

5.4 断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価

5.4.1 断層活動が地下環境に与える影響に関する解析的検討

本解析では、派生断層の発生により起こりうる影響である

- (a) 分岐断層発生による移行経路の変化
- (b) 分岐断層発生による深部流体の流入
- (c) バックスラスト発生による酸化性地下水の流入

を対象として、3.4.2 に示した代表的な派生断層発生シナリオを想定して実施した地下水流動解析と、その結果に基づいた 5.4.2 から 5.4.6 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、重要な天然事象の条件や地質環境の特性について検討した。

本年度は昨年度と同様に、塩水/降水境界の移動に伴う水質条件の空間分布の時間変化に加えて、移行経路上の地質の空間分布の時間的変化を考慮した、より詳細なリンケージによる解析を実施した。

(1) 評価シナリオおよび解析ケースの設定

3.4.2 に示した地下水流動解析の結果から、派生断層発生による天然バリアへの影響として次のことがわかった。

(a) 分岐断層発生による移行経路の変化

分岐断層の成長に伴って、断層中央および上流では断層を通過して地表面へ移行する経路に変化する。また透水性の高い断層を移行することで、地表到達までの平均流速が増加する。

(b) 分岐断層発生による深部流体の流入

派生断層の成長に伴い深部帯水層の被圧が解消された場合、断層に沿った上向きの流速が 4~10 倍増加する可能性がある。またこれに伴い、断層中央からの移行経路は、断層に沿ったまま地表面に到達する経路に変化する可能性がある。

(c) バックスラスト発生による酸化性地下水の流入

バックスラストの成長に伴って、断層交差部では断層に沿った下向きの流れが形成することがわかった。このことは地表面からの酸化性地下水の流入の可能性を示唆する。

これに基づき、核種移行解析を行う解析ケースを表 5.4-1 のように 19 ケース設定した。Case 1~3 は比較の対象となる標準ケースで、深度 300m 及び 500m における分岐断層側で断層が成長しないケース、深度 300m におけるバックスラスト側で断層が成長しないケースである。Case 4~5 は分岐断層が成長して処分施設と交差するケースで、断層成長速度が 500m/回と 300m/回、処分施設深度が 300m 及び 500m の組合せである。Case 8~15 は分岐断層の交差に加えて、深部流体が交差と同時に流入するケースで、処分施設深度は 300m に固定し、断層成長速度と深部流体の種類（深部流体 1（有馬型熱水）と深部流体 2（40℃地下水 2））及び深部流体の流入範囲（処分施設全体と半分）の組合せである。Case 16~19 はバックスラスト側で、断層成長のみの標準ケース、酸化性地下水の流入、断層成長速度の組合せである。

また、本表で用いた緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における解析ケースを表 5.4-2 のように設定した。処分施設の各領域（上流側、中央部、下流側）の塩分濃度時間変化解析結果（3.4.2 参照）の塩水/降水境界の関係の時間的な変化から塩水系あるいは降水系を判定するとともに、断層が交差して変化する水質の組合せで構成した。深度 300m の下流側は初期から降水系地下

水を維持するが、中央部及び上流側は時間経過とともに塩水系から降水系に移行する。また、深度 500m については上流側、中央部、下流側すべてにおいて初期から塩水系を維持する。天然バリアも同様に、移行経路のうち、塩水/降水境界の上流側（処分場側）にある部分を塩水系、下流側（地表側）にある部分を降水系として、その時間変化を考慮する。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。また、移行経路上の地質の空間分布の時間的な変化を考慮して、核種移行パラメータ（分配係数、間隙率）を設定する。このときの各水質の組成を表 5.4-3 のように設定した。降水系の地下水 1、塩水系の地下水 2 は昨年度の評価と同様である。また、深部流体 1 の有馬型熱水、深部流体 2 の 40℃の地下水 2、及び、酸化性地下水の組成は表 3.2-13 に基づいて設定した。

さらに、各地質及び各断層中の鉱物組成を、表 5.4-4 及び表 5.4-5 にそれぞれ示す。

処分後の地下水流動系については、3.4.2 の解析結果に基づいて、移行距離及び地下水流速の時間的な変化を考慮する。断層と交差する処分坑道の評価は、3.4.2 と同様に処分坑道を 3 つの領域（断層に対し上流側、中央部、下流側）に分割し、各領域からの移行経路の帯水層へ核種が移行するものとする（5.4.7（1）参照）。

また、本解析では、Se-79、Cs-135、4n+1 系列核種を対象として、核種移行解析を行った。

表 5.4-1 派生断層発生による移行経路の変化に対する解析ケース (Case 1~19)

Case 番号	分類	断層成長・ 断層種類	処分深 度(m)	断層成長 速度(m/ 回)	断層交 差時期 (万 年)	水質切替と その時期 (万年)	緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価 における解析ケース				
							上流 側	断層 上流	断層 交差部	断層 下流	下流側
1	標準	断層成長なし (分岐断 層側)	300	—	—	—	B	—	B	—	B
2			500	—	—	—	B	—	B	—	B
3		断層成長なし (バック スラスト 側)	300	—	—	—	A	—	A	—	A
4	分岐断 層交差	分岐断層	300	500	1	塩水→降水 (1.5)	D	→	C	←	A
5		分岐断層	300	100	4	塩水→降水 (4.5)	G	→	F	←	A
6		分岐断層	500	500	1	塩水のみ	B	→	C	←	B
7		分岐断層	500	100	3	塩水のみ	B	→	E	←	B
8	深部流 体流入	分岐断層 (全領域流 入ケース)	300	500	1	深部流体 1	N	→	L	←	N
9			300	100	4	深部流体 1	R	→	P	←	R
10			300	500	1	深部流体 2	O	→	M	←	O
11			300	100	4	深部流体 2	S	→	Q	←	S
12		分岐断層 (断層領域 流入ケー ス)	300	500	1	深部流体 1	D	N	L	N	A
13			300	100	4	深部流体 1	D	R	P	R	A
14			300	500	1	深部流体 2	D	O	M	O	A
15			300	100	4	深部流体 2	D	S	Q	S	A
16	バック スラスト 交差	バックスラ スト	300	500	3.5	流入なし	A	→	H	←	A
17		バックスラ スト	300	100	15.5	流入なし	A	→	J	←	A
18	酸化性 地下水 流入	バックスラ スト	300	500	3.5	降水→酸化 性(4)	A	→	I	←	A
19		バックスラ スト	300	100	15.5	降水→酸化 性(16.5)	A	→	K	←	A

表 5.4-2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における解析ケース (Case A~S)

Case	分類	水質及び断層交差時期の推移	処分深度	断層成長速度
A	標準	降水系		
B		塩水系		
C	分岐断層	塩水系→断層交差(1万年)→降水系(1.5万年)	-300m	500m/回
D		塩水系→降水系(7万年)	-300m	500m/回
E		塩水系→断層交差(3万年)	-500m	100m/回
F		塩水系→断層交差(4万年)→降水系(4.5万年)	-300m	100m/回
G		塩水系→降水系(9.5万年)	-300m	100m/回
H	酸化性地下水	降水系→断層交差(3.5万年)	-300m	500m/回
I		降水系→断層交差(3.5万年)→酸化性地下水(4万年)	-300m	500m/回
J		降水系→断層交差(15.5万年)	-300m	100m/回
K		降水系→断層交差(15.5万年)→酸化性地下水(16.5万年)	-300m	100m/回
L	深部流体	塩水系→断層交差・深部流体1(1万年)	-300m	500m/回
M		塩水系→断層交差・深部流体2(1万年)	-300m	500m/回
N		塩水系→深部流体1(1万年)	-300m	500m/回
O		塩水系→深部流体2(1万年)	-300m	500m/回
P		塩水系→断層交差・深部流体1(4万年)	-300m	100m/回
Q		塩水系→断層交差・深部流体2(4万年)	-300m	100m/回
R		塩水系→深部流体1(4万年)	-300m	100m/回
S		塩水系→深部流体2(4万年)	-300m	100m/回

表 5.4-3 各水質の組成及び特性

	地下水 2 (塩水系)	地下水 1 (降水系)	深部流体 1 (有馬型熱水)	深部流体 2 (塩水系)	酸化性地下水 (地表水)
Na ⁺ (ppm)	6200	2500	20200	6200	15.8
Ca ²⁺ (ppm)	170	110	3460	170	4.1
K ⁺ (ppm)	160	100	4900	160	3.2
Mg ²⁺ (ppm)	170	60	25.9	170	2.4
Cl ⁻ (ppm)	9000	3100	42200	9000	18.8
HCO ₃ ⁻ (ppm)	2300	300	83.8	2300	24.4
SO ₄ ²⁻ (ppm)	33	7.7	1.4	33	9.4
Al ³⁺ (ppm)	0.0005	0.005	0.07	0.0005	0.005
Fe ²⁺ (ppm)	0.1	3.3	84	0.1	0.03
Si (ppm)	35	23	53	35	21.7
pH	6.3	6.8	6.1	6.3	6
Eh (mV)	-210	-210	-210	-210	200
水温 (°C)	25.0	25.0	90.5	40.0	25.0

表 5.4-4 各地質の鉱物組成 (単位%)

地層名	岩石名	石英	オパールA	オパールC	斜長石	カリ長石	炭酸塩鉱物			粘土鉱物				黄鉄鉱
							方解石	ドロマイト	シデライト	スメクタイト	緑泥石	イライト	カオリナイト	
声間層 (地層 4)	珪藻質 泥岩	63.0	5.2	0.4	14.2	4.2	0.1	0.0	1.7	1.3	1.6	3.4	0.1	4.8
稚内層 (地層 3)	硬質頁 岩	54.3	0.0	24.2	9.9	3.3	0.1	0.0	1.6	0.8	1.1	2.4	0.1	2.8
勇知層 (地層 5)	中粒砂 岩	64.9	0.0	0.0	22.8	5.7	0.2	0.0	0.2	0.7	2.3	2.3	0.0	0.8
更別層 (地層 6)	泥岩	62.3	0.0	0.0	29.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	1.9	2.6	0.0	1.7

表 5.4-5 各断層の鉱物組成 (単位%)

周辺地層 名	岩石名	石英	オパールA	オパールC	斜長石	カリ長石	炭酸塩鉱物			粘土鉱物				黄鉄 鉱
							方解石	ドロ マイ ト	シデライ ト	スメクタ イト	緑泥 石	イライ ト	カオリナ イト	
声間層 (地層 4)	珪藻質 泥岩	74.3	5.2	0.4	10.9	0.0	0.1	0.0	0.0	5.9	0.9	1.1	0.0	0.0
稚内層 (地層 3)	硬質頁 岩	64.0	0.0	24.2	7.6	0.0	0.1	0.0	0.0	3.9	0.6	0.8	0.0	0.0
勇知層 (地層 5)	中粒砂 岩	76.6	0.0	0.0	17.4	0.0	0.1	0.0	0.0	3.1	1.3	0.8	0.0	0.0
更別層 (地層 6)	泥岩	69.5	0.0	0.0	21.7	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	1.0	0.8	0.0	0.0

5.4.2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価

5.4.1 項の断層活動が地下環境に与える影響に関する解析の評価結果を考慮し、MC-BUFFERを用いて地層処分の人工バリアシステムとして、オーバーパッカー緩衝材一支保工とした計算体系にて緩衝材変質評価計算を実施した。

(1) 解析条件

解析体系は 5.3.1 項と同様に、HLW を模擬した 1次元解析体系とし、オーバーパック 19cm、緩衝材 70cm、支保工 60cm とした。境界条件についても 5.3.1 項と同じとし、人工バリアの支保工外側に EDZ を境界条件として設定した。解析評価時間は 5.3.1 項と同じ 10 万年間とし、タイムステップは 1 カ月と設定した。EDZ に設定する地下水質については、表 5.4-6 に示す幌延地下水組成を設定した。また断層交差後の流入を想定する深部流体には表 5.4-7 に示す、有馬型熱水（深部流体 1）と地下水 2 と同じ塩水系地下水（深部流体 2）を設定した。温度については、人工バリアの温度変遷を模擬するため、オーバーパックの経時的な温度変化を考慮し、

表 5.4-6 の地下水温度まで低下すると仮定した 100℃～25℃まで温度変遷する設定とした。鉱物組成およびモンモリロナイト溶解速度モデルやベントナイト透水係数評価モデル等の評価モデル、熱力学データベース、各領域における初期間隙率も、5.3.1 項で用いたものと同じとした。

表 5.4-6 幌延地下水組成

地下水 1 (降水系)

Temperature	25.0 °C
pH	6.8
Eh	-210 mV
Na	1.0874E-01 mol/L
K	2.5575E-03 mol/L
Ca	1.0978E-02 mol/L
Mg	9.8725E-03 mol/L
C	2.4979E-02 mol/L
S	9.6040E-04 mol/L
Cl	8.9985E-02 mol/L
Fe	2.3635E-04 mol/L
Si	1.1448E-03 mol/L
Al	1.6679E-06 mol/L

地下水 2 (塩水系)

Temperature	25.0 °C
pH	6.3
Eh	-210 mV
Na	2.6968E-01 mol/L
K	4.0921E-03 mol/L
Ca	1.6966E-02 mol/L
Mg	2.7972E-02 mol/L
C	1.9151E-01 mol/L
S	4.1160E-03 mol/L
Cl	2.6125E-01 mol/L
Fe	7.1620E-06 mol/L
Si	1.7422E-03 mol/L
Al	1.6679E-07 mol/L

表 5.4-7 深部流体組成

深部流体 1 (有馬型熱水)

Temperature	90.5 °C
pH	6.1
Eh	-210 mV
Na	8.7864E-01 mol/L
K	1.2532E-01 mol/L
Ca	3.4531E-01 mol/L
Mg	4.2616E-03 mol/L
C	6.9775E-03 mol/L
S	1.7462E-04 mol/L
Cl	1.6980E+00 mol/L
Fe	6.0161E-03 mol/L
Si	2.6381E-03 mol/L
Al	2.3351E-06 mol/L

深部流体 2 (塩水系)

Temperature	40.0 °C
pH	6.3
Eh	-210 mV
Na	2.6968E-01 mol/L
K	4.0921E-03 mol/L
Ca	1.6966E-02 mol/L
Mg	2.7972E-02 mol/L
C	1.9151E-01 mol/L
S	4.1160E-03 mol/L
Cl	2.6125E-01 mol/L
Fe	7.1620E-06 mol/L
Si	1.7422E-03 mol/L
Al	1.6679E-07 mol/L

(2) 解析ケース

解析ケースについては、5.4.1 項にて決定した評価結果より設定した 8 ケースとする。表 5.4-8 に解析ケースに示す。表 5.4-8 におけるケース A、B については、100,000 年間継続するケースとし、また、ケース D、G については断層交差により地下水条件が塩水系から降水系に、ケース N、R は塩水系から深部流体 1 (有馬型熱水) に、ケース O、S は塩水系から深部流体 2 (降水系) に、それぞれの切替年数で変化するケースとしている。

表 5.4-8 人工バリア解析ケース一覧

ケース	温度 [°C]	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt : Qtz]	支保工厚さ [cm]	地下水特性 [切替年数]
A	100~25	70	1.6	7 : 3	60	降水系 [-]
B	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系[-]
D	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→降水系 [70,000]
G	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→降水系 [95,000]
N	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→深部流体 1 [10,000]
O	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→深部流体 2 [10,000]
R	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→深部流体 1 [40,000]
S	100~25	70	1.6	7 : 3	60	塩水系→深部流体 2 [40,000]

(3) 解析結果

(2) 項にて設定した解析ケースについて、解析結果を示す。解析結果のグラフについては6.2.1項と同様に、経時変化および空間分布について示した。

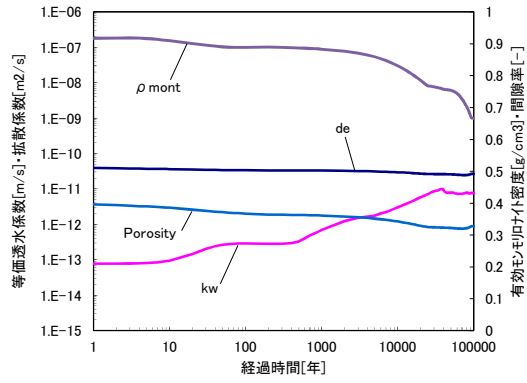
(a) ケース A

ケース A の幌延降水系地下水条件について、図 5.4-1～図 5.4-4 に示す。ケース A では図 5.4-1 の経時変化より 100,000 年後において有効モンモリロナイト密度は 0.67 g/cm^3 残存する結果となった透水係数は 100,000 年後において、 $8 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ の結果となり、有効モンモリロナイト密度の低下に伴って透水係数も上昇する結果となった。OP 付近における緩衝材領域の Eh については、4,000 年後に Eh が -540 mV から -630 mV まで低下する。これは、この緩衝材領域において、S(6) (SO_4^{2-}) および C(4) (CO_3^{2-}) の還元反応により S(-2) (HS^-) および C(-4) (CH_4) が生成し、Eh を緩衝していたが、 SO_4^{2-} および CO_3^{2-} が全て還元されてしまったために H^+ の還元による H (H_2) が支配し、Eh を低下させたものと考えられる。また、94,000 年後では Eh は -550 mV まで上昇している。これは、緩衝材領域に存在していた CSH が枯渇したことにより pH が 10.34 から 8.23 まで低下したことに伴い上昇したのと考えられ、 H_2 が Eh を支配していることには変わらない。

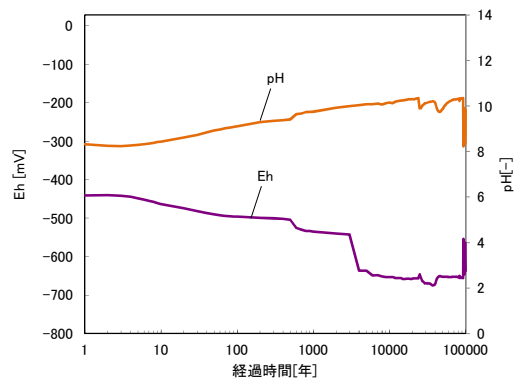
図 5.4-2 の 5,000 年後における固相空間分布をみると、支保工近辺の緩衝材領域と掘削影響領域 (EDZ) 境界付近において間隙率が低下していることがわかる。この間隙率低下は支保工のアルカリ成分の拡散によるモンモリロナイト溶解が起因することにより初期から徐々に低下し、間隙閉塞 (間隙率=0.005) に至っている。さらに EDZ 境界付近では 10,000 年後の固相空間分布のとおり、支保工内部に進行し、40,000 年後には 3 グリッド分まで間隙閉塞することとなった。この間隙閉塞は、約 50,000 年後頃から緩衝材領域側から解消されることとなり、100,000 年後には 1 グリッド分解消される結果となった。この EDZ 境界付近の間隙率低下の現象は、支保工の CSH 溶解による Ca の拡散によって Calcite が生成していることが主な原因と考えられる。またこの間隙率低下は、支保工領域のアルカリ成分が EDZ 境界側に拡散して抜けていくことを抑制する効果も考えられる。緩衝材側の間隙閉塞は EDZ 境界付近と反対に、40,000 年後頃から間隙率が上昇していき、約 70,000 年後には 0.14 程度となる結果となった。その後、支保工領域の緩衝材側から 2 グリッド目において間隙低下が始まり、90,000 年後には間隙閉塞することとなった。

図 5.4-2 の 10,000 年後の固相空間分布では緩衝材領域に Pyrite が一様に生成していることが確認できるが、40,000 年後では Berthierine に変遷していることがわかる。緩衝材領域の Berthierine の生成は、OP 近辺の領域にて 15,000 年後頃から始まっているが、25,000 年後頃に局所的な間隙低下を起こしていない緩衝材領域での CSH が消滅したことによって Analcime の溶解が加速しており、この影響を受けて Pyrite より変遷しているものと考えられる。これは、図 5.4-3 の 10,000 年後における液相空間分布の緩衝材領域の Si 濃度が、40,000 年後に低下していることからわかる。

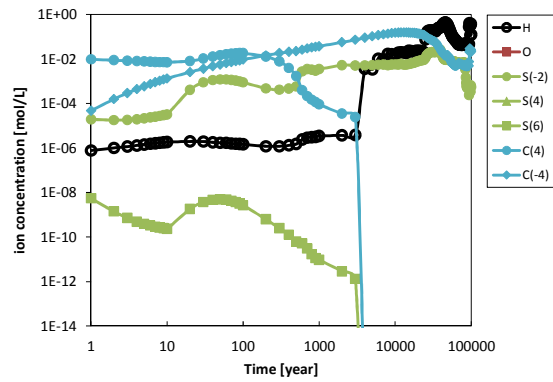
ガラス固化体溶解速度については、緩衝材近辺の支保工領域における Mg 濃度をパラメータとしていることを考慮すると、当該領域における Mg 濃度は 95,000 年後の液相分布より若干 10^{-3} mol/L 超えているのがわかるが、終始 $10^{-5} \sim 10^{-8} \text{ mol/L}$ オーダーで推移しており、リンケージするガラス固化体溶解速度は残存溶解速度に近い速度になるものと推測される。



透水係数・拡散係数・有効孔隙率・密度



酸化還元電位・pH



炭素種・硫黄種・溶存水素・溶存酸素濃度

図 5.4-1 緩衝材領域における経時変化 (ケース A)

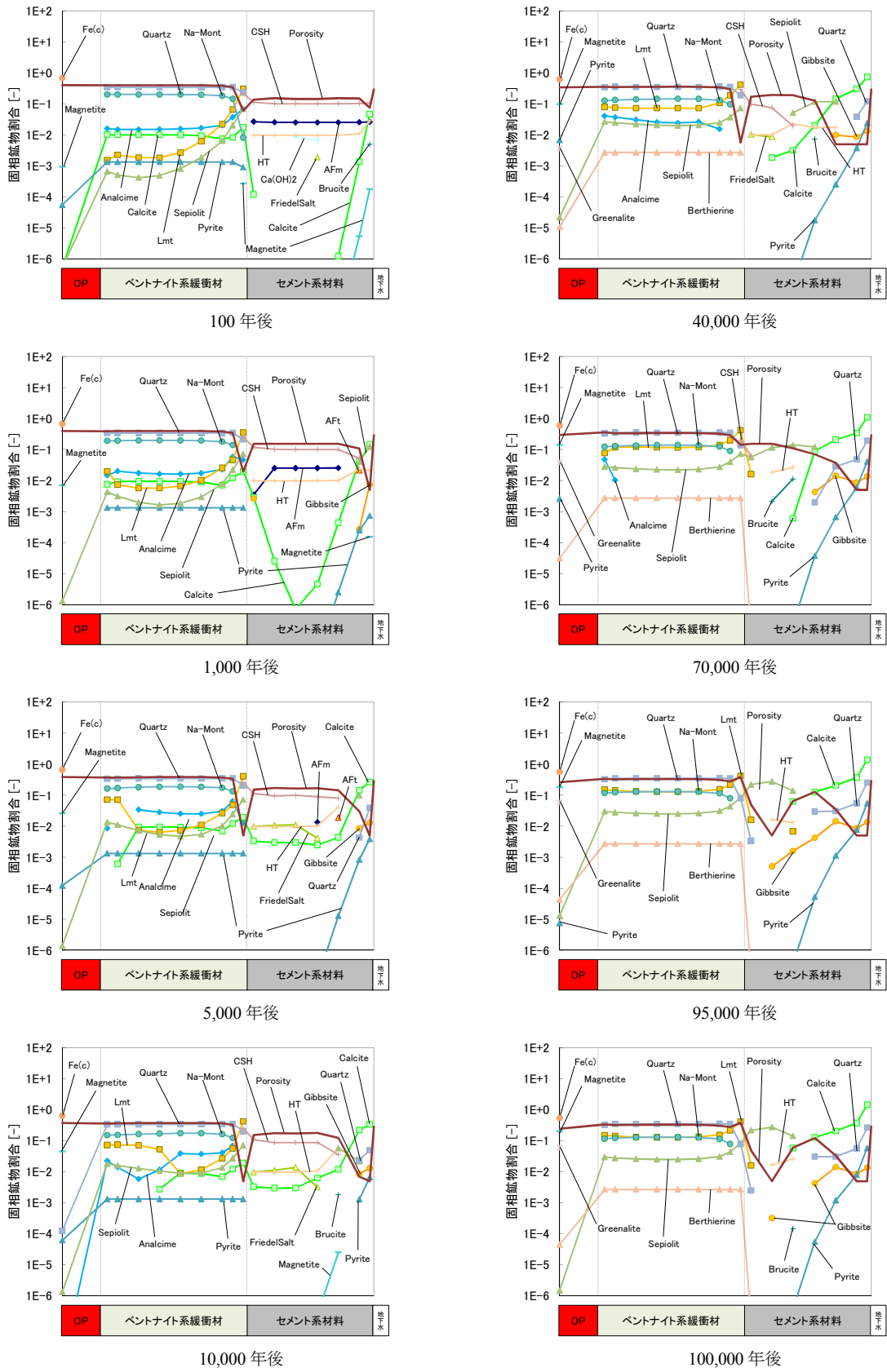


図 5.4-2 全領域における固相空間分布 (ケース A)

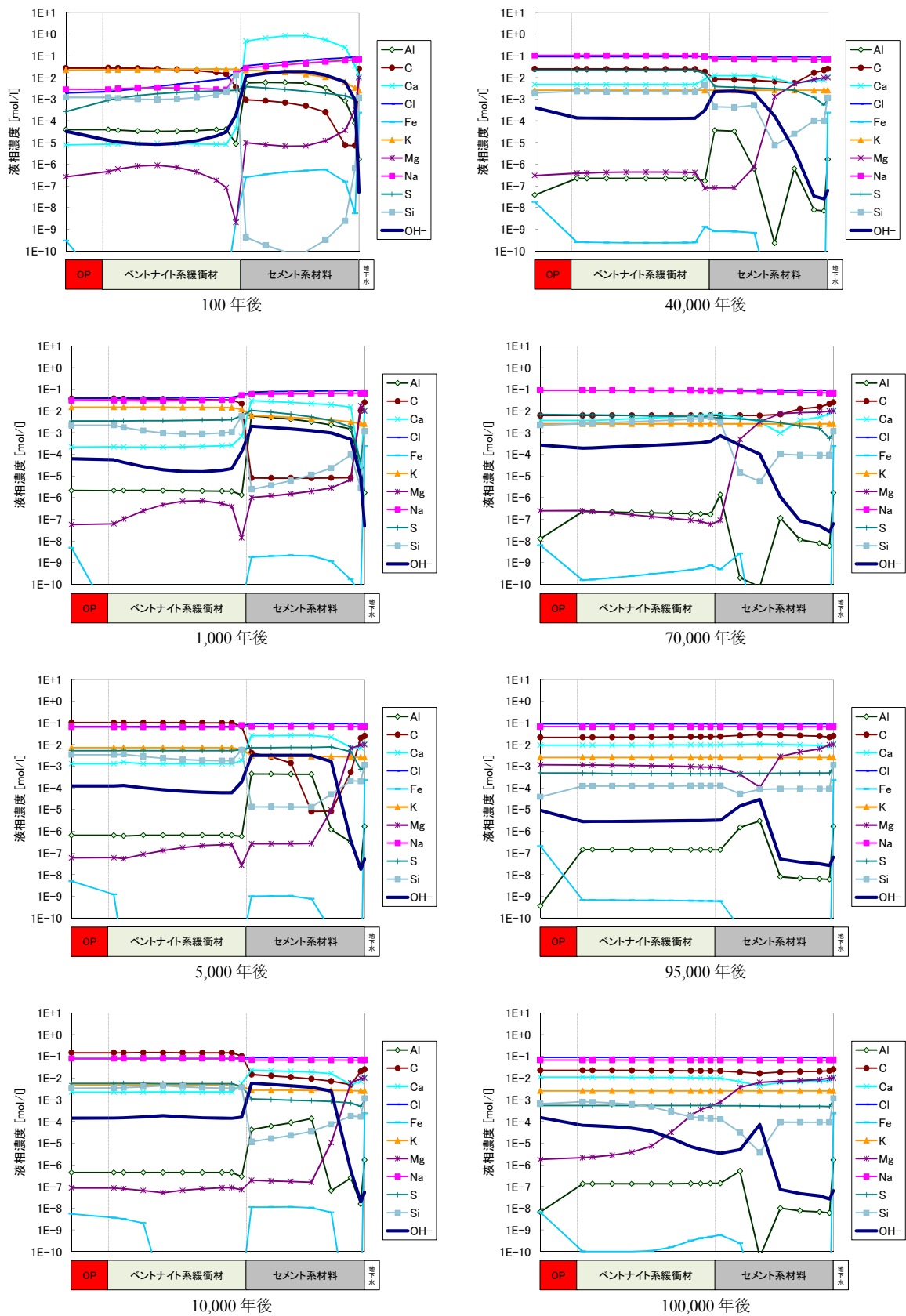


図 5.4-3 全領域における液相空間分布 (ケース A)

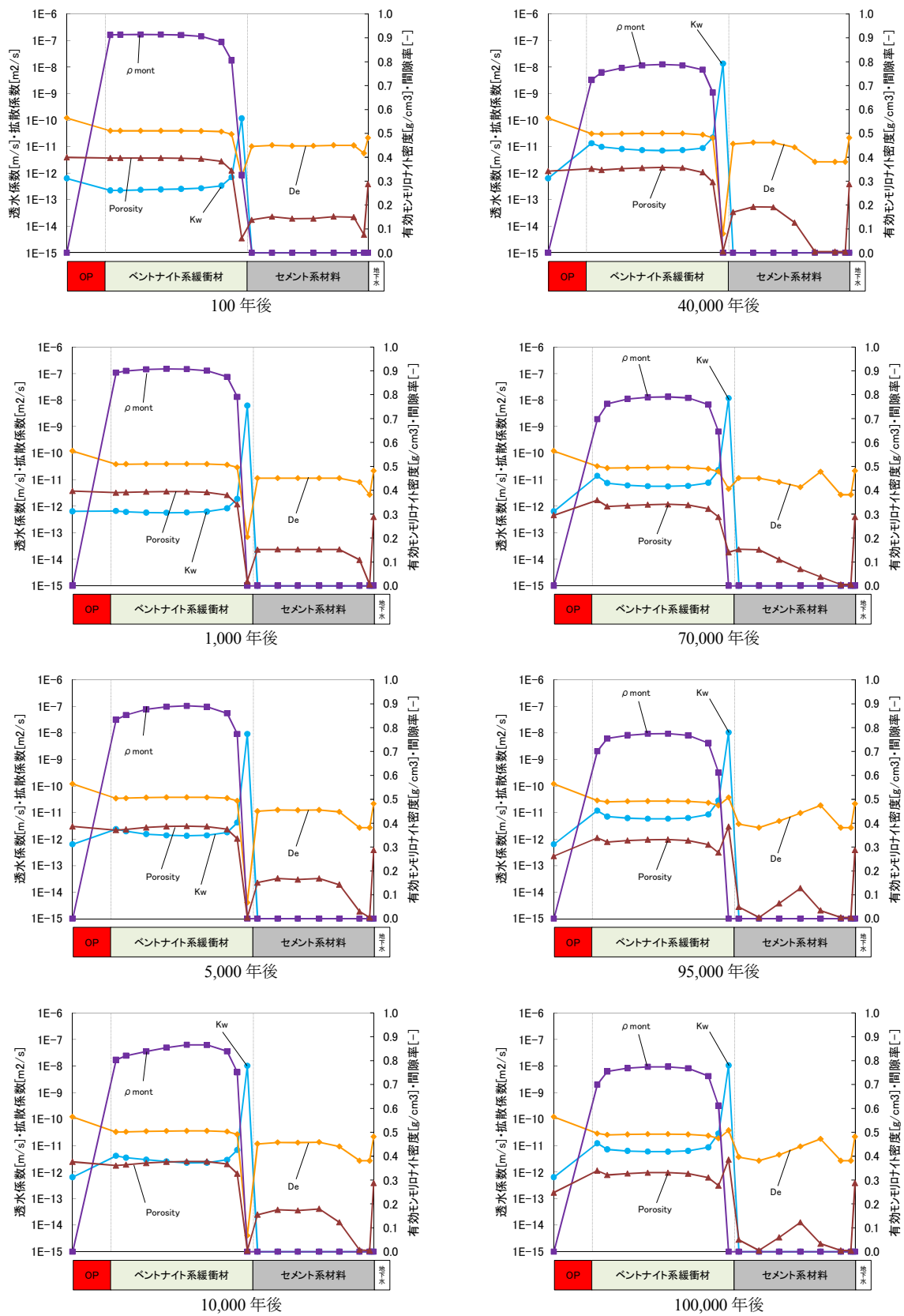


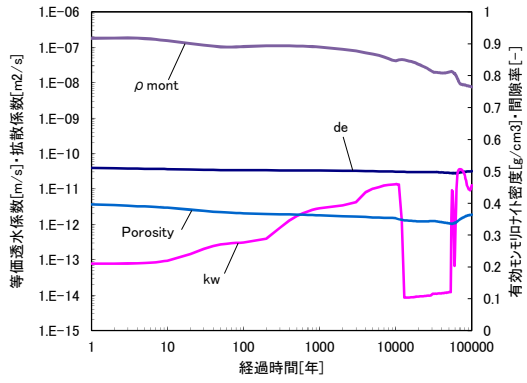
図 5.4-4 全領域における $K_w \cdot D_e \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース A)

(b) ケース B

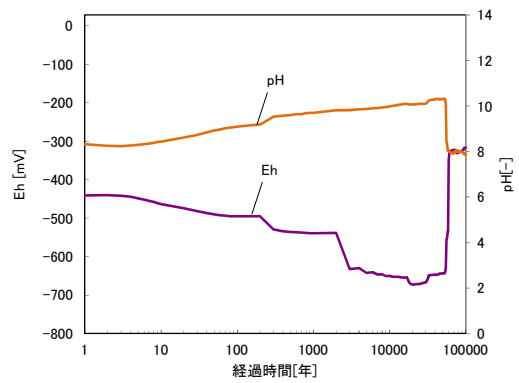
ケース B の幌延塩水系地下水条件について図 5.4-35～図 5.4-40 に示す。ケース B では図 5.4-5 の経時変化より 100,000 年後において有効モンモリロナイト密度は 0.76 g/cm^3 残存する結果となり、ケース A と比較してモンモリロナイトが残存する結果となった。これは、ケース A と同じように支保工付近の緩衝材領域において局所的な間隙閉塞が起きているが、ケース A の 40,000 年後で上昇に向かうのに対し、本ケースでは 53,000 年後と上昇時期が遅れているが、局所的な間隙低下の時期が遅いことから他の原因が大きいと思われる。図 5.4-6 および図 5.4-7 の 10,000 年後の空間分布をみると、支保工領域内において CSH が消滅し、OH 濃度が低下していることがわかる。これは支保工によるアルカリ成分が枯渇したことを意味しており、これによりモンモリロナイト溶解も進まなかったことが原因と推測される。透水係数は 100,000 年後までに $1.0 \times 10^{-11} \text{ m/s}$ と終始上昇しているが、ケース A を比較して 1 オーダー低い結果となった。ただし、13,000 年後から 52,000 年後まで $8.0 \times 10^{-15} \text{ m/s}$ 程度の一時的な低下がみられており、局所的な間隙率低下による有効モンモリロナイト密度の過度な上昇によって透水係数も低下したものと考えられる。これは、間隙閉塞が解消されることによって透水係数も上昇することとなった。OP 近傍における緩衝材領域の Eh については、3,000 年後に -530 mV から -630 mV に低下する。この現象は、ケース A で述べたように SO_4^{2-} および CO_3^{2-} が Eh を緩衝しなくなったことによる H^+ の還元による H_2 の上昇が起因となっている。その後 Eh は 56,000 年後に OP 領域に生成していた CSH が消滅したことによる pH 低下に伴い -550 mV まで上昇し、60,000 年後に緩衝材領域に Calcite が再生成することによって再び C(4) が緩衝して Eh が -350 mV まで上昇する結果となった。

図 5.4-6 の固相空間分布における 10,000 年後をみると、支保工近辺の緩衝材領域における間隙率の変化は、ケース A と比較すると 0.05 と高いことがわかる。支保工領域をみると上述のとおり CSH が消滅しており、明らかに支保工のアルカリ流入による影響が少ないことがわかる。これにより、モンモリロナイト溶解もケース A が進んでいる結果となっている。初期鉱物である Pyrite は、40,000 年後の固相空間分布をみると Berthierine に変遷していることがわかる。これは 25,000 年後頃から始まっており、30,000 年後まで成長がみられるが、その後、交互に激しく変遷をおこない、上述のとおり 60,000 年後で Calcite 生成により Eh が上昇したのが起因となり、100,000 年後には Pyrite が緩衝材領域にて支配的になる結果となった。

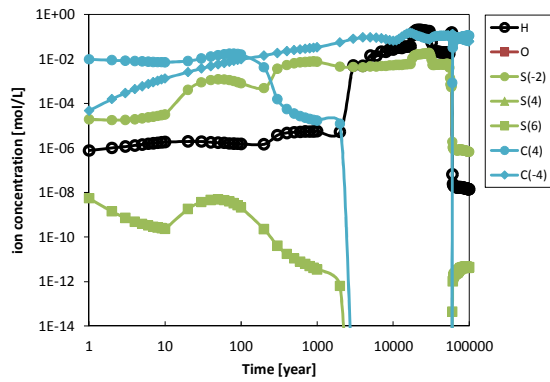
緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は図 5.4-7 のとおり、10,000 年後以降 10^{-3} mol/L オーダーを超えていることから、ケース B では早いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。



透水係数・拡散係数・有効密度・間隙率

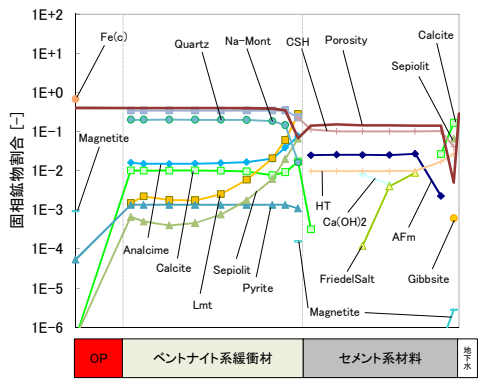


酸化還元電位・pH

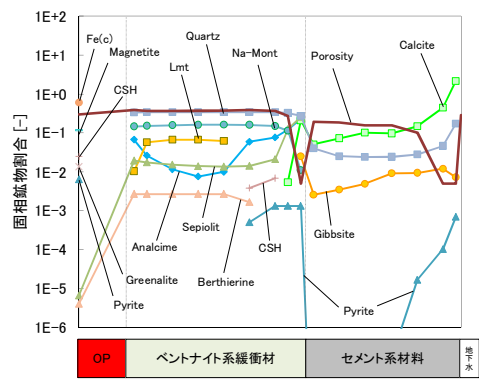


炭素種・硫黄種・溶存水素・溶存酸素濃度

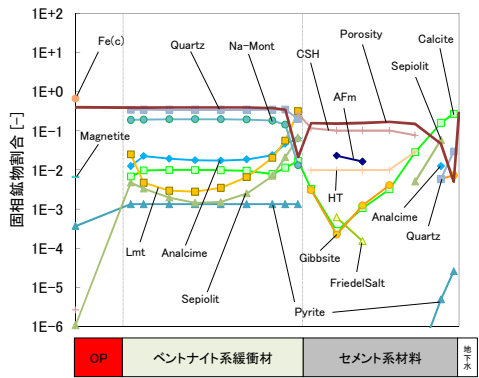
図 5.4-5 緩衝材領域における経時変化 (ケース B)



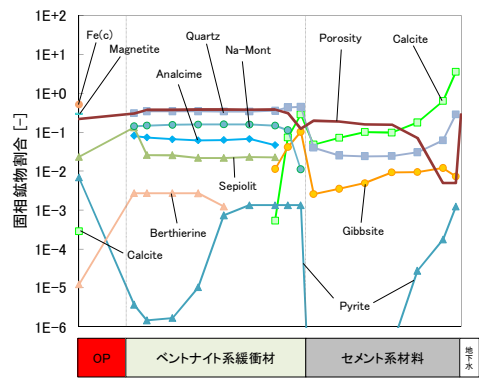
100 年後



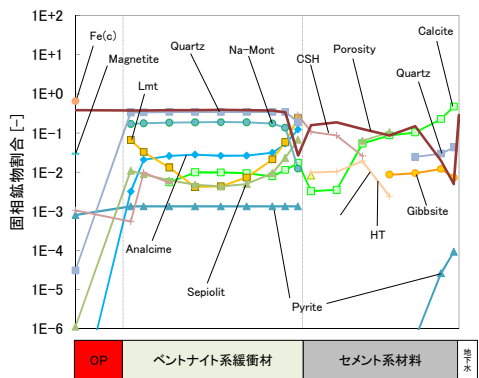
40,000 年後



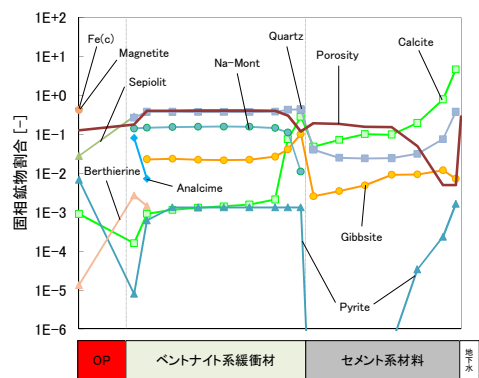
1,000 年後



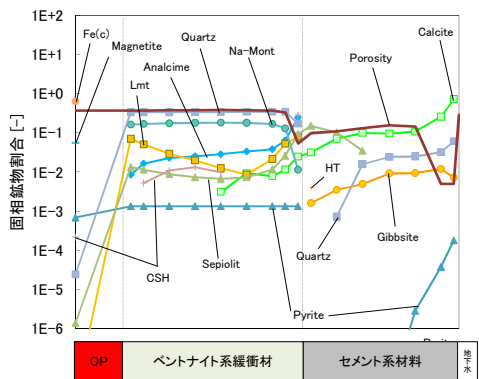
70,000 年後



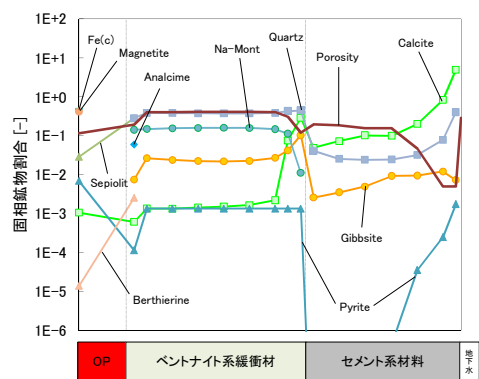
5,000 年後



95,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 5.4-6 全領域における固相空間分布 (ケース B)

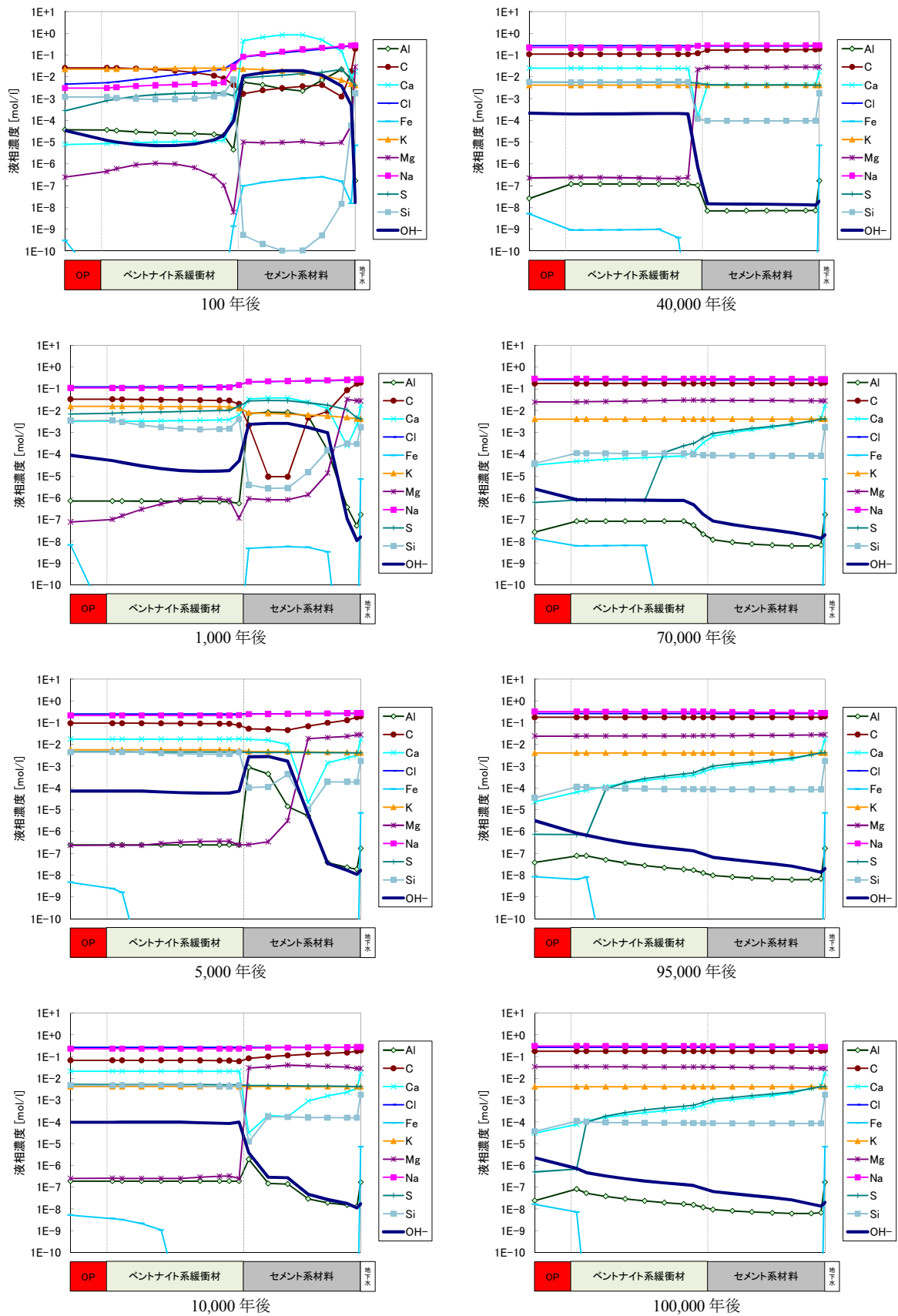


図 5.4-7 全領域における液相空間分布 (ケース B)

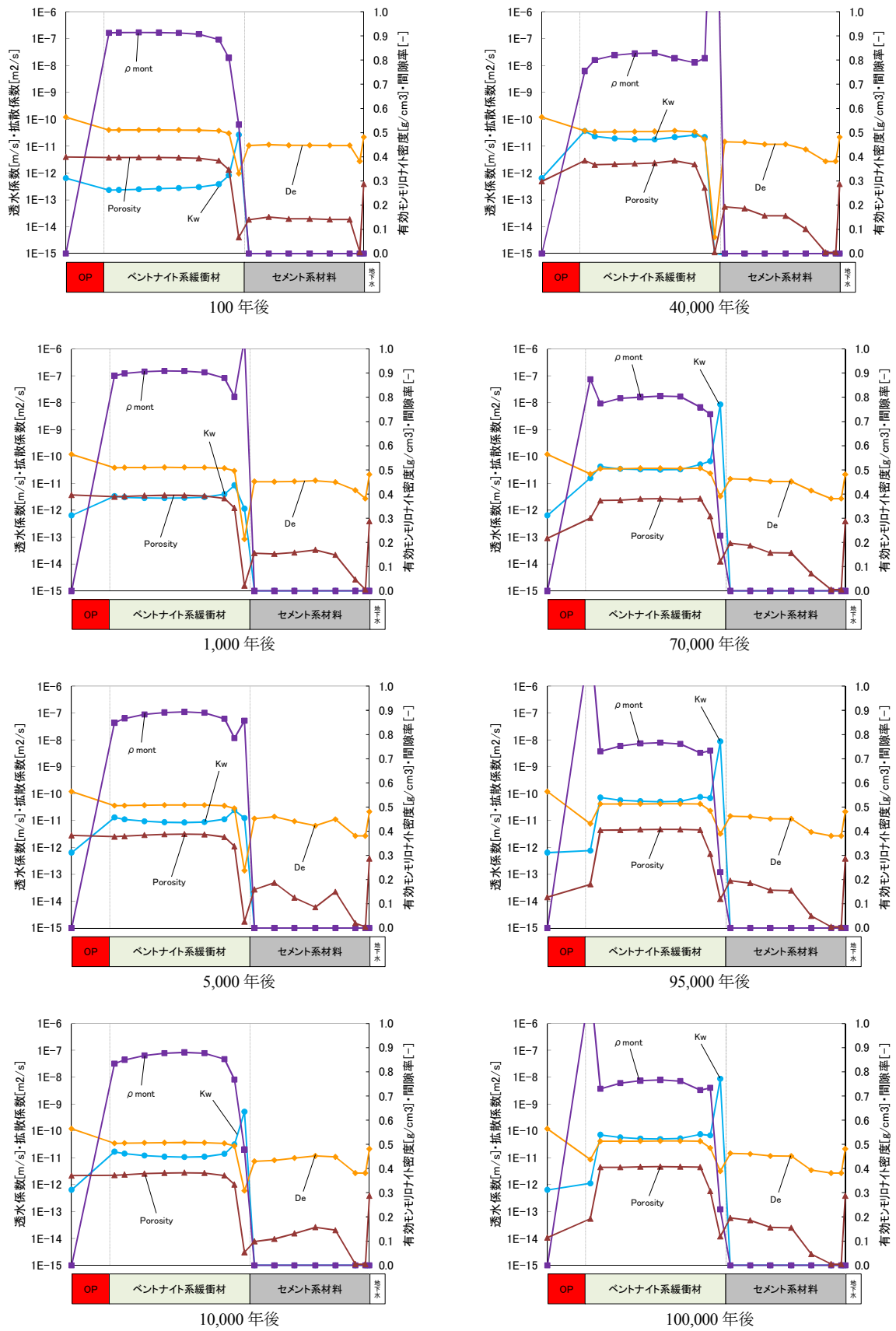


図 5.4-8 全領域における Kw・De・ ρ_m ・Eps 空間分布 (ケース B)

(c) ケース D

70,000 年後に地下水組成が幌延降水系地下水に切り替わるケース D について、図 5.4-9～図 5.4-12 に示す。図 5.4-9 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.79 g/cm^3 とケース B とほぼ同じ結果となった。本ケースの切替時期である 70,000 年後にはケース B で述べたとおり、支保工のアルカリ成分が枯渇しており、幌延降水系地下水に切り替わったとしてもその影響はあまりない結果となった。透水係数は 100,000 年後で $2.0 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ とケース B に比べ 1 オーダー低い結果となった。Eh は、70,000 年後以降の挙動がケース B と異なっており、OP 領域の Berthierine が HT に変遷したことにより OH 濃度が上昇し、Fe 濃度が低下したことをうけ、 -320 mV から -360 mV へと低下したものと推測される。

図 5.4-10 の 100,000 年後の固相空間分布をみると、ケース B と間隙率および支保工領域ではほぼ同様の分布となっていることがわかる。しかし、緩衝材領域においては、Sepiolite、Analcime がケース B より残存しており、鉄鉱物の Pyrite も Berthierine と変遷の途中であることがうかがえる。また、Calcite は一様に生成しておらず、OP 付近の緩衝材領域でも生成していないことから、ケース B に比べ上述のとおり Eh が若干低い結果となっている。図 5.4-11 の 95,000 年後の固相空間分布では、Na や Cl の濃度がケース B と比較して低下していることがわかる。これは、地下水組成が切り替わったことで、EDZ から流入する幌延降水系地下水の組成の濃度へと低下しているためである。

緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は切替時期が 10,000 年後以降のため、ケース B と同様となり、ケース D では速いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。

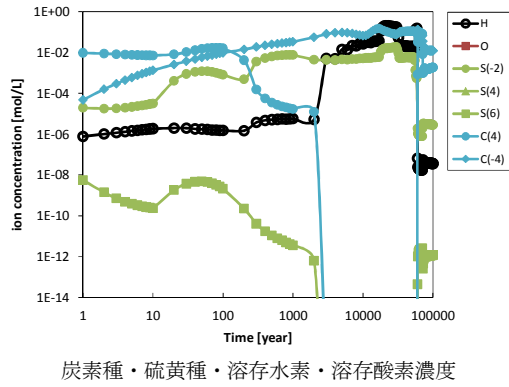
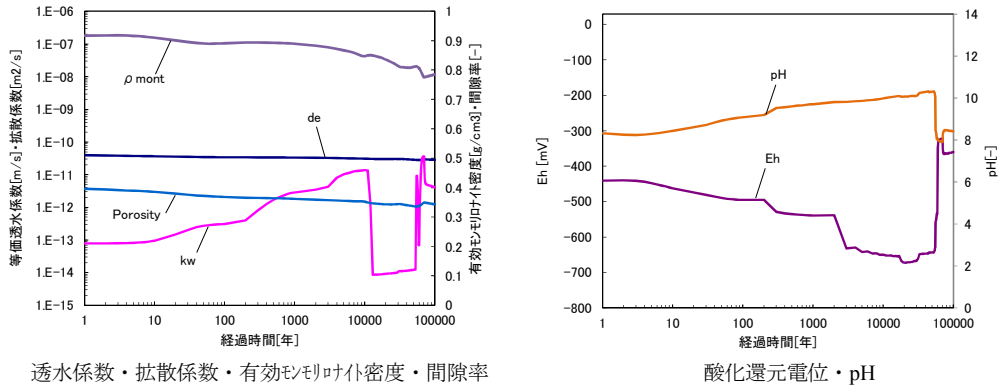


図 5.4-9 緩衝材領域における経時変化 (ケース D)

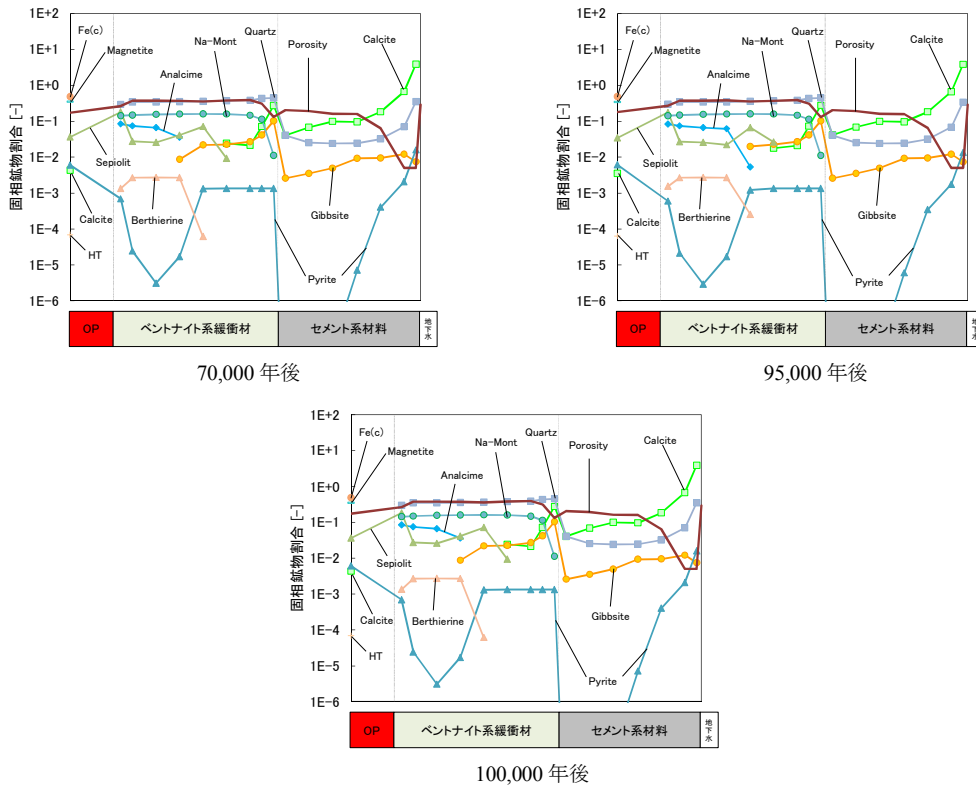


図 5.4-10 全領域における固相空間分布 (ケース D)

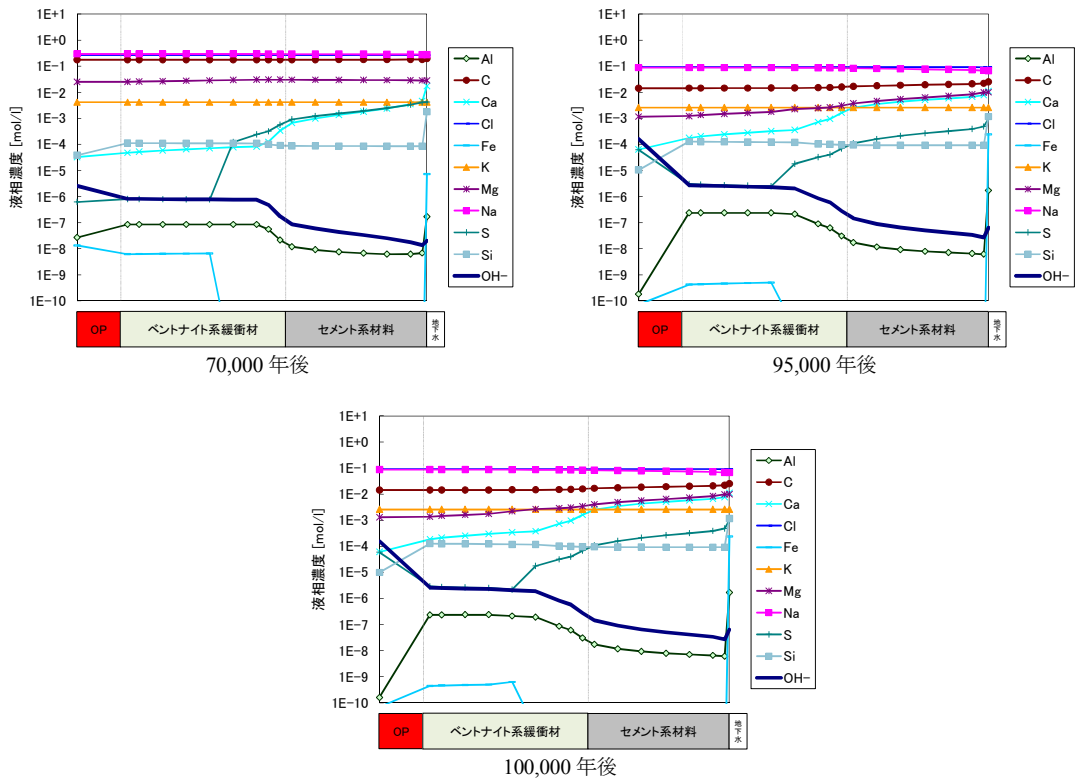


図 5.4-11 全領域における液相空間分布 (ケース D)

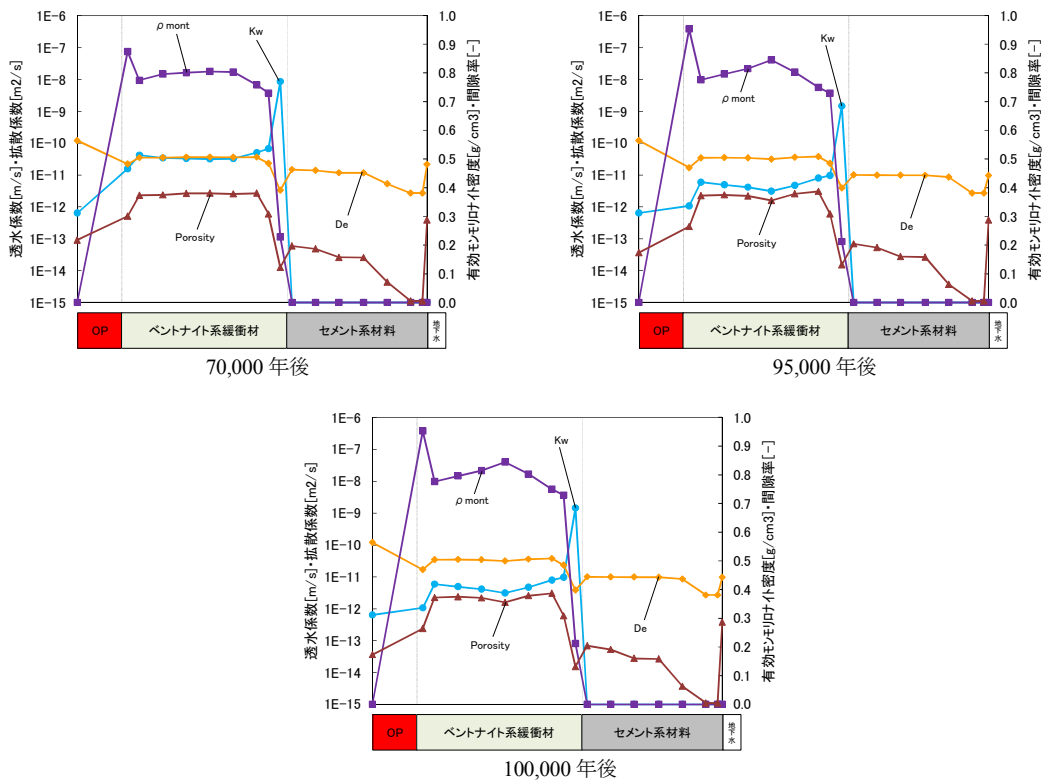


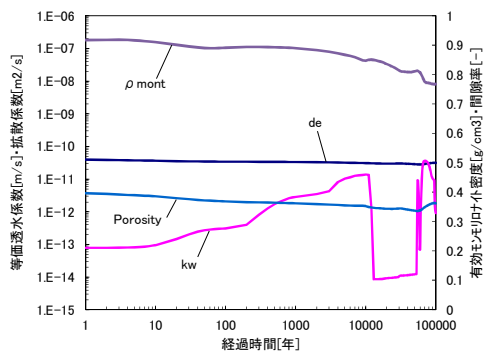
図 5.4-12 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース D)

(d) ケース G

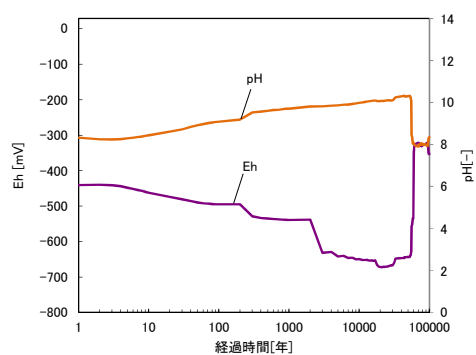
95,000 年後に地下水組成が幌延降水系地下水に切り替わるケース D について、図 5.4-13～図 5.4-16 に示す。図 5.4-13 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.77 g/cm^3 とケース D とほぼ同じ結果となった。これはケース D でも述べたとおり、支保工のアルカリ成分が枯渇していることから、95,000 年後に切り替わったとしてもほぼ変化のない結果になっているといえる。透水係数は 100,000 年後で $9.0 \times 10^{-13} \text{ m/s}$ とケース B に比べ 1 オーダー低い結果となった。Eh は、ケース D と同様に切替後の 95,000 年後以降の挙動がケース B と異なっており、OP 領域の Berthierine が HT に変遷したことにより OH 濃度が上昇し、-320 mV から -350 mV へと低下したものと推測される。

図 5.4-14 の 100,000 年後の固相空間分布をみると、ケース D に比べ、ケース B とほぼ同様の分布となっていることがわかる。ケース D でみられた緩衝材領域における Analcime、Sepiolite の生成はなく、また、Calcite もケース B と同様に緩衝材領域に一樣にできる結果となった。ただし、OP 領域に生成する HT の生成はケース D と同様に確認でき、この領域における OH 濃度の上昇も同様に確認することができた。この Calcite の生成は、Eh を緩衝して 100,000 年後で -350 mV の結果となっているが、ケース B で述べたとおり切替前に起きていることから、幌延降水系地下水への変化によるものではなく、幌延海水系地下水条件での挙動である。よって、本ケースでは切替時期が 95,000 年だったこともあり、ケース B とほぼ同じ結果になったものと考えられる。

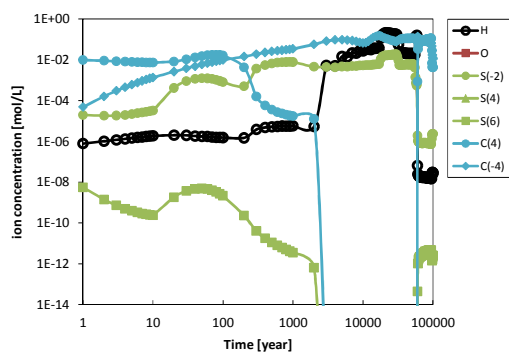
よって、10,000 年後における緩衝材付近の支保工領域における Mg 濃度もケース B と同じであることから、速いガラス固化体溶解速度に可能性が考えられる。



透水係数・拡散係数・有効モル比密度・間隙率

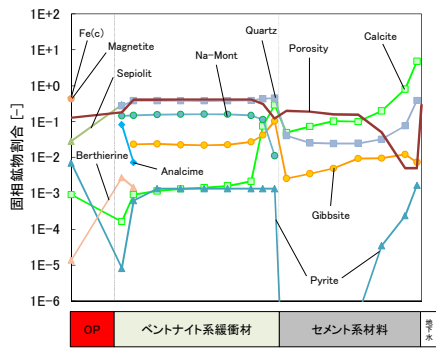


酸化還元電位・pH

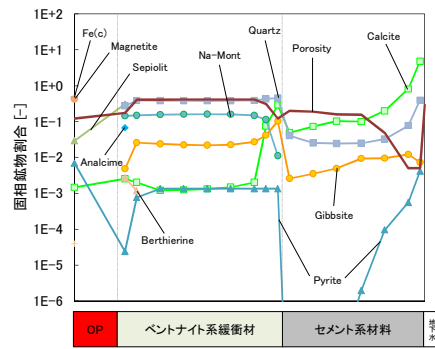


炭素種・硫黄種・溶存水素・溶存酸素濃度

図 5.4-13 緩衝材領域における経時変化 (ケース G)

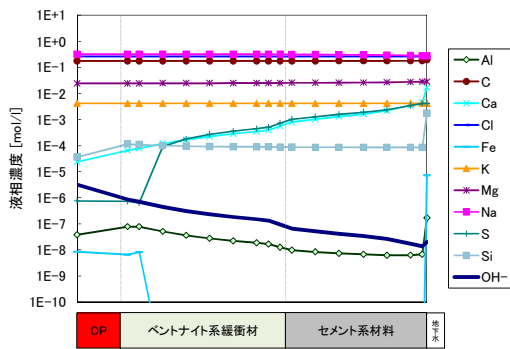


95,000 年後

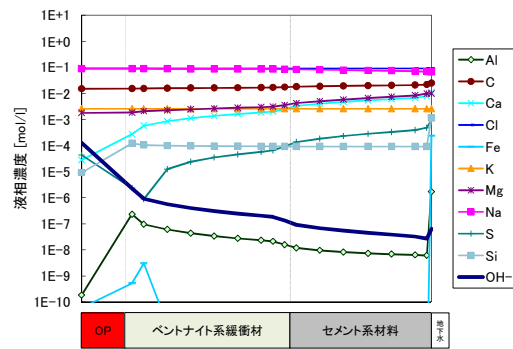


100,000 年後

図 5.4-14 全領域における固相空間分布 (ケース G)

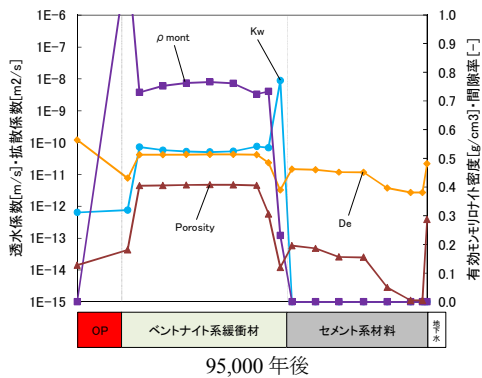


95,000 年後

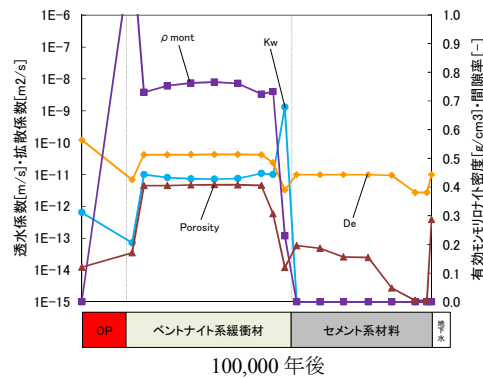


100,000 年後

図 5.4-15 全領域における液相空間分布 (ケース G)



95,000 年後



100,000 年後

図 5.4-16 全領域における Kw · De · ρ_m · Eps 空間分布 (ケース G)

(e) ケース N

10,000 年後に地下水組成が深部流体 1 (有馬型熱水) に切り替わるケース N について、図 5.4-17~図 5.4-20 に示す。図 5.4-17 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.76 g/cm^3 とケース B とほぼ同じ結果となった。ただし、ケース B については、上述のとおり、支保工領域における CSH が枯渇したためにモンモリロナイト溶解が進行しないのに対し、本ケースでは、図 5.4-18 および図 5.4-19 の 100,000 年後の結果をみても CSH が残存し、OH 濃度も約 $3.0\text{E-}5 \text{ mol/L}$ と高く保っている。ただし、この CSH は、有馬型熱水への地下水組成切替後の 16,000 年後あたりから再生成されたものである。支保工のアルカリ成分が残存し、温度が 90.5°C と上昇しているのにも関わらず、モンモリロナイト溶解が促進されない原因としては、約 12,000 年後までに支保工近辺の緩衝材領域において、局所的な間隙閉塞が発生しており、これが 100,000 年後まで解消されることなく続いていることが原因と考えられる。透水係数は 100,000 年後で $1.2 \times 10^{-11} \text{ m/s}$ とケース B と有効モンモリロナイト密度と同様にほぼ一致する結果となった。ただし、ケース B では 13,000 年後から 50,000 年後まで $8.0 \times 10^{-15} \text{ m/s}$ 程度の一時的な低下がみられているのに対し、本ケースでは 12,000 年後に $2.2 \times 10^{-11} \text{ m/s}$ から $2.6 \times 10^{-13} \text{ m/s}$ まで低下している。これは、上述のとおり、支保工近辺の緩衝材領域において、12,000 年後における局所的な間隙低下により、有効モンモリロナイト密度が上昇したためである。その後 100,000 年後にかけて 10^{-11} オーダーまで上昇しているが、これもこの現象もケース B とは異なる。ケース B では支保工近辺の緩衝材領域において 10^9 m/s オーダー、それ以外の緩衝材領域において 10^{-11} m/s オーダーであるのに対し、本ケースでは支保工近辺の緩衝材領域において 10^{-13} m/s オーダー、それ以外の緩衝材領域においては 10^9 m/s オーダーと等価透水係数としては同様の結果となるが、現象としては異なる結果となっている。Eh は 100,000 年後で -580 mV の結果となっている。これはケース B でみられた Calcite 生成による C(4) (CO_3^{2-}) の緩衝がなく、 H^+ の還元による H が支配し、Eh が低いまま継続していることが原因とみられる。

図 5.4-18 における 40,000 年後の固相空間分布をみると、上述のとおり、支保工領域においてケース B では CSH が消滅しているが、本ケースでは緩衝材領域に近い領域から半分程度まで残存している。この CSH は一度消滅したものが、10,000 年後の地下水切替によって再生成したものである。さらにケース B では Quartz や Gibbsite が一様に生成していることが確認できるが、本ケースでは HT や Magnetite、Lmt、Sepiolite といった鉱物が複雑に生成する結果となった。また、間隙率も緩衝材に近い領域以外は 0.1 以下となっていることから、ケース B に比べるとかなり物質移行が制限されているものと考えられる。これは、図 5.4-19 の 40,000 年後における液相空間分布から、支保工領域の濃度分布が複雑になっていることから推測できる。緩衝材領域の局所的な間隙低下を招いている二次鉱物は、ケース B では Analcime や Sepiolite、Quartz、Calcite などであるのに対し、本ケースでは Lmt および CSH となっている。これは、ケース A と同じ傾向である。これは、支保工内にアルカリ成分が残っていること、また地下水組成が異なり温度が 90°C であることから、熱力学的平衡が異なることが起因しているものと考えられる。OP 領域でも同様に、ケース B では Magnetite や Greenalite、Pyrite、Berthierine、Sepiolite、CSH など多様な鉱物が生成しているが、本ケースでは Magnetite や Pyrite、Greenalite といった鉄鉱物のみが生成するといった異なった結果が得られている。100,000 年後の固相空間分布では、支保工領域での鉄鉱物は、ケース B では Pyrite が支配的となっている一方、本ケースでは Magnetite が支配的となる結果となった。また、緩衝材領域の Analcime 溶解によってケース B では Gibbsite および Quartz へと変遷していると推測されるが、本ケースでは Lmt および Sepiolite へと変遷しているものと推測される。このように、10,000 年後において、有馬型熱水へと地下水組成および温度が変化したことによって、緩衝材および支保工の初期鉱物からの変遷過程や、

その溶解に伴う間隙率の変化が大きく異なる結果となった。

緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は図 5.4-19 のとおり、10,000 年後以降 10^{-3} mol/L オーダーを超えていることから、ケース N では早いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。

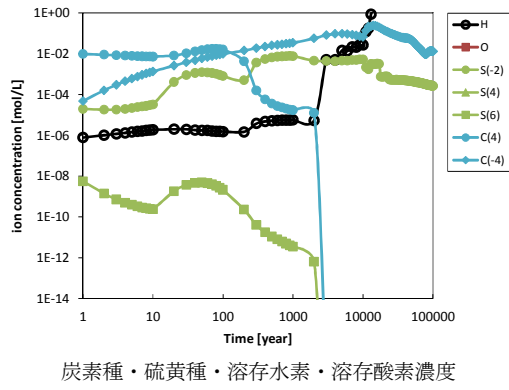
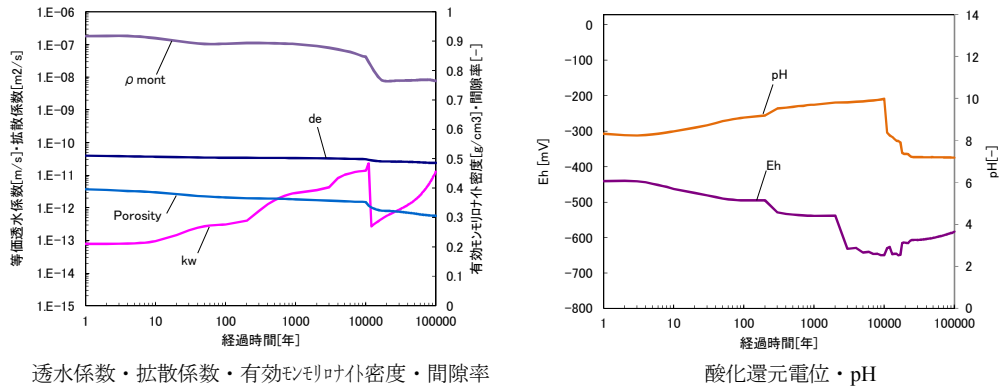


