

ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討 (2)

Study of Sub-surface Disposal Concepts for Uranium Waste (2)

辻村 誠一 船橋 英之 石橋 純* 高瀬 敏郎*
黒沢 満 *

Seichi TSUJIMURA, Hideyuki FUNABASHI, Makoto ISHIBASHI*, Toshio TAKASE*
and Mitsuru KOROSAWA*

バックエンド推進部門
廃棄物処分技術開発グループ

Radioactive Waste Treatment Technology Development Group
Nuclear Cycle Backend Directorate

本レポートは日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。

本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。

なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp/index.shtml>)
より発信されています。このほか財団法人原子力弘済会資料センター*では実費による複写頒布を行っ
ております。

〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2番地4

日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課

電話029-282-6387, Fax 029-282-5920

* 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2番地4 日本原子力研究開発機構内

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency

Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to

Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,

Japan Atomic Energy Agency

2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan

Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5901

ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討(2)

日本原子力研究開発機構 バックエンド推進部門 バックエンド技術開発ユニット

辻村 誠一、船橋 英之、
石橋 純*、高瀬 敏郎*、黒沢 満*

(2006年2月13日受理)

ウラン廃棄物は、その主要核種が長半減期のウランであり、また、廃棄体からの放射線の影響をほとんど考慮しないでよいという特徴をもっている。このような特徴を考慮に入れて、合理的な余裕深度処分についての検討を2年間実施してきた。本報告では、長期間にわたる化学環境の変化を考慮して、異なる化学環境(還元環境、酸化環境)を想定し、収着パラメータ等の影響を分析するための安全評価を行い、還元環境を維持するための人工バリアの必要性について評価を行った。その結果、処分システムの化学環境が還元から酸化へ変化しても一般公衆の被ばく線量は増加しないことがわかった。現実的な酸化環境の収着パラメータを用いた評価においても、 $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ を上回ることはないことがわかった。本報告及び16年度の検討から、ウラン廃棄物の余裕深度処分においては核種移行を抑制し、還元環境を維持する人工バリアを削減できる可能性があることがわかった。

本報告書は、三菱マテリアル株式会社が日本原子力研究開発機構との契約により実施した業務成果に基づくものである。

原子力科学研究所(駐在): 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2-4
技術開発協力員

* 三菱マテリアル株式会社 エネルギー事業センター

Study of Sub-surface Disposal Concepts for Uranium Waste (2)

Seiichi TSUJIMURA , Hideyuki FUNABASHI
Makoto ISHIBASHI* , Toshio TAKASE* and Mitsuru KUROSAWA*

Nuclear Cycle Backend Technology Development Unit
Nuclear Cycle Backend Directorate
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received February 13, 2006)

Uranium waste has characteristics that it is rarely expected to decay its radioactivity and it is not almost necessary to consider external exposure to radiation from waste package. We studied reasonable sub-surface disposal concepts for uranium waste in 2004 and 2005 considering the characteristics. In 2005, we studied necessity of engineered barrier for the disposal of uranium waste, considering change of chemical condition around disposal facilities over long periods of time. Safety assessment was made to analyze effect of difference in sorption parameters at reduction and oxidation conditions. The assessment showed that change from reduction to oxidation around disposal facilities did not lead to increase dose to the public. The assessment with realistic sorption parameters showed that dose to the public was not more than $10 \mu\text{Sv/y}$. This two-year-study showed that there was possibility of sub-surface disposal system for uranium waste without engineered barrier as means to control migration of nuclides and to keep reduction conditions around disposal facilities.

Keywords: Uranium Waste, Sub-surface Disposal Concept, Sorption Parameters, Chemical Conditions, Reduction, Oxidation

This work was based on the study performed by Mitsubishi Materials Corporation under contract with the Japan Atomic Energy Agency.

Cooperative Staff

* Energy Project & Technology Center, Mitsubishi Materials Corporation

目次

1. はじめに.....	1
2. 検討概要.....	3
2.1 処分施設の化学的環境変化に関する検討.....	3
2.2 評価モデル・評価パラメータの検討.....	3
2.3 線量評価.....	3
2.4 検討のまとめ.....	3
3. 処分施設の化学環境変化に関する検討.....	4
3.1 余裕深度処分施設周囲における酸化還元状態の変化に関する想定.....	4
3.2 検討条件の設定.....	5
3.3 初期溶存酸素に関するマスバランスによる検討.....	12
3.4 周辺環境が酸化性状態の場合での酸化・還元フロントの進展に関する概略検討.....	13
3.5 まとめ.....	15
4. 評価モデル・評価パラメータの検討.....	16
4.1 基本的な評価モデル.....	16
4.2 基本的な評価パラメータ.....	19
4.3 化学的環境の変化によって影響を受ける評価パラメータの検討.....	23
5. 被ばく線量評価.....	35
5.1 リファレンスケース.....	35
5.2 分配係数感度解析.....	39
5.3 溶解度感度解析.....	51
5.4 処分施設設置の条件に関する検討.....	55
5.5 被ばく線量評価のまとめ.....	89
6. まとめ.....	91
6.1 検討及び評価の整理.....	91
6.2 実現可能な合理化案の提示と課題.....	91

CONTENTS

1 . Introduction	1
2 . Items of this study.....	3
2 .1 Study of chemical environmental transformation in repository	3
2 .2 Study of models and parameters.....	3
2 .3 Dose analysis.....	3
2 .4 Summary of this study	3
3 . Study of chemical environmental transformation in repository	4
3.1 Assumption about transformation in subsurface disposal repository from oxidation to reduction	4
3.2 Conditions of Study.....	5
3.3 Study of mass balance of initial dissolved oxygen.....	12
3.4 Study of oxidation-reduction front in oxidation conditions.....	13
3.5 Conclusion	15
4 . Study of models and parameters	16
4.1 Models.....	16
4.2 Parameters	19
4.3 Study of parameters impacted by chemical transformation.....	23
5 . Dose analysis	35
5.1 Reference case	35
5.2 Sensitivity analysis of K_d	39
5.3 Sensitivity analysis of solubility	51
5.4 Study of site conditions	55
5.5 Conclusion	89
6 . Summary.....	91
6.1 Results	91
6.2 Possibly reasonable disposal option and problems to be solved.....	91

図目次

図 1-1	検討フロー	2
図 3-1	合理化案 C	6
図 3-2	周辺岩盤中の地下水中に溶存する酸素量を算出する際の酸化領域のイメージ	9
図 3-3	処分坑道単位長さあたりでの周辺岩盤中に含まれる酸素量	9
図 3-4	Fe-S-O-H ₂ O 系での Eh-pH ダイアグラム	11
図 3-5	処分施設周囲に存在する酸素量と pyrite で消費可能な酸素量の比較	12
図 3-6	解析モデル概念図	14
図 3-7	pyrite の酸化・還元フロントの進展深さ（変質距離）と変質時間	14
図 4-1	想定した対象廃棄物埋設の環境条件	17
図 4-2	地下水移行シナリオ	18
図 5-1	処分施設に対する地下水流れの向き	36
図 5-2	リファレンスケースにおける被ばく線量の経時変化（直交ケース）	37
図 5-3	リファレンスケースにおける被ばく線量の経時変化（平行ケース）	38
図 5-4	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（A-1 ケース） ..	42
図 5-5	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（A-2 ケース） ..	43
図 5-6	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（A-3 ケース） ..	44
図 5-7	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（A-4 ケース） ..	45
図 5-8	放射平衡に至るまでの対象核種濃度の経時変化（地下水中濃度）	46
図 5-9	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（B-1 ケース） ..	47
図 5-10	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（B-2 ケース） ..	48
図 5-11	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（B-3 ケース） ..	49
図 5-12	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（B-4 ケース） ..	50
図 5-13	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（溶解度考慮：還元性環境）	53
図 5-14	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（溶解度考慮：酸化性環境 B-1 ケース）	54
図 5-15	処分坑道レイアウト	56
図 5-16	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（直交ケース） ..	58
図 5-17	対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（平行ケース） ..	60
図 5-18	地下水流速に関する感度解析の結果	63
図 5-19	生物圏における被ばく線量の経時変化(敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.001m/day)	64
図 5-20	生物圏における被ばく線量の経時変化（敷地内 0.001m/day、敷地外 0.001m/day）	65
図 5-21	生物圏における被ばく線量の経時変化（敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.01m/day）	66

図 5-22	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 0.01m/day)	67
図 5-23	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 0.01m/day)	68
図 5-24	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.1m/day)	69
図 5-25	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 0.1m/day)	70
図 5-26	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 0.1m/day)	71
図 5-27	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 0.1m/day)	72
図 5-28	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 1m/day)	73
図 5-29	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 1m/day)	74
図 5-30	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 1m/day)	75
図 5-31	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 1m/day)	76
図 5-32	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 1m/day、敷地外 1m/day)	77
図 5-33	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 10m/day)	78
図 5-34	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 10m/day)	79
図 5-35	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 10m/day)	80
図 5-36	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 10m/day)	81
図 5-37	生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 1m/day、敷地外 10m/day)	82
図 5-38	U-238、Ra-226 及び Pb-210 の生物圏への最大移行率と敷地内地下水流速の関係 (処分施設敷地外天然バリアにおける地下水流速が 1m/day のケース)	83
図 5-39	対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 1m/day)	84
図 5-40	対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 1m/day)	85
図 5-41	対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 1m/day)	86
図 5-42	対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 1m/day)	87
図 5-43	対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 1m/day、敷地外 1m/day)	88
図 6-1	合理化処分概念	93
図 6-2	合理化検討の流れとその結果	94
図 6-3	線量評価結果の概要	95

表目次

表 3.2-1	種々のベントナイト中の pyrite 量の比較(SKB TR-02-12 より)	7
表 3.2-2	ベントナイトの鉱物組成	7
表 4.2-1	評価上の核種組成	19
表 4.2-2	処分施設に関するパラメータ	19
表 4.2-3	天然バリアに関するパラメータ	20
表 4.2-4	生物圏に関するパラメータ	20
表 4.2-5	処分施設の放出係数と天然バリアの分配係数	21
表 4.2-6	土壌から農作物への移行係数	21
表 4.2-7	飼料・飼育水から畜産物への移行係数	21
表 4.2-8	農耕土壌の分配係数	21
表 4.2-9	内部及び外部被ばく線量換算係数	22
表 4.3-1	リファレンスケースにおける天然バリア及び処分施設の分配係数及び溶解度	23
表 4.3-2	天然バリアの酸化性環境における分配係数(全核種 1/10)	25
表 4.3-3	天然バリアの酸化性環境における分配係数(全核種 1/100)	25
表 4.3-4	「H12 レポート」における分配係数の設定	26
表 4.3-5	還元性環境及び酸化性環境における分配係数の設定	27
表 4.3-6	天然バリアの酸化性環境における分配係数(核種毎に設定(パターン1))	27
表 4.3-7	天然バリアの酸化性環境における分配係数(核種毎に設定(パターン2))	27
表 4.3-8	処分施設内の酸化性環境における分配係数(全核種 1/10)	28
表 4.3-9	処分施設内の酸化性環境における分配係数(全核種 1/100)	28
表 4.3-10	「第2次 TRU レポート」における分配係数の設定	29
表 4.3-11	「第2次 TRU レポート」における分配係数の設定手法	30
表 4.3-12	還元性環境及び酸化性環境における分配係数の設定	30
表 4.3-13	処分施設内の酸化性環境における分配係数(核種毎に設定(パターン1))	31
表 4.3-14	処分施設内の酸化性環境における分配係数(核種毎に設定(パターン2))	31
表 4.3-15	酸化性環境を想定した場合の分配係数の設定ケース	32
表 4.3-16	ケース毎の分配係数	32
表 4.3-17	「第2次 TRU レポート」における溶解度の設定値(還元性環境=グループ1)	33
表 4.3-18	「第2次 TRU レポート」の初期酸化性影響ケースにおける溶解度の設定値	34
表 4.3-19	核種の溶解度の設定	34
表 5.1-1	地下水流れの向きの被ばく線量への影響	36
表 5.2-1	酸化性環境を想定した場合の分配係数の設定と解析ケース名	39
表 5.2-2	酸化性環境を想定した場合の解析結果(分配係数感度解析:直交ケース)	41
表 5.3-1	解析に用いた溶解度、及び処分施設内における対象核種の初期濃度(リファレンスケース)	52

表 5.3-2	解析に用いた溶解度、及び処分施設内における対象核種の初期濃度 (B-2 ケース)	52
表 5.3-3	溶解度を考慮した解析の結果	52
表 5.4-1	直交ケースにおける廃棄体 10 万本ケースの最大被ばく線量	57
表 5.4-2	平行ケースにおける廃棄体 10 万本ケースの最大被ばく線量 (2 本分)	59
表 5.4-3	地下水流速の設定	61
表 5.4-4	被ばく線量に対する透水性の影響	62

1. はじめに

ウラン廃棄物は、主要核種が長半減期のウランである、廃棄体からの放射線の影響をほとんど考慮しないでよい、酸化環境でウランの溶解度が高いなどの特徴を有している。

これまで、ウラン廃棄物の余裕深度処分について検討が実施されてきたが、廃棄物の特徴が十分に反映されていなかった。このため、廃棄物の特徴を踏まえた安全かつ合理的な処分概念の実現可能性について平成 16 年度から検討を実施してきた。

人工バリア（緩衝材）を合理化することによって処分コストは抑制されるものの、バリア機能（止水バリア、核種閉じ込め、還元環境維持など）を期待できないことから、生物圏に与える影響等が懸念される。平成 16 年度の検討においては、止水バリア、核種閉じ込めの 2 つの機能に着目し、安全性評価を実施した。すなわち、二つのバリア機能に期待しない場合を想定して評価パラメータを設定し線量評価を行った。その結果、目安線量を「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）」¹⁾（以下、「第 3 次中間報告」とする）の値である $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ を下回る結果が得られ、人工バリア（緩衝材）の合理化の見通しが得られた。

余裕深度処分の処分施設環境は、当初、還元環境下にあると考えられる。しかしながら、長期的な隆起現象、または長期的に酸素を僅かに溶存した地下水が徐々に施設内に浸入することにより、還元環境から酸化環境へと変化する可能性が考えられる。特に、ベントナイトなどの緩衝材を設置しない処分施設においては、その可能性はより大きいと考えられる。上述するとおり、ウランは酸化環境で溶解度が高く移行しやすい特徴を持っていることから、安全性の確保という観点から、化学環境の影響を評価することが重要である。本報告では、いくつかの異なる化学環境を想定して線量評価等を行い、人工バリア合理化の実現性について検討することを目的とする。

参考に、平成 16 年度の検討も含め全体の検討フローを図 1-1 に示す。

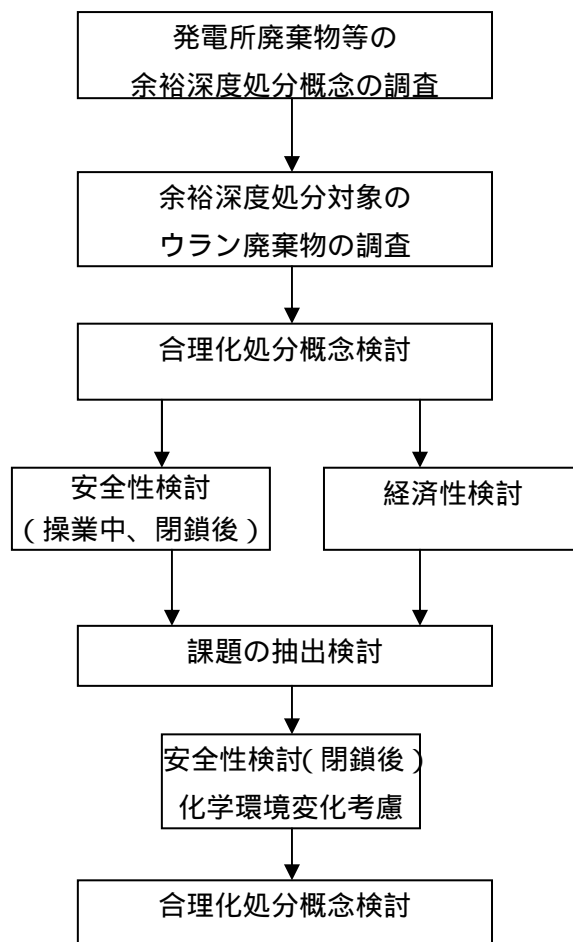


図 1-1 検討フロー

2. 検討概要

2.1 処分施設の化学的環境変化に関する検討

余裕深度処分の合理化検討における留意点のひとつに、人工バリア（緩衝材）の設置の必要性の有無が挙げられる。平成 16 年度の検討結果によると、人工バリア（緩衝材）の設置の有無は、経済性に大きな影響を与える。一方で、安全性の観点からは、人工バリア（緩衝材）には、処分施設への地下水浸入の抑制、核種の閉じ込め、還元環境の維持などの効果が期待できる。ウラン廃棄物の場合、ウラン核種が酸化環境で溶解度が高いという特徴を有することから、還元環境を長期間維持することで、生物圏への影響を抑制することが期待できる。

ウランは長寿命核種であることから、長期間、性能を維持できるバリアである必要がある。3 章では、処分環境の還元状態を維持する人工バリア（緩衝材）の長期間の有効性を把握するために、酸素消費プロセスをモデル化した評価を行い、還元環境を維持できる期間を試算した。

2.2 評価モデル・評価パラメータの検討

人工バリア（緩衝材）の設置の有無、あるいは、長期的な地質環境状況の変化により、処分施設のおかれる化学環境（還元、酸化）は変化することが予想される。4 章では、処分施設がおかれる化学環境（還元、酸化）の違いに着目し、ウラン核種の分配係数、溶解度について、国内外の主要な技術レポートの知見を整理した。さらに、この結果をもとに、5 章における線量評価のために、評価モデルの設定、評価ケースの設定、評価パラメータの設定を行った。

2.3 線量評価

5 章では、4 章での検討結果を踏まえ、化学環境の違いによる評価パラメータの影響を確認することとした。平成 16 年度と同様に、一般公衆に対する線量評価を行い、その影響を把握することとした。

また、具体的サイトが定まっていないことから、特に、不確実性が大きいと考えられる天然バリアのパラメータのうち、透水係数に着目しその感度を把握することとした。

2.4 検討のまとめ

最後に、3 章から 5 章までの検討及び評価を踏まえて、実現可能な合理化案の提示と課題を整理した。

3. 処分施設の化学環境変化に関する検討

ウランは周辺の化学環境（酸化還元電位）に応じてその酸化状態が変化し、溶解度や収着分配係数が変化する。一般に、地下深部環境は還元性環境となっていることから、これまでの余裕深度処分に係わる検討では酸化状態を想定した評価は行われていない。

ウラン廃棄物の場合、子孫核種の影響が顕著になる時期が数十万年以降であり、考慮すべき時間枠が非常に長い。このような長期的な時間枠においては、隆起現象や地下水流動状況の変化等により、酸素をわずかに溶存した地下水が処分施設内に浸入し処分環境条件を変化させる可能性が考えられる。

平成 16 年度実施した検討では、処分施設の合理化に関する検討として、ベントナイト混合土による低透水性のバリアを設けない処分施設概念が検討されている。その中で、人工バリアに期待しない施設でも、安全性を確保できる処分環境が存在することは確認されている。しかし、今後具体的な処分サイトを考える上では、より幅広いサイト条件においてウラン廃棄物の安全性が確保されることがサイトを選定する上で望ましいと考えられる。上記に示したように、ウラン廃棄物に含まれる核種は化学環境によりその移動性が変化し、酸化性環境では移動性が増すことから、極力還元性環境が維持されることが望ましい。そこで、本検討では処分施設周囲の地下水環境が酸化性状態となった場合を想定し、ベントナイト混合土による浸入水量抑制及びベントナイト中に随伴鉱物として含まれる黄鉄鉱(Pyrite)の還元反応を考慮した処分施設内の酸化還元状態変化について検討を行う。

3.1 余裕深度処分施設周囲における酸化還元状態の変化に関する想定

地下数十 m～数百 m に建設される余裕深度処分施設周囲の酸化還元状態は以下のように変化すると想定した。

施設建設前：一般に、地下数十 m～数百 m の健全な岩盤中の地下水化学環境は還元状態となっていると考えられる。

処分場建設・操業段階：処分坑道の掘削に伴い処分施設中には空気が持ち込まれ、周辺岩盤中の地下水にも空気中の酸素が溶解することにより、処分施設周囲の酸化還元状態は酸化状態へと変化する。

処分場閉鎖段階：処分坑道の閉鎖により処分坑道内には有意な空隙は存在しなくなるが、それぞれのバリア材中の間隙や廃棄体容器内の空隙などに一部空気が残存し、処分施設周囲は酸化状態のまま維持される。

処分場閉鎖後（未飽和状態；水が充満していない状態）：処分施設内に周辺岩盤から地下水が徐々に浸透していき、処分施設内の空隙が地下水により飽和されていく（再冠水）。施設内に浸透する地下水は処分場の閉鎖段階までに溶存した酸素のため酸化状態であると考えられ、ロックボルトや支保中の鉄筋やベントナイト混合土中の pyrite との反応が生じる。また、この際、処分施設内に残存した空気は浸透した地下水に一部溶解し、拡散により散逸するが大部分は不飽和部として存在すると考えられる（不飽和部の挙動に関しては 2 相流による検討が必要である）。施設内では残存した空気からの酸素の溶解及び、コンクリートピット中の鉄筋や廃棄体容器（金属）との反応が生じる。この間の、処分施設周囲は酸

化状態の領域と、pyrite との反応や金属の腐食などの反応により還元状態に変化した領域とが同在すると考えられる。

処分場閉鎖後（完全飽和後；水が充満した状態）：処分施設内部が完全に地下水により飽和された後は、処分場閉鎖時に施設内に残存した空気中の酸素及び、周辺岩盤の地下水中に溶存酸素とともに、金属の腐食反応や pyrite との反応により消費され、酸化還元状態としては還元状態に変化すると考えられる。

の段階である不飽和状態に関してはその挙動変化を評価し、状態設定を行うことについては非常に不確実性が高く困難であることから、本検討では完全飽和した後を対象として検討を行った。また、ロックボルト、支保、コンクリートピット中の鉄筋及び廃棄体容器などの金属の腐食による溶存酸素の消費に関しては、その使用量などが明確ではないため、ここでは、緩衝材中の pyrite との反応による溶存酸素の消費について検討を行った。

3.2 検討条件の設定

3.2.1 ベントナイト中の pyrite 量の設定

ウラン廃棄物の余裕深度処分におけるベントナイト系緩衝材については、現状具体的な仕様は明確ではないため、ここでは、「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 - 」²⁾（以下、「H12 レポート」という）にて検討されているベントナイト系緩衝材を想定して検討を行った。なお、ベントナイト系緩衝材に用いられるベントナイト材料については、その種類や産地等により pyrite 量に幅があると考えられる。表 3.2-1 にスウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（以下、SKB という）による種々のベントナイト材料を対象にした分析結果³⁾を示す。pyrite はトレーサ量(<3wt%)程度の存在量であり、具体的な含有量は記載されていない。また、緩衝材として用いられるベントナイト系材料ではないが、スイスのオパリナス粘土中では平均で 1.1wt% の pyrite が含まれている⁴⁾。このようにベントナイト中の pyrite 量には幅があるが、本検討においては具体的な含有量が示されている「H12 レポート」の条件を中心に検討を行うこととした。

「H12 レポート」における高レベル放射性廃棄物処分概念にて用いられているベントナイト系緩衝材の仕様としては以下のものとなっている。

- ベントナイトとしてはクニゲル V1。
- ケイ砂混合比は 30%。
- 乾燥密度は 1.6Mg/m³。

また、クニゲル V1 中の鉱物組成を表 3.2-2 に示す。

これらの仕様からベントナイト混合土 1m³ あたりに含まれる pyrite の量を算出した。

- 混合土 1m³ あたりのベントナイト量 = $1.6 \times 10^6 (\text{g/m}^3) \times 0.7 = 1.12 \times 10^6 (\text{g/m}^3)$
- ベントナイト中の pyrite の含有量を表 3.2-2 から 0.6wt% と設定する。
- 1m³ あたりの pyrite 量 = $1.12 \times 10^6 (\text{g/m}^3) \times 0.006 = 6,720 (\text{g/m}^3) = 56 (\text{mol/m}^3)$

処分施設の形状としては「ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討」⁵⁾（以下、「H16 年度報

告書」という)の合理化案Cにおけるトンネル型処分坑道を想定した。その断面形状としては18m×18mの正方形の坑道断面でモデル化した。また、ベントナイト系緩衝材はその坑道断面内部に所定の厚さで一様に設けられるものとした。

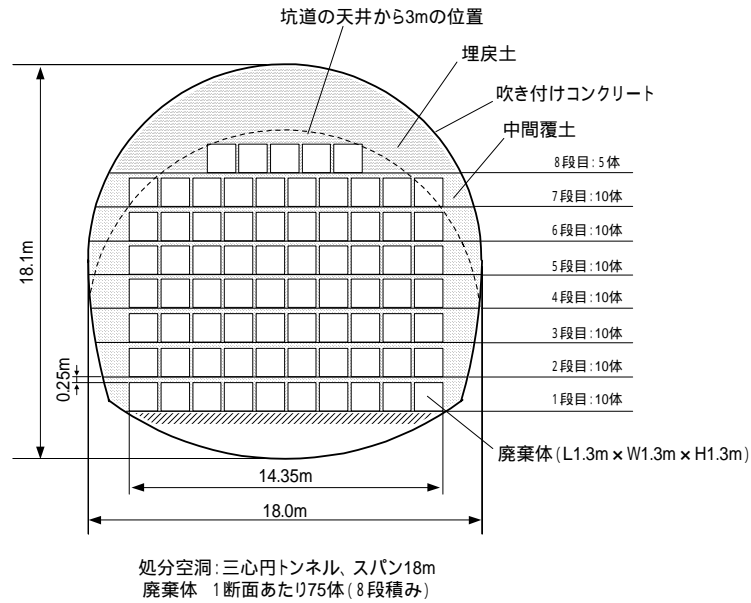


図 3-1 合理化案 C

この場合、トンネル型処分坑道単位長さあたりに含まれる pyrite の量としては、以下のとおりとなる。

$$\text{緩衝材厚さ 1m の場合} : 56(\text{mol/m}^3) \times 68(\text{m}^3/\text{m}) = 3.81 \times 10^3(\text{mol/m})$$

$$\text{緩衝材厚さ 2m の場合} : 56(\text{mol/m}^3) \times 128(\text{m}^3/\text{m}) = 7.17 \times 10^3(\text{mol/m})$$

表 3.2-1 種々のベントナイト中の pyrite 量の比較(SKB TR-02-12 より)

ベントナイト名	Pyrite量
MX-80 (Amer. Coll.) (Suedchemie)	*
Tixoton Na bentonite	*
Moosburg Ca bentonite (Suedchemie)	-
Na bentonite (IBECO)	*
Ca bentonite (IBECO)	*
RMN (Obrnice)	-
Saponite (Greek expl.)	-
Beidellite (Span. expl.)	-
Kunigel (Kunimine)	*
Friedland (Frieton)	*

注) *:トレーサー量 (<3%)

表 3.2-2 ベントナイトの鉱物組成

鉱物	含有量(重量%)
スメクタイト(smectite)	46 ~ 49
石英(quartz)	0.5 ~ 0.7
玉髄(chalcedony)	37 ~ 38
斜長石(plagioclase)	2.7 ~ 5.5
方解石(calcite)	2.1 ~ 2.6
苦灰石(dolomite)	2.0 ~ 2.8
方沸石(analcime)	3.0 ~ 3.5
黄鉄鉱(pyrite)	0.5 ~ 0.7

3.2.2 閉鎖後の処分場周囲に存在する酸素量の設定

処分場閉鎖後に処分施設周囲に存在する酸素量としては、処分施設内の不飽和部に存在する空気中の酸素と、周辺岩盤中の地下水中に建設・操業中などに溶存したものがあ

まず、処分施設内の不飽和部に存在する空気中の酸素量を算出する。処分施設内の温度を 20 と仮定すると、空気 1m³中に含まれる酸素量は以下のとおりとなる。

$$\begin{aligned} 1.205 \times 10^3 (\text{g/m}^3) \times 23.14 (\text{wt\%-O}_2) &= 2.79 \times 10^2 (\text{g-O}_2/\text{m}^3) \\ &= 8.7 (\text{mol-O}_2/\text{m}^3) \end{aligned}$$

処分施設内の空隙率を 0.2 と仮定するとトンネル型処分坑道単位長さあたりの空気量は

$$18 \times 18 \times 0.2 = 64.8 (\text{m}^3/\text{m})$$

となり、処分坑道単位長さあたりの処分施設内の不飽和部に存在する空気中の酸素量は

$$64.8 (\text{m}^3/\text{m}) \times 8.7 (\text{mol-O}_2/\text{m}^3) = 5.6 \times 10^2 (\text{mol-O}_2/\text{m})$$

である。

一方周辺岩盤中の地下水に溶存する酸素量としては、地下水中の溶存酸素濃度及び酸化性地下水となった領域の範囲に依存する。ここでは、地下水中の溶存酸素濃度として仮に 1ppm ($3.13 \times 10^{-2} \text{ mol-O}_2/\text{m}^3$) 及び 10ppm ($3.13 \times 10^{-1} \text{ mol-O}_2/\text{m}^3$) を仮定して酸素量を算出する事とする。ちなみに、大気平衡となっている地下水中の溶存酸素濃度としては $2.2 \times 10^{-1} (\text{mol-O}_2/\text{m}^3)$ 程度である。

また、酸化性地下水となっている領域に関しては、ここでは岩盤中のトンネル型処分坑道 1 本だけを対象とし、その中心から半径 X m の領域が酸化性となっているとして算出を行った (イメージ図を図 3-2 に示す。)

上記の仮定においてトンネル型処分坑道単位長さあたりでの処分施設周囲の岩盤中に含まれる酸素量を図 3-3 に示す。

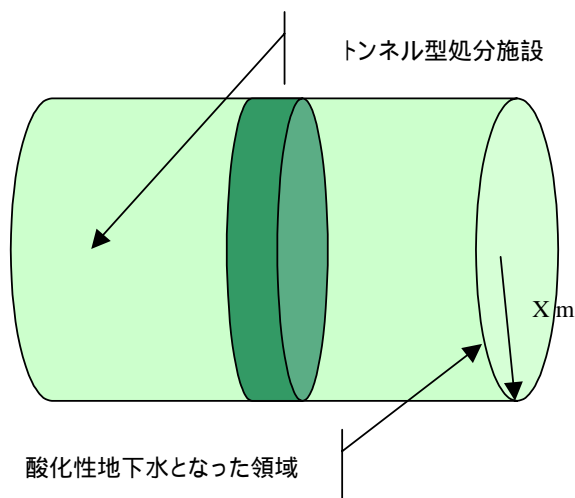


図 3-2 周辺岩盤中の地下水中に溶存する酸素量を算出する際の酸化領域のイメージ

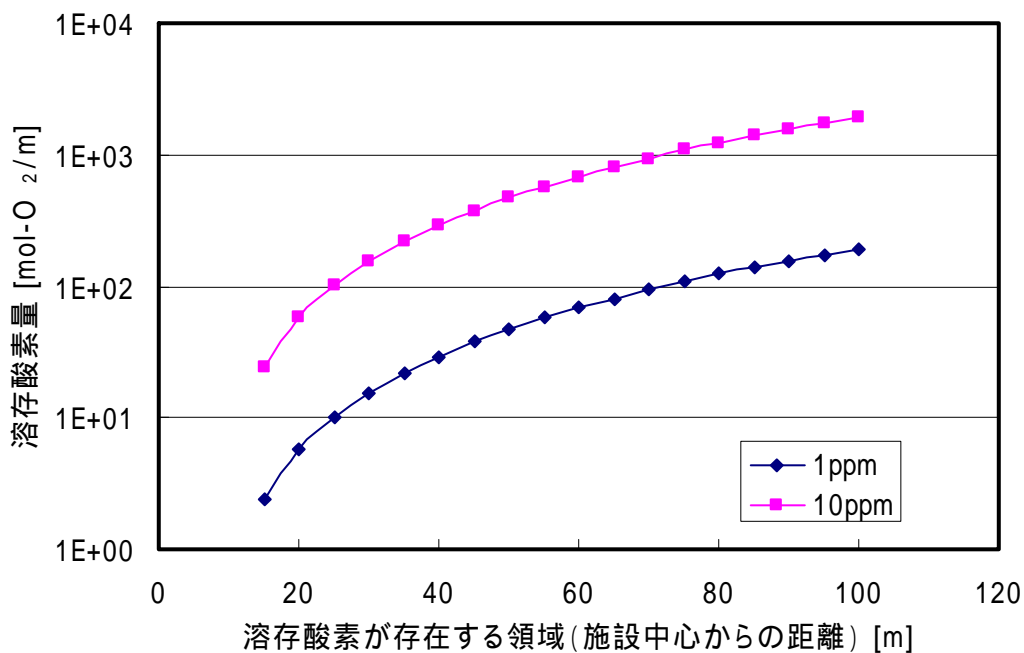
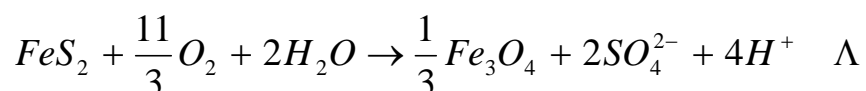
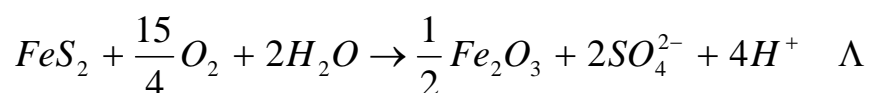
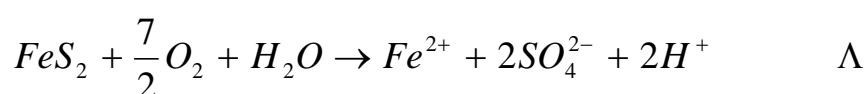


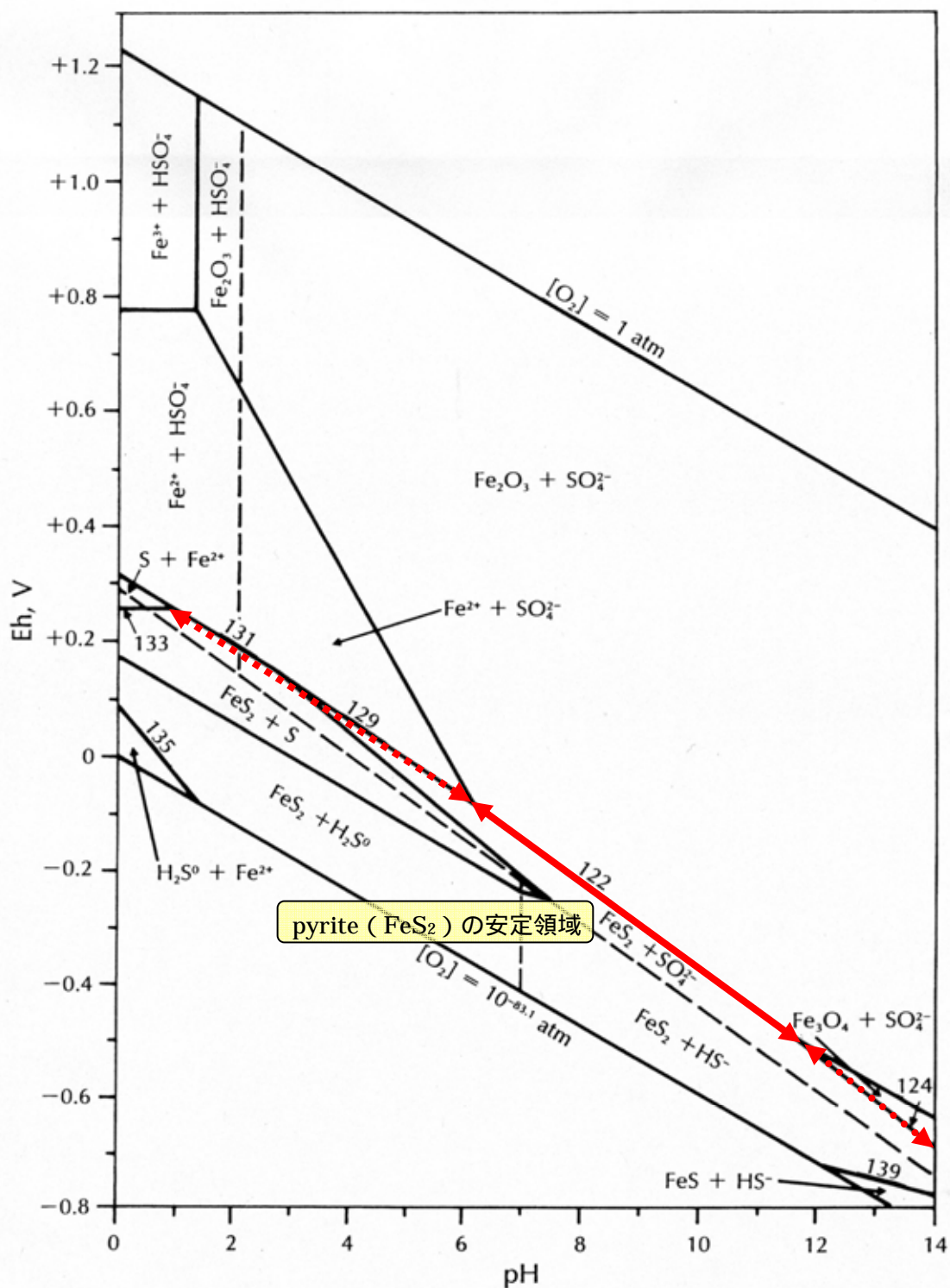
図 3-3 処分坑道単位長さあたりでの周辺岩盤中に含まれる酸素量

3.2.3 pyrite による酸素消費反応の設定

ベントナイト中に随伴鉱物として含まれる pyrite と酸素との反応としては、以下の反応が考えられる（参考として、Fe-S-O-H₂O 系での Eh-pH ダイアグラム⁶⁾を図 3-4に示す。）Eh-pH ダイアグラムによると、pH<6 の範囲では式 による反応が、およそ pH>12 の範囲では式 の反応が、6<pH<12 の範囲では式 による反応が支配的となると考えられる。ベントナイト混

