

ウラン系廃棄物処分の成立性の検討()

(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

2003年2月

三菱マテリアル株式会社

本資料の全部又は一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村村松 4 番地 49

核燃料サイクル開発機構

技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to :

Technical Cooperation Section,

Technology Management Division,

Japan Nuclear Cycle Development Institute

4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1184, Japan

©核燃料サイクル開発機構

(Japan Nuclear Cycle Development Institute)

2003

2003年2月

ウラン系廃棄物処分の成立性の検討
(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

齋藤茂幸*、生瀬博之*

要 旨

(1) ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

解析の式から核種の挙動を推定し、パラメータの変動と線量の関係について、放出係数、溶解度、侵入水量、流速、分配係数、移行距離の観点から整理した。

また、天然バリア中で分配係数が変動する場合の子孫核種への影響を検討したが、子孫核種の分配係数がウランの分配係数よりも小さい場合には、親核種と平衡にならずに移行する場合があることが分かった。

さらに、評価期間を限定した場合の最大線量への影響を検討したが、移行時間が短い場合に最大線量が大きくなる傾向が分かった。

(2) 天然放射性物質濃度，フラックスに関する検討

我が国の地質環境の濃度データを整理し、統計解析等により我が国地質環境における濃度データの分布特性を把握した。得られた濃度データの分布特性について、主として物質種、地質特性などの情報を併せ解析することで、地質環境条件毎の濃度データ分布特性とその分布特性に関わる要因を考察した。

また、我が国の地質環境特性を反映した濃度評価・フラックス評価の方法論を提示し、評価の適用時間、データ取得方法・蓄積に関する情報、物質循環モデルの信頼性、評価対象地域の相違を併せ勘案することで、天然安全指標の信頼性と適用可能性も整理記述する。

本報告書は、三菱マテリアル株式会社が核燃料サイクル開発機構の委託研究契約により実施した研究成果に関するものである。

機構担当部課室：東海事業所 環境保全・研究開発センター 処分研究部
処分材料研究グループ：

*三菱マテリアル株式会社

February, 2003

The Study on Uranium Waste Disposal Repository (Phase 2)

(Document Prepared by Other Institute, Based on the Trust Contract)

Shigeyuki SAITO*, Hiroyuki IKUSE*

Abstract

1. study on disposal condition of uranium-bearing waste

Performance of daughter nuclides in uranium-bearing disposal (into approximately-100m-depth) is estimated by investigation of differential equation. And relationship between variation of parameter and dose rate is investigated from the point of release coefficient, solubility, infiltration, water velocity, distribution coefficient (Kd), distance to river.

Influence to daughter nuclides in case of shift of Kd is investigated. If Kd of daughter nuclides are smaller than that of parent nuclide, daughter nuclides may travel without radioactive equilibrium.

Furthermore, the less is the distance to river, the more is maximum dose rate, when assessment duration is limited.

2. study on concentration and flux of natural radioactive elements

Concentration data of natural radionuclides and some chemical species have been examined regarding Japanese geological environment by literature survey, and the characteristics of their statistical distributions have been obtained using a method of statistical analysis. Deep considerations have been made on the characteristics and their related factors on each geological environment based on the information of chemical species and geological characteristics.

Furthermore, a hypothetical methodology of an assessment of natural fluxes which reflect geological environments in Japan has been presented for a description of credibility and applicability of natural safety indicators by considering a timescale of an assessment, information of data acquisition method and data accumulation, credibility of matter cycle, and differences of areas for the assessment.

This Work was performed by Mitsubishi Materials Corporation under contract with Japan Nuclear Cycle Development Institute.

JNC Liaison : Materials Research Group, Waste Isolation Research Division, Waste Management and Fuel Cycle Research Center, Tokai Works.

* Mitsubishi Materials Corporation

4 . 分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響.....	80
4.1 分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響.....	81
4.1.1 解析条件.....	82
(1) 解析モデル.....	82
(2) 対象核種.....	82
(3) 天然バリアの分配係数.....	83
(4) 天然バリア条件.....	83
4.1.2 解析結果.....	84
(1) 親核種が U-235 , 子孫核種が Pa-231 の関係.....	84
(2) 親核種が Pa-231 , 子孫核種が Ac-227 の関係.....	87
(3) 親核種が U-234 , 子孫核種が Th-230 の関係.....	88
(4) 親核種が Th-230 , 子孫核種が Ra-226 の関係.....	90
(5) 親核種が Ra-226 , 子孫核種が Pb-210 の関係.....	93
(6) 分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響の まとめ.....	95
4.2 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合.....	122
4.2.1 解析条件.....	123
(1) 解析モデル.....	123
(2) 対象核種.....	123
(3) 天然バリアの分配係数.....	124
(4) 天然バリア条件.....	124
4.2.2 解析結果.....	125
(1) 天然バリア出口近傍における各核種の組み合わせ毎の結果.....	125
(2) 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合のまとめ	126
5 . 評価期間とその間の最大被ばく線量との関係の整理.....	132
5.1 評価期間による最大被ばく線量の変化の特性(分配係数変化ケースを例として).....	133
5.2 ケース全体について.....	135
: 天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討	
1.データの収集整理.....	143

1.1 データの収集.....	143
1.1.1.原子力文献データベース(NUCLEN).....	143
(1) 調査対象.....	143
1.1.2.国における環境放射能に関する研究への取組	144
1.1.3 放医研年報.....	144
(1) 調査の対象	144
(2) 調査結果.....	144
1.1.4.放医研ニュース.....	144
(1) 調査対象.....	144
(2) 調査結果.....	144
1.1.5.放射線科学.....	145
(1) 調査の対象	145
(2) 調査結果.....	145
1.1.6.フラックスデータ収集用文献からのデータの追加について	145
(1) 調査対象.....	145
1.1.7.岩石標準試料について	146
1.1.8.媒体中の一般的な放射性核種濃度及び元素濃度について	148
1.2 濃度データの整理.....	151
1.3 濃度データの収集結果の分析	162
1.3.1.U	162
(1) 地表水	162
(2) 地下水	166
(3) 堆積岩	169
(4) 結晶質岩.....	170
(5) 土壌.....	170
(6) 淡水堆積物	174
(7) 塩水堆積物	174
1.3.2.Th.....	174
(1) 地表水	174
(2) 地下水	174
(3) 堆積岩	175
(4) 結晶質岩.....	179

(5) 土壤.....	180
(6) 淡水堆積物.....	180
(7) 塩水堆積物.....	181
1.3.3.K.....	181
(1) 地表水.....	181
(2) 地下水.....	181
(3) 堆積岩.....	182
(4) 結晶質岩.....	183
(5) 土壤.....	184
(6) 淡水堆積物.....	184
(7) 塩水堆積物.....	185
1.3.4.Rb.....	185
(1) 地表水.....	185
(2) 地下水.....	185
(3) 堆積岩.....	186
(4) 結晶質岩.....	186
(5) 土壤.....	187
(6) 淡水堆積物.....	189
(7) 塩水堆積物.....	190
1.3.5.Sn.....	190
(1) 堆積岩.....	190
(2) 結晶質岩.....	190
(3) 淡水堆積物.....	191
(4) 塩水堆積物.....	191
1.3.6.Cs.....	191
(1) 地表水.....	191
(2) 地下水.....	191
(3) 堆積岩.....	191
(4) 結晶質岩.....	192
(5) 土壤.....	192
(6) 淡水堆積物.....	192
(7) 塩水堆積物.....	193

1.3.7.Cu.....	193
(1) 地表水.....	193
(2) 地下水.....	194
(3) 堆積岩.....	194
(4) 結晶質岩.....	194
(5) 土壌.....	195
(6) 淡水堆積物.....	195
(7) 塩水堆積物.....	196
1.3.8.Ra.....	196
(1) 地表水.....	196
(2) 地下水.....	196
(3) 結晶質岩.....	196
(4) 土壌.....	197
1.3.9.Rn.....	198
(1) 地表水.....	198
(2) 地下水.....	200
1.3.10.濃度データの収集結果の分析のまとめ.....	203
2. 方法論の検討のまとめ.....	209
2.1 方法論に関わる文献調査.....	209
2.2 既存の物質循環の調査結果.....	209
2.3 既存のナチュラルフラックスの研究事例の整理.....	218
2.4 ナチュラルフラックスの方法論の構築.....	220
2.5 ナチュラルフラックスの試算.....	227
2.5.1 フラックスに関わる文献調査.....	228
(1) 地下水流速に関わる調査結果.....	228
(2) 降水量、涵養量、河川流量に関わる調査結果.....	228
(3) 生産土砂量、浮遊砂量に関わる調査結果.....	230
(4) 風成塵堆積速度に関わる調査結果.....	234
(5) まとめ.....	234
2.6 ナチュラルフラックス評価の信頼性.....	239
(1) 三次元環境としてのナチュラルフラックスの評価領域に関わる信頼性.....	239

(2) 地質学的プロセスの発生に関わる信頼性.....	240
(3) 元素・核種の分布に関わる信頼性	240
(4) 地質学的プロセスの時間軸に関わる信頼性	241
(5) プロセスデータ、濃度データの取得に関わる信頼性	241
(6) 評価点の設定に関わる信頼性.....	241
(7) サイトの固有性に関わる信頼性.....	241
2.7 まとめ及び今後の課題	242
おわりに	248

付録-1 原子力文献データベース(NUCLEN)による文献整理のまとめ

付録-2 国による自然放射線に関する研究

付録-3 濃度データの整理に用いた文献及び元素名一覧

目 次

：ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討	
表 1-1	河川水利用シナリオにおける各被ばく経路に対する媒体..... 8
表 1-2	廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%)..... 9
表 1-3	検討核種 9
表 1-4	処分施設内初期濃度 (濃縮度 4.5%)..... 11
表 1-5	処分施設内初期液相濃度 (濃縮度 4.5%)..... 11
表 1-6	処分施設に関するパラメータ 14
表 1-7	施設内溶解度 15
表 1-8	天然バリアに関するパラメータ..... 15
表 1-9	生物圏に関するパラメータ (2,000 年レポートより)..... 15
表 1-10	分配係数 16
表 1-11	生物圏(農作物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000 年レポートより)..... 16
表 1-12	生物圏(畜産物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000 年レポートより)..... 17
表 1-13	農作物・畜産物の移行係数 (2,000 年レポートより) 18
表 1-14	核種ごとのパラメータ..... 18
表 3-1	パラメータの変動範囲..... 44
表 3-2	支配核種とその条件、対策(被ばく線量が高いものから) 79
表 4-1	親核種と子孫核種の設定 82
表 4-2	天然バリア中の分配係数..... 83
表 4-3	天然バリア条件(レファレンス) 83
表 4-4	分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響.... 121
表 4-5	親核種と子孫核種の設定 123
表 4-6	天然バリア中の分配係数..... 124
表 4-7	天然バリア条件(レファレンス) 124
表 4-8	分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を設定した場合の子孫核種の影響..... 131
表 5-1	評価期間中における基本ケースの最大被ばく線量..... 134

表 5-2	パラメ-タの変動範囲.....	135
表 5-3	全てのデ-タを対象とした評価結果(生物圏パラメ-タ固定).....	136
表 5-4	1E-15Sv/y 以下のデ-タを 1E-15Sv/y と固定した評価結果	136
表 5-5	デ-タ数(生物圏パラメ-タ固定).....	136

: 天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

表 1.1-1	岩石標準試料(GSJ-GRS)の岩種、採取場所、試料名及び元素濃度一覧 (独立行政法人産業技術総合研究所)	148
表 1.1-1	普通の岩石に含まれる K-40、U-238、Th-232 の典型的な放射能濃 度.....	148
表 1.1-2	IAEA-TECDOC-855(表 A-) 土中の放射能濃度(Bq/kg)	149
表 1.1-3	IAEA-TECDOC-855(表 A-) 各種岩石中の放射能濃度(Bq/kg)	149
表 1.1-4	UNSCEAR の 2000 年報告書付属書 B(表 5) 日本における土壤中の 放射性核種濃度(抜粋)	149
表 1.1-5	岩石圏及びその各種構成岩石中の元素の平均含有量(クラーク数)(抜 粋).....	150
表 1.1-6	岩石標準試料における岩石及び堆積物中の元素濃度の分布幅	150
表 1.2-1	本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ (1 / 2) (U、Th、K、Rb、Sn)	153
表 1.3.1-1	河川水の U、Th 濃度の測定事例 (津村、山崎、1998)	164
表 1.3.1-2	日本各地の主な河川における 238U 及び 234U 濃度 (亀谷、他、 1991)	165
表 1.3.1-3	沖縄本島における 238U、228Ra、226Ra、222Rn、210Pb 及び 210Po 濃度(友寄 他、1997).....	168
表 1.3.1-4	三瓶山地方における 238U、234U、226Ra 及び 228Ra 濃度 (亀谷、 松村、1992).....	169
表 1.3.1-5	河川水及び水道水の 238U、234U 及び 226Ra 濃度 (亀谷、松村、 1992)	169
表 1.3.1-6	日本における土壤中の U、Th、K 濃度 (Yamagata and Iwashima, 1967)	172

表 1.3.2-1	登米相の Na ₂ O, K ₂ O, C, Th, 及び U 濃度 (金谷、片田、1974)	178
表 1.3.2-2	登米相の Na ₂ O, K ₂ O, C, Th, 及び U 濃度 (金谷、片田、1974)	179
表 1.3.4-1	試料の分析結果(平岡 1993)	189
表 1.3.9-1	福井県若狭地方における水試料中のラドン濃度(徳山、五十嵐、 1997)	200
表 2.1-1	調査文献の一覧(1/3).....	210
表 2.1-1	調査文献の一覧(2/3).....	211
表 2.1-1	調査文献の一覧(3/3).....	212
表 2.2-1	様々な物質循環の検討事例とその内容の分析結果	213
表 2.5.1-1	地下水流速に関わる文献調査結果	229
表 2.5.1-2	降水量、涵養量、河川流量についての文献調査結果	231
表 2.5.1-3	規模の大きい主要河川に関わる河川流量の調査結果	232
表 2.5.1-4	生産土砂量及び浮遊砂量に関わる文献調査結果	233
表 2.5.1-5	風成塵の堆積速度に関わる文献調査結果	235
表 2.5.1-6	浸食速度を除く地質学的プロセスに関わるフラックスデータ	236
表 2.5.2-1	文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価結果(評価条件)	238
表 2.5.2-2	文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価試算値	239

目 次

：ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討	
図 1-1	評価モデル概念図 7
図 1-2	河川水利用シナリオの被ばく経路 8
図 1-3	処分施設内と天然バリアのモデル概念図 10
図 1-4	解析モデル(メッシュ分割図)..... 11
図 2-1	各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況(1/2) 23
図 2-2	各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況(2/2) 24
図 2-3	各核種のピーク到達時間と条件付き解析解の適用性(1/2)..... 41
図 2-4	各核種のピーク到達時間と条件付き解析解の適用性(2/2)..... 42
図 3-1	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（放出係数） 49
図 3-2	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（溶解度） .. 50
図 3-3	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（浸入水量） 51
図 3-4	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（流速） 52
図 3-5	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（分配係数） 53
図 3-6	被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（河川までの移行距離） 54
図 3-7	溶解度、放出係数と被ばく線量の関係（天然バリア標準） (1/2)..... 60
図 3-8	溶解度、放出係数と被ばく線量の関係（天然バリア標準） (2/2)..... 61
図 3-9	放出係数、施設浸入水量と被ばく線量の関係（溶解度 × 1 倍、天然バリア標準） 62
図 3-10	施設浸入水量、溶解度と被ばく線量の関係（放出係数 3E-4、天然バリア標準） 62
図 3-11	分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係（移行距離 50m、人工バリア標準） 63
図 3-12	分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係 63

図 3-13 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係 (移行距離 200m、人工バリア標準)	64
図 3-14 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係 (移行距離 200m、人工バリア標準)	64
図 3-15 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係 (移行距離 5,000m、人工バリア標準)	65
図 3-16 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係 (移行距離 5,000m、人工バリア標準)	65
図 3-17 移行距離、地下水流速と被ばく線量の関係 (人工バリア標準)	66
図 3-18 移行距離、地下水流速 / 分配係数(倍)と被ばく線量の関係 (人工バリア標準)	66
図 3-19 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係-天然バリアが不利な条件の場合-	72
図 3-20 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係-天然バリアが不利な条件の場合-	73
図 3-21 施設浸入水量、溶解度と被ばく線量の関係 -天然バリアが不利な条件の場合- (放出係数 3E-4、分配係数×0.001 倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m)	74
図 3-22 放出係数、施設浸入水量と被ばく線量の関係 -天然バリアが不利な条件の場合- (溶解度×1 倍、分配係数×0.001 倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m)	74
図 3-23 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件の場合 の 場合 (移行距離 50m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y)	75
図 3-24 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件 (移行距離 50m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y)	75
図 3-25 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件の場合- (移 行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y)	76
図 3-26 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件の場合- (移 行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y)	76
図 3-27 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件の場合 (移 行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y)	77
図 3-28 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリアが不利な条件の場合	77
図 3-29 移行距離、地下水流速と被ばく線量の関係 -人工バリア条件がよくない場合-	78
図 3-30 移行距離、地下水流速 / 分配係数(倍)と被ばく線量の関係 -人工バリア条件が よくない場合-	78

図 4-1	地質条件の異なる複数の場での核種移行	79
図 4-2	解析モデル概念	80
図 4-3	体積濃度 (U-235 : 1m ³ /kg , Pa-231 : 1m ³ /kg)	94
図 4-4	子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)	93
図 4-5	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)	93
図 4-6	体積濃度 (U-235 : 1m ³ /kg , Pa-231 : 0.1m ³ /kg)	95
図 4-7	子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)	95
図 4-8	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)	95
図 4-9	体積濃度 (U-235 : 1m ³ /kg , Pa-231 : 0.01m ³ /kg)	96
図 4-10	子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)	96
図 4-11	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)	96
図 4-12	体積濃度 (U-235 : 1m ³ /kg , Pa-231 : 10m ³ /kg)	97
図 4-13	子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)	97
図 4-14	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)	97
図 4-15	体積濃度 (U-235 : 1m ³ /kg , Pa-231 : 100m ³ /kg)	98
図 4-16	子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)	98
図 4-17	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)	98
図 4-18	体積濃度 (Pa-231 : 1m ³ /kg , Ac-227 : 5m ³ /kg)	99
図 4-19	子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)	99
図 4-20	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)	99
図 4-21	体積濃度 (Pa-231 : 1m ³ /kg , Ac-227 : 0.5m ³ /kg)	100
図 4-22	子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)	100
図 4-23	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)	100
図 4-24	体積濃度 (Pa-231 : 1m ³ /kg , Ac-227 : 0.05m ³ /kg)	101
図 4-25	子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)	101
図 4-26	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)	101
図 4-27	体積濃度 (Pa-231 : 1m ³ /kg , Ac-227 : 50m ³ /kg)	102
図 4-28	子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)	102
図 4-29	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)	102
図 4-30	体積濃度 (Pa-231 : 1m ³ /kg , Ac-227 : 500m ³ /kg)	103
図 4-31	子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)	103
図 4-32	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)	103

図 4-33	体積濃度 (U-234 : 1m ³ /kg , Th-230 : 1m ³ /kg)	104
図 4-34	子孫核種の生成の内訳 (Th-230)	104
図 4-35	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)	104
図 4-36	体積濃度 (U-234 : 1m ³ /kg , Th-230 : 0.1m ³ /kg)	105
図 4-37	子孫核種の内訳 (Th-230)	105
図 4-38	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)	105
図 4-39	体積濃度 (U-234 : 1m ³ /kg , Th-230 : 0.01m ³ /kg)	106
図 4-40	子孫核種の生成の内訳 (Th-230)	106
図 4-41	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)	106
図 4-42	体積濃度 (U-234 : 1m ³ /kg , Th-230 : 10m ³ /kg)	107
図 4-43	子孫核種の生成の内訳 (Th-230)	107
図 4-44	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)	107
図 4-45	体積濃度 (U-234 : 1m ³ /kg , Th-230 : 100m ³ /kg)	108
図 4-46	子孫核種の生成の内訳 (Th-230)	108
図 4-47	経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)	108
図 4-48	体積濃度 (Th-230 : 1m ³ /kg , Ra-226 : 0.5m ³ /kg)	109
図 4-49	子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)	109
図 4-50	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)	109
図 4-51	体積濃度 (Th-230 : 1m ³ /kg , Ra-226 : 0.05m ³ /kg)	110
図 4-52	子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)	110
図 4-53	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)	110
図 4-54	体積濃度 (Th-230 : 1m ³ /kg , Ra-226 : 0.005m ³ /kg)	111
図 4-55	子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)	111
図 4-56	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)	111
図 4-57	体積濃度 (Th-230 : 1m ³ /kg , Ra-226 : 5m ³ /kg)	112
図 4-58	子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)	112
図 4-59	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)	112
図 4-60	体積濃度 (Th-230 : 1m ³ /kg , Ra-226 : 50m ³ /kg)	113
図 4-61	子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)	113
図 4-62	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)	113
図 4-63	体積濃度 (Ra-226 : 0.5m ³ /kg , Pb-210 : 1m ³ /kg)	114
図 4-64	子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)	114

図 4-65	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)	114
図 4-66	体積濃度 (Ra-226 : 0.5m3/kg , Pb-210 : 0.1m3/kg)	115
図 4-67	子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)	115
図 4-68	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)	115
図 4-69	体積濃度 (Ra-226 : 0.5m3/kg , Pb-210 : 0.01m3/kg)	116
図 4-70	子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)	116
図 4-71	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)	116
図 4-72	体積濃度 (Ra-226 : 0.5m3/kg , Pb-210 : 10m3/kg)	117
図 4-73	子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)	117
図 4-74	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)	117
図 4-75	体積濃度 (Ra-226 : 0.5m3/kg , Pb-210 : 100m3/kg)	118
図 4-76	子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)	118
図 4-77	経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)	118
図 4-78	分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合の核種移行	120
図 4-79	解析モデル概念.....	121
図 4-80	天然バリア近傍(10m)での U-235 と Pa-231 の体積濃度比	126
図 4-81	天然バリア近傍(10m)での Pa-231 と Ac-227 の体積濃度比	126
図 4-82	天然バリア近傍(10m)での U-234 と Th-230 の体積濃度比	127
図 4-83	天然バリア近傍(10m)での Th-230 と Ra-226 の体積濃度比.....	127
図 4-84	天然バリア近傍(10m)での Ra-226 と Pb-210 の体積濃度比.....	128
図 5-1	評価計算結果と評価期間中最大被ばく線量の比較	134
図 5-2	被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間 : 1E+4 年	140
図 5-3	被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間 : 1E+5 年	140
図 5-4	被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間 : 1E+6 年	141
図 5-5	被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間 : 1E+7 年	141
図 5-6	被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間 : 1E+8 年	142

:天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

図 1.1-1 岩石標準試料 GSJ-GRS)の採取位置及び試料番号(独立行政法人産業

技術総合研究所).....	147
図 1.2-1 ウラン濃度のヒストグラム (質量濃度、地表水)	155
図 1.2-2 ウラン濃度のヒストグラム (放射能濃度、地下水).....	155
図 1.2-3 ウラン濃度のヒストグラム (質量濃度、堆積岩)	155
図 1.2-4 ウラン濃度のヒストグラム (放射能濃度、堆積岩).....	155
図 1.2-5 ウラン濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩).....	156
図 1.2-6 ウラン濃度のヒストグラム (質量濃度、土壌).....	156
図 1.2-7 ウラン濃度のヒストグラム (放射能濃度、土壌)	156
図 1.2-8 ウラン濃度のヒストグラム(塩水堆積物)	156
図 1.2-9 トリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、堆積岩).....	157
図 1.2-10 トリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩)	157
図 1.2-11 トリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、土壌)	157
図 1.2-12 トリウム濃度のヒストグラム(放射能濃度、淡水堆積物).....	157
図 1.2-13 カリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、地表水).....	158
図 1.2-14 カリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、地下水).....	158
図 1.2-15 カリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、堆積岩).....	158
図 1.2-16 カリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩)	158
図 1.2-17 カリウム濃度のヒストグラム (質量濃度、土壌)	158
図 1.2-18 カリウム濃度のヒストグラム (放射能濃度、土壌).....	158
図 1.2-19 カリウム濃度のヒストグラム (放射能濃度、淡水堆積物)	159
図 1.2-20 ルビジウム濃度のヒストグラム (質量濃度、堆積岩)	159
図 1.2-21 ルビジウム濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩)	159
図 1.2-22 スズ濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩)	159
図 1.2-23 セシウム濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩)	160
図 1.2-24 銅濃度のヒストグラム (質量濃度、地表水)	160
図 1.2-25 銅濃度のヒストグラム (質量濃度、堆積岩)	160
図 1.2-26 銅濃度のヒストグラム (質量濃度、結晶質岩).....	160
図 1.2-27 銅濃度のヒストグラム (質量濃度、淡水堆積物)	160
図 1.2-28 ラジウム濃度のヒストグラム (放射能濃度、地下水)	161
図 1.2-29 ラジウム濃度のヒストグラム (質量濃度、土壌)	161
図 1.2-30 ラドン濃度のヒストグラム (放射能濃度、地表水).....	161
図 1.2-31 ラドン濃度のヒストグラム (放射能濃度、地下水).....	161

図 1.3.1-1	全国 82 の河川における河川水採取場所 (津村、山崎、1998)	163
図 1.3.1-2	河川水のランタノイド、Th、U 濃度の分布	164
図 1.3.1-3	河川水の Th と U 濃度の関係	164
図 1.3.1-4	河川水の U / Th 濃度比	164
図 1.3.1-5	日本全国の河川水採取地点 (亀谷, 他, 1991)	165
図 1.3.1-6	河川水の採取場所及び溶存ウラン濃度(金沢大学、1994)	166
図 1.3.1-7	沖縄本島における地下水採取地点 (友寄 他、1997)	167
図 1.3.1-8	三瓶山地方における温泉水の採取場所 (亀谷、松村、1992)	168
図 1.3.1-9	日本全国の 22 地区への分類 (Yamagata and Iwashima, 1967)	171
図 1.3.1-10	大阪府内の 40 地点における U-238、Ra228、K40 の濃度分布地図 (Megumi et. al., 1990)	173
図 1.3.2-1	試料採位置 (金谷、片田、1974)	176
図 1.3.2-2	登米相、薄衣相の模式断面及び試料採取の地層、地点(上図)、試料 の採取層及び試料番号(下図) (金谷、片田、1974)	177
図 1.3.4-1	花崗岩質土壌の採取地点及び分類(平岡、1993)	188
図 1.3.8-1	風化花崗岩試料の採取位置 (Sato and Nakamura, 1993)	197
図 1.3.9-1	福井県の地質図 (徳山、五十嵐、1997)	199
図 1.3.9-2	関東地方の地下水中ラドン濃度 (Saito et al., 1993)	201
図 1.3.9-3	温泉水中のラドン濃度の頻度分布図(堀内 他、1996)	202
図 2.2-1	涵養域と流出域(下津, 2000)	215
図 2.2-2	河川沿いの水利用を考慮した水循環(高梁 他, 1998)	216
図 2.2-3	地球規模の物質(水及び岩石)循環(平, 2001)	216
図 2.2-4	炭素の珪酸塩の循環(平, 2001)	217
図 2.2-5	短いスケールの炭素循環(平, 2001)	217
図 2.2-6	硫黄の循環(平, 2001)	218
図 2.4-1	評価点と集水域の定め方及びそれらの関係	223
図 2.4-2	集水域のモデル的分割の仕方	224
図 2.4-3	領域を構成するストック	225
図 2.4-4	ナチュラルフラックス評価におけるストックとフロ-の体系	226

はじめに

これまで核燃料サイクル開発機構（以下、サイクル機構）殿をはじめとし、電気事業者、燃料加工業者らは、それぞれから発生するウラン系廃棄物の処分概念について検討を行ってきた。また、原子力委員会において、ウラン系廃棄物処理処分の基本的考え方の審議終了を受けてウラン系廃棄物処分に向けた検討が本格化されつつあり、ウラン系廃棄物の処分に関連したより詳細な情報が必要となりつつある。

これまでのサイクル機構殿の研究では、浅地中処分の概念の中でも比較的深い地中を対象とした処分概念を用いることによって概略的に処分が可能であるとの見通しが得られている。さらに、比較的深い地中へ処分する場合の処分概念と地下水移行シナリオを対象にして、被ばく線量評価に大きな影響を及ぼすと考えられる代表的なパラメータの変動範囲を調査・整理し、個々の変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を概略把握している。また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における挙動を調査／検討し、放射性核種の地中における移行特性を把握している。

ここでは、昨年度の検討の結果得られた関連するパラメータ相互の影響特性に対して、影響を及ぼす条件及び影響の度合いについてさらに検討を進め、また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における賦存状態や挙動の調査を継続するとともにナチュラルフラックス評価の方法論の構築に関する検討も継続、実施した。

第 部 研究計画

1. ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

これまでの研究¹では、地下水移行シナリオを対象とし、余裕深度処分に係わるパラメータのうち、影響が大きいと考えられる特定のパラメータを特定するとともにそれらがとり得る範囲を設定し、各パラメータを網羅的に変動させることによる影響を整理し、ウラン系廃棄物の余裕深度処分の成立条件を検討した。その結果、生物圏パラメータがレファレンスの値であれば、他のパラメータが我が国で取り得る範囲内である限り 10 μSv/y を下回ることが分かった。また、各パラメータの影響特性として、溶解度の側面から被ばく線量の及ぼす特性を整理した。

今年度は、昨年度の計算結果も踏まえ、分配係数等あるパラメータに着目して被ばく線量に及ぼす影響を、理論的(式)に考察し、試算結果を整理する。

ウラン系廃棄物の余裕深度処分における地下水移行シナリオとして検討対象とした被ばく経路を図 -1に示す。

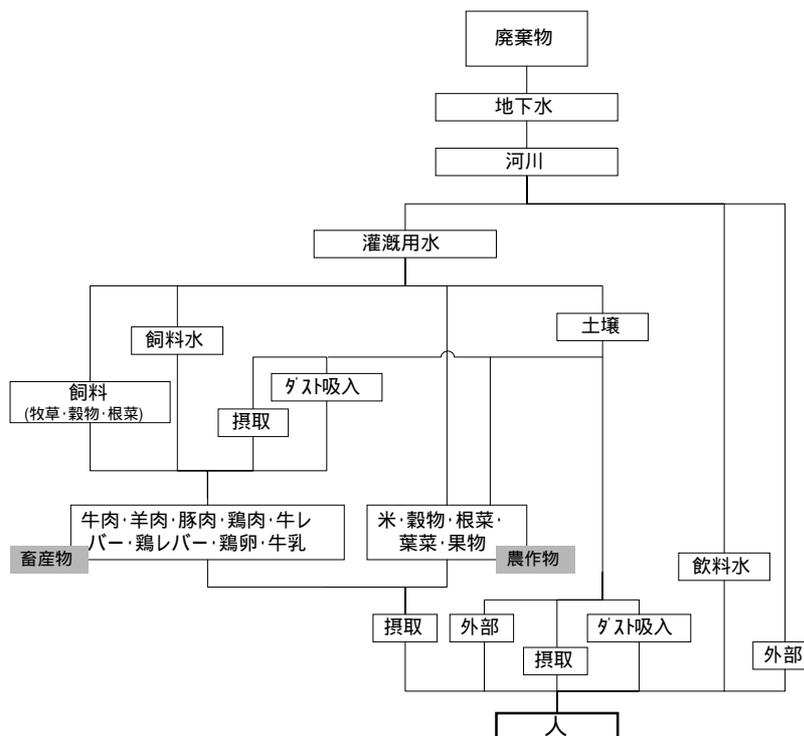


図 -1 河川水利用シナリオの被ばく経路

¹ 三菱マテリアル株式会社,ウラン系廃棄物処分の成立性の検討 ,JNC TJ8400 2002-026 , 2002

これらの経路を評価するための核種移行解析モデルは、図 -2に示すように、処分施設内部と天然バリアとでモデルを分け、処分施設内は鉛直下向きに施設浸透水によって移行し、施設から浸出する核種は天然バリアを水平方向に流れる地下水にフラックスとして与える。

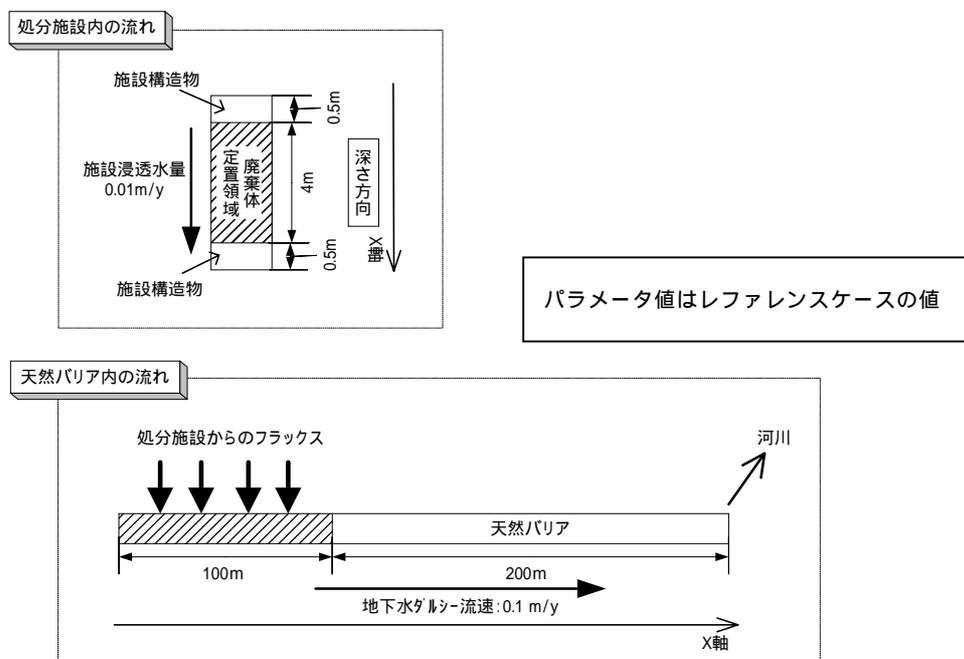


図 -2 処分施設内と天然バリアのモデル概念図

今年度は、まず、ウランの余裕深度処分における被ばく線量を、式を使って説明する。昨年度の結果²から、多くの場合、ウランの子孫核種はウランに随伴して移行していると考えられることから、ウランそのものに対する移行の特性を、式を用いて検討する。次いで、ウランの子孫核種がどこで生成し、移行しているかを検討し、ウラン廃棄物の余裕深度処分における特性を整理する。

次に、各変動パラメータの影響特性を明確化するため、レファレンスケースから変動パラメータが変動した場合に被ばく線量に及ぼす影響について、上述の成果や昨年度の試算結果を利用して整理する。なお、昨年度は、変動させるパラメータの変動範囲を表 1-1のとおりとしたが、被ばく線量に影響する範囲を明確にするため(つまり、

²三菱マテリアル株式会社,ウラン系廃棄物処分の成立性の検討, JNC TJ8400 2002-026, 2002

我が国でとりうる範囲外で被ばく線量の大きな影響を与え得るかを検討するため、必要に応じて、変動範囲を超えて変動させる。

表 1-1 変動パラメーター一覧

パラメータ	単位	レファレンス	変動幅
放出係数	-	3×10^{-4}	$1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$
溶解度	mol/l	元素ごとに設定 (2000年レポートによる)	1/100 ~ 10 倍 (全核種一様に)
施設浸入水量	m/y	0.01	0.001 ~ 0.1
地下水流速	m/y	0.1	0.01 ~ 1
土壌の分配係数	m ³ /kg	元素ごとに設定 (2000年レポート, TRU レポートによる)	1/1,000 ~ 10 倍 (全核種一様に)
河川までの距離	m	200	50 ~ 1,000
河川水流量	m ³ /y	1×10^8	$1 \times 10^5 \sim 1 \times 10^9$
ダスト吸入量 ^{*)}	kg/y	4.7×10^{-3}	$4.4 \times 10^{-6} \sim 5.3 \times 10^{-1}$

*) ダスト吸入量 = ダスト濃度 × 呼吸率 × 滞在時間

また、生物圏以外の移行途上の変動パラメータが取る値によっては、ウランとウランの子孫核種の挙動に大きな差が現れ、結果として被ばく線量に大きな差が生じる可能性がある。ここでは、多くの場合に子孫核種がウランに随伴して移行することを考慮し、崩壊連鎖が成立性に及ぼす特異性について、天然バリア中の各元素の分配係数がある地点で変動した場合、(具体的には生物圏である河川に流出する近傍で各元素の分配係数が変動した場合等,)当該地点前後の子孫核種とウランの各濃度(又は生物圏に流出するフラックス)を試算することにより、崩壊連鎖の特異性を整理する。

さらに、例えば、1万年や10万年の評価期間ごとの被ばく線量の最大値を整理する。

2. 天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

(1) データの整理・解析及びまとめ

平成13年度「ウラン系廃棄物処分の成立性の検討」で収集・整理された濃度データについて、さらに構成岩石・物質種毎(例えば構成岩石:花崗岩質岩石,安山岩質岩石,玄武岩質岩石など,物質種:岩石,土壌,地表水,地下水など),地域情報(地方,縣市町村名など)を付与した濃度データ整理表を作成する。

収集対象元素は「放射性廃棄物処分の評価における安全評価指標の利用に関するプロジェクト(以下,IAEA-CRP)」において,各国に収集の要求がなされている次の9元素とする:U,Th,K,Rb,Sn,Cs,Cu,Ra,Rn。

整理表での濃度単位について，固相試料は mg/kg，液相試料は $\mu\text{g/l}$ とする。

上記で整理された各元素の濃度データについて，最小値，最大値，平均値，中央値を算出し，統計値表としてまとめる（統計上，有意な数値が得られないと判断される元素についても，参考値として統計表にまとめる）。そして各元素の濃度データについて構成岩石・物質種の相違に着目した濃度データヒストグラムを作成する。

最後に上記の整理・解析結果をもとに，我が国における「天然安全指標に関する濃度データ」の蓄積程度，地質環境条件毎の濃度データ分布特性とその分布特性に関わる要因を考察し，整理，記述する。

(2) 方法論の検討のまとめ

平成 13 年度までに実施した天然安全指標に関する方法論の検討を基に，我が国の地質環境特性を反映した濃度評価・フラックス評価の方法論を提示する。

まず，上記の天然安全指標に関する方法論を概説し，データ取得から指標提示までに至る具体的な方法論と，天然安全指標において補完しうる事例を紹介する。

そして，天然安全指標に必要な濃度・プロセス速度データ取得方法の相違，蓄積の程度に関連する天然安全指標の信頼性と適用可能性を整理記述する。対象とする濃度データの元素種は，(1)で対象とした次の 9 元素とする：U，Th，K，Rb，Sn，Cs，Cu，Ra，Rn。プロセス速度データの対象とする地質学的プロセスは以下のものとする。

- ・ 降水（降雨・降雪）
- ・ 地表流
- ・ 降水浸透
- ・ 降水/地表水混合，降水/海水混合
- ・ 土壌水浸透（土壌水/地下水混合）
- ・ 地下水流れ
- ・ 地表流れ/地表水混合，土壌水/地表水混合，地下水/地表水混合
- ・ 海洋流入
- ・ 地下水/土壌水混合
- ・ 隆起・侵食
- ・ 風成塵

- ・ 地表流転動
- ・ 河川水転動
- ・ コロイド移行

次にフラックス評価に関係する二次元・三次元物質循環を構築する際の推測事項や、モデル作成の際の限界に関連する天然安全指標の信頼性と適用限界を整理記述する。

さらに評価対象地域が異なることで発生するであろう問題（例えば地質学的プロセスの相違，濃度の不均一性）を抽出し，それに関連する天然安全指標の信頼性と適用性限界を整理記述する。

最後に濃度評価・フラックス評価における評価適用時間の長さ，データ取得方法・蓄積に関する情報，物質循環モデルの信頼性，評価対象地域の相違を併せ勘案した場合の，天然安全指標の信頼性と適用可能性を整理記述する。

なお上記以外の追加事項，留意事項についても核燃料サイクル開発機構殿からの要請があった場合，協議のうえ検討事項とする。

3. 工程

	9月	10月	11月	12月	1月	2月
1. ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討						
2. 天然放射性物質の濃度，フラックスに関する検討						
(1) データの整理・解析及びまとめ						
(2) 方法論の検討のまとめ						
3. 報告書作成						

第 部 ウラン廃棄物処分における成立条件の検討

1. ウラン廃棄物の余裕深度処分

1.1 基本条件

1.1.1 処分概念

本検討で設定した評価モデル概念図を図 1-1に示す。処分施設の形状は縦 100m×横 100m×高さ 5m とし、地下利用に十分余裕を持った深度（地表から 50～100m 程度）に処分施設を設置すると想定した。処分施設内には、濃縮度 4.5%及び初期濃度 1000Bq/g と仮定したウラン廃棄物が 4 万本(200L ドラム缶相当)設置されるものとした。

ウラン処分施設から放出した核種は地下水へ移行し、その地下水が河川に流入した場合の被ばく経路(以下、「河川水利用シナリオ」と記す)を対象に被ばく線量評価を実施した。河川水利用シナリオとして評価した事象は、「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」(以下、「2000 年レポート」と記す)でのレファレンスケースの農作業従事者グループを参考に設定した。河川水利用シナリオで考慮した被ばく経路を図 1-2及び表 1-1に示す。

なお、人間侵入シナリオに関しては、人間侵入が通常起こらないとされる余裕深度処分であることから、本検討では考慮しないこととした。

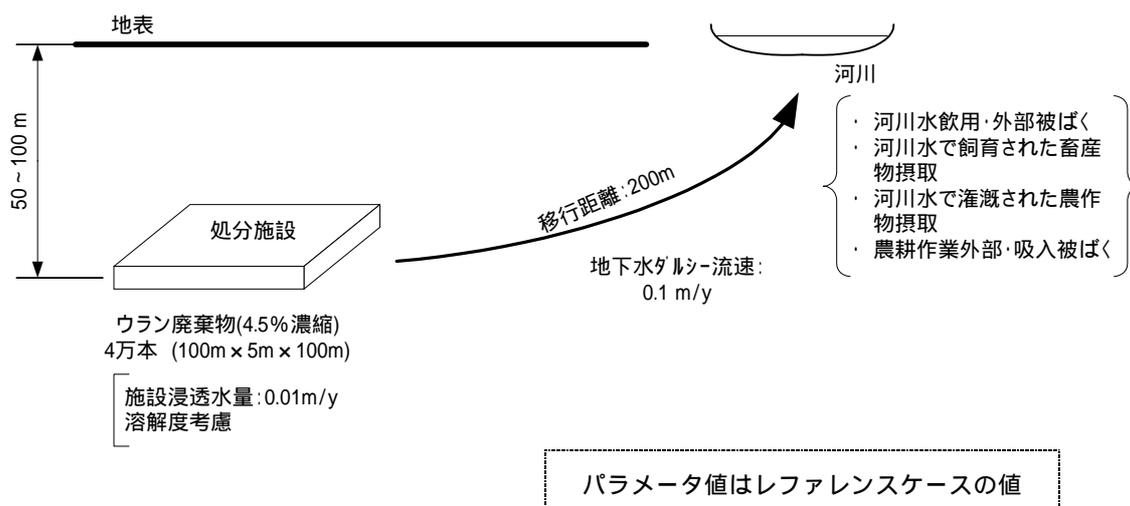


図 1-1 評価モデル概念図

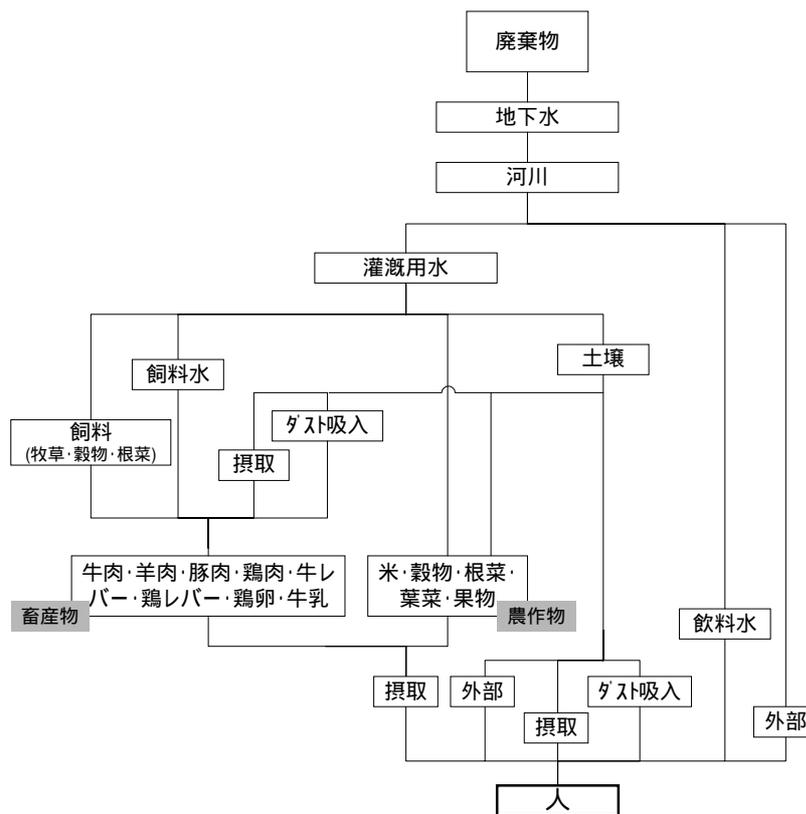


図 1-2 河川水利用シナリオの被ばく経路

表 1-1 河川水利用シナリオにおける各被ばく経路に対する媒体

	被ばく経路	媒体	
河川水利用シナリオ	外部被ばく	土壌	
		河川水	
	吸入による内部被ばく	土壌ダスト	
		河川水	
	経口摂取による内部被ばく	農作物	米・穀物・根菜・葉菜・果物
		畜産物	牛肉・羊肉・豚肉・鶏肉・牛レバー・鶏レバー・鶏卵・牛乳

1.1.2 廃棄物インベントリ及び対象核種

濃縮度 4.5%、初期濃度 1000Bq/g のウラン廃棄物が処分施設内に 4 万本(200L ドラム缶相当)設置されると仮定した。ウラン核種濃度組成を表 1-2に示す。

対象核種を表 1-3に示す。半減期の短い Po-210 については、Pb-210 と放射平衡を仮定した。

表 1-2 廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%)

廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%) [Bq/g]		
234U	235U	238U
829.8	39.6	130.6

表 1-3 検討核種

核種	半減期	核種	半減期
	y		y
U-238	4.5E+9	U-235	7.0E+8
U-234	2.5E+5	Pa-231	3.3E+4
Th-230	7.5E+4	Ac-227	2.2E+1
Ra-226	1.6E+3		
Pb-210	2.2E+1		
Po-210	3.8E-1		
	Table of Isotopes		Table of Isotopes

1.1.3 評価モデル

処分施設の形状は、縦 100m×横 100m×厚さ 5m とした。核種移行解析は、処分施設内部と天然バリアとでモデルを分け、二段階で行った。処分施設内は厚さ方向に処分施設浸透水によって移行し、施設から浸出した核種は天然バリアを水平方向に地下水によって運ばれるとした。モデル概念図を図 1-3に示す。

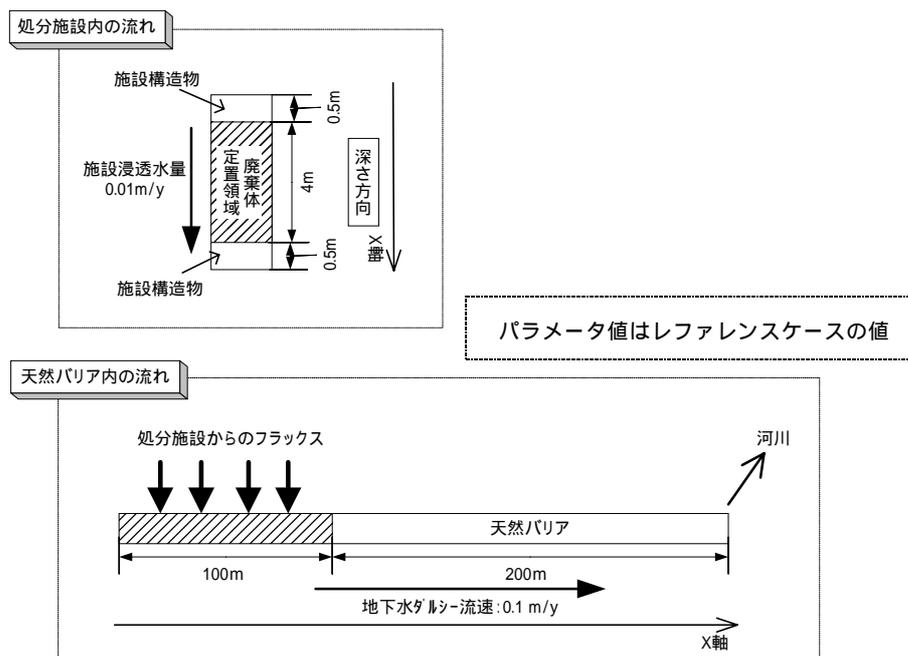


図 1-3 処分施設内と天然バリアのモデル概念図

また、ここで用いた核種移行評価式を数式 1及び数式 2に示す。処分施設内部及び天然バリアともこれらの式を用いて算出した。なお、本検討において用いた放出係数は、分配係数に置き換えて計算を行った(分配平衡モデルを用いた)。

初期濃度の入力としては、廃棄体性能などを考慮せず表 1-2より得られた初期濃度を与え、核種は処分施設の放出係数・溶解度・浸入水量によって移行する。表 1-2より、密度・定置割合(表 1-6参照)を考慮して得られた初期濃度を表 1-4に示す。また、これが放出係数を置き換えた分配係数によって表 1-5のような液相濃度となる。

表 1-4 処分施設内初期濃度 (濃縮度 4.5%)

濃縮度 4.5% [mol/m ³]		
234U	235U	238U
4.9×10^{-3}	6.7×10^{-1}	1.4×10^1

表 1-5 処分施設内初期液相濃度 (濃縮度 4.5%)

濃縮度 4.5% [mol/m ³ _aq]		
234U	235U	238U
1.5×10^{-6}	2.0×10^{-4}	4.2×10^{-3}

放出係数

$$\text{放出係数} = \frac{1}{\Phi R_f} \quad \text{数式 1}$$

一次元流動における放射性核種の地下水による輸送方程式 (分配平衡モデル)

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Phi R_f C) = -\frac{\partial}{\partial x} \left\{ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} \right\} + q - \lambda \Phi R_f C \quad \text{数式 2}$$

ここで、

- C : 間隙水中核種濃度 (体積濃度)
- u_D : ダルシー流速
- D_c : 分散 / 拡散係数
- q : 注入量
- λ : 崩壊定数
- R_f : 遅延係数
- Φ : 間隙率
- x : 空間座標
- t : 時間

である。 D_c 、 R_f は更に次のように書かれる。

$$D_c = \alpha u_D + D_e$$

$$R_f = 1 + \rho_R K_d (1 - \Phi) / \Phi$$

- α : 縦方向分散長
- D_e : 実効拡散係数

ρ_R : 媒体真密度
 K_d : 平衡分配係数

なお、境界条件は、

処分施設内

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{上流側は核種フラックス} = 0 \\ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \\ \text{下流側は濃度勾配} = 0 \\ -D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \end{array} \right.$$

天然バリア

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{上流側は核種フラックス} = 0 \\ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \\ \text{下流側は濃度勾配} = 0 \\ -D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \end{array} \right.$$

を与えた。

初期条件は、

処分施設内 ; 初期濃度 = 4.5%濃縮ウラン廃棄体濃度¹ ($x=0.5 \sim 4.5\text{m}$)
 初期濃度 = 0 ($x=0 \sim 0.5, 4.5 \sim 10\text{m}$)
 天然バリア ; 初期濃度 = 0 ($x=0 \sim 1,500\text{m}$)

ここで、本検討では q は、

処分施設内 ; =0
 天然バリア ; 処分施設から流出するフラックス($x=0 \sim 100\text{m}$)

である。

¹ 処分施設の厚さは5mだが、移行計算上は、廃棄体定置領域の前後に50cm厚の構造物を設けている。移行評価モデルの廃棄体定置領域は4mであるので、ここで与える濃度は、物質収支が釣り合うように、表1-4の5/4倍の濃度を与えた。

以上により、処分施設内と天然バリアについて、一次元核種移行解析を行った。

なお、上述のとおり、処分施設内のモデルは施設の厚さ方向(垂直方向)に施設浸入水量による流れがあり、天然バリアに流出した直後に水平な流れの地下水によって移行する。解析に用いたメッシュ分割図を図 1-4に示す。施設内モデルも、天然バリアモデルも、隣り合うセルからの流入/流出があり、施設内モデルでは同時に溶解度の判定も行い、物質収支が合うように計算している。天然バリアモデルでは、処分場の直下の領域に、施設内の計算で得られたフラックスを入力として与えた。

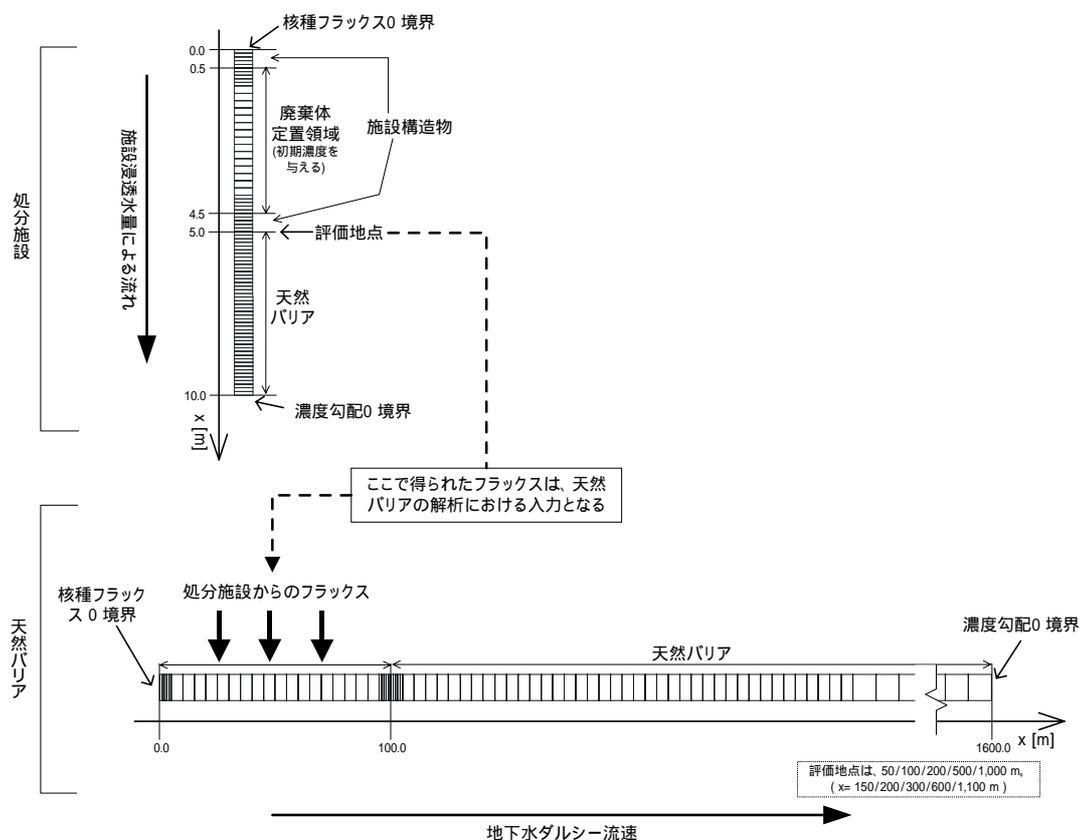


図 1-4 解析モデル(メッシュ分割図)

1.1.4 パラメータ

線量評価で設定したパラメータを表 1-6～表 1-14示す。処分場施設関連のパラメータは「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について(第2次中間報告)」(以下、「政令」と記す)に用いられた値をもとに設定、天然バリアに関するパラメータは「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について(第3次中間報告)」(以下、「第3次中間報告」と記す)生物圏に関するパラメータについては2,000年レポートを参照して設定した。天然バリアの領域に関しては、第3次中間報告における処分場周辺領域(サイト内)を対象領域とした。第3次中間報告におけるサイト外の領域は流速も早く移行時間が短いと予想され、サイト外領域は今回の検討では考慮しないこととした。

また、以下に示すパラメータに関しては感度解析的に変動させ、様々な処分環境下での被ばく線量評価を実施した。

- ・ 処分施設内条件：放出係数、溶解度、施設浸入水量
- ・ 天然バリア条件：地下水流速、分配係数、移行距離
- ・ 生物圏条件：河川水希釈水量、ダスト濃度、呼吸率、滞在時間

表 1-6 処分施設に関するパラメータ

パラメータ*)	単位	レファレンス	変動幅	備考
<u>放出係数</u>	-	3×10^{-4}	$1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$	政令ピット処分に準ずる
<u>溶解度</u>	mol/l	表 1-7参照	1/100～10倍 (全核種一様に)	2000年レポートより
<u>施設浸入水量</u>	m/y	0.01	0.001～0.1	政令ピット処分の1桁下 (第3次中間報告であるため)
廃棄体容量	m ³ /本	0.2		政令ピット処分に準ずる
処分量	本	4×10^4		ウラン廃棄体量
施設形状	m×m×m	100×5×100		定置割合と処分量より逆算
定置割合	-	0.16		政令ピット処分に準ずる
実効拡散係数	m ² /s	1×10^{-10}		「地下水ハンドブック」より (砂の値をまるめた)
真密度	kg/m ³	2,500		政令ピット処分に準ずる
空隙率	-	0.2		政令ピット処分に準ずる

*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ

表 1-7 施設内溶解度

元素	溶解度 (mol/l)
U	8.0×10^{-9}
Th	5.0×10^{-6}
Ra	1.0×10^{-12}
Pb	2.0×10^{-6}
Pa	2.0×10^{-8}
Ac	2.0×10^{-7}
2000年レポート	

表 1-8 天然バリアに関するパラメータ

パラメータ*)	単位	レファレンス	変動幅	備考
<u>河川までの距離</u>	m	200	50 ~ 1000	第3次中間報告の処分場周辺領域
<u>地下水流速</u>	m/y	0.1	0.01 ~ 1	第3次中間報告の処分場周辺領域
<u>土壌の分配係数</u>	m ³ /kg	表 1-10参照	1/1000 ~ 10 倍 (全核種一様に)	TRU レポート(堆積岩)
間隙率	-	0.2		第3次中間報告に準ずる
真密度	kg/m ³	2,700		第3次中間報告に準ずる
実効拡散係数	m ² /s	1×10^{-10}		「地下水ハンドブック」**) より (有効拡散係数の砂の値をまるめた)
縦分散長	m	10		第3次中間報告に準ずる

*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ

**) 「地下水ハンドブック」地下水ハンドブック編集委員会、第3章より

表 1-9 生物圏に関するパラメータ (2,000年レポートより)

パラメータ*)	単位	レファレンス	変動幅
<u>河川水流量</u>	m ³ /y	1×10^8	$1 \times 10^5 \sim 1 \times 10^9$
灌漑水量	m ³ /y	1.5×10^4	
土壌面積	m ²	2×10^4	
土壌体積	m ³	6×10^3	
土壌浸透水量	m/y	0.7	
土壌空隙率	-	0.4	
土壌真密度	kg/m ³	2,650	
灌漑期間	y	1×10^{10}	
<u>滞在時間</u>	h/y	1,300	730 ~ 4400
<u>呼吸率</u>	m ³ /h	1.8	1.2 ~ 2.4
<u>大気中ダスト濃度</u>	kg/m ³	2×10^{-6}	$5 \times 10^{-9} \sim 5 \times 10^{-5}$
土壌摂取量	kg/y	3.7×10^{-2}	
河川水面滞在時間	h/y	120	
河川水飲用量	m ³ /y	0.61	

*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ

表 1-10 分配係数

素元	生物圏	土壌
	m ³ /kg	m ³ /kg
U	0.033	1
Pa	0.54	1
Th	3.0	1
Ac	0.45	5
Ra	0.49	0.5
Pb	0.27	1
Po	0.15	1
	2,000年レポート	TRU レポート(堆積岩)

表 1-11 生物圏(農作物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000年レポートより)

パラメータ		単位	値
単位面積あたりの 灌漑水量	根菜、葉菜、 穀物、果物	m/y	0.7
	米		1.9
	牧草		0.0
単位面積あたりの 土壌浸透水量	根菜、葉菜、 穀物、果物	m/y	0.7
	米		1.9
	牧草		0.0
農作物への 土壌の付着量	根菜、果物	kg/kg	1.5×10^{-4}
	葉菜		1.0×10^{-4}
	穀物、米		9.0×10^{-5}
	牧草		3.4×10^{-3}
農作物の栽培密度 (収穫量)	根菜	kg/m ²	2.4
	葉菜		3.1
	穀物		0.4
	米		0.5
	果物		1.4
	牧草		3.9
農作物による 灌漑水の阻止率	根菜、葉菜	-	0.3
	穀物、米		0.05
	果物		0.5
	牧草		0.0
農作物摂取量	米	kg/y	59.8
	穀物		28.5
	根菜		47.2
	葉菜		26.7
	果物		28.5

表 1-12 生物圏(畜産物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000 年レポートより)

パラメータ		単位	値
家畜の呼吸率	牛	m ³ /h	5.4
	羊		0.36
	豚		0.5
	鶏		0.01
牛の飼育密度		-/m ²	4.3 × 10 ⁻⁴
家畜の飼料摂取量	牛	kg/day	50
	羊		7
	豚		10
	鶏		0.3
家畜の土壌摂取量	牛	kg/day	0.6
	羊		0.08
	豚		0.2
	鶏		0.02
家畜の水摂取量	牛	m ³ /day	7 × 10 ⁻²
	羊		4 × 10 ⁻³
	豚		5 × 10 ⁻³
	鶏		5 × 10 ⁻⁴
家畜の放牧時間 (牛、羊、豚、鶏)		h/day	24
畜産物摂取量	牛肉	kg/y	8.8
	羊肉		0.6
	豚肉		9.5
	鶏肉		7.4
	牛レバー		0.2
	鶏レバー		0.3
	鶏卵		15.4
	牛乳		46.0

表 1-13 農作物・畜産物の移行係数 (2,000年レポートより)

		Pb	Po	Ra	Ac	Th	Pa	U
根菜	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
葉菜	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
穀物	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-4
米	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-4
果物	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	5.E-4	5.E-4	4.E-2	1.E-4
牧草	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
牛乳	day/l	3.0E-4	3.0E-4	1.3E-3	4.0E-7	5.0E-6	5.0E-6	4.0E-4
牛肉	day/kg	1.0E-2	4.0E-3	1.3E-3	1.6E-4	2.7E-3	5.0E-5	6.9E-4
豚肉	day/kg	3.1E-2	3.1E-2	3.5E-2	1.7E-4	4.6E-3	1.1E-4	2.6E-3
鶏肉	day/kg	1.2E+0	1.2E+0	4.8E-1	6.6E-3	1.8E-1	4.1E-3	1.0E-1
卵	day/kg	1.2E+0	1.2E+0	2.5E-1	1.6E-2	1.8E-1	4.1E-3	1.0E-1
羊肉	day/kg	8.8E-2	5.0E-2	9.9E-2	4.7E-4	1.3E-2	3.4E-4	7.4E-3
牛レバー	day/kg	8.1E-1	1.1E-1	1.9E-2	1.4E-1	6.3E-2	1.1E-3	6.9E-4
鶏レバー	day/kg	7.7E+1	7.7E+1	4.8E-1	2.7E+0	2.1E+0	1.1E+0	1.0E-1

表 1-14 核種ごとのパラメータ

核種	半減期 y	線量換算係数				*) 線量換算係数 に足しこんで いる子孫核種
		経口 摂取 Sv/Bq	吸入 摂取 Sv/Bq	外部被ばく*)		
				土壌 (Sv/h)/(Bq/m ³)	水	
Pb-210	2.2E+1	6.8E-7	1.1E-6	1.2E-16	7.0E-16	Bi-210
Po-210	3.8E-1	2.4E-7	2.2E-6	1.0E-18	3.3E-18	
Ra-226	1.6E+3	2.8E-7	1.2E-5	2.2E-13	6.9E-13	Rn-222,Po-218,At-218, Pb-214,Bi-214,Po-214
Ac-227	2.2E+1	1.1E-6	6.3E-4	3.9E-14	1.5E-13	Th-227,Fr-223,Ra-223, Rn-219,Po-215,Pb-211, Bi-211,Po-211,Tl-207
Th-230	7.5E+4	2.1E-7	2.8E-5	2.3E-17	1.4E-16	
Pa-231	3.3E+4	7.1E-7	8.9E-5	3.7E-15	1.4E-14	
U-234	2.5E+5	4.9E-8	6.8E-6	7.7E-18	6.3E-17	
U-235	7.0E+8	4.6E-8	6.1E-6	1.5E-14	6.2E-14	Th-231
U-238	4.5E+9	4.4E-8	5.7E-6	2.9E-15	1.1E-14	Th-234,Pa-234m,Pa-234
	Table of Isotopes	ICRP Pub.68		2,000年レポートより。		

2. 特性のまとめ

ウラン廃棄物の余裕深度処分の性能における広範なパラメータ変動の影響について、昨年度は数値解法を用いて検討を行った。これは、多様なパラメータが影響する現象の解析を、少ない仮定で適切に得るには、数値解法が適しているからである。しかしながら、これまでの検討結果から、ウラン廃棄物から放出される核種が、極めて長い半減期を持つウランの同位体とその子孫核種からなっていることを考慮すると、現象を単純化できる可能性を見ることができる。比較的単純な仮定を導入することによって簡易な解析解を得ることができれば、パラメータと被ばく線量の関係が容易に得られ、その関係の理解も進むことになる。

ここでは、まず数値解から得られたピーク到達時における親核種 / 子孫核種の平衡関係を整理する。その結果からいくつかの仮定を導入することにより、条件付きの解析解を導くことを試みる。

2.1 ピーク到達時における親核種 / 子孫核種の平衡関係の整理

各核種のピークが生物圏に到達した時点における、それぞれの親核種 / 子孫核種の平衡関係をまとめ、それらの移行挙動について検討した。

当該核種と、その親核種が地質圏 / 生物圏の境界において放射平衡であれば、そこからの核種放出フラックスは、次式で表される。

$$J = S \times U \times \frac{C_{total}}{Rf}$$

J:	核種放出フラックス	(Bq/y)
S:	核種が移行する帯水層の有効断面積	(m ²)
U:	帯水層のダルシー流速	(m/y)
C _{total} :	核種の全濃度 (液相、吸着相、沈殿相を合計した濃度)	(Bq/m ³)
:	空隙率	(-)
Rf:	遅延係数	(-)

したがって、放射平衡に達している場合には、 $C_{total \text{ 親}} = C_{total \text{ 子孫}}$ であるので、フラックスの比は遅延係数の比の逆数となる。

$$\frac{J_{total子孫}}{J_{total親}} = \frac{Rf_{親}}{Rf_{子孫}}$$

図 2-1 ~ 図 2-2には、全ケースにおけるピーク到達時刻の分布と、その時点で放射平衡に到達しているか否かを示した。

これらの結果を用いて、各核種のピーク到達状況についてまとめた。

< U-238 >

ウラン系列の先頭となる親核種である。ウラン廃棄物の場合には、これより原子番号の大きい核種は含まれないため、親核種との平衡関係はない。

< U-234 >

U-234 は、ピーク到達時刻が約 20 万年まででは親核種の U-238 と放射平衡濃度以上となる。

U-234 は、U-238 の子孫核種であるが、それ自体も初期インベントリに存在する。天然では、U-234 は U-238 と放射平衡であるが、対象とするウラン廃棄物は濃縮ウラン起源であるため、放射平衡濃度以上に濃縮されている。このため、U-234 の半減期程度である約 20 万年までにピークが到達する場合には、U-238 と放射平衡である場合以上の濃度で到達する。

ピークがこれ以後に到達する場合には、初期インベントリ中の U-234 は減衰して相対的に低い濃度となり、U-238 の崩壊によって生成した U-234 が、これと放射平衡濃度となって到達する。

< Th-230 >

Th-230 は、約 10 万年までは、親核種である U-234 と比べて数十倍から数百万倍の濃度で生物圏に到達する。

Th-230 は初期インベントリに存在しないため、生物圏に到達するのは全て親核種の崩壊によって生成したものである。この Th-230 が親核種よりも高い濃度で生物圏に到達する理由は、次のように考えられる。

ウランの溶解度が比較的小さいため、処分施設内からの親核種(U-238、U-234)の放出は多くのケースで小さな値に制限される。このときにおいても、処分施設内で生成した Th-230 は、溶解度に制限されずに放出され、生物圏に至る。地質圏中の移行時間が比較的短いケースでは、このようにして Th-230 が生物圏に到達するため、この地点にお

いて Th-230 はその親核種である U-234 と放射平衡以上の濃度となる。

地質圏中の移行時間が長くなると、地質圏を移行中に Th-230 は減衰して相対的に低い濃度となる。このようなケースでは、溶解度に制限されながらわずかず放出され移行してきた U-234 の崩壊によって生成した Th-230 の成分が、これと放射平衡濃度となって到達する。

< Ra-226 >

Ra-226 は、ピーク到達時刻が数万年までの場合に、親核種である Th-230 と放射平衡である濃度よりも低い濃度で到達する。

Ra-226 は、系列のこれ以上の核種よりも半減期が短く放射平衡に到達しやすいが、地質圏中の移行時間が短い場合には、放射平衡に達する前に生物圏に到達してしまうため、放射平衡濃度を下回る。この放射非平衡となるケースは、全て、地下水流速が大きく、分配係数が小さい条件である。

ここで着目されるのは、ピーク到達時刻が数百万年を超える場合でも、放射平衡濃度を下回るケースが存在することである。これらは、やはり地下水流速が大きく分配係数が小さい条件、すなわち地質圏中の移行時間が短い場合である。この場合、処分施設内では一旦放射平衡となるが、地質媒体へ放出された際に、施設内とは親核種、子孫核種の分配係数の比率が異なるために、放射平衡からのずれを生じ、それが平衡に戻らないまま生物圏に到達したものと考えられる。

< Pb-210 >

Pb-210 は、全ての条件で親核種である Ra-226 と放射平衡となった。

Pb-210 の半減期は 22.3 年であり、いずれのケースにおいても核種移行時間のスケールよりも短いため、結局、生物圏には親核種と放射平衡となって到達する。

アクチニウム系列

< U-235 >

アクチニウム系列の先頭となる親核種である。ウラン廃棄物の場合には、これより原子番号の大きい核種は含まれないため、親核種との平衡関係はない。

< Pa-231 >

Pa-231 は、約 10 万年までは、親核種である U-235 と比べて数十倍から数百万倍の濃度で生物圏に到達する。

Pa-231 は初期インベントリに存在しないため、生物圏に到達するのは全て親核種の崩壊によって生成したものである。

ウランの溶解度が比較的小さいため、処分施設内からの親核種 U-235 の放出は多くのケースで小さな値に制限される。このときにおいても、処分施設内で生成した Pa-231 は、溶解度に制限されずに放出され、生物圏に至る。地質圏中の移行時間が比較的短いケースでは、このようにして Pa-231 が生物圏に到達するため、この地点において Pa-231 はその親核種である U-235 と放射平衡以上の濃度となる。

地質圏中の移行時間が長くなると、地質圏を移行中に Pa-231 は減衰して相対的に低い濃度となる。このようなケースには、溶解度に制限されながらも少しずつ放出され移行してきた U-235 の崩壊によって生成した Pa-231 の成分が、これと放射平衡濃度となって到達する。

< Ac-227 >

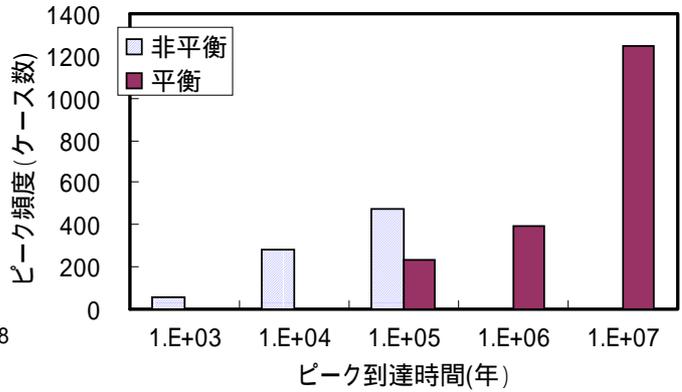
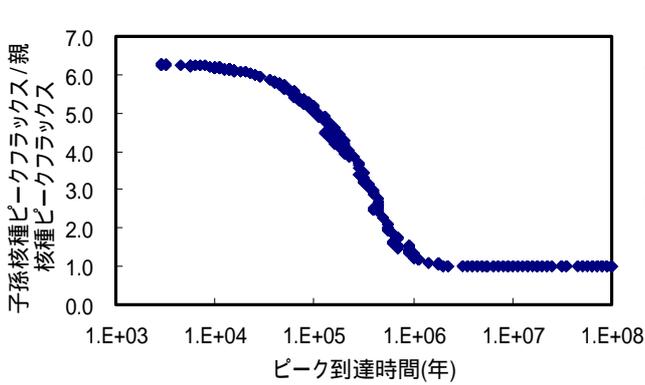
Ac-227 は、全ての条件で親核種である Pa-231 と放射平衡となった。

Ac-227 の半減期は 21.77 年であり、いずれのケースにおいても核種移行時間のスケールよりも短いため、結局、生物圏には親核種と放射平衡となって到達する。

ウラン系列

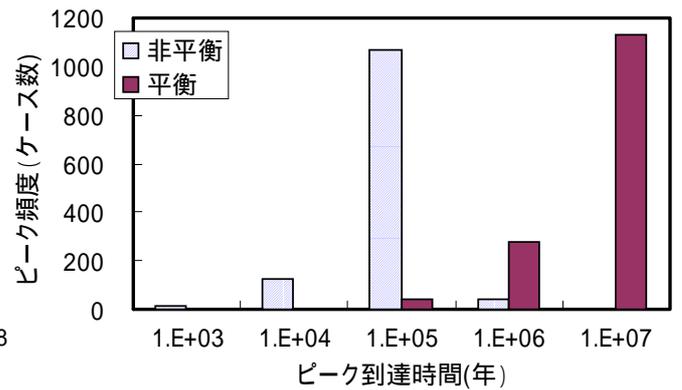
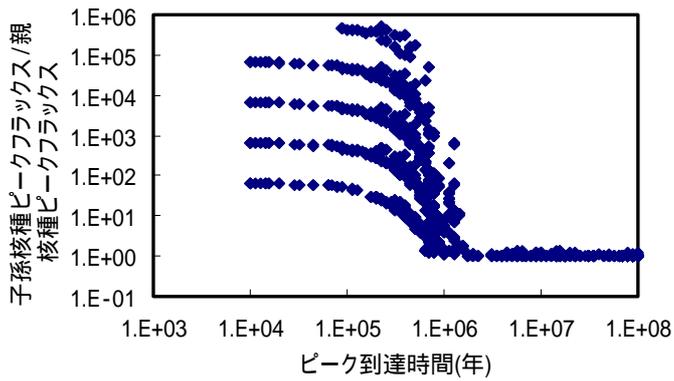
<U-234>

U238 -> U-234



<Th-230>

U-234 -> Th-230



<Ra-226>

Th-230 -> Ra-226

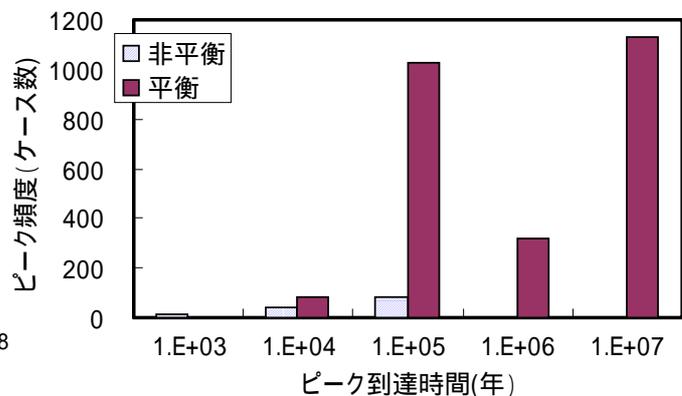
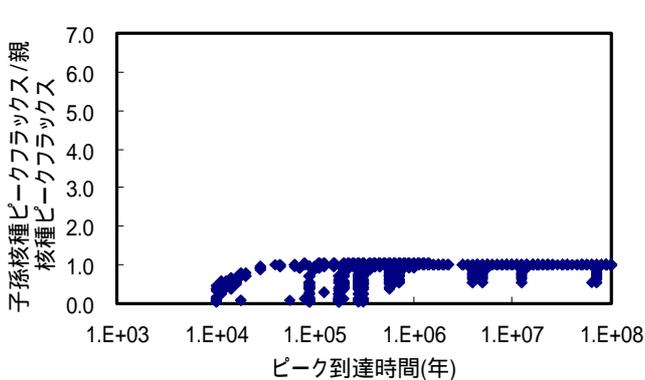
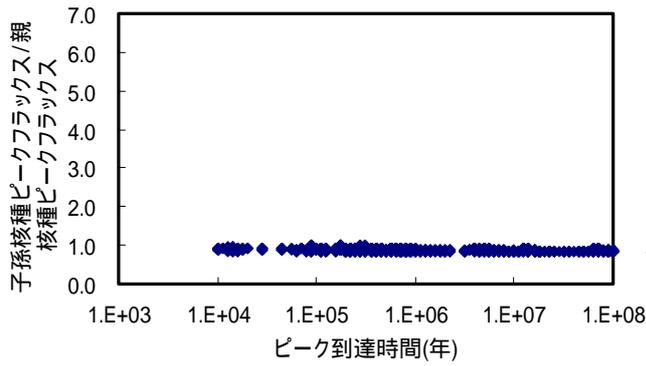
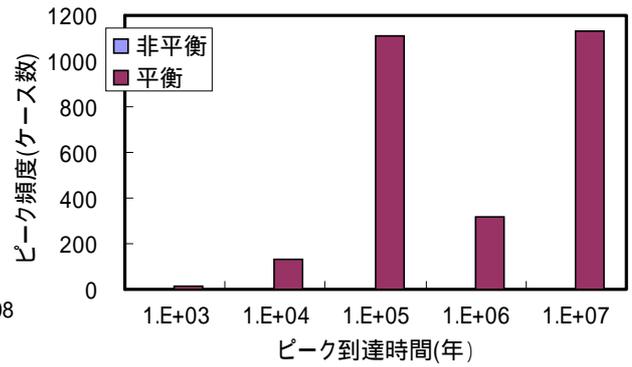


図 2-1 各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況(1/2)

<Pb-210>

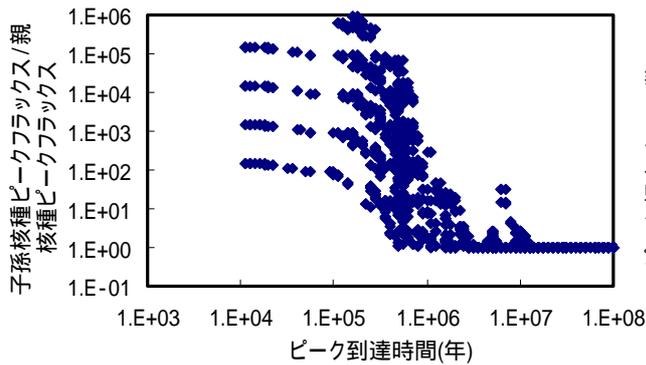


Ra-226 -> Pb-210

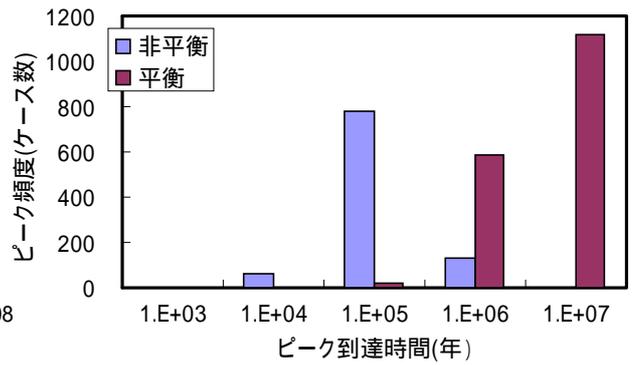


アクチニウム系列

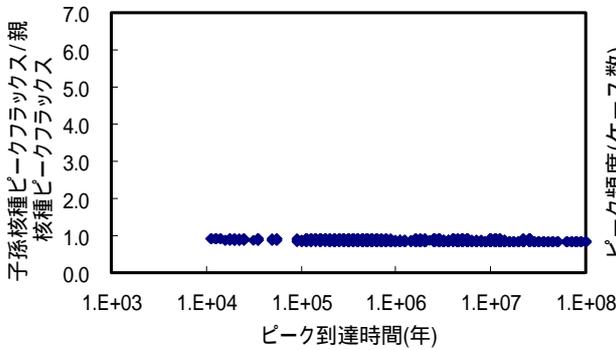
<Pa-231>



U-235 -> Pa-231



<Ac-227>



Pa-231 -> Ac-227

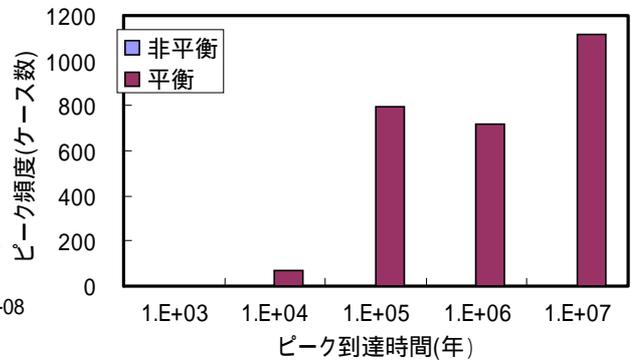


図 2-2 各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況(2/2)

2.2 条件付き解析解の導出

ウラン廃棄物処分場から放出された核種による被ばく線量は、各核種、元素の特性、処分施設の特性、形状、地質媒体の特性、地下水流速、生物圏の特性などの多くのパラメータに影響され、多様な範囲に及ぶ。このため、昨年度まで数値解を用いて、その影響を評価してきた。しかしながら、初期インベントリの存在するウランの核種がいずれも長半減期を持つことや、「余裕深度処分」が比較的長い核種移行時間を保証していること（最低限の移行距離が確保され、地下水流速も遅いところを選ばれるはずであることなど）に着目すれば、いくつかの簡単な仮定をおくことによって、各核種の放出挙動の概要を簡単な解析解を用いて示すことができる。これらの「解析解」は、設定した仮定が妥当と見なされる条件に限り、適切な解を与えるものであるため、「条件付き解析解」と呼ぶことにする。

本節では、各核種の特性を考慮して、条件付き解析解を導出する。

なお、本研究においては、生物圏については河川水を起源とする一連の被ばくシナリオをまとめて評価しており、単純な乗算によって表されるものであるため、ここでは、河川水中濃度の起源となる、地質圏 / 生物圏境界における核種放出フラックスを求める式を導くこととした。

条件付き解析解の導出には、親核種から順に特性に応じて次の4つに分類して行った。

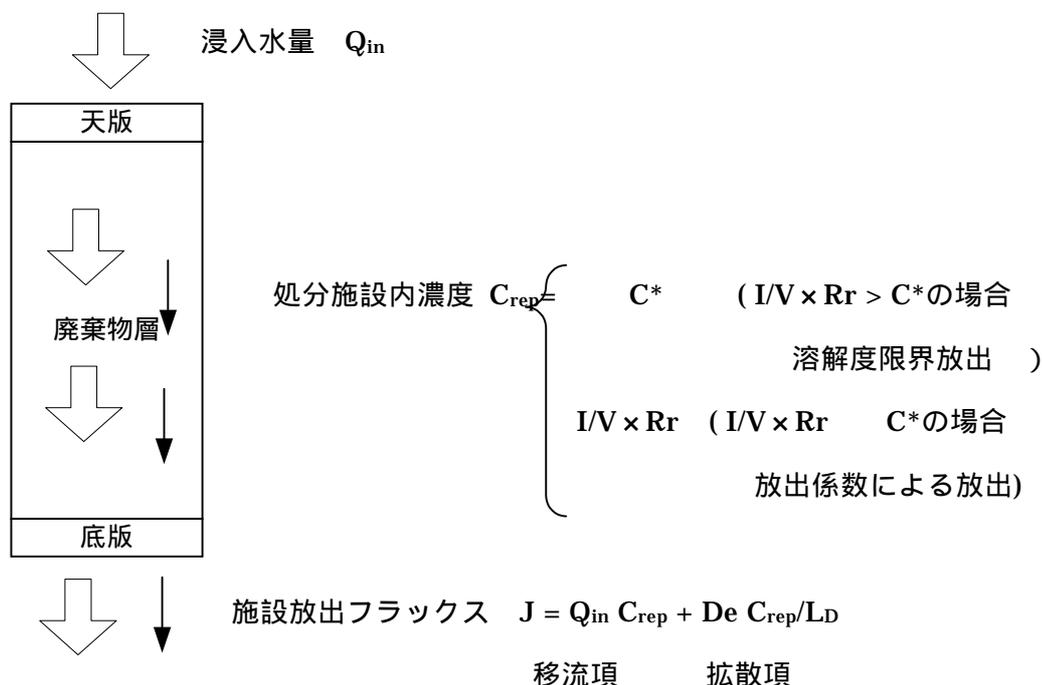
- | | |
|-------------------------------|--------------------------|
| U-238、U-235 の条件付き解析解 | - 親核種を持たない長半減期核種 - |
| U-234 の条件付き解析解 | - 初期インベントリを持つ子孫核種 - |
| Th-230、Pa-231 の条件付き解析解 | - 親核種が溶解度制限を受ける場合の子孫核種 - |
| Ra-226、Pb-210、Ac-227 の条件付き解析解 | - 半減期が短い子孫核種 - |

また、それぞれの条件付き解析解は、処分場内から生物圏に至る、次の3つの領域に分けてモデル化して導出した。

- 処分施設からの放出フラックスを求めるモデル
- 処分施設下流端のフラックスを求めるモデル
- 地質圏 / 生物圏境界のフラックスを求めるモデル

2.2.1 U-238、U-235 の条件付き解析解 - 親核種を持たない長半減期核種の放出

(1) U-238、U-235 - 処分施設からの放出フラックスを求めるモデル



廃棄物層中の核種全濃度（溶存状態、吸着状態、沈殿を合計した濃度）は、インベントリ（ I ）を廃棄物層体積（ V ）で除したものである。これに放出係数を乗じたものが、液相中の核種濃度となり、これが移流と拡散によって処分施設外へ運び出される。ここで、「放出係数」とは、吸着を主とする様々な現象の結果として、廃棄物層の空隙水中に溶存する核種濃度と、廃棄物中にとどまる核種濃度の比である。分配係数、遅延係数とは、次の関係がある。

$$Rr = \frac{1}{Rf} = \frac{1}{(1 - f) + f Kd}$$

ウランは、易溶性ではない上に、ウラン廃棄物中のウラン濃度はモル濃度としても低くないため、その空隙水中への溶解は溶解度制限を受ける場合が多い。本研究では、余裕深度処分対象の廃棄物を検討しているため、核種濃度が比較的高く、この影響を強く受ける。前述の、放出係数を乗じて求めた液相濃度が、溶解度を上回る場合には、

液相中の核種濃度は溶解度と等しくなる。

これらをまとめて、処分施設内の核種濃度は、次式で表される。

U-238、U-235 は 1 億年以上の極めて長い半減期を持つため、核種放出期間中のほとんどにおいて、減衰の効果は生じない。

$$C_{rep} = \begin{cases} C^* & \left(\frac{I}{V} Rr > C^* \text{ の場合} \right) \\ \frac{I_0}{V} Rr \exp(-\lambda t) & \left(\frac{I}{V} Rr \leq C^* \text{ の場合} \right) \end{cases}$$

仮定：処分施設内のウラン体積濃度ⁱを時間によらず一定とする。

C_{rep} :	処分施設内の核種濃度	(Bq/m ³)
C^* :	溶解度	(Bq/m ³)
λ :	崩壊定数	(1/y)
Rr :	放出係数	(-)
V :	施設体積	(m ³)
I_0 :	初期インベントリ	(Bq)

処分施設底版から放出される核種フラックスは、移流と拡散による。

$$J_{rep} = Q_{in} C_{rep} + De \frac{C_{rep}}{L_D}$$

仮定：核種の拡散中の減衰が無視できる場合。

核種放出が継続し、擬似定常状態が成り立っているとする。

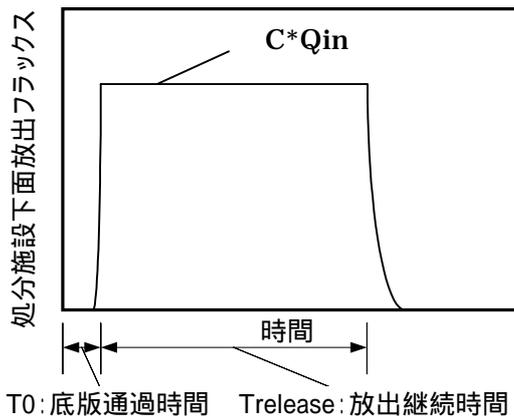
ⁱ 溶存形態の核種の液相体積当たりの濃度を「液相濃度」と呼ぶのに対して、吸着、沈殿、溶存の全ての形態の核種の、固相液相を含めた全体の体積当たりの濃度を「体積濃度」と呼ぶこととする。

J_{rep} :	施設からの放出フラックス	(Bq/m ² /y)
Q_{in} :	施設浸入水量	(m/y)
L_D :	拡散距離	(m)
De :	実効拡散係数	(m ² /y)

施設浸入水量が多い場合には、第 1 項がほとんどを占める移流支配の状態となるが、浸入水量が極めて少ない場合には、第 2 項がほとんどを占める拡散支配の状態となる。

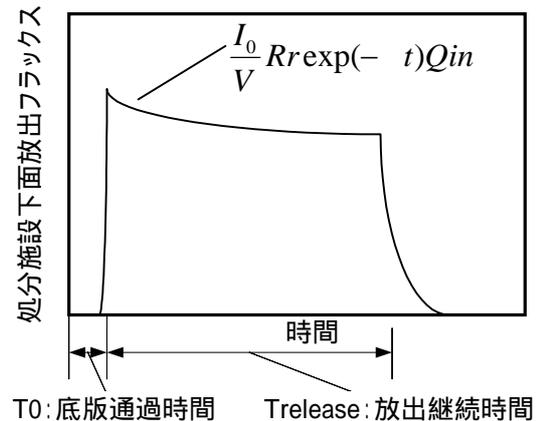
なお、この核種放出が継続する時間は、初期インベントリをフラックスで除することによって得られる。

$$T_{release} = \frac{I_0}{S \times J_{rep}}$$



$$T_{release} = \frac{I_0}{S \times J}$$

溶解度限界放出の場合

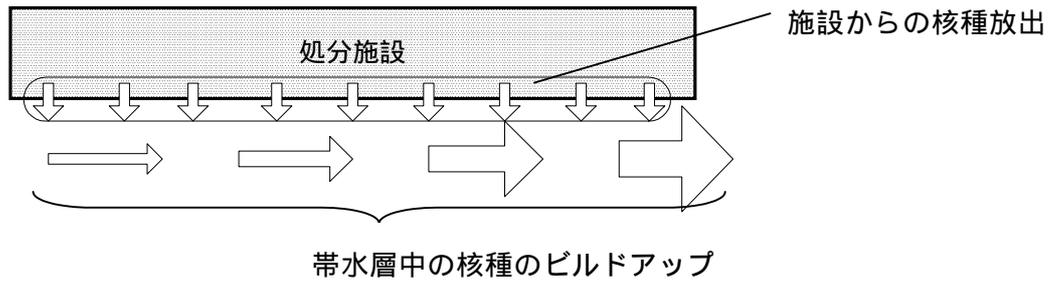


$$T_{release} = \frac{I_0}{S \times J}$$

放出係数による放出の場合

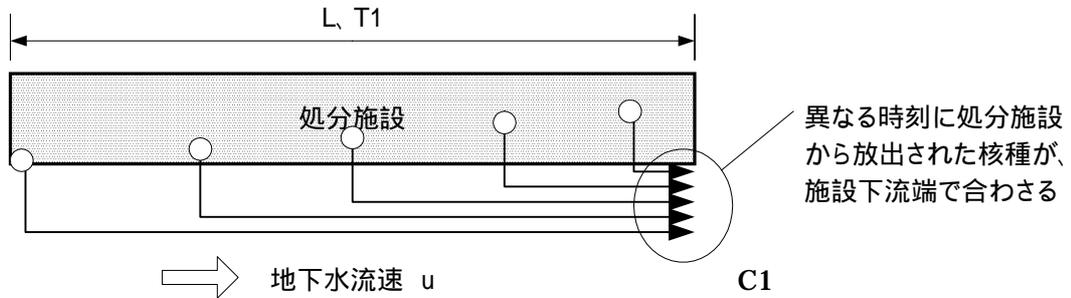
(2) U-235、U-238 処分施設下流端でのフラックスを求めるモデル

処分施設下流端での核種濃度は、処分施設下面の各地点から放出された核種フラックスが、積分された濃度となる。



放出が早く終了する場合には、放出期間分が積分される。

放出が長期に継続する場合には、対象核種が施設下流面を上流端から下流端まで移行する時間だけ積分される。



$$C_1(t) = \int_{t-T}^t J(t') dt' \exp(-t) / b$$

仮定：拡散、分散が、移流に比べて無視できるとする。

(少なくとも、ピーク値近傍で同程度の核種放出が継続していれば、妥当な仮定である。)

$C_1(t)$: 施設下流端での核種濃度 (Bq/m³)

T : 積分時間

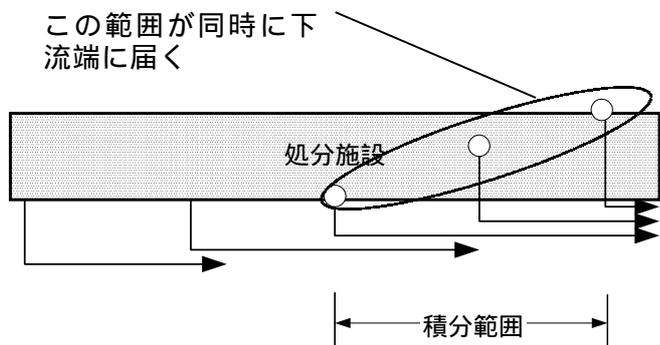
b : 帯水層厚さ (m)

(ただし、核種の地中での広がりを単位厚さとしている)

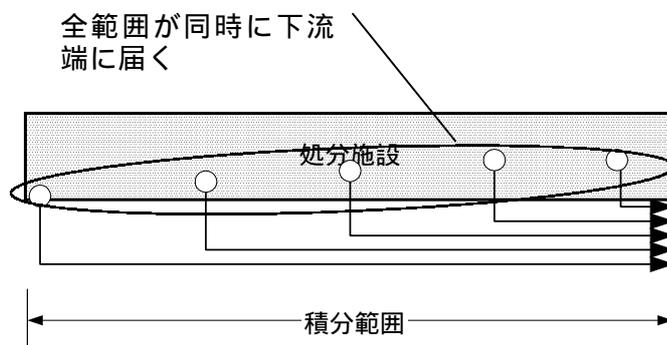
ここで、積分時間(時刻 t に処分施設下流端に到達する核種が、処分施設下面から放出された時刻の範囲)は、処分施設からの放出継続時間 T_{release} と、処分施設下面を通過する時間 T_1 のうち、短い方の時間となる。

施設からの放出継続時間が短い場合

施設からの放出継続時間が長い場合



積分時間 = $T_{release}$ (放出継続時間)



積分時間 = T_1 (処分場下面通過時間)

このことから、処分施設下流端におけるピークフラックスは、次の式で与えられる。

$$C_1 \max \begin{cases} \frac{J_{rep} L T_{release}}{u T_1} / b & , \quad T_1 \geq T_{release} \text{ の場合} \\ \frac{J_{rep} L}{u} / b & , \quad T_{release} \geq T_1 \text{ の場合} \end{cases}$$

仮定：核種の減衰が無視できるとする。

拡散、分散が移流に比べて無視できるとする。

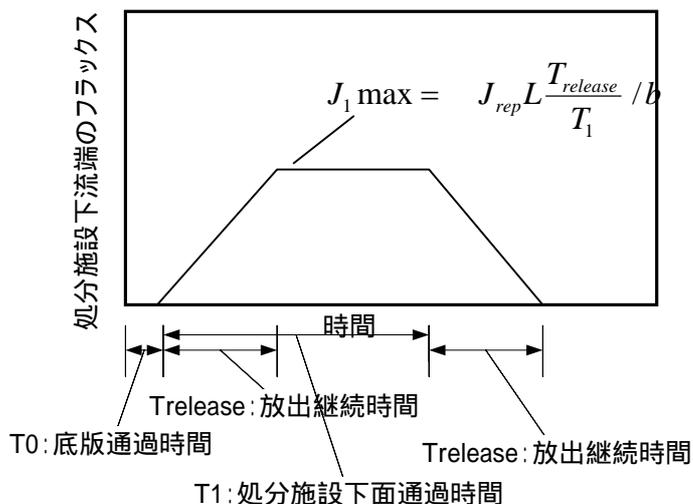
C_1 : 処分施設下流端における核種濃度 (Bq/m³)

L : 処分施設長さ (m)

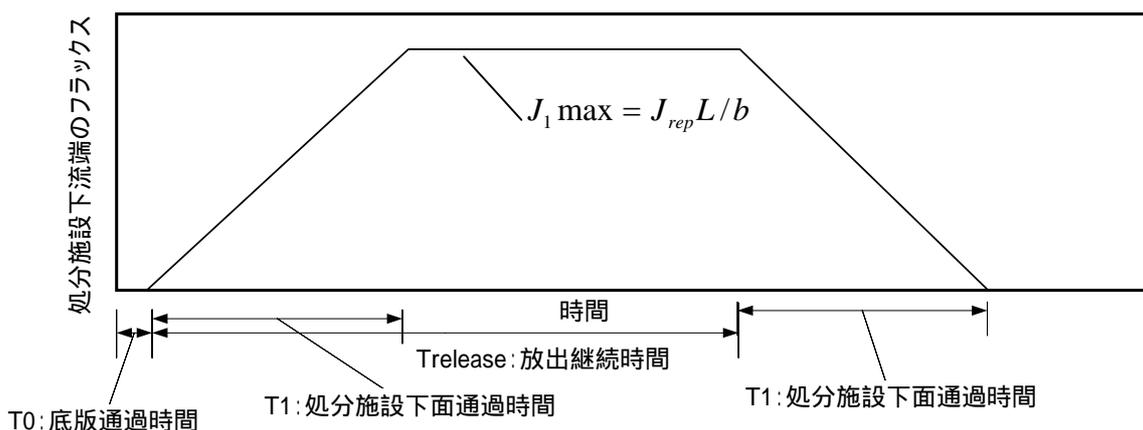
T_1 : 処分施設下面通過時間 (y)

$$T_1 = \frac{L Rf}{u}$$

T₁ Release の場合

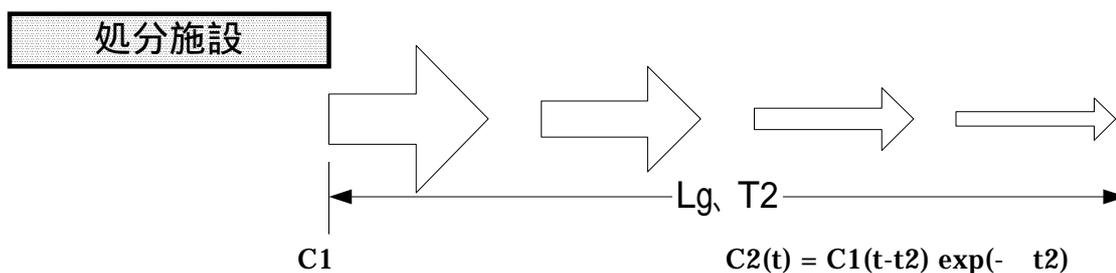


Release T₁ の場合



(3) 生物圏入り口での核種濃度

親核種を持たない U-238、U-235 については、施設下流端の濃度が、移行距離の間の減衰して到達する。



この結果、地質圏 / 生物圏境界での核種濃度は、次の式で表される。

$$C_2(t) = C_1(t-t_2) \exp(-\lambda t_2)$$

仮定：生物圏での移行において、拡散、分散が移流に比べて無視できるとする。

$C_2(t)$: 地質圏 / 生物圏境界での核種濃度 (Bq/m³)

T_2 : 地質圏移行時間 (y)

$$T_2 = Lg \frac{Rf}{u}$$

Lg : 移行距離 (m)

これに加えて、地質圏を移行中の拡散の影響が存在する。

処分施設下流端において、ピークフラックスが継続する時間が長い場合（処分施設下面からの核種放出が長い場合）には、フラックスの最大値が長時間のプラトーを形成する。この場合には、拡散によって、プラトーの前後において濃度低下が見られるが、最大値自体はほとんど変化しない。

一方、処分施設下流端におけるピークフラックス継続時間が短い場合（処分施設下面からの核種放出が極めて短い場合）には、地質媒体中を移行する間に、拡散によってピークを含めた全体の濃度が低下する。この場合には、ほぼガウス分布状の濃度分布が形成される。

ガウス分布は、次の式で表され、この条件に当てはまる場合には、処分施設下流端におけるフラックスの総量のみが意味を持ち、フラックスの最大値、継続時間は、地質圏 / 生物圏境界におけるフラックスに影響しなくなる。

$$C_2(t) = \frac{M}{\sqrt{Dt}} \exp\left(-\frac{\left(x - \frac{ut}{Rf}\right)^2}{4Dt}\right)$$

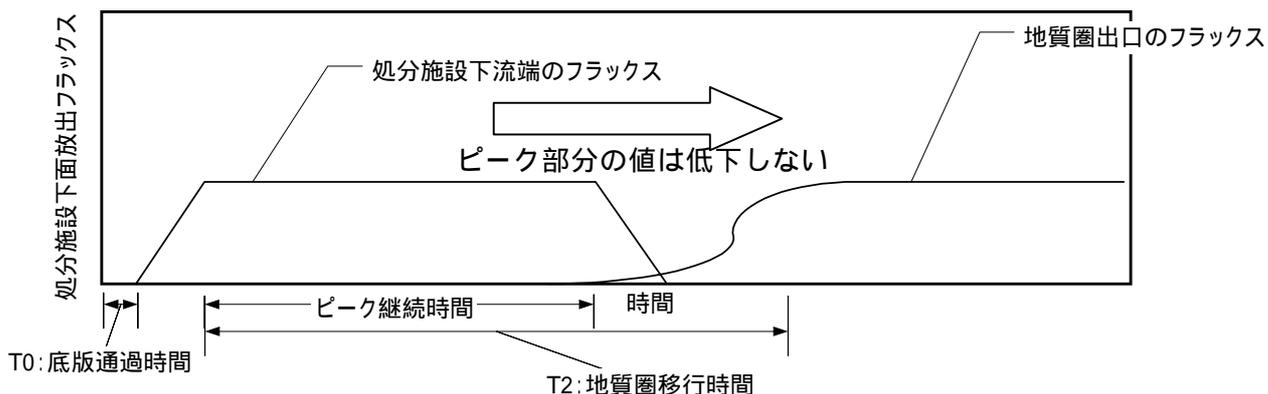
M : 処分施設下流端のフラックスの積算値 (Bq/m²)

D : 分散係数（分子拡散と分散をあわせたもの）(m²/y)

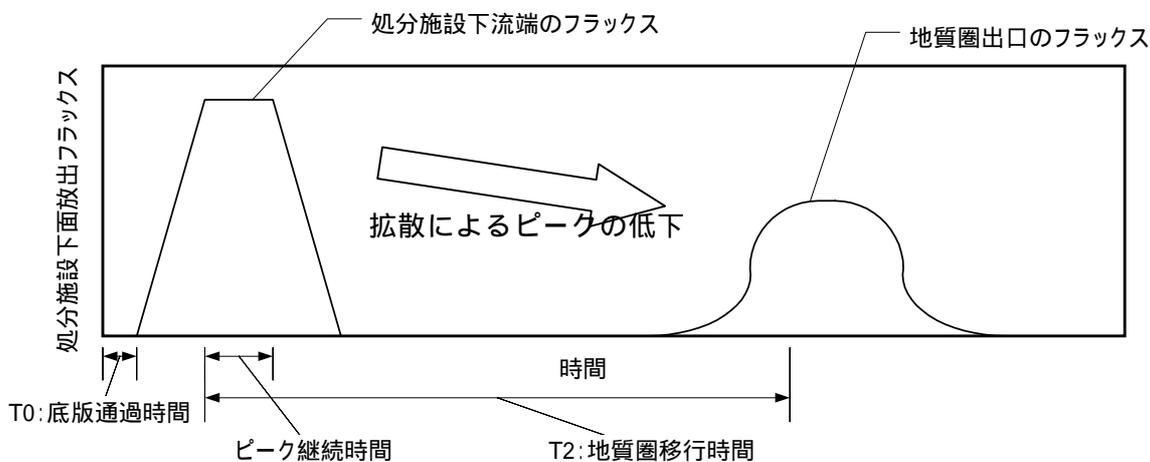
ピーク値は分布の中心、すなわち $x=ut/Rf$ の地点にあること、 D が拡散と分散から表されることなどを用いると、地質圏中を移行する間に、ピーク濃度は、次の割合で低下する。

$$\frac{C_2 \max}{C_1 \max} = \frac{L_1}{\sqrt{L L_g}} \quad T_{\text{peak}} \ll T_2$$