図 5.4-17 緩衝材領域における経時変化 (ケース N)

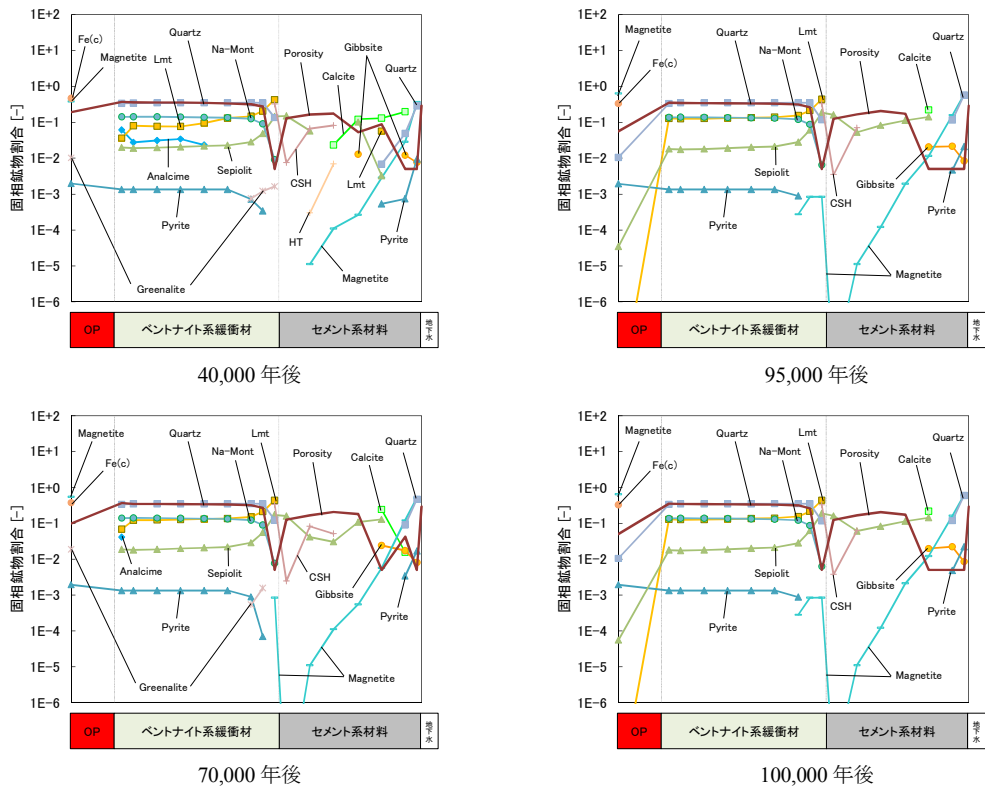


図 5.4-18 全領域における固相空間分布 (ケース N)

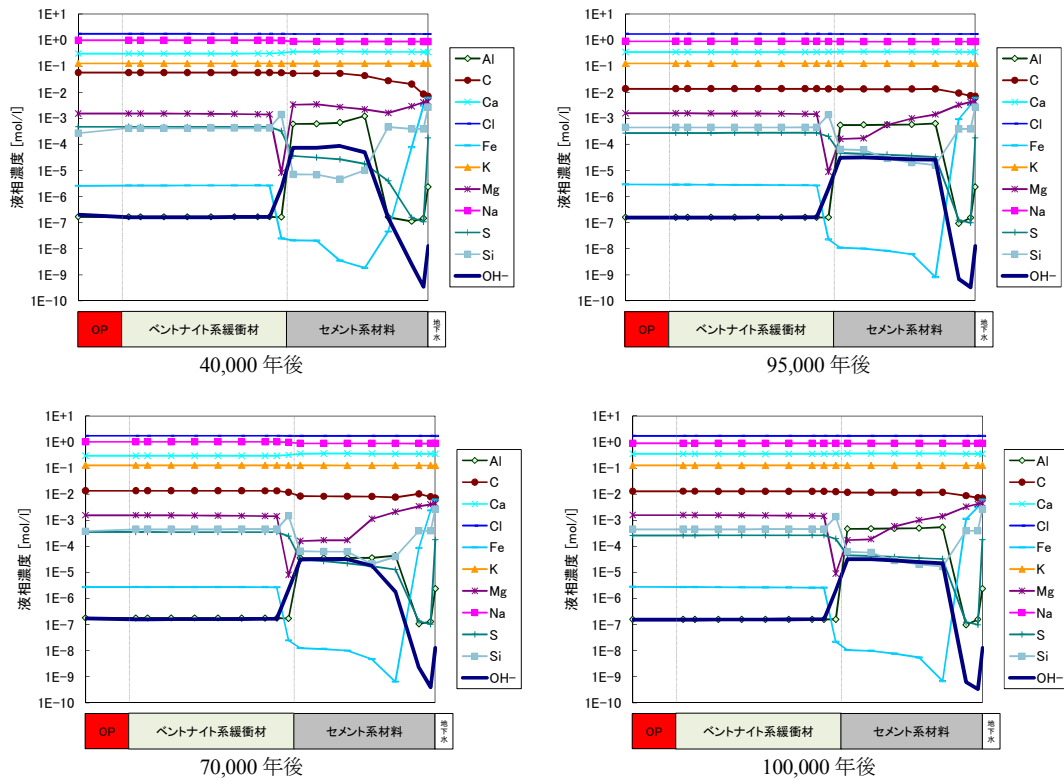


図 5.4-19 全領域における液相空間分布 (ケース N)

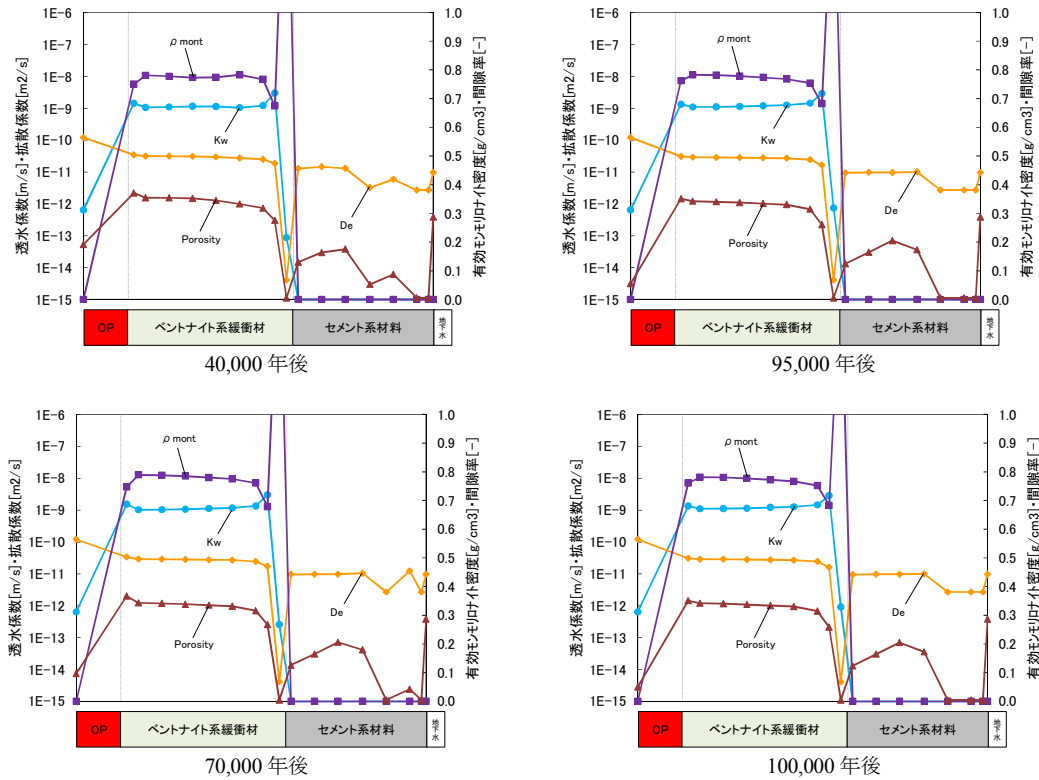


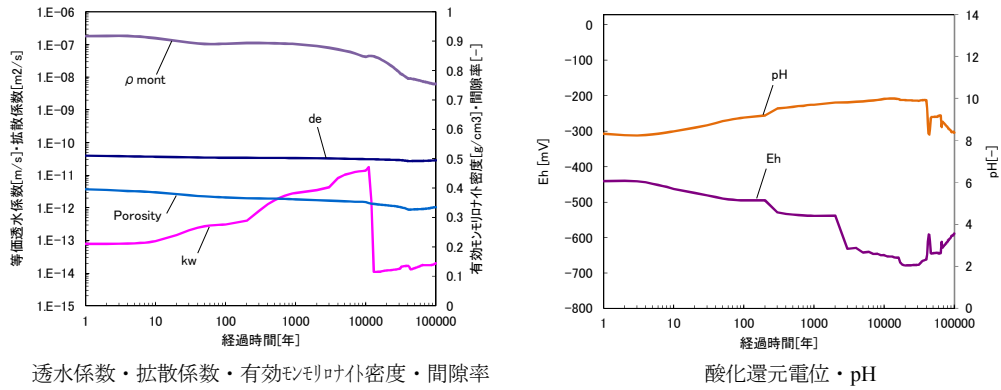
図 5.4-20 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース N)

(f) ケース O

10,000 年後に地下水組成が深部流体 2 (40°C 幌延塩水系地下水) に切り替わるケース O について、図 5.4-21～図 5.4-24 に示す。図 5.4-21 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.75 g/cm^3 とケース B とほぼ同じ結果となった。しかし、図 5.4-24 における 100,000 年後の有効モンモリロナイト密度・間隙率の空間分布のとおり、ケース B では OP 付近の緩衝材領域において、間隙率が低下し有効モンモリロナイト密度が上昇しており、本ケースでは支保工付近の緩衝材領域において局所的な間隙低下によって有効モンモリロナイト密度が上昇するという異なった挙動を示している。ただし、モンモリロナイトの残存量としては、ケース B および本ケースの 100,000 年後における固相空間分布のとおり、ほぼ同様の結果となっている。透水係数は、ケース B と同様に 13,000 年後に $1.0 \times 10^{-14} \text{ m/s}$ まで低下するが、その後局所的な間隙率低下が持続するために、100,000 年後においても継続する値となる結果となった。Eh は、3,000 年後に -630 mV まで低下した後、地下水温度上昇することによりケース B とは異なり、図 5.4-22 のとおり緩衝材領域に Calcite が生成することではなく、100,000 年後においても -590 mV と H^+ の還元による H が Eh を支配する結果となった。

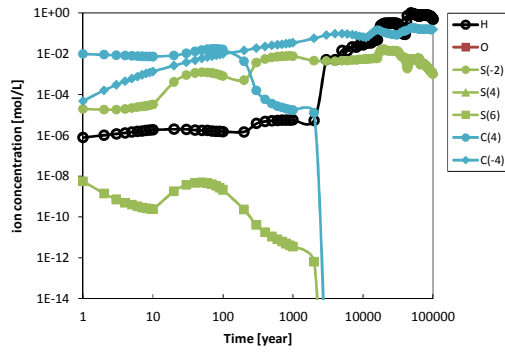
図 5.4-22 における 40,000 年後の固相空間分布をみると支保工および緩衝材領域において、緩衝材内の Pyrite と Berthierine の変遷過程以外は、ほぼ同様の結果となった。OP 領域でもケース B で生成した Berthierine 以外は同様の鉱物が生成する結果となっている。70,000 年後においては、ケース B では局所的な間隙低下が解消されているのに対し、本ケースでは上述のとおり持続していることがわかる。これにより、支保工からの地下水流入が抑制され、支保工領域における鉱物分布はケース B とほぼ同様の結果となっているが、緩衝材領域においては、局所的な間隙低下において支配的な鉱物となっている Sepiolite の生成や、Lmt の生成など変遷過程における差異がみられる。図 5.4-23 における液相空間分布では、70,000 年後において、緩衝材領域の OH 濃度がケース B では $8.0\text{E-}7 \text{ mol/L}$ に対し、本ケースでは $8.0\text{E-}5 \text{ mol/L}$ と 2 オーダー高い結果となった。これは、ケース B では 40,000 年後では OP 領域に生成していた CSH および Greenalite によって OH 濃度は $2.0\text{E-}4 \text{ mol/L}$ と高い濃度を示していたが、消滅したことにより、低下したものと考えられる。本ケースでは 70,000 年後においても Greenalite が残存していることから、高い濃度を示す結果となったと推測される。100,000 年後の固相空間分布では、70,000 年後と比較して、各鉱物の若干の上下動はあるものの、分布的にはほぼ変わらない結果となっている。これは、局所的な間隙低下が持続していることで、拡散が抑制され、変遷があまり進んでないことが原因と考えられる。

緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は図 5.4-23 のとおり、10,000 年後以降 10^{-3} mol/L オーダーを超えていることから、ケース O では速いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。



透水係数・拡散係数・有効モリヤト密度・間隙率

酸化還元電位・pH



炭素種・硫黄種・溶存水素・溶存酸素濃度

図 5.4-21 緩衝材領域における経時変化 (ケース O)

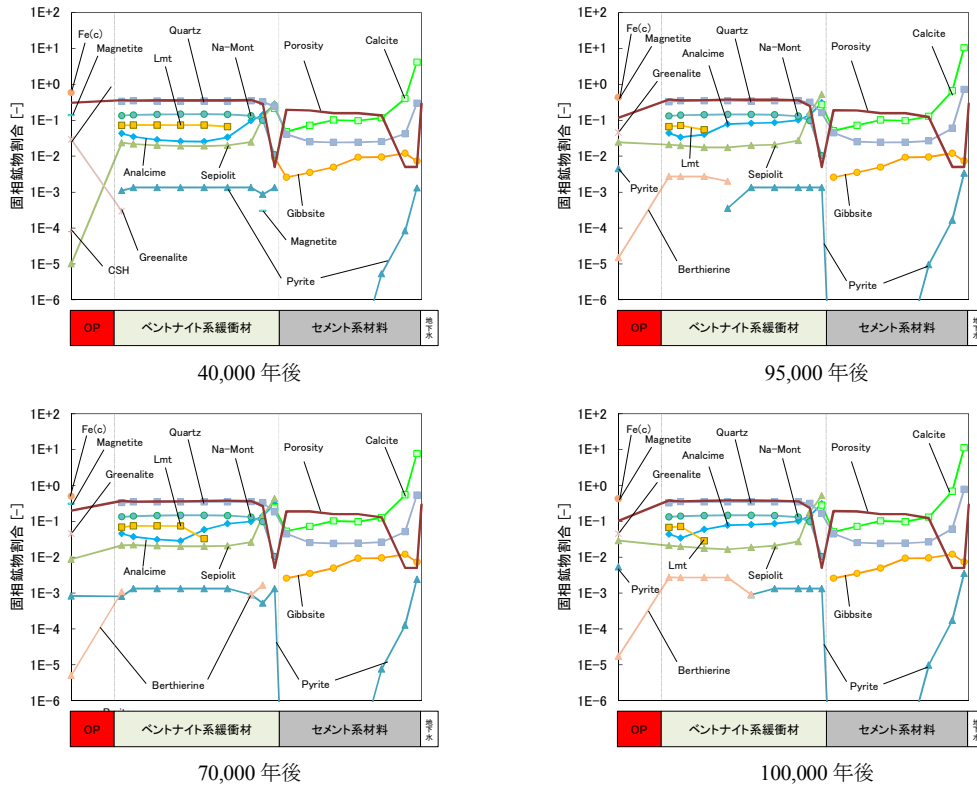


図 5.4-22 全領域における固相空間分布 (ケース O)

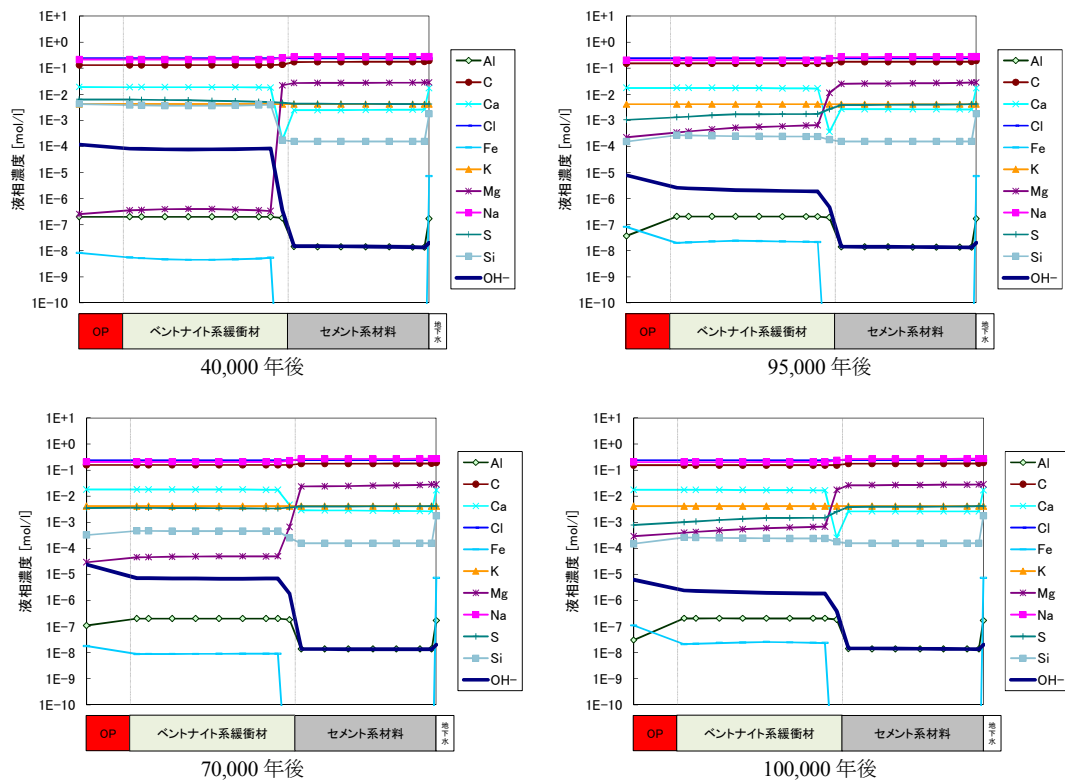


図 5.4-23 全領域における液相空間分布 (ケース O)

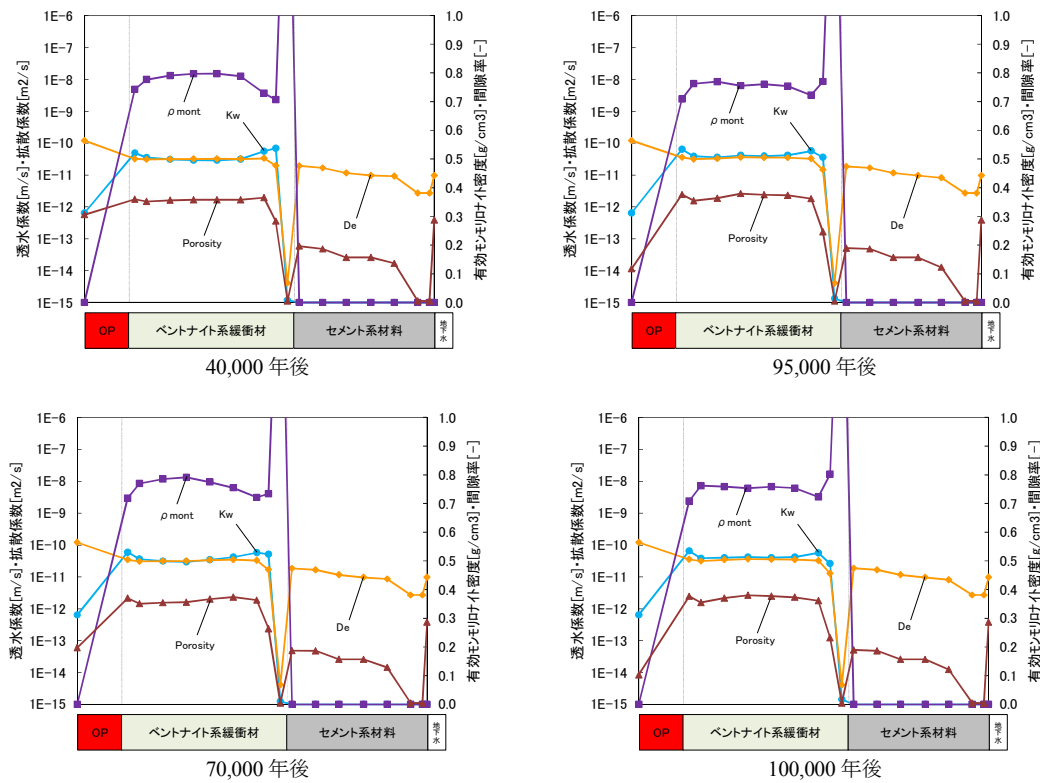


図 5.4-24 全領域における Kw · De · ρ_m · Eps 空間分布 (ケース O)

(g) ケース R

40,000年後に地下水組成が深部流体1(有馬型熱水)に切り替わるケースRについて、図 5.4-25～図 5.4-28 に示す。図 5.4-25 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.8 g/cm^3 とケース N と比較して若干高い結果となった。どちらのケースも終始局所的な間隙低下は 100,000 年後まで継続していることから、同じような結果となっているが、ケース N の切替期間が 10,000 年後と 30,000 年間早いことから若干の差異となったものと考えられる。透水係数は 100,000 年後で $2.5 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ とケース N と比較して 1 オーダー低い結果となった。これは、図 5.4-28 の 100,000 年後における有効モンモリロナイト密度・間隙率の空間分布をみると、支保工付近の緩衝材領域において、ケース N では局所的に有効モンモリロナイト密度が上昇していたのに対して、本ケースではその内部の領域まで上昇していることから透水係数も低下しており、等価透水係数としてケース N より低い値となったと考えられる。Eh については、ケース N とほぼ同様の挙動をみせており、図 5.4-25 のとおり 100,000 年間で -590 mV の結果となっている。

図 5.4-26 における 70,000 年後の固相空間分布をみると、ケース N と同様、支保工内にて CSH が再生成しており、ケース N では緩衝材側から Sepiolite が派生しているのが確認できるが、本ケースでは、Sepiolite のみならず、Lmt も派生していることが確認できる。また、EDZ 付近の支保工領域ではケース N と同様に局所的な間隙低下がみられるが、ケース N では Quartz が支配的な鉱物だったのに対し、本ケースでは Calcite が支配的となる結果となった。緩衝材領域ではケース N で OP 付近以外の Analcime は消滅しているが、本ケースでは支保工付近以外は残存する結果となっている。これは、Analcime の溶解に伴い Lmt が生成していることを考慮すると、ケース N と比較して本ケースでは分布が若干低いことから推測できる。100,000 年後においては、鉱物の成長頻度は異なるものの、ケース N と比較して主要な鉱物はほぼ同様の分布となっていることがわかる。支保工付近の緩衝材領域における局所的な間隙低下も Lmt と CSH が支配的となっており、Analcime 溶解によるものと考えられる Lmt と Sepiolite の分布も殆ど同様の結果となっている。OP 領域では、ケース N では Si の供給より Quartz が生成されているが、本ケースでは Fe ケイ酸塩鉱物の Greenalite が生成する結果となっている。

緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は切替時期が 10,000 年後以降のため、ケース B と同様となり、ケース R では速いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。

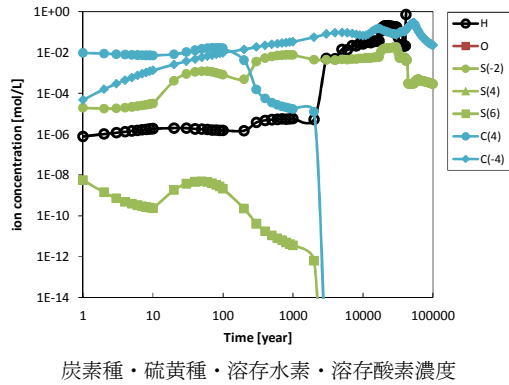
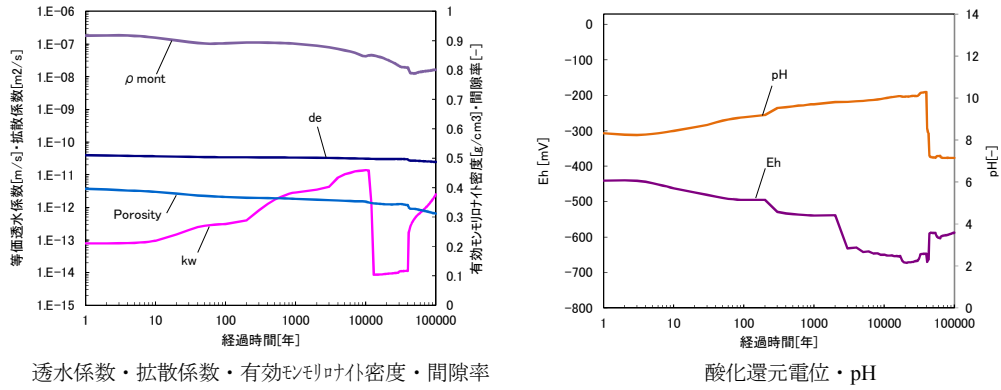


図 5.4-25 緩衝材領域における経時変化 (ケース R)

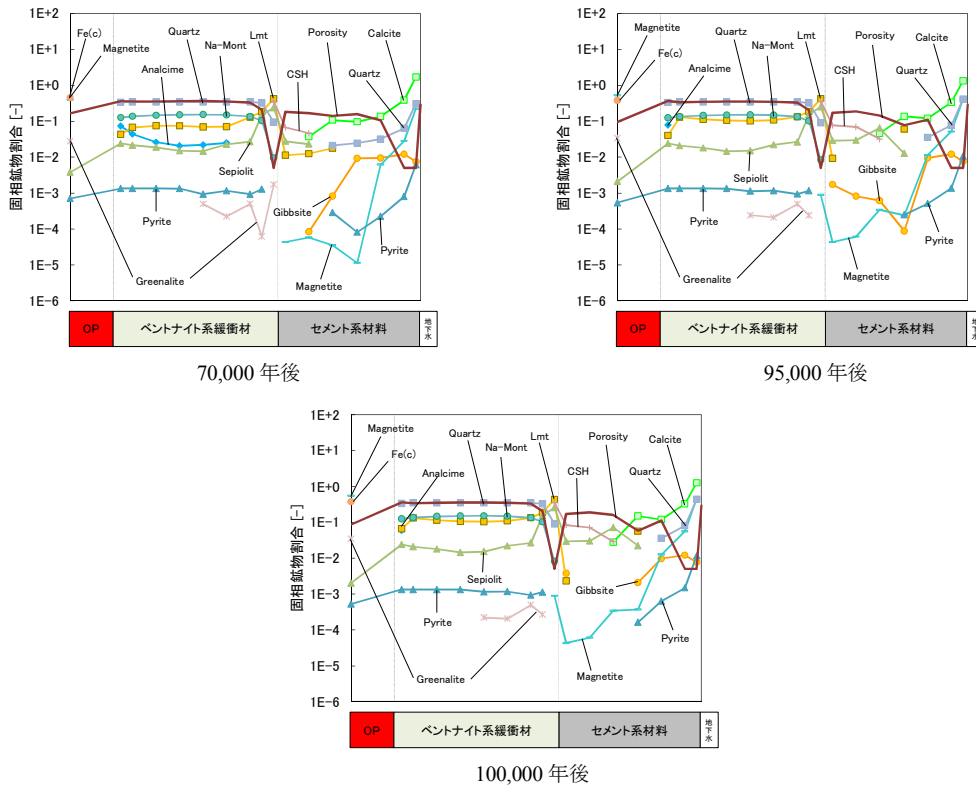


図 5.4-26 全領域における固相空間分布 (ケース R)

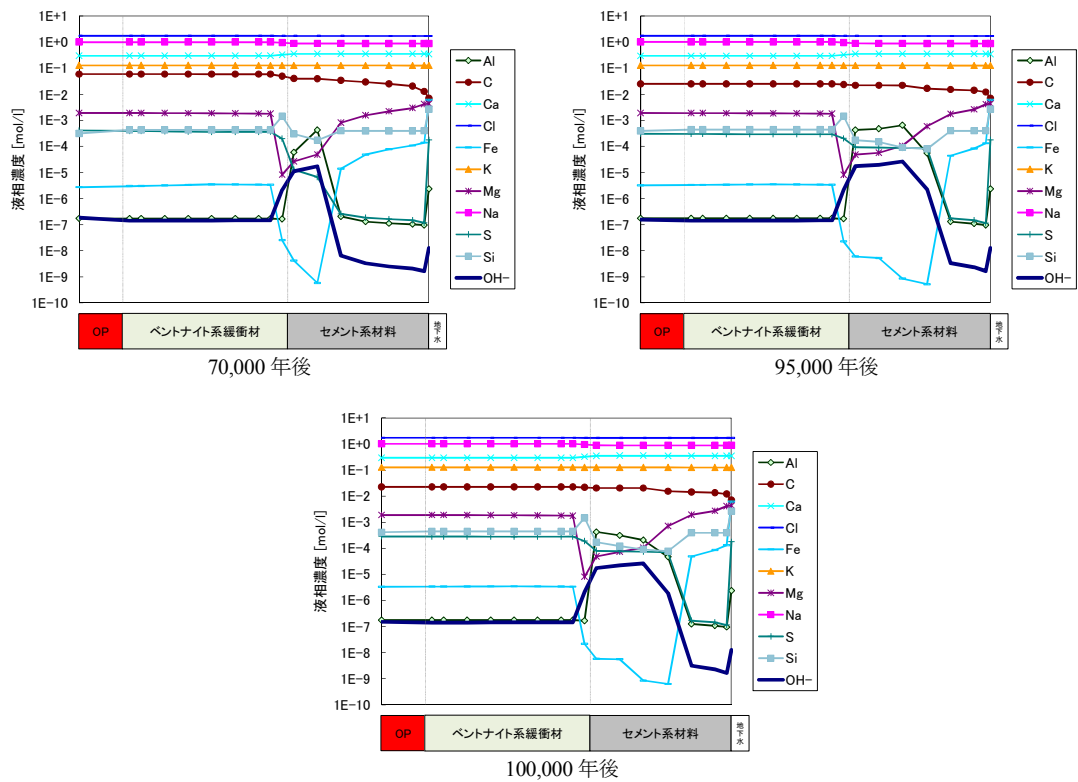


図 5.4-27 全領域における液相空間分布 (ケース R)

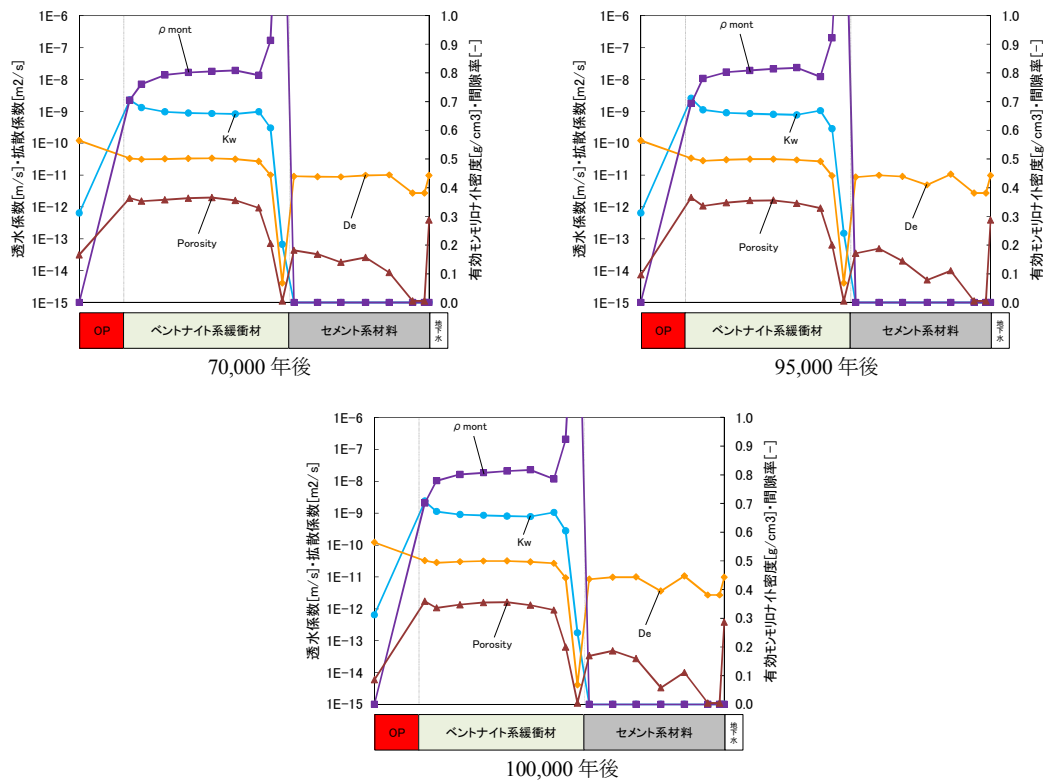


図 5.4-28 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース R)

(h) ケース S

40,000 年後に地下水組成が深部流体 2 (40°C 幌延塩水系地下水) に切り替わるケース S について、図 5.4-29～図 5.4-32 に示す。図 5.4-29 の経時変化をみると、100,000 年後における有効モンモリロナイト密度は 0.72 g/cm^3 とケース O とほぼ同じ結果となった。しかし、図 5.4-32 における 100,000 年後の有効モンモリロナイト密度・間隙率の空間分布のとおり、本ケースでは OP 付近の緩衝材領域において、間隙率が低下し有効モンモリロナイト密度が上昇しており、ケース O では支保工付近の緩衝材領域において局所的な間隙低下によって有効モンモリロナイト密度が上昇するという異なった挙動を示している。ただし、モンモリロナイトの残存量としては、ケース O および本ケースの 100,000 年後における固相空間分布のとおり、ほぼ同様の結果となっている。また、ケース B の有効モンモリロナイト密度、透水係数の経時変化と比較すると殆ど一致する結果となっている。Eh は図 5.4-29 のとおり 100,000 年後で -313 mV の結果となっており、ケース B とほぼ同様の挙動を示している。

図 5.4-30 における 70,000 年後の固相空間分布をみると、鉄鉱物の Pyrite と Berthierine の変遷過程に差異はあるものの、ケース B の結果とほぼ同様の分布を示す結果となっている。また、100,000 年後の固相・液相空間分布の結果をみても、ほぼケース B と同様の結果になっている。よって、切替時期の早いケース O では、局所的な間隙低下が継続するなどケース B と異なる挙動を示したが、40,000 年後と切替時期の遅い本ケースは、40°C の温度変化の影響は殆どみられず、ケース B とほぼ同様の挙動を示す結果となった。

緩衝材付近の支保工領域での Mg 濃度は切替時期が 10,000 年後以降のため、ケース B と同様となり、ケース S では速いガラス固化体溶解速度になる可能性が考えられる。

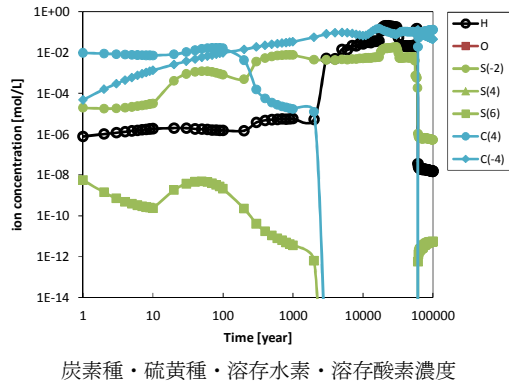
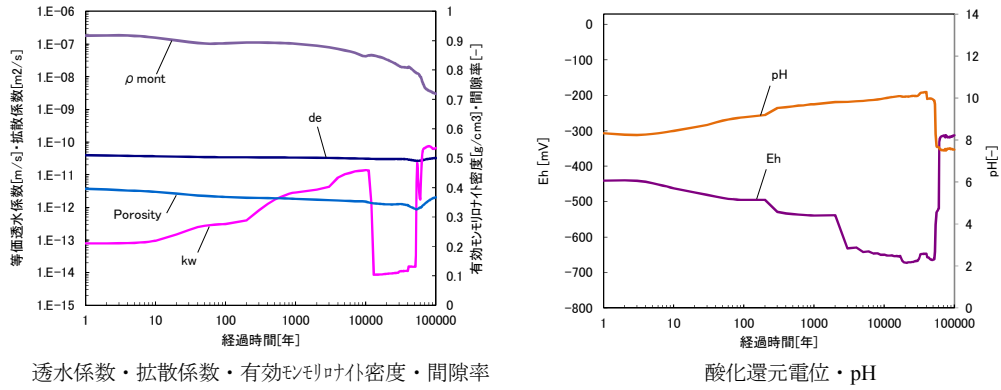


図 5.4-29 緩衝材領域における経時変化 (ケース S)

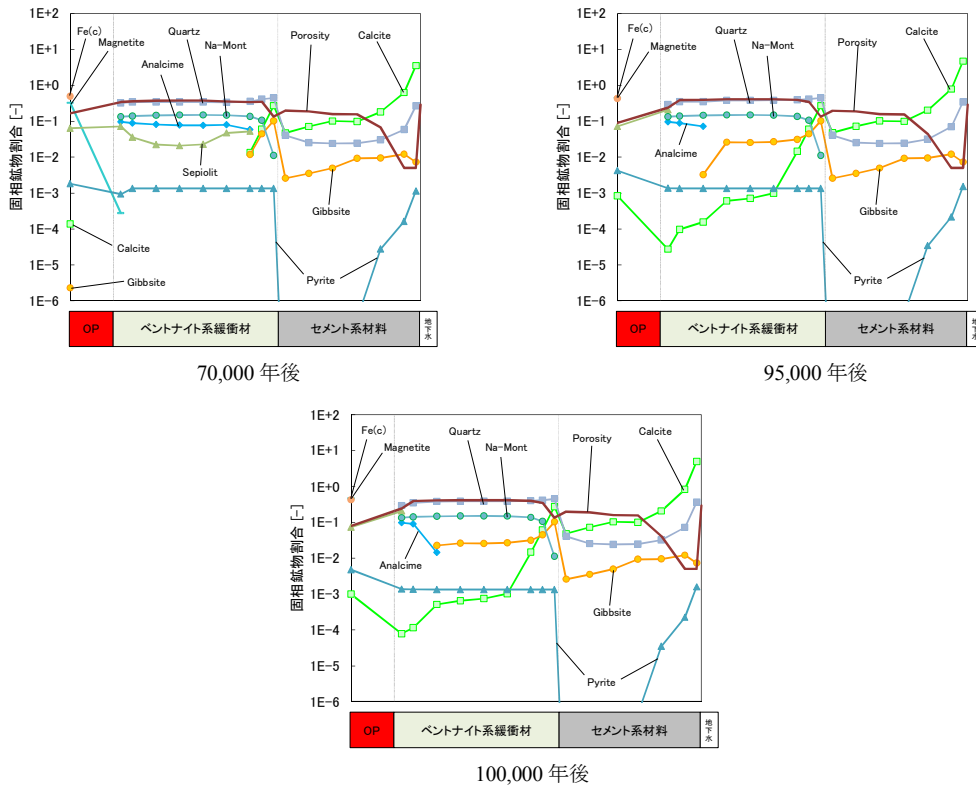


図 5.4-30 全領域における固相空間分布 (ケース S)

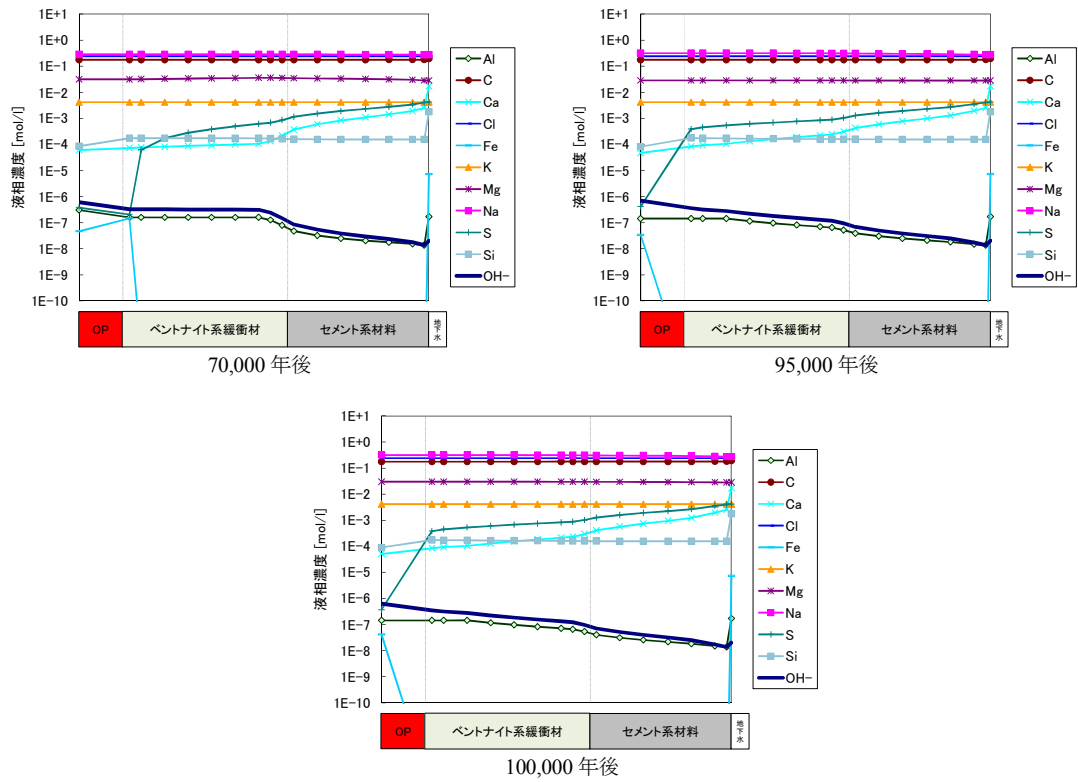


図 5.4-31 全領域における液相空間分布 (ケース S)

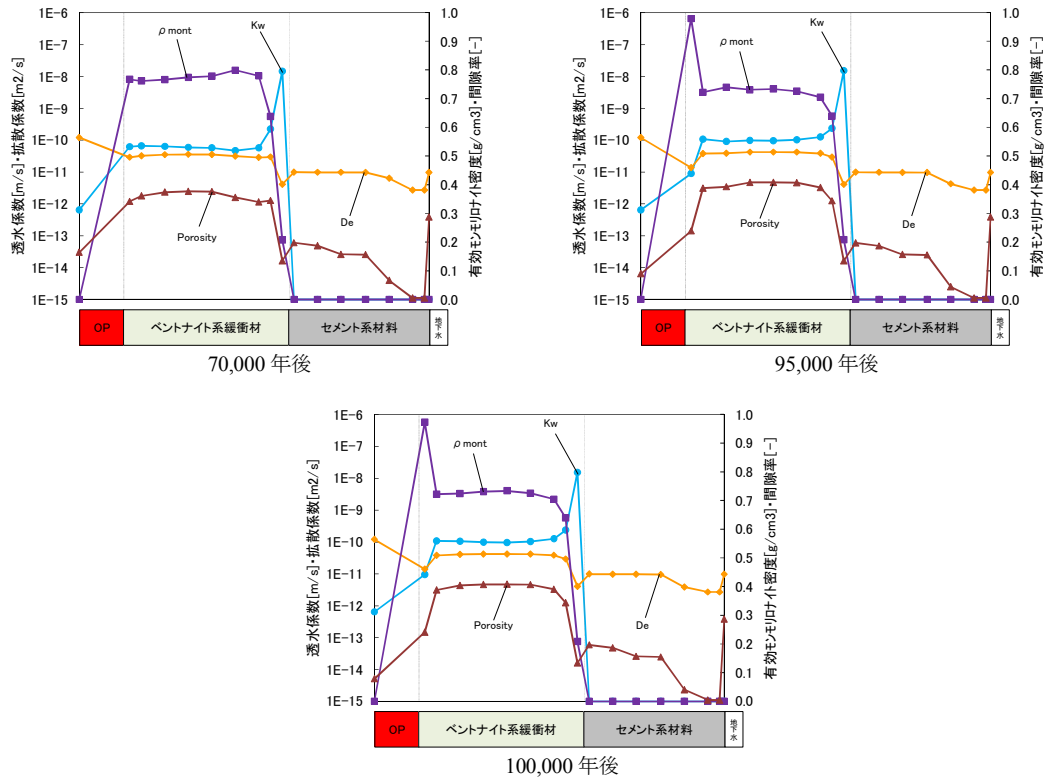


図 5.4-32 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース S)

(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、5.3.1 項に示したデータを提供した。

(5) まとめ

5.4.1 項にて整理された 8 ケースについて緩衝材変質評価計算を実施し、人工バリア変遷挙動の考察を行った。緩衝材中のモンモリロナイト溶解は、有効モンモリロナイト密度が $0.67\sim 0.80\text{ g/cm}^3$ と全ケースともに殆ど同様の結果となった。また支保工近辺の緩衝材領域で全ケースにおいて局所的な間隙閉塞が発生し、そのうち 3 ケースにおいては間隙閉塞が解消することなく 100,000 年まで継続する結果となった。深部流体への地下水組成変化やその切替時期などが異なるケースについては、多少変遷挙動に差異がみられるが、全体的な人工バリア変遷挙動としては有意な差は認められなかった。ガラス溶解速度に影響を与えると考えられる Mg 濃度は、緩衝材近辺の支保工領域において、幌延塩水系地下水が 10,000 年間継続した場合、 10^{-3} mol/L オーダーを超える濃度となることから、ケース A の幌延降水系地下水以外のケースでは、速いガラス固化体溶解速度となる可能性が考えられる。

5.4.3 炭素鋼オーバーパックの腐食寿命解析

分岐断層の成長による地下水環境の変動を想定した場合におけるオーバーパック腐食寿命解析は、5.3.2 と同様の方法で実施した。その結果、すべてのケースにおいて局部腐食及び応力腐食割れは生起せずオーバーパックの腐食形態は 5.4.2 で設定したすべてのケースに対して全面腐食となった。これらの中で腐食寿命評価に使用したモデル及びパラメータも 5.3.2 と同様であり、腐食寿命解析の結果得られたオーバーパックの腐食寿命は 4,000 年となった。

5.4.4 ガラス溶解速度評価

5.3.3 項で前述した Mg 影響モデルに基づき、各ケースにおけるガラス固化体の溶解速度を試算した結果、Case A については、Mg イオンの影響はほぼ無視することができることから、ガラス固化体の溶解速度は $1.0\times 10^{-3}\text{ g/m}^2/\text{day}$ に設定した。

一方、他のケースについては、約 10,000 年度以降に、Mg イオンの影響によるガラス固化体の溶解速度が $1.0\times 10^{-3}\text{ g/m}^2/\text{day}$ を超え、約 11,000 年後にガラス固化体の全量が溶解する計算結果となることから、10,000～11,000 年後においては、ガラス固化体が全量溶解するまでの平均溶解速度として $1.0\times 10^{-1}\text{ g/m}^2/\text{day}$ を設定した。

各ケースにおけるガラス固化体の溶解速度の設定値と期間の関係を以下に示す（単位はいずれも $\text{g/m}^2/\text{day}$ ）。

【Case A】 0～100,000 年： $1.0\text{E-}3$

【Case B】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case D】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case G】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case N】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case O】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case R】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

【Case S】 0～10,000 年： $1.0\text{E-}3$, 10,000～11,000 年： $1.0\text{E-}1$ （約 11,000 年でガラス固化体消失）

分岐断層あるいはバックスラストの交差が交差した廃棄体のガラスについては、T.H.Smith to W.A.Ross のガラス衝突実験において、衝突後ガラス表面積が 40 倍増加した実験データ⁽¹⁾を参考に、対数丸めによりガラス表面積を交差前の 100 倍と設定した。また、3.3 で述べたように断層交差によって緩衝材が剥離し、断層沿いを流れる地下水がガラスに直接接触することから、ガラス溶解速度として初期溶解速度を与えることとした。初期溶解速度は、Inagaki らの研究⁽²⁾に基づき、図 5.4-33 に示すように、25°CpH7 の条件から 0.01 g/m²/day とした。また、深部流体2である 40°Cの地下水2では図 5.4-34 から読み取れるように 0.032 g/m²/day、さらに、熱水の深部流体1 に対しては 0.65 g/m²/day であることから瞬時溶解と設定した。なお、酸化性地下水の流入ではガラス表面積が増大する断層交差から酸化性地下水の流入まで 5000 年の時間遅れがあり、この間にガラス固化体が消失することからガラス溶解速度変化の設定は行わなかった。

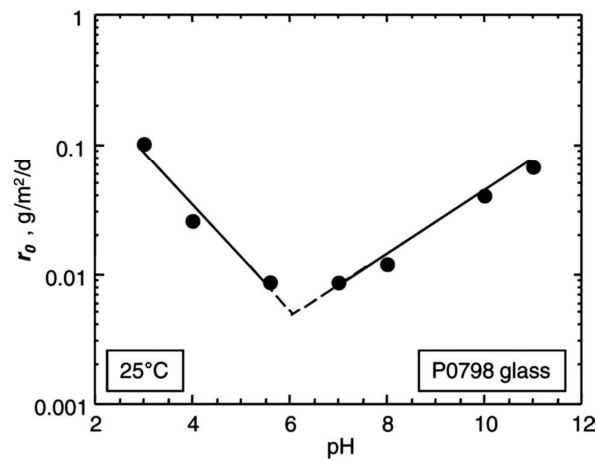


図 5.4-33 pH の関数とした 25°Cにおけるガラス初期溶解速度 (Inagaki et al. 2012) ⁽²⁾

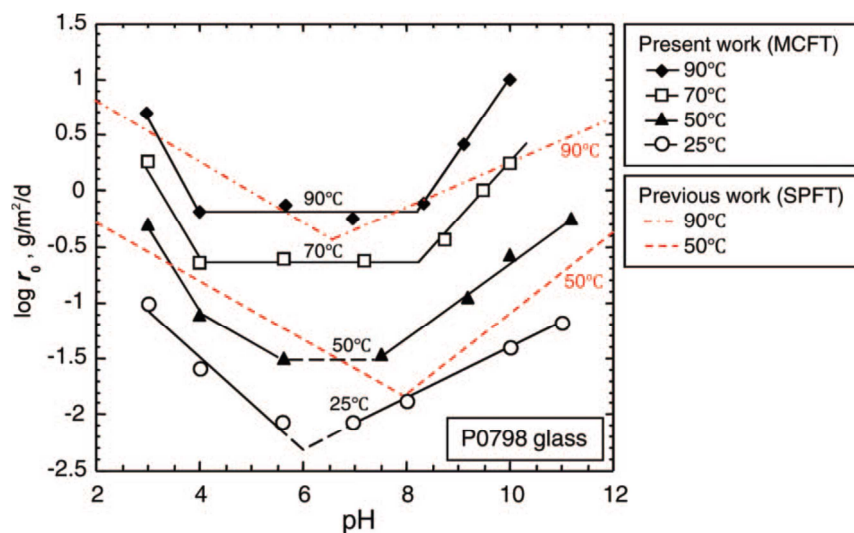


図 5.4-34 pH と温度の関数としたガラス初期溶解速度 (Inagaki et al. 2012) ⁽²⁾

5.4.5 核種移行パラメータ

(1) 溶解度

確率論的溶解度解析コード PA-SOL (Probabilistic Analysis Code of Uncertainty of Solubility Limit for Radioactive Element in Geological Disposal) を用いて溶解度を求めた。PA-SOL は、地下水水質と熱力学データに関する不確かさが溶解度に与える影響の定量的評価を目的として、原子力機構が整備したコードであり、PHREEQC⁽³⁾などの地球化学計算コードにモンテカルロ法による確率論的解析機能を追加したコードである。

解析に使用した熱力学データは、JAEA-TDB (version 100331c2)⁽⁴⁾を基に、山口ら⁽⁵⁾がデータ選定プロセスの一貫性や溶解度評価の保守性、最新データの検証の観点からレビューし、選定したものを使用した。活量係数の補正については、Davies の式を用いた。また、計算においては、上記の JAEA-TDB において、熱力学データが最も整備されている 25°C の条件で計算を行った。なお、Ra, Ac 及び Cm については、熱力学データが十分に整備されていないため、既存の文献や化学アナログを考慮して設定するものとした。

間隙水組成は、断層交差前は 5.4.2 の解析によって得られた各解析ケースの緩衝材中の間隙水組成に基づいて設定、断層交差後は表 5.4-3 に示す組成の地下水が流入し、それまでの間隙水と置き換わるものとして設定した。深部流体 1 が流入するケースでは、高温における熱力学データが十分整備されていないため、保守的にすべての核種を可溶性とした。酸化性地下水が流入するケースでは、U について制限固相の検討が十分でないため、第 2 次取りまとめ⁽⁶⁾の値を設定した。

断層が交差しない各解析ケースにおける溶解度の経時変化を図 5.4-35 に示す。また、断層交差後の溶解度を表 5.4-9 に示す。

表 5.4-9 断層交差後の溶解度(mol/l)

	Th	Pa	U	Np	Pu
地下水2	1.4E-09	2.6E-08	6.0E-09	1.1E-09	5.7E-05
地下水1	1.2E-08	1.4E-05	1.1E-08	6.2E-09	1.5E-06
深部流体1	可溶性	可溶性	可溶性	可溶性	可溶性
深部流体2	1.3E-08	6.7E-06	8.4E-09	6.7E-09	5.5E-05
酸化性地下水	1.5E-09	1.2E-08	5.0E-03	6.2E-07	3.3E-11

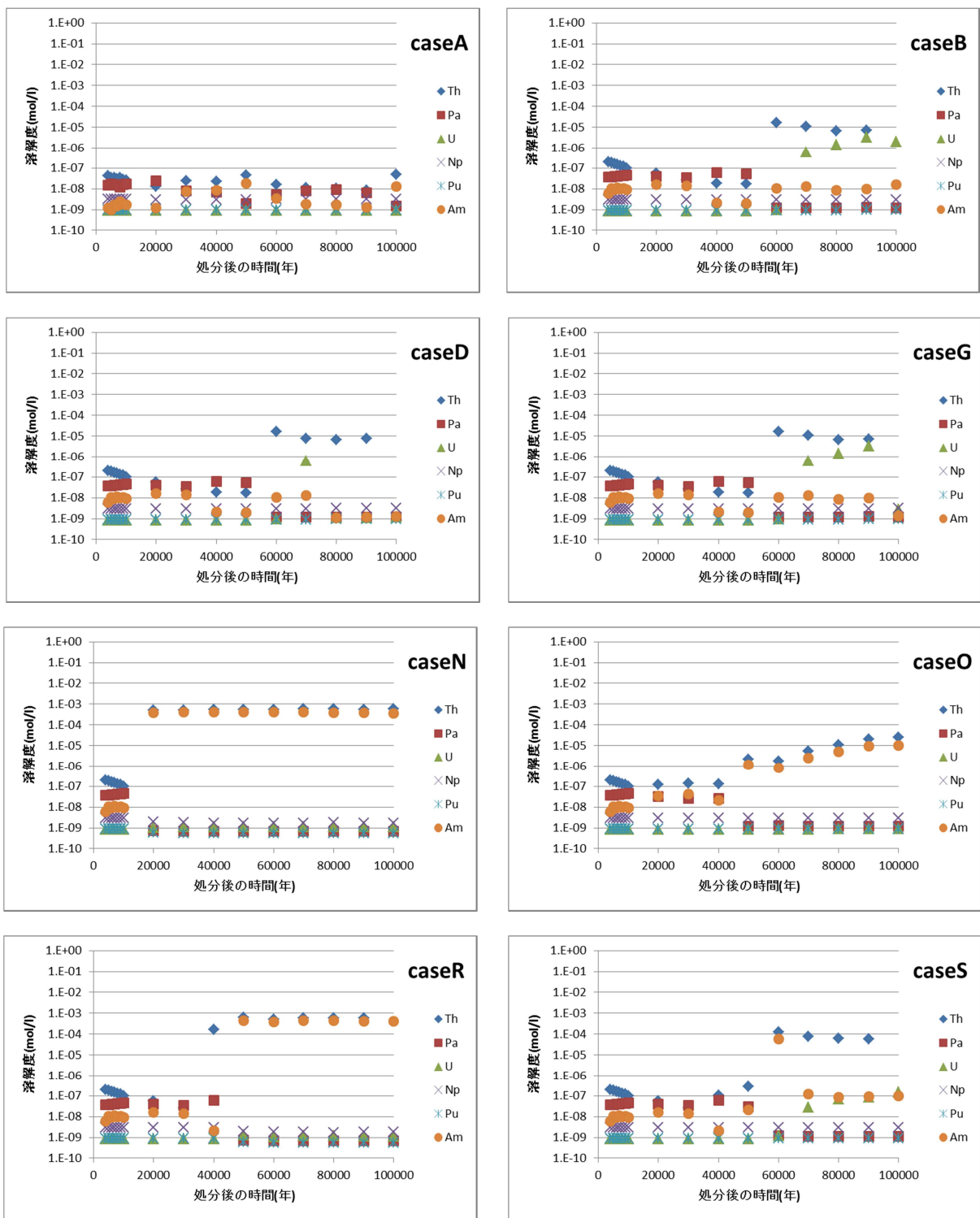
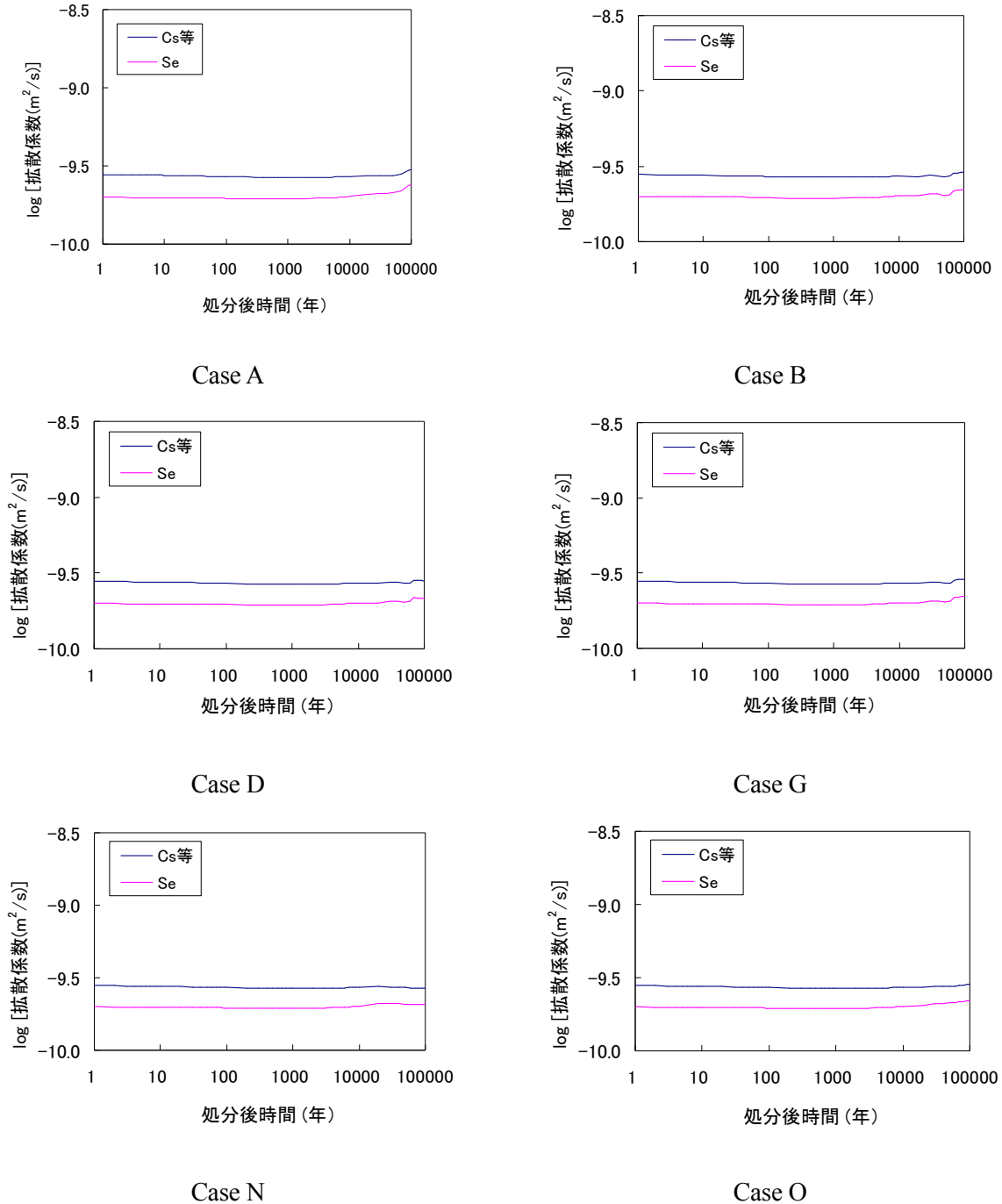
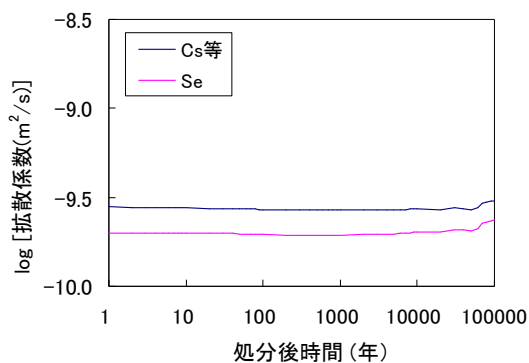
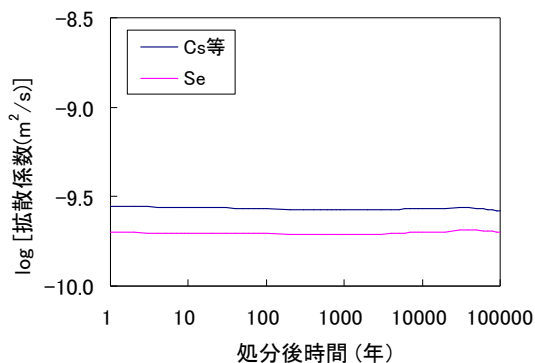


図 5.4-35 断層が交差しない各解析ケースにおける溶解度の経時変化

(2) 拡散係数

5.4.2 の解析によって得られた各解析ケースの緩衝材中の間隙水組成に基づいて、放射性核種の拡散係数を求めた。昨年度と同様に、Se は陰イオン排除モデルから、その他の元素は細孔拡散モデルから拡散係数を算出した⁽⁷⁾。各解析ケースにおける拡散係数の経時変化を図 5.4-36 に示す。





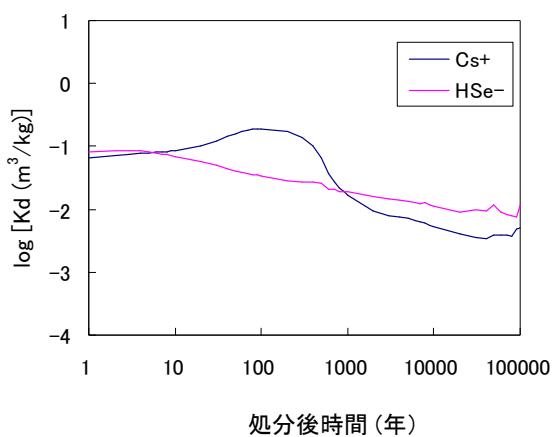
Case R

Case S

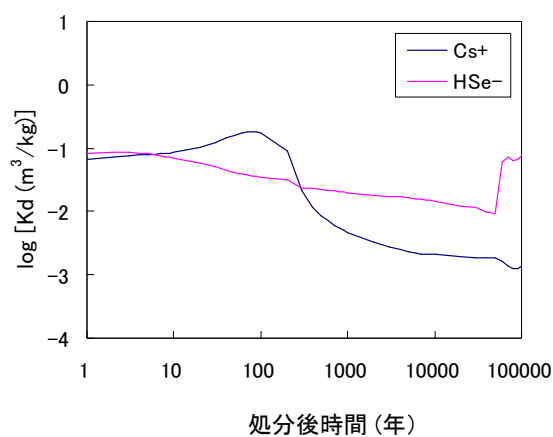
図 5.4-36 各解析ケースにおける拡散係数の経時変化

(3) 収着分配係数：人工バリア

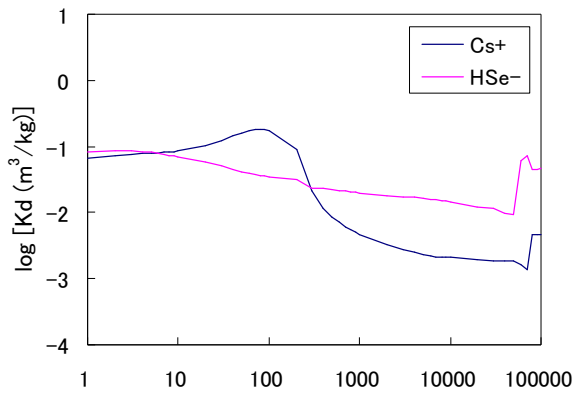
5.4.2 の解析によって得られた各解析ケースの緩衝材中の間隙水組成に基づいて、放射性核種の分配係数を求めた。昨年度と同様にモンモリロナイトを収着鉱物とし、Se は分配係数の実測値から、Cs はイオン交換モデルから分配係数を算出した⁽⁷⁾。Th については、モンモリロナイトおよび石英に対する実測値⁽⁸⁾から、環境条件によらず $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 一定とした。U、Np、Pu についても Th の化学的類似性より $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 一定とした。その他の元素については、既往の収着データベースから設定した。各解析ケースにおける Se、Cs の経時変化を図 5.4-37 に、各元素の設定値を表 5.4-10 に示す。



Case A

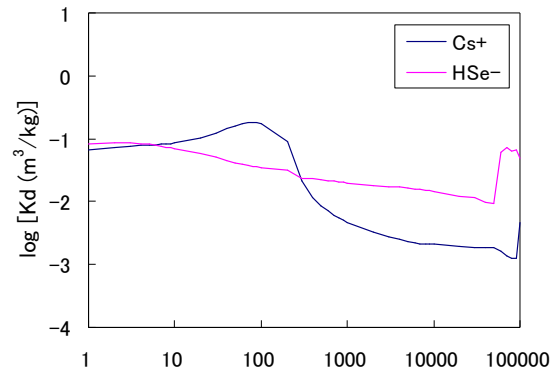


Case B



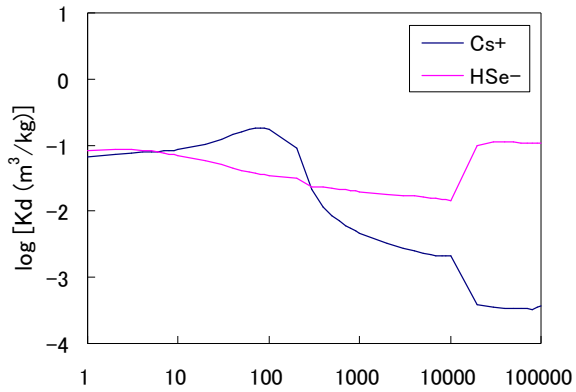
処分後時間 (年)

Case D



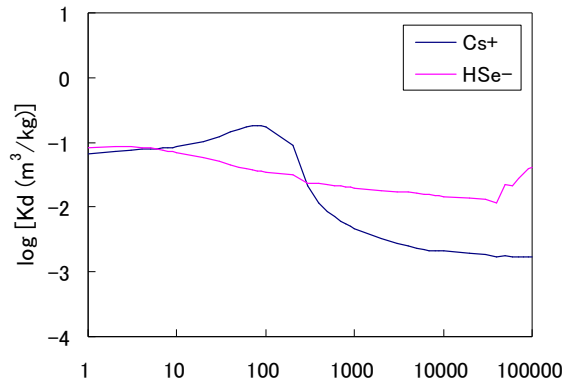
処分後時間 (年)

Case G



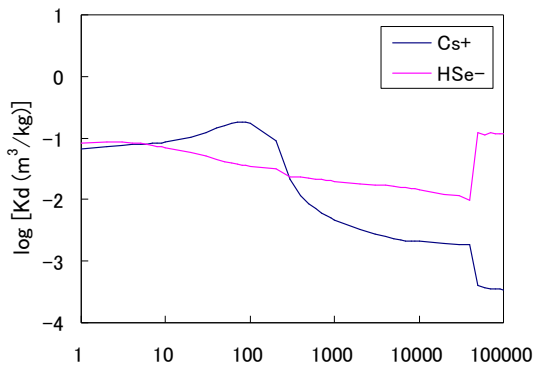
処分後時間 (年)

Case N



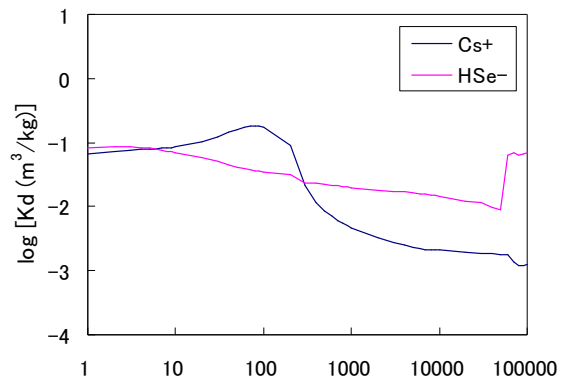
処分後時間 (年)

Case O



処分後時間 (年)

Case R



処分後時間 (年)

Case S

図 5.4-37 各解析ケースにおける Se および Cs の収着分配係数の経時変化

表 5.4-10 人工バリアにおける 4n+1 系列核種の収着分配係数

<m³/kg>

元素	設定値	設定根拠
Ra	1E-2	JNC 第2次取りまとめ設定値 ⁽⁶⁾
Ac	1E+0	JNC 第2次取りまとめ設定値 ⁽⁶⁾
Am	1E+1	JNC 第2次取りまとめ設定値 ⁽⁶⁾
Cm	1E+1	JNC 第2次取りまとめ設定値 ⁽⁶⁾
Pa	1E+0	JNC 第2次取りまとめ設定値 ⁽⁶⁾
Th	1E+0	実測値 (H25 核種移行データ報告書 ⁽⁸⁾)
U	1E+0	Th のアナログ
Np	1E+0	Th のアナログ
Pu	1E+0	Th のアナログ

(4) 収着分配係数：天然バリア

天然バリア収着分配係数の設定を表 5.4-11 に示す。4 種類の地質条件（地質 3（稚内層）、地質 4（声問層）、地質 5（勇知層）、地質 6（更別層））、通常地質と断層、5 種類の水質（降水系地下水、塩水系地下水、深部流体 1（有馬型熱水）、深部流体 2（40℃塩水系地下水）、酸化性地下水）との組み合わせにより、元素別に設定した。

表 5.4-11 天然バリアにおける収着分配係数 (単位: m³/kg)

元素	地質条件	液相分類	設定値	設定根拠	
Se	勇知層	通常	降水系	2E-2	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
			海水系	2E-2	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
		断層	降水系	7E-2	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
			海水系	4E-2	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	9E-2	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
	声問層	通常	降水系	1E-1	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
			海水系	1E-1	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
		断層	降水系	1E-1	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
			海水系	7E-2	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	1E-1	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
	稚内層	通常	降水系	3E-1	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
			海水系	3E-1	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
		断層	降水系	1E-1	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)
			酸化性地下水	0E+0	JNC-TN8410-99-051のFOHP-泥岩でのSeの値参照
	更別層	通常	降水系	9E-2	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
			海水系	9E-2	H25報告書(黄鉄鉱含有量から計算)
断層		降水系	1E-1	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)	
		海水系	7E-2	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)	
		深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0	
		深部流体2	1E-1	H25報告書(粘土鉱物含有量から計算)	
Cs	勇知層	通常	降水系	1E+0	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	4E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
		断層	降水系	4E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	1E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	1E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
	声問層	通常	降水系	2E+0	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	6E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
		断層	降水系	5E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	2E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	2E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
	稚内層	通常	降水系	1E+0	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	4E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
		断層	降水系	4E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			酸化性地下水	6E+1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
			海水系	1E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
	更別層	通常	降水系	1E+0	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)
海水系			5E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)	
断層		降水系	4E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)	
		海水系	1E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)	
		深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0	
		深部流体2	1E-1	H24報告書(イライト、塩濃度から計算)	

元素	地質条件		液相分類	設定値	設定根拠
Ra	泥質岩		降水系	4E-1	データベースに収録された全てのRaのデータ数 ($K_d > 0 \text{ m}^3/\text{kg}$) のうち泥質岩に分類される岩石は、泥岩25、粘土岩5、不明4、計34であったが、測定データの情報が不足しているため、泥岩(25)のみを対象とした。また、降水系(酸性性雰囲気: 14)と海水系(還元性雰囲気: 11)で分けた場合、データに顕著な差がみられた。そこで、降水系条件のものに限定し(25件→14件)、統計値(対数平均: $4\text{E}-1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最小値: $2\text{E}-1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最大値: $5\text{E}-1 \text{ m}^3/\text{kg}$)を算出した。算出された対数平均を設定値とした。
			海水系	2E-2	データベースに収録された全てのRaのデータ数 ($K_d > 0 \text{ m}^3/\text{kg}$) のうち泥質岩に分類される岩石は、泥岩25、粘土岩5、不明4、計34であったが、測定データの情報が不足しているため、泥岩(25)のみを対象とした。また、降水系(酸性性雰囲気: 14)と海水系(還元性雰囲気: 11)で分けた場合、データに顕著な差がみられた。そこで、海水系条件のものに限定し(25件→11件)、統計値(対数平均: $2\text{E}-2 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最小値: $7\text{E}-3 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最大値: $3\text{E}-2 \text{ m}^3/\text{kg}$)を算出した。算出された対数平均を設定値とした。
			酸化性地下水	4E-1	降水系と同様の設定とした。
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	2E-2	海水系と同様の設定とした。
Ac	泥質岩		降水系	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			海水系	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			酸化性地下水	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			深部流体1	0E+0	Amの化学アナログとして設定した。
			深部流体2	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
Th	勇知層	通常	降水系	7E-2	pHと長石含有率
			海水系	6E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	4E-2	pHと長石含有率
			海水系	4E-2	pHと長石含有率
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	4E-2	pHと長石含有率
	声間層	通常	降水系	5E-2	pHと長石含有率
			海水系	4E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	3E-2	pHと長石含有率
			海水系	2E-2	pHと長石含有率
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	2E-2	pHと長石含有率
	稚内層	通常	降水系	3E-2	pHと長石含有率
			海水系	3E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	2E-2	pHと長石含有率
			酸化性地下水	1E-2	pHと長石含有率
			海水系	2E-2	pHと長石含有率
	更別層	通常	降水系	8E-2	pHと長石含有率
			海水系	6E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	6E-2	pHと長石含有率
海水系			5E-2	pHと長石含有率	
深部流体1			0E+0	90℃と高温なので保守的に0	
深部流体2			5E-2	pHと長石含有率	

