


地層処分事業のための
安全評価技術の開発（Ⅱ）
－核種移行解析モデルの高度化－



2011年3月

原子力発電環境整備機構

2011年3月 初版発行

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記へお問い合わせください。

〒108-0014 東京都港区芝4丁目1番地23号 三田NNビル2階
原子力発電環境整備機構 技術部
電話 03-6371-4004 (技術部) FAX 03-6371-4102

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Science and Technology Department
Nuclear Waste Management Organization of Japan
Mita NN Bldg. 1-23, Shiba 4-chome, Minato-ku, Tokyo 108-0014 Japan

©原子力発電環境整備機構

(Nuclear Waste Management Organization of Japan) 2011

**地層処分事業のための
安全評価技術の開発(Ⅱ)
-核種移行解析モデルの高度化-**

2011年3月
原子力発電環境整備機構

目次

1 はじめに	1
2 岩盤の不均質性および処分設計に対応した核種移行モデル化技術	2
2.1 背景と目的	2
2.2 手順	2
2.2.1 前提条件の設定	2
2.2.2 三次元水理解析	2
2.2.3 三次元物質移行解析	3
2.2.4 畳み込み積分による核種移行解析	3
2.2.5 一次元マルチチャンネルモデルによるフィッティング	3
2.2.6 一次元核種移行解析	4
2.3 例題への適用	6
2.3.1 不均質性の影響	6
2.3.1.1 不均質場についての設定	6
2.3.1.2 核種移行解析のためのデータセット	19
2.3.1.3 各岩種の違いを考慮した核種移行挙動	19
2.3.2 三次元核種移行解析と第2次取りまとめレファレンスケースとの相違点	25
2.3.3 廃棄体定置方式の違い（縦置きと横置き）	27
2.3.4 断層および割れ目帯からの隔離	36
2.3.4.1 断層からの隔離に関する知見	36
2.3.4.2 割れ目帯からの隔離に関する知見	37
2.3.4.3 割れ目帯からの隔離に関する知見	40
2.3.5 プラグの影響	41
2.4 まとめ	43
3 地質環境および生物圏の変遷を考慮した核種移行モデル化技術	44
3.1 背景と目的	44
3.2 手順	44
3.2.1 解析手法の概要	44
3.2.2 前提条件	45
3.2.2.1 密度流解析が提供すべき情報	46
3.2.2.2 処分場施設的设计オプション	47
3.2.2.3 気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷の把握	47
3.2.3 GBI の環境変遷の把握	48
3.2.4 地質環境の変遷を考慮した核種移行解析	48
3.2.4.1 三次元不均質場における地下水流動解析	48
3.2.4.2 ランダムウォーク法による三次元物質移行解析	49
3.2.4.3 一次元マルチチャンネルモデルの作成	49
3.2.4.4 核種移行解析	49

3.2.5 被ばく線量の算出	49
3.2.5.1 生物圏による線量換算係数の算出.....	50
3.2.5.2 地質環境および生物圏の変遷を考慮した線量評価.....	52
3.3 例題への適用	53
3.3.1 前提条件	53
3.3.2 GBI の環境変遷の把握.....	61
3.3.3 地質環境の変遷を考慮した核種移行解析.....	63
3.3.3.1 三次元不均質透水係数テンソル場における地下水の定常流動解析	63
3.3.3.2 ランダムウォーク法による三次元物質移行解析.....	64
3.3.3.3 一次元マルチチャンネルモデルの作成.....	64
3.3.3.4 核種移行解析	67
3.3.4 被ばく線量の算出	70
3.3.4.1 生物圏による線量換算係数の算出.....	70
3.3.4.2 地質環境および生物圏の変遷を考慮した線量評価.....	76
3.4 まとめ.....	80
4 おわりに.....	81
参考文献	82

図目次

図 2.2-1 母岩の不均質性および人工バリアの三次元形状を考慮した核種移行解析の手順 (Wakasugi <i>et al.</i> , 2008 に基づき作成)	5
図 2.3-1 不均質な岩盤における階層的スケールおよび対応する透水係数平均値の概念	8
図 2.3-2 硬岩タイプ1・縦置きに関する透水係数場	11
図 2.3-3 想定した坑道および人工バリア形状	12
図 2.3-4 硬岩タイプ2における亀裂の方向分布(シュミットネット投影図)	13
図 2.3-5 硬岩タイプ2・縦置きに関する透水係数場	13
図 2.3-6 硬岩タイプ3について推定した割れ目帯分布.....	14
図 2.3-7 硬岩タイプ3について想定した亀裂方向の分布(シュミットネット投影図)	15
図 2.3-8 硬岩タイプ3・縦置きに関する透水係数場	16
図 2.3-9 軟岩タイプ1・縦置きに関する透水係数場	16
図 2.3-10 軟岩タイプ2・縦置きに関する透水係数場.....	17
図 2.3-11 割れ目帯分布の推定例.....	18
図 2.3-12 軟岩タイプ3・縦置きに関する透水係数場.....	19
図 2.3-13 各岩種に対応した不均質透水係数場におけるダルシー流速分布(領域中央の坑道近 傍の水平断面)	21
図 2.3-14 各岩種に対応した少数の粒子軌跡(各ガラス固化体でパルス入力:10 万年後) ..	22
図 2.3-15 パルス入力に対する下流端での移行率時間変化(基本解)	23
図 2.3-16 Cs-135 移行率(ガラス固化体1 体当たりの平均)の時間変化	24
図 2.3-17 ニアフィールドにおける核種移行概念モデルの比較.....	25
図 2.3-18 ニアフィールド内の各位置におけるCs-135 移行率(硬岩タイプ1)	27
図 2.3-19 ニアフィールド内の各位置におけるNp-237 移行率(硬岩タイプ1)	27
図 2.3-20 横置き方式 各岩種に対応した不均質透水係数場におけるダルシー流速分布(領域 中央の坑道近傍の水平断面)	29
図 2.3-21 横置き方式 各岩種に対応した少数の粒子軌跡(各ガラス固化体でパルス入力:10 万年後)	30
図 2.3-22 横置き方式・Cs-135 移行率(ガラス固化体1 体当たりの平均)の時間変化	32
図 2.3-23 縦置きおよび横置きの核種移行率の比較.....	33
図 2.3-24 各領域に存在するCs-135 の割合とその時間変化(瞬時放出モード)	33
図 2.3-25 ニアフィールド内のCs-135 の軌跡(硬岩タイプ1)	35
図 2.3-26 Cs-135 移行率最大値(パルス入力に対する)の廃棄体依存性(硬岩タイプ2) ...	37
図 2.3-27 Np-237 移行率最大値(パルス入力に対する)の廃棄体依存性(硬岩タイプ2) ...	37
図 2.3-28 硬岩タイプ3 において割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場合の 不均質透水係数場(左)および粒子軌跡(右)(坑道を通る水平断面)	38
図 2.3-29 最上流側(左)と最下流側(右)からの核種移行率計算結果の比較(ガラス固化体 1 体当たりの平均:硬岩タイプ3:割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場 合)	38

図 2.3-30	最下流側坑道における各廃棄体からの Np-237 最大移行率の比較（硬岩タイプ 3：割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場合）	39
図 2.3-31	割れ目帯および地下水主流動方向と平行に坑道を配置した場合の不均質透水係数場（左）およびダルシー流速ベクトル場（右）（坑道を通る水平断面）	40
図 2.3-32	核種移行解析結果（硬岩タイプ 3：割れ目帯および地下水主流動方向と平行に坑道を配置した場合）	41
図 2.3-33	硬岩タイプ 2 において高透水性断層と坑道の交差部をベントナイトプラグで止水した場合のダルシー流速分布	42
図 2.3-34	核種移行率最大値（パルス入力に対する）の廃棄体依存性（硬岩タイプ 2：ベントナイトプラグによる止水工を施した場合）	42
図 3.2-1	沿岸域の環境変遷に対応した核種移行解析の手順	45
図 3.2-2	沿岸域の環境変遷に対応した核種移行解析の手順	49
図 3.2-3	GBI が沿岸海底堆積物および潮間帯堆積物である場合の生物圏内の核種移行に関する概念モデルの例	52
図 3.2-4	被ばく経路および被ばくモードに関する概念モデルの例	52
図 3.3-1	海水準変動	53
図 3.3-2	本検討で想定した塩分濃度分布の時間変化	54
図 3.3-3	地下施設レイアウトの例示	54
図 3.3-4	地形変化および汀線の移動	55
図 3.3-5	地下施設とそれに関連する GBI の代表点と地形との位置関係	56
図 3.3-6	GBI の環境変遷図	62
図 3.3-7	保存性トレーサの瞬時放出についての三次元物質移行解析およびマルチチャンネルモデルによるフィッティングの結果（定置率 100%のケース）	65
図 3.3-8	保存性トレーサの瞬時放出についての三次元物質移行解析およびマルチチャンネルモデルによるフィッティングの結果（定置率 70%のケース）	65
図 3.3-9	定置率 100%のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（各パネル共通）	69
図 3.3-10	定置率 70%のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（最も海寄りのパネル）	69
図 3.3-11	定置率 70%のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（最も陸側のパネル）	70
図 3.3-12	現在の気候環境下での海底堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果	71
図 3.3-13	氷期のツンドラ気候において海底堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果	71
図 3.3-14	現在の気候において潮間帯堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果	72
図 3.3-15	氷期のツンドラ気候において潮間帯堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果	73
図 3.3-16	気候（上）および GBI（下）変化の時期についての仮定	74
図 3.3-17	各コンパートメント中の核種濃度の時間変化（Cs-135 の例）	75

図 3.3-18 環境変化を考慮した場合の各グループに対する被ばく線量.....	75
図 3.3-19 定置率 100%のケース : GBI の環境変遷を考慮した被ばく線量の算出結果 (GBI の環境変遷時期を最も海側の地点 (現在の汀線から沖合に 300 m) で代表した場合)	78
図 3.3-20 定置率 70%のケース : GBI の環境変遷を考慮した被ばく線量の算出結果 (GBI の環境変遷時期を最も海側の地点 (現在の汀線から沖合に 300 m) で代表した場合)	79

表目次

表 2.3-1	想定した不均質透水係数場の例.....	9
表 2.3-2	第2次取りまとめで採用された三次元亀裂統計データのまとめ	10
表 2.3-3	硬岩タイプ2における亀裂の統計的特性	13
表 2.3-4	硬岩タイプ3について想定した解析条件	15
表 2.3-5	軟岩タイプ3について想定した解析条件	18
表 2.3-6	一次元マルチチャンネルモデルと三次元不均質モデルの主要な相違点	25
表 3.2-1	密度流解析から後続する安全解析へ提供すべき情報.....	47
表 3.2-2	地下水の塩分濃度と汀線との位置関係による区分	48
表 3.3-1	地下水の塩分濃度と施設領域内の代表点の空間区分とその時間変化.....	57
表 3.3-2	定置率 100%の場合のパネルの代表点に関する空間区分	58
表 3.3-3	パネルの代表点に関する空間区分	58
表 3.3-4	ダルシー流速の方向に関する区分	59
表 3.3-5	ダルシー流速の大きさに関する区分	59
表 3.3-6	ダルシー流速の方向に関する施設の代表点の区分	60
表 3.3-7	ダルシー流速の大きさに関する施設の代表点の区分.....	60
表 3.3-8	GBI の代表点の空間区分とその時間変化	62
表 3.3-9	三次元の坑道周辺の不均質場の作成に用いたパラメータ	64
表 3.3-10	廃棄体定置位置が割れ目帯にかかるか移行途中で割れ目帯に入る場合の	66
表 3.3-11	廃棄体定置位置も途中の移行経路も割れ目帯にかからない場合の	67
表 3.3-12	核種移行特性等の入力データセット.....	68
表 3.3-13	母岩および緩衝材特性の入力データセット.....	68
表 3.3-14	線量換算係数	76

1 はじめに

地層処分システムの長期安全性評価（以下、安全評価という）は、「地層処分システムに関連する危険性に対して、サイトの地質環境や処分場の設計が技術的な要件を満足するだけの安全機能を発揮し得るか否かを体系的に分析する作業過程」である（IAEA, 2009）。安全評価の手順は、システム理解およびシナリオ構築、安全評価モデルの開発・選定、安全評価データセットの整備、安全解析の実施および基準との比較といった一般的な手順に沿って進める。このうち、安全評価モデルは、構築したシナリオに沿って開発されるものであるが、システムを構成する要素や関連する現象の多様性、地質環境の不均質性、評価期間の長期性に起因する不確実性が存在するため、実際のシステムの複雑な挙動を精緻に表現することは困難である。また、複数の代替的なモデルの絞り込み、性能向上が見込まれるがあえて無視する現象（reserve FEP）や一部の安全機能の無視などが妥当なものであるか否かを明確にすることが困難な場合も生じる。

このため、処分事業においては、モデルの信頼性向上に向けて、モデルの相互補完的な活用、独立した情報との比較、反復的なモデルの改良、解析ツールの品質保証といった取り組みが重要である。特に、モデルの相互補完的な活用では、システムの複雑な特徴を安全機能に着目して簡略化した性能評価モデル（性能評価モデル）とシステムの個々の構成要素や現象を表現した現象解析モデル（現象解析モデル）と、それぞれの特徴を活かして用いていく。すなわち、性能評価モデルによって地層処分システム全体としての安全性を評価するとともに、感度解析を通じて重要な現象を絞り込む一方、ここでの簡略化の保守性や妥当性を個別の要素等についての現象解析モデルによって確認していく。従って、以下に示すような事業の視点を考慮して、性能評価モデルを支持できるように現象解析モデルを整備することが重要である。

- 公募方式の事業においては、地質環境特性として、地理、地形、地質学的にさまざまな可能性が考えられる。また、地質環境特性は、隆起・侵食や気候・海水準変動などに影響を受けて、長期的に変遷していく可能性がある。このため、想定されるさまざまな地質環境特性や長期変遷に対応できるように技術を整備しておくことは、地質環境の多様性および長期変遷への対応という観点から重要である。
- 処分場は、放射性廃棄物の特徴や地質環境の条件を考慮して、廃棄体の定置方式などのさまざまな設計オプションが含まれる。このため、これらの特徴をより現実に即して性能評価の観点から取り込む手法を整備しておくことは、処分場の設計へのフィードバックという観点から重要である。

以上を踏まえ、本報告書では、処分事業の安全評価に必要な現象解析モデルを開発することを目的として、岩盤の不均質性および設計オプションを考慮した核種移行モデル化技術（第2章）、地質環境および生物圏の変遷を考慮した核種移行モデル化技術（第3章）について、報告する。

2 岩盤の不均質性および処分設計に対応した核種移行モデル化技術

2.1 背景と目的

処分場の設計は、放射性廃棄物の特徴や地質環境の条件を考慮して、閉鎖後の安全性に加え、工学的実現性、経済性、品質保証、操業時の安全性といった種々の視点も含めた総合的な評価に基づいて、段階的に具体化／詳細化される。これらの総合的な評価には、廃棄体の定置方式などのさまざまな設計オプションが含まれる。設計オプションを適切に絞り込むためには、設計オプション間の相違を、安全性、経済性など、様々な観点から評価することが必要である。

サイトや岩種を特定しない研究開発段階の安全評価においては、代表的な地質環境の条件および設計を設定した上で、まず、単体の放射性廃棄物に対して人工バリアと天然バリアを想定した核種移行解析を実施し、その結果に廃棄体の本数を乗じることで、システム全体の性能を保守的に評価した (JNC, 1999)。この評価方法では、廃棄体の定置箇所の違いに起因する不均質性や定置方式の違いが保守的な評価に埋没してしまい、その影響を把握することが困難である。このため、これらの特徴をより現実に即して安全評価に取り込む手法を整備しておくことは、処分場設計へのフィードバックという観点から重要である。

そこで、地質環境や設計オプションの違いを安全評価の観点で評価するための技術基盤を整備することを目的とし、人工バリア／地下施設の形状や周囲の岩盤の不均質性を考慮するための核種移行化技術を開発した (Wakasugi *et al.*, 2008)。本章ではこの核種移行技術の手順とその例題への適用例について述べる。

2.2 手順

母岩の不均質性や人工バリアの三次元的形状といった設計オプションに起因する複雑な核種移行経路を適切に考慮するための手順を開発した (図 2.2-1 参照)。このような手順を実現するため、三次元不均質場核種移行解析ツール Partridge (Particle tracking in deep geological environment) の開発を行った (付録 1 参照)。以下では、各手順の概要について記述する。

2.2.1 前提条件の設定

前提条件として、三次元水理解析や三次元物質移行解析の対象となる解析領域を設定し、人工バリアなどの構造物の寸法や形状、それらの配置を設定する。それらに基づき、構造物の形状情報を含んだ三次元有限要素メッシュデータを作成する。構造物の形状の設定や有限要素メッシュの作成には、様々な分野で設計用ツールとして用いられている各種の CAD およびメッシュジェネレータ (例えば COMSOL, 2000) を用いる。

2.2.2 三次元水理解析

三次元水理解析では、水理条件としての不均質場および境界条件を設定し、定常状態の三次元地下水流動解析を行う。

不均質場の設定においては、母岩中の亀裂を再現するために、個々の亀裂の位置、方向、大きさ、透水量係数などを設定し、三次元亀裂ネットワークを作成する。この際、統計量に基づいて確率論的に亀裂を生成する方法および決定論的に亀裂を指定する方法を適切に組み合わせて亀裂ネットワークを作成する。

次に、亀裂ネットワークデータと三次元有限要素メッシュデータを読み込み、クラックテンソル

法を用いて透水係数テンソル場を作成する（付録1）。不均質性が強い場では、地下水の流れの向きは動水勾配の向きだけでなく、亀裂の方向に大きく依存する。このような場合には透水係数場は、亀裂方向に依存する異方性を持つため、透水係数テンソルによって表現される。このような異方性を考慮し、また、多孔質媒体と亀裂性媒体を統一的に取り扱うために、Partridge では透水係数テンソルによって場を表現する。これによって、亀裂ネットワークや多孔質媒体、人工バリア、掘削影響領域などの透水特性の情報が、有限要素メッシュ上の透水係数テンソル場として表現される。

さらに解析領域に対して水頭やダルシー流速に関する境界条件を設定し、上記の透水係数テンソル場を用いた三次元地下水流動解析（定常）を実施する。地下水流動解析から得られる圧力分布やダルシー流速分布をもとに、実流速分布を計算し、次のステップにおける物質移行解析の入力データとする。

Partridge では、このような透水係数テンソル場を扱うのに適した地下水流動解析コードとして、FEMWATER（WES, 1994）を呼び出すことによって三次元地下水流動解析を実施している。

2.2.3 三次元物質移行解析

三次元物質移行解析では、水理解析から得られた実流速分布に加えて、各媒体での分配係数や拡散係数などの物質移行データに基づき、初期に廃棄体に配置した保存性トレーサの粒子に関して、ランダムウォーク法（LaBolle *et al.*, 1996, Delay *et al.*, 2005, Salamon *et al.*, 2006）による物質移動解析を行う。多数の粒子について移行解析を行うことにより、各位置での物質の移行率に関する基本解（廃棄体からの浸出、溶解度および崩壊を考慮しない物質の移行率）を得ることができる。

ランダムウォーク法とは、粒子の拡散現象と粒子の流れの場に影響された運動（地下水の流跡線上の粒子の運動）に起因する移流現象を記述する解析手法の一種である。拡散現象は、等方なランダムな運動として考えられ、一次元均質無限媒体中の拡散方程式の解として得られる物質の濃度分布は正規分布となることが知られている。これを利用して、ランダムウォーク法では拡散現象による粒子の運動を無秩序な揺動に影響されたものとして確率的に扱う。一方、移流現象では、粒子の運動は実流速ベクトル場に基づく地下水の流れに沿う。三次元物質移行解析では、出力となる移行率の基本解について十分な精度を得るために、多数の粒子についてランダムウォーク法による物質移動解析を実施する。

三次元不均質場物質移行解析の検証については付録2にて詳細に記述する。

2.2.4 畳み込み積分による核種移行解析

三次元物質移行解析において得た各位置における物質移行率の基本解は、放射性崩壊や溶解度を考慮しておらず、また、廃棄体からの浸出期間を考慮せずに瞬時放出を仮定した移行率を表すものである。そこで、この物質移行率の基本解と廃棄体からの浸出率を畳み込み積分する。この際、核種の放射性崩壊や溶解度制限放出の効果も同時に組み込むことによって、廃棄体からの核種浸出率や放射性崩壊、溶解度を考慮した、各位置における核種移行率を算出する。

2.2.5 一次元マルチチャンネルモデルによるフィッティング

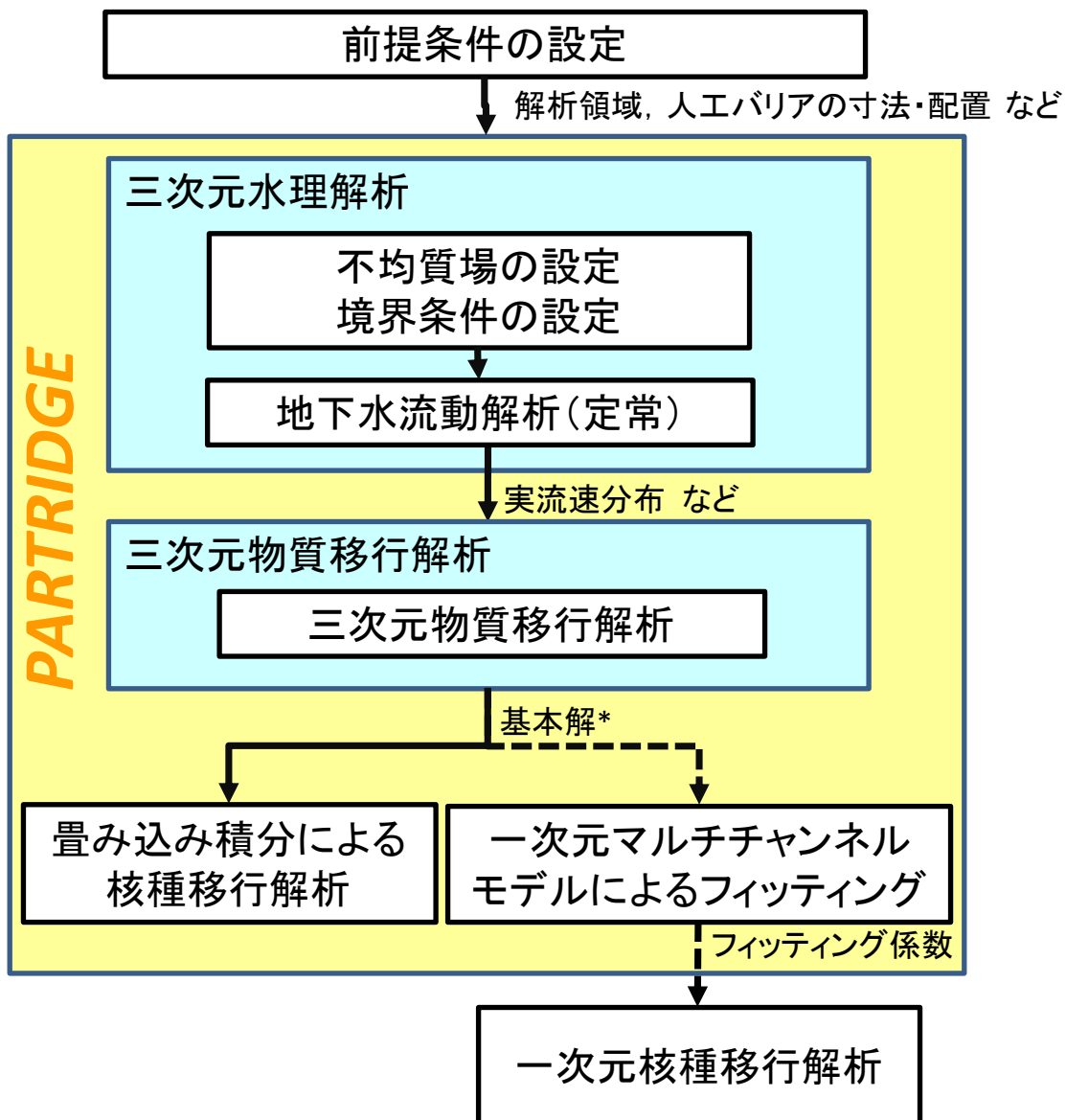
ここでは、三次元物質移行解析結果を近似する一次元マルチチャンネルモデルを作成する。これにより、三次元の解析を模擬する計算時間の短いモデルが整備され、多数の解析ケースに対応可能となる。ここで用いる一次元マルチチャンネルモデルは、掘削影響領域の地下水流量が異なる複数

の人工バリアが成すマルチチャンネルと、透水量係数が異なる複数の母岩亀裂が成すマルチチャンネルによって構成されるモデルである。

まず、掘削影響領域の地下水流量の重み分布（EBS フィッティング係数）を調整することによって、三次元物質移行解析から得られる人工バリアからの移行率の基本解を最小二乗法により近似する。具体的には、三次元物質移行解析からの移行率の基本解と一次元モデルからの移行率との差が最小となるように、EBS フィッティング係数を算出する（付録 1）。続いて、EBS フィッティング係数と同様な考え方で、母岩亀裂の透水量係数の重み分布（NBS フィッティング係数）を調整し、三次元物質移行解析の母岩からの移行率を近似する（付録 1）。これらの適用例については、第 3 章（3.3.3.3）に例示する。

2.2.6 一次元核種移行解析

作成した一次元マルチチャンネルモデルを用いて、複数の核種に関する核種移行解析を行う。一次元マルチチャンネルモデルを用いた核種移行解析については第 3 章（3.3.3.4）に例示する。



*: 廃棄体からの浸出, 溶解度および崩壊を考慮しない物質の移行率

図 2.2-1 母岩の不均質性および人工バリアの三次元形状を考慮した核種移行解析の手順
(Wakasugi *et al.*, 2008 に基づき作成)

2.3 例題への適用

本節では、2.2 節で述べた核種移行解析手順の適用性を確認することを目的として、仮想的な地質環境に対して適用した内容について述べる。ここでは、母岩の不均質性、廃棄体定置手法、割れ目帯・断層近傍での廃棄体定置手法、止水プラグによる核種移行率に与える影響評価を試行した。

2.3.1 不均質性の影響

母岩中の亀裂に起因した不均質性を違いの影響評価を行うために、仮想的な母岩として硬岩（結晶岩および堆積岩）、軟岩（堆積岩）の岩種を設定した。硬岩・軟岩それぞれに対して、3種類の異なる亀裂ネットワークを設定し、6種類の母岩タイプを代表するモデル（不均質な透水係数場）を構築した。その後、水理解析を実施し、坑道周辺の地下水の流れを把握した。その後物質移行解析を実施し、6種類の母岩タイプにおいて、廃棄体から核種の人工バリア・天然バリア中への移行にどのような影響が見られるかそれぞれ評価を行った。

2.3.1.1 不均質場についての設定

母岩の透水性は地層処分システムの安全性能を規定するものとして最も重要性の高いものの一つと考えられるが、各スケールにおいて階層的に存在する不均質性の影響を直接的に受けるものであるために、スケールによらず一つの透水係数値によって代表することは適切ではない（例えば、透水性がほぼ一様に 10^9 m/s の岩盤と、 10^{10} m/s 程度の健全部と数十 m 間隔で分布する 10^7 m/s 程度の破碎帯を有する巨視的平均透水係数 10^9 m/s の岩盤とでは天然バリアとしての安全性能は大きく異なる可能性がある）。そこで、以下のように、各スケールで考慮すべき高透水部を含めたスケールごとの平均透水係数を定義するものとする。（図 2.3-1）。

- 健全部平均透水係数：任意の数 m 区間に存在すると考えられる高透水部（個々の亀裂など）を含んだ平均透水係数。それぞれの廃棄体パッケージおよびその直近の緩衝材と交差するものと想定すべき高透水部を含んだ平均的透水性に相当する。
- ブロックスケール平均透水係数：任意の数十 m 区間に存在すると考えられる高透水部（小規模の割れ目帯など）を含んだ平均透水係数。各坑道と交差するものと想定すべき高透水部を含んだ平均透水係数に相当するが、このスケールで遭遇する小規模割れ目帯などの高透水部を避けて廃棄体を定置するあるいはさらに止水プラグを設置することによる核種移行への影響を避けることは可能である。
- 処分パネルスケール平均透水係数：任意の数百 m 区間に存在すると考えられる高透水部（断層など）を含んだ平均透水係数。該当する断層などの高透水部の分布に合わせて適切な処分パネル形状（あるいは止水工）を採用することによって坑道と交差する（あるいは掘削影響領域と短絡する）ことは避けることが可能であるが、このような高透水部（断層）は各廃棄体周辺の緩衝材から散逸して健全部あるいは小規模の割れ目帯を移行した放射性核種の地表へのクリティカルパスになるものと考えられる。

不均質透水係数場の例を岩種ごとに表 2.3-1 にまとめる。まず、結晶質岩および堆積硬岩については、岩体マトリクス自体は難透水性とみなすことができる場合がほとんどである。従って、透水性への寄与は亀裂によるものと考えられるが、ここで、わが国で想定される多様な地質環境への対

応を考える上では、第2次取りまとめでレファレンスとして想定されたような比較的低透水性の亀裂が低頻度で等方的に分布するパターン（タイプ1）に加えて、健全部の平均透水係数のより高いものを考える必要があるものと考えられる。また、その例としては、透水性の亀裂ネットワークの発達した結晶質岩（タイプ2）と、層理面に由来する亀裂系が発達しており、個々の透水性は小さいものの頻度が高いために平均透水係数が大きくなるような古い堆積岩（タイプ3）といった例などが考えられる。なお、ここで、亀裂の成因が本来は層理面であったものの「ズレ」である場合には、亀裂の方向性に顕著な偏りが生じるために、透水係数の異方性が存在するものと想定する。

堆積軟岩については、マトリクスおよび亀裂の双方が透水性に寄与する可能性があり、また、その特徴には深度などの要因も関連するものと考えられる。まず、ある程度の脆性を有するものについては、層理面に起因する亀裂および変位を伴う亀裂が分布しており、深部においてはマトリクスおよび亀裂のいずれも圧密されているために低透水性を呈するような場合（タイプ1）が考えられる。また、浅部において地圧が低下した場合あるいは深部でも岩盤の脆性がより高いような場合には、マトリクスの圧密の程度が低下するとともに亀裂の開口幅が増大することによって、マトリクスおよび亀裂のいずれにおいても地下水の流れが顕著に生じるものと考えられる（タイプ3）。なお、いずれの場合においても、ブロックスケールでは、褶曲運動などに関連して生じた破砕帯が分布する可能性があるものと想定される。一方、砂岩・凝灰岩層のように一定の可塑性を有する地層では、応力的な履歴にもよるものの、亀裂の頻度が極めて低く、岩盤全体としての透水性にはあまり寄与しない場合（タイプ2）が想定される。以上の種々の不均質場を、亀裂については第2次取りまとめと同様の統計的亀裂ネットワークモデルを、また、割れ目帯などについては、**Conditioned Boolean Simulation** の手法（Chilès *et al.*, 1999）を適用することによって作成した。以下にそれらの透水係数場の設定に関して述べる。

なお、ここで想定した不均質場の設定では、第2次取りまとめ（JNC, 1999）において作成された種々の岩種および地下水水質についての核種移行データセットの中から、本例題で想定する条件に該当するものを抽出して用いることとした。6種類のタイプそれぞれに対して、透水係数場を作成する際の設定に関して述べる。

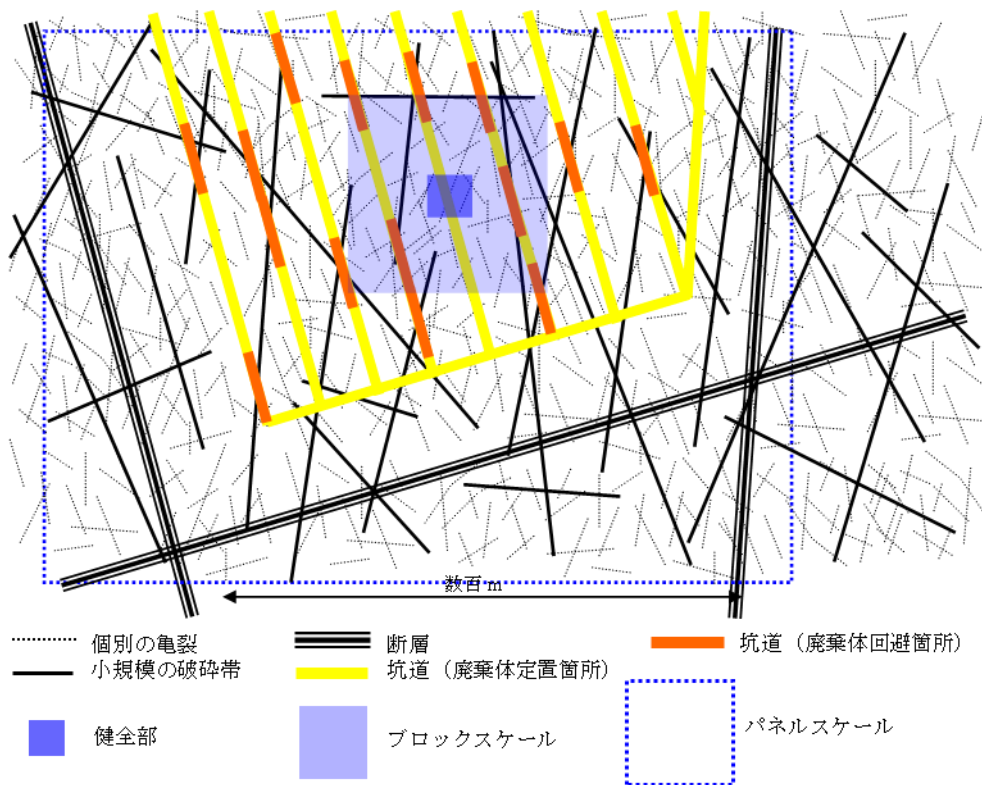


図 2.3-1 不均質な岩盤における階層的スケールおよび対応する透水係数平均値の概念

表 2.3-1 想定した不均質透水係数場の例

岩種	タイプ	マトリクス 透水性 (亀裂 透水性)	平均透水係数 (m/s)			該当する 地質環境の事 例	モデル	備考
			健全部	ブロック スケール	処分パネル スケール			
結晶質岩 堆積硬岩 (硬岩)	1	低(低)	10^{-10}	10^{-10}	10^{-8}	第2次 取りまとめ レファレンス (花崗岩)	亀裂	難透水性のマトリクスおよび等 方的で低頻度かつ低透水性の亀 裂ネットワークがランダムに分 布している 個々の亀裂の透水性が高く、ブ ロックスケールではより高透水 性の断層が分布している 個々の亀裂の透水性は低いが高 頻度が極めて高く明瞭な異方性 を示す。
	2	低(高)	10^{-8}	10^{-7}	10^{-7}	花崗岩		
	3	低(低)	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	付加体		
堆積軟岩 (軟岩)	1	低(低)	10^{-10}	10^{-10}	10^{-9}	新第三紀堆積 軟岩(深部)	亀裂または 連続体	地圧のために亀裂(等方的/低頻 度)は閉塞しマトリクス部も圧 密されている
	2	高(低)	10^{-8}	10^{-8}	10^{-7}	新第三紀 - 第 四紀砂岩 +凝灰岩	連続体	亀裂は極めて低頻度のため平均 透水係数にはほとんど寄与しな い
	3	高(高)	10^{-8}	10^{-8}	10^{-7}	新第三紀堆積 軟岩(浅部)	亀裂および 連続体(ハイ ブリッド)	マトリクス部の層理面および亀 裂が開口しているためいずれも 一定の透水性を示す。ブロック スケール以上では透水性の高い 割れ目帯が含まれる

* 透水係数の数値はオーダーを表現したものである

(1) 硬岩タイプ1のブロックスケールにおける透水係数場の例

硬岩タイプ1は第2次取りまとめ (JNC, 1999) におけるレファレンスケースと同等の不均質場であり、表 2.3-2 に示す統計的特性を有する亀裂ネットワークによって規定される不均質性のパターンを呈する。なお、表 2.3-1 に従い、ブロックスケールでは断層等の大規模な高透水性構造は考えていない。

ここでは、まず、同表に記載した特性に従い統計的亀裂ネットワークモデルを作成し、次に、付録 1 に示したクラックテンソル法により各有限要素について等価な透水係数テンソル場を作成する。また、処分場については、廃棄体定置方式が縦置きの場合および横置きの場合等種々のオプションについて例題を設定して解析を行っているが、以下では縦置きを例として、100 m 立方のブロック中央部を一つの坑道が横断する体系を想定してニアフィールドの不均質透水係数場を設定した例を図 2.3-2 に示す。なお、上記の手法は統計的なものであるため、これは一つの例 (リアライゼーション) であり、複数のリアライゼーションを作成して解析を行うことが必要である。

表 2.3-2 第2次取りまとめで採用された三次元亀裂統計データのまとめ

方向性	<ul style="list-style-type: none">直交2組の鉛直亀裂群各亀裂群はFisher分布 ($\kappa=10$)に従う
亀裂形状および大きさ	<ul style="list-style-type: none">円盤半径はべき乗分布 (べき指数3)に従う最小・最大半径は7~300m
亀裂頻度	<ul style="list-style-type: none">約0.3本 m^{-1} (三次元亀裂密度 $0.8m^2m^{-3}$)
亀裂中心の空間分布	<ul style="list-style-type: none">ポアソンプロセス (Baecher モデル) (Baecher, 1977)
透水量係数	<ul style="list-style-type: none">対数正規分布 (対数平均 $m=-9.99$, 標準偏差 $sd=1.07$)
開口幅	<ul style="list-style-type: none">経験則 $2b = 2\sqrt{T}$

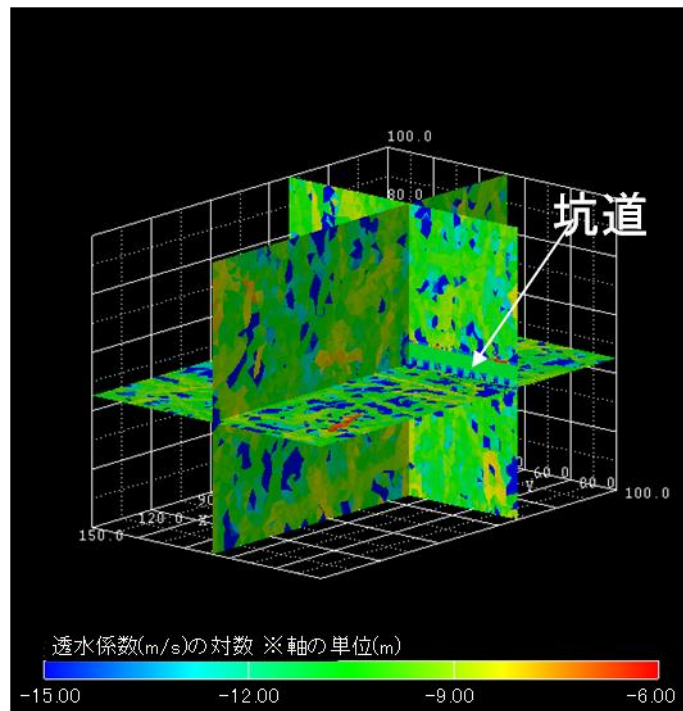
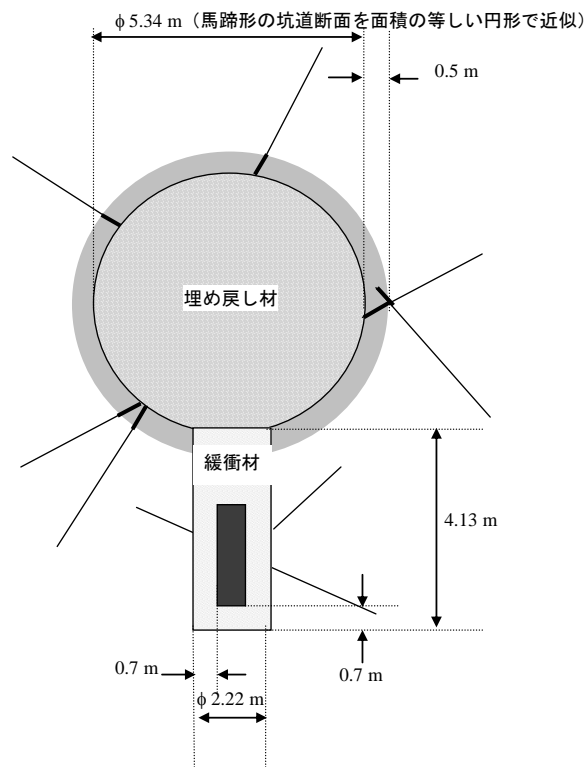


図 2.3-2 硬岩タイプ1・竖置きに関する透水係数場

本例題で想定した廃棄体竖置き処分概念における坑道、人工バリア形状および掘削影響領域のモデルを図 2.3-3 に示す。ここで、掘削影響領域内に位置する亀裂については、開口によって透水係数が 10 倍になるものと仮定した。



掘削影響領域：掘削時の微小クラック形成によりマトリクスの透水係数が上昇するとともに既存亀裂が開口し、透水係数テンソルが健全部の10倍になるものと仮定

	間隙率 (-)	透水係数 (m/s)
緩衝材	0.40	1.0×10^{-12}
上部坑道埋め戻し材	0.33	1.0×10^{-11}

図 2.3-3 想定した坑道および人工バリア形状

(2) 硬岩タイプ2のブロックスケールにおける透水係数場の例

硬岩タイプ2は透水性が高い亀裂を持つことが特徴である。図 2.3-4 に示すように高角亀裂はENE～EW～NW 方向のものと NNW 方向のものが主であると仮定した。また、亀裂の形状と大きさ並びに亀裂中心の分布については第2次取りまとめと同一とし、それ以外の亀裂の統計的特性は表 2.3-3 にまとめる通りとした。なお、表 2.3-1 に従い、ブロックスケールにおいても坑道と直交する鉛直で幅5mの断層が存在するものとし、その透水係数は断層部以外の母岩透水係数平均値より2桁程度高いと仮定した。また、この仮定に基づき、硬岩タイプ1と同様の手法で、亀裂ネットワークを作成し、クラックテンソル法(小田ほか,1984)により等価な透水係数テンソル場を作成した(図 2.3-5)。

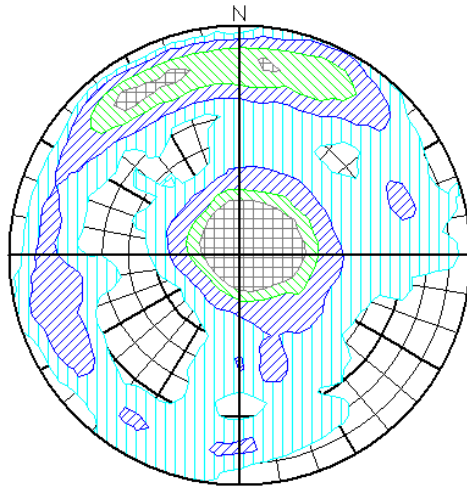


図 2.3-4 硬岩タイプ2における亀裂の方向分布（シュミットネット投影図）

表 2.3-3 硬岩タイプ2における亀裂の統計的特性

割れ目頻度 (本/m)	割れ目透水量係数 対数標準偏差	割れ目透水係数 算術平均 (m ² /s)
0.6	1.0	2.0×10 ⁻⁸

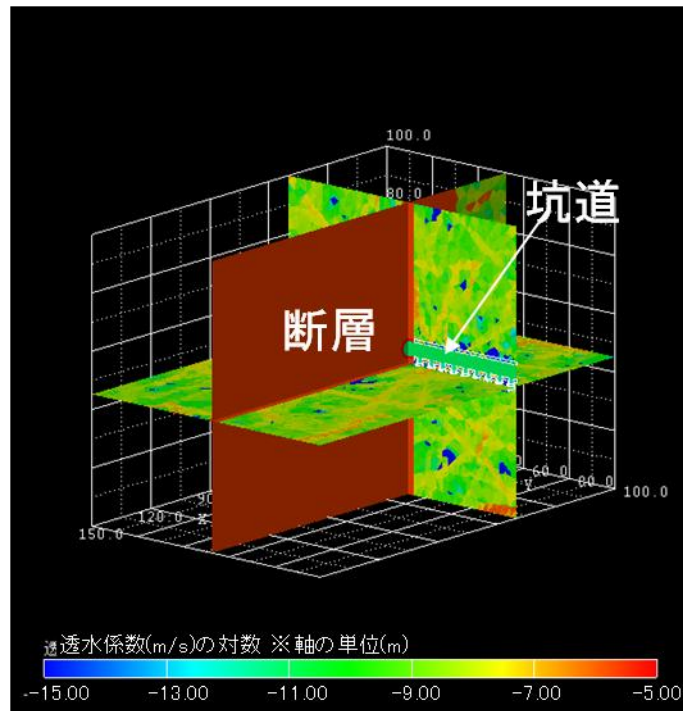


図 2.3-5 硬岩タイプ2・縦置きに関する透水係数場

(3) 硬岩タイプ3のブロックスケールにおける透水係数場の例

硬岩タイプ3では、ブロックスケールで層理面に由来する亀裂が高い頻度で存在する割れ目帯が分布していることが特徴である。これらの割れ目帯の走向と傾斜はいずれも後述する亀裂と同一のものであるが、その幅についてはランダムに分布するものと仮定した。

実際のサイト調査においては、試錐孔や坑道等に沿ってどの位置に割れ目帯が存在するかを把握することが可能であり、不均質場の推定においては、このような既知の情報を制約条件として、大きさと位置のランダムな割れ目帯を配置することが必要である。そのため、このような用途に適した **Conditioned Boolean Simulation (CBS)法** (Chilès *et al.*, 1999) を用いて、このように多数存在する高透水性構造の配置を既知の情報と整合的に推定する手法を開発した。この手法を用いることによって、割れ目帯分布の統計的性質を保存しつつ、調査坑道に沿った既知の割れ目帯の分布を再現することが可能である。

割れ目帯を 10 本/m 以上の亀裂を含む領域と定義し、この手法を例題に適用した結果を図 2.3-6 に示す。なお、割れ目帯においては亀裂頻度が極めて高い (>10 本/m) ため、一様な透水係数を有する連続体としてモデル化することとした。

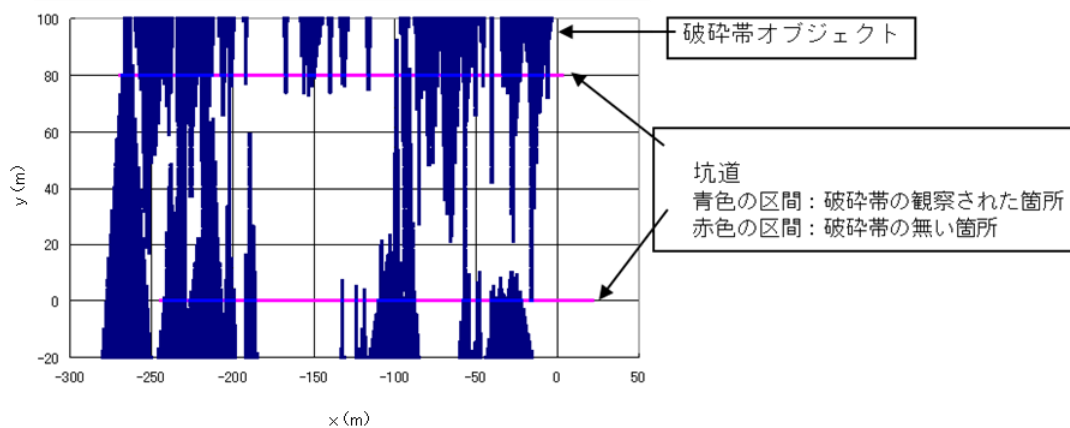


図 2.3-6 硬岩タイプ3について推定した割れ目帯分布

次に、健全部 (バックグラウンド) について、表 2.3-4 および図 2.3-7 の条件に基づき亀裂ネットワークを統計的に作成し、クラックテンソル法によって等価な透水係数テンソル場に変換する。そして、最後に、図 2.3-6 に示す割れ目帯分布に従い、割れ目帯部分には透水係数 2.0×10^{-8} m/s 一様な連続体を、そして、健全部には後者の亀裂ネットワークに対応する透水係数テンソル場を適用することによって、複合的な不均質場が設定される。こうして作成した割れ目帯を含む不均質場の例を図 2.3-8 に示す。なお、割れ目帯と健全部を併せた平均透水係数は 1.03×10^{-8} m/s である。

表 2.3-4 硬岩タイプ3について想定した解析条件

健全部の 亀裂ネットワーク (平均透水係数 3.6 E-9 m/s)	亀裂頻度	<ul style="list-style-type: none"> 3.7 本/m
	亀裂透水量係数 (対数正規分布)	<ul style="list-style-type: none"> 対数平均: -10.2 (6.31×10^{-11} (m²/s)) 標準偏差: 1.07
	方向 (Fisher 分布)	<ul style="list-style-type: none"> グループ1 (総数の90%) 坑道と直交 傾斜角 70° グループ2 (総数の10%) 坑道と直交する方向に対して 22° 傾斜角 55°
割れ目帯 (均質連続体)	大きさ (第2次取りまとめ)	<ul style="list-style-type: none"> べき乗分布の指数 3.0 最小半径 1m, 最大半径 300m の分布から 7m 以上のものを抽出
	透水係数	<ul style="list-style-type: none"> 2.0×10^{-8} (m/s)

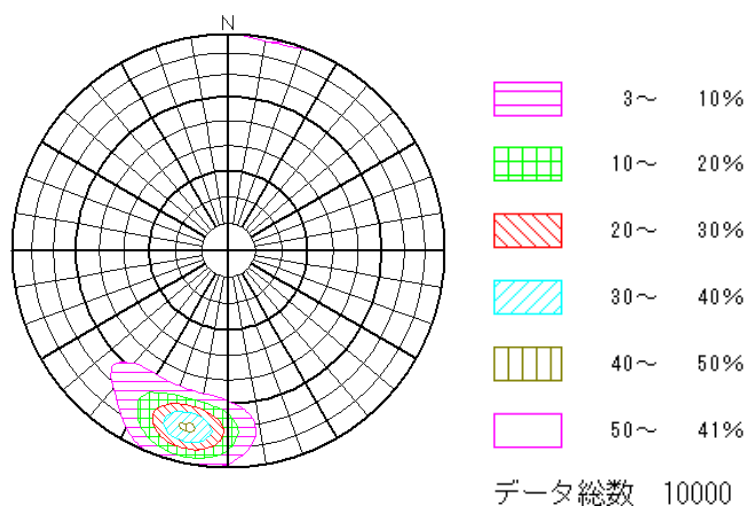


図 2.3-7 硬岩タイプ3について想定した亀裂方向の分布 (シュミットネット投影図)

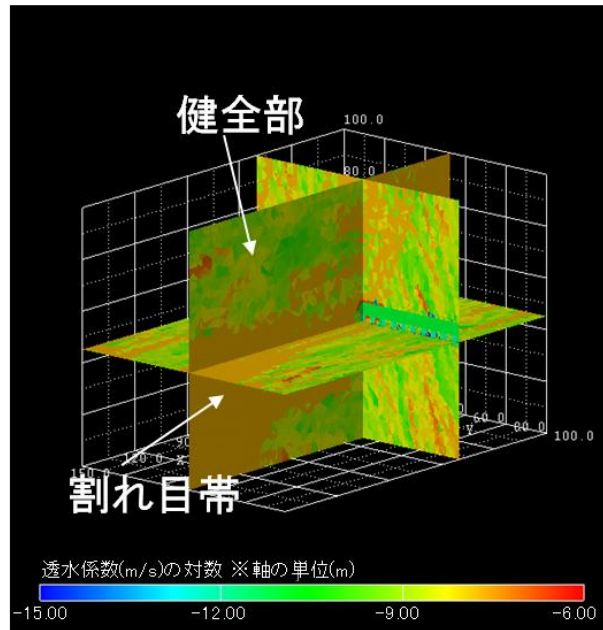


図 2.3-8 硬岩タイプ3・縦置きに関する透水係数場

(3) 軟岩タイプ1のブロックスケールにおける透水係数場の例

軟岩タイプ1の場合も後述する軟岩タイプ3の場合と同様の割れ目帯が分布しているものと想定するが、深部にあり地圧によって個々の亀裂が閉じているために亀裂による透水性の上昇は無視できるものと仮定した。このため、図 2.3-9 に示すように、透水係数 1.0×10^{-10} m/s 一様であるような均質な連続体を想定した。

