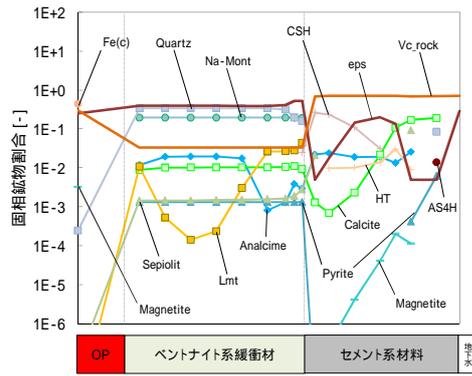
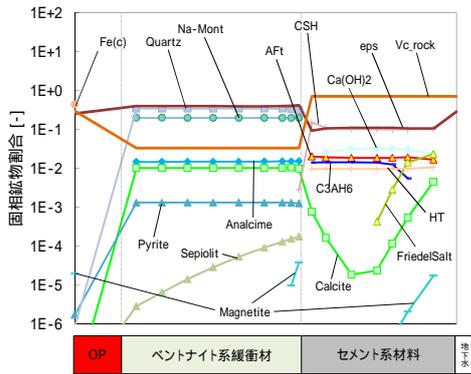


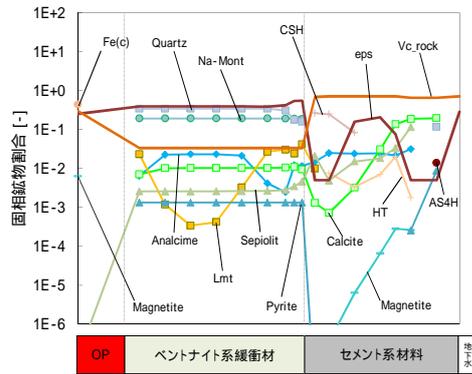
初期



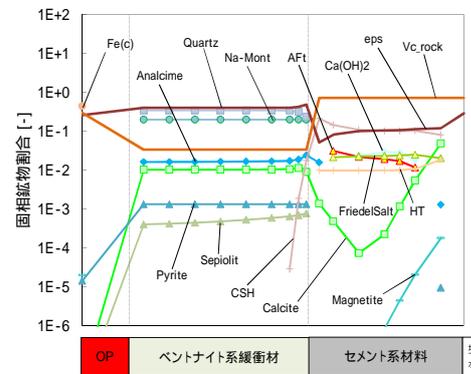
5,000年後



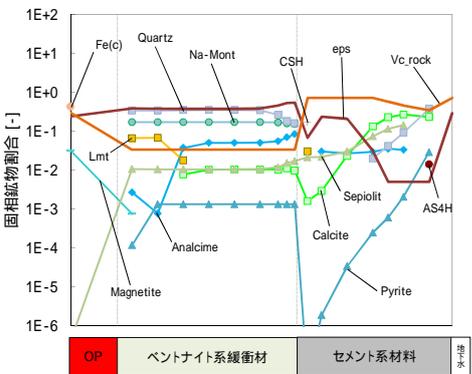
10年後



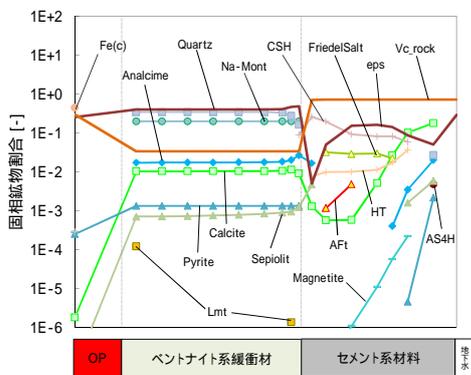
10,000年後



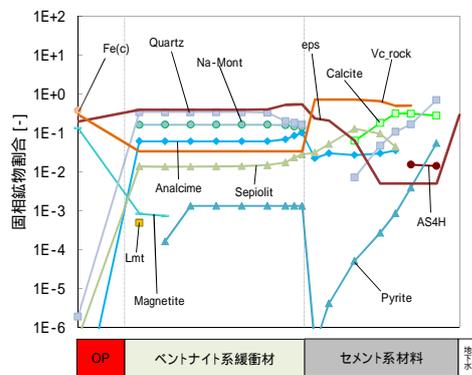
100年後



50,000年後



1,000年後



100,000年後

図 8.4-29 全領域における固相空間分布 (ケース A、降水系)

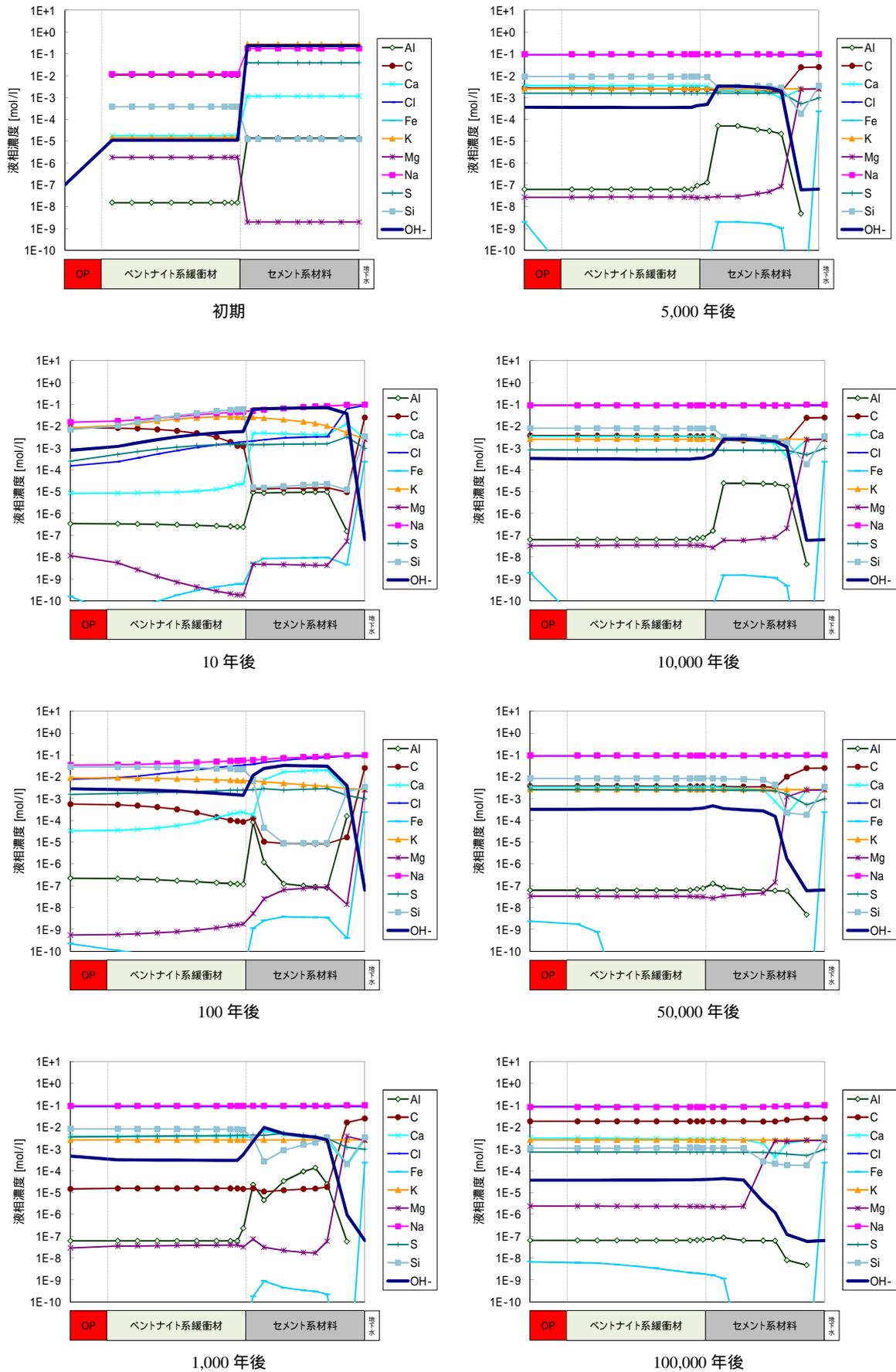
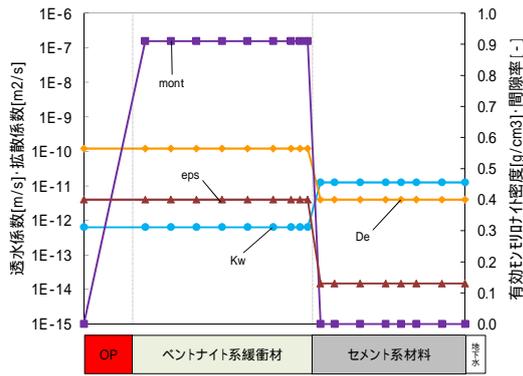
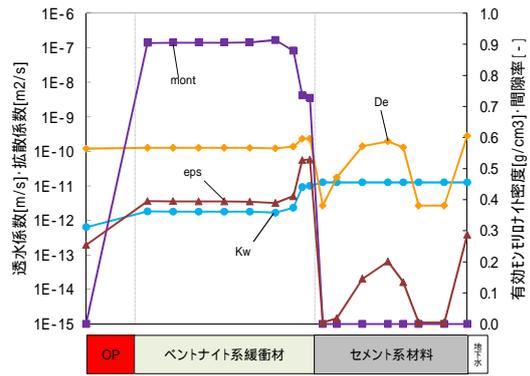


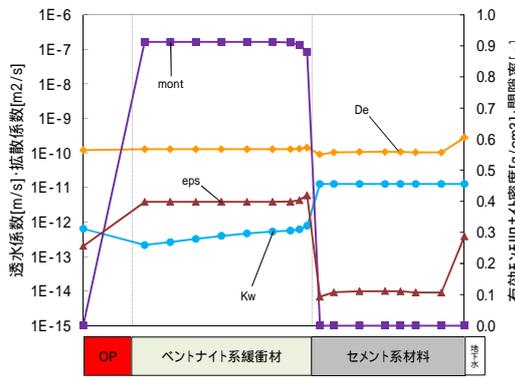
図 8.4-30 全領域における液相空間分布 (ケース A、降水系)



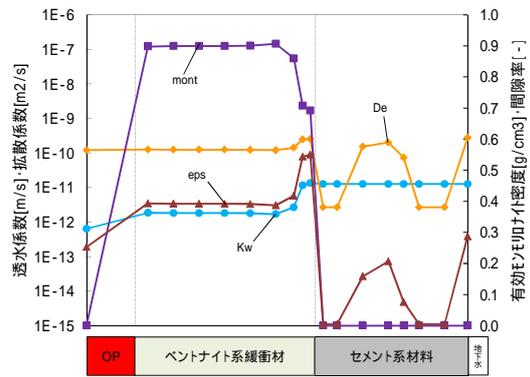
初期



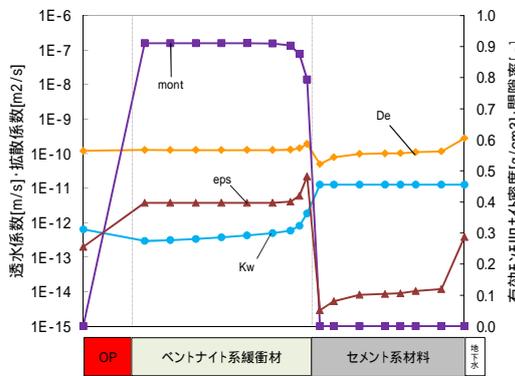
5,000 年後



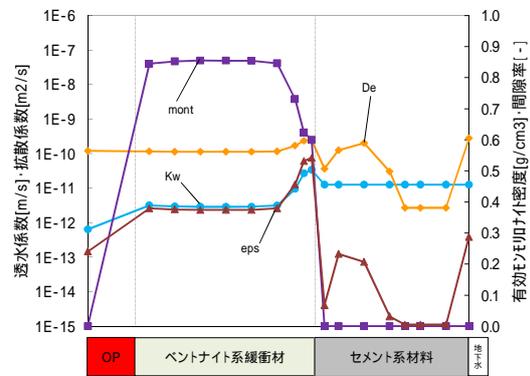
10 年後



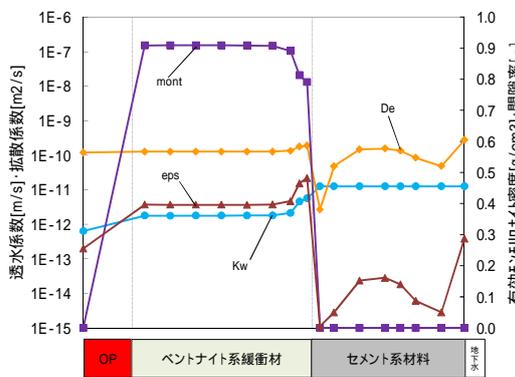
10,000 年後



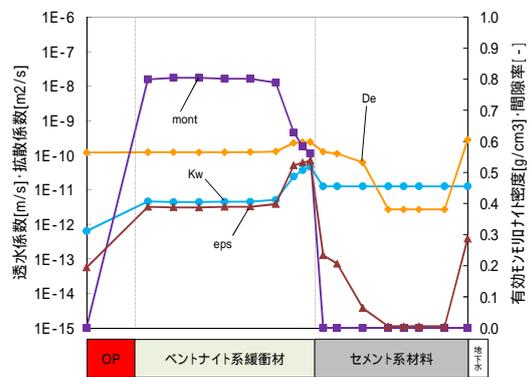
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



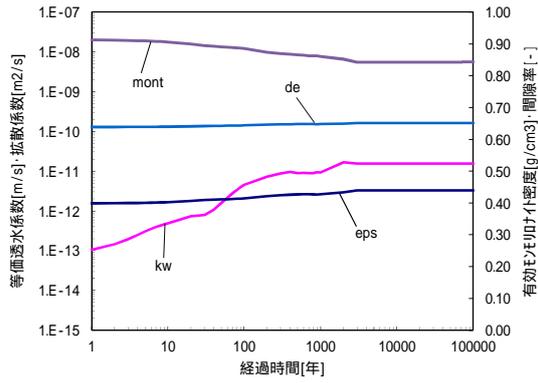
100,000 年後

図 8.4-31 全領域における Kw・De・ ρ_m ・Eps 空間分布 (ケース A、降水系)

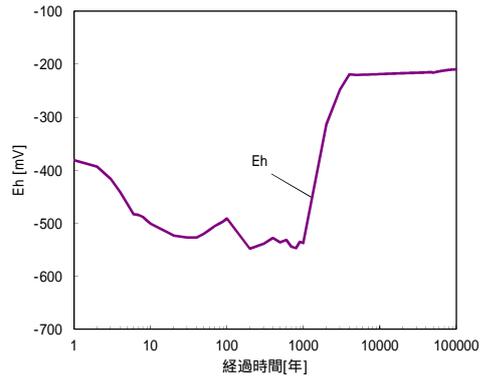
(b) 幌延塩水系地下水

降水系地下水についての解析結果を、図 8.4-32 ~ 図 8.4-35 に示す。経時変化分布では有効モンモリロナイト密度をみると、3,000 年後から変化がなく、モンモリロナイトがそれ以降溶解していないことを示している。これは、早い段階でアルカリ成分が枯渇していることが考えられ、pH が 1 千年後から 2 千年後にかけて急激に低下していることから、このことを示唆しており、原因としては CSH が消滅したことによるものと考えられる。また、それに伴い C(4)が増加し、Eh も約-530mV から-220mV に急上昇していることから CSH 消滅の影響を受けているものと推測される。この影響は固相空間分布からも観察することができる。1,000 年後の時点で緩衝材領域にて Analcime・Sepiolite が一様に存在しているのが確認できるが、5,000 年後にはこれら鉱物が消滅し、AS4H が支保工から緩衝材まで一様に生成していることがわかる。さらに、同時期にオーバーパック領域の鉄系二次鉱物である Magnetite が Siderite に変遷していることがわかった。Siderite は 8.3.2 項のケースおよび平成 23 年度では生成しなかった鉱物であり、pH が急激に下がるとともに、Eh が急上昇したことにより Siderite の安定領域となったもの推測される。また、1,000 年後の液相では、緩衝材領域の Mg 濃度が $1.0E-8 \text{ mol L}^{-1}$ オーダーであったが、5,000 年後には $1.0E-2 \text{ mol L}^{-1}$ オーダーまで著しく上昇していることがわかる。これも CSH 消滅の影響を受けているものと考えられ、Sepiolite が消滅したことにより Mg の受け口がなくなってしまい、EDZ から流入する地下水の Mg 濃度が支配的になっているものと推測される。この高い Mg 濃度は、ガラスの溶解速度に影響を与える可能性があり、これについては後述のガラス溶解速度評価にて検討する。

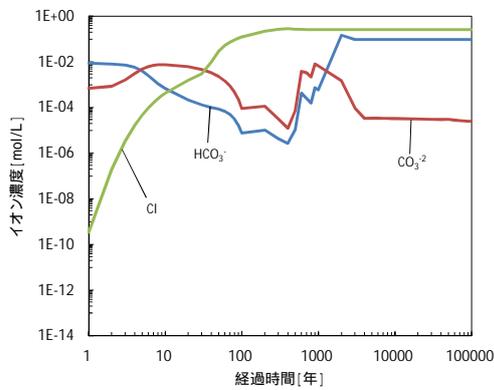
pHd 判定については、降水系地下水同様、全期間において全面腐食の判定となった。



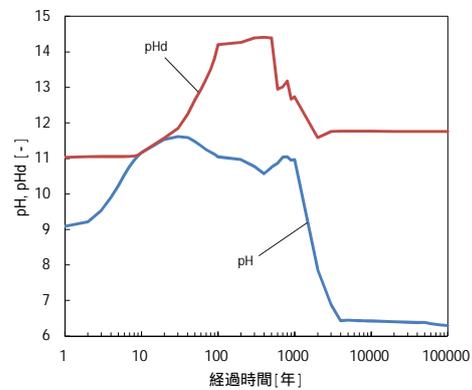
透水係数・拡散係数・有効Fe密度・間隙率



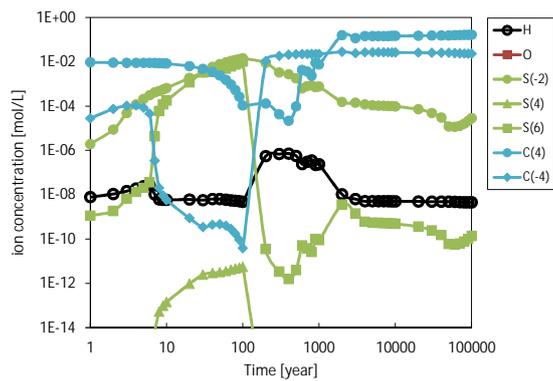
酸化還元電位



塩化物イオン・炭酸イオン・炭酸水素イオン・溶存酸素濃度

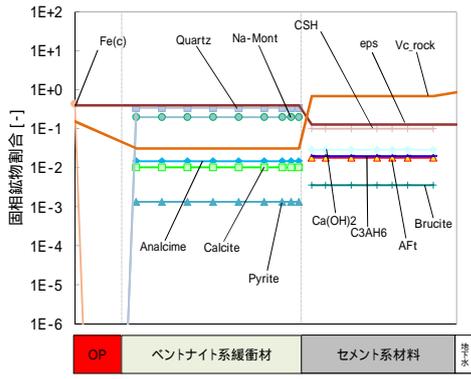


pHd・pH

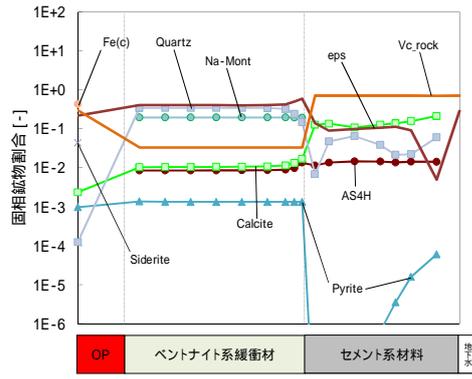


炭素鋼腐食に起因するイオン種濃度

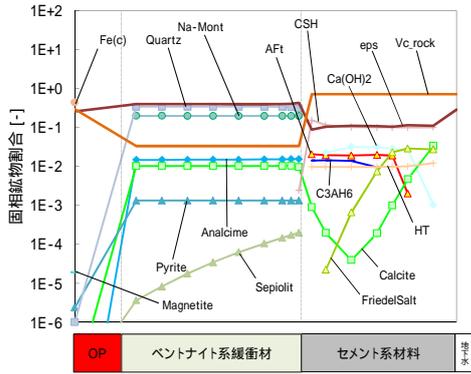
図 8.4-32 緩衝材領域における経時変化分布（ケース B、塩水系）



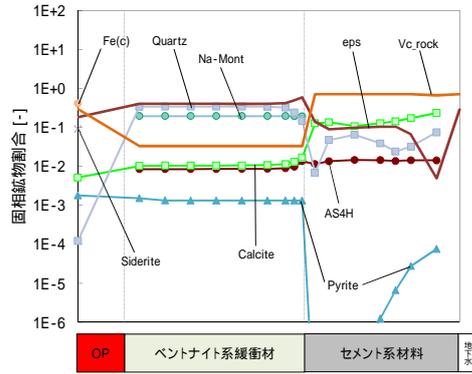
初期



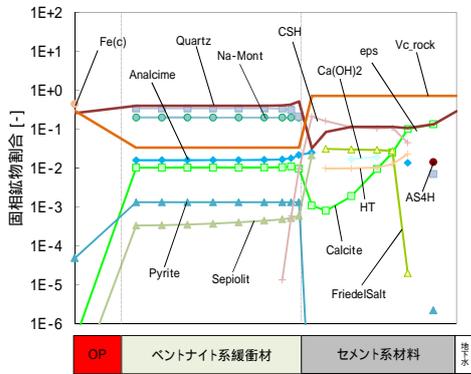
5,000 年後



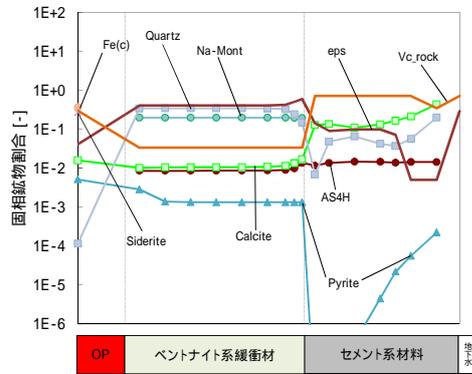
10 年後



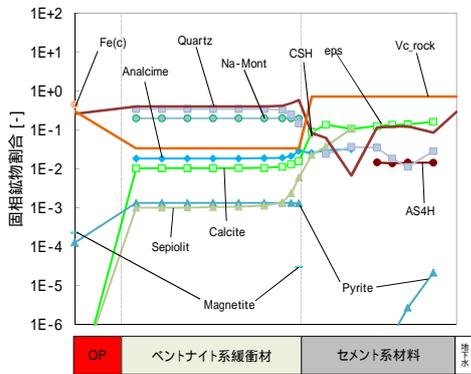
10,000 年後



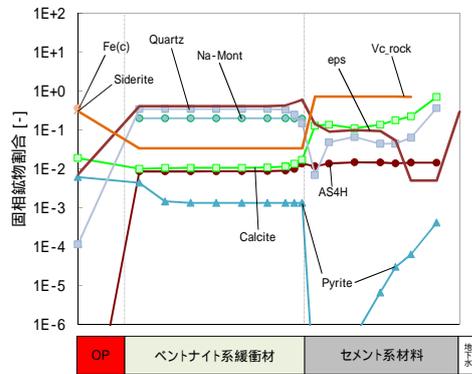
100 年後



50,000 年後

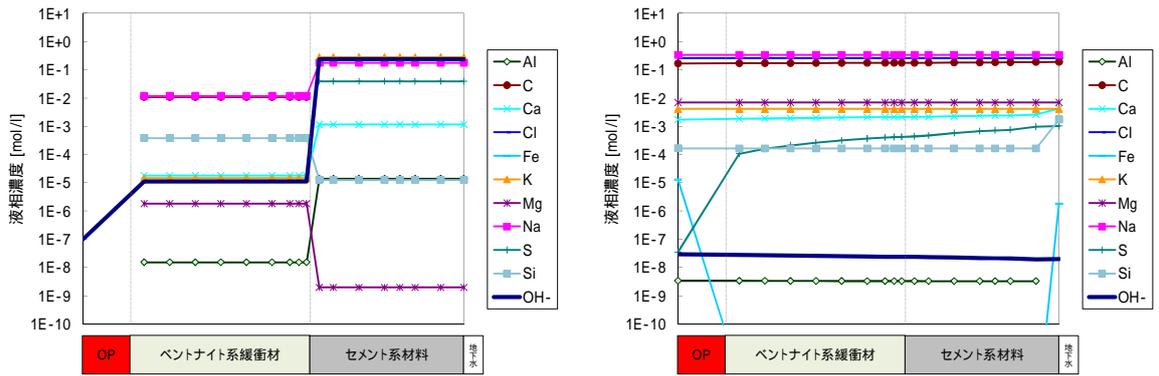


1,000 年後



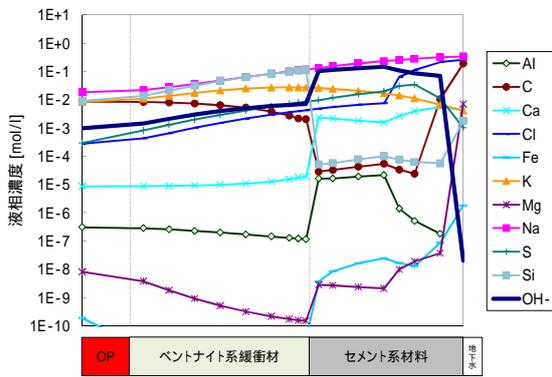
100,000 年後

図 8.4-33 全領域における固相空間分布 (ケース B、塩水系)

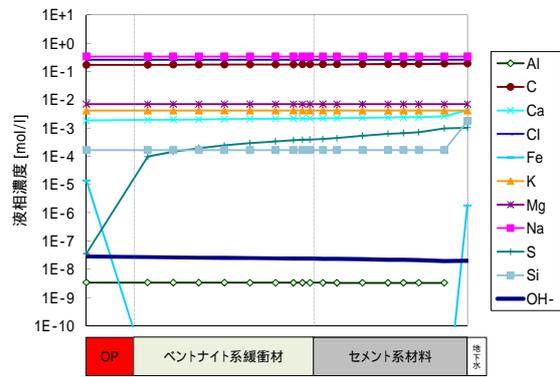


初期

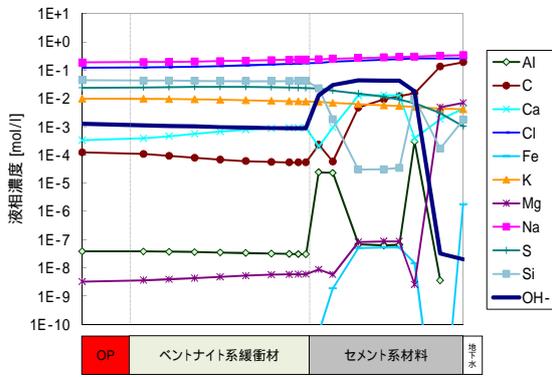
5,000 年後



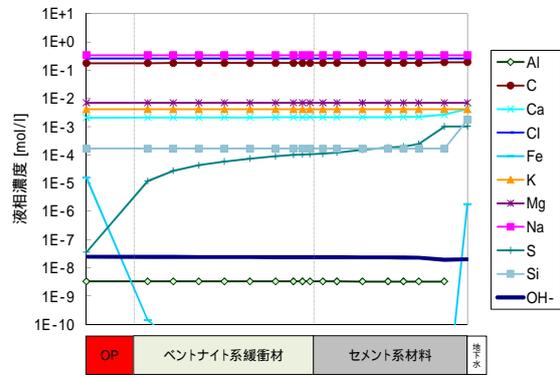
10 年後



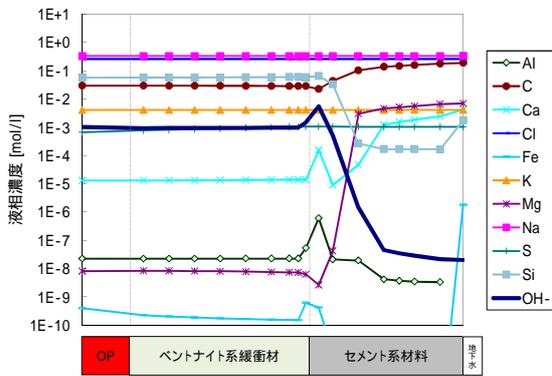
10,000 年後



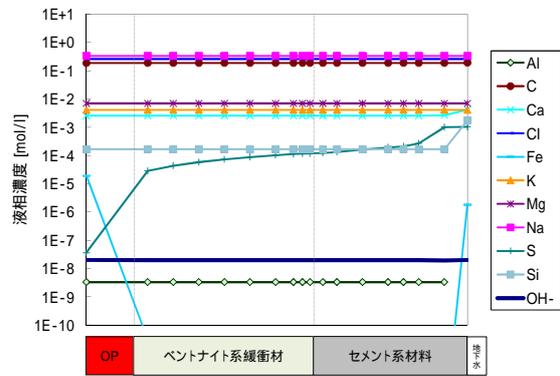
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



100,000 年後

図 8.4-34 全領域における液相空間分布 (ケース B、塩水系)

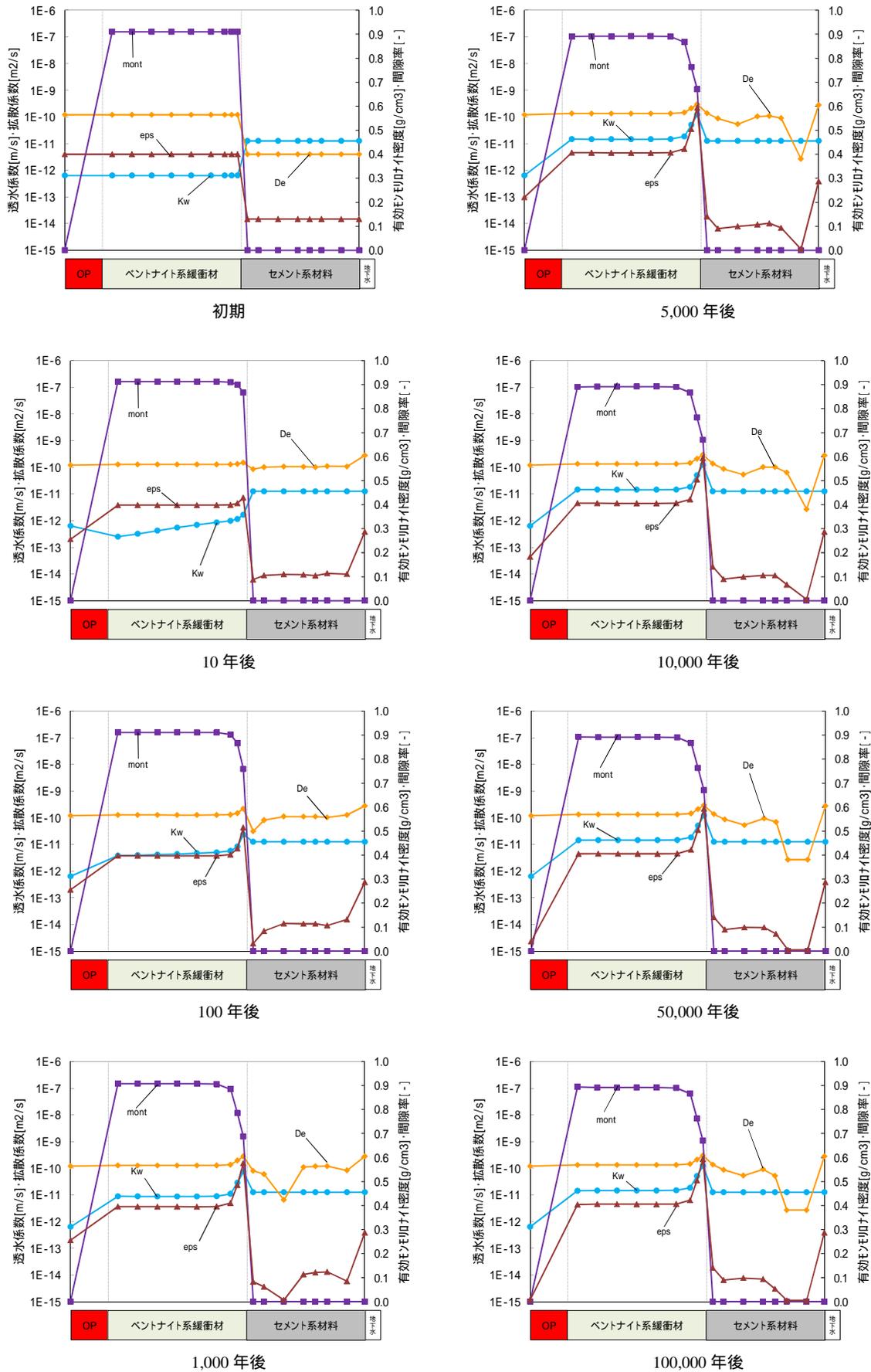


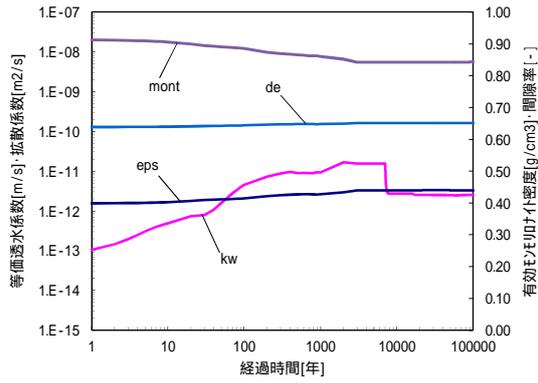
図 8.4-35 全領域における Kw・De・ ϵ_m ・Eps 空間分布 (ケース B、塩水系)

(c) 地下水質変遷 (7,000 年)

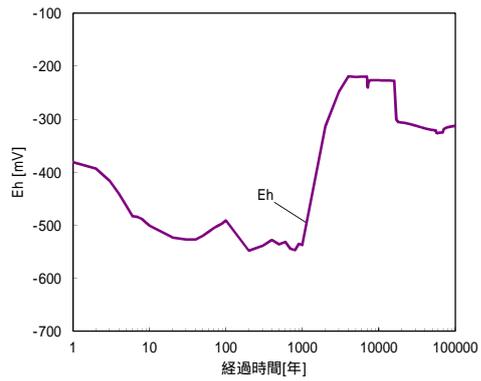
地下水質変遷 (7,000 年) についての解析結果を、図 8.4-36 ~ 図 8.4-39 に示す。有効モンモリロナイト密度の経時変化では、ケース B と比較すると、全期間ほぼ一致した結果となっている。これは、(b) 項で述べたとおり、3,000 年で支保工のアルカリ成分が枯渇したことでモンモリロナイトの溶解が終息したためであり、7,000 年で降水系に切り替わったとしても溶解が進まないことを示唆している。また、透水係数では、地下水質が切り替わる 7,000 年後までは $1.0E-11 m s^{-1}$ オーダーとケース B と同じ結果を示すが、それ以降は $1.0E-12 m s^{-1}$ オーダーと 1 オーダー低い値を示している。有効モンモリロナイト密度と温度はケース B とほぼ一致した結果を示していることから、地下水質のイオン強度により透水係数が低下したものと考えられる。炭素鋼腐食に起因するイオン種濃度をみると、7,000 年頃から 1 万 6 千年まで S(6) および S(-2) 濃度が低下していることがわかる。これは地下水質が切り替わった影響によるものであり、S が Pyrite の生成により消費されているものと考えられる。さらに、1 万 6 千年以降の S(6) 濃度は $1.35E-13 mol L^{-1}$ から $2.74E-10 mol L^{-1}$ に、S(-2) 濃度は $5.07E-8 mol L^{-1}$ から $5.06E-5 mol L^{-1}$ に著しく上昇している。また、Eh の低下、pH の上昇も同時期にみられることから、これらの現象は相互作用しているものと考えられる。推測ではあるが、オーバーパック領域に生成している Siderite が Calcite に変遷したことで Ca 濃度が低下し、その Fe の受け口は AS4H を消費しながら Magnetite として生成しているものと考えられる。また、AS4H から放出される Si は Sepiolite を形成し、Al は間隙水へと溶けることにより Al 濃度を上げていると考えられ、液相空間分布での 1 万年後と 5 万年後の Al 濃度の上昇はこれを示しているのではないかと推測した。さらに、C が Calcite を形成することにより C 濃度を下げ pH の上昇に繋がっているものと考えられる。pH の上昇は Pyrite が安定領域から外れる起因となったため、S の受け口がなくなったために S(6) および S(-2) 濃度が上昇し、Eh が下げているものと考えられる。