元素	地質条件		液相分類	設定値	設定根拠
Am	泥質岩		降水系	8E+1	データベースに収録された全てのAmのデータ数 ($K_d > 0 \text{ m}^3/\text{kg}$) のうち泥質岩に分類される岩石は、粘板岩95のみであった。また、液相分類は降水系(酸化性:86、不明:9)のみであった。そこで、上記のデータについて統計値(対数平均: $8\text{E}+1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最小値: $2\text{E}+0 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、最大値: $8\text{E}+2 \text{ m}^3/\text{kg}$) を算出した。算出された対数平均を設定値とした。
			海水系	8E+1	データベースに収録された全てのAmのデータ数 ($K_d > 0 \text{ m}^3/\text{kg}$) のうち泥質岩に分類される岩石は、粘板岩95のみであった。また、液相分類は降水系(酸化性:86、不明:9)のみであるが、RAMDAでは降水系と海水系で同じ値が設定されているため、降水系の値をそのまま海水系の値として採用した。
			酸化性地下水	8E+1	降水系と同様の設定とした。
			深部流体1	0E+0	90℃と高温なので保守的に0
			深部流体2	8E+1	海水系と同様の設定とした。
Cm	泥質岩		降水系	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			海水系	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			酸化性地下水	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			深部流体1	0E+0	Amの化学アナログとして設定した。
			深部流体2	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
Pa	勇知層	通常	降水系	7E-2	Thのアナログ
			海水系	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	4E-2	Thのアナログ
			海水系	4E-2	Thのアナログ
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ
			深部流体2	4E-2	Thのアナログ
	声間層	通常	降水系	5E-2	Thのアナログ
			海水系	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	3E-2	Thのアナログ
			海水系	2E-2	Thのアナログ
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ
			深部流体2	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	3E-2	Thのアナログ
			海水系	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	2E-2	Thのアナログ
			酸化性地下水	1E-2	Thのアナログ
			海水系	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	8E-2	Thのアナログ
			海水系	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	6E-2	Thのアナログ
海水系			5E-2	Thのアナログ	
深部流体1			0E+0	Thのアナログ	
深部流体2			5E-2	Thのアナログ	

元素	地質条件		液相分類	設定値	設定根拠	
U	勇知層	通常	降水系	7E-2	Thのアナログ	
			海水系	6E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	4E-2	Thのアナログ	
			海水系	4E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	4E-2	Thのアナログ	
	声間層	通常	降水系	5E-2	Thのアナログ	
			海水系	4E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	3E-2	Thのアナログ	
			海水系	2E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	2E-2	Thのアナログ	
	稚内層	通常	降水系	3E-2	Thのアナログ	
			海水系	3E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	2E-2	Thのアナログ	
			酸化性地下水	1E-2	U(VI)のKd H26核種移行報告書	
	更別層	通常	降水系	8E-2	Thのアナログ	
			海水系	6E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	6E-2	Thのアナログ	
			海水系	5E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	5E-2	Thのアナログ	
	Np	勇知層	通常	降水系	7E-2	Thのアナログ
				海水系	6E-2	Thのアナログ
断層			降水系	4E-2	Thのアナログ	
			海水系	4E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	4E-2	Thのアナログ	
声間層		通常	降水系	5E-2	Thのアナログ	
			海水系	4E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	3E-2	Thのアナログ	
			海水系	2E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	2E-2	Thのアナログ	
稚内層		通常	降水系	3E-2	Thのアナログ	
			海水系	3E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	2E-2	Thのアナログ	
			酸化性地下水	1E-2	JNC-TN8410-99-051のFOHP-泥岩でのNp(V)の値参照	
更別層		通常	降水系	8E-2	Thのアナログ	
			海水系	6E-2	Thのアナログ	
		断層	降水系	6E-2	Thのアナログ	
			海水系	5E-2	Thのアナログ	
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ	
			深部流体2	5E-2	Thのアナログ	

元素	地質条件		液相分類	設定値	設定根拠
Pu	勇知層	通常	降水系	7E-2	Thのアナログ
			海水系	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	4E-2	Thのアナログ
			海水系	4E-2	Thのアナログ
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ
			深部流体2	4E-2	Thのアナログ
	声間層	通常	降水系	5E-2	Thのアナログ
			海水系	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	3E-2	Thのアナログ
			海水系	2E-2	Thのアナログ
			深部流体1	0E+0	Thのアナログ
			深部流体2	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	3E-2	Thのアナログ
			海水系	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	2E-2	Thのアナログ
			酸化性地下水	1E-2	Thのアナログ
			海水系	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	8E-2	Thのアナログ
			海水系	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	6E-2	Thのアナログ
海水系			5E-2	Thのアナログ	
深部流体1			0E+0	Thのアナログ	
深部流体2			5E-2	Thのアナログ	

5.4.6 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、「5.4.2 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・時間的変化の条件を基に、多孔質系媒体中の地下水流動解析コード MIG2DF⁹⁾及び地下水流路解析コード PASS-TRAC 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。これは断層と交差する人工バリアについては、断層が交差するまでの評価であり、断層と交差しない人工バリアについては5.4.2の評価期間について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移行経路解析を行い、その結果から緩衝材中の実流速を決定した。その解析条件、解析結果の詳細については、Appendix IIIに記述した。すべての解析ケースにおいて、変質した緩衝材中の核種移行は拡散支配となった。

なお、断層が交差した人工バリアについては、5.4.7の状態設定で述べるように機能を喪失し、ガラスが断層中を流れる地下水と直接接触することから、断層中の地下水流速を与えることにより、移流支配となる。

5.4.7 核種移行解析

本解析では、分岐断層が成長して処分施設と交差するケースを対象として、3.4における仮想的な堆積岩で構成される地層処分サイトに伏在する断層が成長すること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5.4.2から5.4.6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検討した。

(1) 解析条件

分岐断層交差によって影響を受ける廃棄体は交差部分のみで、それ以外の領域に配置される廃棄体は影響がないものとする。また、断層交差で影響を受ける廃棄体の本数は、断層が処分パネル⁽¹⁰⁾を対角線上に横切るとして、断層交差幅にかかる廃棄体本数を求める。分岐断層は交差角度30°で断層幅が50mであることから交差幅は100mとなり、処分パネルを2つ対角線上に交差する場合、交差廃棄体本数は約3,800本となる。したがって4,000本と設定した。また、バックスラストは交差角度60°で断層幅が25mであることから交差幅は28.6mとなり、同様に処分パネルを2つ対角線上に交差する場合、交差廃棄体本数は約1,100本となる。したがって各領域で影響を受ける廃棄体本数は表5.4-12に示すように整理される。深部流体はCase 8～11が処分施設全領域に流入、Case 12～15が処分施設半分の領域に流入するものである。なお、酸化性地下水が流入する範囲は断層のみとし、断層交差によって影響を受けた廃棄体のみ酸化性地下水が接するとした。

また、影響を受ける人工バリア各部位の安全機能及び状態変化を、3.3におけるシナリオ記述に基づき表5.4-13のように設定する。これらに伴う核種移行パラメータの変化は5.4.2～5.4.6に示した。

3.4.2の地下水流動解析におけるPASS-Tracの結果に基づき、核種移行経路については、各解析ケースに応じて表5.4-14のように割り当てた。また、各地下水流動解析ケースにおける核種移行経路の地質別の移行距離とその平均流速の時間変化（処分施設の上流側、中央部、下流側の各起点）を図5.4-38～図5.4-43に示す。なお、分岐断層が地表に到達する際には、更別層に抜けずに断層沿いに地表まで到達することを保守的に考慮して、処分施設中央部からは更別層断層沿いの移行経路を設定した。

表 5.4-12 処分施設各領域の廃棄体本数

	下流側	(流入域)	断層中央	(流入域)	上流側
分岐断層交差	18,000	-	4,000	-	18,000
バックスラスト交差 (酸化性地下水流入)	19,400	-	1,200	-	19,400
深部流体流入 (全領域)	-	18,000	4,000	18,000	-
深部流体流入 (一部領域)	10,000	8,000	4,000	8,000	10,000

表 5.4-13 影響を受ける人工バリア各部位の安全機能及び状態の変化

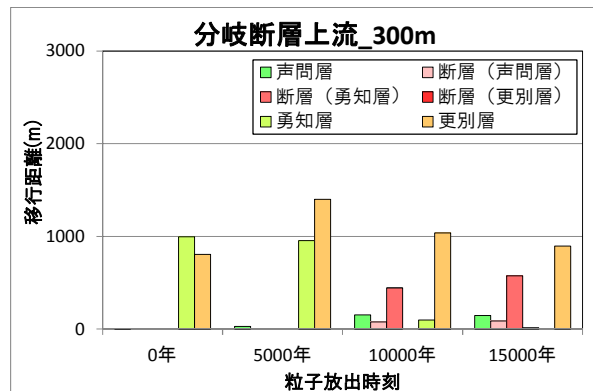
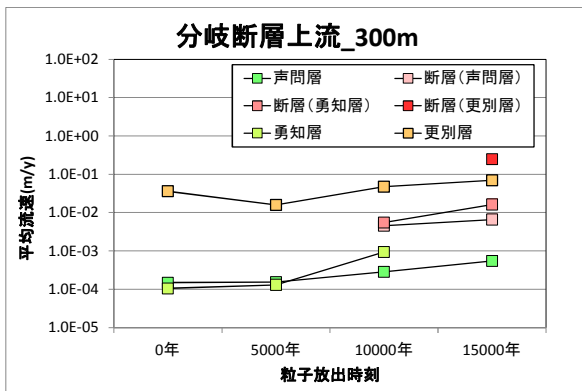
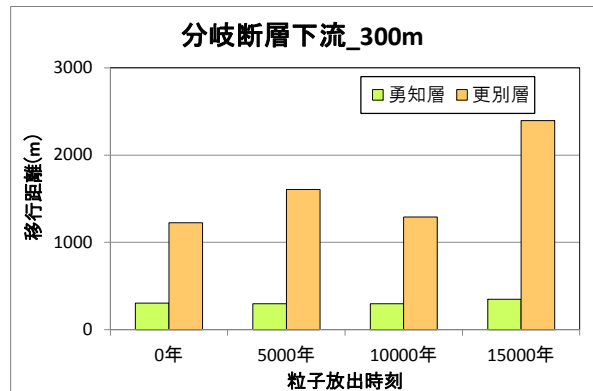
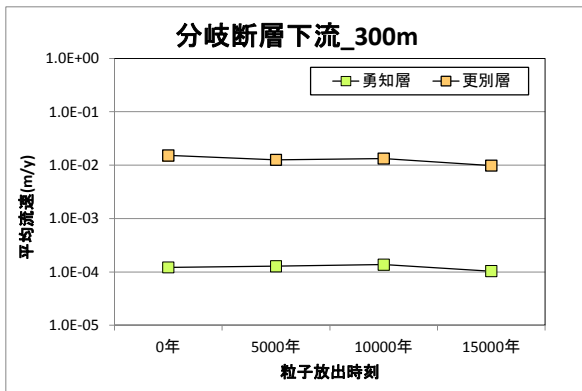
部位	安全機能及び状態
緩衝材	支保工及び岩盤の崩壊により緩衝材形状を保持できず、低透水機能及び収着性が低下・喪失する。
オーバーパック	4000年時点での亀裂発生により閉じ込め機能喪失に加え、断層交差に伴う緩衝材からの引っ張り応力によって崩壊する。
ガラス	オーバーパック崩壊に伴う力学的衝撃によりSV比が100倍増加するとともに、崩壊した岩盤と粉砕したガラスが直接接触する。

表 5.4-14 地下水流動解析と核種移行解析ケースの対応

流動解析ケース	処分施設位置	処分施設深度	断層成長速度*1	核種移行解析ケース
I	分岐断層	300m	500m/回	4, 8*2, 10, 12*2, 14
II	分岐断層	300m	100m/回	5, 9*2, 11, 13*2, 15
III	分岐断層	500m	500m/回	6
IV	分岐断層	500m	100m/回	7
V	バックスラスト	300m	500m/回	16, 18
VI	バックスラスト	300m	100m/回	17, 19

*1 断層が交差しない case1~3 は 0 年の条件が継続するものとする。

*2 深部流体 1 が流入するケースでは、断層における流速を地下水流動解析の結果の 10 倍に設定する。また、断層交差部は流動解析の結果によらず断層に沿って核種が移行するものとする。



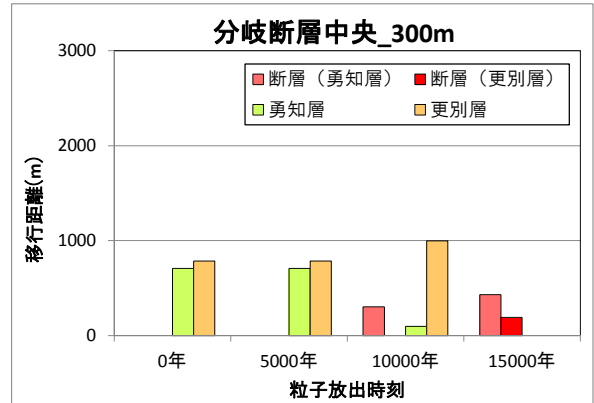
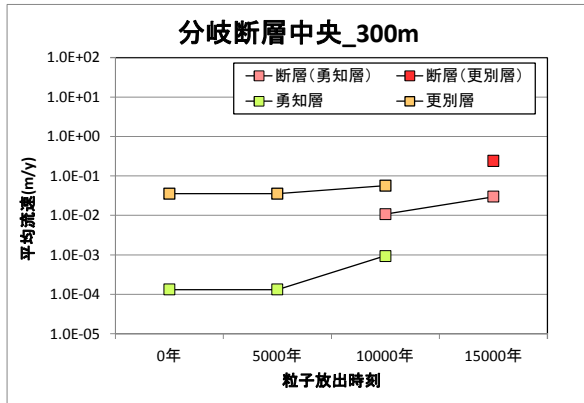


図 5.4-38 天然バリア中の流速と移行経路：ケース I

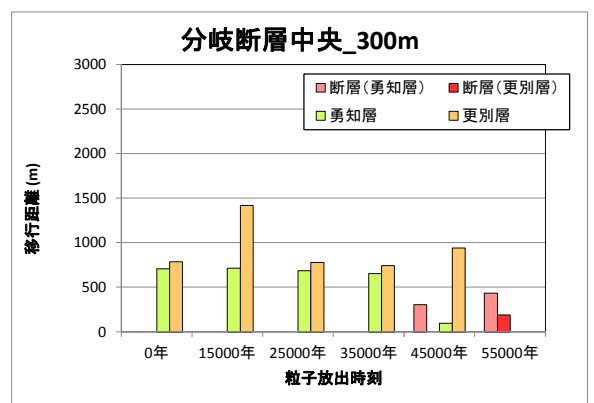
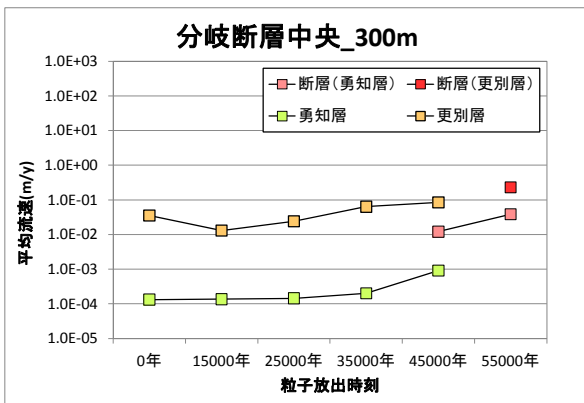
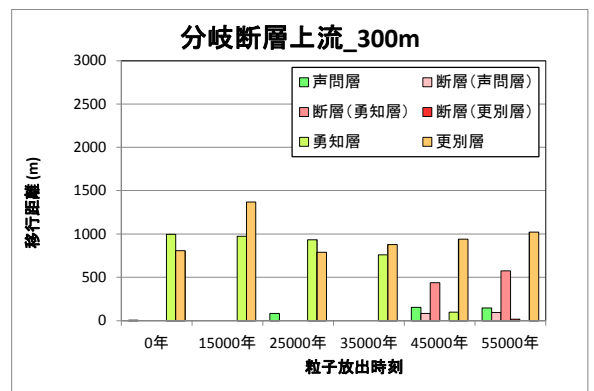
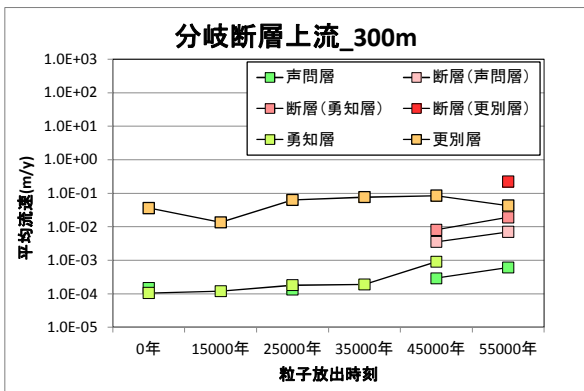
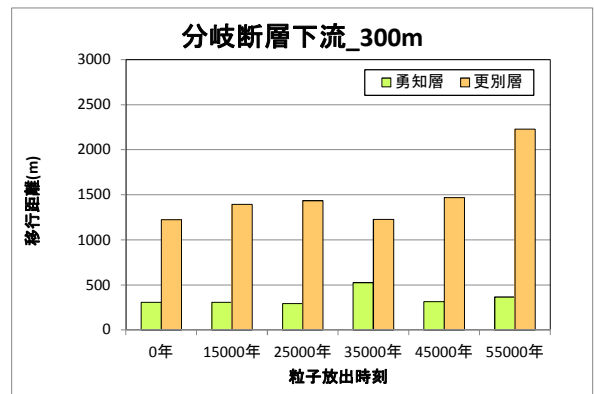
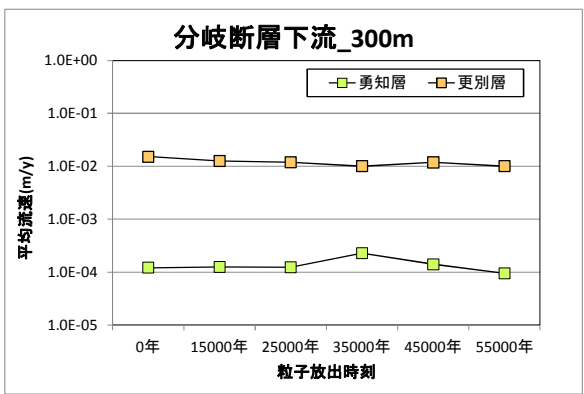


図 5.4-39 天然バリア中の流速と移行経路：ケース II

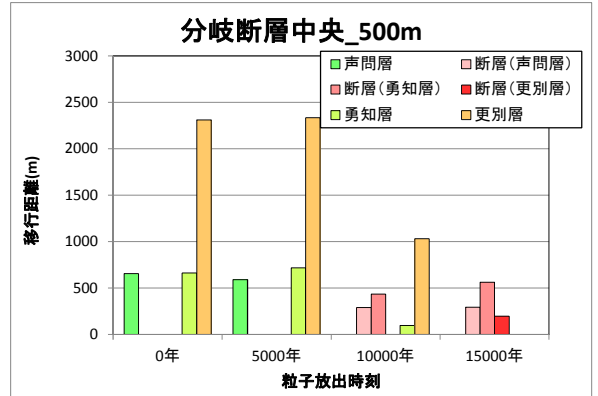
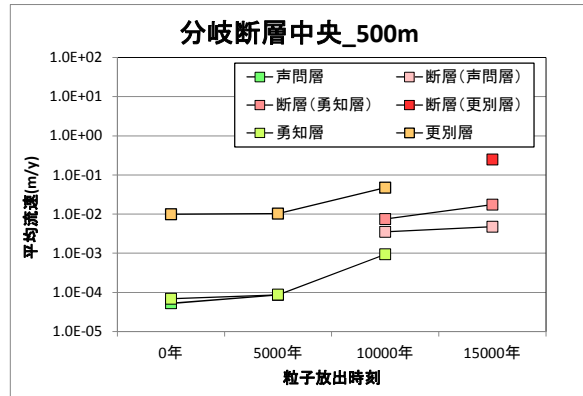
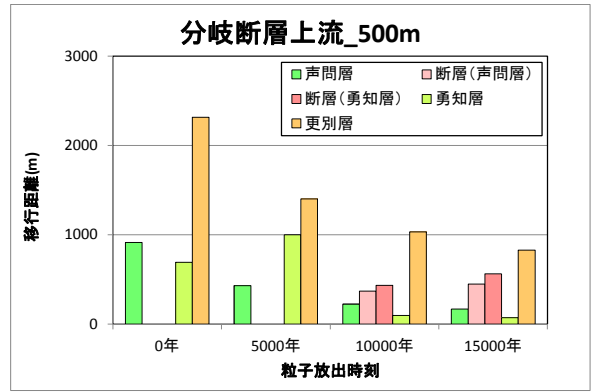
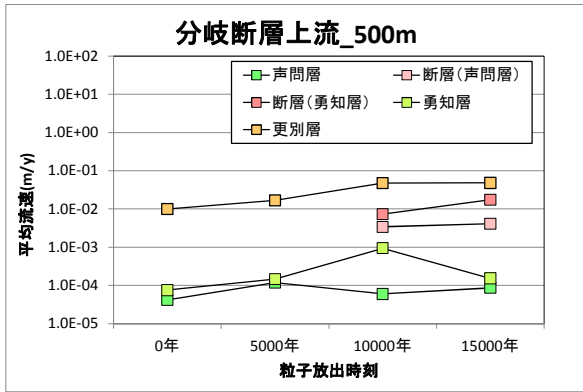
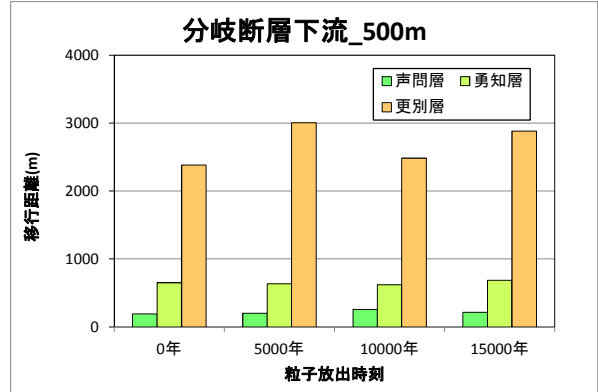
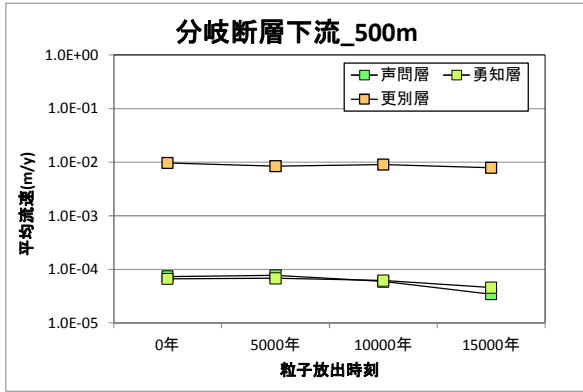
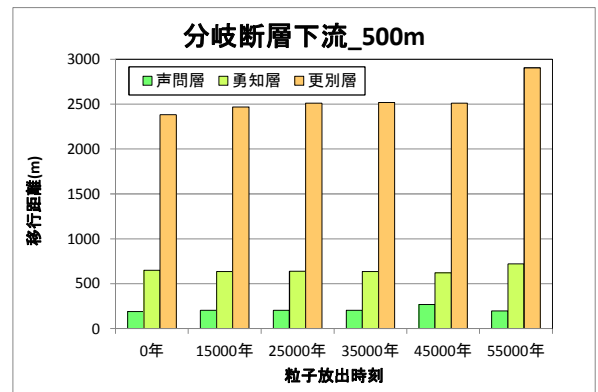
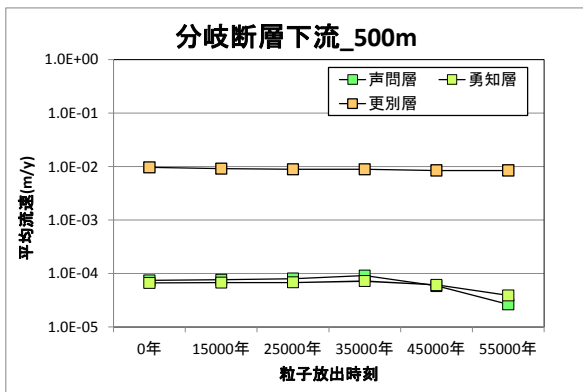


図 5.4-40 天然バリア中の流速と移行経路：ケース III



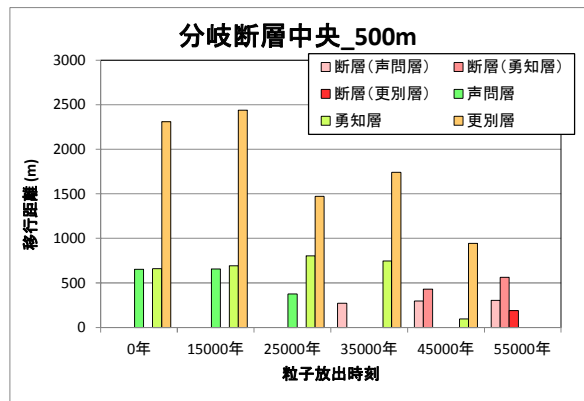
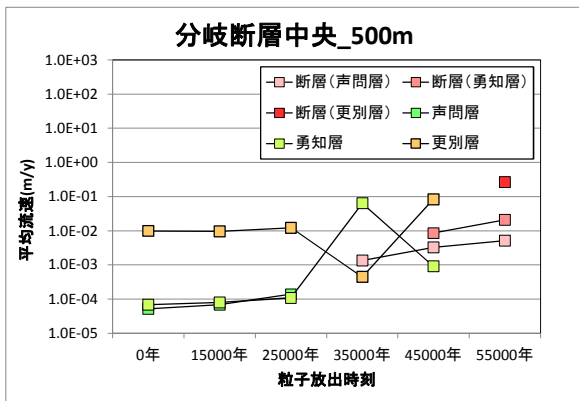
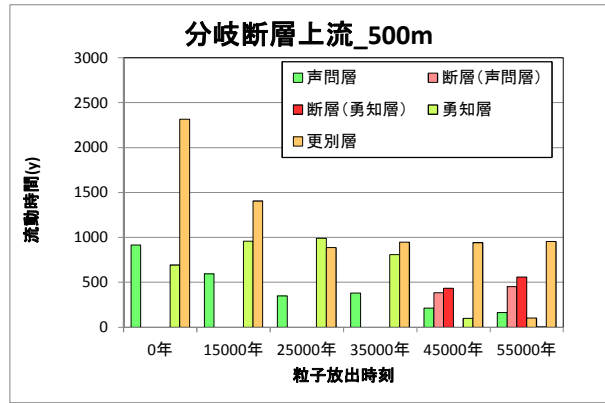
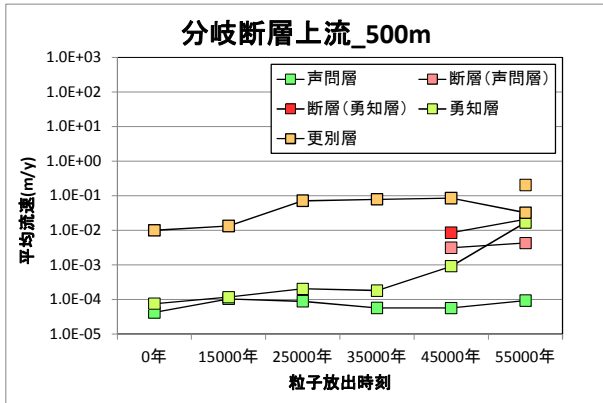
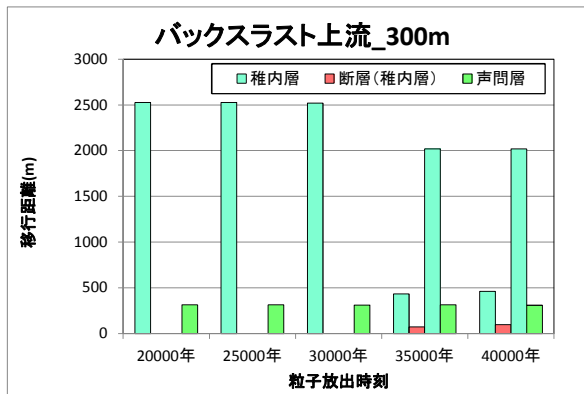
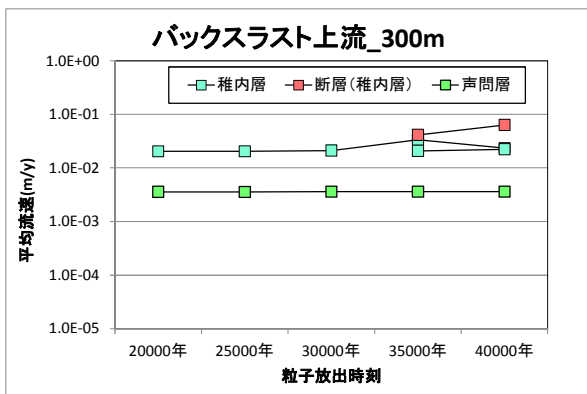
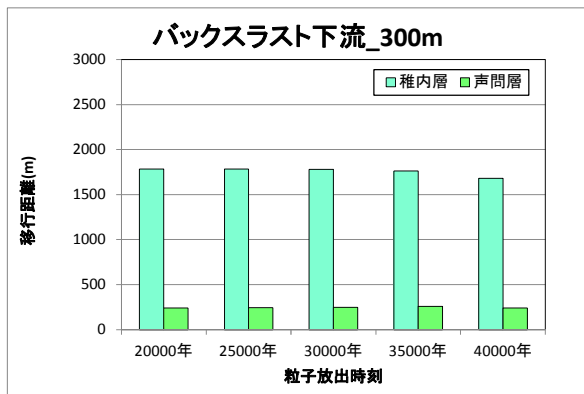
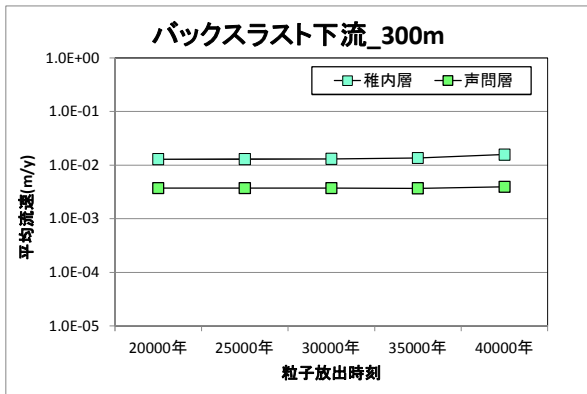


図 5.4-41 天然バリア中の流速と移行経路：ケース IV



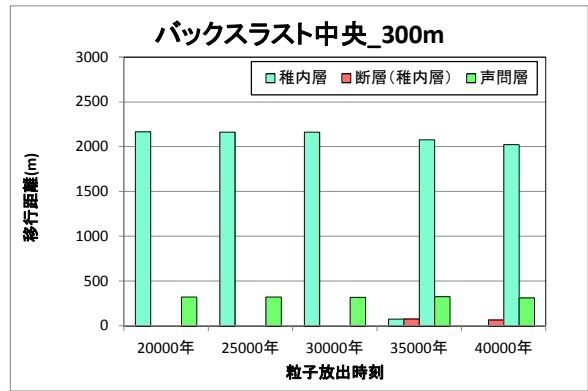
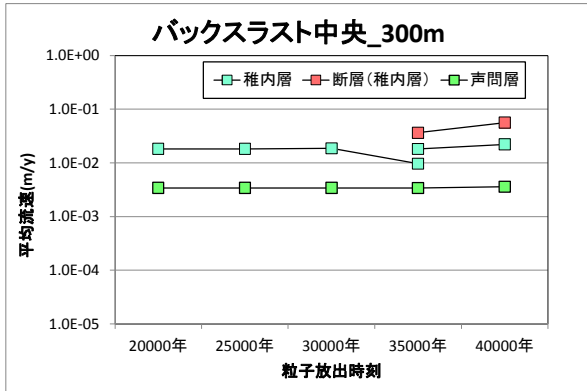


図 5.4-42 天然バリア中の流速と移行経路：ケース V

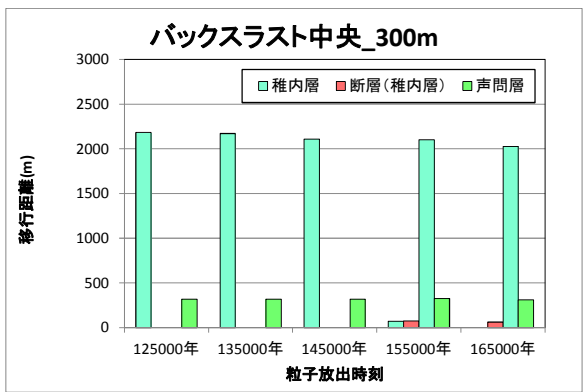
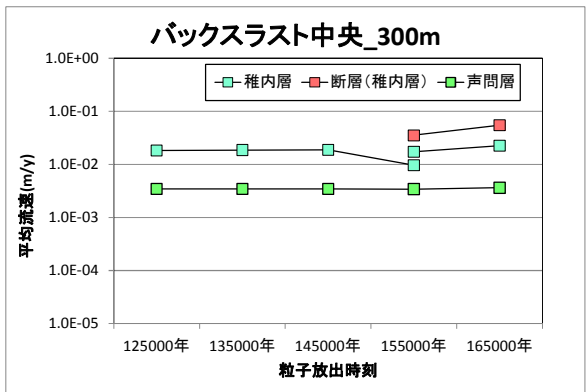
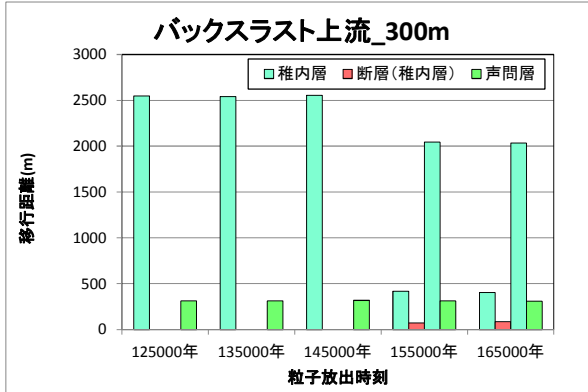
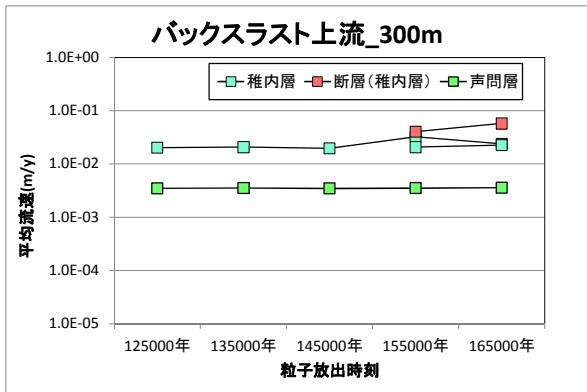
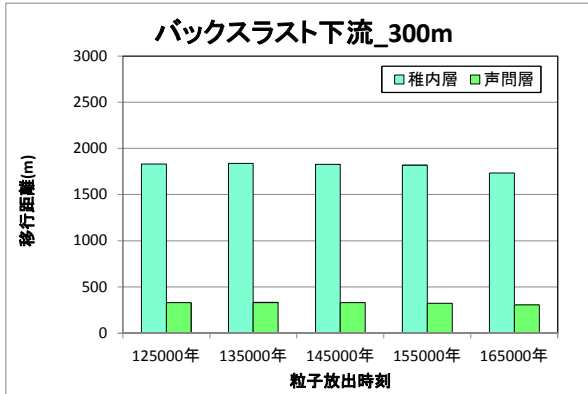
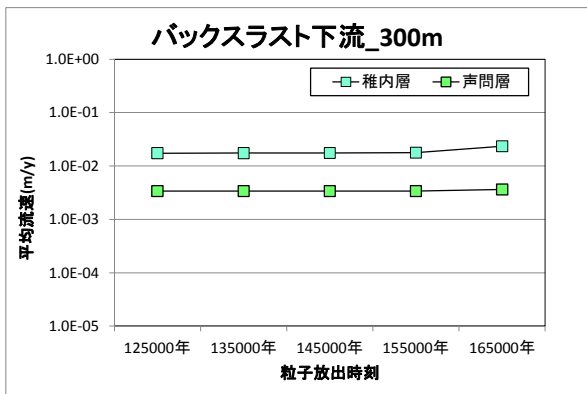


図 5.4-43 天然バリア中の流速と移行経路：ケース VI

(2) 解析結果

Se-79, Cs-135, 4n+1 系列核種別に、人工バリア出口における核種移行フラックス、天然バリア出口フラックスについて、それぞれの Case について解析結果を示す。

(1) Se-79

(a) 人工バリア出口核種移行フラックス (ガラス固化体 1 本あたり)

図 5.4-44 に Case A～S の人工バリア出口における Se-79 核種移行フラックスの解析結果を示す。初期から降水系となる Case A, H, J, K では 1 万年以降もガラス溶解速度に律速され、人工バリア出口フラックスは 1×10^5 Bq/y を維持するが、3.5 万年でバックスラストと交差する Case H ではバックスラスト交差とほぼ同時に 1×10^9 Bq/y のピーク値を示しすべて放出を終了する。断層と交差しない Case A, J, K は約 10 万年の放出終了まで同一の放出フラックス挙動を示す。このうち Case J, K では 15.5 万年でバックスラストと交差する時点ですでに人工バリア内にはインベントリが存在せず、バックスラストが交差してもフラックスの増加は生じない。

一方、初期から塩水系となるケースについては、断層と交差しない Case B, (塩水系継続) D (7 万年で降水系), G (9.5 万年で降水系) では同一の放出フラックス挙動を示す。1 万年で断層と交差する Case C では断層交差と同時にピークフラックス 1×10^9 Bq/y を示しすぐに放出を終了する。また、Case E (3 万年で断層交差), F (4 万年で断層交差) では 1 万年以降ガラス溶解速度が上昇してすぐにピーク値を示し、徐々に下降するが、それぞれ断層が交差する時期に極大値を示し、すぐに放出を終了する。Case P, Q (4 万年で断層交差し、同時に深部流体流入) についても同様の挙動を示した。

特に、90°C 熱水である深部流体 1 が 1 万年の時点で断層交差と同時に流入する Case L では 8×10^{10} Bq/y のピーク値を示しすべて放出を終了する。このケースがすべてのケース中最大のピークフラックス値を示した。

このほか、特徴的な挙動を示したのは、深部流体 1 が断層外側の影響を受けなかった廃棄体に流入した Case N, R であり、1 万年で深部流体 1 が流入する Case N では 1.1 万年に 1.1×10^6 Bq/y のピークを示し、急速に減少する。また 4 万年で流入する Case R ではフラックスが減少する途中で 4 万年以降傾きが緩やかになった。

(b) 天然バリア出口核種移行フラックス (ガラス固化体 1 本あたり)

図 5.4-45～図 5.4-59 に Case 1～19 の天然バリア出口における Se-79 核種移行フラックスの解析結果を示す。標準ケースである Case 1 (深度 300m)、Case 2 (深度 500m) ではいずれの領域でも有意なフラックスは生じなかった。また、バックスラスト側の Case 3 では移行距離が短い下流側で 1 千万年後に 10^{14} Bq/y 程度のピークフラックスとなった。

1 万年後に分岐断層が交差する Case 4 では、断層中央部において 20 万年に 10^6 Bq/y のピークフラックスを示した。一方、断層成長速度が 100m/回で断層交差が 4 万年後である Case 5 では断層中央部のピークフラックスが Case 4 と同様に約 20 万年後にピークフラックスを生じるが、その値は Case 4 よりも 9 桁程度低くなった。これは Case 5 では断層交差前の 1 万年から Mg 濃度上昇によるガラス溶解速度の上昇により、Case F の人工バリア出口フラックスに示すように、断層交差前にほとんどの核種が放出されていることによるものである。

Case 8 の断層中央部では 1.5 万年程度でピークとなり、フラックス値も 10^{10} Bq/y 程度となり、全解析ケース中最大の値となっている。人工バリアの Case L で最大値になったことに加え、90°C の熱水条件で断層沿いの移行経路上の分配係数が 0 となったこと、底部から被圧のため断

層沿いの地下水流速を地下水流動解析結果の10倍に設定したことによるものである。これに対し地下水組成が変わらず40°Cに上昇したCase 10では移行経路上の分配係数が変化しないため、天然バリアでの遅延効果が生じ、20万年でピークが生じ、その値もCase 8と比較して10桁以上低下した。

(2) Cs-135

(a) 人工バリア出口核種移行フラックス（ガラス固化体1本あたり）

図 5.4-60 に Case A～S の人工バリア出口における Cs-135 核種移行フラックスの解析結果を示す。初期から降水系となる Case A, H, J, K では1万年以降もガラス溶解速度に律速され、人工バリア出口フラックスは 1×10^5 Bq/y を維持するが、3.5 万年でバックスラストと交差する Case H ではバックスラスト交差とほぼ同時に 1×10^9 Bq/y のピーク値を示しすべて放出を終了する。断層と交差しない Case A, J, K は約9万年の放出終了まで同一の放出フラックス挙動を示す。このうち Case J, K では15.5 万年でバックスラストと交差する時点ですでに人工バリア内にはインベントリが存在しない。

一方、初期から塩水系となるケースについては、断層と交差しない Case B, (塩水系継続) D (7 万年で降水系), G (9.5 万年で降水系) では同一の放出フラックス挙動を示す。1 万年で断層と交差する Case C では断層交差と同時にピークフラックス 1×10^9 Bq/y を示しすぐに放出を終了する。また、Case E (3 万年で断層交差), F (4 万年で断層交差) では1 万年以降ガラス溶解速度が上昇してすぐにピーク値を示し、2 万年程度で急速に低下する。そのため、Se-79 ではそれぞれ断層が交差する時期に極大値を示していたが、Cs-135 では3 万年及び4 万年での断層交差時には人工バリア出口でのフラックス放出はすでに終了したため、変化はない。同様に Case P, Case Q も4 万年で断層が交差して、深部流体が流入するがその時点ですでに Cs-135 の放出は終了している。

特に、90°C 熱水である深部流体1が1 万年の時点で断層交差と同時に流入する Case L では 1×10^{11} Bq/y のピーク値を示しすべて放出を終了する。Se-79 同様、Cs-135 でもこのケースがすべてのケース中最大のピークフラックス値を示した。

このほか、特徴的なのが、深部流体1(有馬型熱水)が断層外側の影響を受けなかった廃棄体に流入した Case N, R であり、1 万年で深部流体1が流入する Case N では1.1 万年に 1.1×10^6 Bq/y のピークを示し、他のケースよりも急速に減少する。一方、4 万年で流入する Case R ではすでにフラックス放出が終了しているため、Se-79 と比較して深部流体の影響はなかった。

(b) 天然バリア出口核種移行フラックス（ガラス固化体1本あたり）

図 5.4-61～図 5.4-75 に Case 1～19 の天然バリア出口における Cs-135 核種移行フラックスの解析結果を示す。標準ケースである Case 1 (深度 300m)、Case 2 (深度 500m) ではいずれの処分施設領域(上流側、中央部、下流側)でも有意なフラックスは生じなかった。また、バックスラスト側の Case 3 では移行距離が短い下流側で1 千万年後に 10^8 Bq/y 程度のピークフラックスとなり、中央部及び上流側においても 10^{14} 程度の有意なピークフラックスとなった。

1 万年後に分岐断層が交差する Case 4 では、断層中央部において約30 万年に 10^6 Bq/y のピークフラックスを示した。上流側、下流側については有意な値を生じていない。一方、断層成長速度が100m/回で断層交差が4 万年後である Case 5 では断層中央部のピークフラックスに有意な値は生じていない。これは Case 5 では断層交差前の1 万年から Mg 濃度上昇によるガラス溶解速度の上昇により、Case F の人工バリア出口フラックスに示すように、断層交差前にほとんどの核種が放出されていることによるものである。また、処分施設深度が500m で1 万年に分

岐断層が交差する Case 6 では、約 30 万年に 10^5 Bq/y 程度のピークフラックスを示す。200m の深度差で 1 桁程度ピークフラックスが減少したことになる。

1 万年で分岐断層が交差し同時に有馬型熱水である深部流体 1 が流入する Case 8 の断層中央部では、分岐断層が地表に到達する 15,000 年程度でピークとなり、フラックス値も 10^{11} Bq/y 程度となり、全解析ケース中最大の値となった。人工バリア出口フラックス評価の Case L で最大値になったことに加え、90°C の熱水条件で断層沿いの移行経路上の分配係数が 0 となったこと、底部から被圧のため断層沿いの地下水流速を地下水流動解析結果の 10 倍に設定したことによるものである。これに対し断層交差が 4 万年となる Case 9 では 4 万年から急速にフラックスが上昇するが、その傾きは Case 8 より小さくなる。これは断層成長速度が遅く、分岐断層が地表に到達するのが 5.5 万年と 1.5 万年の時間遅れが生じていること、Case 4 と 5 の比較と同様に 4 万年の時点ですでに核種が放出されてしまっていることによるものと考えられる。

地下水組成が変わらず 40°C に上昇した Case 10 では移行経路上の分配係数が変化しないため、天然バリアでの遅延効果が生じ、42 万年でピークが生じ、その値 1.0×10^6 Bq/y は Case 8 と比較して 5 桁程度低下した。

バックスラスト側の標準ケースである Case 16 では上流側、断層中央、下流側すべてで 10^{12} ~ 10^{14} Bq/y 程度の有意なピークフラックスを示している。これに対して、バックスラスト交差後 5000 年で酸化性地下水が流入する Case 18 では、下流側は変化せず、断層中央は 3 桁程度減少、上流側は 10 桁程度増加した。

(3) 4n+1 系列各種

(a) 人工バリア出口核種移行フラックス (ガラス固化体 1 本あたり)

図 5.4-76 に Case A~S の人工バリア出口における 4n+1 系列核種移行フラックスの解析結果を示す。断層交差せず、水質も変化しない標準ケースである Case A (降水系), B (塩水系) は、B の方が 1 万年時点で Mg 濃度上昇によりガラス溶解速度が上昇するため、1 万年から 2 万年にかけて Ra-225, Ac-225 などの核種の増加の傾きが大きくなるが、その後に生じるピークフラックスの時期及び値に差異はない。1 万年で断層交差する Case C では断層交差時にフラックスが急激に立ち上がり、Pa-233 では 10^{11} Bq/y と断層が交差しない場合と比較して 8 桁程度増加する。一方 U-233, Np-237 は断層交差しない場合とほぼ変化はない。また、Th-229, Ra-225, Ac-225 については断層交差時に急激なピークを付けた後は 10^{-1} B/y 程度の一定値で推移した。Case E は 3 万年で断層交差するが、Case C と比較して Pa-233 と Ac-225 のピーク値が上回っている。これは Pa-233 と Ac-225 が時間経過を経て親核種からの崩壊で放射能インベントリが増加していることによるものと考えられる。Case E (断層交差 3 万年), F (断層交差 4 万年) の差異も 1 万年のずれ以外には見られない。

Case I (3.5 万年にバックスラスト交差し 4 万年で酸化性地下水流入), K (15.5 万年にバックスラスト交差し 16.5 万年で酸化性地下水流入) とともに、酸化性地下水が流入する時点でピーク値を示し、フラックスの放出を終了する。また、Case L (1 万年に分岐断層交差し同時に有馬型熱水 (深部流体 1) 流入) では 1 万年時点でピークを示し、直ちに放出を終了した。一方、Case P (4 万年に分岐断層交差し同時に有馬型熱水 (深部流体 1) 流入) では、4 万年の時点でピークを示し、直ちに放出を終了した。Case L と P で Np-237 のピーク値に大きな差異は見られない。

このほか、特徴的として挙げられるのが、有馬型熱水 (深部流体 1) が断層外側の影響を受けなかった廃棄体に流入した Case N, R であるが、塩水系の標準ケースである Case B と違いがみられず、人工バリアが破壊されていなければ、有馬型熱水が流入しても 4n+1 系列核種につ

いては人工バリア出口におけるフラックスに大きな影響を与えないことが確認された。

(b) 天然バリア出口核種移行フラックス (ガラス固化体 1 本あたり)

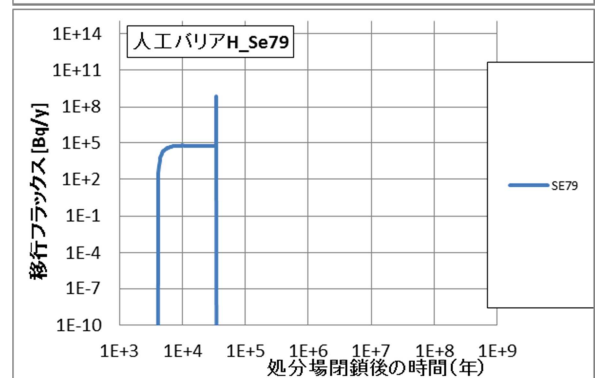
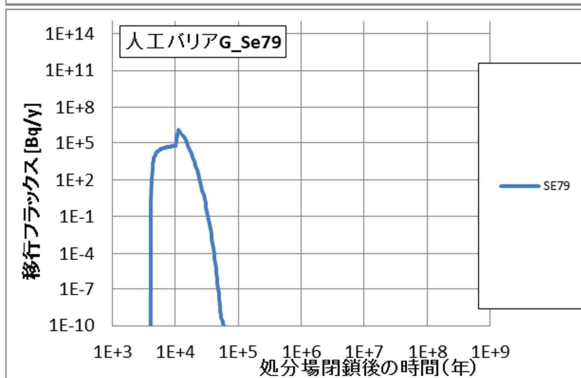
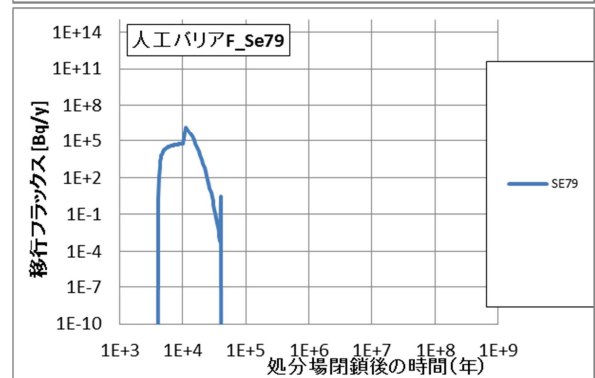
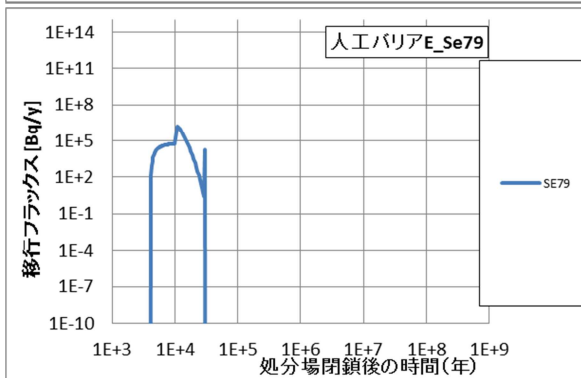
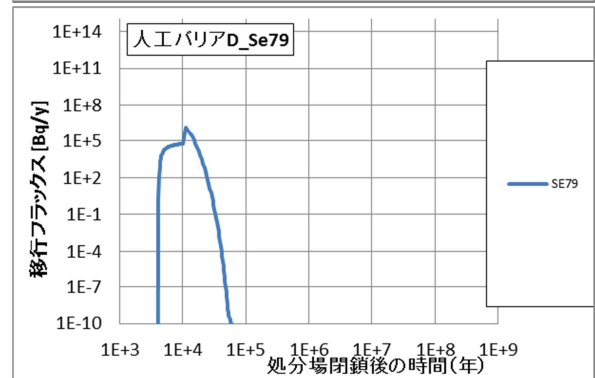
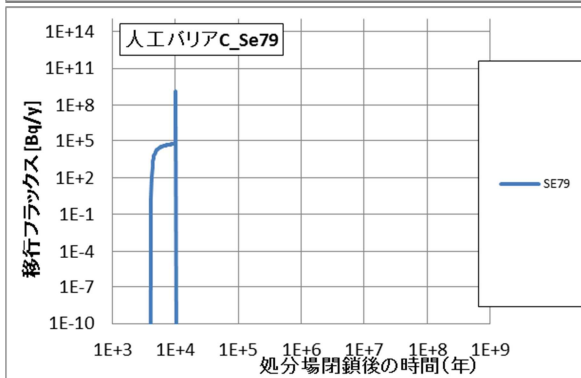
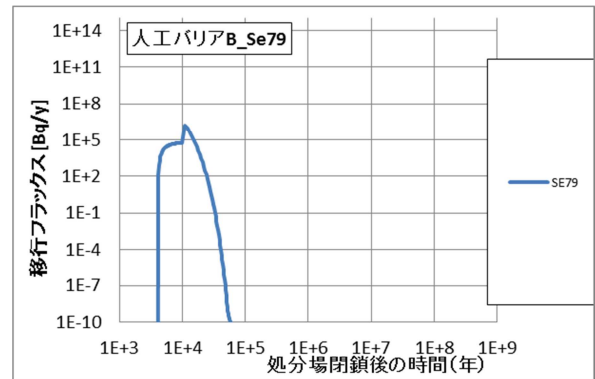
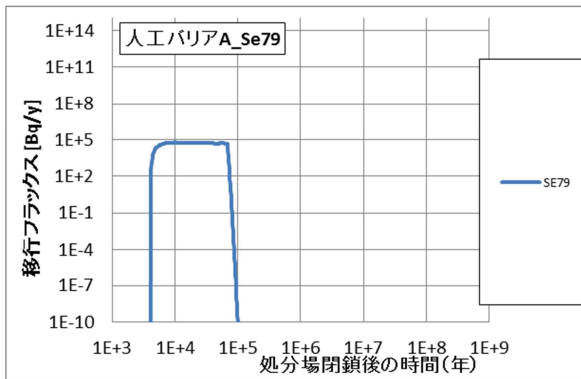
図 5.4-77～図 5.4-91 に Case 1～19 の天然バリア出口における 4n+1 系列核種移行フラックスの解析結果を示す。処分施設深度 300m の標準ケースとなる Case 1 は移行時間の短い下流側が最大 10^6 Bq/y (Ra-226) 程度で、次いで中央部、上流側の順となる。深度 500m の標準ケースとなる Case B では最大は Case 1 と同様に下流側 10^{10} Bq/y (Th-229) であるが、中央部は有意なフラックスは見られず、上流側で 10^{12} Bq/y となった。一方、バックスラスト側の標準ケースである Case 3 では、下流側で 10^2 Bq/y (Ra-225)、中央部で 10^1 Bq/y 程度 (Th-229)、上流側で 10^1 Bq/y 程度 (Th-229) と Case 1,2 と比較して生物圏到達までの移行時間が短く (ピークフラックス到達時刻の差 5000 万年程度)、フラックス値も 10 桁以上の差が生じている。

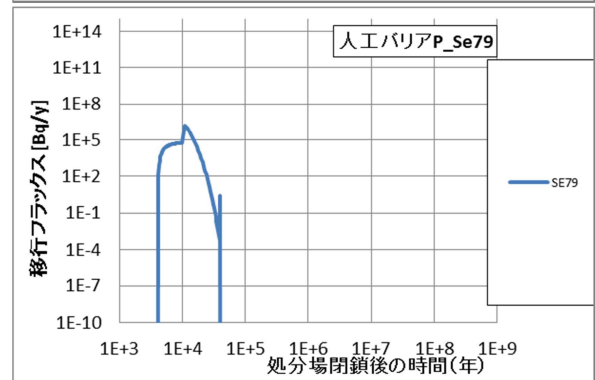
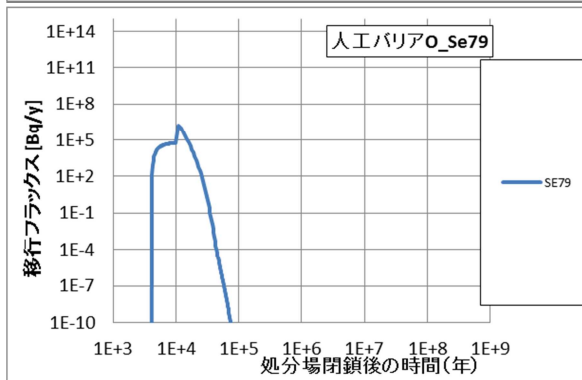
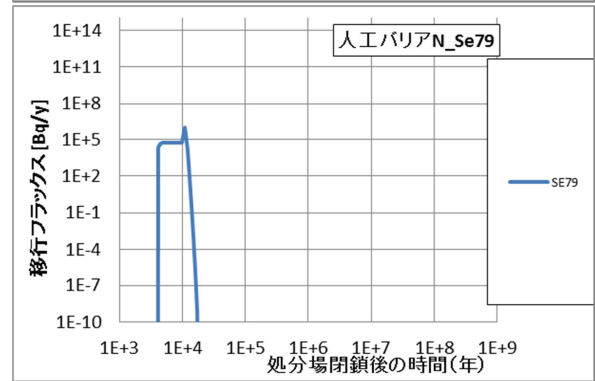
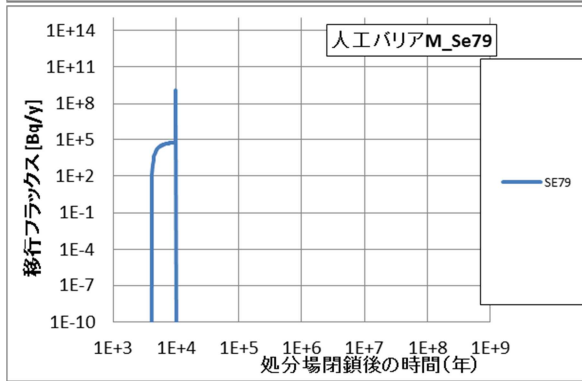
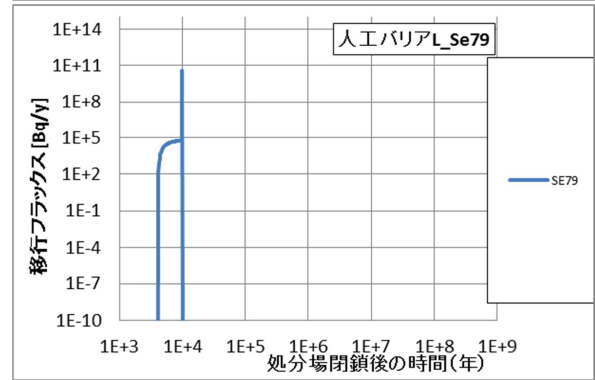
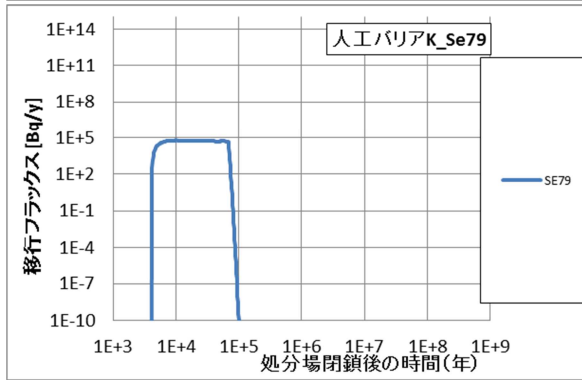
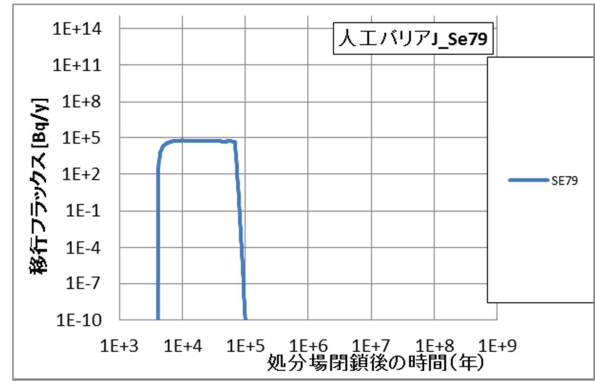
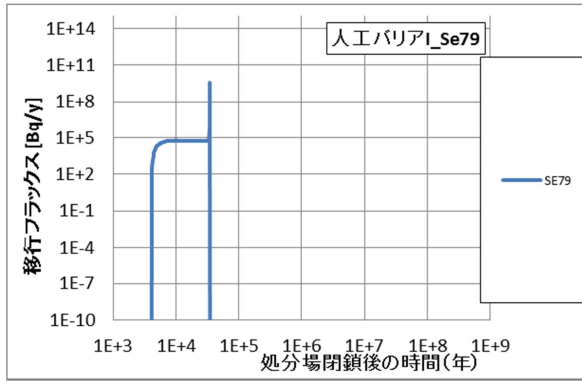
1 万年で分岐断層が交差する Case 4 では、1.5 万年程度からフラックスが立ち上がるが、5 万年程度に傾きが緩やかとなり 30 万年程度でピークフラックスとなる 10^5 Bq/y を示し、100 万年から 1000 万年にかけて減少した後、再び上昇を示し 5000 万年程度で極大値を示す。4 万年で分岐断層が交差する Case 5 では Case 4 よりも立ち上がりの時期は遅れるがフラックスの立ち上がりは Case 4 よりも急峻で 30 万年程度でピークフラックスが 10^5 Bq/y 程度となる。下流側のフラックスは 10^{18} Bq/y 程度、上流側は 10^{14} Bq/y 程度となる。処分施設深度が 500m となる Case 6 ではフラックスの立ち上がりは Case 4 と比較して遅れ、ピーク値も半分程度に低下した。これは処分施設深度が深いため、Case 4 と比較して移行距離が長いためである。

1 万年で分岐断層が交差すると同時に有馬型熱水 (深部流体 1) が流入する Case 8 では、1 万年に急速にフラックスが立ち上がり、成長する分岐断層が地表面に到達する 1.5 万年にピークフラックスを生じ、その値も Pa-233 で 10^{11} Bq/y と分岐断層のみの Case 4 (10^5 Bq/y) よりも 6 桁程度増加した。その時期が 4 万年となる Case 9 では有馬型熱水が流入する 4 万年からフラックスは上昇を始めるが、成長する分岐断層が地表に到達する 5 万年から急速にフラックスが立ち上がる。その後傾きが緩やかになり 30 万年にピークフラックス 10^9 Bq/y を示す。したがって、500m/回と 100m/回では Np-237 及び Pa-233 でピークフラックスに 2 桁程度の差が生じた。

バックスラスト側の断層ケースである Case 16 では上流側、断層中央、下流側すべてで $10^1 \sim 10^3$ Bq/y 程度の有意なピークフラックスを示している。これに対して、バックスラスト交差後 5000 年で酸化性地下水が流入する Case 18 では、下流側、断層中央ではほとんど変化がなく、フラックスの立ち上がりは 80 万年程度早くなり、ピークフラックス値もわずかに Case 16 よりも増加した。

(a) Se-79





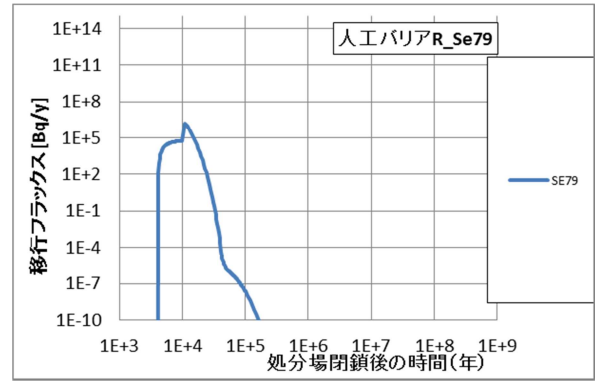
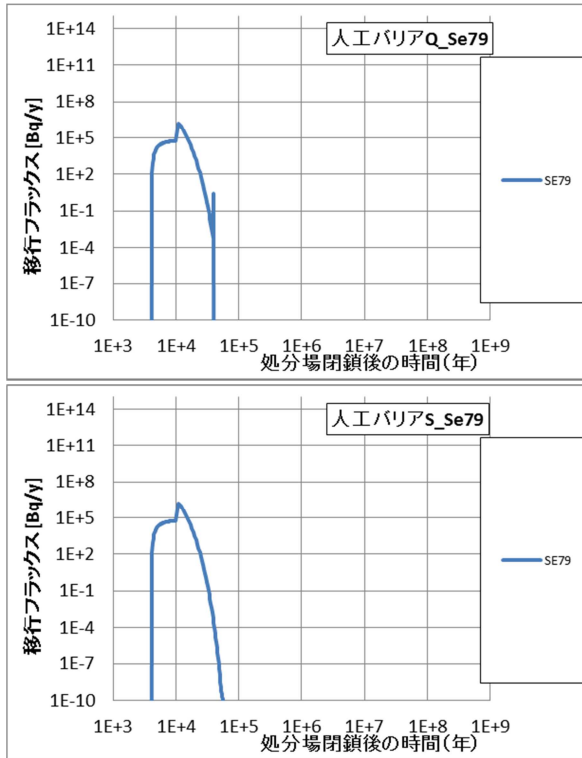


図 5.4-44 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による人工バリア出口フラックス : Se-79

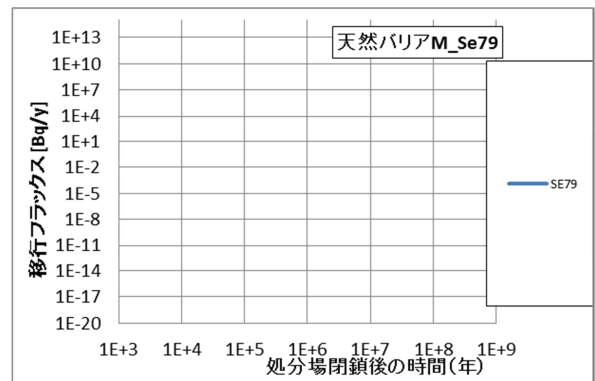
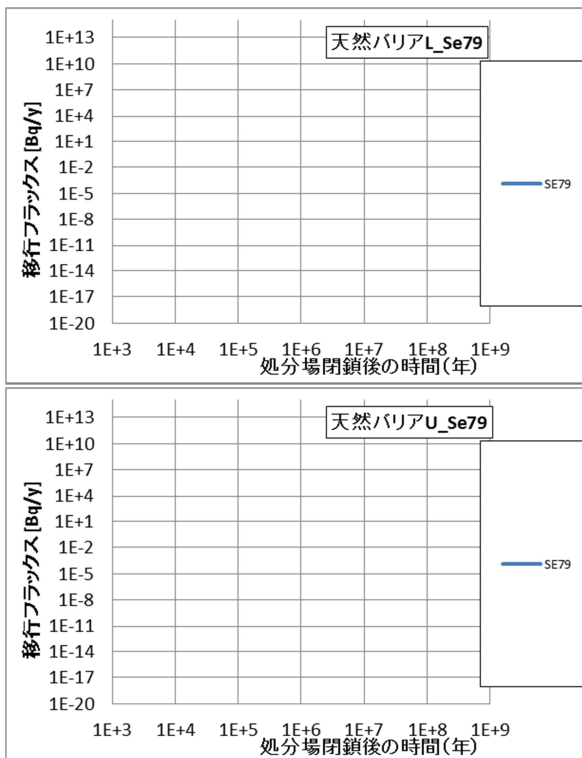


図 5.4-45 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case01)

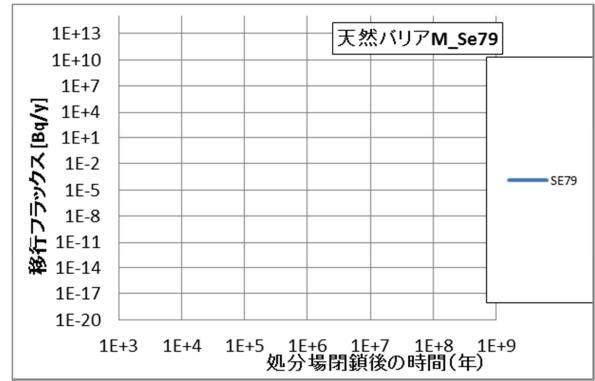
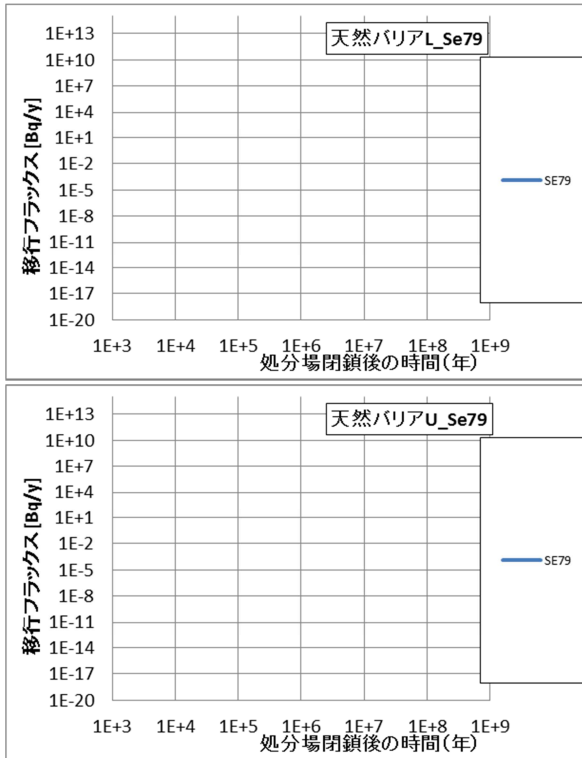


図 5.4-46 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case02)

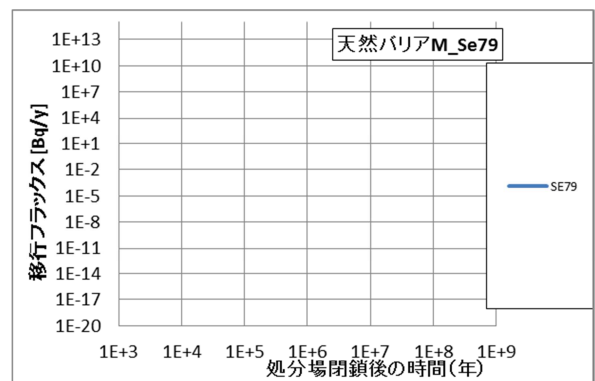
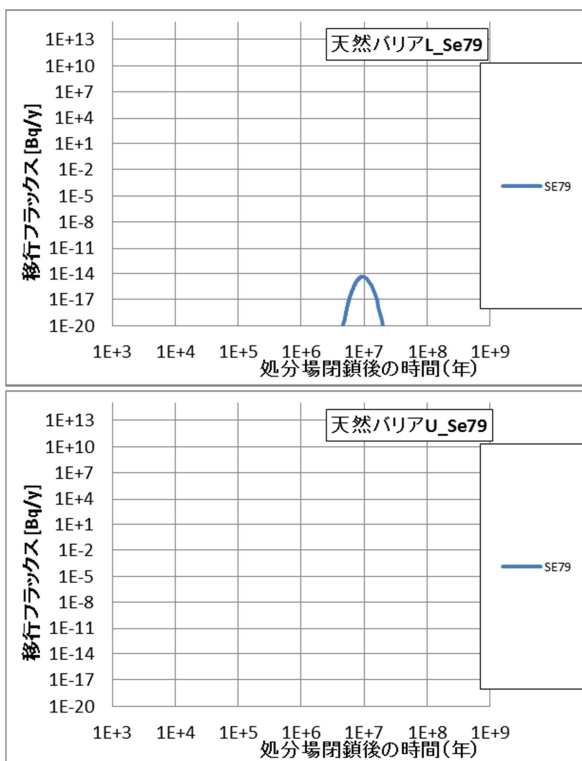


図 5.4-47 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case03)

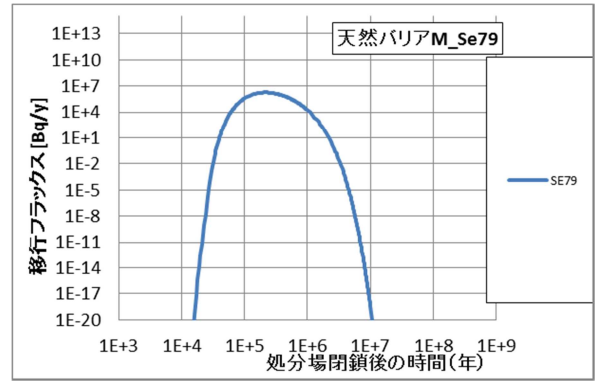
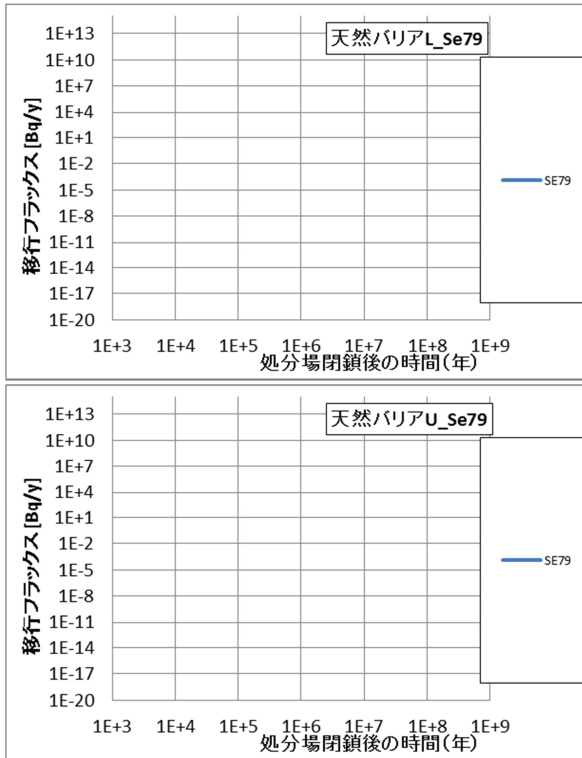


図 5.4-48 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case04)

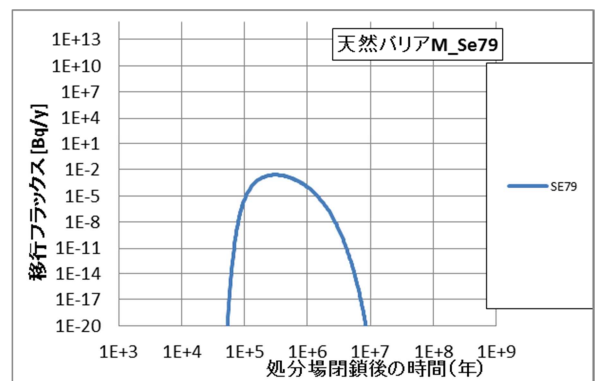
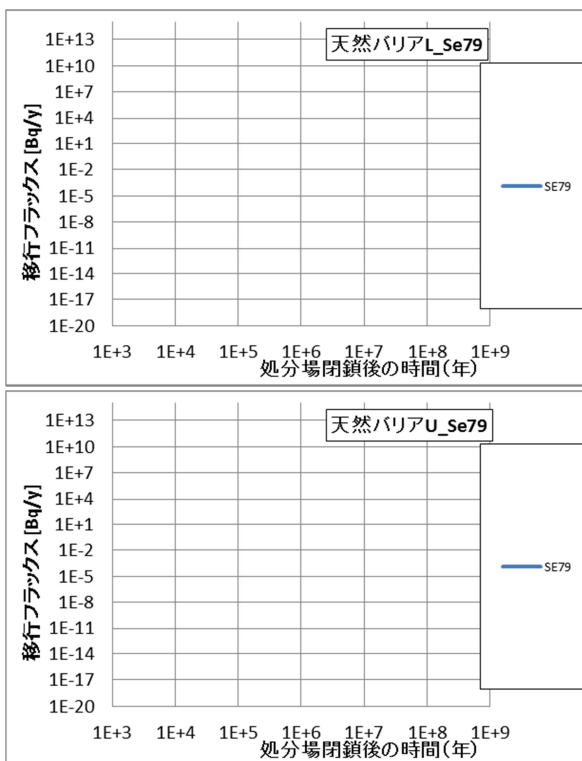


