分解によるガス発生速度は、計算で求めた吸収線量率、G 値等を用いて既往の評価式から求めた。また、 $\gamma$ ・中性子線による吸収線量率は MCNP コードを用いて算出し、 $\alpha$ ・ $\beta$ 線による吸収線量率は水とデブリが均等に混合し保守的に全量寄与するとして求めた。なお、OP 内側の燃料デブリの初期残存量を、容器 1 本あたりの燃料デブリ体積  $19.2\text{dm}^3$  に対して 5%程度の水（1L）を含むものと仮定した。
- ・一方、金属腐食によるガス発生速度は、各金属の腐食速度を既往文献から設定し、腐食反応式から求めた。
- ・上記で求めたガス発生速度を用いて累積ガス発生量・ガス圧を評価した結果、OP 内側の累積ガス圧の最大は約 14MPa となり、OP の設計圧力である約 55MPa を下回ることから、ガス発生によって OP が早期に破損する可能性は小さいことが示された（図 4.2-7）。

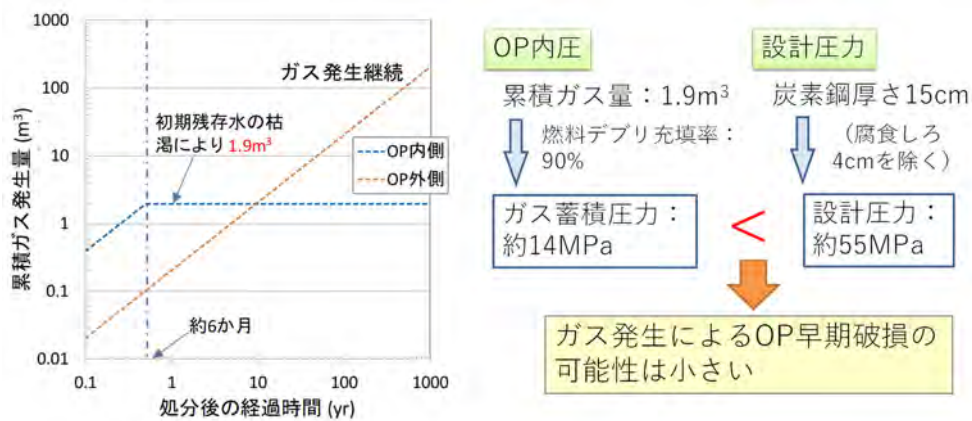


図 4.2-7 累積ガス発生量と OP 早期破損可能性の検討

【ガス移行評価】

- ・上記評価のようにガス発生による OP の早期破損の可能性は小さいものの、OP の腐食進展により閉じ込め機能が喪失し、その後 OP 内部に地下水が侵入することにより再びガス発生量が増加することで、核種移行を促進する可能性が考えられる。そこで、燃料デブリが深度 1,000m の硬岩系岩盤に縦置き方式により処分される条件を仮定し、ガス累積発生量の変化を入力とした緩衝材中のガス・地下水の 2 相流解析を、汎用コード GETFLOWS<sup>(33, 34, 35)</sup>を用いて実施し、緩衝材間隙水の押出しの影響を評価した。
- ・また、当該評価では、内圧上昇に伴って間隙が構造力学的に変化する流路拡幅の影響を定量的に把握するため、流路拡幅を考慮するケースとしないケースを設定して、間隙圧力及び岩盤へ押し出される排水量速度及び累積排水量を評価し、HLW を想定し

た評価結果と比較した。

- ・その結果、上昇する排水速度の継続期間は OP 機能喪失後 20 年程度であり、処分の時間スケールと比較して短い結果となった（図 4.2-8）。また、流路拡幅の効果を考慮しないケースでは、排水量の最大増加量は HLW よりも 1.2 倍程度増加、流路拡幅の効果を考慮したケースでは、その増加は 1.1 倍程度に収まったことから、燃料デブリの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であることが示された（図 4.2-9）。

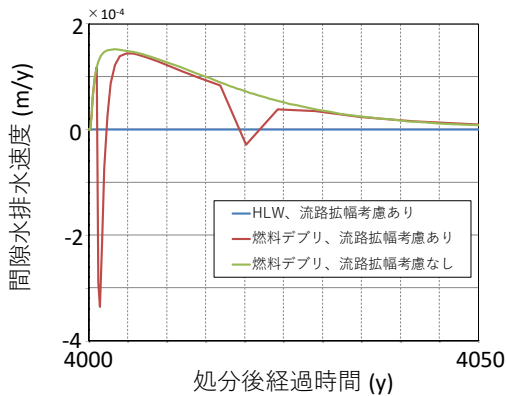


図 4.2-8 ケース別の排水速度の比較<sup>(20)</sup>

(平成 28 年度報告書の記載を一部修正)

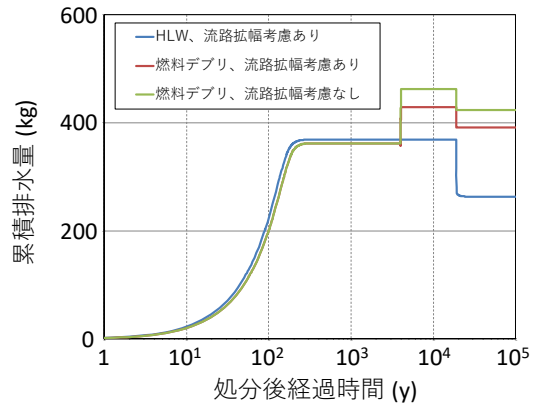


図 4.2-9 ケース別の累積排水量の比較<sup>(20)</sup>

(平成 28 年度報告書の記載を一部修正)

## (2) 過年度成果を踏まえた残された課題の整理

上述した過年度成果の中深度処分への適用性等を踏まえ、鋼製容器に対して残された課題を作用ごとに整理した結果は以下の通りである。

### 【物理的化学的作用、化学的作用（腐食、地下水組成変化）に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業で整備した破損時期評価のための局部腐食判定モデルや各腐食形態に係るモデル、地下水組成評価のための炭素鋼腐食反応速度モデルは、いずれも炭素鋼に対する短期かつ経験的なデータ（実験値）から整備したものであり、腐食メカニズムを考慮した機構論的なモデルではない。また、炭素鋼の全面腐食に及ぼす温度影響（30～50℃）に係る実験的検討から、環境に対する腐食性は温度が高いほど大きくなる傾向、及び表面に生成する皮膜の保護性は温度が低いほうが小さくなる傾向が見られている。これらのことは、短期間かつ比較的高温の条件で得られたデータから経験的に作成された当該モデルは、数百年以上に及ぶ長期の評価への適用に不確実性があること、また、中深度処分で想定される温度条件（～30℃）では、非保守的な値をとる可能性があることを示しており、単純には外挿できない。また、評価する上で外挿する場合は、その根拠を示す必要がある。そのため、当該モデルの適用性を確認するとともに、機構論的観点から、30℃以下の条件における腐食メカニズム（腐食性、保護性）について検討し、どのような評価方法が適切であるかを決定する必要があると考えられる。なお、上記モデルは、他の材料（チタン、銅等）に対しては適用できない。そのため、材料選定や構造概念（溶接方法等、施工方法も含む）の妥当性評価に関しては、事業者の技術開発状況や動向を注視し、考え方の整理、確認項目の検討を行う必要がある。

#### 【力学的作用（構造安定性、腐食膨張）に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業では未実施の研究のため、性能評価における構造健全性や腐食膨張の考え方に関する整理、検討を行う必要がある。具体的には、廃棄体容器の構造健全性を評価するのに考慮すべき内外圧（廃棄物起源のガス圧、地圧、地下水圧、膨張圧、生成ガス蓄積圧等）に係る整理や既存の評価手法の妥当性について検討する必要がある。

#### 【ガス影響に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業で実施した水の放射線分解及び金属腐食による水素ガス発生及び移行に係る評価は予察的な解析であり、当該ガス移行評価で使用したパラメータの実スケールでの適用性、流路拡張と閉塞が繰り返される場合の影響、及び間隙水の押し出しが核種移行に与える影響等については未検討であるが、GETFLOWS<sup>(33,34,35)</sup>を用いた評価手法については基本的に中深度処分においても有効な方法の一つであると考えられる。そのため、当該手法をベースとして、中深度処分を想定した評価体系やパラメータ等の設定について検討し、廃棄体内の水素ガスによる圧力上昇及び水素ガスによる地下水の押し出し影響の程度について検討する必要がある。一方、放射性ガスの発生及びその移行に係る研究については、過年度の委託事業では未実施の研究のため、廃棄物起源または化学変化によって発生する放射性ガスの種類、発生量及び化学反応を伴うその移行の評価方法の考え方に関する整理、検討を行う必要がある。

### 4.2.3 ベントナイト系人工バリアに係る整理

#### (1) 性能判断ポイントに対する過年度成果の概要

##### (a) ベントナイト系人工バリアに対する規制要求と性能評価

4.2.1 項に記載の通り、中深度処分システムにおける低透水層、空洞充填材の材料としてベントナイトが用いられることを想定して、検討を行った。

ベントナイト系人工バリアにおける規制要求は、廃止措置開始前までにおいて核種の閉じ込めをする機能と廃止措置開始以降において核種の移行抑制をする機能を有することである。本検討では、これらの規制要求を踏まえて、ベントナイト系人工バリアにおける性能を判断するポイントを、状態 a では、低透水層の内側に地下水が侵入するまでの期間、及び、低透水層の内側に流入する地下水量、状態 b では、低透水層の外側への放射性核種の漏出量とした。ベントナイト系人工バリアの性能評価は、これらの判断ポイントを定量化することによって行うこととする。また、JAEA 安全研究センターでは、以下の方針の下、過年度の検討を進めた。人工バリアが上記の機能をできるだけ長く維持できるように設計がなされることが考えられることや、地質環境に置かれることによる長期的な劣化を考慮する必要があることから、化学的作用 (a-4, b-4) に着目してベントナイト系人工バリアの長期の状態設定に係る研究を行うことが合理的であると考え、過年度の研究を進めてきた。

また、ベントナイトの低透水性はベントナイトの主要な構成鉱物であるモンモリロナイトの持つ膨大な比表面積と膨潤性によって担保されているものの、長期的にはセメント系人工バリアの溶解に起因する地下水の高アルカリ化によってモンモリロナイトが溶解することで、低透水性が劣化することが懸念される。このような性能の劣化を前提とし、性能を判断するポイントを定量化するために必要な情報・知見を状態毎に以下のように整理した。①～⑧の番号は、過年度の研究との関連を示すために、過年度において未実施項目の状態 c を除いて付した。

- 状態 a：再冠水過程を想定し、低透水層の内側に地下水が侵入するまでの期間、及び、低透水層の内側に流入する地下水量を定量化するために、①材料の外側の環境条件（溶液組成、動水勾配とこれらの空間的・時間的分布）、②材料の水理特性の定量化、③細孔構造と物質移行の関係の定量化、④材料中の溶液組成の定量化、⑤変質を想定した鉱物変遷（鉱物種、組成）の定量化、⑥材料の流出による密度変化の定量化が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる（a-3、4、5）。
- 状態 b：定常的地下水流動場を想定し、ベントナイト系人工バリアの外側への放射性核種の漏出量を定量化するために、①材料の外側の環境条件（溶液組成、動水勾配とこれらの空間的・時間的分布）、②材料の水理特性の定量化、③細孔構造と物質移行の関係の定量化、④材料中の溶液組成の定量化、⑤変質を想定した鉱物変遷（鉱物種、組成）の定量化、⑥材料の流出による密度変化の定量化、⑦放射性核種の拡散による移行挙動の定量化、⑧放射性核種のベントナイトへの収着性の定量化が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる（b-1、2、3、4）。
- 状態 c：飽和、不飽和の状態を想定し、ガスによる地下水押し出しを定量化（事象発生の可能性の検討を含む）するために、ガス発生速度、発生量、人工バリアのガス透過性、ガス層の形成、蓄圧が起こりうるかの判定、システム中の地下水／ガス移行挙動及び岩盤へ押し出される排水速度、排水量が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる（c-1）。放射性ガス発生量及び移行量を定量化するために、放射性ガスの発生速度、発生量、放射性ガス移行挙動、移行メカニズム、化学的特徴（鉱物、地下水との反応等）が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる（c-2）。ベントナイト系人工バリアのガス破過、ガス破過後の移行経路の状態（修復の可能性）を定量化するために、ガス破過挙動及びその後の修復挙動、ガス破過要因特定に向けたベントナイト系人工バリアのガス破過性が判断ポイントの定量化に必要な情報・知見として必要と考えられる（c-3）。

## (b) 過年度の成果の概要

一方で、JAEA 安全研究センターでは、ベントナイト系人工バリアについて平成 13～28 年度<sup>(3～20)</sup>までは地層処分システムを対象として、平成 29～31 年度<sup>(21～23)</sup>までは中深度処分システムを対象として、研究開発を行ってきた。この間のシステムの状態として地下水再冠水後の状態 b を前提とし、大きく三つのテーマについて検討を進めてきた。一つ目は図 4.2-10 左に示す「ベントナイト変質を考慮した状態設定に係る研究」であり、セメント系人工バリア起源のアルカリ性地下水により劣化していくベントナイトの状態変遷、ベントナイト中の溶液組成の変化の定量化の手法の整備を行ってきた。二つ目は、図 4.2-10 右下に示す「ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化研究」であり、一つ目の状態設定に係る研究から得られたベントナイトの変質後の状態設定を用いて、透水性を評価する手法の整備を行ってきた。三つ目は、図 4.2-10 右上に示す「核種移行パラメータの設定に係る研究」であり、劣化したベントナイト中における放射性核種の移行評価のためのパラメータ設定に係る手法の整備を行ってきた。具体的な研究項目は、図 4.2-10 中に **青字斜体** で示した、「ベントナイト溶解挙動のモデル化」、「ベントナイト変質に係るイオン種拡散のモデル化」、「二次鉱物設定の考え方」、「ベント



ナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法の整備」、「ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化」、「拡散係数設定の考え方」、「収着分配係数設定の考え方」をそれぞれ整備してきた。また、人工バリアの状態は、その内部で生じる物質移行と地球化学反応とにより変化するが、これらは相互に関連し合う現象であるため、連成して解析することが必要である。そこで、人工バリアの長期的な状態変化、特に、ベントナイト系緩衝材の人工バリア性能として重要な透水性を主な対象として解析するコードを開発した（「物質移行-変質連成解析コードの開発」）。また、図 4.2-10 中の①~⑧は、規制要求を踏まえて性能を判断するポイントの定量化に必要な情報・知見との関係を示す。

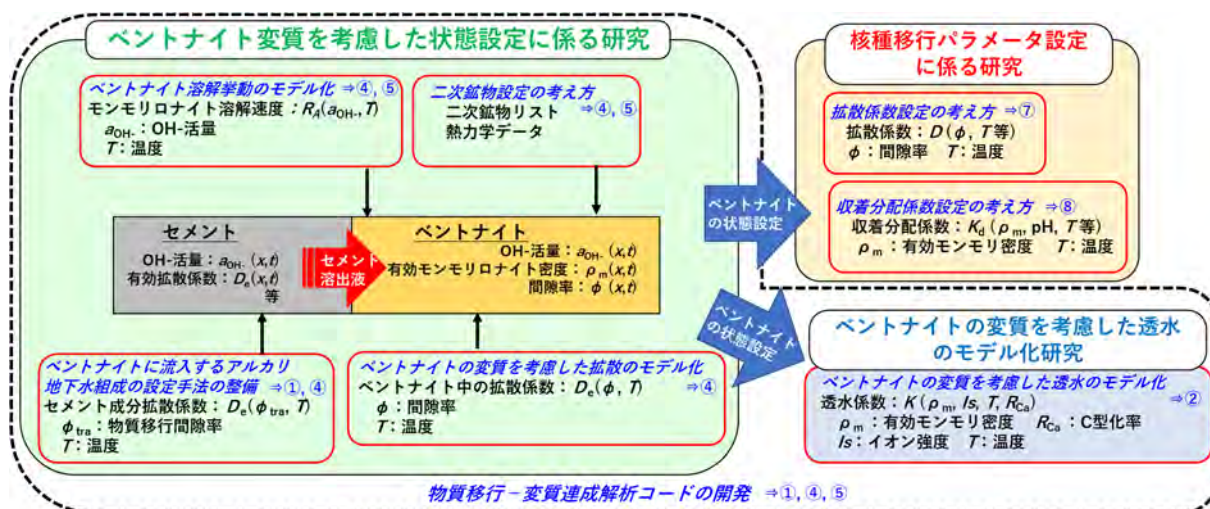


図 4.2-10 ベントナイト系人工バリアの変質を踏まえた透水評価と核種移行パラメータ設定に係る研究体系

※ **青字斜体**は、実施した過年度の研究項目。①~⑧の番号は、規制要求を踏まえて性能を判断するポイントの定量化に必要な情報・知見の項目に対応。破線の囲いは、物質移行-変質連成解析コードの解析対象範囲。

以下、規制要求を踏まえて性能を判断するポイントの定量化に必要な情報・知見と対応する過年度の成果の概要について、研究項目毎に整理した。

#### 【ベントナイト変質を踏まえた透水評価のモデル化研究】

セメント系人工バリアの使用によって地下水が高アルカリ化し、ベントナイト系人工バリアが溶解・変質すること(化学的作用)で、ベントナイト系人工バリアの透水性が長期的に劣化していくことが懸念されていた。そのため、ベントナイト系人工バリアの長期的な劣化と透水性の変化をモデル化するが必要であった。そこで、ベントナイト系人工バリアの性能に影響を与える主要なパラメータを考慮できるモデル化の研究を進めてきた。以下、ベントナイト変質に係る過年度の成果を示す。

#### ▶ ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化 (平成 14-27 年度)

ベントナイト系人工バリアには、人工バリア内の物質移行を抑制する低透水性が期待されている。ベントナイトの低透水性は、ベントナイトが変質することで変化することが知られており、性能評価において重要である。ベントナイトの低透水性は、ベントナイトの持つ膨大な比表面積と膨潤性によると考えられ、膨潤性は溶液のイオン強度、交換性陽イオンのイオン種に

よって影響を受けることが知られている<sup>(36)</sup>。そこで、過年度の研究では、地層処分システムの緩衝材を対象として圧縮されたベントナイト系人工バリア中のモンモリロナイトが溶解し、その含有量が低下した際の透水係数を評価するため、図 4.2-11 のような透水試験装置及び、砂と Na 型ベントナイト（クニゲル V1）の混合圧縮体試料を用いて、有効モンモリロナイト密度  $\rho_m$  ( $40\sim 870\text{ kg m}^{-3}$ ) とイオン強度  $I_s$  ( $0\sim 1.0\text{ mol dm}^{-3}$ ) をパラメータとして、異なるいくつかの条件で透水試験を実施し、透水係数データを取得した。また、取得した透水係数データを対数に整理して、有効モンモリロナイト密度依存性を評価したところ直線関係を示し、イオン強度の対数値依存性についても直線関係を示した。さらに、イオン強度条件に依らず透水係数の対数値の有効モンモリロナイト密度依存性の傾きは一定であった。

以上を踏まえて、透水係数に対するイオン強度と有効モンモリロナイト密度の関係を式 (4.2-5) の形と仮定して、重回帰分析により整理し、式 (4.2-6) のように定式化した。

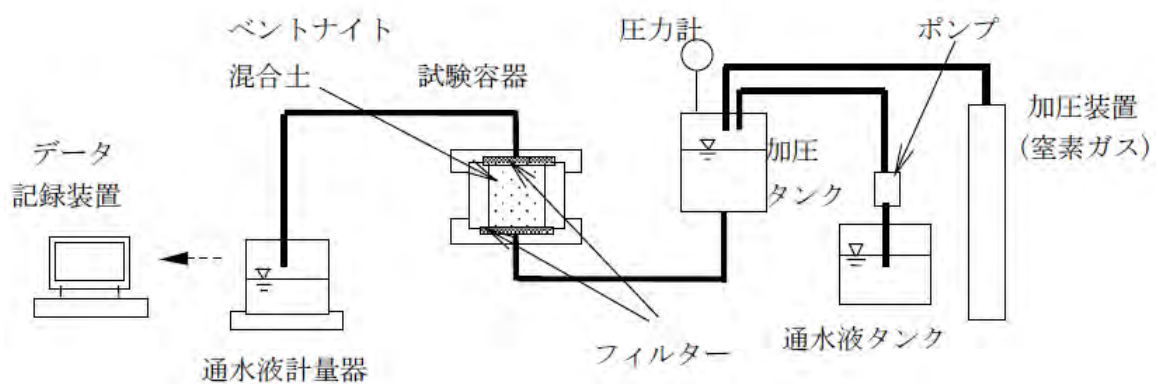


図 4.2-11 透水試験装置概念<sup>(4)</sup>

$$\log K = a + b\rho_m + c \log I_s \quad (4.2-5)$$

$K$ : 透水係数( $\text{m s}^{-1}$ )

$\rho_m$ : 有効モンモリロナイト密度( $\text{kg m}^{-3}$ )

$I_s$ : イオン強度( $\text{mol m}^{-3}$ )

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042\rho_m} \quad (4.2-6)$$

また、透水係数は流れる水の粘性係数と密度によって影響を受けると考えられることから、温度による水の粘性係数と密度の変化を補正係数として考慮し、式 (4.2-7) の透水係数を有効モンモリロナイト密度、イオン強度、温度をパラメータとしてモデル化した。

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042\rho_m} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (4.2-7)$$

$T$ : 温度(K)

また、これまでに実施した透水試験および既往知見に基づき、実験条件等から考えられる式



(4.2-7) の影響因子に対する適用範囲について表 4.2-6 に示す。

表 4.2-6 実験条件等から考えられる式 (4.2-7) の影響因子に対する適用範囲<sup>(7)</sup>  
(平成 17 年度報告書の記載を一部修正)

影響因子	適用範囲
イオン強度 (mol dm <sup>-3</sup> )	0.03~1.0 実験条件より
有効モンモリロナイト密度 (Mg m <sup>-3</sup> )	0.04~1.6 実験条件及び既往知見より
間隙率 (-) (乾燥密度(Mg m <sup>-3</sup> ))	0.26~0.63 (1.0~2.0 に相当) 実験条件及び既往知見より
温度(°C)	0~100 水の粘性係数検討より

また、処分場ではセメント系人工バリアを起源とする Ca<sup>2+</sup>と、ベントナイトの主成分であるモンモリロナイト層間の Na<sup>+</sup>とがイオン交換することにより、いわゆる Ca 型化が生じる可能性が指摘されている。ベントナイトが Ca 型化すると、その膨潤性能が低下するため、ベントナイト系緩衝材の透水係数は上昇するという報告もある。このような背景をふまえて、Ca 型化率をパラメータとした透水係数測定結果ならびに透水係数の温度依存性データ等に基づき、透水係数の Ca 型化率依存性とイオン強度依存性に相関関係が認められる等の傾向をふまえて、新たに Ca 型化率をパラメータに加えてモデル化した (式 (4.2-8))。試験データは、砂-ベントナイト混合圧縮体を用い、有効モンモリロナイト密度(<0.87 Mg m<sup>-3</sup>)、イオン強度(0.1-1.0 mol dm<sup>-3</sup>)、Ca 型化率(30-70%)、温度(20°C)をパラメータとして、異なるいくつかの条件で透水試験を実施し、取得した。

$$K = 2.5 \times 10^{-7} 10^{-0.0044 \rho_m} 10^{0.5 R_{Ca}} I_s^{1.9-1.6 R_{Ca}} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (4.2-8)$$

$K$ : 透水係数(m s<sup>-1</sup>)  
 $\rho_m$ : 有効モンモリロナイト密度(kg m<sup>-3</sup>)  
 $I_s$ : イオン強度(mol m<sup>-3</sup>)  
 $T$ : 温度(K)  
 $R_{Ca}$ : Ca 型化率(-)

さらに、平成 25、27 年度の検討にて、表 4.2-6 の適用条件に加えて、実際に圧縮ベントナイトを Na 系アルカリ溶液に浸漬させて変質させた試料に対し、透水係数の測定を行うことで、変質させた試料に対する透水係数評価式 (4.2-7) の適用条件を検討し、図 4.2-12 のように以下の条件を整理した。

- 1) 実際にアルカリ変質させた混合圧縮体の透水試験結果等を踏まえ、式 (4.2-7) の適用条件を有効モンモリロナイト密度 900 kg m<sup>-3</sup> 未満、イオン強度 0.1~1.0 M とし、その上限値を  $1.9 \times 10^{-8} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$  する。

- 2) イオン強度 0.1 mol/l 未満の領域には、式 (4.2-7) に対しイオン強度 0.1 mol/l を適用した値を設定値とする。

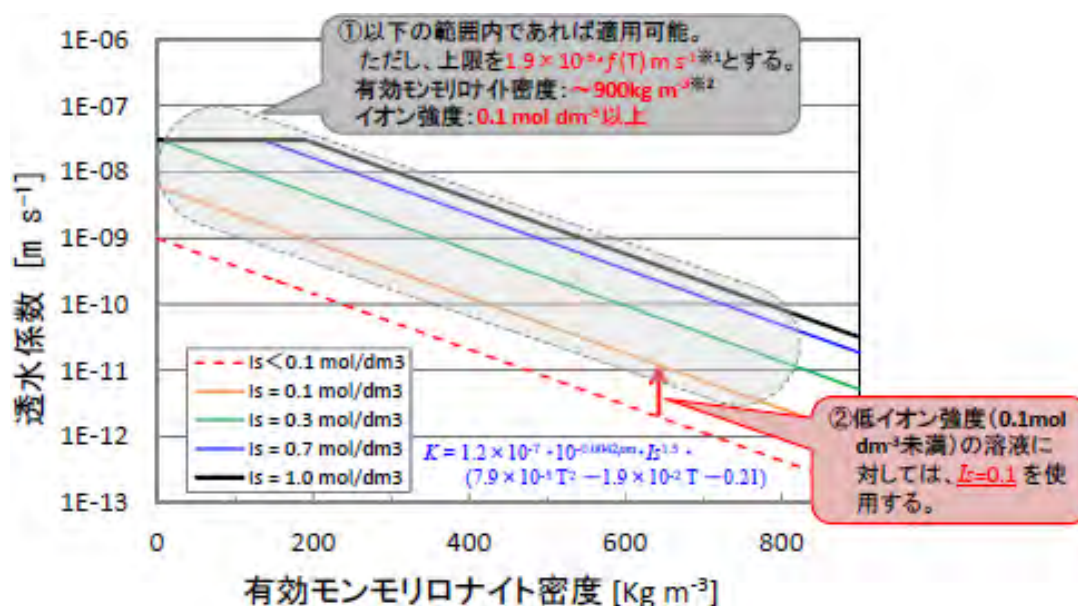


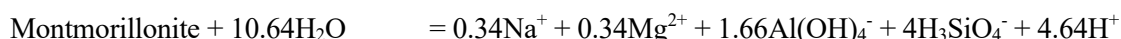
図 4.2-12 実際に圧縮ベントナイトを Na 系アルカリ溶液に浸漬させて変質させた試料を用いた適用条件の検討<sup>(14)</sup>

※1 過度に変質させた透水試験により得られた透水係数を基に決定 (有効モンモリロナイト密度: ほぼ 0 kgm<sup>-3</sup>, イオン強度: 0.01~1.0 mol dm<sup>-3</sup>)

※2 当該モデルを作成時に使用した資料の有効モンモリロナイト密度の上限値

### ▶ ベントナイト溶解挙動のモデル化 (平成 15-21 年度)

ベントナイト系人工バリアの劣化に応じた透水係数の設定を行うためには、低透水性の性能を担保しているベントナイト系人工バリア中のモンモリロナイトの溶解速度を定量的に見積もる必要がある。アルカリ環境におけるモンモリロナイトの溶解は次の反応式のように進むと考えられる。



既往研究においてもモンモリロナイトの溶解挙動に関する研究が数多く行われており、溶解は板状のモンモリロナイト粒子の端部から進むと考えられている<sup>(37)</sup>。溶解速度式についても液固比の大きな分散系による試験データから得られた式が提案されている<sup>(例えば、37)</sup>。一方で、圧縮体ベントナイトにおいては、反応が進む端部が粒子同士の重なりによって反応表面積が制限されて、溶解が進みにくくなることが指摘されている<sup>(38)</sup>。したがって、処分環境におけるベントナイト系人工バリアの透水係数変動についてより現実的な評価をおこなうためには、圧縮成型されたモンモリロナイトの溶解挙動評価が不可欠となる。

このような背景のもと、本研究では、圧縮成型体中のモンモリロナイトの溶解挙動に着目した検討を進めた。処分場で想定される pH や温度条件での圧縮成型体中モンモリロナイトの溶解量を実験室実験のタイムスケールで確認することは困難であるため、高温・強アルカリ条件での溶解・変質試験データを求めることによって定式化を図った。具体的には、図 4.2-13 の

ようなテフロン製変質容器を用いて、 $0.1 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$  NaOH 溶液、 $50^\circ\text{C} \sim 170^\circ\text{C}$ の条件下において溶解速度データを取得し（試験結果の一例として、図 4.2-14）、OH活量と温度をパラメータとした溶解速度定量式（4.2-9）を得た。

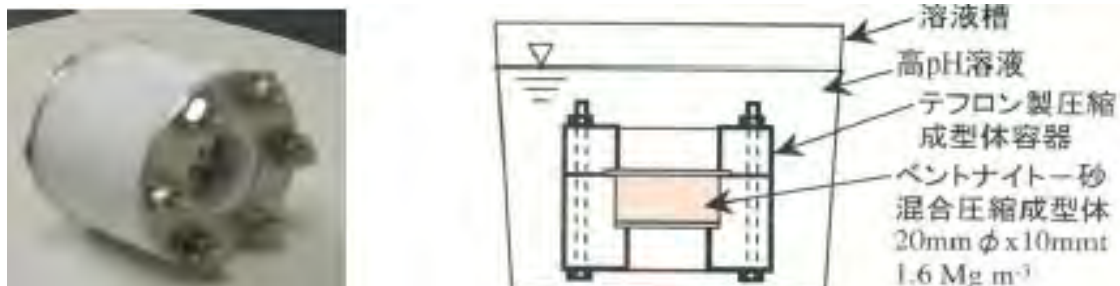


図 4.2-13 テフロン製変質容器<sup>(3)</sup>

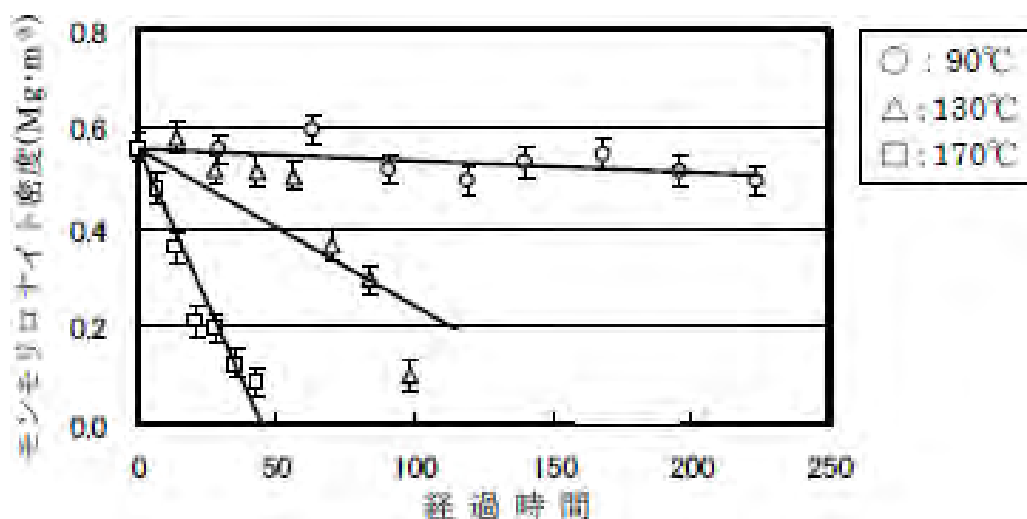


図 4.2-14 モンモリロナイト密度の減少挙動 ( $0.3 \text{ mol dm}^{-3}$  NaOH) <sup>(4)</sup>

$$R_A = 3.5(a_{\text{OH}^-})^{1.4} \exp(-51000/RT) \quad (4.2-9)$$

$R_A$ : 溶解速度( $\text{Mg m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ )

$a_{\text{OH}^-}$ : OH活量( $\text{mol dm}^{-3}$ )

$T$ : 温度(K)

$R$ : 気体定数( $8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ )

また、これまでに実施した変質試験および既往知見に基づき、実験条件から考えられる式(4.2-9)の影響因子に対する適用範囲について表 4.2-7 に示す。

表 4.2-7 実験条件から考えられる式 (4.2-9) の影響因子に対する適用範囲<sup>(7)</sup>  
(平成 17 年度報告書の記載を一部修正)

影響因子	適用範囲
pH (-)	12.6 - 13.8 実験条件より
間隙率 (-)	0.4 - 0.6 程度 実験条件より
溶液飽和度	$\ln Q/K < -36$ 実験条件より
温度(°C)	50 - 170°C 実験条件より
モンモリロナイト密度 (Mg m <sup>-3</sup> )	$\rho_{\text{mont}} < 0.56$ 実験条件より

➤ 二次鉱物設定の考え方 (平成 31 年度)

平成 15～26 年度の委託事業において、地層処分システムにおける緩衝材を対象として設定する二次鉱物のリスト及び熱力学データの整備を行ってきた。平成 26 年度までの二次鉱物リストでは、室内実験での短期的現象及び長期的な天然事象 (主にモンモリロナイトの溶解量) との整合性について地球化学計算によって検証してきた。しかしながら、平成 26 年度までの鉱物リストでは設定していないが、処分場環境で生成する可能性のある鉱物が存在することや、中深度処分におけるベントナイト系人工バリアの性能評価では、設定する二次鉱物が当該バリア性能 (低透水性) に与える影響を把握しておくことが、二次鉱物設定の妥当性を判断する上で重要な知見となる。そこで平成 31 年度委託事業の検討では、文献調査により考慮する可能性のある鉱物を網羅的に抽出するために、(a) 国内外の機関において考慮されている鉱物、(b) 室内試験、天然事例及び人工類似物に係る研究の最新知見の調査を行った。

① 文献調査による整理

(I) 国内外で考慮されている鉱物リスト

ベントナイト及びセメント系人工バリアの相互作用により生成する可能性のある鉱物について、国内外の機関等で設定された鉱物モデルを調査し、それらで設定されている鉱物リストと現行の鉱物リストの比較を行い、網羅的に二次鉱物の抽出を行った。調査対象とした機関等は、日本<sup>(39,40)</sup>、スウェーデン<sup>(41)</sup>、フィンランド<sup>(42)</sup>、フランス<sup>(43)</sup>、スイス<sup>(44)</sup>に属するものである。

(II) 室内実験、天然事例及び人工類似物に係る研究の最新知見

文献を調査した結果、二次鉱物として生成が確認されている鉱物は、おおむね (a) 国内外で考慮されている鉱物リストに含まれていた。国内外の機関等で設定されていないが、室内実験等で生成が確認されている二次鉱物は、C-A-S-H ( $x\text{CaO} \cdot y\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{SiO}_2 \cdot z\text{H}_2\text{O}$ )、M-S-H ( $x\text{MgO} \cdot \text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$ ) 及び Merlioite であった。

② 既往の鉱物モデルに選定されていた二次鉱物の妥当性に係る検討に対する成果

(I) 及び (II) の結果から抽出した二次鉱物リストについて、中深度処分を想定し、図

に示した二次鉱物を分類する手順に従い、(i) 設定しない鉱物、(ii) 設定する鉱物、(iii) 地球化学計算により、鉱物設定が透水性に与える影響について検討する鉱物（影響検討鉱物）に分類した。

当該分類を行う中で、現行の鉱物リストに設定していた二次鉱物について、中深度処分条件における生成可能性の観点から設定の妥当性を改めて確認した。国内外の機関等の鉱物リスト及び最新知見の調査結果から網羅的に抽出された鉱物のうち、中深度処分で考慮すべき二次鉱物として新たに追加されたのは、Illite、Clinochlore、M-S-H、C-A-S-H、Tobermorite、Jennite、Afwillite、C4AH13、C4AH19、Stratlingite、Monocarboaluminate、Monosulfate、Phillipsite、Heulandite、Clinoptilolite、Chabazite、K-feldspar、Dolomiteであった。また、現行の鉱物リストで設定されていた Laumontite については、熱力学的な観点から Chabazite が存在する場合には生成しないと考えられることから、Laumontite を鉱物リストから除外した。

### ③ 鉱物の設定の違いがモンモリロナイトの溶解及び透水係数に与える影響検討

影響検討鉱物に分類した鉱物について、鉱物の設定の違いがモンモリロナイトの溶解及び透水係数に与える影響について地球化学計算を用いて検討した。この際、これまでベントナイトの変質評価において考慮されていなかった C-A-S-H ゲルを考慮したモデルを導入した。その結果、C-(A-)S-H 型鉱物を設定した場合、熱力学的により安定な Tobermorite を設定した場合よりもモンモリロナイトの溶解が進行することが明らかになり、C-(A-)S-H ゲルの設定の重要性が示された。このことは、熱力学的に安定鉱物を設定することが必ずしも保守的な設定にはならないことに留意が必要であることを示した。

### ▶ ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法の整備（平成 16-24 年度）

ベントナイトに流入するセメント由来アルカリ地下水の経時的に変化する組成を設定するため、セメント硬化体中の有効拡散係数を評価する必要があった。既往研究では、セメント硬化体中の物質の有効拡散係数はセメント硬化対中の全間隙率をパラメータとした経験的な式が定式化されていた<sup>(45,46)</sup>。しかし、これらの式は細孔拡散モデルを仮定した場合に科学的な根拠が明確となっていなかった。そこで、セメント硬化体の間隙構造と物質移動特性の関係を検討し、長期的なセメント系人工バリアの変質にともなう有効拡散係数の変化を評価することの可能な手法として、ベントナイトに流入するアルカリ溶液の設定手法の整備を実施した。本手法の整備では、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取り扱う。セメント硬化体の間隙については、表 4.2-8 のように毛細管間隙およびゲル間隙に分類した。毛細管間隙とゲル間隙はいずれも練り混ぜ時に水が占める部分の間隙であり、さらに詳細に見ると、毛細管間隙は C-S-H 等のセメントの水和鉱物粒子間の間隙であるのに対し、ゲル間隙は C-S-H 粒子内の層間間隙である。ゲル間隙を満たす水は C-S-H 粒子内に層間水として束縛された状態にあると考えられることから、本モデルでは、ゲル間隙は物質移動間隙として働かないと判断した。一方、毛細管間隙は、物質移動間隙として働くもの（以下、物質移動毛細管間隙）と、物質移動間隙に連結しているものの物質移動間隙として働かないもの（以下、貯留毛細管間隙）の二種類が存在すると考えられる。また、ゲル間隙を満たす水は束縛された状態であり、固相の一部として扱うことから間隙中の水は化学反応に寄与しないと考察、設定した。



表 4.2-8 セメント硬化体中の間隙の分類、および本手法における間隙の名称<sup>7)</sup>  
(平成 17 年度報告書の記載を一部修正)

土木・建築分野における一般的な分類	成因	本手法での取り扱い		
		名称	物質移動特性	間隙中の水が化学反応に寄与するか
毛細管間隙 (数 10 nm～数 10 μm)	セメント水和鉱物の粒子間間隙	物質移動 毛細管間隙	寄与する	寄与する
		貯留 毛細管間隙	寄与しない	寄与する
ゲル間隙 (数 nm～数 10 nm)	C-S-H ゲル粒子内 の間隙 (ゲル及び層間)	ゲル間隙 (層間間隙の みを考える)	寄与しない	寄与しない

セメント硬化体中のトリチウムの有効拡散係数を透過拡散試験により取得し、物質移動間隙率をパラメータとして整理することで式 (4.2-10) のように定式化した。

$$D_e = 5.37 \times 10^{-10} \phi_{tra} \quad (4.2-10)$$

$D_e$  : 有効拡散係数

$\phi_{tra}$  : 物質移動間隙率

このように、セメント硬化体中の物質の有効拡散係数が物質移動間隙を用いて整理することにより細孔拡散モデルによる評価が可能であることを試験結果および既往のデータを基に検証した。

また、セメントの浸漬試験から、溶液組成の経時変化や EPMA を用いた固相の深度方向の元素分布について、実測値と本手法を用いた計算値の比較を行っている。その結果、溶液組成の経時変化、固相中の元素分布について一部整合しない結果も確認されており、本手法の長期への外挿を含めて、実験データの精査、リファレンス解析の追加等を行うことで検討を進めていく必要がある。

▶ ベントナイトの変質を考慮した拡散のモデル化 (平成 14-16 年度、平成 26-30 年度)

地下水中の水酸化物イオン (OH<sup>-</sup>) は、緩衝材の外表面から拡散によって内部に移行してモンモリロナイトの溶解に寄与する。ベントナイトの変質に伴い変化すると考えられる OH<sup>-</sup>の移行性や移行量を定量的に評価するため、図 4.2-15 のような試験容器を用い、模擬セメント水 (pH 13.72) と模擬降水系地下水 (pH 8.97) の間に砂-ベントナイト混合圧縮体を設置した透過拡散試験を行った。その結果から、「混合圧縮体中の OH<sup>-</sup>の有効拡散係数,  $D_e$  (m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>)」を「ベントナイトの間隙率,  $\phi$  (-)」と「温度,  $T$  (K)」の関数として式 (4.2-11) を定式化した。なお、本試験における緩衝材中の OH<sup>-</sup>の拡散は、イオン強度 (陰イオン排除効果) の影響を受けるトレーサー拡散ではなく、Na<sup>+</sup>などの陽イオンと一緒に動く塩の拡散と考え、得られた拡散係数もトリチウムの拡散係数と同程度であった。そのため、OH<sup>-</sup>と陽イオンが電氣的に中性の種のように拡散することを前提としてモデル化を行っている。



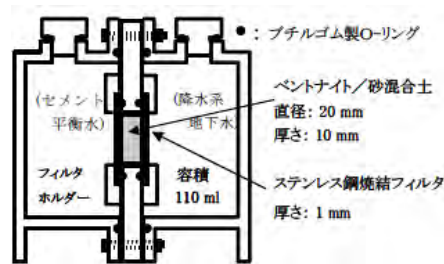


図 4.2-15 ポリサルホン製透過拡散試験容器<sup>(4)</sup>

$$De = 5.0 \times 10^{-7} \phi^{2.1} \exp(-18600/RT) \quad (4.2-11)$$

$De$ : 有効拡散係数( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ )

$\phi$ : 間隙率(-)

$T$ : 間隙水の絶対温度(K)

$R$ : ガス定数( $8.314 \text{ kJ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ )

また、上記透過拡散試験および既往知見に基づき、実験条件から考えられる式 (4.2-11) の影響因子に対する適用範囲とその根拠について、処分環境を想定した様々な影響因子毎に表 4.2-9 に示す。なお、イオン強度が低い場合、OH<sup>-</sup>は陰イオン排除効果の影響を受けると考えられるが、このような場合はOH<sup>-</sup>濃度も小さく、ベントナイトの変質に大きな影響を与えない。そのため、OH<sup>-</sup>に係る当該拡散モデルに関しては、ベントナイト変質評価のためのモデルであり、イオン強度 (OH<sup>-</sup>濃度) が高く、塩として拡散する場合のみ適用可能であることに注意する必要がある。

表 4.2-9 実験条件から考えられる式 (4.2-11) の影響因子に対する適用範囲<sup>(7)</sup>  
(平成 17 年度報告書の記載を一部修正)

影響因子	適用範囲
有効モンモリロナイト密度 ( $\text{Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ )	<0.91 実験条件と既往の知見より
間隙率 (-) (乾燥密度 ( $\text{Mg m}^{-3}$ ))	0.25~0.81 (0.5~2.0 に相当) 実験条件および既往の知見より
Ca 型化率(-)	0~1 既往の知見より
温度( $^{\circ}\text{C}$ )	10~90 実験条件より

上記のベントナイト中における水酸化物イオンの有効拡散係数に係るモデル式 (式 (4.2-11)) は、後述の物質移行-変質連成解析コードに導入されているが、現行の評価では全てのイオン種に対して式 (4.2-11) を用いる評価がなされている。しかしながら、全ての元素に OH<sup>-</sup>と同じ拡散係数を設定することは現実的ではなく、イオン種毎に拡散係数を設定し、電荷バラ

ンスをとりつつ評価する必要があると考え、平成26～30年度において、イオン種の拡散を評価するための一つの方法として、見かけの拡散係数 ( $D_a$ ) を用いた評価手法について検討した。その結果、CaやKを用いた拡散試験結果から、 $D_a$  を用いてベントナイト中の拡散を評価できる可能性が示されたが、現在のところ物質移行-変質連成解析コードへの導入には至っていない。

また、有効拡散係数  $D_e$  を用いた  $D_e$  モデルと見かけの拡散係数  $D_a$  を用いた  $D_a$  モデルの2つのモデルについて比較・検討した。検討の結果、 $D_e$  モデルについては、透過拡散試験結果から得られた  $D_e$  と収着分配係数  $K_d$  をセットで使用することが出来れば当該変質評価に適用可能であると考えられた。一方、 $D_a$  モデルについては、間隙水中濃度を明確に定義できる他バリア材との境界に対し、保持因子  $\alpha$  を与え、ベントナイト側の濃度を単位体積当たりの濃度に変換すること、及び  $D_a$  の密度依存性を考慮することが出来れば適用可能であると考えられた。また、 $D_a$  の設定に当たっては In-diffusion 試験から得られる値をそのまま使用するだけでなく、透過拡散試験結果から得られた既知の  $D_e$  値や  $K_d$  値があるイオン種の場合は、それらから導出される  $D_a$  値とも比較検討することが重要と考えられる。なお、 $D_e$  及び  $D_a$  には温度依存性もあるが、中深度処分は地層処分に比べて深度が浅く、かつ廃棄体温度も低いことから、温度依存性の影響は小さいと考えられる。

➤ 物質移行-変質連成解析コードの開発

上記に記載したように過年度の研究において整備してきた物質移行と変質反応に係るモデル等を連成して解析することが、人工バリアの長期的な状態変化を評価する上で必要である。そこで、人工バリアの長期的な状態変化、特に、ベントナイト系人工バリアの性能として重要な透水性を主な対象として解析するコードを開発してきた。本解析コードは、これまで整備してきたベントナイトの変質に係るモデルや炭素鋼腐食反応速度式等を考慮することができる。また、本解析コードを用いた計算結果から得られた人工バリア内の間隙水組成等のデータを核種移行解析やオーバーパック腐食寿命評価のためのパラメータ設定に利用することができる。核種移行解析を含めた本解析コードの体系を図4.2-16に示す。

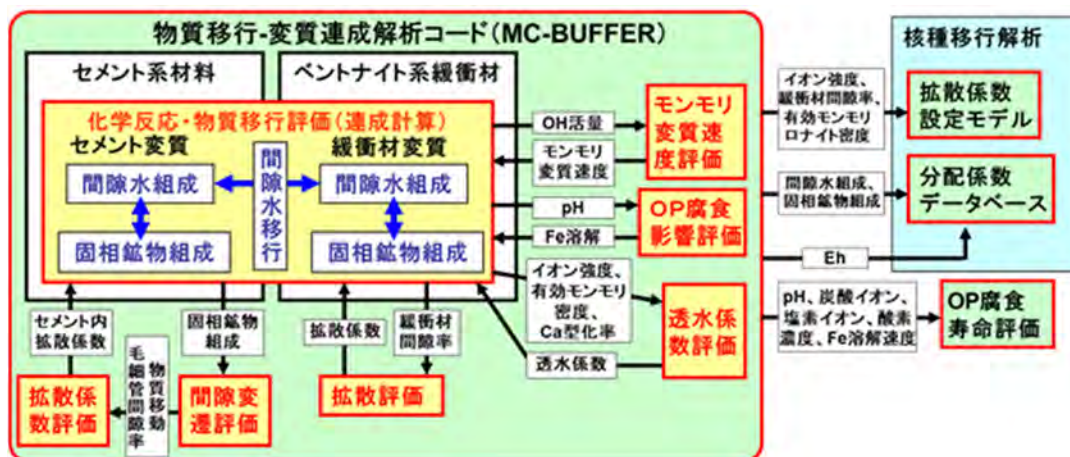


図 4.2-16 緩衝材の透水性の変遷評価を行うための評価モデルの体系と核種移行解析へ繋がる評価体系<sup>(14)</sup> (平成24年度報告書の記載を一部修正)

### 【核種移行パラメータの設定に係る研究】

ベントナイト系人工バリアの劣化状態を考慮して、ベントナイト内の核種移行を評価する必要がある。ただし、全ての環境条件に対し拡散係数などのデータが揃っていないことや、現象の理解が不十分なため、機構論的なモデルを構築できていないといった課題があった。そこで、現状においては、核種移行を評価するためのパラメータ設定について、設定の考え方を整理することにより評価の妥当性を示すことが現実的と考えられた。以下、過年度において、核種移行の移行評価に必要なパラメータ設定の考え方について検討した成果について整理した。

#### ➤ 拡散係数設定の考え方（平成 25 年度）

固化体から溶出した放射性核種は、ベントナイト系人工バリア中では主に拡散によって移行するため、ベントナイト系人工バリアの物性や地下水組成の時間変遷を考慮して放射性核種の拡散挙動を評価することが必要である。

ベントナイト中における核種の拡散を検討する際、次のことを考慮する必要がある。ベントナイトの主要な構成鉱物であるモンモリロナイトの表面は負に帯電しているため、溶存イオンは表面電荷の影響を受ける。陽イオン種であれば、モンモリロナイト表面に電氣的に収着しやすいが、陰イオン種であれば電氣的に反発し、収着しない。このため、溶存イオンとモンモリロナイトとの相互作用を考慮した拡散を表現する様々なモデル（細孔拡散モデル等）が検討されてきた。しかしながら、現在のところ、全ての核種について、あらゆる環境条件を考慮した拡散を評価できるモデルは整備されていない。そのため現状では、既往の拡散データおよび拡散モデル計算を複合的に考慮することにより、拡散係数を設定することが現実的である。

溶存している核種と固相表面との電氣的相互作用は、溶存種の電荷によって異なる。そのため、支配的と考えられる溶存化学形<sup>(47,48)</sup>および電荷を熱力学データから推定し、溶存種を中性溶存種、陰イオン種、陽イオン種に分けることにより、それぞれの拡散係数設定手法について検討することとした。

#### (I) 中性溶存種

$\text{Ni}(\text{OH})_2(\text{aq})$ ,  $\text{TcO}(\text{OH})_2(\text{aq})$ 等、電氣的に中性の溶存種は、モンモリロナイト表面負電荷との電氣的相互作用がないため、以下に示す細孔拡散モデル（式（4.2-12））のような比較的単純なモデルによって、有効拡散係数の評価が可能である。

$$D_e = G_p \frac{\eta_0}{\eta_p} \phi_p D_v \quad (4.2-12)$$

ここで、 $D_e$ は中性溶存種の有効拡散係数、 $G_p$ は間隙の形状因子、 $\eta_0$ はバルク水の粘性、 $\eta_p$ は間隙水の粘性、 $\phi_p$ は全間隙率、 $D_v$ は自由水中の拡散係数である。形状因子と粘性のパラメータである  $G_p \frac{\eta_0}{\eta_p}$  の値は、例えば、ベントナイト（Kunigel V1）混合率を変化させて取得した

HTO の拡散実験値等から算出可能である。自由水中の拡散係数  $D_v$  は、溶存種のイオン半径、電気伝導度等から推定可能である。

#### (II) 陰イオン種

$\text{HSe}^-$ 等の、単純な陰イオン種の有効拡散係数は、陰イオン排除モデルにより評価可能であ

る。ベントナイト間隙水中において陰イオンは、モンモリロナイト表面負電荷との電氣的反発により間隙から排除される。特に幅の狭い層間間隙ではその効果が大きくなるため、比較的幅の広い粒子間間隙のみを移行すると仮定した陰イオン拡散モデルが構築されている（式（4.2-13））。

$$D_{e(\text{mp})} = G_{\text{mp}} \frac{\eta_0}{\eta_{\text{mp}}} \phi_{\text{mp}} D_v \quad (4.2-13)$$

ここで、 $D_{e(\text{mp})}$ は陰イオン種の有効拡散係数、 $\phi_{\text{mp}}$ は粒子間間隙率、 $G_{\text{mp}}$ は粒子間隙の形状因子、 $\eta_{\text{mp}}$ は粒子間間隙水の粘性であり、 $\phi_{\text{mp}}$ はベントナイト-砂圧縮体の透水性から見積もられている。また、

$$G_{\text{mp}} \frac{\eta_0}{\eta_{\text{mp}}} \approx G_p \frac{\eta_0}{\eta_p} \quad (4.2-14)$$

と近似されている。ここで、粒子間間隙率は全間隙率より小さいため、陰イオンの有効拡散係数は中性溶存種と比べて小さい値となる。陰イオンは層間も移行するという知見もあるものの、このようなモデルにより概ね評価可能である。

一方、 $\text{MoO}_4^{2-}$ 、 $\text{Nb}(\text{OH})_6^-$ 等の錯イオンの場合、間隙水における  $\text{OH}^-$ 等のイオンの活量が自由水中とは異なるため、間隙水中での溶存化学形が自由水中での予想形と異なるおそれがある。また、拡散の遅い負電荷の錯イオンが、拡散の速い化学形（例えば中性溶存種）と化学平衡の状態にある場合、速い溶存種の拡散が元素の移行を支配する可能性がある。そのため、このような元素の拡散係数を設定する際には、支配化学種のみならず、共存する全ての溶存化学種の拡散挙動を考慮する必要がある。

### (III) 陽イオン種

一般に、 $\text{Cs}^+$ 等の陽イオン種の拡散係数は、HTO や陰イオンに比べ高い実験値が報告されている<sup>(7)</sup>。これは、モンモリロナイト表面負電荷に陽イオンが引きつけられ、間隙水中イオン濃度が外部溶液中の濃度と比べて高い状態にあることから、拡散係数を外部溶液間の濃度勾配から算出した場合、間隙内での実際の拡散係数より高い値になってしまうためである。実験から得られる拡散係数値と間隙内での拡散係数の相関を示すモデルはいくつか報告されている。主なものは間隙内細孔拡散モデルに、電氣的相互作用を表現するドナン平衡や電気二重層モデル、表面拡散モデル等を組み合わせたものである<sup>(49)</sup>。しかしながら、間隙水中での陽イオンはモンモリロナイト表面に電氣的に拘束され、かつ、固相表面では間隙水粘性が高いことから、陽イオン種の拡散係数は中性溶存種に比べて低くなることが予想される。陽イオンの拡散現象を解明するためには、固相表面でのイオンの存在状態、すなわち収着挙動とあわせて検討する必要がある。モンモリロナイトは Si 四面体シート 2 枚の間に Al 八面体シートを挟んだ 2:1 型層状ケイ酸塩であり、シロキサン表面のイオン交換サイトと、結晶端/エッジ表面水酸基による表面錯形成サイトの 2 種類の収着サイトをもつ。シロキサン表面のイオン交換サイトは主として層間間隙に存在し、 $\text{Cs}^+$ 等の陽イオンが選択的に収着される。一方、結晶端/エッジ表面水酸基の表面錯形成サイトは粒子間間隙に存在し、表面水酸基の解離状態によって陽イオンまたは陰イオンを選択的に収着する。例えば  $\text{Cs}^+$ イオンでは、イオン交換収着しているも

ののうち、シロキサンの極表面（Stern 層）に存在するイオンは動けないものの、やや離れた場所（拡散層）に存在するイオンは可動である（表面拡散する）ことが言われている<sup>(49)</sup>。Ochs らによると、Stern 層に存在するイオンは全イオン中の 68%と見積もられているものの、環境条件によって存在比は変化する可能性がある。また、核種と  $\text{CO}_3^{2-}$  等からなる陽イオンの錯イオンについては、間隙水中での収着挙動や存在形態についても不明な点が多い。さらに、モンモリロナイト層間は幅が非常に狭いため、イオン半径の大きい錯イオンの場合、層間に入れないことも考えられる。イオンの移行特性に加え、層間間隙水の物理化学特性には不明な点が多いため、層間での拡散現象についての検討が今後必要である。現状では、緩衝材中の陽イオンの拡散挙動は不明な点が多いため、実験データ等から保守的な値を設定することが現実的と考えられる。

▶ 収着分配係数設定（平成 25 年度）

放射性核種のベントナイト系人工バリア中の移行挙動を評価するためには、ベントナイト系人工バリア材に対する核種の収着性の指標となる収着分配係数（Kd）が必要である。また、移行挙動の評価は数万年以上に及ぶため、ベントナイト系人工バリアの鉱物変遷や地下水組成の変遷を考慮した Kd の評価が必要となる。しかしながら、長期的な鉱物変遷や地下水組成の変遷を考慮し、全ての核種を対象とした Kd データを取得・整備することは不可能である。そのため、環境条件変化に伴う Kd の変動を評価する必要があり、その手法の一つとして現象論的収着モデルの構築が進められており、イオン交換や表面錯形成といった熱力学的アプローチが取られている。

しかし、現状では絶対的な Kd データおよび収着モデルは整備されていない。そのため、既往の Kd データ、現象論的収着モデル計算および実際に用いるベントナイト試料を用いて取得された Kd データを複合的に考慮することにより、Kd を設定することが現実的であると考えられる。具体的な Kd の設定手順は以下の通りである。

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

過年度の委託事業（平成 23 年度）では、緩衝材変質の進行に伴う緩衝材中の核種移行挙動の変化を評価するため、緩衝材変質・間隙水組成の変遷に係る解析により示された緩衝材間隙率、モンモリロナイト含有率および間隙水組成の空間的・時間的変化の結果に基づき、Cs および Se に対する収着分配係数を評価した。

(2) 過年度成果を踏まえた残された課題の整理

本項では、4.2.1 項において設定したベントナイト系人工バリアに設定した判断ポイントの定量化のために必要な情報・知見に対する過年度の研究の到達度についても記載しながら、残



された研究課題を人工バリアシステムに働く作用毎に整理した。また、規制判断に係る考え方、現象のメカニズム解明、モデルの高度化の観点からも研究課題を抽出した。加えて、過年度の研究は主に地層処分システムを対象としていたため、中深度処分システムへの適用性についても検討する必要がある。そこで、中深度処分、地層処分に想定されている材料の仕様<sup>(50, 51)</sup>を表 4.2-10 に整理し、想定される環境温度とともに比較検討した。それぞれに想定される環境温度は、地上の気温 + 3°C/100 m×深度(m)とした。

表 4.2-10 想定されるベントナイト系人工バリアの設計仕様<sup>(50, 51)</sup>

	部位	ベントナイト：砂	乾燥密度	含水比
中深度処分	低透水層	100：0	1.6 ± 0.1 Mg/m <sup>3</sup>	21 ± 2%
	空洞充填材	15：85	1.63 Mg/m <sup>3</sup> 以上	13.5～ 15.5%
地層処分	緩衝材	70：30	1.6 Mg/m <sup>3</sup>	16.5%

#### 【水理学的作用に係る性能評価の課題】

これまでの到達度として、ベントナイトの変質を考慮した透水のモデル化研究により、地層処分システムの緩衝材を対象としたベントナイト含有量の多い砂-ベントナイト混合圧縮体の透水係数を評価が可能となった。また、Na系アルカリ地下水の接触によるモンモリロナイトの減少を考慮した透水係数の評価や、CaイオンによるベントナイトのCa型化を想定した評価も可能となった。ただし、過年度の委託事業においては処分場の再冠水過程におけるベントナイト系材料に対する浸透挙動を対象とした研究は未実施である。そのため、浸透挙動における知見の整理と検討を行う必要がある。具体的には、現状の知見から中深度処分場を対象として地下水が低透水層の内側に到達するまでの時間を見積もり、評価の妥当性について検討する必要がある。この際、地下水が一様に流入、飽和していくのではなく、不均質に飽和が進むことによるベントナイトの偏膨潤や水みちの形成を想定した性能評価の検討も必要であると考えられる。

一方で、中深度処分システムを想定した場合、空洞充填材ではベントナイト含有量が少ないことが想定されるため、ベントナイトが低配合の場合を想定した透水係数評価モデルの整備が必要と考えられた。規制判断に係る考え方の観点からは、核種移行抑制機能の寿命の考え方の構築が課題として考えられた。また、これまでの透水のモデルでは経験的に有効モンモリロナイト密度をパラメータとして定量式を整備したが、圧縮ベントナイト中の間隙構造と物質移行の関係から透水のモデル化、及び、Ca系アルカリ地下水による変質を想定した透水のモデル化がメカニズムの解明とモデルの高度化の観点から必要と考えられた。

#### 【化学的作用に係る性能評価の課題】

これまでの到達度として、ベントナイト系人工バリアの鉱物組成の変化と空間分布を定量的に評価するために、ベントナイトの溶解挙動のモデル化、二次鉱物設定の考え方の整備、ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法の整備、物質移行—化学反応連成解析コードの開発により、鉱物変質について、変遷過程、および、モンモリロナイトの溶解速度を考慮して、一次元媒体における評価が可能となった。ただし、現状の評価においては鉱物組成の変化の挙動や空間分布を一意に決定することは困難であり、鉱物組成やそれらの割合は幅のある評価になることに留意が必要である。



一方で、規制判断に係る考え方の課題として、通常の状態を想定したベントナイト変質評価における妥当性確認の考え方の整備が考えられた。また、メカニズムの解明、モデルの高度化の課題として、圧縮体中における反応表面積の制限の効果、飽和度の効果を考慮した圧縮ベントナイト中のモンモリロナイト溶解速度評価のモデル化、Ca系のアルカリ溶液を通液した際における二次鉱物の生成挙動と空間分布、透水性の関係の解明が考えられた。ベントナイトに流入するアルカリ地下水組成の設定手法については、手法の長期への外挿に対する影響等を含めて、今後、実験データの精査、リファレンス解析の追加等を行うことで検討を進める必要がある。

#### 【物理化学的作用（放射性核種との相互作用）に係る性能評価の課題】

拡散係数設定、収着分配係数設定の考え方の整備により、圧縮ベントナイト内の移行を想定した放射性核種の拡散係数、分配係数を設定することが可能となった。ただし、評価のための知見が不足している場合には、整備した考え方に従い保守的に設定をすることで評価が可能であることが示された。