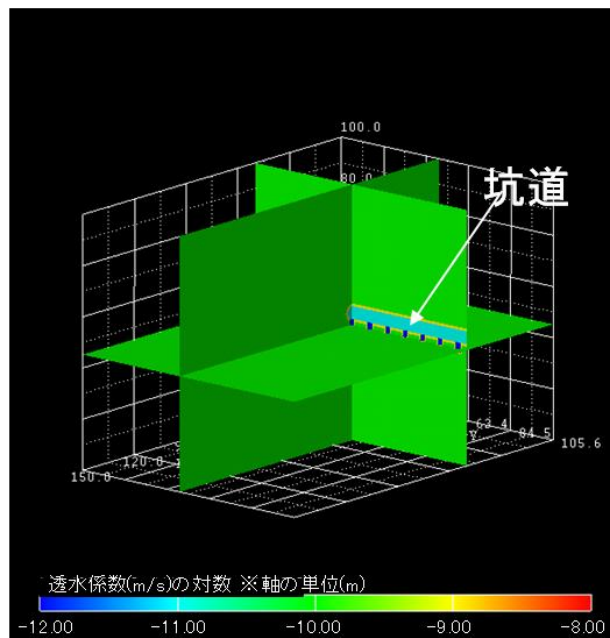


図 2.3-9 軟岩タイプ1・縦置きに関する透水係数場

(4) 軟岩タイプ2のブロックスケールにおける透水係数場の例

軟岩タイプ2では、亀裂は存在するものの、その頻度が極めて低いために、図 2.3-10 に示すように

ブロックスケールでは軟岩タイプ1と同様に均質な連続体として表現できるものと仮定した。なお、ここでの透水係数は、 1.0×10^{-8} m/s 一様と仮定した。

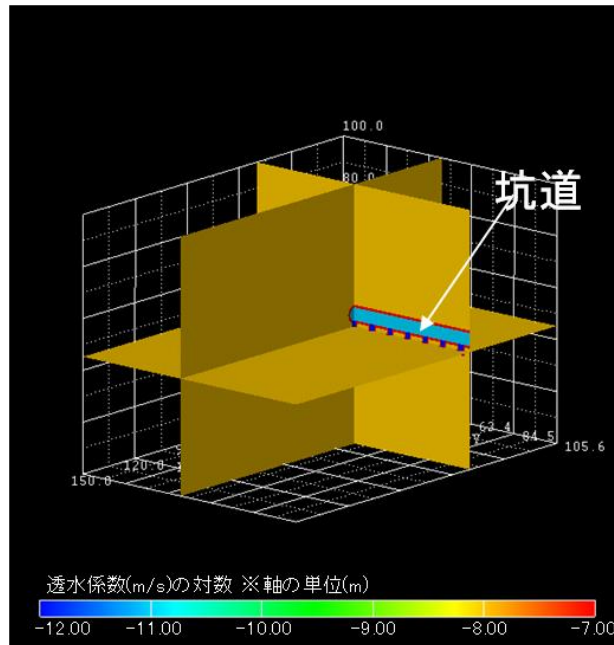


図 2.3-10 軟岩タイプ2・縦置きに関する透水係数場

(5) 軟岩タイプ3のブロックスケールにおける透水係数場の例

軟岩タイプ3では、割れ目帯が分布しており、かつ、軟岩タイプ1とは異なり亀裂は閉じておらず顕著な透水性を示すものと仮定した。また、軟岩タイプ1と同じくマトリクスも透水性を有している。また、ここでは複数本の試錐孔における割れ目帯の模擬データを仮想的に設定し、硬岩タイプ3と同様に、CBSを用いて割れ目帯分布を推定した。

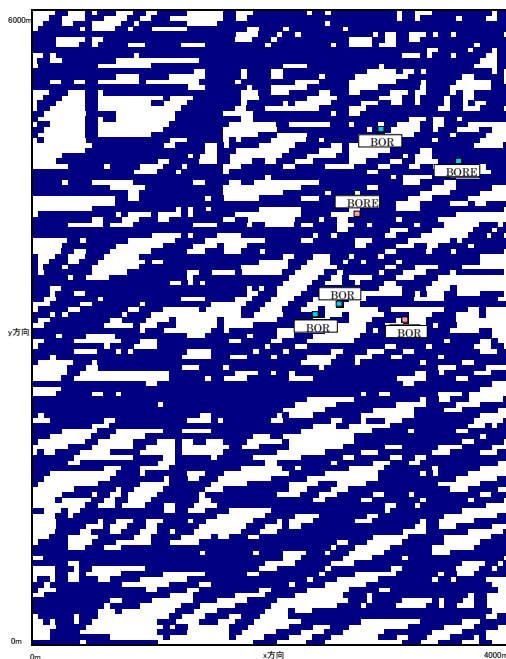
解析対象領域は、試錐孔を含む $4000\text{m}(x) \times 6000\text{m}(y) \times 2000\text{m}(z)$ とし、 $50\text{m}(x) \times 50\text{m}(y) \times 40\text{m}(z)$ の大きさのセルで離散化している。割れ目帯の長さについては、割れ目帯の幅と長さの関係式 $\text{Width} = 0.032 \times \text{length}$ (Vermilye *et al.*, 1998) を用いて割れ目帯それぞれの幅から算出した。割れ目帯の形状は円盤、割れ目帯の長さの値は円盤の直径として用いた。また、幅と方向（走向および傾斜）については、明瞭な相関は見られないことから、独立にランダムサンプリングすることとした。サンプリングにあたっては、幅、方向いずれについても、割れ目帯の形状を繰り返しランダムにサンプリングする **Bootstrapping** の手法 (Efron *et al.*, 1994) を用いた。

以上の条件に基づき、CBSにより割れ目帯分布を推定した結果を図 2.3-11 に示す。また、表 2.3-5 に示す条件を仮定して割れ目帯に相当する部分の坑道・人工バリアを含むブロックスケールでの不均質透水係数場を設定した例を図 2.3-12 に示す。

表 2.3-5 軟岩タイプ3について想定した解析条件

亀裂ネットワーク (平均透水係数 6.5×10^{-9} m/s)	亀裂頻度	<ul style="list-style-type: none"> 2.5 本/m
	亀裂透水量係数 (対数正規分布)	<ul style="list-style-type: none"> 対数平均: -9.9 (1.26×10^{-10} (m²/s)) 標準偏差: 1.07
	方向 (Bingham 分布 (Dershowitz, 1979))	<ul style="list-style-type: none"> グループ1 (全数) 坑道と直交 傾斜角 60°
	大きさ (第2次取りまとめ)	<ul style="list-style-type: none"> べき乗分布の指数 3.0 最小半径 1m, 最大半径 300m の分布から 7m 以上のものを抽出
マトリクス (均質連続体)	透水係数	<ul style="list-style-type: none"> 3.5×10^{-9} (m/s)

標高 0m の水平断面



試錐孔を通る鉛直断面

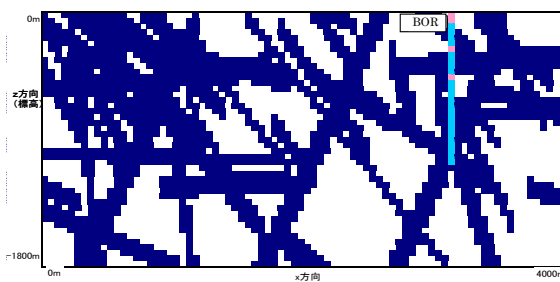


図 2.3-11 割れ目帯分布の推定例

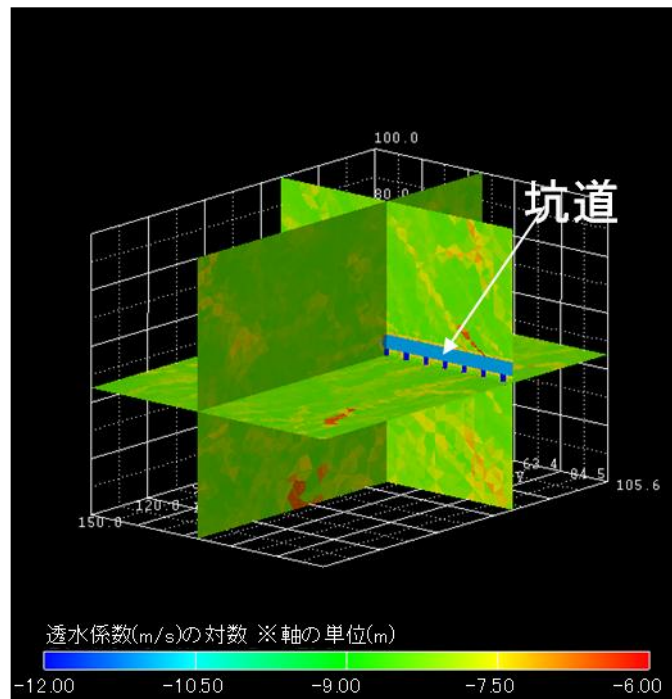


図 2.3-12 軟岩タイプ3・竖置きに関する透水係数場

2.3.1.2 核種移行解析のためのデータセット

解析にあたっては、第2次取りまとめ（JNC, 1999）において作成された種々の岩種および地下水水質についての核種移行データセットの中から、本例題への取り組みで想定する条件に該当するものを用いることとした。用いたデータの詳細は付録3にまとめた。

2.3.1.3 各岩種の違いを考慮した核種移行挙動

上述した6種類の岩種それぞれにおける核種移行挙動の特徴を比較することを目的として、三次元核種移行解析ツール Partridge を用いて解析を行った。核種移行の場のタイプはにおいても述べたように、将来の環境変遷によって処分場周辺の塩分濃度が変化し、4種類に区分される（NUMO, 2011a）。即ち、a. 「海進および海退に伴って海底下の塩水が流動する場」、b. 「塩淡水境界の移動に伴って陸側の塩水が流動する場」、c. 「海底下の淡水が浮力によって上方へ流動する場」、および d. 「地形勾配によって陸側の淡水が流動する場」に区分される。ここでは、不均質場のパターンによってどのように核種移行挙動の特徴が異なることを把握するために、d. 「地形勾配によって陸側の淡水が流動する場」を想定して解析を行った。

(1) 三次元地下水流動解析

6種類の岩種の不均質透水係数場（前出の100 m立方の等価透水係数テンソル場）のそれぞれを動水勾配0.01の水平方向の流れの中に置いた場合の解析領域中央の坑道近傍でのダルシー流速分布を図2.3-13に示す。ここで、各図の中央に上下に並ぶ青色（低流速）の円形の領域は処分孔内の緩衝材を、また、その外周にある明色（比較的高流速）の円筒形は掘削影響領域を示す。

均質場である軟岩タイプ1およびタイプ2における区分的に均質な流れと比較して、亀裂等による不均質性を考慮したそのほかのケースにおける流動状況は複雑なパターンを呈している。最も亀裂頻

度の低い硬岩タイプ1では、透水性の亀裂に沿って少数の卓越した流路が分布しており、亀裂と全く交差していない一部の処分孔の周囲は滞留域（青色）となっていることがわかる。また、硬岩タイプ2では、坑道と直交する幅5mの高透水性の断層内の流れ（中央を水平に横切る赤い（最大流速）帯）が顕著であり、周囲から断層に向けて地下水が流入していることがわかる。割れ目帯が複雑な形状で分布している硬岩タイプ3では、割れ目帯の分布域に対応して比較的速い流れ（橙色）が見られる。また、層理面に由来する高頻度の亀裂が明瞭な異方性を有するために、左から右への指向性の強い流れが生じている。亀裂頻度の低い軟岩タイプ3では、硬岩タイプ1と同様に少数の高透水性の亀裂が支配的な流路となっているが、マトリクス部分にも一定の透水性を仮定しているために、全く亀裂の無い領域においても一定の流れが存在していることが大きな相違点である。

(2) 三次元物質移行解析

図 2.3-13 に示した各岩種におけるニアフィールドのダルシー流速場に基づき、付録1に述べる手法で各要素に含まれる亀裂中の実流速およびマトリクス中の流速を推定し、これに対して同じく付録1に述べたランダムウォーク法による物質移行解析を行った。ここで、粒子は保存性（放射性壊変しない）の Cs 同位体であるとし、緩衝材およびそれぞれの母岩での分配係数を仮定して各ケースにおいて合計10万個程度を24体のガラス固化体内にパルス入力して、その後の挙動を解析した。少数（100個）の粒子をランダムに抽出して10万年後の軌跡を描画した結果を図 2.3-14 にまとめる。なお、これらの図において粒子軌跡の色は各タイムステップでの粒子の移動速度に対応している。

硬岩タイプ1では、亀裂頻度が低いために母岩の透水性が小さく、また、空隙率および実効拡散係数も小さいために、緩衝材および上部坑道埋め戻し材中の移行のほうが周辺の母岩中の移行よりも顕著に小さく、各粒子は、10万年後までに緩衝材および埋め戻し材の内部を拡散によりランダムに移行する（図 2.3-14 において緩衝材および埋め戻し材の内部が粒子軌跡によって充たされていることと対応する）。

硬岩タイプ2およびタイプ3は透水性亀裂の頻度が顕著に高く、各処分孔においてこれらの亀裂との交差部が存在していることからガラス固化体から緩衝材に至った核種は上部坑道に拡散する以前に処分孔から亀裂へと移行している。

また、硬岩タイプ2では、坑道中央部で幅5mの高透水性断層と直交しているために、断層内での粒子の移動が卓越して生じているのに対して、硬岩タイプ3では、複雑な形状で分布する割れ目帯に沿って母岩中の卓越した移行経路が生じていることがわかる。

低透水性の均質連続体である軟岩タイプ1では、坑道近傍は母岩中でも拡散支配の場であり、粒子は等方的に広がっている。また、粒子は100万年後でも坑道の直近に留まっている。他方、マトリクスが透水性であり顕著な移流が生じている軟岩タイプ2およびタイプ3ではマトリクス内を拡散でランダムに移行する粒子軌跡が時間とともに地下水流動方向（左側）に徐々に推移していることがわかる。

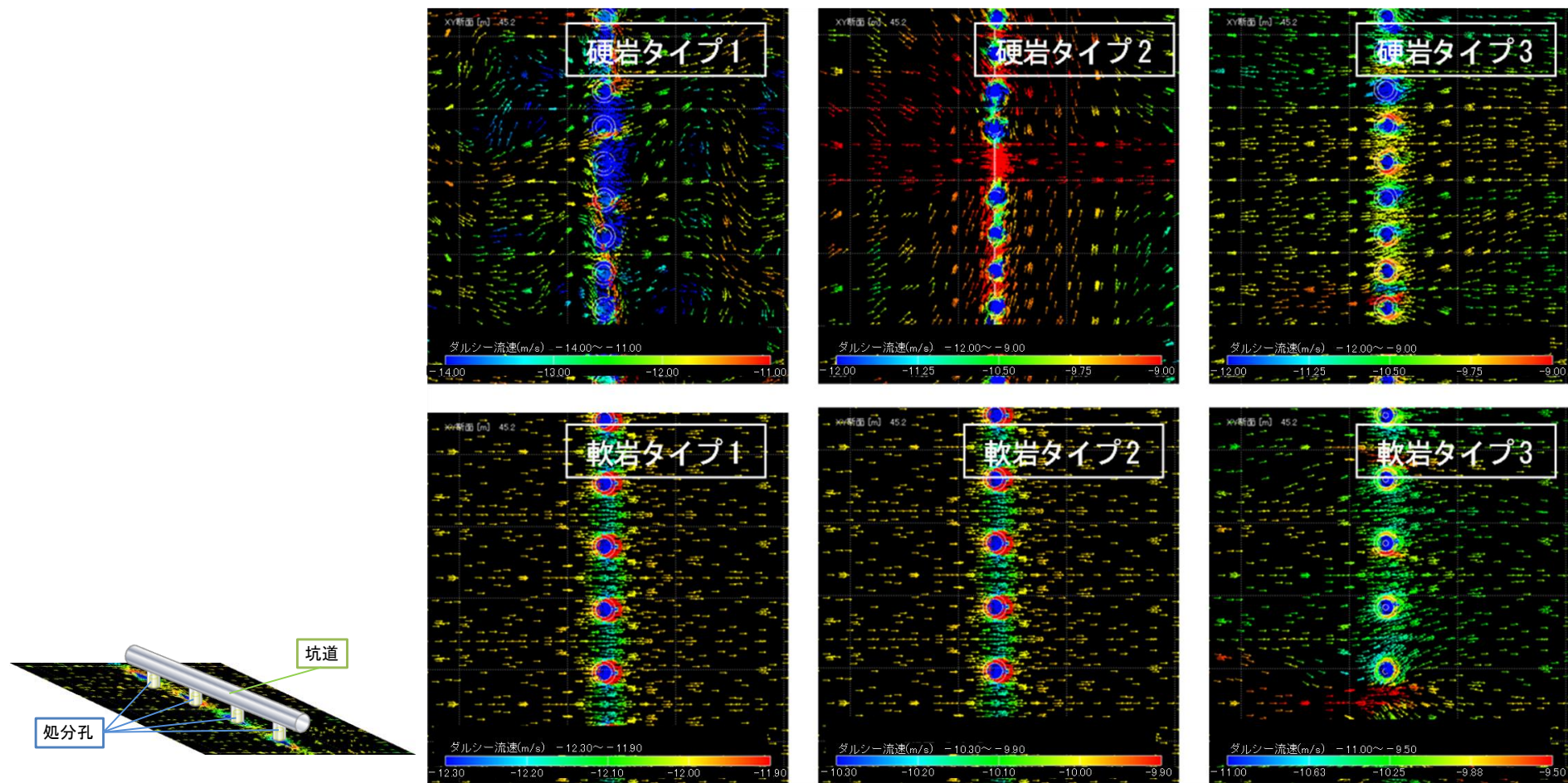


図 2.3-13 各岩種に対応した不均質透水係数場におけるダルシー流速分布（領域中央の坑道近傍の水平断面）

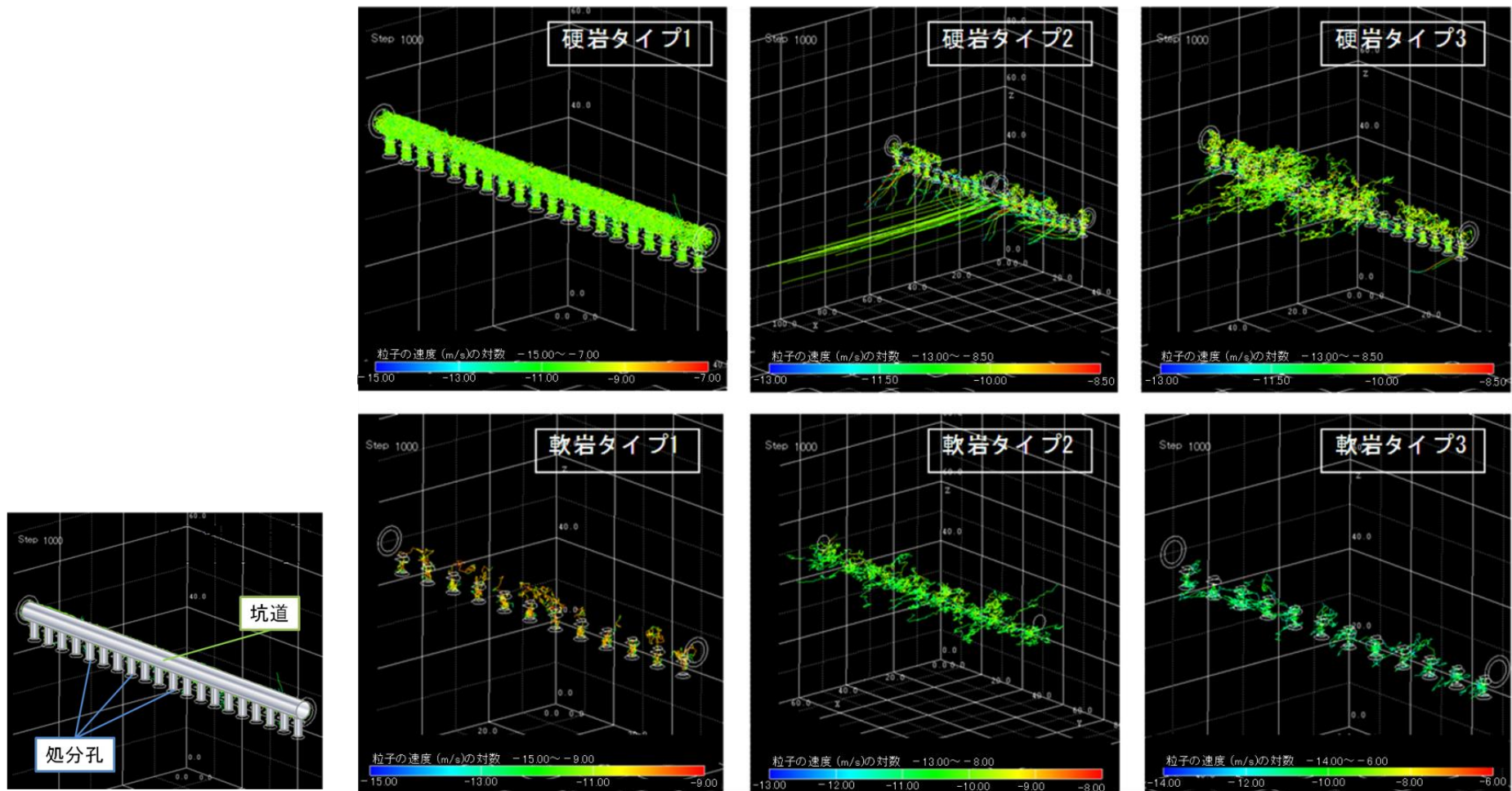


図 2.3-14 各岩種に対応した少数の粒子軌跡（各ガラス固化体でパルス入力：10 万年後）

(3) 下流端での移行率の時間変化から見た核種移行挙動の特徴

解析領域内に含まれる 24 体のガラス固化体表面に時刻 0 にパルス入力した約 10 万個の粒子の移行率は、それぞれの不均質場における拡散 - 移流方程式の基本解とみなすことができる（例として 縦置き方式・硬岩タイプ 1 の場合の人工バリア外側境界および解析領域下流端での移行率の基本解を図 2.3-15 に示す）。そこで、ソースタームとして、第 2 次取りまとめレファレンスケースと同様に、ガラス固化体の浸出率律速（溶解期間 7 万年）を仮定してこの基本解に対する畳み込み積分を行い、さらに、Cs-135 の半減期（約 260 万年）に対応した減衰の係数を乗ずることによって、同じく、人工バリア外側境界および解析領域下流端での Cs-135 の移行率を算出することができる。

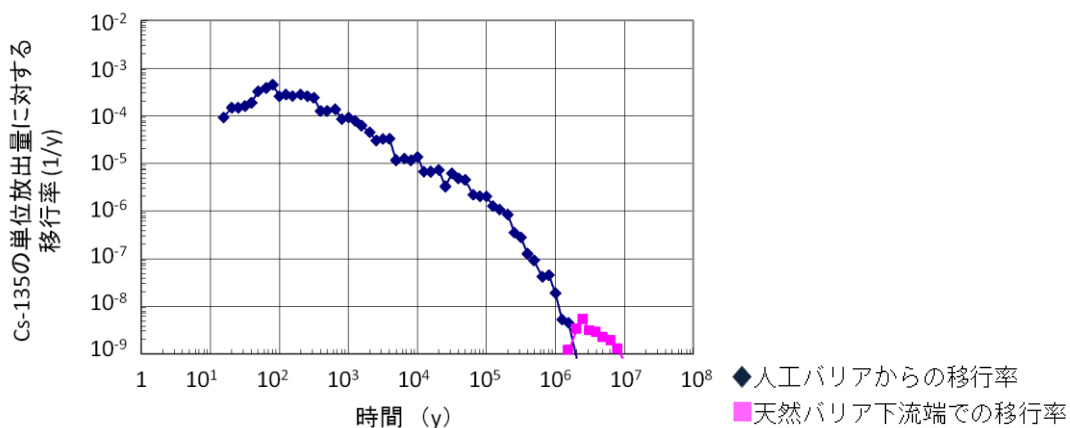


図 2.3-15 パルス入力に対する下流端での移行率時間変化（基本解）

上述した手法によって各岩種についての Cs-135 の人工バリア外側境界および解析領域下流端での移行率を算出した結果を図 2.3-16 に示す。人工バリア外側での核種移行率は、いずれの岩種においても浸出期間として設定した 7 万年以前にほぼ定常状態に至ることがわかる。Cs-135 は溶解度で制限されないため、この移行率はガラス固化体からの浸出率に相当する値で定常状態となる。そのため、人工バリア外側での移行率には、岩種による顕著な差異が認められない。一方、解析領域下流端での核種移行率には、以下に述べるような特徴がみられる。

- 低透水性の均質な連続体である軟岩タイプ 3 では、下流端での移行率は極めて小さい（ガラス固化体 1 体当たりの移行率が 10^3 Bq/y 以下であるため図中には表示されていない）
- 亀裂の頻度が低く透水量係数も比較的小さい硬岩タイプ 1 および低透水性のマトリクスに規定された軟岩タイプ 3 における最大移行率はいずれも 10^2 Bq/y 程度であるが、ピークの出現時期は亀裂の影響の顕著な硬岩タイプ 1 のほうが早い
- 硬岩タイプ 3 と軟岩タイプ 2 における最大移行率はいずれも 10^3 Bq/y 程度であるが、ピークの出現時期は亀裂を含む硬岩タイプ 3 のほうが若干早い

硬岩タイプ 2 は、中央の大規模な断層のために顕著に最も高い値 (10^4 Bq/y 程度) を示し、また、断層を経路とした核種移行率とそのほかの部分のより遅く小さい核種移行率とが重なりあっているものと推定される。

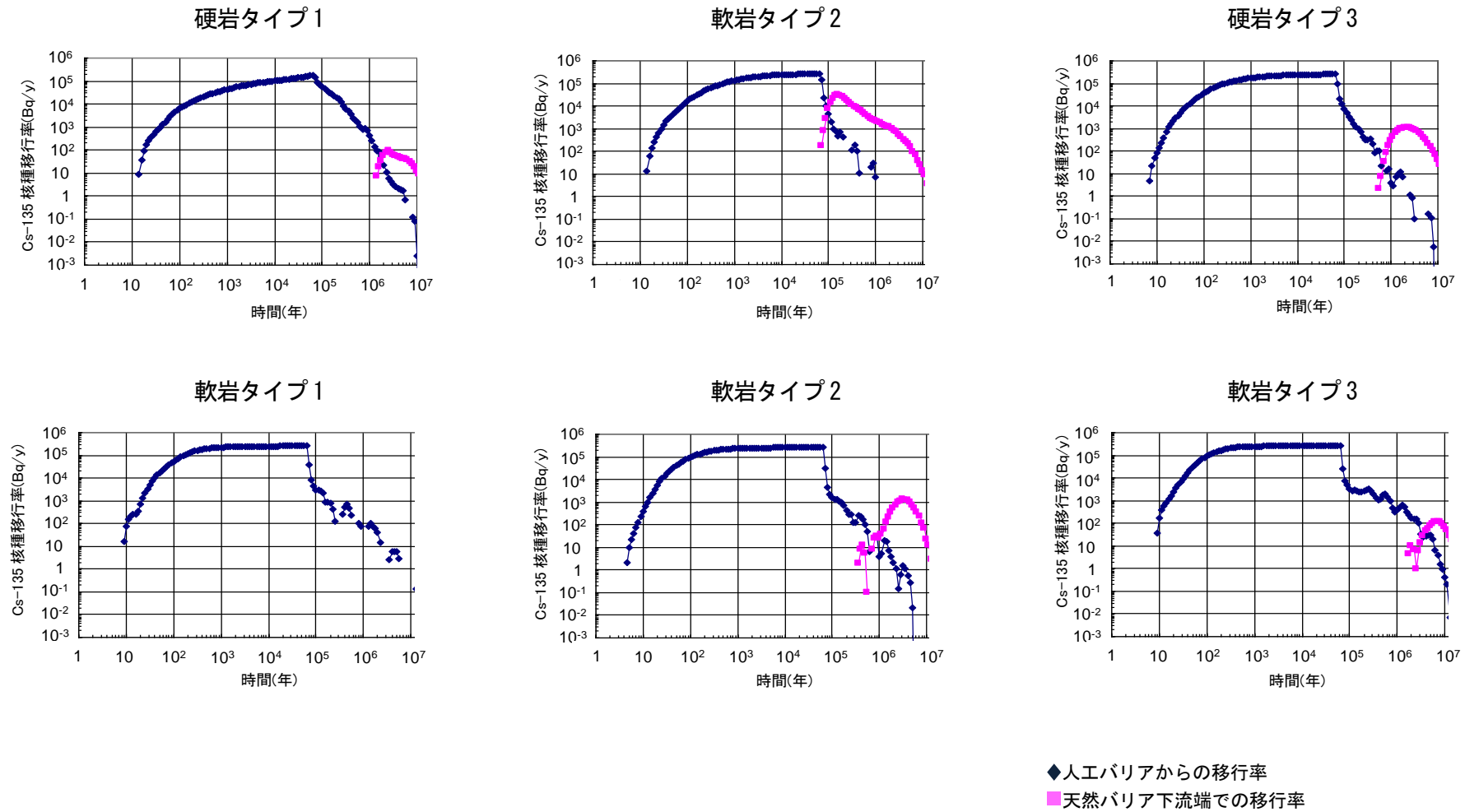


図 2.3-16 Cs-135 移行率（ガラス固化体 1 体当たりの平均）の時間変化

2.3.2 三次元核種移行解析と第2次取りまとめレファレンスケースとの相違点

第2次取りまとめ (JNC, 1999) においては、外側境界にミキシングセル条件を適用した人工バリア中の核種移行と一次元マルチチャンネルモデルを用いて核種移行解析を行っており、人工バリアから母岩に至る核種移行を同一の体系内で同時に計算している Partridge の解析とは、表 2.3-6 および図 2.3-17 に示すようないくつかの重要な相違点がある。特に、一次元マルチチャンネルモデルの場合には、人工バリアからの核種移行率（緩衝材外側での核種移行率）と掘削影響領域からの核種移行率が常に等しいのに対して、三次元不均質モデルでは、これらの二つは掘削影響領域内の核種移行が定常に達するまでは等価とはならない。

表 2.3-6 一次元マルチチャンネルモデルと三次元不均質モデルの主要な相違点

	一次元マルチチャンネルモデル	三次元不均質モデル
掘削影響領域の表現	・ 均一な完全混合セル	・ 割れ目および岩盤マトリクスから成る不均質場
掘削影響領域内の核種移行および遅延メカニズム	・ 移流 ・ 核種の吸着による遅延なし	・ 割れ目内の移流および岩盤マトリクス中の拡散 ・ 核種の吸着による遅延あり
緩衝材から掘削影響領域への核種移行	・ 緩衝材の外表面全体から液相へ拡散で進入	・ 割れ目近傍に位置する緩衝材外表面からは割れ目へ、その外の位置では岩盤マトリクスへ拡散で進入

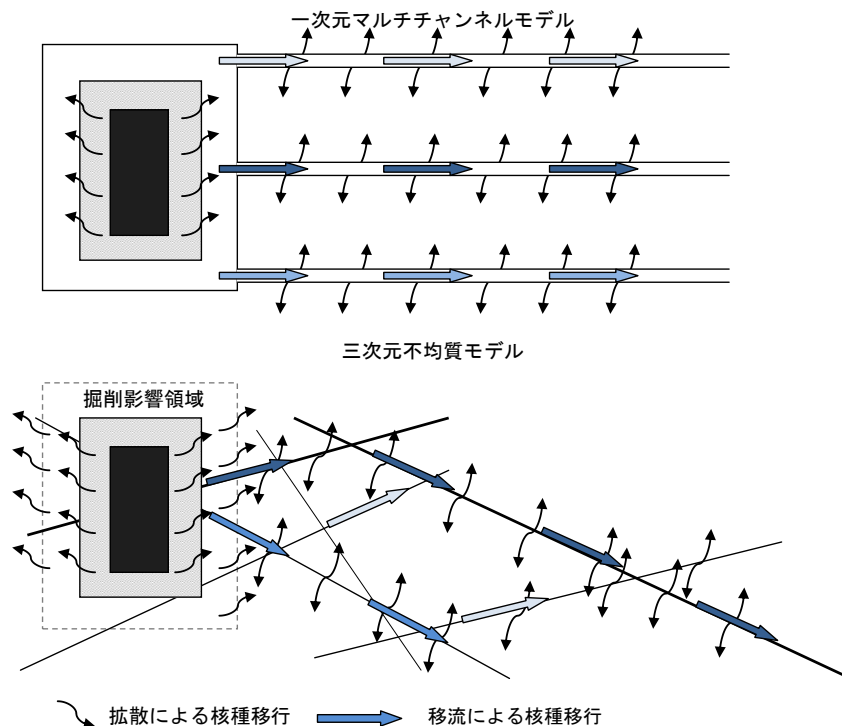


図 2.3-17 ニアフィールドにおける核種移行概念モデルの比較

図 2.3-18 と図 2.3-19 に、硬岩タイプ 1 でのニアフィールド内の各位置 (EBS, EDZ, 上部坑道 EDZ の下流側境界, 境界から約 1.5 m の地点, 境界から約 10 m の地点) における Cs-135 と Np-237 の移行率をそれぞれ示す。図 2.3-18 においては、第 2 次取りまとめレファレンスケースにおける Cs-135 の「人工バリアからの移行率」は、三次元不均質モデルの緩衝材外側からの移行率と掘削影響領域からの移行率の中間に位置するものとなっている。三次元不均質モデルの緩衝材外側からの移行率が、第 2 次取りまとめレファレンスケースにおける「人工バリアからの移行率」に対して上回ることは、三次元不均質モデルでは緩衝材から掘削影響領域内の岩盤マトリクスに拡散で直接進入するフラックスが無視し得ない程度に大きいことに起因すると考えられ、他方、三次元不均質モデルの掘削影響領域からの移行率が、第 2 次取りまとめレファレンスケースにおける「人工バリアからの移行率」に対して下回ることは、三次元不均質モデルでは掘削影響領域内の移行遅延効果が無視し得ない程度に大きいことに対応するものと考えられる。また、図 2.3-19 においては、三次元不均質モデルの緩衝材外側および掘削影響領域からの移行率がいずれも第 2 次取りまとめレファレンスケースにおける「人工バリアからの移行率」を上回っている。これは、岩盤が極めて低透水性であるために、掘削影響領域のスケールでは、拡散による核種移行が移流による核種移行を上回るためであり、図 2.3-18 と図 2.3-19 の核種移行率の解析結果から、Cs-135 に比べ放出期間の長い (インベントリの大きい) Np-237 においてこの効果が顕在化しているものと考えられる。仮想的な系を仮定した概算を行うと、岩盤マトリクス中の実効拡散係数 $= 3.0 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ および平均ダルシー流速 $= 1.0 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ (平均透水係数 $= 1.0 \times 10^{-10} \text{ m/s}$, 動水勾配 $= 0.01$) から、掘削影響領域 (厚さ $= 0.5 \text{ m}$) 内のペクレ数 Pe は、

$$Pe = (\text{ダルシー流速}) \times (\text{代表長さ}) / (\text{実効拡散係数}) = 1.0 \times 10^{-12} \times 0.5 / (3.0 \times 10^{-12}) = 0.166$$

であり、核種移行が拡散支配であることがわかる。しかしながら、上部坑道掘削影響領域の下流端の鉛直断面 (下図参照) における核種移行率は第 2 次取りまとめレファレンスケースとほぼ等しいことから、このような効果は 2~3 m 以上のスケールでは無視し得るものと考えられる (上記の Pe は代表長さ 3 m において 1 となり、それ以上では移流支配となる)。

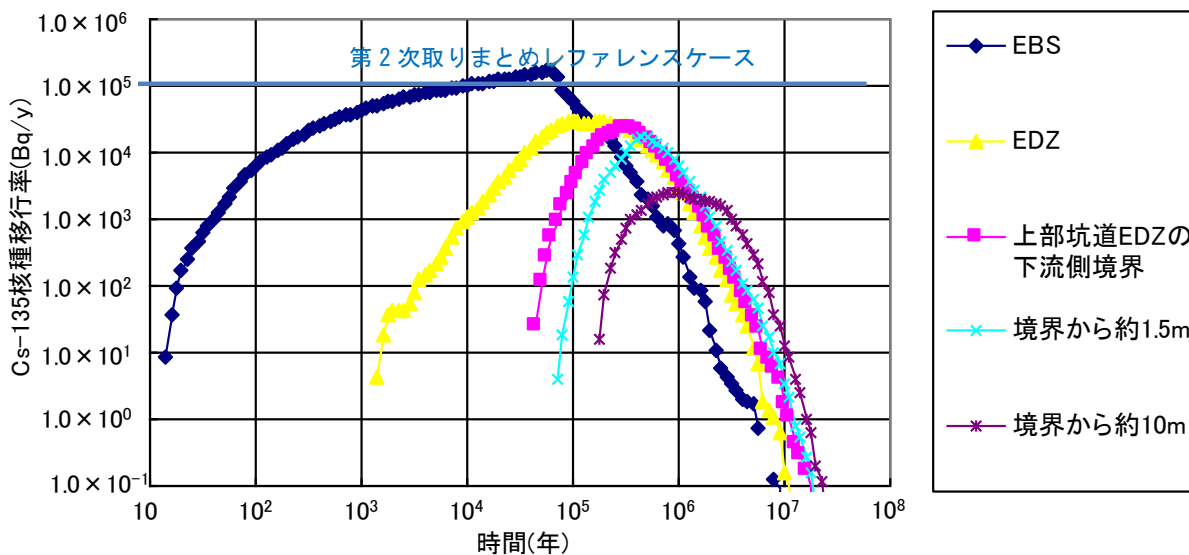
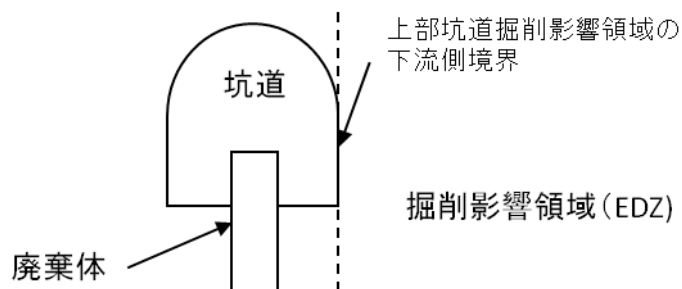


図 2.3-18 ニアフィールド内の各位置におけるCs-135 移行率（硬岩タイプ1）

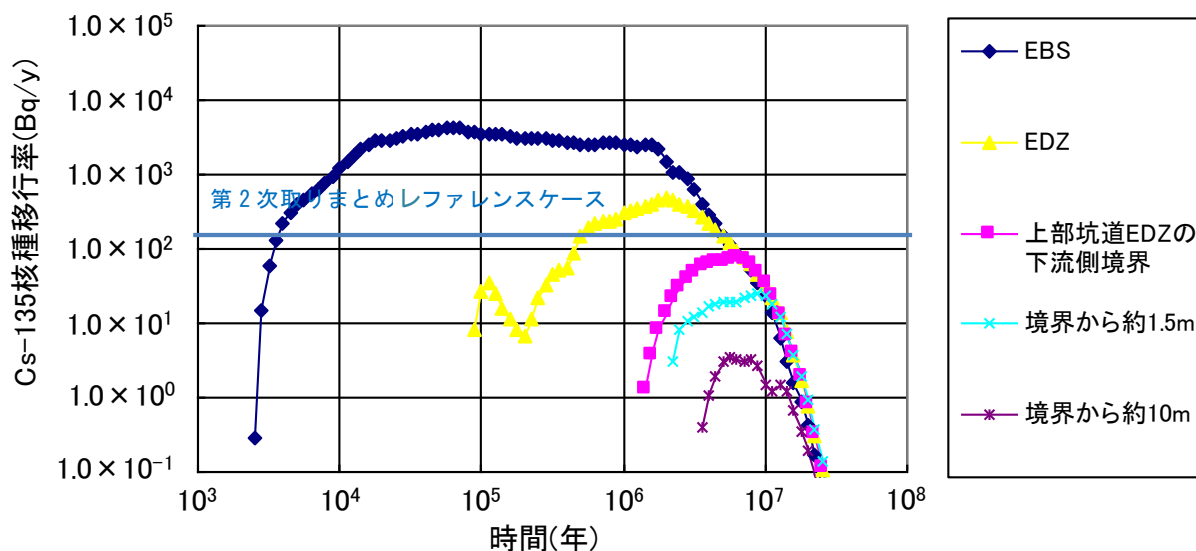


図 2.3-19 ニアフィールド内の各位置におけるNp-237 移行率（硬岩タイプ1）

2.3.3 廃棄体定置方式の違い（縦置きと横置き）

廃棄体の定置方式の違いが安全評価に与える影響を評価するため、前述の6種類の岩石に対して、横置き方式を設計オプションとして選択した不均質透水係数場を作成した。この作成に際し、岩盤

領域や坑道の配置は変更せず、廃棄体の堅置き定置部分のみを変更した。次いで、三次元地下水流動解析、三次元物質移行解析、核種移行解析を実施した。

(1) 三次元地下水流動解析

図 2.3-20 に示した横置き方式の水理解析では、岩盤部分の領域での地下水流動状況は、堅置きの水理解析（図 2.3-13 を参照）と大きな違いはない。特に顕著な違いとしては、軟岩タイプ 1 と軟岩タイプ 2 では、地下水流の速い流れが処分坑道の掘削影響領域に沿って現れている。これは処分坑道と地下水流動方向が完全に直交しているために、掘削影響領域に沿った地下水の流れはほとんど生じておらず、処分坑道と直交する方向の流れが坑道を迂回するように生じている。

(2) 三次元物質移行解析

図 2.3-21 に示した横置き方式の三次元物質移行解析では、処分坑道周辺の物質移行の挙動が堅置き（図 2.3-14 を参照）と若干異なる。横置き方式・硬岩タイプ 1 では、母岩の透水性が小さく、空隙率および実効拡散係数が小さいため、水平坑道の緩衝材・埋戻し材を拡散で移行する（図 2.3-21 での処分坑道の緩衝材および埋戻し材の内部を拡散により移動）。また、図からは判読しがたいものの、緩衝材から岩盤マトリクスへの拡散で侵入する核種も存在している。これらの核種には、拡散によって緩衝材に回帰するものやマトリクス中を移行して亀裂面に達し、地下水中を移行するものが含まれている。横置き方式の硬岩タイプ 2 およびタイプ 3 は、岩盤の透水性亀裂の頻度が高く、各処分孔に亀裂との交差部が存在するため、ガラス固化体から緩衝材に至った核種は坑道内を拡散するよりも前に、亀裂へと移行している。

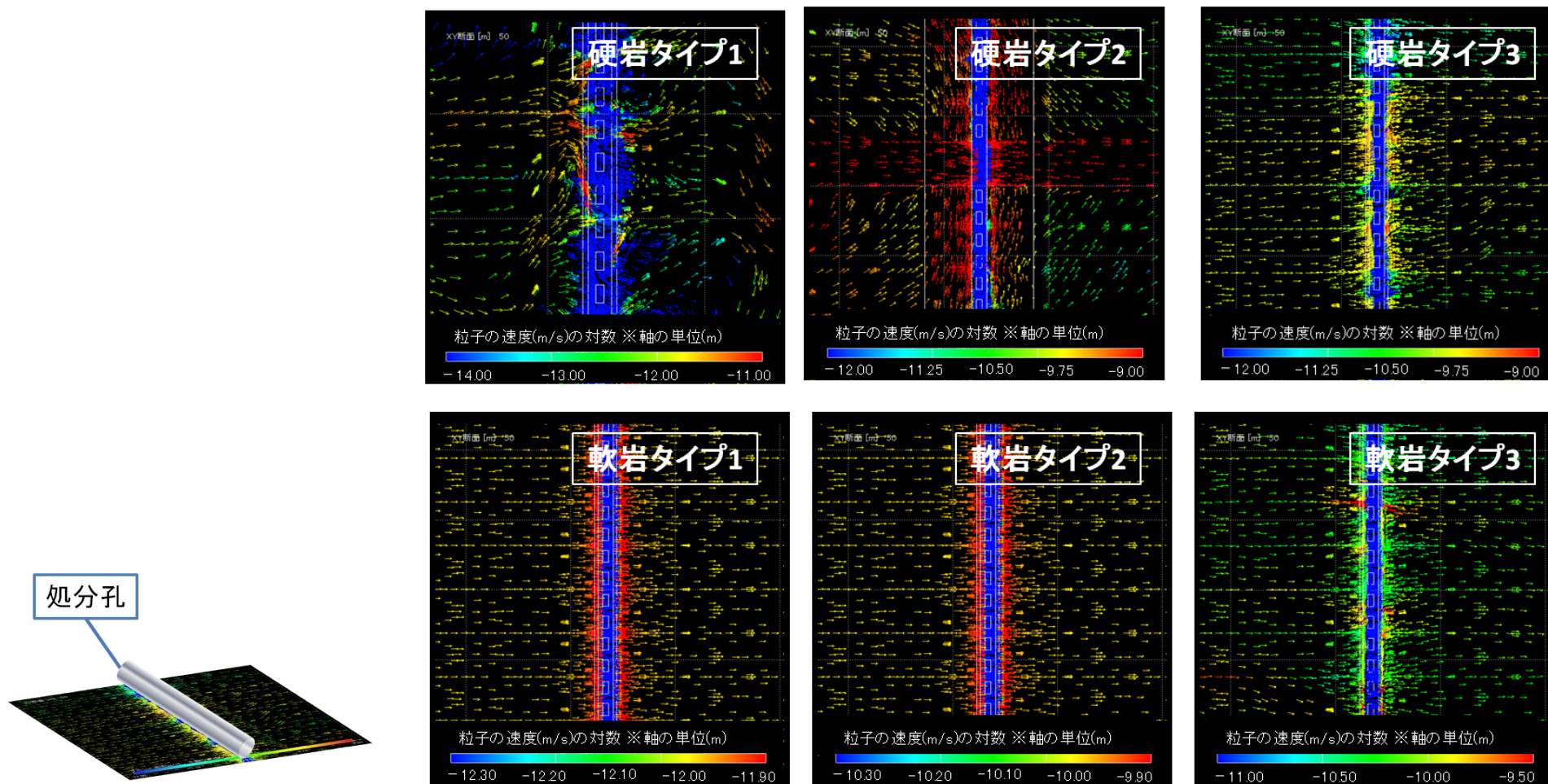


図 2.3-20 横置き方式 各岩種に対応した不均質透水係数場におけるダルシー流速分布（領域中央の坑道近傍の水平断面）

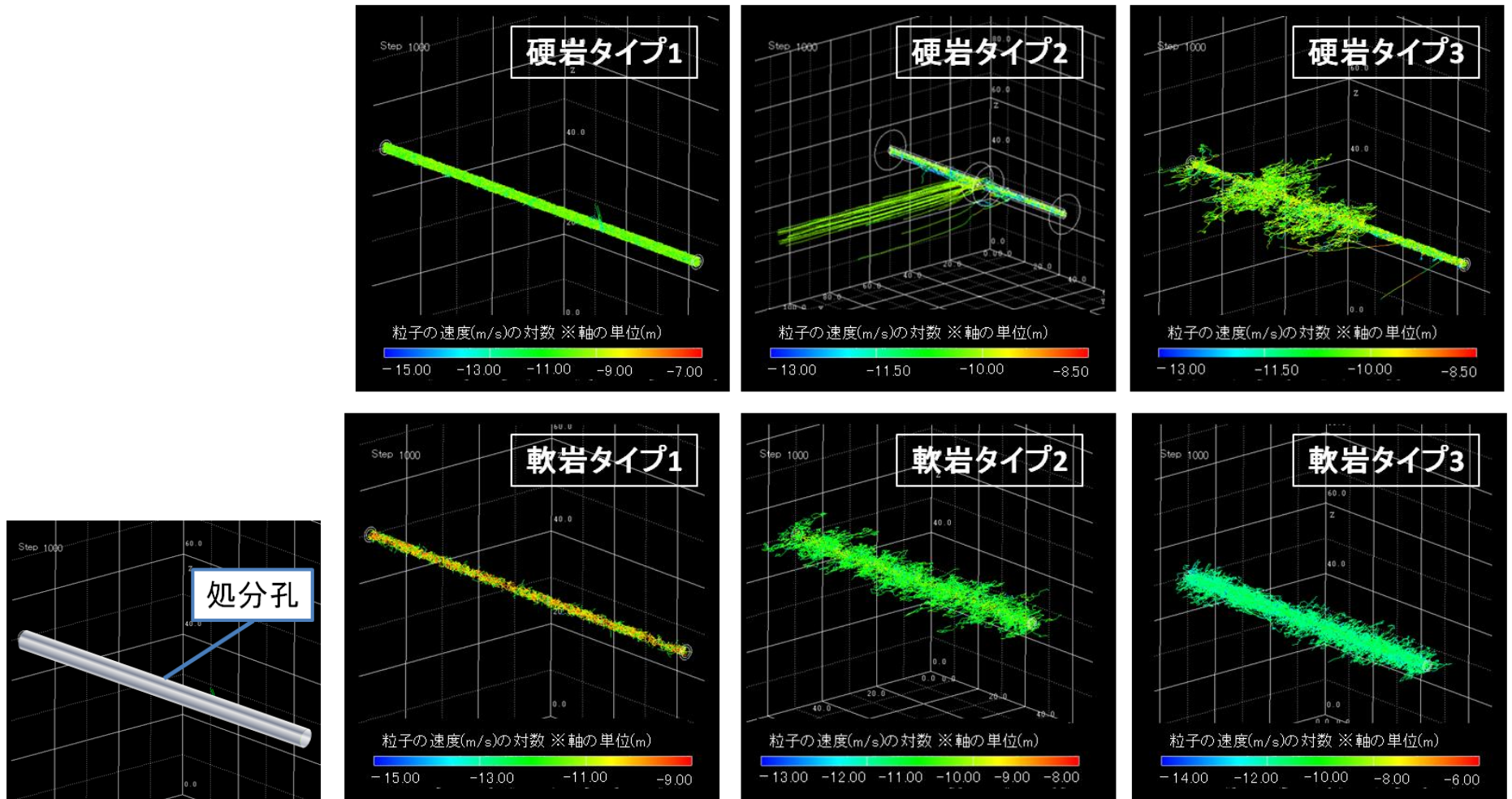


図 2.3-21 横置き方式 各岩種に対応した少数の粒子軌跡 (各ガラス固化体でパルス入力: 10 万年後)

(3)核種移行解析

堅置きの場合と同様に、畳み込み積分と Cs-135 の半減期 (約 260 万年) に対応した減衰の係数を乗ずることによって、人工バリア外側境界および解析領域下流端での Cs-135 の移行率を算出した。この結果を図 2.3-22 に示す。堅置き of 移行率の結果 (図 2.3-16) と比較すると、それぞれの岩種タイプの移行率の最大値は、廃棄体設置方式による大きな差異は見られなかった。これに対して、横並びに比較した図を図 2.3-23 に示す。

この理由は、図 2.3-24 に示すように、堅置きの場合には確かに上部坑道埋め戻し材における核種の存在割合が支配的となる時期があるものの、それは、緩衝材中に核種が移行してから一定時間経過した後であることによる。すなわち、堅置きの場合には、まず、核種は横置きの場合と同様に緩衝材中にほぼ全量が移行してそこで蓄積され、約 1 万年をかけて徐々に上部坑道へと推移する。一方、施設から岩盤に移行する核種移行率のピークはおよそ 100 年程度経過した時点で生じており、この時点では、堅置きの場合においてもほぼ全量が処分孔内の緩衝材中に存在しており、横置きとの差異は顕著なものとはならない。なお、瞬時放出モードで見られるこのような傾向は、ガラス固化体からの核種放出期間にわたって畳み込み積分を行った結果 (図 2.3-23 上側の図) においても同様である。