図 5.4-49 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case05)

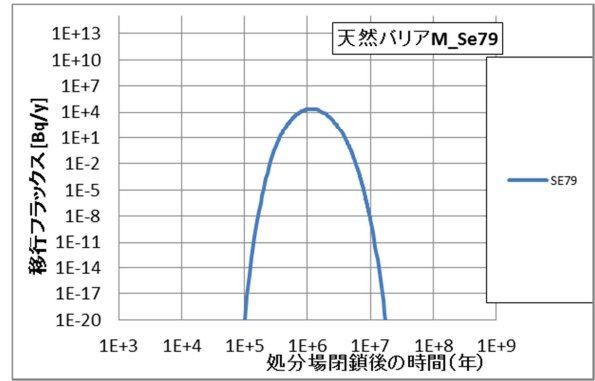
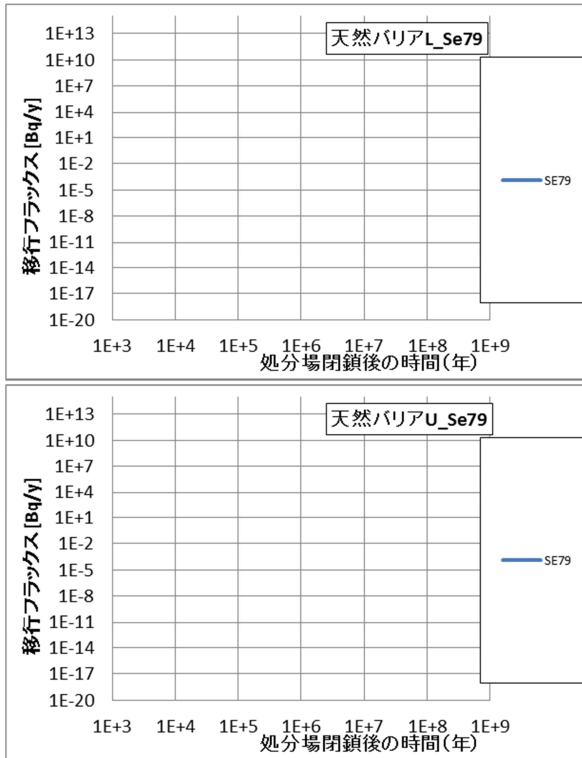


図 5.4-50 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case06)

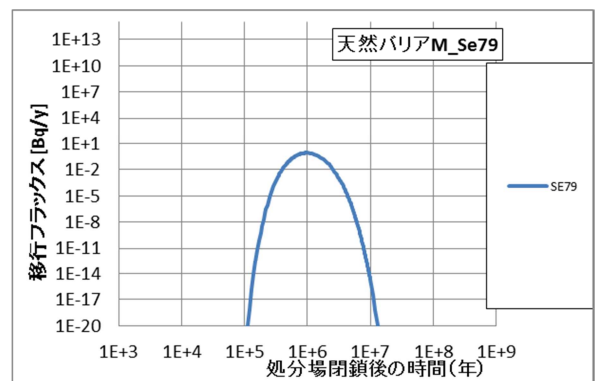
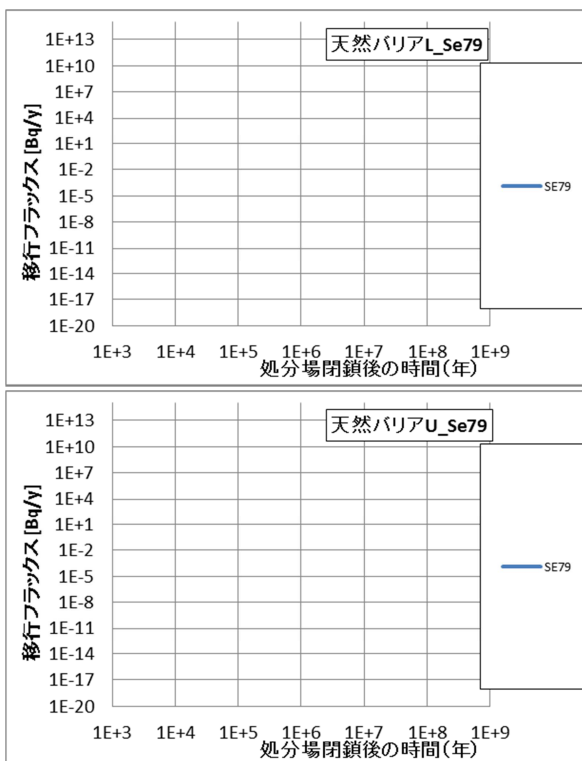


図 5.4-51 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case07)

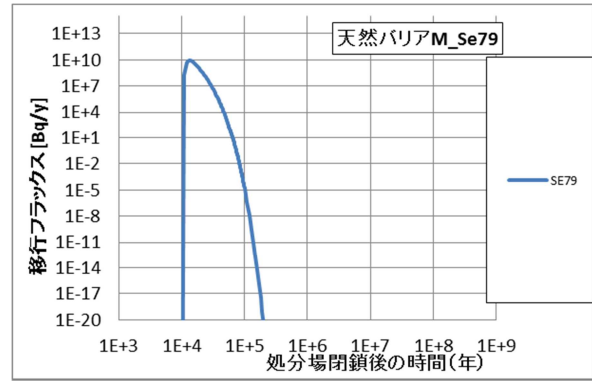
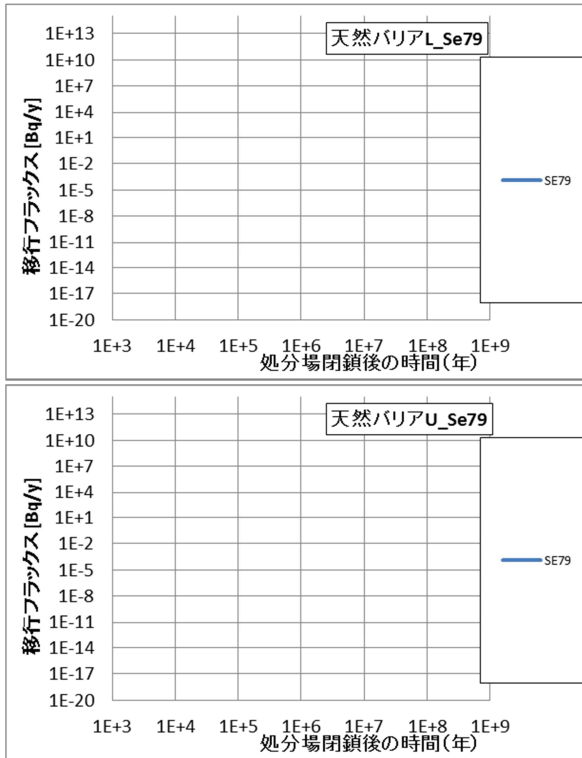


図 5.4-52 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case08)

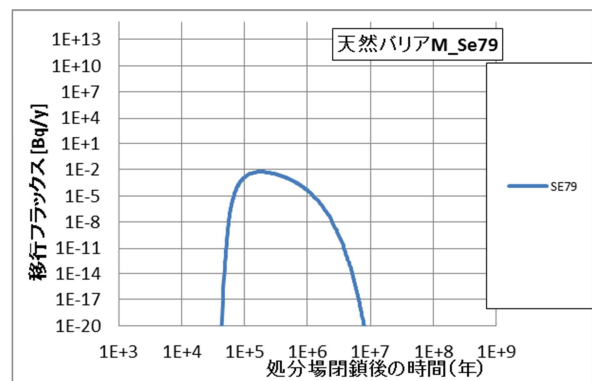
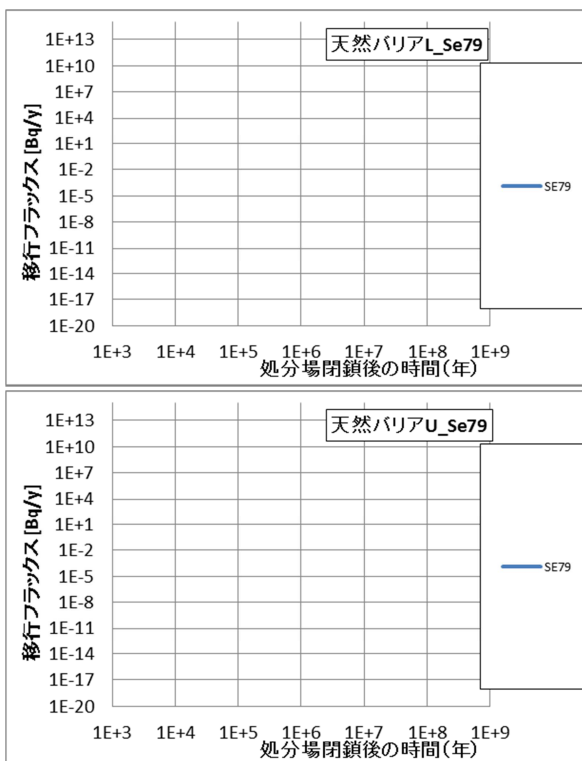


図 5.4-53 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case09)

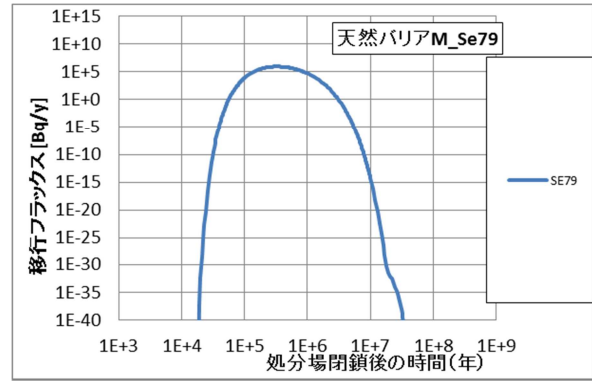
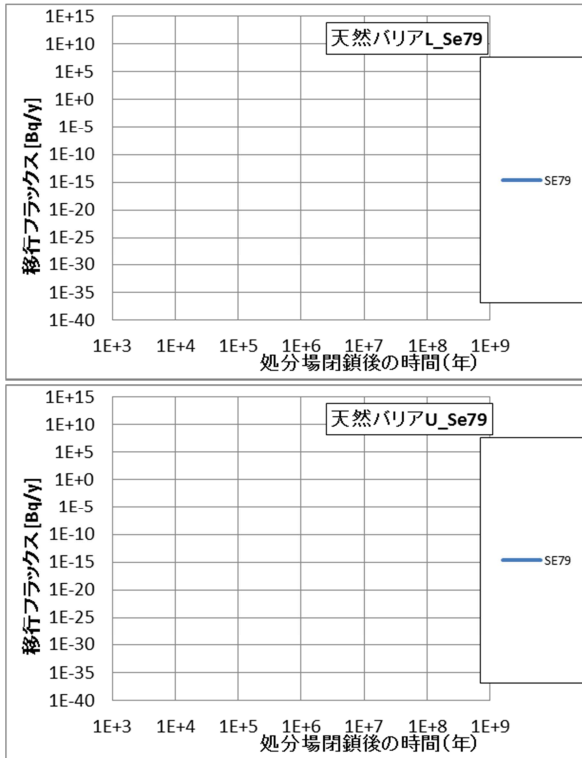


図 5.4-54 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case10)

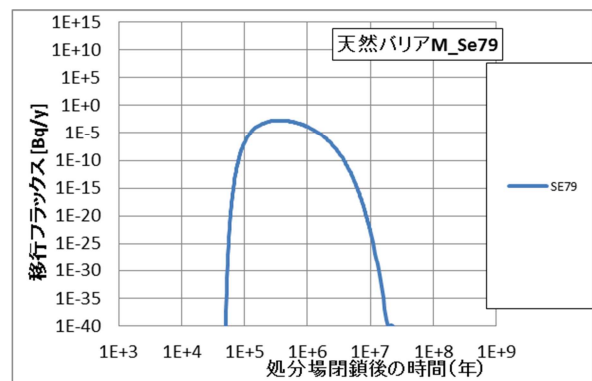
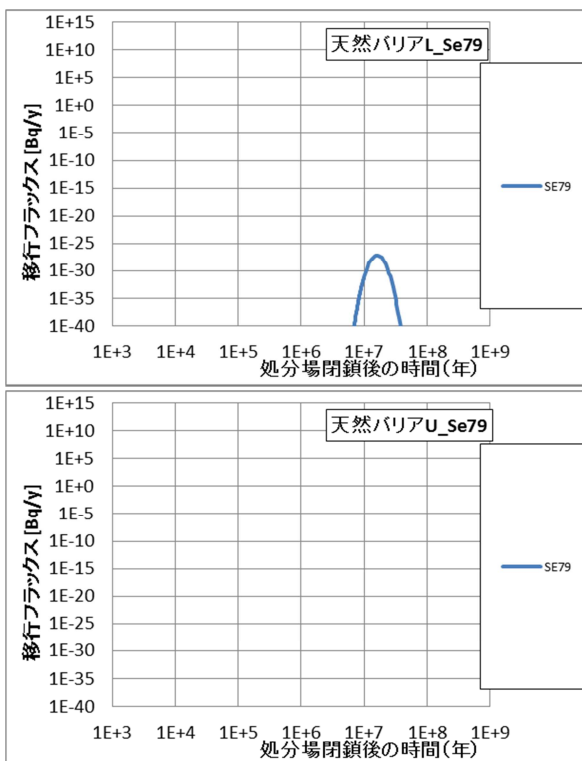


図 5.4-55 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case11)

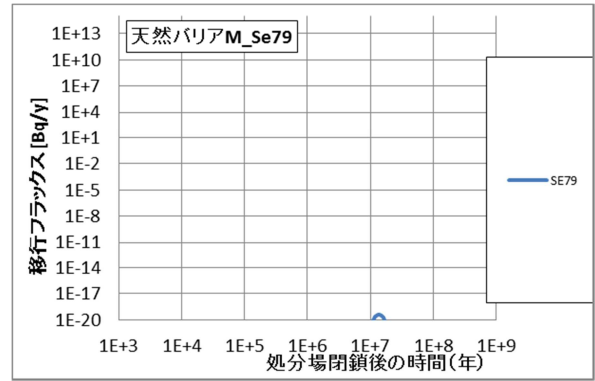
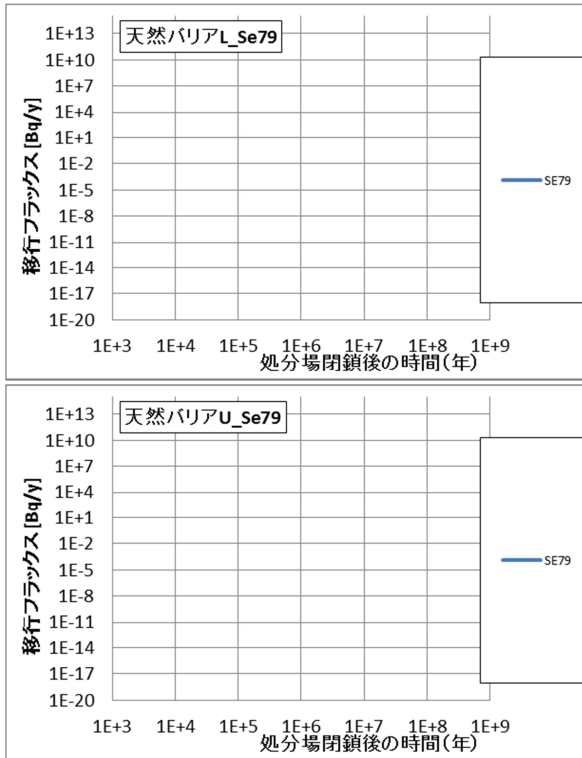


図 5.4-56 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case16)

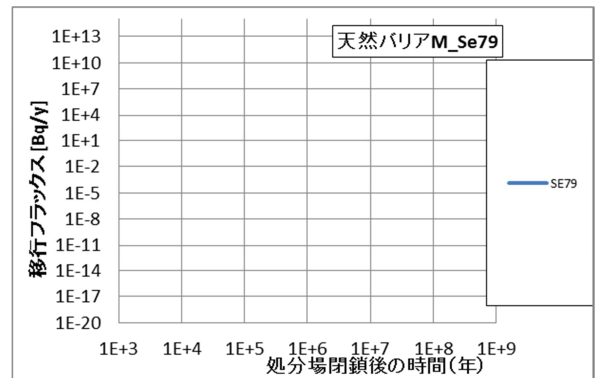
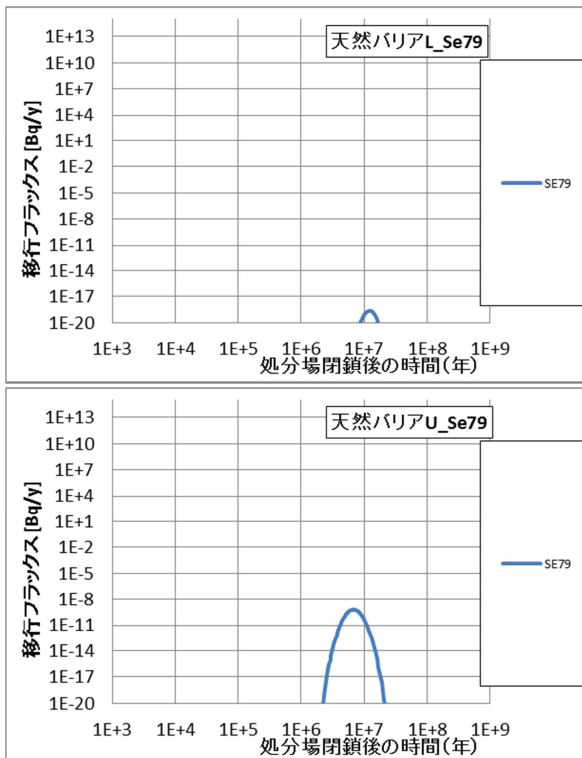


図 5.4-57 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case17)

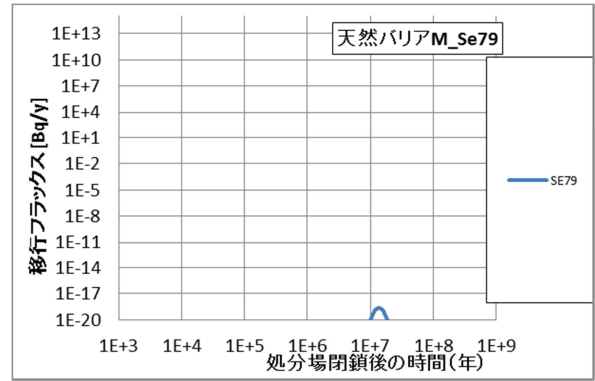
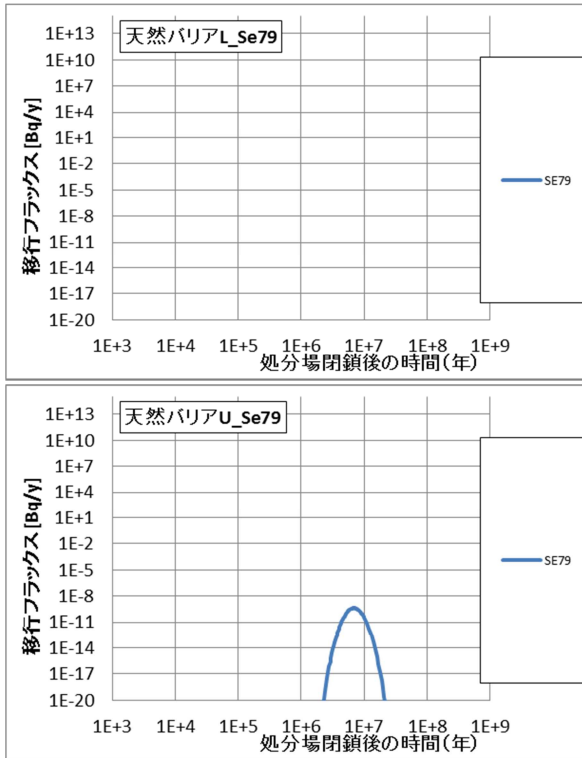


図 5.4-58 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case18)

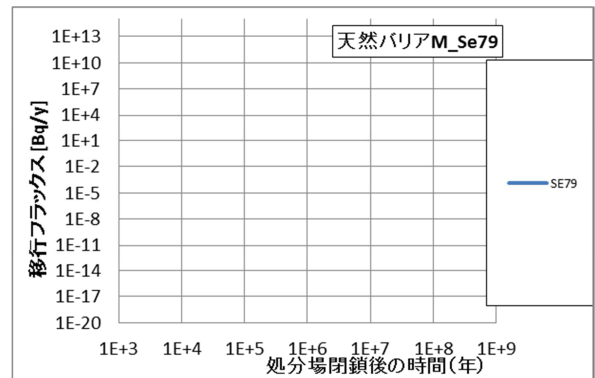
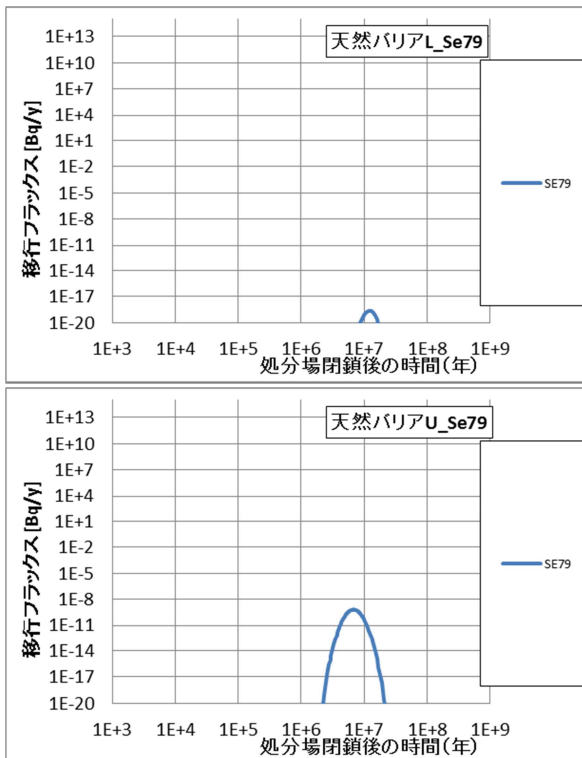
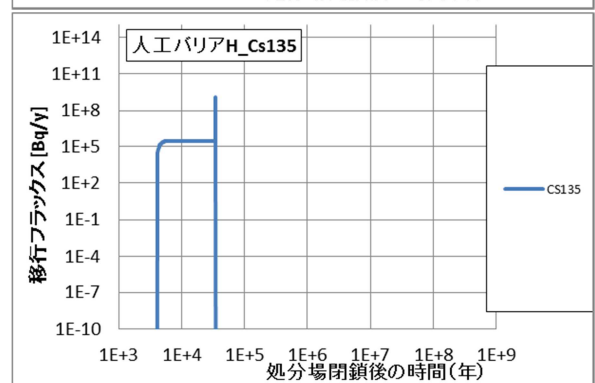
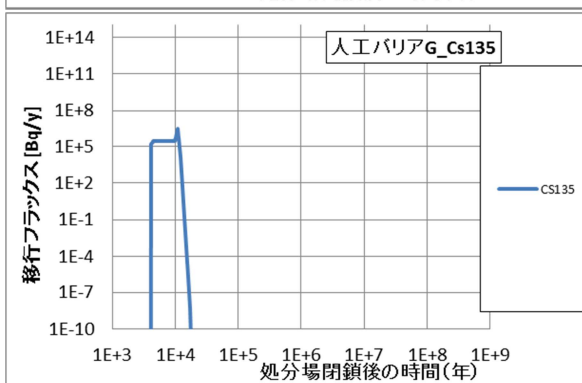
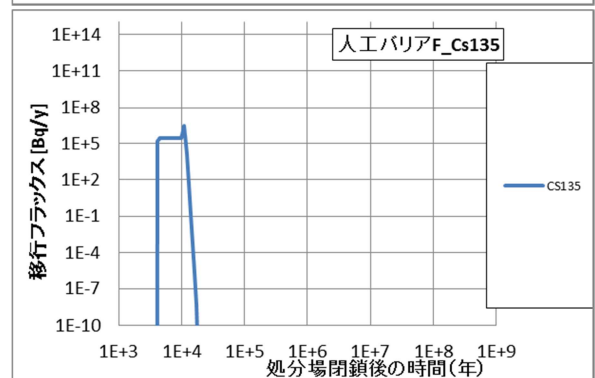
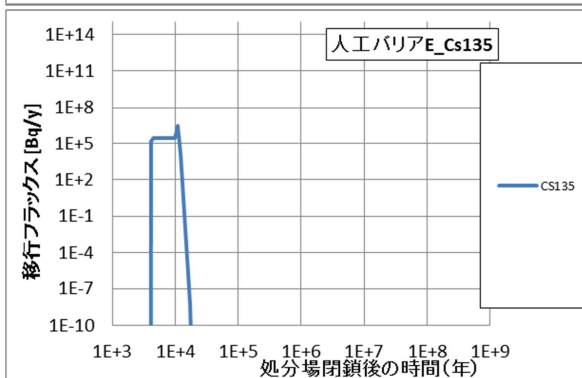
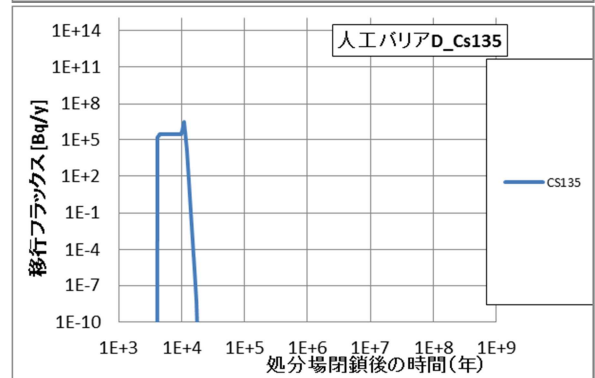
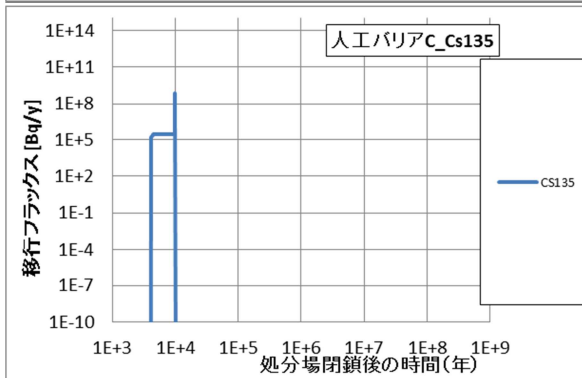
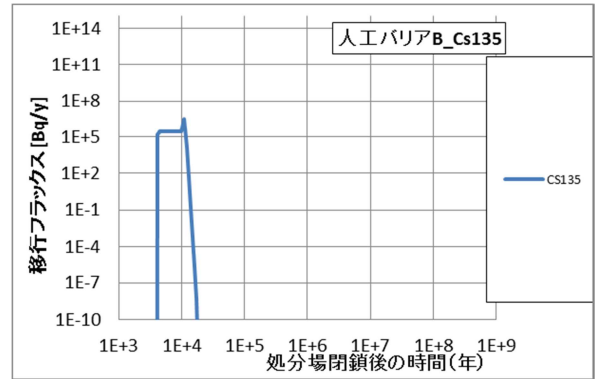
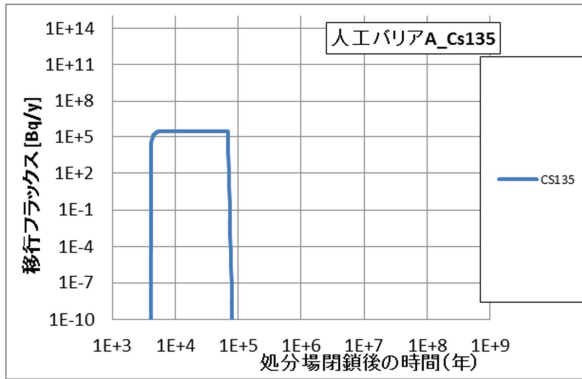
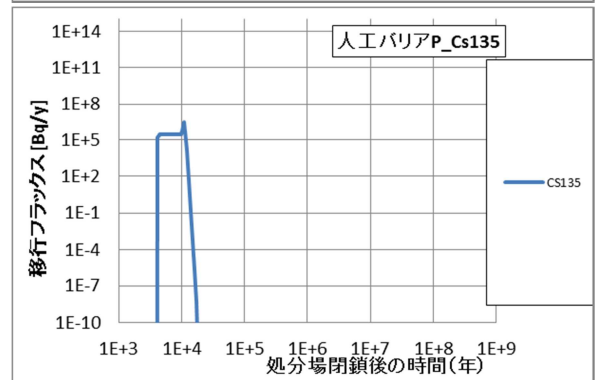
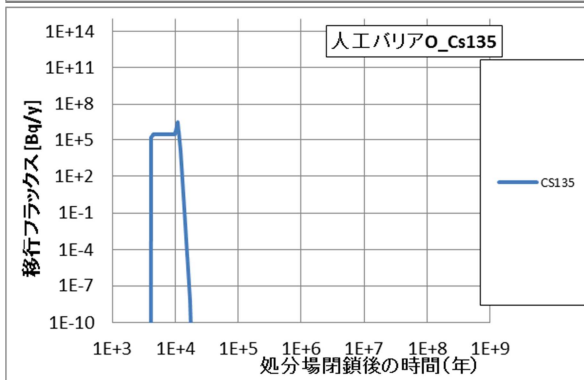
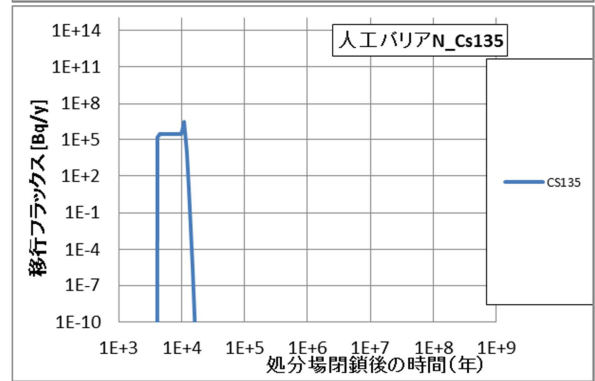
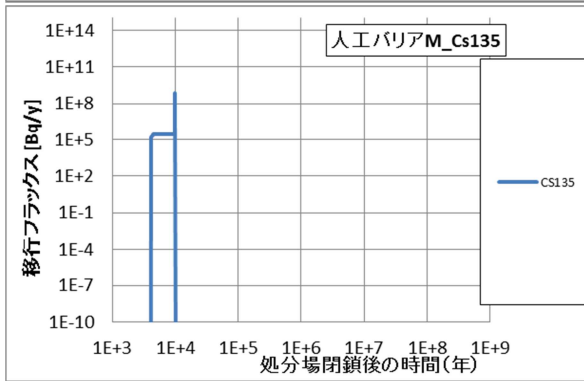
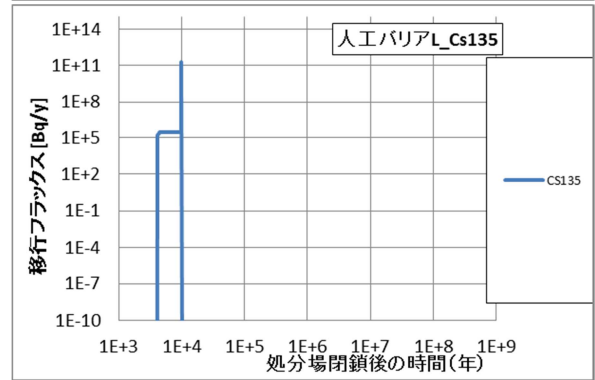
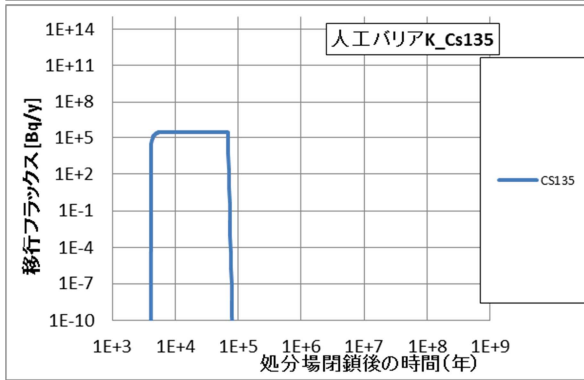
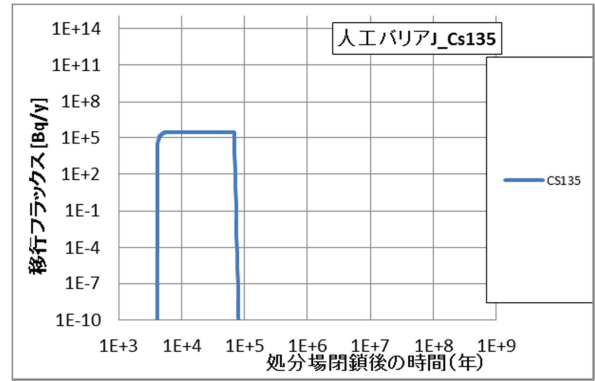
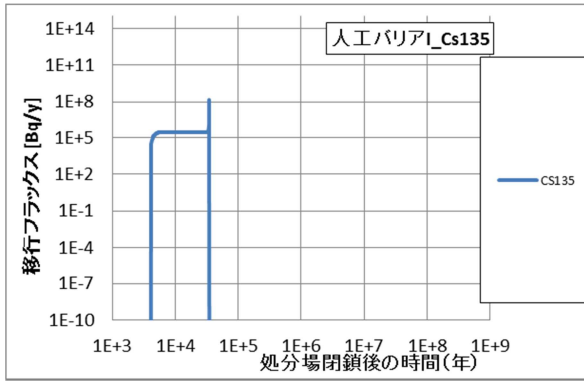


図 5.4-59 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Se-79 (case19)

(b) Cs135





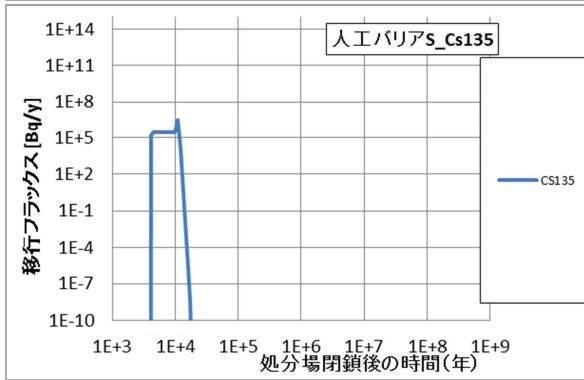
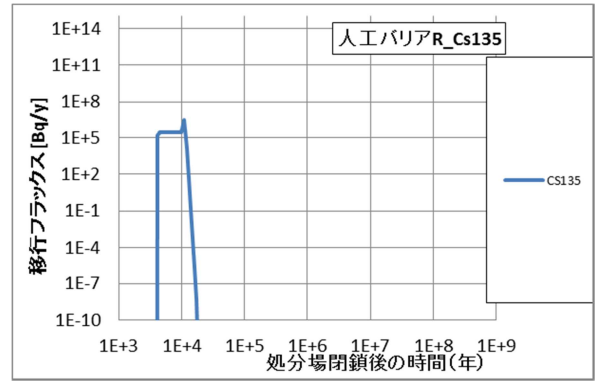
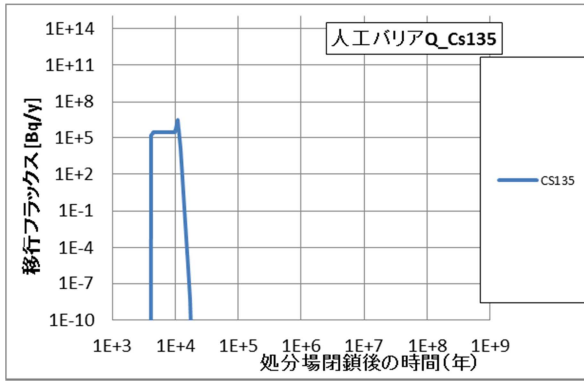


図 5.4-60 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による人工バリア出口フラックス : Cs135

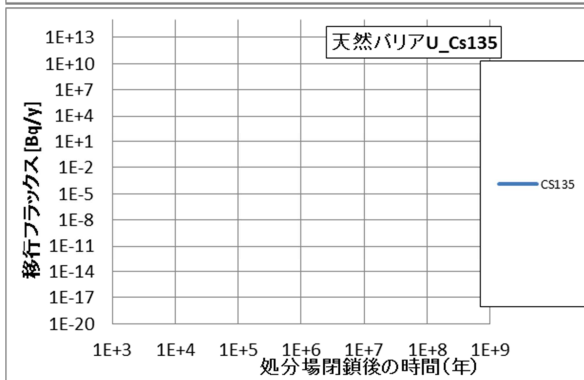
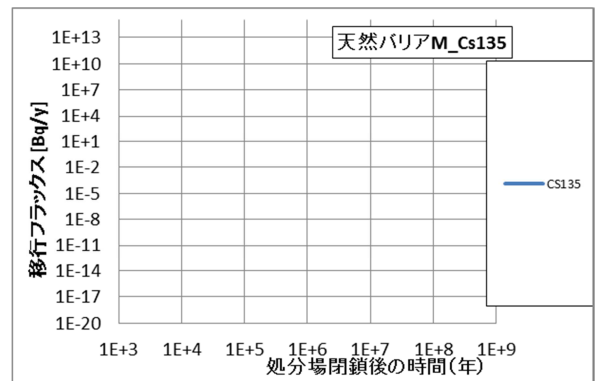
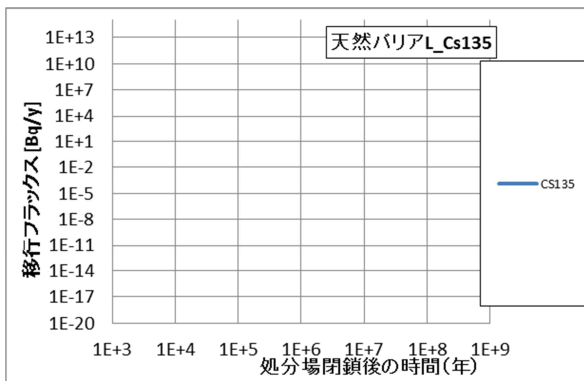


図 5.4-61 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case01)

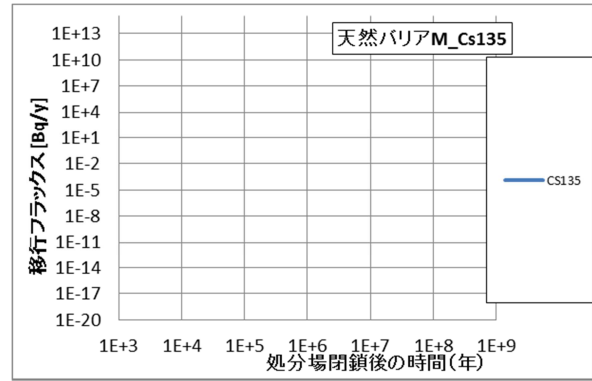
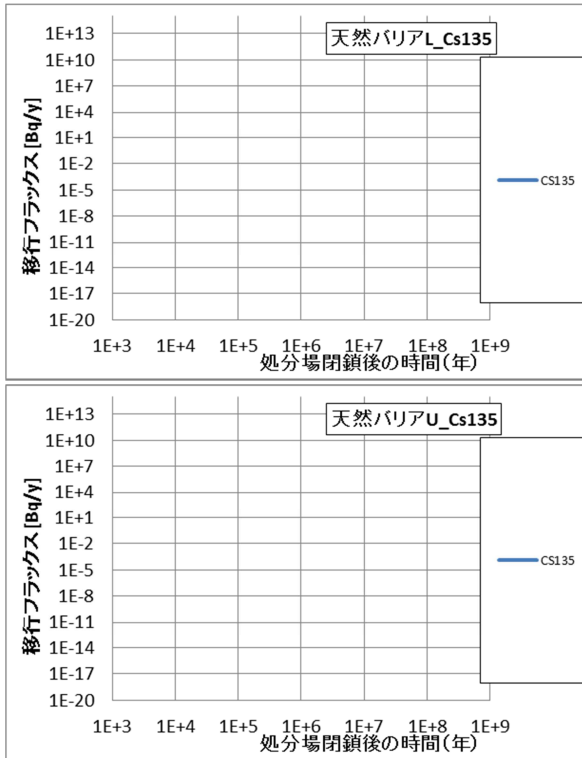


図 5.4-62 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case02)

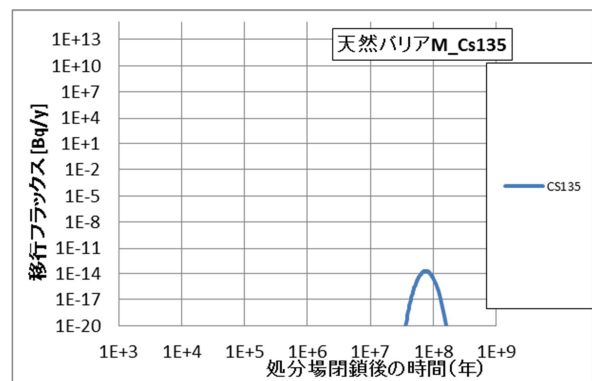
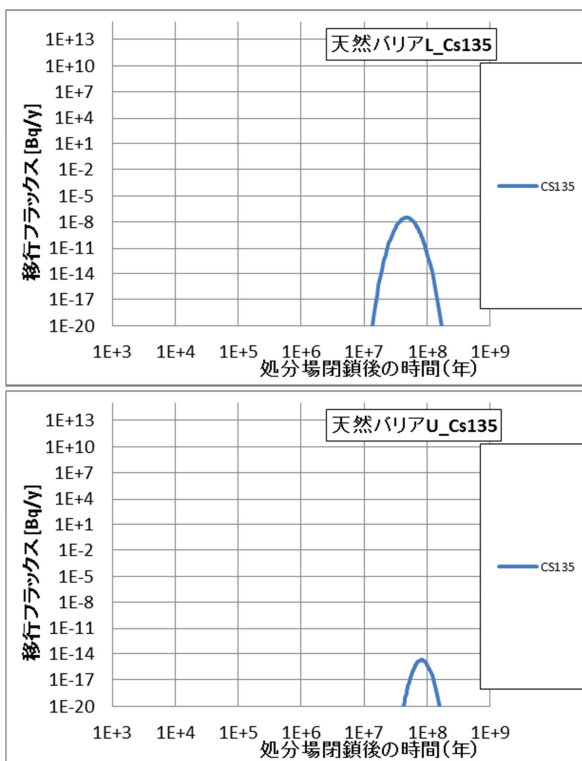


図 5.4-63 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case03)

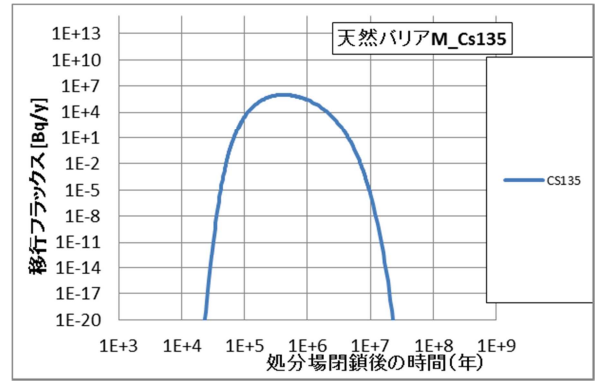
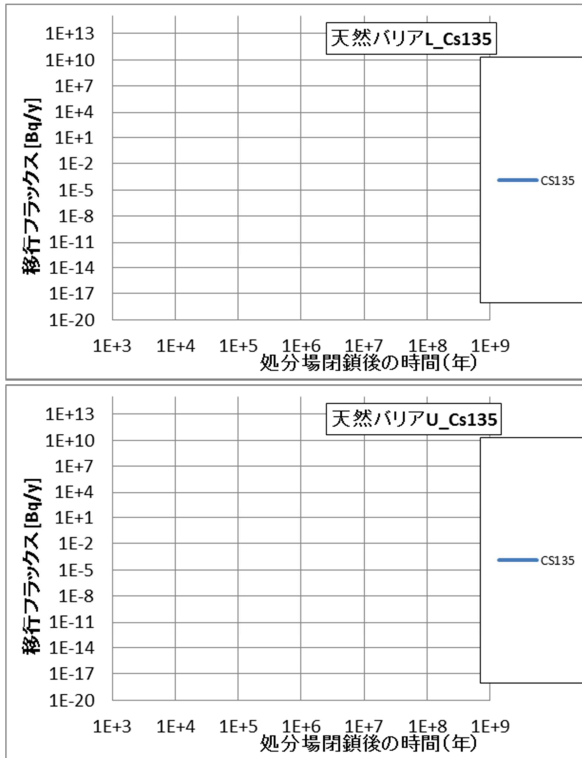


図 5.4-64 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case04)

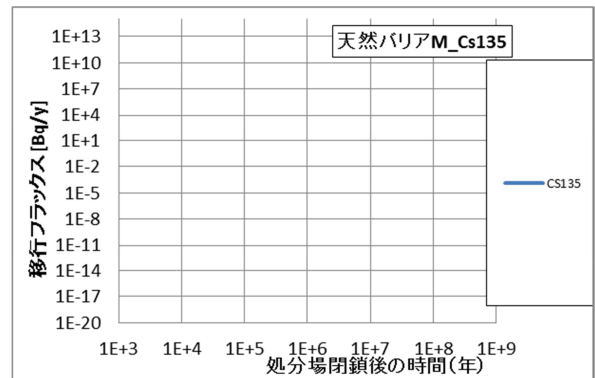
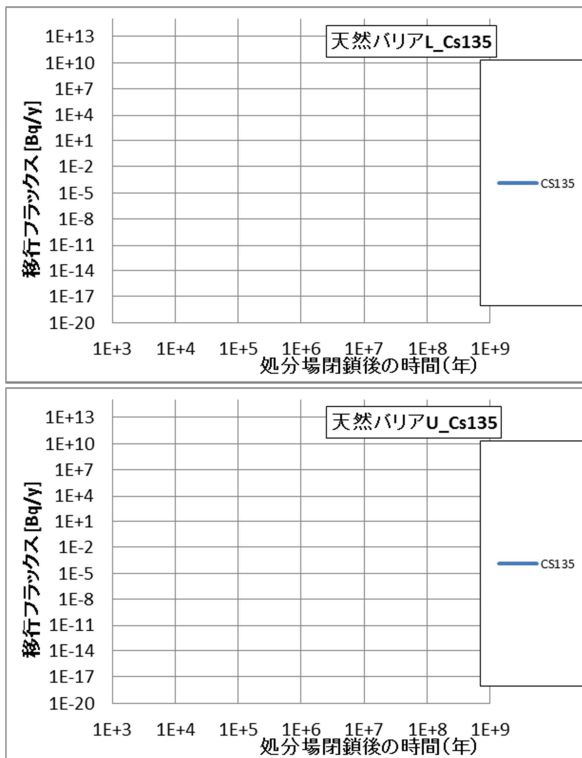


図 5.4-65 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case05)

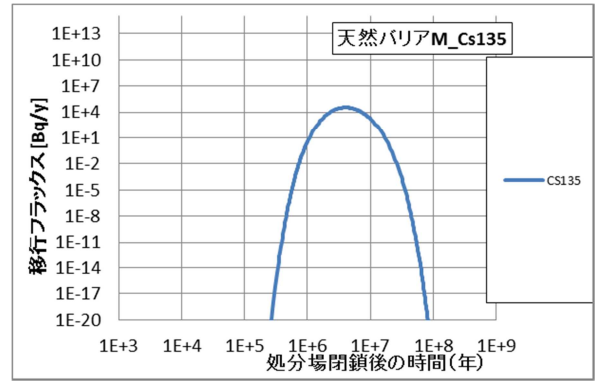
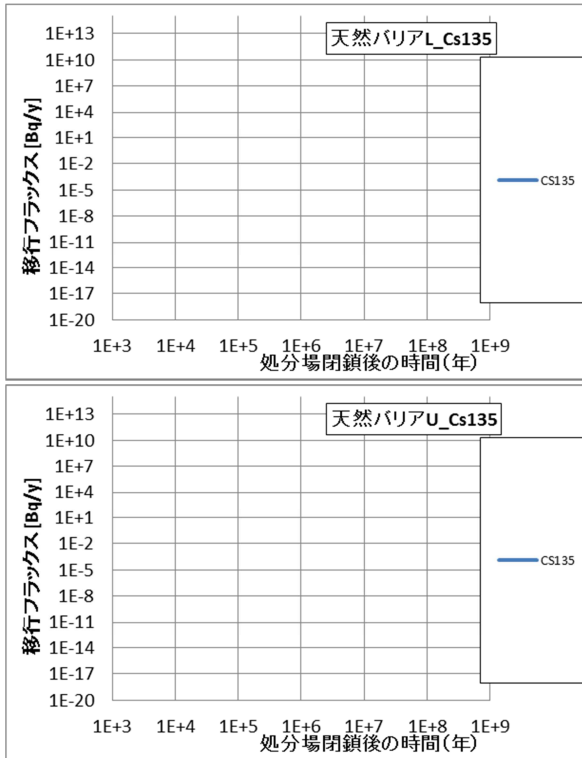


図 5.4-66 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case06)

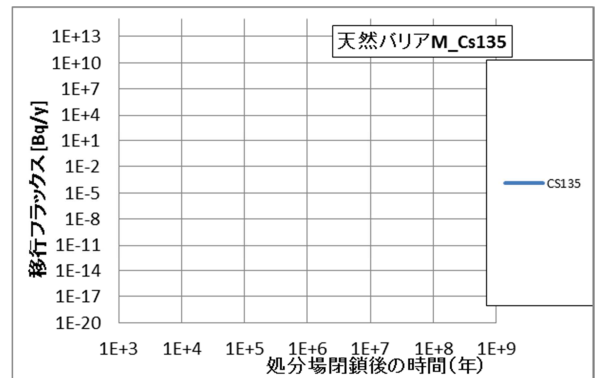
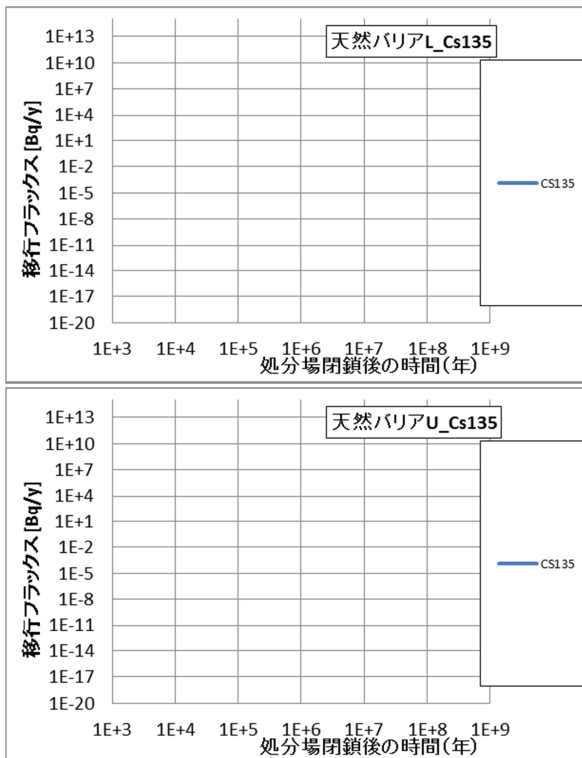


図 5.4-67 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case07)

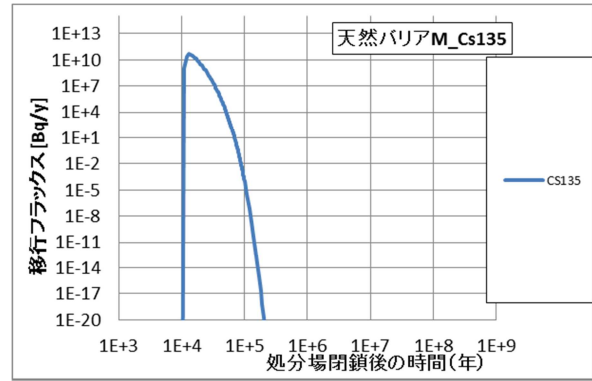
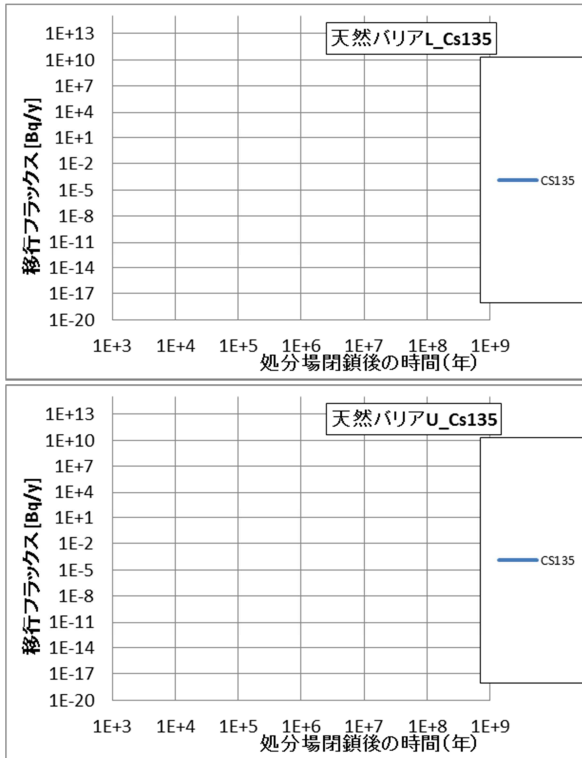


図 5.4-68 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case08)

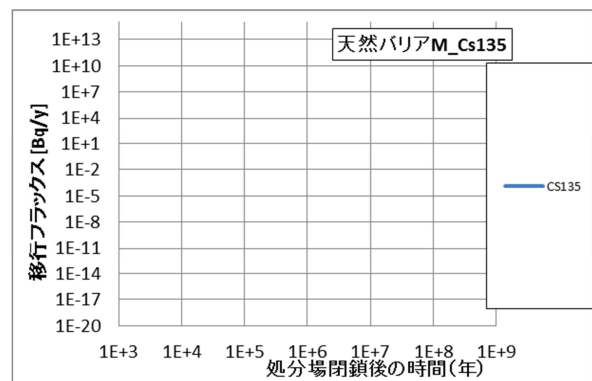
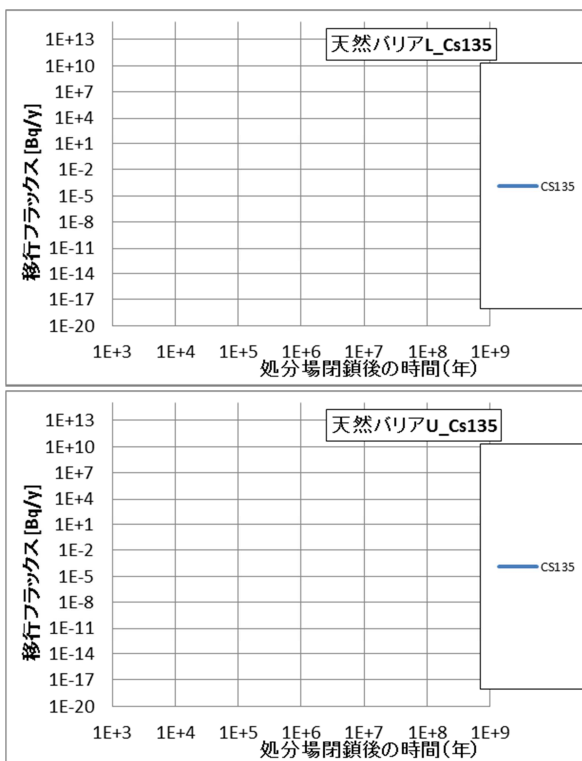


図 5.4-69 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case09)

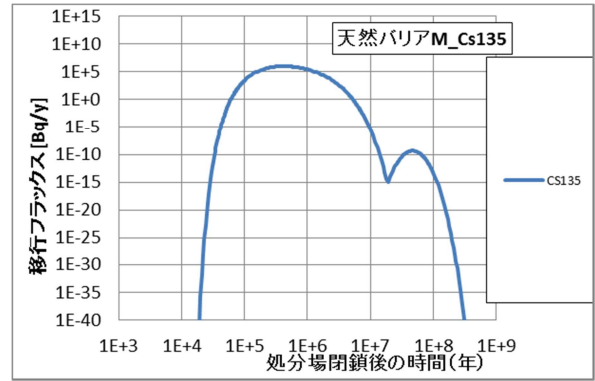
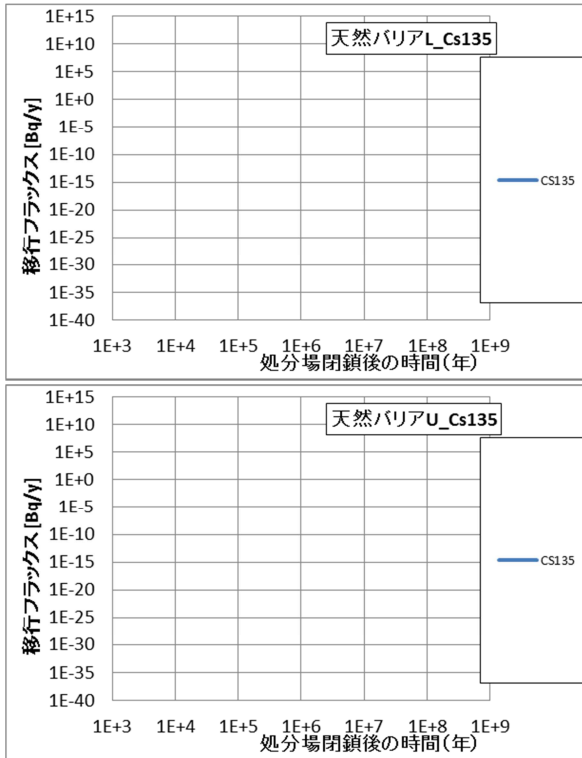


図 5.4-70 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case10)

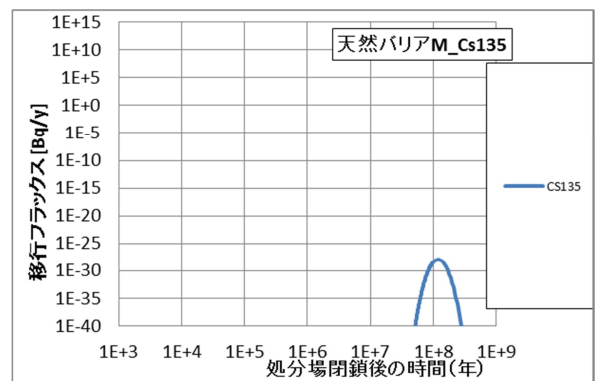
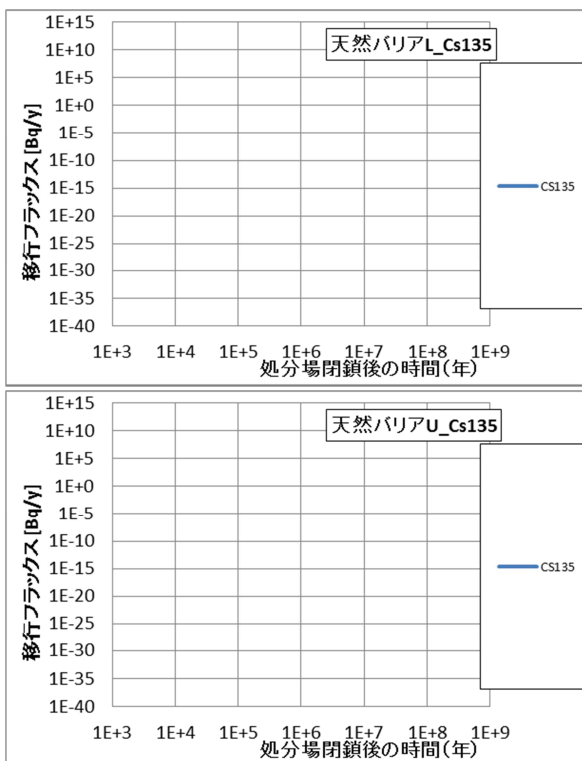


図 5.4-71 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case11)

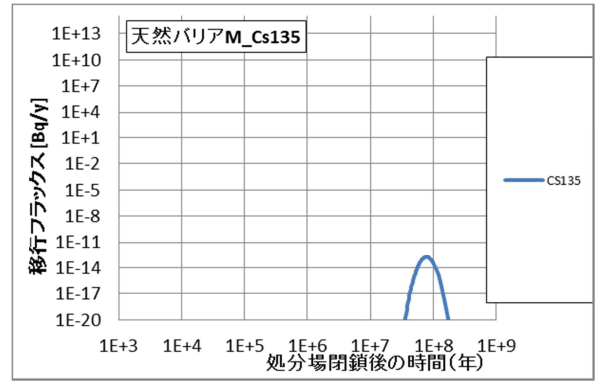
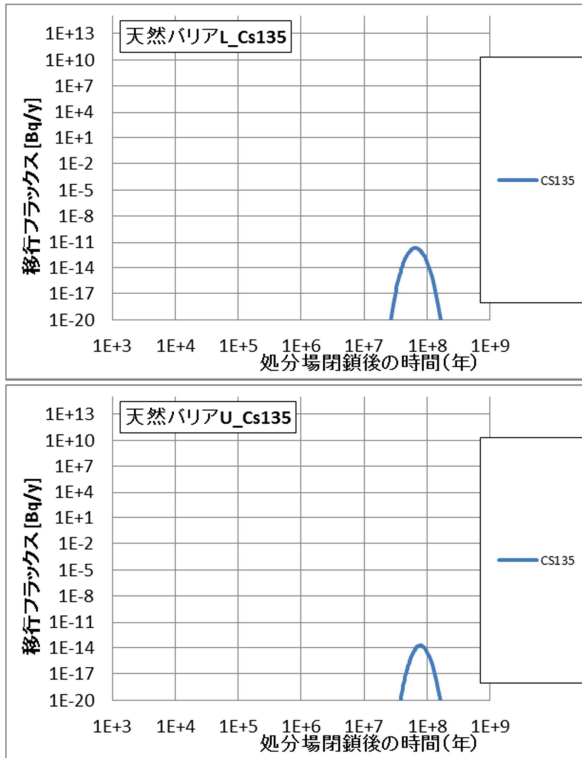


図 5.4-72 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case16)

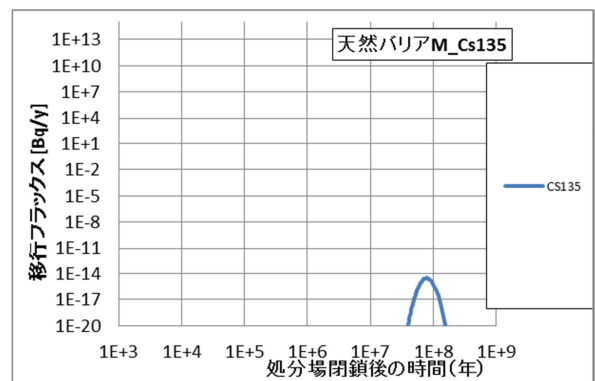
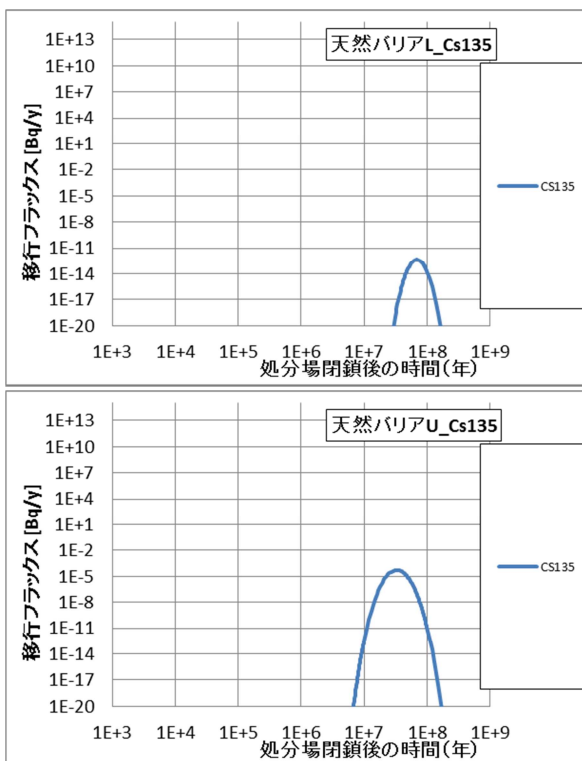


図 5.4-73 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case17)

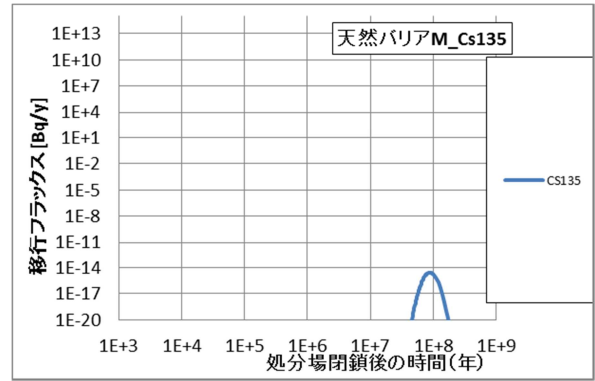
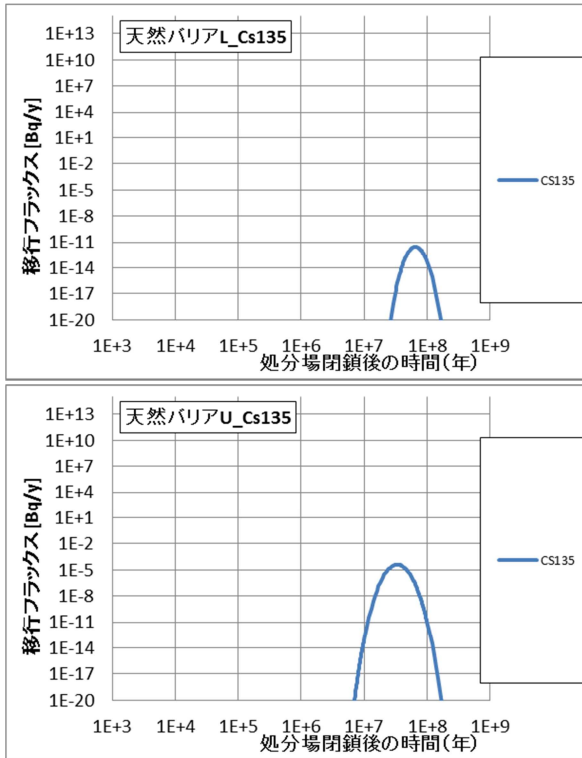


図 5.4-74 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case18)

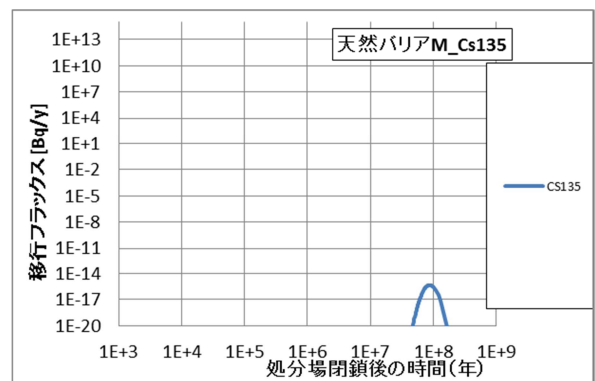
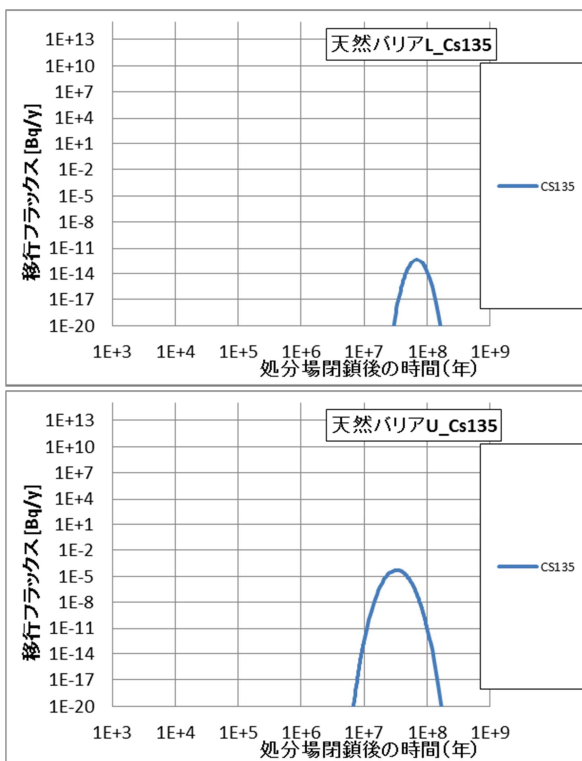
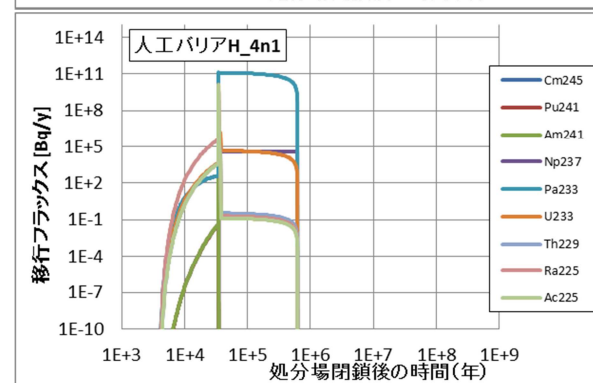
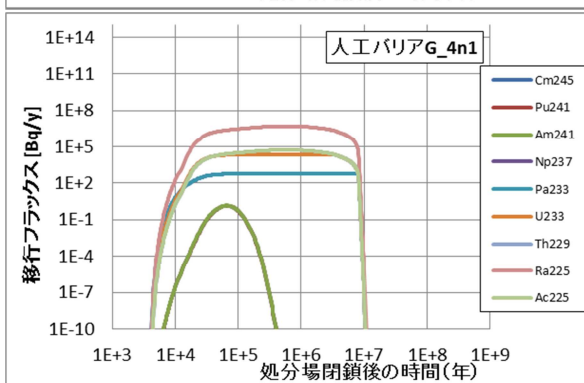
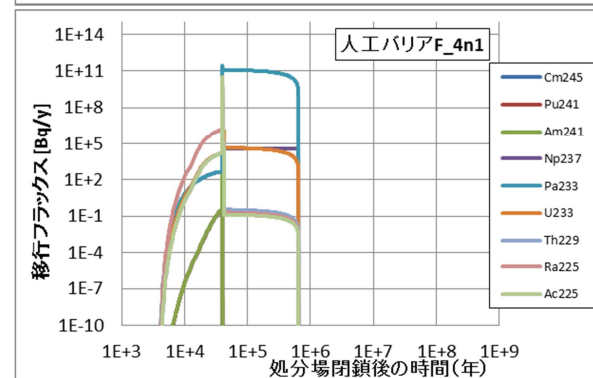
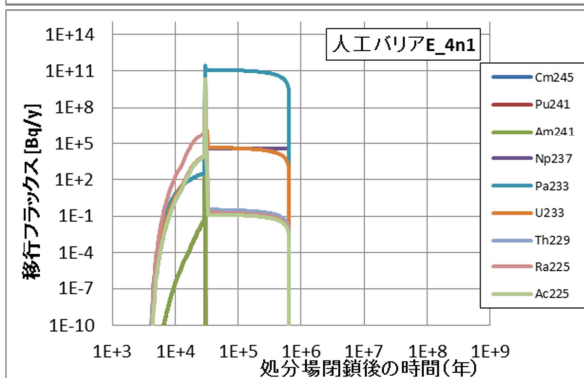
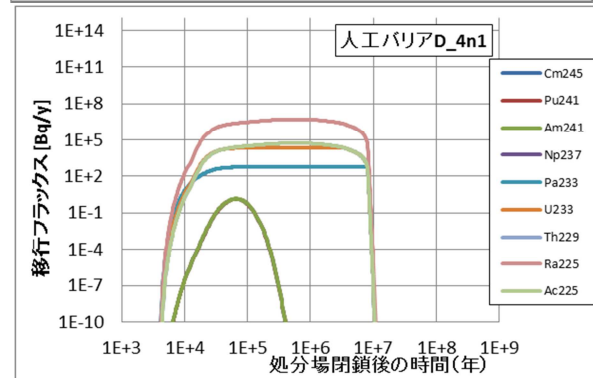
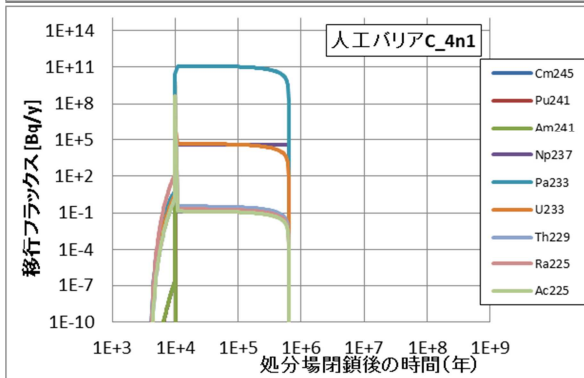
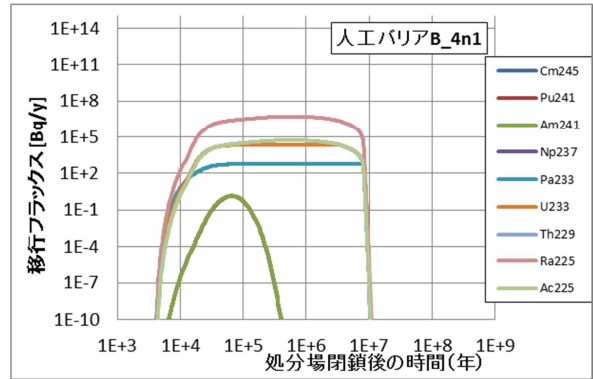
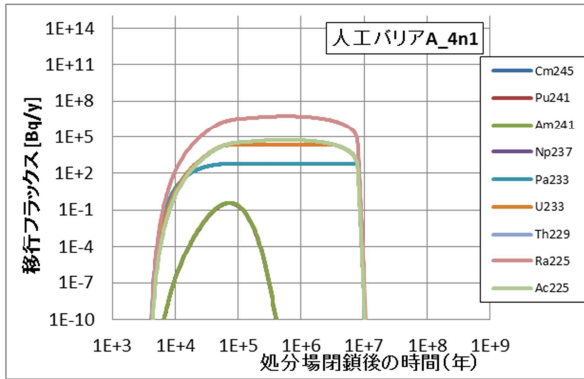
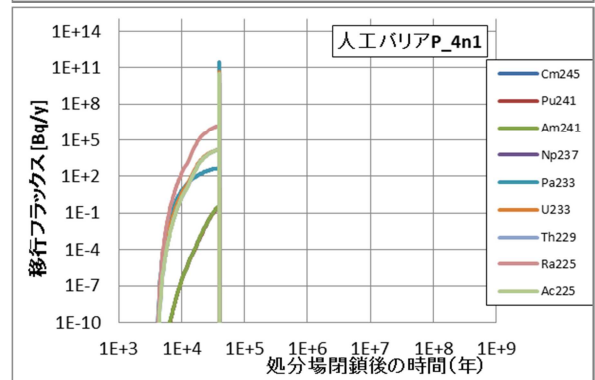
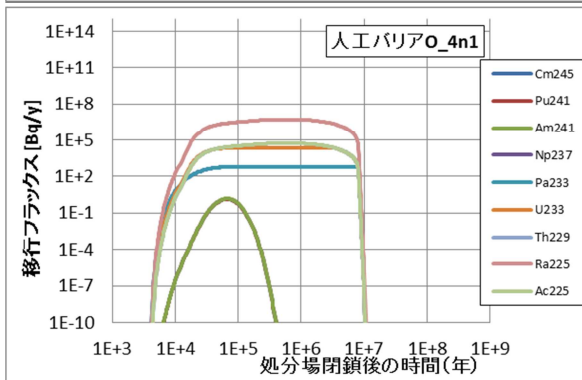
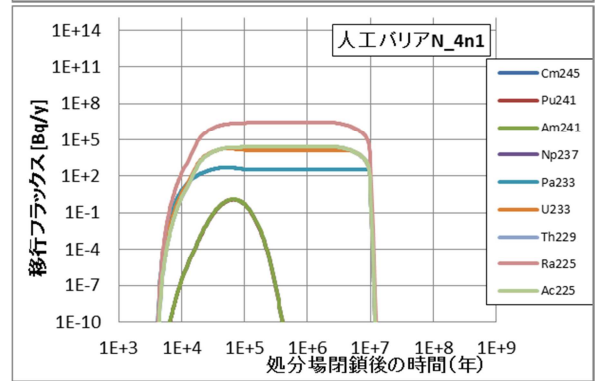
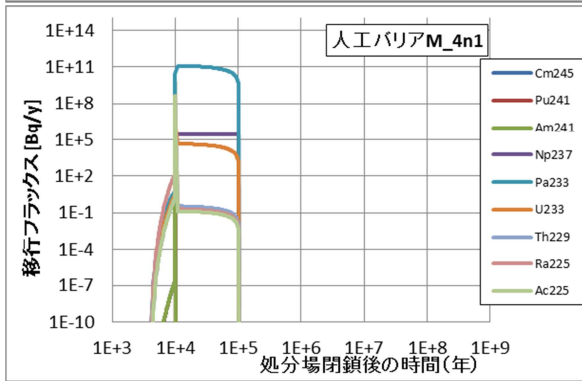
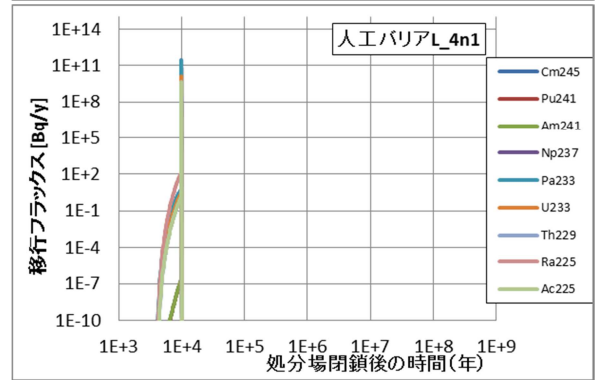
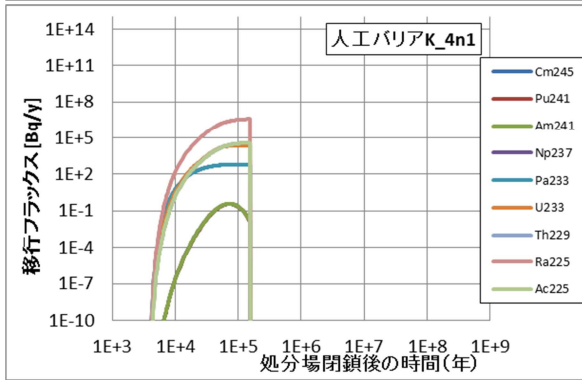
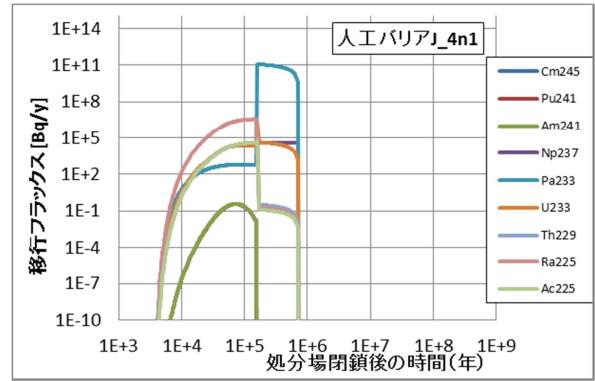
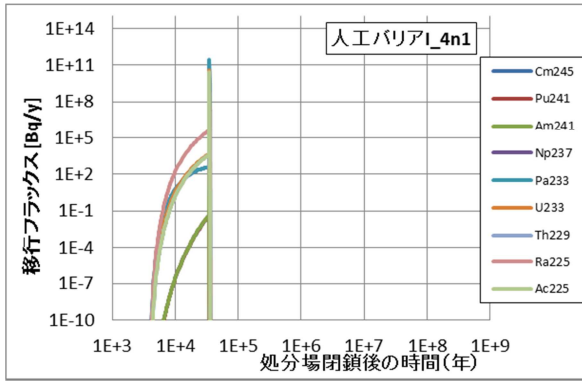