一方で、放射性核種の拡散評価においては、ベントナイト系人工バリア中での有効拡散係数は、これまでは安全性を評価するという観点から保守的に水の有効拡散係数を適用して評価されていた。ベントナイト系人工バリア間隙水中における核種の有効拡散係数を、水の有効拡散係数を上限として設定することは安全評価においては合理的な方法の一つであると考えられるが、性能を評価するという観点からは陰イオンに働く陰イオン排除効果、陽イオンに働く収着効果を考慮した有効拡散係数を設定することが重要である。特に、表面拡散すると考えられる陽イオン種（Cs等）の有効拡散係数については、実験データ等から保守的な値を設定する方法をとっているが、現象に基づいた拡散係数設定のためには、緩衝材中での収着挙動を考慮する必要がある。例えば、収着による遅延効果を含む見かけの拡散係数との整合性を図りながら検討することが重要と考えられる。

また、収着分配係数評価においては、固相がベントナイトと決まっており、天然バリアのKd設定方法を応用可能と考える。しかし、非常に狭いベントナイト系人工バリア間隙に存在する間隙水は自由水とは異なる特性を持つことが予想され、当該特性（活量、水和特性等）に係る知見が不十分であることが挙げられる。そのため、バッチ試験で得られたKdは、ベントナイト中の核種移行評価では使用できない可能性があり、注意が必要である。また、上述したように、表面拡散すると考えられる陽イオン種については、拡散と収着を合わせて考慮することが重要であり、見かけの拡散係数と有効拡散係数から導出したKdを使用するという方法も一つの設定の方法として考えられる。

#### 【力学的作用（膨潤性、流出）に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業では未実施の研究であるため、性能評価における膨潤性、流出の定量化に関する知見を整理し、既存の評価手法の妥当性や中深度処分に対する適用性について検討を行う必要がある。

#### 【ガス影響に係る性能評価の課題】

過年度の委託事業では未実施の研究であるため、性能評価におけるガスによる地下水の押し出し、放射性ガス発生量及び移行量、ガス破過挙動とその影響の定量化に関する知見を整理し、既存の評価手法の妥当性や中深度処分に対する適用性について検討を行う必要がある。

#### 4.2.4 セメント系人工バリアに係る整理

##### (1) 性能判断ポイントに対する過年度成果の概要

平成30年度及び平成31年度の2ヶ年実施した原子力規制庁委託事業では、セメント系人工バリアとして低拡散層を対象に調査・研究を実施してきた<sup>(22,23)</sup>。平成30年度に実施した、廃棄物埋設における性能評価手法に関する調査「セメント系人工バリアの長期性能評価に係る技術的知見の整備」では、セメント硬化体の長期安定性に関する結晶構造や物質移行特性、さらに、これに係る鉱物組成を考慮した材料設計、養生方法及び維持管理方法並びに評価モデルに関連する既往の研究を調査し、300年を超えるセメント硬化体の長期性能評価を行う上での課題や、セメント硬化体の長期安定性に関する既往の研究成果等をコンクリートの長期性能評価に適用する際の課題について整理した。平成31年度に実施した、廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究「人工バリアの核種移行に係る長期の性能評価に関する科学的・技術的知見の取得」では、核種の漏えい抑止に係る規制要求に対し使用するセメント、混和材料、有機化学混和剤等のセメント構成材料による材料設計とそれを実現するための調合による細孔構造の評価と細孔構造を構成するCSH水和物の安定性等を考慮して、核種移行に寄与する細孔構造について初期状態における物理化学的变化を的確に把握することを目的に、硬化体作製に使用する材料評価とセメントペースト硬化体の作製、直接的・間接的手法による細孔構造の分析、CSHゲルの安定性評価を行った。

ここでは2ヶ年の取りまとめとして、①セメント系人工バリアの性能評価に関する基本的考え方をまず整理し、②①の整理を踏まえて過年度の研究成果の位置づけを整理したのち、③具体的な成果の概要について整理した。

##### ① セメント系人工バリアの性能評価に関する基本的考え方の整理

セメント系人工バリアの性能評価に当たっては、セメント系材料の特徴を踏まえることが重要であり、そのための基本的な考え方が土木学会コンクリート委員会によってまとめられている（例えば混和材料を使用したコンクリートの物性変化と性能評価研究小委員会(333委員会)<sup>(52)</sup>、混和材料を使用したコンクリートの物性評価技術と性能規定型材料設計に関する研究小委員会(353委員会)<sup>(53)</sup>）。図4.2-17は、333委員会の整理を参考に、セメント系人工バリアの性能評価をする上で重要な観点について整理したものである。セメント硬化体は、使用材料とその調配合、養生・施工の組み合わせに応じた水和反応が生じ、その特徴によって性能が支配されている。水和反応の特徴は主に相組成や空隙構造に基づいて評価され、使用環境や目的に応じて劣化のメカニズムや速度を特定し、性能が定量化される。

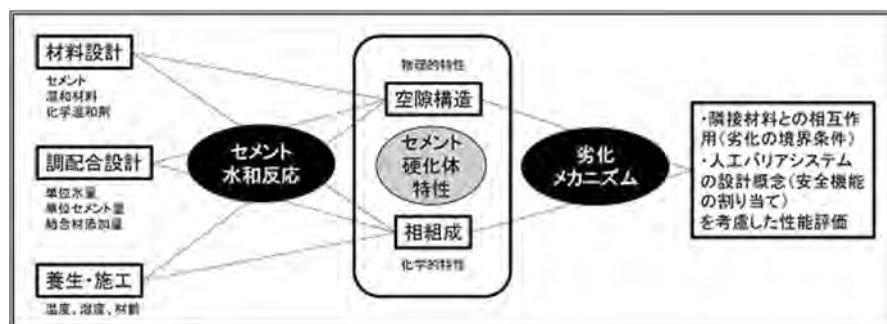


図 4.2-17 セメント硬化体の物理的・化学的性能に基づいたセメント系人工バリアの性能評価の概念（土木学会 333 委員会の図を一部修正）

一般社会基盤分野では、劣化を「鋼材腐食」と「コンクリート劣化」に大きく分けている。2017年制定コンクリート標準示方書[設計編]<sup>(54)</sup>では、一般コンクリート構造物における鋼材腐食の主なメカニズムとして、中性化、水の浸透、塩化物イオンの浸入を、コンクリート劣化の主なメカニズムとして、凍害、化学的侵食を挙げている。それぞれの劣化メカニズムに対する抵抗性の照査方法として、主に濃度や距離（かぶり厚さ）、加速劣化試験で得られる物性値を用いた評価が行われている（図 4.2-18）。実際にはいくつかの劣化現象が複合して起こることが多く、その影響を考慮した照査の必要性が示方書で述べられている。したがって、セメント系人工バリアを想定した場合に、どのような劣化反応・劣化現象を取り扱うべきか、またそれらをどのようにモデル化して評価するかなど、性能評価の具体的な方針や方法について検討する必要がある。

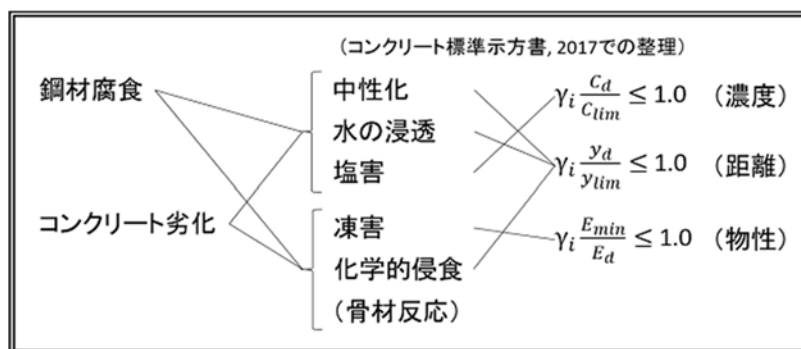


図 4.2-18 一般社会基盤コンクリートで行われている劣化評価の手法（2017年制定コンクリート標準示方書、8章耐久性に関する照査に基づき作図）

図 4.2.5-2 に示した評価の考え方を実際の構造物や人工バリアへ実装する一つのアプローチ方法として、計測に基づく帰納的評価と数値モデルに基づく演繹的評価を組み合わせた方法が既往研究において検討されている（Baroghel-Bouny, 2006<sup>(55)</sup>; 土木学会 335 委員会<sup>(56)</sup>）。この方法論の概念を図 4.2-19 のように整理した。人工バリアの場合、IAEA が掲げる計測行為の前提条件（「計測行為によって人工バリアの性能を損ねないこと」、IAEA, 2014 SSG-31<sup>(57)</sup>）や、周囲に他の人工バリア材や構造物が設置されることによる制約があるため、一般社会基盤分野で実施されている方法すべてを活用することはできない（例えば、超音波試験や電気抵抗率試験等、露出した表面に計測機器を設置して行う試験は適用できない）。また解析に用いる計算コードについては、一般社会基盤コンクリートを対象にこれまで開発されてきたものが基本的に利用可能であるが、計算結果の利用に当たってはコードを構成する個々の数値モデルの適用性を目的に合わせて検証する必要があることに留意すべきである。その上で、性能の照査や評価の指標となり得る計測事実を軸とし、改良や知見の拡充を図っていく必要がある。

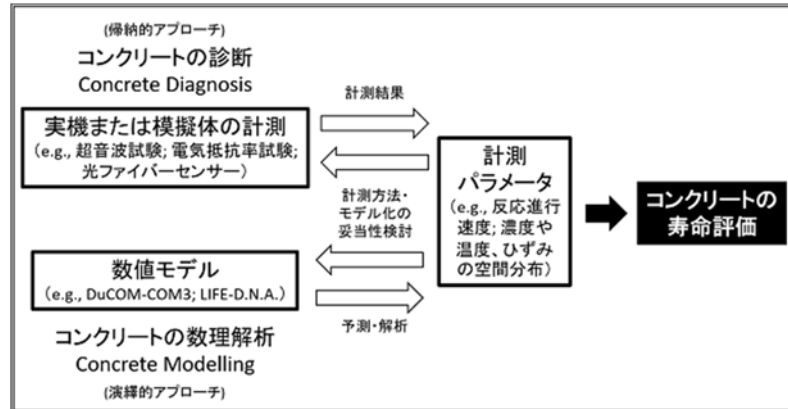


図 4.2-19 長期的な性能評価に対する診断及び数理解析を用いたアプローチの概念 (Baroghel-Bouny, 2006 や土木学会 335 委員会の取りまとめに基づき作図)

こういった状況の中で、人工バリアへの実装が期待されている計測技術として、光ファイバーセンサー技術による温度やひずみ、応力の空間分布計測が注目されている（例えば、Farhoud *et al.*, 2015<sup>(58)</sup>; 原子力環境整備促進・資金管理センター, 2020<sup>(59)</sup>）。日本国内において、この技術はまだ開発途上にあるが、実用化された場合に得られるメリットは大きいと考えられる。このような技術を使い、実機に関して何らかの計測行為が行われる場合を想定し、ここではまず、セメント系人工バリアの状態設定上の期間区分について、処分事業の段階的な進行を考慮しつつ整理した（図 4.2-20）。この図においては、平成 22 年に原子力安全委員会が取りまとめた「余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方<sup>(26)</sup>」にある期間区分（「状態変化をとらえるための時間段階」）を基本軸として、セメント系人工バリアを想定した場合の期間区分を示した。この整理を踏まえると、「坑道内環境に対する劣化抵抗性」（例えば、廃棄体受入・定置作業に伴う載荷重や地震動等の自然事象による影響、坑道内の温度・湿度変動サイクルや CO<sub>2</sub> 侵入の影響等）や「埋設環境・地下水に対する劣化抵抗性」（例えば、混和材料や骨材の緩慢な反応進行による化学的状態の内因的な変化、地下水侵入による化学的状態の外因的な変化、化学的状態変化に伴う力学的状態の内因的な変化、隣接材料や岩盤、地震動等の自然事象から受ける応力による力学的状態の外因的な変化等）について検討する必要があると考えられる。これらの検討に資する情報をもたらすために、計測データの取得やそれに基づく診断、解析が必要であり、それらの効果的な実施に向けて、何の（計測対象）、何について（計測項目）、いつ（計測のタイミングや終了時期）、どのようにして（センサーの性能、設置する計測ポイントの数や位置など、計測システムのデザイン）行うのか？、事業の進行に伴う制約の段階的な変化の中でそれぞれの技術的・科学的開発状況を踏まえつつ、十分に検討する必要がある。



随時、計測データの取得⇒ ①診断、解析による“余命”評価⇒システム性能評価への活用  
 ②過去に行った予測解析結果との比較⇒モデル検証

図 4.2-20 人工バリアの状態変化に関する期間区分の整理

## ② 過年度成果の位置づけの整理

過年度の事業では、土木学会 333 委員会や 353 委員会において整理された性能評価の基本的な考え方に基づき、CSH 安定性の評価、細孔構造の評価、体積変化の評価、吸着特性の評価の 4 つを性能評価研究の軸として研究を行ってきた（図 4.2-21）。このうち、平成 30 年度及び平成 31 年度は、「CSH の安定性の評価」及び「物質移行に寄与する細孔構造の評価」のふたつに関する研究を実施した。これまでの研究概要について次項③で整理する。

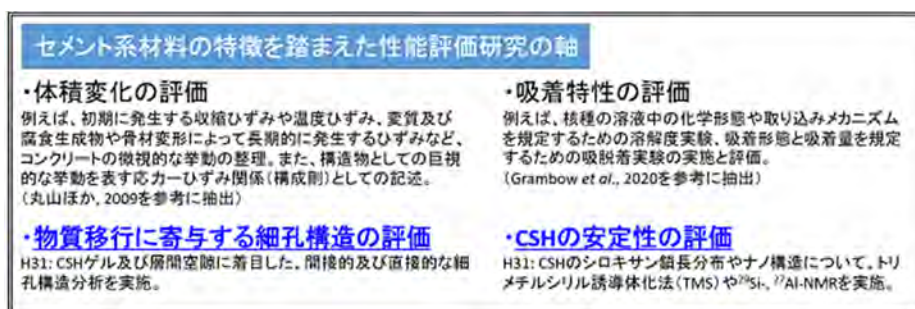


図 4.2-21 セメント系材料の特徴を踏まえた性能評価研究の軸

## ③ 過年度成果の概要

材料や調配合設計が初期の細孔構造や CSH 安定性に与える影響を確認することを目的として、平成 30 年度及び平成 31 年度に試験を実施してきた。以下では、a. 材料・調配合設計に関する検討、b. 細孔構造に関する確認、c. CSH 安定性に関する確認に分けて成果の概要を示す。

### a. 材料・調配合設計に関する検討

#### a-1. 材料設計

平成 30 年度及び平成 31 年度に実施した試験において、硬化体製作に使用する材料選定に当たり検討した内容を材料毎に整理する。

#### a-1-1. セメント

CO<sub>2</sub> 削減やリサイクル問題といった社会基盤分野に対する社会的要請の変化により、近年のセメントは、後添加される少量混合成分（5%までの添加が認められている高炉スラグ、シリカ質混合材、フライアッシュ I 種又は I I 種、炭酸カルシウム含有率が 90%以上かつ酸化アルミニウム含有率 1.0%以下の品質の石灰石）や原材料由来の不純物（微量金属元素）、Na 及び K の含有量制限（1960 年代のセメントの Na 及び K の合計含有量 1 wt%程度と比較して少ない）といった特徴がある。平成 30 年度及び平成 31 年度の試験では、こういった化学的不純物の影響に配慮して使用するセメントを選定した（表 4.2-11）。



表 4.2-11 使用材料の仕様

材料	備考
純粋セメント (H30C)	平成 30 年度太平洋コンサルタント製造。高純度試薬を原料とする。Na 含有量 0.05 wt%、K 含有量 0.00 wt%。
研究用セメント (H31C)	平成 31 年度セメント協会から購入。原料に高炉スラグやフライアッシュ等のリサイクル材を使用しているものの、後添加は含まれていない。Na 含有量 0.31 wt%、K 含有量 0.41 wt%。

使用したセメントの基本的な特性として、密度、ブレン値、粒度分布といった物理特性や圧縮強度、曲げ強さといった力学特性、化学組成、TG-DTA、鉍物組成、水和発熱特性といった化学特性を測定した。その結果、バルクの化学組成としては同等と見なせるものの、鉍物組成や水和発熱特性といった水和反応に関する特性は異なっており、硬化体特性を評価する際には、製作に使用した材料特性の違いに配慮する必要があることが明らかとなった。

#### a-1-2. 混和材料

資源の有効利用と環境負荷低減の観点から、一般社会基盤分野では混和材料の積極的な利用が望まれているという背景を踏まえ、平成 30 年度及び平成 31 年度に行った試験においても混和材料を使用したセメントペースト硬化体についての確認を行った。ポゾラン反応によるペースト硬化体の緻密化や CSH 相の表面電位低下、鎖長伸長といった観点から、混和材料の一種であるフライアッシュに注目した。材料の選定に当たっては石炭原産地や燃焼炉の性質を考慮し、コンクリート用フライアッシュとして国内最良と言われる能代火力発電所産のフライアッシュを用意して用いた（表 4.2-12）。

表 4.2-12 使用した混和材料の仕様

材料	備考
フライアッシュ (H30FA)	平成 30 年度購入。東北電力能代火力発電所産。
フライアッシュ (H31FA)	平成 31 年度購入。東北電力能代火力発電所産。

使用したフライアッシュの基本的な特性として、密度、ブレン値、粒度分布といった物理特性や、化学組成、TG-DTA、鉍物組成といった化学特性を測定した。その結果、同じ能代火力発電所産ではあるものの年度によって鉍物組成に違いが認められた。混和材料を用いた硬化体の評価においても、混和材料の材料特性把握の必要性が確認された。

#### a-2. 調配合に関する検討

平成 30 年度及び 31 年度は、核種移行に係る性能評価において重要な細孔構造に着目することとし、骨材や化学混和剤を用いないセメントペースト硬化体を製作した。配合の決定に当たっては、熱力学的相平衡計算ソフトを用いて推定された CSH ゲル生成量を基準として検討を行った。

a-1 において選定したセメント及びフライアッシュを用いて、①混和材料を用いない「ブレンセメント」のペースト硬化体と、②セメントに任意量のフライアッシュを添加した「フラ

「フライアッシュ混合セメント」のペースト硬化体を製作した。フライアッシュの添加量は、平衡状態において CSH ゲル生成量が同等となるような配合を GEMS-Selektor (Wagner *et al.*, 2012<sup>(60)</sup>; Kulik *et al.*, 2013<sup>(61)</sup>) を用いて決定した (表 4.2-13)。

表 4.2-13 製作したセメントペースト硬化体の配合

	W	C	FA
H30 プレーンセメントペースト硬化体	45	100	0
H30FA 混合セメントペースト硬化体	73	100	43
H31 プレーンセメントペースト硬化体	46	100	0
H31FA 混合セメントペースト硬化体	75	100	43

練り混ぜ水は、H30 プレーンセメントペースト硬化体及び H30 フライアッシュ混合セメントペースト硬化体は蒸留水を、H31 プレーンセメントペースト硬化体及び H31 フライアッシュ混合セメントペースト硬化体はイオン交換水を用意して使用し、3L 機械練り用練混ぜ機(JIS R 5201-1997)によりペーストの練り混ぜを行った。ペーストは、250 ml ポリエチレン製容器に入れて 20°C 室内で所定材齢まで封緘養生した。

XRD とリートベルト解析、TG-DTA、選択溶解法により相組成を解析した結果、プレーンセメントペースト硬化体では CSH や Ca(OH)<sub>2</sub> 生成量に大きな違いは見られず、材料特性評価において懸念されたセメントの水和特性の違いの影響は、相組成においては認められていない。なお、細孔構造や CSH 鎖長といったセメント硬化体の化学的特徴については、水和過程の影響が現れる可能性がある。

#### b. 細孔構造に関する確認

CSH ゲル中の層間・ゲル空隙について、直接的手法 (TEM・AFM 観察、小角散乱) 及び間接的手法 (水蒸気吸着法) による分析を行い、初期状態における細孔構造について多角的に確認した。ここでは TEM 観察及び水蒸気吸着法の結果を軸として成果を整理し、成果活用の方角性をまとめた。

プレーンセメントペースト硬化体を対象に行った TEM 観察では、微細組織の違いから CSH ゲルを 2 種類に分類できる。図 4.2-22 に示すように、微細な等粒状の粒子からなる領域 (Reg. I) と、繊維状の粒子からなる領域 (Reg. II) が観察された。粒子の形状と対応するように細孔の形状や大きさにも違いが見られ、Reg. I では等粒状の粒子間に不定形の微細な細孔が、Reg. II では繊維状の粒子間に扁平な細孔がそれぞれ認められた。細孔径が二極化する傾向は、水蒸気吸着法から得られた細孔径分布においても認められているが、この細孔径分布を使用するにあたっては吸着等温線から細孔径分布を導出する方法について十分検討する必要がある。今回行った導出方法では、円筒形の形状を持つ空隙における毛細管凝縮現象を仮定したモデルを使用しているが、形状が二極化していることや < 10 nm という細孔の空間スケールを考えた場合に適用することが妥当か注意深く検討する必要がある。

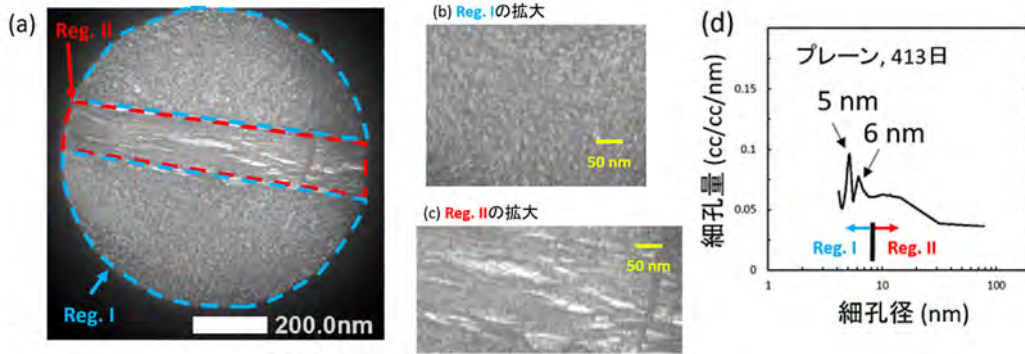


図 4.2-22 (a,b,c) プレーンセメントペースト硬化体 (413 日) の TEM 観察像、(d) 水蒸気吸着法に基づく細孔径分布

細孔構造に関する分析結果は、例えば名和らの研究（合田ほか, 2012<sup>(62)</sup>; 上仲ほか, 2014<sup>(63)</sup>; 名和ほか, 2015<sup>(64)</sup>など）で行われているようなセメント硬化体中のイオン拡散モデルへの活用が期待される（図 4.2-23）。名和らは、細孔における C-(A)-S-H ゲルとイオンの相互作用を考慮した拡散モデルを構築し、塩化物イオンを対象に実験的な検討を行っている。単一円筒細孔を仮定したモデルでは実験値とモデル計算値に乖離が生じており、その原因として C-(A)-S-H ゲル表面の電気二重層の効果と細孔構造の関係を指摘している。今後、細孔の観察結果や径分布が示す空間的不均質性をモデル化する方法やその妥当性について、具体的に検討して行く必要がある。

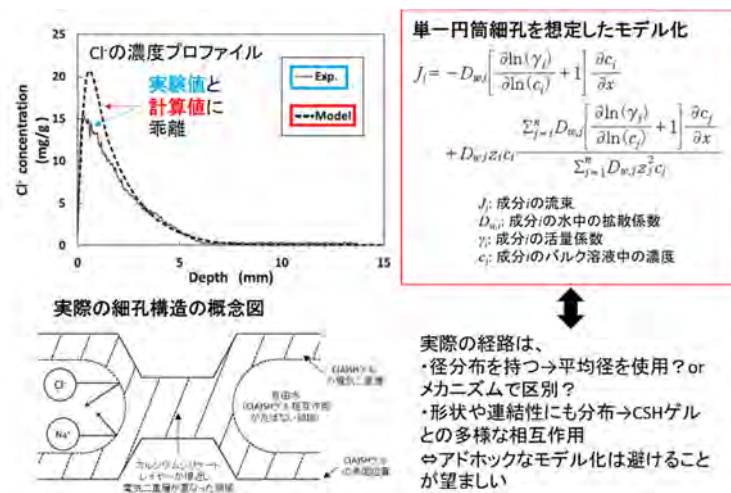


図 4.2-23 細孔構造に関するモデル化に関する課題整理

### c. CSH 安定性に関する確認

CSH ゲルを構成するカルシウムシリケートレイヤーのシリケート鎖長分布や Al の影響について、材料設計や調配合設計の影響及び経時変化を確認した。シリケート鎖長やその分布を定量的に測定する方法としてトリメチルシリル誘導体化法（= TMS、中村・杉ノ原, 1980<sup>(65)</sup>; 小泉・露木, 2002<sup>(66)</sup>など）を採用し、フライアッシュのポゾラン反応による Al の影響（= CASH ゲルの生成）を半定量的に検出するために <sup>29</sup>Si-及び <sup>27</sup>Al-NMR 法を用いた（例えば Andersen *et al.*, 2004<sup>(67)</sup>）。ここでは得られた結果を C(A)SH ゲルの構造モデルとして整理し、モデル化に当たっての留意点をまとめた。

TMS により 6 量体までのシリケート鎖の定量分析を行った結果、プレーン及びフライアッシュ混合共に主要なシリケート鎖として 2 量体が検出された (図 4.2-24)。3 量体以上の重合体は、いずれの試料においても割合として 10%程度であり、顕著な長鎖化は認められなかった。NMR 法では、 $^{29}\text{Si}$ -NMR により、pairing site を占有する Si がプレーン及びフライアッシュ混合共に支配的であることが分かり、また  $^{27}\text{Al}$ -NMR により、フライアッシュ混合の試料において 4 配位 Al の増加が確認された (図 4.2-25、表 4.2-14)。以上の結果と整合する C(A)SH ゲルの構造モデルとして、図 4.2-26 に示すように、プレーンの場合 pairing site を占有するシリケート 2 量体からなる構造、フライアッシュ混合の場合シリケート 2 量体が bridging site を占有する Al で架橋されたアルミノシリケート鎖を含む構造を考えることができる。より詳細なモデル化を進めるにあたっては、TMS や NMR で得られる結果がバルクの平均構造を示すことに留意する必要がある、TEM 観察などにより構造の分布や不均質の確認が重要となる。

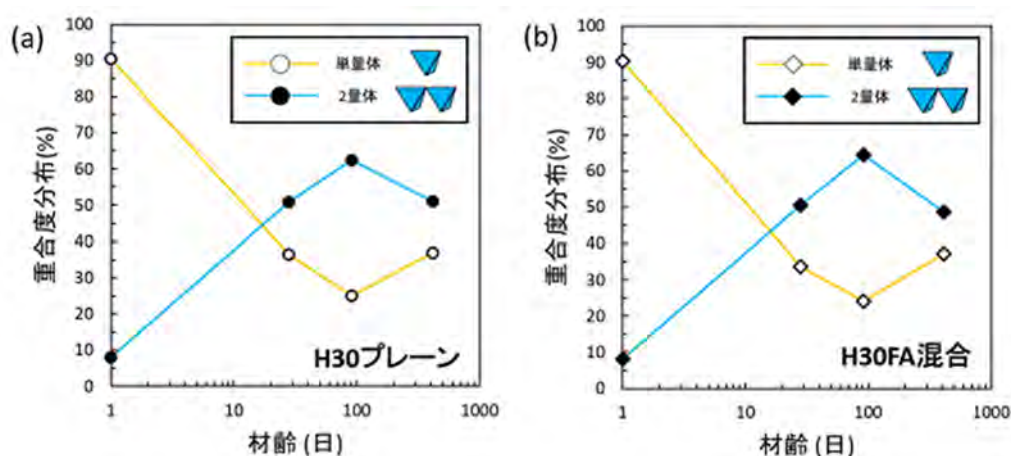


図 4.2-24 TMS 法によるシリケート鎖重合度分布の経時変化

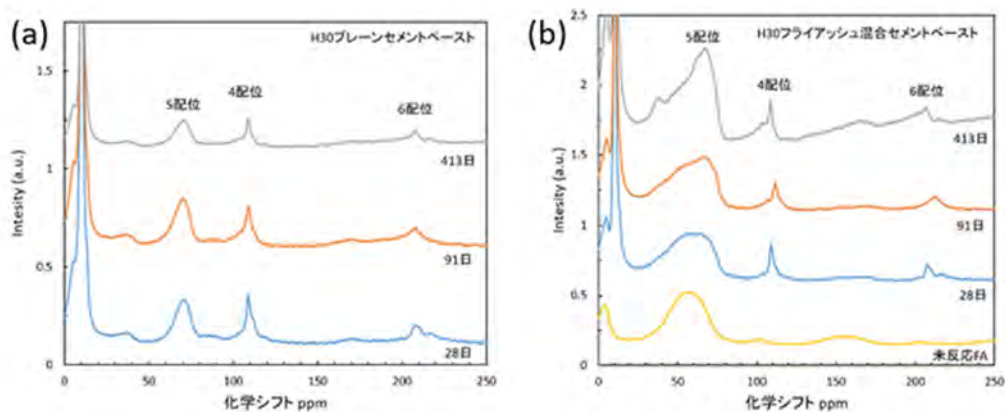


図 4.2-25  $^{27}\text{Al}$ -NMR スペクトルの経時変化

表 4.2-14  $^{27}\text{Al}$ -NMR スペクトルの解析結果

H30 プレーン セメント ペースト硬化体	積分値			比率		
	4 配位	5 配位	6 配位	4 配位	5 配位	6 配位
28 日	19.78	2.23	122.24	<b>0.14</b>	0.02	0.85
91 日	22.20	2.47	123.84	<b>0.15</b>	0.02	0.83
413 日	20.13	2.37	124.15	<b>0.14</b>	0.02	0.85

H30FA 混合 セメント ペースト硬化体	積分値			比率		
	4 配位	5 配位	6 配位	4 配位	5 配位	6 配位
28 日	17.53	4.40	124.30	<b>0.12</b>	0.03	0.85
91 日	21.83	5.97	123.04	<b>0.14</b>	0.04	0.82
413 日	37.11	10.15	123.15	<b>0.22</b>	0.06	0.72

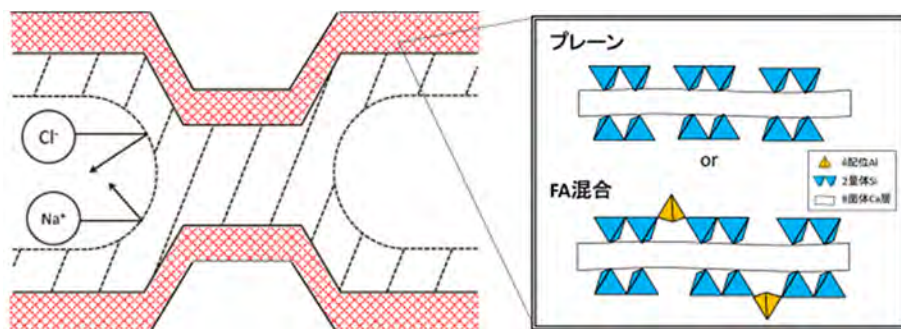


図 4.2-26 C(A)SH ゲル構造のモデル化 (図 4.2-23 中の細孔構造の概念図に追記)

## (2) 過年度成果を踏まえた残された課題の整理

これまでの検討状況を踏まえ、中深度処分におけるセメント系人工バリアに関する今後の研究課題について、①性能評価における研究課題、②ソースターム評価における研究課題、③核種移行評価（地下水シナリオ）における研究課題、④核種移行評価（ガス移行シナリオ）における研究課題をまとめた。

### ①セメント系人工バリアの性能評価における研究課題

事業者の計測計画に関わらず、セメント系人工バリアの性能評価の基盤となる考え方について、土木学会コンクリート委員会の取りまとめに基づいて整理した（図 4.2-17, 18, 19）。中深度処分の人工バリアシステムでは、セメント系材料に様々な安全機能が割り当てられる。これまでに事業者によって示されている設計概念によれば、セメント系材料に期待される主要な機能として、基本的には状態 b 以降の核種の低拡散性や収着性が挙げられている。土木学会等によって整理されているセメント系材料の特性を踏まえると、割り当てられた安全機能やその発揮を期待する期間に応じて性能を照査し、劣化要因に応じて適切に材料設計されていることを



確認することが性能評価の基本的な考え方となる。すなわちこの考え方に従えば、状態 a の期間における劣化を踏まえて状態 b の性能を設計段階で照査することとなる。このような視点のもと、表 4.2-11 で行った過年度の研究成果の整理を踏まえ、中深度処分の具体的な設計を想定した場合の研究課題を抽出した。なお、セメント系材料は支保工、側部・底部埋戻し材、低拡散層、コンクリートピット、区画充填材、廃棄体容器充填材、固化体など様々な部材として使用され、割り当てられた機能に応じて性能評価の具体的な方法は異なると考えられるが、ここでは「低拡散層」の性能評価を想定して課題を記載した。

状態 a を踏まえた状態 b の評価にあたっては、中深度処分の地質環境や人工バリアシステムを想定した場合にセメント系人工バリアにおいて発生すると考えられる劣化メカニズムを具体的に検討することが議論の起点となる。化学的観点では、劣化を支配する化学反応とその進行速度、複数の反応が複合することによる多様性とその分類及び評価方針を検討する必要がある。具体的には、

- I. 中深度処分の地質環境で想定される地下水の化学組成と人工バリアシステムへの流入フラックス
- II. セメント系人工バリアに到達するまでに透過する材料（例えば支保工、ベントナイト系人工バリア等）と地下水の相互作用
- III. I、II を考慮してセメント系人工バリアに流入すると想定される地下水の化学組成及びフラックスの時間的変遷
- IV. 流入地下水組成及びフラックスを想定した場合のセメント系材料の鉱物組成変遷、及び地下水組成が変動した場合の鉱物組成変遷の変動範囲
- V. 鉱物組成変遷と安全機能（収着分配係数や拡散係数等）の対応関係

の検討が必要である。すなわち、化学反応-物質移動の連成解析が必要である。

化学平衡論に基づく議論においては、計算ツールとして例えば欧州を中心に使用が近年広まっている GEMS<sup>(60,61)</sup> (**G**ibbs **F**ree **E**nergy **M**inimization **S**oftware) や **GWB** (**T**he **G**eochemist's **W**orkbench<sup>(68)</sup>) といったギブス自由エネルギー最小化法によるものや、日本国内において永く使用されている PHREEQC<sup>(69)</sup> のような平衡定数法によるものなどの熱力学的手法の活用が見込まれる。鉱物組み合わせの再現を目的とした場合、計算に使用する熱力学のデータベースが同じであれば、どのツールを使用しても計算結果は基本的に同じであるが、温度依存性やガス発生等の考慮等、平衡定数のデータが乏しい化学反応を扱う際には、ギブス自由エネルギー最小化法が有利である。今後、中深度処分の地質環境及び日本のセメント系材料の特徴を踏まえ、具体的な解析条件を決めていく必要がある。

反応速度論を考慮して評価する場合には、ひび割れ状態等力学的観点を含めた評価が必要である。力学的観点を含めた化学反応-物質移動連成解析ツールとしては、一般社会基盤コンクリートにおける化学的劣化や外的環境を想定した DuCOM-COM3<sup>(70)</sup> (**D**urability **C**oncrete **M**odel + **C**oncrete **M**odel of **3**-Dimention、マルチスケール熱力学-力学連成解析プログラム) や、廃棄物処分分野におけるベントナイト-セメント相互作用を想定した MACBECE<sup>(71)</sup>

(**M**echanical **A**nalysis considering **C**hemical Transition of **B**entonite and **C**ement Materials、THMC 連成解析プログラム) が整備されている。化学的劣化や外的環境について、中深度処分と一般社会基盤コンクリートの違いに留意し、体積変化・応力ひずみ関係といった構成則や、化学反応速度・細孔や水和物の微細組織といった硬化体微細構造のモデル等の適用性を検証したうえで、数値解析結果を活用する必要がある。例えば具体的には、以下のような検討を進める必要がある。





## ②ソースターム評価におけるセメント系材料の研究課題

廃棄物中の放射性核種の存在形態は、廃棄体からの溶出率をモデル化する上で重要である。中深度処分の廃棄体はセメント固化体や充填固化体として製作されると考えられるため、固型化体の種類に応じたモデル化を行う場合には、セメント系材料中における放射性核種の存在形態の研究が必要となる。欧州では、”CEBAMA (= the European project of **C**ement-**b**ased **m**aterials, aimed to provide insight on general processes and phenomena that can be easily transferred to different applications)”と呼ばれる研究プロジェクトにおいて、陰イオン核種を中心にその存在形態が研究され、多くの成果を上げている（例えば Grambow *et al.*, 2020<sup>(72)</sup>）。一方、国内で製作される廃棄体中での存在形態に注目した研究はこれまでほとんど行われておらず、金属容器の腐食速度に基づいた溶出率設定が現実的である。

## ③核種移行評価（地下水シナリオ）におけるセメント系材料の研究課題

①に示した化学的・力学的作用に関するモデル化に加え、核種移行解析に必要なパラメータ（水理特性や拡散係数、収着分配係数等）について、状態変遷と対応づけた設定を行うための手法確立が必要である。セメント系材料の収着分配係数については、ベルギーの短寿命低・中レベル廃棄物処分のセーフティケース（ONDRAF/NIRAS, 2011<sup>(73)</sup>）における取り組みが国際的に評価されており（OECD/NEA, 2012a<sup>(74)</sup>; 2012b<sup>(75)</sup>）、そこで得られた成果は Ochs らによって取りまとめられている（Ochs *et al.*, 2016<sup>(76)</sup>）。欧州のセメント系材料を基本とした成果であるため、日本国内で使用される材料を想定した場合の適用性について確認すると共に、廃棄体特性や人工バリアシステム設計を踏まえて重点的に検討が必要な核種を特定し、研究を進める必要がある。一方、透水係数や拡散係数については、性能評価への活用に向けた具体的な検討はほとんど行われていない。

セメント系人工バリアの核種移行パラメータ設定に当たっては、セメント系材料のひび割れを考慮した状態設定の考え方を整理する必要がある。ひび割れの原因について、例えば①地震動や隣接材料等から受ける外力に対する材料の耐力に依存するものと、②化学反応・温度変化による体積変化や、湿度変化による乾燥収縮に依存するものに分けた場合には、①では力学的観点を、②では化学的観点をそれぞれ中心として状態評価の科学的・技術的レベルを検討することとなる。その結果を踏まえ、ひび割れの取り扱い方針を整理していく必要がある。

## ④核種移行評価（ガス移行シナリオ）におけるセメント系材料の研究課題

中深度処分におけるガス移行評価の位置づけや必要性を示すうえで、ガス発生量や速度の見積が必要であり、セメント系材料の放射線分解や鉄筋腐食による非放射性ガスや、セメント系固化体や充填材中での化学反応による放射性ガスの発生要因や量の検討が必要である。また、人工バリア中の核種移行経路に対するガス破過の影響を議論する上では、セメント系材料のガス透過性の検討が必要である。

### 4.2.5 性能評価に係る考え方の整理

上述したように本取りまとめでは、各バリア材の性能が発揮されるのかを判断するためのポイントや課題を整理したが、処分システム全体に係る性能評価の考え方についても今後整理することが重要である。例えば、日本原子力学会標準<sup>(77)</sup>では、低拡散層等にひび割れが生じることを前提とし、セメント系材料層を健全部領域と劣化部領域に分け、前者では拡散によって、後者では移流分散によって核種が移行する評価が行われている。また、これら領域をベントナイト層まで延長させて評価している事例もある<sup>(78)</sup>。しかしながら、このようなモデル

の設定は人工バリアの安全機能そのものが発揮されないことを前提とした評価となっており、被ばく線量を保守的に評価するという観点では良いのかもしれないが、性能を判断するという観点からは適切な評価とは言えない。そのため、各バリア材及びシステム全体として求められる性能が発揮されているのかを確認するための考え方（評価の観点、評価の設定で確認すべきポイント等）について、天然バリア領域と併せて整理する必要がある。また、通常状態における評価だけではなく、「最も厳しい設定」をした場合の評価の考え方についても同様に検討する必要がある。

#### 4.2.6 まとめ

中深度処分施設における人工バリア（廃棄体容器、ベントナイト系人工バリア及びセメント系人工バリア）に求められる機能を整理し、当該機能に関連付けられる性能を評価するための手法ごとの現状（過年度の研究成果）や残された研究課題を系統的に取りまとめた。

まず、当該バリアで想定される状態を、放射性核種が廃棄体容器内に閉じ込められている状態（状態 a）、廃棄体容器が破損し、廃棄体から放射性核種が漏出する状態（状態 b）、安全機能に影響を及ぼす可能性のあるガス発生、ガス移行が起こる状態（状態 c）とし、各状態において、中深度処分施設の人工バリアシステムに働くと想定される作用（化学的作用、力学的作用、水理学的作用、物理化学的作用）を、当該バリアに求められる安全機能（核種閉じ込め機能、核種移行抑制機能）との関係性の視点から分類した。そして、これら作用の応答として各バリア材で起こる現象や規制要求を踏まえた上で、人工バリアシステムの「性能を判断するポイント」を整理するとともに、当該ポイントを定量化するために必要と考えられる科学的・技術的知見を抽出した。さらに、当該ポイント定量化のために必要な知見に対してこれまでの委託事業で検討・整備してきた評価手法の現状（過年度の研究成果）及び残された課題をバリア材ごとに整理した。上記で検討、整理した結果を表 4.2-15～表 4.2-17 に示す。

表 4.2-15 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 a）

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答		規制要求		規制要求を踏まえて性能を判断するポイント		判断ポイントの定量化に必要な情報・知見		これまでの研究概要		課題	
閉じ込め機能・機構を脅かす作用	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態
	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態
閉じ込め機能に経時変化をもたらす作用	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態
	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態	放射能汚染物質が廃棄体内に閉じ込められている状態



表 4.2-17 人工バリアシステムに働く作用から抽出した性能を判断するポイントやこれまでの研究概要、課題の整理結果（状態 c）

人工バリアシステムに働く作用		作用に対する応答	規制要求	規制要求を踏まえて性能を判断するポイント	判断ポイントの定量化に必要な情報・知見	これまでの研究概要	課題
放射線核種の地下水に（流体力学的作用）による移行を駆動する作用	水理学的作用（流体力学的作用）	人工バリアシステム中及び塩層への核種をきむ地下水の強制的な放出	状態 a、状態 b と同じ	ガスによる地下水押し出しの可能性	・ガス発生速度・発生量 ・人工バリアのガス透過性 ・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定 ・システム中の地下水/ガス移行挙動及び押し出される排水速度、排水量	【燃料デブリ処分地処分を想定した蒸餾材中の水素ガス移行について予察的な解析/ガス、地下水の2相流挙動】し、水素ガス発生に伴う蒸餾材間隙水の蓄圧へ押し出しの挙動は、スケールと比較して短く、限定的であることを示した。	左記評面は予察的な解析であり、適用したパラメータのスケールでの適用性、流路拡散と閉塞が繰り返される場合の影響、及び間隙水の押し出しが核種移行に与える影響等については茶検討であるが、その手法については基本的に中深度処分においても有効であると考えられる。
	物理化学的作用	放射線核種の発生及び人工バリアシステム中での放射線核種の発生と移動	状態 a、状態 b と同じ	放射性ガス発生量及び移行量	・放射性ガスの発生速度、発生量 ・放射性ガス移行挙動、移行メカニズム ・化学的情報（核種、地下水との反応など）	（委託事業では茶検討）	（判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要）
放射線核種の移行駆動や、遷延効果による力学的作用	放射線核種の移行駆動	廃棄体容器内のガス圧上昇に伴う早期破損	状態 a、状態 b と同じ	廃棄体容器の早期破損の有無	・ガス発生速度・発生量 ・ガス相の形成・蓄圧が起り得るかの判定 ・力学的情報（廃棄体圧力）	【燃料デブリ処分地処分を想定した蒸餾材中の水素ガス発生移行について予察的な解析/ガス、地下水の2相流挙動】し、水素ガス発生に伴う蒸餾材間隙水の蓄圧へ押し出しの挙動は、スケールと比較して短く、限定的であることを示した。	左記評面は予察的な解析であるが、その手法については基本的に中深度処分においても有効であると考えられる。
	力学的作用	ガス圧によるベントナイト系材料の損傷	状態 a、状態 b と同じ	ベントナイト系人工バリアのガス透過後の移行経路の状態（修復の可能性）	・ガス透過挙動及びその後の修繕挙動 ・ガス透過要因特定に向けたベントナイト系材料のガス透過性	（委託事業では茶検討）	（判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要）
放射線核種の移行を駆動する作用	ガス圧によるセメント系材料の損傷	ガス圧によるセメント系材料の損傷	状態 a、状態 b と同じ	セメント系人工バリアのガス透過後の移行経路の状態（修復の可能性）	・ガス透過挙動及びその後の修繕挙動 ・ガス透過要因特定に向けたセメント系材料のガス透過性	（委託事業では茶検討）	（判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要）

【状態 c】状態 a、状態 b においてガス発生の影響が有意な状態



### 4.3 天然バリアの核種移行に関する評価に係る成果の取りまとめ

平成29年度から令和2年度までに中深度処分を対象として実施した本事業及び関連する過年度の受託事業の天然バリアの核種移行に関する研究成果（科学的・技術的知見）について、中深度処分の観点で系統的に取りまとめた。また、残された課題についても整理した。

#### 4.3.1 取りまとめ方針

##### (1) 背景

原子力規制委員会が策定した中深度処分の規制期間終了後の長期にわたる公衆の防護のための規制に関する考え方に沿って、天然バリアの核種移行評価に関する過年度の成果を中深度処分の観点で整理することとした。

##### (2) 取りまとめの対象とする外部事象の整理

上記のように、中深度処分においては、「埋設施設への土圧、水圧、地震力等によって、埋設施設の一部に著しい劣化を起こす力が作用する等を想定する。ただし、断層等による著しい変位や火山活動による著しい変動が生じるおそれのない位置に設置し、また、離隔を求める期間の10万年では地質構造の著しい変化は起こりにくいので、埋設施設全体に著しい影響を与える熱的及び力学的な影響は除く。」とされており、過年度において評価した

- ・火山活動による影響
- ・断層活動による影響

は除外する。また、対象廃棄物にウラン及びプルトニウムの量が比較的少ないことから、燃料デブリの地層処分を想定した天然バリアにおける再臨界についても除外する。

以上のことから、本取りまとめにおいては、

- ・隆起・沈降
- ・侵食・堆積
- ・海水準変動

を外部事象として取りあげ、地形変化による核種移行への影響評価について、地形変化、地下水流動、核種移行解析（線量評価含む）の各成果について整理した。

#### 4.3.2 地形変化評価に関する研究

##### (1) 背景

廃棄物埋設地の天然バリアに係る地形変化に関連する規制要求として、

- ・ 隆起、侵食、海水準変動等を考慮しても、現在から次の間氷期のはじまるまでの期間（およそ10万年）においても、廃棄物埋設地を鉛直方向に投影した地表面のうち、最も高度の低い地点から廃棄物埋設地の頂部までの距離が70mであること
- ・ （通常の状態）長期的な地形変化、海水準変動（地表全体の侵食、河川の下刻及び側方浸食等）による動水勾配及び地下水移行経路の変化
- ・ （厳しい状態）想定以上の隆起・沈降、海水準変動及び侵食等による地下水移行経路の短絡

が挙げられる。事業者は上記のような評価を行って、規制要求を満足することを示し、規制者はそのプロセス及び評価が適切であることを確認することとなる。

##### (a) 侵食による廃棄物埋設地の対地深度の確保

およそ10万年間において、廃棄物埋設地を鉛直方向に投影した地表面のうち、最も高度の低

い地点から廃棄物埋設地の頂部までの距離が 70m であることを確認するため、廃棄物埋設地を含む領域において、海水準変動を伴う隆起・沈降、侵食・堆積等の地形変化を適切に評価する必要がある。

(b) 地下水流動に影響を及ぼす地形変化

廃棄物埋設地から漏出する核種が生活環境である地表近傍に到達するまでの移行経路に影響を及ぼすことが想定される範囲において、海水準変動を伴う隆起・沈降、侵食・堆積等の地形変化が及ぼす地下水流動の変化を適切に評価する必要がある。したがって、(a)の廃棄物埋設地とその近傍だけでなく、移行経路に及ぼす範囲とその要因となる領域全体にわたる地形変化を 10 万年間評価し、地下水流動の長期的変化の評価へ繋げる必要がある。(図 4.3-1)



図 4.3-1 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化

(2) 長期的な 3 次元地形変化評価の方法論の構築

本事業では、隆起・侵食及び海水準変動を考慮し、現実に即した地形変化とそれに応じた地下水流動の適切な評価に対する技術的知見の蓄積を目的として、地形の時間変化に応じた地下水流動の変化を評価可能とする三次元の地形変化と地下水流動を組み合わせた評価手法の整備を進めるとともに、山地・河川・平野・海域から構成されるわが国の典型的な集水域に本手法を適用し、将来の地形変化の不確かさ評価の解析事例を通して、将来の地形変化およびその不確かさの評価の方法論を整理するとともに、地形変化に与える要因・影響、および、埋設深度の減少の少ない地形条件の特徴を分析した。以上の結果を踏まえて、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備した。

(a) 過去～現在～将来の地形変化評価

過去 10 万年程度の地殻変動が今後 10 万年程度も継続する可能性が高いことから、図 4.3-2 に示すように、将来の地形変化評価は、過去～現在の地形変化を再現するようなパラメータが将来も継続的に維持されるとして実施する。パラメータ値は、過去～現在の地形変化に対する条件（拘束条件）を満たすような値を、過去～現在のシミュレーションによって求め、現在の地形の再現性を確認する。入力・拘束条件にはサイト固有の地質・地形データを活用する。ただし過去～現在の地形変化評価には不確かさが伴うことから、それらの不確かさを考慮した上で、将来の地形の変動幅を評価する。

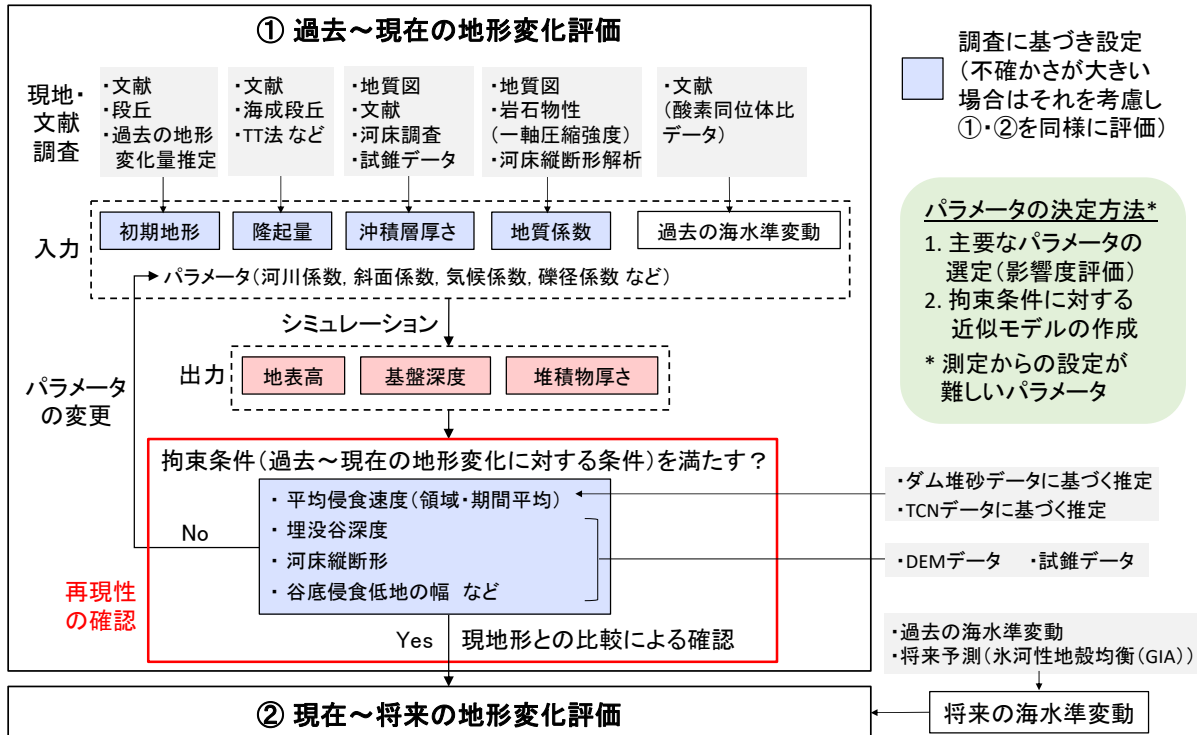
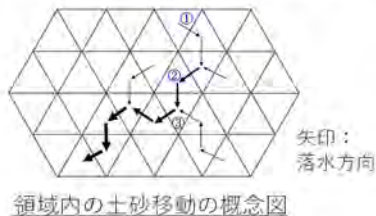
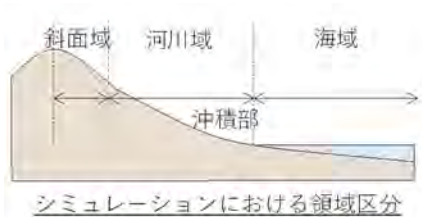


図 4.3-2 不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価の流れ

本評価では、日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社（現 JX 金属探開株式会社）が特許権者の特許（特許第 5422833 号）による方法を用いたコード（JAEAsmtp）を用いた。本モデルでは、領域を斜面域・河川域・海域に分け、各領域に特徴的なモデルを用いて、メッシュ分割した領域に対して土砂移動を行う。JAEAsmtp での領域設定と考慮できる現象を図 4.3-3 に示す。評価の初期条件となる古地形の設定については、段丘面で構成される地域などでは観測データに基づいてある程度設定が可能なる地域もあるが、観測データのみで設定できない場合について、次のような方法を適用した。現地形を初期地形とした氷期—間氷期 1 サイクルの評価を行い、氷期—間氷期 1 サイクルの標高変化量を推定する。さらに推定した標高変化量に基づく約 12 万年前の古地形を用いて、過去～現在の再現性の検討を行うものである。解析に用いる入力及び拘束条件のデータは観測・調査データに基づいて設定するとともに、河川係数、斜面係数などの測定等から設定が難しいパラメータについては、影響度評価によって主要なパラメータを選定して、拘束条件に対する近似モデルを作成して評価することで決定した。このうち地質係数は受食性を示すパラメータで岩盤物性に依存するものであるが、データのばらつきが大きく、河床縦断形解析によって決定する方法を検討した。また、長期的な評価対象領域全体の平均侵食速度については、数 10 年程度のタイムスケールのデータであるダム堆砂量に基づく推定に加えて、TCN データに基づく長期的かつ小流域の領域で平均侵食速度を推定する方法を検討し対象領域に適用した。



侵食（地質の受食性：地質係数）	斜面域	勾配の2乗に比例
	河川域	流域面積および勾配の対数に比例
堆積	斜面域	運搬距離一定
	河川域	流量増加に伴い運搬距離がべき乗で増加
	海域	噴流モデル(砂)・ガウシアン(泥) (安息角を考慮)
気候変動	斜面域	寒冷期に侵食量増加
	河川域	・寒冷期に流域面積に応じた侵食減少 ・寒冷期に運搬力現象
地殻変動	一定速度で変化	
側刻・蛇行	・側刻：一定強度（河川に隣接する位置） ・蛇行：洪水発生時（一定期間毎にランダムに発生）に河道にランダムに設置したパイルを迂回する流路を探索	

図 4.3-3 地形変化評価コード JAEAsmtp の概要

(b) 山地・河川・平野・海域から構成されるわが国の典型的な集水域に対する評価例

対象とする集水域に対して、不確かさを考慮した過去から将来の地形変化評価を実施した例を示す。入力データ及び拘束条件の設定根拠は下記のように行った。

入力データは平成 30 年度および平成 31 年度報告書の内容を踏襲するが、地質係数・平均侵食速度については 2.2.3 の評価結果を反映させた。現在～将来の地形変化評価では基本ケース（ケース A）に加え、地形変化評価における入力データ・拘束条件の不確かさとして、隆起速度（ケース B）、地質係数（ケース C）、平均侵食速度（ケース D）を考慮した。入力データとその不確かさの設定の概要を以下に示す。

● 隆起速度

隆起速度に対する不確かさは、海成段丘・河成段丘からの推定値に基づき、陸域（一様隆起）の隆起速度をケース A（基本ケース）：0.3 mm/y に対し、ケース B（隆起速度の不確かさ）：0.25 mm/y と設定した（図 4.3-4）。なお対象地域において傾動隆起の可能性もあるが、山間部・海域の隆起速度を推定できるデータがないため今回は考慮していない。

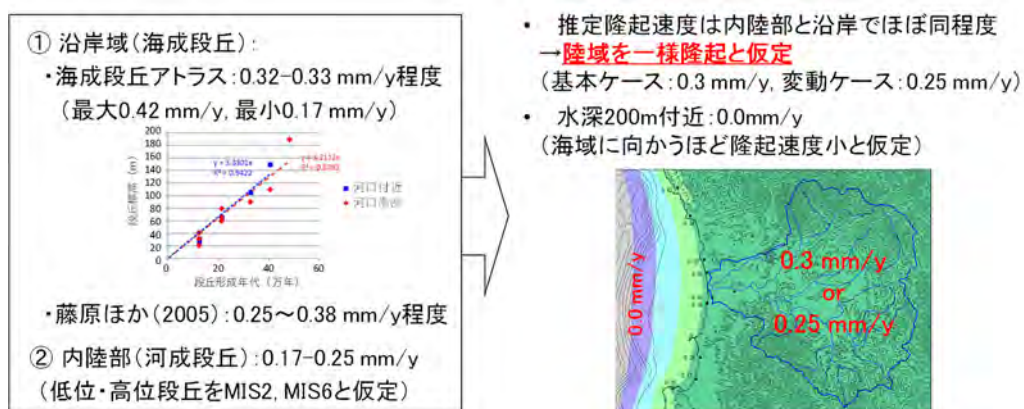


図 4.3-4 不確かさの設定（隆起速度）



● 地質係数【本年度：2.2.3.1の検討結果を反映】

対象地域の基盤地質は、縮尺 1/100 の産業総合研究所のシームレス地質図に対し沖積層などをはぎ取り集約した、3つの単元を考慮した（図 4.3-5）。地質係数については、ケース A（基本ケース）に対しては2.2.3.1での河床縦断形解析に基づく検討結果から設定し、ケース C（地質係数の不確かさ）は平成 31 年度と同様にコントラストを付けた設定値とした（表 4.3-1）。

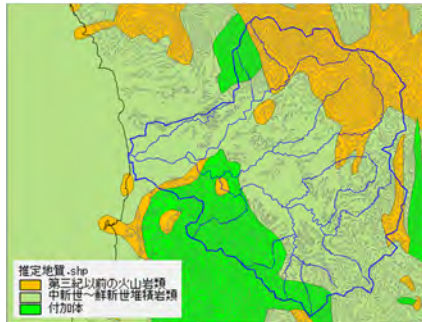


図 4.3-5 基盤地質図

表 4.3-1 設定した地質係数

地質	地質係数	
	ケース A (基本ケース)	ケース C (地質係数の 不確かさ)
中新世～鮮新世堆積岩類 (シルト・岩石の互層)	300	200
中新世～鮮新世火山岩類 (凝灰角礫岩)	500	600
付加体 (砂岩・泥岩・チャート)	400	400

● 平均侵食速度【本年度：2.2.3.2の検討結果を反映】

平均侵食速度（領域・期間平均）は過年度までと同様に、基本ケースは 0.089mm/y とした。これは、ダム堆砂量と高度分散量の関係（Ohmori (1978) <sup>(1)</sup>：侵食速度（mm/年）=4.2E-7×D<sup>5.14</sup>、D：高度分散量（m））に対し、6km 四方の高度分散量（藤原ほか (1999) <sup>(2)</sup>の 1km 四方の高度分散量より算出）を用いて推定したものである。ケース D（平均侵食速度の不確かさ）は、過年度までは 0.0445 mm/y（寒冷期の降雨量減少から仮定）としていたが、本年度は 2.2.3.3 で整理した寒冷期の侵食速度増加の可能性を考慮し、2.2.3.2 での推定値（0.18 mm/y：TCN による侵食速度と傾斜との関係式、1km 四方の平均傾斜から算出）に変更した。

● 沖積層厚さ

対象地域においては沖積層厚さを推定するための試錐データが得られていない。そこで、周囲河川の試錐データおよび寒冷期の河床縦断形から、沖積層厚さを推定した。海退距離が同程度（約 7km）である周囲河川の沖積層基底は、対象地域南側の天の川河口で-35m～-50m、後志利別川では-55m（岡(2009)<sup>(3)</sup>）と推定されている。また対象地域における氷期（MIS2 相当）の河床縦断形を、段丘面（地殻変動量補正）と氷期の水深（-120m）を滑らかに結ぶ曲線として推定すると、現河口付近の基底は-60m 前後と推定された（図 4.3-6）。これより、沖積層厚の分布を以下の手順で推定した（図 4.3-7）。

- ①陸域 DEM の準備（国土地理院 10m）
- ②海域等深線の準備（海底地形デジタルデータ）
- ③等深線②の変更（+0.1m を沖積層外縁付近に設置）  
河床縦断面の深度を参考に沿岸域の等深線を内陸側に湾入させる
- ④補助等深線の追加
- ⑤等深線からの DEM 作成
- ⑥DEM が 0m 以下を切り抜き①と合成（基盤標高マップ）
- ⑦現在の標高マップー基盤標高マップから沖積層厚マップを算出

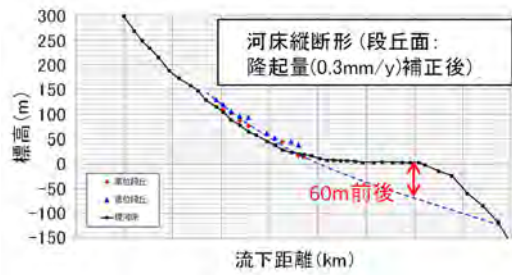


図 4.3-6 氷期の河床縦断形

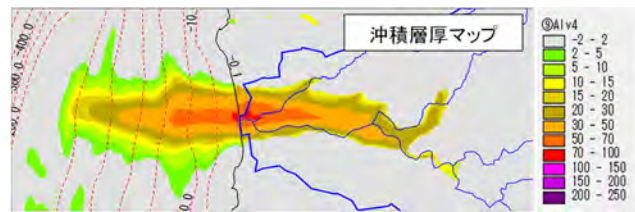
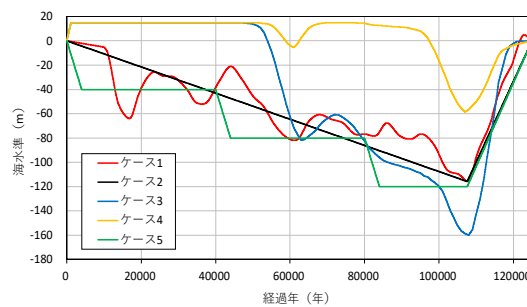


