

# 浅地中処分想定廃棄体の処分適合性に関する検討

(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

2002年2月

**日揮株式会社**

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

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4-49  
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)  
2002

浅地中処分想定廃棄体の処分適合性に関する検討  
(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

三木崇史\* 椋木敦\* 池田孝夫\*

要旨

本研究では、核燃料サイクル開発機構の再処理工場から発生するアスファルト固化体、プラスチック固化体及びROBE固化体について、余裕深度処分への適合性を検討した。

検討では、まず、対象廃棄体の性状について整理し、安全評価に係るFEP (Features, Events and Processes)を見直した。次に、地下水移行シナリオについて感度解析を行い、線量に対して感度の高いパラメータについて、目標線量を下回るための人工バリアおよび天然バリアに関する十分条件を明らかにした。さらに、感度解析の結果及びFEP辞書を利用して安全評価上重要となる事象を抽出した。

また、対象廃棄体中に含まれる硝酸およびほう素の化学物質としての環境への影響について文献調査を行い、処分場からの化学物質の移行量を予備的な解析により評価し、処分適合性を検討した。

最後に、上記検討を踏まえ、対象廃棄体を浅地中処分可能とするために必要な今後の研究計画を策定した。今後はこれらの研究計画を実施する必要がある。また、性能評価の観点のみではなく、経済性の観点等からの検討も重要であると考えられる。

---

本報告書は、日揮株式会社が核燃料サイクル開発機構との業務委託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

\*：日揮株式会社

Feasibility Study for Mid-Depth Disposal of Wastes  
Solidified by Asphalt, Plastic and ROBE  
(Document Prepared by Other Institute, Based on the Trust Contract)

Takahito Miki\*, Atsushi Mukunoki\* and Takao Ikeda\*

## Abstract

In this report, feasibility studies for mid-depth disposal of wastes solidified by asphalt, plastic and ROBE which are generated from JNC's Tokai reprocessing plant were carried out.

In this study, at first, the characteristics of those wastes were summarized. And FEPs (Features, Events and Processes) regarding safety assessment for mid-depth disposal system were reviewed.

Next, stochastic simulations were conducted to clarify the enough conditions in system specification for achieving a target which is well below the dose criteria for groundwater scenarios. Furthermore, important issues which affect disposal barrier systems were extracted using results of stochastic analysis and FEPs considerations.

With regard to the environmental impacts of nitrate and boron which are included in the above wastes, literature survey and preliminary numerical analysis regarding flux and concentrations of them around disposal facility were carried out in order to discuss the feasibility.

Finally, research programs for the improvement feasibility of mid-depth disposal of those wastes were developed.

---

This work was performed by JGC Corporation under contract with Japan Nuclear Cycle Development Institute.

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

\* : JGC Corporation

## 目 次

1. はじめに .....	1
2. 安全評価シナリオに関する検討 .....	2
2.1 はじめに .....	2
2.2 F E Pの再整理に関する検討.....	2
2.2.1 F E Pの再整理の手順.....	2
2.2.2 F E Pリストの見直し .....	6
2.2.3 F E P辞書の再整理.....	6
3. 合理的な処分システム仕様及び地質環境条件の検討 .....	13
3.1 核種移行コードの機能拡張 .....	13
3.2 合理的な処分システム仕様及び地質環境条件の検討.....	13
3.2.1 処分概念および評価モデル.....	14
3.2.2 対象廃棄体およびインベントリ.....	15
3.2.3 変動パラメータ .....	16
3.2.4 解析結果.....	16
3.2.5 目標線量を下回る十分条件の検討 .....	18
3.3 影響事象の抽出 .....	57
3.3.1 影響事象の抽出手法.....	57
3.3.2 対象廃棄体の余裕深度処分における影響事象の抽出 .....	58
4. 環境影響評価に関する検討.....	95
4.1 はじめに .....	95
4.2 化学物質の環境影響に関する調査検討 .....	95
4.2.1 一般・産業廃棄物の処分に伴う環境影響評価内容に関する調査 .....	95
4.2.2 基準値の制定根拠に係わる調査.....	118
4.2.3 環境汚染，生物及び人の健康影響の発生状況に関する事例調査 .....	154
4.2.4 化学物質の環境中における挙動に関する調査 .....	177
4.2.5 産業廃棄物の処分として捉えた場合の環境上の問題点に関する検討 .....	181
4.3 処分場からの化学物質の移行評価 .....	186

4.3.1 評価対象及び評価条件 .....	186
4.3.2 評価指標.....	186
4.3.3 解析結果.....	187
4.3.4 考察.....	188
4.4 課題の抽出と解決策の検討 .....	207
5. 研究計画の策定 .....	209
5.1 余裕深度処分の適合性検討 .....	209
5.2 今後の研究計画 .....	210
6. おわりに .....	220
7. 謝辞 .....	221
8. 参考文献 .....	222
添付 1 F E P再整理に係る文献調査結果.....	227
添付 2 Nestor の機能拡張 .....	251
添付 3 ムービングバンド法による感度分析結果.....	265
添付 4 化学物質移行解析結果 .....	363
添付 5 対象廃棄体に対する接近シナリオの評価.....	399

## 目次

図 2-1	マトリクス表示された F E P リストの説明	10
図 2-2	F E P 辞書のフォーマット	11
図 2-3	本検討における余裕深度処分の人工バリア概念	11
図 3-1	本検討における核種移行解析のシステム構成	15
図 3-2	核種放出率の時間依存性（プラスチック固化体）	40
図 3-3	核種放出率の時間依存性（アスファルト固化体 / 区分 1）	41
図 3-4	核種放出率の時間依存性（アスファルト固化体 / 区分 2）	42
図 3-5	核種放出率の時間依存性（ROBE 固化体 / 区分 1）	43
図 3-6	核種放出率の時間依存性（ROBE 固化体 / 区分 2）	44
図 3-7	核種放出率の時間依存性（ROBE 固化体 / 区分 3）	45
図 3-8	核種放出率の時間依存性（ROBE 固化体 / 区分 4）	46
図 4-1	産業廃棄物の最終処分場	107
図 4-2	環境影響評価の手続きの流れ	111
図 4-3	窒素の循環	178
図 4-4	人の健康の保護に関する環境	185
図 4-5	解析体系（側面ケース）	194
図 4-6	解析体系（上面ケース）	195
図 4-7	各ケースにおけるメッシュ図	196
図 4-8	各ケースにおける水頭コンター図	197
図 4-9	各経過時間における濃度コンター図 （側面ケース：レファレンスケース）	198
図 4-10	各経過時間における濃度コンター図 （上面ケース：レファレンスケース）	199
図 4-11	計算結果の経過時間依存 （レファレンスケース）	200
図 4-12	感度解析結果（側面ケース）	201
図 4-13	感度解析結果（上面ケース）	204

## 表目次

表 2-1	電共研「シナリオ体系化研究」における F E P リスト	9
表 2-2	F E P の ID 番号設定規約	10
表 2-3	本検討における F E P リスト	12
表 3-1	本検討で使用した廃棄体量及びインベントリ	21
表 3-2	処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ	22
表 3-3	人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ	23
表 3-4	天然バリアの基本特性に関するパラメータ	26
表 3-5	核種の移行特性に関するパラメータ	27
表 3-6	水理に関するパラメータ	35
表 3-7	地球化学異常および領域の劣化に関するパラメータ	36
表 3-8	生物圏に関するパラメータ	38
表 3-9	線量に対するパラメータの感度のまとめ (プラスチック固化)	47
表 3-10	線量に対するパラメータの感度のまとめ (アスファルト固化：区分 1 )	48
表 3-11	線量に対するパラメータの感度のまとめ (アスファルト固化：区分 2 )	49
表 3-12	線量に対するパラメータの感度のまとめ ( R O B E 固化：区分 1 )	50
表 3-13	線量に対するパラメータの感度のまとめ ( R O B E 固化：区分 2 )	51
表 3-14	線量に対するパラメータの感度のまとめ ( R O B E 固化：区分 3 )	52
表 3-15	線量に対するパラメータの感度のまとめ ( R O B E 固化：区分 4 )	53
表 3-16	各廃棄体・区分に対する十分条件のまとめ	54
表 3-17	確認計算に使用したパラメータ設定値	55
表 3-18	確認計算結果	56
表 3-19	重要パラメータと F E P との関連づけ	67
表 3-20	重要パラメータに対応する F E P の評価すべき事象の一覧	68
表 3-21	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率 ( R O B E 固化体 )	69
表 3-22	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率 (アスファルト固化体)	72
表 3-23	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率	



	(プラスチック固化体) .....	74
表 3-24	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：コンクリートバリア劣化後透水係数 .....	75
表 3-25	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：コンクリートバリア劣化開始時刻(応力) .....	76
表 3-26	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：コンクリートバリア劣化開始時刻(水化学) .....	77
表 3-27	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：緩衝材劣化後透水係数 .....	79
表 3-28	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：緩衝材劣化開始時刻(応力) .....	81
表 3-29	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：緩衝材劣化開始時刻(水化学) .....	83
表 3-30	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前の C-14 の分配係数(廃棄体) .....	86
表 3-31	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前の C-14 の分配係数(充填材) .....	88
表 3-32	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：ガス発生速度(廃棄体) .....	90
表 3-33	影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：ガス発生速度(コンクリート部) .....	91
表 3-34	抽出された影響事象 .....	92
表 4-1	放射性同位元素の定義 .....	97
表 4-2	廃棄物の種類一覧 .....	99
表 4-3	特定有害産業廃棄物の有害物質の判定濃度 .....	102
表 4-4	産業廃棄物および特別管理産業廃棄物の埋立処分基準 .....	104
表 4-5	産業廃棄物の最終処分場の構造基準と維持管理基準 .....	106
表 4-6	影響要因の区分と環境要素の区分及び標準項目 .....	114
表 4-7	環境影響評価の実施事例 .....	115
表 4-8	水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過 .....	123
表 4-9	中央環境審議会水質部会委員名簿 .....	126

表 4-10	中央環境審議会水質部会環境基準健康項目専門委員会名簿	127
表 4-11	土壌の汚染に係る環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過	128
表 4-12	中央環境審議会土壌農薬部会委員名簿	135
表 4-13	中央環境審議会土壌農薬部会土壌専門委員会委員名簿	136
表 4-14	水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の規制への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過	137
表 4-15	中央環境審議会水質部会排水規制等専門委員会委員名簿	145
表 4-16	水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的デ - タ	146
表 4-17	土壌の汚染に係る環境基準制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的デ - タ	148
表 4-18	水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の規制制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的デ - タ	150
表 4-19	硝酸態窒素による環境汚染の発生事例に関する資料の要旨	159
表 4-20	ほう素による環境汚染の発生事例に関する資料の要旨	161
表 4-21	硝酸態窒素による生物影響の調査と影響評価事例に関する資料の要旨	163
表 4-22	ほう素による生物影響の調査と影響評価事例に関する資料の要旨	164
表 4-23	硝酸態窒素による人の健康に係わる調査と影響評価事例に関する資料の要旨	168
表 4-24	ほう素による人の健康に係わる調査と影響評価事例に関する資料の要旨	173
表 4-25	人の健康の保護に関する環境基準	184
表 4-26	本検討に使用する施設寸法	186
表 4-27	基本ケースで使用するパラメータ	191
表 4-28	感度解析ケース一覧	193
表 5-1	研究計画	211

## 1. はじめに

再処理施設等から発生する超ウラン(TRU)核種を含む放射性廃棄物のうち、地層処分が適切と考えられる TRU 廃棄物については、「TRU 廃棄物処分概念検討書」(核燃料サイクル開発機構, 2000)において処分概念が提示され、また、地下水移行シナリオの核種移行評価により安全に処分できる見通しが得られた。

しかしながら、TRU 核種を含む放射性廃棄物のうち、比較的放射能濃度が低い廃棄物等に適用される余裕深度処分を含む浅地中処分施設への適合性についての詳細な検討はなされていない。また、これらの廃棄物には硝酸塩等の化学物質や有機物等を含む廃棄体が含まれる可能性がある。そのため、廃棄物処分事業を円滑に進めるためにはこれらの廃棄物の特性を考慮し、適切な処分方策を設定するとともに、その適合性について検討する必要がある。

本研究では、核燃料サイクル開発機構の再処理施設から発生する廃棄物のうち、アスファルト固化体、ROBE 固化体(硝酸塩固化体及びスラリー固化体)、プラスチック固化体を対象として、それらの特性を考慮し、余裕深度処分の概念への適用性について詳細に検討し、将来的に対象廃棄体を浅地中処分するために必要な研究開発計画を策定する。

なお、検討においては、既往の研究である「核種移行解析の網羅性の確認・評価(その2)」(日揮株式会社, 2001)の成果を反映させ、核燃料サイクル開発機構が所有する核種移行コード「NESTOR」(日揮株式会社, 2001)を用いて、より詳細な評価を実施するものとする。さらに、対象とする廃棄物が放射線学的影響以外の影響を与うる化学物質を有していることから、それらの影響についても検討する。

## 2. 安全評価シナリオに関する検討

### 2.1 はじめに

本検討では、対象とする廃棄体（アスファルト固化体，プラスチック固化体及びR O B E固化体）の性状を整理・確認した。また，対象とする廃棄体を余裕深度処分した際に，処分システムに対して性能評価の観点から影響を及ぼしうる事象を抽出し，既存の研究成果及び最新の知見に基づきF E P辞書を整理した。

### 2.2 F E Pの再整理に関する検討

#### 2.2.1 F E Pの再整理の手順

本検討における影響事象抽出の手順は以下のとおりである。

F E Pリストの見直し

F E P辞書の再整理

以下にその詳細を記す。なお，本検討では，アスファルト固化体，プラスチック固化体及びR O B E固化体を余裕深度処分の対象廃棄体として考えた場合に，処分システム核種移行に影響を及ぼすと想定される事象を網羅的に抽出するために，既存の研究成果及び最新の知見に基づき，F E Pを整理する必要がある。ただし，F E P辞書を一から構築するには多大な労力が必要となるため，本研究ではF E P辞書はT R U廃棄物の地層処分を対象に検討された，電力共通研究「T R U廃棄物処分の安全評価シナリオの体系化に関する研究」（2000，以下，「シナリオ体系化研究」と略す。）において作成されたF E P辞書を，本研究の対象廃棄体に適応した辞書となるために最新の知見を取り入れつつ追加・修正することにより使用することとした。

#### (1) 「シナリオ体系化研究」におけるF E P辞書について

「シナリオ体系化研究」は，T R U廃棄物処分における安全評価シナリオを体系化することにより，T R U廃棄物処分概念検討におけるシナリオ抽出に資するとともに，今後のシナリオ解析を容易にし，その透明性を確保することを目的に実施された研究である。

同研究では，シナリオ解析を行うにあたり，まず，T R U処分システムの安全性に影響を及ぼすと考えられるシステムの特質（Feature），そこで生じる事象

(Event) および過程 (Process) を抽出した F E P リストを作成し、それぞれの F E P に対して辞書を作成している。作成にあたり、諸外国における F E P リストを参考にしている (例えば Nagra, 1994)。ただし、「シナリオ体系化研究」では T R U 廃棄物の地層処分のうち、ニアフィールドに主眼が置かれていたため、F E P リスト作成においては、参考とした諸外国の F E P リストに以下のような事象についての記述がある場合でも、同研究では対象から除外している。

- ・ T R U 廃棄物処分の概念から逸脱するもの (例：銅容器の腐食、臨界等)
- ・ 天然バリア条件から対象外であるもの (例：火山活動、岩塩環境等)
- ・ 閉鎖後以外の処分フェイズに関する事象 (例：建設、操業時の安全性、再取り出し性等)
- ・ 人為的な事象のうち、その取り扱い・評価方法が他と大きく異なるもの (例：処分施設の掘り返し、設計・施工の不具合等)
- ・ 生物圏での事象のうち、超長期にわたる予測が困難なもの (例：将来の生命の進化、将来の生活様式等)
- ・ 非放射線学的影響 (例：化学的毒性等)
- ・ 放射性廃棄物による放射線学的影響以上に影響の甚大な破滅的事象 (例：隕石の衝突、核実験による核爆発等)

抽出された F E P リストをマトリクス配列で表示したものを表 2-1 に示す。また、同表の説明を図 2-1 に示す。マトリクス表示された表中の列は、核種の移動に合わせて内側から、「廃棄体」「充填材」「構造躯体」「緩衝材」「境界領域」となっている。一方、マトリクス表示された表中の行は、各対象領域での処分システムの挙動を記述するための F E P を、その機能毎に分類して整理している。

**【場の状態・変化を記述する F E P】**

- ・ 温度
- ・ 水理
- ・ 応力
- ・ 水化学

【場の特性を記述する F E P】

- ・特性

【核種移行に係る基本的なプロセスを記述する F E P】

- ・核種の存在形態および存在量
- ・核種の崩壊・生成
- ・核種の沈殿・溶解
- ・核種の吸着
- ・核種の拡散・分散
- ・核種のマトリクス拡散
- ・核種の移行と放出

【核種の移行形態の変化をもたらさうる F E P】

- ・ガス
- ・コロイド
- ・微生物
- ・有機物

この F E P リストで注意すべき点は、「F E P の解像度」である。「F E P の解像度」とは、個々の F E P が意味する内容の範囲をどの程度にすべきか、例えば、「ベントナイトの変質」とするのか、それを細分化して「Ca 化」、「イライト化」、「ゼオライト化」等とするのかを意味する。

同研究で抽出した F E P の解像度については、個々の F E P の意味する内容を広くとる、粗めの解像度としている。F E P の意味する内容をより限定して F E P の個数を増やす詳細な解像度とすることも、勿論可能であるが、同研究では、核種移行解析のための解析ケースを設定するのにあたって、核種移行パラメータへの影響を把握するために、データベース化された F E P およびインフルエンスを詳細に追跡しなければならないことから、F E P とインフルエンスの相関構造を簡略化させるために F E P の解像度を敢えて粗く設定している。

また、抽出された F E P をデータベース化して取り扱うために、各 F E P を認識するための固有の ID 番号が付されている。F E P の ID 番号設定の規約を表 2-2 に示す。これに従えば、「廃棄体 ( T W )」の「温度 ( 1 1 ~ 1 9 )」は、「廃棄体

の温度 ( T W 1 1 )」となる。

(2) F E P 辞書

本研究における F E P 辞書のフォーマットを図 2-2 に示す。

「 1 . 定義」の項には、当該 F E P の定義を記述する。

「 2 . 本文」の項には、当該 F E P に関連して、これまでに得られている知見や情報を幅広く収集して記録する。

「 3 . 評価すべき事象」の項には、潜在的に当該 F E P を考慮する必要があるような個別現象解析と、その解析における当該 F E P の役割を、幅広く記載する。例えば、「 T W 1 1 : 廃棄体の温度」の場合、熱解析において考慮されるのは勿論、地下水流動解析における熱対流、応力解析における熱膨張、ガス解析におけるガスによるエネルギー伝搬、核種移行解析における溶解度、分配係数、拡散係数への温度影響等が記載されることとなる。

「 4 . 評価すべき事象の原因・影響」の項には、「 3 . 評価すべき事象」において記載された各解析において、当該 F E P が他の F E P から受ける影響、および当該 F E P が他の F E P に及ぼす影響を個々に記載する。

「 5 . 課題」の項には、当該 F E P に関する現時点での研究開発課題を記載する。

「 6 . 備考」の項には、他の項にて記載されなかった補足情報、注釈、コメント等を記載する。

「 7 . 参考文献」の項には、引用した参考文献を記載する。

「 8 . インフルエンシ」の項は、当該 F E P に影響を及ぼす他 F E P からのインフルエンシとその簡単な内容、当該 F E P が他の F E P に及ぼす影響のインフルエンシとその簡単な内容を、それぞれ記載する。

なお、F E P 辞書には、当該 F E P に関する既往の知見・情報が、正しくかつ網羅的に記述されていることが求められる。そのため、同研究では、作成した F E P 辞書の記述内容について、性能評価研究に係る各分野における専門家によるレビューを実施し、F E P 辞書の信頼性および網羅性を確保している。

### (3) F E Pリストの見直し

本検討では、上述のF E Pリストを本検討のベースとする。ただし、この研究はT R U廃棄物の地層処分を対象としているのに対し、本研究の対象とする処分施設は余裕深度処分である。また、対象となる廃棄体の種類も異なる。そのため、これらのF E Pリストに変更・追記を加えることによって本研究の余裕深度処分に関する辞書として対応させる。

#### 2.2.2 F E Pリストの見直し

上述のように、本検討においてベースとするF E Pは地層処分を対象としたものであるため、まず余裕深度処分への適用性について検討し必要に応じてF E Pリストに追加・修正を行った。ただし、余裕深度処分における処分概念と地層処分の処分概念では、コンクリートに水理的なバリア機能を期待した「拡散バリア」を考慮している点で異なるが、使用する材料は両処分概念において共通しているため、若干の変更で対応できると考えた。また、対象となる廃棄体も本研究と異なるため、F E Pリストに追加を行う必要が生じた。

本検討において想定する余裕深度処分の処分概念を図 2-3 に示す。また、本検討で使用するF E Pリストを表 2-3 に示す。「拡散バリア」については、材料がセメント系材料を使用することから、コンクリートピットと併せて「コンクリート部」として「シナリオ体系化研究」の「構造躯体」と対応させた。また、本研究ではプラスチック固化体が対象となっており、廃棄物としての有機物は「シナリオ体系化研究」のF E Pリストに存在するものの、固化マトリクスについては存在していないため、新たに「プラスチックマトリクスの特性」のF E Pを追加した。さらに、「T W 6 6：ビチューメンマトリクスの特性」については、名称を「アスファルトマトリクスの特性」に変更した。

#### 2.2.3 F E P辞書の再整理

F E P辞書の再整理においては、以下の3つの観点から辞書の修正・追記を行った。



余裕深度処分に対応させるための修正・追記

対象となる廃棄体が変更したことに伴う修正・追記

新しい知見の反映に伴う修正・追記

については、地層処分と余裕深度処分を比較して、材料は同じものを使用するために原則的には変わらない。しかしながら、余裕深度処分ではコンクリートに水理的なバリアの機能を期待するため、この機能を阻害するひび割れ、変質等の原因となり得る事象については新たに追記した。

コンクリートの健全性に影響を及ぼす事象としては、以下のものが挙げられる。

- ・水和熱による温度ひび割れ
- ・外部加重によるひび割れ
- ・鉄筋の腐食膨張に伴うひび割れ 等

については、文献調査を中心に辞書の修正・追記を行った。文献調査の対象としては、サイクル機構殿の既往の文献の他に、JICST を用いて文献検索を行った。文献検索に用いたキーワードは以下の通りである。

- ・処分，処分場，放射性廃棄物，廃棄物
- ・アスファルト，アスファルト固化体，ビチューメン
- ・有機物，エポキシ樹脂，リン酸トリブチル，TBP，プラスチック固化体
- ・濃縮廃液，硝酸塩
- ・高アルカリ性，セメント，緩衝材，ベントナイト
- ・劣化，浸出，放射線分解，イオン強度，ガス
- ・核種，移行，溶解度，分配係数，試験，評価

これらの文献調査の結果を添付 1 にまとめる。

検討の結果、既往の F E P 辞書からの新たな知見は存在したものの、辞書中の項目である「3. 評価すべき事象」に追加すべき項目は、「プラスチックの劣化」と「(コンクリートの)ひび割れ」のみであった。前者は新たに「プラスチックマトリクス特性」の F E P が追加されたことに伴うものであり、後者は地層処分と余裕深度処分の処分概念との相違点のひとつである、コンクリートに止水性を期待する「拡散バリア」に対する影響事象が抽出されたものである。

廃棄体が既往のF E P辞書から変更されるにもかかわらず，追加される影響事象が少ないことについては，アスファルト固化体についてはベースとなる研究においても検討対象の範疇であったことに加え，有機物の影響についてはセルロース系の有機物についてはよく調べられていたため，処分システムに及ぼしうる影響としては，これに包含されたと考えられる。ただし，項目に変更はない場合であっても，対象となる有機物の種類等は異なるため，影響事象の処分システムにおける重要度という点では変動があると考えられる。

表2-1 電共研「シナリオ体系化研究」におけるFEPリスト

	廃棄体(TW)	充填材(TM)	構造躯体(TC)	緩衝材(TB)	境界領域(TX)
11	廃棄体の温度	充填材の温度	構造躯体の温度	緩衝材の温度	境界領域の温度
21	廃棄体での水理	充填材での水理	構造躯体での水理	緩衝材での水理	境界領域での水理
31	廃棄体での応力	充填材での応力	構造躯体での応力	緩衝材での応力	境界領域での応力
41	廃棄体での水化学	充填材での水化学	構造躯体での水化学	緩衝材での水化学	境界領域での水化学
51		充填材の特性	構造躯体の特性	緩衝材の特性	埋め戻し材の特性
52					支保の特性
53					周辺母岩の特性
54					プラグの特性
55					グラウトの特性
61	廃棄体容器の特性				
62	廃棄物(金属)の特性				
63	廃棄物(有機物)の特性				
64	廃棄物(無機物)の特性				
65	セメントマトリクスの特性				
66	ビチューメンマトリクスの特性				
71	廃棄体での核種の存在形態及び存在量	充填材での核種の存在形態及び存在量	構造躯体での核種の存在形態及び存在量	緩衝材での核種の存在形態及び存在量	境界領域での核種の存在形態及び存在量
72	廃棄体での核種の崩壊・生成	充填材での核種の崩壊・生成	構造躯体での核種の崩壊・生成	緩衝材での核種の崩壊・生成	境界領域での核種の崩壊・生成
73	廃棄体での核種の沈殿・溶解	充填材での核種の沈殿・溶解	構造躯体での核種の沈殿・溶解	緩衝材での核種の沈殿・溶解	境界領域での核種の沈殿・溶解
74	廃棄体での核種の吸着	充填材での核種の吸着	構造躯体での核種の吸着	緩衝材での核種の吸着	境界領域での核種の吸着
75	廃棄体での核種の拡散・分散	充填材での核種の拡散・分散	構造躯体での核種の拡散・分散	緩衝材での核種の拡散・分散	境界領域での核種の拡散・分散
76	廃棄体での核種のマトリクス拡散	充填材での核種のマトリクス拡散	構造躯体での核種のマトリクス拡散	緩衝材での核種のマトリクス拡散	境界領域での核種のマトリクス拡散
77	廃棄体での核種の移行と放出	充填材での核種の移行と放出	構造躯体での核種の移行と放出	緩衝材での核種の移行と放出	境界領域での核種の移行と放出
81	廃棄体でのガス	充填材でのガス	構造躯体でのガス	緩衝材でのガス	境界領域でのガス
91	廃棄体でのコロイド	充填材でのコロイド	構造躯体でのコロイド	緩衝材でのコロイド	境界領域でのコロイド
101	廃棄体での微生物	充填材での微生物	構造躯体での微生物	緩衝材での微生物	境界領域での微生物
111	廃棄体での有機物	充填材での有機物	構造躯体での有機物	緩衝材での有機物	境界領域での有機物

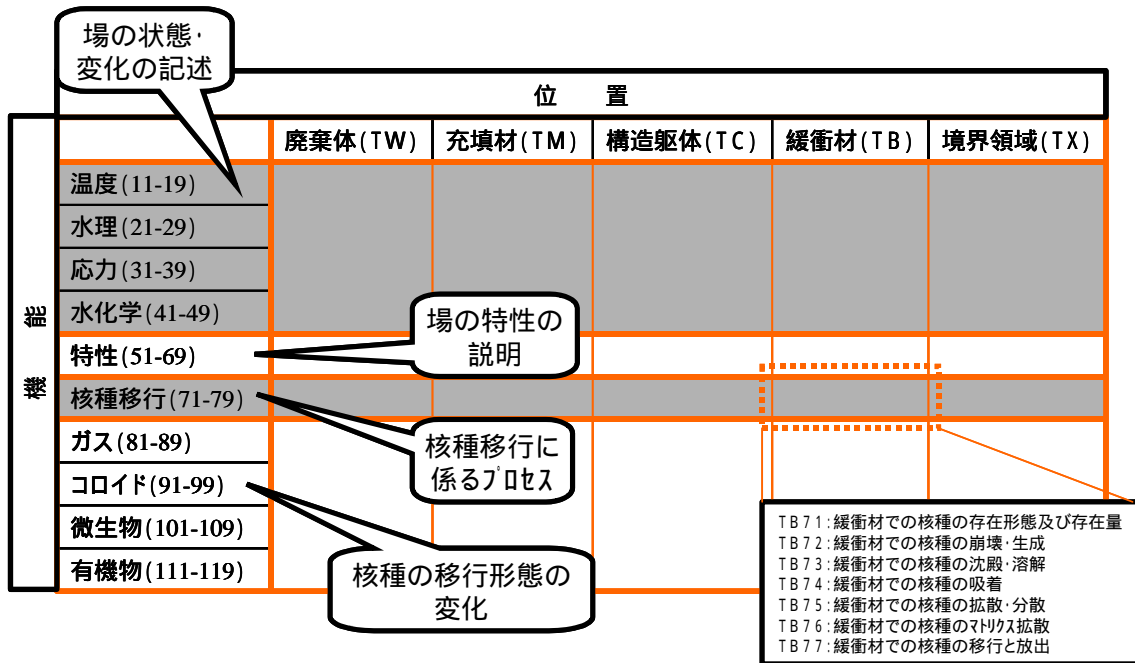


図 2-1 マトリクス表示された F E P リストの説明(「シナリオ体系化研究」より転載)

表 2-2 F E P の ID 番号設定規約(「シナリオ体系化研究」より転載)

対象領域(位置)	対応する番号	機能	対応する番号
廃棄体	TW	温度	11 ~ 19
充填材	TM	水理	21 ~ 29
構造躯体	TC	応力	31 ~ 39
緩衝材	TB	水化学	41 ~ 49
境界領域	TX	特性	51 ~ 69
		核種移行	71 ~ 79
		ガス	81 ~ 89
		コロイド	91 ~ 99
		微生物	101 ~ 109
		有機物	111 ~ 119

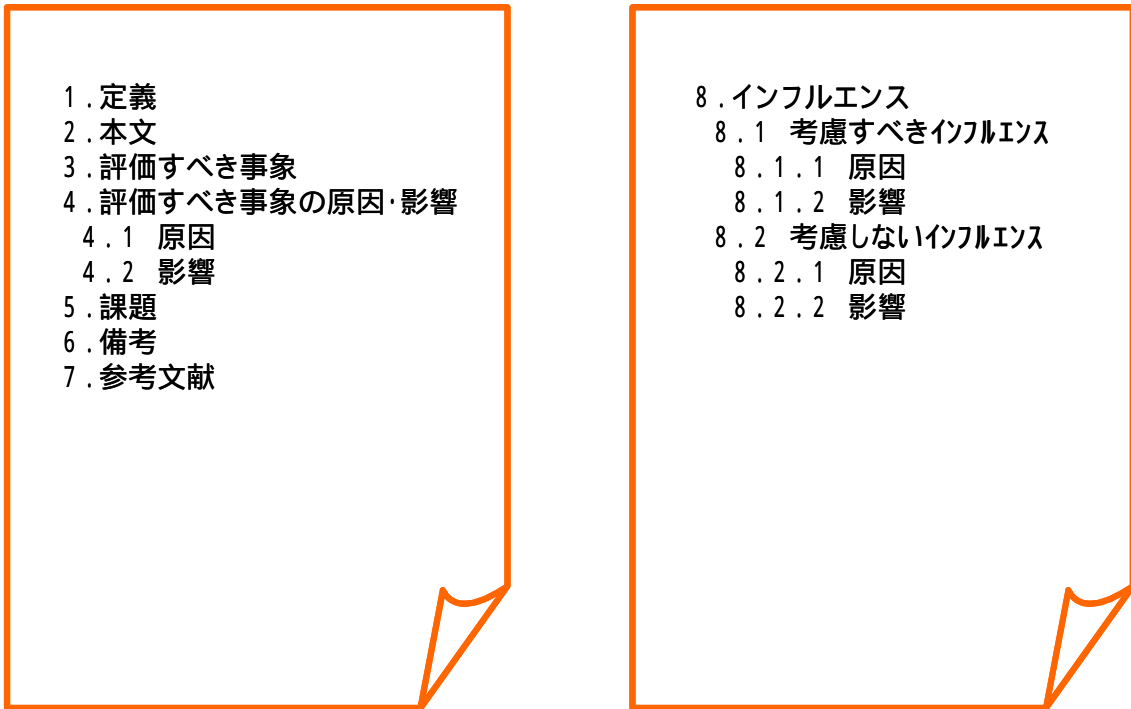


図 2-2 F E P 辞書のフォーマット (「シナリオ体系化研究」より転載)

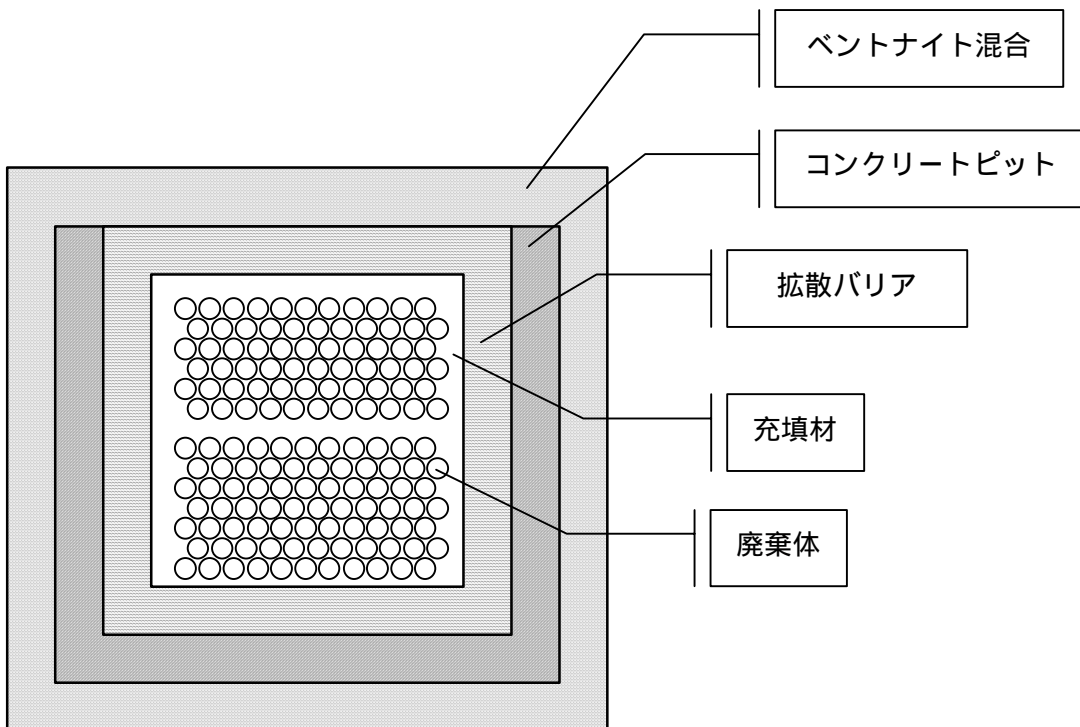


図 2-3 本検討における余裕深度処分の人工バリア概念

表2-3 本検討におけるFEPリスト

廃棄体 (TW)		充填材 (TM)		コンクリート部 (TC)		緩衝材 (TB)		境界領域 (TX)	
廃棄体の温度	充填材の温度	コンクリート部の温度	コンクリート部の温度	緩衝材の温度	緩衝材の温度	境界領域の温度	境界領域の温度	境界領域での水理	境界領域での水化学
11	廃棄体での水理	充填材での水理	コンクリート部での水理	緩衝材での水理	境界領域での水理				
21	廃棄体での応力	充填材での応力	コンクリート部での応力	緩衝材での応力	境界領域での応力				
31	廃棄体での水化学	充填材での水化学	コンクリート部での水化学	緩衝材での水化学	境界領域での水化学				
41									
51		充填材の特性	コンクリート部の特性	緩衝材の特性	境界領域の特性			埋め戻し材の特性	
52								支保の特性	
53								周辺母岩の特性	
54								プラグの特性	
55								グラウトの特性	
61	廃棄体容器の特性								
62	廃棄物(金属)の特性								
63	廃棄物(有機物)の特性								
64	廃棄物(無機物)の特性								
65	セメントマトリクスの特性								
66	アスファルトマトリクスの特性								
67	プラスチックマトリクスの特性								
71	廃棄体での核種の存在形態及び存在量	充填材での核種の存在形態及び存在量	コンクリート部での核種の存在形態及び存在量	緩衝材での核種の存在形態及び存在量	境界領域での核種の存在形態及び存在量				
72	廃棄体での核種の崩壊・生成	充填材での核種の崩壊・生成	コンクリート部での核種の崩壊・生成	緩衝材での核種の崩壊・生成	境界領域での核種の崩壊・生成				
73	廃棄体での核種の沈殿・溶解	充填材での核種の沈殿・溶解	コンクリート部での核種の沈殿・溶解	緩衝材での核種の沈殿・溶解	境界領域での核種の沈殿・溶解				
74	廃棄体での核種の吸着	充填材での核種の吸着	コンクリート部での核種の吸着	緩衝材での核種の吸着	境界領域での核種の吸着				
75	廃棄体での核種の拡散・分散	充填材での核種の拡散・分散	コンクリート部での核種の拡散・分散	緩衝材での核種の拡散・分散	境界領域での核種の拡散・分散				
76	廃棄体での核種のマトリクス拡散	充填材での核種のマトリクス拡散	コンクリート部での核種のマトリクス拡散	緩衝材での核種のマトリクス拡散	境界領域での核種のマトリクス拡散				
77	廃棄体での核種の移行と放出	充填材での核種の移行と放出	コンクリート部での核種の移行と放出	緩衝材での核種の移行と放出	境界領域での核種の移行と放出				
81	廃棄体でのガス	充填材でのガス	コンクリート部でのガス	緩衝材でのガス	境界領域でのガス				
91	廃棄体でのコロイド	充填材でのコロイド	コンクリート部でのコロイド	緩衝材でのコロイド	境界領域でのコロイド				
101	廃棄体での微生物	充填材での微生物	コンクリート部での微生物	緩衝材での微生物	境界領域での微生物				
111	廃棄体での有機物	充填材での有機物	コンクリート部での有機物	緩衝材での有機物	境界領域での有機物				

### 3. 合理的な処分システム仕様及び地質環境条件の検討

本検討では、核種移行解析の網羅性の確認・評価に関する研究（日揮株式会社,2001）で開発された手法を用いて解析を行い、対象廃棄物の余裕深度処分を想定した場合に、対象廃棄物が潜在的に有する核種移行に対して及ぼしうる影響因子を考慮した場合においても、核種移行評価上目標線量を十分に下回るための人工バリアおよび天然バリアに関する十分条件を明らかにした。また、本解析の結果および再整理したF E Pを活用して、対象廃棄物の余裕深度処分での核種移行に影響を及ぼすと想定される事象を抽出した。

#### 3.1 核種移行コードの機能拡張

本検討における核種移行解析では、複数の崩壊連鎖の影響を考慮することが可能であり、かつ既存の濃度上限値の設定などに適用可能なサイクル機構が所有する核種移行コード「NESTOR」を用いることにした。また、本検討の感度解析では、既往の研究「核種移行解析の網羅性の確認・評価（その2）」（日揮株式会社, 2001）において用いた手法を踏襲した解析（個々のパラメータをランダムに変動させる）を実施するため、「NESTOR」の機能を拡張した（添付2参照）。

#### 3.2 合理的な処分システム仕様及び地質環境条件の検討

ここでは、アスファルト固化体、ROBE固化体並びにプラスチック固化体を余裕深度処分する場合を対象として、既往の研究において開発した多変量解析手法を適用し、さらに複数崩壊連鎖を考慮して、ムービングバンド法により重要パラメータの抽出を行うとともに、目標線量を十分に下回る処分システムの仕様や地質環境に関する十分条件を明らかにする。具体的な手順は以下のとおりである。

- ① 既存の研究「核種移行解析の網羅性の確認・評価（その2）」（日揮株式会社, 2001）の検討結果を参考に、解析モデルおよび変動パラメータを選定する。
- ② 対象となる廃棄物の特徴を考慮して、パラメータの変動幅を設定する。
- ③ 全域的解析を実施し、得られた結果に対してムービングバンド法を用いて感度解析を行う。
- ④ 感度解析の結果から、対象廃棄物が余裕深度処分への適合性を確保するための人工バリア条件および天然バリア条件を示し、現状の廃棄体に関する知見から、

その余裕深度処分への適合性について考察を行う。

### 3.2.1 処分概念および評価モデル

本検討において対象とする処分概念を図 3-1 に示す。評価モデルは、基本的に既往の研究「核種移行における網羅性の確認・評価(その2)」(日揮株式会社, 2001)における多変量解析の評価モデルと同様とした。ただし、本検討では、処分施設の形状の変化の線量への影響を考慮できるように、人工バリアから天然バリアへの核種の放出については面ソースを使用した。本検討と「網羅性の確認・評価(その2)」との評価モデルの差異を以下に挙げる。

- ・ 対象となる廃棄体の余裕深度処分に対する適合性を明確にするために、廃棄体種類毎に解析を行う。
- ・ 人工バリアからの核種の放出を面ソースで扱うことにより、坑道径が線量に及ぼす影響について確認する。
- ・ TRU 核種の崩壊連鎖の影響を確認するため、4N+1 系列について、Np-237、U-233、及び Th-229 を評価対象核種とする。Np-237 より上位の核種(Cm-245, Pu-241 および Am-241)は、これらの半減期がピークが生じる時期と比較して十分に短いことを考慮して、その存在量を Np-237 に加算することによって対応する。また、Th-229 の娘核種以降の影響については Th-229 に足し合わせる。
- ・ 崩壊連鎖を考慮することにより、計算機に負荷がかかるため、領域内での地球化学異常の進展は考慮せず、当該時刻において領域全体の特性を変化させる。
- ・ 天然バリアにおける劣化による特性の変化については、本検討では化学異常の進展は考慮しないために、変動させる場合は、天然バリア全体に非常に極端な設定になりかねない。そのため、本検討では天然バリアの特性は変化させないものとする。
- ・ ガス発生による影響については、施設内部ボイドの排水については、「網羅性」研究と同様の評価を実施する。ただし、緩衝材の脱水に起因する瞬時的な核種の排出は考慮しない。



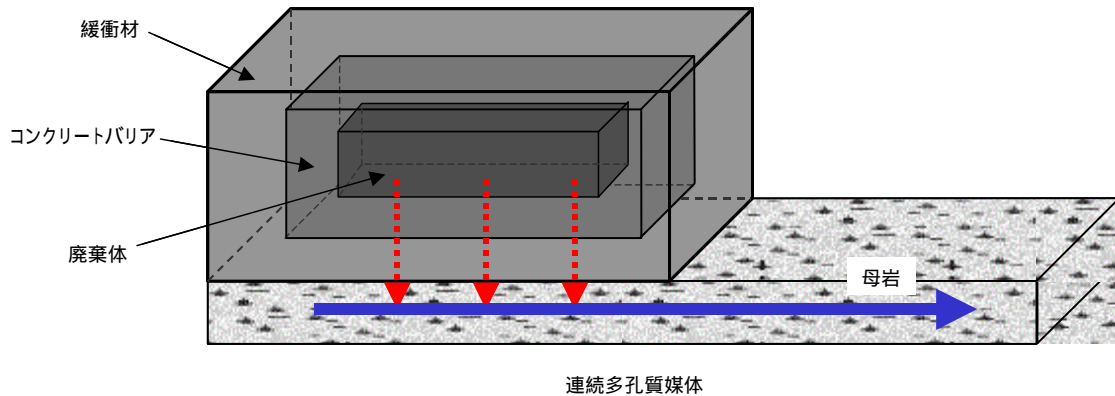


図 3-1 本検討における核種移行解析のシステム構成

### 3.2.2 対象廃棄体およびインベントリ

解析の対象とする廃棄体は、以下の3種類とした。

- ・ プラスチック固化体
- ・ アスファルト固化体
- ・ ROBE 固化体

ただし、アスファルト固化体及びROBE固化体については、評価ではそれぞれの固化体に対して廃棄物の種類によって区分を設けて解析を実施した。具体的には、アスファルト固化体は、

- ・ 低レベル濃縮廃液 I および
- ・ 低レベル濃縮廃液 II

の2つ、ROBE固化体は、

- ・ 低レベル濃縮廃液 I / 硝酸塩固化
- ・ 低レベル濃縮廃液 I / スラリー固化
- ・ 低レベル濃縮廃液 II / 硝酸塩固化
- ・ 低レベル濃縮廃液 II / スラリー固化

の4つに、それぞれ廃棄物種類毎に区分し、それぞれ I-129 のインベントリの昇順に累積した廃棄物に対して評価を実施した。本検討では、それぞれの廃棄体・区分に対して 3000 ケースの解析を実施した。本検討で設定したインベントリを表

3-1 に示す。

### 3.2.3 変動パラメータ

表 3-2～表 3-8 に、本検討に使用するパラメータを示す。このうち、感度解析の対象とする変動パラメータは、「最大値」の欄にメッシュがないパラメータである。

### 3.2.4 解析結果

#### (1) プラスチック固化体

プラスチック固化体に対する解析結果をムービングバンド法により整理したものを添付 3 の図 A3-1 に示す。また、被ばく線量の時間依存性を図 3-2 に示す。本検討では、解析ケース 3000 に対して、 $10 \mu\text{Sv/y}$  を越えたのは、8 ケースのみであった。このことから、プラスチック固化体に関しては、本検討での検討範囲の条件下では、ほぼ余裕深度処分が可能であるといえる。また、ほとんどのケースにおいて最大線量に最も寄与する核種は I-129 であった。

表 3-9 に、線量に対するパラメータの感度の有無を、被ばく線量を 2 つの領域に分けてまとめた。感度の有無はムービングバンド法による感度分析における 2 次関数による近似の結果及び目視により判断した。これより、処分適合性の判断により重要な中線量側では、以下のパラメータが感度を有することがわかる。

- ・ 核種浸出率
- ・ コンクリートバリアの厚さ
- ・ コンクリートバリア劣化後透水係数
- ・ 緩衝材厚さ
- ・ 緩衝材劣化後透水係数
- ・ 緩衝材劣化開始時間
- ・ 天然バリア透水係数
- ・ 動水勾配
- ・ I-129 線量換算係数

#### (2) アスファルト固化体

アスファルト固化体に対する解析結果をムービングバンド法により整理したも

のを添付3の図A3-2及び図A3-3に示す。また、被ばく線量の時間依存性を図3-3及び図3-4に示す。本検討では、解析ケース6000に対して、 $10\mu\text{Sv/y}$ を越えたのは、418ケースであった。また、全体の75%のケースにおいて最大線量に最も寄与する核種はI-129であり、次いでC-14が多かった。

表3-10及び表3-11に、線量に対するパラメータの感度の有無を、被ばく線量を3つの領域に分けてまとめた。感度の有無はムービングバンド法による感度分析における2次関数による近似の結果及び目視により判断した。これより、処分適合性の判断により重要な中線量及び高線量側では、以下のパラメータが感度を有することがわかる。

- ・ 核種浸出率
- ・ コンクリートバリアの厚さ
- ・ コンクリートバリア劣化後透水係数
- ・ コンクリートバリア劣化開始時刻
- ・ 緩衝材厚さ
- ・ 緩衝材劣化後透水係数
- ・ 緩衝材劣化開始時刻
- ・ 天然バリア透水係数
- ・ 動水勾配
- ・ I-129線量換算係数
- ・ C-14線量換算係数

### (3) ROBE 固化体

ROBE 固化体に対する解析結果をムービングバンド法により整理したものを添付3の図A3-4～図A3-7に示す。また、被ばく線量の時間依存性を図3-5～図3-8に示す。本検討では、解析ケース12000に対して、 $10\mu\text{Sv/y}$ を越えたのは、1249ケースであった。また、最大線量に最も寄与する核種はI-129及びC-14であり、それぞれ全体の45%のケースにおいて最大のピークを示した。また、 $10\mu\text{Sv/y}$ を越えるケースのうち、75%において最大線量に最も寄与する核種がC-14であった。このことより、線量が大きい場合にC-14の寄与が大きくなることがわかる。

表 3-12～表 3-15 に、線量に対するパラメータの感度の有無を、被ばく線量を 3 つの領域に分けてまとめた。感度の有無はムービングバンド法による感度分析における 2 次関数による近似の結果及び目視により判断した。これより、処分適合性の判断により重要な中線量及び高線量側では、以下のパラメータが感度を有することがわかる。

- ・ 核種浸出率
- ・ コンクリートバリアの厚さ
- ・ コンクリートバリア劣化後透水係数
- ・ コンクリートバリア劣化開始時刻
- ・ 緩衝材厚さ
- ・ 緩衝材劣化後透水係数
- ・ 緩衝材劣化開始時間
- ・ 天然バリア長さ
- ・ 天然バリア透水係数
- ・ 廃棄体での化学的変動前の C-14 の分配係数
- ・ 動水勾配
- ・ ガス発生速度
- ・ I-129 線量換算係数
- ・ C-14 線量換算係数

### 3.2.5 目標線量を下回る十分条件の検討

上記の感度を有するパラメータに対して、各廃棄体および区分において、目標線量 ( $10 \mu \text{Sv/y}$ ) を下回るための十分条件を検討した。十分条件は、ムービングバンド法で得られた結果を、2 次関数で近似式を作成し、目標線量におけるパラメータ値をそのパラメータの十分条件とした。本検討において得られた、目標線量を下回るための十分条件を表 3-16 にまとめる。

また、感度解析によって得られた感度を有するパラメータが全て十分条件を満たした場合に、目標線量を満足するかどうかについて確認計算を行った。表 3-17 に評価に使用したパラメータの設定値を示す。確認計算では、感度を有するパラ

メータについては、十分条件として与えられた値を使用し、それ以外のパラメータについては、感度解析で使用した最小値と最大値のうち、線量が大きくなると考えられる方を使用した。

表 3-18 に計算結果を示す。表より、アスファルト固化体の区分 2 及び ROBE 固化体の区分 4 については、目標線量である  $10 \mu\text{Sv/y}$  を若干上回るものの、ほぼ目標線量を満足する結果となった。これは、主要な核種である C-14 及び I-129 の核種の移行および生物圏の換算係数が十分条件を固定することにより効率的に抑制されたためと考えられる。

また、表 3-16 には、比較のために、TRU 処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構ほか、2000）及び原子力安全委員会の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の第 3 次中間報告（原子力安全委員会、2000）の核種移行解析での設定値を記載する。

天然バリア及び生物圏に関するパラメータについては、第 2 次取りまとめ等を参考にすれば、わが国の地質環境を考慮しても厳しい条件ではないと思われる。また、人工バリアに関するパラメータのうち、コンクリートバリア厚さ、緩衝材厚さ等については設計で対応が可能な範囲であるといえる。さらに、廃棄体からの核種の浸出率については、最も小さい場合でも  $3 \times 10^{-2}$  程度であり、過大な閉じ込め性能は期待されていない。

ただし、人工バリアの劣化・変質に関するパラメータのうち、コンクリートバリアの劣化後の透水係数等、いくつかのパラメータについては、今後試験等により確認が必要となるものも存在する。

しかしながら、本検討で得られた値は必要条件でなく十分条件であること、また、全般的に既往の評価において考慮している範囲内であることから、本検討の評価結果から判断すれば、最もインベントリの大きい ROBE 固化体の区分 4 の場合でも余裕深度処分は可能であると考えられる。

また、本検討で得られた値は、目標線量を満足するための十分条件である。そのため、緩衝材厚さ、コンクリートバリア厚さについては非常に大きな値であり、処分費用を考えた場合は合理的とは言えない。さらに、前述したように、いくつかのパラメータについては現段階では性能評価上見込めないものや、確認が必要

なものが存在する。そのため、使用するパラメータの妥当性等も勘案しつつ、線量評価上目標線量を満足し、かつ、経済的にも合理的なバリア条件を抽出することが今後の課題であるといえる。

表3-1 本検討で使用した廃棄体量及びインベントリ

	プラスチック固化	アスファルト固化		ROBE固化			
		区分1	区分2	区分1	区分2	区分3	区分4
対象廃棄物	廃溶媒	濃廃II 濃廃I	濃廃II 濃廃I	濃廃II 硝酸塩 濃廃I 硝酸塩	濃廃II 硝酸塩 濃廃I 硝酸塩	濃廃II 硝酸塩 濃廃I 硝酸塩 濃廃II スラリー 濃廃I スラリー	濃廃II 硝酸塩 濃廃I 硝酸塩 濃廃II スラリー 濃廃I スラリー
廃棄体量 (m3)	510	2,659	5,987	4,518	7,763	8,188	8,549
インベントリ (Bq)	C-14	2.18E+11	3.94E+12	6.66E+11	1.17E+13	1.24E+13	2.35E+13
	I-129	6.64E+10	2.69E+11	2.03E+08	8.04E+08	2.09E+11	8.19E+11
	Np-237	7.68E+05	5.33E+09	1.74E+06	3.16E+07	9.27E+08	1.61E+10
	U-233	8.24E+00	6.55E+04	2.14E+01	3.88E+02	1.14E+04	1.97E+05
	Th-229	1.42E-02	1.37E+02	3.68E-02	6.67E-01	1.96E+01	3.39E+02

表 3-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種浸出率(1/y) アスファルト固化体	廃棄体	1E-4	瞬時			対数	アスファルト浸出試験[1]における浸出率は $3.65e-03m/y$ 、半径 0.5m と想定すると、137y で全溶解する。この場合の浸出率は $7.3e-03/y$ である。コンクリート固化体からの浸出率に関しては、今後の新技術の投入に視野に入れ、最小浸出率を $10^{-4}/y$ とした。最大値は、瞬時溶解に近い値(0.1年で全量放出)とした。
核種浸出率(1/y) プラスチック固化体	廃棄体	1E-4	瞬時			対数	
核種浸出率(1/y) ROBE 固化体	廃棄体	1E-4	瞬時			対数	



表 3-3 人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
処分坑道長さ (m)	廃棄体					-	廃棄体埋設比率 = 廃棄体処分量 / 廃棄体定置領域の容積 廃棄体定置領域の容積 = 処分坑道長さ × 廃棄体定置領域の断面積 処分坑道長さ = 廃棄体処分量 / (廃棄体埋設比率 × 廃棄体定置領域の断面積) 従って、各々独立にサンプリングされる廃棄体処分量、廃棄体埋設比率、廃棄体定置領域の断面積の値から自動的に設定 廃棄体埋設比率 = 廃棄体処分量 / 廃棄体定置領域の容積 0.1 : [2], p13 の 0.16 を参考に設定 1.0 : [3] (p3-40) における結晶質岩系岩盤を対象とした廃棄体グループ 2 の処分坑道の設計値に基づく設定値 定置領域断面積 = 7.2m × 8m = 57.6 廃棄体占有断面積 = 6.0m × 8m = 48 48 / 57.6 = 0.83 等を参考に設定。
廃棄体埋設比率	廃棄体	0.1	1.0			線形	最小値としてトンネルの成立条件が悪い場合を想定し、地層処分の堆積岩系の廃棄体定置領域の断面積(グループ 2) (4.8 × 4.8) = 23.04 [3] (p3-42) を参考に 20 と設定する。 最大値は、[3] (p3-41) における結晶質岩系岩盤を対象とした廃棄体定置領域の断面積(グループ 3, 4) の設定 13m × 15.8m = 205.4 を参考に 200 と設定する。
廃棄体定置領域の断面積 (m <sup>2</sup> )	廃棄体	20	200			線形	

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
透水係数 (m/s)	廃棄体	1E-5				-	[3] (4-209)を参考として、劣化したコンクリート (C-S-Hゲルがほとんど存在しない)の状態を仮定し、細粒砂程度の透水係数 1.E-05 を想定した。
空隙拡散係数 (m <sup>2</sup> /s)	廃棄体	4E-9				-	[8] (4-108)の自由水中の Cs の拡散係数 (自由水中の拡散係数の最大値: 60度)4.0e-09m <sup>2</sup> /s とした。
空隙率 (-)	廃棄体	0.35				-	廃棄体の上部空隙等も考慮して、初期から劣化した状態と同等の空隙率を有すると想定した。
透水係数 (m/s)	コンクリート バリア	1E-11		1E-11	1E-5	対数	[3] (4-209)を参考として、最大値は、劣化したコンクリート (C-S-H ゲルがほとんど存在しない)の状態を仮定し、細粒砂程度の透水係数 1.E-05 を想定した。最小値および初期条件は、以下を参照して健全時コンクリートの値を想定した。 健全なコンクリートの透水係数 (供試体レベルの試験) ・ 1.0e-13~1.0e-12m/s : [4], p202、図4 - 7 6。 健全なコンクリートの透水係数 (実規模レベルの試験) ・ 1.0E-11m/s : [5] ガス移行の観点から得られるコンクリートに対する水の絶対透過係数 ・ 1.0E-11m/s[6]
空隙拡散係数 (m <sup>2</sup> /s)	コンクリート バリア	1.3E-11		1.3E-11	4E-9	対数	初期値及び最小値については[7]を参考として、健全なコンクリートの値 (実効拡散係数 2.0e-12 を空隙率 0.15 で除いた値)を仮定した。 最大値については[8] (4-108)の自由水中の Cs の拡散係数 (自由水中の拡散係数の最大値: 60度)4.0e-09m <sup>2</sup> /s とした。
空隙率 (-)	コンクリート バリア	0.15		0.15	0.35	線形	[3] (4-209)を参考とした場合、健全なセメント系材料の空隙率は 0.15、劣化したコンクリートの空隙率は 0.35。

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
コンクリートバリアの厚さ(m)	コンクリートバリア	0	2			線形	現状で予想される仕様の範囲としての想定値。下限値は0とするが、解析の都合上、以下のような想定を行った。 コンクリートピット処分の場合のコンクリートの厚さ 50cmから、解析上、50cm以下の場合、コンクリートピット処分と同様に止水バリアとしての機能が損なわれると仮定し、コンクリートの透水係数を砂程度として解析を実施するものとした。
緩衝材の厚さ(m)	緩衝材	0	4			線形	[3]での標準値(p3-38,39:グループ1,2:結晶質岩1.4m、堆積岩1.2m)であるが、成立条件の明示を目的とするため幅広く設定し、最大を4mとする。下限値は0とするが、解析の都合上、以下のような想定を行った。 実用性を満足する緩衝材厚さは70cmと考えられる。そこで、70cmを超える厚さの緩衝材が存在する場合は、解析上、流出等の変遷が生じても緩衝材の止水性が担保されるものとし、70cm以下の場合には流出等の影響により緩衝材の止水バリアとしての機能が損なわれると仮定し、緩衝材の透水係数を砂程度として解析を実施するものとした。
透水係数(m/s)	緩衝材	5e-13		5e-13	1e-5	対数	[3](4-209)を参考として、健全な緩衝材の値を適用した。変動の最大値は細粒砂程度の透水係数を仮定した。
空隙拡散係数	緩衝材	2.5E-12		2.5E-12	4E-9	対数	初期値及び最小値については[9](p16-20)を参考にして設定(実効拡散係数の最小値:乾燥密度1.8g/cm <sup>3</sup> のカルシウムベントナイトに対するCsの値:1.0e-12を空隙率0.4で除した値) 最大値は、廃棄体、コンクリートバリアと同様にCsの自由水中の拡散係数を適用した。
空隙率	緩衝材	0.4		0.4	0.65	線形	[3](4-209)を参考として、健全な緩衝材の値を適用した。変動時の値は、[10]に基づき上限を0.65とした。
人工バリア領域の分散長(比率)	人工バリア全領域	0.1				対数	解析体系長さの1/10とした。

表 3-4 天然バリアの基本特性に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種移行距離 (m)	母岩	50	500			線形	[3](p4-210, p4-233)を参照するとともに、最小値については主観的判断で50mとする。
透水係数 (m/s)	母岩	1E-8	1E-5			対数	[2](p78)を参照してその一桁低い値を最小値として設定した。最大値は、[2](p79)に採用された地下水流速(0.01m/d=3.65m/y)と動水勾配[2](p78:0.01)から推定される透水係数(1.2E-5m/s)を参考に設定した。
空隙率	母岩	0.01	0.5			対数	[2](p78:0.2, p121:0.3)や[12](6-74:0.44)の値を参考にして、二次鉱物の沈殿による空隙の閉塞、地下水流路となる実効的な空隙を想定し、広い範囲で設定を行った。
核種移行断面積 (m <sup>2</sup> /m)	母岩					-	単位長さあたりの施設の投影面積とする。(廃棄体の高さ + 2*コンクリートバリア + 2*緩衝材厚さ + 2*ゆるみ域幅)
分散長比率	母岩	0.01	1			対数	[15](pV-64)に示される分散長幅、0.01~1の範囲を想定した。