合土中の間隙水の pH としては「H12 レポート」によると、スメクタイト鉱物結晶端における酸塩基反応を考慮した場合およそ 8.5 前後の pH となっている。ウラン廃棄物処分施設の場合では、廃棄体中や処分施設にセメント系材料が用いられており、セメント水和物の溶解に伴うアルカリ成分によりベントナイト混合土中の間隙水の pH は 8.5 前後の pH から徐々に上昇すると考えられる。また、ベントナイト混合土中の間隙水の酸化還元電位は pyrite 等の鉄の二価/三価により定まっており、本検討においても pyrite と酸素の反応により定まるとした。そこで、本検討での pyrite と酸素の反応としては式 による反応が支配的であると考えた。この反応により pyrite 1mol は 15/4mol の酸素を消費する。





(注) Eh-pH ダイアグラム中に示されている番号は、引用文献中に記載されているそれぞれの反応式番号である。
 また、実線は Fe の相区分、破線は S の相区分の境界を示す。

図 3-4 Fe-S-O-H₂O 系での Eh-pH ダイアグラム

3.3 初期溶存酸素に関するマスバランスによる検討

処分場閉鎖後、処分施設内及び処分場周囲に存在する酸素がベントナイト系緩衝材中の pyrite との反応により消費されるとして、pyrite の存在量及び存在する酸素量から検討を行った。なお、周辺岩盤の地下水中に溶存する酸素は全量が処分施設に浸入せず地下水の流れなどにより下流部に散逸する事が考えられるが、本検討では保守的にすべての酸素が処分施設に浸入し、ベントナイト中の pyrite と反応するとして検討を行った。また、処分施設内部の不飽和部に存在する空気中の酸素は鉄筋や金属容器の腐食によっても消費されると考えられるが、こちらに関してもすべてベントナイト中の pyrite と反応するとして考えた。

処分坑道単位長さあたりを対象として、そこに含まれるベントナイト系緩衝材中の pyrite により消費可能な酸素量と処分場周囲に存在する酸素量との比較を図 3-5に示した。

この結果から、処分施設周囲の岩盤中の地下水中溶存酸素濃度が 1ppm 程度である場合では、仮に酸化性の地下水となっている領域が施設から半径 100m の範囲まで広がっていたとしても、ベントナイト系緩衝材の厚さ 1m 中に含まれる pyrite により消費可能な酸素量の 1 割程度の酸素が存在するのみであり、pyrite のみの反応を考えただけでも十分還元状態になると考えられる。また、大気平衡の場合の溶存酸素濃度を若干上回る 10ppm とした場合でも、酸化性地下水となっている領域が施設から半径 100m の範囲まで広がった場合でも、pyrite により消費可能な酸素量よりも少ない酸素量であることから、やはり還元状態となると考えられる。

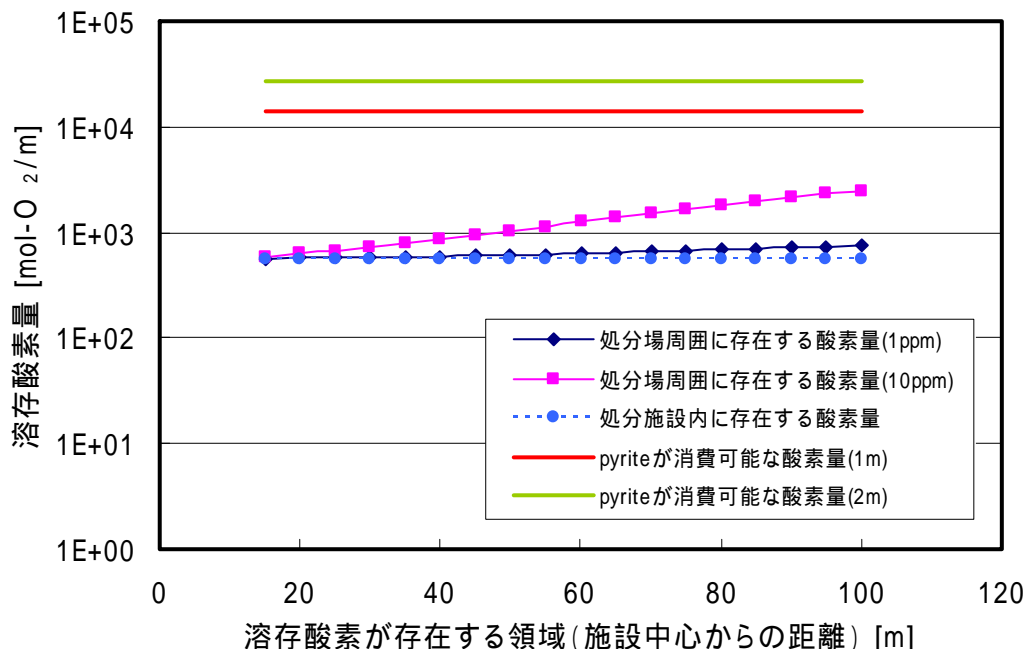


図 3-5 処分施設周囲に存在する酸素量と pyrite で消費可能な酸素量の比較

3.4 周辺環境が酸化性状態の場合での酸化・還元フロントの進展に関する概略検討

以上の検討は、処分施設周囲の環境が本来は還元環境であった場合を想定し、施設の建設・閉鎖により持ち込まれた有限な溶存酸素量対象としてマスバランスの観点からの検討結果である。

ここでは、処分施設周囲が上記とは異なり、酸化性環境となった場合を対象として、ベントナイト系緩衝材中に含まれる pyrite による溶存酸素の消費による酸化・還元フロントの時間的な進展を検討した。

3.4.1 前提条件

本検討で考えた前提条件を以下にまとめる。

- 処分施設は完全に飽和しており、ベントナイト系緩衝材より内側の領域に初期に存在した溶存酸素は消費されており、還元雰囲気となっている（間隙水中の酸素濃度は十分低い）状態を初期状態とする。
- 処分施設周囲の地下水中の溶存酸素濃度は 1ppm または 10ppm で一様とし、常にベントナイト系緩衝材外周より一定濃度で供給されている。
- ベントナイト中の pyrite 量については、先の3.2 (1)で算出したものと同じ $56(\text{mol}/\text{m}^3)$ とする。
- 酸化性状態における pyrite の溶解反応は速いことから、本検討では溶解速度は考慮せず、pyrite の溶解は平衡論で生じるとする。このため、pyrite の反応は反応速度律速ではなく緩衝材中での拡散による溶存酸素量の供給律速で考える。
- pyrite による反応については、ベントナイト混合土中の間隙水の pH の初期状態、および廃棄物中や処分施設に用いられるセメント系材料によるアルカリ成分の溶出による影響を考えた場合に妥当と考えられることから、3.2 (3)で示した式による反応を想定し、pyrite 1mol により $15/4\text{mol}$ の溶存酸素が消費されるとした。
- ベントナイト系緩衝材中の実効拡散係数としては、水(H_2O)の拡散係数として HTO を用いて測定されたベントナイト中実効拡散係数の測定値 γ をまるめて $2\text{E}-10\text{m}^2/\text{s}$ と設定した。

3.4.2 評価モデル

pyrite の反応は周辺岩盤中での溶存酸素濃度とベントナイト混合土層中の溶存酸素濃度の濃度差をドライビングフォースとする拡散で図 3-6に示す 1次元体系で進展するとした。

物質移行に関しては、拡散は各時刻で溶存酸素の供給フラックスが最大となる擬似定常とした。このため、酸化・還元フロントの進展（変質距離）は経過時間の $1/2$ 乗に比例する。また、先に示したように pyrite と溶存酸素との反応は瞬時に生じるとした。

3.4.3 解析結果

周辺岩盤中からの溶存酸素の供給による、ベントナイト系緩衝材中の pyrite との反応による酸化・還元フロントの進展を評価した結果を図 3-7に示す。

結果から、処分施設周囲の岩盤中の溶存酸素濃度が 1ppm の場合では、1m のベントナイト

系緩衝材中に含まれる pyrite がすべて溶解するには、50 万年程度の時間がかかる。また、保守的に大気平衡となっている地下水中の溶存酸素濃度よりも高い 10ppm とした場合では 5 万年程度の時間により、すべての pyrite が溶解し、鉄イオンは三価に酸化され Fe_2O_3 として沈殿する。

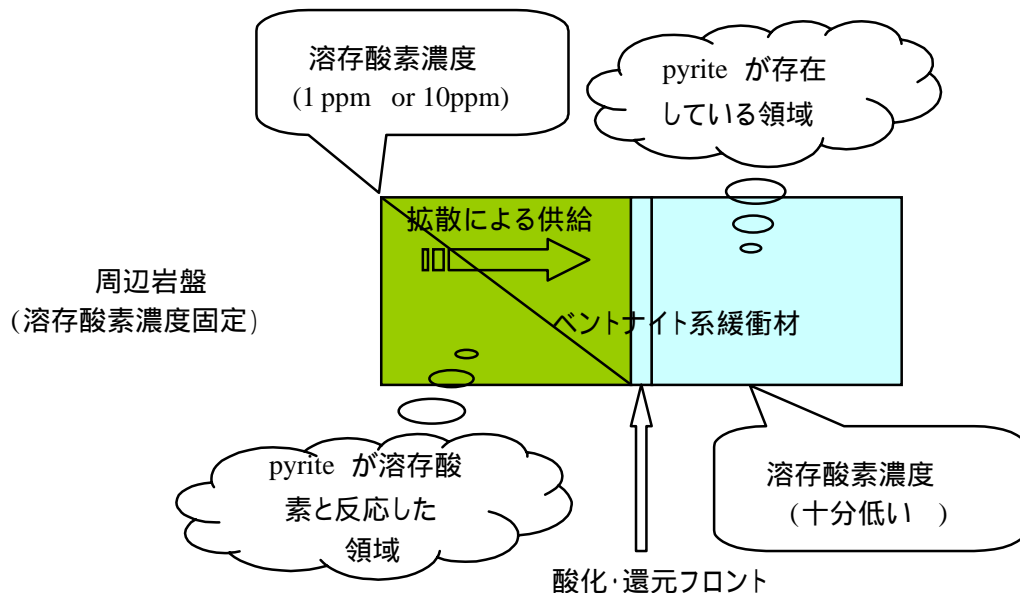


図 3-6 解析モデル概念図

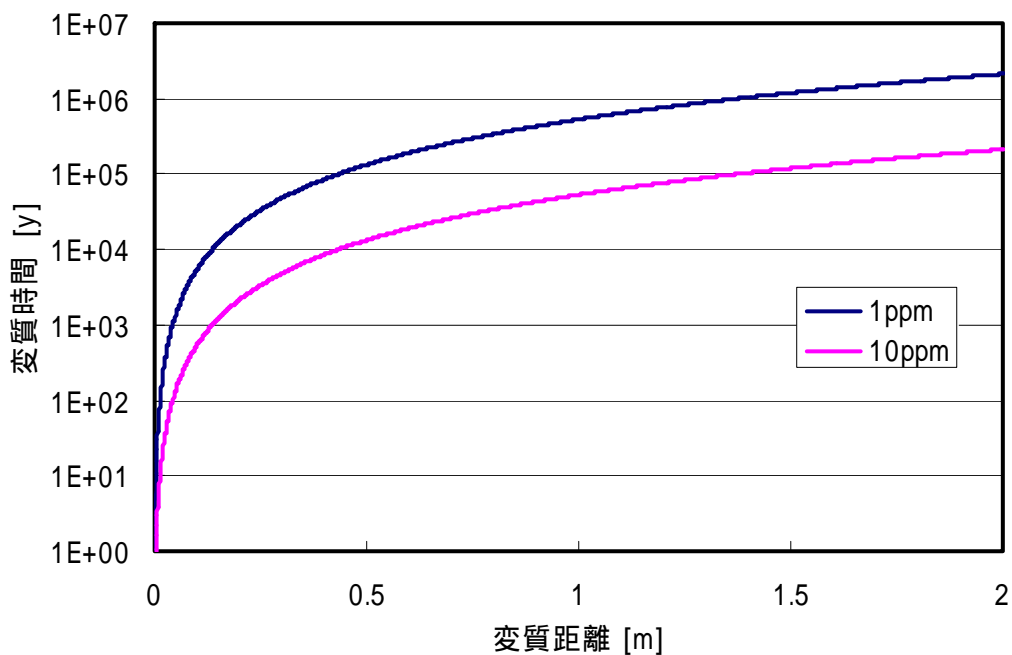


図 3-7 pyrite の酸化・還元フロントの進展深さ（変質距離）と変質時間

3.5 まとめ

ウラン廃棄物の余裕深度処分施設における処分施設閉鎖後の酸化還元状態に関して、存在する酸素量がある仮定の元に算出し、ベントナイト系緩衝材中に含まれる pyrite のみを還元剤として考慮し、マスバランスの観点から検討した。

結果として、処分場の建設・操業・閉鎖段階において、処分施設から半径 100m の範囲まで酸化性の地下水となっていたとしても、ベントナイト系緩衝材中に含まれる pyrite との反応のみで存在する酸素は消費されると考えられる。

さらに、処分施設内にはコンクリート中の鉄筋や金属性の廃棄体容器など還元剤として作用する物質が他にも多量に含まれること、周辺岩盤中の酸化性地下水が全量処分施設に到達しないことなどを考えると、閉鎖後におけるベントナイト系緩衝材を設けた余裕深度処分施設内の酸化還元状態としては還元性環境となると考えられる。

また、長期的な隆起現象等により処分施設周囲の化学環境が酸化性雰囲気となった場合を対象として、ベントナイト系緩衝材中の pyrite による溶存酸素量の消費による酸化・還元フロントの進展を検討し、処分施設内の還元環境の維持期間について概略の検討を行った。

ベントナイト系緩衝材中の pyrite のみにより溶存酸素が消費されるとの想定のもとでは、緩衝材厚さ 1 m の場合、周囲の溶存酸素濃度が 1ppm では 50 万年程度で pyrite は消費され、10ppm では 5 万年程度で消費される結果となった。なお、緩衝材厚さが 2m の場合では両者はそれぞれ 200 万年と 20 万年となる。

以上の結果より、長期的な変動要因により処分場周囲が酸化性環境となった場合においても、地下水中の溶存酸素濃度が 1ppm 程度であるならば、ベントナイト系緩衝材を処分施設に設けることにより、ベントナイト中の pyrite のみによる溶存酸素の消費を考慮したとしても数十万年にわたり処分施設内を還元性環境に維持できると考えられる。一方、溶存酸素濃度が大気平衡よりも若干高い 10ppm 程度となる場合では、ベントナイト系緩衝材厚さを 2 m 程度とすることや、ベントナイト中に還元性鉱物を添加する等の対応によりやはり数十万年にわたり処分施設内を還元性環境に維持可能と考えられる。

なお、今後具体的な処分施設概念の検討が進み、より現実的な状態の想定が必要な場合については、以下の検討が必要であると考えられる。

- 処分施設内が不飽和状態である場合の検討。
- 放射線分解による酸化・還元フロントへの影響
- 金属腐食を考慮した場合の検討。
- 処分場の操業段階におけるベントナイト中の pyrite の変質。

4. 評価モデル・評価パラメータの検討

ここでは、化学環境の違いによるウラン核種の溶解度、分配係数について国内外機関による技術レポートの知見を踏まえ整理する。この検討結果をもとに、解析のために、評価モデルの設定、評価ケースの設定、評価パラメータの設定を行う。

4.1 基本的な評価モデル

評価モデルは、「第3次中間報告」で想定された環境条件を参考とした。評価モデルの概略図を図4-1に示す。また、「第3次中間報告」で想定された地下水シナリオを図4-2に示す。地下水シナリオには「河川水利用経路」、「河川岸建設作業経路」、「河川岸居住経路」及び「河川岸農耕経路」の4つの評価経路がある。

「平成16年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査報告書(2/2) [ウラン・TRU 廃棄物の基準整備に係わる調査]」⁸⁾によるとウラン廃棄物の余裕深度処分について天然ウラン核種のすべてにおいて「河川岸農耕経路」が決定経路となっていることを踏まえ、本検討では、管理期間終了後の処分施設が周囲環境へ与える影響として、代表的に「河川岸農耕経路」に係る線量を評価することとした。

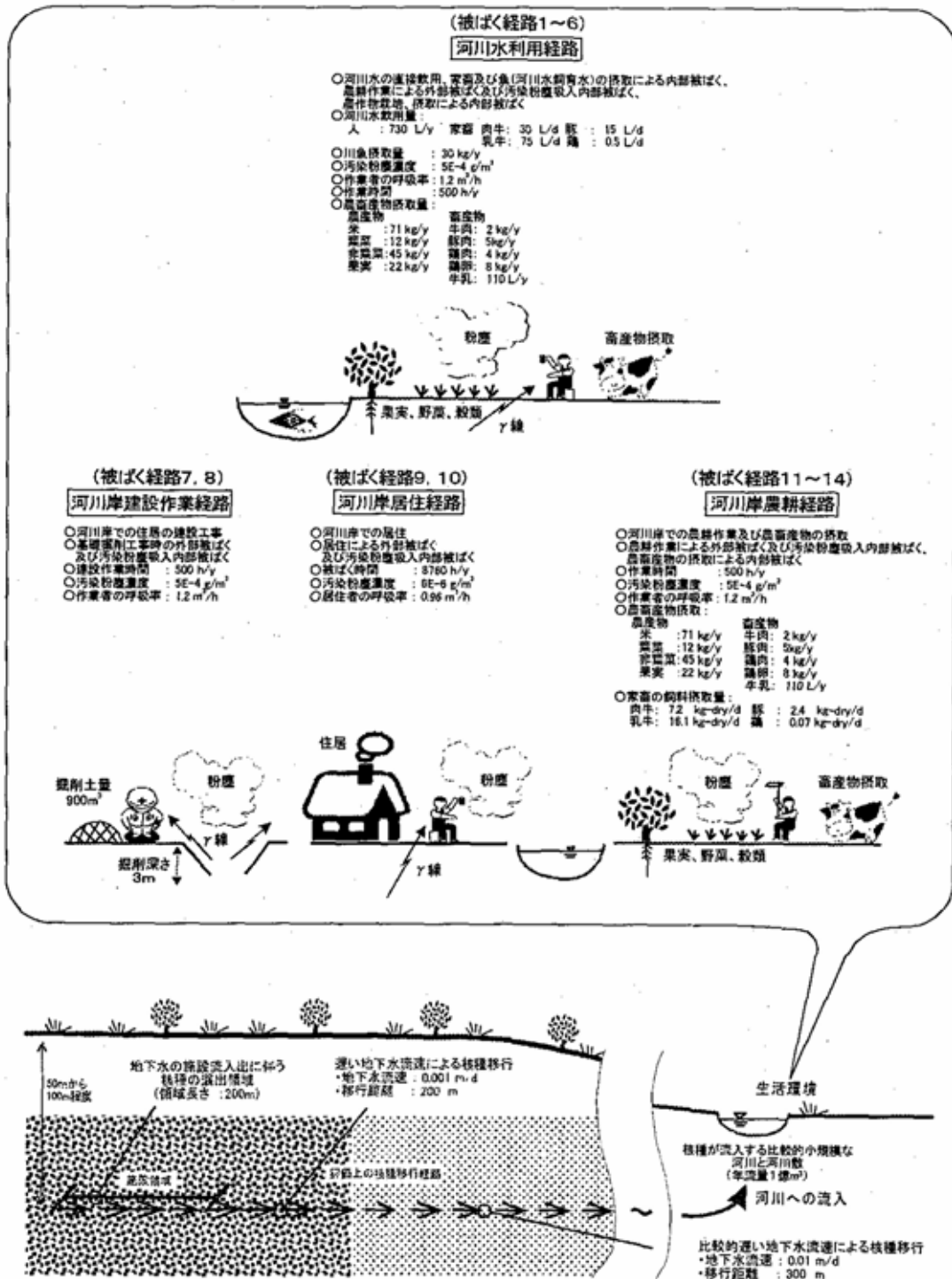
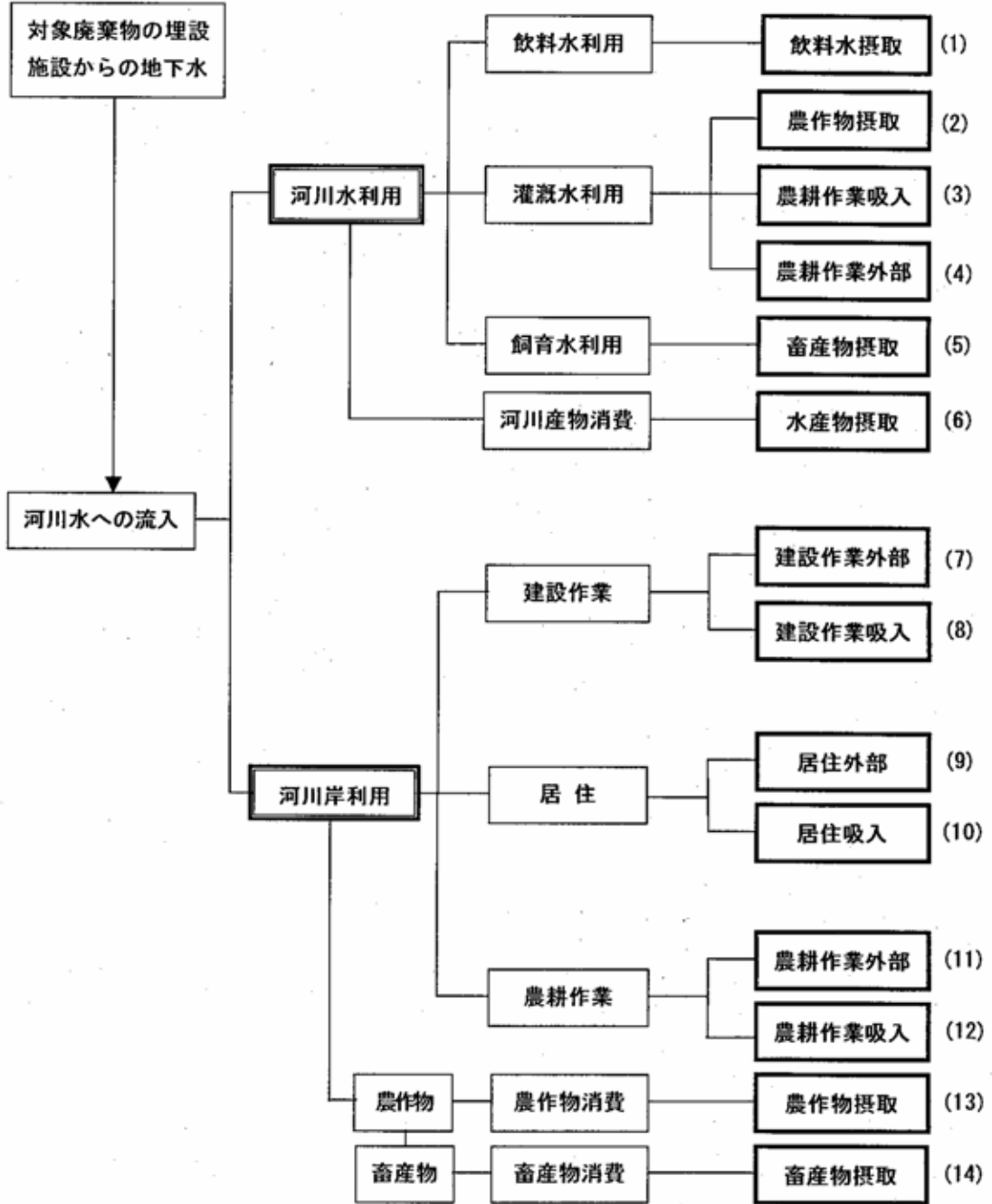


図 4-1 想定した対象廃棄物埋設の環境条件



括弧内の数字は被ばく経路番号を示す。

図 4-2 地下水移行シナリオ

4.2 基本的な評価パラメータ

4.2.1 廃棄物インベントリ

廃棄物インベントリは「H16 年度報告書」と同様に、初期濃度 1,000Bq/g のウラン廃棄物が処分施設内に 2 万 5 千本（200 L ドラム缶）処分されると仮定した。対象核種は天然ウラン組成とした。評価における核種組成を表 4.2-1 に示す。

4.2.2 施設に関するパラメータ

施設に関する基本パラメータは「第 3 次中間報告」を参考に設定した。また、施設寸法は「H16 年度報告書」における合理化処分概念 C を参考とした。パラメータを表 4.2-2 に示す。

4.2.3 天然バリアに関するパラメータ

天然バリアに関する基本パラメータは「第 3 次中間報告」を参考に設定した。パラメータを表 4.2-3 に示す。なお、表に示されるように施設下流端から河川までの距離は 500m であるが、さらに地下水流速が 0.001m/day である「処分施設敷地内領域の天然バリア」領域と、地下水流速が 0.01m/day である「処分施設敷地外の天然バリア」領域に分類している。「処分施設敷地内領域の天然バリア」領域は施設から生物圏へ 200m、「処分施設敷地外の天然バリア」領域はそこから生物圏までの 300m の範囲である。

4.2.4 被ばく線量評価パラメータ

被ばく線量の算出に必要なとなる生物圏に関するパラメータを表 4.2-4 に、処分施設の放出係数と天然バリアの分配係数を表 4.2-5 に、土壌から農作物への移行係数を表 4.2-6 に、飼料・飼育水から畜産物への移行係数を表 4.2-7 に、農耕土壌の分配係数を表 4.2-8 に、内部及び外部被ばく線量換算係数を表 4.2-9 に示す。これらも処分施設の設定と同様に「第 3 次中間報告」を参考に設定したものであるが、線量換算係数については ICRP の最新のデータである ICRP Publ.72 の勧告値を用いた。

表 4.2-1 評価上の核種組成

核種	半減期 [y]	天然ウラン[Bq%]
U-234	2.5E+05	4.9E-01
U-235	7.0E+08	2.3E-02
U-238	4.5E+09	4.9E-01

表 4.2-2 処分施設に関するパラメータ

パラメータ	単位	設定値	備考
放出係数	-	表 4.2-5参照	第 3 次中間報告の値
溶解度	-	全核種で可溶性	
施設浸入水量	m ³ /m ² /y	0.073	第 3 次中間報告の値
廃棄体容量	m ³ /本	0.2	200L ドラム
処分量	本	2.5 × 10 ⁴	
処分施設	m × m × m × 本	120 × 10 × 10 × 1	合理化処分概念 C
廃棄体（施設）見かけ密度	Mg/m ³	2.5	第 3 次中間報告の値
空隙率	-	0.2	第 3 次中間報告の値

表 4.2-3 天然バリアに関するパラメータ

パラメータ	単位	設定値	備考
土壌密度	Mg/m ³	2.6	第3次中間報告の値
溶解度	-	全核種で可溶性	沈殿を考慮しない
河川までの距離	m	500	第3次中間報告の値
河川までの距離の内訳			
地下水実流速（施設近傍）	m/d	0.001	第3次中間報告の値
実流速が0.001m/dである移行距離	m	200	第3次中間報告の値
土壌空隙率	-	0.3	第3次中間報告の値
地下水実流速（施設近傍以外）	m/d	0.01	第3次中間報告の値
実流速が0.01m/dである移行距離	m	300	第3次中間報告の値
土壌空隙率	-	0.2	第3次中間報告の値

表 4.2-4 生物圏に関するパラメータ

パラメータ	単位	設定値	備考
河川水量	m ³ /y	1.0E+08	第3次中間報告の値
農耕作業の年間作業時間	h/y	500	第3次中間報告の値
農耕作業時の粉塵濃度	g/m ³	5.0E-04	第3次中間報告の値
農耕作業者の呼吸量	m ³ /h	1.2	第3次中間報告の値
農作物の年間摂取量			
米		71	第3次中間報告の値
葉菜	kg/y	12	
非葉菜		45	
果実		22	
畜産物の年間摂取量			
牛肉	kg/y	2	第3次中間報告の値
豚肉	kg/y	5	
鶏肉	kg/y	4	
鶏卵	kg/y	8	
牛乳	L/y	110	
家畜の飼料摂取量			
肉牛		7.2	第3次中間報告の値
乳牛	kg-dry/d	16.1	
豚		2.4	
鶏		0.07	

表 4.2-5 処分施設の放出係数と天然バリアの分配係数

	処分施設の放出係数(-)	天然バリアの分配係数(ml/g)
Ra	3.0E-04	5.0E+01
Pb	3.0E-04	1.0E+02
Pa	3.0E-04	1.0E+03
Ac	3.0E-04	1.0E+03
Th	3.0E-04	1.0E+03
U	3.0E-04	1.0E+02

表 4.2-6 土壌から農作物への移行係数

	農作物 (米)	農作物 (葉菜,非葉菜,果実)	農作物 (飼料)
Ra	6.6E-04	1.2E-02	8.0E-02
Pb	4.0E-03	7.6E-03	1.1E-03
Pa	4.0E-02	4.0E-02	1.0E-01
Ac	1.0E-03	1.0E-03	4.0E-03
Th	1.9E-05	2.2E-04	1.1E-02
U	1.1E-03	2.4E-03	2.3E-02

表 4.2-7 飼料・飼育水から畜産物への移行係数

	鶏卵(d/kg)	牛乳(d/L)	牛肉(d/kg)	豚肉(d/kg)	鶏肉(d/kg)
Ra	2.5E-01	1.3E-03	9.0E-04	3.5E-02	4.8E-01
Pb	1.2E+00	3.0E-04	4.0E-04	3.1E-02	1.2E+00
Pa	4.1E-03	5.0E-06	1.0E-03	1.1E-04	4.1E-03
Ac	1.6E-02	2.0E-05	2.0E-05	1.7E-04	6.6E-03
Th	1.8E-01	5.0E-06	1.0E-04	4.6E-03	1.8E-01
U	9.9E-01	6.0E-04	3.0E-02	4.0E-02	1.2E+00

表 4.2-8 農耕土壌の分配係数

	農耕土壌の分配係数 (ml/g)
Ra	2.4E+03
Pb	2.2E+04
Pa	6.6E+03
Ac	5.4E+03
Th	8.9E+04
U	4.0E+02

表 4.2-9 内部及び外部被ばく線量換算係数

	経口 ¹⁾ (Sv/Bq)	吸入 ¹⁾ (Sv/Bq)	外部 ²⁾ (Sv/y)/(Bq/kg)	放射平衡を仮定した子孫核種 ³⁾
Pb-210	6.9E-07	5.7E-06	4.4E-08	Bi-210
Ra-226	2.8E-07	9.5E-06	5.1E-06	Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Tl-210
Ac-227	1.1E-06	5.5E-04	1.3E-06	Th-227, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207, Fr-223, At-219
Th-230	2.1E-07	1.0E-04	1.3E-09	-
Pa-231	7.1E-07	1.4E-04	1.0E-07	-
U-234	4.9E-08	9.4E-06	1.0E-09	-
U-235	4.7E-08	8.5E-06	4.7E-07	Th-231
U-238	4.5E-08	8.0E-06	2.2E-07	Th-234, Pa-234

1) ICRP Publication 72

2) ANISN コードを用いて計算

3) 線量係数に放射平衡を仮定した子孫核種の影響が含まれている

4.3 化学的環境の変化によって影響を受ける評価パラメータの検討

本項では、処分施設及び天然バリアの化学的な環境の変化によって大きな影響を受けると考えられる分配係数及び溶解度に着目し、それらが生物圏における被ばく線量に与える影響について検討するための感度解析に用いるパラメータの設定についてまとめた。

これらのパラメータは、次章で実施する被ばく線量評価において用いるものである。

4.3.1 リファレンスケース

リファレンスケースにおける天然バリア及び処分施設の分配係数及び溶解度を表 4.3-1に示す。なお、ここで示される処分施設の分配係数は、「第 3 次中間報告」に基づいて設定した核種の放出係数から下式より算出した。

$$\frac{1}{\eta_0} = \varepsilon R_d \tag{eq.4-1}$$

$$R_d = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K_d \tag{eq.4-2}$$

(eq.4-1) および(eq.4-2)より、

$$K_d = \frac{\varepsilon(R_d - 1)}{(1-\varepsilon)\rho} \tag{eq.4-3}$$

ここで、

- K_d : 分配係数[m³/kg]
- η_0 : 処分施設の放出係数[-]
- R_d : 遅延係数[-]
- ε : 廃棄体間隙率[-]
- ρ : 廃棄体密度[kg/m³]

その他、土壌以外の施設及び生物圏・被ばく線量評価におけるパラメータは前項までに示したとおりである。以降、このケースをリファレンスケースと称する。

表 4.3-1 リファレンスケースにおける天然バリア及び処分施設の分配係数及び溶解度

核種	分配係数 [m ³ /kg]		溶解度
	天然バリア	処分施設	
U-238	1.00E-01	1.33E+00	沈殿を考慮しない
U-234	1.00E-01	1.33E+00	
Th-230	1.00E+00	1.33E+00	
Ra-226	5.00E-02	1.33E+00	
Pb-210	1.00E-01	1.33E+00	
U-235	1.00E-01	1.33E+00	
Pa-231	1.00E+00	1.33E+00	
Ac-227	1.00E+00	1.33E+00	

4.3.2 分配係数

比較的濃度の高いウラン廃棄物を余裕深度処分する場合、その処分施設環境は当初、還元環境下にあると考えられる。しかしながら、長期的な隆起現象、また酸素を僅かに溶存した地下水が徐々に施設内に浸入することにより、処分施設やその周囲の環境は、長期的には還元環境から酸化環境へと変化する可能性が考えられる。「H12 レポート」や SKB レポート^{9) 10)}、RAMDA¹¹⁾などによれば、還元性環境から、酸化性環境や海水性環境になると核種の分配係数は小さくなる傾向が見られる。その場合、処分施設から浸出する核種は増加すると考えられる。そこで、ここでは、施設周辺の天然バリア及び施設内が酸化性環境になった場合を仮定して、分配係数の変化が被ばく線量に与える影響を検討することとした。

本検討では、はじめに天然バリアが酸化性環境となり、次第に処分施設内も酸化性環境になる状況を想定し、以下の2ケースについて検討した。

処分施設内の還元性環境が維持されているケース（天然バリアは酸化性環境）

処分施設内も酸化性環境となったケース（天然バリア及び処分施設内が酸化性環境）

酸化性環境における天然バリア及び処分施設の分配係数の設定については、以下の4ケースを設定した。ここでは酸化性環境になったことで核種の土壌への吸着が小さくなることを想定した。まず初めに、傾向を把握するため全核種の分配係数を一律変化されることとした。上述の文献における還元と酸化の値の変動幅を参考に、リファレンスケースの1/10、1/100とした。次に、高レベル廃棄物処分や TRU 廃棄物処分の評価で用いられている分配係数を参考に、核種毎に値を設定した。

- () 全ての核種の分配係数がリファレンスケースの1/10となる
- () 全ての核種の分配係数がリファレンスケースの1/100となる
- () 文献値を参考に核種毎に設定（パターン1）
- () 文献値を参考に核種毎に設定（パターン2）

被ばく線量の評価は、天然バリアのみが酸化性環境となり処分施設は還元性環境が維持されているケース について実施し、次いで処分施設も酸化性環境となったケース について実施した。

天然バリアの酸化性環境における分配係数の設定については次項にまとめた。

(1) 天然バリアの分配係数の設定

() 全ての核種について 1/10

リファレンスケースの設定値に対して、全ての核種について分配係数を 1/10 とした。設定値を表 4.3-2に示す。

表 4.3-2 天然バリアの酸化性環境における分配係数 (全核種 1/10)

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	1.00E-02
U-234	1.00E-02
Th-230	1.00E-01
Ra-226	5.00E-03
Pb-210	1.00E-02
U-235	1.00E-02
Pa-231	1.00E-01
Ac-227	1.00E-01

() 全ての核種について 1/100

リファレンスケースの設定値に対して、全ての核種について分配係数を 1/100 とした。設定値を表 4.3-3に示す。

表 4.3-3 天然バリアの酸化性環境における分配係数 (全核種 1/100)