ピーク継続時間が長い場合



ピーク継続時間が短い場合



以上をまとめると、地質圏 / 生物圏境界における U-235、U-238 のフラックスは、次のように表される。

$$J_2 \max = \begin{cases} \left\{ \begin{array}{l} \left(C_{rep} Q_{in} + De \frac{C_{rep}}{L_D} \right) L \frac{T_{release}}{T_1} \exp(-t) \\ \left(C_{rep} Q_{in} + De \frac{C_{rep}}{L_D} \right) L \exp(-t) \end{array} \right. & , \text{Trelease} < T1 \\ & , \text{Trelease} > T1 \\ \left\{ \begin{array}{l} \left(C_{rep} Q_{in} + De \frac{C_{rep}}{L_D} \right) L \frac{T_{release}}{T_1} \exp(-t) \frac{L_1}{\sqrt{L L_g}} \\ \left(C_{rep} Q_{in} + De \frac{C_{rep}}{L_D} \right) L \exp(-t) \frac{L_1}{\sqrt{L L_g}} \end{array} \right. & , \text{Trelease} < T1 \\ & , \text{Trelease} > T1 \\ & \text{Tpeak} \ll T2 \\ & \text{Tpeak} \ll T2 \end{cases}$$

2.2.2 U-234 の条件付き解析解

- 初期インベントリを持つ子孫核種 -

対象とする廃棄物は濃縮ウランであるため、U-234 は初期インベントリにおいて、その親核種である U-238 以上の濃度で存在する（濃縮されている）。さらに、半減期が 2.45×10^5 年と長いため、条件によっては減衰して U-238 と放射平衡になる前に環境に到達する。このときの、放出フラックスを表す条件付き解析解は、U-235、U-238 と同等のものとなる。なお、この場合は、放射平衡濃度の場合よりも高いフラックスを示す。

U-234 が地質圏 / 生物圏境界に到達するのが、U-234 の半減期を大きく超える場合には、フラックスは、U-238 と放射平衡濃度に相当するものとなる。

$$J_2 \max = \begin{cases} J_2 \max - U234 & , J_2 \max - U234 > J_2 \max - U238 \\ J_2 \max - U238 & , J_2 \max - U238 > J_2 \max - U234 \end{cases}$$

2.2.3 Th-230、Pa-231 の条件付き解析解

- 親核種が溶解度制限を受ける場合の子孫核種 -

Th-230 と、Pa-231 の場合には、U-234 と異なり、それぞれの親核種と違う元素であることが、フラックスの挙動に影響する。

対象とする廃棄物は余裕深度処分対象のウラン廃棄物であるため、ウラン元素濃度が比較的高く、ほとんどの条件で溶解度制限となる。このとき、Th-230 は処分施設内でU-234 の崩壊によって生成し、溶解度に制限されることなく地質媒体中を移行する。

(1) Th-230、Pa-231 - 処分施設からの放出フラックスを求めるモデル-

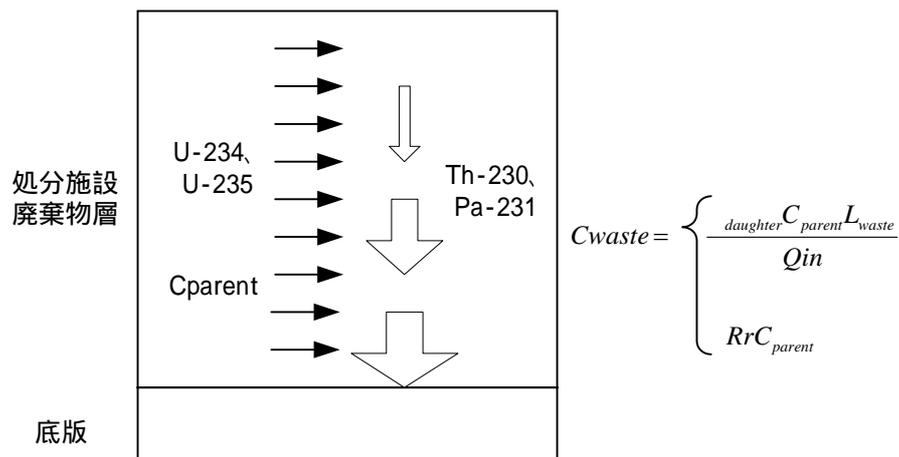
親核種が溶解度制限の条件の場合、それらは廃棄物層内でほとんど移動することなく崩壊し、子孫核種を生成する。このとき、子孫核種の、廃棄物層下面における濃度は、次の式で表される。

$$C_{waste} = \begin{cases} \frac{daughter C_{parent} L_{waste}}{Q_{in}} & , \text{放射平衡に達するまで} \\ Rr C_{parent} & , \text{放射平衡に達したあと} \end{cases}$$

仮定：親核種からの生成は時間に寄らず一定とする。

(親核種は事実上減衰しないものとする)

C_{waste} :	子孫核種の廃棄物層下面における濃度	(Bq/m ³)
$daughter$:	親核種の崩壊定数	(1/y)
C_{parent} :	親核種の全体濃度	(Bq/m ³)
L_{waste} :	廃棄物層の厚さ	(m)



廃棄物層下面を通過した核種は、底版を通過して地質媒体へ放出されるが、この間に減衰を受ける。

このときの、移流・拡散方程式は、次のように書くことができる。

$$Rr \frac{dC}{dt} = De \frac{d^2C}{dx^2} - Q_{in} \frac{dC}{dx} - RrC$$

仮定：親核種は処分施設から有意な量放出されないとする。

(底版を移行中に親核種からの生成はない)

親核種がほとんど動くことなく、また減衰によって大幅に濃度を低減することなく、子孫核種を生成しつづけることを考慮すると、この濃度分布は定常状態に近い状況に到達するものと考えられる。

上式を定常状態として解くと、処分施設下面(底版下面)において、次の濃度を得ることができる。

$$C_{rep} = C_{waste} \exp \left(\frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} L_D \right)$$

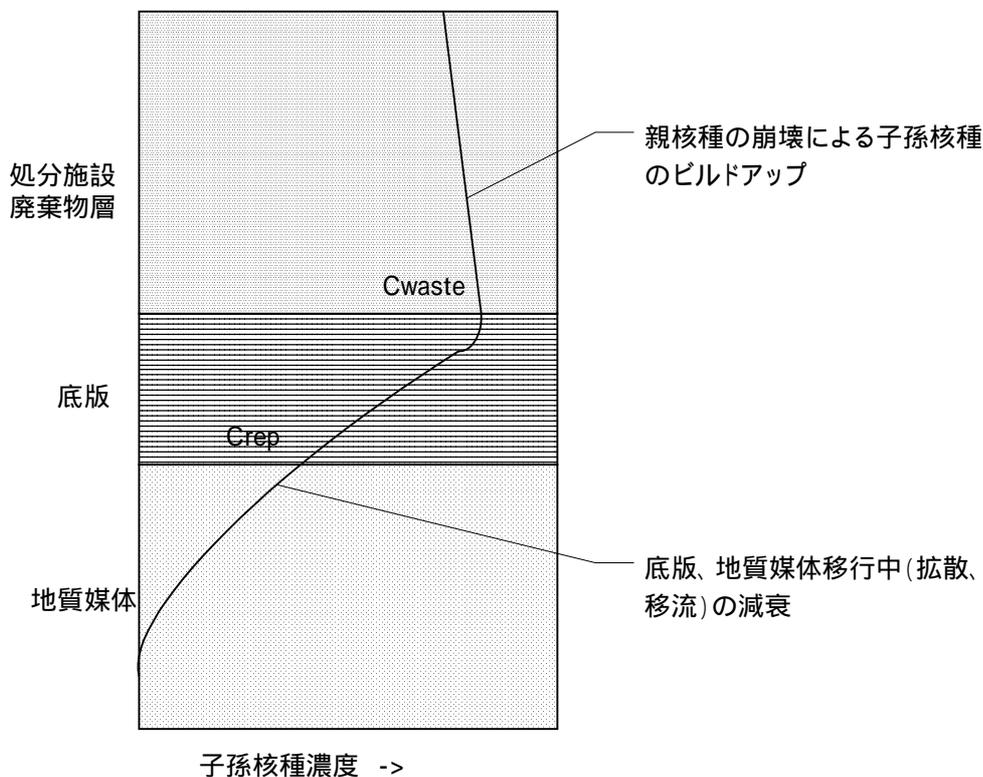
また、濃度勾配は、次の式で与えられる。

$$\frac{dC_{rep}}{dx} = C_{waste} \frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} \exp \left(\frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} L_D \right)$$

仮定：処分施設からの子孫核種放出濃度は一定とする。

無限遠において濃度 0 とする。

このモデルにおける地質媒体の特性、流速は、底版におけるものと同じとする。



この式を用い、処分施設下面における核種放出フラックスは、次の式で与えられる。

$$J_{rep} = Q_{in} C_{rep} + De \frac{dC_{rep}}{dx}$$

$$J_{rep} = Q_{in} C_{waste} \exp\left(\frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} L_D\right) + De C_{waste} \frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} \exp\left(\frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr} + Q_{in}^2}}{2De} L_D\right)$$

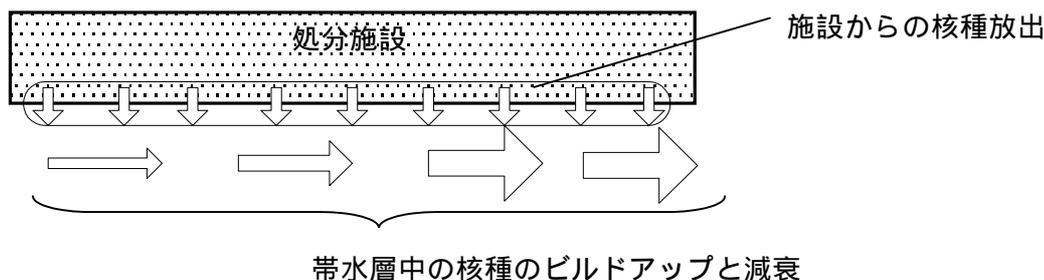
(2) Th-230、Pa-231 処分施設下流端のフラックスを求めるモデル

U-238、U-235 などと同様に、処分施設下流端での核種濃度は、処分施設下面の各地点から放出された核種フラックスが、積分された濃度となる。しかしながら、それらの核種よりも半減期が短いために、処分場下面を通過している間に減衰する効果が無視できない。

この場合の施設下流端の核種フラックスは、次の式で与えられる。

$$J_1 = \frac{J_{rep}}{Rf} (1 - \exp(-T)) / b \quad u$$

仮定：拡散、分散は、移流に比べて無視できるものとする。



(3) 地質圏 / 生物圏境界のフラックスを求めるモデル

地質圏 / 生物圏境界においては、上記の施設下流端におけるフラックスが減衰した値となって到達する。

こうして得られたのが、「処分施設内で親核種から生成し、地質媒体中を移行してきた成分」のフラックスである。移行中の減衰によりこの成分が小さくなった場合には、「移行中の親核種濃度と放射平衡濃度で存在する成分」のフラックスが支配的となる。

場合

$$J_2 = \begin{cases} \frac{J_{rep}}{Rf} (1 - \exp(-T)) / b \times u \times \exp(-T_2) & \text{,放射平衡に達しない} \\ u C_{2_{parent}} \frac{Rf_{parent}}{Rf_{daughter}} & \text{,放射平衡に達した場合} \end{cases}$$

2.2.4 Ra-226、Pb-210、Ac-227 の条件付き解析解 - 半減期が短い子孫核種 -

Ra-226、Pb-210、Ac-227 は、系列内のこれ以上の核種よりも半減期が短いため、ほとんどの条件で、それぞれの「親核種の移行中の濃度と放射平衡濃度で存在する成分」が、地質圏 / 生物圏境界に達するものとなる。

したがって、地質圏 / 生物圏境界における核種フラックスは、

$$J_2 = uC_{2\text{parent}} \frac{Rf_{\text{parent}}}{Rf_{\text{daughter}}}$$

仮定：この領域において、親核種 / 子孫核種間で放射平衡が成り立っているとす。 (すなわち、親核種、子孫核種の体積濃度が等しい)

ただし、Ra-226 は、その中では半減期が長いため、放射平衡に達するのに時間を要する。このため、処分施設下面及び地質媒体を通過するのに要する時間が短い条件 (地下水流速が大きく、分配係数が小さい場合) においては、放射平衡に達する前に、地質圏 / 生物圏境界に到達し、その結果、放射平衡濃度としたものよりも低いフラックスを示す。

2.2.5 条件付き解析解と数値解の比較

前項までで求めた条件付き解析解と、数値解の結果 (FRONT を使用) を比較した。

なお、数値解は計算時間の制約から、1e8 年までについて求めている。そのため、地質媒体中移行時間がきわめて長い条件では、ピークに達していない場合がある。条件付き解析解は、時間範囲の制限がないため、それらの条件においてそのまま比較すると両者に相違があるという結果になるが、これは本質的なものではない (むしろ移行時間が長い場合には放射平衡に達するため、両者は本来よく一致する)。そこで、地質媒体中移行時間が 1e8 年を超えるケースについては、除外して比較を行った。

図 2-3 ~ 図 2-4 に、ピーク到達時刻と、条件付き解析解と数値解の一致度の、頻度分布を示す。条件付き解析解と数値解が一致したケース数を斜線の棒グラフで、一致しな

いケース数を塗りつぶしの棒グラフで示す。(一致の基準は、条件付き解析解 / 数値解の比が、0.5 ~ 2.0 とした。)

この結果、設定したパラメータの条件の範囲で、ほとんどのケースで条件付き解析解と数値解の一致が見られた。

比較的差異が見られるのは、Th-230 である。Th-230 の親核種である U-234 の放出が溶解度に制限されるために、Th-230 は単独で処分施設から放出され生物圏にいたる場合が存在する。しかしながら、地質圏内の移行時間を要する場合には、Th-230 の減衰が有意なものとなり、低濃度で移行してきた U-234 の影響が無視できない量となる。また、U-234 自身も他の子孫核種よりは半減期が長いものの、移行時間が長い場合にはその減衰を無視できない。このような条件が重なることが、Th-230 のフラックスの予測を困難にしていると考えられる。条件付き解析解と数値解の差異が目立つのは、中程度の被ばく線量を与える条件であり、まさにこのような条件の領域である。

このような差異が見られるものの、全体としては、条件付き解析解は数値解とよく一致している。特に、高いフラックスを与える条件はよく再現できていることから、被ばく線量評価において重要なケースにおいては適用が可能であると考えられる。

なお、「条件付き解析解」としたように、この解はあくまでも条件が成り立つ場合に適用可能なものである。したがって、ここで検討した範囲を超える条件においては、適用する前に仮定が成立しているか否かを確認する必要がある。

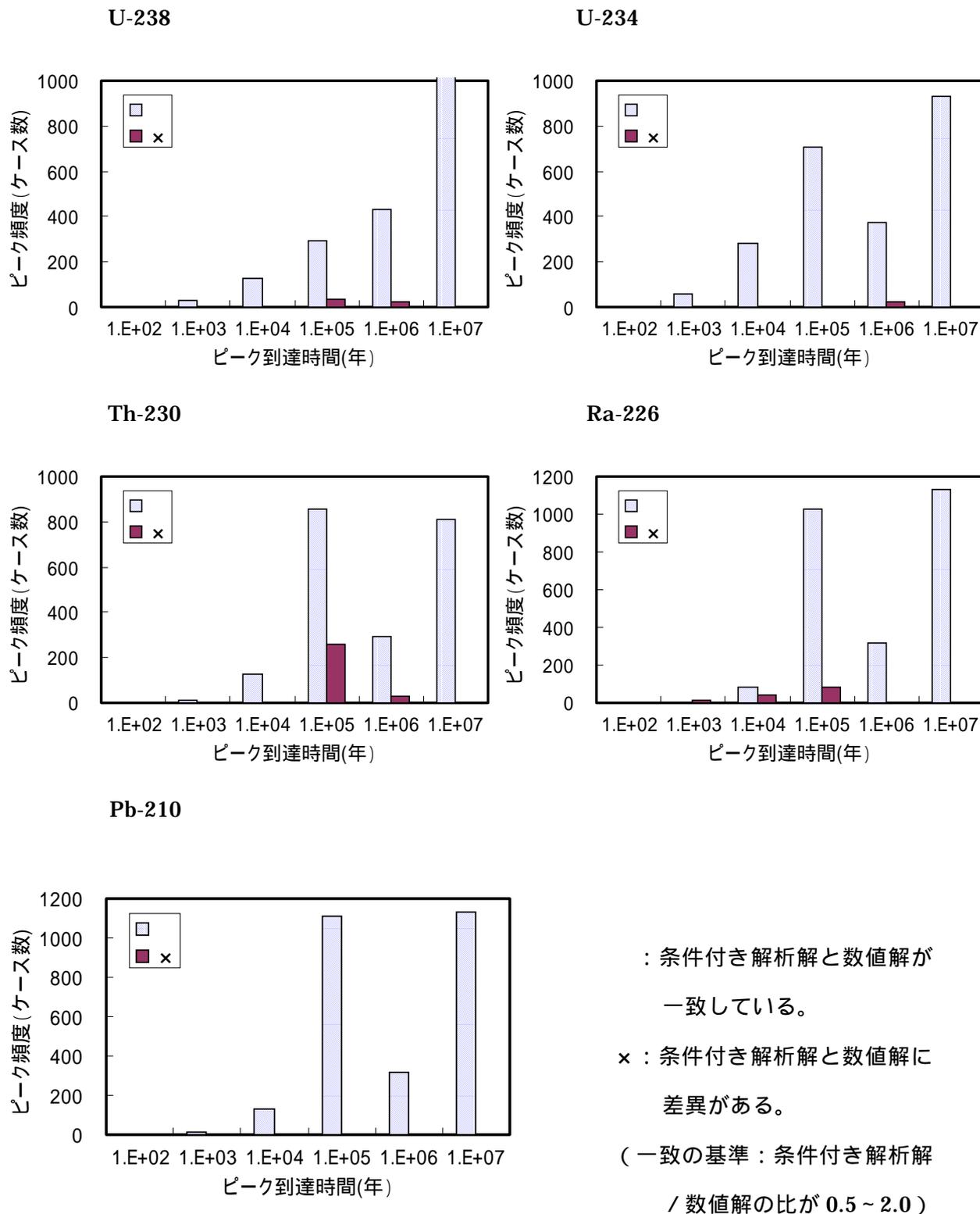


図 2-3 各核種のピーク到達時間と条件付き解析解の適用性(1/2)

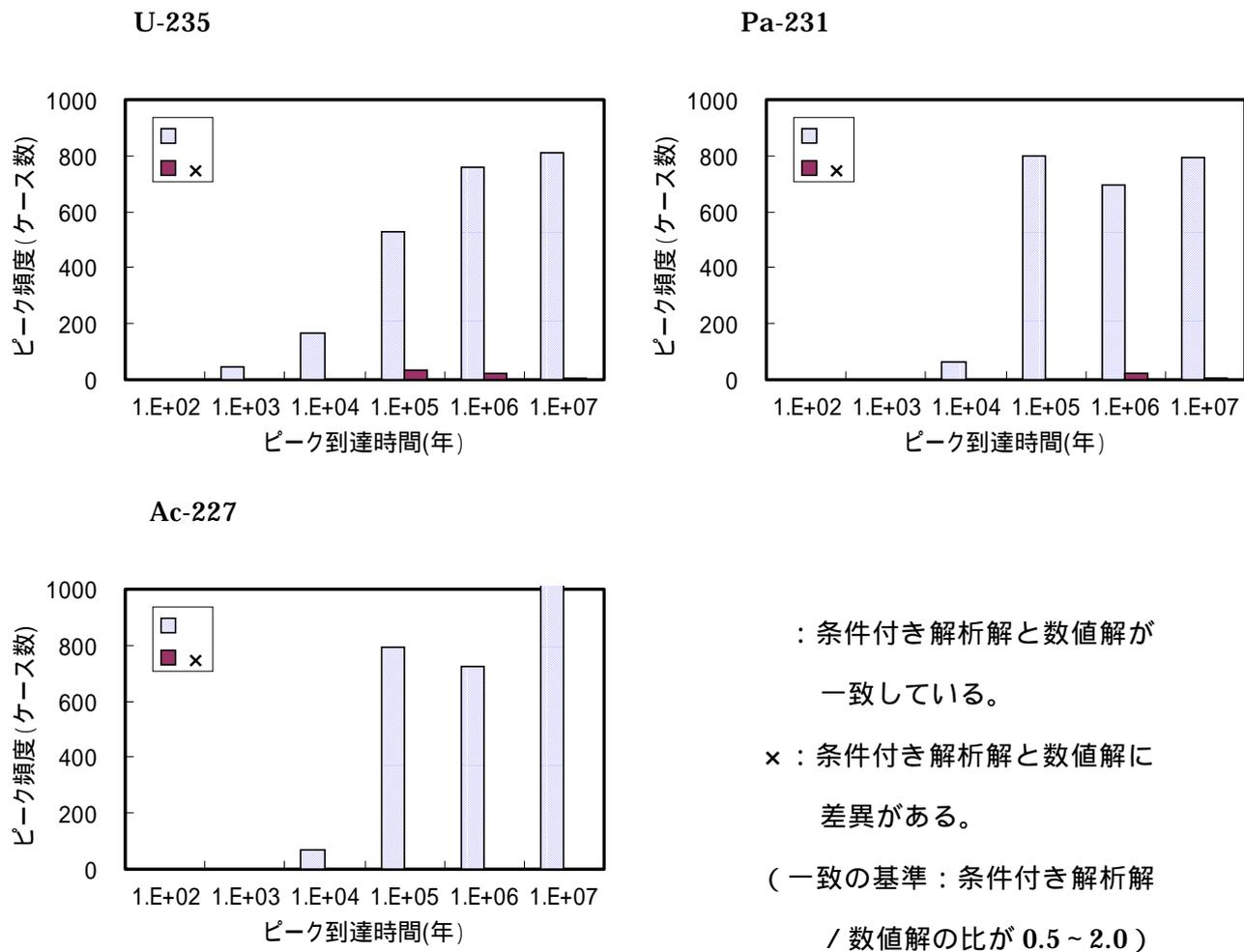


図 2-4 各核種のピーク到達時間と条件付き解析解の適用性(2/2)

3. パラメータの変動と被ばく線量の関係の整理

前項で導いた条件付き解析解を用いて、広範な範囲におけるパラメータと被ばく線量の関係を試算し、影響の範囲と主要なパラメータの関係を整理した。

検討においては、まず、昨年度より広い範囲でパラメータを変動させた結果を数値解を用いて試算し、その結果と条件付き解析解を比較し、条件付き解析解がより広い範囲で適用可能であることを確認した。この検討は、全パラメータが標準ケースである条件を基本とし、これから一つずつのパラメータを変動させて行った。

次に、条件付き解析解を用いて、複数のパラメータを変動させ被ばく線量を試算し、その影響とパラメータの関係を、式と計算結果を用いて検討した。

3.1 広い範囲のパラメータ変動に対する条件付き解析解の適用性の確認

昨年度の検討では放出係数・溶解度・施設浸入水量・地下水流速・土壌の分配係数・河川までの距離・河川水流量・ダスト吸入量の8つのパラメータについて、パラメータ変動が河川水利用シナリオにおける被ばく線量へ与える影響について検討した。この結果を用いて前章において条件付き解析解を導出した。パラメータのうち、生物圏のパラメータである河川水流量・ダスト吸入量に対する応答は比例関係であり自明であるので、この2つの生物圏パラメータを基本ケースに固定した。そして残る6つのパラメータをこの条件付き解析解がより広いパラメータ変動範囲において成立性を持つか否かを確認するため、昨年度の検討範囲よりもさらに1桁ずつ広い範囲で各パラメータを変化させ、数値解を求め、その結果と条件付き解析解とを比較した。

パラメータの変動範囲を表 3-1に示す。この検討は、全パラメータが標準ケースである条件を基本とし、これから一つずつのパラメータを変動させて行った。また、各パラメータごとの被ばく線量の経時変化、および最大被ばく線量について数値解と条件付き解析解をまとめた結果を図 3-1から図 3-6に示す。

表 3-1 パラメータの変動範囲

パラメータ No.	処分施設に関するパラメータ			天然バリアに関するパラメータ		
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	移行距離
	-	~ 倍	m/y	m/y	~ 倍	m
1	-	-	-	-	0.0001	-
2	-	0.001	-	-	0.001	20
3	1E-06	0.01	0.0001	0.001	0.01	50
4	1E-05	0.1	0.001	0.01	0.1	100
5(基本ケース)	3E-04	1	0.01	0.1	1	200
6	1E-02	10	0.1	1	10	500
7	1E-01	100	1	10	100	1000
8	-	-	-	-	-	2000

(1) 放出係数の影響の検討

表 3-1に示すように放出係数の設定範囲を 1E-6 から 1E-1 へと拡大させて検討を行った。結果を図 3-1に示す。

図 3-1に示すように放出係数を変動させた場合は全ての条件でほぼ同じ最大被ばく線量となった。これは全ての条件においてウランが溶解度限度に達しているため、放出係数の変動によって吸着量は変動するが、水相濃度は変化しないからである。また、放出係数が低い場合に線量の立ち上がりの時間が遅くなっているが、これは処分施設の底版で放出係数による遅延効果が大きくなっているためである。

また、放出係数の変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために、設定した各放出係数における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、全ての放出係数に対して数値解と条件付き解析解はよく一致しており、条件付き解析解は放出係数の変動に対して精度よく被ばく線量を算出することができた。

(2) 溶解度の影響の検討

表 3-1に示すように溶解度の設定範囲をリファレンスケースに対して 0.001 倍から 100 倍まで設定して検討を行った。結果を図 3-2に示す。

図 3-2に示すように全ての設定条件で溶解度限度に達し、最大被ばく線量と溶解

度の変動とが比例関係となる結果となった。そのため、さらに溶解度 500 倍と 1000 倍を設定して検討を行った。その結果、溶解度が 500 倍以上になると溶解度限度に達することなく放出係数に従って施設内から移行することが分った。

また、溶解度の変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために、設定した各溶解度における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、溶解度の変動に従って最大被ばく線量が増加する様子を、数値解と同様に条件付き解析解で精度よく算出することができた。ただし、施設内においてウランが溶解度限度に達しない条件（リファレンスケースに対して 500 倍以上）では条件付き解析解の値が数値解と比べてやや過剰な値を示した。

(3) 浸入水量の影響の検討

表 3-1 に示すように浸入水量の設定範囲を 0.0001m/y から 1m/y へと拡大させて検討を行った。結果を図 3-3 に示す。

図 3-3 に示すように浸入水量が多くなるにつれて、最大被ばく線量は浸入水量に比例して高くなった。一方、浸入水量がリファレンスケース(0.01m/y)よりも少なくなると、移流に対して拡散の影響が大きくなるため、最大被ばく線量は浸入水量に依存せず、一定に近い値となった。

また、浸入水量の変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために、設定した各浸入水量における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、浸入水量が 1E-2m/y 以上と移流による移行が卓越する場合は数値解と条件付き解析解は精度よく一致した。拡散による移行が卓越する 1E-3m/y 以下の場合も、浸入水量の変動に対する最大被ばく線量の応答をよく再現しているが、数値解と比較してやや過剰な値となった。

(4) 流速の影響の検討

表 3-1 に示すように流速の設定範囲を 0.001m/y から 10m/y へと拡大させて検討を行った。結果を図 3-4 に示す。

図 3-4 に示すように、リファレンスケース(0.1m/y)よりも流速が速い設定では最大被ばく線量が高くなった。これは流速が 1m/y 以上の場合において、初期に存在した U-234 およびその U-234 から生成した子孫核種が減衰する前に生物圏に到達

するためである。また U-238 は長半減期のため減衰することなく長期間にわたって一定の放出があり、流速が遅い設定でも最大被ばく線量に変化は無かった。

パラメータの設定範囲を拡大した結果、流速が 10m/y の場合は U-235 の子孫核種が放射平衡から離れる結果となった。さらに U-234 の崩壊が進む前に生物圏に到達するため最大被ばく線量が高くなった。また、流速が 0.001m/y の場合は移行が抑制され、U-235 の崩壊により U-235 とその子孫核種の最大被ばく線量は低くなる結果となった。

以上のことから核種によって流速に対する依存性が異なることが確認できた。

- 1.U-235 および U-238 は施設内からの移行が溶解度によって制限されているため、流速が変動すると移行期間が短くなるものの最大被ばく線量に変化はない。
- 2.U-234 は天然バリアの移行期間が短い場合は初期インベントリ分が減衰する前に生物圏に到達することになり、流速が速い場合は最大被ばく線量が高くなる。
- 3.U-234 の子孫核種は、流速 1m/y 以上において、施設内で生成したものが U-234 との放射平衡から離れて生物圏に到達する。
- 4.U-235 の子孫核種は、流速 10m/y 以上において、施設内で生成したものが U-234 との放射平衡から離れて生物圏に到達する。

また、流速の変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために、設定した各流速における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、その結果、全ての流速に対して数値解と条件付き解析解はよく一致しており、条件付き解析解は流速の変動に対して精度よく被ばく線量を算出することができた。

(5) 分配係数の影響の検討

表 3-1に示すように溶解度の設定範囲をリファレンスケースに対して 0.0001 倍から 100 倍まで設定して検討を行った。結果を図 3-5に示す。

図 3-5に示すように分配係数が大きくなるにつれて移行期間が長くなり、分配係数 100 倍の設定では U-235 の崩壊の影響で最大被ばく線量が低くなっている。対して、分配係数が小さい場合は U-234・U-235 の子孫核種が親核種との放射平衡を離れ、最大被ばく線量が高くなっている。

分配係数が 0.0001 倍の設定では Ra-226 が Th-230 との放射平衡も離れる。これは

Ra-226 の分配係数は Th-230 の分配係数よりも小さく、Ra-226 は Th-230 より先に移行するためである。また、Ra-226 は施設内において濃度のピーク付近で溶解度限度に到達し、わずかにその影響を受ける。つまり天然バリアへ溶解度限度の影響を受けつつ移行する。天然バリアの移行期間が短い場合はそのままの濃度で生物圏まで到達するが、移行期間が長い場合は Th-230 からの生成を受けて Th-230 との放射平衡を回復し、施設内の溶解度限度の影響が見えなくなる。これは、移行期間が短い場合は、施設内において Th-230 から生成した Ra-226 が生物圏に到達し、移行期間が長い場合は、天然バリア中で Th-230 から生成した Ra-226 が生物圏に到達するためである。

また、分配係数の変動に対する条件付き解析解の精度を確認するために、設定した各分配係数における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、分配係数の変化に従って最大被ばく線量が変化する様子を、数値解と同様に条件付き解析解で精度よく算出することができた。ただ、分配係数 0.0001 倍のように Ra226 が施設内で溶解度限度に達する影響が現われる場合は、Ra226 の溶解度を評価していないために数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量に差が生じている。

(6) 移行距離の影響の検討

表 3-1 に示すように移行距離の設定範囲を 20m から 2000m まで設定して検討を行った。結果を図 3-6 に示す。

図 3-6 に示すように移行距離が長くなるにつれて移行期間も長くなるが、ウランが長半減期のため最大被ばく線量は変化しなかった。対して、移行距離が 20m となると最大被ばく線量が高くなっている。移行距離を 20m に設定すると、初期インベントリに存在した U-234 の子孫核種が減衰することなく生物圏に到達しているため、最大被ばく線量が高くなる結果となった。このことから、ウラン廃棄物は移行距離が長い場合は移行距離に関わらず最大被ばく線量は一定だが、移行距離が短い場合に最大被ばく線量が高くなる“しきい値”が存在することとなる。

また、移行距離の変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために、設定した各移行距離における数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。その結果、全ての移行距離に対して数値解と条件付き解析解はよく一致しており、条

件付き解析解は移行距離の変動に対して精度よく被ばく線量を算出することができた。

(7) まとめ

各パラメータ別に条件付き解析解の適用性の検討を行った。その結果ほぼ全てのパラメータで条件付き解析解の適用性が確認できた。ただ、施設内でウランが溶解度に達しない場合、浸入水量が $1E-4m/y$ 以下など拡散が卓越する場では数値解との差が生じた。また、分配係数が $1E-4$ 倍と Ra226 が施設内で溶解度限度に達した影響が現われる特殊な条件でも数値解との差が生じる結果となった。

(数値解と条件付き解析解の差は、溶解度 1000 倍のケース：2.2 倍

浸入水量 $1E-4m/y$ のケース：1.7 倍

分配係数 $1E-4$ 倍のケース：2.4 倍となった)

しかし、数値解と条件付き解析解に差が生じるパラメータの設定条件は、そのパラメータが取りうる範囲を超えた条件である。また、その差も 2 倍程度であるため、条件付き解析解の適用性を確認することができた。

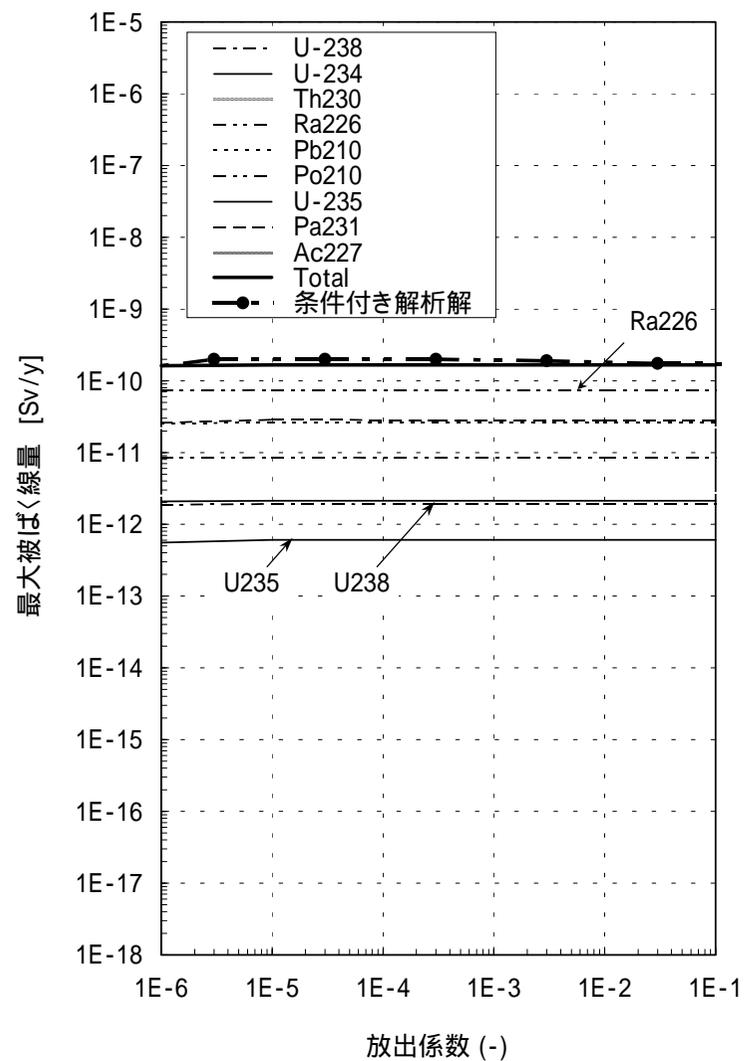
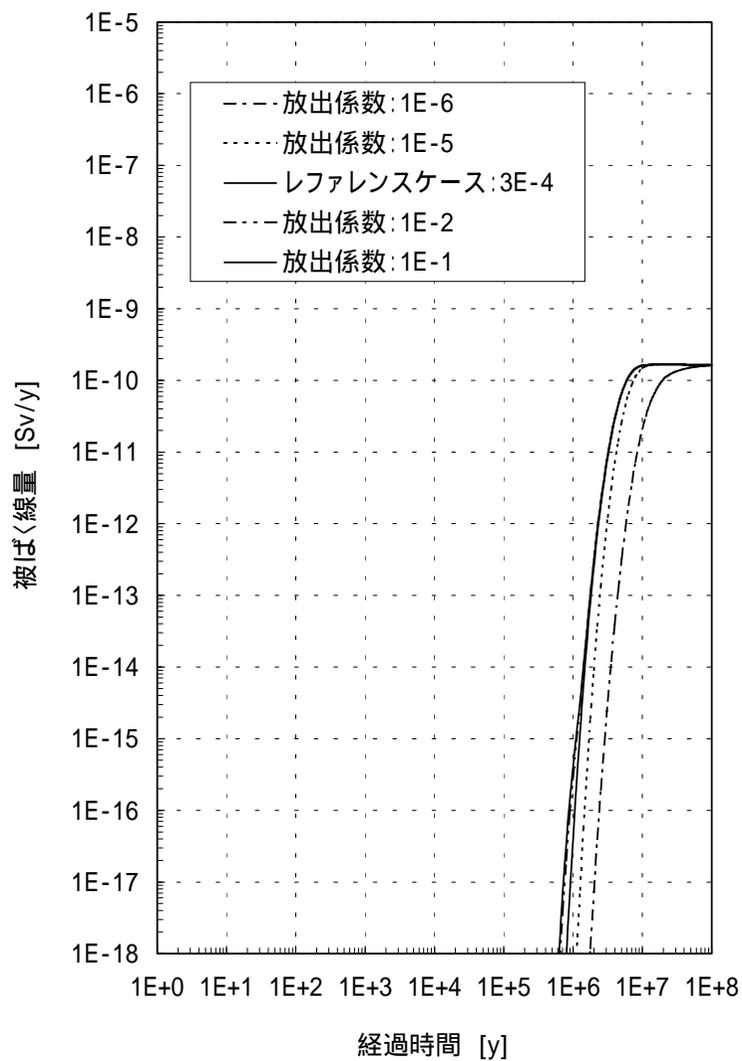


図 3-1 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（放出係数）

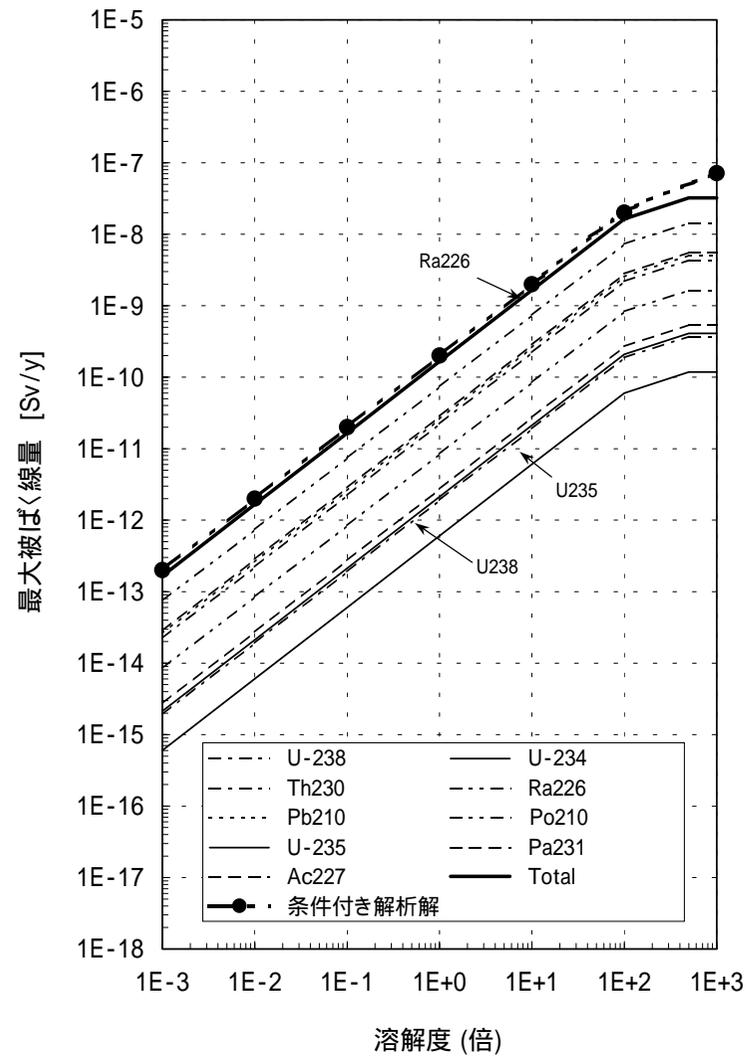
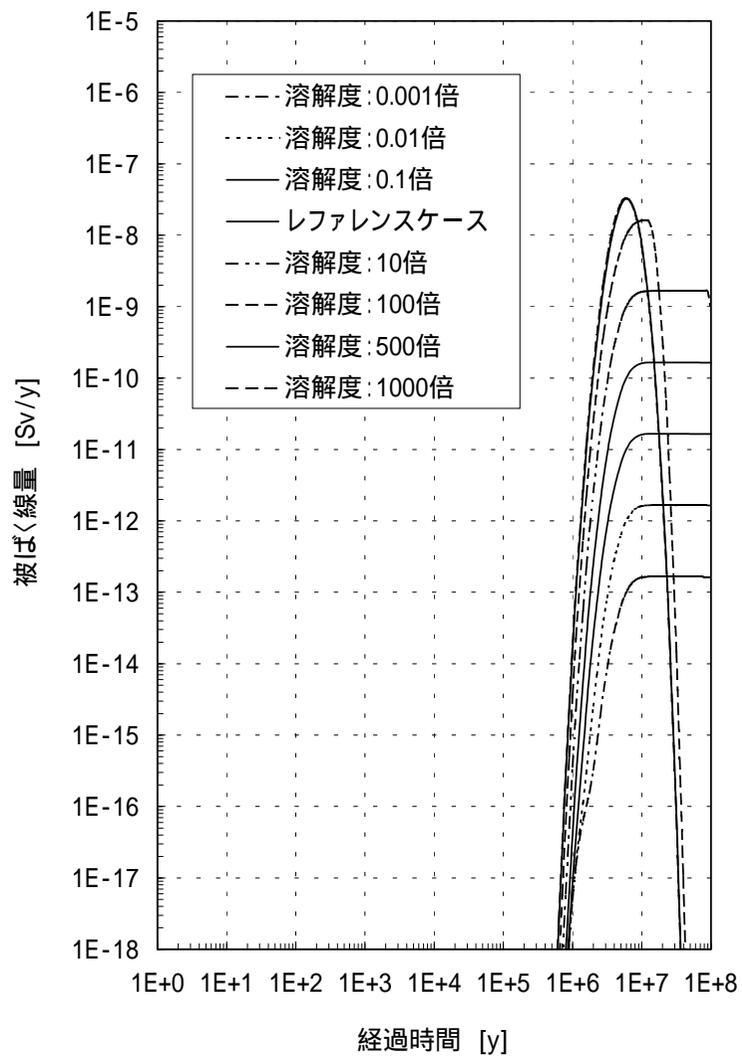


図 3-2 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（溶解度）

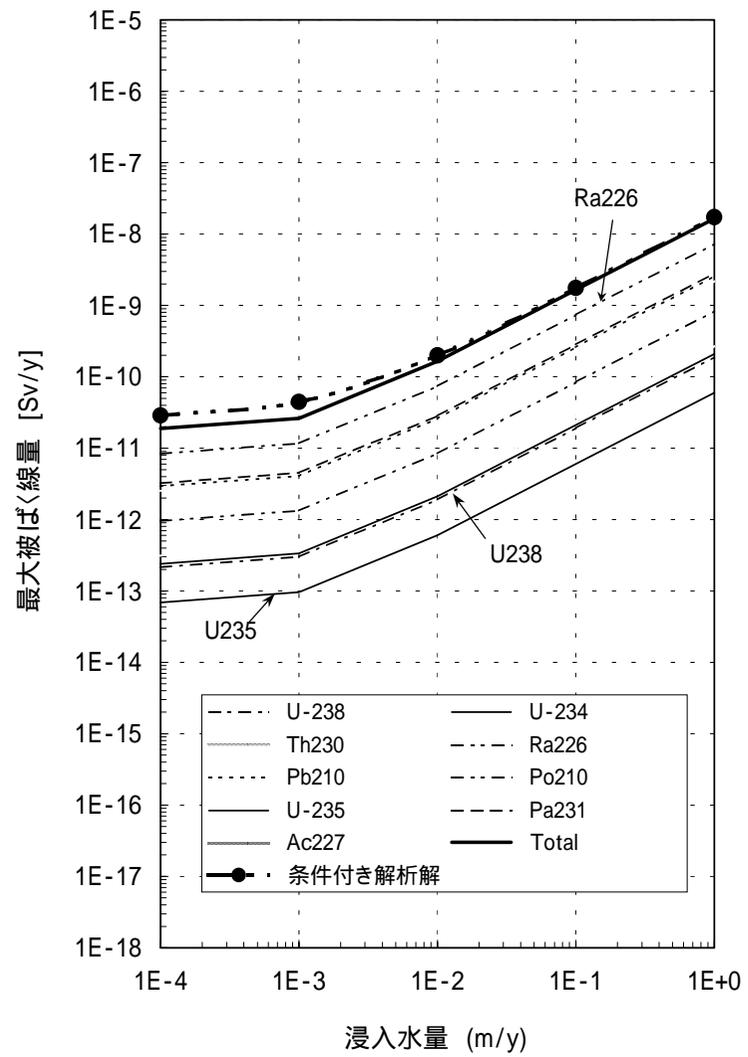
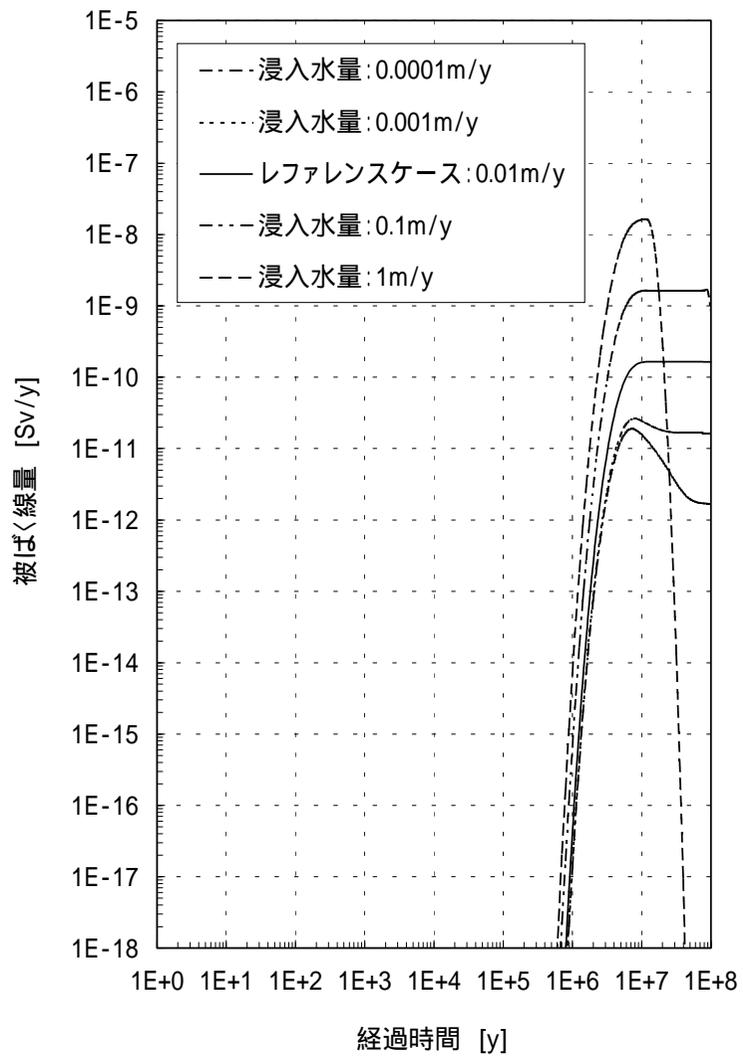


図 3-3 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（浸入水量）

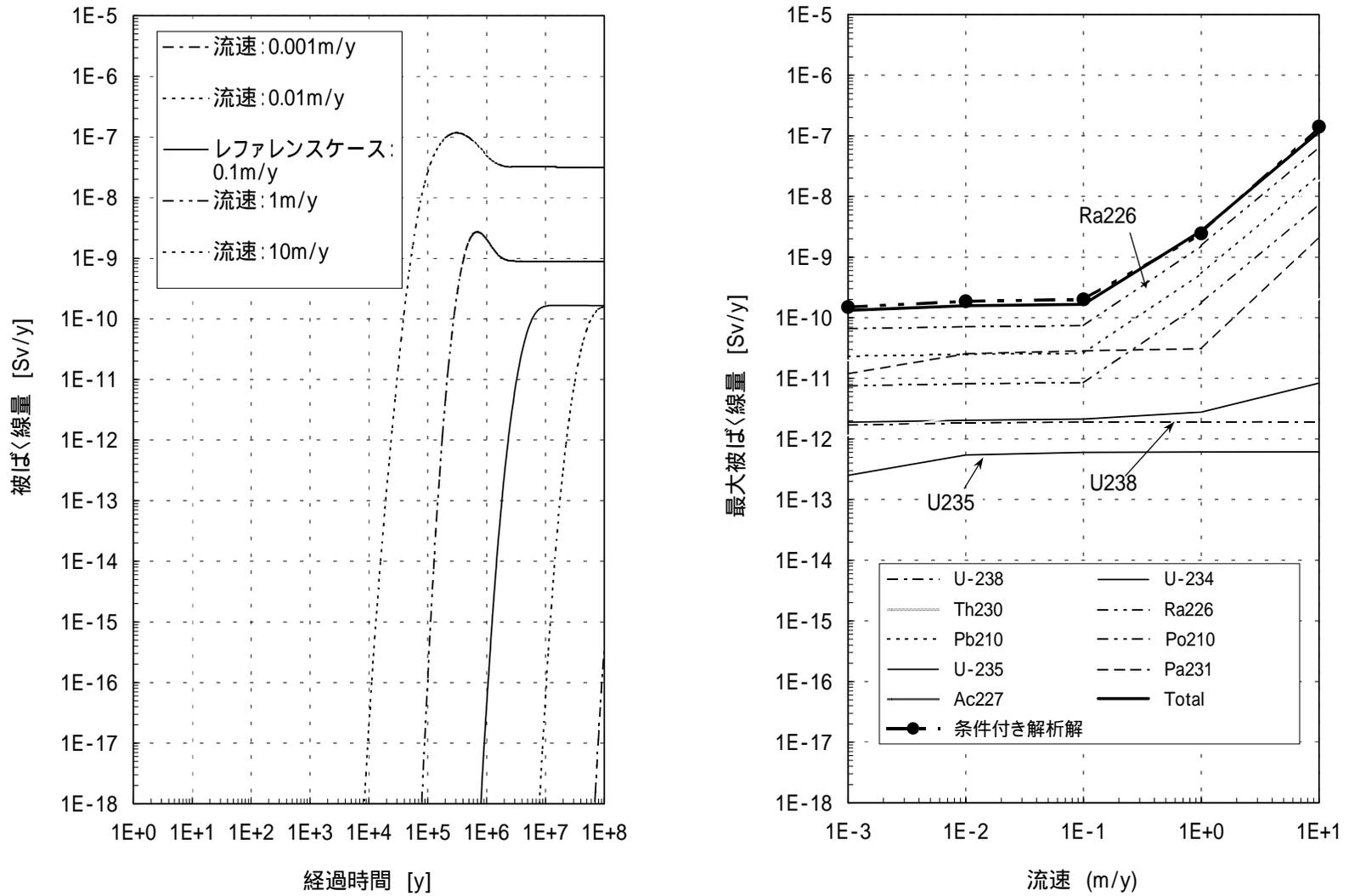


図 3-4 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（流速）

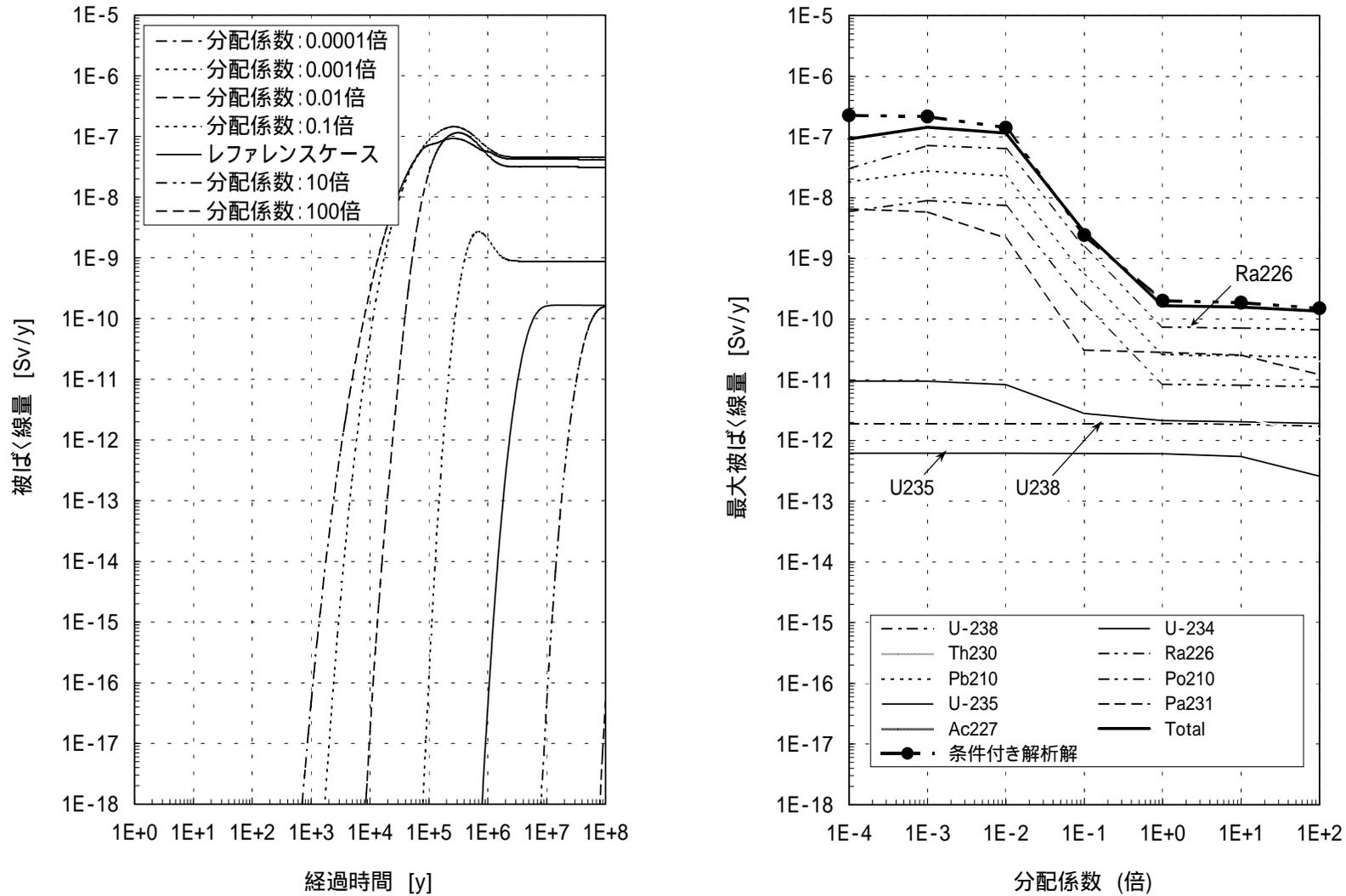


図 3-5 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（分配係数）

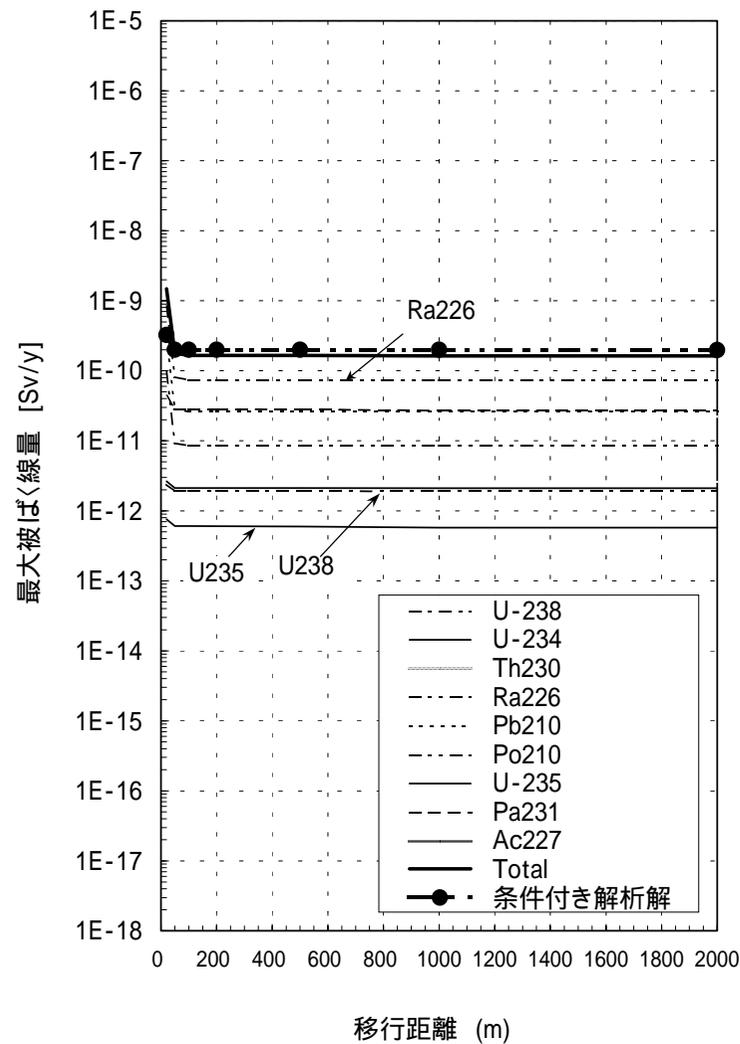
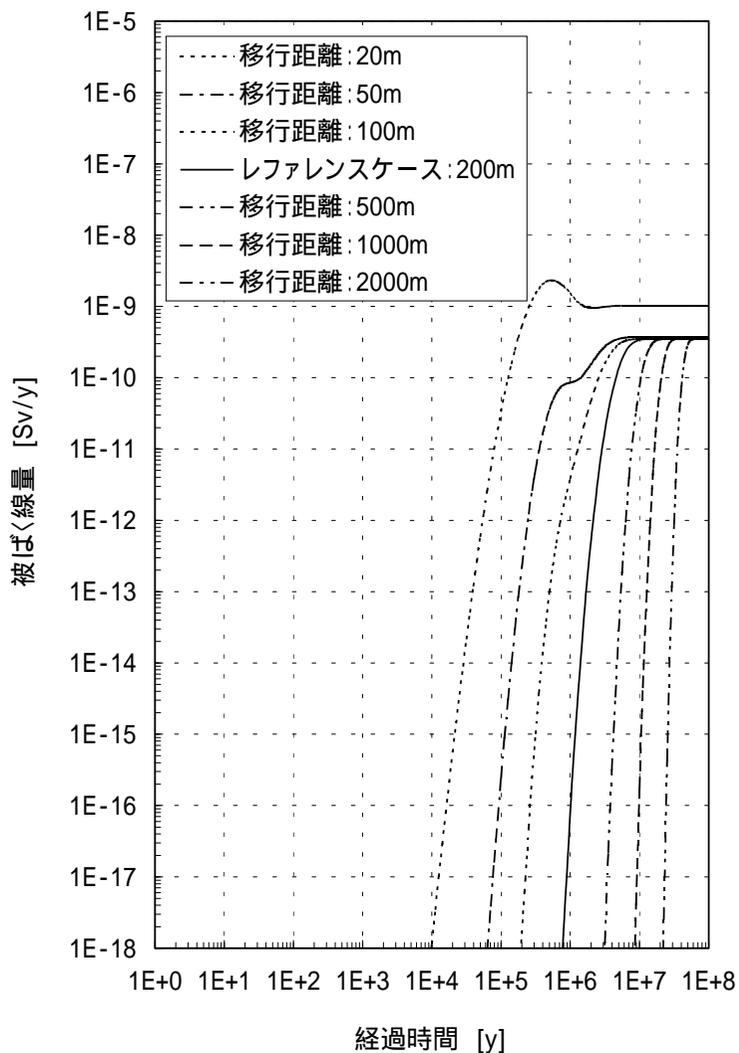


図 3-6 被ばく線量の経時変化，数値解と条件付き解析解をまとめた結果（河川までの移行距離）

3.2 パラメータ変動と被ばく線量の関係

前項で適用性を確認した条件付き解析解を用いて、各パラメータと被ばく線量の関係を検討した。検討は、まず人工バリア、天然バリアに関するパラメータに分け、それぞれ、

- ・ 人工バリアパラメータ（溶解度、放出係数、施設浸入水量）と被ばく線量の関係
- ・ 天然バリアパラメータ(分配係数、地下水流速、移行距離)と被ばく線量の関係

を求めた。ここで、人工バリアを検討する際には天然バリアは標準条件を、天然バリアを検討する際には人工バリアは標準条件であるものとした。なお、生物圏パラメータは、ほとんどが比例的に効果を持つものでありパラメータの影響が自明であるため、ここでは検討の対象外とした（人工バリア、天然バリアのパラメータ影響の検討においては、生物圏パラメータは標準条件とした）。

パラメータの影響の現れ方は、相互の組み合わせによって変化し、標準条件と不利な条件とでは応答が異なる場合があることから、天然バリア、人工バリアごとに、それぞれ不利な条件を設定し、その条件における

- ・ 天然バリアが不利な条件における人工バリアパラメータと被ばく線量の関係
- ・ 人工バリアが不利な条件における天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

も求めた。

3.2.1 人工バリア、天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

- (1) 人工バリアパラメータ（溶解度、放出係数、施設浸入水量）と被ばく線量の関係

人工バリアパラメータ（溶解度、放出係数、施設浸入水量）と被ばく線量の関係を図 3-7～図 3-9 に示す。ここでは、天然バリアパラメータは標準条件としている。

図 3-7、図 3-8 は、施設浸入水量ごとに、溶解度、放出係数に対する被ばく線量の変化を示したものである。各プロットは、ある溶解度までは被ばく線量が溶解度に比例し、それ以上では一定となる依存性を示している。これは、U の処分施設内濃度が、

前者は溶解度に支配され $C_{rep}=C^* \left(\frac{I}{V} Rr > C^* \right)$ 、後者は放出係数に支配されている

$C_{rep} = \frac{I_0}{V} Rr \exp(-\lambda t) \left(\frac{I}{V} Rr \leq C^* \right)$ ことを示している。溶解度支配の条件において

は、放出係数によらない被ばく線量となる。溶解度支配と放出係数支配が入れ替わるのは、 $I/V Rr$ と C^* の大小関係が入れ替わる条件のところであるため、放出係数が一桁大きい条件では、溶解度が一桁高い条件で入れ替わることになる。

また、被ばく線量は、浸入水量に比例する。これは、U の処分施設からの放出率

$J_{rep} = Q_{in} C_{rep} + De \frac{C_{rep}}{L_D}$ が、ほとんどの場合で移流項（第1項）に支配されるから

である。

なお、これらの条件では天然バリアを標準状態としており、ある程度の移行時間が必ずあるため、Th-230 などの子孫核種は単独で生物圏に到達することができない。したがって、いずれも U-238、U-234、U-235 と、その移行中に生成した子孫核種によって被ばく線量をもたらされている。

核種放出浸入水量が少ない条件(0.001m/y ~ 0.0001m/y)においては、この関係に若干の変化が見られる。すなわち、放出係数が $3E-6 \sim 3E-3$ の条件では、浸入水量 0.0001m/y と 0.001m/y の条件で被ばく線量に差がない。これは、浸入水量が小さくなり、拡散支配の条件になったためである。放出係数が極端に小さい $1E-7$ の場合には、超半減期の U-238、U-235 であっても処分施設内とその底版を移行中の減衰の寄与があるため、これより低い被ばく線量となった。

このような関係は、放出係数、施設浸入水量と被ばく線量の関係を示した図 3-9 で読み取ることができる。施設浸入水量ごとにプロットしたラインは、施設浸入水量が大きい場合にはこれとほぼ比例して 1 桁ずつ異なる値を示すが、施設浸入水量が小さい場合には、間隔がつまり、拡散支配となっていることを示している。このとき、拡散の寄与時間が短くなる放出係数が大きい条件では、この影響がやや小さく、また、処分施設内の移行時間が極端に長い放出係数が極めて小さい条件では、被ばく線量が小さくなっている。(次図 A)

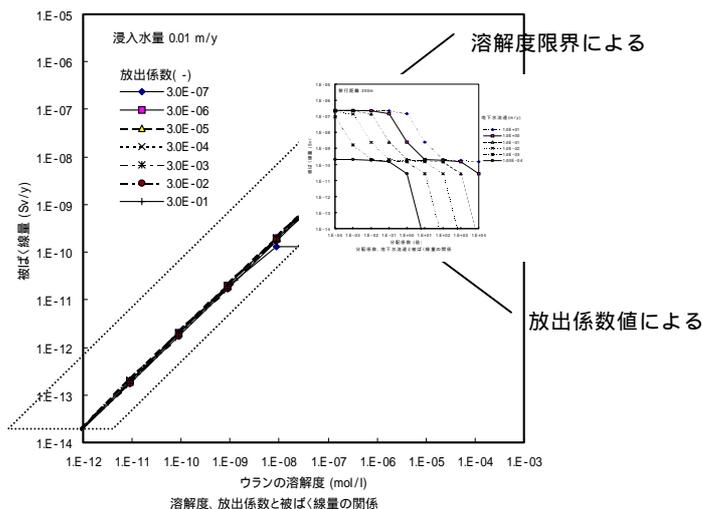


図 A 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係の例（天然バリア標準の場合より）

図 3-10 には、溶解度ごとに施設浸入水量と被ばく線量の関係を示した。

施設浸入水量が $1e-3m/y$ 以下でラインが平坦になっているのは拡散支配となっていることを示している。一方、施設浸入水量が大きい条件での被ばく線量が約 $1E-7Sv/y$ で頭打ちになっているのは、溶解度限界放出から放出係数に支配された放出となっているからである。

(2) 天然バリアパラメータ(分配係数、地下水流速、移行距離)と被ばく線量の関係

天然バリアパラメータ(分配係数、地下水流速、移行距離)と被ばく線量の関係を、図 3-11 ~ 図 3-18 に示す。ここでは、人工バリアパラメータは標準条件としている。

図 3-11 ~ 図 3-16 には、移行距離 (50m、200m、5,000m) ごとに、分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係を示した。被ばく線量の分配係数と地下水流速に対する依存性は、特徴的な 2 段のステップを示す。被ばく線量が高い方のステップは処分施設内で生成した Th-230、Pa-231 とその子孫核種が減衰せずに影響を及ぼすためであり、低い方のステップは U-238、U-234、U-235 とそれらが移行中に生成した子孫核種によるものである。分配係数が小さい、又は地下水流速が大きい条件では、地質媒体中の移行時間が短いため、溶解度に制限されて低濃度で放出される U 核種に先行して、処分施設内で生成した Th-230、Pa-231 が移行し、減衰しきる前に生物圏に到達する。これに対して、移行時間が長くなるとこれらが減衰し U 核種と随伴してのみ子孫核種が生物圏に到達できる。これが 2 段のステップができる理由である(次図 B)。

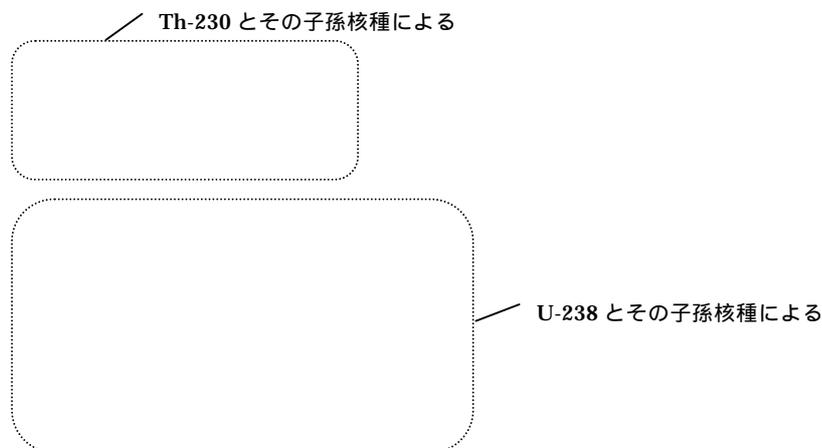


図 B 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係の例（移行距離 200m、人工バリア標準の場合より）

各ステップにおける被ばく線量は、処分施設下を地下水が流下する間に放出された核種フラックスを積分した値によって決まる。分配係数が大きい、又は地下水流速が小さく、移行時間が長い条件では、処分施設下を地下水流速が流下する間に処分施設からの放出が終了してしまう。そのため、移行時間の長さの何割を処分施設からの核種放出継続時間が占めるかによってフラックスが決まるため $J_1 \max = J_{rep} L \frac{T_{release}}{T_1} / b$

移行時間に依存した被ばく線量となる。

すなわち、式中に現れる処分施設下面の核種移行時間 T_1 は、

$$T_1 = Rf \frac{L}{u} \left(= \{ + (1 -) \} Kd \frac{L}{u} \right)$$

であり T_1 は分配係数に依存して変化するため、 $J_1 \max$ もこの影響を受け、分配係数が大きくなるに従って小さな値となる。

これに対して、分配係数が小さい、又は地下水流速が大きく、移行時間が短い条件では、処分施設下面を地下水が流下する時間の間処分施設からの核種放出が継続するため、移行時間によらない被ばく線量となる $J_1 \max = J_{rep} L / b$ 。この値は、天然バリアの分配係数に依存しない。これが、各ステップの平坦部が形成される理由である。

処分施設から生物圏までの移行距離を 50m、200m、5,000m として結果を表示したが、分配係数、地下水流速に対する被ばく線量の依存性は、定性的には同様である。

定量的観点から見ると、移行距離が長くなるに従って、より小さい分配係数、又はより大きな地下水流速でも、被ばく線量が小さくなっている。これは、移行中の減衰の効果である。

図 3-17 には移行距離に対する被ばく線量の関係を示した。この結果も、特徴的な 2 段のステップを持つ。被ばく線量が $2E-9Sv/y$ 以上のラインは、Th-230、Pa-231 とその子孫核種によるものであり、これより下のラインは、U-238、U-234、U-235 とその子孫核種によるものである。移行距離が伸びるに従って、減衰の効果によって被ばく線量が低下する。しかしながら、U 核種による影響が支配的である条件のうち、地下水流速が $1E-1 \sim 1E-2m/y$ の条件では、U 核種の減衰がほとんどないため、距離に依存しない被ばく線量となる。これより地下水流速が小さい条件では、U 核種の減衰が有意となり、再び移行距離が伸びるに従って被ばく線量が低下する。

ここでは、分配係数と地下水流速というパラメータで整理したが、これらは共に核種移行時間に作用し、これが被ばく線量に影響している。したがって、両者を代表するパラメータとして、「地下水流速(m/y) / 分配係数(倍)」を定義すると、両者の影響をあわせてみることができる（正確には分配係数ではなく遅延係数であるべきであるが、分配係数が極端に小さい条件以外では遅延係数は分配係数に比例するため、この扱いでも問題はない）。図 3-18 には、「地下水流速(m/y) / 分配係数(倍)」ごとに、移行距離に対する被ばく線量を示した。結果は、先の図 3-17 と同様であり、より一般的に、広い範囲でパラメータと被ばく線量の関係を示すことができる。

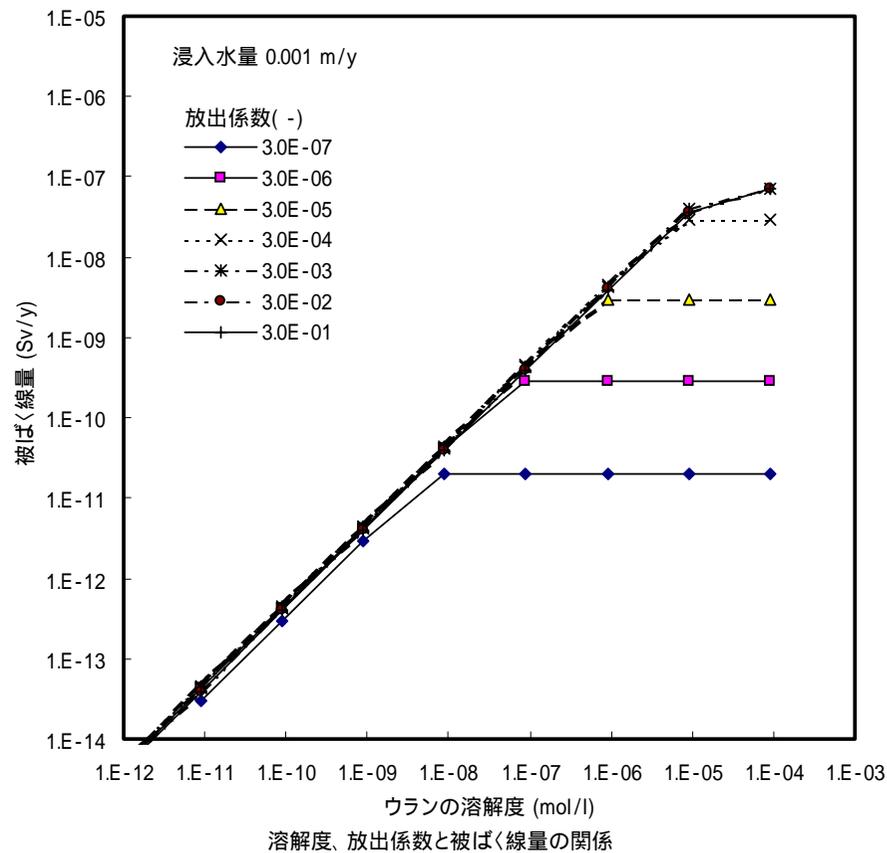
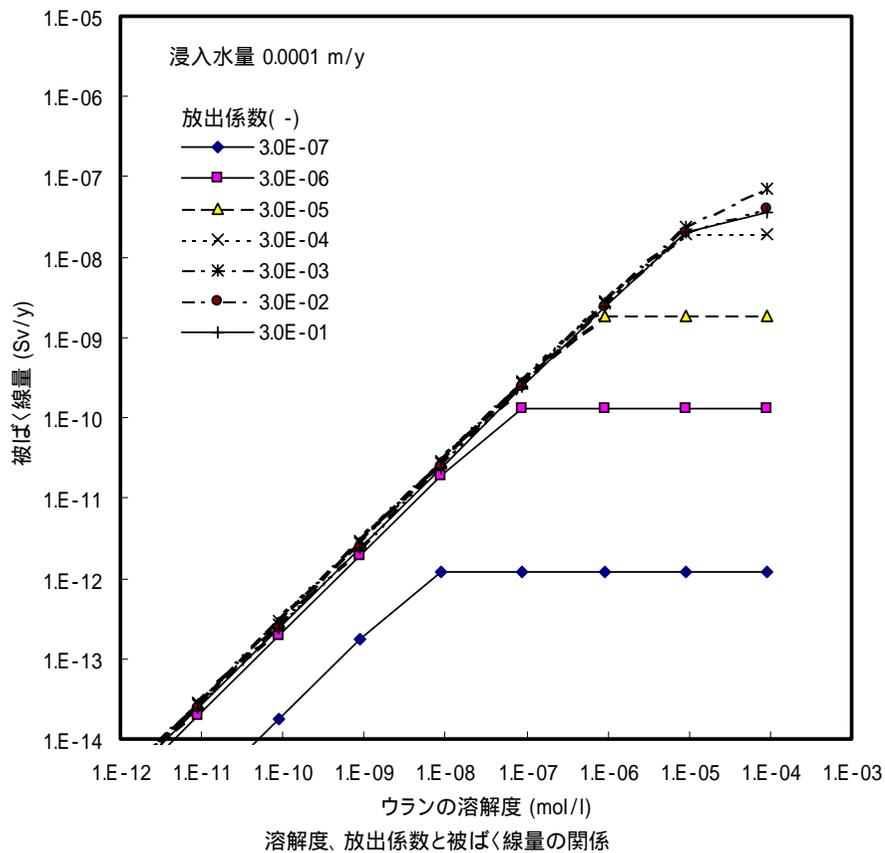


図 3-7 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係 (天然バリア標準) (1/2)

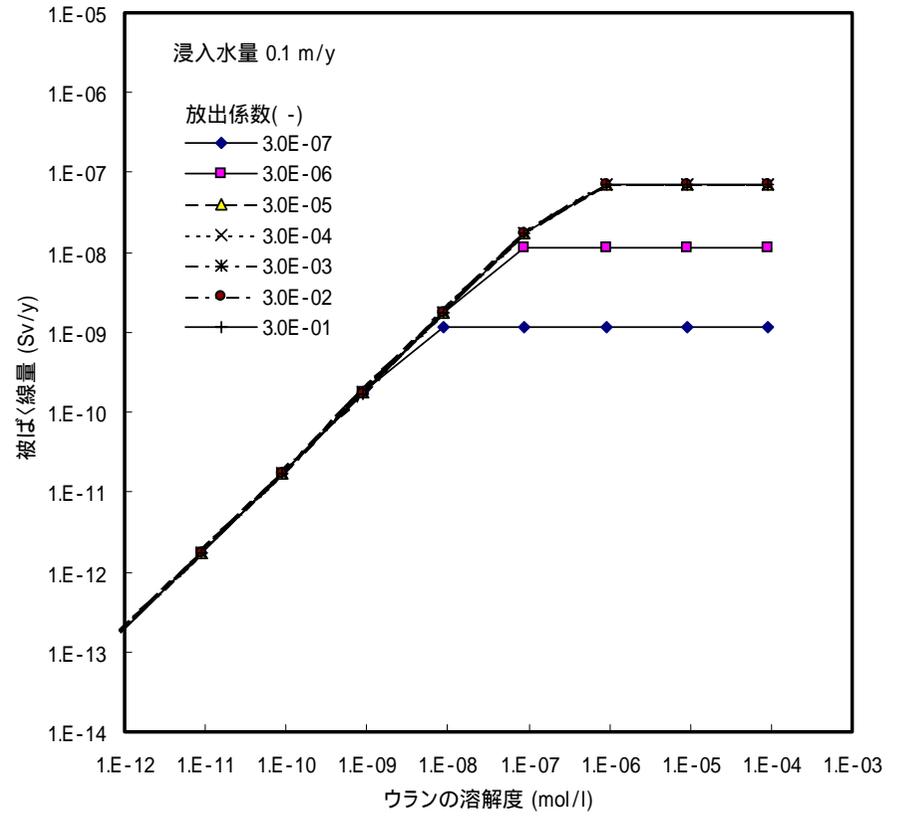
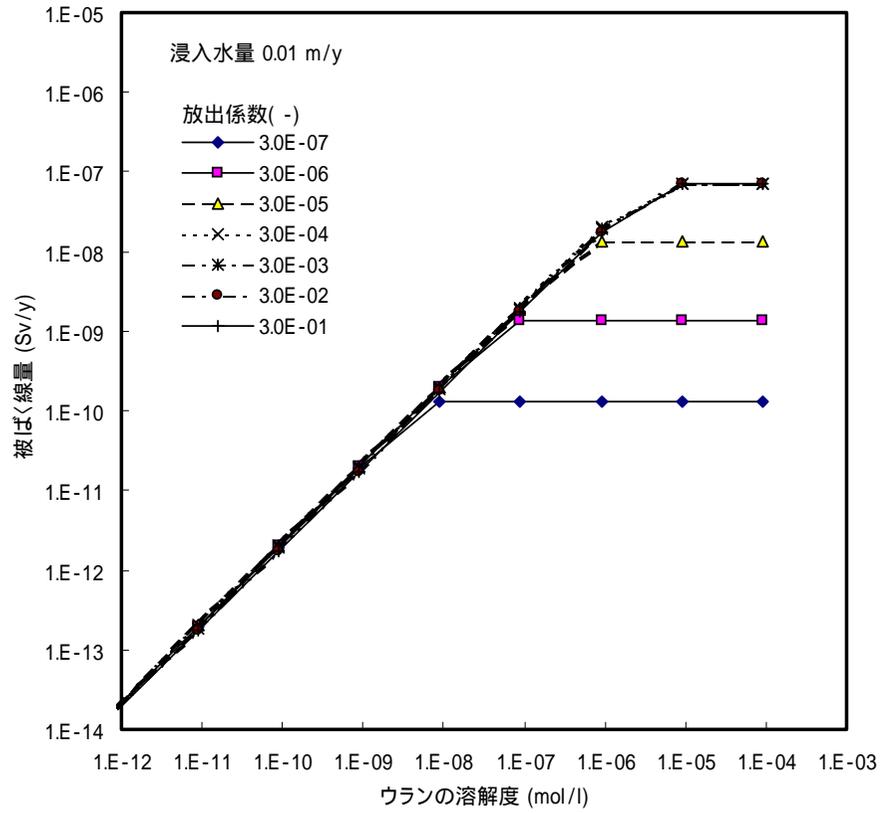


図 3-8 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係（天然バリア標準） (2/2)

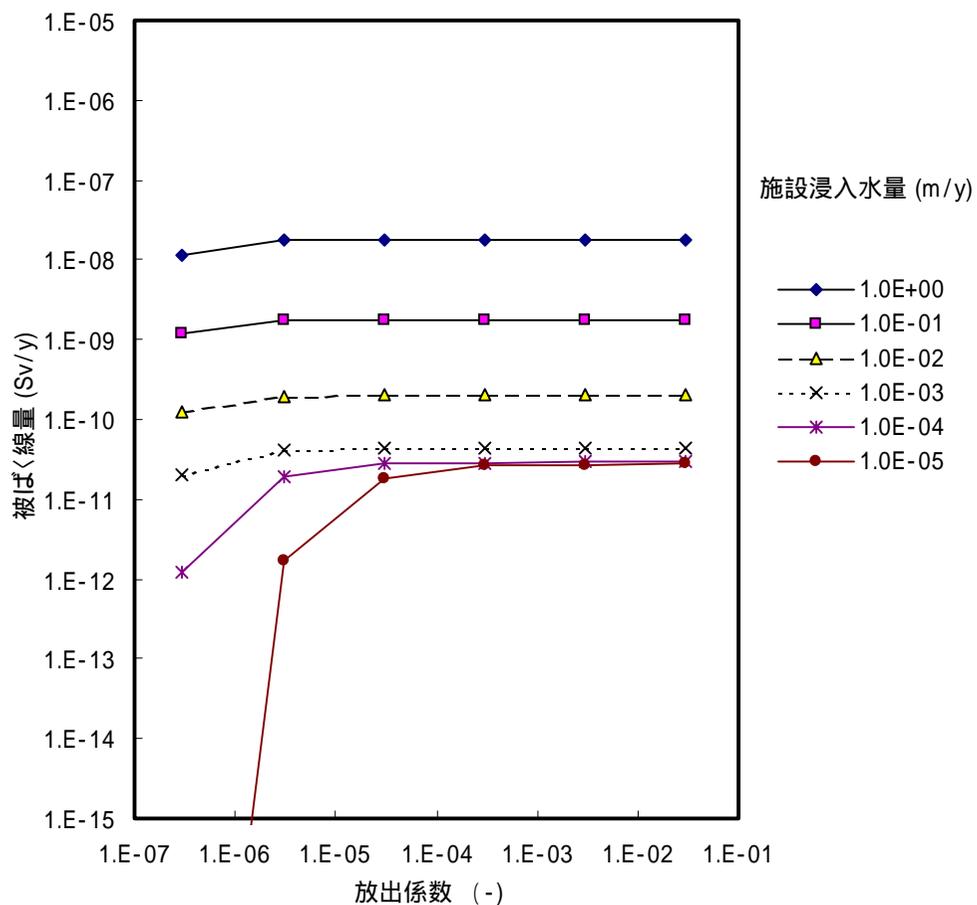


図 3-9 放出係数、施設浸入水量と被ばく線量の関係
(溶解度 × 1 倍、天然バリア標準)

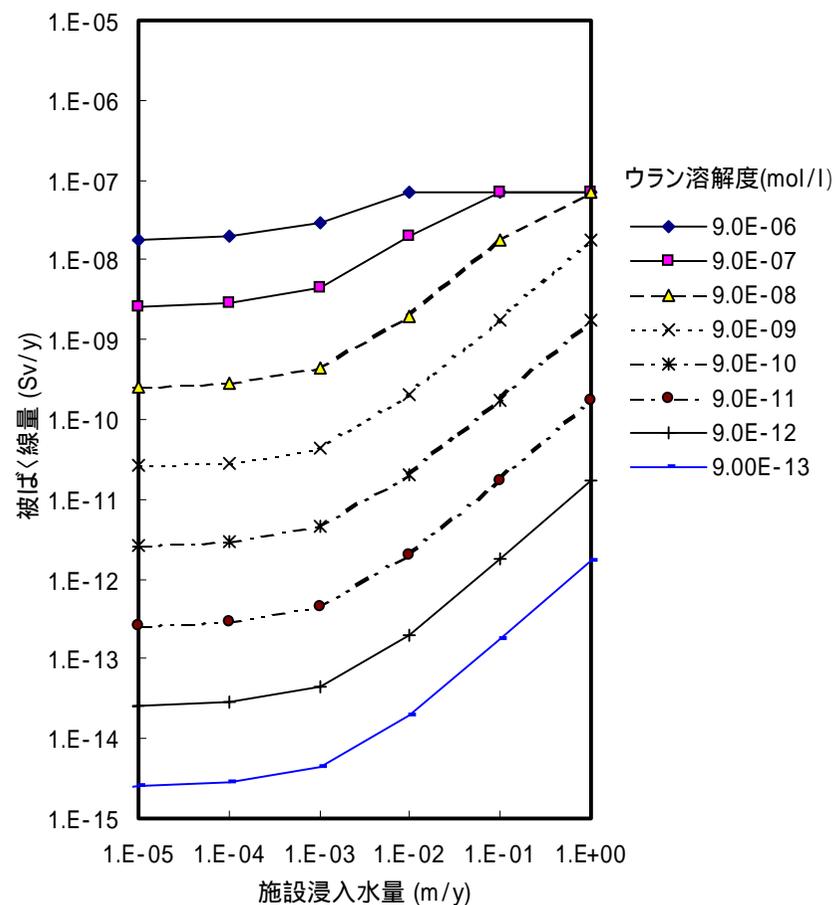


図 3-10 施設浸入水量、溶解度と被ばく線量の関係
(放出係数 3E-4、天然バリア標準)

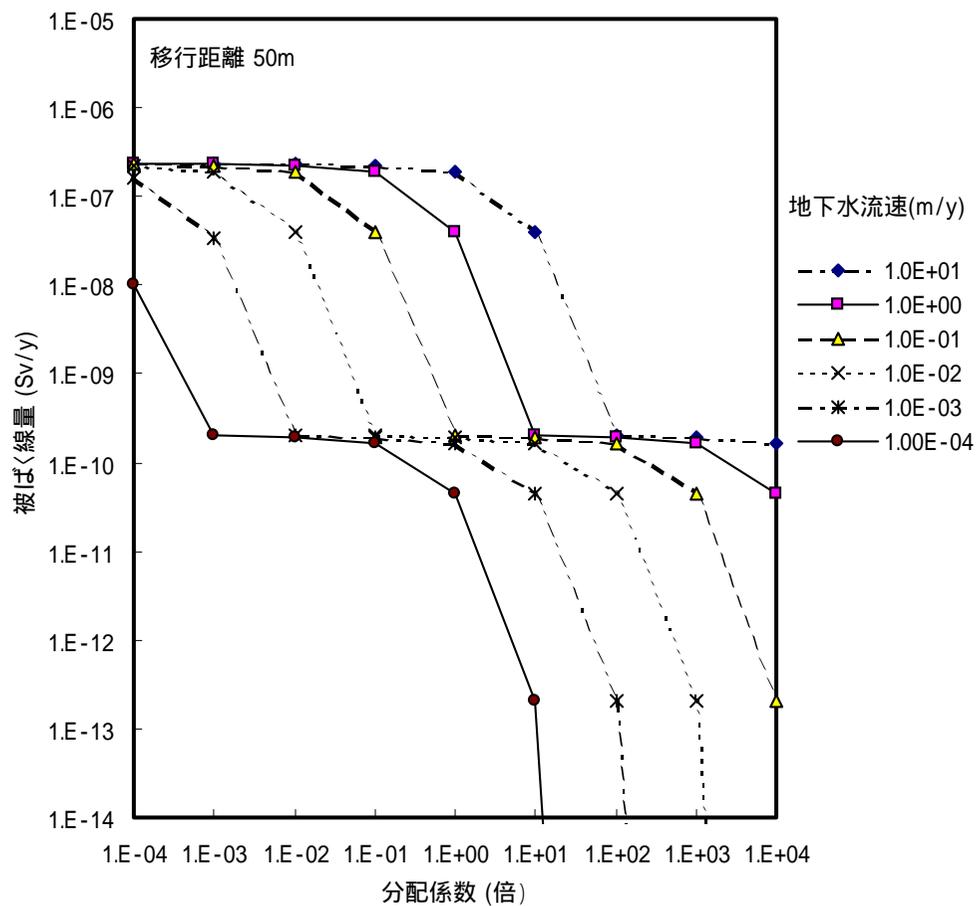


図 3-11 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 50m、人工バリア標準)

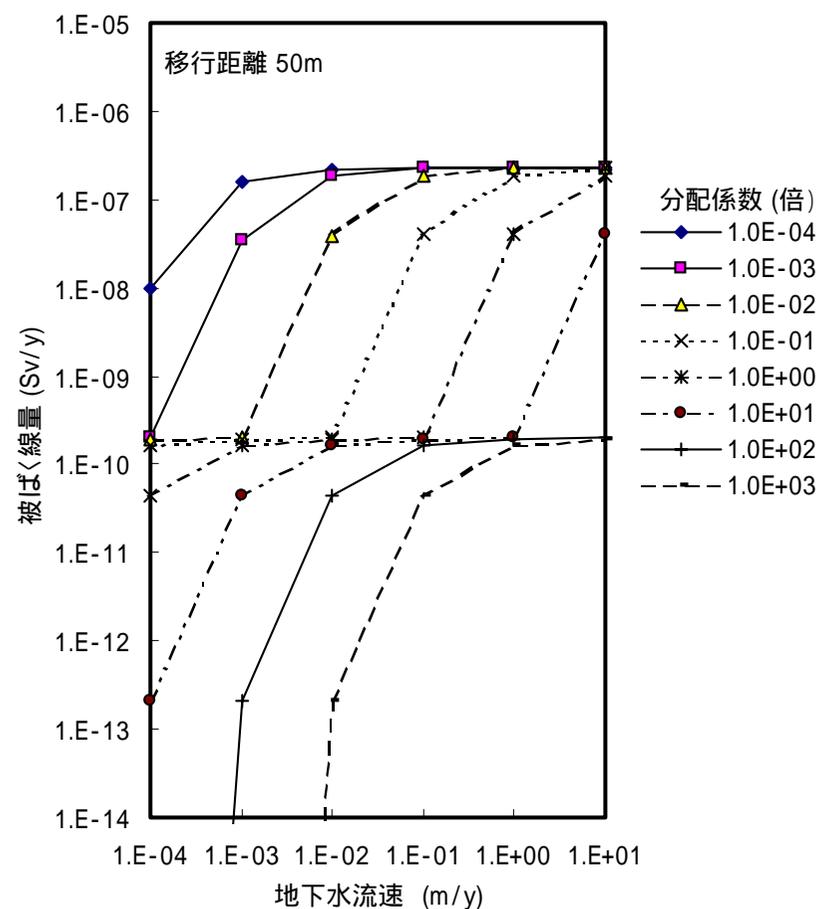


図 3-12 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 50m、人工バリア標準)

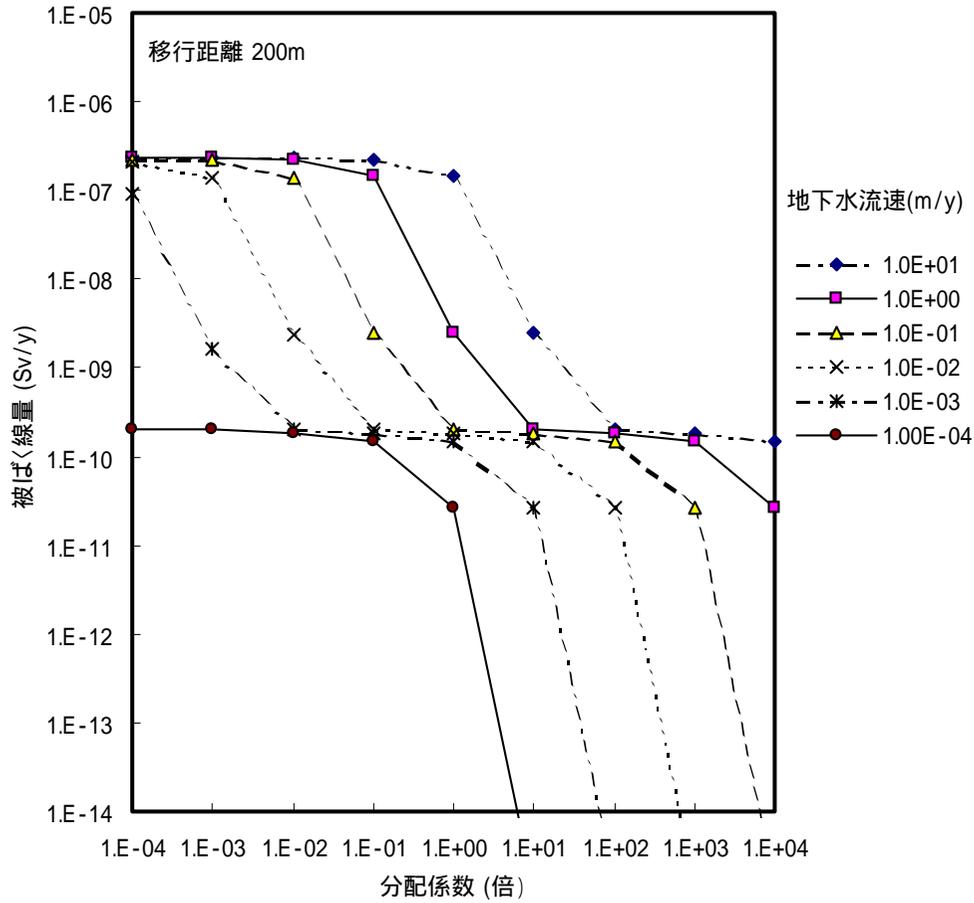


図 3-13 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 200m、人工バリア標準)

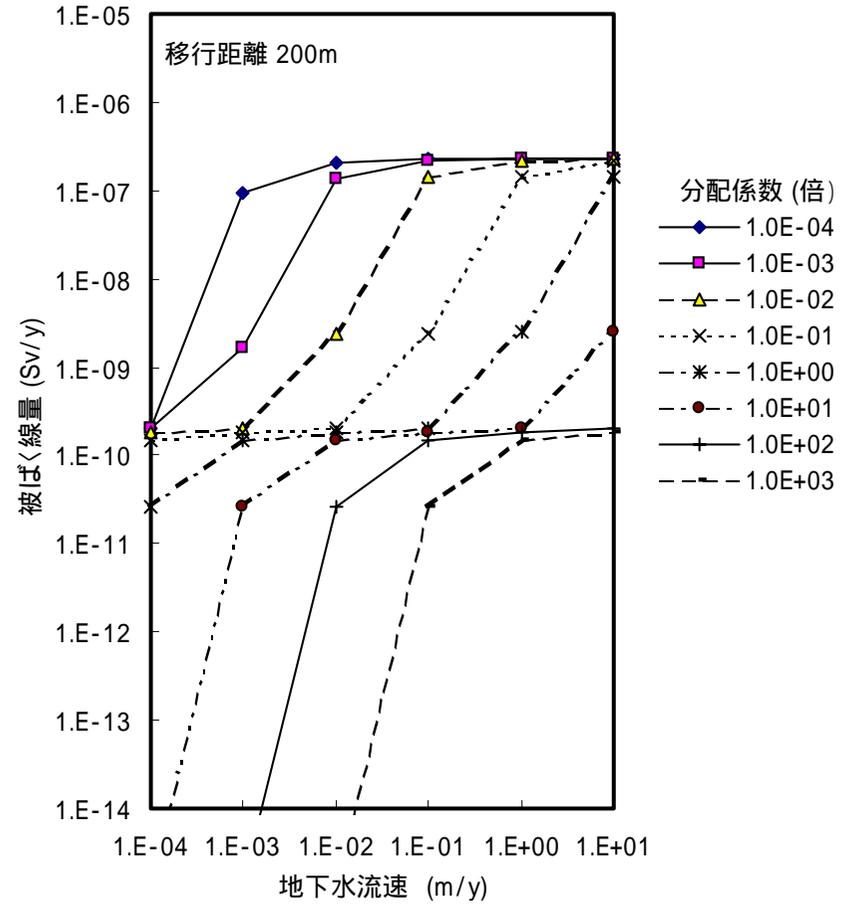


図 3-14 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 200m、人工バリア標準)

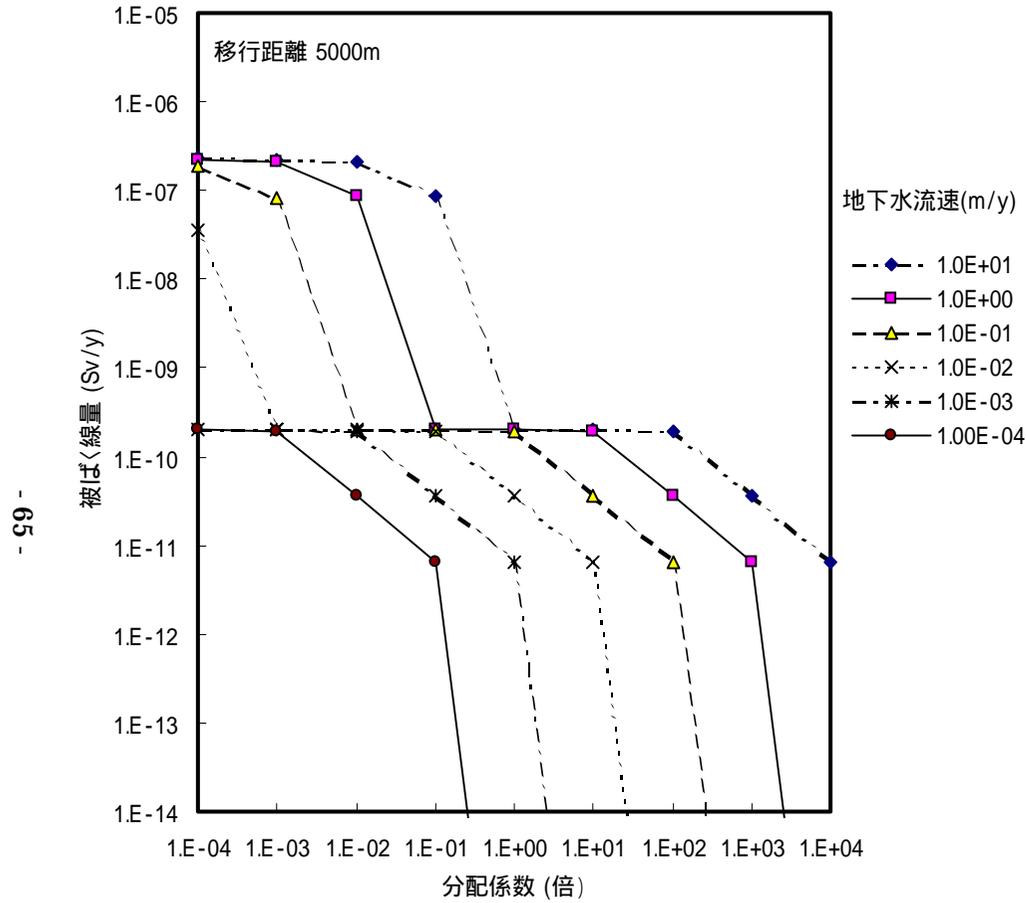


図 3-15 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 5,000m、人工バリア標準)

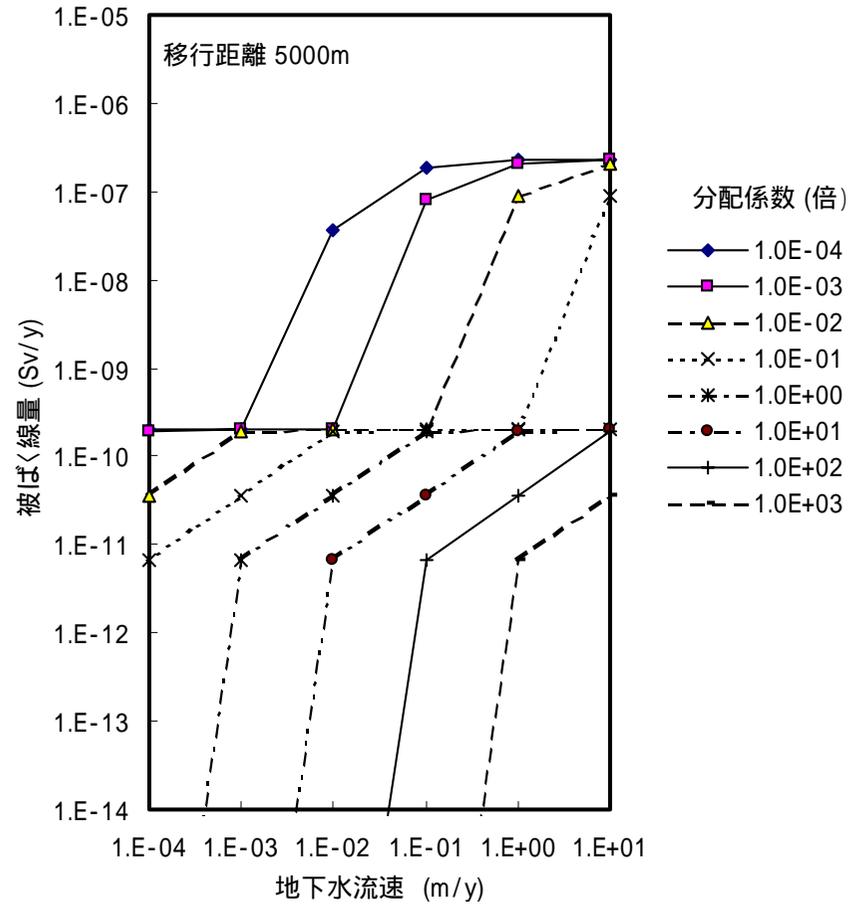


図 3-16 分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
(移行距離 5,000m、人工バリア標準)

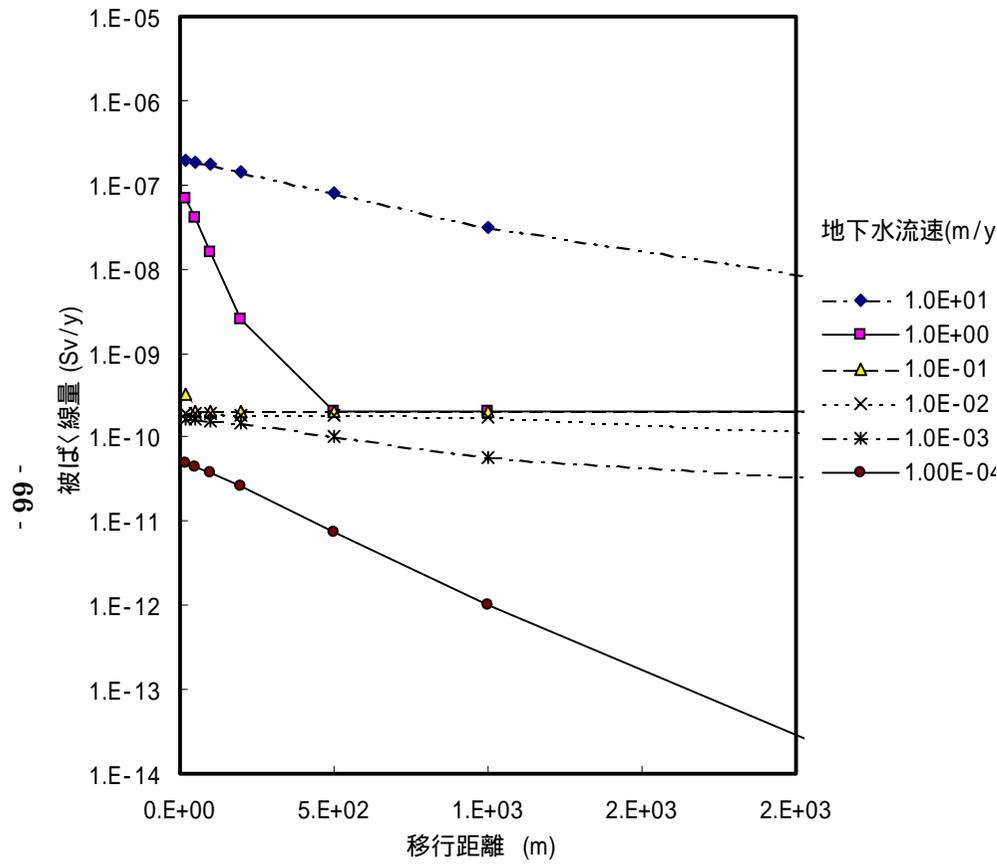


図 3-17 移行距離、地下水流速と被ばく線量の関係(人工バリア標準)