図 4.3-7 沖積層厚の分布

● 海水準変動

将来のグローバルな海水準変動は、平成 31 年度と同様に温暖化等の影響を考慮した 5 つのケースを設定した。



ケース	設定	設定理由
1	過去12.5万年間と同じ変動	過去の外挿
2	過去12.5万年間と同じ変動 (単純化)	海水準の小規模な振動の影響の把握
3	数値シミュレーションに基づく設定 (RWMD, AN1-5に類似) ・ 将来5万年間: 間氷期が継続 (最大15m) ・ 寒冷化 (約6万年後にMIS4と同程度まで低下、約11万年後に最大160mまで低下)	間氷期が継続・海水準変動が大きい場合 ・ 気温上昇に伴う海水準変動は15m程度で平衡 (+2°Cで約10m上昇) ・ 間氷期は約数万年継続 ・ 過去の最低海水準: -150m程度
4	数値シミュレーションに基づく設定 (RWMD, AN8に類似) 初期に大きく低下、一定期間低海水準維持	間氷期が継続・海水準変動が小さい場合 (CO <sub>2</sub> の影響大)
5	・ 0.01m/yで低下し4000年で-40m、これを3回繰り返し-120mまで低下、その後上昇	低海水準が持続した場合の影響の把握

図 4.3-8 将来の海水準変動のケース設定

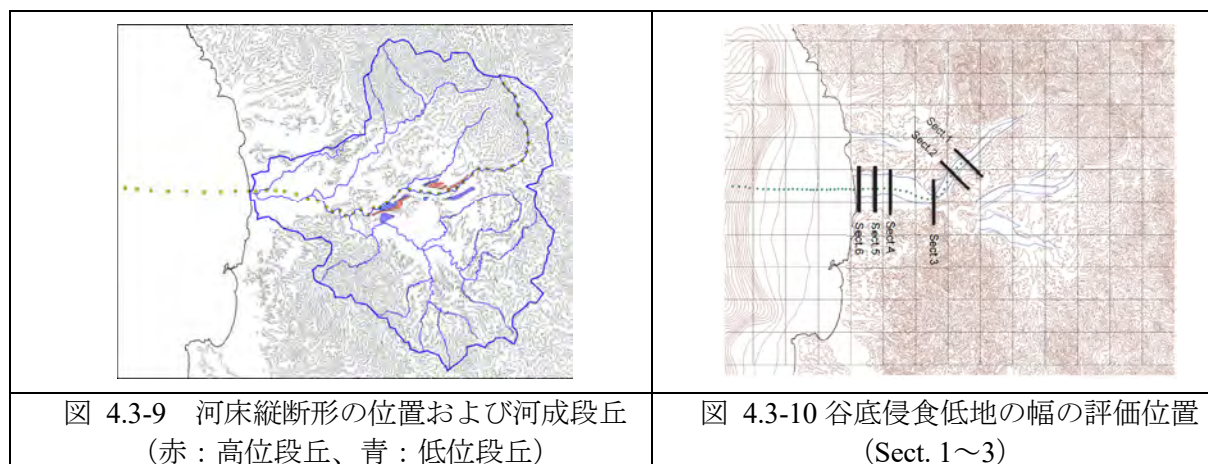
拘束条件の設定は基本的に平成 31 年度と同じであり、許容誤差は河床縦断形に対しては河成段丘 (MIS2 および MIS6) の計測値の幅、埋没谷深度は周辺河川での沖積層下限 (天の川 35, 50m、後志利別川 55m)、寒冷期の河床縦断形からの推定 (60m 前後) から設定した (表 4.3-2)。

昨年度からの変更点は、ケース D に対する平均侵食速度の値 (0.18 mm/y) である。この推定においては地質補正に対する不確かさがあると考えられることから、ケース A に比べて大きな許容誤差を仮定した。



表 4.3-2 拘束条件の設定値

拘束条件	値 (許容誤差)
平均侵食速度	ケース A (基本ケース) : 0.089 (±0.001) mm/y ケース D (平均侵食速度の不確かさ) : 0.18 (±0.005) mm/y
河床縦断形 (河床高)	流下長 15km : 105.1m, 流下長 23km : 23.7m (±20m) (図 4.3-9)
埋没谷深度	55m (±15m)
谷底侵食低地の幅	Sect. 1 : 1.0 km, Sect. 2 : 0.8 km, Sect. 3 : 1.6 km (±0.3 km) (図 4.3-10)



#### 古地形の設定

過去～現在の地形変化評価では、古地形をスタートとした約 12 万年間の解析を行う。対象地域では現在残されている過去の情報 (段丘等) が限られており、3 次元的にある 1 つの正しい古地形を推定することは困難である。また侵食や堆積の大きさは、サイトの特性 (地形の形状や地質等) や気候などによって異なるため、過去～現在の標高変化量を一律に仮定することは現実に則さない。

一方、既往評価では、Ma スケールの長期を対象とする場合は初期地形が重要であるが、短いスケールでは初期地形の影響が小さいことが指摘されており (Peeters et al., 2006, Barnhart, 2020)<sup>(4,5)</sup>、これに基づき 50ka を対象に初期地形を現地形とした検討例もある (Bock, 2018)<sup>(6)</sup>。また対象地域の地殻変動は安定的で主要河川が平衡状態にある。そのため、現地形を初期地形とした標高変化は過去 12 万間の標高変化に類似しており、現地形を初期地形と仮定してもパラメータ評価への影響は小さい可能性がある。しかしながら、実際には氷期一週氷期 1 サイクルの間で地形は変化するため、影響を考慮する必要があると考えられる。

そこで本評価ではまず、現地形を初期地形とした氷期一週氷期 1 サイクルの評価を行い、氷期一週氷期 1 サイクルの標高変化量を推定した。さらに推定した標高変化量に基づく約 12 万年前の古地形を用いて、過去～現在の再現性の検討を行った (図 4.3-11)。

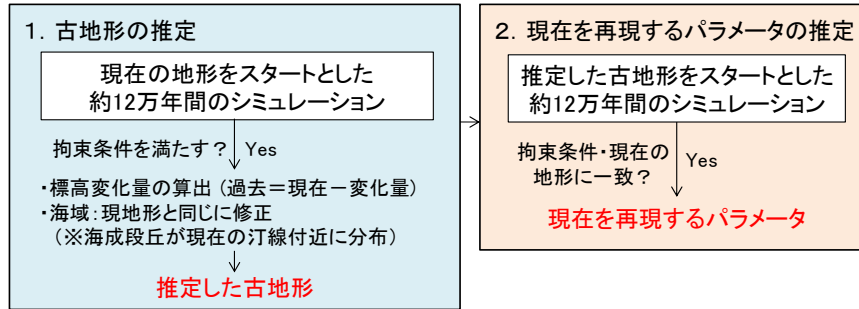


図 4.3-11 過去～現在の地形変化評価の流れ

図 4.3-12 に示すように考慮した不確かさは海水準変動パターン (1～5)、隆起速度 (B)、地質係数 (C) 及び平均侵食速度 (D) である。平均侵食速度はダム堆砂量から推定される 0.089mm/y (基本ケース A) と TCN データに基づいて推定される 0.18mm/y (ケース D) の 2 つのパターンと海水準変動の 5 つのパターンを組み合わせる評価した。ケース D-1 の過去から現在の地形変化評価結果の概要を図 4.3-13 に示す。パラメータについては、平均侵食速度を大きくした場合、勾配に関する河川係数が 1 桁程度増加し、斜面係数も 2 倍程度増加した。河床縦断形に対する拘束条件に数 m のずれはあるものの、埋没谷については再現度が向上しており、また侵食速度の経時変化は (1) ③での調査結果に類似する。一方で勾配の大きな河川上流では侵食が大きく、現地形との乖離が見られるが、ケース D に対してはこの結果をもとに将来を評価した。

ケース <sup>*1</sup>	隆起速度	地質係数 <sup>*2</sup>	侵食速度 <sup>*3</sup>
A 基本ケース	陸域 0.3 mm/y	300 - 500 - 400	0.089 mm/y
B 隆起速度の不確かさ	陸域 0.25 mm/y	- <sup>*4</sup>	-
C 地質係数の不確かさ	-	200 - 600 - 400	-
D 侵食速度の不確かさ	-	-	0.18 mm/y

\*1 各ケースに対し海水準変動5ケースを考慮  
 \*2 中新世～鮮新世堆積岩 - 中新世～鮮新世火山岩 - 付加体  
 \*3 領域・期間の平均侵食速度 \*4 - : 基本ケースと同じ

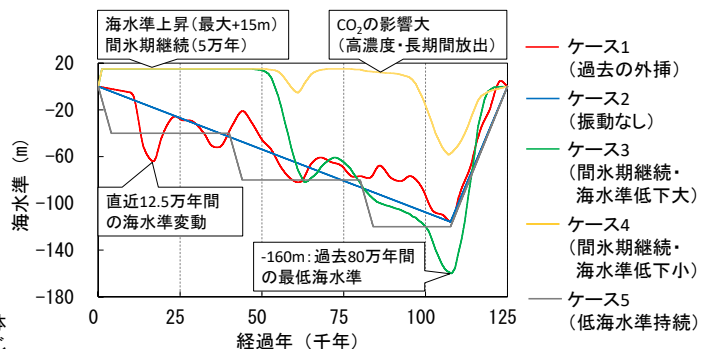
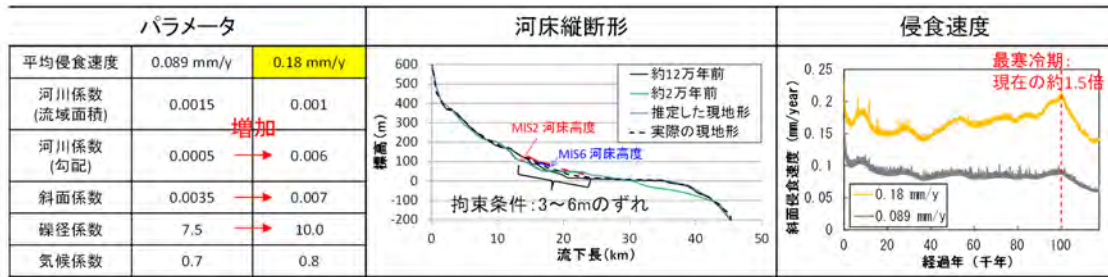


図 4.3-12 将来の不確かさを考慮した地形変化評価の解析ケース



評価した現地形と実際の標高差 (評価した現地形 - 実際の現地形)

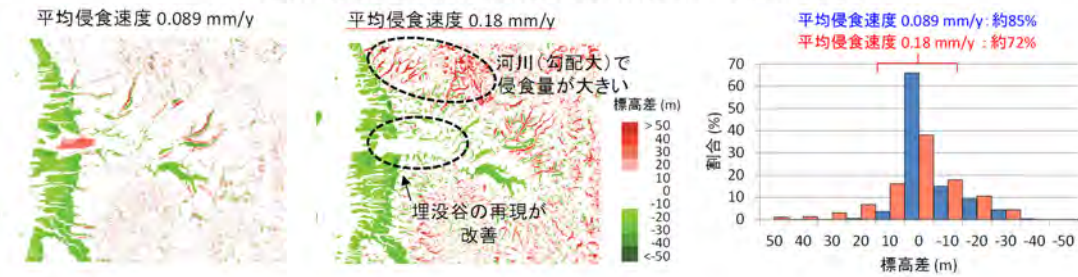


図 4.3-13 過去～現在の地形変化の評価結果概要 (ケース D)

不確かさに伴う将来の地形変化への影響評価の一つとして、埋設深度・地下水流動への影響の観点から、将来 12.5 万年間の最大侵食量を、図 4.3-14 に示す。不確かさの要因として影響が大きなもの、海水準変動および平均侵食速度の 2 つで、対象地域では隆起速度の不確かさと地質係数の不確かさによる影響は小さかった。影響が大き範囲は埋没谷周辺の沿岸域・河川域であり、埋没谷周辺では海水準変動の影響に伴い最大 85m 侵食する結果となった。河川上流では平均侵食速度の不確かさの影響が大きく、ケース D では 80m 以上の侵食が見られた。これについては過大評価の可能性はあるが、ケース A-C でも河川上流では 40m 以上の侵食が見られ、影響は大きいと考えられる。一方、影響が小さな範囲は勾配の小さな中～下流の斜面域であり、谷となっている部分を含めても侵食量は最大約 10m であった。

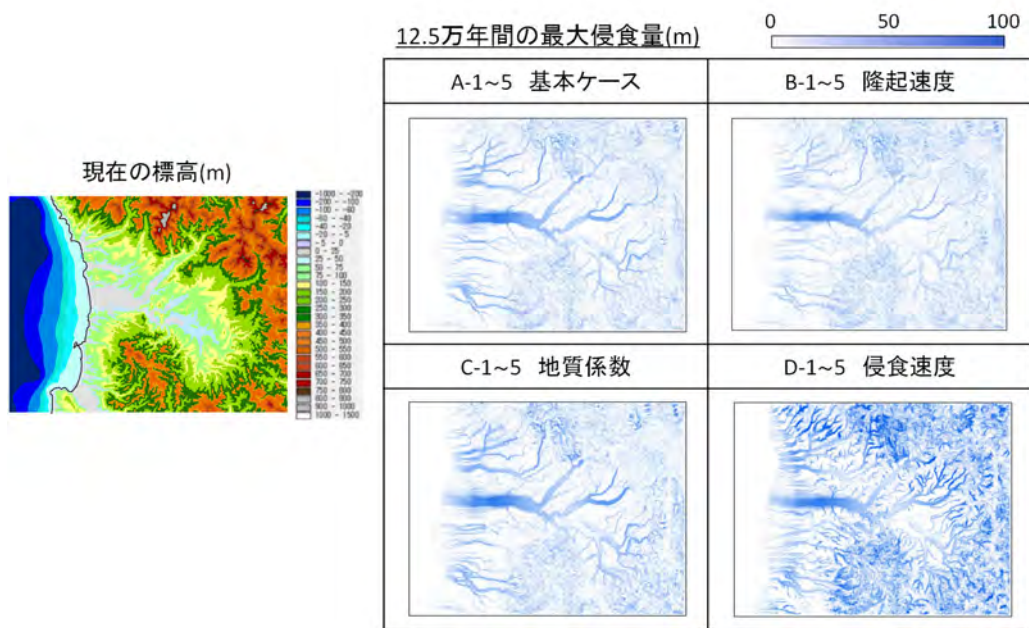


図 4.3-14 不確かさを考慮した評価における将来 12.5 万年間の最大侵食量

これらの結果から、対象地域に類似した山地・河川・平野・海域から構成される集水域を対象に、地形変化評価の妥当性判断における留意点を以下のように整理した。

- 将来の地形変化を評価するためには、サイト固有の入力条件（古地形、隆起速度、沖積層厚さ、地質係数）及び過去～現在の地形変化に対する拘束条件（平均侵食速度、埋没谷深度、河床縦断形、谷底侵食低地の範囲）を推定するための情報を調査し、過去～現在に至る解釈・整合性を確認する必要がある。
- 将来の地形変化を評価する上で、海水準変動（温暖化に伴う予測の不確かさ）、および、平均侵食速度（堆積岩地域：長期的な予測の不確かさ）は、埋没谷深度と地形勾配の評価結果への影響が大きく、これらの不確かさを考慮することは重要である。
- 海水準変動の不確かさに伴う影響は沿岸域で顕著に表れる。侵食量への影響の観点からは海水準低下の程度・持続期間が重要であり、埋没谷周辺では現在の埋没谷深度以上の侵食が生じる可能性がある。また埋没谷周辺の陸域・海域では、海水準変動に応じて地形勾配が優位に変化する。
- 平均侵食速度の不確かさに伴う影響は上流域で顕著に表れ、隆起速度と同程度かそれ以上の侵食が生じる可能性がある。ただし沿岸域に見られるような海水準変動に応じた顕著な地形勾配の変化は見られない。
- 不確かさに伴う将来地形への影響が小さい領域は、中～下流域の斜面域である。
- サイト特有の拘束条件を満足し、現在の地形の再現性を示すことは、地形変化評価における不確かさの低減、さらに将来外挿への信頼性を向上させ、信頼のある地形変化の評価のためには、この評価プロセスは重要である。再現性が低い場合、モデルや入力データの妥当性についてさらに検討を行う必要がある。

なお、わが国のもう一つの典型的な地形である段丘で構成される地域については、検討が不十分であり、残された課題として今後検討する必要がある。段丘面は平坦で勾配が小さく、周



圃は段丘崖で勾配が大きいという特徴を有している。段丘の側方底部を侵食されることによって、その上部が崩落するような特徴も有している。こうした評価を適切に行うことができる空間解像度などを含め、評価方法についてこれまでに構築してきた方法の適用性検討などを行う必要がある。

### (3) 残された課題

- ・ 観測データに基づく評価結果の検証（沖積層厚など）  
JAEAsmtp では、河床縦断形の再現性（埋没谷の形成、平衡河川等）に着目した評価を行っている。しかし対象地域では沖積層厚を設定するためのデータがなく、隣接する同規模の河川でのデータに基づき検討を行った。評価の妥当性検証のためには、沖積の基底地形や堆積物の年代に対する測定データが取得されている地域での検討が必要である。
- ・ 測定に基づくパラメータの設定に関する検討  
地質係数については、機械的強度／地形的な観点／化学的な組成・風化の観点からの検討を行う必要があると考えられる。機械的強度として、過年度までに一軸圧縮強度に基づく検討を実施したが一般値に対する検討だったため、今後現地データに対する検討が必要である。地形的な観点としては、今年度実施した河床縦断形解析に基づく検討に対応するが、まだ適用例が少ないため他地域においても適用性を確認した上で検討を進める必要がある。化学的な組成・風化の観点について、測定データを踏まえた検討は未実施であり、今後検討すべき項目である。
- ・ 地質・地形的特徴の異なる地域での検討  
評価手法の妥当性判断のためには、異なる特徴を持つ地域での検討が必要である。
- ・ 侵食・堆積に対するモデルの再検討  
地形変化評価モデルに対しては、現象を表したモデル検討、および、サイト特性に適したモデル設定の2つが必要である。地形変化の各事象に対するモデルの現状と既往評価との比較、整理の結果、特に検討が必要と考えられる項目を以下に示す。

#### ●河川の侵食

本年度の評価では、侵食速度が大きい場合に河川上流の一部で侵食が大きく、現地形との乖離が見られた。これは河川域・斜面域での侵食・堆積のカップリングが適切でない可能性がある。現在の評価では、河川侵食は SPI (Stream Power Index) に基づき、ストリームパワー（流域面積×河床勾配）の対数値により評価している。一方で岩盤河川に対する侵食式 (Detachment-limited model) では標高の変化はストリームパワーに、沖積河川に対する侵食式 (Transport-limited model) では侵食フラックスがストリームパワーに比例する。これらに基づく沖積区間を持つ岩盤河川に対する評価方法を今後検討する必要がある。

#### ●河川の堆積

河川の堆積に対して、現在の評価では粒径変化モデルにより、堆積範囲が粒径に応じて下流ほど拡大することを考慮している。これは現象を定性的に反映したモデルであるものの、河川の侵食と合わせて現象の適切なモデル化を検討する必要がある。

### 4.3.3 地下水流動

#### (1) 背景

廃棄物埋設地の天然バリアに係る地下水流動に関連する規制要求として、

- 天然バリアの事前調査で得られた地質、地形、地下水圧分布、透水係数分布、水質分布等の水理データに基づく地下水流動場
- 長期的な地形変化、海水準変動（地表全体の侵食、河川の下刻及び側方侵食等）による動水勾配及び地下水移行経路の変化

が挙げられる。1つ目は現在の地下水流動場の把握と廃棄物埋設地の選定に関連し、2つ目は現状の地下水流動場が長期的な変化によって埋設地から漏出した核種が経由する地下水移行経路へ与える影響の評価に関連するものである。

#### (2) 現在の地下水流動場の評価

廃棄物埋設地の候補となるサイトの集水域（分水界を含む）を対象とする3次元地下水流動解析に関する成果を整理する。なお、広域スケール、サイトスケール、処分場スケールに分割した評価方法については4.3.4を参照のこと。

##### (a) 解析のためのデータ取得

地下水流動解析を行うための、文献調査、ボーリング孔掘削、物理探査等による調査によるデータ取得とその特性について整理が必要であるが、本事業では詳細な検討は行っておらず、残された課題として今後検討する必要がある。

##### (b) 解析体系の構築

- 地質図幅やボーリング孔などの離散的なデータから水理・地質構造を設定する方法
- その不確実性の取扱い（天然バリアの事前調査結果について、離散的なサンプル調査であることの特徴を踏まえた不確実性）

過年度までの事業において日本原子力研究開発機構では、測定データを踏まえた地下水流動の概念モデルの構築およびそれを踏まえた地下水流動解析のモデル化を実施してきた（対象地域：北海道幌延地域、千葉県養老川流域など）。以下に関連する成果の概要を示す。

##### ➤ 測定データを踏まえた水理地質構造モデルの構築

水理地質構造モデルの妥当性に対し、地下水の水質や安定同位体比等から地下水起源（涵養域）を特定し、地下水流動状況を推定した例<sup>(7)</sup>、地下水年代と組み合わせることで平均的な地下水流速や滞留時間を求め、地下水流動解析の結果と比較した例<sup>(8,9)</sup>がある。しかし地下水の滞留時間が5万年よりも長い場合、炭素同位体法の地下水年代への適用は不可能であり、塩素同位体やヘリウム同位体による推定法では系外から起源の異なる地下水の混入があった場合、地下水年代の評価結果に不確実性を伴う。また我が国のような変動帯では地形・地質構造が複雑であり、地下水水質・安定同位体を用いた方法だけではおおよその涵養源を特定できても、地下水流動評価に関わる地下水流速や地下水の移動履歴等の推定は困難である。

そこで幌延地域を対象に、地下深部の化石塩水と天水の混合プロセスに着目した地球化学的手法の有効性を検討した（図4.3-15及び図4.3-16参照）<sup>(7)</sup>。Cl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比をトレーサーとし、天水による10万年間の洗い出し解析を実施した。その結果、測定に基づく混合水のCl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比から推定される地下水移動距離は、地下水流速の解析結果から計算した移動距離と概ね一致し、混合水のCl/ $\delta^{18}\text{O}$ 比が地下水流動の評価に有用であることを示した。



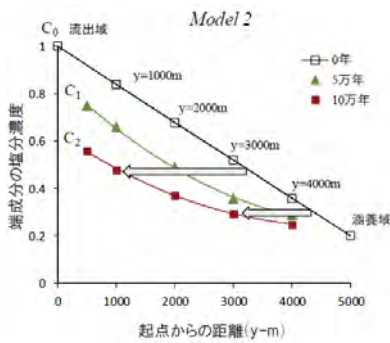


図 4.3-15 起点からの距離 (y) と塩分濃度 (正規化) との関係<sup>(10)</sup>

標高(m)	水質からの推定値 (m)	流速からの計算値 (m)
20	2,299	2,333
-40	2,275	2,310
-100	2,255	2,288
-140	2,239	2,278
-200	2,200	2,261
-300	1,990	2,235
-400	1,720	1,265

図 4.3-16 10 万年間の地下水移動距離の推定結果 (モデル 2, y=1,000m 地点)<sup>(10)</sup>

➤ 水理地質構造モデルの不確かさに対する検討

水理地質構造モデルの不確かさには大きく、地質分布の不確かさ（ボーリングデータ等からの内挿など）および水理パラメータの不確かさ（データの取得方法、場の不均質性）があり、安全評価においては長期的な評価における不確かさ（地下環境の変化）も挙げられる。

このうち地下水流動解析において重要なパラメータの1つである透水係数を対象に、既往の研究事例および幌延地域の泥岩試料を用いた検証から、室内試験での測定に伴う不確かさを検討した<sup>(11)</sup>。その結果透水係数を左右する要因である、亀裂、間隙率、動水勾配は、試験条件や物性の違いによって透水係数に1桁以上の差を生じる可能性があることを整理した。さらに長期的な地質・地下水環境の変化を考慮した場合、隆起・侵食による拘束圧変化からの亀裂発生、低動水勾配下における動水勾配の変化は、透水係数を実測値に対し1桁以上変化させる可能性があることがわかった。また塩水から淡水への地下水交換が起こった場合、幌延地域の泥岩の場合、透水係数は現在の0.6倍程度に減少する可能性がある結果を得た。

なお、離散的なサンプル調査であることの特徴を踏まえた水理・地質構造及び水理パラメータの不確かさを踏まえた設定方法については、詳細な検討は行っておらず、残された課題として今後検討する必要がある。

(c) 解析方法

・3次元地下水流動・塩分濃度解析（非定常密度流解析）

- 現地地形及び地質構造に基づき、解析領域全体が塩水で満たされた状態を初期条件として、塩分濃度分布に変化がなくなるまでを非定常で評価する洗い出し解析を行い、定常とみなせる状態を現在の地下水流動・塩分濃度分布とする。

(d) 観測データとの比較・検証

現在の地下水流動場の評価結果は観測データと比較することによって、その妥当性を確認でき、観測データと一致しない場合にはその原因を究明して、解析を見直して精度を向上させる手順となることが想定される。

しかしながら、本事業では十分な観測データが得られていない地域で評価を行ったために、上記のような比較・検証ができていない。残された課題として今後検討する必要がある。

(3) 将来の地下水流動場の変化に伴う移行距離・時間の変化の評価

- ・地形変化及び海水準変動を反映した評価（広域スケールにおける非定常解析）

廃棄物埋設地の位置によっては、海水準変動に伴って地下水水質（塩分濃度）の変化が想定されるため、密度を考慮した非定常解析による評価が必要となる。地形変化評価の結果を受けて、各地点における隆起量および地表面の侵食、堆積量を反映させた解析体系を作成して、非定常の地下水流動解析を実施する。

(4) 適切と考えられる2以上の廃棄物埋設地の選定

評価対象としたサイト敷地の中から適切と考えられる廃棄物埋設地を2以上選定し、人工バリアの設計オプションとの組み合わせで線量評価を行い、線量値が最も低い組み合わせを最適設計とすることが示されている。

現在及び将来の変動を考慮してサイト敷地の中から適切と考えられる廃棄物埋設地を抽出する方法の例を整理する。

ケース A-1～5（基本ケース）およびケース D-1～5（侵食速度の不確かさ）に対し、非定常な地形変化・海水準変動を考慮した将来 12.5 万年間の地下水流動解析を実施した（図 4.3-17）。将来の地下水流動への影響評価の結果を以下に示す。

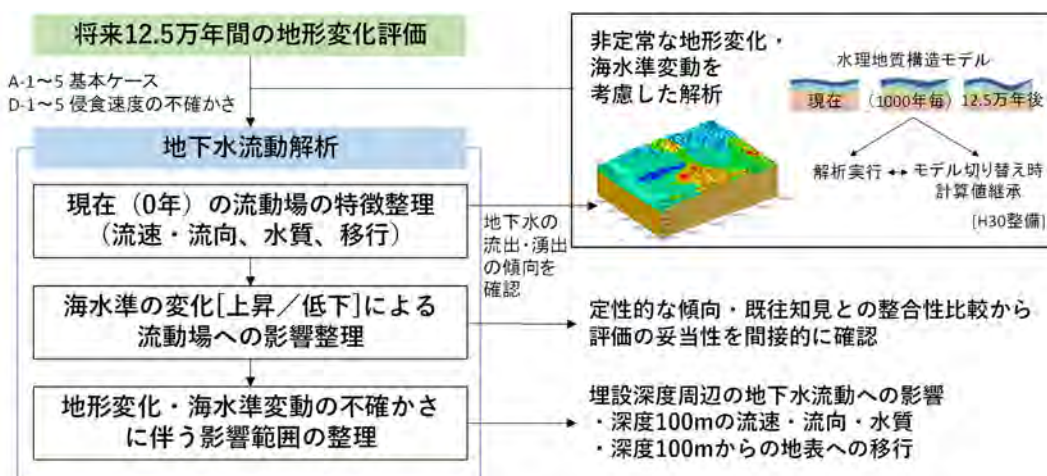


図 4.3-17 地形変化・海水準変動に伴う将来の地下水流動への影響評価の流れ

➤ 地形変化・海水準変動に伴う地下水流速の経時変化

地形変化・海水準変動に伴う沿岸域（深度 100m）の地下水流速の経時変化を、図 4.3-18 に示す。沿岸域では平均侵食速度の不確かさよりも、海水準変動とその不確かさによる影響が顕著である。ただし、埋没谷深度の再現・気候変動の影響・河川位置の違い（蛇行）により、海域では平均侵食速度の違いによる影響が海退時に見られる。

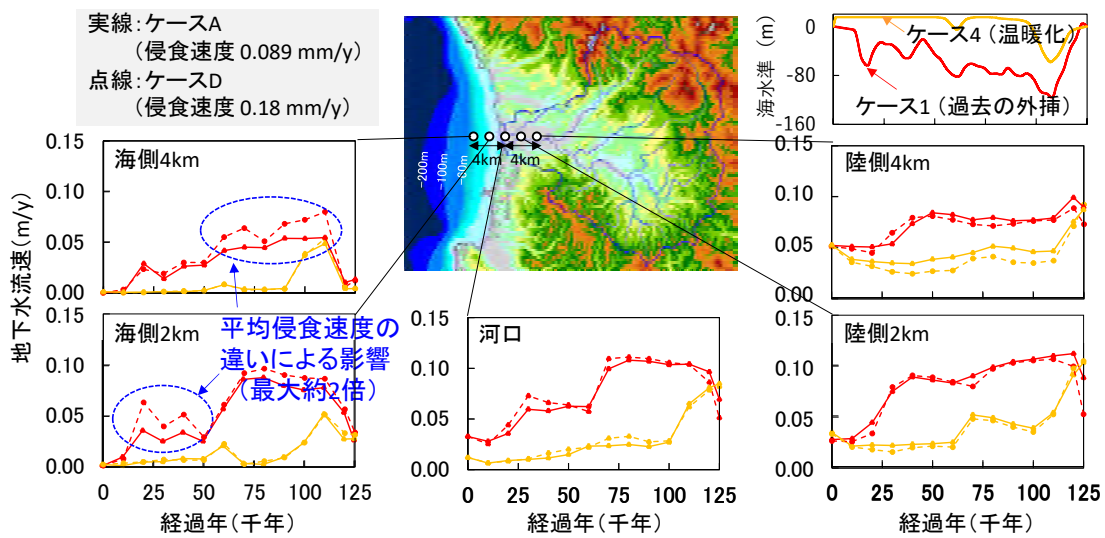


図 4.3-18 沿岸域における深度 100m の地下水流速の経時変化

➤ 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行の影響

深度 100m から地表への移行を非定常に評価した結果を、ケース A-1, A-3, A-4, D-1 に対し図 4.3-19 に示す。海水準変動の不確かさに伴う影響は、沿岸域・河川域（領域中央に位置する透水性の 1 桁低い領域より海側）で見られた。初期に海水準が上昇するケース 3・4 では、沿岸域では塩水化の影響により平均流速が低下する一方、河川域では塩淡水境界が陸側へ移動したことに伴う移行経路の短縮によって、平均流速が増加する点が見られた。平均侵食速度の不確かさに伴う影響は、勾配の大きな上流域（河川上流での侵食量の違い）、および、埋没谷周辺の沿岸域（海退時の侵食の違い）で見られた。

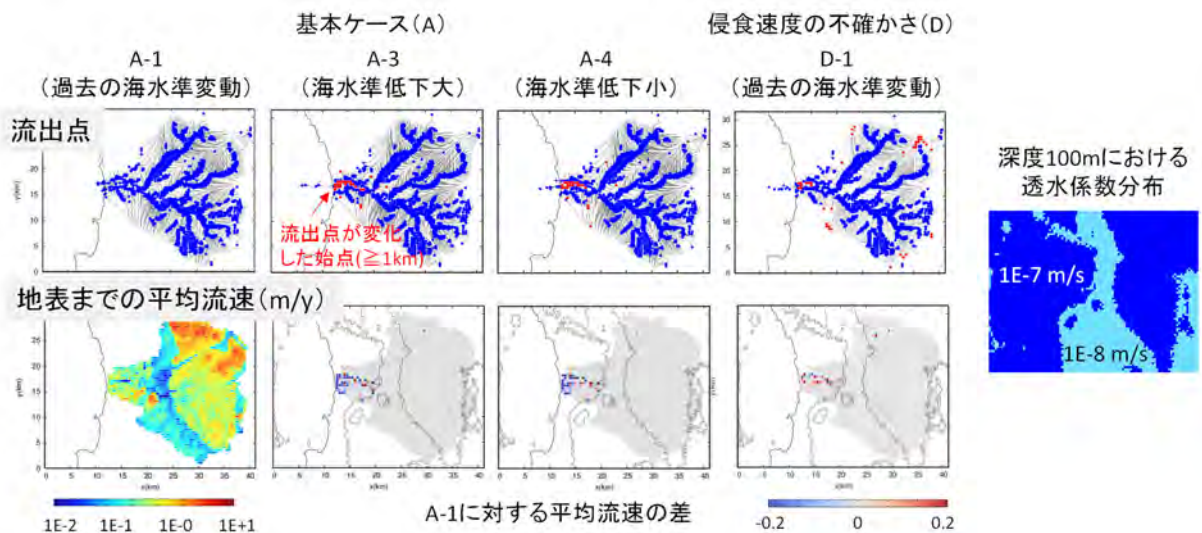


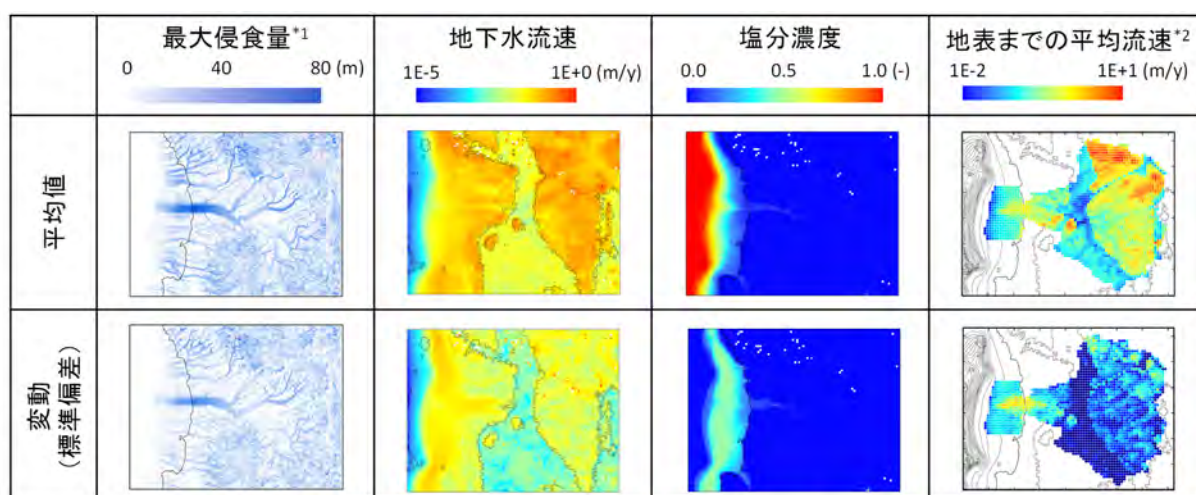
図 4.3-19 地形変化・海水準変動に伴う地表への移行への影響

以上を踏まえ、地形変化・海水準変動に対する侵食量および地下水流動（深度 100m におけ



る地下水流速・塩分濃度、深度 100m から地表までの平均流速) への影響を、全ケースに対して整理した結果を図 4.3-20 に示す。影響範囲は以下のようにまとめられる。

- ・ 埋設深度への影響は沿岸域・河川域で、水質（塩分濃度）の変化は汀線の移動範囲内で大きい。地下水流速の変動はその周辺の斜面域を含むより広範囲で生じる。
- ・ 海水準変動の不確かさの影響は、沿岸域で顕著に見られる。影響範囲は陸域を含む沖積層の分布範囲周辺であり、河口から数 km 離れた地点でも海水準変動に連動した地下水流速の増加、地表までの平均流速の増加・流出点の変化が見られる。ただし埋没谷から離れた場所では影響が小さくなる。
- ・ 平均侵食速度の不確かさの影響は、勾配の大きな上流域で見られるが、その影響範囲は河川上流に限定的である。
- ・ 地形変化・海水準変動とその不確かさに伴う変動が小さく、かつ流れが安定な領域は
  - 陸域：中～下流域の勾配の小さな斜面域（透水性が低い地質）
  - 海域：埋没谷周辺（沖積層が厚く分布）から離れた領域



\*1 ケースA～Dの各時刻(1万年毎)の侵食量に基づき算出

\*2 ケースA-1～5,D-1(0～8万年放出(1万年毎))を対象

図 4.3-20 地形変化・海水準変動およびその不確かさに伴う地形・地下の影響

これら広域地下水流動の評価結果に基づき、埋設深度・地下水流動の変動が小さい範囲として、陸域・海域に1箇所ずつ処分場位置を仮定した。陸域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（流出点・平均流速））の変動が小さく、流出域でない領域として図 4.3-21 に示す範囲を選定した。処分坑道の方法は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールでの評価範囲は、移行経路を包含する領域として 2km×2km×500m とした。

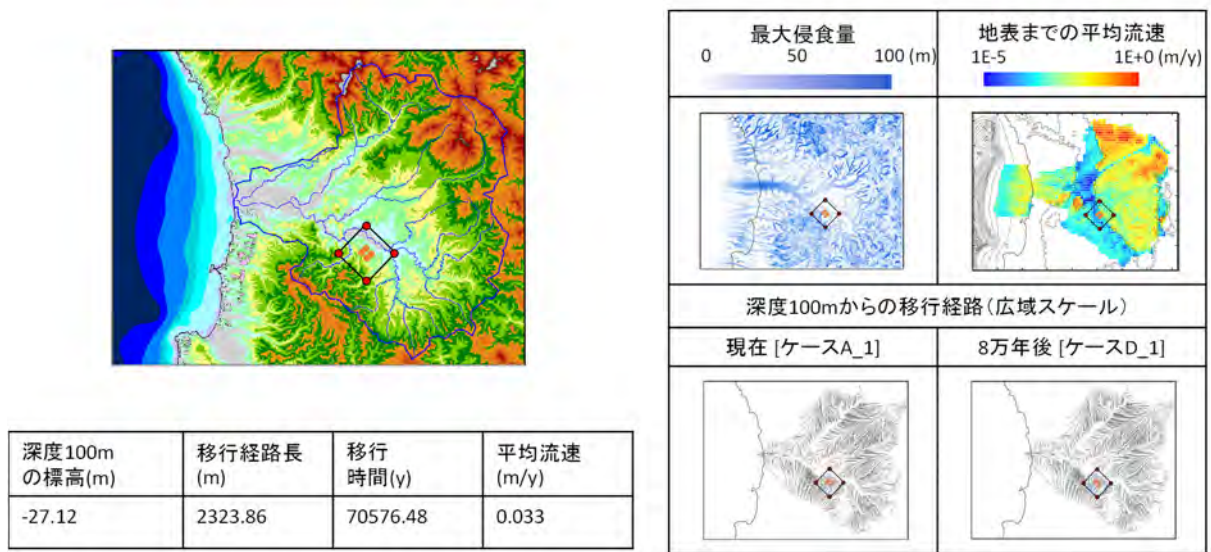


図 4.3-21 処分場位置の選定（陸域）

一方、海域では、埋設深度・地下水流動（処分深度の流速・水質、地表への移行（平均流速）の変動が小さく、埋没谷の影響を受けにくい領域として図 4.3-22 に示す範囲を選定した（※流出点についてはどの地点も大きく変化するため、ここでは対象としていない）。処分坑道の方法は移行経路に概ね直交する方向に設定している。またサイトスケールの評価範囲は、移行経路を包含する領域として 8km×4km×1km とした。

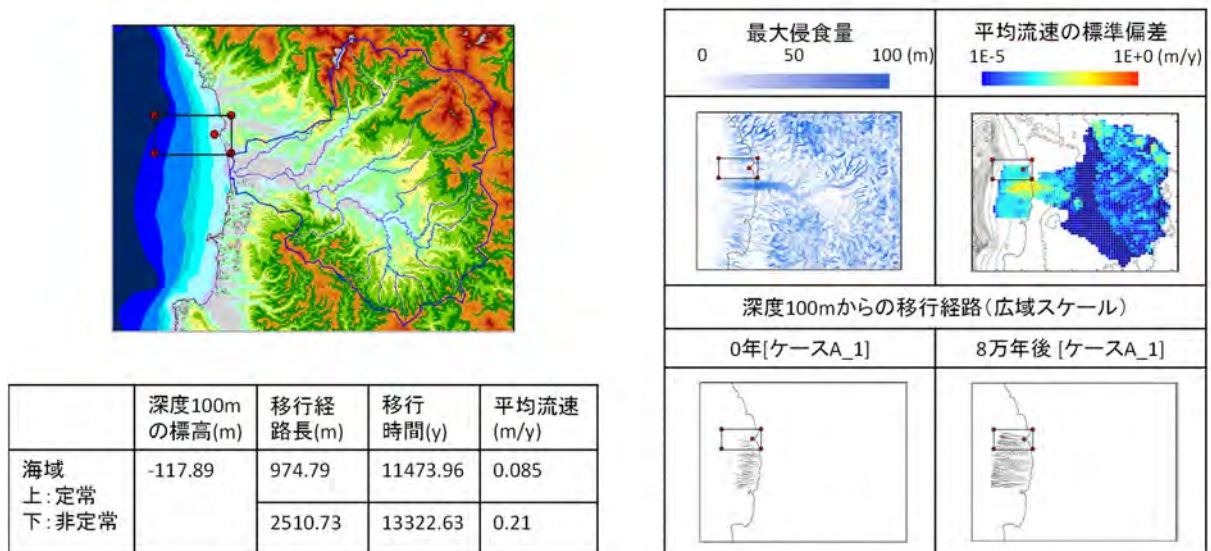


図 4.3-22 処分場位置の選定（海域）

JAEA では、山地・河川・平野・海域から成るわが国の典型的な集水域を対象に、非定常な地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響評価を進めてきた。平成 29 年度<sup>(12)</sup>に構築した 3D-SEEP に対する地形変化連成のために外部プログラムを用い、平成 31 年度<sup>(13)</sup>は過去～将来の地下水流動解析を実施した。本年度は昨年度の評価結果に対し、現在の地下水流動の傾向・海水準変動に伴う既往評価の知見との整合性確認を行い、解析条件に対して必要な修正を行った。その上で、地形変化評価において影響が大きいと推定された海水準変動・平均侵食速度の不確かさに対して、将来の地形変化・海水準変動に伴う地下水流動への影響を評価し、中深度処分における隆起・侵食や海水準変動による地下水流動の評価における規制上の留意点として整理した。

#### (5) 残された課題

以上の検討結果から、今後の課題として検討すべき項目として、以下が挙げられる。

##### 測定データに基づく現在の地下水流動場の妥当性確認

現在の場の再現性を確認するために、地下水位等の観測データとの整合性を確認する必要がある。また、初期濃度分布として洗い出し解析による定常状態を仮定したが、海水準変動の影響を考慮する必要がある可能性があり、これについて水質データからの検討が必要である。

##### 地下水年代等に基づく過去の流動場の情報に基づく評価結果の妥当性確認

深度 100m からの流れに対する検討や地形変化・海水準変動に伴う流れの変化の検討を検証するために、地下水年代等に基づく測定データ等が得られる地域での検討が必要である。

##### 水理地質構造に対する不確かさの検討

上記の検討においては、測定データと一致しない場合に解析条件のキャリブレーションを行うと想定される。水理地質構造については、水理定数の不確かさ・ボーリング等に基づく地質分布推定の不確かさがあり、例えば水理定数の不確かさについては不均質性がある中で広域的な評価と後述するサイトスケール等の局所的な評価でどのように適切な値を設定するかといった課題がある。

#### 4.3.4 核種移行

中深度処分の埋設施設の設置が検討されている堆積岩地域における核種移行について、過年度の成果を取りまとめる。過年度において高レベル放射性廃棄物の地層処分を対象とした人工バリア及び天然バリアにおけるリンケージ解析手法を構築してきた。本手法を中深度処分に適用する際の現状と課題について整理した。

##### (1) 評価の全体像

図 4.3-23 に、天然バリアの状態変化を人工バリアの変質などに反映させて統合的に核種移行評価するリンケージ解析方法を中深度処分へ適用する方法を示す。

- ・人工バリア中の核種移行  
(人工バリアの項参照)
- ・天然バリア中ニアフィールドの核種移行  
自然事象の影響を受けにくく、天然バリアの初期の性能が長期的(10 万年程度)に維持される見込みのある領域における核種移行を評価する。
- ・天然バリア中ファーフィールドの核種移行  
地形変化等の自然事象の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する可能性ある領



域における核種移行を評価する。時間スケールの不確実性（～10 万年程度、10 万年以降）の影響を考慮した移行特性の設定が必要。

・生活環境での被ばく線量評価

廃棄物埋設地から漏出した核種が地下水移行の末に到達する海洋、湖沼、河川および陸域など生活環境中での被ばくシナリオ及び経路での被ばく線量を評価する。

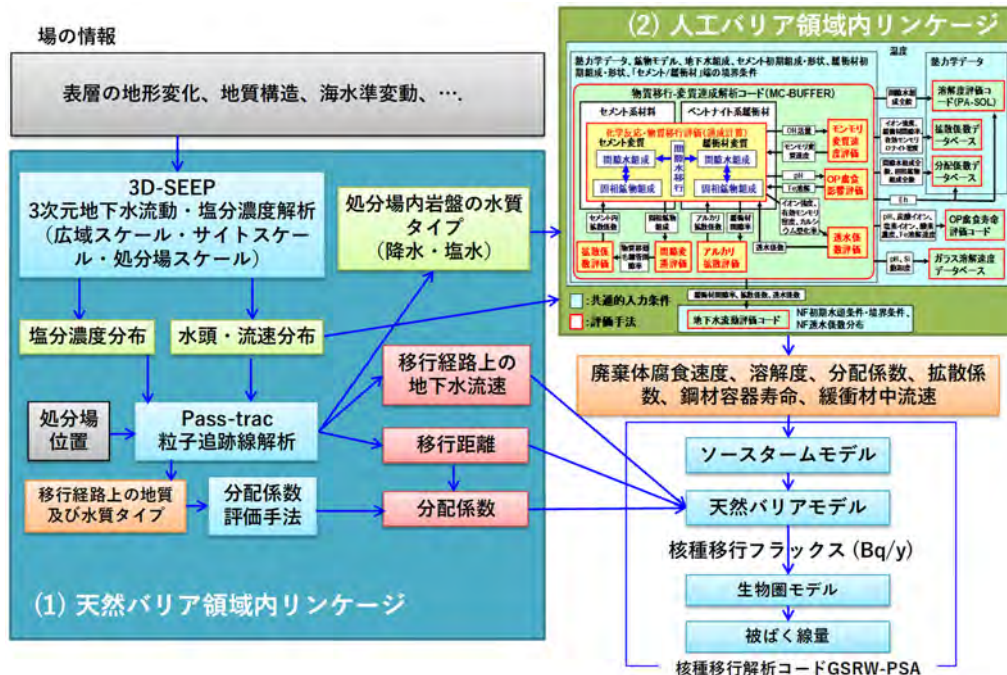


図 4.3-23 人工バリアと天然バリア領域のリンケージ評価の概要

(2) 天然バリア中の移行経路の設定

現地形で定期的評価される地下水流動経路と比較して、長期にわたる地形変化・海水準変動に伴い変化する地下水流動場の変化によって、地下水移行による核種の移行経路は大きく変動することから、移行経路を求める粒子追跡線解析において、地下水流動場を時々刻々変化させて移行経路を導出する。

天然バリアの核種移行評価における領域の設定を考えたとき、大きくニアフィールドとファーフィールドに分類される。このときのニアフィールドは人工バリアを含むものではなく、天然バリアとして核種移行抑制機能を有する領域と考える。ニアフィールドを信頼性のあるデータに基づいた地下水流動解析結果に基づき、天然バリアの性能が長期的、ここでは10万年程度、維持される見通しのある領域と定義する。この領域は下記の(A)の解析を前提として、(B)、(C)の影響解析によってその領域を評価するものとする。

- (A) 坑道からの調査等で取得されるデータの密度、精度が考慮された条件に基づいた地下水流動解析 ((B)、(C)) であること
- (B) 処分場 (EDZ を含む) 内の透水性に係るパラメータ変化がファーフィールドの圧力に影響を与えない範囲としてニアフィールドを設定 (SKB の考え方を参考)
- (C) さらに、地形変化・海水準変動を伴う非定常の地下水流動場の中で影響の小さい領域範囲が考慮される必要がある

一方、ファーフールドは、地形変化の影響をより受けやすく、生活圏の流出点も変化する領域であり、時間スケールの不確実性の影響を考慮して核種移行特性を設定したうえで核種移行解析を行うことが必要な領域と定義し、時間スケールの区分として～10 万年程度と 10 万年以降とした。

3 種類の地下水流動解析（広域／サイト／処分場スケール）と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフールドの設定との関係を図 4.3-24 に整理した。

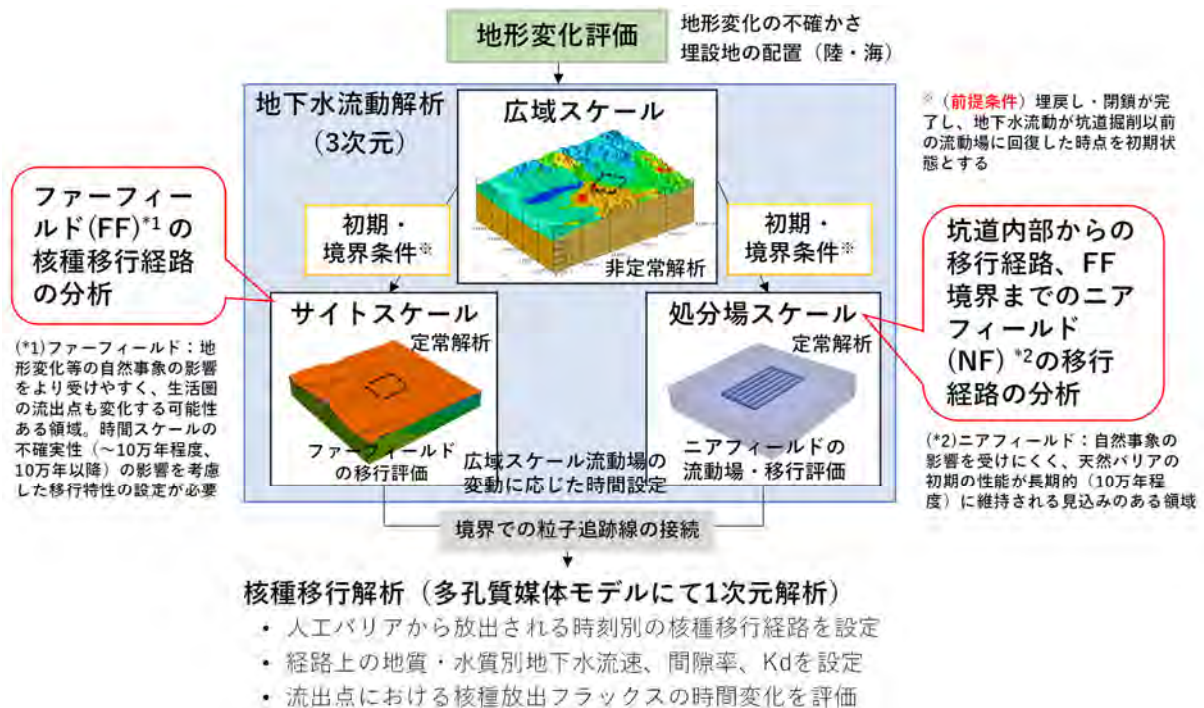


図 4.3-24 3 種類の地下水流動解析（広域／サイト／処分場スケール）と、天然バリアとしてのニアフィールドおよびファーフールドの設定との関係

### サイトスケールの地下水流動解析

#### (a) 評価条件

##### ➤ モデル

対象範囲における地表面形状は、400mDEM を 20m グリッドで内挿した結果に基づき作成した。地質分布についても 20m グリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した（図 4.3-25）。

##### ➤ 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿  
境界条件（水位）：側方・底面→水位固定

地表面→陸域：浸出面境界（降雨浸透）、海域：海水位固定

境界条件（塩分）：全域固定

##### ➤ 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10 年間（タイムステップ：0.1～1 年）の解析を行った。

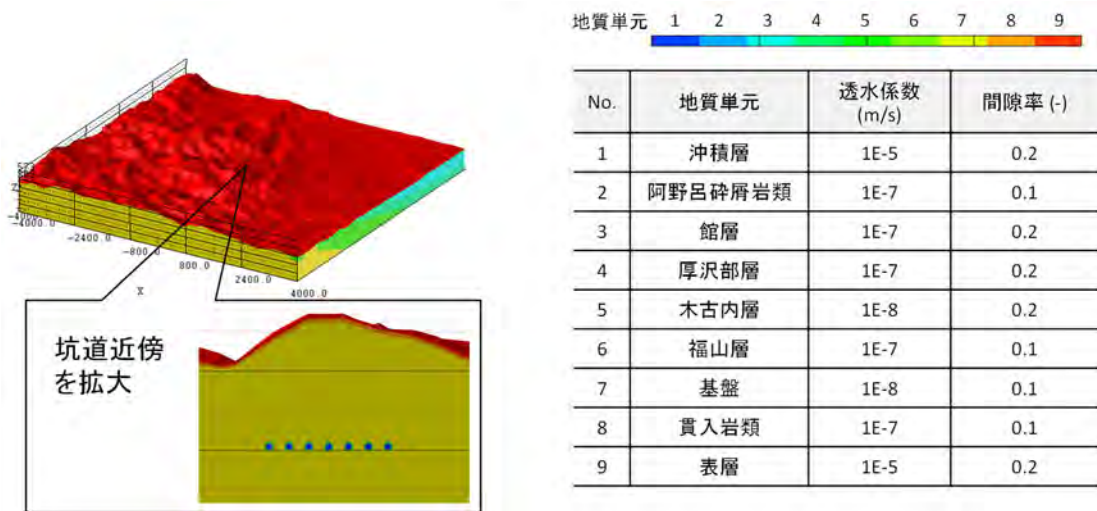


図 4.3-25 サイトスケールのモデル例

- 評価結果

陸側処分場に対するサイトスケール地下水流動解析の結果例を図 4.3-26 に示す。2km 四方の領域に対し、20m メッシュで地形勾配の影響を反映した結果となっている。

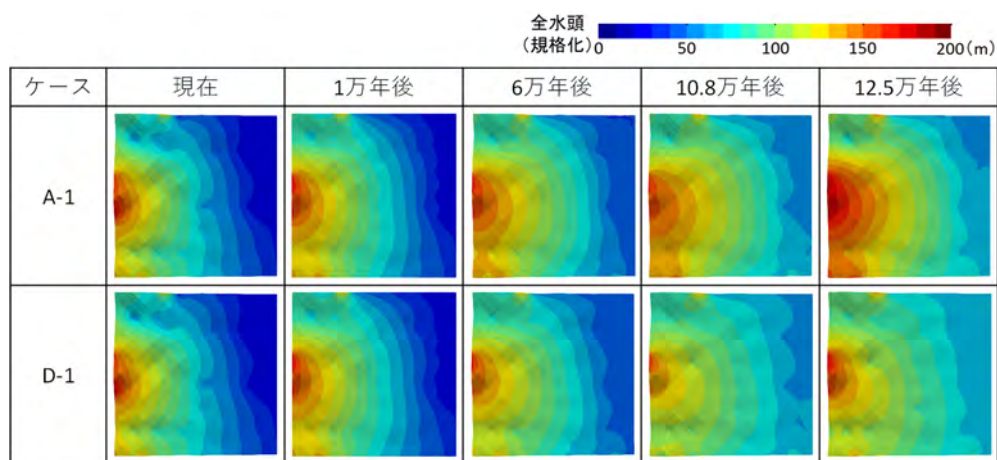


図 4.3-26 サイトスケール地下水流動解析の結果例（全水頭分布の時間変化）

処分場スケールの地下水流動解析

(a) 評価条件

➤ モデル

図 4.3-27 に示すように、地質分布についてはサイトスケールと同様に、20m グリッドで内挿した地質境界に基づき、各要素の地質を判定した。



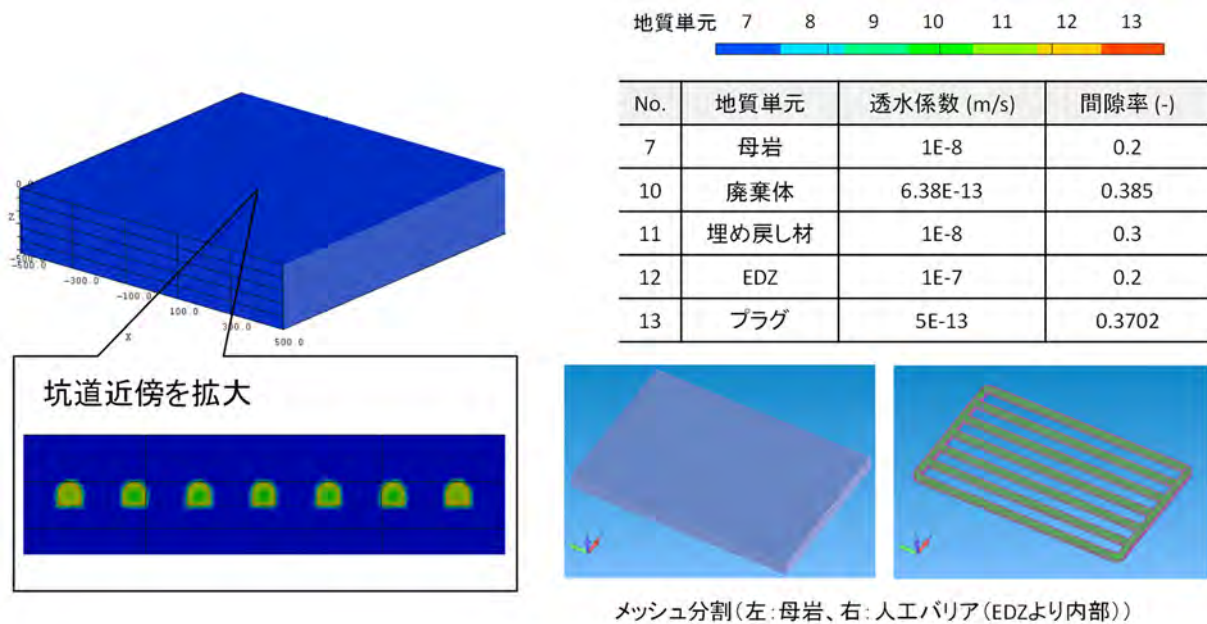


図 4.3-27 処分場スケールのモデル例

➤ 初期・境界条件

初期条件：各時刻・ケースの広域地下水流動解析の結果（圧力水頭・塩分濃度）を内挿

境界条件（水位）：全面水位固定

境界条件（塩分）：全域固定

➤ 解析時間・タイムステップ

定常になるまでの期間として、10年間（タイムステップ：0.1～1年）の解析を行った。

(b) 評価範囲

処分場スケールの評価範囲は昨年度と同様に、SR-PSU<sup>(14)</sup>における異なるモデルの接続の観点からの解析的な検討に基づき決定した。SR-PSUではRepository scale（処分場スケールに相当）の領域範囲を、処分場の水理特性の変化がRegional scale（サイトスケールに相当）の水理モデルの流れに影響を与えない、という条件で選択している。これは、処分場スケールとサイトスケールでの処分場の再現度の違いが、両者による連続的な移行評価に影響を与えないためと考えられる。SR-PSUでは領域範囲を決定するために、Regional scaleにおいて極端な2ケースの透水係数が処分場に設定された場合の解析が行われている：

- ・岩盤ボルトとトンネルが一樣に透水性の高い物質で埋め戻される場合  
( $K=1E-5$  m/s)
- ・岩盤ボルトとトンネルが一樣に透水性の低い物質で埋め戻される場合  
( $K=2E-12$  m/s)

本検討でも同様に、下式に示すレファレンスケースに対する全水頭の変化によって、影響範囲を評価することとした。なお評価範囲の初期設定は $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$ とし、これより影響範囲が広い場合に評価範囲を適切な範囲に変更することとした。

$$h_{tDifference} = Abs \left( \frac{h_{tlow/high permeability} - h_{treference case}}{h_{treference case}} \right) \cdot 100$$

条件（坑道の透水係数）：レファレンスケース 1E-8 m/s（母岩と同じ）  
 透水性が高い場合 1E-6 m/s（母岩より2桁高い（EDZ））  
 透水性が低い場合 2E-12 m/s（SR-PSU に準じた値）

(c) 評価結果

影響範囲の評価結果を図 4.3-28 図 4.3-28 に示す。陸域ではケース・時刻による影響範囲の変化は小さく、影響範囲は処分場（約 500m 四方）周辺に限られたことから、評価範囲の修正は行わなかった。一方海域では、海水準位置により影響範囲が異なり、影響範囲の広い結果に基づき評価範囲を  $1.4 \times 1.4 \times 0.5 \text{ km}^3$  と設定した。









坑道の透水係数	陸域： $1 \times 1 \times 0.2 \text{ km}^3$	海域： $1.4 \times 1.4 \times 0.5 \text{ km}^3$		
	0年	0年	2万年(ケース1)	4万年(ケース4)
坑道の透水性高 (母岩より2桁大)				
坑道の透水性低 (2E-12 m/s)				

図 4.3-28 処分場スケールでの評価範囲の検討結果

処分場スケール及びサイトスケールの地下水流動解析結果を利用して、処分坑道内部の埋め戻し材（放出点 p1 及び p5）からの粒子追跡線解析結果から得られた地表までの地下水流動時間の放出時刻に応じた変化を図 4.3-29 に示す。放出点 p1 からは放出時刻 0 から 10000 年以上流動時間を確保し、その後流動時間 35000 年まで単調に増加しているのに対し、p5 からは放出時刻 0 では 1000 年程度の流動時間しかなく、放出時刻 20000 年で流動時間が 28000 年程度と大きく増加するが、放出時刻 30000 年で流動時間が大きく減少する結果となり、移行経路が安定しなかった。ニアフィールドの核種移行経路を処分場スケールの範囲と考えると、p5 の 0 から 20000 年を除き、流動時間が 5000 年以上維持されており、ファーフィールドの影響を受けない範囲であることが確認できる。一方、サイトスケールの評価領域であるファーフィールドは地形変化の影響を受けて移行経路及び流速に大きく影響を受ける範囲であることが確認でき、処分場スケールにおける移行経路がニアフィールド、サイトスケールにおける移行経路がファーフィールドであるとみなすことが妥当であることを示した結果となった。