空間分布では、10 万年後固相のオーバーパック境界に生成する鉄系二次鉱物が caseB では Siderite であったのに対し、本ケースでは Magnetite が生成している以外は、ほぼ同傾向を示していることがわかった。10 万年後の液相では、この時期の地下水組成と同じ caseA と比較すると、Mg 濃度が高く、かつ Ca 濃度が低いことから OH-濃度が低いことがわかる。Mg は、(b) で述べたとおり、Sepiolite が消滅したことで受け口がなくなり、EDZ から流入する地下水組成の Mg が緩衝材まで到達しているものと考えられる。

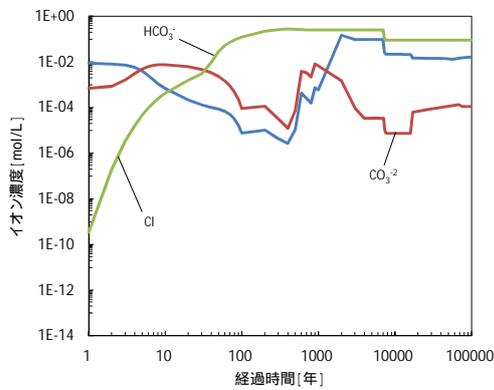
pHd 判定については、前項 2 ケース同様、全期間において全面腐食の判定となった。



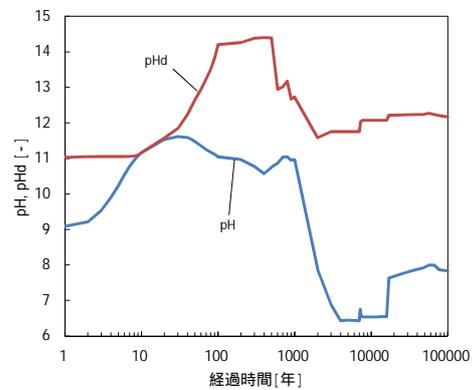
透水係数・拡散係数・有効孔隙率・間隙率



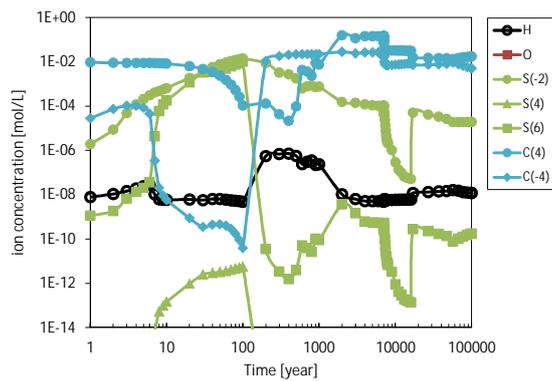
酸化還元電位



塩化物イオン・炭酸イオン・炭酸水素イオン・溶存酸素濃度

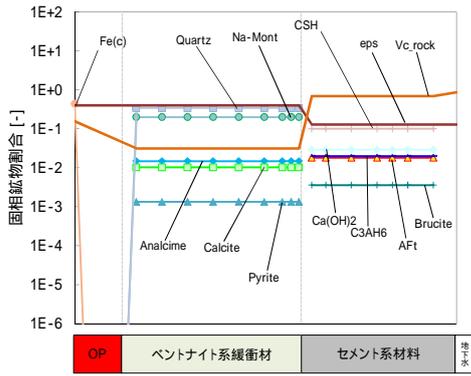


pHd・pH

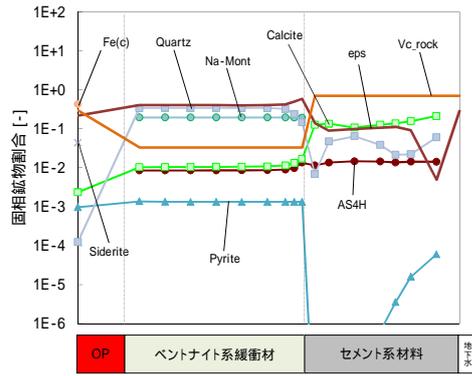


炭素鋼腐食に起因するイオン種濃度

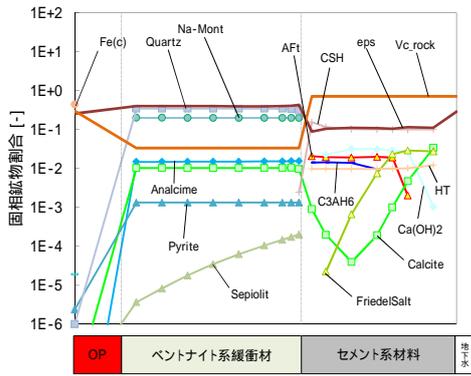
図 8.4-36 緩衝材領域における経時変化分布 (ケース C、塩水系 7000 年 降水系)



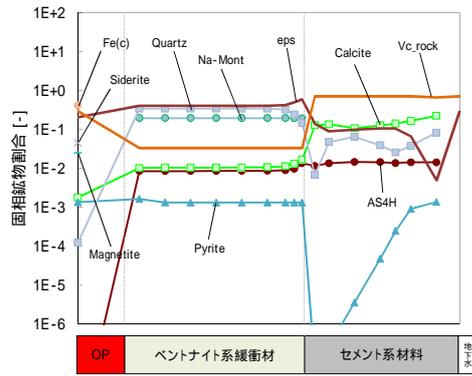
初期



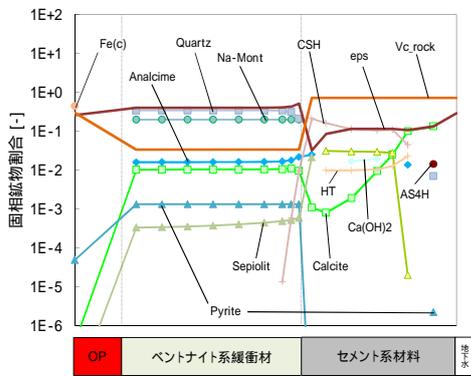
5,000 年後



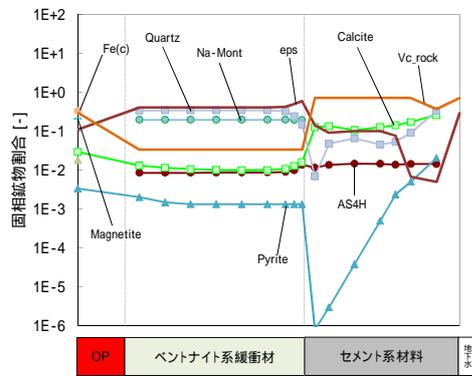
10 年後



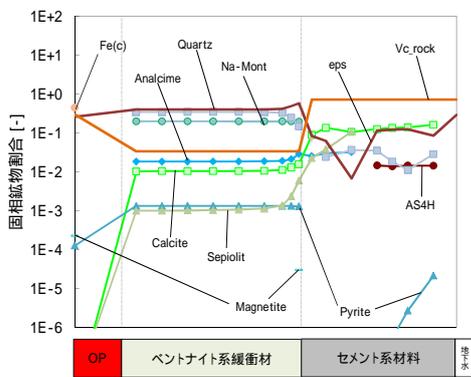
10,000 年後



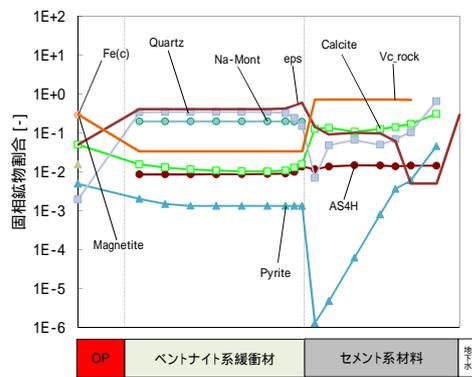
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



100,000 年後

図 8.4-37 全領域における固相空間分布 (ケース C、塩水系 7000 年 降水系)

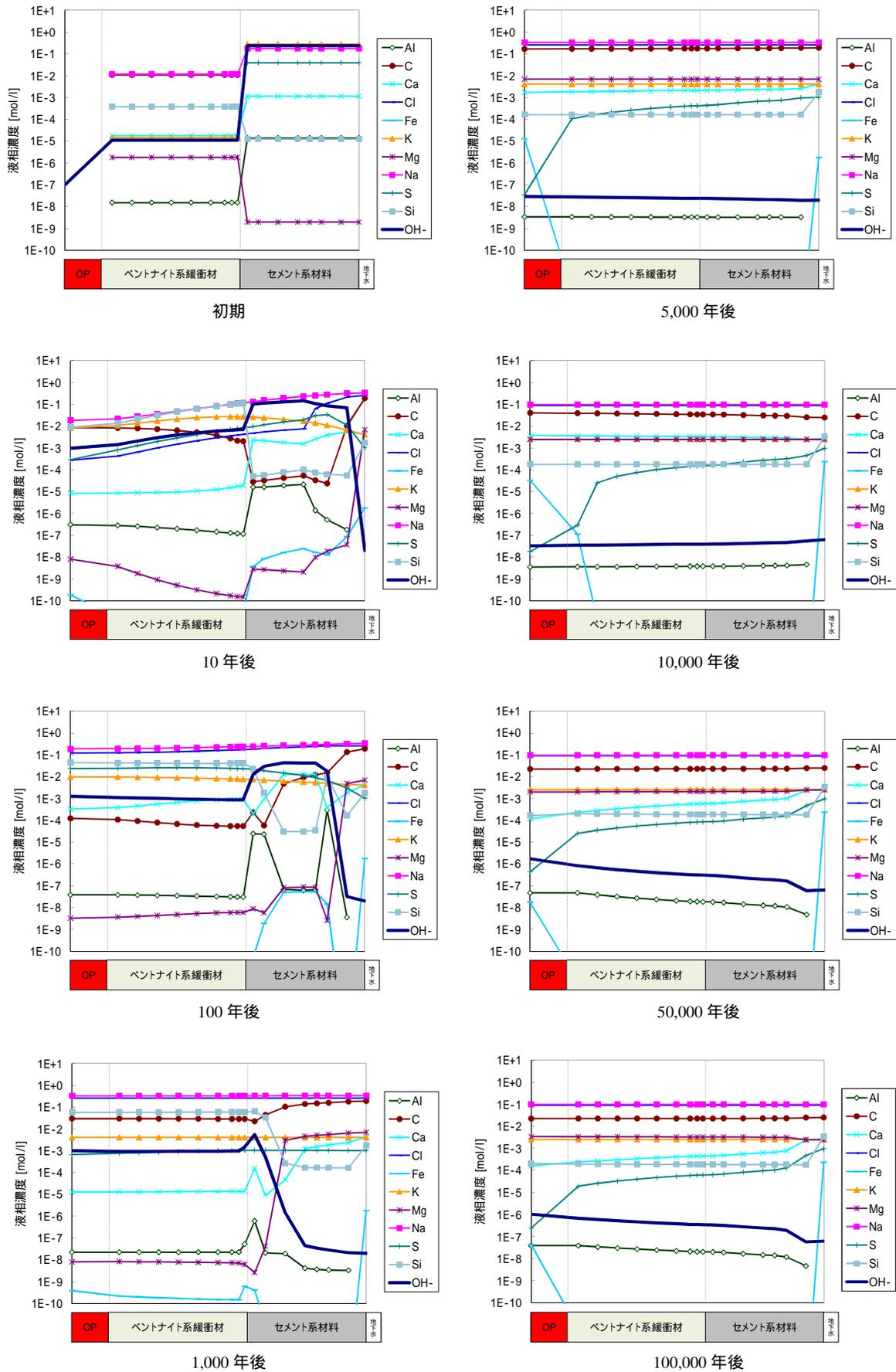
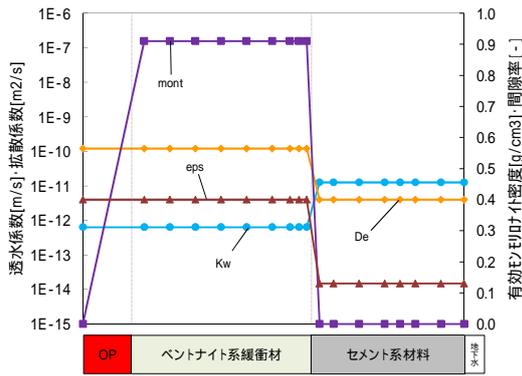
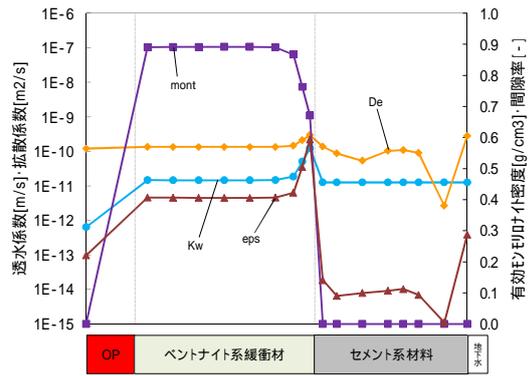


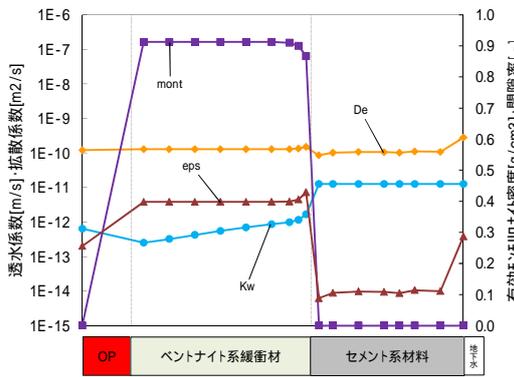
図 8.4-38 全領域における液相空間分布 (ケース C、塩水系 7000 年 降水系)



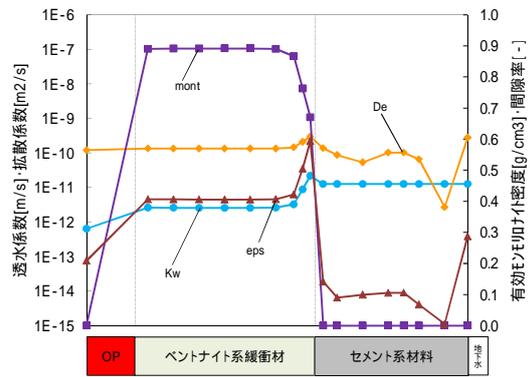
初期



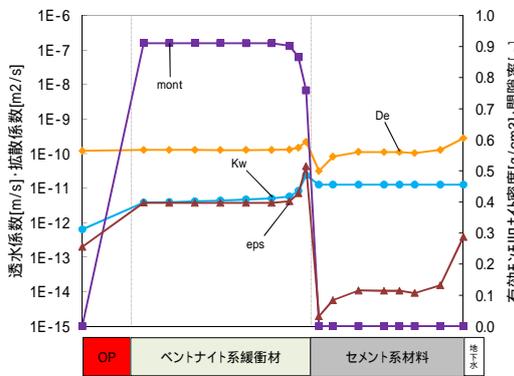
5,000 年後



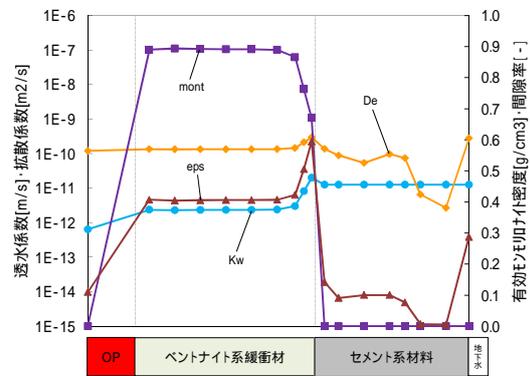
10 年後



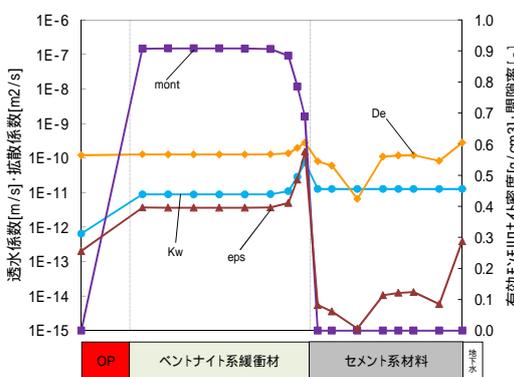
10,000 年後



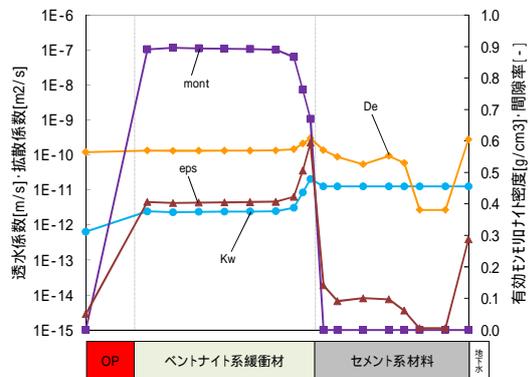
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



100,000 年後

図 8.4-39 全領域における $K_w \cdot De \cdot m \cdot Eps$ 空間分布(ケース C、塩水系 7000 年 降水系)

(d) 地下水質変遷 (6,000 年)

地下水質変遷 (6,000 年) についての解析結果を、図 8.4-40 ~ 図 8.4-43 に示す。7,000 年で地下水質が切り替わる caseC と比較すると、ほぼ同様結果となった。透水係数や Eh の低下する時期などが、地下水質切り替わりに依存して約 1,000 年早い時期となっているが、殆ど大差のない結果となっている。これは前項でも述べたが、塩水系での期間においてアルカリ成分が枯渇することによりモンモリロナイトの溶解が抑制されたことが起因となっており、それ以降の人工バリア変遷挙動において、地下水質変遷は殆ど影響を与えないことを示唆した。

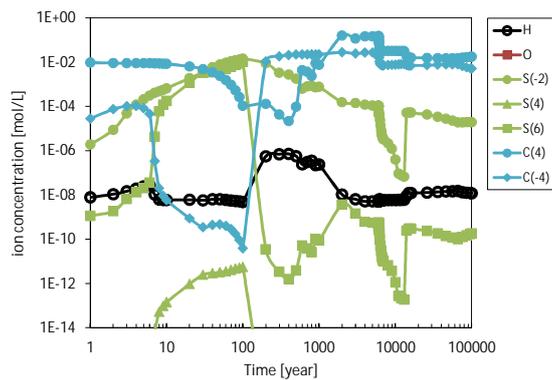
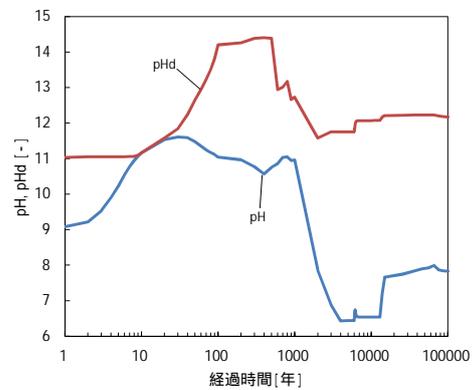
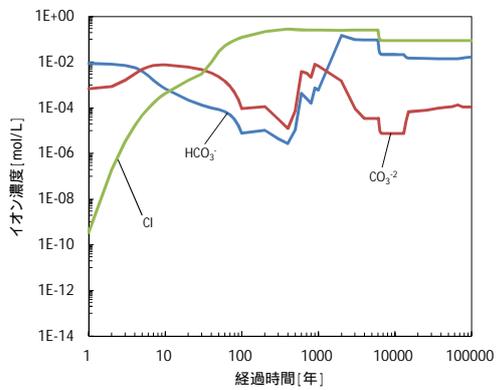
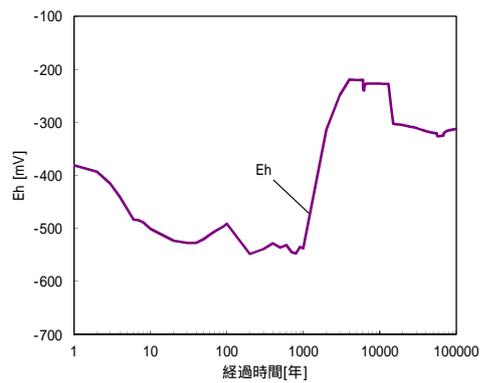
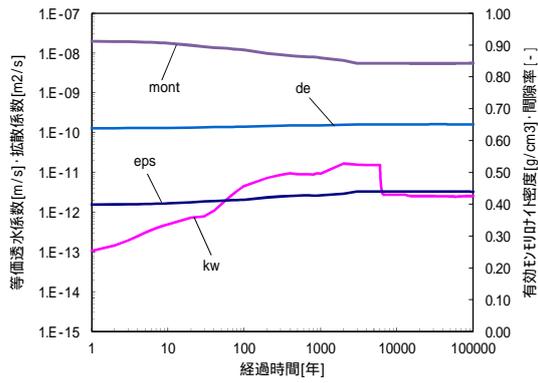
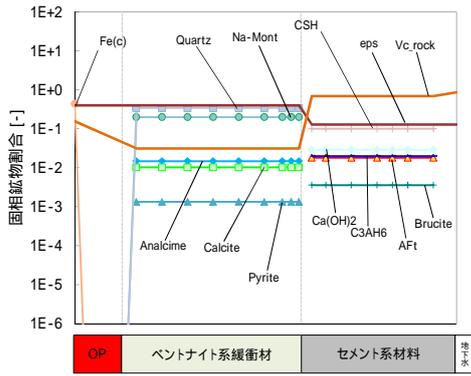
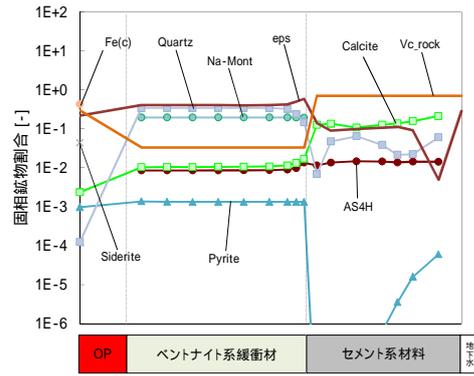


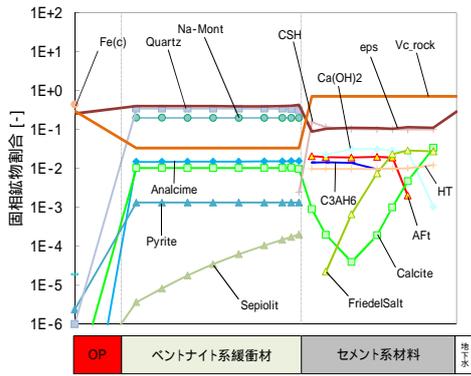
図 8.4-40 緩衝材領域における経時変化分布 (ケース D、塩水系 6000 年 降水系)



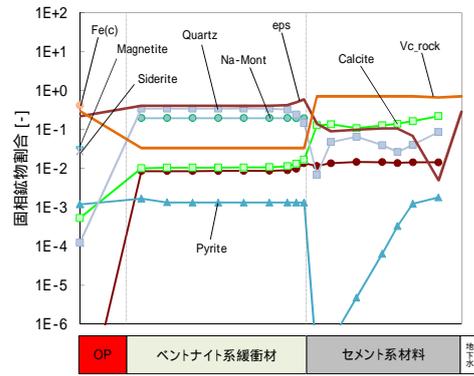
初期



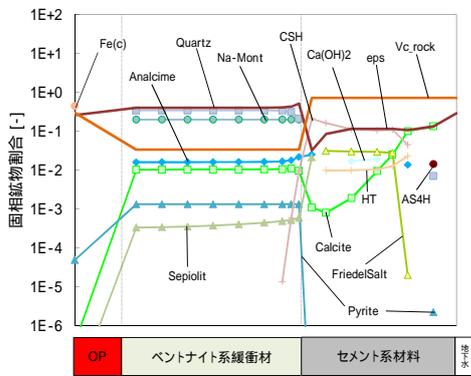
5,000 年後



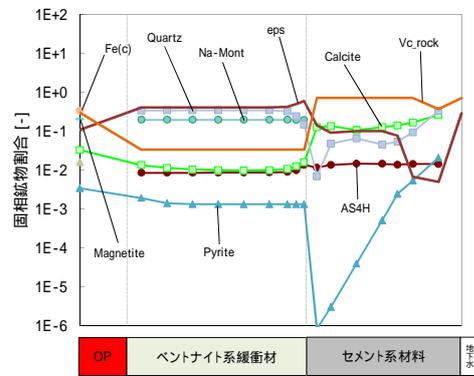
10 年後



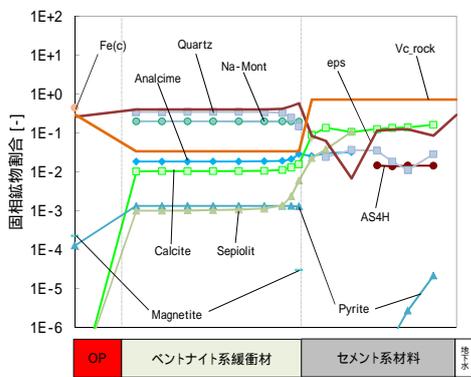
10,000 年後



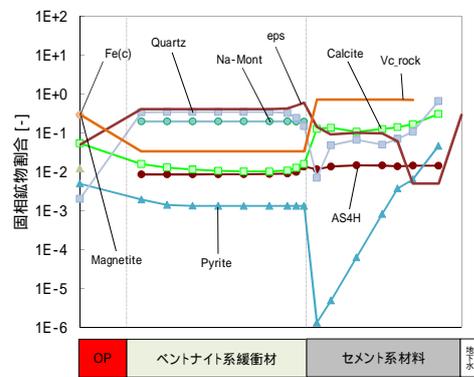
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



100,000 年後

図 8.4-41 全領域における固相空間分布 (ケース D、塩水系 6000 年 降水系)

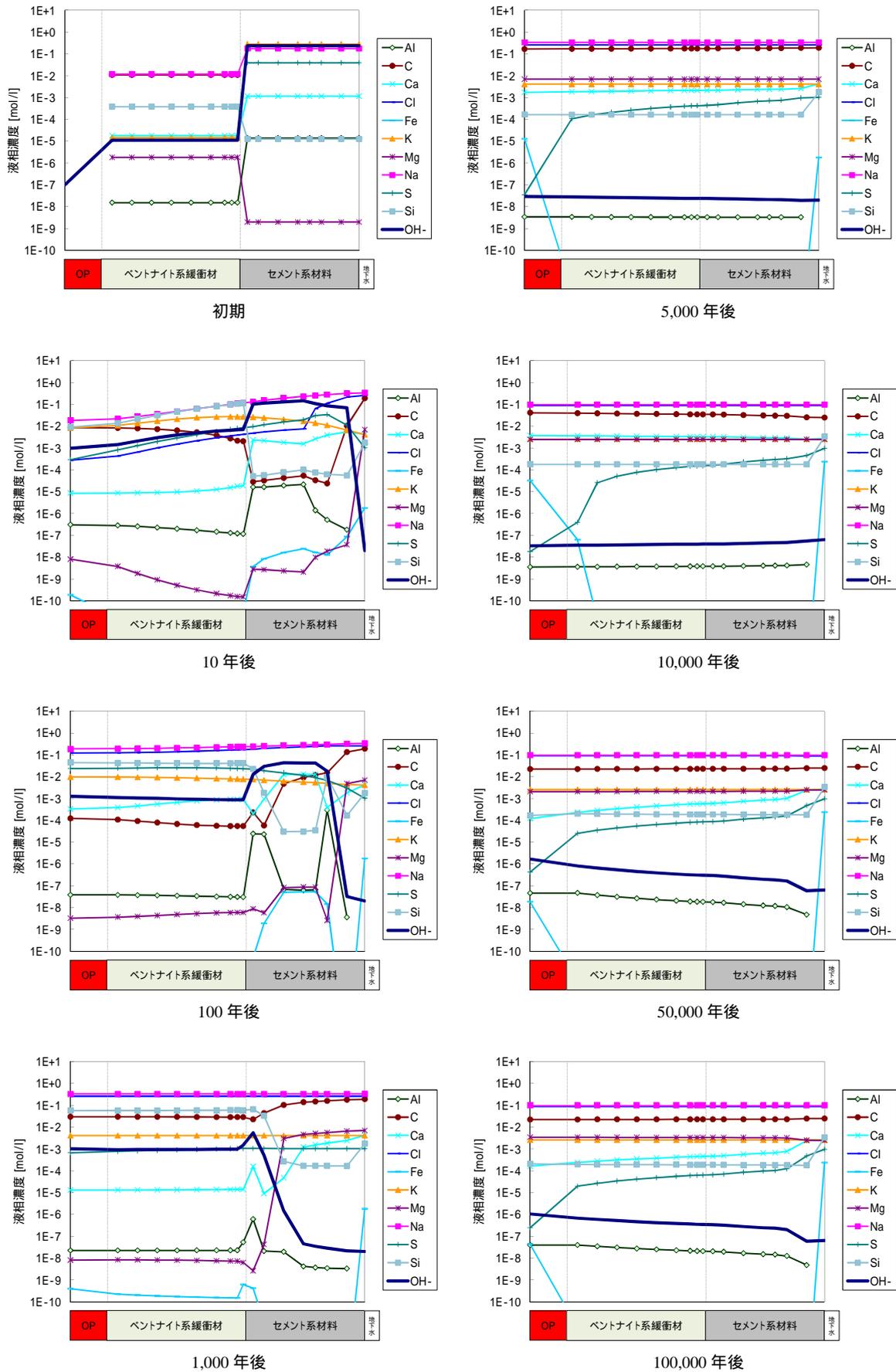
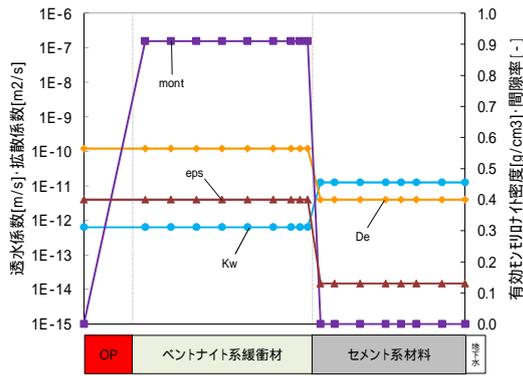
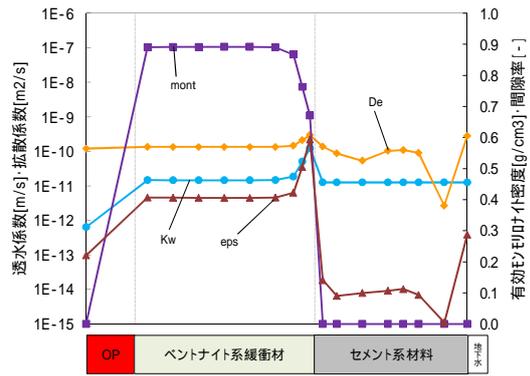


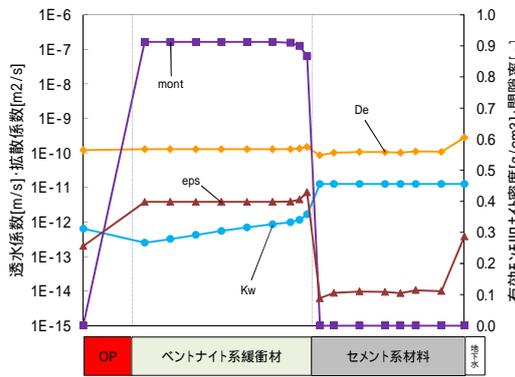
図 8.4-42 全領域における液相空間分布 (ケース D、塩水系 6000 年 降水系)



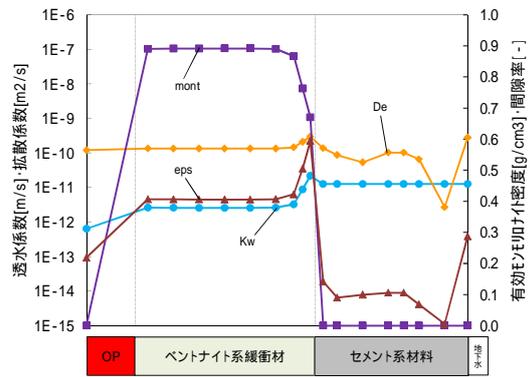
初期



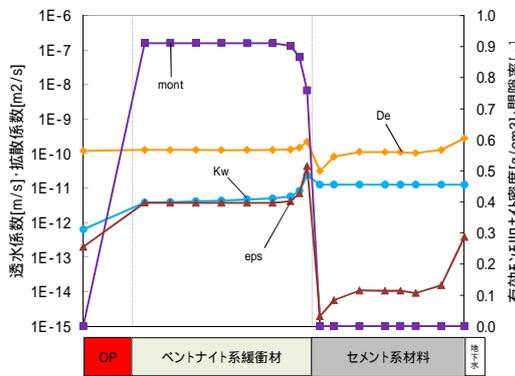
5,000 年後



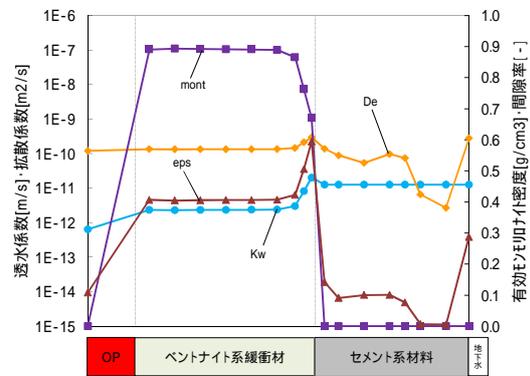
10 年後



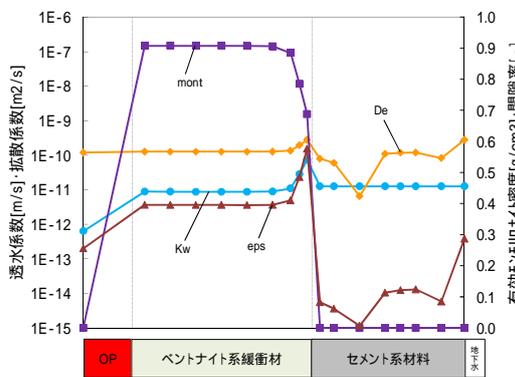
10,000 年後



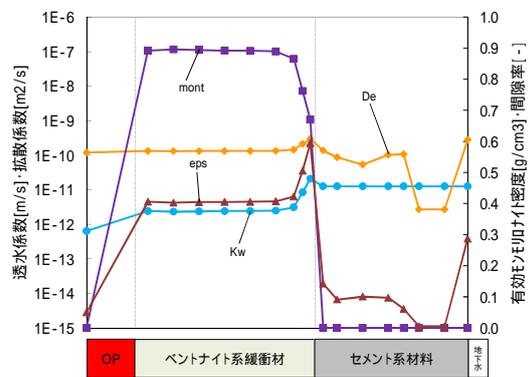
100 年後



50,000 年後



1,000 年後



100,000 年後

図 8.4-43 全領域における Kw・De・ ρ_m ・Eps 空間分布(ケース D、塩水系 6000 年 降水系)