表 3-5 核種の移行特性に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響) (酸化性影響)		変動時条件 (低 pH 条件) (硝酸塩影響) (酸化性影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I-129 の分配係数 (m3/kg)	廃棄体 コンクリート バリア	0	0.001	0	0.0001	対数	初期条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の値は、[3] (p4-214) のセメント系材料 Region I (0.001), II (0.001) (p4-237) のセメント系材料に対する硝酸塩影響 (0 または 0.0001) および酸化性条件として Region I (0.002), II (0.002) ([14]p42) を参考とした。 変動時条件 (低 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の値は、[3] (p4-214 セメント系材料 Region II (0.0001)), (p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響 (0 または 0.0001)) および酸化性条件として Region III (0) ([14]p42) を参考に範囲を設定した。
C-14 の分配係数 (m3/kg)	廃棄体 コンクリート バリア	0.001	1	0.001	5	対数	初期条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3] (p4-214) のセメント系材料 Region I (0.005), II (1) 及び (p4-237) の硝酸塩影響 (0.001) を参考とした。 変動時条件 (低 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3] (p4-214 セメント系材料 Region III (5)), (p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響 (0.001)) を参考に範囲を設定した。
Np-237 の分配係数 (m3/kg)	廃棄体 コンクリート バリア	0.0001	5	0.0001	5	対数	初期条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の最大値は、[3] (p4-214) のセメント系材料 Region I (5), II (5) 及び酸化性条件として Region I (5), II (5) ([14]p42) を参考とした。 変動時条件 (低 pH 条件、硝酸塩影響) の最大値は、[3] (p4-214 セメント系材料 Region III (1)), (p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響 (1)) ([14]p42) (酸化性条件: Region III (0.1)) 及び初期条件を参考とした。 初期条件及び変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。

パラメータ	領域	初期条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響) (酸化性影響)		変動時条件 (低 pH 条件) (硝酸塩影響) (酸化性影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
U-233 の分配係数 (m3/kg)	廃棄体 コンクリート バリア	0.0001	5	0.0001	5	対数	初期条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の最大値は、[3](p4-214)のセメント系材料 RegionI(5),II(5) (p4-237 の硝酸塩影響(1))及び酸化性影響として RegionI(2),II(2) ([14]p42)を参考とした。 変動時条件 (低 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の最大値は、[3](p4-214 セメント系材料 RegionII(1))、(p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響(1)) ([14]p42) (酸化性条件: RegionIII(0.1))及び初期条件のうち、最大値を設定した。 また、初期条件及び変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0に近い値を設定した。
Th-229 の分配係数 (m3/kg)	廃棄体 コンクリート バリア	0.0001	5	0.0001	5	対数	初期条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の値は、[3](p4-214)のセメント系材料 RegionI(5),II(5) (p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響(1))及び酸化性影響として RegionI(5),II(5) ([14]p42)を参考とした。 変動時条件 (低 pH 条件、硝酸塩影響、酸化性影響) の値は、[3](p4-214 セメント系材料 RegionII(1))、(p4-237 セメント系材料に対する硝酸塩影響(1)) ([14]p42) (酸化性条件: RegionIII(1))及び初期条件のうち、最大値を設定した。 また、初期条件及び変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0に近い値を設定した。

パラメータ	領域	初期条件 (低 pH 条件)		変動時条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I-129 の分配係数 (m3/kg)	緩衝材	0				-	初期条件(低 pH 時)の値は、[3](p4-214)のベントナイト系材料の pH8.5(0)を参考とした。 変動時条件(高 pH 条件、硝酸塩影響)の値は、[3](p4-214)ベントナイト系材料の pH=12.5(0)、pH > 12.5(0)、(p4-237)ベントナイト系材料に対する硝酸塩影響(0)を参考に範囲を設定した。
C-14 の分配係数 (m3/kg)	緩衝材	0				-	初期条件(低 pH 時)の値は、[3](p4-214)のベントナイト系材料の pH8.5(0)を参考とした。 変動時条件(高 pH 条件、硝酸塩影響)の値は、[3](p4-214)ベントナイト系材料の pH=12.5(0)、pH > 12.5(0)、(p4-237)ベントナイト系材料に対する硝酸塩影響(0)を参考に範囲を設定した。
Np-237 の分配係数 (m3/kg)	緩衝材	1		0.005	1	対数	初期条件(低 pH 時)の値は、[3](p4-214)のベントナイト系材料の pH8.5(1)を参考とした。 変動時条件(高 pH 条件、硝酸塩影響)の最大値は、[3](p4-214)ベントナイト系材料の pH=12.5(1)、pH > 12.5(0.1)、(p4-237)ベントナイト系材料に対する硝酸塩影響(0.1)と [11](D-9)における酸化性雰囲気条件下の分配係数値(0.005)を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。

パラメータ	領域	初期条件 (低 pH 条件)		変動時条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
U-233 の分配係数 (m <sup>3</sup> /kg)	緩衝材	1		0.0001	0.1	対数	初期条件(低 pH 時)の値は、[3](p4-214)のベントナイト系材料の pH8.5(1)を参考とした。 変動時条件(高 pH 条件、硝酸塩影響)の最大値は、[3](p4-214 ベントナイト系材料の pH=12.5(0.1) & pH > 12.5(0.01) )、( p4-237 ベントナイト系材料における酸化性雰囲気条件下の分配係数(0.01) & [11](D-9)における酸化性雰囲気条件下の分配係数値(0.005)を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。
Th-229 の分配係数 (m <sup>3</sup> /kg)	緩衝材	1		0.0001	1	対数	初期条件(低 pH 時)の値は、[3](p4-214)のベントナイト系材料の pH8.5(1)を参考とした。 変動時条件(高 pH 条件、硝酸塩影響)の最大値は、[3](p4-214 ベントナイト系材料の pH=12.5(1) & pH > 12.5(0.1) )、( p4-237 ベントナイト系材料に対する硝酸塩影響(0.1) & [11](D-9)における酸化性雰囲気条件下の分配係数値(1)を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。



パラメータ	領域	初期条件 (低 pH 条件)		変動時条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I-129 の分配係数 (m3/kg)	母岩	0.0001		0	0.001	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-214) の結晶質岩 (0.0001)、堆積岩 (0.0001) の値を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3](p4-238) の結晶質岩に対する硝酸塩 (0) と高アルカリブルーム (0.001)、堆積岩に対する硝酸塩 (0) と高アルカリブルーム (0.001) を参考に範囲を設定した。
C-14 の分配係数 (m3/kg)	母岩	0.0001		0	1	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-214) の結晶質岩 (0.0001)、堆積岩 (0.0001) の値を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3](p4-238) の結晶質岩に対する硝酸塩 (0) と高アルカリブルーム (1)、堆積岩に対する硝酸塩 (0) と高アルカリブルーム (1) を参考に範囲を設定した。
Np-237 の分配係数 (m3/kg)	母岩	1		0.0001	5	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-214) の結晶質岩 (1)、堆積岩 (1) の値を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の最大値は、[3](p4-238) の結晶質岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5)、堆積岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5)、[11](D-9) における酸化性雰囲気条件下の分配係数値 (0.005) を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。

パラメータ	領域	初期条件 (低 pH 条件)		変動時条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
U-233 の分配係数 (m3/kg)	母岩	1		0.0001	5	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3] (p4-214) の結晶質岩 (1)、堆積岩 (1) の値を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の最大値は、[3] (p4-238) の結晶質岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5) の堆積岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5)、[11] (D-9) における酸化性雰囲気条件下の分配係数値 (0.005) を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。
Th-229 の分配係数 (m3/kg)	母岩	1		0.0001	5	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3] (p4-214) の結晶質岩 (1)、堆積岩 (1) の値を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の最大値は、[3] (p4-238) の結晶質岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5) の堆積岩に対する硝酸塩 (1) と高アルカリブルーム (5)、[11] (D-9) における酸化性雰囲気条件下の分配係数値 (1) を参考に範囲を設定した。 また、変動時条件の最小値は、上記の最大値設定と同じ文献を参考にするのに加え、有機物の潜在的な影響を考慮して、0 に近い値を設定した。

パラメータ	領域	初期条件 (低 pH 条件)		変動時条件 (高 pH 条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I-129 の溶解度 (mol/l)	全領域	易溶性				-	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-212)の pH=8.5 (易溶性) 入 pH < 12.5 (易溶性) を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3](p4-212)の (pH > 12.5 (易溶性) 入 pH=12.5 (易溶性) を参考に範囲を設定した。 * 酸化条件の溶解度は 1.0e-07 [化学便覧] 断面積のサンプリング値が 2500 の場合は、自動的に酸化条件の値とする。
C-14 の溶解度 (mol/l)	全領域	1E-5	易溶性	7E-8	7E-5	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-212)の pH=8.5 (易溶性) 入 pH < 12.5 (1.0e-05) を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3](p4-212)の (pH > 12.5 (7.0e-08) 入 pH=12.5 (7.0e-05) を参考に範囲を設定した。
Np-237 の溶解度 (mol/l)	全領域	6E-9	9E-8	5E-9	2E-1	対数	初期条件 (低 pH 時) の値は、[3](p4-212)の pH=8.5 (9.0e-08) 入 pH < 12.5 (6.0e-09) を参考とした。 変動時条件 (高 pH 条件、硝酸塩影響) の値は、[3](p4-212)の (pH > 12.5 (5.0e-09) 入 pH=12.5 (5.0e-09) 入 [11](pD-9)の酸化性雰囲気値(4.0e-05)を参考に範囲を設定した。 変動時条件の最大値は、さらに有機物の潜在的な影響を考慮して、[14]の ISA 濃度 1E-3 mol/l 相当の有機物影響を想定して 5000 倍する。

パラメータ	領域	初期条件 (低pH条件)		変動時条件 (高pH条件) (硝酸塩影響)		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
U-233の溶解度 (mol/l)	全領域	1E-8	6E-8	1E-8	2.5E+1	対数	初期条件(低pH時)の値は、[3](p4-212)のpH=8.5(6.0e-08)とpH<12.5(1.0e-08)を参考とした。 変動時条件(高pH条件、硝酸塩影響)の値は、[3](p4-212)の(pH>12.5(1.0e-08)とpH=12.5(1.0e-08)と[11](pD-9)の酸化性雰囲気(5.0e-03)を参考に範囲を設定した。 変動時条件の最大値は、さらに有機物の潜在的な影響を考慮して、[14]のISA濃度1E-3 mol/lに相当の有機物影響を想定して5000倍する。
Th-229の溶解度 (mol/l)	全領域	8E-10	3E-6	6E-10	5E+0	対数	初期条件(低pH時)の値は、[3](p4-212)のpH=8.5(3.0e-06)とpH<12.5(8.0e-10)を参考とした。 変動時条件(高pH条件、硝酸塩影響)の値は、[3](p4-212)の(pH>12.5(6.0e-10)とpH=12.5(7.0e-10)と[11](pD-9)の酸化性雰囲気(5.0e-06)を参考に範囲を設定した。 変動時条件の最大値は、さらに有機物の潜在的な影響を考慮して、[14]のISA濃度1E-3 mol/lに相当の有機物影響を想定して1E+6倍する。
高pH期間終了時の分配係数回復率(%)	全領域	0				-	分配係数は、媒体の鉱物組成等に依存することから、化学異常の終了後においても、化学異常開始前には回復しないものとした。
高pH期間終了時の溶解度回復率(%)	全領域	100				-	溶解度は、主に空隙水の性状に依存することから化学異常終了後では、化学異常開始前の溶解度に復帰するものとした。

表 3-6 水理に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
廃棄体と地下水の接触するまでの期間(年)	廃棄体	0					処分後速やかに、廃棄体は地下水と接触するものとした。
動水勾配	全領域	0.0044	0.23			対数	[13](III-29, 図 3.3-3 から)平均値 $10^{-1.5}$ 、標準偏差 0.86 とし、 $\pm 2$ の範囲で設定。
ガス発生に伴う地下水流速増加開始時刻(年)	全領域	0	1000			対数	水素ガス発生を伴う還元性腐食の開始時刻として、最小値および最大値を緩衝材内部の残存酸素量の推定結果 [16]p130 を用いて想定。
廃棄体単位体積あたりからのガス発生速度 ( $m^3/y$ )	全領域	$1E-3$	$4E-2$			対数	廃棄体を収納するドラム缶を想定し、その腐食速度の範囲からガスの発生速度を求め、深度 100m での体積として入力する。
地下水流速が上昇する期間(年)	全領域	*	*			対数	最大値は、腐食が終了するまでの期間、または、ガス発生による総排水量が廃棄体部分の排水可能な空隙体積に達するまでの期間のうち、短い方の期間を選択する。最小値は、地下水流速増加開始時刻と同じ。
ガス発生により下方に排水される領域中の空隙水の割合	全領域	0	1			線形	施設内のガス圧の上昇に伴い、排水される空隙水体積。廃棄体領域の全空隙量に対する比率とする。

表 3-7 地球化学異常および領域の劣化に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
地球化学異常開始時刻(年)	廃棄体 コンクリート バリア	0				-	コンクリートと地下水の接触開始時刻(0年)と同じとした。
地球化学異常継続期間(年)	廃棄体 コンクリート バリア	1E3	1E6			対数	[3]で示されたコンクリート影響継続期間である、Region-Iの継続期間1000年、Region-IIIの期間50万年を参考として、最小値と最大値を決定した。
地球化学異常開始時刻(年)	緩衝材	0	1E8			対数	最小値はコンクリートと地下水の接触開始後瞬時に緩衝材まで及ぶことを想定した。最大値は、変化のない場合を想定した。
地球化学異常継続期間(年)	緩衝材	1E8				-	期間終了後に液性が回復しても、鉱物に変質している場合は分配係数も回復しないことが予想されるため、化学異常が永久的に継続すると想定した。
地球化学異常開始時刻(年)	母岩	0	1E8			対数	最小値はコンクリートと地下水の接触開始後瞬時に母岩まで及ぶことを想定した。最大値は、変化のない場合を想定した。
地球化学異常継続期間(年)	母岩	1E8				-	期間終了後に液性が回復しても、鉱物に変質している場合は分配係数も回復しないことが予想されるため、化学異常が永久的に継続すると想定した。

パラメータ	領域	初期条件	変動時条件	スケール	備考
劣化開始時刻(年)	コンクリート バリア	0		対数	最小値については、コンクリートバリアの地球化学異常開始時刻(0)、最大値については、コンクリートバリアでの地球化学異常の終了時刻を設定した。
劣化継続期間(年)	コンクリート バリア			-	劣化後の透水係数および実効拡散係数の回復を想定しないため、劣化継続期間は 0とした。
劣化開始時刻(年)	緩衝材	0	1E8	対数	最小値については、廃棄体の地球化学異常開始時刻(0)、最大値については変化のない場合を想定した。
劣化継続期間(年)	緩衝材			-	劣化後の透水係数および実効拡散係数の回復を想定しないため、劣化継続期間は 0とした。

表 3-8 生物圏に関するパラメータ

パラメータ	領域	初期条件		変動時条件		スケール	備考
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I-129 線量換算係数 (Sv/Bq)	生物圏	1E-16	1E-13			対数	7.5e-16[3] (p4-232)
C-14 線量換算係数	生物圏	5E-17	5E-14			対数	1.55e-16[3] (p4-232)
Np-237 線量換算係数	生物圏	1E-15	1E-12			対数	8.43e-15[3] (p4-232)
U-233 線量換算係数	生物圏	5E-16	5E-13			対数	9.46e-16[3] (p4-232)
Th-229 線量換算係数	生物圏	5E-14	5E-11			対数	3.92e-13[3] (p4-232)



## 引用文献

- [1] 丸石正美、池田泰久、熊谷幹郎、高島洋一（1997）：模擬アスファルト固化体からの可溶性元素の浸出挙動，日本原子力学会「1997秋の年会」
- [2] 原子力安全委員会 放射性廃棄物安全基準専門部会、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（第三次中間報告）平成12年6月6日
- [3] 核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、JNC TY1400 2000-001、TRU TR-2000-01
- [4] 岡田清他、“土木材料科学”、国民科学者
- [5] 坂口、小西、藤原、辻、“中空円筒コンクリート構造物の長期透水性評価試験”、コンクリート工学年次論文報告集、Vol.19, NO.1, pp.643～648、1997.6)
- [6] G.Mayer, F.Jacobs and F.H.Wittmann, "Experimental determination and numerical simulation of the permeability of cementitious materials" Nuclear Engineering and Design 138(1992)171-177
- [8] 動力炉・核燃料開発事業団、“高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書 -平成3年度-”、PNC TN 1410 92-081
- [7] 稲場房恵、加藤博康、上田真三、倉重哲成、小林純一、藤原愛（1998）：セメント系材料中での実効拡散係数に及ぼす材料の物理的及び化学的変化の影響，日本原子力学会「1998春の年会」
- [9] 三原他、“カルシウム型ベントナイトのトリチウム、セシウム、ヨウ素および炭素の実効拡散係数の取得”、JNC TN8430 99-011.
- [10] M.D. Impey, H.Takase, B.M.Watkings Technical Evaluation of Gas Effects for the Rokkasho Phase II Shallow Land Burial Facility 1997 QuantiSci IE5011A-2
- [11] 核燃料サイクル開発機構、“わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第2次とりまとめ-総論レポート”、JNC TY1400 99-020
- [12] 日本原燃産業株式会社、“六ヶ所低レベル放射性廃棄物貯蔵センター廃棄物埋設事業許可申請書一部補正、平成元年10月
- [13] 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”、JNC TY1400 99-021
- [14] M.H. Bradbury and F.A.Sarott, "Sorpton Database for the Cementitious Near Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment”, PSI Bericht Nr.95-06
- [15] 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3”、JNC TY1400 99-023
- [16] 核燃料サイクル開発機構 研究委託内容報告書、“人工バリアシステム中のガスの移動に関する研究( )”、JNC TJ8400 2000-032

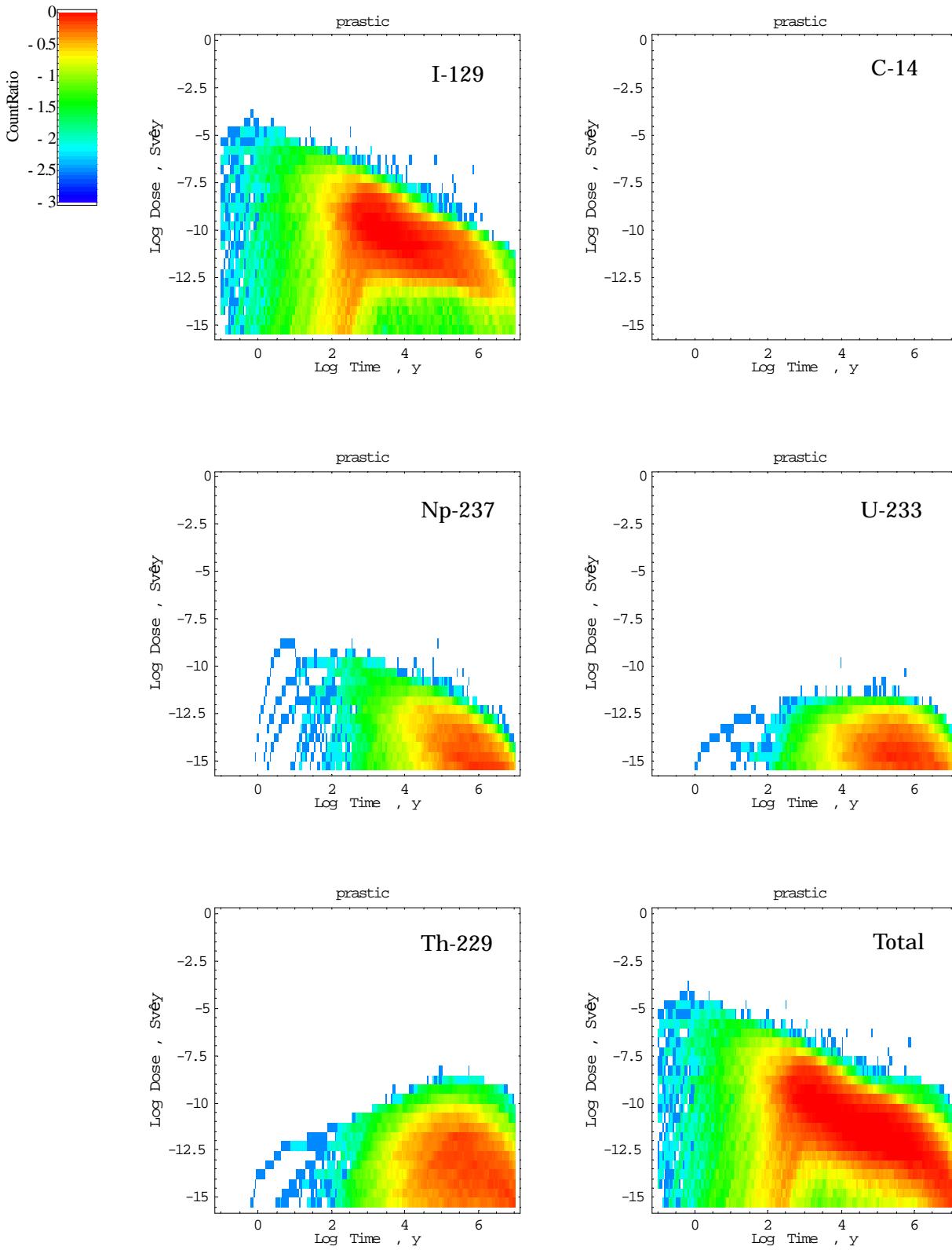


図 3-2 核種放出率の時間依存性 (プラスチック固化体)

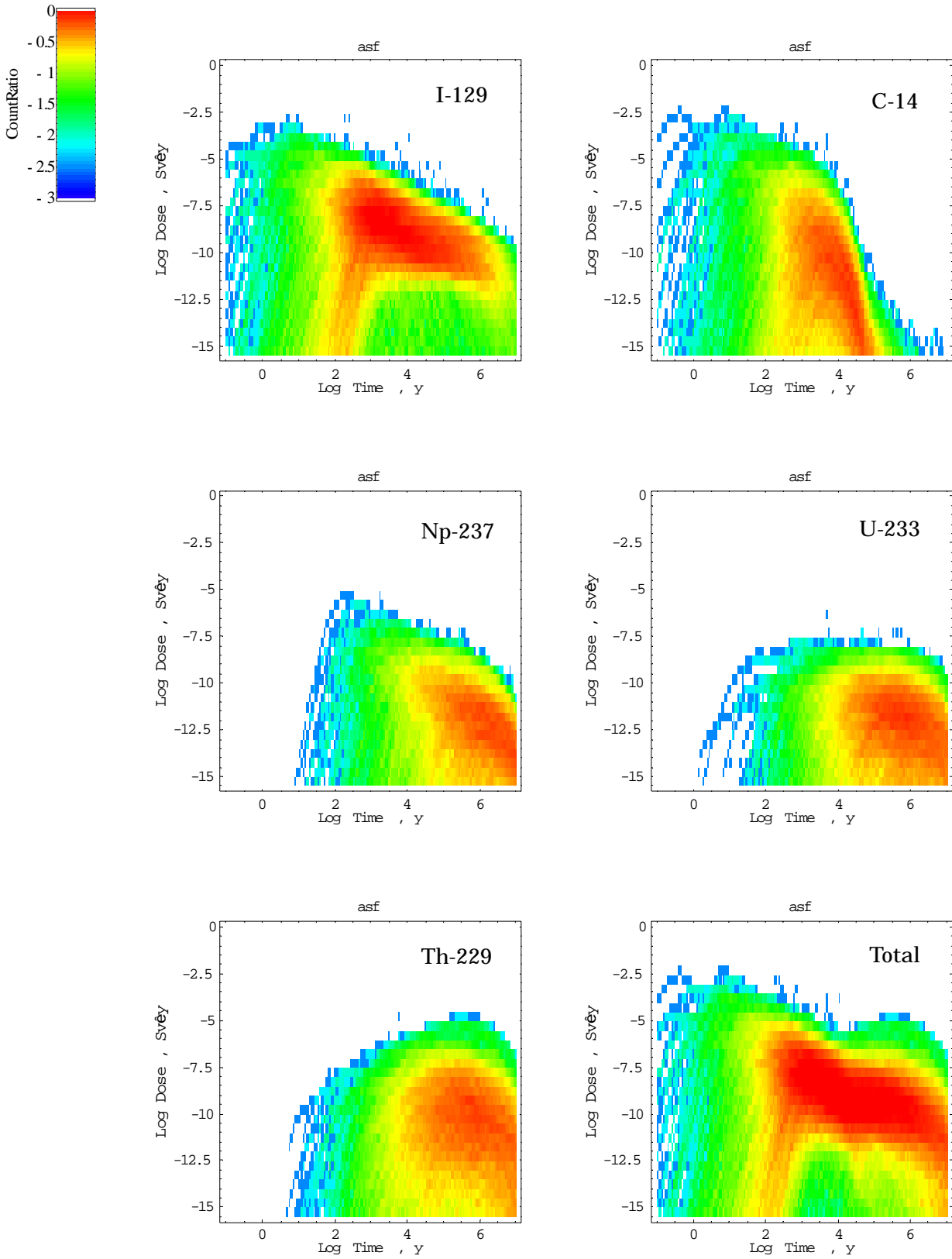


図 3-3 核種放出率の時間依存性 (アスファルト固化体 / 区分 1)

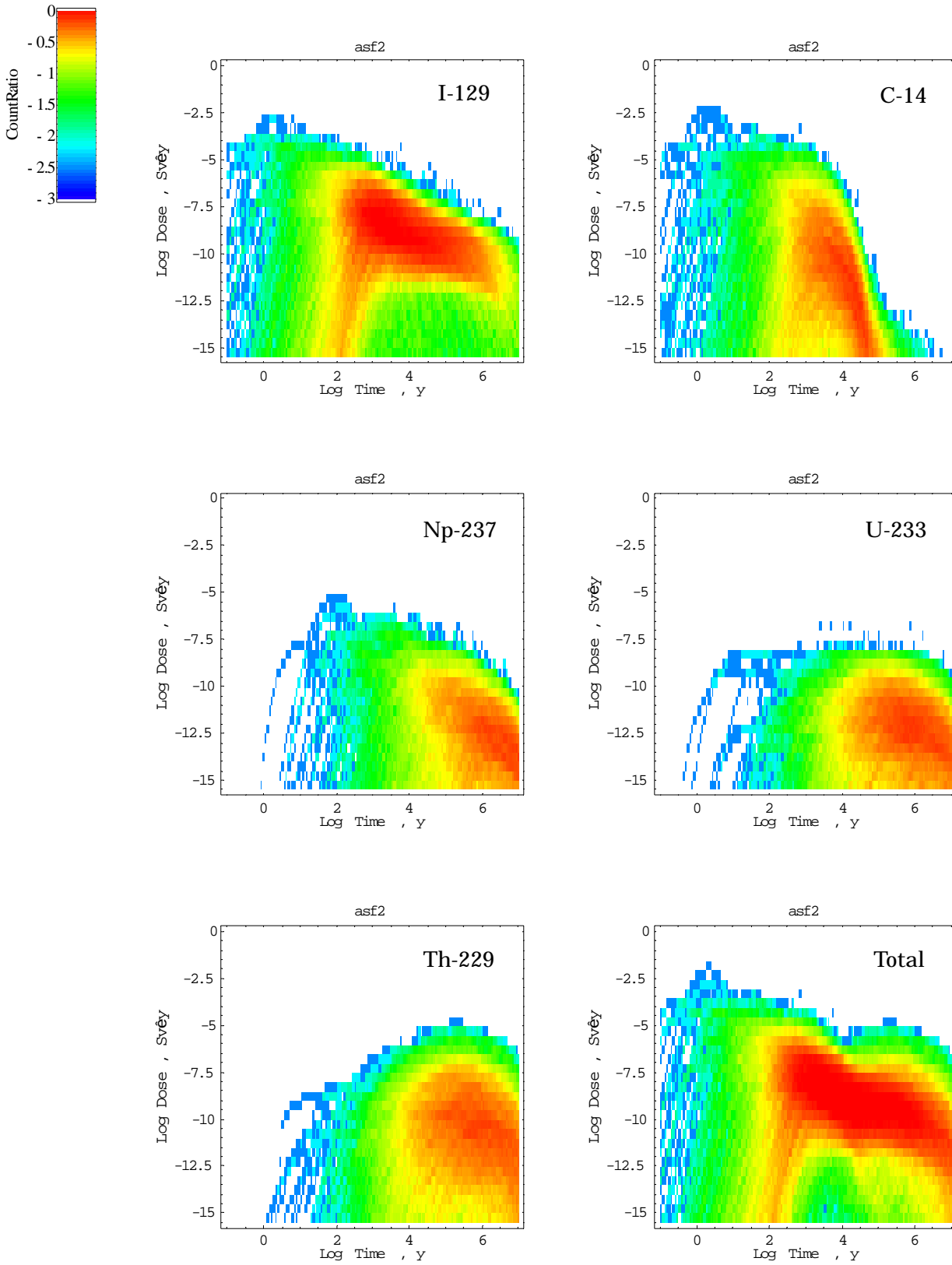


図 3-4 核種放出率の時間依存性 (アスファルト固化体 / 区分 2)

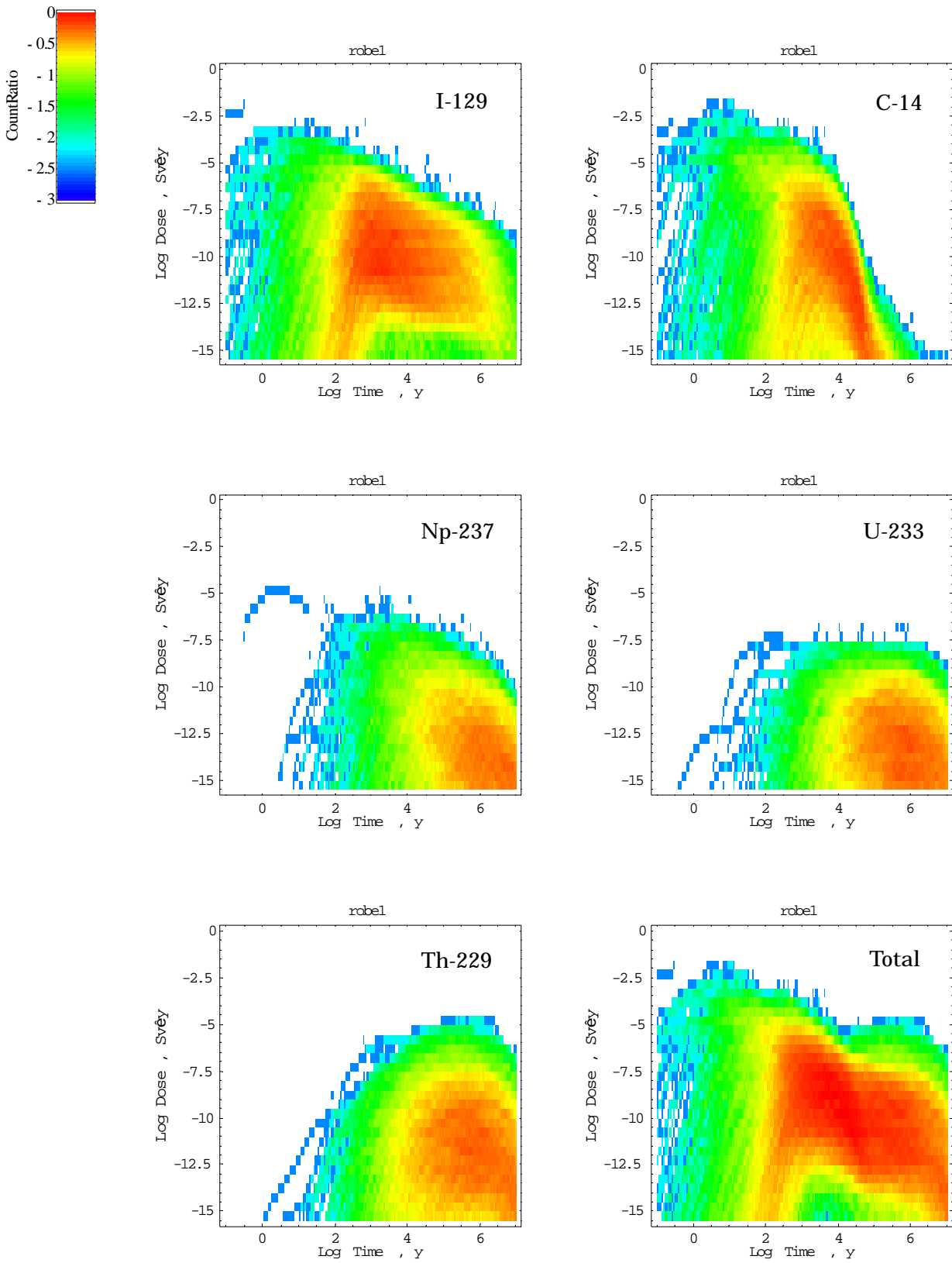


図 3-5 核種放出率の時間依存性 (ROBE 固化体 / 区分 1)

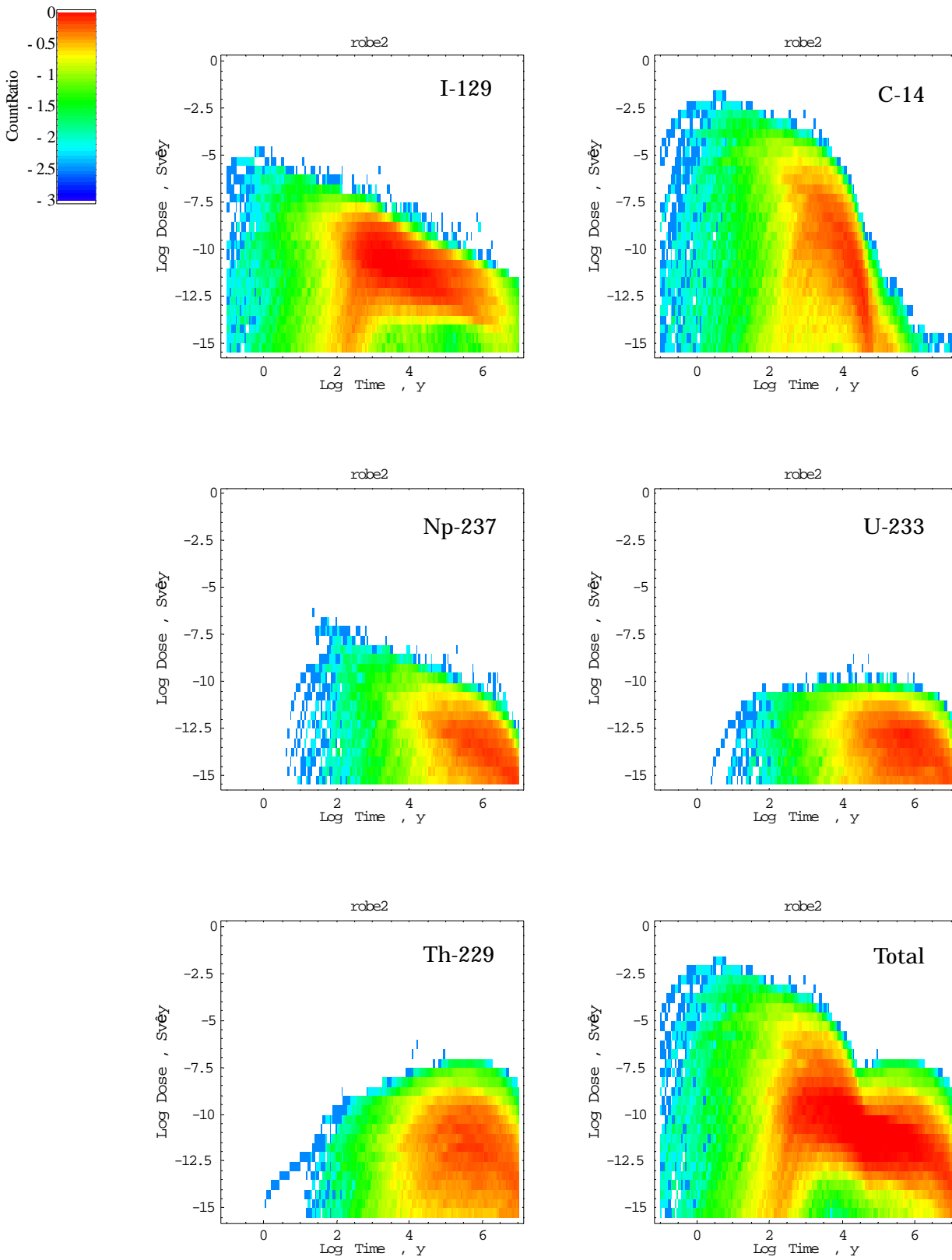


図 3-6 核種放出率の時間依存性 (ROBE 固化体 / 区分 2)

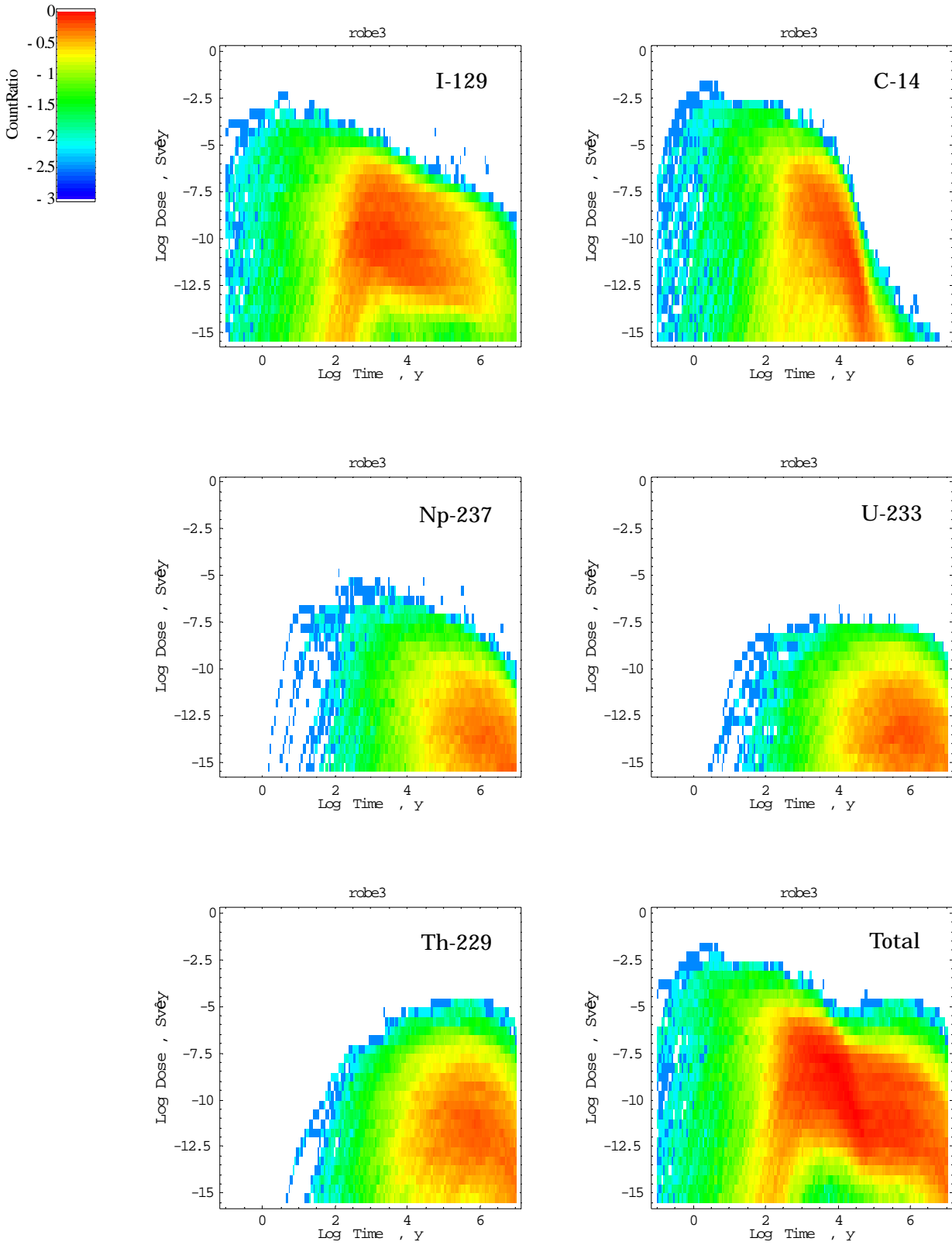


図 3-7 核種放出率の時間依存性 (ROBE 固化体 / 区分 3)

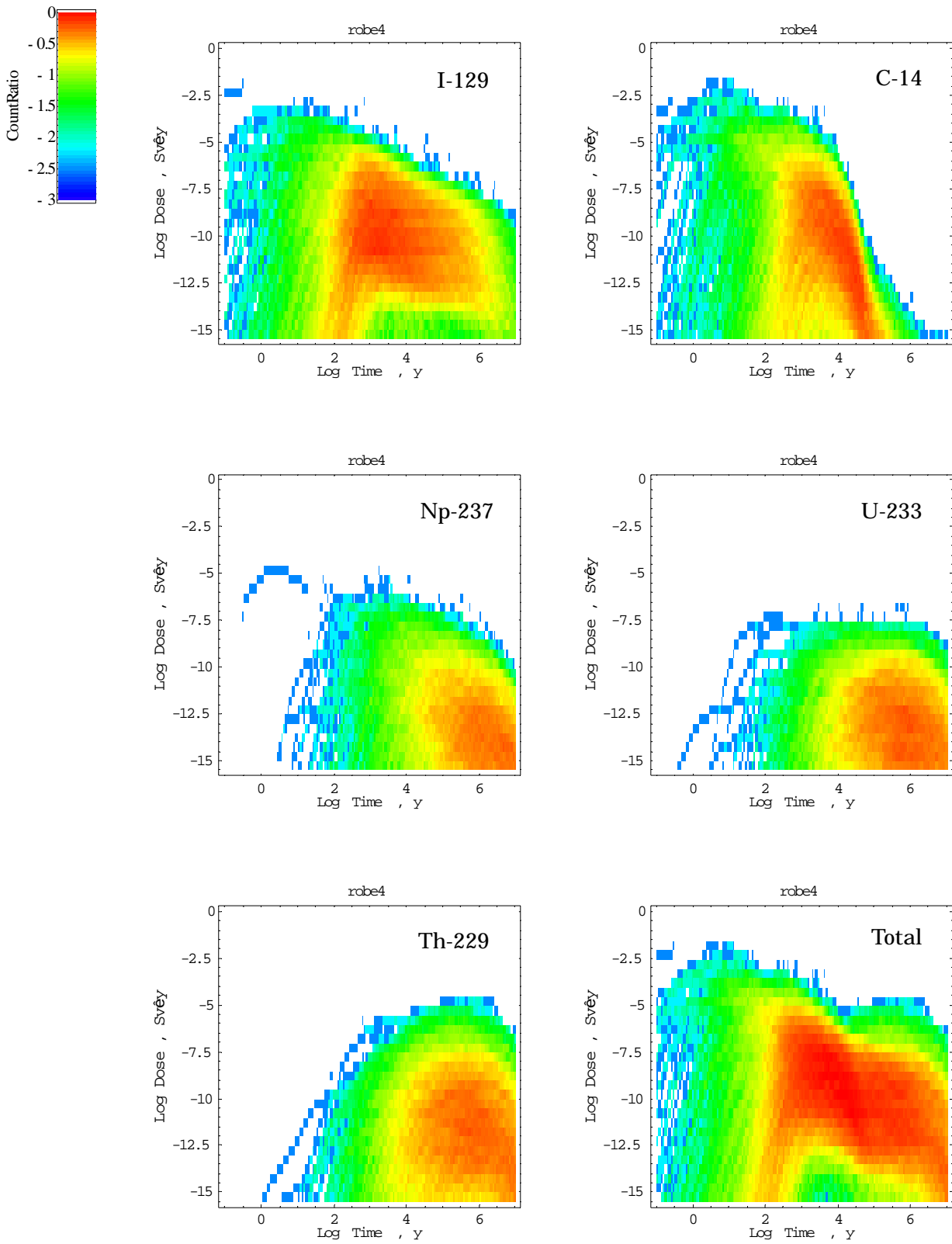


図 3-8 核種放出率の時間依存性 (ROBE 固化体 / 区分 4)



表3-9 線量に対するパラメータの感度のまとめ(プラスチック固化)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)	
				低線量 ( $\sim 1E-10$ )	中線量 ( $1E-10 \sim 1E-5$ )
廃棄体定置領域断面積	m <sup>2</sup>	2.0E+01	2.0E+02		
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00		
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01		↗
コンクリートバリアの厚さ	m <sup>2</sup>	1.0E-03	2.0E+00		↗
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05		
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	1.3E-11	4.0E-09		
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01		
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00		↗
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05		↗
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	2.5E-12	4.0E-09		
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01		
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02		
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05		↗
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01		
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00		
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-03		
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-04		
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	1.0E+00		
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m <sup>3</sup> /kg	5.0E-03	1.0E+00		
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-01		
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E+00		
母岩の化学的変動後I分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-03		
母岩の化学的変動後C分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E+00		
母岩の化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00		
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03		
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05		
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08		
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01		
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08		
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01		
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06		
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00		
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01		↗
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03		
ガス発生速度	m <sup>3</sup> /y	1.0E-03	4.0E-02		↗
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00		
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06		
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00		
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		↗
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13		
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14		
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12		
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13		
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11		

表3-10 線量に対するパラメータの感度のまとめ(アスファルト固化:区分1)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)	
				中線量 (1E-10~1E-5)	高線量 (1E-5~)
廃棄体定置領域断面積	m2	2.0E+01	2.0E+02		
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00		
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01		↗
コンクリートバリアの厚さ	m2	1.0E-03	2.0E+00		↗
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05		
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m2/s	1.3E-11	4.0E-09		
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01		
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00		↘
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05		↗
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m2/s	2.5E-12	4.0E-09		
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01		
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02		
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05		↗
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01		
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00		
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-04		
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	1.0E+00		
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m3/kg	5.0E-03	1.0E+00		
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E-01		
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E+00		
母岩の化学的変動後I分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
母岩の化学的変動後C分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E+00		
母岩の化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03		
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05		
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08		
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01		
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08		
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01		
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06		
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00		
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01		↗
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03		
ガス発生速度	m3/y	1.0E-03	4.0E-02		
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00		
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06		
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00		↘
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		↘
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13		↗
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14		↗
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12		
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13		
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11		

表3-11 線量に対するパラメータの感度のまとめ(アスファルト固化:区分2)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)	
				中線量 (1E-10~1E-5)	高線量 (1E-5~)
廃棄体定置領域断面積	m2	2.0E+01	2.0E+02		
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00		
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01		↗
コンクリートバリアの厚さ	m2	1.0E-03	2.0E+00		↘
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05		↗
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m2/s	1.3E-11	4.0E-09		
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01		
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00		↘
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05		↗
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m2/s	2.5E-12	4.0E-09		
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01		
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02		
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05		↗
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01		
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00		
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-04		
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	1.0E+00		
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m3/kg	5.0E-03	1.0E+00		
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E-01		
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E+00		
母岩の化学的変動後I分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
母岩の化学的変動後C分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E+00		
母岩の化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03		
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05		
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08		
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01		
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08		
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01		
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06		
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00		
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01		↗
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03		
ガス発生速度	m3/y	1.0E-03	4.0E-02		
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00		
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06		
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00		↘
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		↘
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13		↗
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14		↗
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12		
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13		
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11		

表3-12 線量に対するパラメータの感度のまとめ(ROBE固化:区分1)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)		
				低線量 (~1E-10)	中線量 (1E-10~1E-5)	高線量 (1E-5~)
廃棄体定置領域断面積	m2	2.0E+01	2.0E+02			
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00			
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01			
コンクリートバリアの厚さ	m2	1.0E-03	2.0E+00			
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05			
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m2/s	1.3E-11	4.0E-09			
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01			
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00			
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05			
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m2/s	2.5E-12	4.0E-09			
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01			
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02			
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05			
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01			
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00			
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03			
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-04			
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	1.0E+00			
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m3/kg	5.0E-03	1.0E+00			
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E-01			
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E+00			
母岩の化学的変動後I分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03			
母岩の化学的変動後C分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E+00			
母岩の化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
母岩の化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
母岩の化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00			
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03			
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05			
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08			
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01			
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08			
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01			
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06			
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00			
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01			
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03			
ガス発生速度	m3/y	1.0E-03	4.0E-02			
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00			
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06			
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00			
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13			
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14			
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12			
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13			
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11			

表3-13 線量に対するパラメータの感度のまとめ(ROBE固化:区分2)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分(Sv/y)		
				低線量 ( $\sim 1E-10$ )	中線量 ( $1E-10 \sim 1E-5$ )	高線量 ( $1E-5 \sim$ )
廃棄体定置領域断面積	m <sup>2</sup>	2.0E+01	2.0E+02			
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00			
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01			
コンクリートバリアの厚さ	m <sup>2</sup>	1.0E-03	2.0E+00			
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05			
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	1.3E-11	4.0E-09			
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01			
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00			
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05			
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	2.5E-12	4.0E-09			
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01			
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02			
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05			
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01			
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00			
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-03			
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-04			
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	1.0E+00			
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m <sup>3</sup> /kg	5.0E-03	1.0E+00			
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-01			
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E+00			
母岩の化学的変動後I分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-03			
母岩の化学的変動後C分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E+00			
母岩の化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
母岩の化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
母岩の化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	5.0E+00			
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03			
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05			
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08			
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01			
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08			
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01			
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06			
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00			
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01			
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03			
ガス発生速度	m <sup>3</sup> /y	1.0E-03	4.0E-02			
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00			
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06			
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00			
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08			
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13			
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14			
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12			
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13			
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11			

表3-14 線量に対するパラメータの感度のまとめ(ROBE固化:区分3)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)	
				中線量 (1E-10~1E-5)	高線量 (1E-5~)
廃棄体定置領域断面積	m2	2.0E+01	2.0E+02		
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00		
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01		
コンクリートバリアの厚さ	m2	1.0E-03	2.0E+00		↘
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05		↘
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m2/s	1.3E-11	4.0E-09		
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01		
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00		↘
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05		↘
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m2/s	2.5E-12	4.0E-09		
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01		
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02		
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05		↘
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01		
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00		
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-04		
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	1.0E+00		↘
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m3/kg	5.0E-03	1.0E+00		
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E+00		
母岩の化学的変動後I分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
母岩の化学的変動後C分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E+00		
母岩の化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03		
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05		
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08		
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01		
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08		
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01		
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06		
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00		
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01		↘
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03		
ガス発生速度	m3/y	1.0E-03	4.0E-02	↗	
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00		
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06		
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00		
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		↘
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13	↗	
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14		↗
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12		
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13		
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11		

表3-15 線量に対するパラメータの感度のまとめ(ROBE固化:区分4)

パラメータ	単位	最小値	最大値	線量区分 (Sv/y)	
				中線量 (1E-10~1E-5)	高線量 (1E-5~)
廃棄体定置領域断面積	m2	2.0E+01	2.0E+02		
廃棄体埋設比率	-	1.0E-01	1.0E+00		
核種浸出率	1/年	1.0E-04	1.0E+01		↗
コンクリートバリアの厚さ	m2	1.0E-03	2.0E+00	↘	
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	1.0E-11	1.0E-05		↗
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m2/s	1.3E-11	4.0E-09		
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	1.5E-01	3.5E-01		
緩衝材厚さ	m	0.0E+00	4.0E+00	↘	
緩衝材劣化後透水係数	m/s	5.0E-13	1.0E-05		↗
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m2/s	2.5E-12	4.0E-09		
緩衝材劣化後空隙率	-	4.0E-01	6.5E-01		
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+02		↘
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-08	1.0E-05		↗
天然バリア空隙率	-	1.0E-02	5.0E-01		
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E+00		
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-04		
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	1.0E+00		↘
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m3/kg	1.0E-03	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m3/kg	5.0E-03	1.0E+00		
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m3/kg	1.0E-04	1.0E+00		
母岩の化学的変動後I分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E-03		
母岩の化学的変動後C分配係数	m3/kg	1.0E-06	1.0E+00		
母岩の化学的変動後Np分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後U分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
母岩の化学的変動後Th分配係数	m3/kg	1.0E-04	5.0E+00		
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E-05	1.0E+03		
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-08	7.0E-05		
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	6.0E-09	9.0E-08		
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	5.0E-09	2.0E-01		
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	1.0E-08	6.0E-08		
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	1.0E-08	2.5E+01		
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	8.0E-10	3.0E-06		
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	6.0E-10	5.0E+00		
動水勾配	-	4.4E-03	2.3E-01		↗
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	1.0E+03		
ガス発生速度	m3/y	1.0E-03	4.0E-02	↗	
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	0.0E+00	1.0E+00		
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+06		
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00		↘
緩衝材劣化開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+08		↘
I-129線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-16	1.0E-13	↗	
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-17	5.0E-14		↗
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-15	1.0E-12		
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-16	5.0E-13		
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	5.0E-11		

表 3-16 各廃棄体・区分に対する十分条件のまとめ

パラメータ	単位	本検討で得られた十分条件								TRU検討書 での設定*1	第3次中間報告 での設定*2
		プラスチック 固化体	アスファルト 固化体1	アスファルト 固化体2	ROBE 固化体1	ROBE 固化体2	ROBE 固化体3	ROBE 固化体4			
核種浸出率	1/年	<1E-1	<6E-2	<3E-2	-	-	-	<3E-2	-	-	瞬時
コンクリート バリアの厚さ	m <sup>2</sup>	>0.74	>0.86	>0.91	>0.84	>0.80	>0.88	>0.95	-	-	-
コンクリートバリア 劣化後透水係数	m/s	<4E-8	<2E-8	<1E-8	<2E-8	<2E-8	<1E-8	<1E-8	1E-5	-	-
コンクリートバリア 劣化時刻	y	-	>2E+2	>2E+2	-	-	-	>2E+2	-	-	-
緩衝材厚さ	m	>1.2	>1.4	>1.6	>1.5	>1.5	>1.7	>1.8	1	-	-
緩衝材劣化後 透水係数	m/s	<3E-8	<1E-8	<8E-9	<1E-8	<1E-8	<7E-9	<5E-9	3E-11	-	-
緩衝材劣化 開始時刻	年	>4E+2	>9E+2	>2E+3	>9E+2	>2E+3	>2E+3	>3E+3	6.0E+2~ 6.0E+3	-	-
天然バリア長さ	m	-	-	-	-	-	-	>270	100	500	-
天然バリア 透水係数	m/s	<1E-6	<6E-7	<5E-7	<6E-7	<4E-7	<5E-7	<4E-7	1E-9	1E-7~1E-6	-
廃棄体化学的変 動前のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	-	-	-	>0.02	>0.02	>0.03	>0.04	0.0001	-	-
動水勾配	-	<0.05	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.03	0.01	0.01	-
ガス発生速度	m <sup>3</sup> /y	-	-	-	-	-	<7E-3	<7E-3	-	-	-
I-129 線量 換算係数	Sv/Bq	<6E-14	<1E-14	<9E-15	<3E-15	<3E-15	<8E-15	<7E-15	7.5E-16	-	-
C-14 線量 換算係数	Sv/Bq	-	<2E-15	<2E-15	<4E-15	<3E-15	<2E-15	<1E-15	1.6E-16	-	-

\*1 核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会：TRU廃棄物処分概念検討書、JNC TY1400 2000-001, TRU TR-2000-01 (2000)  
 \*2 原子力安全委員会：低レベル放射性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)、平成12年9月



表3-17 確認計算に使用したパラメータ設定値

パラメータ	単位	プラスチック 固化体		アスファルト固化体				ROBE固化体			
		区分1	区分2	区分1	区分2	区分3	区分4	区分1	区分2	区分3	区分4
廃棄体定置領域断面積	m <sup>2</sup>	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	2.0E+01
廃棄体埋設比率	-	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00
核種浸出率	1/年	1.0E-01	6.0E-02	3.0E-02	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	3.0E-02
コンクリートバリアの厚さ	m <sup>2</sup>	7.4E-01	8.6E-01	9.1E-01	8.4E-01	8.0E-01	8.8E-01	9.5E-01			
コンクリートバリア劣化後透水係数	m/s	4.0E-08	2.0E-08	1.0E-08	2.0E-08	2.0E-08	1.0E-08	1.0E-08			
コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09			
コンクリートバリア劣化後空隙率	-	3.5E-01	3.5E-01	3.5E-01	3.5E-01	3.5E-01	3.5E-01	3.5E-01			
緩衝材厚さ	m	1.2E+00	1.4E+00	1.6E+00	1.5E+00	1.5E+00	1.7E+00	1.6E+00			
緩衝材劣化後透水係数	m/s	3.0E-08	1.0E-08	8.0E-09	1.0E-08	1.0E-08	7.0E-09	5.0E-09			
緩衝材劣化後空隙拡散係数	m <sup>2</sup> /s	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09	4.0E-09			
緩衝材劣化後空隙率	-	6.5E-01	6.5E-01	6.5E-01	6.5E-01	6.5E-01	6.5E-01	6.5E-01			
天然バリア長さ	m	5.0E+01	5.0E+01	5.0E+01	5.0E+01	5.0E+01	5.0E+01	5.0E+01			2.7E+02
天然バリア透水係数	m/s	1.0E-06	6.0E-07	5.0E-07	6.0E-07	4.0E-07	5.0E-07	4.0E-07			
天然バリア空隙率	-	5.0E-01	5.0E-01	5.0E-01	5.0E-01	5.0E-01	5.0E-01	5.0E-01			
天然バリア分散長	-	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02			
廃棄体化学的変動前のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06			
廃棄体化学的変動後のI分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06			
廃棄体化学的変動前のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03	2.0E-02	2.0E-02	3.0E-02	4.0E-02			
廃棄体化学的変動後のC分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03	1.0E-03			
廃棄体化学的変動前Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
廃棄体化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
廃棄体化学的変動前U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
廃棄体化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
廃棄体化学的変動前Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
廃棄体化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
緩衝材化学的変動後のNp分配係数	m <sup>3</sup> /kg	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03			
緩衝材化学的変動後のU分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
緩衝材化学的変動後のTh分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
母岩の化学的変動後I分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06			
母岩の化学的変動後C分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06	1.0E-06			
母岩の化学的変動後Np分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
母岩の化学的変動後U分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
母岩の化学的変動後Th分配係数	m <sup>3</sup> /kg	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-04			
化学的影響期間前後C溶解度	mol/l	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03			
化学的影響期間中C溶解度	mol/l	7.0E-05	7.0E-05	7.0E-05	7.0E-05	7.0E-05	7.0E-05	7.0E-05			
化学的影響期間前後Np溶解度	mol/l	9.0E-08	9.0E-08	9.0E-08	9.0E-08	9.0E-08	9.0E-08	9.0E-08			
化学的影響期間中Np溶解度	mol/l	2.0E-01	2.0E-01	2.0E-01	2.0E-01	2.0E-01	2.0E-01	2.0E-01			
化学的影響期間前後U溶解度	mol/l	6.0E-08	6.0E-08	6.0E-08	6.0E-08	6.0E-08	6.0E-08	6.0E-08			
化学的影響期間中U溶解度	mol/l	2.5E+01	2.5E+01	2.5E+01	2.5E+01	2.5E+01	2.5E+01	2.5E+01			
化学的影響期間前後Th溶解度	mol/l	3.0E-06	3.0E-06	3.0E-06	3.0E-06	3.0E-06	3.0E-06	3.0E-06			
化学的影響期間中Th溶解度	mol/l	5.0E+00	5.0E+00	5.0E+00	5.0E+00	5.0E+00	5.0E+00	5.0E+00			
動水勾配	-	5.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02			3.0E-02
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻	年	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00			
ガス発生速度	m <sup>3</sup> /y	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02	7.0E-03	7.0E-03			
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合	-	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00			
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間	年	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03			
緩衝材中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00			
母岩中の化学変動開始時刻	年	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00			
コンクリートバリア劣化開始時刻	年	1.0E+00	2.0E+02	2.0E+02	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	2.0E+02			
緩衝材劣化開始時刻	年	4.0E+02	9.0E+02	2.0E+03	9.0E+02	2.0E+03	2.0E+03	3.0E+03			
I-129線量換算係数	Sv/Bq	6.0E-14	1.0E-14	9.0E-15	3.0E-15	3.0E-15	8.0E-15	7.0E-15			
C-14線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-14	2.0E-15	2.0E-15	4.0E-15	3.0E-15	2.0E-15	1.0E-15			
Np-237線量換算係数	Sv/Bq	1.0E-12	1.0E-12	1.0E-12	1.0E-12	1.0E-12	1.0E-12	1.0E-12			
U-233線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-13	5.0E-13	5.0E-13	5.0E-13	5.0E-13	5.0E-13	5.0E-13			
Th-229線量換算係数	Sv/Bq	5.0E-11	5.0E-11	5.0E-11	5.0E-11	5.0E-11	5.0E-11	5.0E-11			