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	1.00E-03
U-234	1.00E-03
Th-230	1.00E-02
Ra-226	5.00E-04
Pb-210	1.00E-03
U-235	1.00E-03
Pa-231	1.00E-02
Ac-227	1.00E-02

() 文献値を参考として設定 (パターン 1)

「H12 レポート」では、変動シナリオ解析ケースの一つとして天然現象による地下水水質の変化に関する検討が行われている。ここでは、この検討で用いられた設定値を参考とし、降水系における値を還元性環境、酸化性における値を酸化性環境のものとして扱った。「H12 レポート」における設定を表 4.3-4に、その中から今回の検討における対象核種について整理したものを表 4.3-5に示す。表には、分配係数比(「酸化性環境における分配係数」/「還元性環境における分配係数」)も示した。

これを参考に、「文献値を参考として設定 (パターン 1)」では、以下の手法に従って酸化性環境における分配係数を設定した。

分配係数比が“1”の場合には、「リファレンスケースの設定値 (基本値)」とする。

分配係数比が“1”以外の場合には、「基本値 × 分配係数比」とする。

これに従って設定した分配係数を表 4.3-6に示す。

表 4.3-4 「H12 レポート」における分配係数の設定

元素	溶解度 [mol l ⁻¹]			緩衝材中分配係数 [m ³ kg ⁻¹]			岩盤中分配係数 [m ³ kg ⁻¹]		
	降水系	酸化性	海水系	降水系	酸化性	海水系	降水系	酸化性	海水系
Se	3×10 ⁻⁹	可溶性	6×10 ⁻⁹	0	0	0	0.01	0	0.01
Zr	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁵	10	10	10	0.1	0.1	0.1
Nb	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	1	1	1	0.1	0.1	0.1
Tc	4×10 ⁻⁸	可溶性	4×10 ⁻⁸	0.1	0	0.1	1	0	1
Pd	1×10 ⁻⁹	1×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁹	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sn	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	1	1	1	1	1	1
Cs	可溶性	可溶性	可溶性	0.01	0.01	0.001	0.05	0.05	0.005
Sm	2×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻⁷	1	1	1	5	5	5
Pb	2×10 ⁻⁶	2×10 ⁻⁶	6×10 ⁻⁶	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ra	1×10 ⁻¹²	1×10 ⁻¹²	1×10 ⁻¹⁰	0.01	0.01	0.01	0.5	0.5	0.05
Ac	2×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻⁷	1	1	1	5	5	5
Th	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	9×10 ⁻⁸	1	1	1	1	1	1
Pa	2×10 ⁻⁸	2×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁸	1	1	1	1	0.005	1
U	8×10 ⁻⁹	5×10 ⁻³	2×10 ⁻⁹	1	0.005	1	1	0.005	1
Np	2×10 ⁻⁸	4×10 ⁻⁵	3×10 ⁻⁹	1	0.005	1	1	0.005	1
Pu	3×10 ⁻⁸	6×10 ⁻⁹	3×10 ⁻⁸	10	10	10	1	0.05	1
Am	2×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻⁷	10	10	10	5	5	5
Cm	2×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻⁷	10	10	10	5	5	5

表 4.3-5 還元性環境及び酸化性環境における分配係数の設定

核種	分配係数 [m ³ /kg]		分配係数比
	還元性環境	酸化性環境	
U-238	1.00E+00	5.00E-03	0.005
U-234	1.00E+00	5.00E-03	0.005
Th-230	1.00E+00	1.00E+00	1
Ra-226	5.00E-01	5.00E-01	1
Pb-210	1.00E-01	1.00E-01	1
U-235	1.00E+00	5.00E-03	0.005
Pa-231	1.00E+00	5.00E-03	0.005
Ac-227	5.00E+00	5.00E+00	1

表 4.3-6 天然バリアの酸化性環境における分配係数（核種毎に設定（パターン1））

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	5.00E-04
U-234	5.00E-04
Th-230	1.00E+00
Ra-226	5.00E-02
Pb-210	1.00E-01
U-235	5.00E-04
Pa-231	5.00E-03
Ac-227	1.00E+00

() 文献値を参考として設定（パターン2）

以下の手法に従って酸化性環境における分配係数を設定した。

分配係数比が“1”の場合には、「リファレンスケースの設定値（基本値）」とする。

分配係数比が“1”以外の場合には、「文献値の酸化性環境の値」とする。

これに従って設定した分配係数を表 4.3-7に示す。

表 4.3-7 天然バリアの酸化性環境における分配係数（核種毎に設定（パターン2））

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	5.00E-03
U-234	5.00E-03
Th-230	1.00E+00
Ra-226	5.00E-02
Pb-210	1.00E-01
U-235	5.00E-03
Pa-231	5.00E-03
Ac-227	1.00E+00

(2) 処分施設内の分配係数の設定

() 全ての核種について 1/10

リファレンスケースの設定値に対して、全ての核種について分配係数を 1/10 とした。設定値を表 4.3-8に示す。

表 4.3-8 処分施設内の酸化性環境における分配係数 (全核種 1/10)

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	1.33E-01
U-234	1.33E-01
Th-230	1.33E-01
Ra-226	1.33E-01
Pb-210	1.33E-01
U-235	1.33E-01
Pa-231	1.33E-01
Ac-227	1.33E-01

() 全ての核種について 1/100

リファレンスケースの設定値に対して、全ての核種について分配係数を 1/100 とした。設定値を表 4.3-9に示す。

表 4.3-9 処分施設内の酸化性環境における分配係数 (全核種 1/100)

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	1.33E-02
U-234	1.33E-02
Th-230	1.33E-02
Ra-226	1.33E-02
Pb-210	1.33E-02
U-235	1.33E-02
Pa-231	1.33E-02
Ac-227	1.33E-02

() 文献値を参考として設定 (パターン 1)

「TRU 廃棄物処分技術検討書 - 第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ - 」¹²⁾ (以下、「第 2 次 TRU レポート」とする) の安全性検討における材料区分 (セメントモルタル、緩衝材及び母岩) のうち、本検討の対象核種についての分配係数が最も小さく設定されているセメントモルタル (セメント系充填材) の分配係数を参考とし、還元性環境についてはグループ 1 (周囲の化学的環境に影響を及ぼさない廃棄体のグループ) の値を、酸化性環境についてはグループ 3 (硝酸塩を多く含む廃棄物のグループであり、評価において硝酸塩の影響を考慮するグループ) の値を用いることとした。「第 2 次 TRU レポート」における設定値から対象核種について抜粋したものを表 4.3-10に、また、グループ 1 及びグループ 3 については詳細を表 4.3-11に示す。この中から今回の検討における対象核種について整理したものを表 4.3-12に示す。

「文献値を参考として設定（パターン1）」では、天然バリアの場合と同様に「分配係数比」を算出し、以下の手法に従って酸化性環境における分配係数を設定した。

分配係数比が“1”の場合には、「リファレンスケースの設定値（基本値）」とする。

分配係数比が“1”以外の場合には、「基本値×分配係数比」とする。

これに従って設定した分配係数を表 4.3-13に示す。

表 4.3-10 「第2次 TRU レポート」における分配係数の設定

（単位：m³/kg）

	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
C(無機)	0.25	0.25	0.25	0.25
C(有機)	0.00025	0.00025	0	0.00025
Cl	0	0	0	0
Co	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125
Ni	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125
Se	0.0025	0.0025	0	0.0025
Sr	0.00125	0.00125	0.00125	0.00125
Zr	2.5	0.125	2.5	2.5
Nb	0	0	0	0
Mo	0.0025	0.0025	0.00025	0.0025
Tc	2.5	2.5	0	2.5
Pd	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125
Sn	2.5	0.125	2.5	2.5
I	0.000125	0.00125	0	0.00125
Cs	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025
Pb	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125
Ra	0.00125	0.00125	0.00125	0.00125
Ac	0.25	0.0125	0.25	0.25
Th	0.25	0.0125	0.25	0.25
Pa	0.25	0.0125	0.25	0.25
U	0.25	0.0125	0.025	0.25
Np	0.25	0.0125	0.25	0.25
Pu	0.25	0.0125	0.025	0.25
Am	0.25	0.0125	0.25	0.25
Cm	0.25	0.0125	0.25	0.25

表 4.3-11 「第2次 TRU レポート」における分配係数の設定手法

分配係数の設定について	
廃棄物グループ	分配係数の設定手法
グループ 1	RAMDA の Region 及び の最小値を用いる。
グループ 3	硝酸塩の影響を考慮して海水系地下水での RAMDA の Region 及び ならびに酸化性条件での設定での最小値を選定する。

Region 及び について	
Region	特徴
Region	pH が 13.3 ~ 12.5 の領域。地下水組成は主に Na 及び K であり、Calcium Hydroxide 及び Portlandite 飽和状態である。主要鉱物は C-S-H と Portlandite である。
Region	pH が約 12.5 の領域。Region から Na 及び K が脱離したものであり、鉱物組成は Region と同じである。

セメントペースト1kgあたりの累積浸出液量(L)

図 4.4.2.2-1 セメントと接触する溶液組成の変遷 (Atkinson, 1985)

表 4.3-12 還元性環境及び酸化性環境における分配係数の設定

核種	分配係数 [m ³ /kg]		分配係数比
	還元性環境	酸化性環境	
U-238	2.50E-01	2.50E-02	0.1
U-234	2.50E-01	2.50E-02	0.1
Th-230	2.50E-01	2.50E-01	1
Ra-226	1.25E-03	1.25E-03	1
Pb-210	1.25E-02	1.25E-02	1
U-235	2.50E-01	2.50E-02	0.1
Pa-231	2.50E-01	2.50E-01	1
Ac-227	2.50E-01	2.50E-01	1

表 4.3-13 処分施設内の酸化性環境における分配係数（核種毎に設定（パターン 1））

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	1.33E-01
U-234	1.33E-01
Th-230	1.33E+00
Ra-226	1.33E+00
Pb-210	1.33E+00
U-235	1.33E-01
Pa-231	1.33E+00
Ac-227	1.33E+00

() 文献値を参考として設定（パターン 2）

以下の手法に従って酸化性環境における分配係数を設定した。

分配係数比が“1”の場合には、「リファレンスケースの設定値（基本値）」とする。

分配係数比が“1”以外の場合には、「文献値の酸化性環境の値」とする。

これに従って設定した分配係数を表 4.3-14に示す。

表 4.3-14 処分施設内の酸化性環境における分配係数（核種毎に設定（パターン 2））

核種	分配係数 [m ³ /kg]
U-238	2.50E-02
U-234	2.50E-02
Th-230	1.33E+00
Ra-226	1.33E+00
Pb-210	1.33E+00
U-235	2.50E-02
Pa-231	1.33E+00
Ac-227	1.33E+00

以上のとおり設定したケースを表 4.3-15及び表 4.3-16に整理する。

表 4.3-15 酸化性環境を想定した場合の分配係数の設定ケース

化学環境	天然バリア	処分施設	ケース名
施設内外：還元 (人工バリア有)	基本値	基本値	リファレンス
施設外：酸化 施設内：還元 (人工バリア有)	()全核種 1/10	基本値	A - 1
	()全核種 1/100	基本値	A - 2
	()核種毎に設定 (パターン1)	基本値	A - 3
	()核種毎に設定 (パターン2)	基本値	A - 4
施設外：酸化 施設内：酸化 (人工バリア無)	()全核種 1/10	()全核種 1/10	B - 1
	()全核種 1/100	()全核種 1/100	B - 2
	()核種毎に設定 (パターン1)	()核種毎に設定 (パターン1)	B - 3
	()核種毎に設定 (パターン2)	()核種毎に設定 (パターン2)	B - 4

表 4.3-16 ケース毎の分配係数

単位：[m³/kg]

核種	天然バリア								
	リファレンス	A-1	A-2	A-3	A-4	B-1	B-2	B-3	B-4
U-238	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03
U-234	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03
Th-230	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E+00	1.00E+00
Ra-226	5.00E-02	5.00E-03	5.00E-04	5.00E-02	5.00E-02	5.00E-03	5.00E-04	5.00E-02	5.00E-02
Pb-210	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-01	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-01	1.00E-01
U-235	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03	1.00E-02	1.00E-03	5.00E-04	5.00E-03
Pa-231	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	5.00E-03	5.00E-03	1.00E-01	1.00E-02	5.00E-03	5.00E-03
Ac-227	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E+00	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E+00	1.00E+00
核種	処分施設								
	リファレンス	A-1	A-2	A-3	A-4	B-1	B-2	B-3	B-4
U-238	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E-01	2.50E-02
U-234	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E-01	2.50E-02
Th-230	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E+00	1.33E+00
Ra-226	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E+00	1.33E+00
Pb-210	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E+00	1.33E+00
U-235	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E-01	2.50E-02
Pa-231	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E+00	1.33E+00
Ac-227	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E+00	1.33E-01	1.33E-02	1.33E+00	1.33E+00

4.3.3 溶解度

リファレンスケースでは表 4.3-1に示すように沈殿を考慮しなかったが、溶解度は処分施設環境が還元性環境から酸化性環境へ変化した際に影響を受けるパラメータと考えられることから、ここでは溶解度に着目した解析を実施した。

溶解度は、「第2次 TRU レポート」を参考に設定した。還元性環境での溶解度は、同報告書におけるグループ1の値を用いた。また、酸化性環境での溶解度は同報告書における「初期酸化性影響ケース」の値を用いた。「第2次 TRU レポート」における溶解度の設定値を表 4.3-17及び表 4.3-18に示す。なお、酸化性環境での溶解度について、表 4.3-18に示されていない核種については、還元性環境における溶解度と同じとした。本検討における溶解度の設定を表 4.3-19に示す。

表 4.3-17 「第2次 TRU レポート」における溶解度の設定値（還元性環境=グループ1）
 （Region I (pH13.2) 及び Region II (pH12.5) の最大値）(単位：mol/dm³)

元 素	グループ 1	グループ 2	グループ 3, 4
C(無機)	1×10^{-4}	1×10^{-4}	沈澱を考慮しない。
C(有機)	可溶性	可溶性	
Cl	可溶性	可溶性	
Co	5×10^{-4}	5×10^{-4}	
Ni	5×10^{-4}	5×10^{-4}	
Se	5×10^{-6}	5×10^{-6}	
Sr	5×10^{-3}	5×10^{-3}	
Zr	5×10^{-5}	1×10^{-3}	
Nb	5×10^{-2}	5×10^{-2}	
Mo	1×10^{-3}	1×10^{-3}	
Tc	1×10^{-6}	1×10^{-6}	
Pd	可溶性	可溶性	
Sn	5×10^{-1}	可溶性	
I	可溶性	可溶性	
Cs	可溶性	可溶性	
Pb	5×10^{-2}	5×10^{-2}	
Ra	1×10^{-6}	1×10^{-6}	
Ac	5×10^{-10}	1×10^{-8}	
Th	1×10^{-9}	2×10^{-8}	
Pa	5×10^{-8}	1×10^{-6}	
U	5×10^{-9}	1×10^{-7}	
Np	5×10^{-9}	1×10^{-7}	
Pu	1×10^{-10}	2×10^{-9}	
Am	5×10^{-10}	1×10^{-8}	
Cm	5×10^{-10}	1×10^{-8}	

表 4.3-18 「第2次 TRU レポート」の初期酸化性影響ケースにおける溶解度の設定値

単位: mol/m ³		初期酸化性影響ケース	
		グループ1	グループ2
セメント系 充填材		レファレンスでの設定値と酸化性データの最大値	レファレンスでの設定値と酸化性データの最大値 × ISA影響 (TRU:20, 他:1)
	C	易溶性	易溶性
	I	易溶性	易溶性
	Cs	易溶性	易溶性
	Th	1.0E-06	2.0E-05
	U	5.0E+01	1.0E+03
	Np	5.0E-02	1.0E+00
	Am	5.0E-07	1.0E-05

ここに示されていない核種については還元性環境と同値とした。

この表で示されている「リファレンスケース」は、本検討における「リファレンスケース」とは異なる。

表 4.3-19 核種の溶解度の設定

核種	溶解度 [mol/m ³]	
	還元性環境	酸化性環境
U-238	5.00E-06	5.00E+01
U-234	5.00E-06	5.00E+01
Th-230	1.00E-06	1.00E-06
Ra-226	1.00E-03	1.00E-03
Pb-210	5.00E+01	5.00E+01
U-235	5.00E-06	5.00E+01
Pa-231	5.00E-05	5.00E-05
Ac-227	5.00E-07	5.00E-07

5. 被ばく線量評価

ここでは、前項で整理した評価パラメータを用い、処分場周囲の化学環境が変化した場合の核種移行解析を実施し、生物圏における被ばく線量の評価・検討を実施した。それぞれの感度解析において、特に記述が無い限りは処分施設及び天然バリアの設定はリファレンスケースと同じ設定である。そのほか、天然バリアの透水係数の感度解析等も実施した。

なお、前述のとおり核種移行解析は「H16 年度報告書」と同様に進めるが、同報告書では地下水の流れが処分施設の長手方向に対して平行な流れに関する結果のみが報告されている。処分施設のおかれる条件は決定されておらず、従って処分施設と地下水流向との関係も定まらないことから、本検討では処分施設の長手方向に対して地下水が直行するケースについても検討し、その結果を参考として「分配係数に関する感度解析」、「溶解度に関する感度解析」及び「処分施設設置の条件に関する検討」を実施した。

5.1 リファレンスケース

本検討では、施設下流端から生物圏評価点までの距離を 500m と設定したことから、地下水の流れ方向と処分施設の延長方向の関係によっては、処分場の場所ごとの核種の移行距離が変化する。よってここでは、処分施設に対して地下水の流れが垂直であるケース（以降、「直交ケース」と、平行であるケース（以降、「平行ケース」）について解析を行った。処分施設と地下水の流れ方向の関係についての概念図を図 5-1 に示す。なお、ここでの「リファレンスケース・平行ケース」とは、「H16 年度報告書」における「ケース 1」に相当する。

以上の 2 ケースの計算結果として、生物圏における最大被ばく線量、その最大被ばく線量となる時間（ピーク時間）及び被ばく線量に対して最も支配的となる核種（決定核種）を表 5.1-1 に示す。また、被ばく線量の経時変化を図 5-2 及び図 5-3 に示す。

リファレンスケースの結果より、被ばく線量は子孫核種が生成・累積した数十万年以降にピークとなり、それ以降は処分場からのウラン核種流出により減少することがわかった。決定核種は Pb-210 であった。また、平行ケースと直交ケースの比較では、直行ケースが、わずかであるが、ピーク時期が早く線量が大いことがわかった。「分配係数に関する感度解析」及び「溶解度に関する感度解析」では、「直交ケース」をリファレンスケースとして核種移行解析を実施した。

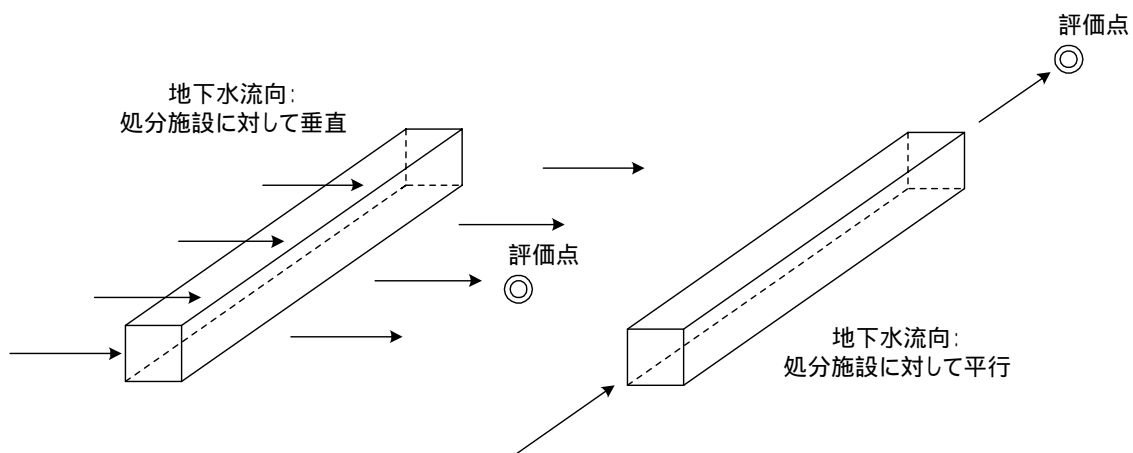


図 5-1 処分施設に対する地下水流れの向き

表 5.1-1 地下水流れの向きの被ばく線量への影響

解析ケース	最大被ばく線量 [Sv/y]	ピーク時間 [y]	決定核種
直交ケース	2.0E-06	8.9E+05	Pb-210
平行ケース	1.8E-06	1.1E+06	Pb-210

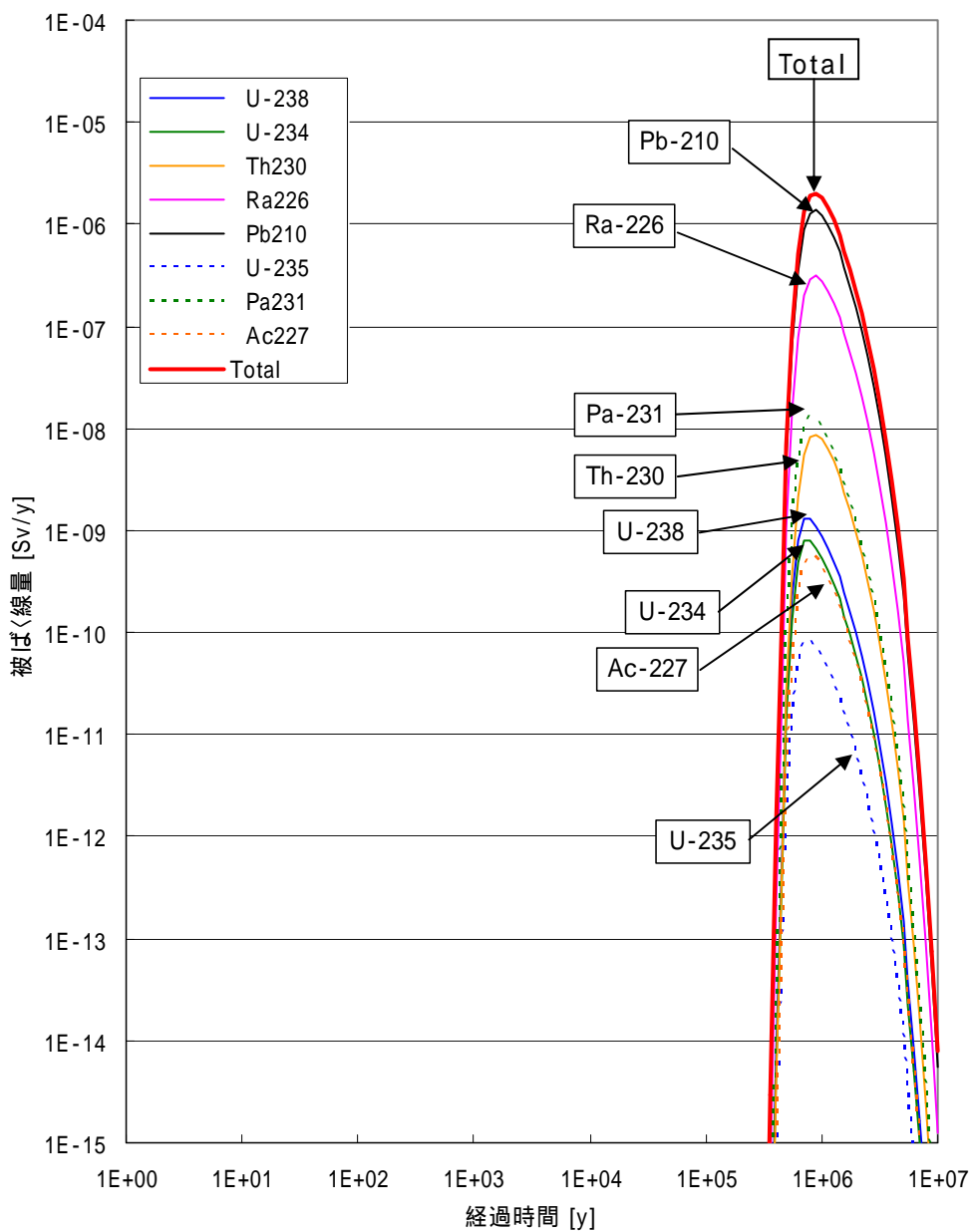


図 5-2 リファレンスケースにおける被ばく線量の経時変化 (直交ケース)

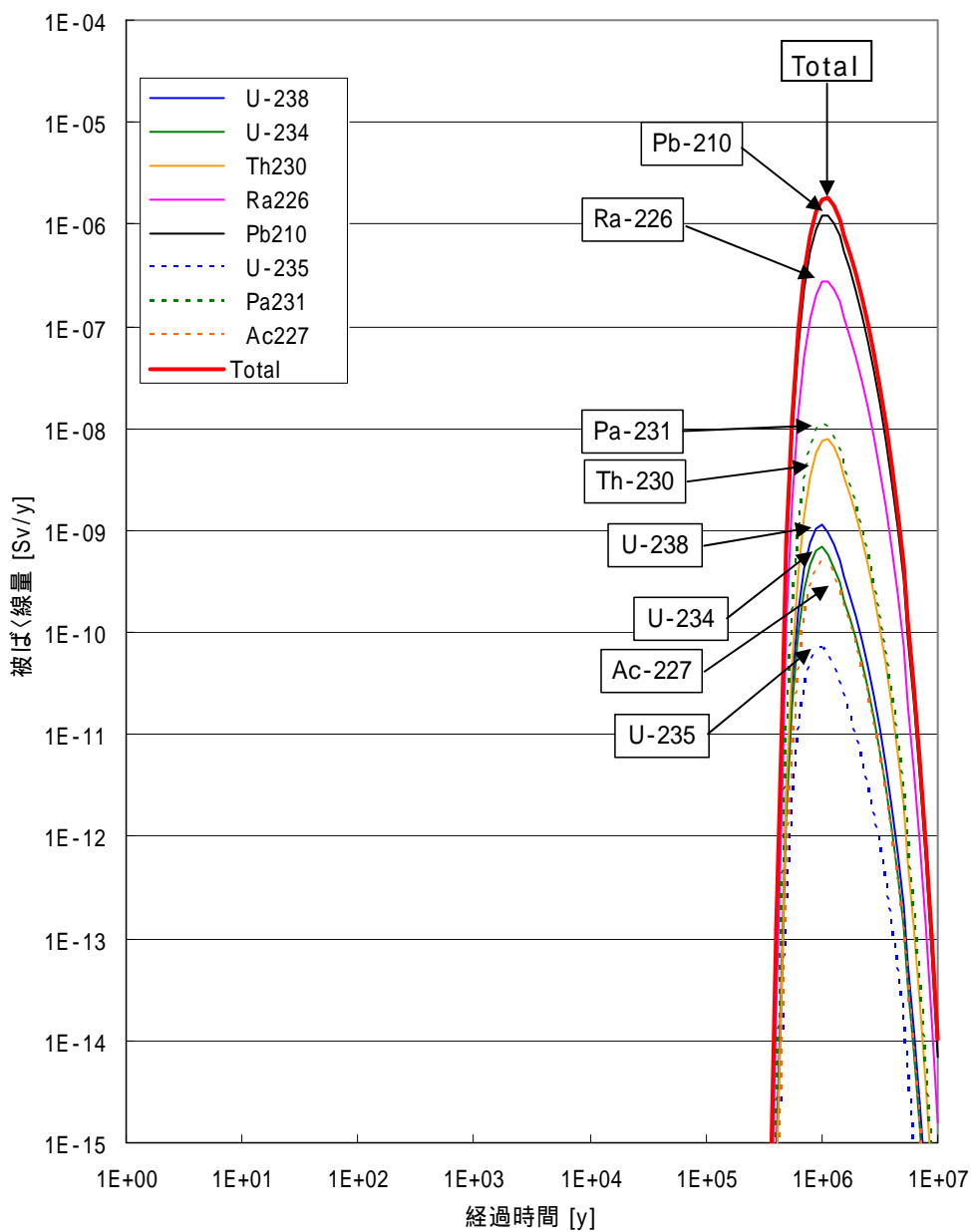


図 5-3 リファレンスケースにおける被ばく線量の経時変化 (平行ケース)

5.2 分配係数感度解析

前節のリファレンスケース解析結果から、直交ケースで最大被ばく線量が大きくなることから、このケースにおいて分配係数についての感度解析を行うこととした。分配係数の設定については表 4.3-15に示した通りであり、それぞれ表 5.2-1に示すとおり解析ケース名を付した。

解析結果を表 5.2-2に示す。各ケースにおける被ばく線量の検討結果は、次項以降に示した。

なお、本検討において、崩壊系列は以下の2通りを考慮している。半減期が短い娘核種については、親核種と放射平衡にあって随伴して移行する(表 4.2-9参照)と仮定し、それら娘核種の線量換算係数を親核種のものに含めることによって評価した。

U-238 U-234 Th-230 Ra-226 Pb-210 (Po-210)
 U-235 Pa-231 Ac-227

表 5.2-1 酸化性環境を想定した場合の分配係数の設定と解析ケース名

	天然バリア	処分施設	解析ケース名
リファレンスケース	基本値	基本値	リファレンスケース
処分施設内の還元性環境が維持されているケース	全核種 1/10	基本値	A-1
	全核種 1/100	基本値	A-2
	文献値を参考として設定(パターン1)	基本値	A-3
	文献値を参考として設定(パターン2)	基本値	A-4
処分施設内も酸性環境となったケース	全核種 1/10	全ての核種について 1/10	B-1
	全ての核種について 1/100	全ての核種について 1/100	B-2
	文献値を参考として設定(パターン1)	文献値を参考として設定(パターン1)	B-3
	文献値を参考として設定(パターン2)	文献値を参考として設定(パターン2)	B-4

5.2.1 処分施設内の還元性環境が維持されているケース

解析結果を表 5.2-2の A-1 ~ A-4 ケースに、対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化を解析ケースごとに図 5-4 ~ 図 5-7に示す。

天然バリアの分配係数が 1/10 及び 1/100 である A-1 ケース及び A-2 ケースでは、分配係数が小さくなったことにより移行速度が大きくなったため、最大被ばく線量が大きくなり、またピーク時間が早くなっている。特に A-2 ケースではリファレンスケースと比べて最大被ばく線量の増大が著しく、10 μ Sv/y に達していた。なお、決定核種はリファレンスケースと同じく Pb-210 であった。

一方、A-3 ケース及び A-4 ケースではピーク時間は早くなっているが、最大被ばく線量は低減している。また、決定核種が Pa-231 となっている。この要因は、核種の移行時間と放射平

衡の関係から考えられる。これらのケースでは、リファレンスケースと比較して分配係数が小さくなるのは U-238、U-234、U-235 及び Pa-231 のみであり、これらの核種は生物圏に到達するまでの時間が短くなる。その結果として、主要な核種（他の対象核種の親核種）であるウランが娘核種と放射平衡に達する前に生物圏に到達するために、リファレンスケースで決定核種であった Pb-210 濃度が減少し、結果として最大被ばく線量が低減したものと考えられる。

以上の放射平衡に関する検討の参考として、A-1 ケースにおいて放射平衡に至るまでの対象核種の液相濃度の経時変化を図 5-8に示す。他のケースにおいても分配係数の設定の違いから各核種の濃度が異なるだけで、傾向は同じである。この図に示されるように、放射平衡に達する時間は U-238 と Pb-210 については約 $4E+5y$ 、U-235 と Pa-231 については約 $2E+5y$ であった。リファレンスケース、A-1 ケース及び A-2 ケースにおいては、U-238 とその子孫核種については、ピーク時間は放射平衡に達した後かその近傍であり、U-235 とその子孫核種については放射平衡に達した後であった。一方、A-3 ケース及び A-4 ケースでは放射平衡に達するより早くピーク時間が現れていることから、対象核種が放射平衡に達する前に生物圏に到達している。合わせて、Pb-210 の分配係数が A-1 ケース及び A-2 ケースよりも大きいことから、Pb-210 による被ばく線量が低減し、トータルでの最大被ばく線量を低減させることとなった。また、Pa-231 の分配係数が小さくなったことにより、Pa-231 による被ばく線量が増加し、このケースにおける決定核種となった。

以上のように、A-3 及び A-4 ケースでは酸化性環境となったにもかかわらず、最大被ばく線量は低減する結果となった。ただし、分配係数が小さくなったことにより U-238、U-234 及び U-235 の生物圏への放出量は増加していることは、特に注意すべき事項である。

5.2.2 処分施設内も酸化性環境になったケース

解析結果を表 5.2-2 の B-1 ~ B-4 ケースに、対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化を解析ケースごとに図 5-9 ~ 図 5-12に示す。

天然バリア及び処分施設内の分配係数が 1/10 及び 1/100 である B-1 ケース及び B-2 ケースでは、A-1 ケース及び A-2 ケースでの検討に加え、処分施設から浸出する核種濃度が上昇していることにより、最大被ばく線量が $7.6E-6Sv/y$ 及び $1.3E-5Sv/y$ と著しく大きくなり、またピーク時間も早くなっている。これは A ケース群と同様に放射平衡について考察すると、放射平衡に達するより早くピーク時間が現れていることから、対象核種は放射平衡に達する前に生物圏に到達していることがわかる。しかし、分配係数が全ての核種で小さくなっていることから、生物圏への移行率が全ての核種について増大しており、結果として最大被ばく線量が増加している。

一方、B-3 ケース及び B-4 ケースの場合、リファレンスケースと比較して分配係数が小さくなるのは U-238、U-234 及び U-235 のみである。そのため A-3 ケース及び A-4 ケースと同様に対象核種の移行速度と放射平衡に達する時間の関係から、最大被ばく線量がリファレンスケースと比較して小さくなっている。

なお、B-3 ケース及び B-4 ケースではリファレンスケースと比較して最大被ばく線量が低減しているが、A-3 ケース及び A-4 ケースの場合と同様に、ウランの分配係数が小さくなったことにより U-238、U-234 及び U-235 の生物圏への放出量は大幅に増加していることに注意する

べきである。例えば、本検討ではリファレンスケースにおける河川中(流量 $1E+8m^3/y$)の U-238 濃度が $9.5E-06mg/l$ であるのに対し、河川への移行率が最も大きくなる B-2 ケースでは $9.3E-04 mg/l$ まで増大する。なお、いずれも環境基準の要監視項目の指針値として示された $0.002mg/l$ は下回っている。

表 5.2-2 酸化性環境を想定した場合の解析結果 (分配係数感度解析: 直交ケース)

解析ケース	最大被ばく線量 [Sv/y]	ピーク時間 [y]	決定核種
リファレンスケース	2.0E-06	8.9E+05	Pb-210
A-1	2.1E-06	2.5E+05	Pb-210
A-2	1.0E-05	2.2E+05	Pb-210
A-3	9.2E-08	1.4E+05	Pa-231
A-4	2.4E-07	1.8E+05	Pa-231
B-1	7.6E-06	1.3E+05	Pb-210
B-2	1.3E-05	2.0E+04	Pb-210
B-3	1.3E-07	4.5E+04	Pa-231
B-4	2.5E-07	1.8E+04	Pa-231

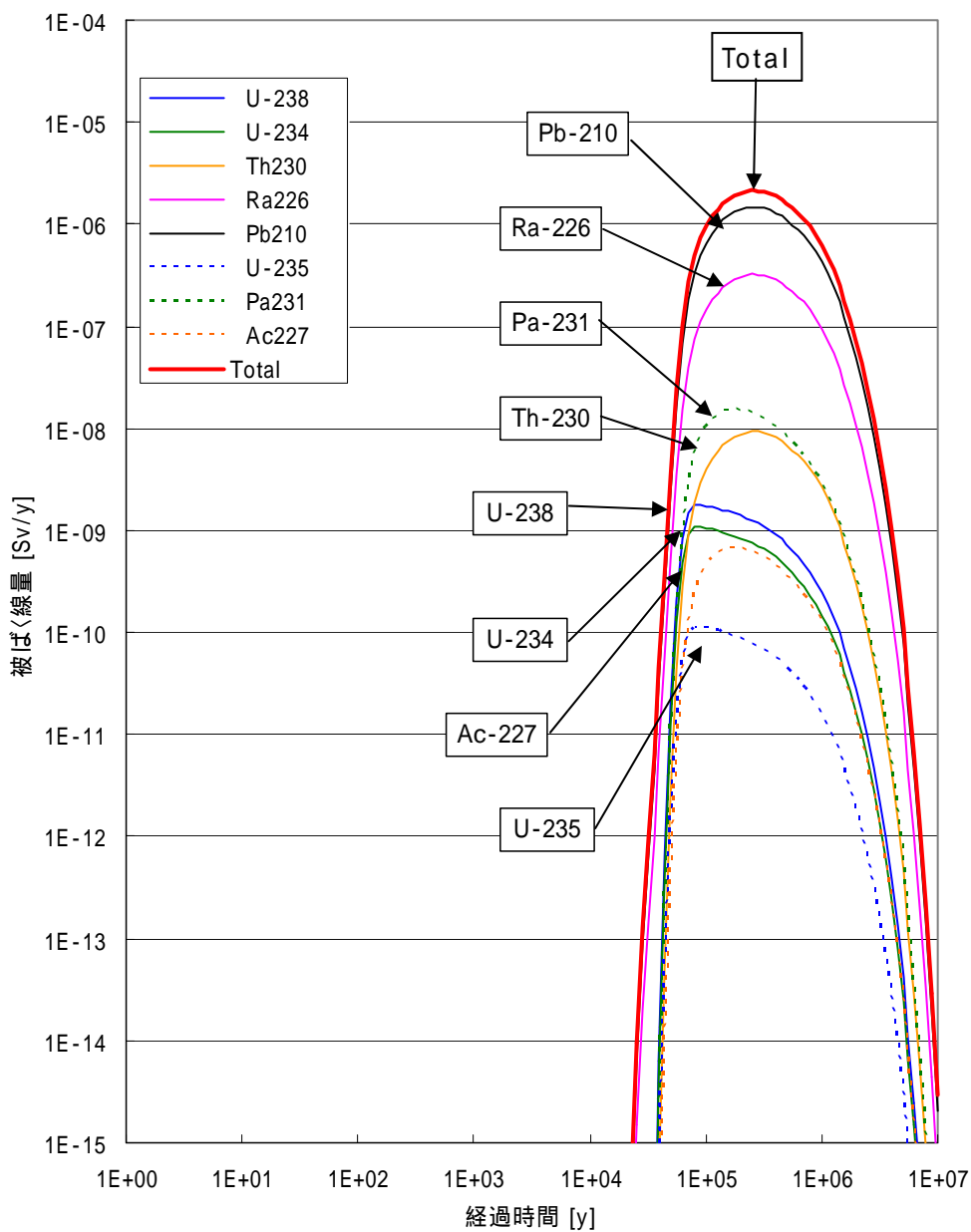


図 5-4 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (A-1 ケース)