(4) 各評価へのデータリンケージ

(3) 項の解析結果より、各評価へ人工バリア解析データの提供を行った。提供するリンケージデータについては、8.3.2 に示したデータを提供した。

(5) まとめ

8.4.1 にて整理された4ケースについて、緩衝材変質評価計算を実施した。塩水系地下水を用いた caseB において、オーバーパック付近の緩衝材間隙水の Mg 濃度が 5,000 年後に $1.0E-2 \text{ mol L}^{-1}$ オーダーまで著しく上昇している結果となった。また、caseC および caseD についても、塩水系地下水環境が 5,000 年以上継続していることから、caseB と同様の結果となった。これは、CSH が消滅したことが要因と考えられ、Sepiolite が消滅したことにより Mg の受け口がなくなり、EDZ から流入する地下水の Mg 濃度が支配的になったものと推測される。この Mg 濃度が高い緩衝材間隙水は、ガラスの溶解速度に影響を与える可能性が示唆された。

8.4.3 炭素鋼オーバーパックの腐食寿命解析

8.4.2 で実施した隆起・侵食のシナリオを対象とした間隙水組成の解析結果に基づいて、炭素鋼オーバーパックの腐食形態を判断するとともに、判断した腐食形態に基づいたオーバーパックの破損時間を評価した。なお、モデルの概要及び設定パラメータは 8.3.2 を参照する。

腐食寿命解析の結果、8.4.2 における緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価結果から解析によって得られた3ケースのすべての水質条件に対して $\text{pH} < \text{pH}_d$ となり、局部腐食は発生しない結果となった。オーバーパック表面に酸素は到達しないため、還元性雰囲気中で腐食が進行する。次に、炭酸塩応力腐食割れは、オーバーパック近傍の炭酸塩濃度が比較的低く、オーバーパック表面に溶存酸素が到達しないため腐食電位が低く保たれることから、すべてのケースに対して発生しない結果となった。

以上から、隆起・侵食シナリオを対象とした評価では、オーバーパックの腐食寿命は 4,000 年と設定する。

8.4.4 ガラス溶解速度評価

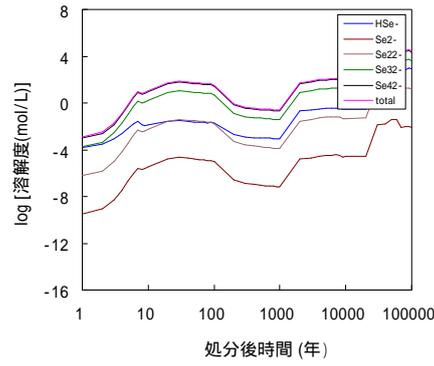
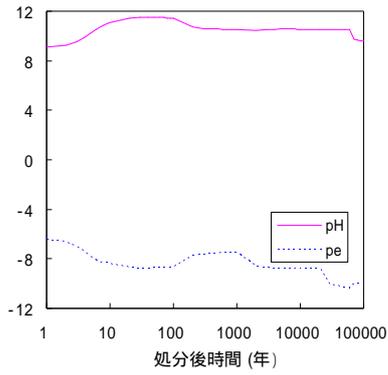
8.3.3 と同様の手法でガラス固化体の溶解速度設定を行った。8.4.3 の炭素鋼オーバーパックの腐食寿命解析結果をふまえて、ガラス固化体の溶解が開始する時期は 4,000 年目とした。

その結果、CaseA が Stage II での溶解速度 $0.0016 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 、Case B が Stage I での溶解速度 $0.013 \text{ g/m}^2/\text{day}$ とした。CaseC は 8.4.1 の隆起・侵食シナリオの解析結果を踏まえて、CaseC の 4,000 年～7,000 年が Stage I での溶解速度 $0.013 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 、7,000 年以降は Stage II での溶解速度 $0.0016 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 、CaseD の 4,000 年～6,000 年が Stage I での溶解速度 $0.013 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 、6,000 年以降は Stage II での溶解速度 $0.0016 \text{ g/m}^2/\text{day}$ を設定した。

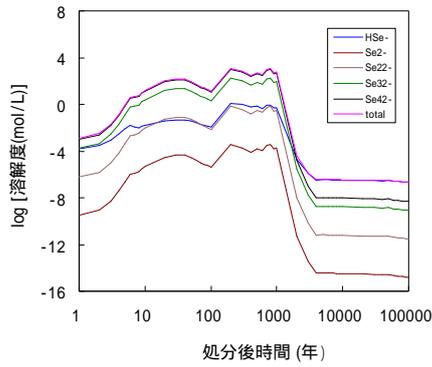
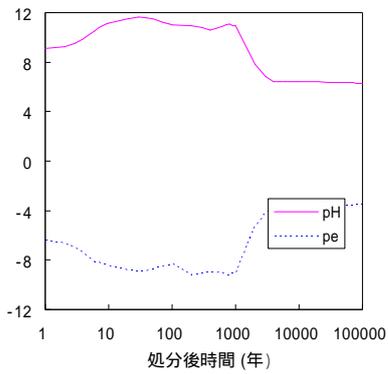
8.4.5 核種移行パラメータ

8.4.2 で実施した隆起・侵食のシナリオを対象とした間隙水組成の解析結果に基づいて、核種移行パラメータを評価した。評価したパラメータは、核種の溶解度、緩衝材中での拡散係数および緩衝材への収着分配係数である。対象核種は Cs および Se とした。評価手法は 8.3.4 に示したとおりである。解析結果を図 8.4-44～図 8.4-46 に示す。

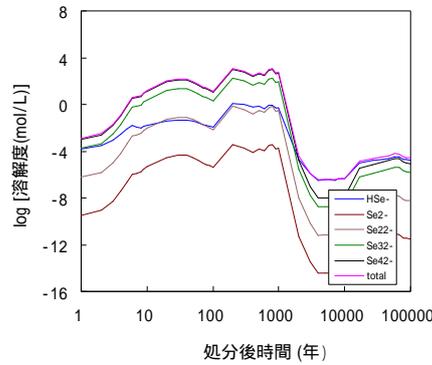
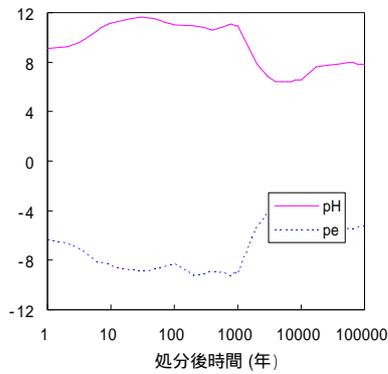
・ ケース A (幌延降水)



・ ケース B (幌延塩水)



・ ケース C (幌延塩水 降水 ; 7000 年)



・ ケース D (幌延塩水 降水 ; 6000 年)

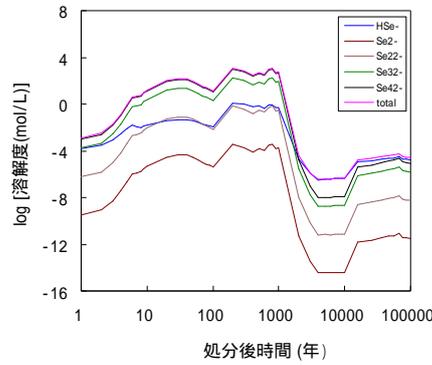
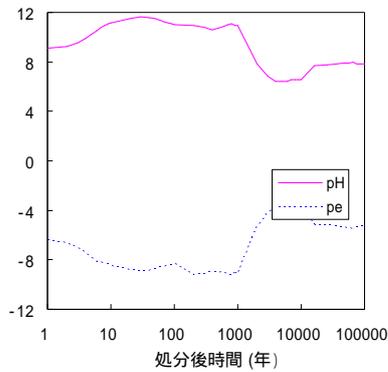
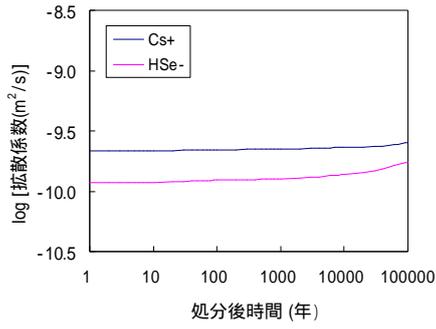
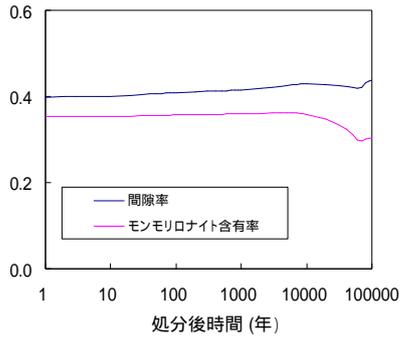
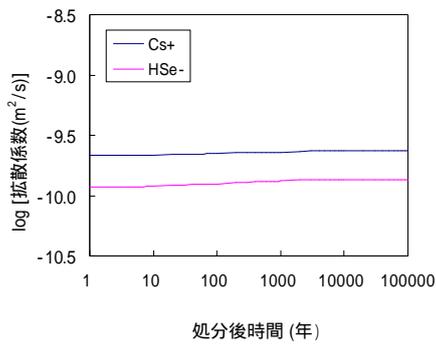
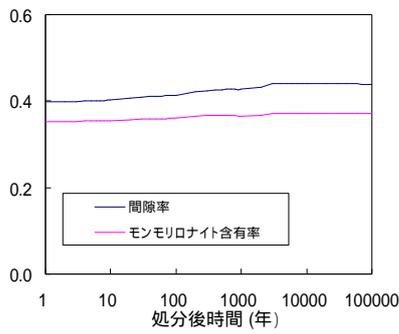


図 8.4-44 Se 溶解度の経時変化

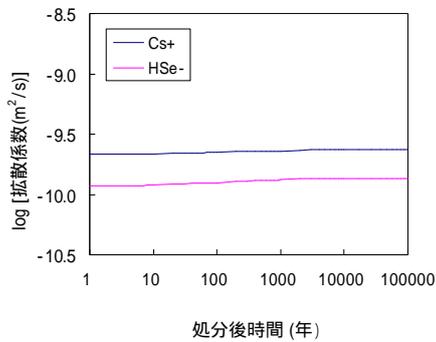
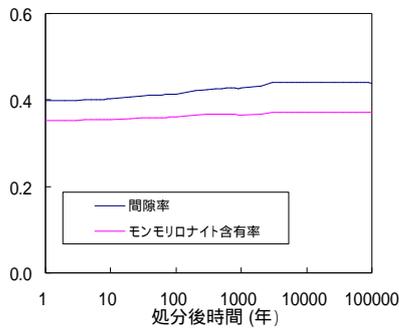
・ ケース A (幌延降水)



・ ケース B (幌延塩水)



・ ケース C (幌延塩水 降水 ; 7000 年)



・ ケース D (幌延塩水 降水 ; 6000 年)

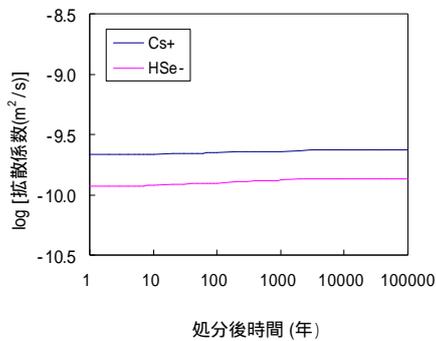
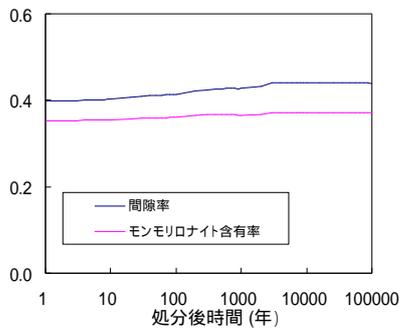
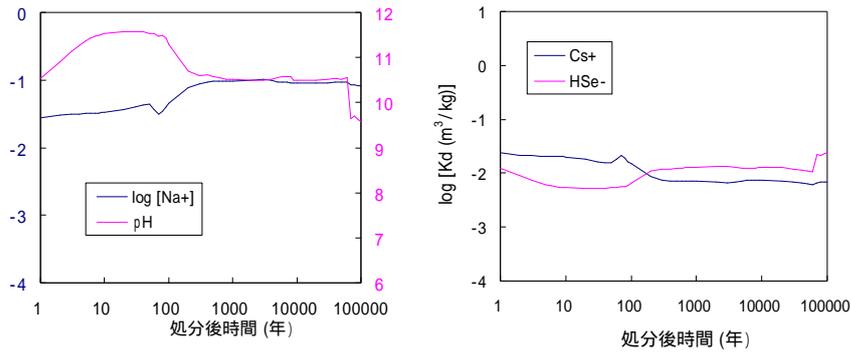
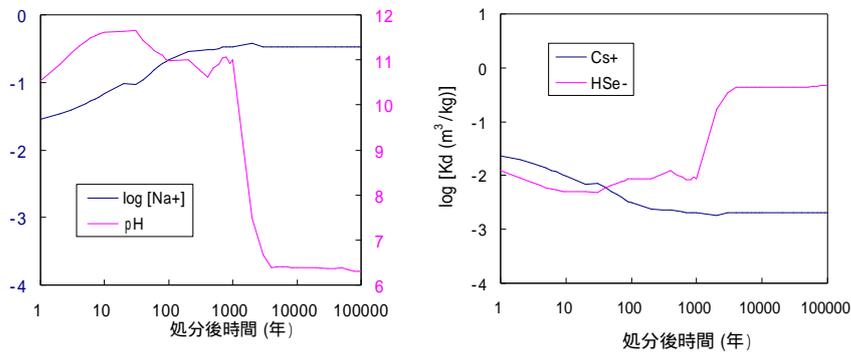


図 8.4-45 Cs と Se の拡散係数の経時変化

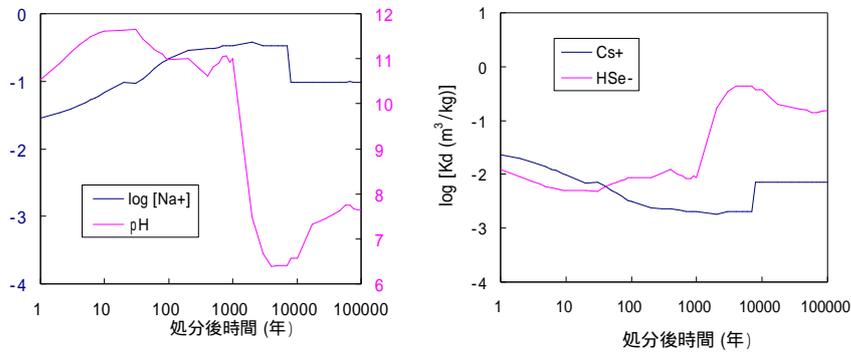
・ ケース A (幌延降水)



・ ケース B (幌延塩水)



・ ケース C (幌延塩水 降水 ; 7000 年)



・ ケース D (幌延塩水 降水 ; 6000 年)

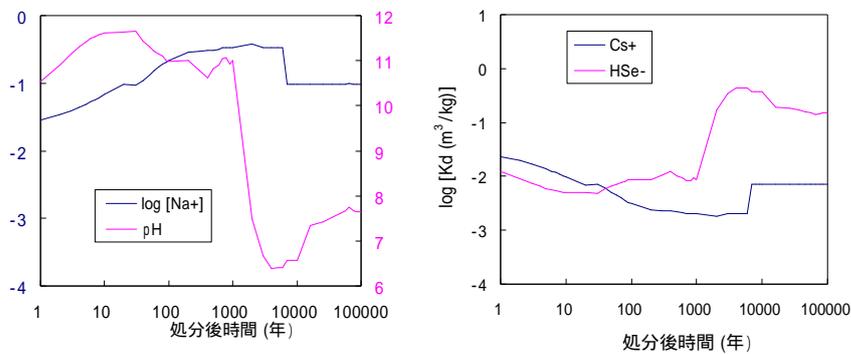


図 8.4-46 Cs と Se の分配係数の経時変化

8.4.6 ニアフィールド地下水流動

緩衝材変質の進行に伴う緩衝材中の地下水流速の変化を評価するため、「8.4.2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価」において評価された変質した緩衝材中の透水係数及び間隙率の空間的・時間的变化の条件を基に、多孔質系媒体中の地下水流動解析コード MIG2DF⁽¹⁾を用いて、変質した緩衝材及びその周辺岩盤を解析領域とする地下水流動解析を実施した。さらに、GSRW-PSA による人工バリア内の 1 次元核種移行解析の入力の 1 つとなる緩衝材中の地下水流速を決定するため、地下水流動解析の結果に対し、緩衝材中に設定した粒子に対するトラジェクトリ解析を行い、その結果から緩衝材中の実流速を決定した。以下に、その解析条件、解析結果について述べる。

(1) 解析条件

本解析では、8.3.5 と同様に、第 2 次取りまとめ⁽²⁾における人工バリアの仕様設定（処分孔 縦置き方式）を基に、計算体系として 1 つの処分孔を対象とした水平断面の 2 次元体系を考えるものとし、地下水流動解析のモデル概念図(図 8.3-49)や解析条件も 8.3.5 と同様である。ただし、岩盤（母岩）に関しては、8.4.1 で考慮した透水係数の空間分布（処分場位置周辺の 水理区分 H1、H2）及び時間変化（Case2 のみ）を基に設定した。

また、緩衝材に対しては、「8.4.2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価」において、CaseA ~ CaseD の 4 ケース（表 8.4-7 参照）について緩衝材変質の変遷を評価しており、その緩衝材中の透水係数及び間隙率の空間的・時間的变化の解析結果をもとに水理パラメータを設定した。なお、炭素鋼オーバーパックの核種閉じ込め機能の継続期間が、「8.4.2 炭素鋼オーバーパックの腐食寿命解析」において、CaseA から D すべて 4,000 年と評価されたため、すべてのケースで 4,000 年以降の透水係数及び間隙率の計算結果を使用した。CaseA ~ CaseD における処分場閉鎖後 4,000 年及び 10 万年後の緩衝材中の透水係数及び間隙率の空間分布を図 8.4-47 に示す。

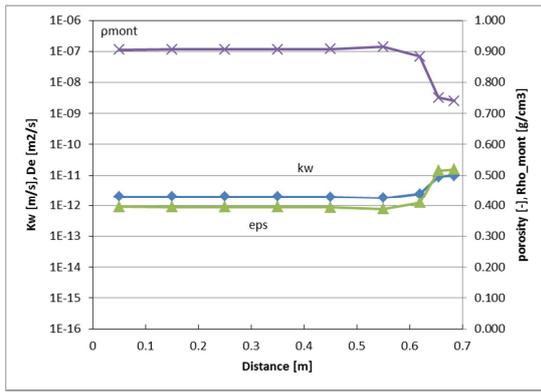
さらに、後述の 8.4.7 の核種移行解析ケースに対応させるため、8.4.1 の地下水流動解析ケースの 3 ケース（Case1 ~ 3）の処分場（P1 ~ 5）ごとに、上記の緩衝材変質に関する 4 ケース（CaseA ~ D）のうちどれに該当するかを判断し、緩衝材変質の変遷に関する解析結果と岩盤に関する透水係数の空間分布及び時間変化を組合せて、ニアフィールドの地下水流動解析を行った。最終的なニアフィールド地下水流動解析の解析ケースの一覧を表 8.4-8 に示す。なお、地下水流動解析ケースのうち、Case1 と Case3 に関しては、解析条件が同一で同じ解析結果となるため、解析結果は Case1&3 としてまとめて示す。

表 8.4-7 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における解析ケース一覧

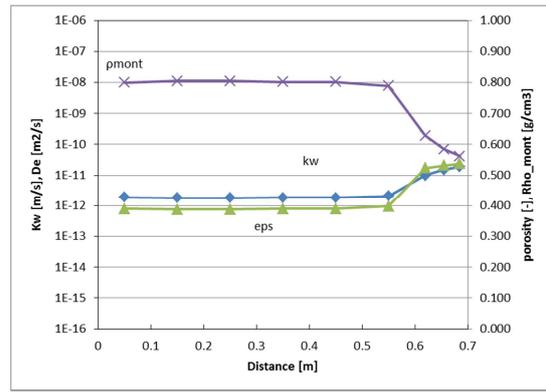
緩衝材 変質解 析ケ ース	温度 ()	支保工厚さ (cm)	地下水系特性	初期間隙水特性
A	25	60	幌延降水系・無酸素	純水・無酸素
B	25	60	幌延塩水系・無酸素	純水・無酸素
C	25	60	幌延塩水系・無酸素(～7千年) 幌延降水系・無酸素(7千年～)	純水・無酸素
D	25	60	幌延塩水系・無酸素(～6千年) 幌延降水系・無酸素(6千年～)	純水・無酸素

表 8.4-8 ニアフィールド地下水流動解析の解析ケース一覧

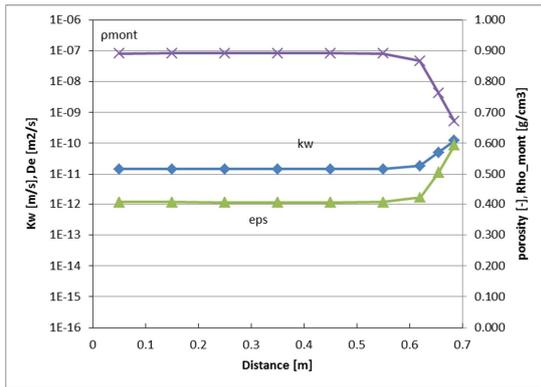
地下水 流動解析 ケース	処分場 位置	該当する 緩衝材変質 解析ケース	処分場位置 における 水理区分	解析ケース概要	備考
1	P1	C	H2	処分場領域における緩衝材中の 透水係数と間隙率の空間分布及 び時間変化を考慮、岩盤(母岩) の透水係数は各水理区分におけ る初期値で一定	-
	P2	B	H1		-
	P3	A	H2		-
	P4	A	H2		-
	P5	A	H1		-
2	P1	D	H2	処分場領域における緩衝材中の 透水係数と間隙率の空間分布及 び時間変化を考慮、岩盤(母岩) の透水係数は各水理区分におけ る時間変化を考慮	-
	P2	B	H1		-
	P3	A	H2		-
	P4	A	H2		-
	P5	A	H1		-
3	P1	D	H2	処分場領域における緩衝材中の 透水係数と間隙率の空間分布及 び時間変化を考慮、岩盤(母岩) の透水係数は各水理区分におけ る初期値で一定	Case1 の P1 と同じとした
	P2	B	H1		Case1 の P2 と同じとした
	P3	A	H2		Case1 の P3 と同じとした
	P4	A	H2		Case1 の P4 と同じとした
	P5	A	H1		Case1 の P5 と同じとした



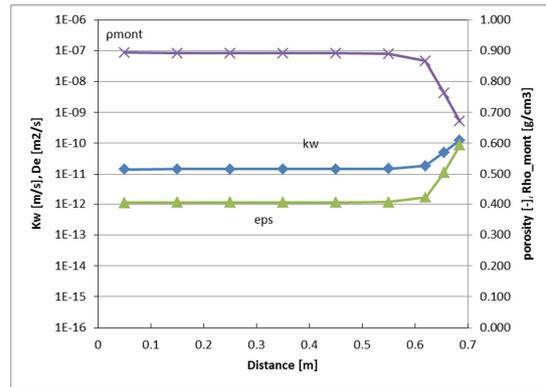
(a1) CaseA (4,000 年後)



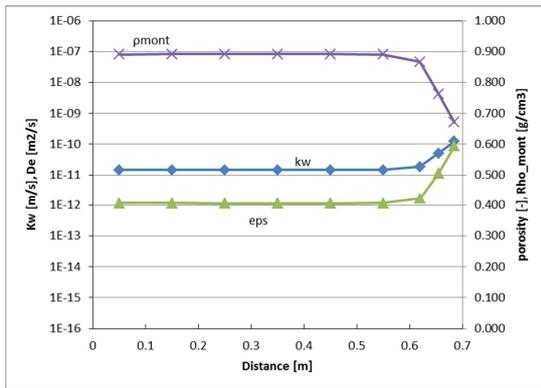
(a2) CaseA (10 万年後)



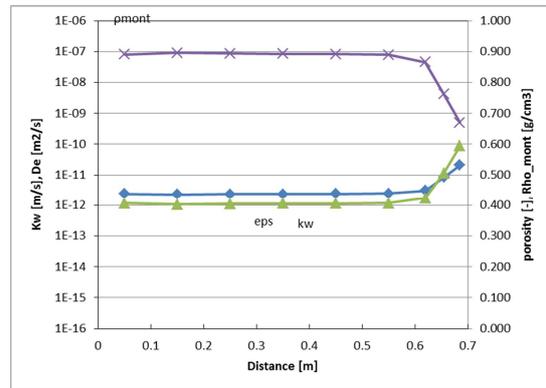
(b1) CaseB (4,000 年後)



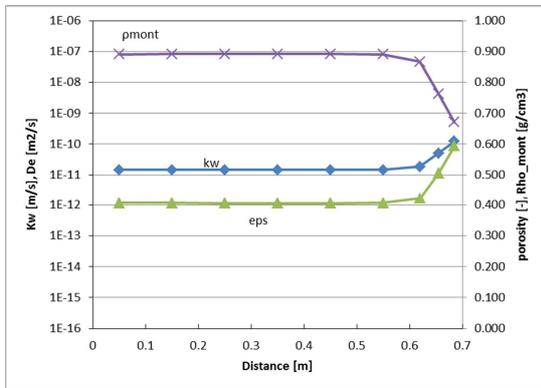
(b2) CaseB (10 万年後)



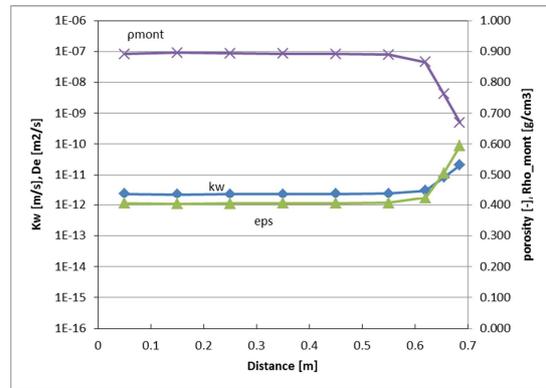
(c1) CaseC (4,000 年後)



(c2) CaseC (10 万年後)



(d1) CaseD (4,000 年後)



(d2) CaseD (10 万年後)

図 8.4-47 4,000 年及び 10 万年後の緩衝材中の透水係数、間隙率等の空間分布 (Kw : 透水係数、eps : 間隙率、 ρ_{mont} : 有効モンモリロナイト密度)

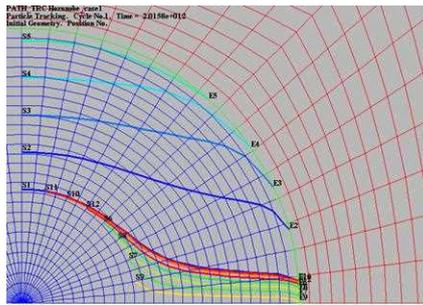
(2) 解析結果

緩衝材中のトラジェクトリ解析結果について、Case1&3 を図 8.4-48 に、Case2 を図 8.4-49 に示す。いずれのケース (Case1 ~ 3) 及び処分場位置 (P1 ~ P5) においても、4,000 年後と 10 万年後の両方で、緩衝材の止水機能が維持された状態であり、粒子放出ポイントが廃棄体表面から離れた位置 (No.4, 5) から移流は動水勾配に沿った流れとなっており、廃棄体付近の位置 (No.1, 6 ~ 12) からの移流は、廃棄体の透水性が低いため廃棄体表面に沿った流れとなっている。

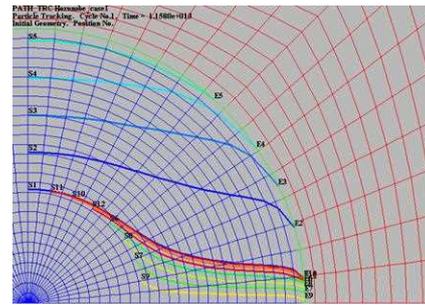
次に、上記のトラジェクトリ解析結果から求めた緩衝材中の実流速の解析結果を図 8.4-50 に示す。図には、粒子放出ポイントが緩衝材を横切る断面上の 5 点 (No.1 ~ No.5) とその対数平均値の実流速を示した。P1 では、Case1&3 及び Case2 の両方で、緩衝材の全ポイントで 4,000 年から 10 万年にかけて約 1 桁流速が減少しており、これは、P1 の処分場位置における地下水条件が塩水系条件から降水系条件に変化したことにより、緩衝材中の透水係数が減少したためである。P2 では、Case1&3 において、緩衝材の全ポイントで 4,000 年から 10 万年の間に流速の変化がないのに対して、Case2 では、4,000 年から 10 万年にかけて 2 倍弱程度流速が増加しており、これは周辺岩盤における透水係数の上昇の影響であるものと考えられる。P3 ~ P5 では、Case1&3 及び Case2 とともに、No.5 を除く緩衝材の全ポイントで、4,000 年から 10 万年の間の流速の変化は小さい。なお、P3 ~ P5 の No.5 (Case1&3 及び Case2 とともに) において、10 万年後の流速がわずかに増加しているのは、支保工側の緩衝材中の 10 万年後の透水係数が高くなったことと、その高い透水係数の領域がわずかに広がったためである。また、地下水条件の異なる処分場位置で比較した場合、10 万年間は塩水系条件であった P2 は、降水系条件である P3 ~ P5 に比べて、Case1&3 で 2 倍程度、Case2 で 4 倍程度の流速となっている。一方、P1 に関しては、P2 と同様に、初期の地下水条件が塩水系条件 (Case1 で 7,000 年、Case2 及び Case3 で 6,000 年) であるが、処分場周辺岩盤の水理区分が H2 であり、H1 の P2 よりも高い透水係数となっているため、4,000 年時点での緩衝材中の流速は、P2 よりも高くなっているものの、先述のように、P1 では一定期間後に降水系条件となるため、P3 ~ P5 と同程度の流速まで減少している。

以上の解析結果から、GSRW-PSA による核種移行解析で設定する解析ケースに対する緩衝材の実流速は、後述の設定根拠に基づいて、以下のように設定した。

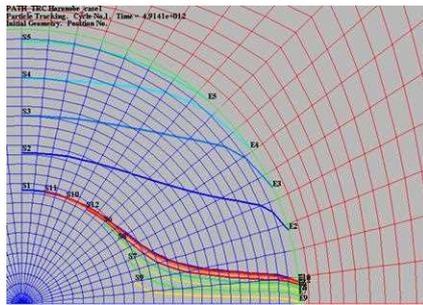
- Case1&3、P1 : 4,000 年から 10 万年で、 $3.0E-5 \sim 5.0E-6$ m/y までの実流速の経時変化
- Case1&3、P2 : 4,000 年以降、 $1.2E-5$ m/y で一定
- Case1&3、P3 : 4,000 年以降、 $5.1E-6$ m/y で一定
- Case1&3、P4 : 4,000 年以降、 $5.1E-6$ m/y で一定
- Case1&3、P5 : 4,000 年以降、 $4.0E-6$ m/y で一定
- Case2、P1 : 4,000 年から 10 万年で、 $3.0E-5 \sim 5.0E-6$ m/y までの実流速の経時変化
- Case2、P2 : 4,000 年以降、 $2.0E-5$ m/y で一定
- Case2、P3 : 4,000 年以降、 $5.1E-6$ m/y で一定
- Case2、P4 : 4,000 年以降、 $5.0E-6$ m/y で一定
- Case2、P5 : 4,000 年以降、 $4.7E-6$ m/y で一定



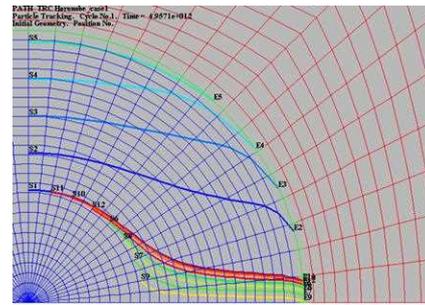
(a1) Case1&3、P1、4,000 年後



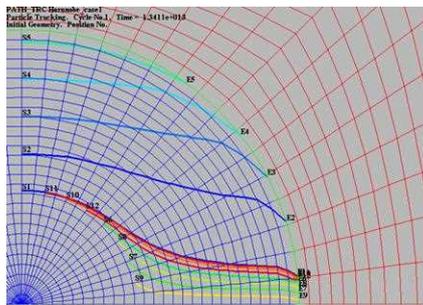
(a2) Case1&3、P1、10 万年後



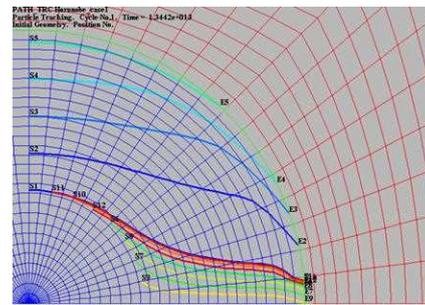
(b1) Case1&3、P2、4,000 年後



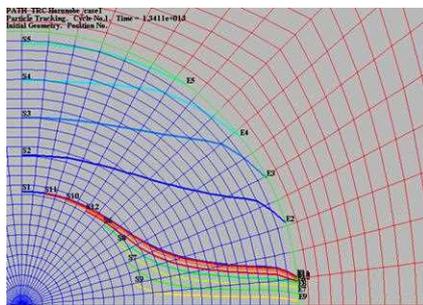
(b2) Case1&3、P2、10 万年後



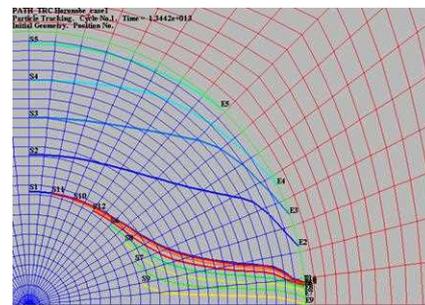
(c1) Case1&3、P3、4,000 年後



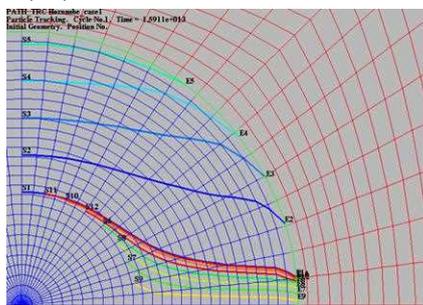
(c2) Case1&3、P3、10 万年後



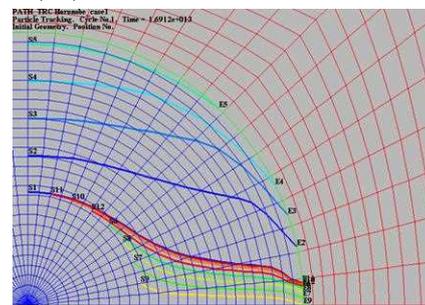
(d1) Case1&3、P4、4,000 年後



(d2) Case1&3、P4、10 万年後

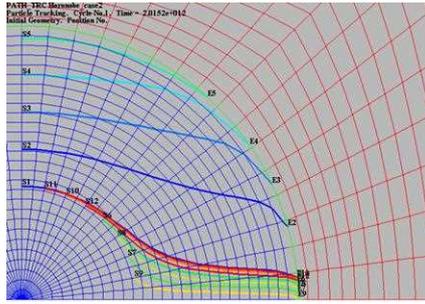


(e1) Case1&3、P5、4,000 年後

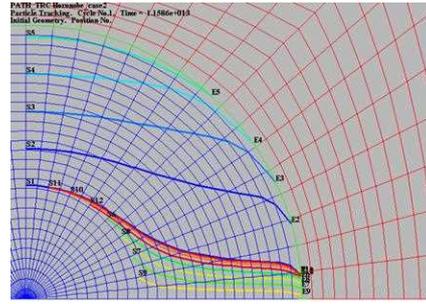


(e2) Case1&3、P5、10 万年後

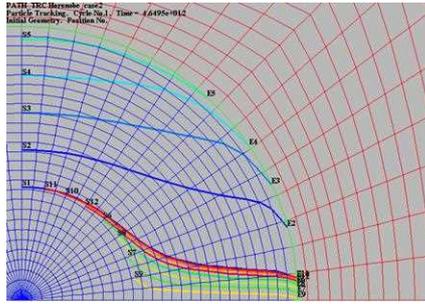
図 8.4-48 緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (Case1&3)