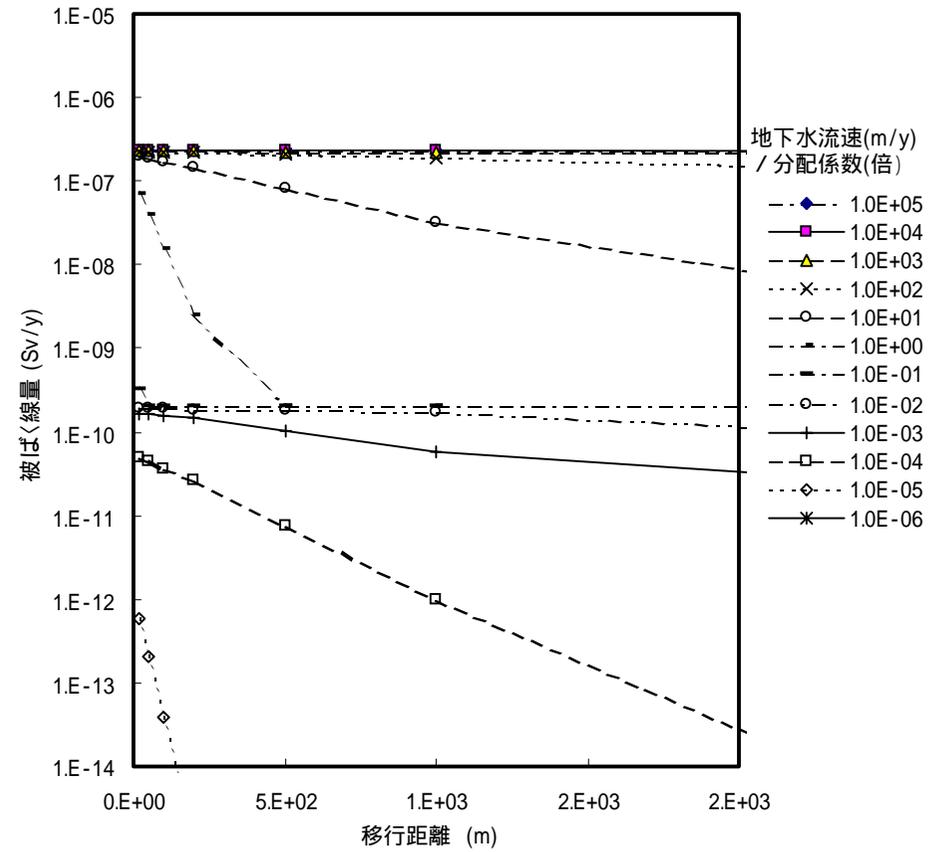


図 3-18 移行距離、地下水流速 / 分配係数(倍)と被ばく線量の関係
(人工バリア標準)

3.2.2 人工バリア、天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

(人工バリア又は天然バリアが不利な条件における)

前項では、天然バリア又は人工バリアのいずれかを標準条件として、パラメータと被ばく線量の関係を検討した。しかし、この手順では、天然バリアのパラメータに対する被ばく線量を見た際に得られた Th-230 と Pa-231 による特徴的な 2 段階ステップを、人工バリア側のパラメータを変動させた際には見ることができない。このため、特に被ばく線量が高くなる条件における各パラメータの影響を十分診ることができない。そこで、本項では、天然バリア又は人工バリアのいずれかを不利な条件に設定し、それ以外のパラメータを変動させた検討を行った。

(1) 天然バリアが不利な条件における人工バリアパラメータと被ばく線量の関係

天然バリアの不利な条件としては、次の条件を設定した。

- ・分配係数： 0.001 倍
- ・地下水流速： 10 m/y
- ・移行距離： 50 m

標準ケースでの分配係数は、0.5 ~ 5(m³/kg)である。この値の 0.001 倍は、遅延係数で 6 ~ 60 であり、遅延がほとんど見込めない条件である。

地下水流速は標準ケースの 0.1m/y の 100 倍とした。伏流水のような場合にはこれよりはるかに速い地下水流速も存在するが、処分場が利用可能な地下水源とならない場所に選ばれることを考えると、速い地下水流速と考えられる。

移行距離は、標準の 200m に対して、50m を設定した。余裕深度処分が、50 ~ 100m 程度の深度を選んで実施されることを考えれば、最低限の長さと考えられる。ただし、ここでの「移行距離」とは、処分施設から生物圏に至るまでの全移行距離のうち、移行時間の大部分を占める地下水流速が遅い領域の距離であり、地表近傍で速い地下水流速の場所があったとするとその場所を除いている¹。このため、余裕深度処分においても、50m より短い「移行距離」も原理的にはありうる。

天然バリアを不利な条件とし、浸入水量ごとに、溶解度と放出係数を変化させた条

¹ 原子力安全委員会余裕深度処分について検討した「第 3 次中間報告」では、全移行距離を流速 0.01m/y200m と、流速 0.1m/y300m の 2 つの領域に分けて与えている。後者の遅延に対する寄与分は小さいため、本検討では前者の 200m を標準ケースとして与えている。

件での被ばく線量を、図 3-19、図 3-20 に示す。

この場合は、ウランの溶解度によらず比較的高い被ばく線量を与える条件（放出係数 $3E-5 \sim 3E-1$ ）と、ウランの溶解度に依存する領域を持つ条件（放出係数 $3E-7 \sim 3E-6$ ）に分かれる。前者は、処分施設内で生成し、親核種の U-234、U-235 に先行して移行する Th-230、Pa-231 とその子孫核種によるものである。これら子孫核種の処分施設からの放出は、ウランの溶解度によらず、それら自身の放出係数によるため、このような依存性を示す。天然バリアが標準条件の場合では、天然バリアを移行中にこれら子孫核種は減衰してしまったのが、不利な条件では減衰しきらずに生物圏に到達することによって、このような依存性が見られた。

したがって、このような条件では、浸入水量と放出係数（Th-230、Pa-231 の）を抑える対策が重要となる。溶解度については、U 核種が溶解度制限の放出の条件になっていれば（すなわち、処分施設からの核種放出において、U 核種よりもその子孫核種の放出フラックスの方が大きくなる条件であれば）それ以上溶解度を低減しても被ばく線量に対する寄与はないことになる。

なお、施設浸入水量が $0.01, 0.1m/y$ の場合に、ウラン溶解度 $1E-6 \sim 1E-7mol/l$ 以上、放出係数 $3E-5 \sim 3E-4$ 以上において、さらに線量が高い領域が存在する。これは、濃縮ウランの初期インベントリ組成として、U-238 と放射平衡の濃度よりも高い濃度の U-234 が、減衰する前に生物圏に到達する条件の領域である（下図 C）。

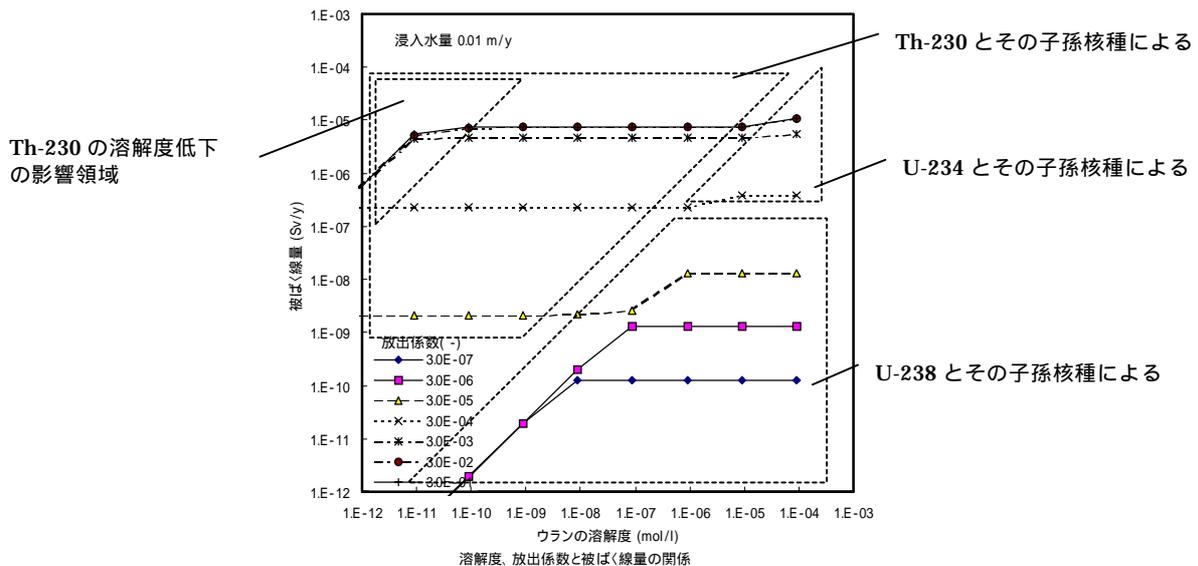


図 C 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係の例 天然バリアが不利な条件の場合より

また、Th-230 とその子孫核種によって被ばく線量が支配される領域内で、「ウランの溶解度」が $1\text{E-}10\text{mol/l}$ 以下において、この溶解度に対応して線量が低下する領域が存在する。これは、Th が溶解度限界に達したために、Th-230 とその子孫核種の処分施設からの放出フラックスが低下したことに対応している。(溶解度については、対象とした全核種について設定しているが、ほとんどの条件ではウランのみが溶解度限界に達する。このためグラフでは横軸に「ウランの溶解度」を示した。解析ケースの条件設定においては、実際には、ウランを含む全核種の溶解度を、それぞれ $1\text{E-}5 \sim 1\text{E+}4$ 倍している。このため、極端に溶解度が小さい条件において、Th が溶解度限界に達した。)

図 3-21 には、ウランの溶解度ごとに施設浸入水量に対する被ばく線量を示した。上述のように、U 核種の放出が溶解度によって制限されている条件では、被ばく線量を支配するのは子孫核種の Th-230、Pa-231 とその子孫核種となるため、被ばく線量はウランの溶解度にほとんど依存しない結果となった。また、施設浸入水量が $1\text{E-}3\text{m/y}$ 以下では、拡散支配となるため、施設浸入水量の効果はなくなった。

図 3-22 には、施設浸入水量ごとに、放出係数に対する被ばく線量を示した。施設浸入水量が小さくなると、拡散支配となるため、ラインが重なるのを見ることができる。放出係数が大きくなっても被ばく線量は約 $1\text{E-}5\text{Sv/y}$ 以上にはならない。これは、この放出係数が大きくなると、処分後、核種が施設内から生物圏へ至るまでの時間が短くなり、その間に親核種である U-238、U-234、U-235 から Th-230、Pa-231 がビルドアップする濃度が制限されるからである($C_{\text{waste}} = \frac{C_{\text{parent}} L_{\text{waste}}}{Q_{\text{in}}}$ 処分施設内の子孫核種濃度が親核種濃度と放射平衡になるまでの濃度)。

(2) 人工バリアが不利な条件における天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

人工バリアの不利な条件としては、次の条件を設定した。

- ・ 放出係数 : 0.03
- ・ 溶解度 : $1\text{E}7$ 倍
- ・ 施設浸入水量 : 0.1 m/y

標準ケースの放出係数は、 $3\text{E-}4$ である。放出係数 0.03 とは、約 $1/30$ が液相に溶出する条件であり、廃棄物が可溶性の塩類であるような場合を除けば、非常に溶出しやすい条件である。

標準ケースの溶解度では、設定された余裕深度処分対象のウラン廃棄物のインベントリにおいて、全てのケースにおいてウランの放出は溶解度で制限された。これに対して、不利な条件として溶解度によっては制限されない条件として、溶解度を標準ケースの $1E7$ 倍に設定した。

施設浸入水量は標準ケースでは $1E-2m/y$ であり、この 10 倍を不利な条件として設定した。施設浸入水量は、処分施設周囲の岩中の地下水流速を上回ることはないこと、処分施設が核種移行が抑制される場所を設置されるであろうことから、 $0.1m/y$ は十分大きな施設浸入水量であると考えられる。また、第 2 次中間報告において浅地中のピット処分において設定されている値が $0.1m/y$ であり、地表近傍の地下水流速が比較的大きい条件でも余裕を持って達成可能な流速であると考えられる。

図 3-23～図 3-28 に、移行距離ごとの、地下水流速、分配係数と被ばく線量の関係を示した。

人工バリアを標準ケースとした際の（図 3-11～図 3-16）特徴的な 2 段のステップが、人工バリアに不利な条件を設定した今回ではほとんど見られず、ほぼ 1 段のステップのように見える。被ばく線量を支配する核種を確認すると、支配核種の種類は、被ばく線量の 2 つの領域で変化している。被ばく線量が高くなる条件では、U-234 とその子孫核種によって被ばく線量が支配され、被ばく線量が低い条件では U-238 とその子孫核種に支配されている。これは、人工バリア中の溶解度が高いため、U 核種が溶解度限界にならず、その子孫核種を伴って天然バリアを移行するからである（人工バリアが標準の条件では、U 核種が溶解度限界になるため、処分施設内で生成した Th-230 以下の子孫核種が、U-234 に伴われず天然バリアに至る領域が存在した）。このことにより、2 段ステップの上段の支配核種が Th-230 とその子孫核種から U-234 とその子孫核種に変わり、又、分配係数の高い方（図中右側）へシフトすることになり、その結果、ステップが目立たなくなっていると考えられる。被ばく線量 $1E-7Sv/y$ 付近でラインがわずかに折れ曲がっている点がステップ（支配核種が変化する条件）であり、これ以下では、U-238 と子孫核種が放射平衡となっている。（下図 D）。

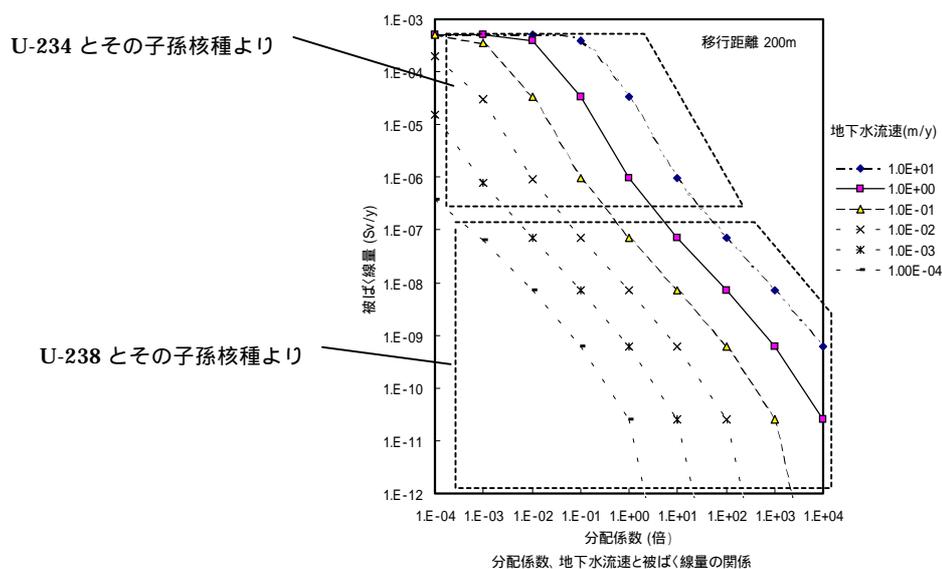


図 D 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係の例 -人工バリアが不利な条件の場合より

人工バリアの条件として、施設浸入水量を 0.1m/y としたことから、天然バリアの地下水流速は 0.1m/y 以上でなければ不合理である。このことから、地下水流速が 0.1m/y (グラフ中で細破線で表示したケース) を下回る条件を排除すると、相対的に被ばく線量の大きいケースのみが残ることになる。これら地下水流速が大きい条件で被ばく線量を低く抑えるためには、標準ケースの 1 倍以上の分配係数を確保しなければならない。この条件は、移行距離が伸びると緩和されるが(被ばく線量が小さくなる) 移行距離を $5,000\text{m}$ としても、これより 1 桁下がる程度である。

図 3-29 に、人工バリアに不利な条件を設定した場合の、移行距離と被ばく線量の関係を示した。この図では、地下水流速が 0.1m/y に満たない条件は除外している。処分施設のごく近傍では、移行距離に対して、 200m 以内で 1 桁前後の被ばく線量低減が見られる場合があるが、それ以上移行距離を確保しても被ばく線量低下の割合は小さい(減衰がほとんど効かない U-238 と、その子孫核種が支配核種となるため)。

図 3-30 には、移行時間の指標となる地下水流速 / 分配係数をパラメータとして、移行距離と被ばく線量の関係を広く示した。地下水流速が大きく分配係数が小さい極端な条件では、 1E-3Sv/y に近い、高い被ばく線量が試算された。また、地下水流速 / 分配係数が小さくなれば、低い被ばく線量となるが、地下水流速の下限値が 0.1m/y とした天然バリアに不利な条件においては、分配係数が大きい値にならざるを得ず、その範囲には限界があるものと考えられる。

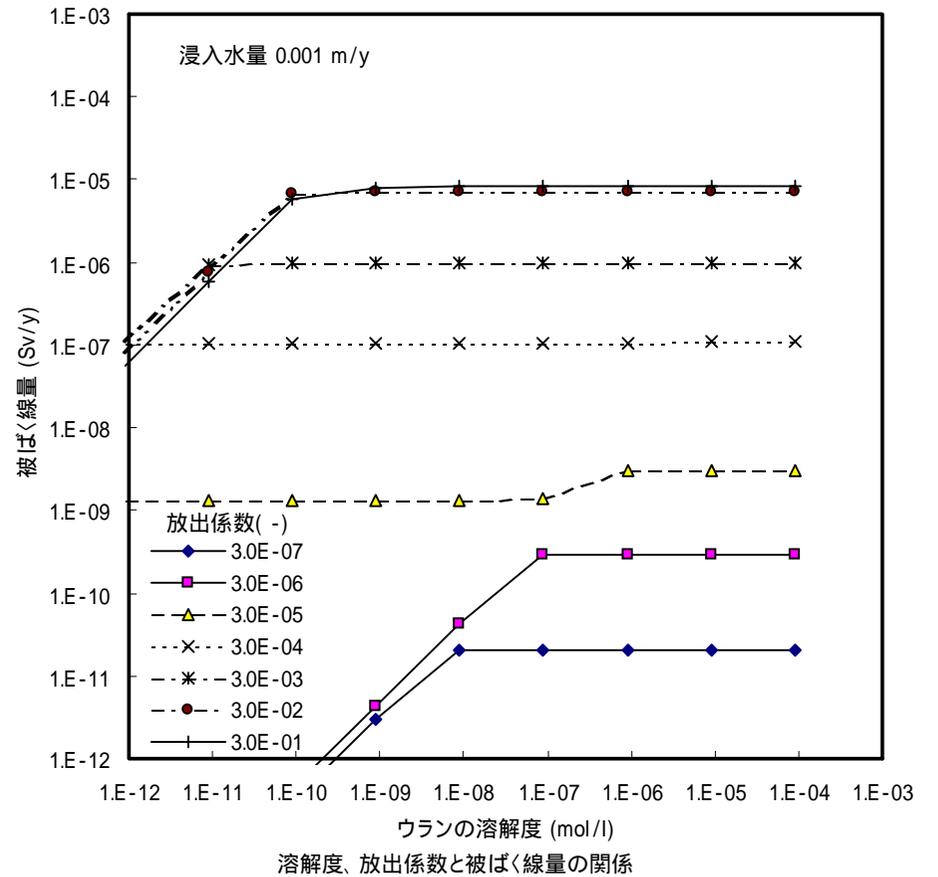
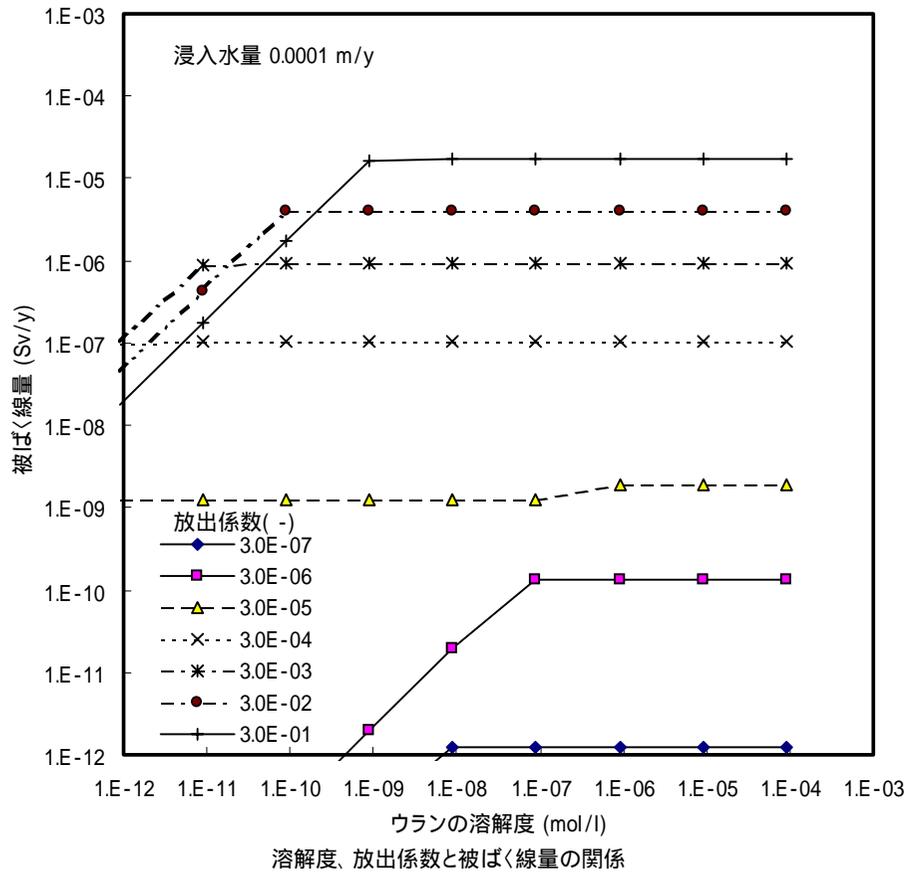


図 3-19 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係 天然バリアが不利な条件の場合
 (分配係数×0.001倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m) (1/2)

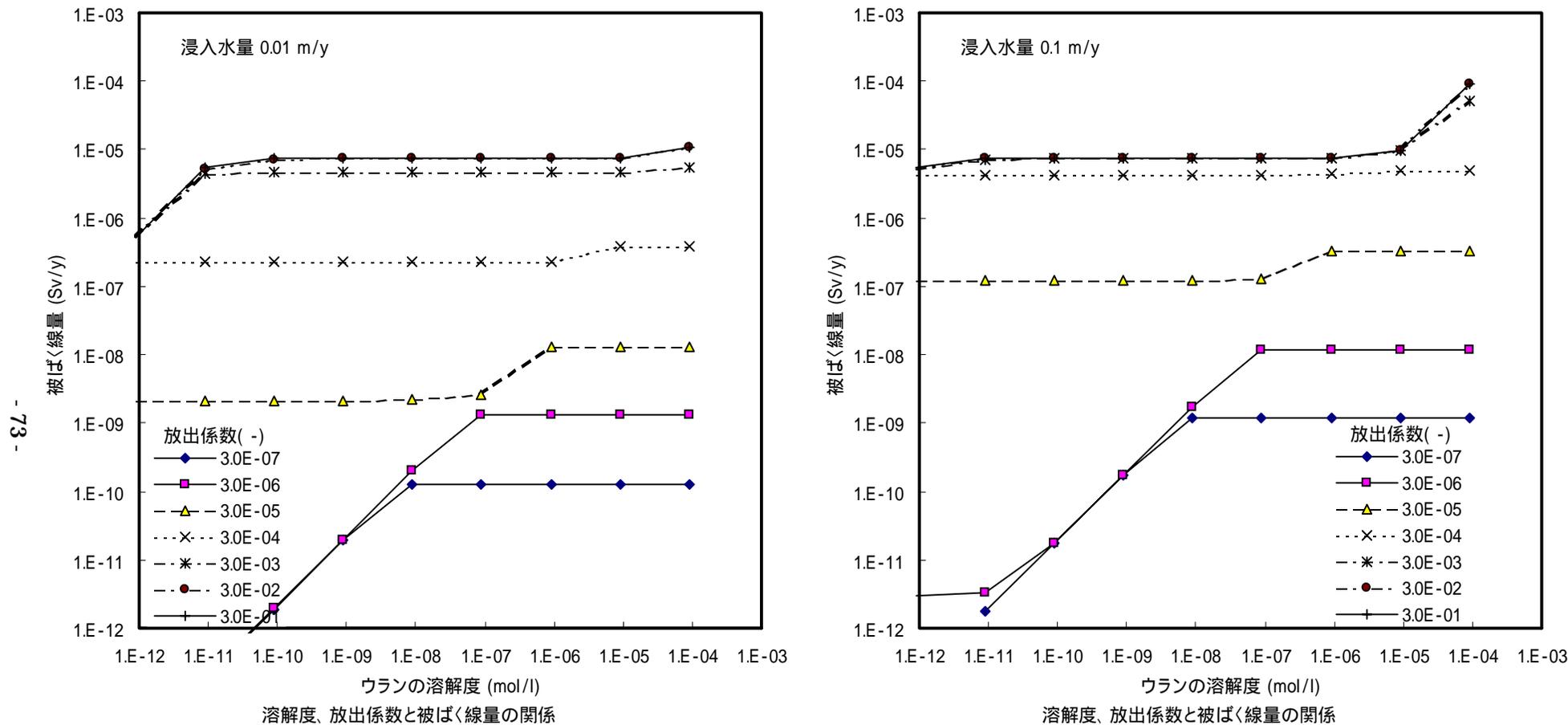


図 3-20 溶解度、放出係数と被ばく線量の関係 天然バリアが不利な条件の場合

(分配係数 × 0.001 倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m) (2/2)

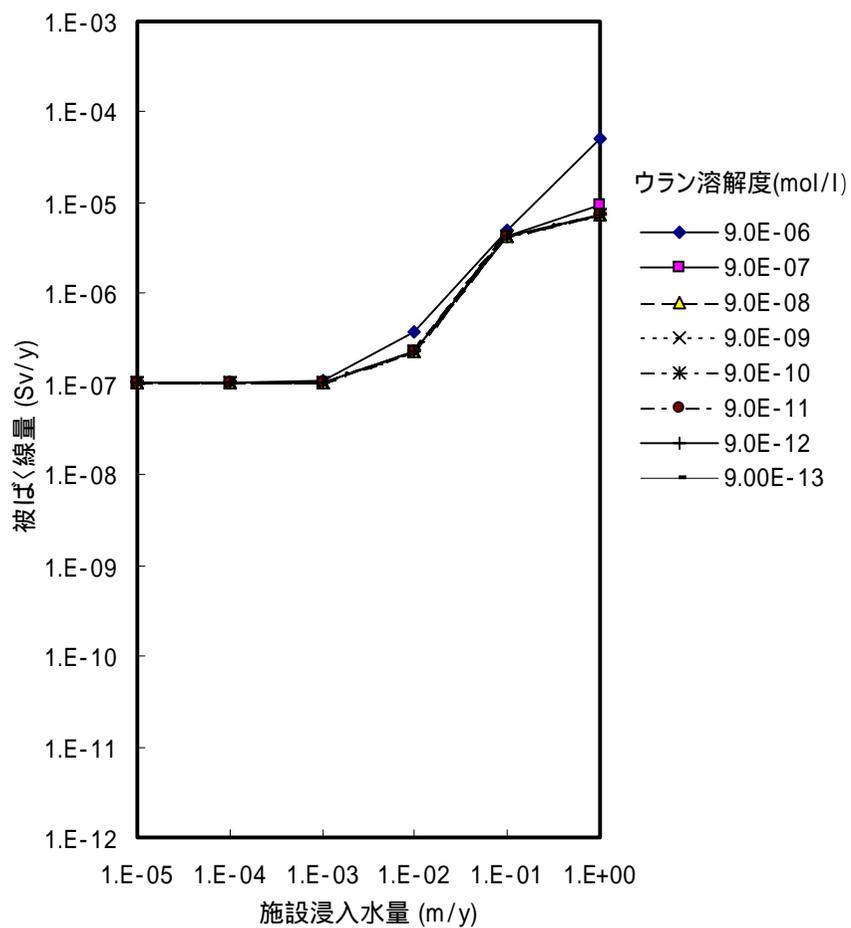


図 3-21 施設浸入水量、溶解度と被ばく線量の関係

-天然バリアが不利な条件の場合-

(放出係数 3E-4、分配係数×0.001倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m)

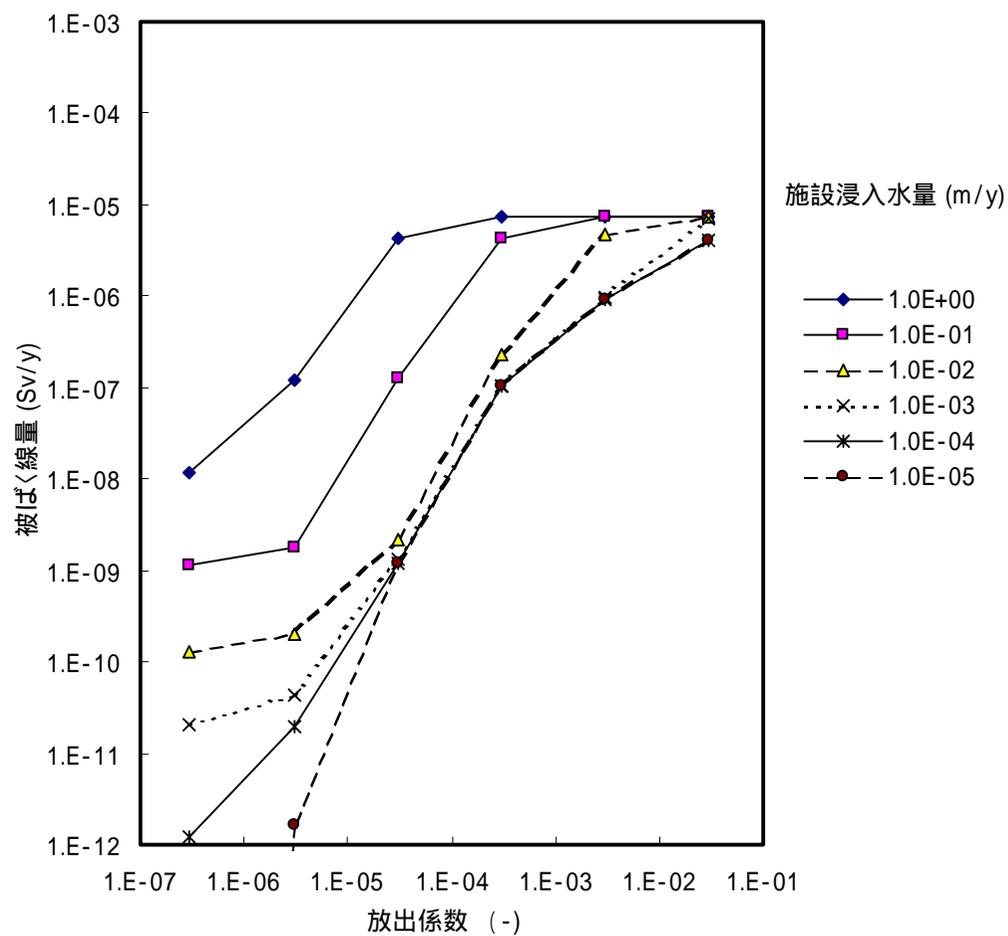


図 3-22 放出係数、施設浸入水量と被ばく線量の関係

-天然バリアが不利な条件の場合-

(溶解度×1倍、分配係数×0.001倍、地下水流速 10m/y、移行距離 50m)

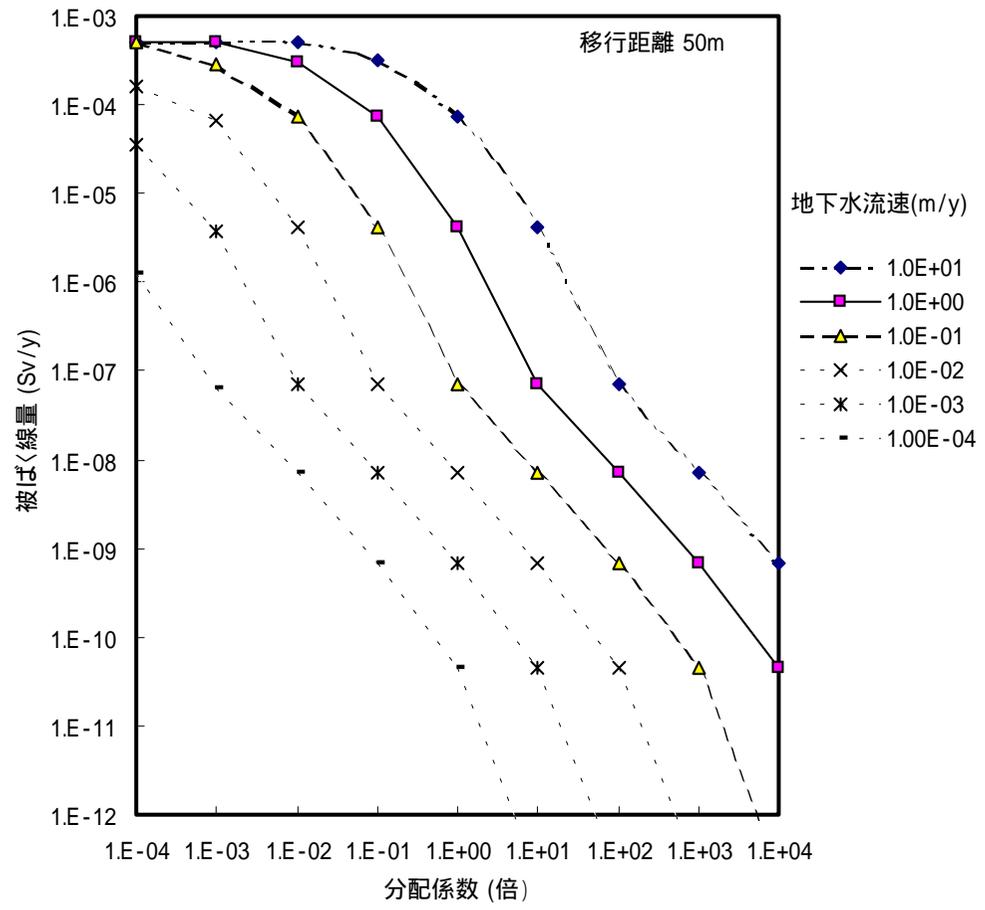


図 3-23 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合 の場合

(移行距離 50m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

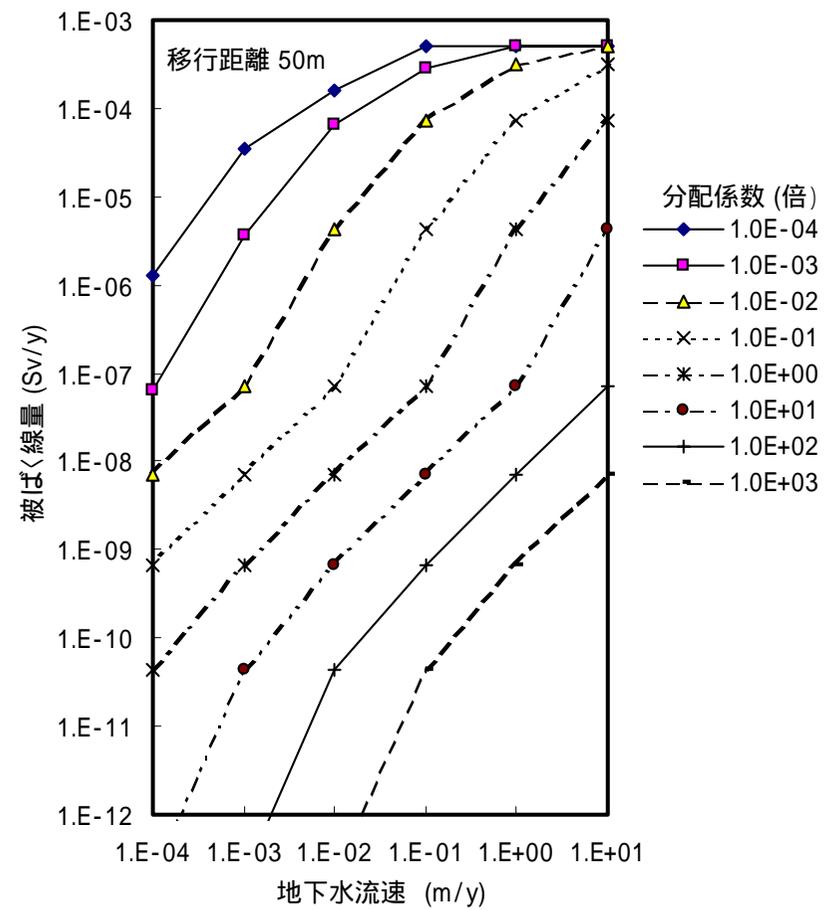


図 3-24 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件

(移行距離 50m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

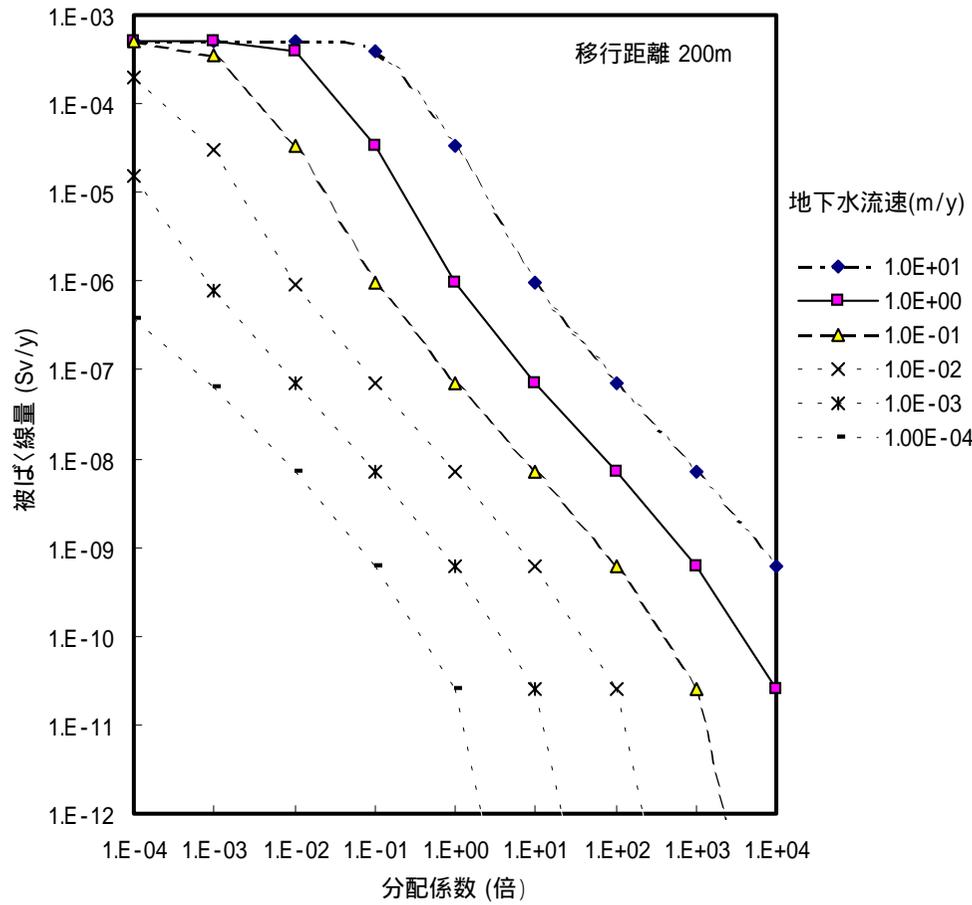


図 3-25 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合-

(移行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

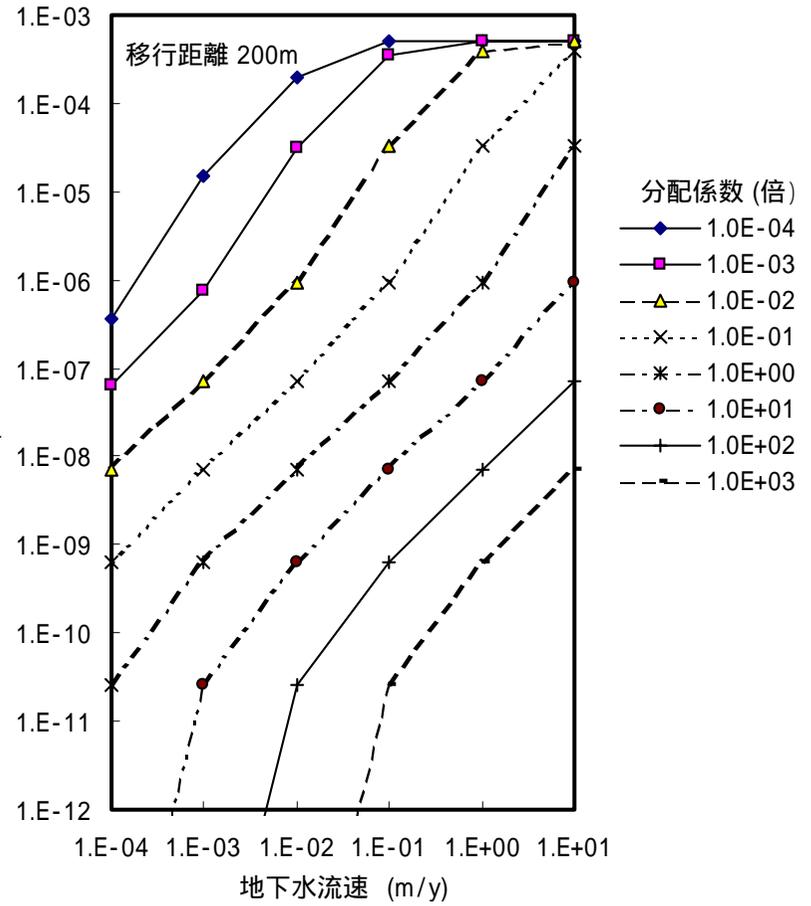


図 3-26 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合-

(移行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

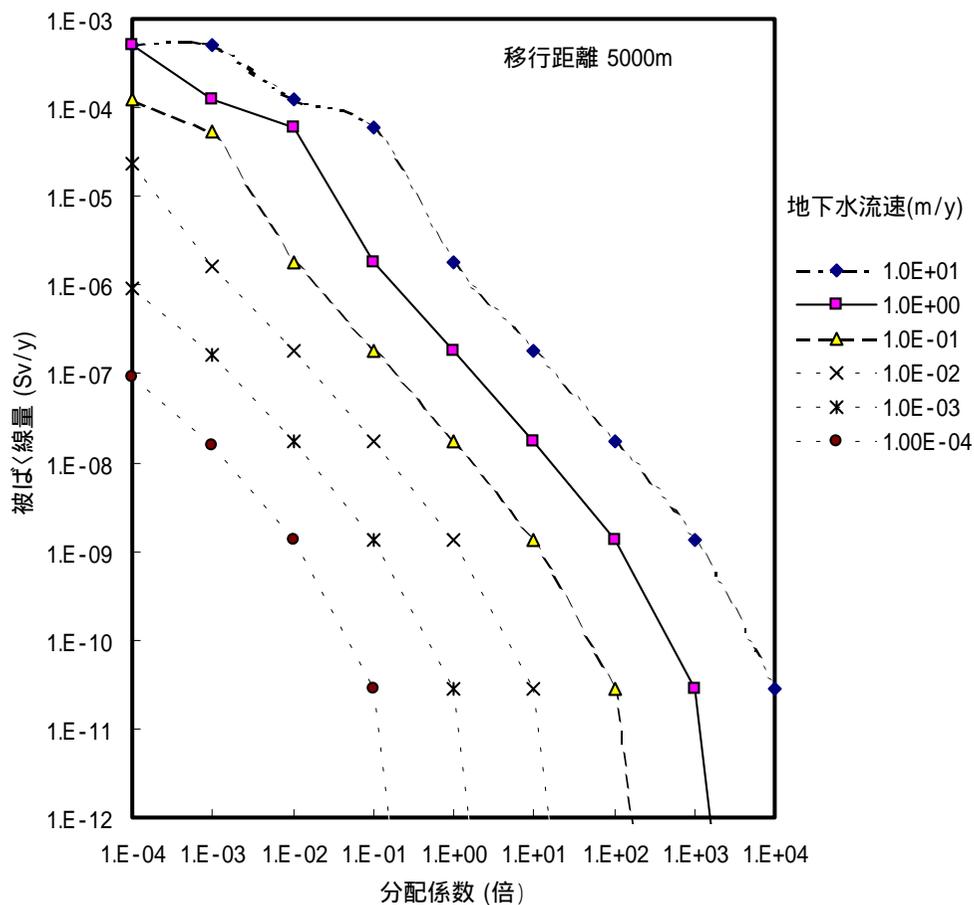


図 3-27 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合

(移行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

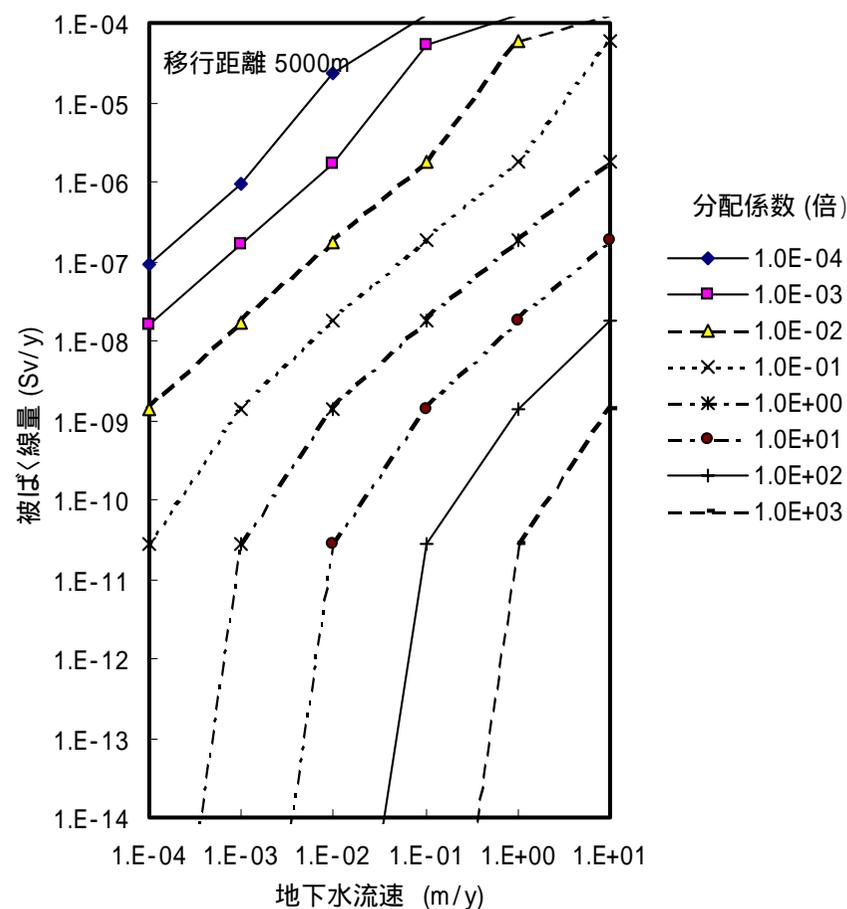


図 3-28 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合

(移行距離 200m、放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

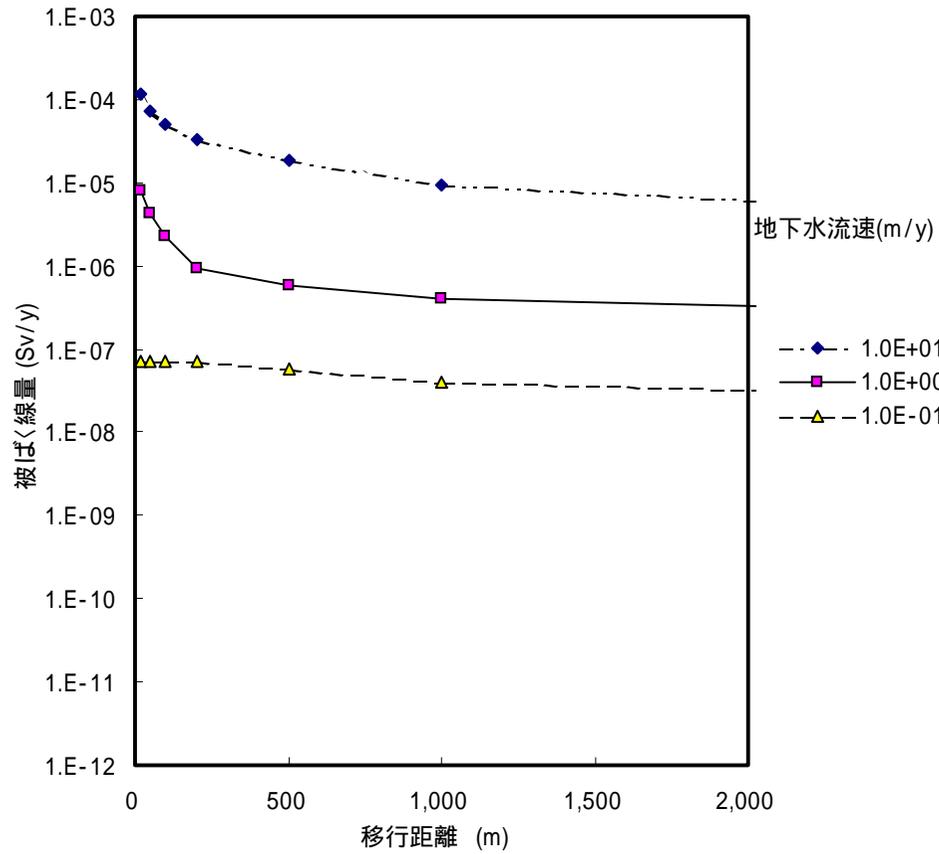


図 3-29 移行距離、地下水流速と被ばく線量の関係
人工バリア条件がよくない場合
(放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

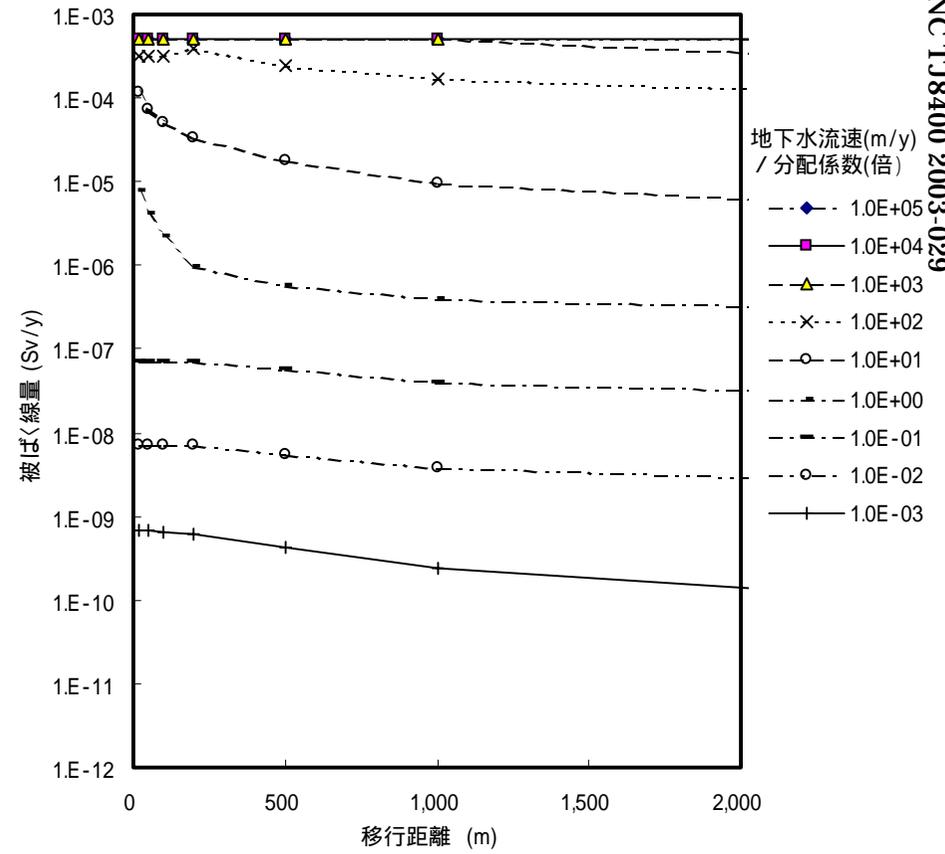


図 3-30 移行距離、地下水流速 / 分配係数(倍)と被ばく線量の関係
人工バリア条件がよくない場合
(放出係数 0.3、溶解度 $\times 1E7$ 、浸入水量 0.1m/y)

3.2.3 パラメータ変動と被ばく線量の関係のまとめ

被ばく線量を支配する核種と条件を、被ばく線量が高い条件から順に以下の表 3-2 にまとめた。

表 3-2 支配核種とその条件、対策（被ばく線量が高いものから）

被ばく線量範囲 (生物圏条件-標準)	支配核種	条件	メカニズム	特徴的なパラメータ値	効果のある対策
1E-7 ~ 1E-4 Sv/y	U-234とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が極めて速い ・溶解度が高い ・天然バリア中の核種移行が極めて速い	・U-234が放出率で放出 ・U-234が減衰する前に生物圏に到達 ・Th-230は十分にビルドアップできない	ウラン溶解度 > 1E-6 mol/l 放出係数 > 3E-5 天然バリアが不利な条件 (分配係数 0.001倍、地下水流速 10m/y、移行距離 10m)	・溶解度を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速 / 分配係数を低減する
1E-5 ~ 1E-9 Sv/y	Th-230とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が速い ・溶解度が比較的低い ・天然バリア中の核種移行が速い	・U核種は溶解度に制限されてわずかが放出されない ・Th-230が親核種に先行して移行し、減衰しきる前に生物圏に到達する	分配係数 < 1E-3倍、地下水流速 > 0.001m/y ~ 分配係数 < 10倍、地下水流速 > 10m/yまでの組み合わせ (移行距離 200mの場合)	・放出係数を小さくする ・施設浸入水量を小さくする ・地下水流速 / 分配係数を低減する ・溶解度低減は効果を発揮しない
1E-7 ~ 1E-10 Sv/y	U-234とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が比較的速い ・天然バリア中の核種移行が比較的速い	・処分施設内で生成したTh-230は、生物圏に到達する前に減衰する。 ・U-234が減衰する前に(U-238と放射平衡になる前に)生物圏に到達する。	分配係数 1E-3倍、地下水流速 0.001m/y ~ 分配係数 10倍、地下水流速 10m/yまでの組み合わせ (移行距離 200mの場合)	・溶解度を低減する ・施設浸入水量を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速 / 分配係数を低減する
1E-7 ~ 1E-10 Sv/y 以下	U-238とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が遅い ・天然バリア中の核種移行が遅い	・処分施設内で生成したTh-230は、生物圏に到達する前に減衰する。 ・初期インベントリに存在するU-234は、生物圏に到達する前に減衰する。	分配係数 1E-3倍、地下水流速 0.001m/y ~ 分配係数 10倍、地下水流速 10m/yまでの組み合わせ (移行距離 200mの場合)	・溶解度を低減する ・施設浸入水量を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速 / 分配係数を低減する

4. 分配係数が異なる2つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

本検討では、ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分することを念頭に種々の条件での被ばく線量を試算してきた。3章までの検討では、被ばく線量評価を行う際の天然バリアのモデル化に関しては、天然バリアは均一な地質条件として扱っている。

また、天然バリア条件に関しては、様々な地質条件についても対応できるように天然バリア条件（地下水流速、分配係数、距離）の幅を設定している。

表 1-10 に示す親核種と子孫核種の分配係数の幅を相対的に振ったこれまでの評価結果では、ほとんどのケースで、生物圏到達時にウラン核種及びその子孫核種である Th, Ra 等は放射平衡となった。これは、表 1-8 で設定した天然バリアの分配係数や移行距離、地下水流速では、長半減期であるウラン核種とその子孫核種は余裕深度の比較的流速の小さい場を長時間かけて移行する現象となり、放射平衡となるための十分な時間と距離を満たす条件であるため、その結果として放射平衡となっていると解釈できる。

しかしながら、実際の地下環境においては、移行途中に地質条件の異なる場(地層、岩相の種類など)が複数存在する可能性がある。分配係数が異なる地質条件を持った場が複数存在し、流線がこれを横切ることによって、天然バリアの分配係数が変わることにより親核種と子孫核種の分配係数の相対比も変わった場合は、一旦放射平衡の状態が崩れる。ある時間とある距離を移行した後に再び放射平衡となるような地質条件も考えられる一方、流速が速い又は分配係数が小さい場では放射平衡が崩れた状態のまま生物圏へ到達する可能性もある。

そこで、本章においては、分配係数の異なる複数の場が存在することで放射平衡の状態が崩れたウラン核種及びその子孫核種が、その後どのように推移するかを検討した。ウラン核種及びその子孫核種が分配係数の異なる複数の場を移行し放射平衡の状態が崩れたとしても再び放射平衡となる条件が示されれば、そのような条件下では、分配係数の異なる複数の場においても、ウラン核種及びその子孫核種を放射平衡として扱うことができるので、ウラン核種の移行さえ十分モデル化すれば、被ばく線量評価全体の信頼性が高まると考えられる。また、そのような条件下では、分配係数等のデータを取得する際に、ウランのデータの信頼性が高まれば、ウラン核種だけでなく、被ばく線量評価全体の信頼性も高まると考えられる。

以上のことから、本章では天然バリア領域が複数の異なる地質条件を持った層からなると想定し、天然バリア移行中に親核種と子孫核種の分配係数の相対比が変わる領域に流入した場合での親核種と子孫核種の核種移行への影響を検討した。

4.1 分配係数が異なる2つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

本検討では、ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分すると想定している。処分施設から放出された核種は、余裕深度の比較的流速の遅い場で、親核種と子孫核種の分配係数の相対比が表 1 - 8 で示されたような関係で、均一である地質条件であれば放射平衡の状態では生物圏に達する。ただし、処分施設から放出した核種は、地質条件の異なる複数の場を移行し生物圏に到達する可能性がある。放射平衡になった核種が地質条件(親核種と子孫核種の分配係数の相対比)が変わる領域に達した場合、放射平衡の状態が崩れることが予想されるが、ある条件では、ある時間を経て再び放射平衡の状態となる場合もあると予想される。

そこで、ここでは、天然バリア移行中に親核種と子孫核種の分配係数の相対比が変わる領域として仮想的なモデルを作成し、放射平衡である核種が親核種と子孫核種の分配係数の相対比が異なる領域に達することで放射平衡の状態が崩れた後、再び放射平衡となる条件、放射平衡になるまでの核種の移行挙動について検討した。

検討方法としては、各崩壊系列に沿って親核種と子孫核種の組を設定し、ある地点から親核種と子孫核種の分配係数の相対比を感度解析的に変化させ、分配係数変更領域へ到達した後の放射平衡が崩れた状態から、再び放射平衡となるまでの親核種と子孫核種の体積濃度を時間的観点及び移行距離の観点から比較した。

地質条件の異なる複数の場での核種移行について図 4-1に示す。

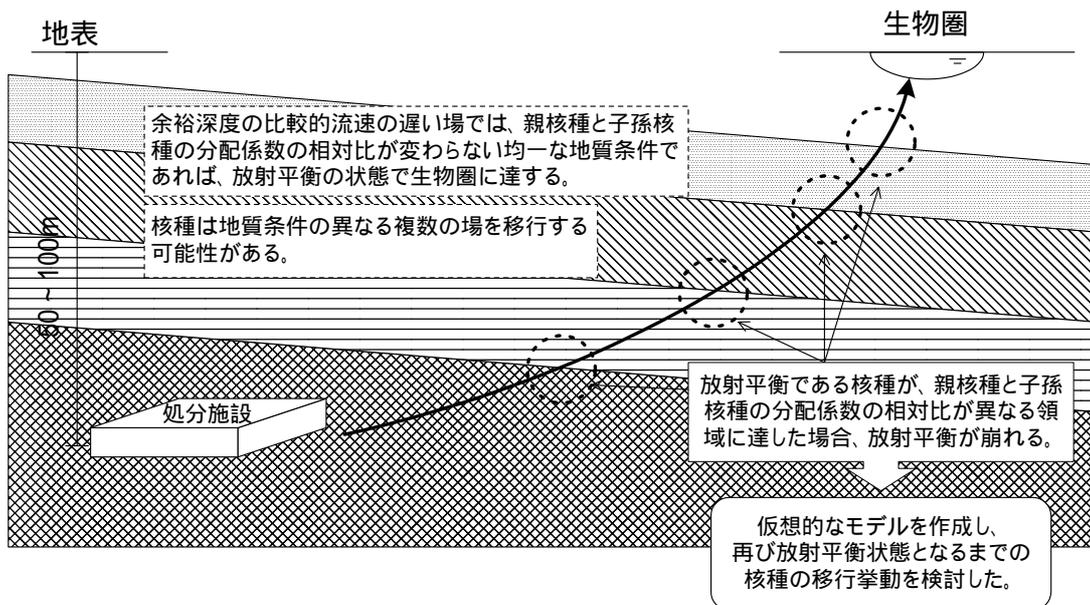


図 4-1 地質条件の異なる複数の場での核種移行

4.1.1 解析条件

(1) 解析モデル

解析モデルの概念図を図 4-2 に示す。上流側境界条件は親核種及び子孫核種は一定濃度・放射平衡とし、下流側境界条件は濃度ゼロとした。核種移行距離に関しては、分配係数変更領域に到達し放射平衡の状態でなくなった親核種と子孫核種が再び放射平衡となるまでの現象を検討するための十分な距離として 500m を仮想的に設定した。

上流から 5m 地点を分配係数変更境界とし、境界以降で子孫核種の分配係数を変化させ、親核種と子孫核種の体積濃度を検討した。



図 4-2 解析モデル概念

(2) 対象核種

各崩壊系列に沿って設定した親核種と子孫核種の組を表 4-1 に示す。なお、U-238 と U-234 に関しては、同元素であるため検討対象から除いた。

表 4-1 親核種と子孫核種の設定

親核種	子孫核種	親核種と子孫核種の半減期
U-235 (7.0E+8y)	Pa-231 (3.3E+4y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰なし $T_{1/2_p}$ $T_{1/2d}$
Pa-231 (3.3E+4y)	Ac-227 (22y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2_p}$ $T_{1/2d}$
U-234 (2.5E+5y)	Th-230 (7.5E+4y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2_p} > T_{1/2d}$
Th-230 (7.5E+4y)	Ra-226 (1.6E+3y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2_p} > T_{1/2d}$
Ra-226 (1.6E+3y)	Pb-210 (22y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2_p}$ $T_{1/2d}$

*) ()内は半減期を表す。

(3) 天然バリアの分配係数

対象核種の天然バリア中の分配係数を表 4-2に示す。天然バリア中における分配係数が異なった領域での子孫核種の分配係数については、レファレンスの値を基に、1/100倍、1/10倍、10倍、100倍と感度解析的に設定した。

表 4-2 天然バリア中の分配係数

元素	分配係数[m ³ /kg] (レファレンス)	分配係数の変動範囲 [m ³ /kg]
U	1	
Pa	1	0.01, 0.1, 10, 100
Th	1	0.01, 0.1, 10, 100
Ac	5	0.05, 0.5, 50, 500
Ra	0.5	0.005, 0.05, 5, 50
Pb	1	0.01, 0.1, 10, 100

(4) 天然バリア条件

天然バリア条件を表 4-3に示す。天然バリア条件は、第 1 章での設定と同じである。

表 4-3 天然バリア条件(レファレンス)

パラメータ	単位	設定値
ダルシー流速	m/y	0.1
間隙率	-	0.2
真密度	kg/m ³	2700
実効拡散係数	m ² /s	1E-10
縦分散長	m	10

4.1.2 解析結果

核種組毎の解析結果について、図 4-3～図 4-77に示す。全てのケースにおいて、親核種と子孫核種の体積濃度、子孫核種の生成の内訳、経過時間及び移行距離に着目した場合の図を示している。

- ・ 親核種と子孫核種の体積濃度図

親核種の体積濃度(黒線)、子孫核種の体積濃度(赤線)、親核種と子孫核種の比が 0.5～2 倍となる領域(網掛け)を示した。

- ・ 子孫核種の生成の内訳

初期値として分配係数変更領域に流入した子孫核種の体積濃度の変化(子孫核種(1)、緑線)、親核種から生成した子孫核種の体積濃度の変化(子孫核種(2)、黄線)を示した。

- ・ 経過時間及び移行距離に着目した場合

1000 年、1 万年、10 万年、100 万年、1000 万年での子孫核種と親核種の体積濃度比の空間的变化を表した図と 10m、20m、50m、100m、200m での子孫核種と親核種の体積濃度比の時間的变化を表した図を表示した。

以下、各核種の組み合わせ毎に分配係数変更領域での親核種と子孫核種の間関係を考察した。

(1) 親核種が U-235、子孫核種が Pa-231 の関係

親核種である U-235 の半減期は $7E+8y$ であることから、本評価における被ばく線量評価対象期間($1E+7y$)では半減期による減衰は生じない。

子孫核種である Pa-231 の半減期は $3.3E+4y$ であり比較的長い半減期である。

a. 分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合、すなわち天然バリア中での子孫核種の分配係数の設定を変更しない場合の結果を図 4-3～図 4-5に示す。図 4-5より、いずれの時間及び距離においても子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 であることから放射平衡であることがわかる。

b. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の結果を図 4-6～図 4-11に示す。

上流側の境界条件として親核種と子孫核種は放射平衡であることから、子孫核種は一定の液相濃度を保ち分配係数変更領域に供給される。5m 地点を境に子孫核種の分配係数が小さくなることにより、固相への吸着が減少かつ移行速度が速くなる。このため、5m 地点近傍では子孫核種の体積濃度は親核種の体積濃度よりも低くなる一方、遠方では移行の遅い親核種よりも先行して広がる。つまり、子孫核種の体積濃度を親核種の体積濃度と比べると、境界近傍では低くなり、遠方では高くなる。このような子孫核種と親核種の体積濃度が異なる状態から放射平衡状態へと回復するには、親核種の崩壊により子孫核種が十分に生成する時間及び親核種と子孫核種が近接して存在することが必要である。その後、時間の経過に伴い、親核種の領域が広がり、子孫核種の減衰が生じるような時間においては、再び子孫核種は親核種と放射平衡となる。

U-235 と Pa-231 のケースでは、U-235 は半減期が長いことから減衰せずに Pa-231 を生成しながら天然バリア中を移行する。U-235 の崩壊により Pa-231 を十分に生成する時間があること、及び U-235 と Pa-231 が近接して存在することから、U-235 の移行に伴い、数十万年以降においては再び Pa-231 は U-235 と放射平衡となる。

ただし、Pa-231 の体積濃度が U-235 の体積濃度よりも低く、放射平衡とならない領域が存在する。図 4-7及び図 4-10より、初期値として分配係数変更領域に流入した子孫核種(子孫核種(1))と親核種から生成した子孫核種(子孫核種(2))の体積濃度分布を見ると、子孫核種(1)は親核種の体積濃度よりも低い濃度で広範囲にわたって存在し、子孫核種(2)は親核種と放射平衡であるが分配係数変更境界近傍では体積濃度が低い状態となる。このように、5m 地点を境に Pa-231 の分配係数が小さくなることにより、固相への吸着が減少かつ移行速度が速くなることから分配係数変更境界近傍では Pa-231 の体積濃度が U-235 の体積濃度よりも低い領域が存在する。

このような領域が図 4-6、図 4-9の緑線で囲った部分にあたる。この領域の広さは子孫核種の半減期によっても異なり、Pa-231 の半減期は $3.3E+4y$ と比較的長いことから半減期による減衰は少なく、緑線で囲った領域は広い範囲にわたっている。また、緑線で囲った領域が分配係数の設定をレファレンスケースの $1/10$ 倍あるいは $1/100$ 倍に設定した場合で異なるのは、分配係数の差に伴う移行速度、すなわち移行距離が

異なることによる。

c. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の結果を図 4-12～図 4-17に示す。

上流側の境界条件として親核種と子孫核種は放射平衡であることから、子孫核種は一定の液相濃度を保ち分配係数変更領域に供給される。5m 地点を境に子孫核種の分配係数が大きくなることにより、固相への吸着が増加かつ移行速度が遅くなる。このため、子孫核種の体積濃度は 5m 地点近傍では親核種の体積濃度よりも高くなり移行速度が遅いことから入口近傍に蓄積される一方、子孫核種は親核種の崩壊により生成されることから、時間の経過に伴う親核種の領域の広がりと共に、再び親核種と放射平衡となる。

U-235 と Pa-231 のケースでは、U-235 は半減期が長いことから減衰せずに Pa-231 を生成しながら天然バリア中を移行する。U-235 の崩壊により Pa-231 を十分に生成する時間があること、及び U-235 と Pa-231 が近接して存在することから、U-235 の移行に伴い、6m 程度以降及び数十万年以降において再び Pa-231 は U-235 と放射平衡となる。

ただし、Pa-231 の体積濃度が U-235 の体積濃度よりも多く存在し、放射平衡とならない領域が存在する。図 4-13及び図 4-16より、初期値として分配係数変更領域に流入した子孫核種(子孫核種(1))と親核種から生成した子孫核種(子孫核種(2))の体積濃度分布を見ると、子孫核種(1)は移行が遅く入口近傍に蓄積しているのに対し、子孫核種(2)は親核種と放射平衡になって広い範囲にわたり存在している。これらのことから、子孫核種(1)と子孫核種(2)が重なった部分では、子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を上回る。つまり、5m 地点を境に Pa-231 の分配係数が大きくなることにより、固相への吸着が増加かつ移行速度が遅くなることから Pa-231 が入口近傍に蓄積されることにより Pa-231 の体積濃度が U-235 の体積濃度よりも高くなる。

このような領域が図 4-12、図 4-15の青線で囲った部分にあたる。この青線で囲った領域が入口近傍に限られるのは、分配係数が大きいこと及び Pa-231 の半減期が $3.3E+4y$ であることから、ほとんど移行せずに減衰するためである。

(2) 親核種が Pa-231，子孫核種が Ac-227 の関係

親核種である Pa-231 の半減期は $3.3E+4y$ であることから，本評価における被ばく線量評価対象期間($1E+7y$)では半減期により減衰する。

子孫核種である Ac-227 の半減期は $22y$ であり非常に短い半減期である。

a. 分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合，すなわち天然バリア中での子孫核種の分配係数の設定を変更しない場合の結果を図 4-18～図 4-20に示す。図 4-20より，子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 であることから放射平衡であることがわかる。

なお，1 万年までの間で子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 以下となる領域が存在するのは，子孫核種の分配係数(レファレンス)の設定が親核種の分配係数より大きいことから親核種の一部分が拡散・分散によって先行するためであり，親核種が有意な濃度で移行する範囲では放射平衡である。

b. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の結果を図 4-21～図 4-26に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の親核種と子孫核種の関係は，U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Pa-231 の崩壊により Ac-227 を十分に生成する時間があること，及び Pa-231 と Ac-227 が近接して存在することから，Pa-231 の移行に伴い比較的早い時間で再び Ac-227 と Pa-231 は放射平衡となる。

なお，Ac-227 の半減期が非常に短いことから Ac-227 は単独では移行できず，Pa-231 と共に天然バリアを移行する。このことから，子孫核種の分配係数が小さいため親核種よりも移行速度が速い条件となるが，U-235 と Pa-231 の場合のように親核種の体積濃度に対し子孫核種の体積濃度が低くなるような領域は存在しない。

c. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の

結果を図 4-27～図 4-32に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の親核種と子孫核種の関係は、U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Pa-231 の崩壊により Ac-227 を十分に生成する時間があること、及び Pa-231 と Ac-227 が近接して存在することから、Pa-231 の移行に伴い比較的早い時間で再び Ac-227 と Pa-231 は放射平衡となる。

なお、Ac-227 の分配係数が大きく Pa-231 よりも移行速度が遅い条件であることから Ac-227 が入口近傍に蓄積されと考えられるが、Ac-227 の半減期が非常に短いため Ac-227 は単独では存在できない。これは、図 4-28及び図 4-31において、初期値として分配係数変更領域に流入した子孫核種(子孫核種(1))の濃度分布がほとんど移行せずに減衰していることからわかる。このことから、U-235 と Pa-231 の場合のように親核種の体積濃度に対し子孫核種の体積濃度が高くなるような領域は存在しない。

(3) 親核種が U-234，子孫核種が Th-230 の関係

親核種である U-234 の半減期は $2.5E+5y$ であることから、本評価における被ばく線量評価対象期間($1E+7y$)では半減期により減衰する。

子孫核種である Th-230 の半減期は $7.5E+4y$ であり長い半減期である。

a. 分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合、すなわち天然バリウム中での子孫核種の分配係数の設定を変更しない場合の結果を図 4-33～図 4-35に示す。図 4-35より、子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 であることから放射平衡であることがわかる。

なお、子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 以上となる領域が存在するのは、U-234 が減衰すること及び生成された Th-230 の半減期が比較的長いことから U-234 が減衰しても単独で存在することができることにより、子孫核種の体積濃度が少し高くなる領域が存在する。ただし、この差は 2 倍以下と小さく放射平衡といえる。

b. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の結果を図 4-36～図 4-41に示す。

上流側の境界条件として親核種と子孫核種は放射平衡であることから、子孫核種は一定の液相濃度を保ち分配係数変更領域に供給される。5m 地点を境に子孫核種の分配係数が小さくなることにより、固相への吸着が減少かつ移行速度が速くなる。このため、5m 地点近傍では子孫核種の体積濃度は親核種の体積濃度よりも低くなる一方、その濃度が移行の遅い親核種よりも先行して広がる。つまり、子孫核種の体積濃度を親核種の体積濃度と比べると、境界近傍では低くなり、遠方では高くなる。このような子孫核種と親核種の体積濃度が異なる状態から放射平衡状態へと回復するには、親核種の崩壊により子孫核種が十分に生成する時間及び親核種と子孫核種が近接して存在することが必要である。

しかし、U-234 と Th-230 のように、親核種が減衰し移行する領域に限界がある場合及び子孫核種の半減期が比較的長く単独で存在することが可能な場合では子孫核種は親核種と放射平衡に達しない。

U-234 と Th-230 のケースでは、U-234 は Th-230 を生成しながら天然バリア中を移行するが、U-234 は被ばく線量評価対象期間(1E+7y)において半減期による減衰が生じるため、U-234 が移行する領域に限界が生じる。これに対し、U-234 から生成された Th-230 は、比較的半減期が長いことから U-234 が減衰しても単独で存在することができる。Th-230 の分配係数が小さいことから、U-234 の体積濃度よりも低くなる一方、U-234 の移行可能な領域よりも先まで移行することができる。このように、U-234 の減衰および Th-230 の移行速度が速いことにより U-234 と Th-230 が近接して存在しないため、放射平衡の状態とならない。

上記の検討は、U-234 と Th-230 の 2 核種の組み合わせに着目して考察した。

ウラン廃棄物処分における対象廃棄物は U-238、U-234、U-235 であり、U-234 の親核種である U-238 が存在する。U-238 は半減期が 4.5E+9y と非常に長く、線量評価対象期間(1E+7y)においてはほとんど減衰しない。実際の処分環境下では、U-234 は U-238 と共に天然バリアを移行するため、U-234 の減衰による移行領域の限界は生じないと考えられる。このことから、ウラン廃棄物処分での一連の核種の

関係も含めると、U-234 の崩壊により Th-230 を十分に生成する時間があること、及び U-234 と Th-230 が近接して存在することから、U-234 の移行に伴い再び Th-230 は U-234 と放射平衡となると考えられる。

ただし、Th-230 の分配係数が小さいこと及び半減期が比較的長いことから、分配係数変更境界近傍領域では、Th-230 が U-234 に先行して移行することにより U-234 と Th-230 が近接して存在できない状況となるため、Th-230 の体積濃度が低くなり、放射平衡にならない領域が存在すると考えられる。

c. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の結果を図 4-42 ~ 図 4-47 に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の親核種と子孫核種の関係は、U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

U-234 の崩壊により Th-230 を十分に生成する時間があること、及び U-234 と Th-230 が近接して存在することから、U-234 の移行に伴い、8m 程度以降及び数十万年以降において再び Th-230 は U-234 と放射平衡になる。

なお、Th-230 の分配係数は大きく、U-234 よりも移行速度が遅い条件であることから、Th-230 が入口近傍に蓄積されることにより U-234 の体積濃度よりも Th-230 の体積濃度の方が高くなる領域が存在する。このように Th-230 の体積濃度が高くなるような領域が図 4-42、図 4-45 の青線で囲った部分にあたる。この青線で囲った領域が入口近傍に限られるのは、分配係数が大きいこと及び Th-230 の半減期が $7.5E+4y$ であることから、ほとんど移行せずに減衰するためである。

(4) 親核種が Th-230、子孫核種が Ra-226 の関係

親核種である Th-230 の半減期は $7.5E+4y$ であることから、本評価における被ばく線量評価対象期間 ($1E+7y$) では半減期により減衰する。

子孫核種である Ra-226 の半減期は $1.6E+3y$ であり比較的短い半減期である。

a. 分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合、すなわち天然バリ

ア中での子孫核種の分配係数の設定を変更しない場合の結果を図 4-48～図 4-50に示す。図 4-50より、子孫核種と親核種の体積濃度比が1であることから放射平衡であることがわかる。

なお、子孫核種と親核種の体積濃度比が1以上となる領域が存在するのは、子孫核種の分配係数(レファレンス)の設定が親核種の分配係数より小さいため、子孫核種が先行して広がることにより、子孫核種の体積濃度が高い領域が存在することによる。

b. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の結果を図 4-51～図 4-56に示す。

Th-230 と Ra-226 のケースでは、分配係数をレファレンスの 1/10 倍あるいは 1/100 倍と設定した場合で異なる傾向となった。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスの 1/10 倍とした場合での親核種と子孫核種の関係は、U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Th-230 の崩壊により Ra-226 を十分に生成する時間があること、及び Th-230 と Ra-226 が近接して存在することから、Th-230 の移行に伴い比較的早い時間で再び Ra-226 は Th-230 と放射平衡となる。ただし、分配係数変更境界近傍では、Ra-226 が Th-230 に先行して移行することにより Th-230 と Ra-226 が近接して存在できない状況となるため、Ra-226 の体積濃度が低くなり、放射平衡にならない領域が存在する。このように、放射平衡領域にあっても Ra-226 の体積濃度が低くなるような領域が図 4-51の緑線で囲った部分にあたる。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスの 1/100 倍とした場合での親核種と子孫核種の関係は、U-234 と Th-230 の場合と同様の傾向となる。

Th-230 は Ra-226 を生成しながら天然バリア中を移行するが、Th-230 は被ばく線量評価対象期間(1E+7y)において半減期による減衰が生じるため、Th-230 が移行する領域に限界が生じる。これに対し、Th-230 から生成された Ra-226 は比較的半減期が長いことから、Th-230 が減衰しても単独で存在することができる。Ra-226 の分配係数が小さいことから、Th-230 の体積濃度よりも低くなる一方、Th-230 の移行可能な領域よりも先まで移行することができる。このように、Th-230 の減衰およ

び Ra-226 の移行速度が速いことにより Th-230 と Ra-226 が近接して存在することができないため、放射平衡の状態とならない。

上記の検討は、Th-230 と Ra-226 の 2 核種の組み合わせに着目して考察した。

ウラン廃棄物処分における対象廃棄物は U-238、U-234、U-235 であり、Th-230 の親核種である U-234 及び U-238 が存在する。U-238 は半減期が $4.5E+9y$ と非常に長く、線量評価対象期間 ($1E+7y$) おいてはほとんど減衰しない。実際の処分環境下では、U-234 及び Th-230 は U-238 と共に天然バリア中を移行するため、Th-230 の減衰による移行領域の限界は生じないと考えられる。このことから、ウラン廃棄物処分での一連の核種の関係も含めると、Th-230 の崩壊により Ra-226 を十分に生成する時間があること、及び Th-230 と Ra-226 が近接して存在することから、Th-230 の移行に伴い再び Ra-226 は Th-230 と放射平衡となると考えられる。

ただし、Ra-226 の分配係数が小さいこと及び半減期が $1.6E+3y$ であることから、分配係数変更境界近傍では、Ra-226 が Th-230 に先行して移行することにより Th-230 と Ra-226 が近接して存在できない状況となるため、Ra-226 の体積濃度が低くなり、放射平衡にならない領域が存在すると考えられる。

c. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の結果を図 4-57～図 4-62 に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の親核種と子孫核種の関係は、U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Th-230 の崩壊により Ra-226 を十分に生成する時間があること、及び Th-230 と Ra-226 が近接して存在することから、Th-230 の移行に伴い比較的早い時間で再び Ra-226 は Th-230 と放射平衡となる。

なお、Ra-226 の分配係数が大きく Th-230 よりも移行速度が遅い条件であることから Ra-226 が入口近傍に蓄積されると考えられるが、Ra-226 の半減期が $1.6E+3y$ であることからほとんど移行せずに減衰する。このことから、U-235 と Pa-231 の場合のように分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が高くなるような領域は存在しない。

(5) 親核種が Ra-226，子孫核種が Pb-210 の関係

親核種である Ra-226 の半減期は $1.6E+3y$ であることから，本評価における被ばく線量評価対象期間($1E+7y$)では半減期により減衰する。

子孫核種である Pb-210 の半減期は $22y$ であり非常に短い半減期である。

a. 分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定がレファレンスの場合，すなわち天然バリア中での子孫核種の分配係数の設定を変更しない場合の結果を図 4-63～図 4-65に示す。図 4-65より，子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 であることから放射平衡であることがわかる。

なお，1 万年までの間で子孫核種と親核種の体積濃度比が 1 以下となる領域が存在するのは，子孫核種の分配係数(レファレンス)の設定が親核種の分配係数より大きいことから親核種の一部が拡散・分散によって先行するためであり，親核種が有意な濃度で移行する範囲では放射平衡である。

b. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の結果を図 4-66～図 4-71に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の親核種と子孫核種の関係は，U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Ra-226 の崩壊により Pb-210 を十分に生成する時間があること，及び Ra-226 と Pb-210 が近接して存在することから，Ra-226 の移行に伴い比較的早い時間で再び Pb-210 は Ra-226 と放射平衡となる。

なお，Pb-210 の半減期が非常に短いことから Pb-210 は単独では移行できず，Ra-226 と共に天然バリアを移行する。このことから，子孫核種の分配係数が小さいため，親核種よりも移行速度が速い条件となるが，U-235 と Pa-231 の場合のように親核種の体積濃度に対し子孫核種の体積濃度が低くなるような領域は存在しない。

ただし，分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスの $1/100$ 倍とした場合では，親核種(Ra-226)の半減期が $1.6E+3y$ と比較的短いことから，Ra-226 が

移行する領域は狭く，距離に対する体積濃度の減少率も大きい。子孫核種(Pb-210)の半減期は非常に短い分配係数が小さいことから Ra-226 の移行可能領域よりも少し先まで移行することができる。このことから，親核種の移行が有意でない十数 m 以降では親核種と子孫核種の体積濃度比に 3 倍程度の差が生じている。しかし，実際の処分環境下では，U-238 が存在することにより，Ra-226 及びその親核種(U-234, Th-230)が生成されることから，Ra-226 の減衰による移行領域の限界は生じないと考えられる。このことから，ウラン廃棄物処分での一連の核種の間接関係も含めると，Ra-226 の崩壊により Pb-210 を十分に生成する時間があること，及び Ra-226 と Pb-210 が近接して存在することから，Ra-226 と Pb-210 は十数 m 以降においても放射平衡となると考えられる。

c. 分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の結果を図 4-72～図 4-77に示す。

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の親核種と子孫核種の間接関係は，U-235 と Pa-231 の場合と同様の傾向となる。

Ra-226 の崩壊により Pb-210 を十分に生成する時間があること，及び Ra-226 と Pb-210 が近接して存在することから，Ra-226 の移行に伴い比較的早い時間で再び Pb-210 は Ra-226 と放射平衡となる。

なお，Pb-210 の分配係数が大きく Ra-226 よりも移行速度が遅い条件であることから Pb-210 が入口近傍に蓄積されることが考えられるが，Pb-210 の半減期が非常に短いため Pb-210 は単独では存在できない。このことから，U-235 と Pa-231 の関係のような子孫核種の体積濃度が高くなるような領域は存在しない。

(6) 分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響のまとめ
ウラン核種は連鎖崩壊を起こすことによって一連の子孫核種を生成し天然バリア中を移行する特性を持っていることから、放射平衡状態である一連の核種が分配係数の異なる領域に流入した場合の移行挙動について検討した。

分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響を表 4-4 にまとめた。

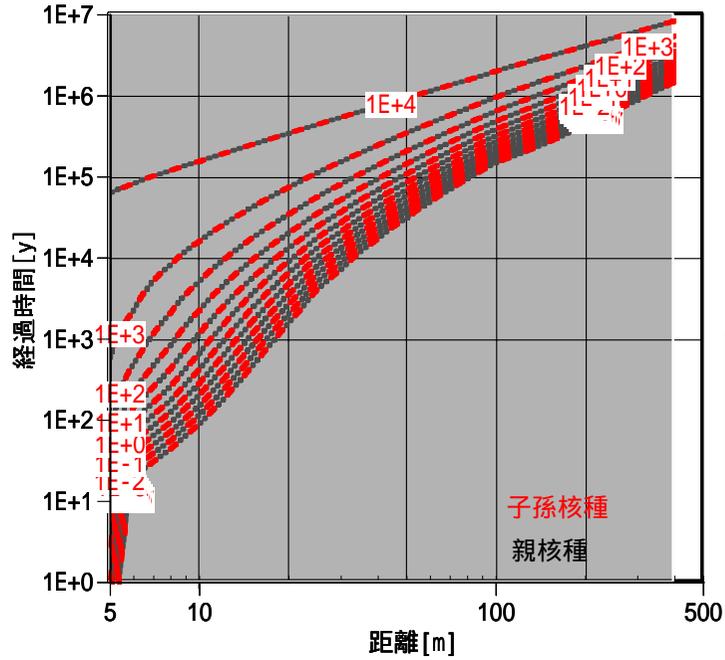
表 4-4 より、ほとんどのケースにおいてある時間と距離を経過した後では放射平衡となる。子孫核種の半減期が比較的長い場合は、一部の領域で放射平衡とならない場合もある。

- ・ 子孫核種の半減期が比較的長く、子孫核種の分配係数が小さい場合は、分配係数変更境界近傍において子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなり、放射平衡とならない領域が存在する場合がある。
- ・ 子孫核種の半減期が比較的長く、子孫核種の分配係数が大きい場合は、分配係数変更境界近傍において子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも高くなり放射平衡にならない領域が存在する。

全領域で放射平衡とならなかったケース (U-234 と Th-230, Th-230 と Ra-226 の組) は、親核種が減衰することにより移行領域に限界が生じたこと、子孫核種の半減期が比較的長いこと親核種が減衰しても単独で存在できること及び子孫核種の分配係数が小さいため親核種よりも移行速度が速いことにより、親核種と子孫核種が近接して存在することができないことによる。

ただし、実際の処分環境下では、これらの親核種である長半減期核種の U-238 が存在するため、U-234 及び Th-230 が減衰して移行領域に限界が生じることはない。このことから、実際の処分環境下では、放射平衡状態である一連の核種が分配係数の異なる領域に流入した場合においても放射平衡になると考えられる。

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの場合
 (分配係数 : U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 1m³/kg)



U235 Pa231
 Kd: 1 1
 網掛け : 0.5 < 子孫核種濃度/親核種濃度 < 2

図 4-3 体積濃度 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 1m³/kg)

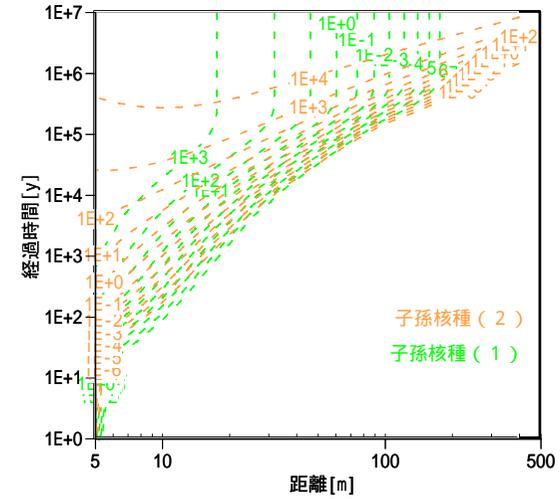


図 4-4 子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)

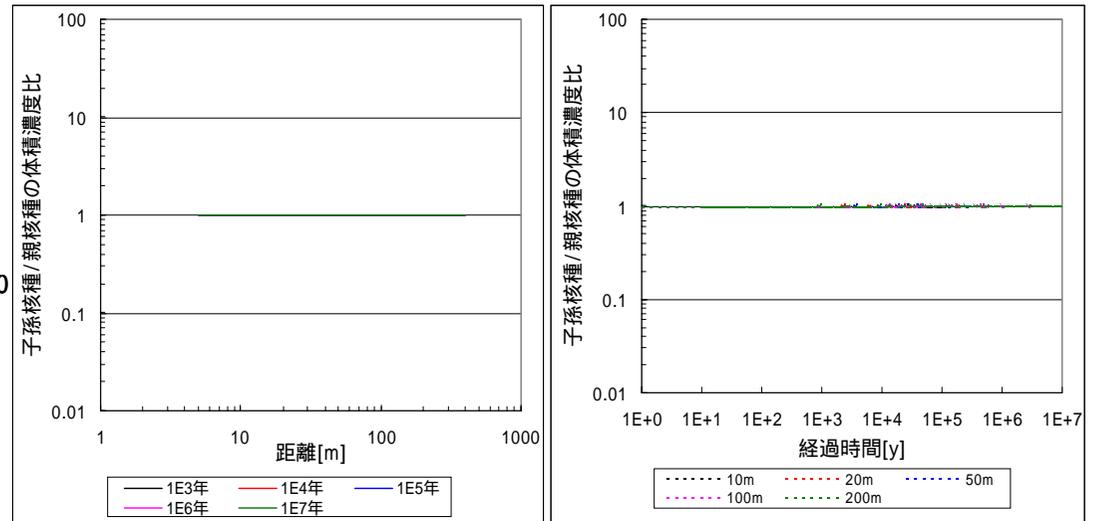


図 4-5 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合
 分配係数の設定 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 0.1m³/kg)

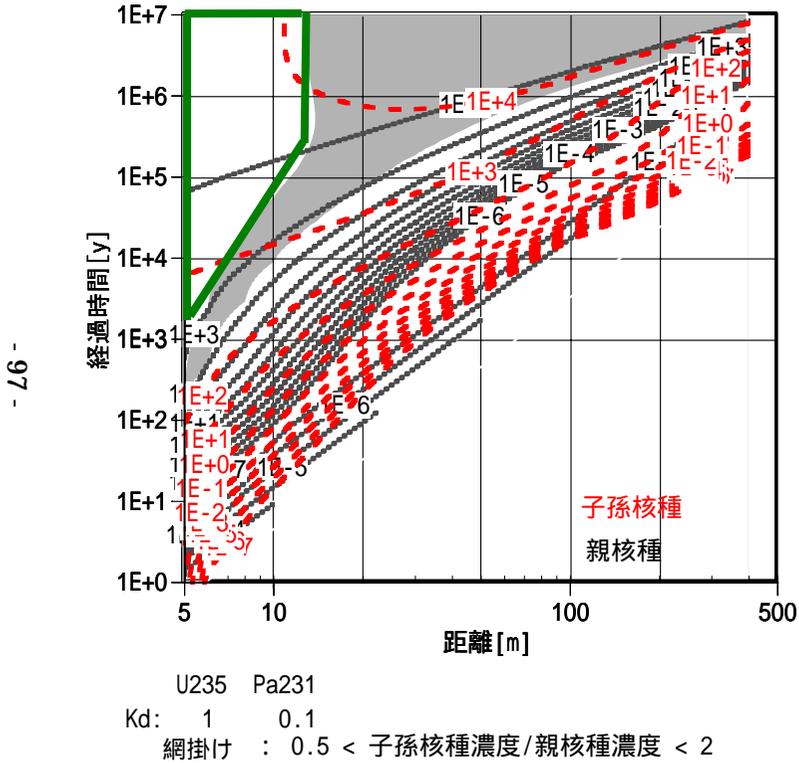


図 4-6 体積濃度 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 0.1m³/kg)

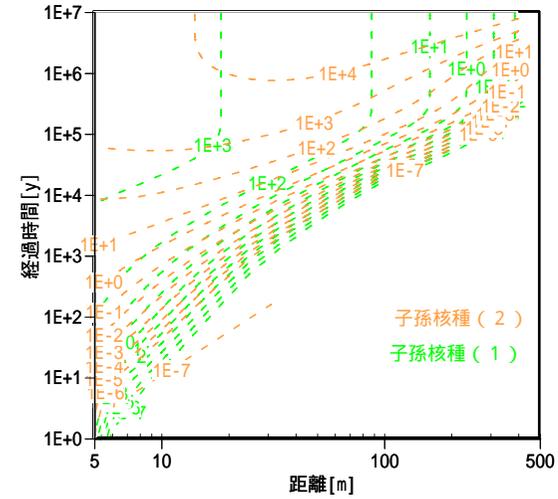


図 4-7 子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)

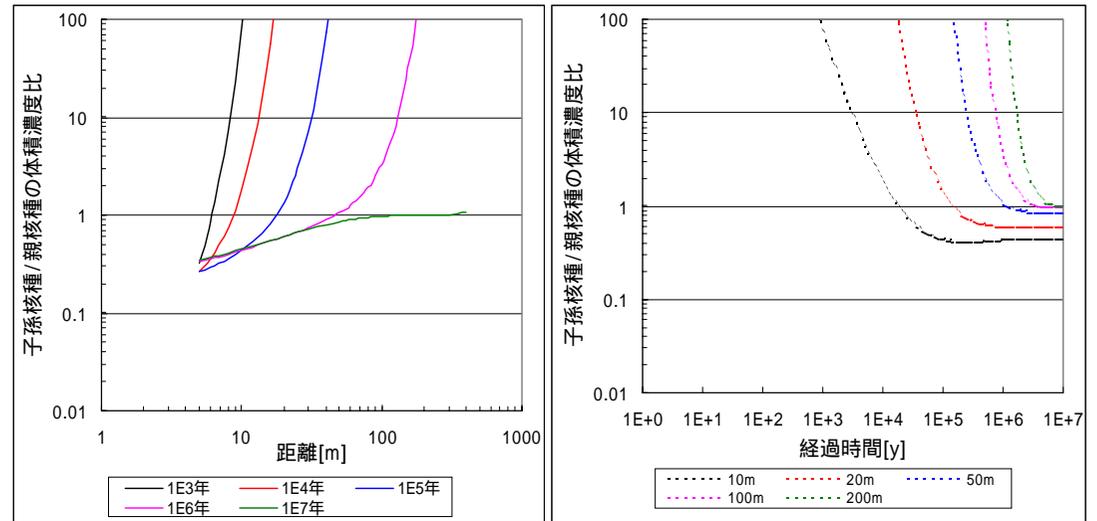


図 4-8 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/100 倍の場合
 (分配係数 : U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 0.01m³/kg)

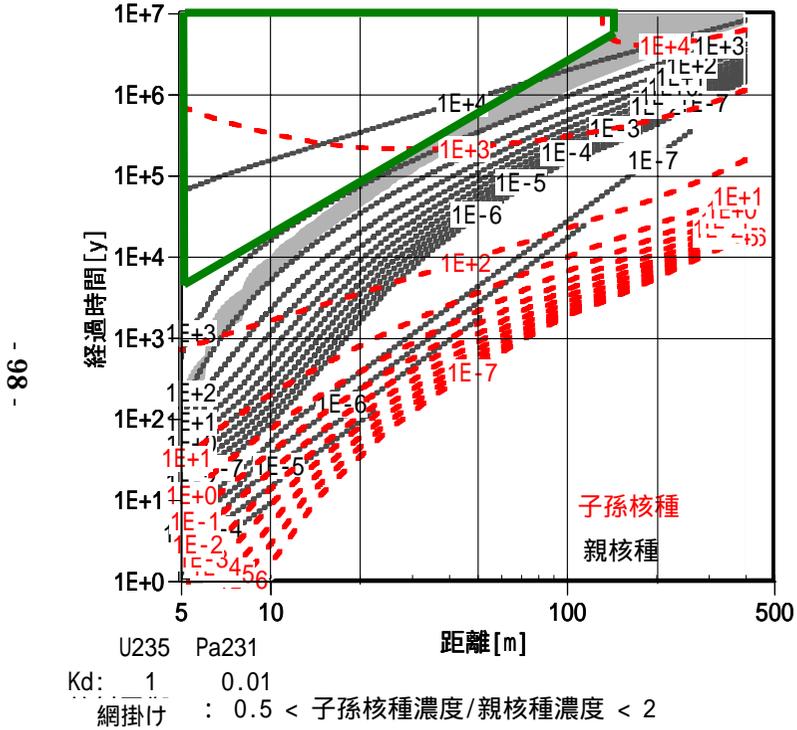


図 4-9 体積濃度 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 0.01m³/kg)

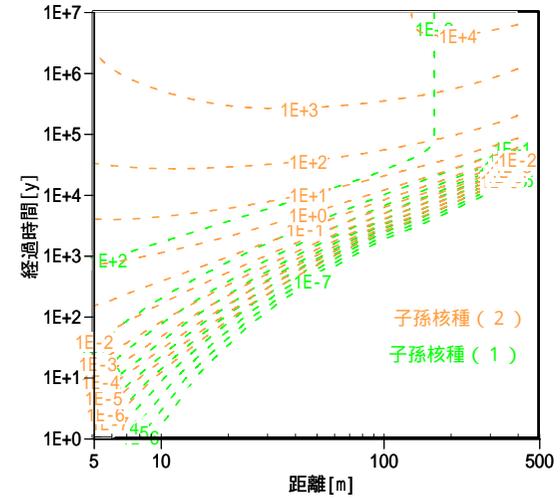


図 4-10 子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)

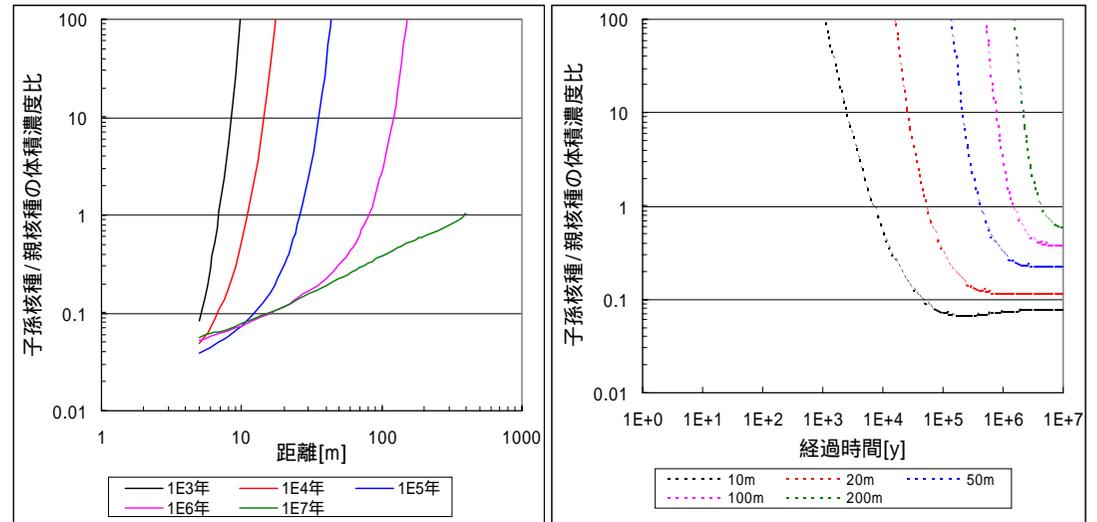
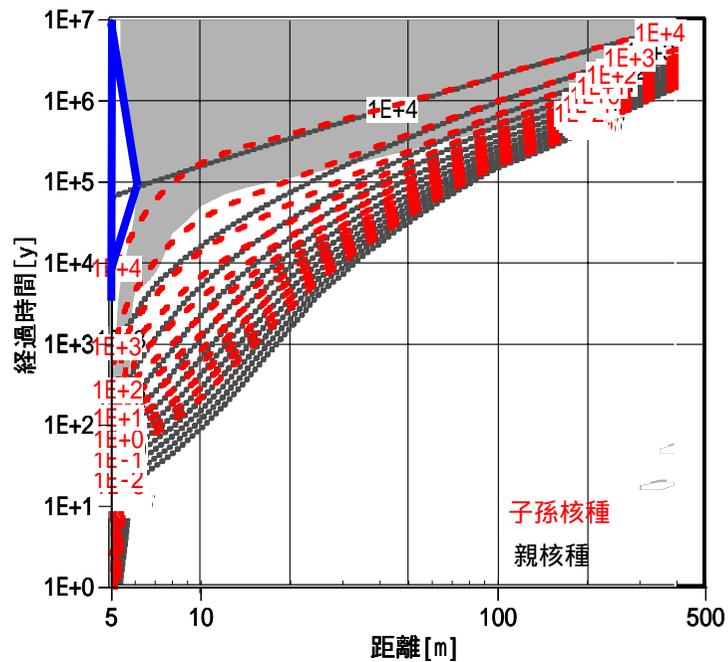


図 4-11 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの10倍の場合

分配係数の設定 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 10m³/kg)



U235 Pa231
 Kd: 1 10
 網掛け : 0.5 < 子孫核種濃度/親核種濃度 < 2

図 4-12 体積濃度 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 10m³/kg)

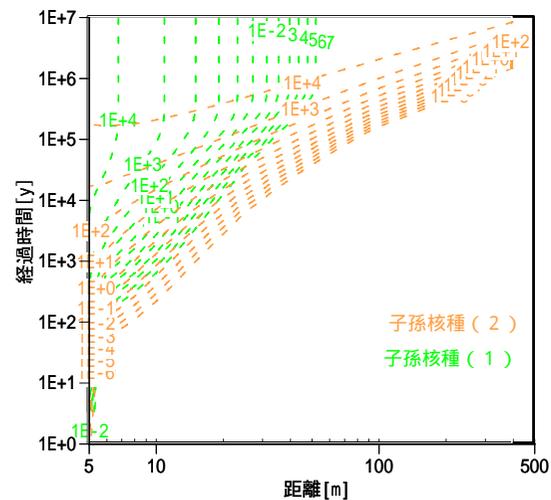


図 4-13 子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)

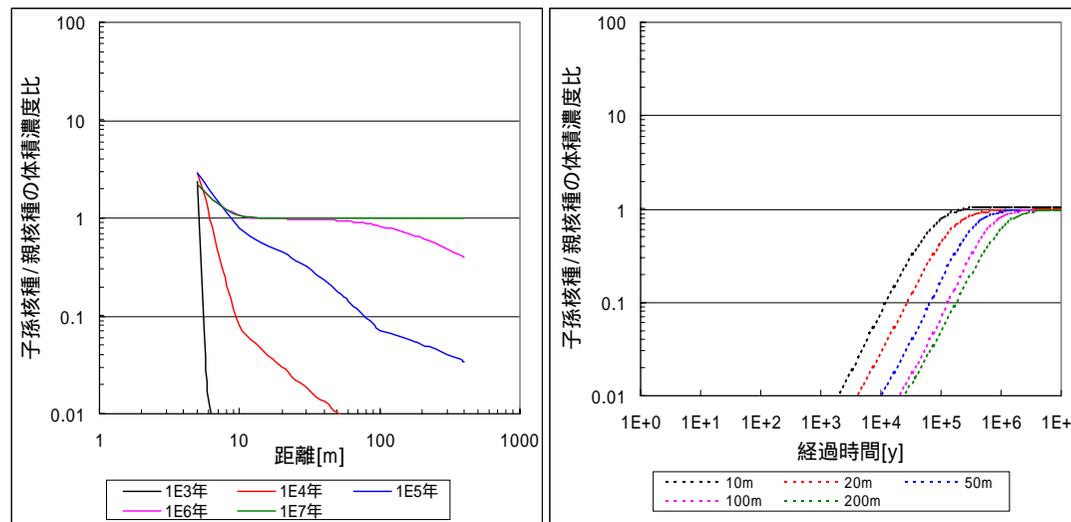


図 4-14 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの100倍の場合
分配係数の設定 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 100m³/kg)

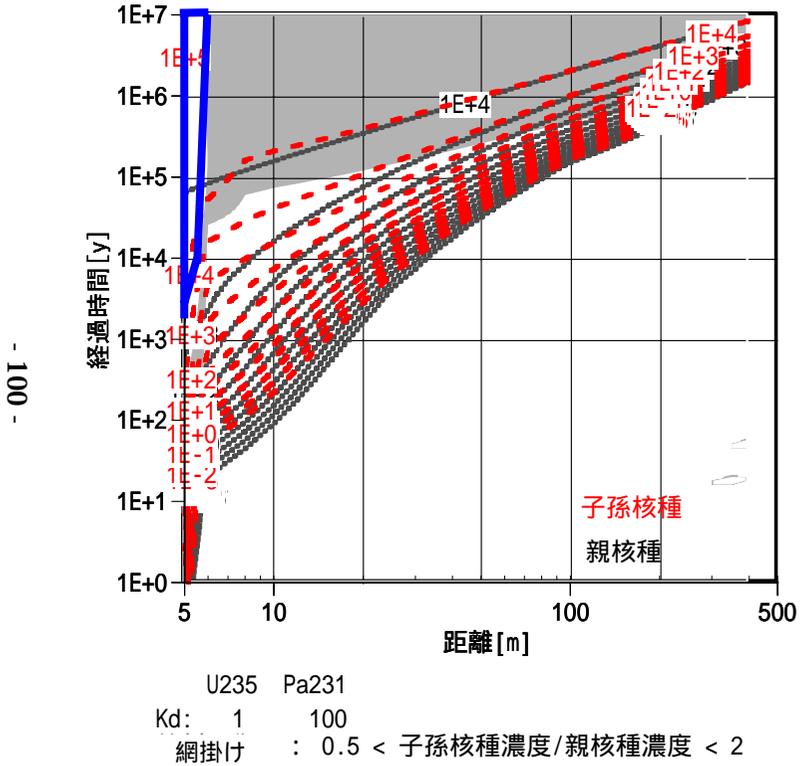


図 4-15 体積濃度 (U-235 : 1m³/kg , Pa-231 : 100m³/kg)

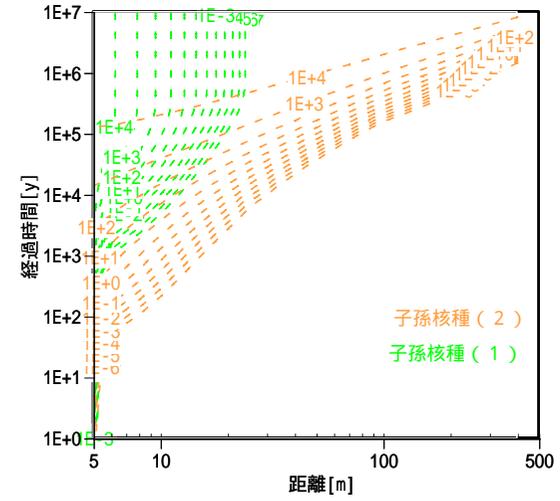


図 4-16 子孫核種の生成の内訳 (Pa-231)