また、平均侵食速度を  $0.18 \text{ mm/y}$  を大きくしたケースについて、同様に p1 及び p5 からの放出時刻別の地表までの地下水流動時間を図 4.3-30 に示す。p1 では 20000 年以降流動時間が増

加せず、流動時間はほぼ 13000~15000 年程度で一定となった。p5 についても 10000 年以降 10000~15000 年に徐々に増加する結果となり、A-1 の地下水流動時間の変化と大きく異なった。

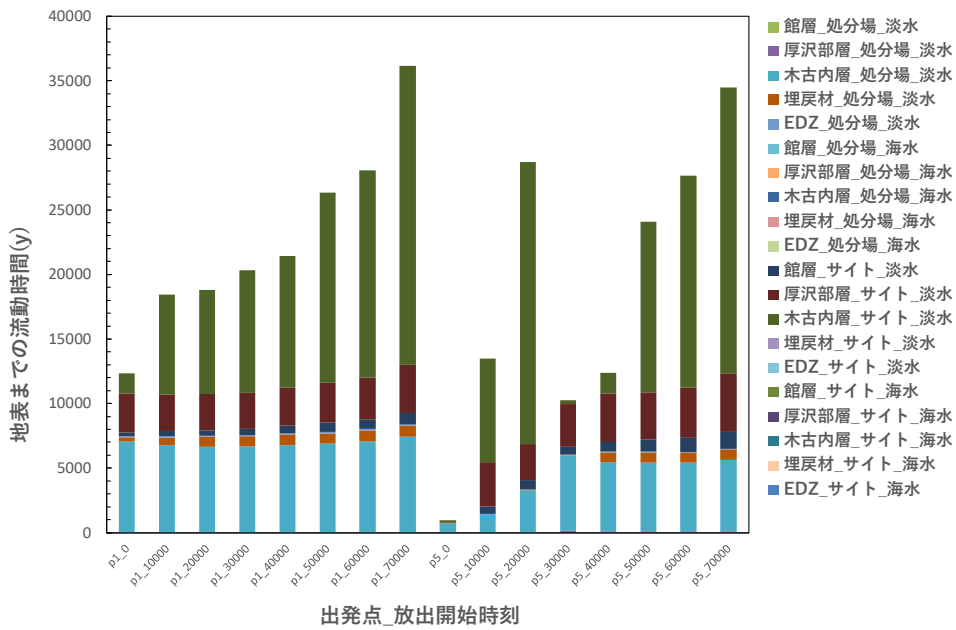


図 4.3-29 陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース A-1: p1 及び p5）

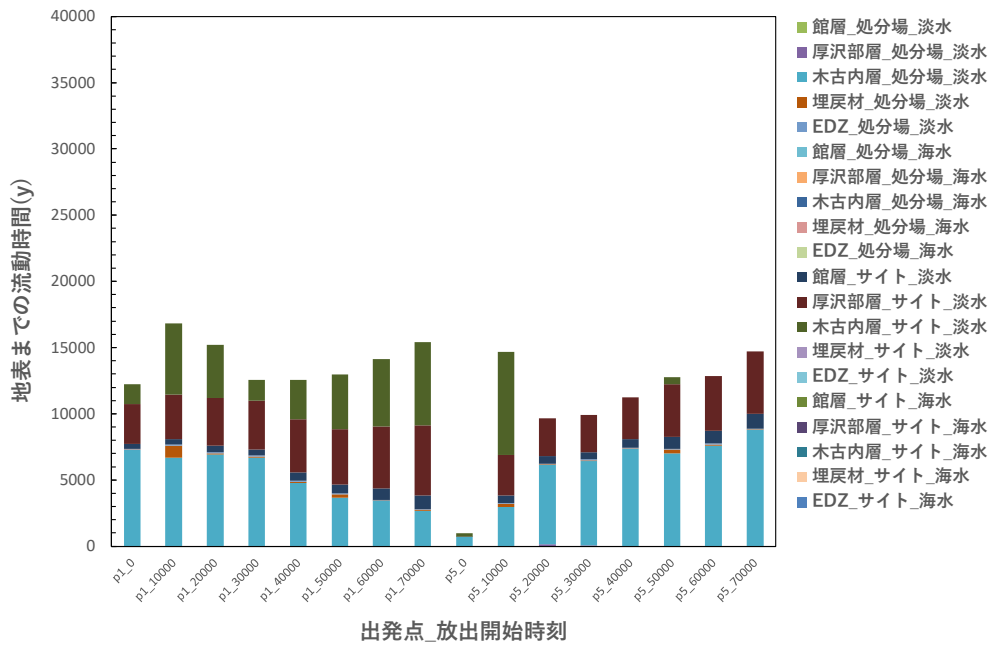


図 4.3-30 陸域処分場からの放出時刻別の地下水流動時間（ケース D-1: p1 及び p5）

- ・ 移行経路上の地質・水質区分ごとの移行距離及び平均流速の算出
  - 海水の塩分濃度で規格化した  $C_{\text{salt}}=0.5$  をしきい値として  $C_{\text{salt}} \geq 0.5$  を海水区分、 $C_{\text{salt}} < 0.5$  を降水区分とする。
- なお、天然バリア中の水質については上記 2 区分のみで、化学的成分については、現状考慮さ



れていない。地質中の鉱物との化学反応によって地下水中の化学的成分が変化し、Kdなどの核種移行パラメータが変化する可能性がある。化学的水質の考慮は残された課題であり、今後検討する必要がある。さらに、粒子追跡線解析は、Kd=0の粒子を追跡しており、経路上での収着を考慮していない。収着の大きい核種についてはKd=0の核種と移行時間が異なるため、Kd=0として導出した移行経路と乖離が生じる可能性がある。収着を考慮した移行経路の設定は残された課題として、今後検討する必要がある。

### (3) 移行経路上の地質及び地下水水質区分に基づく収着分配係数の設定

高レベル放射性廃棄物（HLW）や TRU 廃棄物の地層処分安全性を判断するためには、長い間には地下水が接触し、地層処分場から漏出する放射性核種が岩盤中を地下水とともに移動し、生活環境まで運ばれ、人間に被ばくを与える可能性を考慮し、被ばくの程度を評価する必要がある。核種の移行は、処分場周囲に存在する岩盤等の天然バリアへの吸着によって遅延されるが、廃棄物中に有意に含まれ、かつ半減期の長い核種に対しては、天然バリアの岩石への吸着により生活環境への核種の移行時期がどれだけ遅延するか、つまり、その地下水中の核種濃度を決定する吸着分配係数（Kd）が安全評価上の重要な移行パラメータとなる。数千年以上の長期を対象とした場合には、バリア材の変質や地下水組成の時間的・空間的変遷を考慮してKdの変動を評価することが重要である。しかしながら、長期的な処分環境（岩石の鉱物組成・物理形状、地下水組成等）の変動に対し、全ての核種を対象として網羅的にKdデータを取得・整備することは不可能である。そのため、環境条件変化に伴うKdの変動を評価する手法を構築する必要がある。環境変動に伴うKdの変動を予測するための手法として、固相条件（鉱物組成等）や液相条件（イオン強度、pH等）とKdの相関からKdの変動を評価する、半定量的手法<sup>(15,16)</sup>がある。ただし、パラメータの変動を単純な外挿で評価することは困難であるため、環境条件の変動の程度によっては、より定量的に判断するための根拠が必要になる。より信頼性の高い手法として、機構論的収着モデルの構築が進められており<sup>(17)</sup>、イオン交換や表面錯形成といった熱力学的アプローチが取られているものの、現状の熱力学的収着モデルは、

- ・ 単純系（鉱物系）が良く説明できても、天然の複雑系（岩石系や複合材）での整合性はあまり良くない。
- ・ 複雑系ではサイトが複数存在し、それぞれ収着特性が異なる。
- ・ モデル計算に必要なパラメータを揃えるのが困難。例えば物理パラメータとして、収着鉱物の表面積、収着サイト濃度、核種と接する有効表面積が必要とされる。化学パラメータとして、核種の化学形、溶存量、地下水組成、鉱物組成、収着反応と平衡定数等が必要とされる。
- ・ モデル解析をするためには、多くの仮定が必要である。

といった問題点がある<sup>(18,19)</sup>。そのため、機構論的収着モデルはKdの評価に直接用いるのではなく、設定したKdの科学的信頼性の補完、環境条件の変化に伴うKdの変動幅の推定に用いるのが妥当とされている<sup>(18,20)</sup>。

これらの理由から、既往のKdデータ、機構論的収着モデル計算および処分サイト試料を用いて取得されたKdデータを複合的に考慮することにより、Kdを設定することが現実的であると考えられる。図4.3-31に設定体系の概念を示す。具体的なKdの設定手順は以下の通りである。

- ① Kdの取得方法、品質確認の基準を決定。
- ② サイトや処分場設計を踏まえて想定される、環境条件の範囲で取得された既往のKdデ

- ータの中から①の基準を満たすデータを抽出し、その分布を把握。
- ③ Kd データの分布に応じて、基本的なシナリオおよび環境変動に対応する確からしい値と変動幅を決定。
  - ④ Kd の変動に対し、機構論（イオン交換、表面錯形成）的に説明可能なものについては、機構論的説明を付与。
  - ⑤ サイトの試料を用いて測定されたデータと②の分布を比較し、含まれていれば③で設定した確からしい値を Kd として設定し、外れていれば原因を解明して保守的な値を設定する。

ここで、確からしい値とは、十分な統計的データが存在する場合には、その確率分布の中央値（または平均値）を意味する。十分なデータが存在しない場合には、適切な範囲で保守側になるような値とする。また、Kd の変動幅については、十分な統計的データが存在する場合には、例えば 97.5%片側信頼区間の値を用いることが考えられる。しかし、長期的な安全評価における不確かさについては、多くの場合十分な統計的データは整備されていない。このような場合には、現状得られている知見を最大限活用し、適切な保守性を持たせて設定する。

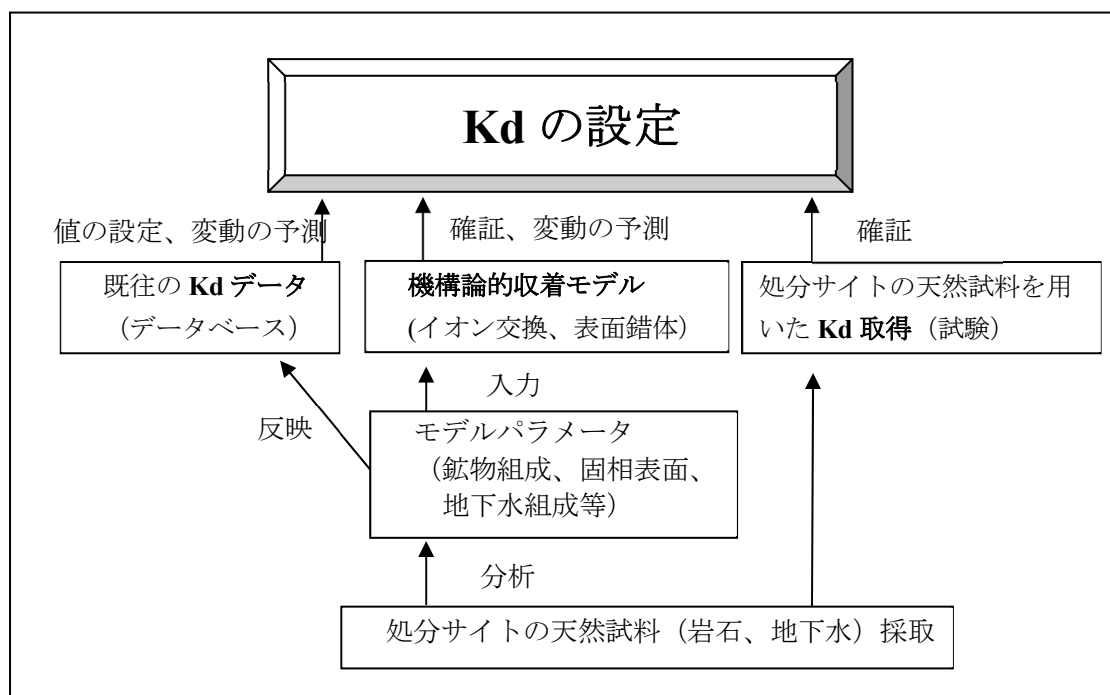


図 4.3-31 Kd の設定体系

HLW や TRU 廃棄物の地層処分の評価対象元素（表 4.3-3）に対し、そのような考え方に基づいた Kd 設定に資するために、核種移行データベースを構築し、データの拡充を行いつつ、不足するデータについては、試験を行い、Kd を取得し、機構論的モデルの構築し、変動要因の検討を行ってきた。

表 4.3-3 評価対象元素

No.	対象元素	HLW	TRU	No.	対象元素	HLW	TRU
1	C		○	14	Cs	○	○
2	Cl		○	15	Sm	○	○
3	Co		○	16	Pb	○	○
4	Ni		○	17	Po	○	○
5	Se	○	○	18	Ra	○	○
6	Sr		○	19	Ac	○	○
7	Zr	○	○	20	Th	○	○
8	Nb	○	○	21	Pa	○	○
9	Mo		○	22	U	○	○
10	Tc	○	○	23	Np	○	○
11	Pd	○	○	24	Pu	○	○
12	Sn	○	○	25	Am	○	○
13	I		○	26	Cm	○	○

Kdについては、既往の高レベル放射性廃棄物やTRU廃棄物の地層処分の安全評価で被ばく線量に寄与する核種（線量支配核種）のうち、C、Se、Sn、Cs、I及びTh等のアクチノイド元素に着目し、地下水環境の変動として塩濃度、pH及び炭酸濃度、地質媒体の変動として岩石の鉱物組成をパラメータとした実験的研究を実施し、データを取得してきた（表4.3-4及び表4.3-5）。

表 4.3-4 これまでに実施した実験条件及び Kd データ(岩石への収着試験) (1/2)

対象元素	液相条件			固相条件			核種選定根拠及び取得した Kd (m <sup>3</sup> /kg)
	pH	Eh (mV)	NaNO <sub>3</sub> (M)	砂質泥岩	花崗閃緑岩	凝灰質砂岩	
C	8.1	-1180	0(地下水条件)	○	-	-	C-14:TRU の線量支配核種 ■Kd=0 (砂質泥岩)
Se	8.5	<-400	・0(地下水条件) ・一部塩濃度依存性についても取得	○	○	○	Se-79:HLW 及び TRU の線量支配核種 ■Kd=1E-2 のオーダー (砂質泥岩、凝灰質砂岩) ■Kd=1E-4 のオーダー (花崗閃緑岩)
	10.5			○	○	○	
	11.5			○	○	○	
	12.5			○	○	○	
Sn	8.5	-1180	0(地下水条件)	-	○	○	Sn は線量支配核種ではないが、Zr-93 及び 4 価アクチニド核種 (Th,U,Np) 評価用データの取得のために実験を行った。 (Sn-126 も HLW の評価対象核種ではある) ■Kd=1E-3~1E-1 のオーダー (花崗閃緑岩: データ数少ないため pH 依存性不明) ■Kd=1E-2 のオーダー (凝灰質砂岩;pH=12.5)
	10.5			-	○	○	
	11.5			-	○	○	
	12.5			-	○	○	
I	8.1	<-200	0(地下水条件)	○	○	○	I-129:TRU の線量支配核種 ■Kd=0~1E-4 のオーダー (砂質泥岩及び花崗閃緑岩: 検出限界以下のため塩濃度依存性不明、凝灰質砂岩: 塩濃度依存性無)
			0.05	○	○	○	
			0.5	○	○	○	
			5	○	○	○	
Cs	8.1	<-200	0(地下水条件)	○	○	-	Cs-135:HLW の線量支配核種 ■Kd=1E-2~1E-3 のオーダー (砂質泥岩及び花崗閃緑岩: 塩濃度依存性有)
			0.05	○	○	-	
			0.5	○	○	-	
			5	○	○	-	

○:Kd 取得 -:Kd 未取得

表 4.3-4 これまでに実施した実験条件及び Kd データ(岩石への吸着試験) (2/2)

対象元素	液相条件			固相条件			核種選定根拠及び取得した Kd (m <sup>3</sup> /kg)
	pH	Eh (mV)	NaNO <sub>3</sub> (M)	砂質泥岩	花崗閃緑岩	凝灰質砂岩	
Th	2~12	-	(炭酸濃度 0.01, 0.1 M)	○ (泥岩)	○ (花崗岩)	-	Th-229:HLW の線量支配核種 ■Kd=1E-2~1E-0 のオーダー (泥岩 : pH 依存性有) ■Kd=1E-3~1E-0 のオーダー (花崗岩 : 炭酸濃度依存性有)
U	2~12	-	(塩濃度 1E-3 M、炭酸濃度 0.01, 0.1 M)	-	○ (花崗岩)	-	U-233:HLW の線量支配核種 ■Kd=1E-2~1E+2 のオーダー (花崗岩 : pH 依存性有)
Pu	8~11	-300~400	(炭酸濃度 1E-4~0.5 M)	-	○ (花崗岩)	○ (砂岩)	Pu は線量支配核種ではないが、4 価アクチニド核種 (Th,U,Np) 評価用データの取得のために実験を行った。 (Pu-238, 239, 240, 241, 242 も HLW の評価対象核種ではある) ■Kd=1E-3~1E-0 のオーダー (花崗岩及び砂岩 : pH 及び炭酸濃度依存性有)

○:Kd 取得 -:Kd 未取得

表 4.3-5 これまでに実施した実験条件及び Kd データ(岩石を構成する鉱物への収着試験)

対象元素	液相条件		鉱物	取得した Kd (m <sup>3</sup> /kg)	収着挙動のモデル化
	pH	塩濃度 (M)			
Se	8~13	NaCl, 1E-2~1	黒雲母	1E-3~1E-1 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
Th	2~13	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	石英	1E-3~1E-0 のオーダー pH 及び炭酸濃度依存性有	電気三重層
	2~12	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	長石	1E-2~1E-0 のオーダー pH 依存性有	-
	4~12	炭酸濃度, 1E-2~1E-1	黒雲母	1E-1~1E-0 のオーダー pH 依存性有	-
U	2~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	石英	1E-4~1E-0 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
	2~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	長石	1E-4~1E-0 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
	3~12	NaCl(1E-3), 炭酸濃度 (1E-2, 1E-1)	黒雲母	1E-2~1E+2 のオーダー pH 依存性有	電気三重層
Pu	8~11	炭酸濃度, 1E-2~0.3	石英	1E-3~1E-0 のオーダー pH 及び炭酸濃度依存性有	-

加えて、データベースの活用方法、機構論的モデルの活用方法、実験的なデータ取得手法等を整理し、安全評価データとしての Kd の設定の考え方を取りまとめ、Se、Th 及び U に対し具体的な設定手法を提示した。これに際し、Kd の変動要因となり得る pH や塩濃度の影響について得られた Kd の変動幅を考慮し、構築した収着モデルにより収着現象の解明を行った。さらに、この考え方に基づき、Kd について、HLW の重要元素 (Se, Cs, 4n+1 系列 (Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm)) である 11 元素を網羅した不確かさ評価を実施し、安全評価の際の Kd に関するデータ設定上の課題を抽出した。これまでの検討により、処分環境の変動に伴い変化する Kd の設定や変動の予測が概ね可能となった。

残された主な課題を以下にまとめる。熱力学データが未整備の元素については、化学アナログを用いて評価しているが、この妥当性を検証する必要がある。処分環境で安定な化学形で取得された Kd が少ない元素については、データを整備する必要がある。また、収着モデル構築に必要なパラメータの整備及び系統的な Kd データの取得を進める必要がある。さらに、粉碎試料を用いて取得した Kd を実際の岩石へ適用する手法や原位置での試料採取、Kd データ取得及び収着モデルの構築について検討が必要である。特に中深度処分に向けた安全評価に対しては、前述の課題に加え、平成 29 年度の委託事業で抽出された C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93, Nb-93m、さらに本年度追加で評価対象とした Se-79, Tc-99, Ag-108m, Cs-135, Hf-182 について不確かさ評価を実施し、その変動を把握する必要がある。

#### (4) 核種移行解析

##### (a) 多孔質媒体を対象とした核種移行評価式

堆積岩地域に設置されることを想定し、多孔質媒体における核種移行解析について、整理する。人工バリアから核種移行経路に沿って、次式で表される一次元移流分散方程式によって核種移行評価を行う。



$$\frac{\partial(\varepsilon R^i C^i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left( u C^i - D_u^i \frac{\partial C^i}{\partial x} \right) - \lambda^i \varepsilon R^i C^i + \lambda^{i-1} \varepsilon R^{i-1} C^{i-1} + Q^i$$

ここで、 $C^i$ は核種  $i$  の間隙水中の濃度、 $\varepsilon$ は多孔質媒体の間隙率、 $u$ はダルシー流速、 $R^i$ は核種  $i$  の遅延係数、 $Q^i$ は核種  $i$  のソースターム、 $\lambda^i$ は核種  $i$  の崩壊定数、 $D_u^i$ は核種  $i$  の分散係数で  $D_u^i = \alpha_L u + \varepsilon D_0^i$  で表される ( $D_0^i$ は核種  $i$  の間隙中の拡散係数、 $\alpha_L$ は分散長)。また、 $R^i = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K d^i$  で表される ( $\rho$ は地質の真密度、 $K d^i$ は当該地質及び水質に応じた核種  $i$  の分配係数)。

なお、堆積岩には亀裂を含む場合もあり、その亀裂存在割合によっては、多孔質媒体の近似が困難となるケースも想定されるが、現状では亀裂を含む多孔質媒体における核種移行の現象理解が十分ではなく、評価モデルを構築できていない。多孔質媒体として近似できる亀裂の存在割合や亀裂幅及び長さ、動水勾配などの条件を整理するとともに、亀裂性媒体と多孔質媒体とを組み合わせた評価モデルの構築に向けた現象理解を進めていく必要がある。(残された課題)

(b) 人工バリア中の核種移行パラメータの設定

<人工バリアの項参照>

人工バリアからの移行フラックスを評価した結果、図 4.3-32 に示すような時間変化が得られた。天然バリアにおける核種移行評価においては、本結果を入力値として使用した。

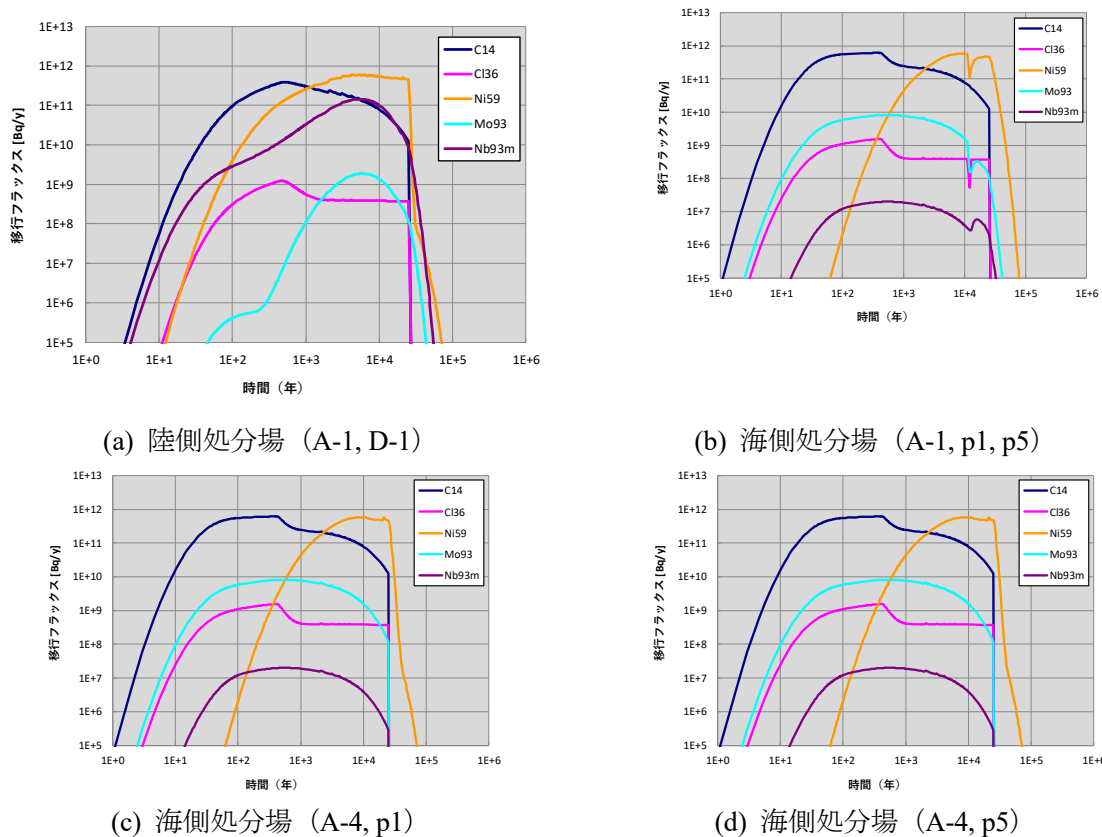


図 4.3-32 人工バリアからの核種移行フラックス

(c) 地形変化及び海水準変動を考慮した中深度処分を対象とした核種移行評価例

表 4.3-6 及び表 4.3-7 に評価に用いた分配係数<sup>(21)</sup>を示す。また、移行距離が短い、埋め戻し

材及び EDZ においては分散長 $\alpha_L$ を無視することとし、すべての EDZ を抜け、母岩から地表までの移行経路については、ピークフラックスへの影響を確認するため分散効果を小さくすることとし、放出時刻別の各移行距離に対して 1/100 の $\alpha_L$ を与えて解析した。

表 4.3-6 降水系地下水における各元素の分配係数

	分配係数 (m <sup>3</sup> /kg) 降水系地下水				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	2.50E-04	2.50E-04	0	1.00E-04	1.00E-04
Cl	0	0	0	1.00E-04	1.00E-04
Ni	1.25E-03	1.25E-03	5.00E-02	1.00E-01	1.00E-02
Nb	0	0	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-03	2.50E-03	0	1.00E-04	1.00E-04

表 4.3-7 海水系地下水における各元素の分配係数

	分配係数 (m <sup>3</sup> /kg) 海水系地下水				
	コンクリートピット	低拡散層	ベントナイト	泥岩	砂岩
C (有機)	0	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0	0
Ni	2.50E-03	2.50E-03	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-03
Nb	2.50E-02	2.50E-02	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01
Mo	2.50E-05	2.50E-05	0	0	0

陸側処分場における天然バリアを介して地表へ供給される核種移行フラックスの評価結果を図 4.3-33 に、平均侵食速度を 0.18mm/y として評価した場合の結果を図 4.3-34 に示す。p1 では、0～10000 年、10000～20000 年の間に人工バリアから放出される核種が重ね合わされて時間変化が示されている。0～10000 年については、平均侵食速度を変化させても核種移行経路及び地下水流動時間が変わらないことから、C-14 についてはフラックスのピークに変化はない結果となった。Cl-36 については、A-1 では 0～10000 年で放出された核種のピークと 10000～20000 年で放出されたピークがほぼ同じ値となったが、平均侵食速度が大きい D-1 では 10000～20000 年で放出された核種のピークが最大値となり、わずかながら A-1 よりもフラックスの最大値が大きくなった。

p5 では、0～10000 年、10000～20000 年、20000～30000 年に放出された核種が重ね合わされている。p1 と同様に 0～10000 年及び 10000～20000 年からのフラックスの時間変化は同じ結果となるが、20000～30000 年の地下水流動時間が減少することを受けて、10000～20000 年の放出で形成される極大ピークと 20000～30000 年で放出される極大ピークが重なる核種 (C-14, Cl-36) があり、30000 年程度で生じるフラックスのピークが標準の平均侵食速度のケース A-1 と比較して 2 倍程度となった。しかし、各核種の最大となるピークは地形変化の影響をほとんど受けない 0～10000 年に人工バリアから放出されるフラックスで決定されたため、p5 では平均侵食速度が大きくなったことによって大きな影響は見られなかった。

これらの結果から、人工バリアからの漏出核種移行フラックスに応じた放出時刻別の核種移行経路を反映して評価することによって、地形変化と海水準変動によるサイト及びその周辺の地下水流動の 3 次元処分場レイアウトに応じて変動する核種移行を評価できる見通しが得られ

た。広域スケールの地下水流動解析では見られなかった地形変化による局所流動系の変化をサイトスケールの地下水流動解析で捉えることで、核種の移行経路の時間変化を評価できるようになった。したがって、地形変化を反映させて移行経路を評価する際には広域スケールの地下水流動解析結果をベースに、サイトスケール及び処分場スケールの地下水流動場を時々刻々接続させた粒子追跡線解析を行う必要がある。本年度のケース解析においては、長期的な領域全体の平均侵食速度のパラメータ設定を標準ケース 0.089m/y (A-1) に対して、0.18mm/y (D-1) を設定して評価した結果、地形変化の影響をあまり受けない 0~20000 年でフラックスのピークを示す核種が支配的となることから、核種移行の観点ではフラックスの最大値に影響を与えるものではなかった。しかし、20000 年以降、流動時間としては A-1 に比べて短くなる傾向にあり、核種漏出のタイミングによっては、フラックスが大きくなる可能性がある。

また、長期的な海水準変動のパターンを過去 12.5 万年の観測結果に基づくものを適用する海側処分場の標準ケース (A-1) に対して、温暖期が継続する海水準変動パターン (A-4) を設定して評価したところ、温暖期が継続する海水準変動パターンの方が、0~20000 年までの移行距離及び流動時間が長く確保されているため、核種移行フラックスとしては小さくなる結果となった。しかし、A-4 ケースでは海水準は維持されるが密度差により降水系地下水が処分場領域の上部に流入することによって、30000 年以降で処分場領域内での流動場が大きく変動して極端に移行距離及び流動時間が短縮するため、人工バリアからの核種の漏出のタイミングによっては、フラックスが大きく変動する可能性を示唆した。

初期 (現在) の移行経路で、流動時間が短く、時間経過とともに長くなるケースでは初期の経路でピークフラックスが支配されるが、初期の移行経路で流動時間が確保されていても、地形変化及び海水準変動により経路及び流動時間が短縮するような場合には、あとから放出されたフラックスが先に地表に到達する可能性があり、最大のピークフラックスを形成する可能性があることに注意する必要がある。

また、総移行距離の観点では時間経過に伴って大きな変動がないような結果であっても、経路としては通過する地質・水質区分の内訳が大きく異なる場合があり、地下水流動時間では時間経過に伴って大きな変動が生じるケースが見られた。斜面領域で地形勾配が時間経過に伴い増加する場合であり、全水頭が大きくなって、地下に潜り込む経路を取りやすくなる。今回の条件では地表までの流動時間は長くなる結果となったが、潜り込んだ地質の水理定数の条件によっては時間が短縮する可能性もあることから、移行経路の時間変動について分析する必要がある。

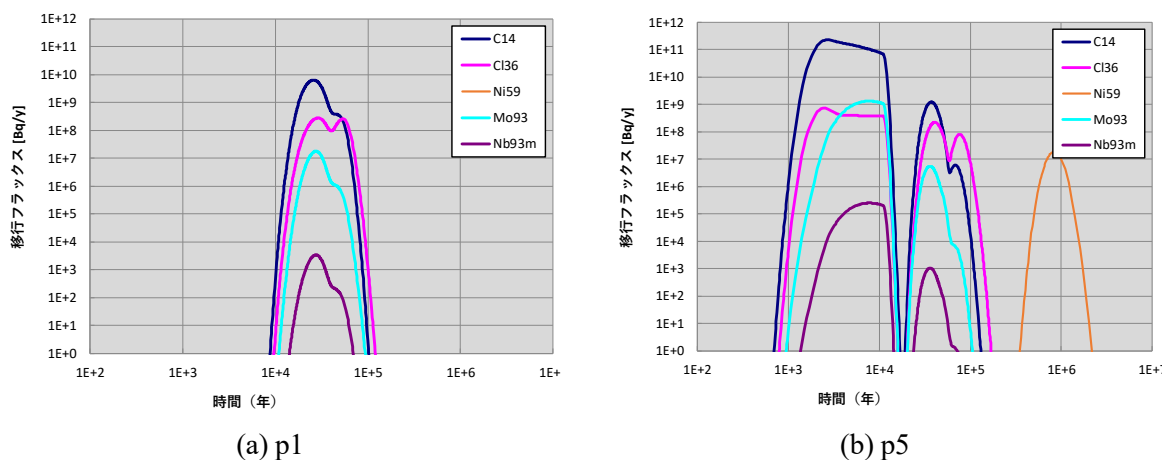


図 4.3-33 地表における核種移行フラックスの時間変化 (陸側処分場 A-1)

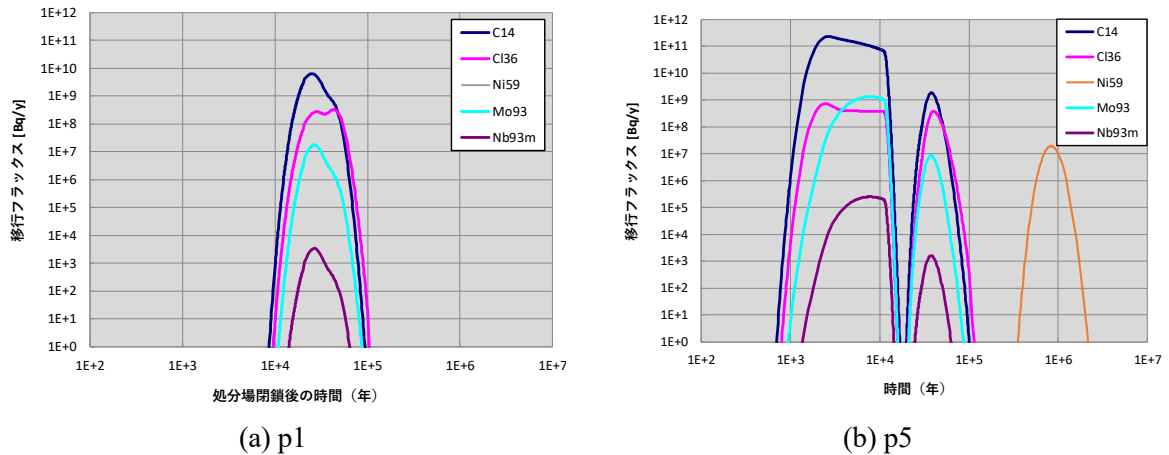


図 4.3-34 陸側処分場の p1 及び p5 からの核種移行評価結果（陸側処分場 D-1）

(5) 被ばく線量評価と公衆の被ばく線量が最も小さくなる設計の選定

被ばく線量評価においては、生活環境へ到達した核種量の時間変化に基づいて、河川の流量による希釈効果などを考慮し、その後の河川水の利用形態などに基づき被ばくシナリオを設定して経路ごとの被ばく線量を評価している。この際、例えば、灌漑水を農耕に利用する際の土壌中放射能濃度は均一として取り扱い、また、毎年供給される核種の蓄積などを十分に考慮していない評価となっている。土壌中の鉛直分布、土壌の粒径分布に応じた核種の収着、湖沼底部へ核種の蓄積など、こうした、生活環境での核種の動態については、1F 事故後の研究によって知見が蓄積されており、これらの知見を反映した見直しが今後必要となる。

人工バリアの2つ以上の設計オプションと廃棄物埋設地の位置・構造の2以上のオプションの組み合わせに対し、上記の核種移行解析及び被ばく線量評価によって、組み合わせごとの線量値を算出して、線量値が最小となる組み合わせを選定する。

(6) 残された課題

- ・ 亀裂を含む多孔質媒体における核種移行解析方法

堆積岩には亀裂を含む場合もあり、その亀裂存在割合によっては、多孔質媒体の近似が困難となるケースも想定されるが、現状では亀裂を含む多孔質媒体における核種移行の現象理解が十分ではなく、評価モデルを構築できていない。多孔質媒体として近似できる亀裂の存在割合や亀裂幅及び長さ、動水勾配などの条件を整理するとともに、亀裂性媒体と多孔質媒体とを組み合わせた評価モデルの構築に向けた現象理解を進めていく必要がある。

- ・ 地下水中の化学的水質の評価と水質に応じた核種移行パラメータの設定方法

天然バリア中の水質については上記2区分のみで、化学的成分については、現状考慮されていない。地質中の鉱物との化学反応によって地下水中の化学的成分が変化し、Kdなどの核種移行パラメータが変化する可能性がある。化学的水質の考慮は残された課題であり、今後検討する必要がある。

- ・ 線量ピークが10万年を超えることが想定される際の地形変化、地下水流動解析の評価対象地域において、処分場から地表までの地下水流動時間が10000～20000年程度の時間帯

が多く、人工バリアからの移行フラックスの放出時刻が今回対象とした影響の大きいと考えられる核種では3万年程度まででピークを迎えることも関係して、10万年を超えてフラックスピークを迎えるのはNi-59のみであった。しかし、0～10000年の移行経路を適用して、100万年後のフラックスピークを評価したことになる。この間の地形変化及び地下水流動の変化は考慮されておらず、こうした遅延効果の大きい核種への地形変化による影響を評価できる方法について検討する必要がある。

- ・岩盤への収着性の比較的大きい核種に対する移行経路の乖離への対処

現在、岩盤への収着を考慮せずに粒子追跡線解析を行う、核種移行経路を導出している。収着性の高い核種の移行経路に関しては、収着性を考慮しない移行経路と乖離している可能性が高い。初期の流動場において、十分な流動時間及び移行距離が得られたとしても、地形変化に伴い、経路や流速が変化して、地表への到達時刻が大きく早まることが懸念される。核種の半減期によっては数桁のオーダーでピークフラックスが増加することもありうることから、その効果を適切に評価しておく必要がある。したがって、移行経路の導出にあたって、遅延効果を考慮した粒子追跡線解析などを行えるような検討を行うとともに、上記、10万年を超える地形変化及び地下水流動の影響を反映できるような評価手法について検討する必要がある。

- ・生活環境における放射性物質の移行及び決定グループの設定方法

廃棄物埋設地から漏出した核種に起因する被ばく線量の評価においては、漏出した核種が地下水を經由して海洋、湖沼、河川、陸域等の生活環境へ到達する際の放射性物質の移行挙動を把握することが重要である。従来この挙動の評価には、生活環境中の各領域に分割し、その間の物質移動を簡易的に移行係数や濃縮係数で表現するコンパートメントモデルが用いられてきた。一方、東京電力福島第一原子力発電所事故以降、環境中における核種移行に関する個別現象に関する知見が蓄積されている。最新知見を活用することにより、上記コンパートメントモデルにおける分割方法や各種モデルの適用性などを含めて、既存の被ばく線量評価の妥当性について検討を行う必要がある。沢も含めた河川の核種供給地点における土砂への収着、海洋と接続する汽水湖における物質移行、灌漑水の供給、収着及び継続的な利用による農耕地での核種の濃縮、豪雨等による土壌の流出、土壌への核種の収着・固定化及び継続的な核種の供給による蓄積、海洋沿岸域における核種の拡散・堆積など、陸域や河川、湖沼、海洋における核種移行・収着等の被ばく線量評価において重要と考えられる現象に関して、生活環境における放射性物質の移行メカニズムについて現象理解を行い、モデル等を見直す必要がある。

#### 4.3.5 まとめ

天然バリアの核種移行について、主に長期的な地形変化と海水準変動による地下水流動場の変化の観点で、核種移行経路の時間変化を評価し、多孔質媒体中の核種移行評価へ反映させる手法を構築してきた。表 4.3-8 に天然バリアの性能評価に関する研究課題と現時点の到達度、及び残された課題を整理した。また、表 4.3-9 に天然バリアの安全評価及び核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題を整理した。

表 4.3-8 天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (1/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題	
現在の地下 水流動場の 評価と妥当 性確認	1-1 広域 (ファーフ ィールド)	調査データから作成さ れた水理地質構造モデ ルに基づく解析による 現在の地下水流動場の 再現の確認方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>離散的なデータに基づく現在の 地下水流動場を再現する水理地質 構造モデルの作成・手順と不確か さの設定方法の構築</li> <li>広域地下水流動の適切な評価の 観点から、必要なボーリング位置 や深度等に係る判断のための技術 情報の整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>3次元の沿岸域での定量的な密 度流に対する地下水流動評価は可 能</li> <li>サイトスペシフィックな調査デ ータに基づく、水理地質構造モデ ルの作成のために、既往情報のデ ータ収集</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>データが取得されている地域に おける地下水流動の解析結果を踏 まえた水理地質構造モデルの作成 方法</li> <li>地下水流動の不確かさを含めた 評価の妥当性判断のための知見の 整備</li> <li>地質調査技術の適用における情 報の不確かさが水理地質構造モデ ル化に与える影響の把握（現状の スコープには直接取り扱っていな い）</li> </ul>
	1-2 処分場領域 (ニアファイ ールド)	スケールに応じた地下 水流動の適切な評価方 法の検討	<ul style="list-style-type: none"> <li>ファーフィールドとの接続を考 慮したスケール分類と各スケール における地下水流動の適切な評価 方法</li> <li>スケールに応じた非定常の地下 水流動解析の結果を踏まえた統合 的な粒子追跡線解析方法</li> <li>上記評価における留意点の整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>諸外国の評価に関する文献調査 等に基づく適切なスケール分類の 提示</li> <li>処分場スケールの領域範囲の設 定に関する技術情報の整理のため の予察的評価（厚沢部）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>沿岸域におけるスケールに応じた 地下水流動・粒子追跡線解析の適 切な評価方法の整理、実データに 基づく評価方法の検討、評価上の 留意点の抽出</li> </ul>
	1-3	処分坑道周辺の流動場 を評価するための、水 理特性（透水係数等） の空間的な不均質性や 異方性を考慮したモデ ル化手法	<ul style="list-style-type: none"> <li>原位置及び室内試験・亀裂等の 限定されたデータに基づき、地球 統計学的手法とデータ同化手法を 組み合わせたニアフィールドの水 理地質構造のモデル化・不確かさ の評価手法を堆積岩を対象に整備</li> <li>実データに対する開発した評価 手法の適用性の検討、仮想条件に おける解析等から、妥当性を判断 するための留意点を整理</li> </ul>	未実施	<ul style="list-style-type: none"> <li>亀裂の卓越した堆積岩における 亀裂の連続性や水理特性の異方性 に対するモデル化の妥当性に関す る課題も含まれる（亀裂ネットワ ークモデルの適用性）。</li> </ul>

天然  
バリア  
の性能  
評価に  
関する  
研究



表 4.3-8 天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (2/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
長期の地形変化を反映した地下水流動特性の評価 (長期の性能を含む)(H)	1-4 埋設地の対地深度の変化や地下水流動への影響の評価の観点から、隆起・侵食や海水準変動によるサイトの地形・地質学的情報に基づいた地形変化の不確かさの幅を把握し、その妥当性を判断するための手法及び地形変化の評価における留意点の整理が必要	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国の典型的な地形を対象とした地形変化のプロセスについて、適切に評価できる方法の整備</li> <li>・本手法を適用した解析事例から、中深度処分における地形変化の評価における技術的な知見を規制上の留意点として整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国の典型的な地形の一つである山地、河川、平野、海域で構成される領域(厚沢部地域)に対して、現在に残された地形変化の痕跡をもとに、過去～現在～将来の地形変化の不確かさの幅が評価可能</li> <li>・上記領域における地質係数・隆起速度・将来の海水準変動及び長期的な平均侵食速度の不確かさによる将来の地形変化の変動特性の評価、評価結果の分析を踏まえた評価上の留意点整理</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・わが国のもう一つの典型的な地形(海成段丘が広く分布する領域)に対して、同様の過去～現在～将来の地形変化の不確かさの幅が評価できるモデルの検討</li> <li>・中深度処分において想定される、残された事象・プロセス(断層変位、気候変動に伴う侵食速度の変化)に対する評価手法の検討</li> <li>・必要な手法改良</li> <li>・実データに基づく適用性の検討、評価上の留意点の整理</li> </ul>
天然バリアの性能評価に関する研究	1-5 上記に伴う地下水流動	<ul style="list-style-type: none"> <li>・3次元の地形変化を反映した3次元非定常地下水流動解析(密度流)の評価の方法論の整備</li> <li>・本手法を適用した解析事例から、中深度処分の安全評価における地下水流動の評価に対する技術的な知見を規制上の留意点として整備</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・(-)H303次元の沿岸域での非定常な地形変化の出力に対応した、3次元非定常地下水流動解析を可能としたコード整備は完了。過去の海水準変動を外挿した将来の地下水流動の予察的解析</li> <li>・(R1)厚沢部地域における地形変化・海水準変動の不確かさによる将来の地下水流動の変動特性の評価</li> <li>・(R1)評価結果の分析を踏まえた評価上の留意点の整理(地形変化・海水準変動による水理学的な影響が小さい領域の特徴整理、地下水流動解析に基づく移行特性評価の妥当性を判断するための知見整理)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・海成段丘で構成される領域の地形変化・海水準変動の不確かさを反映した将来の3次元非定常の地下水流動解析</li> <li>・粒子追跡線解析による移行経路の導出</li> <li>・地形変化・海水準変動に応じた流速分布の変動特性の分析</li> <li>・これらの解析を通じた、海成段丘が広く分布する領域を対象とした地下水流動解析の妥当性判断のための技術的知見の整備</li> </ul>
	1-6 廃棄物埋設地の配置の選定	放射性物質移行時間が長い場所の要求の具体化(非定常な地形変化を考慮すると元素別に移行経路が異なるため、遅延効果を加味した移行経路選定方法の整備)	直接的な研究課題としては実施していないが、1-4,1-5,2-2における研究の成果を統合した上での検討が必要	<ul style="list-style-type: none"> <li>・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要</li> </ul>

表 4.3-8 天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (3/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
水質特性 (C)	1-7 サイトにおける水質形成の履歴を踏まえた核種移行経路上の化学環境の変動特性の把握	地下の移行経路上の地質媒体中の水質形成、及び地表近傍の酸化性領域の形成プロセスの理解とその変遷の評価における留意点の整備	未実施	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
応力特性 (M)	1-8 処分坑道周辺のクリアープ	坑道掘削に伴い岩盤が自らの重さによって地質構造的に弱い部分にゆるみや変形が生じ、重力によって断続的に下方に移動変形するクリアープによる影響の程度を判断するための知見の整備	未実施	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
科学的に最も可能性が高い状態の検証	1-9 処分坑道の掘削、定置、埋戻しの技術・工程の違いや応力場の条件に応じた処分坑道周辺の岩盤の変形の程度を把握と閉鎖後の核種移行に関して、科学的に最も可能性の高い天然バリアの状態	上記の1-8の知見を踏まえた掘削、定置、埋戻しの段階における様々なケースの坑道周辺の不飽和帯の形成、地下水の回復等に関する感度解析から科学的に最も可能性の高いニアフェイルドの初期状態設定の妥当性を判断するための技術的知見の整備	未実施	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要

天然バリアの性能評価に関する研究

表 4.3-8 天然バリアの性能評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (4/4)

天然バリアの性能評価に関する研究	研究対象・分野	1-10	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
	地質媒体中の核種の収着特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・サイト内にて採取した地質試料に対する元素別の収着分配係数の精度、代表性、不均質性に関する技術的知見の整備</li> <li>・現在の地質媒体中の移行経路に対する収着分配係数の設定、及び地質媒体の将来の変遷を考慮した収着分配係数の設定の妥当性判断のための実験的研究</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・事業者が行う地質媒体の試料採取及び分析方法が妥当であり、それが適切に行われて取得されたデータであるかと判断できき技術的根拠の整備</li> <li>・移行経路の空間的・時間的な変化に応じた分配係数の変動性を把握・評価するために必要な実験的研究</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>(~H26・HLW) 地層処分の重要核種に対する既往 Kd データの精査とモデル化は実施済み。地下環境を維持した試料採取とデータ取得方法は存在</li> <li>・中深度処分の重要核種で地層処分でカバーされていない核種は未検討</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・中深度処分の重要核種を対象に既往の Kd データを精査して、中深度処分環境に応じたモデル式の導出と Kd 設定方法を不確かさの評価とともに示す</li> </ul>	

表 4.3-9 天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (1/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
<p>安全評価に関する研究 (天然バリア中の核種移行評価、被ばく線量評価)</p>	<p>2-1 ・天然バリアの空間的・時間的な特性変化に対応した移行パラメータの設定方法と核種移行評価方法の整備 ・性能評価で取得された核種移行パラメータをもとに、通常の状態(科学的に最も可能性が高い状態として設定された値及び保守的な設定値)の妥当性を判断するための技術的根拠の整備 ・10万年を超える時間スケールでの評価パラメータの設定の妥当性を判断するための技術的根拠の整備</p>	<p>・離散的なサイトおおよび周辺の調査に基づく、データの疎密に応じた空間的な情報の不確かさを考慮した天然バリア内での分類(ニアフィールド・ファアフィールド)と移行経路上での評価パラメータ設定方法の整備 ・サイトスペースシフトな調査に基づくKd値の不確かさと、地質の長期的な変遷によるKd低下の程度を反映した最も可能性が高い状態と保守的なKd設定の評価方法(Kd設定の不確かさ評価方法)の整備、及びKd設定の妥当性判断のための知見の整備(1-9の成果を踏まえた研究) ・移行経路が地形変化・海水準変動、核種の収着性などによって変化する事、及び、10万年を超える地質媒体、地下水流動、水質等の変遷による核種移行の不確実性を踏まえた通常の状態の核種移行パラメータの設定及び核種移行評価の妥当性判断のための知見の整備</p>	<p>・粒子追跡線解析によって決められた核種移行経路に沿って、経路上の地質・水質の組み合わせに応じた核種移行パラメータ(地下水流速、分配係数、拡散係数)を適用したGSRW-PSAによる核種移行評価手法の整備とその試適用 ・学会標準等に沿った中深度処分に対する2次元の地形変化評価に基づく核種移行評価 ・諸外国における核種移行評価の領域設定についての整理し、わが国における天然バリアにおけるニアフィールド・ファアフィールドの分類の考え方を構築 ・わが国で典型的な山地、河川、海城から構成される領域での核種移行で不確かさの影響の大きい地形変化や海水準変動の傾向を抽出し、審査の留意点として整理</p>	<p>・元素ごとのKdに応じた核種移行経路を、粒子追跡線解析にKdに応じた遅延係数を考慮する機能を追加することにより評価する方法を整備する</p>

表 4.3-9 天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (2/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
安全評価に関する研究 (天然バリア中の核種移行評価、被ばく線量評価)	2-2 亀裂が多く存在するような堆積岩に対する核種移行のモデル化の妥当性判断のための知見整備	<ul style="list-style-type: none"> <li>亀裂が存在する堆積岩に対する適切な核種移行のモデル化のための実験的なデータ取得</li> <li>モデル化の妥当性判断に係る知見整備</li> <li>核種移行の観点を考慮したモデル化（どこまででの諸現象のモデル化を取り入れるべきかの観点を含む）</li> <li>亀裂を有する堆積岩における核種移行評価の留意点の抽出</li> </ul>	未実施	<ul style="list-style-type: none"> <li>判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要</li> </ul>
	2-3 厳しい状態の設定方法	天然バリアにおいて想定する厳しい状態の核種移行パラメータ設定値の妥当性判断のための技術的根拠の整備		<ul style="list-style-type: none"> <li>判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要</li> </ul>
	2-4 天然バリアと生活環境とのインタフェース、被ばく線量評価パラメータの設定	天然バリアと生活環境とのインタフェース、被ばく線量評価パラメータの妥当性を判断する技術的根拠の整備	未実施	<ul style="list-style-type: none"> <li>サイトの地形変化、気候変動、海水準変動を考慮した地表環境の変化と流出域の変化の結果と、現在の人間の生活様式を考慮に入れた生活環境のモデル化に関する留意点の整理</li> <li>上記の生活圏のモデルを踏まえた河川・海洋の水系に対する評価パラメータの設定、希釈水量の観点から重要な河川水利用を対象に、地質環境と生活環境の接点（帯水層位置、海水系地下水の形成）を考慮に入れたパラメータ設定（保守性）に係る留意点の整理</li> </ul>

表 4.3-9 天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (3/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
安全評価に関する研究 (天然バリア中の核種移行評価、被ばく線量評価)	放射線核種移行評価 天然バリアにおける放射性ガスの核種移行評価	地下水中の間隙水圧に応じて変化する放射性ガス( <sup>14</sup> CのCH <sub>4</sub> ガス、CO <sub>2</sub> ガス)の移行評価における透過性中のガス上昇挙動の妥当性確認方法	深度に応じた間隙水圧に伴い、放射性ガスの遊離地点から地表の生活環境への放出地点とその移行時間を評価する際に浮力等を考慮することが想定されているが、該当する地質の透気係数などに応じた設定が妥当であるか確認する	・放射性ガス及び水素ガスの発生速度の時間変化評価 ・溶存ガス濃度と遊離を開始する間隙水圧との関係性の検討
	応力特性(M)	・サイト調査の結果に基づいた伏在断層の長期的な成長を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮する場合の処分場周辺の断層の成長による水理場の変動が核種移行へ与える影響の評価手法	・当該サイトにおいて、サイト調査に基づき、伏在する可能性のある断層の推定と成長可能性の検討 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
	急激な応力特性の変化(大規模マスマムーブメント)	・大規模なマスマムーブメントの発生を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮する場合の影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
	水質特性(C)	断層に沿った処分場及び核種移行経路への地下からの深部流体の流入、あるいは地表付近からの酸化性地下水の流入を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断と、考慮場合の影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要



表 4.3-9 天然バリアの核種移行評価に関する研究の現時点での到達度と残された課題 (4/4)

研究対象・分野	研究課題	審査に必要な研究の到達点	現時点での到達度	残された研究課題
安全評価に関する研究 (熱特性(T)) 緩慢な熱的影響(マグマによる熱的影響)	十分な隔離を確保したうえで、マグマ活動の熱的影響を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断の妥当性と考慮する場合の核種移行への影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	・マグマの滞留時間に関する研究を一部実施(委託事業外) ・マグマからの熱的影響は未実施	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要
急激な変動(断層の成長)に伴う熱水の流入	断層に沿った処分場及び核種移行経路への地下からの熱水の流入を厳しい状態として考慮すべきかどうかの判断の妥当性と考慮する場合の核種移行への影響評価手法	・当該サイトにおいて発生の可能性が極めて小さく、厳しい状態として考慮すべき事象であるかを判断する技術的根拠の整理 ・考慮する場合の影響評価の妥当性を判断できる知見の整理	(～H26・HLW)断層成長の評価に付随して熱水の流入による移行パラメータの増加を想定した予察的核種移行解析を実施し、核種移行が大きく促進される結果を提示 ・温度変化による移行パラメータ変化の詳細検討は未実施	・判断ポイントの定量化に必要な情報・知見の観点で調査や整理が必要

## 4.4 トンネル及びボーリング孔の閉鎖確認

### 4.4.1 背景

中深度処分における坑道（トンネル）及びボーリング孔の閉鎖に関して、原子力規制委員会において現在検討されている要求事項は以下のとおりである。

#### ○ボーリング孔

『第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案（平成 29 年 7 月 31 日）』<sup>(1)</sup>

#### 4. 廃止措置に係る規定

（「規制の考え方」より抜粋）

##### <規制期間終了の要件>

- ・ 廃止措置の終了確認までの間にモニタリング用に設置した観測孔が、水みちが生じないように適切に埋戻されていること。

##### <廃止措置計画の認可>

- ・ モニタリング用に設置した観測孔等の埋戻しの方法が、埋戻した領域及びその周囲に安全上支障をきたす放射性物質の移行経路を生じないよう適切なものであること。

#### ○坑道（トンネル）

『第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案（平成 29 年 7 月 31 日）』<sup>(1)</sup>

#### 3. 閉鎖措置に係る規定（新規）

（「規制の考え方」より抜粋）

##### <坑道の埋戻しに係る要求>

- ・ 坑道の埋戻しに当たっては、人が容易に立ち入れないようにすることを要求するとともに、埋戻した領域が放射性核種の卓越した移行経路とならないようにすることを要求する。

『中深度処分に係る規制基準等における要求事項について（令和 2 年 7 月 15 日）』<sup>(2)</sup>

#### 【坑道】

- ・ 坑道は、閉鎖措置の終了から廃止措置の開始前までの間に廃棄物埋設地の外への放射性物質の異常な漏えいがあった場合においてこれを著しく拡大させる漏えいの経路を生ずるおそれがないように、閉鎖することができるものであること。

したがって、規制機関が実施する閉鎖確認（適切に閉鎖されたことの妥当性を確認する作業）は、坑道およびボーリング孔のいずれに対しても、「埋め戻した領域が存在することにより、安全上支障をきたす放射性物質の漏洩が生じるおそれがないこと」を確認することとなる。

本事業では、これらの閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得を行うことを目的として、平成 30 年度にはモニタリング技術に係る情報の収集整理を目的とした文献調査、平成 30 年度から令和 2 年度にかけてはボーリング孔の閉鎖確認に係る技術的知見の整備を目的とした室内および原位置試験、令和 2 年度には坑道に関する状態変化の整理を目的とした文献調査を実施した。本章では、この 3 ヶ年の実施内容とその成果を要約して報告する。

なお、坑道については、令和 2 年度事業で実施した文献調査の結果と重複することから（本報告書の 3 章を参照のこと）、本章ではボーリング孔を対象として実施した事業内容を記述する。

#### 4.4.2 現時点におけるモニタリング技術の概要

IAEA<sup>(3)(4)</sup>では、中低レベル廃棄物埋設施設に関して比較的短命の放射性核種を含む廃棄物を対象として安全目標が達成されているかどうかを直接的に管理するために、施設閉鎖後の数百年間、地下水または周辺環境に放出された放射性核種のモニタリングを推奨している。また、日本の原子力規制委員会における検討では、「中深度処分における操業中の廃棄物埋設施設に係る要求の骨子案」第14条1において、「廃棄物埋設施設には、廃棄物埋設地の周囲における地下水の水位、廃棄物埋設地から漏えいする放射性物質の濃度及び線量等を監視し、及び測定する設備を設けなければならない」としている<sup>(1)</sup>。また、その解釈において、「六 埋設の終了から廃止措置の開始までの間においては、以下を考慮した設計がなされていること。① 放射性物質の濃度及び線量等を監視及び測定できる設備の撤去後において放射性物質が移行しやすい経路が生じないように、撤去及び埋戻しを行うことができる見通しがあるものであること。② 廃棄物埋設地からの放射性物質の漏えいがあった場合、比較的早期に放射性物質が到達すると考えられる地点に設置すること。③ 測定期間及び使用環境に適応したものであること」としている。

閉鎖措置終了から廃止措置開始までの管理期間（中深度処分の場合、300～400年間）におけるモニタリング等の実施に際して、事業者の視点ではモニタリング設備の撤去後、放射性物質が移行しやすい経路が生じないように撤去及び埋戻しを行うことができる見通しを得ておくことが必要であり、かつ数百年といった長期にわたるモニタリングの方法を整備しておくことが必要になる。一方、規制者の視点では、事業者が提示するモニタリング計画に対してその妥当性を判断するための技術的根拠を、事業者とは独立して保持しておく必要がある。

本事業では、国内外でこれまでに実施されてきた各種モニタリングにおいて公開されている情報を収集した上で、モニタリングの目的・項目・方法・観測期間、メンテナンス・維持管理方法、モニタリング孔の閉塞方法などについて整理した<sup>(5)(6)</sup>（表4.4-1、表4.4-2）。

事業全体を俯瞰してモニタリングに関わる事業者の計画監理を想定した場合、一般的に処分施設の立地や建設においては、地質環境条件を事前に理解しておくことが不可欠であり、地上からの物理探査に加えてボーリング孔を利用した調査が行われる<sup>例えば(7)(8)</sup>。ボーリング位置は、既往情報や物理探査の結果、予察的な地下水流動解析の結果などに基づいて配置されるが、施設建設地に連続する地質構造が確認された場合は、調査終了後に埋め戻されずにモニタリング孔として活用される。なお、日本においては借用可能な土地も限られることから、大半の調査ボーリングがモニタリング孔に転用される可能性がある。

これらのモニタリング孔においては、地下施設建設前の初期環境条件から施設建設中の水圧応答、水質変化などの情報が継続的に取得され<sup>例えば(9)(10)</sup>、その結果に基づいて施設閉鎖後にモニタリングを継続すべきモニタリング孔、先行して埋戻しが可能なモニタリング孔など、モニタリング孔の重要度分類を行うことが可能となる。特に、地下施設の建設・操業・閉鎖時の環境影響は、施設閉鎖後数百年間に起こり得る自然事象（気候変動や隆起・浸食など）に比べて非常に大きく、施設の建設・操業・閉鎖時までには水圧応答などが認められなかった観測点においては、施設閉鎖後のモニタリングの必要性は小さいと言える。300～400年にわたる長期間のモニタリングを実施する事を想定すると、地下水の採取による環境擾乱も不確実性要因として挙げられる。必要性の低いモニタリング孔は早期に閉塞することで、モニタリングによる環境影響を低減することが可能となる<sup>(11)</sup>。

施設閉鎖後のモニタリングでは、同一のモニタリング装置を数百年間にわたって利用することは現実的でなく定期的に更新する必要がある。例えば、孔内を帯水層ごとの観測区間に分けるため複数のパッカーを設置していた場合、長期使用によりパッカーのラバー部が劣化し観測

区間が分離できなくなることが想定される。国内外の事例に基づくと現時点では百年を超えるパッカーの使用実績はないため、数十年ごとにモニタリングシステムの抜管・再設置が必要になると想定される。

モニタリングシステムの抜管・再設置に際しては、孔の安定性が問題となる。中深度処分対象とする深度 100m 程度の岩盤においては、力学的に不安定な表土層や堆積岩が分布していることが多い。モニタリング孔の孔内の一部が崩れていた場合、モニタリングシステムの抜管は容易ではなくモニタリング孔より一回り大きい孔径でモニタリング孔をオーバーコアリング（リーミング）して、システムを壊しながら回収することになる<sup>(12)</sup>。これを繰り返すと、モニタリング孔の孔径が徐々に拡大しより不安定になるため、数十年程度で近隣に新しいモニタリング孔を掘削し古い孔を閉塞する必要がある。

このような長期にわたるモニタリング孔（モニタリングシステム）のスクラップ&ビルドを含めた運用の考え方については、国内外に参考となる事例が全くなく本事業においては詳細に整理できてない。

以上のような、長期運用や定期的な廃棄と再生を前提としたモニタリング方法の開発や、その方法を念頭に置いて、現行の初期段階のボーリング調査に必須の留意点などをフィードバックし、調査技術が適合するか否かを確認しておくことは事業者側の課題と言えるが、規制側においてもそれらが適切か否かを判断するための技術的根拠をもって、規制内容を設定する必要がある。