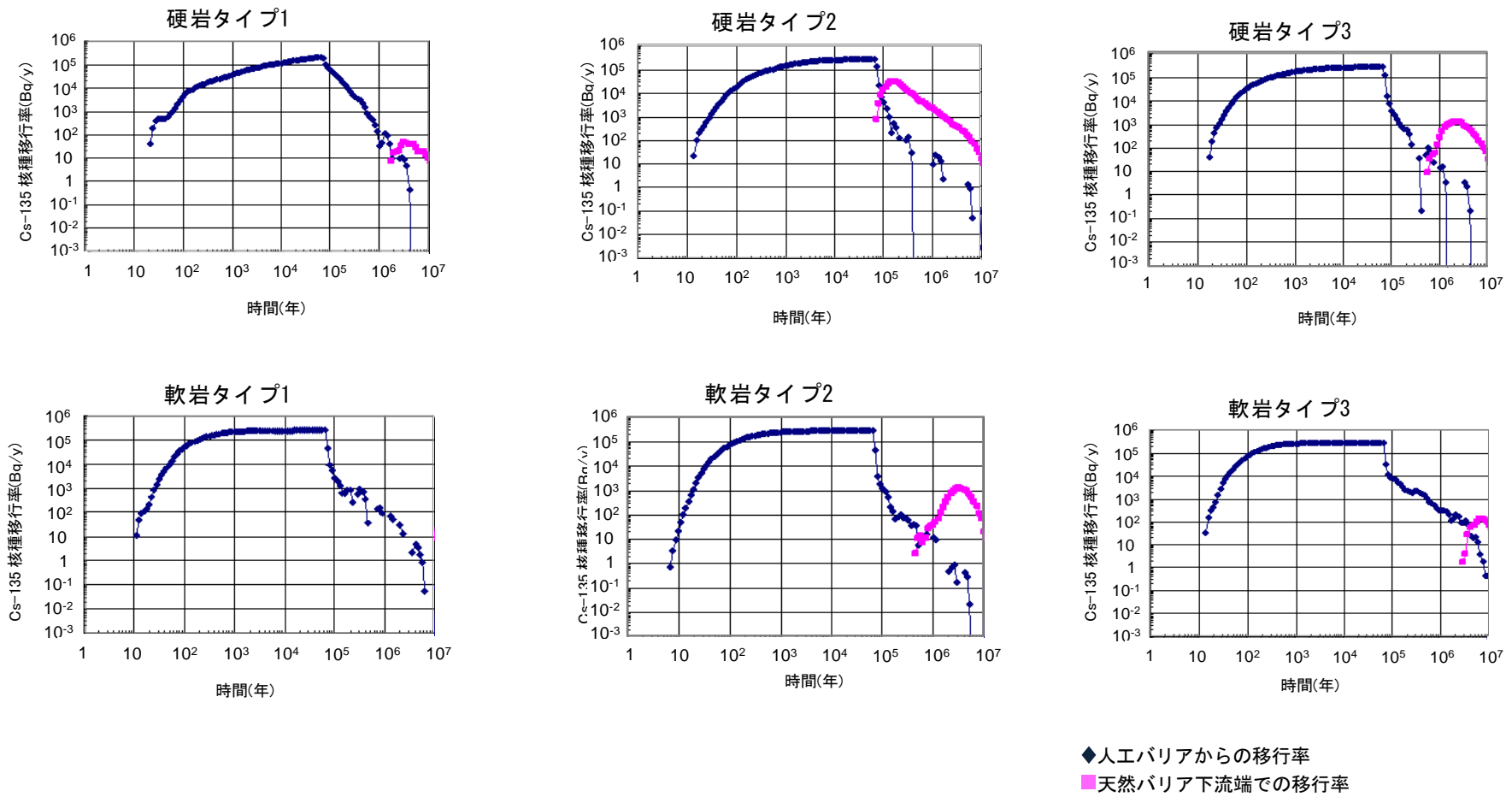
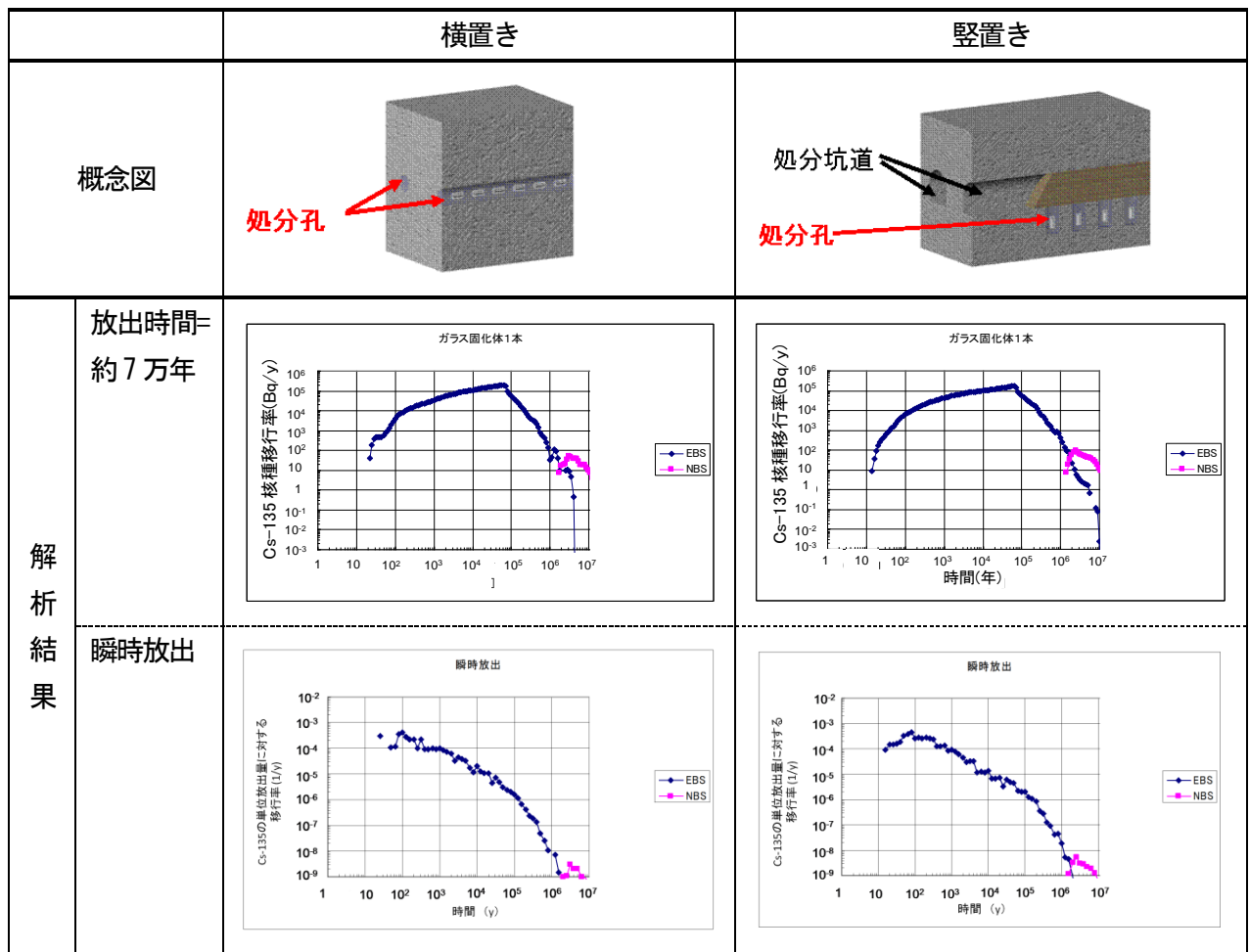


図 2.3-22 横置き方式・Cs-135 移行率（ガラス固化体 1 体当たりの平均）の時間変化



(EBS : 人工バリア, NBS : 母岩)

図 2.3-23 縦置きおよび横置きの核種移行率の比較

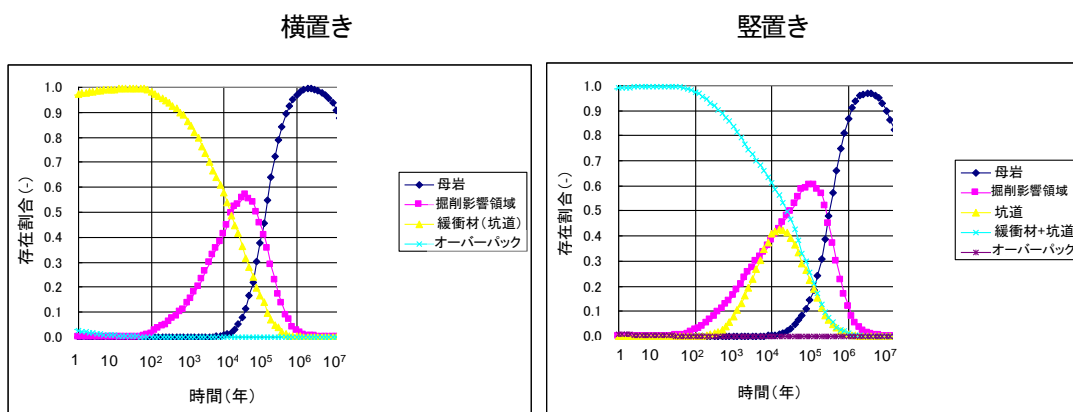
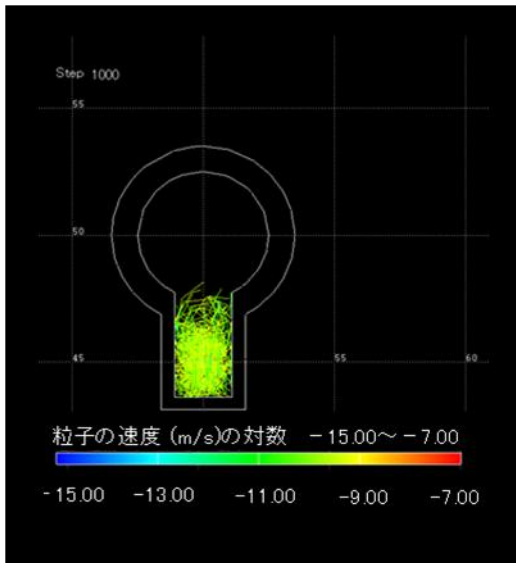
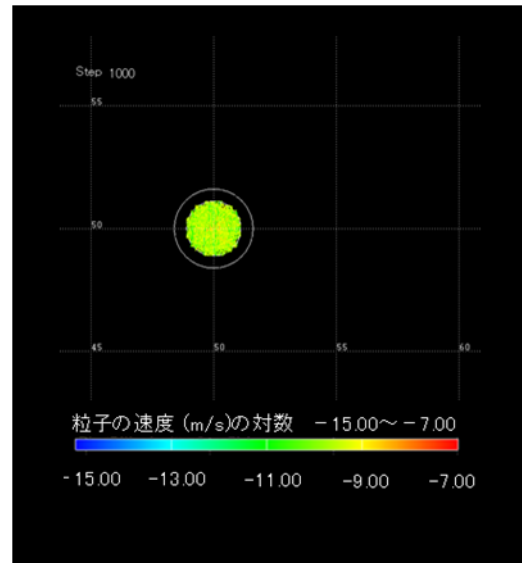


図 2.3-24 各領域に存在する Cs-135 の割合とその時間変化 (瞬時放出モード)

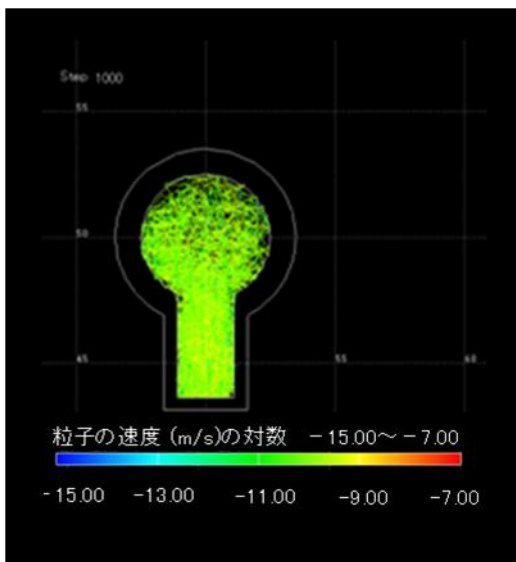
第2次取りまとめ（JNC, 1999）において想定したような良好な岩盤においては、緩衝材中の拡散による核種移行の方が岩盤中のマトリクス拡散も考慮した平均的な移動よりも速いものであるために、横置きの場合、ガラス固化体から放出された核種はまず緩衝材中に貯留される。図 2.3-25 では、核種が緩衝材中に均一に分布し、人工バリア中に留まる事が示されている。このため、この時点での緩衝材空隙水中での核種濃度は、可溶性の核種（Cs-135 など）の総インベントリが緩衝材中で吸着平衡にあるものとして算出した空隙水中濃度とほぼ等しいものであると考えられる。その後、時間をかけて岩盤中へ移行していくこととなるが、この岩盤中への核種移行率の最大値は上記の緩衝材中の核種濃度によって規定されるものとなる。このような観点からは、縦置きの場合には、処分孔内の緩衝材に加えて上部坑道内に埋め戻し材が存在し、かつ、後者の体積が支配的であるために、この場合の緩衝材中濃度は横置きの場合よりも顕著に低減されるはずである。



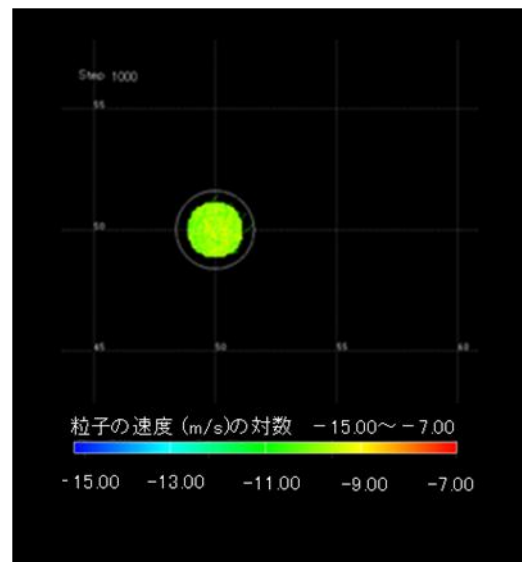
(a) 縦置き (1,000年)



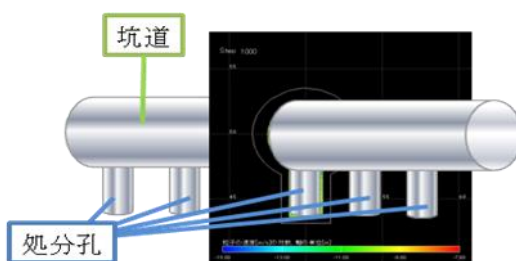
(b) 横置き (1,000年)



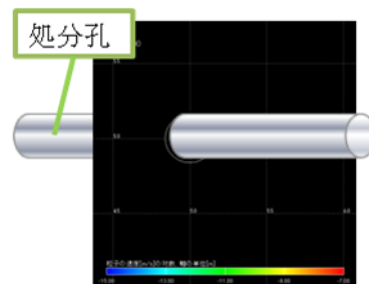
(c) 縦置き (1万年)



(d) 横置き (1万年)



縦置き



横置き

図 2.3-25 ニアフィールド内のCs-135の軌跡(硬岩タイプ1)

実際には、ほぼ同等の岩盤を想定したケースにおいて算出された人工バリアからの核種移行率の最大値は縦置きおよび横置きの場合ではほぼ等しい(図 2.3-23 参照または、図 2.3-22 と図 2.3-16 を参照)。

縦置きの場合に上部坑道への核種移行が遅くなる原因としては、

- この移行が拡散によるものであるために、移行に要する時間スケールは距離の二乗に比例して長くなること
- 縦置きの処分孔内にある廃棄体上底から上部坑道埋め戻し材までの距離はおよそ 1.7 m 程度であり、廃棄体側面から岩盤（処分孔側壁）までの距離約 0.7 m よりも顕著に長いこと

によるものである。実際、この条件で岩盤および上部坑道への拡散時間を試算すると、後者は前者の約 6 倍程度となり、上部坑道への進入に先立って核種は岩盤へ移行することが分かる。

2.3.4 断層および割れ目帯からの隔離

地下処分施設を建設する際に、坑道が岩盤中の断層を跨ぐ場合、断層の透水性の高さに起因した安全評価上の懸念がある。ここでは、Partridge を用いて、断層近傍に廃棄体を定置した場合における核種移行率への影響を評価する。

2.3.4.1 断層からの隔離に関する知見

坑道の中央部で直交する幅 5 m の高透水性断層を有する硬岩タイプ 2 の解析領域下流端での Cs-135 の移行率は、この断層のために最も高い値 (10^4 Bq/y 程度) を示し、また、断層を経路とした核種移行率とそのほかの部分のより小さい核種移行率とが重なりあっているものと推定される。そこで、解析対象領域に含まれる約 30 体の廃棄体それぞれから移行した核種の人工バリアおよび下流端での移行率の最大値（パルス入力に対するもの。曇み込み積分は行っていない）を比較した結果を図 2.3-26 に示す。断層直近の廃棄体からの移行率の最大値は十分離れた廃棄体よりも 2 桁程度大きく、また、断層の集水域に対応して約 30 m 以内にある廃棄体からの核種移行率の最大値には有意な影響があることが分かった。また、Np-237 についても同様の解析を行い、解析対象領域に含まれる約 30 体の廃棄体それぞれから移行した核種の人工バリアおよび下流端での移行率の最大値（パルス入力に対する）を比較した結果を図 2.3-27 に示す。この比較結果より、断層直近の廃棄体と断層から十分離れた廃棄体間の移行率最大値の差は約 6 桁に達しており、断層の影響がより顕著であることが分かる。

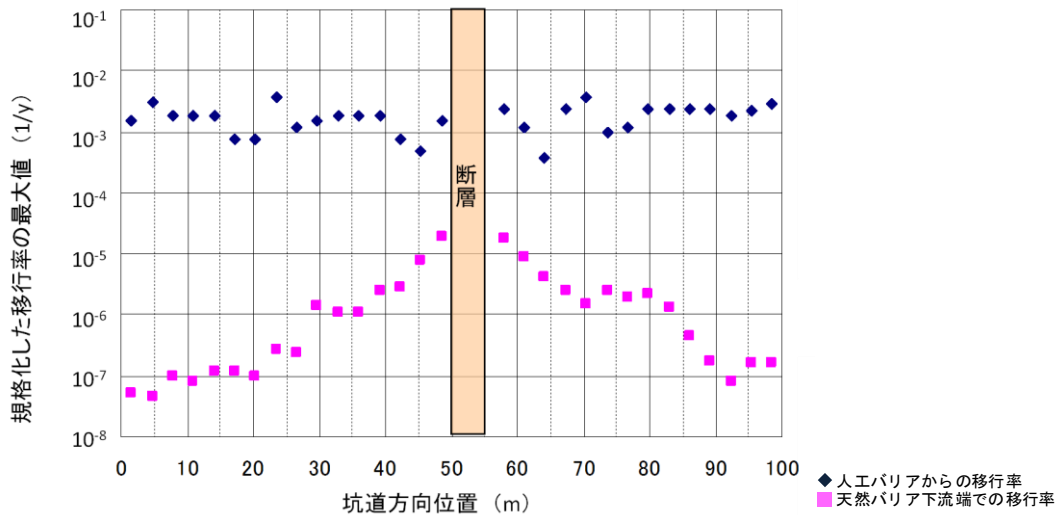


図 2.3-26 Cs-135 移行率最大値（パルス入力に対する）の廃棄体依存性（硬岩タイプ2）

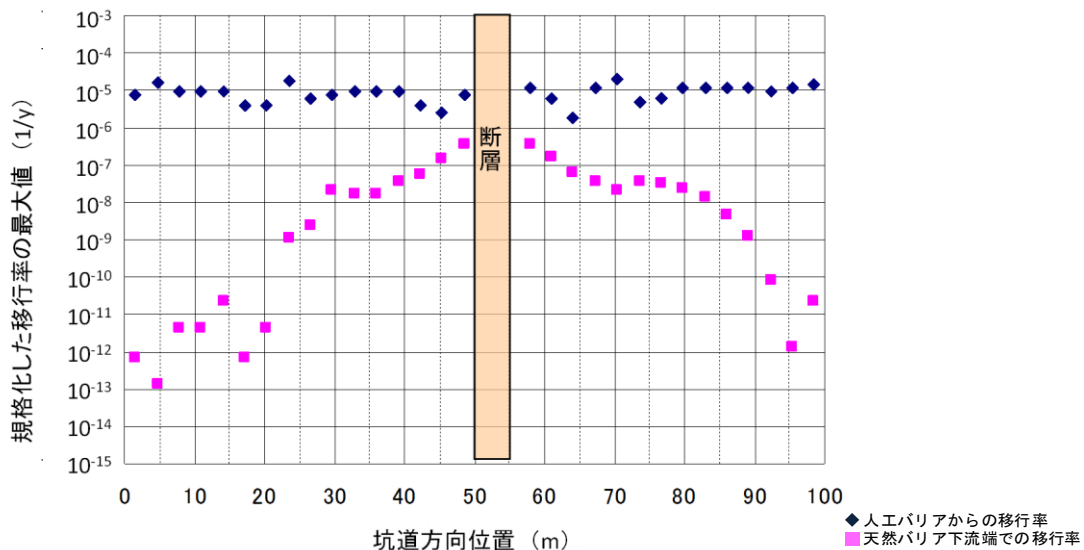


図 2.3-27 Np-237 移行率最大値（パルス入力に対する）の廃棄体依存性（硬岩タイプ2）

以上の解析結果から、本施行で想定したような規模な高透水性の断層は天然バリア中の核種移行率に顕著な影響を及ぼすものであり、坑道との交差を避けるようなパネルレイアウトを採用することが望まれる。また、処分設置領域の制約の為に断層近傍にも廃棄体を定置する必要性が生じた場合には、該当する廃棄体の核種移行率がほかの位置よりも顕著に大きいことを考慮した処分システム全体についての安全評価を行い、十分な性能が確保されることを示す必要がある。

2.3.4.2 割れ目帯からの隔離に関する知見

硬岩タイプ3では、不定形の高透水性割れ目帯が分布するため、核種移行に対してより複雑な影響パターンを呈するものと予想される。そこで、例題として、図 2.3-28 (左) に示すように、地下水主流動方向と直交する4本の坑道を配置した体系を想定して Partridge による核種移行解析を行った。粒子軌跡は図 2.3-28 (右) に示すとおりであり、各坑道と割れ目帯とが交差する部分において卓越した移行経路が形成されていることが分かる。

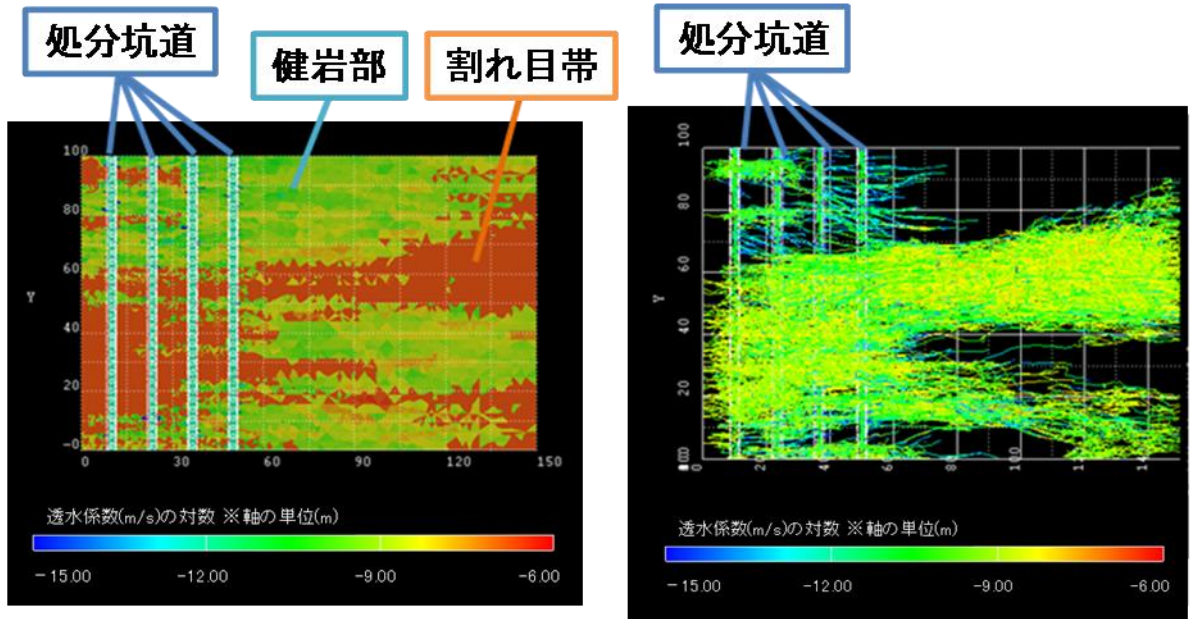


図 2.3-28 硬岩タイプ3において割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場合の不
均質透水係数場（左）および粒子軌跡（右）（坑道を通る水平断面）

最上流側および最下流側の坑道からの Cs-135 および Np-237 の移行率を比較した結果を図 2.3-29 に示す。Cs-135 の最大移行率については坑道間の差異は 0.5 桁程度であるが、Np-237 の場合は 1 桁程度の差異があり、処分場パネル内の天然バリア性能がある程度期待できることを示している。実際、各坑道から移行する粒子のその後の挙動を追跡することにより、不均質場における水理学的分散効果のために、最上流側の坑道から出発した粒子のうち下流側坑道の掘削影響領域に至るものの割合は 1%程度であり、ほとんどの核種が坑道に影響されず天然バリア性能の期待できる領域を移行していることが確認できる。

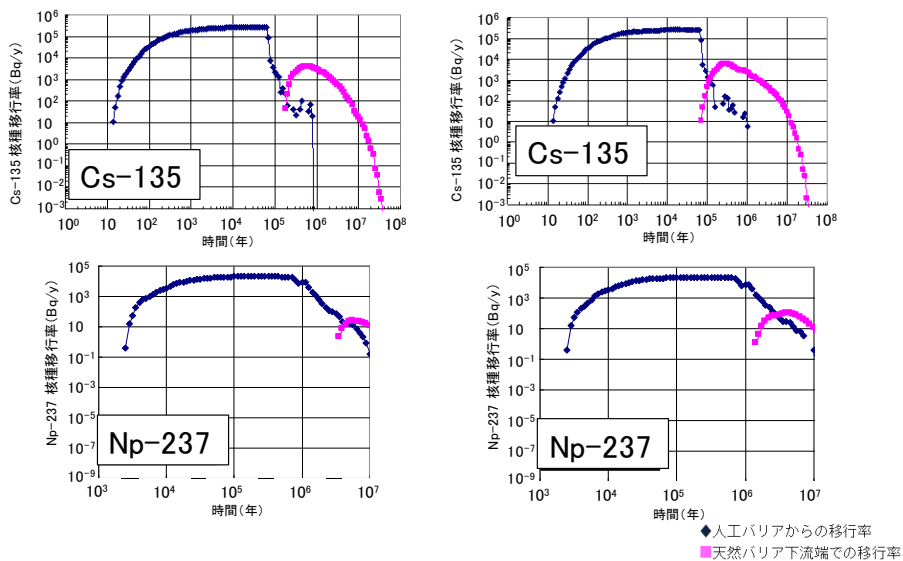


図 2.3-29 最上流側（左）と最下流側（右）からの核種移行率計算結果の比較（ガラス固化体
1体当たりの平均：硬岩タイプ3：割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場合）

硬岩タイプ3の場合も割れ目帯による核種移行率への影響は顕著であり、例えば、最下流側の坑道に定置された廃棄体からの Np-237 移行率の最大値の比較結果 (図 2.3-30) は、割れ目帯との相対的な位置関係によって大きな差異が生ずることを示す。坑道近傍にもその下流側にも割れ目帯の分布していない坑道右端の 8 体の廃棄体 (図中の A) からの Np-237 移行率の最大値は、解析領域下流端において極めて小さくグラフの下限以下となっているのに対して、坑道と割れ目帯の交差部であり下流側にも割れ目帯の分布している部位に置かれた廃棄体 (同 B) からの核種移行率の最大値は顕著に大きなものである。また、坑道近傍のみに割れ目帯の存在している部位の廃棄体や坑道近傍には割れ目帯はないが下流側には存在している部位の廃棄体からの核種移行挙動はその中間的な数値を示している。なお、B に該当する箇所を左右に止水工を配置した場合の解析結果は、硬岩タイプ2の場合と同様、このような止水工の効果が限定的であることを示唆する。

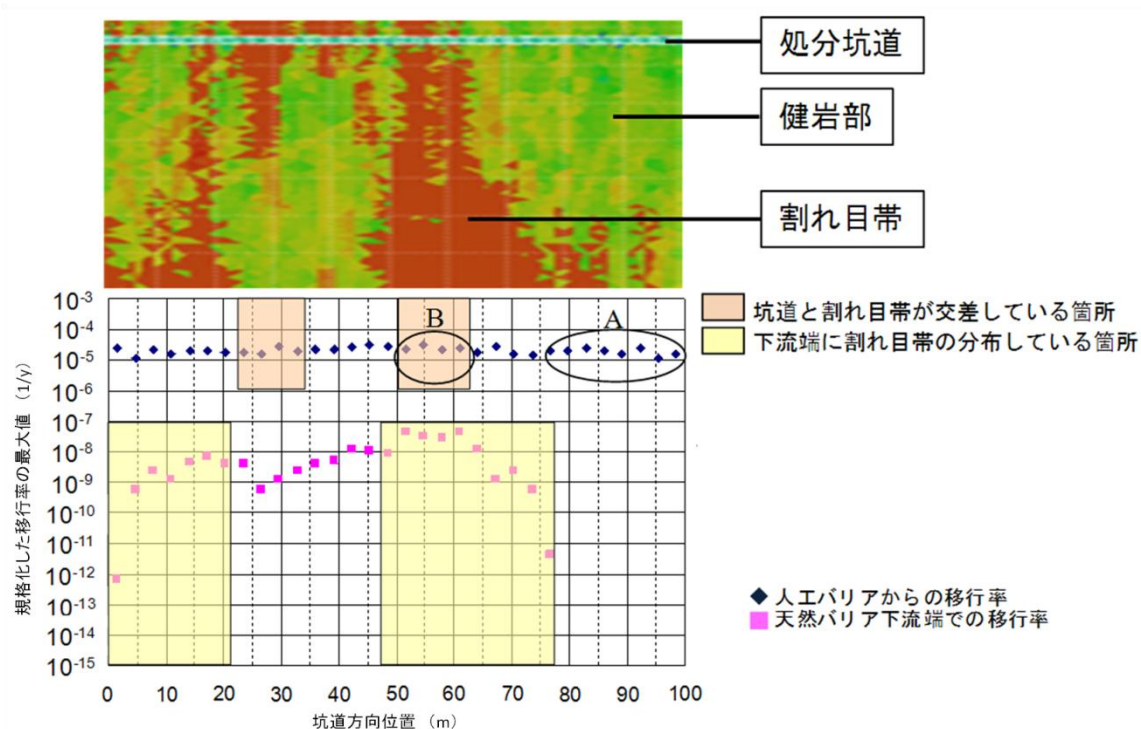


図 2.3-30 最下流側坑道における各廃棄体からの Np-237 最大移行率の比較 (硬岩タイプ3 : 割れ目帯および地下水主流動方向と坑道が直交する場合)

以上の核種移行解析結果から、不定形の透水性割れ目帯が比較的小さい間隔で分布しておりこれらを利用してパネルを配置することが困難な硬岩タイプ3の場合、

- i. 坑道から下流側に至るまで割れ目帯の存在していない部位に置かれた廃棄体
- ii. 坑道のみあるいは下流側のみに割れ目帯の分布している部位に置かれた廃棄体
- iii. 坑道から下流側にまで至る割れ目帯の存在する部位に置かれた廃棄体

の下流端での核種移行率は顕著に異なり (i < ii < iii), また、止水工の効果も限定的であるため、iii に該当する廃棄体の割合を低減し、i に該当する廃棄体の割合を増大させるという意味で最適な廃棄体定置を考案することが重要である。また、上記の核種移行解析結果を用いて、設計側の指定し

た廃棄体定置プランに対応した処分場からの核種移行率を算出してこのような最適化のプロセスを支援することができる。

また、最上流側の坑道からの核種移行率は最下流側の坑道に比して若干低減されており、パネル内の天然バリア性能がある程度期待できることを意味している（特に Np-237 の場合）。また、不均質場に起因する水理的分散のために、上流側の坑道から移行した核種のうち下流側の掘削影響領域に流入するものの割合は1%以下であり、坑道間の濃度干渉効果は無視できることがわかった。

2.3.4.3 割れ目帯からの離隔に関する知見

地下水主流動方向と坑道の向きが核種移行に対してどのような影響を与えるかを探るため、硬岩タイプ3において割れ目帯および地下水主流動方向と平行に坑道を配置した体系（図 2.3-31 の左図）を構築し、水理解析を行い（図 2.3-31 の右図）、同様の解析を行った。大きな地下水流速（赤色）の生じている部分が下流端にまで至る割れ目帯の直近にある坑道であり、この坑道に加えて、その隣の割れ目帯から 10m の位置にある坑道、および最も離れた坑道（割れ目帯からの距離 30m）の3本の坑道に廃棄体を定置することを想定して核種移行解析を行った。

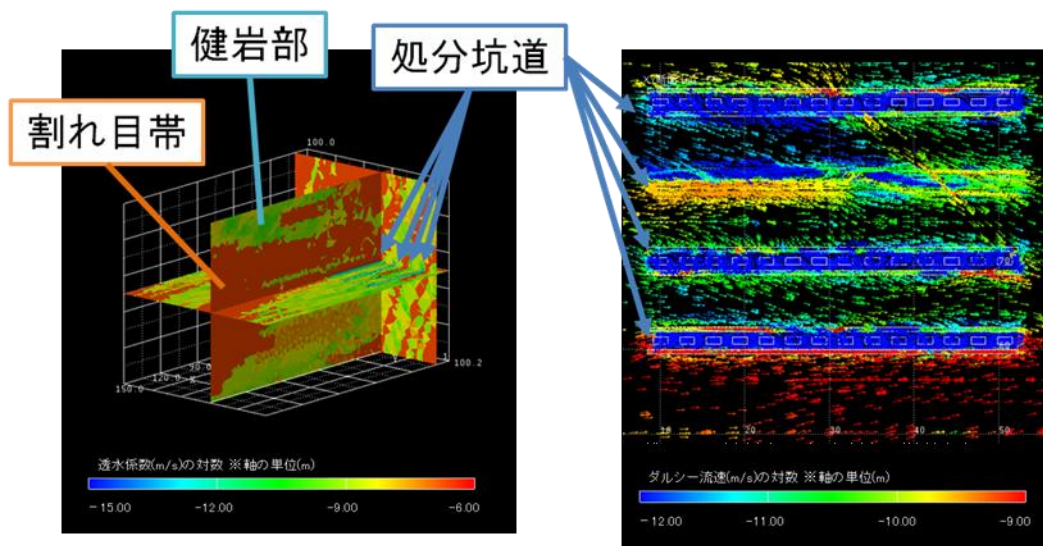


図 2.3-31 割れ目帯および地下水主流動方向と平行に坑道を配置した場合の不均質透水係数場（左）およびダルシー流速ベクトル場（右）（坑道を通る水平断面）

核種移行解析の結果を図 2.3-32 に示す。割れ目帯直近の坑道に比べて 30m 程度離れた坑道からの核種移行率は顕著に低減されており、特に Np-237 の場合には、6桁程度小さいものとなっている。また、坑道内の各廃棄体から移行した核種のうち 10 数パーセントが両隣の廃棄体近傍の掘削影響領域に流入しており、一定の濃度干渉効果が生じている。この効果により、坑道全体からの核種移行率は Cs-135 の場合で 50%程度に低下する。しかしながら、この濃度干渉効果は、均質場の場合（JNC, 1999）に比べてかなり小さく、不均質場における複雑な地下水流動場（図 2.3-31 の右図）によって生ずる水理的分散のために、核種は掘削影響領域から外部に散逸していることがわかる。

また、このように、上流側の廃棄体から移行する核種の大半は下流側の掘削影響領域から離れて健全な母岩中を移行するために、割れ目帯から 30m程度離れた坑道においては、最上流側の廃棄体からの Cs-135 の最大移行率が最下流側よりも 1桁程度小さく（ Np-237 の場合にはこの差異はより

顕著となる), この場合にもパネル内の天然バリア性能がある程度期待できることを意味している。

以上の結果から, 割れ目帯間の狭い領域に平行した坑道を配置することがレイアウト上も坑道安定性の観点からも可能である場合, 核種移行率を顕著に低減することが可能である。また, このように配置された坑道では, 最上流側からの廃棄体からの最大核種移行率が最下流側よりも顕著に小さく, パネル内の天然バリア性能がある程度期待できる。

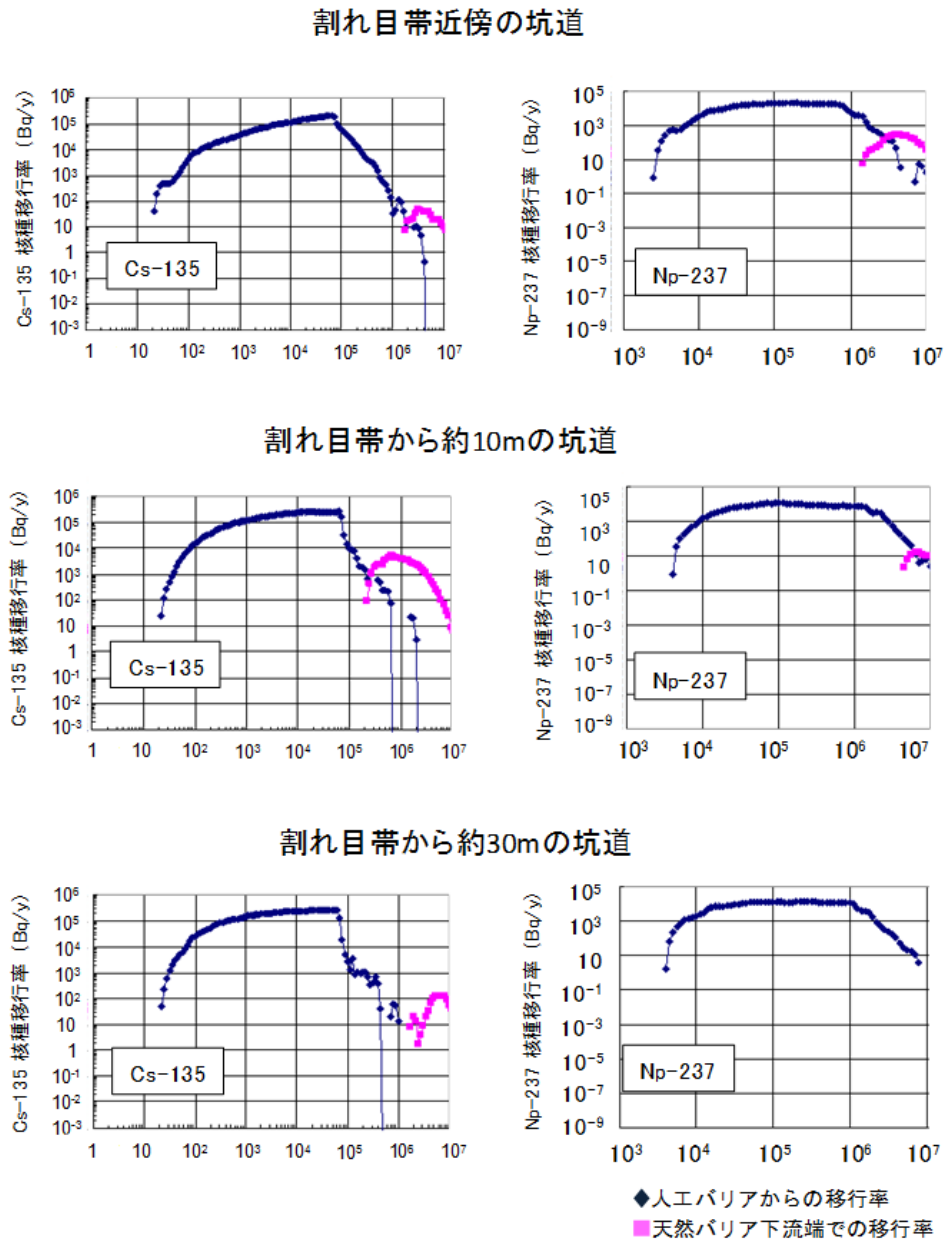


図 2.3-32 核種移行解析結果 (硬岩タイプ3: 割れ目帯および地下水主流動方向と平行に坑道を配置した場合)

2.3.5 プラグの影響

硬岩タイプ2において高透水性断層と坑道の交差部をベントナイトプラグで止水した場合のダルシー流速分布を図 2.3-33 に示す。赤く示された速い地下水が坑道直近にあり, 坑道周辺の掘削影響領域を完全に止水したとしても, 多数の亀裂の存在によって, 坑道の各部から透水性の断層を結ぶ

短絡路は残される。

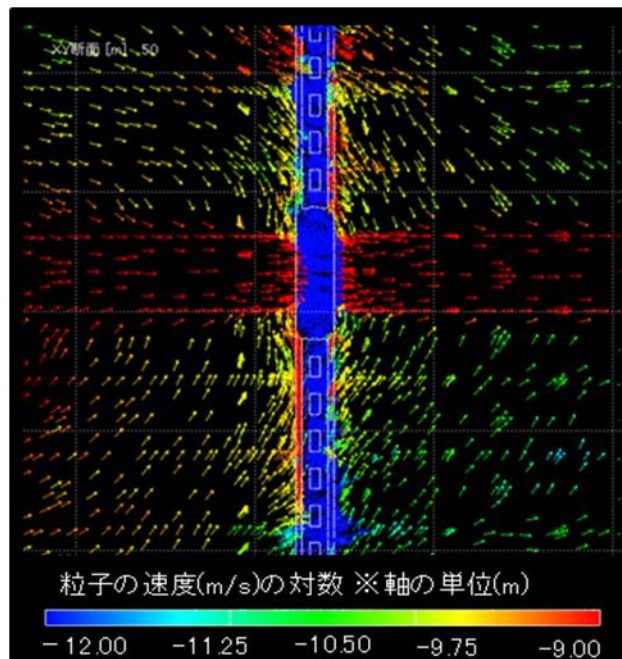


図 2.3-33 硬岩タイプ2において高透水性断層と坑道の交差部をベントナイトプラグで止水した場合のダルシー流速分布

同様に Partridge による核種移行解析を行い、ベントナイトプラグによる止水工を施した核種移行率の結果を図 2.3-34 に示す。止水工を施した場合でも母岩中の透水性亀裂のために坑道と断層をつなぐ短絡路が多数存在しており、止水工の効果は有意なものとはならないことがわかる。

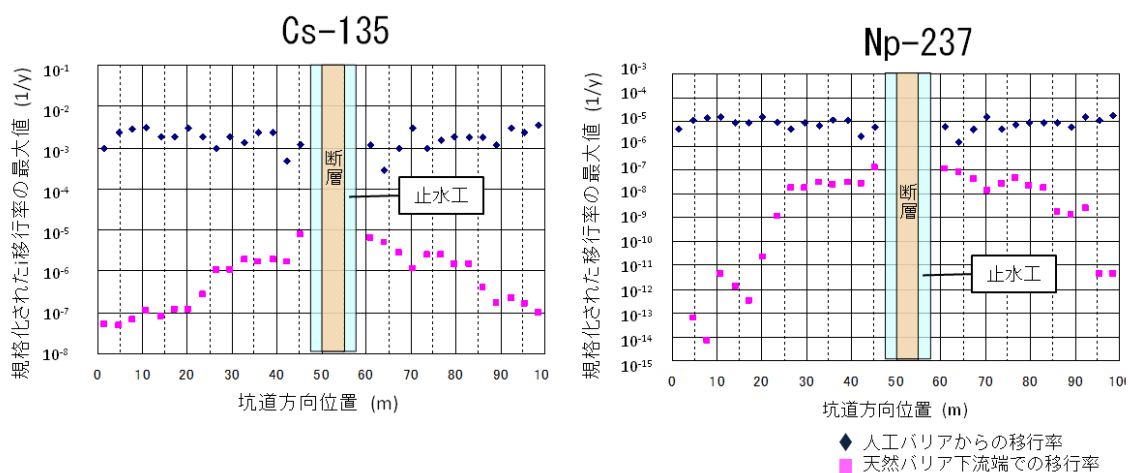


図 2.3-34 核種移行率最大値（パルス入力に対する）の廃棄体依存性（硬岩タイプ2：ベントナイトプラグによる止水工を施した場合）

このような断層と坑道の交差が避けられない場合、止水工を設置してもその効果は顕著なものとはならず、断層近傍には廃棄体を定置しないことが望ましい。なお、断層による影響は距離 30m 程度の範囲内においては有意なものである（詳細は図 2.3-26、図 2.3-27 および図 2.3-34 参照）。また、

処分場設置領域の制約のために断層近傍にも廃棄体を定置する必要がある場合には、該当する廃棄体からの核種移行率がほかの位置よりも顕著に大きいことを考慮して処分システム全体についての安全評価を行い十分な性能が確保されることを示す必要がある

図 2.3-34 から明らかな通り、坑道周辺の掘削影響領域を完全に止水したとしても、多数の亀裂の存在によって、坑道の各部から透水性の断層を結ぶ短絡路は残されるために、断層に向かって地下水流れが集中する挙動に大きな変化はない。このことが、止水工の設置によって核種移行への断層影響を軽減できない理由となっている。また、この結果は、等価な平均透水係数を有する均質場の場合（この場合には選択的流路となる掘削影響領域を止水することによって顕著な効果が期待できる）とは大きく異なるものであり、不均質場についての詳細な解析の必要性を示す一例とすることができる。

2.4 まとめ

本章では、岩盤の不均質性および処分設計に対応した核種移行解析の手順を開発し、これを実行可能な三次元不均質場核種移行解析ツール Partridge を用いて、廃棄体定置手法や母岩の不均質性に起因した処分場レイアウトの違いを性能評価の観点から評価することが可能であることを示した。本成果は、将来の地層処分施設的设计段階において、処分サイトの地質学的な特徴を捉え、周辺環境に対して最適化された設計オプションを安全評価の立場から提示していくことが可能となる技術基盤を確立するものである。

本章では、高レベル放射性廃棄物処分場を想定して検討を行った。地層処分低レベル放射性廃棄物については、感度解析やシステムの理解を通して処分システムの頑健性の向上策の検討を進めており (NUMO, 2011b)、今後は、母岩の不均質性や人工バリアの三次元的形状などの設計オプションの違いを反映した核種移行解析が必要になる。また、本章の解析に用いた核種移行パラメータは、特定のサイトを想定しないジェネリックなデータセットを適用したが、処分事業においては地質環境調査から得られる知見をもとに、サイト固有のデータセットを用いて解析する必要がある。さらには、ランダムウォーク法による物質移行解析の統計的な不確実性を低減するには、粒子数を増加させる必要があり、それに応じて計算時間も増加することになるため、並列計算技術などの高速化によって計算時間を短縮するための工夫も必要である。

3 地質環境および生物圏の変遷を考慮した核種移行モデル化技術

3.1 背景と目的

地層処分事業においては、多様な地質環境が想定され、サイトが特定されていない現時点においては、多様な処分環境に対応した性能評価手法を準備する必要がある。我が国における想定可能なサイトとして、内陸部と沿岸域が考えられる。沿岸域においては、内陸部と異なり、気候・海水準変動および隆起・侵食により環境条件、特に水理および地下水水質が長期的に変遷するものと予想される。沿岸域のサイトでは、海水準変動および隆起・侵食の作用による汀線の移動により、処分場の直上とその周辺の地表環境が海域から陸域に変化し、再び海域に戻ることを繰り返す変遷の複雑な環境に置かれる。また、地下においても、塩淡水境界（塩水と淡水の接触境界）の移動により、処分場の周辺の地下水流速や化学環境（塩分の濃度分布）が変化する。以上に起因して、安全解析の要素である、核種移行パラメータ（核種の溶解度、分配係数など）やGBI（地質環境と生物圏のインターフェース、例えば、「海」や「河川」、「井戸」；JNC, 1999）などが変化する。そのため、安全評価においては、これらの特徴に基づき、地下水流動、水質、GBI、地表環境などの時間的な変遷を解析モデルに適切に取り込むことが重要となる。

本検討では、将来の環境変遷を考慮する必要がある沿岸域を想定する処分場サイトとし、沿岸域の特徴をより現実に即して取り込むための技術基盤を整備することを目的として、過渡的な変動を考慮した核種移行解析モデルを開発した。

3.2 手順

沿岸域における核種移行モデルにおいて用いる手順は全7ステップからなる。3.2.1にて手順の概要に関して述べる。以降に各ステップで行われる手続きに関して述べる。

3.2.1 解析手法の概要

沿岸域において、核種移行解析による安全評価上重要な環境変遷の要因として、気候・海水準変動や隆起・侵食が考えられる。長期的には、隆起・侵食による地形の変化は動水勾配の変動、気候変動（寒冷化と温暖化のサイクル）は海水準の変動（汀線の位置）をもたらす。これらの影響を受けて、塩淡水境界と呼ばれる地下水の塩分濃度が大きく変化する境界層の位置が変動する。一般に、この境界を挟んだ淡水側と海水側では、溶質成分や濃度が異なり、pHやイオン強度、酸化還元電位などに差が生じる。これらの地下水の性質は、核種の溶解度や分配係数、拡散係数等の物質移行特性に影響を及ぼす。このため、気候変動や隆起・侵食作用は将来の地下施設から溶出する核種の移行過程に影響を及ぼすものと考えられる。

このような状況下での核種移行解析を行うには、核種移行場を空間的・時間的に把握する必要がある。隆起・侵食作用に伴う地形変化と汀線の移動を時系列的に把握した後、地下施設周辺の塩水と淡水の切り替わり時期やダルシー流速が大きく変化する時間とその大きさ、GBIへの流出先の状況（海底/陸上、寒冷/温暖）を調べ、時間と空間に区分する必要がある。これらの情報は、本アプローチで述べる核種移行解析のための環境変遷の類型化や、核種移行解析における地下水流動場の設定に必須の情報である。

沿岸域における核種移行モデルにおいて用いる手順を図3.2-1に示す。まず環境変遷の特徴を捉え、処分場からGBIへの核種移行解析、生物圏評価を段階的に行い、最後にこれらの全ての環境変遷を考慮した被ばく線量を算出する。

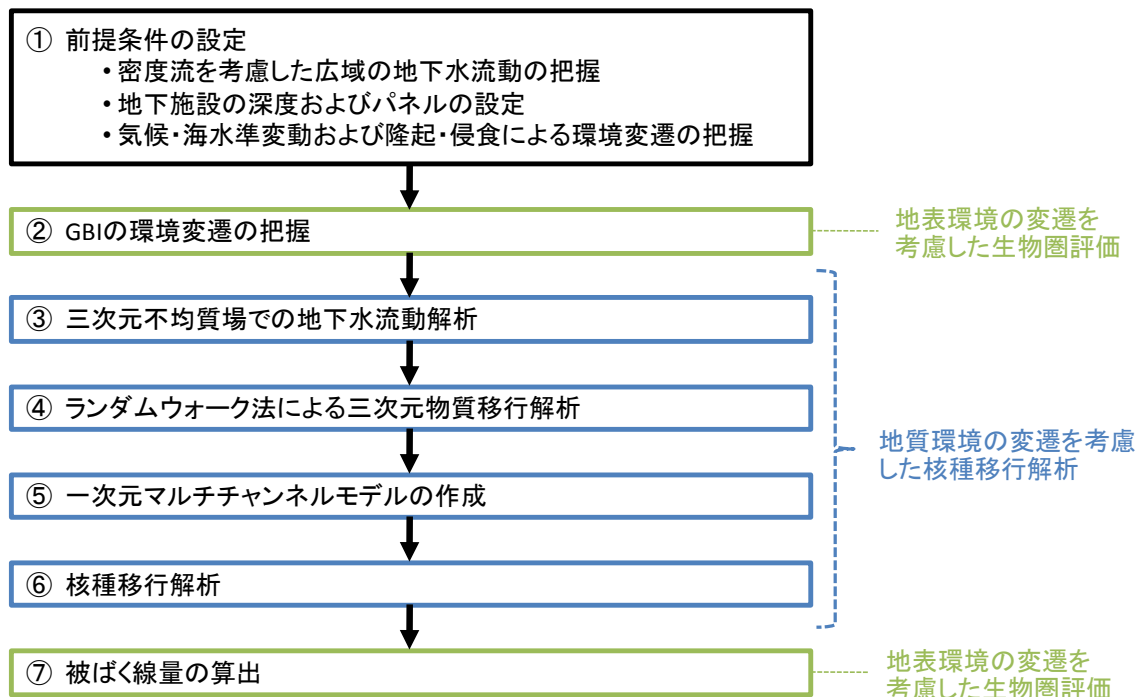


図 3.2-1 沿岸域の環境変遷に対応した核種移行解析の手順

隆起侵食を考慮した将来の地形の変遷および地下施設の深度を予測し、想定される海水準変動に対応した汀線の移動を把握する。密度流解析に基づき、各領域における核種移行場のタイプ（海底下の塩水域・陸側の塩水域・海底下の淡水域・陸側の淡水域）が時間とともにどのように変遷するかを整理する。また、各領域の各時間区分における地下水流向・流速を設定する。

密度流解析における流跡線にもとづいて GBI の範囲を把握し、環境の変遷（海底・陸域）についての時間区分を行う。不均質透水係数テンソル場におけるニアフィールドの三次元地下水流動解析を行う。

三次元地下水流動解析に基づきランダムウォーク法によるニアフィールドの三次元物質移行解析を行う。三次元地下水流動解析と三次元物質移行解析は第 2 章で述べた解析ツール Partridge (Wakasugi *et al.*, 2008) を用いて行う。三次元物質移行解析結果（移行率の基本解）に対してフィッティングを行うことにより、不均質核種移行場の特徴を近似した一次元マルチチャンネルモデルを作成する（付録 1）。これを用いて、核種移行の場の区分ごとに一次元核種移行解析を行い、その結果を結合することにより核種移行率の時間変化を推定する。沿岸域における生物圏評価モデルを用いて被ばく線量換算係数を算出する。推定された被ばく線量換算係数を、核種移行率に適用することによって各時点での被ばく線量を算出する。

3.2.2 前提条件

気候・海水準変動、および隆起・侵食による環境変遷の把握を行うには、その前提となる情報が必要となる。本アプローチによる安全評価においては、大きく分けて、考慮された環境変遷の情報、密度流解析の解析データと処分場施設の設計オプションの情報が必要となる。密度流解析の解析式、数値解手法、解析ツールに関する知見は付録 4 に記述した。本節では、前提条件として必要な情報として、密度流解析、設計オプションに分けて記述する。

沿岸域のサイトでは、海水準変動および隆起・侵食の作用による汀線の移動により、処分場の直

上とその周辺の地表環境が海域から陸域に変化し、再び海域に戻ることを繰り返す複雑な環境に置かれる。また、地下においても、塩淡境界（塩水と淡水の接触境界）の移動により、処分場の周辺の地下水流速や化学環境（塩分の濃度分布）が変化する。ここでは、隆起速度、侵食速度、海水準変動、気候変動などがどのようなサイクルで変遷していくか設定し、以降の解析に用いる。

隆起速度、侵食速度の設定は、将来に地形がどのように変化するかを記述するのに必要な情報である。また、海水準変動の設定は次に述べる密度流解析において必要な情報となる。氷期・間氷期サイクルによる気象変動は生物圏評価を行う上で必要な情報となる。

3.2.2.1 密度流解析が提供すべき情報

気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷として重要なものは、塩淡境界の移動を伴う過渡的な地下水流動およびこれに伴う地下水水質の変化であると考えられる。そこで、事業で用いる解析モデルの候補を選定して環境変遷の予測を行うため、国内外で開発されてきた密度流解析に関する方法論とコードの調査を進めてきた（付録4）。

密度流解析の目的としては、

- ① 地史に従い、過去から現在に至る塩淡境界の移動や地下水流動状況を再現して、現在の水質分布を説明すること
- ② 現在の塩淡境界の位置や地下水流動状況を初期条件として、将来の塩淡境界の移動や地下水流動状況を予測すること