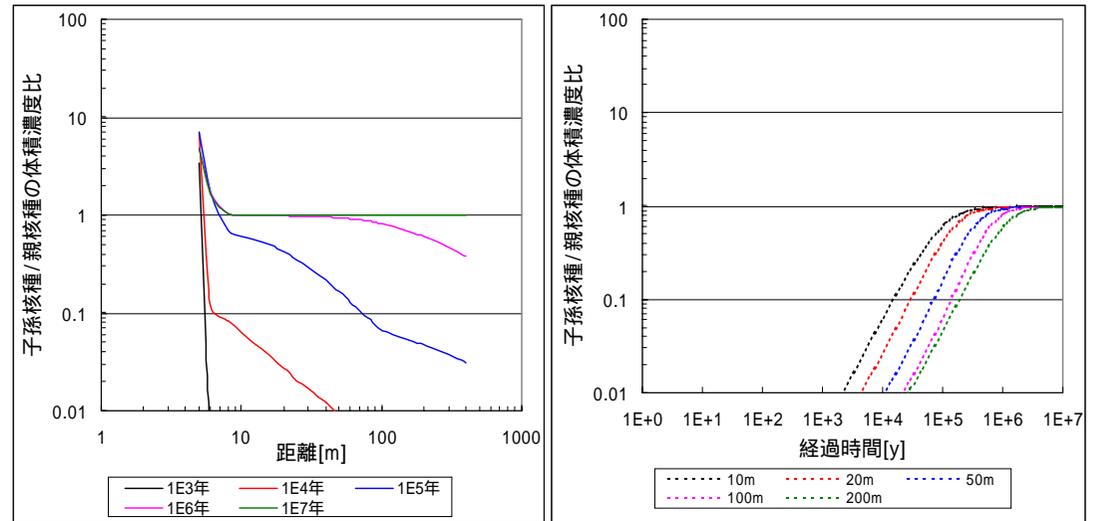


図 4-17 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-235,Pa-231)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの場合
 分配係数の設定 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 5m³/kg)

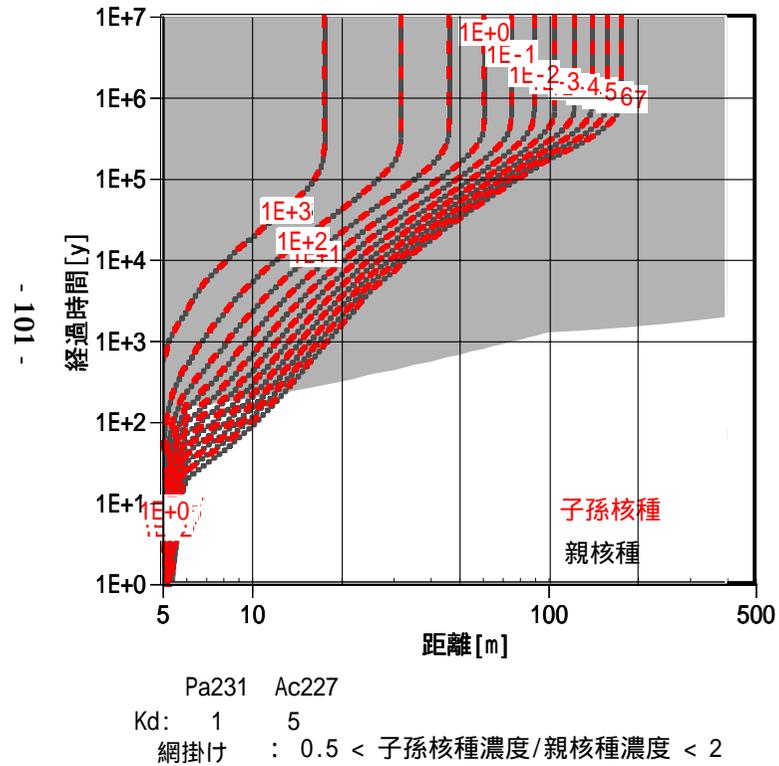


図 4-18 体積濃度 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 5m³/kg)

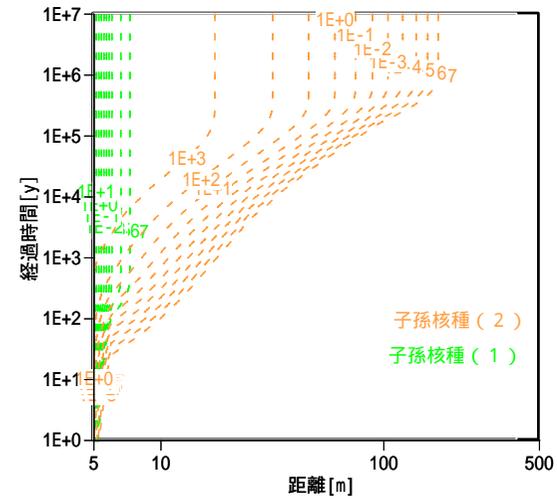


図 4-19 子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)

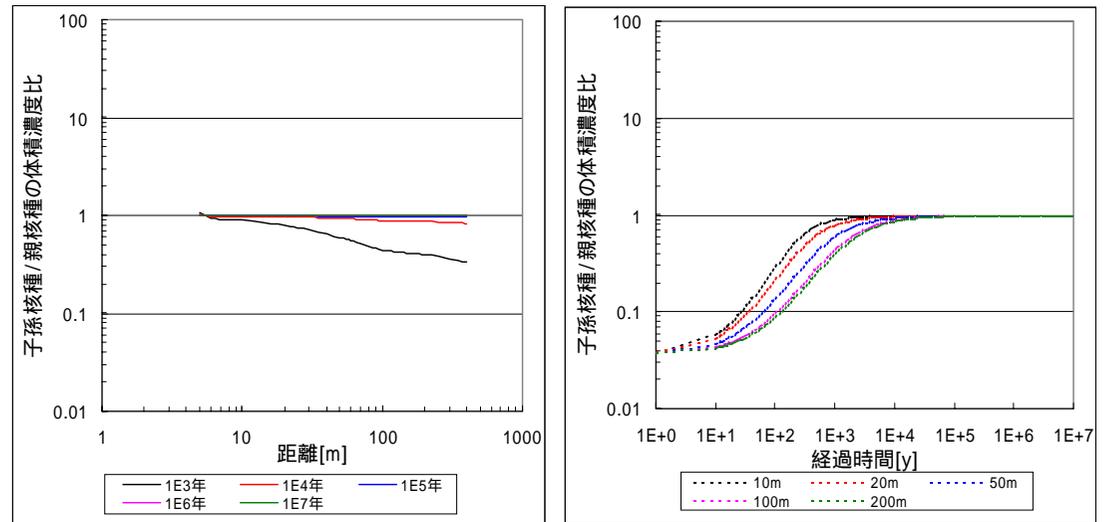


図 4-20 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合

分配係数の設定 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 0.5m³/kg)

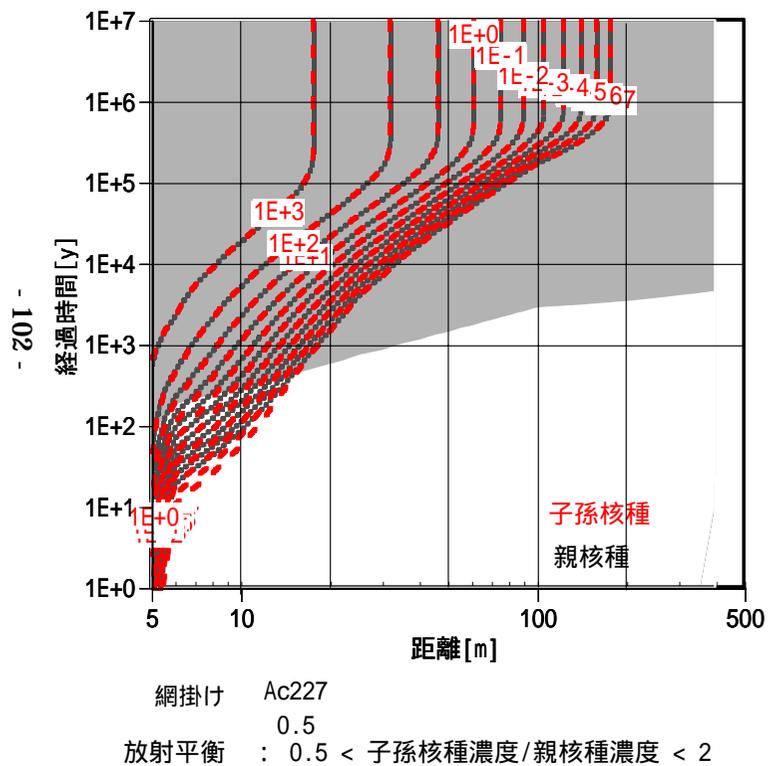


図 4-21 体積濃度 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 0.5m³/kg)

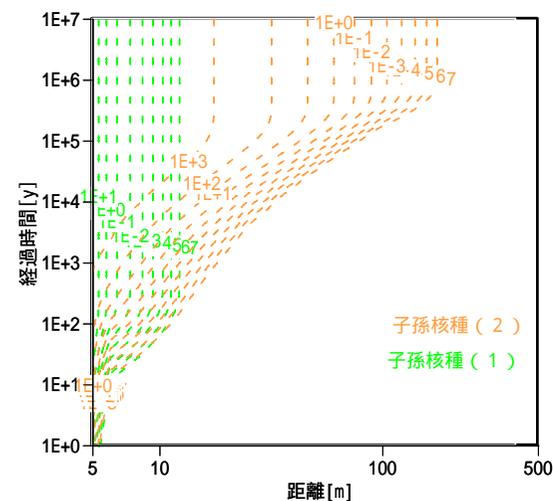


図 4-22 子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)

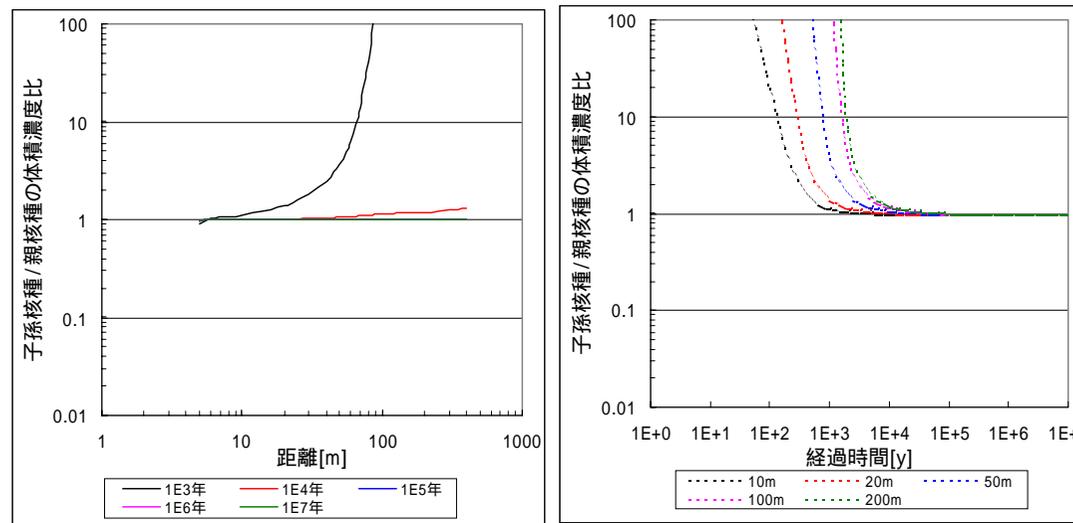


図 4-23 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの1/100倍の場合

分配係数の設定 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 0.05m³/kg)

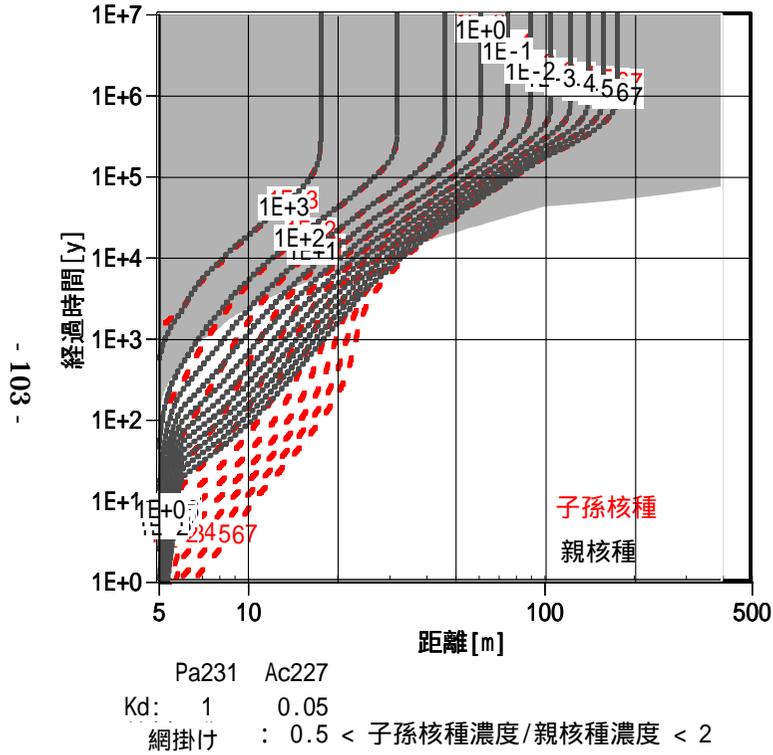


図 4-24 体積濃度 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 0.05m³/kg)

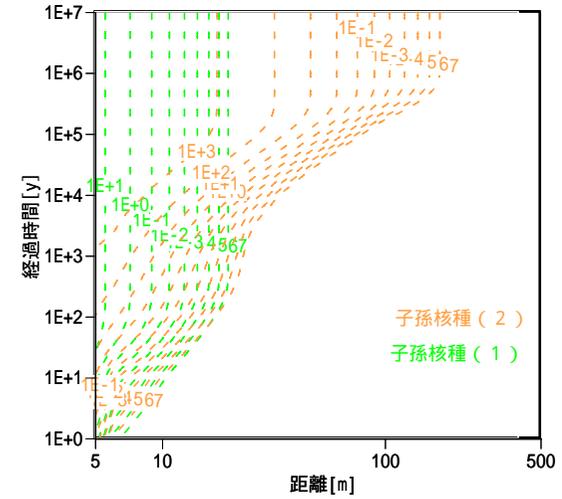


図 4-25 子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)

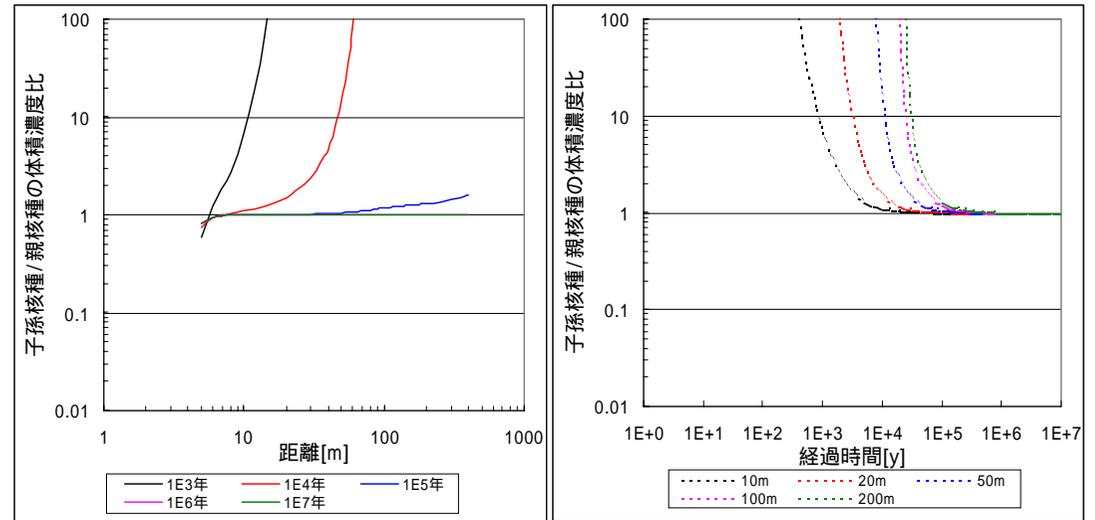


図 4-26 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの10倍の場合
分配係数の設定 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 50m³/kg)

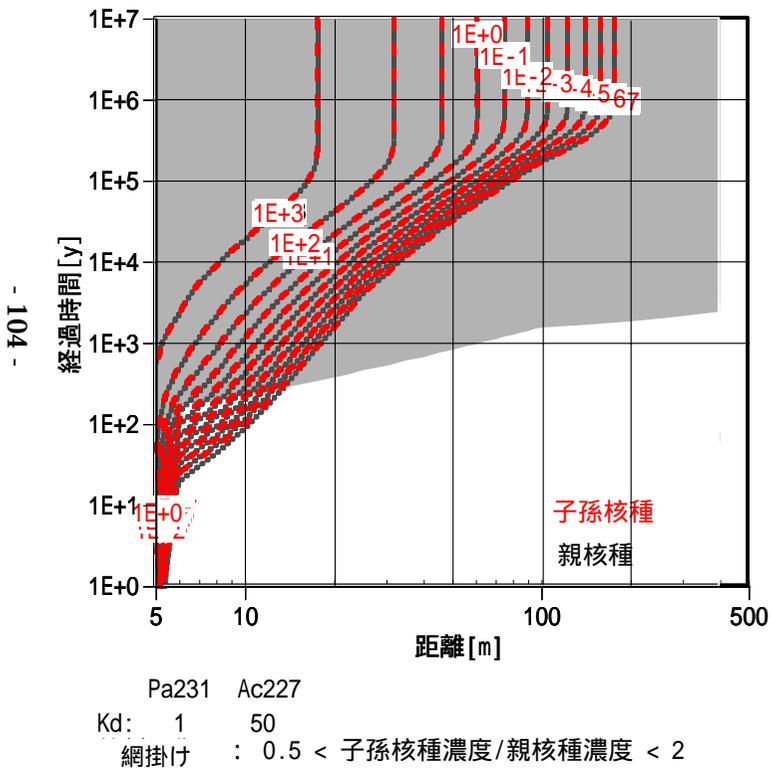


図 4-27 体積濃度 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 50m³/kg)

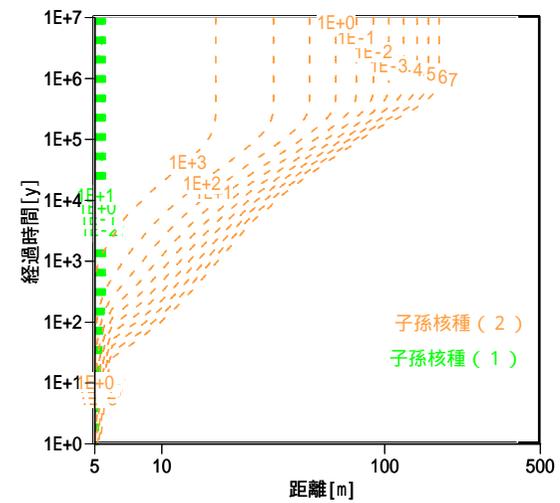


図 4-28 子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)

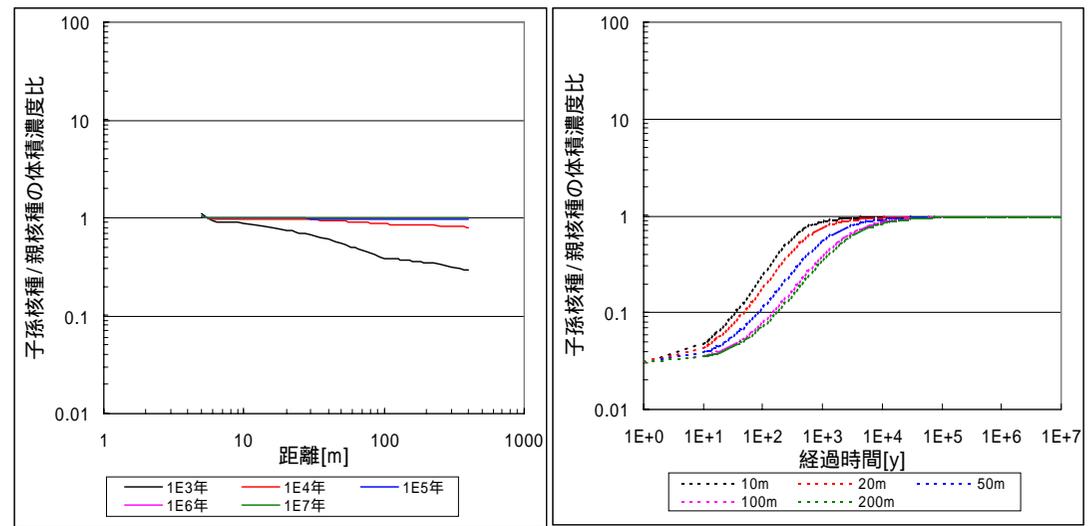


図 4-29 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの100倍の場合
 分配係数の設定 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 500m³/kg)

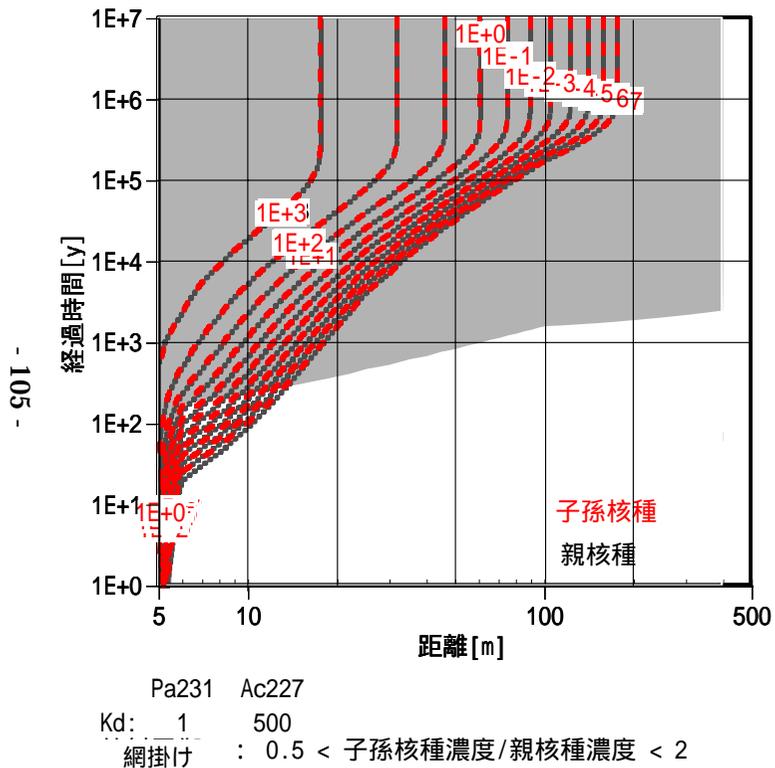


図 4-30 体積濃度 (Pa-231 : 1m³/kg , Ac-227 : 500m³/kg)

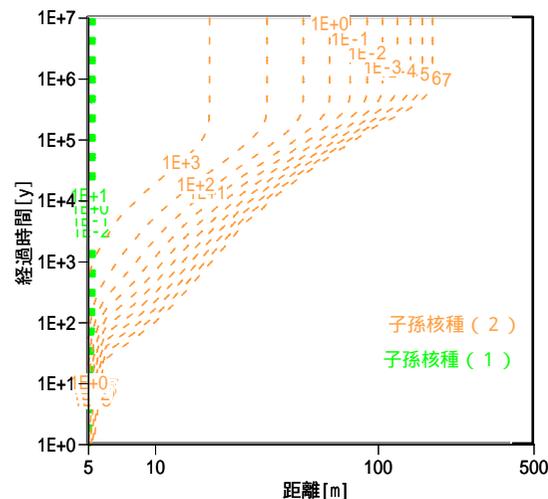


図 4-31 子孫核種の生成の内訳 (Ac-227)

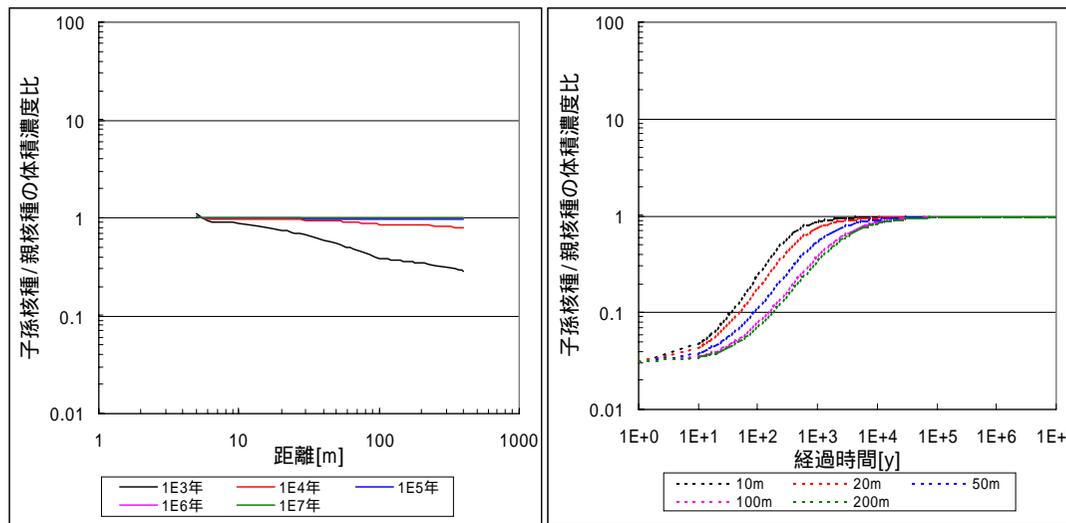


図 4-32 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Pa-231,Ac-227)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの場合
 分配係数の設定 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 1m³/kg)

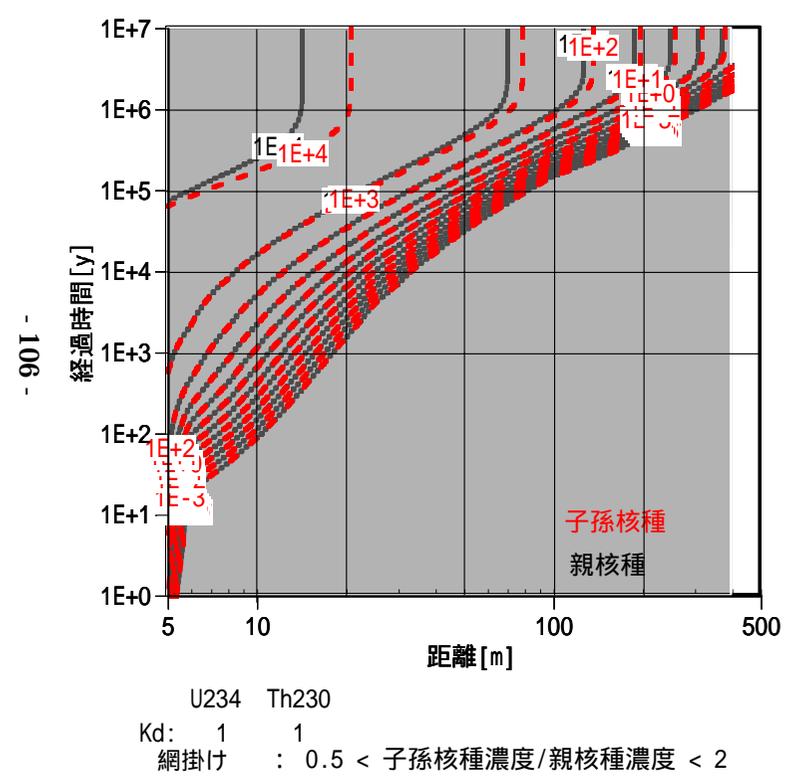


図 4-33 体積濃度 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 1m³/kg)

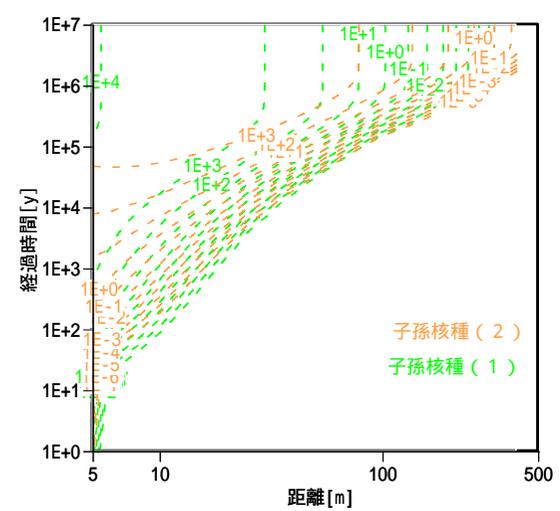


図 4-34 子孫核種の生成の内訳 (Th-230)

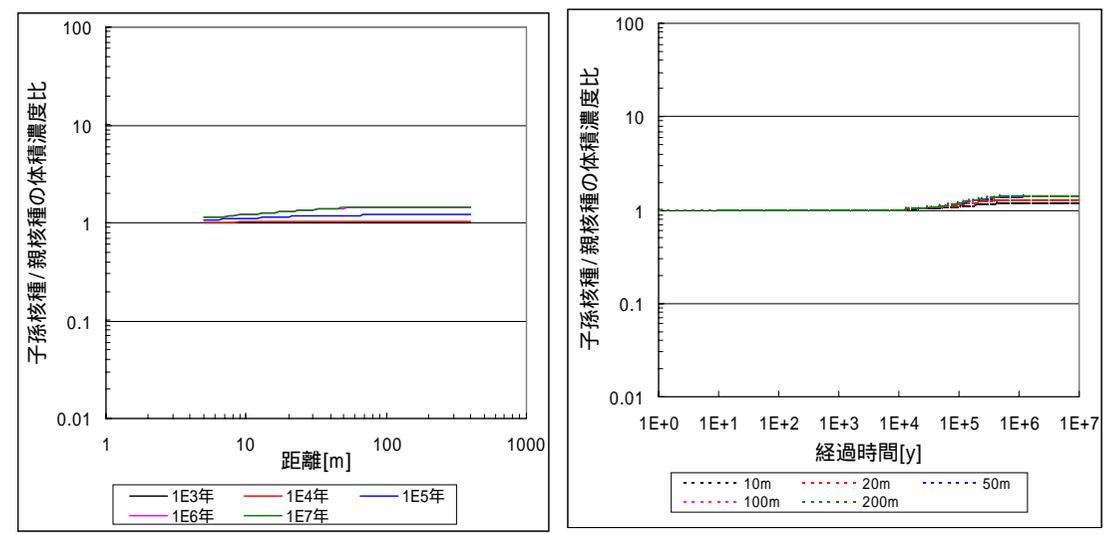


図 4-35 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234, Th-230)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合

分配係数の設定 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 0.1m³/kg)

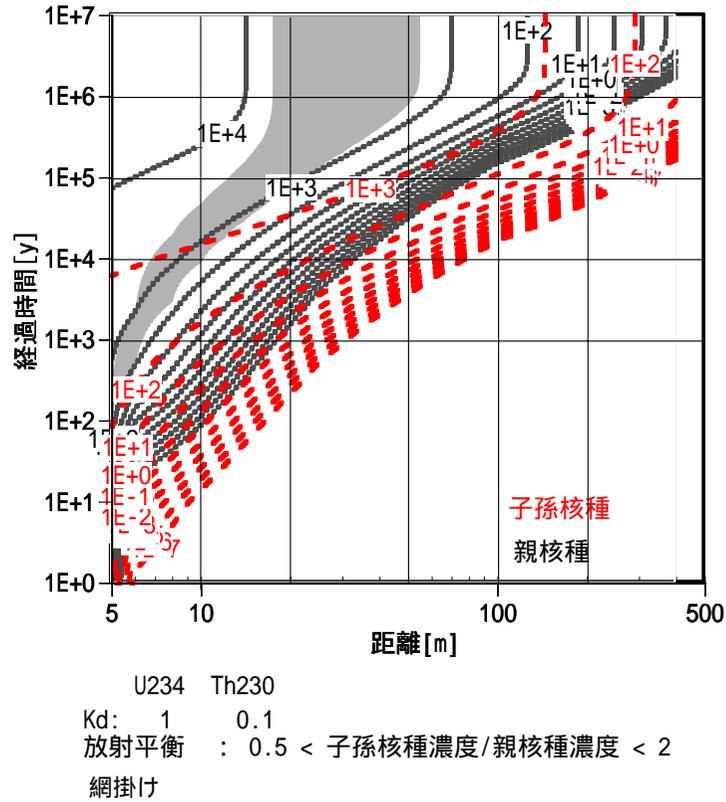


図 4-36 体積濃度 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 0.1m³/kg)

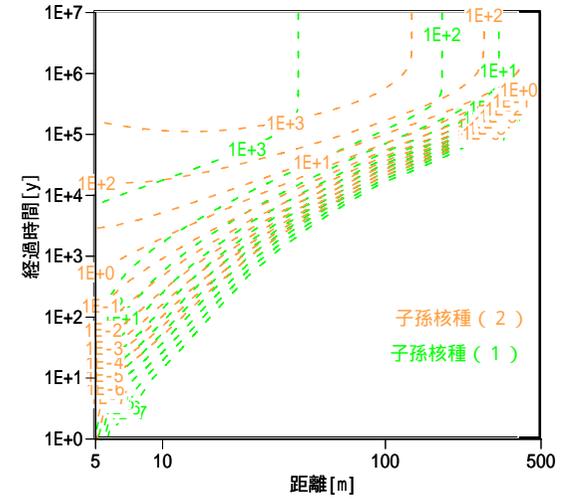


図 4-37 子孫核種の内訳 (Th-230)

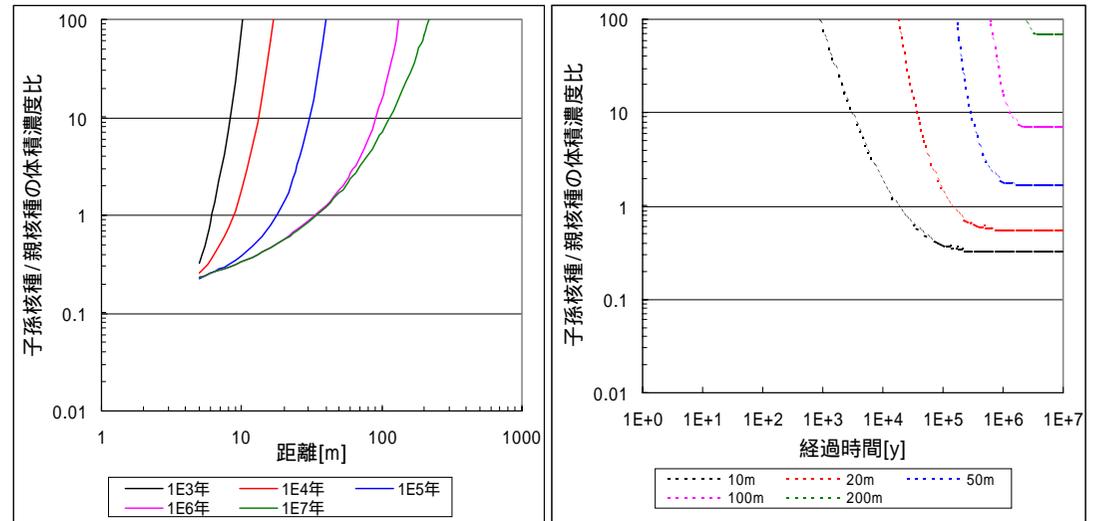


図 4-38 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234, Th-230)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/100 倍の場合

分配係数の設定 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 0.01m³/kg)

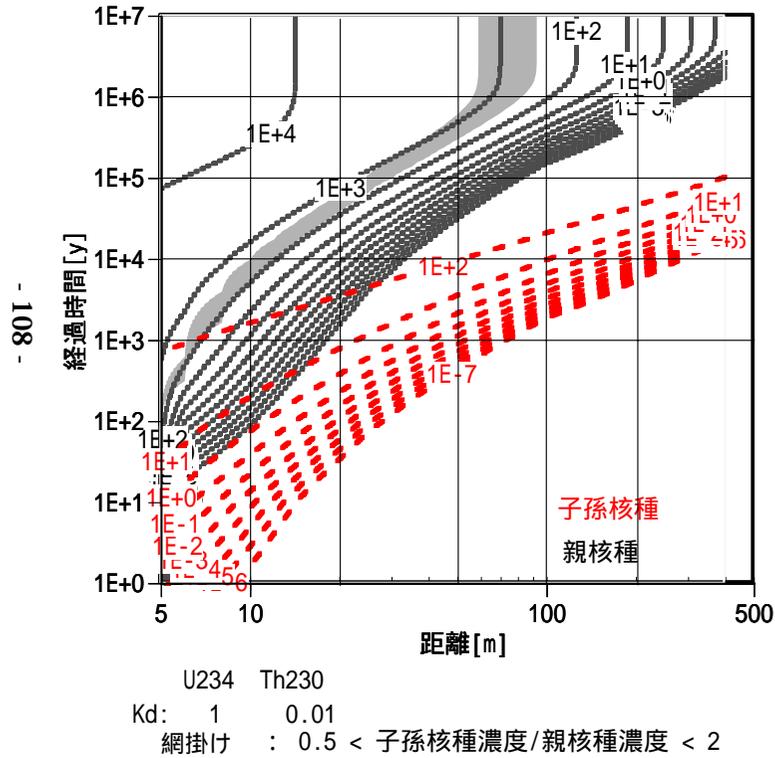


図 4-39 体積濃度 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 0.01m³/kg)

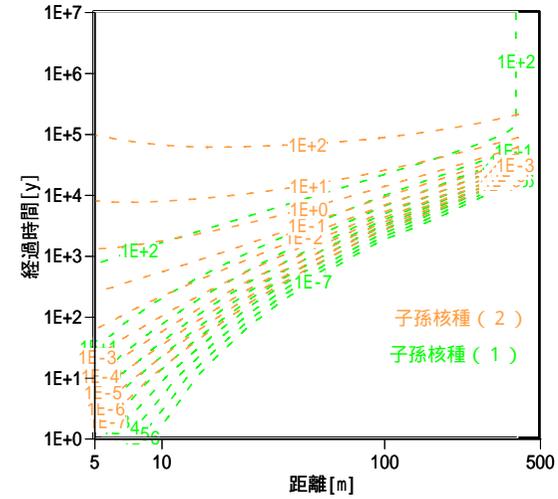


図 4-40 子孫核種の生成の内訳 (Th-230)

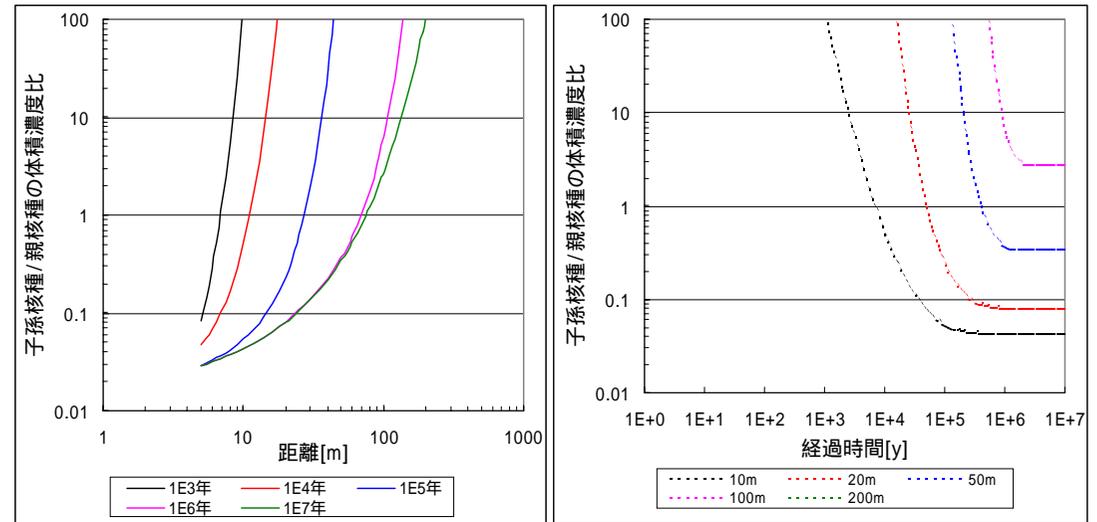


図 4-41 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの10倍の場合
分配係数の設定 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 10m³/kg)

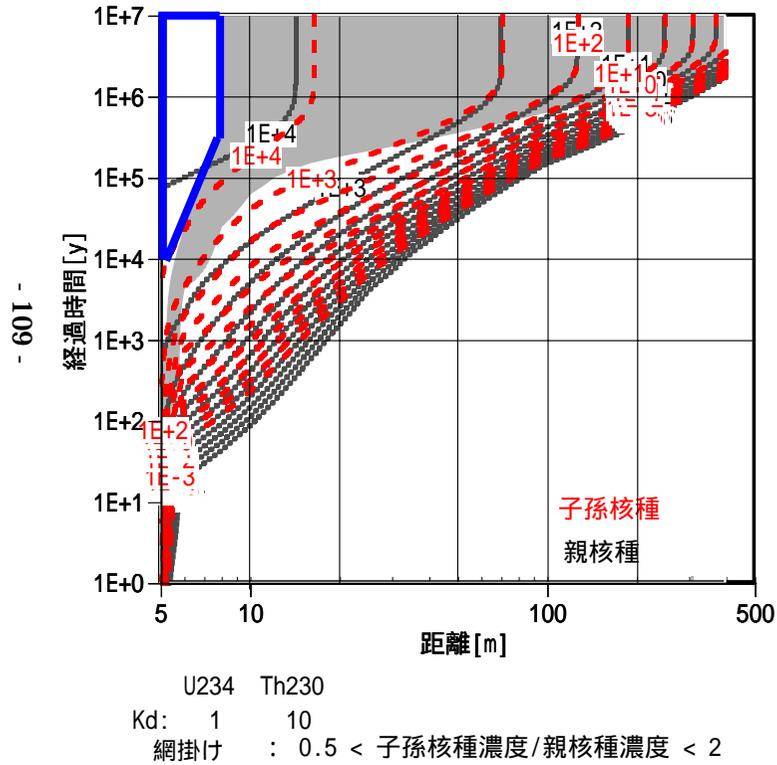


図 4-42 体積濃度 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 10m³/kg)

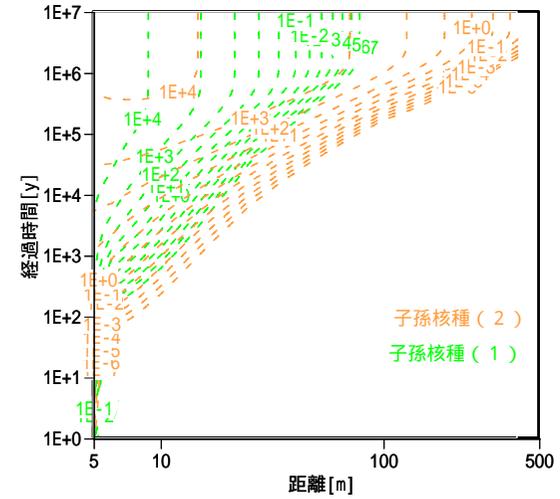


図 4-43 子孫核種の生成の内訳 (Th-230)

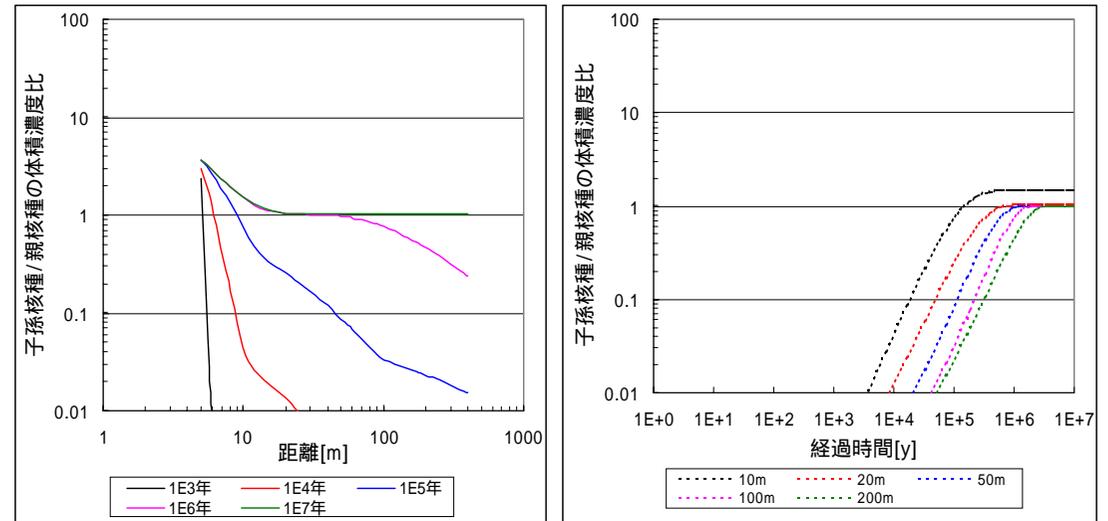


図 4-44 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234,Th-230)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの100倍の場合
分配係数の設定 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 100m³/kg)

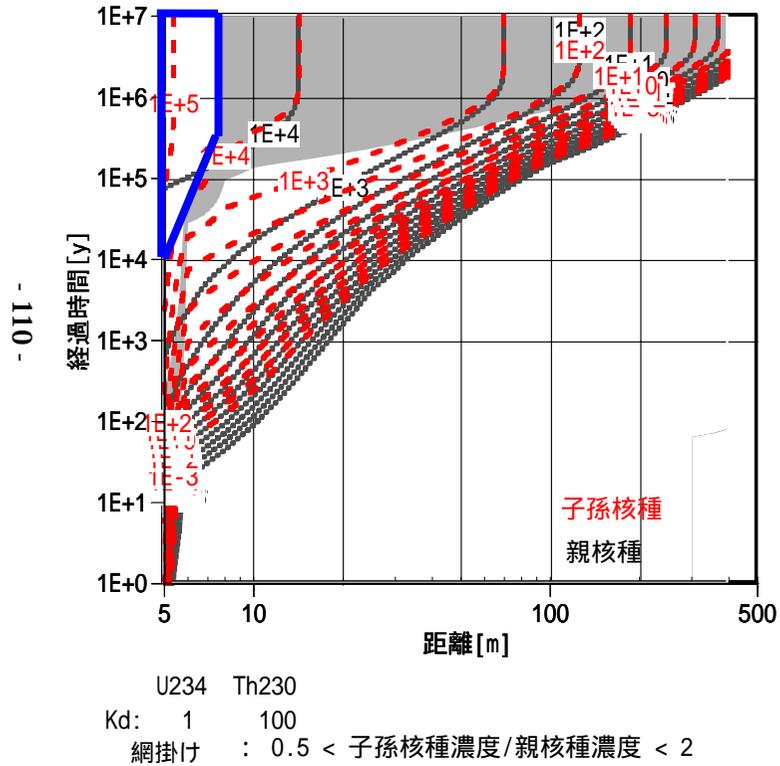


図 4-45 体積濃度 (U-234 : 1m³/kg , Th-230 : 100m³/kg)

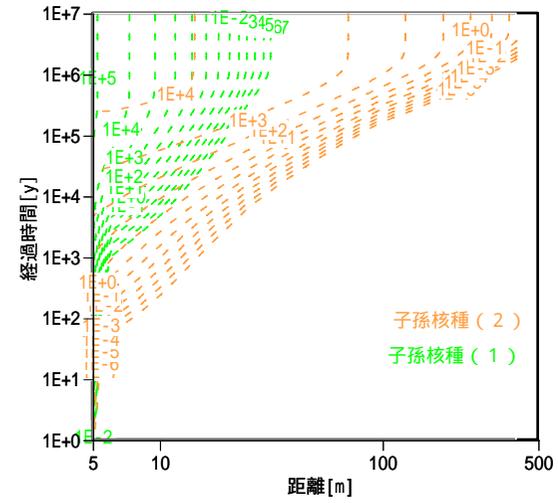


図 4-46 子孫核種の生成の内訳 (Th-230)

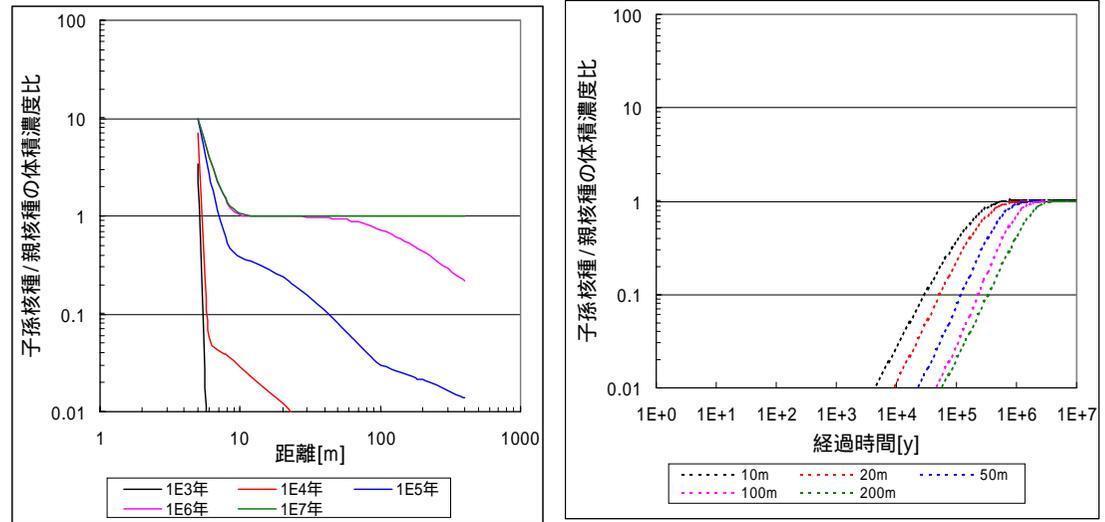


図 4-47 経過時間及び移行距離に着目した場合 (U-234, Th-230)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの場合
 分配係数の設定 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.5m³/kg)

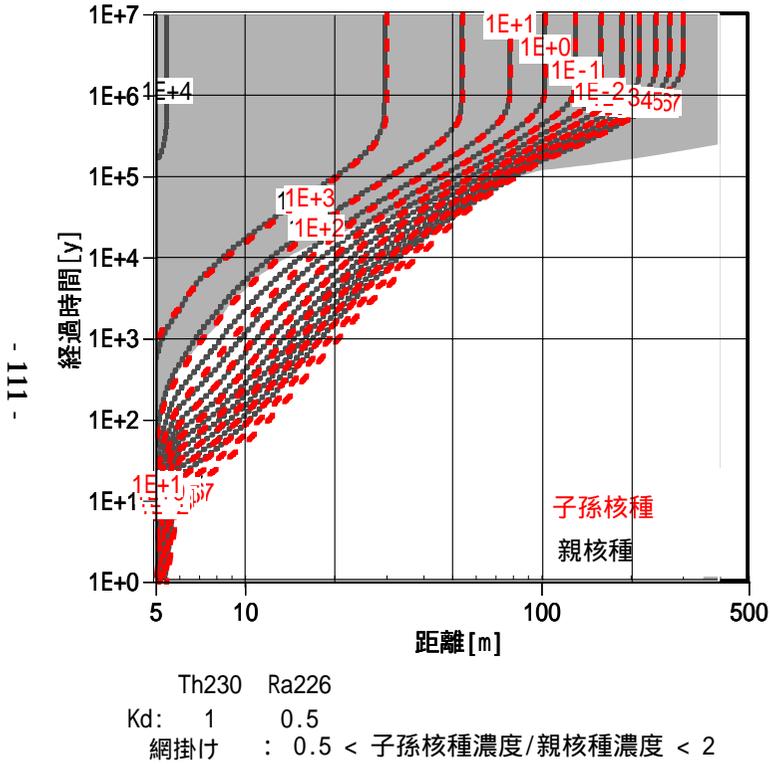


図 4-48 体積濃度 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.5m³/kg)

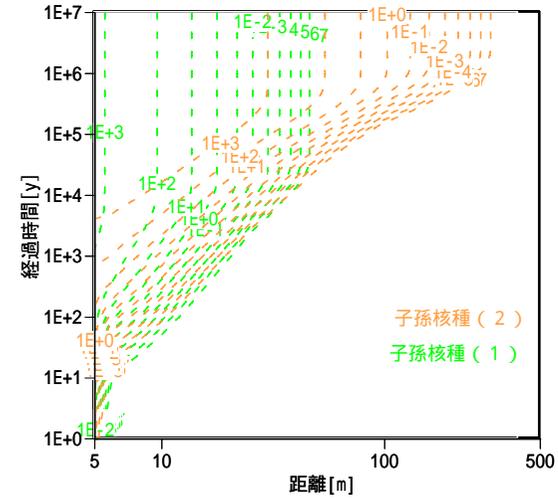


図 4-49 子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)

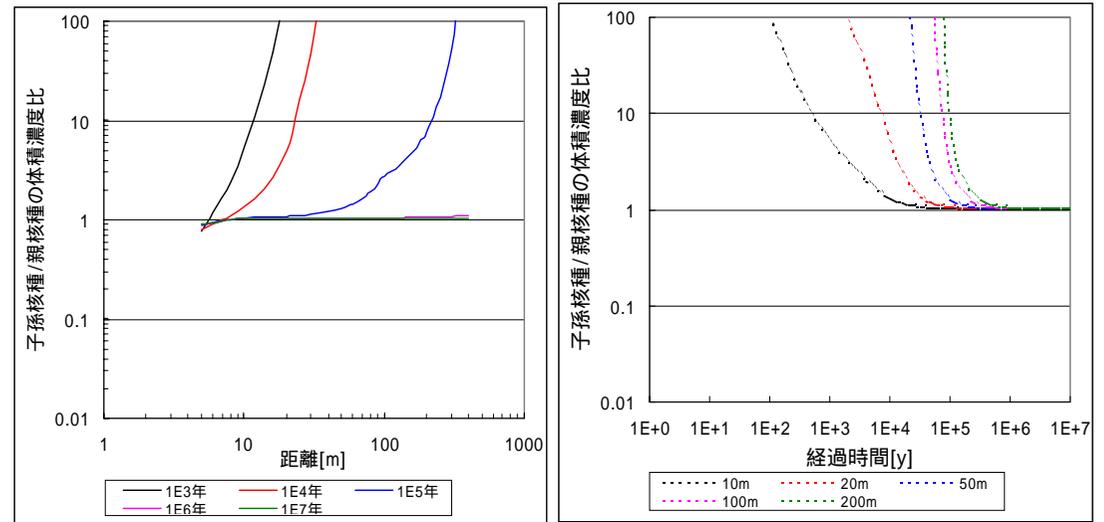


図 4-50 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合
 分配係数の設定 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.05m³/kg)

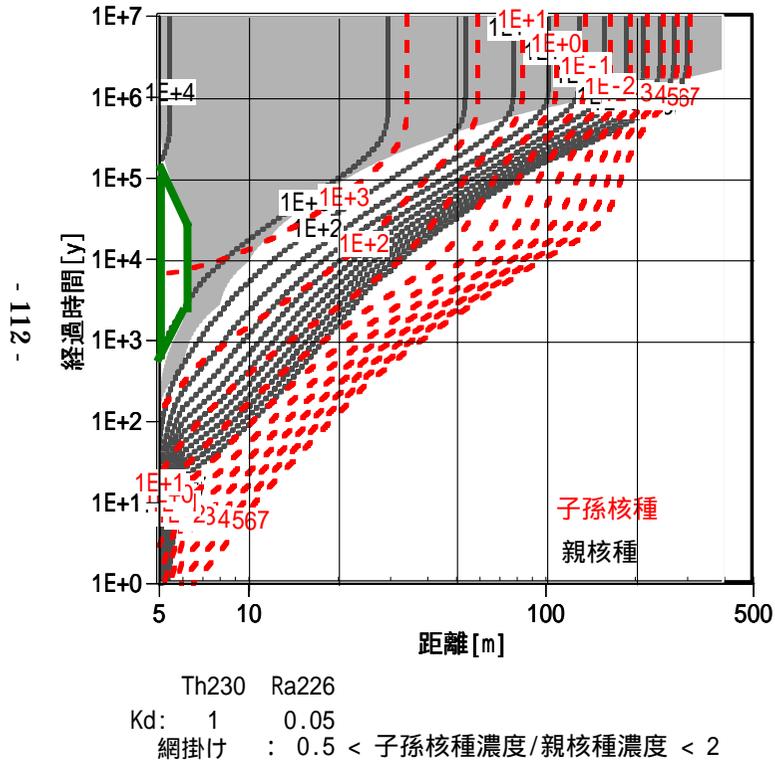


図 4-51 体積濃度 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.05m³/kg)

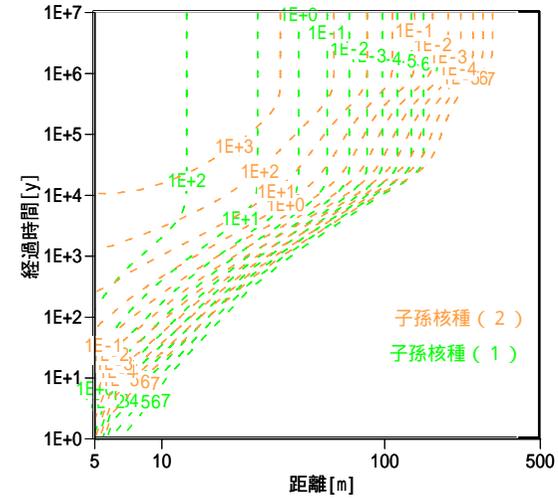


図 4-52 子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)

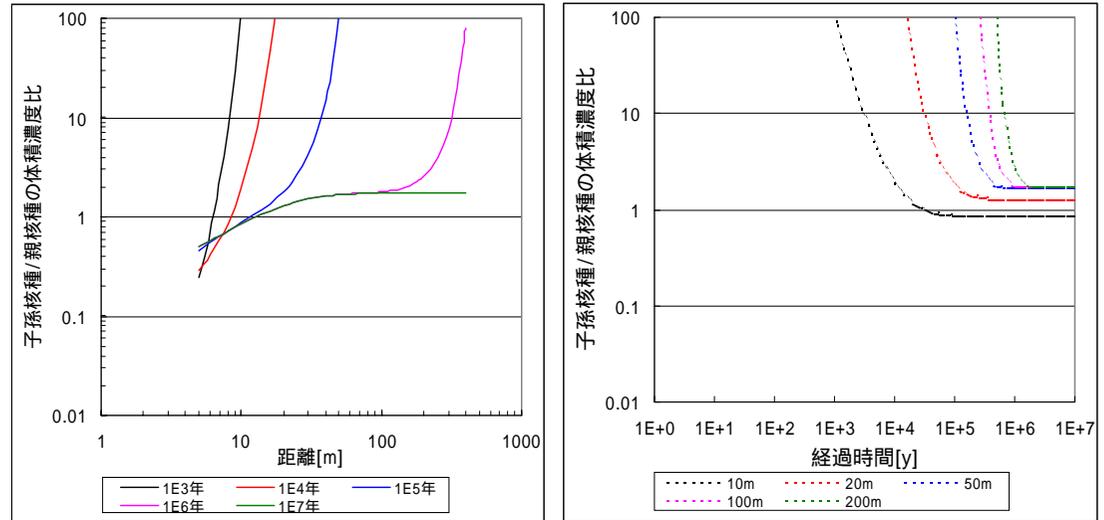


図 4-53 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/100 倍の場合
 分配係数の設定 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.005m³/kg)

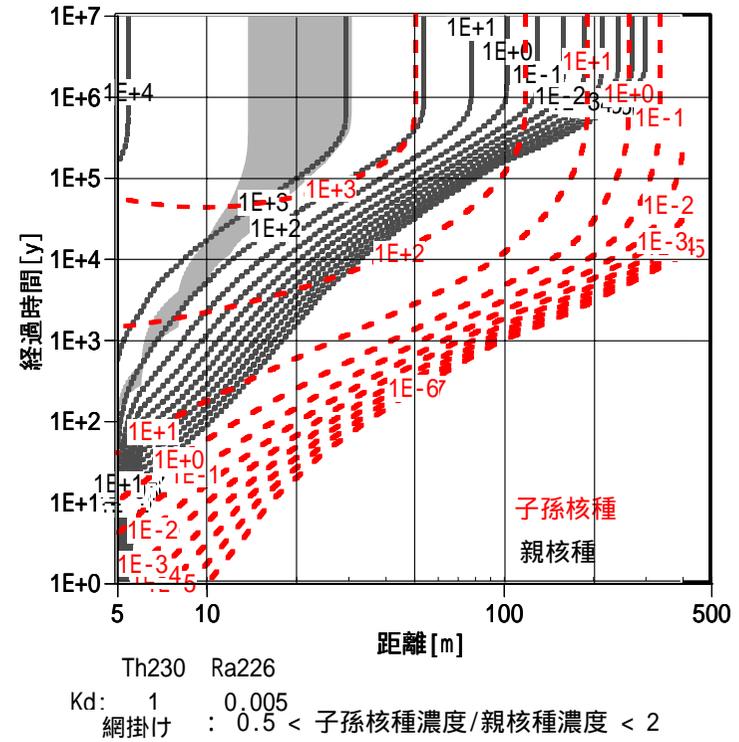


図 4-54 体積濃度 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 0.005m³/kg)

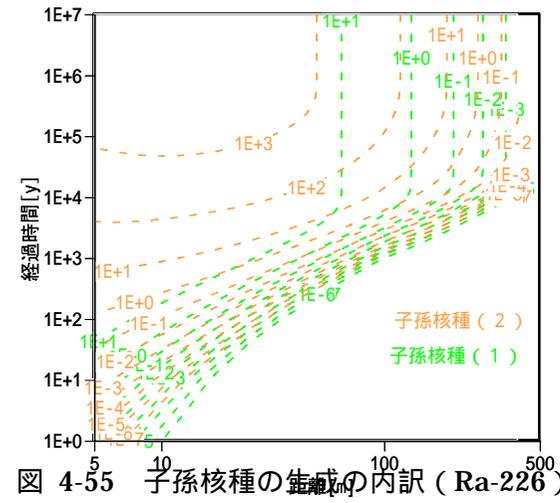


図 4-55 子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)

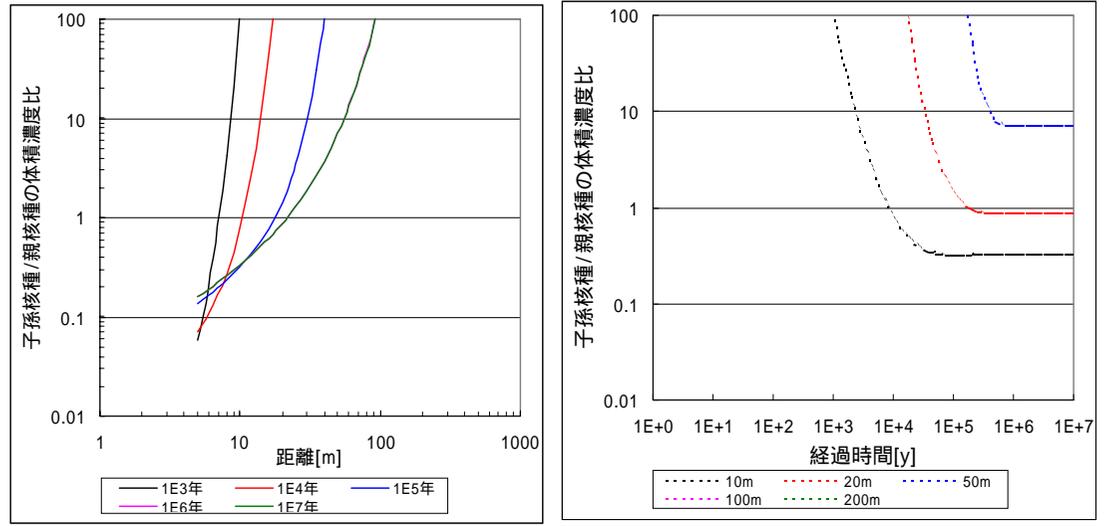


図 4-56 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの10倍の場合
分配係数の設定 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 5m³/kg)

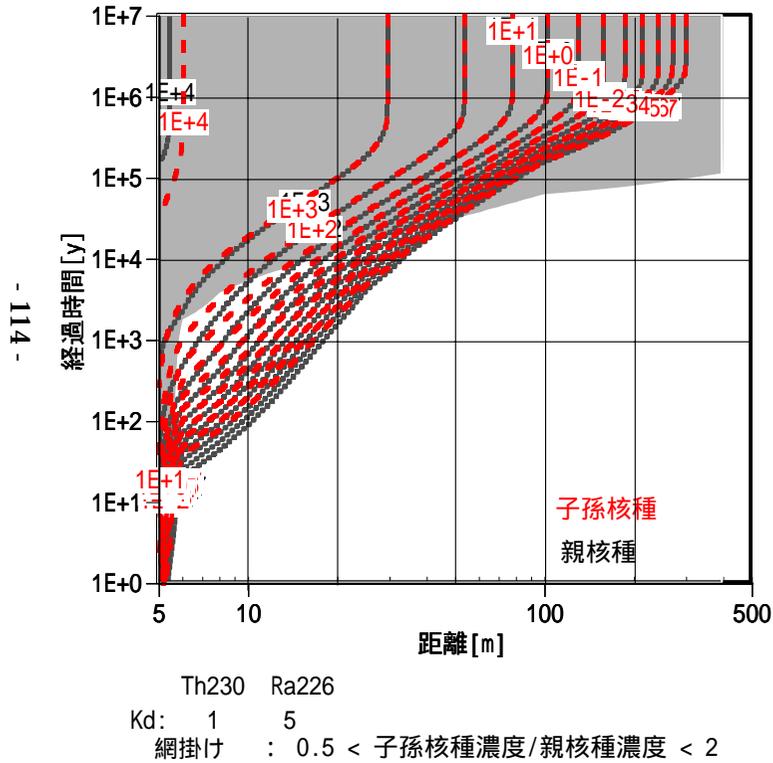


図 4-57 体積濃度 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 5m³/kg)

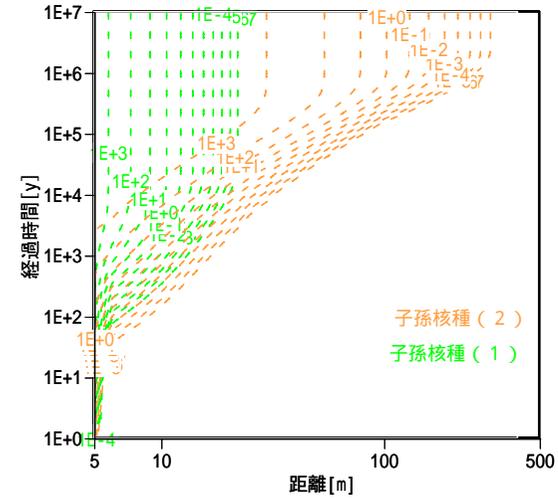


図 4-58 子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)

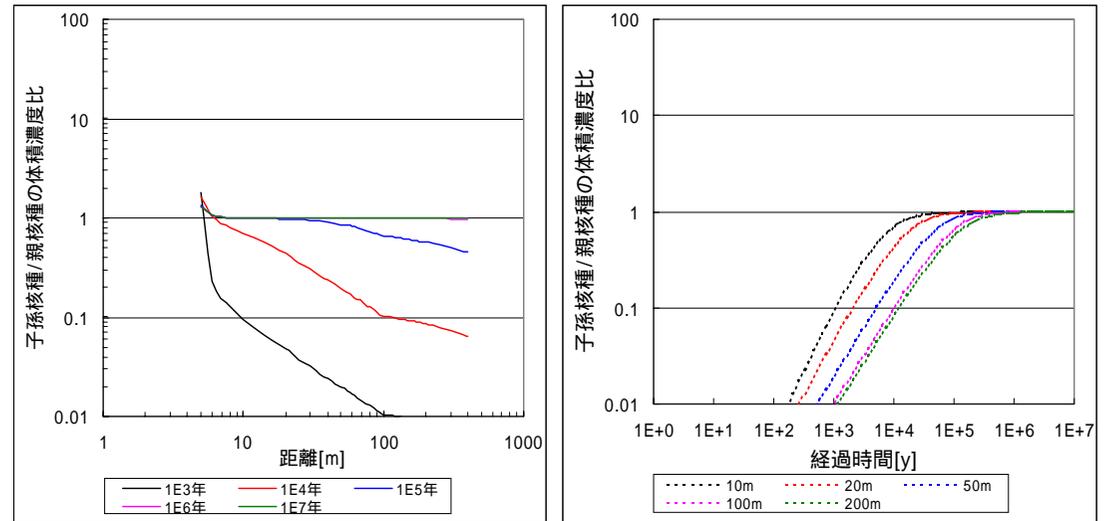


図 4-59 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの100倍の場合
分配係数の設定 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 50m³/kg)

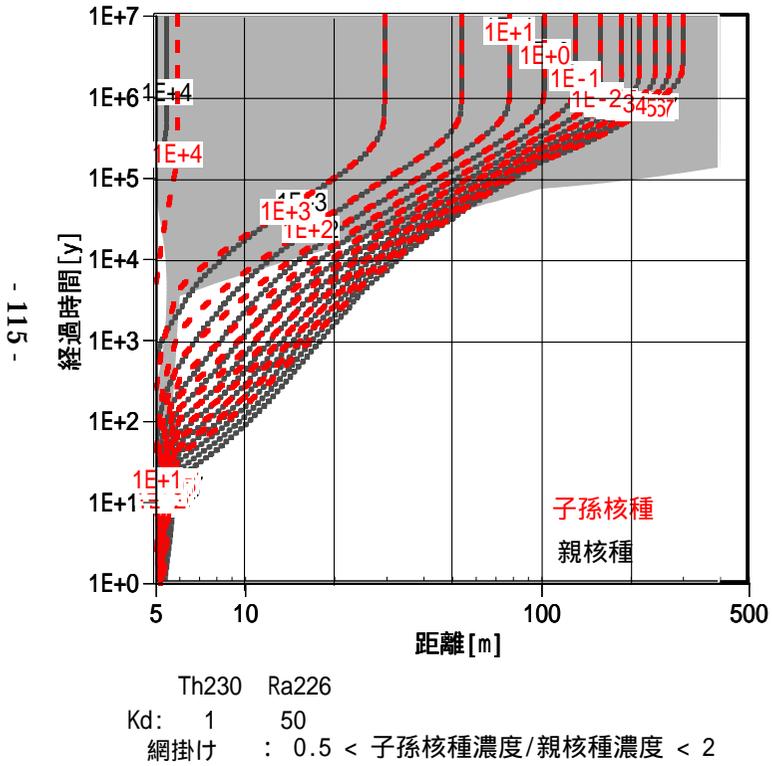


図 4-60 体積濃度 (Th-230 : 1m³/kg , Ra-226 : 50m³/kg)

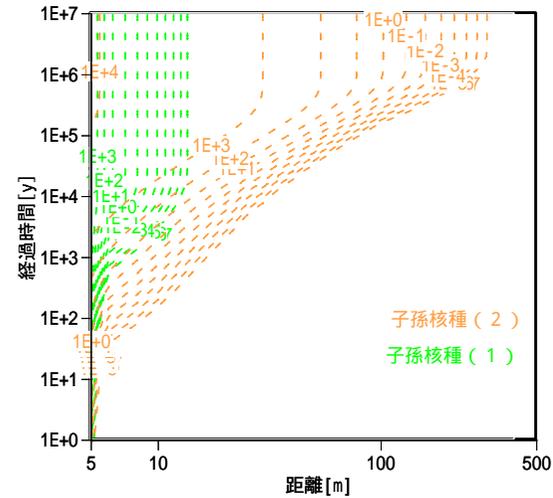


図 4-61 子孫核種の生成の内訳 (Ra-226)

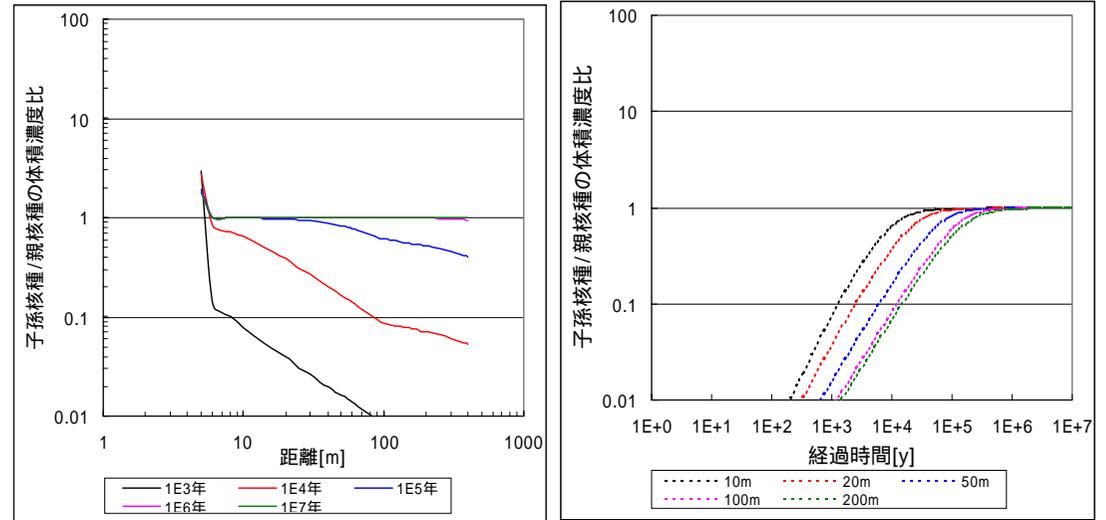


図 4-62 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Th-230,Ra-226)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの場合
 分配係数の設定 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 1m³/kg)

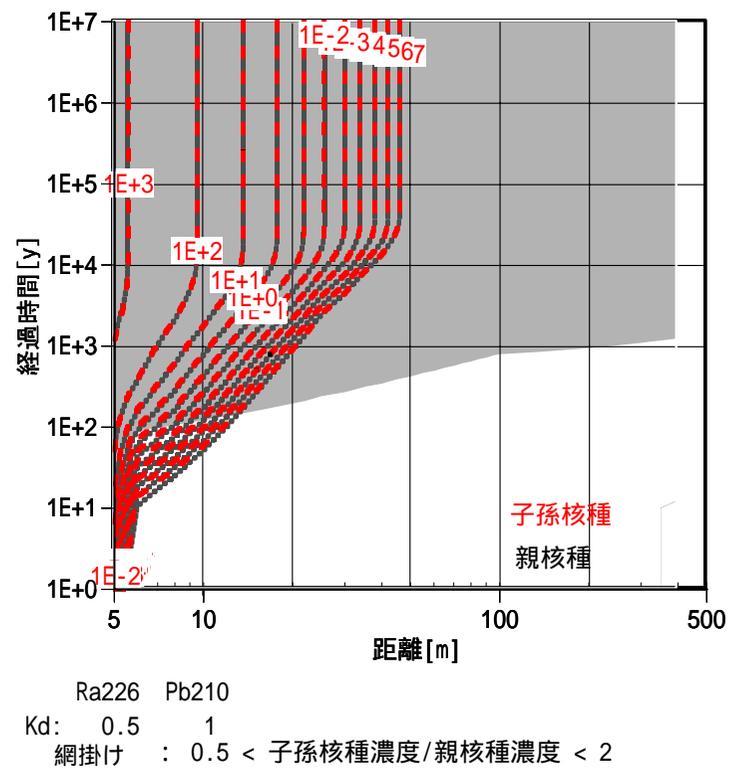


図 4-63 体積濃度 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 1m³/kg)

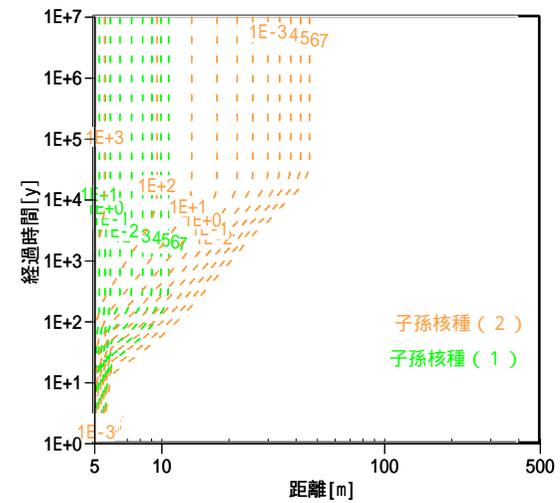


図 4-64 子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)

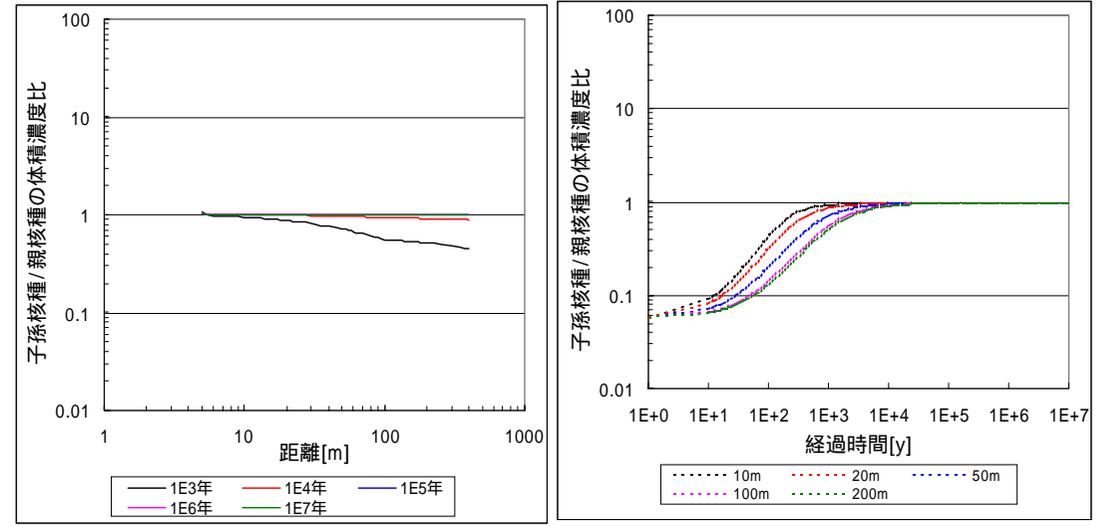


図 4-65 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合

分配係数の設定 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 0.1m³/kg)

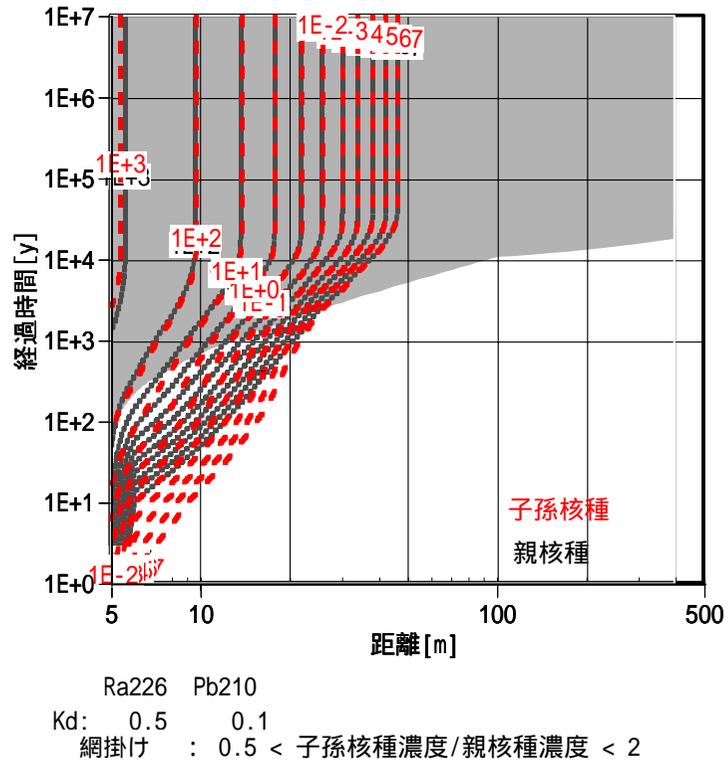


図 4-66 体積濃度 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 0.1m³/kg)

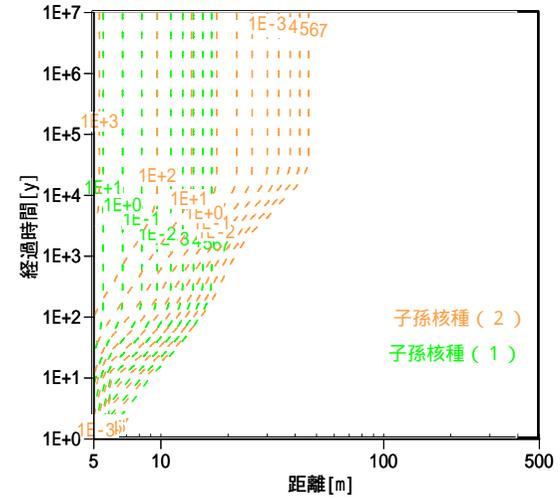


図 4-67 子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)

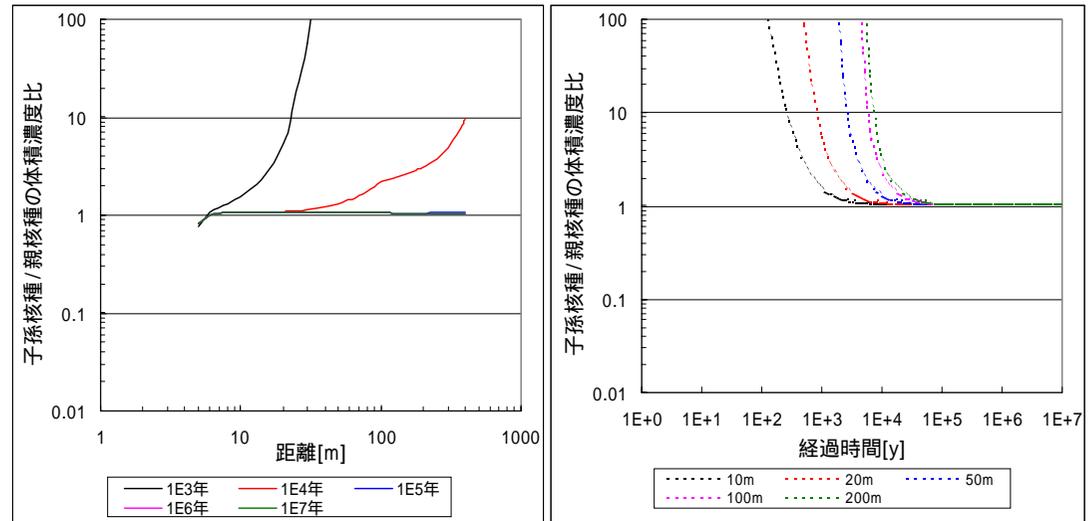


図 4-68 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/100 倍の場合
 分配係数の設定 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 0.01m³/kg)

- 118 -

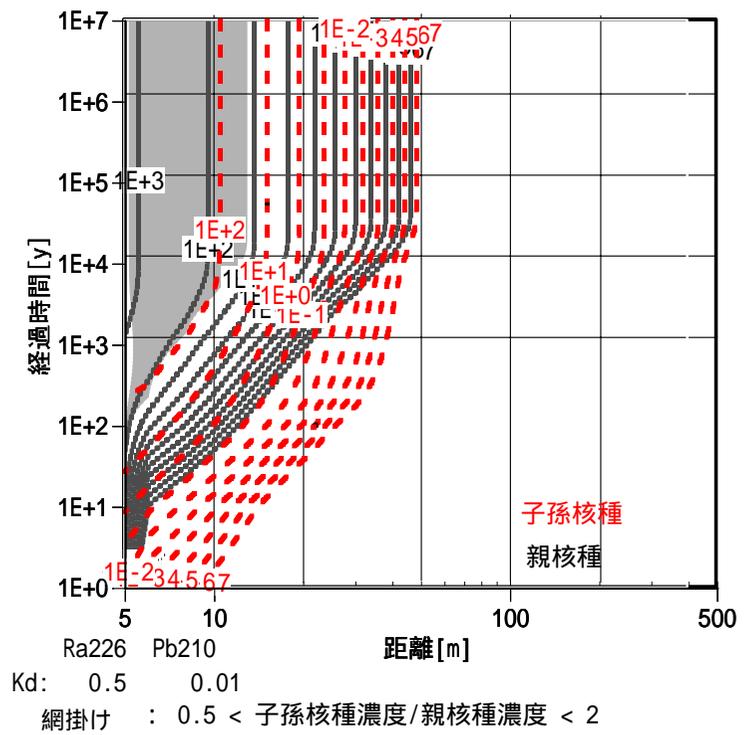


図 4-69 体積濃度 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 0.01m³/kg)

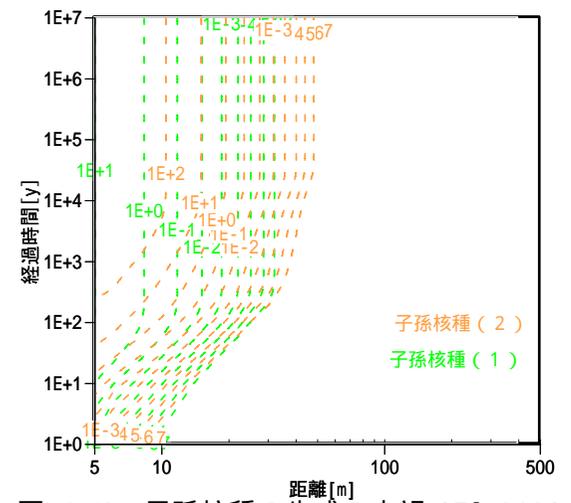


図 4-70 子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)

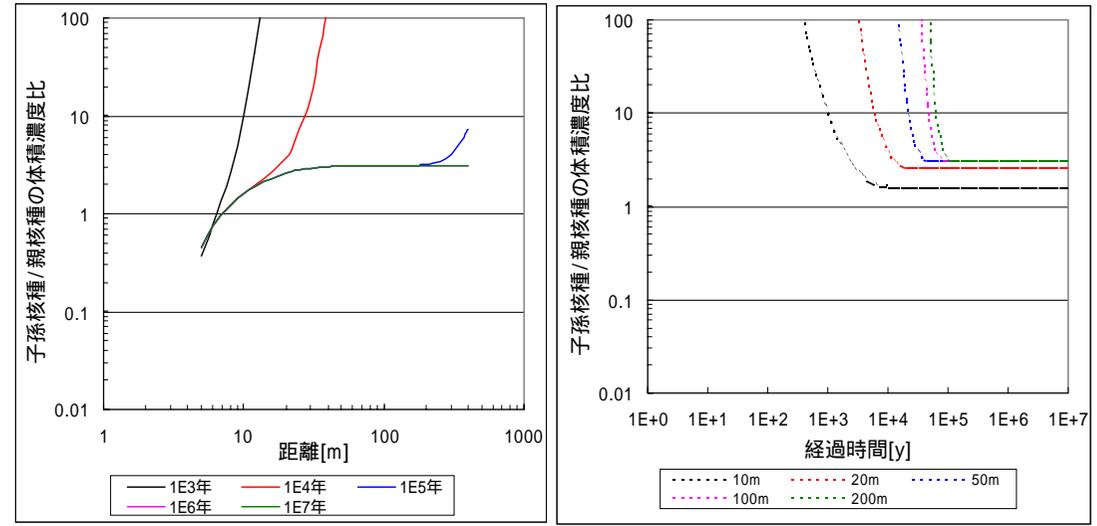


図 4-71 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの10倍の場合

分配係数の設定 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 10m³/kg)

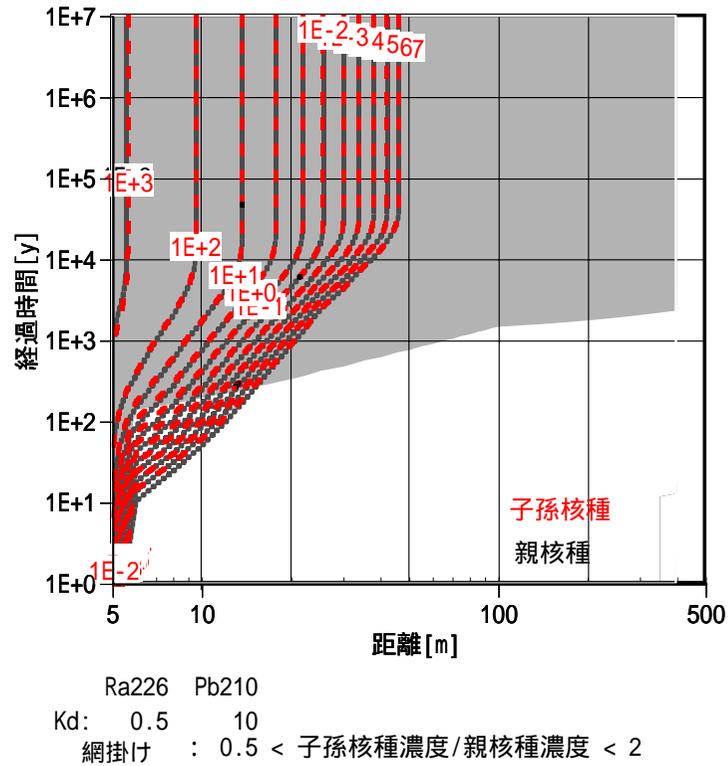


図 4-72 体積濃度 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 10m³/kg)

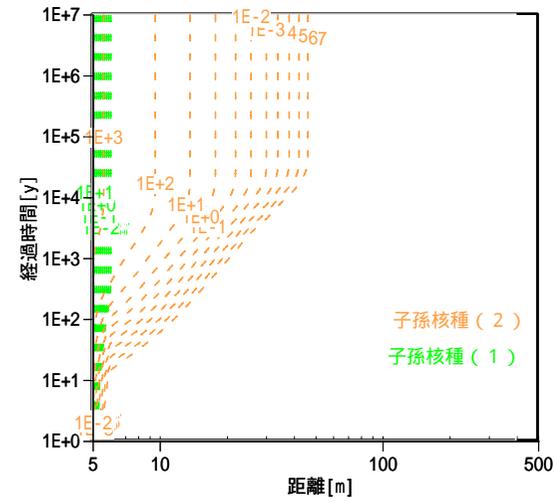


図 4-73 子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)

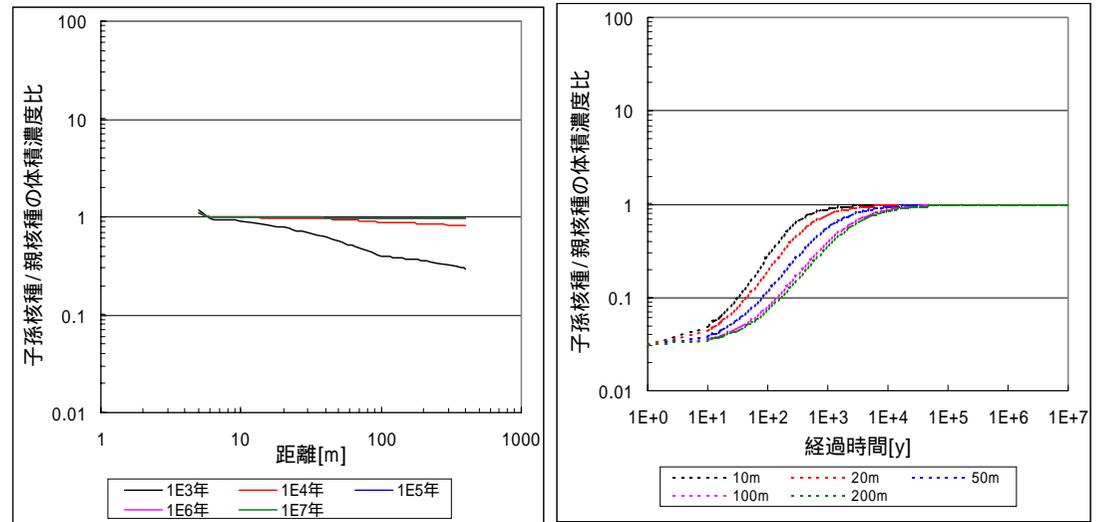


図 4-74 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)

- ・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの100倍の場合
分配係数の設定 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 100m³/kg)

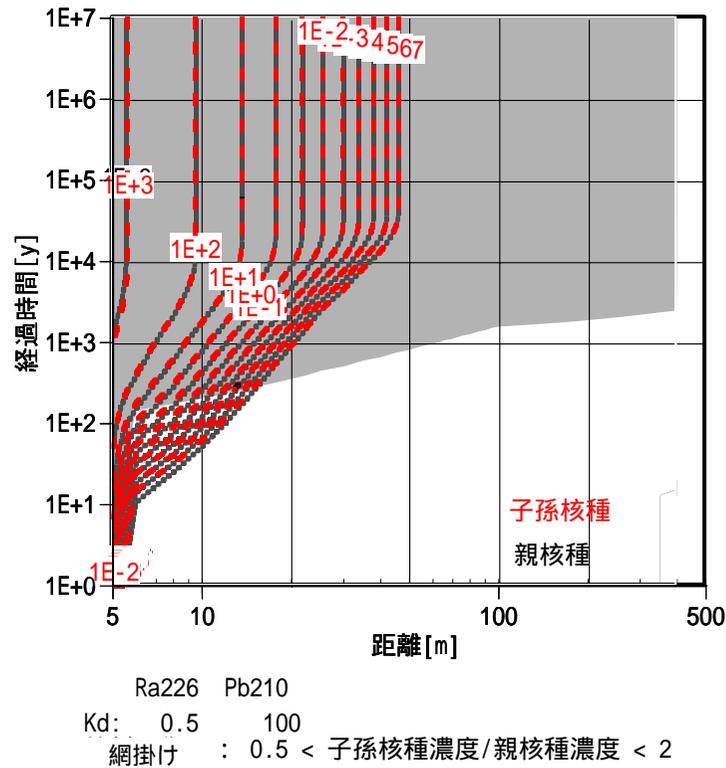


図 4-75 体積濃度 (Ra-226 : 0.5m³/kg , Pb-210 : 100m³/kg)

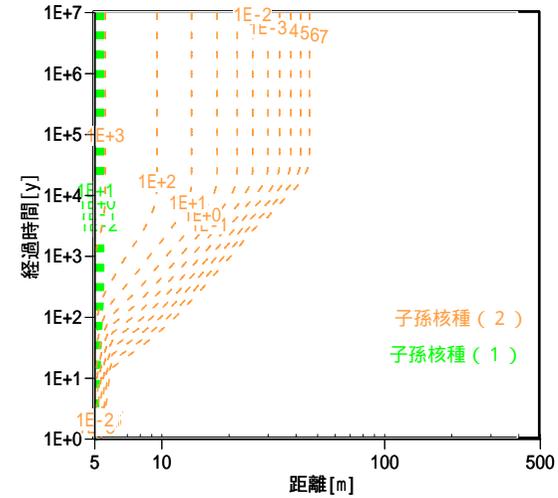


図 4-76 子孫核種の生成の内訳 (Pb-210)

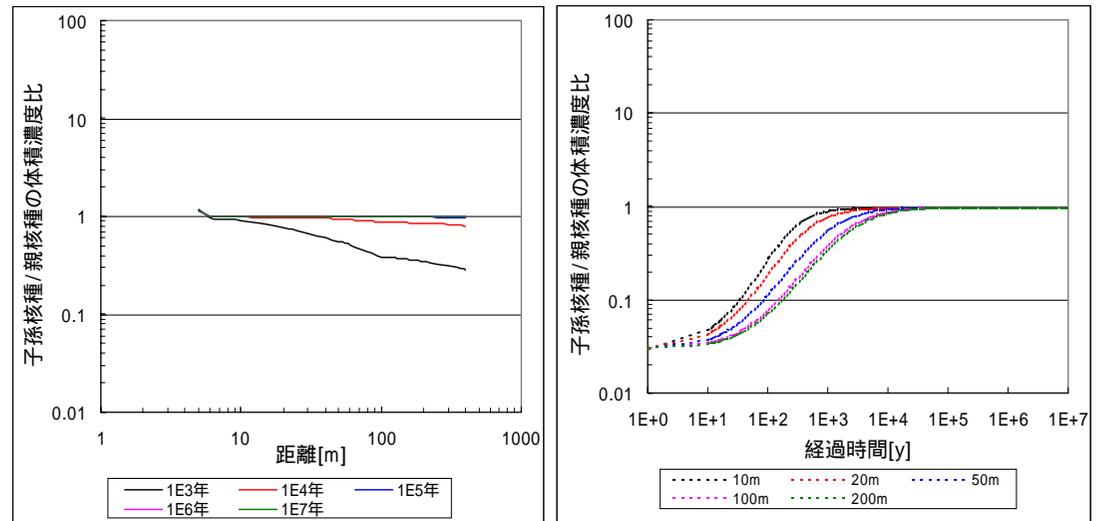


図 4-77 経過時間及び移行距離に着目した場合 (Ra-226,Pb-210)

表 4-4 分配係数が異なる2つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

親核種	子孫核種	分配係数が小さい場合		レファレンス	分配係数が大きい場合	
		1/100 倍	1/10 倍		10 倍	100 倍
減衰なし	U-235 (7.0E+8y)	Pa-231 (3.3E+4y) 半減期が長い	親核種と放射平衡になる ただし、分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を下回る領域が存在する。		親核種と放射平衡になる	親核種と放射平衡になる ただし、分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を上回る領域が存在する。
減衰有り	Pa-231 (3.3E+4y)	Ac-227 (22 y) 半減期が非常に短い	親核種と放射平衡になる			
	U-234 (2.5E+5y)	Th-230 (7.5E+4y) 半減期が長い	親核種と放射平衡にならない*		親核種と放射平衡になる	親核種と放射平衡になる ただし、分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を上回る領域が存在する。
	Th-230 (7.5E+4y)	Ra-226 (1.6E+3 y) 半減期が比較的短い	親核種と放射平衡にならない*	親核種と放射平衡になる ただし、分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を下回る領域が存在する。	親核種と放射平衡になる	
	Ra-226 (1.6E+3 y)	Pb-210 (22 y) 半減期が非常に短い	親核種と放射平衡になる			

*) 実際の処分環境下においては U-238 の存在により親核種が生成されるため、放射平衡になると考えられる。

4.2 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合

本検討では、ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分すると想定している。処分施設から放出した核種は、余裕深度の比較的流速の遅い場では、均一な地質条件であれば放射平衡の状態では生物圏に達すると考えられる。ただし、処分施設から放出した核種は、地質条件の異なる複数の場を移行し生物圏に到達する可能性がある。

天然バリア領域は複数の異なる層から成ると考えられ、例えば、天然バリア出口近傍(生物圏との境界部近傍)においては土壌層や河川・沼の堆積層などそれまでの天然バリアの地層とは異なる層の存在が予想され、そこでは分配係数も変化することが考えられる。かつ、この層の厚さは、移行距離全体に比べると非常に薄いものと考えられる。

そこで、放射平衡の状態である核種が、それまで移行してきた領域の親核種と子孫核種の分配係数の相対比と異なる相対比を持つ天然バリア出口近傍領域に到達することにより放射平衡が崩れた状態から、天然バリア出口近傍領域を移行し、生物圏へ到達した時の核種の状態(放射平衡の有無)を検討した。

検討方法としては、各崩壊系列に沿って親核種と子孫核種の組を設定し、ある地点から子孫核種の分配係数を感度解析的に変化させ、生物圏到達時の親核種と子孫核種の体積濃度を比較した。なお、天然バリア出口近傍領域の核種移行距離は5 mを設定した。

分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合の核種移行について図4-78に示す。

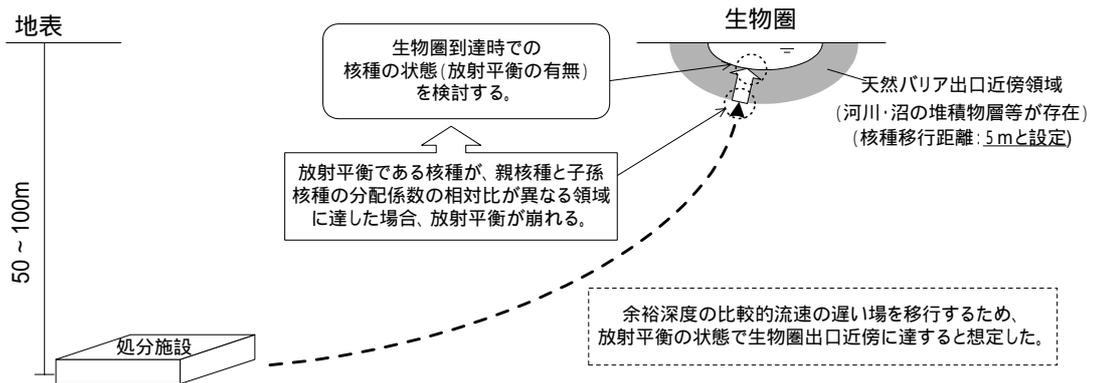


図 4-78 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合の核種移行

4.2.1 解析条件

(1) 解析モデル

解析モデルの概念図を図 4-79に示す。上流側境界条件は親核種及び子孫核種は一定濃度・放射平衡で流入するとし，下流側境界条件は濃度ゼロとした。また，解析モデルは，核種の移行に影響を及ぼさない十分な範囲として 500m を設定した。

上流から 5 m 地点を分配係数変更境界とし，境界以降で子孫核種の分配係数を変化させた。分配係数変更境界から 5m 地点を生物圏到達地点とし，この地点での親核種と子孫核種の体積濃度を検討した。

なお、4.2 項で想定した生物圏到達地点は、4.1 項での距離 10m の結果と等しい。

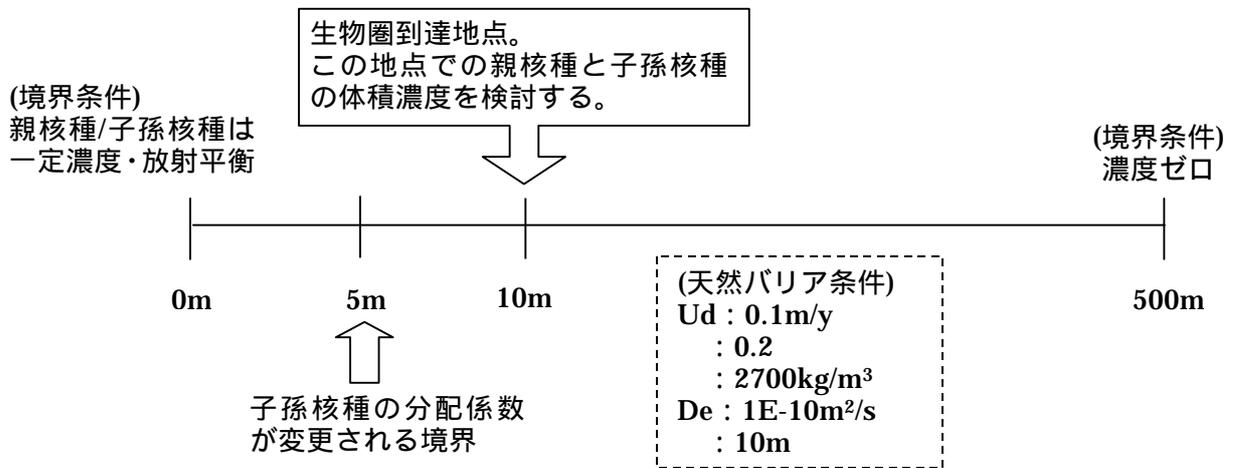


図 4-79 解析モデル概念

(2) 対象核種

各崩壊系列に沿って設定した親核種と子孫核種の組を表 4-5に示す。対象核種は前節と同じ設定である。

表 4-5 親核種と子孫核種の設定

親核種	子孫核種	親核種と子孫核種の半減期
U-234 (2.5E+5y)	Th-230 (7.5E+4y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰なし $T_{1/2p}$ $T_{1/2d}$
Th-230 (7.5E+4y)	Ra-226 (1.6E+3y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2p}$ $T_{1/2d}$
Ra-226 (1.6E+3y)	Pb-210 (22y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2p} > T_{1/2d}$
U-235 (7.0E+8y)	Pa-231 (3.3E+4y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2p} > T_{1/2d}$
Pa-231 (3.3E+4y)	Ac-227 (22y)	親核種: 評価対象期間(1E+7y)に対して減衰有り $T_{1/2p}$ $T_{1/2d}$

*) ()内は半減期を表す。

(3) 天然バリアの分配係数

対象核種の天然バリア中の分配係数を表 4-6に示す。天然バリア中における分配係数が異なった領域での子孫核種の分配係数については、レファレンスの値を基に、1/100 倍，1/10 倍，10 倍，100 倍と感度解析的に設定した。天然バリア中の分配係数は、前節と同じ設定である。

表 4-6 天然バリア中の分配係数

元素	分配係数[m ³ /kg] (レファレンス)	分配係数の変動範囲 [m ³ /kg]
U	1	
Pa	1	0.01 , 0.1 , 10 , 100
Th	1	0.01 , 0.1 , 10 , 100
Ac	5	0.05 , 0.5 , 50 , 500
Ra	0.5	0.005 , 0.05 , 5 , 50
Pb	1	0.01 , 0.1 , 10 , 100

(4) 天然バリア条件

天然バリア条件を表 4-7に示す。天然バリア条件は、第 1 章及び前節での設定と同じである。

表 4-7 天然バリア条件(レファレンス)

パラメータ	単位	設定値
ダルシー流速	m/y	0.1
間隙率	-	0.2
真密度	kg/m ³	2700
実効拡散係数	m ² /s	1E-10
縦分散長	m	10