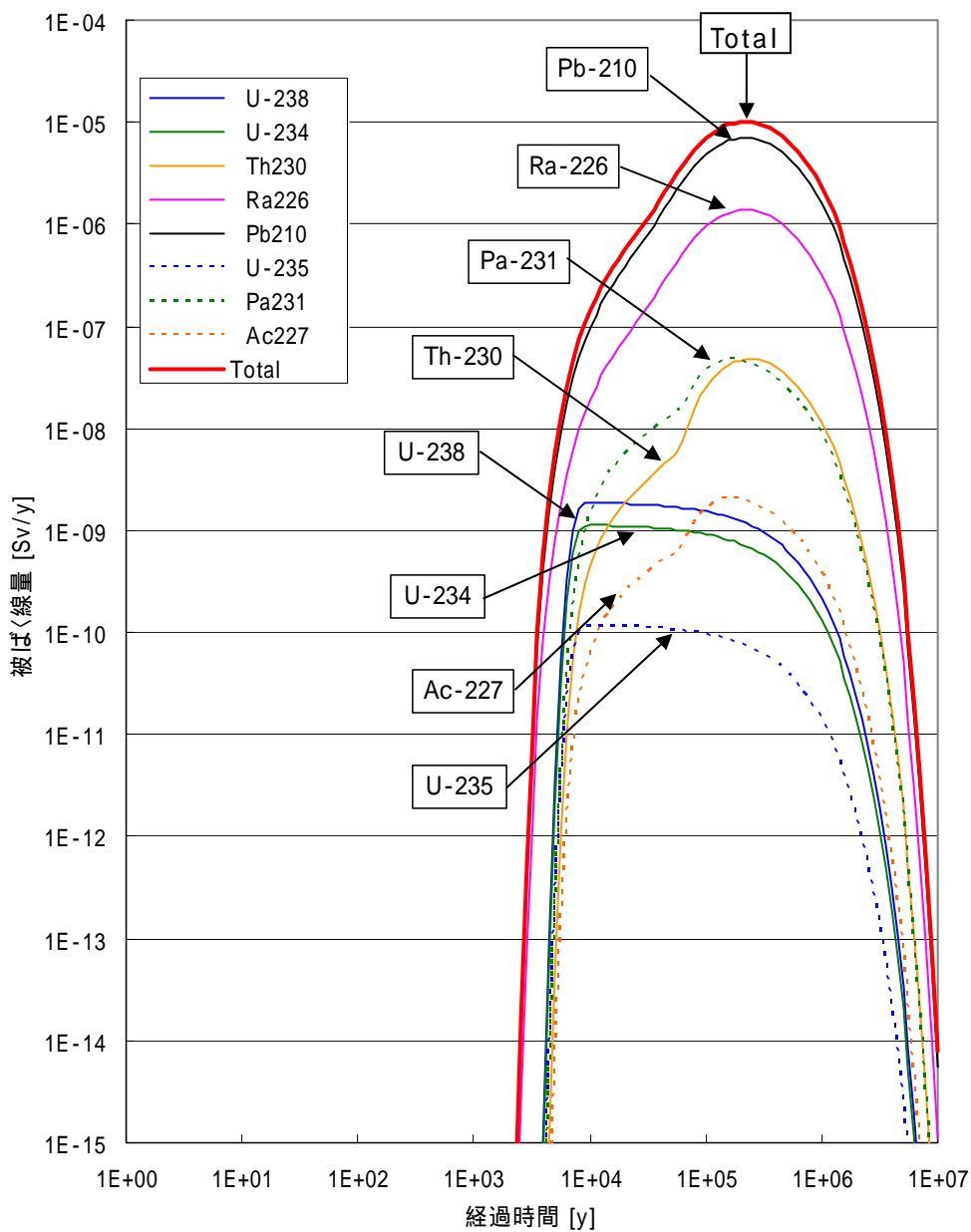


図 5-5 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (A-2 ケース)

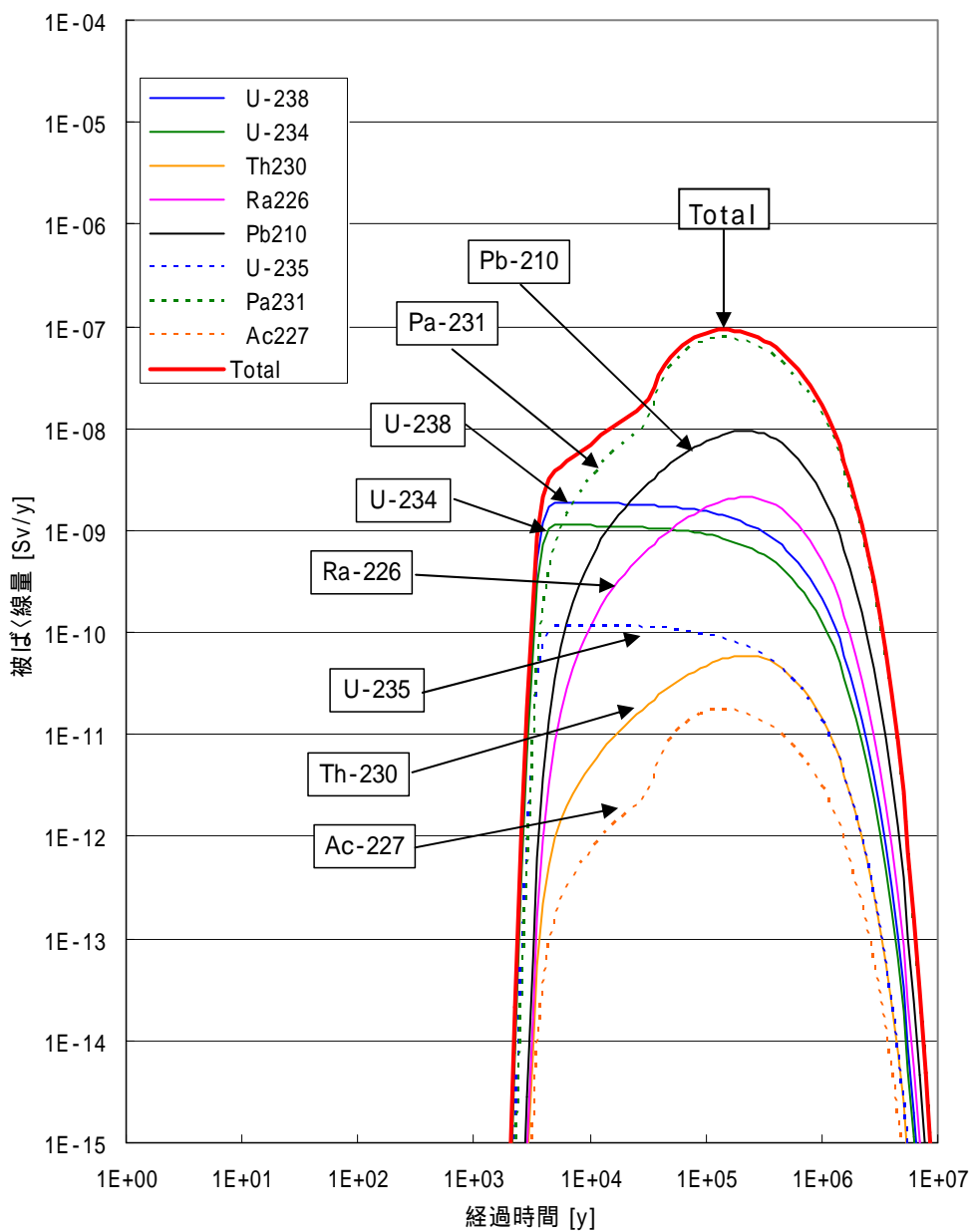


図 5-6 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (A-3 ケース)

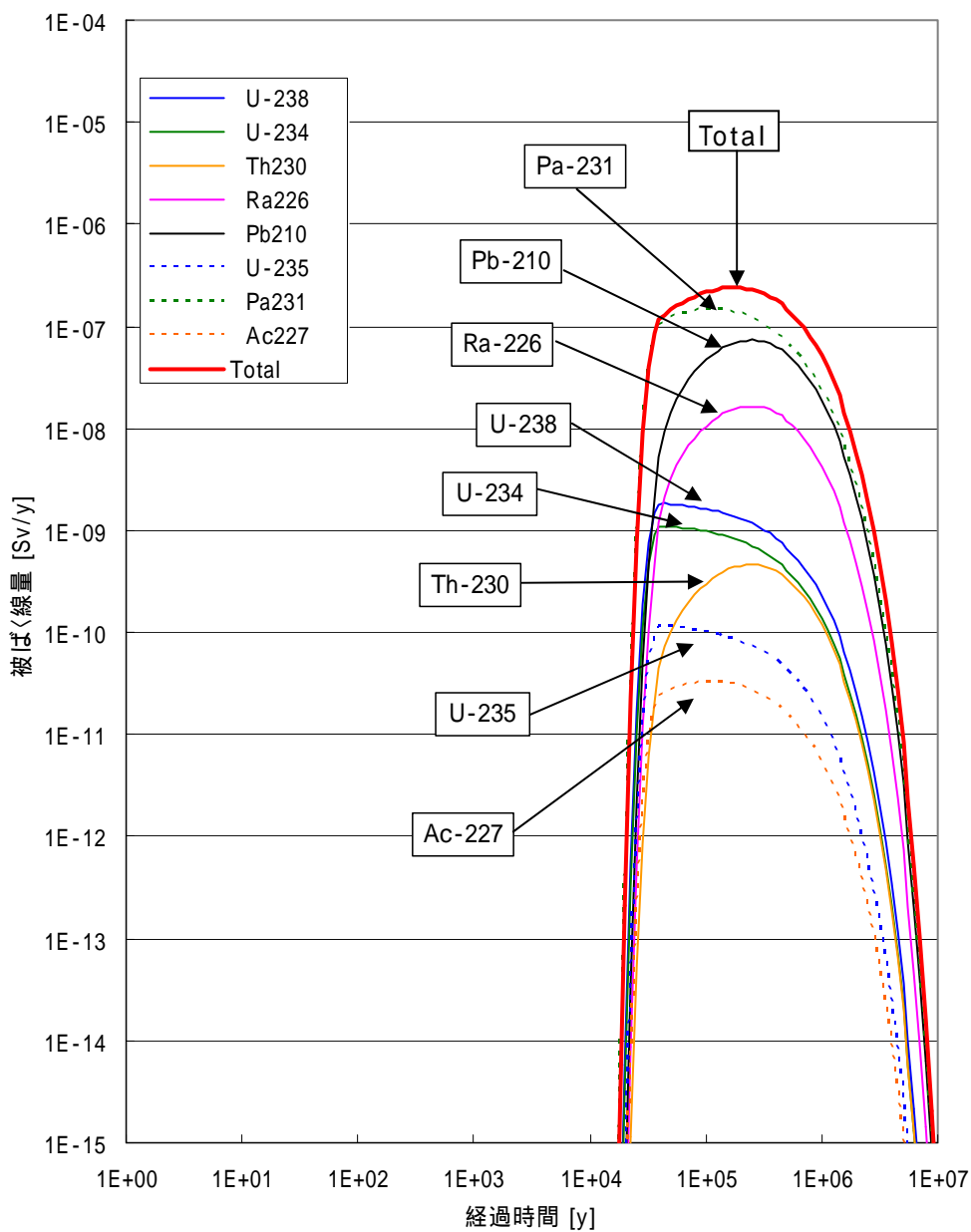


図 5-7 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (A-4 ケース)

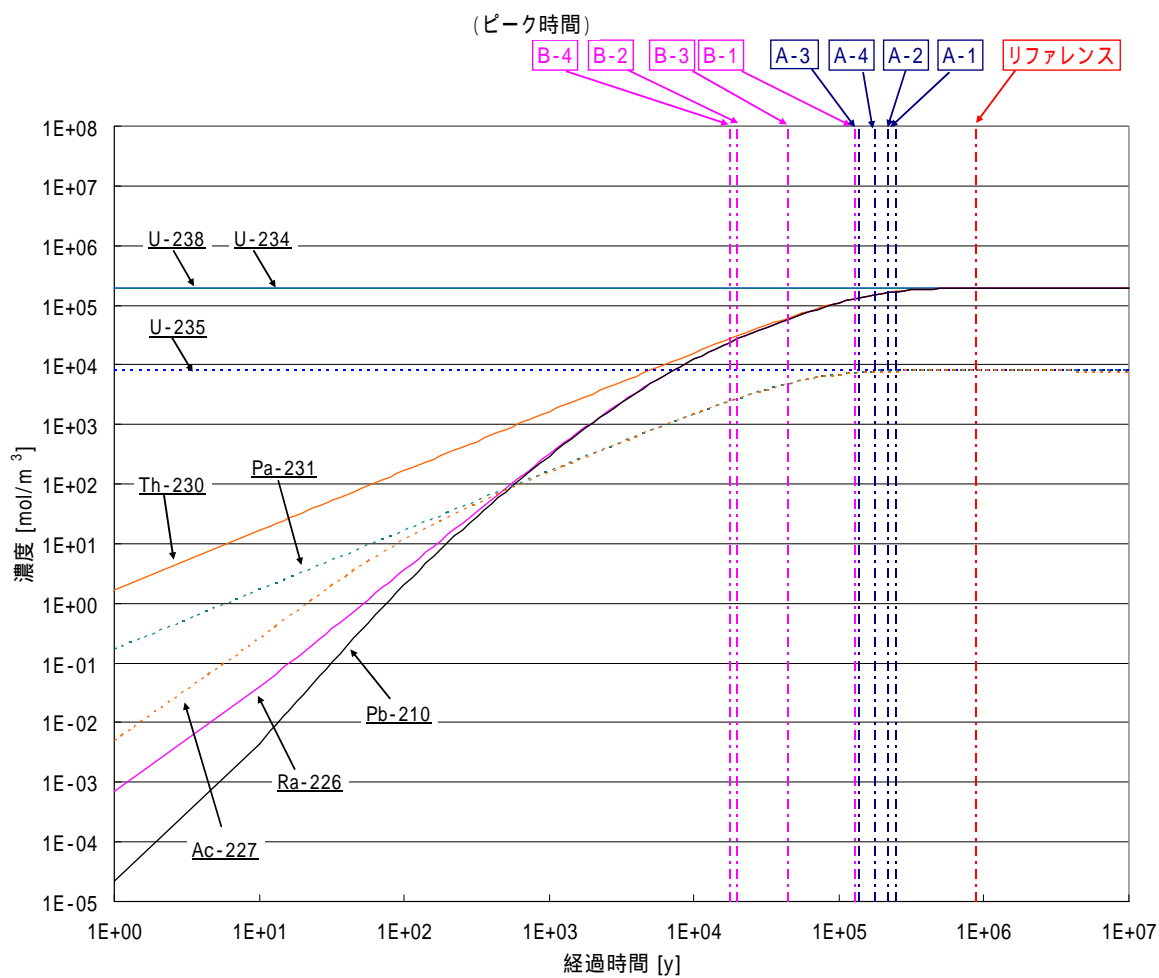


図 5-8 放射平衡に至るまでの対象核種濃度の経時変化 (地下水中濃度)

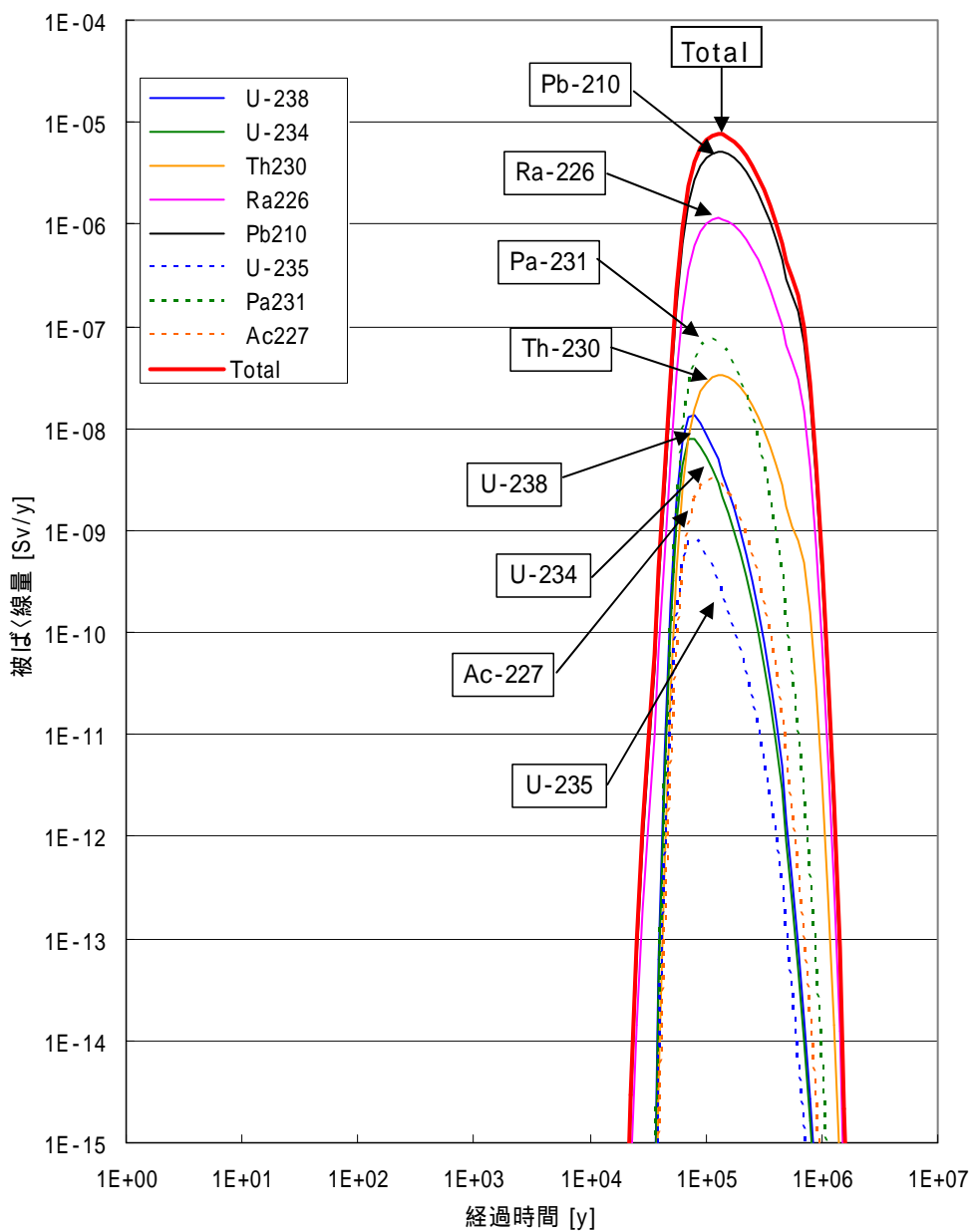


図 5-9 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (B-1 ケース)

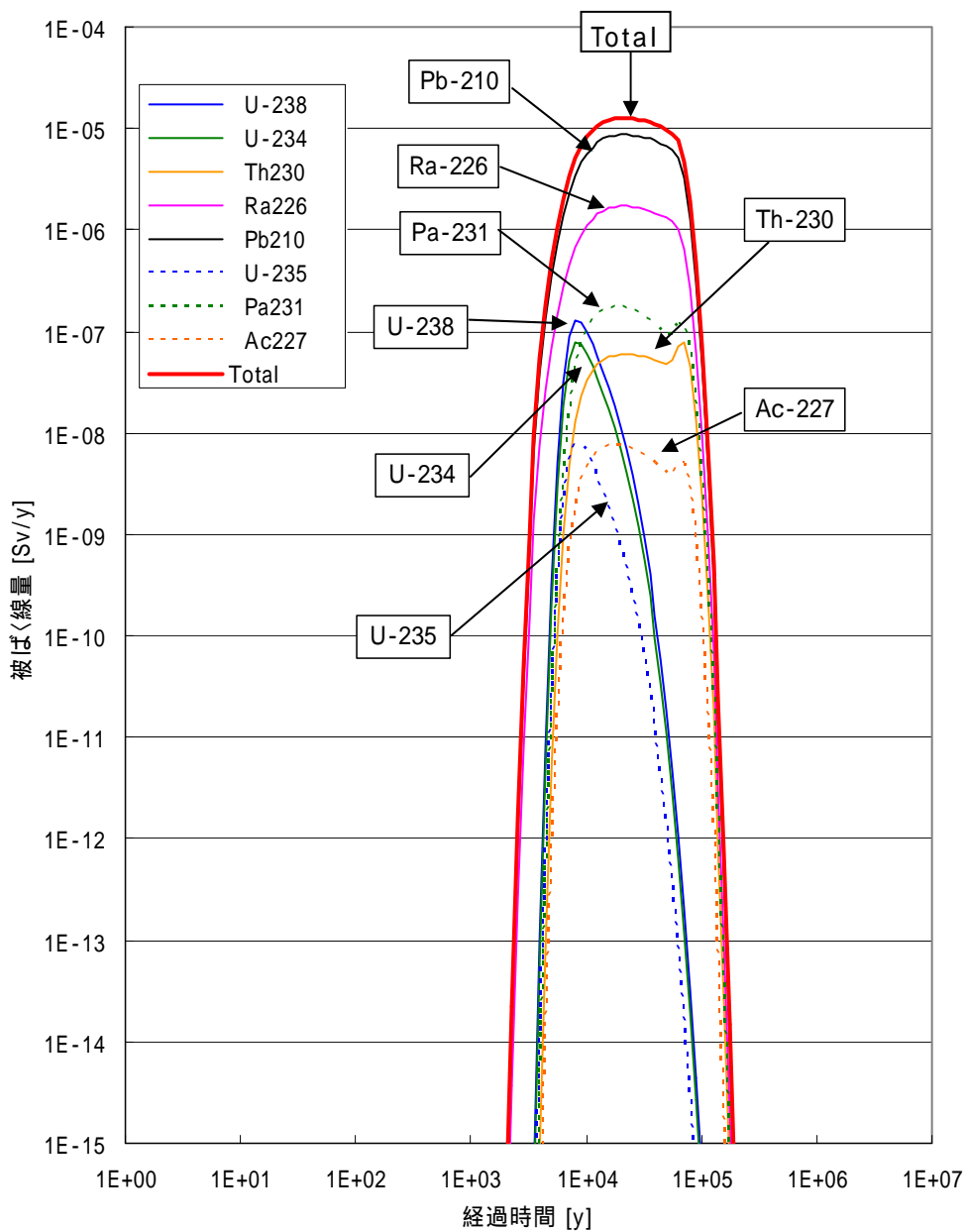


図 5-10 対象核種及びトータル生物圏における被ばく線量の経時変化 (B-2 ケース)

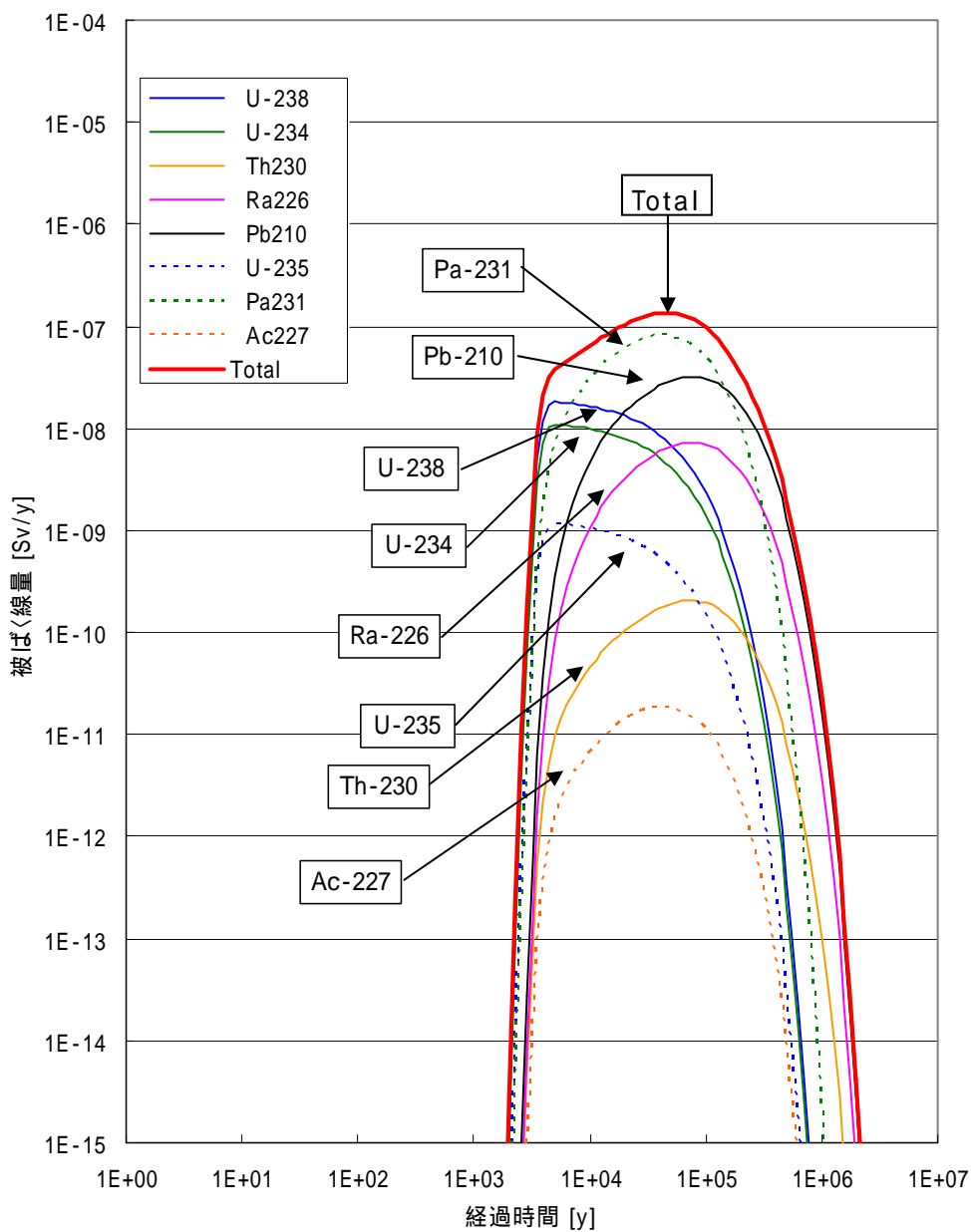


図 5-11 対象核種及びトータル生物圏における被ばく線量の経時変化 (B-3 ケース)

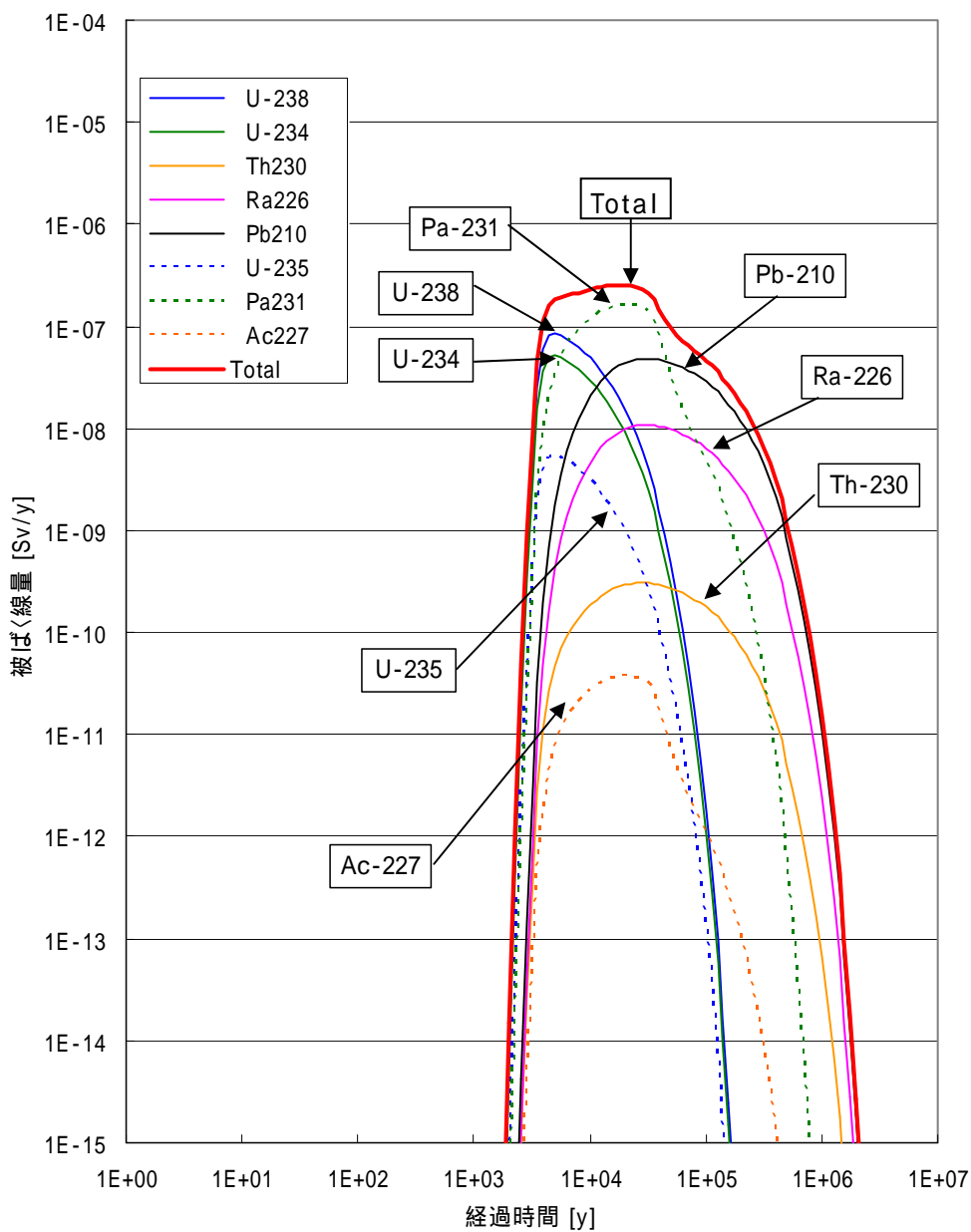


図 5-12 対象核種及びトータル生物圏における被ばく線量の経時変化 (B-4 ケース)

5.3 溶解度感度解析

ここでは、溶解度が生物圏における被ばく線量に与える影響を検討するため、表 4.3-19で示した溶解度を用いた解析を実施した。還元性環境についてはリファレンスケースを、酸化性環境については生物圏における被ばく線量が最も上昇する結果となったB-2ケースを用いて解析を実施した。解析に用いた溶解度の設定値と、処分施設内における対象核種の初期濃度を還元性環境については表 5.3-1に、酸化性環境については表 5.3-2に示す。

解析結果を表 5.3-3及び図 5-13に示す。これらより、最大被ばく線量はリファレンスケースよりも小さいが、その最大被ばく線量は長い時間維持される結果となった。これは、親核種であるU-238及びU-235の初期液相中濃度が溶解度よりも十分に大きいため、処分施設内で沈殿が発生し、その沈殿物が長い時間処分施設内に存在し続けるためである。処分施設内への浸入水量と初期ウラン量との関係から、全てのウランが処分施設から浸出するのに約 $2.4E+9y$ かかる計算になり、少なくともこの期間は、被ばく線量は低減しないと考えることができる。

酸化性環境を想定した場合の解析結果を表 5.3-3及び図 5-14に示す。これらより、生物圏における被ばく線量は、沈殿を考慮しない場合の解析と同じ線量となった。これは、酸化性環境になることでU-238、U-234及びU-235の溶解度が処分施設内の液相中濃度に対して十分大きくなるためである。

以上より、被ばく線量の算出について地下水に対する対象元素の溶解度を考慮した場合、本解析条件においては以下のようにまとめられる。

- ・ 処分施設内及び天然バリアが還元性環境である場合、生物圏における被ばく線量の最大値は $2.5E-10Sv/y$ まで低減する。なお、被ばく線量が最大値となる期間は約 $2.4E+9y$ の間継続すると考えられる。
- ・ 処分施設内及び天然バリアが酸化性環境である場合、U-238、U-234及びU-235の溶解度が処分施設内の液相中濃度に対して十分大きくなるために、生物圏における被ばく線量の最大値は、沈殿を考慮しない場合のそれと同程度になる。

表 5.3-1 解析に用いた溶解度、及び処分施設内における対象核種の初期濃度
(リファレンスケース)

核種	溶解度 [mol/m ³]	処分施設内初期液相濃度[mol/m ³]
U-238	5.00E-06	6.51E-02
U-234	5.00E-06	3.62E-06
Th-230	1.00E-06	-
Ra-226	1.00E-03	-
Pb-210	5.00E+01	-
U-235	5.00E-06	4.13E-04
Pa-231	5.00E-05	-
Ac-227	5.00E-07	-

“ - ” は初期には存在しない核種

表 5.3-2 解析に用いた溶解度、及び処分施設内における対象核種の初期濃度 (B-2 ケース)

核種	溶解度 [mol/m ³]	処分施設内初期液相濃度[mol/m ³]
U-238	5.00E+01	6.46E+00
U-234	5.00E+01	3.59E-04
Th-230	1.00E-06	-
Ra-226	1.00E-03	-
Pb-210	5.00E+01	-
U-235	5.00E+01	4.10E-02
Pa-231	5.00E-05	-
Ac-227	5.00E-07	-

“ - ” は初期には存在しない核種

表 5.3-3 溶解度を考慮した解析の結果

解析ケース	最大被ばく線量 [Sv/y]	ピーク時間 [y]	決定核種
還元性環境	2.5E-10	1.6E+06)	Pb-210
酸化性環境	1.3E-05	2.0E+04	Pb-210