という二つが考えられる。①を目的とした解析は、水理地質構造モデルの検証や水質形成過程の理解のために重要なものであるが、透水性が低く塩淡境界が汀線の移動に追従できない場合には、解析の初期条件に関する仮定が顕著な影響を及ぼすこととなり、かつ、多くの場合には過去の塩淡境界位置や地下水流動状況の推定には大きな不確実性が含まれざるを得ないことに注意する必要がある。他方、②を目的とした解析は、沿岸域における安全評価において重要な前提条件となるものであり、現在の塩淡境界の位置や水質分布および地下水流動状況を初期条件として用いることにより、①の場合のような不確実性の影響を低減することができる。このため、サイト調査において、現在の塩淡境界の位置や水質分布および地下水流動状況を的確に把握し、①の解析の較正を行うとともに、②の解析の初期条件を確定することが極めて重要となる。

将来の塩淡境界の移動や地下水流動状況の予測（上記②）では、後続する安全解析のために、表3.2-1に示す情報を提供することが必要となる。

表 3.2-1 密度流解析から後続する安全解析へ提供すべき情報

密度流解析から提供すべき情報	後続する安全解析での利用
処分場領域の代表点における地下水流向・流速の時間変化	<ul style="list-style-type: none"> ニアフィールド三次元地下水流動解析における境界条件として用いる
処分場領域の代表点における地下水水質	<ul style="list-style-type: none"> ニアフィールド一次元核種移行解析において溶解度や分配係数等の核種移行特性データセット設定の際の前提条件として用いる ニアフィールド地球化学解析における境界条件として用いる
汀線および塩淡境界の移動に伴う GBI の変遷	<ul style="list-style-type: none"> 生物圏評価において、地球圏から放射性核種の流入するコンパートメントの移り変わりの設定に用いる

3.2.2.2 処分場施設の設計オプション

湧水や処分孔の掘削不良などによる施工性の観点から廃棄体を設置できない箇所が分布するとともに、割れ目帯や小規模な断層破碎帯など、性能評価の観点から廃棄体の定置を避ける岩盤性状を呈する箇所が分布するため、地下施設レイアウトの検討（第2章を参照）では、これらの分布を反映する必要がある。このため、処分坑道延長に対してどの程度の比率（廃棄体定置率）で廃棄体が定置できるかを概略的に評価し、パネルレイアウトを検討することが重要となる。廃棄体定置率は処分坑道の延長に対して廃棄体が定置できる処分延長の割合として見積もる。

3.2.2.3 気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷の把握

沿岸域の環境変遷の類型化（NUMO, 2011a）をもとに、前述の前提条件から考える気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷を把握することを目的とする。ここでは、処分場内の代表点、GBI 上の代表点を選定し、これらの点上での環境変遷のパターンを用いて以降の核種移行解析に用いるための準備を行う。

処分サイト周辺の広域における地形変化の把握を行うために、海岸線に対する鉛直断面を取り、現在の汀線、海底の地形、陸の地形の情報を密度流解析の結果から抽出する必要がある。次いで、長期的な変遷の要因である、隆起速度・侵食速度にのっとり、将来の地形変化を予測する。以降に述べる本例題への適用では、隆起速度と侵食速度が一致しているとしている。この場合は、陸域においては地形が変化しないとし、海底下にある地形は隆起のみを考えるとす。一般的な海水準変動の変動範囲と周期に対する理解をもとに、将来の地形と汀線の水平方向の変化を把握する。隆起速度と侵食速度が一致しない場合には、陸域において速度の差によって地形が変化する。上記のような地形変化を予測したうえで、設計オプションから決定される地下処分施設の深度と水平位置をもとに、将来の処分施設の深度の変遷を把握する。

気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷（NUMO, 2011a）に伴い、沿岸域にある処分場領域内の核種移行の場としては、

- (a) 海進および海退に伴って海底下の塩水が流動する場
- (b) 塩淡境界の移動に伴って陸側の塩水が流動する場

- (c) 海底下の淡水が浮力によって上方へ流動する場
- (d) 地形勾配によって陸側の淡水が流動する場

の4つのタイプが考えられる。そのため、処分場領域内の代表点が陸域または海底下に属するか、地下水水質が塩水・淡水であるかによって表 3.2-2 の4パターンに区分することが出来る。

表 3.2-2 地下水の塩分濃度と汀線との位置関係による区分

区分番号	塩分濃度と位置
a	海底下の塩水域
b	陸側の塩水域
c	海底下の淡水域
d	陸側の淡水域

そこで、密度流解析結果に基づき、まず、当該地域での気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷のパターンが上記の4つのうちいずれに対応するかを判断し、処分場領域内の代表点毎に、核種移行の場のタイプがどの時期に切り替わるかを明らかにする。次に、該当する環境変遷パターンにおいて生ずる核種移行の場のタイプ毎に、

- 処分場領域内の代表点毎の地下水の流向および流速の最大値
- 処分場領域内の代表点毎の代表的な地下水水質（塩分濃度）

という情報を抽出する。これらの情報は以降の核種移行解析に用いられる。

3.2.3 GBI の環境変遷の把握

処分場領域内の代表点と密度流解析から得られる流速場をもとの、GBI と考えられる領域がどのように変遷するかを推定する。本来であれば、時系列に沿って地下水の流速場は変化し、将来地下水流中で移行する核種もその流速場の変化にさらされ、GBI に達すると考えられる。ここでは、各時刻における流速場をもとにパーティクルトラッキング法を用いて流跡線を算出し、GBI 位置の移動範囲を推定する。推定された GBI の領域内に代表点を設定し、環境の変遷（海底・陸域）についての時間区分を行う。この時間区分に基づいて把握された時系列的変遷を、生物圏評価に際に適用する。

3.2.4 地質環境の変遷を考慮した核種移行解析

3.2.4.1 三次元不均質場における地下水流動解析

人工バリアを含む人工構築物の三次元情報や、亀裂が不均質に分布する岩盤モデルの情報を三次元不均質場に取り入れるため、有限要素メッシュを一般形状に対応させ、亀裂発生およびクラックテンソル法（小田ほか、1984）による透水係数テンソル場の生成を行う（付録1）。第2章で述べた Partridge を用いて、有限要素法により三次元透水係数場モデル内での定常飽和地下水流動解析を行う。

3.2.4.2 ランダムウォーク法による三次元物質移行解析

不均質な流速ベクトル場での物質移行を適切に解析するために、透水性の高い領域における移流と分散、透水性の低い領域における分子拡散による、二重空隙媒体中の物質移行をランダムウォーク法によって評価する（付録1）。第2章で述べた Partridge を用いて、ランダムウォーク法による三次元物質移行解析を行う。

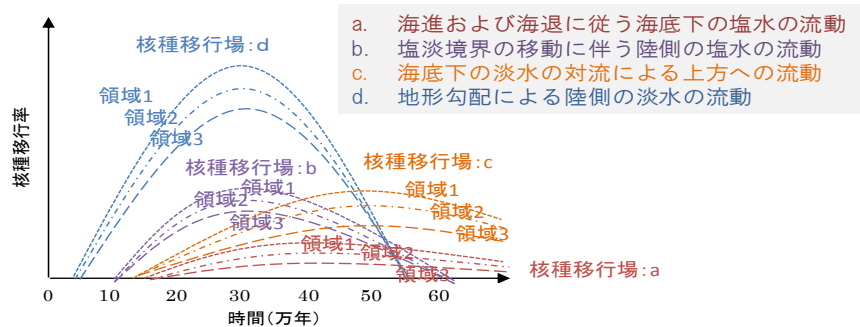
3.2.4.3 一次元マルチチャンネルモデルの作成

三次元物質移行の解析結果を用いて一次元マルチチャンネルモデルのフィッティングを行い、重み係数を算出することで、不均質核種移行場の特徴を近似した一次元マルチチャンネルモデルを作成する（2.2.5 および付録1）。

3.2.4.4 核種移行解析

前述の一次元マルチチャンネルモデルを用いた核種移行解析においては、処分場周辺で予想される複数の流動場それぞれについての核種移行解析を行う。処分場内の位置ごとに異なる「場のタイプの転換時期」に応じてこれら4種類の核種移行解析結果のうち該当するものを採用して継ぎ合わせる。例として、気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷に関するストーリーボード(NUMO, 2011a) に示した環境変遷パターン3に対する、以上の解析の手順を適用した場合を、図 3.2-2 に模式的に示す。

① 処分場周辺で予想される複数の流動場それぞれについての核種移行解析を個別に実施する



② 処分場内の位置毎に異なる「場のタイプの転換時期」に応じてこれら4種類の核種移行解析結果のうち該当するものを採用し継ぎ合わせる

	期間1	期間2	期間3	期間4	期間5	期間6	期間7	期間8	期間9	期間10
領域1	a	a	a	b	a	d	c	d	c	d
領域2	a	a	a	b	a	b	a	d	c	d
領域3	a	a	a	b	a	b	a	b	c	d

図 3.2-2 沿岸域の環境変遷に対応した核種移行解析の手順

3.2.5 被ばく線量の算出

ここでは、海水準変動に伴う地表環境の変遷を考慮した生物圏モデルにより、被ばくグループに対する線量換算係数の時間的変遷を算出し、前節で算出した核種移行率に適用することによって、被ばく線量を算出する。

3.2.5.1 生物圏による線量換算係数の算出

生物圏の変遷や生活習慣の変化といった要因のために、遠い将来に生ずるかも知れない被ばく線量についての予測には大きな不確実性が含まれざるを得ないため、生物圏評価に当たっては、以下に述べる様式化されたアプローチを用いることが国際的な合意となっている。環境変化を考慮するに当たって、Biosphere Model Validation Study (BIOMOVS II, 1996) の第2フェーズで開発されている生物圏評価のための様式化アプローチを用いる。この手法は、IAEAの生物圏モデルに関する国際プログラムや評価手法 (BIOMASS) (IAEA, 2003), BIOCLIM プロジェクト (BIOCLIM, 2004) において、種々の事例への適用を通じて検証・改良が行われてきたものである。このアプローチにおける主要な段階は次のとおりである。

- 生物圏評価のための評価条件の設定
- 着目する生物圏システムの特定
- 被ばくグループの想定
- 生物圏モデルの構築と評価の実施
- 生物圏評価結果の分析

ここで行う地層処分事業において行う沿岸域における生物圏評価は、このような国際的に合意された手法に基づいて進める。上記の段階のうち、生物圏評価のための評価条件の設定では、コンテキストとして、評価の目的、評価の指標、評価の考え方、地層処分システム、サイト条件、ソースタームおよびGBI、評価の時間スケール、社会条件に関する仮定の各項目を含むべきものであることが示されている。

被ばくグループの想定段階では、BIOMASS (IAEA, 2003) において生物圏に含まれる種々の媒体 (大気圏、地質媒体、土壌、堆積物、水域、動物群、植物群) のそれぞれに関連する人間活動が分類されており、このリストを参照することで、対象とする生物圏システムにおいて被ばくにつながる可能性のある人間活動のタイプを抽出することができる。沿岸域周辺での人間活動を考えると、線量が最も高くなり得るのは下記の被ばくグループが例として挙げられる。

- 海洋環境 (潮間帯を含む) を利用する海洋漁業被ばくグループ
- 臨海部の土地を使って放牧を行う農業被ばくグループ

将来の気候変動に伴って、農業システムの変化やそれに伴う食生活や居住率の変化が農業被ばくグループに生じると考えられるが、新たな別の被ばくグループを考える必要はない。また、被ばく経路としては、吸入 (ガス、粉塵、煙霧質)、外部被ばく (汚染された体表面と浸透)、および種々の食品の摂取を想定することとなる。

生物圏評価を行う際に、生物圏を構成するコンパートメント (主要な生物圏構成要素を、それぞれ一定の容積を有する区画としてとらえたもの) およびこれらの間の核種移行を設定する必要がある。線量換算係数の算出に当たっては、個々の核種および崩壊系列の親核種のGBIへの移行率を算出し、被ばく線量換算係数を算出している。

上記のような手続きのもと、沿岸域における地表環境の変遷を考慮した生物圏モデルの開発を行

った。その構築の概要は付録5に示した。この生物圏モデルでは、下記のような生物圏を構成するコンパートメントおよびこれらの中の核種移行を設定する。

- ① GBI：陸域が GBI となる場合は潮間帯堆積層に、海底が GBI となる場合は沿岸海底堆積層に核種が放出されるとした
- ② 沿岸海底堆積層：沿岸海域環境での海底堆積物とその中間隙水であり、堆積物は、表面の有酸素層と地下の無酸素層の2層に分けられる (Walke *et al.*, 2004) 沿岸海水：海岸線近傍の海域における海水、およびそれに浮遊している堆積物であり、処分場領域が海底下にある場合には、放射性核種は沿岸海洋堆積物を介して沿岸海水に移行することとなる。また、沿岸海水は、種々の海洋食材の環境として重要である
- ③ 潮間帯堆積層：潮間帯にある堆積物で、堆積物の間隙水を含む。潮汐による変動により、堆積物は地表に露出する時期と水に覆われる時期とを繰り返すこととなる。潮間帯は攪乱される性質があるので、堆積物はよく混ざり合い、表面とその下層の堆積物を分けて考える必要はない。潮間帯の範囲は、平均干潮位から平均満潮位までである
- ④ 潮間帯水：潮間帯の水で、潮間帯堆積物の上に浮遊している堆積物も含む。潮間帯堆積物を介して、放射性核種が移行することとなる
- ⑤ 表層土壌：生物活動が生じている土壌で、農作物の根系帯を含む。固体土壌、土壌水分、ガスよりなる。潮間帯付近では、海水の飛沫による影響を受けるものと考えられる
- ⑥ 飽和度の変化する下部土壌：表層土壌の下の、常時飽和帯までの間の領域
- ⑦ 大気：大気は人間と動物により通常呼吸され、その中には粉塵ガスやエアロゾルも含まれる
- ⑧ 植物群：すべての植物・藻類・菌類で、天然のものと栽培されたもののいずれをも含む。水生（海生）の藻類（海草など）、陸上植物、菌類、穀物、農作物などがある。植物間あるいは植物内での核種移行（根から穀類への移動など）を含む
- ⑨ 動物群：動物の種で、水生（海生）と陸上（微生物や無脊椎動物を含む）の動物から成り、自然のものと飼育や養殖などの人間により育てられたもののいずれも含む。動物群内と動物群間での核種移行（肉食動物による摂取など）を含む
- ⑩ 人間社会：生物圏での人間活動は、放射性核種の移行と蓄積に影響を及ぼす

これらのコンパートメント間の核種移行に関する概念モデルを図 3.2-3 に示す。また、これらのコンパートメントにおける被ばく経路についての概念モデルは図 3.2-4 に示す通りである。これらのコンパートメント間の核種移行の支配方程式を付録6に記述した。

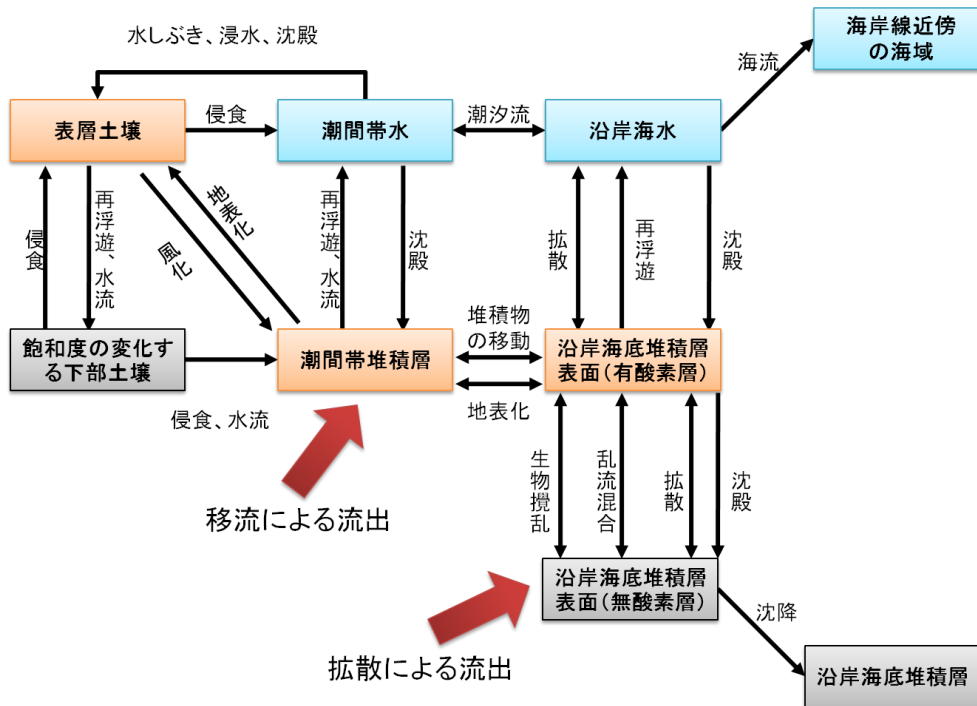


図 3.2-3 GBI が沿岸海底堆積物および潮間帯堆積物である場合の生物圏内の核種移行に関する概念モデルの例

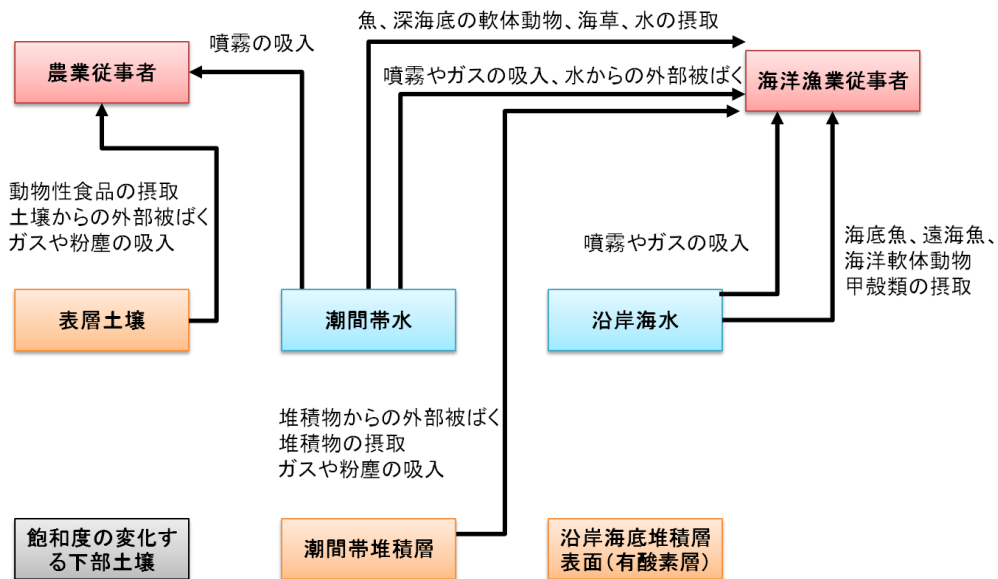


図 3.2-4 被ばく経路および被ばくモードに関する概念モデルの例

3.2.5.2 地質環境および生物圏の変遷を考慮した線量評価

核種移行率に対して、被ばく線量換算係数を適用することにより、線量を算出し、全体システムについての安全評価結果が得られることとなる。

3.3 例題への適用

ここでは、手順にて述べた、新たに開発した安全解析技術および基盤研究の最新の成果に基づき、仮想的なサイトを例にとした安全解析の試行を行い、地層処分事業の一環として行う安全評価の具体的な局面におけるこれらの新たな知見の適用性を例証した結果についてまとめる。

3.3.1 前提条件

仮想的な処分サイトにおける隆起速度は、場所に依らず一様に 3.0 m/1 万年 (0.0003 m/y) とした。侵食速度は、陸上は隆起速度と同じで、海底は 0 m/y とした。すなわち、ある時刻でみると、海水順より高い地表面は、隆起と侵食により、その高さは変わらず、海底面は隆起により水深が浅くなる。海水準変動の1サイクルは、現在から海退が始まり、変動幅は 120 m 、海退に 10.5 万年 、海進に 2 万年 かけるとした。また、海退における海水準の低下速度および海進における海水準の上昇速度は、それぞれ一定とした。この海水準変動のサイクルは、 12.5 万年 周期で繰り返されるとした。下の図は、気候・海水準変動および隆起侵食を考慮に入れた海水準の時間に沿った変動を示す。ここで、現在の海水準は 0 m とした場合における海水面の高さとした。

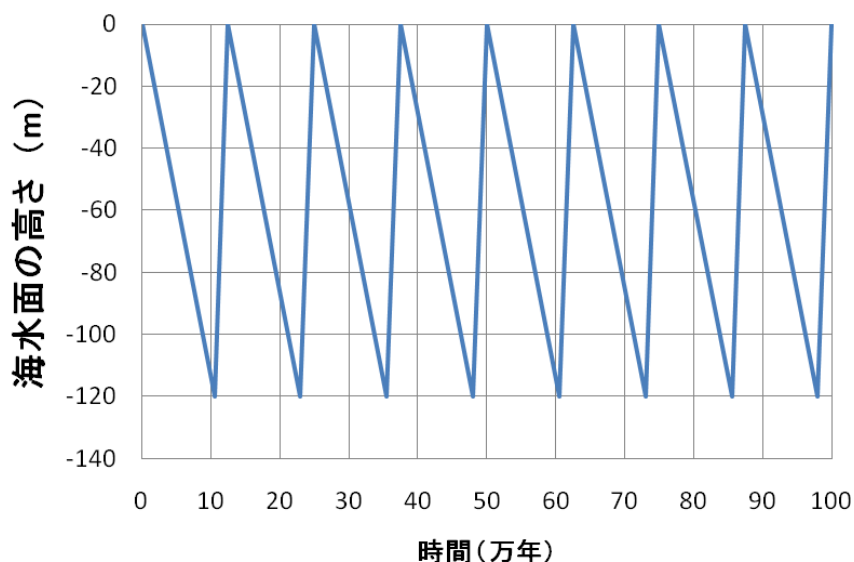


図 3.3-1 海水準変動

将来の塩分濃度分布は密度流解析によって推定することが可能であるが、ここでは、仮想的に図 3.3-2 に示した地下水化学環境の変遷を考慮した。12.5 万年の周期で海進・海退を繰り返すことを想定している。ここで、1 サイクルの海水準変動（海進・海退）は、間氷期 1 →（海退）→ 氷期 →（海進）→ 間氷期 2 である。海進・海退を繰り返すにつれ、淡水域が徐々に海側に広がっていることから、塩淡水境界は追従できていないものの、徐々に淡水領域が広がっていくことを示している。

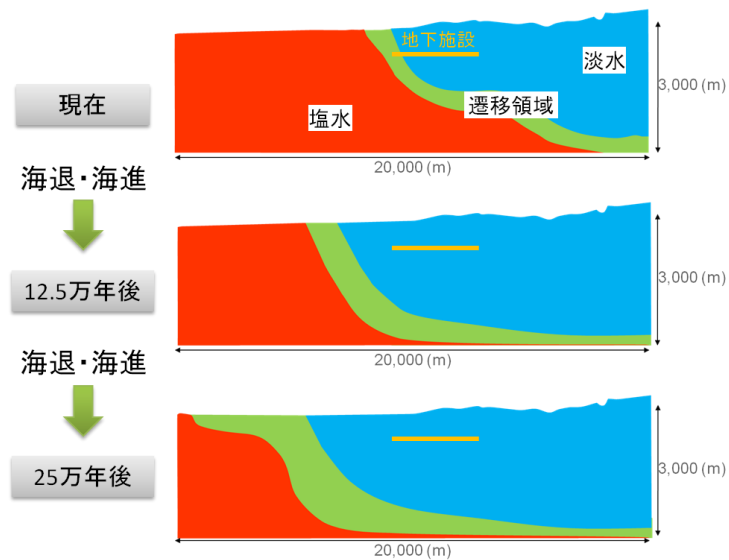


図 3.3-2 本検討で想定した塩分濃度分布の時間変化

次に地下施設のレイアウトを設定する。地下施設レイアウトの検討では、湧水や処分孔の掘削不良などによる施工性の観点から廃棄体を設置できない箇所が分布するとともに、割れ目帯や小規模な断層破碎帯など、性能評価の観点から廃棄体の定置を避ける岩盤性状を呈する箇所が分布する。このため、処分坑道の延長に対してどの程度の比率で廃棄体が定置できるか（定置率）を概略的に評価してパネルレイアウトを検討することが重要となる。ここでは、想定する地下施設レイアウトとして、定置率 70%と定置率 100%の地下施設レイアウト（図 3.3-3）を対象とした。

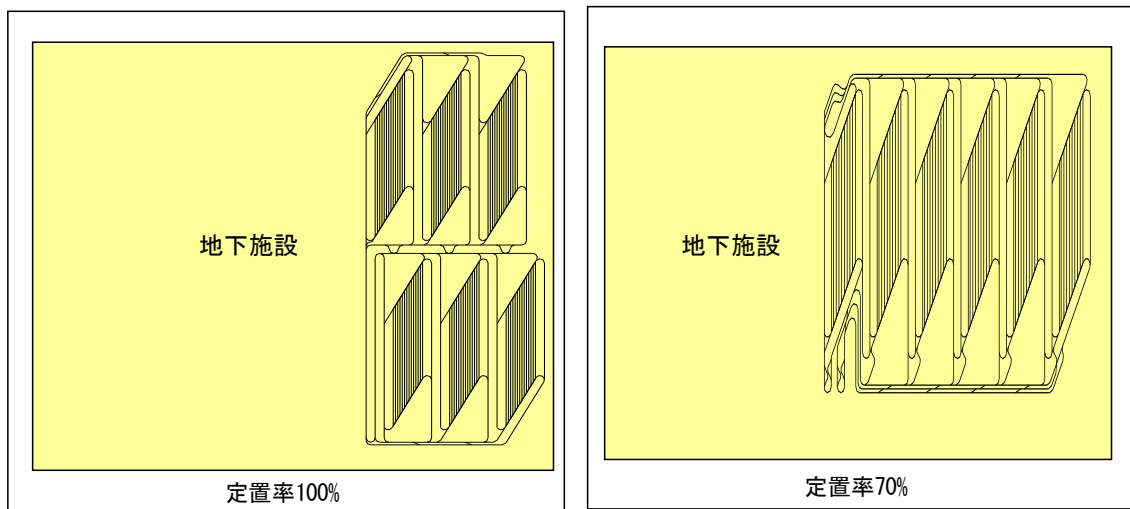


図 3.3-3 地下施設レイアウトの例示

沿岸域においては、海水準変動によって汀線が移動するため、地下施設および核種が生物圏に到達すると予想される位置（GBI）は海底と陸域の間で時間的に変遷する。地下施設の中央部分を通る鉛直断面において、周期的な海水準変動を仮定した場合の地形変化を図 3.3-4(a)に示す。海域では、隆起により現在の陸域および汀線付近の海底は今後ほとんどの期間海面よりも上にあり隆起と侵食がほぼ相殺するのに対して、沖合では海底下にあり隆起のみが生ずる期間が長いいため、海側の地形勾配は徐々に減少することとなる。また、このため、海水準の低下に対応して海退時には汀

線がより沖合にまで移動することとなる（図 3.3-4 (b)参照）。他方、現在の陸域は継続して陸域であり続け、その間、隆起と侵食の相殺によって地形が変化しないために、海進時の汀線の位置は変化せず、汀線の移動距離および移動速度は時間とともに増大する傾向を示す。

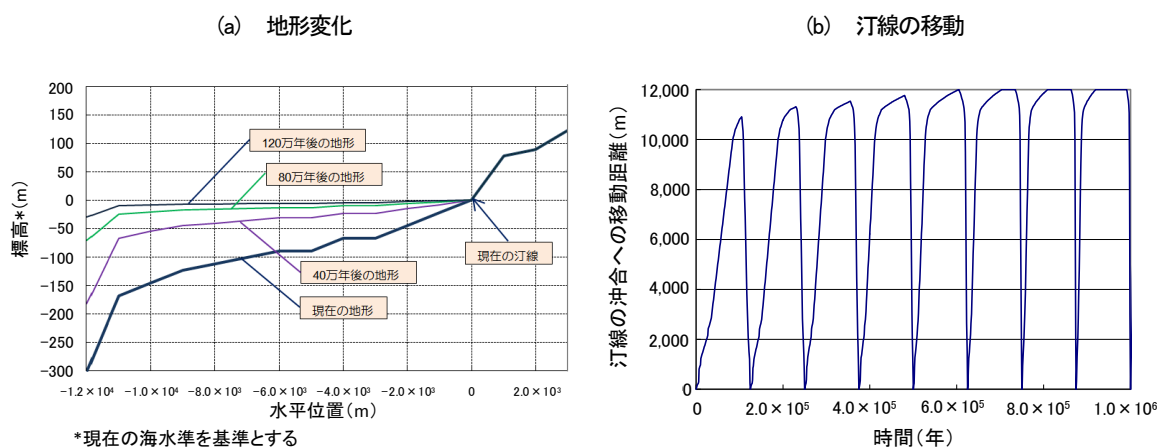


図 3.3-4 地形変化および汀線の移動

処分可能な範囲は、水平方向約 4 km、奥行き方向 3.5 km 程度であるとした。地下施設を代表する点として、若干広めに、原点（現在の汀線の位置）から海側 2.5 km（施設南側での汀線からの距離）、陸側 3.1 km（施設北側での汀線からの距離）の区間から 50 m 間隔で設定した。また、施設の陸側の端は、施設中央付近の汀線からは、陸側に約 2.8 km とした。隆起侵食による地形の変化および施設に付いて、初期状態と 100 万年後の状態との比較を図 3.3-5 に示す。解析条件として、陸地では、隆起速度と侵食速度が等しく、海底は、隆起速度 3 m/万年で隆起し侵食されないとしているため、図の原点より右側は、常に陸上にあり、その地形はまったく変わらない。図 3.3-4 にあるように、図の原点より左側は、海面下となる期間中は隆起のみで侵食されないため海底は上昇し、海水準が低下して陸地となる時期は隆起速度と侵食速度が等しく高さが変化しないので、結果として、海水準が最も高い 0m に漸近し、平坦な地形に近づいてゆく。

施設は、隆起により上昇し（100 万年で 300m 上昇）、地表が侵食された分だけ土被り厚さが減少する。

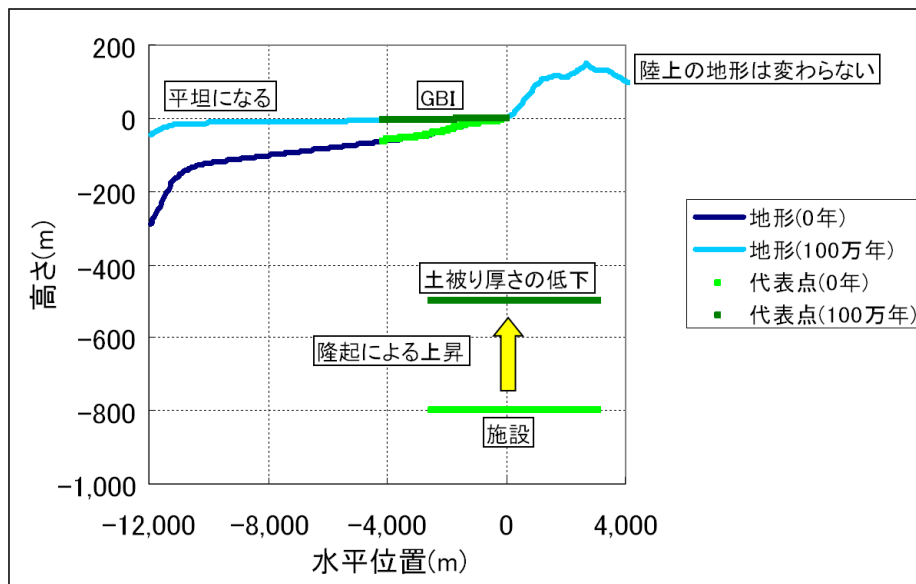


図 3.3-5 地下施設とそれに関連する GBI の代表点と地形との位置関係

想定した密度流解析の結果（図 3.3-2）から、塩分濃度分布を用いて塩分の高い海水の領域、塩分濃度の低い淡水の領域、それらの境界領域（塩淡水境界）の位置情報が時系列的に読み取れる。処分場領域内の代表点での塩分濃度を求め、代表点と汀線の位置により、分類を行って得られると想定した区分を表 3.3-1 に示す。表 3.3-1 から、施設全体は、10.5 万年に淡水となり、それ以後に塩水になることはないこと、25 万年以降については、施設の深度が隆起によって浅くなることも考慮すれば、施設全体は淡水域にあり続けると想定した。

表 3.3-1 に基づき、処分場の代表点が時間と共にどのように状態が推移するかについての区分表を作成した。定置率 100% のパネルの代表点での水平位置を 1,700 m, 2,200 m, 2,700 m とし、その環境変遷について表 3.3-2 に示した。定置率 70% のパネルの代表点の水平位置を、-200 m, 400 m, 1,000 m, 1,600 m, 2,200 m, 2,800 m とし、その環境変遷について表 3.3-3 に示した。水平位置-200 m の代表点は、初期から 1.5 万年まで塩水環境にあり、2 万年には淡水環境となっている。その後は、汀線が戻ってきて海底下となっても、淡水のままである。ほかの代表点は、常に、陸側の淡水域に入っている。

表 3.3-1 地下水の塩分濃度と施設領域内の代表点の空間区分とその時間変化

時間(万年)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	9.5	10.0	10.5	11.0	11.5	12.0	12.5	13.0	13.5	14.0	14.5	15.0	15.5	16.0	16.5	17.0	17.5	18.0	18.5	19.0	19.5	20.0	20.5	21.0	21.5	22.0	22.5	23.0	23.5	24.0	24.5	25.0										
-2,500 (m)	a	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	d	d	d	c	c	c	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c						
-2,000 (m)	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	d	d	d	d	d	d	d	d	c	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c				
-1,500 (m)	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c					
-1,000 (m)	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c					
-500 (m)	a	a	b	b	b	b	b	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c					
0 (m)	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c					
500 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d					
1,000 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d				
1,500 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d				
2,000 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d			
2,500 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	
3,000 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d

a 海底下の塩水域
 b 陸側の塩水域
 c 海底下の淡水域
 d 陸側の淡水域

表 3.3-2 定置率 100%の場合のパネルの代表点に関する空間区分

時間(万年)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	9.5	10.0	10.5	11.0	11.5	12.0	12.5	13.0	13.5	14.0	14.5	15.0	15.5	16.0	16.5	17.0	17.5	18.0	18.5	19.0	19.5	20.0	20.5	21.0	21.5	22.0	22.5	23.0	23.5	24.0	24.5	25.0									
1700 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d			
2200 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	
2700 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d

a 海底下の塩水域
 b 陸側の塩水域
 c 海底下の淡水域
 d 陸側の淡水域

表 3.3-3 パネルの代表点に関する空間区分

時間(万年)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	9.5	10.0	10.5	11.0	11.5	12.0	12.5	13.0	13.5	14.0	14.5	15.0	15.5	16.0	16.5	17.0	17.5	18.0	18.5	19.0	19.5	20.0	20.5	21.0	21.5	22.0	22.5	23.0	23.5	24.0	24.5	25.0													
-200 (m)	a	b	b	b	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c										
400 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d								
1,000 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d						
1,600 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d					
2,200 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d			
2,800 (m)	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d

a 海底下の塩水域
 b 陸側の塩水域
 c 海底下の淡水域
 d 陸側の淡水域

次に、処分場での核種移行場における代表点での、ダルシー流速に関する時間と空間分けの設定を行った。この区分では、表 3.3-4 と表 3.3-5 に示した分類を用いた。

表 3.3-4 ダルシー流速の方向に関する区分

区分番号	方向	備考
1	0~45 度	陸方向への上昇流：水平方向の流速が大きい
2	45~90 度	陸方向への上昇流：上向きの流速が大きい
3	90~135 度	海方向への上昇流：上向きの流速が大きい
4	135~180 度	海方向への上昇流：水平方向の流速が大きい
5	180~225 度	海方向への下降流：水平方向の流速が大きい
6	225~270 度	海方向への下降流：下向きの流速が大きい
7	270~315 度	陸方向への下降流：下向きの流速が大きい
8	315~360 度	陸方向への下降流：水平方向の流速が大きい

表 3.3-5 ダルシー流速の大きさに関する区分

区分番号	流速 (m/y)
1	0~ 2.0×10^{-4}
2	2.0×10^{-4} ~ 4.0×10^{-4}
3	4.0×10^{-4} ~ 6.0×10^{-4}
4	6.0×10^{-4} ~ 8.0×10^{-4}
5	8.0×10^{-4} ~ 1.0×10^{-3}
6	1.0×10^{-3} ~ 1.2×10^{-3}

ダルシー流速の方向に関して、施設の代表点に関する区分を表 3.3-6 に示す。この想定では、施設全体は、常に、海に向かう流れであり、施設の水平位置 1,500m より陸側はやや下向きの流れとなっている。施設の海側では、初期には上昇流となっているが、13.5 万年以降は、水平方向の流れが大きくなる。

施設の代表点のダルシー流速の大きさに対する区分に関して、一部を表 3.3-7 示す。ダルシー流速の大きさは、施設全体で見ると、最大値は約 1.0×10^3 m/y、最小値は約 1.0×10^4 m/y であり約 1 桁の違いがあるとした。各代表点で見ると、最も海側の代表点（水平位置-2,500m）で約 5.0 倍（最大値 6.0×10^4 m/y、最小値 1.2×10^4 m/y）の違いがある。最も流れの遅い地点は、先に示した最も海側の代表点である。

3.3.2 GBI の環境変遷の把握

対応する GBI を指定するためには、手順で述べたように処分場のパネルを起点として、密度流解析結果に対するパーティクルトラッキングを行い、処分場領域内の代表点を通過する流跡線が地表に到達する地点を時期毎に抽出する必要がある。本例題への取り組みにおいては、定置率 100% のケースと定置率 70% のケース共に、沖合に 300m から 4,000m の領域が GBI であると設定した。そこで、GBI における代表点の区分を海底（記号 a）か陸（記号 d）かの 2 区分で分類し、その結果を表 3.3-8 に示す。海底の隆起により、時間と共に遠浅になるため、GBI が海底下にある期間は、海水準サイクルが進むにつれて短くなる。GBI の代表点を、沖合に 4,000 m（水平位置-4,000 m）、2,000 m（水平位置-2,000 m）と 300 m（水平位置-300 m）とし、図 3.3-6 に代表点の環境の変遷を示す。沖合に 4,000 m（水平位置-4,000 m）と 300 m（水平位置-300 m）における GBI を見ると、海寄りの GBI では海底環境にいる期間が長くなる。これは、図 3.3-4 から推測されるように、隆起・侵食に伴い、0m から海側の地形がなだらかなるため、汀線の水平方向の進行速度が速くなっていることに起因し、現在の汀線に近くなればなるほど、海底下である期間が短くなるためである。

表 3.3-8 GBI の代表点の空間区分とその時間変化

時間(万年)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	9.5	10.0	10.5	11.0	11.5	12.0	12.5	13.0	13.5	14.0	14.5	15.0	15.5	16.0	16.5	17.0	17.5	18.0	18.5	19.0	19.5	20.0	20.5	21.0	21.5	22.0	22.5	23.0	23.5	24.0	24.5	25.0		
-4,000 (m)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	
-3,500 (m)	a	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a
-3,000 (m)	a	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a
-2,500 (m)	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a
-2,000 (m)	a	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a
-1,500 (m)	a	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	
-1,000 (m)	a	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	
-500 (m)	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	
-250 (m)	a	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	
0 (m)	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	a		

a 海底 d 陸

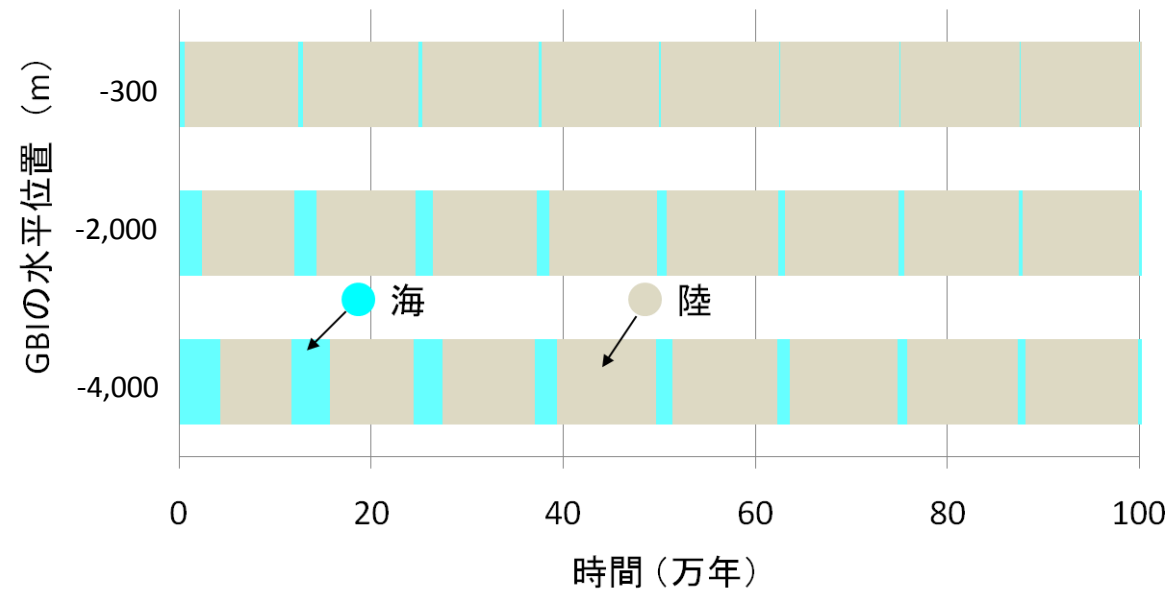


図 3.3-6 GBI の環境変遷図

3.3.3 地質環境の変遷を考慮した核種移行解析

実際の地層処分事業においては、概要調査の対象とする地質環境で想定される地下水水質（沿岸域の場合には塩水系と降水系の双方を含む）と岩種の組み合わせに対して、安全評価の対象とする核種（元素）の分配係数やマトリクス中の実効拡散係数についてのデータを取得し、品質管理および不確実性管理を行って合理的な保守性を見込んだ入力データセットを設定する。仮想的な地質環境を想定して行う本例題では、このような手順を踏むことは困難であるため、第2次取りまとめ（JNC, 1999）において設定された核種移行解析用データセットのうち該当するもの（降水系および海水系地下水、先新第三紀堆積岩など）を用いて解析を行うこととした。定置率 100%と 70%の両ケースにおいて、処分パネルはすべて同じ母岩に配置することを仮定する。そのため、三次元地下水流動解析および三次元物質移行解析においては、両ケースで同一の解析結果を用いる。その結果に基づいて作成される一次元マルチチャンネルモデルは、両ケースにおいて共通したものとなるため、適用可能である。なお、第2次取りまとめにおいて検討された種々の解析ケースにおいて、最大被ばく線量に最も大きく寄与した核種である Cs-135 および Np 系列について核種移行解析を行った。種移行解析においては、それぞれの核種移行の場のタイプが将来にわたって継続することを仮定した計算を並行して行い、それぞれ対応する GBI への核種移行率を算出する。さらに、密度流解析結果に基づく代表点毎の核種移行の場のタイプの切り替え時期（本例題では表 3.3-3 などに対応する）に対応して各 GBI への核種移行率を切り替えて合算する。核種移行率を算出するには、一次元マルチチャンネル核種移行解析モデルを用いて、地下施設の代表点について「気候・海水準変動および隆起・侵食による環境変遷の把握」で得られた変遷状況をもとに考えうる核種移行の場の区分ごとに核種移行解析を行った。その結果を統合することにより、GBI ごとの核種移行率の時間変化を推定した。

3.3.3.1 三次元不均質透水係数テンソル場における地下水の定常流動解析

用いた緩衝材、母岩マトリクス、母岩中の動水勾配に関しては表 3.3-9 にまとめた。これらのデータは、第2次取りまとめのレファレンスケース（JNC, 1999）と、マトリクス中の実効拡散係数を除き、同一のものである。本検討で用いた実効拡散係数の値は、第2次取りまとめの先新第三紀砂質岩の値を用いた。想定した場は、亀裂の卓越方向が 1 方向だけとし、亀裂密度の高い（10 本/m 以上）の割れ目帯と、亀裂密度の比較的低い部分（平均亀裂頻度 3.7 本/m）が存在しているとした。割れ目帯も含めた平均透水係数は 1.0×10^{-8} m/s であり、算術平均した亀裂の透水量係数は約 1.0×10^{-9} m²/s である。三次元不均質透水係数テンソル場は、亀裂と割れ目帯を統計的に設定し、x=50m に y 方向に堅抗 20 本を配置した処分坑道と、母岩から構成される。これに対して水理解析を行い、地下水流速場を算出した。

表 3.3-9 三次元の坑道周辺の不均質場の作成に用いたパラメータ

	パラメータ	単位	値
緩衝材	実効拡散係数	m ² /s	3.0 × 10 ⁻¹⁰
	分配係数	m ³ /kg	1.0
	真密度	kg/m ³	2700
	空隙率	-	0.4
	厚み	m	0.7
母岩マトリクス	実効拡散係数	m ² /s	1 × 10 ⁻¹²
	分配係数	m ³ /kg	1.0
	真密度	kg/m ³	2640
	空隙率	-	0.02
	拡散面積寄与割合	-	0.5
	拡散深さ	m	0.1
母岩	動水勾配	m/m	0.01
	移行距離	m	100
	分散長	m	10

3.3.3.2 ランダムウォーク法による三次元物質移行解析

地下水流動解析から得られた地下水流動場をもとに、ランダムウォーク法で保存性物質（崩壊などによる減衰がない安定な物質）について物質移行解析を行った。保存性物質の拡散係数や分配係数は、第2次取りまとめのレファレンスケースにおける N_p と同じ値を用いた。ただし、溶解度制限はなく、瞬時に単位量が緩衝材内に均一に放出されるものとした。

3.3.3.3 一次元マルチチャンネルモデルの作成

ここでは、2.2.5 で示した手法に基づき、三次元物質移行解析の結果を次元マルチチャンネルモデルで近似するため、EBS フィッティング係数およびNBS フィッティング係数を算出する(付録1)。このとき、各一次元チャンネルは表 3.3-9 のデータを共有する。チャンネル間で異なるデータは、亀裂の透水量係数（経験則を仮定し、亀裂開口幅と亀裂内流速を設定した）である。

三次元物質移行解析を行い、坑道の100 m 区間に定置された多数の廃棄体から瞬時放出モードで移行した保存性のトレーサについて、人工バリア外側境界および天然バリア下流側境界（坑道からの距離100 m）における移行率の基本解を算出した。定置率100%のケースの結果を図 3.3-7 に、定置率70%のケースの結果を図 3.3-8 に示す。この移行率は対象とする不均質場における拡散あるいは分散・移流方程式の基本解に相当するものであり、この不均質場における物質移動の特徴についての情報が全て盛り込まれている。

三次元物質移行解析で得られた人工バリア外側境界での移行率については、緩衝材の特性は廃棄体によらずほぼ一定とみなせるものの、母岩の不均質性のために廃棄体毎に緩衝材外側の地下水流量が異なる。そのため、第2次取りまとめ（JNC, 1999）と同様の円筒座標系一次元拡散モデルにおいて外側境界条件であるミキシングセル流量を種々に変えた複数の数値解を準備し、それらの数値

解間の分配率を三次元物質移行解析で得られた移行率をもとに調整することによって、一次元マルチチャンネルモデルでのEBSフィッティング係数を算出した。また、天然バリア下流端の移行率の基本解に対しては、第2次取りまとめ(JNC, 1999)と同様の一次元マルチチャンネルモデルを適用し、透水量係数 $1.0 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s} \sim 1.0 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ の範囲を0.25桁ずつに区分した多数の並列チャンネル間の分配率を三次元物質移行解析で得られた移行率をもとに調整することによって、NBSフィッティング係数を算出した。定置率100%のケース(割れ目帯にも廃棄体を定置した場合)および定置率70%のケース(割れ目帯以外の位置にのみ廃棄体を定置した場合)についての結果は、下図に示す通りであり、それぞれ、三次元物質移行解析の結果を一次元マルチチャンネルモデルで精度よく近似できていることがわかる。

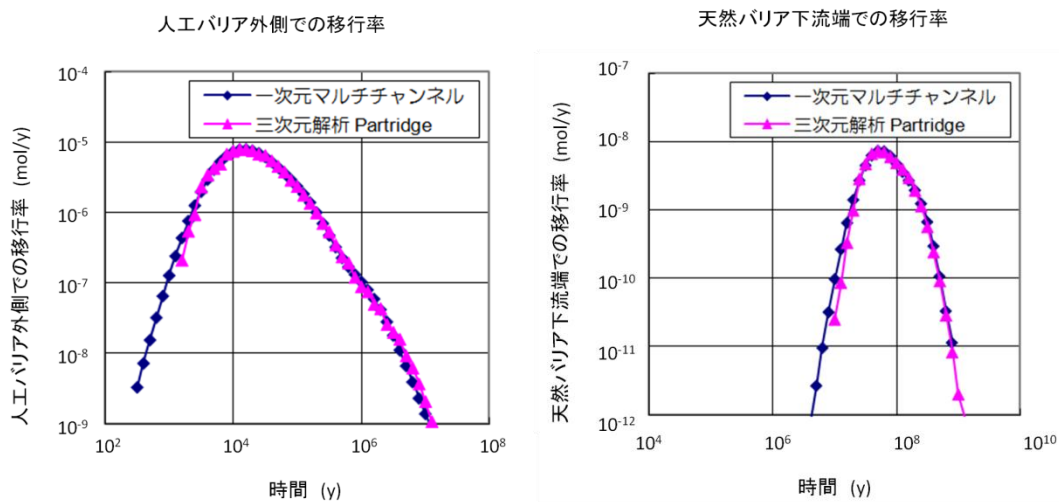


図 3.3-7 保存性トレーサの瞬時放出についての三次元物質移行解析およびマルチチャンネルモデルによるフィッティングの結果(定置率100%のケース)

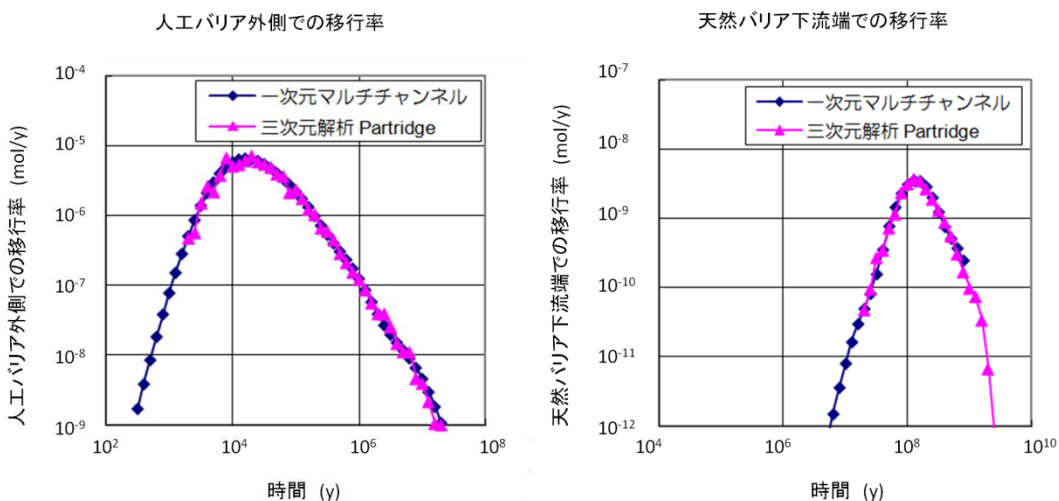


図 3.3-8 保存性トレーサの瞬時放出についての三次元物質移行解析およびマルチチャンネルモデルによるフィッティングの結果(定置率70%のケース)

また、各チャンネルのフィッティング係数を表 3.3-10 および表 3.3-11 に示す。

表 3.3-10 廃棄体定置位置が割れ目帯にかかるか移行途中で割れ目帯に入る場合の
フィッティング係数

EDZ 通過流量 (m^3/y)	EBS フィッテ ィング係数	透水量係数 (m^2/s)	NBS フィッテ ィング係数
1.0×10^{-4}	0.003	1.0×10^{-12}	0.000
1.8×10^{-4}	0.003	1.8×10^{-12}	0.000
3.2×10^{-4}	0.002	3.2×10^{-12}	0.000
5.6×10^{-4}	0.007	5.6×10^{-12}	0.000
1.0×10^{-3}	0.008	1.0×10^{-11}	0.000
1.8×10^{-3}	0.001	1.8×10^{-11}	0.000
3.2×10^{-3}	0.025	3.2×10^{-11}	0.000
5.6×10^{-3}	0.060	5.6×10^{-11}	0.000
1.0×10^{-2}	0.106	1.0×10^{-10}	0.000
1.8×10^{-2}	0.119	1.8×10^{-10}	0.000
3.2×10^{-2}	0.000	3.2×10^{-10}	0.342
5.6×10^{-2}	0.000	5.6×10^{-10}	0.172
1.0×10^{-1}	0.273	1.0×10^{-9}	0.445
1.8×10^{-1}	0.235	1.8×10^{-9}	0.040
3.2×10^{-1}	0.000	3.2×10^{-9}	0.000
5.6×10^{-1}	0.000	5.6×10^{-9}	0.000
1.0	0.000	1.0×10^{-8}	0.000
1.8	0.000	1.8×10^{-8}	0.000
3.2	0.000	3.2×10^{-8}	0.000
5.6	0.000	5.6×10^{-8}	0.000
1.0×10^1	0.000	1.0×10^{-7}	0.000
1.8×10^1	0.040	1.8×10^{-7}	0.000
3.2×10^1	0.101	3.2×10^{-7}	0.000
5.6×10^1	0.000	5.6×10^{-7}	0.000