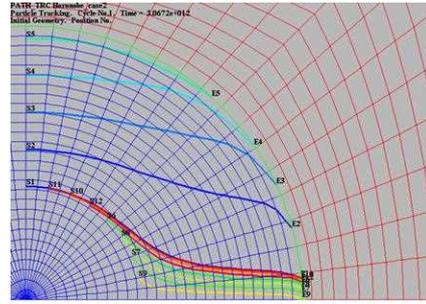
(a1) Case2、P1、4,000 年後



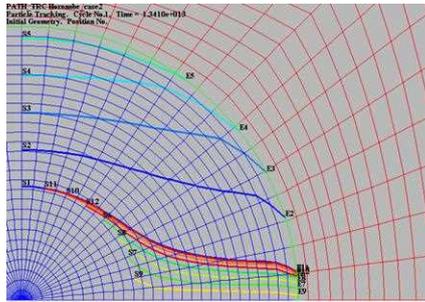
(a2) Case2、P1、10 万年後



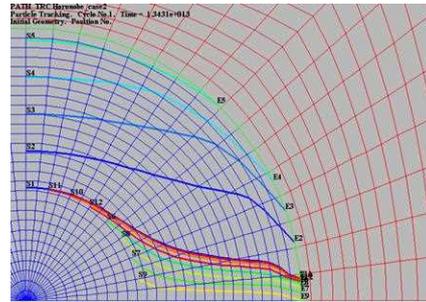
(b1) Case2、P2、4,000 年後



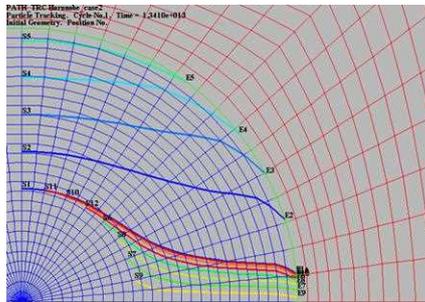
(b2) Case2、P2、10 万年後



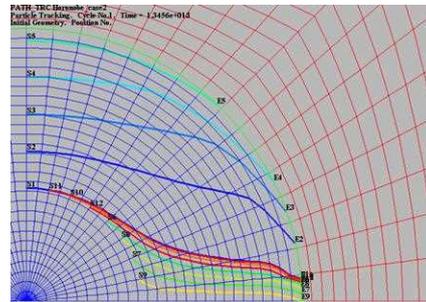
(c1) Case2、P3、4,000 年後



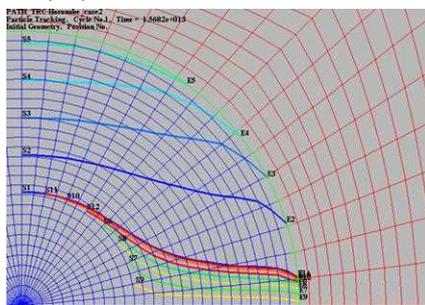
(c2) Case2、P3、10 万年後



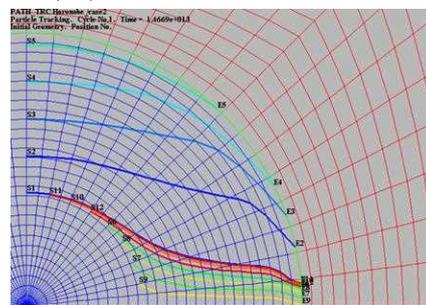
(d1) Case2、P4、4,000 年後



(d2) Case2、P4、10 万年後

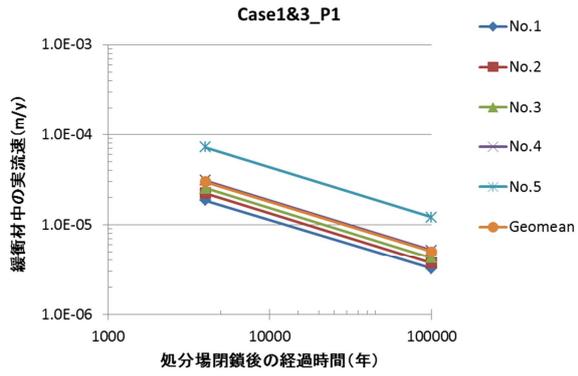


(e1) Case2、P5、4,000 年後

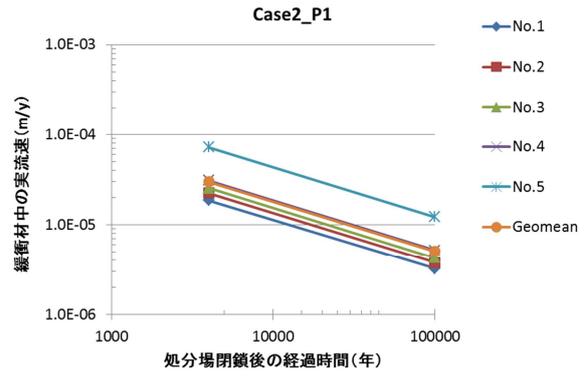


(e2) Case2、P5、10 万年後

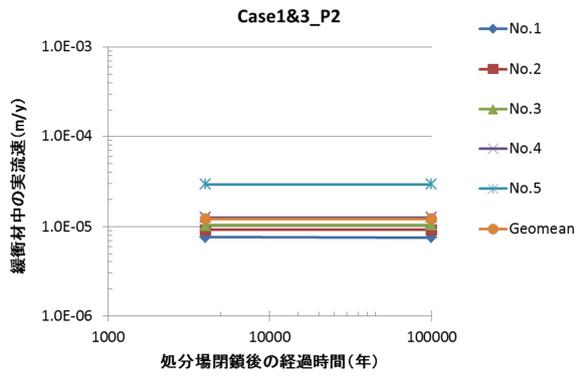
図 8.4-49 緩衝材中のトラジェクトリ解析結果 (Case2)



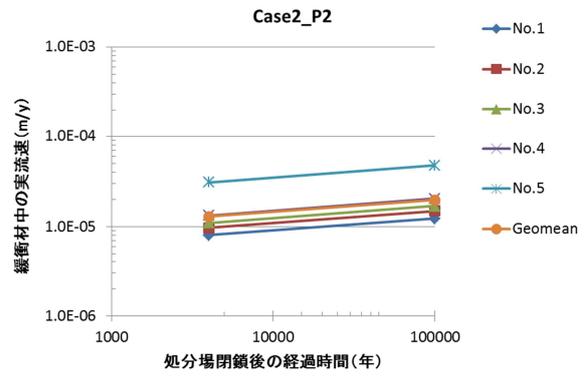
(a1) Case1&3、P1



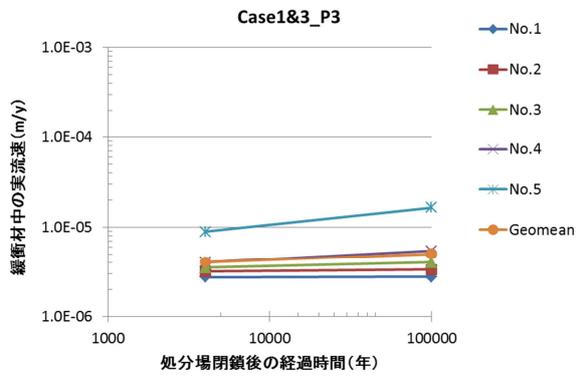
(a2) Case2、P1



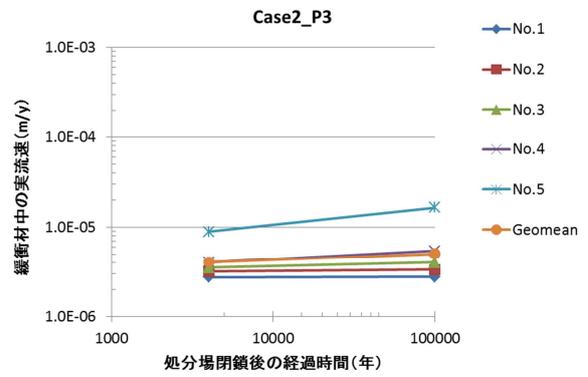
(b1) Case1&3、P2



(b2) Case2、P2



(c1) Case1&3、P3



(c2) Case2、P3

図 8.4-50 各地下水流動解析ケースにおける処分場位置ごとの緩衝材中の実流速の解析結果 (1/2)

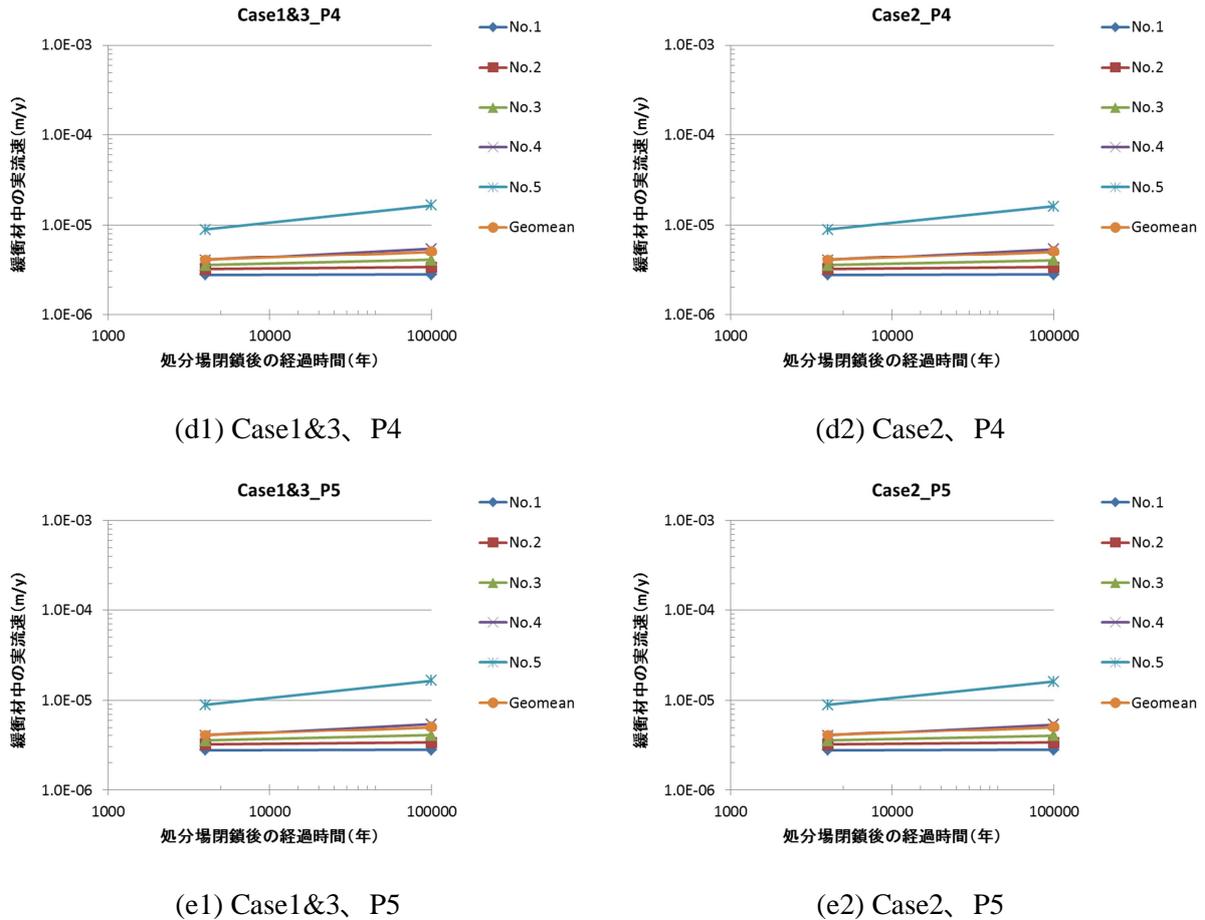


図 8.4-50 各地下水流動解析ケースにおける処分場位置ごとの緩衝材中の実流速の解析結果 (2/2)

(3) まとめ

緩衝材変質の進行に伴う緩衝材中の地下水流速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中の透水係数および間隙率の空間的・時間的变化の結果に基づき、多孔質系媒体中の地下水流動解析コード MIG2DF を用いて、緩衝材およびその周辺母岩の領域を対象とした 2 次元地下水流動解析を実施した。さらに、GSRW-PSA による人工バリア内の 1 次元核種移行解析の入力の 1 つとなる緩衝材中の地下水流速を決定するため、地下水流動解析の結果に対し、緩衝材中に設定した粒子に対するトラジェクトリ解析を行った。

その結果、隆起・侵食を考慮した地下水流動解析ケース (Case1~3) の違いよりも、地下水条件の異なる処分場位置 (P1~P5) の違いによる、緩衝材中の地下水流速への影響がみられた。P1 では、地下水条件が塩水系条件から降水系条件に変化する (Case1 で 7,000 年、Case2 及び Case3 で 6,000 年) ため、Case1~3 において $3.0E-5 \sim 5.0E-6$ m/y 程度の実流速の経時変化がみられた。P2 では、処分場位置における地下水条件が 10 万年間塩水系条件であり、降水系条件である P3~P5 に比べて、実流速が大きく、Case1&3 で約 $1.2E-5$ m/y、Case2 で約 $2.0E-5$ m/y となった。降水系条件である P3~P5 については、Case1&3 で P3 : $5.1E-6$ m/y、P4 : $5.1E-6$ m/y、P5 : $4.0E-6$ m/y、Case2 で P3 : $5.1E-6$ m/y、P4 : $5.0E-6$ m/y、P5 : $4.7E-6$ m/y となった。

8.4.7 核種移行解析

(1) 実施概要

本解析では、隆起・侵食/沈降・堆積及び気候変動による海水面変化の影響のうち、その影響が最も大きいことが予想される隆起・侵食シナリオを対象として、8.4.1における現実的な地層処分サイトを想定し実施した地下水流動解析と、その結果に基づいた8.4.2から8.4.6におけるパラメータ設定を適宜反映した核種移行解析を行い、核種移行への影響の観点から、重要なこれらの天然事象の条件や地質環境の特性について予察的に検討した。

(2) 解析条件

(a) 評価シナリオ及び解析ケースの設定

埋設深度300mで処分場位置より上側に塩水/降水境界が存在する場合を例として、隆起・侵食シナリオの概念図を図8.4-51に示す。隆起・侵食シナリオにおいて考慮した前提・解析条件を以下に示す。

- ・ 均一的な隆起・侵食により、有意な地形変化は生じないものとする。
- ・ 侵食に伴い処分後の地下水流動系は時間的に変化する可能性を考慮する。
- ・ 隆起速度は各ケース一律に、0.3m/千年(0.3mm/y)とし、侵食を考慮するケースでは、侵食速度を0.3m/千年(0.3mm/y)と想定する。
- ・ 処分場位置での水質条件に関しては、8.4.1において評価した塩水/降水境界の時間変化をもとに、塩水/降水境界の下側にある場合を塩水系とし、上側にある場合を降水系とする。また、天然バリアも同様に、移行経路のうち、塩水/降水境界の下側にある部分を塩水系、上側にある部分を降水系とする。なお、酸化還元条件については、サイトの特性を考慮してすべて還元性雰囲気とする。
- ・ 8.4.1の評価において使用した堆積岩からなる母岩中に処分場が建設されるものとし、処分場の埋設位置のオプションとして、8.4.1で設定したP1(埋設深度:300m、初期水理区分:H2、初期水質条件:塩水系)P2(埋設深度:600m、初期水理区分:H1、初期水質条件:塩水系)P3(埋設深度:300m、初期水理区分:H2、初期水質条件:降水系)P4(埋設深度:300m、初期水理区分:H2、初期水質条件:降水系)P5(埋設深度:600m、初期水理区分:H1、初期水質条件:降水系)の位置を想定する。このうち、処分場位置での初期水質条件が塩水系であるP1及びP2に関しては、塩水/降水境界の時間変化により、処分場位置よりも塩水/降水境界が下側に到達した場合は、降水系に変化させる。また、P1及びP2に関しては、処分場位置が塩水系水質条件である間は、処分場から塩水/降水境界までの天然バリアでの移行経路は塩水系条件、塩水/降水境界から地表面までは降水系条件とし、その経路の領域は塩水/降水境界の時間変化とともに変化させるものとする。
- ・ 侵食を考慮するケースでは、処分場の対地深度が減少し、生物圏までの到達距離(天然バリアの移行距離)も侵食により減少することを想定する。
- ・ 8.4.1で評価した各処分場位置から地表面までの移行距離を、天然バリアの移行距離とし、同じく評価した地下水流速を使用する。
- ・ 地下水移行においては侵食の影響として天然バリアの移行距離の減少を考慮し、侵食により削剥された土砂中の核種については、別途、土砂の削剥速度により天然バリアからの移行フラックスとして評価する。

以上の前提・解析条件と、8.4.1における地下水流動の解析ケースに基づいて、隆起・侵食シナリオにおける核種移行の解析ケースを表 8.4-9 のように設定した。つまり、Case1 では、隆起のみを考慮して、地下水流動経路及び地下水流速を一定とし、Case2 では、隆起・侵食及び透水係数の上昇を考慮して、地下水流動経路及び地下水流速の時間変化を設定し、Case3 では、隆起・侵食を考慮して、地下水流動経路の時間変化を設定した。これらの地下水流動解析で解析ケースに対して、各処分場位置での影響を検討するため、後述する解析結果は、処分場位置（P1～P5）ごとにケース間（Case1～3）の比較結果を示す。

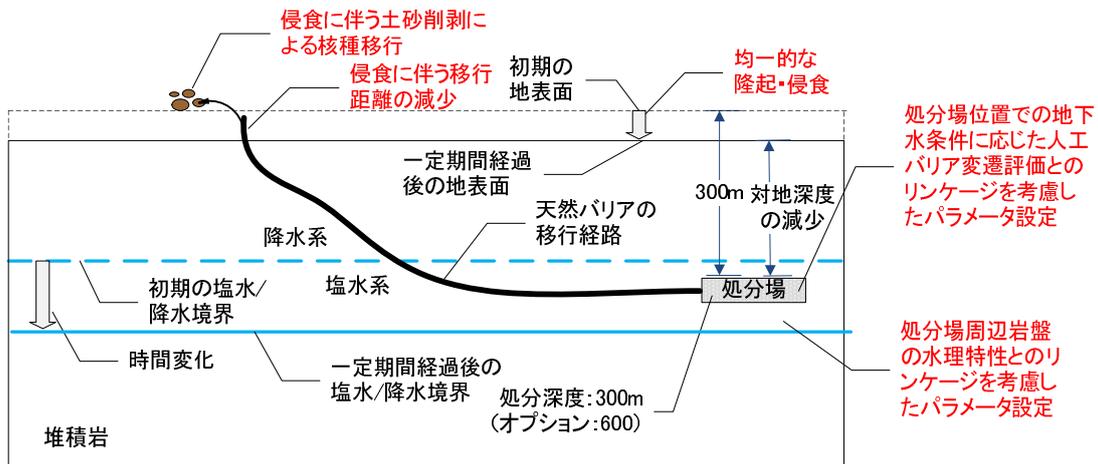


図 8.4-51 隆起・侵食シナリオの概念図：埋設深度 300m で処分場位置より上側に塩水/降水境界が存在する場合

表 8.4-9 隆起・侵食・海水面変化シナリオの解析ケースと地質環境条件の変化

地下水流動解析ケース	処分場位置	処分場深度[m]	隆起速度 [mm/y]	侵食速度 [mm/y]	処分場位置が地表面に達する時間 [y]	解析ケースの概要	
Case1	P1	300	0	0	-	侵食の影響を考慮しないため、通常の地下水移行シナリオとなる	
	P2	600					
	P3	300					
	P4	300					
	P5	600					
Case2	P1	300	0.3	0.3	1E+06	侵食の影響を考慮して移行距離の減少及び透水係数上昇に伴う地下水流速の増加を考慮する	
	P2	600					2E+06
	P3	300					1E+06
	P4	300					1E+06
	P5	600					2E+06
Case3	P1	300	0.3	0.3	1E+06	侵食の影響を考慮して移行距離の減少を考慮する	
	P2	600					2E+06
	P3	300					1E+06
	P4	300					1E+06
	P5	600					2E+06

(b) 評価モデルの概要

以下に、GSRW-PSA コード⁽¹⁾⁽²⁾の評価モデルの概要を示す。なお、使用した評価モデルは、「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」⁽³⁾において整備したものである。

人工バリア

人工バリアの核種移行解析では、人工バリアの構成要素である廃棄体（ガラス固化体）、オーバーパック領域、緩衝材を一次元体系として、これらの連続したコンパートメントとして考えることにより核種移行解析を行った。オーバーパックが破損するまでは、ガラス固化体中での核種の減衰の効果を考慮した。オーバーパックの破損後、ガラスの溶解により核種がオーバーパック領域に放出され、移流・拡散により緩衝材へと移行する。オーバーパック領域での収着及び溶解度限度による制限は考慮しない。緩衝材間隙水中の核種は、収着（分配係数）及び溶解度限度により間隙水中濃度が制限され、移流・拡散により移行する。ここで、溶解度限度に関しては、安定同位体核種が存在する場合は、放射性核種との濃度比に応じた溶解度限度を考慮した。なお、核種の収着及び溶解／沈殿の現象は瞬時／可逆を仮定した。人工バリアからの地下水移行による移行フラックスは、緩衝材と周辺岩盤の境界濃度をゼロとし、緩衝材と周辺岩盤の間の濃度勾配を最大化することで、拡散の効果を保守的に見積もった値として算出した。

また、隆起・侵食シナリオの侵食を考慮したケースでは、隆起・侵食が継続して進展するものと仮定すると、処分場上面が地表面に到達してしまうので、その場合は、侵食により削剥される速度に応じて、土砂削剥による移行フラックスも別途評価した。その場合は、間隙水中の核種に加えて、削剥される媒体中に収着している核種も含めて評価を行った。ただし、本解析における解析ケースでは、処分場上面が地表面に到達するよりも早く核種が人工バリアから天然バリアへ移行してしまうため、土砂削剥による移行フラックスはゼロであった。

天然バリア

天然バリアの核種移行解析では、地層処分サイトが堆積岩からなるものと想定しているため、亀裂の少ない地層あるいは亀裂帯のように亀裂頻度が極めて高い地層中における核種移行の評価に適用される、多孔質媒体近似モデルを用いた。多孔質媒体モデル近似では、間隙率を含む均質な移行媒体での移行を評価する。多孔質媒体中の核種移行として、地質媒体中の移流及び分散・拡散、地質媒体への瞬時／可逆を仮定した収着遅延による移行現象を考慮した。上流側の境界条件はディリクレ境界条件、下流側の境界条件はコーシー境界条件として、天然バリアからの地下水移行による移行フラックスを算出した。

また、隆起・侵食シナリオの侵食を考慮したケースでは、隆起・侵食が継続して進展するものと仮定すると、天然バリアにおける移行距離が減少していくことが想定されるため、処分場が最終的に地表面に達するときにゼロになるものと想定した。さらに、移行距離の減少に応じた土砂削剥による移行フラックスも別途評価した。その場合は、間隙水中の核種に加えて、削剥される媒体中に収着している核種も含めて核種量を求め、後述の移行距離の削剥速度により移行フラックスの評価を行った。そのため、移行媒体中に収着している核種量が地下水に含まれる核種量よりも多い場合、地下水中濃度によって決定される地下水による移行フラックスに比べ、土砂削剥による移行フラックスの方が高くなる可能性がある。

(c) 核種移行パラメータ

核種移行解析において使用する評価パラメータは、8.4.1 から 8.4.6 までの解析及び検討により得られた結果に基づいて設定した。以下では、人工バリア及び天然バリアの核種移行解析で使用する主なパラメータの設定の考え方の概要を記述する。

人工バリア

隆起・侵食シナリオのための緩衝材変質解析ケースと設定パラメータを表 8.4-10 に示す。隆起・侵食シナリオの核種移行解析では、表 8.4-9 に示した解析ケースに対して、表 8.4-10 の緩衝材変質解析ケースと主な設定パラメータを組合せて設定する必要がある。そこで、隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと主な人工バリア設定パラメータを整理すると表 8.4-11 のようになる。なお、表 8.4-11 中の時間変化 A,C,D に関しては、人工バリア変質解析ケースの解析結果に基づいて設定されたパラメータの時間変化を考慮することを意味している。

以下には、各パラメータ設定の概要を示した。なお、本項において、特に断りがなく解析ケースという場合は、表 8.4-9 における隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケース (Case1、2、3) のことを指し、表 8.4-10 に示された解析ケース (A、B、C、D) は緩衝材変質解析ケースと呼んで区別する。また、核種移行解析ケースは、地下水流動解析における解析ケースをもとに設定しており、地下水流動解析ケースのケース名とも一致しているため、同義として用いる場合もある。

表 8.4-10 隆起・侵食シナリオのための緩衝材変質解析ケースと設定パラメータ

緩衝材 変質解析 ケース	評価計算の設定条件				評価計算の設定パラメータ						
	温度 (°C)	支保工 厚さ (cm)	地下水 特性	初期間隙 水特性	OP腐食形 態・寿命	ガラス溶解速度 (kg/m ² /y)	核種溶解度 (mol/m ³)	核種拡散係数 (m ² /y)	核種分配係数 (m ³ /kg)	間隙率 (-)	緩衝材中の 地下水実流速 (m/y)
A	25	60	降水系 (幌延) ・無酸素	純水 ・無酸素	全面腐食 4,000年	5.8 × 10 ⁻⁴ (4,000年 ~)	Cs: 易溶性 Se: 易溶性 (溶解度制限なし)	Cs: 1.0 × 10 ⁻² Se: 8.9 × 10 ⁻³	Cs: 6.1 × 10 ⁻³ Se: 1.0 × 10 ⁻² ~ 2.4 × 10 ⁻²	0.44 (一定)	処分場位置ごと に設定
B	25	60	塩水系 (幌延) ・無酸素	純水 ・無酸素	全面腐食 4,000年	4.7 × 10 ⁻³ (4,000年 ~)	Cs: 易溶性 Se: 3.6 × 10 ⁻⁴	Cs: 9.7 × 10 ⁻³ Se: 7.6 × 10 ⁻³	Cs: 2.1 × 10 ⁻³ Se: 4.3 × 10 ⁻¹	0.44 (一定)	処分場位置ごと に設定
C	25	60	塩水系 (0年 ~ 7,000年) 降水系 (7,000年 ~) (幌延)・無酸素	純水 ・無酸素	全面腐食 4,000年	4.7 × 10 ⁻³ (4,000年 ~ 7,000年) 5.8 × 10 ⁻⁴ (7,000年 ~)	Cs: 易溶性 Se: 3.5 × 10 ⁻⁴ ~ 6.2 × 10 ⁻²	Cs: 1.0 × 10 ⁻² Se: 8.9 × 10 ⁻³	Cs: 2.1 × 10 ⁻³ ~ 7.2 × 10 ⁻³ Se: 1.4 × 10 ⁻² ~ 4.4 × 10 ⁻²	0.44 (一定)	処分場位置ごと に設定
D	25	60	塩水系 (0年 ~ 6,000年) 降水系 (6,000年 ~) (幌延)・無酸素	純水 ・無酸素	全面腐食 4,000年	4.7 × 10 ⁻³ (4,000年 ~ 6,000年) 5.8 × 10 ⁻⁴ (6,000年 ~)	Cs: 易溶性 Se: 3.5 × 10 ⁻⁴ ~ 5.8 × 10 ⁻²	Cs: 1.0 × 10 ⁻² Se: 8.9 × 10 ⁻³	Cs: 2.1 × 10 ⁻³ ~ 7.1 × 10 ⁻³ Se: 1.4 × 10 ⁻² ~ 4.4 × 10 ⁻²	0.44 (一定)	処分場位置ごと に設定

表 8.4-11 隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと主な人工バリア設定パラメータ

事象	地下水流動解析ケース	処分場位置	核種移行パラメータ										
			人工バリア										
			人工バリア変質解析ケース*1	塩水系から降水系への切り替わり時	OP腐食形態・寿命	ガラス溶解速度 [kg/m ² /y]	溶解度 [mol/m ³]	拡散係数[m ² /y]		分配係数 [m ² /kg]		間隙率 [-]	地下水実流速 [m/y]
Se	Cs	Se	Cs	Se	Cs	Se	Cs	Se	Cs				
隆起・侵食シナリオ	Case1	P1	C	7000	全面腐食 4,000年	4.7E-3(4,000年~7,000年) 5.8E-4(7,000年~)	時間変化 C	1.0E-02	8.9E-03	時間変化 C	時間変化 C	0.44	3.0E-05 5.0E-06
		P2	B	-		4.7E-03	3.6E-04	9.7E-03	7.6E-03	2.1E-03	4.3E-01	0.44	1.2E-05
		P3	A	-		5.8E-04	易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.1E-06
		P4	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.1E-06
		P5	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	4.0E-06
	Case2	P1	D	6000		4.7E-3(4,000年~6,000年) 5.8E-4(6,000年~)	時間変化 D	1.0E-02	8.9E-03	時間変化 D	時間変化 D	0.44	3.0E-05 5.0E-06
		P2	B	-		4.7E-03	3.6E-04	9.7E-03	7.6E-03	2.1E-03	4.3E-01	0.44	2.0E-05
		P3	A	-		5.8E-04	易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.1E-06
		P4	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.0E-06
		P5	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	4.7E-06
	Case3	P1	D	6000		4.7E-3(4,000年~6,000年) 5.8E-4(6,000年~)	時間変化 D	1.0E-02	8.9E-03	時間変化 D	時間変化 D	0.44	3.0E-05 5.0E-06
		P2	B	-		4.7E-03	3.6E-04	9.7E-03	7.6E-03	2.1E-03	4.3E-01	0.44	1.2E-05
		P3	A	-		5.8E-04	易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.1E-06
		P4	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	5.1E-06
		P5	A	-			易溶性	1.0E-02	8.9E-03	6.1E-03	時間変化 A	0.44	4.0E-06

*1:A(0年～:降水系)、B(0年～:塩水系)、C(0年～:塩水系 7000年～:降水系)、D(0年～:塩水系 6000年～:降水系)

オーバーパック腐食形態・寿命：核種移行の開始時間

8.4.3 で実施した炭素鋼オーバーパック腐食寿命解析により、緩衝材変質解析ケースの4 ケースすべてに対してすきま腐食及び炭酸塩応力腐食割れは発生せず、全面腐食が進行することにより 4,000 年後に破損するという結果が得られている。このことから、オーバーパックが破損し核種の移行が開始する時間として、各ケースすべて 4,000 年と設定した。

ガラス溶解速度

ガラス溶解速度は、マグネシウム濃度[Mg]及び pH の時間変遷に対して、

- ・ [Mg] < 1.0 × 10⁻³ mol/l かつ pH < 11.5 を満たす場合には、
残存溶解速度 (Stage) 0.0016 g/m²/day となる。

一方、

- ・ [Mg] > 1.0 × 10⁻³ mol/l または pH > 11.5 を満たす場合には、
マトリクス溶解速度 (Stage) 0.013 g/m²/day となる。

本解析では、8.4.2 の緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価の結果に対して上記の条件を適用することにより設定し、緩衝材変質解析ケース A は 0.0016g/m²/day (5.8 × 10⁻⁴ kg/m²/y) の一定値、ケース B は 0.013 g/m²/day (4.7 × 10⁻³ kg/m²/y) の一定値、ケース C 及び D に関しては、それぞれ 7,000 年及び 6,000 年までは、0.013 g/m²/day (4.7 × 10⁻³ kg/m²/y)、それ以降は、0.0016g/m²/day (5.8 × 10⁻⁴ kg/m²/y) となるように設定した。緩衝材変質解析ケース C 及び D におけるガラス溶解速度の時間変化パターンを図 8.4-52 に示す。

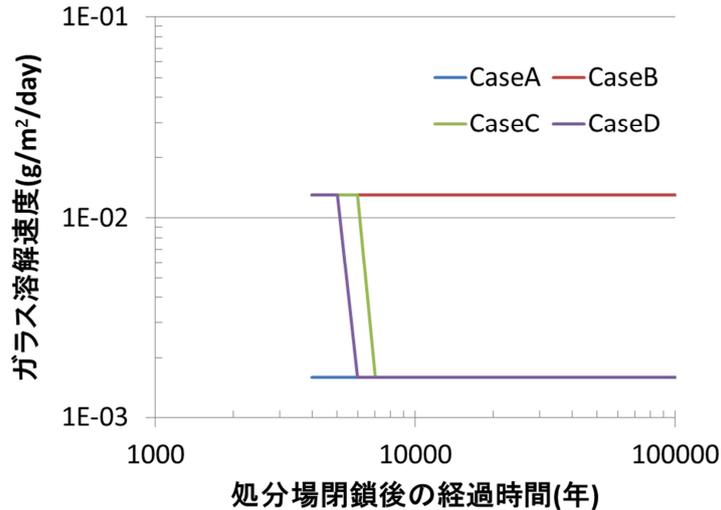


図 8.4-52 緩衝材変質解析ケースにおけるガラス溶解速度の時間変化パターン

溶解度

8.4.5 の溶解度評価結果をもとに、溶解度が 1×10^{-4} mol/L 以上の場合は易溶性と判断した。そのため、Cs に関しては、間隙水条件によらず支配的な溶存種は Cs^+ であり、いずれの条件でも易溶性となる。一方、Se に関しては、緩衝材変質解析ケース A において、 Se_4^{2-} が支配的な溶存種であり、いずれの時間においても 1 mol/L 以上と高く、易溶性と判断されたのに対し、ケース B、C、D では、 1×10^{-4} mol/L より低い溶解度が得られた。また、ケース B では、時間変化において最大値が最小値の 2 倍よりも小さいため、最大値である 3.6×10^{-7} mol/L (3.6×10^{-4} mol/m³) で一定とし、ケース C 及び D では、時間変化において最大値が最小値の 2 倍以上の変化がみられたため、8.4.5 において評価された溶解度の時間変化をそのまま使用した。緩衝材変質解析ケース C 及び D における Se の溶解度の時間変化パターンを図 8.4-53 に示す。