)ピーク時間は、初めて最大被ばく線量に達した時間

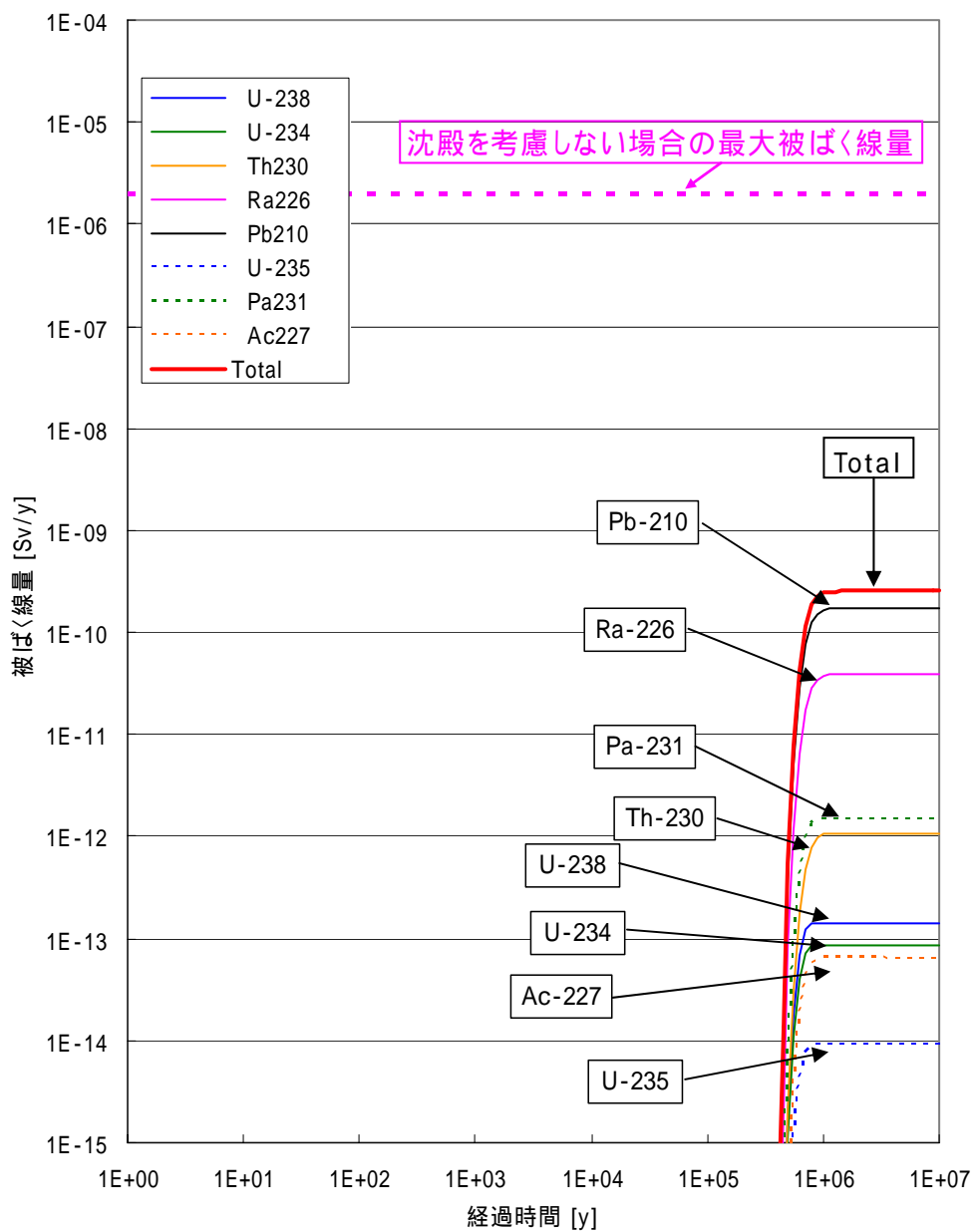


図 5-13 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化
(溶解度考慮：還元性環境)

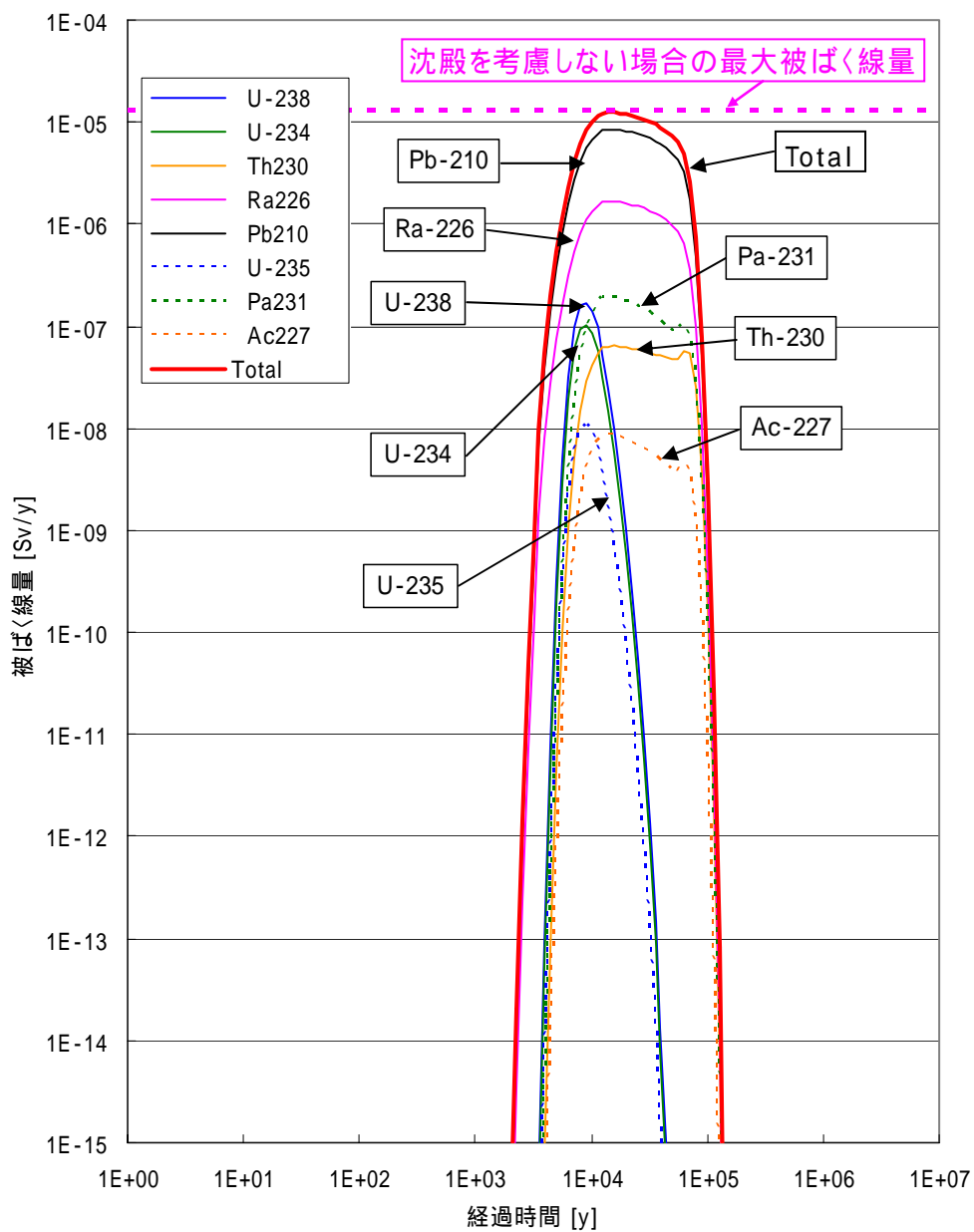


図 5-14 対象核種及びトータル生物圏における被ばく線量の経時変化
(溶解度考慮：酸化性環境 B-1 ケース)

5.4 処分施設設置の条件に関する検討

現在、処分施設に処分される廃棄物量や処分施設が設置される水理条件については特定されていない。そこで、ここでは廃棄物処分量が想定よりも増加した場合や、想定と透水性の異なる場所に処分施設が設置された場合、それらのパラメータが生物圏における被ばく線量に与える影響について感度解析を行った。

5.4.1 廃棄物処分量の影響

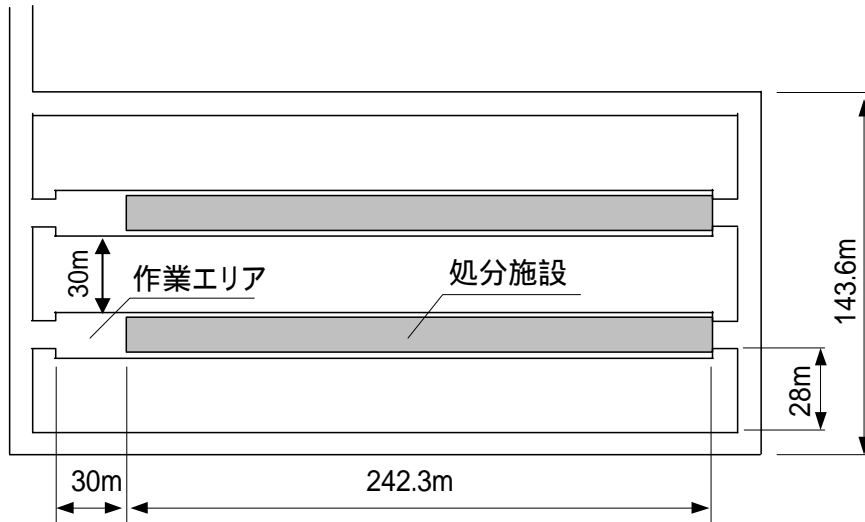
余裕深度処分の対象であるウラン廃棄物は、4.2.1 項で示したとおり、ウラン初期濃度 1,000Bq/g、ドラム缶 2 万 5 千本でインベントリとして 1.25×10^{13} Bq の処分が想定されている。濃度については、旧核燃料サイクル開発機構において暫定的に設定した余裕深度区分値の上限の値、物量については、旧核燃料サイクル開発機構の 2048 年未までの発生物量を基に設定した。ここでは、処分する廃棄物の物量が増加した場合として、国内のウラン廃棄物の余裕深度処分の物量として多めに想定されている 1Bq/g 以上の物量 99,920 本⁸⁾より、廃棄体本数を 10 万本とした場合を感度解析的に検討することとした。なお、ここでは、廃棄体物量の影響の感度解析とするため、インベントリは 1.25×10^{13} Bq のままとして検討した。

処分坑道の断面寸法は、「H16 年度報告書」の合理化処分概念 C とした。合理化処分概念 C の施設レイアウトに関する諸条件を以下に示す。

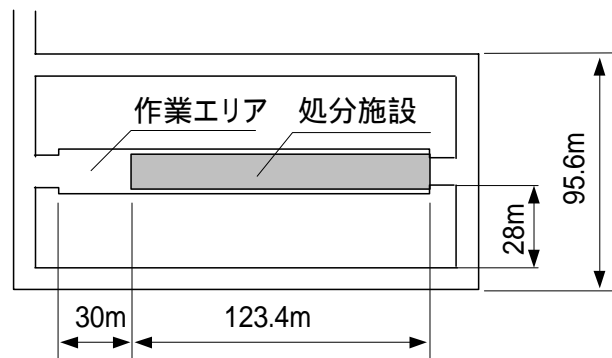
- ・ 廃棄体 1 体あたりに収納されるドラム缶本数：4 本
- ・ 1 列（断面）あたりの定置廃棄体数：75 体
- ・ 必要総列数：334 列（ $=100,000/4/75$ ）
- ・ 処分坑道を 1 本と仮定した場合の必要総延長：514.45m （ $=1.3\text{m}$ （廃棄体寸法） \times 334 列 $+ 0.15 \times 335$ （廃棄体間隔） $+ 30\text{m}$ （施工のために必要な寸法））
- ・ 処分坑道を 2 本と仮定した場合の必要総延長：272.3m （ $=1.3\text{m}$ （廃棄体寸法） \times 167 列 $+ 0.15 \times 168$ （廃棄体間隔） $+ 30\text{m}$ （施工のために必要な寸法））

「ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討」¹³⁾での検討事例を参考に、処分坑道の長さを 300m 程度とすると、処分坑道は 2 本となる。

処分坑道のレイアウト図を図 5-15 に示す。図には参考としてリファレンスケース（2 万 5 千本処分・合理化処分概念 C）の処分坑道レイアウトも示す。



10万本処分坑道レイアウト



リファレンスケース処分坑道レイアウト (2万5千本処分・合理化処分概念C)

図 5-15 処分坑道レイアウト

この検討を参考とし、廃棄物処分量が増加した場合の影響について、感度解析的に検討した。評価モデルは前述のとおり、廃棄物処分量 10 万本を延長 240m の処分施設 2 本に分けて処分する考え方によって設定した。処分施設を 2 本設置する際の評価上の離間距離はレイアウト設計の検討結果を参考に 30m とした。

なお、処分施設の延長を 240m とし、かつ本数を 2 本とした場合、直交ケースと平行ケースとでは評価点までの核種移行距離の観点から扱いが異なってくる。よって、ここでは直交ケースと平行ケースの両方について解析を実施した。

(1) 地下水の流れ方向が処分場に対して直交する場合

地下水の流れ方向が処分場に対して直交する場合には、地下水流の上流側と下流側に処分施設が存在するレイアウトとなる。インベントリがリファレンスケースと同じであり、処分施設が 2 本となることから、処分施設から浸出する核種インベントリはリファレンスケースの 1/2

となり、さらに処分施設延長が2倍となることから核種濃度は1/4となる。

解析結果を表 5.4-1に示す。また、対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化を図 5-16に示す。リファレンスケースの直行ケースの最大被ばく線量(2.0E-6Sv/y)と大きく変わらないことがわかった。

表 5.4-1 直交ケースにおける廃棄体 10 万本ケースの最大被ばく線量

解析ケース	最大被ばく線量 [Sv/y]	ピーク時間 [y]	決定核種
直交ケース	1.9E-06	8.9E+05	Pb-210

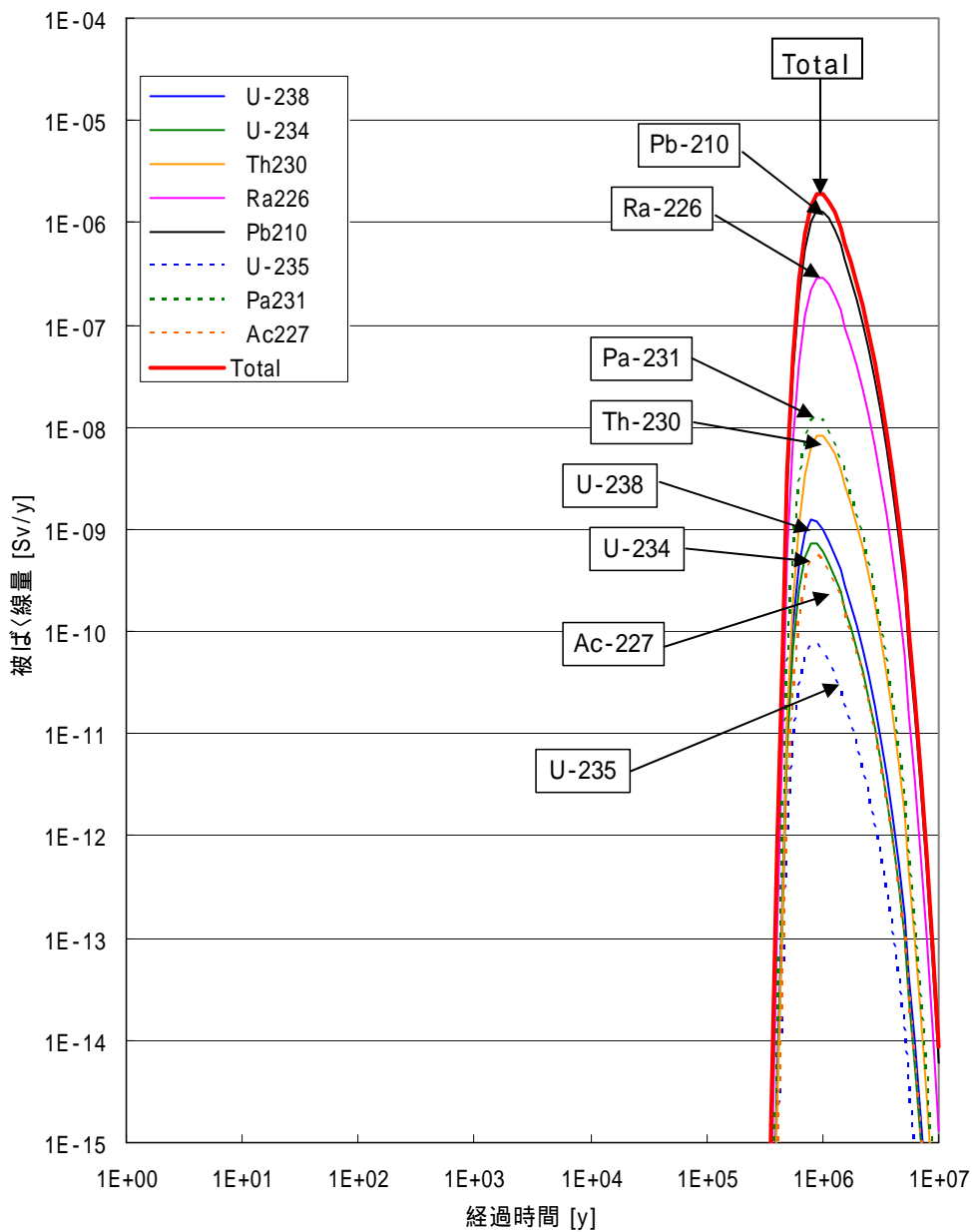


図 5-16 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化 (直交ケース)

(2) 地下水の流れ方向が処分場に対して平行の場合

2本の処分施設は、評価点に対して同距離・同位置に存在することから、一方の処分施設に対して解析を行い、それを2倍することで生物圏における被ばく線量を評価することができる。直交ケースと同様に、インベントリが1/2、施設延長が2倍になったことにより、核種の浸出濃度は1/4になるが、リファレンスケースと比較して評価点と処分施設の位置関係が変わっていることから、処分施設延長240mのケースについて解析を実施した。

解析結果を表5.4-2に示す。また、対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化を図5-17に示す。これより、本ケースでは生物圏における最大被ばく線量はわずかに低減する結果となった。これは、処分施設延長が延びたことにより、リファレンスケースと比較して処分施設の上流側と下流側から評価点までの核種移行タイムラグが大きくなったために、最大被ばく線量が平坦化されたことによる。

表 5.4-2 平行ケースにおける廃棄体 10 万本ケースの最大被ばく線量（2 本分）

解析ケース	最大被ばく線量 [Sv/y]	ピーク時間 [y]	決定核種
平行ケース	1.5E-06	1.3E+06	Pb-210

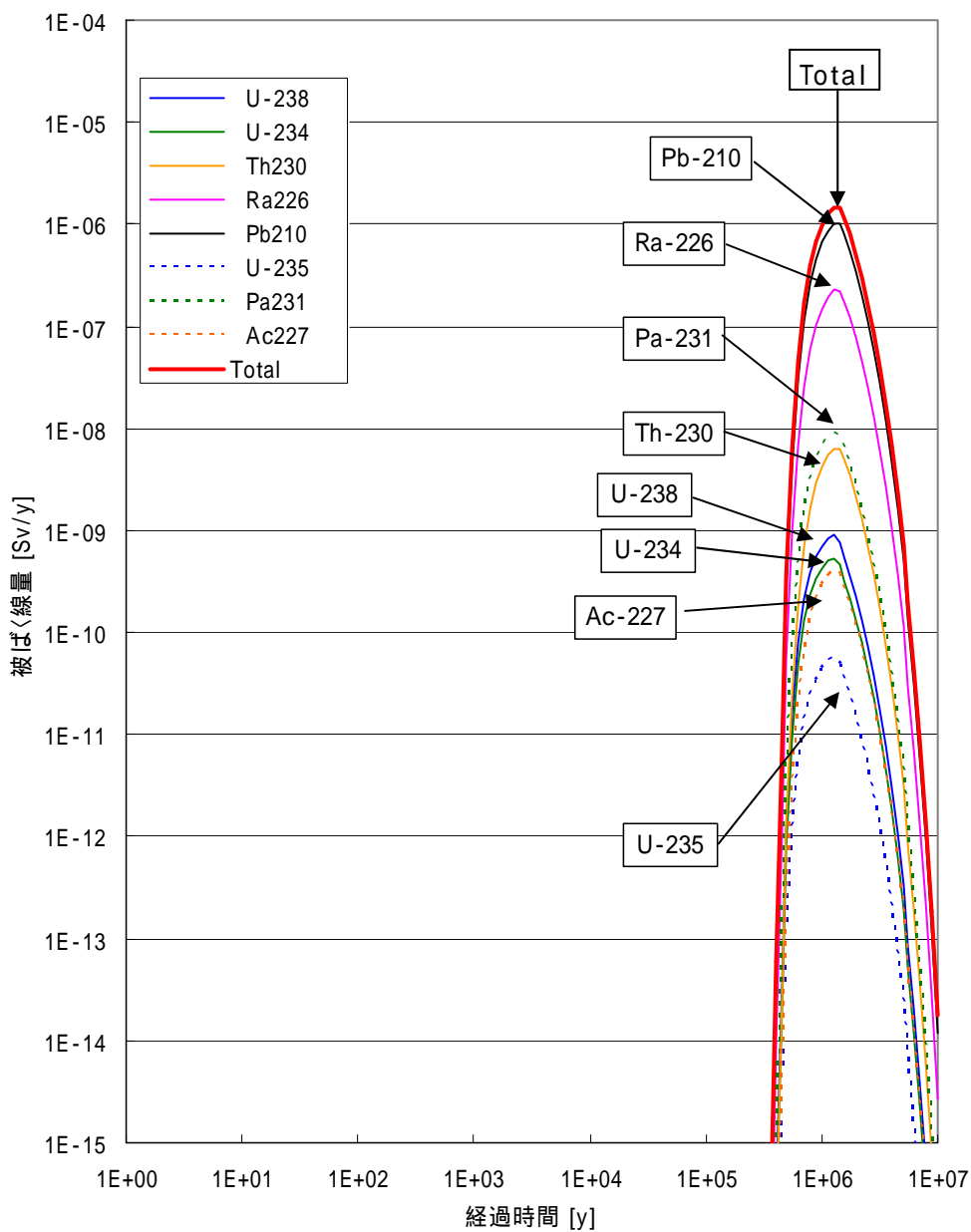


図 5-17 対象核種及びトータルの生物圏における被ばく線量の経時変化（平行ケース）

5.4.2 地下水流速の影響

表 4.2-3に示すとおり、「H16 年度報告書」では「第 3 次中間報告」を参考に、天然バリアの地下水流速を、処分施設敷地内領域については 0.001m/day、処分施設敷地外については 0.01m/day と設定している。「第 3 次中間報告」によると、わが国の支持層以深（例えば、地下 50～100m 程度）の地質物性値の代表的な値によって設定されている。

しかしながら、処分施設が設置される場所によっては、必ずしも「第 3 次中間報告」における設定条件があてはまらない場合も十分考えられる。また、ウラン廃棄物の場合、その影響が大きくなるのは子孫核種が生成・蓄積する数十万年以降であり、その時期の地質環境は、処分当初とは、大きく変動している可能性もある。

「第 3 次中間報告」において、余裕深度処分のほかに、浅地中処分（トレンチ）についての濃度上限値評価も行われている。これによると、浅地中環境の地下水流速は 0.3m/day（実流速）と設定している。また、「主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて」¹⁴⁾によると、地下水流速は 3.3m/d（実流速）と設定されている。

ここでは、長期的なサイトの地質環境変動の不確実性も考慮するために、余裕深度処分だけでなく浅地中処分の評価パラメータも包含する範囲で、地下水流速の変動による影響を確認することとした。具体的には、地下水流速をリファレンスケースの 1/10～1,000 倍まで変化させた。なお、処分施設敷地内外の地下水流速の関係は、「処分施設敷地内 処分施設敷地外」と考えるのが妥当であると考え、この条件に適合しない組み合わせは検討ケースから除外した。また、処分施設への浸入水量は、設定した処分施設敷地内地下水流速により算定した。表 5.4-3 に検討ケースを示す。

表 5.4-3 地下水流速の設定

		処分施設敷地内天然バリア・地下水流速[m/day]				
		0.0001	0.001	0.01	0.1	1
処分施設敷地外天然バリア ・地下水流速[m/day]	0.001	○	○	×	×	×
	0.01	○		○	×	×
	0.1	○	○	○	○	×
	1	○	○	○	○	○
	10	○	○	○	○	○

（凡例） ○：リファレンスケース、○：検討ケース、×：条件外ケース

解析結果を表 5.4-4に示す。また、横軸を処分施設敷地内天然バリアにおける地下水流速（以降、「敷地内流速」と称する）縦軸を最大被ばく線量とし、処分施設敷地外天然バリアにおける地下水流速（以降、「敷地外流速」と称する）ごとに図示したものを図 5-18に、全ケースについての生物圏における被ばく線量の経時変化を図 5-19～図 5-37に示す。これより、生物圏におけ

る被ばく線量については、処分施設敷地外天然バリアよりも処分施設敷地内天然バリアの透水係数の影響が大きいことがわかった。また、敷地外流速が 1m/day および 10m/day である場合の解析結果より、敷地内流速が速くなるほど最大被ばく線量は増加するが、0.1m/day を超過すると減少に転じる傾向が見られた。これは、分配係数感度解析と同様に、核種移行速度と核種の放射平衡との関係に起因するものである。

横軸を敷地内流速、縦軸に U-238、Ra-226 および Pb-210 の生物圏への移行率を示したものを図 5-38に示す。また、敷地外流速が 1m/day であるケースについての生物圏への移行率の経時変化を図 5-39～図 5-43に示す。なお、ここでは一例として、敷地外流速が 1m/day である場合についてまとめた。この図に見られるように、地下水流速が大きいほど、被ばく線量のピーク時間が早くなっている。

また、支配核種である Pb-210、Ra-226、Pa-231 などの線量は、敷地内流速が 0.1m/day を超えると低減している。これは、透水係数の増大に伴いウランの移行速度が速くなることで、ウランとその娘核種が放射平衡に達する前に生物圏へ放出されているためと考えられる。このような傾向は、敷地外流速が 10m/day である場合でも見られた。

以上より、生物圏における被ばく線量は、敷地内流速が速いほど大きくなるが、0.1m/day を超えると減少に転ずる結果となった。ただし、これは敷地内流速が速いほど被ばく線量に対して支配的である Pb などの核種の移行率が低減するためであり、ウラン核種に関しては、敷地内流速が速いほど生物圏への移行率が大きくなることに注意する必要がある。

表 5.4-4 被ばく線量に対する透水性の影響

被ばく線量 単位：Sv/y		処分施設敷地内天然バリア・地下水流速[m/day]				
		0.0001	0.001	0.01	0.1	1
処分施設敷地外天然バリア ・地下水流速[m/day]	0.001	2.2E-07	1.9E-06	-	-	-
	0.01	2.1E-07	2.0E-06	7.6E-06	-	-
	0.1	2.1E-07	2.0E-06	7.6E-06	1.2E-05	-
	1	2.1E-07	2.0E-06	7.7E-06	1.2E-05	4.5E-06
	10	2.1E-07	2.0E-06	7.7E-06	1.2E-05	3.5E-06

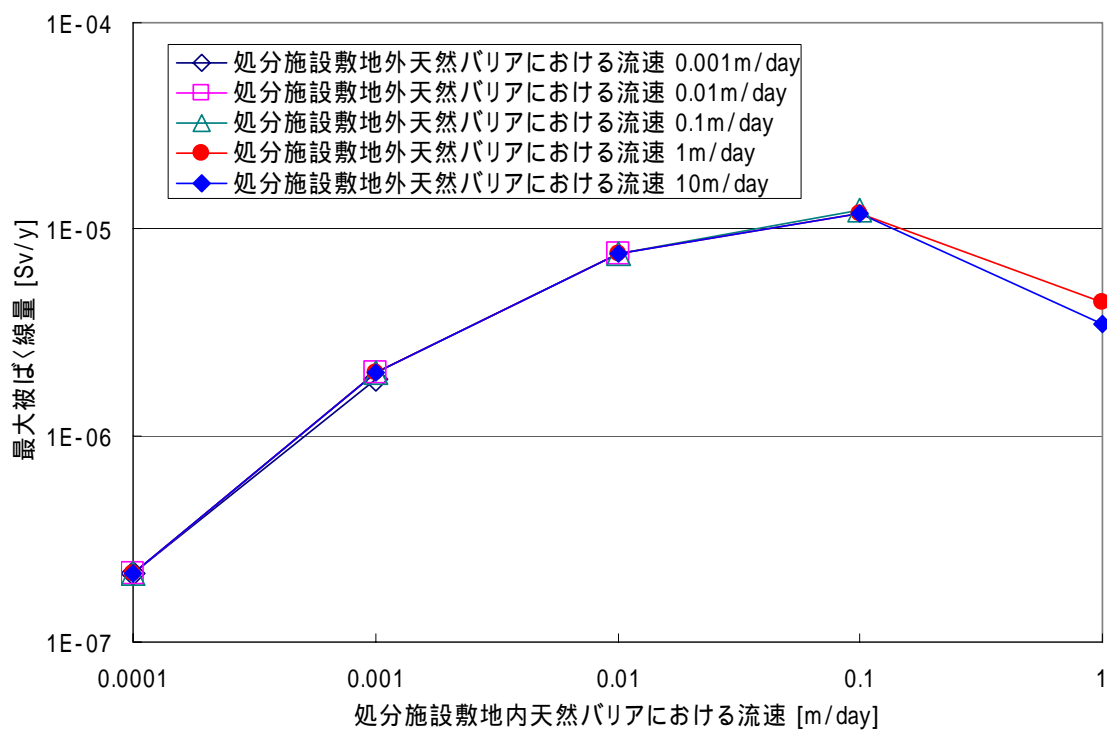


図 5-18 地下水流速に関する感度解析の結果

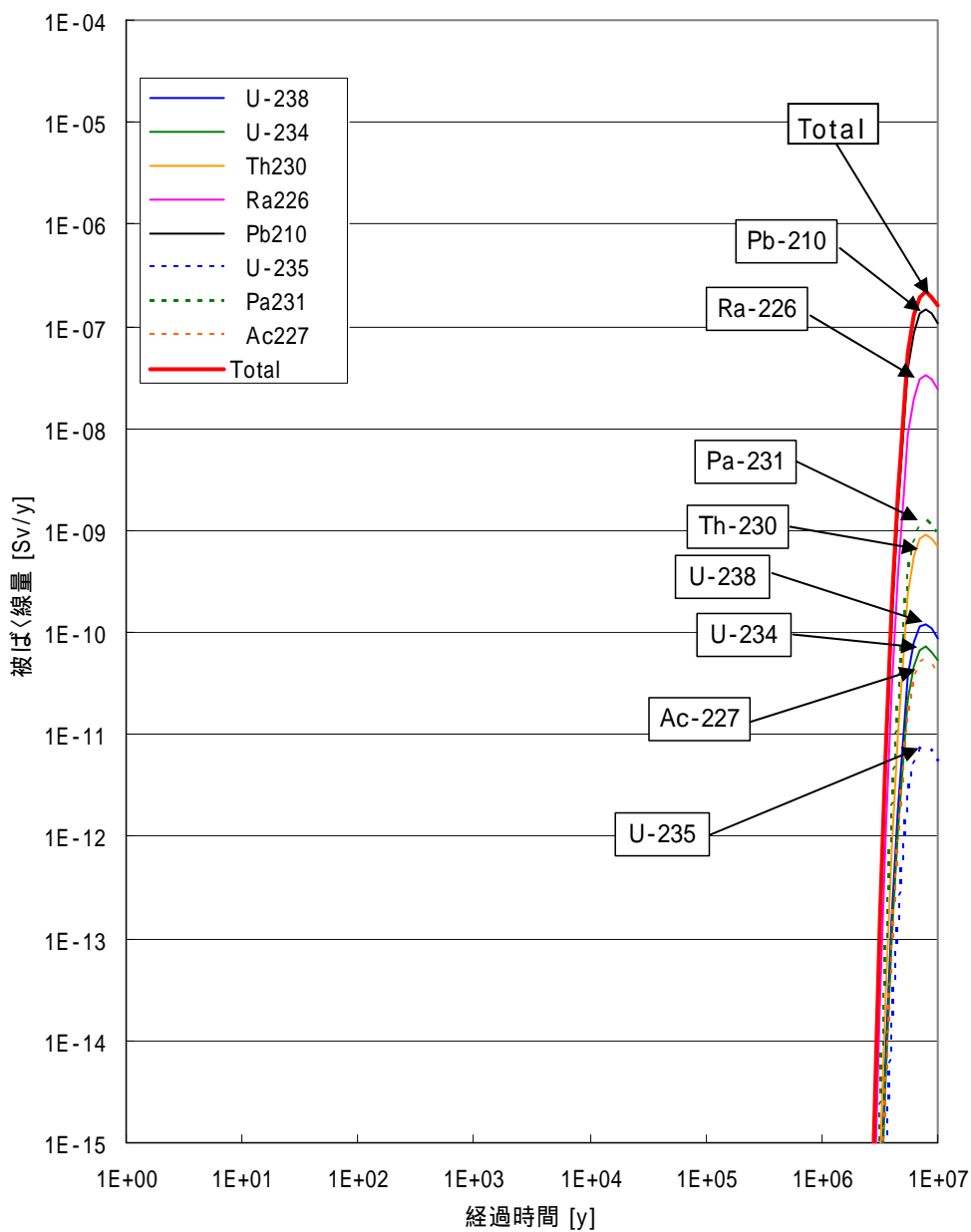


図 5-19 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.001m/day)

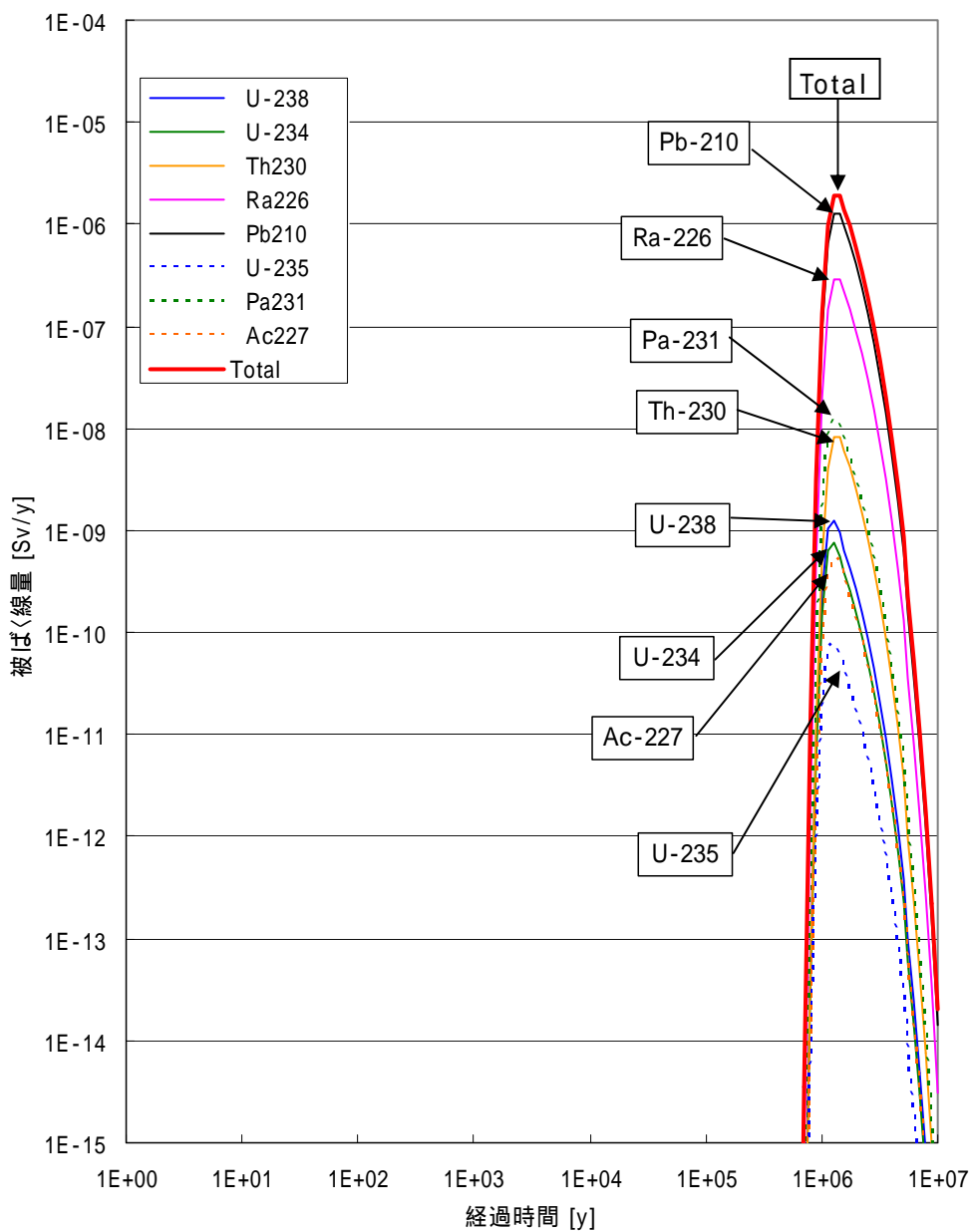


図 5-20 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 0.001m/day)