図 5.4-75 ガラス固化体 1 本当りの地下水移行による天然バリア出口フラックス : Cs-135 (case19)

(c) 4n+1 系列





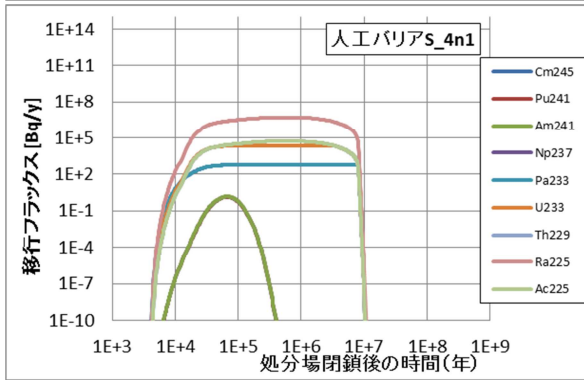
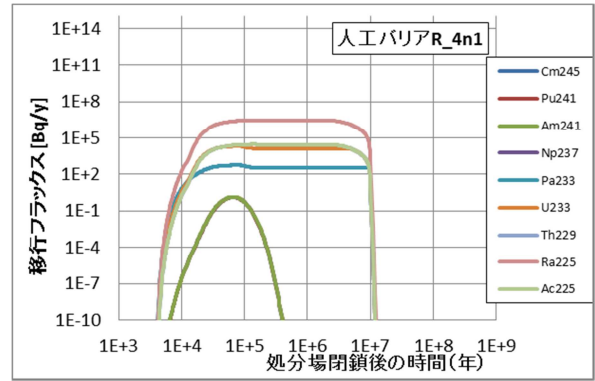
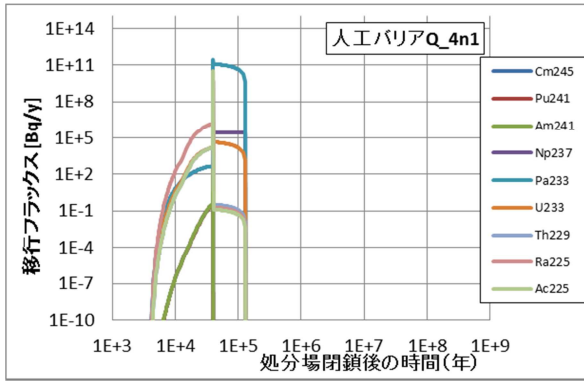


図 5.4-76 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による人工バリア出口フラックス : 4n+1

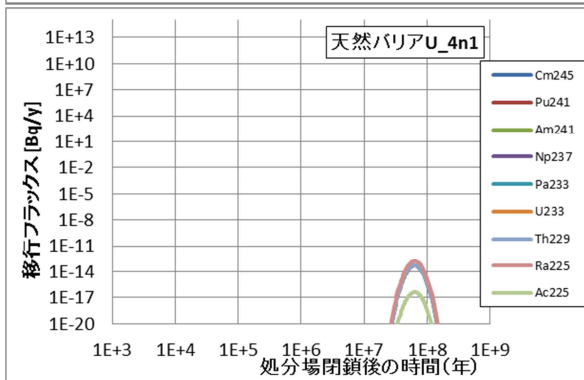
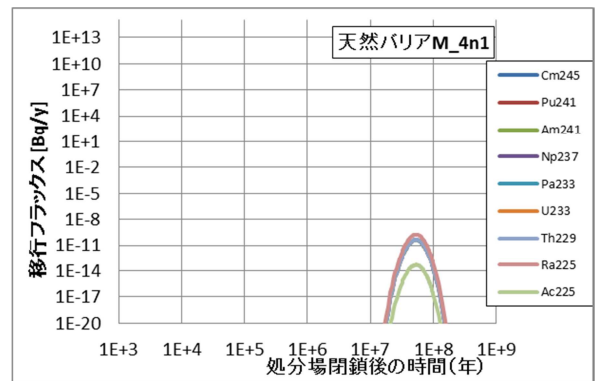
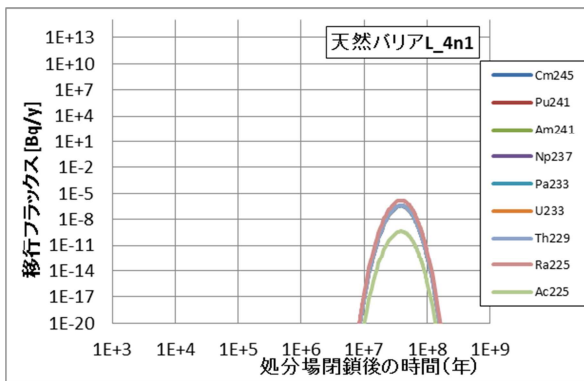


図 5.4-77 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case01)

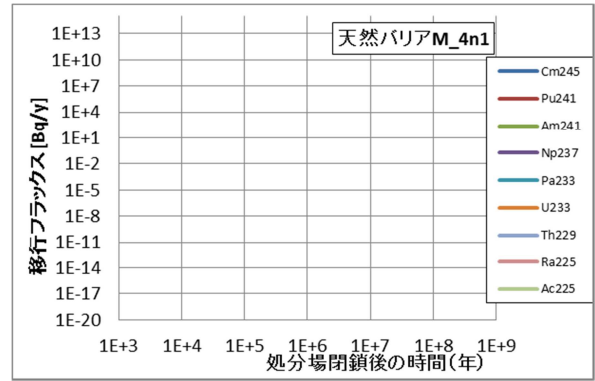
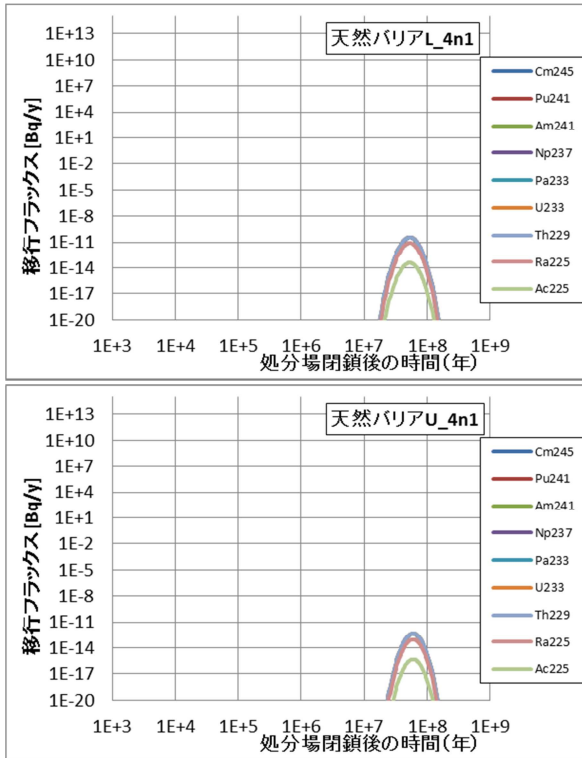


図 5.4-78 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case02)

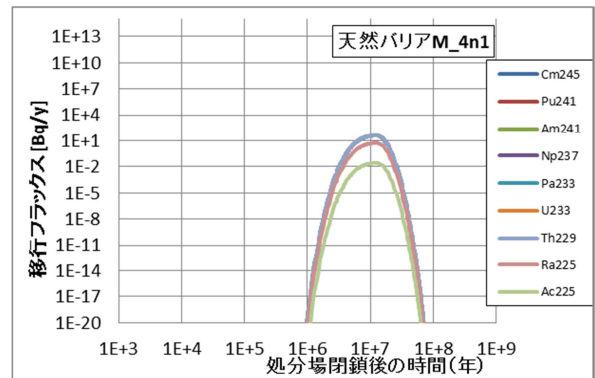
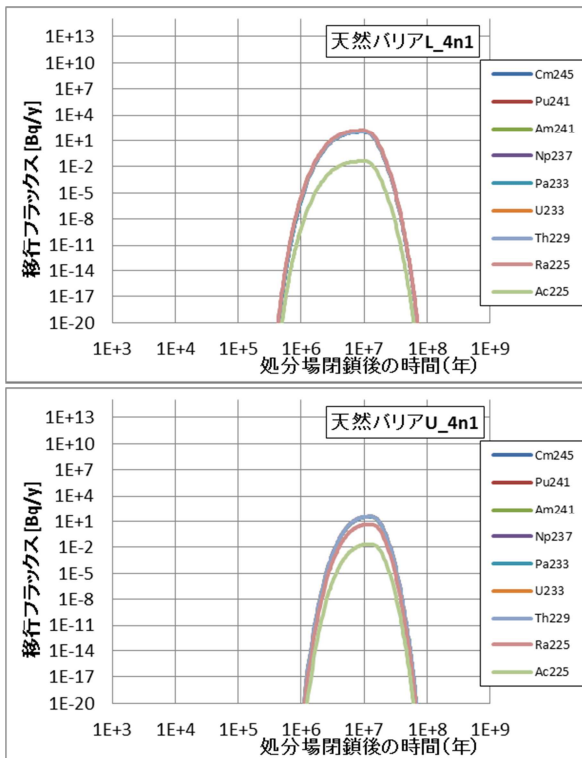


図 5.4-79 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case03)

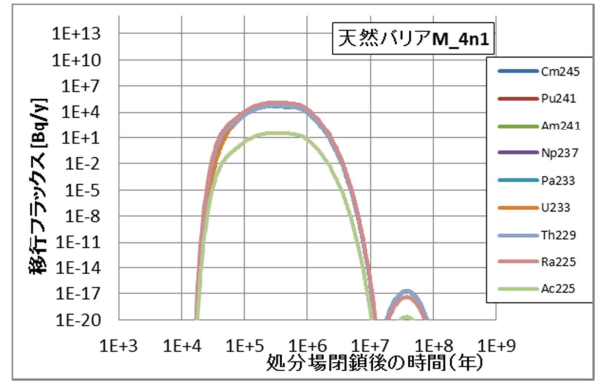
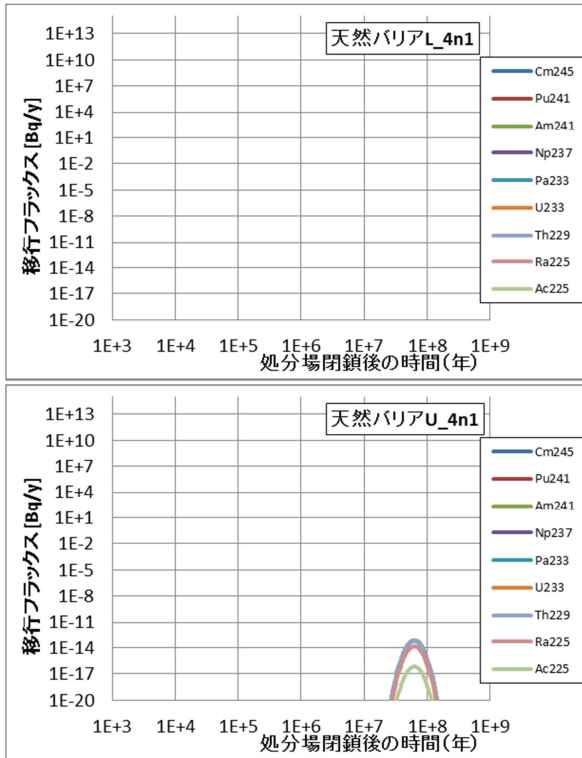


図 5.4-80 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case04)

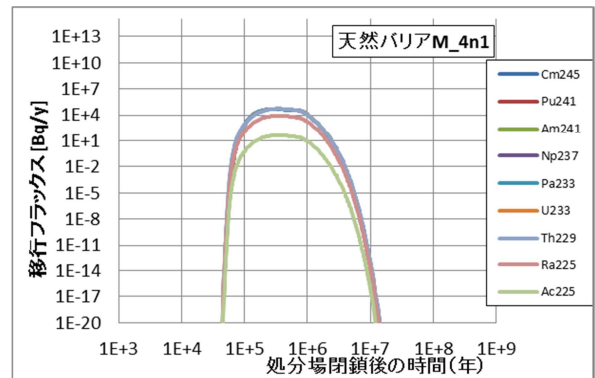
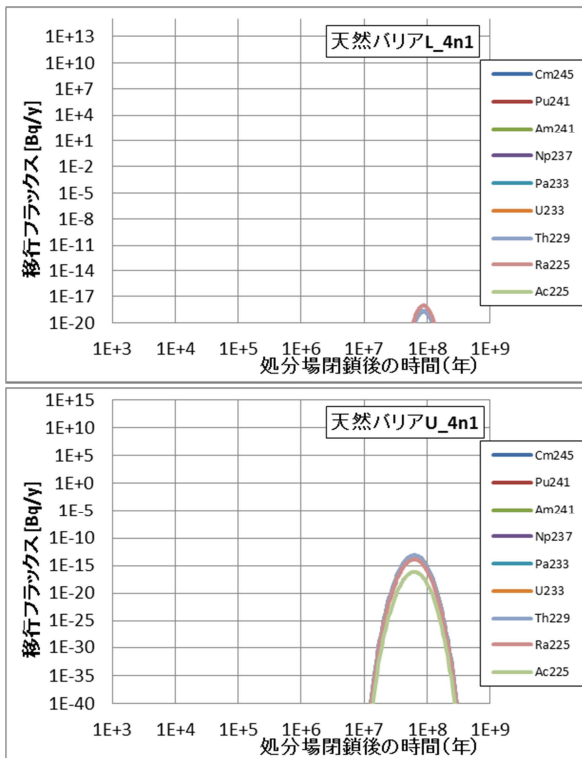


図 5.4-81 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case05)

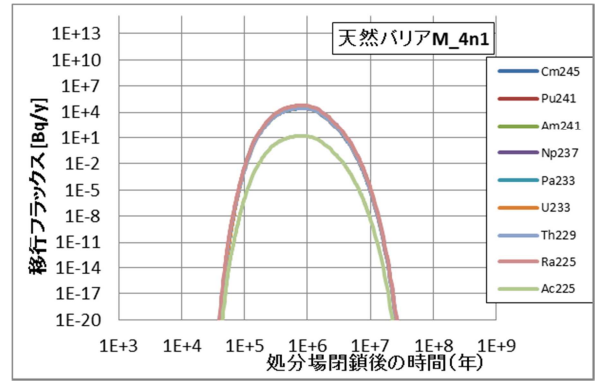
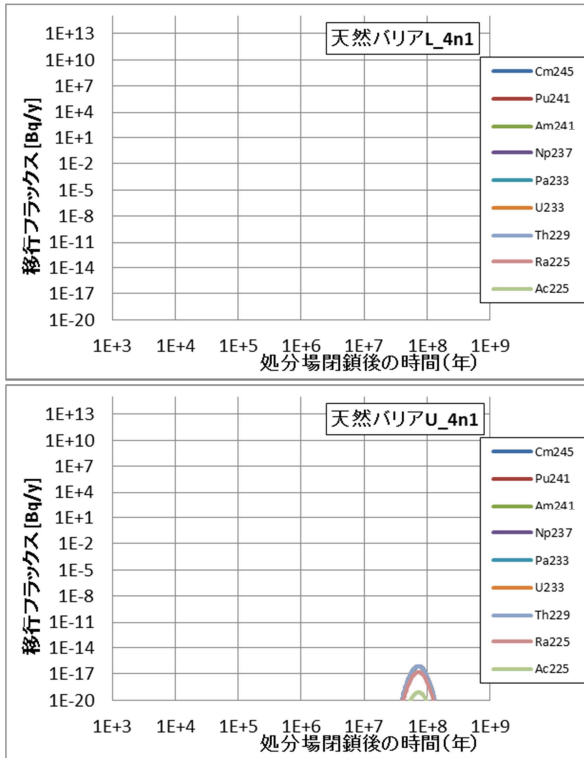


図 5.4-82 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case06)

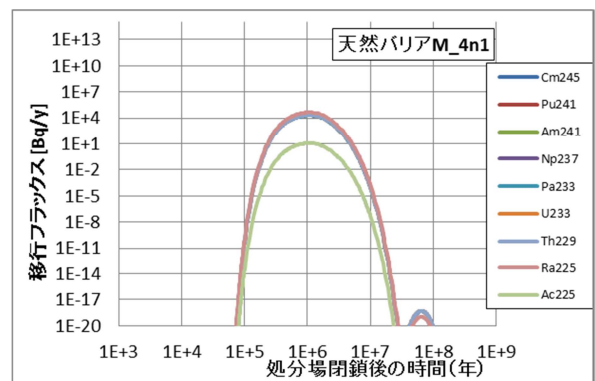
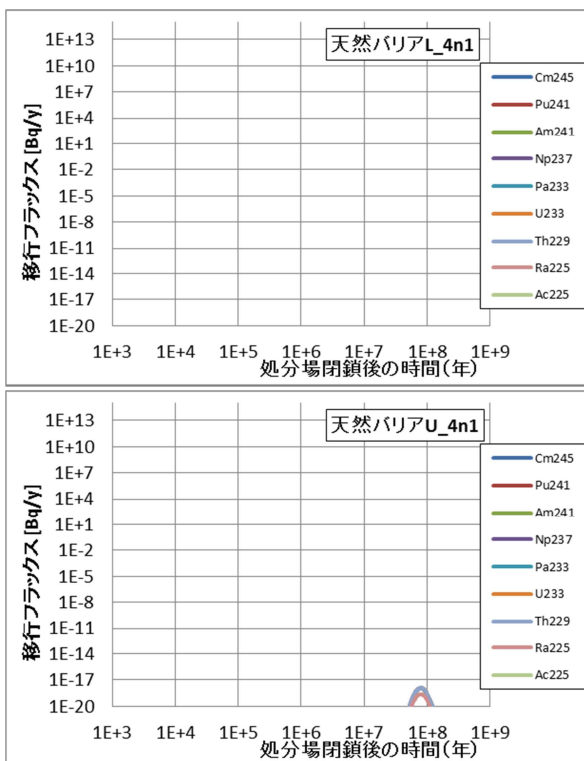


図 5.4-83 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case07)

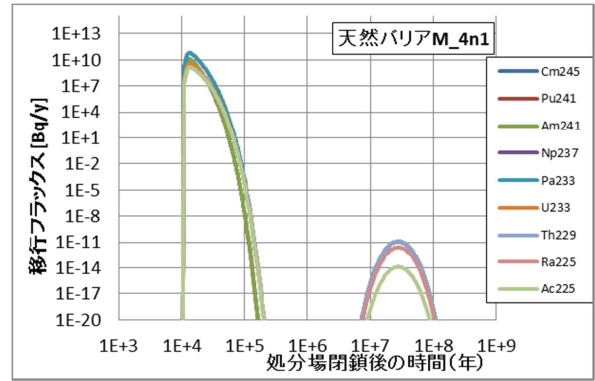
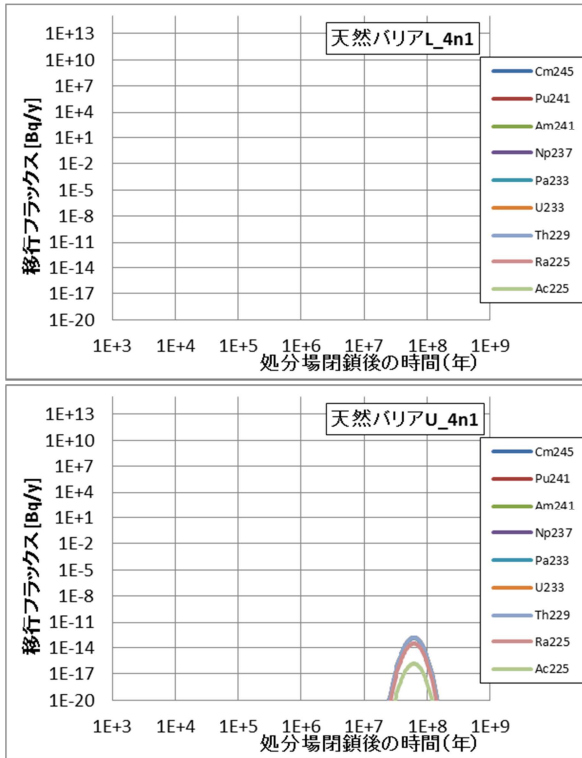


図 5.4-84 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case08)

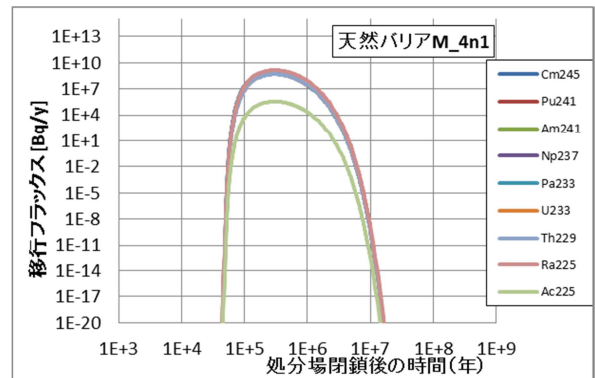
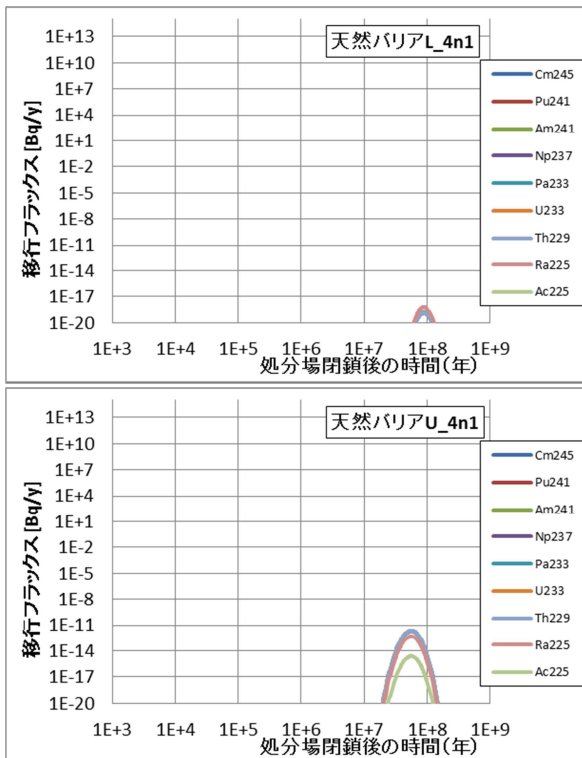


図 5.4-85 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case09)

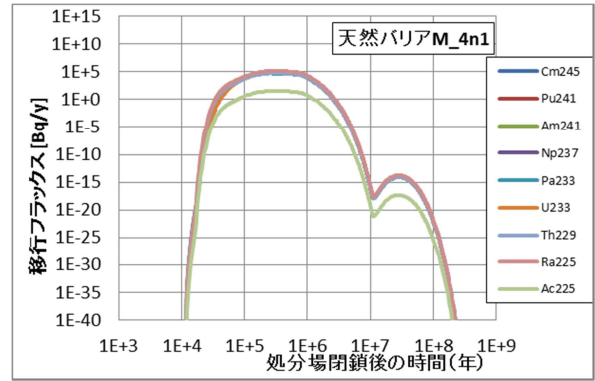
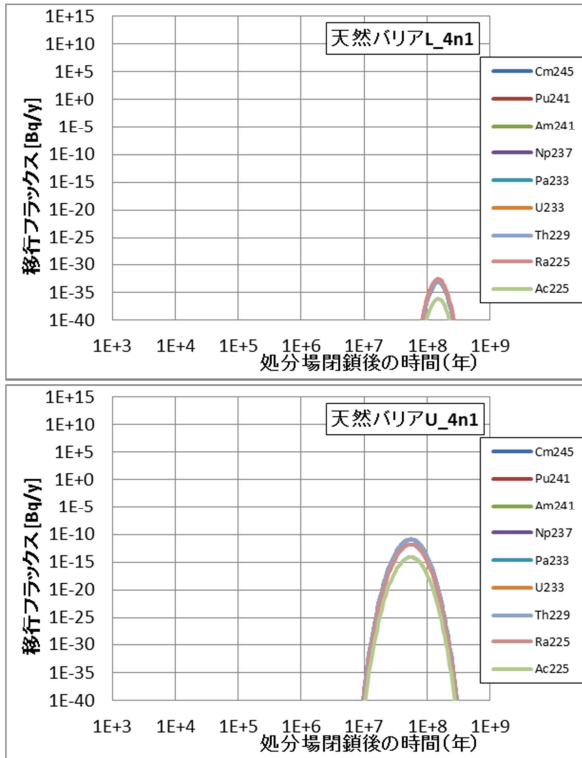


図 5.4-86 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case10)

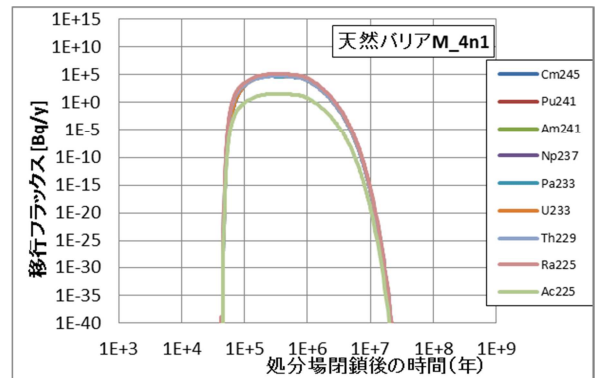
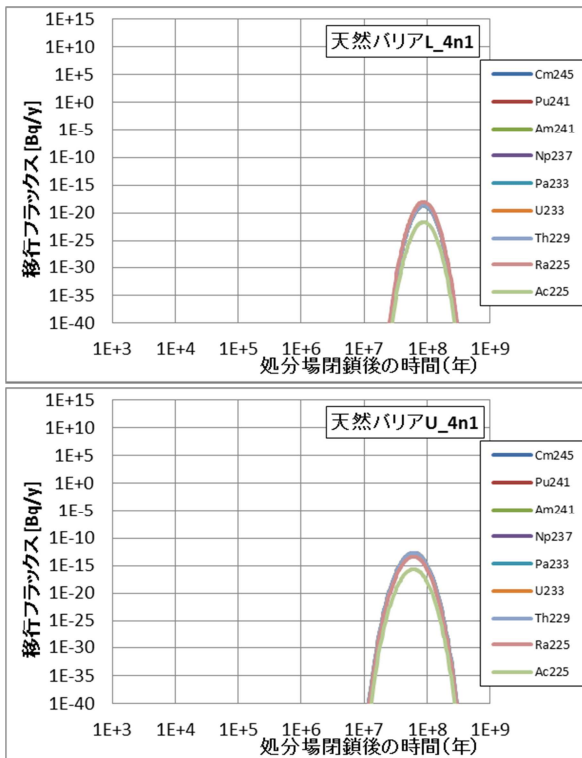


図 5.4-87 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case11)

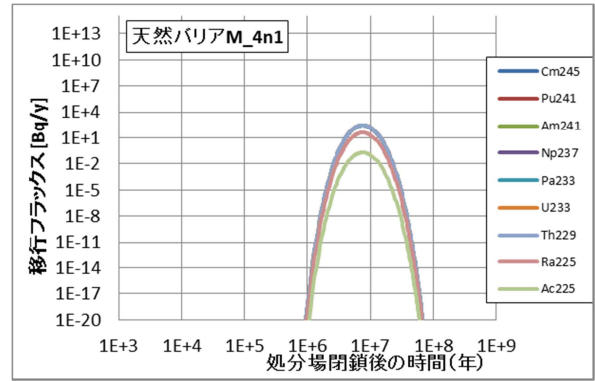
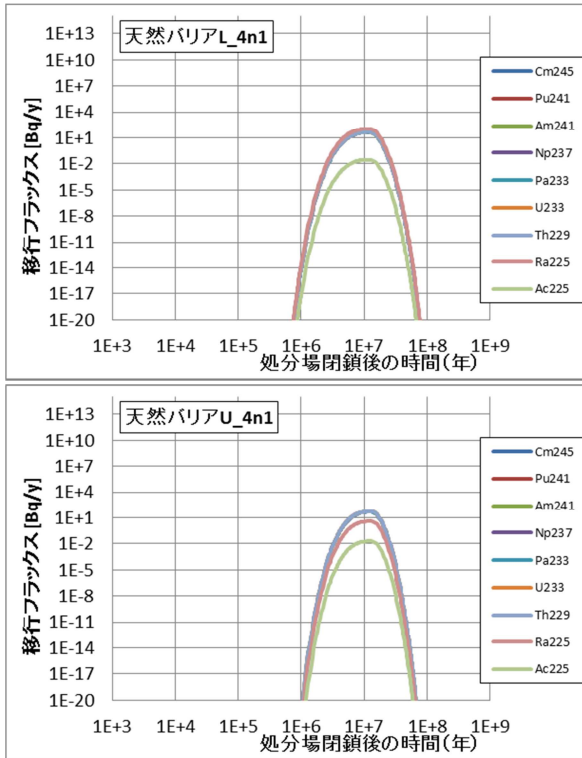


図 5.4-88 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case16)

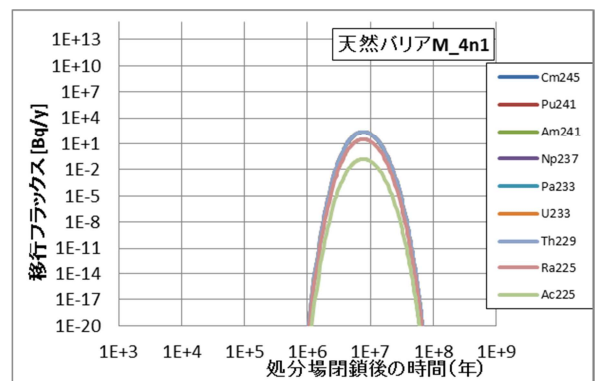
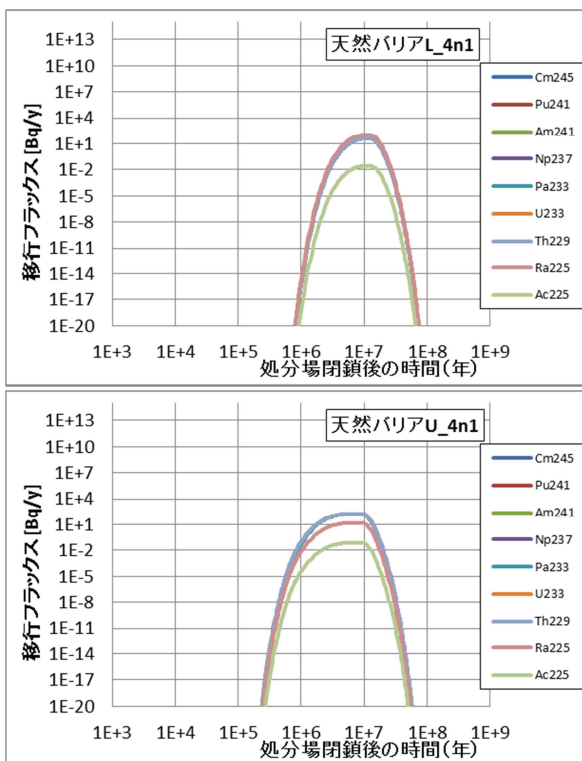


図 5.4-89 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case17)

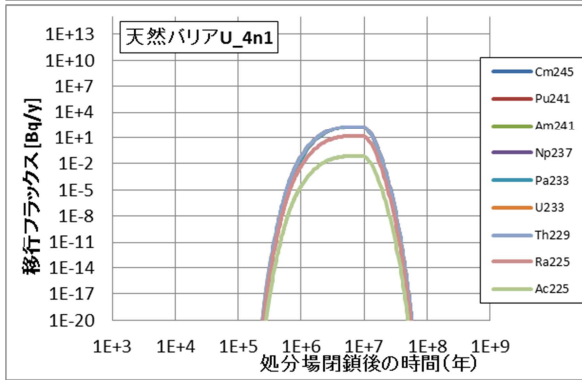
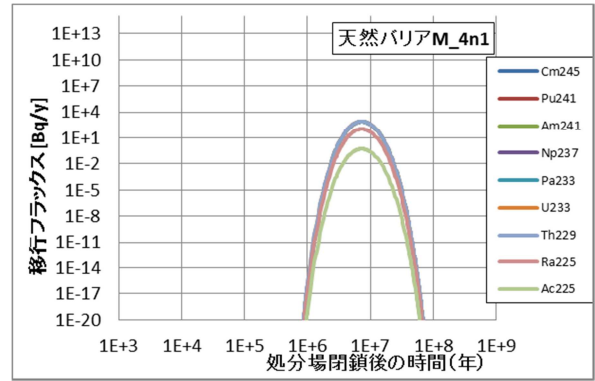
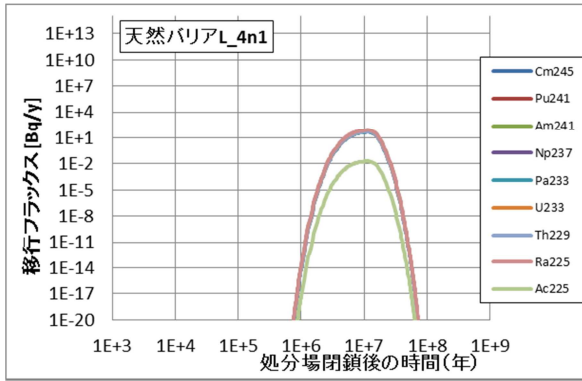


図 5.4-90 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case18)

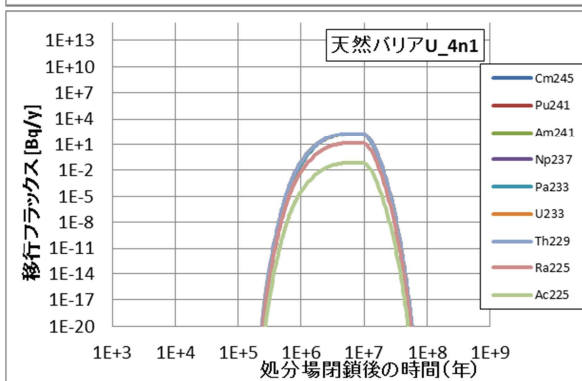
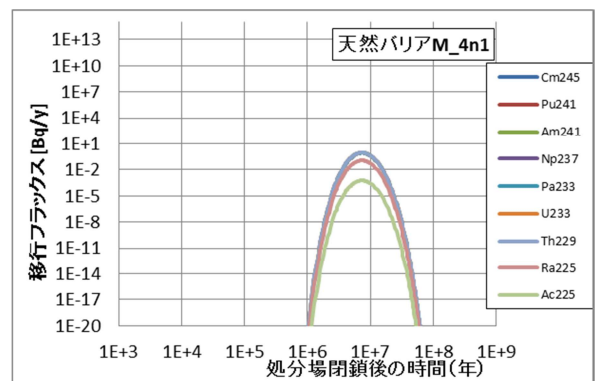
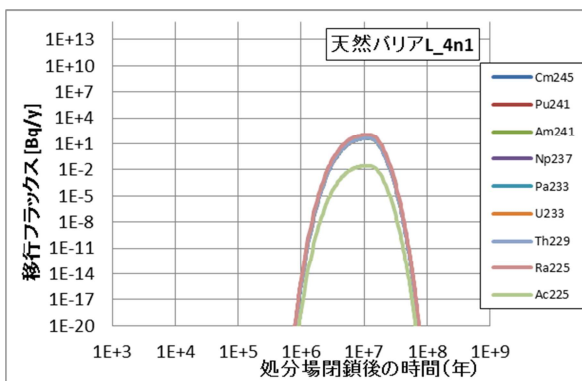


図 5.4-91 ガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による天然バリア出口フラックス : 4n+1 (case19)

5.4.8 断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価のまとめ

(1) 分岐断層による影響

(a) 断層成長の有無の違い

図 5.4-92 に示すように、分岐断層が成長し、閉鎖後 1 万年で処分施設に交差する場合（断層成長速度 500m/回、処分施設深度 300m）、分岐断層が成長しない場合と比較して、天然バリア出口における移行フラックスは Se-79, Cs-135 で 30 桁以上、4n+1 系列核種である Np-237 で 15 桁程度増加し、生物圏に対して大きな影響を与える結果となった。ガラス固化体 1 本あたりの河川水利用経路での年間被ばく線量は $3.4 \times 10^{-3} \mu\text{Sv/y}$ となり、断層と交差し影響を受ける廃棄体本数を 4000 本とすると $14 \mu\text{Sv/y}$ (4n+1 系列核種の寄与率 90%以上) となった。これは断層交差により人工バリアの安全機能が喪失し、ガラス表面積及びガラス溶解速度が増加して、人工バリア出口の移行フラックスが上昇することに加えて、核種移行経路が断層沿いとなり、断層沿いの地下水流速が上昇し、帯水層下限となる地表から 40m 深さに早く到達するためである。

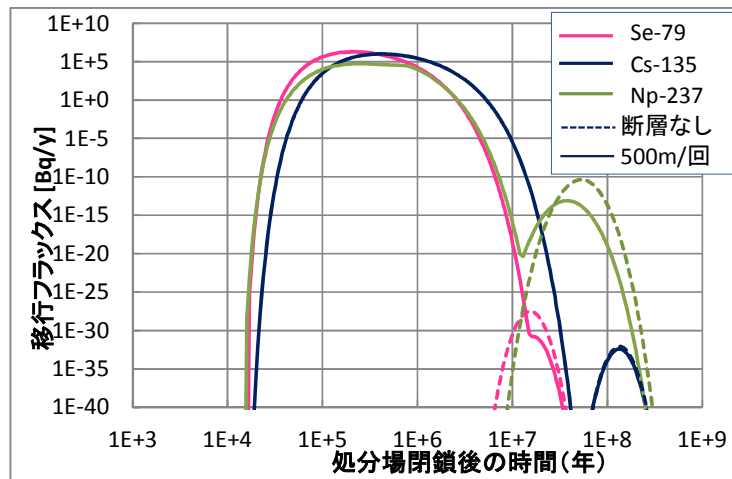


図 5.4-92 断層成長がない場合とある場合の比較 (Case 1 と 4 の比較)

(b) 断層成長速度の違い

図 5.4-93 に示すように、断層成長速度を 500m/回、100m/回の 2 つのケースについて、解析結果を比較する。人工バリアを交差するタイミングが異なり (1 万年と 4 万年)、上記の理由から Cs-135 については 500m/回の場合 1 万年時点では人工バリア内には十分なインベントリが残存し、断層交差時にそれ以前より 4 桁高い 10^9 Bq/y 程度のフラックスを放出しているのに対し、100m/回の場合断層の交差する 4 万年の時点では人工バリア出口からの放出はすでに終了してインベントリがなく、断層交差による放出フラックスの増加は生じない。したがって、100m/回の場合、交差後の移行経路である断層沿いを移行する Cs-135 はなく、天然バリア出口のフラックスは分岐断層が交差しない場合の堆積層中の移行と同様の挙動となる。また、Se-79 では 500m/回の場合 Cs-135 と同様に 1 万年時点で十分にインベントリが残存し、断層交差によりそれ以前より 4 桁程度高い 10^9 Bq/y 程度のフラックスを放出しているのに対し、100m/回のケースにおいて 4 万年で人工バリアに交差する時点ではすでに人工バリア出口フラックスのピークは過ぎており残存する Se-79 インベントリは少なく、断層交差による放出フラックスは 1 Bq/y 程度と 500m/回と比較して 8 桁程度低下した。さらに天然バリア中の流速増加の時間変化の違いから、天然バリア出口移行フラックスに 8 桁程度の違いが現れている。一方、4n+1 系列核種である Np-237 では、人工バリア内の移行が溶解度に支配されていることから、4 万年の交差時

点でも核種が十分に人工バリア内に残存しており断層交差時の放出フラックスも 500m/回、100m/回ともに最大 10^{11} Bq/y (Pa-233) となり、Cs-135、Se-79 よりも断層成長速度の違いを受けにくい結果となった。

分岐断層と処分施設との交差時期が 1 万年と 4 万年で 100m/回の時の Se-79 及び Cs-135 の天然バリア出口でのフラックスには大きな違いが生じた。これは断層が交差する時点で、人工バリア内に残存する核種インベントリの違いに起因する。本解析では、分岐断層側は塩水系の地下水の設定で、Mg 濃度による影響でガラス溶解速度が 1 万年以降 100 倍となる。降水系地下水の設定であれば、1 万年以降もガラス溶解速度が変わらず、4 万年時点で人工バリア内に核種が残存するため、Cs-135、Se-79 についても影響を与える可能性があることに留意する必要がある。

一方、(a)と同様に影響を受ける廃棄体本数を 4000 本とすると年間被ばく線量は $12\mu\text{Sv/y}$ となり、500m/回の成長速度の被ばく線量とほぼ同じ値となった。4n+1 系列核種の寄与率 99.9% 以上となり、被ばく線量は 4n+1 系列核種の挙動に支配されることが確認された。

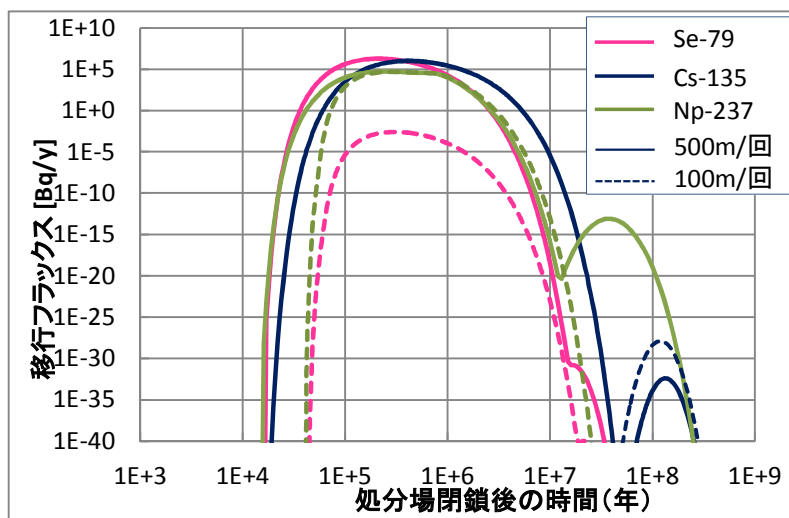


図 5.4-93 断層成長速度 (500m/回と 100m/回) による比較 (Case 4 と 5 の比較)

(c) 処分施設深度の違い

図 5.4-94 に示すように、処分施設深度が 300m と 500m の 2 つのケースについて比較すると、500m の方が 300m と比較して、天然バリア出口移行フラックスは Se-79 で約 1/100、Cs-135 で約 1/30 となり、深度による移行距離及び時間の差が現れた。一方、4n+1 系列核種で 300m と 500m でピークフラックスは 500m が 300m の約半分と(b)で述べた特徴が処分施設深度の違いにも現れている。また、深度 500m で Np-237 のフラックスの立ち上がりが Se-79 よりも早くなったのは、深度 500m の移行経路の一つを構成する声間層断層部 (塩水系) の Np の分配係数 $0.02 \text{ m}^3/\text{kg}$ が Se の $0.07 \text{ m}^3/\text{kg}$ よりも小さいことに起因する。

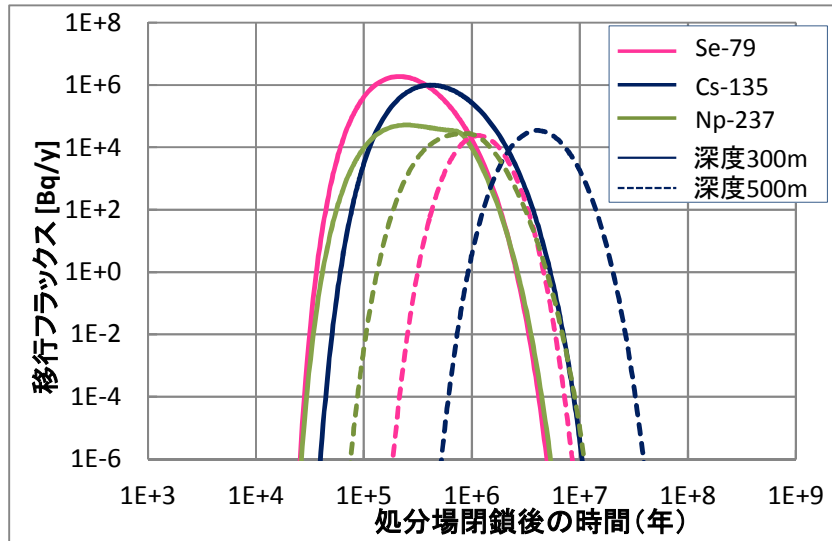


図 5.4-94 処分施設深度 (300m と 500m) による比較 (Case 4 と 6 の比較)

(2) 深部流体流入の影響

有馬型熱水 (深部流体 1) が 1 万年に分岐断層の交差と同時に流入する場合、人工バリアからは瞬時に核種移行フラックスが全量放出され、図 5.4-95 に示すように、1.4 万年程度で天然バリア出口におけるピークフラックスを示す。(a)と同様に影響を受ける廃棄体本数を 4,000 本とすると河川水利用経路における年間被ばく線量の最大値は 4 桁以上増加する。これは人工バリアにおいて 90°C の熱水のため瞬時放出としていること、天然バリアにおいても断層沿いの地下水流速を地下水流動解析結果の 10 倍を与えたこと、また、90°C 熱水が断層沿いを上昇するとして、断層における分配係数を 0 と設定した相乗効果によるものである。

一方、図 5.4-96 に示すように、40°C の地下水 2 (塩水系) が 1 万年に分岐断層と同時に流入する場合、人工バリアからの核種移行フラックスは瞬時全量放出とはならず、また、断層における分配係数も通常地質と大きな差はないため、有馬型熱水のように大きな影響は生じない。被ばく線量も 13.7 μ Sv/y となり、分岐断層が交差するだけの事象とほぼ変わらなかった。

また、図 5.4-97 に示すように、断層成長速度の違い (500m/回と 100m/回) を深部流体 1 (有馬型熱水) の場合で比較すると、4 万年で交差する 100m/回の場合は 4 万年で急速にフラックスが立ち上がるが、分岐断層が地表に到達するまでに時間遅れがあるために、500m/回と比べてピークを示すまで緩やかに上昇する。その後、フラックスの下降も緩やかな傾きを示す。また、Cs-135 は図 5.4-93 と同様にすでに人工バリアからの放出を終了しており、断層沿いを移行する Cs-135 がないため、分岐断層が交差しない場合と同様の挙動を示す。

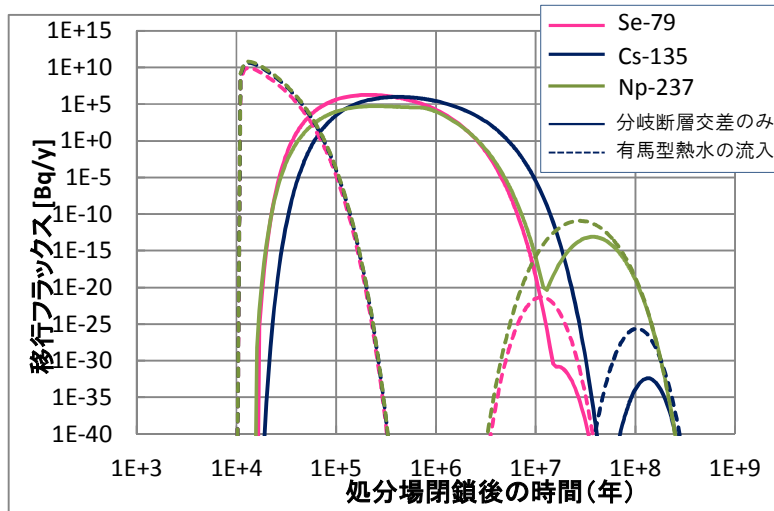


図 5.4-95 分岐断層のみと深部流体 1 (有馬型熱水) 流入時の比較 (Case 4 と 8 の比較)

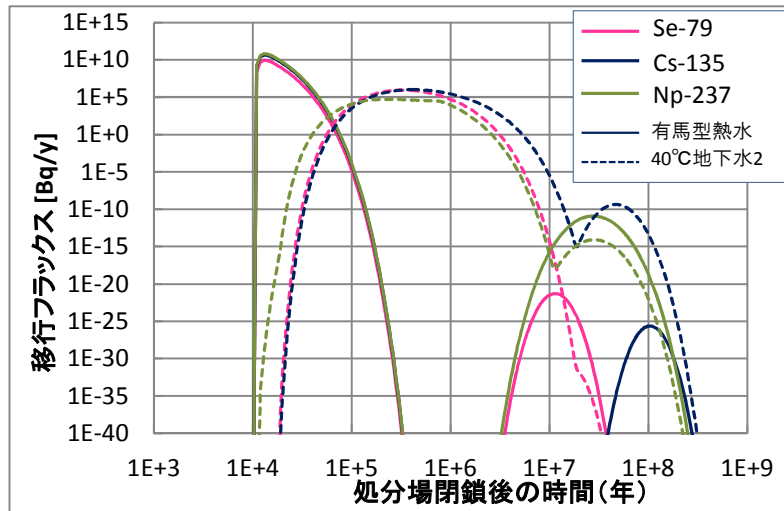


図 5.4-96 深部流体 1 (有馬型熱水) と深部流体 2 (40°C地下水 2) の比較 (Case 8 と 10 の比較)

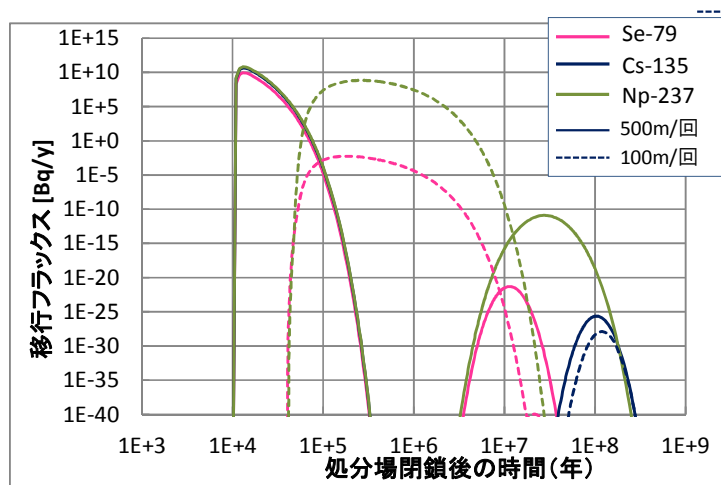


図 5.4-97 深部流体 1 (有馬型熱水) 流入時の断層成長速度の違いの比較 (Case 8 と 9 の比較)

(3) 酸化性地下水流入の影響

図 5.4-98 にバックスラスト側断層成長の有無と酸化性地下水流入時の比較を示す。バックスラストが処分施設と交差し、バックスラストが地表に到達した後に酸化性地下水が流入する場合を、酸化性地下水が流入しない場合と比較すると、ピークフラックスの値はほぼ同じであり、明確な差異が生じなかった。

これは酸化性地下水の流入により、化学的影響で人工バリアから核種移行フラックスが瞬時に全量放出となるが、バックスラスト側は涵養域であり、断層沿いに地下水が下降するため、(1)のように移行経路・時間の短縮とはならず、バックスラストが交差する以前の通常地質の移行経路・時間とほぼ変わらないことが要因と考えられる。

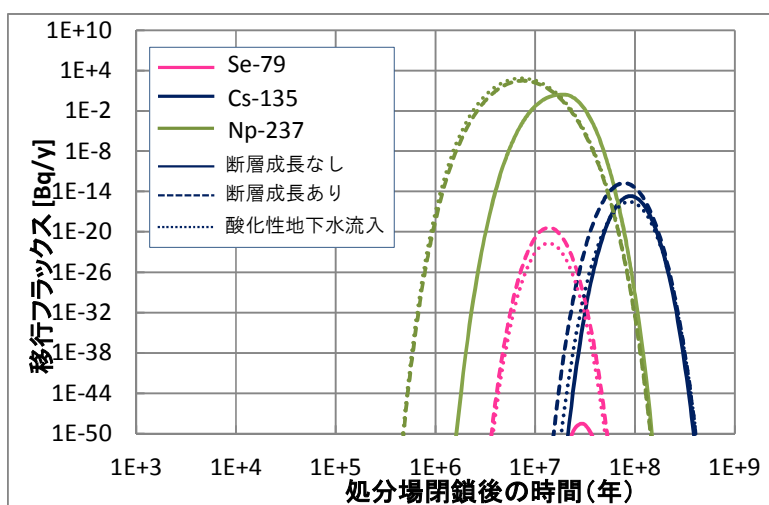
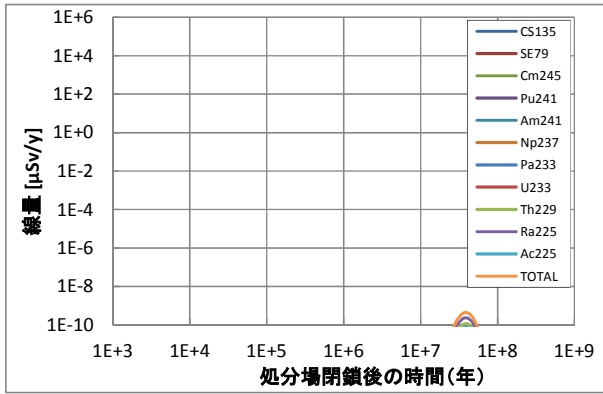


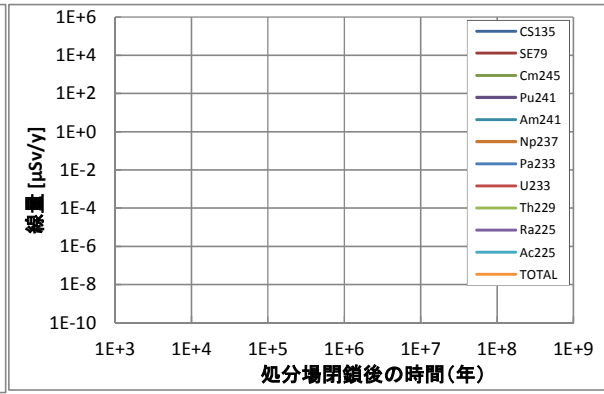
図 5.4-98 バックスラスト側断層成長の有無と酸化性地下水流入時の比較 (Case 3, 16, 18 の比較)

以上のように、多くの保守的な設定の下で定量的解析を行った有馬型熱水が分岐断層の交差と同時に流入する場合で、著しい影響が現れる可能性が示唆された。

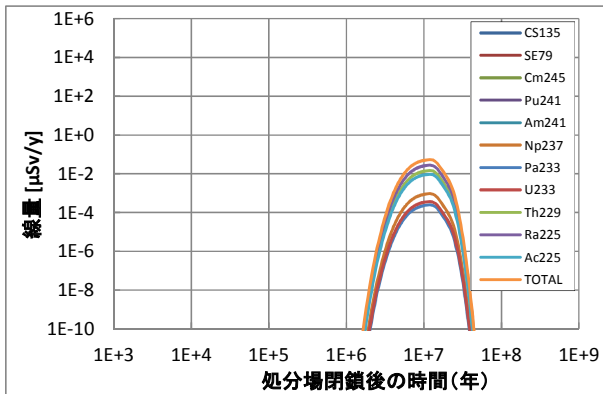
以上の結果をもとに、表 5.4-12 に示した領域別の廃棄体本数を考慮して、河川水利用経路の被ばく線量を算出した。その結果を図 5.4-99 に示す。また、各ケースの最大被ばく線量を比較したグラフを図 5.4-100 に示す。1 万年で分岐断層が処分施設と交差し、深部流体 1 (有馬型熱水) 流入するケース (Case 8 と Case 12) の被ばく線量が最大で 690mSv/y となる。これは有馬型熱水が処分施設全体に流入するか、半分程度に流入するかの違いは値に現れておらず、分岐断層が交差する中央部のみでこの影響が構成されていることを示している。次いで、4 万年で分岐断層が交差し、深部流体 1 (有馬型熱水) 流入するケース (Case 9 と Case 13) の被ばく線量が 110mSv/y と大きい値を示す。これら以外は分岐断層が交差するケース (Case 4~7) で 1~15 μ Sv/y となり、深部流体 2 (40°C地下水 2) が流入するケース (Case 10, 11, 14, 15) は 14 μ Sv/y と、深部流体 2 の流入は大きな影響を与えない結果となった。バックスラストが交差するケース (Case 16~19) で 0.1~0.3 μ Sv/y となり、酸化性地下水が流入しても被ばく線量には大きな違いが現れない。



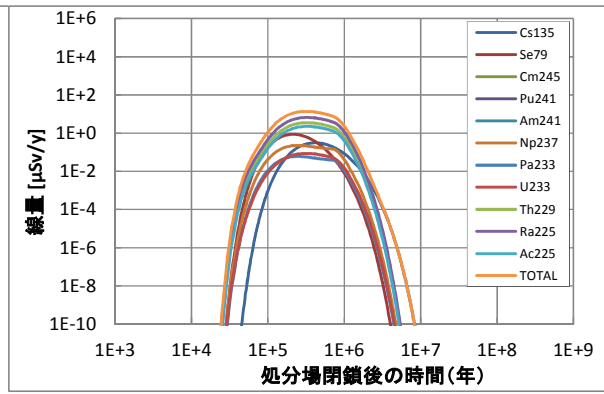
Case 1



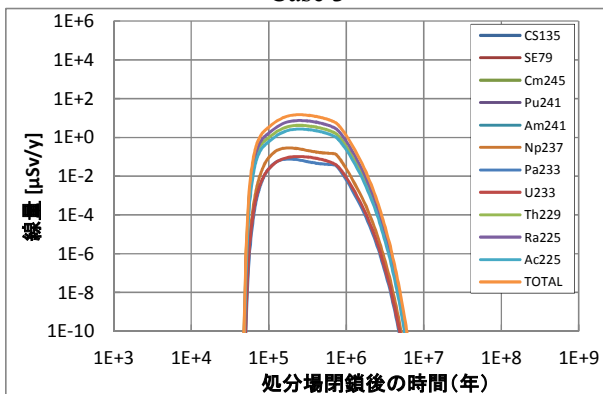
Case 2



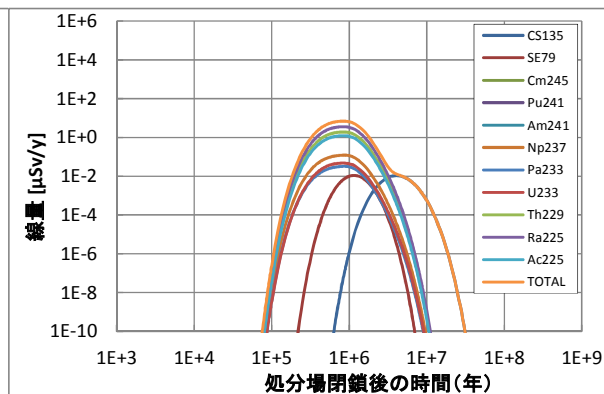
Case 3



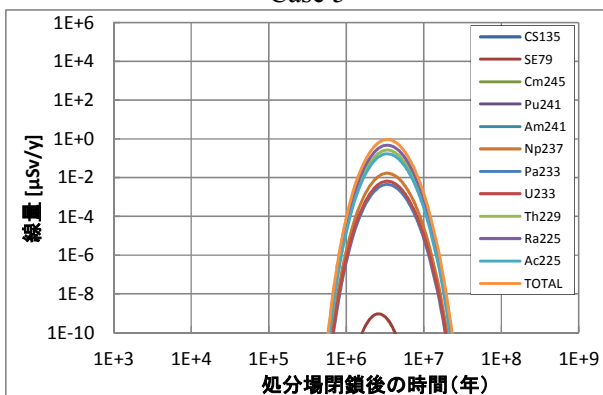
Case 4



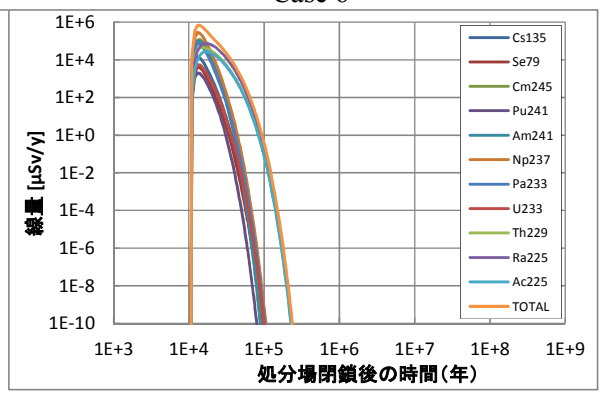
Case 5



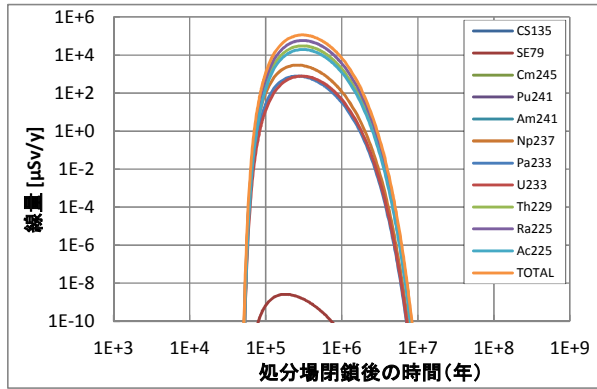
Case 6



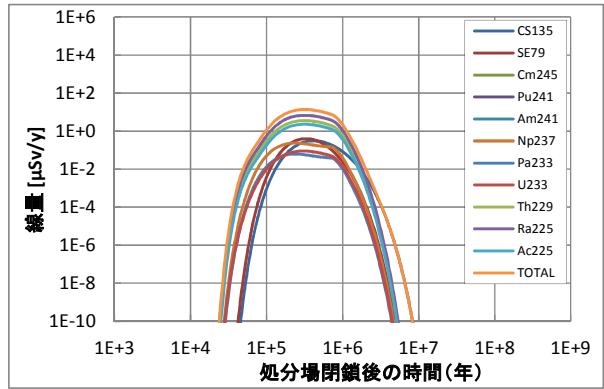
Case 7



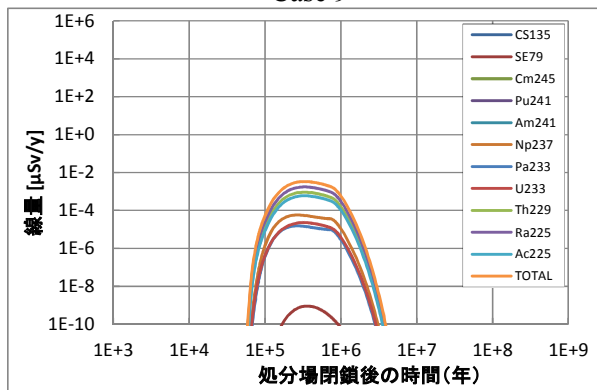
Case 8



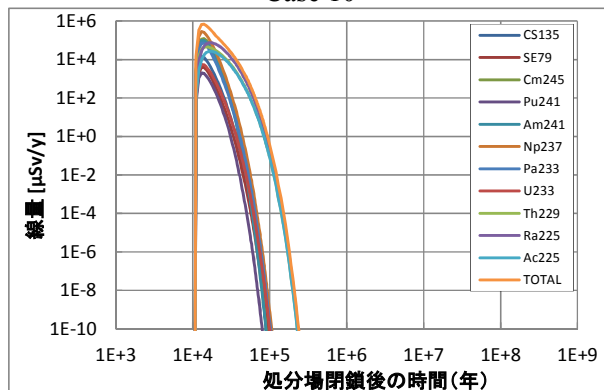
Case 9



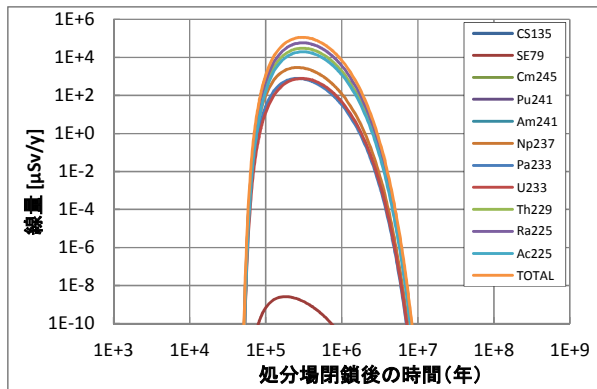
Case 10



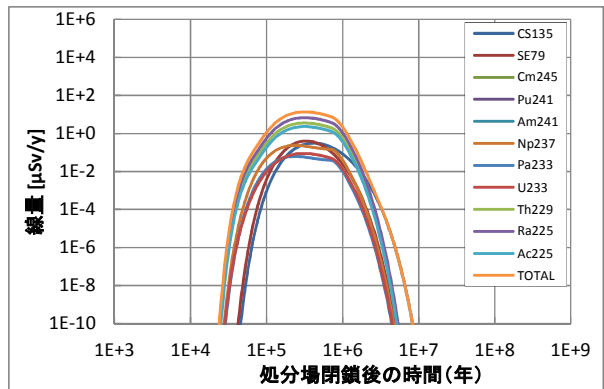
Case 11



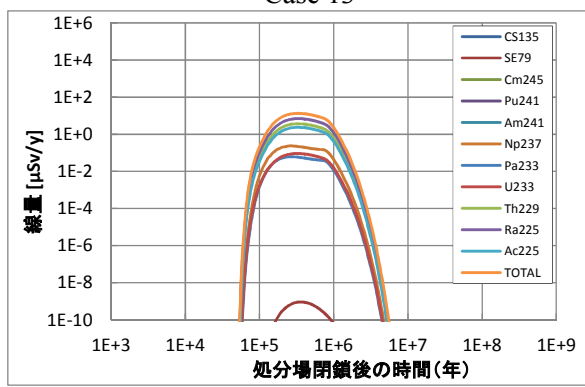
Case 12



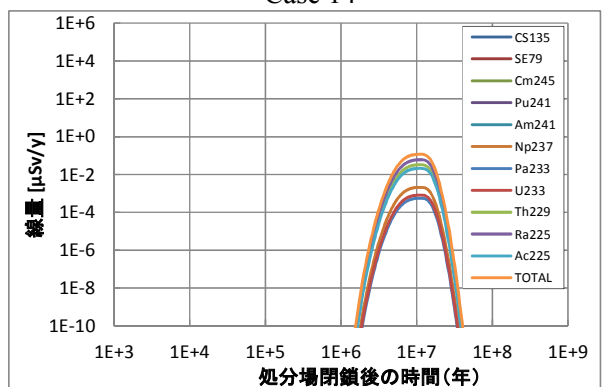
Case 13



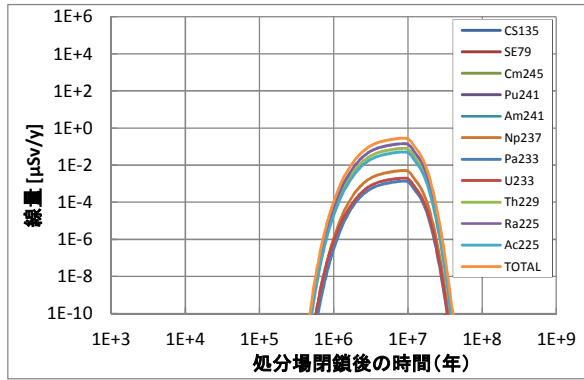
Case 14



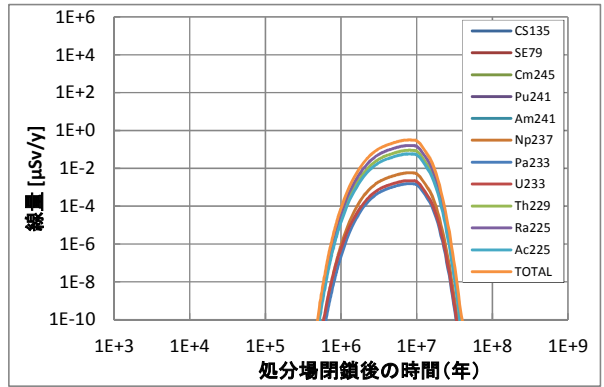
Case 15



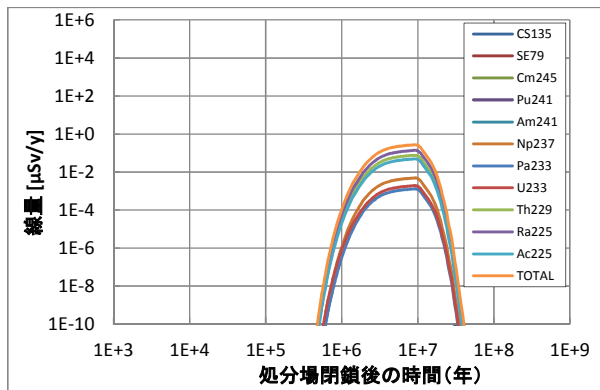
Case 16



Case 17



Case 18



Case 19

図 5.4-99 河川水利用経路の被ばく線量 (Case 1~Case 19)