以上の技術的根拠に基づいて、以下の要求事項に関わる留意点と課題を整理した。

- ・要件) 人工バリア及び天然バリアの機能を著しく損なうことがないこと。
- 人工バリア及び天然バリアの機能を著しく損なうことのないよう、事業者が①極端に多数のモニタリング孔を設置していないか、②モニタリング孔自体が異なる帯水層を連結する水みちとならないように孔内の帯水層の上下を遮水しているか、などが判断指標として挙げられる。
- ・要件) 撤去後において放射性物質が移行しやすい経路が生じないよう、撤去及び埋戻しを行うことができる見通しがあるものであること。
- モニタリングシステムや保孔用ケーシングの撤去については既往の知見が十分でなく、事業者の実施内容を規制する技術的根拠は不明確であり、知見の蓄積が今後の課題として挙げられる。
- 孔の閉塞材としてベントナイト材料が有用であると確認され、その透水係数は有効粘土密度から推測可能であると考えられた。一方、含水比によってはベントナイト内部に空隙が発生し閉塞性能を低下させるおそれや、上向きの差圧が発生する環境下においては閉塞作業中にベントナイトの閉塞性能が機能しなくなるケースがあると考えられた。既往研究は実際の施工工程や原位置環境を想定していない報告が多いため、実際の閉塞作業で発生する状態に対し、閉塞材の閉塞性能が発揮される方法と、その確認方法を検討しておく必要がある。
- モニタリング孔の閉鎖確認をする際の判断指標としては、岩盤中の水理地質構造を踏まえてレイアウト設計しているか、閉塞に使用する材料について、膨潤後の透水性、膨潤にかかる時間を評価した上で埋戻し工程を立案しているか、といった点が挙げられる。
- 実際のモニタリング孔での埋戻しに関わる知見（例えば、閉塞材設置時の温度、圧力環境や地下水の水質と膨潤状況の関係など）は未取得であり、今後、実環境での閉塞事例を基に、より詳細な判断指標の整理を行っていく必要がある。
- 閉塞に関する詳細は、次の章で提示する。

- ・要件) 廃棄物埋設地からの放射性物質の漏えいがあった場合、比較的早期に放射性物質が到達すると考えられる地点を選定すること。
- 人工バリアの施工の不具合等による廃棄物埋設地からの放射性物質の異常な漏えいや人工バリア材の異常な流出があった際、検知できる蓋然性になるべく高くなるよう地下水の採取を行うために、事業者が①廃棄物埋設地に連続する可能性のある高透水性地質構造を把握しているか、②地下水流動解析により主要な地下水流動箇所を把握しているか、③施設建設前～施設閉鎖時の地下水モニタリングにおいて各観測点の水圧応答の強弱および高透水性地質構造との関連を把握しているか、地下水流動解析結果を検証しているか、④施設建設前～施設閉鎖時の水圧応答が明確な観測点に漏えいモニタリングのための観測点を設定しているか、などが判断指標として挙げられる。
- ・要件) 測定期間及び使用環境に適応したものであること。
  - 既往の実績では、20～30年間程度の期間、使用可能な多区間を対象としたモニタリングシステムがある。しかしながら、300～400年間のモニタリングでは定期的に抜管・再設置が必要となると考えられ、それに伴う孔径の拡大を踏まえると、数十年程度で近隣に新しいモニタリング孔を掘削し古い孔を埋戻し閉塞することが必要になる。
  - 単区間の観測区間を対象として化学的に安定なプラスチックストレーナ管を孔内に設置し、観測区間以外を埋め戻すモニタリング方法もあるが、埋戻し材に粘土材料を使用した場合は、漏えいした放射性核種が粘土鉱物に収着し、見かけ上濃度が低くなる可能性もある。
  - 現段階で事業者のモニタリングの方法として 300～400年を前提として確立された考え方はないため、本事業での規制の観点での留意事項の整理は不十分であり、知見の蓄積が今後の課題として挙げられる。

表 4.4-1 モニタリングに係る判断項目、確認内容、課題（地質環境調査～操作の段階）(6)

実施項目	内容	判断項目	確認内容	課題
地質環境調査	ボーリング掘削	1 ボーリング掘削の品質管理	<ul style="list-style-type: none"> <li>掘削水にトレーサーを用い、ボーリング孔掘削時の送排水量・場所、電気伝導度、トレーサー濃度、掘削水圧、カットインクス、掘削速度などの作業に関わる重要な品質管理データを取得しているか。</li> <li>掘削水・掘削泥材・逸水防止剤・ボーリングビット由来の鉄粉など、作業で用いた消耗品材料の残留の有無を把握し、地下水への汚染の程度を整理しているか。</li> <li>掘削水の逸水や平衡水位などの孔内情報を取得し、異なる帯水層の地下水の混合に関する情報を整理しているか。</li> <li>孔内に設置する保孔用ケーシングやセメンチング等が、閉塞時の考慮事項になることを踏まえ、使用量を最小限に抑えているか。</li> <li>ケーシングを設置する場合は、その放管が可能な範囲での使用か。</li> <li>ケーシングの残置が想定される場合、それが移行経路になる可能性とその影響を評価しているか。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>ケーシング放管の可否およびケーシングを残置した場合の移行経路化に関する知見の取得</li> <li>孔内残置物が長期的に閉塞性能に与える影響およびその評価方法に関する知見の取得</li> </ul>
モニタリング機器の設置	地質環境モデルに基づき、地質環境調査の結果に基づき地質環境モデルを構築する。	1 観測地点・区間の選定根拠	<ul style="list-style-type: none"> <li>観測地点は、処分場周辺の水理地質構造を予測し、処分場から連続した地下水の移行経度になると考えられる地質・地質構造（礫岩層や断層など）を通じた地下水流動を把握できる地点が選定されているか。</li> <li>観測地点は、処分場周辺の地下水流動を予測し、その上流側・下流側のデータが取得可能な配置か。</li> <li>観測地点は、モニタリング孔同士が干渉して原位置のデータが乱される可能性がない配置か。</li> <li>観測区間は、ボーリング掘削時に得られた岩盤中の地下水のデータに基づき選定されているか。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>モニタリング機器の長期運用（寿命やメンテナンス）に関わる知見の取得</li> <li>モニタリング孔やケーシングの長期運用（を対象とした寿命や交換可能性など）に関わる知見の取得</li> <li>上記を踏まえたモニタリング方法の選定に関する考え方の整理</li> </ul>
		2 観測方法の選定根拠	<ul style="list-style-type: none"> <li>地下水がモニタリング孔へ定期的に流れ込むような擾乱を起こさない方法か。</li> <li>選定された観測すべき区間を網羅できる観測方法が選定されているか。</li> <li>地下水の水質に応じて生じる現象（脱ガスによるエア噛み等）を想定して観測方法が選定されているか。</li> <li>観測方法に応じた採水やメンテナンス等の作業に伴いデータ欠測期間が生じることを考慮してあるか。</li> <li>メンテナンス性や回収可能性を考慮したモニタリング機器が選定されているか。</li> <li>処分場閉鎖後の漏洩モニタリングへ転用される可能性があることを踏まえ、放射線核種の検出を妨げる材料が使われていないか。</li> <li>水理/地球化学モデルの構築に必要な地点・深度の水圧・水質のデータを取得しているか。</li> </ul>	
		3 モニタリング項目	<ul style="list-style-type: none"> <li>地下施設の建設・操業による水圧・水質の変化を正確に把握するために、地球潮汐や地震等の自然現象によるデータの変動幅を取得しているか。</li> </ul>	



表 4.4.2 モニタリングに係る判断項目、確認内容、課題 (処分場の建設・操業・閉鎖段階) (6)

実施項目	内容	判断項目	確認内容	課題
<b>処分場の建設・操業</b> 地下施設建設前 ～操業時のモニタリング	・施設建設前の初期環境状態を把握する。 ・施設建設時・操業時・閉鎖時のモニタリング結果に基づき、周辺環境影響を把握する。 ・周辺環境影響の程度に基づいて施設への連続性が高いモニタリング地点を選別する。	1 モニタリング項目  2 データの品質管理  3 メンテナンスの計画と実施内容	・地下施設の建設・操業により生じると予想される地下水流動や水質の変化の内容を予測し、その程度を判断可能なモニタリング項目を選定しているか。 ・地下水流動や水質の変化の時間スケールを予測して、その変化を判断可能な間隔でサンプリングがなされているか。 ・観測機器や採水方法等により生じるデータ品質の違いを考慮しているか。 ・地質環境調査で得られた、地下施設の建設・操業以外の自然現象（地球潮汐や地震等）により生じるパラメータの変動を考慮しているか。 ・ボーリング掘削時の品質保証の結果を踏まえたモニタリングをしているか。 ・水圧変化や大気との接触に敏感な水質項目（pH、ORP、DO、溶存ガス濃度、Fe濃度、S濃度、微生物分析等）を念頭において、採水方法・測定方法を適切に立案・実施しているか。 ・メンテナンスの判断基準を検討した上で、適切な間隔で機器のメンテナンスを実施しているか。 ・メンテナンスの影響を受けたデータの品質管理が適切に行われているか。 ・モニタリング機器の長期利用を想定してメンテナンス計画が立案されているか。 ・孔の健全性を確認しているか。	・モニタリング機器の長期運用（寿命やメンテナンス）に関わる知見の取得 ・モニタリング孔やケーシングの長期運用（を対象とした寿命や交換可能性など）に関わる知見の取得 ・上記を踏まえたモニタリング方法の選定に関する考え方の整理
<b>処分場の閉鎖</b> 施設閉鎖後の漏洩モニタリング	・施設閉鎖後に漏洩モニタリングを実施する（中深度処分）	1 観測地点・区間の選定根拠  2 観測方法の選定根拠 3 モニタリング項目 4 データの品質管理 5 メンテナンスの計画と実施内容	・地下施設周辺の地下水流動と閉鎖後の予測解析を踏まえ、漏洩を早期に検知できると想定される地点にモニタリング孔が配置されているか。 ・地下施設の建設・操業の影響を受け、地下施設と地質学的・水理学的な連続性（水みちの連続性）が高いと判断された観測区間が選定されているか。 ・これまでの観測結果から継続不要と判断されたモニタリング孔がある場合は、早期に閉塞措置をとっているか。 ・数百年間のモニタリングを想定して観測方法を選定しているか。 ・漏洩する可能性がある放射性核種が選定されているか。 ・放射性核種の移行挙動に関わるモニタリング項目が網羅されているか。 同上 同上	・モニタリング機器の長期運用（寿命やメンテナンス）に関わる知見の取得 ・モニタリング孔やケーシングの長期運用（を対象とした寿命や交換可能性など）に関わる知見の取得 ・上記を踏まえたモニタリング方法の選定に関する考え方の整理

#### 4.4.3 閉鎖確認に必要な知見の取得

##### A) 閉塞に対する考え方

既に3章で述べたとおり、規制機関が行う閉鎖確認で閉塞の妥当性を確認するためには、前提となる閉塞の定義を明らかにしておく必要がある。そこで本事業では、同じ放射性廃棄物の処分分野である地層処分分野に加え、石油探査分野や温泉分野などの事例を収集し、中深度処分において目標とすべき閉塞の定義（案）について検討した。

石油探査分野では、その性質上「キャップロックの下位に貯留槽が分布する」という水理地質構造をもつ領域が掘削対象であり、閉塞とは「キャップロック機能を復元すること」である<sup>(13)</sup>。具体的には、貯留槽に分布する炭化水素ガスや塩水が、それより浅部に分布する淡水領域や地表へ侵入（噴出）しないことを目的として実施される。閉塞状態の継続は恒久的であることが要求されている<sup>(14)</sup>。閉塞材としてセメントを用い、セメント打設区間を加圧して圧力が低下しないことをもって閉塞したとみなす<sup>例えば(15)(16)</sup>。

地層処分分野における閉塞は、「ボーリング孔が、処分場から浸出した放射性核種を含む地下水の水みちとして優先的に機能し、他の深度に分布する帯水層へ到達することを防ぐ」ことである<sup>(17)(18)</sup>。欧州では閉塞状態を10万年継続することと明記されており、ベントナイトを閉塞材とする設計概念が構築されつつある。また、閉塞対象孔を分類してクラス毎に最適な閉塞方法を選択する方法が検討されている<sup>(19)</sup>。

また、それ以外の分野として、水資源の閉塞では、周囲の岩や土壌の透水性を模倣するか、ボーリング孔全体を低浸透率の材料で閉塞する<sup>(20)</sup>。

上記を踏まえ、中深度処分における閉塞は、以下の点を達成しているものと考えられる。

- ① 閉塞領域が、放射性核種が地表へ移行する優先的な経路とならないこと
- ② 閉塞領域が複数の異なる帯水層を貫通する場合は、それらを連結させないこと
- ③ 安全評価の時間スケールで閉塞状態が維持されること

閉塞領域が「放射性核種の優先的な経路として機能するか＝短絡経路化するかどうか」は、地下水が周辺岩盤よりも閉塞領域を選択的に流動するかどうかであるため、閉塞領域の透水性がカギになると考えられる。したがって、閉鎖確認における確認項目としても、閉塞領域の透水性が重要であると考えられる。

短絡経路化を回避するためには、閉塞領域の透水性が周辺岩盤と同程度以下であればよい<sup>(21)</sup>。一方で、処分サイト全体を俯瞰した地下水流動場を考慮し、数値計算で閉塞領域が地下水の卓越流路とならないレベルの透水性であれば、短絡経路化していないという考え方<sup>(22)(23)</sup>もある（この場合は閉塞領域が周辺岩盤より高透水性であってもよい）。また、安全評価の観点でボーリング孔の重要度をクラス分けし、各々に対して最適な閉塞方法を適用するという考え方も提案されている<sup>(19)</sup>。例えば、処分場と水みちが連続しておらず放射性核種が到達しないと考えられる地点のボーリング孔の閉塞と、処分場近傍のボーリング孔の閉塞について、求められる閉塞性能が異なる場合があると想定され、各孔の地質環境に応じた最適な閉塞方法が存在すると考えられる。

以上の結果は、閉塞するために必要な透水性として、閉塞の対象となるボーリング孔ごとに、達成しなければならない透水性と、ALARAの考え方に基づく（防護の実効性をより向上させる観点での）努力目標としての透水性、2つの目標値が存在することを示唆する。しかし、目標値は個々の地質環境に大きく依存するため、サイト特有の考え方が必要になると想定される。現時点においては、中深度処分の対象深度における数値計算や原位置試験に基づき、

閉鎖確認の判断指標として用いるべき値の抽出方法に関する知見を蓄積する必要があると考える。

なお、先行事例においては、環境アセスメントの観点で、地表から地下への移行を防ぐ必要があるとも言及されている<sup>(20)(23)</sup>（地上で生じた汚染等が閉塞領域を通じて地下へ拡がることの防止）。①および②を満たせば結果としてクリアしていると考えられるが、本事業では放射性核種フラックスを低減する事を目的として知見を整理しており、このような観点は考慮していない。

## B) 閉鎖確認の方法と課題

既に3章で述べたとおり、既往情報に基づく閉塞手順の大きな流れは以下のとおりとなる。

- A) ボーリング孔の掘削時と観測時の情報を収する。
    - ・ 地層分布、透水係数、湧水量、水圧等の水理地質データ
    - ・ ケーシングプログラム（大きさや組合せ）、セメント打設時の記録（密度や流量など）、観測作業の記録（使用中の装置の種類や深度、ケーシングの変形、リークの有無など）
  - B) 想定される移行経路の評価、閉塞孔の透水性を設定し、閉塞計画を策定する。
    - ・ 最終的な仕上がりの概念図を作成し、作業手順を立案
  - C) 閉塞作業とそれに必要な事前作業を行う。
    - ・ 観測装置／ストレーナの回収、ケーシングの回収、孔内洗浄
    - ・ 上記の実績を踏まえ、必要に応じた計画の見直し
    - ・ 閉塞材の設置と閉塞性能の確認
  - D) 閉塞後に閉塞性能を確認する。
- ・ 孔口まで閉塞後、適切に閉塞されたことを確認

「A) 事前情報の収集」では、事業者は地質環境のデータ収集に加え、設置したケーシングや観測装置の情報を整理すると考えられる。閉塞の定義にも関連するが、単にボーリング孔が遭遇する水理地質構造だけでなく、孔の周辺を含めた地下水流動系の理解や断層の卓越方向の把握などが必要である<sup>例えば(24)(25)</sup>。

規制機関は、事業者が閉塞の定義を認識しており、その上で閉塞計画の立案に必要なデータを収集していることを確認する必要がある（表 4.4-3）。

「B) 計画立案」では、事業者は閉塞すべき移行経路を抽出し、閉塞区間の透水性を設定した上で、閉塞の作業手順とレイアウトを立案することとなる。短絡経路化が懸念される移行経路の種類や目標とすべき透水性は、閉塞対象となるボーリング孔によって大きく異なると想定されるため、各孔に応じた設定が必要となる。また、観測装置や保孔用のケーシング等の設置物の除去の可否は計画段階で明らかになっていないため、1.で整理された情報を踏まえて現実的な作業手順と閉塞レイアウトを立案しつつ、作業の進捗に応じた計画の見直しを見据えておく必要がある。

規制機関は、事業者が抽出した移行経路の妥当性と、閉塞性能の確認方法、移行経路が閉塞後に短絡経路化しないと事業者が考える根拠を確認する必要がある。文献調査の結果、BDZの原位置における評価やその対策方法、閉塞に用いる材料の超長期（10万年オーダー）における劣化や破損等に関する知見の蓄積と使用可否に関する考え方の整備、閉塞区間の透水係数の設定方法に関する考え方の整備などが必要であると考えられた。本事業では、閉塞性能や時間変化の観点で有望な閉塞材として考えられるベントナイトを対象として室内試験を実施して

おり<sup>(5)(6)</sup>、孔内環境を想定した室内試験を実施し、閉塞の条件を満たす透水性を発揮するようベントナイトの有効モンモリロナイト密度および初期含水比を設定していることが確認項目として挙げられた。(表 4.4-4～表 4.4-6)。

「C) 閉塞作業中」は、事業者はまず閉塞対象孔に設置された観測装置・ストレーナ管や保孔用ケーシングを回収することとなる。ケーシングは超長期の閉塞性能が期待できないため少なくとも部分除去が適切と考えられる<sup>(23)(26)</sup>が、孔の変形や孔壁崩壊などの事態が発生しうるため、多岐にわたる状態が想定される。リーミング(拡孔)する場合はBDZの進展が懸念される<sup>(17)(27)</sup>がその検証事例がなく、ケーシングを使用する場合における適切な処置方法が不明確である。閉塞作業では、閉塞材を計画した深度に搬送し、その閉塞性能を水理試験や加圧試験で確認すると考えられる。性能確認試験は、孔口まで閉塞した後で実施することは困難であると想定され、閉塞作業の途中で順次行うものと想定される(表 4.4-7、表 4.4-8)。

規制機関は、ボーリング孔が遭遇する岩盤の水理地質構造を踏まえ、事業者が、閉塞の定義を満たすことを念頭に閉塞作業と計画見直しを適切に進めていることを確認する。300～400年にわたる長期モニタリングとその後の観測装置/ストレーナや保孔用ケーシングの回収作業はこれまでに事例がなく、作業中にさまざまな事象が発生しうると想定されるため、規制機関は、事業者が実施する計画の見直しに対して、閉塞の条件を達成するかどうかを念頭に、作業の進捗に合わせて随時計画と実施内容を確認する必要があると考えられる。

また、規制機関は、事業者が使用する閉塞材に応じた性能確認方法を用い閉塞性能を評価していることを確認する必要がある。平成31年度事業における原位置試験の結果、閉塞材の設置前後に注水試験を実施し、注水流量が設置前後で同程度であることが閉塞の判断指標になることが示された<sup>(6)</sup>。また、令和2年度事業において、上向きの差圧が生じる環境では閉塞作業中にベントナイトが移動し閉塞性能が低下すると懸念されたことから、閉塞作業時および性能確認時に設置したベントナイトが動かない処置をしていること(例えば水圧を制御する、揚水試験を実施しない、膨潤後に上から抑える等)が確認項目になると考えられる。

「D) 閉塞後」に地表から閉塞性能を確認する方法として物理探査手法が挙げられるが、現時点では解像度の問題で評価が困難であると考えられる。一方、閉塞対象孔の周辺にモニタリング孔が存在する場合は、そのモニタリング孔を用いた水理試験や物理探査で確認できる可能性があるが、モニタリング孔の分布密度は高くないと考えられ、適用できない場合が多いと想定される。また、新しくボーリング掘削を行うことは、閉塞対象孔が増えるため現実的ではない。したがって、孔口まで閉塞後に地表から閉塞性能を確認することは、現時点では困難であると考えられる。

処分サイトと同様の地質環境を有する地域でデモンストレーション用のボーリング孔を掘削し、その孔の閉塞作業と閉塞性能の評価を行った結果をもとに間接的に確認する方法も考えられる。ただし、これを適用するためには、閉塞の計画立案から閉塞の性能確認までを一連の試験として実施して知見を蓄積し、この考え方がボーリング孔の閉塞に適切であることを示す必要がある。

なお、表 4.4-4 および表 4.4-7 に赤字で記載した知見・課題については、次項に示す過年度の室内試験および原位置試験の結果から取得した知見に基づいて更新した内容と、試験から参照可能な知見が得られた内容を示したものである。

表 4.4-3 事前調査段階における確認項目と想定される確認方法

事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ボーリング孔周辺の地質・水理・地球化学の調査	<p>①【対象孔の調査結果】</p> <p>→周辺地域を含めて、原位置の環境を事前に把握している(地下水流動系の理解、断層の卓越方向など、対象地域全体の状況を理解している必要がある)</p>	<p>①以下の項目を把握していることを確認；</p> <p>【地質】地層、割れ目分布(コア観察・BTV/BHTV)</p> <p>【水理】水圧分布(水圧モニタリング・間隙水圧測定)、岩盤の透水係数(原位置水理試験/室内透水試験)、水みちの位置と水みちの透水係数(流体検層、原位置水理試験)、区間毎の水圧応答の有無(原位置水理試験)</p> <p>【地球化学】地下水の水質、物理化学パラメータ(地下水の採水・分析)</p> <p>【孔内状況】孔径(キャリバー検層)、孔跡(孔曲がり測定)、崩壊の有無(BTV)</p> <p>【ケーシング情報】ケーシングの設置状況(ケーシングプログラム確認、キャリバー検層、BTV/BHTV)、セメンチング状況(セメントボンド検層)</p> <p>【観測装置】装置の設置状況(設置記録)</p>	<p>○地層処分分野における地質環境調査において、①の知見が蓄積されている(東濃・幌延をはじめ、NagraやSKBなど国内外にて事例あり)</p>

表 4.4-4 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法 (岩盤、空洞部)

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
岩盤	-	ボーリング孔が遭遇する岩盤 (水理地質構造) の評価 (帯水層・不透水層などの分類) 閉塞区間の抽出、閉塞区間の透水性の目標値を設定	①【水理地質構造モデルの妥当性】 →地質環境調査と建設・操業モニタリングの結果を踏まえた帯水層や割れ目帯の分布・水理特性の妥当性 ②【閉塞材の透水性の設定根拠】 →閉塞区間の短絡経路化させないために必要な透水性を設定した根拠を示してある(孔の全体を一樣に閉塞するわけではないため、「区間」(高透水部など)と「全体」の双方で、どのように透水性を発生させるか・維持させるかを検討する必要がある)	①水圧・水質モニタリングや原位置試験の結果から推定された帯水層の連続性と、それを踏まえた水理地質構造モデルによる施設の建設操業影響の実測値と水理解析結果から、孔周辺の水理地質構造の解析結果の妥当性を判断していることを確認する ②水理試験や水理解析の結果に基づき、閉塞後に孔が放射状に広がる短絡経路にならないようにするために適切な閉塞方法を用いていることならびに閉塞部の透水係数を設定していることを確認	○水圧・水質モニタリング結果や孔間試験結果から、水みちとして機能する地質 (凝岩層や割れ目帯など) を抽出可能 (H30事業) ○ボーリング孔が遭遇する単一の帯水層の分布区間を止水する必要性はなく、異なる帯水層間 (帯水層・地表層) をボーリング孔が介して連続しないようであれば閉塞の条件を満たす (Pusch et al., 2016) ○②目標とすべき透水性は「岩盤と同程度」 (ただし破砕部等の透水部あるいは透水層は含まず; SKB, 2006)、「数値計算の結果、孔が短絡経路にならない程度の透水性にすればよい」 (Luterkort, 2012)、地層処分分野では後者が主流になりつつある (Jefferies et al., 2018) ■閉塞孔 (区間) の透水係数を決定する上で (地層処分のように) 水理解析の結果を根拠にすることは妥当か? ■ボーリング孔の短絡経路化に最適なモデル化・解析手法はあるか?
空洞部	閉塞しない 閉塞すれば全区間を砂で埋戻す等)	閉鎖設計を行わない (例えば全区間を砂で埋戻す等)	①【地下水の流動経路と地上への到達速度の解析結果】 →閉塞しなくても対象孔が短絡経路化しないと言った根拠	①結論に至る過程が妥当であること (例えば、解析に用いたモデル、入力パラメータ、境界条件等の設定が適切) を確認 →他の要件によってボーリング孔を閉塞する必要がある場合は「閉塞する」へ移行	○ALARAの考え方に則ると「埋戻さない」とは考えにくい ○粒子追跡法による数値解析を実施し、開放状態のボーリング孔が移行経路となり得るかどうかを検討した事例がある (Bockgård, 2011; Luterkort, 2012) ■ボーリング孔の短絡経路化に関する最適なモデル化・解析手法はあるか?
	閉塞する	抽出された閉塞区間に閉塞材を設置する	①【閉塞材の透水係数の予測値】 →閉塞した孔の透水性が閉塞の条件を満たすと結論されている (区間ごと + 全体) ②【閉塞性能の時間変化の予測結果】 →時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで閉塞孔が短絡経路にならないような設計がなされている 水理水頭 (差圧) の評価 ③【閉塞性能の確認方法】 →設置した閉塞材の性能を確認するための方法が示されている	①孔内に配置した時の閉塞材の閉塞性能を予測し、その透水係数が閉塞の要件を満たす設計としていることを確認 ②原位置の環境から想定される閉塞材の変質とその透水性の変化の予測結果に基づき、閉塞性能に支障がないことを確認 (予測結果に至る過程が妥当かどうか) も確認 ③計画書に閉塞材が計画どおりに閉塞性能を発揮していることを確認する方法が示されていることを確認	【ベントナイト】 ○孔内でのベントナイトの透水係数は、非拘束・地下水条件の室内試験を実施し、孔内での体積変化を想定して有効モニタリング密度を調整することで予測可能 (H30事業) ○極端な高温地域でない限り、10万年経過しても閉塞の条件が未達となるレベルの閉塞体の低下は起きない (Pusch & Yong, 2006; Pusch et al., 2016; RWM, 2018) ■透水係数だけで良いか? ブロックの成形時に含まれる初期気相が閉塞性能に影響を与えないか? (初期気相量 (初期含水比) の制御が重要か?) ■ベントナイトの設置区間の閉塞性能を確認する適切な試験方法があるか? →閉塞前後に注水試験を行い、その注水流量を比較することで閉塞の判断が可能 (H31事業) ■ケーシングの存在しない孔もしくは区間の場合、孔壁・ベントナイト境界の透水性をどのように確保するか、また評価するか? 【セメント】 ○石油探査分野では、恒久的なバリア材として慣例的にセメントを使用 (NORSK Standard, 2013; Oil&Gas UK, 2015) ○地層処分分野では10万年の間に喪失する前提で検討 (Jackson et al., 2014) ■セメントが万年オーダーで閉塞性能を保持し続ける (劣化・喪失や地震による破損等) ことが、合理的に考えて妥当であると結論できるか? 【その他の材料】 ○砂スラリー・樹脂・ジオポリマー等の適用可能性が議論されているが事例が少ない ■これらの素材の適用事例や劣化に関する情報が多くない状態で、これらを使用することが妥当と考えられるか? ■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させざるを得ないか? (例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化)



表 4.4-5 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング）

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ケーシング	残留する	全てのケーシングを残留する	<p>① 【ケーシングの状態確認結果】 一内部状態(腐食の有無等)の確認結果などから、残留しても閉塞の条件を満たすと評価されている</p> <p>① 【アニュラス部の状態確認結果】 一内部状態(腐食の有無等)の確認結果などから、残留しても閉塞の条件を満たすと評価されている</p> <p>③ 【閉塞性能の時間変化の予測結果】 一時間経過に伴う閉塞性能の変化を予測し、万年オーダーで閉塞孔が短絡経路にならないような設計がなされている</p>	<p>①②BTV/BHTV検層、CBL、原位置処理試験などの事前調査の結果からケーシングおよびアニュラスの健全性が評価されていることを確認</p> <p>③原位置の環境から想定されるケーシングおよびアニュラスの劣化とその透水性の変化の予測結果に基づき、閉塞性能に支障がないことを確認(予測結果に至る過程が妥当かどうかも確認)</p> <p><b>ケーシングの残置が要件を満たさない懸念が払拭できない場合は「一部回収」または「全回収」へ移行</b></p>	<p>○ケーシングの腐食孔の発生事例(山本, 1981; Xu et al., 2006; 巴ほか, 2009)</p> <p>○室内試験で腐食速度が見積もられ(巴ほか, 2009)、閉鎖系であれば数年経過後は腐食の進行がほぼ認められないレベルに低下(長田・東, 2016)</p> <p>○アニュラスセメントの健全性を評価し修復措置を行った例は多数(鉱業労働災害防止協会, 2014; Oil&amp;Gas UK, 2015; Khalifeh &amp; Saasen, 2020c; 佐藤ほか, 2018 など)</p> <p>○劣化したセメントやマイクログラファイトが移行経路になり得る(Zhang &amp; Bachu, 2012; Davis, 2014; Vralstad et al., 2016 など)</p> <p>○頁岩がアニュラスを自然に塞ぐ可能性を指摘(Williams et al., 2009; Kristiansen et al., 2018)</p> <p>○地層処分分野では、10万年オーダーのケーシングの閉塞性能確保は困難とし、ケーシングは全回収または一部回収が主流(Leferies et al., 2018)</p> <p>■モニタリング期間終了後のケーシングの状態から劣化速度を評価すると想定されるが、観測期間中に劣化するレベルの材料が、万年オーダーの使用に耐えられるか?</p> <p>■アニュラス部にセメントを充填する場合は、セメントが万年オーダーで閉塞性能を保持し続けることが、合理的に考えて妥当である結論できるか?</p> <p>■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか?(例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化)</p>
		一部のケーシングをボーリング孔内に残留する	<p>① 【ミリング区間の設定根拠】 一ミリング区間を閉塞すれば孔の内外が移行経路化しないと考えられる理由を明確にしている</p> <p>② 【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 一回収作業および残置物が孔内外に与える影響を評価した上で要件を満たす計画としている</p> <p>③ 【回収後の岩盤の評価手順】 一回収作業後に岩盤の調査(BTV・キャリバー検層・水理試験など)を実施し、岩盤の状態を再確認し必要に応じて計画を見直す手順としている</p>	<p>①岩盤の移行経路(異なる帯水層間・帯水層-地上間)を遮断する深さ(地層)に閉塞区間が設定されており、事前解析により一部区間の閉塞でも孔が地下水(放射性核種)の短絡経路とならない評価していること(ミリング実施により残置されるケーシング/アニュラスが移行経路とならないこと、ケーシング/アニュラスが残置される区間のBDZが移行経路とならないこと)を確認(「A.空洞部」の事前解析と同)した上で、閉塞材を設置するため</p> <p>②回収作業で発生する残置物(ケーシングの破砕物)の発生やBDZの新規発生などの有無を踏まえ、それらを考慮した上で要件を満たす評価結果になっていることを確認</p> <p>③回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たす計画になっていることを確認</p> <p><b>ケーシングの残置が要件を満たさない懸念が払拭できない場合は「全回収」へ移行</b></p>	<p>○石油探査分野では一般的で(Abshire et al., 2012; Campbell &amp; Smith, 2013; Vralstad et al., 2019; Khalifeh and Saasen, 2020b)ケーシングやアニュラスが劣化している場合は、閉塞対象区間をセクションミリングして閉塞材を設置(セメント打設)する(佐藤ほか, 2018)</p> <p>○地層処分分野では、ケーシングは全回収ではなく一部回収が主流(Leferies et al., 2018)</p> <p>■ボーリング孔の短絡経路化に関する最適なモデル化・解析手法はあるか?</p> <p>■閉塞の条件を満たす精度でケーシング・アニュラスをミリング(切削)可能か?</p> <p>■BDZの進展や孔壁崩壊等の懸念があるか?その評価手法と対策はあるか?</p> <p>■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか?(例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化)</p>
	回収する	全てのケーシングを回収する	<p>① 【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 一回収作業が孔内外に与える影響を評価し、閉塞の条件を満たすと結論づけている</p> <p>② 【回収後の岩盤の評価手順】 一回収作業後に岩盤の調査(BTV・キャリバー検層・水理試験など)を実施し、岩盤の状態を再度確認する手順としている</p>	<p>○リーミング(拡孔)による80mのケーシングの回収事例(Michigan Department, 2012)</p> <p>○切断と引き抜き(cut-and-pull)は多くの操作と時間がかかり(Vralstad et al., 2019)、BDZが広範囲に発生する懸念が指摘(Jackson et al., 2014)</p> <p>■BDZの進展や孔壁崩壊等の懸念があるか?その評価手法と対策はあるか?</p>	

表 4.4-6 計画立案段階における確認項目と想定される確認方法（観測装置／ストレーナ、掘削影響領域）

分類	条件	事業者の実施内容	【確認項目】と内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
観測装置／ストレーナ	残置する	観測装置／ストレーナの一部を回収する	<p>①【残置区間の評価結果】 →観測装置／ストレーナを残置しても孔の内径が移行経路化しないと考えられる理由を明確にしている</p> <p>②【残置物の閉塞性能への影響評価の結果】 →残置物が孔内外に与える影響を評価した上で要件を満たす計画としている</p>	<p>①岩盤の移行経路（異なる帯水層間・帯水層一地上間）を遮断する深度（地層）に閉塞区間が設定されており、事前解析により一部区間の閉塞でも孔が地下水（放射性核種）の短絡経路とならない評価していること（観測装置／ストレーナが残置される区間のBDZが移行経路とならないこと）を確認（「空洞部」の事前解析と同）</p> <p>②残置物による残置区間の物理的支持機能の喪失やその化学的影響などにより、閉塞機能の低下を招くおそれがないと判断していることを確認</p> <p>→<b>観測装置／ストレーナの残置が要件を満たさない懸念が拭きえない場合は「全回収」へ移行</b></p>	<p>○石油探査分野では残置物は許容（経産省、2012；NORSK Standard, 2013；Oil&amp;Gas UK, 2015；環境省、2015）</p> <p>■300～400年のモニタリングの事例が存在しないため、長期モニタリング手法やモニタリング装置等の回収手順に関わるノウハウが未整理</p> <p>■回収できない観測装置等の下に高透水部がある場合は、破砕して回収が必須か？それは現実的か？</p> <p>■金属や樹脂などの人工物を孔内に残置することで閉塞性能を低下させる懸念はないか？（例えば化学反応により発生したガス等に起因する閉塞材の劣化）</p>
掘削影響領域	回収する	全ての観測装置／ストレーナを回収する	<p>①【回収作業の閉塞性能への影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与える影響を評価し、閉塞の条件を満たすと結論づけている</p>	<p>①回収作業で発生する残置物（観測装置／ストレーナの碎屑物など）の発生などを踏まえ、これを考慮した上で要件を満たす評価結果になっていることを確認</p>	<p>○観測期間が数年程度であれば回収事例がある（網田ほか、2002）</p> <p>○孔内の洗浄技術は一般的</p> <p>■300～400年の長期モニタリングの事例が存在しないため、長期間のモニタリング計画の実現可能性が不透明？</p> <p>■水圧水質モニタリング装置の回収例が少ないため、切断＆引き抜き回収の困難さや留意点が未解明</p>
	-	BDZの評価と必要に応じた対策の実施	<p>①【BDZの評価結果】 →BDZの間隙率や透水係数を把握している</p> <p>②【BDZを踏まえた事前解析の結果】 →BDZの有無が地下水流動に与える影響を把握している</p> <p>③【BDZに対する対策の予測結果】 →BDZの短絡経路化が生じうる場合は対策を施し、その後は短絡経路化しないと評価している</p>	<p>①孔周辺の岩石試料を採取し、間隙率や透水係数の変化を把握している</p> <p>②BDZの存在を考慮して数値計算を実施し、BDZが放射性核種の短絡経路として機能しない評価結果になっていることを確認（ケーシングや観測装置の残置・回収の結果と関連して）</p> <p>③BDZに対策を施したとして水理解析を実施し、BDZが核種の短絡経路として機能しないと想定されることを確認</p>	<p>○室内試験や解析によりBDZの物性値が報告されているが、原位置での確認事例が見当たらない</p> <p>○地層処分分野では、数値計算の結果はBDZが短絡経路化に大きく影響しないことを示唆（Tsitsopoulos et al., 2016；White &amp; Mark, 2018）</p> <p>○ベントナイトグラウトを用いたEDZの改良（西垣ほか、2005；小早川・伊藤、2007）が活用可能か？</p> <p>■BDZが短絡経路化に寄与する重要度ほどの程度か？</p> <p>■BDZの原位置試験の事例が見当たらないが、原位置で物性値の把握手法は確立されているか？</p> <p>■孔の拡張した試料採取は閉塞領域の増加とBDZの進展が懸念されるが、評価手法として適用可能か？</p> <p>■堆積岩や粘土層の場合は自己閉塞する可能性があるが、普遍的な評価が可能か？</p> <p>■BDZを考慮した解析事例はあるが、原位置試験結果と比較し実証した事例が見当たらない</p>

表 4.4-7 閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（岩盤、空洞部、掘削影響領域）

分類	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
岩盤	-	①【周辺モニタリング孔の観測結果】 →周辺に観測中のモニタリング孔が存在する場合は、主にその水圧観測結果を用い、計画どおりの閉塞性能が発揮されたことを間接的な評価をしている	①閉塞の対象孔の近くにその孔と水みちが連続しているモニタリング孔が存在する場合は、作業中の水圧観測結果から、作業中に乱れると想定される対象の帯水層の水圧が作業後に回復し、適切に縁切りできたと判断していることを確認	○事前に孔間水理試験などを実施して複数のポーリング孔間における水みちの連続性を評価しておくことで、閉塞孔周辺で観測を継続中のモニタリング孔を用いて閉塞状態を評価できる可能性がある
空洞部	閉塞する	①【材料の配置深度や品質管理の結果】 →計画どおりの深度に各材料が配置されたことを確認している ②【閉塞区間の閉塞性能の確認結果】 →計画どおりの閉塞性能が発揮されていることを確認している	①閉塞の作業記録（材料の投入量や配置深度の管理）から、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮すると判断している →ベントナイト・セメント：投入量や配置深度の管理 →泥水：リターン水の比重の管理 →砂スラリー：圧送圧力・流量の管理 ②閉塞区間の加圧・注水試験結果から、配置後の閉塞材の閉塞性能を評価し、要件どおりに閉塞できたと判断していることを確認（泥水などの流動性がある材料は実施不可）	○石油探査分野における閉塞性能の確認試験は、セメントプラグの設置・硬化後に加圧テストを実施し、閉塞性能を確認することが要件（経産省, 2012; NORSK Standard, 2013; Oil&Gas UK, 2015; 環境省, 2015） ○調整した材料の物性値、圧送圧力や流量から換算した搬送量、硬化後の頂部の深さ確認などの結果を記録し、計画どおりに閉塞できたと確認することが要件（上記と同） ○閉塞前後に注水試験を実施し、注水流量を比較することで閉塞性能を間接的に評価可能（H31事業） ○揚水試験等の負圧試験は適さない（差圧により閉塞深度から移動し、閉塞性能が低下するおそれ）（R2事業） ○その他の材料に対して直接水理試験・加圧試験を実施した事例が見当たらない（例えば、砂スラリーは加圧試験が困難; Saasen et al., 2011） ○ベントナイトとセメントに関しては、人工バリアや緩衝材の研究により、相互反応や化学的安定性などに関する知見が取得されている ■「計画どおりに配置できた事実」だけで閉鎖確認できたとみなしても良いか？（例えば、閉塞性能は室内試験で確認する等） ■ベントナイトが差圧を受けて予期せぬ移動をした場合に、その閉塞性能が悪影響を受けるかどうか？（水圧・水流の制御が重要かどうか？） ■閉塞孔を対象とした閉塞性能の確認試験が必須か？類似する環境（短絡経路化の観点で重要度が低い別の孔など）での性能確認試験で代替する方法は適用可能か？
掘削影響領域	-	①【閉塞性能の確認試験の結果】 →BDZに対策する場合は対策を施し、その結果として短絡経路化が防止されたと評価している	①BDZの発達領域をダイヤモンドソー等で切削してプラグを設置する場合は、プラグが閉塞性能を発揮していることを確認（「空洞部」と同じ方法）	■BDZの原位置試験の事例が見当たらないが、原位置で物性値の把握手法は確立されているか？ ■BDZ（の物性値）の対策前後の変化を原位置試験でどのように評価するか？

表 4.4-8 閉塞作業段階における確認項目と想定される確認方法（ケーシング、観測装置／ストレーナ

分類	ケース	【確認項目】とその内容	想定される確認方法	活用できる知見(○)と課題(■)
ケーシング	全て残置	① 【ケーシングを含む閉塞区間の閉塞性能試験の結果】 →水理試験・加圧試験等で閉塞区間を評価し、ケーシングやエアユラスを含む閉塞区間が閉塞の条件を満たしている	①閉塞区間を対象に水理試験等の閉塞性能の確認試験を実施し、計画どおりの閉塞性能が発揮できると評価していることを確認	○石油探査分野では、露岩部〜ケーシング内の一部へ設置した閉塞材（セメント）に対し加圧試験を実施し、計画どおりの閉塞性能が発揮されたことを確認している
	一部残置	① 【回収作業の影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与えた影響を評価し、必要に応じて計画の見直しを実施している ② 【露出させた岩盤の再評価の結果】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリバー検層・水理試験など）を実施して岩盤の状態を再確認し、必要に応じて計画を見直している	①閉塞作業の手順と結果を記録しており、碎屑物やBDZの発生の有無とその影響を評価し、作業が計画どおりに進行していることを確認 ②回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たしたことを確認	○アニュラスセメントの健全性を評価し修復措置を行った例は多数（鉱業労働災害防止協会, 2014；Oil&Gas UK, 2015；Khalifeh & Saasen, 2020c；佐藤ほか, 2018 など） ■BDZの原位置試験の事例が見当たらないが、ケーシングの回収作業がBDZに与える影響を原位置で評価する適切な手法はあるか？ ■通常、ケーシングを挿入する孔は軟弱な岩盤であるが、裸孔状態にした後の作業（水理試験など）に耐えられるか？水理試験は必須か？
観測装置／ストレーナ	全回収	① 【回収作業の影響評価の結果】 →回収作業が孔内外に与えた影響を評価し、必要に応じて計画の見直しを実施している ② 【露出させた岩盤の評価結果】 →回収作業後に岩盤の調査（BTV・キャリバー検層・水理試験など）を実施し、岩盤の状態を再確認し必要に応じて計画を見直している	①閉塞作業の手順と結果を記録しており、碎屑物の発生の有無とその影響を評価し、作業が計画どおりに進行していることを確認 ②回収作業後の岩盤の状態に対して閉塞の条件を満たしたことを確認	■閉塞孔を対象とした閉塞性能の確認試験が必須か？類似する環境（短絡経路化の観点で重要度が低い別の孔など）での性能確認試験で代替する方法は適用可能か？
	計画外の深度に残置することとなったケーシング	① 【残置区間の評価結果】 →残されたケーシングが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度にケーシングが残置されなないことを確認	○孔内に抑留した装置の回収ツール自体は多数存在（Khalifeh & Saasen, 2020c） ○屈曲孔では観測装置の回収が困難になるケースもある（電中研, 2018） ○リーミング（疵孔）して破碎回収した例もある（村上ほか, 2020） ■破碎回収では装置類がバラバラになるが、全回収したと判断する根拠か？
観測装置	一部回収	① 【閉塞作業の品質管理の結果】 →引き抜きや孔内洗浄により観測装置／ストレーナが計画どおり回収されている ② 【残置区間の評価結果】 →残された観測装置／ストレーナが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①計画どおりに装置が回収できたことを確認 ②異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度に観測装置／ストレーナが残置されなないことを確認 ②閉塞性能の確認試験の結果、閉塞材が計画どおりの閉塞性能を発揮していることを確認	
	全回収	① 【閉塞作業の品質管理の結果】 →引き抜きや孔内洗浄により観測装置／ストレーナが全て回収されている	①全ての装置が回収できたことを確認	
観測装置	計画外の深度に残置することとなった観測装置／ストレーナ	① 【残置区間の評価結果】 →残された観測装置／ストレーナが存在したとしても、閉塞区間の閉塞性能（透水性や区間の物理的支持）が保たれると結論づけている	①異なる帯水層同士や帯水層と地表の縁切りが困難となる深度に観測装置／ストレーナが残置されなないことを確認	

C) 過年度に実施した室内・原位置試験の要約

表 4.4-9 平成 30 年度の室内試験結果<sup>(5)</sup>の要約

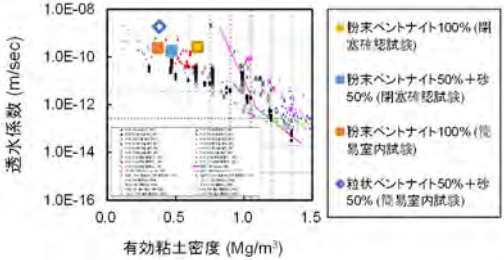
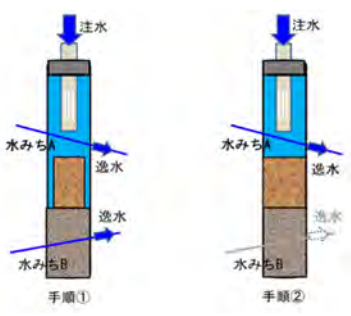
研究内容	概要	今後の課題
<p>非拘束条件下において膨潤したベントナイトの透水係数の推測</p>	<p>✓ 規制機関は、計画立案段階において、閉塞の条件を満たすための閉塞区間の透水性と閉塞材の透水係数の予測値を比較し、閉塞材の透水性が閉塞の条件を満たすことを確認する必要がある</p> <p>✓ 閉塞材にベントナイトを用いる場合、孔径より小さなベントナイトが非拘束条件下で膨潤する状態と想定されるが、この状態の試験事例がほとんどない</p> <p>➢ ボーリング孔を模擬したアクリルセルを用い、非拘束条件下でセル内径より小さいベントナイトブロックを膨潤させて透水試験を実施</p> <p>✓ アクリルセル内で膨潤したブロックの膨潤後の有効モンモリロナイト密度とその透水係数に相関関係があることから、孔内にて膨潤後のベントナイトの体積を事前に想定することで、膨潤後の透水係数を予測できることを提示</p>  <p>非拘束条件下でのベントナイトの有効粘土密度と透水係数の関係</p> <p>確認項目：ボーリング孔を模擬した室内試験の結果から、孔内に設置・膨潤後のベントナイトの透水係数を予測している</p> <p>判断指標：ブロック成型時の有効モンモリロナイト密度の設定値が、孔内で膨潤したベントナイトの透水係数が閉塞の条件を満たす設定であること</p>	<p>✓ 平成 30 年度事業では、鉛直下向きの孔を模擬したセル内に蒸留水を満たし、単一のブロックを設置して試験を実施</p> <p>➢ 【課題】実際の孔内環境を想定した透水係数の予測手法の妥当性の確認（地下水の水圧、ブロック数やボーリング軸方向の重要性）</p> <p>✓ 既往の拘束条件の室内試験では、高イオン強度の溶液中ではベントナイトの透水係数が低下する</p> <p>➢ 【課題】非拘束条件下においてベントナイトの透水係数を予測する時に溶液のイオン強度を考慮する必要性の有無（地下水の水質（イオン強度）の重要性）</p>
<p>原位置で閉塞性能を確認する試験に関する予察的室内試験</p>	<p>✓ 規制機関は、閉塞区間の透水性について、性能確認試験を実施する計画となっていることを確認する必要がある</p> <p>✓ ベントナイトを閉塞材として実際の孔を閉塞した場合における閉塞性能の確認方法が提示されていない</p> <p>➢ ベントナイトブロックを膨潤させる前と後で注水試験を実施し、注水流量から閉塞を判断する手法の妥当性を試験で確認</p> <p>✓ 室内において予察的に実施した模擬試験の結果から、定圧注水試験の注水圧と注水流量がベントナイトの閉塞性能を確認する指標となり得ることを確認</p>  <p>性能確認試験の概念図</p> <p>確認項目：閉塞材の設置前後で定圧注水試験を行うなど、閉塞材の閉塞性能の確認試験を実施していること</p> <p>判断指標：（定圧注水試験の場合）閉塞区間より上位の試験区間において、閉塞材の設置前と設置後の試験圧力および注水流量が一致すること</p>	<p>✓ 平成 30 年度事業では、室内試験の結果から抽出した予察的な確認項目と判断指標</p> <p>➢ 【課題】原位置における閉塞性能の確認試験を実施（抽出された確認項目と判断指標の妥当性を確認）</p>

表 4.4-10 平成 31 年度の室内試験および原位置試験結果<sup>(6)</sup>の要約

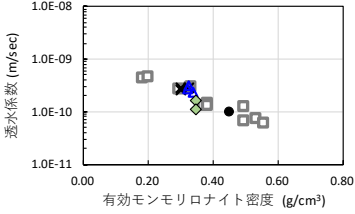
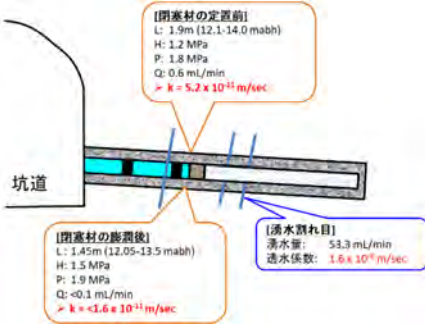
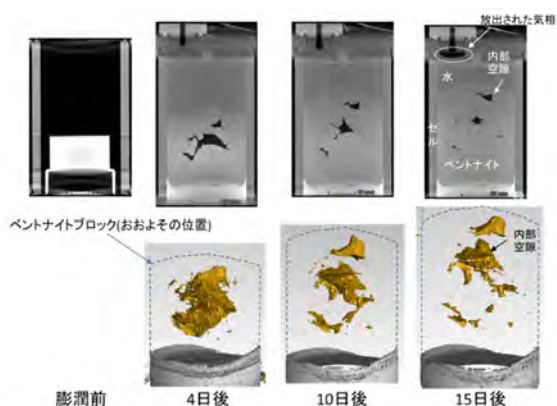
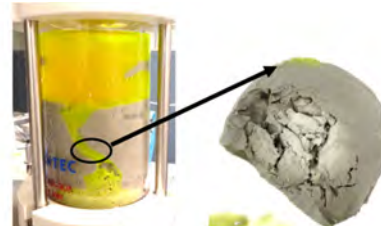
研究内容	概要	今後の課題
<p>原位置環境を想定した非拘束条件下のベントナイトの透水係数の推測</p>	<p>✓ 実際の閉塞にて想定されるブロック数、ボーリングの軸方向、地下水水質・水圧等の要因がベントナイトの透水係数に与える影響が不明確</p> <p>➢ ボーリング孔を模擬したアクリルセルを用い、原位置環境を想定したブロック数・セルの傾き・水質・水圧を変化させた膨潤・透水試験を実施</p> <p>✓ ブロック数・ボーリング軸方向・水圧はベントナイトの透水係数の予測結果に大きな影響を与えないことを提示</p> <p>✓ ベントナイトの膨潤途中における埋戻し材(砂等)の投入は、ベントナイトと壁面の隙間に水みちを形成する懸念がある</p> <p>✓ 溶液のイオン強度が高い(海水相当)と透水係数が 3-4 桁高くなることを提示</p>  <p>各条件下でのベントナイトの有効粘土密度と透水係数の関係</p> <p>確認項目：A: 閉塞材の透水性に関する室内試験時は、閉塞対象孔の地下水を採水して試験に用いること B: ベントナイトの膨潤速度を踏まえ、閉塞性能の低下が懸念されない手順になっていること</p> <p>判断指標：A: 地下水中で膨潤させたベントナイトブロックの透水係数が閉塞の条件を満たすよう成型時の有効モンモリロナイト密度を設定していること B: ブロックと孔壁の隙間に埋戻し材が侵入しないよう十分な膨潤期間を確保していること</p>	<p>✓ 約 1m の閉塞区間を設置し斜め孔を模擬した室内試験では、ブロックの初期気相に関連すると推測される内部空隙がブロック内に形成され、軸方向に連結</p> <p>➢ 【課題】内部空隙の形成要因の把握と、その連結による透水性の低下の可能性(初期気相量(初期含水比)の制御の重要性)</p> <p>✓ 水質条件は海水相当のものと同位置試験の地下水(瑞浪の地下 500m)の 2 種類しか実施しておらず、非拘束条件下でのイオン強度と透水係数の関係は不明確</p> <p>➢ 【課題】拘束条件の既往研究を踏まえ、イオン強度を段階的に調整した溶液でベントナイトの閉塞性能の変化を確認(事前予測手法の妥当性の確認に必要な知見の取得)</p>
<p>原位置における閉塞性能の確認試験</p>	<p>✓ 平成 30 年度事業において室内試験に基づいて抽出した確認項目と判断指標の原位置における妥当性を確認する必要がある</p> <p>➢ 瑞浪超深地層研究所内のボーリング孔を実際にベントナイトブロックで閉塞して性能確認試験を実施</p> <p>✓ 閉塞区間の上位区間を対象に、閉塞材の設置前後に定圧注水試験を実施し、注水圧と注水流量が閉塞前後で変化しておらず、ベントナイトが閉塞性能を発揮したことを確認</p> <p>✓ 事前の注水試験の結果から、ベントナイトの透水係数は <math>10^{-11}</math> m/sec 程度と推測</p>  <p>定圧注水試験の結果</p> <p>確認項目：閉塞材の設置前後で定圧注水試験を行うなど、閉塞材の閉塞性能の確認試験を実施していること</p> <p>判断指標：(定圧注水試験の場合) 閉塞区間より上位の試験区間において、閉塞材の設置前と設置後の試験圧力および注水流量が一致すること</p>	<p>✓ 平成 31 年度事業では結晶質岩を対象としており、亀裂性媒体における性能確認の結果から確認項目と判断指標を抽出</p> <p>➢ 【課題】堆積岩等の異なる地質における確認項目と判断指標の妥当性の確認</p>



表 4.4-11 令和 2 年度の室内試験結果の要約 (第 3 章)

研究内容	概要	今後の課題
<p>内部空隙の形成要因とその連結性が透水性に与える影響の評価に関する室内試験</p>	<p>✓平成 31 年度事業の結果、ブロックの成形時に含まれる初期気相が原因と推測される内部空隙がブロック内に形成され、アクリルセルの軸方向に連結</p> <p>✓内部空隙が閉塞区間を貫通すると閉塞性能が低下する懸念があるが、内部空隙の成因やその連結性に関する知見は得られていない</p> <p>➢ ブロック内の初期気相量を制御(初期含水比を制御)したブロックを用いた室内での膨潤・透水試験を実施</p> <p>✓内部空隙は、その体積は初期気相量に比例しており、ブロック成型時の初期気相が集合して形成されることを提示</p> <p>✓単一ブロックで長さ 10cm 未満であれば、内部空隙はブロックを貫通することはなく、透水性を低下させないことを提示</p>  <p>ブロック内に発達する内部空隙のマイクロ X 線 CT 画像</p> <p>確認項目：内部空隙の貫通が生じないよう適切な初期含水比を設定しているか</p> <p>判断指標：ブロックの初期含水比と乾燥密度から初期気相量を予測し、初期気相量が低くなる初期含水比に調整しているか</p>	<p>✓令和 2 年度の試験ではシンプルな条件(単一ブロック・鉛直下向き・蒸留水)で室内試験を実施したが、実際のボーリング孔ではブロック数、ボーリングの軸方向、地下水水質・水圧等の複数の要因が存在</p> <p>➢ 【課題】原位置環境を想定した各要因を踏まえた内部空隙の連結とそれによる透水性の低下の有無の把握(初期気相量(初期含水比)の制御の重要性)</p>
<p>差圧が生じる環境における閉塞性能の変化に関する室内試験</p>	<p>✓上向きの差圧が生じる環境でベントナイトブロックを設置すると、差圧によりブロックが移動して閉塞性能が低下するおそれがある</p> <p>✓ベントナイトの移動と透水性に関する事例が見当たらないため、確認項目としての重要性の判断が困難</p> <p>➢ アクリルセル内で水圧をかけてベントナイトを移動させ、移動の有無と透水係数の関係を把握するための室内試験を実施</p> <p>✓0.3 MPaの水圧により移動したブロックのうち 3 分の 1 (12 個中 4 個)の透水係数が 4~5 オーダー上昇 (<math>10^{-10} \rightarrow 10^{-5 \sim 6}</math> m/sec)</p> <p>✓事前の摩擦試験の結果から移動し始める圧力を予測可能(今回の試験条件では 10 kPa オーダー)</p> <p>✓ベントナイトとセル内壁の境界部に移行経路が形成されことを確認</p>  <p>移動後の透水試験で閉塞性能が低下したブロックの移行経路</p> <p>確認項目：孔内に設置したベントナイトが移動しない手順であること</p> <p>判断指標：作業中や性能確認試験で閉塞区間の上部が減圧状態にならないこと(例えば、揚水試験による性能確認は不適)</p>	<p>✓令和 2 年度事業では、ベントナイトの挙動を目視するためにアクリルセルを用いた室内試験を実施したが、実際の岩盤ではベントナイトとの接着状況がアクリルと異なる</p> <p>➢ 【課題】岩石を用いたベントナイトの移動試験と移動による透水係数の変化に関する知見の取得が必要(抽出した確認項目および判断指標の原位置における妥当性の確認)</p>

## 第4章の参考文献

### 4.2

- (1) 原子力規制庁、中深度処分等に係る規制基準等の策定について―第二種廃棄物埋設に係る事業許可基準規則等の骨子案の事業者との意見交換の実施―、平成30年度第22回原子力規制委員会 資料3、平成30年8月1日
- (2) 原子力規制庁、中深度処分に係る規制基準等における要求事項に対する科学的・技術的意見の募集の結果について、令和2年度第40回原子力規制委員会 資料1、令和2年11月25日
- (3) 日本原子力研究所、平成13年度確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査 報告書、平成14年3月、2002.
- (4) 日本原子力研究所、平成14年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成15年3月、2003.
- (5) 日本原子力研究所、平成15年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成16年3月、2004.
- (6) 日本原子力研究所、平成16年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成17年3月、2005.
- (7) 日本原子力研究開発機構、平成17年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成18年3月、2006.
- (8) 日本原子力研究開発機構、平成18年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成19年3月、2007.
- (9) 日本原子力研究開発機構、平成19年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成20年3月、2008.
- (10) 日本原子力研究開発機構、平成20年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成21年3月、2009.
- (11) 日本原子力研究開発機構、平成21年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書、平成22年3月、2010
- (12) 日本原子力研究開発機構、平成22年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書、平成23年3月、2011.
- (13) 日本原子力研究開発機構、平成23年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書、平成24年3月、2012.
- (14) 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、平成25年3月、2013.
- (15) 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(安全審査に向けた評価手法の整備) 報告書、平成26年3月、2014.
- (16) 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(核種移行データベースの整備) 報告書、平成26年3月、2014.
- (17) 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(安全審査に向けた評価手法の整備) 報告書、平成27年3月、2015.
- (18) 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(核種移行データベースの整備) 報告書、平成27年3月、2015.
- (19) 日本原子力研究開発機構、平成27年度燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査 報告書、平成28年3月、2016.
- (20) 日本原子力研究開発機構、平成28年度燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査 報告

- 書、平成 29 年 3 月、2017.
- (21) 日本原子力研究開発機構、平成 29 年度廃棄物埋設地の安全評価に関する調査 報告書、平成 30 年 3 月、2018.
  - (22) 日本原子力研究開発機構、平成 30 年度廃棄物埋設における性能評価手法に関する調査 報告書、平成 31 年 3 月、2019.
  - (23) 日本原子力研究開発機構、平成 31 年度廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究 報告書、令和 2 年 3 月、2020.
  - (24) 原子力規制庁、中深度処分における廃棄物埋設地の廃止措置後の保全に関する措置を必要としないための設計プロセス及び公衆の被ばく線量評価に係る審査ガイドの骨子案、第 28 回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合 資料 28-2、平成 30 年 3 月 20 日
  - (25) OECD/NEA, SAFIR 2: Belgian R&D Programme of the Deep Disposal of High-level and Long-lived Radioactive Waste, 2004
  - (26) 原子力安全委員会、余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方、平成 22 年 4 月 1 日
  - (27) 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 27 年度～平成 31 年度低レベル放射性廃棄物の処分に関する技術開発事業地下空洞型処分施設機能確認試験 5 カ年とりまとめ報告書、令和 2 年 3 月
  - (28) 電気事業連合会、原子力発電所等の廃止措置及び運転に伴い発生する放射性廃棄物の処分について、第 2 回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合 資料 2-1、平成 27 年 2 月 12 日
  - (29) 加藤淳、中西智明、阪下真司、中山武典、加藤修、和田隆太郎、建石剛、藤原和雄、宮内善浩、熊野裕美子、三本木満、アルカリ・還元性の模擬地下水環境下における炭素鋼の腐食挙動、Zairyo-to-Kankyo、56(5)、198-207、2007.
  - (30) 日本溶接協会、余裕深度処分用処分容器溶接規格、2011
  - (31) ㈱日本製鋼所、㈱神戸製鋼所、平成 27 年度～平成 28 年度 管理型処分技術調査等事業（原子力発電所等金属廃棄物利用技術開発）、平成 29 年度 低レベル放射性廃棄物の処分に関する技術開発事業（原子力発電所等金属廃棄物利用技術開発）—3 ヶ年研究成果の取りまとめ— 報告書、平成 30 年 3 月
  - (32) 本田明、谷口直樹、石川博久、藤原和雄、低溶存酸素条件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.
  - (33) 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、pp.167-180、1996.
  - (34) 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.
  - (35) Tosaka et. al., A General-purpose Terrestrial Fluids/Heat Flow Simulator for Watershed System Management. IAHR International Groundwater Symposium 2010, 2010.
  - (36) 日本粘土学会、“粘土ハンドブック第 3 版,” 技報堂, 2009.
  - (37) Sato et al., “DISSOLUTION MECHANISM AND KINETICS OF SMECTITE UNDER ALKALINE CONDITIONS,” NUMO-TR-04-05, 2004.
  - (38) 原環センター, “TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発,” 2017.
  - (39) 小田治恵, 本田明, 高瀬博康, 小曾根健嗣, 佐々木良一, 山口耕平, 佐藤努, セメント系材料由来のアルカリ性条件における緩衝材の鉱物学的変遷シナリオに基づく化学反応・物質

- 移動連成解析, 粘土科学. 51 (2013) pp. 34-49.
- (40) 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 29 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 T R U 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書(2018).
- (41) P. Cronstrand, Long-term performance of the bentonite barrier in the SFR silo, SKB Tech. Rep. TR-15-08 (2016) 46.
- (42) J. Lehtikoinen, Bentonite-Cement Interaction – Preliminary Results from Model Calculations, POSIVA Work. Rep. 2009-37 (2009).
- (43) N.C.M. Marty, C. Tournassat, A. Burnol, E. Giffaut, E.C. Gaucher, Influence of reaction kinetics and mesh refinement on the numerical modelling of concrete/clay interactions, J. Hydrol. 364 (2009) pp. 58–72.
- (44) M.H. Bradbury, U. Berner, E. Curti, W. Hummel, G. Kosakowski, T. Thoenen, The Long Term Geochemical Evolution of the Nearfield of the HLW Repository, NAGRA Tech. Rep. 12-01 (2014).
- (45) Numata et al., “Diffusion of tritiated water in cement materials,” Journal of Nuclear Materials, 171, pp373-380, 1990.
- (46) 核燃料サイクル開発機構 電気事業連合会 共同作業チーム, “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 2005-002, 2005.
- (47) 三原守弘 : TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセット, JAEA-Review 2006-011 (2006), 51p.
- (48) Akira KITAMURA, Update of JAEA-TDB: Update of Thermodynamic Data for Zirconium and Those for Isosaccarinate, Tentative Selection of Thermodynamic Data for Ternary M2+–UO22+–CO32- System and Integration with JAEA’s Thermodynamic Database for Geochemical Calculations, JAEA-Data/Code 2018-018 (2018).
- (49) M. Ochs, B. Lothenbach, H. Wanner, H. Sato, M. Yui, “An integrated sorption-diffusion model for the calculation of consistent distribution and diffusion coefficients in compacted bentonite,” J. Contam. Hydrol., 47, 283–296 (2001).
- (50) 原環センター, “管理型処分技術調査等事業地下空洞型処分施設閉鎖技術確証試験,” 2014.
- (51) 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 地層処分の工学技術” 1999.
- (52) 土木学会 (2007). 混和材料を使用したコンクリートの物性変化と性能評価研究小委員会 (3 3 3 委員会) 成果報告書.
- (53) 土木学会 (2018). 混和材料を使用したコンクリートの物性評価技術と性能規定型材料設計に関する研究小委員会 (3 5 3 委員会) 成果報告書.
- (54) 土木学会 (2018). 2017 年制定コンクリート標準示方書[設計編].
- (55) Baroghel-Bouny, V., (2006). “Evaluation and prediction of reinforced concrete durability by means of durability indicators. Part I: New performance-based approach.” International RILEM-JCI Seminar on Concrete Durability and Service Life Planning (ConcreteLife’06), 259–269.
- (56) 半井健一郎、蔵重勲、岸利治 (2013). 構造物表層のコンクリート品質と耐久性性能検証システム, コンクリート工学, 51(2), 153–158.
- (57) IAEA, (2014). “Monitoring and Surveillance of Radioactive Waste Disposal Facilities.” Specific Safety Guide No. SSG-31, STI/PUB/1640, Vienna: International Atomic Energy Agency.
- (58) Farhoud R., Delpine-Lesoille S., Buschaert S., Righini-Waz C. (2015). “Monitoring system design of underground repository for radioactive wastes – In situ demonstrator” International Journal of

- Engineering and Technology 7(6), 484–489.
- (59) 原子力環境整備促進・資金管理センター, (2020). 平成 27 年度～平成 31 年度 低レベル放射性廃棄物の処分に関する技術開発事業 地下空洞型処分施設機能確認試験 5 か年とりまとめ報告書.
- (60) Wagner T., Kulik D.A., Hingerl F.F., Dmytrieva S.V. (2012). GEM-Selektor geochemical modeling package: TSolMod library and data interface for multicomponent phase models. *Canadian Mineralogist* 50, 1173–1195.
- (61) Kulik D.A., Wagner T., Dmytrieva S.V., Kosakowski G., Hingerl F.F., Chudnenko K.V., Berner U. (2013). GEM-Selektor geochemical modeling package: revised algorithm and GEMS3K numerical kernel for coupled simulation codes. *Computational Geosciences* 17, 1–24.
- (62) 合田義、岩浅瑛大、名和豊春(2012). 高炉スラグ添加セメント硬化体における塩化物イオンの拡散モデル、セメントコンクリート論文集、66、390–397.
- (63) 上仲壮、合田義、齋藤聖也、名和豊春(2014). セメント硬化体中の塩化物イオンの拡散におけるアルカリイオン濃度と C-A-S-H の影響、セメントコンクリート論文集、68、367–374.
- (64) 名和豊春、小林創、齋藤聖也、安藤雅将(2015). C-S-H における Ca/Si 比と Al 置換が表面電位に及ぼす影響、セメントコンクリート論文集、69、45–52.
- (65) 中村良三、杉ノ原幸夫 (1980). 珪酸陰イオンを解析するための改良トリメチルシリル化法、*日本金属学会誌*、44、352–358.
- (66) 小泉公志郎、露木尚光 (2002). 高炉水砕スラグ微粉末のケイ酸構造に及ぼす炭酸化の影響、セメントコンクリート論文集、56、58–63.
- (67) Andersen, M.D., Jakobsen, H.J., Skibsted, J. (2004). Characterization of white Portland cement hydration and the C-S-H structure in the presence of sodium aluminate by <sup>27</sup>Al and <sup>29</sup>Si MAS NMR spectroscopy, *Cement and Concrete Research*, 34, 857–868.
- (68) Bethke, C.M., Yeakel, S. (2016) “The Geochemist’s Workbench® Release 11, *GWB Essential Guide*”, Aques Solutions, LLC, Champaign, Illinois.
- (69) Parkhurst, D.L., Appelo, C.A. J. (2013) “Description of input and examples for PHREEQC version 3—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations”, *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*.
- (70) Maekawa, K., Ishida, T., Kishi, T. (2003). “Multi-scale Modelling of Concrete Performance Integrated Material and Structural Mechanics”, *Journal of Advanced Concrete Technology*, 1(2) 91–126.
- (71) 原子力研究開発機構、原子力環境整備促進・資金管理センター (2020). 平成 31 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業 ニアフィールドシステム評価確証技術開発.
- (72) Grambow, B., Lopez-Garcia, M., Olmeda, J., Grive M., Marty, N., Grangeon, S., Claret, F., Lange, S., Deissmann, G., Klinkenberg, M., Bosbach, D., Bucur, C., Florea, I., Dobrin, R., Isaacs, M., Read, D., Kittnerova, J., Drtinova, B., Vopalka, D., Cevirim-Papaioannou, N., Ait-Mouheb, N., Gaona, X., Altmaier, M., Nedyalkove, L., Lothenbach, B., Tits, J., Landesman, C., Rasamimanana, S., Ribet, S. (2020). Retention and diffusion of radioactive and toxic species on cementitious systems: Main outcome of the CEBAMA project, *Applied Geochemistry*, 112, 104480.
- (73) ONDRAF/NIRAS, (2011). “Chapter 5: Knowledge of the phenomenological issues of the engineered barriers in their environment.” NIRON-TR 2011-05 E V1, Document ready for peer

review, November 2011.