4.2.2 解析結果

(1) 天然バリア出口近傍における各核種の組み合わせ毎の結果

生物圏との境界部近傍領域，すなわち分配係数変更領域を 5m と設定した場合での各組の子孫核種と親核種の体積濃度比の経時変化を図 4-80～図 4-84に示す。

【 親核種が U-235，子孫核種が Pa-231 の場合 】

親核種が U-235，子孫核種が Pa-231 の場合の結果を図 4-80に示す。

レファレンスケースでは，いずれの時間においても放射平衡である。

分配係数を小さくした場合では，数千年までは Pa-231 が先行して移行することにより子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも高くなるが，親核種の到達後は子孫核種の固層への吸着分が少ないことから子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなる。

分配係数を大きくした場合は，十万年程度までは Pa-231 の移行が遅いため，子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなるが，その後，親核種の崩壊に伴い放射平衡となる。

【 親核種が Pa-231，子孫核種が Ac-227 の場合 】

親核種が Pa-231，子孫核種が Ac-227 の場合の結果を図 4-81に示す。

レファレンスケースでは，数千年までの間では，子孫核種の分配係数(レファレンス)の設定が親核種の分配係数より大きいことから，親核種が低濃度で先行するため子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなる。親核種が有意な濃度で移行する範囲では放射平衡となる。

分配係数を小さくした場合では，数千年までは Ac-227 が先行して移行することにより子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも高くなるが，Ac-227 の半減期が非常に短いことから単独で存在することができないため，親核種の崩壊に伴い放射平衡となる。

分配係数を大きくした場合は，数千年程度までは子孫核種の移行が遅いため，子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなるが，その後，親核種の崩壊に伴い放射平衡となる。

【 親核種が U-234，子孫核種が Th-230 の場合 】

親核種が U-234，子孫核種が Th-230 の場合の結果を図 4-82に示す。

U-234 と Th-230 の場合の子孫核種と親核種の体積濃度比の経時変化は，U-235 と Pa-231 の場合の傾向と同様である。

レファレンスケース及び分配係数を大きく設定した場合(十万年程度以降)では放射平衡となるが，分配係数を小さく設定した場合では放射平衡とならない。

【 親核種が Th-230，子孫核種が Ra-226 の場合 】

親核種が Th-230，子孫核種が Ra-226 の場合の結果を図 4-83に示す。

Th-230 と Ra-226 の場合の子孫核種と親核種の体積濃度比の経時変化は，Pa-231 と Ac-227 の場合と同様の傾向となり，レファレンス，分配係数を大きく設定した場合及び 1/10 倍とした場合でも放射平衡となった。

分配係数をレファレンスの 1/100 倍と設定した場合は，子孫核種(Ra-226)の半減期が比較的長く親核種(Th-230)の減衰以降も単独で存在することから放射平衡とならない。

【 親核種が Ra-226，子孫核種が Pb-210 の場合 】

親核種が Ra-226，子孫核種が Pb-210 の場合の結果を図 4-84に示す。

Ra-226 と Pb-210 の場合の子孫核種と親核種の体積濃度比の経時変化は，Pa-231 と Ac-227 の場合の傾向と同様である。

いずれのケースにおいても，1 万年程度以降放射平衡となる。

(2) 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合のまとめ

各核種の組み合わせの結果を表 4-8にまとめた。

表 4-8より，生物圏との境界部近傍領域においては，ほとんどのケースにおいて親核種と子孫核種は放射平衡となるが，子孫核種の半減期が比較的長く，分配係数の設定が小さい場合（U-235 と Pa-231，U-234 と Th-230，Th-230 と Ra-226）においては放射平衡とならない結果となった。これは子孫核種の半減期が長いこと及び子孫核種の移行速度が速いことから，分配係数変更境界近傍では親核種と子孫核種が近接して存在することができないためである。

なお、4.1 項において、U-234、Th-230 の場合は実際の処分環境下においては U-238 の存在により放射平衡となるとしているが、生物圏との境界部近傍領域を対象とした場合には、U-234 及び Th-230 が U-238 と放射平衡となる十分な時間が確保できないことから、放射平衡にならないと考えられる。

以上のことから、生物圏との境界部近傍領域においては、一部のケース(子孫核種の半減期が比較的長くかつ分配係数が小さい場合)を除いて放射平衡となることから、分配係数変更境界近傍をモデル化することなく、核種移行評価を実施する場合に子孫核種を親核種と放射平衡として扱うことができる。

ただし、子孫核種の半減期が比較的長くかつ分配係数が小さい場合では放射平衡とならないまま生物圏に到達するため、分配係数変更境界近傍をモデル化すること、また、この領域の分配係数データの取得が重要である。

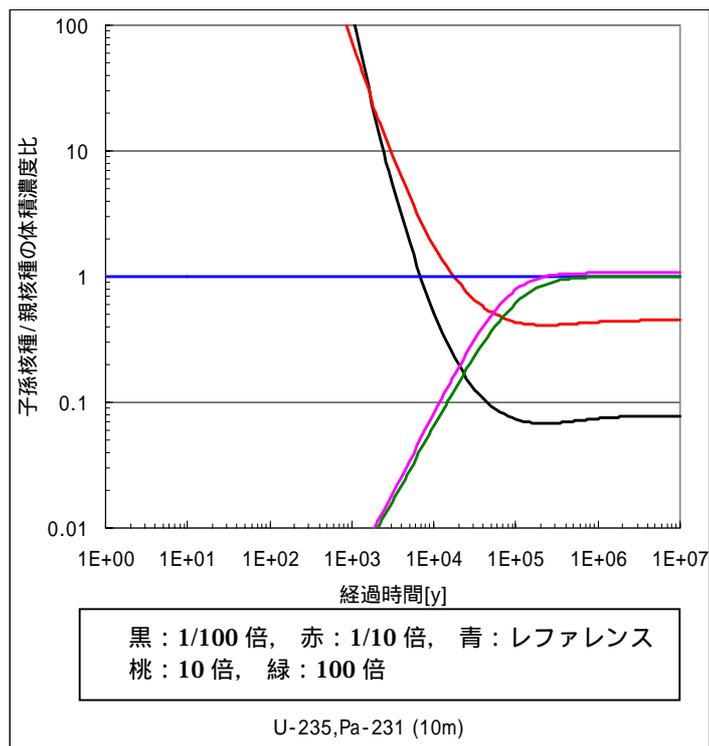


図 4-80 天然バリア近傍(10m)での U-235 と Pa-231 の体積濃度比

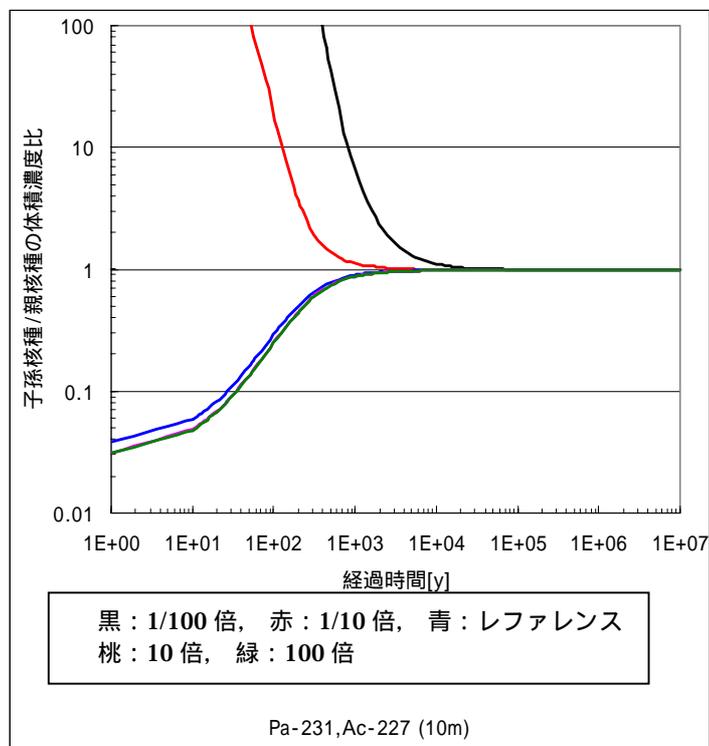


図 4-81 天然バリア近傍(10m)での Pa-231 と Ac-227 の体積濃度比

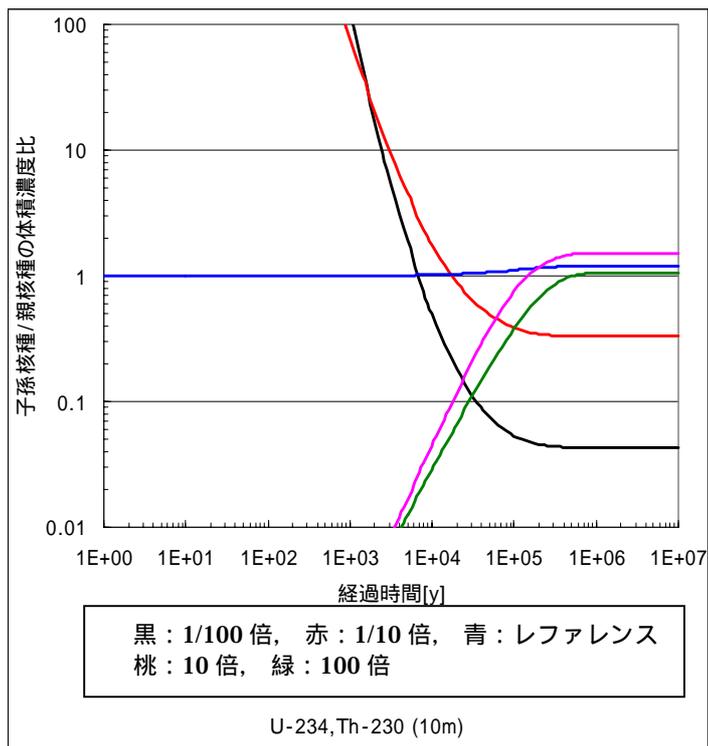


図 4-82 天然バリア近傍(10m)での U-234 と Th-230 の体積濃度比

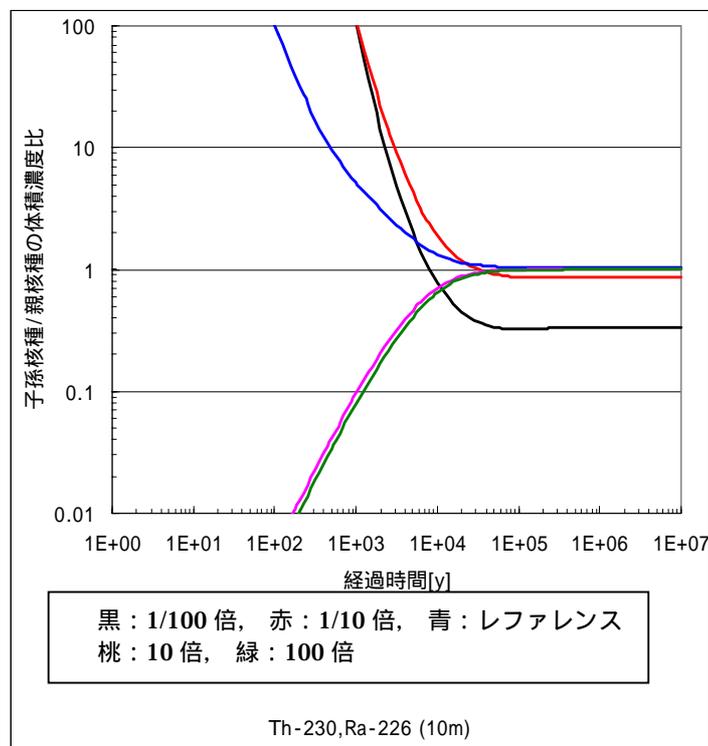


図 4-83 天然バリア近傍(10m)での Th-230 と Ra-226 の体積濃度比

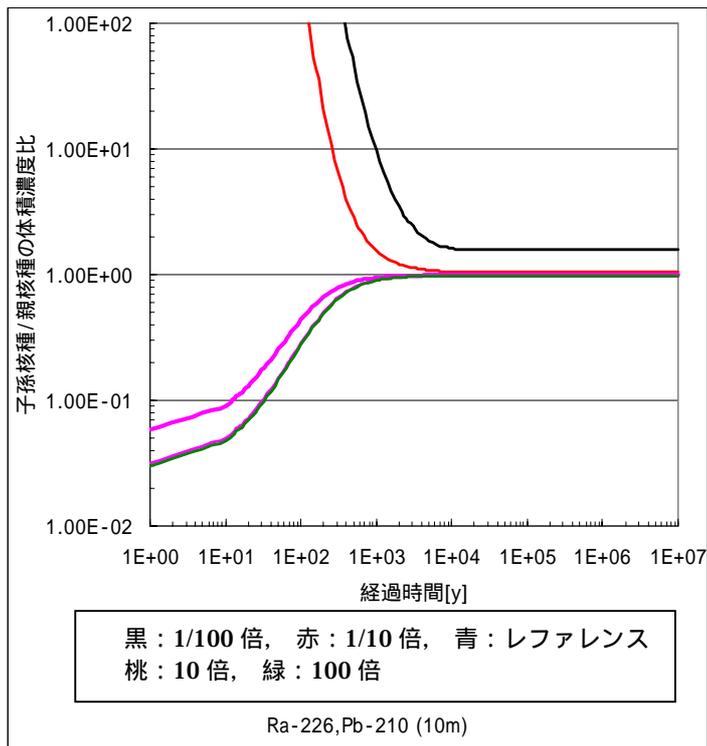


図 4-84 天然バリア近傍(10m)での Ra-226 と Pb-210 の体積濃度比

表 4-8 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を設定した場合の子孫核種の影響

親核種	子孫核種	分配係数が小さい場合		レファレンス	分配係数が大きい場合	
		1/100 倍	1/10 倍		10 倍	100 倍
減衰なし	U-235 (7.0E+8y)	半減期が長い場合 (Pa-231:3.3E+4y)	親核種と放射平衡にならない		親核種と放射平衡になる	
	Pa-231 (3.3E+4y)	半減期が非常に短い場合 (Ac-227:22 y)	親核種と放射平衡になる			
減衰有り	U-234 (2.5E+5y)	半減期が長い場合 (Th-230:7.5E+4y)	親核種と放射平衡にならない*		親核種と放射平衡になる	
	Th-230 (7.5E+4y)	半減期が比較的短い場合 (Ra-226:1.6E+3 y)	親核種と放射平衡にならない*	親核種と放射平衡になる		
	Ra-226 (1.6E+3 y)	半減期が非常に短い場合 (Pb-210:22 y)	親核種と放射平衡になる			

*) ウラン廃棄物処分では U-238 の存在により親核種が生成されるが、生物圏境界近傍では放射平衡とならない。

5. 評価期間とその間の最大被ばく線量との関係の整理

本研究におけるこれまでの評価は、全て評価期間を切らず、ピークが出るまで行い、全期間中の最大値で整理した。このことは、将来世代に負担を残さないという処分の原則に基づくものである。

一方、超長期には社会環境、自然環境、地質環境が大きく変化し（それぞれが変化する時間スケールは、例えばそれぞれ数百年、1 万年、10 万年）、それらを不変とする「線量評価」が意味を持たない時期が到来するという議論がある。これに関連して、無限期間の評価を行わず、予見することが可能な期間、又は評価することに意味のある期間に限り安全評価をすべきではないかという意見がある。また、評価指標を被ばく線量からより普遍性の高いナチュラルフラックスに変更するべき時期があるとの意見もある。

これらの議論はまだ結論に達していない。一方、ウラン廃棄物の影響は次の特徴をもっている。

- ・ 半減期が極めて長い（事実上減衰しない）
- ・ かつ放射線学的影響が極端に大きくはない
- ・ 予見できる期間内であれば比較的単純な対策で大きく安全を向上できる。
- ・ 種々の対策や天然バリアの環境の状況が予見できないような超長期を見通して、何が起ってもよい処分を行なうことは、莫大な資源をつぎこんでも困難である。

このようなウラン廃棄物の処分において、現世代がどのような責任を果たすべきか、そのためにはどのような評価期間を考えるべきかという議論をすることは、極めて重要である。「人々が求め、合意する『安全』とは何か」という点について正面切った議論が必要であろう。

このような議論は、科学的検討のみならず社会学的側面からの検討が重要である。

ここでは、科学的側面からの情報として、期間を切った場合の評価を行いその結果を整理した。すなわち、評価期間を、1 万年、10 万年、100 万年、1,000 万年、1 億年とし、その期間内での最大値を整理した。評価は、昨年度実施した 67,500 ケースの感度解析結果から、生物圏の影響を除外した 2,700 ケースの結果を用いて行なった。

5.1 評価期間による最大被ばく線量の変化の特性(分配係数変化ケースを例として)

本研究におけるこれまでの評価は、評価期間を設定せず、線量のピークが出るまで評価し、全期間中の最大値で整理を行った。この項ではまず、基本ケースと、これから分配係数を変化させたケースを例にとり、評価期間を1万年、10万年、100万年、1,000万年、1億年と設定した場合に、最大被ばく線量が、これに応じてどのように変化するかを整理した。

図5-1に分配係数を変化させたケースについて1E+8年まで評価計算を行った結果(左図)と、評価期間を連続的に変化させたときのそれぞれの期間内での最大被ばく線量を示す(右図)。また、基本ケースについて評価期間ごとの最大被ばく線量の値を表5-1に示す。

図5-1に示すように評価期間を連続的に変化させた場合、その評価期間中の最大被ばく線量は以下ようになる。

- ・ 評価期間が、被ばく線量のピーク到達時刻より前に設定されている場合は、その時点での被ばく線量が評価期間中の最大被ばく線量となる。
- ・ 評価期間が、被ばく線量のピーク到達時刻より後に設定されている場合は、評価期間中の最大被ばく線量はピーク値となり、評価期間に関わらず一定となる。

すなわち、設定した評価期間においてピーク値に達していない場合は評価期間を拡大すると最大被ばく線量は増加する。一方、設定した評価期間においてピーク値に到達している場合は評価期間を拡大しても評価期間中の最大被ばく線量はピーク値で一定となる。

また、基本ケースでは1E+7年あまりで被ばく線量がピーク値に達するため、表5-2に示すように、評価期間が1E+7年以上に設定された場合は最大被ばく線量が4E-10Sv/y程度となるが、評価期間が1E+6年以下に設定された場合は1E-16Sv/y以下と極めて低い値となる。

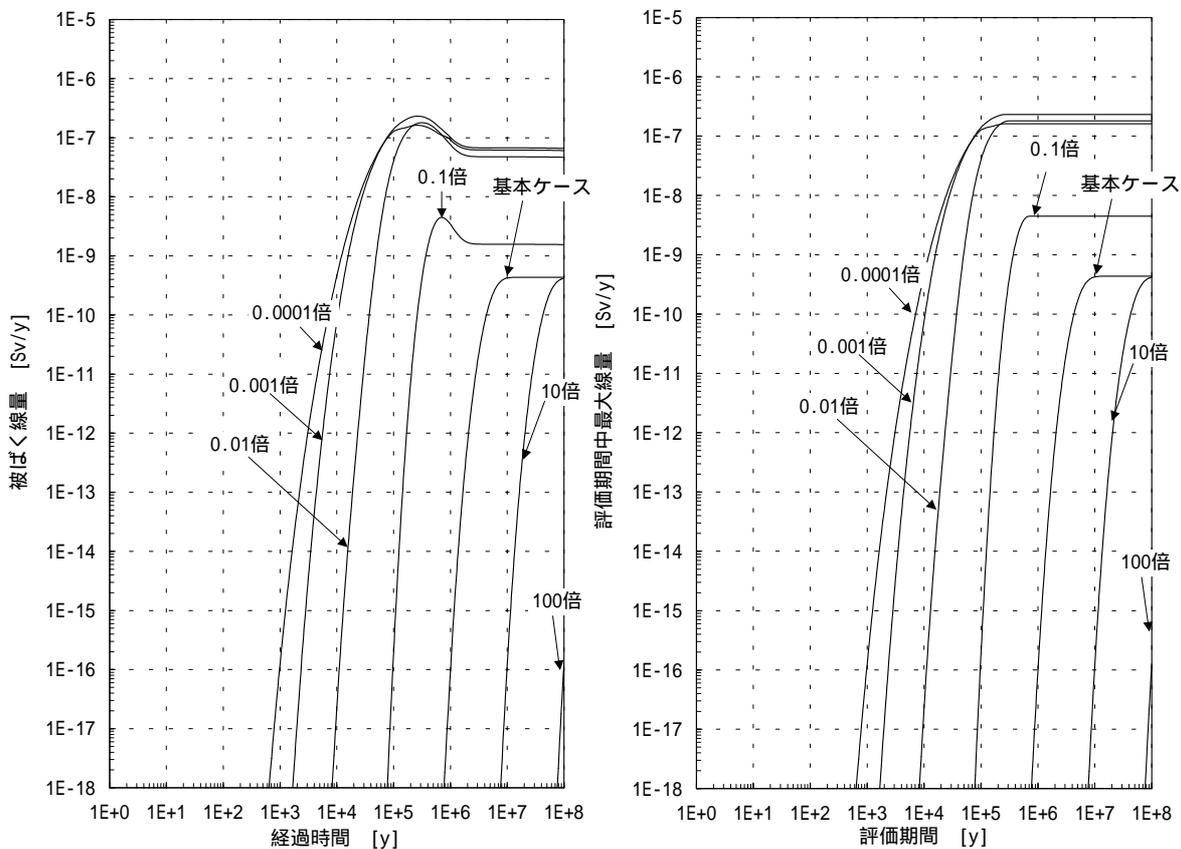


図 5-1 評価計算結果と評価期間中最大被ばく線量の比較

表 5-1 評価期間中における基本ケースの最大被ばく線量

評価期間[y]	1E+4年	1E+5年	1E+6年	1E+7年	1E+8年
最大線量[Sv/y]	1E-20以下	1E-20以下	9.74E-17	4.23E-10	4.34E-10

5.2 ケース全体について

全てのパラメータを設定範囲内で網羅的に変動させたときの最大被ばく線量を，評価期間を1万年，10万年，100万年，1000万年，1億年として整理した。パラメータの変動範囲を表5-2に示す。ここでは生物圏パラメータをリファレンスケースに固定して評価を行った。検討ケースは2700パターンである。図5-2，図5-3，図5-4，図5-5，図5-6にそれぞれの評価期間における被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度を示す。

表 5-2 パラメータの変動範囲

パラメータ No.	処分施設に関するパラメータ			天然バリアに関するパラメータ		
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	移行距離
	-	～倍	m/y	m/y	～倍	m
1	-	-	-	-	0.001	-
2	-	0.01	-		0.01	50
3	1E-05	0.1	0.001	0.01	0.1	100
4(基本ケース)	3E-04	1	0.01	0.1	1	200
5	1E-02	10	0.1	1	10	500
6	-	-	-	-	-	1000

また，この分布の最大値・平均値・対数平均値・中央値を表5-3にまとめた。また，評価結果のデータには特に小さな値も存在していることから，安全性の目安である $10\mu\text{Sv/y}$ を10桁下回る $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ で区切ることにし， $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ 以下のデータを $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ と固定したデータも最大値・平均値・対数平均値・中央値を表5-4にまとめたⁱ⁾。また，表5-5に各評価期間における最大被ばく線量を $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ 以下， $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ 以上 $1\text{E-}7\text{Sv/y}$ 未満， $1\text{E-}7\text{Sv/y}$ 以上と区分したときのデータ数をまとめた。

i) 極めて小さな値が存在するとき，対数平均値と，場合によっては中央値もこの値の影響を強く受ける。しかしながら，被ばく線量の値が極めて低い場合には，その値の大小は意味を失うため，そのような値に全体の評価が強く影響されるのは不合理である。

表 5-3 全てのデータを対象とした評価結果(生物圏パラメータ固定)

	1.0E+04	1.0E+05	1.0E+06	1.0E+07	1.0E+08
最大値	5.0E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06
平均値	6.8E-08	3.5E-07	4.3E-07	4.3E-07	4.3E-07
対数平均値	1.2E-52	4.4E-40	1.0E-27	1.1E-17	2.8E-11
中央値	2.9E-40	6.8E-18	7.2E-11	5.5E-10	1.7E-09

表 5-4 1E-15Sv/y 以下のデータを 1E-15Sv/y と固定した評価結果
(生物圏パラメータ固定)

	1.0E+04	1.0E+05	1.0E+06	1.0E+07	1.0E+08
最大値	5.0E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06
平均値	6.8E-08	3.5E-07	4.3E-07	4.3E-07	4.3E-07
対数平均値	1.4E-14	6.1E-13	2.4E-11	1.8E-10	7.9E-10
中央値	1.0E-15	1.0E-15	7.2E-11	5.5E-10	1.7E-09

表 5-5 データ数(生物圏パラメータ固定)

		1.0E+04	1.0E+05	1.0E+06	1.0E+07	1.0E+08
x < 1E-15	(Sv/y)	2106	1458	957	498	181
1E-15 < x < 1E-7	(Sv/y)	476	822	1098	1557	1874
1E-7 < x	(Sv/y)	118	420	645	645	645

整理した結果は以下ようになった。

10 $\mu\text{Sv/y}$ を超えるデータセットは無かった（ただし、生物圏のパラメータは基本ケースである）。

評価期間が長くなるにつれて、最大被ばく線量の分布は線量が高いほうが徐々に多くなる。

最大被ばく線量が $1\text{E-}7\text{Sv/y}$ 以上と比較的高くなるデータセットは移行時間が短く、 $1\text{E}+6$ 年には全てピークに達する。

最大値は $1\text{E}+8$ 年において $6.3\text{E-}06\text{Sv/y}$ となり、 $1\text{E}+5$ 年においても既に $6.3\text{E-}06\text{Sv/y}$ となる。また、 $1\text{E}+4$ 年で区切った場合でも $5.0\text{E-}06\text{Sv/y}$ とほぼ同等の値となる。

短い評価期間において $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ 程度と特に低い最大被ばく線量となっているデータセットは、評価期間を拡大すると $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ から $1\text{E-}7\text{Sv/y}$ の範囲に分布していく（ $1\text{E-}7\text{Sv/y}$ 以上の値にはならない）。

全てのデータを対象とした場合においては、評価期間中の最大被ばく線量が非常に小さいデータが多く存在するため、平均値と対数平均値が大きく乖離している。

対して $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ 以下のデータを $1\text{E-}15\text{Sv/y}$ と固定した場合は、平均値と対数平均値の乖離は小さくなった。

最大被ばく線量となるデータセットは、流速 1m/y 、分配係数 0.01 倍のケースである。流速 1m/y 、分配係数 0.01 倍のケースでは、人工バリアのパラメータの中では放出係数、浸入水量は最大被ばく線量に大きく影響するが、溶解度は最大被ばく線量に影響しない。これは最大被ばく線量は U-234 の子孫核種に支配されるためである。

以上のことから以下のことがわかる

移行期間が短いデータセットは最大被ばく線量が高くなるデータセットである（これは U-234 およびその子孫核種が減衰する前に生物圏に到達したものである）。

逆に移行期間が長くなるデータセットでは高い最大被ばく線量に達することは無い。

同様に $1E+6$ 年において最大被ばく線量に到達していないデータセットでは、最大被ばく線量に達するまで評価期間を拡大しても最大被ばく線量が $1E-7Sv/y$ より高くなることはない。

生物圏のパラメータをリファレンスケースに設定する場合、いかなるデータセットでも $1E-5Sv/y$ を超えない。

また、各評価期間別にまとめると以下のようになる。

評価期間を $1E+4$ 年に設定した場合

- A) 最大被ばく線量が $1E-6Sv/y$ 以上となる 44 のデータセットは天然バリアの特性が特に移行しやすいものであり、生物圏のパラメータによっては $1E-5Sv/y$ を超える線量となる。
- B) 最大被ばく線量が $1E-15Sv/y$ 以下となるデータセットは 2106 ある。この中の 305 ケースは評価期間を拡大すると最大被ばく線量が $1E-6Sv/y$ を超える。

評価期間を $1E+5$ 年に設定した場合

- A) $1E+4$ 年と同様に最大被ばく線量が $1E-6Sv/y$ 以上となる 269 のデータセットは天然バリアの特性が特に移行しやすいものであり、主に施設内で U-234 から生成した U-234 の子孫核種に依存している。

評価期間を $1E+6$ 年に設定した場合

- A) 最大被ばく線量が $1E-7Sv/y$ 以上になるデータセットは全て $1E+6$ 年の段階で最大被ばく線量に達している。また、ここで $1E-7Sv/y$ 以上となるデータセットは主に施設内で U-234 から生成した U-234 の子孫核種に依存している。
- B) $1E+6$ 年の段階で最大被ばく線量が $1E-15Sv/y$ 以下となるデータセットは、その後評価期間を拡大しても最大被ばく線量が $1E-7Sv/y$ を越えない。

評価期間を $1E+7$ 年に設定した場合

- A) $1E+6$ 年に設定した場合と同じ。

評価期間を $1E+8$ 年に設定した場合

- A) ほぼ全てのデータセットで線量ピーク値に達しており、この段階で $1E-15Sv/y$ 以下のデータセットに関してはその後 U-235 の減衰があることから高い線量となることはない。

被ばく線量評価をどの時期まで行なうかについては、様々な議論がある。今回は、評価期間を変化させることが最大被ばく線量の値にどのような影響を与えるか、について検討した¹⁾。

評価期間が短いと、その時期までに被ばく線量がピークに達していないケースが増えるため、最大被ばく線量（評価期間内の）の平均値は小さくなる傾向がある。評価期間以後の被ばく線量値は有効な意味を持たないとすれば、適切な評価期間についての合意を得ることにより、ウラン廃棄物のような極めて長い半減期を持つ核種の安全を評価する上で、合理的により高い安全性を示すことができることになる。

ただし、最も高い $1E-6Sv/y$ オーダーの被ばく線量（生物圏条件を標準とした場合）を与える条件のグループに着目すると、評価期間が 10 万年以上であれば、その評価期間によらず最大被ばく線量はほとんど変化しない。これは、最大被ばく線量が大きい条件の場合には、ピーク値への到達も早いからである。

このことは、逆に、最も高い被ばく線量を与えるグループの条件（及びその組み合わせ）が起らないことを示すことができれば、長期間に渡ってより低い被ばく線量しか及ばないことを安定して示すことができることを意味する。早くピーク値に達するということは、地質、気候、生物圏などの条件が比較的予測しやすい時間範囲であるということでもあるため、考慮に値するものと考えられる。

i) 評価期間が長期になることによる諸条件の変化や、不確実性の増大は考慮していない。このことによる影響は、長期評価の持つ意味を問うものであり、別途検討が必要である。

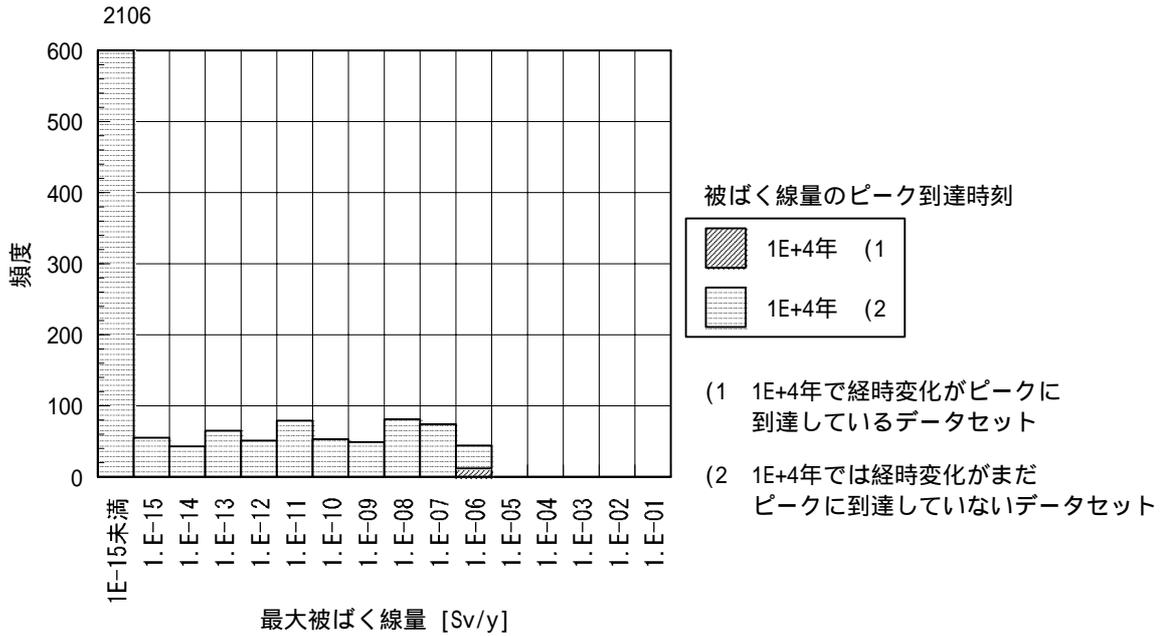


図 5-2 被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間：1E+4 年
 (生物圏パラメータ固定)

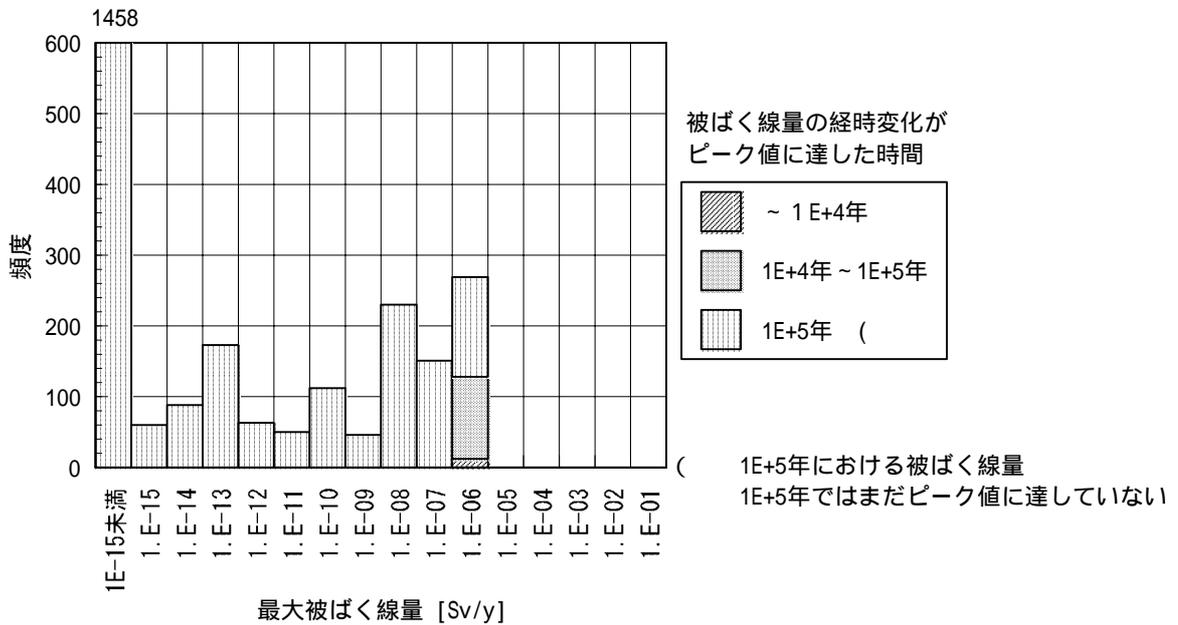


図 5-3 被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間：1E+5 年
 (生物圏パラメータ固定)

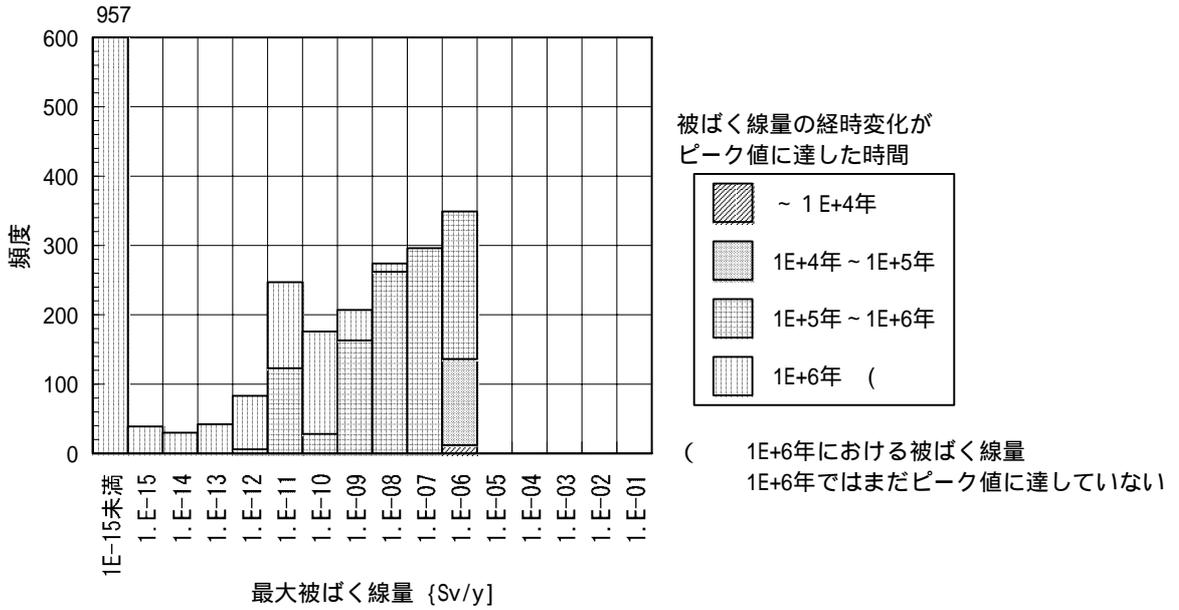


図 5-4 被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間：1E+6 年
(生物圏パラメータ固定)

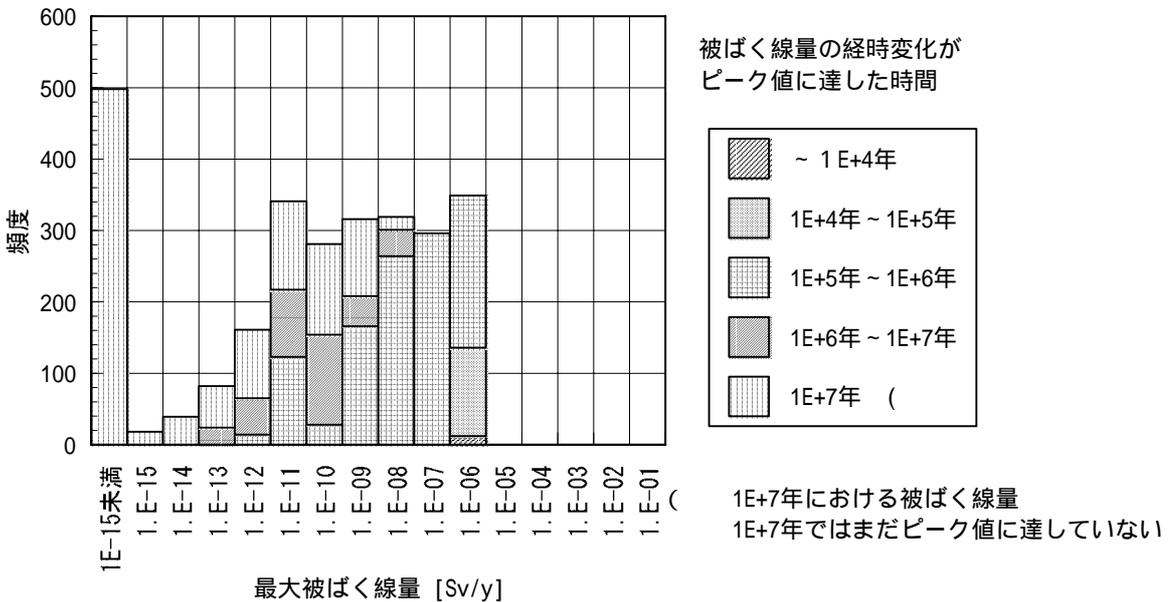


図 5-5 被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間：1E+7 年
(生物圏パラメータ固定)

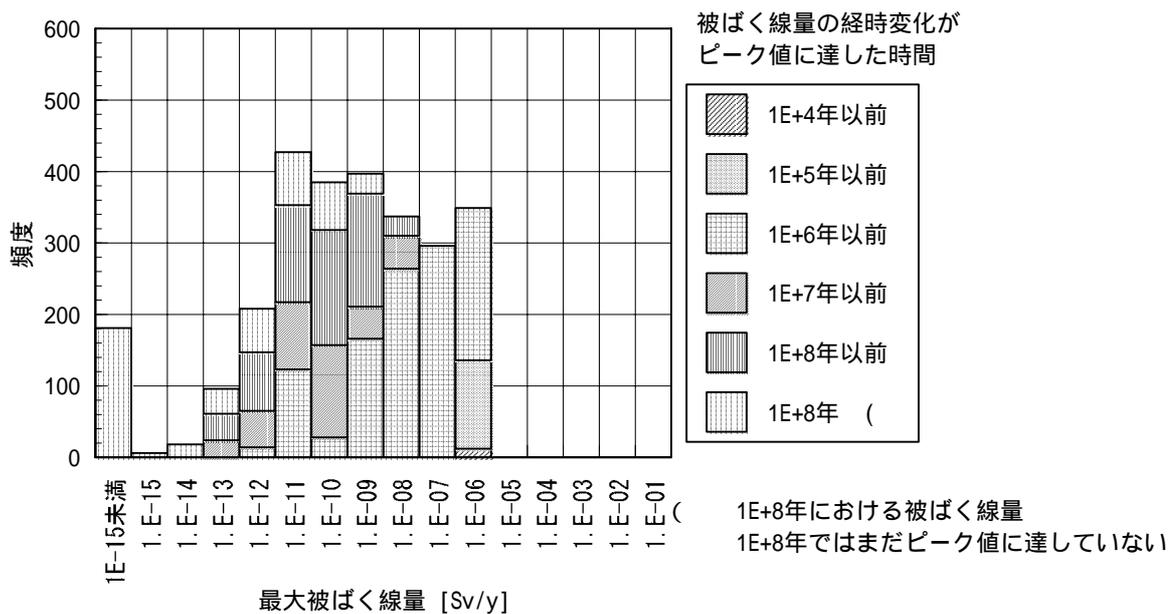


図 5-6 被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度 評価期間：1E+8 年
(生物圏パラメータ固定)

天然放射性核種の濃度、フラックスに関する検討

1. データの収集整理

1.1 データの収集

昨年度までに、GEOLIS によるキーワードを用いた文献検索、保健物理誌(1986 Vol.21 ~ 2000 vol.35)、RADIOISOTOPES 誌(1995 vol.53 ~ 2000 vol.53)、原子力学会誌等を対象として、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の9元素の濃度データの収集を実施した。今年度は、これらのデータ収集状況を踏まえて、原子力文献データベース(NUCLEN)による幅広い文献の収集を実施するとともに、フラックスデータ収集のために検索した文献の内容を整理する過程で抽出された文献を追加した。

これに加えて、我が国における代表的な天然放射性核種濃度分布について、国連科学委員会報告、IAEA-TECDOC、原子力委員会報告書、水道水水質基準等に基づいて調査、整理した。

データの収集の対象元素は、昨年度と同様に、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の9元素とした。

文献調査の方法

今年度は、環境放射線に関する研究成果が収録されていると考えられる「原子力文献データベース(NUCLEN)」を対象として、本研究に関連する天然放射性核種濃度に関する文献を収集することとした。

また、国による取組として、1960年代の半ばより継続的に環境放射線に関する調査、研究がなされており、その代表的な実施機関のひとつは放射線医学総合研究所である。今年度は、国による環境放射線に関する研究の動向を把握するとともに、当該研究所における最近の研究の動向を改めて調査し、追加すべきものの有無について検討を行った。

1.1.1. 原子力文献データベース(NUCLEN)

(1) 調査対象

国内の文献について、キーワード”濃度 & 天然”で検索した。その結果、296文献がヒットした。この中から、文献の標題及び和文抄録を参照して関連すると

考えられる文献を抽出し、その内容を整理した。(添付資料1参照。)

1.1.2. 国における環境放射能に関する研究への取組

添付資料2のとおり。

1.1.3. 放医研年報

(1) 調査の対象

平成6年度版～平成12年度版

(2) 調査結果

「放射能調査研究」の項目があり、以下のような研究が継続的になされているが、該当項目はなし。

- ・ 緊急被ばく医療体制の整備に関する調査研究
- ・ 環境中の地殻ガンマ線の分布と変動に関する調査研究
- ・ 生活環境における宇宙放射線の空間分布と時間変動に関する調査研究
- ・ 生活環境中のラドン濃度調査
- ・ 大気浮遊塵中の放射性核種濃度
- ・ 人体臓器中のPu-239、Pu-240等の濃度
- ・ 人体の放射性核種濃度及び線量の解析調査
- ・ 緊急時被曝線量評価法に関する研究
- ・ 環境中のC-14の濃度調査
- ・ 環境中のトリチウムの測定調査
- ・ 「原子力施設周辺住民の放射性及び安定元素摂取量に関する調査研究」
- ・ 沿岸海域試料の解析調査(1)
- ・ 沿岸海域試料の解析調査(2)
- ・ 日本周辺海域の放射能の解析調査
- ・ 水産食品摂取経路における被ばく低減化に関する調査研究

1.1.4. 放医研ニュース

(1) 調査対象

96(創刊)～2002(No68)を調査対象とした。

(2) 調査結果

該当項目なし。

1.1.5. 放射線科学

(1) 調査の対象

vol40,No1(1997)から vol45,No3(2002)

(2) 調査結果

以下のような関連項目が抽出された。

放射線科学, 1999, vol42,no10, p316

長谷川園彦：“環境中のラドン分析—主に天然水中のラドンについて”

放射線科学, 2001, vol44,no10

ただし、は、昨年度入手済み、は予稿集であり、詳細な情報が記載されていないと推察できることから入手していない。

1.1.6. フラックスデータ収集用文献からのデータの追加について

今年度は、日本地質文献データベース(GEOLIS)を用いて、様々なフラックスデータの収集を実施するための文献検索及び収集整理を実施しており、これらの過程において、濃度データが記載されている文献として確認されたものもデータベースに追加することとした。

(1) 調査対象

フラックスデータの収集を目的として GEOLIS により検索、整理された 171 の論文、書籍のうち、濃度データが記載されていることが確認された以下の 7 文献について、濃度データを収集し、データベースに追加した。

1. 津村 昭人、山崎 慎一：“河川水.雨のウラン、トリウム、ランタノイドなど微量元素のバックグラウンド調査”, Radioisotopes , 47 , 1,p. 46-55 (1998)
2. 箕浦 加穂、福島 和夫：“銅滴定 - イオン選択電極検出による河川水の錯体形成能力の評価”, 地球化学 , 22 , 1,p. 47-54 (1988)
3. 今泉 真之 他：“千葉県鋸南町の地すべり地小流域における渓流水の水質形成機構 - - 水質²²²Rn濃度を指標とした地下水と渓流水の交流解析 - -”, 地下水学会誌 , 35 , 3,p. 165-183 (1993)
4. 立川 正久 他：“琵琶湖の堆積物の研究(15) - - 琵琶湖に流入する三大河川及び特殊小河川の河床泥中における重金属分布 - -”, 滋賀大学教育学部紀要 自然科学, 33, p. 17-36 (1983)
5. 小前 隆美：“ラドンの水循環解析への応用”, Radioisotopes , 44,

10, p. 715-724 (1995)

6. 日下 譲 他： " 有馬流紋岩層群の浅層地下水の水質", 陸水学雑誌, 2, p. 93-99 (1984)
7. 丸井 敦尚、他： " 東京湾岸の深層地下水", 日本水文科学会誌, 31, 3, p. 37265 (2001)

1.1.7. 岩石標準試料について

独立行政法人産業技術総合研究所(旧地質調査所)においては、我が国各地の岩石標準試料について、採取場所、試料番号とともに含有元素濃度の分析値のデータベースをウェブサイト上で提供している。これらの岩石標準試料(Geological Survey of Japan Geochemical Reference Samples, GSJ-GRS)の採取場所を図 1.1-1 に、元素濃度の分析値の一覧を表 1.1-1 に示す。本調査においては、文献調査における各元素の濃度データの収集結果とともに、これらの分析結果を収集整理することにより、本調査結果の分析に資することとする。

なお、岩石標準試料については、媒体中の一般的な放射性核種濃度及び元素濃度を整理した次の項において、元素濃度の幅を整理している(表 1.1-6 参照)。

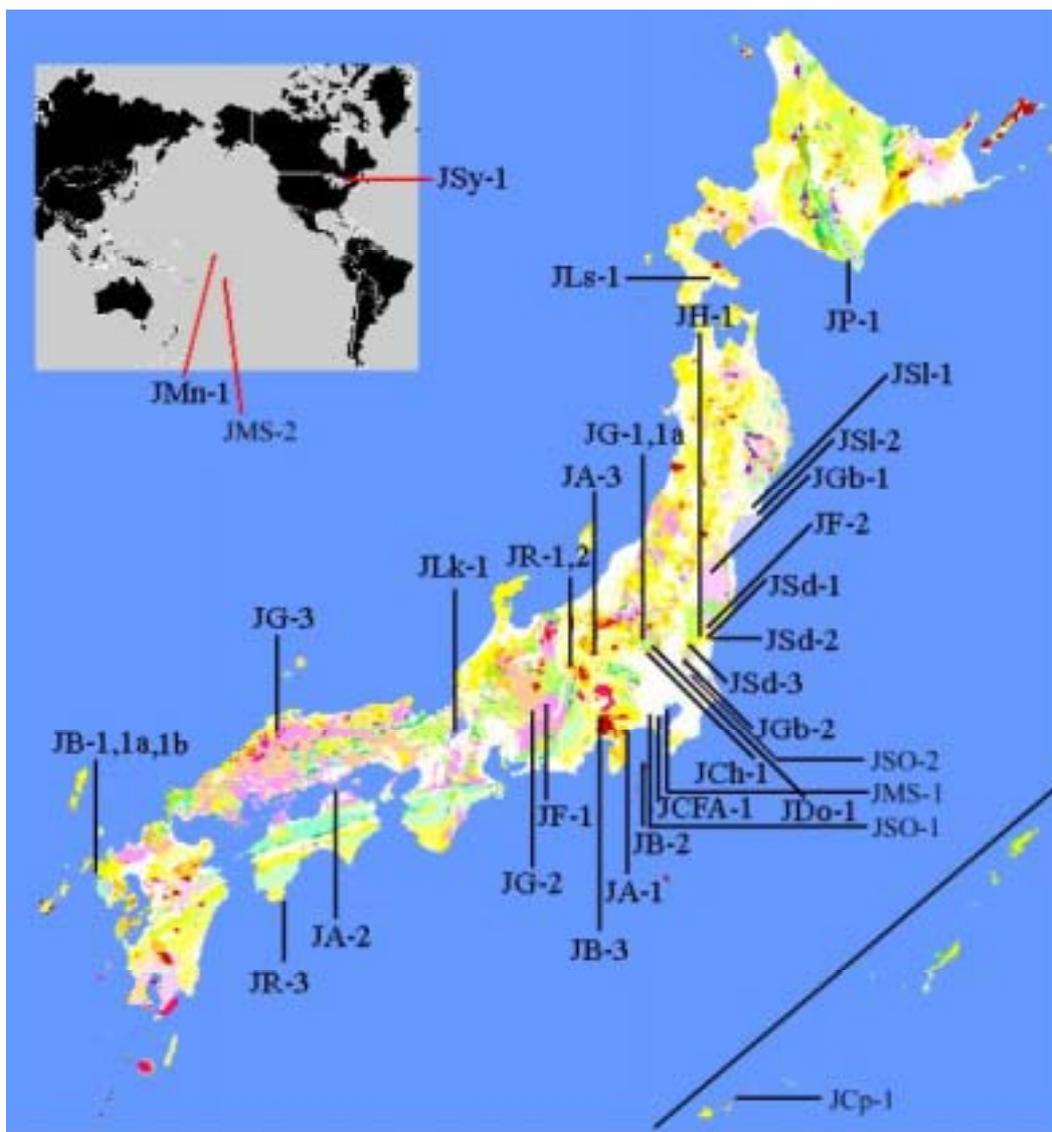


図 1.1-1 岩石標準試料(GSJ-GRS)の採取位置及び試料番号
(独立行政法人産業技術総合研究所)

表 1.1-1 岩石標準試料(GSJ-GRS)の岩種、採取場所、試料名及び元素濃度一覧
(独立行政法人産業技術総合研究所)

岩種	採取場所	試料名	U	Th	K	Rb	Sn	Cs	Cu	Ra	
結晶質岩	安山岩	神奈川県真鶴町(箱根山)	JA-1	0.34	0.82	6392.1	12.3	1.16	0.62	43	
	安山岩	香川県坂出市(さぬき石)	JA-2	2.21	5.03	15025.7	72.9	1.68	4.63	29.7	
	安山岩	群馬県(浅間山鬼押出)	JA-3	1.18	3.25	11705.1	36.7	0.9~1.8	2.08	43.4	
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1	1.67	9.3	11871.1	41.3	1.92	1.23	55.1	7.20E-07
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1a	1.57	9.03	11622.1	39.2	2.24	1.31	56.7	
	玄武岩	東京都大島(三原山)	JB-2	0.18	0.35	3486.6	7.37	0.95	0.85	225	
	玄武岩	山梨県鳴沢村(富士山)	JB-3	0.48	1.27	6475.2	15.1	0.94	0.94	194	
	長石	長野県南木曾町	JF-1	0.33	1.17		266	0.3~1.7	2.09	0.82	
	長石	茨城県黒坂	JF-2	0.078	0.31		218	0.1~2.5	1.06	0.78	
	花崗閃緑岩	群馬県沢入(そうり)	JG-1	3.47	13.2	33039.9	182	3.6	10.1	2.52	1.24E-06
	花崗閃緑岩	群馬県沢入	JG-1a	4.69	12.8	32873.9	178	4.47	10.6	1.67	
	花崗岩	岐阜県(苗木花崗岩)	JG-2	11.3	31.6	39100.0	301	3	6.79	0.49	
	花崗閃緑岩	島根県三刀屋	JG-3	2.21	8.28	21915.9	67.3	1.4	1.78	6.81	
	はんれい岩	福島県(移ヶ岳)	JGb-1	0.13	0.48	1992.4	6.87	0.48	0.26	85.7	
	ダナイト	北海道幌満	JP-1	0.036	0.19	24.9	0.8	0.05~0.8	0.059~0.26	6.72	
	流紋岩	長野県和田峠(北)	JR-1	8.88	26.7	36609.6	257	2.86	20.8	2.68	
	流紋岩	長野県和田峠(南)	JR-2	10.9	31.4	36941.6	303	3.51	25	1.36	
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1b			10958.0	39.1		1.21	55.5	
	珊瑚	沖縄県石垣島	JCp-1			182.6				0.5	
	流紋岩	高知県足摺岬	JR-3		112	35613.4	453	17.4	1.0	2.9	
はんれい岩	茨城県筑波山トンネル	JGb-2		0.19	489.8	2.9	0.48	0.51	11.4		
角閃石岩	茨城県常陸太田市西堂	JH-1		1.4	4399.8	14.4	0.92	0.87	8.6		
堆積岩	石灰岩	北海道義郎(がるう)	JLs-1	1.75	0.0287	24.7	0.18	-	0.0201	0.268	
	トロマイト	栃木県葛生(くずう)	JDo-1	0.858	0.0429	19.3	1.75	-	0.07	1.41	
	スレート	宮城県登米(とよま)	JSl-1	2.63	9.97	23617.7	117	2.5	7.6	40.8	
	スレート	宮城県登米	JSl-2	2.92	11.5	24970.9	118	7.03	8.24	44.5	
	チャート	栃木県足利	JCh-1	0.736	0.735	1834.6	8.61	-	0.243	15.3	
	珊瑚	沖縄県石垣島	JCp-1			182.6				0.5	
堆積物	土壌	東京都町田市	JSO-1			2822.5	14.5		1.5	169	
	汚染土壌	茨城県つくば市	JSO-2			12867.3	62.5		3.8	1276	
	湖底堆積物	滋賀県琵琶湖	JLk-1	3.83	19.5	23285.7	147	5.7	10.9	62.9	
	河川堆積物	茨城県北部	JSD-1	1	4.44	18122.1	67.4	2.77	1.89	22	
	河川堆積物	茨城県北部	JSD-2	1.1	2.33	9505.2	26.9	32.5	1.07	1117	
	河川堆積物	茨城県中部	JSD-3	1.66	7.79	16362.2	285	32.6	30.6	426	
	海底質	東京湾	JMS-1			18595.3	88		5.9	88	

濃度の値は、mg/kg に換算したもの

1.1.8. 媒体中の一般的な放射性核種濃度及び元素濃度について

岩石中の典型的な放射能濃度として取りまとめられたものとしては、科学技術庁が、国連科学委員会報告書(1977)に基づいて、表 1.1-1 に示すような濃度を紹介した事例がある。

表 1.1-1 普通の岩石に含まれる K-40、U-238、Th-232 の典型的な放射能濃度

岩石の種類		典型的な放射能濃度(ベクレル/kg)		
		K-40	U-238	Th-232
火成岩	酸性岩(花崗岩など)	1000.0	59.3	81.5
	中性岩(閃緑岩など)	703.7	23.0	32.6
	塩基性岩(玄武岩など)	240.7	11.5	11.1
	超塩基性岩 (かんらん岩など)	148.1	0.4	24.4
堆積岩	石灰岩	88.9	27.8	7.0
	炭質岩	-	26.7	7.8
	砂岩	370.4	18.5	11.1
	頁岩	703.7	44.4	44.4

また、IAEA-TECDOC-855(1996)の付属書には天然に存在する放射性核種の土や岩石中の濃度が表 A- (表 1.1-2 参照)と A- (表 1.1-3 参照)に要約されている。

表 1.1-2 IAEA-TECDOC-855(表 A-) 土中の放射能濃度(Bq/kg)

核種	平均濃度	典型的な範囲
K-40	370	100-700
U-238	25	10-50
Th-232	25	7-50

表 1.1-3 IAEA-TECDOC-855(表 A-) 各種岩石中の放射能濃度(Bq/kg)

核種	Ra-226	U-238	Th-232	K-40
火成岩	48	48	48	810
堆積岩				
砂岩	26	15	24	330
頁岩	40	15	24	810
石灰岩	16	15	5.2	80

UNSCEAR の 2000 年報告書付属書 B 表 5 には、土壌中の放射性核種濃度が整理されており、我が国におけるデータは以下のように取りまとめられている(表 1.1-4 参照)。

表 1.1-4 UNSCEAR の 2000 年報告書付属書 B(表 5)
日本における土壌中の放射性核種濃度(抜粋)

元素	平均(Bq/kg)	範囲(Bq/kg)
K-40	310	15-990
U-238	29	2-59
Ra-226	33	6-98
Th-232	28	2-88

河川水中の核種濃度については、科学技術庁による生活環境放射線のパンフレットによると、U-238 が平均 0.007Bq/l、範囲が 0.003 ~ 0.015Bq/l であり、Th-232 の濃度が平均 0.0001Bq/l、範囲が 0.00003-0.0002Bq/l とのまとめがなされている。また、日本の河川水中の U、Th、Ra の含有量の平均値は、それぞれ 0.57、0.027、8.2E-8 µg/l と紹介されている。

また、我が国特有の岩石に関するまとめではないが、岩石圏花崗岩層及びその各種構成岩石中の元素の平均含有量(正確には含有量の算術平均値の推定値)は、表 1.1-5 のようにまとめられている (1973 年現在)(A.A.ベウス 他、1980)。

表 1.1-5 岩石圏及びその各種構成岩石中の元素の平均含有量(クラーク数)(抜粋)

元素	花崗岩地殻	花崗岩	花崗閃緑岩	中性岩	塩基性岩	超塩基性岩	頁岩	堆積岩(砂岩)	炭酸塩岩
U	2.6	3	2.5	2	1	0.001	3.7	0.45	2.2
Th	14	17	12	8.5	4	4	0.0012	1.7	1.7
K	27000	35000	25200	15000	7000	500	27000	13200	2800
Rb	180	210	160	110	50	0.5	140	60	3
Sn	2.7	3	2.5	1.6	1.5	0.5	6	n	n
Cs	3.8	5	2	1.5	1.1	n*e-1	5	n*e-1	n*e-1
Cu	22	10	26	40	87	10	45	1	4

Ra, Rn については、データなし

単位:mg/kg

また、文献調査の中で収集整理した岩石標準試料は、日本各地で岩石及び堆積物試料を採取し、媒体ごとに濃度データを整理しており、これらの各媒体中の元素濃度に関する分布幅を取りまとめると、表 1.1-6 のようになる。

表 1.1-6 岩石標準試料における岩石及び堆積物中の元素濃度の分布幅

	結晶質岩	堆積岩	堆積物
U	0.036 ~ 11.3	0.736 ~ 2.92	1 ~ 3.83
Th	0.19 ~ 31.6	0.0287 ~ 11.5	2.33 ~ 19.5
K	24.90 ~ 39100	19.25 ~ 24971	2823 ~ 23286
Rb	0.8 ~ 453	0.18 ~ 118	14.5 ~ 285
Sn	0.05 ~ 17.4	2.5 ~ 7.03	2.77 ~ 195
Cs	0.059 ~ 25	0.0201 ~ 8.24	1.07 ~ 30.6
Cu	0.49 ~ 225	0.268 ~ 44.5	22 ~ 1276
Ra	7.20E-7 ~ 1.24E-6	-	-

濃度の単位は、mg/kg に換算したもの

以上のように、既往の知見から、岩石、河川といった媒体中の放射性核種濃度及び元素濃度について、参考とすべき濃度分布の幅に関する事例を取りまとめた。次節の濃度データの整理及び収集結果の分析に当たっては、これら知見のまとめを踏まえて、適宜比較検討を行うこととする。

1.2 濃度データの整理

既に収集済みの文献の濃度データ及び 1.1 節で述べた文献調査により収集した濃度データについて、構成岩石、物質種毎に、地域情報を付与した収集結果一覧を、巻末資料-1 に示す。また、本節における濃度データの整理に用いた文献及び元素名の一覧(1.1.1 項の収集結果を除く)を、添付資料-3 に示す。

濃度データ(質量濃度及び放射能濃度)の整理にあたっては、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の 9 元素について、

地表水

地下水

堆積岩

結晶質岩

土壌

淡水堆積物

塩水堆積物

とした媒体による大区分を設けた上で、文献に記載されているより詳細な構成岩石、物質種の情報を記載した。濃度データは、試料採取地域、試料番号を併記し、複数のデータの平均値や標準偏差の記載がある場合はこれらのデータも収集した。

構成岩石、物質種の相違に着目して最小値、最大値、平均値(データ数 30 以上)、中央値及び標準偏差(データ数 30 以上)を算出し、取りまとめた統計値を表 1.2-1 に、データ数が 30 以上収集された濃度データについて作成したヒストグラムを、図 1.2-1~図 1.2-32 に示す。ヒストグラムは、収集された濃度データの最小値と最大値の幅を対数で 20 分割して頻度分布を算出した。

濃度データの統計処理にあたっては、収集結果一覧表(巻末資料-1)の各カラムの値を 1 データとして処理している。したがって、文献記載値が複数のデータの平均値であっても、データ処理上は 1 データとして取り扱っている。また、最小値、最大値、平均値が記載されている場合は、それぞれ 1 データとして統計処理を行っている。

濃度データのうち、U、Th の雨水中の濃度は、統計値の算出には用いていない。また、Rn の地表水データのうち、濃度 0 µg/l となった 2 データは、統計値の算出からは除外した。

文献の収集に当たっては、日本地質文献検索システム(GEOLIS)及び原子力文献データベース(NUCLEN)を用いた文献収集、日本原子力学会誌、RADIOISOTOPE 誌、保健物理誌、放医研年報といった学術雑誌や年報の調査、IAEA - TECDOC、国連科学委員会報告、その他の関連書籍並びに岩石標準試料(GSJ-GRS)データベースといった広い範囲の情報を整理している。本節においては、これらの調査結果を取りまとめて、濃度データの収集結果の分析に資することを目的として、統計的手法を用いてデータの整理を実施している。したがって、元素あるいは媒体によっては、限られた地域、試料数の収集事例に留まっているものもあり、また、濃度データ数が豊富な場合であっても、必ずしも日本全体を代表したデータであるとは限らないため、統計処理の結果やヒストグラムの取扱いには十分留意する必要がある。

表 1.2-1 本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ(1/2) (U, Th, K, Rb, Sn)

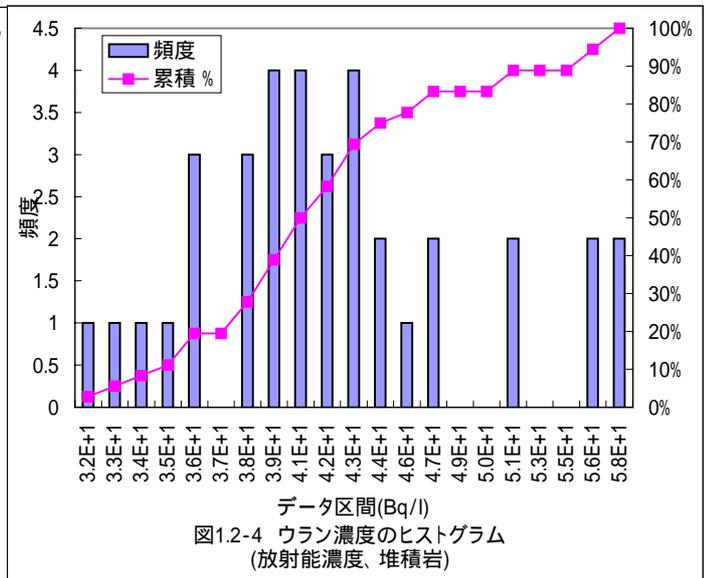
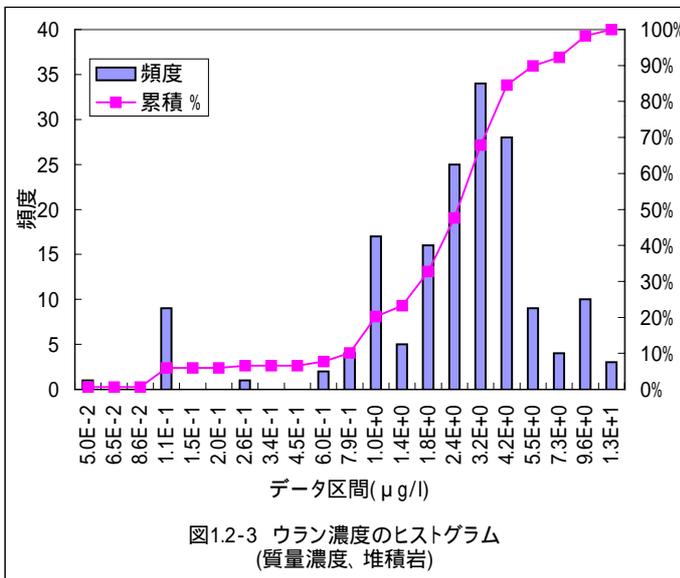
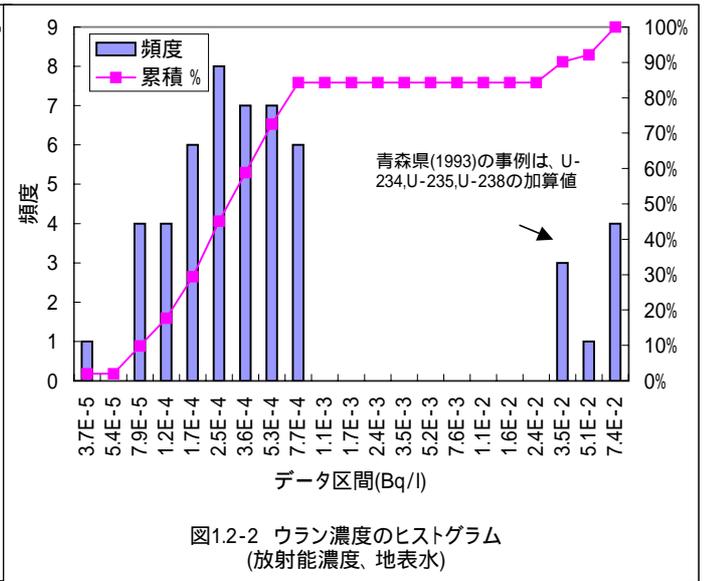
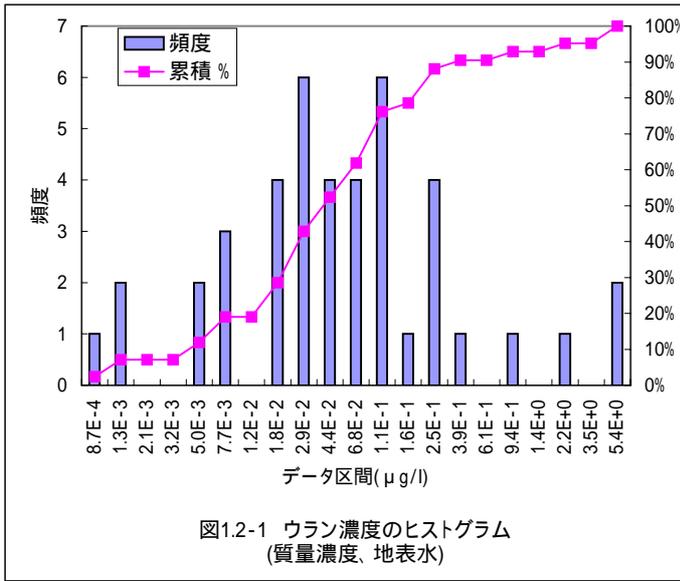
Chemical species	Materials	elemental concentration(mg/kg or µg/l)						radioactive concentration(Bq/kg or Bq/l)						Scale	Remarks	
		Number	Max	Min	Average	S.D.	Median	Number	Max	Min	Average	S.D.	Median			
U	Water	Surface	42	5.36E+00	8.70E-04	3.66E-01	1.12E+00	4.12E-02	51	7.40E-02	3.70E-05	7.95E-03	1.91E-02	3.02E-04	countrywide	Kametani et al.,1991 , Kanazawa Univ., 1994, etc.
			109	1.69E-01	8.70E-04	2.54E-02	2.93E-02	1.66E-02	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	25	1.34E+03	3.97E-04	-	-	2.48E-02	29	4.17E-03	2.30E-04	-	-	2.28E-03	countrywide & local	Tomoyose et al., 1997 , Kametani and Matsumura,1992 , etc.
	Rock	Sedimentary	168	1.26E+01	4.96E-02	2.89E+00	2.28E+00	2.66E+00	36	5.80E+01	3.20E+01	4.20E+01	6.86E+00	4.07E+01	local	Kanaya and Katada, 1974, etc.
		Crystalline	188	2.08E+01	9.23E-03	1.89E+00	3.19E+00	6.75E-01	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	68	5.51E+00	2.58E-01	1.81E+00	9.14E-01	1.66E+00	60	1.28E+02	6.66E+00	3.53E+01	1.93E+01	3.14E+01	countrywide & local	Megumi et al., 1990, etc.
Stream / lake sediment		5	3.87E+00	1.00E+00	-	-	1.66E+00	5	1.20E+02	4.70E+00	-	-	8.90E+01	local	a variety of literatures	
Marine sediment		97	18.40	1.71	4.73	2.91	4.11	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
Th	Water	Surface	26	3.70E-01	0.00E+00	-	-	6.15E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
			109	7.63E-02	5.00E-05	3.50E-03	8.50E-03	1.20E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	2	7.60E-02	6.00E-02	-	-	-	10	4.00E-01	9.00E-02	-	-	3.90E-01	local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	202	5.14E+01	0.00E+00	7.85E+00	6.54E+00	7.70E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Crystalline	410	3.70E-01	0.00E+00	2.97E-02	7.22E-02	6.15E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	104	5.13E+01	2.56E+00	1.12E+01	9.23E+00	7.40E+00	18	3.19E+02	1.16E+01	-	-	3.79E+01	countrywide	a variety of literatures
Stream / lake sediment		7	4.53E+01	2.33E+00	-	-	7.79E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
Marine sediment		50	1.75E+01	5.66E+00	9.13E+00	2.01E+00	8.99E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
K	Water	Surface	53	5.50E+03	2.50E+02	1.75E+03	1.03E+03	1.62E+03	19	7.00E-02	2.90E-02	-	-	4.40E-02	countrywide	a variety of literatures
		Subsurface	328	3.02E+06	8.00E+01	4.94E+04	3.05E+05	1.83E+03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	418	5.07E+04	6.20E+00	1.73E+04	1.23E+04	1.80E+04	1	6.52E+02	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
		Crystalline	1,663	6.73E+04	2.49E+01	1.47E+04	1.13E+04	1.15E+04	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	115	5.11E+04	2.60E+01	1.75E+04	1.37E+04	1.28E+04	160	1.24E+03	9.30E+01	5.35E+02	2.54E+02	5.59E+02	countrywide	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	8	2.66E+04	5.81E+03	-	-	1.79E+04	51	7.33E+02	2.45E+02	4.42E+02	1.09E+02	4.45E+02	local	a variety of literatures
Marine sediment		1	1.86E+04	-	-	-	-	9	1.42E+03	1.08E+02	-	-	1.99E+02	local	a variety of literatures	
Rb	Water	Surface	19	6.56E+00	7.00E-02	-	-	1.80E+00							countrywide	a variety of literatures
			28	5.88E+00	7.00E-02	-	-	8.36E-01							countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	12	3.23E+02	6.20E-01	-	-	5.60E+01							local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	97	2.50E+02	1.18E-01	4.43E+01	6.61E+01	6.30E+00							countrywide	a variety of literatures
		Crystalline	1,110	6.76E+02	1.20E-01	5.89E+01	6.21E+01	3.88E+01							countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	21	2.96E+02	1.45E+01	-	-	1.59E+02							local	a variety of literatures
Stream / lake sediment		5	2.85E+02	2.69E+01	-	-	1.47E+02							local	a variety of literatures	
Marine sediment		1	8.80E+01	-	-	-	-							-	-	
Sn	Water	Surface	0	-	-	-	-	-							-	-
		Subsurface	0	-	-	-	-	-							-	-
	Rock	Sedimentary	10	7.03E+00	1.00E+00	-	-	1.00E+00							local	a variety of literatures
		Crystalline	121	1.74E+01	5.00E-02	1.31E+00	1.71E+00	1.00E+00							countrywide	GSJ, 2002, etc.
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-							-	-
		Stream / lake sediment	5	1.95E+02	2.77E+00	-	-	2.10E+01							local	a variety of literatures
Marine sediment		12	1.53E+01	6.70E+00	-	-	9.95E+00							local	a variety of literatures	

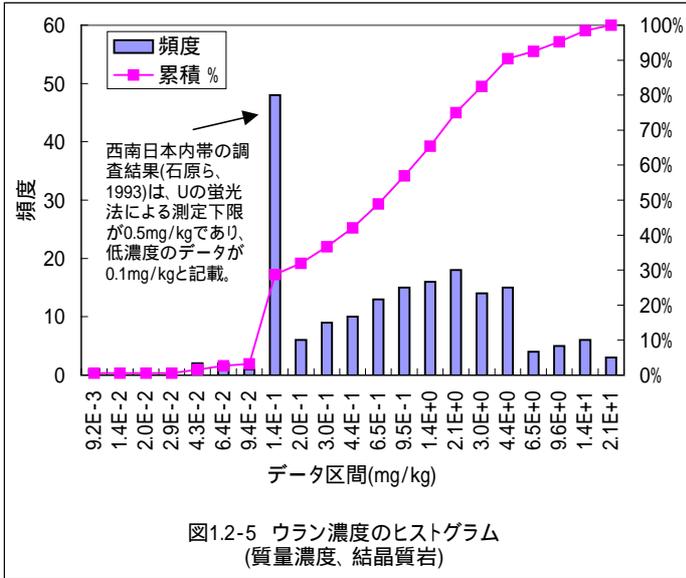
Note : mg/kg and Bq/kg in solid materials , and µg/l and Bq/l in water

表 1.2-1 本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ (2 / 2) (Cs, Cu, Ra, Rn)

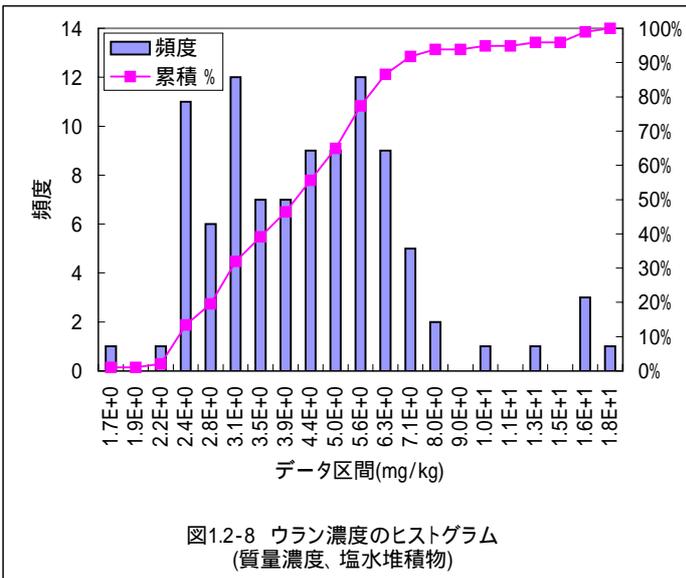
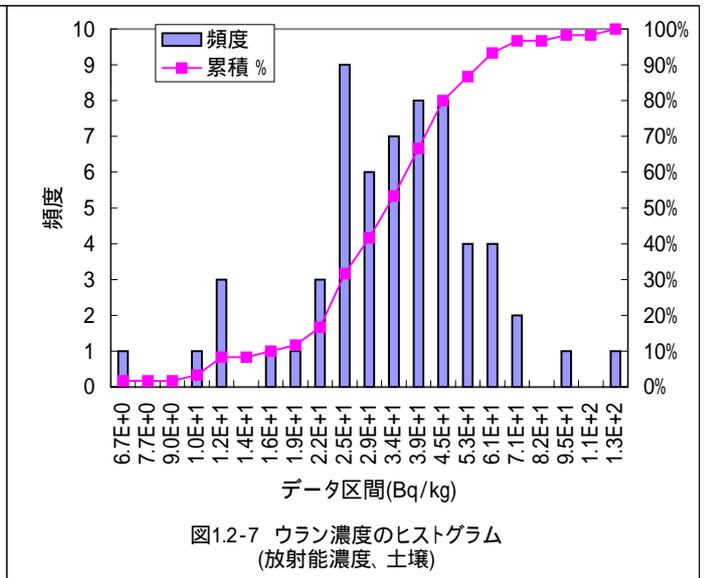
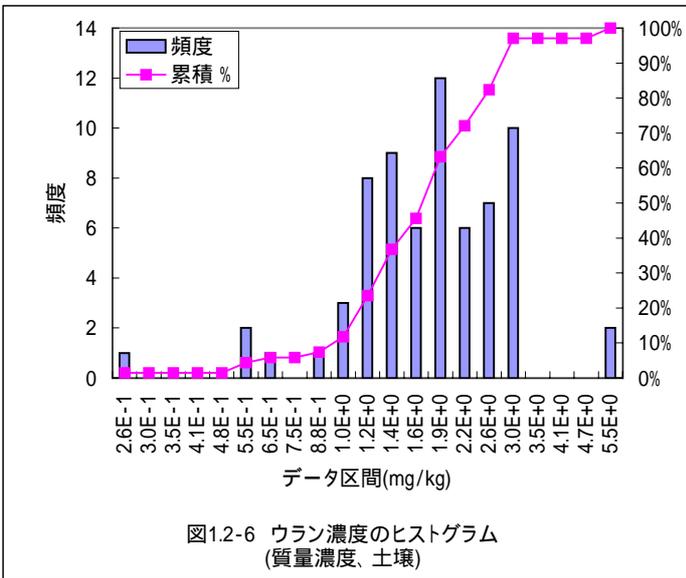
Chemical species	Materials		elemental concentration(mg/kg or $\mu\text{g/l}$)						radioactive concentration(Bq/kg or Bq/l)						Scale	Remarks	
			Number	Max	Min	Average	S.D.	Median	Number	Max	Min	Average	S.D.	Median			
Cs	Water	Surface	3	2.52E-01	3.10E-03	-	-	3.91E-02	33	1.39E-03	0.00E+00	2.82E-04	3.21E-04	1.30E-04	countrywide	a variety of literatures	
		Subsurface	28	2.52E-01	3.10E-03	-	-	1.90E-02	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998	
	Rock	Sedimentary	5	5.20E-01	1.00E-02	-	-	1.20E-01	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
		Crystalline	15	1.60E+01	5.30E-03	-	-	6.00E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
	Fragment	Soil	319	2.69E+01	2.20E-02	3.00E+00	3.36E+00	2.10E+00	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures	
		Stream / lake sediment	2	3.80E+00	1.50E+00	-	-	-	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
		Marine sediment	7	3.06E+01	9.40E-01	-	-	1.98E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures	
Cu	Water	Surface	51	3.60E+02	1.94E-02	-	-	7.70E+00								countrywide	a variety of literatures
		Subsurface	38	3.30E+01	1.94E-02	1.96E+00	5.35E+00	3.79E-01								countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Soil	5	3.20E+01	2.80E-02	-	-	9.00E-01								local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	210	2.06E+02	1.00E-01	3.72E+01	3.60E+01	2.80E+01								local	a variety of literatures
		Crystalline	873	5.58E+02	0.00E+00	3.14E+01	4.23E+01	1.80E+01								countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	25	8.88E+02	2.50E+00	-	-	5.60E+01								local	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	278	4.63E+03	5.10E+00	8.06E+01	2.94E+02	4.04E+01								local	a variety of literatures
Rn	Water	Surface	0	-	-	-	-	-	31	1.57E+02	7.00E-02	1.12E+01	3.43E+01	2.20E-01	local	a variety of literatures	
		Subsurface	0	-	-	-	-	-	309	2.95E+04	2.96E-02	1.75E+02	1.71E+03	1.70E+01	countrywide	a variety of literatures	
	Rock	Sedimentary	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		Crystalline	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		Stream / lake sediment	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		Marine sediment	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Ra	Water	Surface	0	-	-	-	-	-	4	6.00E-02	1.11E-04	-	-	1.01E-02	local	a variety of literatures	
		Subsurface	0	-	-	-	-	-	47	4.10E+00	7.40E-05	4.70E-01	8.80E-01	1.00E-01	local	a variety of literatures	
	Rock	Sedimentary	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		Crystalline	2	1.24E-06	7.20E-07	-	-	-	8	6.20E+01	2.20E+01	-	-	3.85E+01	local	a variety of literatures	
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-	67	1.95E+02	2.07E+01	5.30E+01	3.03E+01	4.04E+01	countrywide & local	Megumi et al., 1990, Komamura and Yuida, 1989, etc.	
		Stream / lake sediment	0	-	-	-	-	-	12	8.24E+01	7.42E+01	-	-	7.96E+01	-	-	
		Marine sediment	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	

Note : mg/kg and Bq/kg in solid materials , and $\mu\text{g/l}$ and Bq/l in water

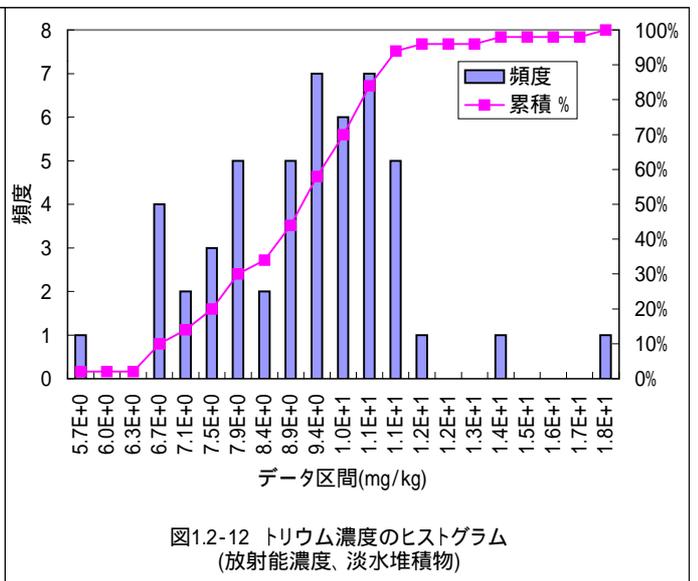
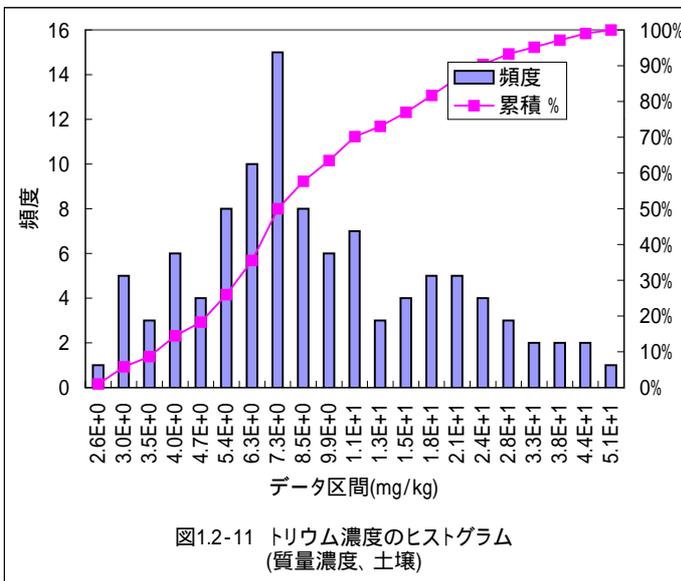
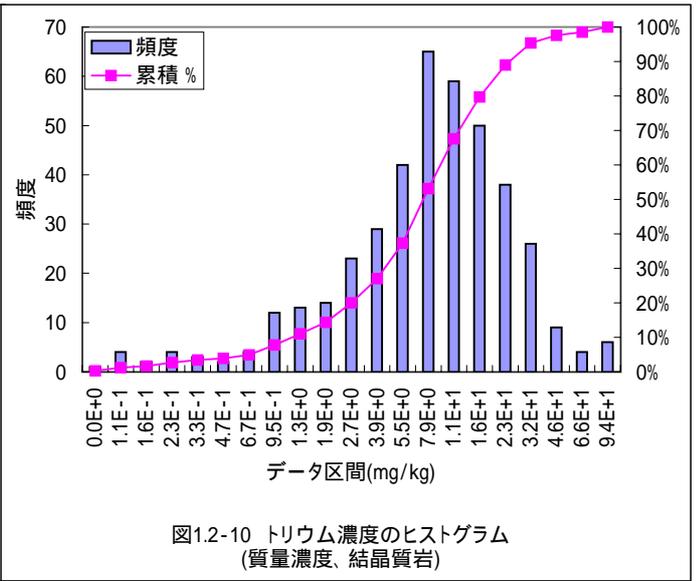
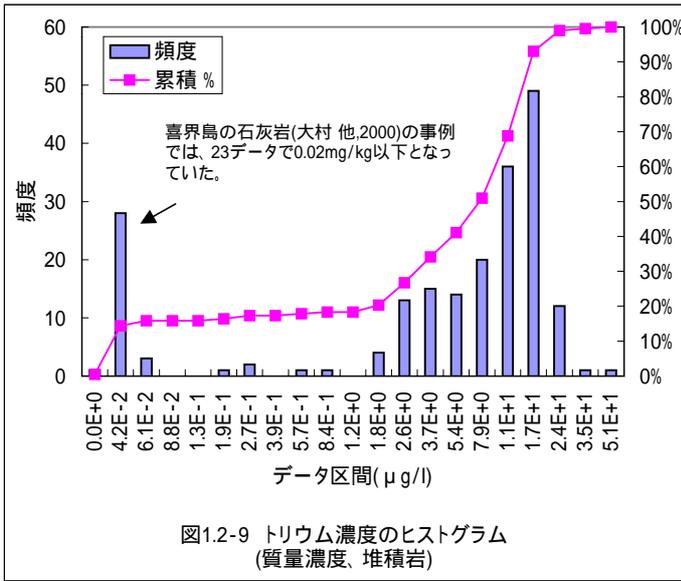




ウランの結晶質岩中放射能濃度はデータなし



ウランの塩水堆積物中放射能濃度はデータなし



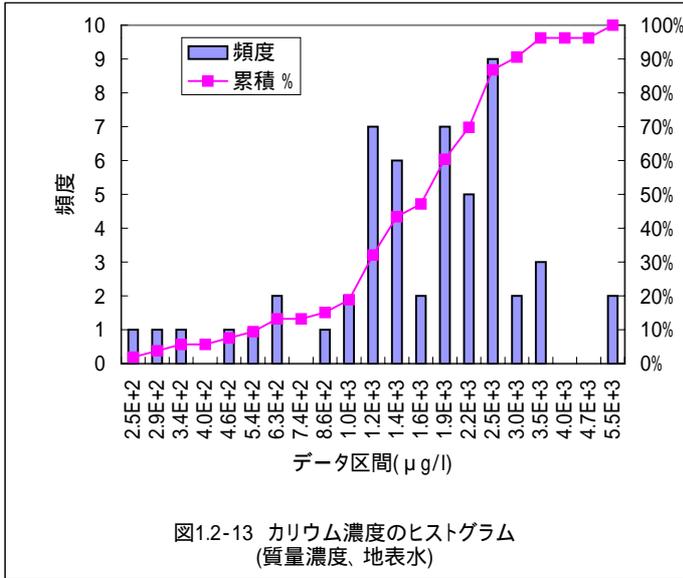


図1.2-13 カリウム濃度のヒストグラム
(質量濃度、地表水)

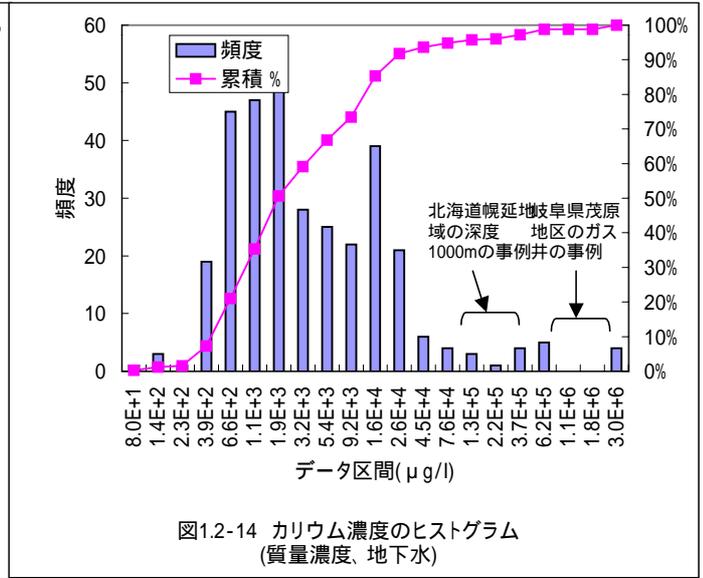


図1.2-14 カリウム濃度のヒストグラム
(質量濃度、地下水)

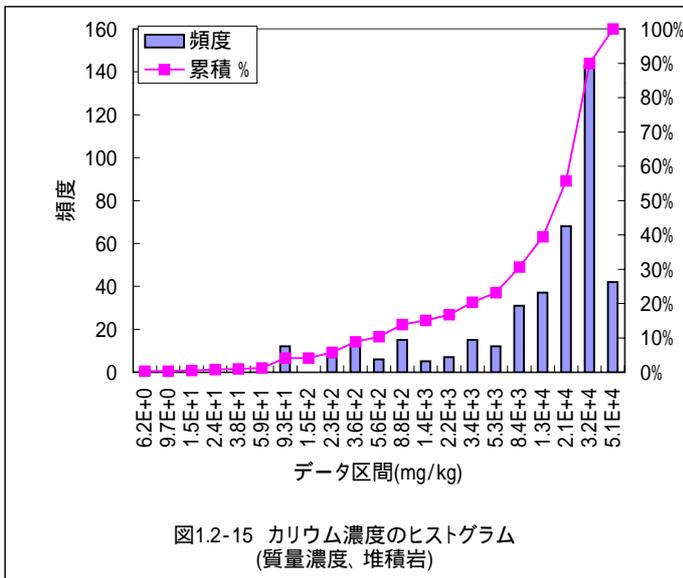


図1.2-15 カリウム濃度のヒストグラム
(質量濃度、堆積岩)

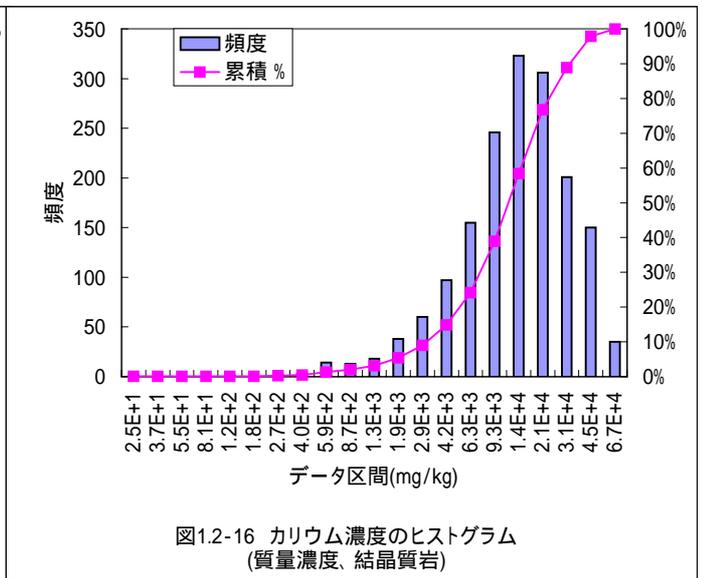


図1.2-16 カリウム濃度のヒストグラム
(質量濃度、結晶質岩)

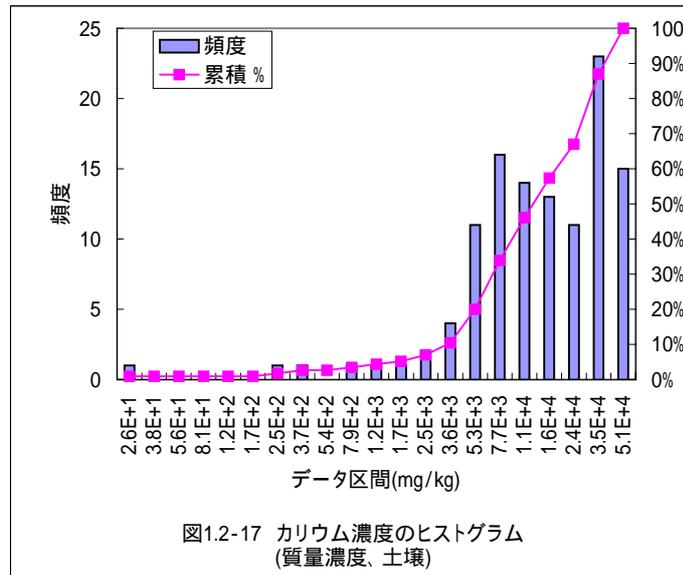


図1.2-17 カリウム濃度のヒストグラム
(質量濃度、土壌)

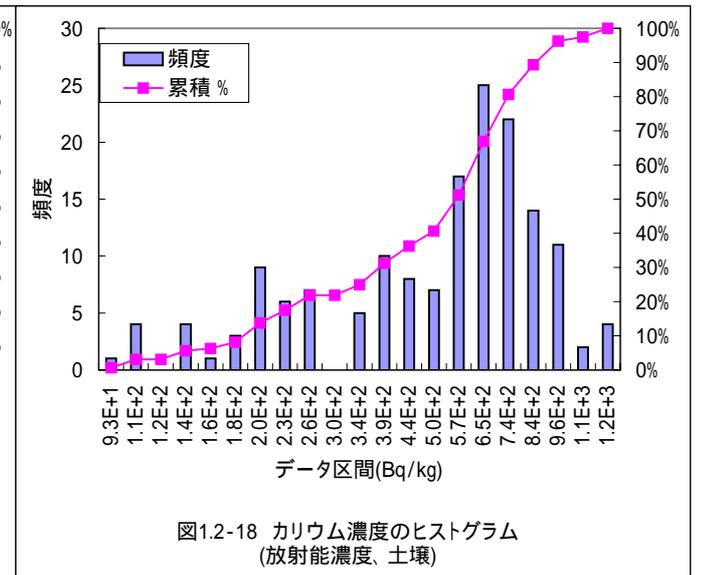
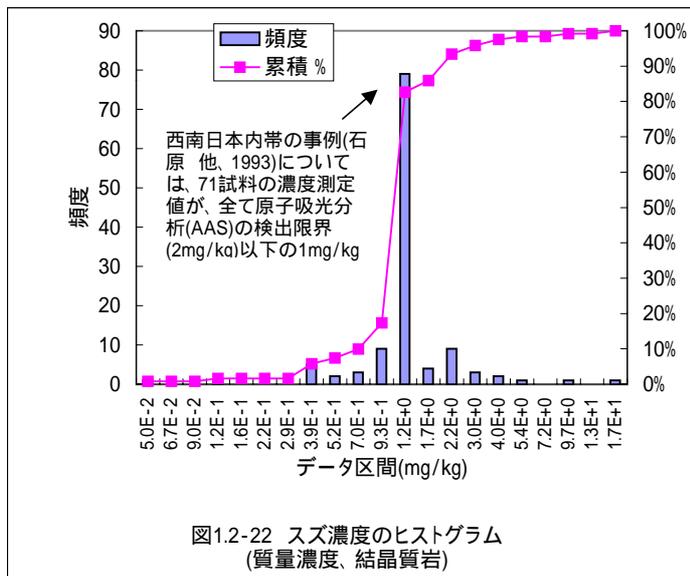
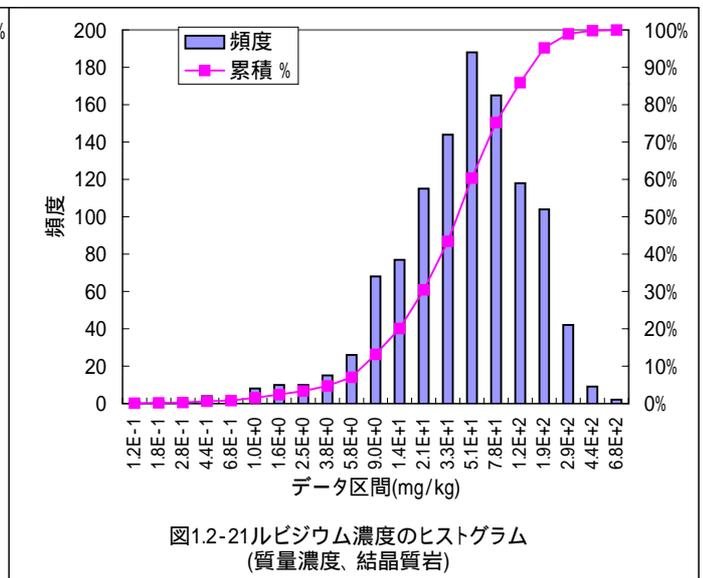
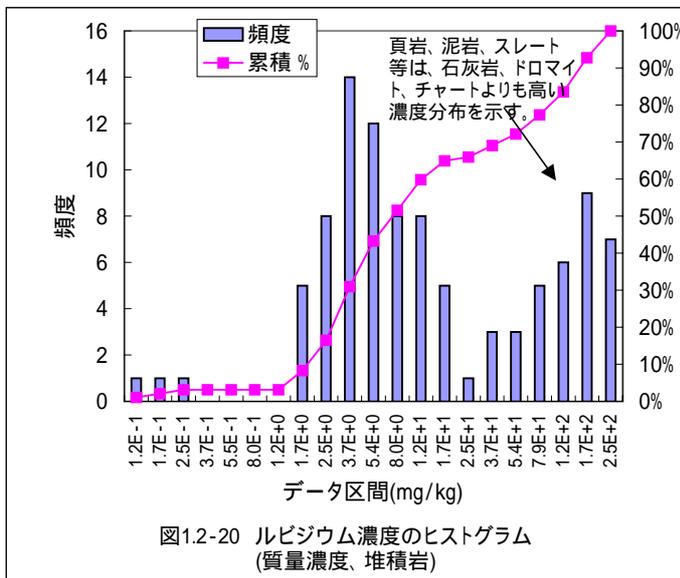
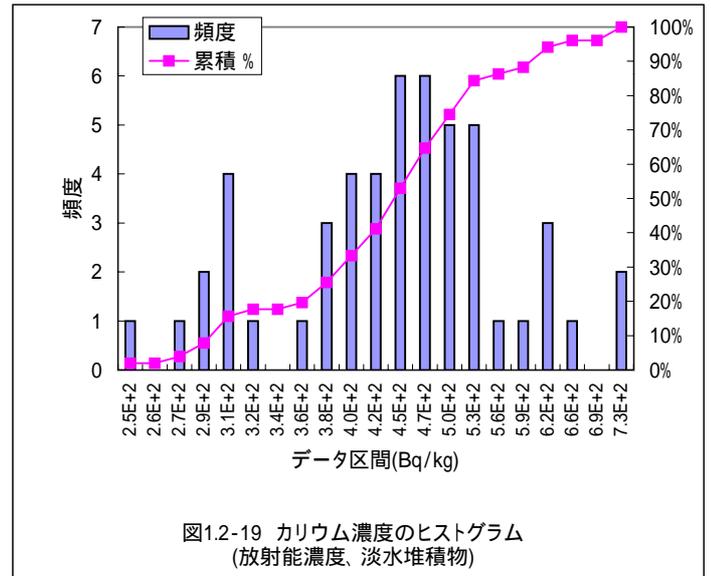
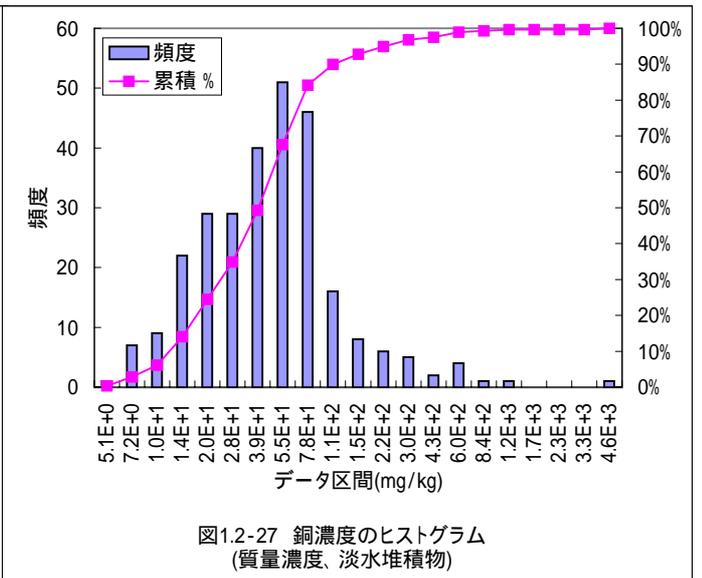
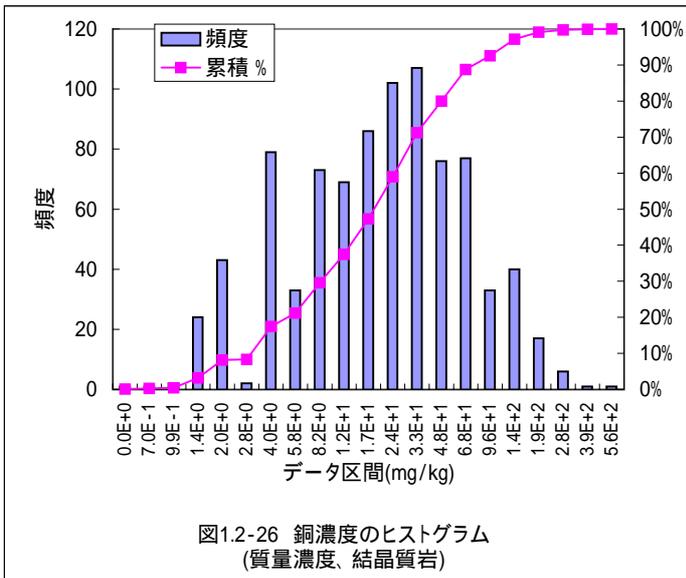
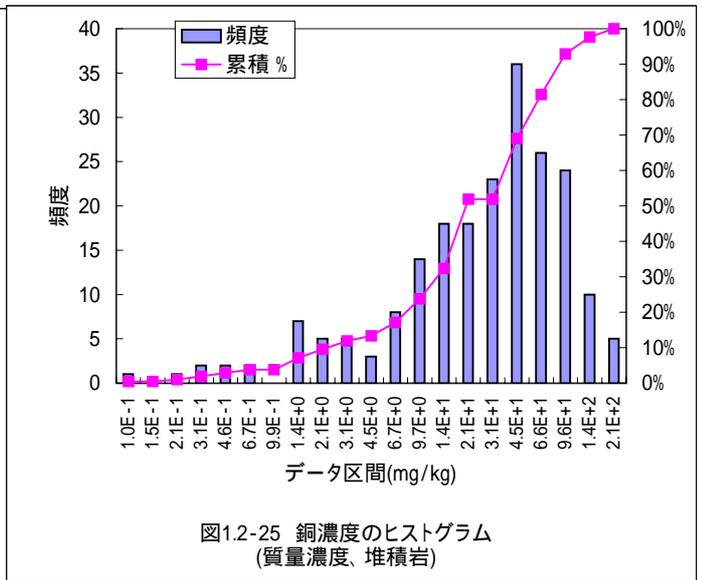
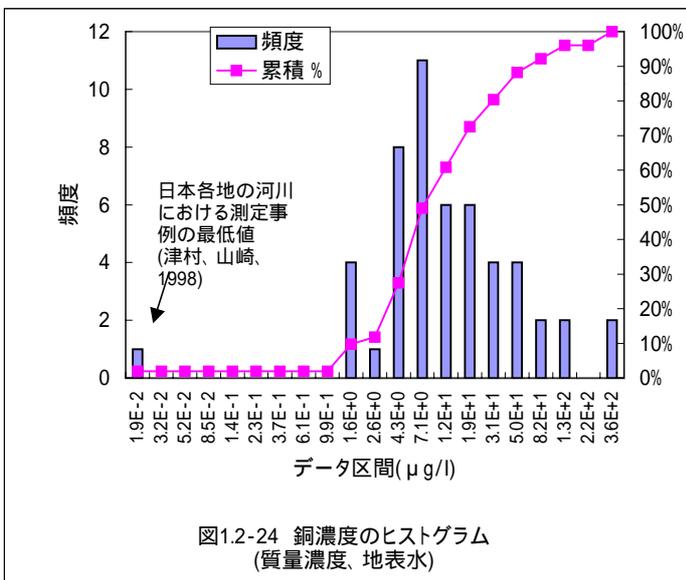
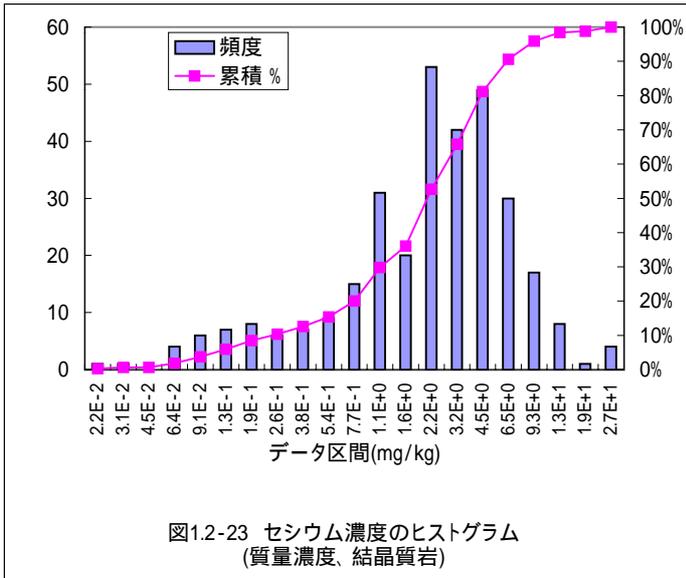
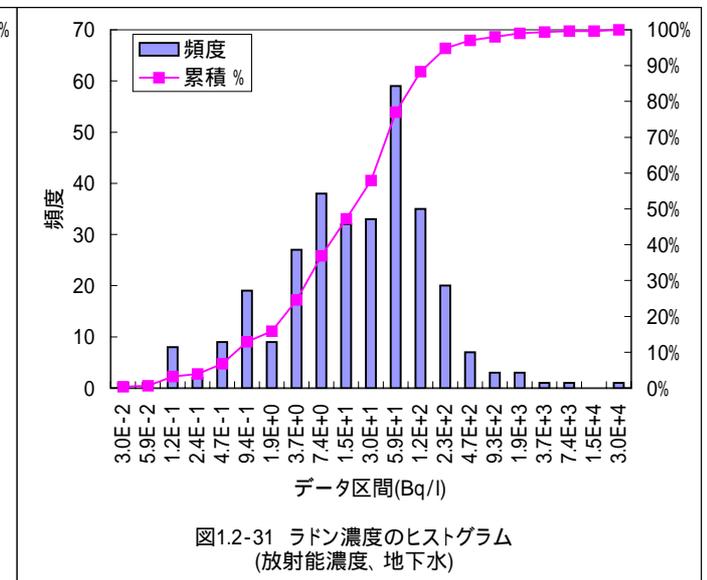
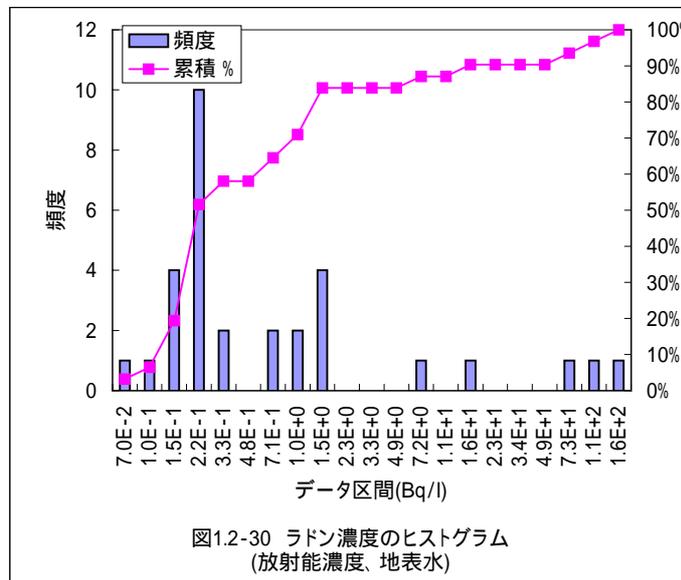
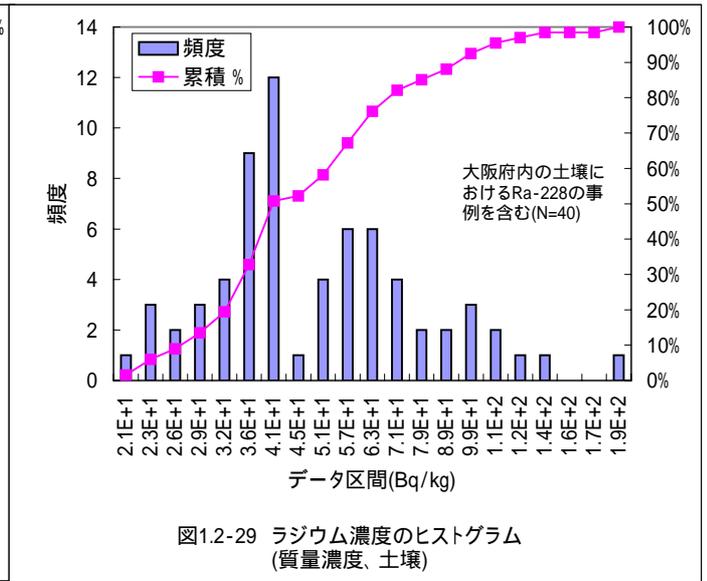
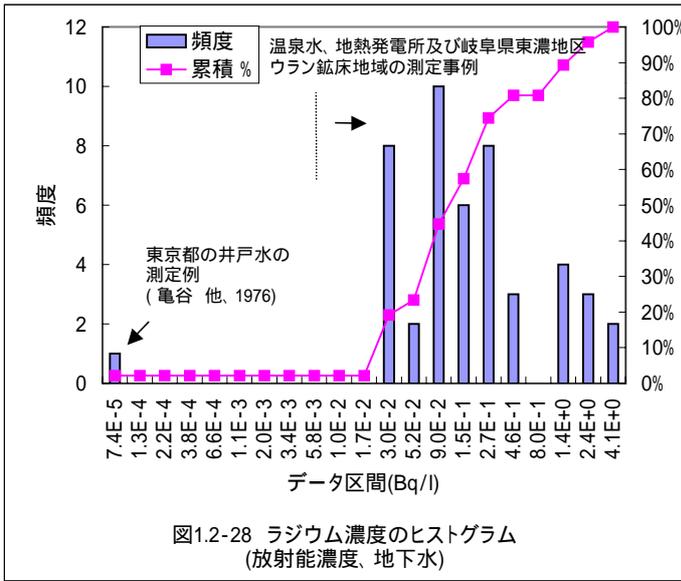