表 3.3-11 廃棄体定置位置も途中の移行経路も割れ目帯にかからない場合の
フィッティング係数

EDZ 通過流量 (m^3/y)	EBS フィッテ ィング係数	透水量係数 (m^2/s)	NBS フィッテ ィング係数
1.0×10^{-4}	0.000	1.0×10^{-12}	0.000
1.8×10^{-4}	0.002	1.8×10^{-12}	0.000
3.2×10^{-4}	0.011	3.2×10^{-12}	0.000
5.6×10^{-4}	0.006	5.6×10^{-12}	0.000
1.0×10^{-3}	0.013	1.0×10^{-11}	0.000
1.8×10^{-3}	0.067	1.8×10^{-11}	0.000
3.2×10^{-3}	0.082	3.2×10^{-11}	0.000
5.6×10^{-3}	0.000	5.6×10^{-11}	0.000
1.0×10^{-2}	0.000	1.0×10^{-10}	0.243
1.8×10^{-2}	0.189	1.8×10^{-10}	0.000
3.2×10^{-2}	0.164	3.2×10^{-10}	0.541
5.6×10^{-2}	0.009	5.6×10^{-10}	0.213
1.0×10^{-1}	0.032	1.0×10^{-9}	0.000
1.8×10^{-1}	0.331	1.8×10^{-9}	0.002
3.2×10^{-1}	0.000	3.2×10^{-9}	0.000
5.6×10^{-1}	0.000	5.6×10^{-9}	0.000
1.00	0.000	1.0×10^{-8}	0.000
1.8	0.000	1.8×10^{-8}	0.000
3.2	0.000	3.2×10^{-8}	0.000
5.6	0.000	5.6×10^{-8}	0.000
1.0×10^1	0.000	1.0×10^{-7}	0.000
1.8×10^1	0.094	1.8×10^{-7}	0.000
3.2×10^1	0.000	3.2×10^{-7}	0.000
5.6×10^1	0.000	5.6×10^{-7}	0.000

3.3.3.4 核種移行解析

既に述べたように、実際の地層処分事業においては、概要調査の対象とする地質環境で想定される地下水水質（沿岸域の場合には塩水系と降水系の双方を含む）と岩種の組み合わせに対して、安全評価の対象とする核種（元素）の分配係数やマトリクス中の実効拡散係数についてのデータを取得し、品質管理および不確実性管理を行って合理的な保守性を見込んだ入力データセットを設定する。仮想的な地質環境を想定して行う本例題では、このような手順を踏むことは困難であるため、第2次取りまとめ（JNC, 1999）において設定された核種移行解析用データセットのうち該当するもの（降水系および海水系地下水、先新第三紀堆積岩など）を用いて解析を行うこととした。本例題で用いた核種移行用入力データセットを表 3.3-12 および表 3.3-13 にまとめる。

表 3.3-12 核種移行特性等の入力データセット

核種	廃棄体1体当たりのインベントリ		淡水環境				塩水環境			
	半減期 (y)	モル数 (mol)	溶解度 (mol/L)	D	kd _b	Kd _r	溶解度 (mol/L)	D	kd _b	kd _r
Cs-135	2.30 × 10 ⁶	3.19	可溶性	6 × 10 ⁻¹⁰	0.01	0.05	可溶性	3 × 10 ⁻¹⁰	0.001	0.005
Np-237	2.14 × 10 ⁶	3.74	2 × 10 ⁻⁸	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0	3 × 10 ⁻⁹	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0
U-233	1.59 × 10 ⁵	1.17 × 10 ⁻³	8 × 10 ⁻⁹	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0	2 × 10 ⁻⁹	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0
Th-229	7.34 × 10 ³	2.51 × 10 ⁻⁶	5 × 10 ⁻⁶	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0	9 × 10 ⁻⁸	3 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0

D_e: 緩衝材中の実効拡散係数 (m²/s), kd_b: 緩衝材への分配係数 (m³/kg), kd_r: 母岩への分配係数 (m³/kg)

表 3.3-13 母岩および緩衝材特性の入力データセット

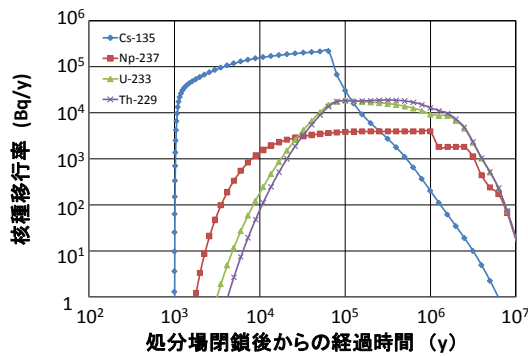
母岩	実効拡散係数 (m ² /s)	1 × 10 ⁻¹²	緩衝材	真密度 (kg/m ³)	2700
	真密度 (kg/m ³)	2640		空隙率	0.4
	空隙率	0.02		厚さ (m)	0.7
	拡散面積寄与割合	0.5			
	拡散深さ (m)	0.1			

前項までに述べた解析モデルおよび入力データセットを用いて、定置率 100%のケースと定置率 70%のケースのそれぞれについて、核種移行解析を行った結果が図 3.3-9～図 3.3-11 である。定置率 100%のケースでは、6 個のパネルがいずれも現在の汀線よりも陸側に配置されているため、すでに述べたように将来の核種移行場の変遷は、陸域での地形勾配による降水系の地下水流動が継続する。また、地下水の流向や流速についてもパネル間に顕著な差異は無いため、すべてのパネルは同一条件にあるとして核種移行解析を行った (図 3.3-9)。既に述べたように、定置率 70%のケースでは最も海側のパネルにおいてのみ、海底下の塩水→陸域の塩水→陸域の淡水→海底下の淡水→陸域の淡水・・・という環境変遷が生じており、変動の生ずる時期に対応して入力データセットを切り替えて核種移行解析を行った。また、これ以外の 5 つのパネルについては、定置率 100%のケースと同様に同一条件で核種移行解析を行った (図 3.3-11)。なお、海寄りのもの以外の各パネルについての解析結果は同様であるため、最も陸側のパネルのみを例として示すこととした (図 3.3-11)。ここで、100 万年以降の解析結果は、100 万年後での地質環境条件が継続することを仮定した場合の Np 系列の移行率の最大値の参照を目的として付記したものである。

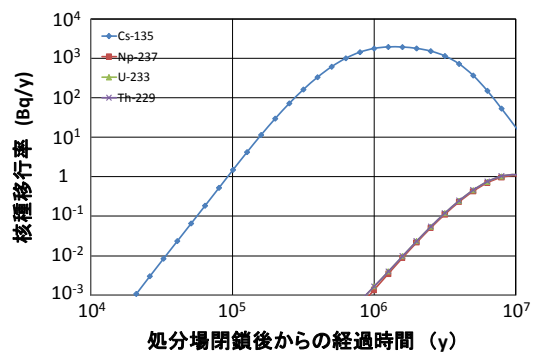
両ケースについての核種移行解析結果の特徴およびケース間の差異は、以下のようにまとめることができる。

- 本例題での評価期間として想定した 100 万年後までに、いずれのケースにおいても人工バリアからの核種移行率はほぼ最大値 (Np 系列の場合は定常値) に到達している。また、いずれのケースにおいても人工バリア外側境界における核種移行率の最大値に顕著な差異は無いが、最も海寄りのパネルでは、1.5 万年後に水質が海水系から降水系へと変化することに対応して Cs-135 の移行率に摂動が見られる。

- Cs-135 移行率の最大値は約 100 万年経過時点で生じているのに対して、Np 系列の移行率が最大値に到達するのはおよそ 1000 万年後である。
- いずれのケースにおいても、Cs-135 の最大移行率にはほとんど差異が無い。Np-237 系列の最大移行率は定置率 70% のケースのほうが定置率 100% のケースよりも一桁弱小さい。これは、定置率 70% のケースにおいて割れ目帯を避けて廃棄帯を定置することにより天然バリアの実効的な性能が向上しているためと考えられる。なお、Cs-135 に関しては、天然バリア中での移行率の低減がそもそも有意なものではないためにケース間の差異が明瞭ではないものと推察される。
- 定置率 70% のケースの最も海寄りのパネルでは、初期の地下水水質が塩水であり、Cs の分配係数が他の 1/10 程度である。そのために、陸域において塩水の流動の生ずる 1.5 万年までに天然バリア下流端において最大値の 1/1000~1/100 程度の核種移行率が生じている点が他の結果と大きく異なる。

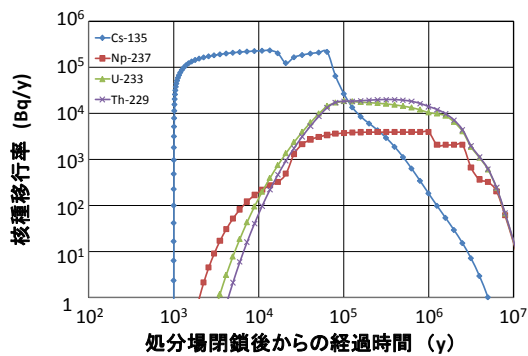


人工バリア外側での核種移行率

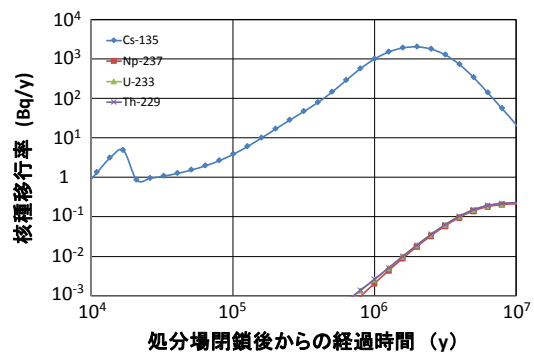


天然バリア下流端での核種移行率

図 3.3-9 定置率 100% のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（各パネル共通）

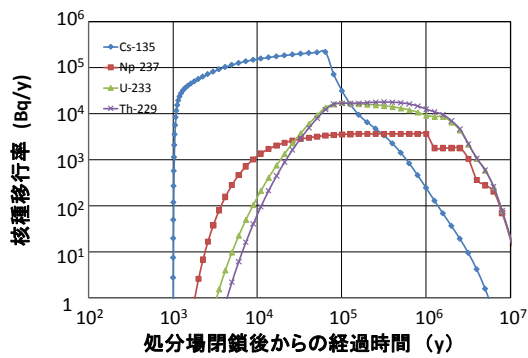


人工バリア外側での核種移行率

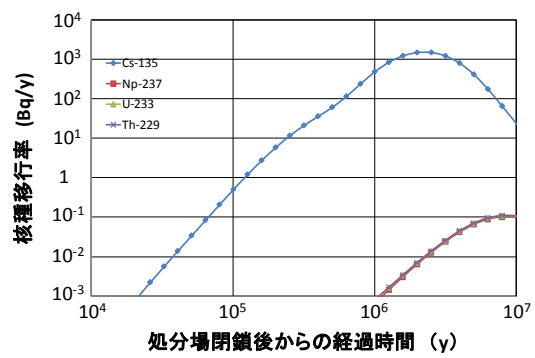


天然バリア下流端での核種移行率

図 3.3-10 定置率 70% のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（最も海寄りのパネル）



人工バリア外側での核種移行率



天然バリア下流端での核種移行率

図 3.3-11 定置率 70% のケース：廃棄体一体当たりの核種移行率（最も陸側のパネル）

3.3.4 被ばく線量の算出

3.3.4.1 生物圏による線量換算係数の算出

ここでは、個々の核種および崩壊系列の親核種の GBI への移行率を仮定して、被ばく線量の計算を行い、被ばく線量換算係数を算出している。生物圏評価モデルに用いた支配方程式のパラメータのデータは付録 7 に示した。前出のシナリオにおける環境条件と核種移行場のタイプおよび不均質場における廃棄体の区分に従って GBI 毎に算出される核種移行率に対して、被ばく線量換算係数を適用することにより想定されるこの結果を、前項で述べた核種移行解析の結果に適用することによって、全体システムについての安全評価結果が得られることとなる。なお、線量換算係数の算出にあたっては、環境変遷における過渡的な被ばく線量の上昇が生ずることも考慮して、後述するように環境変遷を想定した解析も併せて行うこととした。以下に、一定の環境条件での評価（ケース 1～4）および環境変遷を考慮した評価（ケース 5）についてまとめる。定置率 100% のケースと定置率 70% のケースとでは同じ GBI の変遷を設定しているため、ここで得られた線量換算係数は両ケースに適用可能である。

(1) 現在の気候において GBI が海底堆積層であることを仮定した生物圏評価（ケース 1）

ケース 1 は、現在の気候環境下において、GBI を処分場直上の海底堆積層と想定したケースであり、ここでは、海水準変動や隆起による環境変化は考慮していない。図 3.3-12 に各被ばくグループが受ける核種 Cs-135 の線量を示す。このケースでは、初めの 5,000～10,000 年以内に総線量が平衡に達している。海洋漁業従事者グループ（青線）が農業従事者グループ（赤線）よりも若干高く 2 倍程度の線量となっている。

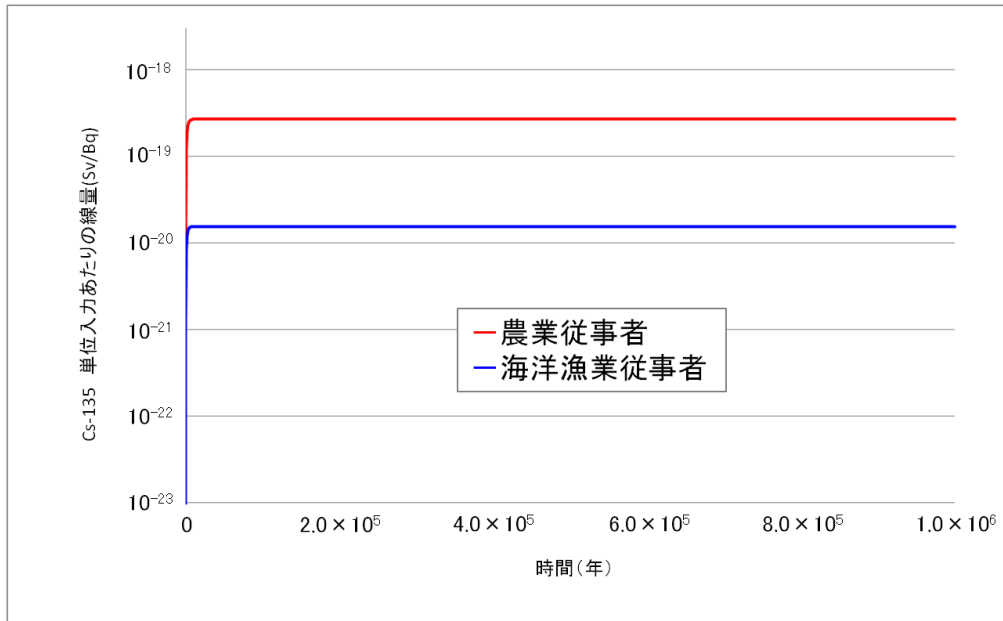


図 3.3-12 現在の気候環境下での海底堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果

(2) ツンドラ気候において GBI が海底堆積層であることを仮定した生物圏評価 (ケース 2)

ケース 2 は、環境がツンドラ気候となった場合 (氷期) を想定した計算であり、GBI はケース 1 と同様であり、ここでも海水準変動や隆起による環境変化は考慮されていない。解析結果を図 3.3-13 に示す。2 つの被ばくグループにおける核種 Cs-135 の線量はケース 1 の冷温帯気候 (間氷期の現在と同じ気候) での値とほぼ同じであるが、海洋漁業従事者グループにおいて若干大きい値となり、農業従事者グループでの値は若干小さい値となっている。これは、氷期に海洋資源の摂取量が増大することと、人間や生物の汚染地での占有率が減少することによる。

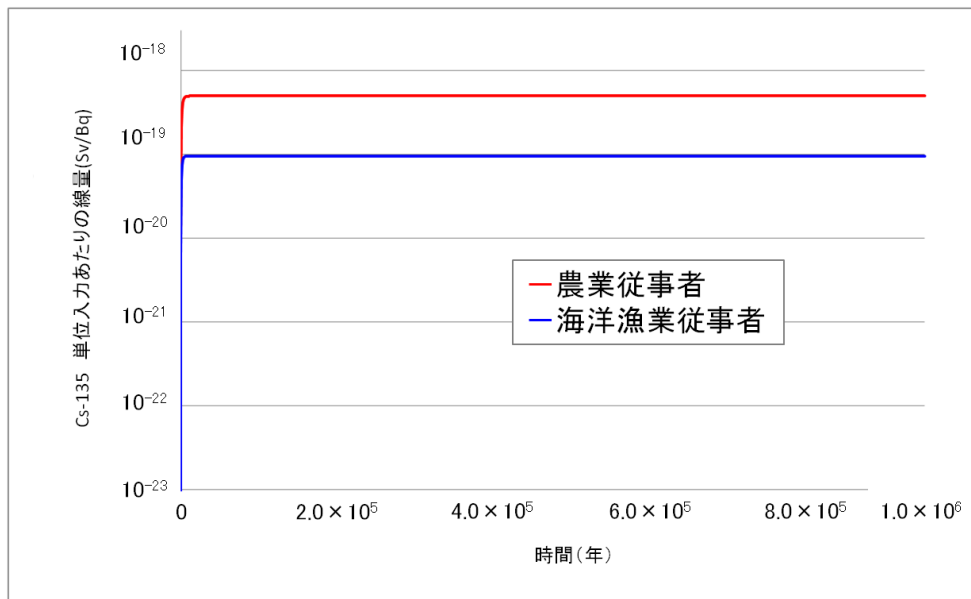


図 3.3-13 氷期のツンドラ気候において海底堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果

(3) 現在の気候において GBI が潮間帯堆積層であることを仮定した生物圏評価 (ケース 3)

ケース 3 は、現在の気候下において、GBI を潮間帯堆積層と想定した場合であり、ここでも、海水準変動や隆起による環境変化は考慮していない。図 3.3-14 に各被ばくグループが受ける核種 Cs-135 の線量を示す。このケースとケース 1 における解析結果には、以下のような相違点がある。

- 線量が平衡に達するのは初めの 1,000 年以内と極めて早い
- 各被ばくグループにおける総線量は、2~3 桁高くなっている

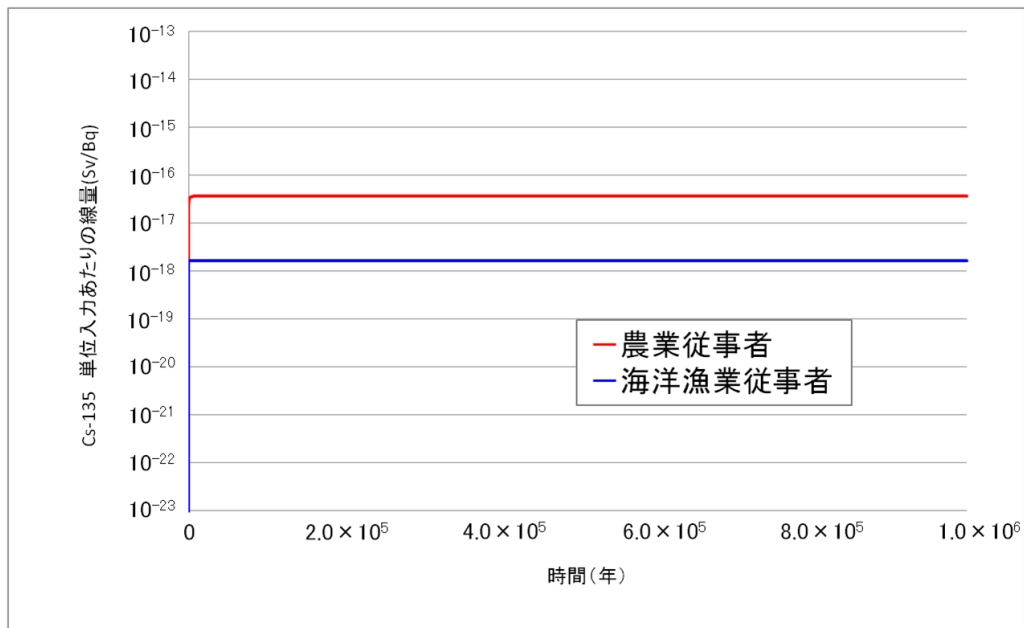


図 3.3-14 現在の気候において潮間帯堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果

(4) ツンドラ気候において GBI が潮間帯堆積層であることを仮定した生物圏評価 (ケース 4)

ケース 4 では、氷期においてツンドラ気候になった場合を想定し、また、GBI は潮間帯堆積層であると仮定しており、海水準変動や隆起による環境変化は考慮しない。図 3.3-15 に各被ばくグループが受ける核種 Cs-135 の線量を示す。

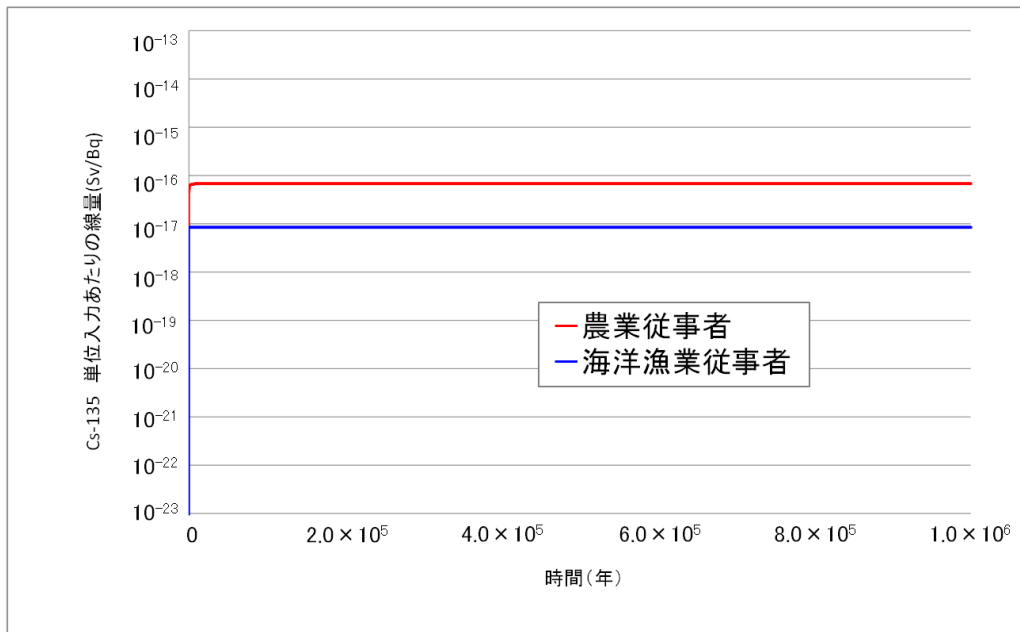


図 3.3-15 氷期のツンドラ気候において潮間帯堆積物への一定の核種移行率を仮定したケースでの Cs-135 線量算出結果

これまで見てきた4ケースでは、異なる気候条件での異なる放出域・メカニズムの総線量への影響を検討してきた。GBIの相違による総線量の差異(2~3桁)は、気候条件の相違による総線量の差異(1桁未満)よりも大きいことが分かった。ただし、これらは相互に関連したものであることにも注意が必要であり、より現実的には以下に述べるような環境変遷を想定した生物圏評価を行うことが必要となる。

(5) 環境変遷を考慮した生物圏評価 (ケース5)

ケース5では、システムの環境変化の影響を考慮し線量を計算する。環境変遷としては、

- 気候条件の変化 (亜寒帯気候→ツンドラ気候→亜寒帯気候・・・)
- GBIの変化 (海底堆積層→潮間帯堆積層→海底堆積層・・・)

なお、図 3.3-16 に示す時期に気候と GBI についての変化の生じるものと仮定した。

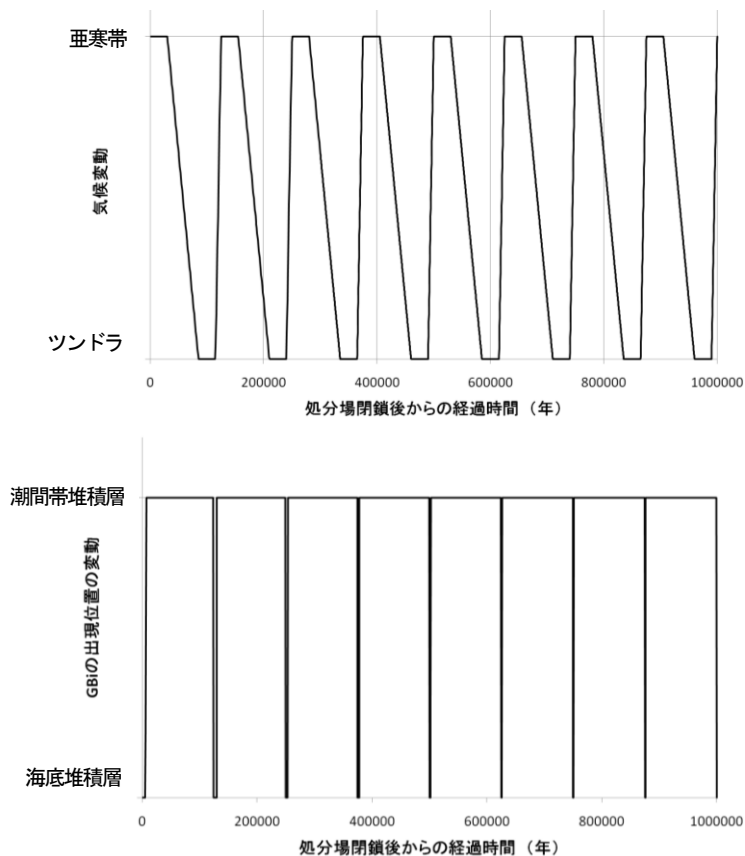


図 3.3-16 気候（上）および GBI（下）変化の時期についての仮定

以上の前提条件のもとに、単位量の核種移行率がそれぞれの時期に該当する GBI に与えられることを仮定して、生物圏内の核種移行を計算した。Cs-135 を例として、生物圏内の各コンパートメントにおける核種濃度の時間変化を図 3.3-17 に示す。ここで、表層土壌や沿岸堆積物の表層での濃度は、核種の収着のために海水よりも 4～8 桁程度高い。1 回目および 2 回目の海退時に GBI が海底堆積層（明るい青色）から潮間帯堆積層（明るい緑色）に切り替わるとともに、海底堆積層中の核種濃度が低下し、代わって表層土壌（オレンジ色）中の核種濃度が上昇する。

上記の核種濃度分布に対応して、各コンパートメントにおける被ばく線量をグループ毎にそれぞれ計算した結果が図 3.3-18 である。大部分の期間において、農業従事者グループに対する線量が、海洋漁業従事者グループに対する線量の 2～6 倍となっている。また、海退時（例えば 13,000 年後）に若干の線量増加が見られるのは、GBI が潮間帯に代わることに加えて、上述したように、海退によって GBI であった海底堆積層が地表に露出し、その一部が農地として利用されることを想定しているためである。なお、この過渡的なピークは、一定の環境条件を想定していた前出のケース 1～4 では見られないことから、被ばく線量の過小評価を避けるためには、このような環境変遷の影響を考慮する必要があることがわかる。また、その後の海進時（例えば 85,000 年後）には、当該土壌が再び海底となるため、農業従事者に対する被ばく線量は低下することとなる。

気候変動は人間の習慣や食生活にも影響を与える。この影響は例えば、ツンドラ気候の時期に海草の消費量が増えることによって海洋漁業従事者グループの被ばく線量が増えている点などにみられる（図 3.3-18）。他方、農業従事者グループの食生活や居住率はほぼ気候変化によって変わらないため、影響は顕著ではない。

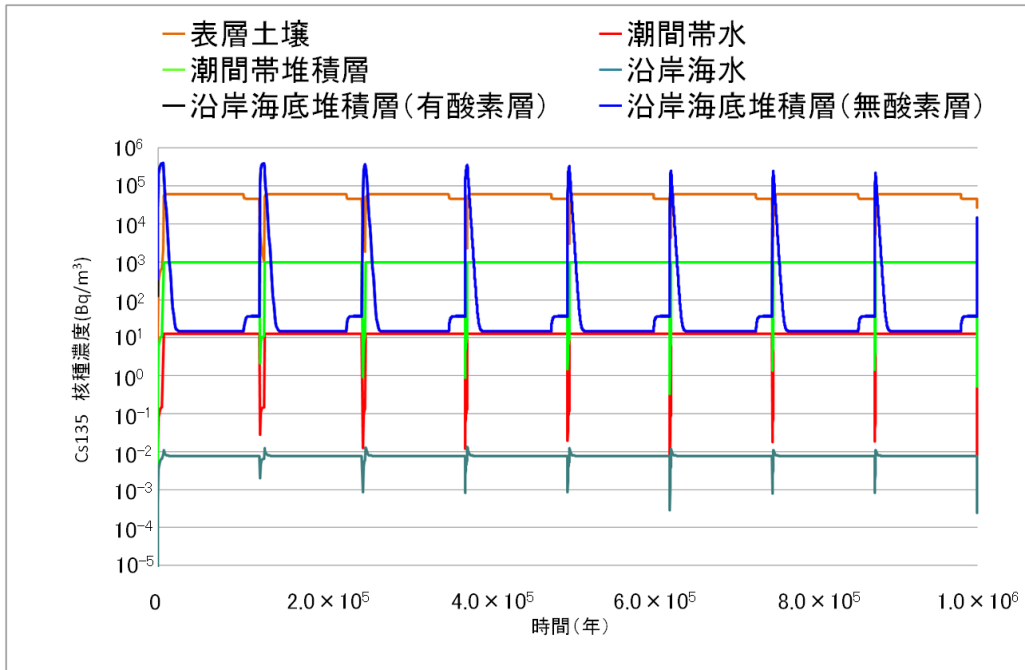


図 3.3-17 各コンパートメント中の核種濃度の時間変化 (Cs-135 の例)

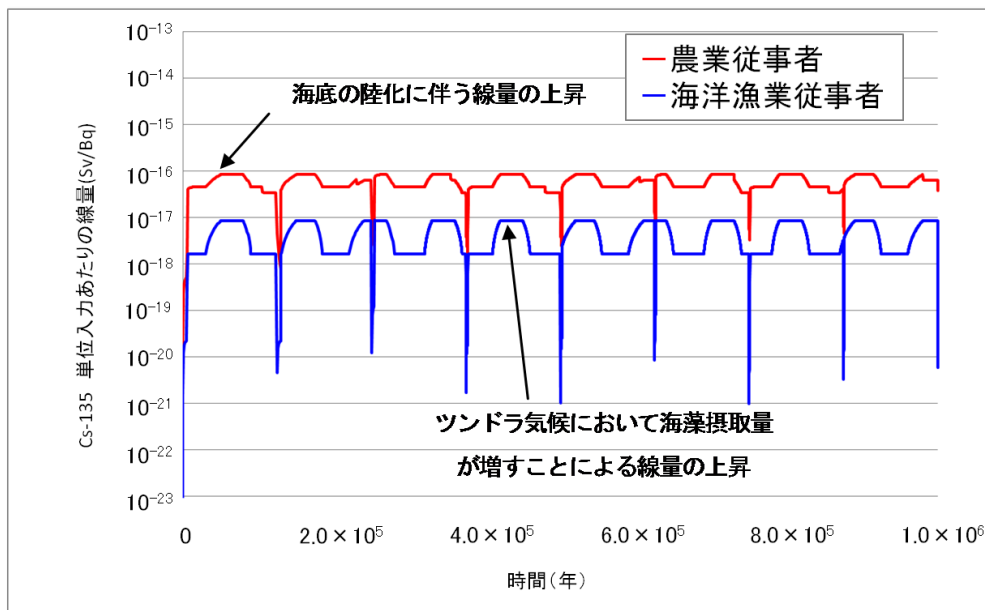


図 3.3-18 環境変化を考慮した場合の各グループに対する被ばく線量

(6) 生物圏評価のまとめ

ケース 1, ケース 3, およびケース 5 における農業従事者グループと漁業従事者グループに対する線量換算係数を表 3.3-14 に示す。ケース 1 と 3 における線量換算係数は、それぞれの環境において一定の核種効率を GBI に与え続けた場合の定常時の値である。他方、ケース 5 においては、30 万年の計算期間内における最大値に基づき設定している。農業従事者グループに対する線量換算係数は、環境変化を考慮したケース 5 において最も高く、上述した汚染された海底堆積層が潮間帯さらには土壌へと変遷することにより環境変遷を考慮しない場合よりも 2 倍程度大きい。また、漁業

従事者グループに対する線量換算係数はケース5のほうがケース1およびケース3よりも高くなっているが、これはツンドラ気候において海藻摂取量の増大のためにこのグループに対する線量が増大していることに対応している。なお、ツンドラ気候を仮定したケース2およびケース4においても、同様に、海洋漁業従事者グループに対する線量はケース1およびケース3よりも大きい。

表 3.3-14 線量換算係数

核種	線量換算係数 (Sv y ⁻¹ /Bq y ⁻¹)				線量換算係数 (Sv y ⁻¹ /Bq y ⁻¹)	
	海底堆積物に放出 (亜寒帯気候)		潮間帯に放出 (亜寒帯気候)		環境変遷を考慮した場合	
	海洋漁業者	農業従事者	海洋漁業者	農業従事者	海洋漁業者	農業従事者
Np-237	9.6×10 ⁻¹⁹	7.3×10 ⁻²¹	1.2×10 ⁻¹⁶	9.9×10 ⁻¹⁹	8.5×10 ⁻¹⁸	2.6×10 ⁻¹⁶
U-233	1.9×10 ⁻¹⁹	2.2×10 ⁻²⁰	2.5×10 ⁻¹⁷	3.1×10 ⁻¹⁸	4.2×10 ⁻¹⁷	5.1×10 ⁻¹⁷
Th-229	5.4×10 ⁻¹⁷	9.3×10 ⁻¹⁷	2.3×10 ⁻¹⁵	1.4×10 ⁻¹⁴	1.5×10 ⁻¹⁴	1.4×10 ⁻¹⁴
Cs-135	1.5×10 ⁻²⁰	2.7×10 ⁻¹⁹	1.6×10 ⁻¹⁸	3.6×10 ⁻¹⁷	8.4×10 ⁻¹⁷	8.6×10 ⁻¹⁸

3.3.4.2 地質環境および生物圏の変遷を考慮した線量評価

前節で予想した天然バリア下流端での各核種についての移行率の時間変化に対して、GBIの環境変遷を考慮して各時点で適切な生物圏モデルに対して求められた被ばく線量換算係数を乗じて集計することにより、生物圏における被ばく線量を算出した。

核種が海底下において生物圏に達する場合にはGBIは海底堆積層であり、陸域において生物圏に達する場合のGBIは、潮間帯堆積層となる。

ここで注意すべき点は、地表環境の動的変遷を考慮した場合の被ばく線量換算係数は、以下の理由から、海底下あるいは陸域の地表環境のみが継続すると仮定した場合の定常的な被ばく線量換算係数よりも2倍程度大きなものとなることである。

海底堆積層に移行した核種は収着等によって保持され、その後の海退時に陸化した後、種々の土地利用を通じて被ばく線量の増大に寄与する。

天然バリア下流端での核種移行率に対して、GBIの切り替わりを考慮して、期間ごとに設定した換算係数を用いて算出した被ばく線量に関して、定置率100%のケースでの結果を図3.3-19に、定置率70%のケースでの結果を図3.3-20に例示した。また、各図において、Cs-135については青色の実線、Np系列については緑色の実線が該当するGBIに対応する被ばく線量であり、赤色の点線が各核種による被ばく線量の総和を示す。10万年以降のプロットは、GBIが海底堆積層に位置する期間では潮間帯堆積層にある期間に比べ線量が小さいことから、10万年以降は潮間帯堆積層にあると仮定して各核種の線量ピークの参照を目的として付記したものである。なお、いずれのケースにおいても農業従事者の被ばく線量が海洋漁業従事者を一桁程度上回る結果となったため、ここでは、農業従事者の被ばく線量についての算出結果のみを示す。

これらの解析結果の主要な特徴およびケース間の差異は以下のようにまとめることができる。

- GBIが海底堆積層である期間の被ばく線量は、GBIが潮間帯堆積層である期間よりも二桁程度以上小さく、また、GBIが海底堆積層から潮間帯堆積層に推移した直後には、前述の核種を保

持している海底堆積層の陸化による被ばく線量の増大が生じている。

- GBI の環境切り替わり時期の影響は、初期の 10 万年程度の期間においては顕著であるが、それ以降の期間では必ずしも大きくない。
- 100 万年後までの期間においては、Np 系列による被ばく線量は Cs-135 に比して小さく、総線量への寄与は無視し得る程度である。
- 定置率 70% のケースでは、最も海側に位置するパネルが初期には海水環境にある。そのため、10 万年以前の線量が、定置率 100% のケースと比較した際に、高く表れる。しかし、線量ピークに着目すると、定置率 70% のケースと定置率 100% のケースではピークの値や時期が同じであった。

本手法を用いることにより、沿岸域での処分場に対して、環境変遷を考慮し、パネルレイアウトの違いを反映した安全評価解析が可能である。

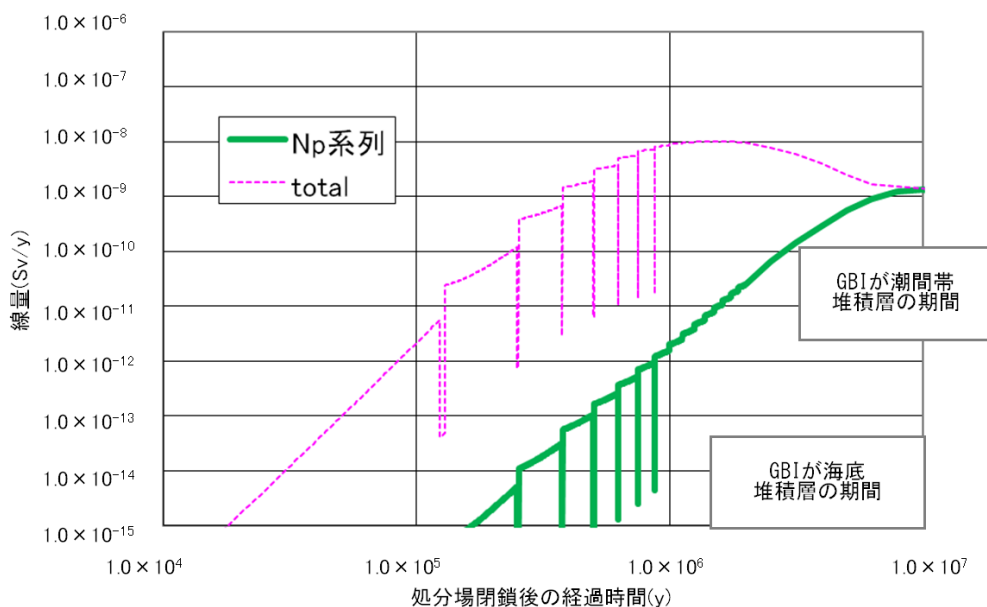
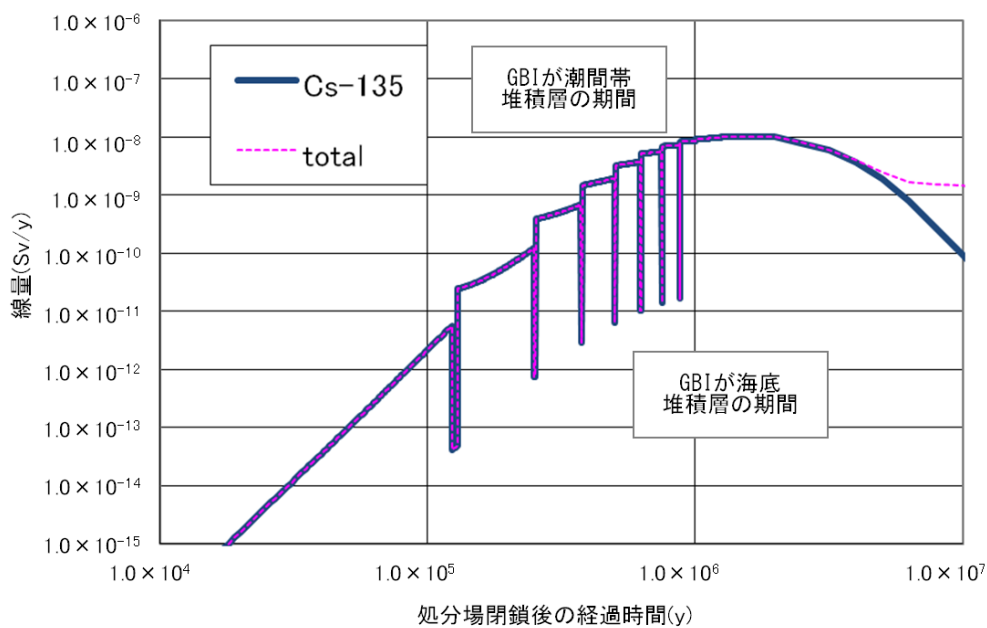


図 3.3-19 定置率 100%のケース : GBI の環境変遷を考慮した被ばく線量の算出結果 (GBI の環境変遷時期を最も海側の地点 (現在の汀線から沖合に 300 m) で代表した場合)

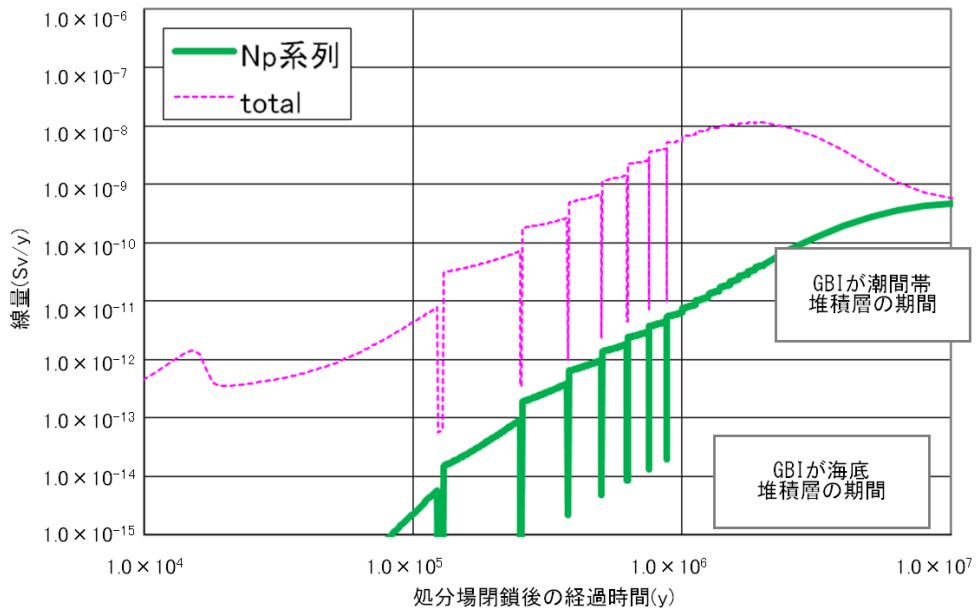
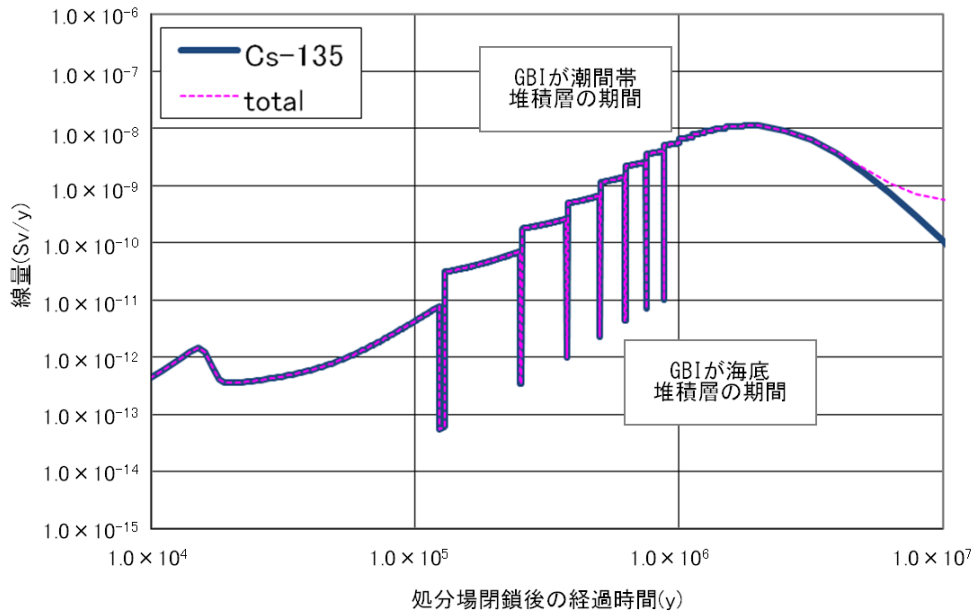


図 3.3-20 定置率 70% のケース : GBI の環境変遷を考慮した被ばく線量の算出結果 (GBI の環境変遷時期を最も海側の地点 (現在の汀線から沖合に 300 m) で代表した場合)

3.4 まとめ

本検討では、不均質場を取り入れた核種移行解析技術、将来の環境変遷を考慮に入れた沿岸域におけるシナリオ構築技術 (NUMO, 2011a)、処分場周辺の広域場とその環境変遷を考慮に入れた生物圏評価技術に基づき、沿岸域に対する核種移行モデル化技術を例示した。これにより、沿岸域の特徴をより現実に即して核種移行解析モデルおよび生物圏評価に取り込むことが可能となった。今後は、地層処分低レベル放射性廃棄物への同技術の適用や、同技術を用いた安全評価から地質環境の調査計画や処分場設計へのフィードバックの適用性の検討に取り組む必要がある。

4 おわりに

これまでの核種移行解析とは異なり、三次元的な不均質場における新しい核種移行解析技術として、三次元の核種移行解析手順およびそれらを具現化するツールを開発した。これにより、設計オプションの違い（縦置きや横置きなどの廃棄体定置方式、地下水主流動方向と坑道の位置関係、止水プラグなど）だけではなく、母岩の亀裂ネットワークの違い（亀裂が三次元的に表現され、割れ目帯や断層などの表現も可能）を考慮することが可能となった。この技術は、処分場レイアウトや処分概念を決定する上で、周辺母岩に対して最適な設計オプションを提示するのに有効であると考えられる。今後は、地層処分低レベル放射性廃棄物への適用性確認、開発した技術を用いた安全評価から地質環境の調査計画や処分場設計へのフィードバックなどを検討する必要がある。また、不確実性を低減しつつ迅速に安全評価を行うためには、並列計算技術などによる高速化が必要である。

さらに、地質環境の多様性への対応として、環境変遷を考慮した核種移行解析に対する手順を例示した。これまでのサイトを特定しない技術的な検討は、内陸の地質環境を対象とする検討に主眼を置いていた。我が国は周囲を海で囲まれており、輸送の容易性などの観点から沿岸域への処分場立地も選択肢として十分に考えられる。沿岸域では、隆起・侵食や気候・海水準変動などに起因する将来の環境変遷を考慮する必要がある。沿岸域におけるシステムの状態設定手法（NUMO, 2011a）に基づく、核種移行モデル化技術を整備した。これにより、沿岸域の特徴をより現実に即して核種移行解析モデルおよび生物圏評価に取り込むことが可能となった。今後の課題として、地層処分低レベル放射性廃棄物への同技術の適用や、同技術を用いた安全評価から地質環境の調査計画や処分場設計へのフィードバックの適用性の検討が必要である。

参考文献

- Baecher, G.B., Lanney, N.A. and Einstein, H.H. (1977) : “Statistical description of rock properties and sampling”, Proc. of the 18th U.S. Symposium on Rock Mechanics, 5C1-8.
- BIOCLIM (2004) : Development and Application of a Methodology for Taking Climate-Driven Environmental Change into Account in Performance Assessments. BIOCLIM Deliverable D10-12, April 2004. Available from ANDRA, <http://www.andra.fr/bioclim/>.
- BIOMOVS II (1996) : Development of a Reference Biospheres Methodology for Radioactive Waste Disposal. BIOMOVS II Technical Report No. 6, published on behalf of the BIOMOVS II Steering Committee by the Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.
- Chilès, J.P. and Delfiner, P. (1999) : Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty, Wiley-Interscience.
- COMSOL (2000) : FEMLAB Reference Manual version 2.
- Delay, F., Ackere, P. and Danquigny, C. (2005) : “Simulating Solute Transport in Porous or Fractured Formations Using Random Walk Particle Tracking”, Vadose Zone Journal, Vol.4, No. 2, pp. 360-389.
- Dershowitz, W.S. (1979) : “Jointed Rock Mass Deformability” , A Probabilistic Approach. S.M. Thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.
- Efron, B. and Tibshirani, R. J. (1994) : An Introduction to the Bootstrap. Boca Raton, FL: CRC Press.
- IAEA (2003) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal : Report of BIOMASS Theme 1 of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS Programme) . IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2009) : Disposal of Radioactive Waste, Draft Specific Safety Requirements No.SSR-5 DS354 Draft4, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 総論レポート, JNC TN1400 99-020.
- LaBolle, E. M., Fogg, G. M., and Tompson, A.F.B. (1996) : “Random-Walk Simulation of Transport in Heterogeneous Porous Media: Local Mass Conservation Problem and Implementation methods”, WATER RESOURCES RESEARCH, Vol. 32, No. 3, pp. 583-593.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011a) : 地層処分事業のための安全評価技術の開発 (I) : シナリオ構築技術の高度化 NUMO-TR-10-09.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011b) : 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分の技術と安全性, 「処分場の概要」の説明資料. NUMO-TR-10-03.
- 小田 匡寛, 前浜 卓郎, 数納 慎悟, 羽出山 吉裕(1984) : クラックテンソルによる岩盤透水係数の評価, 岩の力学国内シンポジウム講演論文集.
- Salamon, Peter, Fernández-García, Daniel and Gómez-Hernández, J. Jaime (2006) : “A review and numerical assessment of the random walk particle tracking method”, Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 87, Issues 3-4, pp. 277-305.
- Vermilye, J.M. and Scholz, C.H., (1998) : The process zone : A microstructural view of fault growth, Journal of Geophysical Research, 103, B6, 12,223-12,237.

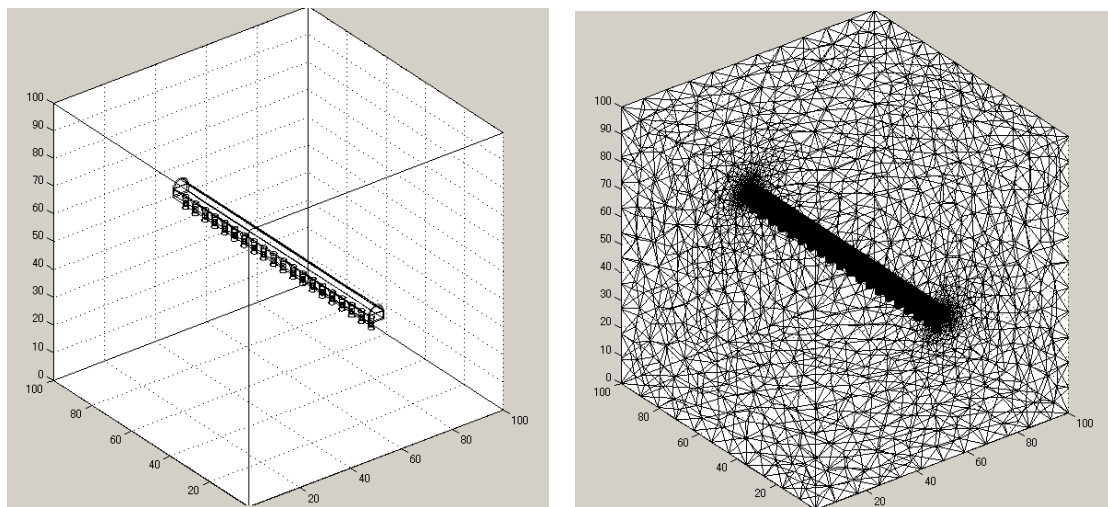
- Wakasugi, K., K. Ishiguro, K. Kitayama, H. Takase, T. Noguchi, A. Shizawa, K. Hane (2008) :
Development of performance assessment methodologies to evaluate differences among
repository design options, 2008 East Asia Forum on Radioactive Waste Managemen
Conference, 20-23 October 2008, Tokyo, Japan.
- Walke R C, Little R H, Watkins B W, Smith G M and Punt A (2004) : The Further
Identification and Justification of an Assessment Biosphere for a Marine Receptor.
Quintessa Report QRS-1111C-4 Version 1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.
- WES (1994) : FEMWATER Reference Manual, U.S. Army Engineer Waterways Experiment
Station.