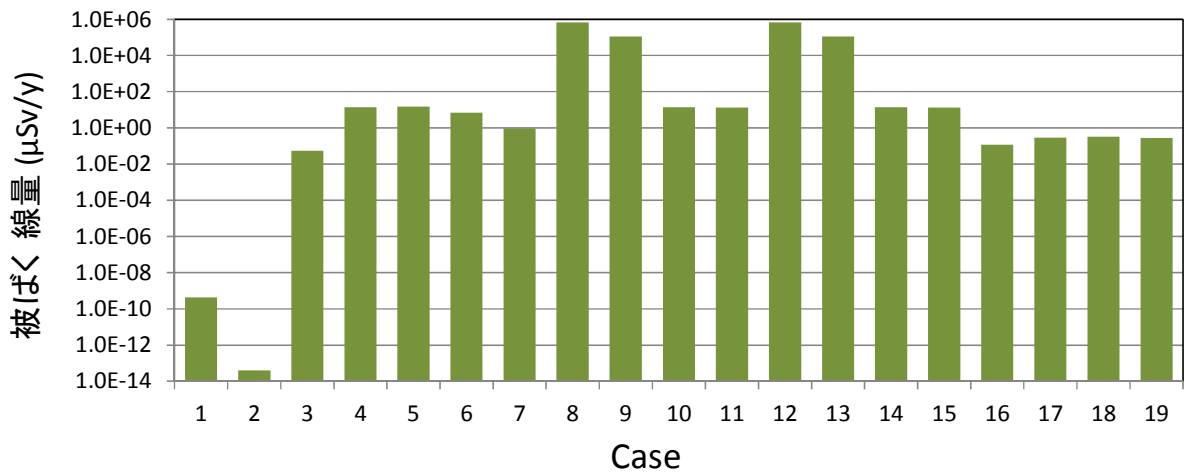


図 5.4-100 ケース別被ばく線量 (河川水利用経路) の比較

5.5 火山活動の処分システムへの影響を想定した安全評価

5.5.1 火山活動が処分システムに与える影響に関する解析的検討

第3章では火山活動が処分システムに与える影響を新規火山の発生における規模を想定して、評価すべきシナリオについて記述した(3.3参照)。本項ではそのシナリオに基づき、新規火山噴火によって拡散・堆積した放射性物質を含む火山灰からの被ばく線量と、小規模火砕流あるいはマグマ水蒸気爆発によって火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の被ばく線量の2つに対して、評価を実施した。

火山噴火に伴い火山灰が飛散・堆積する場合、火道が交差した人工バリア各部位の状態設定を表5.5-1に示す。また、小規模火砕流により火口付近に廃棄体が露出する場合、火道が交差した人工バリア各部位の状態設定を表5.5-2に示す。

表 5.5-1 マグマ火道が交差した人工バリア各部位の状態設定 (火山灰飛散)

緩衝材	岩盤の崩壊による緩衝材形状崩壊、及び、高温マグマとの接触により、低透水機能喪失
オーバーパック	高温マグマとの接触に伴う急激な温度勾配により熱応力破壊
ガラス	すでに流入している地下水の急激な温度上昇により内圧が上昇し、粉碎したガラスが地下水あるいは蒸気とともにマグマ中に噴出し、混合

表 5.5-2 マグマ火道が交差した人工バリア各部位の状態設定 (小規模火砕流)

緩衝材	岩盤の崩壊による緩衝材形状崩壊、及び、高温マグマとの接触により、低透水機能喪失
オーバーパック	緩慢な温度上昇により火道内ではオーバーパックの形状を維持するが、地表に露出された時に急激な冷却により熱応力により破壊して内部のガラスと分離
ガラス	緩慢な温度上昇により内圧上昇は小さく、内在していた地下水のみが徐々に漏出し、ガラスはオーバーパック内部に保持されるが、地表に露出した時にオーバーパックが急冷され熱応力が生じることにより割れが生じ分離して、ガラス固化体むき出しの状態では地表に配置

5.5.2 火山噴火に伴う火山灰の飛散・堆積による周辺居住者への影響評価

(1) 解析条件

本評価では、火山噴火に伴い飛散・堆積した放射性物質を含む火山灰上での外部被ばく線量及び再浮遊火山灰の吸入摂取による内部被ばく線量を評価した。表5.5-3に評価対象とする2つの火山噴火規模における火山噴火評価パラメータを示す。

また、評価対象核種は表5.5-4に示す閉鎖後1000年時点で有意な放射能量を示す核種とした。なお、本評価では、人工バリアの閉じ込め機能が長期にわたって性能を保持することを考慮して、人工バリアからの核種の漏出は無視し、放射性崩壊のみを減衰とした。

表 5.5-3 新規単成火山及び新規カルデラ火山噴火の火山噴火評価パラメータ

	火山噴火 タイプ	VEI	マグマ 噴出量 (km ³)	火山灰 割合	平均粒子径 (mm)	風速 (m/s)	火道径 (m)	交差廃棄 体本数
単成火山	ストロンボリ	2	0.001	0.1	1	10	20	10 本
肘折火山	プリニー	4	0.1	0.1	1	10	200	500 本

VEI: Volcanic Explosivity Index (火山爆発指数) ⁽¹⁾

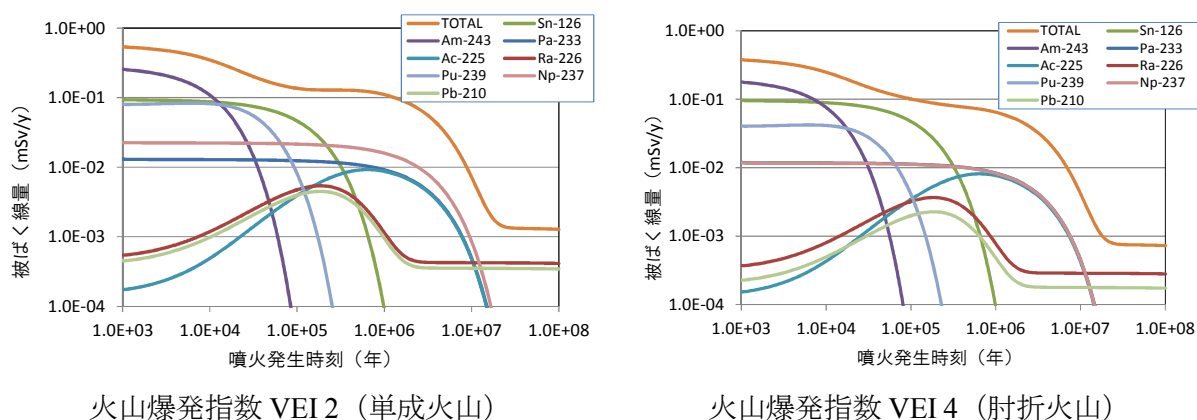
表 5.5-4 火山噴火時の周辺居住者の被ばく線量評価対象核種

核種	半減期(y)	放射エネルギー(Bq)	核種	半減期(y)	放射エネルギー(Bq)
Se-79	6.50E4	1.64E10	U-233	1.59E5	9.75E7
Zr-93	1.53E6	7.39E10	U-234	2.45E5	8.14E8
Nb-93m	1.36E1	7.02E10	U-235	7.04E8	2.74E6
Nb-94	2.03E4	1.83E8	U-236	2.34E7	5.94E7
Tc-99	2.13E5	5.14E11	U-238	4.47E9	3.89E7
Pd-107	6.50E6	4.16E9	Np-237	2.14E6	2.31E10
Sn-126	1.00E5	2.97E10	Pu-238	8.77E1	9.79E9
Cs-135	2.3E6	1.83E10	Pu-239	2.41E4	8.79E10
Sm-151	9.00E1	4.71E9	Pu-240	6.54E3	3.59E11
Pb-210	2.23E1	2.07E6	Pu-241	1.44E1	1.13E10
Ra-226	1.60E3	2.16E6	Pu-242	3.87E5	3.82E8
Ac-227	2.18E1	8.98E5	Am-241	4.32E2	5.75E12
Th-229	7.34E3	4.52E6	Am-242m	1.52E2	5.04E9
Th-230	7.7E4	9.23E6	Am-243	7.38E3	7.18E11
Th-232	1.41E10	6.13	Cm-245	8.50E3	1.13E10
Pa-231	3.28E4	8.99E5	Cm-246	4.73E3	2.32E9

(2) 解析結果

図 5.5-1 火山噴火時の火山灰拡散・堆積時の被ばく線量評価結果に火山噴火時の被ばく線量解析結果を示す。新規単成火山の噴火を想定した VEI2 では 1000 年に噴火した場合の年間被ばく線量は 0.54mSv/y となった。新規カルデラ火山の噴火を想定した VEI4 では 1000 年に噴火した場合の年間被ばく線量は 0.38mSv/y となった。いずれの場合も 1 万年までは Am-243、10 万

年までは Sn-126 が支配核種となった。VEI2 では 100 万年で噴火しても 0.1mSv/y を超える被ばく線量となった。なお、VEI2 での火山灰堆積厚さは 4cm、VEI4 では 24cm となった。



火山爆発指数 VEI 2 (単成火山) 火山爆発指数 VEI 4 (肘折火山)
 図 5.5-1 火山噴火時の火山灰拡散・堆積時の被ばく線量評価結果

5.5.3 小規模火砕流等により火口付近に露出する廃棄体に接近する者への影響評価

(1) 解析条件

4.3 で整備した GSRW-PSA の廃棄体に接近する者の被ばく線量評価機能を用いて、表 5.5-5 に示す条件で処分施設閉鎖後 1,000 年以降の火山噴火発生時期について、被ばく線量の推移を評価した。

表 5.5-5 外部被ばく線量評価条件 (火口付近露出廃棄体への接近)

ガラス固化体条件	ガラス固化体むき出し (キャニスタは当初組成のまま残存) オーバーパッカー一部残存 (当初厚さ 19cm のうち 11cm が残存)
ガラス固化体地表配置	横置き
被ばく評価点位置	ガラス固化体表面から水平方向 50cm の位置の高さ 1m の点
被ばく時間	10 時間

評価対象核種は、閉鎖後 1000 年時点でガラス固化体に残存する放射性核種のうち、 γ 線および X 線を放出する核種であり、表 5.5-6 に示す。なお、本評価では、人工バリアの閉じ込め機能が長期にわたって性能を保持することを考慮して、人工バリアからの核種の漏出は無視し、放射性崩壊のみを減衰とした。

表 5.5-6 廃棄体接近者の外部被ばく線量評価対象核種

核種	半減期(y)	放射能量(Bq)	核種	半減期(y)	放射能量(Bq)
Zr-93	1.53E6	7.39E10	U-234	2.45E5	8.14E8
Nb-93m	1.36E1	7.02E10	U-235	7.04E8	2.74E6
Nb-94	2.03E4	1.83E8	U-236	2.34E7	5.94E7
Tc-99	2.13E5	5.14E11	U-238	4.47E9	3.89E7
Pd-107	6.50E6	4.16E9	Np-237	2.14E6	2.31E10
Sn-126	1.00E5	2.97E10	Pu-238	8.77E1	9.79E9
Sm-151	9.00E1	4.71E9	Pu-239	2.41E4	8.79E10
Pb-210	2.23E1	2.07E6	Pu-240	6.54E3	3.59E11
Ra-226	1.60E3	2.16E6	Pu-241	1.44E1	1.13E10
Ac-227	2.18E1	8.98E5	Pu-242	3.87E5	3.82E8
Th-229	7.34E3	4.52E6	Am-241	4.32E2	5.75E12
Th-230	7.7E4	9.23E6	Am-242m	1.52E2	5.04E9
Th-232	1.41E10	6.13	Am-243	7.38E3	7.18E11
Pa-231	3.28E4	8.99E5	Cm-245	8.50E3	1.13E10
U-233	1.59E5	9.75E7	Cm-246	4.73E3	2.32E9

(2) 解析結果

図 5.5-2 図 5.5-2 火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の外部被ばく線量評価結果に廃棄体接近時の被ばく線量解析結果を示す。オーバーパックが残存せず、ガラス固化体がむき出しの状態に横置きに配置される条件において、1 回あたり 10 時間の廃棄体への接近で閉鎖後 1000 年での噴火において 59mSv の被ばく線量となった。オーバーパックが 11cm 厚さ残存している場合では同じく 0.2mSv となった。いずれの場合も 10 万年までの支配核種は Sn-126 であるが、オーバーパックなしの場合、1 万年までは Am-243 が支配核種となる。Am-243 は放出エネルギーが小さく、11cm の炭素鋼では十分に遮蔽されるためである。

オーバーパックなしの場合、1 回の被ばくあたり 10mSv を下回るのは 10 万年以降であり、新規火山噴火を処分施設に直接的影響を及ぼさないようにする目安となりうる。100 万年以降も 1mSv を上回っており、放射性崩壊による減衰を期待できないことが確認された。

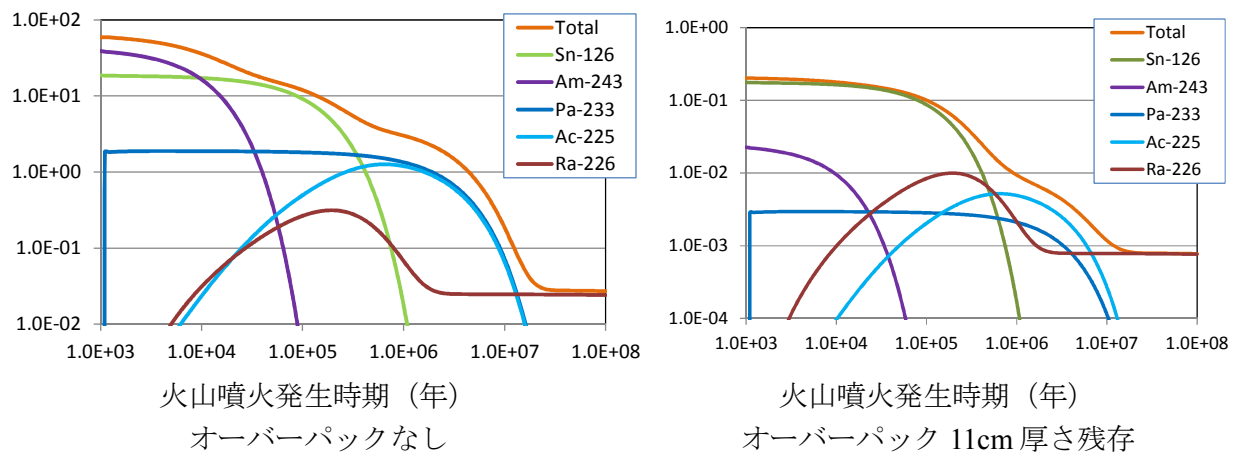


図 5.5-2 火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の外部被ばく線量評価結果

5.6 まとめと今後の課題

5.6.1 重要な人工バリアの設計要件の検討

5.3 に述べたように、仮想的な結晶質岩サイトを想定して総合的な感度解析（影響解析）を行い、人工バリアに関する重要な設計要件を抽出するため、H25年度と同様に、「有効モンモリロナイト密度（ ρ_{mont} ）」と「間隙率」を緩衝材のバリア性能の劣化を示す指標として選択し、緩衝材の設計条件を変化させた評価ケースに対するこれら指標の経時変化への影響や傾向について検討を行った。表 5.6-1 に H25 年度に実施した設定ケースを、表 5.6-2 および表 5.6-3 に本年度実施した設定ケースを示す。

表 5.6-1 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価ケース（H25年度）

ケース	温度 [°C]	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt.: Qtz.]	支保工厚さ [cm]
1	100~47	降水系	70	1.6	7:3	60
2		海水系				
3	100~47	降水3:海水7	70	1.6	7:3	60
4		降水5:海水5				
5		降水7:海水3				
6		降水99:海水1				
7	100~47	海水系	60	1.6	7:3	60
8			50			
9			40			
10			30			
11			20			
12			10			
13	100~47	海水系	70	1.8	7:3	60
14				1.4		
15				1.3		
16				1.2		
17				1.1		
18	100~47	海水系	70	1.6	10:0	60
19					5:5	
20					3:7	
21					1:9	
22	100~47	海水系	70	1.6	7:3	50
23						40
24						30
25						20
26						10

表 5.6-2 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価ケース（H26年度）①

ケース	温度 [°C]	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt.: Qtz.]	支保工厚さ [cm]
1	100~47	降水系	70	1.6	7 : 3	60
7P	100~47	降水系	60	1.6	7 : 3	60
8P			50			
9P			40			
10P			30			
11P			20			
12P			10			
13P	100~47	降水系	70	1.8	7 : 3	60
14P				1.4		
15P				1.3		
16P				1.2		
17P				1.1		
18P	100~47	降水系	70	1.6	10 : 0	60
19P					5 : 5	
20P					3 : 7	
21P					1 : 9	
22P	100~47	降水系	70	1.6	7 : 3	50
23P						40
24P						30
25P						20
26P						10

表 5.6-3 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価ケース（H26年度）②

ケース	温度 [°C]	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	乾燥密度 [g/cm ³]	混合率 [Bnt.: Qtz.]	支保工厚さ [cm]	pHが10まで低下するまでの期間 [年]
27C	100~47	セメント溶出水1	70	1.6	7 : 3	0	500
28C							2,500
29C							5,000
30C							10,000
31C							20,000
32C							40,000
33C							80,000
30C#	100~47	セメント溶出水2	70	1.6	7 : 3	0	10,000

表 5.6-1 に示した平成 25 年度実施の case7~26 と、表 5.6-2 に示した平成 26 年度実施の case7P~26P とでは、地下水質特性を海水系または降水系に設定した点だけが異なり、その他の計算体系、計算条件等は、地下水水質特性の違いによる影響を明確にするため、全く同等の設定で解析を実施している。これらのケースを比較、検討し、地下水質特性の違いによる緩衝材の性能劣化に与える特徴的な相違がみられるものを抽出した。

また表 5.6-3 に示した case27C~case30C#は、本年度新たに設定したケースで、セメントの高アルカリ影響についてセメント溶出水を高アルカリ地下水として設定して経時的に変化させることにより模擬した解析ケースである。これらのケースを比較、検討し高アルカリ地下水が緩

衝材の性能劣化に与える影響について特徴的な点を抽出した。

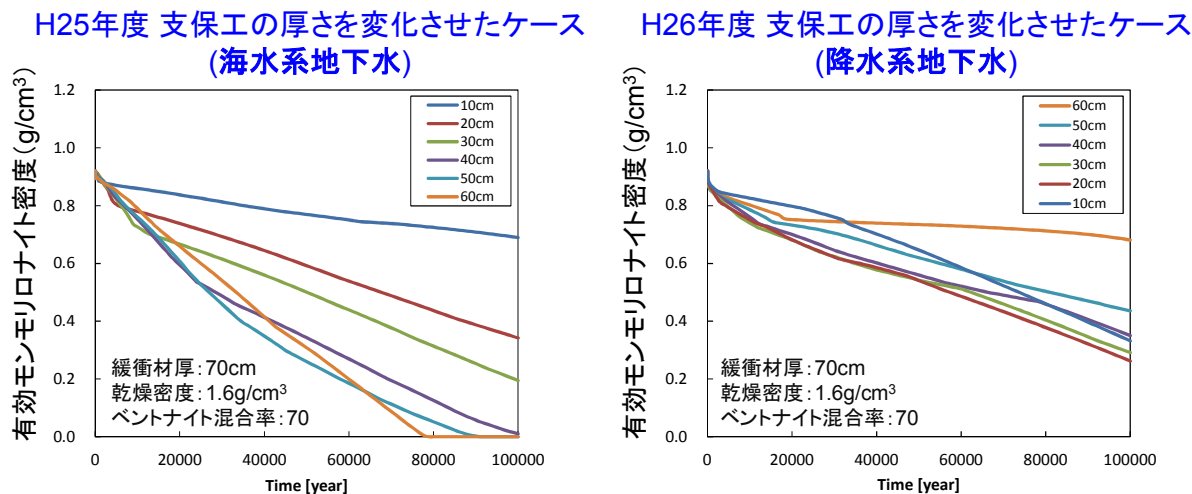


図 5.6-1 有効モンモリロナイト密度の経時変化の比較（支保工厚さを変化させたケース）

図 5.6-1 中左側の海水系地下水を設定したケースでは、支保工が厚いほどモンモリロナイトの溶解が促進されるという直感的に理解しやすい傾向がみられ、支保工厚さ 60cm のケースが最も早い約 76,000 年でモンモリロナイトが消失する結果となっている。

それに対し図 5.6-1 中右側の降水系地下水を設定したケースでは、100,000 年後のモンモリロナイト量が支保工厚さ 60cm のケースにおいて最も多く残存している、上記の直感的な理解とは矛盾するような結果となった。その他の 20cm～50cm のケースの残存量の減少傾向は相対的に近似しており、60cm のケースのみが際立つ結果となっている。

これは支保工厚さ 60cm のケースの場合のみ、支保工近傍の緩衝材領域において解析計算上の間隙閉塞（間隙率が 0.005 まで低下）が発生し、支保工側からのアルカリ成分の流入が抑制されたことにより、他のケースよりモンモリロナイトが残存する結果となったものと考えられる。支保工厚さ 20cm～50cm のケースにおいても、厚いケースほど間隙率が低下し、間隙率が低下した状態の解消により時間を要しており、支保工厚さに対するモンモリロナイトの 100,000 年後の残存量は、結果的に、海水系地下水と降水系地下水とのケース間で、支保工厚さの十二対する性能の劣化がほぼ逆順となる結果となった。なお、図中右側の支保工厚さ 10cm のケースは 3,000 年でアルカリ成分が枯渇しており、その後間隙率はほぼ平坦に推移したため、他と異なる挙動となっているものと推察される。

緩衝材厚さを変化させたケースの有効モンモリロナイトの経時変化についての比較を次に示す。

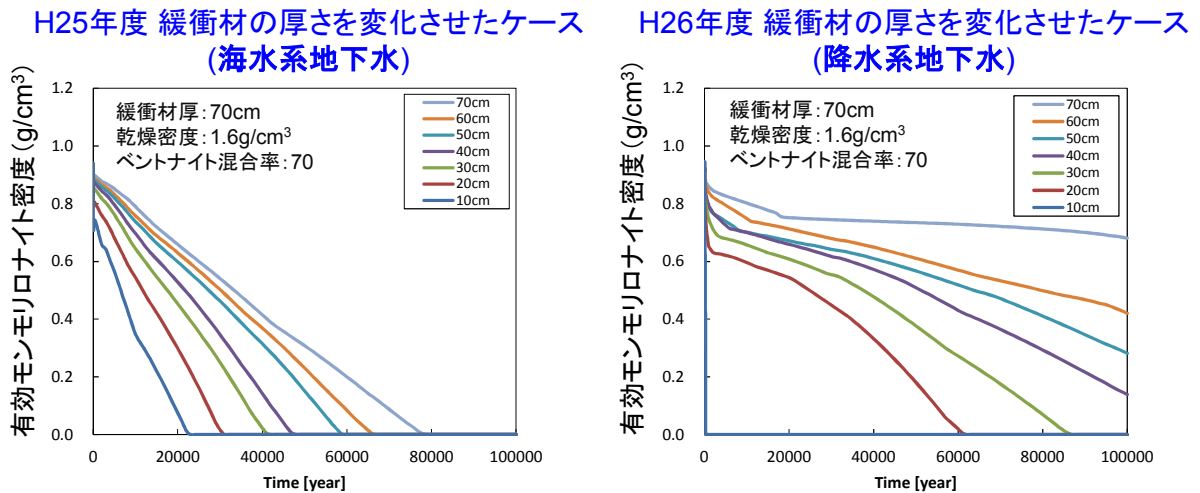


図 5.6-2 有効モンモリロナイト密度の経時変化の比較（緩衝材厚さを変化させたケース）

図 5.6-2 中左側の海水系地下水を設定したケースでは、緩衝材の厚さに応じた系統的な減少傾向がみられ、モンモリロナイトが消失するまで期間は緩衝材厚さが 10cm のケースが最も短く約 22,000 年、70cm のケースが最も長く約 76,000 年となっている。

一方、図 5.6-2 中右側の降水系地下水を設定したケースでは、緩衝材厚さ 10cm はわずか 300 年でモンモリロナイトが消失したのに対し、5.3.1 項に述べたように、緩衝材厚さ 70cm では支保工近傍の緩衝材領域において間隙閉塞が発生し、100,000 年後においてもモンモリロナイトが約 0.68 g/cm^3 残存するなど、緩衝材厚さによって多様な減少傾向がみられる結果となった。

以上のように、地下水質特性を海水系または降水系に設定したことによる有効モンモリロナイト密度の経時変化への影響の違いと支保工近傍の間隙率変遷の解析結果との比較により、地下水質の違いにより、間隙閉塞の発生の有無、発生する間隙率低下の度合いに大きく変化し、モンモリロナイトの溶解挙動に大きく影響を及ぼす結果が示された。

続いて、本年度に新たに実施した高アルカリ地下水ケースの有効モンモリロナイト密度と間隙率の経時変化を示す。

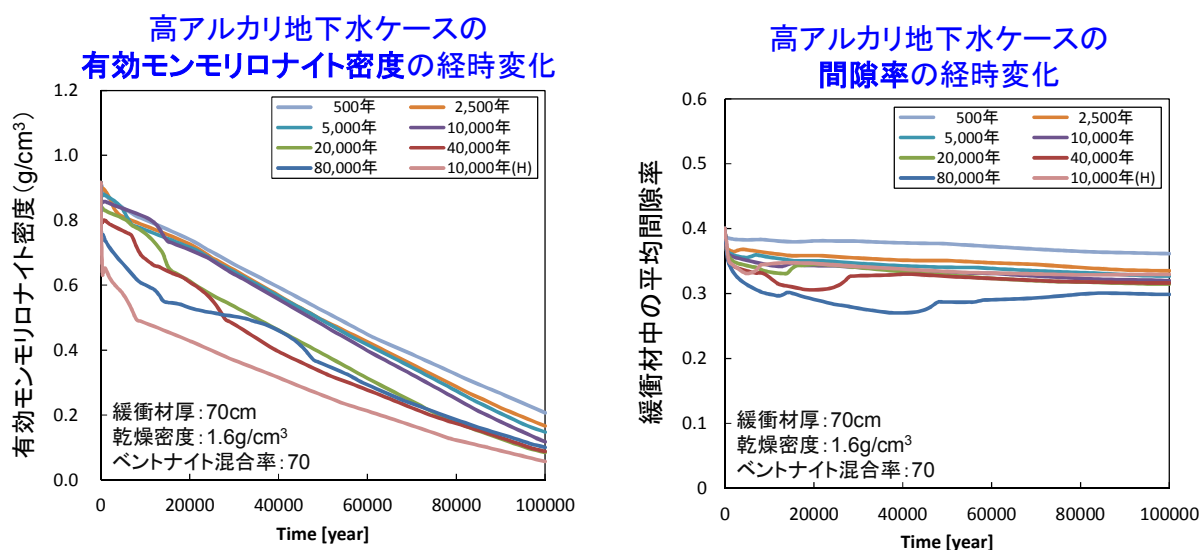


図 5.6-3 有効モンモリロナイト密度と間隙率の経時変化（高アルカリ地下水ケース）

図 5.6-3 中左上の有効モンモリロナイト密度の経時変化から、濃いアルカリ成分がより長く継続するケースほどモンモリロナイトの溶解が促進される傾向がみられた。特に地下水が高アルカリである期間が 20,000 年～80,000 年のケースでは、濃いアルカリ成分の継続時間が長いため、モンモリロナイトの溶解がより顕著に進み、それに伴う間隙率の変化も連動して大きく表れている。

地下水が高アルカリである期間が 10,000 年のケースと、同じ 10,000 年ではあるが初期により高 pH の地下水を与えたケースとの比較（図 5.6-3 中の 10,000 年と 10,000 年(H)）から、初期段階に、比較的短期間であったも非常に高いアルカリ成分が流入するかどうかにより、後の緩衝材性能の劣化に大きく影響を及ぼすことが示されている。例えば、仮に 0.4 g/cm^3 を緩衝材がある一定以上の性能を保つ有効モンモリロナイト密度の基準値とした場合、図 5.6-3 中の 10,000 年のケースでは、有効モンモリロナイト密度が基準値以下になるのに約 60,000 年かかるのに対し、図 5.6-3 中の 10,000 年(H)のケースでは、半分以下の約 25,000 年で基準値以下になることに表れる。このように有効モンモリロナイト密度にある基準値を設定する必要性が求められるような場合には、これら 2 ケースの性能差は非常に大きいものとなり得る可能性がある。

以上の検討内容から、地下水の水質（海水系地下水と降水系地下水）、支保工厚さ、緩衝材厚さ、高アルカリ地下水（緩衝材中のモンモリロナイト量に対するアルカリ、カルシウム成分などの割合）などの条件の組み合わせにより、緩衝材の性能劣化に対して多様な影響が存在することが示唆された。これらのケース設定について、5.3.1 で述べた緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布を踏まえ、特に支保工付近における緩衝材の間隙率の時間変化について、支保工厚さを変化させたケース、緩衝材厚さを変化させたケース、高アルカリ地下水ケースについてまとめたものを表 5.6-4～表 5.6-6 にそれぞれ示す。

表 5.6-4 支保工厚さを変化させたケースにおける緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布の傾向

	ケース	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	支保工厚さ [cm]	緩衝材内部の間隙率の空間的・時間的変化の傾向
H 25 年度	2	海水系	70	60	<p>支保工近辺の緩衝材領域において、局所的な間隙閉塞が起きる。 (600年後～1,000年後程度で局所的に間隙は低下するが、6,000年後には間隙率0.1まで解消)</p> <p>緩衝材領域内で間隙低下はみられなかった。</p>
	22			50	
	23			40	
	24			30	
	25			20	
	26			10	
H 26 年度	1	降水系	70	60	<p>支保工近辺の緩衝材領域で局所的に起きる間隙閉塞が100,000年後まで続く。 (間隙率は300年後には0.03まで低下。そのまま低下し続け10,000年後には、同領域においてCSHおよびLmtにより間隙閉塞(解析上の閉塞:間隙率=0.005)。60,000年後より間隙率上昇がみられるが、100,000年後においても解消されなかった)</p> <p>一時的に支保工近辺の緩衝材領域で間隙低下がみられるが、その後解消される。 (支保工厚さ20～50cmのいずれにおいても一時的に間隙率が低下するものの、その後は初期間隙率(≒0.4)を上回るまで上昇。緩衝材領域で間隙率低下が生じたことにより、支保工からのアルカリ成分が抑制され、モンモリロナイトの溶解が促進されず、100,000年間残存)</p> <p>緩衝材領域内で間隙低下はみられなかった。</p>
	22P			50	
	23P			40	
	24P			30	
	25P			20	
	26P			10	

表 5.6-5 緩衝材厚さを変化させたケースにおける緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布の傾向

	ケース	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	支保工厚さ [cm]	緩衝材内部の間隙率の空間的・時間的変化の傾向
H 25 年度	2	海水系	70	60	<p>支保工近辺の緩衝材領域において、局所的な間隙低下が起きる。 (200年後～1,000年後程度で局所的に間隙は低下するが、6,000年後には間隙率0.1まで解消)</p> <p>緩衝材領域内で間隙低下はみられなかった。</p>
	7		60		
	8		50		
	9		40		
	10		30		
	11		20		
H 26 年度	1	降水系	70	60	<p>支保工近辺の緩衝材領域で局所的に起きる間隙閉塞が100,000年後まで続く。 (間隙率は300年後には0.03まで低下。そのまま低下し続け10,000年後には、同領域においてCSHおよびLmtにより間隙閉塞(解析上の閉塞:間隙率=0.005)。60,000年後より間隙率上昇がみられるが、100,000年後においても解消されなかった)</p> <p>開始直後に支保工近辺の緩衝材領域で間隙低下がみられるが、その後ゆっくりと解消に向かう。 (間隙率低下後にゆっくりと解消に向かうが、初期間隙率(≒0.4)までは上昇せず。緩衝材領域で間隙率低下が生じたことにより、支保工からのアルカリ成分が抑制、モンモリロナイト溶解も抑制)</p> <p>支保工近辺の緩衝材領域で局所的に起きる間隙閉塞が100,000年後まで続く。 (8,000年後～70,000年間の間に間隙閉塞(解析上の閉塞:間隙率=0.005)。その後間隙率上昇がみられるが、100,000年後においても解消されなかった。ただしこのケースにおいては300年後にモンモリロナイトが消失し、安全機能は喪失している状態)</p>
	7P		60		
	8P		50		
	9P		40		
	10P		30		
	11P		20		
	12P	10			

表 5.6-6 高アルカリ地下水ケースにおける緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布の傾向

ケース	地下水質特性	緩衝材厚さ [cm]	支保工厚さ [cm]	pHが10まで低下するまでの期間 [年]	緩衝材内部の間隙率の空間的・時間的变化の傾向	
H 26 年度	27C	セメント 溶出水1	70	0	500	緩衝材領域内で間隙低下はみられなかった。
	28C				2,500	一時的にEDZ近辺の緩衝材領域で間隙低下がみられるが、その後解消される。 (pHが10まで低下する期間が2500年、5000年のどちらにおいても一時的に間隙率が低下するものの、その後は初期間隙率(≒0.4)を上回るまで上昇)
	29C				5,000	一時的にEDZ近辺の緩衝材領域において、局所的な間隙閉塞が起きる。 (間隙率は2,000年～10,000年の期間内で一時的に間隙閉塞(解析上の閉塞:間隙率=0.005)に至るがのちに解消され、その後は初期間隙率(≒0.4)を上回るまで上昇。)
	30C				10,000	
	31C				20,000	
	32C				40,000	
	33C	80,000				
30C#	セメント 溶出水2	70	0	10,000	一時的にEDZ近辺の緩衝材領域で間隙低下がみられるが、その後解消される。	

それぞれの表中に赤字で示した部分のうち、降水系地下水を設定したケースにおいては、支保工付近の緩衝材領域で、局所的に間隙閉塞（解析上の下限設定値である間隙率=0.005 まで低下すること）が生じ、それがその後も解消されることなく 100,000 年の計算期間全域で継続していることが分かった。一方で、海水系地下水を設定したケースにおいても局所的な間隙閉塞が起きるケースがみられたが、海水系地下水のケースでは、100,000 年の計算期間全域で継続することはなく、ある期間で間隙閉塞は解消していた。また、高アルカリ地下水としてセメント溶出水を設定したケースでは、濃いアルカリ成分の継続時間が長い 10,000 年～80,000 年のケースにおいて、一時的に局所的な間隙閉塞が発生したが、その後解消していた。

このように地下水質特性の違いによって緩衝材領域における間隙率の低下(間隙閉塞の有無)が発生し、解析結果に顕著な傾向の違いがみられたことを踏まえると、緩衝材内の有効モンモリロナイト密度や間隙率などのパラメータを設定する際の妥当性を判断するための観点として、以下が抽出されるものと考えられる。

- ✓ 我が国に存在する種々の地下水、また、処分場の構造体等の影響を受けたそれらの地下水など、様々な地下水環境下におけるバリア材性能への影響の程度、仕方を考慮した因子の絞り込みの検討が重要。
- ✓ 結晶質岩サイトで想定される、緩衝材が直接 EDZ 地下水の影響を受ける処分体系においては、閉鎖初期段階の高アルカリ地下水が有効モンモリロナイト密度を大きく低下させる可能性があるため、高アルカリ成分の抑制等の設計の考慮が重要。

一方、5.3.6 の核種移行解析では、26 ケースから選択した 14 ケースに対する核種移行解析を行った。本解析では、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、全ケースで緩衝材中の核種移行は拡散支配であった。Se-79 に対してはガラス固化体の溶解速度のように感度の大きいパラメータは抽出されなかったが、人工バリアからの核種移行フラックスの挙動に分配係数がわずかに影響していることが確認された。また、Cs-135 については昨年度と同様に分配係数が挙げられる。

これらのパラメータは、重要な人工バリアの設計要因の検討において、緩衝材のバリア性能の指標として選択した有効モンモリロナイト密度と間隙率との相関が非常に

高いパラメータであり、重要パラメータをブレークダウンした観点で人工バリアシステムの性能評価の妥当性を判断する際に重要な影響因子となること示している。

5.6.2 天然バリアの調査要件

天然バリア領域を対象とした安全評価手法の整備では、地質・気候関連事象を起因事象として、天然バリア領域を含む処分システムにおける地質環境の THMC 特性変化を受けた場合の核種移行の評価手法の整備を進めてきた。本年度は、現在我が国で想定しうる地質・気候関連事象（177 事象）のうち、処分システムへ直接的な影響を及ぼす事象（23 事象）のうち、影響が大きく、また、核種移行への影響評価の必要性が高い「断層活動」及び「火山活動」を対象に、核種移行に繋がる評価体系の構築を進めた。

「断層活動」では、図 5.6-3 に示すように、伏在する分岐断層が成長して、処分施設と交差することを想定し、さらに深部流体の流入、あるいは、酸化性地下水の流入が生じた場合に対しても評価を行えるよう、平成 25 年度までに隆起・侵食を対象に整備してきた天然バリア領域、人工バリア領域のリンケージ解析を温度などについて拡張し、分岐断層の成長を想定したリンケージ体系を整備した。また、断層が処分施設に交差した後の人工バリア及び天然バリアにおける核種移行パラメータを第 3 章で検討した事例データ等に基づき設定し、リンケージ解析結果を反映して GSRW-PSA コードによって核種移行・被ばく線量評価を実施した。

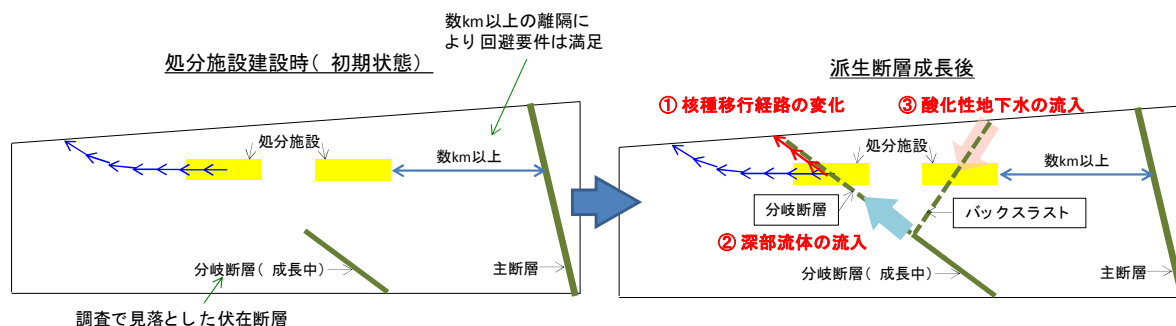


図 5.6-4 派生断層の成長による天然バリア内の特性変化を想定した核種移行評価イメージ

(1) 断層活動

評価結果のまとめ

分岐断層が成長し、閉鎖後 1 万年で処分施設に交差する場合（断層成長速度 500m/回のケース）、分岐断層が成長しない場合と比較して、天然バリア出口における移行フラックスは Se-79, Cs-135 で 30 桁以上、4n+1 系列核種である Np-237 で 15 桁程度増加し、生物圏に対して大きな影響を与える結果となった。ガラス固化体 1 本あたりの河川水利用経路での年間被ばく線量は $3.4 \times 10^{-3} \mu\text{Sv/y}$ となり、断層と交差し影響を受ける廃棄体本数を 4000 本とすると $14 \mu\text{Sv/y}$ (4n+1 系列核種の寄与率 90%以上) となった。これは断層交差により人工バリアの安全機能が喪失し、ガラス表面積及びガラス溶解速度が増加して、人工バリア出口の移行フラックスが上昇することに加えて、核種移行経路が断層沿いとなり、断層沿いの地下水流速が上昇し、帯水層下限となる地表から 40m 深さに早く到達するためである。

断層成長速度を 500m/回、100m/回の 2 つのケースを比較すると、人工バリアを交差するタイミングが異なり（1 万年と 4 万年）、上記の理由から Cs-135 については 500m/回の場合 1 万年時点では人工バリア内には十分なインベントリが残存し、断層交差時にそれ以前より 4 桁高い 10^9 Bq/y 程度のフラックスを放出しているのに対し、100m/回の場合断層の交差する 4 万年の時点

では人工バリア出口からの放出はすでに終了してインベントリがなく、断層交差による放出フラックスの増加は生じない。したがって、100m/回の場合、交差後の移行経路である断層沿いを移行する Cs-135 はなく、天然バリア出口のフラックスは分岐断層が交差しない場合の堆積層中の移行と同様の挙動となる。また、Se-79 では 500m/回の場合 Cs-135 と同様に 1 万年時点で十分にインベントリが残存し、断層交差によりそれ以前より 4 桁程度高い 10^9 Bq/y 程度のフラックスを放出しているのに対し、100m/回のケースにおいて 4 万年で人工バリアに交差する時点ではすでに人工バリア出口フラックスのピークは過ぎており残存する Se-79 インベントリは少なく、断層交差による放出フラックスは 1 Bq/y 程度と 500m/回と比較して 8 桁程度低下した。さらに天然バリア中の流速増加の時間変化の違いから、天然バリア出口移行フラックスに 8 桁程度の違いが現れている。一方、4n+1 系列核種である Np-237 では、人工バリア内の移行が溶解度に支配されていることから、4 万年の交差時点でも核種が十分に人工バリア内に残存しており断層交差時の放出フラックスも 500m/回、100m/回ともに最大 10^{11} Bq/y (Pa-233) となり、Cs-135、Se-79 よりも断層成長速度の違いを受けにくい結果となった。

処分施設深度が 300m と 500m の 2 つのケースについて比較すると、500m は 300m に対して、天然バリア出口移行フラックスは Se-79 で約 1/100、Cs-135 で約 1/30 となり、深度による移行距離及び時間の差が現れた。また、深度 500m で Np-237 のフラックスの立ち上がりは Se-79 よりも早くなったのは、深度 500m の移行経路の一つを構成する地質 4 断層（塩水系、移行距離約 300m）の Np の分配係数が Se よりも小さいことに起因する。

有馬型熱水（深部流体 1）が 1 万年に分岐断層の交差と同時に流入する場合、人工バリアからは瞬時に核種移行フラックスが全量放出され、1.4 万年程度で天然バリア出口におけるピークフラックスを示す。影響を受ける廃棄体本数を 4,000 本とすると河川水利用経路における年間被ばく線量は単に分岐断層が交差するケースと比較して 4 桁以上増加し、著しい影響を与える可能性があることが示された。これは現状、信頼性のある有馬型熱水の条件における核種移行パラメータを設定できないため、複数の極めて保守的なパラメータ設定を行っていること（人工バリアにおいて 90°C の熱水のため瞬時放出、断層沿いの地下水流速を地下水流動解析結果の 10 倍を与えたこと、及び 90°C 熱水が断層沿いを上昇すると断層における分配係数をすべての元素について 0 と設定した相乗効果）によるものである。一方、40°C の地下水 2（塩水系）が 1 万年に分岐断層と同時に流入する場合、人工バリアからの核種移行フラックスは瞬時全量放出とはならず、また、断層における分配係数も通常地質と大きな差はないため、有馬型熱水のように著しい影響は生じない。年間被ばく線量についても、分岐断層が交差する場合と大きな違いは見られなかった。

バックスラストが処分施設と交差し、バックスラストが地表に到達した後に酸化性地下水が流入する場合を、酸化性地下水が流入しない場合と比較すると、ピークフラックスの値はほぼ同じであり、明確な差異が生じなかった。これは酸化性地下水の流入により、化学的影響で人工バリアから核種移行フラックスが瞬時に全量放出となるが、バックスラスト側は涵養域であり、断層沿いに地下水が下降するため、移行経路・時間の短縮とはならず、バックスラストが交差する以前の通常地質の移行経路・時間とほぼ変わらないことが要因と考えられる。

以上のように、多くの保守的な設定の下で定量的解析を行った有馬型熱水が分岐断層の交差と同時に流入する場合で、著しい影響が現れる可能性が示唆された。

「火山活動」においては、第 3 章で検討した新規火山噴火の噴火規模から、火山爆発指数 VEI 2 と 4 について火山灰の大気中拡散・堆積評価手法を GSRW-PSA に導入し（4.3 章参照）、周辺居住者の被ばく線量を評価した。また、火山噴火規模によらず、小規模火砕流やマグマ水蒸気爆発によって、火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の被ばくについても評価を行った。

その結果、処分施設の閉鎖後 1000 年で小規模火砕流が発生し、露出する廃棄体に接近する者の被ばく線量（地表横置きガラス固化体表面から 50cm、高さ 1m の評価点で 10 時間被ばく）は 59mSv、1 万年においても 36mSv、10 万年においても 12mSv と Sn-126 の減衰に支配され、時間経過の効果はあまり期待できないことが示された。一方、火山噴火に伴う火山灰の拡散・堆積の評価では、噴火規模の小さい VEI 2 の方が被ばく線量はやや高く、0.52mSv/y となり、1mSv/y を下回る結果となった。

評価シナリオ及びパラメータ設定における不確実性の把握

処分施設に直接的な影響を与え、回避しきれない起因事象は前述のとおり 6 事象（表 3.2-1）である。事象によっては火山のように地域性があるものと露呈やマスマーブメントのように地域性というよりは時間とともにリスクが大きくなる事象とがある。しかし、一旦これらの事象が発生した場合、処分施設に多大な影響を及ぼす可能性がある。6 事象のうち、隆起・侵食による対地深度の変化や火山噴火のように廃棄体自体が相対的に移動するもの以外は、すべて起因事象発生による力学的影響による地形・地質構造の変化や応力変化を経てさまざまな派生事象を引き起こす（表 3.2-1）。その影響の程度を特定するため、3.2～3.4 において対象とした起因事象である 6 事象とそれに伴う派生事象の具体化のための調査、整理を行ってきた。影響の程度の特定期に際しては、既往文献に記載のあるものについてはそれを引用し、影響の程度が具体化できない事象については、仮想的なサイトについて現実的な境界条件を設定し、既往の文献のパラメータを用いて事象発生に伴う時間的・空間的な THMC の変化を定量的に類推している。このため、採用した既往文献のデータ自体の持つ不確実性や影響量の類推法に関する不確実性が残る。ここでは特に仮想的サイトを対象としてシナリオ記述を行った地震活動、火山活動について不確実性について整理した。なお、今回、過去数 10 万年以降に新たに発生した事象と同タイプの事象が、将来、数 10 万年間に回避しきれなかった地域で発生する可能性が高いとしており、このこと自体に不確実性があるが、これを定量的に評価することは不可能であるため、対象外とした。

表 5.6-7 及び表 5.6-8 に断層活動に関する起因事象の具体化、状態設定に伴う不確実性について整理した結果を示す。表中、起因事象と派生事象の影響評価にかかわる不確実性とに区別した。地震活動のうち分岐断層、バックスラストの形成および断層成長に関しては、断層伝搬褶曲の発達プロセス、断層の活動開始年代、断層の活動間隔など既存の地質学的知見をもとに独自に状態設定したものである。一方、設定に用いたパラメータについても地域的なバラツキ、観測誤差があり、推定法とパラメータとを区別して不確実性の整理を行った。

地震活動の派生事象のうち、熱水の上昇あるいは酸化性の地下水の流入時期については、時間予測の観点からコサイスマックか否かの判断があり、これに関しては推定法に関わる不確実性の範疇とした。また、有馬型の熱水の場合、被圧帯水層の位置や分布形状に関する情報は全くなく、ジオプレッシャー型と同じ深度に帯水層が存在すると仮定している。このため、地震前後の有馬型熱水の供給源となっている深部の被圧帯水層の位置および被圧状態の推定法に不確実性がある。また、有馬型の熱水の湧出が現在観測されているのは、西南日本の主断層沿いと中央構造線のような横ずれを伴うような大規模な活断層周辺であり、既存の分岐断層やバックスラスト周辺では観測されていない。これらの断層はいずれも横ずれ成分を持つのに対して、分岐断層、バックスラストのような水平短縮によって形成された逆断層の場合も断層の透水性が変化し、深部の被圧帯水層から熱水が上昇するか否かは不明であり、不確実な設定となっている。

表 5.6-7 起因事象に伴う影響の具体化、状態設定に伴う不確実性（断層活動(1/2)）
 (3.2～3.4 の調査結果に基づく)

事象	項目	推定法 (モデルの妥当性、推定法に伴う不確実性)	パラメータ (採用したパラメータの代表性、観測誤差)
地震活動 (起因事象)	分岐断層の活動時期	調査で見落とされた伏在分岐断層の最初の成長が5,000年後に活動 →これは調査で主断層の活動間隔から、次期活動がせまっているものはすでに回避という前提。しかし、必ずしも断層の活動間隔は一定しておらず、分岐断層の次期の活動の設定に不確実性が残る。	
	分岐断層の活動間隔		分岐断層の活動間隔は、事例から3,500～5,000年 →ここでは全国の活断層の活動間隔の平均がおおむね5,000年であることから、大曲断層も約5,000年間隔であることからこの値を採用しており、年代のパラツキに不確実性あり。
	分岐断層の傾斜		分岐断層の傾斜は、国内の堆積岩地域に見られる逆断層の傾斜から30～45°と推定。 →これは地下深部1km程度まで調査され、ボーリング等で断層形状が確認されているものであり、信頼のおけるデータは数例しかない。これを代表値とするところに不確実性が残る。
	分岐断層、バックスラストの成長速度(1回の断層の成長量)	・断層上盤側の褶曲の活動開始時期および上盤側の変形帯の厚さから断層成長速度(1回の断層の成長量)を推定 →成長速度を平均化し、断層変位が起こった時期のみ断層が一定量成長としたという推定(判断)に不確実性あり。 ・バックスラストについては秋田県の千屋断層の活動開始年代と反射法地震探査によって確認されている断層長から推定される変形帯の厚さのデータしかなく、これをもとに推定しており、算定結果がバックスラストの成長速度を代表しているか否かについては不確実性が残る。	・分岐断層、バックスラストの成長速度(1回の断層の成長量)の算定に用いた断層の活動開始年代および変形帯の厚さについては、過去数10万年以内に発生したものとしては全国で数例しかなく、代表性に不確実性が残る。 ・活動開始年代の指標となるイベント堆積物の年代の同定、変形帯の厚さの見積もり誤差に不確実性あり。
	バックスラストの傾斜、長さ		バックスラストの傾斜は、国内の堆積岩地域に見られる逆断層の傾斜から40～65°と推定。 →これは地下深部1km程度まで調査され、ボーリング等の調査で断層形状が確認されているものを参照しており、信頼のおけるデータは数例しかない。これを代表値とするところに不確実性が残る
	バックスラストの発生時期	バックスラストは、分岐断層が地表に到達して以降に発生。 →地質学的見地から、分岐断層よりもバックスラストのほうが活動開始時期が遅い点、断層模型実験においてバックスラストは分岐断層の形成後にしか発生しないことから推定した。 ただし、実際、バックスラストの地下300m以深の構造や形成年代は不明であり、実規模のバックスラストが数100m以上の深さから地表に向かって成長するかは不確実性が残る。	

表 5.6-8 起因事象に伴う影響の具体化、状態設定に伴う不確実性（断層活動(2/2)）
 (3.2～3.4 の調査結果に基づく)

事象	項目	推定法 (推定法の妥当性、算定に伴う不確実性)	パラメータ (採用したパラメータの代表性、観測誤差)
地震活動 (派生事象)	地震に伴う分岐断層・バックスラストの透水性変化		・分岐断層やバックスラストの地震に伴う透水性変化に関するデータはない。このため、国内の主断層が活動時の透水性変化量を代用。地震後1桁～2桁増加。また、地震後、地震前の透水係数に低下・回復するか否かも主断層の事例を参照して

			<p>いる。地震後、時間の経過とともに地震前の透水性に回復する傾向あり。国内の活断層の透水係数はおおむね1桁～2桁周囲の母岩に比べて高く、この幅に収まることから、地震のたびに断層の透水性が増加しつづけるのではなく、透水性が上昇・低下を繰り返すと考えられるが、その変動幅は1桁～2桁と推定。</p> <p>→地震時の主断層の透水係数の変化は、地震後0.5～1か月以降の透水係数の経時変化あるいは水位変化から推定したものであり、地震直前直後の活断層の透水係数を比較したものではない。このため、地震に伴う断層の透水係数の変化データに不確実性が残る。</p> <p>また、ここで想定している分岐断層、バックスラストはすべて圧縮応力場で形成された逆断層であり、横ずれ成分を持つ主断層とは断層の水理特性に違いがある可能性があり、同じ扱いをして良いか不確実性が残る。</p>
地震に伴って分岐断層沿いを深部熱水が流入		<ul style="list-style-type: none"> ・分岐断層・バックスラスト形成に伴って深部から熱水流体が上昇する。設定ではキャップブロックの深度を約1,100mとし、キャップブロックよりも以深を被圧状態にあるとし、地震時に分岐断層がキャップブロックと交差した際、被圧帯水層の圧力が消散するとしている。 →有馬型の熱水の場合、被圧帯水層の深度や被圧の大きさに関する情報はなく、キャップブロックは深度1,100mよりも深い位置にある可能性がある。このため、被圧帯水層の位置、被圧の大きさの設定に不確実性がある。 ・深部から熱水の処分施設への到達時期は、実際は断層に沿った上向きの流速の増加した時点から被圧帯水層から塩水の移動が進むため、時間の遅れが生じる。また、熱水が移動途中で浅部の地下水と混合するため、実際の起源水よりも希釈される可能性がある。ただし、希釈の程度、時間の遅れについては予測が困難であるため、設定上は、コサイスミックに100%起源水が処分施設に到達するとしている。ここに不確実性がある。 	<ul style="list-style-type: none"> ・キャップブロック底部の被圧の大きさは幌延および新潟堆積盆のデータ（それ以外の観測データなし）に基づいており、代表性の観点から不確実性が残る。 ・深部の熱水の化学組成は全国の非火山性の熱水および地下水データを対象に主成分分析によって起源水を推定したものであり、100%起源水であるという保証はなく、不確実性が残る。 ・有馬型熱水のデータは、西南日本の中央構造線や主断層沿いのデータであり、分岐断層、バックスラスト周辺では観測されておらず、これらの値を代用している点で不確実性が残る。その観点から、もし、分岐断層、バックスラスト沿いに有馬型の熱水が供給されたとしても、起源水に近い90℃前後、高塩分濃度地下水が希釈されずに供給されるかどうかは不明であり、不確実性が残る。
地震に伴いバックスラスト沿いに酸化性地下水が流入		<ul style="list-style-type: none"> ・バックスラストの形成に伴って酸化性地下水が流入したという観測事実はないが、主断層深部に酸化性地下水の流入の痕跡があることから、地震時に母岩に比べて透水性の高いバックスラストが形成し、地表から酸化性地下水が流入すると設定 →バックスラストにおいても主断層同様酸化性地下水が流入するか否かは不確実。また、堆積岩の場合、酸化性地下水が地下に流入しても化学的緩衝作用によりすぐ還元雰囲気になる。例え、バックスラストの形成により下向きの流れが発生したとしても、溶存酸素の消費が進む前に地下深部の処分施設に酸化性地下水が到達するかどうかについても不確実。 	

評価結果とその不確実性の検討から得られる断層活動に対する調査要件

断層活動による影響評価では、断層成長の有無、断層成長速度の違い、処分施設深度の違いから分岐断層が交差した影響について天然バリア、人工バリアのリンケージによる核種移行解析を行った結果、伏在する分岐断層が成長して処分施設と交差することにより、断層が成長しない場合と比較して生物圏への核種移行フラックスは大きく増加する。さらに、断層成長速度の違いによる断層交差時期が4万年に遅れると、Cs-135はすでに人工バリアからの放出が終了

しており、断層交差によって断層沿いを移行することはなく堆積層中を移行するため、Cs-135の半減期230万年の約80倍である約2億年の天然バリア出口でのピーク出現となり、移行フラックスは30桁程度減少した。Se-79についても4万年では人工バリアからの核種の放出はほぼ終了しており、天然バリア出口では10桁程度減少した。一方、 $4n+1$ 系列核種については、溶解度制限によって人工バリアからのフラックスは断層が交差した後、高い値を維持して50万年程度まで放出を継続するため、断層交差時期が1万年と4万年でも天然バリア出口フラックスのピーク値には大きな影響を及ぼさない結果となった。また、処分深度の違いは、深度500mでは300mに対してSe-79、Cs-135では1~2桁程度の天然バリア出口でのフラックスが減少するが、 $4n+1$ 系列核種のフラックスはほぼ変わらない結果となった。

上述した断層活動に伴う分岐断層による影響評価の結果と既往文献による不確実性の検討結果を踏まえ、規制の観点から重要な調査要件を検討した。分岐断層が処分施設を交差するシナリオが生じた場合、核種移行フラックスのピーク出現が通常の核種移行に比べて早く、数オーダー以上の増加の可能性があるため、最新の調査技術と知見をもって分岐断層が存在しないサイト選定をすることが望ましい。また、解析より分岐断層の処分施設の交差時期が約5万年以降であれば断層交差が生じたとしても、核種移行フラックスの増加を生じさせない可能性が示唆されたことから、特に深さ方向への分岐断層の存在の可能性に配慮した調査に基づき処分施設のレイアウトが行われる必要がある。しかしながら、既往文献による不確実性の検討で述べたように、分岐断層の推定や影響評価に必要なパラメータには不確実性があり、分岐断層に対するレイアウトの妥当性判断やその存在の可能性が否定できない場合の影響解析のために、我が国における断層成長速度及び断層活動間隔等に関する知見及びデータの蓄積は重要と考えられる。

一方、有馬型熱水（深部流体1）が1万年に分岐断層の交差と同時に流入する場合、人工バリアからは瞬時に核種移行フラックスが全量放出され、時間遅れも少なく1.4万年程度で天然バリア出口におけるピーク値を示す。影響を受ける廃棄体本数を4,000本とすると河川水利用経路における年間被ばく線量は単に分岐断層が交差する場合と比較して4桁以上増加し、著しい影響が現れる可能性が示唆された。これは90℃という条件で信頼性のあるデータが取得されておらず、人工バリアにおいて瞬時放出としていること、天然バリアにおいても断層沿いの地下水流速を地下水流動解析結果の10倍を与えたこと、また、90℃熱水が断層沿いを上昇するとして、断層における分配係数をすべての元素について0と設定した相乗効果によるものであり、上述したように多くの不確実性が残されている。

以上より、分岐断層に加えて深部流体が流入する場合には、その生物圏への影響は有馬型熱水が流入する場合に特に影響が著しい結果となり、サイト選定においてマントル起源水である有馬型熱水が存在しうる場所を排除するための調査が必要である。また、例えば、西南日本のように、地表に有馬型熱水の兆候が無い場所においても地下深部に有馬型熱水を発生させる能力を持つ帯水層が広がっている可能性があり、必ずしも有馬型熱水の存在を否定できないサイト条件においては、そのようなサイト条件におけるより現実的な核種移行への影響評価のために、有馬型熱水の深部からの上昇プロセスや水質変化、地下深部の帯水層等に関する知見及び核種移行パラメータを含めたデータの蓄積は重要と考えられる。

(2) 火山活動

評価結果のまとめ

火山活動による影響評価では、新規火山噴火の噴火様式であるストロンボリ式噴火（単成火山・中国地方の例）及びプリニー式噴火（新規カルデラ・肘折火山の例）の2つの噴火による火山灰拡散・堆積評価に基づく被ばく線量と、小規模火砕流やマグマ水蒸気爆発などで火口付近に廃棄体が露出し、火山調査者などが廃棄体に接近した場合の被ばく線量の2つについて、評価を実施した。その結果、噴火による火山灰拡散・堆積による年間被ばく線量 0.54mSv/y （1000年で単成火山の噴火で火口中心から2km地点）よりも、火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の被ばく線量が1回あたり 59mSv （廃棄体表面から50cmで10時間被ばく）と影響が大きくなることが確認された。また、1万年までは Am-243 が10万年までは Sn-126 が支配核種となり、 10mSv を下回るのに10年以上要することが確認された。

評価シナリオ及びパラメータ設定における不確実性の把握

表 5.6-9 に火山活動に関する起因事象の具体化、状態設定に伴う不確実性について整理した結果を示す。火山活動（噴火、貫入）については、すべてパラメータに関する不確実性に該当し、特に複成火山に関しては過去数10万年以内に発生し、かつ火道、噴出物に関する詳細な情報があるのは肘折火山の例しかなく、噴火規模の観点から参照した事例の代表性に課題が残り、不確実性の一つと考えられる。

表 5.6-9 火山活動に関する起因事象発生に伴う影響の具体化、状態設定に伴う不確実性
(3.2～3.4の調査結果に基づく)

事象	項目	推定法 (推定法の妥当性、算定に伴う不確実性)	パラメータ (採用したパラメータの代表性、観測誤差)
火山活動 (新規噴火)	活動時期(活動間隔)		単成火山の場合、第四紀に入って数万年～10数万年間隔で活動、肘折火山は1.2万年間に4回噴火していることから将来もこの活動が続くとした。 →特に噴火の規模が大きい肘折火山のような複成火山が過去数10万年以内に活動を開始した例は少なく、代表性の観点で不確実性がある。
	噴火規模(火道の大きさ)		単成火山、肘折火山の場合、火道の大きさは数100m、将来も同規模のものが活動。 →この値は地表付近の火道の大きさであり、深部では火道の幅はさらに小さく、不確実性あり。
	噴火の位置(火道位置)		火道不安定型である単成火山の場合、活動範囲は10数km、肘折火山のような複成火山は数km →特に噴火の規模が大きい肘折火山のような複成火山が過去数10万年以内に活動を開始した例は少なく、代表性の観点で不確実性がある。
	噴出物の分布、噴出物の種類		単成火山の場合にはストロンボリ式が主であり、噴火規模も複成火山に比べると小さく、噴出物の分布範囲も数km程度。一方、複成火山は肘折火山のようなプリニー式の場合、東西40-60kmの範囲まで噴出物が広がっている。異質岩片の含有率が50-70%であることから、火道周辺の岩盤を取り込みながら噴出しており、その爆発力の高さが推定される。 →複成火山の場合、過去数10万年以内に活動を開始した例は少なく、代表性の観点で不確実性がある。
	火道周辺の温度		火道周辺の温度については現在活動中の火山あるいは過去数10万年以内に活動した火山に関して

			<p>は情報はない。このため、ここでは過去に地下深部において形成された火道が、その後の隆起・侵食によって地表に露頭として存在しているものを参考事例とした。これから仮に同規模の火道が形成された場合の周辺母岩の熱的影響を推定。</p> <p>→事例では火道を通じたマグマは花崗岩質であり、肘折火山や単成火山と同じような冷却史をたどる保障はなく、不確実性が残る。</p>
火山活動 (新規貫入)	貫入の範囲、 深度、幅		<p>既存の三宅島や伊豆大島火山の噴火に伴って地下に貫入した事例であり、幅数 m の岩脈が延長 20km 以上の長さを持っている。このことから将来、既存火山が回避されても 15km の範囲を超えて岩脈の影響があると推定</p> <p>→平行岩脈の間隔は 1~数 km 間隔であり、その間隔に関する情報は伊豆大島しかなく、また、岩脈の上端の深度も 0.5~1.5km とバラツキが大きい点で不確実性が残る。</p>

評価結果とその不確実性の検討から得られる火山活動に対する調査要件

火山活動による影響評価では、新規火山噴火の噴火様式であるストロンボリ式噴火（単成火山・中国地方の例）及びプリニー式噴火（新規カルデラ・肘折火山の例）の 2 つの噴火による火山灰拡散・堆積評価に基づく被ばく線量と、小規模火砕流やマグマ水蒸気爆発などで火口付近に廃棄体が露出し、火山調査者などが廃棄体に接近した場合の被ばく線量の 2 つについて、評価を実施した。その結果、噴火による火山灰拡散・堆積による年間被ばく線量 0.54mSv/y (1,000 年で単成火山の噴火で火口中心から 2km 地点) よりも、火口付近に露出する廃棄体に接近する場合の被ばく線量が 1 回あたり 59mSv (廃棄体表面から 50cm で 10 時間被ばく) と影響が大きくなることが確認された。また、1 万年までは Am-243 が、10 万年までは Sn-126 が支配核種となり、10mSv を下回るのに 10 万年以上要することが確認された。

したがって、最新の調査技術及び知見をもって、火山活動が処分施設に影響を及ぼすことのない、新規に火山噴火を生じる可能性のないエリアを選定することが望ましい。また、新規火山噴火の可能性を否定できないエリアに対しては、当該エリアで新規に発生しうる火山噴火の様式について理解を深め、万一発生した場合の評価を行うために、パラメータの取得を含めて、活動可能性のあるエリアの研究を進める必要がある。本検討では、十分な情報がなく、火道中をマグマとともに廃棄体が上昇する保守的なシナリオ記述としたが、ストロンボリ式噴火のように粘性の小さいマグマ中で廃棄体が上昇するのか、メラピ式小規模火砕流において廃棄体が溶岩ドームの一部を構成した後崩壊時に火口付近に露出するのか、などの点について、確認を進めることも不確かさの低減につながる。

なお、プリニー式を上回るような大規模噴火は、新規火山噴火の様式としては発生の可能性は小さいと考えられるが、万一発生した場合は、周辺居住者に対して、放射性物質及び放射線による影響よりも、噴石、大規模火砕流などの物理的影響や気候変化などの間接的影響が多だと考えられ、そういったリスクの中で考慮されるものと考えられる。

今後の課題

今年度は、仮想的な堆積岩サイトについて、一つの地形・地質モデルを対象として評価を行った。地形・地質モデルが変わった場合に今年度得られた結果にどの程度の影響を与えるかについては、今後確認する必要がある。また、花崗岩サイトについても評価し、堆積岩サイトとの相違を明らかにする必要がある。

また、火山活動の繰り返し（活動間隔）やマグマ貫入、さらに、第3章で検討した隆起・侵食による廃棄体の地表への露呈、マスマーブメントによる影響評価などについても、定量的な評価手法の整備を進める必要がある。

第5章の参考文献

5.3 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) 日本原子力研究開発機構, 平成24年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 平成25年3月, 2013.
- (3) 日本原子力研究開発機構, 平成25年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 平成26年3月, 2014.
- (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) 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.
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成19年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査研究報告書, 平成20年3月, 2008.
- (7) 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.
- (8) 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.
- (9) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80 °C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991.
- (10) 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.
- (11) 谷口直樹・本田明・川崎学・森田光男・森本昌孝・油井三和, “炭素鋼オーバーパックにおける腐食の局在化の検討 (研究報告)”, JNC TN8400 99-067, 1999.
- (12) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, JNC-TN1400, 1999.
- (13) 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.
- (14) 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.
- (15) 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.

5.4 の参考文献

- (1) T.H.Smith and W.A.Ross, Impact testing of vitreous simulated high-level waste in canisters. BNWL-1903. Richland, Wahington: Pacific Northwest Laboratories. 238925, 1975.

- (2) Y. Inagaki, H. Makigaki, K. Idemitsu, T. Arima, S. Mitsui and K. Noshita, Initial dissolution rate of a Japanese simulated highlevel waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured by using micro-channel flowthrough test method, J. Nucl. Sci and Technol. Vol.49 (4), pp. 428-449, April, 2012.
- (3) Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J., User's Guide to PHREEQC (Version 2)--A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, (1999).
- (4) Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R., Yoshida, Y.: Update of JAEA-TDB: Additional Selection of Thermodynamic Data for Solid and Gaseous Phases on Nickel, Selenium, Zirconium, Technetium, Thorium, Uranium, Neptunium, Plutonium and Americium, Update of Thermodynamic Data on Iodine, and some Modifications, JAEA-Data/Code 2012-006, Japan Atomic Energy Agency (2012).
- (5) T. Yamaguchi, S. Takeda, Y. Nishimura, Y. Iida, T. Tanaka: U An attempt to select thermodynamic data and to evaluate the solubility of radioelements with uncertainty under HLW disposal conditions, (In press).
- (6) 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.
- (7) 日本原子力研究開発機構, 平成24年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 平成25年3月, 2013.
- (8) 日本原子力研究開発機構, 平成25年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備(核種移行データベースの整備)報告書, 2014.
- (9) Kimura, H., The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115, 1992.
- (10) 棚井憲治, 岩佐健吾, 長谷川宏, 郷家光男, 堀田政國, 納多勝, 地層処分場のレイアウトに関する検討, JNC TN8400 99-044, 1999.