- (74) OECD/NEA, (2012a). “The long-term radiological safety of a surface disposal facility for low-level waste in Belgium.” NEA/RWM/PEER(2012)3, September 2012, OECD-publishing, Paris.
- (75) OECD/NEA, (2012b). “Cementitious materials in safety cases for geological repositories for radioactive waste: Role, evolution and interactions.” NEA/RWM/R(2012)3/REV, March 2012, OECD-publishing, Paris.
- (76) Ochs, M., Mallants, D., Wang, L. (2016). Radionuclide and metal sorption on cement and concrete. In “Topics in Safety, Risk, Reliability and Quality”, Ed. Gheorghe, A.V., Vol.29.
- (77) 日本原子力学会、日本原子力学会標準 余裕深度処分安全評価手法：2008、2009.
- (78) 加藤和之、脇寿一、齋藤典之、小野文彦、大間知行、尾崎充弘、余裕深度処分の技術的な信頼性構築に向けた検討状況について、原子力バックエンド研究、Vol.13、No.1、2006.

#### 4.3

- (1) Ohmori, H. Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development, Bulletin of Department of Geography, University of Tokyo, 10, pp.31–85 (1978).
- (2) 藤原治, 三箇智二, 大森博雄, 日本列島における侵食速度の分布, サイクル機構技報. 5 (1999) pp.85-93.
- (3) 岡孝雄, 北海道渡島半島, 後志利別川低地の沖積層—低位段丘上の遺跡と超軟弱泥層 (縄文海進最高海面期) の関係を中心として—, 北海道立地質研究所報告, 第 80 号 (2009) pp.63–109.
- (4) I. Peeters, T. Rommens, G. Verstraeten, G. Govers, A. V. Rompaey, J. Poesen, K. V. Oost, Reconstructing ancient topography through erosion modelling, Geomorphology, 78, pp.250-264 (2006).
- (5) K. Barnhart, G. E. Tucker, S. G. Doty, C. M. Shobe, R. C. Glade, M. W. Rossi, M. C. Hill, Inverting Topography for Landscape Evolution Model Process Representation: 1. Conceptualization and Sensitivity Analysis, Journal of Geophysical Research: Earth Surface, 125 (2020).
- (6) M. Bock, O. Conrad, A. Gunther, E. Gehrt, R. Baritz, J. Bohner, SaLEM (v1.0) – the Soil and Landscape Evolution Model (SaLEM) for simulation of regolith depth in periglacial environments, Geoscientific Model Development, 11, pp.1641-1652 (2018).
- (7) Shimada, J. and Davison, C.C., Environmental isotopes in groundwater at the URL site, Atomic Energy of Canada Ltd. Technical Report, no.388, p.34 (1986).
- (8) 長谷川琢磨, 中田弘太郎, 地下水年代測定評価技術の開発 (その 7) – 大鑽井盆地の  $^{36}\text{Cl}$  と  $^4\text{He}$  による地下水年代測定結果の地下水流動解析による検証 – , 電力中央研究所報告, N07037, 23p (2008).
- (9) 岩月輝希, 徐勝, 伊藤茂, 阿部雅人, 渡辺雅人,  $^{14}\text{C}$  同位体による地下水流動状態の推定, サイクル機構技報, No.4, pp.93-100, (1999).
- (10) 酒井隆太郎, 武田聖司, 宗像雅広, 木村英雄, 地下水の地球化学データに基づく地下水流動評価方法の検討 (その 2) – 幌延地域への適用例 – (受託研究), JAEA-Research 2013-006 (2013).
- (11) 酒井隆太郎, 宗像雅広, 大岡政雄, 亀谷裕志, 広域地下水流動解析モデルの水理パラメータの不確実性評価手法の検討, JAEA-Research 2009-38 (2009).
- (12) 日本原子力研究開発機構、平成 29 年度廃棄物埋設地の安全評価に関する調査 報告書、平成 30 年 3 月、2018.
- (13) 日本原子力研究開発機構、平成 31 年度廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究 報告書、令和 2 年 3 月、2020.
- (14) SKB, Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-14-01 (2014).



- (15) M H. Bradbury, B.Baeyens: Near Field Sorption Data Bases for Compacted MX-80Bentonite for Performance Assessment of a High-Level Radioactive Waste Repository in Opalinus Clay/Host Rock, PSI Bericht Nr.03-07, 2003.
- (16) M.Ochs, C.Talerico: SR-CAN:Data and uncertainty assessment. Migration parameters for the bentonite buffer in the KBS-3 concept, SKB Technical Report TR-04-18, 2004.
- (17) J.A. Davis, M. Ochs, M. Olin, T.E. Payne, C.J. Tweed:NEA Sorption Project Phase II: Interpretation and Prediction of Radionuclide Sorption onto Substrates Relevant for Radioactive Waste Disposal Using Thermodynamic Sorption Models, Nuclear Energy Agency Report No 5992, OECD, 2005.
- (18) 澁谷朝紀, 油井三和, “性能評価で用いる分配係数の設定と現象論的収着モデルの適用性について-OECD/NEA Sorption Workshop における議論-”, PNC-TN8420 98-014, 1998.
- (19) 館幸男, 四辻健治, 陶山忠宏, M. Ochs, 油井三和, “地層処分安全評価のための現象論的収着・拡散モデル/データベースの開発; ベントナイト系プロトタイプモデル/データベースの構築”, JAEA-Research 2009-069, 2009
- (20) 朽山修, 高須亜紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三頭聡明, 山口徹治, “核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性”, 原子力バックエンド研究, 5, 3-19, 1998.
- (21) 三原守弘, TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセットー RAMDA : Radio-nuclide Migration Datasetsー, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Review 2006-011 (2006).

#### 4.4

- (1) 原子力規制委員会: 第 27 回原子力規制委員会 臨時会議, 資料 3, 第二種廃棄物埋設に係る規制基準等の骨子案. 平成 29 年 7 月 31 日 (2017).  
<https://www.nsr.go.jp/disclosure/committee/kisei/00000258.html>
- (2) 原子力規制委員会: 第 27 回原子力規制委員会 臨時会議, 資料 3, 中深度処分に係る規制基準等における要求事項について. 令和 2 年 7 月 15 日 (2020).  
<https://www.nsr.go.jp/data/000318311.pdf>
- (3) International Atomic Energy Agency, Classification of Radioactive Waste. IAEA, Vienna, IAEA Safety Standards Series No. GSG-1 (2009).
- (4) International Atomic Energy Agency, Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. IAEA, Vienna, IAEA Safety Standards Series No. SSG-14 (2011).
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成 30 年度原子力規制庁委託成果報告書 廃棄物埋設における性能評価手法に関する調査, 日本原子力研究開発機構, pp.4-1 - 4-49 (2019).
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成 31 年度原子力規制庁委託成果報告書 廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究, 日本原子力研究開発機構, pp.4-1 - 4-39 (2019).
- (7) Laaksoharju, M., Smellie, J., Nilsson, A C. and Skarman, C., Groundwater sampling and chemical characterization of the Laxemar deep borehole KLX02 Svensk Kärnbränslehantering AB, TR 95-05 (1995).
- (8) 田中壮一郎, 中野勇次, 石川潤一, 小坂邦夫, 廣田善夫: 広域地下水流動研究における試錐調査 (その 4) (DH-12 号孔), 核燃料サイクル開発機構, JNC-TJ7440 2001-012 (2001).
- (9) 尾上博則, 三枝博光, 竹内竜史: 超深地層研究所計画の研究坑道の掘削を伴う研究段階における地下水流動のモデル化・解析. 土木学会論文集 C, vol.72, no.1, pp.13-26 (2016).

- (10) 野原 壯, 三枝博光, 岩月輝希, 濱 克宏, 松井裕哉, 見掛信一郎, 竹内竜史, 尾上博則, 笹尾英嗣: 超深地層研究所計画における研究坑道の掘削を伴う研究段階 (第2段階) 研究成果報告書, JAEA-Research 2015-026 (2015).
- (11) Chaplow, R: Review of Equirements for Sealing Investigation Boreholes, Site Characterisation Project, Nuclear Decommissioning Authority Radioactive Waste Management Directorate, Robert Chaplow Associates Limited, P/1035/TR1/2010 (Issue 3) (2011).
- (12) 村上裕晃, 岩月輝希, 竹内竜史, 西山成哲: 放射性廃棄物の処分分野における地下水モニタリングの方法. 原子力バックエンド研究, vol.27, no.1, pp.22-33 (2020).
- (13) Khalifeh, M., Saasen, A.: Introduction. In: Khalifeh and Saasen, Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 1, Springer, pp 71-95 (2020).
- (14) NORSOK Standard: NORSOK D-010, Well integrity in drilling and well operations. Rev. 4, 2013, Standard Online AS: www.standard.no. (2013).
- (15) 経産省: 鉱業権者が講ずべき措置事例 (平成24年6月1日時点版) (2012).  
<https://www.meti.go.jp/policy/tsutatsutou/tuuti1/aa813.pdf>
- (16) Oil & Gas UK: Guidelines for the Abandonment of Wells, Issue 5, July 2015 (2015).
- (17) Jackson, C.P., Jefferies, N.L., Alexander, R., Smith, J., Frieg, B., Gauss, I., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Marsden, R.: Sealing deep site investigation boreholes: Phase 1 report. RWMD/03/042 (2014).
- (18) Pusch, R., Ramqvist, G., Knutssona, S.: Modern method for sealing deep boreholes. Engineering Geology, vol.202, pp.132-142 (2016).
- (19) Sandén, T., Nilsson, U., Johannesson, L.-E., Hagman, P. and Nilsson, G.: Sealing of investigation boreholes. Full scale field test and large-scale laboratory tests. SKB TR-18-18 (2018).
- (20) Environment Agency: Good practice for decommissioning redundant boreholes and wells, Product Code: LIT 6478/657\_12 (2012)  
[https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328154120/http://cdn.environment-agency.gov.uk/LIT\\_6478\\_8cbe6f.pdf](https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328154120/http://cdn.environment-agency.gov.uk/LIT_6478_8cbe6f.pdf)
- (21) SKB, Long term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main report of the SR-Can project, SKB, TR-06-09 (2006).
- (22) Luterkort, D., Gylling, B., Johansson, R.: Closure of the Spent Fuel Repository in Forsmark; Studies of alternative concepts for sealing of ramp, shafts and investigation boreholes. SKB TR-12-08 (2012).
- (23) Jefferies, N., Hoch, A., Tsitsopoulos, V., Alexander, R., Börgesson, L., Hedström, M., Karnland, O., Sandén, T., Crawford, M., White, M., Frieg, B., Vomvoris, S., Metcalfe, R., Wilson, J.: Contractor Report to RWM Sealing Deep Site Investigation Boreholes: Phase 2. Final Report. Radioactive Waste Management, RWM/03/046 (2018).
- (24) 三枝博光, 瀬野康弘, 中間茂雄, 鶴田忠彦, 岩月輝希, 天野健治, 竹内竜史, 松岡稔幸, 尾上博則, 水野 崇, 大山卓也, 濱 克宏, 佐藤稔紀, 久慈雅栄, 黒田英高, 仙波毅, 内田雅大, 杉原弘造, 坂巻昌工: 超深地層研究所計画における地表からの調査予測研究段階 (第1段階) 研究成果報告書, JAEA-Research 2007-043 (2007).
- (25) 太田久仁雄, 阿部寛信, 山口雄大, 國丸貴紀, 石井英一, 操上広志, 戸村豪治, 柴野一則, 濱克宏, 松井裕哉, 新里忠史, 高橋一晴, 丹生屋純夫, 大原英史, 浅森浩一, 森岡宏之, 舟木泰智, 茂田直孝, 福島龍朗: 幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第1段階) 研究成果報告書 分冊「深地層の科学的研究」. JAEA-Research 2007-044 (2007).
- (26) Pusch R., Ramqvist, G.: Borehole project – Final report of Phase 3. SKB, R-07-58 (2007).
- (27) Khalifeh, M., Saasen, A.: Tools and Techniques for Plug and Abandonment. In: Khalifeh and Saasen, Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells, Chapter 8, Springer, pp 213-247 (2020).

## 5. 廃棄物埋設に関する研究に必要な国内外の情報収集

### 5.1 日本原子力学会 2020 年秋の大会

令和2年9月に開催された日本原子力学会秋の大会に参加して関連する情報収集を行った。

中島ら<sup>(1)</sup>から「砂混じりベントナイトペレットの埋戻し材への適用」について報告があった。ブリケット方式を用いて成形したベントナイトペレットを円筒容器に充填した際の密度等を試験により求め、埋戻し材の設計方針を検討した。ペレットの形状は28 mm × 18 mm × 4 mm の型から成形されたアーモンド型であった。また、ペレット単体の密度は、平均して湿潤密度 2.35 Mg/m<sup>3</sup>、乾燥密度 2.19 Mg/m<sup>3</sup>、砂を除いた有効粘土密度は 1.87 Mg/m<sup>3</sup>であった。次に円筒容器(直径 100 mm×高さ 127 mm)に対してペレットを充填した結果、充填率は49.4%となり、ペレットを円筒容器内に充填させた際の有効粘土密度は 0.68 Mg/m<sup>3</sup>と計算された。この結果は、ベントナイト含有率 100%で球形に成形した場合と比較して、有効粘土密度が6割程度に落ち込んでしまった。このため、今後は充填時の有効粘土密度が高めることを課題にあげ、ペレット自体の密度を上げることやペレットの形状を最適化して充填率を高める等の方針を示した。

沖原ら<sup>(2)</sup>から「砕石とベントナイトペレットを混合した埋戻し材の透水試験」について報告があった。処分坑道の埋戻しに掘削ずりとベントナイトペレットを用いる方法を提案し、透水試験を実施した。試験に用いた埋戻し材の仕様は、ずり(30~40 mm 粒調品)とペレット(粒径 1 mm と 4 mm の混合品)を 50 : 50 で混合し、円筒容器(直径 21.9 cm×高さ 21.7 cm)に充填した。充填後の乾燥密度は、1.62 Mg/m<sup>3</sup>。次に、埋戻し材に水を真空状態で 3 日間浸透させた。その後、0.05 MPa の圧力で脱気したイオン交換水を通水し、透水係数を測定した。その結果、透水係数の値は、40 日程度で収束して  $1.5 \times 10^{-12}$  m/s となった。このことは、ベントナイトペレットを用いたとしても、粉体のベントナイトを用いた場合と同程度の遮水性が得られることを示した。

武田ら<sup>(3)</sup>から「粘土系材料が有する EDZ のシーリング機能の検証 (2) 原位置試験による透水性評価」について報告があった。原位置試験によって、粘土系材料の使用による EDZ の水理的な連結を遮断可能であるかを検討した。ボーリング孔の周囲に円状のスリットを掘削し、そこにベントナイトペレットを充填し(乾燥密度 1.21 Mg/m<sup>3</sup>)、スリットの埋戻しを行った。ボーリング孔の周囲の水理特性は、スリットの埋戻しの前後に注水試験によって評価した。その結果、粘土止水壁施工前に行った EDZ を対象とした透水試験結果(透水係数:  $10^{-6}$  m/s オーダー)よりも透水性が低下していることが確認された。このことから、粘土系材料の使用により、EDZ の水理的な連結を遮断可能であることが示された。

杉田ら<sup>(4)</sup>、三津山ら<sup>(5)</sup>、高橋ら<sup>(6)</sup>から「シーリングシステムの長期劣化が安全機能に与える影響評価」について報告があった。(1)では FEP リストに基づき、シーリングの劣化に対す

る影響因子・プロセスをインフルエンスダイアグラムとして整理した。(2)では NUMO 包括的技術報告書と同様の亀裂を考慮した 3 次元不均質場に対する地下水流動解析から、深成岩類ではシーリングシステムの劣化を考慮しても立坑や坑道と交差する高透水性の亀裂への移行が見られること、新第三紀堆積岩類では立坑や坑道を移行する流線が多くなることが示された。(3)では一様な流動場中の 1 本の坑道を対象としたランダムウォークによる物質移行解析から、埋め戻し材の施工不良を考慮したとしても坑道と交差する亀裂への分散により、シーリングシステムが卓越した移行経路にはならない可能性が示された。会場からの質問により、3 次元的な坑道の広がりを見ると立坑に移行する経路の割合はより低くなること、ベントナイトやコンクリートの長期的な時間変遷を考慮した検討を今後行いたい旨が示された。

## 5.2 2020 年地下水学会秋季講演会

令和 2 年 11 月に開催された地下水学会に参加して関連する情報収集を行った。

利部ら<sup>(7)</sup>から「広域地下水流動場での滞留時間分布の実態把握」について報告があった。日本では降水量が多く地形が急峻で、平野部に未固結堆積層が広がっていることから、数年から数十年の滞留時間の浅い深度の地下水年代推定のために、 $^{85}\text{Kr}$  をトレーサーとした時間分解能の高い推定手法を検討した。熊本地域における測定の結果、CFCs (クロロフルオロカーボン類) や  $\text{SF}_6$  (六フッ化硫黄) では推定できなかった滞留時間が、 $^{85}\text{Kr}$  では地域の地下水流動系 (涵養域・流出域・停滞域) と調和的な推定ができることが確認された。

白石ら<sup>(8)</sup>から「掘削湧水を用いた地盤・岩盤の鉛直方向透水係数測定方法の考察」について報告があった。原位置透水試験や揚水試験での評価が難しい鉛直方向の透水性を簡易に求める方法として、掘削工事の際に発生する掘削底面からの湧水量を用いた評価手法を検討した。従来の異方性測定手法には、ボーリング孔を用いた孔間透水試験：ボーリング孔の掘削・注水試験・水圧計測のための費用を要する、ボーリングコアを利用した室内試験：巨視的な評価が困難といった問題があった。本報告では人為的な掘削工事に伴う鉛直方向の流動場形成の適用可能性を、鉛直 2 次元の多孔質媒体を仮定した数値実験により確認した。

森ら<sup>(9)</sup>から「離散化手法が異なる解析コードによる非定常密度流解析の比較」について報告があった。密度流を考慮した塩分濃度解析の検証例として Elder 問題を考え、ConnectFlow (有限要素法)、FEFLOW (コントロールボリューム有限要素法)、TOUGH3 (積分差分法) に違いが出ることを示された。会場から Elder 問題はメッシュ分割によっても結果が異なるため、検証例として適切ではないのではという指摘があった。

大岡ら<sup>(10)</sup>および今堀ら<sup>(11)</sup>から、波方の LPG 地下備蓄基地の周辺で実施されている間隙水圧の長期モニタリング事例とそのメンテナンスに関する報告があった。2002 年から 2020 年までの約 18 年間にわたる水圧モニタリングの結果が報告された。地下貯槽の建設後の水圧低下と、地下備蓄を開始 (注水の開始) 後の水圧回復が観測されており、多点式の間隙水圧測定

法の適用性が確認されていた。一方、十数年の連続モニタリングの結果、モニタリング装置に大きな故障は発生していないものの、MP ケーシングの不良や、海水との化学反応によるケーブルの劣化が確認されていた。本事業で報告したとおり、観測装置の健全性評価や回収の手法構築の必要性が言及されていた。

## 第5章の参考文献

- (1) 中島均, 竹内伸光, 矢萩良二, 齋藤亮, 沖原光信, 戸栗智仁, 砂混じりベントナイトペレットの埋戻し材への適用, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D09, 2020 年 9 月 16 日, (2020).
- (2) 沖原光信, 中島均, 矢萩良二, 齋藤亮, 戸栗智仁, 砕石とベントナイトペレットを混合した埋戻し材の透水係数, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D10, 2020 年 9 月 16 日 (2020).
- (3) 武田 匡樹, 木村 駿, 本島 貴之, 壇 英恵, 粘土系材料が有する EDZ のシーリング機能の検証 (2) 原位置試験による透水性評価, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D13, 2020 年 9 月 16 日 (2020).
- (4) 杉田裕, 武田匡樹, 大野宏和, 若杉圭一郎, 高瀬博康, 三津山和朗, シーリングシステムの長期劣化が安全機能に与える影響評価 (1) FEP の整理, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D03, 2020 年 9 月 16 日 (2020).
- (5) 三津山和朗, 武田匡樹, 杉田裕, 大野宏和, 若杉圭一郎, 高瀬博康, 橋本朋子, シーリングシステムの長期劣化が安全機能に与える影響評価 (2) シナリオ設定, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D04, 2020 年 9 月 16 日 (2020).
- (6) 高橋博一, 武田匡樹, 杉田裕, 大野宏和, 若杉圭一郎, 高瀬博康, 三津山和朗, 橋本朋子, シーリングシステムの長期劣化が安全機能に与える影響評価 (3) 物質移行解析, 日本原子力学会 2020 年秋の大会, 1D05, 2020 年 9 月 16 日 (2020).
- (7) 利部慎 嶋田純, 井手淨, 矢野弘道, 矢野伸二郎, 広域地下水流動場での滞留時間分布の実態把握— $^{85}\text{Kr}$  年代トレーサーを用いた熊本地域での実践—, 2020 年地下水学会秋季講演会, 09, 2020 年 11 月 4 日 (2020).
- (8) 白石知成, 掘削湧水を用いた地盤・岩盤の鉛直方向透水係数測定方法の考察, 2020 年地下水学会秋季講演会, 12, 2020 年 11 月 4 日 (2020).
- (9) 森康二, 離散化手法が異なる解析コードによる非定常密度流解析の比較, 2020 年地下水学会秋季講演会, 13, 2020 年 11 月 4 日 (2020).
- (10) 大岡政雄, 岩本 健, 今堀敦史, 小澤晃子, LPG 地下備蓄基地周辺の間隙水圧長期モニタリング事例 (その 1), 2020 年地下水学会秋季講演会, 13, 2020 年 11 月 4 日 (2020).
- (11) 今堀敦史, 平山伸行, 小澤晃子, LPG 地下備蓄基地周辺の間隙水圧長期モニタリング事例 (その 2), 2020 年地下水学会秋季講演会, 13, 2020 年 11 月 4 日 (2020).

## Appendix -I 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

I-A 対象地域における河床縦断形解析（ $\theta$  の地域平均値の推定）

I-B 気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査

I-C 現在～将来の地形変化評価

I-D 現在～将来の地下水流動解析



## I-A 対象地域における河床縦断形解析 ( $\theta$ の地域平均値の推定)

対象とした 44 流域の本流について、 $\chi$  プロットにより河川毎の最適  $m/n$  を検討した結果を、以下に示す。

### (1) $\chi$ プロット

SA プロットでは計測点のデータ、特に河床勾配の誤差に伴う変動が大きく、セグメントの取り方や解釈が解析者によって異なってしまふ欠点がある。今回解析に使用した 10m メッシュ DEM では標高精度が良いことから  $ksn$  の変動は比較的小さいが、河床勾配の小さく流域面積の大きな下流域ではやはりばらついてしまふ。

これに対して Perron and Royden (2013)<sup>(1)</sup>が導入した  $\chi$  プロット (横軸に  $\chi$  値、縦軸に標高をとったもの) は、上記の問題にとらわれることなく、河床縦断形を連続的に解釈できる利点を持つ。 $\chi$  プロットは、 $S = ksA^{-\theta}$  の積分形式に相当する。河川において、河床高度の変化が無い平衡状態が成立している場合、以下の式が成り立つ。

$$S(x) = \left(\frac{U}{K}\right)^{1/n} \left(\frac{1}{A(x)}\right)^{m/n} \quad (\text{I-A-1})$$

ここで、 $U$  は隆起速度を示す定数、 $K$  は地質の受食性を表す定数、 $m$  は流域面積のべき指数、 $n$  は河床勾配のべき指数である。河床高度  $z(x)$  は河床勾配  $S(x)$  を水平距離  $x$  について積分して得られるので、

$$z(x) = z(x_b) + \int_{x_b}^x \left(\frac{U}{K}\right)^{1/n} \left(\frac{1}{A(x)}\right)^{m/n} dx \quad (\text{I-A-2})$$

と書くことができる。ここで、任意の集水域面積  $A_0$  を設定し、 $\chi$  を次式のように定義する。

$$\chi = \int_{x_b}^x \left(\frac{A_0}{A(x)}\right)^{m/n} dx \quad (\text{I-A-3})$$

$\chi$  は集水域面積と凹型度 ( $m/n$ ) に応じた仮想的な距離の積分であり、河床高度  $z(x)$  は以下の式で記述できる。

$$z(x) = z(x_b) + \left(\frac{U}{KA_0^m}\right)^{1/n} \chi \quad (\text{I-A-4})$$

つまり、平衡状態にある河川は、横軸に  $\chi$ 、縦軸に標高をとる  $\chi$  プロット上では直線 ( $y=b+ax$ ) となることを示す。また、 $\chi$  に掛かる係数項から隆起速度が大きい、ないしは地質の受食性が小さい (侵食され難い) ほど傾きは急となる。この  $\chi$  プロットの回帰直線の傾きを「 $\chi$  値傾き」と呼ぶ。上式から受食性を等しいとした場合には「 $\chi$  値傾き」は隆起速度を反映した量となるが、これはある程度隆起量が蓄積し、平衡状態に近いと推定される山地河川を対象とする。

この  $\chi$  値傾きと隆起速度の関係について Perron and Royden (2013) は図 I-A-1 を示している。上段の横軸は  $\chi$  値を、縦軸は標高を表す。左側の一群は  $\chi$  値傾きが大きく、右は小さい。 $m/n$  は最適化した  $m/n$  値の平均である 0.46 を用いている。下段は海岸の海成段丘から推定した隆起速度であり、左側の群では 4mm/y と大きく、右側では 0.4mm/y と小さい。このように  $\chi$  値傾きは隆起速度 (=隆起量) を反映していると述べている。

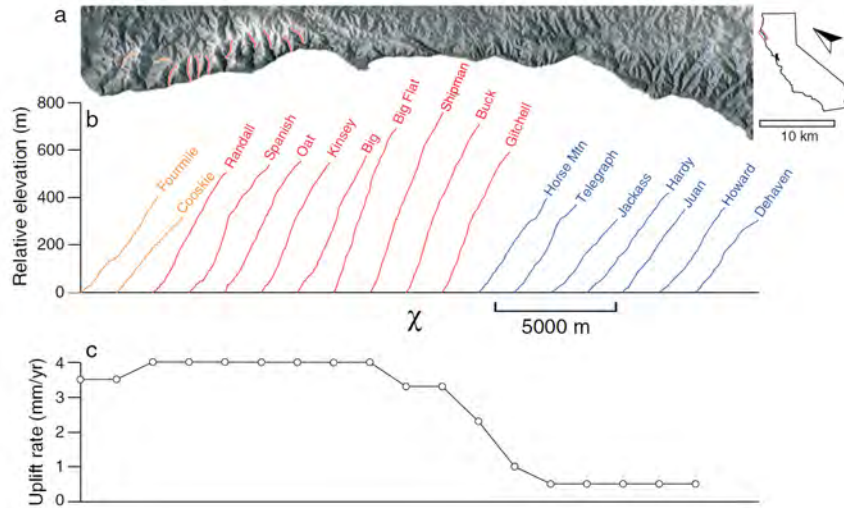


図 I-A-1  $\chi$  値傾きと隆起速度の関係

$\chi$  プロットを作成する場合には、 $m/n$  の値によって  $\chi$  値傾きが変化する (図 I-A-2)。ここでは  $m/n$  の値を 0.01 刻みに変化させて、相関係数が最も高くなる (もっとも直線的となる)  $m/n$  を求めた。

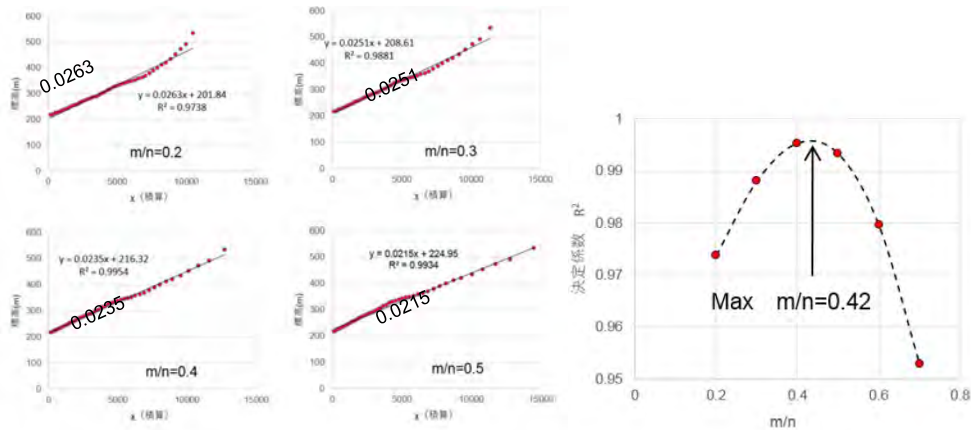


図 I-A-2  $m/n$  を変更した時の  $\chi$  プロットの変化 (左) と、相関係数の変化 (右)

44 本流の各河川に対する計測結果 (ksn の平均値、 $\chi$  値傾き、最適  $m/n$  など) を表 II-A-1 に示す。対象流域の 44 本流について最適  $m/n$  を求めると平均 0.52 となり、JAEA・電中研 (2019)<sup>②</sup> や文献で一般的に用いられる  $m/n=0.45$  よりはやや大きくなった。なお、図 I-A-3 に示すように  $m/n$  は河川によって異なり、地域でも幅を持った数値である。

44 本流で計測した最適  $m/n$  の値を河川重心位置に与え、内挿した結果を図 I-A-4 に示す。図で示すように隣接河川間では最適  $m/n$  は類似しており、対象地域南部では  $m/n=0.6\sim 0.7$  と凹形状が大きく、東部および北西部では  $m/n=0.3\sim 0.5$  と南部よりは凹型度の小さな河床縦断形からなることを示している。

※背景水色は変動係数が2を超える北西部河川

表 I- A-1 44 河川の ksn、 $\chi$  値傾き等の計測結果

番号	$\theta$	ksn 平均	最適 m/n	R <sup>2</sup>	$\chi$ 傾き	河川長 km	流域平均 傾斜	コメント	ksn		
									ダム除き std.	std.	C. V.
Av	0.51	25.92	0.52	0.993	0.023	13.01	23.03		16.96	20.41	0.93
std	0.12	15.93	0.14	0.009	0.011	6.88	3.76		14.10	20.31	1.21
0	0.78	6.96	0.81	0.979	0.0238	25.0	19.6		32.25	32.25	4.63
1	0.64	11.55	0.65	0.996	0.0111	13.0	14.9		11.61	11.61	1.01
2	0.22	50.11	0.17	0.993	0.0477	9.0	21.2		24.60	24.60	0.49
3	0.27	51.12	0.38	0.996	0.0428	3.5	20.4		15.40	15.40	0.30
4	0.36	74.62	0.42	0.998	0.0383	6.0	21.8		20.17	20.17	0.27
5	0.61	14.18	0.37	0.950	0.0460	17.0	27.8	ダム	81.16	105.75	5.72
6	0.47	15.23	0.56	0.987	0.0421	11.0	24.7		35.14	35.14	2.31
7	0.4	58.1	0.5	0.995	0.0420	4.0	23.5		20.33	20.33	0.35
8	0.66	9.45	0.65	0.997	0.0108	10.0	22.9		9.50	9.50	1.01
9	0.65	12.97	0.63	0.999	0.0099	6.0	17.0		7.58	7.58	0.58
10	0.64	19.7	0.65	0.999	0.0139	8.5	22.9		12.67	12.67	0.64
11	0.5	18.86	0.53	0.998	0.0099	4.5	17.8		5.85	5.85	0.31
12	0.57	9.41	0.61	0.993	0.0098	6.0	21.0		9.80	9.80	1.04
13	0.68	15.6	0.59	0.997	0.0134	8.5	29.2		9.67	9.67	0.62
14	0.6	18.86	0.53	0.992	0.0167	16.0	28.7	ダム	9.11	44.41	0.48
15	0.41	22.88	0.52	0.997	0.0166	11.0	23.2		7.19	7.19	0.31
16	0.35	19.65	0.36	0.989	0.0192	8.0	24.2		9.58	9.58	0.49
17	0.54	23.09	0.52	0.996	0.0207	25.0	27.0		10.52	10.52	0.46
18	0.43	40.71	0.45	0.996	0.0328	22.5	25.5	ダム	19.04	83.13	0.47
19	0.38	50.29	0.4	0.998	0.0269	17.0	23.9		11.69	11.69	0.23
20	0.35	33.23	0.25	0.997	0.0189	19.0	27.7		14.42	14.42	0.43
21	0.4	28.63	0.44	0.986	0.0284	20.0	25.5		20.22	20.22	0.71
22	0.61	9.02	0.65	0.999	0.0118	37.0	20.9		7.96	7.96	0.88
23	0.56	13.71	0.6	0.995	0.0223	25.0	25.3		13.25	13.25	0.97
24	0.54	21.12	0.39	0.996	0.0146	21.0	28.1		9.35	9.35	0.44
25	0.54	16.61	0.57	0.995	0.0169	15.0	23.3		13.01	13.01	0.78
26	0.56	15.17	0.59	0.992	0.0217	12.5	20.1		16.97	16.97	1.12
27	0.67	17.19	0.63	0.999	0.0150	15.0	24.1		10.01	10.01	0.58
28	0.53	16.73	0.7	0.976	0.0207	13.5	25.0		22.38	22.38	1.34
29	0.56	21.13	0.58	0.997	0.0172	16.0	25.7		9.97	9.97	0.47
30	0.54	41.58	0.61	0.997	0.0305	11.0	22.7		19.20	19.20	0.46
31	0.33	27.2	0.17	0.995	0.0216	9.0	16.5		15.12	15.12	0.56
32	0.53	12.9	0.57	0.987	0.0284	18.0	24.7		64.45	64.45	5.00
33	0.62	4.76	0.61	0.987	0.0047	10.5	21.3		4.01	4.01	0.84
34	0.56	11.19	0.55	0.997	0.0097	10.0	25.4		5.46	5.46	0.49
35	0.39	28.3	0.42	0.998	0.0224	6.5	14.5		9.32	9.32	0.33
36	0.52	22.91	0.66	0.986	0.0207	11.0	19.6		17.45	17.45	0.76
37	0.6	15.6	0.65	0.999	0.0089	6.5	17.7		9.67	9.67	0.62
38	0.51	49.64	0.54	0.999	0.0325	11.0	24.8		20.00	20.00	0.40
39	0.48	49.43	0.52	0.998	0.0365	15.0	19.9	ダム	18.86	46.65	0.38
40	0.3	42.62	0.38	0.992	0.0366	11.0	26.1		22.05	22.05	0.52
41	0.51	32.27	0.48	0.997	0.0241	6.5	26.1		13.81	13.81	0.43
42	0.53	33.58	0.52	0.999	0.0295	7.0	21.4		15.86	15.86	0.47
43	0.43	32.51	0.38	0.997	0.0193	14.0	29.6		10.74	10.74	0.33

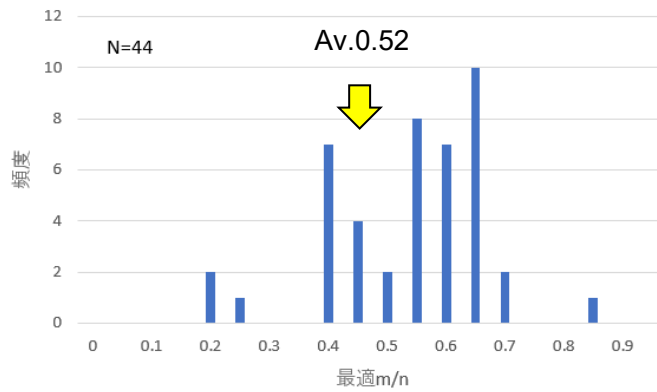


図 I- A-3 44 本流の最適 m/n

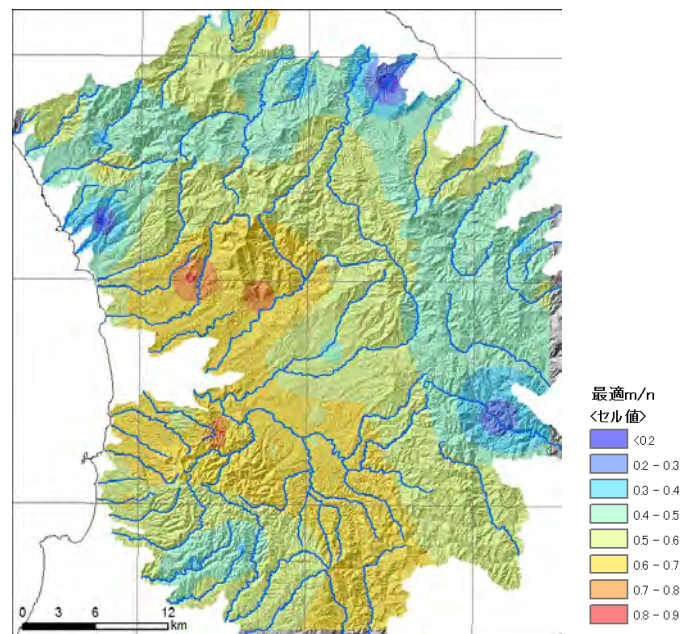


図 I- A-4 最適 m/n の分布図

## I-B 気候変動に伴う侵食速度の変化に関する文献調査

2.2.3.2 (1) TCN での地質の違いを考慮した文献調査 (計 5 編) の詳細を以下に示す。

① Gonzalez V. S., Erosion rates in subtropical, rapidly developing countries: an isotopic approach to measuring background rates of erosion in Brazil and China (2016)<sup>(3)</sup>

ブラジルにおいて流域中で最も広く分布する地質で代表させ、これら侵食速度を比較している。なお、侵食速度は図 I- B-1 に示すように傾斜に影響され、傾斜と侵食速度は概ね比例関係を示す。図 I- B-2 は地質別の流域侵食速度であり、ボックスプロットの上限、下限は 1/4 および 3/4 分位数を表す。図で示すように Quartzite や Schist では侵食速度は 10m/My (0.01mm/y) 以下と小さく、花崗岩はばらつきがあるが 10~30m/My (0.01~0.03mm/y) 程度と 3 倍程度大きいとして

いる。なお、固結した堆積岩類（おそらくは中～古生代の堆積岩類）は花崗岩と概ね等しい値を示す。花崗岩の侵食速度がばらつく原因には言及されていないが、花崗岩では風化のしやすさが異なることが原因である可能性がある。

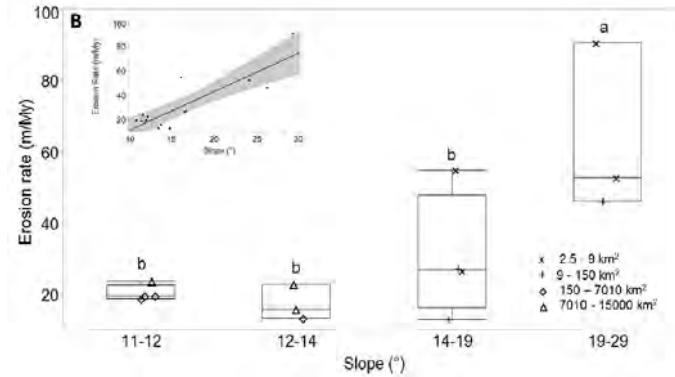


図 I-B-1 傾斜別の流域侵食速度 (Gonzalez, 2016)

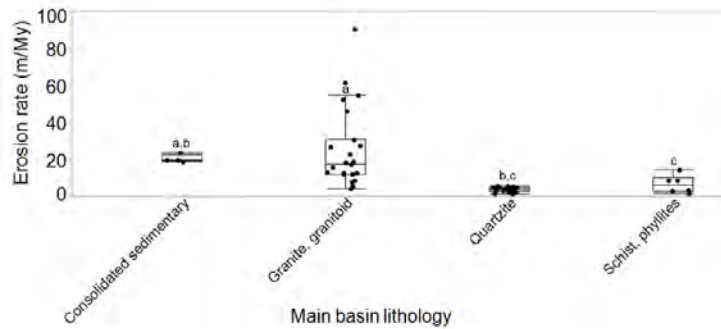


図 I-B-2 地質別の流域侵食速度 (Gonzalez, 2016)

②Duxbury J., Erosion Rates in and Around Shenandoah National Park, VA Determined Using Analysis of Cosmogenic  $^{10}\text{Be}$  (2009)<sup>(4)</sup>

アパラチア山地の隣接した流域で TCN を実施し、これら流域侵食速度と地質の関係を検討している。図 I-B-3 に示すように侵食速度は  $0.004\sim 0.025\text{mm/y}$  と小さく、流域侵食速度は流域の傾斜や面積とは相関が低くなっている。地質別に集計した Gonzalez (2016) と同様に Quartzite が最も小さく  $0.006\text{mm/y}$  程度、Metabasalt や Siliciclastic は  $0.01\text{mm/y}$  程度であり、花崗岩類が  $0.013\text{mm/y}$  とやや大きい、その差は 2 倍程度に収まっている (図 I-B-4)。

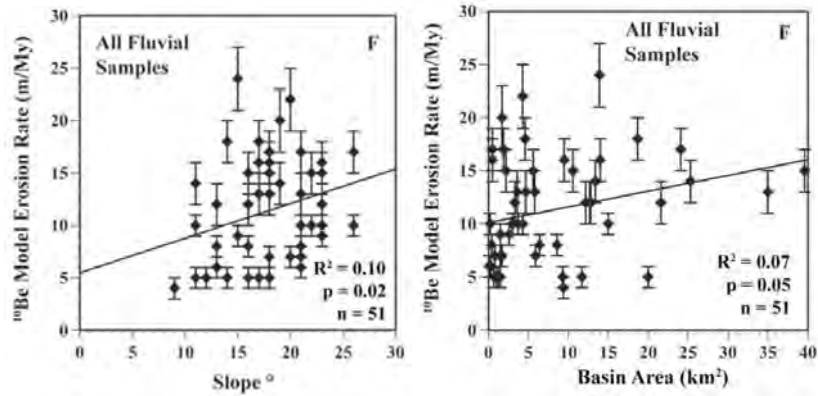


図 I- B-3 流域面積・平均傾斜と流域侵食速度の関係 (Duxbury, 2009)

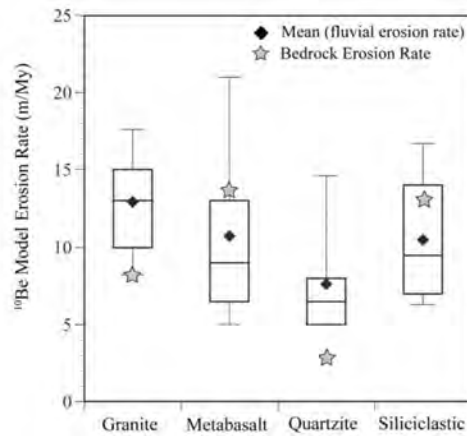


図 I- B-4 地質別の流域侵食速度の比較 (Duxbury, 2009)

③Portenga E. W., Bierman P. R. Understanding Earth's eroding surface with  $^{10}\text{Be}$  (2011)<sup>(5)</sup>

公開されている世界の  $^{10}\text{Be}$  による流域侵食速度データ (図 I- B-5  $n=1599$ ) を編集、正規化し、 $10^3 \sim 10^6$  年間の平均侵食速度の検討を行っている。図 I- B-6 の上段は露頭での侵食速度を、下段は流域侵食速度を表す。なお、露頭の侵食速度は局所的な勾配に影響されるとしている。一方、流域侵食速度では火成岩、変成岩、堆積岩 (この場合は固結した堆積岩を指すが、形成年代等は不明) および複合地域では、変成岩で最も小さいが、複合地域との差は 2 倍であり、この検討例でも受食性の差は小さいとしている。



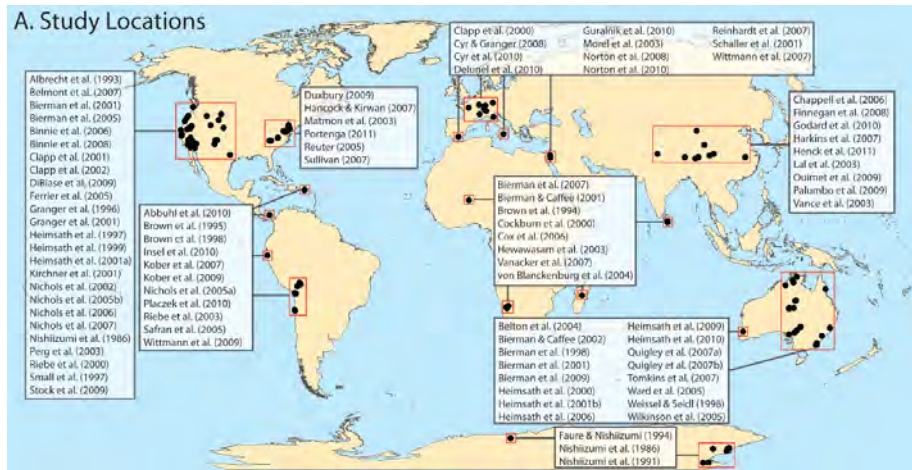
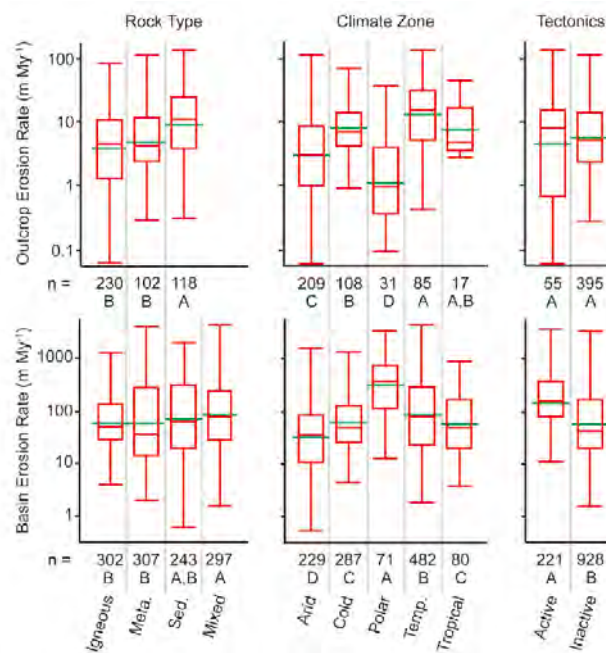


図 I- B-5 TCN による流域侵食速度の公開データ (Portenga et al., 2011)



花崗岩=0.052mm/y 変成岩=0.036mm/y 堆積岩=0.063mm/y 複合=0.075mm/y

図 I- B-6 要因別の流域侵食速度比較 (Portenga et al., 2011)

④Chen Y. W., Bruce J., Shyu H., and Chang C. P., Neotectonic characteristics along the eastern flank of the Central Range in the active Taiwan orogen inferred from fluvial channel morphology (2014)<sup>(6)</sup>

台湾南東側の河川について Stream Power Model による  $k_{sn}$  と TCN による流域侵食速度および一軸圧縮強度を検討している。

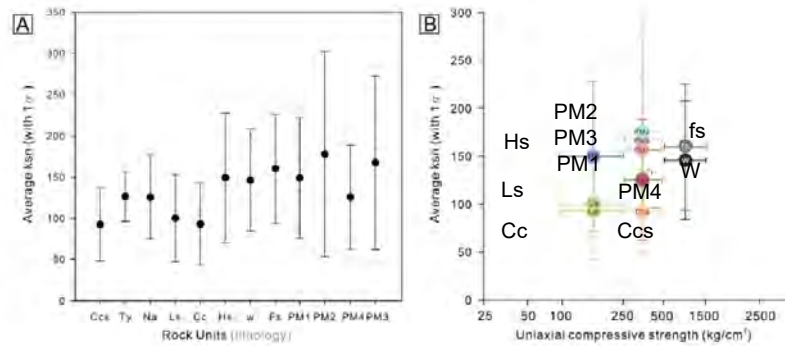
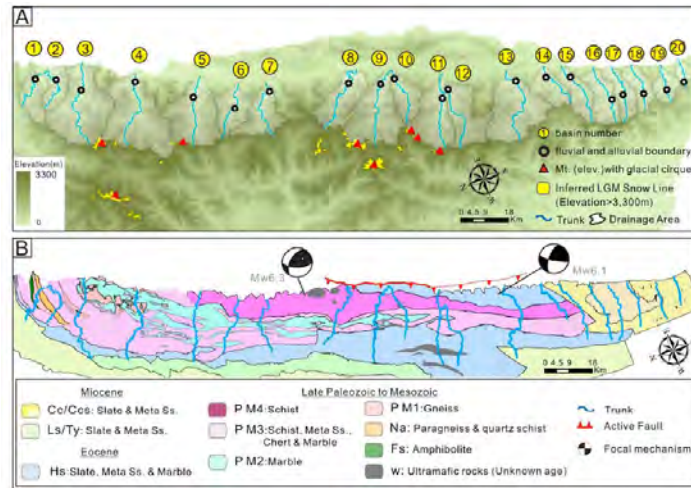


図 I-B-7 ksn と地質および一軸圧縮強度の関係 (Chen et al., 2014)

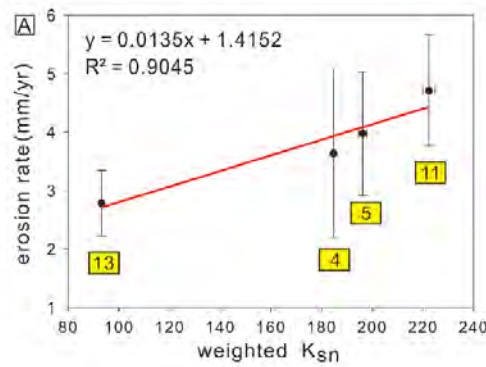


図 I-B-8 ksn と流域侵食速度の関係 (Chen et al., 2014)

隆起速度を一定と仮定すると ksn は受食性の逆数に比例することになり、PM2、PM4 の大理石や片岩で受食性が小さく、PM1 の花崗岩や Hs の粘板岩類がこれに次ぐ。Ls や Cc の粘板岩類はこの中の單元中では受食性が最も大きいことを示唆する。ただし、南北 200km 以上の範囲を対象としていることから、隆起速度を一定と仮定することは無理があり、ksn の値から受食性の違いについては言及されていない。ksn は隆起速度を反映するため、一軸圧縮強度と ksn の関係も明瞭ではない。図 I-B-8 の流域侵食速度と ksn の関係では、No.11 で最も侵食速度が大きく、

No.13 で最も小さい。ただし両河川は比較的近接し、地質の差は明瞭では無いため、地質の差により侵食速度が異なるとは言えない。

⑤Marrero S. M., Hein A. S., Naylor M., Attal M., Shanks R., Winter K., Woodward J., Dunning S., Westoby M., Sugden D., Controls on subaerial erosion rates in Antarctica (2018)<sup>(7)</sup>

南極における露岩の TCN 年代 ( $^{10}\text{Be}/^{26}\text{Al}$ ) を推定し、風食等による岩種別の侵食速度の差を検討している。露岩の TCN による侵食速度は前述までの流域侵食速度とは異なり、点での侵食速度であり、傾斜の影響を排除できることが特徴である。

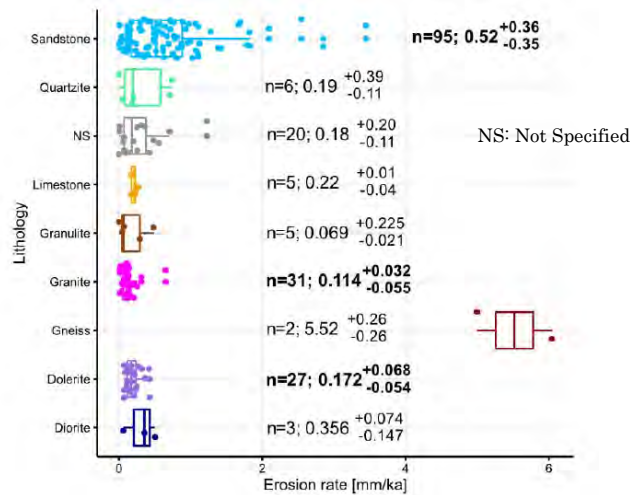


図 I- B-9 南極における岩種別の侵食速度の比較 (Marrero et al., 2018)

図 I- B-9 に地質別の侵食速度を比較した。露頭における風食等による侵食速度であるため、最大でも 0.005mm/年以下と非常に小さな侵食速度が推定されている。図 I- B-9 で示すように砂岩のみがばらつきの大きい侵食速度を示すが、これ以外の花崗岩や、火山岩 (Dolerite、Diolite) は、ばらつきが小さく、ボックスプロットの中央値はほぼ等しい。砂岩は中～古生代の砂岩と推定され、ボックスプロットの中央値は花崗岩の 4 倍程度となっている。



## I-C 現在～将来の地形変化評価

### (1) 標高および沖積層厚の経時変化

全ケースに対する将来 12.5 万年間の標高および沖積層厚さの評価結果を以下に示す。なお標高は値の幅が大きく違いがわかりづらいため、ケース B～D に対してはケース A との標高差（各時刻に対するケース B～D の標高－ケース A の標高）を示した。

#### ● 海水準変動 ケース 1 (過去の外挿)

・ 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅

現在・最寒冷期・12.5 万年後の標高・沖積層厚さを図 I-C-1 に示す。また、汀線の変動幅（10.8 万年, 12.5 万年）を 12.5 万年後の図に合わせて示す。ケース A-1 およびケース D-1 の変化の傾向は 2 章に示した通りである。ケース B-1 では隆起量の違いに応じ陸域全体でケース A-1 との標高の違いが見られた。ケース C-1 とケース A-1 の差は顕著ではなく、地質係数（100 程度の違い）の影響は小さい結果となった。沖積層分布については、ケース A,B,C-1 では顕著な差は見られなかったが、ケース D-1 では埋没谷の再現性向上に伴い 12.5 万年後の沖積層厚がケース A-1 より大きくなっている。