付録1 不均質透水場および三次元核種移行解析モデルの支配方式

本文第2章、第3章にて用いる不均質透水場および三次元核種移行解析モデルの支配方程式に関して記述する。

1. 三次元解析体系の設定及び有限要素メッシュの定義

市販の三次元 CAD 及びメッシュジェネレータによって作成された解析体系形状と三次元有限要素のデータを読み込み、解析体系の設定及びメッシュの定義を行う。この機能を廃棄体堅置き処分場概念に適用した例を付図 1-1 に示す。



(100 m × 100 m × 100 m 領域 : 5 m 間隔で 20 本の処分孔を配置)

付図 1-1 解析体系の設定 (左) 及び有限要素メッシュ作成の例

2. 不均質透水係数場の作成

以下の方法で多数の亀裂を統計的に発生させ、さらに、必要に応じて大規模の透水性構造を加えることによって不均質な場を作成する。

- 亀裂の形状 : 円盤
- 亀裂中心の分布 : ポアソン過程
- 亀裂半径 : べき乗則モデル(第2次取りまとめ)
- 亀裂の方向分布 (Fisher 分布あるいは Bingham 分布)

Fisher 分布の確率密度関数

$$f(\theta', \phi') = \frac{1}{2\pi} \frac{k \sin \theta'}{e^k - e^{-k}} \exp(k \cos \theta') \quad (\text{付式 1-1})$$

θ' : 亀裂の卓越 (主極) 方向からの偏向角

ϕ' : 方位角

k : Fisher 定数

Bingham 分布の確率密度関数

$$f(\theta', \phi') = \frac{1}{2\pi} \frac{\sin \theta'}{M_k} \exp(k \cos^2 \theta') \quad 0 < \theta' < \pi/2 \quad 0 < \phi' < 2\pi \quad (\text{付式 1-2})$$

$$M_k = \int_0^1 \exp(kt^2) dt$$

θ' : 亀裂の卓越 (主極) 方向からの偏向角

ϕ' : 方位角

k : Bingham 定数

また, Partridge では, 人工バリアや坑道埋め戻し材あるいは透水性の岩盤マトリクス部のような連続体と亀裂ネットワークのような不連続面における地下水流動を同時に解法するために, 亀裂ネットワークを, 下式に従い等価な透水係数テンソルによって表現して地下水流動解析を実施する(クラックテンソル法)。

$$K_j = \frac{\sum_i K_{ij}(\bar{n}_i, T_i, A_{ij})}{V_j} = \frac{1}{V_j} \sum_i T_i A_{ij} \begin{pmatrix} 1 - n_{ix}^2 & -n_{ix}n_{iy} & -n_{ix}n_{iz} \\ -n_{ix}n_{iy} & 1 - n_{iy}^2 & -n_{iy}n_{iz} \\ -n_{ix}n_{iz} & -n_{iy}n_{iz} & 1 - n_{iz}^2 \end{pmatrix} \quad (\text{付式 1-3})$$

K_j : 要素 j の透水係数テンソル

$K_{ij}(\bar{n}_i, T_i, A_{ij})$: 亀裂 i による要素 j の透水係数テンソル寄与分

\bar{n}_i : 亀裂 i の法線ベクトル (n_{ix}, n_{iy}, n_{iz}) : 亀裂 i の法線ベクトルの成分

T_i : 亀裂 i の透水量係数

A_{ij} : 亀裂 i と要素 j の交差面積

V_j : 要素 j の体積

3. 地下水流動解析

定常時の地下水流動についてのダルシー則は, 以下の式で表される。

$$\bar{v}_d(\bar{r}) = -P(\bar{r}) \cdot \bar{\nabla} h(\bar{r}) \quad (\text{付式 1-4})$$

ここで, \bar{r} は位置ベクトル, $\bar{v}_d(\bar{r})$ はその位置におけるダルシー流速ベクトル, $P(\bar{r})$ は透水係数テンソル, $\bar{\nabla} h(\bar{r})$ は圧力勾配ベクトルである。

4. 核種移行解析のための実流速分布の導出

前項で述べた方法で作成した透水係数テンソル場は核種移行の観点からは母岩中の亀裂に完全に対応するものではなく, 亀裂内の流速とマトリクス部の流速とに再配分し, 核種移行解析のための実流速場を設定することが必要である。そこで, 不均質透水係数テンソル場に対する飽和定常地下水流動解析により得られたダルシー流速に対して, クラックテンソル法を用いる。このクラック

テンソル法により、それぞれのメッシュ内に含まれる亀裂面とマトリクス部（透水性が0でない場合）の方向性と透水量係数に応じてダルシー流速が再配分される。それぞれの部位の有効空隙率（亀裂の場合は開口幅）を考慮して、ダルシー流速を実流速ベクトルに換算する。この実流速ベクトルを、亀裂内での移流及び分散や、マトリクス内での移流・分散（透水性の場合）あるいは拡散（不透水性の場合）を考慮した核種移行解析を行う。以下にクラックテンソル法による分配で用いる数式を示す(小田ほか,1984)。

$$(dh_{ix}, dh_{iy}, dh_{iz}) = (dh_{jx}, dh_{jy}, dh_{jz}) - [(dh_{jx}, dh_{jy}, dh_{jz}) \cdot (n_{ix}, n_{iy}, n_{iz})](n_{ix}, n_{iy}, n_{iz})$$

(付式 1-5)

$$(v_{ix}, v_{iy}, v_{iz}) = -\frac{T_i}{2b_i} (dh_{ix}, dh_{iy}, dh_{iz})$$

(付式 1-6)

$(dh_{ix}, dh_{iy}, dh_{iz})$: 亀裂 i の面内の動水勾配

$(dh_{jx}, dh_{jy}, dh_{jz})$: 要素 j の平均動水勾配

(n_{ix}, n_{iy}, n_{iz}) : 亀裂 i の法線ベクトル

$[(dh_{jx}, dh_{jy}, dh_{jz}) \cdot (n_{ix}, n_{iy}, n_{iz})]$: 要素 j の平均動水勾配と亀裂 i の法線ベクトルの内積

(v_{ix}, v_{iy}, v_{iz}) : 亀裂 i の実流速

T_i : 亀裂 i の透水量係数

$2b_i$: 亀裂 i の開口幅

ただし、亀裂開口幅と透水量係数の間には以下のいずれかの関係が成立するものとする。

第2次取りまとめにおける経験則の場合

$$2b_i = a\sqrt{T_i}$$

(付式 1-7)

a : フィッティングパラメータ

三乗則の場合

$$2b_i = \left(\frac{\rho g}{12\eta}\right)^{-1/3} T_i^{1/3}$$

(付式 1-8)

ρ : 流体の密度

g : 重力加速度

η : 流体の粘性係数

5. ランダムウォーク法による核種移行解析

ランダムウォーク法による核種移行解析では、移流拡散方程式を次のような形式で表現する。なお、水理学的分散効果は、前述した方法で詳細に記述される不均質実流速場における移流と拡散を解析することによって自然に表現されることとなる。

$$\frac{\partial \bar{r}(p)}{\partial t} = \bar{v}(\bar{r}) + \bar{v}_D(\bar{r}, p) \quad (\text{付式 1-9})$$

ここで、 t は時間、 $\bar{v}(\bar{r})$ は位置 \bar{r} における地下水の実流速、 $\bar{v}_D(\bar{r}, p)$ は確率変数で、単位時間に拡散（粒子の自由運動）によって移動する速度である。 p は三次元ガウス分布に従う特定の方向、位置をとる確率である。拡散の結果得られるガウス分布は、拡散を粒子のランダムウォークでモデル化すると、1つの次元の方向について、時間 Δt 間に1回ウォークするとした場合、1回のウォークで移動する距離を $\sqrt{2D\Delta t}$ とした二項分布で大数の法則により近似できる。ここで、ウォークする方向の D は拡散係数である。よって、上式で、ガウス分布を3方向それぞれの二項分布で近似し時間について前進差分をとると次式を得る。

$$\Delta \bar{r} = \bar{v}(\bar{r})\Delta t + \frac{\bar{D}(\bar{r})}{|D_i(\bar{r})|} \sqrt{2D_i(\bar{r})\Delta t} \quad (\text{付式 1-10})$$

i : 方向 (x, y, z) を表す

ここで、 Δt は1タイムステップの時間、 $\Delta \bar{r}$ は1タイムステップで進む距離と方向、すなわち移動ベクトル、 $\bar{v}(\bar{r})$ は位置 \bar{r} における地下水の実流速、 $\bar{D}(\bar{r})$ は拡散係数ベクトル、 $D_i(\bar{r})$ は位置 \bar{r} における間隙水中の拡散係数である。また、三次元の各方向に対してランダムウォークを仮定しているため、

$$\bar{D}(\bar{r}) = (\pm D_i(\bar{r}), \pm D_i(\bar{r}), \pm D_i(\bar{r})) \quad (\text{付式 1-11})$$

i : 方向 (x, y, z) を表す

であり、拡散は等方的であるとして、 $\bar{D}(\bar{r})$ は、各成分のプラスマイナスの8通り組み合わせのうちいずれかをランダムにとる。すなわち、その確率は1/8となる。

$$\frac{\bar{D}(\bar{r})}{|D_i(\bar{r})|} = (\pm 1, \pm 1, \pm 1) \quad (\text{付式 1-12})$$

i : 方向 (x, y, z) を表す

$$p = \frac{\bar{D}(\bar{r})}{|D_i(\bar{r})|} = \frac{1}{8} \quad (\text{付式 1-13})$$

i : 方向 (x, y, z) を表す

6. 一次元モデル

三次元ランダムウォーク法による核種移行解析は、母岩不均質性及び坑道や人工バリアの三次元

形状を表現可能なものではあるが、計算負荷も大きいいため、多くの核種について多数ケースの解析を必要とする性能評価計算を全てこの手法で行うことは合理的ではない。そこで、三次元ランダムウォーク法による核種移行解析結果として得られる、非吸着・保存性トレーサのパルス入力に対する天然バリア下流端での移行率（対応する不均質場での拡散・移流方程式の基本解に対応する）を、以下に述べる一次元マルチチャンネルモデルによって近似し、多くの核種について多数ケースの核種移行解析は、この一次元モデルを用いて行う。

第2次取りまとめでの人工バリアの解析で用いた式は円筒座標系の拡散方程式である(JNC, 1999)。人工バリア中の核種移行についての一次元モデルは、直交座標系の以下の支配方程式で表される多孔質媒体モデルである。

- 支配方程式

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} = 0 \quad (\text{付式 1-14})$$

- v : 実流速 (m s^{-1})
- D_L : 分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ($=\alpha_L v + D_0$)
- α_L : 縦方向分散長 (m)
- D_0 : 自由水中の拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
- λ_n : 崩壊定数 (s^{-1})
- x : 移行距離 (m)
- t : 時間 (s)

また、 R_n は遅延係数で、瞬時／線形／可逆な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{\rho K d_n}{\theta} \quad (\text{付式 1-15})$$

- $K d_n$: 分配係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)
- ρ : 乾燥密度 (kg m^{-3})

- 初期条件

地下水中の核種の初期濃度は0とする。

$$C_n(x,0) = 0 \quad (\text{付式 1-16})$$

- 内側境界条件

考慮する廃棄体固化材の種類及び核種に応じて、2.2に示したソースタームモデルの選択肢の中から適切なものを選び、内側境界条件として用いる。

- 外側境界条件

坑道掘削領域において次式で表現されるミキシングセル条件が成立するものとし、また、人工バリアからの核種移行率は、Partridge によって算出される非吸着・保存性トレーサのパルス入力に対する移行率を近似するように、後述する天然バリア中のマルチチャンネルモデルに含まれる個々のチャンネルに配分されるものとする。

$$f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}} = Q \cdot C_n(x=L) \quad (\text{付式 1-17})$$

$f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}}$: 核種 n の人工バリアからの核種移行率 (mol s^{-1})

天然バリア中の核種移行については、母岩を多孔質媒体或いは亀裂性媒体としてモデル化することとし、母岩の状況に応じて以下の3種類のチャンネルによって表現することができる。

- 二重空隙チャンネル：透水量係数の異なる個々のチャンネルにおいて亀裂中の移流とマトリクス拡散による核種移行を考慮したモデル
- 一般化二重空隙チャンネル：透水量係数の異なる個々のチャンネルにおいて亀裂中の移流とマトリクス内の移流・分散による核種移行を考慮したモデル
- 多孔質チャンネル：透水係数の異なる個々のチャンネルにおいて亀裂の影響が無視できるような連続体中の移流・分散による核種移行を考慮したモデル

ここでは、まず、それぞれのチャンネル中における核種移行の支配方程式を定式化する。

6.1 二重空隙チャンネル中の核種移行モデル

定常な地下水流れ場における一次元平行平板亀裂中およびマトリクス中の核種移行支配方程式はそれぞれ以下のように表される。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (\text{付式 1-18})$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial \omega} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0 \quad (\text{付式 1-19})$$

b : 亀裂開口幅の 1/2(m)

v : 亀裂内実流速 (m s^{-1})

D_L : 亀裂内分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ($=\alpha_L v + D_0$)

λ_n : 崩壊定数 (s^{-1})

F : 亀裂単位面積あたりのマトリクス拡散に寄与する亀裂面積の割合(-)

(以下、「マトリクス拡散寄与面積率」という)

- D_e^m : 実効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ($=\theta^m D^m$)
 D^m : 岩石基質部間隙中の拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
 C_n, C_n^m : 亀裂および岩石基質中の核種濃度 (mol m^{-3})
 x : 亀裂内の移行距離 (m)
 ω : 亀裂表面から垂直方向の距離 (m)
 t : 時間 (s)

また、添字、 n, m はそれぞれ核種および岩石基質部を表わし、 R_n と R_n^m は亀裂および岩石基質中の遅延係数で、瞬時／線形／可逆な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{Ka_n}{b}, \quad R_n^m = 1 + \frac{\rho^m Kd_n^m}{\theta^m} \quad (\text{付式 1-20})$$

- Ka_n : 亀裂表面への分配係数 (m)
 Kd_n^m : 岩石基質部の岩石鉱物への分配係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)
 θ^m : 岩石基質部の有効間隙率 (-)
 ρ^m : 岩石基質部の乾燥密度 (kg m^{-3})

ただし、亀裂表面への収着による遅延は考慮しないため $R_n=1$ である。

- 初期条件

亀裂およびマトリクス中での初期濃度は0とする。

$$\begin{aligned} C_n(x,0) &= 0 \\ C_n^m(x,\omega,0) &= 0 \end{aligned} \quad (\text{付式 1-21})$$

- x 方向の境界条件

ガラス固化体 1 本あたりの人工バリアからの核種移行率を上流側境界条件として与え、また、下流側については濃度勾配 0 の境界条件を適用する。

$$\begin{aligned} vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} &= f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}} \quad (x = 0) \\ \frac{\partial C_n}{\partial x} &= 0 \quad (x = L) \end{aligned} \quad (\text{付式 1-22})$$

$f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}}$: 核種 n の人工バリアからの核種移行率 (mol s^{-1})

L : 天然バリア末端までの移行距離

- y 方向の境界条件

亀裂表面においては亀裂内とマトリクス内の核種濃度の連続性を仮定し、また、マトリクス拡散の最大深度 d (m) においては濃度勾配 0 の境界条件を適用する。

$$\begin{aligned} C_n(x,t) &= C_n^m(x,0,t) \quad (\omega = 0) \\ \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \right|_{\omega=d} &= 0 \quad (\omega = d) \end{aligned} \quad (\text{付式 1-23})$$

6.2 一般化二重空隙チャンネル中の核種移行モデル

亀裂及びマトリクスチャンネル中の核種移行に関する支配方程式はそれぞれ次式により与えられる。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + v_T C_n - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_T^m \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \right|_{\omega=0} = 0 \quad (\text{付式 1-24})$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} + v_L^m \frac{\partial C_n^m}{\partial x} - v_T C_n^m \Big|_{\omega=0} - \frac{\partial}{\partial \omega} D_T^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} - \frac{\partial}{\partial x} D_L^m \frac{\partial C_n^m}{\partial x} + R_n^m \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0$$

(付式 1-25)

- b : 亀裂開口幅の 1/2(m)
 v_L : 亀裂内実流速 (m s^{-1})
 v_T : 亀裂からマトリクスへの地下水流速 (m s^{-1})
 D_L : 亀裂内分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ($=\alpha_L v + D_0$)
 λ_n : 崩壊定数 (s^{-1})
 F : 亀裂単位面積あたりのマトリクス拡散に寄与する亀裂面積の割合(-)
(以下, 「マトリクス拡散寄与面積率」という)
 D_L^m : マトリクス中縦方向分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
 D_T^m : マトリクス中横方向分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
 v_L^m : マトリクス内流速 (m s^{-1})
 C_n, C_n^m : 亀裂および岩石基質中の核種濃度 (mol m^{-3})
 x : 亀裂内の移行距離 (m)
 ω : 亀裂表面から垂直方向の距離 (m)
 t : 時間 (s)

なお, 二重チャンネル全体としての水収支から, 以下が導かれる。

$$v_T = -\frac{\partial Q}{\partial x} = \frac{\partial Q^m}{\partial x} \quad (\text{付式 1-26})$$

ただし, Q 及び Q^m は, それぞれ亀裂及びマトリクス内の単位幅あたりの地下水流量である。また, 添字, n, m はそれぞれ核種および岩石基質部を表わし, R_n と R_n^m は亀裂および岩石基質中での遅延係数で, 瞬時/線形/可逆な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{Ka_n}{b}, \quad R_n^m = 1 + \frac{\rho^m Kd_n^m}{\theta^m} \quad (\text{付式 1-27})$$

- Ka_n : 亀裂表面への分配係数 (m)
 Kd_n^m : 岩石基質部の岩石鉱物への分配係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)
 ρ^m : 岩石基質部の乾燥密度 (kg m^{-3})

ただし, 亀裂表面への収着による遅延は考慮しないため $R_n=1$ である。

- 初期条件

亀裂およびマトリクス中での初期濃度は0とする。

$$\begin{aligned} C_n(x,0) &= 0 \\ C_n^m(x,\omega,0) &= 0 \end{aligned} \quad (\text{付式 1-28})$$

- x 方向の境界条件

亀裂及びマトリクスの上流側境界での核種移行率の和がガラス固化体1本あたりの人工バリアからの核種移行率に等しいものと仮定する。また、下流側については、亀裂及びマトリクス内のx方向の濃度勾配を0と仮定する。

$$2b\left(v_L C_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x}\right) + 2l\left(v_L^m C_n^m - D_L^m \frac{\partial C_n^m}{\partial x}\right) = f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}} \quad (x=0) \quad (\text{付式 1-29})$$

$f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}}$: 核種 n の人工バリアからの核種移行率 (mol s^{-1})

l : 亀裂間隔の 1/2 (m)

- y 方向の境界条件

亀裂表面とマトリクス拡散の最大深度 $d=l$ (m)における境界条件は以下のように表される。

$$\begin{aligned} C_n(x,t) &= C_n^m(x,0,t) \quad (\omega=0) \\ \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \right|_{\omega=l} &= 0 \quad (\omega=l) \end{aligned} \quad (\text{付式 1-30})$$

6.3 一次元多孔質媒体中分散・移流モデル

定常な地下水流れ場における一次元多孔質媒体中核種移行支配方程式は以下のように表される。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} = 0 \quad (\text{付式 1-31})$$

v : 実流速 (m s^{-1})

D_L : 分散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ($=\alpha_L v + D_0$)

λ_n : 崩壊定数 (s^{-1})

x : 移行距離 (m)

t : 時間 (s)

また、 R_n は遅延係数で、瞬時／線形／可逆な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{\rho Kd_n}{\theta} \quad (\text{付式 1-32})$$

Kd_n : 分配係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)

ρ : 乾燥密度 (kg m^{-3})

- 初期条件

初期濃度は0とする。

$$C_n(x,0) = 0 \quad (\text{付式 1-33})$$

- 境界条件

ガラス固化体1本あたりの人工バリアからの核種移行率を上流側境界条件として与え、下流側では濃度勾配0の境界条件を適用する。

$$vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} = f_n^{Buffer \rightarrow Hostrock} \quad (x=0) \quad (\text{付式 1-34})$$

$f_n^{Buffer \rightarrow Hostrock}$: 核種 n の人工バリアからの核種移行率 (mol s^{-1})

7. 一次元マルチチャンネルモデルの作成

三次元物質移行解析の結果を上述した一次元モデルの内二重空隙チャンネル中の核種移行モデルを用いて近似することにより、一次元マルチチャンネルモデルを作成する。これにより、三次元の解析を近似する計算時間の短いモデルが整備され、多数の解析ケースに対応可能となる。

一次元マルチチャンネルモデルはニアフィールドとファーフィールドの2段階の近似によって作成される。まず、一次元チャンネルのニアフィールドからの移行率が三次元物質移行解析の結果を近似するように、掘削影響領域を通過する地下水流量の重み分布 (EBS フィッティング係数) を調整する。引き続き、一次元チャンネルのファーフィールドからの移行率が三次元物質移行解析の結果を近似するように、母岩亀裂の透水量係数の重み分布 (NBS フィッティング係数) を調整する。

具体的には、まず、人工バリアからの移行率に基づき、フィッティングを行う。ニアフィールド一次元核種移行解析の外側境界条件となる掘削影響領域の流量は、その付近の亀裂や母岩の透水性によって異なるため、分布をもつと考えられる。そこで、掘削影響領域の流量が異なる複数の一次元解析、すなわち、一次元マルチチャンネルモデルによるニアフィールド物質移行解析を行い、掘削影響領域の流量の異なるチャンネルごとにニアフィールドからの移行率の基本解 f_{ij} を取得する。流量の分布を表す各チャンネルの重み係数 (フィッティング係数) w_j と移行率 f_{ij} の積の総和が、三次元物質移行解析の移行率の基本解 F_i を近似するように、最小二乗法を用いてフィッティング係数を算出する。最小二乗法においては、各時刻における三次元物質移行解析からの移行率の対数と一次元モデルの移行率の対数との差の二乗和が最小となるように、フィッティング係数 w_j を算出する (付図 1-1)。この二乗和は次式のように表わされる。

$$r^2 = \sum_i \left[\log F_i - \log \left(\sum_j w_j f_{i,j} \right) \right]^2 \quad (\text{付式 1-35})$$

F_i : 時刻 i での三次元物質移行解析で得られる規格化された移行率(1/y)

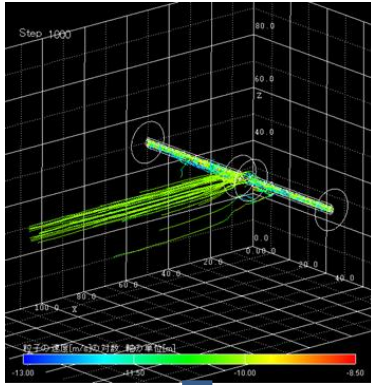
w_j : 一次元マルチチャンネルモデルにおける流量 (チャンネル) j でのフィッティング係数 (≥ 0)

$f_{i,j}$: 時刻 i での一次元モデルにおける流量毎の物質の移行率(1/y)

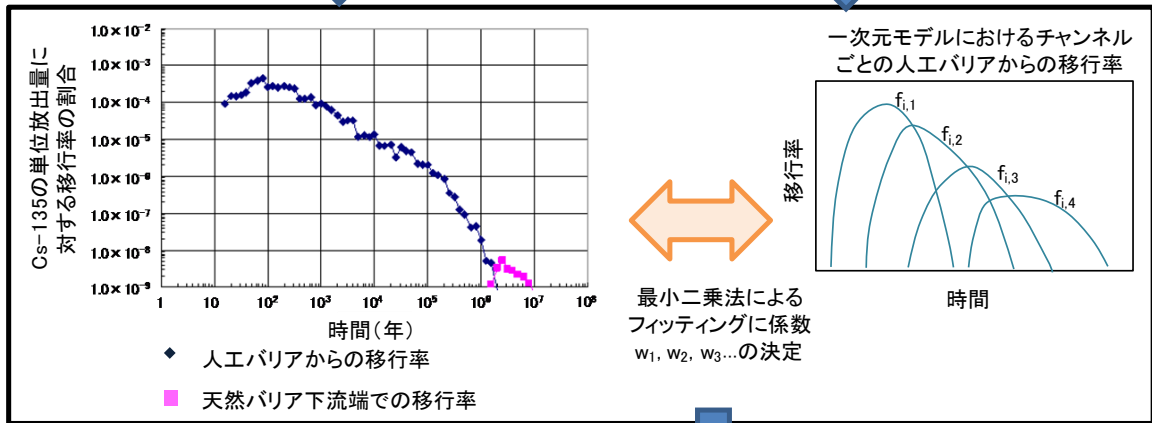
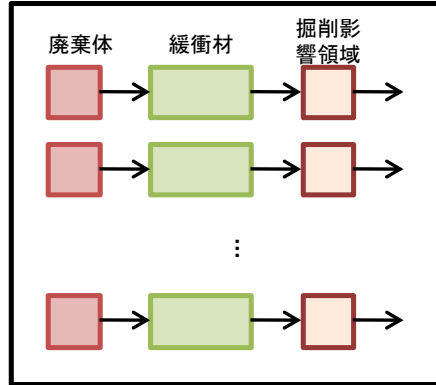
なお、フィッティングにおける三次元モデルと一次元モデルの整合性を保つため、三次元モデルで得られる移行率はランダムウォーク法で用いる粒子数で規格化し、また、一次元モデルで得られる移行率は廃棄体から瞬時放出される安定核種の初期インベントリで規格化する。

次に、母岩亀裂の透水量係数のフィッティング係数についてフィッティングを行う。フィッティングの手法は上記のニアフィールドでのフィッティングと同様である。透水量係数の異なる複数の流路について一次元解析、すなわち、マルチチャンネルモデルによるファーフィールド物質移行解析を行い、その結果を三次元物質移行解析の結果に最小二乗法でフィッティングさせて、フィッティング係数を算出し、ファーフィールドからの物質移行率を近似する。この際、一次元マルチチャンネルモデルでの掘削影響領域の地下水通過流量のフィッティング係数には前述のフィッティング結果を用い、人工バリアからの移行率が近似された条件においてファーフィールドのフィッティングを行う。

三次元物質移行解析



一次元マルチチャンネルモデル: 掘削影響領域通過流量の異なるチャンネルごとの保存性トレーサの移行解析



三次元物質移行解析の結果を一次元モデルによって近似

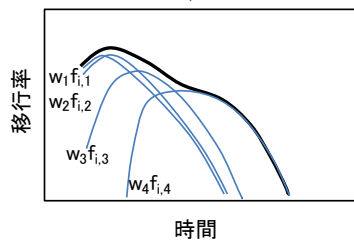


図 1-2 人工バリアからの移行率に基づくフィッティング

参考文献

- 小田 匡寛, 前浜 卓郎, 数納 慎悟, 羽出山 吉裕 (1984): クラックテンソルによる岩盤透水係数の評価, 岩の力学国内シンポジウム講演論文集.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

付録2 三次元不均質場物質移行解析ツール Partridge の検証

本文 2.2 節にて紹介した解析ツール Partridge の検証に関して述べる。Partridge は、地下水流動解析に用いる市販の水理解析モデルである FEMWATER を活用した解析モデルである。この解析モデルを検証するため、以下の項目に対して適用可能であるかを検証した。

- 不均質透水係数場作成に関する検証
- 単純な系での物質移行解析についての検証
- 現実的な不均質場における物質移行解析についての検証

1. 不均質透水係数場作成に関する検証

不均質透水係数場作成が可能であるかを検証するために、亀裂をランダムに配置した母岩を作成する。亀裂を配置する際には、亀裂を円盤として近似した。亀裂を配置させるために必要な確率分布関数とパラメータを付表 2-1 に示す。また、亀裂半径分布は以下のとおりである。

$$f(r) = \frac{b-1}{r_{\min}} \left(\frac{r_{\min}}{r} \right)^b \quad (r \geq r_{\min}, \bar{r} = 1.0, b = 3) \quad (\text{付式 2-1})$$

$$F(r) = 1 - \left(\frac{r_{\min}}{r} \right)^{b-1} \quad (\text{付式 2-2})$$

$f(r)$: 亀裂半径 r (m) の確率密度関数

$F(r)$: 分布関数

r_{\min} : 最小亀裂半径(m)

$b = 3$: べき指数

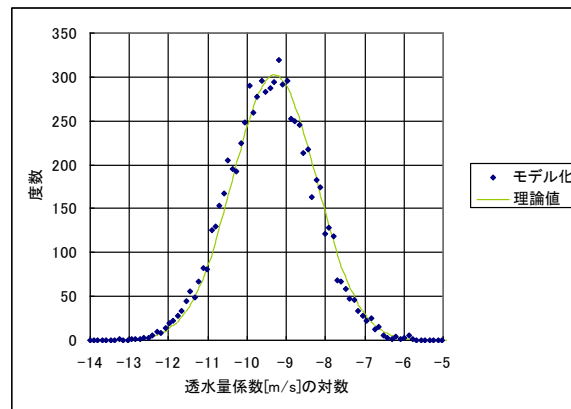
発生させる亀裂の最小半径 7m, 最大半径 300m とした場合の条件付き分布関数

$$F(r|7 \leq r \leq 300) = \frac{F(r) - F(r=7)}{F(r=300) - F(r=7)} \quad (\text{付式 2-3})$$

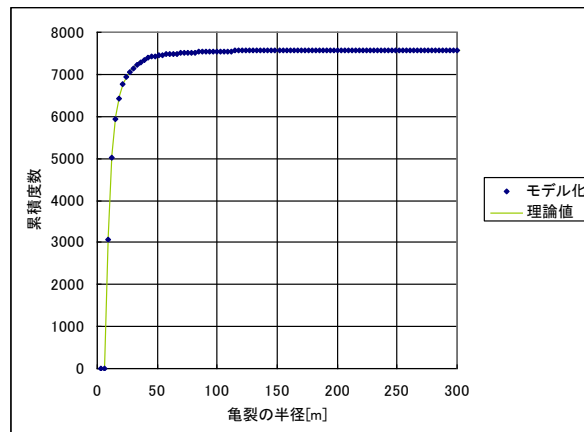
上表の条件に基づき、100m 立方の体系に対し統計的に亀裂を発生させた。得られた亀裂データと理論値との比較結果は付図 2-1～付図 2-3 以降に示す通りである。これらの図から Partridge を用いて発生させた亀裂ネットワークは、透水量係数、半径、及び方向に関して理論値あるいは検証用データとよく一致し、妥当であることがわかる。

付表 2-1 検証用の統計的亀裂ネットワーク作成に用いたパラメータ

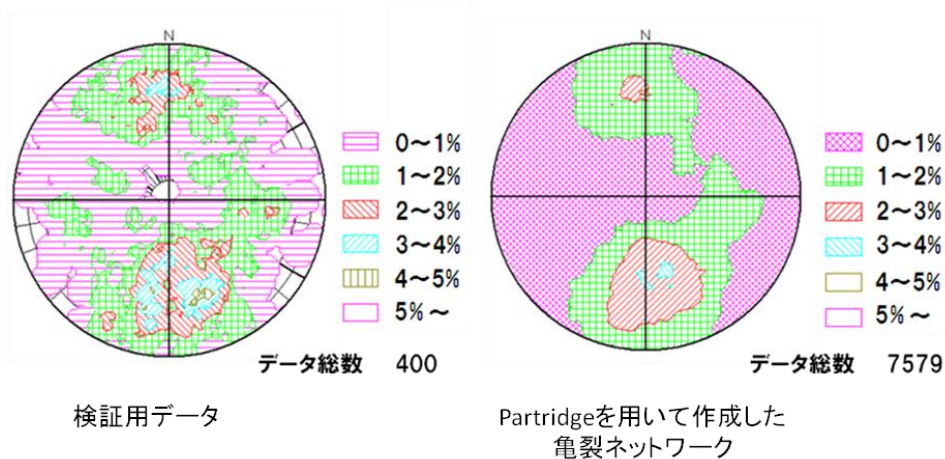
パラメータ	設定値
透水係数 (m/s)	1×10^{-8}
亀裂の方向	検証用データ (亀裂 400 本分)
亀裂頻度(本/m)	1.1
算術平均透水量係数 (m^2/s)	9.09×10^{-9}
透水量係数分布	対数正規分布(標準偏差 1.07)
対数平均透水量係数 (m^2/s)	4.37×10^{-10} (m^2/s)
亀裂半径の分布	べき指数3のべき乗分布
亀裂半径の範囲	7mから 300m
亀裂中心の分布	ポアソン過程 (ランダムな一様分布)
主方向周りの分布	Fisher 分布パラメータ 50



付図 2-1 統計的に発生させた亀裂の透水量係数 (m/s) の対数の度数分布と理論値の比較



付図 2-2 統計的に発生させた亀裂半径の累積度数と理論値の比較



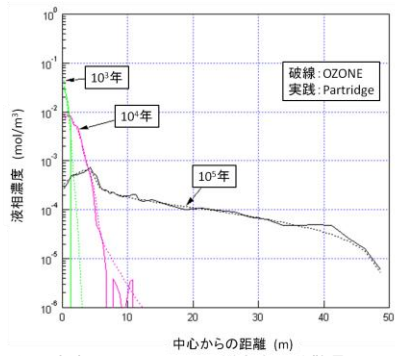
付図 2-3 シュミットネット投影図による比較

2. 単純な系での物質移行解析についての検証

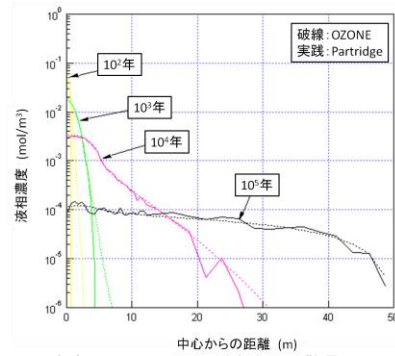
Partridge におけるランダムウォーク法による物質移行解析を検証するために、均質および不均質の連続体を設定し、非吸着・保存性トレーサのパルス入力を想定して、拡散による物質移行のみの場合や移流・分散が生じる場合などの種々の解析を行った。既存の差分法による物質移行解析モデル OZONE (稲垣ほか, 2001) による計算結果と、Partridge で得られた結果の比較を行った。OZONE は、核種の崩壊および溶解沈殿吸着反応を考慮した一次元移流拡散解析コードである。これらの解析ツールで用いたケースはいずれも一辺の長さが 100 m の立方体を解析対象領域とし、また、この領域の鉛直中心線上にソースを配置した。また、不均質場を仮定したケースでは、付図 2-3 に示すように、それぞれの領域の特性を仮定した。ダルシー流速や縦方向の分散長を変動させた 3 ケースを設定し、各ケースにおいて各時刻の下流側での濃度分布の比較結果を付図 2-4 に示す (粒子数 200 万)。付図 2-4 (a) の解析条件は、ダルシー流速 0.001 m/y、縦方向の分散長 1.0 m であり、(b) はダルシー流速 0.001 m/y、縦方向の分散長は 10.0 m であり、(c) はダルシー流速 0.01 m/y、縦方向の分散長は 1.0 m である。これらの結果は、いずれの条件においても Partridge の解析結果が妥当なものであることを示している。

付表 2-2 不均質な連続体における検証解析用の条件

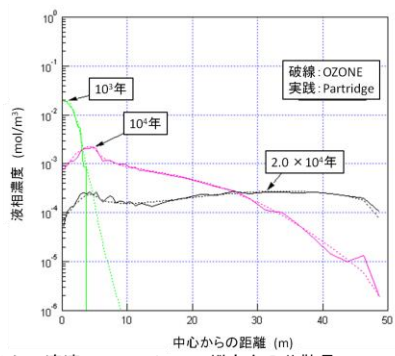
領域	自由水中拡散係数 (m^2/y)	空隙率 (-)	分配係数 (m^3/kg)	真密度 (kg/m^3)
半径 4m 以内	3.16×10^{-3}	0.15	7.07×10^{-3}	2500
半径 4.0 から 5.5m の円筒	3.16×10^{-4}	0.15	3.16×10^{-3}	2500
その他	3.16×10^{-2}	0.4	2.24×10^{-3}	2800



(a) ダルシー流速 : 0.001 m/y 縦方向の分散長 : 1.0 m



(b) ダルシー流速 : 0.001 m/y 縦方向の分散長 : 10.0 m



(c) ダルシー流速 : 0.01 m/y 縦方向の分散長 : 1.0 m

付図 2-4 Partridge と OZONE の線状各時刻の下流側での濃度分布の比較

次に、同じく一辺の長さが 100 m の立方体を解析対象領域とし、非吸着・保存性トレーサのパルス入力を想定して、以下のように、単純な亀裂から段階的に種々の特徴を考慮した亀裂性媒体における物質移行解析を Partridge により行い、既存の差分法による物質移行解析モデル (OZONE) による計算結果との比較を行った。なお、ソースは上流側側面の中央部分に配置した。

- ① 単一亀裂
- ② 多孔質媒体から亀裂への流入
- ③ 方向の異なる複数の亀裂の接続によって形成される単一流路
- ④ 分岐合流のある亀裂ネットワーク

いずれのケースにおいても、Partridge の解析結果が妥当なものであることが確認された。上記の 4 ケースにおいて、付表 2-3 に示す条件で行った検証計算の結果を付図 2-5 に示す。

付表 2-3 検証に用いた主なデータ

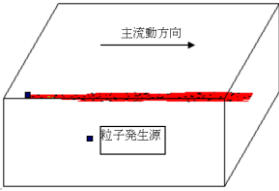
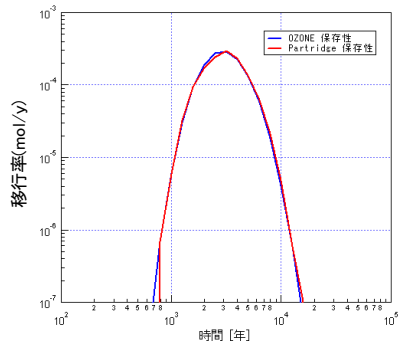
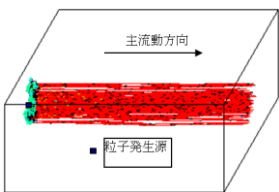
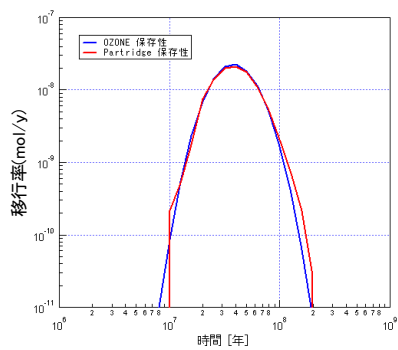
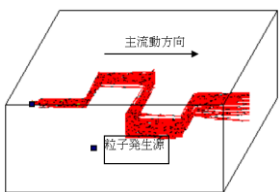
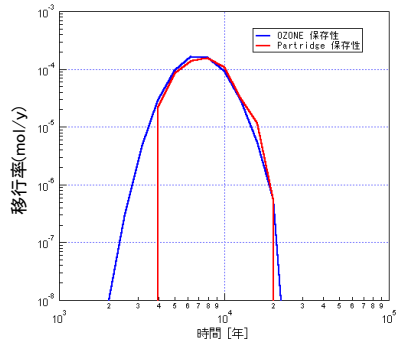
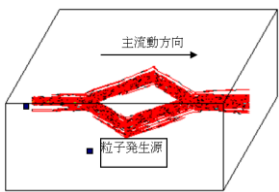
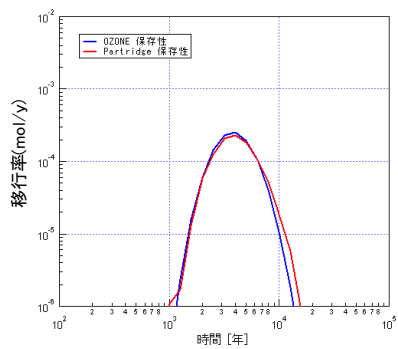
領域	流速 (m/y)	自由水中 拡散係数 (m ² /y)	空隙率 (-)	分配係数 (m ³ /kg)	真密度 (kg/m ³)	拡散深さ (m)	縦方向 分散長(m)
亀裂	0.619	4.734 x10 ⁻³	1.0	0	-	-	10.0
マトリクス	0.0	4.734 x10 ⁻³	0.02	0	2690	0.1	0.0

3. 現実的な不均質場における物質移行解析についての検証

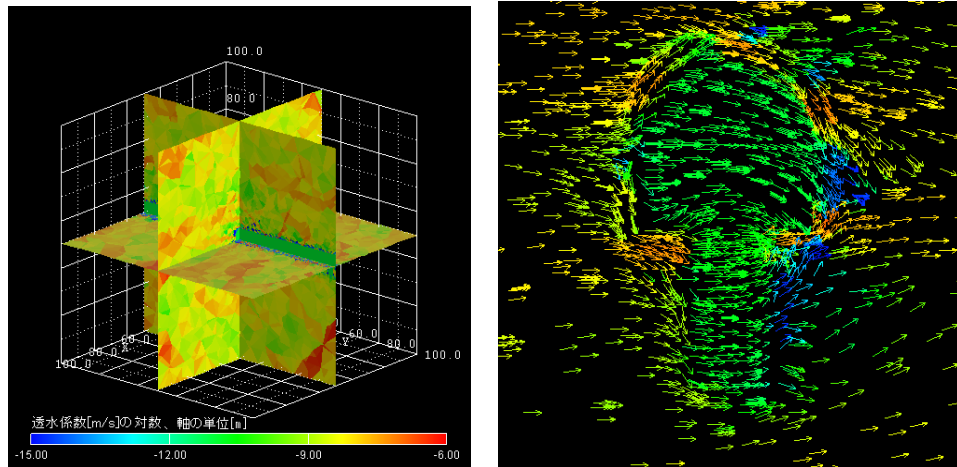
上述した単純な系での検証結果を踏まえ、前項において例示したような不均質母岩及び坑道や人工バリアを含む現実的なニアフィールドにおける物質移行問題に対する適用性を確認するために、付図 2-6 に示す不均質透水係数場及びダルシー流速ベクトル場に対して Partridge を適用した。

Partridge を用いた物質移行解析における主要な計算制御パラメータとして、タイムステップと亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータがある。また、三次元物質移行解析に用いる粒子数は、計算精度と密接な関係がある。三次元物質移行解析では乱数を用いたランダムウォーク法を用いるため、粒子数が多ければ多いほど統計量が十分となり、物質移行での移行率（核種移行解析において移行率の基本解として用いる）も滑らかな関数となる。一方で、粒子数が少ない場合は、統計量が十分ではなく、その結果に信頼性が持てない。そこで、この三つの主要なパラメータの影響について評価を行っている。このように三次元物質移行解析に用いる粒子数は解析の精度に影響を及ぼすものであるが、解析の条件設定を反映するものではない。そのため、Partridge を用いた三次元物質移行解析の結果は、解析に用いる粒子数によって規格化される。

Partridge は、物質の移流拡散を時間について前進差分で解いているため、タイムステップは、特に重要な計算制御パラメータである。Partridge では、一つのメッシュを粒子が横切る最小の時間を自動的に求め、その 1/5 をタイムステップとして設定しており、従って、流速が速くかつ分割の小さい要素で、タイムステップが決まることとなる。付図 2-6 に示した例題では、1 タイムステップ 135 秒であった（参照ケース）。ここでは、タイムステップ依存性を調べるため、このタイムステップを 1/2 倍及び 2 倍した計算を行い、粒子数で規格化した移行率を比較した。付図 2-7 の(a)にタイムステップを 1/2 倍したケース、(b)に参照ケース、(c)にタイムステップを 2 倍したケースをそれぞれ示す。付図 2-7 に示す通り、解析結果は、タイムステップにほとんど依存しておらず、Partridge で自動設定されているタイムステップは精度を確保することのできる十分に小さいものであることが確かめられた。

ケース	移行率の比較
<p style="text-align: center;">単一亀裂</p> 	
<p style="text-align: center;">多孔質媒体から亀裂への流入</p> 	
<p style="text-align: center;">方向の異なる複数の亀裂の接続によって 形成される単一流路</p> 	
<p style="text-align: center;">分岐合流のある亀裂ネットワーク</p> 	

付図 2-5 さまざまな亀裂ネットワークからの出口移行率に関する
時間変化の比較



付図 2-6 解析に用いた透水係数場（左）及び坑道周辺のダルシー流速ベクトル場（右）

亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータとは、1タイムステップ中に亀裂からマトリクスに拡散で移動する回数のことである。付図 2-8(a)に示すように、粒子は、亀裂面内に沿って移流・分散によって移動するとともに、流れに垂直な方向に拡散によって移動し、マトリクス中に入るが、この現象をそのまま扱おうとすると、微小な亀裂開口幅中の拡散についての精度を保つために、タイムステップをミリ秒以下に設定しなければならなくなる。このようなタイムステップで百万年オーダーの計算を行うことは現実的ではなく、また、粒子の位置をミクロン単位で管理する煩雑さが生じることとなる。そこで、付図 2-8(a)に想定している粒子の軌跡、同図(b)に均一の開口幅を持つ亀裂中の粒子の軌跡、同図(c)に開口幅が狭まった亀裂中の粒子の軌跡を示す。同図(b)に示すように、亀裂からマトリクスへの移動は、拡散により移動するため、ランダムウォークにより移動する距離を進む間に何回マトリクスに入るかを数え、その回数が、このパラメータ値を超えたときにはじめて、マトリクス拡散の計算を行うようにした。逆に、マトリクスから亀裂への移動は、マトリクス中の拡散により、亀裂面を通過する回数を数え、このパラメータ値を超えたときにはじめて、亀裂面内の移流・分散の計算を行うようにした。これを式で表すと以下ようになる。

$$n = \frac{\sqrt{2D\Delta t}}{2b}$$

$$n_{in} = n \cdot \varepsilon \cdot f_A = \frac{\varepsilon \cdot f_A \cdot \sqrt{2D\Delta t}}{2b}$$

(付式 2-4)

n_{in} : 1タイムステップでマトリクスに入る回数

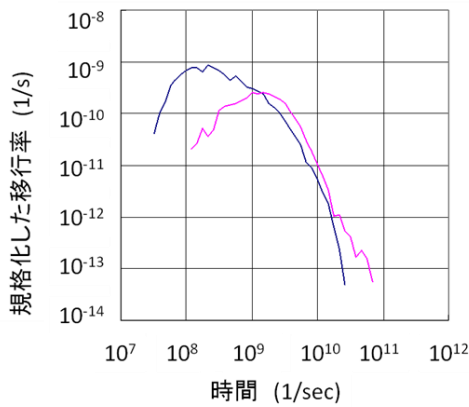
n : 亀裂内から1タイムステップでマトリクスと亀裂の境界面に衝突する回数

D : 拡散係数

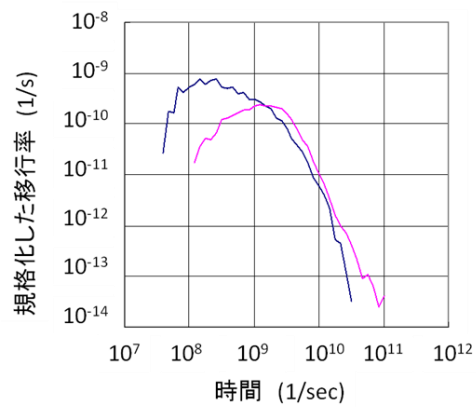
$2b$: 亀裂開口幅

ε : マトリクスの空隙率

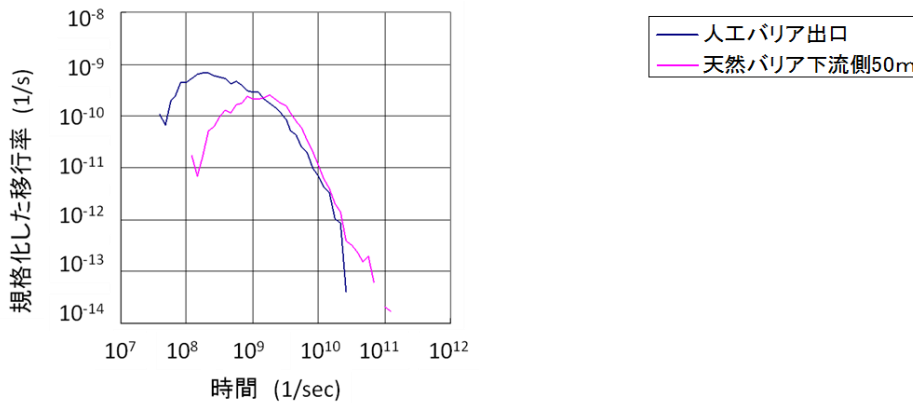
f_A : マトリクス拡散寄与面積率



(a) 1タイムステップ 67.5秒



(b) 1タイムステップ 135秒



(c) 1タイムステップ 270秒

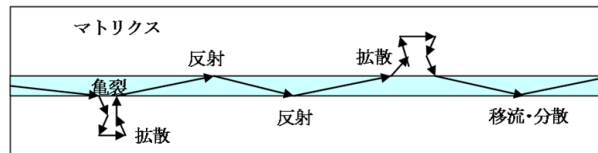
付図 2-7 タイムステップを種々に変えた場合の物質移行解析結果

この方法では、亀裂開口幅が大きく流れの速い亀裂に対して、マトリクス拡散せずに通り抜ける可能性があるが、物質移行における天然バリア移行率という観点からは、保守的になるものと考えられる。また、付図 2-8(c)に示すように、マトリクスと亀裂の境界面に衝突する回数は累積させるので、開口幅の広い亀裂から、マトリクスの物性値が同じで開口幅の狭い亀裂に入れば、そこでマトリクス拡散の計算を行うこととなる。開口幅が狭い亀裂内と広い亀裂内での粒子の拡散を考慮すると、開口幅が狭い亀裂内の粒子はよりマトリクスに拡散しやすいため、このような記述はマクロな視点で見れば正しい結果を与える。その妥当性を確認するため、亀裂—マトリクス間の拡散に関する上記のパラメータを、付図 2-7 での設定値を参照ケースとし、参照ケースの 10 倍及び 1/10 倍したケースについて計算を行った。結果を付図 2-9 に示す。付図 2-9(a)の移行率を示すグラフが設定値を 10 倍とした結果で、付図 2-9(b)が 1/10 倍した結果である。100 倍も開きがある両グラフを比較し、亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータを変動させても大きな差異は見られないことを確認した。

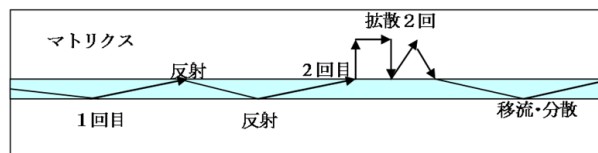
次に粒子数の影響について調べた。付図 2-10 に示すように、粒子数が少ない場合 (粒子数 1,000) には統計的な揺らぎが見られ、また、粒子数が多い場合 (粒子数 8,000) と比べて、非零の移行率の期間もおおよそ 1.0×10^8 から 2.0×10^{10} 秒と過小評価されていることがわかる。粒子数が増えるにつれて、

この揺らぎは小さくなり、また、微小な移行率も算出することができるようになる。

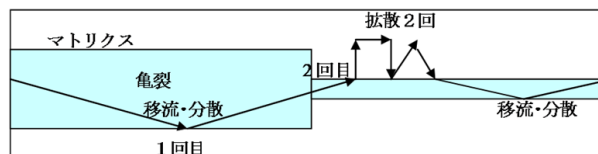
物質移行解析に必要な粒子数は、解析の目的や出力のタイプ（移行率か濃度分布か）、そして求められる精度によって異なることとなるため、粒子数を徐々に増やしつつ結果の分析を行い、必要な知見を蓄積しつつ解析を行っていくことが必要である。



(a) 本来の亀裂—マトリクス間の粒子の挙動



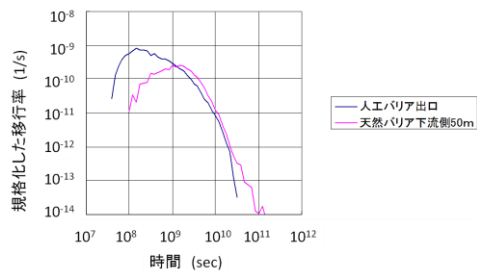
(b) タイムステップを2倍、亀裂—マトリクス間のパラメータを2とした場合の粒子の挙動



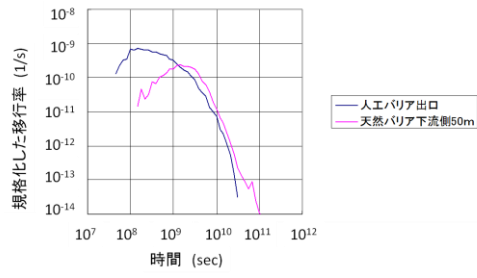
(c) 開口幅の大きい亀裂を通り抜けて開口幅の狭い亀裂に入った場合の粒子の挙動

*矢印1つが1タイムステップの移動を表す。

付図 2-8 亀裂—マトリクス間の拡散に関する模式図

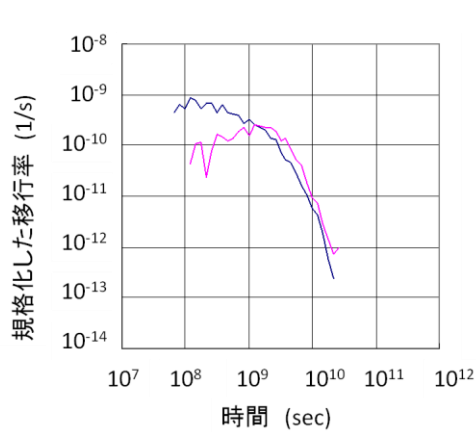


(a) 亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータを10倍としたケース

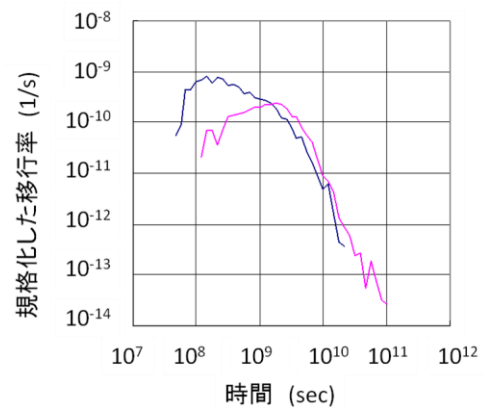


(b) 亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータを1/10倍としたケース

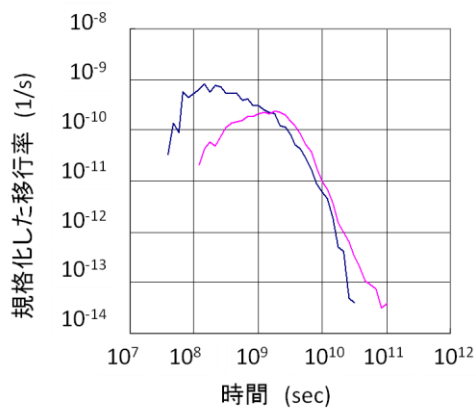
付図 2-9 亀裂—マトリクス間の拡散に関するパラメータの影響



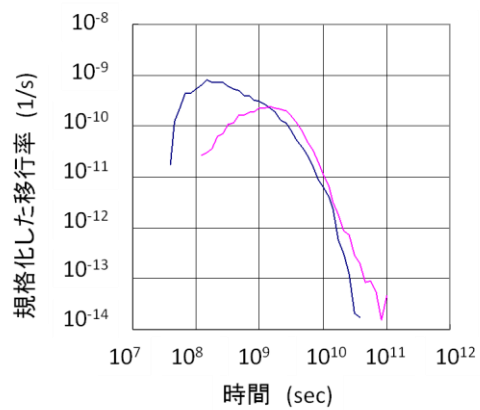
(a) 粒子数1,000



(b) 粒子数2,000



(c) 粒子数4,000



(d) 粒子数8,000

付図 2-10 粒子数の影響

参考文献

稲垣学, 高瀬博康 (2001) : <http://www.quintessa.co.jp/soft-ozone.html>.