図1.2-18 カリウム濃度のヒストグラム
(放射能濃度、土壌)

カリウムの淡水堆積物中濃度データ数30以下







1.3 濃度データの収集結果の分析

前節においては、調査対象の9元素(U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn)について、文献収集によって得られた全ての濃度データを整理し、濃度の平均値、最大値、最小値、中央値及び標準偏差を算出(表 1.2-1 参照)するとともに、データ数が30以上収集された濃度データについて媒体ごとのヒストグラムを作成した(図 1.2-1~図 1.2-32 参照)。本節では、この濃度データの整理結果について、収集データの元素濃度の分布範囲、収集事例数や主な試料採取地域等の内訳を簡単に記述し、各媒体の元素濃度について分析・考察を行うこととする。

1.3.1. U

(1) 地表水

河川水中のU濃度については、津村らにより比較的良くまとめられており、24河川の平均として、0.0146 µg/l(津村 他、1991)、57河川の平均として0.0289±0.0328 µg/l、11湖沼の平均値として0.0235±0.0299 µg/l(津村、山崎、1992)といったデータが取得されている。最近では、全国82の河川の平均値として0.0254 µg/l(津村、山崎、1998)(採取地点は図 1.3.1-1に示す)という調査結果が得られている。これに加えて、U-238の放射能濃度として得られた日本各地の23河川の平均値2.71E-4Bq/l(0.0219 µg/l*)(亀谷 他、1991)(採取地点は図 1.3.1-5に示す)、琵琶湖流入16河川の平均値3.1E-4Bq/l(0.0251 µg/l)(採取場所は図 1.3.1-6に示す)(金沢大学、1994)もほぼ同様の結果を示していた。以上のように、代表的な河川中のU濃度は、0.015~0.025 µg/l程度であると整理することができる。

サイトスペシフィックな事例としては、那珂川、桜川、荒川の3河川のデータ(N=6、平均0.0174 µg/l)(津村 他、1991)、岐阜県土岐市のデータ(N=24、平均0.389 µg/l)(名古屋大学プラズマ研、1986)、つくば市における雨水のU濃度の取得事例(N=14、平均4.12E-3 µg/l)等が得られた。このように河川水中のU濃度は地域によって1桁以上変動があることが明らかとなった。

なお、水道水中のU濃度については、平成10年6月より、「監視項目」に指定されており、指針値として2 µg/l以下(暫定)とされている。今回の調査結果と比較すると、一般的な河川水中のU濃度は、この指針値よりも1/100程度小さな値であるといえる。

* : U濃度の換算は、濃度の比較を容易にするため、U-238の半減期4.47E9年、同位体存在比99.27%という一定の仮定に基づいて算出した結果を付記する。

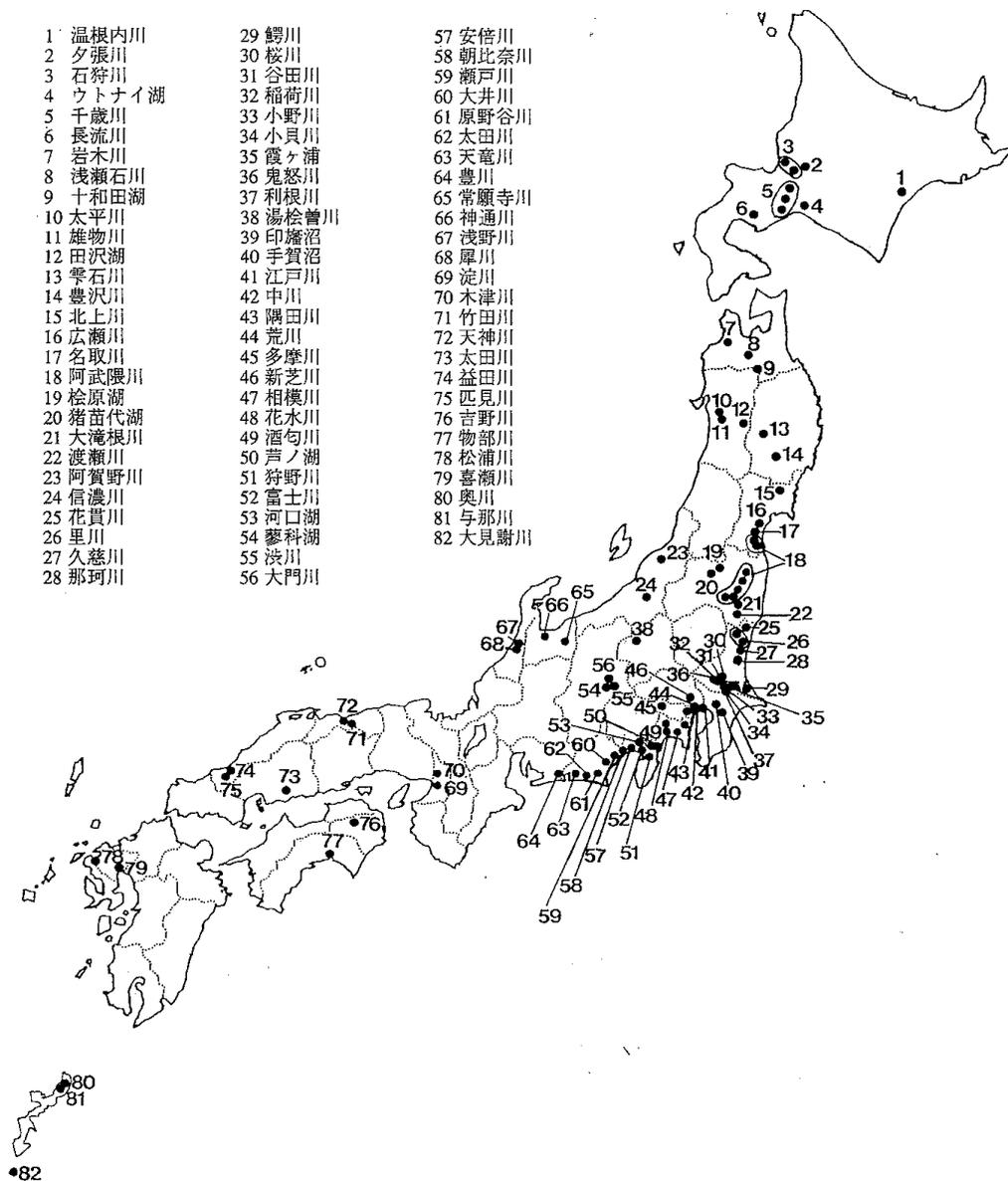


図 1 河川水採取場所

図 1.3.1-1 全国 82 の河川における河川水採取場所 (津村、山崎、1998)

表 1.3.1-1 河川水の U、Th 濃度の測定事例 (津村、山崎、1998)

表 2 河川水のランタノイド, Th, U 濃度 (ng/l)

元素	分析試料	算術平均値	標準偏差	最大値	最小値	中央値
La	109	25.0	42.0	221	0.53	11.6
Ce	109	39.1	79.3	442	0.46	15.3
Pr	109	7.0	12.7	81.4	0.05	3.1
Nd	109	32.5	67.0	529	2.0	13.2
Sm	109	6.4	13.2	113	0.05	3.2
Eu	109	2.3	4.4	37.9	0.04	1.1
Gd	109	9.2	19.7	158	0.04	3.8
Tb	109	1.2	2.7	22.7	0.05	0.5
Dy	109	7.7	17.7	158	0.39	3.9
Ho	109	1.9	3.9	34.9	0.09	0.9
Er	109	5.9	10.8	94.1	0.25	3.3
Tm	109	1.1	1.7	14.2	0.04	0.5
Yb	109	6.5	10.7	92.4	0.22	3.7
Lu	109	1.3	1.8	12.8	0.04	0.8
Th	109	3.5	8.5	76.3	0.05	1.2
U	109	25.4	29.3	169	0.87	16.6

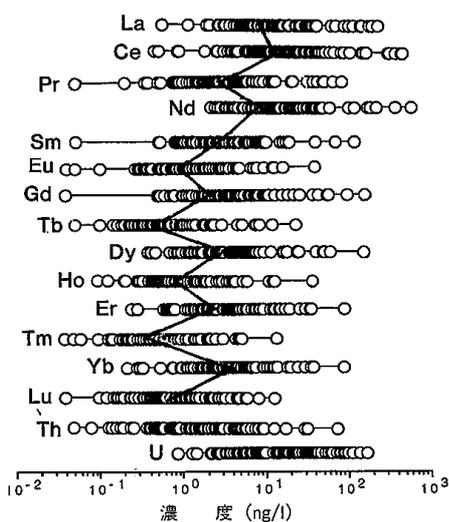


図 1.3.1-4 河川水のランタノイド、Th,U 濃度の分布

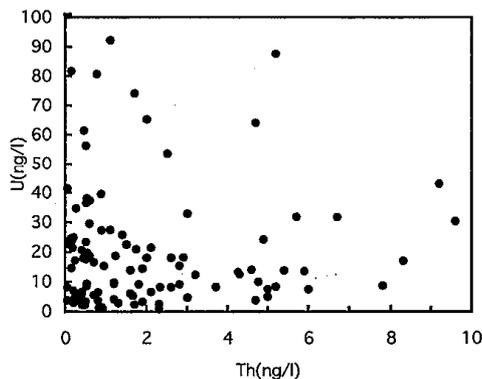


図 1.3.1-3 河川水の Th と U 濃度の関係

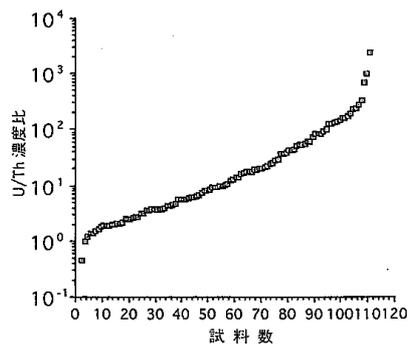


図 1.3.1-2 河川水の U/Th 濃度比



図 1.3.1-5 日本全国の河川水採取地点 (亀谷, 他, 1991).

表 1.3.1-2 日本各地の主な河川における ^{238}U 及び ^{234}U 濃度 (亀谷, 他, 1991)

No.	Name of river	Sampling date	^{238}U (mBq/l)	^{234}U (mBq/l)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	Dissolved salt (mg/l)
1	Tama	1983. 10. 5	0.354±0.023	0.456±0.028	1.29	144
2	Tama	83. 12. 2	0.159±0.017	0.219±0.020	1.38	252
3	Sagami	83. 10. 20	0.165±0.015	0.165±0.015	1.00	100
4	Sakawa	83. 10. 25	0.177±0.018	0.187±0.018	1.06	106
5	Fuji	84. 1. 7	0.405±0.027	0.550±0.031	1.36	120
6	Abe	84. 1. 7	0.091±0.015	0.366±0.025	4.02	127
7	Ooi	84. 1. 7	0.078±0.012	0.213±0.020	2.73	102
8	Tenryu	84. 1. 7	0.641±0.033	0.828±0.038	1.29	92
9	Yahagi	84. 1. 7	0.444±0.028	0.452±0.028	1.02	68
10	Kiso	84. 1. 7	0.275±0.022	0.416±0.027	1.51	55
11	Fuji	84. 5. 12	0.416±0.027	0.601±0.033	1.44	—
12	Abe	84. 5. 12	0.112±0.014	0.189±0.019	1.70	—
13	Ooi	84. 5. 12	0.141±0.016	0.426±0.027	3.02	—
14	Tenryu	84. 5. 12	0.768±0.036	0.988±0.042	1.29	—
15	Yahagi	84. 5. 12	0.436±0.028	0.492±0.030	1.13	—
16	Kiso	84. 5. 12	0.060±0.010	0.152±0.017	2.53	—
17	Asahi(Kuse)	86. 8. 11	0.087±0.008	0.122±0.010	1.40	51
18	Asahi(Tatebe)	86. 8. 11	0.179±0.012	0.258±0.014	1.44	119
19	Tone(Minakami)	87. 12. 3	0.312±0.015	0.408±0.017	1.31	41
20	Tone(Takasaki)	87. 12. 3	0.152±0.011	0.188±0.012	1.24	183
21	Tone(Tatebayashi)	87. 12. 3	0.302±0.015	0.382±0.017	1.26	220
22	Naka	88. 5. 28	0.111±0.006	0.132±0.007	1.19	100
23	Kuji	88. 5. 28	0.262±0.010	0.337±0.012	1.29	70
24	Yoshii	88. 11. 24	0.342±0.011	0.467±0.013	1.37	63
25	Kitsu	90. 4. 17	0.231±0.015	0.249±0.015	1.08	100
26	Uji	90. 4. 17	0.450±0.021	0.546±0.023	1.21	89
27	Katsura	90. 4. 17	0.158±0.012	0.184±0.013	1.16	130
28	Sea water (Enoshima)	83. 9. 26	18.46 ±0.71	21.32 ±0.76	1.15	—

Table 1 ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb and ^{210}Po concentration of river waters flowing into Lake BIWA. (Aug.10 or Aug. 13, 1993)

River	SS (mg/L)	Dissolve Phase (mBq/L)				Particulate Phase (mBq/L)			
		U-238	U-234	Pb-210	Po-210	U-238	U-234	Pb-210	Po-210
Yogo	3.8	0.077 ± 0.005	0.104 ± 0.005	0.61 ± 0.05	0.24 ± 0.02	0.068 ± 0.006	0.082 ± 0.007	0.76 ± 0.06	0.49 ± 0.05
Ane	2.7	0.571 ± 0.031	0.732 ± 0.037	0.40 ± 0.03	0.21 ± 0.02	0.103 ± 0.005	0.102 ± 0.005	0.82 ± 0.06	0.44 ± 0.07
Amano	6.1	0.598 ± 0.025	0.962 ± 0.037	0.36 ± 0.03	0.21 ± 0.02	0.093 ± 0.005	0.107 ± 0.005	1.75 ± 0.10	0.95 ± 0.11
Seri	3.8	0.574 ± 0.024	1.281 ± 0.046	0.31 ± 0.03	0.25 ± 0.02	0.054 ± 0.005	0.074 ± 0.006	0.68 ± 0.06	0.56 ± 0.07
Inugami	3.9	0.120 ± 0.007	0.146 ± 0.008	0.35 ± 0.02	0.44 ± 0.03	0.070 ± 0.006	0.081 ± 0.007	0.93 ± 0.08	0.60 ± 0.06
Uso	6.2	0.228 ± 0.012	0.290 ± 0.014	0.26 ± 0.03	0.36 ± 0.03	0.145 ± 0.009	0.154 ± 0.010	1.07 ± 0.09	0.83 ± 0.07
Aichi	2.1	0.383 ± 0.016	0.619 ± 0.023	0.54 ± 0.04	0.41 ± 0.03	0.052 ± 0.004	0.057 ± 0.004	0.44 ± 0.03	0.31 ± 0.06
Chomyoji	18.3	0.222 ± 0.011	0.250 ± 0.012	0.25 ± 0.03	0.42 ± 0.03	0.573 ± 0.025	0.587 ± 0.025	2.61 ± 0.15	3.47 ± 0.21
Hiro	12.0	0.469 ± 0.022	0.498 ± 0.023	0.37 ± 0.03	0.49 ± 0.03	0.295 ± 0.015	0.302 ± 0.015	1.33 ± 0.11	1.15 ± 0.09
Yasu-1	179.7	0.225 ± 0.010	0.293 ± 0.013	0.41 ± 0.04	0.36 ± 0.03				
Yasu-2	15.4	0.247 ± 0.012	0.294 ± 0.013	0.20 ± 0.02	0.21 ± 0.02	0.595 ± 0.025	0.610 ± 0.025	1.32 ± 0.11	1.12 ± 0.05
Chinai	1.8	0.246 ± 0.014	0.336 ± 0.017	0.61 ± 0.05	0.32 ± 0.03	0.143 ± 0.013	0.163 ± 0.015	0.75 ± 0.04	0.78 ± 0.05
Ishida	2.0	0.037 ± 0.004	0.054 ± 0.005	0.28 ± 0.04	0.29 ± 0.02	0.061 ± 0.006	0.066 ± 0.007	0.77 ± 0.04	0.63 ± 0.03
Azumi	5.3	0.064 ± 0.005	0.081 ± 0.006	0.18 ± 0.02	0.24 ± 0.02	0.171 ± 0.023	0.185 ± 0.024	0.53 ± 0.04	0.54 ± 0.03
Kamo	6.6	0.535 ± 0.026	0.672 ± 0.031	0.36 ± 0.03	0.32 ± 0.03	0.528 ± 0.043	0.632 ± 0.050	1.16 ± 0.05	1.27 ± 0.07
Seta	3.8	0.360 ± 0.015	0.415 ± 0.016	0.18 ± 0.02	0.19 ± 0.02	0.083 ± 0.006	0.091 ± 0.006	0.70 ± 0.06	0.44 ± 0.03

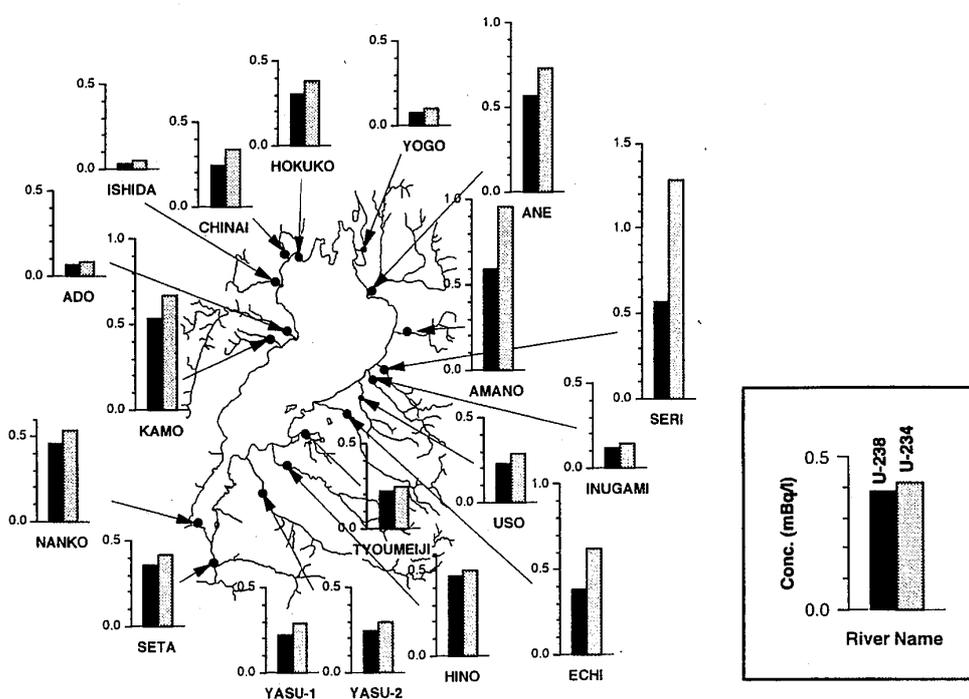


Fig. 1 Sampling points of river waters and concentrations of dissolved uranium.

図 1.3.1-6 河川水の採取場所及び溶存ウラン濃度(金沢大学、1994)

(2) 地下水

地下水中の U 濃度のデータは収集数が限られているが、沖縄本島における地下水中の U 濃度を調査した事例によると、平均 $2.24\text{E-}3\text{Bq/l}$ ($0.182\ \mu\text{g/l}$, $N=29$) (友寄 他、1997)、日本各地のミネラルウォーター中の U 濃度の調査事例によると、平均 $0.849\ \mu\text{g/l}$ (ただし、中央値 $0.0233\ \mu\text{g/l}$ 、範囲 $3.97\text{E-}4 \sim 7.94\ \mu\text{g/l}$, $N=20$)、山陰地方の湧水の調査事例 (亀谷、松村、1992) によると、平均 0.126Bq/l ($10.2\ \mu\text{g/l}$) (中央値 3.28Bq/l ($0.041\ \mu\text{g/l}$))、範囲

0.06(7.4E-4 µg/l) ~ 35.4Bq/l(0.44 µg/l)、N=10)であった。岐阜県東濃鉦山の事例(核燃料サイクル開発機構、1999)では、0.023 µg/l、0.002 µg/l の値を示しており、沖縄本島及び山陰地方における濃度範囲と整合していた。これに対して、収集データのうち最も高い濃度を示した北海道幌延地域の湧水中の U 濃度は、1000 µg/l を超える高濃度であった(核燃料サイクル開発機構、1999)。

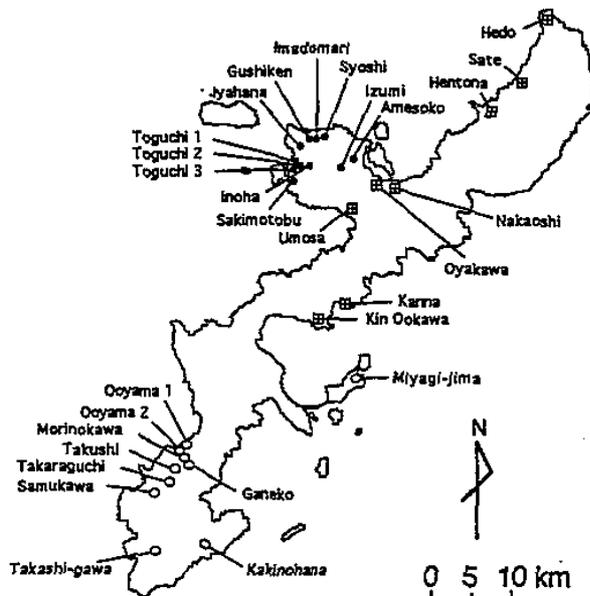


図 1.3.1-7 沖縄本島における地下水採取地点 (友寄 他、1997)

表 1.3.1-3 沖縄本島における ^{238}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb 及び ^{210}Po 濃度(友寄 他、1997)

	^{238}U [mBq/L]	^{234}U [mBq/L]	^{226}Ra [mBq/L]	^{228}Ra [mBq/L]	^{222}Rn [Bq/L]	^{210}Pb [mBq/L]	^{210}Po [mBq/L]
Motobu area							
Inoha	1.12 ± 0.08	4.48 ± 0.20	2.14 ± 0.16	2.38 ± 0.36	18.2 ± 1.6	-	-
Sakinotobu	0.68 ± 0.03	2.30 ± 0.08	0.60 ± 0.05	0.35 ± 0.18	11.0 ± 1.1	-	-
Syoshi	1.43 ± 0.08	4.20 ± 0.17	0.84 ± 0.07	0.87 ± 0.14	24.5 ± 2.1	3.00 ± 0.80	0.65 ± 0.07
Gushiken	2.23 ± 0.13	6.03 ± 0.23	2.12 ± 0.09	0.43 ± 0.14	33.0 ± 2.6	6.43 ± 1.37	0.60 ± 0.15
Jyahana	2.28 ± 0.08	6.12 ± 0.17	2.84 ± 0.20	1.73 ± 0.46	27.9 ± 2.5	-	-
Imadamari	2.92 ± 0.18	6.97 ± 0.33	1.47 ± 0.12	1.01 ± 0.26	16.6 ± 1.5	-	-
Toguchi-1	3.20 ± 0.20	7.27 ± 0.32	8.86 ± 0.17	7.95 ± 0.17	-	3.93 ± 0.03	2.75 ± 0.18
Toguchi-2	2.17 ± 0.08	4.32 ± 0.15	1.97 ± 0.14	0.83 ± 0.28	24.3 ± 2.1	-	-
Toguchi-3	0.90 ± 0.07	1.53 ± 0.10	-	-	-	-	-
Izumi	2.98 ± 0.20	4.28 ± 0.27	2.81 ± 0.51	2.64 ± 1.48	11.9 ± 1.1	-	-
Amesoko	3.55 ± 0.48	3.55 ± 0.48	2.53 ± 0.12	3.22 ± 0.12	-	2.65 ± 0.03	1.08 ± 0.13
Sea water	26.5 ± 0.9	29.9 ± 1.0	-	-	-	-	-
Central-Southern part							
Ganeko	2.97 ± 0.20	3.42 ± 0.22	2.16 ± 0.09	2.16 ± 0.16	7.4 ± 0.7	3.28 ± 0.73	0.58 ± 0.08
Morinokawa	3.10 ± 0.12	3.15 ± 0.12	1.59 ± 0.09	0.81 ± 0.15	12.8 ± 1.2	2.08 ± 0.38	0.76 ± 0.05
Ooyama-1	3.05 ± 0.13	3.12 ± 0.12	2.16 ± 0.14	1.03 ± 0.14	17.7 ± 0.5	-	-
Ooyama-2	4.15 ± 0.12	4.18 ± 0.13	2.37 ± 0.07	1.30 ± 0.14	27.9 ± 2.4	4.73 ± 1.75	0.38 ± 0.07
Takaraguchi	3.08 ± 0.22	3.50 ± 0.23	1.84 ± 0.07	2.14 ± 0.17	8.2 ± 0.3	2.35 ± 0.30	1.07 ± 0.12
Kakinohana	1.78 ± 0.07	1.95 ± 0.07	0.18 ± 0.05	0.96 ± 0.10	-	-	-
Samukawa	2.58 ± 0.25	3.27 ± 0.27	3.02 ± 0.17	2.53 ± 0.18	-	-	-
Takushi	2.87 ± 0.12	2.72 ± 0.10	1.81 ± 0.13	1.28 ± 0.14	5.4 ± 0.3	-	-
Takashi-gawa	2.35 ± 0.12	2.58 ± 0.12	0.89 ± 0.19	0.46 ± 0.13	8.4 ± 0.8	-	-
Miyagi-jima	3.42 ± 0.17	3.97 ± 0.18	1.87 ± 0.20	1.83 ± 0.26	-	-	-
Northern part							
Sate	1.70 ± 0.08	2.45 ± 0.10	-	-	-	51.4 ± 2.2	7.35 ± 0.47
Hentona	1.33 ± 0.08	1.40 ± 0.08	-	-	-	19.8 ± 0.9	6.60 ± 0.42
Hedo	0.23 ± 0.03	0.18 ± 0.03	-	-	-	16.7 ± 0.7	7.10 ± 0.42
Oyakawa	0.32 ± 0.03	0.40 ± 0.05	-	-	-	7.68 ± 0.50	1.18 ± 0.08
Nakaoshi	1.40 ± 0.08	1.37 ± 0.08	-	-	-	2.95 ± 0.27	1.05 ± 0.08
Umosa	4.17 ± 0.42	2.97 ± 0.35	3.03 ± 0.13	3.40 ± 0.03	-	2.92 ± 0.33	2.38 ± 0.15
Kin-Ookawa	0.98 ± 0.03	1.25 ± 0.03	1.23 ± 0.15	1.31 ± 0.35	7.9 ± 0.3	3.05 ± 0.30	0.70 ± 0.10
Kanna	2.10 ± 0.22	2.62 ± 0.25	2.30 ± 0.17	3.08 ± 0.17	-	2.33 ± 0.03	0.32 ± 0.05

-: No data

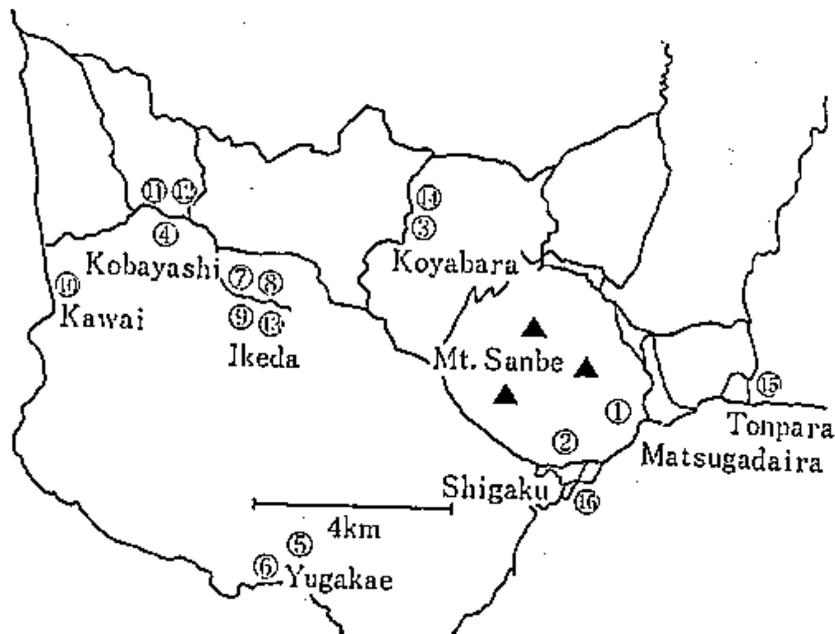


図 1.3.1-8 三瓶山地方における温泉水の採取場所 (亀谷、松村、1992)

表 1.3.1-4 三瓶山地方における ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra 及び ^{228}Ra 濃度 (亀谷、松村、1992)

No.	Sampling place	238-U(pCi/l)	238-U(mBq/l)	234-U(pCi/l)	234-U(mBq/l)	234-U/238-U
1	Matsugadaira	0.06	2.22	0.07	2.59	1.17
2	Shigaku	0.02	0.74	0.03	1.11	1.50
3	Koyabara	0.16	5.92	0.25	9.25	1.56
4	Kobayashi	6.25	231.25	10.45	386.65	1.67
5	Yugakae I	1.89	69.93	3.23	119.51	1.71
6	Yugakae II	0.30	11.10	0.45	16.65	1.50
7	Ikeda I	3.55	131.35	7.11	263.07	2.00
8	Ikeda II	10.00	370.00	23.69	876.53	2.37
9	Ikeda III	11.81	436.97	24.76	916.12	2.10
10	Kawai	0.10	3.70	0.22	8.14	2.20
No.	Sampling place	226-Ra(pCi/l)	226-Ra(mBq/l)	228-Ra(pCi/l)	228-Ra(mBq/l)	228Ra/226Ra
1	Matsugadaira	2.3	85.1	1.8	66.6	0.78
2	Shigaku	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-
3	Koyabara	7.2	266.4	1.8	66.6	0.25
4	Kobayashi	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-
5	Yugakae I	34.5	1276.5	20.4	754.8	0.59
6	Yugakae II	5.6	207.2	N.D.	N.D.	-
7	Ikeda I	8.5	314.5	N.D.	N.D.	-
8	Ikeda II	52.6	1946.2	16.9	625.3	0.32
9	Ikeda III	31.5	1165.5	16.3	603.1	0.52
10	Kawai	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-

表 1.3.1-5 河川水及び水道水の ^{238}U , ^{234}U 及び ^{226}Ra 濃度 (亀谷、松村、1992)

No.	Sampling place	238-U (pCi/l)	238-U (mBq/l)	234-U (pCi/l)	234-U (mBq/l)	234-U/238-U	226Ra (pCi/l)	226Ra (mBq/l)
11	Kobayashi(river water)	0.27	9.99	0.32	11.84	1.18	0.37	13.69
12	Kobayashi(tap water)	0.06	2.22	0.07	2.59	1.16	0.05	1.85
13	Ikeda(river water)	0.11	4.07	0.18	6.66	1.63	0.27	9.99
14	Koyabara(river water)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	0.03	1.11
15	Tonpara(river water)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.
16	Shigaku(tap water)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.

(3) 堆積岩

国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、堆積岩中の U-238 濃度は、15~44Bq/kg(1.2~3.6mg/kg)の範囲にあるとされている。

本調査においては、質量濃度データとして 168 事例が収集されており、その平均は 2.89±2.28mg/kg(中央値 2.66mg/kg、範囲 0.50~12.6mg/kg)であった。岩の種類としては、石灰岩、砂岩、泥岩、頁岩、粘板岩、シルト、チャート等が収集されており、南部北上帯の砂岩、シルト、粘板岩、石灰岩のデータ (N=92; 金谷、片田、1984)、喜界島の石灰岩のデータ (N=35;

大村 他 2000)が代表的な収集データである。収集データのうち、西南西日本内帯におけるチャート及びシルトの測定データ(石原 他、1993)は、U 濃度が 0.1mg/kg 以下となっており、収集データの中では低い値となっていた。また、秋田県男鹿半島の珪質頁岩に関する調査事例(木村 他、1999)では、平均 6.97mg/kg(範囲 3.79 ~ 12.63mg/kg、N=24)とやや高い値を示した。

岩石標準試料としては、北海道(石灰岩)、宮城(スレート)、栃木(チャート)の 5 試料について測定結果が取りまとめられており、U 濃度は 0.736 ~ 2.92mg/kg の狭い分布範囲を示していた。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が低い事例や高い事例を含むが、その濃度範囲は既往の知見と整合していた。

(4) 結晶質岩

国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、結晶質岩中の U-238 濃度は、0.4 ~ 59.3Bq/kg(0.032 ~ 4.8mg/kg)の範囲にあり、塩基性岩(玄武岩など)よりも酸性岩(花崗岩など)の含有量が高いとされている。

本調査においては、U の質量濃度データとして 188 事例が収集されており、平均は 1.88 ± 3.19 mg/kg(中央値 0.675mg/kg、範囲 0.009 ~ 20.8mg/kg)であった。岩の種類としては、花崗岩、安山岩、玄武岩、流紋岩、斑レイ岩のほか、変成岩等が収集された。地域としては、北海道、兵庫、中国地方における収集データ数が豊富であったが、岩石標準試料(平均 2.92mg/kg、範囲 0.036 ~ 11.3mg/kg)のように、北海道、本州、九州、四国各地の 17 試料(表 1.1-1 参照)について N=404 の測定結果を収集した事例もあった。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が低い事例や高い事例を含むが、その濃度範囲は既往の知見と整合していた。

なお、収集データのうち、西南日本内帯の調査結果(石原ら、1993)については、U 濃度の蛍光法による測定下限が 0.5mg/kg であり、濃度の低いデータが 0.1mg/kg と記載されていた点には留意する必要がある。

(5) 土壌

国連科学委員会報告(2000)によると、わが国の土壌中の U-238 濃度は、平均 29Bq/kg(2.35mg/kg)、範囲 2-59Bq/kg(0.16-4.78mg/kg)とまとめられている。

本調査においては、質量濃度データとして 68、放射能濃度として 60 事例が収集されており、それぞれの濃度は、 1.81 ± 0.914 mg/kg(中央値 1.66mg/kg、範囲 0.258 ~ 5.51mg/kg)、平均 35.3

± 19.3Bq/kg(中央値 31.4 Bq/kg、範囲 6.66 ~ 128 Bq/kg)と整理されており、これらの土壤中 U 濃度の平均値は概ね一致していた。収集データは、日本全国を対象として、4 ~ 11 個の試料の平均値を各地域(地域区分を図 1.3.1-9 に示す)の平均として取りまとめた事例(Yamagata and Iwashima, 1967)において、平均 1.33mg/kg(中央値 1.26mg/kg、範囲 0.26 ~ 2.87mg/kg)、日本各地の各種土壌 77 試料のデータを土壌の種類ごとに取りまとめた事例(村松、吉田、1999)において平均 2.11mg/kg、大阪府周辺の土壌を収集した事例(Megumi et al., 1990)において平均 36.35Bq/kg(2.94mg/kg) (中央値 34.80 Bq/kg(2.82mg/kg)、範囲 9.90 ~ 82.2 Bq/kg(0.8 ~ 6.66mg/kg))など、全国的にも特定サイトとしても良くまとまった事例が収集されている。

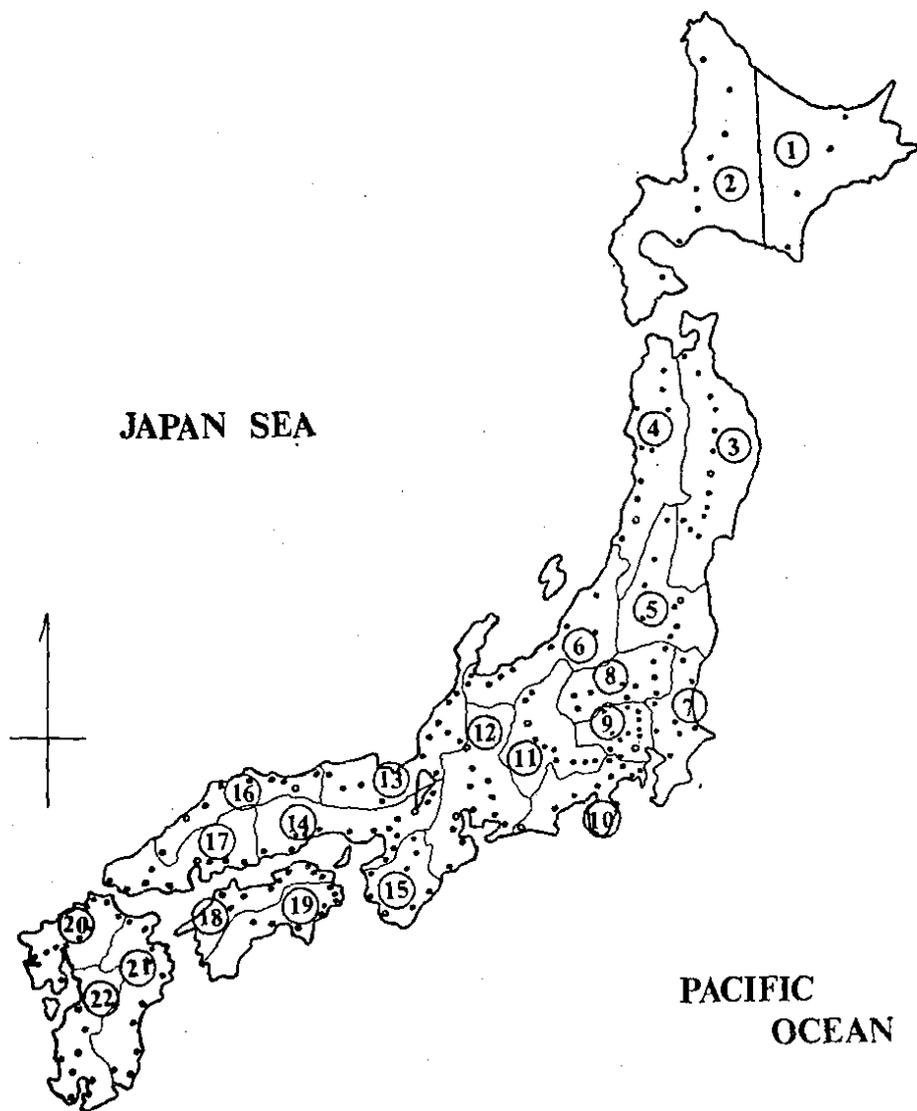


図 1.3.1-9 日本全国の 22 地区への分類 (Yamagata and Iwashima, 1967)

表 1.3.1-6 日本における土壌中の U、Th、K 濃度 (Yamagata and Iwashima, 1967)

No.*	District	Composite of	Surface area (10 ³ km ²)	U (p.p.m.)	Th (p.p.m.)	K (%)
1	East Hokkaido	4	35.7	0.84	3.9	1.22
2	West Hokkaido	7	42.8	0.53	5.6	1.01
3	E. Tohoku	11	27.8	1.67	3.2	0.74
4	W. Tohoku	10	20.7	1.24	4.0	0.79
5	Fukushima	7	18.4	1.04	4.2	1.12
6	Hokuriku	8	16.8	2.89	5.1	2.31
7	E. Kanto	6	11.1	1.11	3.0	0.83
8	N. Kanto	4	12.8	0.26	5.4	1.23
9	W. Kanto	9	5.8	1.08	5.0	1.21
10	Tokai	7	10.1	0.48	3.5	0.72
11	Central	6	18.1	1.67	7.2	1.79
12	Gifu	13	21.3	1.86	8.6	1.98
13	E. San-in	11	16.8	1.61	7.8	2.06
14	E. San-yo	12	17.5	1.17	6.3	2.16
15	Kii	8	8.4	0.99	5.6	1.35
16	W. San-in	7	10.1	1.96	6.2	1.96
17	W. San-yo	5	14.5	1.29	9.3	2.24
18	N. Shikoku	4	7.5	1.59	6.8	2.65
19	S. Shikoku	6	11.3	0.99	7.5	1.81
20	N. Kyushu	11	11.4	1.34	5.7	1.54
21	E. Kyushu	9	14.1	1.73	6.8	1.05
22	W. Kyushu	7	16.5	2.13	4.6	0.95
Total or surface area weighted mean			369.4	1.3	5.6	1.4

Table 2 Concentration of U-238, Ra-228 and K-40 in the soil(0-10 cm) of the Osaka Pref.

Sites	U-238	Ra-228	K-40	
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	
1	23.1 ± 2.0	30.9 ± 2.0	533.5 ± 4.7	4.7
2	60.0 ± 3.0	86.5 ± 1.7	887.2 ± 8.3	8.3
3	26.9 ± 2.1	32.2 ± 2.4	601.7 ± 9.7	9.7
4	25.4 ± 2.1	25.6 ± 1.6	653.3 ± 5.8	5.8
5	43.7 ± 2.6	65.4 ± 2.4	917.4 ± 10.9	10.9
6	40.2 ± 2.5	45.9 ± 2.4	738.9 ± 10.5	10.5
7	29.4 ± 2.2	38.5 ± 2.4	557.2 ± 7.5	7.5
8	52.8 ± 3.2	60.6 ± 2.4	703.9 ± 10.2	10.2
9	46.9 ± 3.3	57.0 ± 2.5	812.4 ± 10.9	10.9
10	26.1 ± 2.0	32.2 ± 2.1	560.2 ± 5.0	5.0
11	22.8 ± 1.8	20.7 ± 2.2	590.7 ± 9.4	9.4
12	43.1 ± 2.8	33.7 ± 2.0	696.1 ± 10.2	10.2
13	29.8 ± 2.5	35.0 ± 2.4	795.7 ± 10.6	10.6
14	34.4 ± 2.1	69.4 ± 2.5	706.7 ± 10.4	10.4
15	30.9 ± 2.4	32.8 ± 3.0	594.4 ± 10.8	10.8
16	41.5 ± 2.5	58.0 ± 1.7	735.0 ± 9.0	9.0
17	28.7 ± 2.0	28.0 ± 2.1	680.0 ± 10.2	10.2
18	37.8 ± 2.8	50.4 ± 3.0	653.5 ± 5.8	5.8
19	34.6 ± 2.8	55.7 ± 4.0	715.4 ± 6.4	6.4
20	37.0 ± 2.6	48.5 ± 3.0	798.5 ± 7.2	7.2
21	31.9 ± 2.5	38.5 ± 3.0	803.5 ± 7.3	7.3
22	30.2 ± 2.5	39.8 ± 3.0	597.6 ± 5.4	5.4
23	67.6 ± 3.4	103.3 ± 3.0	893.1 ± 8.4	8.4
24	22.4 ± 1.9	30.7 ± 3.0	555.9 ± 4.8	4.8
25	21.1 ± 1.6	22.4 ± 1.3	480.6 ± 4.2	4.2
26	39.1 ± 2.6	27.6 ± 2.5	684.4 ± 6.0	6.0
27	22.2 ± 1.7	34.3 ± 2.4	505.2 ± 4.4	4.4
28	42.0 ± 2.4	50.4 ± 2.8	446.7 ± 4.0	4.0
29	19.3 ± 1.5	21.3 ± 2.6	607.0 ± 6.0	6.0
30	43.1 ± 2.8	39.6 ± 2.0	565.9 ± 5.0	5.0
31	24.6 ± 2.0	38.0 ± 2.2	392.8 ± 8.4	8.4
32	30.0 ± 2.4	37.4 ± 2.1	547.0 ± 9.3	9.3
33	24.8 ± 2.2	37.8 ± 2.2	696.7 ± 10.3	10.3
34	38.3 ± 2.4	40.4 ± 2.1	717.2 ± 10.3	10.3
35	54.8 ± 4.4	110.2 ± 2.6	921.1 ± 11.8	11.8
36	35.0 ± 2.5	35.0 ± 2.2	608.1 ± 9.7	9.7
37	82.2 ± 3.8	118.9 ± 2.6	1103.5 ± 12.7	12.7
38	37.8 ± 2.8	90.7 ± 2.5	776.7 ± 10.9	10.9
39	46.7 ± 2.9	59.6 ± 1.7	384.3 ± 6.3	6.3
40	40.0 ± 2.2	57.0 ± 2.7	815.0 ± 7.6	7.6

The soil particles smaller than 10 mesh were measured

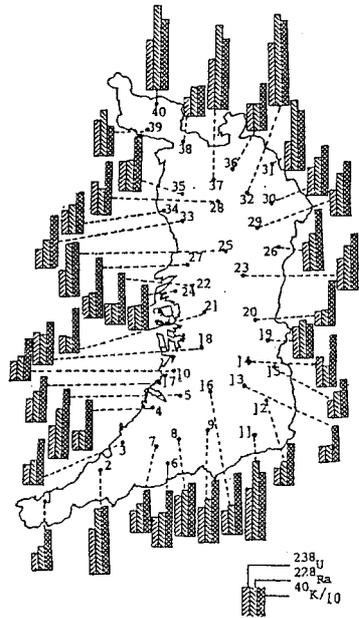


Fig. 3 A map of the distribution of concentrations of ²³⁸U, ²²⁸Ra and ⁴⁰K in the soil collected at 40 sites in the Osaka Pref.

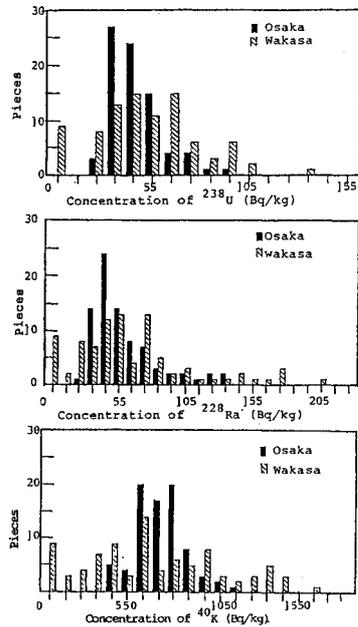


Fig. 4 Frequencies of the concentrations of ²³⁸U, ²²⁸Ra and ⁴⁰K in the soils collected all area of the Osaka Pref. and the Wakasa area.

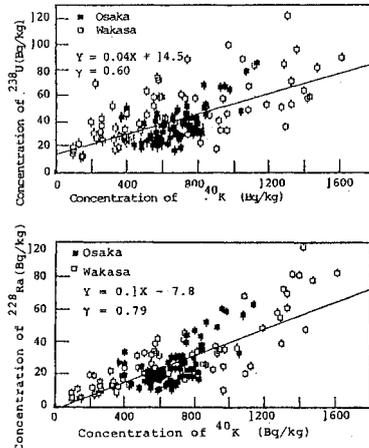


Fig. 5 The correlations of the concentrations of ²³⁸U and ²²⁸Ra and that of ⁴⁰K in the soil collected all area of the Osaka Pref. and the Wakasa area.

図 1.3.1-10 大阪府内の 40 地点における U-238、Ra228、K40 の濃度分布地図 (Megumi et. al., 1990)

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物に関する U 濃度のデータは岩石標準試料で 5 事例、青森県のデータ（青森県、1993）が 5 事例であった。内訳は、岩石標準試料の河川堆積物（茨城）が 1 mg/kg、1.1 mg/kg、1.66mg/kg、湖底堆積物（琵琶湖）が 3.83mg/kg であった。青森県のデータは、河川堆積物が 4.7Bq/kg(0.38 mg/kg)、22 Bq/kg(1.78 mg/kg)、湖底堆積物が 89 Bq/kg(7.21 mg/kg)、110 Bq/kg(8.91 mg/kg)、120 Bq/kg(9.72 mg/kg)であった。

(7) 塩水堆積物

海底堆積物に対する U 濃度データは、97 事例収集されている。その内訳は、鹿児島県噴火湾、東京湾、日本海南部海域の 3 海域のデータからなり、それぞれの海域の平均濃度は、3.37mg/kg、4.49mg/kg、5.91mg/kg であった。3 海域における U 濃度はよく一致しており、全ての事例の平均としては、 4.73 ± 2.91 mg/kg(中央値 4.11mg/kg、範囲 1.71 ~ 18.40mg/kg)となった。

1.3.2. Th

(1) 地表水

河川水中の Th 濃度については、U 濃度と同様に津村らにより良くまとめられており、24 河川の平均として、0.0022 μ g/l(津村 他、1991)、57 河川の平均として 0.0036 \pm 0.006 μ g/l、11 湖沼の平均値として 0.0017 \pm 0.003 μ g/l(津村、山崎、1992)といったデータが取得されている。最近では、全国 82 の河川の平均値として 0.0035 μ g/l(津村、山崎、1998)(採取場所は図 1.3.1-1 に示す)という調査結果が得られている。

サイトスペシフィックな事例としては、那珂川、桜川、荒川の 3 河川のデータ(N=6、平均 0.0013 μ g/l)(津村 他、1991)が得られたが、代表的な河川中の Th 濃度は、0.002 ~ 0.0036 μ g/l 程度であると整理することができる。

この他に、日本各地の 10 河川中のトリウム濃度を調査した事例として、平均 0.064 μ g/l という高い濃度を示すデータが収集されたが、1964 年に発表された文献の記載値であることに留意する必要がある。

(2) 地下水

地下水中の Th 濃度のデータは 2 地域の事例のみであり、収集数が限られている(N=12)。

このうち、岐阜県東濃地域の地下水中 Th 濃度を測定した事例によると、その濃度は 0.06mg/kg(花崗岩、深度約 180m)、0.076mg/kg(堆積岩、深度約 160m)であった(核燃料サイクル開発機構、1999)。もう 1 つの地域事例は、秋田県玉川温泉において、Th-228 の放射能の定量を行った事例(平均 0.32Bq/l)(橋本、久保田、1989)であった。

(3) 堆積岩

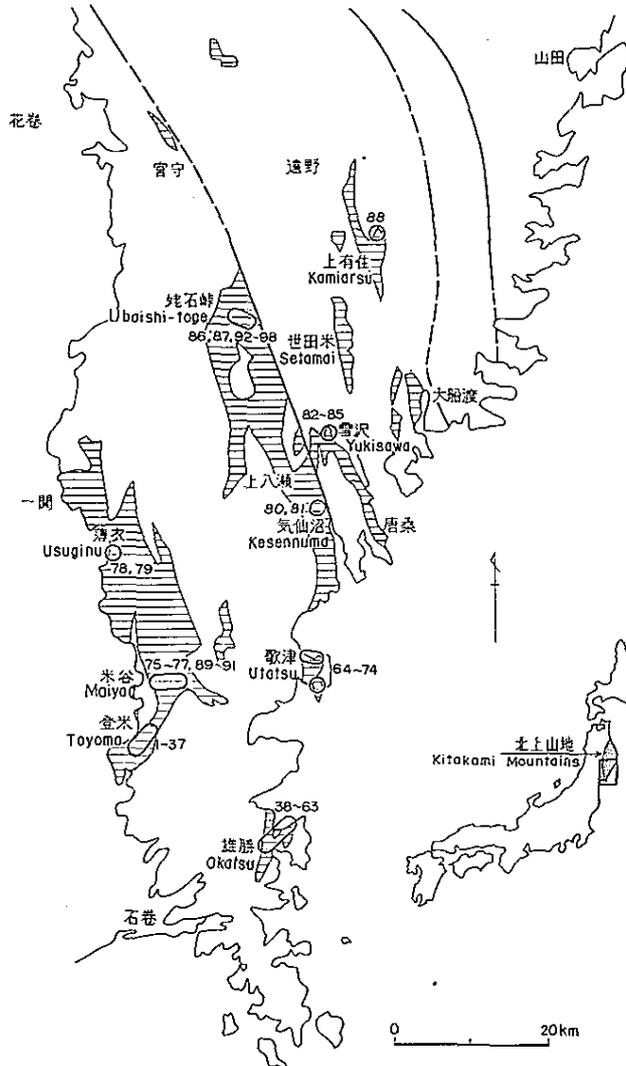
国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、堆積岩中の Th-232 濃度は、5.2 ~ 44Bq/kg(1.3 ~ 10.8mg/kg*)の範囲にあるとされている。

本調査においては、質量濃度データとして 204 事例が収集されており、その平均は 8.00 ± 7.03mg/kg(中央値 7.70mg/kg、範囲 0 ~ 51.4mg/kg)であった。岩の種類としては、石灰岩、砂岩、泥岩、頁岩、粘板岩、シルト、チャート等が収集されており、南部北上帯の砂岩(平均 3.18mg/kg)、シルト(平均 4.6mg/kg)、粘板岩(平均 10.4mg/kg)、石灰岩のデータ(平均 9.04mg/kg、N=92)(金谷、片田 1984)、喜界島の石灰岩のデータ(最大 0.054mg/kg、23 データは 0.02mg/kg 以下、N=30、大村 他 2000)、静岡県西部の凝灰岩(平均 14.6mg/kg)、珪質泥岩(9.53mg/kg)のデータ(N=34)(山本、1984)が代表的な収集データである。

岩石標準試料については、北海道(石灰岩)、宮城(スレート)、栃木(チャート)の 5 試料について測定結果が取りまとめられており、Th 濃度は 0.0287 ~ 11.5 mg/kg の分布範囲を示していた。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が低い事例や高い事例を含むが、その濃度範囲は既往の知見と整合していた。

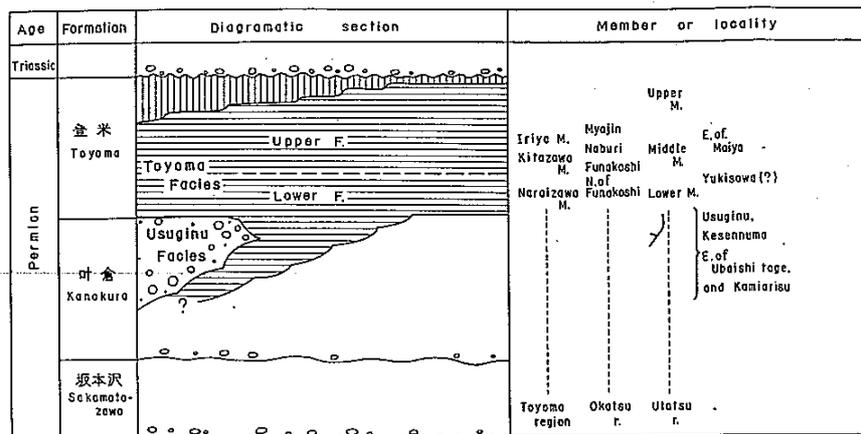
* : Th 濃度の換算は、濃度の比較を容易にするため、Th-232 の半減期 1.41E10 年、同位体存在比 100%という一定の仮定に基づいて算出した結果を付記する。



第1図 登米相・薄衣相の分布と試料採取位置
 Distribution of the Toyoma and Usuginu Facies, and sample localities.
 Shadow: The Toyoma and Usuginu Facies.
 Numbers: Sample numbers; see the first column in Table 2.

図 1.3.2-1 試料採位置 (金谷、片田、1974)

南部北上山地登米相と薄衣相のカリウム・トリウム・ウランおよび希磁率 (金谷弘・片田正人)



第2図 登米相・薄衣相の模式断面および試料採取の地層・地点
Diagrammatic section of the Toyoma and Usuginu Facies, and members or localities where samples were collected.

Members or localities refer to Table 1.

第1表 登米相・薄衣相の試料の岩質, 試料採取の部層・地点および試料番号
Constituents, members or localities where samples were collected, and sample numbers in the Toyoma and Usuginu Facies.

Table 1 A Toyoma Facies in Toyoma region.

Member	Claystone	Silty claystone	Siltstone	Sandstone*1.	Calcareous rocks
入谷および小村沢部層 Iriya & Komurasawa Members	1—6			7—10	11*3 12—15*4
北沢部層 Kitazawa Member	16	17—21		22—26 27*2	28—31*4
ナライ沢部層 Naraizawa Member			32—34	35	36*3 37*4

*1 This sandstone is medium- to coarse-grained and is mostly calcareous; calcite, 20—30%. This is excluded from the "calcareous rocks" in this table.

*2 Alternation of silty claystone and fossiliferous very coarse sandstone.

This is omitted from the calculation of averages (Table 4) but is included in mudstone in Figs. 5—8.

*3 Calcareous claystone; calcite, 20—70%.

*4 Impure limestone; calcite, >70%.

Sample numbers refer to the first column in Table 2.

Table 1 B Toyoma Facies in Okatsu region.

Locality	Claystone	Silty claystone	Siltstone	Fine sandstone	Sandstone*1	Calcareous rocks
明神 Myojin	38—42	43, 44				
名振 Naburi		45—59				
船越 Funakoshi	50	51—53				
船越北方 N. of Funakoshi		54	55—57	58, 59	60, 61	62*3 63*4

図 1.3.2-2 登米相、薄衣相の模式断面及び試料採取の地層、地点(上図)、試料の採取層及び試料番号(下図) (金谷、片田、1974)

表 1.3.2-1 登米相の Na₂O, K₂O, C, Th, 及び U 濃度 (金谷、片田、1974)

第 2 表 登米相の Na₂O, K₂O, C, Th, U, Th/U および χ 値
 Contents of Na₂O, K₂O, C, Th and U, ratio of Th/U, and χ value in rocks from the Toyoma Facies.

No.	Na ₂ O (%)	K ₂ O (%)	C (%)	Th (ppm)	U (ppm)	Th/U	χ (emu/g)
1 KT 103	1.57	3.03	0.71	11.4	3.3	3.5	21 × 10 ⁻
2 138C		2.96		11.8	3.0	3.9	14
3 142A	1.77	3.15		10.4	3.6	2.9	17
4 142B	1.76	3.09		12.2	3.1	3.9	14
5 212C	1.88	3.04		12.1	3.5	3.5	14
6 273A	1.67	3.12		12.6	3.2	3.9	16
7 71K 383C		1.52		5.2	2.0	2.6	9
8 383D		0.94		4.1	1.3	3.2	8
9 383E		1.04		3.5	1.3	2.7	10
10 383G		1.16		4.9	1.6	3.1	10
11 KT 142C		0.98		6.2	2.1	3.0	17
12 212E		0.65		7.0	3.4	2.1	23
13 220A		0.30		3.5	2.7	1.3	21
14 71K 383A		2.87		51.4	10.9	4.7	10
15 383B		1.12		18.8	5.1	3.7	8
16 KT 203B	1.72	3.11	0.71	12.0	2.8	4.3	22
17 143A	2.33	2.87	0.73	8.5	2.2	3.9	22
18 143B	2.67	2.60		7.8	2.7	2.9	25
19 203A	2.60	2.71		9.9	2.9	3.4	18
20 203D		2.70	0.72	9.6	2.7	3.6	18
21 214A	2.72	2.63		9.9	2.8	3.5	17
22 143D	2.50	0.82		2.2	0.9	2.4	24
23 216B		0.40		1.6	0.7	2.3	18
24 71K 384C		0.73		1.9	0.5	3.8	13
25 384D		0.93		2.3	0.7	3.3	13
26 384E		1.06		3.1	0.9	3.4	14
27 386		1.95		6.3	2.1	3.0	14
28 KT 110B		0.51		2.9	1.8	1.6	13
29 71K 384A1		1.95		7.7	3.2	2.4	9
30 384A2		1.35		7.4	1.4	5.3	14
31 384B		0.51		2.5	1.9	1.3	12
32 KT 221	3.60	1.66	0.70	4.4	2.0	2.2	29
33 251	3.50	1.88	0.69	4.4	1.6	2.8	28
34 71K 385A		1.51		5.5	2.0	2.8	(16)
35 385B		0.94		1.7	0.7	2.4	(16)
36 KT 215A	2.61	2.14		6.2	2.4	2.6	15
37 215B		0.83		2.1	1.8	1.2	15
38 128	1.05	2.70		11.3	2.7	4.2	(17)
39 150A	1.31	3.11		13.2	3.5	3.8	13
40 151A	1.39	2.73	1.20	10.6	3.0	3.5	22
41 151C	1.27	2.94		11.8	2.4	4.9	15
42 211	1.03	2.94		12.1	2.8	4.3	17
43 211'A	1.85	2.90		12.3	3.5	3.5	(15)
44 Z 238		2.75		11.7	2.9	4.0	12
45 KT 202A		2.84		10.4	2.9	3.6	15

表 1.3.2-2 登米相の Na₂O, K₂O, C, Th, 及び U 濃度 (金谷、片田、1974)

No.	Na ₂ O (%)	K ₂ O (%)	C (%)	Th (ppm)	U (ppm)	Th/U	Σ (emu/g)	
46	202B	1.60	2.96	1.06	11.1	3.1	3.6	21 × 10 ⁻⁶
47	202C	1.68	2.96		12.5	3.3	3.8	15
48	202E	1.66	2.87		10.2	3.0	3.4	16
49	71K 406		3.10		13.2	3.5	3.8	14
50	403A		3.04		13.4	2.8	4.8	14
51	71K 403B		2.89		13.4	3.9	3.4	(12)
52	404		3.25		12.9	2.9	4.4	13
53	405		2.96		11.8	3.5	3.4	15
54	401A		2.71		8.3	2.3	3.6	36
55	KT 133A	2.50	2.52	0.49	6.0	2.1	2.9	31
56	133F	2.61	2.37		6.6	2.1	3.1	36
57	134B2		2.39		5.5	2.3	2.4	34
58	121	3.76	1.16		3.0	1.6	1.9	39
59	123	3.79	1.33		4.0	2.3	1.7	39
60	133E	2.65	1.12		2.4	0.9	2.7	(38)
61	71K 401C		0.77		2.8	1.0	2.8	(34)
62	401B		1.78		7.1	3.3	2.2	(17)
63	402		0.84		3.4	2.6	1.3	10
64	U 5	1.90	3.38		11.5	2.9	3.8	(23)
65	7	2.11	3.32		12.3	2.8	4.4	21
66	3A		3.22		9.8	2.5	3.9	16
67	6A		3.01		12.0	3.1	3.9	(23)
68	4B		0.88		2.2	0.9	2.4	19
69	6B		0.79		3.0	1.0	3.0	(35)
70	9	3.02	1.03		2.4	0.8	3.0	16
71	11	2.89	2.26		6.2	2.3	2.7	16
72	12A	3.02	2.32		6.5	2.2	3.0	17
73	12B		0.86		4.3	1.4	3.1	16
74	KT 276E	1.35	0.72		3.8	2.1	1.8	13
75	269	1.75	3.42		11.9	3.3	3.6	(18)
76	270	2.10	3.21		11.3	2.2	5.1	(14)
77	141	3.06	1.66		2.3	1.1	2.1	(18)
78	KS 1003	3.23	1.56		3.3	1.3	2.5	32
79	1004	3.62	1.59		3.4	1.5	2.3	13
80	KT 628	3.40	1.57		3.4	1.4	2.4	(17)
81	500A	1.58	1.81		3.8	2.1	1.8	14
82	613A	1.86	3.36		12.1	3.5	3.5	(13)
83	613B	1.97	3.03		12.1	3.5	3.5	(16)
84	616	1.88	2.51		11.0	3.3	3.3	13
85	613F	2.05	4.23		12.8	4.4	2.9	13
86	515		1.27		1.3	0.8	1.6	(51)
87	YS 23	2.45	1.51		3.0	1.8	1.7	14
88	OT 2008	2.95	2.58		4.4	1.5	2.9	(19)

K₂O, Th, U, Σ: Analysed by H. Kanaya.Na₂O: Analysed by E. Ohmori and T. Tono (nos. 64-73, 78, 79).C: Excluded C as CO₂; analysed by E. Ohmori and T. Fujinuki (nos. 20 and 33).

(): See Table 3.

(4) 結晶質岩

国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、結晶質岩中の Th-232 濃度は、11.1 ~ 81.5Bq/kg(2.7 ~ 20.1mg/kg)の範囲にあり、塩基性岩(玄武岩など)よりも酸性岩(花崗

岩などの含有量が高いとされている。

本調査においては、Th の質量濃度データとして 410 事例が収集されており、平均は 11.06 ± 13.10 mg/kg(中央値 7.40mg/kg、範囲 0.0 ~ 93.5mg/kg)であった。岩の種類としては、花崗岩、安山岩、玄武岩、流紋岩、斑レイ岩のほか、変成岩等が収集された。全体的な傾向として、安山岩や玄武岩の濃度よりも花崗岩類の Th 濃度が高い傾向にあった。本調査においては、収集データの平均値がやや高く、花崗岩に関するデータが比較的多く収集されている。地域としては、中国地方における収集データ数が最も多く、北海道、東北、中部、四国の各地域の事例も収集された。また、岩石標準試料(平均 9.128mg/kg、範囲 0.19 ~ 31.6mg/kg)のように、北海道、本州、九州、四国各地の 20 試料(表 1.1-1 参照)について N=400 以上の測定結果を収集した事例もあった。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が低い事例や高い事例を含むが、その濃度範囲は既往の知見と整合していた。

(5) 土壌

国連科学委員会報告(2000)によると、わが国の土壌中の Th-232 濃度は、平均 28Bq/kg(6.90mg/kg)、範囲 2-88Bq/kg(0.49-21.68mg/kg)とまとめられている。

本調査においては、Th の質量濃度データとして 104、放射能濃度として 18 事例が収集されており、それぞれの濃度は、 11.16 ± 9.23 mg/kg(中央値 7.395mg/kg、範囲 2.56 ~ 51.3mg/kg)、平均 67.23 ± 79.79 Bq/kg(16.6 ± 19.7 mg/kg) (中央値 37.85Bq/kg、範囲 11.6 ~ 319Bq/kg)と整理されており、これらの土壌中 Th 濃度の平均値は概ね一致していた。収集データは、日本全国を対象として、4 ~ 11 個の試料の平均値を各地域の平均として取りまとめたもの(Yamagata . and Iwashima, 1967)で平均 5.7mg/kg、中央値 5.60mg/kg、範囲 3.00 ~ 9.30mg/kg、日本各地の各種土壌 77 試料のデータを土壌の種類ごとに取りまとめたもの(村松、吉田、1999)で平均 7.19mg/kg、島根県の宍道湖周辺における山砂の調査事例(平均 16.4mg/kg)(橋谷、奥村、1990)など、全国的にも特定サイトとしてもまとめた事例が収集されている。

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物に関する Th 濃度のデータは岩石標準試料で 5 事例、北関東日立市花崗岩地域のデータが 2 事例であった。内訳は、岩石標準試料の河川堆積物が 2.33 mg/kg、4.44 mg/kg、

7.79mg/kg、湖底堆積物が 18.3mg/kg、19.5mg/kg であった。日立市花崗岩地域のデータは、河川堆積物が 2.39mg/kg、45.3mg/kg であった。これらのデータから、地域の地質環境によって、河川や湖底堆積物中の Th 濃度は、1 オーダー程度変動し得ることが示された。

(7) 塩水堆積物

海底堆積物に対する Th 濃度データは、日本海南部海域の調査事例(大村、大沢、1990)において 50 のデータが収集されており、その平均濃度は 9.13mg/kg(中央値 8.99mg/kg、範囲 5.66 ~ 17.5mg/kg)であった。

1.3.3. K

(1) 地表水

地表水中の K 濃度については、質量濃度データとして河川水 53 事例が収集されており、平均 1750 ± 1030 mg/kg(中央値 1620 μ g/l、範囲 250 ~ 5500 μ g/l)であった。その内訳は、福島県(平均 1185 μ g/l)、茨城県(平均 410 μ g/l)(以上、金井 他 1998)、宮城県(平均 2000 μ g/l)(山崎、2001)、新潟県(平均 1201 μ g/l)(金井、板巻、1991)、千葉県(平均 2452 μ g/l)(今泉ら、1993)であった。また、K-40 濃度としては環境中の放射能調査において、島根県 17 点、長崎県 2 点での水道水あるいは水道原水の調査結果が収集されており、平均 0.05Bq/l であった。これを、K-40 の同位体存在比を 0.01167%、半減期 1.277E9 年として K 濃度に換算すると 1620 μ g/l に相当することとなり、河川水中の質量濃度の平均値とよく整合した。

湖沼水及び沢水としては、兵庫県の事例として、それぞれ 1700 μ g/l(5 調査点)、1100 μ g/l(9 調査点)が得られている(日下、1984)。

(2) 地下水

地下水中の K 濃度については、質量濃度データとして 328 事例が収集されており、平均 49400μ g/l \pm 305000 μ g/l (中央値 1825 μ g/l、範囲 80 ~ 3020000 μ g/l)であった。取得された地域としては、北海道幌延地区(深度 1000m)、岩手県釜石鉱山、岐阜県東濃地域(深度 0-978m)、岐阜県(深度 945-1301m)、福島県、群馬県(温泉地域)、茨城県、東京湾岸(深度 100-2000m)、千葉県(安田川周辺の湧水として)、北部九州であり、地表への湧水、温泉水、1000m を超える深井戸からの組み上げ等により採取された地下水の事例が含まれている。岐阜県茂原地区の事例では、地表付近の地下水中の K 濃度は 1100 μ g/l、2910 μ g/l であっ

たのに対して、深度 949m、1140m では、それぞれ 2760000 $\mu\text{g/l}$ 、2120000 $\mu\text{g/l}$ と 1000 倍以上の差があることが報告されている(核燃料サイクル開発機構、1999)。同じく岐阜県における東濃地域の事例では、表層から地下 978m にいたるまで、45 のデータが取りまとめられており、この事例においても平均 2695 $\mu\text{g/l}$ (範囲 250-25000 $\mu\text{g/l}$)と深度によって 100 倍の濃度差が報告されている。北海道幌延地域の深度 1000m においては、19000 ~ 421000 $\mu\text{g/l}$ との報告があり、東濃地域の最大値より 10 倍以上高い値が報告されている。また、花崗岩帯における調査事例としては、北部九州花崗岩帯における井戸水、試錐孔汲み上げ、湧水、温泉水 67 調査点における K 濃度の測定事例(平均 1416 $\mu\text{g/l}$ 、範囲 100-5260mg/kg) (Inagaki and Isagai, 1988)、岩手県釜石鉱山における湧水 44 調査点における測定事例(平均 9228mg/kg、範囲 300-18761mg/kg)(核燃料サイクル開発機構、1993)が収集されており、北部九州花崗岩帯の測定事例と比較すると、岩手県の湧水では 3 倍程度高い濃度データが得られている。

これらの例からは、地下水中の K 濃度は、深度の影響に加えて、地域固有の地質環境、地下水の形成機構によっても大きな幅を持ち得ると考えられる。

温泉水の事例では、群馬県内の温泉水中の濃度が平均 23150 $\mu\text{g/l}$ (幅 250-257000 $\mu\text{g/l}$)(堀内ら 1996)に対して、福島県内の温泉水では、平均 2815 $\mu\text{g/l}$ (幅 80-18200 $\mu\text{g/l}$)(金井ら、1998)であるなど、温泉水中の K 濃度についても、地域によって差があり、また同じ地域でも 1000 倍程度の差があり得ることが明らかとなった。

(3) 堆積岩

国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、堆積岩中の K-40 濃度は、80(石灰岩) ~ 810Bq/kg(頁岩)の範囲にあるとされている。これを、K-40 の存在比 0.01167%、半減期 $1.277\text{E}9$ 年として質量濃度に換算すると、2590 ~ 26200mg/kg となる。岩石中の K-40 の存在比は、岩石の形成された年代によって異なるが、概ね数千 ~ 数万 mg/kg のオーダーに相当すると考えられる。

本調査においては、質量濃度データとして 418 事例が収集されており、その平均は $17263 \pm 12260\text{mg/kg}$ (中央値 18014mg/kg、範囲 6.2 ~ 50722mg/kg)であった。岩の種類としては、石灰岩、砂岩、泥岩、頁岩、凝灰岩、粘板岩、シルト、チャート等が収集されており、地域としては、北海道中央部 ~ 東部、東北地域各地、静岡、中国地方、四国西部、九州北部等のデータが収集された。

各地域の内訳の例としては、南部北上帯の砂岩(平均 8867mg/kg)、石灰岩(平均 11057mg/kg)、シルト(平均 15810mg/kg)、粘板岩(平均 25154mg/kg)等のデータ(N=92、金谷、片田、1984)、中国地方の粘板岩(N=66、平均 29055mg/kg)(稲積、1975)のデータ、西南日本外帯の炭酸塩岩(平均 352mg/kg)、石灰岩(401mg/kg)、ドロマイト(平均 1075mg/kg)、シルト岩(15810mg/kg)等のデータ(N=21 五十嵐俊雄、藤貫、2001)などが収集された。これらに加えて、静岡の凝灰岩(平均 10185mg/kg)、珪質泥岩(平均 18341mg/kg)(山本、1984)、四国西部のチャート(平均 363mg/kg)(大橋、1984)等のデータから、粘板岩、泥岩、砂岩の K 濃度は比較的高く、石灰岩、ドロマイト及びチャートでは比較的低い傾向が見られた。

岩石標準試料としては、北海道(石灰岩)、栃木(ドロマイト、チャート)、宮城(スレート)、沖縄(珊瑚)の 6 試料(表 1.1-1 参照)が収集されており、K 濃度は 19.25~24971 mg/kg の分布範囲であり、全収集データの整理結果と同様に石灰岩、ドロマイトで低く、スレートで高い値を示していた。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が低い事例を含むが、その濃度範囲及び分布の傾向は既往の知見と整合していた。

(4) 結晶質岩

国連科学委員会報告及び IAEA-TECDOC-855 によると、結晶質岩中の K-40 濃度は、148~1000Bq/kg(目安として 4800~32300mg/kg 程度)の範囲にあり、塩基性岩(玄武岩など)よりも酸性岩(花崗岩など)の含有量が高いとされている。

本調査においては、K の質量濃度データとして 1663 事例が収集されており、平均は 14774 ± 11669mg/kg(中央値 11456mg/kg、範囲 24.9~107421mg/kg)であった。岩の種類としては、花崗岩、安山岩、玄武岩、流紋岩、斑レイ岩のほか、変成岩等が収集された。地域としては、北海道、東北地方各地、中国地方における収集データ数が豊富であったが、中部、近畿、四国、九州の各地域のデータも含まれている。また、岩石標準試料(平均 23230mg/kg、範囲 24.9~107421mg/kg)のように、北海道、本州、九州、四国各地の 20 試料(表 1.1-1 参照)について測定結果を収集した事例もあった。最も高い K 濃度を示したのは、岩石標準試料 JF-2 の長石のものであり、長石を除外した場合は平均 16035mg/kg、最大濃度は 39100mg/kg(JG-2 花崗岩)であった。岩石標準試料の中で、特に低い濃度を示していたのは、北海道のダナイト(24.9mg/kg)、沖縄の珊瑚(182.6mg/kg)、茨城県の斑レイ岩(489.8mg/kg)であった。

以上のように、本調査において収集した濃度データは、一部に濃度が高い事例(長石)や低い事例(ダナイトなど)を含むが、これを除くと、その濃度範囲は既往の知見と整合していた。

(5) 土壌

国連科学委員会報告(2000)によると、わが国の土壌中の K-40 濃度は、平均 310Bq/kg(10023mg/kg)、範囲 15-990Bq/kg(485-32010mg/kg)とまとめられている。

本調査においては、質量濃度データとして 115、放射能濃度として 160 事例が収集されており、それぞれの濃度は、 17481 ± 13674 mg/kg(中央値 12784mg/kg、範囲 26.0 ~ 51137.15mg/kg)、平均 535.5 ± 253.7 Bq/kg(17315 ± 8203 mg/kg)(中央値 558.7Bq/kg、範囲 93 ~ 1242 Bq/kg)と整理されており、これらの土壌中K濃度の平均値は概ね一致していた。

収集データの整理結果を国連科学委員会報告(2000)と比較すると、K 濃度の平均値はやや大きく、分布範囲は広がっていた。収集データは、日本全国を対象として、4~11 個の試料の平均値を各地域の平均として取りまとめたもの(Yamagata . and Iwashima, 1967)が平均 12346.6mg/kg、中央値 10708.92mg/kg、範囲 5977.1 ~ 21998.94mg/kg であった。また、日本各地の水田土壌 21 試料のデータを土壌の種類ごとに取りまとめたもの(駒村、結田、1989)平均 425.24Bq/kg(13750mg/kg)、大阪府周辺の土壌を収集したもの(Megumi et al., 1990)、平均 675.9Bq/kg(21854mg/kg)、福井県内の土壌を収集したもの(早川、1996)(藤原他、1997)平均 584.9Bq/kg(18912mg/kg)など、全国的にも特定サイトとしても良くまとまった事例が収集されている。

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物に関する K 濃度のデータは質量濃度が岩石標準試料で 5 事例、関東平野 1 事例、放射能濃度が茨城県霞ヶ浦 1 事例、埼玉県内の河川堆積物のデータが 1 事例(38 データ)であった。内訳は、岩石標準試料の河川堆積物が 9505.2mg/kg、16362mg/kg、18122 mg/kg、湖底堆積物が 23286mg/kg、関東平野の河川堆積物が平均 17599mg/kg(範囲 5811-26565mg/kg)であった(寺島 他、2001)。また、K-40 濃度としては 茨城県霞ヶ浦の湖底土が 280 Bq/kg(9054mg/kg)(茨城県公害技術センター、2000)、埼玉県内の河川堆積物が平均 412.9Bq/kg(範囲 245-773Bq/kg)(平均 13351mg/kg、範囲 7922-24994mg/kg)(三宅 他、1993)、大阪府の狭山池の堆積物で平均 547.5Bq/kg(範囲 490-623Bq/kg)(平均 17703mg/kg、範囲 15844-20144mg/kg)(山崎 他、1998)であった。

以上のように、収集事例は限られているものの、河川、湖底、池における堆積物中の K 濃度は、約 8000 ~ 30000mg/kg 程度の範囲にあると推察できる。

(7) 塩水堆積物

海底堆積物に対する K 濃度データは、質量濃度として 1 事例(岩石標準試料)、K-40 濃度として 3 事例 9 データが収集された。その内訳は、岩石標準試料において、東京湾の海底質堆積物の K 濃度が 18595mg/kg であった。また、K-40 濃度としては、福井県水晶浜(100m 沖合い、水深 20m、海底海砂)の事例(早川 他、1997)で 1424Bq/kg(46044mg/kg)、島根県鹿島町(海底土)の事例(藤原 他、1997 等)では、7 データの平均 198.96Bq/kg(6433mg/kg) であった。

1.3.4. Rb

(1) 地表水

地表水中の Rb 濃度の調査事例は限られているが、全国の河川 28 試料の調査事例、宮城県の河川、関東地域の雨水、河川及び湖沼、兵庫県内の湖沼及び沢水の事例が収集された。

全国各地の河川 28 試料の調査事例においては、河川水中の Rb 濃度は、平均 1.66 ± 1.69 $\mu\text{g/l}$ (幅 0.07-5.88 $\mu\text{g/l}$)であった(津村、山崎、1998)。

宮城県の河川水中の Rb 濃度は、N=6 の平均値として 1.5mg/kgb、1.8 $\mu\text{g/l}$ であった(山崎、2001)。また、東京都内の雨水の調査事例は、0.22 $\mu\text{g/l}$ 、0.28 $\mu\text{g/l}$ 、0.65 $\mu\text{g/l}$ 、利根川では 2.8 $\mu\text{g/l}$ 、6.31 $\mu\text{g/l}$ 、青野川では 0.82 $\mu\text{g/l}$ 、関東地方の 6 湖沼では平均 3.12 $\mu\text{g/l}$ となっていた(加藤 他、1991)。兵庫県内の湖沼水では平均 2.2 $\mu\text{g/l}$ (5 調査点)、沢水では 1.7 $\mu\text{g/l}$ (4 調査点)であった(日下 他、1984)。

以上のように、収集された事例を見る限りでは、河川と湖沼では、水中 Rb 濃度に大きな差は見られなかった。雨水中の Rb 濃度は、河川および湖沼中の濃度よりも低いと推察される。

(2) 地下水

地下水中の Rb 濃度の調査事例は限られており、温泉水中の Rb 濃度調査事例(加藤 他、1991)、兵庫県の地下水の調査事例(日下 他、1984)など 28 事例が収集された。温泉水中の Rb 濃度は、9 試料の平均が 121 $\mu\text{g/l}$ (範囲 3.15-323 $\mu\text{g/l}$)であった。兵庫県内の地下水で

は、35 測定点の平均として取りまとめられており、 $2.6 \pm 2.2 \mu\text{g/l}$ (範囲 0.62-12 $\mu\text{g/l}$)であった。

以上のように、地下水中の Rb 濃度の調査事例は限られているが、温泉水中の Rb 濃度は、幅広い濃度分布を有していることがわかった。したがって、試料採取地周辺の地質、地下水の生成過程により、地下水中の Rb 濃度は大きく変わり得ると考えられる。

(3) 堆積岩

堆積岩中の Rb 濃度については、97 事例が収集された。その内訳は、北海道、四国西部、山陰帯、西南日本内帯、静岡市、房総半島、関東及び中部地方である。また、岩石標準試料として、北海道(石灰岩)、栃木(ドロマイト)、宮城(スレート)、宮城(スレート)、栃木(チャート)、の事例が収集された。主な調査事例の内訳としては、北海道(砂岩)の事例(E. Ohta et al. 1998)では Rb 濃度が 210mg/kg であった。関東及び中部地方の調査事例では平均 98.38mg/kg(N=13、頁岩、チャート、泥岩)(Matsumoto and Iijima, 1983)であり、チャート中の Rb 濃度が低く、頁岩、泥岩の濃度が高い傾向にあった。静岡市の珪質泥岩では平均 73.1 mg/kg(山本、1984)、山陰帯及び西南日本内帯の堆積岩ではそれぞれ平均 68.5mg/kg、206.7mg/kg であった。四国南部の調査事例では、平均 8.96mg/kg(石灰岩)、平均 3.67mg/kg(チャート)、平均 3.48mg/kg(チャート+石灰岩)(大橋 1984)であった。

岩石標準試料については、北海道(石灰岩)、栃木(ドロマイト)、宮城(スレート)、宮城(スレート)、栃木(チャート)で、それぞれ 0.18、1.75、117、118、8.61mg/kg であり、石灰岩、ドロマイトは低く、スレートでは 100mg/kg のオーダーであるなど、1000 倍程度の幅があることが示された。

以上のように、堆積岩中の Rb 濃度は、岩の種類によって幅があり、頁岩、泥岩、スレートでは高く、石灰岩、ドロマイト、チャートでは低い傾向があることがわかった。

(4) 結晶質岩

結晶質岩中の Rb 濃度については、1110 事例と豊富な調査事例が収集されており、その濃度は、平均 $58.86 \pm 62.11\text{mg/kg}$ (中央値 38.8mg/kg、範囲 0.12 ~ 676mg/kg)であった。

収集された地域としては、日本各地の調査事例(北海道、北上山地、能登、隠岐島、鳥海火山山麓、東北地方安山岩帯、石川、紀伊半島、千葉、房総半島、神奈川、佐渡、三浦半島、中部日本御岳・乗鞍火山周辺、中部地方赤石山地、静岡、近畿、山陰、岡山、高知、

南九州、西南日本内帯、七島-硫黄島)が収集された。岩の種類としては、花崗岩、流紋岩、閃緑岩、玄武岩等のほか、火山岩、溶岩、変成岩等としても調査結果が収集された。

岩石標準試料については、北海道、本州、九州、四国各地の 21 試料について N=776 の測定結果が取りまとめられている。岩石標準試料について、日本各地における 21 試料中の Rb 濃度の平均は、 113.55 ± 112.69 mg/kg(中央値 54.3mg/kg、範囲 0.8 ~ 303mg/kg)であった。

各地域の事例からは、玄武岩、安山岩中の Rb 濃度よりも、流紋岩、花崗岩、花崗閃緑岩の濃度が高い傾向があることが明らかとなった。本研究において収集した調査事例では、北海道日高変成帯の変成岩や七島-硫黄島北嶺の火山岩を始めとして、Rb 濃度が比較的低い火山岩類の調査事例が多く収集されており、収集データの整理結果では比較的 Rb 濃度が低くなっていると推察できる。

(5) 土壌

土壌中の Rb 濃度については、京都市周辺の花崗岩質岩地域において、土壌を調査した事例があり、20 調査点における平均濃度は 174mg/kg であった。この地域は花崗岩質土壌であり、Rb 濃度は、その母岩である花崗岩中の Rb 濃度に由来すること、Rb 濃度が高い土壌では、母岩の花崗岩中の濃度よりも高い傾向が認められた。これは、風化に伴う洗脱の影響であると考えられている (図 1.3.4-1 及び表 1.3.4-1 参照)(平岡、1993)。

そのほかには、岩石標準試料として、東京(土壌)及び茨城(汚染土壌)のデータが収集されており、その濃度は、3 試料の平均として 14.5mg/kg、62.5mg/kg であった。

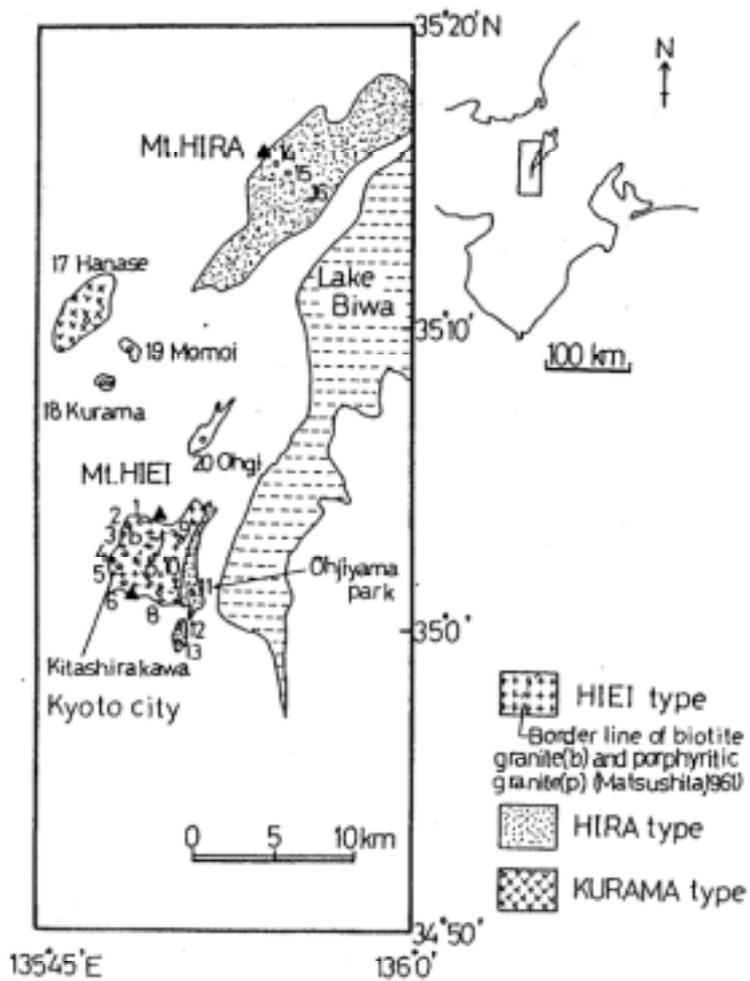


Fig. 1 Sampling sites and classification of granitic soils

図 1.3.4-1 花崗岩質土壤の採取地点及び分類(平岡、1993)

Table 3 Analytical result

Area	No.	Sample	SiO ₂	Al ₂ O ₃	K ₂ O	CaO	FeO	TiO ₂	Rb	Sr
Hiei	1	SOIL(n=7)	71.80 (1.21)		3.99 (0.38)	1.87 (0.33)	3.04 (1.04)	0.38 (0.08)	166 (19)	212 (18)
		ROCK(n=3/6)	71.85 (1.64)		4.50 (1.10)	1.09 (0.80)	1.29 (1.45)	0.15 (0.14)	168 (51)	148 (100)
	2	SOIL(n=7)	70.48 (0.77)		3.66 (0.54)	1.23 (0.72)	2.74 (0.33)	0.42 (0.06)	147 (17)	244 (21)
		ROCK(n=1/3)	70.75 (0.60)		3.54 (0.48)	1.38 (0.29)	2.39 (0.30)	0.46 (0.02)	145 (16)	325 (22)
	3	SOIL(n=8)	74.85 (1.55)	22.45 (2.37)	3.91 (0.35)	1.86 (0.75)	3.16 (0.78)	0.38 (0.10)	149 (19)	247 (31)
		ROCK(n=3/3)	73.50 (4.30)	23.15 (4.22)	4.09 (0.70)	1.60 (0.73)	2.28 (0.45)	0.31 (0.01)	132 (1)	340 (51)
	4	SOIL(n=6)	74.85 (1.72)	23.34 (2.59)	4.34 (1.04)	1.53 (0.53)	2.74 (0.34)	0.40 (0.07)	189 (24)	235 (23)
		ROCK(n=2/4)	74.72 (2.66)	23.83 (2.94)	4.81 (1.10)	1.53 (1.48)	2.74 (0.46)	0.40 (0.08)	189 (35)	235 (48)
	5	SOIL(n=24)	68.74 (1.00)	21.06 (2.30)	3.25 (0.33)	1.85 (0.43)	3.27 (0.39)	0.47 (0.09)	152 (15)	243 (18)
		ROCK(n=12/20)	70.20 (3.58)	19.12 (2.78)	3.89 (0.84)	1.82 (0.84)	2.92 (0.95)	0.39 (0.13)	153 (24)	349 (87)
	6	SOIL(n=8)	74.07 (1.86)	21.10 (2.58)	3.71 (0.71)	2.13 (0.42)	3.37 (0.68)	0.51 (0.09)	159 (19)	279 (27)
		ROCK(n=2/3)	73.82 (1.45)	20.30 (3.15)	3.41 (1.62)	1.96 (1.72)	2.68 (0.60)	0.40 (0.09)	115 (34)	309 (39)
	7	SOIL(n=10)	74.87 (2.78)	21.45 (2.83)	3.34 (0.32)	1.87 (0.41)	2.59 (0.47)	0.29 (0.04)	178 (12)	189 (22)
		SOIL(n=10)	70.58 (3.24)	27.51 (1.77)	3.39 (0.33)	1.97 (0.21)	3.38 (0.33)	0.50 (0.05)	181 (21)	190 (23)
	8	ROCK(n=0/2)	74.82 (4.55)	20.40 (0.40)	3.40 (0.40)	0.85 (0.05)	0.85 (0.05)	0.85 (0.05)	31 (31)	77 (77)
		SOIL(n=10)	69.00 (3.14)	21.72 (3.08)	3.75 (0.58)	1.18 (0.58)	3.08 (0.67)	0.38 (0.08)	159 (29)	190 (23)
9	SOIL(n=10)	77.26 (2.88)	14.85 (2.83)	3.54 (0.27)	2.22 (0.40)	2.84 (0.64)	0.30 (0.08)	191 (19)	215 (21)	
	ROCK(n=0/3)	75.70 (5.37)	21.01 (1.28)	4.83 (2.28)	2.78 (0.31)	1.61 (0.51)	0.16 (0.00)	140 (31)	362 (16)	
Hira	11	SOIL(n=10)	51.90 (2.84)	25.62 (2.75)	4.73 (0.94)	tr	2.25 (0.67)	0.26 (0.08)	192 (24)	41 (14)
		ROCK(n=0/4) #1	71.13 (5.75)	16.28 (4.55)	6.19 (0.52)	tr	0.94 (0.52)	0.11 (0.04)	298 (24)	116 (16)
	12	SOIL(n=9)	69.04 (1.95)		3.78 (0.74)	tr	4.09 (0.44)	0.46 (0.23)	219 (16)	30 (3)
		ROCK(n=2/2) #1	70.85 (8.53)		4.15 (2.15)	tr	0.91 (0.36)	0.34 (0.32)	155 (93)	32 (4)
	13	SOIL(n=11)	66.00 (2.72)		5.51 (0.47)	tr	1.68 (0.82)	0.11 (0.05)	232 (16)	13 (3)
		ROCK(n=3/5) #1	66.04 (5.76)		5.82 (0.32)	tr	0.84 (1.25)	0.09 (0.04)	240 (21)	23 (7)
	14	SOIL(n=10)	67.72 (4.61)	23.86 (4.84)	4.32 (0.84)	tr	3.13 (1.35)	0.45 (0.32)	296 (42)	27 (15)
		SOIL(n=10)	71.30 (3.11)	22.82 (3.31)	5.29 (0.38)	0.12 (0.28)	2.51 (0.46)	0.22 (0.05)	252 (26)	37 (2)
	15	ROCK(n=1/1)	68.8	13.85	3.86	0.28	0.46	0.05	266	28
		SOIL(n=10)	78.93 (4.17)	16.28 (1.88)	5.88 (0.38)	0.48 (0.08)	1.59 (0.23)	0.11 (0.04)	219 (15)	68 (9)
	16	ROCK(n=3/3)	74.71 (3.02)	18.45 (4.45)	4.93 (1.01)	2.78 (0.65)	1.61 (1.09)	0.16 (0.15)	140 (36)	362 (16)
		SOIL(n=10)	67.16 (4.48)	22.06 (2.89)	3.97 (0.71)	1.97 (1.24)	4.08 (1.12)	0.49 (0.15)	195 (22)	565 (224)
	17	ROCK(n=8/9)	73.93 (3.33)	17.27 (1.27)	3.19 (1.86)	1.07 (1.07)	0.78 (0.78)		41 (41)	323 (323)
		SOIL(n=9)	66.54 (2.80)	17.64 (2.40)	1.69 (0.17)	3.95 (0.48)	4.17 (0.81)	0.50 (0.06)	65 (6)	696 (72)
	18	ROCK(n=3/5)	66.80 (1.77)	17.38 (0.87)	1.43 (0.09)	3.66 (0.28)	2.30 (0.34)	0.32 (0.05)	97 (7)	671 (57)
		SOIL(n=8)	68.23 (1.83)	20.89 (1.68)	4.64 (0.43)	0.96 (0.06)	2.18 (0.19)	0.27 (0.02)	155 (14)	92 (10)
19	ROCK(n=0/5)	69.89 (5.32)	18.29 (2.52)	4.08 (0.54)	0.21 (0.01)	1.89 (0.28)	0.19 (0.03)	156 (17)	129 (14)	
	SOIL(n=10)	58.12 (3.14)	22.09 (6.79)	2.69 (0.17)	1.93 (0.12)	8.54 (0.88)	0.72 (0.05)	118 (9)	198 (18)	
20	ROCK(n=4/4)	63.14 (1.75)	16.79 (1.06)	2.86 (1.24)	0.36 (0.36)	4.31 (1.58)	0.55 (0.14)	84 (32)	509 (315)	

表 1.3.4-1 試料の分析結果(平岡 1993)

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物中の Rb 濃度については、岩石標準試料の事例が収集されている。内訳は、茨城県の河川堆積物で 26.9mg/kg、67.4mg/kg、285mg/kg、琵琶湖の湖底堆積物では 147mg/kg である。

収集事例は少ないものの、いずれの濃度値も土壌中の濃度の分布範囲と整合していると推定できる。

(7) 塩水堆積物

岩石標準試料として、東京湾の海底堆積物について、3 試料の平均 Rb 濃度 88mg/kg が収集されている。

1.3.5. Sn

(1) 堆積岩

北海道、西日本内帯、栃木、宮城において調査を実施した事例が収集されたが、10 試料のうち2つは測定限界以下であった。1mg/kg として収集された西南日本内帯の事例(石原ら、1993)についても、全て原子吸光分析(AAS)の検出限界(2mg/kg)以下となっており、やや信頼性に欠けると考えられる。

有意な測定結果と考えられるのは、岩石標準試料における宮城県のスレートに対する調査事例である 2.5mg/kg、7.03mg/kg のみであった。

(2) 結晶質岩

結晶質岩中の Sn 濃度については、121 事例が収集されており、その平均は 1.31 ± 1.71 mg/kg(中央値 1mg/kg、範囲 0.05-17.40mg/kg)であった。その内訳は、北海道における変成岩中の Sn 濃度として、20 試料の平均 0.9925mg/kg(中央値 0.78mg/kg、範囲 0.33-2.04mg/kg)との調査事例が得られた(御子柴 他、1999)。西南日本内帯における調査事例(石原 他、1993)においては、測定された 71 の試料の濃度測定値が、全て原子吸光分析(AAS)の検出限界(2mg/kg)以下である 1mg/kg となっており、やや信頼性に欠けると考えられる。

地質調査所標準試料については、北海道、福島、茨城、群馬、神奈川、東京、山梨、長野、岐阜、島根、高知、香川、長崎、沖縄の各県において、安山岩、玄武岩、長石、花崗岩、花崗閃緑岩、斑レイ岩、ダナイト、流紋岩、角閃石岩の試料合計 121 個(表 1.1-1 参照)の調査結果が取りまとめられており、それぞれの岩石試料ごとの濃度値を平均すると、1.73mg/kg(中央値 1.68mg/kg、範囲 0.05-4.47mg/kg)であった。

以上のように、結晶質岩中の Sn 濃度は数 mg/kg 以下であり、測定された年代や測定

法によっては、Sn 濃度を正確に定量することが困難であった場合が考えられることから、データの品質には十分留意する必要がある。

(3) 淡水堆積物

淡水堆積物中の Sn 濃度については、岩石標準試料の事例(表 1.1-1 参照)が収集されている。内訳は、茨城県の河川堆積物では 2.77mg/kg、32.5mg/kg、195mg/kg、琵琶湖の湖底堆積物では 5.7mg/kg である。

(4) 塩水堆積物

塩水堆積物中の Sn 濃度については、三重県神前湾における調査事例(高橋 他、1988)が収集されており、12 調査点の平均値は 10.13mg/kg(範囲 6.7-15.3mg/kg)であった。

1.3.6. Cs

(1) 地表水

地表水中の Cs の質量濃度としては、全国各地の河川 28 試料の調査事例が収集された。その河川水中の Cs 濃度は、平均 $0.039 \pm 0.05 \mu\text{g/l}$ (幅 $0.0031 \sim 0.252 \mu\text{g/l}$)であった(津村、山崎、1998)。

(2) 地下水

地下水中の Cs 濃度の測定事例は、以下の 2 地域について収集されている。

岐阜県東濃地域の事例として、 $0.224 \mu\text{g/l}$ (深度約 180m)、 $0.059 \mu\text{g/l}$ (深度約 160m)の事例が得られている。また、兵庫県の流紋岩層群における浅部地下水の調査事例(日下 他、1984)では、35 測定点の平均として、 $0.12 \mu\text{g/l}$ (範囲 $0.01\text{-}0.52 \mu\text{g/l}$)であった。

以上のように、地下水中の Cs 濃度の調査事例は限られているが、その幅は $10^{-2} \sim 10^{-1} \mu\text{g/l}$ オーダーに分布していた。

(3) 堆積岩

堆積岩中の Cs 濃度については、房総半島南部、西南日本内帯の調査事例が収集されている。また、岩石標準試料として北海道(石灰岩)、栃木(ドロマイト)、宮城(スレート)、

宮城(スレート)、栃木(チャート)の調査事例(表 1.1-1 参照)が取りまとめられている。各事例の Cs 濃度の内訳は以下のとおりである。房総半島の凝灰岩では 0.14mg/kg、砂岩が 1.59mg/kg であった。西南日本内帯における堆積岩 6 調査点における Cs 濃度は、平均 11mg/kg(範囲 6-13mg/kg)であった。岩石標準試料の Cs 濃度は、北海道(石灰岩)で 0.02mg/kg、栃木(ドロマイト)で 0.07mg/kg、宮城(スレート)で 7.6mg/kg、宮城(スレート)で 8.24mg/kg、栃木(チャート)で 0.24mg/kg であった。

以上のように、堆積岩中の Cs 濃度に関する調査事例は限られているが、濃度は 0.14~13mg/kg の分布を示しており、少なくとも 100 倍程度の幅を有することが明らかとなった。

(4) 結晶質岩

結晶質岩中の Cs 濃度については、質量濃度として 319 事例が収集されており、その濃度は、平均 3.00 ± 3.36 mg/kg(中央値 2.1mg/kg、範囲 0.02-26.9mg/kg)であった。事例が収集された代表的な地域は、北海道、北上山地、鳥海山、隠岐島、房総半島、紀伊半島、西南日本内帯、岡山、高知、南九州であった。特に、西南日本内帯では、132 調査点の事例が収集されており、次いで多くの事例が収集されたのは、北上山地周辺(73 調査点)であった。岩石標準試料については、北海道、本州、九州、四国各地の 21 試料について N=278 の測定結果(表 1.1-1 参照)が取りまとめられている。岩石標準試料について、日本各地における 21 試料中の Cs 濃度の平均は、 4.82 ± 7.14 mg/kg(中央値 1.31mg/kg、範囲 0.06 ~ 25mg/kg)であった。

以上のように、結晶質岩中の Cs 濃度は、概ね数 mg/kg オーダーを中心として、1 桁程度の分布を有するとまとめることができる。

(5) 土壌

土壌中の Cs 濃度の調査事例は、岩石標準試料の 2 試料のみであり、東京都の土壌で 1.5mg/kg、茨城県の汚染土壌で 3.8mg/kg であった。

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物に関する Cs 濃度のデータは、質量濃度として岩石標準試料で 5 事例(表 1.1-1 参照)、北関東日立市周辺の調査結果 2 事例がそれぞれ収集された。内訳は、岩石

標準試料の河川堆積物(茨城)が 1.07mg/kg、1.89mg/kg、10.9mg/kg、湖底堆積物(琵琶湖)が 10.9mg/kg、北関東日立市周辺の河川堆積物が 0.94 ± 8.9 mg/kg、 1.98 ± 2.4 mg/kg であった。

(7) 塩水堆積物

海底堆積物に対する Cs 濃度データは、質量濃度として 1 事例(岩石標準試料、表 1.1-1 参照)が収集された。その内訳は、東京湾(海底質堆積物)において 3 試料の平均として 5.9mg/kg であった。

1.3.7. Cu

(1) 地表水

地表水中の Cu 濃度については、51 の調査事例が収集されている。その内訳は、日本全国の河川水の調査事例(津村、山崎、1998)、兵庫県の湖沼及び沢水の調査事例(日下 他、1984)が代表的な事例として挙げられる。これらに加えて、神奈川、宮城、北海道、群馬、埼玉-東京、徳島の河川、北海道の湖沼の事例が収集された。これらの事例のうち、徳島県における河川の 14 事例(池田、他 1993)は、廃鉱山周辺の河川における 7 試料について、異なる分析手法を適用したものであり、一部の試料では 300 μ g/l を超える高濃度の地下水が採取されている。

具体的な Cu 濃度については、日本全国の河川水 38 試料の平均値として、1.96 μ g/l(範囲 0.0194-33 μ g/l)(津村、山崎、1998)、兵庫県の湖沼水で 5 μ g/l(5 測定点)、沢水で 3 μ g/l(9 測定点)(日下 他、1984)であった。

これは、神奈川県(1.14 ~ 3.95 μ g/l)(和田、1988)、宮城県の河川(2.8 μ g/l、3 μ g/l)(山崎、2001)、北海道の河川(4.7 μ g/l、4.9 μ g/l)(那須、星野、1996)、群馬県の河川(15.3 μ g/l、17.2 μ g/l、埼玉-東京の河川 9 調査点の平均(22.9 μ g/l、範囲 12.1-43.2 μ g/l))(箕浦、福島、1988)と比較してもよく整合していた。

徳島県の廃鉱山周辺の河川に関する調査事例については、上述のように平均 81.1 μ g/l(範囲 4.4 ~ 360 μ g/l)であり、一部高濃度の試料が採取されていた。

なお、水道水が満たすべき性状に関する基準項目には、銅濃度に関する項目があり、その値は 1000 μ g/l 以下となっている。これと比較すると今回得られた調査事例の Cu 濃度は

十分低く、妥当な濃度範囲であると考えられる。

(2) 地下水

地下水中の銅濃度については、岐阜県東濃地域の2事例(核燃料サイクル開発機構、1999)、兵庫県の事例(37調査点)(日下 他、1984)が収集されている。その濃度は、岐阜県において0.028 µg/l(花崗岩帯)、0.05 µg/l(堆積岩帯)であり、兵庫県流紋岩相群の浅層地下水においては平均7 µg/l(範囲0.9-32 µg/l)であった。

(3) 堆積岩

堆積岩中のCu濃度については、210の事例が収集されており、その濃度は 37.16 ± 28 mg/kg(中央値28 mg/kg、範囲0.10~206.3 mg/kg)と整理された。その内訳としては、東北地域、静岡、四国西部、山陰、西南日本内帯、関東-中部地域における石灰岩、シルト、砂岩、頁岩、泥岩等に関する濃度データが含まれている。その他に、岩石標準試料として北海道(石灰岩)、栃木(ドロマイト)、宮城(スレート)、宮城(スレート)、栃木(チャート)の調査事例(表1.1-1参照)が取りまとめられている。その濃度は、0.268~44.5mg/kgの範囲に分布していた。

以上のように、同じ岩種であっても地域により1桁程度の差がみられたが、数十mg/kg程度を中心に分布しており、頁岩、泥岩よりも石灰岩中のCu濃度が低い傾向にあると推察できる。

(4) 結晶質岩

結晶質岩中のCu濃度については、873の事例が収集されており、その濃度は、 31.33 ± 42.26 mg/kg(中央値18mg/kg、範囲0~558mg/kg)と整理された。その内訳としては、北海道、北上山地、中部地方、近畿地方、西南地方内帯、中国地方、四国地方、七島-硫黄島の日本各地における変成岩、花崗岩、安山岩、玄武岩、火山岩類、溶岩等に関する濃度データが含まれている。その他に、岩石標準試料については、北海道、本州、九州、四国各地の21試料についてN=442の測定結果(表1.1-1参照)が取りまとめられている。岩石標準試料について、日本各地における21試料中のCu濃度の平均は、 45.1 ± 65.5 mg/kg(中央値18.26mg/kg、範囲0.49~225mg/kg)であった。これは、本研究において収集した調査事例全体とよく整合していた。

(5) 土壌

土壌中の Cu 濃度については、北部北海道(管、黒沢、1987)、北海道中央部(管 黒沢、1996)、関東平野に関する事例(寺島 他、2001)、岩石標準試料として東京の土壌及び茨城の汚染土壌(表 1.1-1 参照)が収集されている。

北海道の 2 事例、北部北海道(363 試料)、北海道中央部(590 試料)における土壌中の Cu 濃度は、それぞれ $26.3 \pm 47.6\text{mg/kg}$ (範囲 2.5-888mg/kg)、 $33.7 \pm 24.3\text{mg/kg}$ (範囲 3.7-218mg/kg)であり、よく整合していた。関東平野におけるテフラ層土壌中の Cu 濃度の測定事例においては、地域によって 10 mg/kg ~ 185 mg/kg に分布していた。これらの 3 事例については、濃度の分布範囲が良く一致していた。

岩石標準試料については、東京の土壌で 169mg/kg、茨城の汚染土壌で 1276mg/kg であり、汚染土壌の値は、本調査結果の整理結果から導かれる Cu 濃度範囲よりも 10 倍程度高い値となっていた。

(6) 淡水堆積物

淡水堆積物中の Cu 濃度については、関東平野、秋田県、滋賀県における河川堆積物の調査事例が収集されている。これらに加えて、岩石標準試料として、琵琶湖の湖底堆積物、茨城県の河川堆積物のデータ(表 1.1-1 参照)が取りまとめられている。収集事例 278 のうち、261 調査点は、滋賀県の河川堆積物の事例で占められている。

その内訳は、関東平野の河川堆積物中における Cu 濃度として平均 29mg/kg(範囲 20 ~ 56mg/kg)、秋田県における河川堆積物については 10 測定点の平均濃度として 86mg/kg(範囲 13 ~ 180mg/kg)と整理された。また、滋賀県の河川堆積物 261 測定点の平均濃度は、 $75.95 \pm 295.41\text{mg/kg}$ (中央値 39.4mg/kg、範囲 5.1 ~ 4632.2mg/kg)と整理された(立川 他、1983)。これらの各地域における河川堆積物中の Cu 濃度データは、相互によく整合していた。

岩石標準試料については、琵琶湖湖底堆積物中の Cu 濃度は 62.9mg/kg であり、河川堆積物中の濃度範囲内であった。岩石標準試料の茨城県における河川堆積物中 Cu 濃度は、22mg/kg、426mg/kg、1117mg/kg であり、ややばらつきがあるものの、滋賀県の調査事例における濃度分布範囲と整合していた。

(7) 塩水堆積物

塩水堆積物中の Cu 濃度は、調査事例に限られているが、三重県神前湾における調査事例(高橋 他、1988)においては、12 調査点における平均濃度として 16.83mg/kg(範囲 1.6 ~ 40mg/kg)であった。また、岩石標準試料における東京湾の海底堆積物については、平均 88mg/kg(N=3)と取りまとめられている。

1.3.8. Ra

(1) 地表水

地表水中の Ra 濃度の調査事例は、放射能濃度として 4 事例が収集された。その内訳は、東濃地区ウラン鉱床地域のため池中の Ra 濃度の測定例(0.02、0.06Bq/l)(金井 他、1991)、東京都の水道水中の Ra 濃度測定例 (1.1E-4 Bq/l、1.8E-4 Bq/l)(亀谷 他、1976)であった。

(2) 地下水

地下水中の Ra 濃度については、放射能濃度として 47 事例が収集されており、その平均は 0.47 ± 0.880 Bq/l(中央値 0.178 Bq/l、範囲 $7.40E-5 \sim 4.1$ Bq/l)であった*。東京都の井戸水中の Ra 濃度測定例 ($7.40E-5$ Bq/l)(亀谷 他、1976)を除くと、温泉水、地熱発電所及び岐阜県東濃地区ウラン鉱床地域の測定事例であった。東濃地区の坑内水及び坑外水中の Ra 濃度は、平均 0.06Bq/l(範囲 0.02-0.1Bq/l)であり、収集された測定事例は Ra 濃度が高い温泉水を代表する濃度となっていると推定できる。

* : 秋田県玉川温泉の調査事例では、Th 系天然放射性核種の定量のために Ra224 の測定を実施しているが、統計処理からは除外した。

(3) 結晶質岩

結晶質岩中の Ra 濃度については、中国山地において、花崗岩及び風化花崗岩中の Ra 濃度が測定されており、8 試料の平均は 38.63Bq/l(範囲 22-62Bq/l)であった。(Sato and Nakamura, 1993)

この他に、岩石標準試料として、玄武岩(長崎県佐世保)、花崗閃緑岩(群馬県沢入)における Ra 質量濃度が 2 データ取得されており、その濃度はそれぞれ $7.20E-7$ 、 $1.24E-6$ mg/kg であった(表 1.1-1 参照)。

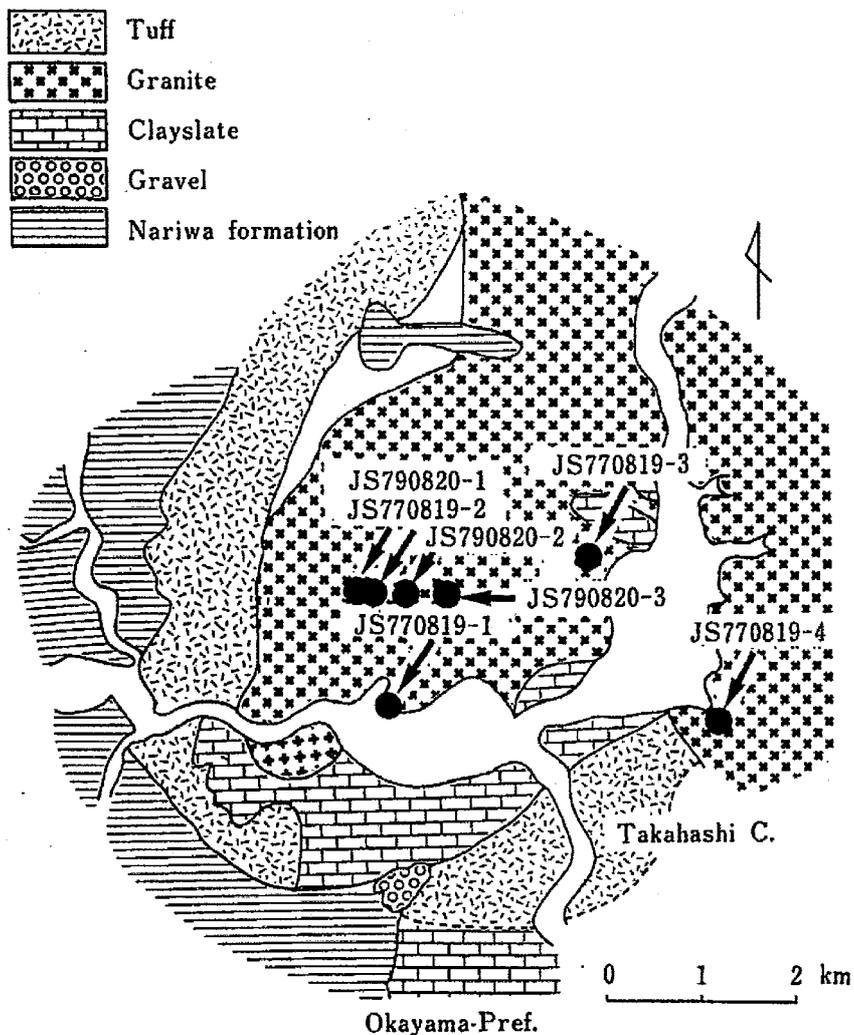


Fig.1 Sampling localities of the weathered granite samples (JS770819-1~4 and JS 790820-1~3).