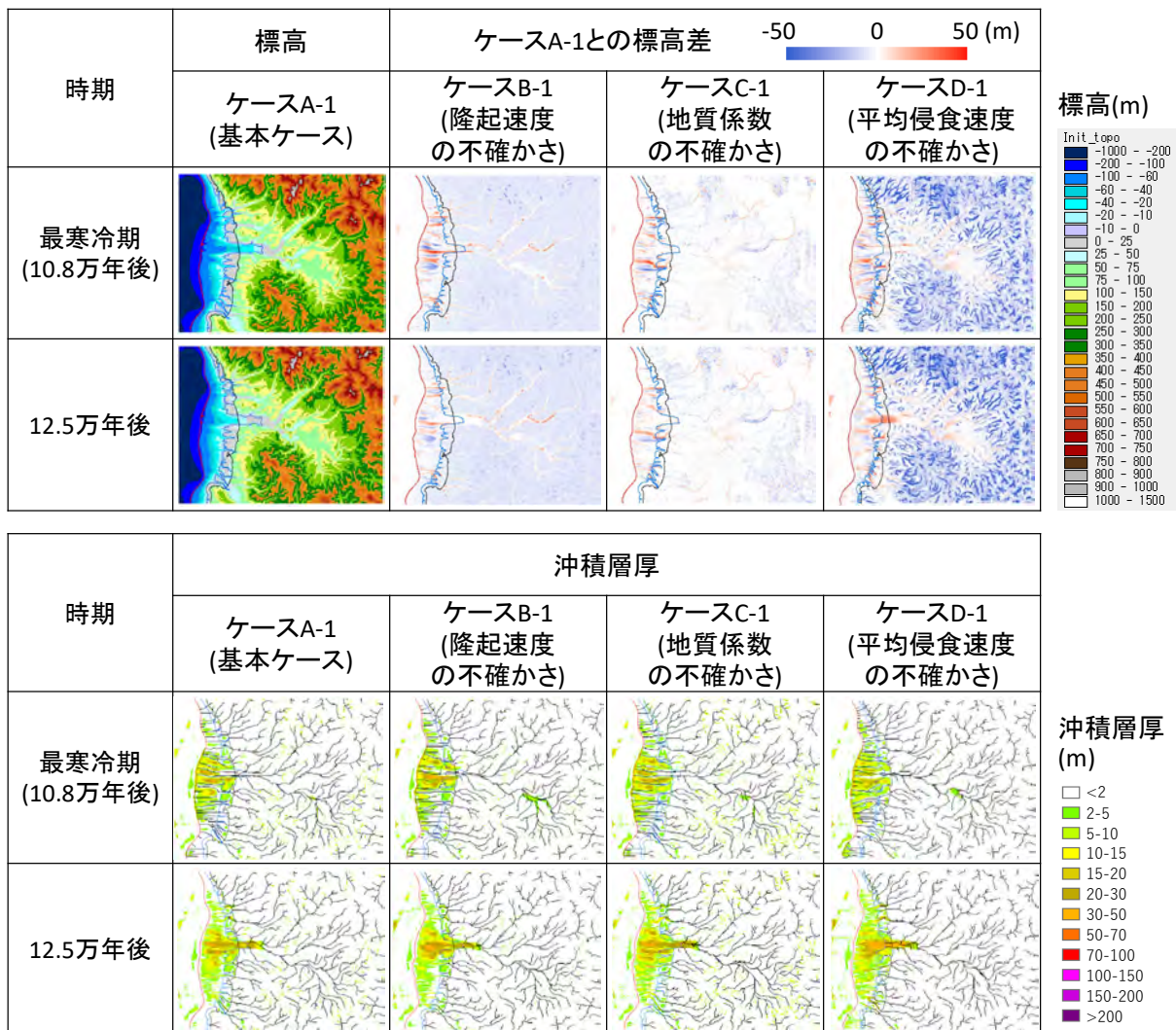


図 I-C-1 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅 (海水準変動 ケース 1)

(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))

● 海水準変動 ケース 2 (振動なし)

・ 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅

現在・最寒冷期・12.5 万年後の標高・沖積層厚さを図 I- C-2 に示す。ケース A,B,C,D の違いについては、ケース 1 と同様の傾向が見られた。ケース 2 は海水準変動の振動を考慮しなかったが、10.8 万年後 (最寒冷期) および 12.5 万年後の標高および沖積層厚はケース 1 と同様の分布となった。ただし、シミュレーションにおいて河川の蛇行をランダムに扱っていること、評価パラメータの違いから、海水準変動 ケース 1 との違いおよびケース間 (A,B,C,D-2) の違いが生じている。

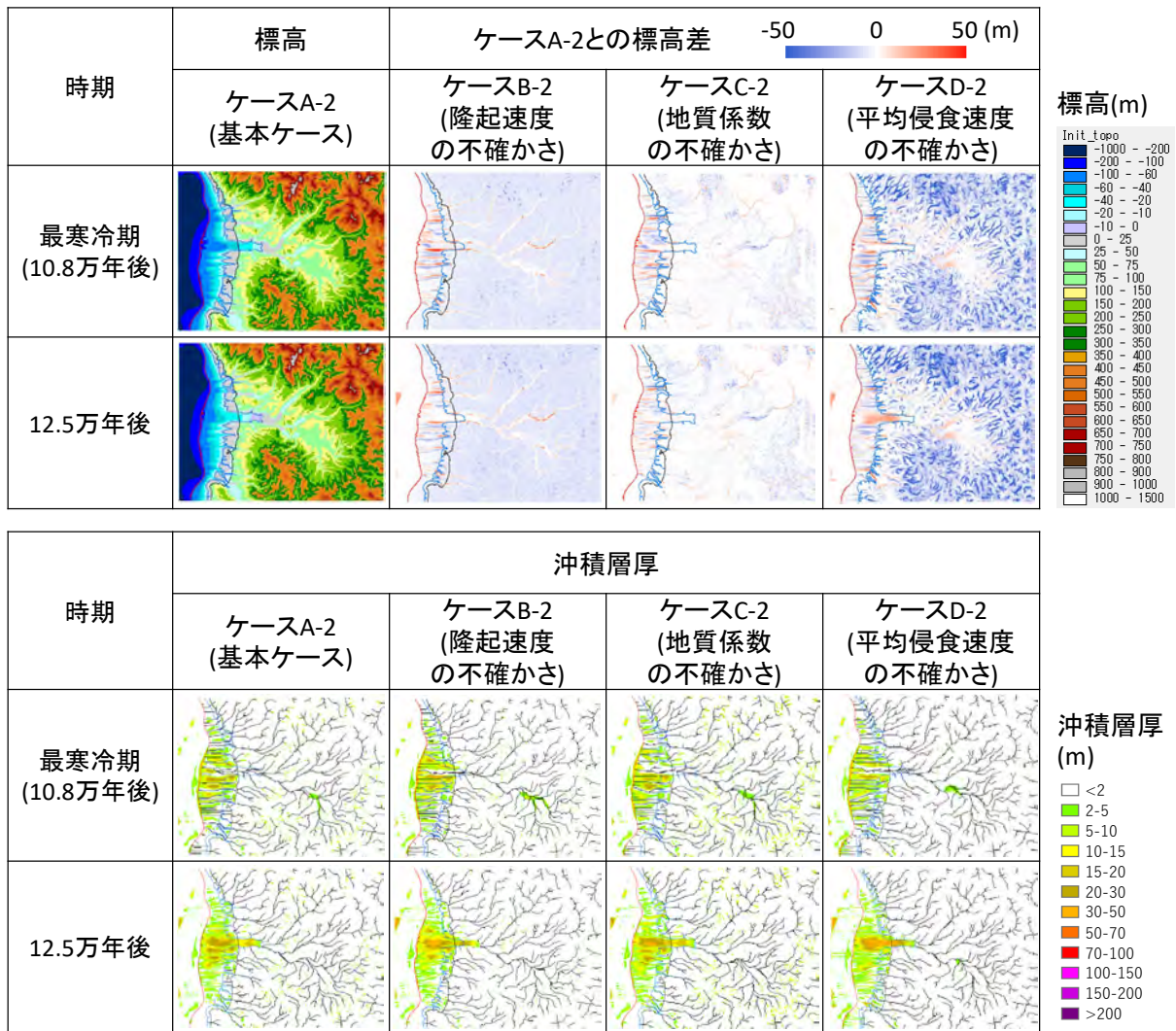


図 I- C-2 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅 (海水準変動 ケース 2)

(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))



● 海水準変動 ケース3 (イギリス(CRU) : ANI-7 に類似)

・ 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅

現在・最寒冷期・12.5 万年後の標高・沖積層厚さを図 I- C-3 に示す。ケース A,B,C,D の違いについては、ケース 1 と同様の傾向が見られた。ケース 3 は海水準低下が大きいと想定しており (-160m)、海水準変動の移動範囲が他ケースに比べ広い。また 12.5 万年後の汀線位置がケース 1 に比べ海側に位置する。

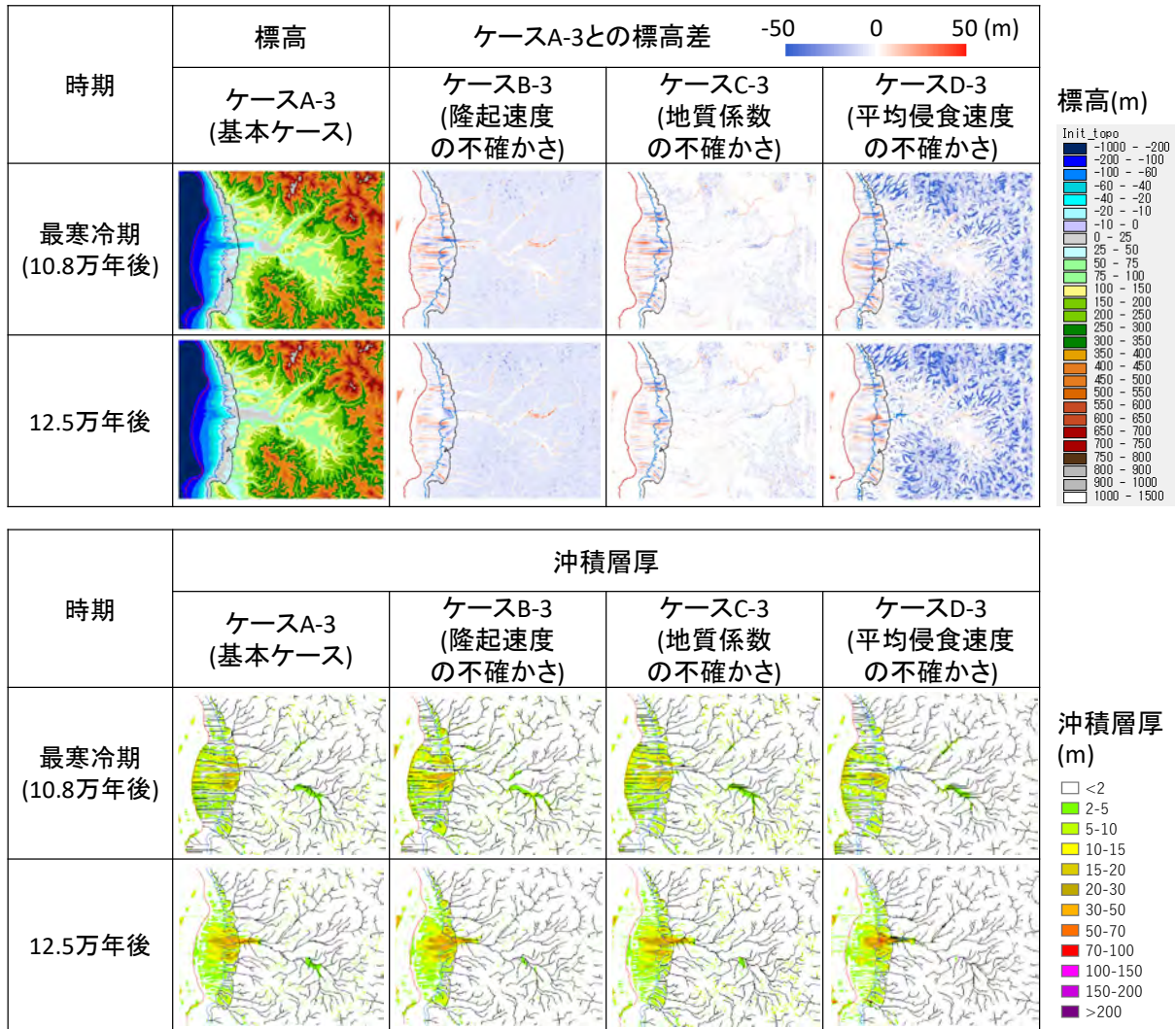


図 I- C-3 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅 (海水準変動 ケース3)

(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))



● 海水準変動 ケース4 (イギリス(CRU) : AN8 に類似)

・ 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅

現在・最寒冷期・12.5 万年後の標高・沖積層厚さを図 I- C-4 に示す。ケース A,B,C,D の違いについては、ケース 1 と同様の傾向が見られた。ケース 4 は温暖化の影響が大きく海水準低下が小さいと想定しており、海水準変動の移動範囲が他ケースに比べ広い。また沖積層厚が他ケースに比べ大きく、12.5 万年後の汀線位置がケース 1 に比べ海側に位置する。

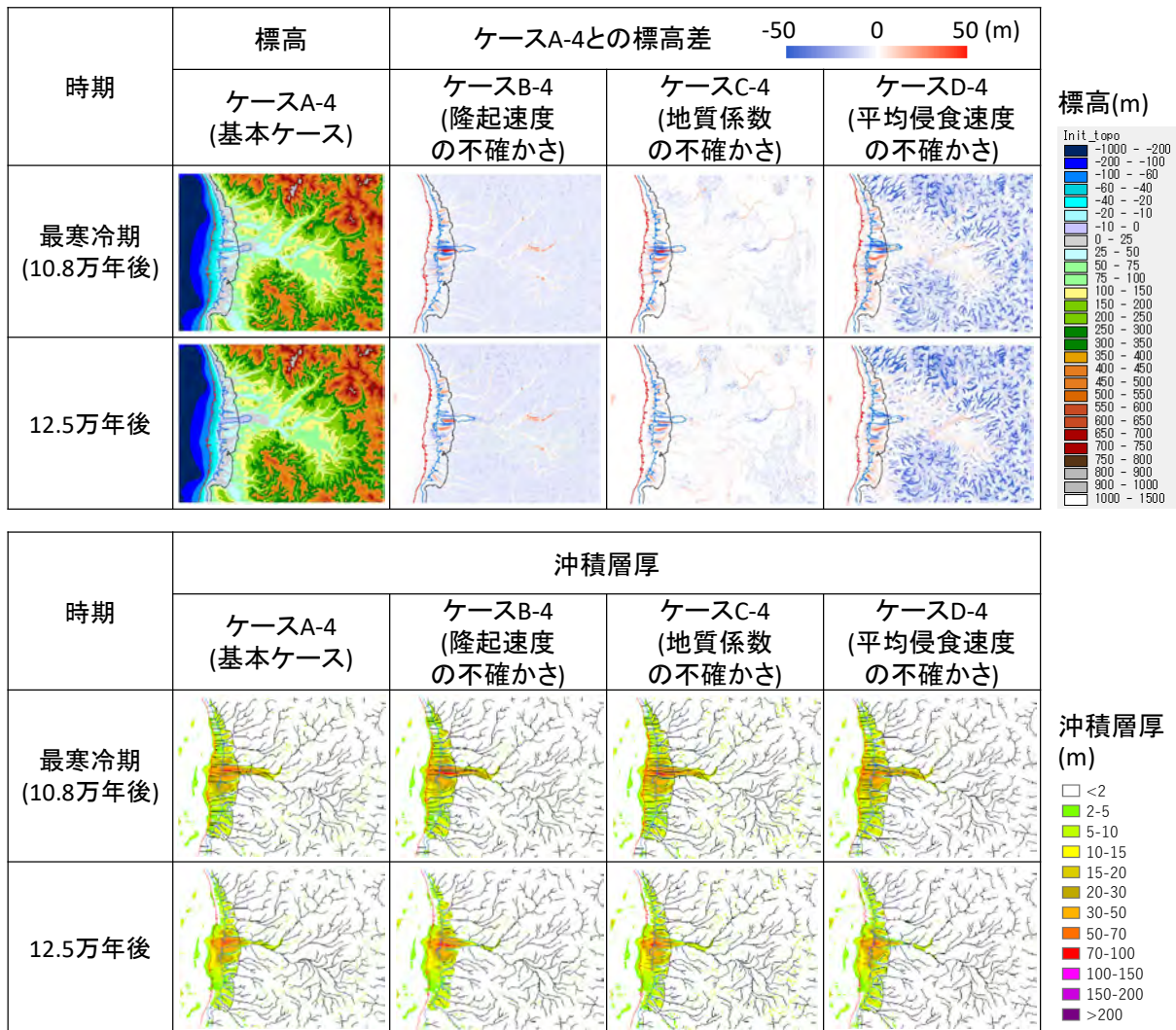


図 I- C-4 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅 (海水準変動 ケース4)

(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))

- 海水準変動 ケース 5 (初期に大きく低下し、一定期間海水準を維持する)
- ・ 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅

現在・最寒冷期・12.5 万年後の標高・沖積層厚さを図 I-C-5 に示す。ケース A,B,C,D の違いについては、ケース 1 と同様の傾向が見られた。ケース 5 では海水準低下速度が大きいと想定しており、12.5 万年後の汀線がケース 1 に比べ陸側に入り込む結果となった。また沖積層厚さもケース 1 と比較すると小さい結果となった。

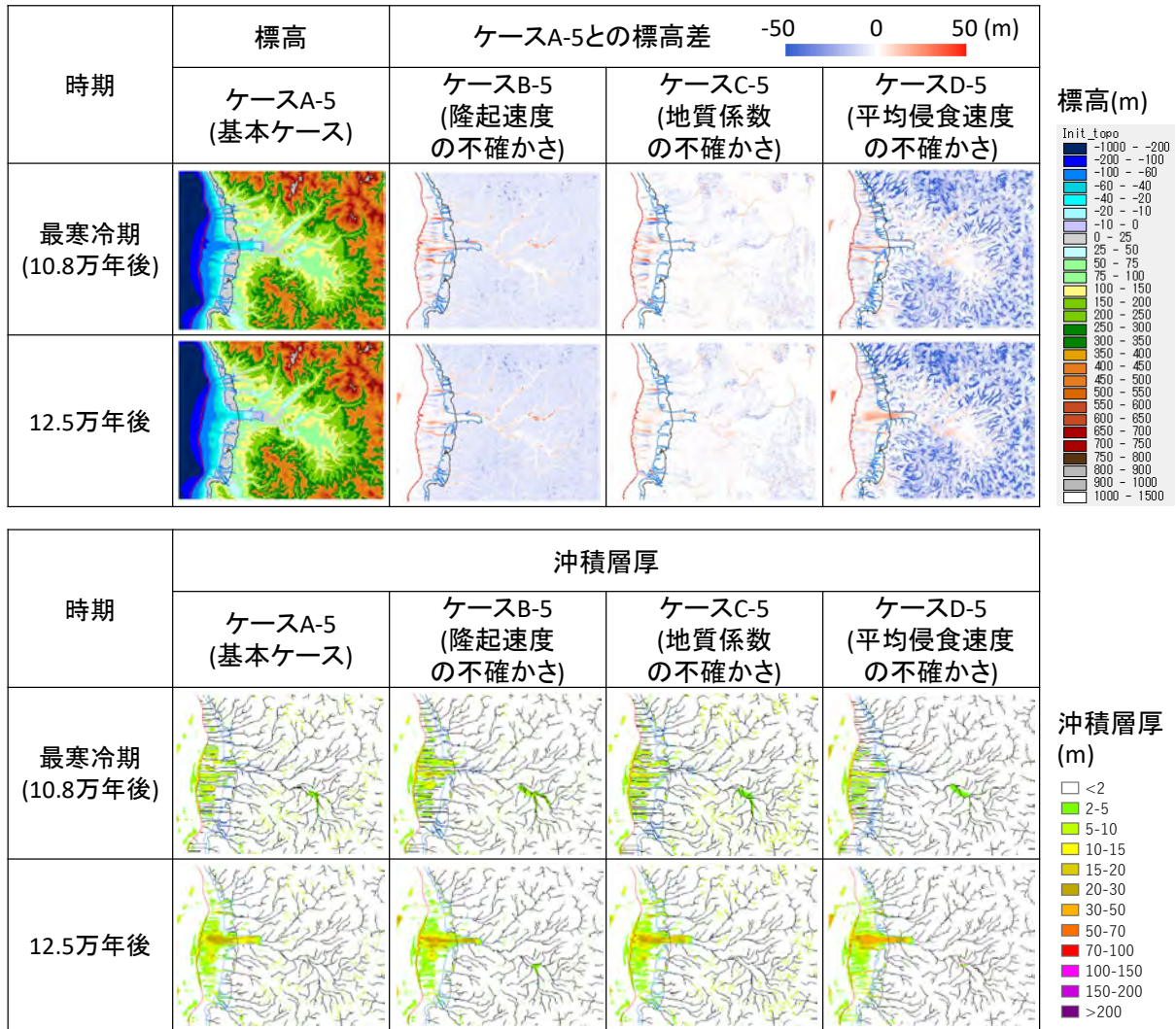


図 I-C-5 標高・沖積層厚さ・汀線の変動幅 (海水準変動 ケース 5)

(汀線：黒線 (現在)、赤線 (10.8 万年後)、青線 (12.5 万年後)、水系網：黒線 (各時刻))

また過年度からの地質係数変更に伴う結果への影響を、ケース A, B, C-2 (海水準変動 ケース 2 (振動なし)) を例として以下に示す。領域全体の基盤地質が主に堆積岩から構成されること、地質係数の違い (100 程度) の影響が小さいことから、火山岩と付加体の地質係数変更に伴う影響 (標高、沖積層分布、河床縦断形、河床横断形) は小さい結果となった。最も影響の大きなケース C でも、地質係数変更前後の標高差は最大で約 8 m であった。なお海域では、シミュレーションで河川の蛇行をランダムに評価していることから標高差が生じている。

● ケース A-2 (基本ケース、海水準変動 ケース 2)

\* 中新世～鮮新世堆積岩類－中新世～鮮新世火山岩類－付加体

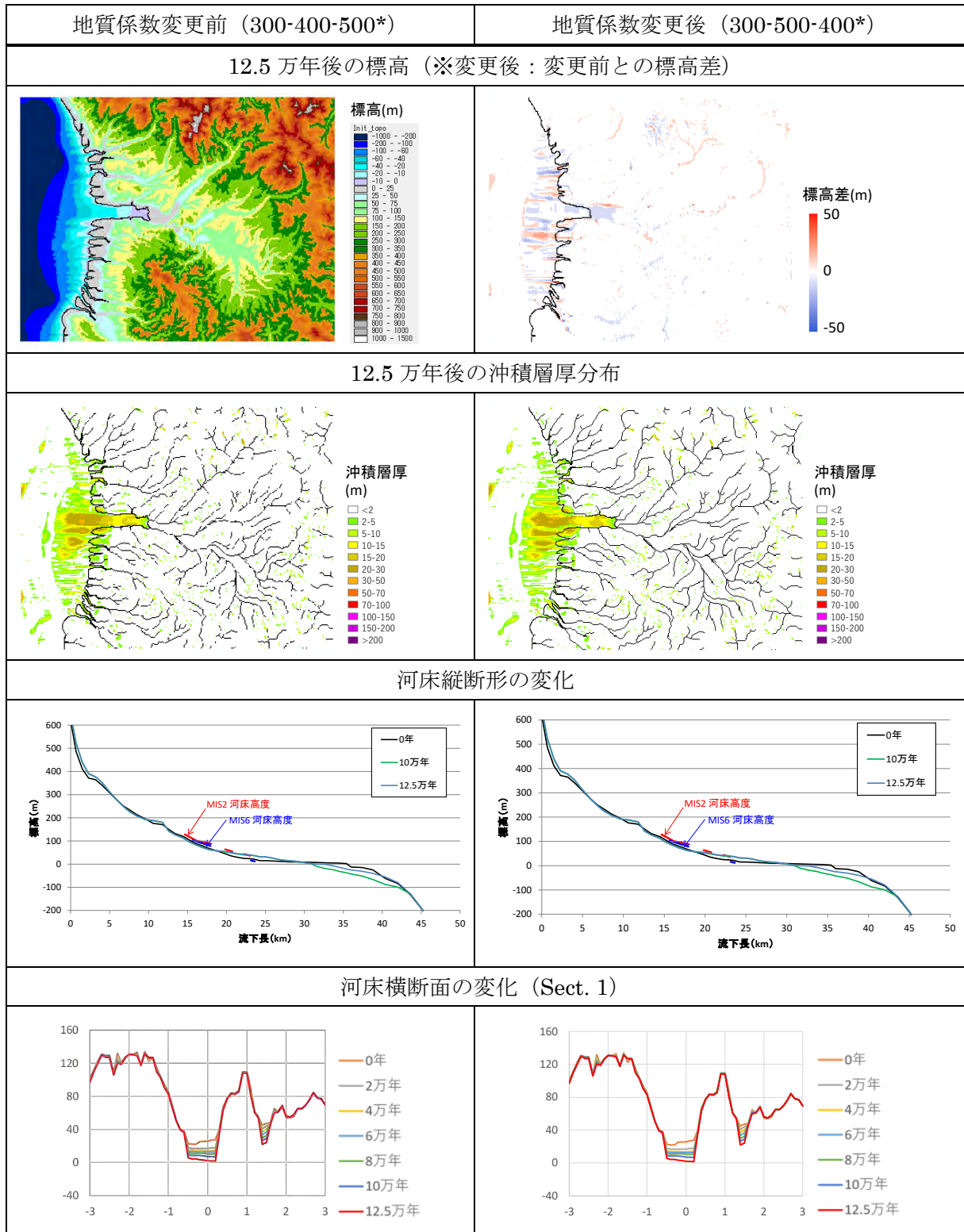


図 I-C-6 過年度からの地質係数変更に伴う結果への影響 (ケース A-2)

(黒線：対応するケース・時刻の汀線および水系網)



● ケース B-2 (基本ケース、海水準変動 ケース 2)

\* 中新世～鮮新世堆積岩類－中新世～鮮新世火山岩類－付加体

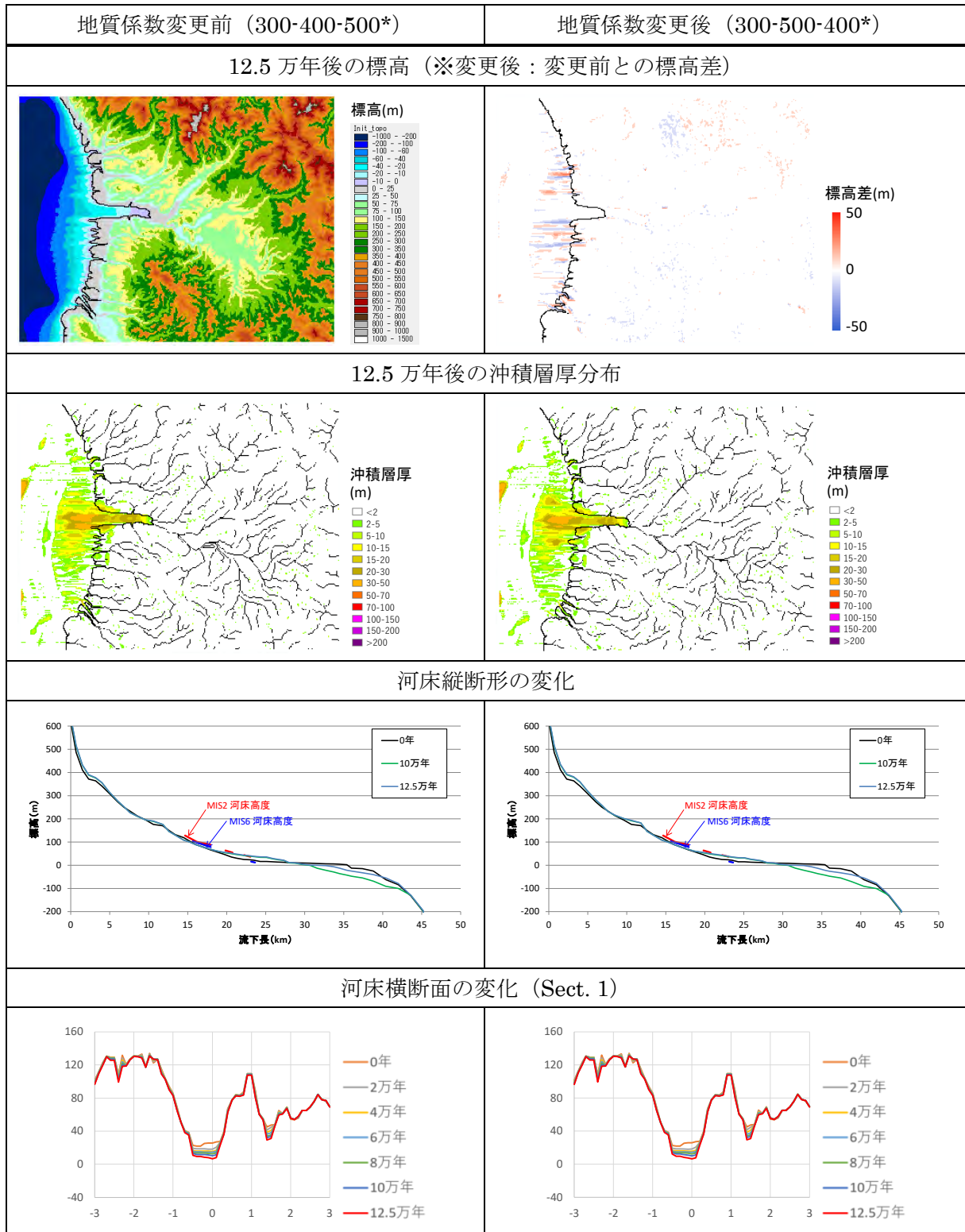


図 I-C-7 過年度からの地質係数変更に伴う結果への影響 (ケース B-2)

(黒線：対応するケース・時刻の汀線および水系網)

● ケース C-2 (基本ケース、海水準変動 ケース 2)

\* 中新世～鮮新世堆積岩類－中新世～鮮新世火山岩類－付加体

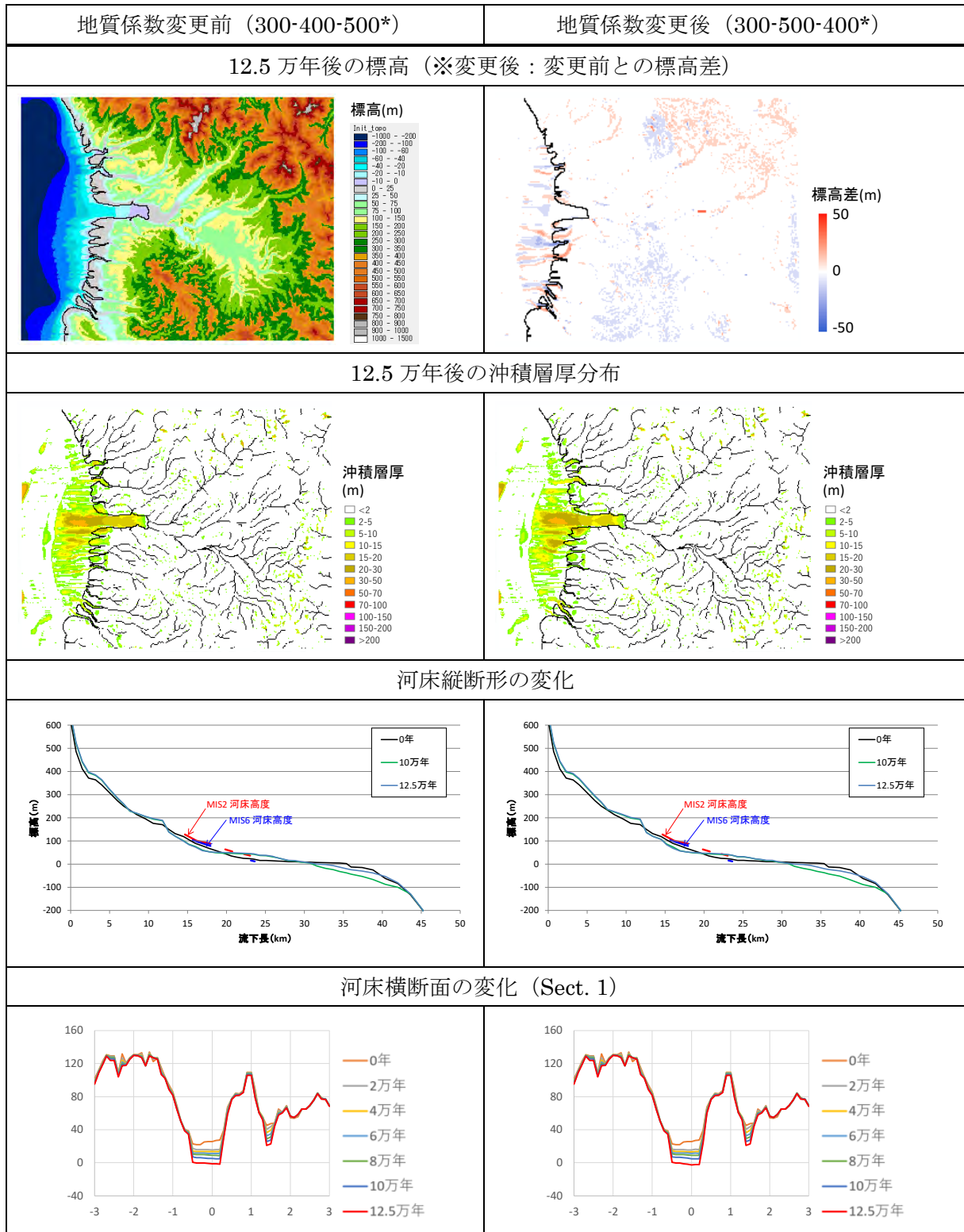


図 I-C-8 過年度からの地質係数変更に伴う結果への影響 (ケース C-2)

(黒線：対応するケース・時刻の汀線および水系網)

(2) 地形勾配の経時変化

地質・領域毎に設定した代表的な領域 ((3km)<sup>2</sup>) (図 I-C-9) における平均地形勾配の将来 12.5 万年間の経時変化を、ケース B-D に対して以下に示す。

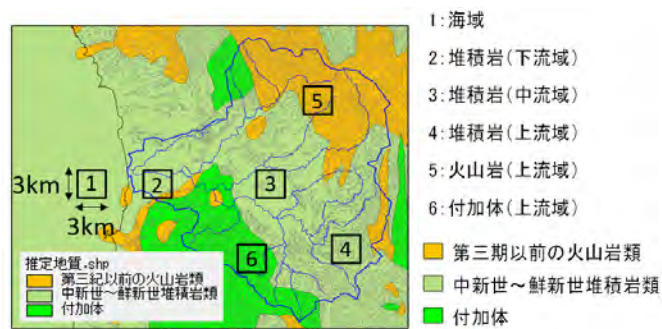


図 I-C-9 地質及び地形の違いを考慮した代表的な領域の設定

● ケース B (隆起速度の不確かさ)

ケース B-1~5 に対する 12.5 万年間の平均地形勾配の経時変化を図 I-C-10 に示す。ケース A (基本ケース) と同様に、海域および下流域では海水準変動に応じた顕著な地形勾配の変化が見られる。中～上流域では、ケース 3 において約 11 万年後における海水準の大きな低下・上昇に伴う変化が見られる領域がある。その変化は評価範囲内に河川を含む火山岩 (上流域) で最も大きく、隆起速度が小さい場合海水準変動の影響が内陸側でも見られる可能性がある。

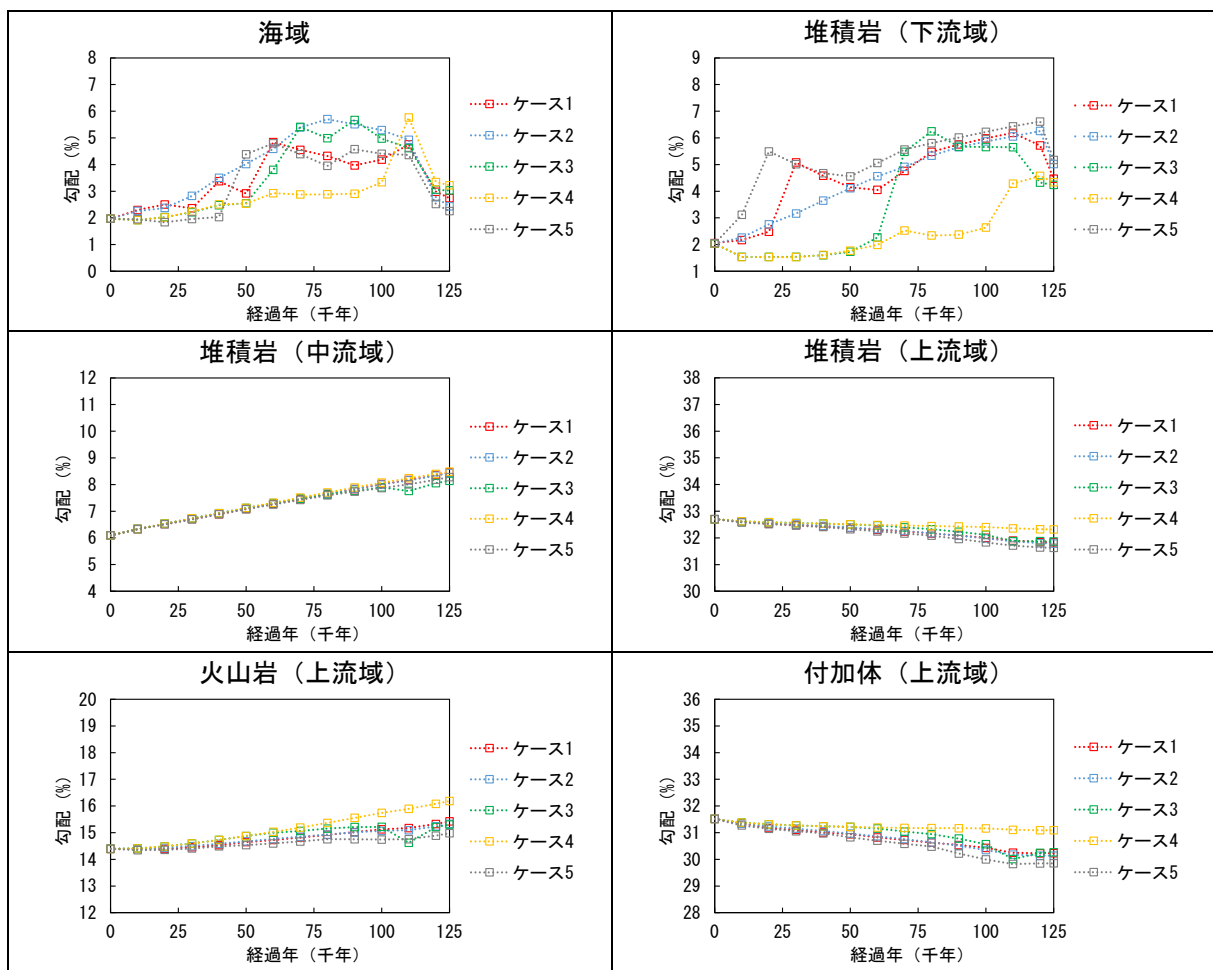


図 I-C-10 代表領域における地形勾配の経時変化 (ケース B-1~5)



● ケース C (地質係数の不確かさ)

ケース C-1~5 に対する 12.5 万年間の平均地形勾配の経時変化を図 I-C-11 に示す。パラメータの値によりケース A と一致はしないが、変化の傾向は同様である。

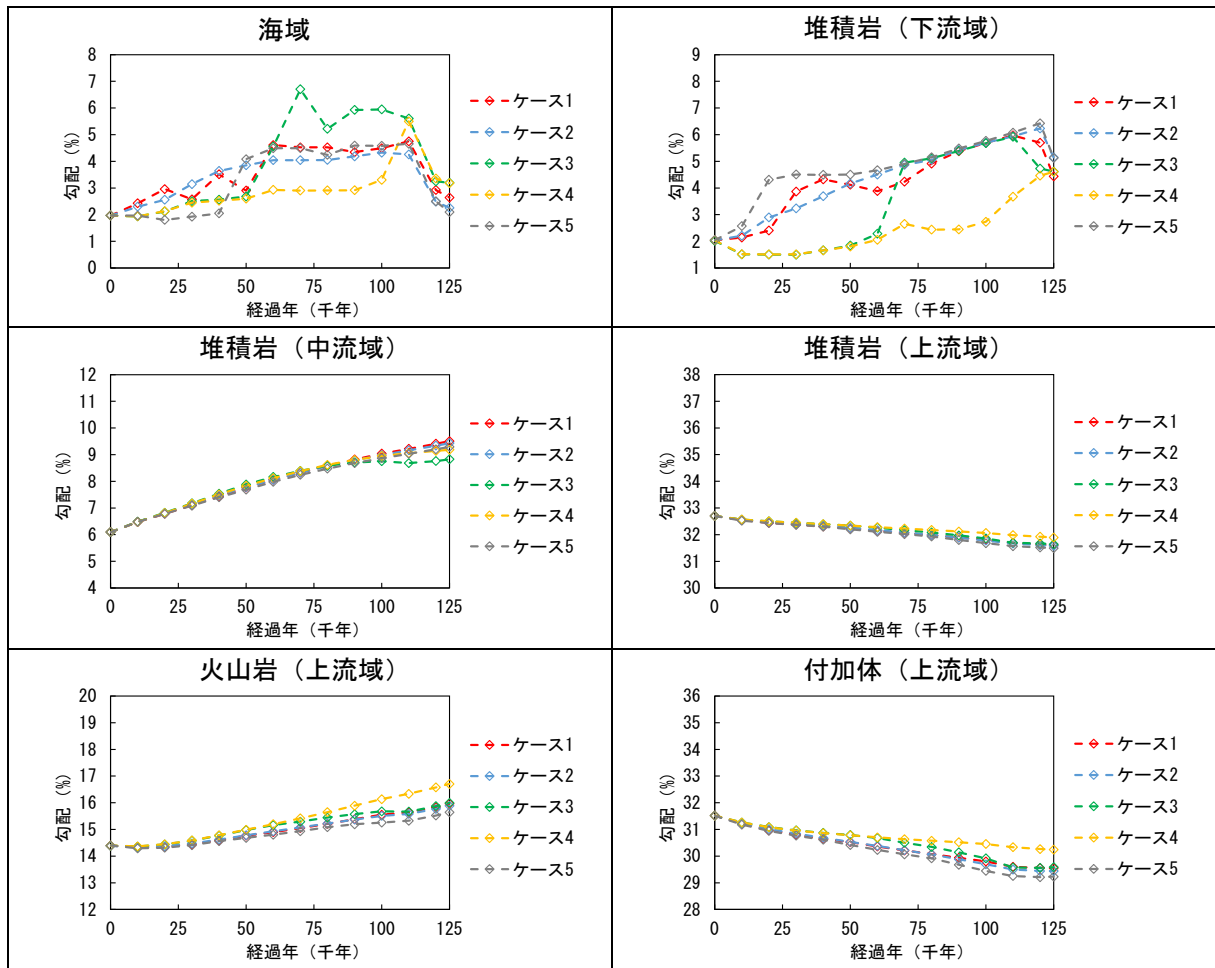


図 I-C-11 代表領域における地形勾配の経時変化 (ケース C-1~5)

● ケース D (平均侵食速度の不確かさ)

ケース D-1~5 に対する 12.5 万年間の平均地形勾配の経時変化を図 I-C-12 に示す。海域~中流域における変化の傾向はケース A と同様だが、堆積岩 (下流域) における変動はケース D-5 が最も大きく、最寒冷期に現在より最大約 6%勾配が増加する結果となった。一方上流域は全ての領域で勾配が増加する傾向となった。これはケース D では河川・斜面侵食のパラメータが大きくなり、上流側の侵食が大きくなったことが原因である。ケース D の過去~現在の再現性評価では山間部で現地形との乖離があり、地形勾配の変化についても過大評価の可能性はある。

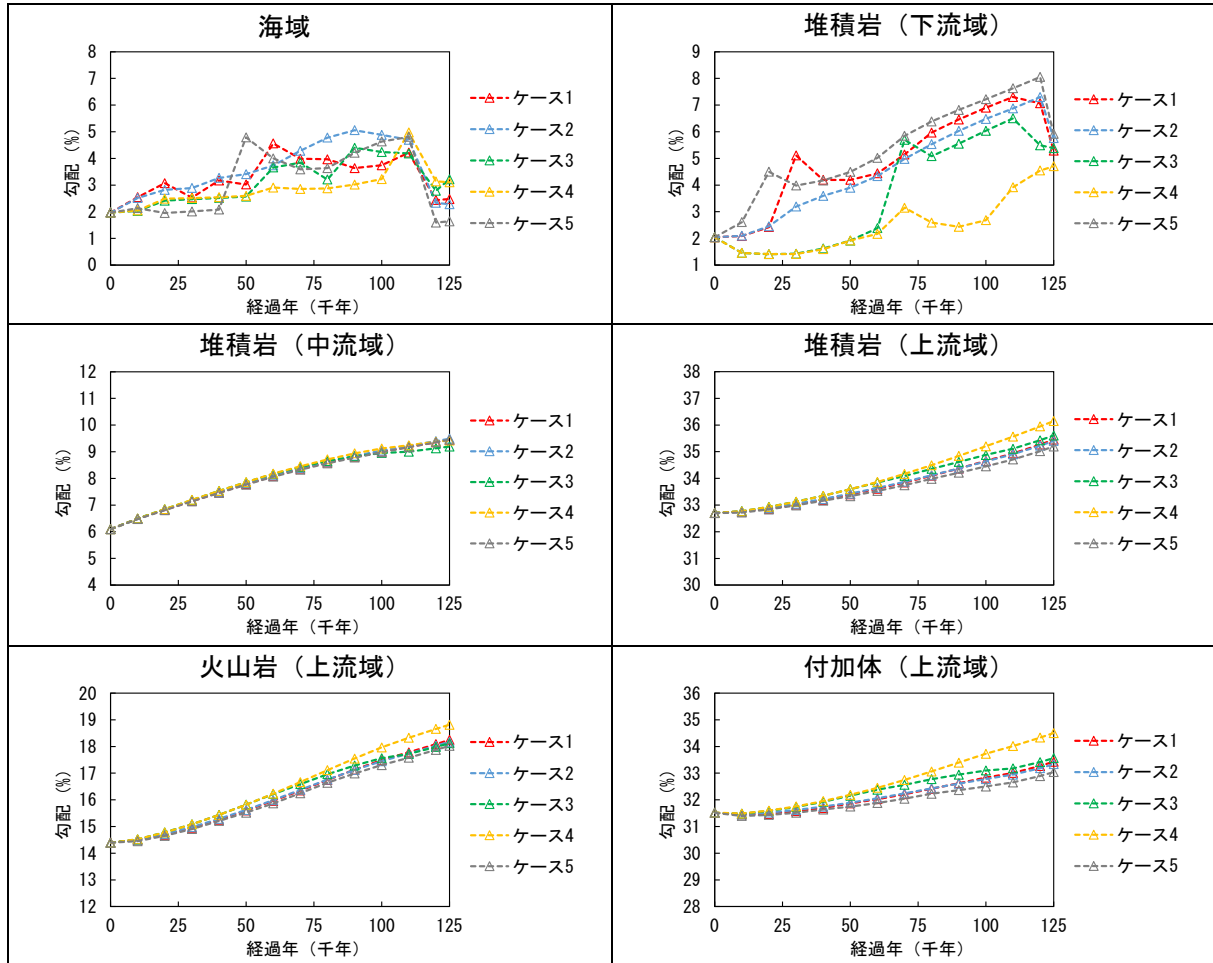


図 I-C-12 代表領域における地形勾配の経時変化 (ケース D-1~5)

#### I-D 現在~将来の地下水流動解析

##### (1) 平均侵食速度・海水準変動の不確かさに伴う大域的な地下水流動の変化

2章では、平均侵食速度の不確かさ広域的な流動場の傾向に与える影響が小さいことを記載した。この確認として、ケース D-1~5 に対する現在~将来の地下水流動解析の評価結果を、ケース A-1~5 とともに以下に示す。

海水準変動の不確かさに伴い、各時期の汀線位置に応じた塩分濃度分布および流出点の変化が確認された。平均侵食速度の不確かさについて、ケース D における塩分濃度分布・流速分布の大域的な変化の傾向はケース A と同様であり、侵食速度の設定の違いによる影響は大きく見られなかった。12.5 万年後 (氷期-間氷期 1 サイクル後) の塩分濃度分布には一部違いが見られるが、これはケース A と D で埋没谷の再現度が異なる (ケース D の方が埋没谷の形成 (海進時の沖積層の堆積) を良く再現) ためである。

● ケース A-1 および D-1 (海水準変動 ケース 1 (過去の外挿))

海水準変動による汀線移動に伴い、流出点および流れの傾向の変化が確認される (海域：海退時に海底面に流出)。塩分濃度分布・流速分布の経時変化はケース A-1 とケース D-1 で同様であり、平均侵食速度の違いによる影響は大きく見られない。

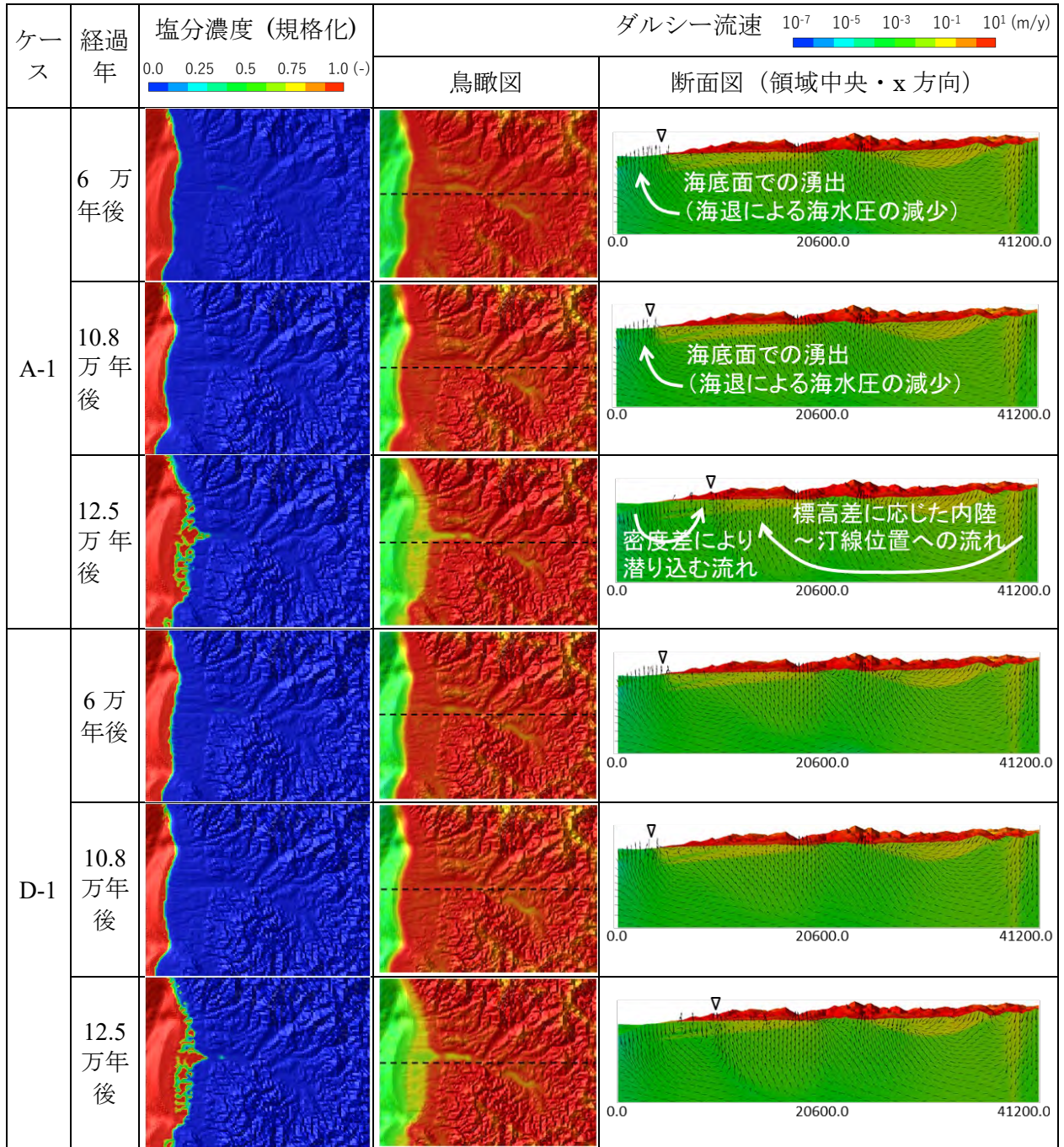


図 I-D-1 現在～将来の地下水流動解析の結果 (D-1)



● ケース A-2 および D-2 (海水準変動 ケース 2 (振動なし))

海水準変動 ケース 2 の結果はケース 1 と類似しており、海水準変動の振動の有無による流動場の大域的な変化は顕著ではない結果になった。塩分濃度分布・流速分布の経時変化はケース A-2 とケース D-2 で同様であり、平均侵食速度の違いによる影響は大きく見られない。

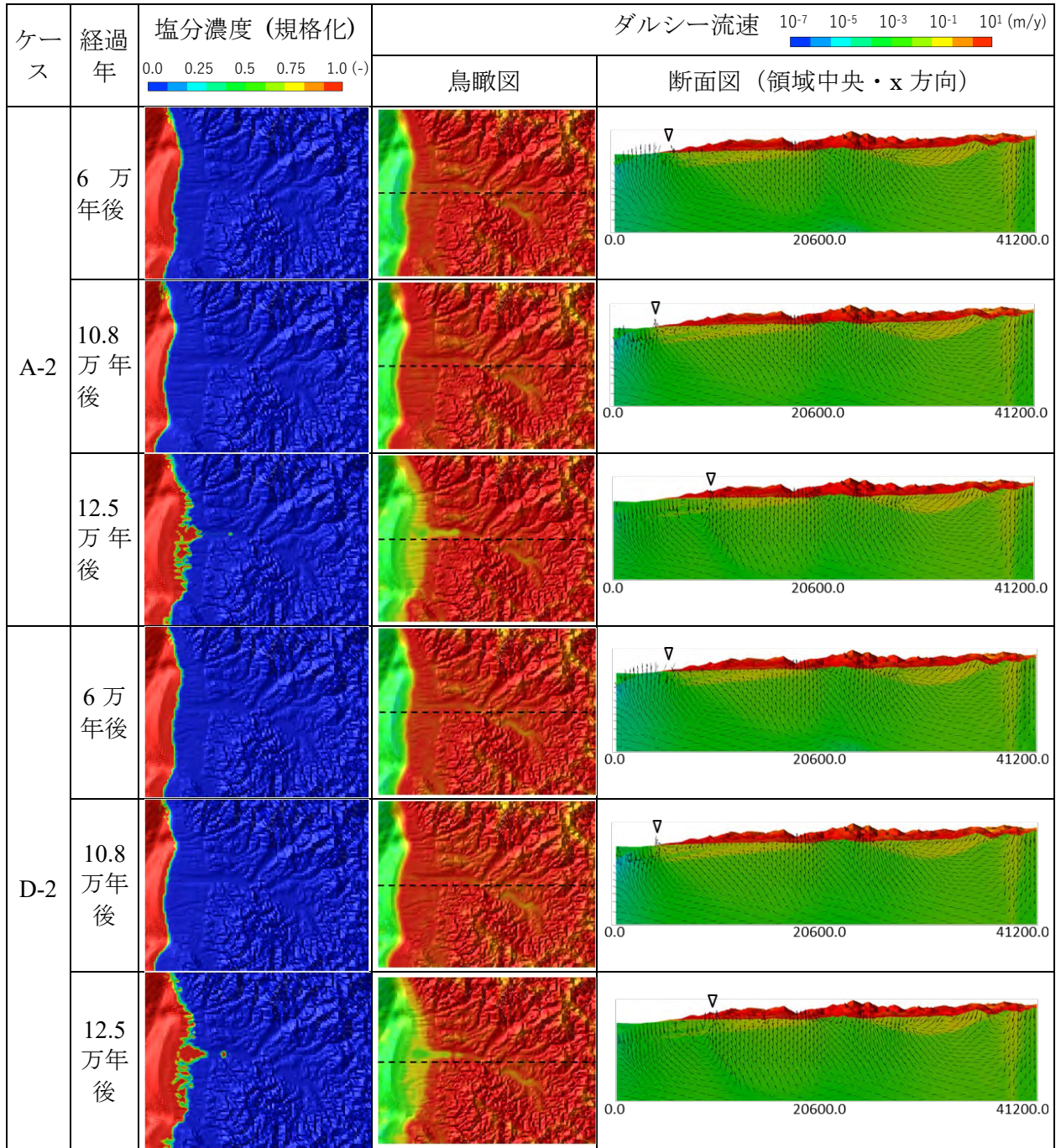


図 I-D-2 現在～将来の地下水流動解析の結果 (D-2)



● ケース A-3 および D-3 (海水準変動 ケース 3 (温暖化の影響・海水準低下大))

海水準変動 ケース 3 では最寒冷期の海水準低下を大きく想定しているため (-160m)、塩分濃度および流出点の変動範囲がケース 1 とよりも広い。ただし、1 サイクル後 (12.5 万年後) の傾向は類似する結果となった。塩分濃度分布・流速分布の経時変化はケース A-3 とケース D-3 で同様であり、平均侵食速度の違いによる影響は大きく見られない。

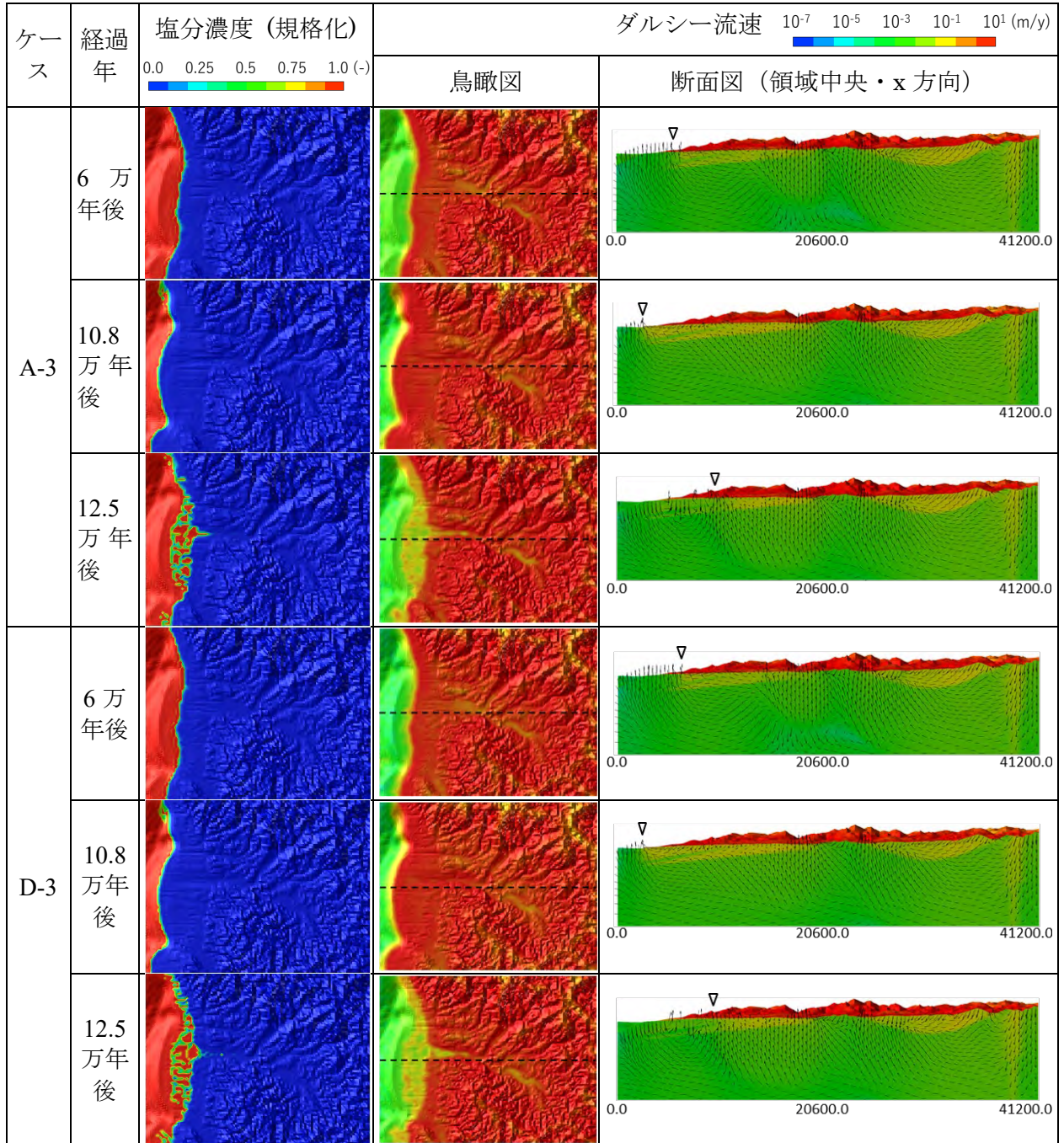


図 I-D-3 現在～将来の地下水流動解析の結果 (D-3)



● ケース A-4 および D-4 (海水準変動 ケース 4 (温暖化の影響大))

海水準変動 ケース 4 では海水準の低下が小さいため、河口付近に厚く沖積層が堆積する。これに伴い、河口付近の広い範囲で地表面の流速が大きくなっている。また汀線位置の違いにより、6 万年後・10.8 万年後の流出点が海水準変動 ケース 1 と異なる。塩分濃度分布・流速分布の経時変化はケース A-4 とケース D-4 で同様であり、平均侵食速度の違いによる影響は大きく見られない。