5.5 の参考文献

- (1) Simkin, T. & Siebert, L., Volcanoes of the World, 2nd ed. Tucson:Geoscience Press for the Smithsonian Institution. ISBN 0 945005 12 1.1994

6. 総括とまとめ

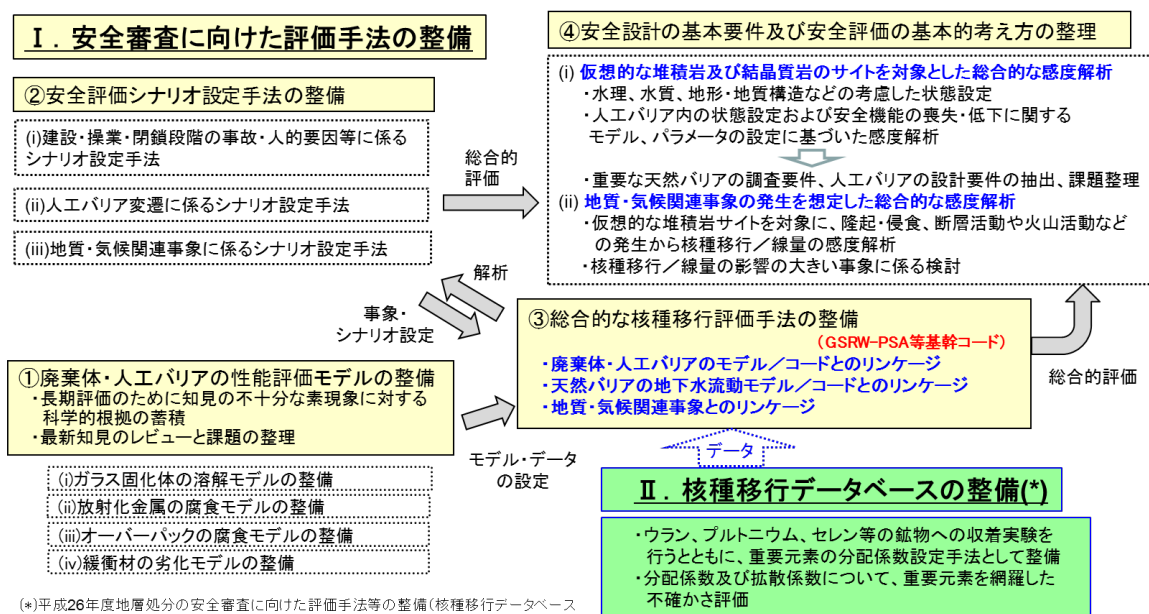
6. 受託事業の総括(平成22年度から平成26年度までの5年間の事業の取りまとめ)

6.1 全体概要

高レベル放射性廃棄物等の地層処分の事業許可申請に際しては、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律（原子炉等規制法）に基づき、原子力規制委員会が安全審査を行う際には、事業者が行う安全評価の妥当性について判断しなければならない。地層処分の事業許可申請に対する安全審査時に、地質環境、人工バリア、廃棄体を組み合わせた処分システム的安全評価を行うことから、平成22年度から平成26年度までの本受託事業では、地層処分のサイトを特定しないものの我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や人への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、解析コード及びパラメータ評価手法）を整備した。本受託事業において実施した研究の全体概要を図6.1-1に示す。第6章では、受託研究の内容を以下の項目に大別し、平成22年度から平成26年度までの主要な研究成果と今後の課題を取りまとめた。

- ✓ 廃棄体・人工バリアの性能評価モデルの整備（図中の実施項目①）
- ✓ 安全評価シナリオ設定手法の整備（図中の実施項目②）
- ✓ 総合的安全評価手法の整備（図中の実施項目③と④）

なお、これらの研究成果は、高レベル放射性廃棄物等の地層処分のみならず、福島第一原子力発電所事故によって発生した燃料デブリ等を処分する際の安全評価においても活用されるものである。



事業者が行う安全評価の妥当性判断のために、地質環境、人工バリア及び廃棄体を組み合わせた処分システムに対する安全評価手法を整備

図 6.1-1 本受託事業における研究の全体概要

6.2 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

「廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備」では、人工バリアの長期的な変遷を評価するために、これまで開発・整備してきたガラス固化体の溶解モデル、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食影響評価モデル、セメント系材料の変質特性に係るモデル（セメント鉱物モデル、セメント間隙変遷モデル）、ベントナイト（アルカリ）拡散モデル、モンモリロナイト溶解速度モデル、ベントナイト鉱物モデル、透水係数評価モデルに対して、地下環境を考慮した適用性確認（適用範囲や適用条件の提示）、当該モデルの改良、および今後の整備に係る課題の抽出を実施するとともに、これらモデルを物質移行－変質連成解析コード（MC-BUFFER）に組み込み、10 万年間の人工バリアの変遷を解析することを可能とした。また、当該コードの妥当性確認、および信頼性付与のため、実験室での変質試験、15 年程度の人工類似物の変質、320 万年にわたる天然類似物の変質等、短期から長期に渡る種々のデータに対する検証計算を実施した（ただし、ガラス固化体の溶解モデルに係る検証は未実施）。TRU 廃棄物に分類されるハル・エンドピースからの長期的な放射性核種の溶出の評価に関しては、ジルカロイの腐食速度モデルを作成した。

なお、熱、水、応力、化学の中の複数の因子が相互に作用する事象の抽出と必要な連成モデルの構築を平成 22～24 年度に実施した（Appendix I -B 参照）。

6.2.1 ガラス固化体溶解速度モデルの作成

（1）これまでのガラス固化体溶解速度設定の考え方

平成 22 年度までの実験的検討により、Mg イオンが共存するとガラス固化体の溶解が促進されることが分かったため、平成 23 年度は、ガラス固化体外側（OP 領域）の間隙水中 Mg イオン濃度[Mg]が 10^{-3} mol/l を超える場合は Stage I の溶解速度、[Mg]が 10^{-3} mol/l 以下の場合は Stage II の溶解速度でガラス固化体が溶解するものとした。具体的には、Stage I の溶解速度として、Mg イオンが共存する条件下での浸出試験で得られた 0.013 g/m²/d を設定した。Stage II の溶解速度としては、Mg イオンが枯渇した時の試験データを用いて、 0.0016 g/m²/d を設定した。

また、Ca イオンについても Mg イオンと同様の効果があるものと仮定し、[Ca]が 10^{-3} mol/l を超える条件では、Stage I でガラス固化体が溶解することとした。

加えて、ゼオライト系鉱物の一種である analcime が生成する条件では、ガラス固化体が速い速度で溶解することが知られており、analcime はアルカリ性条件において、ガラス固化体に含まれる Na や Al、Si によって生成する可能性が示唆されている。このため、ガラス固化体外側の間隙水中の pH が 11.5 を超える場合についても Stage I でガラス固化体が溶解することとした。

平成 24 年度に実施した実験的検討によって、Ca イオンが共存する条件では、Mg イオンの影響とは逆に、ガラス固化体の溶解が抑制されることを確認した。これは、ガラス固化体表面に Ca が取り込まれることで、変質層の保護的な働きが増している可能性が示唆されたためである。このことから、ガラス固化体外側間隙水中に Ca が共存し、Ca イオン濃度が高い場合は、速い溶解に達しないガラスの溶解速度を設定した（Stage I の溶解速度を設定しない）。

平成 25 年度は、シリカの一次溶解反応速度式に基づくモデルの適用性の確認を行った。具体的には、ガラス固化体の溶解に及ぼす Mg イオンの影響に関するこれまでの検討結果をふまえると、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体を覆うことによって保護的な効果をもたら

す可能性はあるものの、保護的な効果を有する Mg ケイ酸塩の生成条件や、保護的な効果が長期的に維持されるかどうかについての知見は得られていない。従って、現時点においては、Mg イオンが共存する条件では、Mg ケイ酸塩生成を伴う Si 消費によるガラス固化体の溶解促進が生じるものとして評価すべきと考える。この Mg ケイ酸塩生成を伴う現象は、ガラス固化体表面に接触している溶液中の Si が消費され、シリカの一次溶解反応速度式を基にした (6.2-1) 式 (Grambow モデル) における Q が K に比べて低く維持されることによるものと仮定すると、(6.2-1) 式に基づいたガラス固化体の溶解速度モデル⁽¹⁾によって、Mg イオン共存影響を考慮することが可能であると考えた。

$$k = k^+ \cdot \left(1 - \frac{Q}{K}\right) \cong k^+ \cdot \left(1 - \frac{[H_4SiO_4]}{[H_4SiO_4]_{sat}}\right) \quad (6.2-1)$$

ここで、 k^+ はガラス固化体の組成や溶液の pH、温度に依存する速度定数であり、K と Q はそれぞれ固体の溶解度積 (平衡定数) とその積を溶液中のイオンの活量を掛け合わせて算出した値、 $[H_4SiO_4]$ と $[H_4SiO_4]_{sat}$ はそれぞれ溶液中および飽和におけるケイ酸の活量である。

図 6.2-1 は、粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における NL_B と NL_{Si} および Mg イオン濃度の時間変化⁽²⁾、ならびに Grambow モデルで計算した NL_B を示している。ここで、Grambow モデルでの計算に用いた (6.2-1) 式の溶液中におけるケイ酸の活量 $[H_4SiO_4]$ としては浸出液中 Si 濃度を用い、ガラス固化体の溶解速度定数 k^+ と飽和におけるケイ酸の活量 $[H_4SiO_4]_{sat}$ については、それぞれ既往研究で得られた値として 0.65 g/m²/d⁽³⁾ および 110 ppm⁽⁴⁾ の値を用いた。

図 6.2-1 より、試験開始から 36 日目までの Stage I が観察された期間における NL_B の時間変化、すなわちガラス固化体の溶解/変質速度については、Grambow モデルでよく再現できていることが分る。

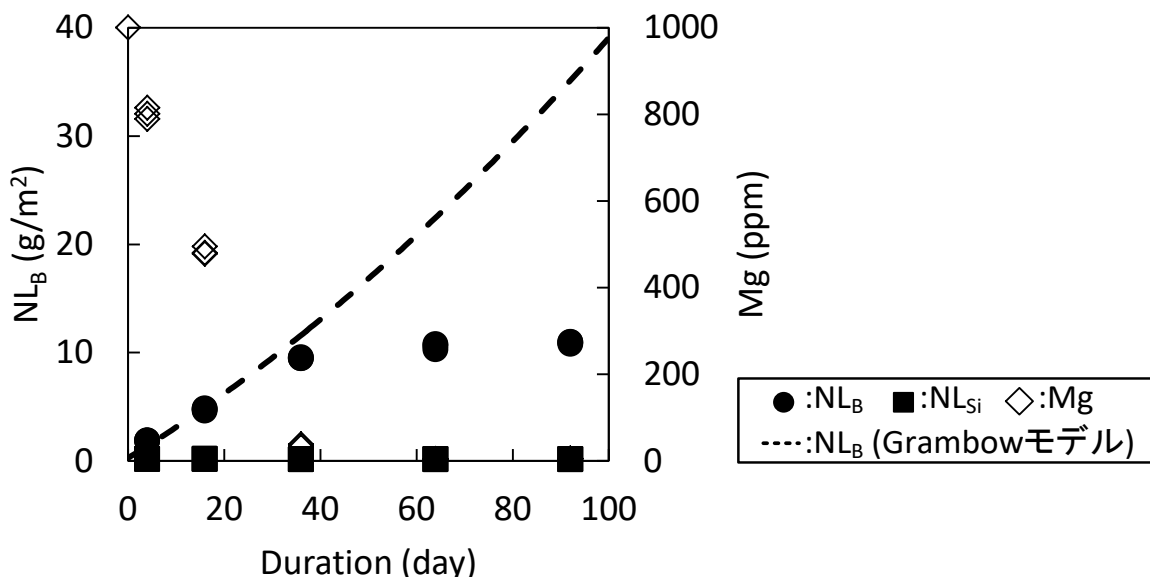


図 6.2-1 粉末状ガラスを浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における NL_B と NL_{Si} および Mg イオン濃度⁽²⁾、ならびに Grambow モデルで計算した NL_B と時間の関係

一方、試験開始から 36 日目以降については、浸出液中 Si 濃度は低く維持されているにも

かわらず、ガラス固化体の溶解／変質速度が低下し Stage II が観察されており、Grambow モデルによる計算結果とは一致していない。そこで平成 26 年度に Mg 共存系でのガラスの溶解挙動のデータを追加取得し、検討を深めることとした。

(2) ガラス固化体溶解速度モデルの検証

平成 26 年度に Mg 共存系で 17 ケースの試験を行い、合計 31 個の溶解変質速度 k ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$) を取得した。その最大値は 0.906、最小値は 0.002、平均値は 0.180 であった。このデータを用いて、平成 24 年度に推奨された、シリカの一次溶解速度式を基にした (2.2-1) 式で表される Grambow モデルの検証を行った。

具体的には、Mg 共存系で行った本研究のデータを、 $\text{Mg}_\alpha\text{Si}_{1-\alpha}\text{O}_{2-\alpha}$ という組成の仮想的な固相との相平衡で考え、上述した溶解変質速度 k を Si 濃度ではなく、 $[\text{Si 濃度}]^{1-\alpha} \times [\text{Mg 濃度}]^\alpha$ に対してプロットし、最も相関が高くなる α を求めた。その結果は $\alpha=0.01$ が最もガラスの溶解変質速度との相関が高くなっていた。これは Mg 共存系において、ガラスは $\text{Si}_{0.99}\text{Mg}_{0.01}\text{O}_{1.99}$ (書き直せば $\text{Si}_{0.995}\text{Mg}_{0.01}\text{O}_2$) として溶解変質していることを示しており、ガラスを $\text{SiO}_2(\text{am})$ と見なして差し支えないということを示しているに他ならない。そこで、Mg イオン共存系でも Grambow モデルを用いて、ガラスを $\text{SiO}_2(\text{am})$ とみなすモデルで、ガラス固化体の溶解速度を評価するのが適切であるの結論に達した。

(3) 今後の課題

平成 25 年度から継続した Mg 共存系の試験においては、浸出液中のガラス固化体表面に Mg ケイ酸塩鉱物である Talc や Sepiolite あるいは、ガラス固化体構成元素である Mo と Ca で形成されたと見られる Mo-Ca 鉱物である Powellite の生成を確認した。これらの鉱物の生成を伴う場合は、ガラス固化体の溶解は促進される方向にある。一方で、Mg ケイ酸塩鉱物であるサーペンタイン (Serpentine) やスメクタイト (Smectite, Al ケイ酸塩の一種) が生成する場合は、ガラス固化体の溶解は抑制される方向にあると言われている。様々な処分環境条件下でガラス固化体表面近傍にどのような鉱物が析出するかについては、MC-BUFFER による解析結果を参照することも考えられるが、同じ種類の析出鉱物であっても微妙な結晶系の違いやモホロジー (形態) の違いでガラス固化体の溶解に及ぼす影響が全く異なる可能性がある。このため、今後は立地調査地点の地下水特性等も考慮して、Mg 共存系のように特にガラス固化体の溶解を促進させる条件と溶解に伴い析出する鉱物、ならびにその機構を明らかにするためのデータや知見を拡充していくことが必要と考える。

6.2.2 放射化金属の腐食モデルの作成

TRU 廃棄物のうち、ハル・エンドピース（以下、「ハル等」）は地層処分対象の金属廃棄物であり、その内部には放射化によって生成された高濃度の C-14 などの核種を含む。処分後、ハル等に地下水が接触しても、金属内部に含まれる核種は直ちに溶出することではなく、母材であるジルコニウム系金属（ジルカロイ）等の腐食・溶解とともに溶出すると考えられることから、ハル等には核種の溶出抑制機能が期待されている。ハル等について、溶出抑制機能をふまえた核種溶出の評価を行うためには、炉内での放射化によって生じた核種のインベントリ評価に加えて、処分環境におけるジルカロイ等の腐食速度を評価する必要がある。

平成 22 年度は、処分環境で想定される条件に着目し、ジルカロイ-4 の腐食速度データに関する既往情報を調査・整理し、いずれの条件においても、ジルカロイ-4 の腐食速度は時間とともに減少する傾向が認められるが、こうした現象について機構論的に言及した腐食速度モデルは得られていないことが分かった。

平成 23 年度は、主に原子炉の炉水条件を対象とした 300℃程度の高温域について提唱されている既往の経験則モデルを処分場で想定される低温域に適用することについての妥当性を検討するため、水素ガス発生量測定法による腐食試験と表面分析を行うことによって 80℃～120℃までの低温域でのジルカロイの腐食データを取得した。その結果、いずれの温度においても 3 乗則に沿って腐食が進行しており、得られた腐食速度定数の温度依存性から、遷移前における高温域での経験則モデルを低温域にも適用できる可能性が示唆された（図 6.2-2）。

平成 24 年度は、1970 年代までのジルカロイの腐食データに基づく高温域の経験則モデルを低温域に外挿するにあたり、その信頼性を確認するために、平成 23 年度に実施した腐食試験に供したジルカロイ-4 試料と同じ組成の試料を用いて、やや高めの 180℃での腐食速度データを水素発生測定法及び腐食増量測定法によって取得し、180℃の腐食速度定数は高温域での腐食速度定数のほぼ外挿直線上に位置していたことから、高温域に比べてより低温域に近い温度である 180℃の条件においても、ジルカロイ-4 の腐食メカニズムは高温域と同じである可能性が示唆された。また、低温域と高温域の試験で用いている水素ガス発生量測定法と腐食増量測定法を用いて腐食試験を行い、2つの方法で腐食量（腐食深さ）に大きな差がなく（図 6.2-3）、水素ガス発生量測定法に基づく低温域の腐食速度データの信頼性を確認することができた。

平成 25 年度の試験では、PWR の燃料被覆管の母材であるジルカロイ-4 を用いて、酸化皮膜中の酸素イオン伝播支配の説と、酸化皮膜中の水拡散支配の説を作業仮説とし、二つの作業仮説における水素発生過程の同位体効果が異なることを利用した 100℃以下の低温域の温度条件で腐食メカニズムの解明を行った。その結果、酸素イオン伝搬メカニズムで想定した水素同位体比（D/H 比）を示したが、中間的な値を示したデータもあるため（図 6.2-4）、二つの腐食メカニズムが共存していることも考えられた。

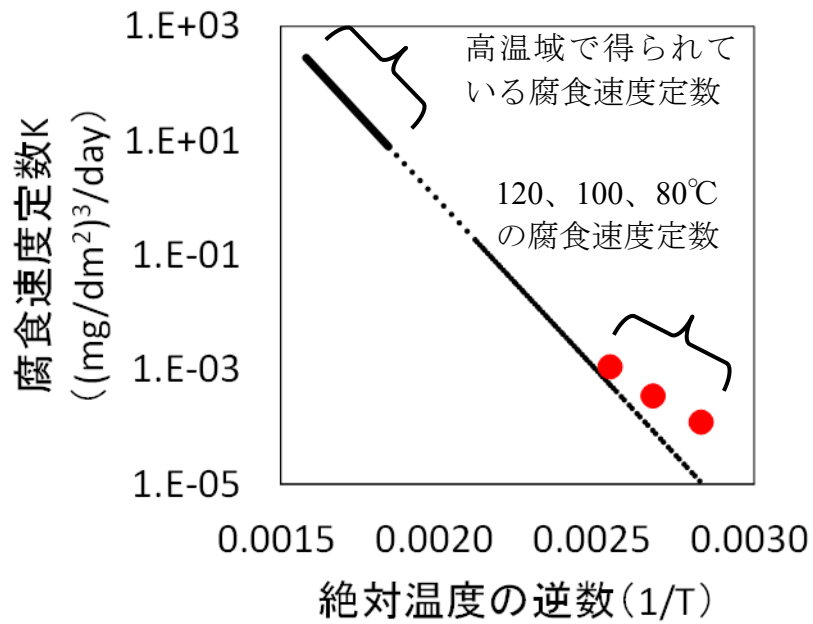


図 6.2-2 80°C~120°C及び高温域における腐食速度定数の温度依存性

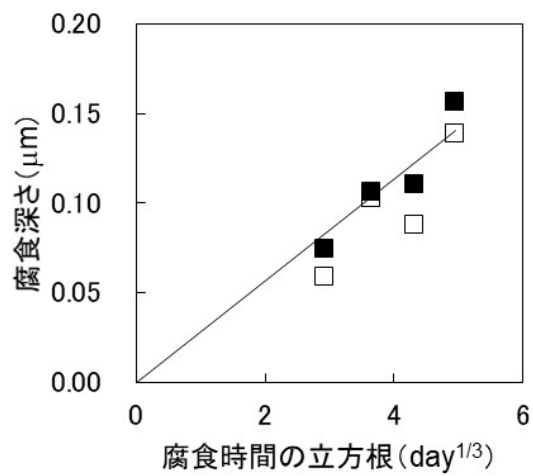


図 6.2-3 水素発生量測定と腐食増量測定の腐食深さの比較

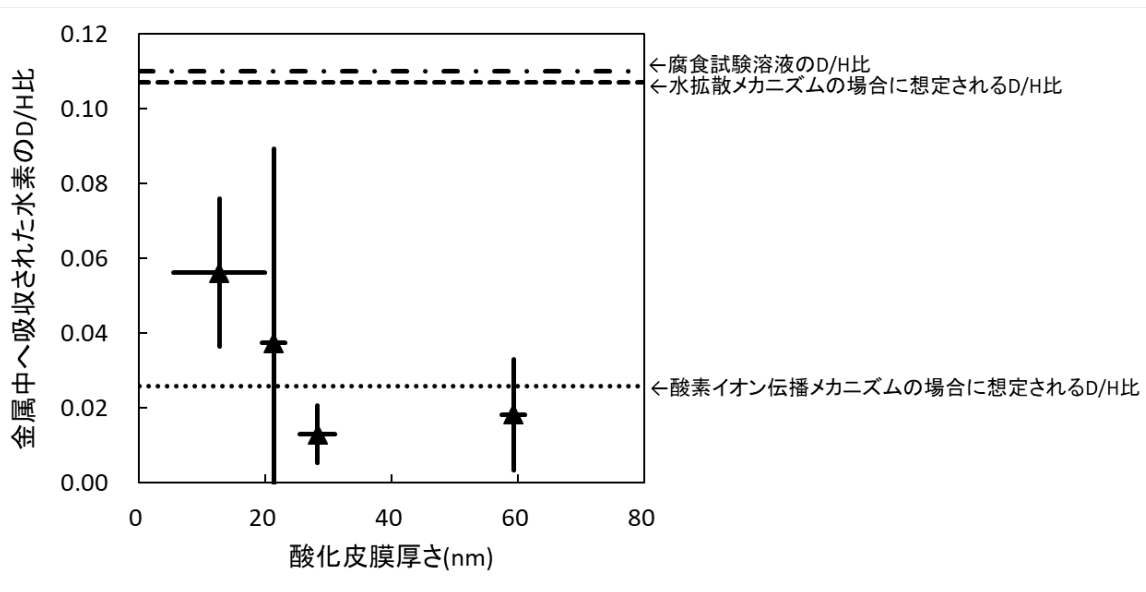


図 6.2-4 低温域(100°C)におけるジルカロイ-4 金属中の水素同位体比

平成 26 年度は、腐食メカニズムが知られているジルカロイ-4 以外の金属で同様の試験を行い、メカニズム解明の信頼性を向上させ、その上で昨年度に得られた結果から再度ジルカロイ-4 の腐食メカニズムについて考察した。

腐食メカニズム解明手法で炭素鋼およびジルコニウムの腐食試験を行い、気相へ放出された水素の D/H 比が炭素鋼とジルカロイ-4 とで同程度であったことから、ジルカロイ-4 の腐食メカニズムは酸素イオン伝播メカニズムが支配的であると考えられた。また、ジルカロイ-4 の腐食で金属中へ吸収された水素の D/H 比が、気相中へ放出された水素の D/H 比よりも弱い同位体効果を示さないことから、水拡散メカニズムの共存を考えるべきではなく、酸素イオン伝播メカニズム単独と考えられた。

酸素イオン伝播メカニズムに加えて、表面瞬時腐食を考慮することで、試験結果が三乗則で整理される理由を説明するとともに、長期における腐食モデルを二乗則で表すことが妥当であることを示した。

6.2.3 炭素鋼オーバーパック腐食モデルの作成

オーバーパックに期待される安全機能の一つとして閉じ込め機能があり、その性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。オーバーパックの候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成や pH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている。したがって、オーバーパックの性能評価にあたっては、オーバーパック近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。

平成 21 年度までにオーバーパックの腐食寿命を評価するためのモデルおよびコードの整備を実施した。整備したオーバーパック腐食寿命評価フローを図 6.2-5 に示す。

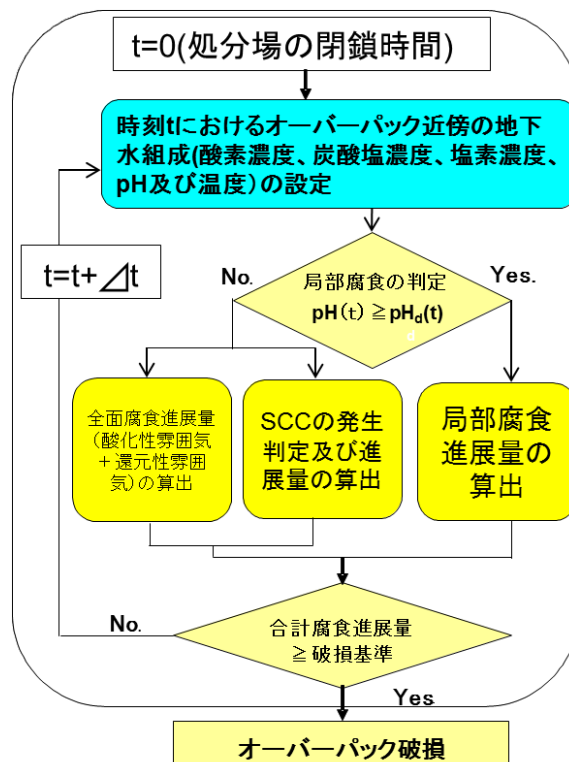


図 6.2-5 炭素鋼オーバーパック腐食寿命評価のフロー

オーバーパック腐食寿命評価では、オーバーパック近傍の地下水組成および温度条件に依存した活性態-不動態遷移 pH（以下、 pH_d ）に基づいた局部腐食判定モデルにより、オーバーパック近傍の地下水 pH が pH_d よりもアルカリ側になった場合には、局部腐食の進展量を算出し、一方 pH_d よりも酸性側となった場合には、全面腐食および応力腐食割れ（SCC）の進展量の算出を時間ステップ Δt 毎に行う。判定された各腐食形態に対する合計の腐食進展量が破損判定基準に到達する時間をオーバーパックの破損時間とする。

全面腐食に関しては、処分場閉鎖直後の酸化性雰囲気、溶存酸素濃度が低下後の還元性雰囲気、それぞれにおける腐食進展量を算出するモデルを作成した。具体的には、酸化性雰囲気においては、放物線則に従って腐食速度が低下するとして腐食進展量を算出し、還元性雰囲気においては、時間に依存しない一定腐食速度の条件で腐食進展量を算出する。

SCC に関しては、酸化性環境かつ中性から弱アルカリ性環境中において、SCC が発生する電位に上限値と下限値が存在するとした既往の知見に基づき、溶液中で測定された腐食電位との比較から SCC 発生を判定し、SCC 先端部の応力拡大係数に依存する経験式により進展量

を算出する。また、局部腐食は、時間に依らない一定速度を設定して局部腐食による進展量を算出する。

平成 22 年度以降は、平成 21 年度までに整備した上記モデルの適応性を確認するための試験を実施し、結果を踏まえてモデル改良を実施した。

局部腐食判定モデルに関しては、平成 17 年度に既往の知見に基づいて作成した pH_d 算出式に対する適用性確認として、平成 23 年度および平成 24 年度に実際の処分環境で想定される条件下で室内実験を実施し、その結果を踏まえた適用範囲の改良（下記、下線部分の追記）を行った。改良後の pH_d 算出式は以下のように表される。

局部腐食の判定における pH_d(t) の影響因子は、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度(C(t))、塩化物イオン濃度(Cl(t))、溶存酸素拡散限界電流密度(i_{o2}(t))および温度(T(t))である。時刻 t(y) における pH_d(t) は、下式で算出する。

$$\text{pH}_d(t) = -0.88 \cdot \log_{10}(C(t)) + 0.55 \cdot \log_{10}(Cl(t)) - 1.8 \cdot \log_{10}(i_{o2}(t)) + \frac{1100}{T(t)} + 3.9$$

なお、当該式の適用範囲は、

$$1 \times 10^{-4} \leq C(t), 3 \times 10^{-4} \leq Cl(t) \leq 3 \times 10^{-1}, 1 \times 10^{-6} \leq i_{o2}(t) \leq 2.5 \times 10^{-5}, 293.15 \leq T(t)$$

である。ただし、無酸素条件の場合は全面腐食が進行するものとする。一方、酸素濃度の条件が大気平衡相当の 1/100 以上かつ pH_d ≥ 9.8 の場合は地下水条件に依らず必ず局部腐食が進行するものとする。

全面腐食に関しては、還元性雰囲気においては腐食皮膜中の水の拡散が腐食速度を律速するとした仮説に基づき、腐食速度算出式の検討を平成 24 年度に実施した。さらに、平成 25 年度には、腐食進展量評価において、還元性雰囲気下で時間に依存しない腐食速度を設定するため、既往知見のレビューを行い、腐食速度として 10 μm/y を設定した。また、平成 22 年度から実施した炭素鋼の腐食に及ぼす温度影響に関する実験的検討では、長期的な腐食進展量は低温の条件の方がより大きくなる可能性が実験的に示されつつある。皮膜の影響が小さい場合には、温度依存性を考慮した腐食モデルがアレニウス型の式で表現できる可能性が示された。

SCC については、平成 22 年度から平成 24 年度に高 pH 環境下での炭素鋼の SCC 発生可能性確認を実施した。定ひずみ速度試験から高 pH 条件下では粒界割れが発生するのは 2 mol/l を超える OH⁻イオン濃度でかつ約 50 °C 以上の場合と推定され、実際の処分環境で想定される高 pH 環境下では炭素鋼に粒界割れが生起することは考えにくいことが示唆された。

今後の課題としては、安全規制の観点から、全面腐食が進展する環境条件が確認された場合は、本事業で検討したような低温の条件における長期的な腐食進展量データの拡充および皮膜の保護性に関する機構論的な検討が必要であると考えられる。さらに本事業で構築した応力腐食割れ発生モデルの適用範囲外と考えられる低酸素条件下における応力腐食割れの発生、進展に関する知見も本事業において得られている。このようなことを認識しつつ、現段階においては、安全評価においては平成 25 年度までに整備したオーバーパック腐食寿命評価

に係る一連のモデルを使用することとした。

6.2.4 緩衝材の劣化に係るモデルおよび評価コードの整備

処分場の支保工等を使用されるセメント系材料を起因とする高アルカリ性地下水により、ベントナイト系緩衝材が変質・劣化し、その止水性が低下することが懸念されている。過去の原子力安全・保安院の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」においては、緩衝材の長期的な止水性の変化を評価するため、平成 21 年度までに、処分場での使用が想定されるベントナイト-砂混合土圧縮成型体を用いて、ベントナイトの変質に係る諸現象や変質にともなう止水性（透水係数が指標）の変化を実験的に定量化し、評価モデル（ベントナイト拡散モデル、モンモリロナイト溶解速度モデル、ベントナイト鉱物モデル、透水係数評価モデル）として整備するとともに、これらの評価モデルから構成される物質移行-変質連成解析コード“MC-BENT”を整備した。また、アルカリの放出源であるセメント系材料の変質にともなう固相および液相成分の変化等を評価するためのモデル（セメント鉱物モデル、セメント間隙変遷モデル）とこれらモデルから構成されるコード“MC-CEMENT”も整備した。

平成 22 年度からは、我が国の地下環境（淡水、海水、酸化性条件、還元性条件など）を考慮した緩衝材劣化に係る試験を実施するとともに、その試験結果とこれまでに整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデルが導入された解析コード等による計算結果との比較を行い、当該モデルの地下環境への適用性に係る検討を実施した。また、複合的な人工バリア内で起こる現象を評価するため MC-BENT と MC-CEMENT の統合、および炭素鋼腐食影響評価モデルやガラス固化体溶解モデルの導入、熱解析機能やリスタート計算機能の追加等を行い、MC-BUFFER として整備した（図 6.2-6 参照）。

以下に、本事業において平成 22～26 年度に実施した各モデル、およびコードに対する検討概要を記す。

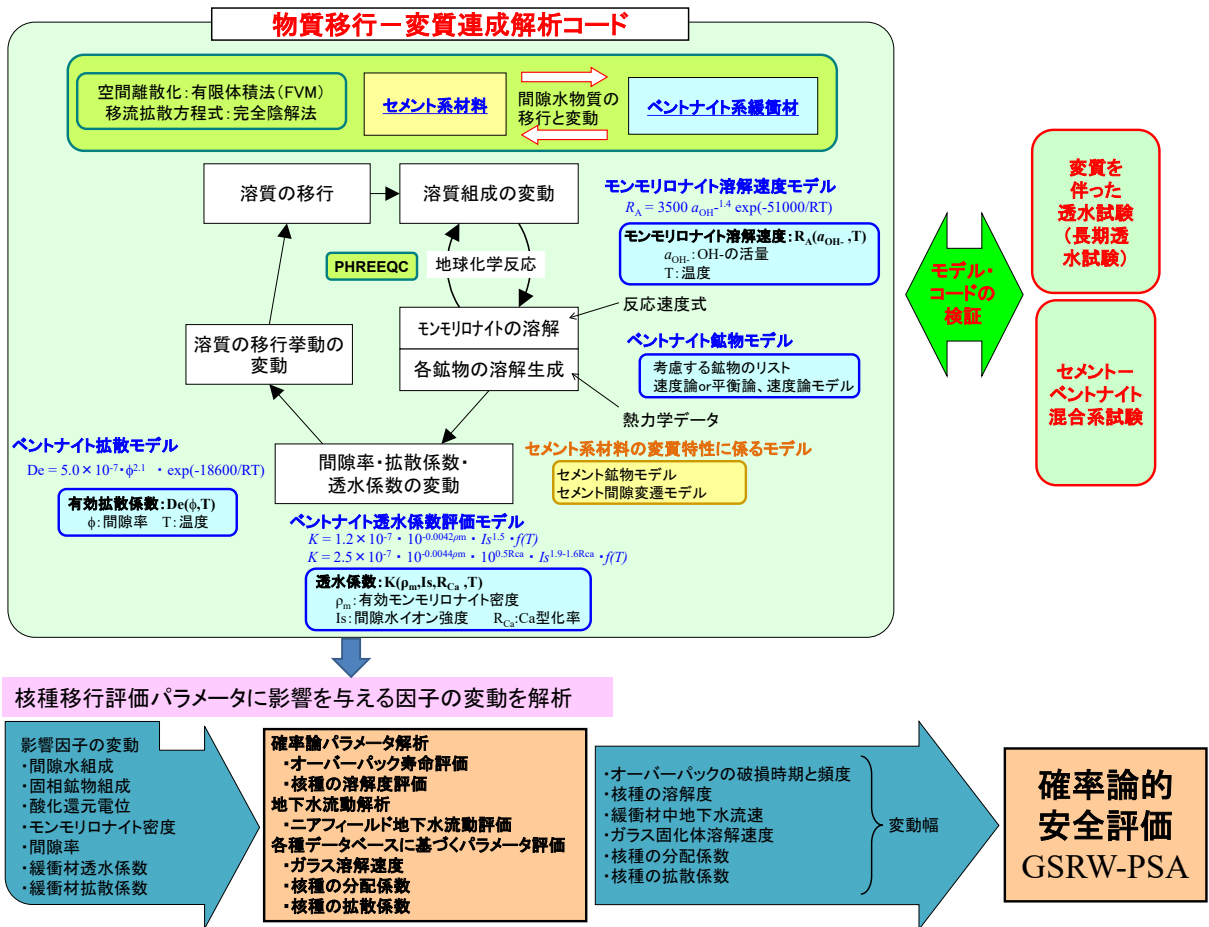


図 6.2-6 緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系

(1) 各モデルに対する検討概要

セメント系材料の変質特性に係るモデルに係る検討

当該モデルは、セメント鉱物モデルとセメント間隙変遷モデルから成るモデルである。前者は、粉体状の普通ポルトランドセメント (OPC) とフライアッシュセメント (FAC) 試料を人工海水、および脱イオン水に浸漬し、水和セメント鉱物、および浸出液の組成を、様々な液固比に対して実験的に取得し、その試験結果と地球化学計算コードによる計算結果を照合・妥当性確認することにより、セメント水和鉱物相の変質、および浸出液組成を計算するためのモデル (初期鉱物・二次鉱物の設定) である。また、後者は、セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて 4 種類に分類し、セメント系材料の変質にともなう有効拡散係数の変化を評価するモデルである。なお、トリチウム (HTO) を用いた拡散試験結果から、有効拡散係数は物質の移動に寄与する間隙の割合 (物質移動毛細管間隙率) の 1 乗に比例する形で定式化されている。

セメント鉱物モデルの淡水/海水環境における適用性を確認するため、粉体状の普通ポルトランドセメント (OPC) とフライアッシュセメント (FAC) 試料を用い、人工淡水、および人工海水への浸漬試験を実施するとともに、同試験を模擬した地球化学計算を行い、主要鉱物であるポルトランドイトや C-S-H 等の溶解、液相 pH や浸出元素濃度の変遷等、多くの部分で試験結果と計算結果が整合していることから、当該モデルが淡水系、海水系地下水でも適用可能であることを確認した (平成 22 年度)。また、セメント系材料からのアルカリ成分溶出に係る総合的な評価手法の適用性を確認するため、セメントディスクの浸漬試験

(W/C=0.6、0.75 の OPC 硬化体をそれぞれ人工淡水・人工海水に浸漬、～365 日まで) を実施し、液相、固相の長期的、定量的な変遷データの取得を行うとともに、物質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER) を用いて同試験を模擬した物質移行-変質連成計算を行い、試験結果と計算結果の比較を実施した。その結果、人工海水系において一部不整合が見られたものの、固相、液相で起こった現象について、定性的、定量的に計算結果は試験結果を良く再現できていたこと、評価体系 (メッシュ幅、タイムステップ) の設定の違いによる影響の程度は小さいことが確認され、当該評価手法が淡水系、海水系地下水にも適用できる可能性を示した (平成 22～24 年度)。

ベントナイト (アルカリ) 拡散モデルに係る検討

ベントナイト系緩衝材中のアルカリ成分 (水酸化物イオン、OH⁻) の移行性や移行量を定量的に求めるため、OH⁻の透過拡散実験結果から当該モデルが作成された。また、その様々な影響因子に着目した適用範囲、および処分場条件への適用性に係る検討については、「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」において既に実施されており、地下環境下でも適用可能であることが示されている。

しかしながら、物質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER) を用いた化学環境解析におけるベントナイト系緩衝材中の拡散評価では、OH⁻以外のイオン種についても当該モデルを使用しており、現実的ではない。今後 MC-BUFFER を用いて各バリア材 (ガラス固化体-オーバーパッカーベントナイト系緩衝材-セメント系材料) 各バリア材の性能評価を行うことが想定されるが、そのためには OH⁻以外のイオン種の移行も適切に評価する必要があり、今後は全てのイオン種を対象とした機構論に基づいた拡散モデルを新たに構築し、MC-BUFFER に組み込むことが重要であるとした (平成 25 年度)。

上記を受け、新拡散評価手法の整備に係る検討を平成 26 年度に実施し、見かけの拡散係数 Da をベースとしたシンプルで科学的に合理的なベントナイト内拡散モデルを作成し、MC-BUFFER に取り込むこととした。また、当該モデルの原案を提示するとともに、その検証に資するため、非放射性的イオン種を用いた Na 型モンモリロナイト中の透過拡散試験を実施した。その結果、収着分配係数 Kd が小さい場合における Ca²⁺イオンの拡散挙動に関しては、当該モデル原案を用いた計算結果で試験結果を良く再現することができ、評価手法として成立する可能性が示唆された。しかしながら、収着分配係数 Kd が大きい場合の Ca²⁺イオン、および Cl⁻イオンの拡散挙動に関しては、計算結果と試験結果に整合性が見られず、モデルの改良が必要であるとした。今後は、より長期な試験データおよびモンモリロナイト試料中のイオン種の濃度分布データを用いた検証、緩衝材の化学環境解析で対象になる全てのイオン種に対するパラメータ設定、および当該モデルに対応するための MC-BUFFER の改良も行う必要があるとした。

モンモリロナイト溶解速度モデルに係る検討

モンモリロナイト溶解速度モデルは、ベントナイト-砂混合圧縮成型体 (混合圧縮体) を高アルカリ性溶液 (NaOH 濃度 0.1～1.0 M、イオン強度 1 M) に浸漬させ、高温環境 (50～170 °C) に静置して変質させる試験を実施し、混合圧縮体中のモンモリロナイトの溶解速度を OH⁻活量 a_{OH^-} と温度 T の関数として定式化したモデルである。

当該モデルの地下環境条件 (淡水、塩水、酸化状態、還元状態) への適用性を確認するため、ベントナイト粉末を用いたアルカリ変質試験を実施した。その結果、海水系地下水を模擬したベントナイトのアルカリ変質試験では、生成する二次鉱物が淡水系、脱イオン水系と

異なることが確認されたが、雰囲気条件、溶存イオン種の違いによるモンモリロナイト溶解速度への顕著な影響は認められず、処分場環境条件においても適用できる可能性を示した（平成 22 年度）。

また、処分場環境で Na と共存しうる元素やイオン強度の当該モデルへの影響の可能性について考察を行った結果、二次鉱物生成の観点から Ca、Si、Al の影響について、飽和度の観点から Si、Al の影響について、静電的な効果の観点からイオン強度の影響について今後検討する必要性を示した。また、K の影響についてはほとんどないこと、Mg の影響については処分場レイアウトの観点から当該モデルを用いた評価への影響は少なく、また影響があるにしてもモンモリロナイトの溶解を抑制する方向であることを示した（平成 23 年度）。

アルカリ変質を伴う鉱物モデルに係る検討

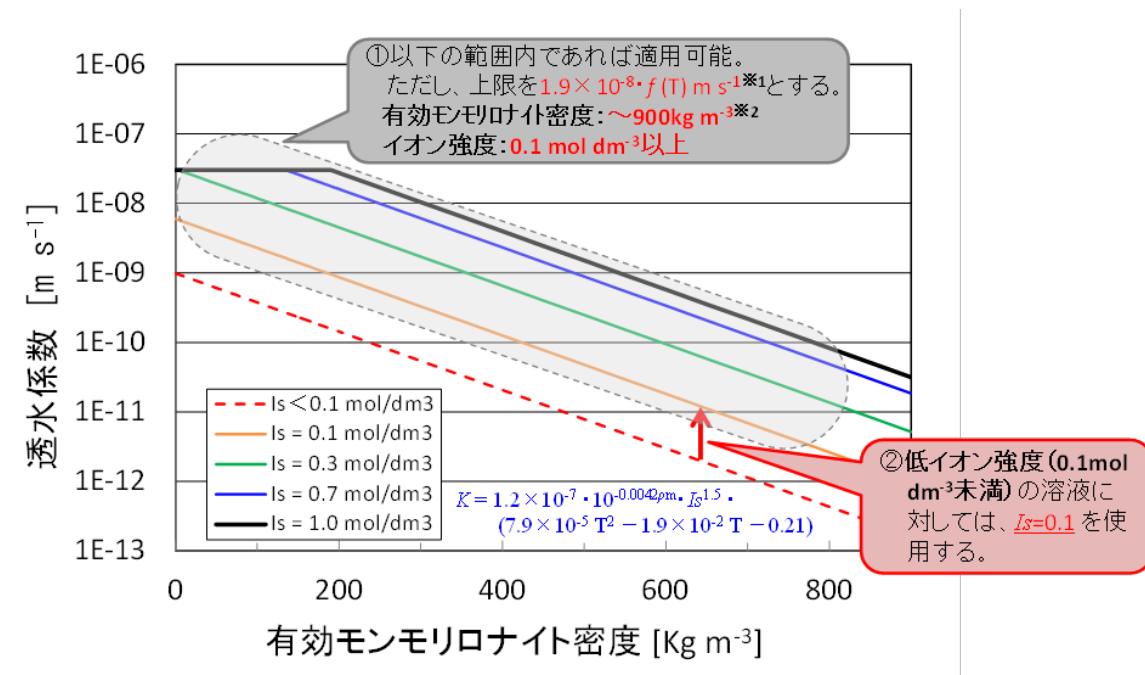
MC-BUFFER には、一般的な地球化学計算に多くの適用実績があるコード PHREEQC を組み込んで利用している。計算に必要となる鉱物モデル（地球化学計算を行う際に考慮する鉱物のリスト、速度論 or 平衡論、速度論モデル）については、既往の研究で報告された情報をベースに、ベントナイトをアルカリ溶液中で変質させた実験結果等を再現するように決定し、これまで整備してきた。当該モデルに関しては、引き続き他の実験結果や観察結果を再現することによる検証事例の蓄積を図るとともに、必要に応じて改良することとした（平成 23 年度）。

ベントナイト透水係数評価モデルに係る検討

当該モデルは、イオン強度、有効モンモリロナイト密度、Ca 型化率を調整して実施した透水試験結果から砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数評価式を整備し、温度補正をかけたモデルである。

当該モデルの淡水／海水環境における適用性、および実際にアルカリ変質した試料への適用性を確認するため、1 M の NaOH 溶液に 90℃ で短期～長期間浸漬させたベントナイト試料に対して、イオン強度の異なる通水液を用いた透水試験を 40℃ で実施した結果、①モンモリロナイトの溶解が進むにつれて透水係数のイオン強度依存性が小さくなること、②100 日以上変質操作を行い、モンモリロナイトがほとんどなくなるほど過度に変質させた試料に対しては、透水係数は $3 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ 程度までしか上昇しないこと、③イオン強度 0.01 mol dm^{-3} と 0.1 mol dm^{-3} の溶液を通水させたときの透水係数に大きな差異が見られないことが確認された（平成 22～25 年度）。

また、これら結果およびモデル作成時の条件を踏まえ、当該モデルの改良案として、①当該モデル式の適用範囲については有効モンモリロナイト密度 900 kg m^{-3} 未満、イオン強度 0.1～1.0 M の範囲とし、その上限値を $1.9 \times 10^{-8} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ すること、②イオン強度 0.1 未満の領域については当該モデル式のイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を設定値とすることを提示した（平成 25 年度）。当該モデルの改良案に係る概念図を図 6.2-7 に示す。



※1 過度に変質させた透水試験により得られた透水係数を基に決定（有効モンモリロナイト密度：ほぼ 0 kg m⁻³、イオン強度：0.01~1.0 mol dm⁻³）

※2 当該モデルを作成時に使用した試料の有効モンモリロナイト密度の上限値

図 6.2-7 ベントナイト透水係数評価モデルの改良案に係る概念図（40℃）

さらに、透水試験における動水勾配の影響の把握および当該モデルへの影響について検討するため、低動水勾配条件下における透水試験を実施した。その結果、透水係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 以上となる試験条件下では、流速と動水勾配の関係からダルシー則の成立が確認されたが、透水係数 $3 \times 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ 程度となる試験条件下では、ダルシー則が成立しているかの判断は難しく、非ダルシー的な挙動が起こる可能性が示唆された。しかしながら、ペクレ数を用いた検討からは、透水係数が $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 未満となる場合は、物質移行は拡散支配になると想定されることから、移流と拡散の両方を考慮した安全解析を行う場合には、（ダルシー則の成立を前提として作成された）当該モデル式を使用しても問題ないことを示した（平成 24、25 年度）。

一連の緩衝材劣化に係るモデルの現状の課題、適用性および今後の整備の方向性

一連の緩衝材劣化モデル、およびコードの適用性、課題については、ベントナイト圧縮体中における陽イオン交換現象に係るモデル化が未整備であること、経験則であるため科学的根拠が不足していること、OH⁻以外のイオン種についてもアルカリ拡散モデルを使用していること等、まだ多くの課題が残っているが、検証計算では概ね実現象が再現できていること等からこれらの課題があることを認識しつつ、現段階では安全評価において緩衝材劣化に係る一連のモデルを使用することとした（平成25年度）。

今後は、平成 26 年度に検討を実施した新拡散評価手法のように、機構論に基づいたモデルを開発して置き換えることが重要である。

(2) 物質移行－変質連成解析コード（MC-BUFFER）に対する検討概要 MC-BUFFER の機能拡充

上述したとおり、平成 22 年度からは、複合的な人工バリア内で起こる現象を評価するため MC-BENT と MC-CEMENT の統合、および炭素鋼腐食影響評価モデルやガラス固化体溶解モデルの導入、熱解析機能やリスタート計算機能の追加等を行い、MC-BUFFER として再整備した。

炭素鋼腐食影響評価モデルの導入については、オーバーパックスの腐食速度について pH との関係で表される炭素鋼腐食反応速度モデルを導入した。このモデルにおいて、腐食速度は最大 $1.5 \mu\text{m/y}$ である。また、鉱物モデルおよび熱力学データベースに鉄鉱物として、Pyrite、Siderite、Wustite、Magnetite、Hematite の追加を行った（平成 23 年度）。

さらに鉄ケイ酸塩鉱物などを考慮するため、鉄鉱物について再検討を行い、Hematite、Wustite を除外し、新たに Goethite、 $\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s})$ 、Chukanovite、Melanterite、Berthierine、Greenalite を鉱物モデルおよび熱力学データベースに設定した。これにより、ベントナイトの初期鉱物組成に Pyrite を設定することができるようになり、さらにオーバーパックス腐食によって緩衝材に与える酸化還元電位等の鉄の影響を考慮できるようになったことから、人工バリア解析におけるオーバーパックス緩衝材支保工の複合的な相互作用を評価できるようになった（平成 25 年度）。

ガラス固化体溶解モデルの導入については、ガラス固化体を含む複合体系を考慮できるよう、MC-BUFFER にガラス溶解速度を伴うガラス固化体溶解モデルの整備を行った（平成 25 年度）。

平成 26 年度は速度定数 k^+ の温度依存性・pH 依存性の考慮や Grambow モデルに係わる $[\text{H}_4\text{SiO}_4]$ に与える濃度の見直し、ガラス固化体から溶出するガラス成分の見直しを図り、人工バリアにおけるオーバーパックス破損後のガラス固化体溶解を考慮した人工バリア変遷挙動解析が可能となった。今後は、モデル検証や計算手法の最適化などモデル適用に係わる検討を深める必要があるとした。

熱解析機能の追加に関しては、人工バリアの性能評価や核種移行評価において重要なパラメータの一つである温度について、これまで MC-BUFFER では境界条件に一定温度としてのパラメータ設定しかできなかったことから、温度境界条件の時間的変化を考慮できる熱解析機能の拡充を行った。これにより、人工バリア体系での解析において熱源となるオーバーパックス領域の経時的な温度変化を再現できるようになった（平成 24 年度）。

リスタート計算機能の追加に関しては、10 万年以上の解析を行うにあたって、評価時間の延長や解析途中での条件設定変更が可能となるように、当該機能を整備した。これにより、隆起・侵食等を考慮した人工バリア評価における時間変化による地下水質の変更が再現可能となるとともに、透水試験における試験条件の変更などにも容易に対応できるようになった（平成 24 年度）。

MC-BUFFER の検証

一連のモデルを含む MC-BUFFER を用いたベントナイト系緩衝材やセメント系材料の長期変質挙動による評価手法の妥当性を確認するため、種々の検討を実施してきた。

上述したセメントディスクの浸漬試験や実際に変質させたベントナイト試料を用いた透水試験等、1 年程度の実験室における試験結果に対して、当該コードを用いた再現計算結果は良い整合性を示すことが確認されてきた（平成 22～24 年度）。

また、十数年程度の試験データを用いた検証としては、仏国 Tournemire の地下施設において、Argillite と呼ばれる粘土層とセメント系材料（コンクリート）が 15 年間接触した試料の観察データに対して、当該コードを用いた解析計算による再現を試みた。その結果、Argillite

領域における一部鉱物の溶解や生成は再現できなかったものの、Argillite 領域における Calcite や C-S-H の生成および Quartz の溶解、ならびに変質厚さが 1cm 以内といった観察データは良く再現することができた。加えて、Argillite 領域での間隙率低下や、コンクリート領域での間隙率増加の傾向についても再現することができた（平成 24 年度）。

さらに、平成 26 年度はより長期のデータを用いた検証として、サールズレイクの 320 万年に及ぶアルカリ条件下の粘土変質に係るナチュラルアナログデータを用いて当該コードの検証を行った。その結果、湖水の異なる各層において、サールズレイクの粘土溶解および二次鉱物への変遷挙動を概ね再現することができた。

以上、これらの結果から、粘土系材料とセメント系材料が共存する実環境での相互作用現象については概ね再現でき、実験室規模、1 年程度の実験に基づくモデルが、より長い時間に適用できる可能性が示唆された。

なお、ガラス固化体の溶解モデルについては、MC-BUFFER に組み込んだものの、その妥当性の検証までは至らなかった。

（3）今後の課題

人工バリアの長期的な変遷を評価するために MC-BUFFER に導入されたモデルのうちいくつかは実験式であるため、緩衝材に係る新拡散評価手法のように、機構論に基づいたモデルを開発して置き換えていくこと、ガラス固化体の溶解モデルも含めて妥当性検証事例を蓄積し、信頼性を確保することが今後重要だと考えられる。また、福島第一原子力発電所事故によって発生した燃料デブリを処分する際の人工バリアとしてベントナイトが適用される場合、本事業で整備した評価手法の一部は、当該デブリ処分に係る評価にも反映可能であると考えられる。

6.3 安全評価シナリオ設定手法の整備

本事業では、処分システムへの影響の要因を3タイプに分類し、それぞれの要因に対するシナリオ設定手法の整備を行った。それは、「建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ（平成22年度～平成25年度に実施）」、「人工バリア変遷に係るシナリオ（平成22年度～平成25年度に実施）」、「地質・気候関連事象に係るシナリオ（平成22年度～平成26年度に実施）」である。これらのシナリオは、人工バリアの安全機能や処分サイトの地質環境、処分事業の適用される工学技術に関する様々な条件や起こりうる現象を考慮して、構築されなければならない。それらの条件や現象、処分場閉鎖後の長期安全性に関係すると考えられる要因は、多岐に亘るため、情報を体系的に整理し、シナリオ整備を進める必要がある。その方法として、原子力機構では、経済協力開発機構／原子力機関（以下、「OECD/NEA」という）の国際FEP（Feature：特性、Event：事象、Process：プロセス、以下FEP）リスト⁽¹⁾に基づき、我が国の処分概念に適合するFEPをリストアップし、それらに関する科学的知見に基づいて、シナリオを整備していくことを基本方針として、上述した3タイプのシナリオ設定手法の整備を実施した。以下に、整備した各シナリオ設定手法に関する研究成果と今後の課題について述べる。

6.3.1 建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ設定手法

高レベル放射性廃棄物等の地層処分の安全評価では、処分場のサイト調査・建設・操業・閉鎖段階で用いられる工学技術の適用により生じるバリア特性への影響を考慮したシナリオを構築する必要がある。安全規制の観点から工学技術の適用に関連したシナリオを構築するためには、地層処分事業に用いられる可能性のある工学技術の情報を把握し、それらの技術の適用に関連した事故または人的要因とそれらが閉鎖後の人工バリア・天然バリアの安全機能に与える影響との関係を整理しておくことが重要と考えられる。

そこで、本研究では、まず、地層処分事業で採用される可能性のある工学技術を、処分場のサイト調査・建設・操業・閉鎖の段階ごとにリスト化し、リスト化した工学技術の特徴、地下施設の製作・施工の作業手順や工学技術適用上の留意点についての技術情報を収集した。これらのうち、工学技術適用上の留意点には、対象とする工学技術に期待される人工バリア・天然バリアを設計上想定する状態にするための役割、および、その役割を発揮するために注意すべき事項について記載した。それらの情報から、各工学技術に起因して生じえる人工バリア・天然バリアの設計上想定される状態から逸脱した状態（以下、逸脱事象）を特定し、その逸脱事象が顕在化した場合のバリア特性の変化、さらに安全機能の喪失・低下につながる影響の連鎖を作成した。さらに、逸脱事象に進展する可能性のある工学技術に関連した事故・人的要因を工学技術の施工手順の情報から特定した。これらの結果を基に、工学技術適用に関連した事故・人的要因によって生じる可能性が考えられる処分場閉鎖後の長期安全性に与える影響の連鎖をシナリオとして提示した。そして一連の整理の結果を、地層処分工学技術の適用に関連したシナリオ構築のためのデータベースとして整備した（平成22年度～平成23年度）。

平成24年度は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地震が発生した場合を想定したシナリオ作成のために、地震による地下施設の被害事例を収集し、各被害をもたらした条件の分析をした。その被害事例の分析結果、処分工学技術の事故・人的要因を起因事象とした安全機能の喪失・低下につながる影響の連鎖の情報、および地震によるサイトの熱、水理、力学及び化学（以下、THMC）への影響に関するFEP情報を踏まえ、地震により人工バリアおよ

び天然バリアに被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。さらに、その地震による考慮すべき事象と処分場閉鎖後の安全機能との関係について整理したシナリオを作成した。

平成 25 年度は、平成 22 年度～平成 23 年度に整理した事故・人的要因および逸脱事象（計 35 事象）ごとに、発生防止対策、検知手段、影響防止対策について情報収集を行った（図 6.3-1 参照）。さらに、逸脱事象に対応する工学的対策技術の適用実績や地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理・分析し、規制側が着目すべき逸脱事象（シナリオ）と着目すべき逸脱事象から除外した事象を区分した。

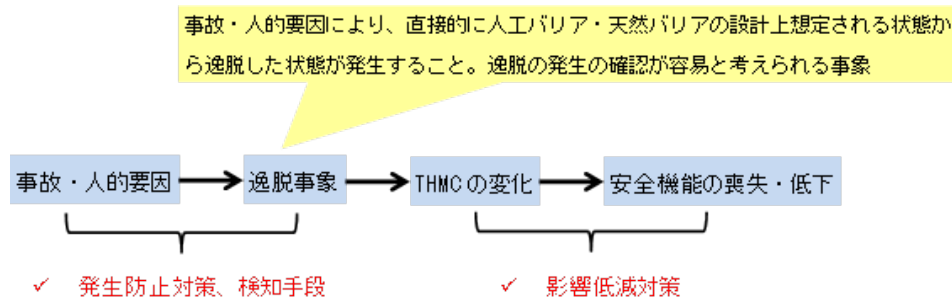


図 6.3-1 事故・人的要因に起因した影響の連鎖

上記の整理の結果、規制側が着目すべき逸脱事象として、計 28 事象（ガラス固化体 3 事象、オーバーパック 4 事象、緩衝材 6 事象、粘土プラグ 5 事象、埋め戻し材 4 事象、母岩掘削影響領域 6 事象）を抽出した。抽出した着目すべき逸脱事象（シナリオ）を表 6.3-1～表 6.3-6 に、また規制側が着目すべき逸脱事象から除外した事象を表 6.3-7 示す。

今後の課題として、建設・操業・閉鎖段階における様々な工学技術の新規知見や新技術の情報、NUMO の進める品質管理に関する情報等を適宜収集・分析し、最新かつ精度を高めた建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ設定手法として整備を進める必要がある。さらに、規制の観点から工学技術の具体的な適用の際に懸念される影響の連鎖（シナリオ）を対象とした影響評価手法の整備が課題として考えられる。

表 6.3-1 着目すべき逸脱事象（ガラス固化体）

逸脱事象	選定理由
核種の混合が不均質なガラス固化体の発生	核種の不均質なガラス固化体の発生を抑制するためには、運転条件と固化体特性の関係を明らかにする技術情報を検討する必要があることが指摘されている。現状では対策技術の有効性が確認されていない。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
ガラス固化体の表面積の増加	ガラス固化体の地上施設でのハンドリング技術は、JNFL により実用化されている。また、基本的な火災への発生防止対策は、他産業において実用化されている。一方、地上施設で用いられるハンドリング技術の坑道内での適用性の確認、および、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災に伴ったガラス固化体の変質	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-2 着目すべき逸脱事象（オーバーパック）

逸脱事象	選定理由
オーバーパック溶接部に過大な残留応力の発生	現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、過大な残留応力の発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、残留応力除去を目的とした新技術の有効性について確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
オーバーパック溶接部に微少キズ発生	現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、微細キズの発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、金属腐食に対して許容される溶接部の微少キズに対する検知手段の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
オーバーパック表面への初期キズ形成と変形	移動物に対する落下・転倒防止対策は他産業においても広く実用化されている。さらに、JNFLにより実用化されているガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的にオーバーパックのハンドリングにも応用可能と考えられる。一方、許容されるキズと変形に対する検知手段の適用性やオーバーパックのハンドリングの坑道内での適用性の確認などが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災に伴ったオーバーパックの溶融、過大な熱応力の発生	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-3 着目すべき逸脱事象（緩衝材）

逸脱事象	選定理由
緩衝材ブロックのひび割れ・剥離	緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。一方、搬送・定置作業については、現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、今後ハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
緩衝材の初期含水比不良	緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。 一方、湧水処理および湿度管理は、他産業で実用化されているものの、坑道内で発生する湧水や坑道内の高湿度を完全に防ぐことは難しい。そのため、湧水および湿度に対する発生防止対策として、「無孔 PEM 容器」により緩衝材を保護する対応と、「緩衝材製作時に密度と含水比を調整すること」により緩衝材自体の機能を高度化することでの対応について、現在検討が進められている。今後、これら対策についての有効性について検討することが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
緩衝材の原位置締固め時の締固め不足	原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。また、今後坑道内での適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
緩衝材の浸食・流出	湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の緩衝材初期含水比に対する適用性確認、緩衝材浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
処分孔／処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響	緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、緩衝材密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-4 着目すべき逸脱事象（粘土プラグ）

逸脱事象	選定理由
粘土ブロックのひび割れ・剥離	現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、粘土ブロックについても同様の工学技術が採用されるものと考えられる。そのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
粘土ブロックの初期含水比不良	湧水処理技術については、他産業で実用化されているが、湧水処理対策の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
粘土ブロックの浸食・流出	湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の粘土プラグ浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響	ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、粘土プラグ密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-5 着目すべき逸脱事象（埋め戻し材）

逸脱事象	選定理由
埋め戻し材の初期含水比不良	緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されている。埋め戻し材製作は、緩衝材ブロックの製作技術を応用することができるが、緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が今後必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
埋め戻し材の転圧不足	緩衝材について原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。埋め戻し材についてもこの技術が応用されることが考えられる。緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による埋め戻し材の密度への影響	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成	空洞形成の対策技術について他産業で実用化されている。しかし、これは坑道の力学的安定性確保を目的とした対策であり、遮水性に関する有効性について、今後確認していく必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-6 着目すべき逸脱事象（母岩掘削影響領域）

逸脱事象	選定理由
調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成	ボーリング孔閉塞作業時の目詰まりに対する発生防止対策は、他産業で実用化されているが、1,000m級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認が必要であるとされている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存	グラウト作業の事故・人的要因に起因した空洞形成については発生防止対策が他産業で実施されているものの発生防止対策の有効性については確認されていない。また、力学プラグ設置面の空洞やズリの残存に対する発生防止対策は現在のところ示されていない。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成	具体的な発生防止対策が示されていないことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
坑道周辺の掘削影響領域の拡大	事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が坑道周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
処分孔周辺の掘削影響領域の拡大	事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が処分孔周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。
火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大	基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。

表 6.3-7 着目すべき逸脱事象から除外した事象

逸脱事象	除外理由
ガラス イエローフェーズガラス固化体の発生	イエローフェーズ発生防止対策を実施したアクティブ試験においては、イエローフェーズの発生は確認されておらず、発生防止対策の有効性が確認されたとの報告がある。このことから除外することとした。
オーバーバック 炭素鋼の延性不足	炭素鋼の製造は製鉄業で実用化されており、日本工業規格の適用により、製品品質のばらつきを小さくすることが可能であり、炭素鋼の延性不足は低い発生確率となることが考えられる。このことから、除外することとした。
緩衝材 スメクタイト含有量の不足	他産業では安定的な品質のベントナイトが提供されており、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることが可能である。このことから、除外することとした。
緩衝材の粒度分布不良	他産業で安定的な品質のベントナイトが供給されており、さらに、緩衝材ブロック製作試験の結果から、製造された緩衝材の品質のばらつきが小さいことが確認されている。このことから、除外することとした。
緩衝材の不均質な施工	吹き付け方式による緩衝材の施工試験が実施されており、ベントナイト単体でも高密度の緩衝材の施工が可能であること、品質のばらつきが小さいことが確認されている。このことから、除外することとした。
力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤	他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策が実用化されており、一定品質のコンクリート建造物の施工が行われている。このことから、除外することとした。
埋め戻し材 力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤	他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策が実用化されており、一定品質のコンクリート建造物の施工が行われている。このことから、除外することとした。

6.3.2 人工バリア変遷に係るシナリオ設定手法

人工バリアの長期変遷事象に係るリスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備は、平成 21 年度までの成果をベースに、平成 22 年度から平成 25 年度に実施した。

我が国の地層処分に係る法的整備状況や処分技術に関する進展により、今後想定される地層処分の事業許可申請を実施するためには、核原料物質・核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律等に基づき、国が実施する安全審査を通して、事業者が行う安全評価の妥当性について判断してゆく必要がある⁽²⁾⁽³⁾。安全評価の妥当性を判断するためには、安全評価手法及び安全評価データを整備すると共に、安全審査に向けた基本的な考え方の整備、シナリオ設定手法の整備や判断指標を策定してゆくことが課題となっている。

また、事業者は安全評価を実施する際に、地層処分システムの処分場閉鎖後の状態を基にして、人工バリア、天然バリアの状態を長期間にわたり変化させる可能性がある一連の事象を想定し、これらを組み合わせた地層処分システムにおける放射性核種の長期挙動を描いたシナリオを使用することで、地層処分システムからの放射性核種移行に対する安全性の評価を行うものと考えられる。これに対応し、安全評価の妥当性を判断するためには、事業者が提示する地層処分システムの安全性に関して確認する必要があるポイント（以下、判断指標）を安全規制の実施の観点から提示することが必要と考えられる。この判断指標は、規制側で必要となるシナリオ設定やデータ評価の方法論、モデル・コードの整備といった体系的な安全評価手法との関連性を見据えて構築しておくことが肝要である。

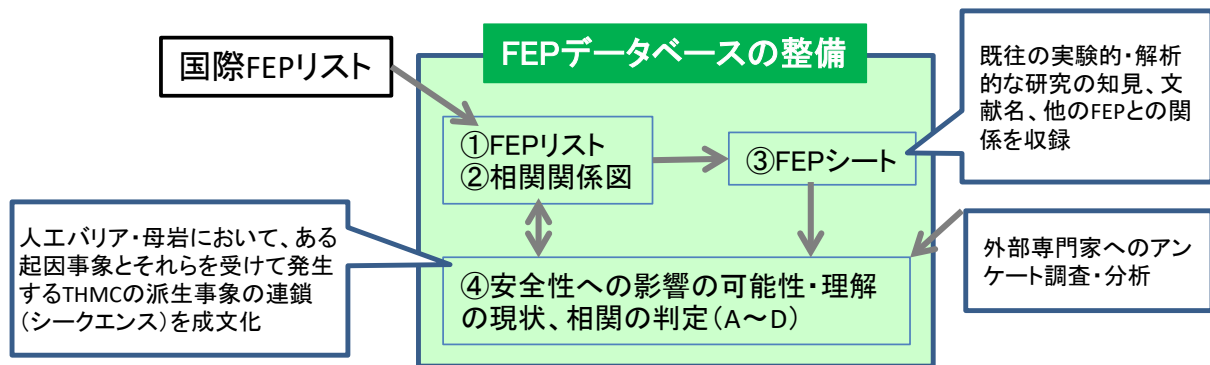


図 6.3-2 FEP データベースの構成

上記に対応するため、平成 21 年度までに、処分場の構成要素である人工バリア、天然バリアそれぞれについて、処分場で発生する事象の流れを網羅的に表現している HLW 地層処分 FEP（Feature：特性、Event：事象、Process：プロセス、以下 FEP）データベースの整理を実施してきた（図 6.3-2）。HLW の FEP データベースは、①FEP リスト、②相関関係図（関連性のある FEP 間の因果関係を図化したもの）、③FEP シート（当該 FEP に関する既往の実験的・解析的な研究から得られる知見情報、他の FEP との関係、参考文献などを収録したもの）及び④安全性への影響の可能性・理解の現状・相関の判定、の 4 項目から構成される。「安全性への影響の可能性」とは、ある起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の連鎖（シーケンス）を成文化したものであり、「安全性への影響の可能性」に関する現状の知見の集約として「理解の現状」が整理され、「理解の現状」の情報を基に影響の有無を判定した「相関の判定」を整備している⁽⁴⁾⁽⁵⁾。

網羅的な観点の一方で、地層処分の安全評価では、処分場の人工バリア、天然バリアについて、放射性核種の閉じ込め機能や移行抑制機能などを適切に評価することが必要と考えられ、こうした「安全機能」を整備中のシナリオ評価手法に導入することはもう一方の観点で

重要と考えられる。放射性核種の閉じ込め機能や移行抑制機能などを示す「安全機能」は、人工バリアや天然バリアの性質や特性により実現されると考えられるため、処分場での人工バリアや天然バリアの長期変遷によって、その性質や特性が影響を受け変化し、期待される「安全機能」が喪失または低下する可能性がある。安全規制としては、このような「安全機能」の喪失または低下を引き起こす要因を把握しておくことで、事業者が実施する安全評価の内容に対して、重要な安全機能にフォーカスした検討がなされているかを適切に判断することが可能となる。

これに対応するため、平成 22 年度には、諸外国及び我が国における安全機能の活用状況に関する調査とともに、地層処分の人工バリアの長期変遷事象などに関して、それまでに整備した FEP データベースに含まれる「安全性への影響の可能性」と我が国において想定されている「安全機能」との関係の整理を実施した。具体的には、人工バリアの「オーバーパック」、
「緩衝材」を対象として、「安全性への影響の可能性」に記載されている派生事象から、それぞれの人工バリアの「安全機能」の喪失・低下に直接的な要因となり得る事象を抽出するとともに、その直接的な要因となる事象に影響を与える起因事象に遡り「安全機能」に至るまでの影響の連鎖の全体フローを作成した⁽⁶⁾⁽⁷⁾。平成 23 年度には引き続き、地下水移行に関する FEP データベース整備として、最新知見の取り込みによる FEP の更新を実施した⁽⁸⁾⁽⁹⁾。

平成 24 年度は、HLW および TRU 廃棄物の地層処分における人工バリア領域の FEP に関して、最新知見の拡充を行い、FEP データベースを更新するとともに、シナリオ設定のために必要な各バリア材の安全機能と FEP との関係を整理した。また、安全評価上重要となる長期変遷事象（オーバーパックの早期破損、緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失、緩衝材の核種移行遅延機能の変化）に対する具体的なリスク論的取り扱いについての方法論について、諸外国の安全評価事例（米国：DOE, DOE/RW-0573, 2008⁽¹⁰⁾、英国：NDA, NDA/RWMD/021, 2010⁽¹¹⁾、スウェーデン：SKB, SR-Site, TR-11-01, 2011⁽¹²⁾、スイス：NAGRA, NTB02-05, 2002⁽¹³⁾、フィンランド：POSIVA, POSIVA 2010-02, 2010⁽¹⁴⁾、フランス：ANDRA, Dossier 2005, 2005⁽¹⁵⁾および、それぞれに付随するサブレポート）を収集・分析した⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾。

平成 25 年度は、これらの全体的な取りまとめとして、人工バリアの安全機能に着目した諸外国の安全評価のレビューを行い、安全機能の位置づけ、設定の考え方、安全機能から設計への展開などに着目した調査を行った。そして、この結果と、これまでの FEP データベース整備からの知見、リンケージ解析のパラメータ設定等を総合的に検討し、考慮すべき安全機能について、安全機能を具体化したバリア性能として定量化するための影響因子への展開とともにまとめた。これらの結果に基づいて、これまで整備してきた「安全機能と安全性への影響の可能性」の内容を、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材について拡張・更新するとともに、FEP データベースに、最新の知見を反映させた。さらに、シナリオ設定手法としてのリンケージ解析への展開と今後の課題についてまとめた。

（１）諸外国の安全評価のレビュー

平成 24 年度には、安全評価上重要となる長期変遷事象として、オーバーパックの早期破損、緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失、緩衝材の核種移行遅延機能の変化に着目し、これらに対する具体的なリスク論的取り扱いについての方法論について、諸外国の安全評価事例について調査を実施した。オーバーパックの早期破損および緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失のリスク論的な評価方法をまとめると以下ようになる。

「オーバーパックの早期破損」

- ・ 早期破損の発生確率または影響の程度を定量的に算出し、基準と比較することで性能

評価に含める事象と含めない事象に区分する方法（米国）

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

「緩衝材の地下水流動抑制機能の喪失」

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

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

平成 25 年度は、これらを踏まえ、安全規制の観点からシナリオ設定手法の妥当性を判断する上で、安全機能とその影響因子との関係を整理し、人工バリアの変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価手法を整備しておくことは重要であるとし、以下の調査を実施した。

スウェーデン⁽¹²⁾⁽¹⁸⁾及びフィンランド⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾⁽²¹⁾⁽²²⁾⁽²³⁾の既往の安全評価では、安全機能の喪失・低下を評価・判断するための定性的、定量的な指標が設定され、その指標の評価がシナリオ設定に活用されている。こうした情報は、本事業におけるシナリオ設定の手法にも有効であると考え、スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価の中で行われている安全機能の喪失・低下の評価手法ならびにシナリオ設定に至る方法について精査した。表 6.3-8 にスウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較を示す。

シナリオ設定方法については、スウェーデンでは、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述することを目的として、FEP 処理により解析に必要な全ての要因として特定された①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③人工バリア・天然バリアの

プロセス、および、④将来の気候の変遷を前提条件とした解析が行われ、4つの事項（気候関連、生物圏関連、地圏の THMC、人工バリアの THMC）が時間スケール毎（掘削/操業期、閉鎖後 1,000 年及び初期の基本的な氷河サイクルの温暖気候期、基本的な氷河サイクルの残り、100 万年後までの氷河サイクル）に示される。それらの解析の結果から、提示された人工バリア・天然バリアの THMC についての不確実性が分析され、合理的に予想される変遷（基本的変遷）が特定されている。その際には、解析から得られた人工バリア・天然バリアの THMC の特性変化が、安全機能に対して有意な影響を及ぼすか否かについて、安全機能指標基準を用いて判断されるとともに、安全機能の喪失・低下につながる見込みに対する見積もりが行われている。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われている。

一方、フィンランドでは、FEP により処分システムの変遷に影響を及ぼし、放射性核種の移行にとって関連性が高いと判断された①処分システムへの外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）、②内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置および人工バリアの設置の効果によるもの）、③処分場システムおよび地表環境の変遷、および、④変遷の道筋の不確実性を考慮した性能評価が行われ、その評価結果から、性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件（特に放射性核種の放出につながる条件および事象）と、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて放射性核種放出シナリオが作成される。

このように、フィンランド、スウェーデンともに、FEP によりシナリオ作成上必要と判断された処分サイトの地圏及び生物圏の初期状態、採用される人工バリアの初期状態を前提とし、想定される将来の気候の変遷等の外的な負荷、および、それら要因を踏まえた人工バリア及び天然バリアの特性やプロセスの変遷を考慮に入れた安全機能への影響を評価するために、性能評価（フィンランド）や基本的変遷の解析（スウェーデン）が行われている。これら性能評価や解析の結果からシナリオを作成するために、スウェーデンでは定量的な基準である安全機能指標基準が用いられているのに対し、フィンランドでは定性的な性能目標と目標特性が用いられていることが異なる特徴である。

指標の導入については、スウェーデン、フィンランドともに長期的な安全機能の評価を目指して、安全機能が満たされているか否かを示す指標が用いられている。スウェーデンでは、その指標に相当するものが安全機能指標であり、その指標をクリアする条件が安全機能指標基準である。この安全機能指標基準を用いて、長期的に変化していく人工バリア・天然バリアの THMC に関する値との比較を行うことで、安全機能に有意な影響を及ぼす可能性のある変遷を導き出している。安全機能指標基準は、安全機能が喪失・低下に直接寄与する指標を設定し、処分システムに予想される THMC の特性変化および不確実性を踏まえ、実験的・解析的理解に基づき導出されている。なお、安全機能指標基準は 100 万年の評価期間を通じて維持すべき定量的な基準であるのに対して、人工バリアの初期状態の基準である設計条件と呼ばれる定量的な基準がもうけられている。設計条件は安全機能指標基準および評価期間中の長期的な変遷に伴う人工バリアの劣化を踏まえ、余裕をもって設定されている。

一方、フィンランドでは、安全機能を長期的に満足させるための目標が「性能目標」（人工バリア）及び「目標特性」（母岩）として表現されている。この性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件の特定、および、逸脱が発生する見込みとその効果の見積もりによってシナリオの分類化がなされている。また、人工バリアの性能目標を観察や測定を通じて検証できるように定性的に表現したものが設計要件である。さらに、性能目標および設計要件を長期にわたって満たすために必要な、設計、建設および製造に使用される詳細な仕様が設計

仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。

フィンランドの設計仕様とスウェーデンの設計条件はともに人工バリアの設計、建設および製造に必要な初期状態の仕様であるが、フィンランドは長期的に設定された長期的な目標を満たす数値として決められているのに対して、スウェーデンは安全機能を直接評価する安全機能指標基準を設定し、人工バリアの劣化を踏まえ余裕を持って設定されていることが特徴である。

表 6.3-8 スウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較

	スウェーデン ⁽¹²⁾⁽¹⁸⁾	フィンランド ⁽¹⁹⁾⁽²³⁾
シナリオ設定手法	<p>基本的変遷の解析により、閉じ込めに関する安全機能に影響を及ぼす様々なプロセスの影響を評価し、処分場で合理的に予想される変遷を記述する。この合理的に予想される変遷は主要シナリオを明確化する上で重要な根拠となる。本解析では、閉じ込めに関する安全機能に対する影響について焦点を当てた解析を行っている。解析の前提条件としては、FEP を考慮した①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③処分場の変遷において支配的な役割を果たす一連の人工バリア・天然バリアのプロセス、④将来生じ得る気候の変遷、を踏まえている。また、評価期間は、1.掘削／操業期、2.閉鎖後の最初の 1,000 年間および基本的な氷期サイクルの初期にあたる温暖気候期、3.基本的な氷期サイクルの残りの期間、4.その後続く、閉鎖後の 100 万年後までの氷期サイクルの 4 つの期間に分けている。</p> <p>解析の結果、a.気候関連の事項、b.生物圏関連の事項、c.地圏に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項、d.人工バリア（キャニスタ、緩衝材、埋め戻し材）に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項を提示している。基本的変遷の解析結果から得られた、それぞれの期間および上記 4 つの事項ごとの不確実性について分析し、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述し、さらに、安全機能に及ぼす影響の面で有意なものか否かの判断を行う。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われる。</p>	<p>設計基準の定義から、設計基準に従う処分場システム（性能目標及び目標特性を満たすように設計要件及び設計仕様に従って設計され建設されたシステム）が、将来の状況が合理的に見込まれる変遷の道筋（設計基準シナリオ）をたどった場合、安全機能は長期的に満たされる。このことは、性能評価により示される。</p> <p>ポシヴァ社では、性能評価を 100 万年の評価期間を 3 つの時間スケール（1. 閉鎖までの掘削及び操業期間、2. 閉鎖後の 1 万年間、3. 1 万年以降の氷期サイクルが繰り返し起こる期間）に分けて行っている。評価は、FEP を考慮した処分場システム及び地表環境の変遷及び変遷の道筋の不確実性を考慮に入れた上で、報告書及び文献に示された既存のデータ及び利用可能な科学的な知見に基づいて行われ、可能な場合は常に定量的な評価が実施される。処分場システムにかかる負荷としては、外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）及び内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置及び人工バリアの設置の効果によるもの）の両方が考慮される。</p> <p>また、性能評価によって性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件が特定され、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。特に、放射性核種の放出につながり得る条件及び事象（偶発的な逸脱）が特定される。これに加え、処分場を破壊し得るきわめて発生の見込みの低い事象及びプロセスがいくつか存在する。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて、放射性核種放出シナリオが作成される。</p>
指標の導入	<p>スウェーデンではシナリオ選定を行うための中核となる指標として、安全機能（処分場の各構成要素が持つ役割）（Safety function）、安全機能指標（安全機能を計るための指標）（safety function indicators）、安全機能指標基準（その指標がクリアすべき条件） safety function indicator criteria）を用いている。安全機能、安全機能指標および安全機能指標基準は、処分場構成要素の特性と長期的動向の理解に基づき設定している。</p> <p>ここで、安全機能は安全性の評価の一助となるものであるが、全ての安全機能指標基準が履行されていること自体が、安全性の実現に関する根拠</p>	<p>フィンランドでは、要件管理システムにより、一連の安全機能（safety functions）、性能要件（performance requirements）、設計要件（design requirements）及び設計仕様（design specifications）を設定している。安全機能は処分場構成要素の役割として定義されている。安全機能は、それぞれの構成要素に対して設定されている性能要件（性能目標（performance targets）（人工バリア）、目標特性（target properties）（母岩））を満たすことで実現される。人工バリアに期待される性能目標を操業段階において検知できるように定性的に表現したものが設計要件である。設計仕様は、性能目</p>

	スウェーデン ⁽¹²⁾⁽¹⁸⁾	フィンランド ⁽¹⁹⁾⁽²³⁾
	を示す上で必要なわけでも、十分なわけでもないとしている。一方、人工バリアの安全性の実現に関係する根拠として、人工バリアの設計条件 (design premises) が提示されている。安全機能指標基準が 100 万年の評価期間を通じて維持すべき基準であるのに対して、設計条件は処分場の初期状態に関する基準であり、評価期間中の人工バリアの劣化を踏まえ、余裕を持って設定されている。設計条件は、安全機能と設計検討事項 (人工バリアの製造、定置、検査の実現可能性、コスト、スピード、環境影響および法規) に基づいて設定される。	標および設計要件を長期にわたって満足させるための詳細な仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。