図 1.3.8-1 風化花崗岩試料の採取位置(Sato and Nakamura, 1993)

(4) 土壌

土壌中の Ra(Ra-226)放射能濃度については、全国水田土壌 (駒村 他、1989)、岡山県人形峠地域の水田土壌及び土壌 (Kataoka et al. 1987)の調査事例が収集された。また、Ra-228の放射能濃度として、大阪府内における土壌 (Megumi et.al, 1990)の調査事例が収集された。それぞれの事例の平均 Ra 濃度は、全国水田土壌で 66.6Bq/kg(N=21、Ra-226)、岡山県人形峠地域の土壌及び水田土壌で 35.8Bq/kg(N=6、Ra-226)、となった。また、大阪府内の土壌では 48.5Bq/kg(N=40、Ra-228)であった。

1.3.9. Rn

(1) 地表水

地表水中のラドン濃度については、収集数が限られており、福井県若狭地区の水道水、富山・石川県の河川、千葉県の河川、岐阜県東濃地区ウラン鉱床地域の4事例であった。

福井県若狭地区における事例（徳山、五十嵐、1997）においては、簡易水道及び上水道中のRn濃度を測定しており、それぞれ試料24個の中央値5Bq/l（範囲1.2-59Bq/l）、試料39個の中央値11.2Bq/l（範囲1.2-104Bq/l）であった。富山・石川における河川水中のRn濃度を測定した事例（小前、1995）では、その濃度は0.2Bq/l、1.5Bq/lであった。また、千葉県の河川水中Rn濃度を測定した事例（今泉 他、1993）では、平均0.35Bq/l（N=25、範囲0-1.52Bq/l）であった。岐阜県東濃地区ウラン鉱床地域における露頭付近のため池の事例（金井 他、1991）では、157Bq/lと高い濃度を示した。

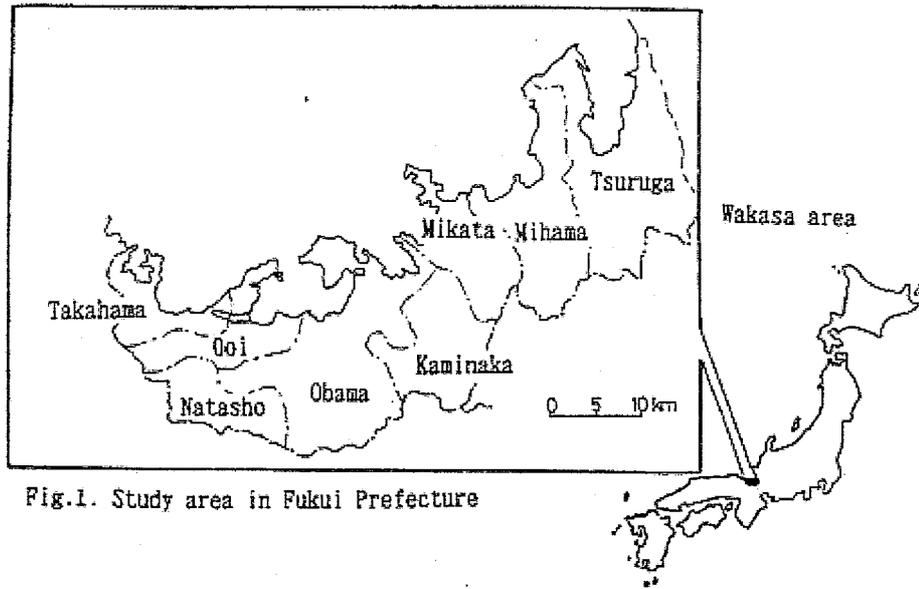


Fig.1. Study area in Fukui Prefecture

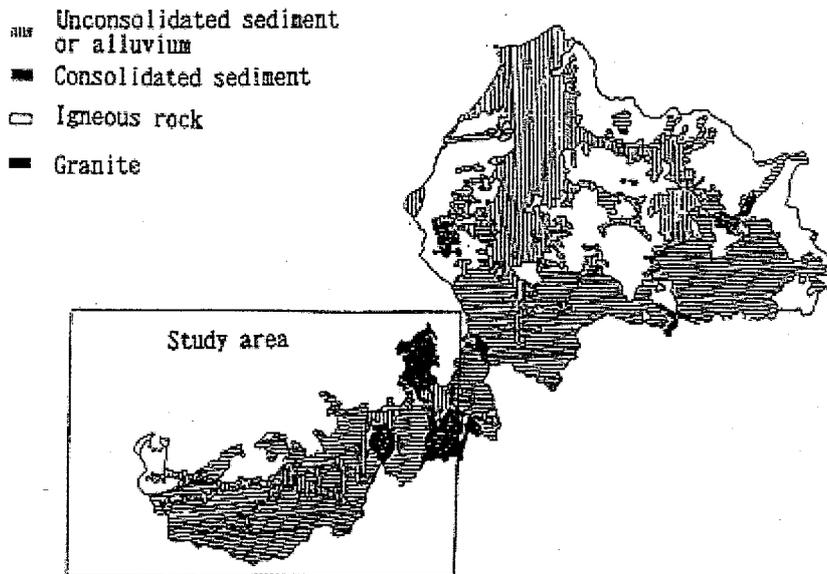


Fig.2. Geologic map of Fukui Prefecture

図 1.3.9-1 福井県の地質図 (徳山、五十嵐、1997)

表 1.3.9-1 福井県若狭地方における水試料中のラドン濃度(徳山、五十嵐、1997)

Table 1 Summary of Radon concentrations in water samples collected in Wakasa Area, Fukui Prefecture(Bq/l)

Water service	Water source	Number of samples	²²² Rn concentration
Private well	Ground water	67	Median=28.5 Range=0.7~943
Small public water supply	Surfaceflow water Underflow water	24	Median=5.0 Range=1.2~59
Large public water supply	Surfaceflow water Underflow water Groundwater	39	Median=11.2 Range=1.2~104

(2) 地下水

地下水中の Rn 濃度については、放射能濃度として 309 の事例が収集されており、平均 174.6 ± 1708.8 Bq/l、(中央値 17.02 Bq/l、範囲 0.0296-29500 Bq/l)となった。

これらのうち、75 事例は、群馬、島根、鳥取、兵庫、岐阜、静岡、宮城、岩手、神奈川、佐賀の各県の温泉水を測定したものであり、その平均は、 496.2 ± 3450.5 Bq/l(中央値 1.5 Bq/l、範囲 0-29500 Bq/l)と幅広い分布となっていた。温泉水中の Rn 濃度については、図 1.3.9-3 に示した全国 3228 温泉水中のラドン濃度の頻度分布(堀内 他、1996)から、約 3 分の 2 が 3.7 Bq/l~37 Bq/l であることが明らかとなっている。これと 75 事例の算術平均値を比較すると、本研究においては比較的 Rn 濃度が高い調査事例が多く収集されたことがわかる。

東濃地区のウラン鉱床地域における地下水中ラドン濃度(金井 他、1991)については、13 の測定値が収集されており、平均 170 ± 212.6 Bq/l(中央値 94.1 Bq/l、範囲 0.1-670 Bq/l)であった。

北部九州の花崗岩地域においては、くみ上げ地下水及び湧水に対する 62 測定点の Rn 濃度が測定されており、その平均は 94.2 ± 74.5 Bq/l(中央値 69.2 Bq/l、範囲 13.8-367.5 Bq/l)であった(Inagaki and Isagai, 1988)。また、六甲山地域地下水 44 測定点における Rn 濃度の平均は 83.3 ± 209.7 Bq/l (中央値 37.9 Bq/l、範囲 2.6-1280.6 Bq/l)(Yasuoka and Shinogi, 2000)、大阪地域の地下水 23 測定点における地下水中 Rn 濃度の平均は、 20.5 ± 20.23 Bq/l (中央値 16.4 Bq/l、範囲 0.8-71.0 Bq/l)であった(柴田 他、1997)。福井県若狭地区における事例(徳山、五十嵐、1997)においては、花崗岩帯とその他の地質帯 67 調査地点における測定結果が整理されており、その結果は中央値 28.5 Bq/l、範囲 0.7-943 Bq/l となった。この調査においては、花崗岩地帯の地下水中ラドン濃度の中央値は、明らかに他の地質帯で採取

した結果より高くなったことが報告されている。

東京を中心とした半径 50km 圏内で地下水中 Rn-222 濃度を測定した事例(斎藤 他、1993)では、調査点数 1114 の平均値が $8 \pm 11 \text{ Bq/l}$ (範囲 0-45 Bq/l) と報告されており、これは堆積地質レベルであるとされている。また、富山・石川における堆積層中の地下水中ラドン濃度を測定した事例 (小前、1995) では、61 測定点における平均値は、 $7.7 \pm 6.71 \text{ Bq/l}$ (中央値 6.0 Bq/l、範囲 1.0-40.0 Bq/l) となり、東京における測定事例とよく整合していた。

以上のように、地下水中のラドン濃度は地下水採取場所周辺の地質に依存しており、花崗岩帯では高い値を示すことが明らかとなった。また、ウラン鉱床周辺、放射能温泉として知られる温泉水中には、特に高濃度で含まれる場合があった。

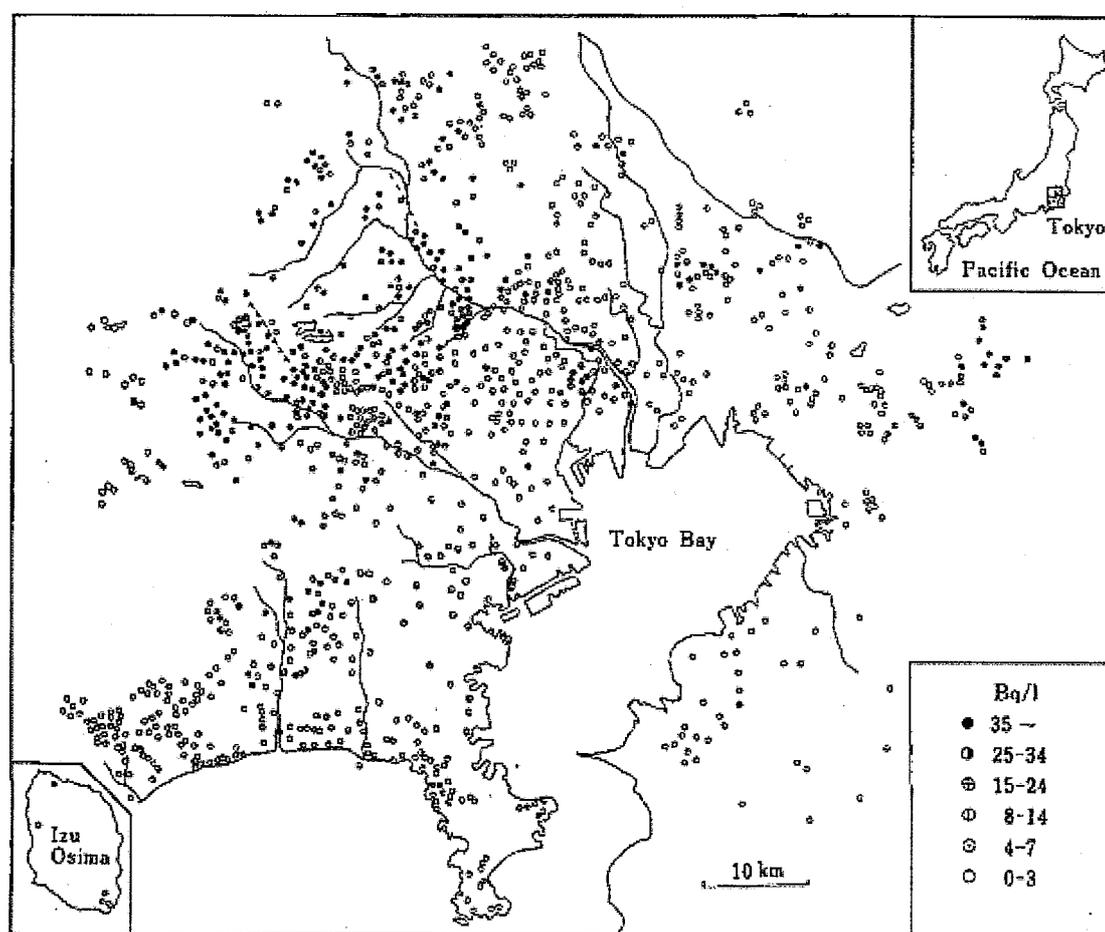


図 1.3.9-2 関東地方の地下水中ラドン濃度 (Saito et al., 1993).

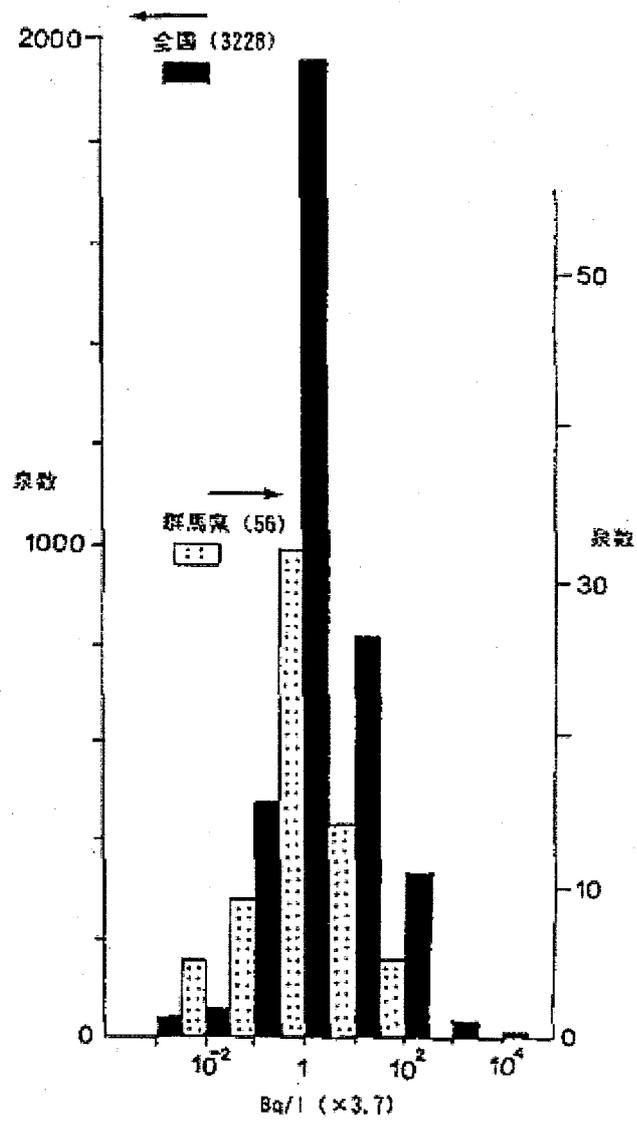


図 1.3.9-3 温泉水中のラドン濃度の頻度分布図(堀内 他、1996)

1.3.10. 濃度データの収集結果の分析のまとめ

以上のように、本調査において取りまとめた各元素の濃度データは、個々の地域の調査事例、あるいはそれぞれ異なる元素、媒体を調査した事例の収集結果を整理したものであるが、

- ・ U の河川水、堆積岩、結晶質岩、土壌
- ・ Th の河川水、堆積岩、結晶質岩、土壌
- ・ K の河川水、地下水、堆積岩、結晶質岩(特に多く収集)、土壌
- ・ Rb の河川水、堆積岩、結晶質岩(特に多く収集)
- ・ Sn の結晶質岩(GSJ-GRS)
- ・ Cs の河川水(津村、山崎、1998 の事例)、結晶質岩
- ・ Cu の河川水、堆積岩、結晶質岩(比較的豊富)、土壌(北海道の事例)、淡水堆積物(滋賀県の事例)
- ・ Rn の地下水(特に温泉水の事例が多い)

については、濃度データの収集結果を踏まえて濃度の分布範囲を分析・考察することが可能であった。しかし、上に挙げた元素及び媒体であっても、調査事例が特定の地域に限られているものがある。また、本調査において濃度データが全く得られなかった媒体もある(表 1.2-1 参照)。

今後は、このような元素及び媒体について調査事例の充実を図ることが望まれる。また、濃度データ調査事例の現状を踏まえた上で、例えば、岩石、土壌及び地下水といった相互に関連する媒体中における調査事例が豊富な元素を選定する、あるいは特定の地域で豊富な濃度収集事例が存在する地域を選定するといった手順により、ナチュラルフラックスとしての適用可能性を検討することが重要である。

参考文献

青森県 環境保健部："原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書 平成4年度報 (青森県環境保健部S)", 原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書, p. 106 (1993)

A.A..ベウス 他："環境の地球化学概論", 現代工学社, (1980)

藤原敦夫 他："環境試料中の放射性核種濃度 平成7年度", 島根県衛生公害研究所報, No.37, p. 127-133 (1997)

早川博信 他："海浜海砂中およびその周辺土壌中の天然放射性核種", 福井県原子力環境監視センター所報, 2, p. 45-52 (1997)

橋本哲夫、久保田知明："時間間隔解析法を用いた玉川温泉水中のトリウム系列核種の絶対測定", RADIOISOTOPES, 第38巻, p. 415-420 (1989)

橋谷 博、奥村 稔："宍道湖湖底堆積物に含まれるウラン・トリウムの起源 - たたら製鉄に用いられる山砂", 山陰地域研究(自然環境), p. 131-136 (1990)

平岡義博："比叡山および比良山周辺の花崗岩質土壌および岩石の地域差について", 地球化学, 第27巻, p. 73-82 (1993)

堀内公子 他："群馬県の温泉のラドン濃度", 温泉科学, 46, 79-86 (1996)

茨城県公害技術センター："土壌中の放射性核種", 茨城県公害技術センター年報, No.32, p. 68-69 (2000)

池田早苗 他："微分パルスアノードックストリッピングボルタンメトリーによる河川水中の亜鉛, カドミウム, 鉛および銅イオンの同時定量", 分析化学, 第42巻, p. T83-T88 (1993)

今泉 真之 他："千葉県鋸南町の地すべり地小流域における渓流水の水質形成機構 - - 水質²²²Rn濃度を指標とした地下水と渓流水の交流解析 - -", 地下水学会誌, 35, 3, 165-183 (1993)

K. Inagaki and K. Isagai："Radon concentration in groundwaters in some areas of granite intrusion in various ages", Jpn. J. Limnol., vol., 49, No. 4, p. 269-278 (1988)

International Atomic Energy Agency (IAEA)："Clearance Levels for Radionuclides in

Solid Materials. Application of Exemption Principles. Interim Report for Comment.”
IAEA-TECDOC-855. Vienna: International Atomic Energy Agency (1996)

石原瞬三 他：“西南日本内帯における古期変成・深成岩類のベースメタル含量とその主要古第三紀鉛亜鉛鉱床との関連性”，地質調査所月報，第 44 巻，第 2/3/4 号，p. 219-237 (1993)

科学技術庁：“生活環境放射線”

核燃料サイクル開発機構：“釜石原位置試験，統括報告書”，PNC TN7410 94-024，p. 146-158 (1993)

核燃料サイクル開発機構：“わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ 分冊 1 わが国の地質環境” JNC TN400 99-021(1999)

亀谷勝昭、松村年朗：“山陰地方の温泉水中の ^{238}U ， ^{234}U ， ^{226}Ra および ^{228}Ra 含有量について”，RADIOISOTOPES，41，185-192 (1992)

亀谷勝昭、戸村加代子：“水道水，井水，雨水中の ^{226}Ra および ^{210}Pb 含有量と ^{210}Pb の土壌への吸着について”，RADIOISOTOPES，25，38-40(1976)

金井 豊 他：“水と地表物質の相互作用により水質について 福島・茨城県における湧水・地表水の調査例”，地質調査所月報，第 49 巻，第 8 号，p. 425-438 (1998)

金井 豊、板巻幸雄：“新潟県中東地区におけるウランの水文学的地球化学的研究”，地質調査所月報，第 42 巻，p. 261-274 (1991)

金井豊 他：“岐阜県東濃ウラン鉱床地域における地下水・地表水中のウラン系列核種 (^{238}U ， ^{234}U ， ^{226}Ra ， ^{222}Rn)の挙動”，地球化学，24，123，132. (1991)

金谷 弘、片田正人：“南部北上山地登米相と薄衣相のカリウム・トリウム・ウラン及び帯磁率”，地質調査所月報，第 26 巻，第 1 号，p. 13-27 (1984)

金沢大 理 低レベル放射能実験施設：“琵琶湖水中における天然放射性核種の動態 (I)”，金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設研究概要・年次報告，No.18，p. 8-9 (1994)

加藤尚之 他：“グラファイトファーンズ原子吸光分析法による微量ルビジウムの定量および天然水の分析への応用”，日本化学会誌，118-123 (1991)

原子力委員会 原子力バックエンド対策専門部会：“ウラン廃棄物処理処分の基本的考え方につ

JNC TJ8400 2003-029

いて”，資-8～14 (2000)

木村進一，他：“化学的風化に伴う微量・希土類元素の挙動 男鹿半島，女川層堆積岩の例”，
応用地質，第40巻，第5号，p. 281-294 (1999)

小前 隆美：“ラドンの水循環解析への応用”，*Radi isotopes* ,44 ,10 ,715-724 ,
(日本アイソトープ協会) (1995)

駒村美佐子、結田康一：“農業生産環境における天然放射性核種の動能解明 (1) ガンマ
放射体核種の本邦土壌における含量・分布 全国水田土壌”，国立機関原子力試験研究成果報
告書，28，p. 107.1-107.3 (1989)

日下 讓 他：“有馬流紋岩層群の浅層地下水の水質”，陸水学雑誌，2，93-99 (1984)

R. Matsumoto and A. Iijima：“Chemical sedimentology of some permo-jurassic and tertiary
bedded cherts in central Honsyu ,Japan” ,*Development of sedimentology: Siliceous deposits
in the Pacific region* , Elsevier , p. 175-191 (1983)

MEGUMI K et al. ,：“大阪府内および若狭地方における土壌中天然放射性核種濃度の
分布” ,*Annu Rep Osaka Prefect Radiat Res Inst* ,
30, p. 21-28 (1990)

御子柴(氏家)真澄：“北海道日高変成帯の塩基性変成岩の地球化学的特徴”，地質調査所月報，
第50巻，第10号，p. 613-634 (1999)

箕浦 加穂、福島 和夫：“銅滴定 - イオン選択電極検出による河川水の錯体形成能力の評価”，
地球化学，22，1，p. 47-54 (1988)

三宅定明 他：“河川底質中の放射性核種の分布”，用水と廃水，35，2，p.146-150 (1993)

那須淑子、星野英考：“茨戸湖中の微量銅の分別定量”，北海道教育大学紀要(第2部A)，第
47巻，p. 17-31 (1996)

大橋優喜：“四国西部三宝山帯のチャート - 石灰岩互層に関する地球化学的研究”，地質学雑誌，
第90巻，第10号，p. 733-753 (1984)

大村明雄、大沢 勉：“日本海海底堆積物中のウランおよびトリウム同位体組成：南部の3ピス
トンコア堆積物間の比較”，日本海域研究報告，p. 1-16 (1990)

JNC TJ8400 2003-029

大村明雄 他：“喜界島の更新世堆積物とそのウラン系列年代”，第四紀研究，第 39 卷，第 1 号，p. 55-68 (2000)

E. Ohta et al.：“Petrochemistry of Late Miocene to Quaternary Igneous rocks and Metallogenesis in Southwest Hokkaido, Japan”，Resource Geology, vol. 48, No. 3, p. 183-195 (1998)

J. Sato and T. Nakamura：“Leaching of Radon from weathered Granite into Water”，RADIOISOTOPES, vol. 42, p. 667-675 (1993)

柴田せつ子 他：“大阪周辺の天然水のラドン濃度”，KURRI KR, No.6, p. 99 - 102 (1997)

立川 正久 他：“琵琶湖の堆積物の研究(15) - - 琵琶湖に流入する三大河川及び特殊小河川の河床泥中における重金属分布 - -”，滋賀大学教育学部紀要 自然科学, 33, p. 17-36 (1983)

高橋一暢、大八木義彦：“港湾海域における底質土中のスズおよび銅の分布特性”，日本化学会誌, 52-55 (1988)

寺島 滋 他：“関東平野における土壌の化学組成と土壌地球化学図の作成に関する基礎的研究”，地質調査所月報, 第 52 巻，第 1 号，p. 9-40 (2001)

徳山秀樹、五十嵐修一：“福井県若狭地区における飲料水中のラドン濃度”，KURRI KR, No.6, p. 15-20, (1997)

T. Kataoka et al.：“Non-destructive rapid determination of radium-226 in soil using radon-222 escape-to-production ratio”，保健物理, 第 22 巻，p. 147-151 (1987)

友寄喜貴 他：“沖縄本島における湧水中の天然放射性核種について”，地球化学, 31, 227-233 (1997)

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation, “放射線の線源と影響 原子放射線の影響に関する国連科学委員会の，総会に対する 2000 年報告書 付属書付”，(独立行政法人放射線医学総合研究所 監訳), p140 (2002)

和田喜久士：“共沈・溶媒浮選による水中の微量カドミウム，銅，ニッケル及び鉛の定量”，分析化学, 第 37 巻，p. 405-410 (1988)

山崎秀夫 他：“放射性核種から見た大阪狭山市狭山池堆積物の特性”，第四紀研究, 第 30 巻，

JNC TJ8400 2003-029

p. 29-35 (1998)

山崎浩道："第 9 章 環境科学への応用(4) 河川水中の元素分析", RADIOISOTOPES , 第 51 卷 , p. 105-111 (2001)

Y. Yasuoka and M. Shinogi : "Determination of radon concentrations in natural water in the Rokko area (Jaona) and evaluation of its effective dose" , RADIOISOTOPES , 第 49 卷 , p. 551-557 (2000)

山崎浩道："第 9 章 環境科学への応用(4) 河川水中の元素分析", RADIOISOTOPES , 第 51 卷 , p. 105-111 (2001)

山本鋼志："静岡県西部瀬戸川帯の酸性凝灰岩および珪質泥岩の地球化学的研究" ,地質学雑誌 , 第 90 卷 , 第 7 号 , p. 479-496 (1984)

2. 方法論の検討のまとめ

前年度までに実施した天然安全指標に関する方法論の検討を基に、我が国の地質環境特性を反映した濃度評価・フラックス評価の方法論を提示する。

まず、上記の天然安全指標に関する方法論を概説し、データ取得から指標提示までに至る具体的な方法論と天然安全指標において補完しうる事例を紹介する。

2.1 方法論に関わる文献調査

天然安全指標に関わる方法論についての文献調査を前年度まで実施した分に比べてさらに推し進めた。「ナチュラル・フラックス」、「フラックス」、「物質循環」、「循環」などのキーワード検索と関連する専門書を調査し、文献の収集を行なった。収集文献(文献数 175)をチェックし、本方法論に参考となると思われる循環(水ないし物質循環)やフラックスに関わる文献を最終的に抽出し整理した。収集した調査文献一覧を表 2.1-1 に示す。

2.2 既存の物質循環の調査結果

物質循環を扱った 15 文献(猪原 他, 2000; 平山, 2000; 下津, 2000; 斉藤, 1999; 高橋, 1998; 植野 他, 1998; 下津・菊池, 1987; 寺嶋 他 1993; 岩坂, 1999; 中澤, 1999; 福嶋, 1999; 水谷, 1999; Drever, 1988; 平, 2001; 徐, 1997)の 26 事例について、その内容を分析した結果を表 2.2-1 に示す。その結果は以下のようにまとめられる。

循環の対象

水が多いが、その他岩石、炭素、碎屑物、物質などがある。

	調査文献名称	整理票番号	種類
1.	鈴木 啓助: "札幌における降雪の化学的性質 - とくに海水起源物質濃度の成因について - ", 地理学評論, 56, 3, p. 171-184 (1983)		
2.	佐々木 嘉三・野上 英一・田阪 茂樹: "岐阜県上宝村地帯における地下水中ラドン濃度測定", 岐阜大学教育学部研究報告, 24, 2, p. 15-21 (2000)		
3.	松浦 孝易・調枝 勝幸・瀬戸 信也・大原 真由美: "広島県における降水水中の非塩類由来硫酸イオン及び硝酸イオン濃度変動について", 広島県保健環境センター研究報告, 7, p. 27-31 (1999)		
4.	海老瀬 潜一: "降雨流出過程におけるトレーサーとしての溶存物質", ハイドロロジー・日本水文科学会誌, 23, 2, p. 47-58 (1993)		
5.	鈴木 啓助: "降雨に対する応答の速い河川水中の溶存成分濃度変化について", 東北地理, 43, 2, p. 111-121 (1991)		
6.	渡久山 章・那覇 善孝・大出 茂: "沖縄の島々における降水, 河川水, 地下水の硝酸塩濃度(2)", 工業用水, 380, p. 19-32 (1990)		
7.	KATAYAMA Y., KAWABATA Y., HISAEDA H., KAGAWA A., KISHIDA K., KOH S., NISHIDE K., AOKI T., OKADA N., TAKADA J.: "Effects of Acidification in Precipitation on Chemical Substance Circulation in Forest Ecosystem", KURRI Progress Report, 1996, p. 114-114 (1997)		
8.	鹿園 直建: "化学的風化作用の河川水水質, 特に溶存シリカ濃度に与える影響", 地学雑誌, 111, 1, p. 55-65 (2002)	F-8	Flux
9.	小椋 和子・波本 裕美: "河川水中の粘土鉱物による金属の取り込み量と有機物濃度について", 日本地球化学会年會講演要旨集, 1982, p. 115-116 (1982)		
10.	山崎 正夫・安藤 晴夫: "多摩川中流部における微量元素類の流入起源と河川水中濃度の年間変動", 東京都環境科学研究所年報, 1999, p. 68-72 (1999)		
11.	欧陽 通・岡崎 正規・小倉 紀雄: "野川上流域における河川水中の微量重金属濃度と挙動", 地球化学, 28, 1, p. 37-46 (1994)		
12.	安原 正也・丸井 敦尚・田中 正・高山 茂美: "河川水の涵養に果たす賦存深度の異なる地下水の役割 - SiO ₂ 濃度に基づく事例研究 - ", ハイドロロジー, 20, 2, p. 83-95 (1990)		
13.	橋本 哲夫・樋口 靖・酒井 裕二・仲川 隆夫・青木 滋・佐藤 修: "地すべり多発地帯からの湧水のトリチウムと容存イオン濃度の年間変動 - 姫川水系浦川流域金山沢について - ", 新潟大学積雪地域災害研究センター研究年報, 8, p. 71-80 (1986)		
14.	津村 昭人・山崎 慎一: "河川水, 雨のウラン, トリウム, ランタノイドなど微量元素のバックグラウンド調査", Radioisotopes, 47, 1, p. 46-55 (1998)		
15.	津村 昭人・山崎 慎一・木方 展治: "誘導結合プラズマ質量分析法による河川水の希土類元素, トリウムおよびウランの定量", RADIOISOTOPES, 40, 7, p. 279-286 (1991)		
16.	井上 厚行・原 淳子・今井 亮: "八幡平南東部地熱地域に分布するナトリウム系変質帯の成因", p. (2001)		
17.	水上 正勝・大森 幸子: "凝灰岩と海水 - 地表水の地球化学的相互作用に関するモデル計算 - I - Na-Ca-Mg-K-Sr-Cl-SO ₄ 系, 函館工業高等専門学校紀要, 20, 20, p. 117-127 (1986)		
18.	山田 浩・紀 杉・伊藤 彰英・千葉 光一・原口 紘子: "キレート樹脂濃縮を併用した多元素同位体希釈/導結合プラズマ質量分析法による河川水中銅, カドミウム, 鉛の定量", 分析化学, 50, 6, p. 433-439 (2001)		
19.	伊藤 純一・三宅 孝典・小俣 雅嗣: "ルベア酸塩のマイクロメンブランフィルター濃縮 - 直接灰化原子吸光法による河川水中の微量銅, ニッケル, コバルト, カドミウムの定量", 日本化学会誌, 1996, 7, p. 645-649 (1996)		
20.	箕浦 加穂・福島 和夫: "銅測定 - イオン選択電極検出による河川水の錯体形成能力の評価", 地球化学, 22, 1, p. 47-54 (1988)		
21.	長瀬 和雄: "ラドン濃度を利用した地下水の浸透量の解析方法", 神奈川県温泉地質研究所報告, 13, 5, p. 219-224 (1982)		
22.	柴田 智郎・秋田 藤夫: "阿寒湖畔温泉貯留層への地下水の浸透", 北海道立地質研究所報告, 71, p. 27-33 (2000)		
23.	猪原 芳樹・久野 春彦・近藤 浩文・浜田 崇田・志田原 巧・中川 加明一郎: "山地災害などに係わる地質要因に関する文献調査", 電力中央研究所報告, U99081, iv, p. 18 (2000)	F-23	Flux
25.	岡 太郎: "自然丘陵地における土壌水流動 - 観測とその解析 - ", 京都大学防災研究所年報, 26 B-2, p. 213-224 (1983)		
27.	富永 雅樹: "これからの土壌水分関連研究に向けて - 降雨災害から地球環境問題へ - ", 防災科学技術, 73, p. 49-54 (1995)		
28.	窪田 順平・鈴木 雅一: "山腹斜面における2次元土壌水分がテンシャル分布とフラックスの実態", ハイドロロジー・日本水文科学会誌, 18, 2, p. 62-73 (1988)		
30.	鈴木 将之・佐藤 修: "福島県滝坂地すべり地の地下水の水質とその変動", 新潟大学積雪地域災害研究センター研究年報, 22, p. 61-77 (2000)		
32.	北岡 豪一・吉岡 龍馬: "トリチウム濃度から推定される六甲山系の水循環の速さについて", 日本地下水学会会誌, 26, 4, p. 131-145 (1984)	F-32	Flux
33.	権根 勇・李 宝慶: "トリチウム濃度から推定した筑波研究学園都市の地下水の年齢, 筑波の環境研究, 7, p. 124-127 (1983)		
34.	奥水 達司・小林 浩: "富士山麓および甲府盆地における地下水, 湧水中のパナジウムおよびリニウム濃度とその地質学的背景", 環境地質学シンポジウム論文集, 9, p. 291-296 (1999)		
35.	岩月 輝希・徐 勝・伊藤 茂・阿部 雅人: "14C同位体による地下水流動状態の推定", サイクル機構技報, 4, p. 93-100 (1999)	F-35	Flux
36.	浜田 浩正・今泉 真之・小前 隆美: "ラドン濃度を指標とした地下水調査, 解析法", 農業工学研究所報告, 36, p. 17-50 (1997)		
37.	長江 亮二: "濃飛流紋岩及び阿武隈花崗閃緑岩などの酸性岩地帯の地下水の一般溶存成分, 安定同位体比とトリチウム濃度およびガス分析による地下水の水循環および水質変化の推定", 地下水学会誌, 38, 1, p. 51-79 (1996)	F-37	Flux
38.	地質調査所・高橋 誠・松本 則夫・佐藤 努: "東海地域におけるテレメータによる地下水位・自噴量・ラドン濃度観測結果(1994年)(13)", 地震予知連絡会会報, 54, p. 464-467 (1995)		
39.	地質調査所・高橋 誠・佐藤 努: "伊豆地域におけるテレメータによる地下水中のラドン濃度・自噴量観測結果(1994年)(13)", 地震予知連絡会会報, 54, p. 356-358 (1996)		
40.	小林 信彦: "武蔵野台地浅層地下水における溶存イオン濃度変動特性について", 法政大学大学院地理研究, 2, p. 49-55 (1995)		
41.	高橋 誠・松本 則夫・佐藤 努・地質調査所: "東海地域におけるテレメータによる地下水位・自噴量・ラドン濃度観測結果(1993年)(12)", 地震予知連絡会会報, 52, p. 407-409 (1994)		
42.	高橋 誠・佐藤 努・地質調査所: "伊豆地域におけるテレメータによる地下水中のラドン濃度・自噴量観測結果(1993年)(12)", 地震予知連絡会会報, 52, p. 325-326 (1994)		
43.	垣内 正久・丸井 敦尚: "八ヶ岳の湧水および地下水のトリチウム濃度", ハイドロロジー, 24, 2, p. 93-106 (1994)		
44.	今泉 真之・浜田 浩正・金子 文直・奥山 武彦・小前 隆美: "千葉県鋸南町の地すべり地小流域における渓流水の水質形成機構 - 水質222Rn濃度を指標とした地下水と渓流水の交流解析 - ", 地下水学会誌, 35, 3, p. 165-183 (1993)	F-44	Flux
45.	結田 康一: "水中臭素濃度による足柄野野地下水の涵養源の推定", 神奈川県温泉地質研究所報告, 19, 4, p. 157-166 (1988)		
46.	斎藤 正明: "地下水の水質類似性から水脈, 流速および流向をさぐる(濃度比マッチング法による地下水の調査)", 地下水と井戸とポンプ, 28, 8, p. 13-21 (1986)		
47.	橋本 哲夫・樋口 靖・酒井 裕二・佐藤 修・青木 滋・外林 武: "湧水・地下水のトリチウム濃度の測定 - 姫川系浦川流域および新潟地区水溶性天然ガス水中のトリチウム濃度 -, 研究年報(新潟大学積雪地域災害研究センター)・中俣 三郎教授退官記念号, 7, p. 163-172 (1985)		
48.	植下 協・大東 憲二: "山岳トンネル建設工事における地下水環境影響評価 - 中央自動車道長野線岡谷・塩尻トンネルの場合 -, 土と基礎, 37, 6(no.377), p. 23-28 (1989)		
49.	高橋 正明・阿部 喜久男・野田 徹郎・安藤 直行: "伊豆大島の地下水水質の地球化学的観測", 火山, 第2集・伊豆大島火山1986年噴火・中村一明教授追悼号, 33, Special Issue, p. S290-S296 (1988)		
50.	高橋 春男・佐藤 純・佐藤 和郎: "富士火山およびその周辺地域の環境放射能強度分布と湧水中のラドン濃度", 東京大学地震研究所集報, 57, 2, p. 351-358 (1982)		
51.	小穴 進也・今泉 健一・川口 浩: "名古屋市東山地域の湧水及び川水の塩素イオン及び過剰塩基濃度", 陸水学雑誌, 14, 2, p. 66-69 (1949)		
52.	北岡 豪一・河野 忠: "くじゅう火山群の湧水と河川水の安定同位体比とトリチウム濃度", 大分県温泉調査研究会報告, 50, p. 15-18 (1999)		
53.	小林 浩・奥水 達司: "富士山麓及び甲府盆地周辺に位置する地下水及び湧水中のリニウム起源", 地下水学会誌, 41, 3, p. 177-191 (1999)		
54.	角皆 潤・脇田 宏・芦 寿一郎・蒲生 俊敏: "南海トラフ・竜洋海底谷冷湧水の化学組成", JAMSTEC深海研究, 13, p. 503-508 (1997)		
55.	及川 紀久雄: "津南町地域の湧水の科学特性", 産業地質科学研究所研究年報, 10, p. 95-108 (1999)	F-55	Flux
56.	立川 正久・藤沢 雅子・宮居 伝・上野 ひろみ・安田 寛次: "琵琶湖の堆積物の研究(15) - 琵琶湖に流入する三大河川及び特殊小河川の河床泥中における重金属分布 - ", 滋賀大学教育学部紀要 自然科学, 33, p. 17-36 (1983)	F-56	Flux
57.	川名 吉一郎・谷本 照己: "大阪湾における多量淡水流入時の懸濁物質の分布", 中国工業技術試験所報告, 22, p. 67-74 (1984)		

58.	道上 正のり・矢島 啓: "河川への土砂流入に対する人間活動の影響の歴史", 海洋, 32, 3,p. 145-150 (2000)	F-58	Flux
59.	田淵 俊雄・高村 義親・久保田 治夫・鈴木 誠治: "霞ヶ浦(西浦)へ流入する栄養塩類の負荷と濃度 霞ヶ浦流入河川の水質汚濁と流出負荷に関する研究(6)", 霞ヶ浦 - 研究報告集 - , , , p. 144-154 (1979)		
60.	田淵 俊雄・高村 義親・久保田 治夫・鈴木 誠治: "霞ヶ浦からのカンガイ用水が河川水質と流出負荷に与える影響 霞ヶ浦流入河川の水質汚濁と流出負荷に関する研究(4)", 霞ヶ浦 - 研究報告集 - , , , p. 130-134 (1979)		
61.	田淵 俊雄: "霞ヶ浦の水質汚濁(II) 流入負荷と汚濁源", 霞ヶ浦 - 研究報告集 - , , , p. 62-76 (1979)		
62.	岡本 孝則・松本 英二・川幡 穂高: "北太平洋深海底コア中の石英からみた過去約20万年間の風成塵の変動", 第四紀研究, 41, 1,p. 35-44 (2002)	F-62	Flux
63.	入野 智久: "北西太平洋域における完新世および最終氷期の風成塵フラックスと粒度", 海洋, 34, 3,p. 156-161 (2002)	F-63	Flux
64.	溝田 智俊・松久 幸敬: "風成塵 - KH-79-3,C-3, コアの解析を中心にして -", 地球, 6, 9,p. 553-557 (1984)		
65.	地原 研: "海洋古環境変化と陸源物質供給パターンの変化", 地質ニュース, , 528,p. 19-28 (1998)		
66.	吉永 秀一郎: "関東ローム層中に含まれる微細石英の堆積速度の約10万年間の変化 - 北関東喜連川丘陵早乙女の例 -", 第四紀研究, 35, 2,p. 87-98 (1996)	F-66	Flux
67.	鷹澤 好博・柳井 清治・八幡 正弘・溝田 智俊: "西南北海道 - 東北地方に広がる後期更新世の広域風成塵堆積物", 地質学雑誌, 100, 12,p. 951-965 (1994)	F-67	Flux
68.	福沢 仁之・小泉 格・岡村 真・安田 喜憲: "水月湖細粒堆積物に認められる過去2,000年間の風成塵・海水準・降水変動の記録", 地学雑誌, 104, 1,p. 69-81 (1995)		
69.	井上 克弘・成瀬 敏郎: "日本沿岸の土壌および古土壌中に堆積したアジア大陸起源の広域風成塵", 第四紀研究, 29, 3,p. 209-222 (1990)	F-69	Flux
70.	チヨドリ M.E.K.・北田 奈緒子・成瀬 敏郎・矢田貝 真一・鈴木 宏・吉井 克行・豊田 新: "福井県中池見盆地と兵庫県黒井盆地にみられる過去110,000年間の古環境変動", 地学雑誌, 110, 5,p. 725-733 (2001)		
71.	鈴木 啓助: "水素・酸素安定同位体を用いた流域水循環研究", 環境科学年報, 信州大学, 24, , p. 107-114 (2002)		
72.	小池 俊雄: "グローバルな視点で水問題に挑む 第2章 - 水問題の解決に向けた取り組み - 3.GAMEからCEOPへ 地球水循環変動予測への挑戦", 土木学会誌, 87, 3,p. 31-34 (2002)		
73.	虫明 功臣: "グローバルな視点で水問題に挑む 第2章 - 水問題の解決に向けた取り組み - 2.流域水循環の視点で考える新たな流域水マネジメントの構築", 土木学会誌, 87, 3,p. 27-31 (2002)		
74.	朴 珍赫・小尻 利治・友杉 邦雄: "流域水循環モデルを利用した比較水文学の提案", 京都大学防災研究所年報, , 44B-2,p. 477-489 (2001)		
75.	三上 正男・岩倉 晋・高藪 出・毛利 英明: "多様な表面における水循環過程に関する研究", 気象研究所研究報告書(平成12年度), , , p. 251-253 (2000)		
76.	實 仰文・木内 豪・戸嶋 光映・吉谷 純一: "分布物理型水循環モデルWEP MODELを用いた茨城県谷田川流域の水収支の定量化", 土木技術資料, 44, 2,p. 62-67 (2002)		
77.	佐藤 篤司・佐藤 威・阿部 修・小杉 健二: "極域水循環過程の解明", 全球水文過程における災害予測に関する研究 研究成果報告書, , , p. 248-283 (2001)		
78.	栢原 孝浩・中根 和郎・葛葉 泰久・納口 恭明・下川 信也・松浦 知徳: "水循環過程モデルの開発", 全球水文過程における災害予測に関する研究 研究成果報告書, , , p. 63-125 (2001)		
79.	松浦 知徳・飯塚 聡・湯本 道明・鈴木 真一: "全球水循環モデルの開発", 全球水文過程における災害予測に関する研究 研究成果報告書, , , p. 5-62 (2001)		
80.	大内 忠臣・松下 越夫: "水循環モデルの実用的作成法 - 洪水流出モデルの機械的同定とそのダム管理への応用 -", 土木技術資料, 25, 5,p. 231-236 (1983)	F-80	Flux
81.	八谷 陽一郎・坂井 晃・三浦 哲彦・陶野 郁雄: "溶存成分及び同位体に基づく佐賀平野の地下水循環に関する調査結果と考察", 土木学会論文集 7, , 664,p. 21-30 (2000)		
82.	佐倉 保夫: "水循環における地下水の役割とその評価 - 地下水流動系の意義 -", 地下水技術, 42, 6,p. 37264 (2000)		
83.	嶋田 純: "水循環から見た地下水保全と21世紀への提言", 日本水文科学会誌, 30, 2,p. 63-72 (2000)		
84.	日比野 英俊: "地域水循環システムの確立と総合的水資源政策の推進", 用水と廃水, 42, 1,p. 36-40 (2000)		
85.	尾田 栄章: "川と人との関わりからみた健全な水循環系の再生", 用水と廃水, 42, 1,p. 37512 (2000)		
87.	平山 利晶: "水循環保全と流域管理に関わる技術", 地下水技術, 42, 2,p. 23-43 (2000)	F-87	Flux
88.	下津 昌司: "流域水収支に基づく水循環系(地表水・地下水系)変化の検討 - 阿蘇火山流域の事例 -", 地下水技術, 42, 1,p. 43-58 (2000)	F-88	Flux
89.	斉藤 泰久: "水循環の変化と再生 - 水循環のモデル化における地下水浸透流解析の適用 -", 地下水学会誌, 41, 4,p. 263-286 (1999)	F-89	Flux
90.	神野 健二: "水循環の再生における地下水学の果たす役割 - 水循環社会形成のためのインターフェイス -", 地下水学会誌, 41, 4,p. 245-252 (1999)		
91.	球環境の解明 - 平成2年度第2回シンポジウム(平成3年2月28日(木) - 3月1日(金)) - , 文部省科学研究費重点領域研究, , , p. 129-134 (1991)		
92(1)	水山高久: 水源から河口に至る河川土砂収支の実態把握調査と土砂制御のあり方, 岩波講座地球環境学7水循環と流域環境, 岩波書店, pp.111 ~ 129(1998)	F-92(1)	Flux
92(2)	河田恵昭: 河口から海岸に至る河川・海岸土砂収支の実態調査と海岸線のあり方, 岩波講座地球環境学7水循環と流域環境, 岩波書店, pp.129 ~ 158(1998)	F-92(2)	Flux
92(3)	高橋 裕: 地球環境を考慮した水資源の開発, 水利用, 技術の方向, 岩波講座地球環境学7水循環と流域環境, 岩波書店, pp.263 ~ 300(1998)	F-92(3)	Flux
93.	金木 誠・鈴木 俊朗: "水循環・流域管理の視点から見る地下水の保全と利用", 地下水技術, 41, 1,p. 37366 (1999)		
94.	植野 利康・石原 慶一・山内 扶美・斎藤 庸・平田 潔: "黄瀬川・大場川流域における水循環の現状と柿田川・三島周辺湧水群の保全に関する検討 - 富士, 箱根, 愛鷹山火山性堆積物に覆われた流域における地下水保全に向けて -", 地下水技術, 40, 6,p. 37269 (1998)	F-94	Flux
95.	小倉 紀雄: "水・物質循環と河川の流域環境", 日本水文科学会誌, 27, 4,p. 179-184 (1997)		
97.	忌部 正博: "水循環における雨水浸透の定量的評価について", 地下水技術, 38, 1,p. 27-33 (1996)		
98.	沖 大幹・虫明 功臣・松山 洋・増田 耕一: "大気水収支と地球規模の水循環", 土木学会論文集, , 521,p. 13-27 (1995)		
99.	小前 隆美: "ラドン水循環解析への応用", Radi isotopes, 44, 10,p. 715-724 (1995)		
100.	沖 大幹・虫明 功臣: "大気水収支法によるグローバルな水循環モニタリング", 生産研究, 45, 4,p. 249-256 (1993)		
101.	吉村 和久・井倉 洋二: "石灰岩地域秋吉台における水循環と地下水水質の形成", 地下水学会誌, 34, 3,p. 183-194 (1992)		
102.	岡田 誠・大河内 直彦: "氷期 - 間氷期変動と深層水循環", 科学, 62, 10,p. 648-653 (1992)		
103.	奥西 一夫: "地形変化過程と陸水循環過程の相互作用 - 水文地形学の中心課題へのアプローチ -", 地形, 12, 2,p. 99-116 (1991)		
104.	下津 昌司・菊池 良介: "熊本都市圏の地下水涵養域における水循環その変化 - 主に白川中流域を中心として -", 水資源に関するシンポジウム(3), , p. 619-624 (1987)	F-104	Flux
105.	下津 昌司: "阿蘇中央火口丘斜面域における雨水循環過程の観測研究 - 主に浸透過程を対象として -", ハイドロロジー, 17, 2,p. 88-98 (1987)		
106.	小林 慎太郎・丸山 利輔: "農地造成に伴う流出特性の変化", 農業土木学会誌, 56, 11(no.444),p. 1081-1086 (1988)		
107.	鈴木 裕一: "水循環系における水文量の時系列的安定性の評価について", 東京教育大学地理学研究報告, 19, , p. 87-92 (1975)		
108.	原田 守博: "濃尾平野における過剰揚水に伴う地下水循環過程の変貌 - 清水 治による長期間連続観測記録の語るもの -", 名城大学理工学部研究報告, , 36,p. 89-97 (1996)		
109.	猪原 芳樹: "山地における表層地下水の水質変化に関する調査", 電力中央研究所報告, , U01054,p. 15 (2002)		
111.	湯原 浩三・竹内 篤雄・北岡 豪一・牛島 恵輔・山本 敏雄: "防府平野浅層地下水の流動システム", 日本地下水学会会誌, 25, 1,p. 17-70 (1983)		
112.	水谷 義彦・佐竹 洋・山辺 綾子・宮地 ひろみ・間瀬 暢彦・山村 嘉代子: "扇状地浅層地下水の水素および酸素同位対比", 地下水学会誌, 43, 1,p. 37326 (2001)		
113.	日下 譲・辻 治雄・玉利 祐三・西村 公男・藤原 儀直: "有馬流紋岩層群の浅層地下水の水質", 陸水学雑誌, , 2,p. 93-99 (1984)		
114.	加藤 聡・水谷 義彦・内田 啓男・飯田 忠三: "富山県庄川扇状地浅層地下水の水系区分", 地球化学, 18, 1,p. 29-35 (1984)		

表2.1-1 調査文献の一覧(3/3)

115.	豊島 正幸・山本 勝利・中井 信：“低地の浅層地下水流動を規制する地形の配置様式とその変異”，東北農業試験場研究報告，，93,p.107-130(1998)		
116.	市村 彰男・森浦 久実代・三田村 宗樹：“大阪市域の最近の浅層地下水水質”，環境地質学シンポジウム論文集，4，，p.287-292(1994)		
117.	沖 泰三・中屋 真司・伊藤 正明：“奈良盆地における地下水(その3) - 涵養条件図作成と，浅層地下水に関する地下水流動シミュレーション -”，地下水技術，36，12,p.40-50(1994)	F-117	Flux
118.	尾方 伸久・若松 尚則・梅田 浩司・柳沢 孝一：“河川水の流量及び水質による表層部の地下水流動の推定 - 岐阜県東濃地域におけるケーススタディー -”，応用地質，36，1,p.37300(1995)	F-118	Flux
119.	西園 幸久・井上 博：“阿蘇火山周辺の浅層地下水の分布状態について”，日本応用地質学会研究発表会講演論文集，1994，，p.119-122(1994)		
120.	水谷 義彦・山本 晃一：“富山県礪波平野浅層地下水中の溶存炭酸の起源”，地下水学会誌，35，2,p.77-86(1993)		
121.	堀内 清司・渡辺 真木：“浅層地下水の水位・水質の経年変化 - 世田谷烏山を例として -”，日本大学文理学部自然科学研究所研究紀要(応用地学)・堀 福太郎先生追悼号，，28,p.31-38(1993)		
122.	HIYAMA Tetsuya・SUZUKI Yuichi：“Groundwater in the Nasuno basin - Spatial and seasonal changes in water quality -”，Hydrology・Journal of Japanese Association of Hydrological Sciences，21，3,p.143-154(1991)		
123.	黒田 和男・菅野 敬夫・尾崎 次男：“秋田県仙岩地熱地域西部の水文地質 - とくに浅部地下水の流動 -”，地質調査所報告・仙岩地熱地域における研究，，266,p.343-378(1987)		
124.	開発 一郎：“浅層地下水の涵養と流出機構(その1) - 不飽和流の運動 -”，地下水と井戸とポンプ，26，11,p.37517(1984)		
125.	開発 一郎・安原 正也：“浅層地下水の涵養流出機構(その2) - 野外調査法 -”，地下水と井戸とポンプ，26，12,p.26-37(1984)		
126.	遠藤 泰造・北原 曜・真島 征夫・阿部 和時：“緩傾斜林地小流域における浅層地下水位の形成と中間流出”，林業試験場研究報告，，334,p.147-186(1985)		
127.	関 寿子・林 武司・丸井 敦尚：“関東平野における深層地下水の性状”，日本水文科学会誌，31，3,p.37584(2001)		
128.	丸井 敦尚・安原 正也・林 武司・樋口 宏之：“東京湾岸の深層地下水”，日本水文科学会誌，31，3,p.37265(2001)		
130.	酒井 重治郎・岩井 武彦：“青森県野辺地町における水文地質と深層地下水に関する研究”，弘前大学教育学部紀要，，12,p.33-50(1964)		
131.	奥沢 保・塚原 弘昭：“松代群発地震地域に湧出する深層地下水”，地震 第2輯，53，3,p.241-253(2001)		
132.	竹内 皓：“千葉県小糸川流域の深層地下水の水質について”，ハイドロロジー，，4,p.37385(1971)		
133.	青木 和弘：“サイクル機構における深部地下水中の微生物調査について”，海洋，号外・海嶺の熱水活動と地下生物圏，，19,p.124-133(1999)		
134.	浜 克宏・岩月 輝希：“東濃地域における広域地下水流動研究 - 深部地下水の地球化学特性について(その1) -”，日本応用地質学会研究発表会講演論文集，1998，，p.17-20(1998)		
135.	渡部 直喜・白石 秀一・佐藤 寿則・佐藤 修・大木 靖衛・日下部 実：“第三紀層地すべり地の深層地下水”，土と基礎，45，6,p.32-34(1997)	F-135	Flux
138.	北海道開発局農業水産部農業計画課：“営農用深層地下水調査報告書 - 清川地区 - (平成4年,5年,6年度調査)”，，52,p.(北海道開発局農業水産部農業計画課)(1995)		
139.	北海道開発局農業水産部農業計画課：“営農用深層地下水調査報告書 - 鶴川西地区 - (平成4年,5年,6年度調査)”，，56,p.(北海道開発局農業水産部農業計画課)(1995)		
140.	安原 正也・風早 康平：“八ヶ岳の深層地下水の地球化学的研究”，ハイドロロジー，24，2,p.121-132(1994)		
141.	寺嶋 智巳・森 綾子・石井 治男：“花崗岩山地の二小流域における深部地下水浸透量の比較研究”，ハイドロロジー・日本水文科学会誌，23，2,p.105-118(1993)	F-141	Flux
142.	能美 洋介・長江 亮二・松本 裕司：“愛知県設楽町における設楽層群縁辺部の地質構造および深層地下水について”，日本応用地質学会研究発表会講演論文集，1993，，p.109-112(1993)		
145.	青木 和弘・小室 光世・松嶋 英治：“深部地下水中の微生物調査(2)”，環境地質学シンポジウム講演論文集(第2回)，1992，2,p.163-168(1992)		
146.	小原 常弘：“地質系統と水理定数・水質 - 北海道の畑作振興深層地下水調査から -”，地下資源調査所調査研究報告，，21,p.99(1992)		
147.	川辺 孝幸・佐藤 光男：“近畿地方における鮮新 - 更新統堆積盆地の深層地下水開発について”，環境地質学シンポジウム講演論文集(第1回)1991，1,p.279-284(1991)		
160.	中原 正幸・岸 智・羽田 吉輝：“北海道の水理地質と深層地下水調査”，日本応用地質学会研究発表会講演論文集，1990，，p.165-168(1990)		
163.	田中 芳則・土屋 悟：“台地部深層地下水における塩素イオン濃度の規制要因”，地下水学会誌，31，1,p.37268(1989)		
164.	研究成果報告・文部省科学研究費自然災害特別研究(1)，課題番号59020026・文部省科学研究費自然災害特別研究(1)，課題番号59020026，，p.66-71(1985)		
165(1)	岩坂泰信:人間活動による大気改変の歴史，『大気環境の変化』(岩波講座地球環境学3)(安定哲三・岩坂泰信編)，岩波書店，pp.49~117(1999)	F-165(1)	Flux
165(2)	中澤高清:温室効果気体の増加と地球温暖化，『大気環境の変化』(岩波講座地球環境学3)(安定哲三・岩坂泰信編)，岩波書店，pp.119~155(1999)	F-165(2)	Flux
166(1)	福嶋義宏:水・物質複合系としての生態系，『水・物質循環系の変化』(岩波講座地球環境学4)(和田英太郎・安成哲三編)，岩波書店，pp.89~122(1999)	F-166(1)	Flux
166(2)	水谷広:人間活動と物質循環系のグローバルな変化，『水・物質循環系の変化』(岩波講座地球環境学4)(和田英太郎・安成哲三編)，岩波書店，pp.155~196(1999)	F-166(2)	Flux
167.	国立天文台:理科年表(平成6年,第67冊)(1994)	F-167	Flux
168.	国土交通省土地・水資源局水資源部:平成14年版「日本の水資源」(概要版)，国土交通省土地・水資源局水資源部ホームページ(2002)(http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/wrd.htm)	F-168	Flux
169.	Drever, J.I.: The Geochemistry of Natural Waters, Second Edition, Prentice Hall, pp.1~4(1988)	F-169	Flux
170.	平朝彦:地質学1 地球のダイナミクス, 岩波書店(2001)	F-170	Flux
171.	徐垣:地球の表層とマスパランス，『地殻の進化』(岩波講座地球惑星科学9)(平朝彦・徐垣・鹿園直建・廣井美邦・木村学 著)，岩波書店，pp.17~18(1997)	F-171	Flux
172.	竹内篤雄・上田敏雄:多点温度検層による地下水流速の推定とその評価，日本応用地質学会研究発表会講演論文集，37,40(1992)	F-172	Flux
173.	伊藤芳郎・齋藤輝夫・市川浩・南雲政博・川口英雄・竹内篤雄:地下水流速の新しい測定方法の試み - 流動電位法 -，日本地下水学会誌，26,77(1984)	F-173	Flux
174.	三菱マテリアル㈱社内資料，“かつて稼動した鉱山の坑道展開の面積と湧水量”	F-174	Flux
175.	千木良雅良:“風化と崩壊 第三世代の応用地質”，近未来社，名古屋，初版，p.204(1995)	F-175	Flux

表2.2-1 様々な物質循環の検討事例とその内容の分析結果

文献番号	収支/循環	循環の対象	扱う領域		ストック		フロー		フローの単位	循環の時間	循環の形態
			取入領域	取出領域	地表部	地下空間	取入フラックス	取出フラックス			
F-23	山地災害における砕屑物の流れ	砕屑物	山地地域・河川流域(上流域)・調整池・河川流域(下流域)	透透域・涵養域	風化岩盤・緩み岩盤・新鮮岩盤・河床堆積物・堆積上砂・未固結・半固結堆積物	地下空間	崩壊・地すべり・浸透・移動・侵食・堆積・堆砂・濁水・排出				上流から下流への一方の流れ
F-87	東京都の水収支	水	河川・都市空間・海	地表・土壌・河川・給排水系・東京湾	地下水	地下水	降雨・蒸発・雨水貯留・利用・農業用水・多層川取水・給水(上水・工業用水)・湧水・上水揚水・排水・下水・排水	mm/年			上流から海への一方の方向の流れ
F-88	流域水収支に基づく水循環系	水	涵養域・流出域	涵養域・流出域	地下水域	地下水域	降水・蒸発・地下水涵養・直接流出・地下水流出・河川流出	mm/年			涵養域から流出域への一方の方向の流れ
F-89	水循環	水	丘陵・山地・低地	山地表・河川・台地表・低地表	不透水層・被圧帯水層・難透水層・不圧帯水層	山地表・河川・台地表・低地表	降水・蒸発・地表流・下中間・地域流動系・河川流動系				山地から低地への一方の方向の流れ
F-92(3)	熊本地域の水循環	水	山地・有明海	山林・草地・畑地・水田・水産・その他・工場・家庭・上水道・建築物・下水道・有明海	地下水プール	地下水プール	降水・蒸発・地下水プールへの浸透・湧水・地下水利用・河川・他地区への地下水流動	万m ³ /日			上流から有明海への一方の方向の流れ
F-94	黄瀬川・大場川流域の地下水循環	水	山地(富士山・箱根・愛鷹山)・駿河湾	山地(富士山・箱根・愛鷹山)・駿河湾	地下空間	地下空間	降水・蒸発・地表流・下中間・地域流動系・河川流動系	万m ³ /日			山地から低地への一方の方向の流れ
F-104	熊本都市圏の地下水涵養域における水循環	水	山・河川などの涵養域	地表	基盤岩・風化部	基盤岩・風化部	降水・流出・蒸発・深部地下水浸透	mm/年			上流から中流域への一方の方向の流れ
F-141	花崗岩山地の二小流域に於ける深部地下水浸透	水	上流のキャッチメント	生物・死体有機物・海水中生物・海水中死体	海底堆積物・石灰・石油・オイル方解石・岩石	海底堆積物・石灰・石油・オイル方解石・岩石	山火事・微生物の呼吸・岩石の風化・流出・人間活動・光合成・呼吸・堆積物の沈み込み・堆積物の熱変成・火山	mm/年			山地上部から中流域への一方の方向の流れ
F-165(1)	地球規模の炭素循環	炭素	陸・海・海底	陸上生物・土壌有機物	表層有機物	表層有機物	森林破壊・化石燃料・海底への堆積・河川・表層海洋・洋中・深層海洋との間の循環・大気と表層海洋・陸上生物・土壌有機物間の循環	Gt/年			地殻を含めた巡回する循環
F-165(2)	表層の炭素循環	炭素	陸・海・海底	陸上生物・土壌有機物	表層有機物	表層有機物	森林破壊・化石燃料・海底への堆積・河川・表層海洋・洋中・深層海洋との間の循環・大気と表層海洋・陸上生物・土壌有機物間の循環	Gt/年			大気・生物・海洋間の循環
F-166(1)	地球表面の水の循環	水	大気・陸地・海洋	植生・雪氷・地表水(湖や川)・地下水	海洋	海洋	降水・蒸発・蒸発・蒸発・河川などによる流出	10 ¹² m ³ /年			大気・陸地・海洋間の循環
F-166(2)	地球上の物質循環	物質	大気・陸地・海洋	窒素肥料生産・脱窒・有機物・石灰岩・耕地・植物プランクトン・動物プランクトン	分解者・有機物・石灰岩・化石燃料	分解者・有機物・石灰岩・化石燃料	蒸発・降水・光合成・呼吸・排泄物・窒素固定・化石燃料の消費				大気・表層・深層間の循環
F-169	地球上の水循環	水	大気・陸地・海洋	植物・河川・湖沼・土壌・雪・氷河・海洋	地下水	地下水	降水・蒸発・降水・氷河からの蒸発・蒸発・流出	g/yr			大気・表層・地下間の循環
F-169	詳細な水循環(box model)	水	大気・湖沼・河川・海洋	雪氷・河川湖沼・海洋表層・海洋深層	地下水	地下水	降水・蒸発・河川と地下水による流出(ボックス間の流れ)				大気・河川湖沼・海洋間の循環
F-169	山岳の降水と雨の影	水	大気・地表・海洋	植物・河川	地下	地下	湿度と暖気の上昇・雨・乾燥空気の下降				大気・海洋・山岳間の一方の方向の流れ
F-169	近地表の水理系	水	大気・表層	植物・河川	地下	地下	蒸発・蒸発・浸透・根からの吸収・表層流・地層内流動				大気・表層間の一方の方向の流れ
F-169	地下水系	水	地下	涵養域	不飽和帯・湖沼・河川	不飽和帯・湖沼・河川	地下水流れ				涵養域から流出域への一方の方向の流れ
F-170	地球における物質の循環	物質(特に水と岩石)	大気・地殻・海洋・マントル	陸地・海洋・生物圏・河川	マグマ・玄武岩・岩石・マンチル・堆積岩・変成岩・火成岩	マグマ・玄武岩・岩石・マンチル・堆積岩・変成岩・火成岩	降雨・蒸発・岩石の風化・陸から海への物質の放出・岩の形成・火成岩の形成・地球内部からの熱の放出				地質学的な時間(岩石)
F-170	地球表層における水の循環	水	大気・地表・海洋・海	氷と雪・生物・表面水(湖沼)・海洋	地下水	地下水	陸上への降水・陸地からの蒸発・海への降水・海からの蒸発・河川	10 ⁶ kg/年			表層での完結した水循環
F-170	短い時間スケールでの炭素と珪酸塩の循環	炭素及び珪酸塩	大気	陸地・海洋	地下	地下	降雨・火山によるCO ₂ 放出・風化作用・Caイオンの海への供給・大気・海洋間のCO ₂ のやりとり・石灰岩の堆積・プレート沈み込み・変成作用	数千年～数億年程度			大気・表層・海洋・地殻間の循環
F-170	短い時間スケールでの炭素と珪酸塩の循環	炭素	大気・陸地・海洋	生物・土壌中有機物・浅海・中・深層海域・メタンハイドレート	動物・植物・窒素固定菌・植物性プランクトン・動物性プランクトン	動物・植物・窒素固定菌・植物性プランクトン・動物性プランクトン	森林伐採・化石燃料消費・河川・堆積作用・ボツツの脱窒反応・分解・河川・風化・火山	数年～数百年			大気・表層・海洋・地殻間の循環
F-170	地球上におけるリンの循環	リン	大気・海洋・地殻	動物・植物・細菌・植物性プランクトン・動物性プランクトン・魚類・溶解リン酸塩・海鳥	リン酸塩岩・火成岩・堆積岩	リン酸塩岩・火成岩・堆積岩	森林伐採・化石燃料消費・河川・堆積作用・ボツツの脱窒反応・分解・河川・風化・火山	数年～数百年			大気・表層・海洋・地殻間の循環
F-170	地球上における硫黄の循環	硫黄	大気・海洋・地殻	植物・植物性プランクトン・動物性プランクトン・SO ₄ ²⁻ ・酸素硫化鉄・H ₂ S	有機物堆積物・有機質堆積岩	有機物堆積物・有機質堆積岩	森林伐採・化石燃料消費・河川・堆積作用・ボツツの脱窒反応・分解・河川・風化・火山	数年～数百年			大気・表層・海洋・地殻間の循環
F-171	地球表層における物質循環	物質	大気・海洋・一次集積地・地殻・マントル	海洋・一次集積地・火山・山脈・海底	マグマ・地殻上級・海溝沈み込み・上部マントル	マグマ・地殻上級・海溝沈み込み・上部マントル	火山・沈降・前刺・運搬・再移動・生物およびアルカリリボンズ・火成活動・造山運動・付加・脱水・溶融				地質学的な時間

扱う領域

大気、地表、海洋、地下が多く、規模が大きくなると、地殻やマントルをも含む。

主要なストック

明瞭にストックとフローを分けているものもあれば、区別が不明瞭なものがある。ボックスモデルでストックを定量的に示しているものもある。

主要なフロー

降水、蒸発散は大気と地表間では主要である。地表での海洋へのフローは着目事項により異なっている。

フローの単位

記述されているものの中では年単位の質量数あるいは mm(降水量換算)、 m^3 が認められる。

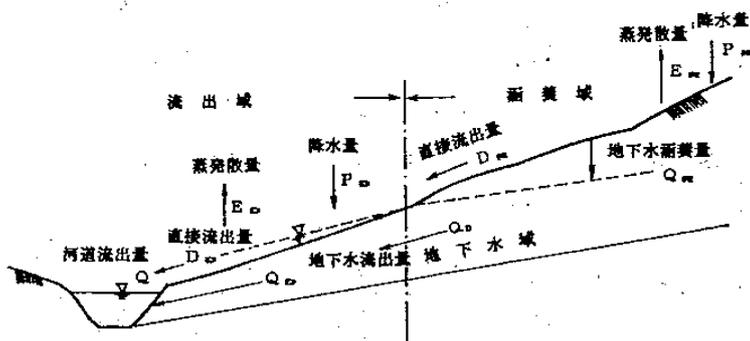
循環の形態

循環といっても、完全に閉じた循環を描いているものと特に海洋への一方向の流れを描いているものに分けられた。

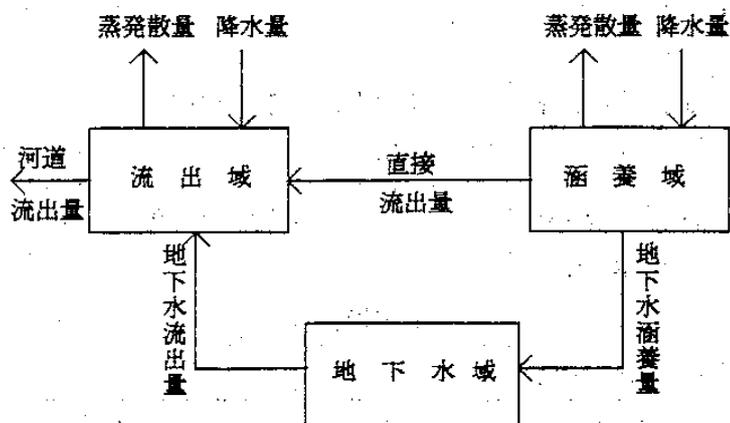
様々な循環を描いた図のうちの代表例を以下の図 2.2-1～6 に示す。

これらの調査の結果、ナチュラルフラックス方法論の構築においては以下の事項を検討し、踏まえることが望ましいと判断された。

- ・ 涵養と流出、地表流などの水循環の主要構成要素の捉え方
- ・ ストックとフローの整理の仕方
- ・ 地表域におけるフローの捉え方、示し方
- ・ 循環を考える対象の規模の捉え方
- ・ その規模における循環表示の仕方
- ・ 完結する循環とシンクを考える循環の識別
- ・ 循環を表す簡略化のレベル



流域における水循環過程模式図



阿蘇火山流域水循環概念図

図 2.2-1 涵養域と流出域 (下津, 2000)

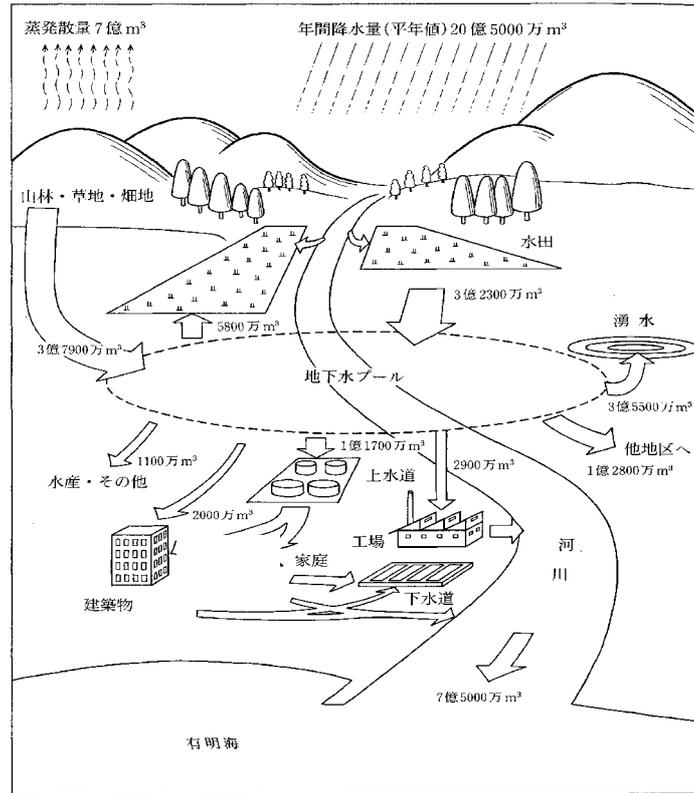
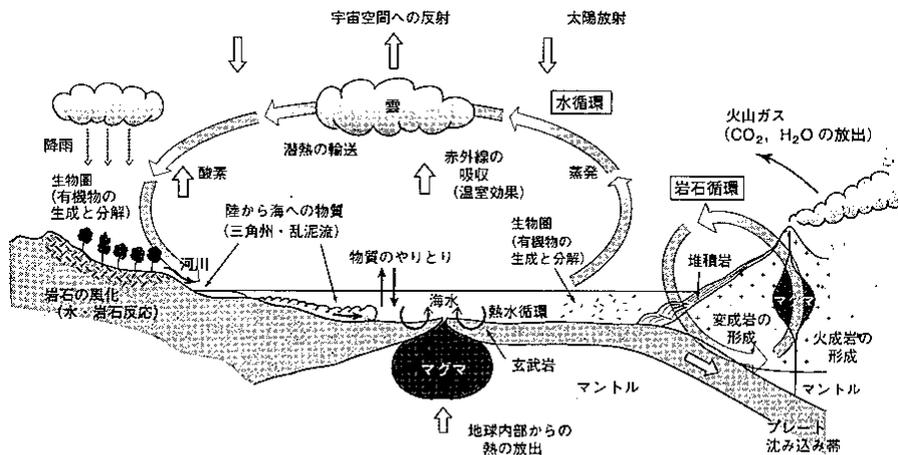


図 7.5 熊本地域の水循環と地下水(熊本県・熊本市, 1996).

図 2.2-2 河川沿いの水利用を考慮した水循環 (高梁 他, 1998)



— 地球における物質の循環。ここでは、水循環と岩石循環が強調されている。

図 2.2-3 地球規模の物質(水及び岩石)循環 (平, 2001)

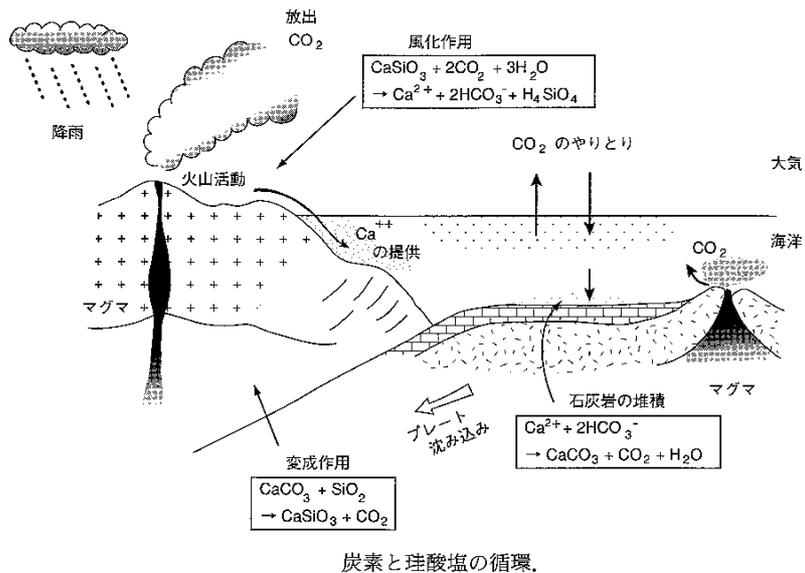
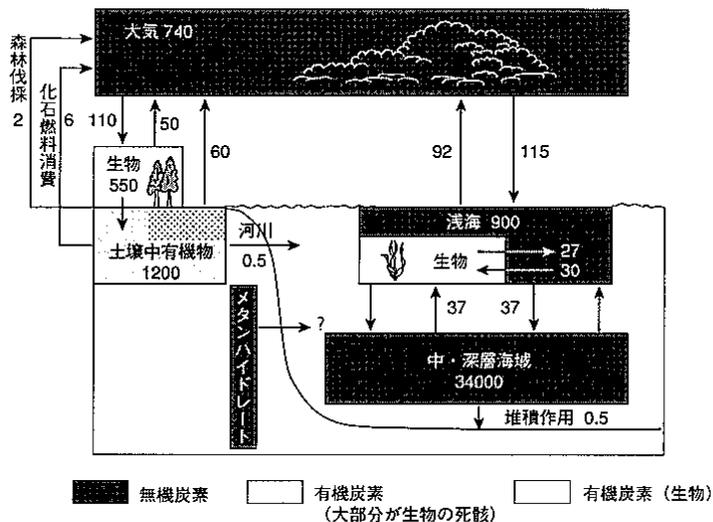
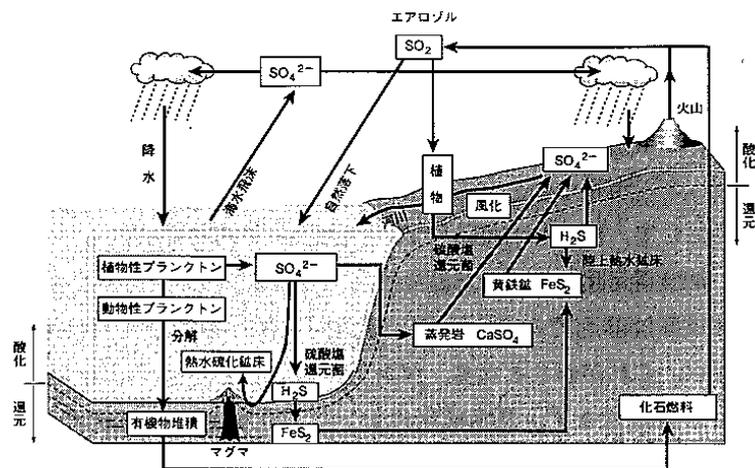


図 2.2-4 炭素と珪酸塩の循環 (平, 2001)



短い時間スケール(数年～数百年)でみた場合の炭素循環。数字は GtC で、矢印は 1 年間の流量を表わす。鳥海ら (1996) の図を改変。

図 2.2-5 短い時間スケールの炭素循環 (平, 2001)



地球上における硫黄の循環.