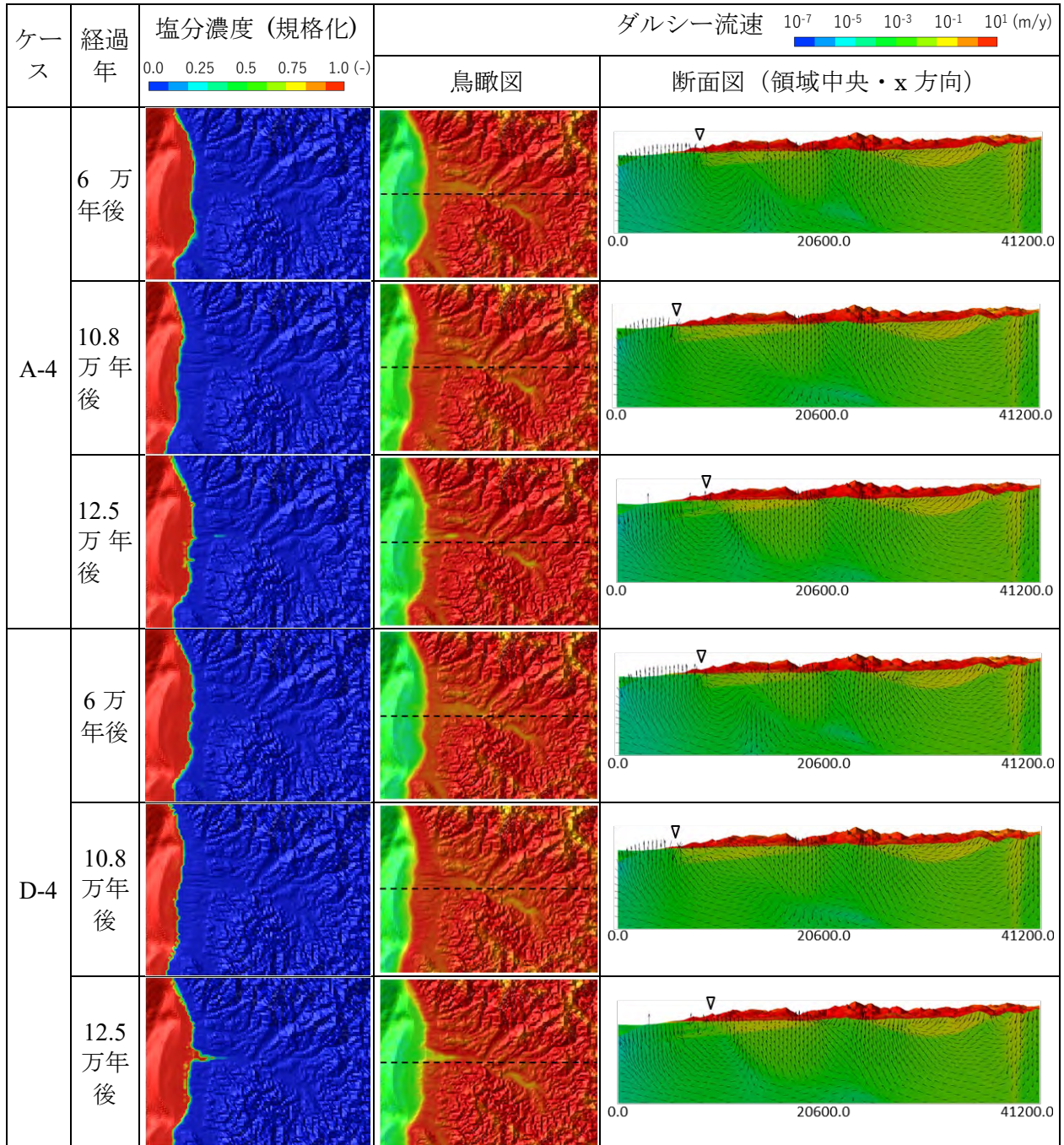


図 I-D-4 現在～将来の地下水流動解析の結果 (D-4)



● ケース A-5 および D-5 (海水準変動 ケース 5 (海水準低下速度大))

海水準変動 ケース 5 の結果はケース 1 と類似しており、海水準低下速度の違いによる流動場の大域的な変化は顕著ではない結果となった。塩分濃度分布・流速分布の経時変化はケース A-5 とケース D-5 で同様であり、平均侵食速度の違いによる影響は大きく見られない。

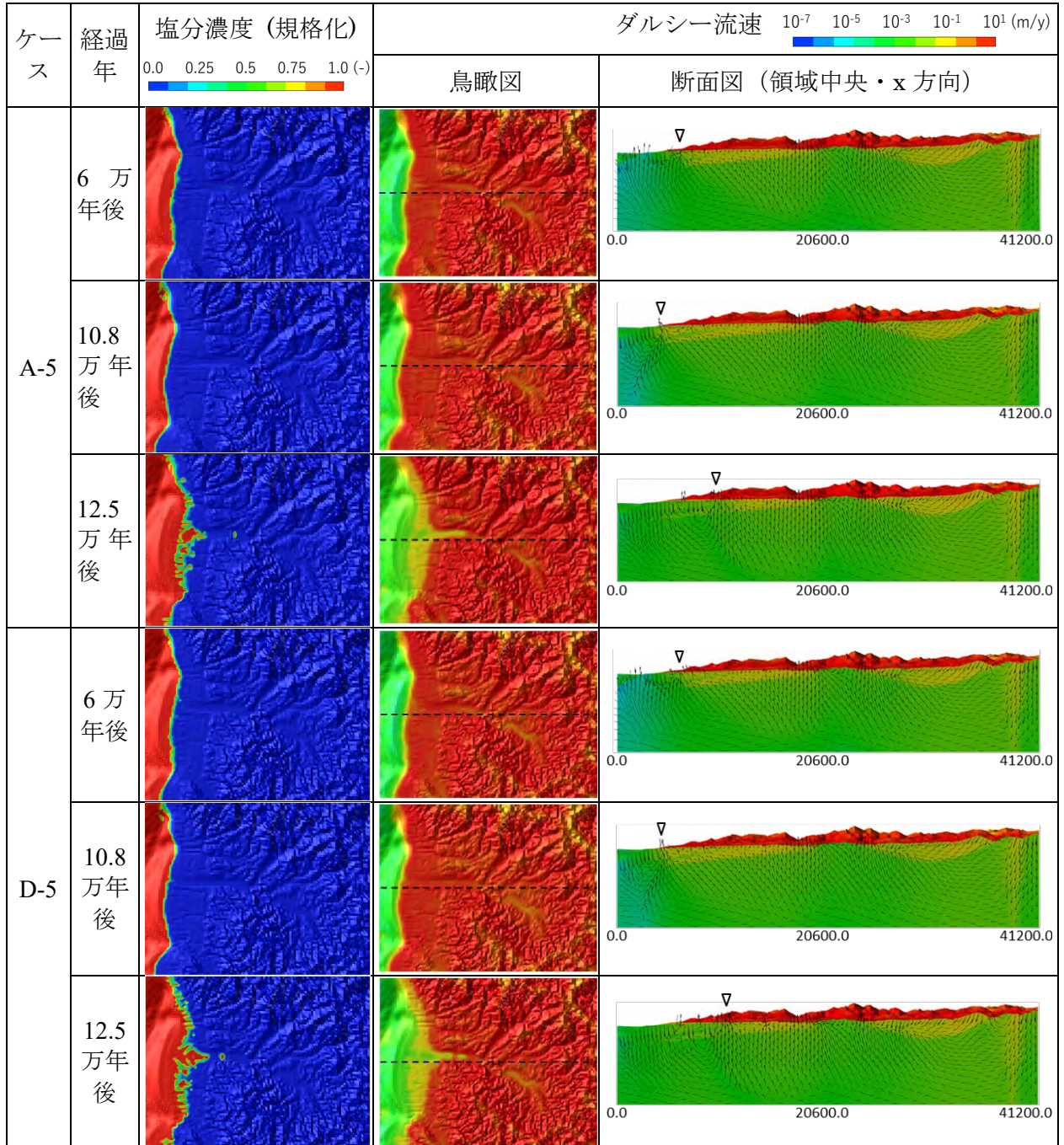


図 I-D-5 現在～将来の地下水流動解析の結果 (D-5)

(2) 平均侵食速度の不確かさに伴う流動場の変化 (深度 100m からの移行)

陸域 (集水域) の深度 100m からの流れ (海水準変動ケース 1 (過去の外挿)) に対し、平均侵食速度の違いが与える影響を整理した (図 I-D-6)。平均侵食速度の違いにより、河川域 (勾配大) 周辺および沿岸域において、地表までの平均流速および流出点の変化が見られる。侵食速度が大きい場合、谷頭~河川域 (上流) では移行距離の短絡に伴い平均流速が増加したが、河川周辺の斜面域では地形勾配の増加に伴い移行距離が増加したことで、平均流速が減少する傾向が見られた。このような変化は、河川上流での侵食量の違い、ケース間の海退時の挙動の違い (埋没谷深度、蛇行) によるものと考えられる。

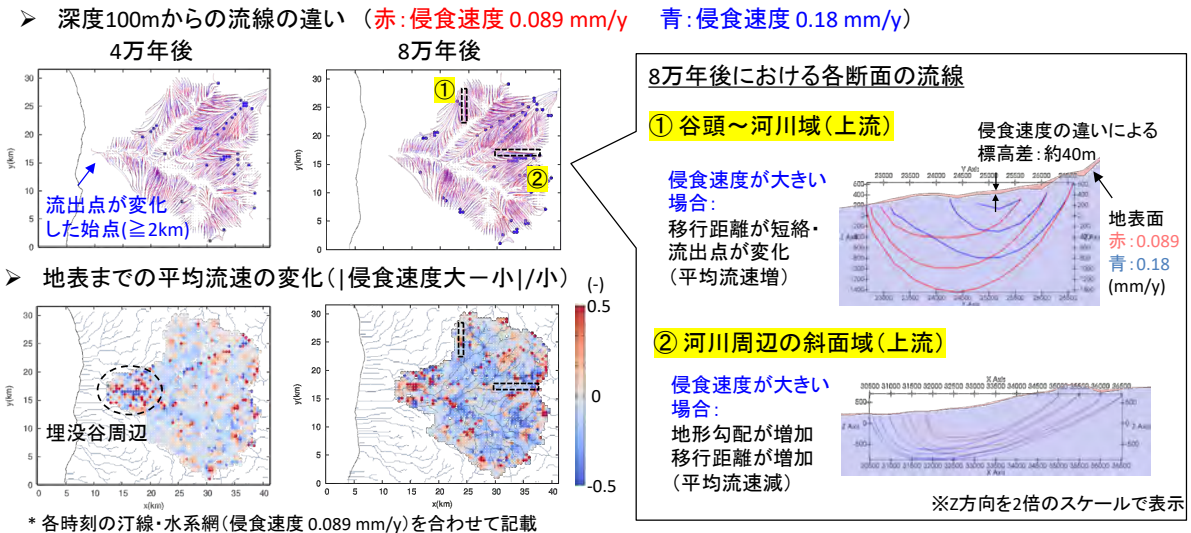


図 I-D-6 平均侵食速度の不確かさに伴う集水域 (深度 100m) からの移行の変化

(3) 流動場 (流速・水質) への影響

ケース D-1~5 に対する沿岸域における地下水流速の変化を、比較のためにケース A-1~5 と合わせて図 I-D-7 に示す。海水準変動に伴う変化はケース 1 と同様に河口から ±4km の範囲全体でみられた。平均侵食速度の違いによる違いは、海退時の海域での流速の変化で見られ、陸域では顕著な違いは見られなかった。

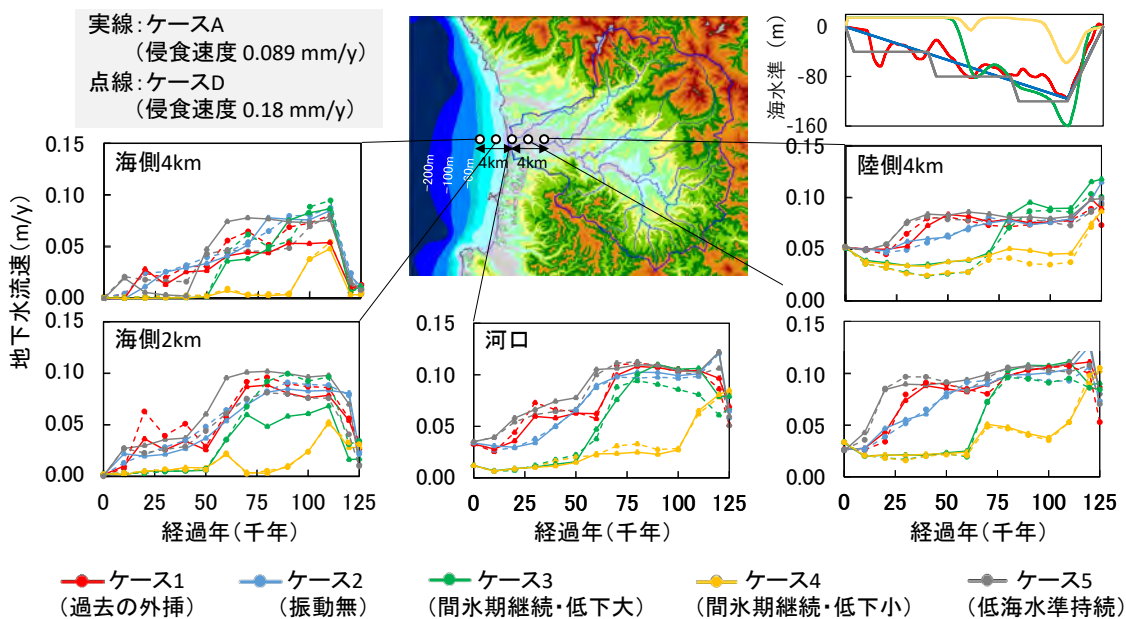


図 I-D-7 沿岸域における地下水流速 (深度 100m) の経時変化 (ケース D-1~5)

## Appendix-I の参考文献

- (1) Perron, J.T. and Royden, L., An integral approach to bedrock river profile analysis, *Earth Surface Processes and Landforms*, vol.38, p570-576 (2013).
- (2) 日本原子力研究開発機構, 電力中央研究所「平成 30 年度 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業地質環境長期安定性評価技術高度化開発」報告書, 200p (2019).
- (3) Gonzalez V. S., Erosion rates in subtropical, rapidly developing countries: an isotopic approach to measuring background rates of erosion in Brazil and China, *University of Vermont Theses*, pp.157 (2016).
- (4) Duxbury J., Erosion Rates in and Around Shenandoah National Park, VA Determined Using Analysis of Cosmogenic  $^{10}\text{Be}$ , *University of Vermont Theses*, pp.123 (2009).
- (5) Portenga E. W., Bierman P. R. Understanding Earth's eroding surface with  $^{10}\text{Be}$ , *GSA Today*, v. 21, no. 8, pp.4-10 (2011).
- (6) Chen Y. W., Bruce J., Shyu H., and Chang C. P., Neotectonic characteristics along the eastern flank of the Central Range in the active Taiwan orogen inferred from fluvial channel morphology, *American Geophysical Union*, pp.2249-2270 (2014).
- (7) Marrero S. M., Hein A. S., Naylor M., Attal M., Shanks R., Winter K., Woodward J., Dunning S., Westoby M., Sugden D., Controls on subaerial erosion rates in Antarctica, *Earth and Planetary Science Letters*, Vol. 501, 1, P.56-66 (2018).

Appendix-II ボーリング孔の閉鎖確認に係る科学的・技術的知見の取得

II-A ベントナイトの調製方法の選定およびブロック成型方法の妥当性の検討

II-B 成型したブロック内の初期気相量とのずれ

## II-A ベントナイトの調製方法の選定およびブロック成型方法の妥当性の検討

### 目的

3.3 で実施した室内試験では、ブロックの初期含水比の違いが空隙の形成に与える影響を確認するため、均質なブロックを作成する必要がある。本章では、均質なブロックを作成するための手法を選択することを目的として、既往の複数の調製方法を用いて材料を調製し、その密度と飽和度のバラつき度合いを比較した。

また、圧縮成型したブロックは、ピストン側の領域がより高密度になる傾向があり<sup>(1)</sup>、成型したブロックの上下で密度差が生じる懸念があった。ブロックの上下で密度差がある場合は、ブロックを浸水させた際に不均質な膨潤が起り、空隙の形成に対して初期気相量以外の別の因子が加わってしまうと懸念された。そこで本実験では、均質なブロックが作成されていることを確認するため、成型したブロックを上下に2分割にし、上下のブロックの密度を比較した。

### 実験手法

#### (1) ブロックの材料の調製方法の選定

ベントナイトの調製は、材料の調製と材料の練り混ぜの2段階を経て行った。含水比の目標値は10%および20%の2種類である。

材料の調製段階では、最終的に作成したブロックの初期含水比が目標値となるように、ベントナイト粉末と蒸留水の量を設定した。島津製作所製の電子式水分計 MOC-120H を用いて、ベントナイト粉末の室内含水比を計測した。この値に対して、目標とする含水比になるように蒸留水を秤量した。なお、材料の調製は室内で実施したため、調整中および調製後の材料は蒸発の影響を受けることとなり、調整後の含水比は秤量時に目標とした含水比よりも低くなる。そのため、本試験では目標とする含水比の値を数%高く設定した。

次に、既往報告を参考にして、以下の3つの方法でそれぞれベントナイトを調製した。

#### ① バットによるベントナイトの練り混ぜ<sup>(2)(3)</sup>

縦 34 cm、横 24 cm のバットにベントナイト粉末を薄く均一に広げ、霧吹きを用いて水を散布した。散布後、水の蒸発を防ぐため蓋をし、含水比を均質にするため 24 時間放置した。

#### ② 袋によるベントナイトの練り混ぜ<sup>(3)</sup>

チャック付きのポリ袋にベントナイト粉末と水を入れ、チャックを閉めて袋の外から手で練り混ぜた。約 1 時間練り混ぜた後、含水比を均質にするため 24 時間放置した。

#### ③ 機械（ミキサー）によるベントナイトの練り混ぜ<sup>(3)(4)</sup>

ワーリング社製のスタンドミキサー WSM7Q にベントナイト粉末と水を投入し、15 分間ミキサーにより練り混ぜた。その後、木べらでミキサーの羽根部分に付着した材料をこそぎ落とし、さらに 15 分間練り混ぜた。

各方法で調製したベントナイトを 8 つに分割して含水比を計測し、そのバラつき度合いを比較した。

## (2) 成型したブロックの密度差の確認

油圧プレス機を用い、静的圧縮によりブロックを成型した。圧縮時の圧力は 30 MPa とし、加圧時間は 15 分以上とした。ブロックのサイズは、高さ約 3 cm、直径 5.5 cm とした。試料毎のバラつきを確認するため、初期含水比 10% のブロックを 3 つ、初期含水比 20% のブロックを 2 つ、合計で 5 つのブロックを作成した。

ブロックを電動のこぎりで切断し、各ブロックの直径、高さ、重量を計測した。その後各ブロックを 110 °C の乾燥炉に入れ 48 時間以上放置した。乾燥後、各ブロックの乾燥重量を計測し、乾燥密度を算出した。

## 結果

### (1) 各調製方法で調製した材料の均質度合い

①～③の方法で調製した各材料の含水比を図 II-A-1 に示す。各材料の含水比は、目標とした含水比を 1～2 % 上回っているが、これはベントナイトに添加する水分量を多めに設定したためである。

含水比を 10 % に調製した材料は、①、②、③のどの調製方法でも含水比の差が 2 % 以内に収まっており、均質な材料が調製できることが分かった。一方で、含水比を 20 % に調製した材料は、①の方法で調製した材料の含水比に最大 6 % の差が生じており、均質な材料を調製できていないことが分かる。一方、②および③の方法では、含水比の値のバラつきが 2 % 以内に収まっており、①と比較して均質な材料を調製できていた。

以上の結果から、②または③の方法を用いることで、均質な材料を調製できると判断した。3.3.1 の室内試験では、作業時間の面を考慮し、最も効率的な③の調製方法を採用した。



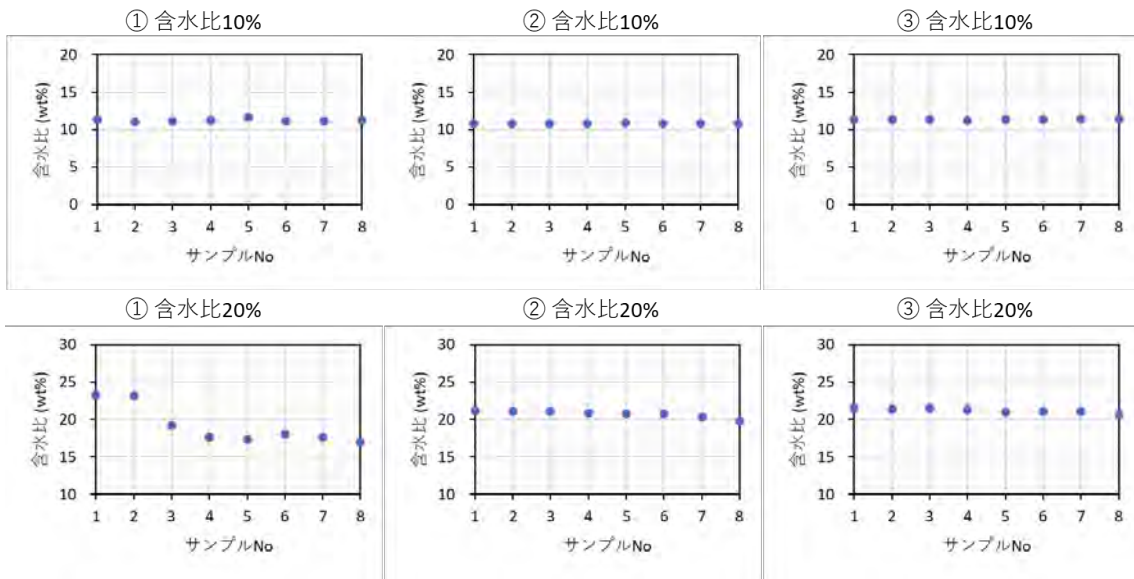


図 II-A-1 各方法で調製した材料の含水比

(2) 上下に切断したブロックの密度

表 II-A-1 に、切断したブロックの乾燥密度の計測結果を示す。含水比 10%および 20%の両方の条件において、上下のブロックの乾燥密度の差は 2%以下であった。この結果から、第 3 章で使用するサイズのブロックについては、本事業で想定した締固め方法を用いて均質なブロックを成型できると判断した。

表 II-A-1 上下に切断したブロックの乾燥密度および飽和度

No.	含水比 (%)	乾燥密度 (g/cm <sup>3</sup> )	
		上	下
1	10.7	1.67	1.65
2	10.4	1.72	1.70
3	11.0	1.72	1.72
4	22.1	1.70	1.67
5	21.6	1.70	1.70

## II-B 成型したブロック内の初期気相量とのずれ

### 目的

3.3.1 の試験において、ブロック成型時の初期気相量の計算値と、膨潤開始から 15 日後のブロック内の空隙の容積と放出空気の体積の合計値（実測値）を比較したところ、初期含水比 20 %のブロックは初期気相量の方が小さかった。本試験では、水中に浸漬したアクリルセル内にブロックを設置して膨潤を開始したため、試験の途中でブロック内やセル内に空気が侵入するとは考えにくい。このことから、初期気相量の計算に用いた値にずれがあると考えられた。

ブロックに含まれる初期気相量は、ブロック成型直後のブロックの直径、高さ、重量の計測結果と、ブロックを作成した材料の余剰分の湿潤重量と乾燥重量から算出した含水比を用いて算出した。一方、3.3.1 の室内試験では、ブロックの成形から膨潤開始まで 4 日間を要している（X 線 CT 装置のマシントイムの都合の問題であり、成型した直後（膨潤前）と膨潤開始して 4 日後の両方の CT 画像を撮影するためには、成型して直ちに膨潤を開始できなかった）。このことから、ブロック成型直後に算出した含水比が、実際に膨潤を開始した時点で変化している可能性があると考えられた。

そこで、成型後に真空パックに入れて 4 日間待機した後のブロックの水分量を計測し、ブロックの成型直後に計測した水分量と比較することで、4 日間待機したことによる含水比の変化と初期気相量の変化量を推定した。

### 実験手法

材料の調製とブロックの成型の手順は 3.3.1 で述べたとおりである。試験に用いたブロックは、初期含水比 10 %を 1 試料、20 %を 1 試料の計 2 試料である。成型後、ブロックの重量、直径および高さを計測し、真空パックに入れて保管した。

次に、X 線 CT 分析時の手順を再現した。CT 画像を撮影する際は、ブロックを真空パックから取り出し、撮影してから再び真空パックに戻すまでに約 30 分間を要した。そこで本実験では、ブロックを成型して直ちに真空パックに保管し、1 日が経過した後でブロックを真空パックから取り出して実験室内に 30 分間静置した。その後、再びブロックを真空パックして、3 日間保管した。

ブロックを成型してから合計で 4 日経過した後、真空パックからブロックを取り出し、ブロックの重量、直径、高さを計測し、ブロック成型直後に計測したデータと比較した。

### 結果

表 II-B-1 に、成型直後と 4 日後のブロックの直径、高さ、重量の計測結果を示す。直径および高さは、成型直後と 4 日後で同じ値であった。一方、4 日後の重量は、成型直後と比較して変化しており、初期含水比 10 %は約 0.2 g、初期含水比 20 %は約 0.4 g が減少していた。

ブロックの形状は変化がなかったため、この重量の減少は、ブロックに含まれていた水分の蒸発によるものと考えられる。このことから、3.3.1 の試験で膨潤を開始した時点のブロックの水分量は、ブロック成型時に算出した値と比較して 0.2~0.4 g 低下していたと推測される。ブロックの固相部分の体積は時間経過で変化しないと考えると、水分が蒸発した部分は気相となっていると想定されるため、膨潤開始時点のブロックの初期気相量は、成型時に算出した初期気相量よりも増加していたと推定される。具体的には、初期気相量が 0.2~0.4 cm<sup>3</sup> 多い状態であったと考えられる。

3.3.1 の初期含水比 20% のブロックでは、成型直後に見積もった初期気相量が、膨潤開始から 15 日時点の空隙の容積および放出空気の色積の合計値（実測値）と比較して 0.2~0.4 cm<sup>3</sup> 少ない値であった。この差は、今回推定した計算上のずれとほぼ一致した。この結果を受けて、3.3.1 では、初期気相量の計算に用いる水分量を補正し、初期気相量を計算し直した。

表 II-B-1 成型直後と 4 日後のブロックの直径、高さおよび重量

		直径 (cm)	高さ (cm)	重量 (g)
初期含水比10%	成型直後	5.54	3.17	143.94
	4日間放置後	5.54	3.17	143.73
初期含水比20%	成型直後	5.51	3.15	156.34
	4日間放置後	5.51	3.15	155.95

#### 文献

- (1) Johannesson, L., Borgesson, L., Sanden, T.: Compaction of bentonite blocks - Development of technique for industrial production of blocks which are manageable by man. SKB, TR-95-19 (1995).
- (2) 高田英典, 元山泰久, 小高猛司: 放射性廃棄物の地下処分における粉末および粒状ベントナイト緩衝材の変形・強度特性. 第 24 回中部地盤工学シンポジウム (2012), pp.43-50.
- (3) 千々松正和, 木村 誠, 石濱裕幸: Ca 型ベントナイト混合土の練り混ぜ方法の違いが品質に与える影響について, 土木学会第 68 回年次学術講演会, CS11-014 (2013), pp.27-28.
- (4) 日本原子力研究開発機構: 平成 31 年度 廃棄物埋設における核種移行に係る性能評価に関する研究. 原子力規制庁委託成果報告書, pp.4-1 - 4-39 (2020).

## Appendix –III 本事業に関する研究成果の取りまとめ

III-A 全面腐食評価モデル

III-B 応力腐食割れ評価モデル

### III-A 全面腐食評価モデル

過年度の委託事業で実施した炭素鋼オーバーパック腐食寿命解析で使用する全面腐食評価モデルの詳細について以下に記述する。

#### (1) 平均腐食深さ評価

##### (a) 酸化性雰囲気における平均腐食深さ評価

大気平衡条件における全面腐食の腐食反応において支配的なカソード反応は酸素の還元反応である。この反応により酸素が消費され炭素鋼表面へ溶存酸素の拡散が生じる。大気平衡条件における炭素鋼の平均腐食速度は、溶存酸素の拡散速度に律速されると考えられている<sup>(1)</sup>。

処分場閉鎖直後のオーバーパックの周辺では、大気平衡に近い酸素の存在によって、オーバーパック表面における腐食のカソード反応は、緩衝材の間隙水中に溶存する酸素の還元反応が支配的であり、平均腐食速度は溶存酸素の拡散速度に律速されると考えられる。腐食速度が拡散律速である場合の平均腐食速度を算出するモデルとして、拡散層の濃度勾配が一定であるとするネルンストの仮定を取り入れたフィックの第一法則<sup>(2)</sup>により拡散速度の最大値  $J$  (mol/(m<sup>2</sup>\*s)) を(1)式により算出し、ファラデーの法則<sup>(3)</sup>により、拡散速度の最大値  $J$  に対応する溶存酸素拡散限界電流密度  $i_{O_2}$  (A/m<sup>2</sup>) を(2)式により算出する。さらに、平均腐食速度  $r$  (m/y) を(3)式により算出する。

$$J = D_{O_2} \cdot \frac{C_{O_2}}{\delta} \dots\dots\dots(1)$$

$$i_{O_2} = z \cdot F \cdot J \dots\dots\dots(2)$$

$$r = CF \cdot i_{O_2} \dots\dots\dots(3)$$

ここで、

- $J$  : 炭素鋼表面への溶存酸素の拡散速度の最大値(mol/(m<sup>2</sup>\*s))
- $i_{O_2}$  : 溶存酸素拡散限界電流密度(A/m<sup>2</sup>)
- $r$  : 平均腐食速度(m/y)
- $D_{O_2}$  : 溶存酸素拡散係数(m<sup>2</sup>/s)
- $C_{O_2}$  : 溶存酸素濃度(mol/m<sup>3</sup>)
- $\delta$  : ネルンスト拡散層厚さ(m)
- $CF$  : 溶存酸素拡散限界電流密度から平均腐食速度への変換係数 (m/y per A/m<sup>2</sup>)
- $z$  : 荷電数(-)
- $F$  : ファラデー定数(C/mol)

である。

腐食の進展に伴い表面に生成する腐食生成物が溶存酸素の拡散障壁として働くために、平

均腐食速度は時間とともに低下する。 $r$ を $t=0$ における平均腐食速度として、腐食生成物の堆積の影響を考慮した平均腐食深さ  $a(t,r)$  (m) の経時変化に関する経験式が明石ら<sup>(4)</sup>により報告されている。酸化性雰囲気における平均腐食深さを評価するモデルとして、明石らにより報告された (4) 式により算出する。

$$a(t,r) = r \left( \sqrt{2kt + k^2} - k \right) \dots\dots\dots (4)$$

ここで、

- $a(t,r)$  : 平均腐食速度初期値を  $r$ (m/y)とした場合の平均腐食深さ(m)
- $r$  : 平均腐食速度初期値(m/y)
- $k$  : フィッティングパラメータ(m)

である。

以上、処分場の閉鎖後経過時間  $t_i$ (y)における平均腐食深さ  $a_{ox}(t_i)$ (m)は、(5)式により算出する。また、時間  $t_i$ (y)における酸素量  $A_{O_2}(t_i)$ (mol)は、(6)式に示すように、ファラデーの法則に基づいて、平均腐食深さ  $a_{ox}(t_i)$ (m)に対する酸素消費量を計算し、初期酸素量  $A_{O_2}(t_0)$ (mol) ( $t_0=0$ )から差し引くことにより計算する。また、酸素量の経時変化から時間  $t_i$ (y)における間隙水中の溶存酸素濃度  $C_{O_2}(t_i)$ (mol/m<sup>3</sup>)は以下の(7)式で示すように、酸素量の減少割合に比例すると仮定して算出する。

$$a_{ox}(t_i) = a(t,r) \dots\dots\dots (5)$$

$$A_{O_2}(t_i) = A_{O_2}(t_0) - \frac{a_{ox}(t_0) \cdot S \cdot \rho}{2M} \dots\dots\dots (6)$$

$$C_{O_2}(t_i) = C_{O_2}(t_0) \cdot \frac{A_{O_2}(t_i)}{A_{O_2}(t_0)} \dots\dots\dots (7)$$

ここで、

- $a_{ox}(t_i)$  :  $t_i$ (y)までの平均腐食深さ(m)
- $A_{O_2}(t_i)$  : 時間  $t_i$ (y)における酸素量(mol)
- $C_{O_2}(t_i)$  : 時間  $t_i$ (y)における酸素濃度(mol/m<sup>3</sup>)
- $\rho$  : 鉄の密度(g/m<sup>3</sup>)
- $M$  : 鉄の原子量(g/mol)
- $S$  : オーバーパッキの表面積(m<sup>2</sup>)

である。

(b) 還元性雰囲気への移行及び還元性雰囲気における平均腐食深さ評価

緩衝材間隙水中の溶存酸素濃度の低下により支配的なカソード反応が変化し、処分環境は還元性雰囲気に移行する。炭素鋼表面に生成する腐食生成物は一般には炭素鋼の腐食速度を抑制すると考えられているものの、兒島ら<sup>(5)</sup>によるマグネタイトによる腐食速度の加速に関する検討例に関する報告、谷口ら<sup>(6)</sup>による試験溶液の組成と平均腐食速度の関係に関する検討例に見られるように、還元性雰囲気への移行時期及び平均腐食深さを評価するためには、還元性雰囲気における支配的なカソード反応の変遷を明らかにし、平均腐食速度に影響を及



ぼすと考えられる間隙水の水質、腐食生成物と平均腐食速度の関係を定量化する必要がある。しかしながら、現状の知見ではこれらの定量化は困難と考えられる。このようなことから、酸化性雰囲気から還元性雰囲気への移行時期及び還元性雰囲気への移行時期の評価は、それぞれ次のように考える。

● 還元性雰囲気における平均腐食深さ評価

還元性雰囲気における平均腐食深さは、還元性雰囲気における平均腐食速度  $v_{red}$  (m/y) を定数として与え、腐食速度の不確かさがオーバーパックの寿命に与える影響について、平均腐食速度の確率密度関数を設定した確率論的解析により評価する。酸化性雰囲気終了後  $t_{red}$  年が経過した時間における還元性雰囲気における平均腐食深さ  $a_{red}(t_{red})(m)$  は、(8)式により算出する。

$$a_{red}(t_{red}) = v_{red} \cdot t_{red} \dots\dots\dots(8)$$

● 酸化性雰囲気から還元性雰囲気への移行時期評価

酸化性雰囲気から還元性雰囲気への移行時期は、酸化性雰囲気及び還元性雰囲気の平均腐食速度の大小の比較を行い、還元性雰囲気の平均腐食速度が酸化性雰囲気のそれよりも大きい場合に、支配的なカソード反応が変化し処分環境が還元性雰囲気に移行したと判定する。処分場の閉鎖時間を酸化性雰囲気の開始時間として、還元性雰囲気に移行した時間を酸化性雰囲気の継続時間  $t_0(y)$  とする。

(2) 最大腐食深さ進展量評価

オーバーパックの全面腐食の進展は、処分場閉鎖後の時間の経過につれ腐食の局在化の程度が顕著になると考えられることから、全面腐食の進展による破損時間は最大腐食深さで評価した累積腐食深さにより評価する必要がある。ここでは、「全面腐食評価モデル」における酸化性雰囲気及び還元性雰囲気の最大腐食深さを評価するモデルの詳細について述べる。

(a) 酸化性雰囲気における最大腐食深さ評価

一般に、試験片の面積が大きくなるにつれて、最大腐食深さは大きくなる<sup>(7)</sup>。試験片で実測された最大腐食深さから、オーバーパックの最大腐食深さを推定する手法として、複数の試験片で観測された最大腐食深さの分布を Gumbel 分布と仮定し、表面積が異なるオーバーパックの最大腐食深さを統計的に推定する極値統計法<sup>(8),(9)</sup>と呼ばれる手法が知られている。極値統計法によるオーバーパックの最大腐食深さの推定方法を以下に示す。

● 極値統計法によるオーバーパック最大腐食深さの推定方法

表面積が等しい複数の試験片の最大腐食深さ実測値の分布を Gumbel 分布と仮定し、線形不偏推定子法<sup>(8)</sup>により Gumbel 分布の最頻値  $\lambda$ 、標準偏差  $\alpha$  を推定する。最大腐食深さが  $x(m)$  以下である確率（累積分布関数） $F(x)$  は以下の(9)式で表される。

$$F(x) = \exp[-\exp\{(x-\lambda)/\alpha\}] \dots\dots\dots (9)$$

- $\lambda$  : Gumbel 分布の最頻値
- $\alpha$  : Gumbel 分布の標準偏差

また、試験片の  $R$  倍の最大腐食深さ Gumbel 分布の累積分布関数  $F_R(x)$  は、試験で得られた最大腐食深さ分布の最頻値  $\lambda$ 、標準偏差  $\alpha$  を用いて次の(10)式で表すことができる。

$$F_R(x) = [F(x)]^R \\ = \exp[-\exp\{(x-\lambda-\alpha \ln R)/\alpha\}] \dots\dots\dots (10)$$

(10)式より、最大腐食深さ  $x(m)$  は次の(11)式のように表される。

$$x = \lambda + \alpha \cdot \ln \left\{ -\frac{R}{\ln(F_R(x))} \right\} \dots\dots\dots (11)$$

このように、試験片の倍率  $R$  及び信頼区間最大値  $F_R$  を設定することにより、最大腐食深さ  $x(m)$  を推定することが出来る。オーバーパックの最大腐食深さを推定する手法はこの方法が唯一であることから、「全面腐食評価モデル」においては、オーバーパックの最大腐食深さの推定に極値統計法を用いることにした。なお、最大腐食深さ Gumbel 分布の最頻値  $\lambda$  および標準偏差  $\alpha$  は、平均腐食深さの依存性があることが既往報告<sup>(8), (9)</sup>に示されている。ここでは、既往報告に倣い、平均腐食深さと Gumbel 分布の最頻値および標準偏差の間にべき乗則を仮定し、 $\lambda$ 、 $\alpha$  を算出する。これにより、平均腐食深さの実測値から直接最大腐食深さ分布を推定することが可能である。以上より、最大腐食深さ分布を以下の(12)式により算出する。

$$a_{ox}^{max}(t) = A \cdot [a_{ox}(t)]^{E1} + B \cdot [a_{ox}(t)]^{E2} \ln \left\{ -\frac{R}{\ln(F)} \right\} \dots\dots\dots (12)$$

ここで、

- $a_{ox}^{max}(t)$  : 処分場閉鎖後  $t$  年が経過した時の最大腐食深さ(m)
- $a_{ox}(t)$  : 処分場閉鎖後  $t$  年が経過した時の平均腐食深さ(m)
- $A, B, E1, E2$  : 最大腐食深さ Gumbel 分布の最頻値  $\lambda$ 、標準偏差  $\alpha$  と平均腐食深さ  $a_{ox}(t)$  の間に、 $\lambda = A \cdot a_{ox}(t)^{E1}$ 、 $\alpha = B \cdot a_{ox}(t)^{E2}$  の関係を仮定し、フィッティングにより定められる定数
- $R$  : 試験片に対するオーバーパックの表面積比
- $F$  : 最大腐食深さ Gumbel 分布の信頼区間上限値

である。

(b) 還元性雰囲気における最大腐食深さ評価

還元性雰囲気における炭素鋼の最大腐食深さに関する報告例は、谷口らの報告<sup>(10)</sup>のみであ

る。この報告から、還元性雰囲気における最大腐食深さは平均腐食深さの2倍とした。以上から、酸化性雰囲気の終了後  $t_{red}$  年が経過した時の、還元性雰囲気における最大腐食深さ  $a_{red}^{max}(t_{red})(m)$  は、以下の(13)式で算出する。

$$a_{red}^{max}(t_{red}) = 2a_{red}(t_{red}) \dots\dots\dots (13)$$

ここで、

- $a_{red}^{max}(t_{red})$  : 酸化性雰囲気終了後から  $t_{red}$  年が経過した時の最大腐食深さ(m)
- $a_{red}(t_{red})$  : 酸化性雰囲気終了後から  $t_{red}$  年が経過した時の平均腐食深さ(m)

である。

### (3) 喪失累積腐食深さ評価及び破損判定

処分場閉鎖後  $t$  年が経過した時の累積腐食深さ  $D(t)(m)$  は、酸化性雰囲気の終了時間を  $t_0(y)$  として、以下の(14)式で算出する。また、オーバーパックの設計厚さを  $W(m)$  とし、オーバーパックの残存厚さ  $W - D(t)(m)$  が破損判定基準厚さ  $W_{crit}(m)$  に到達する時間をオーバーパックの破損時間とする。すなわち、(15)式を満たす時間  $t(y)$  が、オーバーパックの破損時間である。破損判定基準厚さ  $W_{crit}$  は、オーバーパックの核種閉じ込め性がする指標となる厚さである。

$$D(t) = a_{red}^{max}(t - t_0) + a_{ox}^{max}(t_0) \dots\dots\dots (14)$$

$$W - D(t) = W_{crit} \dots\dots\dots (15)$$

ここで、

- $D(t)$  : 処分場閉鎖後  $t$  年が経過した時の累積腐食深さ(m)
- $W$  : オーバーパックの設計厚さ(m)
- $W_{crit}$  : 破損判定基準厚さ(m)

### Appendix III-A の参考文献

- (1) 小島薫, 物質移動論の立場からみた鉄鋼の腐食, 防食技術, **25**, 105-115, 1976.
- (2) 玉虫伶太, 電気化学 第2版, 東京化学同人, 1991.
- (3) (社) 腐食防食協会, 材料環境学入門, 丸善, 1993.
- (4) 大野明, 明石正恒, HLW 処分容器材料としての炭素鋼の平均侵食挙動モデリング, 昭和63年秋の大会予稿集, 日本原子力学会, 1988.
- (5) Kojima, Y., Hioki, T. and Tsujikawa, S., Simulation of the State of Carbon Steel n Years after Disposal with n Years of Corrosion Product on its Surface in a Bentonite Environment, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. **353**, 711, 1995.
- (6) 谷口直樹, 川崎学, 川上進, 久保田満, 還元性雰囲気における緩衝材中での炭素鋼の腐食挙動(研究報告), JNC TN8400 2003-040, 2003.
- (7) (社) 腐食防食協会, 腐食防食ハンドブック, 丸善, 2000.
- (8) 小若正倫, 柘植博之, 明石正恒, 正村克身, 装置材料の寿命予測入門—極値統計の腐食への応用— 腐食防食協会編, 丸善, 1984.
- (9) Fukuda, T. and Akashi, M., A Gumbel Distribution Model for Assessing the General Corrosion

Propagation of Mild Steel Used for Nuclear Waste Disposal package, Life Prediction of Corrodible Structures, R.N.Parkins,EDs., NACE International, No.94 – 067148, pp.419 – 428 (1994)

- (10) 谷口直樹, 本田明, 川崎学, 森田光男, 森本昌孝, 油井三和, 炭素鋼オーバーパックにおける腐食の局在化の検討 (研究報告), JNC TN 8400 99-067, 1999.
- (11) 石川博久, 本田明, 鶴留浩二, 井上邦博, 小畑政道, 佐々木憲明, オーバーパックの候補材料選定と炭素鋼オーバーパックの寿命評価, PNC TN-8410-92-139, 1992.
- (12) 国立天文台, 理科年表 平成 17 年度版, 2005.
- (13) 兒島洋一, 藪内透, 辻川茂男, 圧縮ベントナイト環境中炭素鋼腐食速度の堆積腐食生成物層による加速, 材料と環境 98D-108, p233, 1998.

### III-B 応力腐食割れ評価モデル

過年度の委託事業で実施した炭素鋼オーバーパック腐食寿命解析で使用する応力腐食割れ評価モデルの詳細について以下に記述する。当該評価モデルは、既往の研究成果、知見を十分反映したものである必要があるために、国内外の文献で報告されている炭素鋼の応力腐食割れの評価に関する研究成果をレビューし、研究成果を反映した評価モデルとなっている。

#### (1) 既往文献のレビュー

##### ① 応力腐食割れが発生する環境

炭素鋼に応力腐食割れが発生する環境として、炭酸塩環境、硝酸塩環境、リン酸塩、硫化水素、NaOH 等多岐にわたる<sup>(1)</sup>。処分環境においては、これらに起因する SCC の発生可能性は低いとされているが<sup>(2)</sup>、炭酸塩環境に関しては、熱処理条件によっては炭酸塩濃度が 0.1mol/l 以下の条件でも発生した事例が報告されており<sup>(3, 4)</sup>、処分環境で想定される応力腐食割れとして炭酸塩環境が考えられる。

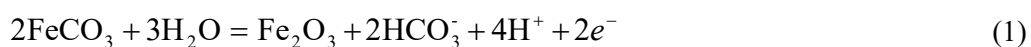
##### ② 応力腐食割れの発生条件

###### ● Parkins らの報告<sup>(5, 6)</sup>

Parkins らは、炭酸塩環境における C-Mn 鋼の応力腐食割れが発生する電位条件を調べるために、2つの異なった電位掃引速度による動電位アノード分極曲線を実施した。その結果として、炭酸塩環境における C-Mn 鋼の応力腐食割れは、活性態-不動態遷移領域と呼ばれる電位領域で発生するとしている<sup>(7)</sup>。また、同様の試験片に対して、炭酸塩環境下における低ひずみ速度 (SSRT) 試験を実施している。この SSRT 試験を数々の電位条件、pH 条件、炭酸塩濃度条件に対して実施することにより、炭酸塩環境下における C-Mn 鋼に応力腐食割れが発生する電位、pH 領域を示した。また、応力腐食割れの発生電位は、温度、炭酸水素イオン濃度及び pH に依存することが認められた。さらに、Nernst の式に基づいて炭酸塩環境に応力腐食割れが発生する電位領域の上限値、下限値の炭酸水素イオン濃度、pH 依存性を表現する式を示している。

#### A. 応力腐食割れ発生腐食電位上限値

C-Mn 鋼に応力腐食割れが発生する電位-pH 領域では、表面の皮膜の構成成分は FeCO<sub>3</sub> (シデライト)、Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> (マグネタイト) が主であり、さらに応力腐食割れが発生する電位領域の上限値よりも高い電位領域では、Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (ヘマタイト) が生成することを確認した。電位上限値付近における FeCO<sub>3</sub> は、次の(1)式に従い生成すると仮定している。



FeCO<sub>3</sub> は、アノード反応を抑制する皮膜として働く。引張り応力の作用により皮膜が破壊されき裂が生成する。活性態-不動態遷移領域では、皮膜が不安定であるためにき裂先端部付近では再不動態化せず、応力の作用によりアノード反応が促進され、応力腐食割れが進展するとしている。

(1)式の平衡電位  $E$  (V vs. SCE)は、Nernst 式に基づいて次の(2)式で表される。定数項は、(1)式により表される反応の標準電極電位であり、反応化学種の自由エネルギーにより決定されるものである。

$$E = 0.625 + 0.059 \cdot \log(\text{HCO}_3^-) - 0.118 \cdot \text{pH} \quad (2)$$

平衡電位よりも低い電位では、(1)式で示す反応は左側に進行する。(2)式で表される反応の平衡電位が、25°Cにおける応力腐食割れが発生する腐食電位の上限値を表す式としている。温度依存性については、40°C、60°C、80°Cにおいて以下の(3)~(5)式により与えている。(電位  $E$  の単位 : V vs. SCE)

$$E = 0.634 + 0.062 \cdot \log(\text{HCO}_3^-) - 0.124 \cdot \text{pH} \quad (40^\circ\text{C}) \quad (3)$$

$$E = 0.638 + 0.066 \cdot \log(\text{HCO}_3^-) - 0.132 \cdot \text{pH} \quad (60^\circ\text{C}) \quad (4)$$

$$E = 0.640 + 0.070 \cdot \log(\text{HCO}_3^-) - 0.140 \cdot \text{pH} \quad (80^\circ\text{C}) \quad (5)$$

#### B. 応力腐食割れ発生腐食電位下限値

上限値と同様に、電位の下限値に関する考察もおこなっている。応力腐食割れが発生する電位の下限値は、鉄のアノード分極曲線の最初の電流密度のピークを形成する電位よりもやや貴側  $t$  となり、これは結晶粒界で選択的な溶解が生じる電位である。この電位近傍における皮膜の構成成分として、 $\alpha$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> の存在を仮定し、生成反応を(6)式で表されるものとした。



pH 及び温度依存性を想定した(6)式の反応の平衡電位算出式は以下の通りである ((7)~(10)式) (電位の単位は V vs.SCE)

$$E = -0.031 - 0.118 \cdot \text{pH} \quad (25^\circ\text{C}) \quad (7)$$



$$E = -0.009 - 0.062 \cdot \text{pH} \quad (40^\circ\text{C}) \quad (8)$$

$$E = -0.004 - 0.066 \cdot \text{pH} \quad (60^\circ\text{C}) \quad (9)$$

$$E = -0.007 - 0.070 \cdot \text{pH} \quad (80^\circ\text{C}) \quad (10)$$

● 三井ほか (JAEA, RWMC) <sup>(8)</sup>

溶接が応力腐食割れ感受性に及ぼす影響を評価するために、炭酸塩環境を想定し、炭素鋼オーバーパックの母材、溶接及びその周辺の熱影響部に対する SSRT 試験を実施した。溶接の方法は、TIG 溶接、EBW 溶接、MAG 溶接の 3 種類としている。その結果、当該環境における応力腐食割れは、溶接方法による影響は認められないが、電位依存性が見られ、どの溶接方法に対しても -675mV ~ -650mV vs SCE 付近の電位領域で応力腐食割れの感受性が最も大きくなることを示した。

● 春名、朱ほか (大阪大学) <sup>(3,4)</sup>

熱処理温度及び熱処理時間が炭素鋼の応力腐食割れの感受性に及ぼす影響と、熱処理された炭素鋼の応力腐食割れに及ぼす電位及び重炭酸塩濃度の影響を調べている。結果として、1073K から 1223K の間では、熱処理温度を上昇に伴い応力腐食割れき裂発生までの時間が低下し、き裂進展速度が増大する。1173K で 0.6 ~ 86.4ks の時間で熱処理した場合、3.6ks の熱処理時間で応力腐食割れの感受性が最低となることを示した。次に、温度 1173K、3.6ks の熱処理した炭素鋼試験片に対して、1mol/l の炭酸水素イオン濃度下では、-600mV vs. Ag/AgCl の条件で応力腐食割れ感受性が最大となり、-600mV vs Ag/AgCl の電位条件では、 $1.0 \times 10^{-3}$  mol/l ~ 1.0mol/l の炭酸水素イオン濃度の範囲で応力腐食割れが発生したことを確認している。

③ 応力腐食割れの進展

応力腐食割れは、溶接部の残留応力等の引張り応力の作用により「き裂」という形状として発生し、き裂先端部のアノード溶解と引張り応力との作用によりき裂が進展する。応力腐食割れのき裂進展に関する理論的なモデルとして、き裂先端部のアノード電流密度、ひずみ速度とき裂進展速度の関係を定量化した Ford Model<sup>(9)</sup> (Slip Dissolution Model) などが知られている。一方で、破壊力学に基づいて応力腐食割れのき裂進展速度とき裂先端部の応力拡大係数との関係を定量化して進展量を評価する方法も知られている。具体的には、応力腐食割れのき裂進展が開始する応力拡大係数の下限界値があり、き裂先端部の応力拡大係数が下限界値を上回った場合に応力腐食割れの進展が開始するとする。破壊力学の考え方を取り入れたき裂進展評価手法は米国のユッカマウンテンサイトに対する TSPA-SR においても適用されている<sup>(10)</sup>。

## (2) 応力腐食割れ評価モデル

### ① 応力腐食割れの発生条件

(1)においてレビューしたように、炭酸塩環境における炭素鋼の応力腐食割れ感受性は、腐食電位に依存し、活性態-不動態遷移領域で発生するといえる<sup>(5,6,7)</sup>。図 III-B-1 に、アノード分極曲線上における活性態-不動態遷移領域の位置関係を示す模式図を示す。活性態-不動態遷移領域とは、電位の上昇に対して電流密度の低下が開始する電位である。この電流密度の低下は、表面にアノード反応を抑制する皮膜の生成が開始されることによる。この皮膜の性状は、炭素鋼と接触する地下水中の炭酸塩濃度、酸素濃度等様々な因子に影響することが考えられる。現状では、これらの因子と電位の関係を定量化するための知見は得られていない。そこで、炭素鋼が不動態化しない条件 ( $\text{pH} < \text{pH}_d$ ) の場合には、全面腐食と共に常に炭酸塩応力腐食割れが発生するものとする。また、応力腐食割れの発生時間は溶接部残留応力等の応力条件にも依存すると考えられる。炭酸塩環境における応力腐食割れ発生に関する応力条件に関する報告も見られるものの<sup>(11)</sup>、限定された条件であり、荷重条件と腐食電位の定量化ができない。また、炭素鋼の応力腐食割れ感受性を調べる試験は、主に低ひずみ速度 (SSRT) 試験による。SSRT 試験は動的な応力条件であり、応力に関して保守的な評価となっていると考えられる。このために、本研究では、応力腐食割れの発生時間の応力依存性に関するモデル化は行なわず、初期き裂をパラメータとして与えるものとした。続いて、電位と応力に依存したき裂進展開始条件、応力拡大係数に依存したき裂進展速度の順に評価を行う。

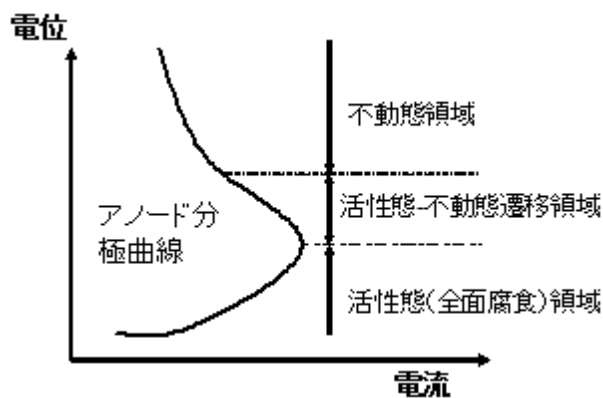


図 III-B-1 アノード分極曲線と活性態-不動態遷移領域

### ② 応力腐食割れのき裂進展開始条件

応力腐食割れのき裂は、以下に示す進展開始条件 A,B 二つを同時に満たした場合に進展が開始するものとする。

#### き裂進展開始条件 A

既往知見で報告されている炭酸塩応力腐食割れ感受性の電位依存性に基づいて、炭素鋼の腐食電位  $E_{\text{corr}}(t)$ 、応力腐食割れが発生する腐食電位の下限値を  $E_{l\_scc}(t)$ 、上限値  $E_{u\_scc}(t)$  に対して、次の(11)式を満たすこと。

$$E_{l\_scc}(t) \leq E_{corr}(t) \leq E_{u\_scc}(t) \quad (11)$$

$E_{corr}(t)$  : オーバーパックの腐食電位(V vs. SHE)

$E_{l\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れが発生する腐食電位下限値(V vs. SHE)

$E_{u\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れが発生する腐食電位上限値(V vs. SHE)

### き裂進展開始条件 B

応力腐食割れき裂先端部の応力拡大係数  $K$  が、き裂進展が開始する応力拡大係数の課限界値  $K_{th}$  を上回ること。

$$K_{th} < K \quad (12)$$

$K$  : き裂先端部の応力拡大係数(MPa m<sup>0.5</sup>)

$K_{th}$  : き裂進展が開始する応力拡大係数の下限値(MPa m<sup>0.5</sup>)

### ● 応力腐食割れ発生電位上限値 $E_{u\_scc}(t)$ 下限値 $E_{l\_scc}(t)$

上述したように、Parkins らは、炭酸塩環境において C-Mn 鋼に応力腐食割れが発生する電位-pH 領域を示し、応力腐食割れが発生する腐食電位の上限値及び下限値の評価式を提示している。応力腐食割れの電位依存性を定量化している知見はこれ以外になく、本年度実施する応力腐食割れ評価においても Parkins らの報告式に基づいて評価をおこなう。なお、Parkins らの提示したモデル式において、反応化学種の自由エネルギーから算出される標準電極電位の温度依存性は、60°C~80°Cの温度範囲内で数 mV と小さいことから、直線と仮定したフィッティング式で算出することとした。また、重炭酸イオン濃度項、pH 項の係数の温度依存性は、Nernst の式に基づくものとした。

以上から、腐食寿命評価における応力腐食割れが発生する腐食電位の上限値は、炭酸水素イオン濃度、pH、温度に依存するとして、以下の(13)式で評価する。

$$E_{u\_scc}(t) = 0.78 + (2.6 \times 10^{-4} + 2.0 \times 10^{-4} \log_{10}[\text{HCO}_3^-(t)] - 4.0 \times 10^{-4} \text{pH}(t)) \cdot T(t) \quad (13)$$

$E_{u\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れ発生腐食電位上限値(V vs. SHE)

$\text{HCO}_3^-(t)$  : 間隙水中の炭酸水素イオン濃度(mol/l)

$\text{pH}(t)$  : 間隙水中 pH

$T(t)$  : 温度

● 応力腐食割れが発生する電位下限値

上限値の考え方と同様にして、応力腐食割れが発生する電位の下限値を以下の(14)式により算出する。

$$E_{l\_ucc}(t) = 0.12 + (3.5 \times 10^{-4} - 2.0 \times 10^{-4} \cdot \text{pH}(t)) \cdot T(t) \quad (14)$$

$E_{u\_scc}(t)$  : 炭酸塩応力腐食割れ発生電位下限値(V vs. SHE)

$\text{pH}(t)$  : 間隙水中 pH

$T(t)$  : 温度

● 腐食電位  $E_{\text{corr}}(t)$  の評価

炭酸塩環境における応力腐食割れは、上述したように、腐食電位が活性態-不動態遷移領域にある場合に発生する。活性態-不動態遷移領域における腐食電位は、炭素鋼と接触する地下水の組成、炭素鋼表面に生成する腐食生成物の状態等の様々な因子に依存すると考えられるが、これらを定量化するための知見はない。腐食電位は、処分環境において想定される腐食電位の分布幅を設定する。

③ 応力腐食割れの進展速度

き裂進展速度とき裂先端部のアノード溶解電流密度、ひずみ速度を定式化した Ford らの報告<sup>(9)</sup>などが知られているが、オーバーパックにおいて応力腐食割れとき裂先端部のアノード電流密度、ひずみ率の定量化のための知見が無い。応力腐食割れの進展速度は、原子炉に発生する応力腐食割れの進展速度評価に用いられている、応力拡大係数に依存すると仮定した(15)式で表される経験式で算出する<sup>(12)</sup>。

$$V = A(K - K_{th})^n \quad (15)$$

$V$  : 応力腐食割れき裂進展速度(m/y)

$K$  : き裂先端における応力拡大係数 ( $\text{MPa m}^{1/2}$ )

$K_{th}$  : き裂進展が開始する応力拡大係数の閾値 ( $\text{MPa m}^{1/2}$ )

$A$  : フィッティングにより決定する係数(m/y)

$n$  : フィッティングにより決定する係数(-)

応力拡大係数の算出式は、Buchalet らの報告による(2.3-15)式とする<sup>(13)</sup>。(16)式は、米国のユッカマウンテンサイトに対する TSPA-SR<sup>(10)</sup>において採用された応力拡大係数の算出式である。(15)式による応力拡大係数の算出では、材料表面から深さ  $x(\text{m})$  における応力を(2.3-17)式で表される材料表面からの深さの 3 次元多項式で近似する。また、(16)式の補正係数  $F_0 \sim F_3$  は、 $\xi$  の関数であり、柴田らによる報告されている算出式<sup>(14)</sup>を適用する。

$$K = \sqrt{\pi a} \left\{ A_0 F_0 + \left( \frac{2\xi}{\pi} \right) A_1 F_1 + \left( \frac{\xi^2}{2} \right) A_2 F_2 + \left( \frac{4\xi^3}{3\pi} \right) A_3 F_3 \right\} \quad (16)$$

$$\sigma(x) = A_0 + A_1 x + A_2 x^2 + A_3 x^3 \quad (17)$$

- $\sigma(x)$  : 表面からの深さ  $x(\text{m})$  における応力(MPa)  
 $A_0$  : 係数(MPa)  
 $A_1$  : 係数(MPa/m)  
 $A_2$  : 係数(MPa/m<sup>2</sup>)  
 $A_3$  : 係数(MPa/m<sup>3</sup>)  
 $A_4$  : 係数(MPa/m<sup>4</sup>)  
 $K$  : き裂先端位置における応力拡大係数 (MPa m<sup>1/2</sup>)  
 $\xi$  : き裂発生時の材料肉厚に対するき裂深さの比  
 $F_0 \sim F_3$  : 補正係数(-)

#### Appendix III-B の参考文献

- (1) 小若正倫、新版 金属の腐食損傷と防食技術、アグネ承風社(1995)
- (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—,” JNC-TN1400 (1999).
- (3) 春名匠、朱列紅、柴田俊夫、重炭酸塩溶液中における炭素鋼の応力腐食割れに及ぼす熱処理の影響、Zairyo-to-Kankyo,49,138-143(2000)
- (4) 春名匠、朱列紅、村上真、柴田俊夫、熱処理された炭素鋼の応力腐食割れに及ぼす電位及び重炭酸塩濃度の影響、Zairyo-to-Kankyo,49,144-149(2000)
- (5) R.N. PARKINS and S.ZHOU、THE STRESS CORROSION CRACKING OF C-Mn STEEL IN CO<sub>2</sub>-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> SOLUTIONS. I : STRESS CORROSION DATA、Corrosion Science, Vol.39,No.1,pp.159-173(1997)
- (6) R.N. PARKINS and S.ZHOU、THE STRESS CORROSION CRACKING OF C-Mn STEEL IN CO<sub>2</sub>-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> SOLUTIONS. II : ELECTROCHEMICAL AND OTHER DATA、Corrosion Science, Vol.39,No.1,pp.175-191(1997)
- (7) R.W. Staehle, Stress Corrosion Cracking of the Fe-Cr-Ni Alloy System, The Theory of Stress Corrosion Cracking ed by J.C. Scully p223, North Atlantic Treaty Organization (1971)
- (8) 三井裕之、高橋里栄子、谷口直樹、大槻彰良、朝野英一、油井三和、オーバーパック溶接部の耐食性評価に関する研究-III (共同研究)、JAEA-Research 2006-080,RWMC- RJ 06001 (2006)
- (9) F. P. Ford, Mechanisms of Environmentally-Assisted Cracking, THE INTERNATIONAL JOURNAL OF PRESSURE VESSELS AND PIPING, VOL.40(1989)
- (10) OFFICE OF CIVILIAN RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT, Stress Corrosion Cracking of the Drip Shield, the Waste Package Outer Barrier, and the Stainless Steel Structural Model, ANL-EBS-MD-000005 REV 01 ICN 00 (2001)

- (11) 笠原晃明、佐藤泰作、ラインパイプ用鋼の応力腐食割れ感受性に及ぼす環境因子の影響、鉄と鋼、第 69、11 号、p1463-p1470(1983)
- (12) G. A. White, J.Hickling, L.K. Mathews, Crack Growth Rates for Evaluating PWSCC of Thick-Wall Alloy 600 Material, 11th Int. Conf. Environmental Degradation of Materials in Nuclear Systems, Stevenson, WA, Aug.10-14(2003)
- (13) Buchalet, C. B. and Bamford, W. H., Stress Intensity Factor Solutions for Continuous Surface Flaws in Reactor Pressure Vessels, Mechanics of Crack Growth, ASTM STP 590, American Society for Testing and Materials,pp.385-402(1976)
- (14) 柴田勝之、鬼沢邦雄、李銀生、加藤大輔、確率論的破壊力学コード PASCAL の開発と使用手引き、JAEA-Data/Code 2001-011(2001)



Appendix-IV 令和2年度「廃棄物埋設における性能評価に関する研究」検討委員会名簿

	氏名	所属・職位
委員長	大江 俊昭	東電設計株式会社 顧問
委員	長田 昌彦	埼玉大学大学院 理工学研究科 環境科学・社会基盤部門 教授
〃	須貝 俊彦	東京大学大学院 新領域創成科学研究科 教授
〃	林 武司	秋田大学 教育文化学部 地域文化学科 教授

検討委員会開催日

第1回 令和2年7月7日

第2回 令和2年12月16日

第3回 令和3年2月22日