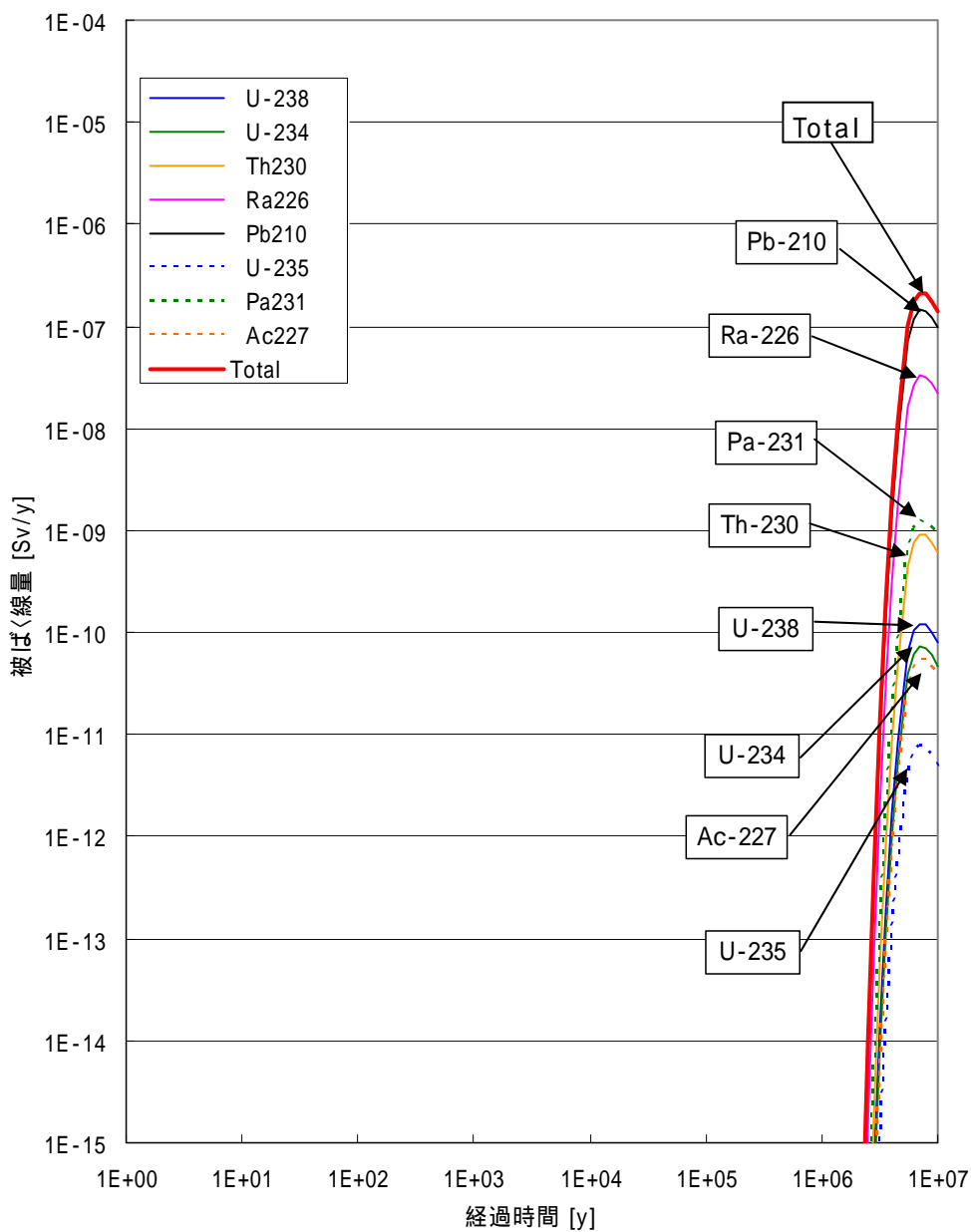


図 5-21 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.01m/day)

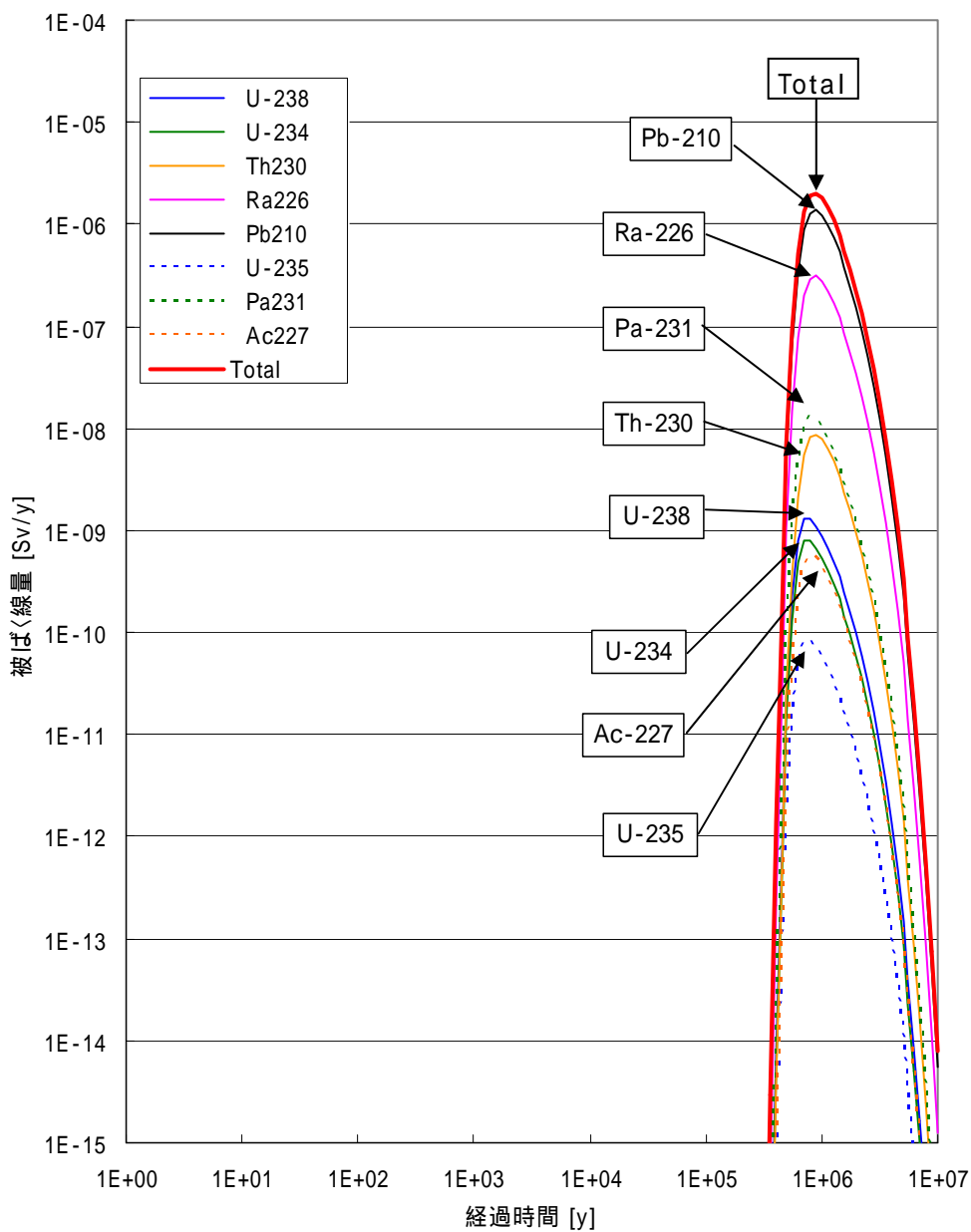


図 5-22 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 0.01m/day)

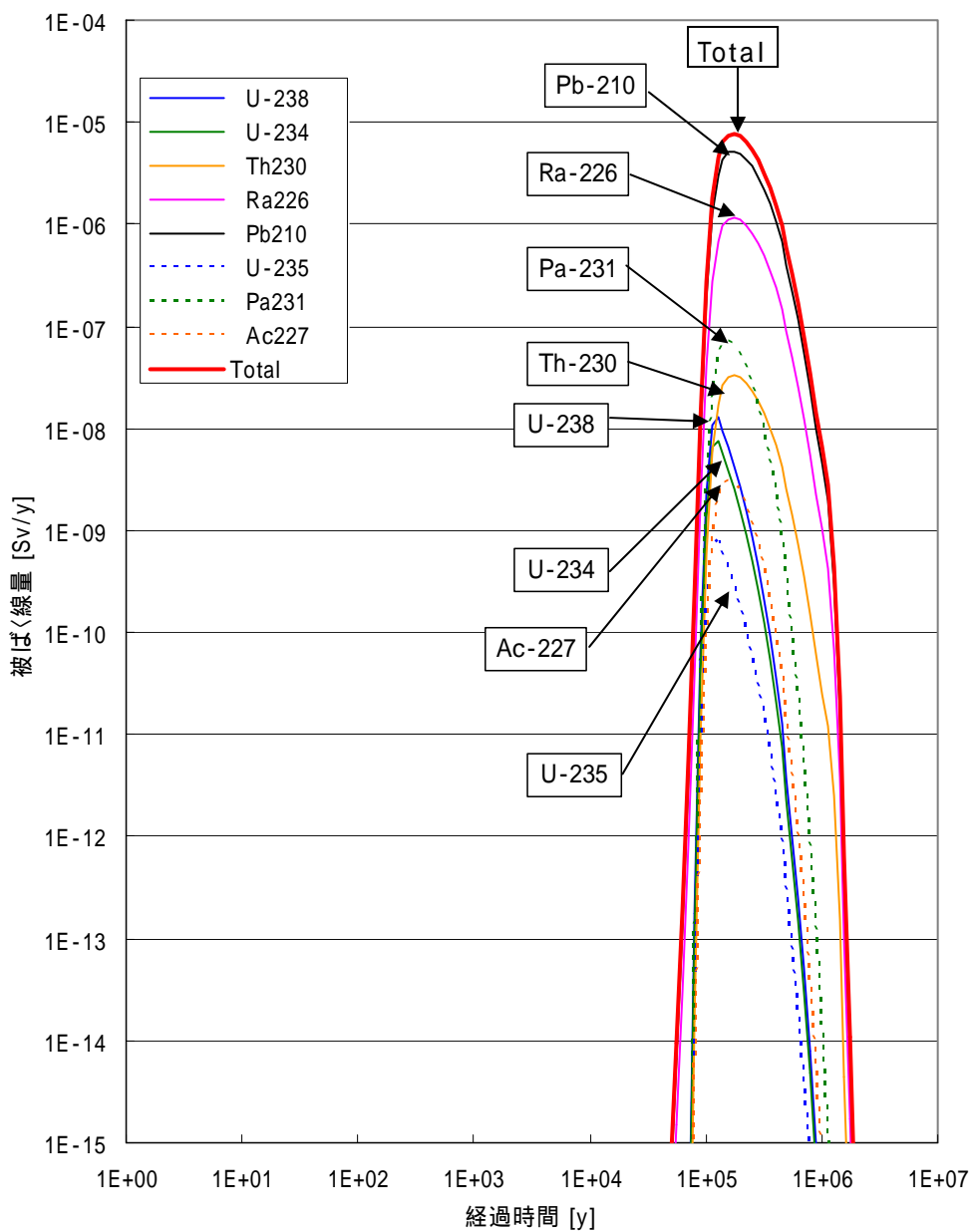


図 5-23 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 0.01m/day)

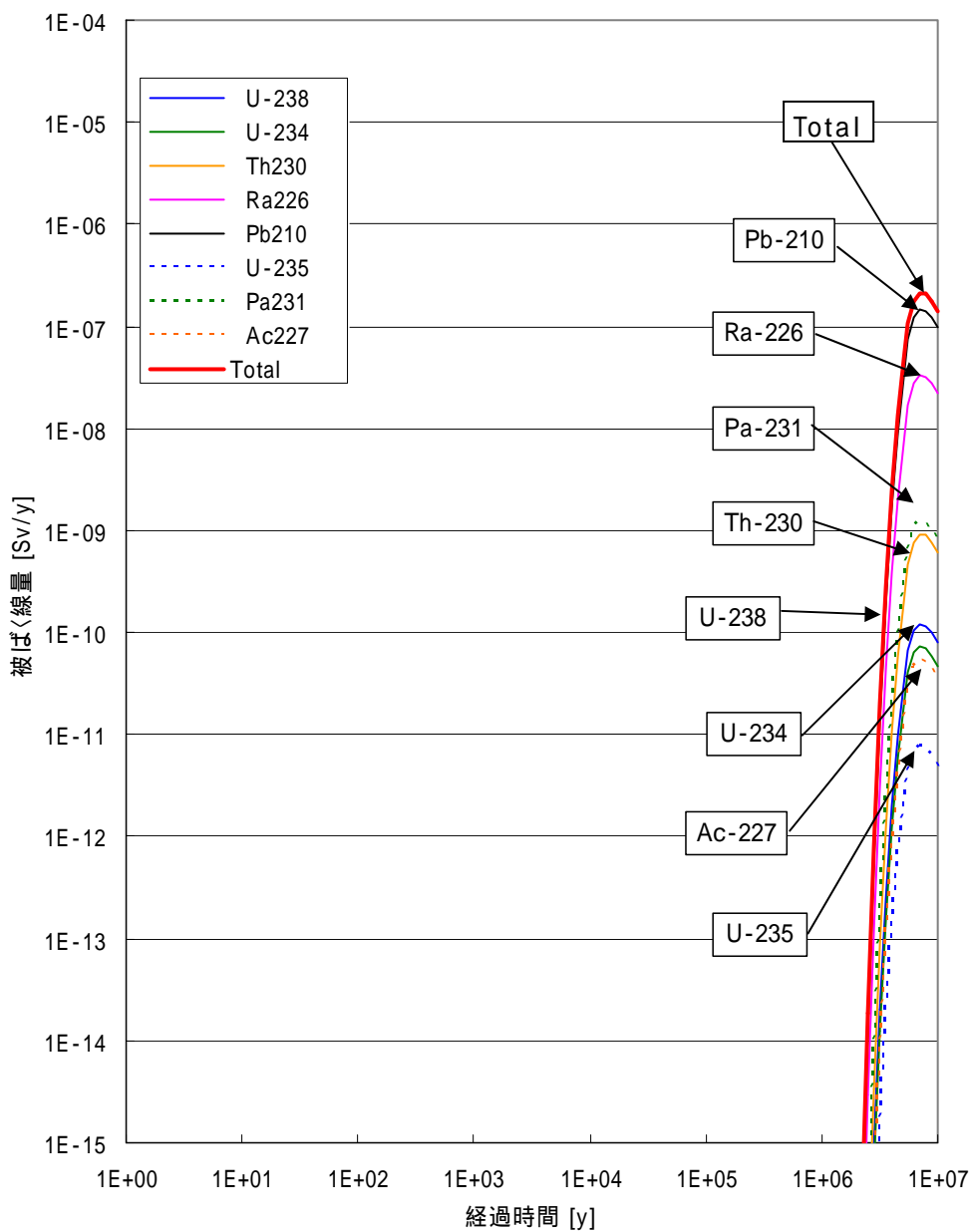


図 5-24 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 0.1m/day)

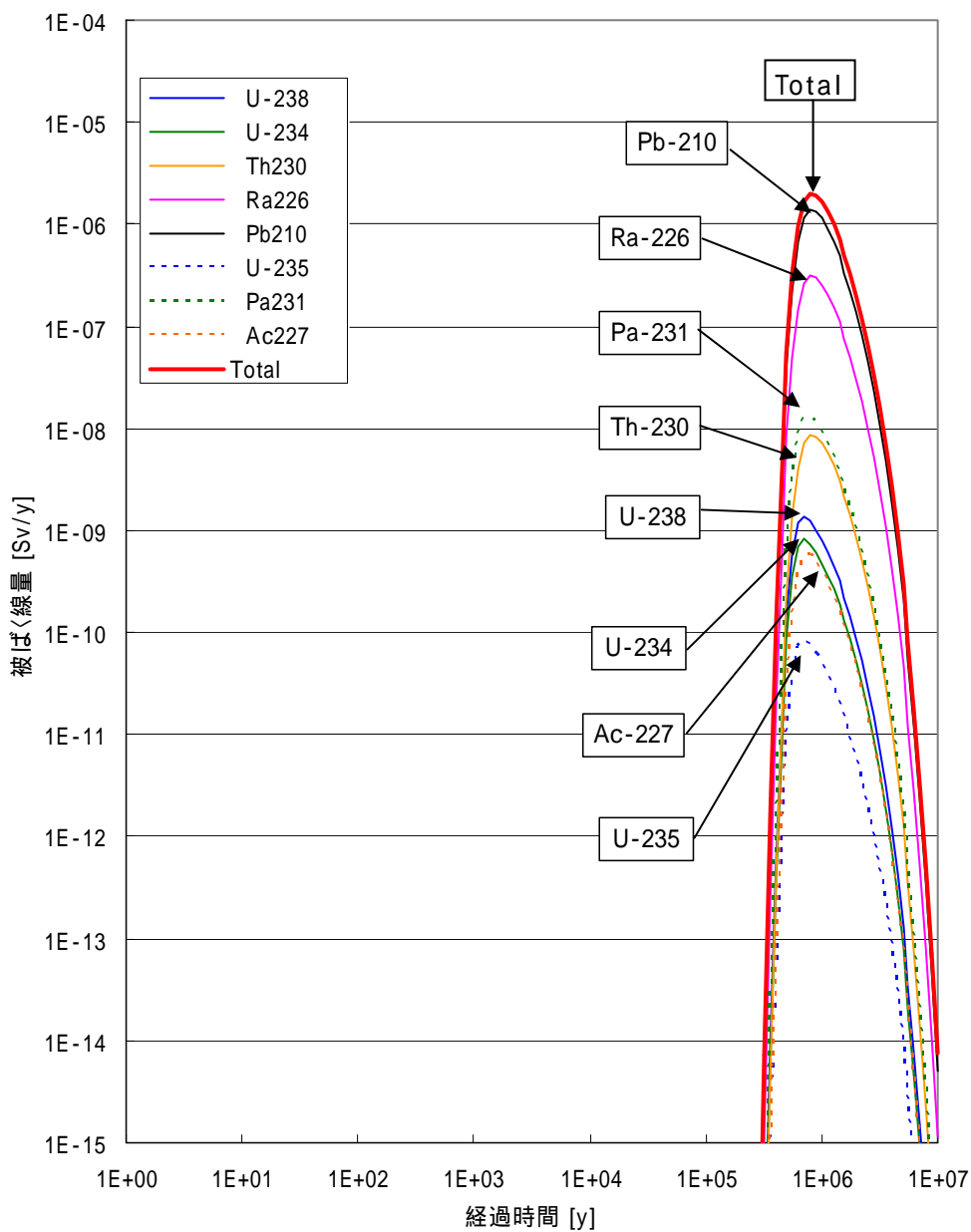


図 5-25 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 0.1m/day)

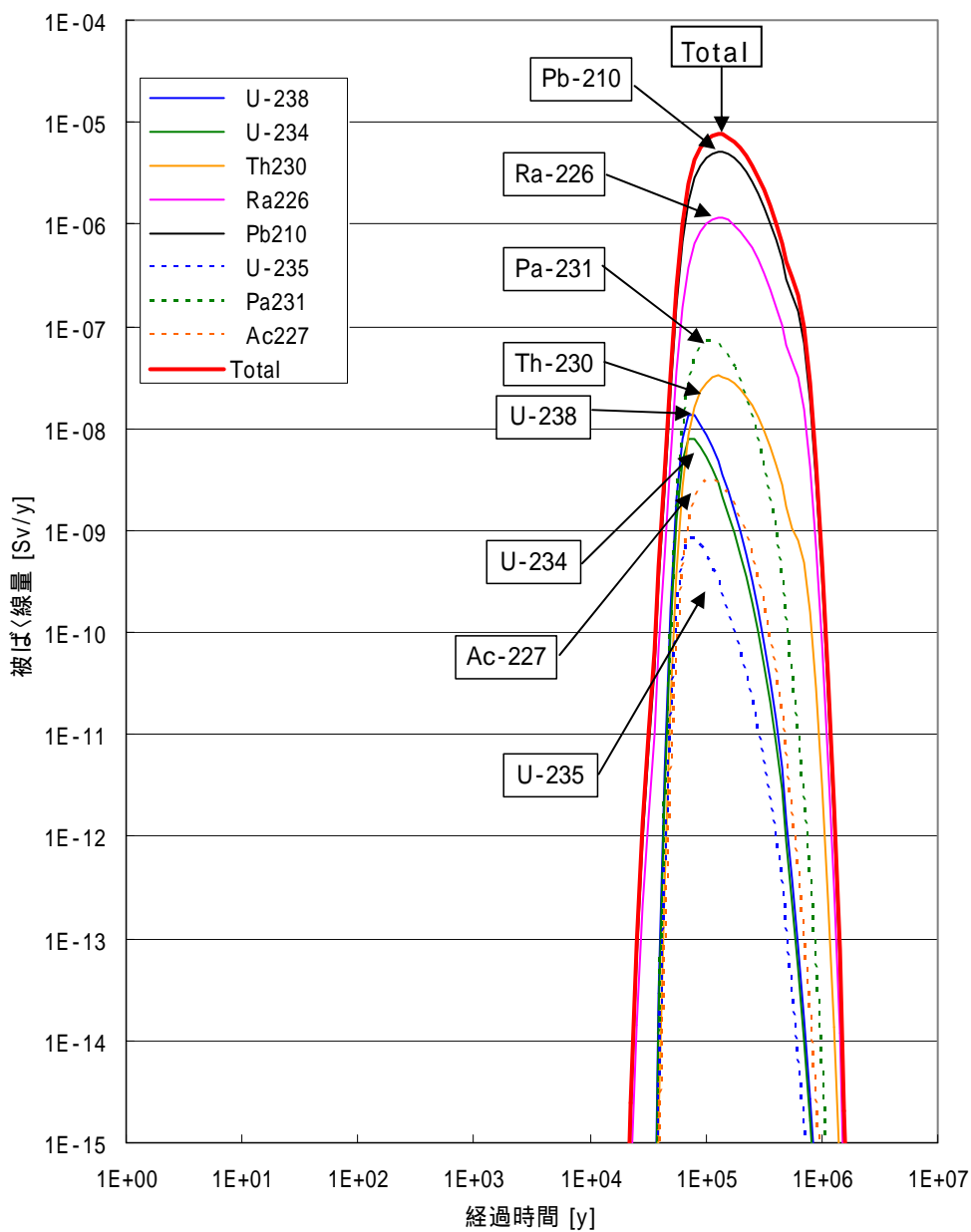


図 5-26 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 0.1m/day)

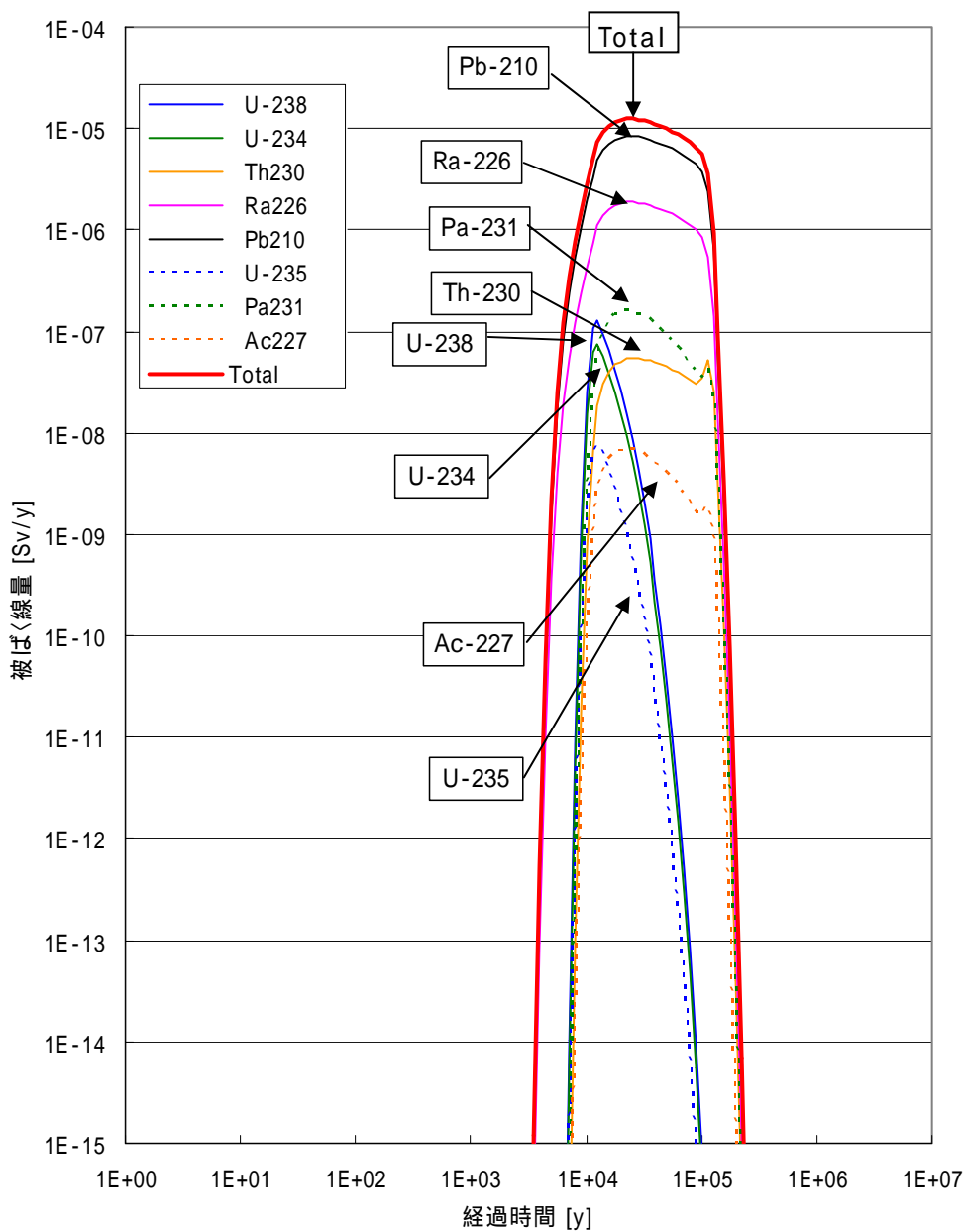


図 5-27 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 0.1m/day)

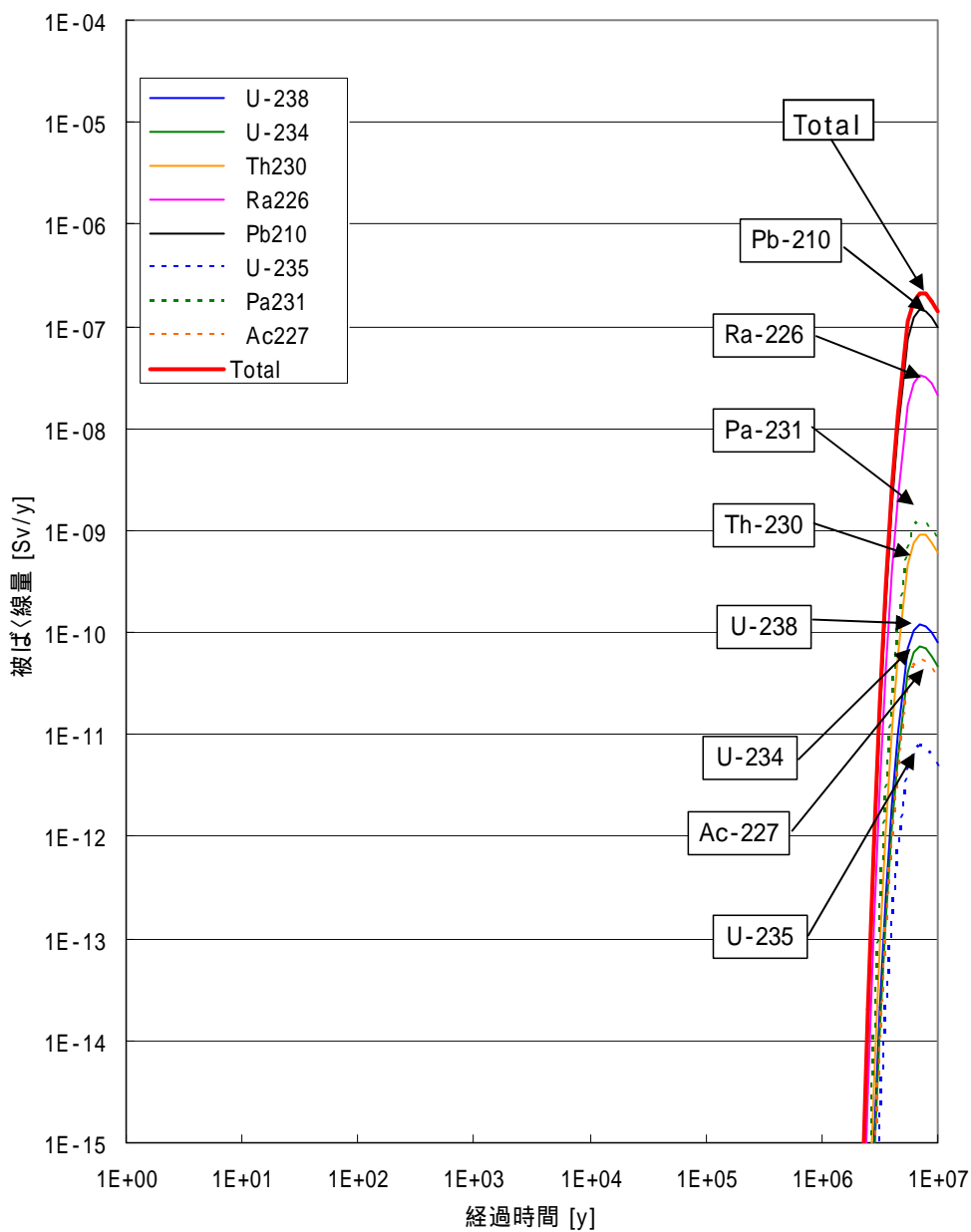


図 5-28 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 1m/day)

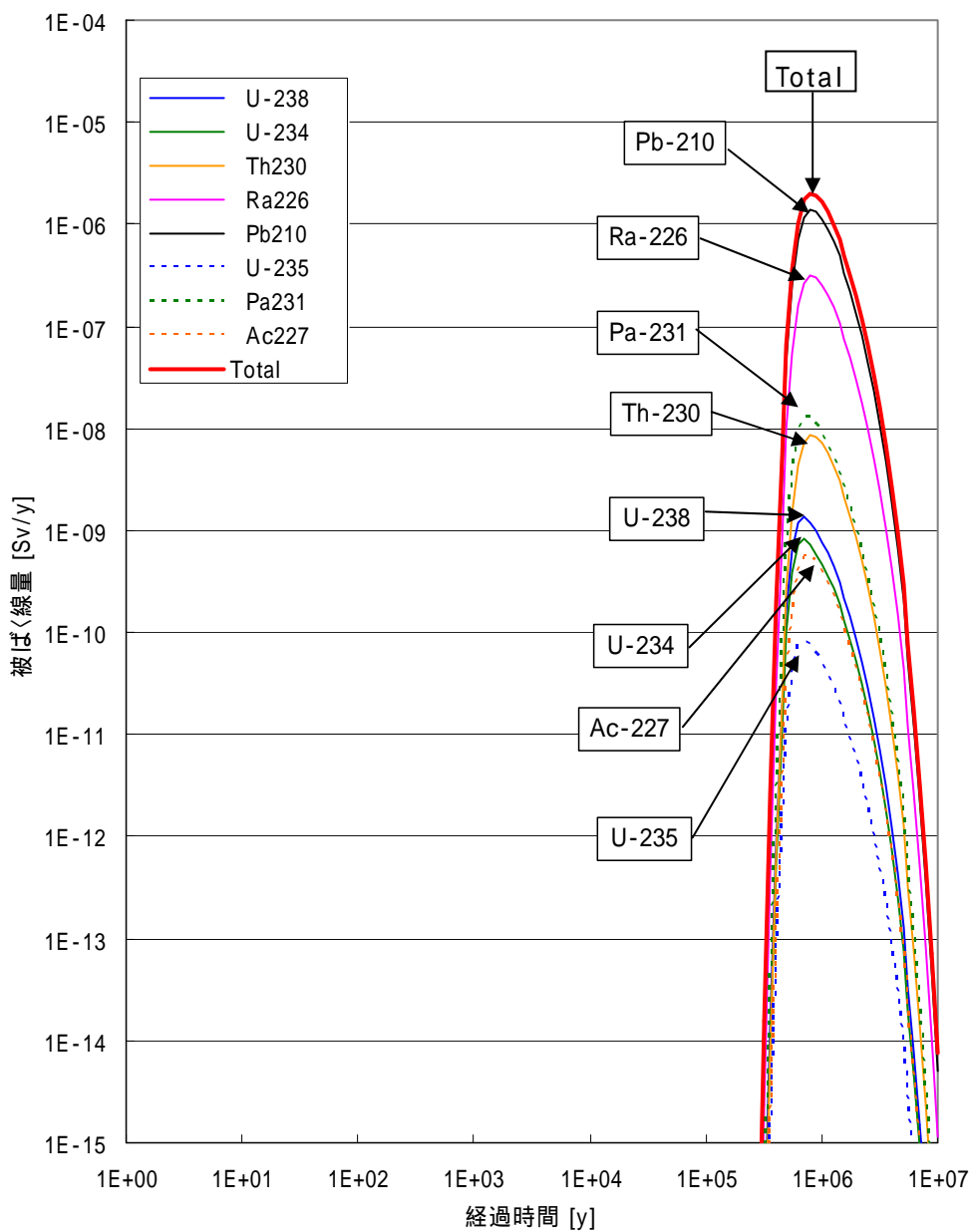


図 5-29 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 1m/day)

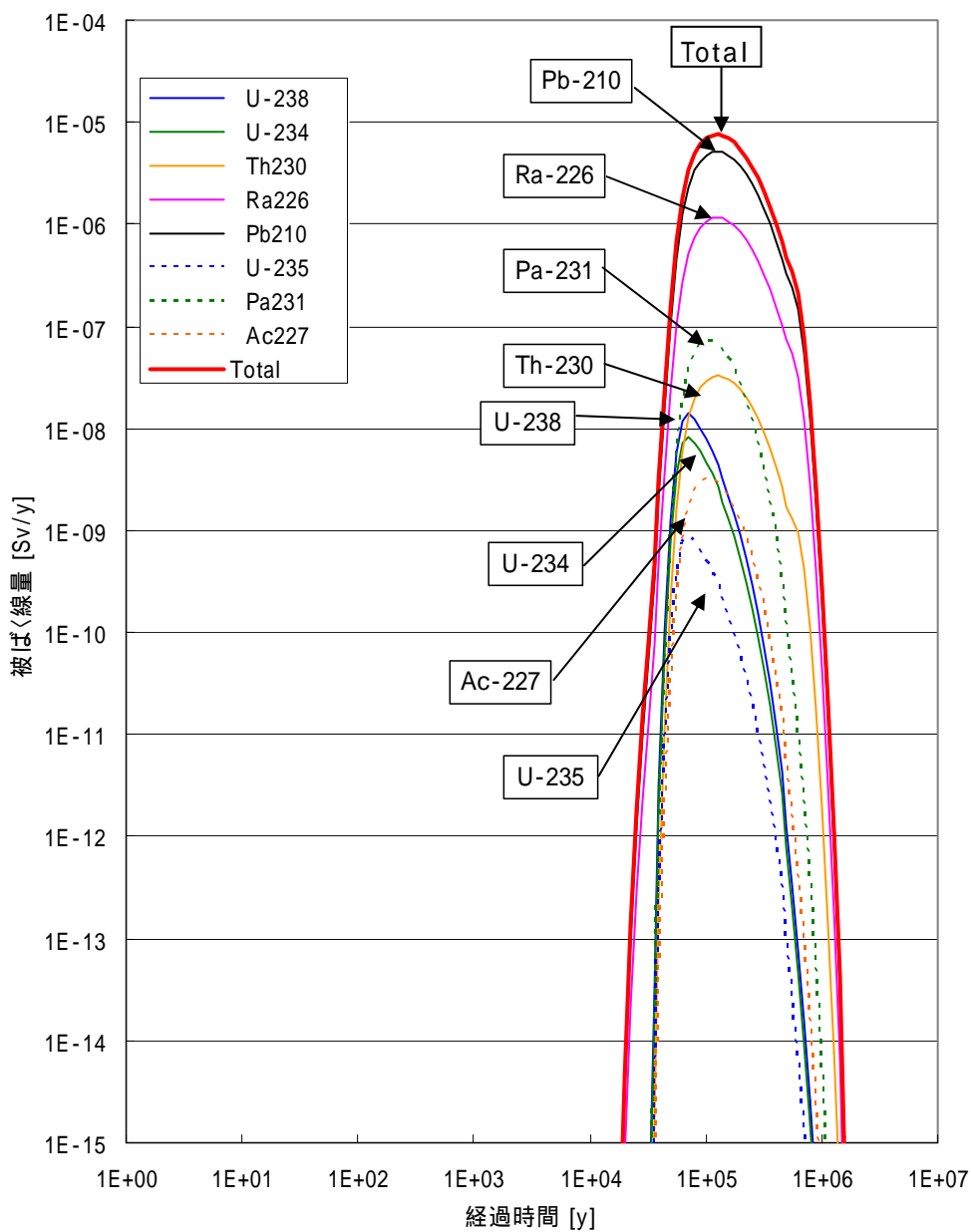


図 5-30 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 1m/day)