付録3 三次元核種移行解析モデルに使用した主要な核種移行パラメータのデータセット

本文の第2章および第3章においての核種移行解析に用いたパラメータのデータセットに関して述べる。第2章においては核種移行場の変遷を考慮に入れておらず、地下水水質は降水系地下水のデータを用いている。

1. 人工バリア中の核種移行に関するデータセット

人工バリア中の核種移行解析に必要なデータセットを以下に挙げる。

- オーバーパック腐食寿命：1,000年（処分1,000年後にオーバーパックが破損）
- ガラス溶解時間： $1 \times 10^3 \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （約7万年でガラス固化体の全量が溶解）
- 溶解度と、緩衝材への分配係数、緩衝材中実効拡散係数（付表 3-1）

付表 3-1 溶解度・分配係数・実効拡散係数データセット（JNC, 1999）

元素	溶解度 (mol l^{-1} at 25°C)	分配係数 ($\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$)	緩衝材中実効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$ at 60°C)
Se	3×10^{-9}	0	2×10^{-10}
Zr	1×10^{-6}	10	3×10^{-1}
Nb	1×10^{-4}	1	3×10^{-1}
Tc	4×10^{-8}	0.1	3×10^{-1}
Pd	1×10^{-9}	0.1	3×10^{-1}
Sn	5×10^{-6}	1	3×10^{-1}
Cs	可溶性	0.01	6×10^{-1}
Sm	2×10^{-7}	1	3×10^{-1}
Pb	2×10^{-6}	0.1	3×10^{-1}
Ra	1×10^{-12}	0.01	3×10^{-1}
Ac	2×10^{-7}	1	3×10^{-1}
Th	5×10^{-6}	1	3×10^{-1}
Pa	2×10^{-8}	1	3×10^{-1}
U	8×10^{-9}	1	3×10^{-1}
Np	2×10^{-8}	1	3×10^{-1}
Pu	3×10^{-8}	10	3×10^{-1}
Am	2×10^{-7}	10	3×10^{-1}
Cm	2×10^{-7}	10	3×10^{-1}

2. 天然バリア中の核種移行についてのデータセット

天然バリアに関しては、核種移行場の環境変遷のパターンに対応して、付表 3-2 及び付表 3-3 からそれぞれの岩種に対応した核種移行データセットを抽出して核種移行解析に用いた。その抽出したデータを付表 3-4 に示した。

付表 3-2 降水系および海水系地下水環境下における各岩種に対する分配係数 [m³kg⁻¹]

地下水	降水系地下水				海水系地下水			
	ソドナク 結晶質岩 (酸性)	結晶質岩 (塩基性)	凝灰質岩 泥質・	砂質岩	結晶質岩 (酸性)	結晶質岩 (塩基性)	凝灰質岩 泥質・	砂質岩
Se	0.01	0.01	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01	0.001
Zr	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Nb	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Tc	1	1	1	1	1	1	1	1
Pd	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Sn	1	5	5	1	1	5	5	1
Cs	0.05	0.1	0.1	0.05	0.005	0.01	0.01	0.005
Sm	5	5	5	5	5	5	5	5
Pb	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Ra	0.5	0.5	0.5	0.5	0.05	0.05	0.05	0.05
Ac	5	5	5	5	5	5	5	5
Th	1	1	1	1	1	1	1	1
Pa	1	1	1	1	1	1	1	1
U	1	1	1	1	1	1	1	1
Np	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu	1	1	1	1	1	1	1	1

付表 3-3 各岩種に対する有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数 (JNC, 1999)

岩種	有効間隙率 (%)	乾燥密度 (Mgm ⁻³)	実効拡散係数 (m ² s ⁻¹)	備考
結晶質岩 (酸性)	2	2.64	3x10 ⁻¹²	レファレンスケース
結晶質岩 (塩基性)	2	2.64	9x10 ⁻¹⁴	代表値
先新第三紀砂質岩	2	2.64	1x10 ⁻¹²	代表値
先新第三紀泥質岩 ・凝灰質岩	2	2.64	4x10 ⁻¹³	代表値
新第三紀砂質岩	20	2.16	5x10 ⁻¹¹	代表値
新第三紀泥質岩 ・凝灰質岩	20	2.16	9x10 ⁻¹²	代表値

付表 3-4 各母岩タイプで用いた分配係数／実効拡散係数等のデータセット

タイプ	拡散深さ (m)	拡散寄与割合 (-)	空隙率 (-)	真密度 (kg/m ³)	実効拡散係数 (m ² /s)	Cs 分配係数 (m ³ /kg)	Np 分配係数 (m ³ /kg)
硬岩 タイプ 1	0.1	0.5	0.02	2640	3 x10 ⁻¹²	0.05	1
硬岩 タイプ 2	0.1	0.5	0.02	2640	3 x10 ⁻¹²	0.05	1
硬岩 タイプ 3	0.1	0.5	0.02	2640	1 x10 ⁻¹²	0.05	1
軟岩 タイプ 1	-	-	0.35	2640	1 x10 ⁻¹¹	0.1	1
軟岩 タイプ 2	-	-	0.35	2640	1 x10 ⁻¹¹	0.1	1
軟岩 タイプ 3	制限なし	1.0	0.35	2640	1 x10 ⁻¹¹	0.1	1

参考文献

JNC（核燃料サイクル開発機構）（1999）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

付録4 密度流解析の支配方程式

以下に、本文 3.2.2 に述べた密度流解析での支配方程式・数値解法・解析コードに関して記述する。

1. 方程式

密度流解析モデルでは、地下水流動に伴う塩分の移動と密度差による地下水流動への影響を同時に考慮するために、地下水流動と物質移動に関する方程式を連成して解くことが必要である。

まず、物質移動に関する基礎方程式としては、以下の移流分散方程式が用いられる（菱谷ほか，1999）。

$$R\theta\rho\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta\rho\mathbf{D}_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}\right) - \frac{\partial}{\partial x_i}(\theta\rho\mathbf{V}_i c) - \theta\rho\lambda Rc - Q_c \quad (\text{付式 4-1})$$

R : 遅延係数

\mathbf{D}_{ij} : 分散テンソル

\mathbf{V}_i : 実流速

Q_c : 源泉項

θ : 体積含水率

ρ : 流体の密度

λ : 減衰定数

c : 濃度

t : 時間

i : x,y,z を表す

他方、地下水流動については、次式で示す飽和・不飽和領域を含む浸透の基礎方程式を用いる（Richards, 1931）。

$$\rho_f\theta\gamma\frac{\partial c}{\partial t} + \rho(\beta S_s + C_s(\theta))\frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\rho\mathbf{K}_r\mathbf{K}_{ij}^s\frac{\partial \psi}{\partial x_j} + \rho\mathbf{K}_r K_{iz}^s \rho_r\right) \quad (\text{付式 4-2})$$

ψ : 圧力水頭

θ : 体積含水率

S_s : 比貯留係数

$C_s(\theta)$: 比水分容量

\mathbf{K}_{ij}^s : 飽和透水テンソル

$\mathbf{K}_r(\theta)$: 比透水係数

ρ_f : 溶媒の密度

ρ : 流体の密度

ρ_r : 溶媒の密度 ρ_f に対する流体の密度比 $\left(\frac{\rho}{\rho_f}\right)$

$\beta=1$: 飽和領域
 $\beta=0$: 不飽和領域
 γ : 溶質の密度比 (一般に海水で $\gamma=0.025$)
 i,j : x,y,z を表す

ここで、流体の密度依存を考慮するために、次式の関係を用いる。

$$\rho = (1 + \gamma c) \rho_f \quad (\text{付式 4-3})$$

2. 数値解法と解析コード

(付式 4-1) ~ (付式 4-3) を連成して数値的に解く際に重要な点は、塩分に関する移流分散方程式に、分散に関する二階微分項 (放物型) と、移流に関する一階微分項 (双曲線型) が混在する形となり、固定座標系 (Eulerian) における通常の数値解法では、数値分散や解の振動といった数値誤差が顕著に現れるということである。特に、流速が大きく、移流が顕著な場の解析には、Eulerian 法の適用に限界があることが知られている。また、移流の卓越した場に適した粒子追跡法のような移動座標系による Lagrangian 法は分散問題には適用することが難しい (Hirt *et al.*, 1974)。

移流項と分散項を分離する解法には、移流分散方程式を移流方程式と分散方程式からなる連立常微分方程式に分解する (Gardner *et al.*, 1964) の方法があり、この系列の解法に特性曲線法と差分法を組み合わせた特性曲線型差分法 (神野ほか, 1978) (単に特性曲線法と呼ばれることがある) および特性曲線法と有限要素法を組み合わせた特性曲線型有限要素法 (CFEM) がある (Fujinawa *et al.*, 1983; Fujinawa *et al.*, 1986)。一方、もう一つの移流分散分離法に提唱した EL 法 (Eulerian-Lagrangian 法) がある (Neuman *et al.*, 1981; Neuman *et al.*, 1984)。この方法は、分散移流方程式の従属変数である濃度の変化を、移流による変化と分散 (分子拡散を含む) による変化に分離する方法で、移流分散方程式は移流方程式と分散方程式に分割されるだけでなく、境界条件および初期条件もそれぞれ分割される。そして、双曲線型の項については地下水流動とともに移動する Lagrangian 座標系で、また、放物型の項については固定座標系の Eulerian 座標系で解くことにより安定に求解する。ただし、透水係数が不均質な場においては、塩分や熱の移動方程式のみならず、地下水流動自体も放物型と双曲線型の混合問題となることが指摘されており (Sorek *et al.*, 2001)、これを解決するために、地下水、塩分及び熱の移流問題をそれぞれ EL 法で解く MEL 法 (Modified Eulerian Lagrangian 法) が開発されている (Sorek *et al.*, 2000)。

これらの数値解法を用いた既往の解析コードについて調査を行った結果を付表 4-1 にまとめる。原環機構は、これらの解析コードの中から、EL 法による精度の高い解析が可能であり、かつ、国内で多くの実績のある DTRANSU (西垣, 2001) を選定して、種々の事例に対して適用することを通じて解析の方法論の整備を進めている。なお、DTRANSU を含む既存の密度流解析コードは、侵食に伴う地形変化を逐次反映する機能を有するものではないために、侵食の影響が顕著とはならない程度の期間内を対象として解析を実施することとなる。また、長期間を対象とした解析を行う際には、解析期間を分割し、各期間における解析の初期条件を前期間の結果に基づき定めるとともに、その間の侵食による地形変化を考慮するといった取り扱いが必要となる。

付表 4-1 代表的な密度流解析コードの比較

プログラム名	次元	近似法	浸透流		移流分散		多相流	備考
			飽和	不飽和	移流分散	密度流		
UNSAF	2, 3	FEM	○	○				
TAGSAC	3	FEM	○	○				透水係数は直交異方性を考慮
3D-SEEP	3	FEM	○	○				スマートモデルにより割れ目も考慮可能
THAMES	2	FEM	○	○				等方・多孔質媒体中の熱-水-応力連成現象(相変化は考慮していない)
GETFLOWS	3	DM	○	○	○	○	○	2成分2相空気・地下水流れおよび地表流の同時計算が可能
TOUGH/TOUGH2	2	DM	○	○	○	○	○	非等温, 多成分, 多相流の解析が可能 TOUGH2 は亀裂性媒体も対応
Dtransu-2D-EL Dtransu-3D-EL	2, 3	FEM	○	○	○	○		EL法を用い, 移流・分散どちらが卓越する場でも高精度に解析可能
GatsFLOW (MATRAN)	3	FEM	○	○	△	△		移流分散は2次元版のみ
FERM (FEGM)	3	FEM	○	○	○	○		スマートモデルにより割れ目も考慮可能
MIF2DF	2	FEM	○	○	○			
SUTRA	2	FEM	○	○	○	○		Sellafieldサイトの塩淡境界を考慮した解析に適用
MODFLOW (MT3D)	3	DM	○	○	○			米国の標準的な浸透流解析コードとして適用
3DFEMFAT	3	FEM	○	○	○	○		EL法を用い, 移流・分散どちらが卓越する場でも高精度に解析可能
SWIFT	3	DM	○		○			数値安定性や数値分散の面で課題がある
HST3D	3	DM	○		○			数値安定性や数値分散の面で課題がある
CODESA-3D	3	FEM	○		○			南イタリアの Gioia Tauro & Calabria サイトで適用
MEL2DSLTL	2	FDM	○		○	○		MEL法を用い, 塩水貫入を数値分散等を抑えて解析可能
SHARP and SWIP	3	FDM	○		○			フロリダ, Broward 群で適用
DSTRAM	3	FEM	○		○			
FAST-C (2D/3D)	2, 3	FDM	○		○			エジプトナイルデルタで適用。グラフィックインターフェースを有する
FEFLOW	2, 3	FEM	○	○	○			ポリネシア (Mururoa) で適用。卓越したグラフィックス機能
MLAEM/VD	3	FEM	○		△	○		オランダナショナル地下水モデルに参画。簡易グラフィックス機能
MOC-DENSITY MODENS3D	2	FDM	○		○			フランス-ベルギー国境付近の海水流に適用。数値誤差が非常に小さい
ALTFRES	3	FEM	○		○	○		イスラエル海岸部への適用

○ : 対応可, △ : 一部対応 (対応部分については備考欄参照), FEM : 有限要素法, DM : 差分法, FDM : 有限差分法

参考文献

- Gardner, A.O., Peaceman, D.W. and Pozzi, A.L., Jr (1964): Numerical calculation of multidimensional miscible displacement by the method of characteristics, Soc. Petrol. Eng. Jour., Vol.4, No.1, pp.26-36.
- Fujinawa, K. (1983): A 'characteristic' finite element method for dispersion-convection equation, Journal of Japanese Association of Groundwater Hydrology, Vol.5, No.2, pp.93-108.
- Fujinawa, K. (1986) : A 'characteristic' finite element scheme for convective-dispersive transport with non-equilibrium reaction, int.J. for Num. Meth. in Eng., Vol.23, No.6, pp.1161-1178.
- Hirt, C. W., Amsden, A. A. A. and Cook, J. L. (1974) : "An arbitrary Lagrangian-Eulerian computing method for all flow speed." J. Comput. Phys. 14, 227-253
- 神野健二, 上田年比古 (1978) : 粒子の移動による移流分散方程式の数値解法の検討, 土木学会論文集, No.271, pp.45-53.
- 菱谷智幸, 西垣 誠, 橋本 学 (1999) : 物質移動を伴う密度依存地下水流の3次元数値解析手法に関する研究, 土木学会論文集, No.638/III-49, pp.59-69.
- Neuman, S.P. (1981): A Eulerian-Lagrangian numerical scheme for the dispersion-convection equation using conjugate space-time grids, Jour. Computational Physics, Vol.41, pp.270-294.
- Neuman, S.P. (1984): Adaptive Eulerian-Lagrangian finite element method for advection-dispersion, Int.J. for Num. Meth. in Eng., Vol.20, pp.321-337.
- 西垣誠 (2001) : Dtrans-3D・EL マニュアル資料, 第4回地下水移流分散解析ソフト「Dtransu-3D・EL」セミナー.
- Richards, L.A (1931) : Capillary Conduction of Liquids through Purous Mediums, Physics, 1, pp.318-333.
- Sorek, S., Borisov, V., and Yakirevich, A. (2000) : Numerical modeling of coupled hydrological phenomena using the Modified Eulerian--Lagrangian method, Theory, Modeling and Field Investigation in Hydrogeology: A Special Volume in Honor of Shlomo P. Neuman's 60th Birthday, edited by D. Zhang and C.L. Winter, Geological Society of America, Special, Paper 348, 151-160, 2000.
- Sorek, S., Borisov, V., and Yakirevich, A. (2001): A Two-Dimensional Areal Model for Density Dependent Flow Regime, Transport in Poraus Media 43, 87-105, 2001.

付録5 生物圏評価モデルの作成

本文3.2.5.1で述べた、沿岸域における環境変遷を考慮した生物圏評価モデルの構築に関して述べる。本手順における主要な段階は次のとおりである。

- 生物圏評価のための評価条件の設定
- 着目する生物圏の特定
- 被ばくグループの想定
- 生物圏モデルの構築と評価の実施
- 生物圏評価結果の分析

以下に、評価上記の段階毎に生物圏評価手法の概要をまとめる。

1. 生物圏評価のための評価条件の設定

生物圏評価を行う際には、まず、評価条件と呼ばれる評価のための前提条件を明確にすることが必要となる。BIOMASSプログラム（IAEA, 2003）において、評価条件は、以下の項目を含むべきものであることが示されている。

- 評価の目的
- 評価の指標
- 評価の考え方
- 処分システム
- サイト条件
- ソースタームおよびGBI
- 評価の時間スケール
- 社会条件に関する仮定

沿岸域の仮想サイトにおける評価条件の例を付表 5-1 に示す。

2. 着目する生物圏の特定

BIOMASSプログラムでは、生物圏を特定しその妥当性を判断するために、以下の3段階から成る手順が提案されている。

Step1: 評価条件に記載された情報に基づいて生物圏に含めるべき構成要素（付表 5-2）を系統的に特定し、その妥当性を検討する。

Step2: 評価条件に基づいて、生物圏の変化を考慮すべきかどうかを判断する。生物圏の変化を扱うことが必要となった場合、将来の生物圏の経時的変化に関するシナリオを構築し、生物圏への影響を記述する。

Step3: 各シナリオにおいて生物圏の変化を表す手法を選択する。

この手順に従って設定した生物圏の例を付表 5-3 に示す。

付表 5-1 生物圏評価における評価条件の例

項目	概要
評価の目的	<ul style="list-style-type: none"> • 海底下の深地層に設置される地層処分施設から将来生物圏に移行する可能性がある放射性核種の影響に関する知見を提供すること • 環境変化が生物圏へ与える影響度を把握すること
評価の指標	<ul style="list-style-type: none"> • 想定される決定グループの平均的な成人（個人）に対する年間被ばく線量
評価の考え方	<ul style="list-style-type: none"> • 保守的とするが、過度な保守性は排除する
対象とする処分システム	<ul style="list-style-type: none"> • 地層処分施設 • 深度 800m 地下の先新第三紀堆積岩
サイトの条件	<ul style="list-style-type: none"> • 海岸から 4km 離れた海底
ソースターム	<ul style="list-style-type: none"> • 各 GBI への核種移行率
GBI	<ul style="list-style-type: none"> • 気候・海水準変動および隆起・侵食によって GBI は海底（海底堆積層）と地表（潮間帯堆積層）の間で変化する（前項参照）
評価の時間スケール	<ul style="list-style-type: none"> • 100 万年程度
社会条件に関する仮定	<ul style="list-style-type: none"> • 予想される種々の地表環境において、それぞれ現在の生活習慣が将来も持続していると仮定

付表 5-2 生物圏主要な構成要素（その 1）

構成要素	記載
気候と大気	気候は、気温、降水量、蒸発量、風速・風速等の気象パラメータを表す。これらのパラメータは、他の生物圏の主要コンポーネントと整合的に記述され、評価条件に準拠したものである必要がある。少なくとも、広域の気候分類（温帯、寒帯など）として与えられなければならない。気候は、その他の生物圏の主要コンポーネントに重要な影響を及ぼす。大気は、空気の組成と定義する。
地形	地表の高低や自然・人工の形状を表す。地形情報は、対象とする生物圏の特徴と起伏について示されている必要がある。
人間のコミュニティ	人間のコミュニティとしては、コミュニティの性質（農業従事者、工業従事者など）、その習性、科学技術水準、生計の状況を記述する。生物圏の主要コンポーネントでは、人間が環境や資源をどのように利用しているか、環境を乱しているか、について示される。
地表付近での岩盤層序	地表付近での岩盤層序は、土壌および堆積物の一般的な特性（組成や構造）を表す。母岩の風化物や生物体（生物相として別途定義されたものは除く）を含む。生物圏の範囲に入るとみなされる帯水層を含んでいれば、岩盤もこの一部として扱われる。
水域	水域は地表および地下の水体（湖、河川、湿地、海、入り江など）である。これには地表付近の帯水層や氷床も含みうる。少なくとも、これらのものが対象とする生物圏の中に存在するかどうかについての情報は必要である。

付表 5-2 生物圏主要な構成要素（その2）

構成要素	記 載
生物相	生物相は、生物圏中の陸上および水中の動植物である。それらの動植物が、自然のものか飼育・栽培されているものか、また、それらが人間の食物となっているか食物以外の目的で利用されているかについて、明らかにされている必要がある。
地理的 広がり	地理的広がりとは、対象とする生物圏の空間領域・境界を表す。少なくとも、直接汚染される生物圏の範囲は対象とされなければならない。その広がりには時間とともに変化することも考慮しなくてはならない。また、生物圏を特定しその変遷を考える上で対象とされる地理的広がりとは、その理解に基づいて記載される評価の生物圏よりもずっと大きいことが多い。これに加えて地理的広がりを考える上で問題となるのが、対象とする範囲、人間活動（特に資源・必需品）、岩石圏-生物圏境界の性質である。もし、評価範囲（評価条件の要素の1つ）が世界中の人の被ばく量であれば、対象の生物圏は全世界の規模となるが、処分場近傍の想定被ばくグループの個人の被ばく量が対象であれば、流出場所周辺の生物圏に限定される。
位置	位置は、対象とする生物圏の地球上での位置を表す。対象地域の位置と、その地域内の評価する生物圏の位置（移動しうる GBI による）を考慮する必要がある。サイトスペシフィックなコンテキストに対しては、緯度・経度の情報が必要となる。もっとジェネリックな状況では、スペシフィックな情報は利用できず、よりジェネリックな情報（例えば、処分システムの立地が沿岸か内陸かの場合、海からの距離と高度で表現するなど）に限定される。

将来における長期変遷を考慮する際には、生物圏の各構成要素に関して想定すべき変化を記載することが必要となる。本文の 3.2.2 で述べた環境変遷の把握と整合的に、生物圏評価モデルの条件設定を行う。例として、気候に関する変化シナリオの設定例を付表 5-4 に示す。

付表 5-3 生物圏の設定例

構成要素	分類
気候と大気	<ul style="list-style-type: none"> 冷温帯（亜寒帯）
地形	<ul style="list-style-type: none"> 地理的なコンテキスト：沿岸 高度：低地 地形：平野および沈降域 局地的な侵食：河川による下刻（部分的に堆積）
人間のコミュニティー	<ul style="list-style-type: none"> 都市 農地 漁業地域（湿地、湖、川、海）
地表付近の岩盤層序	<ul style="list-style-type: none"> 岩種：堆積岩（砂岩、頁岩） 土壌タイプ：ポドゾル 堆積物のタイプ：河川性の砂、海成の沖積層（泥、砂）
水域	<ul style="list-style-type: none"> 地表：河川、溪流、湖、湿地、港湾、海 地下：飽和・不飽和帯に変化
生物相	<ul style="list-style-type: none"> 自然のシステム：水中—沼、河川、湖、大陸棚 陸上—湿地、樹木地域 人工のシステム：陸上の耕地および都市域
位置	<ul style="list-style-type: none"> 海岸部
地理的広がり	<ul style="list-style-type: none"> 沿岸の海洋環境 海に近接した低地

付表 5-4 生物圏の変化シナリオの例（気候）

時間（1000 年）	気候タイプ
0 - 30	冷温帯（亜寒帯）
30 - 50	寒冷化
50 - 80	極地性（ツンドラ）
80 - 90	温暖化
90 - 130	冷温帯（亜寒帯）
130 - 150	寒冷化
150 - 175	極地性（ツンドラ）
175 - 185	温暖化
185 - 220	冷温帯（亜寒帯）
220 - 240	寒冷化
240 - 270	極地性（ツンドラ）
270 - 280	温暖化
280 - 300	冷温帯（亜寒帯）

3. 被ばくグループの想定

BIOMASS の様式化アプローチにおける次の段階は、以下の点を考慮しつつ、生物圏へ放出された放射性核種に対する潜在的被ばくグループを想定することである。

- 潜在的被ばくの形態と経路
- 関連する人間活動
- 最大線量につながると考えられる人間活動と被ばく形態の組み合わせ

BIOMASS では、生物圏に含まれる種々の媒体（大気圏、地質媒体、土壌、堆積物、水域、動物群、植物群）のそれぞれに関連する人間活動を分類しており、このリストを参照することにより、対象とする生物圏において被ばくにつながる可能性のある人間活動のタイプを抽出することができる。例えば、前出の例についてこのようなアプローチを適用すると、線量が最も高くなりうるのは下記の被ばくグループであると考えられる。

- 海洋環境（潮間帯を含む）を利用する海洋漁業被ばくグループ
- 臨海部の土地を使って放牧を行う農業被ばくグループ

次第に寒冷化する時期には、農業システムの変化やそれに伴う食生活や居住率の変化が農業被ばくグループに生じると考えられるが、新たな別の被ばくグループを考える必要はない。また、付表 5-1 に示した評価条件に従い、これらの被ばくグループは、現在と同じ生活習慣を続け、地元での

生産物を摂取・消費することを仮定する。また、被ばく経路としては、吸入（ガス、粉塵、煙霧質）、外部被ばく（汚染された体表面と浸透）、および付表 5-5 に例示するような種々の食品の摂取を想定することとなる。

付表 5-5 被ばくグループにより摂取される食物

被ばくグループ	
海洋漁業従事者	農業従事者
海水魚	牛（肉、内臓、牛乳）
海水甲殻類	羊（肉）
海洋軟体動物	
海藻	

4. 生物圏モデルの構築

前項までの検討結果に基づき、例えば、下記のように生物圏を構成するコンパートメントおよびこれらの中の核種移行を設定することができる（本文の図 3.2-3）。

- ① GBI：本文の 3.3.2.3 で述べたように、環境変遷によって GBI の位置が移り変わる。陸域が GBI となる場合は潮間帯堆積層に、海底が GBI となる場合は沿岸海底堆積層に核種が放出されるとした
- ② 沿岸海底堆積層：沿岸海域環境での海底堆積物とその中間隙水であり、堆積物は、表面の有酸素層と地下の無酸素層の 2 層に分けられる（Walke et al., 2004）沿岸海水：海岸線近傍の海域における海水、およびそれに浮遊している堆積物であり、処分場領域が海底下にある場合には、放射性核種は沿岸海洋堆積層を介して沿岸海水に移行することとなる。また、沿岸海水は、種々の海洋食材の環境として重要である
- ③ 潮間帯堆積層：潮間帯にある堆積物で、堆積物の中間隙水を含む。潮汐による変動により、堆積物は地表に露出する時期と水に覆われる時期とを繰り返すこととなる。潮間帯は攪乱される性質があるので、堆積物はよく混ざり合い、表面とその下層の堆積物を分けて考える必要はない。潮間帯の範囲は、平均干潮位から平均満潮位までである
- ④ 潮間帯水：潮間帯の水で、潮間帯堆積層の上に浮遊している堆積物も含む。潮間帯堆積層を介して、放射性核種が移行することとなる
- ⑤ 表層土壌：生物活動が生じている土壌で、農作物の根系帯を含む。固体土壌、土壌水分、ガスよりなる。潮間帯付近では、海水の飛沫による影響を受けるものと考えられる
- ⑥ 飽和度の変化する下部土壌：表層土壌の下、常時飽和帯までの間の領域
- ⑦ 大気：大気は人間と動物により通常呼吸され、その中には粉塵ガスやエアロゾルも含まれる
- ⑧ 植物群：すべての植物・藻類・菌類で、天然のものと栽培されたもののいずれをも含む。水生（海生）の藻類（海草など）、陸上植物、菌類、穀物、農作物などがある。植物間あるいは植物内での核種移行（根から穀類への移動など）を含む
- ⑨ 動物群：動物の種で、水生（海生）と陸上（微生物や無脊椎動物を含む）の動物から成り、自然のものと飼育や養殖などの人間により育てられたもののいずれも含む。動物群内と動物群間

での核種移行（肉食動物による摂取など）を含む

- ⑩ 人間社会：生物圏での人間活動は、放射性核種の移行と蓄積に影響を及ぼす

参考文献

IAEA (2003) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal : Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSEssment (BIOMASS Programme) . IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

Walke, R. C., Little, R. H., Watkins, B. W., Smith, G. M., and Punt, A. (2004) : The Further Identification and Justification of an Assessment Biosphere for a Marine Receptor. Quintessa Report QRS-1111C-4 Version 1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.

付録6 生物圏モデルの支配方程式

本文3.2.5.1と付録5で述べた生物圏評価に用いる数学モデルに関して述べる。ここでは、生物圏内での核種移行および被ばくに関するすべてのプロセスの数学モデルにおける支配方程式に関して記述する。本文3.3.4.1の例題において設定した各支配方程式に含まれるパラメーターのデータセットは付録7に記載した。

1. 支配方程式

各コンパートメント間の物質収支は以下の式により、コンパートメント間の核種移行率とコンパートメント内の核種量によって定義されるものとする。

$$\frac{dN_i}{dt} = \left(\sum_{j \neq i} \lambda_{ji} N_j + \lambda_M M_i + S_i(t) \right) - \left(\sum_{j \neq i} \lambda_{ij} N_i + \lambda_N N_i \right) \quad (\text{付式 6-1})$$

i, j : コンパートメントを表すインデックス

N, M : 核種量(Bq) M は崩壊連鎖親核種を示す。

$S(t)$: ソースターム (Bq y⁻¹).

λ_N, λ_M : 崩壊定数(y⁻¹)

$\lambda_{ji}, \lambda_{ij}$: コンパートメント i から j , j から i への移行率

考慮するコンパートメントは、表層土壌、飽和度の変化する下部土壌、潮間帯水、潮間帯堆積層、沿岸海水、沿岸海底堆積層の有酸素層、沿岸海底堆積層の無酸素層に区分される。コンパートメント内あるいは各コンパートメント間の移行率を以下に列挙する。さらに、これらのコンパートメントからの被ばく経路からの農業従事者や海洋漁業従事者が受ける線量の算出に必要な方程式を列挙する。

2. コンパートメント内の移行プロセスの定式化

コンパートメント内での基本的プロセスである崩壊及び吸着に関する定式化を以下に示す。

(1) 崩壊プロセス

$$\lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (\text{付式 6-2})$$

λ : 崩壊定数(y⁻¹)

$t_{1/2}$: 半減期(y)

(2)吸着プロセス

$$R = 1 + \frac{\rho Kd}{\vartheta_w}$$

(付式 6-3)

R : 遅延係数(-)
 ρ : コンパートメント内の乾燥密度(kg m⁻³)
 Kd : コンパートメント内の分配係数(m³ kg⁻¹)
 ϑ_w : コンパートメント内の空隙率(-)

$$\rho = \rho_g (1 - \vartheta)$$

(付式 6-4)

ρ : コンパートメント内の乾燥密度(kg m⁻³)
 ρ_g : 真密度(kg m⁻³)
 ϑ : 空隙率(-)

$$\vartheta_w = \varepsilon \vartheta$$

(付式 6-5)

ϑ_w : コンパートメント内の空隙率(-)
 ϑ : 空隙率(-)
 ε : コンパートメント内の飽和度 (-)

3. 各コンパートメント間の移行プロセスの定式化

各コンパートメント間の移行プロセスとしては、以下の事象を考慮するものとする。

(1)拡散による移動率

$$\lambda_{Diff} = \frac{1}{\vartheta R V \Omega}$$

(付式 6-6)

λ_{Diff} : 土壌や堆積層を通過する拡散による移行率 (y⁻¹)
 V : ドナーコンパートメント体積(m³)
 Ω : 2つのコンパートメント間の拡散抵抗の調和平均(y m⁻³)
 ϑ : 空隙率(-)
 R : 遅延係数(-)

ここで、 V 、 Ω は次式および付式 6-8 で与えられる

$$V = dA$$

(付式 6-7)

付 6-2

d : ドナーコンパートメント深さ(m)
 A : ドナーコンパートメントの表面積 (m²)

$$\Omega = \frac{1}{2 A^{ij}} \left(\frac{d^i}{D^i} + \frac{d^j}{D^j} \right)$$

(付式 6-8)

A^{ij} : コンパートメントの核種進行方向断面積 (m²)
 d^i : ドナーコンパートメント深さ(m)
 D^i : ドナーコンパートメント実効拡散係数(m² y⁻¹)
 d^j : 受容コンパートメント深さ(m)
 D^j : 受容コンパートメント実効拡散係数(m² y⁻¹)

(2)移流による移動率

$$\lambda_{flow} = \frac{q}{d \varrho_w R}$$

(付式 6-9)

λ_{flow} : 土壌や堆積層を通過する流動による移行率 (y⁻¹)
 q : 土壌,堆積層の通過流量(m y⁻¹)
 d : コンパートメントの深さ (m)
 ϱ_w : 空隙率(-)
 R : 遅延係数(-)

(3)放出, 海洋での分散, 潮汐による移動率

$$\lambda_{flow} = \frac{Q}{V}$$

(付式 6-10)

λ_{flow} : 放出, 海洋での分散, 潮汐による移行率(y⁻¹)
 Q 上流コンパートメントにおける流量(m³ y⁻¹)
 V : コンパートメントの体積(m³)

(4)浸水／灌漑

$$\lambda_{Flood} = \frac{d_{fw} A_{fw}}{V}$$

(付式 6-11)

λ_{Flood} : 浸水／灌漑による移行率(y⁻¹)
 d_{fw} : 浸透水の年間の浸水深さ(m y⁻¹)
 A_{fw} : 浸水／灌漑の生じるコンパートメントの面積(m²)

V : 浸水/灌漑の生じるコンパートメントの体積(m^3)

(5)波しぶき

$$\lambda_{SS} = \frac{T_{aero} V_{aero}}{V}$$

(付式 6-12)

λ_{SS} : 波しぶきによる移行率(y^{-1})

T_{aero} : エアロゾル濃度ファクター(-)

V_{aero} : 波しぶきの年間体積($m^3 y^{-1}$)

V : 波しぶきの生じるコンパートメントの体積(m^3)

(6)削剥

$$\lambda_{eros} = \frac{d_{eros}}{d}$$

(付式 6-13)

λ_{eros} : 削剥による移行率(y^{-1})

d_{eros} : コンパートメントでの削剥速度($m y^{-1}$)

d : コンパートメントの深さ (m)

(7)沈殿

$$\lambda_{sed} = \frac{K_d S_g \rho}{(1 + K_d \alpha) d}$$

(付式 6-14)

λ_{sed} : 削剥による移行率(y^{-1})

K_d : 水中に存在する堆積物への吸着係数($m^3 kg^{-1}$)

S_g : 総沈殿生成速度($m y^{-1}$)

ρ : 見かけ密度($kg m^{-3}$)

α : 水中への堆積層(物)の溶解量($kg m^{-3}$)

d : コンパートメント (水) の深さ(m)

(8)再浮遊

$$\lambda_{Resusp} = \frac{r_{sed}}{d}$$

(付式 6-15)

λ_{Resusp} : 堆積層からの再浮遊割合(y^{-1})

r_{sed} : 堆積層の再浮遊による移行率($m y^{-1}$)

d : 堆積層の厚さ(m)

(9)乱流混合

$$\lambda_{tm} = \frac{d_{tm}}{d} \quad \text{(付式 6-16)}$$

λ_{tm} : 乱流混合による移行割合(y^{-1})
 d_{tm} 乱流混合深さ($m y^{-1}$)
 d : 堆積層の厚さ(m)

(10) 地表化

$$\lambda_{conv} = \frac{SL_{ch}}{w grad} \quad \text{(付式 6-17)}$$

λ_{conv} : 堆積物/土壌の地表化による移行割合(y^{-1})
 SL_{ch} : 海面高さ変化率($m y^{-1}$)
 w : 堆積層の幅(m)
 $grad$: 堆積層/土壌の地形勾配

(11)生物攪乱

$$\lambda_{Bioturbation} = \frac{(R-1)B}{R d^2} \quad \text{(付式 6-18)}$$

$\lambda_{Bioturbation}$: 物理的影響や植物等の影響による移行割合(y^{-1})
 R : 堆積層の遅延係数(-)
 B : 物理的影響や植物の影響(Bioturbation)による拡散($m^2 y^{-1}$)
 d : 堆積層の厚さ(m)

(12)堆積層の移動 (ベッドロード)

$$\lambda_{Bed} = \frac{K_d B_l}{(\mathcal{G}_w + K_d \rho)V} \quad \text{(付式 6-19)}$$

λ_{Bed} : 堆積物の移動割合(y^{-1})
 K_d : 堆積層の分配係数($m^3 kg^{-1}$)
 B_l : 年間移動量($kg y^{-1}$)
 \mathcal{G}_w : 堆積層の間隙率 (飽和) (-)
 \mathcal{G} : 堆積層の空隙率 (-)
 ρ : 堆積層の乾燥密度 ($kg m^{-3}$)
 V : 堆積層の体積(m^3)

(13)純沈殿(Net sedimentation)

$$\lambda_{NSed} = \frac{(R-1)S_n}{Rd}$$

(付式 6-20)

- λ_{NSed} : 純沈殿による移動割合(y^{-1})
 R : 海洋部堆積層の遅延係数(-)
 S_n : 堆積層の移動速度($m y^{-1}$)
 d : 海洋部の堆積層の厚さ(m)

4. 被ばく経路

各コンパートメントからの被ばく経路としては、以下の経路について検討を加えるものとした。

- (1) 河川水及び湖水の飲用
- (2) 土壌、堆積層の摂取
- (3) 畜産物摂取
- (4) 水産物摂取
- (5) 粉塵吸入
- (6) エアロゾルの吸入
- (7) ガスの吸入
- (8) 土壌/堆積層からの外部被ばく
- (9) 湖水、河川水、海水からの外部被ばく

(1) 河川水及び湖水の飲用

$$D_{Wat} = C_{fw} Ing_{Wat} DC_{Ing}$$

(付式 6-21)

- D_{Wat} : 水の飲用による線量($Sv y^{-1}$)
 C_{fw} : 飲み水中の放射エネルギー($Bq m^{-3}$)懸濁物は除く
 Ing_{Wat} : 年間飲用水摂取量 ($m^3 y^{-1}$)
 DC_{Ing} : 線量換算係数($Sv Bq^{-1}$)

$$C_{comp} = \frac{Amount}{V}$$

(付式 6-22)

- $Amount$: コンパートメント内の核種量(Bq)
 V : コンパートメント体積 (m^3)

(2) 土壌,堆積層の摂取

$$D_{Sed} = \chi_{Wet} Ing_{Sed} O_{out} DC_{Ing} \quad (\text{付式 6-23})$$

D_{Sed} : 土壌,堆積層成分の経口摂取による被ばく線量 (Sv y⁻¹)

χ_{Wet} : 土壌,堆積層中の核種濃度 (Bq kg⁻¹ wet weight)

Ing_{Sed} : 摂取速度 (kg wet weight h⁻¹)

O_{out} : 年間の摂取時間(h y⁻¹)

DC_{Ing} : 経口摂取による線量換算系集(Sv Bq⁻¹)

$$\chi_{Wet} = \frac{C_{comp}}{\rho + \vartheta_w \rho_w} \quad (\text{付式 6-24})$$

χ_{Wet} : 土壌,堆積層中の核種濃度 (Bq kg⁻¹ wet weight)

C_{comp} : 土壌,堆積層中の核種濃度(Bq m⁻³)

ρ : 乾燥 (バルク) 密度(kg m⁻³)

ϑ_w : 間隙率 (飽和) (-)

ρ_w : 水の密度(kg m⁻³)

(3) 畜産物摂取

$$D_{Ann} = \chi_{Ann} Ing_{Ann} DC_{Ing} \quad (\text{付式 6-25})$$

D_{Ann} : 畜産物摂取による線量(Sv y⁻¹)

χ_{Ann} : 畜産物中の核種濃度(Bq kg⁻¹ fresh weight of product)

Ing_{Ann} : 畜産物の摂取量 (kg fresh weight of product y⁻¹)

DC_{Ing} : 経口摂取による線量換算係数 (Sv Bq⁻¹)

$$\chi_{Ann} = CF_{prod} (\chi_{feed} ING_{feed} + C_{wa} ING_{fwa} + \chi_{Wet} ING_{sa}) + (INH_a O_a C_{air}) CF_{prodinh}$$

(付式 6-26)

χ_{Ann} : 畜産物中の核種濃度(Bq kg⁻¹ fresh weight of product)

CF_{prod} : 畜産物からの移行割合(d kg⁻¹ (fresh weight of product))

χ_{feed} : 畜産物への飼料中の核種濃度 (Bq kg⁻¹ (fresh weight of feed))

ING_{feed} : 畜産物の飼料摂取量(kg (fresh weight) d⁻¹)

C_{wa} : 飼育水中の核種濃度 (Bq m⁻³)

ING_{fwa} : 飼育水の摂取量 (m³ d⁻¹)

C_{comp} : 土壌中の核種濃度(Bq m⁻³)
 ING_{sa} : 畜産物の土壌摂取量 (kg (wet weight of soil) d⁻¹)
 χ_{Wet} : 土壌中の核種濃度 (Bq kg⁻¹ wet weight)
 INH_a : 畜産物の呼吸率(m³ h⁻¹)
 O_a 畜産物の汚染土壌での滞在時間割合(h d⁻¹)
 C_{air} 汚染土壌上での空気中の核種濃度(Bq m⁻³)
 $CF_{prodinh}$: 畜産物の呼吸による核種の移行率(d kg⁻¹ (fresh weight of product))

$$\chi_{feed} = (CF_{Crop} + s_{Crop}) \chi_{Dry} \quad (\text{付式 6-27})$$

χ_{feed} : 畜産物への飼料中の核種濃度 (Bq kg⁻¹ (fresh weight of feed))
 CF_{cro} : 作物の濃縮係数(Bq kg⁻¹ fresh weight of crop/Bq kg⁻¹ (dry weight of soil))
 s_{Crop} : 作物への土壌汚染(kg dry weight soil kg⁻¹ fresh weight of crop)
 χ_{Dry} : 乾燥した表面土壌中の核種濃度(Bq kg⁻¹ dry weight soil)

C_{wa} と C_{Soil} は付式 6-32 で得られた一般的な式を用いて計算されている。淡水になった時点で、ろ過されていない水が沼川の水のコンパートメントから取り込まれると推測される。

$$C_{air} = \chi_{Dry} c_{Dust} \left(1 - \frac{1}{R}\right) + Air_{aero} C_{comp} T_{aero} \quad (\text{付式 6-28})$$

C_{air} : 汚染土壌上での空気中の核種濃度(Bq m⁻³)
 χ_{Dry} : 土壌中核種濃度(Bq kg⁻¹ dry weight soil) (付式 6-29 を用いて計算)
 R : コンパートメントの遅延係数(-) (付式 6-3 を用いて計算)
 c_{Dust} : コンパートメント上空の塵埃量(kg m⁻³)
 Air_{aero} : エアロゾル濃度(m m⁻³)
 c_{comp} : コンパートメント中核種濃度(Bq m⁻³)
 T_{aero} : 波しぶきによる移行促進度(-)

$$\chi_{Dry} = \frac{C_{comp}}{\rho} \quad (\text{付式 6-29})$$

χ_{Dry} : 土壌中核種濃度(Bq kg⁻¹ dry weight soil) (付式 6-29 を用いて計算)
 c_{comp} : コンパートメント中核種濃度(Bq m⁻³)
 ρ : 土壌の乾燥乾燥密度(kg m⁻³)

$$CF_{prodinh} = CF_{proding} \frac{f_L + f_C f_1(inh)}{f_1(ing)} \quad (\text{付式 6-30})$$

$CF_{prodinh}$: 畜産物の呼吸による核種の移行率($d \text{ kg}^{-1}$ (fresh weight of product))

$CF_{proding}$: 畜産物からの移行割合($d \text{ kg}^{-1}$ (fresh weight of product))

f_L : 吸入により肺を通しての吸入割合(-)

f_C : 吸入により胃腸を通しての吸入割合(-)

$f_1(inh)$: 吸入摂取割合(-)

$f_1(ing)$: 経口摂取割合(-)

(4) 水産物摂取

水産物消費による人間への年間個人有効線量 D_{aqfood} (Sv y^{-1}) は以下のように求められる。

$$D_{aqfood} = \chi_{aq} Ing_{aqfood} DC_{ing} O_{marine} \quad (\text{付式 6-31})$$

χ_{aq} : 水産物中の核種濃度(Bq kg^{-1} fresh weight of product)

Ing_{aqfood} : 個人汚染水産物消費率(kg y^{-1})

DC_{ing} : 摂取線量係数(Sv Bq^{-1})

O_{marine} : コンパートメントの寄与割合(-)

$$\chi_{aq} = CF_{aq} C_{fw} \quad (\text{付式 6-32})$$

CF_{aq} : ろ過水 Bq m^{-3} あたりの水産物の濃縮係数(Bq kg^{-1} (fresh weight of product))

C_{fw} : ろ過水の核種濃度(Bq m^{-3}) (付式 6-22 による)

$$C_{fw} = \frac{Amount}{g_w V R} \quad (\text{付式 6-33})$$

$Amount$: コンパートメント中の核種量(Bq)

g_w : 間隙率 (飽和) (-)

V : コンパートメント体積 (m^3)

R : コンパートメントの遅延係数(-)

(5) 塵埃の吸入

塵埃の吸入による人間への年間個人有効線量 D_{Dust} (Sv y^{-1})は以下のように求められる。

$$D_{Dust} = C_{Air} O_{Out} Inh_{Sed} DC_{Inh} \quad (\text{付式 6-34})$$

C_{Air} : 土壌/堆積物上空の核種濃度($Bq\ m^{-3}$) (付式 6-28 による計算)

Inh_{Sed} : 汚染された土壌・堆積物上での人間の呼吸率($m^3\ h^{-1}$)

DC_{Inh} : 吸入の線量係数($Sv\ Bq^{-1}$)

O_{Out} : 屋外の汚染された土壌・堆積物上に人間がいる時間($h\ y^{-1}$)

(6) エアロゾルの吸入

エアロゾル吸入による人間への年間個人有効線量 D_{aero} ($Sv\ y^{-1}$)は以下のように求められる。

$$D_{aero} = Inh_{aero} Air_{aero} O_{aero} C_{comp} T_{aero} DC_{Inh} \quad (\text{付式 6-35})$$

Inh_{aero} : エアロゾルの影響があるエリアでの人間の呼吸率($m^3\ h^{-1}$)

Air_{aero} : エアロゾルの影響があるエリアの空気中のエアロゾルレベル($m^3\ m^{-3}$)

O_{aero} : エアロゾルの影響があるエリアに人間がいる時間 ($h\ y^{-1}$)

C_{comp} : 水コンパートメントの核種濃度($Bq\ m^{-3}$) (付式 6-33 と用いて計算)

T_{aero} : エアロゾル濃度係数(-)

DC_{Inh} : 吸入線量係数($Sv\ Bq^{-1}$)

(7) ガスの吸入

ガスの吸入による人間への年間個人有効線量 D_{gas} ($Sv\ y^{-1}$)は以下のように求められる。

$$D_{gas} = Inh_{gas} O_{gas} C_{gasair} DC_{Inh} \quad (\text{付式 6-36})$$

Inh_{gas} : ガスにより汚染されているエリアでの人間の呼吸率($m^3\ h^{-1}$)

O_{gas} : ガスにより汚染されているエリアに人間がいる時間($h\ y^{-1}$)

C_{gasair} : 空気中の核種ガスの濃度

DC_{Inh} : 放射性核種のガス状吸入の線量係数($Sv\ Bq^{-1}$)

Se-79 と Rn-222 の線量係数は($Sv\ h^{-1} / Bq\ m^{-3}$)で与えられるため付式 6-36 は次式に書き換えられる。

$$D_{gas} = DC_{InhRn} O_{gas} C_{gasair} \quad (\text{付式 6-37})$$

C_{gasair} 項目の数値は、下記により変動する

- ガスの出所 (土壌や堆積物からの脱ガス,水からの脱ガス)
- 核種 (Se-79 または Rn-222)

屋外の土壌/堆積物/水から脱ガスする場合、土壌/堆積物/水上空の空気汚染は以下のように求められる。

$$C_{gasout} = \frac{\lambda_{gas} Amount}{V_{air}} \quad (\text{付式 6-38})$$

C_{gasout} : 屋外の空気中の放射性ガス濃度(Bq m⁻³)
 λ_{gas} : コンパートメントからの放射性核種の脱ガス率(y⁻¹)
 $Amount$: コンパートメントの放射性核種量(Bq)
 V_{air} : 年間に放出されたガスが希釈された空気量(m³y⁻¹)

$$V_{air} = W u h \quad (\text{付式 6-39})$$

W : 風向に垂直なコンパートメントの幅(m)
 u : 平均風速(m y⁻¹)
 h : 垂直混合の高さ(m)

土壌や堆積物上空の Rn-222 空気濃度は以下のように求められる。

$$C_{gasair} = \frac{f_{Rn} A}{V_{air}} \quad (\text{付式 6-40})$$

C_{gasair} : 空気中の Rn-222 の濃度
 f_{Rn} : 土壌や堆積物からの Rn-222 フラックス(Bq m² y⁻¹)
 A : 土壌や堆積物コンポーネント表面積(m²)
 V_{air} : 年間に放出されたガスが希釈された空気量(m³y⁻¹)

f_{Rn} は次式で求められる。

$$f_{Rn} = C_{Ra} e_{Rn} \sqrt{\frac{\lambda_{Rn} D_{Rn}}{g}} \quad (\text{付式 6-41})$$

C_{Ra} : 土壌や堆積物の Ra-226 の濃度(Bq m⁻³)
 e_{Rn} : Rn-222 放射強度(-)
 λ_{Rn} : Rn-222 崩壊定数(y⁻¹)
 D_{Rn} : 土壌や堆積物における Rn-222 実効拡散係数 (m²y⁻¹)
 g : 土壌や堆積物コンパートメント空隙率 (-)

水上空の Rn-222 空気濃度は以下のように求められる。

$$C_{gasair} = \frac{C_{comp} A r_{Rnwat}}{V_{air}} \quad (\text{付式 6-42})$$

C_{gasair} : 空気中の Rn-222 の濃度

C_{comp} : 水コンポーネントの Rn-222 濃度(Bq m⁻³)

A : 水コンポーネント表面積(m²)

r_{Rnwat} : Rn-222 水中移行率(m y⁻¹)

V_{air} : 年間に放出されたガスが希釈された空気量(m³ y⁻¹)

(8) 土壌または堆積層からの外部被ばく

土壌/堆積物からの外部放射による人間への年間個人有効線量 D_{gas} (Sv y⁻¹)は以下のように求められる。

$$D_{ExSed} = C_{comp} O_{Out} DC_{Exts} \quad (\text{付式 6-43})$$

D_{gas} : 土壌/堆積物からの外部放射による人間への年間個人有効線量(Sv y⁻¹)

C_{comp} : 土壌/堆積物中の濃度(Bq m⁻³) C_{comp} : 土壌/堆積物中の濃度(Bq m⁻³) (付式 6-33 を用いて計算)

O_{Out} : 汚染された土壌/堆積物上に人間がいる時間(h y⁻¹)

DC_{Exts} : 土壌/堆積物からの外部被ばくの線量係数(Sv h⁻¹/Bq m⁻³)

(9) 水からの外部被ばく

浸水による外部放射からの人間への年間個人有効線量 D_{Exwat} (Sv y⁻¹)は以下のように求められる。

$$D_{Exwat} = C_w O_{Wat} DC_{Extw} \quad (\text{付式 6-44})$$

D_{Exwat} : 浸水による外部放射からの人間への年間個人有効線量(Sv y⁻¹)

C_w : 水の中の放射性核種濃度(Bq m⁻³) (付式 6-22 (濾過水) または, 付式 6-33 (非濾過水) を用いた計算)

O_{Wat} : 水の中に人間がいる時間(h y⁻¹)

DC_{Extw} : 外部被ばくの線量係数(Sv h⁻¹/Bq m⁻³)

付録7 生物圏モデルに使用したデータセット

本文 3.3.4 に述べた生物圏評価のモデルにおいて、付録 6 に述べた支配方程式のパラメータに対するデータセットを以下に記述する。

付表 7-1 コンパートメントに依存しないデータセット (1/2)

パラメータ	説明	単位	値	備考
λ_{gas}	土壌/堆積層からの放射性核種 Se-79 の脱ガス率	y^{-1}	3.2E-2	Amiro (1992) に基づき設定した。
λ_{Rn}	Rn-222 の崩壊定数	y^{-1}	6.6E+1	$\ln(2)/(\text{半減期})$
ρ_w	水の密度	kg m^{-3}	1E+3	Lide (2000) に基づき設定した。
A_{fw}	浸水・灌漑の生じるコンパートメントの面積	m^2	8.5E+2	浸水・灌漑で影響を受けるのは表面土壌の 20%だと仮定している。(Little, 2002 と一致)
d_{fw}	浸透水の年間の浸水深さ	m y^{-1}	5E-2	浸水は平均すると 0.1 m の深さで毎年生じることと、50%(すなわち 0.05 m の深さ)の浸水は表面土壌にしみ込むことを仮定して計算。
d_{tm}	乱流混合の深さ	m y^{-1}	1E-1	乱流混合が原因で、無酸素層の堆積物によって、0.1 m の深さの有酸素層の堆積物が一年に一回懸濁されると設定。
e_{Rn}	Rn-222 放射強度	-	3.0E-1	Amiro (1992) に基づき設定した。
grad	堆積層・土壌の地形勾配	m	0.015	勾配は 0.01 以下であるが、保守的に移行率を最大にするため、0.01 と仮定した。
h	垂直混合の高さ	m	2E+0	IAEA (2003) に基づき設定した。
r_{rsed}	堆積層の再浮遊による移行率	m y^{-1}	3.65E+1	深さ 0.1 m のコンパートメントが一日に一回懸濁されると仮定して計算されている。(Little, 2002)
S_n	堆積層の純沈殿による移動速度	m y^{-1}	5E-5	海洋沈降速度の 67%となるように設定。(Walke <i>et al.</i> , 2004 と一致)

付表 7-1 コンパートメントに依存しないデータセット (2/2)

パラメータ	説明	単位	値	備考
SL _{ch}	一年あたりの海面高さの変化率	m y ⁻¹	-1.14E-3 6.0E-3 -1.14E-3 6.0E-3	変化率が負である場合は海面の高さが下降傾向にあり、正である場合は上昇傾向にある。変化率の絶対値は氷期間氷期サイクルを反映している。以下の年代に沿って界面の高さは変化するとしている。 現在～10.5 万年後 10.5 万年後～12.5 万年後 12.5 万年後～23 万年後 23 万年後～25 万年後
V _{aero}	波しぶきの年間体積	m ³ y ⁻¹	8.5E+3	沿岸での波しぶきの移動速度は 1E-1 から 1E+1 m ³ y ⁻¹ per m とされている (Lawson and Smith, 1985)。最良の評価として、1E+0 m ³ y ⁻¹ per m と 8500m の沿岸長を仮定した。
u	平均風速	m y ⁻¹	1.1E+8	サイト特有の平均速度 3.5ms ⁻¹

参考文献

- Amiro, B. D. (1992) : The Atmospheric Submodel for the Assessment of Canada's Nuclear Fuel Waste Management Concept. Atomic Energy of Canada Limited 9889, COG-91-199.
- IAEA (2003) : Derivation of Activity Limits for the Disposal of Radioactive Waste in Near Surface Disposal Facilities. IAEA-TECDOC-1380, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Lawson, G and Smith, G M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- Lide, D. R. (2000) : Handbook of Chemistry and Physics, 81st Edition. CRC Press, ISBN: 0849304814, June 2000.
- Little, R. H. (2002) : The Development of an Assessment Biosphere or an Inter-tidal Receptor. Quintessa Report QRS-1111A-8 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.
- Walke, R. C., Little, R. H., Watkins, B. M., Smith, G. M. and Punt, A. (2004) : The Further Identification and Justification of an Assessment Biosphere or a Marine Receptor. Quintessa Report QRS-1111C-4 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.