表 3-18 確認計算結果

対象廃棄体	区分	最大線量(Sv/y)
プラスチック固化体	-	2.8E-06
アスファルト固化体	区分1	7.0E-06
アスファルト固化体	区分2	2.4E-05
ROBE固化体	区分1	1.1E-06
ROBE固化体	区分2	1.2E-05
ROBE固化体	区分3	7.6E-06
ROBE固化体	区分4	3.1E-05

### 3.3 影響事象の抽出

#### 3.3.1 影響事象の抽出手法

本検討における影響事象抽出の手順は以下のとおりである。

- ①重要パラメータのF E Pへの関連づけ
- ②重要パラメータに関するF E Pからの「評価すべき事象」の抽出
- ③影響事象の整理

以下にその詳細を記す。

#### (1) 重要パラメータのF E Pへの関連づけ

3.2 節において実施された感度解析によって、核種移行解析上線量に対して影響の大きいパラメータが抽出された。これらの重要なパラメータを変動させる要因をF E Pから導くためには、まず、当該パラメータをそれを特徴づけるF E Pを明確にすることが望ましい。以下に、核種移行パラメータとそれを特徴づけるF E Pとの組み合わせの例を示す。

- ・形状寸法（体積，面積，厚さ） → ———の特性
- ・間隙率 → ———の特性
- ・地下水流速 → ———での水理
- ・閉じこめ期間 → 廃棄体容器の特性
- ・浸出期間 → 廃棄物の特性
- ・溶解度 → ———での核種の沈殿・溶解
- ・分配係数 → ———での核種の吸着

#### (2) 重要パラメータに関するF E Pからの「評価すべき事象」の抽出

重要パラメータを特徴づけるF E Pから、当該パラメータに影響を及ぼすと考えられる事象を抽出する。具体的には、F E P辞書中の「3. 評価すべき事象」のうち、当該パラメータに影響を及ぼすと考えられる事象をピックアップする。

#### (3) 影響事象の整理

本検討で使用するF E P辞書は、網羅性に主眼点を置いて記述されているため、

「3. 評価すべき事象」においても、記述が重複する場合がありますと考えられる。また、対象とする重要パラメータのみを意識して記述されているわけではないため、影響を及ぼすと考えられる事象が直接的に読みとりにくい場合もある。よって、ここでは上述までの検討で抽出された影響事象を、重要パラメータへの影響という観点で整理する。

### 3.3.2 対象廃棄体の余裕深度処分における影響事象の抽出

ここでは、上記の手法を用いることによって、本研究の核種移行感度解析結果から明らかになった重要パラメータを利用して、対象廃棄物の余裕深度処分での核種移行解析に影響を及ぼす事象を抽出した。

#### (1) 重要パラメータのF E Pへの関連づけ

3.2節における核種移行感度解析の結果から、以下のパラメータが中線量及び高線量の領域で核種移行解析結果に感度を有するパラメータとして抽出された。

- ・核種浸出率
- ・コンクリートバリアの厚さ
- ・コンクリートバリア劣化後透水係数
- ・コンクリートバリア劣化開始時刻
- ・緩衝材厚さ
- ・緩衝材劣化後透水係数
- ・緩衝材劣化開始時刻
- ・天然バリア長さ
- ・天然バリア透水係数
- ・廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数
- ・動水勾配
- ・ガス発生速度
- ・I-129線量換算係数
- ・C-14線量換算係数

これらのうち、天然バリア長さ、天然バリア透水係数、動水勾配及び核種の線

量換算係数については、サイト依存性が高いため、別途検討することとした。また、コンクリートバリアの厚さ及び緩衝材の厚さについては、処分施設の設計で対応するものであるため対象外とした。

残りのパラメータについては、それぞれ表 2-3 の F E P リストの中から最も関連が深いと考えられる F E P を選択し、そのパラメータを特徴づける F E P とした。重要パラメータを F E P と関連づけた結果を表 3-19 に示す。

## (2) パラメータに関する F E P からの「評価すべき事象」の抽出

ここでは、上述の重要パラメータに関する F E P 辞書に記載されている「評価すべき事象」のうち、対象とするパラメータに関係し、影響事象として取り扱うべき事象を抽出した。

重要パラメータに対応した F E P に関する「評価すべき事象」の一覧を表 3-20 に示す。また、表 3-21～表 3-33 に、重要パラメータに関する F E P 毎に、その重要度を判断した結果を示す。表中、重要度は、「評価すべき事象」と着目するパラメータとの関連性がない場合、あるいは「評価すべき事象」が着目するパラメータに及ぼす影響が文献等により明らかに小さいことが解っている場合は、“低”とした。また、それ以外のものについては、線量評価への影響の度合いが明らかでないものも含め、その重要度を”高”とし、影響事象として扱うこととした。この検討により、重要度が“高”と判断されたものを、当該の重要パラメータに対する影響事象とした。

以上の検討結果から得られた、それぞれの重要パラメータに対する影響事象を表 3-34 にまとめる。

## (3) 影響事象の整理

上述までの検討で得られた結果から、重要パラメータへの影響という観点で影響を及ぼすと考えられる事象をより明確にするため、抽出された影響事象を重要パラメータ毎に整理する。

### (a) 核種浸出率

廃棄体からの核種の浸出率に関する影響事象については、対象廃棄体毎に整

理する。

### ①プラスチック固化体

プラスチック固化体の核種浸出率に影響を及ぼす事象としては、【プラスチックの劣化】が挙げられている。劣化の機構としては、アルカリ分解が最も重要であると考えられる。ただし、プラスチック固化体の浸出試験に関する文献は乏しく、また、プラスチック固化体はその原材料や固化方法が多様であるため、類似の固化体でない限り、その文献の利用範囲は制限される。また、同様に【ガス影響】、【微生物影響】、【放射線分解・放射線損傷】も影響事象として挙げられている。これらの影響を確認するためには、対象廃棄体あるいはその模擬廃棄体を使用して、なるべく処分施設に近い環境を想定した浸出試験を実施することが必要である。

### ②アスファルト固化体

アスファルト固化体の浸出率に影響を及ぼす事象としては、【水の取り込みによる膨潤】、【アスファルトの劣化】、【放射線分解・放射線損傷】、【微生物影響】及び【ガスの影響】が挙げられる。これらの事象が及ぼす影響の度合いは、浸出試験により確認することが可能である。実際、浸出試験は様々な機関で実施されており、例えば九石ら（1997）は、模擬アスファルト固化体からの可溶性元素の浸出試験を実施している。ただし、浸出試験により得られる浸出速度は、上記の影響事象が複雑に関係しあうと考えられるため、個々の影響事象について確認するためには、試験計画を十分に検討する必要がある。また、対象廃棄体および模擬廃棄体を使用して、なるべく処分施設に近い環境を想定した浸出試験を実施することが必要である。

### ③ROBE固化体

ROBE固化体は、現状では最終的な固化方法は決定していない。そのため、本検討では仮にセメント固化されると想定して検討した。セメントマトリクスは多孔質媒体であるため、廃棄体自体に閉じ込め性は期待できない。一般的に、核種移行解析では、評価結果が保守的となるように廃棄体から瞬時に放出され

ると仮定されている。しかしながら、敢えて影響事象を抽出すれば、【応力】、【セメントの化学的劣化】、【ガスの影響】、【高pH影響】、【海水影響】が挙げられる。これらの事象は、力学的劣化あるいは化学的劣化により間隙水とセメントマトリクスとの接触面積が増加することにより、間隙水への核種の放出が促進されることを考慮したものである。今後は、セメント固化以外も候補としつつ、廃棄体に要求される要件を整理し、処理方法を検討する必要がある。

#### (b) コンクリートバリア劣化後透水係数

「劣化後のコンクリートバリア透水係数」に影響を及ぼす事象としては、大別すれば以下の2つにまとめられる。

- ・ 化学的劣化による透水係数の増加
- ・ 力学的影響による亀裂発生に伴う巨視的な観点での透水係数の増加

前者は、上述「評価すべき事象」のうち、【セメント変質】、【硝酸塩】及び【物質の輸送】が関連する。化学的劣化による透水係数の増加は、セメント成分の溶出による空隙増加が要因となり、比較的長期にわたって現象が進展するものと考えられる。しかしながら、セメント鉱物の反応速度、生成する2次鉱物生成に関する知見等、長期の間隙率変遷を評価するための情報が不足している。

後者は、上述「評価すべき事象」のうち、【鋼材の腐食】、【ガス】、【応力】及び【ひび割れ】が該当する。力学的影響による亀裂発生は、応力場が安定していない処分場閉鎖初期におこる可能性と、長期的な構成材料の劣化に伴って発生する可能性の双方が考えられる。応力発生の要因としては、水和熱、外部荷重、鉄筋の腐食膨張、ガスの発生・蓄積等が考えられる。また、間隙水中に硫酸塩を多く含む場合は、硫酸イオンがセメント鉱物と反応して密度の大きいエトリングイトが生成することにより応力が発生する。亀裂が発生することにより、巨視的には透水係数が増加するが、亀裂の生じたコンクリートバリアに対する水理評価のモデルとして、多孔質媒体としてではなく亀裂性媒体として扱う必要性についても示唆される。亀裂性媒体として評価するためには、上記の事象による亀裂発生の頻度、亀裂幅等を定量的に把握することが必要になるが、

現状では知見が不足している。

### (c) コンクリートバリア劣化開始時刻

本項目における劣化とは、主に透水係数の上昇を指す。これは、感度解析の結果、透水係数の上昇が線量への影響が大きいことが示されたためである。そのため、本項目の影響事象は、上述の「コンクリートバリア劣化後透水係数」と密接に関連する。影響を及ぼす事象も同様に以下の2つに大別できる。

- ・ 化学的劣化による透水係数の増加
- ・ 力学的影響による亀裂発生に伴う巨視的な観点での透水係数の増加

そのため、劣化の開始時刻もそれぞれのメカニズムに応じて異なる影響事象によって支配されると考えられる。化学的な劣化開始時刻については、F E P「TC41：コンクリート部での水化学」に関する影響事象である【溶存成分の移動】、【酸化性雰囲気の過渡的・局所的形成】、【材料特性】、【セメントの変質】、【有機物】、【高pH影響】、【硝酸塩】が関連する。力学的影響による劣化開始時刻については、F E P「TC41：コンクリート部での水化学」に関する影響事象である【金属の腐食】、及びF E P「TC31：コンクリート部での応力」に関する影響事象である【応力】、【ガス影響】、【セメント鉱物変質】および両F E Pにある【金属腐食】が関連する。これらは一般的に化学的な劣化については長期間にわたって徐々に性能が低下するのに対し、力学的な影響による劣化は瞬間的に性能が低下することも考えられるという特徴を有する。また、劣化開始時刻の観点からは、化学的劣化および物理的劣化ともに信頼性の高い定量的評価を実施するためには知見が不足している。

### (d) 緩衝材劣化後透水係数

緩衝材の劣化後の透水係数に影響を及ぼす因子としては、大別して以下の3項目が挙げられる。

- ① ベントナイト鉱物の化学的な変質による透水性上昇
- ② 地下水性状（イオン強度）の変化による透水性上昇
- ③ 力学的な変形による止水性の低下

本検討で抽出された影響事象のうち、【ベントナイトの変質】及び【物質の輸



送】は①に該当する。また，【高pH影響】及び【硝酸塩】は①及び②の両方，【ガス】及び【応力】は③にそれぞれ該当すると考えられる。これらについては，地層処分の性能評価あるいは処分技術に関する研究において，影響確認試験等が継続的に実施されているが，現状では特にベントナイトの長期的な劣化に関しては未だ不明な点が多い。

#### (e) 緩衝材劣化開始時刻

このパラメータは前述の「緩衝材劣化後透水係数」と同様に，劣化のメカニズムとしては大きく以下の3つに分けられる。

- ① ベントナイト鉱物の化学的な変質による透水性上昇
- ② 地下水性状（イオン強度）の変化による透水性上昇
- ③ 力学的な変形による止水性の低下

そのため，緩衝材の劣化の開始時間も，これらの劣化メカニズムに応じてそれぞれ異なった影響事象により支配されると考えられる。本検討で抽出された影響事象のうち，「TB41：緩衝材での水化学」に関する【水理】【溶存成分の移動】【酸化性雰囲気の過渡的・局所的形成】【材料特性】【ベントナイトの変質】【間隙水性状】【微生物】【硝酸塩影響】【高pH影響】は①に関連する。また，【材料特性】【間隙水組成】【高pH影響】【硝酸塩影響】は②に関連する。さらに，【ガス】【材料特性】ならびに「TB31：緩衝材での応力」に関する【圧密沈下】，【クリープ現象】，【膨張】及び【ガス】は③に関連する。

①に関しては，TRU廃棄物の地層処分に関する検討においても，水化学解析等により定量的な解析が実施されているが，高pH間隙水，硝酸塩と緩衝材との反応メカニズムについて十分な理解が得られておらず，さらなる検討が必要である。また，②に関しては，廃棄体からの硝酸塩の漏出速度が重要な因子となるが，試験により硝酸塩の透水性に対する影響程度について確認する必要がある。さらに，③については，ガス発生速度，人工バリアの透気性等の影響を受けるが定量的な評価手法については開発途上である。

#### (f) 廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数

本研究における感度解析では廃棄体領域は廃棄体及び充填材を均一混合媒体

として評価したため、本項目の「廃棄体」は廃棄体と充填材が該当する。そのため、本項目に関連するF E Pは、「TW74：廃棄体での核種の吸着」及び「TM74：充填材での核種の吸着」の2つである。どちらのF E Pにおいても、【p Hによる核種の分配係数への影響】、【E hによる核種の分配係数への影響】、【イオン強度による核種の分配係数への影響】、【分配係数の同位体分配】、【ガスによる核種の分配平衡への影響】【微生物による核種の分配係数への影響】及び【硝酸塩による核種の分配係数への影響】が影響事象として抽出されている。

C-14は、その水化学環境によって化学形態を変えやすく、また、化学形態によりその吸着性も大きく異なる。そのため、人工バリア領域におけるC-14の存在形態を把握することは重要である。特に、本検討の対象廃棄物であるROBE固化体は硝酸塩を多く含むが、硝酸イオン存在下におけるC-14の吸着性に関する知見は現状では少ない。さらに、有機物は微生物の栄養素となるため、C-14の存在形態は微生物活動の影響を大きく受けることが予想される。ただし、微生物活動については高アルカリ、高放射線下という処分施設環境における活動性を確認する必要がある。

#### (g) ガス発生速度

ガスの発生に関連するF E Pは、「TW81：廃棄体でのガス」及び「TC81：コンクリート部でのガス」の2つである。どちらのF E Pにおいても、【ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性】【ガスの発生速度】及び【微生物】が影響事象として抽出されている。

本検討の対象であるROBE固化体においては、考慮すべきガスの発生機構として、以下の項目が挙げられる。

- ・ 金属の嫌気性腐食に伴う水素ガス発生
- ・ 放射線分解によるガス発生
- ・ 微生物活動に伴うガス発生
- ・  $\alpha$ 崩壊によるHeガス発生

このうち、ガス発生速度について最も重要と考えられるのは、金属の腐食に伴う水素ガス発生である。これは、廃棄体では廃棄体容器あるいは処分容器、コンクリート部では構造躯体に使用される鉄筋等が対象となる。これらのガス

発生速度に影響を及ぼす因子は、金属の存在量、pH、酸素濃度といった地下水性状が考えられる。また、放射線分解によるガス発生については、間隙水中に硝酸イオンが存在する場合と存在しない場合では、放射線分解により発生する水素ガスの速度、あるいは窒素ガスの発生量が異なる可能性がある。

#### (4) 天然バリア及び生物圏に関するパラメータの検討

上述したように、3.2節における感度解析結果から、動水勾配、天然バリア透水係数および核種の生物圏換算係数が、線量への影響が大きいパラメータとして抽出された。これらのパラメータに対しても他のパラメータと同様にFEPから演繹的に影響事象を抽出することが望ましいが、本検討のベースとなるFEPは、主にニアフィールドに主眼を置いているため、天然バリア及び生物圏のパラメータに対して使用することは適切でない。

天然バリア及び生物圏に関するパラメータは、基本的にはサイトに依存するところが大きいパラメータである。ただし、地質環境等の変化によって変動する可能性があり、これらのパラメータの影響事象となりうると考えられる。よってここでは、第2次取りまとめにおけるわが国における地質環境に関する研究等を参考に、これらの重要パラメータに対しての影響事象を抽出する。

##### (a) 動水勾配

動水勾配は、地形条件に依存することが大きい。そのため、隆起・浸食等により地表の勾配が変わることにより動水勾配が変化する可能性がある。また、地震により瞬間的に地下水流速が急激に上昇する「サイズミックポンピング」といった事象も考慮すべきである。

##### (b) 天然バリア透水係数

天然バリアの透水係数を変動させる要因としては、大きく2つに分けることが出来る。ひとつは人工バリアからの影響、もう一つが天然事象の影響である。前者は、例えばセメント系材料からの溶出成分による岩の変質作用などがある。また、坑道掘削時、施工時などにおける岩盤のゆるみ、地表水、酸素の浸入などが影響を及ぼす可能性がある。後者では地震等による岩盤のゆるみが挙げら

れる。特に、余裕深度処分では地層処分と比較して深度が浅いため特に注意すべきと考えられる。

**(c) 核種の線量換算係数**

生物圏における核種の線量への換算係数は、サイトに依存するパラメータであると同時に、時間的な不確実性が大きいパラメータであるといえる。その時間的な不確実性の要因は、人間の生活習慣の変化、気候変動、地形変動等に由来する。これらは、線量評価においてピークの得られる時間等、安全評価としての程度の長さの期間を考えるべきか、という情報も重要な要素となる。また、これらの不確実性に関する問題を解消するために、リファレンスバイオスフィアや補完的な評価指標に関する検討が国際的にも活発である。

表 3-19 重要パラメータと FEP との関連づけ

重要パラメータ	特徴づける FEP		対象廃棄体			備考
	FEP 番号	FEP 名称	プラスチック 固化体	アスファルト 固化体	ROBE 固化体	
核種浸出率	TW65	セメントマトリクス特性	-	-	○	ROBE 固化体を セメント固化し た場合のみ関 連する。
	TW66	アスファルトマトリクスの特性	-	○	-	
	TW67	プラスチックマトリクスの特性	○	-	-	
コンクリートバリア劣化後透水 係数	TC21	コンクリート部での水理	○	○	○	
コンクリートバリア劣化開始時 刻	TC31	コンクリート部での応力	-	○	○	
	TC41	コンクリート部での水化学	-	○	○	
緩衝材劣化後透水係数	TB21	緩衝材での水理	○	○	○	
	TB31	緩衝材での応力	○	○	○	
	TB41	緩衝材での水化学	○	○	○	
廃棄体での化学的変動前の C-14 の分配係数	TW74	廃棄体での核種の吸着	-	-	○	
	TM74	充填材での核種の吸着	-	-	○	
ガス発生速度	TW81	廃棄体でのガス	-	-	○	
	TC81	コンクリート部でのガス	-	-	○	

表3-20 重要パラメータに対応するFEPの評価すべき事象の一覧表

FEP番号	TW65	TW66	TW67	TC01	TC03	TC41	TC41	TC41	TC41	TB21	TB31	TB41	TW74	TM74	TW81	TC81
FEP名称	セメントマトリクス特性	アスファルトマトリクス特性	プラスチックマトリクス特性	コンクリート部での水理	コンクリート部での応力	コンクリート部での水化学	コンクリート部での水理	緩衝材での水化学	緩衝材での水化学	緩衝材での水理	緩衝材での応力	緩衝材での水化学	廃棄体での核種の吸着	充填材での核種の吸着	廃棄体での核種の吸着	コンクリート部での核種の吸着
1. 応力	1. セメントの化学的劣化	1. 水の取り込みによる膨潤	1. プラスチックの劣化	1. セメント変質	1. 応力	1. 温度	1. ベントナイトの変質	1. 圧密沈下	1. 温度	1. 圧密沈下	1. 温度	1. 温度	1. 温度による分配係数への影響	1. 温度による分配係数への影響	1. 温度と熱流	1. 温度と熱流
2. セメントの化学的劣化	2. アスファルトの劣化	2. ガス影響	2. 鋼材の腐食	2. 鋼材の腐食	2. 再冠水	2. 溶解成分の移動	2. 緩衝材の流出	2. クリープ現象	2. 水理	2. クリープ現象	2. 水理	2. pHによる核種の分配係数への影響	2. pHによる核種の分配係数への影響	2. pHによる核種の分配係数への影響	2. 水移行と保水状況	2. 水移行
3. コロイド影響	3. 放射線分解・放射線損傷	3. 微生物影響	3. 微生物影響	3. 再冠水	3. ガス影響	3. 酸化性雰囲気過渡的・局所的形成	3. コロイド影響(ふるい効果)	3. 温度変化	3. 溶解成分の移動	3. コロイド影響(ふるい効果)	3. 温度変化	3. 溶解成分の移動	3. Ehによる核種の分配係数への影響	3. Ehによる核種の分配係数への影響	3. 廃棄体内部におけるガス圧力	3. ガス圧力とガス移行
4. 有機物影響	4. 微生物影響	4. コロイド生成	4. 高pH影響	4. 高pH影響	4. セメント腐食	4. 材料特性	4. セメント腐食	4. 膨潤	4. 酸化性雰囲気過渡的・局所的形成	4. 再冠水	4. 膨潤	4. イオン強度による分配係数への影響	4. イオン強度による分配係数への影響	4. ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性	4. ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性	4. ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性
5. 微生物影響	5. 再冠水の影	5. 放射線分解・放射線損傷	5. 放射線分解・放射線損傷	5. 硝酸塩	5. 金属腐食	5. セメントの変質	5. 高pH影響	5. ガス	5. 材料特性	5. 高pH影響	5. ガス	5. 分配係数による吸着量の規定	5. 分配係数による吸着量の規定	5. 分配係数による吸着量の規定	5. 分配係数による吸着量の規定	5. 分配係数による吸着量の規定
6. 放射線分解・放射線損傷	6. ガスの影響	6. 再冠水の影	6. ガス	6. ガス	6. 金属腐食	6. 金属腐食	6. 硝酸塩	6. 緩衝材の流出	6. ベントナイトの変質	6. 硝酸塩	6. 緩衝材の流出	6. 分配係数の同位体分配	6. 分配係数の同位体分配	6. 分配係数の同位体分配	6. ガスの発生速度	6. ガスの発生速度
7. 再冠水の影	7. ガスの影響	7. 再冠水の影	7. 応力	7. 応力	7. 応力	7. 間隙水性状	7. ガス	7. 間隙水性状	7. 間隙水性状	7. ガス	7. 間隙水性状	7. 可逆的吸着及び不可逆的吸着	7. 可逆的吸着及び不可逆的吸着	7. 可逆的吸着及び不可逆的吸着	7. 微生物	7. 微生物
8. ガスの影響	8. ガスの影響	8. 熱対流	8. 熱対流	8. 熱対流	8. ガス	8. ガス	8. 応力	8. 応力	8. ガス	8. 応力	8. ガス	8. 線形吸着及び非線形吸着	8. 線形吸着及び非線形吸着	8. 線形吸着及び非線形吸着		
9. 高pH影響	9. 高pH影響	9. 物質の輸送	9. 物質の輸送	9. 物質の輸送	9. コロイド	9. コロイド	9. 熱対流	9. 熱対流	9. コロイド	9. 熱対流	9. コロイド	9. ガスによる核種の分配係数への影響	9. ガスによる核種の分配係数への影響	9. ガスによる核種の分配係数への影響		
10. 海水影響	10. 海水影響	10. ひび割れ	10. ひび割れ	10. 微生物	10. 微生物	10. 微生物	10. 物質の輸送	10. 物質の輸送	10. 微生物	10. 物質の輸送	10. 微生物	10. コロイドによる核種の分配係数への影響	10. コロイドによる核種の分配係数への影響	10. コロイドによる核種の分配係数への影響		
				11. 有機物	11. 有機物	11. 有機物	11. 微生物	11. 微生物	11. 有機物	11. 微生物	11. 有機物	11. 微生物による核種の分配係数への影響	11. 微生物による核種の分配係数への影響	11. 微生物による核種の分配係数への影響		
				12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 高pH影響	12. 有機物による核種の分配係数への影響	12. 有機物による核種の分配係数への影響	12. 有機物による核種の分配係数への影響		
				13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩	13. 硝酸塩による分配係数への影響	13. 硝酸塩による分配係数への影響	13. 硝酸塩による分配係数への影響		

表3-21 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率(ROBE固化体) (1/3)

FEP番号: TW65 評価すべき事象	FEP名称: セメントマトリクスの特性 FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 応力	<p>応力がセメントマトリクスの有する耐力を超えた場合には、ひび割れが発生する。その結果、透水係数が増大することが考えられる。ひび割れの原因となる応力には、地圧、廃棄体容器の腐食による不溶性腐食生成物の蓄積、ガスの発生・蓄圧といったセメントマトリクス外部からの応力、及びセメントマトリクスに含まれる廃棄物の膨潤(イオン交換樹脂など)、セメント鉱物の変遷のなかでのエトリンガイトのような体積増加を伴う鉱物生成などの内部応力に分類される。</p> <p>セメントペーストを加熱すると、温度の上昇に伴って脱水し、80~750°Cの範囲では収縮する。これに対して、骨材は加熱すると膨張するので、200~300°C以上の高温度に熱したコンクリートはセメントペーストの強度が低下するとともに、骨材とセメントペーストの界面に内部破壊が生じて強度が低下する。(岩崎, 1978)</p> <p>コンクリートに100°C以上の高温が持続すると、乾燥が激しくなって微細な収縮ひび割れが骨材とペーストとの境界面に発達する。また、常温~高温の温度変化が繰り返して作用すると、強度と弾性係数が低下し、体積膨張が生じる。(岩崎ら, 1981)</p> <p>100°C以下では温度の作用によって水分の逸散がなければ、コンクリートの基本特性はあまり変化しないと考えられる。(日本建築学会) 85°C程度までであれば、コンクリートの力学特性に対する影響が小さいことが、実験的に示されている。(金津ら)</p>	高	セメント系材料は多孔質媒体であり、一般的に核種の物理的な閉じ込めの機能は期待されていないが、ひび割れ等により、核種の漏出がより促進される可能性はある。
2. セメントの化学的劣化	<p>セメント水和物のうち水酸化カルシウムは易溶性であり、セメントマトリクス中を地下水が通過することにより、地下水中に溶解することが考えられる。さらに、短期的には難溶性と言ったことも可能なCSHゲルといった水和物も、超長期的には溶解してしまう可能性もある。この影響によりセメントマトリクスは多孔質化し、空隙率の増加、透水性の増加、密度の低下、核種閉じ込め性能の低下が想定される。また、外力が作用する場合には、体積の減少につながる。また、温度は、セメント水和物の溶出過程において影響を与えると考えられる。</p> <p>海水系地下水に含まれる硫酸塩(MgSO4)は、Ca(OH)2との反応によりMg(OH)2と石膏を生じ、さらにはエトリンガイトを生成する。また塩化物(MgCl2)は、Ca(OH)2との反応によりMg(OH)2とCaCl2を生成する。生成する石膏やCaCl2は、可溶性である。(日本コンクリート工学協会, 1996)</p>	高	セメント系材料は多孔質媒体であり、一般的に核種の物理的な閉じ込めの機能は期待されていないが、セメントの劣化により、核種の漏出がより促進される可能性はある。

表3-21 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率(ROBE固化体) (2/3)

FEP番号: TW65 評価すべき事象	FEP名称: セメントマトリクス FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
3. コロイド影響	セメント及び添加剤は、コロイドの生成源となる材料である(Nagra, 1994)。セメント系材料の間隙水中でコロイドが安定に存在する場合、性能評価上は核種吸着性に大きく影響する。	低	セメント系材料はコロイドの生成源となりえるが、TRU廃棄物処分施設の人エビア内は高pH環境であり、イオン強度が高いことから、コロイドとして安定に存在することは困難であり、影響は小さい。
4. 有機物影響	セメントに混入させる減水剤は、界面活性剤としての機能を有するため、核種と錯形成する傾向が強いと考えられる。プルトニウムの実験データによれば、溶解度を上昇させる(B.F.Greenfield et al., 1995)反面、セメントへの吸着の分配係数を増大させる(Ewart et al., 1991)という報告もある。	低	FEP辞書中でのこの項目は、間隙水中に存在する有機物の核種の吸着性への影響に関する記述であるため、分配平衡を仮定した放出メカニズムに関するパラメータに対しては重要な要素になり得るが、本検討において着目しているパラメータとの関連はない。
5. 微生物影響	廃棄体の微生物活動は、セメントマトリクスの特性の変化に影響を及ぼし、その結果、廃棄体の水化学、コロイド発生に対して影響を及ぼすと考えられる。	低	セメント系材料は多孔質媒体であり、一般的に核種の物理的な閉じ込めの機能は期待されないが、微生物によるセメントの分解が物理的な放出を促進する可能性も考えられる。ただし、高pH影響下では微生物の活動が抑制されるという報告(嶺ほか、2000)があり、実際的には影響は小さいといえる。
6. 放射線分解・放射線損傷	放射線分解の最初のプロセスはイオン化もしくはラジカル生成であるが、その後のプロセスは、水溶性化学種の濃度、温度及び放射線の種類といたったパラメータに依存する(Allen, 1961)。処分環境の温度条件下においては水素は相対的に反応が鈍く、さらに酸素などの酸化種よりも高い拡散性を有している(Ross, 1989)。よって、水素は酸化種よりも早く失われることが想定され、酸化性雰囲気の結果として生じる(Christensen et al., 1982)。また、地下水に溶解している窒素や二酸化炭素の放射線分解についても、pHを大きく減少させる結果となる(McVay et al., 1981)。これらから放射線分解が及ぼす化学環境変化が、酸化還元雰囲気鋭敏な放射性核種の溶解度を増大させることが想定される(動燃事業団, 1992)。	低	当該パラメータに着目した場合、放射線による損傷による核種の漏出促進も考えられる。しかしながら、ガンマ線照射を受けたセメントマトリクスの大半は顕著な変化が示されなかつたという報告(Wilding et al.)があるため、影響は小さいといえる。
7. 再冠水の影響	再冠水の前後で水理特性が変化する可能性がある。	低	再冠水することにより核種の漏出が開始されるが、評価上、閉鎖後同時に再冠水することを仮定した場合は、直接的な影響はない。



表3-21 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率(ROBE固化体) (3/3)

FEP番号: TW65 評価すべき事象	FEP名称: セメントマトリクスの特 性 FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
8. ガスの影響	処分場の廃棄体領域においては、廃棄体容器の一つであるドラム缶の腐食、金属廃棄物の腐食により発生する水素ガス、有機物廃棄物の分解によるCH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> ガスの発生等により、ガスが発生する可能性がある。これら発生したガスがセメントマトリクスの飽和度及び空隙特性に影響を及ぼすことが考えられる。	高	ガス発生はマトリクスの飽和度に影響を及ぼすが、飽和度の違いがマトリクスからの核種の放出速度にどの程度影響を与えるのかを定量的に判断することは困難である。
9. 高pH影響	セメント成分の影響により、間隙水が長期間高pH環境となる。極初期にはセメント中の遊離アルカリによりpH=13以上になり、その後はportlanditeが存在する期間はpH=12.5程度の期間が継続する(A. Atkinson et al. 1989)。高pH環境により、核種の溶解度、分配係数、緩衝材の変質挙動、微生物の活動が影響を受ける。	高	セメント系材料は多孔質媒体であり、一般的に核種の物理的な閉じ込めの機能は期待され劣化メカニズムに影響を及ぼす可能性がある。
10. 海水影響	海水系地下水に含まれる硫酸塩(MgSO <sub>4</sub> )は、Ca(OH) <sub>2</sub> との反応によりMg(OH) <sub>2</sub> と石膏を生じ、さらにはエトリンガイトを生成する。生成する石膏やCaCl <sub>2</sub> は、可溶性である。(日本コンクリート工学協会,1996) 海水中の塩化マグネシウムは、コンクリート中の石灰と化合して塩化石灰となり、水に溶ける。また、アルミン酸石灰及び水酸化石灰と海水中の硫酸塩とが作用してエトリンガイトを生成し、膨張してコンクリートの組織を破壊する。(樋口他, 1983)	高	セメント系材料は多孔質媒体であり、一般的に核種の物理的な閉じ込めの機能は期待されないが、コンクリートの膨潤による破壊は核種の漏出がより促進される可能性はある。

表3-22 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：核種浸出率（アスファルト固化体）(1/2)

FEP番号：TW66 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 水の取り込みによる膨潤	<p>400日程度のアスファルト固化体の浸漬試験の後に、アスファルトの膨潤が認められた(核燃料サイクル開発機構, 1999)。水による膨潤は、塩の結晶とアスファルトの界面エネルギーよりも塩の結晶と水の界面エネルギーのほうが安定であるとき、結晶水の取り込みと結晶の体積増加が生じる。溶解度が高い塩であれば、これにより浸出率が増加する。アスファルト固化体を対象としたピーカスケールの浸出試験において塩の浸出が認められ、浸出量は温度に比例した(核燃料サイクル開発機構, 1999)。</p>	高	膨潤により浸出率は増加する可能性がある。
2. アスファルトの劣化	<p>アスファルトを対象とした、363Kでの大気雰囲気または還元雰囲気での劣化試験において、全有機炭素(TOC)が大気雰囲気では1,200mg-C/dm<sup>3</sup>、還元雰囲気では17mg-C/dm<sup>3</sup>検出され、アスファルトの劣化が主に酸素による酸化性劣化であることが示された(JNC, 2000)。アスファルト固化体の固形化材料であるアスファルトは、深地層処分環境においては化学的または生化学的に劣化・分解し、この分解生成物が放射性核種を錯体化し、分配係数及び溶解度に影響を及ぼす可能性がある。アスファルトの化学的劣化による主な可溶性有機生成物は、ギ酸及び酢酸である(JNC, 2000)。また、アスファルトの酸化によりCO<sub>2</sub>ガスが生成され、嫌気性微生物のNO<sub>3</sub>-還元によりN<sub>2</sub>ガスが生成する。さらに、液相中に放出されたNO<sub>3</sub>-により、硝酸塩還元バクテリアの成長が促進される(Jacquot F, et al., 1997)。</p>	高	アスファルトの劣化は接液面積の増加を促し、浸出率が増加する可能性がある。
3. 放射線分解・放射線損傷	<p>Co-60をγ線源とした1MGy及び10MGyでのアスファルトの照射試験において、浸漬液中の全有機炭素(TOC)が1MGyでは約5mg-C/dm<sup>3</sup>、10MGyでは約15mg-C/dm<sup>3</sup>検出され、放射線劣化は線量に比例することが示された(JNC, 2000)。アスファルトの放射線分解により水素、メタン、炭酸ガス、一酸化炭素等が発生し、それによるスウェリングが発生する。ガス発生速度はアスファルトの化学組成及び環境条件に依存する(Jacquot F, et al., 1997)。またその他のアスファルトへの放射線分解の影響として、核種と錯化作用をもつような可溶性の分解生成物の放出が挙げられる(Jacquot F, et al., 1997)。アスファルトの放射線劣化による主な可溶性有機生成物は、シュウ酸である(JNC, 2000)。</p>	高	放射線損傷によりアスファルトマトリクスが劣化する可能性があるが、浸出率への影響の程度はよく理解されていない。

表3-22 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:核種浸出率 (アスファルト固化体)(2/2)

FEP番号: TW66	評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
4. 微生物影響	<p>微生物は、アスファルト固化体のアスファルトを劣化させる可能性がある(核燃料サイクル開発機構, 2000)。アスファルト固化体は微生物の栄養源となりうる有機物(アスファルト)を含み、アスファルト固化体に含まれる硝酸塩は嫌気条件下で微生物が嫌氣的呼吸を行うのに必要な電子受容体となるものである(Stanier et al., 1997)。微生物分解では、アスファルトをよく分解するものとして、Pseudomonas群が知られているが、これは好気性・好気性・好気性で活動的である。バクテリアはアスファルト廃棄物から放出される水溶性の炭素及びアスファルトマトリクス中の炭素を酸化させる。また、液相中に放出されたNO<sub>3</sub>-により、硝酸塩還元バクテリアの成長が促進される(Jacquot F, et al., 1997)。</p>	高	<p>アスファルトは微生物の栄養分になる可能性がある。また、廃棄体領域中のセメント使用量が他の廃棄物と比較して少ないため、領域が高pHになる可能性が若干低い。ただし、どの程度のpHになるかは施設的设计仕様に依存し、また、高線量下での微生物活動の活動性についても明らかでない。</p>	
5. 再冠水の影響	<p>アスファルトマトリクスは地下水と接触することで、膨潤が開始する。よって再冠水の前後で特性が変化する。</p>	低	<p>再冠水により核種の漏出がはじまり、また、マトリクスは膨潤するが、評価上で処分施設閉鎖後瞬時に再冠水すると仮定すれば、浸出率への直接的な影響は無い。</p>	
6. ガスの影響	<p>処分場の廃棄体領域においては、廃棄体容器の一つであるドラム缶の腐食、金属廃棄物の腐食により発生する水素ガス、有機物廃棄物の分解によるCH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub>ガスの発生、等によりガスが発生する可能性がある。また、アスファルトの放射線分解により水素、メタン、炭酸ガス、一酸化炭素等が発生する。これら発生したガスが無機物廃棄物の飽和度及び空隙特性に影響を及ぼすことが考えられる。</p>	高	<p>ガス発生によりマトリクスは膨潤し、空隙特性に影響を及ぼすが、核種の浸出率への影響は明らかではない。</p>	

表3-23 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:核種浸出率 (プラスチック固化体)

FEP番号: TW67	評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1.	プラスチックの劣化	プラスチックのアルカリ劣化により、いくつかの元素の溶解度及び分配係数に影響を及ぼすような生成物が生じる可能性がある。一般に、有機物の劣化生成物の存在により、分配係数は低下し、溶解度は上昇する (Nagra, 1994)。エポキシ樹脂及びPVC樹脂のアルカリ分解生成物は、核種と錯体を生成する可能性がある。また、放射性核種の有機錯体生成による実効拡散係数への影響も懸念されるが、現状では知見が乏しい。	高	プラスチックの劣化が核種の放出の直接的な原因となる。
2.	ガス影響	処分場内で可能性のあるガス発生源のひとつは有機物の分解であり、CH <sub>4</sub> 及びCO <sub>2</sub> 又はCO <sub>2</sub> を生成する (AECL, 1994)。これらの発生した水素ガスにより、処分施設内に圧力勾配が生じることで応力が発生し、長期的に処分施設の構造安定性に影響を及ぼす可能性が考えられる。しかしながら、プラスチックの分解によるガス発生に関してはほとんど知見が無く、今後の課題でもある。	高	発生したガスは拡散性が高いため、廃棄体近傍にはほとんど留まらなると考えられるが、溶存するガスが廃棄体マトリクスからの核種の放出に及ぼす影響の程度は不明である。
3.	微生物影響	微生物活動により有機物が分解され、メタンや二酸化炭素が生成される可能性がある (NIFEX, 1997b)。また、分解生成物により、間隙水の液性やコロイド発生に影響を及ぼしうる。また、プラスチックまたはその分解生成物が栄養分となることにより、微生物の活動が活発になり、微生物により放射性核種が運搬される可能性がある。	高	微生物活動によりマトリクスが分解されて核種の浸出率が増加することも考えられるが、その影響の程度は不明である。
4.	コロイド生成	コロイドとは、1~100nmの大きさの粒子を指し、当該核種が凝集してできたものを真性コロイド、他のコロイドに当該核種が吸着したものを疑似コロイドという。廃棄体中に含まれる有機物も、コロイドの基質となる可能性がある。	低	TRU廃棄物処分施設の人エバリア内は高pH環境であり、イオン強度が高いことから、コロイドとして安定に存在することは困難であり、影響は小さい。
5.	放射線分解・放射線損傷	コロイドは高い比表面積を持ち、よって放射性核種の吸着効果が高いこと、及び電荷とサイズ効果により、流路中を流れる地下水によって効率的に運ばれ、小さな空隙中の停滞した水から排除されることにより、コロイドでの移行の効率は顕著なものとなる。性能評価における重要性はコロイド粒子の安定性 (特に真性コロイド) 及び疑似コロイドへの吸着機構の不可逆性に依存する可能性がある。また、イオン強度、pHがコロイドの安定性に影響を及ぼす。	高	放射線損傷によりマトリクスが分解されて核種の浸出率が増加することも考えられるが、その影響の程度は明らかではない。
6.	再冠水の影響	プラスチックのアルカリ腐食は、セメントと接触することによりアルカリ性に傾いた地下水と接することにより起こる。よって、再冠水の前後で特性が変化しうる可能性がある。プラスチックの耐アルカリ性試験は、今後の課題でもある。	低	再冠水により核種の漏出は開始されるが、評価上で閉処分施設鎖後同時に再冠水すると仮定すれば、漏出率に対する直接的な影響はない。

表3-24 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:コンクリートバリア劣化後透水係数

FEP番号: IC21	評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1.セメント変質	コンクリート部に用いられるコンクリートにおいては、長期的にはセメント成分の溶出による劣化が起こる。力学的、化学的強度は期待できなくなり、強度、止水性を喪失する。	その他に、セメント成分の劣化としては、硫酸塩による浸食、中性化(炭酸化)、鉄筋の腐食によるひび割れの発生等がある。	高	セメント成分の溶出による劣化は、透水係数に影響を及ぼさう。
2.鋼材の腐食	コンクリート部中に含まれる鉄筋は酸素による腐食、水の還元による腐食、及び、クテリアによる腐食によって腐食し、腐食生成物を生じる。その際、腐食に伴い体積が増加する。	鋼材の腐食膨張がコンクリートの亀裂発生に寄与する可能性がある。	高	鋼材の腐食膨張がコンクリートの亀裂発生に寄与する可能性がある。
3.再冠水	再冠水により、セメントや鋼材の劣化速度、機構が決定する。また、飽和度の变化に伴い特性の変化が生じる。	着目しているパラメータが劣化後の透水係数であるのに対し、この事象は閉鎖後初期に起きるため、当該パラメータには影響を及ぼさない。	低	着目しているパラメータが劣化後の透水係数であるのに対し、この事象は閉鎖後初期に起きるため、当該パラメータには影響を及ぼさない。
4.高pH影響	セメント成分の影響により、コンクリート部間隙水中が長期間高pH環境となる。高pH環境により、核種の溶解度、分配係数、人工バリア材の変質挙動、微生物の活動が影響を受ける。	pHと透水係数には直接的な関連性がないため、劣化後の透水係数には影響を及ぼさない。	低	pHと透水係数には直接的な関連性がないため、劣化後の透水係数には影響を及ぼさない。
5.硝酸塩	TRU廃棄物中には硝酸塩を大量に含む廃棄体が存在しており、空隙水中の硝酸イオン濃度が硝酸ナトリウムの溶解度に相当する高濃度になる可能性がある。	硝酸塩によりセメント中の鉱物であるモノサルフェートが変質することが明らかになっているが、その透水性への影響は明らかでない。	高	硝酸塩によりセメント中の鉱物であるモノサルフェートが変質することが明らかになっているが、その透水性への影響は明らかでない。
6.ガス	金属の腐食に伴うガス発生、放射性核種の壊変によるガス状核種の生成及び放射線分解によるガスの生成により、コンクリート部内で圧力勾配が生じ、結果として間隙水が押しだされが生じる。また、ガスの透過に伴い亀裂開口幅の増大などが考えられる。	ガス圧増加に伴う亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる。	高	ガス圧増加に伴う亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる。
7.応力	金属の腐食、岩盤のクリープ、ガス影響によりコンクリート部に応力が発生し、形状が変化する可能性がある。また、間隙水圧の変化による水理への影響も考えられる。	応力変化に伴う亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる。	高	応力変化に伴う亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる。
8.熱対流	コンクリート部中では大局的な地下水流動により規定される圧力勾配に加えて、放射性核種の崩壊熱などに起因する温度勾配が生じる可能性がある。この温度勾配によりコンクリート部に熱対流が生じ水理状況が変化する。	対象廃棄体は発熱量が小さく、人工バリア内での熱勾配は小さいため、透水係数への影響はない。	低	対象廃棄体は発熱量が小さく、人工バリア内での熱勾配は小さいため、透水係数への影響はない。
9.物質の輸送	地下水の移動に伴い間隙水中に存在する溶存成分が他の領域に輸送される。	セメントの溶存成分の流出に関する事象であり、透水係数に影響を及ぼす可能性がある。	高	セメントの溶存成分の流出に関する事象であり、透水係数に影響を及ぼす可能性がある。
10.ひび割れ	水和熱、外部加重、鉄筋の腐食膨張等により、コンクリート部にひび割れが発生する。ひび割れの発生により、コンクリート部の強度、止水性が喪失する。	亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる可能性がある。	高	亀裂発生が、巨視的に見た透水係数を増加させる可能性がある。

表3-25 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:コンクリートバリア劣化開始時刻(応力)

FEP番号:IC31 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 応力	<p>コンクリート部の応力は、廃棄体、充填材、緩衝材、境界領域の力学的な相互作用によって決まる。また、コンクリート部自身の力学特性によっても、応力や変形量は変わらう。</p> <p>コンクリート部の温度が上昇することにより、熱膨張することが想定される。部材の拘束条件によっては、温度応力の発生が考えられる。骨材は造岩鉱物の種類や生成時に熱作用を受けたかどうかによって異なるが、一般には高温の熱を受けて膨張する傾向を示す(日本コンクリート工学協会,1996)。</p> <p>応力が耐力を上回り、ひび割れが発生すると透水性が変化する。応力状態によっては、コンクリート部の形状や寸法が変化する。</p>	高	<p>応力が耐力を上回った場合、ひび割れが発生する。金属の腐食膨張、化学的劣化、ガス圧発生等によりコンクリート部の応力状態、耐久性は変化する。</p>
2. 再冠水	<p>処分場の再冠水に伴う間隙水圧の変化により、応力状態が変化する。</p>	低	<p>評価上、処分施設閉鎖後瞬時に再冠水するものと仮定すれば、応力状態の変化の影響は小さい。</p>
3. ガス影響	<p>コンクリート内部のガス蓄圧により、応力・変位が発生する。また、コンクリート部にひび割れが発生した場合には、ガス透気経路となり、蓄圧はしないと考えられる。</p> <p>また、コンクリート部中の鉄筋は、腐食による体積膨張を生じ、その結果局所的な応力が発生することも考えられる。</p>	高	<p>ガス圧による亀裂生成の可能性がある。</p>
4. セメント鉱物変質	<p>コンクリート部中の鉱物溶解に伴う質量減少及び間隙率の上昇は、応力及び透水性に影響を及ぼす。また、硫酸イオンとセメント鉱物が反応してエトリンガイトが生成し、応力が発生する可能性がある。</p>	高	<p>間隙水中に硫酸イオンが存在すればエトリンガイトの生成により応力が生じる可能性がある。</p>
5. 金属腐食	<p>金属の腐食膨張により亀裂が発生する可能性がある。</p>	高	<p>金属の腐食膨張による亀裂発生については、処分環境下における影響の程度は不明であるが、現状では否定できない。</p>

表3-26 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:コンクリートバリア劣化開始時刻(水化学)(1/2)

FEP番号:IC41		FEP名称:コンクリート部での水化学		FEP辞書での記述		重要度	判断根拠
評価すべき事象							
1.	温度	温度によって安定度定数、溶解度積等の熱力学データは変化することから、温度によって間隙水性状は変化することとなる。		間隙水中の溶解成分は人工バリア内を移動する(拡散または移流・分散)ことよって、その空間分布を変化させる。		低	対象腐棄体の発熱率は小さいため、温度の影響は小さい。
2.	溶解成分の移動	深部地下水は一般に還元性雰囲気にあると考えられるが、再冠水時には、坑道掘削時に導入された酸素の影響によって過渡的に酸化性雰囲気形成される可能性がある。		人工バリア材として用いられる材料は、処分環境下において必ずしも熱力学的に安定なものではなく、金属や有機物のように比較的早期に分解・腐食したり、セメントやベントナイトのようにより長期的に緩慢に変質する。このような人工バリア材特性の変化を伴う現象は、間隙水性状によって影響を受けるとともに、新たな溶解成分の導入となつて間隙水性状に影響を及ぼす。		高	水化学による劣化の主要なプロセスのひとつである。
3.	酸化性雰囲気過渡的・局所的形成	人工バリア材として用いられる材料は、処分環境下において必ずしも熱力学的に安定なものではなく、金属や有機物のようにより比較的早期に分解・腐食したり、セメントやベントナイトのようにより長期的に緩慢に変質する。このような人工バリア材特性の変化を伴う現象は、間隙水性状によって影響を受けるとともに、新たな溶解成分の導入となつて間隙水性状に影響を及ぼす。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「セメントの変質」がある。		高	亀裂生成の要因である金属の腐食は、酸化還元電位によって腐食速度が異なると考えられる。
4.	材料特性	人工バリア材として用いられる材料は、処分環境下において必ずしも熱力学的に安定なものではなく、金属や有機物のようにより比較的早期に分解・腐食したり、セメントやベントナイトのようにより長期的に緩慢に変質する。このような人工バリア材特性の変化を伴う現象は、間隙水性状によって影響を受けるとともに、新たな溶解成分の導入となつて間隙水性状に影響を及ぼす。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「セメントの変質」がある。		高	材料によって劣化の反応機構、速度が異なる。
5.	セメントの変質	人工バリア材として用いられる材料は、処分環境下において必ずしも熱力学的に安定なものではなく、金属や有機物のようにより比較的早期に分解・腐食したり、セメントやベントナイトのようにより長期的に緩慢に変質する。このような人工バリア材特性の変化を伴う現象は、間隙水性状によって影響を受けるとともに、新たな溶解成分の導入となつて間隙水性状に影響を及ぼす。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「セメントの変質」がある。		高	コンクリートバリアの化学的劣化の主要因である。
6.	金属の腐食	間隙水性状、特にpHと酸化還元電位、共存イオンの種類と濃度は、放射性核種の液相化学種の形態を決定する主要因子となる。間隙水性状によって放射性各種の溶解度、分配係数、拡散係数が変化する。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「金属の腐食」がある。		高	コンクリートの亀裂発生は放射核種への影響の観点から、金属の腐食膨張は、金属と間隙水の化学反応により引き起こされる。
7.	間隙水性状	間隙水性状、特にpHと酸化還元電位、共存イオンの種類と濃度は、放射性核種の液相化学種の形態を決定する主要因子となる。間隙水性状によって放射性各種の溶解度、分配係数、拡散係数が変化する。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「金属の腐食」がある。		低	ここでの間隙水性状は放射核種への影響の観点から、金属の腐食膨張は、金属と間隙水の化学反応により引き起こされる。
8.	ガス	間隙水性状、特にpHと酸化還元電位、共存イオンの種類と濃度は、放射性核種の液相化学種の形態を決定する主要因子となる。間隙水性状によって放射性各種の溶解度、分配係数、拡散係数が変化する。		コンクリート部領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「金属の腐食」がある。		低	ガス発生は直接的な原因とはならない。

表3-26 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：コンクリートバリア劣化開始時刻(水化学)(2/2)

FEP番号:IC41 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
9. コロイド	高アルカリ、高イオン強度というセメント間隙水中ではコロイドが安定に存在することは困難であるとされてきた。Greenbergらは、シリカ溶液の光散乱実験のpH依存性から、 $pH > 10.5$ ではセメントからのシリカコロイドの形成はないと結論づけている(Greenberg et al. 1957)。しかし、粒径分布、組成、濃度にもよるが、最近の研究では(J.D.F.Ramsay et al. 1988, M.P.Gardiner et al. 1997, E.Wieland)セメント系材料の間隙水中にも計測可能な程度のコロイドが存在するという報告がある。	低	コロイドの存在量はコンクリートの劣化速度に影響を及ぼさない。
10. 微生物	好気性環境では、硫酸塩生成菌や硝化菌の活動により酸が生成し、鋼材やセメント成分の溶解・劣化を引き起こす。処分場は早期に酸素が消費されるため、これらの微生物の影響は小さいであろう(S.Stroes-Gascovne 1989)。微生物活動により、ガスが発生する。また、 $pH=12-13$ 程度の高pH環境では微生物の活動は見られないという報告がある。	低	高pH環境下では微生物の活動が抑制されるといいう報告(嶺ほか,2000)があるため、コンクリートの劣化に対する微生物の影響は、小さいといえる。
11. 有機物	セメント中の混和剤も有機物である。間隙水性状が有機物の分解に影響を及ぼす一方、有機物が溶存することで間隙水中のTOC、炭酸濃度等が影響を受ける。	高	有機物がコンクリートの劣化に及ぼす影響についてはよく理解されていない。
12. 高pH影響	セメント成分の影響により、間隙水が長期間高pH環境となる。極初期にはセメント中の遊離アルカリにより $pH=13$ 以上になり、その後はportlanditeが存在する期間 $pH=12.5$ 程度の期間が継続する(A.Atkinson et al. 1989)。高pH環境により、核種の溶解度、分配係数、緩衝材の変質挙動、微生物の活動が影響を受ける。	高	コンクリートのひび割れの発生の主要な要因である金属の腐食膨張の観点から重要であり、金属の腐食メカニズムおよび腐食速度はpHに依存する。
13. 硝酸塩	高pH環境は、鋼材の腐食には好条件となる。TRU廃棄物中には硝酸塩を大量に含む廃棄体が存在しており、空隙水中の硝酸イオン濃度が硝酸ナトリウムの溶解度に相当する高濃度になる可能性がある。硝酸塩の影響を定量的に把握することは現状困難である。セメントにより維持される高pH環境下では、 $NH_4^+$ は $NH_3(aq)$ で主に存在する。この $NH_3(aq)$ の存在により、核種と錯体を形成し溶解度が上昇する可能性や、吸着特性(分配係数)に影響を及ぼす可能性がある。	高	硝酸イオンによるセメント鉱物の変質が、セメント系材料の透水性に及ぼす影響の程度については現段階では不明である。



表3-27 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果: 緩衝材劣化後透水係数 (1/2)

FEP番号: TB21 評価すべき事象	FEP名称: 緩衝材での水理 FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. ベントナイトの変質	ベントナイトはイオン交換反応や、鉱物の変化に伴い、Ca化、イライト化、ゼオライト化、クロライト化、セメンテーションといった変質が起こり、止水性が変化する。	高	ベントナイト成分の化学的な変質は、透水係数に影響を及ぼす可能性がある。
2. 緩衝材の流出	緩衝材の流出は、周辺母岩の亀裂に侵入したベントナイトがゲル化し、水流によって持ち去られることによって起こる。緩衝材が持ち去られて厚みが減少すると止水性が変化する。既往の研究(菅野ら、1996)でベントナイト(クニゲルV1)の流出試験を行った結果、 $2e-5m/s$ 程度が流出限界速度として示された。また、ベントナイトコロイド(クニゲルV1)の粒径、ゼータ電位を測定し、DLVO理論に基づく最大結合力の計算から得られた限界地下水流速は $6e-5m/s$ 程度と示された(黒澤, 1998)。これらの地下水流速は非常に大きく、ベントナイトの流出の可能性は小さいと考えられている。	低	流出した場合、付近の透水係数の上昇は考えられるが、ベントナイトの流出の可能性は低く、全体への影響は小さい。
3. コロイド影響(ふるい効果)	最近の研究では(J.D.F. Ramsay et al. 1988, M.P. Gardiner et al. 1997, E. Wieland) セメント系材料の間隙水中にも計測可能な程度のコロイドが存在するという報告がある。ただし、ベントナイトの微細な空隙構造によってコロイドは塩水環境であっても濾過されると考えられ、(黒澤他、1996)コロイドが空隙を閉塞する可能性がある。ベントナイトの流出によるベントナイトコロイドの発生の可能性もある。	低	コロイドの存在量と緩衝材の透水係数との関連性は小さい。
4. 再冠水	再冠水により、ベントナイトの間隙が飽和し、ベントナイトの膨潤が生じる。再冠水の際に、卓越した水路の形成の可能性や膨潤圧による変形が起こる可能性がある。	低	再冠水は閉鎖後初期に起きるため、劣化後の透水係数への影響はない。
5. 高pH影響	セメント成分の影響により、緩衝材間隙水中が長期間高pH環境となる。高pH環境により、核種の溶解度、分配係数、緩衝材の変質挙動、微生物の活動に影響を受ける。	高	高pH影響によるベントナイト溶出及び変質はベントナイトの止水性に影響を及ぼす可能性がある。
6. 硝酸塩	TRU廃棄物中には硝酸塩を大量に含む廃棄物が存在しており、空隙水中の硝酸イオン濃度が硝酸ナトリウムの溶解度に相当する高濃度になる可能性がある。	高	高イオン強度の溶液中ではベントナイトの透水係数は減少する。
7. ガス	金属の腐食に伴うガス発生、放射性核種の壊変によるガス状核種の生成及び放射線分解によるガスの生成により、緩衝材内部でも圧力勾配が生じ、結果として間隙水が押し出される。また、ガスの透過に伴い亀裂開口幅の増大などが考えられる。	高	ガス透過による卓越経路が形成された場合、ベントナイトの止水性に影響を及ぼす。

表3-27 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：緩衝材劣化後透水係数 (2/2)

FEP番号:TB21	FEP名称:緩衝材での水理	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
8.応力	評価すべき事象	金属の腐食、岩盤のクレープ、ガス影響により緩衝材に応力が発生し、変形があり得る。また、間隙水圧の変化による水理への影響も考えられる。	高	応力変形によりベントナイトの止水性が確保できなくなる可能性がある。
9. 熱対流		緩衝材中では大局的な地下水流動により規定される圧力勾配に加え、放射性核種の崩壊熱などに起因する温度勾配が生じる可能性がある。この温度勾配により緩衝材中に熱対流が生じ水理状況が変化する。	低	対象とする廃棄体は発熱量が小さく、人工バリア内での温度勾配は小さいため、熱対流の影響は他の因子と比較して影響は小さい。
10. 物質の輸送		地下水の移動に伴い間隙水中に存在する溶存成分が他の領域に輸送される。	高	溶解したベントナイト成分のが他の領域への流出は、透水性が上昇するプロセスのひとつであると見える。
11. 微生物		地下水の移動は微生物の移動に影響を与え得る。微生物がフィルトレーションされ、地下水の流れを阻害する可能性もある。	低	微生物の存在とベントナイトの透水係数との関連性は小さい。

表3-28 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果: 緩衝材劣化開始時刻(応力) (1/2)