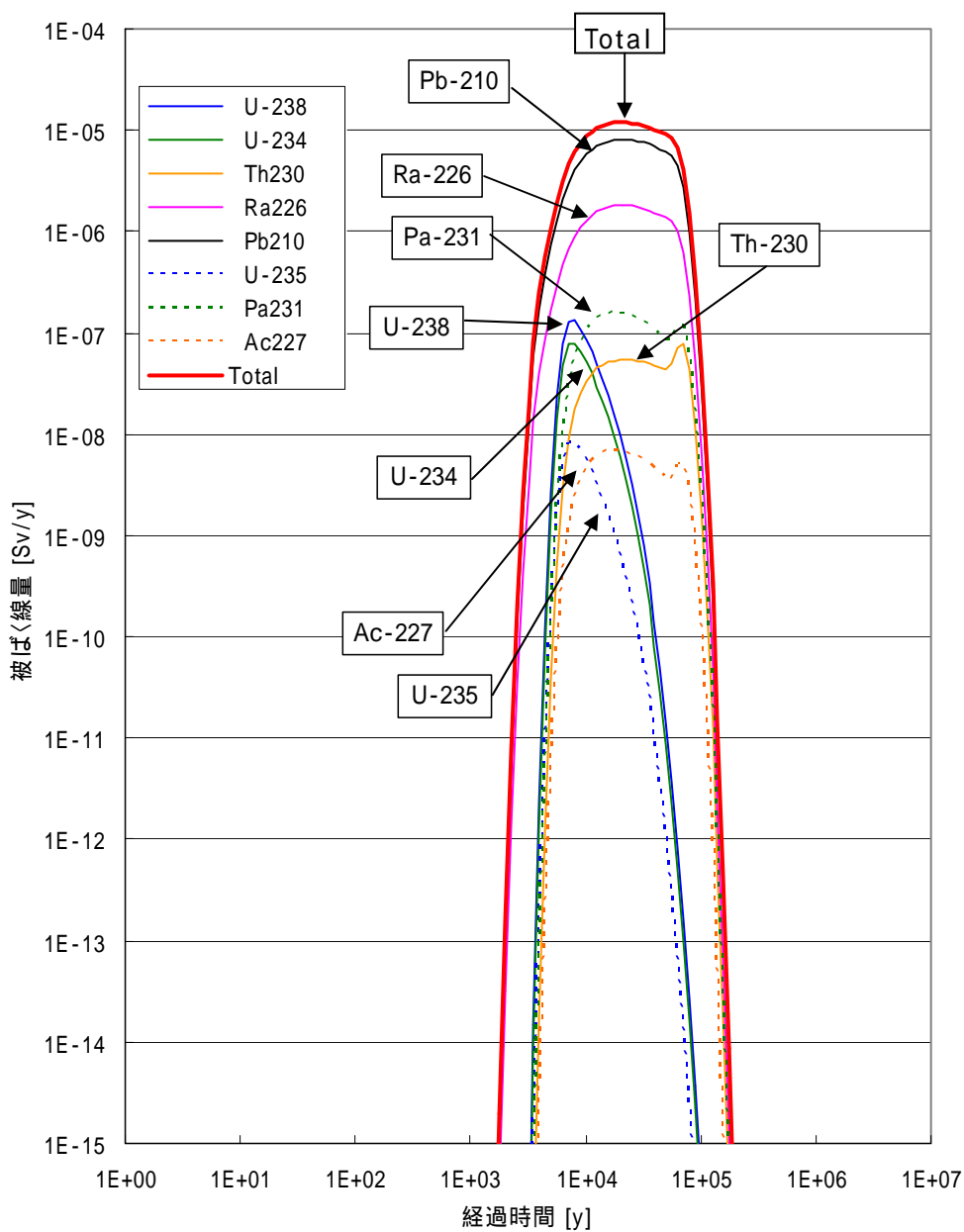


図 5-31 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 1m/day)

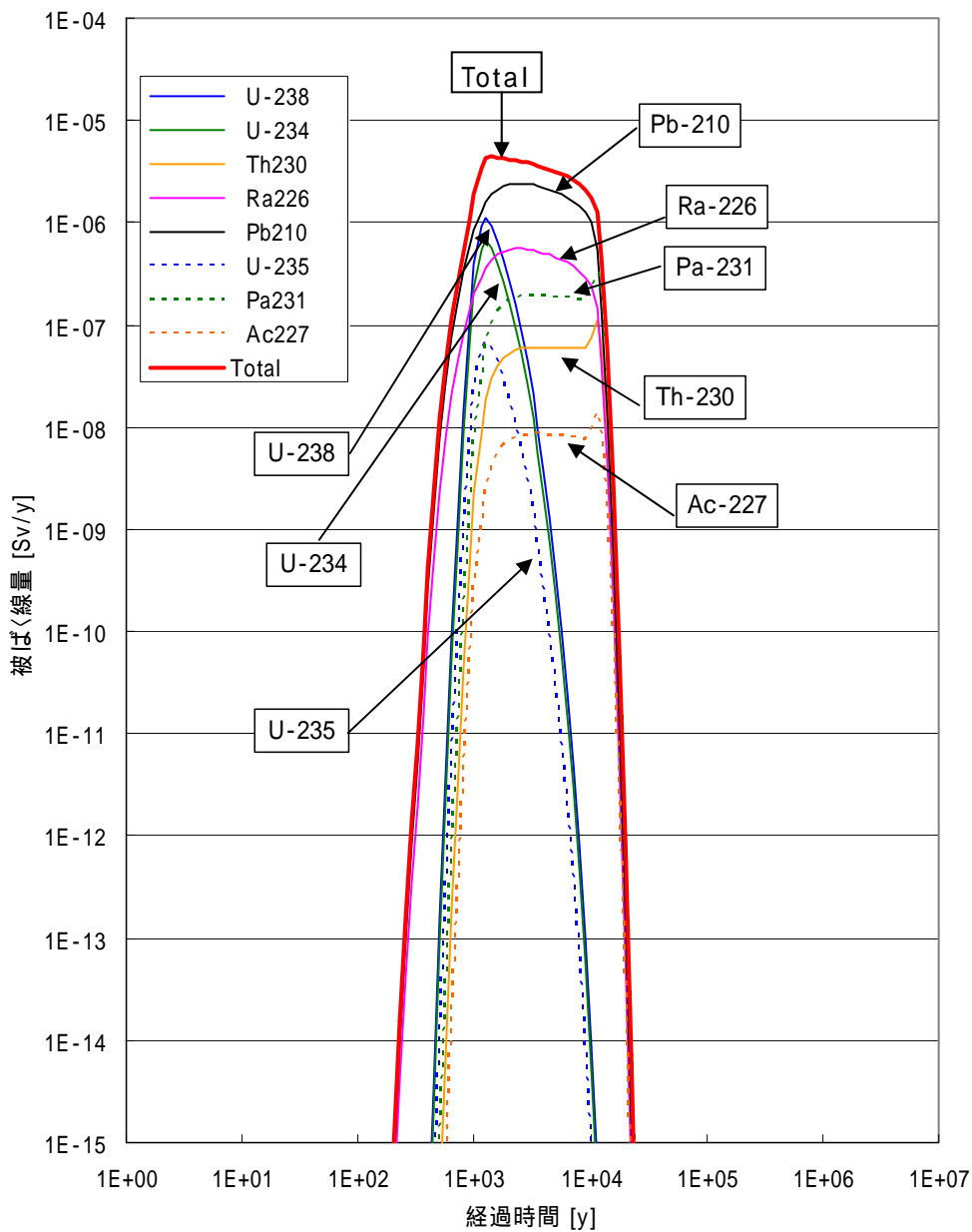


図 5-32 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 1m/day、敷地外 1m/day)

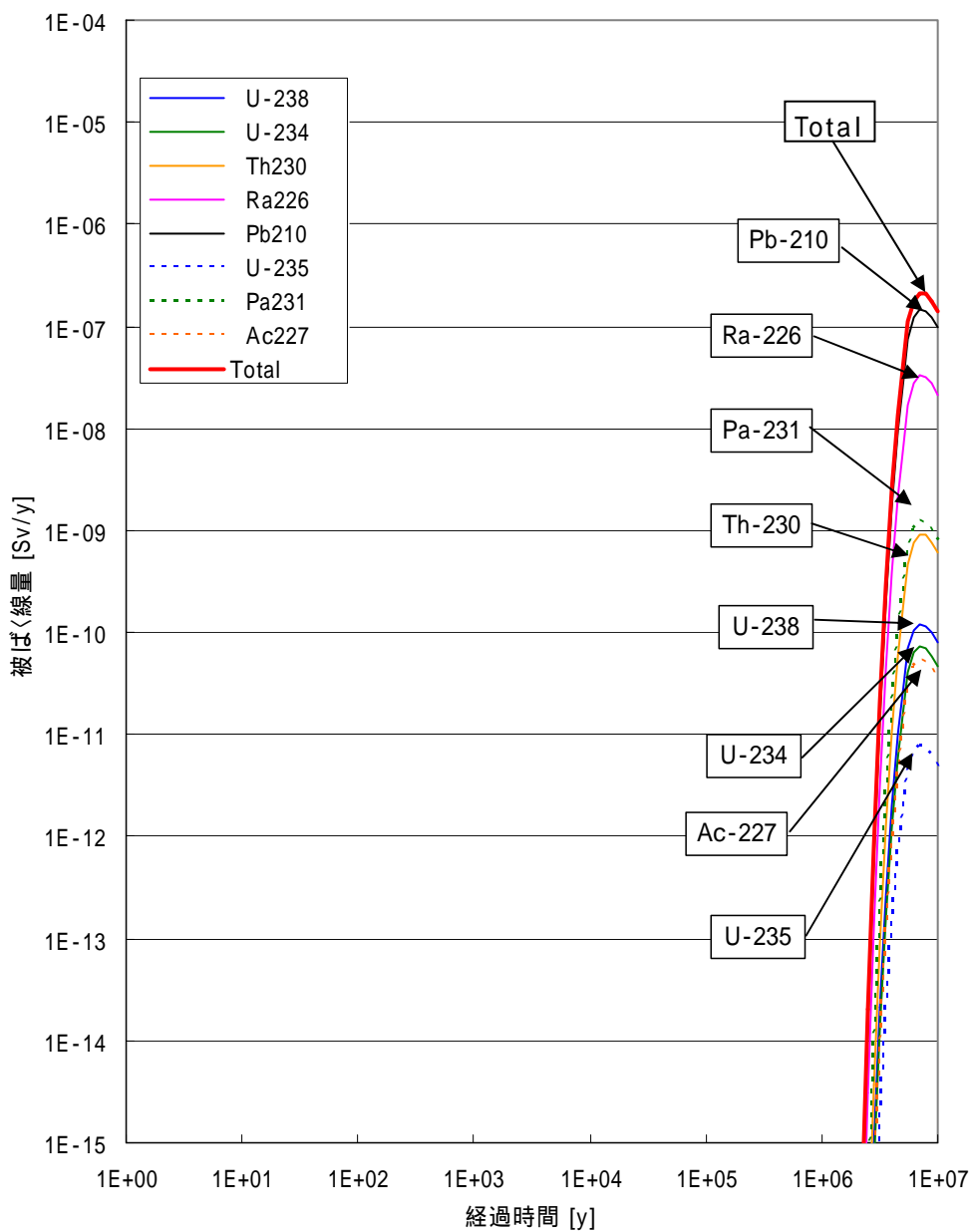


図 5-33 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 10m/day)

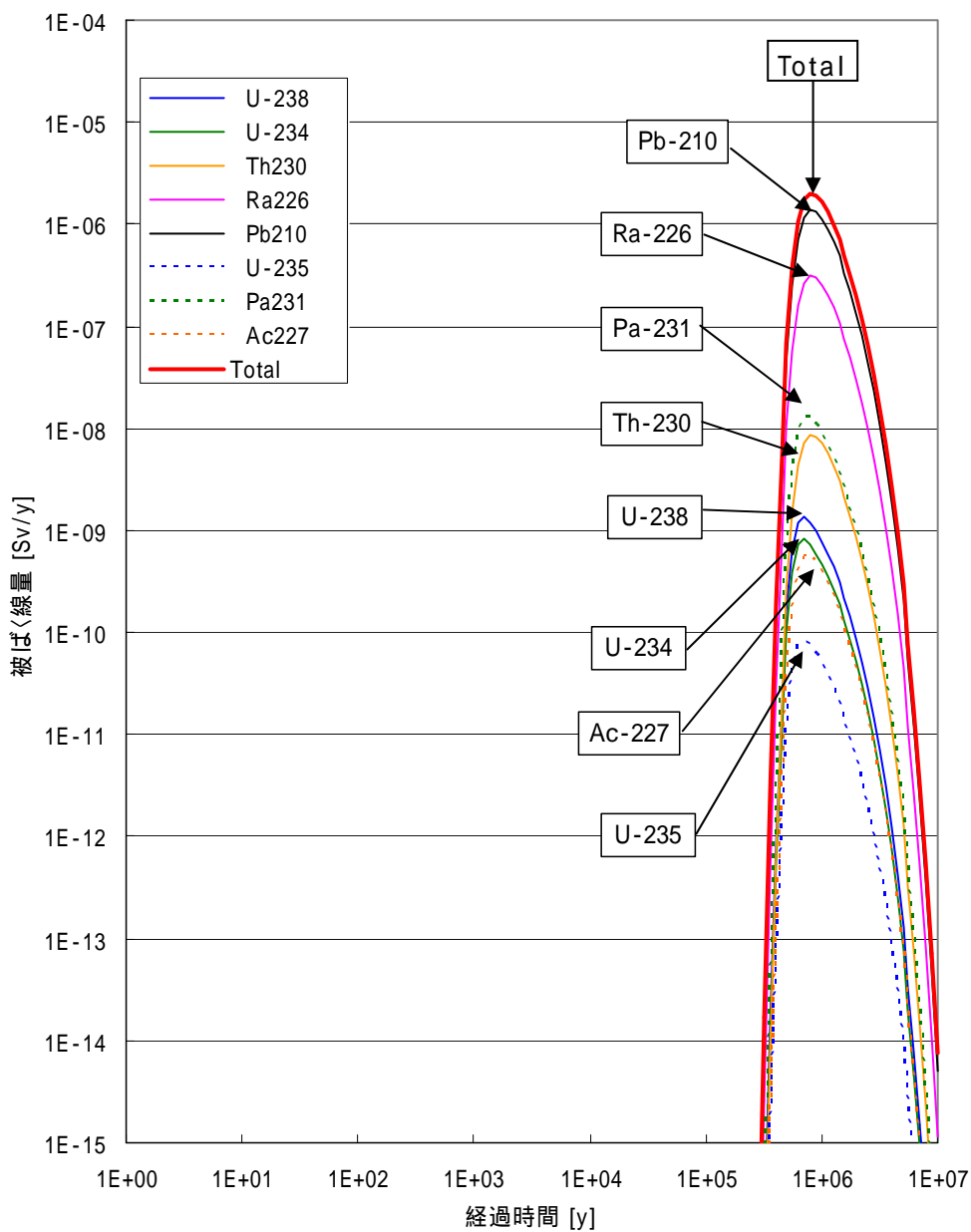


図 5-34 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 10m/day)

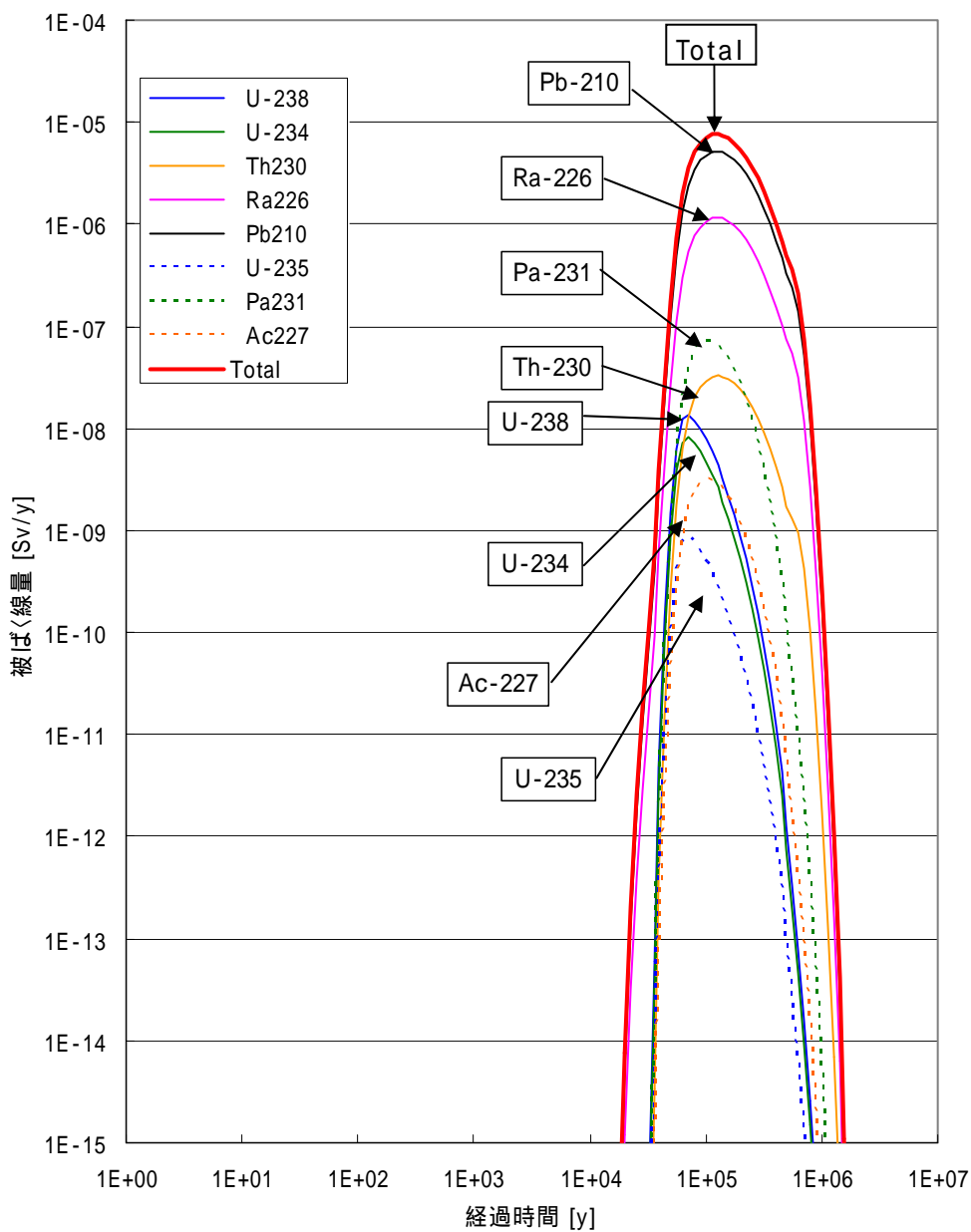


図 5-35 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 10m/day)

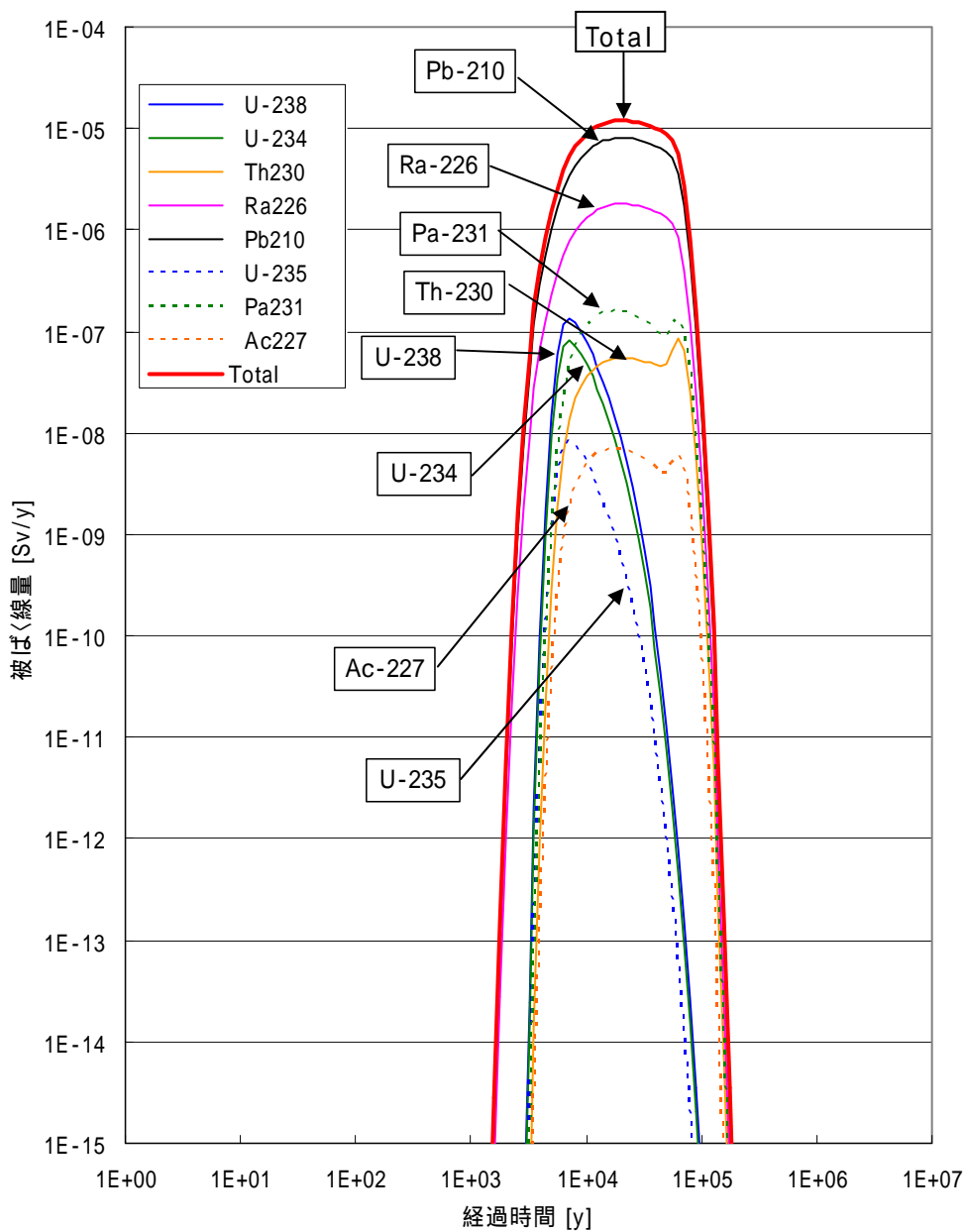


図 5-36 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 10m/day)

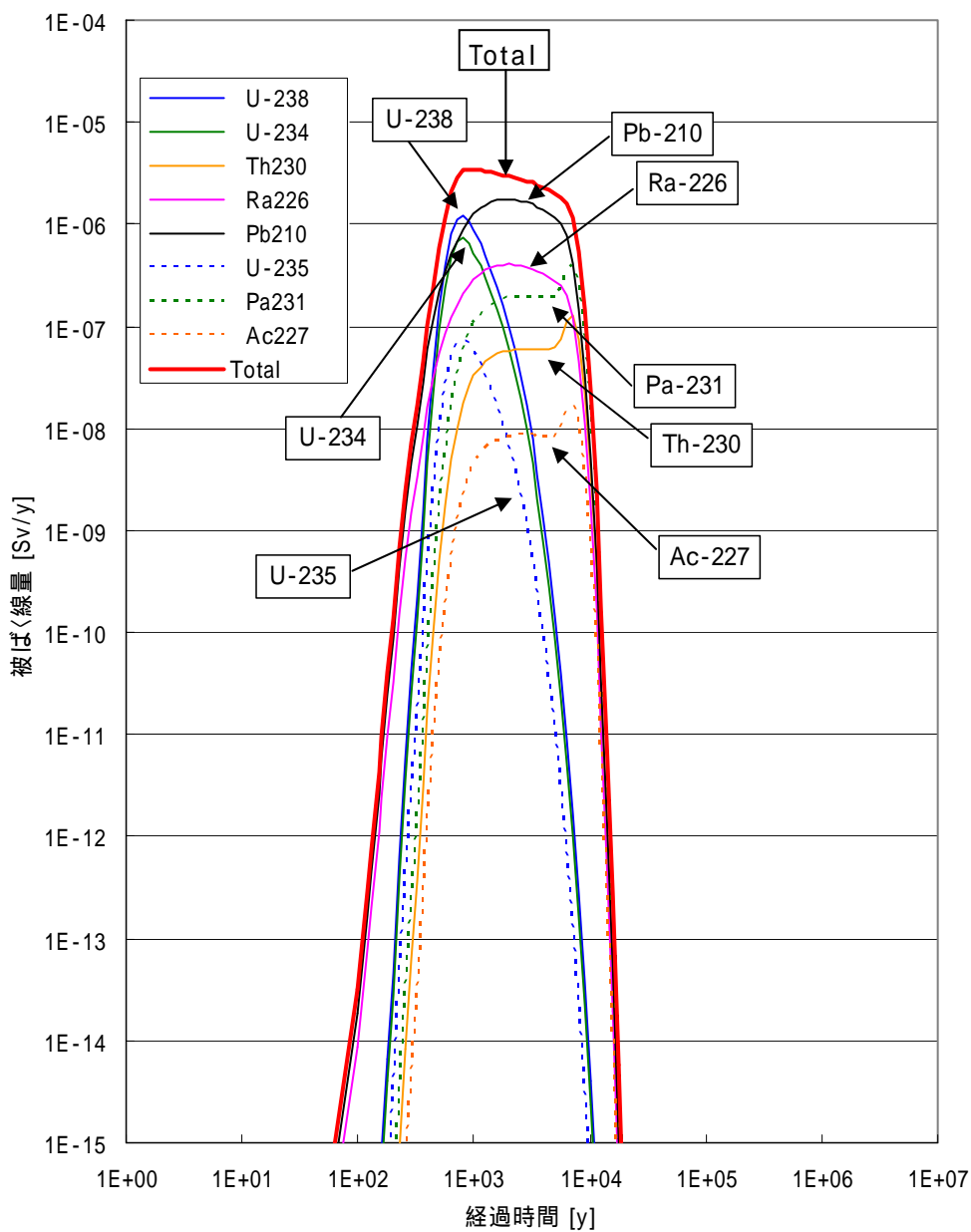


図 5-37 生物圏における被ばく線量の経時変化 (敷地内 1m/day、敷地外 10m/day)

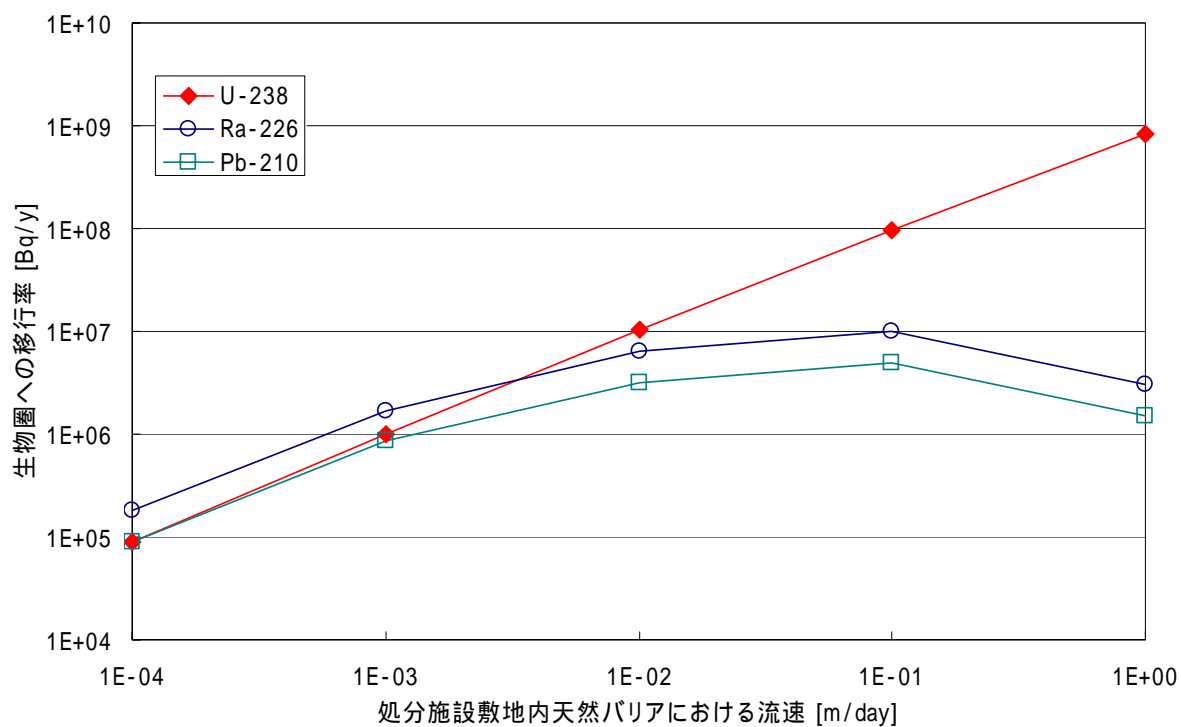


図 5-38 U-238、Ra-226 及び Pb-210 の生物圏への最大移行率と敷地内地下水流速の関係
(処分施設敷地外天然バリアにおける地下水流速が 1m/day のケース)

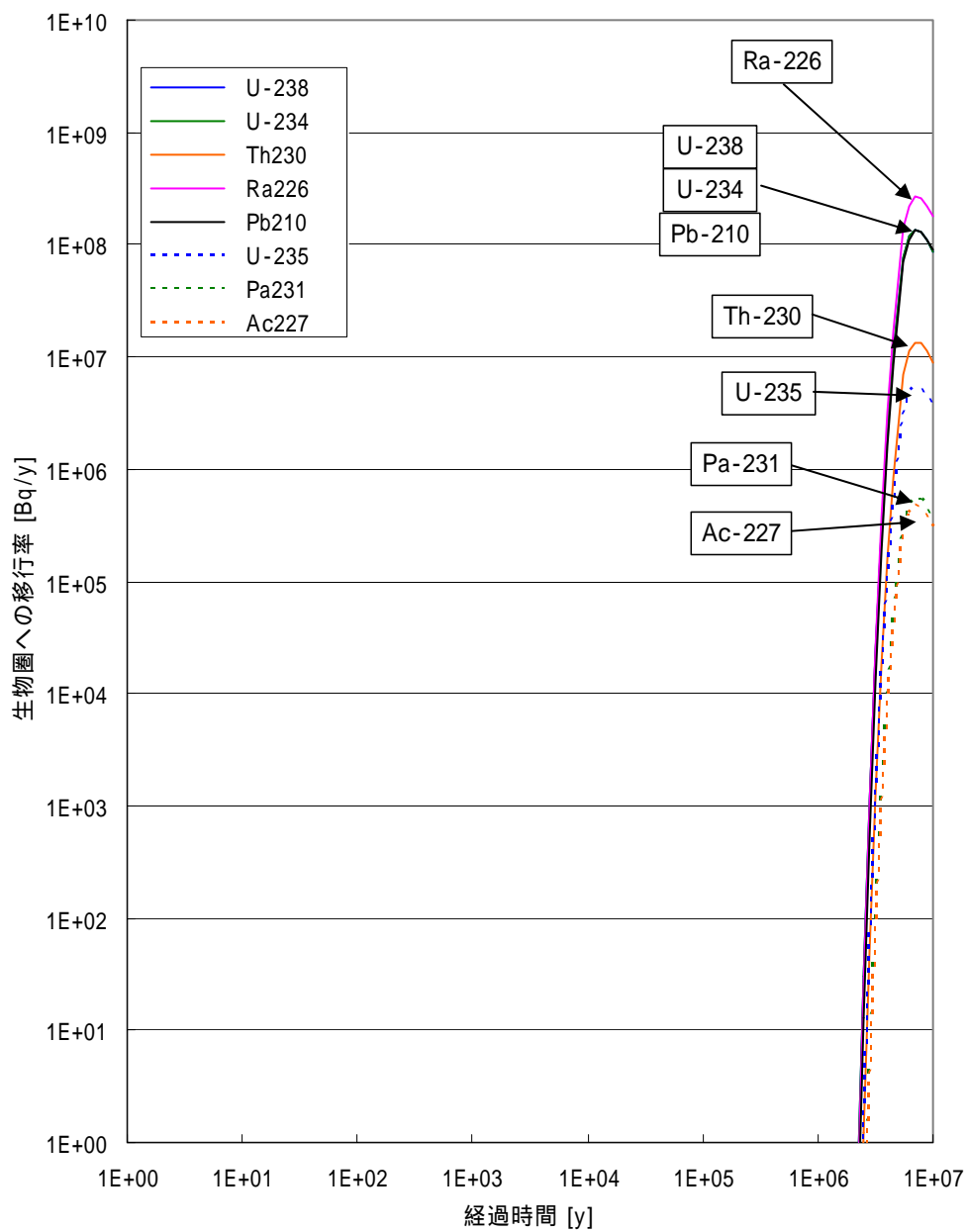


図 5-39 対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.0001m/day、敷地外 1m/day)

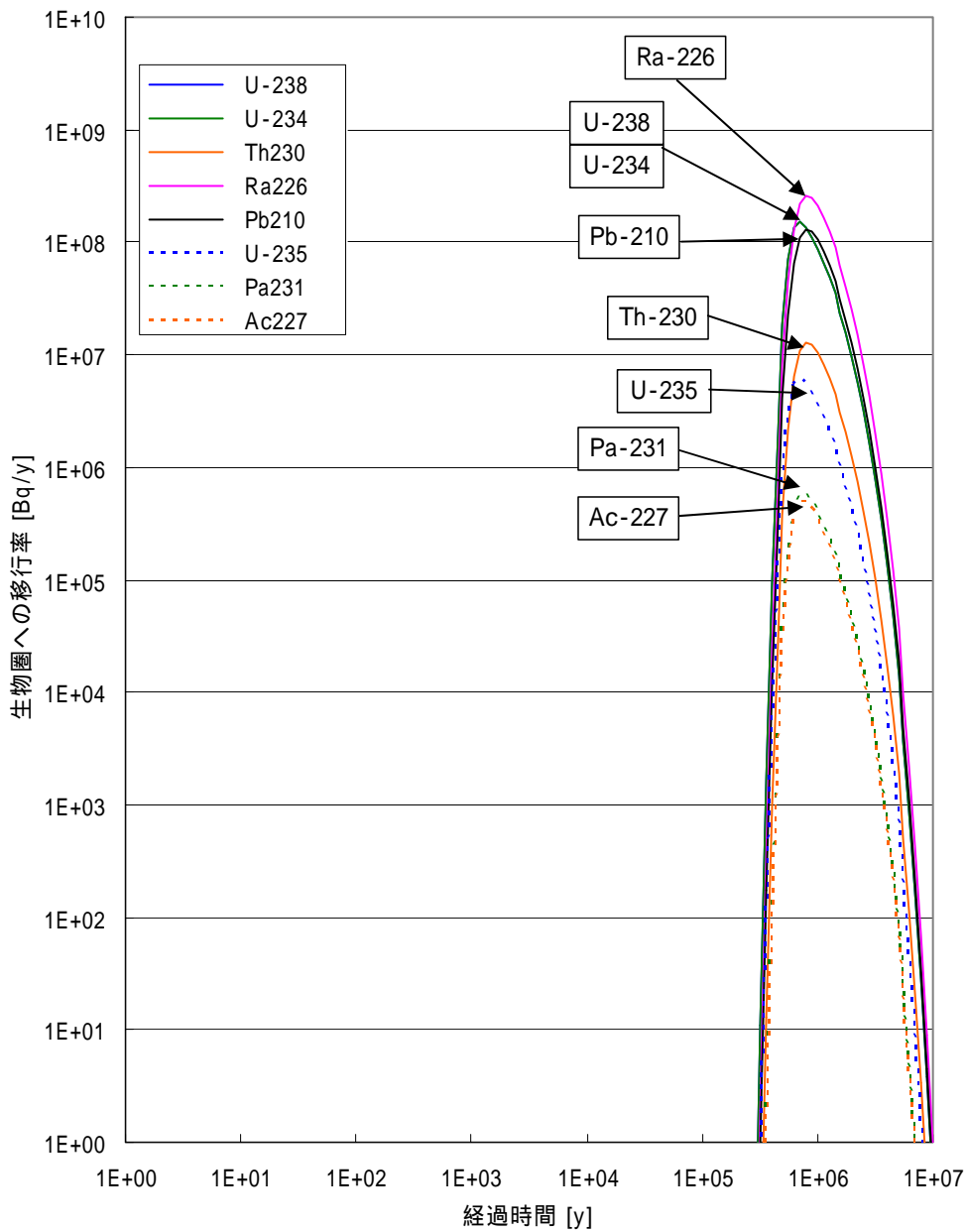


図 5-40 対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.001m/day、敷地外 1m/day)