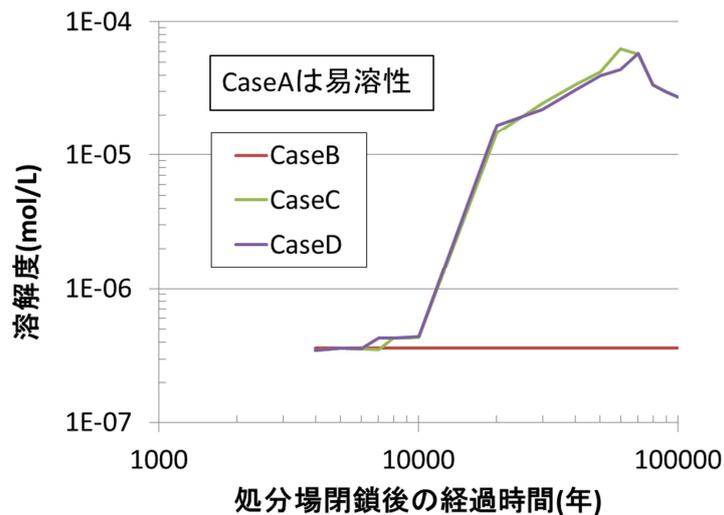


図 8.4-53 緩衝材変質解析ケースにおける Se の溶解度の時間変化パターン

緩衝材実効拡散係数

緩衝材実効拡散係数は、8.4.5 で示したように、Cs については細孔拡散モデル、Se につい

ては陰イオン排除モデルにより評価し、いずれの条件・時間においても同程度の値を示されている。そこで、時間変化において最大値が最小値の2倍よりも小さいことを勘案し、最大値で一定として使用するものとし、Csの拡散係数は $3.1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ ($1.0 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{y}$)、Seの拡散係数は $2.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ ($8.9 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{y}$)の一定値を設定した。

緩衝材収着分配係数

8.4.5における緩衝材収着分配係数の評価結果から、Csの収着分配係数に関して、緩衝材変質解析ケースA及びBでは、時間変化において最大値が最小値の2倍よりも小さいことを勘案し、それぞれ最小値である $6.1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ 及び $2.1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ で一定した。また、ケースC及びDでは、時間変化において最大値が最小値の2倍以上の変化がみられたため、8.4.5において評価された収着分配係数の時間変化をそのまま使用した。

一方、Seの緩衝材収着分配係数に関して、緩衝材変質解析ケースBでは、時間変化において最大値が最小値の2倍よりも小さいことを勘案し、最小値である $4.3 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{kg}$ で一定した。また、ケースA、C、Dでは、時間変化において最大値が最小値の2倍以上の変化がみられたため、8.4.5において評価された収着分配係数の時間変化をそのまま使用した。

緩衝材変質解析の各ケースにおけるCs及びSeの緩衝材分配係数の経時変化パターンを図8.4-53に示す。

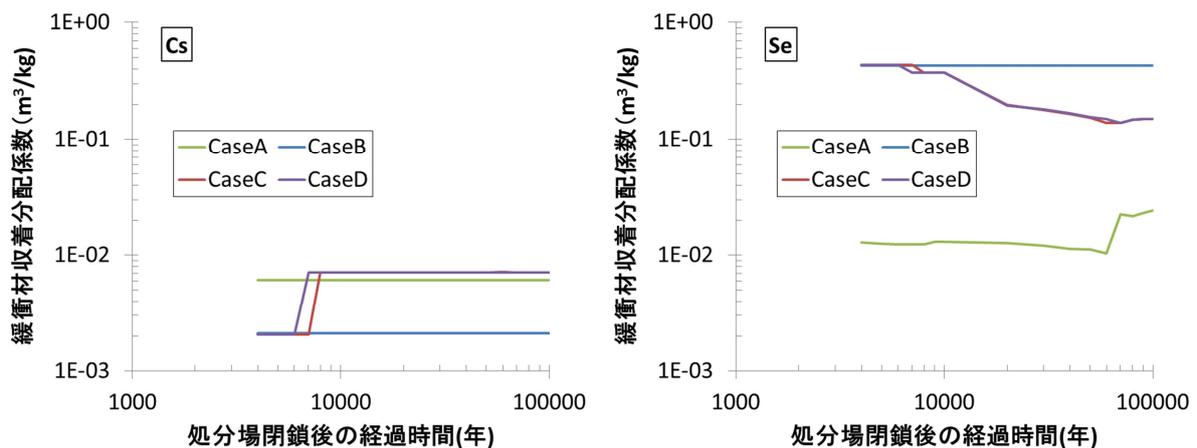


図 8.4-54 緩衝材変質解析ケースにおけるCs及びSeの緩衝材分配係数の経時変化パターン

緩衝材間隙率

緩衝材間隙率は、8.4.2における評価により、空間で平均した間隙率に関して、時間変化において最大値が最小値の1.2倍よりも小さいことを勘案し、最大値で一定として使用するものとし、0.44の一定値を設定した。

緩衝材中地下水実流速

0のニアフィールド地下水流動の評価において、8.4.2の緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価によって求められた透水係数及び間隙率の空間分布の時間変化を使用して、各地下水流動解析ケース(Case1~3)の各処分場位置(P1~P5)に対する緩衝材中の地下水実流速を求めた。緩衝材の厚さ方向に等間隔に配置した5つの評価点(No.1~5)における実流速の幾何平均を求めたところ、処分場位置P1以外のP2~P5には、時間変化において最大値が最小値の2倍よりも小さいことから、最大値で一定として使用するものとした。つまり、

- ・ P2 は Case1 及び 3 で 1.2×10^{-5} m/y、 Case2 で 2.0×10^{-5} m/y、
 - ・ P3 は Case1 及び 3 で 5.1×10^{-6} m/y、 Case2 で 5.1×10^{-6} m/y、
 - ・ P4 は Case1 及び 3 で 5.1×10^{-6} m/y、 Case2 で 5.0×10^{-6} m/y、
 - ・ P5 は Case1 及び 3 で 4.0×10^{-6} m/y、 Case2 で 4.7×10^{-6} m/y、
- と設定した。

一方、処分場位置 P1 については、時間変化において最大値が最小値の 2 倍以上の変化がみられたため、Case1 及び 3、Case2 に対して、それぞれ 8.4.6 において評価された緩衝材中の地下水実流速（5 つの評価点の幾何平均）の時間変化をそのまま使用した。

- ・ P1 は Case1 及び 3 で 3.0×10^{-5} 5.0×10^{-6} m/y、 Case2 で 3.0×10^{-5} 5.0×10^{-6} m/y

なお、移流場かどうかの判断基準となるペクレ数は、最も速い流速（ 3.0×10^{-5} ）でも、Cs 及び Se とともに、0.001 程度であり、本解析条件において、人工バリア中の核種移行は拡散場であることがわかる。

天然バリア

表 8.4-9 に示した核種移行解析ケースに対して、8.4.1 における地下水流動解析の結果に基づいて、天然バリアのパラメータ設定を行った。隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと主な天然バリア設定パラメータを整理すると表 8.4-12 のようになる。なお、表 8.4-12 中の Case2 に関しては、8.4.1 における地下水流動解析の結果に基づいて設定されたパラメータの時間変化を考慮した。

以下には、各パラメータ設定の概要を示した。

表 8.4-12 隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと主な天然バリア設定パラメータ

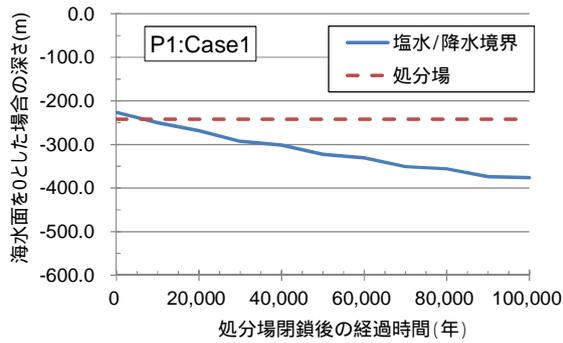
地下水流動解析ケース	処分場位置	核種移行パラメータ									
		天然バリア									
		地下水環境条件	塩水/降水境界初期位置までの移行距離 [m]	塩水/降水境界移動速度 [m/y]	移行距離 [m]	移行距離の削減速度 [m/y]	地下水実流速 [m/y]	間隙率 [-]	拡散係数 [m ² /y]	分配係数 [m ³ /kg]	
									Cs	Se	
Case1	P1	塩水系 降水系	210	7.0E-02	1000	-	1.0E-03	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P2	塩水系 降水系	1000	3.0E-03	1700	-	5.5E-04	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P3	降水系	-	-	1200	-	5.1E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P4	降水系	-	-	1700	-	4.3E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P5	降水系	-	-	3100	-	1.0E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
Case2	P1	塩水系 降水系	210	1.1E-01	1000	1.1E-03	1.0E-03 2.3E-03	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P2	塩水系 降水系	1000	5.0E-03	1700	8.9E-04	5.5E-04 9.4E-04	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P3	降水系	-	-	1200	1.3E-03	5.1E-03 9.8E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P4	降水系	-	-	1700	1.9E-03	4.3E-03 8.8E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P5	降水系	-	-	3100	1.6E-03	1.0E-03 2.0E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
Case3	P1	塩水系 降水系	210	1.1E-01	1000	1.1E-03	1.0E-03	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P2	塩水系 降水系	1000	2.8E-03	1700	8.9E-04	5.5E-04	0.6	3.2E-02	塩:0.05 降:1	0.01
	P3	降水系	-	-	1200	1.3E-03	5.1E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P4	降水系	-	-	1700	1.9E-03	4.3E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01
	P5	降水系	-	-	3100	1.6E-03	1.0E-03	0.6	3.2E-02	1	0.01

地下水環境条件の変遷

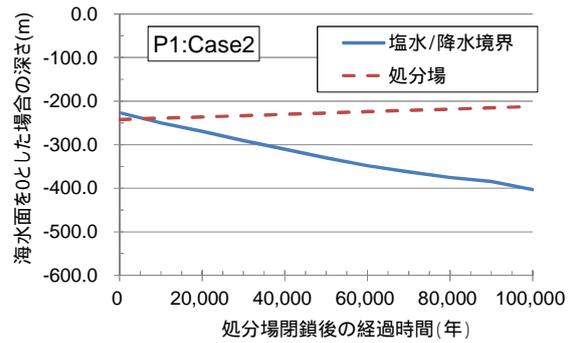
地下水環境条件が経時的に変化する可能性があるのは、処分場位置が P1 及び P2 の場合である。

P1 に関しては、図 8.4-55 に示す各解析ケースにおける P1 の処分場位置と塩水/降水境界の関係からわかるように、処分場位置と塩水/降水境界の初期位置が近いため、0 年から 1 万年までの間に塩水/降水境界が処分場位置よりも下側に到達するため、処分場位置と塩水/降水境界位置に関して、0 年と 1 万年の値を求め、処分場位置と塩水/降水境界位置が同じに位置になる時間を Case1、2、3 に対して求めた。その結果、Case1 が約 6,700 年、Case2 が約 5,900 年、Case3 が約 6,200 年となったため、処分場位置での地下水環境条件が変化する時間は、Case1 を 7,000 年、Case2 及び Case3 を 6,000 年と設定した。また、核種移行が開始される 4,000 年時点における処分場位置から塩水/降水境界位置までの移行距離は 8.4.1 の地下水流動解析により約 210 m と求められているため、天然バリアの移行経路において、処分場から 210 m までは塩水系条件、それ以降の領域は降水系条件とし、Case1～3 における処分場位置での地下水環境条件が変化する時間までに、すべての領域が降水系条件となるように設定した。つまり、その際の移行距離に対する塩水/降水境界の移動速度は、それぞれ、Case1 が 7.0×10^{-2} m/y (210 m/(7,000-4,000)年) Case2 及び 3 が 1.1×10^{-1} m/y (210 m/(6,000-4,000)年) となり、その速度に従って、塩水領域が狭くなるものとした。

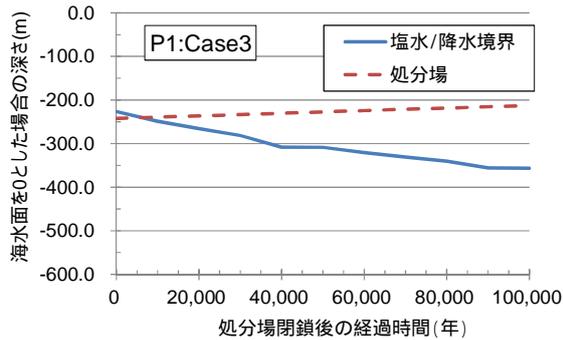
一方、P2 に関しては、8.4.1 の地下水流動解析における解析対象期間である 10 万年までの間には、塩水/降水境界が処分場位置よりも下側に到達することがなかったものの、図 8.4-56 に示した各解析ケースにおける P2 の天然バリアの移行距離に占める各水質条件の内訳からわかるように、1 万年から 10 万年にかけて塩水系条件の移行距離がほぼ線形に減少していることから、塩水系条件の移行距離がゼロになる時間を直線外挿により求めた。その結果、Case1 で 33 万年、Case2 で 20 万年、Case3 で 36 万年という結果が得られた。また、核種移行が開始される 4,000 年時点における処分場位置から塩水/降水境界位置までの移行距離は 8.4.1 の地下水流動解析により約 1,000 m と求められているため、天然バリアの移行経路において、処分場から 1,000 m までは塩水系条件、それ以降の領域は降水系条件とし、Case1～3 における塩水系条件の移行距離がゼロになる時間までに、すべての領域が降水系条件となるように設定した。つまり、その際の移行距離に対する塩水/降水境界の移動速度は、それぞれ、Case1 が 3.1×10^{-3} m/y (1,000 m/(330,000-4,000)年) Case2 が 5.1×10^{-3} m/y (1,000 m/(220,000-4,000)年) Case3 が 2.8×10^{-3} m/y (1,000 m/(360,000-4,000)年) となり、その速度に従って、塩水領域が狭くなるものとした。



(a) P1 : Case1



(b) P1 : Case2



(c) P1 : Case3

図 8.4-55 P1 の各解析ケースにおける処分場位置と塩水/降水境界の関係

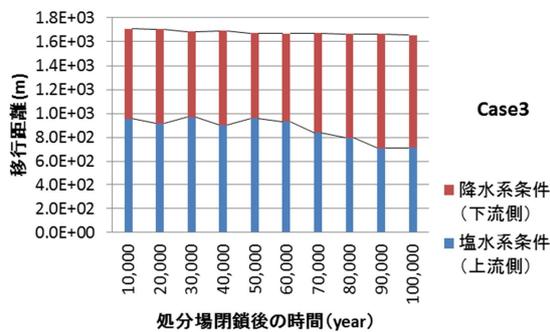
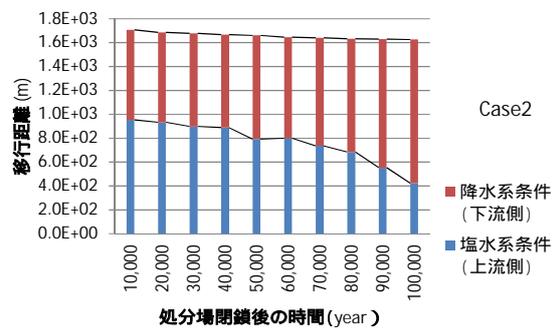
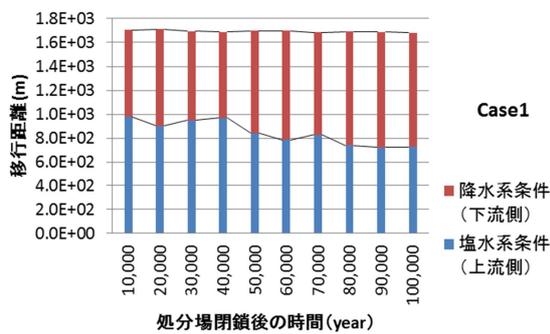


図 8.4-56 各解析ケースにおける P2 の天然バリアの移行距離に占める各水質条件の内訳

天然バリアの移行距離

8.4.1 の地下水流動解析により求めた各地下水流動解析ケース (Case1~3) の各処分場位置 (P1~P5) に対する移行距離の評価結果をもとに設定した。

図 8.4-25 に示した P1～P5 の 10 万年後までの地下水移行距離の経時変化をみると、P3 及び P4 を除いて、地下水流動解析ケース (Case1～3) の違いや時間変化は特にみられていないため、それぞれ、処分場位置ごとに設定した。つまり、地下水流動解析ケース (Case1～3) に関わらず、処分場位置 P1 は 1,000 m、処分場位置 P2 は 1,700 m、処分場位置 P5 は 3,100 m とした。

また、P3 及び P4 では、地下水流動解析ケース (Case1～3) での違いがみられたが、長い方 (P3 で約 2,400 m、P4 で約 2,800 m) の移行距離には、地表面付近のメッシュ分割の影響を受けている可能性が考えられたため、Case 2 の短い方の移行距離を用いることとした。つまり、地下水流動解析ケース (Case1～3) に関わらず、処分場位置 P3 は 1,200 m、処分場位置 P4 は 17,00 m とした。

ただし、Case2 及び Case3 に関しては、10 万年以降は、後述する移行距離の削剥速度により、移行距離が減少するものとした。

天然バリアの縦方向分散長

第 2 次取りまとめ⁽⁴⁾を参考に、移行距離の 1/10 を設定した。

天然バリアの移行距離の削剥速度

隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースのうち、侵食を考慮した Case2 及び Case3 については、移行距離の削剥速度を設定した。

天然バリアの移行距離に関しては、先述の通り、どの処分場位置についても、10 万年後までの移行距離の変化は考慮せず、10 万年以降は、処分場位置が地表面に達するまでの時間 (処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年) にかけて移行距離がゼロになるとして、線形に減少するものと仮定した。つまり、Case2 及び Case3 とも処分場位置ごとに、それぞれ、P1 で 1.1×10^{-3} m/y (1,000m / (100 万年-10 万年))、P2 で 8.9×10^{-4} m/y (1,700m / (200 万年-10 万年))、P3 で 1.3×10^{-3} m/y (1,200m / (100 万年-10 万年))、P4 で 1.9×10^{-3} m/y (1700m / (100 万年-10 万年))、P5 で 1.6×10^{-3} m/y (3,100m / (200 万年-10 万年)) とした。

天然バリアの平均実流速

8.4.1 の地下水流動解析により求めた各地下水流動解析ケース (Case1～3) の各処分場位置 (P1～P5) に対する平均実流速の評価結果をもとに設定した。

図 8.4-24 に示した P1～P5 の 10 万年後までの地下水流速の経時変化をみると、透水係数の上昇を仮定した地下水流動解析ケース 2 では、その透水係数の上昇に対応した地下水流速の増加がみられ、透水係数を一定としたケース 1 や 3 では、地下水流速の経時変化はほとんどみられていない。また、オーバーパックの破損により核種移行が開始される 4,000 年時点では、地下水流動解析ケース (Case1～3) 間の差は小さいため、その中でも最大値となった Case2 の初期値 (4,000 年時点) を、Case1 及び 3 に設定し、一定とした。一方、Case2 は、図 8.4-24 の地下水流速の経時変化をそのまま使用した。

天然バリアの実効拡散係数

幌延地域の地質 (堆積岩) を想定し、泥岩中の実効拡散係数について既存のデータベースから整理したものを、表 8.4-13 に示す。なお、幌延の岩石は概して間隙率が高く、そのような高い間隙率に対するデータはヨウ素 (I) のみであったため、ヨウ素のデータを採用した。また、実効拡散係数は間隙率依存があるため、表の値は間隙率依存性を考慮した値となって

いる。

ここで、最も高い値である $8.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (声問層) を参考として、ヨウ素の値を全元素に適用するにあたり、保守性を考慮して、 $1.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ($3.2 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{y}$) を全元素共通の設定値とした。なお、天然バリアでは、本解析条件において、拡散による移行よりも移流及び分散による移行の方が卓越するため、実効拡散係数の寄与は小さい。

表 8.4-13 幌延地域の地質を想定した泥岩中の実効拡散係数

地質	間隙率 (vol.%)	実効拡散係数 (m^2/s)
稚内層	35	8.0×10^{-11}
声問層	65	8.0×10^{-10}
勇知層	45	2.0×10^{-10}

天然バリアの分配係数

幌延地域の地質(堆積岩)を想定し、「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」⁽⁵⁾において整備した泥質岩に対する Se の分配係数から、降水系条件及び塩水系条件ともに $0.01 \text{ m}^3/\text{kg}$ と設定した。Cs については、本年度における整備により、降水系条件を $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、塩水系条件を $0.05 \text{ m}^3/\text{kg}$ と設定した。

天然バリアの真密度

幌延地域の堆積岩の真密度は、小川と松井⁽⁶⁾による幌延堆積岩の岩石コアを用いたかさ密度等の調査結果をもとに、表 8.4-14 のように算出し、 2.4 g/cc ($2,400 \text{ kg/m}^3$) の値を設定した。

表 8.4-14 小川と松井⁽⁶⁾による幌延堆積岩の岩石コアに関するかさ密度等の調査結果(一部改変)

SA.NO.	深度 (m)	地層名	方向	かさ密度 (乾燥) (g/cc)	かさ密度 (湿潤) (g/cc)	粒子密度 (g/cc)	間隙率 (%)	真密度 (g/cc)
1	246.60	声問層	V	-	1.69	-	-	
2	247.30	声問層	V	-	1.69	-	41.00	
3	304.05	遷移部	V	1.41	1.80	2.40	41.41	2.4
4	305.30	遷移部	V	1.39	1.80	2.42	42.44	2.4
5	305.80	遷移部	V	1.38	1.78	2.41	42.78	2.4
6	490.45	稚内層	V	1.51	1.86	2.40	36.97	2.4
7	490.60	稚内層	H	1.55	1.80	2.43	36.26	2.4
8	493.05	稚内層	V	1.52	1.86	2.37	35.73	2.4
9	493.50	稚内層	V	1.58	1.87	2.48	36.34	2.5

(3) 解析結果

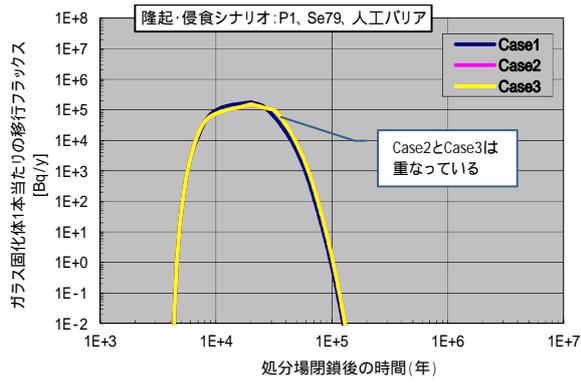
(a) 地下水移行による移行フラックス

Se-79

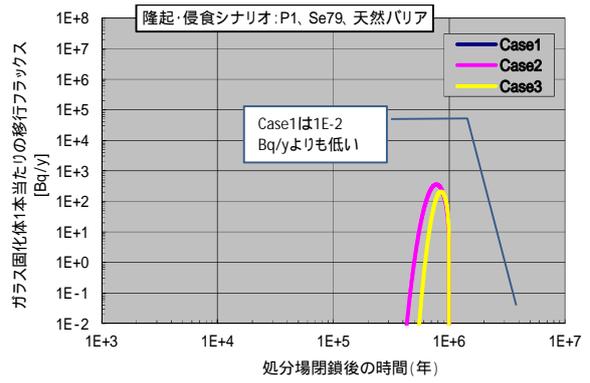
Se-79 について、隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1 ~ P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による移行フラックスの解析ケース間の比較を図 8.4-57 に示す。また、最大移行フラックスに関して解析ケース間の比較を行ったものを図 8.4-58 に示す。

人工バリアでは、P1 を除くすべての処分場位置 (P2 ~ P5) において、解析ケース間で移行フラックスは重なっているが、これは人工バリアの設定パラメータにおいてケース間で違いがなく、隆起・侵食の影響が顕著に現れる (処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年) 前に人工バリアから天然バリアへ移行してしまうためである。一方、P1 に関して、Case1 が Case2 及び 3 とわずかに異なる移行フラックスを示しているのは、Case1 と、Case2 及び 3 で処分場が塩水系条件にさらされている時間が異なり (Case1 が 7,000 年、Case2 及び 3 が 6,000 年) 塩水系条件では降水系条件に比べてガラス溶解速度を 1 桁程度高く設定しているためであるが、最大移行フラックスに対して、塩水系条件が継続する期間の違いによる大きな差はみられていない。つまり、人工バリアからの移行フラックスに対する隆起・侵食の影響はみられなかった。また、人工バリアにおける最大移行フラックス (図 8.4-58) をみると、処分場位置の違い、つまり、処分場位置における地下水環境条件の違いにより、わずかな差がみられ、少なくとも初期条件が塩水系条件である P1 及び P2 において、降水系条件であるそれ以外の処分場位置よりも約 2 倍程度大きいフラックスとなった。これは、P1 の初期 (Case1 が 7,000 年、Case2 及び 3 が 6,000 年) 及び P2 の地下水環境条件が塩水系条件であり、ガラス溶解速度が降水系条件に比べて 1 桁程度大きい値を設定していることに起因しているが、ガラス溶解速度の差がそのままフラックスの差として現れていないのは、Se では、水質条件の違いによる分配係数の設定に関して、塩水系条件の方が降水系条件よりも 1 桁程度大きく、ガラス溶解速度と分配係数の水質条件の違いによる影響が相殺されたため、結果的に差が小さくなったものと考えられる。

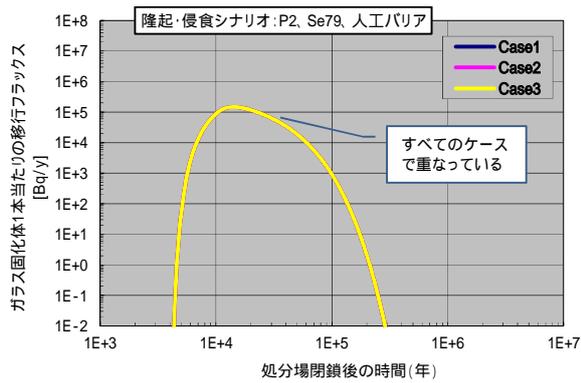
一方、天然バリアでは、すべての処分場位置 (P1 ~ P5) において、解析ケース間の違いがみられており、隆起・侵食の影響として移行距離の減少を考慮した Case2 や Case3 のフラックスが Case1 に比べて大きく、Case2 や Case3 では、処分場位置が地表面に達するまでの時間 (処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年) にかけて移行距離がゼロになるものとしているため、その時間までに天然バリアから核種の移行が終了していることがわかる。また、Case2 と Case3 を比較した場合、隆起・侵食に伴う流速の増加を考慮した Case2 の方が、どの処分場位置でも約 2 倍程度 Case3 よりも大きい。これは、ほぼ流速の違いによる起因するものであり、Se-79 の場合、半減期が 2.95×10^5 年であるため、最大移行フラックスの現れている時間帯 (100 万年前後) では、減衰の影響を受け、流速の速い Case2 のフラックスが大きくなったものと考えられる。なお、Case1 に関しては、どの処分場位置でも Case2 や Case3 に比べて、フラックスが小さくなっており、これは本解析において設定した移行距離と地下水流速、分配係数の関係上、天然バリアでの滞留時間が長くなり、放射性崩壊による減衰の影響が大きかったためである。



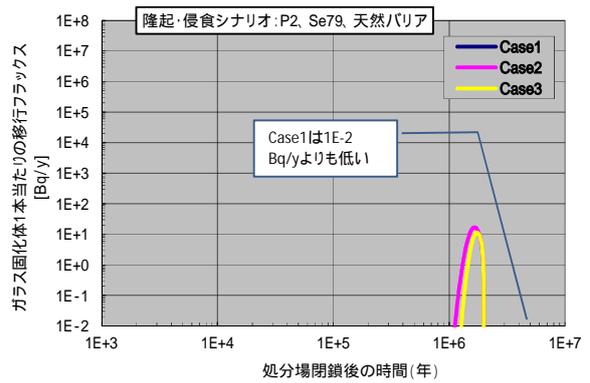
(1a) P1：人工バリア



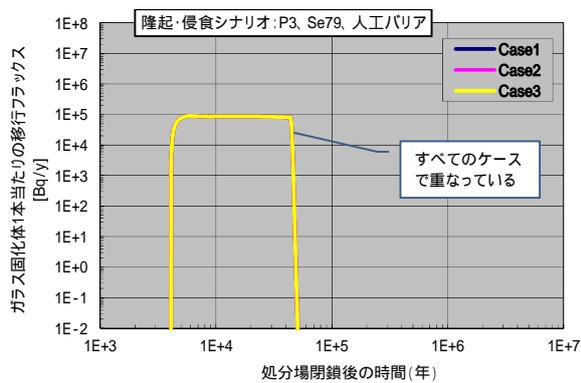
(1b) P1：天然バリア



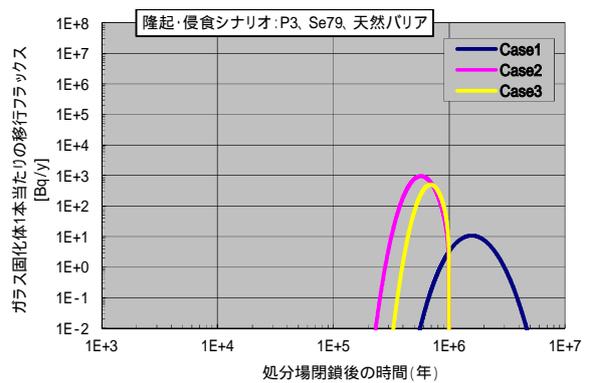
(2a) P2：人工バリア



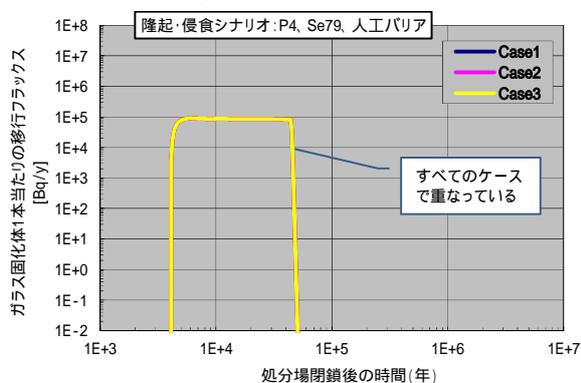
(2b) P2：天然バリア



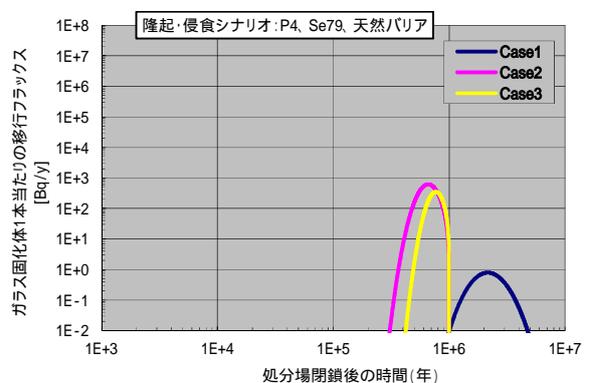
(3a) P3：人工バリア



(3b) P3：天然バリア

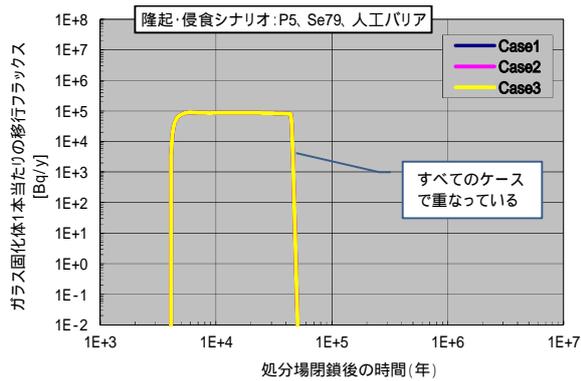


(4a) P4：人工バリア

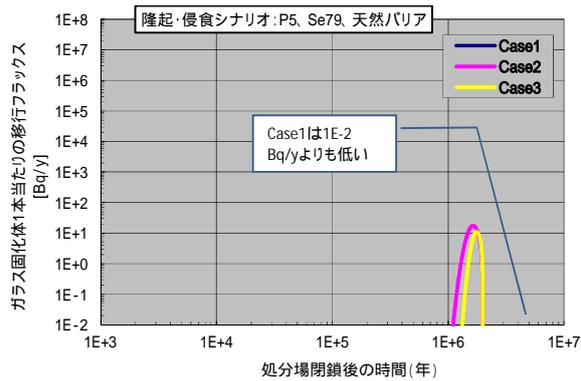


(4b) P4：天然バリア

図 8.4-57 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による移行フラックスの解析ケース間の比較：Se-79 (1/2)

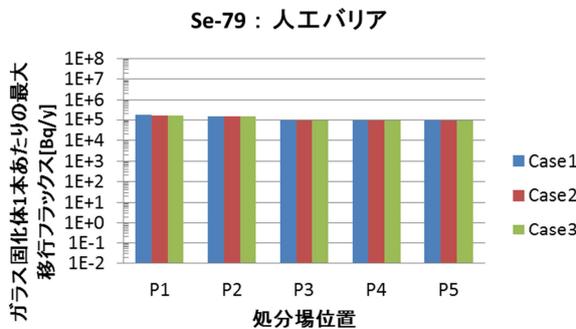


(5a) P5 : 人工バリア

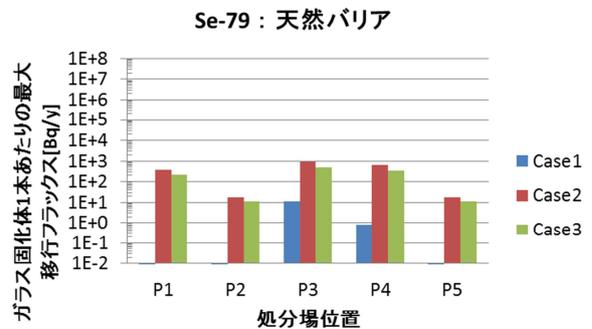


(5b) P5 : 天然バリア

図 8.4-57 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当り地下水移行による移行フラックスの解析ケース間の比較 : Se-79 (2/2)



(a) 人工バリア



(b) 天然バリア

	人工バリア			天然バリア		
	Case1	Case2	Case3	Case1	Case2	Case3
P1	1.8E+05	1.5E+05	1.5E+05	3.1E-03	3.6E+02	2.1E+02
P2	1.5E+05	1.5E+05	1.5E+05	5.0E-09	1.7E+01	1.1E+01
P3	9.1E+04	9.1E+04	9.1E+04	1.1E+01	9.6E+02	5.0E+02
P4	9.1E+04	9.1E+04	9.1E+04	7.9E-01	6.2E+02	3.5E+02
P5	9.1E+04	9.1E+04	9.1E+04	4.1E-10	1.7E+01	1.1E+01

単位: Bq/y

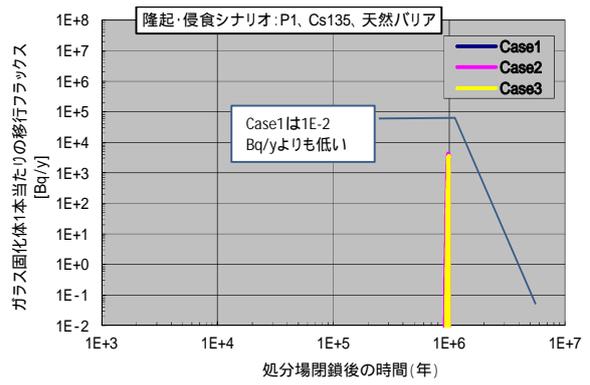
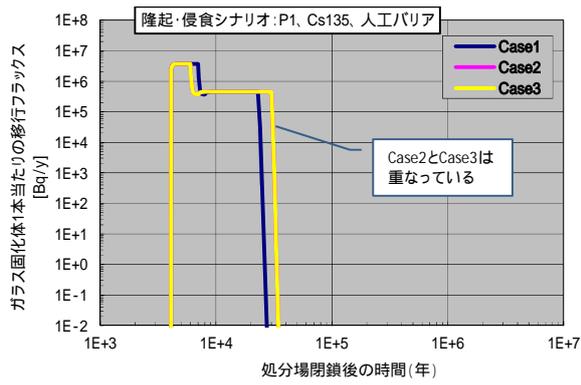
図 8.4-58 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当り地下水移行による最大移行フラックスの解析ケース間の比較 : Se-79