FEP番号: TB31 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 圧密沈下	<p>緩衝材内の応力増加により、緩衝材内の間隙水圧が排水され、密度、体積の変化をもたらす。</p> <p>圧密に伴い、コンクリート部の沈下が考えられ、緩衝材上方に空隙を生ずる可能性がある。また緩衝材内の応力分布は変化し、亀裂を発生する可能性がある。不平等な沈下が起きた場合はコンクリート部に集中応力が発生する可能性がある。圧密に伴って発生する浸出水は特に強く緩衝材の化学的影響を受けていると考えられる。高レベル放射線廃棄物処分を想定した圧密塑性モデルまたは粘弾塑性モデルによる解析では、オーバーパックの沈下はベントナイト中の核種の移行に与える影響は小さいという結果となった。(動燃事業団、1992)</p>	高	<p>圧密沈下により、緩衝材上方に空隙が上昇し、透水性に影響を及ぼすような変形が生じる可能性がある。また、偏った応力が緩衝材にかかることにより、隙間が生じ、水みちになる可能性がある。</p>
2. クリープ現象	<p>緩衝材の応力によりクリープ現象が発生し密度、体積の変化をもたらす。</p> <p>クリープ現象に伴い、コンクリート部の沈下が考えられ、緩衝材上方に空隙を生ずる可能性がある。また緩衝材内の応力分布は変化し、亀裂を発生する可能性がある。不平等な沈下が起きた場合はコンクリート部に集中応力が発生する可能性がある。</p> <p>緩衝材の温度変化による膨張収縮による応力変化と熱による変質の変化が起こる可能性がある。</p> <p>また、温度の上昇により乾燥し乾燥収縮を起こす可能性がある。ベントナイトの乾燥収縮量を実験的に把握する必要がある。(Kanno et al., 1993)</p>	高	<p>圧密沈下により、緩衝材上方に空隙が上昇し、透水性に影響を及ぼすような変形が生じる可能性がある。また、偏った応力が緩衝材にかかることにより、隙間が生じ、水みちになる可能性がある。</p>
3. 温度変化	<p>緩衝材の温度変化による膨張収縮による応力変化と熱による変質の変化が起こる可能性がある。</p> <p>また、温度の上昇により乾燥し乾燥収縮を起こす可能性がある。ベントナイトの乾燥収縮量を実験的に把握する必要がある。(Kanno et al., 1993)</p>	低	<p>対象廃棄体の発熱量は小さいため、温度影響は小さい。</p>
4. 膨潤	<p>再冠水によりベントナイト中のモンモリロナイト鉱物の層間に水分子が取り込まれ(中野ほか、1984; 山形ほか、1992)、ベントナイトが膨潤し緩衝材の体積の変化が起きる。この時、緩衝材に拘束があると巨視的な応力の上昇が見られる。また、層間には微視的な膨潤圧が発生する。</p>	高	<p>有意な空隙が存在した場合、緩衝材が膨潤することにより期待された止水性が担保できなくなる可能性がある。</p>

表3-28 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:緩衝材劣化開始時刻(応力) (2/2)

FEP番号:TB31 評価すべき事象	FEP名称:緩衝材での応力	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
5. ガス	膨潤状態(膨潤圧、膨潤量)に及ぼす間隙水化学(Pusch, 1980)。膨潤状態(膨潤圧、膨潤量)は温度に依存する。	FEP辞書での記述	高	ベントナイト系材料におけるガスの透過については、そのプロセスを含めて不明な点が多い。
6. 緩衝材の流出	膨潤状態(膨潤圧、膨潤量)に及ぼす間隙水化学(Pusch, 1980)。膨潤状態(膨潤圧、膨潤量)は温度に依存する。 ガス圧の変化により密度、体積が変化する。 緩衝材の流出には地下水の移流による流失と膨潤による亀裂への流出の2種類の現象がある。 地下水流による緩衝材の流出がおきる可能性は有るが、地下処分場では地下水流速が非常に小さいためベントナイトの侵食は起こらない。(動燃事業団、1992)限界流速として $2 \times 10E-5m/sec$ があげられている。(黒沢ほか、1996) ベントナイトの流出速度は亀裂幅に依存する。(Kanno et al., 1991)掘削により発生するEDZの緩み、亀裂に影響される。 ベントナイトの流失特性はベントナイトの膨潤応力に依存すると考えられる。	FEP辞書での記述	低	緩衝材の流出の可能性は小さく、また、表面の緩衝材が流出しても、緩衝材領域全体の透水性への影響は小さい。

表3-29 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:緩衝材劣化開始時刻(水化学) (1/3)

FEP番号:TB41	評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 温度		温度によって安定度定数、溶解度積等の熱力学データは変化することから、温度によって間隙水性状は変化することとなる。一方、間隙水のpH、イオン強度等によって熱伝導率のような物理定数が変化することが考えられるため、水化学によって温度も影響を受けることとなる。	低	対象廃棄体の発熱性は小さいため、温度の影響は小さい。
2. 水理		間隙水のイオン強度等の条件によって水の粘性等水理パラメータが変化することが考えられるため、水化学によって水理場も影響を受けることとなる。また、鉱物の沈殿・溶解反応によって間隙率・透水係数も変化するため、同様に水理場を変化させる要因となる。	高	化学的な劣化速度は地下水流速の影響を受ける。
3. 溶存成分の移動		間隙水中の溶存成分は緩衝材内を移動する(拡散または移流・分散)ことにより、その空間分布を変化させる。	高	緩衝材の溶存成分の移動が早ければ、劣化も早くなる。
4. 酸化性雰囲気	過渡的・局所的形成	深部地下水は一般に還元性雰囲気にあると考えられるが、再冠水時には、坑道掘削時に導入された酸素の影響によって過渡的に酸化性雰囲気形成される可能性がある。	高	酸化還元雰囲気により緩衝材の劣化メカニズムが変化する可能性がある。
5. 材料特性		人工バリア材として用いられる材料は、処分環境下において必ずしも熱力学的に安定なものではなく、金属や有機物のように比較的早期に分解・腐食したり、セメントやベントナイトのように長期的に緩衝材に変質する。このような人工バリア材特性の変化を伴う現象は、間隙水性状によって影響を受けるとともに、新たな溶存成分の導入となつて間隙水性状に影響を及ぼす。	高	緩衝材の劣化速度は、材料の組成や性状に依存する。
6. ベントナイトの変質		緩衝材領域では、上記「材料と地下水性状との相互影響」のひとつとして、「ベントナイトの変質」がある。 【Ca化】 Ca化は、Naベントナイトの層間陽イオンがCaイオンと交換して起こる。セメント成分中のCaが大量に供給されると、Ca化は速やかに進行することが示されている(TRU共同作業チーム 1997)。ベントナイト中にはカールサイトが不純物として含まれており、このカールサイトの溶解によってもゆっくりとCa化が進行する。また、地下水組成によってCa化の速度が異なる。(Wanner 1986)。 【イライト化】 イライト化は結晶格子のSiイオンがAlイオン及びKイオンと交換して起こる。イライト化により、陽イオン交換能、止水性、膨潤能、核種吸着特性が低下する。	高	ベントナイト劣化の主要な因子である。

表3-29 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:緩衝材劣化開始時刻(水化学) (2/3)

FEP番号:TB41 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
	<p>【ゼオライト化】 ゼオライト化は、モンモリロナイトの溶解・再結晶化によって起こる。ゼオライト化により、止水性、膨潤能が低下し、陽イオン交換能が変化する。</p> <p>【クロライト化】 クロライト化は、ベントナイトの層間に水酸化マグネシウムシートが形成され、結晶構造が変化することにより生じる。また、オーバーパックから溶出したFeによって起こる可能性もある。クロライト化により、止水性、膨潤能、核種吸着特性が低下する。</p> <p>【セメンテーション】 セメンテーションにより、Siが溶解した側では止水性が低下し、析出した側では増加する。膨潤能が低下する。</p> <p>【緩衝材の流出】 緩衝材の流出は、周辺母岩の亀裂に侵入したベントナイトがゲル化し、水流によって持ち去られることによる。</p> <p>【溶解】 高pH条件では、スカルタイトの溶解速度は大きい。しかし、基本的には「拡散場」である。</p>		
7. 間隙水性状	<p>間隙水性状、特にpHと酸化還元電位は、放射性核種の液相化学種の形態を決定する主要因子となる。また、安定同位体の存在する放射性核種の場合、溶解・沈殿平衡、吸着平衡等において同位体分配が生じる。間隙水性状によって放射性核種の溶解度、分配係数、拡散係数が変化する。</p>	高	間隙水性状は変質速度への影響は大きい。
8. ガス	<p>緩衝材中には、有機物が存在しており、微生物活動などによりガスが発生する。発生したガスが境界領域中に移行する。気液平衡による間隙水性状とガスとの相互影響がある。</p>	高	ガス透過による卓越経路形成及びガス圧による施設の破壊は、劣化の要因となり得る。
9. コロイド	<p>緩衝材中でのコロイドが移行することによって核種の移行が起こる可能性がある。また、「緩衝材の流出」によるベントナイトコロイドの発生の可能性もある。ただし、ベントナイトの微細な空隙構造によってコロイドは塩水環境であっても濾過されると考えられる(黒澤他、1996)。</p>	低	ベントナイトの流出の可能性もあるが、化学的な劣化という観点では、コロイドの存在量はベントナイト劣化速度に影響を及ぼさない。

表3-29 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:緩衝材劣化開始時刻(水化学) (3/3)

FEP番号:TB41 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
10. 微生物	セメント成分の影響による高pH、低Eh環境下においては微生物(硫酸化細菌、硫酸塩還元菌及びメタン生成細菌)は活動が停止しそうであることが示された。しかし、pHの低下に伴って微生物の活動による酸の生成、酸化還元状態の変化(S.Stroes-Gascoyne 1989)といった水化学に及ぼす影響があり得る。	高	微生物の存在がペントナイト劣化速度に対して及ぼす影響については明らかになっていない。
11. 有機物	緩衝材中にも微量の有機物が存在する一方、隣接する領域との有機物交換によって、緩衝材領域でも有機物が存在しうる。間隙水性状が有機物の分解に影響を及ぼす一方、有機物が溶存することで間隙水中のTOC、炭酸濃度等が影響を受ける。	低	有機物が間隙水中に溶解し、地下水性状が変化することによりペントナイト劣化影響を及ぼす可能性もあるが、有機物のペントナイト劣化に対する直接的な影響は小さい。
12. 高pH影響	セメント成分の影響により、緩衝材間隙水中が長期間高pH環境となる。高pH環境により、核種の溶解度、分配係数、緩衝材の変質挙動、微生物の活動が影響を受ける。	高	高pH影響はペントナイトの化学的劣化の主要な因子である。
13. 硝酸塩影響	TRU廃棄物中には硝酸塩を大量に含む廃棄体が存在しており、空隙水中の硝酸イオン濃度が硝酸ナトリウムの溶解度に相当する高濃度になる可能性がある。	高	イオン強度が高い場合、ペントナイトの透水係数が上昇するため、その影響が発現する時期は重要となる。

表3-30 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数(廃棄体) (1/2)

FEP番号: TW74	評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 温度による分配係数への影響	温度が、放射性核種及び非放射性核種の分配係数に影響を与える可能性があり、また、廃棄体表面特性に温度が影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	温度が、放射性核種及び非放射性核種の分配係数に影響を与える可能性があり、また、廃棄体表面特性に温度が影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	対象廃棄体の発熱性は小さいため、温度の影響は小さい。
2. pHによる核種の分配係数への影響	pHによつては、放射性核種が錯体形成する可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にpHが影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	pHによつては、放射性核種が錯体形成する可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にpHが影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	pHによりC-14の化学形態が変化する可能性がある。
3. Ehによる核種の分配係数への影響	Ehが放射性核種の酸化状態に影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にEhが影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	Ehが放射性核種の酸化状態に影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にEhが影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	EhによりC-14の化学形態が変化する可能性がある。
4. イオン強度による分配係数への影響	イオン強度が、放射性核種及び非放射性核種の活量に影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にイオン強度が影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	イオン強度が、放射性核種及び非放射性核種の活量に影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。また、廃棄体表面特性にイオン強度が影響を与える可能性があり、それによつて分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	イオン強度によりC-14の吸着性が変化する可能性がある。
5. 分配係数による吸着量の規定	分配係数が、放射性核種の廃棄体への吸着量を規定する。分配係数により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	分配係数が、放射性核種の廃棄体への吸着量を規定する。分配係数により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	核種の吸着性への影響に関する項目ではない。
6. 分配係数の同位体分配	分配係数は、複数の放射性同位体の存在比に応じて同位体分配される。また、安定同位体との間でも同位体分配される。分配係数の同位体分配により、同位体核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	分配係数は、複数の放射性同位体の存在比に応じて同位体分配される。また、安定同位体との間でも同位体分配される。分配係数の同位体分配により、同位体核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	難移行性の安定同位体と放射性核種が期待できる。交換される場合は核種の遅延効果が期待できる。
7. 可逆的吸着及び不可逆的吸着	核種の存在形態によつて吸着が可逆的であるか不可逆的であるかが規定される。また、吸着が可逆的であるか不可逆的であるかによって、放射能分配における可逆的吸着量及び不可逆的吸着量が規定される。	核種の存在形態によつて吸着が可逆的であるか不可逆的であるかが規定される。また、吸着が可逆的であるか不可逆的であるかによって、放射能分配における可逆的吸着量及び不可逆的吸着量が規定される。	低	核種の吸着性を規定する項目ではあるが、現状では不可逆吸着を定量的に核種移行評価に反映させることは困難であるため、従来と同様に可逆吸着として評価すべきである。



表3-30 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数（廃棄体）(2/2)

FEP番号：TW74 評価すべき事象	FEP名称：廃棄体での核種の吸着 FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
8. 線形吸着及び非線形吸着	核種の存在量によって吸着が線形吸着であるか非線形吸着であるかが規定される。また、吸着が線形であるか非線形であるかによって、放射能分配における線形吸着量及び非線形吸着量が規定される。	低	吸着媒体の交換容量及び核種の存在量に依存するが、総じて廃棄物起源の放射性核種の量は吸着性に影響を及ぼす量と比較して少なく、線形吸着として想定しても良い程度であると考えられる。
9. ガスによる核種の分配係数への影響	気体-液体-固体間の核種の分配が、廃棄体への吸着量を規定する。また、CO <sub>2</sub> (g)等の溶解による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の分配及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	発生したCO <sub>2</sub> が間隙水に溶解し、C-14の吸着挙動に影響を及ぼす可能性があるが、その影響の大きさについては不明である。
10. コロイドによる核種の分配係数への影響	放射性核種が真性コロイド又は疑似コロイドを生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。また、地下水コロイドによる間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	C-14は有機形態の場合それはそれ自身がコロイドとなり得るが、セメント間隙水のようなイオン強度の高い溶液中ではコロイドは安定に存在し難いことから、人工バリア内でのC-14の移動に対する影響の程度は小さい。
11. 微生物による核種の分配係数への影響	放射性核種が微生物錯体を生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。また、微生物による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	微生物のC-14の吸着あるいは取り込みにより移行が促進される可能性があるが、その影響の程度は不明である。
12. 有機物による核種の分配係数への影響	放射性核種が有機錯体を生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。核種と有機錯体を生成し、吸着反応に影響を及ぼす可能性のある有機物として、ISA、TBP、EDTA、PVC及びエポキシのアルカリ分解生成物等が挙げられる。また、有機物による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	C-14は有機物との錯体生成能は小さいため、影響は小さいと考えられる。
13. 硝酸塩による分配係数への影響	硝酸塩が溶解することにより間隙水液性が変化し、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	硝酸イオンは炭酸イオンの競合イオンとなり得るので、C-14の吸着挙動に影響を及ぼすと考えられる。

表3-31 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数(充填材) (1/2)

FEP番号: TM74 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 温度による分配係数への影響	温度が、放射性核種及び非放射性核種の分配係数に影響を与える可能性がある。また、充填材表面特性に温度が影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性があり、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	対象廃棄体の発熱性は小さいため、温度の影響は小さい。
2. pHによる核種の分配係数への影響	pHによっては、放射性核種が錯体形成する可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。また、充填材表面特性にpHが影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	pHによりC-14の化学形態が変化する可能性がある。
3. Ehによる核種の分配係数への影響	Ehが放射性核種の酸化状態に影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。また、充填材表面特性にEhが影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	EhによりC-14の化学形態が変化する可能性がある。
4. イオン強度による分配係数への影響	イオン強度が、放射性核種及び非放射性核種の活量に影響を与える可能性がある。また、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。また、充填材表面特性にイオン強度が影響を与える可能性があり、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。分配係数が影響を受けることにより、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	イオン強度によりC-14の吸着性が変化する可能性がある。
5. 分配係数による吸着量の規定	分配係数が、放射性核種の充填材への吸着量を規定する。分配係数により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	核種の吸着性への影響に関する項目ではない。
6. 分配係数の同位体分配	分配係数は、複数の放射性同位体の存在比に応じて同位体分配される。また、安定同位体との間でも同位体分配される。分配係数の同位体分配により、同位体核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	難移行性の安定同位体と放射性核種が同位体交換される場合は核種の遅延効果が期待できる。
7. 可逆的吸着及び不可逆的吸着	核種の存在形態によって吸着が可逆的であるか不可逆的であるかが規定される。また、吸着が可逆的であるか不可逆的であるかによって、放射能分配における可逆的吸着量及び不可逆的吸着量が規定される。	低	核種の吸着性を規定する項目ではあるが、現状では不可逆吸着を定量的に核種移行評価に反映させることは困難であるため、従来と同様に可逆吸着として評価すべきである。

表3-31 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：廃棄体での化学的変動前のC-14の分配係数(充填材)(2/2)

FEP番号: TM74 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
8. 線形吸着及び非線形吸着	核種の存在量によって吸着が線形吸着であるか非線形吸着であるかが規定される。また、吸着が線形であるか非線形であるかによって、放射能分配における線形吸着量及び非線形吸着量が規定される。	低	吸着媒体の交換容量及び核種の存在量に依存するが、総じて廃棄物起源の放射性核種の量は吸着性に影響を及ぼす量と比較して少なく、線形吸着として想定しても良い程度であると考えられる。
9. ガスによる核種の分配係数への影響	気体-液体-固体間の核種の分配が、充填材への吸着量を規定する。また、CO <sub>2</sub> (g)等の溶解による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の分配及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	溶存する炭酸イオンの濃度はpHおよび炭酸イオンを含有する鉱物の溶解度に依存するため、炭酸ガスが溶解する影響の程度は不明である。
10. コロイドによる核種の分配係数への影響	放射性核種が真性コロイド又は疑似コロイドを生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。また、地下水コロイドによる間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	C-14は有機形態の場合はそれ自体がコロイドとなり得るが、セメント間隙水のようなイオン強度の高い溶液中ではコロイドは安定に存在し難いことから、C-14の人工バリア内での移動への影響の程度は小さい。
11. 微生物による核種の分配係数への影響	放射性核種が微生物錯体を生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。また、微生物による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	微生物のC-14の吸着あるいは取り込みにより移行が促進される可能性があるが、その影響の程度は不明である。
12. 有機物による核種の分配係数への影響	放射性核種が有機錯体を生成することにより、核種の吸着平衡が影響を受ける可能性がある。核種と有機錯体を生成し、吸着反応に影響を及ぼす可能性のある有機物として、ISA、TBP、EDTA、PVC及びエポキシのアルカリ分解生成物等が挙げられる。また、有機物による間隙水液性変化により、分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の吸着平衡及び分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	低	C-14は有機物との錯体生成能は小さいため、影響は小さいと考えられる。
13. 硝酸塩による分配係数の影響	硝酸塩が溶解することにより間隙水液性が変化し、それによって分配係数が影響を受ける可能性がある。核種の分配係数への影響により、核種の吸着量及び存在形態が影響を受ける。	高	硝酸イオンは炭酸イオンの競合イオンとなり得るので、C-14の吸着挙動に影響を及ぼすと考えられる。

表3-32 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果：ガス発生速度（廃棄体）

FEP番号：TW81	FEP名称：廃棄体でのガス	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
評価すべき事象				
1. 温度と熱流		温度が変化することによりガスの分子運動速度が変化しその結果ガス圧力、気液平衡状態、拡散性などが影響を受ける。また、ガスの発生および熱の流出により廃棄体の温度が変化する。	低	対象廃棄体の発熱性は小さいため、ガス発生速度への影響は小さい。
2. 水移行と保水状況		地下水が移動することによりガスも移動する。間隙水圧が変化する。ことによりガス圧等も変化する。また、ガス発生により廃棄体内部の水の圧力、フラックス、保水状態が変化する。	低	ガス移行に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
3. 廃棄体内部におけるガス圧力		応力がかかることによりガス圧が変化する。ガス発生による間隙圧力の上昇により、廃棄体の内圧が上昇する。また、充填材とのガス交換により、廃棄体および充填材におけるガス圧、ガス成分などが変化する。	低	ガス発生による蓄圧に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
4. ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性		水化学により気液平衡が規定されガス溶解度、溶存成分の気化に影響を与え、また、ガスが発生することによりガス成分組成および水中の溶解量が増加し、間隙水中の物性が変化する。	高	ガス圧、溶解量がガスの発生速度に影響を及ぼす可能性がある。
5. 廃棄体の破壊、劣化、消滅		ガス発生により廃棄体の力学的崩壊、分解劣化、分解消滅が進行し、廃棄体の物性・性状が変化する。また、廃棄体の空隙率、透過特性などによりガスの存在量は影響を受ける。	低	ガス発生による蓄圧に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
6. ガスの発生速度		金属の腐食、水の放射線分解により水素ガスが発生し、セルロース等の有機物分解により二酸化炭素、メタンガス等が発生し、廃棄体中の核種の $\alpha$ 崩壊によりHeガスが発生する。これらのガス発生速度は廃棄体中の核種の存在形態および存在量、崩壊・生成あるいは水化学で規定される。	高	廃棄体からは相応のガスが発生すると考えられる。
7. 微生物		微生物の代謝活動により発生したガスは水に溶解し化学組成が変化し、溶解限度を超えることによりガスが発生する。	高	微生物活動によりガスが発生する可能性がある。

表3-33 影響事象として取り扱うべき項目の検討結果:ガス発生速度(コンクリート部)

FEP番号: IC81 評価すべき事象	FEP辞書での記述	重要度	判断根拠
1. 温度と熱流	温度が変化することによりガスの分子運動速度が変化しその結果ガス圧力、気液平衡状態、拡散性などが影響を受ける。また、ガスの発生および熱の流出によりコンクリート部の温度が変化する。	低	対象廃棄体の発熱性は小さく、人工バリア内にはそれ以外の発熱性のもので存在しないため、ガス発生速度への影響は小さい。
2. 水移行	地下水が移動することによりガスも移動する。間隙水圧が変化することによりガス圧等も変化する。また、ガス発生によりコンクリート部の水の圧力、フラックス、保水状態が変化する。ガスによりクラック等のチャネリングが発生した場合は水理特性が影響を受ける。	低	ガス移行に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
3. ガス圧力とガス移行	応力がかかることによりガス圧が変化する。ガス発生による間隙圧力の上昇により、コンクリート部の内圧が上昇する。また、充填材および緩衝材とのガス交換により、充填材、緩衝材およびコンクリート部におけるガス圧、ガス成分などが変化する。ガスによりクラック等のチャネリングが発生した場合は充填材および緩衝材へのガス移行が変化する可能性がある。	低	ガス発生による蓄圧に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
4. ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性	水化学により気液平衡が規定されガス溶解度、溶存成分の気化に影響を与え、また、ガスが発生することによりガス成分組成および水中の溶解量も変化する。また、間隙水中の物性が変化する。	高	ガス圧、溶解量がガスの発生速度に影響を及ぼす可能性がある。
5. コンクリート部の破壊、劣化、消滅	ガス発生によりコンクリート部の力学的崩壊、分解劣化、分解消滅、チャネリングが進行し、コンクリート部の物性・性状が変化する。また、コンクリート部の空隙率、透過特性などによりガスの存在量は影響を受ける。	低	ガス発生による蓄圧に関する事象であり、ガス発生速度との直接的な関連性は小さい。
6. ガスの発生速度	金属の腐食、水の放射線分解により水素ガスが発生する。このガス発生速度はコンクリート部における核種の存在形態および存在量、崩壊・生成あるいは水化学で規定される。	高	鉄筋からは相応のガスが発生すると考えられる。
7. 微生物	微生物の代謝活動により発生したガスは水に溶解し化学組成が変化し、溶解限度を超えることによりガスが発生する。	高	微生物活動によりガスが発生する可能性がある。

表 3-34 抽出された影響事象 (1/3)

重要パラメータ	特徴づける FEP		影響事象	対象廃棄体			備考
	FEP 番号	FEP 名称		プラスチック 固化体	アスファルト 固化体	ROBE 固化体	
核種浸出率	TW65	セメントマトリクスの特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・応力</li> <li>・セメントの化学的劣化</li> <li>・ガスの影響</li> <li>・高pH影響</li> <li>・海水影響</li> </ul>	-	-	○	ROBE 固化体をセメント固化した場合のみ関連する。
	TW66	アスファルトマトリクスの特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水の取り込みによる膨潤</li> <li>・アスファルトの劣化</li> <li>・放射線分解・放射線損傷</li> <li>・微生物影響</li> <li>・ガスの影響</li> </ul>	-	○	-	
	TW67	プラスチックマトリクスの特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・プラスチックの劣化</li> <li>・ガス影響</li> <li>・微生物影響</li> <li>・放射線分解・放射線損傷</li> </ul>	○	-	-	
コンクリートバリア 劣化後透水係数	TC21	コンクリート部での水理	<ul style="list-style-type: none"> <li>・セメント変質</li> <li>・鋼材の腐食</li> <li>・硝酸塩</li> <li>・ガス</li> <li>・応力</li> <li>・物質の輸送</li> <li>・ひび割れ</li> </ul>	○	○	○	
	TC31	コンクリート部での応力	<ul style="list-style-type: none"> <li>・応力</li> <li>・ガス影響</li> <li>・セメント鉱物変質</li> <li>・金属腐食</li> </ul>	-	○	○	

表 3-34 抽出された影響事象 (2/3)

重要パラメータ	特徴づける FEP		影響事象	対象廃棄体			備考
	FEP 番号	FEP 名称		プラスチック 固化体	アスファルト 固化体	ROBE 固化体	
コンクリートバリア劣 化開始時刻	TC41	コンクリート部での水化学	<ul style="list-style-type: none"> <li>・溶存成分の移動</li> <li>・酸化性雰囲気中の過渡的・局所的形成</li> <li>・材料特性</li> <li>・セメントの変質</li> <li>・金属の腐食</li> <li>・有機物</li> <li>・高pH影響</li> <li>・硝酸塩</li> </ul>	-	○	○	
				緩衝材劣化後 透水係数	TB21	緩衝材での水理	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ベントナイトの変質</li> <li>・高 pH 影響</li> <li>・硝酸塩</li> <li>・ガス</li> <li>・応力</li> <li>・物質の輸送</li> </ul>
緩衝材劣化 開始時刻	TB31	緩衝材での応力	<ul style="list-style-type: none"> <li>・圧密沈下</li> <li>・クリープ現象</li> <li>・膨張</li> <li>・ガス</li> </ul>				
				緩衝材劣化 開始時刻	TB41	緩衝材での水化学	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水理</li> <li>・溶存成分の移動</li> <li>・酸化性雰囲気中の過渡的・局所的形成</li> <li>・材料特性</li> <li>・ベントナイトの変質</li> <li>・間隙水性状</li> <li>・ガス</li> <li>・微生物</li> <li>・高 pH 影響</li> <li>・硝酸塩影響</li> </ul>

表 3-34 抽出された影響事象 (3/3)

重要パラメータ	特徴づける FEP		影響事象	対象廃棄体			備考
	FEP 番号	FEP 名称		プラスチック 固化体	アスファルト 固化体	ROBE 固化体	
廃棄体での化学的 変動前の C-14 の分 配係数	TW74	廃棄体での核種の吸着	<ul style="list-style-type: none"> <li>・pHによる核種の分配係数への影響</li> <li>・Ehによる核種の分配係数への影響</li> <li>・イオン強度による核種の分配係数への影響</li> <li>・分配係数の同位体分配</li> <li>・ガスによる核種の分配平衡への影響</li> <li>・微生物による核種の分配係数への影響</li> <li>・硝酸塩による核種の分配係数への影響</li> </ul>	-	-	○	
	TM74	充填材での核種の吸着	<ul style="list-style-type: none"> <li>・pHによる核種の分配係数への影響</li> <li>・Ehによる核種の分配係数への影響</li> <li>・イオン強度による核種の分配係数への影響</li> <li>・分配係数の同位体分配</li> <li>・ガスによる核種の分配平衡への影響</li> <li>・微生物による核種の分配係数への影響</li> <li>・硝酸塩による核種の分配係数への影響</li> </ul>	-	-	○	
ガス発生速度	TW81	廃棄体でのガス	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性</li> <li>・ガスの発生速度</li> <li>・微生物</li> </ul>	-	-	○	
	TC81	コンクリート部でのガス	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ガスの成分組成と水中の溶解量および水の物性</li> <li>・ガスの発生速度</li> <li>・微生物</li> </ul>	-	-	○	



#### 4. 環境影響評価に関する検討

##### 4.1 はじめに

本研究の対象廃棄体には相当量の硝酸及びほう素が含まれており，当該廃棄体を一般及び産業廃棄物として捉えた場合，それが処分の成立性に対して影響を及ぼすことが懸念される。

そこで本検討では，硝酸及びほう素に係る環境問題について調査し，当該物質を含む廃棄物の環境上の問題点について検討する。具体的には，一般及び産業廃棄物に対する現行の環境影響評価の内容，環境基準の設定根拠，環境汚染や影響評価の事例及び環境中挙動に関する研究事例を調査する。また，当該廃棄体に対して想定される処分概念に基づき，物質移行解析コードを使用して，埋設施設から生物圏に至るまでの硝酸及びほう素の移行評価を実施し，評価結果と現行環境基準とを比較検討する。

##### 4.2 化学物質の環境影響に関する調査検討

必要な事項について，文献調査または必要に応じて関係機関及び専門家への聞き取り調査を実施した。また，調査結果を整理するとともに，硝酸及びほう素を含む T R U 廃棄物を産業廃棄物として捉えた場合の環境上の問題点について検討した。

###### 4.2.1 一般・産業廃棄物の処分に伴う環境影響評価内容に関する調査

###### (1) 調査概要

硝酸やほう素及びその他の化学物質を含む廃棄物を処分する際に考慮すべき環境影響に関する資料を収集し，以下の事項についてとりまとめた。

一般・産業廃棄物の処分にに関する法律の内容

環境影響評価の内容

環境影響の調査・予測手法

収集した資料は，次のとおりである。

一般・産業廃棄物の処分にに関する法律関係資料

廃棄物処理及び清掃に関する法律（S.45.12.25）

廃棄物処理及び清掃に関する法律施行令 (S.46. 9.23)

廃棄物処理及び清掃に関する法律施行規則 (S.46. 9.23)

一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令 (S.52. 3.14)

金属等を含む産業廃棄物に係る制定基準を定める総理府令 (S.48. 2.17)

環境影響評価の内容, 調査・予測手法関係資料

環境影響評価法 (H. 9. 6.13)

環境影響評価法施行令 (H. 9.12. 3)

環境影響評価法施行規則 (H.10. 6.12)

廃棄物の最終処分場事業に係る環境影響評価の項目並びに当該項目にかかる調査, 予測及び評価を合理的に行うための手法を選定するための指針, 環境の保全のための措置に関する指針等を定める省令 (H.10. 6.12)

(2) 一般・産業廃棄物の処分に関する法律の内容

一般・産業廃棄物の処分に関する法律は「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」

(以下「廃棄物処理法」という)である。

この法律は一般廃棄物と産業廃棄物に関して

- ・ 廃棄物の処理基準 (収集・運搬, 中間処理, 埋立, 海洋投入)
- ・ 廃棄物処理業の許可
- ・ 廃棄物処理施設の許可
- ・ 廃棄物処理施設の維持管理 等

について定めている。

以下に硝酸, ほう素を含む廃棄物の処分に係わる事項について整理した。

(a) 対象となる廃棄物

廃棄物処理法が対象とする廃棄物は「ごみ, 粗大ごみ, 燃え殻, 汚泥, ふん尿, 廃油, 廃酸, 廃アルカリ, 動物の死体, その他の汚物又は不要物であって, 固形状又は液状のもの (放射性物質及びこれによって汚染された物を除く。)」とされている。

なお, 放射性物質及びこれによって汚染された廃棄物等については「放射性

同位元素等による放射線障害の防止に関する法律」によって規制されており、この法律が対象とする放射性物質の定義は表 4-1 に示すとおりであるが、この法律と廃棄物処理法はリンクしておらず、表 4-1 に示す基準以下のものであっても、廃棄物処理法の対象外となる可能性がある。

(b) 廃棄物の分類

廃棄物は、一般廃棄物と産業廃棄物に区分され、事業活動に伴って生ずる廃棄物は産業廃棄物である。

また、産業廃棄物のうち「人の健康又は生活環境に係る被害を生ずるおそれがある性状を有するもの」は「特別管理産業廃棄物」とされ、さらにそのうち有害物質を含むものは「特定有害産業廃棄物」として区分される。(表 4-2)

特定有害産業廃棄物の判定基準は、表 4-3 に示すとおりであり、現段階では硝酸性窒素・亜硝酸性窒素およびほう素については有害物質とされていない。

表 4-1 放射性同位元素の定義

放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律第 2 条第 2 項の放射性同位元素は、放射線を放出する同位元素及びその化合物並びにこれらの含有物（機器に装備されているこれらのものを含む。）で、放射線を放出する同位元素の数量及び濃度が文部科学大臣が定める数量及び濃度をこえるものとする。ただし、次に掲げるものを除く。

( 1 )	原子力基本法第 3 条第 2 号に規定する核燃料物質及び同条第 3 号に規定する核原料物質
( 2 )	薬事法第 2 条第 1 項に規定する医薬品
( 3 )	薬事法第 2 条第 4 項に規定する医療用具で、文部科学大臣が厚生大臣又は農林水産大臣と協議して指定するものに装備されているもの
( 4 )	工業標準化法第 19 条第 1 項に規定する日本工業規格に該当するものであることを示す特別の表示を附された鉍工業品又は放射線障害の防止に関してこれと同等に安全と認められる鉍工業品であって、文部科学大臣が指定するものに用いられている自発光性の塗料

(放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律施行令)

放射線を放出する同位元素の数量及び濃度

放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律施行令第1条に規定する放射線を放出する同位元素の数量及び濃度は、数量については次の各号に掲げるとおりとし、濃度については74ベクレル毎グラムとする。ただし、自然に賦存する放射線を放出する同位元素及びその化合物並びにこれらの含有物で固体状のものに係る濃度については、370ベクレル毎グラムとする。

(1)	放射線を放出する同位元素が密封されていないものであって、その種類が1種類のものについては、次の表の左欄に掲げる種類に応じて、それぞれ同表の右欄に掲げる数量
(2)	放射線を放出する同位元素が密封されていないものであって、その種類が2種類以上のものについては、次の表の左欄に掲げる種類の放射線を放出する同位元素のそれぞれの数量の同表の右欄に掲げる数量に対する割合の和が1となるようなそれらの数量
(3)	放射線を放出する同位元素で密封されたものについては、3.7メガベクレル
(4)	放射線を放出する同位元素で時計その他の機器又は装置以外の物に密封されたもの(放電管、煙感知器その他の機器又は装置に装備されたものを除く。)であって、それらの集合したものについては、その集合したものごとに3.7メガベクレル

種 類	数 量
ストロンチウム90及びアルファ線を放出する同位元素	3.7キロベクレル
物理的半減期が30日を超える放射線を放出する同位元素(トリチウム、ベリリウム7、炭素14、硫黄35、鉄55、鉄59及びストロンチウム90並びにアルファ線を放出するものを除く。)	37キロベクレル
物理的半減期が30日以下の放射線を放出する同位元素(ふっ素18、クロム51、ゲルマニウム71及びタリウム201並びにアルファ線を放出するものを除く。)並びに硫黄35、鉄55及び鉄59	370キロベクレル
トリチウム、ベリリウム7、炭素14、ふっ素18、クロム51、ゲルマニウム71及びタリウム201。	3.7メガベクレル

(放射線を放出する同位元素の数量等を定める件)

表 4-2 廃棄物の種類一覧

定 義	分 類	種 類	内 容	
廃棄物とは 1 ごみ 2 粗大ごみ 3 燃え殻 4 汚泥 5 ふん尿 6 廃油 7 廃酸 8 廃アルカリ 9 動物の死体 10 その他の汚物又は不要物であって、固形状又は液状のもの（放射性物質及びこれによって汚染されたものを除く。）	一般	1 ごみ 2 粗大ごみ 3 し尿及びし尿浄化槽に係る汚泥 4 その他	産業廃棄物以外の廃棄物	
		特別管理一般廃棄物	P C B を使用した部品	一般廃棄物である廃エアコン・テレビ・電子レンジから取り出された P C B 使用部品
			ばいじん	1 時間当たりの処理能力が 200kg 以上又は火格子面積が 2 m <sup>2</sup> 以上のごみ焼却施設のうち、焼却灰とばいじんが分離して排出されるものに設けられた集じん装置で捕集されたばいじん
			感染性一般廃棄物	医療機関等から排出される、血液の付着したガ - ゼなどの、感染性病原体を含む又はそのおそれのある一般廃棄物
	産業廃棄物	産	1 燃え殻	石炭がら、焼却炉の残灰、炉清掃排出物、その他の焼却残渣
			2 汚泥	活性汚泥法による余剰汚泥、パルプ廃液汚泥、動植物性原料使用工業の排水処理汚泥、ビルピット汚泥、カ - バイトかす、赤泥、炭酸カルシウムかすなど工場排水などの処理後に残る泥状のもの及び各種製造業の製造工程で出る泥状のもの
		業	3 廃油	潤滑油系、絶縁油系、洗浄油系及び切削油系の廃油類、廃溶剤類及びタ - ルピッチ類など、鉱物性油及び動植物性油脂に係るすべての廃油
			4 廃酸	廃硫酸、廃塩酸、各種の有機廃酸類など、すべての酸性廃液
			5 廃アルカリ	廃ソ - ダ液、金属せっけん液など、すべてのアルカリ性廃液
		棄物	6 廃プラスチック類	合成樹脂くず、合成繊維くず、合成ゴムくずなど、合成高分子系化合物に係る固形状液状のすべての廃プラスチック類
7 紙くず			建設業に係るもの（工作物の新築、改築又は除去に伴って生じたものに限る）、パルプ製造業、紙製造業、紙加工品製造業、新聞業、出版業、製本業、印刷物加工業から生ずる紙くず及び P C B が塗布され、又は染み込んだ紙くず	
8 木くず			建設業に係るもの（工作物の新築、改築又は除去に伴って生じたものに限る）、木材又は木材木製品製造業（家具製造業を含む）、パルプ製造業、輸入木材卸売業から生ずる木材片、おがくず、パ - ク類など並びに P C B が染み込んだもの	

定 義	分 類	種 類	内 容
	産 業	9 繊維くず	建設業に係るもの(工作物の新築,改築又は除去に伴って生じたものに限る),衣服その他の繊維製品製造業以外の繊維工業から生ずる木綿くず,羊毛くず等の天然繊維くず及びPCBが染み込んだ繊維くず
		10 動植物性残渣	食料品製造業,医薬品製造業,香料製造業から生ずる,あめかす,のりかす,醸造かす,発酵かす,魚及び獣のあらなど
		11 ゴムくず	天然ゴムくず
		12 金属くず	鉄鋼,非鉄金属の研磨くず,切削くずなど
		13 ガラスくず及び陶磁器くず	ガラスくず,耐火レンガくず,陶磁器くずなど
		14 鉱さい	高炉・平炉・電気炉などの残さい,キュ-ポラのノロ,ポタ,不良鉱石,不良石炭,粉炭かすなど
		15 がれき類	工作物の除去にともなって生ずるコンクリ-トの破片,レンガの破片その他これに類する不要物
		16 動物のふん尿	畜産農業から排出される牛・馬・豚・めん羊・山羊・にわたりのふん尿
		17 動物の死体	畜産農業から排出される牛・馬・豚・めん羊・山羊・にわたりの死体
	廃 棄 物	18 ばいじん	大気汚染防止法に定めるばい煙発生施設又は汚泥,廃油,廃酸,廃アルカリ,廃プラスチック類,上記1に掲げるものでPCBが塗布され又は染み込んだ紙くず,上記8及び9に掲げるものでPCBが染み込んだ木くず及び繊維くず若しくは上記6に掲げるものでPCBが付着し又は封入された金属くずの焼却施設において発生するばいじんであって,集じん施設によって集められたもの
		19 その他	燃え殻,汚泥,廃油,廃酸,廃アルカリ,廃プラスチック類又は上記1~18に掲げられる産業廃棄物を処分するために処理したものであって,これらの産業廃棄物に該当しないもの
		20 輸入された廃棄物	1~19の廃棄物,航行廃棄物,携帯廃棄物を除く輸入された廃棄物

定 義	分 類	種 類	内 容	
	産 業 廃 棄 物	特 別 管 理 有 害 産 業 廃 棄 物	廃油	産業廃棄物である揮発油類，灯油類，軽油類
			廃酸	水素イオン濃度指数（PH）が2.0以下の廃酸
			廃アルカリ	水素イオン濃度指数（PH）が12.5以上の廃アルカリ
			感染性産業廃棄物	医療機関等から排出される，血液の付着した注射針などの，感染性病原体を含む又はそのおそれのある産業廃棄物
		業 管 理 有 害 産 業 廃 棄 物	廃PCB等・PCB汚染物・PCB処理物	廃PCB及びPCBを含む廃油，PCBが塗布され若しくは染み込んだ紙くず，PCBが染み込んだ木くず若しくは繊維くず，PCBが付着し，若しくは封入された廃プラスチック類若しくは金属くず，これらを処分するために処理したものであって厚生省令で定める基準に適合しないもの
			廃石綿等	建築物から除去した，飛散性の吹き付け石綿・石綿含有保温材料及びその除去工事から排出されるプラスチックシートなど大気汚染防止法の特定ばいじん発生施設を有する事業場の集じん装置で集められた飛散製の石綿など輸入された廃石綿等
			その他の有害産業廃棄物等	燃え殻，汚泥，廃油，廃酸，廃アルカリ，鉱さい，ばいじん又は上記19に掲げる産業廃棄物のうち，一定のものであって，有害物質（注）について，厚生省令で定める基準に適合しないもの （注）アルキル水銀化合物，水銀又はその化合物，カドミウム又はその化合物，鉛又はその化合物，有機燐化合物，六価クロム化合物，砒素又はその化合物，シアン化合物，PCB，トリクロロエチレン，テトラクロロエチレン，ジクロロメタン，四塩化炭素，1,2-ジクロロエタン，1,1-ジクロロエチレン，シス-1,2-ジクロロエチレン，1,1,1-トリクロロエタン，1,1,2-トリクロロエタン，1,3-ジクロロプロペン，チウラム，シマジン，チオベンカルブ，ベンゼン，セレン又はその化合物
			ばいじん	輸入された廃棄物に係る一定のもの及び輸入廃棄物であるもの

（資料）厚生省編，産業廃棄物処理ハンドブック，ぎょうせい（1998）

表 4-3 特定有害産業廃棄物の有害物質の判定濃度

		廃油，廃酸，廃アルカリ以外 のもの（溶出値）〔mg/l〕* <sup>1</sup>	廃酸，廃アルカリ （含有量）〔mg/l〕* <sup>2</sup>
1	アルキル水銀化合物	検出する	検出する
	水銀またはその化合物	0.005 を超える	0.005 を超える
2	カドミウムまたはその化合物	0.3 を超える	1 を超える
3	鉛またはその化合物	0.3 を超える	1 を超える
4	有機リン化合物	1 を超える	1 を超える
5	六価クロム化合物	1.5 を超える	5 を超える
6	ヒ素またはその化合物	0.3 を超える	1 を超える
7	シアン化合物	1 を超える	1 を超える
8	P C B	0.003 を超える	0.03 を超える
9	トリクロロエチレン	0.3 を超える	3 を超える
10	テトラクロロエチレン	0.1 を超える	1 を超える
11	ジクロロメタン	0.2 を超える	2 を超える
12	四塩化炭素	0.02 を超える	0.2 を超える
13	1,2-ジクロロエタン	0.4 を超える	0.4 を超える
14	1,1-ジクロロエチレン	0.2 を超える	2 を超える
15	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.4 を超える	4 を超える
16	1,1,1-トリクロロエタン	3 を超える	30 を超える
17	1,1,2-トリクロロエタン	0.06 を超える	0.6 を超える
18	1,3-ジクロロプロペン（D-D）	0.02 を超える	0.2 を超える
19	チウラム	0.06 を超える	0.6 を超える
20	シマジン（CAT）	0.03 を超える	0.3 を超える
21	チオベンカルブ（ベンチオカ-ブ）	0.2 を超える	2 を超える
22	ベンゼン	0.1 を超える	1 を超える
23	セレンまたはその化合物	0.3 を超える	1 を超える

\* 1：金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令

\* 2：廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行規則



(c) 産業廃棄物の処分基準

産業廃棄物は、種類ごとに埋立方法が決まっており、最終処分場はこれに合わせて、3つの種類がある。それぞれ構造基準及び維持管理基準が定められている。

A. 安定型最終処分場

腐敗性がなく性状が安定した産業廃棄物5品目（廃プラスチック類、ゴムくず、金属くず、ガラス及び陶磁器くず、がれき類）のみを埋立することができる最終処分場をいう。

B. 管理型最終処分場

燃え殻、汚泥、その他腐敗性がある産業廃棄物のうち遮断型最終処分場に埋立てなければならない産業廃棄物以外の産業廃棄物を埋立てることができる最終処分場で、地下水への影響を防止するための遮水工や浸出液を浄化する浸出液処理設備等を備えている。

C. 遮断型最終処分場

埋立基準以上の有害物質を含む産業廃棄物を埋立することができる最終処分場で、強固なコンクリート製の外周仕切設備を備え、浸出液等が外部に浸出するのを防止するとともに、雨水及び表流水が外部から流出するのを防止する設備を備えており、埋立場所が外部と完全に遮断されている。

各々の産業廃棄物の処分の個別基準を表 4-4 に、最終処分場の構造基準と維持管理基準を表 4-5 および図 4-1 にそれぞれ示した。

それによると、有害物質を含まない場合は管理型処分場での処分が可能であるが、処分場からの排水については水質汚濁防止法の排水基準（4.2.2 参照）が適用されることになるため、排水基準以上の硝酸態窒素またはほう素の排出が予想される場合は浸出液処理設備を設ける必要がある。また、その処理によっても排水基準を満たさない可能性がある場合は、遮断型の処分場で処分することが必要である。

表 4-4 産業廃棄物および特別管理産業廃棄物の埋立処分基準

産業廃棄物	産業廃棄物	特別管理産業廃棄物	
共通基準	1. 産業廃棄物が飛散・流出しないようにすること。 2. 埋立処分のための施設を設置する場合や悪臭・騒音・振動によって生活環境保全上支障が生じないように必要な措置を講ずること。 3. 周囲に囲いを設け、産業廃棄物の処分の場所であることを表示すること。 4. 埋立地にねずみ・蚊・はえその他の害虫が発生しないようにすること。 5. 埋立処分を終了する場合には、その表面を土砂でおおむね 50 cm 覆うほか、生活環境保全上支障が生じないように、当該埋立地の表面を土砂で覆う。 6. 安定型産業廃棄物の埋立処分は地中にある空間を利用して処分できる。 7. 安定型処分場に安定型産業廃棄物以外の廃棄物が混入しない措置を講ずること。	6. 埋立地からの浸出液によって公共の水域及び地下水を汚染しない措置を講ずること。 6. 公共の水域及び地下水と遮断されている場所で行うこと。	
個別基準	燃え殻	中間処理不要 →管理型処分場	1. Hg を含むもの A. 基準 1 に適合させること(固型化処理を除く)。 (適) →管理型処分場 (不適) →埋立処分禁止 B. A で不適合の場合は固型化により基準 1 に適合させること。 (適) →管理型処分場 (不適) →遮断型処分場 2. Cd, Pb, Cr <sup>6+</sup> , As を含むもの 基準 1 に適合させること。 (適) →管理型処分場 (不適) →遮断型処分場 3. 大気中に飛散しないようにこん包等必要な措置を講ずること。
	ばいじん	大気中に飛散しないように、こん包等必要な措置を講ずること。 →管理型処分場	
	汚泥	<陸上埋立処分> ①焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場 ②含水率 85 % 以下に脱水 →管理型処分場 <水面埋立処分> ①無機性汚泥 中間処理不要 →管理型処分場 ②有機性汚泥 焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場	1. Hg または CN を含むもの A. 基準 1 に適合させること(固型化処理を除く)。 (適) →管理型処分場 (不適) →埋立処分禁止 B. A で適合の場合は固型化により基準 1 に適合させること。 (適) →管理型処分場 (不適) →遮断型処分場 2. Cd, Pb, O-P, Cr <sup>6+</sup> , As, PCB, TEC, PEC を含むもの 基準 1 に適合させること。 (適) →管理型処分場 (不適) →遮断型処分場
	廃酸 廃アルカリ	→埋立処分禁止	
	廃油	A. 廃油(タールピッチ類を除く) 焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場 B. タールピッチ類 中間処理不要 →管理型処分場	焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場
	鉱さい	中間処理不要 →管理型処分場	Hg, Cd, Pb, Cr <sup>6+</sup> , As 含むものを基準 1 に適合させること。 (適) →管理型処分場 (不適) →遮断型処分場
	紙くず 木くず 繊維くず	中間処理不要 →管理型処分場	

個 別 基 準	腐敗物 有機性汚泥 動植物性残渣 家畜のふん尿 家畜の死体を含む産業廃棄物	①熱しやく減量 15 [%] 以下に焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場 ②腐敗物の混入率が 40 %未満の場合は、おおむね 3 m 以下の層厚に、おおむね 50 cm の覆土に対し、混入率が 40 %以上の場合は、おおむね 50 cm の層厚におおむね 50 cm の覆土を行うこと（コンクリート固型化したものは小規模埋立処分並びに地中のある空間を利用して埋立処分を行うものは適用除外）。 →管理型処分場	
	建設廃材	中間処理不要 →安定型処分場	
	廃プラスチック類	①焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場 ②破碎、切断、溶融設備による溶融などの中間処理により、中空の状態できなく、かつ最大径おおむね 15 cm 以下にすること。 →安定型処分場	
	ゴムくず	①焼却設備を用いて焼却→燃え殻・ばいじん →管理型処分場 ②破碎、切断などの中間処理により最大径おおむね 15 cm 以下にする。 →安定型処分場	
	金属くず ガラス及び 陶磁器くず	中間処理不要 →管理型処分場	
	廃 PCB 等		焼却設備を用いて焼却し、当該焼却により生ずるものを基準 1 に適合させること →管理型処分場
	PCB 汚染物		① PCB を除去すること。 ②焼却設備を用いて焼却し、当該焼却により生ずるものを基準に適合させること。 ③ PCB 汚染物の材質、PCB の封入形態などにより ①または②によることが困難であると認められる場合には、環境庁長官が別に定める方法で処理すること。 上記①、②、③いずれかの処理を行い、基準 1 に適合させること (基準 1 に適合したもの) (廃プラスチック類) →安定型処分場 (金属くず) →安定型処分場 (紙くず) →管理型処分場 (燃え殻) →管理型処分場
	感染性 産業廃棄物		埋立処分禁止
	廃石綿等		①大気中に飛散しないようあらかじめ、耐水性の材料で二重に梱包または固型化すること。 ②最終処分場のうち一定の場所に、当該廃石綿等が分散しないよう処分すること。

(イ) 「1, 2, 3, …」は、1 及び 2 及び 3 のすべての条件を満足しなければならないことを表す。

(ロ) 「①, ②」はいずれかを選択できるという意味である。

(ハ) 「小規模埋立処分」とは、埋立面積が 10 000 m<sup>2</sup> 以下または埋立容量が 50 000 m<sup>3</sup> 以下の埋立地をいう。

(ニ) 基準 1 とは金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令（昭和 48 年総理府令第 5 号）をいう。

(ホ) 固型化とは金属等を含む産業廃棄物の固型化に関する基準（昭和 52 年環境庁告示第 5 号）をいう。

(資料) 廃棄物学会、廃棄物ハンドブック、オーム社（1997）

表 4-5 産業廃棄物の最終処分場の構造基準と維持管理基準

名称	遮断型処分場	安定型処分場	管理型処分場
区分	イ. 有害な特別管理産業廃棄物	ロ. 廃プラスチック類、ゴムくず、金属くず、ガラスくず及び陶磁器くず、建設廃材 (3 000 cm <sup>2</sup> 以上の埋立地)	ハ. イ及びロ以外の産業廃棄物 (1 000 cm <sup>2</sup> 以上の埋立地)
共通	1. 埋立地の周囲には、みだりに人が立ち入るのを防止するため囲いを設けること。 2. 埋立地の地盤の地すべり、設備の沈下を防止するための措置を講ずること。 3. 入口の見やすい個所に産業廃棄物 (遮断型処分場は有害な特別管理産業廃棄物) の処分場であることを表示する		
構造個別基準	1. 埋立地の周囲には埋立地以外からの地表水が流入することを防止する開渠その他の設備を設けること。 2. 埋立地には開口部を除き次の要件を備えた外周仕切設備を設ける。ただしこれと同等以上の岩壁等がある部分を除く。 (イ) JIS 規格により測定した一軸圧縮強度 250 kg/cm <sup>2</sup> 以上のコンクリート製でその厚さが 15 cm 以上または同等以上の遮断効力を有する。 (ロ) 自重、土圧、水圧、波力、地震力に対し、構造耐力上安全であること。 (ハ) 埋立てる産業廃棄物、地表水、地下水及び土壌の性状に応じた有効な腐食防止措置をすること。 3. 面積が 50 m <sup>2</sup> 又は埋立容量が 250 m <sup>3</sup> 以上の埋立地は次の要件を備えた内部仕切設備を設ける。 (イ) 一軸圧縮強度 250 kg/cm <sup>2</sup> 以上のコンクリート製で、その厚さが 10 cm 以上又は同等以上の遮断効力を有する。 (ロ) 2. (ロ)、(ハ)の要件	1. 産業廃棄物流出防止のための擁壁その他の設備であり、次の要件を備えたものを設置する。 (イ) 自重、土圧、水圧、波力、地震力等に対して構造耐力上安全であること。 (ロ) 埋立てる産業廃棄物、地表水、地下水及び土壌の性状に応じた有効な腐食防止措置をすること。	2. 埋立地の周囲には地表水が埋立地の開口部からの流入を防止する開渠その他の設備を設けること。 3. 浸出液による公共水域及び地下水汚染を防止するための措置を講ずること (イ) 埋立地には遮水工を設けること、ただし、遮水工と同等以上の効力を有する不透水性の地層の部分については除く。 (ロ) 埋立地には堅固で耐久力を有する構造の管渠、その他の集水設備を設けること。ただし、雨水が入らないよう措置された埋立地を除く。 (ハ) (イ)の設備により集められた保有水等を排出基準に適合させることができる浸出液処理設備を設ける。この場合放流水が 50 m <sup>3</sup> /日以下であっても浸出液処理設備が必要である。ただしこれを貯留するために十分な貯留槽を設け、当該最終処分場以外の場所において、これと同等以上の性能を保有する水処理施設で処分される場合を除く。
維持管理個別基準	1. 埋立地外への産業廃棄物の飛散、流出防止及び悪臭の発散防止の措置を講ずること。 2. 火災発生防止及び消火器その他消火設備等必要な措置を講ずること。 3. ねずみの生息及び蚊、はえその他の害虫の発生を防止すること (薬剤の散布その他の措置を講じる)。 4. 埋立地の周囲の囲いはみだりに人が立ち入るのを防止することができるようにしておくこと。 5. 産業廃棄物の最終処分場である旨を表示した立札、その他の設備は常に見やすい状態にしておくこと。(表示事項に変更→表示の書換え、その他必要な措置) 6. 維持管理のための点検、検査、その他の措置の記録を作成し 3 年間保管すること。 7. 1, 2 及び埋立地からの浸出液による公共の水域及び地下水の汚染防止について必要な措置が講じられていることを確認した上で閉鎖すること。		
構造個別基準	1. 埋立地周縁の地下水の水質検査を定期的に行うこと。 2. 雨水が入らないよう措置が講じられた埋立地についてはその設備の機能を維持すること。 3. 周囲に設けた開渠その他の設備の機能を維持すること。 4. 埋立処分前に埋立地にたまっている水を排除すること。 5. 外周及び内部仕切設備を定期点検しこれら設備の損壊又は保有水等の浸出のおそれがある場合には、速やかに埋立処分を中止させるとともに、これらを防止するために必要な措置を講ずること。 6. 終了した埋立地は次の要件を備えた覆いにより閉鎖すること。 上記の構造基準 (個別) 2 (イ)~(ハ) 7. 閉鎖区画について定期点検を実施し仕切設備及び覆いの機能に異常が生じるとおそれのある場合は、必要な措置をとること。	1. 擁壁等を定期的に点検し、損壊するおそれのある場合速やかに防止措置をとること。	2. 遮水工を定期点検し、遮水効果が低下したときは回復措置をとること。 3. 遮断型処分場の維持管理基準 (個別) 1~3 を適用する。 4. 浸出液処理設備の維持管理について (イ) 放流水はその水質を排出基準に適合させる。 (ロ) 浸出液処理設備の定期点検及び機能を維持すること。 (ハ) 放流水の定期水質検査をする。 5. 埋立処分の終了した埋立地 (又は区画) は、その表面をおおむね 50 cm 覆土することにより開口部を閉鎖するただし雨水が入らないよう必要な措置を講じた埋立地については、雨水等の埋立地への浸透を防止できる遮水工と同等以上を有するものにより閉鎖する。 6. 腐敗物を埋立てる場合、通気措置を設けて発生ガスを排除する。

(資料) 廃棄物学会、廃棄物ハンドブック、オーム社 (1997)

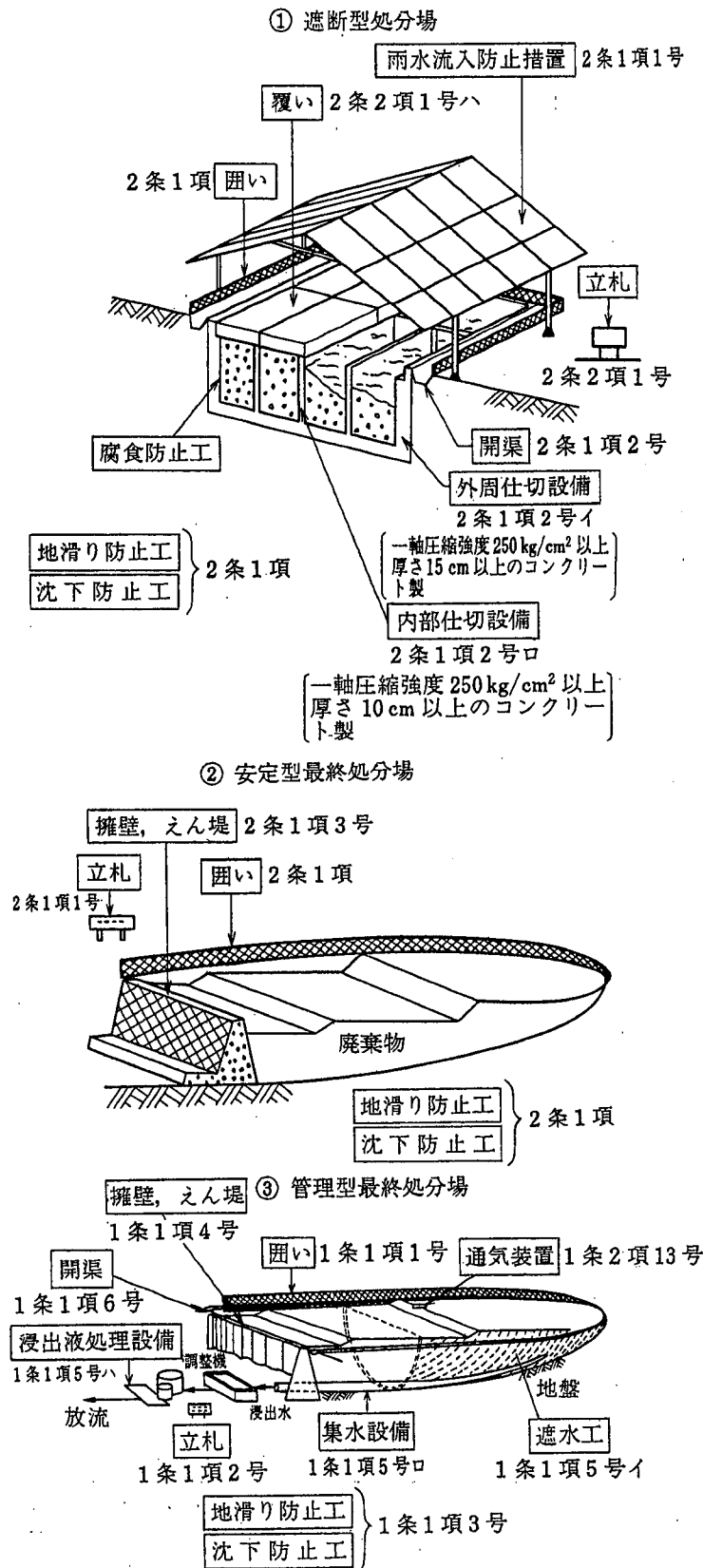


図 4-1 産業廃棄物の最終処分場

(資料) 廃棄物学会, 廃棄物ハンドブック, オーム社 (1997)