(2) 安全機能に着目したシナリオ設定手法

体系的な安全評価手法としての人工バリアの変遷に関するシナリオ設定手法を整備することにより、地層処分の事業者が提示する安全評価におけるシナリオ設定が妥当であるかどうかを判断することができるようになることを目指し、①人工バリアの新たな安全機能の提示、②新規知見の FEP への反映、③安全機能につながる影響の連鎖を実施した (図 6.3-3)。これらの設定手法の安全評価への適用については、(3) リンケージ解析への展開の現状と課題に示す。

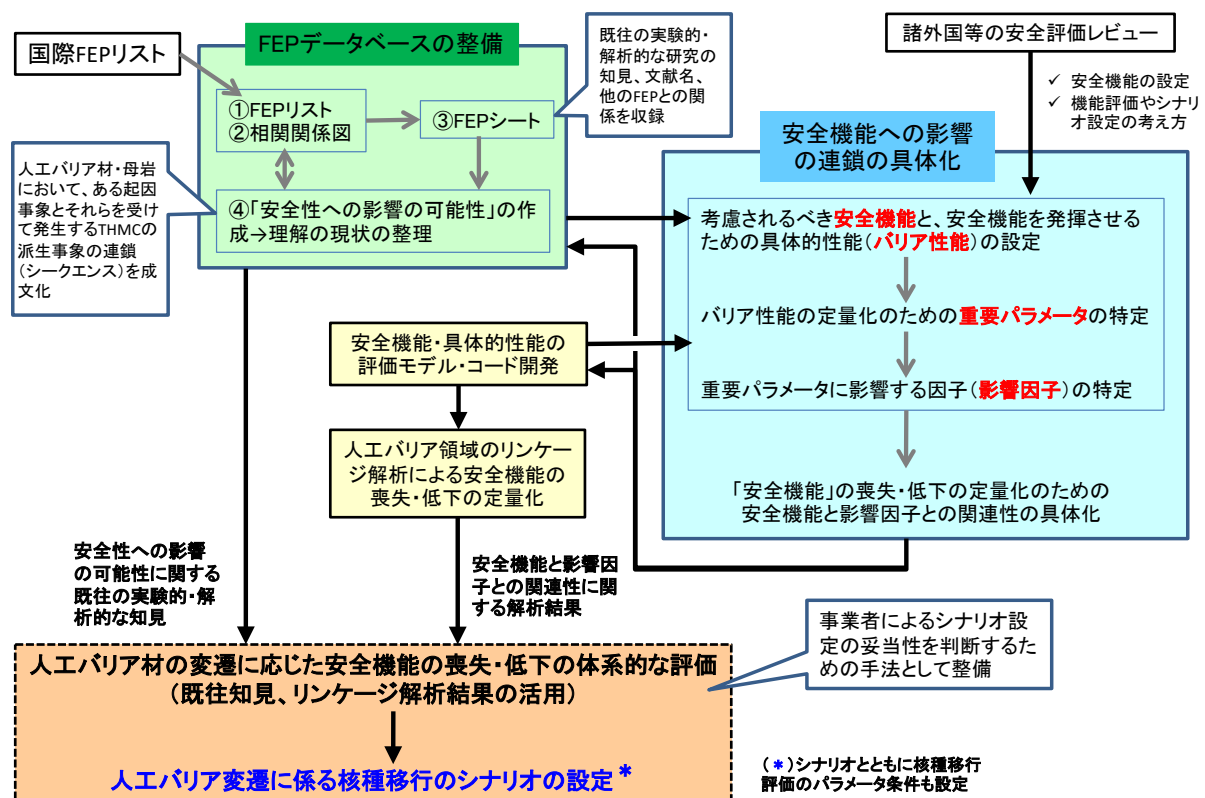


図 6.3-3 安全機能に着目したシナリオ設定手法

①人工バリアの新たな安全機能の提示

地層処分の安全戦略 (概念) の基本的な考え方である閉じ込めと隔離に対応するため、人

工バリアに期待すべき安全機能を適切に設定することは、処分システムの性能評価をする上で重要な着目点となる。人工バリアシステムは、ひとたび放射性廃棄物が定置・埋設された後は、受動的な環境にさらされつつ安全機能が発揮されることから、人工バリアシステムにおける安全機能には独立性の観点とともに、相互関係性の観点での記述を行うことが重要になってくる。この考え方にに基づき、これまでの FEP データベースによる知見や、海外調査事例等から、本事業において、我が国における地層処分の人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）およびその方向の設定について整理した（表 6.3-9）。

表 6.3-9 新たに提示する安全機能、バリア性能、重要パラメータ、影響因子の関係

人工バリア材	人工バリア材の安全機能とその性能を評価するため重要と考えられるパラメータおよびモデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子との関係性				
	個々の安全機能	安全機能を発揮させるための具体的な性能(バリア性能)と望ましい方向	機能・性能を評価するために定量可能なパラメータで重要なもの(重要パラメータ)	モデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子	
ガラス固化体	放射性核種の浸出抑制	(低い)溶解性	ガラス固化体溶解速度	Na、Al、Mg、Fe、FeAl等の珪酸塩鉱物の溶解沈殿速度、反応量、物理化学的特性、初期溶解速度(k0)、間隙水中のSi濃度(Q)、ガラスの疑似的な溶解度(K)、表面積、温度	
オーバーパック	放射性核種の浸出抑制(ガラス固化体と地下水との物理的な接触防止)	(高い)全面腐食耐性	腐食速度	pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度	
		(高い)局部腐食耐性	活性態-不動態遷移pH (pHd)	pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、塩化物イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、温度	
		(高い)水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性	水素脆化割れ、水素誘起割れ発生電位の上・下限値、水素脆化割れ、水素誘起割れ発生下限界応力	pH、溶存水素ガス濃度、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力	
		(高い)応力腐食割れ耐性	応力腐食割れ発生電位の上・下限値、応力腐食割れ発生下限界応力	pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力	
		(高い)平衡荷重耐性	材質、形状	強度、厚さ、自重、傾き	
	(高い)剪断荷重耐性	材質、形状	強度、厚さ、自重、設置角度からの傾きによる応力		
間隙水の還元性維持(オーバーパック近傍の還元性の維持・確保)	(好ましい)還元状態維持性	全面腐食速度	pH、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度		
緩衝材	オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理(力学)的外部プロセスからの保護	(好ましい)オーバーパック腐食環境性	間隙水組成	鉱物組成、乾燥密度、緩衝材厚、pH、Cl濃度、Na、K、Ca、Mg、Feのイオン交換の設定状態、支保工組成、支保工厚、飽和度、温度	
		(好ましい)弾性・塑性	乾燥密度、膨潤力	モンモリロナイト含有率、含水率、Ca型化率、イオン強度、温度	
	オーバーパック位置の保持	(好ましい)弾性・塑性	乾燥密度、膨潤力	モンモリロナイト含有率、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度	
		放射性核種の移行抑制	(低い)透水性	透水係数	有効モンモリロナイト密度、イオン強度、Ca型化率、温度
			(低い)コロイド透過性	間隙径(分布)	有効モンモリロナイト密度、イオン強度
			(高い)核種収着性	分配係数	有効モンモリロナイト密度、イオン強度、Ca型化率、温度
	放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)的プロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など)	(低い)核種拡散性	拡散係数	有効モンモリロナイト密度、間隙率、イオン強度、Ca型化率、温度	
		(高い)自己シール性	膨潤力(膨潤率)	モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度、外圧	
微生物の除去		(高い)侵入阻止性・排除性	膨潤圧	モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度	

- 人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能については、バリアの相互関係性に関連する安全機能の観点から、早い段階から記載されることは少なかったが、「他のバリ

アの保護」機能を代表として、海外事例の調査結果により示された安全機能に着目した機能を整理して提示した。また、各安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）およびその方向の設定について、オーバーパックおよび緩衝材に必要となるバリア性能について、腐食形態ごとへの細分化、還元性環境維持、核種移行抑制機能の阻害プロセスからの保護などの観点により、その内容について検討した。

- ・ 概念としての安全機能と、指標としての定量可能なパラメータとを結びつけることを可能とするため、重要パラメータを各バリア性能に対して設定した。重要パラメータは、海外事例の調査結果において、「性能指標」、「安全機能指標」、「性能目標」等の表現で示されているものに相当すると考えられる。特に、前述した腐食形態ごとに設定したバリア性能では、腐食耐性や割れ耐性といったバリア性能に対し、全面腐食とそれ以外の腐食形態で重要と考えられるパラメータについて詳細に検討し、腐食速度とその形態の発生要因とに分割する考え方を示した。また、バリア性能の定量化を図る際には、その重要パラメータが、バリア性能間で共通するケースがあり、重要パラメータの変化がバリア性能の向上に一律かつ一方的に望ましくならないことを考慮せざるを得ないことも示した。このような場合には、バリア性能の方向性として「好ましい」と表現し、その例として、還元環境の維持に対する「全面腐食速度」、オーバーパックの腐食耐性や割れ耐性に対する「間隙水組成」を示した。
- ・ これらの整理の内容を踏まえ、人工バリアをシステムとして機能させた場合のそれぞれの人工バリアの安全機能の喪失や低下の定量化の評価へと結びつけるため、重要パラメータを導出するために用いられるモデルやデータベースに入力される影響因子（導出手法が提示されている場合はその入力変数、未確定の場合には影響すると考えられる変数）を明確化した。これらの影響因子は、海外事例の調査結果において、「安全機能指標基準」、「設計仕様」等の表現で示されている値や範囲を、実験的、解析的な手法による結果から反映させるために用いられるものに相当すると考えられる。そして、影響因子についても、上述の内容と同様に、それぞれのバリア性能に対する影響因子が一方的かつ一律にそれぞれの重要パラメータに影響を与えるわけではないため、重要パラメータごとにそれぞれの因子の影響の方向と程度を評価することが必要になってくる。

②新規知見の FEP への反映

安全規制の観点からのシナリオ設定手法の妥当性の判断を目的として、HLW および TRU 廃棄物を対象に、平成 22 年度より FEP データベースの整備を行ってきている。FEP データベースは「FEP リスト」、「相関関係図」、「FEP シート」および「安全性への影響の可能性」から構成される。地層処分場での物理化学的特性や現象に関する知見を基に、ある起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を可能な限り網羅的に「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、シナリオとして取り込む必要性や影響の有無を「相関の判定」として判断している。一方、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する知見の拡充に伴い、処分場内における現象や特性の理解が進み、これら理解の進展に合わせて FEP データベースを更新していくことが重要である。平成 23 年度には、2008 年までの知見で使用されている文献のうち、ジャーナルや学会の議事録集 (Proceedings) など、2009 年以降も定期的・継続的に発行されているもの、地層処分を検討している諸外国から 2009 年以降に公開されている安全評価書、INIS 検索で上記の HLW、TRU 廃棄物の人工バリア材が対象となっているものを新規知見の対象とし、FEP データベースを更新した。

平成 25 年度には、安全研究センター内部の専門家に対して、「安全性への影響の可能性」に対応する新規知見に関する情報の収集、および、「関連の判定」の妥当性についての意見を収集し、これらを分析することで、FEP データベースの更新を行った。その成果の概要を以下に示す。

- ・ 専門家の意見や新規知見により、現状の「関連の判定」が妥当であると判断された事例がほとんどであった。新規知見は、そのほとんどが、「安全性への影響の可能性」に示された起回事象とそれを受けて発生する派生事象の関係に対して、新たな条件下で実験や解析を行った内容であり、現状の「関連の判定」が妥当であると判断された。
- ・ 現状の「関連の判定」を変更する必要があると判断された事例は、7 事例確認された。そのほとんどが、現状の関連の判定における“場合分け”が適切でないものであった。「安全性への影響の可能性」に記載された影響の連鎖が、複数の異なる前提条件によっては、「関連の判定」が異なる場合に、関連の判定における“場合分け”が用いられている。
- ・ 「安全性への影響の可能性」の影響の連鎖の記述内容が、実際に処分場内で発生すると考えられる現象と解離していたり、記述内容が分かり難い事例が確認されたりした。これらについては、専門家の意見に従い、修正を行った。

③安全機能につながる影響の連鎖

人工バリアの変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価を行うためには、安全機能につながる影響の連鎖を図化し、明確化することが有効である。そこで、平成 25 年度には、①で整理した「人工バリアの安全機能とその影響因子の関連性」と②で整理した「安全性への影響の可能性に記載されている起回事象と派生事象の連鎖」に関する情報を基に、「安全機能の喪失・低下に至るフロー図」を作成した。

ガラス固化体では低い溶解性の低下に至るフロー図を 1 つ、オーバーパックでは応力腐食割れ耐性、局部腐食耐性、水素脆化割れ・誘起割れ耐性、平衡荷重耐性、せん断荷重耐性、および、間隙水の還元性維持に関するフロー図を計 7 つ、緩衝材では化学的・物理的外部プロセスからの保護に関する好ましいオーバーパック腐食環境性と好ましい弾性・塑性、オーバーパックの保持に関する好ましい弾性・塑性、低い透水性、低いコロイド透過性、高い核種収着性、低い核種拡散性、高い自己シール性、高い微生物の侵入阻止性のフロー図を計 9 つ作成した。一例として、ガラス固化体の安全機能「放射性核種の浸出抑制」について図 6.3-4 に示す。ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制は、溶解特性が変化することで低下する。ガラス固化体の溶解特性には、地下水組成、ガラス固化体の化学特性、ガラス固化体のひび割れの進展の影響を受ける。さらに、ガラス固化体の崩壊熱によって、地下水組成、ガラス固化体の化学特性、ガラス固化体のひび割れの進展が変化する。

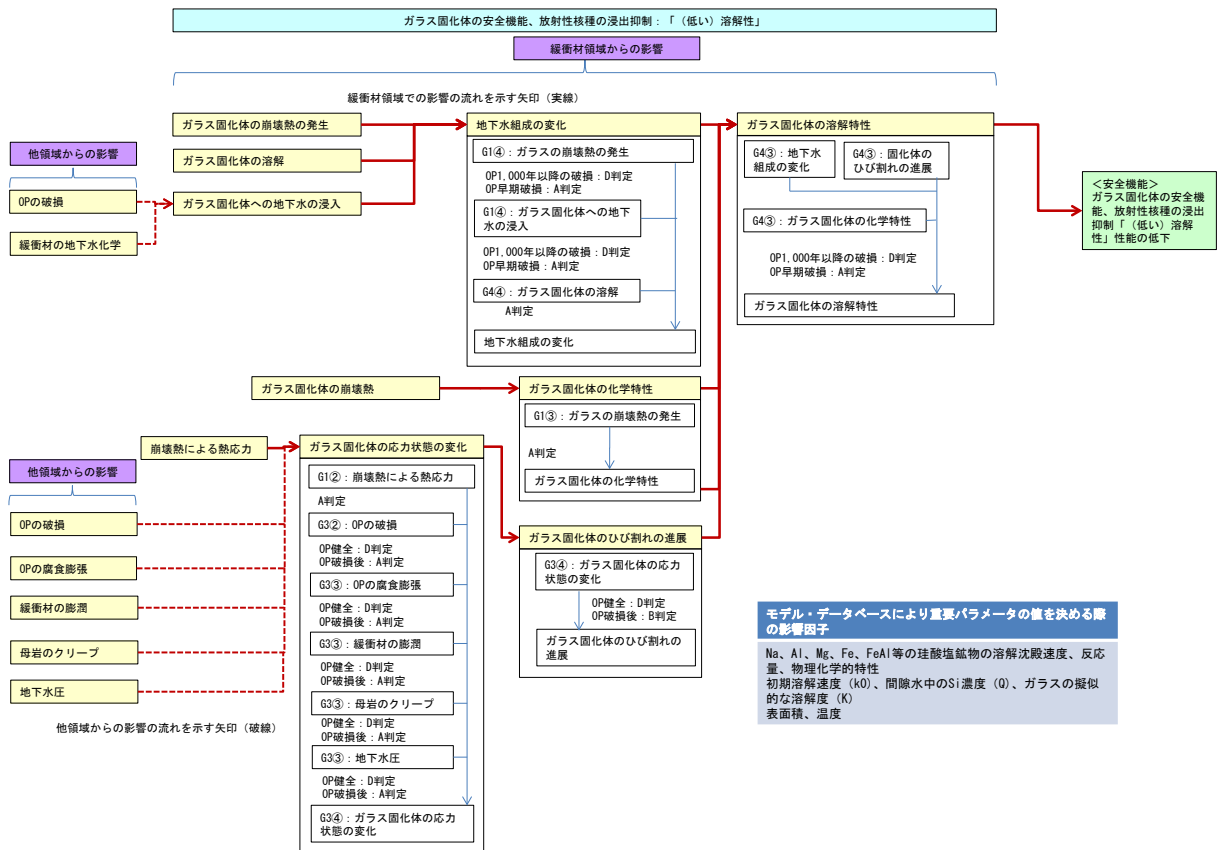


図 6.3-4 ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い)溶解性」の低下に至るまでのフロー図

(3) リンケージ解析への展開の現状と課題

安全評価は、処分施設の性能の評価ならびに人の健康と環境に対する放射線影響の可能性の定量化であり、施設およびその構成要素（人工および天然バリア）の劣化を生じさせる閉鎖後の漸進的プロセス、また、廃棄物の隔離に影響を及ぼし得る非定常に生じる擾乱事象（例えば、地震、断層運動および偶発的な人間侵入）から生じる影響を評価する。

処分施設の性能の評価においては、処分システムの記述を基にして評価が進められる。処分システムの記述は、システムの構成要素、安全機能、システムの初期状態から予想される変遷（以下「内的要因」）と、どのタイミングでどの程度の規模が起こるのか予測しにくい境界条件としての事象（以下「外的要因」）の両方に対してシステムの構成要素がどのように割り当てられた安全機能を果たし続けられるのかについて行われる。

このためには、処分システムに影響を与えるかもしれない THMC（放射線学的、生物学的プロセスも含む）、システムの構成要素間で生じるかもしれない相互作用、システム構成要素およびそれらのインターフェースの特性および挙動の時間とともに起こる可能性のある変化、さらには、どのように要素の劣化、環境の変化が起こるか、そしてそれが処分システムの構成要素に対して及ぼす影響について記述する必要がある⁽²⁴⁾。

シナリオは、処分システムにおいて起こり得る様々な変化に関する記述であるため、「評価ケース」を評価の目的と背景に沿って特定し定義することが重要である。評価ケースは、処分システムにおいて合理的に起こり得る変遷を包絡するものである必要があり、シナリオの選択およびそれに基づく適切な評価ケースの選択の論理的根拠が非常に重要となる⁽²⁴⁾。

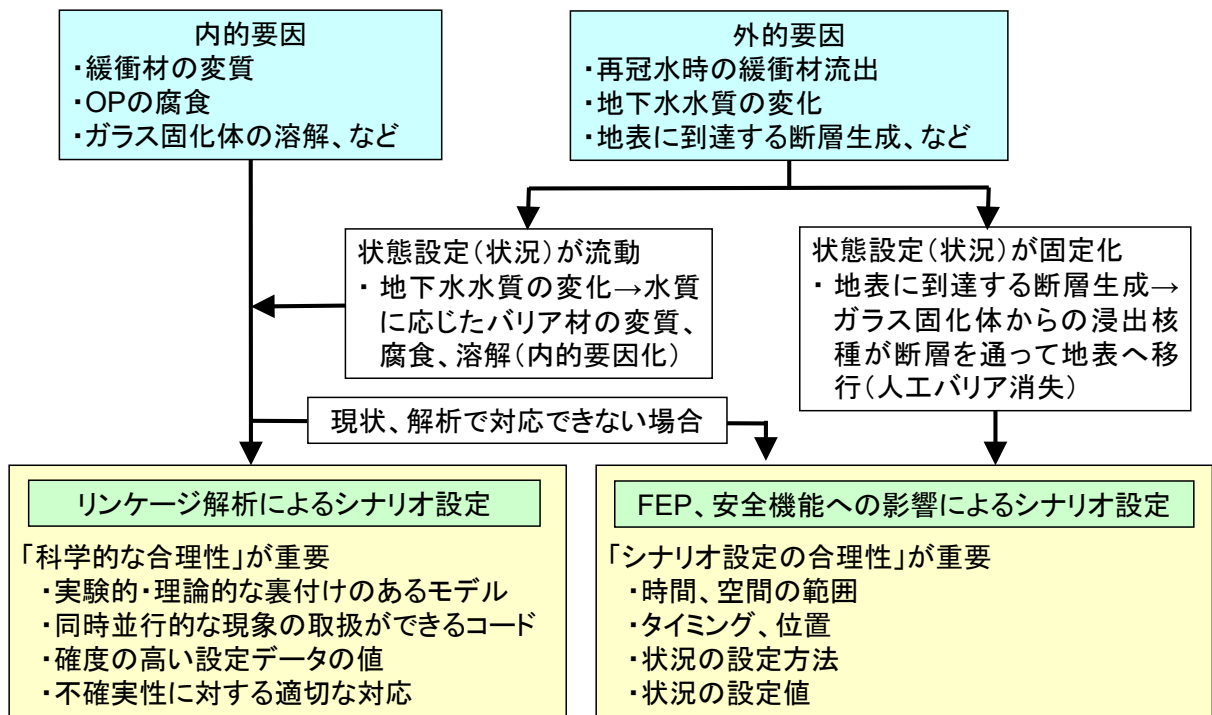


図 6.3-5 リンケージ解析に対するシナリオ設定の展開

人工バリアの長期変遷事象に関するシナリオは、網羅性を重視した視点でこれまで蓄積されてきた FEP データベースの中から、発生頻度や影響の度合いを勘案し、対象となるシーケンスの中から標準的なシナリオと核種移行フラックスに影響しそうなシナリオを選択する設定手法と、リンケージ解析の結果から、ある初期条件を起点として時間的・空間的に変化する人工バリア領域の状態を設定し、その状態設定に対応させることで、パラメータ間に矛盾の少ないシナリオ設定手法の 2 つの手法を適用した核種移行解析（安全評価）を、これまでは特に連携させることをそれほど意識せずに、比較的独立した評価ケースを設定して進めてきた。しかしながら、今後はこれら 2 つの手法を適切に連携させてシナリオを設定することが重要であることと考へ、**エラー！参照元が見つかりません。**に現状のリンケージ解析を含む包括的なシナリオ設定手法をフロー図として表した。

ここで、内的要因には、緩衝材の変質、オーバーパックの腐食、ガラス固化体の溶解など時間の経過とともに通常生じ得る事象であり、処分システムが置かれた地化学環境や人工バリアの構造・構成などの設計、施工の状態を出発点として受動的に変遷していく象が含まれる。これらの事象は、初期の処分システムのあり方、つまり、初期条件に起因する要因に基づくものと理解できる。

一方、外的要因には、再冠水時の緩衝材流出、地下水水質の変化、地表に到達する断層生成など時間の経過にかかわらず、徐々に変化するのではなく（あくまでも長期の時間スケールに対し）、あるタイミングで突発的に発生する事象であり、処分システムの置かれた地化学環境や人工バリアの構造・構成を能動的に変遷させて行く事象が含まれる。これらの事象は、初期の処分システムのあり方に係わらず、あり方そのものに影響を与えることから、境界条件に起因する要因に基づくものと理解できる。

これら 2 つの要因に対し、リンケージ解析では、内的要因に関するシナリオ設定により科学的合理性を付与することを寄与することを目指して開発してきている。それは、リンケージ解析においては、より現実的な評価にする必要から多数のパラメータを伴う連成現象を含む計算を取り扱っており、また、使われるデータとモデルについても、できるだけ処分システムの性能の現実的な描写に実際につながるような条件設定の実験、あるいはデータベースからのフィードバックを裏付けとして持っているからである。しかしながら、現状のリンケージ解析で取り扱える事象は、内的要因のうちでも、力学などの要因を除いた一部に過ぎない。さらに、**エラー! 参照元が見つかりません。**に示したように、外的要因の一部の事象（例えば、地下水水質があるタイミングで変化するような状況）に対応できるように改良を進めているものの⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾、多くの外的要因をリンケージ解析に直接取り込むことは実現できていないし、また現実的ではない。これらの外的要因事象については、FEP や本章で整理した安全機能への影響をシナリオ化して適用するのが現実的である。ただし、シナリオ化に当たっては、シナリオ設定について、各事象の時空間分布、タイミングや位置、状況の設定方法や設定値に対し、十分な合理性を付与することが必要になるものと考えられる。

今後は、(2) の③で整理した網羅性を背景とした安全機能に繋がる影響の連鎖において、リンケージ解析がどの範囲をカバーしているのかを十分把握した上で、今後カバーすべき事象を、モデル化の可否、困難度、バリア性能への影響度、を考慮しつつ進めていくことが重要になると考えられる。

6.3.3 地質・気候関連事象に係るシナリオ設定手法

高レベル放射性廃棄物等の地層処分地層処分では、地震、火山等の地質・気候関連事象による処分施設の破壊や著しい特性の変化の影響はサイト選定により回避され、あるいは、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計により、このような地質・気候関連事象による処分システム（天然バリア及び人工バリア）内の特性変化の影響を極力抑えなければならない。そのため、地層処分の安全評価では、地質・気候関連事象の発生が処分システム領域における地質環境の THMC 特性に与える影響を評価する必要がある。

平成 21 年度までに原子力機構では、サイトを特定しないジェネリックな条件のもと、我が国で想定される地質・気候関連事象の発生が THMC 特性に与える影響の伝搬プロセスの具体化及び細分化、FEP 相関関係図の作成、及び既往文献の知見からシナリオに取り込む事象抽出のための定性的な判断を成文化した「安全性への影響の可能性と相関の判定」にかかわる FEP データベースの整備を進めた。その結果、処分システム領域の THMC 特性に影響を与える可能性が考えられる事象の組み合わせが 177 存在することを示した。

平成 22 年度は、原子力機構が作成した FEP データベースの技術的信頼性を向上させるため、データベース中の事象の細分化方法、FEP 相関関係図の作成方法の妥当性、「安全性への影響の可能性と相関の判定」の根拠となる知見・データの代表性と適切性に関して外部専門家にアンケート調査を実施し、調査結果を集約した。平成 23 年度から平成 24 年度においては、FEP データベースへの新規情報及び知見の拡充を図るため、地震に関しては前年度に発生した東北地方太平洋沖地震、火山に関しては新燃岳の噴火等に関連する最新情報・知見を収集した。

1) さらに、平成 22 年度から平成 23 年度においては、地質・気候関連事象の発生が THMC 特性に影響を与える可能性が考えられる 177 事象を対象に、既存モデル（モデル式、入出力データ等）を調査し、その情報をもとに各 THMC の特性変化を評価するための既存モデルの組み合わせによる入出力データの関係性や計算の成立性を分析・整理し、177 事象全体を概観した計算構造として取りまとめた（図 6.3-6 参照）。

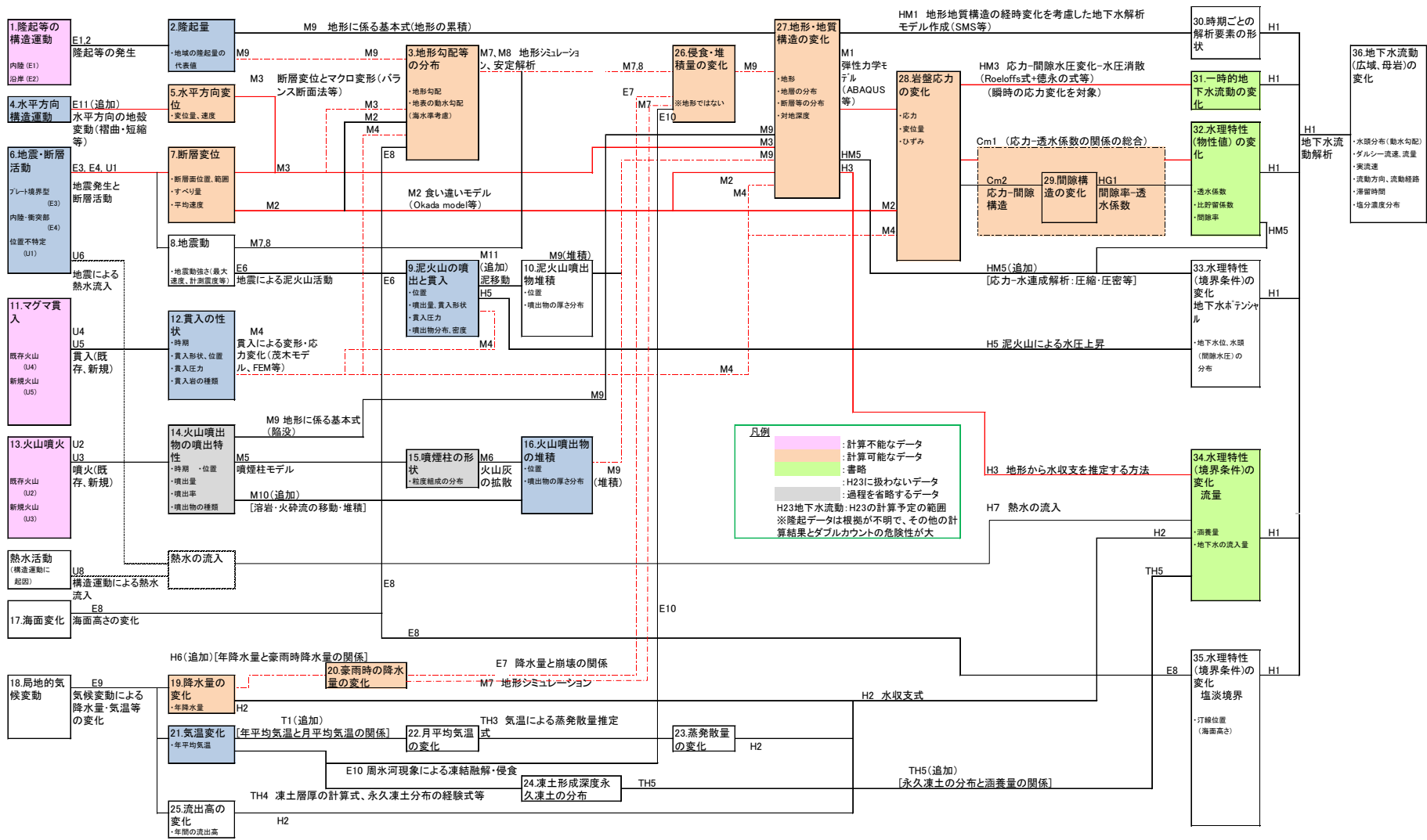


図 6.3-6 地質・気候関連事象による THMC 特性変化の計算構造例 (力学-水理計算構造の例)

平成 25 年度～平成 26 年度は、これまで原子力機構が整備してきた地質・気候関連事象に関わる 177 の事象のうち、処分施設へ直接的な影響を及ぼす事象（直撃により廃棄体が直接破損に至る事象）に該当するものについてシナリオの整理と影響の評価手法の整備を行った。処分施設への直接的な影響には地震活動や火山活動、泥火山やマスマーブメントなど隔離機能への影響が懸念されるものとして 23 事象が存在する。これらについては文献調査・概要調査によって事前に回避されることとされているが、事象によっては、将来、活動規模や活動範囲が変化するため、回避しきれない不確実性が残されている。このため、回避しきれない事象の影響にかかわる評価シナリオを図 6.3-7 の手順に従って検討・設定した。

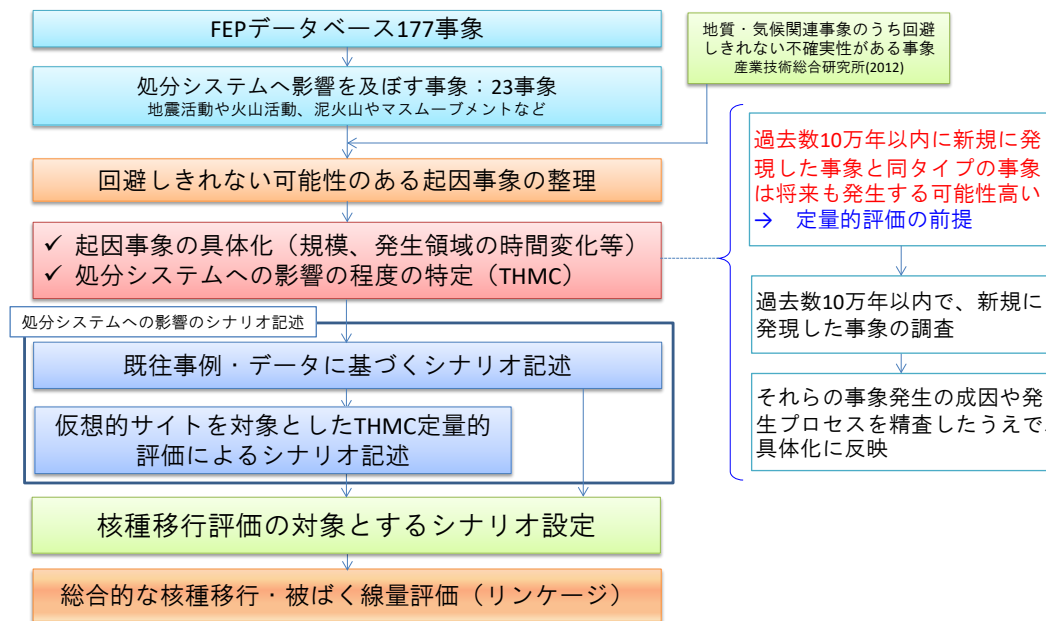


図 6.3-7 回避しきれない事象が発生した場合の評価シナリオの設定方法

図 6.3-7 に示すように、まず処分施設に直接的な影響を及ぼす 23 事象のうち、回避しきれない可能性のある事象について既往の研究事例をもとに起因事象発生の規模・発生領域の時間変化等について具体化を行った。そしてこの新規に発生する事象についてその発生規模を明確にしたうえで、想定規模の事例・データに基づき、処分システム（処分施設及び移行経路）への影響について影響の連鎖を含めてシナリオの記述を行った。このうち、処分施設への影響を定量的に評価することが可能な事象については、仮想的なサイトに対して境界条件を設定し、地下水流動解析を実施することとし、状態設定が困難なものについては、事例データに基づき影響量の設定を行い、核種移行評価に必要なシナリオを設定することとした。

平成 25 年度は、これらの事象のうち、隆起・侵食に伴って処分施設の対地深度が変化した場合の処分施設への影響シナリオを設定し、地下水流動解析を行うとともに核種移行評価を実施した。解析ケースとしては、一様隆起・侵食有り/無しの場合と傾動隆起・侵食有り/無しの場合を想定した。その結果、傾動隆起および一様隆起ともに、移行距離に与える影響は小さいものの平均流速に関しては、地表接近に伴う処分施設周辺の透水係数が増加するため、いずれのケースも大きくなる結果となった。ただし、傾動隆起の場合、侵食有りの場合、侵食無しの場合に比べると時間の経過とともに地形勾配の変化幅が小さいため、一様隆起の場合に比べると侵食有り/無しによる平均流速への影響は小さい結果となった。

平成 26 年度は、これらの事象のうち、地震活動については派生断層の発生・成長に伴う処分施設への直接的影響シナリオ、火山活動については火山噴火に伴う処分施設の廃棄体の地

上への放出とそれに伴う核種移行評価シナリオを検討した。なお、その他の事象については仮想的なサイトを対象とした THMC に関する状態設定が困難であることから、事例に基づくシナリオ整理を行った。地震活動については、将来、主断層から回避されたはずの処分施設を地下に伏在していた分岐断層が成長・直撃し、さらにバックスラストの形成により地表から酸化性地下水の流入の可能性を想定し、処分施設への影響解析・評価を行った。解析では、分岐断層が処分施設を直撃した際、深部から被圧されていた熱水がコサイスマックに流入する可能性についても影響シナリオとして設定した。地下水流動解析の結果、分岐断層が処分施設を直撃した場合、断層中央部と断層上流部の処分施設において平均流速が増加しするとともに断層が直撃しない場合と比べて核種移行経路に変化が現れる結果となった。また、バックスラストが形成され、地表に到達した場合、地表から地下深部に向かう地下水流速が生じることが確認され、酸化性地下水が地下深部へ流入する可能性が示唆された。

今後の課題として、地質・気候関連事象に係るシナリオ設定手法を構成する FEP データベースにおいては、地質・気候関連事象に関する最新の知見や事例データを拡充するとともに、地域性を踏まえた地質・気候関連事象の発生とそれに起因した THMC 特性への影響の連鎖に関する精査が必要である。また、平成 26 年度までに隆起・侵食や地震活動の発生による地質環境内の地下水流動や水質等の変化を対象とした影響評価手法を整備したものの、それらの各種モデル・コードの精緻化や多様な地質・気候関連事象や地質環境の条件下での感度解析は今後も必要である。さらに、未対応である地質・気候関連事象の発生による THMC 特性の影響評価手法の整備も今後の課題である。

6.4 総合的安全評価手法の整備

6.4.1 安全評価手法の体系化

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

平成 22 年度以前では、人工バリア領域の状態変遷や核種移行パラメータの設定は、サイトが未確定であることもことが大きく影響してはいるものの、各人工バリア材の変遷やその変遷と他のバリア材に与える影響とを関連させることなく、少なからずシナリオの設定に頼り、現実的であることよりも保守的な設定とすることが多かった。本事業においても、特に、この前事業に相当する受託調査では、人工バリアの変遷を評価するモデル間のみならず、人工バリア評価のモデル群と安全評価コードとの入出力が整理できていないこともあり、条件設定を定性的、半定量的に設定した部分が多かった。

平成 22 年度より、こうした点を踏まえ、人工バリアの変遷を評価するモデル間の関係を、それらモデルに必要な入出力データや共通的に使用される条件データに着目して整理を行い、安全評価手法の体系化に取り組んできた。また、これら人工バリアに関するモデル群から出力されるデータと安全評価コードとの関係についても、より詳細に整理を行った。これらの整理により、どの評価モデルにどのような条件データや入力データが具体的に必要かが明確化されるとともに、各モデルや評価手法がどのような相互関係で全体の評価手法が構成されているかも整理することができた。このような整理を行うことにより、ある評価を行おうとしたときの初期の条件設定が、どのように人工バリアの状態変化や核種移行パラメータ、核種移行フラックスに波及してゆくのかを、十分な追跡性を持って把握できるようにすることが可能になった。さらに、感度解析による重要度分析などによって、ある評価における重要因子が抽出された場合、その因子の重要性（感度）がどのような条件の要因（例えば、間隙水中における Mg^{2+} イオン）に基づいているのかというような遡及的な検討を可能としたことも非常に重要な成果である。平成 23 年度では、以上のようなリンケージの考え方にに基づき、比較的想定しやすい現実的な初期条件の設定による試算を行い、課題の抽出を行った。以上の検討を反映して平成 24 年度に人工バリア内の各要素間のリンケージを図 6.4-1 に示すように体系化した。

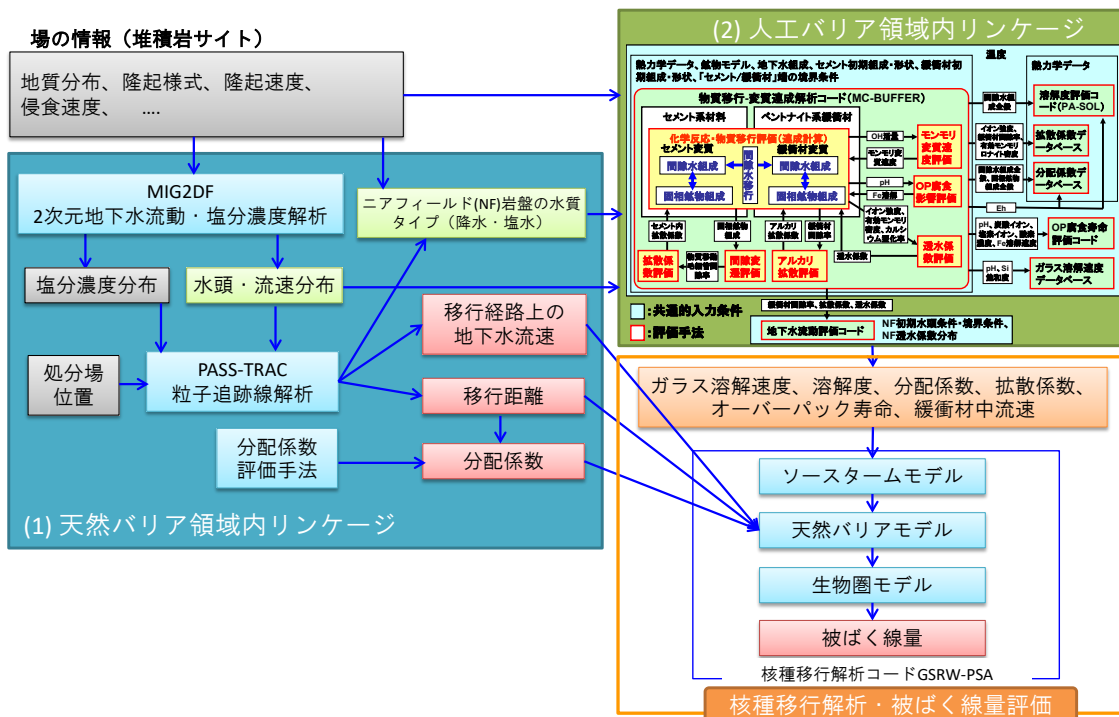


図 6.4-2 隆起・侵食を対象とした安全評価の体系化

6.4.2 安全設計及び安全評価の基本的考え方の整理

(1) 安全評価の基本的考え方の整理

平成 22 年度においては、旧原子力安全委員会「放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項」⁽¹⁾において提案された線量／確率分解アプローチに着目し、余裕深度処分の安全評価の考え方で採用されている自然過程に係る 3 つのシナリオ分類（基本シナリオ、変動シナリオ、稀頻度事象シナリオ）を我が国の地層処分に導入する際に必要となるシナリオ設定の基本的考え方について、地層処分と余裕深度処分の安全戦略の違いもふまえて検討した。

地層処分で考慮／排除すべきシナリオ設定の考え方

地層処分で考慮すべき評価シナリオは、基本的に余裕深度処分の評価シナリオと同様のものであると考えられる。余裕深度処分と同様に地層処分においても、自然過程による公衆の被ばく経路としては、地形変動等による廃棄体と人との接近（接近シナリオ）と、地下水を介した放射性核種の移行（地下水移行シナリオ）が考えられる。このうち接近シナリオは、火山・断層活動等の急激な作用により埋設施設が破壊され廃棄体と人との接近を引き起こすものと、隆起・侵食等の緩慢な作用により廃棄体と人との接近を引き起こすものとに分類できる。地下水移行シナリオについては、余裕深度処分と同様に地層処分においても必ず想定される事象であり、安全評価を行うことが求められる。ただし、比較的短い時間スケールにおける埋設施設の破壊など、放射性物質の著しい放出を伴う地下水移行シナリオについては、排除すべきシナリオに分類されることも考えられる。

一方、地層処分は「隔離」を行う処分であることから、接近シナリオについては基本的に埋設施設の立地によって排除されるべきと考える。接近シナリオを排除すべき時間スケールとしては、隔離の対象となる HLW 等の放射能あるいは放射性核種濃度が、人との接近の観点からリスク源として許容されるレベルに低減するまでの期間であり、この「レベル」につい

ては今後議論が必要である。今後は、排除すべき接近シナリオ等の範囲、すなわち自然事象とその事象発生による処分システムに与える影響のシーケンスの範囲を特定し、その評価のために採用する方法論を明示することが重要である。

また、余裕深度処分の安全評価におけるシナリオ分類は、a)基本シナリオ、b)変動シナリオ及びc)稀頻度事象シナリオは、それぞれ以下のように定義されている。

- a) 基本シナリオ：発生の可能性が高く通常考えられるシナリオ
- b) 変動シナリオ：発生の可能性は低いが、安全評価上重要な変動要因を考慮したシナリオ
- c) 稀頻度事象シナリオ：発生の可能性が著しく低い自然事象

余裕深度処分と同様に、地層処分においても安全評価が求められる地下水移行シナリオについては、a)とb)の考え方にに基づきシナリオ設定を行うことが適当と考える。

一方、接近シナリオに関しては、火山・断層活動や隆起・侵食作用に関して比較的信頼性の高い評価が可能な時間スケールについては立地で排除し、評価の不確実性が高くなる、より長期の時間スケールについては稀頻度シナリオとして安全評価を行うことが適当と考える。こうした接近シナリオの起因事象についての発生可能性等の評価は、サイトにおける過去の履歴データに基づいて行われることから、評価の不確実性は時間スケールによって異なる上にサイトにも依存するものの、一般的には、数万年の将来の時間スケールであれば比較的信頼性の高い評価が可能とされている。

以上をふまえた3分類シナリオ設定の考え方の一案を表 6.4-1 に示す。

表 6.4-1 自然過程による被ばくシナリオとその対応

被ばくシナリオ	地層処分		余裕深度処分	
	数万年まで	数万年以降	数万年まで	数万年以降
火山・断層活動等の急激な作用による廃棄体と人との接近	立地で排除	稀頻度事象シナリオ	立地で排除	稀頻度事象シナリオ
隆起・侵食等の緩慢な作用による廃棄体と人との接近	立地で排除	稀頻度事象シナリオ	基本／変動シナリオ	稀頻度事象シナリオ
地下水を介した放射性核種の移行による人の被ばく	基本／変動シナリオ		基本／変動シナリオ	

安全設計要件へのフィードバックの観点での提案

IAEA 基本安全原則 (SF-1) ⁽²⁾において「安全評価は、ハザードを制御するために必要な安全措置を対象に含み、設計と工学的安全設備がそれぞれに要求される安全機能を満たすことを立証 (demonstrate) しているかが評価される」と示されているように、安全評価は、施設的设计等にどのような、またどの程度の安全機能が求められているかといった安全設計の要件とも深く関係する。地層処分の安全設計の要件は、立地に求められる要件と上記の工学的安全設備に求められる要件とに大別される。このうち前者については、適切に地質環境や深度などを選ぶことによって、火山・断層活動等の急激な作用による埋設施設の破壊や、隆起・侵食等の緩慢な作用による廃棄体と人との接近を将来にわたって排除すること等が求められ、現在我が国の規制機関において、それらを判定するための判断指標策定に向けた検討が行われている。

一方、後者の工学的安全設備に関する要件については、処分技術に関する新たな技術や知

見を設計や工事に反映できるよう現時点で詳細化・具体化することは必ずしも適切ではないものの、例えば「数十万年後の線量」といった評価指標のみではなく、将来の技術進展にも柔軟に対応できるよう留意しつつ、時間スケールに応じた工学的安全設備に求める基本的な要件を検討することは重要と考える。その際、設計可能性に加えて、合理的な目標設定のためには、その時点でどこまで信頼性のある性能評価・安全評価が可能であるか、といった安全評価側からのフィードバックも考慮されるべきと考える。

我が国における地層処分の対象廃棄物は、HLW（ガラス固化体）と長半減期低発熱廃棄物（TRU 廃棄物）の一部であり、前者に対する閉じ込め機能は、主として人工バリアとして想定されている炭素鋼オーバーパック（OP）やベントナイト系緩衝材が担保することとなる。このうち炭素鋼 OP については、“第2次取りまとめ（1999）⁽³⁾”において、少なくとも千年間にわたって閉じ込め機能を維持することは技術的に達成可能とされている。また、同報告書では、さらに長い時間スケールにおいて、緩衝材による止水機能が維持されることを期待している。

一方、昨年度までに実施した OP や緩衝材の性能評価に係る規制支援研究で得られた科学的知見をふまえると、千年程度の時間スケールにおける炭素鋼やベントナイト系材料による閉じ込め機能を維持することについては、品質管理によって初期欠陥を低減することに加え、著しい局部腐食やベントナイトの溶解による早期破損や早期の移流場への変遷が生じるような処分環境を避けることによって、成立させることは可能であると考えられる。

また、余裕深度処分の安全評価の考え方では、埋施設設および周辺の地質環境の状態変化が安定的な状態に移行するまでのいわゆる「過渡的な期間」についての状態設定の考え方として、「不均一な過渡的变化を勘案しつつ、人工バリアの損傷劣化が抑制されるように配慮すること」と示されている。このように、閉鎖後の比較的短い時間スケールではあるものの、廃棄体や人工バリアとその周囲で生じる熱-水理-応力-化学現象の変化が著しいと推察される過渡的な期間においては、より長期の時間スケールにおける核種移行評価の不確実性を低減する観点から、特に発熱性の高い HLW については、核種をほとんど漏えいさせないような閉じ込めを求めることは有意義であると考えられる。

過渡的な期間の時間スケールについては、立地点の地質環境や廃棄体、人工バリア等のレイアウトに依存することから、現状では具体的に規定することは必ずしも適切ではないが、上述の技術的成立性もふまえて、少なくとも千年といった時間スケールを目安とすべきと考える。さらに、(2) で示した安全評価のシナリオ設定の基本的考え方もふまえて、時間スケールに応じた安全設計要件の一案を図 6.4-3 に示す。

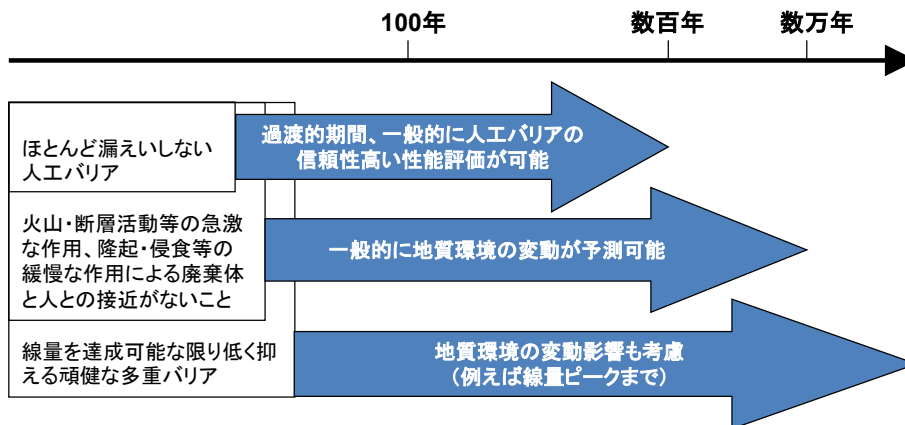


図 6.4-3 時間スケールに応じた安全設計要件の一案

安全評価の妥当性を判断するための判断指標の整理

平成 23 年度及び平成 24 年度は、これまでに実施してきた人工バリに係る性能評価モデル及び総合的な安全評価手法の整備の成果を基に、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の案を整理した。「ガラス固化体の溶出抑制機能」、「オーバーパックの閉じ込め機能」、及び「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それぞれ表 6.4-2、6.4-3、6.4-4 に示す。

表 6.4-2 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】	<ul style="list-style-type: none"> 高レベル放射性廃液中の核種インベントリは適切に評価されているか 揮発性核種の残存率は適切に評価されているか 	リファレンス組成	・実ガラスの特性をふまえる	
	【ガラス固化体の表面積の設定が適切であること】	<ul style="list-style-type: none"> 冷間時の割れによるガラス固化体表面積の増加量の設定が確からしい、あるいは少なくとも保守的であることが経験則データによって裏付けされているか 	幾何学表面積の10倍	・実ガラスの特性をふまえる	
	【ガラス固化体の不均質性等をふまえた組成の設定が適切であること】	<ul style="list-style-type: none"> 目標組成に対する変動範囲やイエローフェイズの量など十分な経験則データに基づいた組成設定がなされているか 	均質、イエローフェイズ無し	・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】	<ul style="list-style-type: none"> ガラス固化体の組成の変動範囲と想定される処分環境を考慮して、ケイ酸塩の生成によるSi消費の可能性およびその影響が評価されているか Siの溶解度制限固相が評価されているか 緩衝材を介したシリカの拡散による散逸速度が評価されているか 	<ul style="list-style-type: none"> (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 	<ul style="list-style-type: none"> Mg] > 10⁻³MもしくはpH > 11.5 : 0.013 g/m²/day ・60℃のMg溶液中での溶解速度) 	<ul style="list-style-type: none"> Mg ケイ酸塩や鉄ケイ酸塩の生成や長期的な溶解促進効果の有無 ・実ガラスの特性をふまえる
		<ul style="list-style-type: none"> 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 	<ul style="list-style-type: none"> (マトリクス溶解が抑制されたStage III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 	<ul style="list-style-type: none"> [Mg] < 10⁻³ M かつ pH < 11.5 : 0.0016 g/m²/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 	<ul style="list-style-type: none"> 長期的な律速プロセスの解明 ・実ガラスの特性をふまえる
	【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】	<ul style="list-style-type: none"> 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
		<ul style="list-style-type: none"> 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】	<ul style="list-style-type: none"> 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	<ul style="list-style-type: none"> 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】	<ul style="list-style-type: none"> 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	

表 6.4-3 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	<ul style="list-style-type: none"> ・高レベル放射性廃液中の核種インベントリは適切に評価され、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		
		<ul style="list-style-type: none"> ・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	<ul style="list-style-type: none"> ・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。 	<ul style="list-style-type: none"> ・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	<ul style="list-style-type: none"> ・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。 	<ul style="list-style-type: none"> ・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	<ul style="list-style-type: none"> ・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-変質連続解析結果を用いる。		
	オーバーパックの腐食寿命が適切に評価されているか	<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局部腐食の発生条件が適切に評価されているか。 	<ul style="list-style-type: none"> ・局部腐食判定モデルにより、$pH \geq pH_d$ 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"> ・ある電位領域でSCCが発生しやすくなる知見を踏まえ、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"> ・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"> ・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"> ・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"> ・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。 	<p>既往の知見に基づいた腐食速度(10μmm/y)を時間に依存しない一定速度として設定。</p>	<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。
--	--	--	--	--

表 6.4-4 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（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性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°C(リファレンスケースとして) 90°C 100~47°C(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°C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。

(2) 安全評価手法の試適用に基づく人工バリアの設計要件の抽出

仮想的なサイト（平成 25 年度については堆積岩サイト、平成 26 年度については結晶質岩サイト）を想定し、整備した安全評価手法を試適用した総合的な感度解析（影響解析）を行い、人工バリアに関する重要な設計要件を抽出するため、以下の内容・手順で検討を進めた。

- ①これまでの知見やリンケージ解析から、判断指標となりそうなパラメータを絞り込む。
- ②影響解析（ケース解析）を仮想的な処分環境や設計条件を想定して実施する。
- ③バリア性能の劣化や人工バリアからの核種フラックスへの影響の仕方を検討する。
- ④各パラメータの設定の妥当性を判断するために重要な観点を抽出する。

①～④の詳細な内容については、平成 25 年度成果報告書^{(4),(5)}および 5.2、5.6 を参照いただきたい。

これまで、「人工バリア性能の劣化」の対象として、主に緩衝材に着目した影響解析を実施してきた。これは、緩衝材に期待される安全機能、安全性能が、外部からの影響の緩衝とともに、内部（ガラス固化体、OP）からの核種移行抑制と多岐にわたるとともに、内外からの熱的、化学的、水理的影響も多岐にわたることから、その設計要件への影響を抽出することは有意義であると考えたからである。

さらに、緩衝材のバリア性能の劣化として、「有効モンモリロナイト密度（ ρ_{mont} ）」と「間隙率」を代表的な指標として選択した。有効モンモリロナイト密度は、緩衝材中の透水係数評価モデルの重要なパラメータであるとともに、ガラス固化体から溶出した放射性核種の分配係数や拡散係数（イオン交換サイト、錯形成サイト、陰イオン排除効果などに対して）を評価する際に、結果への影響が大きな因子である。また、間隙率は、核種の拡散係数を細孔拡散モデルで評価する際の主要パラメータである。透水係数と拡散係数は、緩衝材の安全機能である核種移行抑制機能を評価し、定量化するための指標となるため、これら 2 つの指標を「緩衝材のバリア性能の劣化を示す指標」とし、緩衝材の設計条件に関するパラメータを変化させた評価ケースに対するこれらの指標の経時変化を調べることにより、設計に関するパラメータの影響の傾向や程度について検討を行った。

平成 25 年度の仮想的な堆積岩サイトに対する 26 ケース、平成 26 年度の仮想的な結晶質岩サイトに対する 28 ケースを比較、検討した結果、有効モンモリロナイト密度や間隙率の経時変化には、緩衝材厚さや支保工厚さといった入力パラメータの変化が計算結果に対して、「パラメータの範囲によって計算結果の傾向が変わるケース」と「パラメータの範囲にわたって一定の変化を示すケース」とに大別することが分かり、支保工付近の緩衝材領域で、局所的に間隙閉塞（解析上の下限設定値である 0.005 に達すること）と密接な関係があることが分かった。また、平成 26 年度の結果より、これらの傾向が、降水系地下水と海水系地下水とで大きく変化しうること、地下水が高アルカリ化した地下水が直接緩衝材と接する処分体系では、初期段階に高アルカリ成分がどれだけ流入するかにより、のちの緩衝材性能に大きく影響を及ぼすことが示された。

これらのことを踏まえ、緩衝材内の有効モンモリロナイト密度や間隙率などの性能の指標となるパラメータを設定する際の妥当性を判断するために重要な設計要件に関する観点として、

- ✓ 緩衝材領域における間隙閉塞の発生の有無、継続時間、その影響について、合理的な手法に基づく判断がされているか。

が挙げられる。また、加えて、

- ✓ 設定値の変化に対し一定の傾向がある緩衝材の厚さの設定などでは、例えば「10cm 増加させることで有効モンモリロナイト密度がゼロになる時間がおよそ 9000 年ずつ増加する傾向がある」といった定量的な観点が妥当性判断では重要。
- ✓ ベントナイト混合率の低いケース、緩衝材乾燥密度の低いケースでは、評価初期時点で有効モンモリロナイト密度が低いため、止水性、核種収着性、膨潤性などの性能が低い。この傾向は閉鎖後も推移すると考えられるため、処分場閉鎖時点でどの程度の性能の確保を求めるのか、また確保確認あるいは保守的に満足されていることの確認が重要。
- ✓ 緩衝材乾燥密度の低いケースでは、評価初期時点で間隙率が高くなっており、低い核種拡散性、自己シール性などの性能が低下した状態で閉鎖後の状態へと推移することになる。このため、特に、再冠水時の地下水上昇流が速い時期において、処分孔内に亀裂などが存在し、緩衝材の流出により低下する可能性を排除できるような観点が重要。
- ✓ 海外の処分概念では、クニゲル V1 よりもモンモリロナイト含有率が高いベントナイトを使用したり、コロイドの移行抑制に対応するため、乾燥密度を 1.8g/cm^3 としたりする事例もある。地下水水質、支保工厚に応じ、緩衝材性能が劣化するまでの時間を延長する効果があるこれらの対策に配慮されているかの判断も重要。

も抽出されると考えられる。さらに平成 26 年度の解析結果から、

- ✓ 我が国に存在する種々の地下水、また、処分場の構造体等の影響を受けたそれらの地下水など、様々な地下水環境下におけるバリア材性能への影響の程度、仕方を考慮した因子の絞り込みの検討が重要。
- ✓ 結晶質岩サイトで想定される、緩衝材が直接 EDZ 地下水の影響を受ける処分体系においては、閉鎖初期段階の高アルカリ地下水が有効モンモリロナイト密度を大きく低下させる可能性があるため、高アルカリ成分の抑制等の設計の考慮が重要。

が挙げられる。

(3) 安全評価手法の試適用に基づく天然バリアの調査要件の抽出

平成 24 年度から平成 25 年度において、仮想的な堆積岩サイトに対し、隆起・侵食、地質環境等の条件を設定し、隆起・侵食の進行が核種移行に与える影響を把握し重要な天然バリアの規制要件を抽出することを目的とした感度解析を行った。本感度解析では、6.4.1 において示した総合的な安全評価手法を使用し、隆起の様式（一様/傾動の違い）、侵食、透水異方性、対地深度変化に伴う透水性変化（以上は条件の有無）、氷期-間氷期の涵養量（氷期、間氷期の涵養量の設定値、涵養量の経時変化モデルの違い）に関する条件について、違いを組み合わせた解析ケースを想定した。本解析の結果を基に、規制の観点から隆起・侵食に関係のある天然バリアの重要な着目すべき調査要件を検討した。着目すべき調査要件は、以下のようにまとめられる。

- ✓ **隆起：** 移行距離・流速に与える影響が小さい一様隆起よりも、特に動水勾配の増加による移行経路上の流速の増加に関係する傾動隆起が評価上重要であり、サイトでは長期的な傾動隆起の発生の可能性、発生する場合にはその様式設定の妥当性に着目すべきである。
- ✓ **侵食：** 処分場の相対的な対地深度の変化により、特に流速の増加傾向が見られたことから、サイトの空間的・時間的な侵食の様式設定の妥当性に着目すべきである。その際、サイトにおける堆積現象とあわせた様式の理解がなされているか

どうかは、対地深度の変化を抑えた処分場位置の選定という視点で重要と考えられる。

- ✓ **透水異方性：** 透水係数の異方性については、鉛直方向の透水性が大きい場合、隆起・侵食の進行に伴い懸念される移行経路の短絡、流速の増加があらわれることから、サイトにおける透水異方性は重要な調査要件の1つである。

また、処分場位置（水平・鉛直）の違いにより、移行距離、流速が大きく異なる結果となった。この結果は、上記の要件の他に、サイト本来の水理地質構造条件や流出域・涵養域に依存したものであり、処分場位置の選定の妥当性検討の際には、こうした要件も大切である。

さらに、平成26年度は、仮想的な堆積岩サイトに対し、伏在する派生断層の成長等の条件を設定し、成長する断層が処分施設と交差した場合に核種移行に与える影響を把握し、重要な天然バリアの規制要件を抽出することを目的としたケース解析を行った。伏在する分岐断層が成長して、処分施設と交差することを想定し、さらに深部流体の流入、あるいは、酸化性地下水の流入が生じた場合に対しても評価を行えるよう、平成25年度までに隆起・侵食を対象に整備してきた天然バリア領域、人工バリア領域のリンケージ解析を温度などについて拡張し、分岐断層の成長を想定したリンケージ体系を整備した。また、断層が処分施設に交差した後の人工バリア及び天然バリアにおける核種移行パラメータを第3章で検討した事例データ等に基づき設定し、リンケージ解析結果を反映してGSRW-PSAコードによって核種移行・被ばく線量評価を実施した。本解析の結果を基に、規制の観点から断層活動に関係のある天然バリアの重要な着目すべき調査要件を検討した。主要な結果から導かれる着目すべき調査要件は、以下のよう

- ✓ **断層：** 分岐断層が処分施設を交差するシナリオが生じた場合、核種移行フラックスのピーク出現が通常の核種移行に比べて早く、数オーダー以上の増加の可能性があるため、最新の調査技術と知見をもって分岐断層が存在しないサイト選定をすることが望ましい。また、解析より分岐断層の処分施設の交差時期が約5万年以降であれば断層交差が生じたとしても、核種移行フラックスの増加を生じさせない可能性が示唆されたことから、特に深さ方向への分岐断層の存在の可能性に配慮した調査に基づき処分施設のレイアウトが行われる必要がある。しかしながら、既往文献による不確実性の検討で述べたように、分岐断層の推定や影響評価に必要なパラメータには不確実性があり、分岐断層に対するレイアウトの妥当性判断やその存在の可能性が否定できない場合の影響解析のために、我が国における断層成長速度及び断層活動間隔等に関する知見及びデータの蓄積は重要と考えられる。
- ✓ **深部流体の存在：** 分岐断層に加えて深部流体が流入する場合には、その生物圏への影響は有馬型熱水が流入する場合に特に影響が著しい結果となり、サイト選定においてマントル起源水である有馬型熱水が存在しうる場所を排除するための調査が必要である。また、必ずしも有馬型熱水の存在を否定できないサイト条件が存在するため、そのようなサイト条件におけるより現実的な核種移行への影響評価のために、有馬型熱水の深部からの上昇プロセスや水質変化等に関する知見及びデータの蓄積は重要と考えられる。

また、マグマ火道が処分施設と交差し火山噴火する事象について、噴火に伴い放射性核種を含む火山灰が拡散・堆積する場合の周辺居住者の被ばく線量と、小規模火砕流やマグマ水蒸気などにより火口付近に露出した廃棄体に接近する場合の火山調査者などの被ばく線量を評価し

た。本解析の結果を基に、規制の観点から火山活動に関係のある天然バリアの重要な着目すべき調査要件を検討した。主要な結果から導かれる着目すべき調査要件は、以下のようにまとめられる。

- ✓ **火山（マグマ）：** 最新の調査技術及び知見をもって、火山活動が処分施設に影響を及ぼすことのない、新規に火山噴火を生じる可能性のないエリアを選定することが望ましい。また、新規火山噴火の可能性を否定できないエリアに対しては、当該エリアで新規に発生しうる火山噴火の様式について理解を深め、万一発生した場合の評価を行うために、パラメータの取得を含めて、活動可能性のあるエリアの研究を進める必要がある。本検討では、十分な情報がなく、火道中をマグマとともに廃棄体が上昇する保守的なシナリオ記述としたが、ストロンボリ式噴火のように粘性の小さいマグマ中で廃棄体が上昇するのか、メラピ式小規模火砕流において廃棄体が溶岩ドームの一部を構成した後崩壊時に火口付近に露出するのか、などの点について、確認を進めることも不確かさの低減につながる。

6.4.3 今後の課題

平成26年度までに、我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた人工バリア及び地質媒体における長期的な核種移行や被ばくに与える影響を評価できる体系的な安全評価手法の整備を行った。しかしながら、多様な人工バリア変遷に係る内的要因のシナリオに対応した安全評価手法ではなく、また、地質・気候関連事象についても、隆起・侵食や地震活動の一部のシナリオに対応した安全評価手法の整備に限定されている。そのため、今後の課題として、多様な内的及び外的要因のシナリオに対応したモデル/パラメータの整備とそれらの適切なリンケージ方法の構築（総合的な安全評価手法の高度化）が挙げられる。さらに、整備した安全評価手法による各シナリオの安全解析を行い、その結果に基づいた重要な規制要件の抽出を行う必要がある。

6.5 成果の概要と今後の課題

平成22年度から平成26年度までの本受託事業では、地層処分のサイトを特定しないものの我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や人への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、解析コード及びパラメータ評価手法）を整備した。受託研究の内容を以下の項目に大別し、平成22年度から平成26年度までの主要な研究成果と今後の課題を取りまとめた。

- ・ 廃棄体・人工バリアの性能評価モデルの整備
- ・ 安全評価シナリオ設定手法の整備
- ・ 総合的安全評価手法の整備

6.5.1 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

成果の概要

人工バリアの長期的な変遷を評価するために、これまで開発・整備してきたモンモリロナイト溶解速度モデル、透水係数評価モデル、OP腐食影響評価モデル、アルカリ拡散モデル、鉍物モデル、OPC内拡散モデル、OPC間隙変遷モデルに対して、地下環境を考慮した適用性確認、および改良を実施するとともに、これらを物質移行-変質連成解析コード(MCBUFFER)に組み込み、10万年間の人工バリアの変遷を解析することを可能とした。このコードについて、実験室での変質試験、15年程度の人工類似物の変質、320万年にわたる天然類似物の変質を再現することでその妥当性を示す根拠を蓄積した。ガラス固化体の溶解モデルもMC-BUFFERに組み込んだが、その妥当性の検証は未了である。ジルカロイの腐食モデルを作成し、ハル・エンドピースからの長期的な放射性核種の溶出速度の評価が可能となった。

今後の課題

人工バリアの長期的な変遷を評価するためのモデルのうちいくつかは実験式であり、機構論に基づいたモデルを開発して置き換える(例:新拡散評価手法)。ガラス固化体の溶解モデルも含めて妥当性検証事例を蓄積し、信頼性を確保する。個別課題として、生成する二次鉍物の種類に応じたガラス溶解評価、高温水中におけるジルカロイの腐食モデルの低温域への適用可否の整理、Ca型化を伴う緩衝材劣化のモデル化、地球化学解析における適切なタイムステップの選択などがある。

6.5.2 安全評価シナリオ設定手法の整備

(1) 建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ設定手法

成果の概要

建設・操業・閉鎖段階における事故・人的要因または地震の発生を起因事象とした処分場閉鎖後の長期安全性に与える影響の連鎖を体系的に作成した。さらに、工学的対策技術の有無、技術の適用実績、地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理し、規制側が現状において着目すべきシナリオを提示した。

今後の課題

今後の課題として、建設・操業・閉鎖段階における様々な工学技術の新規知見や新技術の情報、NUMOの進める品質管理に関する情報等を適宜収集・分析し、最新かつ精度を高めた建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ設定手法として整備を進める必要がある。さらに、規制の観点から工学技術の具体的な適用の際に懸念される影響の連鎖(シナリオ)を対象とした影響評価手法の整備が課題として考えられる。

(2) 人工バリア変遷に係るシナリオ設定手法

成果の概要

「FEP データベースの整備」、「着目すべき安全機能とその機能への影響の連鎖の具体化」、「人工バリア内の各性能評価モデル・コードによるリンケージ解析手法の整備」を進め、それらを体系的に関連づけた人工バリア変遷に係るシナリオ設定手法を整備した。

今後の課題

力学的要因等に関する性能評価方法の検討及び 外的事象に対応した人工バリア内のシナリオ設定手法の整備が必要である。

(3) 地質・気候関連事象に係るシナリオ設定手法

成果の概要

サイトを特定しないジェネリックな条件のもと、我が国で想定される地質・気候関連事象の発生から地質環境（母岩）への THMC に関する影響の連鎖を体系的に作成した。そのうち、回避しきれない可能性のある事象（隆起・侵食、分岐断層の発生など）について、地質環境内の THMC の特性の影響評価手法を整備した。

今後の課題

今後の課題として、地質・気候関連事象に係るシナリオ設定手法を構成する FEP データベースにおいては、地質・気候関連事象に関する最新の知見や事例データを拡充するとともに、地域性などを踏まえた地質・気候関連事象の発生とそれに起因した THMC 特性への影響の連鎖に関する精査が必要である。また、平成 26 年度までに隆起・侵食や地震活動の発生による地質環境内の地下水流動や水質等の変化を対象とした影響評価手法を整備したものの、それらの各種モデル・コードの精緻化や多様な地質・気候関連事象や地質環境の条件下での感度解析は今後も必要である。さらに、未対応である地質・気候関連事象の発生による THMC 特性の影響評価手法の整備も今後の課題である。

6.5.3 総合的安全評価手法の整備

成果の概要

各人工バリア（ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材）の長期的な特性変化や安全機能の低下・喪失を評価するための各性能評価モデル/パラメータに対し、適切なリンケージ方法の整備を進めた。さらに地質・気候関連事象による地質環境中の水理、化学等の特性変化の評価手法と、核種移行パラメータの設定手法とのリンケージ方法についても検討を進め、以上のモデル/パラメータと核種移行・線量評価コード GSRW-PSA を統合させた総合的安全評価手法を整備した。

総合的安全評価手法を用いて、仮想的な処分サイト（堆積岩系、結晶質岩系）に対し、人工バリアの変遷やいくつかの地質関連事象（隆起・侵食、派生断層の成長、火山噴火など）を想定した処分システムへの影響解析を行い、重要な人工バリアに関する設計要件や天然バリアの調査要件を提示した。また、地質・気候関連事象が発生した場合について被ばく線量を評価し、天然事象を回避すべき期間を検討するために必要な知見として提示した。

今後の課題

平成 26 年度までに、我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた人工バリア及び地質媒体における長期的な核種移行や被ばくに与える影響を評価できる

体系的な安全評価手法の整備を行った。しかしながら、多様な人工バリア変遷に係る内的要因のシナリオに対応した安全評価手法ではなく、また、地質・気候関連事象についても、隆起・侵食や地震活動の一部のシナリオに対応した安全評価手法の整備に限定されている。そのため、今後の課題として、多様な内的及び外的要因のシナリオに対応したモデル/パラメータの整備とそれらの適切なリンケージ方法の構築（総合的な安全評価手法の高度化）が挙げられる。さらに、整備した安全評価手法による各シナリオの安全解析を行い、その結果に基づいた重要な規制要件の抽出を行う必要がある。

第6章の参考文献

6.2 の参考文献

- (1) B.Grambow, A general rate equation for nuclear waste glass corrosion, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.44, pp.15-27, 1985.
- (2) T. Maeda, H. Ohmori, S. Mitsui and T. Banba, Corrosion behavior of simulated HLW glass in the presence of magnesium ion, *International Journal of Corrosion*, 2011, 796457, 2011.
- (3) Y.Inagaki, H.Makigaki, K.Idemitsu, T.Arima, S.Mitsui, K.Noshita, Initial dissolution rate of a Japanese simulated high-level waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured using micro-channel flow-through test method, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 49, pp.438-449, 2012.
- (4) S.Mitsui, H.Sasamoto, G. Kamei, and M.Kubota, Comparison of dissolution behavior between nuclear waste glass and natural volcanic glass - Laboratory support experiments for natural analogue study -, *Radioactive Waste Research*, 2, pp.105-119, 1996.

6.3 の参考文献

- (1) OECD/NEA, Features, events and processes (FEPs) for geological disposal of radioactive waste – An International Database -, 2002
- (2) 総合資源エネルギー調査会 原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究（平成22年度～平成26年度）について, 2009.
- (3) 総合資源エネルギー調査会 原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 「放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究計画（平成22年度～平成26年度）」について, 2009.
- (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, 2010.
- (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[添付資料編], 2010.
- (6) 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.
- (7) 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[添付資料編], 2011.
- (8) 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.

- (9) 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.
- (10) DOE, Yucca Mountain Repository License Application - SAFETY ANALYSIS REPORT -, DOE/RW-0573, Rev.0, 2008.
- (11) NDA, Geological Disposal- Generic Post-closure Safety Assessment, NDA/RWMD/021, 2010.
- (12) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01, 2011.
- (13) NAGRA, Project Opalinus Clay: Safety Report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste, NTB 02-05, 2002.
- (14) POSIVA, Interim Summary Report of the Safety Case 2009. POSIVA 2010-02, 2010.
- (15) ANDRA, Dossier 2005 Argille, Safety evaluation of a geological repository, 2005.
- (16) 日本原子力研究開発機構, 平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 2013
- (17) 日本原子力研究開発機構, 平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書[添付資料編], 2013
- (18) SKB, Design, production and initial state of the buffer, TR-10-15, 2010
- (19) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Design Basis 2012, POSIVA 2012-03, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (20) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Performance Assessment 2012, POSIVA 2012-04, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (21) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Synthesis 2012, POSIVA 2012-12, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (22) POSIVA, Buffer Production Line 2012 –Design, Production and Initial State of the Buffer, POSIVA 2012-17, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (23) POSIVA, Buffer Design 2012, POSIVA 2012-14, Markku Juvankoski, Olkiluoto, 2012
- (24) IAEA, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, Specific Safety Guide, SAFETY STANDARDS SERIES No. SSG-23, 2012.

6.4 の参考文献

- (1) 原子力安全委員会：放射性廃棄物処理の安全規制における共通的な重要事項について，2004
- (2) IAEA, ” Safety Standards No. SF-1: Fundamental Safety Principles” , 2006
- (3) 核燃料サイクル開発機構:我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
- (4) 日本原子力研究開発機構, 平成 25 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書, 2014
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成 25 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書[添付資料編], 2014