Cs-135 について、隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当り地下水中の移行による移行フラックスの解析ケース間の比較を図 8.4-59 に示す。また、最大移行フラックスに関して解析ケース間の比較を行ったものを図 8.4-60 に示す。

人工バリアでは、P1 を除くすべての処分場位置 (P2～P5) において、解析ケース間で移行フラックスは重なっているが、これは人工バリアの設定パラメータにおいてケース間で違いがなく、隆起・侵食の影響を受ける (処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年) 前に人工バリアから天然バリアへ移行してしまうためである。なお、P1 に関して、Case1 が Case2 及び 3 と異なる移行フラックスの経時変化を示しているのは、Case1 と、Case2 及び 3 で処分場が塩水系条件にさらされている時間が異なる (Case1 が 7,000 年、Case2 及び 3 が 6,000 年) 塩水系条件では降水系条件に比べてガラス溶解速度を 1 桁程度高く設定しているためであるが、その最大移行フラックスにケース間で大きな差はみられなかった。つまり、人工バリアからの移行フラックスに対する隆起・侵食の影響はみられなかった。また、処分場位置による最大移行フラックス (図 8.4-60) の違いをみると、処分場の初期の水質条件が塩水系条件となる P1 及び P2 が、降水系条件の P3～P5 に比べて、1 桁程度大きい値が得られており、これは水質条件によるガラス溶解速度の違いの影響である。Cs-135 では、Se-79 の場合とは異なり、ガラス溶解速度の違いがそのまま移行フラックスに影響しているのは、Cs の分配係数が Se に比べて小さく、また、水質条件による分配係数の違いも小さいためと考えられる。

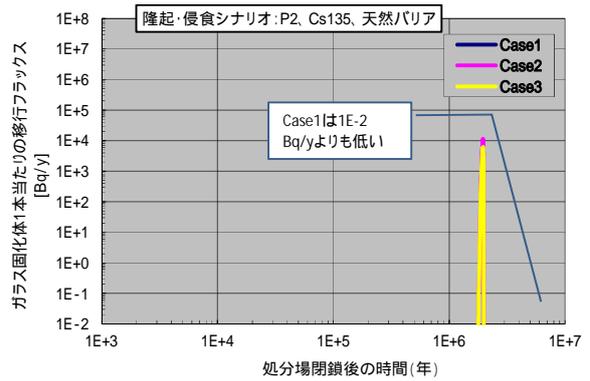
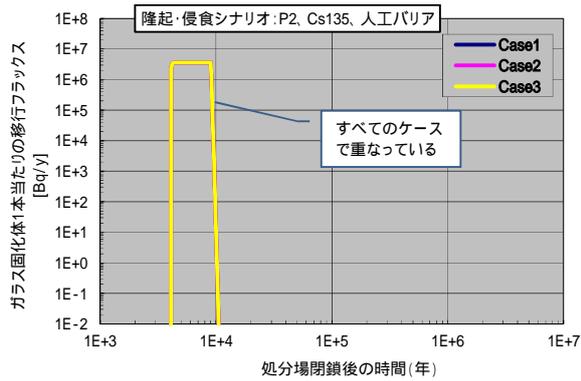
一方、天然バリアでは、すべての処分場位置 (P1～P5) において、解析ケース間の違いがみられており、隆起・侵食の影響として移行距離の減少を考慮した Case2 や Case3 のフラックスが Case1 に比べて大きい。P2 を除くすべての処分場位置において Case2 と Case3 の差は小さい。これは、Cs の場合、降水系条件における分配係数が大きく、隆起・侵食により天然バリアの移行距離がゼロになる時間 (処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年) まで、ほとんど核種が天然バリアから移行していかないために、ほぼ隆起・侵食の影響により移行フラックスが決まってしまうためであるものと考えられる。なお、P2 において Case2 の最大移行フラックスの方が Case3 に比べて、2 倍程度大きくなっているのは、Case2 と Case3 で天然バリアの上流側が塩水系条件となっている期間が異なる (Case2 で 20 万年、Case3 で 36 万年) による影響であるものと考えられる。つまり、Cs では、塩水系条件の分配係数が降水系条件の 1/20 なので、塩水系条件にさらされている期間が長い Case3 の方が Case2 に比べて、天然バリアでの遅延が小さく隆起・侵食の影響が出始めるまでに、わずかではあるが、天然バリアから移行する量が多くなり、結果として、Case2 よりも移行フラックスが小さくなったものと考えられる。また、この塩水系条件にさらされている期間の長い P2 では、その小さい分配係数のため、その他の処分場位置よりもわずかに大きな移行フラックスとなっており、流速の異なる Case2 と Case3 の間で差が現れやすくなった可能性もある。

以上のことから、Cs のように、降水系条件と塩水系条件で、設定パラメータ (本解析では、特に分配係数) に違いがある場合では、天然バリアに占める塩水系条件の割合やその期間が重要となる可能性が示唆された。



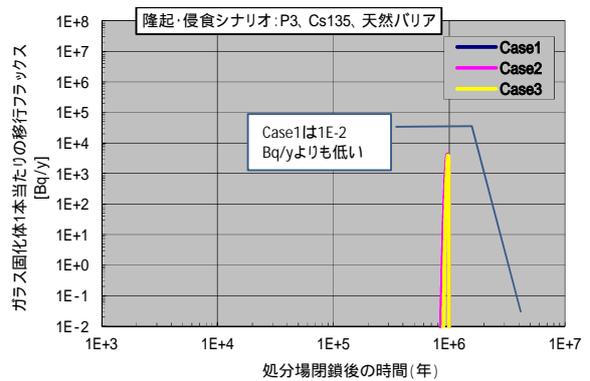
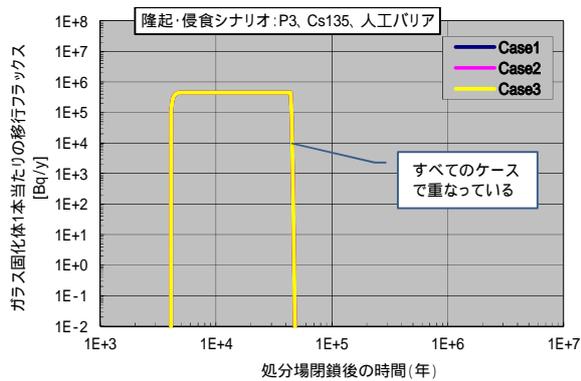
(1a) P1：人工バリア

(1b) P1：天然バリア



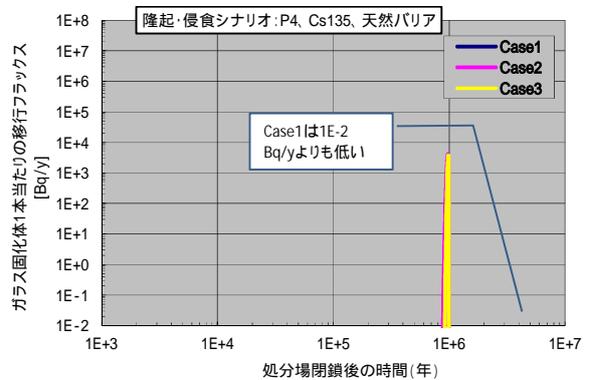
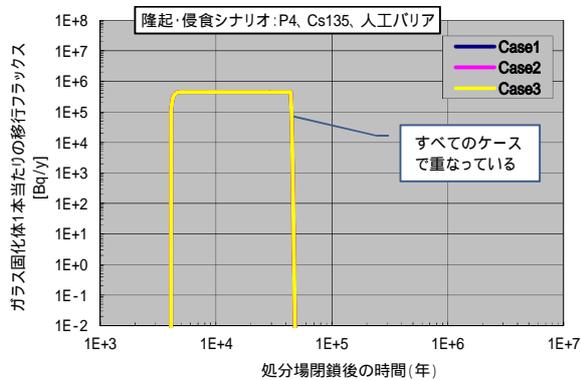
(2a) P2：人工バリア

(2b) P2：天然バリア



(3a) P3：人工バリア

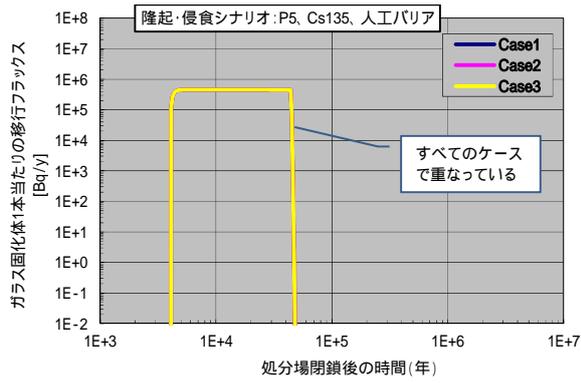
(3b) P3：天然バリア



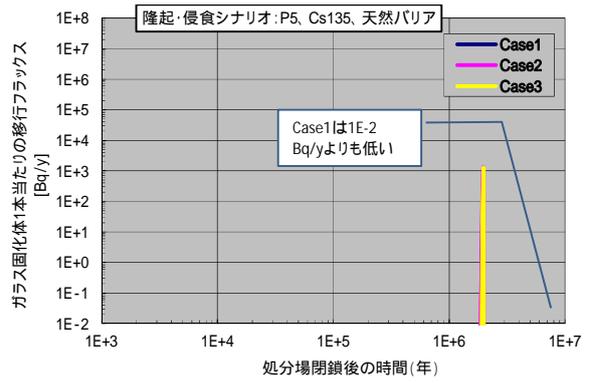
(4a) P4：人工バリア

(4b) P4：天然バリア

図 8.4-59 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における各バリアからのガラス固化体1本当たりの地下水移行による移行フラックスの解析ケース間の比較：Cs-135 (1/2)

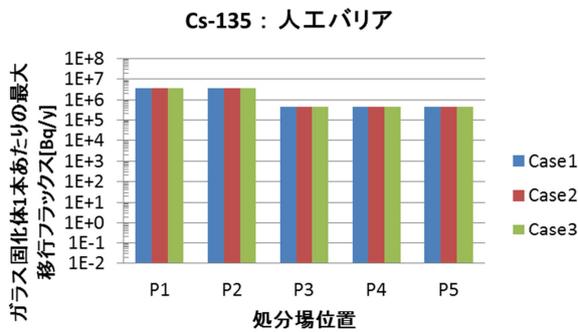


(5a) P5：人工バリア

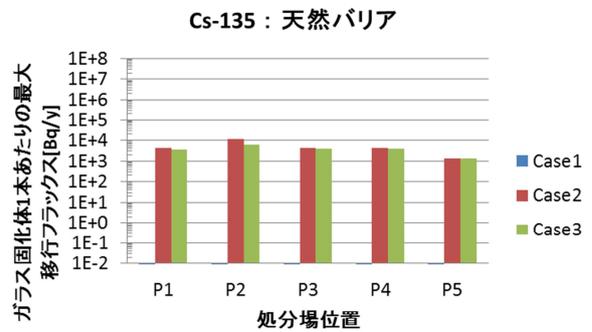


(5b) P5：天然バリア

図 8.4-59 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当り地下水移行による移行フラックスの解析ケース間の比較：Cs-135 (2/2)



(a) 人工バリア



(b) 天然バリア

	人工バリア			天然バリア		
	Case1	Case2	Case3	Case1	Case2	Case3
P1	3.7E+06	3.7E+06	3.7E+06	5.3E-22	4.3E+03	3.6E+03
P2	3.7E+06	3.7E+06	3.7E+06	5.6E-40	1.1E+04	6.3E+03
P3	4.5E+05	4.5E+05	4.5E+05	4.7E-10	4.2E+03	3.9E+03
P4	4.5E+05	4.5E+05	4.5E+05	3.7E-14	4.1E+03	3.8E+03
P5	4.5E+05	4.5E+05	4.5E+05	1.9E-46	1.4E+03	1.3E+03

単位: Bq/y

図 8.4-60 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における各バリアからのガラス固化体 1 本当り地下水移行による最大移行フラックスの解析ケース間の比較：Cs-135

(b) 土砂削剥による移行フラックス

侵食を考慮した解析ケースである Case2 及び Case3 に関して、移行距離の減少に応じた土砂削剥による移行フラックスも別途評価した。以下に核種ごとの結果を示す。

隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1 ~ P5) における天然バリアの土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本当たり) を、Se-79 については図 8.4-61 に、Cs-135 については図 8.4-62 に示す。

全体的に、土砂削剥による移行フラックスの方が、地下水移行による移行フラックスよりも大きくなっており、これは、評価モデルにおいて、土砂削剥による移行フラックスは間隙水中の核種に加えて、削剥される媒体中に収着している核種も含めて核種量を求めているためである。また、同じ理由で、分配係数の小さい Se-79 よりも分配係数の大きい Cs-135 において、土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの差が大きくなっている。

本解析では、隆起・侵食による影響として、土砂削剥による移行フラックスを別途予察的に評価し、その移行フラックスを間隙水中の核種と削剥される媒体中に収着している核種を含めた核種量から、移行距離の削剥速度により求めたが、実際に、削剥された土壌中の核種について、どのように線量評価するのかを含め、今後検討が必要である。

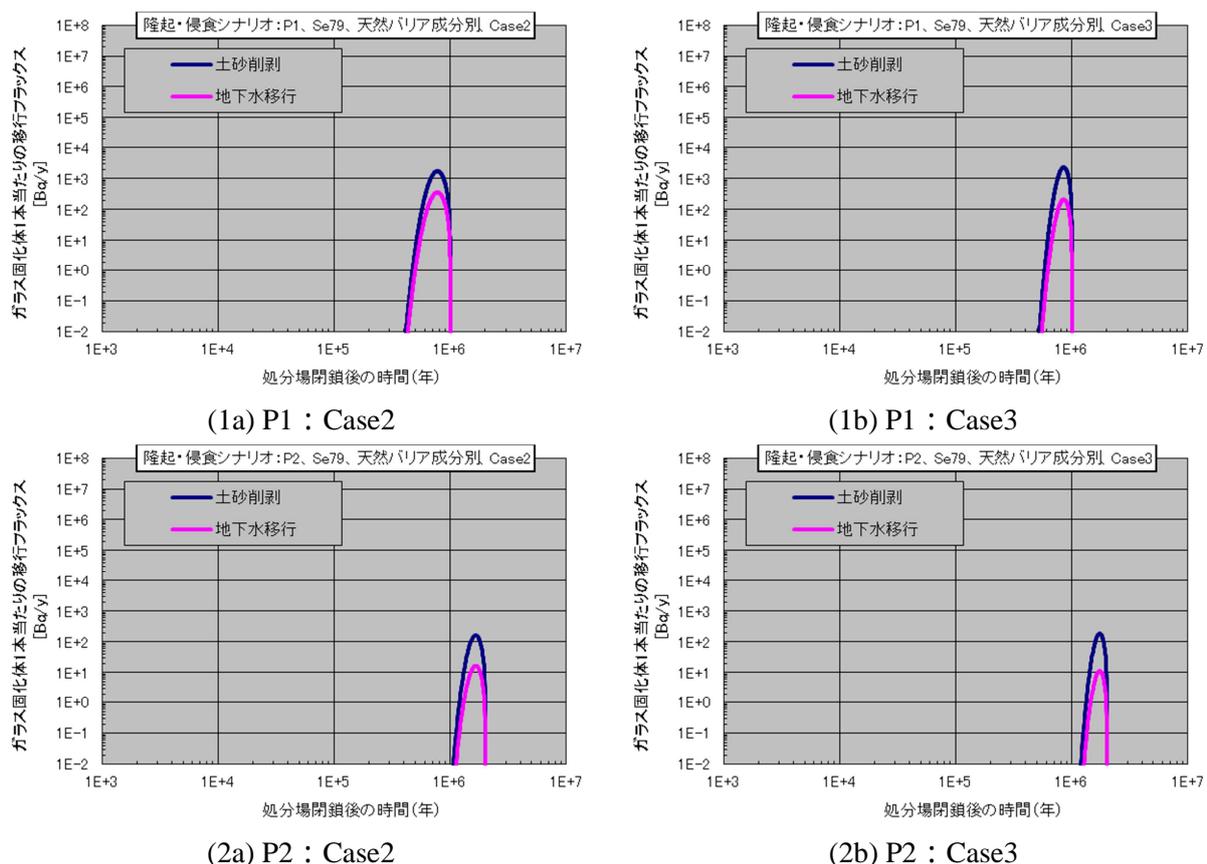
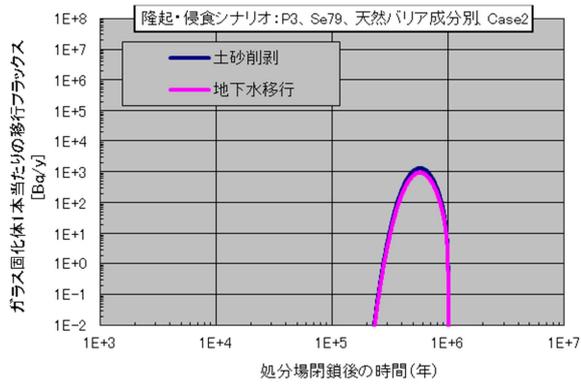
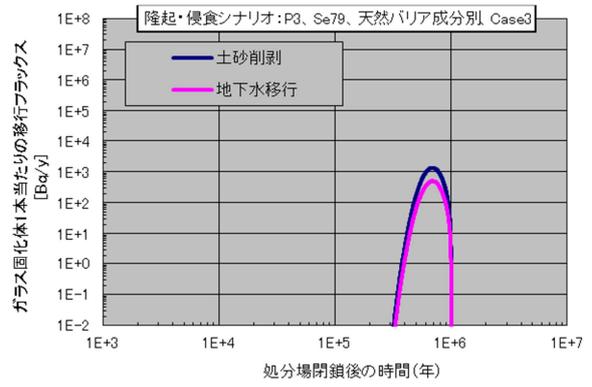


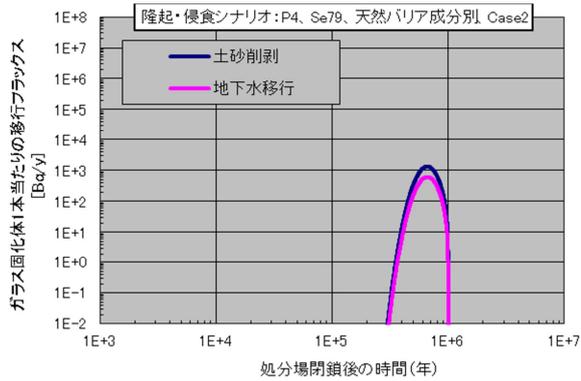
図 8.4-61 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1 ~ P5) における天然バリアの土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本当たり) : Se-79 (1 / 2)



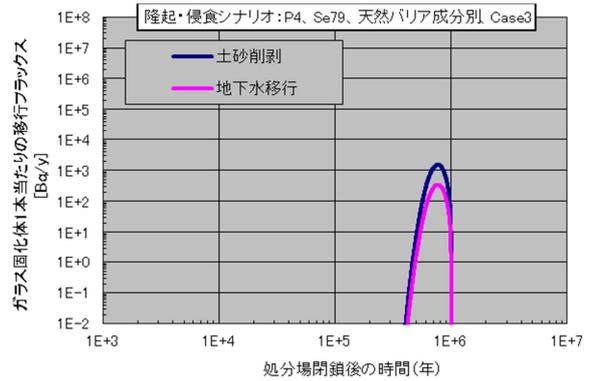
(3a) P3 : Case2



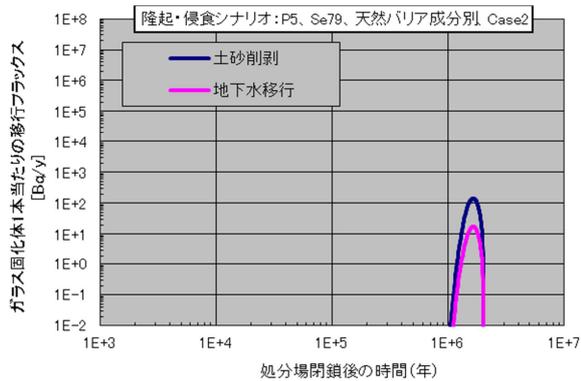
(3b) P3 : Case3



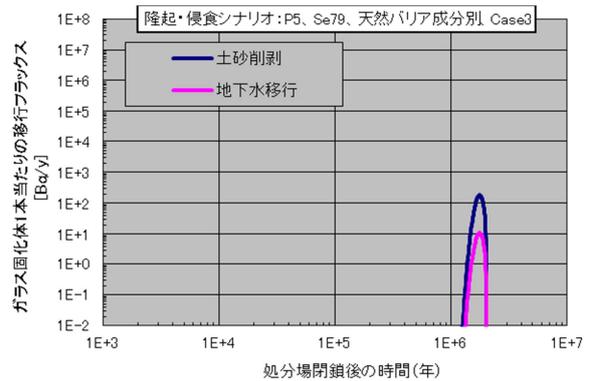
(4a) P4 : Case2



(4b) P4 : Case3

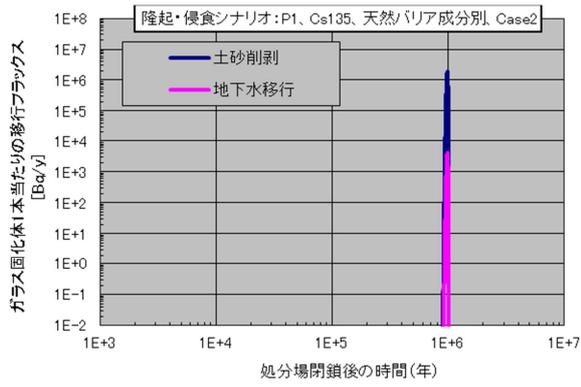


(5a) P5 : Case2

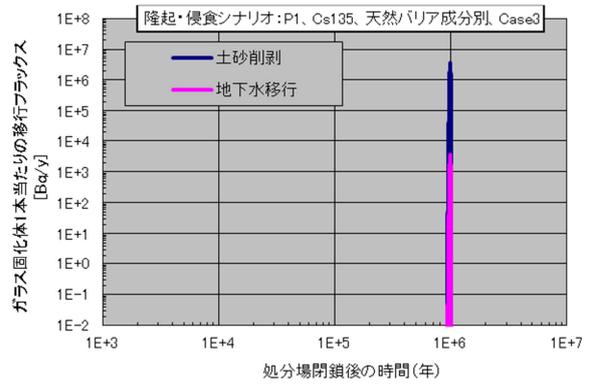


(5b) P5 : Case3

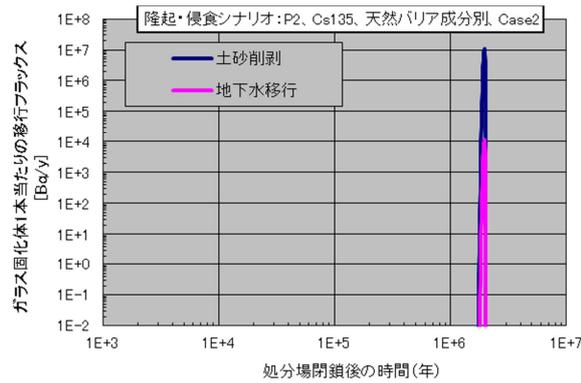
図 8.4-61 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1 ~ P5) における天然バリアの土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本当たり): Se-79 (2/2)



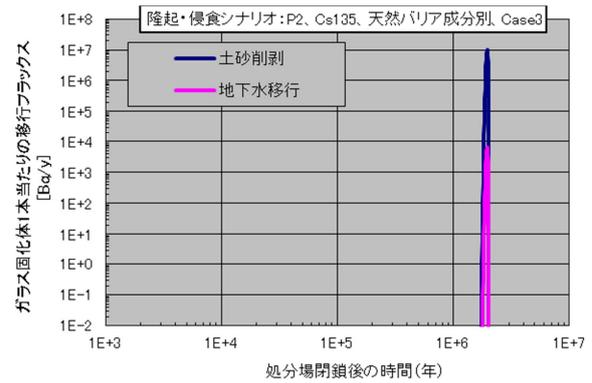
(1a) P1 : Case2



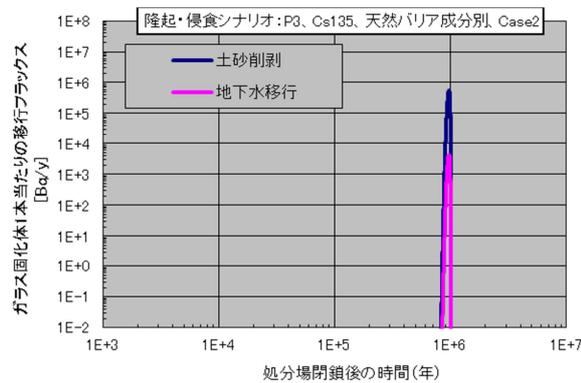
(1b) P1 : Case3



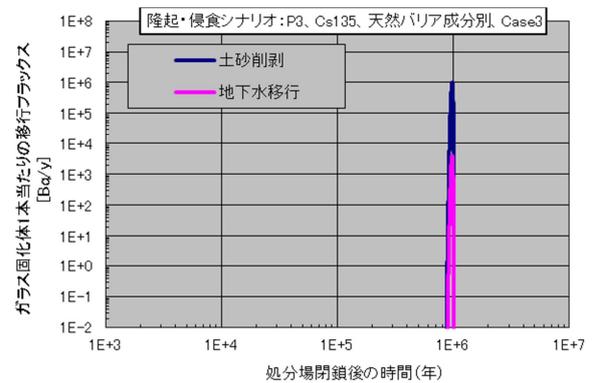
(2a) P2 : Case2



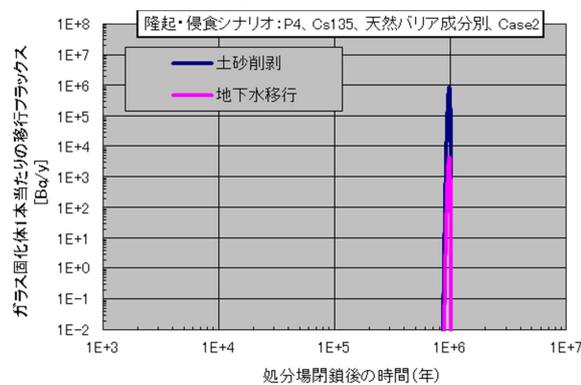
(2b) P2 : Case3



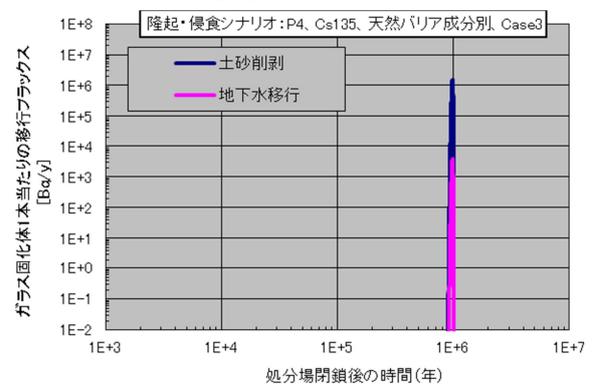
(3a) P3 : Case2



(3b) P3 : Case3

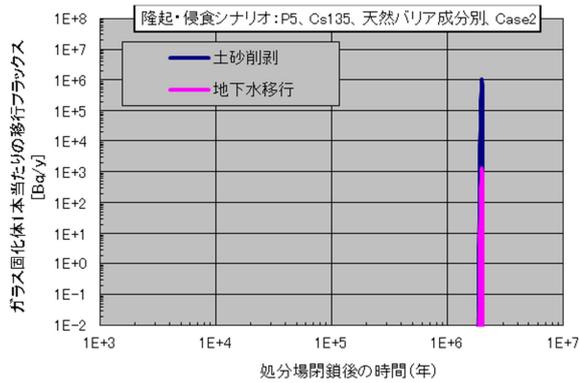


(4a) P4 : Case2

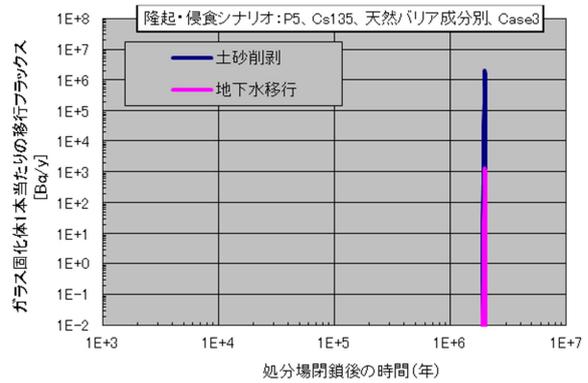


(4b) P4 : Case3

図 8.4-62 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1 ~ P5) における天然バリアの土砂削割による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本当たり): Cs-135 (1/2)



(5a) P5 : Case2



(5b) P5 : Case3

図 8.4-62 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1～P5) における天然バリアの土砂削剥による移行フラックスと地下水移行による移行フラックスの比較 (ガラス固化体 1 本あたり): Cs-135 (2/2)

(4) まとめ

本解析では、隆起・侵食 / 沈降・堆積及び気候変動による海水面変化の影響のうち、その影響が最も大きいことが予想される隆起・侵食シナリオを対象として、8.4.1 における現実的な地層処分サイトを想定し実施した地下水流動解析と、その結果に基づいた 8.4.2 から 8.4.6 におけるパラメータ設定を適宜反映した核種移行解析を行い、核種移行への影響の観点から、重要なこれらの天然事象の条件や地質環境の特性について予察的に検討した。具体的には、隆起・侵食の影響を検討するため、Case1 : 侵食を考慮しないケース、Case2 : 侵食を考慮しつつ透水係数の上昇に伴う流速の増加を考慮したケース、Case3 : 侵食を考慮したケース、の 3 ケースを設定し、さらに処分場の埋設位置との関係を検討するため、仮想的に 5 箇所 (P1 : 埋設深度 300m、初期地下水塩水系条件 ; P2 : 600m、塩水系条件 ; P3 : 300m、降水系条件 ; P4 : 300m、降水系条件 ; P5 : 600m、降水系条件) の位置を設定し、ケース間の比較を行った。

人工バリアでは、Se-79 及び Cs-135 について、人工バリアからの移行フラックスに対する隆起・侵食の影響はみられなかったものの、地下水環境条件の異なる処分場位置の違いにより、人工バリアにおける最大移行フラックス (Se-79 : 図 8.4-58、Cs-135 : 図 8.4-60) において差がみられた。

Se-79 では、少なくとも処分場の初期の水質条件が塩水系条件である P1 及び P2 において、降水系条件であるそれ以外の処分場位置 (P3～P5) に比べて、約 2 倍程度大きいフラックスとなった。これは、P1 の初期 (Case1 が 7,000 年、Case2 及び 3 が 6,000 年) 及び P2 の地下水環境条件が塩水系条件であり、ガラス溶解速度が降水系条件に比べて 1 桁程度大きい値を設定していることに起因しているが、ガラス溶解速度の差がそのままフラックスの差として現れていないのは、Se では、水質条件の違いによる分配係数の設定に関して、塩水系条件の方が降水系条件よりも 1 桁程度大きく、ガラス溶解速度と分配係数の水質条件の違いによる影響が相殺されたため、結果的に差が小さくなったものと考えられる。

一方、Cs-135 では、少なくとも処分場の初期の水質条件が塩水系条件となる P1 及び P2 において、降水系条件であるそれ以外の処分場位置 (P3～P5) に比べて、1 桁程度大きい値が得られており、これは水質条件によるガラス溶解速度の違いが顕著に影響したものと考えられる。つまり、Cs-135 において、Se-79 とは異なり、ガラス溶解速度の違いがそのまま移行フラックスに影響しているのは、Cs の分配係数が Se に比べて小さく、また、水質条件による分配係数の違いも小さいためと考えられる。

天然バリアでは、すべての処分場位置（P1～P5）において、解析ケース間の違いがみられており、隆起・侵食の影響を考慮した Case2 や Case3 のフラックスが Case1 に比べて大きい移行フラックスとなった（Se-79：図 8.4-58、Cs-135：図 8.4-60）。

Se-79 では、隆起・侵食に伴う流速の増加を考慮した Case2 の方が、どの処分場位置の場合でも約 2 倍程度 Case3 よりも大きく、これは、ほぼ流速の違いによる起因するものであり、Se-79 の場合、半減期が 2.95×10^5 年であるため、最大移行フラックスの現れている時間帯（100 万年前後）では、減衰の影響を受け、流速の速い Case2 のフラックスが大きくなったものと考えられる。なお、Case1 に関しては、どの処分場位置でも Case2 や Case3 に比べて、フラックスが小さくなっており、これは本解析において設定した移行距離と地下水流速、分配係数の関係上、天然バリアでの滞留時間が長くなり、放射性崩壊による減衰の影響が大きかったためである。

Cs-135 では、すべての処分場位置（P1～P5）において、解析ケース間の違いがみられており、隆起・侵食の影響を考慮した Case2 や Case3 のフラックスが Case1 に比べて大きい、P2 を除くすべての処分場位置において Case2 と Case3 の差は小さい。これは、Cs の場合、降水系条件における分配係数が大きく、隆起・侵食により天然バリアの移行距離がゼロになる時間（処分深度 300m の場合は 100 万年、600m は 200 万年）まで、ほとんど核種が天然バリアから移行していかないために、ほぼ隆起・侵食の影響により移行フラックスが決まってしまうため、流速の増加を考慮した Case2 と流速の変化を考慮しない Case3 でほとんど差が出なかったものと考えられる。なお、P2 において Case2 の最大移行フラックスの方が Case3 に比べて、2 倍程度大きくなっているのは、Case2 と Case3 で天然バリアの上流側が塩水系条件となっている期間が異なる（Case2 で 20 万年、Case3 で 36 万年）による影響であるものと考えられる。つまり、Cs では、塩水系条件の分配係数が降水系条件の $1/20$ なので、塩水系条件にさらされている期間が長い Case3 の方が Case2 に比べて、天然バリアでの遅延が小さく隆起・侵食の影響が出始めるまでに、わずかではあるが、天然バリアから移行する量が多くなり、結果として、Case2 よりも移行フラックスが小さくなったものと考えられる。また、この塩水系条件にさらされている期間は、処分場位置間で比較した場合でも、塩水系条件にさらされている期間の長い P2 はその他の処分場位置よりもわずかに大きな移行フラックスとなっていることの原因でもある。

以上のことから、人工バリアでは、水質条件ごとのガラス溶解速度や分配係数といったパラメータの重要性が示唆され、天然バリアでは、Cs のように、降水系条件と塩水系条件で、設定パラメータ（本解析では、特に分配係数）に違いがある場合では、天然バリアに占める塩水系条件の割合やその期間が重要となる可能性が示唆された。