### (3) 環境影響評価の内容

一定規模以上の廃棄物処分場を設置する場合は、環境影響評価法の定めるところにより環境影響評価が必要となる。

以下に、その内容を整理した。

#### (a) 対象事業

環境影響評価法で対象となる廃棄物処分場は、廃棄物処理法に基づく一般廃棄物最終処分場又は産業廃棄物最終処分場に該当するものである。

また、事業には必ず環境影響評価を行わしめる一定規模以上の事業である「第一種事業」と、第一種事業に準ずる規模を有し、環境影響評価を行うかどうかを個別に判定する事業である「第二種事業」に分けられ、廃棄物最終処分場の場合は、次のものがそれぞれ該当する。

- ・ 第一種事業：埋立面積 30ha 以上
- ・ 第二種事業：埋立面積 25ha 以上 30ha 未満

#### (b) 環境影響評価の手続

環境影響評価の手続きのフローは、図 4-2 に示すとおりである。以下、手続きの大まかな流れについて概説する。

##### ① 第二種事業についての判定（スクリーニング）

第二種事業については、当該事業の許認可等を行う行政機関が、都道府県知事に意見を聞いて、事業内容、地域特性に応じて環境影響評価を行わしめるかどうかの判定を行う。

##### ② 環境影響評価方法書の手続

対象事業を実施しようとする者（事業者）は、環境影響評価の項目及び調査等の手法について環境影響評価方法書を作成して、都道府県知事・市町村長・住民等の意見を聞き、具体的な環境影響評価の方法を定める。

##### ③ 環境影響評価準備書の手続

事業者は、事業の実施前に、環境影響の調査、予測及び評価並びに環境保全措置の検討を行って環境影響評価準備書を作成し、都道府県知事・市町村長・住民等の環境保全上の意見を聞く。

④ 環境影響評価書の手続

事業者は、③を踏まえて、環境影響評価書を作成する。

環境影響評価書について、環境大臣は、必要に応じ許認可等を行う行政機関に対し環境の保全上の意見を提出し、許認可等を行う行政機関は、当該意見を踏まえて、事業者に環境保全上の意見を提出する。

事業者は、これらの意見を踏まえて、環境影響評価書を補正する。

⑤ 許認可等における環境保全の審査

許認可等を行う行政機関は、対象事業の許認可等の審査に当たり、環境影響評価書に基づき、対象事業が環境保全に適正に配慮されているかどうかの審査を行う。

(c) 環境影響評価の特徴

環境影響評価法は平成 11 年 6 月から施行されたものであり、それ以前は昭和 59 年に閣議決定された環境影響評価実施要綱をはじめとする行政措置によって運用されていた。その手続内容は、まず事業者は指針に従って事前に調査、予測及び評価を行って環境影響評価準備書を作成し、これを関係地域を管轄する都道府県知事等に送付するとともに、公告・縦覧、説明会の開催等の住民に対する周知の措置を行い、関係住民の意見、関係都道府県知事の意見を聴いて環境影響評価書を作成し、これを関係都道府県知事等に送付するとともに、公告・縦覧を行うというものであった。

これに対して、環境影響評価法による環境影響評価は、従来の閣議決定等に基づいて行われてきたものに比べ、以下のような特徴がある。

① 対象事業を、必ずアセスメントを行う事業（第一種事業）とそれに準じる大きさの事業（第二種事業）に区分し、第二種事業について、個別の事業や地域の違いを踏まえた環境影響評価の実施の必要性を個別に判断する仕組み（スクリーニング）を導入した。

② 環境影響評価の項目、手法の選定について、意見を求める仕組み（スコーピング）を導入した。

③ 調査・予測・評価の対象となる環境の範囲は、「公害の防止及び自然環境の保全」に限定せず、環境基本法に対応して幅広いものとした（廃棄

物、温室効果ガス等からなる「環境への負荷」等の区分を追加)。

- ④ 評価の考え方に、環境への影響をできる限り回避、低減させるという視点を取り入れた。
- ⑤ 準備書の記載事項として、環境保全措置の検討経過、事業着手後の調査（事後調査）等を新たに追加した。
- ⑥ 閣議アセスでは意見提出者は関係地域の住民に限定していたのを撤廃し、方法書段階とあわせ意見提出の機会を2回設けることにより住民参加の機会を拡大した。
- ⑦ 閣議アセスでは、環境庁長官は主務大臣から求められたときに意見を述べていたが、環境影響評価法では環境大臣が必要に応じて意見を述べることとなった。
- ⑧ 閣議アセスでは、主務大臣の意見が求められる時期が、評価書の公告後であったが、環境影響評価法では公告前になり、これら意見を踏まえ評価書が補正されることとなった。
- ⑨ 許認可等に係る個別法の審査基準に環境の保全の視点が含まれていない場合にあっても、アセスメントの結果に応じて、許認可等を与えないことや条件を付することができることとなった。



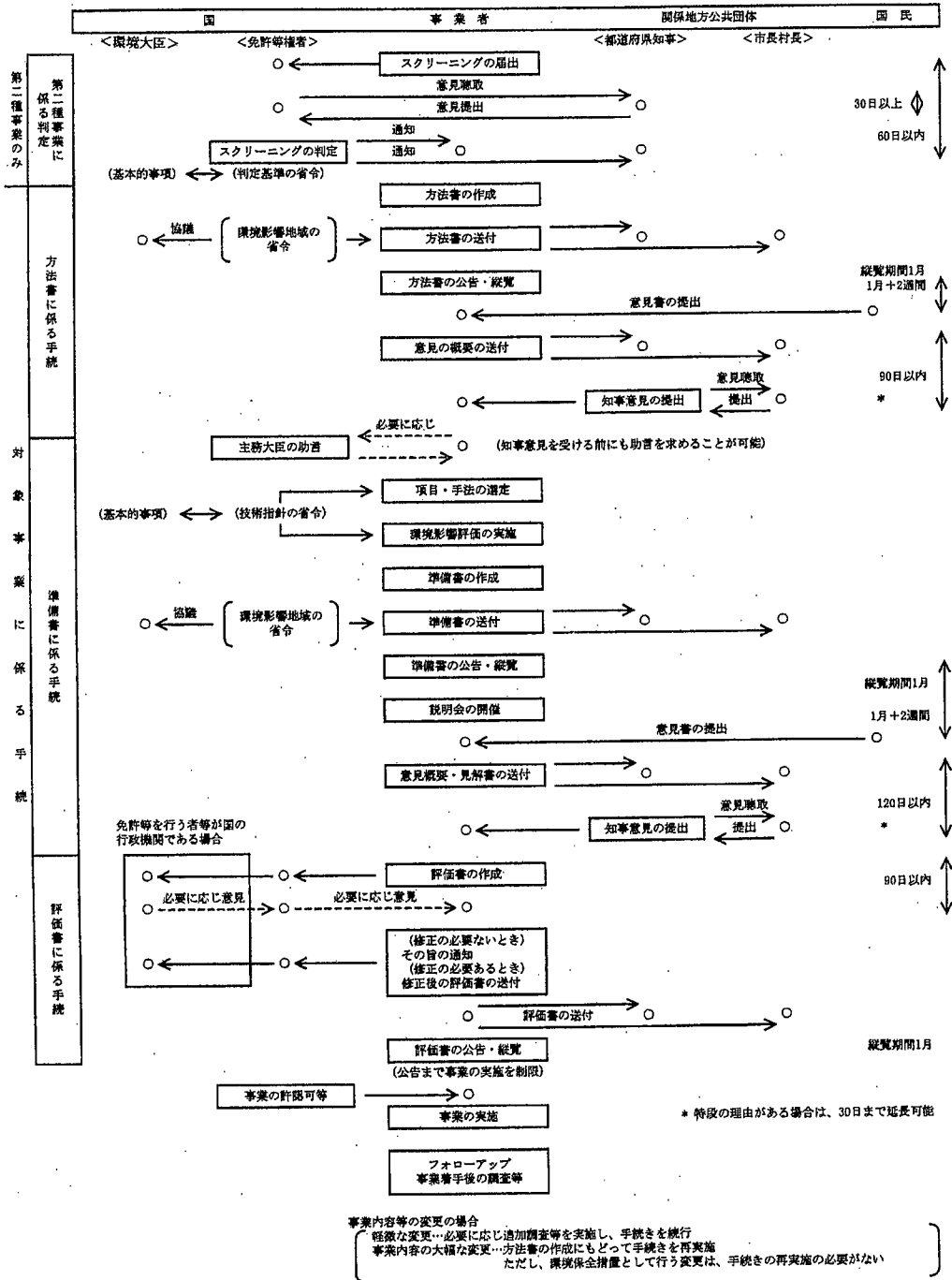


図 4-2 環境影響評価の手続きの流れ

(d) その他の環境影響評価

環境影響評価法の対象とならない規模の廃棄物処分場でも、以下の場合には環境影響評価が必要となる。

① 生活環境影響調査

平成9年6月の廃棄物処理法の改正により、廃棄物処理施設の設置に係る生活環境の保全に対する配慮を強化するため、生活環境影響調査の実施が義務づけられることとなった。

生活環境影響調査は、届出（市町村等の事業の場合）又は許可（民間事業等の場合）を要するすべての廃棄物処理施設について実施が義務づけられており、環境影響評価法の対象事業とならない規模の廃棄物最終処分場事業や、環境影響評価法の対象事業に含まれていない廃棄物焼却施設建設事業等についても適用される。しかし、調査の項目は大気汚染、水質汚濁、騒音、振動及び悪臭に限定されており、また環境影響については施設の稼働に伴うものに限定されており、建設工事等に伴う環境影響については対象とされていない。

これは、環境影響評価法では広範囲にわたる面的な環境影響を対象としているのに対し、生活環境影響調査では廃棄物の処理そのものが環境に及ぼす影響を対象としていることによるものである。

② 地方公共団体の条例

環境影響評価法の制定を受けて、全国の都道府県および政令指定都市は環境影響評価に関する条例を制定している。

対象とする事業や事業規模は自治体によって異なるが、環境影響評価法の対象とならない規模の事業を対象としている自治体もあり、その場合は条例対応の環境影響評価を実施することが必要となる。

また、手続き的には、法の対象となる事業の場合は条例による環境影響評価の手続きは除外されることが多いが、自治体によっては条例対応の手続きが別途必要となる場合（神奈川県など）もあるので注意が必要である。

#### (4) 環境影響の調査・予測手法

環境影響評価法による環境影響評価の技術的手法については、事業ごとに技術指針が定められており、廃棄物最終処分場については「廃棄物の最終処分場事業に係る環境影響評価の項目並びに当該項目にかかる調査、予測及び評価を合理的に行うための手法を選定するための指針、環境の保全のための措置に関する指針等を定める省令」がそれに該当し、以下の事項について定めている。

- ・ 第二種事業の判定基準
- ・ 方法書の作成方法
- ・ 環境影響評価の項目の選定方法
- ・ 調査、予測及び評価の手法
- ・ 環境保全措置に関する指針
- ・ 事後調査について
- ・ 準備書の作成方法
- ・ 評価書の作成方法
- ・ 評価書の補正について

これらの内容は、一般的な宅地開発事業等と大差のない内容となっている。

また、環境影響評価の対象とする項目は、事業特性及び地域特性の把握結果に基づいて選択することになっており、技術指針では標準項目（表 4-6）を定めている。これらの項目のほとんどは通常の宅地造成事業等と同様であるが、廃棄物処分場に特有なものとしては「悪臭」があげられる程度である。

また、通常廃棄物処分場で問題となりそうな地下水汚染や土壌汚染については標準項目からは除外されている。これは施設の構造基準等によって周辺へ環境影響が及ぶことを防ぐことが前提となっていることによるものと考えられる。

環境影響評価法が適用された廃棄物最終処分場の事例は、進行中のものが 1 件あるのみのため、閣議決定要綱が適用された事例を表 4-7 に示した。

表 4-6 影響要因の区分と環境要素の区分及び標準項目

環境要素の区分	影響要因の区分			工事の実施	土地又は工作物の存在及び供用		
				最終処分場の設置の工事	最終処分場の存在	廃棄物の埋立て	
自然的構成要素の良好な状態の保持を旨として調査、予測及び評価されるべき環境要素	大気環境	大気質	窒素酸化物			○	
			粉じん等	○		○	
		騒音	騒音	○		○	
		振動	振動	○		○	
			悪臭	悪臭			○
	水環境	水質	水の汚れ			○	
		水の濁り	○		○		
	土壌に係る環境その他の環境	地形及び地質	重要な地形及び地質		○		
生物の多様性の確保及び自然環境の体系的保全を旨として調査、予測及び評価されるべき環境要素	動物		重要な種及び注目すべき生息地	○		○	
	植物		重要な種及び群落	○		○	
	生態系		地域を特徴づける生態系	○		○	
人と自然との豊かな触れ合いの確保を旨として調査、予測及び評価されるべき環境要素	景観		主要な眺望点及び景観資源並びに主要な眺望景観		○		
	人と自然との触れ合い活動の場		主要な人と自然との触れ合い活動の場	○		○	
環境への負荷を用いて予測及び評価されるべき環境要素	廃棄物等		建設工事に伴う副産物	○			

- 備考 1 ○印は、各欄に掲げる環境要素が、環境要因の区分の項に掲げる各要因により影響を受けるおそれがあるものであることを示す。
- 2 この表において「粉じん等」とは、粉じん、ばいじん及び自動車の運行又は機械の稼動に伴い発生する粒子状物質をいう。
- 3 この表において「重要な地形及び地質」、「重要な種及び群落」及び「重要な種」とは、それぞれ学術上及び希少性の観点から重要であるものをいう。
- 4 この表において「注目すべき生息地」とは、学術上及び希少性の観点から重要である生息地若しくは地域の象徴であることその他の理由により注目すべき生息地をいう。
- 5 この表において「主要な眺望点」とは、不特定かつ多数のものが利用している景観資源を眺望する場所をいう。
- 6 この表において「主要な眺望景観」とは、主要な眺望点から景観資源を眺望する場合の景観をいう。
- 7 この表において「主要な人と自然との触れ合い活動の場」とは、不特定かつ多数の者が利用している人と自然との触れ合いの活動の場をいう。

表 4-7 環境影響評価の実施事例

事業名称	響灘西地区廃棄物最終処分場建設事業				
所在都道府県	福岡県				
事業種類	廃棄物処理施設(廃棄物最終処分場)				
事業者	電源開発株式会社, 響灘開発株式会社				
事業主体	民間				
実施根拠	閣議決定要綱				
表題	響灘西地区廃棄物最終処分場建設に係る環境影響評価書				
アセス実施者	電源開発株式会社				
発行年月	1993/03				
ページ数	273				
事業計画	処分場面積(ha): 290.9 処分場容量(千立方m): 32.354				
場所	市町村	北九州市			
地域特性	国定公園(周辺), 保安林(周辺), 鳥獣保護区(周辺), 風致地区				
調査【○はアセス書からの読み取りが困難な項目】					
調査項目	調査方法	詳細項目	期間(年)	頻度(時期/年)	地点数
大気汚染	既存資料調査	二酸化硫黄	6	○	○
		二酸化窒素	6	○	○
		一酸化炭素	6	○	○
		浮遊粒子状物質	6	○	○
		光化学オキシダント	6	○	○
水質汚濁	既存資料調査	生活環境項目(河川)	1	○	○
		健康項目(河川)	1	○	○
		生活環境項目(海域)	○	○	○
		健康項目(海域)	1	○	○
		一般項目(底質)	1	○	○
		有害項目(底質)	3	○	○
	現地調査	生活環境項目(海域)	1	○	14
		健康項目(海域)	1	○	7
		塩素イオン(海域)	1	○	7
		全窒素(海域)	1	○	7
		全リン(海域)	1	○	7

調査項目	調査方法	詳細項目	期間(年)	頻度(時期/年)	地点数
騒音	既存資料調査	道路交通騒音	1	○	○
	現地調査	道路交通騒音	1	1	4
		環境騒音	1	1	4
振動	既存資料調査	道路交通振動	1	○	○
	現地調査	道路交通振動	1	1	4
悪臭	既存資料調査	公害苦情	10	○	○
		特定悪臭物質	1	○	○
		臭気濃度	1	○	○
		臭気強度	1	○	○
地形・地質	既存資料調査	地形	1	○	○
		地質	○	○	○
		特徴ある海岸地形・地質	○	○	○
植物	既存資料調査	植生	○	○	○
		貴重な植物及び植物群落	○	○	○
動物	既存資料調査	ほ乳類	○	○	○
		両生・は虫類	○	○	○
		昆虫類	○	○	○
	現地調査	鳥類	1	○	○
海生生物	現地調査	植物・動物プランクトン	1	4	7
		底生生物	1	4	7
		魚卵・稚仔魚	1	4	7
		潮間帯付着生物	1	4	3
		遊泳生物	1	4	2
		藻場	1	4	8
景観	現地調査	景観の状況	1	○	○
野外レクリエーション	既存資料調査	レクリエーション施設の状況	○	○	○

予測・評価				
予測・評価項目	詳細項目	予測手法	評価基準	予測時期
大気汚染	二酸化硫黄／二酸化窒素／浮遊粒子状物質	定量的方法(拡散計算)／定性的方法(類似事例による類推)	環境基準	工事
水質汚濁	潮流／浮遊物質量／化学的酸素要求量／全リン／底質(有害項目)	定量的方法(数値シミュレーションモデル, 解析解・経験式)	環境基準／定性的基準	工事
騒音	建設作業騒音／道路交通騒音	定量的方法(数値モデル)	環境基準	工事
振動	建設作業振動／道路交通振動	定量的方法(数値モデル)	定量的基準	工事
悪臭	悪臭	定性的方法(事業計画に基づく推定)	定性的基準	工事
地形・地質	周辺の海岸地形に与える影響	定性的方法(水質汚濁の予測結果をもとに推定)	定性的基準	工事
動物	鳥類	定性的方法(水質汚濁の予測結果をもとに推定)	定性的基準	工事
海生生物	海生生物の生息状況の変化	定性的方法(水質汚濁の予測結果をもとに推定)	定性的基準	工事
景観	計画地周辺の景観に及ぼす影響	定性的方法(フォトモンタージュ法)	定性的基準	存在・供用
野外レクリエーション地	野外レクリエーション地への影響	定性的方法(事業計画に基づく推定)	定性的基準	工事
環境保全措置				
大気質(工事)	建設機械の整備／散水等による粉じんの飛散防止			
水質(工事)	汚濁防止のため廃棄物埋立工法の工夫／所要の処理能力を有する処理施設の設置			
騒音・振動(工事)	住宅密集地を避けた運搬車両のルートを選択／低騒音・低振動型作業機械の使用			
悪臭(工事)	悪臭を伴う廃棄物の受け入れないように努める／埋立後は覆土を行う／防臭剤の散布			
その他-1	追跡調査の実施			
事後調査【一はアセス書に記載されていない項目】				
調査項目	詳細項目	期間(年)	回数(回/年)	地点数
水質	健康項目／生活環境項目／濁度又は浮遊物質量(基本監視)	—	4	28
	健康項目／水素イオン濃度／化学的酸素要求量／濁度又は浮遊物質量(水処理施設放流)	—	日1回(健康項目月1回, 化学的酸素要求量週1回)	—

#### 4.2.2 基準値の制定根拠に係わる調査

##### (1) 調査概要

硝酸態窒素（硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素）及びほう素について、「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準」、「土壌の汚染に係る環境基準」および「水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の規制」の制定過程と根拠に関する資料を収集し，以下の事項についてとりまとめた。

- ① 中央環境審議会等，行政的取り組み過程
- ② 基準値制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データ

収集した資料は，次のとおりである。

##### [中央環境審議会等，行政的取り組み過程に関する資料]

##### ○水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」，「ほう素」の追加に係る中央環境審議会関係資料

- ① 環境庁長官諮問「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について」(H. 9. 5.14)
- ② 第14回水質部会 議事録 (H. 9. 5.14)
- ③ 第1回水質部会環境基準健康項目専門委員会 議事録 (H. 9.10. 6)
- ④ 第2回水質部会環境基準健康項目専門委員会 議事録 (H.10. 3.13)
- ⑤ 第3回水質部会環境基準健康項目専門委員会 議事録 (H.10.10. 9)
- ⑥ 第4回水質部会環境基準健康項目専門委員会 議事録 (H.10.12. 9)
- ⑦ 第18回水質部会 議事録 (H.11. 2. 2)
- ⑧ 環境庁告示 水質汚濁に係る環境基準の改正 (H.11. 2.22)

##### ○土壌の汚染に係る環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」，「ほう素」の追加に係る中央環境審議会関係資料

- ① 環境庁長官諮問「土壌の汚染に係る環境基準の項目追加等について」(H.11. 7.14)
- ② 第19回土壌農薬部会 議事録 (H.11. 7.14)
- ③ 第1回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.11. 9. 7)



- ④ 第4回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.12. 4. 7)
- ⑤ 第5回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.12. 6. 7)
- ⑥ 第6回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.12. 9. 6)
- ⑦ 第7回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.12.10.18)
- ⑧ 第8回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録 (H.12.11. 7)
- ⑨ 第25回土壌農薬部会 議事録 (H.12.11.17)
- ⑩ 第26回土壌農薬部会 議事録 (H.12.12.26)
- ⑪ 土壌の汚染に係る環境基準の項目追加等に関する意見の募集結果について(H.12.12. )
- ⑫ 環境庁告示 土壌の汚染に係る環境基準の改正 (H.13. 3.28)

\* 第2回および第3回土壌農薬部会土壌専門委員会 議事録はダイオキシン類についての審議のみのため除外した。

○水質汚濁防止法に基づく排水水の排出，地下浸透水の浸透等の規制への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」，「ほう素」の追加に係る中央環境審議会関係資料

- ① 環境庁長官諮問「水質汚濁防止法に基づく排水水の排出，地下浸透水の浸透等の規制に係る項目追加等について」(H.11. 2.22)
- ② 第19回水質部会 議事録 (H.11. 2.22)
- ③ 第1回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.11. 6.10)
- ④ 第2回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 3. 1)
- ⑤ 第3回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 3.30)
- ⑥ 第4回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 5.12)
- ⑦ 第5回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 6.16)
- ⑧ 第6回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 7.17)
- ⑨ 第7回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12. 9. 1)
- ⑩ 第8回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12.10. 4)
- ⑪ 第9回水質部会排水規制等専門委員会 議事録 (H.12.10.18)
- ⑫ 第26回水質部会 議事録 (H.12.10.19)

- ⑬ 第27回水質部会 議事録 (H.12.12.14)
- ⑭ 水質汚濁防止法に基づく排出水の排出, 地下浸透水の浸透等の規制に係る項目追加等に関する意見の募集結果について (H.12.12. )
- ⑮ 政令 水質汚濁防止法施行令の改正 (H.13. 6.13)
- ⑯ 環境省令 排水基準の改正 (H.13. 6.13)

〔基準値制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データに関する資料〕

○水質部会 環境基準健康項目専門委員会資料

- ① 第1回資料4 国内外の動向 (H. 9.10. 6)
- ② 第1回参考資料4 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目追加等について (平成5年1月中央公害対策審議会答申) (H. 9.10. 6)
- ③ 第3回資料4別紙 ほう素の基準値について(案) (H.10.10. 9)
- ④ 第4回資料3 検討対象項目に係るデータシート (要監視項目の検出状況等について) (H.10.12. 9)
- ⑤ 第4回資料3 検討対象項目に係るデータシート (ほう素, フッ素及びモリブデンの検出状況における海水の影響について) (H.10.12. 9)
- ⑥ 第4回資料3 検討対象項目に係るデータシート (ほう素) (H.10.12. 9)
- ⑦ 第4回資料3 検討対象項目に係るデータシート (硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素) (H.10.12. 9)
- ⑧ 中央環境審議会答申 「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目追加等について (第1次答申)」 (H.11. 2. 2)

○土壌農薬部会 土壌専門委員会資料

- ① 第1回資料8 (参考) 諸外国における基準についての基礎調査 (H.11. 9. 7)
- ② 第5回資料5-5 土壌中のほう素についての文献調査 (H.12. 6. 7)
- ③ 第5回参考資料5-1 土壌中の硝酸性窒素に係る収集文献一覧 (H.12. 6. 7)
- ④ 第7回資料7-3 土壌中のふっ素及びほう素に係る土壌環境基準の考え方 (論点整理) (H.12.10.18)

- ⑤ 第7回資料7・5 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る土壌環境基準の考え方（論点整理）（H.12.10.18）
- ⑥ 中央環境審議会答申「土壌の汚濁に係る環境基準の項目追加等について」（H.12.12.26）

○水質部会 排水規制等専門委員会資料

- ① 第2回資料4・5 硝酸性窒素等に係る内外の水道水質基準等の設定状況（主なもの）（H.12.3.1）
- ② 第2回資料4・8 欧米における窒素対策の取組について（H.12.3.1）
- ③ 第4回資料5 EU加盟三国における硝酸性窒素対策の現状（H.12.5.12）
- ④ 第4回資料6 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素対策について（論点整理）（H.12.5.12）
- ⑤ 第5回資料3・2 地下浸透規制の対象物質と浸透禁止要件について（H.12.6.16）
- ⑥ 第6回参考資料1・① 水産用水基準（1995年版）（H.12.7.1）
- ⑦ 第6回参考資料1・② 条例等の制定状況（H.12.7.1）
- ⑧ 第7回資料3 ふっ素・ほう素に係る論点整理（H.12.9.1）
- ⑨ 第7回資料4・6）「水道水質ハンドブック」（日本水道新聞社）（H.12.9.1）
- ⑩ 第7回資料4・8）WHO飲料水水質ガイドライン（日本水道協会）（H.12.9.1）
- ⑪ 中央環境審議会答申「水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の規制に係る項目追加等について」（H.12.12.14）

(2) 中央環境会議等，行政的取り組み過程

硝酸態窒素（硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素）およびほう素については，平成11年2月19日に「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準」に追加され，それを受けて，平成13年3月28日にほう素が「土壌の汚染に係る環境基準」に追加され，さらに，平成13年6月13日には硝酸態窒素およびほう素が「水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の規制」に追加されている。

項目の追加にあたっては、中央環境審議会にそれぞれ専門委員会が設置され審議された。以下に各審議会の審議経過についてとりまとめた。

(a) 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

平成9年5月14日に環境庁長官より中央環境審議会に対して「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について」が諮問され、水質部会に「環境基準健康項目専門委員会」を設置して審議することとなった。

専門委員会は、平成9年10月から平成10年12月にかけて計4回開催された。専門委員会での主な論点は、次のとおりである。

(硝酸態窒素について)

- ・毒性評価のデータが古い → 新しいデータがない
- ・アンモニアも考慮する必要がある → 排水基準で考慮する

(ほう素について)

- ・海水中に通常含まれており海域への適用は難しい → 海域には適用しない

これらの審議を経て平成11年2月2日に答申がなされ、それを受けて、平成11年2月22日に環境基準に追加された。

以上の審議経過と水質部会および専門委員会の構成を表4-8, 表4-9および表4-10に示した。

表 4-8 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

(1)

①平成9年5月14日 第14回 水質部会

「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について」が諮問され「環境基準健康項目専門委員会」を設置して審議することとなった。

(諮問理由)

・人の健康の保護に関連する物質ではあるが、公共用水域等における検出状況等からみて、直ちに環境基準の項目とせず、引き続き知見の集積に努めるべきとされるものが、平成5年3月より「要監視項目」として定められており、継続して公共用水域及び地下水の水質測定を行い、その検出状況を踏まえ、環境基準健康項目への移行等を検討することとされている。環境庁が行った調査によれば、一部の項目について、公共用水域等における指針値を超える検出事例が相当数見られている。

このため、要監視項目の公共用水域及び地下水の環境基準項目への移行等の検討を行うことが必要である。

②平成9年10月6日 第1回 環境基準健康項目専門委員会

諮問の主旨、要監視項目の検出状況、国内外の動向および今後の検討の進め方について審議された。

(主な意見)

・ほう素、ふっ素は、海水中に通常含まれるものだが、どう指定していけばよいか。慎重な検討が必要である。

・ほう素は排水からの除去処理が困難であり、0.2mg/l（要監視項目の指針値）のまま環境基準項目化しても、汚染除去対策がとれないおそれがある。

・ほう素はハイテク工場で洗浄剤として使用されているが、排水による地下水汚染が問題となっており、取り締まる必要がある。一方、温泉等、自然汚染も多い。洗浄剤としての使用に対する許容限度と、自然汚染に対してどこまで排出を認めるか、その許容限度を整理する必要がある。

・生態影響評価については、ほう素は植物の生育を阻害するという話がある。このような点はある程度考慮すべきではないのか。

③平成10年3月13日 第2回 環境基準健康項目専門委員会

環境基準項目、要監視項目の見直しの基本的考え方および要監視項目に関する個別検討について審議された。

(主な意見)

・環境基準の適用にあたっては、飲料水として摂取し、人に健康影響が及ぶことを念頭に置いているならば、全く飲用に供されない井戸はどのように考えるのか。

〔事務局〕平成5年に水利用者の立場から、汚染の原因を問わず、飲用の有無に関わらず一律に基準を適用するという方向で整理された。またあわせて、有害物質に係る健康項目環境基準が、水生生物保護にも役立っていることが提唱され、したがって、一律に適用すべきであるということになった。

④平成10年10月9日 第3回 環境基準健康項目専門委員会

環境基準健康項目専門委員会第1次報告骨子について審議された。

(主な意見)

・毒性評価については1990年以降現在までの間に、それほど多くの科学的知見もなく、新しい情報はあまりない。必要と考えられるデータについては、環境庁がしかるべき所に働きかけていくべきではないか。

・アンモニアは水中で硝酸に変わるので、排水基準を硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素だけにかけるとすると問題である。活性汚泥処理を止めてアンモニアで排出することになりかねないので十分に検討する必要がある。

・ほう素に関しては、河川において自然的汚染がかなりあると思う。温泉水にはかなりの濃度で含まれている。自然汚染であっても環境基準化するということは理解できるが、排水基準等への波及が大きく、環境基準とするのであれば考慮が必要ではないか。

⑤平成10年12月9日 第4回 環境基準健康項目専門委員会

専門委員会第1次報告(案)について審議された。

(ほう素に関する主な意見)

・ほう素の海域適用の問題だが、汽水域への適用も難しいと思う。

〔事務局〕汽水域は時間によっても変化することから、適用範囲が特定できないことが問題。

・ほう素は自然でも出てくるのでそれを規制するなはどうかという議論だが、自然にも高濃度で存在するところとそうでないところがあり、自然で高濃度で存在する場合にはallowanceが少ないと考えることもできる。自然にも存在するからこそ、人為的な排出を抑えるべきという議論もある。

(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素についての主な意見)

・硝酸・亜硝酸は地下水で問題になっている物質があるが、この基準を海域にも適用するのか。海水で10ppmを上回ったところで、飲むわけではない。

〔事務局〕硝酸・亜硝酸は地下水が大きな課題として認識しているが、公共用水域においても指針値超過がある。平成5年の中公審答申の考え方に立って、海域にも同じ基準値を適用することとしたい。

・硝酸・亜硝酸はヘモグロビンを持つ生物に共通した問題であり、人に限った問題ではない。

・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の基準値の根拠文献であるWaltonの報文は古すぎるのではないか。

⑥平成11年2月2日 第18回 水質部会

環境基準健康項目専門委員会第1次報告が審議された後、最終的な答申案として取りまとめられ、同日、中央環境審議会会長から環境庁長官に答申がなされた。

⑦平成11年2月22日

水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等に係る環境庁告示によって環境基準に3項目が追加された。

(告示の要点)

・環境基準に「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」、「ほう素」及び「ふっ素」の3項目を追加する。ただし、「ほう素」及び「ふっ素」については、海域には基準を適用しない。

項 目	基 準 値
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	10mg/l 以下
ほう素	1 mg/l 以下

・「ふっ素」及び「ほう素」の基準値を海域に適用しない理由

「ふっ素」及び「ほう素」は、海域において自然状態での濃度で環境基準値を既に超えており、その物質の存在がもともと海そのものの性状であるため。



表 4-9 中央環境審議会水質部会委員名簿

部会長	村岡浩爾	大阪大学工学部教授	
委員	浅野直人	福岡大学法学部教授	
	足立則安	全日本水道労働組合中央執行委員長	
	鎌倉利夫	全国町村会監事	
	岸ユキ女優		
	木原啓吉	江戸川大学社会学部教授	
	小早川光郎	東京大学大学院法学政治学研究科教授	
	櫻井治彦	労働省産業医学総合研究所所長	
	佐竹五六	(財)日本軽種馬登録協力理事長	
	清水誠	東京大学名誉教授	
	須藤隆一	東北大学大学院工学研究科教授	
	隅山克己	全国漁業協同組合連合会専務理事	
	高橋さち子	魚類生態研究家	
	高橋裕	芝浦工業大学客員教授	
	中川昭一郎	東京農業大学客員教授	
	宮西香津子	石川県婦人団体協議会会長	
	三好俊吉	日本鋼管(株)代表取締役会長	
	特別委員	恩田怡彦	日本製紙連合会副会長
		小林康彦	(財)日本環境衛生センター専務理事
		坂井順行	(株)沿岸環境開発資源利用センター代表取締役社長
		猿田勝美	神奈川大学名誉教授
七野護		(財)日本産業廃棄物処理振興センター理事	
谷山重孝		(社)日本農業集落排水協会理事長	
西山紀彦		三菱化学(株)常務取締役	
林裕造		北里大学薬学部客員教授	
檜山博昭		金属鉱業事業団理事長	
福井経一		(社)日本下水道協会理事長	
松尾友矩	東京大学大学院工学系研究科教授		

表 4-10 中央環境審議会水質部会環境基準健康項目専門委員会名簿

部会長	村岡浩爾	大阪大学工学部教授
委員	猿田勝美	神奈川大学名誉教授
	須藤隆一	東北大学大学院工学研究科教授
特別委員	林裕造	北里大学薬学部客員教授
専門委員	池田正之	(財)京都工場保健会専務理事
	大塚直	学習院大学法学部教授
	土屋隆夫	東京都環境科学研究所所長
	中杉修身	国立環境研究所化学環境部長
	中村栄一	建設省土木研究所下水道部新下水処理研究官
	眞柄泰基	北海道大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授
	藤井國博	農業環境技術研究所環境資源部長
	宮崎章	資源環境技術研究所水圏環境保全部長
	森田昌敏	国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官

(b) 土壌の汚染に係る環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

平成 11 年 7 月 14 日に環境庁長官より中央環境審議会に対して「土壌の汚染に係る環境基準の項目の追加等について」が諮問され、土壌農薬部会に「土壌専門委員会」を設置して審議することとなった。

専門委員会は、ダイオキシン類の審議も行われ、硝酸態窒素およびほう素については平成 12 年 4 月から平成 12 年 11 月にかけて計 5 回開催された。専門委員会での主な論点は、次のとおりである。

(硝酸態窒素について)

- ・酸態窒素は土壌中には蓄積されず、他の形態の窒素成分に変化する。また、農用地では、農作物によって土壌中から吸収される量が作物種や品種によって大きく異なることなどから一律の土壌環境基準を設定することは技術的に困難である → 土壌環境基準は設定しない

(ほう素について)

- ・水質環境基準が適用されていない海域にも土壌環境基準を設定するのか → 海域に隣接している土壌については一律に土壌環境基準の適用外とはしないで、汚染原因や周辺地下水への影響、自然的な原因等を十分考慮して個別の事例ごとに適用の是非等を判断する。

これらの審議を経て平成 12 年 12 月 26 日に答申がなされ、それを受けて、平成 13 年 3 月 28 日に土壌環境基準にほう素が追加された。

以上の審議経過と土壌農薬部会および土壌専門委員会の構成を表 4-11、表 4-12 および表 4-13 に示した。また、各審議会の議事録は資料編に収めた。

表 4-11 土壌の汚染に係る環境基準への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

(1)

①平成 11 年 7 月 14 日 第 19 回 土壌農薬部会

「土壌汚染に係る環境基準の項目追加等について」が諮問され「土壌専門委員会」を設置して審議することとなった。また、基本的な検討課題について委員より意見があった。

## (諮問理由)

・「水質汚濁に係る環境基準」及び「地下水の水質汚濁に係る環境基準」が改正され、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素並びにほう素の3項目が人の健康の保護に関する環境基準の項目に追加されたところである。今回の諮問は、このような状況を踏まえ、土壌環境基準の項目の追加等について意見を求めるものである。

## (主な意見)

・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素は、農地用において食料を生産するために肥料として土壌に投入されるため、水質からの考えとは性格がかなり異なる。測定方法についても、硝酸は負に帯電していることから水によく溶け、従来 of 検液 1 L あたりの濃度で考えるのは問題があると思う。

さらには、近年有機栽培を行う農業従事者も大勢いるが、その有機質が微生物に分解され無機化していく段階でこれが必ず出てくる。このような状況を踏まえ、環境基準の検討については慎重に対応する必要がある。

・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素は、確かに農業では必要であるし、動物の生活で必ず排出されるのだが、家畜の糞等による水道水源の富栄養化の問題や、穀物の輸入による海外からの移入などの問題もあり、土壌や水質に対する制御は必要であると考えられるので、十分な検討が必要である。

## ②平成 11 年 9 月 7 日 第 1 回 土壌専門委員会

諮問理由が説明された後、審議のスケジュールが検討され、ふっ素、ほう素、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素については第 4 回以降の専門委員会で審議されることとなった。

## ③平成 12 年 4 月 7 日 第 4 回 土壌専門委員会

土壌中のふっ素、ほう素、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の実態について審議された。

## (硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素についての主な意見)

・土壌というのは窒素のたまり場になるかどうかというのが一番重要なポイントだと思う。基本的には、上から連続供給されることによって窒素濃度が上がっていった、その後、上からの供給を止めても残ってしまう。今までの土壌環境基準で決めたものは全てそういう性格のもので、残ってしまうから浄化対策が必要だということで土壌環境基準を決めた。それは浄化対策の発動の目安であり、目標でもあるという性格で土壌環境基準を決めた。

(3)

しかし、窒素の場合、そうではないかもしれない。連続的に供給すると、それが定常状態を作っていて、上からの供給を止めれば、土壌濃度は減って行って、地下水濃度も減っていくというパターンである。もちろん、これは時間遅れが少しあるだろう、その時間遅れをどう考えるかだが。その場合に土壌環境基準を設定するかどうか。考え方としては、望ましい状態であるから、土壌環境基準を設定する必要があるだろうというもの一つの考え方としてある。もしそうであれば、例えば供給を停止するという対策をとれば、時間遅れはありながら、土壌の環境も必然的にきれいになっていく。そういう意味での土壌環境基準。望ましい目安として土壌環境基準を設定する。地下水濃度の低減対策という意味ではあるのかもしれないが、そのような観点はどうなのかということの一つ重要なポイントとしてみていく必要があるだろう。

(ほう素についての主な意見)

- ・火山灰とか温泉水、火山昇華物の中のほう素、ふっ素の含有量が非常に高いということであり、水一つとっても、温泉水の中のこれらの元素の濃度は、局所的にかなり高い場所があるということで、海水よりむしろ濃度が高い値も報告されている。それを今後どのように扱うのかということが一つの課題だと思う。
- ・自然由来で暴露が大きいのであれば、人為由来はできるだけ抑えるべきであろう。
- ・産業廃棄物の堆積場が隣にある水田でイネが枯れるという事態が起こった。そのときの結果では、土壌中のほう素濃度は、7 ppm なので、10倍浸出だと0.7ppmになるが、そのくらいからイネの生育は影響を受ける。

#### ④平成12年6月7日 第5回 土壌専門委員会

硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の評価に係る技術的課題および土壌中のふっ素及びほう素の実態について審議された。

(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素についての主な意見)

- ・土壌環境基準を決めるべきなのかという点が一番大きな問題のようだ。施肥法や田であるか畑であるかによっても異なるだろうし、雨の降り方によっても異なるだろう。従来、環境基準は、ある場所にどういった物質が蓄積していて、それがどのような悪影響を及ぼすかという点に着目するが、ここでは、硝酸性窒素の有無や量ではなく、供給源の方のコントロールで決まってきてしまう。環境の問題ではないような感じもする。環境基準を作った方がよいのかどうかというような感じである。水質の基準は決まっているので、定点観測のようなことをやりながら、非常に濃度の高い地下水が出るようだったら、周辺の施肥法を考えると、ある時期は注意すべきとか、そのような環境基準と

は違う管理基準といったものを決めた方がわかりやすいのではないか。

(ほう素についての主な意見)

・土壌中にはほう素・ふっ素がまず存在する。岩石中にもある程度存在する。しかし、土壌中の挙動に関するデータが存在しない。それから、ほう素・ふっ素が与える影響についてのデータが存在しない。

・データがないのは、実はふっ素、ほう素による影響が出ていないということではないか。鉄鋼業にしても、アルミ製造業にしても、かなりの歴史があるが、そのようなところで使っていたものが、従来全くふっ素・ほう素の影響を考えずに処理されてきた。

・ほう素については、生殖毒性に関する動物実験のデータは多少あるが、ヒトについてのデータはない。

⑤平成12年9月6日 第6回 土壌専門委員会

ふっ素、ほう素に係る関係業界からのヒアリングおよび硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の評価に係る技術的課題について審議された。

(ヒアリングが行われた関係業界)

・日本鋳業協会、日本鉄鋼連盟、日本フルオロカーボン協会、日本化成肥料協会、電気事業連合会

(ほう素についての主な意見)

・ほう素については、植物、特にだいこん、ながいも、さつまいも等の根菜類は非常に必要とする。根菜類の圃場では、かなりほう素肥料をやっても、地下水にはほとんどでてこない。ほう素の場合は、土壌の種類や作物によって、特に肥料として施用する場合には、動態が著しく異なる。唯一問題になったのは、水稻でほう素過剰症が出て、非常に石炭灰が問題だということで、電気事業連合会が神経質になった時期がある。そのため、現在は、ストックヤードで野積みをするのは、溶出の点から問題があるということで、極力それは避けて海上、埋立地等で、作物への害がでないようにやっていくことではないかと思う。

・業界の方からのお話によると、ふっ素やほう素を含んだ廃棄物というか、あるいは有用物というか、実態はともかく、大量に出ると。今は有効利用しているが、土壌環境基準を水質の環境基準に合わせると、その有効利用ができなくなるのではないかという議論があると。その中で、水質の基準値は果たして高いのか低いのかという問題が出てくる。

(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素についての主な意見)

・肥料として土壤に施用する場合、窒素の形態にはアンモニア態窒素と硝酸態窒素がある。アンモニア態窒素を土壤に使用すると、最初は土壤に吸着されるが、継続して使用すると、硝化菌の活動によりアンモニア態窒素が硝酸態窒素になる。アンモニア態窒素を使用する期間が長いほど、土壤中の硝化菌が増えていく。硝化菌が集積した土壤では、アンモニア態で施用しているにもかかわらず、極端な場合、投入後すぐに硝酸態に変わっていく。そのようなことが、畑ではしばしば起こっている。このことが、アンモニア態窒素を施用しているから、あるいは堆肥で施用していることからという理由で、硝酸態窒素の流亡や溶出はそれほど起こらないと実態を過小に評価するもとになる。

⑥平成12年10月18日 第7回 土壤専門委員会

ふっ素、ほう素、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る土壤環境基準の考え方について審議された。

(ほう素についての主な意見)

・土壤環境基準すなわち溶出基準という考え方は、一つの考え方ではあるが、リスクという観点からは、そのほかにも多くの暴露経路がある。だから、そのようなリスクを一つ一つ検討していくことがそろそろ必要なのではないか。今回議論をする時間はおそらくないだろうが、やはり今後はそのような総合的なリスク評価が必要になるだろうと考えている。

・自然界に多量にある物質について、現在の様々な基準の決め方が厳しすぎるのではないかと、自然界に普通にある物質であれば、もっと違う決め方というのがあるのではないかと。

・望ましいかどうかで言えば、自然界に多量にあっても、望ましくない物質は望ましくない。

(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素についての主な意見)

・改善状況の確認のためのモニタリングを行う際は、直接窒素が施用されるのは表層土であり、施肥の記録が正確なのかをチェックする意味でも、下層土ばかりでなく表層土のモニタリングも当然必要かと思う。ただ、その場合は施肥時期との関連を考えなければならぬと思う。

## ⑦平成 12 年 11 月 7 日 第 8 回 土壌専門委員会

土壌専門委員会報告（案）について審議された。

（ほう素についての主な意見）

・海域に接している部分について土壌基準をいうこと自体が非常に難しいと思う。それはやはり自然的な原因であり、ふっ素が海水中に大量にあって、多分海水から土壌に移行する方が多い。特に海域に接している土壌についてはやはり最初から適用外ではないだろうか。

・当然海水の濃度が高いから適用外という論理はあるが、極端な例として、海域に接している土壌に土壌環境基準の 100 倍や 200 倍という、ほう素・ふっ素の濃度の汚染土壌が投棄されたらどうするのか。適用外だから問題はなく、放置するのかという話になるだろう。海域への排水基準も必ずしも無制限ではない。その状況を勘案して陸水域より高く基準を設定しているという状況を考えるべきだろう。

## ⑧平成 12 年 11 月 17 日 第 25 回 土壌農薬部会

土壌専門委員会からの報告が行われた。専門委員会の委員長が報告の主旨を説明した後、審議され、報告は了承された。

（報告の主旨）

〔ほう素について〕

・環境庁における実態調査ではこれまでに人為的な汚染原因が明らかな地下水汚染事例は報告されていないが、一部の事業用地における土壌については他の地域と比べて含有量及び溶出濃度とも濃度レベルが高い状況にあり、溶出濃度で水質環境基準を超過している事例が見られることなど、人為的な土壌汚染に起因する水質汚濁が懸念されることから土壌環境基準の項目に追加することとして取りまとめた。また、海域に隣接した土壌への土壌環境基準の適用や、スラグ等の再利用物の取扱等について取りまとめた。特にスラグ等の再利用物の取扱については環境影響の防止を基本としながらも、ほう素を含む再利用物が長年にわたって利用され、これまでに当該再利用物による地下水汚染の事例が報告されていない等の実情を鑑み、再利用物の利用の促進をも考慮して現時点で適切な選択ができたと考えている。

〔硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素について〕

・土壌環境基準が定められている従来の項目に比べて、土壌中での挙動が非常に異なっている。具体的には土壌中に蓄積されず、降雨等によって土壌から地下水へ溶脱することが汚染の原因になっていること、土壌中で形態が変化して、また変化する量も土壌



条件や気象条件によって異なっていること、さらに農用地については、農作物によって吸収され、その吸収量は農作物の種類によって非常に大きく異なることが挙げられる。従って、一律の環境基準を設定することは技術的に困難である

として取りまとめた。一方、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の対策については、農用地の施肥等の面的な要因も含めて負荷の発生源は多種多様であることから、水質部会の検討においても負荷を削減するための多種多様な発生源を対象として全国的に一律な対策のほかに、地域の汚染実態、発生源に応じた地域的対策の実施が必要であるということが示されている。これらを踏まえて土壌専門委員会においても特に土壌に密接な関連を有する施肥について、地域における対策を一層推進するため、土壌中の窒素の挙動に基づく土壌管理の手法を提示していく必要性について取りまとめた。

⑨平成 12 年 11 月 21 日 ～ 12 月 18 日

パブリックコメント手続きが行われ、6 通の意見が寄せられた。

- ・ ほう素については、ほう素肥料の施用に支障を及ぼすような規制とならないような配慮のお願い、再利用物の有効利用に支障のないリサイクルガイドライン策定のお願い等の意見が寄せられた。
- ・ 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素については、施肥基準を作るべきではないか、という意見が寄せられた。

⑩平成 12 年 12 月 26 日 第 26 回 土壌農薬部会

パブリックコメントについての審議が行われた後、最終的な答申案として取りまとめられ、同日、中央環境審議会会長から環境庁長官に答申がなされた。

⑪平成 13 年 3 月 28 日

土壌の汚染に係る環境基準の項目追加等に係る環境庁告示によって、ふっ素及びほう素の環境基準が追加された。

(告示の要点)

項 目	環 境 上 の 条 件
ほう素	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 検液 1 リットルにつき 1 mg 以下であること。</li> <li>・ 汚染土壌が地下水から離れており、かつ、原状において当該地下水中のこの物質の濃度が地下水 1 リットルにつき 1 mg を超えていない場合には、検液 1 リットルにつき 3 mg とする。</li> </ul>

表 4-12 中央環境審議会土壤農薬部会委員名簿

部会長	熊澤喜久雄	東京大学名誉教授	
委員	櫻井治彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長	
	佐竹五六	(財)日本軽種馬登録協力理事長	
	須藤隆一	東北工業大学土木工学科客員教授	
	中野璋代	全国地域婦人団体連絡協議会理事	
	松本聡	東京大学大学院農学生命科学研究科教授	
	三橋規宏	千葉商科大学政策情報学部教授	
	村岡浩爾	大阪産業大学人間環境学部(準備室)	
	渡部徳子	東京水産大学水産学部教授	
	特別委員	岩崎充利	(財)食品産業センター理事長
		岡田齊夫	生物系特定産業技術研究推進機構研究開発業務プロジェクトリーダー
亀若誠		(社)農林水産技術情報協会理事長	
田代直弘		金属鉱業事業団理事長	
谷山重孝		(社)日本農業集落排水協会理事長	
林裕造		前国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長	
眞柄泰基		北海道大学大学院工学研究科教授	
山口梅太郎		東京大学名誉教授	

表 4-13 中央環境審議会土壤農薬部会土壤専門委員会委員名簿

委員長	林 裕 造	前国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長
委員	櫻井 治 彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長
	松本 聡	東京大学大学院農学生命科学研究科教授
特別委員	山口 梅太郎	東京大学名誉教授
専門委員	上 沢 正 志	農業環境技術研究所土壤管理科長
	黒川 雄 二	国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長
	駒井 武	資源環境技術総合研究所安全工学部化学物質安全研究室長
	武田 信 生	京都大学大学院工学研究科教授
	土屋 隆 夫	東京都環境科学研究所所長
	豊田 正 武	国立医薬品食品衛生研究所食品部長
	中杉 修身	国立環境研究所化学環境部長
	増島 博	東京農業大学応用生物科学部教授
	松久 幸 敬	工業技術院地質調査所首席研究官
	森田 昌 敏	国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官
	山本 出	東京農業大学名誉教授

(c) 水質汚濁防止法に基づく排水の排出，地下浸透水の浸透等の規制への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

平成 11 年 2 月 22 日に環境庁長官より中央環境審議会に対して「水質汚濁防止法に基づく排水の排出，地下浸透水の浸透等の規制に係る項目の追加等について」が諮問され，水質部会に「排水規制等専門委員会」を設置して審議することとなった。

専門委員会は平成 11 年 6 月から平成 12 年 10 月にかけて計 9 回開催された。専門委員会での主な論点は，次のとおりである。

(硝酸態窒素について)

- ・ 窒素は，アンモニアやアミノ酸などいろいろな物質に姿を変えて循環しており，どこまでを規制の対象とするのか → アンモニア性窒素を含める
- ・ アンモニア性窒素から硝酸性窒素への変換率をどうするのか → 40% とする

(ほう素について)

- ・ 環境基準が適用されていない海域にも排水基準を設定するのか → 環境悪化を防ぐという観点から設定する
- ・ 海域の排水基準値をどう設定するか → 石炭火力の現在の処理技術と一日耐容摂取量の両方を勘案して 230mg/l とする

これらの審議を経て平成 12 年 12 月 14 日に答申がなされ，それを受けて，平成 13 年 6 月 13 日に排水基準に追加された。

以上の審議経過と専門委員会の構成を表 4-14 および表 4-15 に示した。

表 4-14 水質汚濁防止法に基づく排水の排出，地下浸透水の浸透等の規制への「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」および「ほう素」の追加に係る中央環境審議会の審議経過

(1)

①平成 11 年 2 月 22 日 第 19 回 水質部会

「水質汚濁防止法に基づく排水の排出，地下浸透水の浸透等の規制に係る項目追加等について」が諮問され「排水規制等専門委員会」を設置して審議することとなった。

(諮問理由)

・今回，硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素，ふっ素並びにほう素について，人の健康の保護に関する知見の集積，公共用水域及び地下水の検出状況の推移等を考慮し，貴審議会の答申を踏まえ，これら 3 項目を公共用水域及び地下水の水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目として追加を行ったところである。

本諮問は，このような状況を踏まえ，公共用水域及び地下水の水質の汚濁を防止するため，水質汚濁防止法に基づく排水の排出，地下浸透水の浸透等の規制に係る項目追加等について，貴審議会の意見を求めるものである。

②平成 11 年 6 月 10 日 第 1 回 排水規制等専門委員会

諮問理由が説明され，基本的な検討課題について委員より意見があった。

(主な意見)

・硝酸性窒素の場合は，圧倒的に面源汚染の寄与が大きく，排水規制・地下浸透規制だけでは環境基準が達成できない場合が多くなっていく。特に地下水の基準を達成できない可能性が非常に大きいということになると，表流水と地下水で分けるか，あるいは地域区分，ゾーンニングのようなことで分けていくか，少し対策を考える必要がある。

・従来の項目と発生源も違うし，物質の性状も違う。例えば，窒素であれば，どこまでを規制しなくてはいけないか，硝酸性窒素と亜硝酸性窒素だけではダメで，アンモニアやアミノ酸，あるいは，総窒素規制の仕組みをある程度想定しないと，調査の仕方が変わってくるのではないかと。

③平成 12 年 3 月 1 日 第 2 回 排水規制等専門委員会

硝酸性窒素等の排出実態等についての説明があり，委員よりデータ整理方法等の注文の他，窒素の総量規制を含めた対策のあり方，面源としての農薬の扱い等が議論された。

④平成 12 年 3 月 30 日 第 3 回 排水規制等専門委員会

硝酸性窒素等の排出実態や対策方法等について硝酸性窒素等の関係団体からのヒアリングが行われた。

(ヒアリングが行われた団体)

・日本水道協会, 新金属協会, 全国鍍金工業組合, 日本鉄鋼連盟, 日本無機薬品協会, 化成品工業協会, 天然ガス鉱業会, 日本ヨード工業会, 建設省土木研究所, 日本環境整備教育センター, 全国都市清掃会議, 全国農業協同組合中央会

⑤平成 12 年 5 月 12 日 第 4 回 排水規制等専門委員会

ふっ素, ほう素, 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の排水処理技術および海外における硝酸性窒素対策の現状についての報告の後, 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素対策についての論点整理について審議された。

(主な意見)

・今までの対象物質は特定事業場から公共用水域に流れ込む出口で抑えられるものだったが, 今回は, 特定施設のところで抑えても全部抑えきれない。

・窒素汚染というのは, 有害物質としてとらえているが 21 世紀の環境問題の中で最も環境問題らしいもの。複雑に絡んでいることと対策がしにくいことも含めて非常に重要で, この問題はおろそかにしてはいけないと思う。硝酸性窒素が 10mg/l を超えたからどうかとか, その程度の話ではなくて, もっと全般的に窒素問題を考えるべきであり, 富栄養化との関係は, 本当は別の話であるが切り離せない問題だと思う。

・窒素というのはとらえどころがない。それ自体の姿が変わってしまうので, そういう意味ではアンモニア性窒素を測るとか, 有機態窒素を測るという話も考えられるが, 相手が動くのでとりあえず全窒素で抑えておくべきという感じがする。

⑥平成 12 年 6 月 16 日 第 5 回 排水規制等専門委員会

硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の対策のあり方について審議された。

(主な意見)

・農業の問題が絡んでくるので少し難しくなっているが, 基本的には特定事業所に対する排水基準をどうするかということだと思う。そうすると硝酸性窒素・亜硝酸性窒素に関していえば 10 倍というのは従来からのルールではないか。ただ, トータル窒素に対してどうするかということになると, 反応系なので反応のおくれにより希釈倍率にどう響くかということはあると思う。農業系のは農業系のもので別に考えなければいけないが, 排水基準を考える上で, 従来のルールはルールとして考えていかないと前に進まない気がする。

・対象物質を何にすべきかという事務局側からの問いかけについては、有機態窒素も当然対象としていないと実効性という点では欠けたものになってしまうだろう。基本的には有機態窒素を含んだ全窒素を対象にしないと、意味のない規制になってしまうのではないか。レベルについては、地下浸透する場合と陸水域、表流水あるいは閉鎖性水域に放流する場合や開放系の海域に放流する場合と全て同じに考えていくのかを議論しないとおかしいと思う。10倍という数値は根拠がないと思っているし、今まで10倍という数字で本当に環境基準が達成されているのかというと、例えば生活系でいえば富栄養化問題で効果が出ていないということで見直さないといけないと思う。

⑦平成12年7月17日 第6回 排水規制等専門委員会

ふっ素、ほう素の排出実態や対策方法等についてふっ素、ほう素の関係団体からのヒアリングが行われた。

(ヒアリングが行われた団体)

・全国鍍金工業組合連合会、日本鋳業協会、日本鉄鋼連盟、日本無機薬品、日本フルオロカーボン協会、電気事業連合会、天然ガス鋳業会、日本ヨード工業会、三州釉薬原料協会、愛知県陶器瓦工業組合

⑧平成12年9月1日 第7回 排水規制等専門委員会

ふっ素、ほう素の対策のあり方について審議された。

(主な意見)

・ほう素は処理の過程で最終的にはホウ酸でしか戻すことはできない。非常に特殊な化学形態で溶解度が低いものもあるが、やはり一番一般的な化合物の形態としてはホウ酸であろう。この形態で排出されるものをどううまく処分するかが問題で、閉じ込めていくのであればいくらかでも膨大な社会投資を必要とするので、別な経路を考えてうまくリサイクルに回すということを社会全体として追及しないと、うまくこの問題は解決しないと考えている。

・ほう素の点に関しては、生態系の中の循環がまだわかっていない点があり、陸水域の植物でもかなりほう素を要求するものがあるが、これは日本で非常に広く分布している火山灰土壌はほう酸の吸着力が強いこともあり、将来、循環利用の可能性があると考えている。

・窒素もそうだが要するに生態系や生物に対する影響というのが抜けている感じが今の体系の中にある。今後の対応の部分で生態系の影響を含めた総合的なリスク評価のようなことを今後考えるべきだということを少し入れてほしい。

## ⑨平成 12 年 10 月 4 日 第 8 回 排水規制等専門委員会

排水規制等の項目追加等についての最終とりまとめが行われた。

(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に関する主な意見)

・アンモニア性窒素の割合が高いというので、少なくともアンモニア性窒素まで入れればよろしいのではないか。ただし有機態窒素も、水産加工や畜産、屠場などでは結構あるのではないかと思うので、そういうのが抜けてしまうのは余りよろしくない。

〔事務局〕有機物であれば有機汚濁の観点から一定の歯どめがあります。また、今まで調べた範囲では、有機態窒素が卓越している排水の周辺で、硝酸の環境基準が超えている事例はまだ見つかっておりませんので、総合判断すると、実態としてアンモニア性

窒素までの施策が有効ではないかと思っております。

・アンモニア性窒素が 1 出ても、それが全部硝酸・亜硝酸になるわけではない。その過程として脱窒もあるし、生物同化もあるのではないか。それをどの程度に見積もるかという問題ですが、どのくらい硝酸になるのだろうかということについては、何となく 0.5 か 0.4 で、最終的には事務局に若干の調整も含めて任せる。0.45 というのもありますが、0.4 か 0.5、こういう二者択一の議論じゃないかと思いますが、委員会としては決めきれない部分が残りますが、もう少しモデルの妥当性も考えて、生物同化も加える。硝化と脱窒と同化という 3 つの要素を含めたモデルで検討して、しかし余りそれが小さくなり過ぎてもいけないし、大きくなり過ぎてもバランスを欠くと思うので、全体的なバランスを考えてもらう。

(ほう素に関する主な意見)

・海域の排水基準ですが、原案では、ほう素の数値が 230 から 240 と幅を持たせてある。この辺の考えを説明して下さい。

〔事務局〕TDI (一日耐容摂取量) からは海域濃度上昇分として、23.5mg/l 以下が求められる。人の健康を守るため 23.5mg/l が、例えば瀬戸内海あるいは東京湾全域で広がることを認める、という意味ではない。排水規制というのは個別の発生源の周辺で、できるだけ環境基準あるいは望ましいレベルというものを達成するために、その望ましいレベルの 10 倍で排水規制を行ってきた。それは排水口から出て、ある程度合理的な希釈域を経て速やかに 10 分の 1 に希釈される。したがって大方の水域では望ましいレベルを十分達成できるよう、局地汚染を抑えるという考え方をとってきています。したがって、この 23.5mg/l が海域どこでも許されるということではない。これは一つの排水規制の考え方で検討したときに、局地汚染はどうするべきかということへの結論です。