付表 7-2 コンパートメントに依存するデータセット (1/4)

パラメータ	記述	単位	コンパートメント	値	備考
α	水中への堆積層(物)の溶解量	kg m ⁻³	潮間帯水	1.0E+1	Little (2002) に基づき設定した。
			沿岸海水	7.0E-3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
ε	コンパートメント内の飽和度	-	表層土壌	7.5E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			飽和度の変化する下部土壌	8.75E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			潮間帯水	1E+0	飽和を想定した。
			潮間帯堆積層	1E+0	飽和を想定した。
			沿岸海水	1E+0	飽和を想定した。
			沿岸海底堆積層表面(有酸素層)	1E+0	飽和を想定した。
			沿岸海底堆積層表面(無酸素層)	1E+0	飽和を想定した。
θ	全空隙率	-	表面土壌	4.0E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			飽和度の変化する下部土壌	4.0E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			潮間帯水	9.96E-1	Little (2002) に基づき設定した。
			潮間帯堆積層	5.0E-1	Little (2002) に基づき設定した。
			沿岸海水	1E+0	極低濃度の堆積物と飽和した系
			沿岸海底堆積層(有酸素層)	5.0E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			沿岸海底堆積層(無酸素層)	5.0E-1	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
ρ_g	真密度	kg m ⁻³	表層土壌	2.65E+3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			飽和度の変化する下部土壌	2.65E+3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			潮間帯堆積層	2.65E+3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			沿岸海底堆積層表面(有酸素層)	2.65E+3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
			沿岸海底堆積層表面(無酸素層)	2.65E+3	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。

付表 7-2 コンパートメントに依存するデータセット (2/4)

パラメータ	記述	単位	コンパートメント	値	備考
A	ドナーコンパートメントの表面積	m ²	表面土壌	4.25E+3	沿岸から内陸側に500mほど波しぶきがかかること (Little, 2002 と一致) と、沿岸長が8500m (沿岸海水と同じ) であることを仮定して算出した。
			飽和度の変化する下部土壌	4.25E+3	表面土壌と同じ
			潮間帯水	7.2E+5	現在の潮差1.7mが持続し、平均勾配は0.01%であると仮定した。従って沿岸と垂直な潮間帯水の平均的な幅は85mである。沿岸と平行な長さは8.5kmであると仮定し算出した (沿岸海水と同じ)。
			潮間帯堆積層	1.4E+6	現在の潮差1.7mが持続し、平均勾配は0.01%であると仮定した。従って沿岸と垂直な潮間帯水の平均的な幅は85mである。沿岸と平行な長さは8.5kmであると仮定し算出した (沿岸海水と同じ)。
			沿岸海水	3.8E+7	沿岸線に垂直な幅を4.5km (沿岸線から処理場まで一番遠い距離) と沿岸線に平行な長さ8.5km (近海と同じ) を仮定した。この4.5kmの長さは、沿岸海水の潮汐流が海岸線にそって平行である (深淺測量チャートやPOMモデリング結果と一致すること、潮汐の平均速度が1.5E-1 ms ⁻¹ (Little, 2002) から導かれる。満ち潮は3.24km、引き潮は3.24kmを6時間で移動する。処分場の沿岸線に平行な長さを2kmとすると、潮汐周期の間に処分場を起源とする水が沿岸線に平行に流れる距離は3.24+3.24+2.0km (すなわち、8.5km) となる。
			沿岸海底堆積層表面 (有酸素層)	3.8E+7	関連した水のコンパートメントと同一
			沿岸海底堆積層表面 (無酸素層)	3.8E+7	関連した水のコンパートメントと同一
			Air _{aero}	エアロゾル濃度	m m ⁻³
沿岸海水	1E-11	Lawson and Smith (1985) に基づき設定した。			
B	物理的影響や植物の影響による拡散係数	m ² y ⁻¹	沿岸海底堆積層表面 (有酸素層)	3.2E-5	Generic value from Klos <i>et al.</i> (1989) に基づき設定した。

付表 7-2 コンパートメントに依存するデータセット (3/4)

パラメータ	記述	単位	コンパートメント	値	備考
B _i	堆積層からの年間移動量	kg y ⁻¹	潮間帯堆積層	1.3E+5	潮間帯堆積層の1%の重量が掃流砂と交換されるとした。
			沿岸海底堆積層表面 (有酸素層)	1.3E+5	潮間帯堆積層の1%の重量が掃流砂と交換されるとした。
C _{Dust}	コンパートメント上級の塵埃量	kg m ⁻³	表面土壌	1.0E-7	海岸環境の値と一致 (Haslam <i>et al.</i> , 1994)
			潮間帯堆積層	1.0E-7	海岸環境の値と一致 (Haslam <i>et al.</i> , 1994)
d	コンパートメントの深さ	m	表層土壌	3.0E-1	Little (2002) に基づき設定した。
			飽和度の変化する下部土壌	2.0E+0	Little (2002) に基づき設定した。
			潮間帯水	8.5E-1	平均的な深さが0.85mであるとき、潮差が1.7mである。
			潮間帯堆積層	1.0E-1	波の作用が堆積を妨げるとした値。(Little, 2002 と一致)
			沿岸海水	2.0E+1	0m から 40m の深さの沿岸海水を平均した深さ。
			沿岸海底堆積層表面 (有酸素層)	1E-1	海洋生物相による有酸素化によるとした。
			沿岸海底堆積層表面 (無酸素層)	4E-1	無酸素の堆積層の深さとした。(Walke <i>et al.</i> , 2004)
d _{eros}	コンパートメントでの削剥速度	m y ⁻¹	表層土壌	3E-4	本文 3.3 での掘削速度の設定を用いた。
			飽和度の変化する下部土壌	3E-4	表層土壌と同じだと仮定。
			潮間帯堆積層	1E-4	空気の流れが2 mの高さまでは1 mあたり2.21E+8 m ³ y ⁻¹ であるため、サイト特有の平均風速を3.5ms ⁻¹ として計算をした。1E-7 kgm ⁻³ の空気中の塵が舞い上がるとすると、22.07 kgy ⁻¹ の堆積物が1 mあたり浮遊する。堆積物の大部分の密度が1325 kgm ⁻³ であるとすると、1 mあたり1.67E-2 m ³ y ⁻¹ の堆積物の流れとなる。海岸線の長さが8500 mであるとして、潮間帯堆積層から表面土壌へ移動する流れは1.42E+2 m ³ y ⁻¹ となる潮間帯堆積層の面積は1.4E+6 m ² なので、風化による削剥速度は1.0E-4 my ⁻¹ となる。

付表 7-2 コンパートメントに依存するデータセット (4/4)

パラメータ	記述	単位	コンパートメント	値	備考
Q	上流コンパートメントにおける潮汐による流量	m ³ y ⁻¹	潮間帯水	Tidal: 4.5E+8 Current: 0.0E+0	潮間帯水 (6.12E+5m ³) が一日に2回懸濁されるとした。
			沿岸海水	Tidal: 4.5E+8 Current: 7.4E+11	潮間帯水からの潮流の流量と同じだとした。海岸線に沿った速度が0.26 ms ⁻¹ であるとして、海岸線に垂直な長さが4.5 km、平均的な深さは20 mであるとした。
q	コンパートメント間の通過流量	m y ⁻¹	表層土壌	4.8E-1	全雨量 (4.3E-1 my ⁻¹) の40%と灌漑水 (5E-2my ⁻¹) の50%が表面土壌を通してしみ込む (Little, 2002 や Walke <i>et al.</i> , 2004 と一致)
			飽和度の変化する下部土壌	4.8E-1	表層土壌と同じ値だとした。
			潮間帯堆積層	0.0E+0 7.1E-1 0.0E+0 7.1E-1	氷期-間氷期サイクルや地殻変動による隆起に起因する海水準変動に依存するため、流量は時間依存となる。処分場上部の陸は海に覆われる間は、潮間帯堆積層を通した流れは無いものと考えられる。(Little, 2002) 一度、処分場上部の陸が露出し始めると、1.4E+6 m ² の領域に1E+6 m ³ y ⁻¹ の活性地下水の流れが考えられる。現在は水に覆われている処分場上部が陸化するのには1.3万年後から8.725万年後である。海水準が下がり、陸地となるには、8.725万年後から9.55万年後である。これらが周期的に繰り返される。
r _{Rwat}	Rn-222 水中移行率	m y ⁻¹	潮間帯水	4.6E-6	Amiro (1992) に基づき設定した。
			沿岸海水	4.6E-6	Amiro (1992) に基づき設定した。
S _g	堆積層に関連した総沈殿生成速度	m y ⁻¹	潮間帯水	3.65E+1	再浮遊速度と同じであるとした。
			沿岸海水	7.5E-5	Walke <i>et al.</i> (2004) に基づき設定した。
W	風向きに垂直なコンパートメントの幅	m	表面土壌	5.0E+2	保守的にコンパートメントの短い次元の長さとした。
			潮間帯水	8.5E+1	保守的にコンパートメントの短い次元の長さとした。
			潮間帯堆積層	1.7E+2	保守的にコンパートメントの短い次元の長さとした。
			沿岸海水	4.5E+3	保守的にコンパートメントの短い次元の長さとした。
			沿岸海底堆積層表面(有酸素層)	4.5E+3	沿岸海水と同じであるとした。

参考文献

- Amiro, B. D. (1992) : The Atmospheric Submodel for the Assessment of Canada's Nuclear Fuel Waste Management Concept. Atomic Energy of Canada Limited 9889, COG-91-199.
- Haslam, I. K., Brennan, S. A., Green, N., Hammond, D. J., and Wilkins, B. T. (1994) : Assessment of Current Doses Arising from the Occupancy of Cumbrian Beaches and Preliminary Studies of the Radionuclide Behaviour in Beach Systems. National Radiological Protection Board, NRPB-M462, Chilton, UK.
- Lawson, G., and Smith, G. M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- Little, R. H. (2002) : The Development of an Assessment Biosphere or an Inter-tidal Receptor. Quintessa Report QRS-1111A-8 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.
- Klos, R. A., Smith, K. R., and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- Walke, R. C., Little, R. H., Watkins, B. M., Smith, G. M., and Punt, A. (2004) : The Further Identification and Justification of an Assessment Biosphere or a Marine Receptor. Quintessa Report QRS-1111C-4 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.

付表 7-3 各コンパートメントでの放射性核種半減期(1/2)

放射性核種	半減期 (y) (1)
	$t_{1/2}$
Se-79	6.50E+04 (2)
Sr-90	2.91E+01
Zr-93	1.53E+06
Nb-93m	1.36E+01
Nb-94	2.03E+04
Tc-99	2.13E+05
Pd-107	6.50E+06
Sn-126	1.00E+05
Cs-135	2.30E+06
Cs-137	3.00E+01
Sm-151	9.00E+01
Pb-210	2.23E+01
Po-210	3.79E-01
Rn-222	1.05E-02
Ra-226	1.60E+03
Ra-228	5.75E+00
Ac-227	2.18E+01
Th-228	1.91E+00
Th-229	7.34E+03
Th-230	7.70E+04
Th-232	1.40E+10
Pa-231	3.28E+04
Pa-233	7.39E-02
U-233	1.59E+05

注) 表中の () 内の番号は付 7-9 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7-3 各コンパートメントでの放射性核種半減期 (2/2)

放射性核種	半減期 (y) (1)
	$t_{1/2}$
U-234	2.45E+05
U-235	7.04E+08
U-236	2.34E+07
U-238	4.47E+09
Np-237	2.14E+06
Pu-239	2.41E+04
Pu-240	6.54E+03
Pu-241	1.44E+01
Pu-242	3.76E+05
Am-241	4.32E+02
Am-243	7.38E+03
Cm-245	8.50E+03
Cm-246	4.73E+03

Notes

- (1) 半減期データは ICRP (1983) から参照した。
- (2) Se-79 の半減期については、 1.13×10^6 年 (Li *et al.*, 1997) であると示唆されている。しかし、ここでは第 2 次取りまとめ (JNC, 1999) での Se-79 の半減期 (6.5 万年) を用いる。

参考文献

ICRP (1983) : Radionuclide Transformations Energy and Intensity of Emissions. International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 38. Pergamon Press, Oxford.

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ—, 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

Li, C., Guo, J., and Li, D. (1997) : A procedure for the Separation of ^{79}Se from Fission Products and Application to the Determination of the ^{79}Se Half-life, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 200, No.1, pp.69-71.

付表 7-4 汚染物質のパラメータ：摂取，吸入，外部被ばくの線量係数(1/2)

線量係数 (1)				
放射性核種	摂取	吸入	外部被ばく (6)	
			土壌から	水から
	(Sv Bq ⁻¹) (2)	(Sv Bq ⁻¹) (2) (3)	(Sv h ⁻¹ /Bq m ⁻³)	(Sv h ⁻¹ /Bq m ⁻³)
	DC _{Ing}	DC _{Inh}	DC _{Exts}	DC _{Extw}
Se-79	2.9E-09	1.1E-09	3.0E-19	1.6E-17
Se-79 (gas)	-	2.9E-9 (4) (7)		
Sr-90	3.1E-08	3.8E-08	7.9E-16	4.0E-15
Zr-93	1.1E-09	1.0E-08	0.0E+00	0.0E+00
Nb-93m	1.2E-10	5.1E-10	1.4E-18	2.6E-17
Nb-94	1.7E-09	1.1E-08	1.8E-13	5.6E-13
Tc-99	6.4E-10	4.0E-09	2.1E-18	1.1E-16
Pd-107	3.7E-11	5.9E-10	0.0E+00	0.0E+00
Sn-126	5.1E-09	2.8E-08	2.1E-13	7.0E-13
Cs-135	2.0E-09	6.9E-10	6.2E-19	3.7E-17
Cs-137	1.3E-08	4.6E-09	6.2E-14	2.0E-13
Sm-151	9.8E-11	4.0E-09	1.3E-20	2.1E-19
Pb-210	6.9E-07	1.0E-06	1.4E-16	1.5E-15
Po-210	1.2E-06	3.3E-06	9.5E-19	3.0E-18
Ra-226	2.8E-07	3.5E-06	2.0E-13	6.5E-13
Rn-222	-	2.4E-9 (5) (8)	-	-
Ra-228	6.9E-07	2.6E-06	1.1E-13	3.5E-13
Ac-227	1.2E-06	5.7E-04	3.6E-14	1.4E-13
Th-228	1.4E-07	4.3E-05	1.9E-13	6.3E-13

注) 表中の () 内の番号は付 7-12 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7-4 汚染物質のパラメータ：摂取，吸入，外部被ばくの線量係数 (2/2)

線量係数 (1)				
放射性核種	摂取	吸入	外部被ばく (6)	
			土壌から	水から
	(Sv Bq ⁻¹) (2)	(Sv Bq ⁻¹) (2) (3)	(Sv h ⁻¹ /Bq m ⁻³)	(Sv h ⁻¹ /Bq m ⁻³)
	DC _{Ing}	DC _{Inh}	DC _{Exts}	DC _{Extw}
Th-229	6. 1E-07	8. 6E-05	2. 9E-14	1. 1E-13
Th-230	2. 1E-07	1. 4E-05	2. 1E-17	1. 2E-16
Th-232	2. 3E-07	2. 5E-05	8. 8E-18	5. 9E-17
Pa-231	7. 1E-07	1. 4E-04	3. 4E-15	1. 2E-14
Pa-233	8. 7E-10	3. 9E-09	1. 8E-14	6. 7E-14
U-233	5. 1E-08	3. 6E-06	2. 4E-17	1. 1E-16
U-234	4. 9E-08	3. 5E-06	6. 6E-18	5. 0E-17
U-235	4. 7E-08	3. 1E-06	1. 3E-14	5. 5E-14
U-236	4. 7E-08	3. 2E-06	3. 4E-18	3. 2E-17
U-238	4. 8E-08	2. 9E-06	3. 0E-15	1. 2E-14
Np-237	1. 1E-07	2. 3E-05	1. 3E-15	7. 2E-15
Pu-239	2. 5E-07	5. 0E-05	5. 1E-18	2. 8E-17
Pu-240	2. 5E-07	5. 0E-05	2. 2E-18	2. 9E-17
Pu-241	4. 8E-09	9. 0E-07	3. 3E-19	1. 5E-18
Pu-242	2. 4E-07	4. 8E-05	1. 9E-18	2. 4E-17
Am-241	2. 0E-07	4. 2E-05	7. 2E-16	5. 5E-15
Am-243	2. 0E-07	4. 1E-05	1. 6E-14	7. 0E-14
Cm-245	2. 1E-07	4. 2E-05	5. 9E-15	2. 8E-14
Cm-246	2. 1E-07	4. 2E-05	1. 6E-18	2. 6E-17

注) 表中の () 内の番号は付 7-12 ページの Notes の番号に対応する。

Notes

- (1) 吸入と被ばくの時間内での永続平衡を考慮した、明記されていない短寿命の娘核種（半減期が25日以下）の影響を含めた値。
- (2) 他に述べられていないが、全てのデータは参考文献[1]によるもの。
- (3) 吸入線量係数に対しては、参考文献[1]から肺による吸入タイプ（勧告されたデフォルトの吸収タイプ）と関連する線量係数が示されている。参考文献[1]に記載がないタイプに関しては、記載されている線量係数の最大値を用いている。
- (4) Se-79 ガスに対しては参考文献[1]には載っていない。しかしながら、Se-79 ガスが、肺細胞膜と接触したとたんには解離すると仮定すると、参考文献[1]の摂取に対する線量係数を使うことが出来る。
- (5) 参考文献[2]のデータで、単位は、空気中で $\text{Sv h}^{-1}/\text{Bq m}^{-3}$ である。
- (6) 土壌への被ばくである外部被ばく線量係数は、無限の深さまで汚染された土壌に対するものである。全ての外部被ばくデータは <http://tis.eh.doe.gov/oepra/risk/> からとられたもので、このサイトでは参考文献[3]のモデルに基づく放射データと、さらに ICRP 出版物 60 線量定義に基づく線量測定データを追記したデータを掲載している。
- (7) DC_{Inhng} の値として用い、付録 6 の付式 6-37 に適用する。
- (8) $\text{DC}_{\text{InhngRn}}$ の値として用い、付録 6 の付式 6-37 に適用する。

参考文献

- [1] ICRP (1996) : Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. International Commission on Radiological Protection, ICRP 72, Pergamon Press, Oxford.
- [2] ICRP (1993) : Protection against Radon-222 at Home and Work. International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 65, Ann. ICRP. 23 (2), Pergamon Press, Oxford.
- [3] Eckerman, K. F. and Ryman, J. C. (1993) : External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil. Exposure-to-Dose Coefficients for General Application, Based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance. Federal Guidance Report No 12. United States Environmental Protection Agency EPA402-R-93-08.

付表 7-5 元素ごとのデータセット (1/3)

元素	吸入 クラス (1)	吸入により肺を通 しての吸入割合 (2) (f_L) (-)		吸入により胃腸を 通しての吸入割合 (3) (f_o) (-)		吸入摂取割合 (4) ($f_i(\text{inh})$) (-)		経口摂取割合 (5) ($f_i(\text{ing})$) (-)		エアロゾル 濃縮係数 (T_{aero}) (-)		穀物肥料の濃縮係数 (CF_{past}) (Bq kg^{-1} (穀物肥料の重量)/ Bq kg^{-1} (乾燥した土壌の重量))	
		設定値 (6)	参考 文献	設定値 (6)	参考 文献	設定値	参考 文献	設定値	参考 文献	設定値 (11)	参考 文献	設定値	参考文献
Se	F	4.5E-01	[1]	1.3E-01	[1]	8.0E-01	[2]	8.0E-01	[2]	1E+0	[3]	1E+0	[4], [5]
Sr	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-01	[2]	3.0E-01	[2]	1E+0	[3]	3E+0 (7)	-
Zr	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	2.0E-03	[2]	1.0E-02	[2]	1E+1	[3]	5E-3	[4]
Nb	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-02	[2]	1.0E-02	[2]	1E+1	[3]	1E-2 (7)	-
Tc	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-01	[2]	5.0E-01	[2]	1E+0	[3]	1E+1 (8)	-
Pd	F, M or S	4.5E-01	[1]	1.3E-01	[1]	5.0E-03	[2]	5.0E-03	[2]	1E+0	[3]	2E-1	[6]
Sn	F or M	4.5E-01	[1]	1.3E-01	[1]	2.0E-02	[2]	2.0E-02	[2]	1E+1	[3]	2E-1 (9)	-
Cs	F	4.5E-01	[1]	1.3E-01	[1]	1.0E+00	[2]	1.0E+00	[2]	1E+0	[3]	3E-2 (9)	-
Sm	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	2E-3	[4]

注) 表中の () 内の番号は付 7-16 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7-5 元素ごとのデータセット (2/3)

元素	吸入 クラス (1)	吸入により肺を通し ての吸入割合 (2) (f_L) (-)		吸入により胃腸を通 しての吸入割合 (3) (f_o) (-)		吸入摂取割合 (4) ($f_i(\text{inh})$) (-)		経口摂取割合 (5) ($f_i(\text{ing})$) (-)		エアロゾル 濃縮係数 (T_{aero}) (-)		穀物肥料の濃縮係数 (CF_{past}) (Bq kg^{-1} (穀物肥料の重量)/ Bq kg^{-1} (乾燥した土壌の重量))	
		設定値 (6)	参考 文献	設定値 (6)	参考 文献	設定値	参考 文献	設定値	参考 文献	設定値 (11)	参考 文献	設定値	参考文献
Pb	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-01	[2]	2.0E-01	[2]	1E+1	[3]	1E-2	[4]
Po	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-01	[2]	5.0E-01	[2]	1E+1	[3]	2E-4	[4]
Ra	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	1.0E-01	[2]	2.0E-01	[2]	1E+0	[3]	4E-2	[4]
Ac	F, M or S	4.5E-01	[1]	1.3E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	1E-3	[4]
Th	S	5.0E-02	[1]	5.7E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	1E-3	[7]
Pa	M or S	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	4E-2	[4]
U	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	2.0E-02	[2]	2.0E-02	[2]	1E+0	[3]	1E-3 (8)	-

注) 表中の () 内の番号は付 7-16 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7-5 元素ごとのデータセット (3/3)

元素	吸入クラス (1)	吸入により肺を通しての吸入割合 (2) (f_l) (-)		吸入により胃腸を通しての吸入割合 (3) (f_o) (-)		吸入摂取割合 (4) ($f_i(\text{inh})$) (-)		経口摂取割合 (5) ($f_i(\text{ing})$) (-)		エアロゾル濃縮係数 (T_{aero}) (-)		穀物肥料の濃縮係数 (CF_{past}) (Bq kg^{-1} (穀物肥料の重量)/ Bq kg^{-1} (乾燥した土壌の重量))	
		設定値 (6)	参考文献	設定値 (6)	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値 (11)	参考文献	設定値	参考文献
Np	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+0	[3]	5E-3 (7)	-
Pu	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	1E-3 (7)	-
Am	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	5E-3 (7)	-
Cm	M	1.1E-01	[1]	5.0E-01	[1]	5.0E-04	[2]	5.0E-04	[2]	1E+1	[3]	5E-3 (10)	-

注) 表中の () 内の番号は付 7-16 ページの Notes の番号に対応する。

Notes

- (1) 吸入クラスは、早い(Fast, F), 中間(Medium, M), 遅い(Slow, S)のクラス (参考文献[2]の勧告による) に分割できる。原子は複数のクラスを持つことが出来き、最も早いクラスのデータが選ばれている。参考文献[2]には、F, M と S は参考文献[1]にある D, W と Y の吸入クラスに大筋で関連するともある。
- (2) 肺を通して移動する、人間の体循環系に到達する吸入活性のある区画。
- (3) 人間の胃腸器官に吸収される吸入活性のある区画。
- (4) 胃腸器官に吸収され体循環系に移行する、吸入活性のある区画。
- (5) 人間の体液に到達する、経口摂取活性の区画。最良の評価を ICRP 報告から良く特徴付けることで、範囲指定をしていない。
- (6) 吸入クラスでは、平均空気動力的直径 $1.0E-06m$ が最良評価と勧告される。
- (7) 参考文献[4]と[9]を考慮してデータベース中で平均を表す値。
- (8) データベース内の最良評価した大きい変動を考慮した。値は参考文献[4]と[9]のデータベースの平均を表す。
- (9) データが欠落しているため、他の農作物の値と同一とした。
- (10) 参照文献[4], [5]と[8]を暗に使っている。
- (11) 海底表面の K_d が $100 m^3 kg^{-1}$ 以上の原子に一般的な値として 10 を用い、他の原子は 1 としている。

参考文献

- [1] Coughtrey, P. J., Jackson, D. and Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A compendium of data. Vols. 1-6, AA Balkema, Rotterdam.
- [2] ICRP (1996) : Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. International Commission on Radiological Protection, ICRP 72, Pergamon Press, Oxford.
- [3] Eakins, J. D., Lally, A. E., Burton, P. J., Kilworth, D. R. and Pratley, F. A. (1982) : Studies in Environmental Radioactivity in Cumbria: Part 5, The Magnitude and Mechanism of Enrichment of Sea Spray with Actinides in West Cumbria. Harwell, UKAEA Report AERE-R10127.
- [4] Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [5] Brown, J. and Simmonds, J. R. (1995) : FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains. National Radiological Protection Board, NRPB-R273 HMSO, London.
- [6] Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [7] IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- [8] Jackson, D. (1984) : Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.

- [9] Bergström, U., Nordlinder, S. and Aggeryd, I. (1999) : Models for Dose Assessment - Modules for Various Biosphere Types. SKB TR-99-14, Svensk Kärnbränslehantering.

付表 7- 6 元素とコンパートメントに依存するデータセット (1/2)

元素	吸着係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) (Kd)						実効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{y}^{-1}$) (D)	
	砂土		海底表層		海底堆積層		海水 (4)	堆積物 (5)
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献		
Se	5.5E-2	[3]	3E+0	[5]	3E+0	[5]	1.1E-1	1E-2
Sr	1.3E-2	[1]	8E-3	[5]	8E-3	[5]	3.8E-2	1E-2
Zr	6.0E-1	[1], [2]	2E+3	[5]	2E+3	[5]	3.8E-2	1E-2
Nb	1.6E-1	[1], [2]	8E+2	[5]	8E+2	[5]	3.8E-2	1E-2
Tc	1.4E-4	[1]	1E-1 (1)	[5]	1E+1 (3)	[4], [5], [6]	7.6E-2	1E-2
Pd	5.5E-2	[1], [2]	6E+0	[5]	6E+0	[5]	7.6E-2	1E-2
Sn	1.3E-1	[1], [2]	4E+3	[5]	4E+3	[5]	7.6E-2 (6)	1E-2
Cs	2.7E-1	[1], [2]	4E+0	[5]	4E+0	[5]	7.6E-2	1E-2
Sm	2.4E-1	[1]	3E+3	[5]	3E+3	[5]	1.1E-1 (7)	1E-2
Pb	2.7E-1	[1], [2]	1E+2	[5]	1E+2	[5]	7.6E-2	1E-2
Po	1.5E-1	[1], [2]	2E+4	[4], [5]	2E+4	[4], [5]	7.6E-2	1E-2

注) 表中の () 内の番号は付 7-20 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7- 6 元素とコンパートメントに依存するデータセット (2/2)

元素	吸着係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) (Kd)						実効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{y}^{-1}$) (D)	
	砂土		海底表層		海底堆積層		海水 (4)	堆積物 (5)
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献		
Ra	4. 9E-1	[1], [2]	2E+0	[5]	2E+0	[5]	7. 6E-2	1E-2 Rn: 9. 8E+0 (soil) [7] Rn: 6. 6E-3 (sediment) [7]
Ac	4. 5E-1	[1], [2]	2E+3	[4], [5]	2E+3	[4], [5]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Th	3. 0E+0	[1], [2]	3E+3	[5]	3E+3	[5]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Pa	5. 4E-1	[1], [2]	5E+3	[5]	5E+3	[5]	1. 1E-1 (7)	1E-2
U	3. 3E-2	[1], [2]	1E+0 (1)	[5]	1E+1 (3)	[4]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Np	4. 1E-3	[1]	1E+0 (1)	[5]	5E+1 (3)	[4]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Pu	5. 4E-1	[1], [2]	1E+2 (1)	[5]	2E+4 (3)	[4], [6]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Am	2. 0E+0	[1], [2]	2E+3 (1)	[5]	2E+4 (3)	[4], [5]	1. 1E-1 (7)	1E-2
Cm	4. 4E+0	[3]	2E+3 (2)	[5]	2E+4 (3)	[4], [5]	1. 1E-1 (7)	1E-2

注) 表中の () 内の番号は付 7-20 ページの Notes の番号に対応する。

Notes

- (1) 値の範囲は酸化と還元の両条件を反映している。最良評価を選ぶ際には、堆積層表面の酸化条件を反映した分布の下端の値を用いた。
- (2) 値の範囲は酸化と還元を反映している。他のアクチニドと一致する値を最良評価としている。
- (3) 値の範囲は酸化と還元を反映している。堆積層表面の還元条件を反映した分布の上端の値を最良評価としている。
- (4) 遊離水の値を用いた。一般には、大部分の原子に対して拡散データが直接測定されていないため、想定された水溶性の原子に対し、そのサイズから推定している。
- (5) 砂、砂と粘土の混合土、参考文献[8]の粘土の値を基にした。最良の評価として、砂と粘土の混合物を代表して選んだ。
- (6) Sn はハロゲン錯体を形成している。
- (7) 錯体を形成している。

参考文献

- [1] IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- [2] Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J. J, Jones, L. G, Wang, Y. Y., Chia, Y. P., and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS-8.
- [3] Sheppard, M. I. and Thibault, D. H. (1990) : Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, Kds, for Four Major Soil Types: A Compendium. Health Physics, 59(4), 471-482, 1990.
- [4] IAEA (2001) : Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. International Atomic Energy Agency Safety Report Series No 19, Vienna.
- [5] IAEA (2004) : Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. IAEA Tech. Rep. Series No. 422, Vienna.
- [6] Karlsson, S., Bergström, U. and Meili, M. (2001) : Models for Dose Assessment – Models Adapted to the SFR-area, Sweden. SKB TR-01-04, Svensk Kambranslehantering.
- [7] Walke, R. C., Little, R. H., Watkins, B. M., Smith, G M., and Punt, A. (2004) : The Further Identification and Justification of an Assessment Biosphere or a Marine Receptor. Quintessa Report QRS-1111C-4 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.
- [8] Savage, D. and Stenhouse, M. (2002) : SFR Vault Database. SKI Report 02:53.

付表 7- 7 家畜生産品のパラメータ

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
ING _{feed}	家畜による汚染された餌の消費率	kg (fresh weight) d ⁻¹	畜牛	6. 0E+1	[2]
			羊	1. 3E+1	[1]
INH _a	汚染された表面土壌に生息する家畜の呼吸率	m ³ h ⁻¹	畜牛	5. 4E+0	[4]
			羊	3. 6E-1	[4]
O _a	汚染された表面土壌に滞在する家畜の滞在頻度	h d ⁻¹	畜牛	Boreal: 1. 2E+1 Tundra: 6E+0	寒帯の表面土壌上にいる家畜の寿命の50%の平均とした。ツンドラの酷い状況では25%とした。
			羊	Boreal: 1. 2E+1 Tundra: 6E+0	
ING _{sa}	家畜による表面土壌層から汚染された土壌の消費速度	kg (wet weight of soil) d ⁻¹	畜牛	Boreal: 4E-1 Tundra: 2E-1	より低い占有時間を反映するため、参照文献[1]と[3]にある温和な状況での速度
			羊	Boreal: 1 E-1 Tundra: 5E-2	

注) Boreal は亜寒帯気候, Tundra はツンドラ気候を表す

参考文献

- [1] IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- [2] Iyogi, T. *et al.* (2003) : Livestock feed for domestic animals in and around Rokkasho, Aomori. In Inaba J *et al.* (eds) Radioecology and Environmental Dosimetry, pp. 145-151. Institute for Environmental Sciences, Japan.
- [3] Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [4] Smith, G M., Watkins, B. M., Little, R. H., Jones, H. M., Mortimer, A. A. (1996) : Biosphere Modelling and Dose Assessment for Yucca Mountain. EPRI Report TR-107190, Electrical Power Research Institute, California.

付表 7- 8 被ばくグループにおけるデータセット

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
Ing _{Sed}	人間による土壌・堆積物の不注意な経口摂取率	kg (wet weight) h ⁻¹	農業	4. 2E-6	Yu <i>et al.</i> (1993) and Linsley <i>et al.</i> (1984)
			海洋漁業	1. 2E-6	IAEA (2003)による漁業従事者の河川における率と同一であるとした。
Inh _{aero}	エアロゾルに影響された区域における人間の呼吸頻度	m ³ h ⁻¹	農業	1. 8E+0	軽いまたは激しい運動で得られた値の中間値とした (ICRP, 1975)。
			海洋漁業	1. 2E+0	軽い運動で得られた値を用いた (ICRP (1975))。
Inh _{gas}	ガスに汚染された区域における人間の呼吸頻度	m ³ h ⁻¹	農業	1. 8E+0	軽いまたは激しい運動で得られた値の中間値とした (ICRP, 1975)。
			海洋漁業	1. 2E+0	軽い運動で得られた値を用いた (ICRP, 1975)。
Inh _{Sed}	汚染された土壌・堆積層上にいる人間の呼吸頻度	m ³ h ⁻¹	農業	1. 8E+0	軽いまたは激しい運動で得られた値の中間値とした (ICRP, 1975)。
			海洋漁業	1. 2E+0	軽い運動で得られた値を用いた (ICRP, 1975)。

参考文献

- IAEA (2003) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS Programme). IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP (1975) : Report of the Task Group on reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- Linsley, G. S., Dionian, J., Simmonds, J. R., and Burgess, J. (1984) : An Assessment of the Radiation Exposure of Members of the Public in West Cumbria as a Result of Discharges from BNFL Sellafield. National Radiological Protection Board. NRPB-R170, Chilton, UK.
- Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J. J., Jones, L. G., Wang, Y. Y., Chia, Y. P., and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.

付表 7- 9 各気候条件での被ばくグループのデータセット(1/2)

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
Ing _{Wat}	人間の不注意な水の摂取率	m ³ y ⁻¹	農業	Boreal: 0E+0 Tundra: 0E+0	農業従事者の被ばくグループは水中を泳がないため、不注意な海水の経口摂取が無いと仮定した。
			海洋漁業	Boreal: 5E-3 Tundra: 0E+0	海洋漁業従事者の被ばくグループは潮間水中を泳ぐと仮定し、不注意な摂取は亜寒帯気候条件下で5l であるとした。ツンドラ気候条件下では泳がないとした。
O _{aero}	エアロゾルに影響された区域における人間の滞在頻度	h y ⁻¹	農業	Boreal: 2.19E+3 Tundra: 8.76E+2	亜寒帯気候条件では地表上に25%程度滞在するとした。ツンドラ気候条件では、10%程度であるとした。
			海洋漁業	Boreal: 1.31E+3 Tundra: 9.86E+2	亜寒帯気候条件では潮間帯と沿岸の環境に均等に滞在しているとして、30%程度であるとした。ツンドラ気候条件では25%程度であるとした。
O _{gas}	ガスに汚染された区域における人間の滞在頻度	h y ⁻¹	農業	Boreal: 2.19E+3 Tundra: 8.76E+2	亜寒帯気候条件では地表上に25%程度滞在するとした。ツンドラ気候条件では、10%程度であるとした。
			海洋漁業	Boreal: 1.31E+3 Tundra: 9.86E+2	亜寒帯気候条件では潮間帯と沿岸の環境に均等に滞在しているとして、30%程度であるとした。ツンドラ気候条件では25%程度であるとした。

注) Boreal は亜寒帯気候, Tundra はツンドラ気候を表す

付表 7- 9 各気候条件での被ばくグループのデータセット(2/2)

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
O_{out}	土壌・堆積層上での人間の滞在頻度	$h\ y^{-1}$	農業	Boreal: 2.19E+3 Tundra: 8.76E+2	亜寒帯気候条件では、地表に25%滞在するとした。ツンドラ気候条件では10%であるとした。
			海洋漁業	Boreal: 6.55E+2 Tundra: 4.93E+2	亜寒帯気候条件では潮間帯堆積層上に15%滞在するとし、ツンドラ気候ではさらに25%減少するとした。
O_{wat}	水中の人間の滞在頻度	$h\ y^{-1}$	農業	Boreal: 0E+0 Tundra: 0E+0	農業従事者の被ばくグループは水中で泳がないと仮定した。
			海洋漁業	Boreal: 2.0E+1 Tundra: 0E+0	亜寒帯気候条件では、海洋漁業従事者の被ばくグループは一年に20時間潮間帯水中を泳ぐとした。ツンドラ気候条件では泳がないとした。

注) Boreal は亜寒帯気候、Tundra はツンドラ気候を表す

参考文献

IAEA (2003) : “Reference Biospheres” for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSessment (BIOMASS Programme). IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

ICRP (1975) : Report of the Task Group on “Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.

付表 7- 10 各気候条件での家畜生産品のデータセット

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
Ing _{Ann}	人間（農業従事者の被ばくグループ）による汚染された家畜生産品の消費率	kg (fresh weight of product) y ⁻¹	牛肉	Boreal: 8.8E+0 Tundra: 1.76E+1	MHW (1997) 肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			羊肉	Boreal: 8.8E+0 Tundra: 1.76E+1	牛肉と同じだとした。 牛肉と同じだとした。
			牛肝	Boreal: 2.0E-1 Tundra: 4.0E-1	MHW (1997) 肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			牛乳	Boreal: 4.6E+1 Tundra: 9.2E+1	MHW (1997) 肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。

注) Boreal は亜寒帯気候, Tundra はツンドラ気候を表す

参考文献

Little, R. H., Watkins, B. M., and Walke, R. C. (2002) : The Identification and Justification of an Assessment Biosphere for a Surface Freshwater Receptor in a Tundra Climate State. Quintessa Report QRS-1111A-5 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.

MHW (1997) : The Current Status of National Nutrition, Results of a 1995 National Nutrition Survey (in Japanese). Ministry of Health and Welfare.

付表 7- 11 各気候条件における海産物のデータセット

パラメータ	説明	単位	被ばくグループ	値	備考
Ing _{aqfood}	海洋漁業従事者による汚染された海産物の消費率	kg (fresh weight of product) y ⁻¹	深海底性や、海洋性海産魚	Boreal: 1.5E+1 Tundra: 1.5E+2	潮間帯や沿岸域からの海産物だと仮定し、その非は0.1:0.9であるとした(MHW, 1997) (50%は海底由来, 50%は海洋由来であるとした)。ツンドラ気候では、肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			深海底性海産軟体動物	Boreal: 9E-1 Tundra: 1.8E+0	潮間帯からの海産物だとした (MAFF, 1996) (50%が深海由来だとした)。ツンドラ気候では、肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			海洋性海産軟体動物	Boreal: 9E-1 Tundra: 1.8E+0	沿岸域からの海産物だとした (MAFF, 1996) (50%が海洋由来であるとした)。ツンドラ気候では、肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			海産甲殻類	Boreal: 2.9E+0 Tundra: 5.8E+0	沿岸域からの海産物だとした (MAFF, 1996) ツンドラ気候では、肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。
			海洋植物	Boreal: 1.9E+0 Tundra: 3.8E+0	潮間帯からの海産物だとした (MAFF, 1996) ツンドラ気候では、肉の消費が二倍程度増加するとした (Little <i>et al.</i> , 2002)。

注) Boreal は亜寒帯気候, Tundra はツンドラ気候を表す

参考文献

Little, R. H., Watkins, B. M., and Walke, R. C. (2002) : The Identification and Justification of an Assessment Biosphere for a Surface Freshwater Receptor in a Tundra Climate State. Quintessa Report QRS-1111A-5 v1.0, Quintessa, Henley-on-Thames, UK.

MAFF (1996) : The 71st Statistical Yearbook of the Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan, 1994-95, Statistics and Information Department of the Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries.

MHW (1997) : The Current Status of National Nutrition, Results of a 1995 National Nutrition Survey (in Japanese), Ministry of Health and Welfare.

付表 7- 12 各食料品における放射核種のデータセット (1/2)

元素	海水濃縮係数 ($m^3 kg^{-1}$) (CF_{aq})									
	深海底性や、海洋性海産魚		深海底性海産軟体動物		海洋性海産軟体動物		海産甲殻類		海洋植物 (海草)	
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献
Se	6E+0	[4], [10]	9E+0	[4]	3E-2 (3)	[4]	1E+1	[4]	1E+0	[4], [12]
Sr	2E-3	[4], [10]	5E-3	[2], [4]	2E-3 (3)	[2], [4]	1E-2	[2], [4]	5E-3	[4]
Zr	2E-2	[4], [10]	5E+0	[4]	5E-2 (3)	[4]	2E-1	[4]	7. 3E-1	[11]
Nb	1E-2 (1)	-	1E+0	[4]	1E+0	[4]	2E-1	[4]	7. 3E-1	[11]
Tc	3E-2 (1)	-	1E+0 (1)	-	1E+0 (1)	-	1E+0 (1)	-	1E+0 (2)	-
Pd	3E-1	[4], [10]	3E-1	[4]	3E-1	[4]	3E-1	[4], [12]	1E+0	[4]
Sn	5E+1 (2)	-	5E+1	[4]	5E+1	[4]	5E+1	[4]	2E+1	[4]
Cs	1E-1 (2)	-	2E-2 (1)	-	9E-3 (3)	[4]	3E-2 (1)	-	1E-1 (1)	-
Sm	5E-1	[4]	7E+0	[4]	7E+0	[4]	1E+0	[4], [12]	3E+0	[4]
Pb	2E-1	[4], [10]	1E+0	[4], [11]	7E-1 (3)	[4]	9E+1	[4]	1. 8E-1	[11]
Po	2E+1	[4], [12]	2E+1	[4], [11]	2E+1 (3)	[4]	2E+1	[4]	1E+0	[4], [11]
Ra	5E-1	[4], [10]	1E-1	[4]	1E-1	[4]	1E-1	[4]	1E-1	[4]

注) 表中の () 内の番号は付 7-31 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7- 12 各食料品における放射核種のデータセット (2/2)

元素	海水濃縮係数 ($m^3 \text{ kg}^{-1}$) (CF_{eq})									
	深海底性や、海洋性海産魚		深海底性海産軟体動物		海洋性海産軟体動物		海産甲殻類		海洋植物 (海草)	
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献
Ac	5E-2	[4], [10]	1E+0	[4]	1E+0	[4]	1E+0	[4]	1E+0	[4]
Th	6E-1	[4], [10]	5E-1	[4], [11]	6E+1 (3)	[4]	1E+0	[4]	2E-1	[4]
Pa	5E-2	[4], [10]	5E-1	[4]	5E-1	[4]	1E-2	[4]	1E-1	[4]
U	1E-3	[1], [4], [10]	3E-2	[4], [11]	3E-2	[4], [11]	1E-2	[4], [11]	1E-1 (1)	-
Np	1E-2	[1], [4], [10]	4E-1 (2)	-	4E-1 (2)	-	1E-1	[4]	5E-2 (2)	-
Pu	4E-2 (2)	-	1.9E+0	[4], [11]	5E-2 (3)	[4]	2E-1 (1)	-	2E+0	[4]
Am	5E-2 (1)	-	8E+0	[4], [11]	1E-1 (3)	[4]	5E-1 (2)	-	8E+0	[4]
Cm	5E-2	[4], [10], [12]	5E+0	[4], [11]	4.7E+0	[4], [11]	5E-1	[4]	8E+0	[4]

注) 表中の () 内の番号は付 7-31 ページの Notes の番号に対応する。

Notes

- (1) [1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9]のデータベースの平均値を採用した。
- (2) [1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9]のデータベースと合致した一般的な値。
- (3) [4]の頭足動物の具体的な勧告。

参考文献

- [1] IAEA (1982) : Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases. International Atomic Energy Agency Safety Series No. 57, IAEA, Vienna.
- [2] Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [3] Jackson, D. (1984) : Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS, UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- [4] IAEA (2004) : Sediment distribution coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. International Atomic Energy Agency Technical Reports Series no. 422, Vienna.
- [5] Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P., and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg, National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [6] Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [7] IAEA (1978) : The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea, IAEA-TECDOC-211, Vienna.
- [8] Klos, R. A., Smith, K. R., Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities, National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [9] Leigh, C. D., Thompson, B. M., Campbell, J. E., Longsine, D. E., Kennedy, R. A., and Napier, B. A. (1993) : User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment, Sandia Report SAND91-0561.
- [10] IAEA (2001) : Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. International Atomic Energy Agency Safety Report Series No 19, Vienna.
- [11] Swift, D. J. and Kershaw, P. J. (1999) : Generic Parameters for Modelling Marine and Freshwater Systems. CEFAS Report under Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Food Project RPO174, Center for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft, UK.
- [12] Karlsson, S., Bergström, U., and Meili, M. (2001) : Models for Dose Assessment – Models Adapted to the SFR-area, Sweden, SKB TR-01-04, Svensk Karnbranslehantering.

付表 7-13 各家畜生産品における各放射核種のデータセット(1/2)

元素	動物性食品の摂取による濃縮係数(d kg ⁻¹ fresh weight) (CF _{proding})							
	牛肉		羊肉		牛乳		牛肝	
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献
Se	5.4E-1	[1]	1.4E+0	[1]	4.0E-3	[2]	1.0E+1	[1]
Sr	8.0E-3 (1)	[6]	4.0E-2	[6]	3.0E-3 (1)	[6]	1.9E-2	[1]
Zr	3.1E-3	[1]	1.0E-2	[1]	3.0E-5	[2]	3.1E-3	[1]
Nb	2.0E-4 (1)	[6]	2.0E-3	[6]	2.0E-2	[2]	1.7E-4	[1]
Tc	6.0E-3	[1]	8.6E-2	[1]	7.5E-3	[1]	2.1E-2	[1], [4]
Pd	7.1E-5	[1]	1.0E-4	[1]	2.5E-4	[1]	9.8E-3	[1]
Sn	1.9E-3	[1]	1.3E-2	[1]	1.0E-3	[1], [2]	2.2E-2	[1]
Cs	5.0E-2 (1)	[6]	3.0E-1 (1)	[6]	8.0E-3	[6], [9]	3.1E-2	[1], [7]
Sm	5.1E-4	[1]	3.2E-4	[1]	2.0E-5	[2]	5.8E-1	[1]
Pb	1.0E-2	[1]	8.8E-2	[1]	3.0E-4	[2]	8.1E-1	[3]
Po	4.0E-3	[2]	5.0E-2	[2]	3.0E-4	[2], [9]	1.1E-1	[3]
Ra	1.3E-3 (2)	[8]	9.9E-2	[1]	1.3E-3 (2)	[8], [9]	1.9E-2	[1]

注) 表中の () 内の番号は付 7-33 ページの Notes の番号に対応する。

付表 7- 13 各家畜生産品における各放射核種のデータセット (2/2)

元素	動物性食品の摂取による濃縮係数 (d kg ⁻¹ fresh weight) (CF _{prodng})							
	牛肉		羊肉		牛乳		牛肝	
	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献	設定値	参考文献
Ac	1. 6E-4	[1]	4. 7E-4	[1]	4. 0E-7	[2]	1. 4E-1	[1]
Th	2. 7E-3	[1]	1. 3E-2	[1]	5. 0E-6	[2]	6. 3E-2	[1]
Pa	5. 0E-5 (3)	[8]	3. 4E-4	[1]	5. 0E-6	[1], [2]	1. 1E-3	[1], [3]
U	6. 9E-4	[1]	7. 4E-3	[1]	4. 0E-4	[2], [9]	6. 9E-4	[1]
Np	1. 2E-4	[1]	1. 4E-4	[1]	5. 0E-6	[2], [5], [9]	1. 5E-2	[1]
Pu	2. 0E-4 (1)	[6]	1. 0E-3 (1)	[6]	5. 0E-6	[1]	6. 8E-2	[1]
Am	4. 0E-4 (1)	[6]	2. 0E-3 (1)	[6]	5. 0E-6	[1]	6. 8E-2	[1]
Cm	9. 8E-5	[1]	3. 0E-4	[1]	9. 0E-6	[1]	3. 2E-2	[1]

Notes

- (1) 継続的な放出条件での適用を考慮し[6]から値を選択した。
- (2) 現在の文献調査の照合データとして[8]にて勧告された値を用いた。
- (3) [8]による比較的最新の文献の照合から幾つかのデータが利用可能であることが示された。データが少ないため、[8]では 5.0E-5 の値を推奨している。

参考文献

- [1] Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P., and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg, National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [3] ICRP (1979-81) : Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Parts 1-3, ICRP Publication 30, Pergamon Press.
- [4] Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C, (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, A Compendium of Data, Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [5] Ng, Y. C. (1982) : A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products, Nuclear Safety, Vol 23, No 1, pp57.
- [6] Coughtrey, P. J. (1990) : Radioactivity transfer to animal products, Commission of the European Communities, EUR 12608, Luxembourg.
- [7] Brown, J. and Simmonds, J. R. (1995) : FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains, National Radiological Protection Board, NRPB-R273 HMSO, London.
- [8] Morgan, J. E. and Beetham, C. J. (1990) : Review of literature for radium, protactinium, tin and carbon. Nirex Safety Studies Report NSS/R220.
- [9] IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No 364, IAEA, Vienna.

付表 7- 14 各コンパートメントにおける海産食品のデータセット

海産食品	部分滞在率 (-)		備考
	潮間帯水	沿岸水	
海洋魚	0.1	0.9	海洋魚は沿岸部で 90%，潮間帯水で 10%生息しているとした。
水底魚	0.1	0.9	水底魚は海底堆積層コンパートメントの直上に生息しているとした。
水底軟体動物	1	0	二枚貝のような軟体動物は，移動しないため，潮間帯水で捕れるとした。
海洋軟体動物	0	1	イカや甲イカやタコなどの海洋軟体動物は，沿岸海水で捕れるとした。
甲殻類	0	1	ロブスターやカニ，エビ，クルマエビなどの甲殻類は，沿岸海水で捕れるとした。
海草	1	0	海草は潮間帯水中の水産養殖で捕れるとした。