また、本解析では、隆起・侵食による影響として、土砂削剥による移行フラックスを別途予察的に評価し、その移行フラックスを間隙水中の核種と削剥される媒体中に収着している核種を含めた核種量から、移行距離の削剥速度により求めた結果、通常の地下水移行による移行フラックスよりも数倍から数オーダー大きいフラックスとなる可能性が示唆された。そのため、隆起・侵食に伴う土砂削剥による移行フラックスをどのように評価するかは、安全評価上非常に重要であり、削剥された土壌中の核種について、どのように線量評価するのかを含め、今後検討が必要である。

8.5 代替指標等に対するパラメータ等の重要度分析

8.3 節「人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価」及び 8.4 節「隆起・侵食のシナリオを対象とした安全評価」で、リンケージをアップデートした上で平成 23 年度の条件設定を考慮しつつ新たな条件設定を加え、より人工バリア領域の変遷を考慮可能とした解析及びより現実的な我が国の地下環境を想定するとともに隆起侵食シナリオにまでリンケージを拡張した解析をそれぞれ実施した。

これらの結果から、サイトの地質環境等の特性に関わらず、人工バリアを含めた埋設施設によりできるだけ長期間放射性核種の漏出を閉じ込める設計とすることに有効と考えられている代替指標としての核種移行フラックスについて、人工バリアから EDZ を含む母岩、母岩から亀裂帯、そして亀裂帯から生物圏のそれぞれに対する違いを検討し、その中から、これらに影響の大きい人工バリア領域及び天然バリア領域の評価に使用されるパラメータや設定条件等について抽出を行った。

なお、8.3 節に加え 8.4 節で取り扱った地下水条件に対する解析ケースにおける人工バリアからの核種移行フラックスに対するパラメータ等の重要度分析については、以下の 8.5.1 項にまとめて記述し、8.5.2 項では、主に隆起侵食シナリオに関するパラメータの重要度分析の結果について記述した。

8.5.1 人工バリア領域における重要度分析

人工バリア領域における重要度分析は、人工バリアから天然バリアの入り口に相当する母岩中の EDZ へ放出される核種移行フラックスへの影響から検討を行った。

なお、定量的な観点を踏まえた重要度分析を行うためには、処分システム全体を記述するためのリンケージの完成度とともに、個々の人工バリアの要素を記述するモデルの完成度として信頼性や妥当性が同時に満足されていることが前提になると考えられる。一部の人工バリア要素については、他の研究者の実験室実験や野外実験などの結果を基にして比較的検証が進んだものがある一方、その適用範囲が制限されたものもあるなど、現状ではバラつきがあると考えている。また、リンケージについても、これまで、重要な部分のリンクについて優先度や実現性を踏まえた上で進めて来ているものの、未だに残された部分が存在することも認識している。

それでもなお、システム全体に対する影響度を対象とする場合においては、リンケージ無しに重要パラメータを抽出することと比較して考えると、前述したような不十分な点は残されているものの、現状求め得る最大限有効な知見として、総合的な解析を行い、重要パラメータを抽出し、それらに影響を与える因子を遡及して検討することは有益であると考えた。また、このような、重要パラメータを抽出したり、それに影響を及ぼす因子について検討したりするための考え方の整理は、今後、リンケージや個々の評価モデルが成熟した際にも有効であり、手法（ツール）として予め整備しておく観点で重要と考えられる。

以下に、重要パラメータの抽出結果及びそれらへの影響因子について記述する。

（１）核種移行フラックスに直結する重要パラメータ

平成 23 年度では重要パラメータとして、ガラス固化体の溶解速度、緩衝材中の核種分配係数が抽出されている。平成 24 年度については、核種移行フラックスへのこれらの影響について示すと共に、新たに抽出された重要パラメータ等について示す。

(a) ガラス固化体の溶解速度及び緩衝材中の核種分配係数

リファレンスとしての地下水組成として、降水系、海水系を、また、処分場構造物により高アルカリ化した降水系地下水（変遷も考慮）を、そして、より具体的な地下環境条件の地下水組成として幌延の淡水系、塩水系を設定して解析したすべてのケースを対象に、顕著に人工バリアからの核種移行フラックスに違いが見られたケースについて示す。

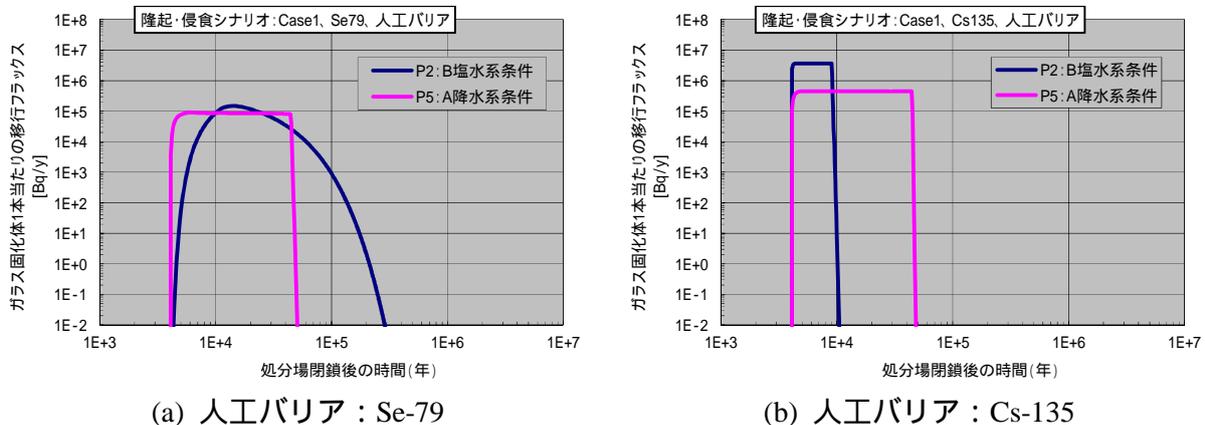


図 8.5-1 隆起・侵食シナリオの Case1 における人工バリアからの移行フラックスの比較（ガラス固化体 1 本当たり）

ここで、Case1 は侵食の影響を考慮しないケースであることから、通常の地下水シナリオを設定した場合に該当する。また、処分場深度の設定ケース名を示す P2、P5 は共に 600m の同じ深さの設定になるため、処分場周囲の地下水流動場は同一の設定に該当する。したがって、これらのフラックスの違いは、B で示す塩水系地下水と A で示す降水系地下水との違いによる影響であると考えられる。

図中(a)に示す Se-79 では、地下水組成条件の違いにより、ピークフラックスにわずかな差がみられた。すなわち、P2 では 1.5×10^5 Bq/y、P5 では 9.1×10^4 Bq/y となり、塩水系である P2 においては、降水系である P5 よりも 2 倍弱大きいピークフラックスとなった。これは、P2 のガラス固化体の溶解速度が P5 に比べて 1 桁程度大きい値となっていることが影響していると考えられるが、ガラス固化体の溶解速度の 1 桁の差がそのままピークフラックスの差として現れていない。これは、塩水系の P2 の Se の緩衝材中の核種分配係数が、降水系の P5 よりも 1 桁程度大きくなっていることにより、これらの影響が相殺されたためであると考えられる。

一方、図中(b)に示す Cs-135 では、P2 と P5 のピークフラックスはそれぞれ、 3.7×10^6 Bq/y、 4.5×10^5 Bq/y であり、ガラス固化体の溶解速度の差（1 桁）とほぼ同じ比率を示す結果となっている。これは、Cs の分配係数の値そのものが Se に比べて小さいことに加え、塩水系、降水系の地下水条件による分配係数の違いも小さい（どちらも 10^{-3} m³/kg オーダー）ためと考えられる。

一方、リファレンスとしての地下水組成として、降水系、海水系及び処分場構造物により高アルカリ化した降水系地下水を設定した解析（8.3 人工バリア領域の変遷のシナリオを対象とした安全評価）では、ガラス固化体の溶解速度が全ケースで Stage II となったことで、全 10 ケースで、Se-79 のピークフラックスが、最小のケース 8（温度条件 25、海水系、酸素濃度 8ppm、支保工厚さ 9cm）と、最大のケース 5（温度条件 90、降水系、無酸素、支保工厚さ 60cm）とで 1 割程度の相違に止まる結果となった。その一方で、Cs-135 のピークフラッ

クスについては、最小のケース 7(温度条件 25 、降水系、酸素濃度 8ppm、支保工厚さ 9cm) と、ケース 5 (温度条件 90 、降水系、無酸素、支保工厚さ 60cm) を除く他のケースとはほぼ同じ値であったのに対し、ケース 5 のみが最小のケースより 4 割程度大きくなる結果となった。

Cs-135 のピークフラックスの値については、ケース 5 を除き大きな違いが現れなかったものの、フラックスの経時変化の比較からは、降水系地下水の移行フラックスは、海水系地下水での移行フラックスよりも急激な立ち上がりを示すという違いが現れており、これは海水系の緩衝材中の核種収着分配係数が降水系よりも 2 桁以上低いことを反映しているものと考えられる。

また、緩衝材中の地下水実流速については、海水系のケースでは降水系のケースより 2 桁高い値に設定されているにもかかわらず (それぞれ、 1.3×10^{-4} m/y 及び 1.5×10^{-6} m/y)、移行フラックスは両ケースともにほとんど違いが見られず、ガラス固化体の溶解速度及び緩衝材中の核種分配係数と比較して感度は相対的に小さいことが示された。

以上の結果から、代替指標としての人工バリアから天然バリアへの核種フラックス (特にピークフラックス値) に対し、ガラス固化体の溶解速度及び緩衝材中の核種分配係数が及ぼす影響は大きく、重要パラメータとして抽出されることが示された。これは、平成 23 年度の結果と調和的であり、結果を支持するものとなった。

(b) オーバーパックの寿命

リファレンスとしての地下水組成として、降水系、海水系を、また、処分場構造物により高アルカリ化した降水系地下水 (変遷も考慮) を、そして、より具体的な地下環境条件の地下水組成として幌延の淡水系、塩水系を設定して解析したすべてのケースのうち、(8.3 人工バリア領域の変遷のシナリオを対象とした安全評価) で設定したケース 10 (温度条件 25 、高アルカリ化降水系地下水、無酸素、支保工無し) のみにおいて、オーバーパックが 400 年で早期破損するという評価結果となった。この結果により、他の全てのケースが約 4000 年で破損したのと異なり、第 2 次取りまとめにおけるオーバーパックの寿命設定のリファレンスである 1,000 年以前に、人工バリアから天然バリアへの核種移行フラックスが発生した。ケース 10 のピークフラックスについては、ケース 5 を除く他のケースと概ね相違ない値となっているものの、オーバーパックの早期破損は、標準シナリオ設定からの重要な分岐に相当するシナリオとして、移行フラックスの処分場閉鎖後の早期上昇に直結する。したがってオーバーパックの寿命は、オーバーパックの早期破損シナリオに結びつく重要パラメータとして抽出されるべき項目であると考えられる。

(2) 重要パラメータへの影響因子及び影響条件

前項で抽出された重要パラメータを判断指標などに反映させるためには、重要パラメータをブレイクダウンし、重要パラメータへの影響を及ぼす因子や条件まで遡及した検討が重要となる。すなわち、代替指標として人工バリアからの核種移行フラックスを設定したとき、重要パラメータには人工バリア領域の安全機能を表すパラメータの中から、総合的評価により求められる核種移行フラックスへの重要度 (感度・影響度) が大きいものが抽出される。例えば、ガラス固化体の溶解速度は、ガラス固化体の核種閉じ込め機能を、緩衝材中の核種分配係数は緩衝材の核種遅延機能を、そしてオーバーパックの寿命はオーバーパックの核種閉じ込め機能を表すパラメータである。これらの安全機能の維持は処分安全上重要な命題であるため、規制の観点からその評価が妥当性かつ合理性を持って行われているかを判断する

必要がある。その際、抽出された重要パラメータは、複数のモデルの組み合わせやデータベースとそれに関連する多くの因子により構成された設定手法により算出されているため、そのすべての因子に対して同程度の配慮を求めることは合理的であるとは言えない。合理的な判断を行うためには、それぞれの重要パラメータに特に影響の大きい因子を選択することが有効であると考えられるが、その選択のベースとしては、個々の処分材料といった要素毎の評価ではなく、処分システム全体でリンケージを図った総合的評価がベースとなる必要がある。

以上のような考え方を踏まえると、重要パラメータへの影響因子や影響条件を、より具体的な物理的、化学的因子（例えば温度など）と結びつけることの意味付けをより合理的なものにすることで、規制の観点や安全評価を実施する際に留意すべき指標の作成に寄与することが可能になるものと考えられる。

（ a ） ガラス固化体の溶解速度及び緩衝材中の核種分配係数

8.3.3 で記述したように、昨年度は、マトリクス溶解の抑制因子として、OP 接触領域の緩衝材中間隙水の pH、Ca 濃度、Mg 濃度を用いて、抑制状態の判定を実施したが、今年度は、実験により、Ca 濃度の影響がないことが確認できたため、pH、Mg 濃度のみを用いる新たな手法による設定を実施した。このことにより、昨年度実施した解析ケース（降水系、海水系合わせて 6 ケース）のうち 3 ケースが Stage I と判定としてガラス固化体の溶解速度を設定したのに対し、本年度は、昨年度と同条件の降水系、海水系を含むケースでは、Stage I と判定されず、隆起・侵食のシナリオを対象とした安全評価における緩衝材変質評価計算の塩水系地下水の設定ケースのみ Stage I 判定となった。

ガラス溶解速度判定が更新されたにもかかわらず、幌延塩水系地下水で Stage I 判定となった理由として、緩衝材中の OP 接触領域の地下水組成において、Mg 濃度が 5,000 年後に $1.0 \times 10^{-2} \text{ mol L}^{-1}$ オーダーまで上昇しており、Mg 濃度が判定基準を満足する値にまで到達したためと考えられる。この高い濃度上昇により、平成 24 年度のガラス溶解速度判定条件においても、ガラスの溶解速度が Stage I と判定された。

さらに、この Mg 濃度の上昇には、CSH の消滅が影響している可能性が示唆される。つまり、CSH の消滅と同時に Sepiolite が消滅していることが 8.4.2(3) から観察されており、Mg 含有鉱物である Sepiolite が生成されなくなったことで、Mg が 2 次鉱物として消費されなくなり、間隙水を介して EDZ から OP 近傍まで侵入することにより、元々高濃度であった塩水系地下水の Mg 濃度の影響が OP 近傍の間隙水組成にまで及ぶことになったと推測される。

一方、リファレンスとしての地下水組成として、降水系、海水系、処分場構造物により高アルカリ化した降水系地下水を設定した解析（8.3 人工バリア領域の変遷のシナリオを対象とした安全評価）では、ケース 5 のみが Cs-135 のピークフラックス値が高くなったことが示されている。この原因について、重要パラメータである緩衝材中の核種分配係数への影響の遡及について検討を行った結果を図 8.5-2 に示す。図中、左図で観察された 3 万年あたりの特徴的なフラックス形状は、1 段目の遡及により緩衝材中の核種分配係数の違いとともに、急激な低下が重要な因子となっていることが示される。さらに 2 段目の遡及により、これらがイオン交換反応に基づく分配係数設定モデルや 2 万年以降のモンモリロナイトの消失の影響に因っていることが分かる。このような影響の連鎖の遡及について検討を行うことができることはリンケージを図った評価手法のメリットの一つであると考えられる。

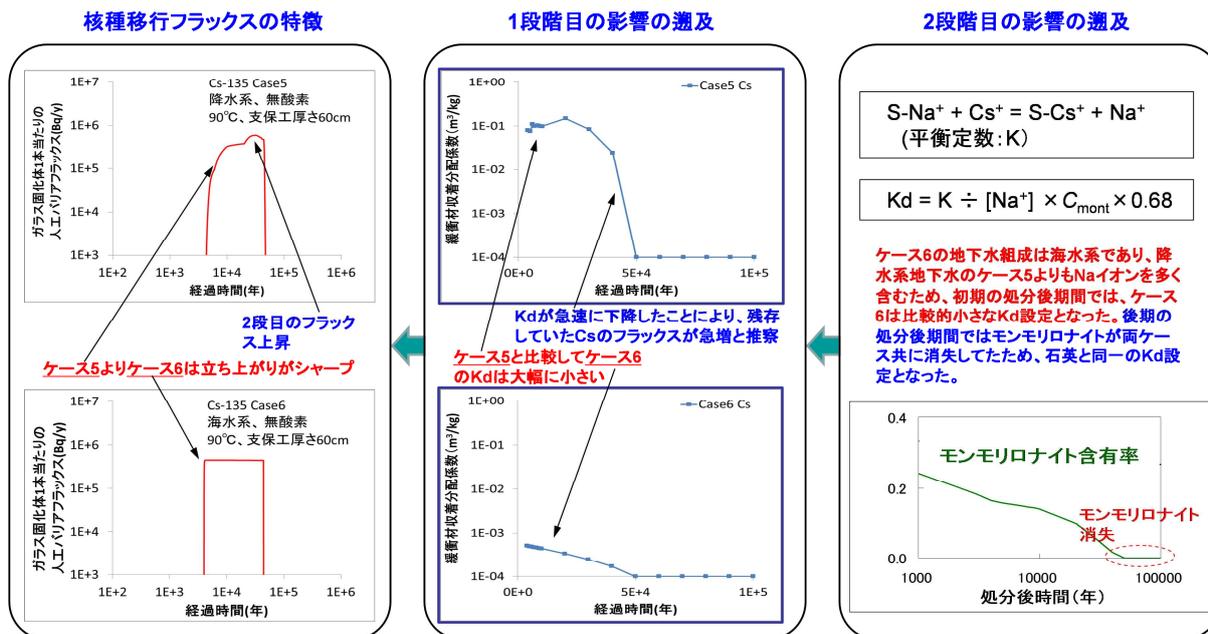


図 8.5-2 重要パラメータに対する影響因子の遡及の一例

以上のことから、ガラス固化体の溶解速度への影響因子として、ガラス溶解速度判定式の影響因子である Mg 濃度が示された。Mg は海水系地下水に多く含まれる元素であるので、地下水組成に留意すると共に、Mg が OP 領域まで侵入する条件の把握も重要である。また、緩衝材中の核種分配係数については、前項(1)(a)の Se-75 で示したように、Stage I 判定となってガラス固化体の溶解速度が 1 桁上昇することによるピークフラックスの上昇を緩衝材中の核種分配係数が 1 桁上昇することにより相殺し大幅に低減させる効果があることから、ガラス固化体の溶解速度と同程度に重要なパラメータであることが示されている。緩衝材中の核種分配係数への影響因子は、核種毎に異なる収着メカニズムを反映した収着モデル式に負うところが大きい。収着で競合するイオン種の濃度、主な収着固相であるモンモリロナイトの残存量、モンモリロナイト消滅時の値の設定の考え方などが重要条件として挙げられる。特に、図 8.5-2 で示したように、比較的高い核種分配係数が短期間で大きく低下する場合には、一旦定常値に到達しつつあった核種移行フラックスに 2 段階目の上昇をもたらす、ピークフラックスを押し上げる効果があることから、緩衝材中の核種分配係数の時間変遷も重要な因子になることが示唆された。

(b) オーバーパックの寿命

平成 24 年度の総合的評価では、前述の通り、(8.3 人工バリア領域の変遷のシナリオを対象とした安全評価) で設定したケース 10 のみでオーバーパックの早期破損が発生した。オーバーパックの破損判定は、昨年度と同様の局部腐食発生判定 (pH pHd) により行い、局部腐食進展速度 (0.5mm/y) と破損基準 (全面腐食の最大腐食深さ + 局部腐食進展量が 190mm) から、進展期間約 400 年のケース 10 (温度条件 25 、高アルカリ化降水系地下水、無酸素、支保工無し) のみ局部腐食により OP が 400 年後に破損と設定された (8.3.2 参照) 。図 8.3-45 に示されるように、局部腐食の発生条件が満たされたケースはケース 10 のみではなく、ケース 3 (温度条件 25 、降水系、無酸素、支保工厚さ 60cm) でも発生している。但し、ケース

3 では局部腐食の継続時間が非常に短期間であったため、局部腐食ではなく結果的に全面腐食によりオーバーパックは破損している。

以下、ケース 3 と、地下水組成のみがケース 3 と異なる海水系のケース 4、温度条件のみがケース 3 と異なる 90 のケース 5 と pHd、pH の経時変化を比較する。

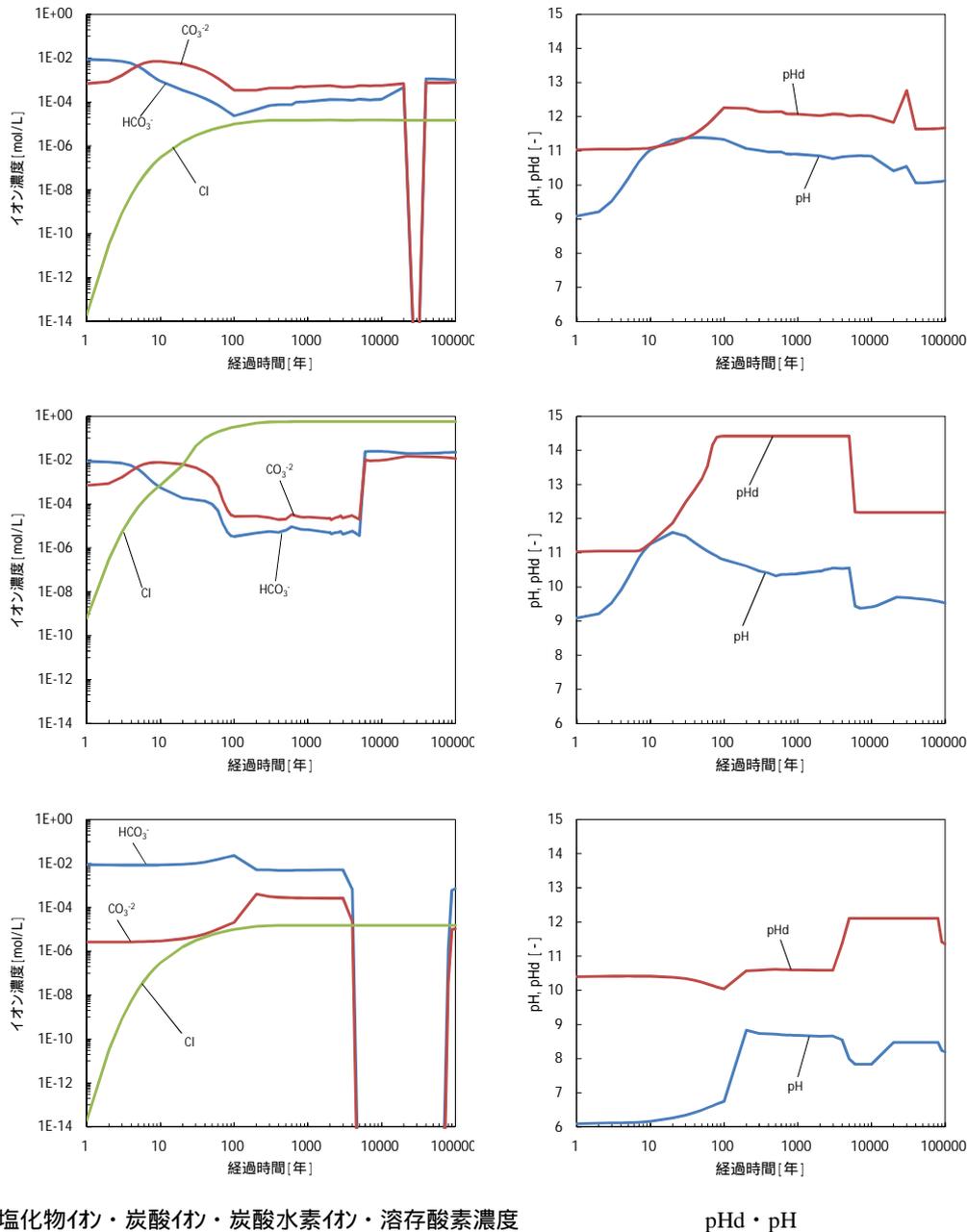


図 8.5-3 ケース 3、4、5 の pHd 等の経時変化の比較
(上からケース 3、4、5)

ケース 3 とケース 4 とを比較すると、pH の変化傾向は似ているものの、pHd の変化に違いが見て取れることが分かる。比較的初期の段階でケース 4 の pHd が上昇しているのは、pHd に大きく影響する Cl 濃度が海水系のケース 4 の方が大きく上昇しているためである。但し、上昇するタイミングが少し早い時間にずれただけの場合、ケース 4 にも短期間ではあるものの局部

腐食になり得る期間が生じる可能性があったと考えられる。一方、ケース 3 とケース 5 との比較では、 pH_d の変化傾向は異なるものの、その値はケース 3 と同程度であることが分かる。但し、 pH 自体の値がケース 3 と比較してケース 5 の方が、低い値で推移しているため、多少他の因子に変動が生じたとしても、局部腐食判定となる可能性は非常に低い。これは、 pH に温度依存性があり、高温になるほど pH が低下する傾向となることが原因の一つとして挙げられる。加えて、高温になるほど化学反応、物質移行の進行が促進されるため、支保工と地下水の反応で生じるアルカリ成分が緩衝材中に進入して直ぐの段階で消費され、オーバーパック近傍の pH を上昇させるに至らなかったことが考えられる。

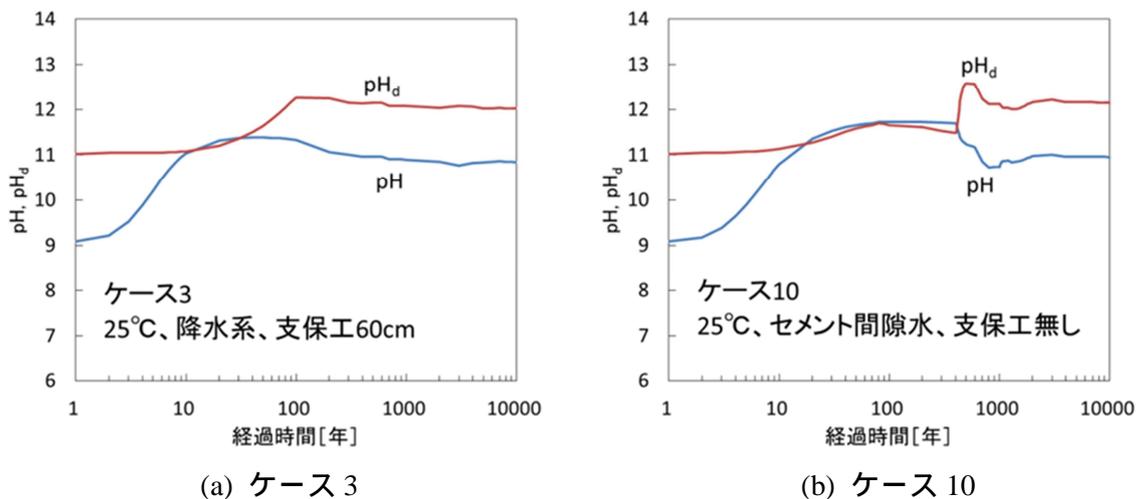


図 8.5-4 局部腐食が発生したケースに対する間隙水の pH 及び pH_d の経時変化

一方、ケース 10 では、緩衝材と EDZ の間に支保工が介在しない処分構造を想定し、EDZ 中の地下水組成として、支保工により高アルカリ化した降水系地下水を設定している。このため、図 8.5-5 に示すように、比較的短期間のうちに、オーバーパック近傍の液性が高 pH になると共に、その後も $pH11$ を超える状態が 400 年程度の期間維持されることにより、局部腐食による OP の早期破損に繋がったと考えられる。

以上のことから、オーバーパックの寿命への影響因子として、海水に多く含まれ、 pH_d の判定式中の因子である Cl 濃度、 pH の依存性の因子としての温度、また、影響条件として、緩衝材と EDZ 間に介在する支保工の有無による処分構造条件が示された。なお、支保工が存在する場合には、支保工の厚さはもとより、支保工中の物質移行状況も重要な因子になる。図 8.5-6 は、平成 24 年度のケース 5 とそれに相当する平成 23 年度のケースの固相中鉍物濃度及び液相元素濃度の空間分布を比較したものである。平成 23 年度は支保工領域の拡散係数は一定値としていたが、平成 24 年度の解析では拡散係数を間隙率により変動させた値を用いた。この結果、支保工領域の拡散係数は、平成 24 年度では相対的に大きな値が設定されることとなった。図から明らかなように、間隙閉塞傾向が平成 23 年度は緩衝材、平成 24 年度は支保工となったこと（ピークは 1 万年後では既に EDZ 付近へと移行している）、境界付近のモンモリロナイト溶解が進行していること、支保工内の CSH 溶解が促進され消滅していること、これにより液相中の OH^- が大きく減少していることなどの違いが見られる。これは、先に述べたように、平成 24 年度の支保工領域の拡散係数が大きめに設定され、物質移行が大きくなったことによるものと推察される。但し、平成 24 年度設定された支保工領域の拡散係数は、

一般的な健全なセメントの拡散係数と比較して結果的に非常に大きな値となってしまっており、前述の溶解促進は過度である可能性が高い。しかしながら、このことは支保工領域の物質移行が支保工を介する処分構造上でシステムとして重要な因子になることを示唆している。したがって、今後、支保工領域での拡散係数には、2.5.2 項で検証を行ったセメント間隙変遷モデルを適用することが重要と考えられる。

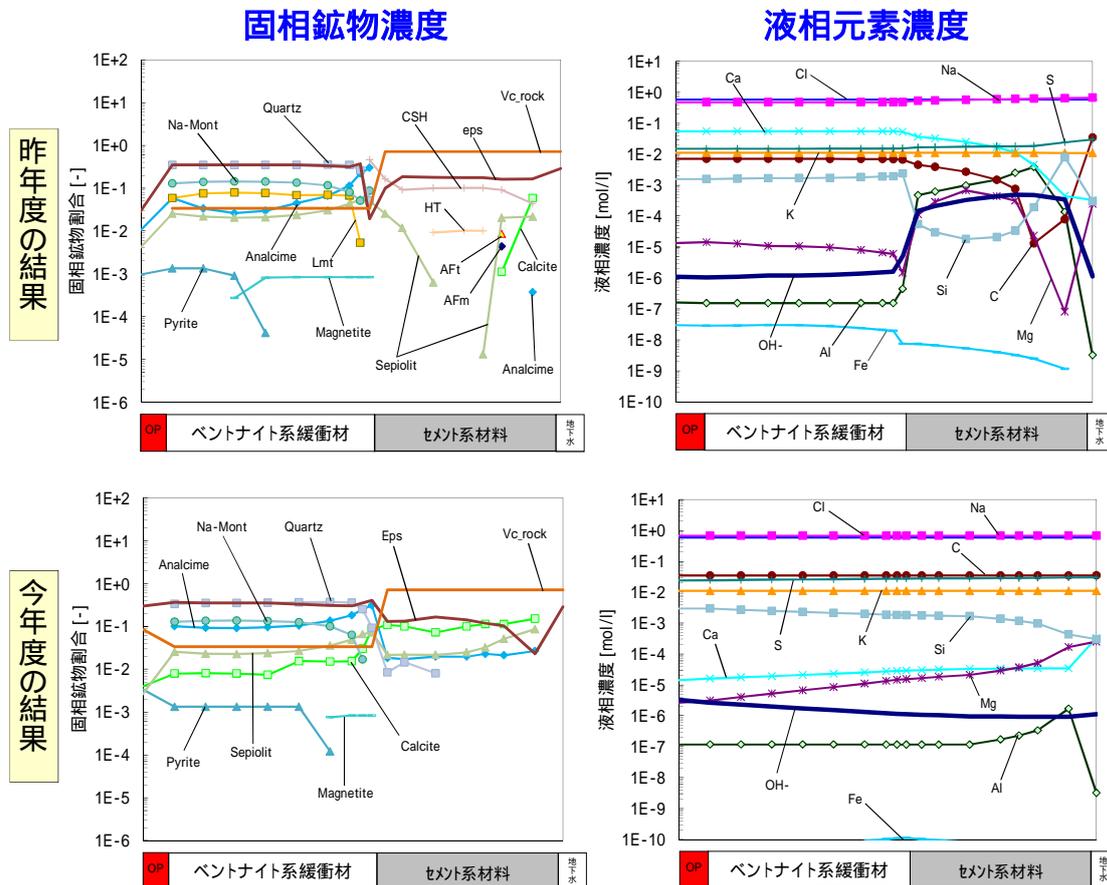


図 8.5-5 海水系、90、支保工 60cm の 1 万年後の空間分布
(昨年度と本年度の結果の比較)

以上、オーバパックの寿命への影響条件として、緩衝材と支保工が接する処分構造では、長期間に亘る緩衝材中の間隙水組成、鉱物組成の変遷に対して、セメントの物質移行パラメータが重要因子となることが示唆された。これは支保工が厚いほど顕著になるものと考えられる。一方、支保工が介在しない処分構造や地下水組成の設定によっては、OP の早期破損が発生する可能性があることが示された。一般的に、セメント支保工が緩衝材と接する処分構造の方が、より緩衝材にアルカリ影響を与えられているが、シナリオ分岐に結びつくような影響が必ずしも生じないこともあることを示している。このような結果は、リンケージによる一連の影響の連鎖を、処分システムに対して解析できるようになった大きなメリットと考えられる。

8.5.2 天然バリア領域における重要度分析

天然バリア領域においては、比較的既往の水理・水質データが多く存在する幌延地下研究施設周辺の情報を基に、地質環境条件（2次元の水理、地質・地質構造、隆起・侵食条件、化学環境等）を設定し、隆起・侵食による地表面の削剥によって処分場の対地深度が変化した場合の核種移行経路、移行経路中の地下水流速、化学環境（塩水/降水境界）の変化を地下水流動解析、塩分濃度解析およびトラジェクトリ解析から求めた（図 8.5-6）。さらに、塩水/降水境界の位置と処分場の対地深度の関係から、処分場内の水質条件（塩水系及び降水系）を決め、その解析結果と、ガラス固化体やオーバーパック及びベントナイト系緩衝材の性能評価、ならびに核種移行パラメータの評価とのリンケージを図り、人工バリア及び天然バリアにおける核種移行解析を行った。以上の我が国の地質環境条件を踏まえたサイトに対し、隆起・侵食を想定したシナリオに対する解析イメージを図 8.5-7 に示す。

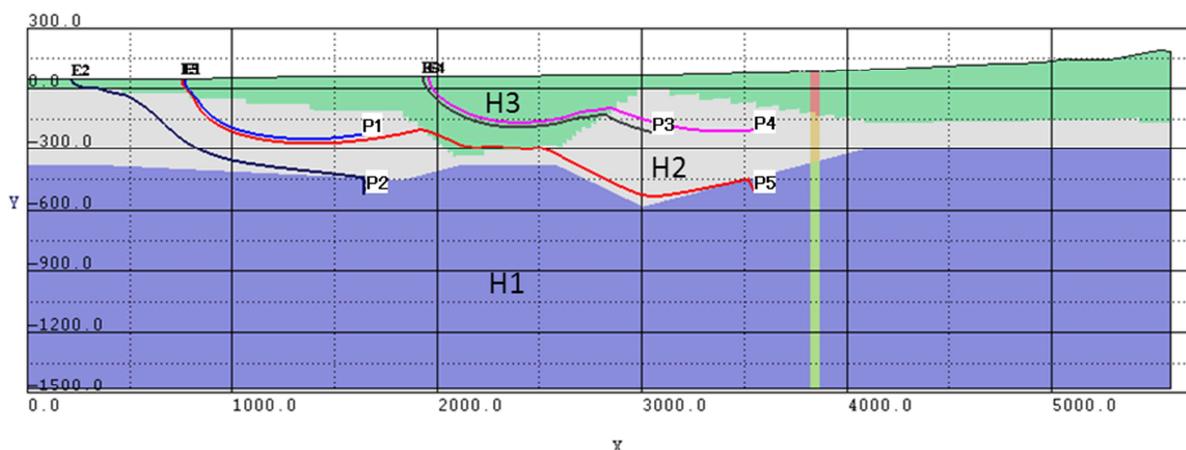


図 8.5-6 トラジェクトリ解析の結果例（6万年後の流跡線図であり、図中の H1～H3 は透水係数の異なる水理区分，P1～P5 は処分場位置をあらわしている。Case2：隆起・侵食による処分場の対地深度の減少及び隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇を考慮）