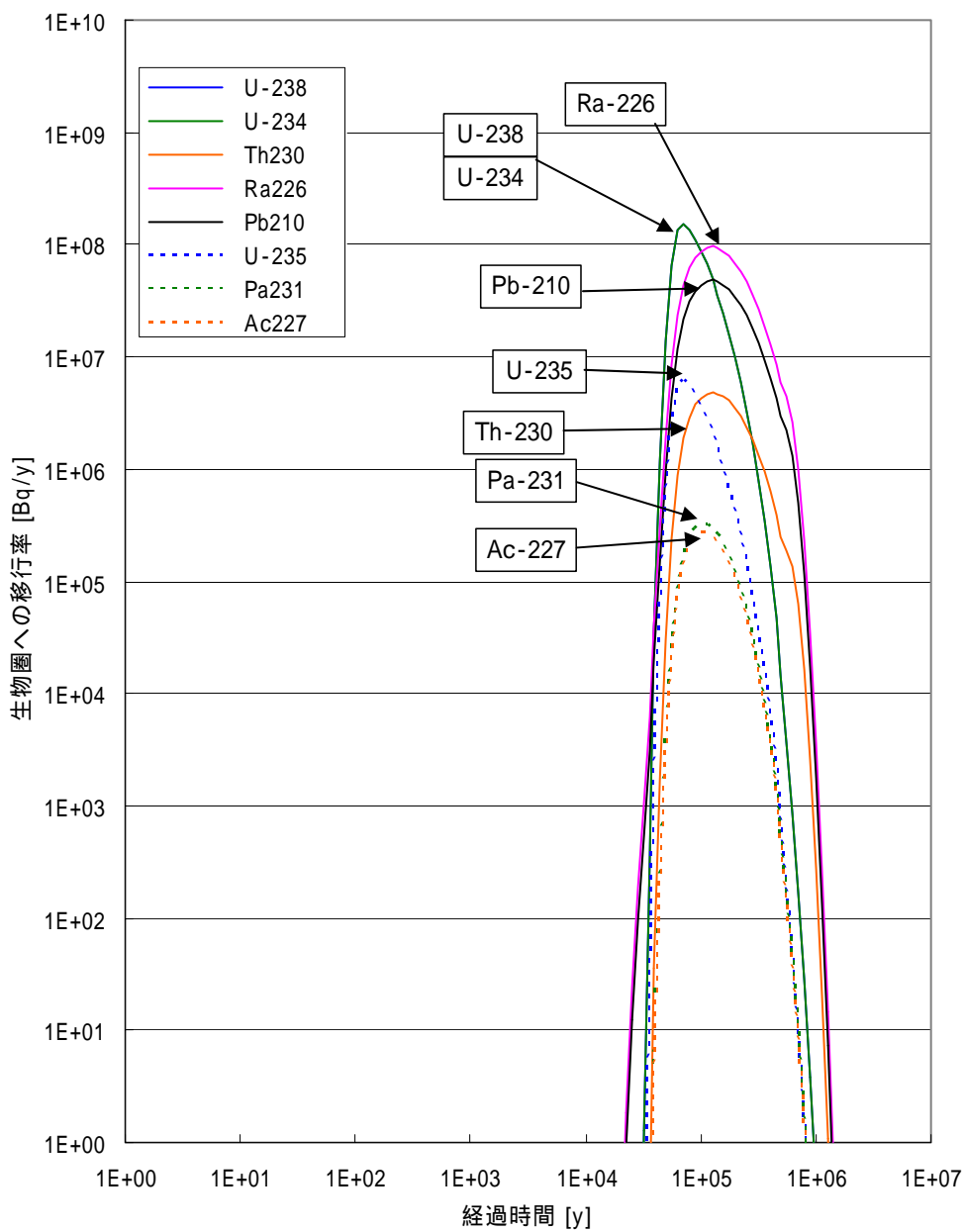


図 5-41 対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.01m/day、敷地外 1m/day)

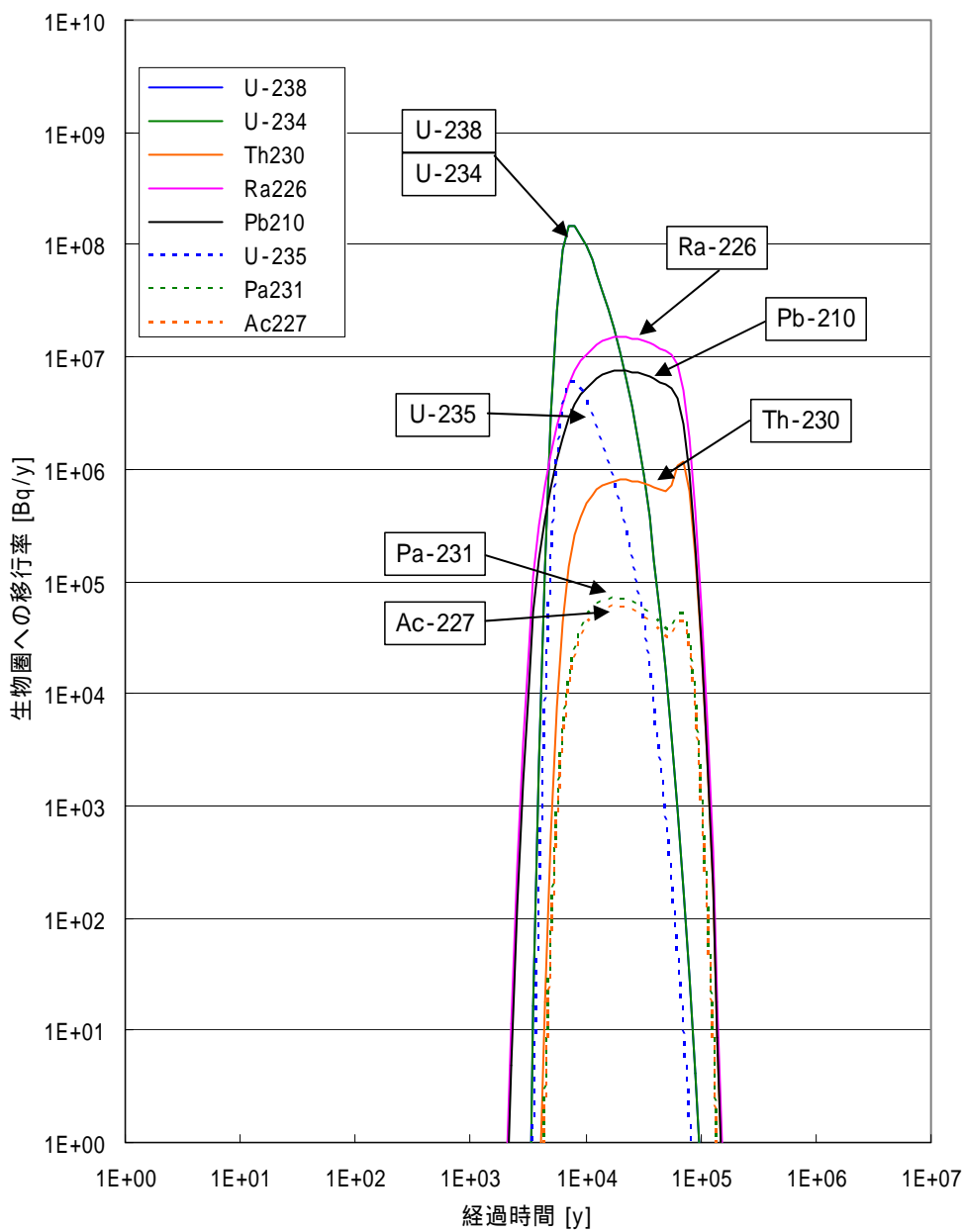


図 5-42 対象核種の生物圏への移行率の経時変化 (敷地内 0.1m/day、敷地外 1m/day)

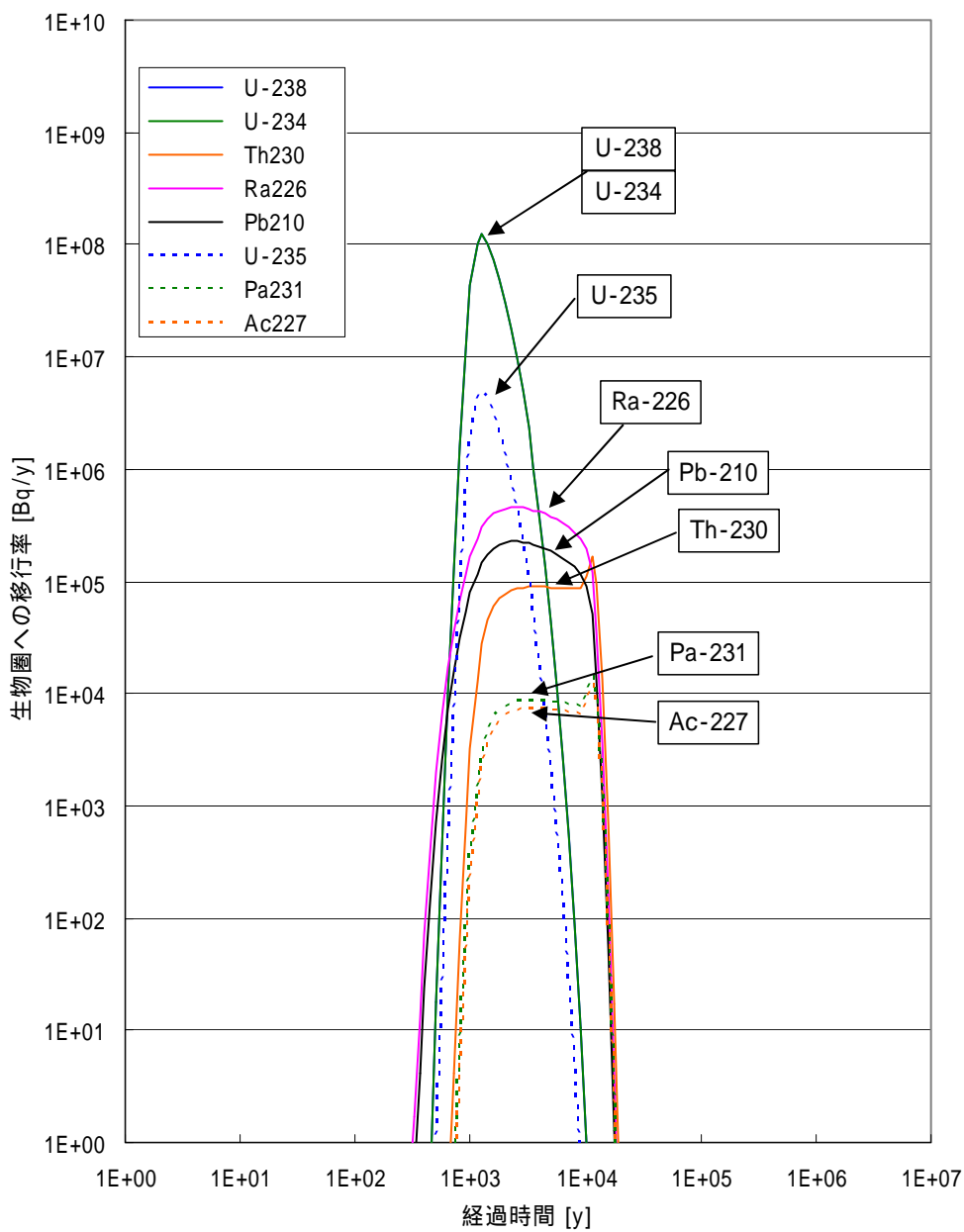


図 5-43 対象核種の生物圏への移行率の経時変化（敷地内 1m/day、敷地外 1m/day）

5.5 被ばく線量評価のまとめ

5.1 ~ 5.3 において検討した、各種パラメータが生物圏における被ばく線量に対して与える影響について、その要点を以下にまとめる。

5.5.1 地下水の流れ方向の影響

処分施設の長手方向に対して、地下水の流れが垂直（直交ケース）である場合には、生物圏における最大被ばく線量は流れが平行である場合（平行ケース）と比較してわずかに大きな値となった。最大被ばく線量は、直交ケースでは $2.0E-6Sv/y$ 、平行ケースでは $1.8E-6Sv/y$ であった。これは、平行ケースでは処分施設下流側と上流側で評価点までの距離が異なるため、最大被ばく線量が平坦化されてしまうためであり、これに対し直交ケースでは評価点までの距離が処分施設のどの位置においても同距離（平行ケースの下流側と同距離）になるためである。

5.5.2 分配係数の影響

処分施設周辺の環境が、還元性環境から酸化性環境に変化した場合を想定し、分配係数が小さくなることによって生じると考えられる生物圏における被ばく線量への影響を検討した。

全ての核種の天然バリア、または処分施設内と天然バリアの分配係数が $1/10$ または $1/100$ となった場合、生物圏における最大被ばく線量は増加する結果となった。処分施設内と天然バリアの分配係数が $1/10$ となった場合には $7.6E-06Sv/y$ となり、 $1/100$ となった場合には $1.3E-5Sv/y$ と $10 \mu Sv/y$ を超過する結果となった。また、天然バリアの分配係数のみが $1/100$ でも最大被ばく線量は $1.0E-5Sv/y$ となり $10 \mu Sv/y$ を超過する結果となった。

親核種である U-238 及び U-235 の分配係数がさらに小さくなった場合、最大被ばく線量は低減する可能性がある。これは、U-238 とリファレンスケースにおいては決定核種である Pb-210 が放射平衡に達する前に生物圏に放出されてしまうためであり、Pb-210 の生物圏における濃度が低減するためである。ただし、ウラン核種については分配係数が小さいほど、生物圏への放出量が増加することに留意すべきである。

5.5.3 溶解度の影響

これまでの解析では、対象核種は全て地下水に対して可溶性であるとして被ばく線量の検討を行ってきた。これは、核種移行にとっては最も保守的なケースであると考えられる。ここでは、処分施設環境が還元性環境から酸化性環境へ変化した際に影響を受けるパラメータとして溶解度に着目した、溶解度を考慮した解析を行った。

還元性環境における溶解度を用いて解析を行った結果、生物圏における最大被ばく線量は低減したが、その被ばく線量が長期間にわたって維持されることがわかった。これは、U-238、U-234 及び U-235 の処分施設内における濃度が溶解度よりも大きいため、処分施設内で沈殿し、処分施設からの長期間の核種浸出をもたらしているためである。

また、酸化性環境における溶解度を用いて解析を行った結果、U-238、U-234 及び U-235 の溶解度が処分施設内における濃度よりも十分に高いため、被ばく線量は沈殿を考慮しない場合と変わらない結果となった。

5.5.4 廃棄物処分量の影響

処分する廃棄物量が増加した場合について、処分施設の延長及び本数が 2 倍（処分施設延長 240m、本数 2 本）で、全体で 4 倍の物量となった場合を想定した検討を行った。ただし、イ

ンベントリは同じとした。

その結果、地下水の流れ方向が直交ケースの場合では、生物圏における最大被ばく線量に変化は無かった。平行ケースの場合では $1.5E-6Sv/y$ とわずかな低減が見られた。これは、処分施設が 120m の場合よりも 240m の場合で処分施設下流側と上流側で評価点までの距離差が大きくなるためであり、これによって最大被ばく線量が平坦化されてしまうためである。

5.5.5 地下水流速の影響

処分施設周辺の地下水環境の変化が生物圏における最大被ばく線量へ与える影響を検討するため、処分施設敷地内及び処分施設敷地外の地下水流速についての感度解析を行った。

その結果、処分施設敷地内の地下水流速が大きいほど最大被ばく線量は大きくなるが、地下水流速が 1m/day になると最大被ばく線量は低減していた。これは、処分施設敷地内の地下水流速が大きくなったことにより、処分施設からの核種浸出が増加し、また、核種の移行速度が上昇したことで、ウラン核種と子孫核種が放射平衡に達する前に生物圏に放出されるためである。ただし、地下水流速が大きいほど生物圏へのウランの放出量は増加する。

6. まとめ

ここでは、前章までの検討及び評価を踏まえて実現可能な合理化案の提示と課題を整理する。

6.1 検討及び評価の整理

まず、はじめに前章までの検討及び評価について整理する。

3章では、処分環境の還元状態を維持する人工バリア(緩衝材)の機能について検討を行った。ウランは、酸化環境で溶解度が高いことから、還元環境を長期間維持することで、生物圏への影響を抑制することが期待できる。モデル評価を行った結果、条件によっては数十万年間、還元環境を維持できることが確認できた。

ところで、人工バリア(緩衝材)の機能には、施設内への地下水浸入の抑制(止水バリア)、施設からの核種の放出抑制(閉じ込め)、還元環境の維持等がある。特に、ウランの特徴に着目すると、の機能に期待することは、安全性を確保する上で、その設置の意味合いは大きいと考えられる。

一方で、人工バリア(緩衝材)の設置は、処分コストを増大させることになる。例えば、「H16年度報告書」の経済性検討によれば、人工バリア(緩衝材)を設置したケースの建設費が100であるのに対し、これを設置しない合理化処分概念Cの場合には12という結果が得られている。人工バリア(緩衝材)の設置の有無は、処分コストに与える影響が大きいことを示している。

人工バリア(緩衝材)を合理化することによって処分コストは抑制されるものの、上述するようなバリア機能(止水バリア、閉じ込め、還元環境維持など)を期待できないことから、生物圏に与える影響等が懸念される。

平成16年度の検討においては、施設内への地下水浸入の抑制(止水バリア)、施設からの核種の放出抑制(閉じ込め)の2つの機能に着目し、安全性評価を実施した。すなわち、2つのバリア機能に期待しない場合を想定して評価パラメータを設定し線量評価を行った。その結果、目安線量を仮に $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ とするとこれを下回る結果が得られた。

さらに、本報告では、緩衝材の3番目の機能である還元環境の維持に着目し検討を深めることとした。4章では、処分施設がおかれる化学環境の違いに着目し、放出係数、分配係数等の核種吸着に係るパラメータについて調査を行い、還元環境、酸化環境における値をそれぞれ設定した。

5章では、4章での検討結果を踏まえ、化学環境の違いによる評価パラメータの影響を確認するために、平成16年度と同様に線量評価を行った。放出係数を全核種一律100倍とした極端なケース($13\mu\text{Sv}/\text{年}$)を除けば $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ を下回る試算結果が得られた。

6.2 実現可能な合理化案の提示と課題

平成16年度及び本報告の評価結果から、緩衝材を合理化(設置しない)処分概念の実現可能性が示唆された。実現可能な具体的な施設概念としては、「H16年度報告書」で示された3つの合理化処分概念が考えられる(図6-1)。

A: 岩盤空洞+コンクリートピット

B: 岩盤空洞+モノリス(廃棄体を空洞で一体的に固型化)

C: 岩盤空洞+トレンチ(廃棄体を空洞内に土砂等で埋め戻す)

これらの絞込みについては、さらに、モニタリング、操業からの要求、また、具体的なサイト条件に基づく設計検討を経て、導かれるものと考えられる。

安全性評価の観点での課題としては、今回評価対象としなかったその他の評価シナリオについての検討や、人間侵入、長期的事象などに対する評価の考え方の検討が考えられる。

また、パラメータ設定によっては、ウランの環境への放出量が増加することから、化学的毒性の観点からの検討も行う必要があると考えられる。

最後に、本報告のまとめとして、平成 16 年度から継続してきた合理化検討の流れ及び線量評価結果の概要を図 6-2に示す。

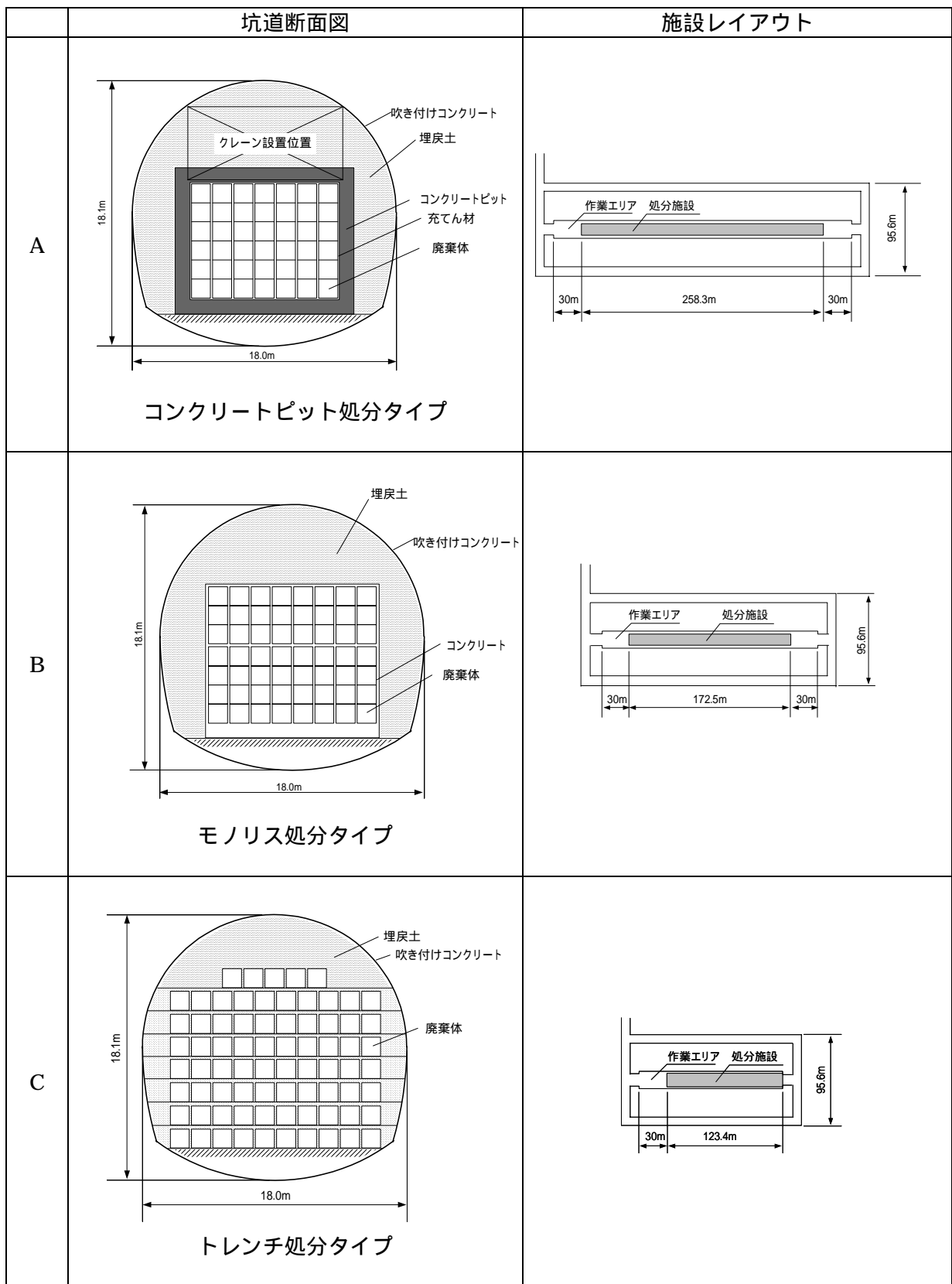
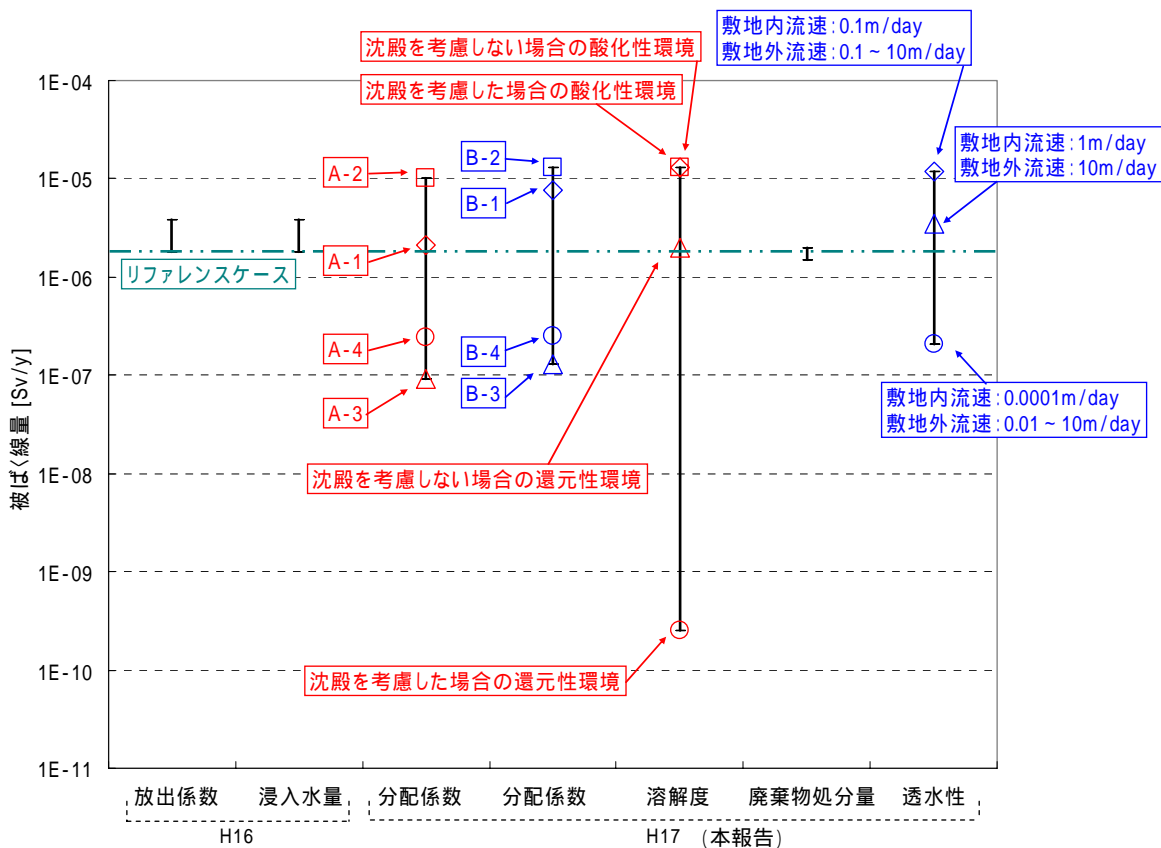


図 6-1 合理化処分概念

余裕深度処分の合理的な施設概念の検討



図 6-2 合理化検討の流れとその結果



検討ケース

- ・ 放出係数：1～10倍（放出係数基本値、基本値×10、放出係数及び浸入水量基本値×10）
- ・ 浸入水量：1～10倍（浸入水量基本値、基本値×10、浸入水量及び放出係数基本値×10）
- ・ 分配係数：天然バリア・酸性性環境
- ・ 分配係数：施設内+天然バリア・酸性性環境
- ・ 廃棄物処分量：25,000本または100,000本（ただし、インベントリは同じ）
- ・ 透水性：地下水流速・敷地内0.0001～1m/day、敷地外0.001～10m/day
- ・ 溶解度：還元性環境及び酸性性環境

線量が最大となるケース

- ・ 放出係数：放出係数及び浸入水量基本値×10（3.8E-6Sv/y。なお、放出係数のみ基本値×10の場合は3.6E-6Sv/y）
- ・ 浸入水量：浸入水量及び放出係数基本値×10（3.8E-6Sv/y。なお、浸入水量のみ基本値×10の場合は3.6E-6Sv/y）
- ・ 分配係数：リファレンスの1/100
- ・ 分配係数：施設内+天然バリアともにリファレンスの1/100
- ・ 廃棄物処分量：25,000本の場合
- ・ 透水性：敷地内が0.1m/dayかつ敷地外が0.1m/dayまたは1m/dayまたは10m/day
- ・ 溶解度：酸性性環境（リファレンスと同程度）

図 6-3 線量評価結果の概要

参考文献

- 1) 原子力安全委員会：“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）”（2000）
- 2) 核燃料サイクル開発機構：“わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第2次取りまとめ - 分冊3 地層処分システムの安全評価”、JNC TN1400 99-023（1999）
- 3) Roland Pusch：“The Buffer and Backfill Handbook Part.2:Materials and techniques”、SKB TR-02-12（2002）
- 4) Tadeusz Stepinski、Ping Wu、Fredrik Lingvall：“Inspection of copper canisters for spent nuclear fuel by means of ultrasound. Review of the research work performed in period 1994-2000”、SKB TR-02-05（2002）
- 5) 山本正幸、石橋純：“ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討（核燃料サイクル機構 業務委託報告書）”、JNC TJ8440 2005-001（2005）
- 6) Gunter Faure：“Principles and applications of geochemistry Second Edition”、Prentice Hall（1998）
- 7) H. Kato, T. Nakazawa, S. Ueta and T. Yato,、Measurements of effective diffusivities of tritiated water in sand-mixed bentonite、The seventh international conference proceedings of Radioactive Waste Management and Environmental Remediation、(1999)
- 8) 日本原子力研究所：“平成16年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査報告書(2/2) 「ウラン・TRU 廃棄物の基準整備に係る調査」”(2005)
- 9) Johan Andersson、Golder Grundteknik：“Data and data uncertainties. Compilation of data and data uncertainties for radionuclide transport calculations”、SKB TR-99-09（1999）
- 10) Michael Ochs and Caterina Talerico：“SR-Can. Data and uncertainty assessment. Migration parameters for the bentonite buffer in the KBS-3 concept”、SKB TR-04-18（2004）
- 11) 核燃料サイクル開発機構：“Radio-nuclides Migration Datasets(RAMDA) on cement, bentonite and rock for the performance assessment of TRU waste repository in Japan (Research Document)”、JNC TN8400 2005-027（2005）
- 12) 電気事業連合会、核燃料サイクル開発機構：“TRU 廃棄物処分技術検討書 - 第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ - ”、JNC TY1400 2005-013（2005）
- 13) 山本正幸、石橋純：“ウラン廃棄物の余裕深度処分概念の検討（核燃料サイクル機構 業務委託報告書）”、JNC TJ8440 2005-001（2005）
- 14) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会：“主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて”（1999）

国際単位系 (SI)

表1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質の量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 基本単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m ²
体積	立方メートル	m ³
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s ²
波数	毎メートル	m ⁻¹
密度 (質量密度)	キログラム毎立方メートル	kg/m ³
質量体積 (比体積)	立方メートル毎キログラム	m ³ /kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m ²
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
(物質の)濃度	モル毎立方メートル	mol/m ³
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m ²
屈折率	(数の) 1	1

表5. SI 接頭語

乗数	接頭語	記号	乗数	接頭語	記号
10 ²⁴	ヨタ	Y	10 ⁻¹	デシ	d
10 ²¹	ゼタ	Z	10 ⁻²	センチ	c
10 ¹⁸	エクサ	E	10 ⁻³	ミリ	m
10 ¹⁵	ペタ	P	10 ⁻⁶	マイクロ	μ
10 ¹²	テラ	T	10 ⁻⁹	ナノ	n
10 ⁹	ギガ	G	10 ⁻¹²	ピコ	p
10 ⁶	メガ	M	10 ⁻¹⁵	フェムト	f
10 ³	キロ	k	10 ⁻¹⁸	アト	a
10 ²	ヘクト	h	10 ⁻²¹	ゼプト	z
10 ¹	デカ	da	10 ⁻²⁴	ヨクト	y

表3. 固有の名称とその独自の記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位			
	名称	記号	他のSI単位による表し方	SI基本単位による表し方
平面角	ラジアン ^(a)	rad		m ² ・m ⁻¹ =1 ^(b)
立体角	ステラジアン ^(a)	sr ^(c)		m ² ・m ⁻² =1 ^(b)
周波数	ヘルツ	Hz		s ⁻¹
力	ニュートン	N		m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻²
圧力, 応力	パスカル	Pa	N/m ²	m ⁻¹ ・kg ⁻¹ ・s ⁻²
エネルギー, 仕事, 熱量	ジュール	J	N・m	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻²
工率, 放射束	ワット	W	J/s	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³
電荷, 電気量	クーロン	C		s ¹ ・A
電位差 (電圧), 起電力	ボルト	V	W/A	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ ・A ⁻¹
静電容量	ファラド	F	C/V	m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ⁴ ・A ²
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ ・A ⁻²
コンダクタンス	ジーメン	S	A/V	m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ³ ・A ²
磁束密度	ウェーバ	Wb	V・s	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・A ⁻¹
磁束密度	テスラ	T	Wb/m ²	kg ⁻¹ ・s ⁻² ・A ⁻¹
インダクタンス	ヘンリー	H	Wb/A	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・A ⁻²
セルシウス温度	セルシウス度 ^(d)	°C		K
光度 (放射能)	ルーメン	lm	cd・sr ^(c)	m ² ・m ⁻² ・cd=cd
照射度	ルクス	lx	lm/m ²	m ² ・m ⁻⁴ ・cd=m ⁻² ・cd
(放射性核種の)放射能	ベクレル	Bq		s ⁻¹
吸収線量, 質量エネルギー分与, カーマ線量当量, 周辺線量当量, 方向性線量当量, 個人線量当量, 組織線量当量	グレイ	Gy	J/kg	m ² ・s ⁻²
	シーベルト	Sv	J/kg	m ² ・s ⁻²

- (a) ラジアン及びステラジアンの使用は、同じ次元であっても異なった性質をもった量を区別するときの組立単位の表し方として利点がある。組立単位を形作る際のいくつかの用例は表4に示されている。
- (b) 実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号“1”は明示されない。
- (c) 測光学では、ステラジアンの名称と記号srを単位の表し方の中にそのまま維持している。
- (d) この単位は、例としてミリセルシウス度m°CのようにSI接頭語を伴って用いても良い。

表4. 単位の中に固有の名称とその独自の記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位			
	名称	記号	SI 基本単位による表し方	
粘力のモーメント	パスカル秒	Pa・s	m ⁻¹ ・kg ⁻¹ ・s ⁻¹	
表面張力	ニュートンメートル	N・m	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻²	
角速度	ニュートン毎メートル	N/m	kg ⁻¹ ・s ⁻²	
角加速度	ラジアン毎秒	rad/s	m ² ・m ⁻¹ ・s ⁻¹ =s ⁻¹	
熱流密度, 放射照度	ラジアン毎平方秒	rad/s ²	m ² ・m ⁻¹ ・s ⁻² =s ⁻²	
熱容量, エントロピー	ワット毎平方メートル	W/m ²	kg ⁻¹ ・s ⁻³	
質量熱容量 (比熱容量), 質量エントロピー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/K	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・K ⁻¹	
質量熱容量 (比熱容量), 質量エントロピー	ジュール毎キログラム	J/(kg・K)	m ² ・s ⁻² ・K ⁻¹	
熱伝導率	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ⁻¹ ・kg ⁻¹ ・s ⁻²	
体積エネルギー	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m・K)	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ ・K ⁻¹	
電界の強さ	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ⁻¹ ・kg ⁻¹ ・s ⁻²	
体積電荷	ボルト毎メートル	V/m	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ ・A ⁻¹	
電気変位	クーロン毎立方メートル	C/m ³	m ⁻³ ・s ¹ ・A	
誘電率	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ⁻² ・s ¹ ・A	
透磁率	ファラド毎メートル	F/m	m ⁻³ ・kg ⁻¹ ・s ⁴ ・A ²	
モルエネルギー	ヘンリー毎メートル	H/m	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・A ⁻²	
モルエントロピー	ジュール毎モル	J/mol	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・mol ⁻¹	
モルエントロピー	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol・K)	m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻² ・K ⁻¹ ・mol ⁻¹	
照射線量 (X線及びγ線)	クーロン毎キログラム	C/kg	kg ⁻¹ ・s ¹ ・A	
吸収線量	グレイ毎秒	Gy/s	m ² ・s ⁻³	
放射線強度	ワット毎ステラジアン	W/sr	m ⁴ ・m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ =m ² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³	
放射輝度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	W/(m ² ・sr)	m ² ・m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ⁻³ =kg ⁻¹ ・s ⁻³	

表6. 国際単位系と併用されるが国際単位系に属さない単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1 h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	′	1′=(1/60)°=(π/10800) rad
秒	″	1″=(1/60)′=(π/648000) rad
リットル	l, L	1 l=1 dm ³ =10 ⁻³ m ³
トン	t	1 t=10 ³ kg
ネーパ	Np	1 Np=1
ベル	B	1 B=(1/2) ln10 (Np)

表7. 国際単位系と併用されこれに属さない単位でSI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
電子ボルト	eV	1 eV=1.60217733(49)×10 ⁻¹⁹ J
統一原子質量単位	u	1 u=1.6605402(10)×10 ⁻²⁷ kg
天文単位	ua	1 ua=1.49597870691(30)×10 ¹¹ m

表8. 国際単位系に属さないが国際単位系と併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
海里		1 海里=1852m
ノット		1 ノット=1 海里毎時=(1852/3600)m/s
アール	a	1 a=1 dam ² =10 ² m ²
ヘクタール	ha	1 ha=1 hm ² =10 ⁴ m ²
バル	bar	1 bar=0.1MPa=100kPa=1000hPa=10 ⁵ Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=10 ⁻¹⁰ m
バー	b	1 b=100fm ² =10 ⁻²⁸ m ²

表9. 固有の名称を含むCGS組立単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
エルグ	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J
ダイン	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N
ポアズ	P	1 P=1 dyn・s/cm ² =0.1Pa・s
ストークス	St	1 St=1cm ² /s=10 ⁻⁴ m ² /s
ガウス	G	1 G=10 ⁴ T
エルステッド	Oe	1 Oe=(1000/4π)A/m
マクスウェル	Mx	1 Mx=10 ⁻⁸ Wb
スチル	sb	1 sb=1cd/cm ² =10 ⁴ cd/m ²
ホト	ph	1 ph=10 ¹¹ lx
ガリ	Gal	1 Gal=1cm/s ² =10 ⁻² m/s ²

表10. 国際単位に属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
キュリー	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
レントゲン	R	1 R=2.58×10 ⁻⁴ C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
レム	rem	1 rem=1cSv=10 ⁻² Sv
X線単位	X unit	1 X unit=1.002×10 ⁻⁴ nm
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10 ⁻⁹ T
ジャンスキー	Jy	1 Jy=10 ⁻²⁶ W・m ⁻² ・Hz ⁻¹
フェルミ	fm	1 fermi=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メートル系カラット	Torr	1 metric carat = 200 mg = 2×10 ⁻⁴ kg
トル	Torr	1 Torr = (101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
カロリ	cal	
マイクロン	μ	1 μ=1μm=10 ⁻⁶ m