この議論は基本的には石炭火力だと思う。排出量が多く、それが事実上どこまで技術的に下げられるか。そこがかぎで、200から250ぐらいの間にたぶん無理のない線があると思う。そういう意味での着地点というのは日本全体を考えたときに悪くない着地だろうと感じます。排出濃度が石炭火力で2~330ppm, こんなに幅があつて200を超えて、例えば230とか240のところはどうしても超えられない壁が本当にあるのか。それとも実際は簡単に200ぐらいならできるのか、このあたりの感触をつかんでもらって、あとはお任せします。

⑩平成12年10月18日 第9回 排水規制等専門委員会

排水規制等専門委員会報告(案)について審議が行われた。

- ・硝酸性窒素についてはアンモニア性窒素の変換係数を0.4にするか0.5にするかの議論が主で、最終的に我が国の河川の現状を考慮して原案どおり0.4となった。
- ・ほう素については、海域に適用する排水基準を200mg/lとするか230mg/lとするかの議論が主で、最終的には現在の対策レベルを考慮して230mg/lとなった。

⑪平成12年10月19日 第26回 水質部会

排水規制等専門委員会からの報告がなされ、専門委員会の委員長が報告の主旨を説明し、答申案は認められた。

(報告の主旨)

[硝酸・亜硝酸について]

・硝酸・亜硝酸というのは、メトヘモグロビン症の原因になるものであって、健康項目として追加すべきであるということがあり、それに対してどういう排水基準を決めるかということになる。しかし、硝酸・亜硝酸の場合は、実は窒素の循環の過程の中で、有機性の窒素、たんぱく質などに入っているのが多い。

それがアンモニアとなって、自然界に出て硝酸・亜硝酸になって、また脱窒という過程を経て窒素ガスに戻るという、窒素のサイクルがある。今、硝酸・亜硝酸というのは、そのある1点のところの濃度をとらえて環境基準を決めているというような状況があり、どの窒素までを考えながら決めなければいけないか、そこが一つのポイントである。

もう一つは、従来の排水規制のシステムからいうと、特定施設とか特定事業場というのが決められていて、そこからの排水が規制の対象になるのが今までの方式である。が、窒素の場合には、例えば、肥料として大量のものが入る。それで、現実に地下水の硝酸・亜硝酸が高くなっているというのが、現象的には今危惧されているわけですが、そういう意味では面源的な窒素の負荷も入ってくることになる。それから、窒素が形を変えてしまうということで、どういうものまで含めて規制の対象とすべきかが問題となる。

それをどう規制するか。そのときに、硝酸・亜硝酸が直接ではなく、アンモニアで出る場合、もう一つ前の有機性窒素で出る場合と、いろいろなケースを一つずつ検討しながらやっていかなければいけないということが問題であった。

結論としては、硝酸・亜硝酸が一番近いところで変化のもとになるのがアンモニア性窒素であるので、まずそこまでを含めて規制対象としてはどうかというのが、1番目の論点である。

しかし、アンモニアが全量硝酸になるかという点、部分的には光合成で直接有機物にまた変わってしまう可能性がある。それから、硝酸になったものも、また脱窒過程を経て窒素ガスに戻って、水から抜けていく部分もある。いろいろなことを総合的な判断を通して、40%ぐらいが硝酸に変わると考えたかどうかということ想定した。これはある程度のモデル計算もしておりますが、結論としては、硝酸・亜硝酸プラスアンモニア性窒素の40%を合計したものが100mgを超えないというのを、数値として設定してはどうかというのが専門委員会での結論である。

〔ほう素について〕

・ほう素の問題で特に我々が苦心した事柄は、海域についてはこの環境基準が決められていないということです。それは自然の海の水には、ほう素が既に環境基準よりも高濃度に含まれているということがあり、そこには環境基準は適用しないということになっています。環境基準のないところに排水基準を決めるという、従来の排水基準を決める仕事からいうと、異質というか、新しい問題を含んだテーマでした。

しかし、環境基準がないのだから排水基準を決めないでいいかという点、陸域の方に対しては排水基準が決められることになり、やはり全体的に必要な以上に高濃度のものを出すことはよくない。未然防止というか、環境悪化をなるべく抑えていくという観点からいえば、ある種の排水基準を適用することが適切であろうと考えられる。そうすると、環境基準がないところに、より悪化を防ぐような排水基準をどう設定するかというのは、考え方も少し議論が必要になる部分があり、それを専門委員会では精力的に議論させていただきました。

その環境基準のないところにどう排水基準を決めるかということですが、ほう素は除去の技術がなかなか難しいということで、これも思い切ってお金さえかければできるわけですが、そうすると、汚泥が増えてしまう。汚泥を処分する場所がないのではないかと、どのレベルの技術でその基準を決めるかという案外難しい要素が入ってきます。

一番大きな発生源と思われるのが石炭火力発電所です。石炭を焼いたときのガスを、大気汚染を防止するために排気を洗うとその水の中にほう素が入ってしまうというような状況で、大気汚染の防止をきちんとやろうとすると、水の中にほう素が移ってくる。しかも、そのほう素は産地によっても非常にばらつきというようなことがあって、実際にいくつか

のデータで出てきており、2mg/l というようなものから 300mg/l を超えるようなレベルまで、かなり幅のある排水が実際に出ているようです。

また一方で、その技術的なレベルだけで決めるということになると、お金をかけ、汚泥がどんなにできてかまわなければ、かなり低いところまで抑えることができるかもしれない。しかし、必ずしもそれは全体的なバランスからいうと適切な方法でもないというようなことを考え、別の尺度で基準になる数値がないかということも併せて考えてみました。

従来の水質基準を決めるときには余り考えてこなかった、一日にそれをどれだけ摂取するかという要素も少し加味しながら、ラウンドナンバーの数字を整理していったわけです。結果としては、現在の対策技術、それから一日耐容摂取量の両方を勘案した数字として 230mg/l という数値を提案しています。

⑫平成 12 年 11 月 11 日 ～ 12 月 8 日

答申についてパブリックコメントの手続きがなされ、62 件の意見が寄せられた。

・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素については、アンモニア性窒素に対しての早急な対応が困難であること、硝酸性窒素等の処理技術開発の必要性等が、ほう素については、汚染の報告がない状況での規制の妥当性、海域への適用の妥当性、処理技術開発の必要性等が寄せられた。

⑬平成 12 年 12 月 14 日 第 27 回 水質部会

パブリックコメント手続き結果が報告され、寄せられた意見について審議が行われた後、最終的な答申案として取りまとめられ、同日、中央環境審議会会長から環境庁長官に答申がなされた。

⑭平成 13 年 6 月 13 日

水質汚濁防止法施行令の一部が改正された。

(改正の内容)

・ほう素及びその化合物，ふっ素及びその化合物並びにアンモニア，アンモニウム化合物，亜硝酸化合物及び硝酸性化合物を人の健康に係る被害を生ずるおそれがある物質として追加する。

・石炭を燃料とする火力発電施設のうち，廃ガス洗浄施設を水質汚濁防止法の特定施設として追加する。(ほう素及びその化合物の排出が懸念されるため)

・排水基準

有害物質	許容限度
ほう素及びその化合物	・ 海域以外に排出する場合 10mg/l ・ 海域に排出する場合 230mg/l
アンモニア，アンモニウム化合物， 亜硝酸化合物及び硝酸化合物	アンモニア性窒素に 0.4 を乗じたもの，亜硝酸性窒素 及び硝酸性窒素の合計量  100mg/l

表 4-15 中央環境審議会水質部会排水規制等専門委員会委員名簿

委員長	松尾友矩	東洋大学工学部教授
委員	浅野直人	福岡大学法学部教授
	佐竹五六	(財)日本軽種馬登録協力理事長
	須藤隆一	東北工業大学土木工学科客員教授
専門委員	伊藤稔	(財)畜産環境整備機構畜産環境技術研究所開発部長
	田中勝	岡山大学環境理工学部教授
	土屋隆夫	東京都環境科学研究所所長
	中村栄一	建設省土木研究所下水道部長
	増島博	東京農業大学応用生物科学部教授
	森田昌敏	国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官
	米澤義堯	工業技術院資源環境技術総合研究所首席研究官

(3) 基準値制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データ

硝酸態窒素およびほう素に関する水質環境基準，土壤環境基準および排水基準を制定した考え方と基礎的データについて，中央環境審議会の答申および審議会配付資料を収集して整理した。

その結果を，水質環境基準については表 4-16 に，土壤環境基準については表 4-17 に，排水基準については表 4-18 にそれぞれ示した。

表 4-16 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データ

(1)

物質	基準	根拠（答申）	資料
共通	要監視項目から環境基準項目へ移行する	・公共用水域等において比較的広くかつ高いレベルで検出されている	3122A-4 検出状況
	環境基準は全ての公共用水域に適用する	・平成5年の中央公害対策審議会答申で「人の健康の保護に関する環境基準については，健康への影響という観点から広くみた場合，飲料水経由の影響に加え，魚介類経由の食物摂取による影響，水域からの大気への循環等も考慮する必要があること，さらに，人の健康の保護に関する環境基準の設定が，実質的に水生生物等への影響を含め広く有害物質による環境汚染の防止に資することも念頭に置くことが望ましいと考えられることから，これまでどおり河川，湖沼，海域を問わず全ての公共用水域に適用することが適当と考えられる。なお，地下水の水質の汚濁の状況を評価する際には，当面，環境基準値を評価基準として用いることが適当である。」とある	3122A-2 平成5年答申2(3)
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	基準値を10mg/l以下とする	・Walton他(1951)による硝酸性窒素濃度と乳児におけるメトヘモグロビン血症発生の関連に関する調査結果に基づく	3122A-8 別添1 毒性評価(硝酸)

(2)

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	基準値を10mg/l以下とする	・水道水質基準(10mg/l以下)を勘案	3122A-7 データシート(硝酸)
ほ う 素	基準値を1mg/l以下とする	<ul style="list-style-type: none"> <li>・Price(1996)によるラットの生殖毒性試験をもとに現行の指針値(0.2mg/l以下)の根拠であるTDI(1日耐容摂取量)0.088mg/kg/dayを0.096mg/kg/dayに変更</li> <li>・厚生省が平成6~9年度に行ったマーケットバスケット調査(日常摂取する各種の食品(約90種類)を市場(マーケット)より購入し、各々の平均摂取量を試料として、食品経由の各汚染物質のヒトへの暴露量を明らかにする調査)の結果を踏まえて飲料水経由でのほう素の暴露寄与率を40%とした</li> </ul>	3122A-8 別添1 毒性評価(ほう素) 3122A-6 データシート(ほう素) 3122A-3 基準値について
	海域には適用しない	<ul style="list-style-type: none"> <li>・平成5年の中央公害対策審議会答申で「公共用水域等において明らかに自然的原因により基準値を超えて検出されたと判断される場合は、評価及び対策に当たってこのことを十分考慮する必要がある」とある</li> <li>・海水中のほう素濃度は4.5mg/kgであること</li> <li>・海水影響のある河川での基準値超過があること</li> </ul>	3122A-2 平成5年答申3(4) 3122A-6 データシート(ほう素) 3122A-5 海水の影響
その他審議会が参考とした資料			3122A-1 国内外の動向

表 4-17 土壌の汚染に係る環境基準制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データ

(1)

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
硝酸性窒素及び 亜硝酸性窒素	土壌環境基準を設定 しない	<p>・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素については、従来の有害物質と異なり、</p> <p>①硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素は 土壌に蓄積されず、降雨等によって速やかに下層に移行し土壌から溶脱する性質を有しており、これが地下水汚染の原因となっていること</p> <p>②土壌中の硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素は、他の形態の窒素成分に変化し、またその量は土壌条件（物理化学性、微生物性）や気象条件等によって異なること</p> <p>③さらに、農用地については、農作物によって土壌中から吸収される硝酸性窒素の量が作物種や品種によって大きく異なること</p> <p>等から、対策を進める目標として一律の土壌環境基準を設定することは技術的に困難である</p>	3122B-5 論点 整理（硝酸）
ほ う 素	土壌環境基準に追加 する	<p>①環境庁における実態調査ではこれまでに人為的な汚染原因が明らかな地下水汚染事例は報告されていないものの、主として人為的な原因であると考えられる一部の事業場内（事業用地）における土壌については、他の地域と比べて含有量及び溶出濃度とも濃度レベルが高い状況にあり、溶出濃度で水質環境基準を超過している事例が見られること等、土壌汚染に起因する水質汚濁が懸念されること</p> <p>②農用地基準については、ほう素を含む産業廃棄物の堆積場の横の水田で水稻のほう素過剰症が生じたとの事例もあるが、このような事例は点的な事故に属するものであること、肥料等が意図的に投入されるような場合でほう素過剰となった事例はほとんどないことから、溶出基準としての土壌環境基準に追加</p>	3122B-4 論点 整理（ほう素） 1 (3)

(2)

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
ほ う 素		<p>することとし、農用地基準については現時点においては設定を行わない</p>	
	<p>検液1リットルにつき1mg以下であること</p>	<p>・土壤環境機能のうち、水質浄化・地下水かん養機能を保全する観点から、水質環境基準のうち人の健康の保護に関する環境基準の対象となっている項目について、土壤(重量:g)の10倍量(容量:ml)の水でこれらの項目に係る物質を溶出させ、その溶液中の濃度が、各々該当する水質環境基準の値以下であることを環境上の条件としている(「溶出基準」という)</p>	<p>3122B-4 論点整理(ほう素) 1 (3)</p>
	<p>汚染土壤が地下水面から離れており、かつ、原状において当該地下水中のこの物質の濃度が地下水1リットルにつき1mgを超えていない場合には、検液1リットルにつき3mg以下であること</p>	<p>・カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀及びセレンに係る溶出基準値については、汚染土壤が地下水面から離れており、かつ、原状において当該地下水中のこれらの物質の濃度が水質環境基準の値を超えていない場合には3倍値基準が適用されており、ほう素についても、これら重金属等と同様に、土壤への吸着を考慮して3倍値基準を適用する</p>	<p>3122B-4 論点整理(ほう素) 2 (4)</p>
	<p>海域に隣接している土壤については一律に適用外とはしない</p>	<p>・海域に隣接して海水の影響を受けていると考えられる土壤については、もっぱら自然的原因によるものとして一律に土壤環境基準の適用外とすることは、適用外とする土壤の範囲の特定を含めて非常に困難であり、汚染原因や周辺地下水への影響等を個別の事例ごとに総合的に評価し、自然的な原因を十分考慮して土壤環境基準の適用の是非等を判断する</p>	<p>3122B-4 論点整理(ほう素) 2 (1)</p>
<p>その他審議会が参考とした資料</p>			<p>3122B-1 外国の基準 3122B-3 文献調査(硝酸) 3122B-2 文献調査(ほう素)</p>



表 4-18 水質汚濁防止法に基づく排出水の排出，地下浸透水の浸透等の  
規制制定の科学的根拠に用いられた考え方と基礎的データ

(1)

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
<p>硝 酸 性 窒 素 及 び 亜 硝 酸 性 窒 素</p>	<p>対象物質は硝酸性窒素，亜硝酸性窒素及びアンモニア性窒素とする</p>	<p>・硝酸・亜硝酸性窒素に係る水質環境基準の維持・達成を図るための対策の検討に当たっては，硝酸・亜硝酸性窒素のほか，排出された環境中で生物化学的作用を経て硝酸・亜硝酸性窒素を生成する物質を視野に入れる必要がある。</p> <p>水環境中のアンモニア性窒素は，微生物による硝化作用を受けて徐々に硝酸・亜硝酸性窒素に変化するが，一方で硝酸・亜硝酸性窒素は，脱窒によって次第に窒素ガスとして水中から消失する。また，アンモニア性窒素及び硝酸・亜硝酸性窒素の一部は植物プランクトンなどに取り込まれて同化されるが，アンモニア性窒素の同化の程度は，硝酸・亜硝酸性窒素のそれを上回るとされる。</p> <p>公共用水域での硝化速度は水温や溶存酸素量，微生物の存在状況等の条件によって左右されるが，文献等によれば2～13%/日である。</p> <p>また，脱窒速度も様々な条件によって左右されるが3～4%/日程度と考えられる。さらに，同化速度は，植物プランクトンの生息密度や活動度によって異なるが，硝化速度と同程度かもしくはそれを上回る場合もある。環境中に排出されたアンモニア性窒素は，硝化，脱窒及び同化の一連の作用を受けつつ，一定の期間を経て硝酸化窒素としてのピークを迎え，その後徐々に低下して硝酸・亜硝酸性窒素と同様に消失する。</p> <p>また，硝酸・亜硝酸性窒素の地下水汚染は，土壤環境中に排出されたアンモニア性窒素等が硝酸・亜硝酸性窒素に変化して地下水に移行した場合に起こりうる。土壤環境中のアンモニア性窒素については，植物及び微生物に吸収されるもののほかは，好氣的条件下で硝酸・亜硝酸性窒素に変化する。</p>	<p>31220-4 論点整理（硝酸） 3</p>

(2)

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
硝 酸 性 窒 素 及 び 亜 硝 酸 性 窒 素	対象物質は硝酸性窒素、亜硝酸性窒素及びアンモニア性窒素とする	<p>有機態窒素については、無機化してアンモニア性窒素に変化し、さらに硝化作用を経て硝酸・亜硝酸性窒素に変化する場合があるが、有機態窒素としては多種多様な形態が存在し、長期間無機化しない場合もある。また、これまでの汚染実態調査において、その直接的な原因が有機態窒素のみの排出に起因する汚染は明らかとなっていない。</p> <p>以上を総合的に踏まえれば、硝酸・亜硝酸性窒素に加え、アンモニア性窒素を対策の対象とする必要がある。</p>	3122C-4 論点整理 (硝酸) 3
	アンモニア性窒素から硝酸性窒素への換算係数を0.4とする	・アンモニア性窒素の環境中での形態変化や消長を考慮して設定	
	排水の基準は100mg/lとする	・水質環境基準 (10mg/l) の10倍とした	
	その他審議会が参考とした資料		3122C-1 内外の基準 3122C-2 欧米の取組 3122C-3 E U 三国の対策の現状 3122C-5 地下浸透規制
ほ う 素	海域にも適用する	・ほう素の海域への排出については、平成11年2月の中央環境審議会答申において、「環境基準を海域には適用しないことが適当であるが、これは人為的負荷を許容したという意味ではないことに留意する必要」、すなわち「海域での濃度が大幅に増加することが環境保全場望ましいとは言えないことから、自然状態の濃度を大幅に上回らないような対応を検討する必要がある」とされている。	3122C-8 論点整理 (ほう素) 13

物 質	基 準	根 拠 ( 答 申 )	資 料
ほ う 素	海域にも適用する	<p>すなわち、水質環境基準が海域への適用を除外されることをもって、海域に人為的負荷がさらに増加することを許容することは適当ではないとの結論であった。</p> <p>以上を踏まえ、海域へのほう素の排出について、自然状態での濃度を大幅に上回らないような対応の検討が必要である。</p>	3122C-8 論点整理（ほう素）I 3
	陸水域についての排水基準は 10mg/l とする	<p>・水質環境基準（1mg/l）の10倍とした</p>	
	海域についての排水基準は 230mg/l とする	<p>・海域へのほう素の排出源として、まず石炭火力発電所があげられ、その排水濃度は2～330mg/l程度となっている。その他の排出源として電気めっき業や釉薬瓦・釉薬製造業に係る工場等があり、これらの排水濃度は最大140～200mg/l程度となっている。</p> <p>以上のとおり、関係する業種の排水濃度実態や、最大限対応可能な排出抑制対策技術・適用可能な排水処理技術、ほう素の耐容一日摂取量、全国一律の排水基準を設定することによる水質保全効果を総合的に考慮すれば、海域に適用するほう素の排水基準を230mg/l以下とすることが適当である。</p>	
	その他審議会が参考とした資料		<p>3122C-6 水産用水基準</p> <p>3122C-7 条例制定状況</p> <p>3122C-9 ハンドブック</p> <p>3122C-10 WHO指針</p>

#### 4.2.3 環境汚染，生物及び人の健康影響の発生状況に関する事例調査

##### (1) 調査概要

硝酸態窒素（硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素）及びほう素について，環境汚染，生物及び人の健康影響の発生事例に関する資料を収集し，以下の事項についてとりまとめた。

環境汚染の発生事例

生物影響の調査と影響評価事例

人の健康に係わる調査と影響評価事例

収集した資料は，次のとおりである。

##### 〔環境汚染の発生事例に関する資料〕

###### 硝酸態窒素関係

高屋敷将也 他，硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染とその要因，第44回全国水道研究発表会講演集，747-749 (1993)

上山博明 他，北海道における深層地下水中の硝酸，地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集，Vol.4，241-244 (1995)

吉羽雅昭 他，都市近郊農業地帯の地下水の硝酸汚染について 神奈川県伊勢原市の事例，農業生態系における環境汚染物質の動態に関する安定同位体研究 平成4年度

No.04403022，181-198 (1995)

環境庁，硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素による汚染の現状，要監視項目調査結果 (1994～1997)

熊澤喜久雄 地下水の硝酸態窒素汚染の現況，日本土壌肥料学雑誌，Vol.70，No.2，207-213 (1999)

小瀬洋喜，面汚染と地下水汚染，環境管理，Vol.35，No.9，873-878 (1999)

###### ほう素関係

橋本秀樹 他，輸入ウニ加工品からのホウ酸検出事例，東京都立衛生研究所研究年報，No.48，126-128 (1997)

環境庁，要監視項目としての調査結果 (1994～1998)

環境庁，ほう素，フッ素及びモリブデンの検出状況における海水の影響について，第18回中央環境審議会水質部会配付資料（1999）

環境庁，ふっ素，ほう素地下水汚染事例，第7回土壌農薬部会土壌専門委員会配付資料（2000）

〔生物影響の調査と影響評価事例に関する資料〕

硝酸態窒素関係

小島俊爾 他，キウリと水稻の発育およびインド - ル酢酸含量におよぼすアンモニア態窒素と硝酸態窒素の影響，日本土壌肥料学雑誌，Vol.56，No.5，384-388（1985）

中路達郎 他，アカマツ苗の生育に対するオゾンと土壌窒素の単独および複合影響，大気環境学会年会講演要旨集，Vol.39，235（1998）

ほう素関係

R.Kluge et al., Plant Critical Levels for the Evaluation of Boron Toxicity in Spring Barley (*Hordeum vulgare* L.) [春オオムギのほう素被害評価のための植物体内ほう素臨界レベル], *Plant and Soil*, No.83, 381-388 (1985)

沖野英男 他，ほう素過剰によるモモの開花障害，愛知県農業総合試験場研究報告，No.18，244-246（1986）

F.J.Lang et al., Boron Deposition on Soil and Native Vegetation from Geothermal Emissions [地熱源より放出するほう素の土壌および地域植物への沈着], *J. Environ. Qual.*, Vol.15, No.3, 260-265 (1986)

許 博文 他，ホウ素がアマハステビア (*Stevia rebaudiana* Bertoni) の生育，収量並びに甘味成分含有量に及ぼす影響，東京農業大学農学集報，Vol.31，No.4，265-272（1987）

R.L.Powell et al., Ecological Risk Assessment of a Wetland Exposed to Boron [ほう素に暴露した湿地の生態リスク評価], *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol.16, No.11, 2409-2414 (1997)

織田久男，水質中のホウ素濃度と作物に対する影響，第7回土壌農薬部会

土壌専門委員会配付資料 (2000)

〔人の健康に係わる調査と影響評価事例に関する資料〕

硝酸態窒素関係

国包章一 ,硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の健康影響 ,水環境学会誌 ,Vol.19 ,  
No.12 , 965-968 (1996)

中央環境審議会 , 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素 , 水質汚濁に係る人の健康  
の保護に関する環境基準の項目の追加等について(第1次答申)別添1 検  
出率が高い7項目に関する毒性評価の詳細 , 1-4 (1999)

1 ) G.Walton, Survey of Literature Relating to Infant  
Methemoglobinemia Due to Nitrate-Contaminated Water, Am. J.  
Public Health, 41, 986-996 (1951)

2 )E.R.Kinkead et al., Reproductive Toxicity Screen of Liquid Propellant  
XM46 Administered in the Drinking Water of Sprague-Dawley Rats,  
NTIS, AL/OE-TR-1994-0101, WRAIR-TR-1994-0008 (1994)

3 ) E.R.Kinkead et al., Reproductive Toxicity screen of Ammonium  
Dinitramide Administered in the Drinking Water of  
Sprague-Dawley Rats, NTIS, AL/OE-TR-1994-0162,  
WRAIR-TR-94-0015 (1994)

4 ) J.R.Bucher et al., No Evidence of Toxicity or Carcinogenicity of  
Pentaerythritol Tetranitrate Given in the Diet to F344 Rats and  
B6C3F1 Mice for up to Two Years, J. Appl. Toxicol., 10, 353-357  
(1990)

中央環境審議会 , 亜硝酸性窒素 , 水質汚濁に係る人の健康の保護に関する  
環境基準の項目の追加等について (第1次答申)別添1 検出率が高い7  
項目に関する毒性評価の詳細 , 5-7 (1999)

1 ) H.I.Shuval et al., Epidemiological and Toxicological Aspects of  
Nitrates and Nitrites in the Environment, Am. J. Public Health, 62,  
1045-1052 (1972)

2 ) D.K.Gulati et al., Final Report on the Reproductive Toxicity of  
Sodium Nitrite in CD-1 Swiss Mice, NTP90-266, PB91132027 (1990)

3) C.H.Hawkes et al., Chronic Low-Dose Exposure of Sodium Nitrite in VM-Strain Mice: Central Nervous System Changes, Hum. Exp. Toxicol., 11, 279-281 (1992)

4) H.P.Til et al., Evaluation of the Oral Toxicity of Potassium Nitrite in a 13-Week Drinking Water study in Rats, Food Chem. Toxic., 26, 851-859 (1988)

環境庁，硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素，第18回中央環境審議会水質部会配付参考資料1-3 検討対象項目に係るデータシート，24-26 (1999)

環境庁，硝酸性窒素等によるメトヘモグロビン血症報告例，第2回中央環境審議会水質部会排水規制等専門委員会配布資料4-3，3-4 (2000)

1) G.Walton, Survey of Literature Relating to Infant Methemoglobinemia Due to Nitrate-Contaminated Water, Am. J. Public Health, 41 (1951)

2) E.F.Winton et al., Nitrate in Drinking Water, J. Am. Water Works Assoc., 63 (1971)

3) WHO, Environmental Health Criteria 5-Nitrates, Nitrites, And N-Nitroso Compounds, Geneva, World Health Organization (1978)

#### ほう素関係

U. S. Environmental Protection Agency, OH, USA., Health Effects Assessment for Boron and Compounds [ほう素及びその化合物の健康影響評価], PB Rep., PB-88-178710, 1-40 (1987)

中央環境審議会，ほう素，水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について（第1次答申）別添1 検出率が高い12項目に関する毒性評価の詳細，11-15 (1999)

1) R. J. Weir et al., Toxicologic Studies on Borax and Boric Acid, Toxicol. Appl. Pharmacol., 23, 351-364 (1972)

2) M. P. Dieter, Toxicity and Carcinogenicity Studies of Boric Acid in Male and Female B6C3F1 Mice, Environ. Health Perspect., 102, 93-97 (1994)

- 3) C. D. Seaborn et al., Boron and Silicon: Effects of Growth, Plasma Lipids, Urinary Cyclic AMP and Bone and Brain Mineral Composition of Male Rats., Environ. Toxicol. Chem., 13, 941-947 (1994)
  - 4) J. J. Heindel et al., Developmental Toxicity of Boric Acid in Mice and Rats, Fundam. Appl. Toxicol., 18, 266-277 (1992)
  - 5) C. J. Price et al., Developmental Toxicity NOAEL and Postnatal Recovery in Rats Fed Boric Acid during Gestation, Fundam. Appl. Toxicol., 32, 179-193 (1996)
  - 6) C. J. Price et al., The Developmental Toxicity of Boric Acid in Rabbits, Fundam. Appl. Toxicol., 34, 176-187 (1996)
  - 7) P. A. Fail et al., Reproductive Toxicity of Boric Acid in Swiss (CD-1) Mice: Assessment Using the Continuous Breeding Protocol, Fundam. Appl. Toxicol., 17, 225-239 (1991)
  - 8) R. E. Chapin et al., The Reproductive Toxicity of Boric Acid, Environ. Health Perspect., 102, 87-91 (1994)
  - 9) W. W. Ku et al., Testicular Toxicity of Boric Acid(BA): Relationship of Dose to Lesion Development and Recovery in the F344 Rat, Reproductive Toxicol., 7, 305-319 (1993)
- 環境庁，ほう素，第18回中央環境審議会水質部会配付参考資料1-3 検討対象項目に係るデ - タシ - ト，10-12 (1999)

## (2) 環境汚染の発生事例

### (a) 硝酸態窒素関係

硝酸態窒素による環境汚染の発生事例に関する資料は、地下水に対するものがほとんどで河川に対するものは1件(環境庁1994~1997)のみであり、汚染の原因は電子部品工場、化学工場、養鶏場等からの排水とされている。

また、地下水については年々汚染が進む傾向にあることが指摘されており(高屋敷他1993, 上山他1995), 汚染原因については、化学肥料および家畜排泄物によるとされており(高屋敷他1993, 吉羽他1995, 小瀬1999), 特に茶園地帯における汚染度が高いという報告(熊澤1999)がある。

以上の各資料の要旨を表4-19に示した。



表 4-19 硝酸態窒素による環境汚染の発生事例に関する資料の要旨

(1)

標 題	硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染とその要因
著 者	高屋敷将也，国包章一，眞柄泰基（国立公衆衛生院）
出 典	第 44 回全国水道研究発表会講演集，747-749（1993）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・硝酸・亜硝酸性窒素による全国的な地下水の汚染，特に深井戸の汚染が年々進む傾向にある。</li> <li>・地下水中の硝酸・亜硝酸性窒素濃度は，単位面積当たりの化学肥料および家畜排泄物による窒素発生負荷量，人口密度，降雨量を説明変数とする重回帰モデルによってある程度まで説明できる。</li> </ul>

(2)

標 題	北海道における深層地下水中の硝酸
著 者	上山博明，久津那浩三（上山試錐工業株式会社）
出 典	地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集，Vol.4，241-244（1995）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・企業で得られた深層地下水に関するデータについて北海道における最近の 5 年間（131 井）と 10 年前（114 井），20 年前（131 井）のそれぞれの 5 年間の硝酸の動向について調査を行った。</li> <li>硝酸の飲料水基準 10ppm を超す井戸は平成年代にわずか 1 点を見ただけで，全般的に低い水準にあるものと思われた。しかし基準値内にあっても年次が新しくなるにつれて，硝酸濃度のより高い井戸の出現比率が増加する傾向が見られた。これらの濃度の高い井戸は全てストレ - ナ - の平均深度が 100m 以内のものであった。</li> </ul>

(3)

標 題	都市近郊農業地帯の地下水の硝酸汚染について 神奈川県伊勢原市の事例
著 者	吉羽雅昭，麻生昇平，武長宏
出 典	農業生態系における環境汚染物質の動態に関する安定同位体研究 平成 4 年度 No.04403022，181-198（1995）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・都市近郊農業地帯の伊勢原市の地下水の水質汚染の実態を硝酸を中心に調査解析を試みた。その結果，地下水の硝酸態窒素濃度は畑地帯の多くの地点で飲料水基準の 10mg/l を上回った。また住宅地や農村集落などでは，住宅地で飲料水基準を上回る地点が存在するが，農村集落では基準値より低く推移した。</li> <li>・住宅地の場合は家庭雑排水を含む複合的な汚染であり，畑地帯の場合は肥料や有機物などからの窒素化合物による負荷が主要因となっている可能性が示唆された。</li> </ul>

(4)

標 題	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素による汚染の現状
著 者	環境庁
出 典	要監視項目調査結果, (1994 ~ 1997)
内 容	<p>・公共用水域の調査検体数 9,338 のうち指針値 (10mg/l) を超えたものは, 8 件 (7 地点) 超過原因のうち, 人為的発生源 (電子部品工場, イットリウム製造工場, 養鶏場, 化学工場, 畜産事業場からの排水) に由来するものは, 5 件 (5 地点), その他の 3 件は, 複合汚染 (2 件・1 地点), 茶畑 (1 件) である。</p> <p>・地下水については 42 都道府県で延べ 8,202 本の井戸を調査, そのうち指針値 (10mg/l) を超過した井戸は延べ 412 本 (超過率 5.0%), 20mg/l を超過した地区は 56 区あり, 汚染の主な推定原因は施肥, 畜産ふん尿, 生活排水等である。</p>

(5)

標 題	地下水の硝酸態窒素汚染の現況
著 者	熊澤喜久雄 (東京農業大学農学部)
出 典	日本土壌肥科学雑誌, Vol.70, No.2, 207-213 (1999)
内 容	<p>・わが国における地下水の硝酸態窒素汚染の状況については次のように考えることができる。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>) 全国的に地下水の硝酸態窒素汚染は, 欧米並みに進行している。</li> <li>) 面積あたりの施肥量の増大とともに, 地下水の硝酸態窒素濃度が上昇してきた。</li> <li>) 茶園地帯においては, 特に硝酸態窒素汚染度が高まっている。</li> <li>) 果樹園, 野菜畑において, 硝酸態窒素汚染地が広く分布している。</li> <li>) 畜産経営は, 近傍の地下水の硝酸態窒素の大きな点汚染源となっている場合が多い。</li> <li>) 一般畑地帯でも硝酸態窒素汚染が進行しつつある。</li> <li>) 水田地帯においては, 一般的に硝酸態窒素汚染は認められないか, 軽微である。</li> </ul>

(6)

標 題	面汚染と地下水汚染
著 者	小瀬洋喜 (大垣女子短期大学学長)
出 典	環境管理, Vol.35, No.9, 873-878 (1999)
内 容	<p>・岐阜県各務原台地<sup>かかみがはら</sup>では窒素肥料が過剰に施肥された農地という広大な面汚染により, 窒素成分が浸透し約 50m 地下の岩盤上に存在する帯水層に達し, その帯水層の流れによって地下水の面汚染となった。</p>

(b) ほう素関係

ほう素による環境汚染の発生事例に関する資料は地下水，河川，湖沼に対するもののほか，輸入ウニ加工品からほう素が検出された事例が1件（橋本他1997）みられたが，その汚染原因は明らかにされていない。

また，地下水と公共用水域の汚染事例（環境庁 1994～1998，1999，2000）では海水影響によるものが多くみられ，海水影響のない場合では人為的な汚染原因は明らかでなく，もっぱら自然由来と考えられている。

以上の各資料の要旨を表 4-20 に示した。

表 4-20 ほう素による環境汚染の発生事例に関する資料の要旨

(1)

標 題	輸入ウニ加工品からのホウ酸検出事例
著 者	橋本秀樹，笹本剛生，堀井昭三，高橋巖，井草京子，宮崎泰之（東京都立衛生研究所生活科学部乳肉衛生研究科），宮川弘之（東京都立衛生研究所生活科学部食品研究科）
出 典	東京都立衛生研究所研究年報，No.48，126-128（1997）
内 容	・輸入原料用ウニ加工品及びその製品（計 34 試料）から 0.13～13g/kg のホウ酸が検出された。生ウニや蒸しウニからは検出されなかった。

(2)

標 題	要監視項目としての調査結果（1994～1998）
著 者	環境庁
内 容	・公共用水域の調査地点数 2,279 のうち，ほう素の指針値（1.0mg/l）を超えたものは 125 地点（超過率 5.5%）である。 ・地下水の調査地点数 1,276 のうち，指針値を超過したものは 4 地点（超過率 0.3%）である。

(3)

標 題	ほう素，フッ素及びモリブデンの検出状況における海水の影響について
著 者	環境庁
出 典	第18回中央環境審議会水質部会配付資料（1999）
内 容	・ほう素は天然海水中に環境基準値を超える濃度で含まれており，河川においても河口部では高濃度となり，海水影響なしの地点の環境基準超過率が0.7%に対し，海水影響ありの地点の超過率は27.0%となっている。

(4)

標 題	ふっ素，ほう素地下水汚染事例
著 者	環境庁
出 典	第7回土壌農薬部会土壌専門委員会配付資料（2000）
内 容	・地下水のほう素について，平成6年度から平成10年度まで延べ1,276地点について調査した結果，環境基準を超過したのは4地点であり，いずれの事例についても人為的な汚染原因が明らかでなく，もっぱら自然由来と考えられている。

(3) 生物影響の調査と影響評価事例

(a) 硝酸態窒素関係

硝酸態窒素による生物影響等に関する資料は、キウリおよび水稲に対するもの（小島他 1985）とアカマツに対するもの（中路他 1998）の 2 件がある。

キウリと水稲については、アンモニア態窒素との比較がなされており、硝酸態窒素のほうがキウリと水稲の発育を促進させる効果があることが示されている。

また、アカマツについては、土壌への窒素負荷量の増加によって苗の成長が低下したことが報告されている。

以上の各資料の要旨を表 4-21 に示した。

表 4-21 硝酸態窒素による生物影響の調査と影響評価事例に関する資料の要旨

(1)

標 題	キウリと水稲の発育およびインド - ル酢酸含量におよぼすアンモニア態窒素と硝酸態窒素の影響
著 者	小島俊爾，園池耕一郎（東京農工大学農学部）
出 典	日本土壌肥料学雑誌，Vol.56，No.5，384-388（1985）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・培養液中の窒素源として、<math>\text{NH}_4\text{-N}</math>（アンモニア態窒素）と<math>\text{NO}_3\text{-N}</math>（硝酸態窒素）の占める割合を変えてキウリを生育させたところ、<math>\text{NO}_3\text{-N}</math>の比率が上昇すると雌性花の着生がわずかに低節位に移行し、また明らかに側枝の発生と伸長が促進された。</li> <li>・水稲の分けつは、<math>\text{NH}_4\text{-N}</math>に対して<math>\text{NO}_3\text{-N}</math>の施用により促進された。</li> </ul>

(2)

標 題	アカマツ苗の生育に対するオゾンと土壌窒素の単独および複合影響
著 者	中路達郎（東京農工大学大学院農学研究科），伊豆田猛（東京農工大学農学部）
出 典	大気環境学会年会講演要旨集，Vol.39，235（1998）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・オゾンと土壌への窒素負荷量の増加によってアカマツ苗の乾物成長は低下し、その一因として、Rubisco の含量の低下による純光合成速度の低下が考えられた。また、オゾンと土壌への窒素負荷の複合処理を行ったアカマツ苗の乾物成長は著しく低下したが、これはオゾンと土壌への窒素負荷量の増加が 乾物生産に対して相加的に作用した結果であると考えられた。</li> </ul>

(b) ほう素関係

ほう素による生物影響等に関する資料は、作物に関するものの他、樹木および湿地に対するものがある。

作物については春オオムギの被害症状発現に対する臨界値と収量低下に対する臨界値を求めたもの ( Kluge 他 1985 ), モモの開花障害の発生臨界値を求めたもの ( 沖野他 1986 ), アマハステビア ( 甘味資源植物 ) への最適施用濃度を求めたもの ( 許 他 1987 ), 各種作物について灌漑水中の安全なほう素濃度を求めたもの ( 織田 2000 ) がある。

また、樹木については、地熱発電用水蒸気より放出される冷却水中のほう素が周辺土壌や樹木に沈着する量とその影響を調査したもの ( Lang 他 1986 ) がある。

さらに、ほう素に暴露した湿地の生態リスク評価を行っているもの ( Powell 他 1997 ) がある。

以上の各資料の要旨を表 4-22 に示した。

表 4-22 ほう素による生物影響の調査と影響評価事例に関する資料の要旨

( 1 )

標 題	Plant Critical Levels for the Evaluation of Boron Toxicity in Spring Barley (Hordeum vulgare L.) [春オオムギのほう素被害評価のための植物体内ほう素臨界レベル]
著 者	R.Kluge , W.Podlesak ( Institut fur Pflanzenernahrung Jena der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. )
出 典	Plant and Soil, No.83, 381-388 (1985)
内 容	・春オオムギのほう素被害に関し、被害症状発現に対する臨界値( )および収量低下に対する臨界値( )を調査。茎および葉中のほう素含量と葉に現れる被害の程度の間 に有意な相関がみられ、それにより、 は、葉の個体発生段階にあまり関係なく、60 ~80mg/kg DMと推定。 については、茎中のほう素含量が 120~130 mg/kg DMを超え ると収量が有意に低下した。

(2)

標 題	ほう素過剰によるモモの開花障害
著 者	沖野英男，豊田一郎（愛知県農業総合試験場環境保全部）
出 典	愛知県農業総合試験場研究報告，No.18，244-246（1986）
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 土壤にほう素を過剰に施用すると倉方，白鳳種の両品種ともに開花障害が発生し，その症状は冬芽のまま生育が止まったり，落蕾が著しかった。しかし0.1%ほう酸水溶液の散布では障害は発生しなかった。</li> <li>・ モモの不完全花（落蕾又は冬芽）率は土壤のほう素濃度0.90，1.15ppmでは影響はなかったが，1.65，2.65ppmでその率が高まり，3.65ppm以上では90%以上になることが認められた。倉方種の不完全花率は白鳳種に比べて高い傾向が認められた。</li> <li>・ 樹体のほう素含量は土壤施用濃度が高まるに従って各部位とも高まり，花，蕾&gt;1年枝&gt;幹の順に集積することが認められた。散布処理では各部位ともほとんど影響されなかった。</li> <li>・ 以上から，土壤にほう素を過剰に施用すると樹体，特に花器のほう素含量が高まり，その値が90ppm以上になると開花障害が発生するものと考察した。</li> </ul>

(3)

標 題	Boron Deposition on Soil and Native Vegetation from Geothermal Emissions [地熱源より放出するほう素の土壤および地域植物への沈着]
著 者	F.J.Lang(Jones & Stokes Assoc.,CA),F.t.Bingham(Univ.California),F.F.Hendrix(Univ.Geogia),N.I.Crane(Pacific Gas and Electric CO.)
出 典	J. Environ. Qual., Vol.15, No.3, 260-265 (1986)
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ サンフランシスコ北方の Geysler 地方所在の地熱発電用水蒸気により冷却水中に移るほう素が周辺土壤や樹木に沈着する様相を調査するため1982年試料採取し分析検討。稼働歴11年と2.5年の旧新2設備について比較。土壤へのほう素沈着はそれぞれ129.6と4.2kg/ha/yrと計算。土壤中のほう素の制限超過の有害域は，特に旧設備では風向，地熱および植物種類により周辺的に不均一。同一条件下では落葉樹は常緑樹よりほう素含有量が大きいが，ほう素による樹木損害率は同程度。</li> </ul>

(4)

標 題	ホウ素がアマハステビア ( <i>Stevia rebaudiana</i> Bertoni) の生育, 収量並びに甘味成分含有量に及ぼす影響
著 者	許 博文( 国立屏東農業専科学校 ), 玉井富士雄, 元田義春( 東京農業大学作物学研究室 )
出 典	東京農業大学農学集報, Vol.31, No.4, 265-272 (1987)
内 容	・ほう素の施用量を 0, 5, 10ppm の 3 水準としてアマハステビアを水耕栽培し, 生育, 収量及び風乾葉中の甘味成分率を調査した結果, 10ppm 区では生育が最も劣って収量も低下し, 過剰障害が観察された。また, ほう素欠乏は生育抑制がみられ, 葉部収量, 甘味分量等が減少した。一方, 風乾葉中の甘味成分含有率は, ほう素の増加と共に高くなった。従って, ほう素の至適濃度を約 5 ppm と推定した。

(5)

標 題	Ecological Risk Assessment of a Wetland Exposed to Boron [ほう素に暴露した湿地の生態リスク評価]
著 者	R.L.Powell, R.A.Kimerle, G.T.Coyle( Monsanto Co., Missouri, USA ), G.R.Best( Univ. Florida, Florida, USA )
出 典	Environ. Toxicol. Chem., Vol.16, No.11, 2409-2414 (1997)
内 容	・米国南東部の湿地帯で調査を実施した。概念のモデルでは植物で一次的な取り込みが起こればと考えられるため, ここに着目して表面水と堆積物, 植物を採取して分析した。いずれのほう素濃度も周辺対照区よりも高かった。植物体の黄変や壊死も見られたが, 組織内濃度との相関性は見られなかった。ほう素の運命モデルによると湿地帯における高濃度安定状態は長く続いており, 増加する様子も見られないため, 植生に対する悪影響はほう素によるものではなく, 周辺地域へのリスクはないと結論した。

(6)

標 題	水質中のホウ素濃度と作物に対する影響		
著 者	織田久男 ( 農業環境技術研究所微量要素動態研究室長 )		
出 典	第 7 回土壌農薬部会土壌専門委員会配付資料 (2000)		
内 容	・灌漑水中の安全なほう素濃度		
	安全なほう素濃度 ( mg / l )	ほう素毒性に対する感受性	作 物 名
	0 . 3	高感受性	アボカド, リンゴ, マメ
	1 ~ 2	中程度	エン麦, トウモロコシ, ジャガイモ
	2 ~ 4	抵抗性	ニンジン, アウファルファ, サトウダイコン



(4) 人の健康に係わる調査と影響評価事例

(a) 硝酸態窒素関係

硝酸態窒素による人の健康影響等に関する資料は中央環境審議会関係の資料がほとんどであり、その原データはすべて海外のものである。この点は審議会でも問題となり、日本の研究体制を早急に構築する必要があると指摘されている（第18回水質部会1999）。

硝酸態窒素による人の健康影響については幼児のメトヘモグロビン血症に関するものが多く、死亡例も報告されており（中央環境審議会1999、環境庁2000）、水質環境基準は幼児に対するメトヘモグロビン血症の防止の観点から許容濃度を定めている。

また、動物実験では発ガン性があることが明らかになっているが、ヒトに対しては可能性が示唆されているにすぎない（国包1996）。

以上の各資料の要旨を表4-23に示した。

表 4-23 硝酸態窒素による人の健康に係わる調査と影響評価事例に関する資料の要旨

(1)

標 題	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の健康影響
著 者	国包章一（国立公衆衛生院）
出 典	水環境学会誌，Vol.19，No.12，965-968（1996）
内 容	<p>[メトヘモグロビン血症]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ヒトの体内における亜硝酸塩の主な生物学的影響は，正常なヘモグロビンを酸素輸送能力のないメトヘモグロビンに酸化することである。メトヘモグロビン血症と呼ばれるこのような状態は，チアノ - ゼソしてさらに高濃度では窒息を惹き起こす。</li> <li>・少量の硝酸塩摂取によるメトヘモグロビン血症の症例は幼児に限られるようである。幼児のメトヘモグロビン血症の臨床例あるいは症状を伴わないメトヘモグロビン量の増加例と，飲料水中の硝酸塩濃度との関連の可能性についての研究では，大半の症例において硝酸塩濃度が 50mgN/l 以上であり，しかも患者はほとんど例外なく 3 ヶ月未満の乳児であるという重要な関係が通常認められている。</li> </ul> <p>[発ガン性]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・亜硝酸塩はヒトの胃の中でニトロソ化され得る化合物と反応して N - ニトロソ化合物を生成する。N - ニトロソ化合物の大半は，動物を用いた実験ではすべて発ガン性があることが明らかとなっているので，それらはヒトに対してもおそらく発ガン性があるであろうが，多くの疫学的調査研究によるデ - タからは単にその可能性が示唆されるにすぎない。</li> <li>・胃ガンと硝酸性窒素濃度 45mgNO<sub>3</sub>/l 以下の飲料水の摂取とを，確信をもって関連づける証拠は見当たらない。</li> <li>・カナダでの硝酸塩および亜硝酸塩の食品経由暴露量を詳しく検討した症例研究では，内因性亜硝酸塩摂取量（その多くは加工肉による）と，胃ガン発生リスクの間に有意な関係が認められている。</li> </ul>

標 題		硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素						
著 者		中央環境審議会						
出 典		水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について（第1次答申）別添1 検出率が高い7項目に関する毒性評価の詳細，1-4（1999）						
内 容		・硝酸性窒素の毒性に関するデ - タ						
試験種	被験物質	投 与 期 間	動物種	投 与 経 路	投 与 量 (mgN/kg/day)	NOAEL 無有害量 (mgN/kg/day)	LOAEL 最低影響量 (mgN/kg/day)	文 献
文献調査 (疫学)	硝酸態 - N		ヒト (幼児)	飲 水		10ppmは幼児に 対し許容濃度		G.Walton (1951)
生殖毒性 (1)	硝酸ヒト・ロキ シルアンモニウム (61%)と 硝酸トリエタ ルアンモニウム (19%)と 水(20%) の混合物	28日間 (雄), 90日間	SDラット	飲 水 添 加	雄: 0, 2.3, 9.0, 18.4		雄: [2.3] 飲水量低下, 貧血	Kinkead 他(1994)
					雌: 0, 3.4, 14.4, 20.9		雌: [3.4] 飲水量低下, 貧血	
							胎児: [20.9] 影響なし	
生殖毒性 (2)	ジニトロアミ ドアンモニウム	28日間 (雄), 90日間	SDラット	飲 水 添 加	雄: 0, 3.84, 19.9, 33.0	[3.84]	[19.9] 飲水量低下, 血清Ca, Kの低 下	Kinkead 他(1994)
					雌: 0, 6.55, 23.3, 36.6	[6.55]	[23.3] 飲水量低下, 貧血, 血清Ca, K の低下, 妊娠率 産児数低下	
							胎児: [36.6] 影響なし	
癌原性	四硝酸ベン ゼン系リトル	2年間	F344ラット	混 餌	雄: 0, 42.5, 86.9 雌: 0, 14.2, 29.3		雄: [42.5], 雌: [14.2] 雌雄ともに外耳 道腺腫瘍	Bucher 他(1990)
			B6C3F1 マウス		雄: 0, 144, 288 雌: 0, 181, 343	雄: [288] 雌: [343]		

標 題		亜硝酸性窒素						
著 者		中央環境審議会						
出 典		水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について（第1次答申）別添1 検出率が高い7項目に関する毒性評価の詳細，5-7（1999）						
内 容		・亜硝酸性窒素の毒性に関するデ - タ						
試 験 種	被 験 物 質	投 与 期 間	動 物 種	投 与 経 路	投 与 量 (mgN/kg/day)	NOAEL 無有害量 (mgN/kg/day)	LOAEL 最低影響量 (mgN/kg/day)	文 献
慢性毒性 (1)	亜硝酸 ナトリウム	2年間	ラット	飲 水 添 加	0, 20.3, 203, 406, 609 mgN/kg/day (概算0, 2, 20, 40, 60 mgN/kg/day)		[20.3mgN/l (概算2mgN/kg/day)] 血中メトヘモグロビンの上昇, 気管支の拡張, リンパ球浸潤, 粘膜/筋肉の萎縮, 心臓の小病変/繊維化	Shuval 他 (1972)
慢性毒性 (2)	亜硝酸 ナトリウム	2年間	ラット (雄)	飲 水 添 加	0, 6.7, 67, 134, 201	6.7	[67]メトヘモグロビン濃度の増加, 心臓・肺の組織学的変化	Shuval 他 (1972)
亜急性毒 性	亜硝酸 ナトリウム	90日間	Wistar ラット	飲 水 添 加	0, 5.4, 16.2, 54, 162	5.4	[16.2] 副腎球状体の過形成	Til 他 (1988)
生殖毒性	亜硝酸 ナトリウム	98日間	CD-1 マウス	飲 水 添 加	0, 38.0, 79.1, 129.3	79.1	[129.3] 飲水量の低下	Gulati 他 (1990)
癌原性	亜硝酸 ナトリウム	生涯	VMマウス	飲 水 添 加	0, 0.04% (概算0, 100mgN/kg/day)	0.04% (概算100 mgN/kg/day)		Hawkes 他 (1992)

標 題	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素																																																
著 者	環境庁																																																
出 典	第18回中央環境審議会水質部会配付参考資料 1-3 検討対象項目に係るデ - タシ - ト, 24-26 (1999)																																																
内 容	<p>・急性毒性に関するデ - タ</p> <table> <tr> <td>(経口)硝酸</td> <td>ヒト</td> <td>LDLo<sup>*</sup> :</td> <td>430mg/kg</td> <td>1980</td> </tr> <tr> <td>硝酸ナトリウム</td> <td>ラット</td> <td>LD<sub>50</sub><sup>*</sup> :</td> <td>1,267mg/kg</td> <td>1981</td> </tr> <tr> <td></td> <td>ウサギ</td> <td>LD<sub>50</sub> :</td> <td>2,680mg/kg</td> <td>1974</td> </tr> <tr> <td>亜硝酸ナトリウム</td> <td>ヒト(男性)</td> <td>LDLo :</td> <td>321mg/kg</td> <td>1992</td> </tr> <tr> <td></td> <td>ヒト</td> <td>LDLo :</td> <td>71mg/kg</td> <td>1969</td> </tr> <tr> <td></td> <td>ラット</td> <td>LD<sub>50</sub> :</td> <td>180mg/kg</td> <td>1969</td> </tr> <tr> <td></td> <td>マウス</td> <td>LD<sub>50</sub> :</td> <td>175mg/kg</td> <td>1974</td> </tr> <tr> <td></td> <td>イヌ</td> <td>LDLo :</td> <td>330mg/kg</td> <td>1973</td> </tr> <tr> <td></td> <td>ウサギ</td> <td>LD<sub>50</sub> :</td> <td>186mg/kg</td> <td>1974</td> </tr> </table> <p>*LDLo : Lowest Published Lethal Dose 最小致死量</p> <p>*LD<sub>50</sub> : Lethal Dose 50% kill 半数致死量</p>				(経口)硝酸	ヒト	LDLo <sup>*</sup> :	430mg/kg	1980	硝酸ナトリウム	ラット	LD <sub>50</sub> <sup>*</sup> :	1,267mg/kg	1981		ウサギ	LD <sub>50</sub> :	2,680mg/kg	1974	亜硝酸ナトリウム	ヒト(男性)	LDLo :	321mg/kg	1992		ヒト	LDLo :	71mg/kg	1969		ラット	LD <sub>50</sub> :	180mg/kg	1969		マウス	LD <sub>50</sub> :	175mg/kg	1974		イヌ	LDLo :	330mg/kg	1973		ウサギ	LD <sub>50</sub> :	186mg/kg	1974
(経口)硝酸	ヒト	LDLo <sup>*</sup> :	430mg/kg	1980																																													
硝酸ナトリウム	ラット	LD <sub>50</sub> <sup>*</sup> :	1,267mg/kg	1981																																													
	ウサギ	LD <sub>50</sub> :	2,680mg/kg	1974																																													
亜硝酸ナトリウム	ヒト(男性)	LDLo :	321mg/kg	1992																																													
	ヒト	LDLo :	71mg/kg	1969																																													
	ラット	LD <sub>50</sub> :	180mg/kg	1969																																													
	マウス	LD <sub>50</sub> :	175mg/kg	1974																																													
	イヌ	LDLo :	330mg/kg	1973																																													
	ウサギ	LD <sub>50</sub> :	186mg/kg	1974																																													

標 題	硝酸性窒素等によるメトヘモグロビン血症報告例
著 者	環境庁
出 典	第 2 回中央環境審議会水質部会排水規制等専門委員会配布資料 4-3, 3-4 (2000)
内 容	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 1950 年の American Public Health Association の調査によれば, 全米 48 州及びアラスカ, ハワイへ送ったアンケートの回答から, 278 以上の発症例が回答 (1 州が未回答), そのうち, 死亡例が 39。 それらが飲用する井戸水中の硝酸性窒素濃度を測定した結果, 10ppm 以下で発症例が 0%, 11~20ppm で発症例が 2.3%。</li> <li>・ 飲料水中の硝酸性窒素に起因した幼児のメトヘモグロビン血症は, 1945 年に初めて報告。以来, 北米とヨ - ロッパで約 2,000 の事例が報告され, そのうち 7~8% が死亡。これは, 実際の発症の 10% に過ぎないと見積もられる。</li> <li>・ Sattelmacher (1962) は, 14 の国から飲料水中の硝酸性窒素によるメトヘモグロビン血症について 1,060 事例を収集。このうち, 硝酸性窒素濃度が得られている 467 例について, 硝酸性窒素濃度が 100mg/l 未満は 10.5% (49 例), 100mg/l を超えるものは 89.5% (418 例)。</li> <li>・ Simon 他 (1964) は, 1956~1964 年にわたり, 西ドイツの飲料水中硝酸性窒素によるメトヘモグロビン血症について 745 事例をアンケート調査。このうち, 硝酸性窒素濃度が得られている 249 例について, 硝酸性窒素濃度が 50 mg/l 未満のものは 4.4% (11 例), 50~100 mg/l が 11.8% (29 例), 100 mg/l を超えるものは 83.8% (209 例)。 また, この 249 例のうち, 2.7% が上水道に関係。</li> <li>・ 1972 年の Committee on Nitrate Accumulation (National Academy of Sciences, USA) によれば, 井戸水や食品に起因したメトヘモグロビン血症は, 米国で約 350 例, うち 41 例が死亡, ヨ - ロッパで約 1,000 例, うち 80 例が死亡したと報告。 また, Vigil 他 (1965) によれば, 米国で上水道に起因した幼児のメトヘモグロビン血症 1 例が報告。</li> <li>・ 飲料水中の硝酸性窒素による人の健康影響は, Comly (1945) により初めて報告。硝酸性窒素濃度 619mg/l 及び 388mg/l の飲料水により, 2 人の幼児がメトヘモグロビン血症発症。</li> <li>・ Walton (1951) による米国の状況の他, Ciavaglia &amp; Thompson (1969) により, 飲料水中の硝酸性窒素濃度が低いニュ - ヨ - クの都会とカナダ・オンタリオ州ではメトヘモグロビン血症が見られなかったことが報告。</li> <li>・ Knotek &amp; Schmidt (1964) によれば, 1953~1960 年にチェコスロバキア中心部に生まれた 5,800 人の子供のうち, 115 人のメトヘモグロビン血症を報告。そのうち, 8% が死亡, 52% が重症で, ほとんどの死亡が硝酸性窒素濃度 70~250mg/l の飲料水摂取に関係。</li> </ul>

(b) ほう素関係

ほう素による人の健康影響等に関する資料は硝酸態窒素と同様に中央環境審議会関係の資料がほとんどであり，その原データはすべて海外のものである。

ほう素による人の健康影響については，イヌおよびラットに対する毒性試験によって精巢の萎縮，胎児体重の増加抑制等の生殖障害が認められており(U.S. E.P.A 1987，中央環境審議会 1999)，水質環境基準はラットの生殖毒性試験をもとに定められている。

以上の各資料の要旨を表 4-24 に示した。

表 4-24 ほう素による人の健康に係わる調査と影響評価事例に関する資料の要旨

(1)

標 題	Health Effects Assessment for Boron and Compounds [ほう素及びその化合物の健康影響評価]
著 者	U. S. Environmental Protection Agency, OH, USA.
出 典	PB Rep., PB-88-178710, 1-40 (1987)
内 容	<p>・ほう素は食事によって通常 1.3～9-20mg/day の範囲で消費されている。人のほう素摂取量が高く見積もられているにもかかわらず，動物実験では，NOEL(無影響量)の比較的近くで精巢萎縮が生じることが示されている。これらの影響から保護するためには，体重 70kg の人で 1 日許容摂取量として 6.2mg/day が勧められる。この値は，ラットへの 2 年間の 350ppm (8.8 mg/kg/day) のほう素の投与による NOEL から導かれたものである。1,170ppm のほう素では，毒性とひどい精巢の退化が観察された。</p>

(2)