図 2.2-6 硫黄の循環 (平, 2001)

2.3 既存のナチュラルフラックスの研究事例の整理

2.2 で検討した検討内容と対比させて、既存のナチュラルフラックスの研究事例である Miller et al(1996)の内容を整理する。

研究サイト：

バルト海沿岸のサイト (オスカーシャムの Hard Rock Laboratory)

経路 (想定しうるとして提示されたもの)：

- ・ 地下の仮想的処分場から放射性核種を含む地下水が流動する経路
- ・ 侵食によって運ばれる経路
- ・ 生物圏や人間を媒体とする経路
- ・ 長期的間に機能する経路 (氷河の後退・凍土融解による地下水のパルス)

経路 (採用したもの)：

- ・ 地下水の輸送
- ・ 氷河による侵食
- ・ 氷河以外の侵食作用 (風化作用)

考慮する時間の長さ：

氷河期の到来を含む時間

フラックスの対象 (放射性廃棄物処分に関連があるものとして)：

- ・ U (^{238}U 、 ^{234}U 、 ^{235}U 、 ^{231}Pa に着眼)
- ・ Th (^{230}Th 、 ^{232}Th に着眼)

- ・ Ra (^{226}Ra に着眼)
- ・ Cs
- ・ K (^{40}K に着眼)
- ・ Rb (^{87}Rb に着眼)

フラックスの対象 (有害廃棄物処分に最も関連があるもの) :

- ・ Cd
- ・ Cu
- ・ As
- ・ Zn
- ・ Pb

考慮するストック及び単位 :

- ・ 岩石中の元素含有量 (mg/kg)
- ・ 地下水中の元素含有量 (mg/l)

考慮するフロー :

- ・ 地下水流速 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$)
- ・ 氷河による侵食速度 ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{yr}$)
- ・ 氷河以外の侵食速度 (風化作用、化学的風化作用) ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{yr}$)

考慮するフラックス :

- ・ 地下水流速 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$) × 元素含有量 (mg/l) (地下水中元素のナチュラルフラックス $\text{mg}/\text{m}^2/\text{yr}$)
- ・ 侵食速度 (mm/yr) × 花崗岩密度 (kg/m^3) × 元素含有量 (mg/kg) (氷河による侵食ナチュラルフラックス $\text{mg}/\text{m}^2/\text{yr}$)
- ・ 風化速度 (mm/yr) × 花崗岩密度 (kg/m^3) × 元素含有量 (mg/kg) (風化作用による侵食ナチュラルフラックス $\text{mg}/\text{m}^2/\text{yr}$)
- ・ 化学的風化速度 ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{yr}$) × 花崗岩中斜長石含有率 (%) × 元素含有量 (mg/kg) (化学的風化作用による溶解侵食ナチュラルフラックス $\text{mg}/\text{m}^2/\text{yr}$)

性能評価計算との対比 :

- ・ 仮想的な処分場と等価な規模の岩体 (RERV ; 一定規模の広がり と 厚さを有する直方体の領域) の側面を水平に地下水が透過し、地下水に溶解している量の元素が流出することを想定
- ・ RERV と等価な地表面積が氷河による侵食と化学的風化作用による侵食を受け、含

有されている元素が運ばれることを想定

フラックスの計算値：

- ・ 元素の質量フラックスの放射能フラックスへの換算 (kBq/yr) = 元素の質量フラックス × 同位体存在比 × 比放射能 (kBq/kg)

上記の整理で明確なのは以下の特徴である。

- ・ 仮想的処分場を強く意識し、その体積や地表投影面積を踏まえた仮想的通過流量、仮想的平均削剥量の算出がなされていること
- ・ 考慮する天然事象を検討サイト周辺の自然界の特徴を踏まえて 4 つに絞ったこと (地下水輸送、氷河による侵食、氷河によらない侵食、化学的風化作用)
- ・ 現在は生じていない事象であるが、長期の時間軸の中で効果的と思われる天然事象 (氷河による侵食) を抽出したこと
- ・ 評価点は特に意識されず、事象の発生場所ないし形態 (RERV 及びそれを投影した地表) で単位当たりの量を定めたこと

これらにおいて留意すべきことは、

- ・ 評価する地点が意識されていないこと
- ・ 物質循環をあまり意識していないこと
- ・ 表層での物質 (岩屑と水) の流れは集水域を基本として生じているのに対して、その集水域が意識されていないこと
- ・ 処分場体積 (RERV) とその地表への投影面積によりフラックスが規定されていること

とまとめられる。このような留意点、すなわち問題点として整理した内容は次節に示す方法論の構築での十分に検討すべき事項とした。

2.4 ナチュラルフラックス方法論の構築

前節までの

- ・ 一般的な、あるいは特殊な物質循環の描写の仕方と捉え方の検討、及び
- ・ 地層処分研究の一環としてなされたナチュラルフラックス評価の方法論の検討

に基づき、我が国の状況を踏まえた場合の地層処分研究の観点でのナチュラルフラックス評価の方法論の構築を行なった。その際、その構築における基本的な考え方を以下のように整理した。

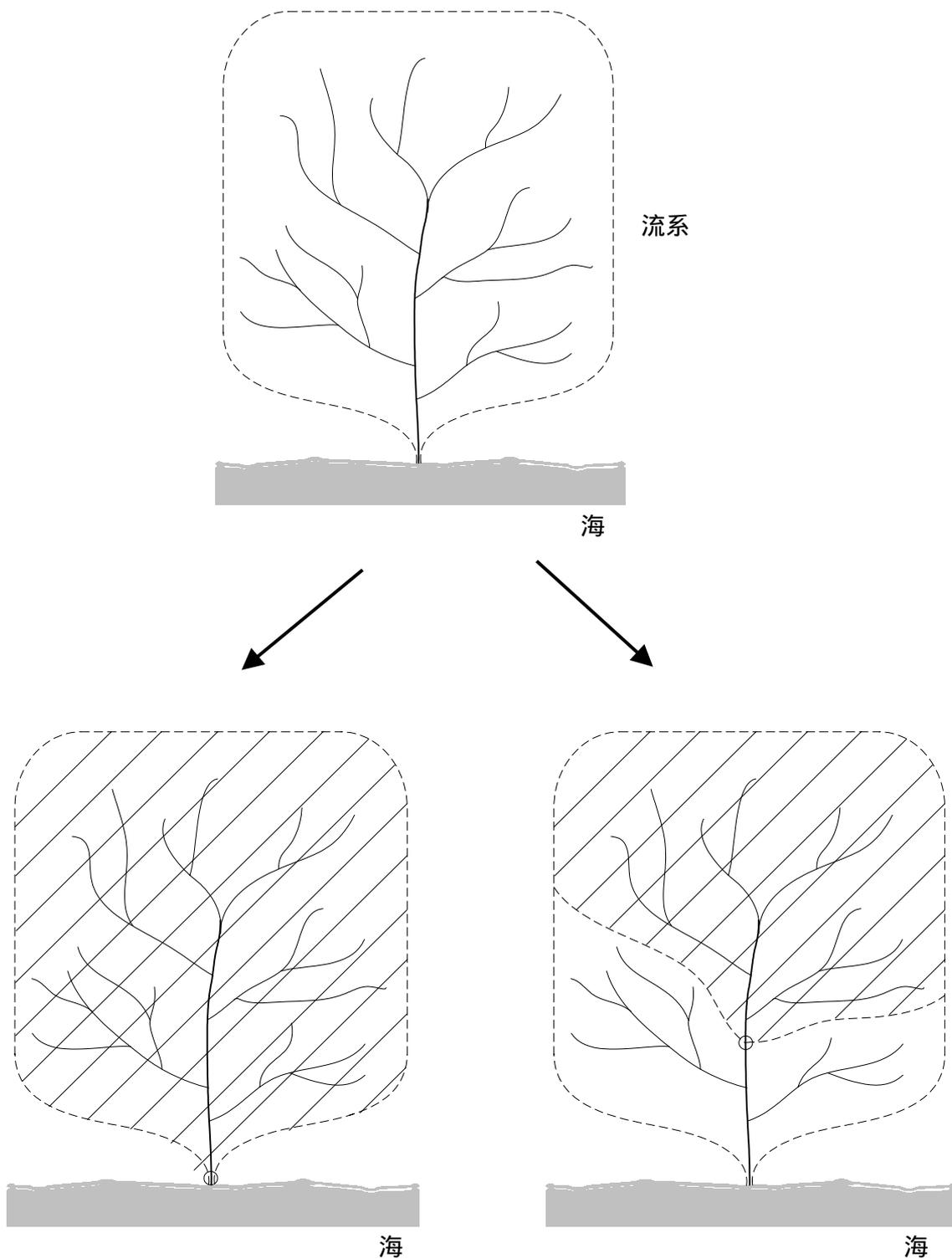
- ・ **仮想的処分場ないし RERV を想定しないこと**：仮想的処分場の概念（形態、その深部での設置、その投影表面積など）とそれを踏まえた仮想的フラックスの導出の考え方は想定しない。あくまでも自然界における物質のストックとフローに、フラックスの捉え方は基づくものとする。（注：ストック・フローに類似する表現としてシステム論でのインプット・アウトプットの表現があるが、これらは基準となる存在物に比重が置かれた表現であるため、物の移動を表すフローと密接なフラックスを扱う本検討の立場からは、前者のストック及びフローの表現に依拠するものとする。）
- ・ **仮想的評価点の設置と考慮**：地表（可能である場合には、地下も）に仮想的な評価点を設け、その評価点を通る実際のフラックスを評価の対象とする。これはナチュラルフラックス評価のためには評価の対象とする地点ないし領域を設け、そこにおける評価のためのフローを特定する必要があるとの立場に立つことによる。フローを描くことにより定められるフラックスは一定の類型化を行なう。なお、評価点の空間的規模は有意な範囲内で任意に設定可能とする。また、複数の設定も可能とする。（水循環がフラックスの主体であるため、河川沿いに評価点を設けると、河川から離れた地表に設ける場合に比べて、河川による流動の影響が大きくなる。）
- ・ **地表環境の定常性**：地表環境は定常的であり、考慮の対象とする将来の一定期間において、現在と比べ基本的な変化はないものとする。すなわち、あくまでも現状を踏まえることとした。（我が国では、例えば数十万年程度までの一定期間の将来であれば氷河による被覆を考慮する必要はない。一方で、数万年以上先の将来を考慮した場合には沿岸での海水準変動の影響（現在海底下である領域が陸域化し、また河川侵食が進むことなど）の考慮の有無が一番大きな問題であるが、現状を踏まえることとすることから、ここでは海水面の変動領域やその変動のあり方は考慮せずに、今後の課題として残すこととする。）
- ・ **物質循環構成要素としてのストックの着目**：現在の物質循環構成要素の一つであるストックを定める。そのストックは定常的に存在するものとして捉えたものである。
- ・ **物質循環構成要素としてのフローの着目**：現在の物質循環構成要素のもう一つであるフロー（単位時間当たりの移行量）を定め、依拠する。
- ・ **物質移行媒体としての液相・固相**：物質循環のストック及びフローは、着目する元素・核種を含んだ移行しうる媒体を扱うものとし、したがって液相及び固相を主体として扱うこととする。なお、水循環はナチュラルフラックスを考慮する上での主

要な物質循環の形態として、水は元素及びそれを含む固相を含有し移行させうる媒体として認識する。

- ・ **集水域を水循環成立の基本的な空間領域として考慮**：地表水系成立の基本である集水域（キャッチメント）を重要な水循環成立の基本として捉える。
- ・ **水循環の観点からの集水域のモデル的な分割**：集水域内に水循環の立場からのモデル的な領域を考える。その際の主要な考慮事項は、地表領域においては表層流、地表領域と地下領域間においては涵養と流出である。
- ・ **大気環境・地表・地下環境、上流域・下流域をストックとしての領域として設置すること**：集水域に対して、その上方領域である大気環境、表層である地表、表層下部の領域である地下環境をそれぞれ大きな領域として捉え、さらに、涵養源としての上流域と流出域としての下流域を設ける。
- ・ **対象元素の特定**：自然界に存在する放射性核種などの有害物質を扱う。ここでは1.章でデータの収集を図った U (^{238}U)、Th (^{232}Th)、K (^{40}K)、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra (^{226}Ra)、Rn (^{222}Rn) を対象とする。

これらの基本的考え方を元に、以下のシーケンスとしてのナチュラルフラックス評価の方法論の構築を行なった。

- 1) **領域の提示** (図 2.4-1)：最初にナチュラルフラックス評価の対象とする領域を定める。その領域はある大きさの集水域（キャッチメント）であるとする。集水域とは最終的に同一の河川に流れ込む地表領域を言い、他の河川に流れ込む領域（他の集水域）との間の分水嶺によって境される。複数の集水域を考慮することもありえるが、ここでは単一の集水域を考える。集水域は海に注ぐ河口地点を基準にして考えればその河川の集水域全体となり、河川の下流域などの途中地点で同様に考えれば、その地点より上流側が集水域となる。
- 2) **集水域のモデル的領域への分割** (図 2.4-2)：集水域は大きく涵養が主体となる上流域と



(評価点が河口付近にある場合)

(評価点が中流付近にある場合)

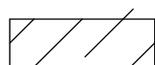
 : 集水域 (評価点 の位置により異なる)

図 2.4-1 評価点と集水域の定め方及びそれらの関係

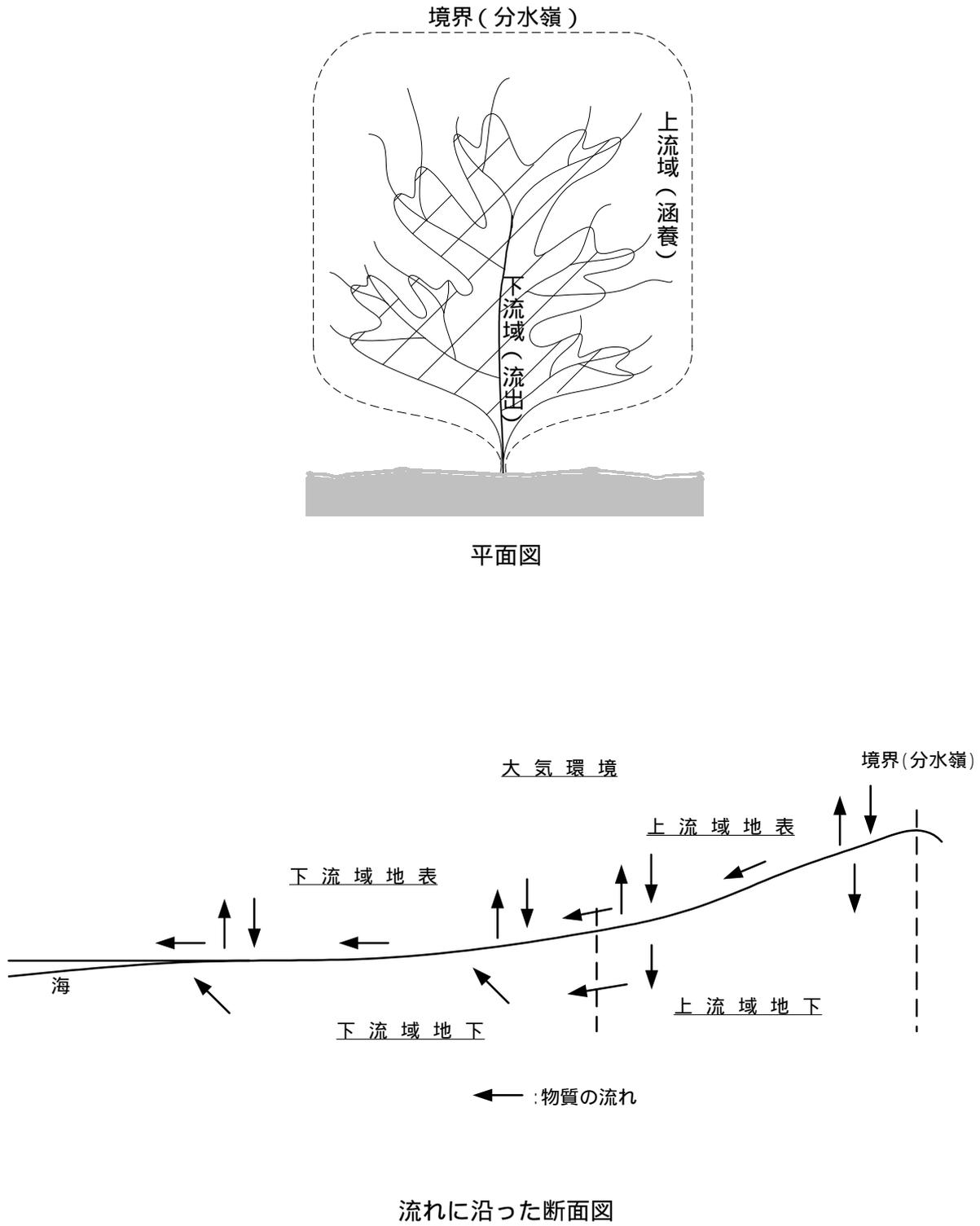


図 2.4-2 集水域のモデル的分割の仕方

流出（湧出）が主体となる下流域にモデル的に分ける。さらにそれに応じて、地下環境を上流地下環境と下流地下環境に分ける。大気環境は集水域全体に共通的に設ける。したがって、大きな5つの領域が形成される。

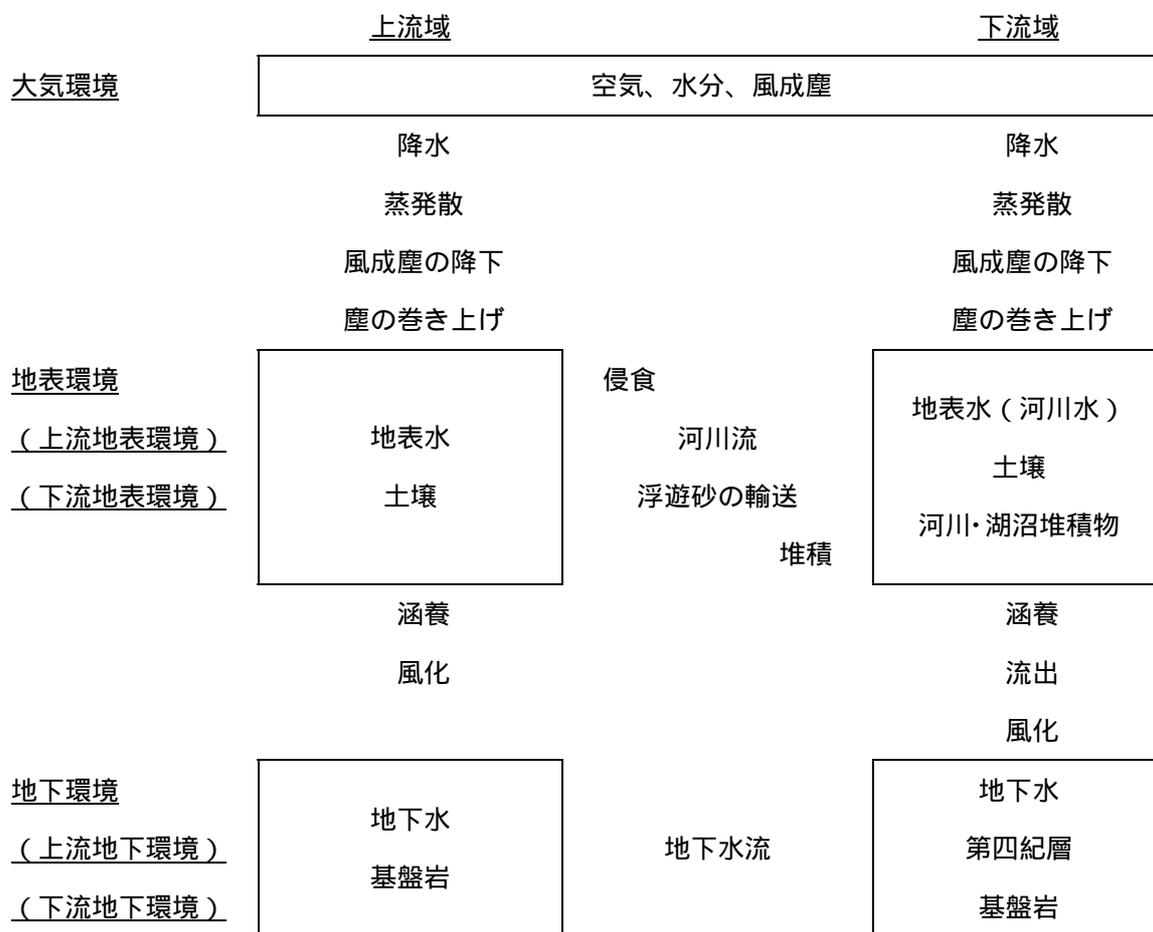
- 3) **各領域内でのストックの特定** (図 2.4-3): 各領域に存在するストック(物質)を定める。このストックは各領域での液相・固相の主要なもの（大気環境では気相も考慮）で代表されるものとする。すなわち、大気環境では空気・水分・風成塵を、地表環境のうち上流地表環境では地表水・土壌を、下流地表環境では地表水（河川水）・土壌・河川堆積物・湖沼堆積物を、地下環境のうち上流地下環境では地下水・基盤岩（固結層；風化部分も含める）を、下流地下環境では地下水・第四紀層（未固結層としての沖積層及び更新統の地層）・基盤岩(固結層)を領域構成要素とする。これらはモデル的に捉えた(種々の特徴を示す地質学的媒体を類型化し集約した)区分である。これらの抽出は、領域を構成する主要な気相・液相・固相の媒体であること、後述のフローの物質・形態をも含めて考慮した場合の地質学的及び物理化学的特徴の対応性が相互の対比の結果として適当と判断されることに基づいている。地質学的にマイナーな物質は割愛され、類似的な物質は集約される必要がある。



図 2.4-3 領域を構成するストック

- 4) **各領域間のフローの特定** (図 2.4-4): 集水域内での領域間を繋ぐプロセスをフローとして、自然環境における天然事象の発生を鑑みて定める。ここでは、地表環境 大気環境間では、降水・蒸発散・風成塵の降下・塵の巻き上げ（前二者は液相間で、後二者は固相間でのプロセス）を、地表環境 地下環境間では、涵養、流出、風化（前二者は液相間で、風化は固相間での一方向のプロセス）を、上流側地表 下流側地表間では、侵食・堆積・河川流・浮遊物質の河川流に伴う流下（河川流は液相間での一方向のプロセス、河川流以外は固相間での一方向のプロセス）、上流側地下 下流側地下間では、地下水

流動（液相間のプロセス）を定めた。これらのプロセスで表されるフローは各ストック間の液相間、固相間での主要な物質移行を類型化させて示したものである。なお、各ストック内において、液相・固相間の相転換が元素に着目した場合に考えられるが、その結果としてのストックを重視する立場に立つこととし、相転換は扱わないこととする。



注)・ボックスは物質存在の場（ストック）を示す。
 ・矢印はボックス間を繋ぐプロセスからなるフローを示す。

図 2.4-4 ナチュラルフラックス評価におけるストックとフローの体系

なお、風成塵の降下・塵の巻き上げについては、他のプロセスと比較して量的には少ないと見積もられる。しかし、大気環境と地表環境を繋ぐ固相の関わる重要なプロセスであることからこれらプロセスを採用した。その他、考えうるプロセスとしては火山灰の降下などが挙げられるが、これは風成塵の降下と比べて事象の発生が短期的、局所的であることから、風成塵の降下と比較して主要なものではないとした。すなわち、大気・地表間の固相のやりとりは風成塵（塵）で代表させている。

5) 評価点の領域内での設定: 評価点を集水域内の任意の箇所に、例えば下流域内に定める。

設置領域としては、主要河川の河岸域などが考えられる。なお、集水域内であれば、河川沿いでない河川から離れた領域にも評価点を設置しうるが、その場合には河川が関わるプロセスは考慮の対象からは除外されることになる。

- 6) **評価点でのフローの特定**：設定した評価点に関連するフローをプロセスとして定める。上述の通り、下流域であっても主要河川沿いと主要河川から離れた箇所では関連するプロセスが異なる。
- 7) **フラックスの算出**：評価点でのフラックスを、特定したプロセスに基づき算出する。フラックスは液相・固相のプロセスとして示されるフロー内に含まれる単位時間当たりの媒体内元素量・核種量として算出する。最終的に提示する媒体とそれに含まれる元素、核種は算出の過程で量に関わる大小を適宜判断して取捨選択する。
- 8) **ナチュラルフラックスとしての意味合いの考察**：算出された数値は評価点近傍での特定プロセスによる単位時間当たりの元素・核種の移行量と見るべきものである。この移行量は、人間への影響を直接意味するものではなく、またそう見るべきものでもない。人間への影響は、そのプロセスに関連する当該元素ないし核種の人間による摂取形態とその影響の程度を別途考慮して議論されるべきものである。そこには本検討とは別の不確かさが内在する。そのような性能評価や安全評価での“生物圏評価”における不確かさと同様の不確かさを本検討が取り込み包有することがないようにすることが基本である。

2.5 ナチュラルフラックスの試算

前節で検討し、予備的に構築したナチュラルフラックスの評価の方法論にしたがって、具体的な試算を実施した。試算に関わる条件及び方針を以下のように設定した。

集水域を仮想的に定める。

集水域の面積は 100km² とする。

対象とする元素を U, Th, K, Ra, Rn、対象とする核種を ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, ²²⁶Ra, ²²²Rn とする。

評価対象元素及び核種のストック内濃度及びフローにおける移行量(年当たりのフラックス)は、日本全国を対象とした文献調査結果に基づき、サイト固有ではなく、それぞれの物質に一般的な値としてモデル的に定める。

試算結果はあくまで仮想的なものとする。

試算から可能な範囲での課題の抽出を行なう。

2.5.1 フラックスに関わる文献調査

文献調査の対象としたプロセスは以下の通りである。

- ・ 地下水流速
- ・ 降水量、涵養量、河川流量（地下水流出高、河道流出高）
- ・ 堆積速度（侵食域としての陸域を対象としたことから、最終的に対象とせず）
- ・ 生産土砂量、浮遊砂量(河川堆積量、海岸流出量、掃流、浮遊、ウォッシュロード)
- ・ 風成塵堆積速度（＝降下速度）
- ・ 侵食速度（第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）の結果を採用）

以上のうち、地下水流速、降水量・涵養量・河川流量、生産土砂量・浮遊砂量、風成塵堆積速度についての調査結果を以下に示す。基本的に、広く我が国が有する“幅”を把握することとした。なお、参考として、少ないながらも堆積速度として琵琶湖姉川・御呂戸川デルタについて、それぞれ、8，6.7mm/yの値(立川 他，1983)が得られている。

(1) 地下水流速に関わる調査結果

対象文献（北岡・吉岡，1984；岩月 他，1999；竹内・上田，1992；伊藤 他，1984）の調査結果を表 2.5.1-1 に示す。地下水流速は非常に把握が困難なパラメータであり、計測できたとしても局所的な値に過ぎず、全体を把握するのは困難である。ここでは、六甲山及び東濃地域の計測値、計算値から幅を持って、地表付近でもなく、余り地下深部でもない値として、以下の幅の数値を定めた。

地下水流速：0.1～10m/y オーダ

(2) 降水量、涵養量、河川流量に関わる調査結果

対象文献（今泉 他，1993；及川，1999；大内・松下，1938；斉藤，1999；水山，1998；高橋，1998；植野 他，1998；下津・菊池，1987；沖 他，1994；尾方 他，

表2.5.1-1 地下水流速に関わる文献調査結果

文献	地下水流速	地下水流速(m/y)	換算値	領域/部位	補足
F-32	数10m/y	数10	-	六甲山200深度まで	参考とする。
F-32	数m/y以下	数	-	六甲山500mかそれ以深	参考とする。
F-35	0.063 ~ 0.106m/y	0.063 ~ 0.106	63 ~ 106mm/y	東濃100数10m深の新第三紀堆積岩中	下限値として参考とする。
F-172	1.6 ~ 16km/y	1600 ~ 16,000	0.005 ~ 0.05cm/s	片岩地域(地下-10 ~ -20m)	-
F-172	9.1 ~ 23km/y	9,100 ~ 23,000	0.029 ~ 0.072cm/s	同上	-
F-172	0.3km/y	300	0.001cm/s	細粒砂礫層(地下-13m)	-
F-172	0.57km/y	570	0.0018cm/s	同上	-
F-172	9.5km/y	9,500	0.03cm/s	砂礫層(地下-5m)	-
F-172	72km/y	72,000	0.23cm/s	同上	-
F-173	41 ~ 340km/y	41,000 ~ 340,000	0.13 ~ 1.09cm/s	兵庫県養父郡八鹿町地すべり地	-
F-173	17 ~ 19km/y	17,000 ~ 19,000	0.054 ~ 0.06cm/s	新潟県長岡市濁沢地すべり地	-

採用値:

F-32,35 0.1m/y ~ 10m/yオーダ(0.1 ~ n x 10 m/y) ただし、地表付近でもなく、あまり地下深部でもない値として

注1:

1km x 1km x 100mの領域に10%の空隙があれば、10,000,000m³の地下水が存在する。1000mの距離のうち0.1 ~ n10m/y移動すれば、
 涵養量=域外流出量=1,000 ~ n100,000m³/y・km²の地下水移行量となる。この数値は涵養量と比べ幅の分布が1桁低い。
 六甲山は花崗岩体、東濃は低透水性堆積岩体とすれば、この数値は低透水性ないし低含水量岩盤に対するものと見なせる。
 したがって、そういう領域のデータとして「涵養量」データに合算することとする。

1995；寺嶋 他，1993；国立天文台，1994；国土交通省土地・水資源局水資源部，2002；三菱マテリアル社内資料）の調査結果を表 2.5.1-2 に示す。様々な研究や調査の結果としての数値が示されている。これらは相互に数値の信憑性の対比に使えるが、降水量については、幅を把握することが重要との立場から最終的には国土交通省のデータ（国土交通省土地・水資源局水資源部，2002）を採用した。また、涵養量は静岡県三島地域（大きい値を示す例）（植野 他；1998）と名古屋北東地域（小さい値を示す例）（寺嶋 他，1993）の研究例を上下限と見立てて、最小平均降水量の 0.7% を最小値に、最大平均降水量の 83.7% を最大値として幅を求めた。

一方、河川流量（河道流出高）については個別的な研究例からは静岡県三島地域（大きい値を示す例）（植野 他；1998）と阿蘇地域（小さい値を示す例）（下津，2000）の研究例を上下限と見立てて、最小平均降水量の 16.3% を最小値に、最大平均降水量の 80% を最大値として幅を求めた。まとまったデータとしては理科年表（国立天文台，1994）に示されている我が国の大きな河川の流量と上流域面積のデータがある（表 2.5.1-3）。これらは中小河川を除いた規模の大きい側のデータとして見なせる。両者を比較すると後者が高い側のデータを示すことが分かる。したがって、両者を包含する幅を採用することとする。

これらの結果を単位面積、単位時間当たりの数値として以下にまとめて示す。なお、涵養量、河川流量はデータの信頼性の程度を考慮して有効数字 1 桁で示した。

降水量：平均 1,700mm(1,700,000m³/y・km²)、最大 2,500mm(2,500,000m³/y・km²)、
最小 1,000mm(1,000,000m³/y・km²)

涵養量：7,000 ~ 2,000,000 m³/y・km²

河川流量：200,000 ~ 3,000,000 m³/y・km²(ただし、流量規模の大きい河川に対しては 300,000 ~ 3,000,000 m³/y・km²、流量規模の大きい河川を含まない場合に対しては 200,000 ~ 2,000,000 m³/y・km²)

(3) 生産土砂量、浮遊砂量に関わる調査結果

河川で運ばれる固相については、文献により種々に呼称されたデータがある。ここでは、生産土砂量、河川堆積量、海岸流出量、掃流（traction）、浮遊（suspended load）砂、ウォッシュロード（wash load）について収集を行なった。対象文献（道上・矢島，2000；水山，1998；河田，1998；千木良，1995）の調査結果を表 2.5.1-4

表2.5.1-2 降水量、涵養量、河川流量についての文献調査結果

文献	流域面積	降水量	涵養量	右の内の地下水流出高	河道流出高(河川流量)	蒸発散量	領域/部位	期間	備考
F-44	0.3km ²	42mm/m(=504mm/y)			374,000m ³ /y・km ²			湯水期	309,918m ² 3.68l/s 流域面積の詳細と換算降水量
F-44	0.3km ²	同上			454,000			同上	305,265m ² 4.39l/s 同上
F-44	0.3km ²	同上			373,000			同上	302,372m ² 3.58l/s 同上
F-44	0.064km ²	同上			417,000			同上	64,253m ² 0.85l/s 同上
F-44	0.059km ²	同上			706,000			同上	59,374m ² 1.33l/s 同上
F-44	0.058km ²	同上			543,000			同上	58,080m ² 1.00l/s 同上
F-55		2,137mm	12.8%(27.4万m ³ /y・km ²)				長野県津南町	8月湯水期	
F-80	約250km ²	82.0 ~ 319.0mm			ピーク5.75 ~ 20.31mm/h		北陸地方A地域	S39/9 ~ S56/7	短期間の極大値につき採用せず
F-80	約3.12km ²	97.0 ~ 211.0mm			ピーク1.71 ~ 3.52mm/h		茨城県B地域	S46/8 ~ S50/11	短期間の極大値につき採用せず
F-88	155km ²	平均2500mm (平均16000m ³ /y・km ²)	平均1200mm(=48%) (平均7700m ³ /y・km ²)	平均1200mm(=48%) (平均7700m ³ /y・km ²)	平均1700mm(=68%) (平均11000m ³ /y・km ²)	平均700mm(=28%) (平均4500m ³ /y・km ²)	阿蘇南郷谷地域	1967 ~ 1979	
F-88	138km ²	平均2600mm (平均19000m ³ /y・km ²)	平均1100mm(=42%) (平均8000m ³ /y・km ²)	平均1200mm(=46%) (平均8000m ³ /y・km ²)	平均2000mm(=80%) (平均14000m ³ /y・km ²)	平均700mm(=27%) (平均5300m ³ /y・km ²)	阿蘇谷地域	1967 ~ 1980	
F-89			130 ~ 140万m ³ /d	11.8m ³ /s			三島/柿田川		流域面積不明につき採用せず
F-89			160万m ³ /d	13.0 ~ 13.5m ³ /s			三島/柿田川		流域面積不明につき採用せず
F-92(1)					10 ~ 6000m ³ /s		13河川		流域面積不明につき採用せず
F-92(3)		1970mm/20.5億m ³	7億m ³ (34%)	3.55億m ³ (17%)	7.5億m ³ (37%)	7億m ³ (34%)	熊本		流域面積不明につき採用せず
F-94	69km ²	61.8万m ³ /d	51.7万m ³ /d(=83.7%)=273万m ³ /y・km ²		16.3%未満		富士山地域		
F-94	71km ²	51.2万m ³ /d	37.2万m ³ /d(=72.7%)=191		27.3%未満		愛鷹山地域		
F-94	53km ²	36.0万m ³ /d	25.2万m ³ /d(=70%)=174		30%未満		御殿場・箱根北部地域		
F-94	82km ²	41.7万m ³ /d	26.2万m ³ /d(=62.8%)=117		37.2%未満		箱根山地域		
F-94	59km ²	39.5万m ³ /d	31.2万m ³ /d(=79.0%)=193		21%未満		中央部地域		
F-94	26km ²	12.8万m ³ /d	9.0万m ³ /d(=70.3%)=126		29.7%未満		三島地域		
F-104	378.4km ²	262.7mm			1978mm(75.3%)=1,978,000m ³ /y・km ²		熊本県立野	1975 ~ 1984の平均	
F-104	425.0km ²	2639mm			1805mm(68.4%)=1,805,000m ³ /y・km ²		熊本県陣内	同上	
F-104	477.0km ²	2574mm			1704mm/7.3億m ³ (66.2%)=1,704,000/1,530,000m ³ /y・km ²		熊本県代継橋	同上	
F-104	220.3km ²	2722mm			2111mm/6.6億m ³ (77.6%)=2,111,000/3,000,000m ³ /y・km ²	1.5億m ³	熊本県加勢川	同上	
F-117			7.3万 ~ 54.8万m ³ /y・km ²				平地 ~ 丘陵地		0.2 ~ 1.5mm/d
F-118	0.02 ~ 2.2km ²	34mm/1月			200 ~ 440m ³ /d・km ² 、平均310=73,000 ~ 161,000(113,000)m ³ /y・km ²		岐阜県東濃地域	1988/1 ~ /2	1342mm/y 第四紀堆積層分布域 湯水期・微小流域面積から不採用
F-118	0.02 ~ 2.2km ²	34mm/1月			0.8、1.8m ³ /d・km ² =292、657m ³ /y・km ²		岐阜県東濃地域	1988/1 ~ /2	1342mm/y 第四紀堆積層非分布域 湯水期・微小流域面積から不採用
F-141	0.00087km ²		102万 ~ 281万m ³ /y・km ²				名古屋市北東の小原		2.8 ~ 7.7mm/d
F-141	0.00255km ²		34.6万m ³ /y・km ²				名古屋市北東の赤津		346.4mm/y
F-141	0.119km ²	2061.4mm	最大63.9mm,3.1%						風化層以深への深部地下水浸透量として
F-141	0.142km ²	2054.6mm	最大101.4mm,4.9%						同上
F-141	0.885km ²	1855.8mm	最大13.8mm,0.7%						同上
F-141	1.065km ²	1834.6mm	最大53.2mm,2.9%						同上
F-167		1649.2mm(815.3 ~ 4001.9)						1961 ~ 1990	理科年表
F-167	874 ~ 16,840km ²						流域面積2000km ² 以上あるいは幹川流路延長100km以上		
F-167	824 ~ 12697km ²						50河川の観測地点上流流域面積		
F-167	9719km ²				643m ³ /s(50 ~ 3231m ³ /s)=2,090,000(162,000 ~ 10,500,000)m ³ /y・km ²		年平均流量の最大値(信濃川)		大規模流量として平均値200万m ³ /y・km ² を採用
F-167	1380km ²				9m ³ /s(1 ~ 87m ³ /s)=29,000(3,000 ~ 280,000)m ³ /y・km ²		年平均流量の最小値(網走川)		
F-168		1718mm(172万m ³ /y・km ³)					全国約1300地点	S46 ~ H12	
F-168		1200 ~ 2000mm						M30以降100年間の年平均降水量	
F-168		1163 ~ 2491mm(249万m ³ /y・km ²)						全国13ブロックの平均	
F-168		955 ~ 1955mm(96万m ³ /y・km ²)						湯水年のそれ	
F-174	0.12km ²		1500m ³ /d・km ² =550,000m ³ /y・km ²	左記:深度200 ~ 300m			デイスait質凝灰岩		600m x 200m 123.5l/min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	0.025km ²		6500m ³ /d・km ² =2,400,000m ³ /y・km ²	左記:深度100m					250m x 100m 112l/min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	1km ²		1440m ³ /d・km ² =530,000m ³ /y・km ²	左記:深度200m					1km x 1km 1m ³ /min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	3km ²		2100m ³ /d・km ² =770,000m ³ /y・km ²	左記:深度1000mまで					3km x 1km 4.3m ³ /min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	0.16km ²		9000m ³ /d・km ² =3,300,000m ³ /y・km ²	左記:深度250mまで					400m x 400m 1m ³ /min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	5km ²		17m ³ /d・km ² =6,200m ³ /y・km ²	左記:深度650mまで					2.5km x 2km 60l/min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	8km ²		1m ³ /d・km ² =400m ³ /y・km ²	左記:深度1000mまで					2km x 4km 5.7l/min 鉱山の広がり/湧水量
F-174	1.05km ²		1.9m ³ /d・km ² =690m ³ /y・km ²	左記:深度500mまで					1.5km x 700m 1.4l/min 鉱山の広がり/湧水量
採用文献	降水量(採用)	涵養量(採用)			河川流量(採用)				
F-168	平均1700mm(170万m ³ /y・km ²)								
F-168	最大2500mm(250万m ³ /y・km ²)								
F-168	最小1000mm(100万m ³ /y・km ²)								
F-94,141			最大平均降水量(250万m ³ /y・km ²)の83.7%を上下限値として採用;7,000 ~ 2,000,000m ³ /y・km ²						
F-88,94					規模の大きい主要河川を含まない場合の最小平均降水量(100万m ³ /y・km ²)の16.3%、最大平均降水量(250万m ³ /y・km ²)の80%を上下限値として採用;200,000(160,000を丸めたもの) ~ 2,000,000m ³ /y・km ²				注:理科年表は規模の大きい主要河川に関わる情報として表2.5.1-3で別途調査する。

表2.5.1-3 規模の大きい主要河川に関わる河川流量の調査結果

観測地点の上流域面積(km ²)	流量(m ³ /s)			単位面積当たり流量(m ³ /y・km ²)		
	年平均流量	最大流量	最小流量	年平均流量	最大流量	最小流量
8588	346	6543	75	1,270,547	24,026,554	275,408
12697	384	2315	113	953,755	5,749,850	280,662
9719	643	3231	50	2,086,392	10,483,879	162,239
7868	384	3273	113	1,539,124	13,118,623	452,919
4684	319	7227	81	2,147,734	48,657,274	545,349
8277	189	1764	75	720,104	6,720,974	285,756
7281	271	1013	131	1,173,775	4,387,580	567,397
6997	465	2589	68	2,095,790	11,668,816	306,481
6271	419	3487	97	2,107,094	17,535,645	487,800
4685	186	1383	40	1,252,016	9,309,346	269,251
4133	183	2900	36	1,396,344	22,127,849	274,691
4880	305	8854	62	1,971,000	57,217,161	400,662
4035	274	1851	67	2,141,478	14,466,700	523,646
3750	233	2648	45	1,959,437	22,268,621	378,432
3536	131	12396	7	1,168,330	110,554,371	62,430
3807	178	2992	31	1,474,496	24,784,794	256,794
3044	121	2673	35	1,253,566	27,692,420	362,602
2181	109	2952	13	1,576,077	42,684,215	187,972
927	56	2573	4	1,905,087	87,531,961	136,078
1240	101	629	18	2,568,658	15,996,890	457,781
2315	163	3547	40	2,220,461	48,318,873	544,898
2688	222	1481	76	2,604,536	17,375,304	891,643
1986	67	1723	14	1,063,903	27,359,782	222,308
895	23	228	16	810,422	8,033,752	563,772
2251	222	8278	21	3,110,170	115,972,904	294,205
1808	135	2402	11	2,354,735	41,896,832	191,867
2126	156	2483	21	2,314,024	36,831,556	311,503
911	45	422	6	1,557,761	14,608,334	207,701
1996	73	1108	7	1,153,371	17,505,956	110,597
1751	66	846	16	1,188,678	15,236,697	288,164
1394	16	101	5	361,963	2,284,890	113,113
1344	60	529	7	1,407,857	12,412,607	164,250
1856	136	3682	13	2,310,828	62,562,259	220,888
1657	55	1696	3	1,046,759	32,278,247	57,096
1044	62	2128	7	1,872,828	64,280,276	211,448
1587	57	774	17	1,132,673	15,380,507	337,815
1558	72	1492	0	1,457,376	30,200,072	-
1527	90	1656	10	1,858,703	34,200,141	206,523
1402	55	485	15	1,237,147	10,909,387	337,404
1348	104	2474	18	2,433,045	57,878,386	421,104
1463	103	3274	10	2,220,238	70,573,386	215,557
1422	58	3456	16	1,286,278	76,644,456	354,835
1381	83	1788	17	1,895,357	40,830,100	388,206
824	9	87	1	344,447	3,329,650	38,272
1253	38	356	4	956,399	8,959,949	100,674
1160	113	5367	3	3,072,041	145,908,372	81,559
1228	25	316	3	642,020	8,115,127	77,042
1040	39	1160	2	1,182,600	35,174,769	60,646
984	42	1292	3	1,346,049	41,407,024	96,146
1120	50	1189	6	1,407,857	33,478,843	168,943
上流域面積との相関性	0.86			-0.05	-0.29	0.25
単位面積当たり年平均流量(m ³ /y・km ²)の幅				344,447 ~ 3,110,170		
単位面積当たり最大流量(m ³ /y・km ²)の幅				2,284,890 ~ 145,908,372		
単位面積当たり最小流量(m ³ /y・km ²)の幅				0(38,272) ~ 891,643		
全体として(瞬間流量を年間に伸ばしたもの) 過大評価				40,000 ~ 150,000,000		
最終採用値(有効数字を考慮し、均して)				300,000 ~ 3,000,000(m ³ /y・km ²)		

注:参考文献(F-167)

表2.5.1-4 生産土砂量及び浮遊砂量に関する文献調査結果

文献	流域面積	降水量	生産土砂量	河川堆積量	海岸流出量	掃流	浮遊砂	ウォッシュロード	領域/部位	備考
F-58	912km ²	-	38.6E4m ³ /y =423m ³ /y・km ²	-	-	17.2E4m ³ /y	-	11.4E4m ³ /y	鳥取県斐伊川	-
F-92(1)	-	-	-	-	-	-	0.0001 ~ 10m ³ /s	-	13河川	河川流量10 ~ 6000m ³ /s
F-92(1)	100km ²	-	20 ~ 10,000m ³ /km ² ・y	-	-	-	-	-	比堆砂量	流域面積から採用する。
F-92(1)	1,000km ²	-	7 ~ 4000m ³ /km ² ・y	-	-	-	-	-	比堆砂量	流域面積から採用する。
F-92(1)	720km ²	393.2mm	約1000万m ³ =14000m ³ /y・km ²	396万m ³	48万m ³ 以上	-	-	-	姫川	1995年7月の2日間洪水
F-92(1)	720km ²	-	-	-2.8万m ³ /y	1.9万m ³ /y以上	-	-	-	11kmまでの姫川河道	-
F-92(1)	27万km ²	-	1億3000万m ³ /y =480m ³ /y・km ²	150 ~ 190m ³ /y/km ²	-	-	-	-	日本の山地	-
F-92(2)	不明	-	10万 ~ 470万m ³ /y 300万m ³	-	-	-	-	-	主要河川	-
F 175	41万m ²	-	=731m ³ /y・km ²	-	-	-	-	-	堆積岩地域	-

以下、採用値:

生産土砂量(河川で固相として運ばれる量)

F-92(1) 7 ~ 10,000m³/y・km² (適用する流域面積はそれぞれ1,000、100km²)

浮遊量(河川水に浮遊して運ばれる固相の量)

F-92(1) 2 ~ 80,000m³/y・km² (= 3,000 ~ 300,000,000m³/y)

3,000m³/y・木津川流域面積1,600km²
300,000,000m³/y吉野川流域面積3,750km²

に示す。この結果から、河川で固相として運ばれる量として生産土砂量を、そのうちの河川に浮遊して運ばれる固相の量を浮遊砂量として選定し、最終的な数値を求めた。調査データのうち、年間平均値を求める立場から洪水などの短期的な規模の大きい事象は除外した。浮遊砂量の結果を以下に示す。数値は単位面積及び単位時間当たりの量として示してある。

生産土砂量：7～10,000m³/y・km²（最小値は流域面積 1,000 km² を、最大値は流域面積 100km² を考慮）

浮遊砂量：2～80,000 m³/y・km²(=3,000～300,000,000m³/y) 流量 10～6,000 m³/s の範囲にそれぞれ対応；流量 10 m³/s は流域面積 1,600km² の木津川に、6,000 m³/s は流域面積 3,750km² の吉野川に該当しており、年間浮遊砂量をそれぞれの流域面積で除して単位面積当たりの年間浮遊砂量の上下限值を求めた。）

(4) 風成塵堆積速度に関わる調査結果

対象文献（岡本 他，2002；入野，2002；吉永，1996；鷹澤 他，1994；井上・成瀬，1990；岩坂，1999）の調査結果を表 2.5.1-5 に示す。本来、風成塵降下速度を求めるべきであるが、データとして長期間に渡るものは堆積速度として記録されている。したがって、この堆積速度を降下速度を論じる場合に参照するデータとした。種々の地域でのデータや過去に遡る期間が異なるデータがあるが、過去十万年間の平均値の幅を国内での実測値から求めた。その結果を以下に示す。

風成塵堆積速度：1,000～20,000kg/y・km²

(5) まとめ

以上のプロセスデータのまとめをフラックスとして表 2.5.1-6 に示す。これらの値（最大値、最小値及び平均値）は全国を包含するデータとして文献調査の結果に基づき整理したものである。なお、侵食速度は除外してある。この包括的なデータを仮想的サイトを対象とする次項のナチュラルフラックス評価の試算に用いることとする。

表2.5.1-5 風成塵の堆積速度に関わる文献調査結果

文献	平均	変動幅	換算値(kg/y・km ²)	地域	時期	地層	補足
F-62	58mg/cm ² ・ky	17~101mg/cm ² ・ky	580(170~1010)	北太平洋へス海膨	過去二十万年間		日本から離れるため不採用
F-63	0.52g/cm ² ・ky		5200	日本海	Stage1		
F-63	1.97g/cm ² ・ky		19700	日本海	Stage2		
F-63	0.60g/cm ² ・ky		6000	日本海	Stage1		
F-63	2.01g/cm ² ・ky		20100	日本海	Stage2		
F-66		0.6~0.8mg/cm ² ・y	6000~8000	北関東&十勝	Stage2		
F-66		0.2~0.3mg/cm ² ・y	2000~3000	北関東&十勝	Stage2		
F-66		約0.1mg/cm ² ・y	約1000	北関東	過去十万年間のうち の温暖なStage1,3,5a		
F-66		0.04~0.11mm/y		日本	過去十万年間	土層堆積速度	
F-67	0.5g/cm ² ・ky	=0.2	5000	西南北海道~東北地方北部		中部粘土層	
F-67	1.1g/cm ² ・ky	=0.4	11000	西南北海道~東北地方北部		上部粘土層	
F-67	0.4g/cm ² ・ky		4000	青森県~秋田県	4~10万年前		
F-67	1.48~1.54g/cm ² ・ky		14800~15400	青森県~秋田県	4万年前以降		
F-69	3.6~7.1mm/ky			日本	現在		厚さのみの情報のため不採用
F-69	13.5~22.9mm/ky			日本	最終氷期		厚さのみの情報のため不採用
F-165(1)	5.3g/m ² ・y		5300	日本			480E21g/yに相当

風成塵(固相としての陸上堆積物)
採用値(過去十万年間)

1,000~20,000kg/y・km²

F-63,66,67,165(1)に基づく。

表 2.5.1-6 侵食速度を除く地質学的プロセスに関わるフラックスデータ

プロセス	単位	最小値	平均値	最大値	文献
地下水流速 1)	m/y	0.1 オーダ		10 オーダ	北岡、吉岡(1984);岩月 他(1999)
降水量 2)	mm/y (m ³ /y・km ²)	1,000 (1,000,000)	1,700 (1,700,000)	2,500 (2,500,000)	国土交通省土地・水資源局水資源部(2002)
涵養量 3)	m ³ /y・km ²	7,000		2,000,000	植野 他(1998);寺嶋他(1993)
河川流量 4)	m ³ /y・km ²	200,000		3,000,000	下津(2000);植野他(1998);国立天文台(1994)
生産土砂量 5)	m ³ /y・km ²	7		10,000	水山(1998)
浮遊砂量 6)	m ³ /y・km ²	2		80,000	水山(1998)
風成塵堆積速度 7)	kg/y・km ²	1,000		20,000	岡本 他(2002);岩永(1996);鴈澤 他(1994);岩坂(1999)

- 1) 調査範囲内において；ただし、範囲外の数値は十分ありうる。
- 2) 水不足の年のデータを含む。
- 3) 文献に基づき、平均最小降水量の0.7%を最小値とし、平均最大降水量の83.7%を最大値とした。
- 4) 主要諸河川の幅の最大値と、規模の大きい主要河川を除外した諸河川の幅の最小値を採用した。
- 5) 最小値は流域面積1,000 km²に、最大値は同100 km²に対応している。
- 6) 最小値は河川流量10 m³/sに、最大値は同6,000 m³/sに対応している。
- 7) 単位 g/cm²・ky での堆積速度を換算
- 8) 最小値、最大値、平均値は文献調査の範囲内での数値である。

2.5.2 ナチュラルフラックスの試算

下流域の主要河川沿いを評価点として選定した場合、評価上考慮すべきフラックスは以下の項目である。

- ・ 降水
- ・ 風成塵の降下
- ・ 塵の巻き上げ
- ・ 河川流（液相）
- ・ 河川流（浮遊砂の輸送）
- ・ 流出（湧水として）

これらのうち、データが未整備であり、かつ事象としての存在の確実さが劣る「流出(湧水として)」とデータが未整備な「塵の巻き上げ」を除外し、残りのプロセスに関わる元素及び核種のフラックスを求めることとした。なお、ここで流出(湧水)すなわち地下水流を除外

したのは、他のプロセスが実体的に確認できるプロセスであるのに対して、確認が難しいものであること（明瞭な湧水箇所以外では確認は難しい）、下流域の主要河川沿いに生じているかもしれない地下水流の湧水に関わる数値情報が収集されていないこと、湧水でなく地下を流れている地下水流を考えることは可能であるが、それは評価点の領域には含まれないことなどによる。

大きな仮定は、評価点の上流側に 100km^2 （例えば、 $10\text{km} \times 10\text{km}$ ）の領域が存在することである。この領域面積は、中小規模の河川にはありうるものとして捉えている。河川流及び浮遊砂については、この集水域の面積の影響を受けるものとするにより、この面積の重み付けがなされることになる。これらの条件設定と試算結果を表 2.5.2-1 及び表 2.5.2-2 に示す。

これらの試算値は年間に仮想的集水域の下流域の主要河川近傍を評価点として、その近傍で生じる自然物質の年間移行量を天然放射性元素の量（及び一部放射能）として集約的に示したものである。フラックスを求める際にはプロセス速度と濃度の両者について、フラックスの最大値は両者の最大値の積を、フラックスの最小値は両者の最小値の積を当てている。したがって、最大値、最小値とも設定の範囲内では最大、最小が強調されたものとなっていることに注意が必要である。因みに、第 2 次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）ではレファレンスケースにおけるガラス固化体 1 本当たりの母岩からの核種移行率を $1\text{E}3\text{Bq/y}$ オーダと試算している。これは処分場規模では $1\text{E}7\text{Bq/y}$ オーダに相当する。この値は、試算で得られた個々の核種のプロセスごとのフラックスの最小値のオーダに類似している。それをフラックスの総和で見れば、第 2 次取りまとめの試算値は今回のナチュラルフラックス試算値最小値（河川水中の U で $1\text{E}6\text{Bq/y}$ 、K で $1\text{E}9\text{Bq/y}$ から河川水中での総和は $1\text{E}9\text{Bq/y}$ 、浮遊砂としては U で $1\text{E}6\text{Bq/y}$ 、K で $1\text{E}8\text{Bq/y}$ から浮遊砂での総和は $1\text{E}8\text{Bq/y}$ ）を 2 桁（河川水の場合）ないし 1 桁（浮遊砂の場合）ほど下回ったものとなっている。

上記では、評価条件の仮定が異なる核種移行に関わるフラックス試算値を仮に比較した。しかし、この対比は十分注意されるべきものである。ナチュラルフラックスとして評価した数値は人間への影響の表示まで踏み込んだものではない。これらのナチュラルフラックスとして得られる数値を今後どのように扱っていくのか、何とどう対比していくのかは、今後のナチュラルフラックス方法論のさらなる整備とともに議論が深められてゆくべきものである。

表 2.5.2-1 文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価結果 (評価条件)

項目	内容	文献
元素	U, Th, K, Ra, Rn	仮定
核種	^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{222}Rn	仮定
評価点	集水域下流の主要河川沿い	仮定
上流側集水域面積	100 km ² (=A1)	仮定
評価対象プロセス (P)	降水 (A2 m ³ /y・km ²): A2(max; min) = (2.5 × 10 ⁶ ; 1 × 10 ⁶)	表 2.5.1-6
	風成塵の降下 (A3 kg/y・km ²): A3(max; min) = (20,000; 1,000)	表 2.5.1-6
	河川流(液相) (A4 m ³ /y): A4(max; min) = (3 × 10 ⁸ ; 2 × 10 ⁷) A4=A1 × (河川流量の最大 3 × 10 ⁶ 及び最小 2 × 10 ⁵ , m ³ /y・km ²)	表 2.5.1-6
	浮遊砂の輸送 (A5 kg/y): A5(max; min) = (1.6 × 10 ¹⁰ ; 4 × 10 ⁵) 密度 (仮定) = 2,000 (kg/m ³) A5=A1 × (浮遊砂の最大 8 × 10 ⁴ 及び最小 2, m ³ /y・km ²) × 2,000	表 2.5.1-6
元素及び核種濃度 (C)	降水中 U 濃度: (max; min) = (14.2; 0.03) µg/l	津村, 山崎 (1992)
	降水中 Th 濃度: (max; min) = (200; 0.03) µg/l	
	河川水中 U 濃度: (max; min) = (5.36; 0.00087) µg/l , or (0.074; 0.000037) Bq/l	表 1.2-2
	河川水中 Th 濃度: (max; min) = (0.37; 0) µg/l	
	河川水中 K 濃度: (max; min) = (5500; 250) µg/l , or (0.07; 0.029) Bq/l	
	河川水中 Rn 濃度: (max; min) = (157; 0.07) Bq/l	表 1.2-2
	河川水中 Ra 濃度: (max; min) = (0.06; 0.000111) Bq/l	
	河川堆積物中 U 濃度: (max; min) = (3.87; 1.0) mg/kg , or (120; 4.7) Bq/kg	表 1.2-2
	河川堆積物中 Th 濃度: (max; min) = (45.3; 2.33) mg/kg	
	河川堆積物中 K 濃度: (max; min) = (26600; 5810) mg/kg , or (733; 245) Bq/kg	
風成塵中の U, Th, K, Ra, Rn 濃度	なし	

表 2.5.2-2 文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価試算値

項目	内容
元素及び放射性核種の フラックス (F) ($F_{\max}=C_{\max} \times P_{\max}$; $F_{\min}=C_{\min} \times P_{\min}$)	降水中の U: (max; min) = $(3.55 \times 10^3; 3 \times 10^{-2})$ kg/y \cdot km ²
	降水中の Th: (max; min) = $(5 \times 10^2; 3 \times 10^{-2})$ kg/y \cdot km ²
	河川水中の U: (max; min) = $(1.608 \times 10^3; 2.61 \times 10^{-2})$ kg/y , or $(2.2 \times 10^{10}; 1.11 \times 10^6)$ Bq/y
	河川水中の Th: (max; min) = $(1.11 \times 10^2; 0)$ kg/y
	河川水中の K: (max; min) = $(1.65 \times 10^2; 7.5)$ t/y , or $(2.1 \times 10^{10}; 8.7 \times 10^8)$ Bq/y
	河川水中の Rn: (max; min) = $(4.71 \times 10^{13}; 2.1 \times 10^9)$ Bq/y
	河川水中の Ra: (max; min) = $(1.8 \times 10^{10}; 3.33 \times 10^6)$ Bq/y
	浮遊砂としての U: (max; min) = $(6.2 \times 10^4; 0.4)$ kg /y , or $(1.9 \times 10^{12}; 1.8 \times 10^6)$ Bq/y
	浮遊砂としての Th: (max; min) = $(7.2 \times 10^5; 0.93)$ kg/y
	浮遊砂としての K: (max; min) = $(4.3 \times 10^8; 2.3 \times 10^3)$ t/y , or $(1.2 \times 10^{13}; 9.8 \times 10^7)$ Bq/y

注：元素濃度と放射能はそれぞれ集められた別個の文献データセットに基づいて算出した。

2.6 ナチュラルフラックス評価の信頼性

ナチュラルフラックス評価には様々な信頼性に関わる留意が必要である。ここでは以下の観点からの信頼性に関わる考察を行なう。

- ・ 三次元環境としてのナチュラルフラックスの評価領域に関わる信頼性
- ・ 地質学的プロセスの発生に関わる信頼性
- ・ 元素・核種の分布に関わる信頼性
- ・ 地質学的プロセスの時間軸に関わる信頼性
- ・ プロセスデータ、濃度データの取得に関わる信頼性
- ・ 評価点の設定に関わる信頼性
- ・ サイトの固有性に関わる信頼性

(1) 三次元環境としてのナチュラルフラックスの評価領域に関わる信頼性

本検討で提案した評価領域は、対象とする河川の集水域を基本としている。その集水域は他の集水域と分水嶺によって境される。この集水域は涵養が主体となる上流域と流出が主体となる下流域にモデル的に分けている。これは、水理学的観点からすれば、地下水面

が地表に現れる河川近傍では流出域となり、地表下に位置する領域（例えば、尾根近傍）では涵養域となることを示す。これは、集水域を大局的に見た場合、上流域にも流出域はあり、下流域にも涵養域はあることを示す。

一方、地表領域と地下領域も境界は明瞭ではない。土壌と土壌化していない風化岩盤とは明瞭に境されるわけではない。したがって、この二つの環境の境界は漸移的である。しかしながら、概念的には分類が可能であり、その立場から領域を区分している。

実環境での調査を行なう際の留意点としては、領域ないし対象のモデル的分類と実環境の対応関係を明確にしておくこと、各領域ないし対象の変化の度合いを可能な範囲で把握し調査に反映させることが今後の課題として挙げられる。

(2) 地質学的プロセスの発生に関わる信頼性

地質学的プロセスは概念として定義は明瞭であっても、実際の環境下でそれを同定するのは容易ではない。たとえば、地下水流速はどのスケールで議論するのかによって計測値が異なる。限りない要素分割は理論的にはありえても実際の計測で小スケールに対応できるのは有限である。自然現象は規模を持って生じるものであり、したがって規模に関わる変動性を示す。これは避けられない不確実性である。地質学的プロセスを論じる場合にはそのスケールに対する言及が必要である。

実環境での調査を行なう際の留意点としては、調査の対象とした現象やプロセス、そしてそれらを示す対象（岩石や地層）のスケールとその変動の幅ないし裕度を適切に把握する方法論の確立とそれらに対するレビューの実施が今後の課題として挙げられる。

(3) 元素・核種の分布に関わる信頼性

元素は固相の場合には鉱物の結晶構造の中に取り込まれている。結晶構造の中では一定の分布を示すと言えるが、鉱物自体の岩石中での分布は必ずしも一定ではない。また、同一鉱物が地質学的に異なる起源の岩石中にそれぞれ存在することがしばしばある。そのような存在形態の多様さは、鉱物の偏在性をもたらすことにつながる。したがって、サンプリングの対象である試料の代表性について常に留意される必要がある。その代表性の捉え方によってサンプリングの頻度や密度が定められることになる。

実環境での調査を行なう際の留意点としては、無限の試料を採取することは不可能であるためある一定数量の試料採取を行なうことになるが、数量が制約されることに伴うデータの代表性への影響を可能な範囲で低減する対応策の検討が今後の課題として挙げられる。

(4) 地質学的プロセスの時間軸に関わる信頼性

地質学的プロセスは、種々の時間的変動性を示す。気候変動の影響を受ける降水や河川流などもあれば、受け方が緩慢な、あるいは時間的に遅れて受ける地下水流などもある。一般的に地表環境、大気環境は短期的ないし長期的気候変動の影響を有意に受ける。したがって、本検討において、氷河作用の影響は考慮しないものとしたのはこの時間的変動の考察を踏まえたことによる。

実環境での調査を行なう際の留意点としては、取得するデータは現在データであるが、そのデータが時間的にどういう意味を有するのか、時間経過の中でどういう変動を示しうのかを把握し評価できる方法論の開発が今後の課題として挙げられる。

(5) プロセスデータ、濃度データの取得に関わる信頼性

実環境でのこれらデータの取得においては、時間的、空間的変動性を十分把握し踏まえるとともに、試料採取及び分析に関わる信頼性も十分に把握することが必要である。分析技術が既にある十分なレベルまで向上していることを考えれば、特に試料採取の考え方と採取方法（擾乱をもたらしうる事項として、試料採取時あるいは分析時の汚染物質の混入の影響、不十分な分別、不十分な時間経過、その他）にはより十分な注意が必要である。また、プロセスの定義と実環境での把握の仕方（時間、空間、対象の捉え方、調査技術の特徴や傾向を踏まえたものとして）にも十分な留意が必要である。

(6) 評価点の設定に関わる信頼性

評価点は、評価の対象であるプロセスを最終的に定める重要な対象である。ナチュラルフラックスは、自然界において生じている放射性核種（なお、化学的毒性元素をも同等に扱いうる）の循環を、その形態を踏まえて、時間的、空間的にどのように捉え、表現するかの問題であると理解できる。したがって、評価点の与え方、かつ評価点における関連するフラックスの捉え方は結果の表示の仕方と表示レベルに重大な影響を与える事項となる。

(7) サイトの固有性に関わる信頼性

対象がよりサイトスペシフィックになれば、本検討でモデル的に捉えたものとは異なる地理的關係や地質学的プロセスが重要となる可能性がある。これらはサイトの固有性に関

わる信頼性に影響を与える事項である。実環境の調査の際には、サイト固有のプロセスの適切な把握に留意が必要である。

2.7 まとめ及び今後の課題

本検討においては、ナチュラルフラックス評価の方法論を検討し、我が国で認められるプロセスと濃度に関わるデータを広く鑑みた場合の試算値を提示した。また、この提示に関して、種々のナチュラルフラックス評価の信頼性に影響する事項の考察を行なった。本検討に関わる重要と思われるまとめは以下の通りである。

- ・ Miller et al(1996)が実施し採用した RERV や処分場の地表部への投影を踏まえる方法論は採用しなかったこと
- ・ 集水域を主体とする水循環を描き、その循環に載る固相の循環と、液相・固相に含まれる元素・核種の循環を描いたこと
- ・ 集水域をモデル的に領域分けし、その各領域内に主として液相・固相からなるストックを定め、そのストック間のフローを描いたこと
- ・ 評価点を設け、その評価点に関わるプロセスをフラックス評価の対象としたこと
- ・ さらに、収集されている濃度データや流量などのプロセスデータは限られており、それらデータの存在するフラックスを最終的に求めたこと
- ・ 性能評価（安全評価）が有する地下環境と将来を扱うことに伴う不確実さと同様の不確実さが生じないように、現在の状態を扱うこととし、かつフラックスが実データとして認めうるプロセスを対象としたこと

である。

本検討に関わる今後の処分事業の進展を踏まえた課題（すなわち、ナチュラルフラックス評価の概念をより具体化させるための課題）は、信頼性の項目の検討で実施した内容が十分その課題となりうるものであるが、以下にそれらも含めて今後の課題を整理することとする。

- ・ サイトスペシフィックな特性を踏まえた、集水域・領域・ストック・評価点・物質移動プロセスなどをより適切に定めること
- ・ 関連するデータの収集を集水域を対象に時間的、空間的変動性を踏まえて適切に実施すること（集水域面積規模でのデータの収集と反映が図られること）
- ・ 特に、収集の困難な地下水流ないし湧水に関わるデータの収集を行ない、そのナチュラルフラックス評価における意味合いと重要性を評価すること

- ・ 性能評価（安全評価）との側面をより踏まえ、適切な比較評価がなされるように対比のあり方に注意が払われるべきこと
- ・ 特に、性能評価（安全評価）が有する不確かさと本ナチュラルフラックス評価が有するであろう不確かさを適切に対比し、前者の不確かさを補う役割を有するように本評価の不確かさを最終的に定めるべきこと
- ・ 今後のナチュラルフラックス評価研究の成果や動向を踏まえ、評価手法や概念の向上に反映させること
- ・ ナチュラルアナログ研究の方法論と当該ナチュラルフラックス研究の方法論との比較検討を実施すること
- ・ 検討事項として、花崗岩分布地域と堆積岩分布地域に分けてデータを整理すること

2.章 参考文献

- 千木良雅良：“風化と崩壊 第三世代の応用地質”，初版，近未来社，名古屋，p.204(1995)
- 道上正規，矢島 啓：“河川への土砂流入に対する人間活動の影響の歴史”，月刊海洋，Vol.32，No.3，p.145～150(2000)
- J.I. Drever：The Geochemistry of Natural Waters，Second Edition，Prentice Hall，p. 1～4(1988)
- 福嶋義宏：水・物質複合系としての生態系，『水・物質循環系の変化』(岩波講座地球環境学4)(和田英太郎・安成哲三編)，岩波書店，p.89～122(1999)
- 鷹澤好博，柳井清治，八幡正弘，溝田智俊：“西南北海道 - 東北地方北部に広がる後期更新世の広域風成塵堆積物”，地質学雑誌，Vol.100，No.12，p.951～965(1994)
- 平山利晶：“水循環保全と流域管理に関わる技術”，地下水技術，Vol.42，No.2，p.23～43(2000)
- 今泉真之・浜田浩正・金子文宜・奥山武彦・小前隆美：“千葉県鋸南町の地すべり地小流域における渓流水の水質形成機構 - - 水質 2 2 2 R n 濃度を指標とした地下水と渓流水の交流解析 - - ”，地下水学会誌，35，3，p.165-183(1993)
- 猪原芳樹，久野晴彦，近藤浩文，濱田崇臣，志田原巧，中川加明一郎：“山地災害などに係わる地質要因に関する文献調査”，電力中央研究所報告，U99081，iv，p.18(2000)
- 井上克弘，成瀬敏郎：“日本海沿岸の土壌および古土壌中に堆積したアジア大陸起源の広域風成塵”，第四紀研究，Vol.29，No.3，p.209～222(1990)
- 入野智久：“北西太平洋域における完新世および間氷期の風成塵フラックスと粒度”，月刊海洋，Vol.34，No.3，p.156～161(2002)
- 岩坂泰信：人間活動による大気改変の歴史，『大気環境の変化』(岩波講座地球環境学3)(安定哲三，岩坂泰信編)，岩波書店，p.49～117(1999)
- 岩月輝希，徐 勝，伊藤 茂，阿部雅人：“14C 同位体による地下水流動状態の推定”，サイクル機構技報，No.4，p.93～100(1999)
- 徐垣：地球の表層とマスバランス，『地殻の進化』(岩波講座地球惑星科学9)(平朝彦，徐垣，鹿園直建，廣井美邦，木村学 著)，岩波書店，p.17～18(1997)
- 核燃料サイクル開発機構：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 地層処分研究開発第2次取りまとめ，分冊3 地層処分システムの安全評価，JNC TN1400 99-023(1999)
- 河田恵昭：河口から海岸に至る河川・海岸土砂収支の実態調査と海岸線のあり方，岩波講

- 座地球環境学 7 水循環と流域環境, 岩波書店, p.129 ~ 158(1998)
- 北岡豪一, 吉岡龍馬: “トリチウム濃度から推定される六甲山系の水循環の速さについて”, 日本地下水学会会誌, Vol.26, No.4, p.131 ~ 145(1984)
- 国土交通省土地・水資源局水資源部: ‘平成 14 年版「日本の水資源」(概要版)’, 国土交通省土地・水資源局水資源部ホームページ (<http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/wrd.htm>) (2002)
- 国立天文台, 理科年表(平成 6 年; 第 67 冊)(1994)
- B. Miller et al. : “Natural Radionuclide Fluxes and their Contribution to Defining Licensing Criteria for Deep Geological Repositories for Radioactive Waste”, *Radiochimica Acta*, 74, 289-295 (1996)
- 水谷広: 人間活動と物質循環系のグローバルな変化, 『水・物質循環系の変化』(岩波講座地球環境学 4)(和田英太郎・安成哲三編), 岩波書店, p.155 ~ 196(1999)
- 水山高久: 水源から河口に至る河川土砂収支の実態把握調査と土砂制御のあり方, 岩波講座地球環境学 7 水循環と流域環境, 岩波書店, p.111 ~ 129(1998)
- 三菱マテリアル(株)社内資料
- 長江亮二: “濃飛流紋岩及び阿武隈花崗閃緑岩などの酸性岩地帯の地下水の一般溶存成分, 安定同位体比とトリチウム濃度およびガス分析による地下水の水循環および水質変化の推定”, 地下水学会誌, Vol.38, No. 1, p.51 ~ 79 (1996)
- 中澤高清: 温室効果気体の増加と地球温暖化, 『大気環境の変化』(岩波講座地球環境学 3)(安定哲三・岩坂泰信編), 岩波書店, p.119 ~ 155(1999)
- 及川紀久雄: “津南町地域の湧水の科学特性”, 産業地質科学研究所研究年報, No.10, p.95 ~ 108(1999)
- 岡本孝則, 松本英二, 川幡穂高: “北太平洋深海底コア中の石英からみた過去約 20 万年間の風成塵の変動”, 第四紀研究, Vol.41, No.1, p.35 ~ 44(2002)
- 尾方伸久, 若松尚則, 梅田浩司, 柳澤孝一: “河川水の流量および水質による表層部の地下水流動の推定 岐阜県東濃地域におけるケーススタディ”, 応用地質, Vol.36, No.1, p.2 ~ 13(1995)
- 沖 泰三, 中屋真司, 伊藤正明: “奈良盆地における地下水(その3) - - 涵養条件図作成と, 浅層地下水に関する地下水流動シミュレーション - -”, 地下水技術, Vol.36, No.12, p.40 ~ 50 (1994)
- 大内忠臣, 松下越夫: “水循環モデルの実用的作成法 - 洪水流出モデルの機械的同定とその

- ダム管理への応用 - ”, 土木技術資料, Vol.25, No.5, p.3 ~ 8(1983)
- 齊藤泰久: “水循環の変化と再生 - - 水循環のモデル化における地下水浸透流解析の適用 -
- ”, 地下水学会誌, Vol.41, No.4, p.263 ~ 286(1999)
- 鹿園直建: “化学的風化作用の河川水水質, 特に溶存シリカ濃度に与える影響”, 地学雑誌,
Vol.111, No.1, p.55 ~ 65 (2002)
- 下津昌司: “流域水収支に基づく水循環系(地表水 - 地下水系)変化の検討 - - 阿蘇火山流域の
事例 - - ”, 地下水技術, Vol.42, No.1, p.43 ~ 58(2000)
- 下津昌司, 菊池良介: “熊本都市圏の地下水涵養域における水循環とその変化 - 主に白川中
流域の中心として - ”, 水資源に関するシンポジウム, Vol.3, p.619 ~ 624 (1987)
- 平 朝彦: 地質学 1 地球のダイナミクス, 岩波書店(2001)
- 高橋 裕: 地球環境を考慮した水資源の開発, 水利用, 技術の方向, 岩波講座地球環境学
7 水循環と流域環境, 岩波書店, p.263 ~ 300(1998)
- 立川正久, 藤沢雅子, 宮居 伝, 上野ひろみ, 安田寛次: “琵琶湖の堆積物の研究()
- 琵琶湖に流入する三大河川及び特殊小河川の河床泥中における重金属分布 - ”, 滋賀大
学教育学部紀要 自然科学, No.33, p.17 ~ 36 (1983)
- 寺嶋智巳, 森 綾子, 石井治男: “花崗岩山地の二小流域における深部地下水浸透量の比較研
究”, ハイドロロジー・日本水文科学会誌, Vol.23, No.2, p.105 ~ 118(1993)
- 津村昭人, 山崎慎一: “二重収束高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による陸水の超微量希
土類元素およびアクチノイドの定量”, RADIOISOTOPES, 41, p.185-192(1992)
- 植野利康, 石原慶一, 山内扶美, 斎藤 庸, 田中 柔, 平田 潔: “黄瀬川, 大場川流域にお
ける水循環の現状と柿田川, 三島周辺湧水群の保全に関する検討 - - 富士, 箱根, 愛鷹山
火山性堆積物に覆われた流域における地下水保全に向けて - - ”, 地下水技術, Vol.40,
No.6, p.113(1998)
- 吉永秀一郎: “関東ローム層中に含まれる微細石英の堆積速度の約十万年間の変化 北関東
喜連川丘陵早乙女の例 ”, 第四紀研究, Vol.35, No.2, p.87 ~ 98 (1996)
- 渡部直喜, 白石秀一, 佐藤壽則, 佐藤 修, 大木靖衛, 日下部 実: “第三紀層地すべり地
の深層地下水”, 土と基礎, Vol.45-6, No.473, p.32 ~ 34 (1997)

おわりに

これまでのサイクル機構殿の研究では、浅地中処分の概念の中でも比較的深い地中を対象とした処分概念を用いることによって概略的に処分が可能であるとの見通しが得られており、さらに、比較的深い地中へ処分する場合の処分概念と地下水移行シナリオを対象にして、被ばく線量評価に大きな影響を及ぼすと考えられる代表的なパラメータの変動範囲を調査・整理し、個々の変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を概略把握している。また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における挙動を調査／検討し、放射性核種の地中における移行特性も把握している。

本年度は、昨年度の検討の結果得られた関連するパラメータ相互の影響特性に対して、影響を及ぼす条件及び影響の度合いについてさらに検討を進め、また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における賦存状態や挙動の調査を継続するとともにナチュラルフラックス評価の方法論の構築に関する検討も継続、実施した。

今後、処分の実現までに利用できることを想定して、現実的な条件での検討を進めるとともに、様々な状況下で有効に利用できるよう、例えばデータベース化等を行なっていくことが望まれる。

付録 - 1

原子力文献データベース(NUCLEN)による 文献整理のまとめ

原子力文献データベース(NUCLEN)により、国内の文献について、キーワード"濃度 & 天然"で検索した結果結果(296文献)のうち、以下の31文献を抽出し、内容を調査した。

- N-1 岡野真治："人はどれだけ放射線を被ばくしているか？ I 1 環境における放射線，放射能レベル"，Nat l Inst Radiol Sci, 155, p.17 - 20 (2002)
- N-2 植田真司 他："尾ぶち沼における放射性核種等の分布と挙動"，環境科学技術研究所年報，2000，p. 28 - 30 (2000)
- N-3 YUNOKI E, KATAOKA T; SASAKI T, KUDO A："岡山
の土壌及び天然水試料におけるウランの同位体存在比の研究"，KURRI Pr
og Rep，2000，p. 186 (2001)
- N-4 岩下陽子，日野康良："香川県における環境放射能の推移(昭和63年度～平成11
年度)"，香川県環境研究センター所報，25，p. 101-105 (2002)
- N-5 YASUOKA Y, SHINOGI M："六甲山系における天然水中のラドン
濃度の測定およびその線量評価"，Radioisotopes，49,10，p.
551-557 (2000)
- N-6 茨城県公害技術センター："土壌中の放射性核種"，茨城県公害技術センター年報，
No.32，p. 68-69 (2000)
- N-7 西河由紀 他："長崎県における放射能調査(第32報)"，長崎県衛生公害研究所
報，No.41，p. 70-74 (1996)
- N-8 柴田せつ子 他："大阪周辺の天然水のラドン濃度"，KURRI KR，No.6，
p. 99 - 102 (1997)
- N-9 徳山秀樹，五十嵐修一："福井県若狭地区における飲料水中のラドン濃度"，KUR
RI KR，No.6，p. 15-20 (1997)
- N-10 安岡由美，志野木正樹："六甲山系における天然水中のラドン濃度について"，KU
RRI KR，No.6，p. 57-60 (1997)
- N-11 早川博信 他："福井県における自然放射線量分布 2報"，福井県原子力環境監視
センター所報，2，p. 56-58 (1997)
- N-12 早川博信 他："海浜海砂中およびその周辺土壌中の天然放射性核種"，福井県原
子力環境監視センター所報，2，p. 45-52 (1997)
- N-13 藤原敦夫 他："環境試料中の放射性核種濃度 平成7年度"，島根県衛生公害研究
所報，No.37，p. 127-133 (1997)
- N-14 早川博信 他："福井県における自然放射線量分布(1報)"，福井県原子力環境監
視センター所報，1，p. 68-71 (1996)
- N-15 黒沢龍平 他："天然放射性鉱物の分布に関する研究"，立教大学原子炉利用共同研
究成果報告書，No.24，p. 16-17 (1996)
- N-16 福井正美："地下水とラドン"，日本原子力学会誌，37,11，p. 1017-1025 (1995)
- N-17 金沢大 理 低レベル放射能実験施設："琵琶湖水中における天然放射性核種の動

- 態 (I)", 金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設研究概要・年次報告, No.18, p. 8-9 (1994)
- N-18 金沢大 理 低レベル放射能実験施設: "天然放射性核種をプローブとする地下水の挙動研究 手取川扇状地", 金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設研究概要・年次報告, No.18, p. 6-7 (1994)
- N-19 寺井邦雄 他: "環境試料中の放射性核種濃度 (第15報) 平成4年度調査結果", 島根県衛生公害研究所報, No.34, p. 117-131 (1994)
- N-20 青森県 環境保健部: "原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書 平成4年度報(青森県環境保健部S)", 原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書, 1992, p. 106 (1993)
- N-21 上野馨; 星三千男: "生活環境の放射性核種", 日本原子力研究所 J A E R I - M レポート, JAERI-M-93-161, p. 29 (1993)
- N-22 三宅定明 他: "河川底質中の放射性核種の分布", 用水と廃水, 35, 2, p.146-150 (1993)
- N-23 黒沢龍平 他: "天然放射性鉍物の分布に関する研究", 立教大学原子炉利用共同研究成果報告書, No.21, p. 81-83 (1992)
- N-24 黒沢龍平 他: "天然放射性鉍物の分布に関する研究", 立教大学原子炉利用共同研究成果報告書, No.20, p. 84-86 (1991)
- N-25 MEGUMI K, DOI M, OKA T, MATSUNAMI T, ISHIYAMA T: "大阪府全地域における(TLDを用いる)大気中の自然吸収線量率および土壌中の天然放射性核種濃度", 保健物理, 26,2, p. 109-116 (1991)
- N-26 津村昭人 他: "誘導結合プラズマ質量分析法による河川水の希土類元素, トリウムおよびウランの定量", Radioisotopes, 40,7, p. 279-286 (1991)
- N-27 駒村美佐子, 結田康一: "農業生産環境における天然放射性核種の動態解明 (1) ガンマ放射体核種の本邦土壌における含量・分布 全国水田土壌", 国立機関原子力試験研究成果報告書, 28, p. 107.1-107.3 (1989)
- N-28 MEGUMI K et al.: "大阪府内および若狭地方における土壌中天然放射性核種濃度の分布", Annu Rep Osaka Prefect Radiat Res Inst, 30, p. 21-28 (1990)
- N-29 福井正美 他: "浅地層におけるRadon 222の動態", 日本原子力学会誌, 28,10, p. 972-979 (1986)
- N-30 恵和子 他: "土壌粒度による天然放射性核種濃度と鉍物組成", 保健物理, 21,3, p. 155-160 (1986)
- N-31 名古屋大プラズマ研: "土岐地区の環境放射能の測定 IV 昭和59~60年度の活動報告", Inst Plasma Phys Nagoya Univ, No.130, p. 50 (1986)

上記の 31 文献のうち、濃度データが記載されていた文献に関する内容の整理結果を表 A-1-1 に示す。

表 A-1-1 収集文献の内容の整理結果

文献番号	文献番号	標題	収録データ	掲載雑誌名	文献発行年	分析試料と地表環境				分析値の信頼性確保に関する情報				その他(調査事実および調査者による類推事項)	元素									備考		
						採取試料の位置	地形	地質	気候・植生	分析試料の採取・保	分析試料の調整方法	分析機器	分析値の精度		U	Th	K	Rb	Sn	Cs	Cu	Ra	Rn			
6	N-6	土壌中の放射性核種	茨城県における土壌中のK-40、Cs-137等の濃度	茨城県公害技術センター年報	2000		×	×	×				×	原子力施設周辺地域における土壌中の放射性核種測定	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	N-7	長崎県における放射能調査(第32報)	長崎県における上水、土壌及び核種食品等のI-137、Cs137、K-40濃度	長崎県衛生公害研究所報	1996		×	×	×	×			×	科学技術庁からの委託による、ゲルマニウム半導体分析装置による測定	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	陸水
8	N-8	大阪周辺の天然水のラドン濃度	大阪周辺の地下水中のRn濃度	KURRI KR	1997		×	×	×	×				3回の測定の最高値を採用	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9	N-9	福井県若狭地区における飲料水中のラドン濃度	福井県若狭地区における飲料水中のRn濃度	KURRI KR	1997		×		×					花崗岩地域でRn濃度が高い傾向にあった。	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10	N-10	六甲山系における天然水中のラドン濃度について	六甲山系における地下水中のRn濃度	KURRI KR	1997		×	×	×					兵庫県南部地震発生後、Rn濃度を測定し比較検討した。	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	H13の文献63に包含
11	N-11	福井県における自然放射線量分布(2報)	福井県内における土壌中のU系列、Th系列、K-40、Cs-137濃度	福井県原子力環境監視センター所報	1997		×	×	×	×	×			試料採取位置の緯度・経度情報あり。												U, Thは系列での濃度
12	N-12	海浜海砂中およびその周辺土壌中の天然放射性核種	福井県若狭湾における海浜海砂中のU系列、Th系列、K-40、Cs-137濃度	福井県原子力環境監視センター所報	1997				×	×				Ge検出器による測定。												U, Thは系列での濃度
13	N-13	環境試料中の放射性核種濃度平成7年度	島根県における池水、水道水、土壌中のK-40、Cs-137濃度	島根県衛生公害研究所報	1997		×	×	×	×		×			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
14	N-14	福井県における自然放射線量分布(1報)	福井県内における土壌中のU系列、Th系列、K-40、Cs-137濃度	福井県原子力環境監視センター所報	1996		×	×	×	×	×			試料採取位置の緯度・経度情報あり。												U, Thは系列での濃度
17	N-17	琵琶湖水中における天然放射性核種の動態(I)	琵琶湖へ流入する河川水中のU-238濃度	金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設研究概要・年次報告	1994		×	×	×					U-238濃度が、溶存成分と懸濁成分に分類して調査されている。	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
19	N-19	環境試料中の放射性核種濃度(第15報)平成4年度調査結果	島根県における池水、水道水、土壌、砂中のK-40、Cs-137濃度	島根県衛生公害研究所報	1994		×	×	×	×		×			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
20	N-20	原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書平成4年度報(青森県環境保健部S)	青森県六ヶ所村における河川、湖沼、土壌中のCs-137、U濃度	原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書	1993		×	×	×	×	×		×		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
22	N-22	河川底質中の放射性核種の分布	埼玉県内の15の河川における河川堆積物中のK-40、Cs-137濃度	用水と廃水	1993		×	×	×					15の河川について、1989～1991の3年間にわたり測定を実施。	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
26	N-26	誘導結合プラズマ質量分析法による河川水の希土類元素、トリウムおよびウランの定量	日本全国の河川における河川水中のU、Th濃度	Radioisotopes	1991	×	×	×	×				×	ICP-MSによる測定方法の検討												
27	N-27	農業生産環境における天然放射性核種の動態解明(1)ガンマ放射体核種の本邦土壌における含量・分布 全国水田土壌	日本各地における土壌中のTh-234、Ra-226、Cs-137、K-40濃度	国立機関原子力試験研究成果報告書	1989		×	×	×	×			×	全国の水田作土に対する測定。	-	×	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
28	N-28	大阪府内および若狭地方における土壌中天然放射性核種濃度の分布	大阪府全地域の40ヶ所におけるU-238、Ra-228、K-40濃度	Annu Rep Osaka Prefect Radiat Res Inst	1990		×	×	×					文献H14-25の空間吸収線量率に対する濃度データ												
31	N-31	土岐地区の環境放射能の測定IV 昭和59～60年度の活動報告	岐阜県土岐地区における表層土壌中のU、Th、K、Cs-137濃度	Inst Plasma Phys Nagoya Univ	1986		×	×	×	×	×		×	In-Situ 測定による調査結果もあり。												

付録 - 2

国による自然放射線に関する研究

原子力委員会においては、1967年度より、継続的に日本国内の空間放射線等のレベル調査が実施されており、これに関連するU,Th,Kの放射性核種濃度等の知見が蓄積されている。

平成10年版原子力白書(抜粋)

第2章 国内外の原子力開発利用の状況

4. 原子力安全確保

(4) 環境放射能調査

国民の被ばく線量を明らかにすることなどを目的として、自然放射線の調査、原子力施設周辺の放射能調査などの環境放射能調査が行われています。

自然放射線の調査

国民の被ばく線量に最も大きく寄与する自然放射線による被ばく線量を推定するため、放射線医学総合研究所において、1967年度より日本全国にわたり空間放射線などのレベル調査を実施している。

また、1992年度よりラドン濃度の全国調査に着手しており、1997年度は全都道府県において一般家屋外の調査を実施している。

原子力安全委員会 環境放射能安全研究専門部会により策定された、環境放射能安全研究年次計画（平成13年度～平成17年度）（平成12年4月25日）に基づいて、当面実施すべき重要な研究課題として、環境放射線に関する以下の研究計画が実施されているところ。

環境放射能安全研究年次計画（平成13年度～平成17年度）（抜粋）

III. 安全研究年次計画

1. 環境・線量研究及び被ばく低減化研究

1-2 当面実施すべき重要な研究課題

[1] 放射線の分布と特性に関する研究

（中略）

（2）環境中における原始放射性核種を起源とするガンマ線の線量率分布と変動、地域特性に関する調査・研究

研究目的

環境放射線場を構成している原始放射性核種を起源とするガンマ線レベルの空間的・時間的分布を明らかにし、その変動について原因を含めて解明する。また、これらのガンマ線による被ばく状況を調査し、国民線量推定の精度を高めることに資する。

研究内容

スペクトル情報を含む空間ガンマ線レベルの空間的・時間的分布を測定し、同時に地質や土壌などの環境試料分析を行い、ガンマ線線量率と地質の関係、大気中のラドン濃度や地表への蓄積に関する気象要因との関係など、線量レベルの変動に関する要因と関連して調査する。さらに、これらの調査結果より、原始放射性核種を起源とするガンマ線による国民被ばく線量の実態を明らかにする。

研究期間 平成13年度～平成17年度

研究機関 放射線医学総合研究所、（財）環境科学技術研究所

[2] ラドン・トロン及びその壊変生成物の分布と挙動に関する研究

(1) 環境中のラドン・トロン及びその壊変生成物の測定、挙動評価などに関する研究

研究目的

自然放射線源からの被ばくとして最も寄与が大きいとされているラドン・トロン及びその壊変生成物による被ばく線量を高い精度で評価するため、様々な環境におけるこれら放射性核種の存在形態、挙動、分布などを明らかにする。

研究内容

ラドンの壊変生成物の環境中及び呼吸器官内での挙動については、大気中のエアロゾルの性状に強く関与しているという観点から、これらの放射性核種について生活環境のみならず特殊な環境（職場、公共施設、地下街等）や屋外環境でも測定、調査する。

屋外環境については、壊変生成物を長期間測定するための積分測定器を用いた調査を行う。得られたデータについて解析を行い、それぞれの環境におけるラドン及びその壊変生成物の分布、挙動を明らかにする。

このほか、数値計算によるラドン拡散評価コードを高度化して、種々の環境における拡散計算を行い、測定結果との比較検証を行う。

これらの結果より、ラドン及びその壊変生成物による被ばくの実態を解明する。

研究期間 平成 13 年度～平成 17 年度

研究機関 放射線医学総合研究所、核燃料サイクル開発機構、大学等

付録 - 3

濃度データの整理に用いた文献及び元素名一覧

- C-1 菅 和哉、黒沢邦彦："北部北海道における土壤重金属の地球化学図"、地下資源調査所調査研究報告、第 17 号、p. 1-30 (1987)
- C-2 菅 和哉、黒沢邦彦："北海道中央部における土壤元素の地球化学図"、地下資源調査報告、No. 26 (1996)
- C-3 寺島 滋、他："関東平野における土壤の化学組成と土壤地球化学図の作成に関する基礎的研究"、地質調査所月報、第 52 巻、第 1 号、p. 9-40 (2001)
- C-4 杉野雅人、他："カーボン・サーベイによる天然放射性核種濃度の分布調査"、日本原子力学会誌、42 巻、10 号、p. 122-130 (2000)
- C-5 長谷川国彦："環境中のラドン分析 - 主に天然水中のラドンについて"、放射線科学、第 42 巻、第 10 号、p. 316-324 (1999)
- C-6 湊 進、種村誠太："名古屋市における地表 線線量率分布"、RADIOISOTOPES、第 49 巻、p. 217-222 (2000)
- C-7 S. Tonouchi et al.："Natural radiation levels in Niigata area-Natural Radiation levels-in Kaetsu District and Sado Island-"、RADIOISOTOPES、vol.、48、p. 567-576 (1999)
- C-8 K. Inagaki and K. Isagai："Radon concentration in groundwaters in some areas of granite intrusion in various ages"、Jpn. J. Limonol.、vol.、49、No. 4、p. 269-278 (1988)
- C-9 長門 徹、他："車を利用した北海道における環境 線測定"、保健物理、第 32 巻、第 3 号、p. 295-304 (1997)
- C-10 磯村公郎、杉山英男："兵庫県花崗岩地域を主とする河川水及び飲料水中ウラン濃度"、RADIOISOTOPES、第 48 巻、p. 626-634 (1999)
- C-11 寺島 滋、他："日本海東部沿岸海域の底質地球化学図"、地質ニュース、第 58 号、p. 34-40 (2001)
- C-12 松田秀晴、湊 進："日本における主な岩石中の放射能"、RADIOISOTOPES、第 48 巻、p. 760-769 (1999)
- C-13 村上充英、増田康之："高知県足摺岬産第三紀火成岩類の微量元素"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 79 巻、p. 318-328 (1984)
- C-14 平岡義博："比叡山および比良山周辺の花崗岩質土壤および岩石の地域差について"、地球化学、第 27 巻、p. 73-82 (1993)
- C-15 倉沢 一、石川秀雄："南関東第三紀火山岩類の化学組成とストロンチウム同位体比"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 80 巻、p. 437-450 (1985)
- C-16 谷口英嗣、他："三浦半島下部中新統葉山層群中に見出された安山岩貫入岩体の産状、化学組成及び年代"、火山第 2 集、第 33 巻、2 号、p.59-66 (1988)
- C-17 渡辺 寧、他："北海道中央部馬追丘陵および夕張炭田地域の中新世前期火山岩類の K-Ar 年代、層序対比および化学組成"、岩鉱、第 88 巻、p.295-306 (1993)
- C-18 麻木考郎、他："赤石山地南縁四万十帯、犬居・寸又川・光明層群玄武岩類の化学組成

- 、地質学論集、52号、p.181-194 (1999)
- C-19 Y. Ikeda : "Geochemistry of Miocene back-arc basin basalts from northeast Hokkaido, Japan", Jour. Geol. Soc. Japan, vol. 104, No. 2, p.99-106 (1998)
- C-20 酒寄淳史、他："石川県の中新統七曲層中に認められる玄武岩質安山岩岩脈の K-Ar 年代と全岩化学組成"、日本海域研究所報告、第 30 号、p.17-33 (1999)
- C-21 山崎 勉、周藤賢治："下北半島西北部の中新世火山岩類 - 特に水中火砕岩の産状と化学組成の特徴"、地球科学、第 40 巻、第 5 号、p. 322-336 (1986)
- C-22 中川光弘、他："中部北海道、滝川地域の中新世 - 鮮新世玄武岩の K-Ar 年代と主成分化学組成：東北日本弧 千島弧、島弧会合部の玄武岩単成火山群"、岩鉱、第 88 巻、第 8 号、p. 390-401 (1993)
- C-23 御子柴 (氏家) 真澄："北海道日高変成帯の塩基性変成岩の地球化学的特徴"、地質調査所月報、第 50 巻、第 10 号、p. 613-634 (1999)
- C-24 寺島 滋、石原瞬三："日本の花崗岩類中の銅・鉛・亜鉛・砒素と硫黄 (2) 西南日本内帯、地質調査所月報、第 35 巻、第 3 号、p. 127-145 (1984)
- C-25 村田 守、吉田武義："紀伊半島中部、大峯地域の中新世 I タイプおよび S タイプ花崗岩質岩の微量化学組成"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 80 巻、p. 227-245 (1985)
- C-26 外崎与之："日高産混成岩類・花崗岩類の化学組成の考察 (第 1 報) (付 西南日本北海道産花崗岩類との関連)"、北海道教育大学紀要 (第二部 B)、第 17 巻、第 2 号、p.164-174 (1967)
- C-27 金谷 弘、他："茨木複合花崗岩体の化学組成"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 79 巻、p. 276-288 (1984)
- C-28 金井 豊、他："水と地表物質の相互作用により水質について 福島・茨城県における湧水・地表水の調査例、地質調査所月報、第 49 巻、第 8 号、p. 425-438 (1998)
- C-29 田中 忍、丸山 考彦："飛騨山地、船津地域に分布する船津複合花崗岩体の岩石学的研究、その 2 化学組成"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 80 巻、p. 484-498 (1985)
- C-30 周藤賢治、他："東北日本弧北部中新世火山岩類の全岩岩石化学組成"、地質学雑誌、第 94 巻、第 3 号、p. 155-172 (1988)
- C-31 土谷信之："秋田 - 山形油田地帯付近における中新世中期玄武岩類の分布と化学組成"、地質学雑誌、第 94 巻、第 8 号、p. 591-608 (1988)
- C-32 先山 徹、他："兵庫県北部の鮮新世～更新世火山岩類 K-Ar 年代・古地磁気・先山徹、他："兵庫県北部の鮮新世～更新世火山岩類 K-Ar 年代・古地磁気・主化学成分 -"、人と自然、No. 6、p. 149-170 (1995)
- C-33 鈴木章悟、他："機器中性子放射化分析による岩石標準試料 Jlk-1、JLs-1、Jdo-1 及び JP-1 の多元素定量"、分析化学、第 39 巻、p.55-62 (1990)
- C-34 岡村 聡、他："中央北海道、浜益地域の新生代火山岩類の K-Ar 年代と地球化学 島孤会合部テクトニクスに起因するマグマ組成の時間変化、地質学雑誌、第 106 巻、第 5 号、p. 330-346 (2000)
- C-35 木村進一、他："化学的風化に伴う微量・希土類元素の挙動 男鹿半島、女川層堆積岩

- の例"、応用地質、第40巻、第5号、p. 281-294 (1999)
- C-36 E. Ohta et al. : "Petrochemistry of Late Miocene to Quaternary Igneous rocks and Metallogenesis in Southwest Hokkaido, Japan", Resource Geology, vol., 48, No. 3, p. 183-195 (1998)
- C-37 S. Tsunogai et al. : "Uranium in coastal sediments of Tokyo Bay and Funka Bay", Jour. Oceano. Soc. Japan, vol., 46, p.211-218 (1990)
- C-38 三木 孝、松枝大治 : "北部九州古第三紀堆積岩の化学組成", 岩鉱、第87巻、p. 12-19 (1992)
- C-39 古山勝彦 : "近畿北西部、扇ノ山火山岩類の化学組成", 地質学論集、第24号、p. 165-176 (1984)
- C-40 藤貫 正 : "サンゴ礁堆積物の化学組成と古環境解析", 海洋科学、第7巻、p. 607-613 (1975)
- C-41 寺島 滋、石原瞬三 : "東北日本を中心とする2、3の地域の堆積岩・火山岩・変成岩類の銅・亜鉛・鉛・リチウム・カリウム・塩素・ふっ素について", 地質調査所月報、第25巻、第11号、p. 547-558(1975)
- C-42 遠西昭寿、隅山裕志 : "設楽火山岩類の化学組成と比重", 鳳来寺山自然科学博物館館報、第15巻、p.1-6(1985)
- C-43 M. Shimazu et al. : "Geochemistry of Early-Middle Miocene volcanic rocks in the backarc region of Japan: Sado, Noto and Tadami areas", Jour. of Geol.Soc.of Japan, 第99巻、第10号、p. 799-811 (1993)
- C-44 大村明雄、他 : "喜界島の更新世堆積物とそのウラン系列年代", 第四紀研究、第39巻、第1号、p. 55-68 (2000)
- C-45 片田正人、他 : "北上山地古・中生層のトリウムとウラン(予報)", 岩手大学教育学部研究年報、第44巻、第1号、p. 13-20 (1984)
- C-46 津村昭人、他 : "高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による土壌中のウランなどの微量元素の水溶出係数の算定", RADIOISOTOPES、第46巻、p. 230-238 (1997)
- C-47 阿部智彦、片田正人 : "東北地方の深成岩類の化学成分 - 2 金華山の花崗岩類と変成岩類 -", 地質調査所月報、第25巻、第10号、p. 517-523(1993)
- C-48 氏家真澄、他 : "北上山地、折壁累帯深成岩体の地球科学", 核理研研究報告、第19巻、第2号、p. 265-278(1986)
- C-49 林信太郎、他 : "鳥海山東麓、後期中新世後期～前期鮮新世百宅火山岩の地球化学的研究", 核理研研究報告、第26巻、第1号、p. 53-64 (1993)
- C-50 徐 紅、他 : "隠岐島後に産するアルカリ火山岩類の地球化学的研究", 核理研報告、第20巻、第1号、p. 179-201 (1987)
- C-51 広瀬 亘 : "北海道中央部・東部の新第三紀火山岩類の全岩化学組成", 地下資源調査所報告、第70号、p. 75-96 (1999)
- C-52 山本鋼志 : "静岡県西部瀬戸川帯の酸性凝灰岩および珪質泥岩の地球化学的研究", 地質学雑誌、第90巻、第7号、p. 479-496 (1984)

- C-53 大橋優喜："四国西部三宝山帯のチャート - 石灰岩互層に関する地球化学的研究"、地質学雑誌、第 90 巻、第 10 号、p. 733-753 (1984)
- C-54J. Sato and T. Nakamura："Leaching of Radon from weathered Granite into Water"、RADIOISOTOPES、vol.、42、p. 667-675 (1993)
- C-55 管田康彦、他："岡山県井原市北部に分布する舞鶴帯ペルム紀火山岩類の化学組成"、島根大学地質学研究報告、第 11 巻、p. 59-69 (1992)
- C-56 斎藤実篤、他："房総半島に発達する火山岩及び火砕岩類の化学組成とそのテクトニクス上の意義"、核理研研究報告、第 25 巻、第 2 号、p. 241-255 (1992)
- C-57 M. Nakagawa："Chemical zonation of volcanoes at the northern end of NE Japan arc: K-Ar ages and geochemistry of some Pliocene and Pleistocene basalts from the western region of Sapporo, southwestern Hokkaido, J. Min. Petr. Econ. Geol., vol., 87, p. 460-466 (1992)
- C-58 西岡芳晴、他："北上山地、宮古花崗岩体の地球化学的研究"、核理研研究報告、第 20 巻、第 20 号、p. 340-350 (1987)
- C-59 T. Takagi et al.："Petrography and geochemistry of two contrasting I-type granites, the Mitumori and Ikuridani granites, San'in belt, Southwest Japn, J. Geol. Soc. Japn, vol., 59, No. 12, p. 905-918 (1989)
- C-60 蟹沢聰史、他："北上山地・遠野花崗岩体の地球化学的研究"、核理研研究報告、第 19 巻、第 2 号、p. 251-264 (1986)
- C-61 池田保夫："北海道、日高帯の花崗岩の微量元素"、MAGMA, No. 70, p. 9-14 (1984)
- C-62 林信太郎、他："鳥海火山山麓、更新世鶯皮玄武岩・天狗森火砕岩の K-Ar 年代と全岩化学組成"、核理研研究報告、第 27 巻、第 2 号、p. 218-231 (1994)
- C-63 宇都浩三、他："南九州川内玄武岩類の地球化学的研究"、核理研研究報告、第 19 巻、第 2 号、p. 349-360 (1986)
- C-64 周藤賢治、他："東北日本孤北部中新世火山岩類の全岩化学組成の時間的変遷"、地質学雑誌、第 94 巻、第 3 号、P. 155-172 (1988)
- C-65 中野 俊、他："上野玄武岩類および地蔵峠火山岩類の K-Ar 年代と化学組成の時間変化"、火山、第 45 巻、第 2 号、p. 87-105 (2000)
- C-66 稲積章生："中国地方の古生層泥質岩の化学組成"、地質学雑誌、第 81 巻、第 8 号、p. 513-520 (1975)
- C-67 N. Imai et al.："1998 Compilcation of Analytical Data for Five GSJ Geohemical Reference Samples: The "Instrumental Analysis Series"、GEOSTANDARD Newsletter、第 23 巻、第 2 号、p. 223-250 (1998)
- C-68 堀内公子："天然水中のラドン"、日本分析センター広報、第 28 巻、p.23-30(1996)
- C-69 池田早苗、他："微分パルスアノードックストリップングボルタンメトリーによる河川水中の亜鉛、カドミウム、鉛および銅イオンの同時定量"、分析化学、第 42 巻、p. T83-T88 (1993)
- C-70 三宅定明、他："降水系における ^{137}Cs の放射性生態に関する研究 - 県内 1 湖沼の各

- 種試料中における ^{137}Cs の放射能 "、RADIOISOTOPES、第 47 巻、p. 628-633 (1998)
- C-71 山崎浩道:"第9章 環境科学への応用(4) 河川水中の元素分析"、RADIOISOTOPES、第 51 巻、p. 105-111 (2001)
- C-72 松葉満江、他:"海洋生物中のウランの濃度と濃縮係数"、RADIOISOTOPES、第 49 巻、p. 346-353 (2000)
- C-73 石原瞬三、他:"西南日本内帯における古期変成・深成岩類のベースメタル含量とその主要古第三紀鉛亜鉛鉱床との関連性"、地質調査所月報、第 44 巻、第 2/3/4 号、p. 219-237 (1993)
- C-74 Y. Yasuoka and M. Shinogi : "Determination of radon concentrations in natural water in the Rokko area(Jaona) and evaluation of its effective dose"、RADIOISOTOPES、第 49 巻、p. 551-557 (2000)
- C-75 笠原三紀夫:"第9章 環境科学への応用(1) 大気粉塵中微量元素測定とその意義"、RADIOISOTOPES、第 50 巻、p. 51-57 (2001)
- C-76 S. Ueda et al. : "Concentration and speciation of ^{137}Cs in the surface sediments in Brackish Lake Obuchi, Rokkasho Village"、RADIOISOTOPES、第 48 巻、p. 683-689 (1999)
- C-77 平尾良光、他:"東京湾海水中の鉛・銅・ガドミウム含量"、地球化学、第 17 巻、p. 42-47 (1983)
- C-78 小林正雄、堀内公子:"琵琶湖西岸比良山東麓扇状地の自噴地下水の水質・ラドンおよび湧出量の時間変化"、日本水文学会誌、第 29 巻、第 2 号、p. 71-80 (1999)
- C-79 石井 忠、他:"高々温泉 (> 60) のラドン、トロン、ラジウムの存在について"、温泉科学、第 35 巻、第 1/2 巻、p. 11-19(1984)
- C-80 五十嵐俊雄、藤貫 正:"日本の炭酸塩岩の化学組成(2) - 西南日本外帯の炭酸塩岩"、石灰石、309、p. 11-23(2001)
- C-81 増田康之、他:"西南日本の花崗岩質岩石中の微量元素(1) 中国地方"、岩石鉱物鉱床学会誌、第 78 巻、p. 41-50 (1983)
- C-82 村松康行、吉田 聡:"ICP-MS を用いた環境試料中の Pu、U、Th の分析"、RADIOISOTOPES、第 48 巻、p. 472-487 (1999)
- C-83 S. Hamanaka et al. : "Radioactive disequilibrium between ^{222}Rn and its daughter nuclides in groundwater"、RADIOISOTOPES、第 47 巻、p. 686-690 (1998)
- C-84 道広憲秀、他:"河底土における ^{238}U 、 ^{226}Ra の吸着濃度評価"、保健物理、第 22 巻、p. 139-146 (1987)
- C-85 T. Kataoka et al. : "Non-destructive rapid determination of radium-226 in soil using radon-222 escape-to-production ratio"、保健物理、第 22 巻、p. 147-151(1987)
- C-86 檜崎幸範、中山一成:"福岡県における海洋環境放射能調査(1971年度~1992年度)"、保健物理、第 30 巻、p. 331-336 (1995)
- C-87 恵 和子:"土壤中天然放射性核種の分布 - ウラン系列核種、トリウム系列核種、カリ

- 40 - ", 保健物理、第 22 巻、p. 93-100 (1987)
- C-88 松並忠夫、他："大阪における 238U および 232Th 降下量"、保健物理、第 34 巻、p. 337-343 (1989)
- C-89 山本政儀、他："巨大水槽による水チェレンコフ検出器とその周辺環境の天然放射能のバックグラウンドレベル - KAMIOKANDE- "、保健物理、第 24 巻、p. 321-329 (1989)
- C-90 R. Matsumoto and A. Iijima : "Chemical sedimentology of some permo-jurassic and tertiary bedded cherts in central Honsyu, Japan", Development of sedimentology: Siliceous deposits in the Pacific region, Elsevier, p. 175-191 (1983)
- C-91 橋本哲夫、久保田知明："時間間隔解析法を用いた玉川温泉水中のトリウム系列核種の絶対測定"、RADIOISOTOPES、第 38 巻、p. 415-420 (1989)
- C-92 H. Hayakawa : "Short-lived radon daughter deposition activity on ground surface carried by rainfall", 保健物理、第 22 巻、p. 47-52 (1987)
- C-93 蟹沢聰史、他："北上山地、古第三紀珪長質火山岩類の地球化学的研究"、核理研研究報告、第 22 巻、第 1 号、p. 76-85 (1989)
- C-94 M. Yuasa and M. Nohara : "Petrographic and geochemical along-arc variations of volcanic rocks on the volcanic front of the Izu-Ogasawara(Bonin) arc", Bulletin of the Geological Survey of Japan, 第 43 巻、第 7 号、p. 421-456 (1992)
- C-95 金谷 弘、片田正人："南部北上山地登米相と薄衣相のカリウム・トリウム・ウラン及び帯磁率"、地質調査所月報、第 26 巻、第 1 号、p. 13-27 (1984)
- C-96 兼岡一郎、他："地球化学"、第 7 版、講談社サイエンティフィック、東京 (1995)
- C-97 檜崎幸範、他："福岡県における環境放射能調査 (1963 年度~1990 年度)"、保健物理、第 30 巻、第 4 号、p. 323-330 (1995)
- C-98 福田一義："輸入食品の放射性セシウム濃度とチェルノブイリ原子力発電事故の寄与"、RADIOISOTOPES、第 49 巻、p. 433-438 (2000)
- C-99 駒村美佐子、他："我が国での 90Sr と 137Cs による白米の汚染 1959 年以来 37 年間の長期観測とその解析 - "、RADIOISOTOPES、第 50 巻、p. 80-93 (2001)
- C-100 伊藤司郎、他："地球化学図による元素のバックグラウンドと人為汚染の評価技術に関する研究"、公害特別研究報告書(昭和 60 年度)、p. 82.1-82.17 (1986)
- C-101 伊藤司郎、他："地球化学図による元素のバックグラウンドと人為汚染の評価技術に関する研究"、公害特別研究報告書(昭和 61 年度)、p. 81.1-81.19 (1987)
- C-102 伊藤司郎、他："地球化学図による元素のバックグラウンドと人為汚染の評価技術に関する研究"、公害特別研究報告書(昭和 62 年度)、p. 80.1-80.29 (1988)
- C-103 伊藤司郎、他："地球化学図による元素のバックグラウンドと人為汚染の評価技術に関する研究"、平成 2 年国立機関公害防止等試験研究成果報告書、p. 73-1-73-21 (1990)
- C-104 上岡 昇、他："地球化学図 - 元素の地表分布とその解析"、地球化学、第 99 巻、第 6 号、p. 555-569 (1991)

- C-105 上岡 昇、他："元素の地表分布パターンとその解析 - 北関東の地球化学図"、地球化学、第 25 巻、第 2 号、p. 81-99 (1991)
- C-106 椎川 誠："さまざまな地域の地球化学図"、地球化学、第 25 巻、第 2 号、p. 81-99 (1991)
- C-107 今井 登、他："仙台市周辺の地球化学図と環境評価"、地質ニュース、513、p. 26-30 (1997)
- C-108 今井 登："地球化学図 - 元素の分布から何がわかるか? -"、地質調査所研究講演会資料・地球環境と地質調査所 - 古環境を中心にして -、日本産業技術振興協会技術資料、No. 283、p. 74-80 (1998)。
- C-109 応用地球科学研究グループ(秋田大学教育学部地理学教室)、秋田県の地球化学図、48p (unknown)
- C-110 田中 剛、他："愛知県瀬戸市周辺における河川堆積物の元素分布と地圏環境評価の試み"、地球化学、第 29 巻、p. 113-125 (1995)
- C-111 山本 剛志、他："愛知県豊田市北東部の領家花崗岩地域の地球化学図"、地質学雑誌、第 104 巻、第 10 号、p. 688-704 (1998)
- C-112 新田富也："神通川流域における重金属の地球化学的研究 - 特にカドミウムについて -"、鉱山地質、第 22 巻、p. 191-204 (1972)
- C-113 古川 雅英："日本列島の自然放射能レベル"、地学雑誌、第 102 巻、第 7 号、p. 868-878 (1993)
- C-114 S. Nishimura et al. : "Uranium Thorium and Pottassium Content of Rocks in Japan(1) Rocks from Chugoku District"、Jour. Japan. Assoc. Min. Pet. Econ. Geol.、vol.、59、No. 5
- C-115 田中 剛、他："関東地方北東部地球化学図"、日本地質アトラス(第 2 版)、通商工業技術院地質調査所(編) Sheet 17 (1992)
- C-116 Taylor, S.R., and McLennan, S.M. (1985): The Continental Crust: Its Composition and Evolution, Blackwell Scientifrc Publ., Orford, England, 312pp.
- C-117 相沢省一、赤岩英夫："本邦二疊紀ドロマイト岩のカドミウム存在度"、日本化学会誌、p. 448-453 (1995)
- C-118 橋谷 博、奥村 稔："宍道湖湖底堆積物に含まれるウラン・トリウム の起源 - たたら製鉄に用いられる山砂"、山陰地域研究(自然環境)、p. 131-136 (1990)
- C-119 池田早苗、他："微分パルスアノ - ディックストリップングボルタンメトリーによる河川水中の垂鉛、カドミウム、鉛及び銅イオンの同時定量"、分析化学、T83-T88 (1993)
- C-120 今井 登、他："連続水素化物生成 - 原子吸光法による地質試料中微量セレンの定量"、分析化学、T83-T88 (1993)
- C-121 上岡 昇："地球表層部における希土類元素の挙動-東濃ウラン鉱床周辺の例"、地質調査所月報、第 42 巻、p. 275-287 (1991)
- C-122 金井 豊、他："海水と間隙水におけるウランの地球化学-鹿児島湾・八代海・甕島

- 西方海水および底質間隙水の例 - ", 地質調査所月報、第 45 巻、p. 267-277 (1994)
- C-123 金井 豊、板巻幸雄:"新潟県中東地区におけるウランの水文学的地球化学的研究"、地質調査所月報、第 42 巻、p. 261-274 (1991)
- C-124 金井 豊、他:"筑波トンネル掘削に伴う湧水中のウラン、 $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比および水質について"、RADIOISOTOPES、第 42 巻、p. 143-150 (1993)
- C-125 金井 豊、他:"岐阜県東濃ウラン鉱床地域における地下水・地表水中のウラン系列核種 (^{238}U 、 ^{234}U 、 ^{226}Ra 、 ^{222}Rn) の挙動"、地球化学、第 24 巻、p. 123-132 (1991)
- C-126 加藤尚之、他:"グラフィートハーネス原子吸光分析法による微量ルビジウムの定量および天然水の分析への応用"、日本化学会誌、p. 118-123 (1991)
- C-127 那須淑子、星野英考:"茨戸湖中の微量銅の分別定量"、北海道教育大学紀要(第 2 部 A)、第 47 巻、p. 17-31 (1996)
- C-128 大村明雄、大沢 勉:"日本海海底堆積物中のウランおよびトリウム同位体組成:南部の 3 ピストンコア堆積物間の比較"、日本海域研究報告、p. 1-16 (1990)
- C-129 高橋一楊、大八木義彦:"港湾海域における底質土中の錫および銅の分布特性"、日本化学会誌、p. 52-55 (1988)
- C-130 寺島 滋、他:"野尻湖底表層堆積物におけるマンガン、銅、鉛、亜鉛の挙動"、地質調査所月報、第 40 巻、p. 113-125 (1989)
- C-131 友寄喜貴、他:"沖縄本島における湧水中の天然放射性核種について"、地球化学、第 31 巻、p. 227-233 (1997)
- C-132 津村昭人、他:"二重収束高分解能誘導結合プラズマ質量分析装置による降水中のウランの直接分析"、RADIOISOTOPES、第 44 巻、p. 85-92 (1995)
- C-133 津村昭人、山崎慎一:"水田環境におけるウラン、トリウムおよびランタノイドの動態"、RADIOISOTOPES、第 42 巻、p. 265-272 (1993)
- C-134 和田喜久士:"共沈・溶媒浮選による水中の微量カドミウム、銅、ニッケル及び鉛の定量"、分析化学、第 37 巻、p. 405-410 (1988)
- C-135 山田秀和:"土壌中のセレンの分布と挙動"、ぶんせき、p. 43-50 (1994)
- C-136 山崎秀夫、他:"放射性核種から見た大阪狭山市狭山池堆積物の特性"、第四紀研究、第 30 巻、p. 29-35 (1998)
- C-137 吉村 担、鶴沢 敦:"水酸化ジルコニウム共沈/微分パルスアノ - ディックストリップングボルタンメトリーによる天然水中の微量カドミウムの定量"、分析化学、第 46 巻、p. 113-116 (1997)
- C-138 核燃料サイクル開発機構:"わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第 2 次とりまとめ-、分冊 1 わが国の地質環境"、JNC TN1400 99-020 (1999)
- C-139 笠井 篤:"環境放射線の地理的分布 - 局地的分布 - "、第 1 回放医研環境セミナー報文集、NIRS- M- 7、20-22 (1975)
- C-140 齋藤正明、他:"東京およびその周辺の地下水中ラドン濃度"、RADIOISOTOPES、

42, 273-278 (1993)

- C-141 亀谷勝昭、他："ウラン分析法と河川水中の ^{238}U 及び ^{234}U 濃度調査"、
RADIOISOTOPES、第 40 巻、p. 122-125(1991)
- C-142 亀谷勝昭、戸村加代子："水道水、井水、雨水中の ^{226}Ra および ^{210}Pb 含有量と
 ^{210}Pb の土壌への吸着について"、RADIOISOTOPES、第 25 巻、p. 38-40(1976)
- C-143 亀谷勝昭、松村年朗："山陰地方の温泉水中の ^{238}U 、 ^{234}U 、 ^{226}Ra および ^{228}Ra
含有量について"、RADIOISOTOPES、第 41 巻、p. 185-192(1992)
- C-144 N. Yamagata and K. Iwashima："Terrestrial background Radiation in Japan"、
Health Physics、13、p. 1145-1148(1967)
- C-145 Y. Miyake et al.："Content of Uranium, Radium and Thorium in River waters in
Japan"、The Natural Radiation Environment.
- C-146 K. Hirose et al.："Plutonium and Cesium isotopes in River Waters in Japan"、
Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry、141、p. 191-202 (1990) .
- C-147 津村昭人、山崎慎一："二重収束高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による陸水
の超微量希土類元素およびアクチノイドの定量"、RADIOISOTOPES、41、p.
185-192(1992).
- C-148 堀内公子、他："群馬県の温泉のラドン濃度"、温泉科学、第 46 巻、p. 79-86(1996) .
- C-149 田坂茂樹、他："岐阜県神岡鉱山における地下水中のラドン濃度連続観測"、月刊地
球号外 地殻化学のフロンティアー脇田宏教授退官記念号、No. 18 (1997)
- C-150 大見 美智人、他 (1990)："花崗岩地帯におけるラドン濃度とリニアメントの関
係 玉名岩体における測定例"、物理探査学会第 82 回学術講演会論文集、p. 240-242.
- C-151 小藤 久毅、山本 政儀："ミネラルウォーター中のウラン濃度"、
RADIOISOTOPES、第 48 巻、p. 263-265 (1999) .
- C-152 T. Nozaki et al.："Neutron activation analysis of uranium in human bone、
drinking water and daily diet"、Journal of radioanalytical chemistry、vol.、6、p.
33-40 (1970)
- C-153 核燃料サイクル開発機構："釜石原位置試験、統括報告書"、動燃技報、PNC TN7410
94-024、p. 146-158 (1993)