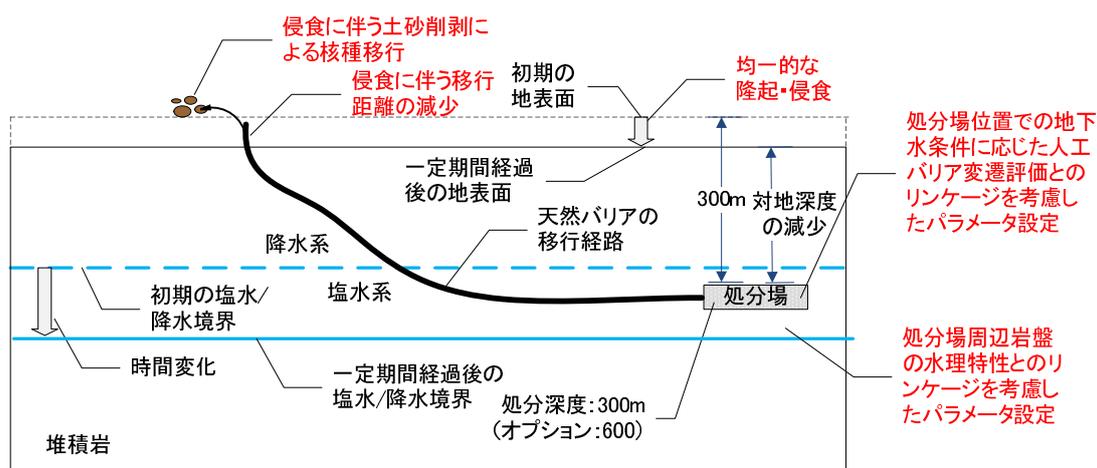


図 8.5-7 隆起・侵食シナリオの解析イメージ

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

関係で整理した。

その結果、人工バリア内の水質条件の違い（塩水系/降水系）が、ガラス溶解速度及び Se の緩衝材中の分配係数を変化させ、人工バリアからの Se-79 及び Cs-135 の移行フラックスを変動させることが示された（図 8.5-8 参照）。特に、塩水系の水質条件では、ガラス溶解速度が 1 桁増加するため、処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間は重要になると考えられる。また、10 万年の隆起・侵食の進行に伴う処分場周辺岩盤の地下水流速の増加の影響を考慮したとしても、10 万年間にわたって変質した緩衝材中の地下水流速が移流支配になることはなかった。以上のことから、人工バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食のシナリオにおいて、隆起・侵食の進行に伴って 10 万年程度の処分場周辺岩盤の地下水流速が増加するという因子の感度は低いものの、塩水・降水境界の位置と処分場の対地深度の関係、特に処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間が影響因子として重要であるといえる。

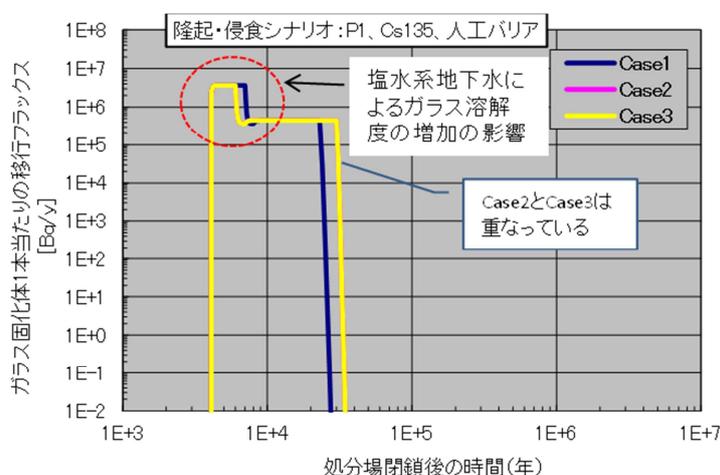
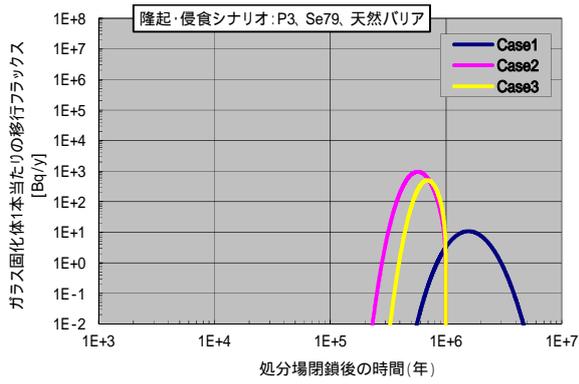
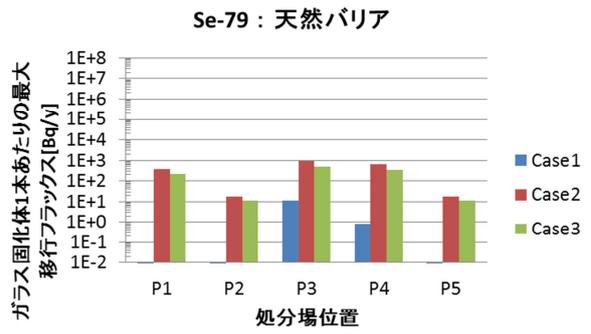


図 8.5-8 隆起・侵食シナリオの処分場位置（P1）における人工バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による Cs-135 の移行フラックス（Case1：隆起のみ考慮（侵食なし）、Case2：隆起・侵食による処分場の対地深度の減少、さらに隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇を考慮、Case3：隆起・侵食による処分場の対地深度の減少のみを考慮）

隆起・侵食シナリオにおける地質環境条件の変化が、天然バリアからの移行フラックスに与える影響を見ると（図 8.5-9 参照）、侵食を想定しないケース（Case1）は、侵食を想定したケース（Case2 と 3）に比べて数オーダー以上移行フラックスが低下しており、侵食速度は極めて重要な因子であるといえる。また、隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇については、Case2 と Case3 の比較にあらわれているように、侵食速度ほどの感度はないものの影響はあるといえる。処分場深度については、P1 と P2、あるいは P4 と P5 の比較に見られるように、処分場深度のより深い P2 と P5（深度 600m）の方が、移行距離は大きく、地下水流速はより小さくなり、その効果があらわれている。また、Cs の天然バリア（堆積岩）の分配係数は、塩水系で $0.05 \text{ m}^3/\text{kg}$ と降水系の $1/20$ であり、Cs-135 の結果では、塩水系の移行距離の長い処分場位置のケースで移行フラックスが高い傾向を示し、塩水・降水境界の位置と移行経路（距離）との関係も重要な因子であると考えられる。よって、天然バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食シナリオにおいて、侵食速度、隆起・侵食に伴う岩盤の応力解放による透水係数の上昇、処分場深度、塩水・降水境界の位置と移行経路（距離）との関係が重要であり、その中でも侵食速度が最も重要であるといえる。



(a) 処分場位置 (P3)



(b) 隆起・侵食条件、処分場位置による違い

(*)P1,2,5における Case1 の移行フラックスは $1E-2Bq/y$ 以下

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

8.6 安全評価の妥当性を判断するための判断指標の整理

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

8.6.1 ガラス固化体

今年度までの成果をふまえたガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の妥当性を判断するための判断指標を表 8.6-1 に示す。

表 8.6-1 ガラス固化体の溶出抑制機能に係る安全評価の判断指標

	判断指標	具体的内容	設定と根拠	課題
初期条件	【ガラス固化体中の核種インベントリの設定が適切であること】	・高レベル放射性廃液中の核種インベントリは適切に評価されているか ・揮発性核種の残存率は適切に評価されているか	リファレンス組成	・実ガラスの特性をふまえる
	【ガラス固化体の表面積の設定が適切であること】	・冷間時の割れによるガラス固化体表面積の増加量の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守的であることが経験則データによって裏付けされているか	幾何学表面積の10倍	・実ガラスの特性をふまえる
	【ガラス固化体の不均質性等をふまえた組成の設定が適切であること】	・目標組成に対する変動範囲やイエローフェイズの量など十分な経験則データに基づいた組成設定がなされているか	均質、イエローフェイズ無し	・実ガラスの特性をふまえる
モデル設定	【ガラス固化体組成や処分環境条件をふまえて、時間スケールに応じた、溶解ステージが適切に設定されていること】 ・ガラス固化体の組成の変動範囲と想定される処分環境を考慮して、ケイ酸塩の生成によるSi消費の可能性およびその影響が評価されているか ・Siの溶解度制限固相が評価されているか ・緩衝材を介したシリカの拡散による散逸速度が評価されているか	（マトリクス溶解が卓越するStage IIにおける溶解速度設定） ・溶解速度パラメータの設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるか	[Mg]>10 ⁻³ MもしくはpH>11.5 :0.013 g/m ² /day ・60 のMg溶液中での溶解速度)	・Mg ケイ酸塩や鉄ケイ酸塩の生成や長期的な溶解促進効果の有無 ・実ガラスの特性をふまえる
		（マトリクス溶解が抑制されたStage IIにおける溶解速度設定） ・溶解速度モデルが確からしい、あるいは少なくとも保守側であることが科学的に裏付けされているか ・特に時間とともに溶解速度が低下する設定を行う場合は、溶解速度の律速反応が把握されているか ・溶解速度モデルをふまえて、溶解速度パラメータの設定が確からしい、あるいは少なくとも保守側であるか	[Mg]<10 ⁻³ M かつ pH<11.5 :0.0016 g/m ² /day ・60 の脱イオン水中での飽和後の溶解速度 ・速度は時間とともに減少するが、一定速度と設定	・長期的な律速プロセスの解明 ・実ガラスの特性をふまえる
	【時間スケールに応じてガラス固化体に生じる可能性のある割れによる溶解/変質量への影響が適切に評価されていること】	・OP 腐食膨張に起因する割れによるガラス固化体表面積の増加量の設定は、少なくとも保守的であることが機構論的に裏付けされているか(応力発生 of 想定は適切か(応力と割れの発生との関係は時間に対して独立か)	-	・現時点では知見が不十分

		・各溶解ステージにおけるガラス固化体の溶解 / 変質量と割れによる表面積増加量との関係が示されているか	-	・現時点では知見が不十分
	【地下水が接触し浸出が開始する時間スケールが適切に設定されていること】	・全面腐食の場合は腐食深さと構造強度が保てる厚さ、局部腐食や SCC の場合は腐食深さを考慮しているか	4000 年 ・炭素鋼の全面腐食速度で 110mm 腐食するまでの期間	(OP 腐食形態判定 & 腐食速度評価)
	【浸出抑制機能が著しく損なわれる時間スケールが適切に設定されていること】	・OPの破壊や腐食膨張により、ガラス固化体の著しい破損が生じる時期が評価されているか	-	・現時点では知見が不十分

8.6.2 オーバーパック

今年度までの成果をふまえたオーバーパックの閉じ込め機能に係る安全評価の妥当性を判断するための判断指標を表 8.6-2 に示す。

表 8.6-2 オーバーパックの閉じ込め機能に係る安全評価の判断指標

	判断指標	具体的内容	設定と根拠	課題
初期条件	オーバーパックの厚さの設定が適切であること	・高レベル放射性廃液中の核種インベントリは適切に評価され、それに基づいたオーバーパック表面の線量率が適切に評価されているか (安全評価の前提として必要)	第2次取りまとめの設定	
		・オーバーパックの耐圧厚さが適切に評価されているか。 (安全評価の前提として必要)		
	蓋部の溶接が適切に行われていること	・溶接の初期欠陥の存在 ・蓋溶接部における残留応力が適切に評価されているか。	・炭酸塩応力腐食割れは、初期欠陥の存在を前提とした評価。 ・蓋溶接部の残留応力は、既往知見に基づいた設定	
モデル設定	処分環境条件を踏まえた腐食形態が適切に設定されていること	・早期破損に繋がる可能性のある腐食形態が適切に設定されているか。	・局部腐食 ・応力腐食割れ(炭酸塩環境)	
	オーバーパック近傍の地下水組成が適切に設定されているか	・オーバーパックの腐食形態を左右する間隙地下水中の化学種(炭酸塩濃度、塩化物イオン濃度等)の濃度が適切に評価されているか。	物質移行 - 変質連成解析結果を用いる。	
	オーバーパックの腐食寿命が適切に評価されているか	・オーバーパック早期破損に繋がると考えられる局部腐食の発生条件が適切に評価されているか。	・局部腐食判定モデルにより、 pH、pH ₀ の場合に局部腐食が発生、進展する。無酸素の場合には局部腐食は発生しない。	

		<ul style="list-style-type: none"> ・オーバーパック早期破損に繋がると考えられる応力腐食割れの発生条件が適切に評価されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ある電位領域でSCCが発生しやすい知見を踏まえ、オーバーパックの腐食電位がSCC発生電位の上限値、下限値の内部にある場合に発生する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・水素の影響及び低溶存酸素濃度下におけるSCCの発生条件、進展速度評価の検討
		<ul style="list-style-type: none"> ・酸化性雰囲気における腐食速度が適切に設定されているか 	<ul style="list-style-type: none"> ・酸化性雰囲気における腐食速度及び腐食進展量は既往の知見に基づいて算出。 	
		<ul style="list-style-type: none"> ・還元性雰囲気における腐食速度が適切に設定されていること ・腐食速度の律速プロセスについて把握されていること。 	<ul style="list-style-type: none"> 既往の知見に基づいた腐食速度(10 μ mm/y)を時間に依存しない一定速度として設定。 	<ul style="list-style-type: none"> ・腐食速度の設定条件は、文献の精査の必要があり ・律速プロセスについては、腐食生成物中の水の拡散、鉄イオンの拡散などが既往の知見で指摘されている。今年度から検討開始。

8.6.3 緩衝材

今年度までの成果をふまえた緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る安全評価の妥当性を判断するための判断指標を表 8.6-3～表 8.6-5 に示す。これらの中には今年度の総合的評価で得られた、処分構造の違いによるオーバーパックの早期破損ケースの成果を取り込んだ項目も含まれる。

表 8.6-3 緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る安全評価の判断指標（初期条件の設定）

	判断指標	判断指標の具体的な内容	現時点での設定	根拠や限界、課題など
初期条件の設定	緩衝材の組成、乾燥密度、含水比及びそれらの分布の設定が適切であること。 (安全評価の前提として必要)	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性、低拡散性、膨潤性、熱伝導性を発揮できる組成の設定となっているか。 上記性能を損なわない不均一性を考慮した分布の設定となっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> クニゲルV1:70% + 珪砂:30%の混合圧縮体 膨潤後の乾燥密度: 1.6g/cm³、均質 含水比:100%、均質 	<ul style="list-style-type: none"> HLW2 次取りまとめ、第二次 TRU レポートのリファレンス。
	緩衝材の厚さの設定が適切であること。 (安全評価の前提として必要)	<ul style="list-style-type: none"> OP 腐食生成物等による応力の緩衝性を考慮した厚さ設定になっているか。 施工上生じる隙間を閉塞する膨潤能を考慮した厚さ設定となっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 70cm(リファレンスケースとして) 	<ul style="list-style-type: none"> HLW2 次取りまとめ、第二次 TRU レポートのリファレンス。
	緩衝材の温度の設定が適切であること。 (安全評価の前提として必要)	<ul style="list-style-type: none"> 地下環境を考慮した温度設定となっているか。 ガラス固化体の発熱、人工バリア材内の熱の伝導を考慮した設定になっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 25 (リファレンスケースとして) 90 100～47 (1次元での温度変遷) 	<ul style="list-style-type: none"> HLW2 次取りまとめ、第二次 TRU レポートのリファレンス。 25 以外の熱力学データの設定については検討が必要。
	緩衝材設置から定常状態に至る環境変遷に伴う影響の設定が適切であること。 (安全評価の前提として必要)	<p>下記を考慮した初期条件設定となっているか。</p> <ul style="list-style-type: none"> 温度及びその変遷の影響 地下水水質及びその変遷の影響 乾燥密度及びその変遷の影響 含水比分布及びその変遷の影響 処分場建設時の止水剤や構造物との相互作用を受けた地下水による化学的影響 OP の溶解の影響 再冠水時の地下水流動による流出の影響 	<ul style="list-style-type: none"> 初期条件としてではないが、閉鎖後の地下水組成として、処分場構造物との相互作用を受けた地下水組成として高アルカリ化した降水系地下水を設定した(H24)。 	<ul style="list-style-type: none"> H24の総合的評価ではOP早期破損となったケースがあるため、過渡期における処分構造による影響に十分な配慮が必要である。 リファレンスケースにならない場合は変動シナリオや初期欠陥シナリオとして設定する必要がある。 THMC 連成現象になるため別途影響を評価する必要がある。
	粘土プラグの組成、乾燥密度、含水率及びそれらの分布、設置から定常状態に至る環境変遷に伴う影響の設定が適切であること。 (安全評価の前提として必要)	<p>下記を考慮した初期条件設定となっているか。</p> <ul style="list-style-type: none"> 温度及びその変遷の影響 地下水水質及びその変遷の影響 乾燥密度及びその変遷の影響 含水比分布及びその変遷の影響 処分場建設時の止水剤や構造物との相互作用を受けた地下水による化学的影響 再冠水時の地下水流動による流出の影響 	<ul style="list-style-type: none"> 現状では粘土プラグを含めた評価は実施していない。 	<ul style="list-style-type: none"> リファレンスケースにならない場合は変動シナリオや初期欠陥シナリオとして設定する必要がある。 THMC 連成現象になるため別途影響を評価する必要がある。

表 8.6-4 緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る安全評価の判断指標（シナリオ設定）

		判断指標	判断指標の具体的な内容	現時点での設定	根拠や限界、課題など
シナリオ設定 核種浸出抑制 核種移行抑制機能	拡散場 低透水性の維持	環境条件をふまえて、時間スケールに応じた透水係数・拡散係数及びそれらの分布の変遷から、安全機能の喪失時期、他の安全機能への影響が適切に設定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 科学的妥当性があるシナリオ設定になっているか 保守性を合理的に説明可能なシナリオ設定になっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> T、H(拡散)、Cについては、人工バリア領域についてMC-BUFFERコードの計算結果とリンクしたシナリオ設定になっている。 Mについては、保守的な想定に基づくシナリオ設定(例えば、断層発生で緩衝材の流出による安全機能の喪失など)が考えられる。 	<ul style="list-style-type: none"> リンケージが適切に機能していない部分がある(OPと溶存酸素の取り扱いなど)。 モデルの適用範囲を超えた場合のシナリオ設定方法について検討する必要がある。
		環境条件をふまえて、時間スケールに応じた自己シール性の変遷から、安全機能の喪失時期、他の安全機能への影響が適切に設定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 科学的妥当性があるシナリオ設定になっているか。 保守性を合理的に説明可能なシナリオ設定になっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> MC-BUFFERコードの計算結果を基に、緩衝材間隙の閉塞時期を自己シール性の喪失時期として設定した(H23)。自己シール性の喪失により、透水係数に母岩と同程度の値を設定した。 透水係数に関わるシナリオ以外の設定については取扱いの考慮はしていない。 	<ul style="list-style-type: none"> 自己シール性が喪失したと判断するための具体的なパラメータと値の明確化が必要。 自己シール性が喪失したと判断された時間以降の他の安全機能に対する影響の設定についての検討が必要。 モンモリロナイト密度低下以外に、例えば亀裂発生による緩衝材流出による緩衝材乾燥密度低下シナリオ等の取り扱い方法の検討が必要。
		環境条件をふまえて、時間スケールに応じたコロイド濾過性及びその分布から、安全機能の喪失時期、他の安全機能への影響が適切に設定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 科学的妥当性があるシナリオ設定になっているか。 保守性を合理的に説明可能なシナリオ設定になっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> 濾過機能が喪失したと判断するための具体的なパラメータと値の明確化が必要。 濾過機能が喪失したと判断された時間以降の他の安全機能に対する影響の設定についての検討が必要。 モンモリロナイト密度低下以外に、例えば亀裂発生による緩衝材流出による緩衝材乾燥密度低下シナリオ等の取り扱い方法の検討が必要。
		環境条件をふまえて、時間スケールに応じた膨潤圧及びその分布の変遷から、安全機能の喪失時期、他の安全機能への影響が適切に設定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 科学的妥当性があるシナリオ設定になっているか。 保守性を合理的に説明可能なシナリオ設定になっているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> 支持機能が喪失したと判断するための具体的なパラメータと値の明確化が必要。 支持機能が喪失したと判断された時間以降の他の安全機能に対する影響の設定についての検討が必要。 モンモリロナイト密度低下以外に、例えば亀裂発生による緩衝材流出による緩衝材乾燥密度低下シナリオ等の取り扱い方法の検討が必要。

表 8.6-5 緩衝材等の核種浸出抑制・核種移行抑制機能に係る安全評価の判断指標（モデル・パラメータ設定）

		判断指標	判断指標の具体的な内容	現時点での設定	根拠や限界、課題など
モデル パラメータ設定 核種浸出抑制 核種移行抑制機能	拡散場 低透水性の維持	拡散場・低透水性の維持についての評価に使用するモデルが適切に選定されていること。また、環境条件をふまえて、時間スケールに応じた透水係数、拡散係数及びそれらの分布が適切に設定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 選定された評価モデルの適用性、適用範囲が適切に把握されているか。 科学的（実証論的、機構論的）な裏付けがされているか。 保守性を合理的に説明可能か。 モデルが適切にコード化され、適用性、適用範囲が適切に把握されているか。 モデル間のパラメータ値の入出力方法、共通して使用されるパラメータ値の設定方法が合理的に構築されているか。 緩衝材内外に存在する物質の化学的、物理的影響を合理的に反映可能なモデル及びパラメータ設定がされているか。 	下記の ~ を組み込み相互のリンクを図った MC-BUFFER コードを使用 <ul style="list-style-type: none"> 緩衝材鉱物モデル セメント鉱物モデル アルカリ拡散モデル セメント間隙変遷モデル モンモリロナイト溶解速度モデル 緩衝材透水係数評価モデル 非定常拡散方程式に基づく熱伝導解析モデル ・但し、 は現状連成させていない。 ・OP の溶解 Fe の考慮。	~ まで実験室実験に基づき、機構論を部分的に加味して定式化したモデルに基づくが、以下の限定条件がある。 <ul style="list-style-type: none"> に温度、pH の適用範囲の限定あり。 に有効モンモリロナイト密度、イオン強度の適用範囲の限定あり。 に OPC の適用範囲の限定あり。 MC-BUFFER のリスタート機能により境界条件が変化するパラメータ設定、計算期間 10 万年までの解析が可能だが手動操作の限定あり。 膨潤圧、応力、変形などの力学的要因が現状の評価にどの程度影響するのかについて検討が必要。
			<ul style="list-style-type: none"> Ca、K、Fe、Mg 等の Na 型モンモリロナイトの交換性陽イオンが、モンモリロナイトの溶解速度及び緩衝材の透水係数を評価するモデルへの影響が適切に把握されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> モンモリロナイトの Ca 型化による透水係数評価式は実験室実験の結果から整備済み。
	自己シール性の維持についての評価に使用するモデルが適切に選定されていること。また、環境条件をふまえて、時間スケールに応じた自己シール性が適切に設定されること。	<ul style="list-style-type: none"> 直接または間接的に自己シール性評価のためのモデル、パラメータが設定されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> モデル、パラメータともに未定 	
	コロイドの濾過	コロイドの濾過についての評価に使用するモデルが適切に選定されていること。また、環境条件をふまえて、時間スケールに応じたコロイド濾過性及びその分布が適切に設定されること。	<ul style="list-style-type: none"> 濾過係数等をモンモリロナイト密度、膨潤圧、あるいは拡散係数、透水係数などから適切に評価できるモデル、パラメータが設定できているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> モデル、パラメータともに未定

OP の 安 定 的 支 持	OP(廃棄体)の安定的支持についての評価に使用するモデルが適切に選定されていること。また、環境条件をふまえて、時間スケールに応じた膨潤圧及びその分布が適切に設定されること。	<ul style="list-style-type: none"> 膨潤圧の値や分布をモンモリロナイト密度、含水率、イオン強度などから適切に評価できるモデル、パラメータが設定できているか。 	<ul style="list-style-type: none"> 現状考慮していない。 	<ul style="list-style-type: none"> モデル、パラメータともに未定
核種 の 拡 散	OP 破損時点の緩衝材中における核種(元素)の拡散係数を適切に評価できる評価手法が選定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 緩衝材中の間隙水組成等を基にした移行核種(元素)の化学形や、鉱物組成や間隙率等を基にした拡散挙動が適切なデータベース、機構論的モデル等から設定されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> MC-BUFFER コードの計算結果を基に OP 破損時期を設定。 Cs、Se についてパラメータ値の評価手法を示した。 	<ul style="list-style-type: none"> 他の重要核種の適用手法の整備 最新知見の継続的反映
核種 の 収 着	OP 破損時点の緩衝材中における核種(元素)の分配係数を適切に評価できる評価手法が選定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 緩衝材中の間隙水組成等を基にした移行核種(元素)の化学形や、鉱物組成や間隙率等を基にした収着挙動が適切なデータベース、機構論的モデル等から設定されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> MC-BUFFER コードの計算結果を基に OP 破損時期を設定。 Cs、Se についてパラメータ値の評価手法を示した。 	<ul style="list-style-type: none"> 他の重要核種の適用手法の整備 最新知見の継続的反映
核種 の 溶 解 度	OP 破損時点の緩衝材中における核種(元素)の溶解度を適切に評価できる評価手法が選定されていること。	<ul style="list-style-type: none"> 緩衝材中の間隙水組成等を基にした移行核種(元素)の化学形や酸化還元電位を基にした溶解度の時間的挙動が適切な熱力学データベース、機構論的モデル等から設定されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> MC-BUFFER コードの計算結果を基に OP 破損時期を設定。 Cs、Se についてパラメータ値の評価手法を示した。 	<ul style="list-style-type: none"> 他の重要核種の適用手法の整備 最新知見の継続的反映

第 8 章の参考文献

8.1 の参考文献

- (1) 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” , JAERI-M 92-161, 1992.
- (2) 武田聖司・木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析:パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.

8.2 の参考文献

- (1) 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” , JAERI-M 92-161, 1992.
- (2) 武田聖司・木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析:パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.
- (3) H. Kimura, The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115, 1992.

8.3.1 の参考文献

- (1) 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.
- (2) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 -地層処分研究開発第 2 次取りまとめ- 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023 , 1999.
- (3) 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.
- (4) 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.
- (5) 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.
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成 18 年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査報告書 (1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査], 平成 19 年 3 月, 2007.
- (7) Arthur,R.C., Sasamoto,H., Shibata,M., Yui,M. And Neyama,A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999.
- (8) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80 °C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991.
- (9) 大塚伊知郎・瀧洋・山口徹治・飯田芳久・山田文香・稲田大介・田中忠夫, 処分場の緩衝材間隙水の酸化還元電位へのオーバーパック腐食の影響 - 重要パラメータの取得及び Eh の予備解析 - (受託研究), JAEA-Research 2008-043, 2008.

8.3.2 の参考文献

- (1) 谷口直樹、川崎学、川上進、弱アルカリ性およびアルカリ性環境における炭素鋼オーバーパックの局部腐食進展挙動 (研究報告) JNC TN8400-2003-016 (2003)
- (2) 武田 聖司 , 山口徹治 , 長澤寛和 , 渡邊正敏 , 関岡靖司 , 神崎裕 , 佐々木利久 , 落合透 , 宗像

雅弘, 田中忠夫, 木村英雄, 中山真一, 高レベル放射性廃棄物地層処分の安全性の評価 – 地層処分システムの不確かさに対する確率論的解析手法の試適用- (受託研究), JAEA-Research 2009-034(2009)

- (3) 核燃料サイクル機構, 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性、- 地層処分研究開発第2次取りまとめ -, 分冊2 地層処分の工学技術, JNC TN1400 99-022, 1999.

8.3.3 の参考文献

- (1) 独立行政法人 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.
- (2) D.M.Strachan, J. Nucl. Mat., 298, 69-77 (2001).
- (3) Y.Inagaki, et al., Aqueous alteration of Japanese simulated waste glass P0798 : Effects of alteration-phase formation on alteration rate and cesium retention, J. Nucl. Mat, vol.354, p171 (2006).

8.3.4 の参考文献

- (1) W. Stumm, J. J. Morgan, Aquatic Chemistry, 3rd edition, John Wiley & Sons, Inc., New York (1996).
- (2) A. Olin, B. Nolang, E. G. Osadchii, L.- O. Ohman, E. Rosen, Chemical thermodynamics of selenium, Elsevier, Amsterdam (2005).
- (3) Y. Iida, T. Yamaguchi, T. Tanaka, S. Nakayama, “Solubility of selenium at high ionic strength under anoxic conditions,” J. Nucl. Sci. Technol., 47[5], 431–438 (2010).
- (4) T. Kozaki, J. Liu, S. Sato, “Diffusion mechanism of sodium ions in compacted montmorillonite under different NaCl concentration,” Phys. Chem. Earth., 33, 957–961 (2008).
- (5) L. R. Van Loon, M. A. Glaus, W. Müller, “Anion exclusion effects in compacted bentonites: towards a better understanding of anion diffusion,” Appl. Geochem. 2536–2552 (2007).
- (6) Y. Iida, T. Yamaguchi, T. Tanaka, “Experimental and modeling study on diffusion of selenium under variable bentonite content and porewater salinity,” J. Nucl. Sci. Technol., 48[8], 1170–1183 (2011).
- (7) I. Neretnieks, “Diffusivities of some constituents in compacted wet bentonite clay and the impact on radionuclide migration in the buffer”, Nucl. Technol., 71, 458–470 (1985).
- (8) 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 (1/2), 2010.
- (9) Y. H. Li, S. Gregory, “Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments.” Geochim. Cosmochim. Acta, 38, 703-714 (1974).
- (10) H. Kato, M. Muroi, N. Yamada, H. Ishida, H. Sato, “Estimation of effective diffusivity in compacted bentonite,” Mater. Res. Soc. Symp. Proc., 353, 277–284 (1995).
- (11) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信性 –地層処分研究開発第 2 次取りまとめ– 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 1999.
- (12) 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).
- (13) 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).

- (14) 北村暁、戸村努、佐藤治夫、中山雅、海水系地下水におけるベントナイト及び堆積岩に対するセシウムの収着挙動、JAEA-Research 2008-004 (2008).
- (15) 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).
- (16) T. Sasaki, Y. Terakado, T. Kobayashi, I. Takagi, H. Moriyama, “Analysis of sorption behavior of cesium ion on mineral components of granite,” *J. Nucl. Sci. Technol.*, 44, 641-648 (2007).
- (17) Y. Iida, T. Tanaka, T. Yamaguchi, S. Nakayama, “Sorption behavior of selenium(-II) on rocks under reducing conditions,” *J. Nucl. Sci. Technol.*, 48[2], 279–291(2011).

8.3.5 の参考文献

- (1) H. Kimura, The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115, 1992.
- (2) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 -地層処分研究開発第2次取りまとめ- 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 1999.

8.3.6 の参考文献

- (1) 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” , JAERI-M 92-161, 1992.
- (2) 武田聖司・木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析:パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.
- (3) 日本原子力研究開発機構, 平成 23 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書 [添付資料編], 2012.

8.4.1 の参考文献

- (1) 酒井隆太郎・武田聖司・木村英雄・松葉久、地質・気候関連事象に関する FEP データベースの整備 - 隆起・沈降・地震活動・気候変動 -、JAEA-Daea/Code 2011-005、107p.、2011.
- (2) 繰上広志、幌延深地層研究計画における地下水流動解析 - 平成 17 年度までの調査結果を踏まえた再解析 -、JAEA-Research 2007-036、39p.、2007.
- (3) 岩月輝希・石井英一・新里忠史、北海道幌延地域における深部地球化学環境の長期変遷シナリオの構築、地学雑誌、118、pp.700-716、2009.
- (4) 石井英一・安江健一・大平寛人・古澤明・長谷川健・中川光弘、北海道北部、大曲断層近傍の背斜成長の開始時期、地質学雑誌、pp.286-299、2008.
- (5) 宮川和也・野原壯・山崎雅則・常盤哲也、東北地方太平洋沖地震に伴う北海道北部地下水観測井における地下水変化、日本地震学会講演要予稿集、p3-61、pp269、2011.
- (6) 新里忠志・舟木泰智・安江健一、北海道北部、幌延地域における後期鮮新世以降の古地理と地質構造発達史、地質学雑誌、113、pp.119-135、2007.
- (7) 繰上広志・竹内竜史・藪内聡・瀬尾昭治・戸村豪治・柴野一則・原稔・國丸貴則、幌延深地層研究計画の地上からの調査研究段階における地下水流動に関する調査研究、土木学会論文集 C、64、No.3、680-695、2008.
- (8) 三浦英樹・平川一臣、北海道北・東部における化石凍結割れ目構造の起源、地学雑誌、104、pp.189-224、1995.

- (9) 西垣誠・三菱マテリアル株式会社・株式会社ダイヤコンサルタント、“オイラリアン・ラグランジアン飽和・不飽和浸透流 - 移流・分散解析プログラムデータ入力マニュアル Dtransu2D・EL ”、42p.、2004.
- (10) 日本原子力研究開発機構、平成 22 年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2011.
- (11) 吉田栄一、岩盤中の透水性亀裂とその長期的挙動 - 現状と今後の課題 - 、地学雑誌、121、pp.68-95、2012.
- (12) 石井英一・舟木泰智・真田祐幸、北海道北部幌延地域の珪質泥岩中に認められる透水係数の深度依存性の要因、日本地質学会学術講演会 114、P-18、2007.
- (13) 産業技術総合研究所、地層処分にかかる地質情報データの整備 平成 18 年度事業報告書、169p.、2007.
- (14) 丸井敦尚・安原正也、塩水 - 淡水境界に関わる地下水流動研究、日本水文科学学会、29、1、pp.1-12、1999.
- (15) 酒井隆太郎・宗像雅広・木村英雄、地下水の地化学データに基づく地下水流動評価方法の検討 - 幌延地域の例 - 、JAEA-Research 2011-054、19p.、2012.
- (16) 國丸貴紀・柴野一則・繰上広志・戸村豪治・原稔・山本肇、幌延深地層研究計画における地下水、河川水および降水の水質分析、JAEA-Data/Code 2007-015、113p.、2007.
- (17) 穂刈利之、化学平衡論解析を用いた原位置深層地下水水質の推定、清水建設研究報告、87、pp.77-86、2012.
- (18) Hanna, S. R., et. al., Hazard Response Modeling Uncertainty (A Quantitative Method), Vol. I., 1991.

8.4.6 の参考文献

- (1) H. Kimura, The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115, 1992.
- (2) 核燃料サイクル開発機構、わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ - 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 1999.

8.4.7 の参考文献

- (1) 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” , JAERI-M 92-161, 1992.
- (2) 武田聖司・木村英雄、確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析:パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.
- (3) 日本原子力研究開発機構、平成 23 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2012.
- (4) 核燃料サイクル開発機構、わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ - 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 1999.
- (5) 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、2010.
- (6) 小川豊和、松井裕哉、拘束圧下における幌延堆積岩の弾性波速度特性、土木学会第 59 回年次学術講演会 (平成 16 年 9 月)、2004.