標 題		ほう素						
著 者		中央環境審議会						
出 典		水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について（第1次答申）別添1 検出率が高い12項目に関する毒性評価の詳細，11-15（1999）						
内 容		・ほう素の毒性に関するデ - タ						
試験種	被験物質	投与期間	動物種	投与経路	投与量 (mgB/kg/day)	NOAEL 無有害量 (mgB/kg/day)	LOAEL 最低影響量 (mgB/kg/day)	文 献
慢性毒性	ほう酸	2年間	ビーグル犬	混餌	0, 1.45, 2.93, 8.75, 29.3	8.75	[29.3] 精巣萎縮，精子低形成	Weir 他 (1972)
亜急性毒性 (1)	ほう酸	13週間	B6C3F1マウス	混餌	0, 23, 48, 96, 193, 385		[23] 脾臓の髄外造血	Dieter (1994)
亜急性毒性 (2)	ほう酸	9週間	SDラット	混餌	概算 0, 25,		[概算 25] 体重増加抑制，精巣重量減少等	Seaborn 他(1994)
癌原性	ほう酸	2年間	B6C3F1マウス	混餌	0, 48, 96		[48] 死亡率の増加	Dieter (1994)
生殖毒性 (1)	ほう酸	20日間	SDラット	混餌	0, 14, 29, 58	親動物 14	親動物[29] 肝，腎相対重量増加	Heindel 他(1992)
						胎児	胎児[14] 体重減少	
		17日間	CD-1マウス	混餌	0, 43, 79, 176	親動物	親動物[43] 腎尿細管拡張，再生性変化	
						胎児 43	胎児[79] 体重減少	
生殖毒性 (2)	ほう酸	20日間	SDラット	混餌	0, 3, 6, 10, 13, 25	親動物 13	親動物[25] 腎臓重量増加	Price 他(1996)
						胎児 10	胎児[13] 13本肋骨の短小，波状肋骨の増加，体重減少	
						新生児 (21day) 13	新生児[25] 13本肋骨の短小，	



試験種	被験物質	投与期間	動物種	投与経路	投与量 (mgB/kg/day)	NOAEL 無有害量 (mgB/kg/day)	LOAEL 最低影響量 (mgB/kg/day)	文献
生殖毒性 (3)	ほう酸	妊娠6~19日(14日間)	ニュージラント種ウサギ	強制経口	0, 11, 22, 44	親動物 22	親動物[44] 体重増加抑制, 摂餌量減少, 子宮重量減少, 黄体数減少	Price 他(1996)
						胎児 22	胎児 [44] 生存胎児数減少, 心室中隔欠損増加	
生殖毒性 (4)	ほう酸	27週間	CD-1マウス	混餌	雄: 0, 19, 105, 221, 雌: 0, 33, 148, 291	[19]	[105] 体重増加抑制, 生殖器重量減少, 精子濃度/運動能減少, 精細管変性, 腎臓/副腎重量減少	Fail 他(1991)
生殖毒性 (5)	ほう酸	21週間	CD-1マウス	混餌	0, 24, 120, 214		[24] 精子活動性の低下	Chapin 他(1994)
生殖毒性 (6)	ほう酸	9週間	F-344ラット	混餌	0, 26, 38, 52, 68		[26] 精子形成抑制	Ku 他(1993)

標 題	ほう素																																																										
著 者	環境庁																																																										
出 典	第18回中央環境審議会水質部会配付参考資料 1-3 検討対象項目に係るデ - タシ - ト, 10-12 (1999)																																																										
内 容	<p>・急性毒性に関するデ - タ (経口, LD<sub>50</sub><sup>*</sup>) ほう素</p> <table> <tr> <td>ラット</td> <td>:</td> <td>650mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>マウス</td> <td>:</td> <td>560mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>イヌ</td> <td>:</td> <td>310mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>ネコ</td> <td>:</td> <td>250mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>ウサギ</td> <td>:</td> <td>310mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>モルモット</td> <td>:</td> <td>310mg/kg</td> <td>1970</td> </tr> <tr> <td>ほう酸</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>ラット</td> <td>:</td> <td>2,660mg/kg</td> <td>1945</td> </tr> <tr> <td>マウス</td> <td>:</td> <td>3,450mg/kg</td> <td>1945</td> </tr> <tr> <td>ヒト(男性, LDLo<sup>*</sup>)</td> <td>:</td> <td>429mg/kg</td> <td>1993</td> </tr> <tr> <td>ほう砂</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>ラット</td> <td>:</td> <td>2,660mg/kg</td> <td>1991</td> </tr> <tr> <td>マウス</td> <td>:</td> <td>2 g/kg</td> <td>1964</td> </tr> <tr> <td>モルモット</td> <td>:</td> <td>5,330mg/kg</td> <td>1964</td> </tr> </table> <p>*LDLo : Lowest Published Lethal Dose 最小致死量 *LD<sub>50</sub> : Lethal Dose 50% kill 半数致死量</p>			ラット	:	650mg/kg	1970	マウス	:	560mg/kg	1970	イヌ	:	310mg/kg	1970	ネコ	:	250mg/kg	1970	ウサギ	:	310mg/kg	1970	モルモット	:	310mg/kg	1970	ほう酸				ラット	:	2,660mg/kg	1945	マウス	:	3,450mg/kg	1945	ヒト(男性, LDLo <sup>*</sup> )	:	429mg/kg	1993	ほう砂				ラット	:	2,660mg/kg	1991	マウス	:	2 g/kg	1964	モルモット	:	5,330mg/kg	1964
ラット	:	650mg/kg	1970																																																								
マウス	:	560mg/kg	1970																																																								
イヌ	:	310mg/kg	1970																																																								
ネコ	:	250mg/kg	1970																																																								
ウサギ	:	310mg/kg	1970																																																								
モルモット	:	310mg/kg	1970																																																								
ほう酸																																																											
ラット	:	2,660mg/kg	1945																																																								
マウス	:	3,450mg/kg	1945																																																								
ヒト(男性, LDLo <sup>*</sup> )	:	429mg/kg	1993																																																								
ほう砂																																																											
ラット	:	2,660mg/kg	1991																																																								
マウス	:	2 g/kg	1964																																																								
モルモット	:	5,330mg/kg	1964																																																								

#### 4.2.4 化学物質の環境中における挙動に関する調査

##### (1) 調査概要

土壌中の移行・拡散挙動および生物環境中の挙動に関する知見について、調査を実施した。なお、環境中、特に生物環境中においては硝酸及びほう素はそれぞれ容易に化学形態を変化させると考えられるため、対象とする環境物質の化学形態は限定していない。

硝酸およびほう素について、土壌中の移行・拡散挙動および生物環境中の挙動に関する知見を以下に整理した。

##### (2) 硝酸

###### (a) 概要

土壌中の硝酸塩は、植物が吸収し有機窒素化合物を合成する。

余剰の硝酸塩は地下水へ移行する。好氣的条件では分解や脱窒が起こりにくいため、硝酸塩は大部分が帯水層へ移行する。嫌氣的条件では、硝酸塩は脱窒あるいは分解されて窒素となる。

分解された窒素は、図 4-3 に示す窒素の循環に組み込まれ、バクテリアによって有機性窒素に固定され、さらに有機性窒素はバクテリアや菌類によってアンモニアに無機化され、アンモニアは硝化バクテリアによって硝酸・亜硝酸塩となる。

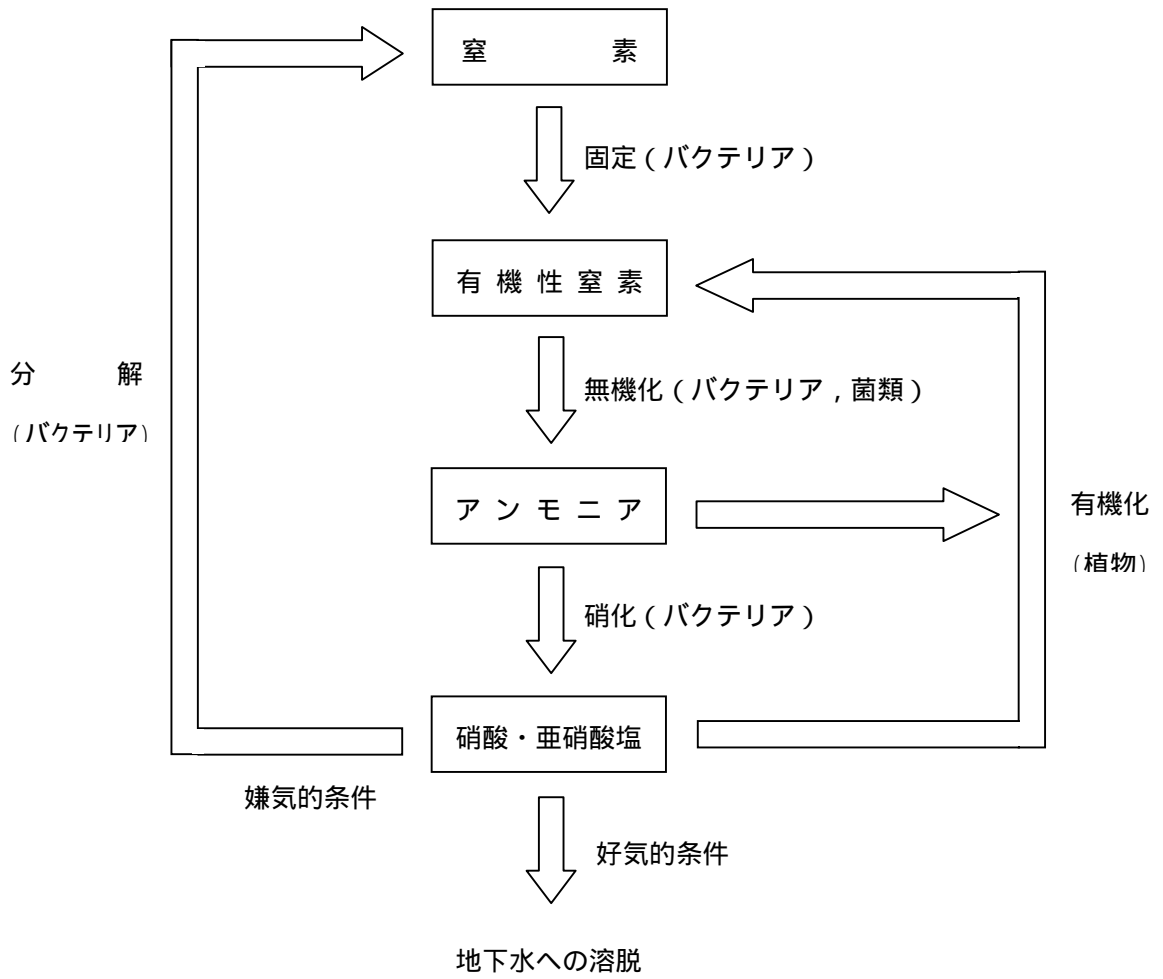


図 4-3 窒素の循環

(b) 硝酸態窒素の溶脱

硝酸態窒素は作物に適時吸収・利用されるが、余分なあるいは利用されない硝酸態窒素は土壤中に存在することになる。しかし、硝酸態窒素は土壤に保持されにくいいため、雨水などにより容易に下層に溶脱し、地下水の汚染と水域の富栄養化の原因となる恐れがある。

硝酸態窒素の溶脱量はほぼ浸透水量に比例し、浸透水量と降水量は一次回帰式で示されることから、窒素の溶脱は降雨量そのものに支配される。少雨年あるいは雨の少ない地方では、その保水力に応じて土性の影響（粗粒質 細粒質）が明らかになるが、多雨年あるいは多雨地帯では、土壤間の違いが比較的少ない。火山灰土では浸透水中の硝酸態窒素濃度が他の土壤の場合よりも低い傾向が認められる。これは砂のように孔隙の大きさが比較的揃っている場合には、移動が比較的均一に生じて硝酸態窒素が速やかに流出するが、火山灰土のようにいろいろな大きさの孔隙を含む土壤では、移動に乱れが起こり、また弱いながらも火山灰土の陰イオン吸着力の影響を受け、溶出時間が遅れる。さらに土層中の滞留時間が長くなり、脱窒作用を受ける機会が多くなるためと説明されている。

(c) 脱窒

通気の良い畑土壤のような酸化的環境下では硝酸態窒素は安定であるが、何らかの原因で還元的になったり、還元的な環境へ硝酸態窒素が移行した場合には、硝酸は酸素を奪われて亜酸化窒素や窒素ガスになって大気中に揮散する。このような脱窒は水田で生じるほか、畑地でも有機物が局在していたり、小孔隙など通気が悪く酸素分圧が7%以下になるところで発生する。脱窒に及ぼす影響因子を検討した報告では、酸素濃度0.1%以下の嫌气的条件で顕著な脱窒が生じ、酸素約15%の好气的条件においても少量ながら明らかに脱窒が認められている。また、土壤水分30%以下では、脱窒が認められず、45%ではきわめて顕著な発生が確認されている。さらに、5では脱窒は起こらず、約13でわずかに生じ、35ではきわめて顕著な発生が認められている。

(3) ほう素

ほう素は地殻や岩石中の自然界に幅広く存在しているが、単体では存在しない。自然界ではほう素は+3価をとり、酸素との親和性が高く、3配位( $\text{BO}_3^3$ )または4配位( $\text{BO}_4^5$ )の強い共有結合を作る。

岩石中のほう素は変成作用を受けると一般的に移動が起こり、岩石中のほう素濃度は低下する。土壌中では水に溶けにくく、土壌に吸着されやすい。土壌からのほう素の溶出は、土壌中でのほう素の存在状態、水溶液のpH、土壌の粒径等に大きく左右される。

植物は土壌から、普通、ほう酸またはほう酸塩の可溶性化合物の形で、根からとるが、ときに葉からもとる。ほう素は植物体に必ず含まれ、生理的に必須な元素である。個々の植物のほう素含有量は非常にまちまちであるが、野生の草本では10ppm程度(乾燥体に対して)含み、キャベツ、人参、トマト等の栽培植物では30~40ppmBとなる。植物のほう素含有量は土壌中のほう素含有量によって変化し、季節によっても変化する。ホップ、大麦、チュリップ等ではほう素の欠乏障害が知られており、ほう素はある種の植物疾病(花粉や種子の不実性等)を防止する働きがある。そのため、少量のほう素は肥料に添加して施される。

高等動物のほう素含有量は一般的に大変低い(~0.5ppmB)が、海洋性のサンゴは~300ppmのほう素を含有する。また、海洋性プランクトンも高いほう素含有量を示す(50~760ppm, 平均240ppm)。これらのほう素は、生物の死後、海洋堆積物や海水にリサイクルされる。

(参考とした資料)

- 柴田雄次, 無機化学全書 -1-1 窒素, 丸善出版株式会社(1949)
- 柴田雄次, 無機化学全書 -2 ほう素, 丸善出版株式会社(1965)
- 農林水産技術会議事務局, 土壌中でのふん尿成分の動態, 農林水産研究文献解題 No.20 家畜ふん尿処理・利用技術, 164-180(1994)
- 環境庁, 検討対象項目に係るデ-タシ-ト, 第4回中央環境審議会水質部会環境基準健康項目専門委員会 配付資料3(1998)
- 環境庁, 土壌中のほう素についての文献調査, 第5回中央環境審議会土壌農薬部会土壌専門委員会 配付資料5-5(2000)

#### 4.2.5 産業廃棄物の処分として捉えた場合の環境上の問題点に関する検討

上記の調査結果を整理し、それに基づいて硝酸及びほう素を含むTRU廃棄物を産業廃棄物として捉えた場合の環境上の問題点について、以下に整理した。

##### (1) 処分方法の問題

硝酸およびほう素は水質環境基準の改正で有害物質とされたが、廃棄物処理法上は有害物質とはされておらず、現段階では見直しの動きはない。

有害物質を含む廃棄物は、遮断型の処分場で処分する必要があるが、そうでない場合は管理型の処分場でも処分が可能となる。

管理型の処分場には浸出液処理設備が必要であり、その放流水は水質汚濁防止法の排水基準が適用され、ほう素については10mg/l、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素及びアンモニア性窒素の合計として100mg/lをそれぞれ超えないこととされており、それを満足させるための処理設備が必要となる。もし、この処理が技術的にできない場合は、遮断型の処分場で処分することが必要になる。

また、管理型又は遮断型の処分場の場合は、維持管理基準によって「埋立地周縁の地下水の水質検査を定期的に行うこと」とされており、水質検査の結果「水質の悪化（その原因が当該最終処分場以外にあることが明らかであるものを除く。）が認められる場合には、その原因の調査その他の生活環境の保全上必要な措置を講ずること」となっている。この場合に対象となる地下水やその判断基準は、次のとおりである。

##### 水質検査の対象となる地下水

埋立地からの浸出液による最終処分場の周縁の地下水の水質への影響の有無を判断することができる2以上の場所から採取され、又は地下水集排水設備により排出された地下水。

##### 水質検査項目

地下水等検査項目（人の健康の保護に関する環境基準項目と同一。但し、現時点では硝酸態窒素、ふっ素及びほう素は含まれていないが、環境基準の主旨から考えると含めることが適当である。）、電気伝導率及び塩化物イオン

##### 水質検査の頻度

埋立処分開始前：全項目 1回

埋立処分開始後： a . 地下水等検査項目 年 1 回以上  
b . 地下水等検査項目以外 月 1 回以上

但し b で異常が認められた場合は，速やかに a を測定する。

水質悪化の判定の考え方（環境省ヒアリング）

埋立処分前との比較又は地下水の上流側地点との比較などによって数値が増加している場合は環境基準（表 4-25，図 4-4）以下であっても悪化と認められる。

## (2) 環境影響評価の問題

一定規模以上の産業廃棄物最終処分場を設置する場合は，環境影響評価が必要となる。

環境影響評価の実施については，国が定めたもの以外に，地方自治体の条例でも定めており，設置場所の当該条例を調査する必要がある。

環境影響評価の方法は廃棄物処分場に特有なものは特になく，通常の宅地開発等と手法的には同じである。

これは，有害物質の排出は，遮断型処分場では構造基準や維持管理基準によって生じないこととされていること，管理型処分場では浸出液処理設備等を備えていることから，有害物質の環境影響予測の必要性がないことによる。

但し，環境影響評価方法書や準備書について意見を提出できる住民の範囲が無限定となったため，立地場所によっては意見書の数が増大になる可能性があり，その場合は手続的な時間や手間を要することになる。

## (3) 環境汚染の問題

産業廃棄物最終処分場の構造基準および維持管理基準に適合した処分場は，基本的に環境汚染のおそれは生じないと考えられるが，大地震等の不測の事態が発生した場合は，有害物質が周辺に流出する可能性もある。その場合に想定される問題は，次のとおりである。

硝酸の場合は，自然界の窒素循環に取り込まれる分は問題がないが，それ以外には主に地下水に溶脱することになる。硝酸性窒素が高濃度で含まれる地下水を飲用した場合は，幼児のメトヘモグロビン血症が発症し，死亡の例も報告されてい



る。

また、生物については、窒素過剰によって植物の生育障害が生じることも報告されている。

ほう素の場合は、水に溶けにくく土壌に吸着されやすいため、植物への影響が生じる可能性があり、ほう素の過剰によって、開花障害や生育障害が生じることが報告されている。また、一部は地下水に溶脱する可能性もある。

人への影響については明らかでないが、動物実験では過剰に摂取した場合は、生殖障害が生じることが報告されている。

表 4-25 人の健康の保護に関する環境基準

項目	基準値	測定方法
カドミウム	0.01mg/l 以下	日本工業規格K0102(以下「規格」という。)55 に定める方法
全シアン	検出されないこと	規格 38.1.2 及び 38.2 に定める方法又は規格 38.1.2 及び 38.3 に定める方法
鉛	0.01mg/l 以下	規格 54 に定める方法
六価クロム	0.05mg/l 以下	規格 65.2 に定める方法
砒素	0.01mg/l 以下	規格 61.2 又は 61.3 に定める方法
総水銀	0.0005mg/l 以下	付表1に掲げる方法
アルキル水銀	検出されないこと	付表2に掲げる方法
P C B	検出されないこと	付表3に掲げる方法
ジクロロメタン	0.02mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2 又は 5.3.2 に定める方法
四塩化炭素	0.002mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1, 5.4.1 又は 5.5 に定める方法
1,2-ジクロロエタン	0.004mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1 又は 5.3.2 に定める方法
1,1-ジクロロエチレン	0.02mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2 又は 5.3.2 に定める方法
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2 又は 5.3.2 に定める方法
1,1,1-トリクロロエタン	1mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1, 5.4.1 又は 5.5 に定める方法
1,1,2-トリクロロエタン	0.006mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1, 5.4.1 又は 5.5 に定める方法
トリクロロエチレン	0.03mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1, 5.4.1 又は 5.5 に定める方法
テトラクロロエチレン	0.01mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2, 5.3.1, 5.4.1 又は 5.5 に定める方法
1,3-ジクロロプロペン	0.002mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2 又は 5.3.1 に定める方法
チウラム	0.006mg/l 以下	付表4に掲げる方法
シマジン	0.003mg/l 以下	付表5の第1又は第2に掲げる方法
チオベンカルブ	0.02mg/l 以下	付表5の第1又は第2に掲げる方法
ベンゼン	0.01mg/l 以下	日本工業規格K0125 の 5.1, 5.2 又は 5.3.2 に定める方法
セレン	0.01mg/l 以下	規格 67.2 又は 67.3 に定める方法
硝酸性窒素及び 亜硝酸性窒素	10mg/l 以下	硝酸性窒素にあつては規格 43.2.1, 43.2.3 又は 43.2.5 に定める方法, 亜硝酸性窒素にあつては規格 43.1 に定める方法
ふっ素	0.8mg/l 以下	規格 34.1 に定める方法又は付表6に掲げる方法
ほう素	1mg/l 以下	規格 47.1 若しくは 47.3 に定める方法又は付表7に掲げる方法
備考		
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 基準値は年間平均値とする。ただし、全シアンに係る基準値については、最高値とする。</li> <li>2. 「検出されないこと」とは、測定方法の欄に掲げる方法により測定した場合において、その結果が当該方法の定量限界を下回ることをいう。別表2において同じ。</li> <li>3. 海域については、ふっ素及びほう素の基準値は適用しない。</li> <li>4. 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の濃度は、規格 43.2.1, 43.2.3 又は 43.2.5 により測定された硝酸イオンの濃度に換算係数 0.2259 を乗じたものと規格 43.1 により測定された亜硝酸イオンの濃度に換算係数 0.3045 を乗じたものの和とする。</li> </ol>		

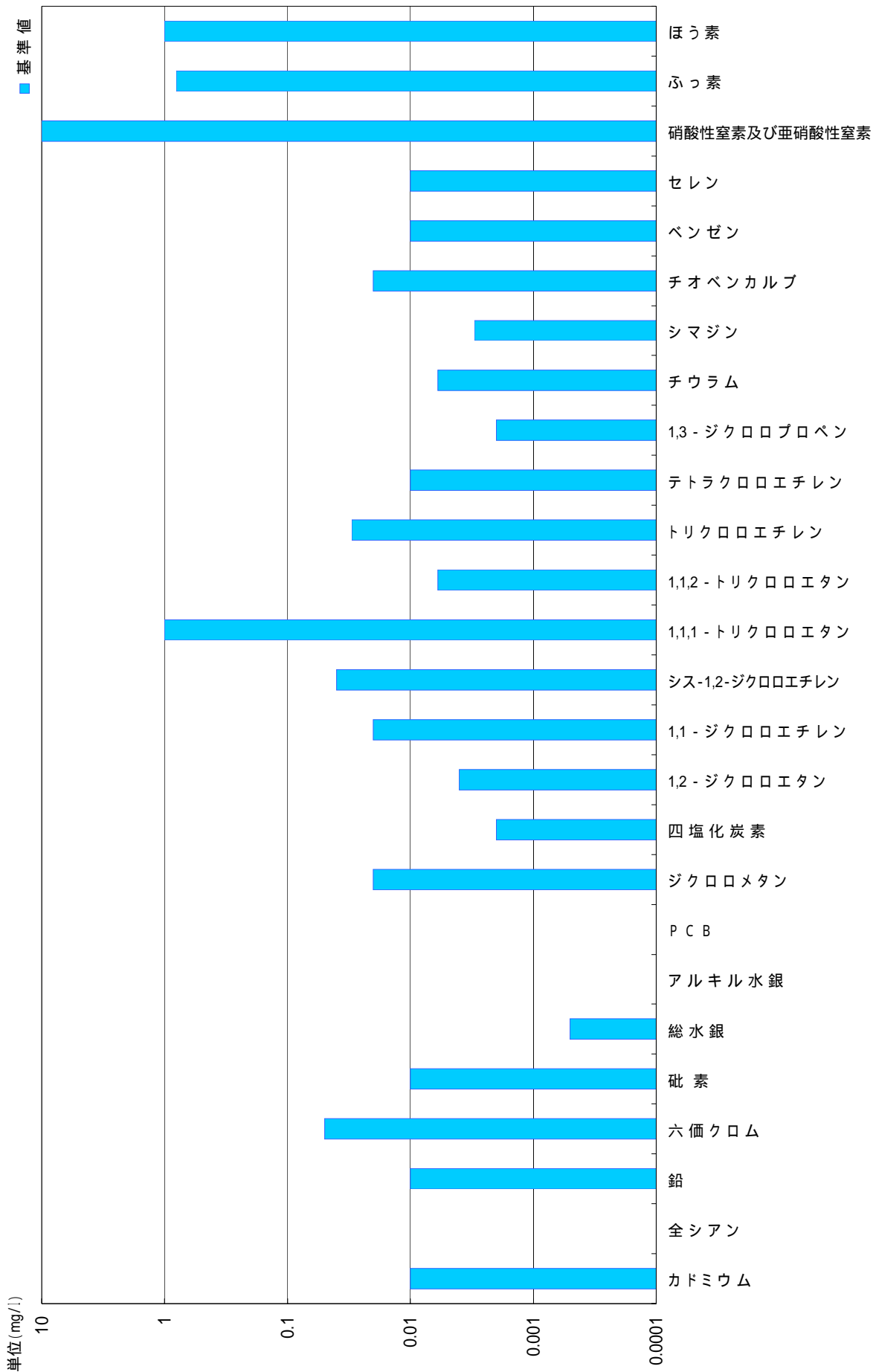


図 4-4 人の健康の保護に関する環境

### 4.3 処分場からの化学物質の移行評価

本検討では、化学物質（硝酸及びホウ素）の埋設施設からの物質移行を解析し、評価ポイントにおける化学物質濃度と現行環境基準とを比較検討する。

#### 4.3.1 評価対象及び評価条件

本検討においては、坑道型の処分施設を想定し、処分施設は、地下水流れ方向と垂直に交差するように配置されたとする。施設は、廃棄体・充填材領域、拡散バリアおよび緩衝材から成り立つものとする。本検討に使用する施設寸法を表 4-26 に示す。

解析には 2 次元物質移行解析コード「AZURE」を用いる。本検討では 3 次元の事象を 2 次元で表現することになるために、処分施設の上面および側面の両面を対象として検討することとする。本検討における解析体系を図 4-5 および図 4-6 に示す。

また、本検討の基本ケースにおいて使用するパラメータを表 4-27 に示す。さらに、本検討において変動させるパラメータを表 4-28 に示す。

#### 4.3.2 評価指標

現状においては、環境基準が適用される位置等が不明確であるため、本検討ではいくつかの評価対象を用意する。つまり、施設の下流数 100m の中央点における対象物質の濃度、および施設下流数 100m の、ある断面を通過する濃度の平均値を評価対象とする。本検討における評価ポイントを図 4-5 及び図 4-6 中に示す。

表 4-26 本検討に使用する施設寸法

部位	寸法
廃棄体・充填材領域	10m × 10m × 200m ( 廃棄体量がおよそ 6,000m <sup>3</sup> , 廃棄体充填率が 30%として坑道の長さを算出。)
拡散バリア厚さ	1m
緩衝材厚さ	1m

### 4.3.3 解析結果

#### (1) レファレンスケース

処分施設を側面から見たケース（側面ケース）と，上面から見たケース（上面ケース）について，それぞれのメッシュ図とレファレンスケースの水頭コンター図を図 4-7～図 4-8 に示す。また，処分場付近の化学物質濃度分布を，コンター図にして経過時間毎に示したものを図 4-9 及び図 4-10 に示す。

側面ケースでは，施設上方からの拡散／分散により，化学物質が地上へ放出されるような解析結果が得られている。しかしながら，本検討では，地上付近では降雨等による希釈が期待できることも考慮に入れて，地下水の汚染の拡がりのみに着目することとする。

また，評価点における濃度及び評価線におけるフラックスの規格化したものを図 4-11 に示す。評価点における濃度は，上面ケースの方が側面ケースと比較して高くなっている。これは，上面ケースの場合は坑道の中心近くにある化学物質が拡散しないため，高濃度のまま地下水流によって移行するためと考えられる。ただし，フラックスで見た場合は，上面ケースと側面ケースとでは大きな差はなく，最も高い時期で，初期に施設に含有されている量のおよそ 5,000 分の 1 が評価線を通過するという結果が得られた。なお，これらの結果は評価点あるいは評価線の施設からの距離を変化させても，結果に大きな差異はなかった。

#### (2) 感度解析

本検討では，化学物質の移行速度に影響を及ぼす可能性のあるパラメータについて感度解析を実施した。その結果を図 4-12 及び図 4-13 に示す。

側面ケース及び上面ケースの間で，感度を有するパラメータに若干の差異が認められるが，分配係数および動水勾配については，どちらもフラックスへの影響が大きいことがわかる。ただし，硝酸イオンおよびホウ酸イオンは共に陰イオンであり，吸着性は小さいと考えられるため，吸着による遅延の効果は期待できないと考えられる。また，動水勾配はサイトに依存する。

その他のパラメータについても，若干の感度を有するパラメータも存在するが，その効果はフラックスを 2 倍，あるいは 2 分の 1 倍程度に変化させる程度であり，地下水あるいは地表水による希釈水量と比較すればその効果は小さいと考えられ

る。

#### 4.3.4 考察

##### (1) 廃棄体中の硝酸性窒素 / ホウ素の量及び濃度

アスファルト固化体，低ROBE固化体及び高ROBE固化体中の硝酸塩及びホウ酸塩の量は以下のとおりである。

硝酸塩	アスファルト固化体	103 kg/本
	低ROBE固化体	94 kg/本
	高ROBE固化体	67 kg/本

ホウ酸塩	低ROBE固化体	40 kg/本
	高ROBE固化体	46 kg/本

硝酸塩を全て  $\text{NaNO}_3$  (分子量 85)，ホウ酸塩を全て  $\text{Na}_3\text{BO}_3$  (分子量 127.8) と仮定すると，廃棄体中の硝酸性窒素及びホウ素の量は以下のとおりである。

硝酸性窒素	アスファルト固化体	17.0 kg/本
	低ROBE固化体	15.5 kg/本
	高ROBE固化体	11.0 kg/本

ホウ素	低ROBE固化体	3.4 kg/本
	高ROBE固化体	3.9 kg/本

処分施設（廃棄体・充填材領域）中の硝酸性窒素濃度及びホウ素濃度は，廃棄体充填率 30%，廃棄体体積 200 L，間隙率 0.3，分配係数  $0 \text{ m}^3/\text{kg}$  とすれば，以下のとおりとなる。

硝酸性窒素	アスファルト固化体	$8.5 \times 10^4$ ppm
	低ROBE固化体	$7.7 \times 10^4$ ppm

	高 R O B E 固化体	$5.5 \times 10^4$ ppm
ホウ素	低 R O B E 固化体	$1.7 \times 10^4$ ppm
	高 R O B E 固化体	$1.9 \times 10^4$ ppm

(2) 濃度による検討

前述までの解析結果では，評価点における濃度は，初期の処分施設中の濃度評価から，多くても 100 倍程度希釈されるのみである。そのため，硝酸性窒素及びホウ素は，どちらも環境基準（硝酸性窒素 10 ppm, ホウ素 1 ppm）を満たすことは困難であると考えられる。

(3) フラックスによる検討

2次元の物質移行解析のリファレンスケースでは，ピークの時期で，1年間に初期に施設に含有されている量のおよそ 5,000 分の 1 が評価線を通過するという結果が得られた。これを，それぞれの廃棄体（アスファルト固化体 29,934 本，低 R O B E 固化体 43,128 本，高 R O B E 固化体 4,367 本）にあてはめると，最大通過フラックスは以下のとおりとなる。

硝酸性窒素	アスファルト固化体	$1.0 \times 10^2$ kg/y
	低 R O B E 固化体	$1.3 \times 10^2$ kg/y
	高 R O B E 固化体	9.6 kg/y
ホウ素	低 R O B E 固化体	$2.9 \times 10^1$ kg/y
	高 R O B E 固化体	3.4 kg/y

これらが，環境基準（硝酸性窒素：10ppm，ホウ素：1ppm）を満足するために必要な希釈水量は，以下のとおりである。

硝酸性窒素	アスファルト固化体	$1.0 \times 10^4$ m <sup>3</sup> /y
-------	-----------	-------------------------------------

	低 R O B E 固化体	$1.3 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{y}$
	高 R O B E 固化体	$9.6 \times 10^2 \text{ m}^3/\text{y}$
ホウ素	低 R O B E 固化体	$2.9 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{y}$
	高 R O B E 固化体	$3.4 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{y}$

以上のことから，サイト条件にもよるが，ある程度の希釈水量が見込めるならば，硝酸性窒素およびホウ素のいずれについても，現行の環境基準を満足することが可能であると考えられる。



表 4-27 基本ケースで使用するパラメータ(1/2)

パラメータ	設定値	単位	備考
廃棄体・ 充填材	透水係数	1E-5	[1] の保守的設定を参考にした。
	粒子密度	2500	[1]
	間隙率	0.35	-
	影響物質の施設内初期濃度	1	mol/l
	浸出率	1	1/y
	影響物質の分配係数	0	m <sup>3</sup> /kg
	影響物質の実効拡散係数	1.4E-9	m <sup>2</sup> /s
	分散長	1.0	m
	透水係数	1E-5	m/s
	粒子密度	2500	kg/m <sup>3</sup>
拡散バリア	間隙率	0.35	[1] の保守的設定を参考にした。
	影響物質の分配係数	0	保守的設定。
	影響物質の実効拡散係数	1.4E-9	[1]
	分散長	0.1	厚さの 1/10。

[1] 核燃料サイクル開発機構 電気事業連合会 共同作業チーム：TRU 廃棄物処分概念検討書(2000) JNC TY1400 200-001

表 4-27 基本ケースで使用するパラメータ ( 2 / 2 )

パラメータ		設定値	単位	備考
ベントナイト	透水係数	1E-11	m/s	[1] の保守的設定をまるめた。
	粒子密度	2680	kg/m <sup>3</sup>	[1]
	間隙率	0.4	-	[1]
	影響物質の分配係数	0	m <sup>3</sup> /kg	保守的設定。
	影響物質の実効拡散係数	1E-10	m <sup>2</sup> /s	[1] の設定値をまるめた。
	分散長	0.1	m	厚さの 1/10。 一般的な値である 0.1 ~ 1.0 のおよその中間値。
	動水勾配	0.05	-	[1] での変動幅のうち、保守側の設定。
	透水係数	1E-8	m/s	[1]
	粒子密度	2700	kg/m <sup>3</sup>	[1]
	間隙率	0.20	-	[1]
天然バリア	影響物質の分配係数	0	m <sup>3</sup> /kg	保守的設定。
	影響物質の実効拡散係数	1E-9	m <sup>2</sup> /s	[1] の設定値をまるめた。 代表長さ 300m としてその 1/10 をまるめた。
	分散長 ( 縦方向 )	10	m	
	分散長 ( 横方向 )	3 ( 縦方向の 0.3 倍 )	m	[2] を参考に、縦方向分散長の 0.3 と設定。

[1] 核燃料サイクル開発機構 電気事業連合会 共同作業チーム：T R U 廃棄物処分概念検討書(2000) JNC TY1400 200-001

[2] 日本原子力研究所：低レベル放射性廃棄物 陸地処分安全性実証試験 ( 総合安全性実証試験 ) 報告書，昭和 6 3 年

表 4-28 感度解析ケース一覧

ケース	廃棄体・充填材		拡散バリア		ベントナイト			天然バリア		
	浸出率	分配係数	透水係数	実効 拡散係数	透水係数	実効 拡散係数	厚さ	動水勾配	分散長 (縦方向)	分散長 (縦方向)
	1/y	m <sup>3</sup> /kg	m/s	m <sup>2</sup> /s	m/s	m <sup>2</sup> /s	m	-	m	m
ref.	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
1 a-1	1E-02	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
2 a-2	1E-03	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
3 b-1	1	1E-03	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
4 b-2	1	1E-02	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
5 c-1	1	0	1E-11	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
6 c-2	1	0	1E-08	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
7 d-1	1	0	1E-05	1E-10	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
8 d-2	1	0	1E-05	1E-11	1E-11	1E-10	1	0.05	10	3
9 e-1	1	0	1E-05	1E-09	1E-13	1E-10	1	0.05	10	3
10 e-2	1	0	1E-05	1E-09	1E-12	1E-10	1	0.05	10	3
11 f-1	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-11	1	0.05	10	3
12 f-2	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-09	1	0.05	10	3
13 g-1	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	2	0.05	10	3
14 h-1	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.01	10	3
15 h-2	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.1	10	3
16 I-1	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	3	0.9
17 I-2	1	0	1E-05	1E-09	1E-11	1E-10	1	0.05	30	9

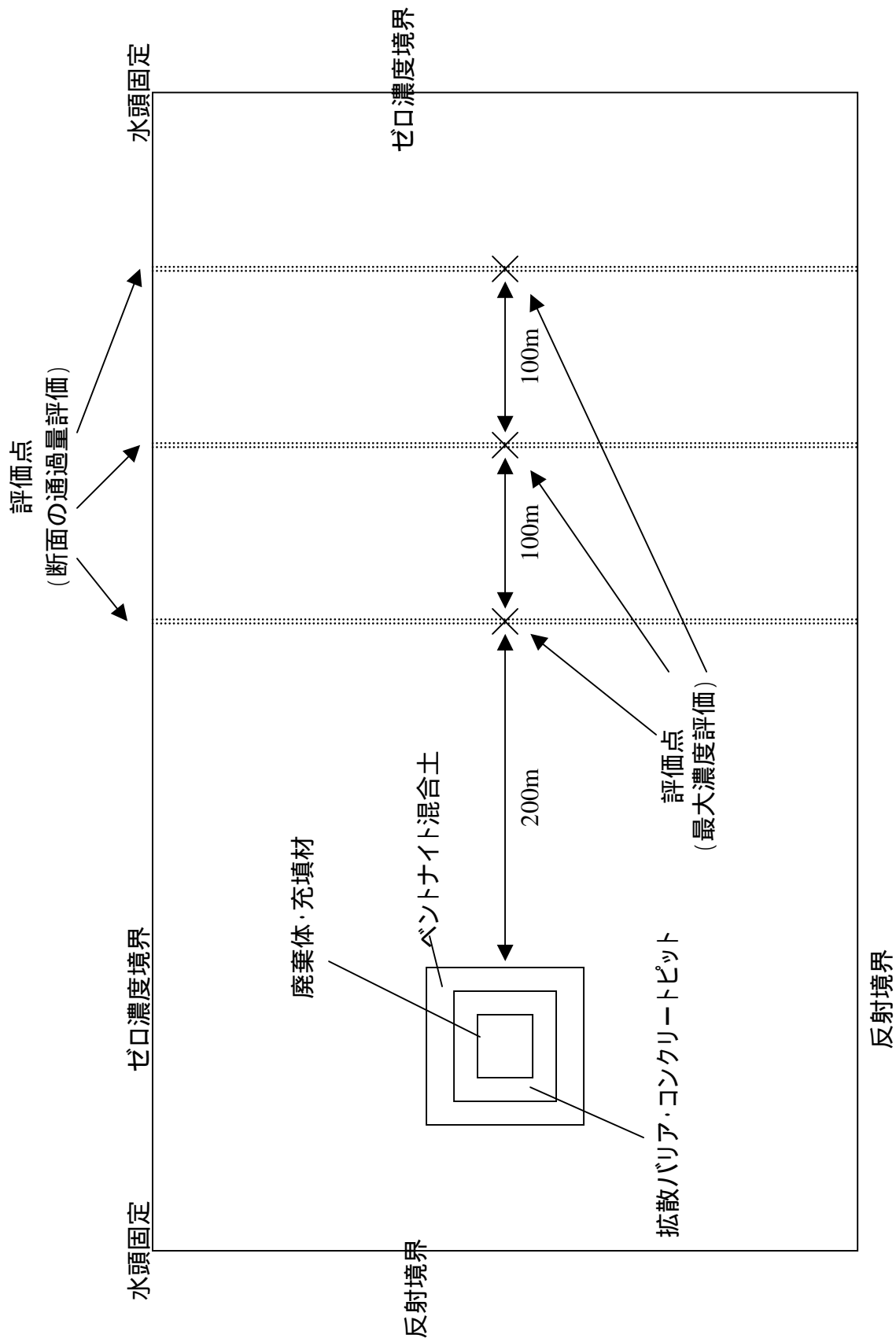


図4-5 解析体系(側面ケース)

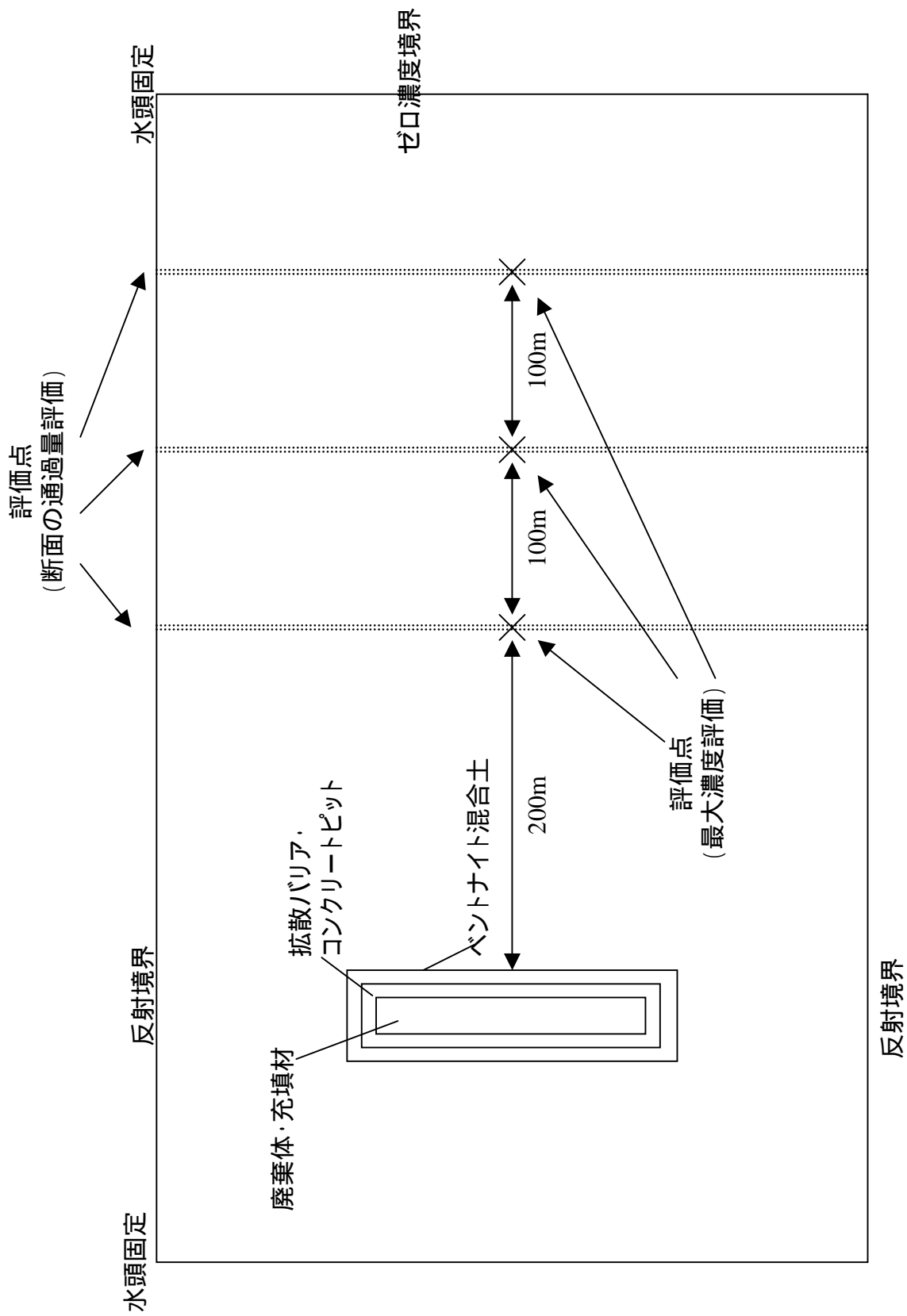


図4-6 解析体系(上面ケース)

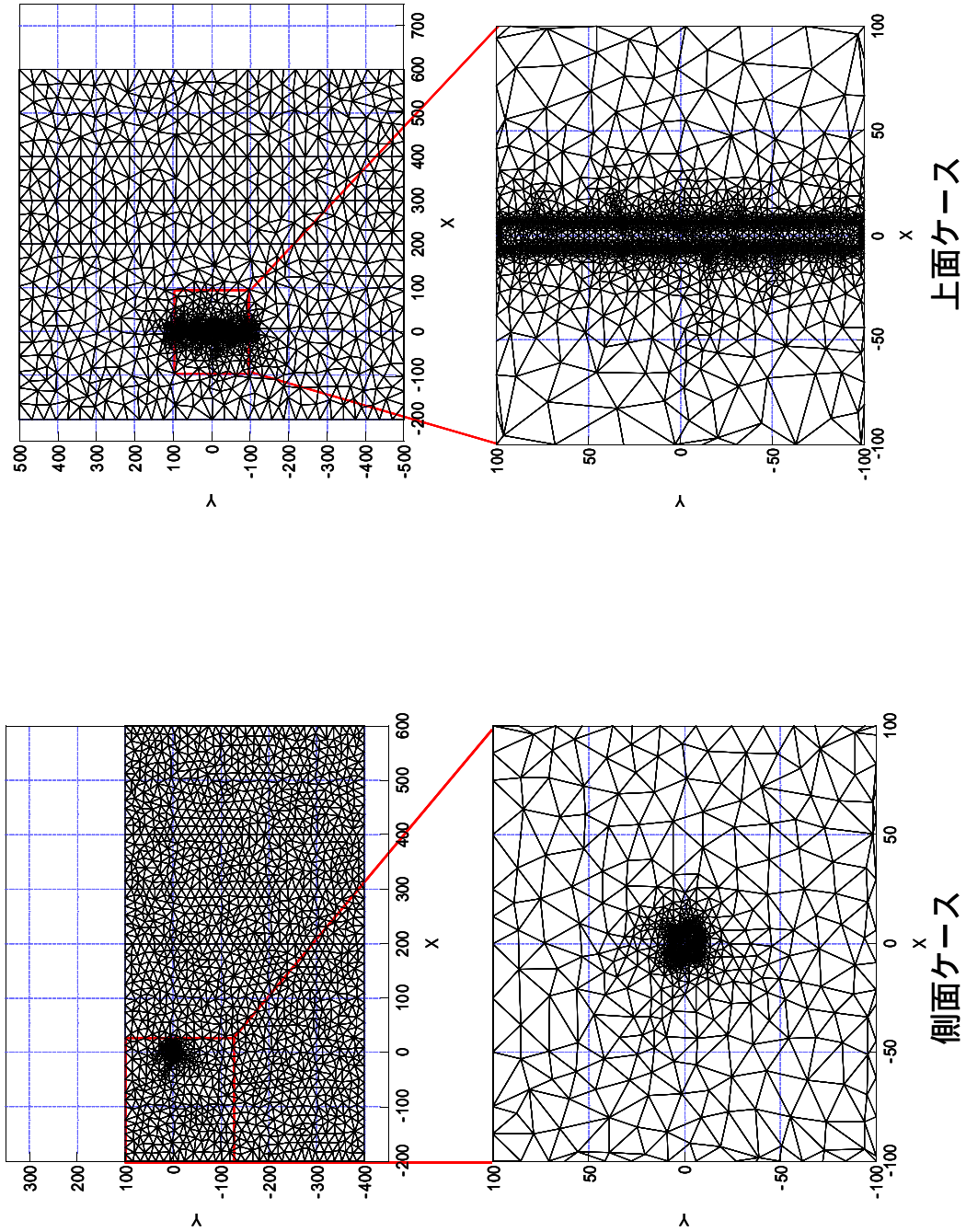
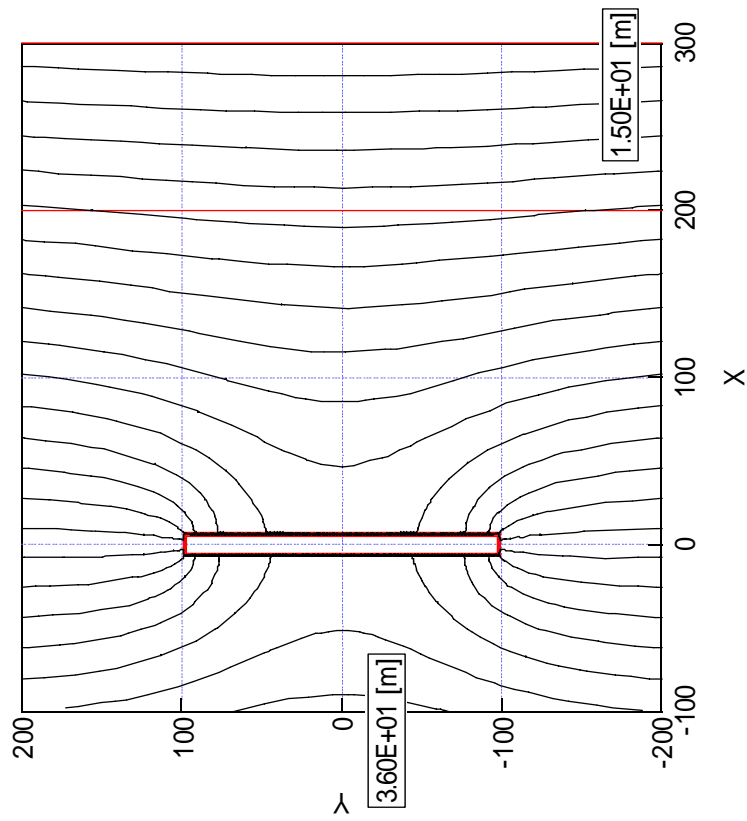
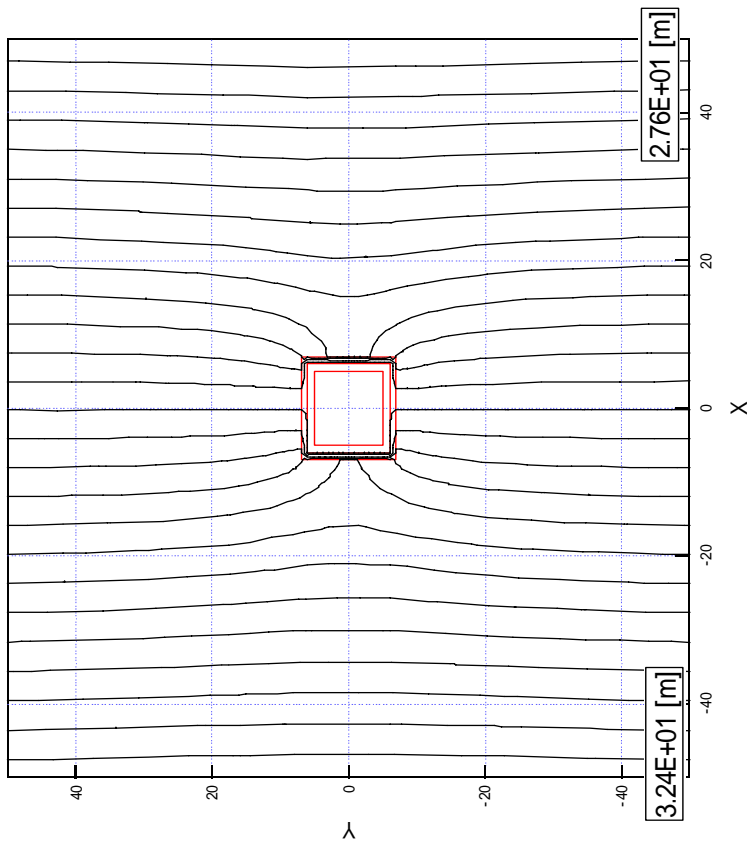


図4-7 各ケースにおけるメッシュ図

図 4-8 各ケースにおける水頭コンター図



上面ケース



側面ケース

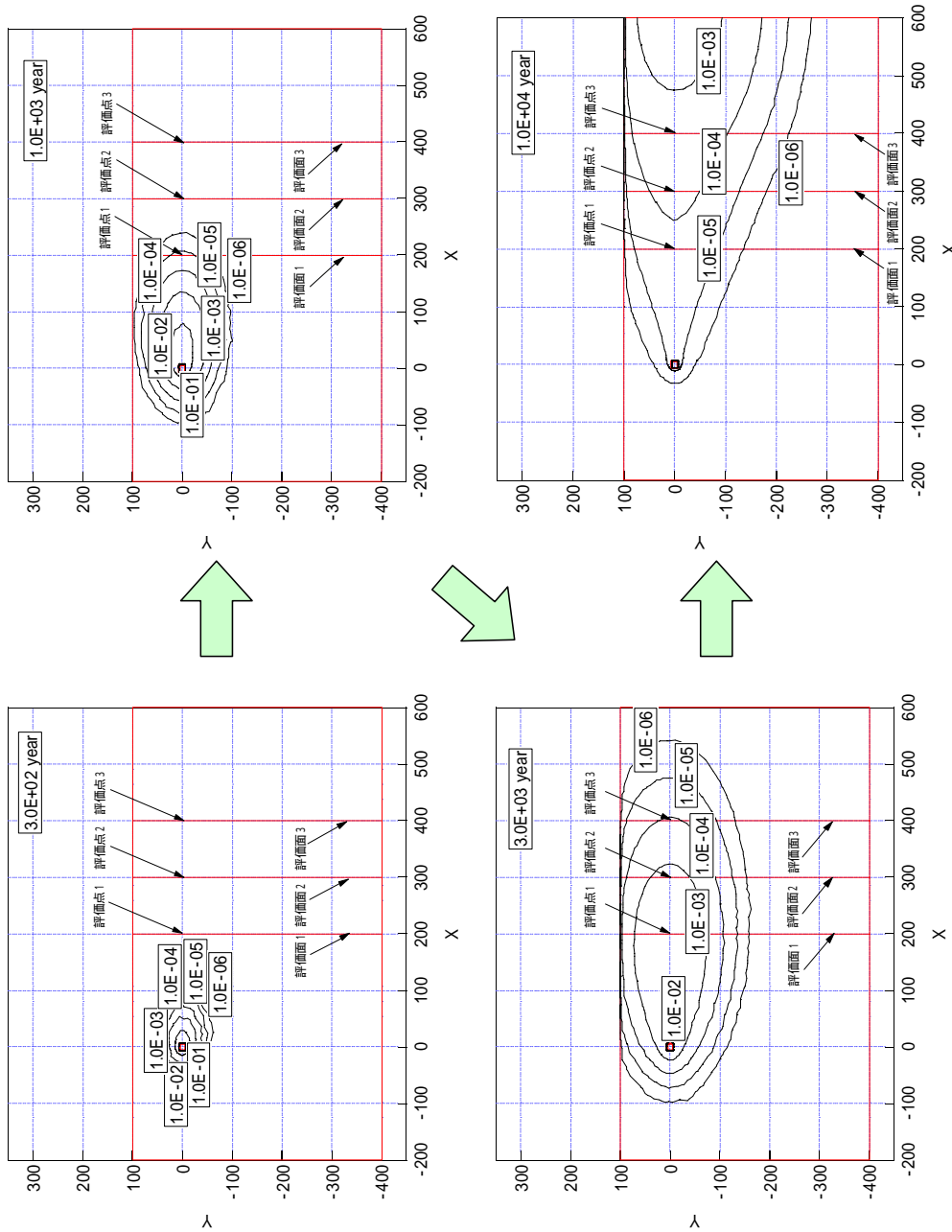


図4-9 各経過時間における濃度コンター図  
(側面ケース:レファレンスケース)



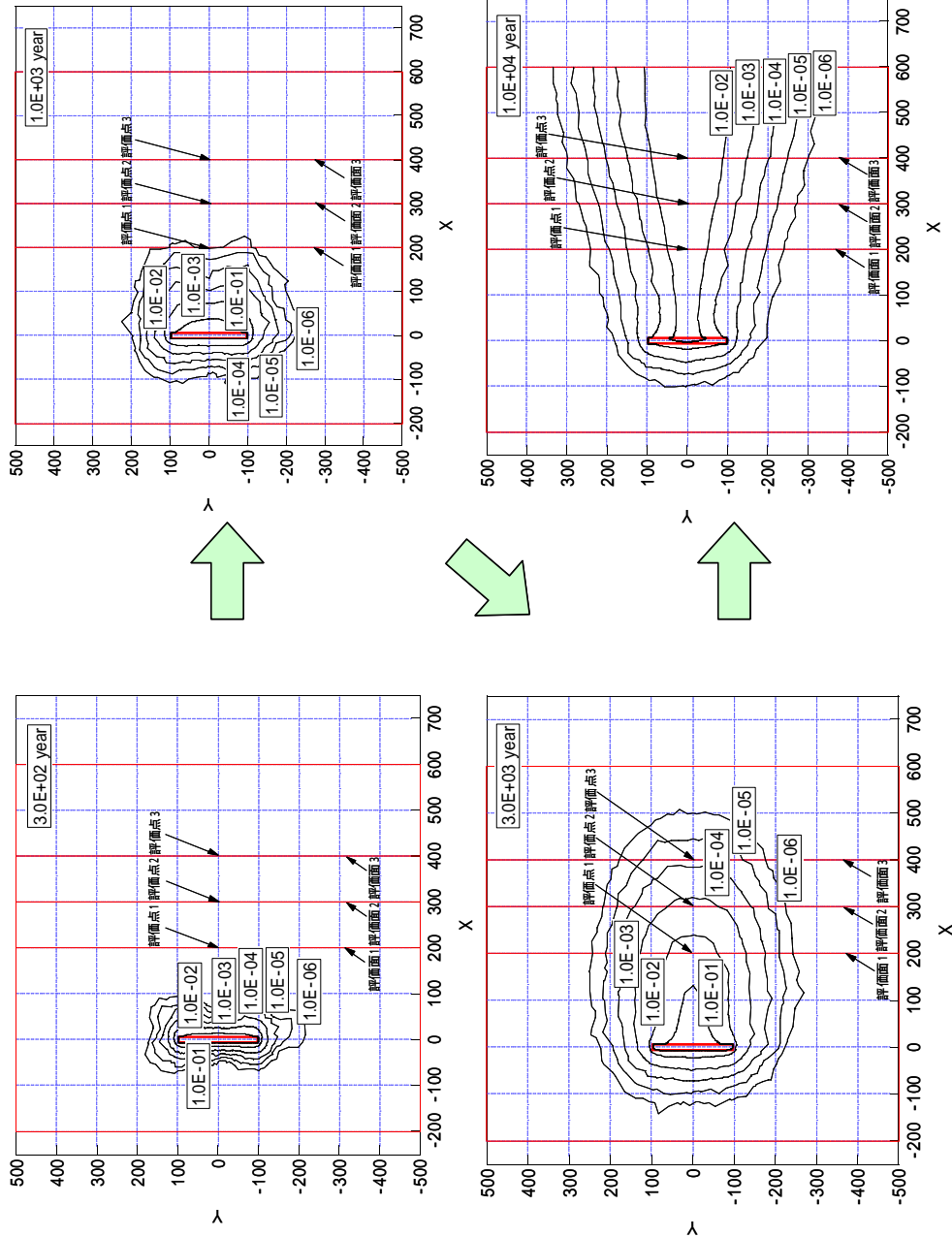


図4-10 各経過時間における濃度コンター図  
(上面ケース:レファレンスケース)

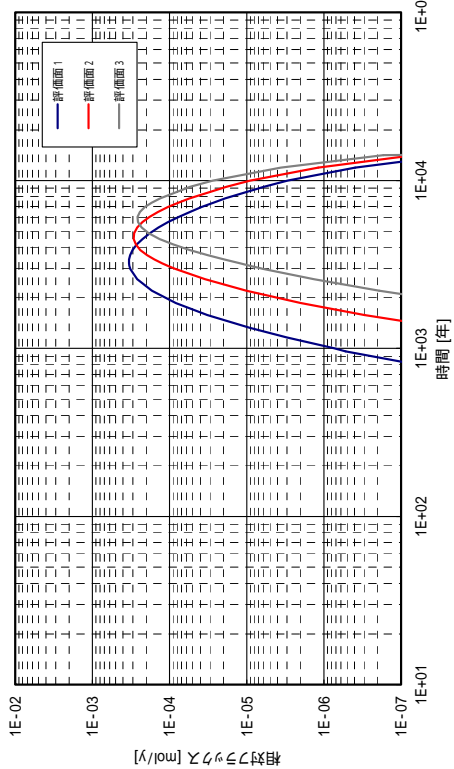
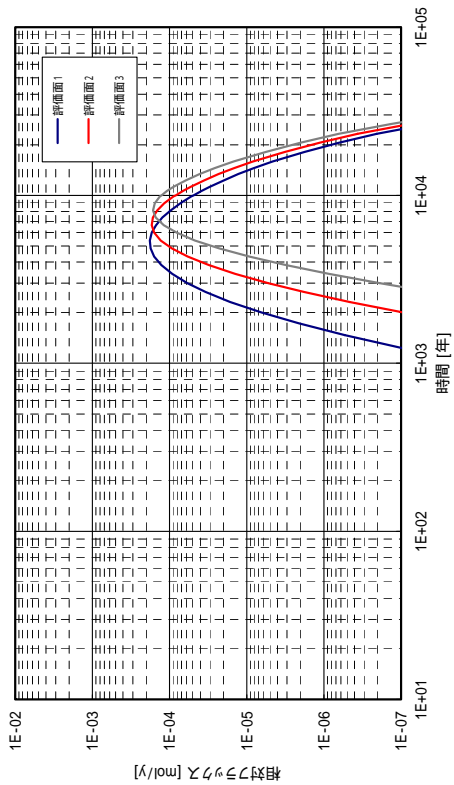
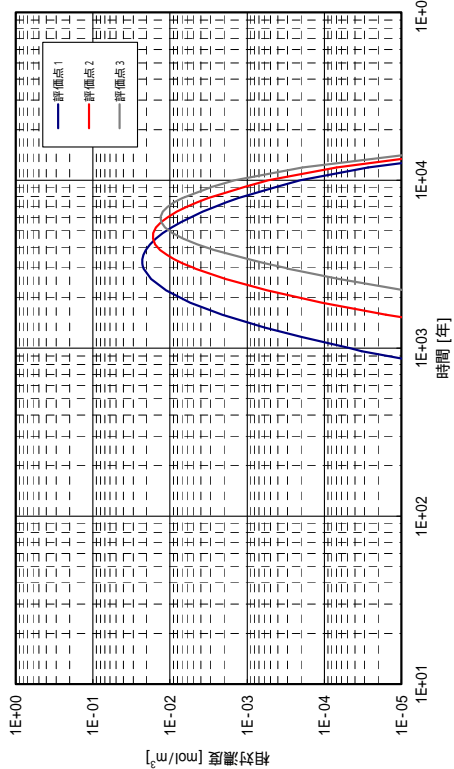
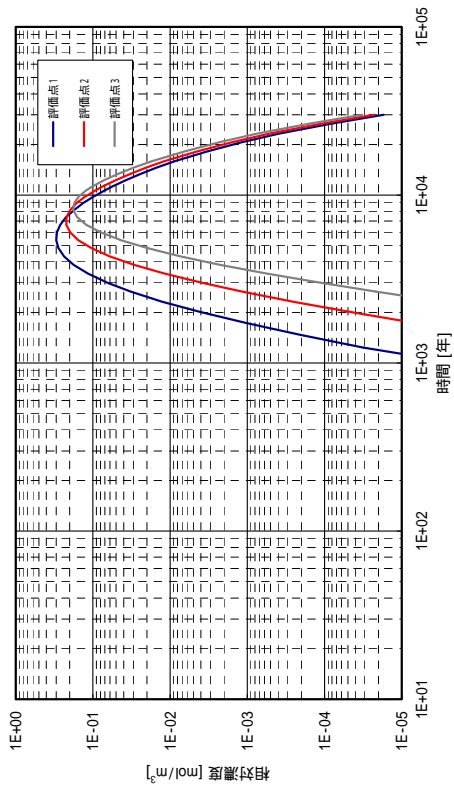


図4-11 計算結果の経過時間依存 (レファレンスケース)

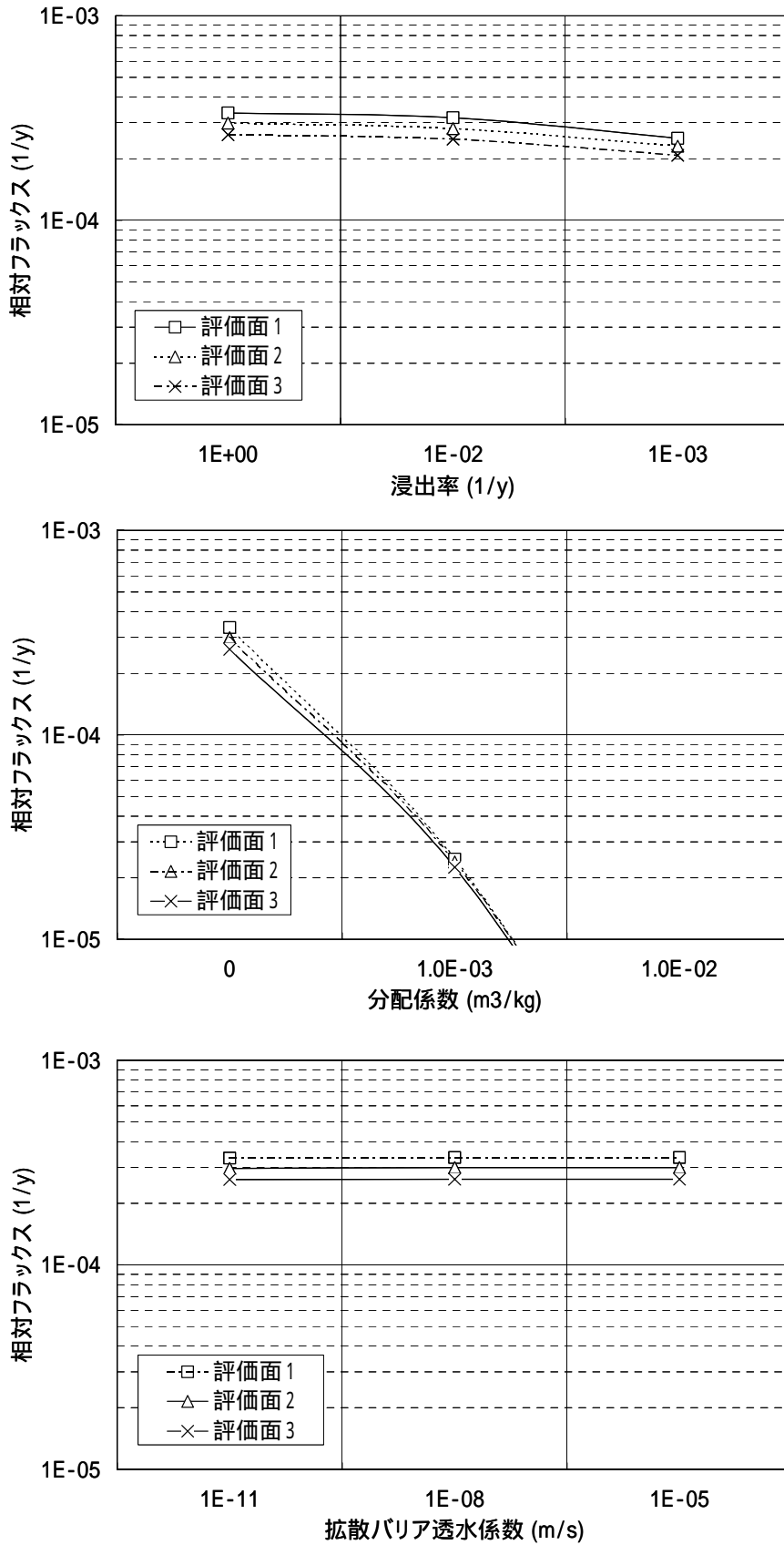


図4-12 感度解析結果(側面ケース)(1 / 3)

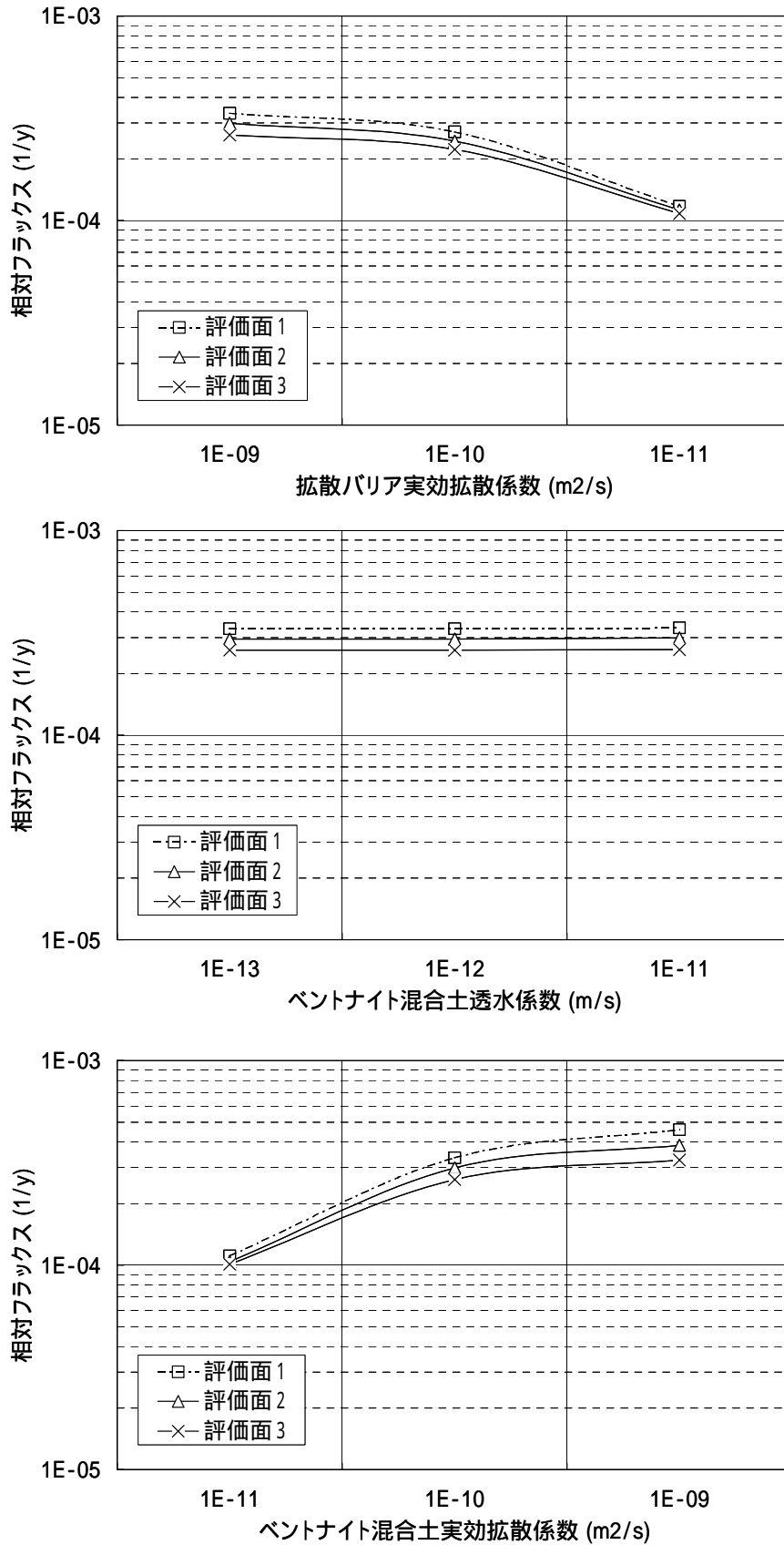


図4-12 感度解析結果(側面ケース)(2 / 3)

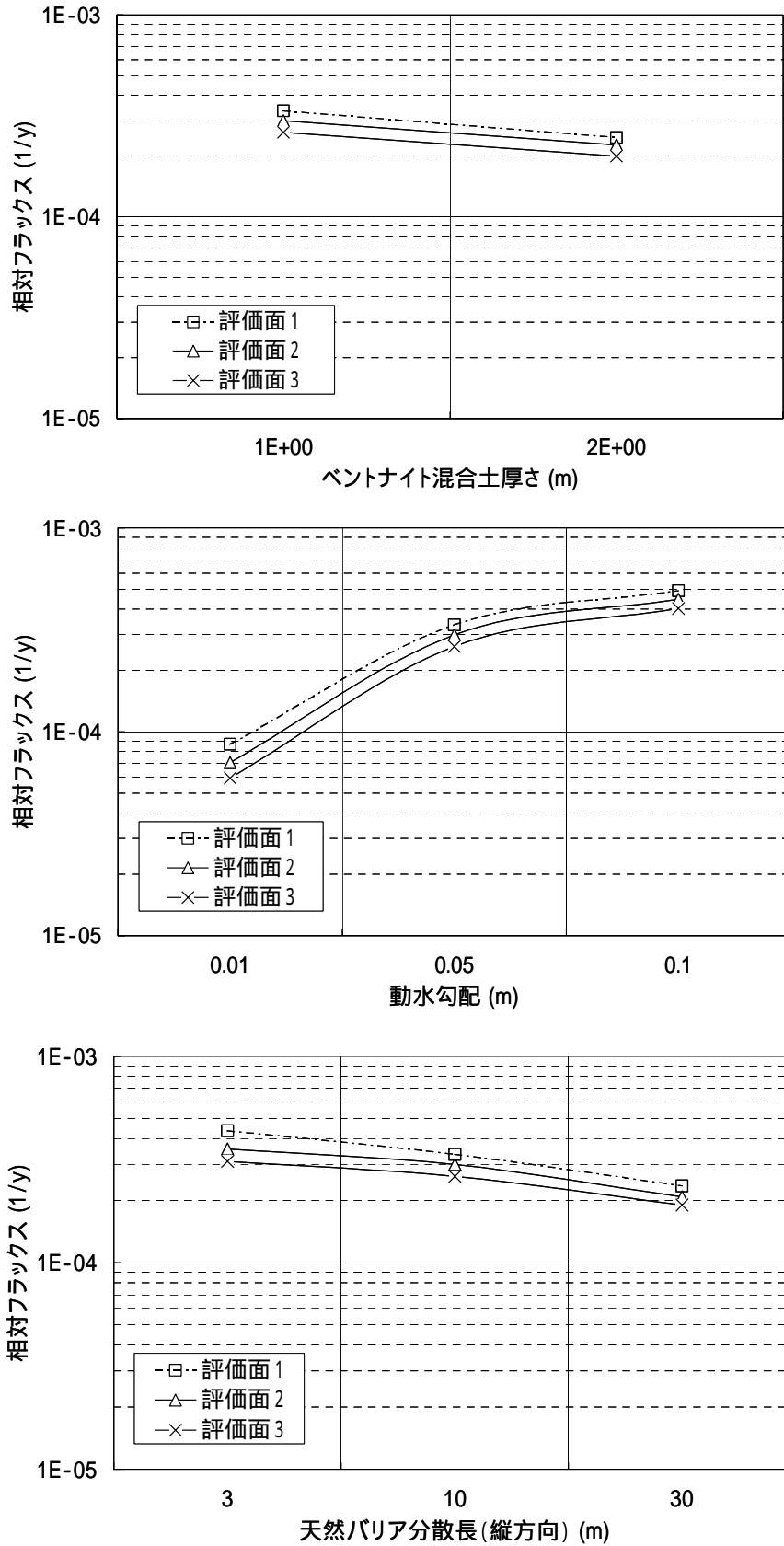


図4-12 感度解析結果(側面ケース)(3 / 3)

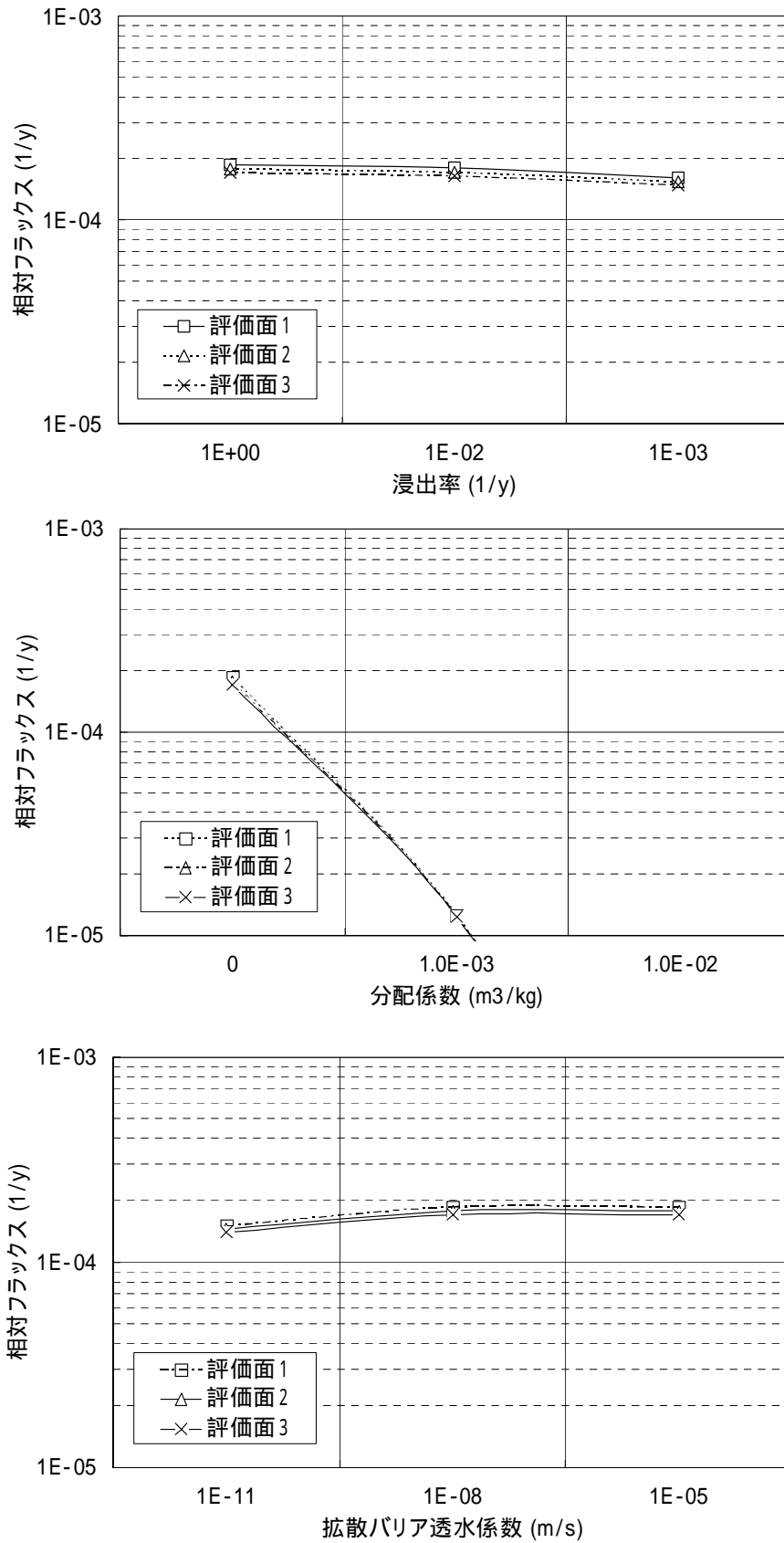


図4-13 感度解析結果(上面ケース)(1 / 3)

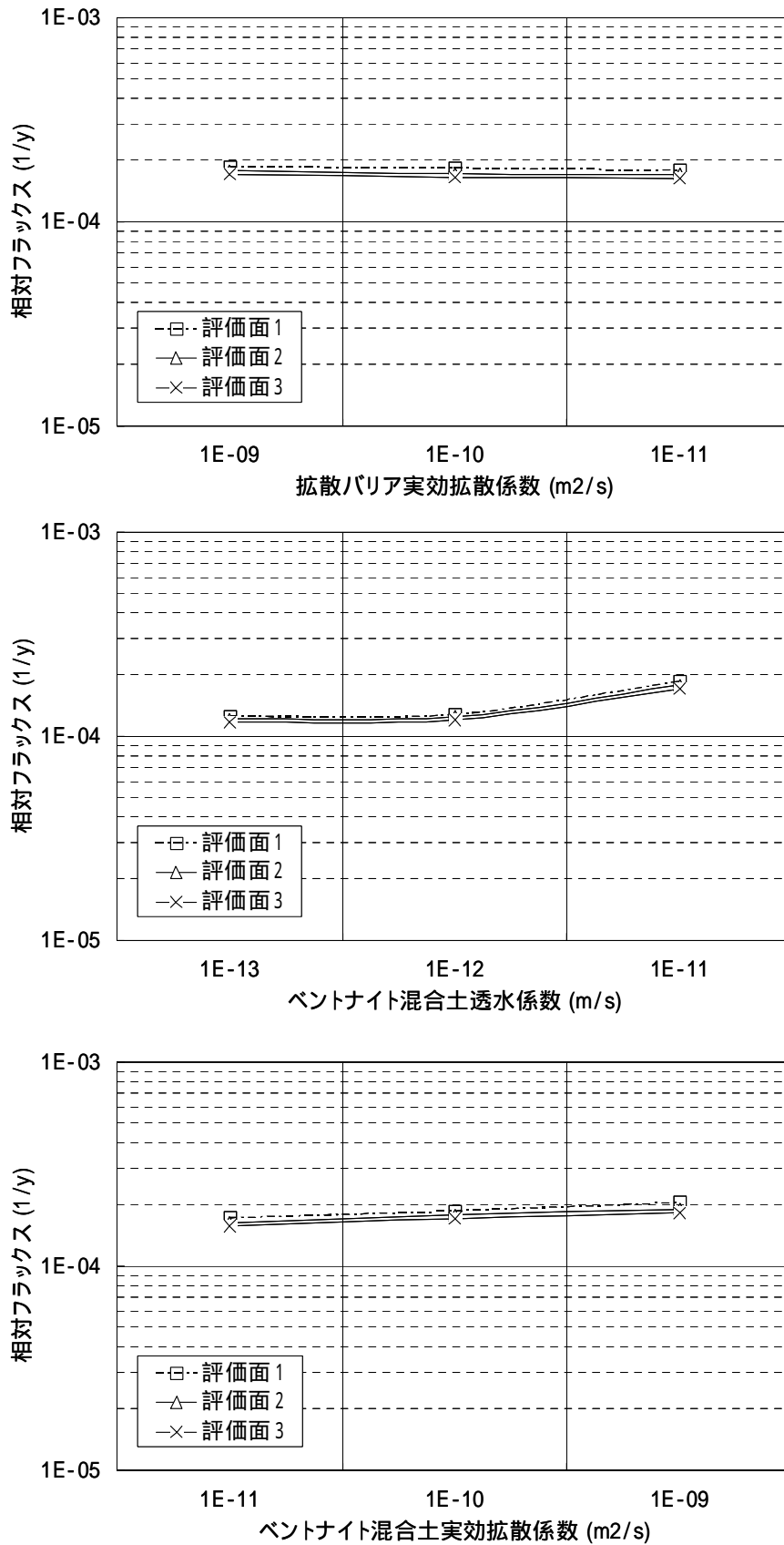


図4-13 感度解析結果(上面ケース)(2 / 3)

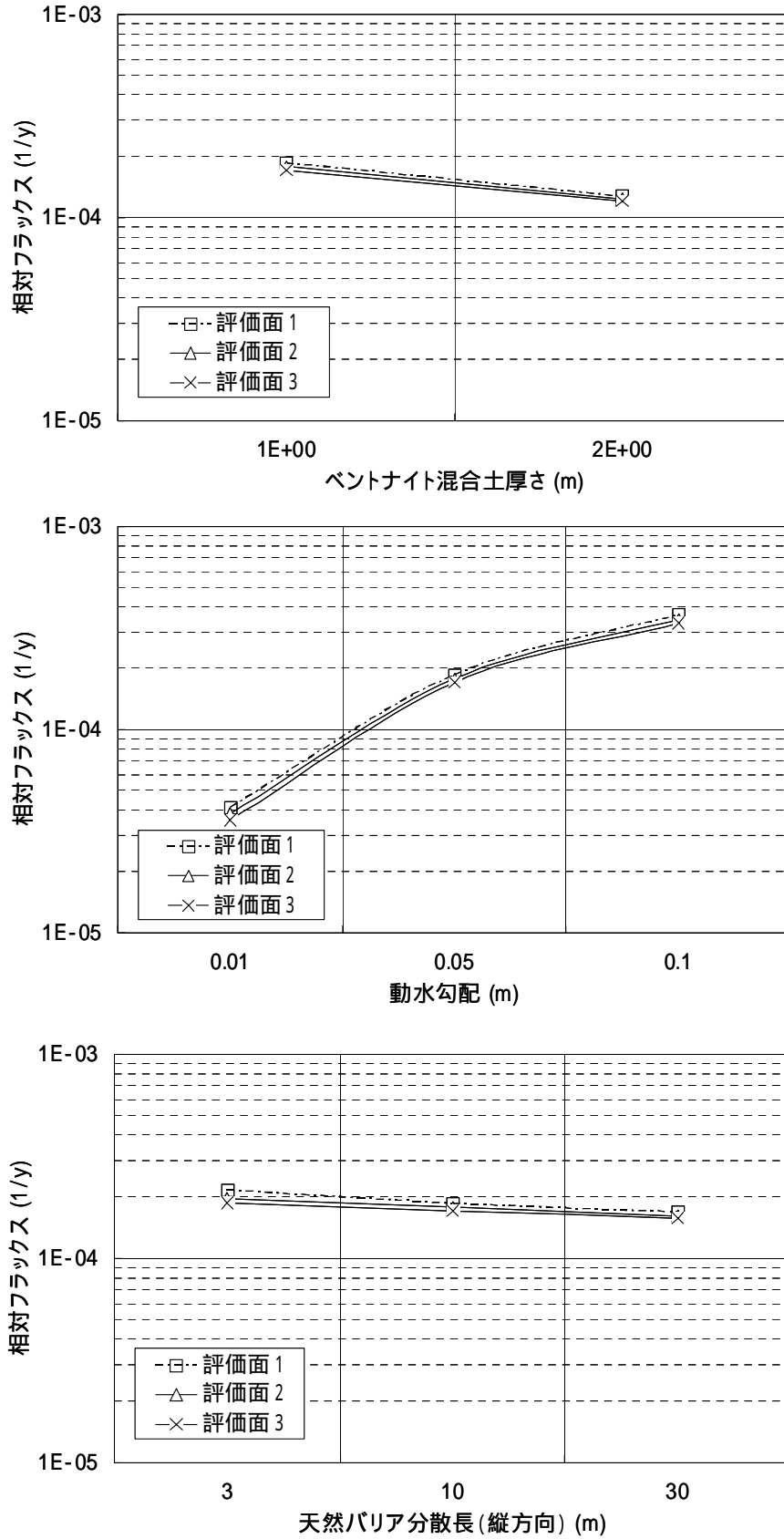


図4-13 感度解析結果(上面ケース)(3 / 3)



#### 4.4 課題の抽出と解決策の検討

以上の調査および評価結果から、サイト条件にもよるが、ある程度の希釈が見込める場合は、対象廃棄体を余裕深度処分した場合においても環境基準を満足できる見通しが得られた。しかしながら、サイトの下流側の境界までに十分な希釈が見込めない場合は、何らかの対策を講じる必要がある。また、本検討では、硝酸およびホウ素に着目して検討を行ったが、化学物質の観点では他の有害物が含まれる可能性も否定できない。

以上の観点から、ここでは硝酸およびほう素を含むTRU廃棄物の処分に関する今後の課題を抽出・整理するとともに、それらの解決策について検討した。

##### 【シミュレーション・モデル信頼性の向上】

今回実施したシミュレーションのモデルは、2次元物質移行解析コード「AZURE」を用いて計算した。パラメーターは、透水係数、粒子密度、間隙率、分配係数、拡散係数、などである。これらを用いて、窒素、ほう素の挙動解析について基本的な検討を行ったものである。

既存の土壤中の窒素のシミュレーションでは、畑・森林など比較的土壌の浅い場所を対象としたモデルの検討がなされている。なかには、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素、アンモニアなどの変化を考慮したモデルもある。

シミュレーション・モデルのパラメータ決定に際しては、硝酸の化学変化を考慮せず安全側の数値が用いられているが、さらにモデルの信頼性を向上させるには、脱窒速度を深度別に定めるなどの相変化も取り入れたより現実的な検討が重要である。

また、ほう素については、土壤中の挙動をシミュレーションした事例は現在まで収集できなかったが、窒素化合物のように相変化をすることがないので、地下水挙動解析の手法の適用が可能である。

##### 【硝酸及びほう素の化学的挙動に関する検討】

本研究では、化学物質の環境中の挙動に関する調査を実施した。その結果、硝酸は嫌気性環境下においてバクテリア、菌類等により脱窒され、窒素まで分解されることがわかった。また、ほう素についてもカルシウムと結合し、沈殿を生じ

ることが示唆されている。このことより、帯水層などの希釈水量が十分に見込めないサイトの場合では、これらの挙動を評価に取り込むことにより化学物質の影響をより現実的に評価でき、合理的な処分施設概念を構築できると考えられる。しかしながら、現状ではこれらの微生物分解等についての知見は定量的な評価において考慮するまでには至っていない。そのため、今後はより詳細な調査を行うとともに、挙動のモデル化および予備的な解析を実施することが必要であると考えられる。

#### 【化学物質チェックリストの整備】

TRU 廃棄物処分は、放射性廃棄物処分の法制度に則して実行されるが、産業廃棄物処分の観点からの環境配慮も必要である。

つまり、プラスチック固化体からはプラスチック素材に含まれる安定剤に由来する環境ホルモン物質の持続的な溶出や、廃棄物からの二次汚染、副生物の生成なども考えられる。

そこで、廃棄物の種類ごとに具体的な環境配慮事項を前もって整備し、ガイドラインとしてまとめておくことが重要となってくる。処分に際しては、このガイドラインを作業者への周知徹底させることによって「環境にやさしい」事業の推進を図ることが可能となる。

## 5. 研究計画の策定

ここでは、本研究での検討結果を踏まえて、今後解決すべき課題を抽出し、将来の処分事業が円滑に進めるために必要な研究計画を策定する。なお、研究計画策定においては、全体計画を検討すると共に、各課題に対する解決方法、試験項目、試験実施内容および試験スケジュール等について整理する。

### 5.1 余裕深度処分の適合性検討

本研究において対象とする廃棄体について、技術的な観点から余裕深度処分の適合性を判断するためには、以下の項目について検討する必要がある。

- ・地下水移行シナリオ
- ・接近シナリオ
- ・化学物質の影響

このうち、地下水移行シナリオについては、本研究の「合理的な処分システム仕様及び地層環境条件の検討」において、核種移行評価の感度解析を行い、目標線量を十分に下回るための人工バリアおよび天然バリアに関する十分条件を明らかにした。その結果、感度を有するパラメータのうち、いくつかのパラメータに対しては今後検討する必要があるものの、人工バリア条件および天然バリア条件ともに、全ての対象廃棄体に対して余裕深度処分が可能である見通しが得られた。

また、化学物質の影響に関しても、「環境影響評価に係る検討」において、ある程度の希釈水量が確保できるサイトであれば、対象廃棄体に含有される化学物質である硝酸性窒素及びホウ素による環境への影響は小さく抑えられることがわかった。

また、接近シナリオについてもボーリングコア観察シナリオに対して被ばく評価を実施し（添付5）、その結果全ての廃棄体においてICRP Pub. 81（ICRP,1998）での介入レベルである10 mSv/y～100 mSv/y以下に収まる見通しが得られた。

今後は、本研究によって整理された核種移行解析に対する影響事象に関する検討課題を解決する必要がある。また、本検討では目標線量を満足するための十分条件が抽出されたが、人工バリア構成が非常に強固となったため、この処分概念をそのまま適用することは経済性の観点からは適当ではない。よって今後は、より合理的

な処分システムを構築するための検討が必要であると考えられる。

## 5.2 今後の研究計画

本検討では、「合理的な処分システム仕様及び地層環境条件の検討」及び「F E Pの再整理及び安全評価シナリオの検討」の結果得られた重要パラメータに対する影響事象のうち課題とされたものに対して、研究計画を策定した。研究項目は以下のとおりである。

- ・プラスチック固化体の溶出試験（JNC 殿独自の課題）
- ・アスファルト固化体の溶出試験（JNC 殿独自の課題）
- ・ROBE 固化体の固化方法に関する検討（JNC 殿独自の課題）
- ・コンクリート部の劣化に関する検討
- ・緩衝材の透水性上昇に関する検討
- ・ROBE 固化体における C-14 の分配係数確認試験（JNC 殿独自の課題）
- ・ガス影響に関する検討
- ・天然バリアの変動事象影響に関する検討
- ・生物圏評価における変動事象影響に関する検討

また、それぞれの研究計画を 1 件 1 葉にしてまとめたものを表 5-1 に示す。本研究計画には、以下の項目を含む。

- ・研究の目的および課題の解決方法
- ・研究項目
- ・研究内容
- ・研究スケジュール

表 5-1 研究計画 ( 1 / 9 )

：プラスチック固化体の溶出試験

1. 研究の目的および課題の解決方法

プラスチック固化体は、プラスチックマトリクスによる核種の漏出に対する遅延効果が見込めるが、現状では、核種の浸出率に関するデータが存在しない。そのため、プラスチック固化体に対して浸出試験を行い、核種の漏出率データを蓄積するとともに、浸出メカニズムについて確認する。なお、本研究に関する課題はJNC独自の課題であるため、JNCにおいて実施する必要がある。

2. 研究項目

- 試験計画の策定
- 試験体の作製
- 予備的浸出試験
- 本試験
- 核種移行解析への反映

3. 研究内容

試験計画の策定

プラスチック固化体に要求される浸出率等の必要条件及び十分条件について整理する。また、既往の文献調査を実施し、試験項目、試験手法、試験条件、測定項目及び対象核種等について調査する。その結果を反映して本研究の試験計画を策定する。

試験体の作製

予備試験および本試験に必要な模擬試験体あるいは実試験体を作製する。

予備的浸出試験

処分施設を模擬した環境において予備試験を実施し、プラスチック固化体

の浸出挙動について概要を把握する。その結果を反映させて、本試験における計画の再検討を行う。

本試験

本試験を実施し、核種の漏出率について定量的なデータを取得し、核種の溶出メカニズムを解明する。

核種移行解析への反映

上記までの試験結果を核種移行解析に反映させ、線量への影響の大きさを確認する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
試験計画の策定	■					
試験体の作製	■	■				
予備的浸出試験		■	■			
本試験			■	■	■	
核種移行解析への反映					■	

表 5-1 研究計画 ( 2 / 9 )

: アスファルト固化体の溶出試験

1. 研究の目的および課題の解決方法

アスファルト固化体の安全評価上重要な核種は、I-129 および C-14 等の難吸着性核種であるため、人工バリア及び天然バリアにより核種の移行を遅延させることが困難となる可能性がある。そのため、廃棄体の放射能濃度および処分概念によっては、廃棄体自身に核種の閉じ込め性が要求される。

したがって、アスファルト固化体が処分環境下において有する核種の漏出に対する遅延効果を、溶出試験を行うことにより定量的に確認する。なお、本研究に関する課題は JNC 独自の課題であるため、JNC において実施する必要がある。

2. 研究項目

- 試験計画の策定
- 試験体の作製
- 模擬廃棄体による予備試験
- 実廃棄体による本試験
- 核種移行解析への反映

3. 研究内容

試験計画の策定

アスファルト固化体に要求される浸出率等の必要条件及び十分条件について整理する。また、既往の文献調査を実施し、試験項目、試験手法、試験条件、測定項目及び対象核種等について調査する。その結果を反映して本研究の試験計画を策定する。

試験体の作製

予備試験および本試験に必要な模擬試験体あるいは実試験体を作製する。

模擬試験体による予備試験

予備試験を行い、アスファルト固化体からの核種の浸出挙動について概要を把握する。その結果を反映させて、本試験における計画の再検討を行う。

実試験体による本試験

本試験を実施し、核種の漏出率について定量的なデータを取得し、核種の溶出メカニズムを解明する。

核種移行解析への反映

上記までの試験結果を核種移行解析に反映させ、線量への影響の大きさを確認する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
試験計画の策定	■					
試験体の作製	■	■				
模擬試験体による予備試験		■	■			
実試験体による本試験			■	■	■	
核種移行解析への反映					■	

表 5-1 研究計画 ( 3 / 9 )

: ROBE 固化体の固化方法に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法

ROBE 固化体は再処理工場から発生する低レベル濃縮廃液のスラリーに、ホウ酸ナトリウムを固化助材として添加し、蒸発固化した中間貯蔵体である。ROBE 固化体は、この状態では処分施設における廃棄体の受け入れ基準を満足しないため、何らかの方法で処理する必要がある。一方、ROBE 固化体は、種類によっては放射能濃度が高い廃棄体も含まれるため、処分施設の性能評価の観点から、廃棄体に核種の閉じ込め性を期待しなければならない可能性がある。

したがって、処分施設の性能評価の観点からの要件も考慮して、ROBE 固化体の合理的な処理方法及び処分方法を検討する。なお、本課題は JNC 独自の課題であるため、JNC が実施する必要がある。

2. 研究項目

- ROBE 固化体に要求される要件の抽出
- ROBE 固化体の処理方法の整理
- 候補固化体に対する予備的な固化試験
- 候補固化体に対する浸出試験

3. 研究内容

ROBE 固化体に要求される要件の抽出  
 ROBE 固化体に対して、浅地中処分を想定した場合に要求される要件についてまとめ。核種移行の観点では、想定されるいくつかのサイト条件および人工バリア条件に対して、廃棄体が保持する必要がある機能について整理する。

ROBE 固化体の処理方法の整理

ROBE 固化体を対象とした SC 固化、ガラス固化、塩酸交換等の処理方法について整理し、その長所および欠点を明確にする。また、上述の検討結果を参考に、候補の中から最も適当な処理方法及び処分方法を選定する。選定においては、処理に要する費用とそれによる人工バリア低減によるコスト低減とを比較することによりその経済的效果を確認する。

候補固化体に対する予備的な固化試験

上記で選定された処理方法に対して、その処理の実現可能性を確認するために、予備的な固化試験を実施する。

候補固化体に対する浸出試験

上記で選定された処理方法に対して、性能評価上要求される機能を確認できるかどうかを確認するために、予備的な浸出試験を行う。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
ROBE 固化体に要求される要件の抽出						
ROBE 固化体の処理方法の整理						
候補固化体に対する予備的な固化試験						
候補固化体に対する浸出試験						

表 5-1 研究計画 ( 4 / 9 )

: コンクリート部の劣化に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法

C-14 及び I-129 等の難吸着性核種が線量評価上支配的な場合は、コンクリート部（低拡散バリア・構造躯体）の止水性が劣化する時期と劣化後の透水性が評価上重要なパラメータとなりうる。そのため、コンクリート部の透水係数に影響を及ぼす力学的劣化および化学的劣化に関するメカニズムを整理し、処分環境におけるコンクリート部の性能の経時的な変化を予測するために必要なデータを蓄積，整備するとともに，評価モデルを検討する。

2. 研究項目

コンクリート部の劣化に関する事象の整理  
 化学反応がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討  
 力学的劣化がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討  
 解析によるコンクリートの透水係数上昇の予測

3. 研究内容

コンクリート部の劣化に関する事象の整理  
 コンクリート部の透水係数に影響を及ぼす力学的劣化および化学的劣化に関する事象を抽出・整理する。整理にあたり，対象廃棄体特有の含有物にも着目する。  
 セメント系材料の化学反応がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討  
 セメント鉱物の溶脱及び硝酸塩影響等の化学反応に起因する透水係数の変化について検討する。また，間隙率の変化と透水係数との関連も明確にした上で，化学反応と間隙率及び透水係数との連成を考慮する。

力学的劣化がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討  
 エトリンガイト生成，金属の腐食膨張及び，ガスの発生・蓄積等の力学的影響によるコンクリート部の透水係数に及ぼす影響について検討する。また，適切な評価モデルの構築，データの収集および解析による影響の確認を行い，影響の発現時期および影響の及ぶ範囲と規模について定量的に評価する。また，必要に応じて試験を実施する。

解析によるコンクリートの透水係数上昇の予測

上述 ~ の検討結果から，コンクリートの劣化に関する事象を複合的に考慮したモデルを開発し，解析を行うことで定量的な検討を実施する。最終的に，コンクリートバリアの透水係数が上昇する時期及び影響の程度について総合的な評価を行う。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
コンクリート部の劣化に関する事象の整理	—					
セメント系材料の化学反応がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討	—	—	—			
力学的劣化がコンクリート部の透水性に及ぼす影響に関する検討	—	—	—			
解析によるコンクリートの透水係数上昇の予測			—	—	—	



表 5-1 研究計画 ( 5 / 9 )

: 緩衝材の透水性上昇に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法

緩衝材が化学的に劣化するか、あるいは力学的に卓越的な流路が形成されることにより、止水性が機能しない場合、核種移行評価における線量への影響は大きい。

したがって、緩衝材の透水係数に影響を及ぼしうる事象に関する知見を整理し、対象廃棄体を余裕深度処分するために緩衝材に期待される機能を満足するための仕様を明らかにする。

2. 研究項目

- 緩衝材の透水性上昇に関する知見の整理
- 緩衝材の化学的変質による透水性上昇に関する検討
- 緩衝材の力学的健全性に関するモデル化及び解析
- 要求される機能を満足する緩衝材の仕様の検討

3. 研究内容

緩衝材の透水性上昇に関する知見の整理  
セメント/ベントナイト反応、硝酸塩影響及びガス影響等の緩衝材の透水性が上昇する事象を抽出し、既往の文献を調査することによって知見を整理する。

緩衝材の化学的変質による透水性上昇に関する検討

上述で抽出されたセメント/ベントナイト反応、硝酸塩影響等の緩衝材の化学的変質について水化学解析を行い、変質の時期および変質の程度を評価する。さらに、変質の度合いと透水性への影響の関連性を明らかにする。

緩衝材の力学的健全性に関するモデル化及び解析

上述で抽出されたガス影響、力学的健全性の欠如による卓越経路形成等の緩衝材の力学的劣化について影響事象のモデル化および解析を行う。解析では、化学的変質による緩衝材および周辺領域の力学特性パラメータの変遷も考慮する。

要求される機能を満足する緩衝材の仕様の検討

～ の検討結果に基づき、余裕深度処分において緩衝材に要求される機能を満足する仕様について総合的な検討を行う。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
緩衝材の透水性上昇に関する知見の整理	—					
緩衝材の化学的変質による透水性上昇に関する検討	—	—	—			
緩衝材の力学的健全性に関するモデル化及び解析	—	—	—	—		
要求される機能を満足する緩衝材の仕様の検討			—	—	—	

表 5-1 研究計画 ( 6 / 9 )

ROBE 固化体における C-14 の分配係数確認試験

1. 研究の目的および課題の解決方法

ROBE 固化体には、放射能濃度が高い廃棄体も存在し、余裕深度処分するためには、性能評価上重要核種である C-14 に対する遅延効果を、廃棄体あるいは充填材に期待する必要がある。一方、対象廃棄体には硝酸塩、ホウ酸塩等が多く含まれており、これらが処分施設近傍で高濃度になるおそれがあり、その場合、核種の吸着性に影響を及ぼす可能性がある。

そこで本検討では、対象廃棄体を余裕深度処分した場合において、廃棄体 / 充填材領域において C-14 の吸着能をどの程度見込めるかについて試験により確認する。

なお、本研究に関する課題は JNC 独自の課題であるため、本研究は JNC が実施する必要がある。

2. 研究項目

- 試験計画の策定
- 試験体の作製
- 模擬試験体による予備試験
- 実試験体による本試験

3. 研究内容

試験計画の策定  
 廃棄体 / 充填材領域における C-14 の分配係数について、余裕深度処分した場合に要求される要件についてまとめる。また、文献調査により想定される処分環境における C-14 のセメント系材料への吸着に関する知見の整理し、対象廃棄物における分配係数の確認試験の計画を策定する。

試験体の作製

予備試験および本試験に使用する、模擬試験体あるいは実廃棄物を使用した実試験体を作製する。

模擬試験体による予備試験

廃棄体 / 充填材領域を模擬した環境において模擬試験体を使用した予備試験を行うことにより、C-14 の吸着性能について概要を把握する。また、C-14 存在形態 (有機 / 無機) は吸着性の重要な因子であるため、C-14 の存在形態についても確認する。さらに、予備試験の結果から本試験の計画を再検討する。

実試験体による本試験

実試験体を使用した本試験を実施し、C-14 の分配係数を取得する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
試験計画の策定	—					
試験体の作製	—	—				
模擬試験体による予備試験	—	—				
実試験体による本試験					—	

表 5-1 研究計画 ( 7 / 9 )

：ガス影響に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法  
人工バリア内部でのガス発生量が多い場合、ガス圧による間隙水の押し出しが核種漏出の要因となる可能性がある。  
したがって本研究では、ガス発生による地下水押し出しに関する事象のモデル化を行い、核種移行に対するガス発生の影響を定量的に評価する。

2. 研究項目

ガス影響に関する知見の整理  
ガス発生速度に関する検討  
ガスによる間隙水の押し出しに関するモデル化および解析  
核種移行解析への反映

3. 研究内容

ガス影響に関する知見の整理  
ガス発生、移行および核種移行評価への反映方法について、既往の文献を調査し、現状の知見を整理する。  
ガス発生速度に関する検討  
金属腐食、有機物分解、微生物活動及び放射線分解等の処分施設内のガス発生源の種類と量を把握し、それぞれのガス発生のプロセスについて検討し、処分施設におけるガス発生速度を評価する。また、必要があれば試験を行い、データを取得する。

ガスによる間隙水の押し出しに関するモデル化および解析  
ガス発生に伴う間隙水の押し出しに関するモデルを検討する。また、解析を行い、間隙水の押し出し速度および押し出し水量について評価する。また、

必要があれば試験を行い、データを取得する。

核種移行解析への反映

上述で得られた結果を核種移行解析に反映させ、ガスによる間隙水の押し出しの線量への影響を確認する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
ガス影響に関する知見の整理						
ガス発生速度に関する検討						
ガスによる間隙水の押し出しに関するモデル化および解析						
核種移行解析への反映						

表 5-1 研究計画 ( 8 / 9 )

: 天然バリアの変動事象影響に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法

天然バリアにおける地下水流速は核種移行解析において重要なパラメータとなる。しかしながら、長期にわたって担保できる地下水流速の値を設定するためには、想定される種々の変動要因が地下水流速に及ぼす影響を明らかにする必要がある。

したがって、人工バリアおよび天然事象が地下水流速に及ぼしうる影響の度合いについて評価する。

2. 研究項目

- 天然バリア流速に及ぼす影響の整理
- 人工バリアの変遷が天然バリアの透水性に及ぼす影響の評価
- 天然事象が天然バリア地下水流速に及ぼす影響の評価
- 核種移行解析への反映

3. 研究内容

天然バリア流速に及ぼす影響の整理  
 天然バリアの透水性，動水勾配に影響を及ぼす事象を F E P リスト等を参考に抽出・整理する。

人工バリアの変遷が天然バリアの透水性に及ぼす影響の評価  
 高 p H 影響による天然バリア鉱物の変質及びクレープ現象等の事象が岩盤の健全性に対して及ぼす影響の評価手法を検討し，解析によりその影響を把握する。必要があれば試験を行い，データを取得する。

天然事象が天然バリア地下水流速に及ぼす影響の評価

隆起侵食，海水準変動及びひ地震等の岩盤の健全性と動水勾配への影響について，既往の文献等を調査し，処分システムへの影響の程度について評価する。評価にあたっては，第 2 次取りまとめの成果を有効に活用し，余裕深度処分に特有用なものについて注力する。

核種移行解析への反映

～ の検討結果から，天然バリアが劣化するシナリオを作成し，線量への影響を確認する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
天然バリア流速に及ぼす影響の整理						
人工バリアの変遷が天然バリアの透水性に及ぼす影響の評価						
天然事象が天然バリア地下水流速に及ぼす影響の評価						
核種移行解析への反映						

表 5-1 研究計画 ( 9 / 9 ) : 生物圏評価における変動事象影響に関する検討

1. 研究の目的および課題の解決方法  
 対象廃棄体を余裕深度処分することを想定した安全評価を行った場合、C-14, I-129 等の核種の生物圏における線量への換算係数は、線量に対して感度を有するパラメータである。そのため、このパラメータに対する変動要因について整理して検討しておくことが重要であると考えられる。  
 したがって、考慮すべき変動事象を整理して評価モデルおよびパラメータに対してその影響の程度を検討する。

2. 研究項目  
 考慮すべき変動事象の抽出  
 変動事象に対応した評価モデルの構築  
 生物圏評価パラメータの検討  
 核種移行解析への反映

3. 研究内容  
 考慮すべき変動事象の抽出  
 生物圏評価が有する不確実性を考慮して、考慮すべき変動事象を抽出する。  
 変動事象に対応した評価モデルの構築  
 上述で抽出した変動事象に対して適切な評価モデルを検討する。特に、C-14, I-129 の生物圏での核種の移行に関して文献調査を行い、既往の評価で使用されている評価モデルの有する不確実性について検討する。

生物圏評価パラメータの検討  
 上述で抽出した変動事象が生物圏評価において重要なパラメータに及ぼす影響について検討する。

核種移行解析への反映  
 以上までの検討の成果を反映して変動事象を考慮した場合の線量への換算係数の変動範囲を評価し、線量への影響の程度を確認する。

4. 研究スケジュール

工 程	2002	2003	2004	2005	2006	備考
考慮すべき変動事象の抽出	■					
変動事象に対応した評価モデルの構築	■	■				
生物圏評価パラメータの検討		■	■			
核種移行解析への反映			■	■		

## 6. おわりに

本研究では、核燃料サイクル開発機構の再処理工場から発生するアスファルト固化体、プラスチック固化体及びROBE固化体について、余裕深度処分への適合性を検討した。

検討では、まず、対象廃棄体の性状について整理し、安全評価に係るFEP (Features, Events and Processes)を見直した。次に、地下水移行シナリオについて感度解析を行い、線量に対して感度の高いパラメータについて、目標線量を下回るための人工バリアおよび天然バリアに関する十分条件を明らかにした。さらに、感度解析の結果及びFEP辞書を利用して安全評価上重要となる事象を抽出した。その結果、今後検討する必要がある課題もいくつか存在するが、人工バリア条件および天然バリア条件ともに、全ての対象廃棄体に対して余裕深度処分が可能である見通しが得られた。

また、対象廃棄体中に含まれる硝酸およびほう素の化学物質としての環境への影響について文献調査を行い、処分場からの化学物質の移行量を予備的な解析により評価し、処分適合性を検討した。その結果、ある程度の希釈水量が確保できるサイトであれば、対象廃棄体に含有される化学物質である硝酸性窒素及びほう素による環境への影響は小さく抑えられることがわかった。

最後に、上記検討を踏まえ、対象廃棄体を浅地中処分可能とするために必要な今後の研究計画を策定した。今後はこれらの研究計画を実施する必要がある。また、性能評価の観点のみではなく、経済性の観点等からの検討も重要であると考えられる。

7. 謝辞

本研究においては、TRU 核種を含む放射性廃棄物の余裕深度処分の評価において、「安全評価上考慮すべき影響因子」の抽出を行っている。この抽出に際しては、電力共通研究「TRU 廃棄物処分における安全評価シナリオの体系化に関する研究（H10～H11）」の成果の一部を利用した。上記電力共通研究の成果の利用をご許可くださった電力共通研究参加会社の北海道電力（株）、東北電力（株）、東京電力（株）、中部電力（株）、北陸電力（株）、関西電力（株）、中国電力（株）、四国電力（株）、九州電力（株）、日本原子力発電（株）、日本原燃（株）の各社殿に深く感謝いたします。

8. 参考文献

【1章の参考文献】

“ T R U 廃棄物処分概念検討書 ”、JNC TY1400 2000-001, TRU TR-2000-01 (2000)

“ 核種移行解析の網羅性の確認・評価 ( その 2 ) ”、JNC TJ8400 2000-033 , (2001)

【2章の参考文献】

電力共通研究：“ T R U 廃棄物処分のシナリオ体系化に関する研究 ( 最終報告書 ) ”  
(2000)

Nagra：“Kristallin-1: Safety Assessment Report”, Nagra Technical Report NTB  
93-22 (1994)

【3章の参考文献】

“ 核種移行解析の網羅性の確認・評価 ( その 2 ) ”、JNC TJ8400 2000-033 , (2001)

“ T R U 廃棄物処分概念検討書 ”、JNC TY1400 2000-001, TRU TR-2000-01 (2000)

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)

酒井光雄，他：“ 再処理系低レベル廃棄物の処理技術開発 ”、日本機械学会第 6 回動  
力・エネルギー技術シンポジウム'98 講演論文集 (1998)

Nagra：“ Report on the Long-Term Safety of the L/ILW Repository at the  
Wellenberg Site ”, NAGRA Technical Report No.94-06. ( 1994 )

樋口芳朗，他：コンクリート工学( )施工、彰国社 (1983)

日本コンクリート工学協会：コンクリート便覧 第二版 (1996)



岩崎訓明：コンクリートの特性、共立出版（1978）

岩崎訓明，他：新体系土木工学 29 フレッシュコンクリート・硬化コンクリート、技報堂出版（1981）

日本建築学会：原子力用コンクリート格納容器設計指針案・同解説（1978）

金津努，他：“高温下に長期暴露したコンクリートの力学的性質の変化”、電力中央研究所報（1998）

E. O. Allen：“The Radiation Chemistry of Water and Aqueous Solutions”，Van Nostrand，princeton，N.J.（1961）

B. Ross (ed.)：“Methods of Calculating the Post-closure Performance of High-level Waste Repositories”，PNL-6608 UC-510.（1989）

H. Christensen, et al.：“Radiolysis of Groundwater from HLW Stored in Spent Fuel”，KBS TR 82-18.（1982）

G. L. McVay, et al.：“Effect of Gamma Radiation on Glass Leaching”，J. Am. Ceramic Soc.，64，pp.154-158.（1981）

B.F.Greenfield, et al.：“The Identification of Isosaccharinic Acid, a Cellulose Degradation Product”，MRS Symp. Proc. 353(1995)

Ewart, et al.：“The effects of organics in SFR on Sorption Coefficients”，SKB Progress Report SKB/SFR 91-01.(1991)

F. Jacquot, et al.：“In vitro evaluation of microbial effects on bitumen waste form”，

Microbial Degradation Processes in Radioactive Waste Repository and in Nuclear Fuel Storage Areas , 275-283 ( 1997 )

“ アスファルト固化体の浸漬試験 ( 試験報告 ) ” , JNC TN8430 99-007 ( 1999 )

A.Kagawa, et al. :“Influence of Chemical and Radiolytic Degradation of Bitumen on Its Performance for Disposal”, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 37, No. 10, p.934 – 937 (2000)

R.Y. Stanier, et al. : THE MICROBIAL WORLD, 第 5 版,培風館 .(1997)

Nagra :“Report on the Long-Term Safety of the L/ILW Repository at the Wellenberg Site” , NAGRA Technical Report No.94-06. (1994)

NIREX:“NIREX 97:An assessment of the post-closure performance of a deep waste repository at Sellafield –overview –” ,Nirex Science Report S/97/012 (1997)

AECL:“The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: The Vault Model for Postclosure Assessment” , AECL-10714 , COG-93-4 (1994)

R.Berner:“Modeling porewater chemistry in hydrated portland cement”,Materials Reserch Society. 112.pp.3-12, (1987)

F.P.Glasser, et al.:“Modeling approach to the prediction of equilibrium phase distribution in slag-cement blends and their solubility properties”,Materials Reserch Society.1988.pp.319-330, (1988)

A.Atkinson, et al.:“The Hydrothermal Chemistry of Portland Cement and Its Relevance to Radioactive Waste Disposal”, NSS/R187 (1989)

船戸巳知雄，他：コンクリートの耐久性と化学の基礎，セメント新聞社，(1991)

M.P.Gardiner, et al.:RSC/Nirex Loughborough Symposium,to be published (1997)

E.Wieland:“Experimental studies on the inventory of cement-derived colloids in the pore water of a cementitious backfill material: a contribution to the understanding of the role in the retardation of radionuclides in the near-field of a repository”, PSI-BERICHT-01-01 (2001)

T.Kannno et al.:“Moisture movement under the temperature gradient in highly compacted bentonite”, Engineering Geology,41, (1996)

“高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書 - 平成3年度 - ”, PNC TN1410 92-081, (1992)

中野政詩，他：“拘束された不飽和粘土の浸潤と膨潤圧”，農土論集、112, (1984)

“緩衝材の特性試験 ( )”, PNC TN8410 92-169. (1992)

“脱窒細菌のアルカリ性及び還元環境下での耐性に関する実験的研究”，JNC TN 8430 2000-009 (2000)

C. R. Wilding, et al.:“Effects of Radiolysis, Radiation Damage and Waste Matrix Interaction”, Radioactive Waste Management and Disposal pp.257-271 (1991)

黒沢進，他：“海水系地下水により浸潤した圧縮ベントナイト中でのコロイド移行”，日本原子力学会誌,38,pp378-381 (1996)

#### 【5章の参考文献】

ICRP：“Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of

Long-lived Solid Radioactive Waste”, ICRP Publication Volume 28 No.4,  
Pergamon Press, Oxford (1998)

## 添付 1

### F E P 再整理に係る文献調査結果

1. 核燃料サイクル開発機構(1999):アスファルト固化体の浸漬試験(試験報告), JNC  
TN8430 99-007

1.1 試験項目

- ・アスファルト固化体からの核種の放出
- ・アスファルト固化体の変質

1.2 関連 FEP

TW66:アスファルトマトリクス特性

TW77:廃棄体での核種の移行と放出

1.3 内容

アスファルト固化体の対象廃液には、再処理施設の第一蒸発缶で濃縮された比較的放射能レベルの高い MA 濃縮廃液と、第二蒸発缶で濃縮された LA 濃縮廃液がある。MA 濃縮廃液をアスファルト固化したものを MA アスファルト固化体、LA 濃縮廃液をアスファルト固化したものを LA アスファルト固化体と呼ぶ。

本資料では、MA アスファルト固化体及び LA アスファルト固化体に対して、IAEA 浸出試験または MCC 浸出試験の試験方法に従って、浸漬試験を実施した。測定項目は、核種、核種、塩の浸出、浸漬液の pH、固化体の膨潤である。

1.3.1 目的

アスファルト固化体からの核種、核種、塩の浸出の確認、及び浸漬液の pH、固化体の膨潤の確認。

## 1.3.2 試験条件

	試験 I	試験 II	試験 III	試験 IV
試験方法	IAEA 浸出試験	IAEA 浸出試験	MCC 浸出試験	IAEA 浸出試験
固相試料	貯蔵直後の MA 固化体 (45mm × 45mmH)	貯蔵 10 年後の MA 固化体 (45mm × 45mmH)	貯蔵直後の MA 固化体 (45mm × 45mmH)	貯蔵直後の LA 固化体 (45mm × 45mmH)
液相	脱 鋳物成分水 (170ml)	脱 鋳物成分水 (170ml)	脱 鋳物成分水 (162ml)	脱 鋳物成分水 (170ml)
温度	25	25	40	25
浸漬期間	555 日	392 日	364 日	91 日

## 1.3.3 試験結果

## (1) 核種の浸出

試験 I で浸出した核種は Co-60, Ru-106, Sb-125, Cs-134, Cs-137 であった。最大浸出比は Co-60 の 7% であった。

試験 II で浸出した核種は Co-60 で、浸出比は 8% であった。

試験 III で浸出した核種は Co-60, Ru-106, Sb-125, Cs-134, Cs-137 であった。最大浸出比は Co-60 の 60% であった。

試験 IV で浸出した核種は Ru-106, Cs-134, Cs-137 であった。最大浸出比は Cs-134 及び Cs-137 の 0.9% であった。

以上から、温度による浸出比への影響が確認された。

## (2) 核種の浸出

全ての試験に対して、浸漬液中の 核種濃度は検出限界以下であった。

## (3) 塩の浸出

試験 I では、浸出比は 11% であった。以下、試験 II では 7%、試験 III では 65%、試験 IV ではほとんど浸出は見られなかった。以上から、温度による浸出比への影響が確認された。

(4) 浸漬液の pH

試験 I では、pH は 7 ~ 11 で推移し、傾向は見られなかった。

試験 II では、20 日までの pH は 6 ~ 9 で推移し、以降は 3 ~ 8 で推移し、傾向は見られなかった。

試験 III では、56 日までに徐々にアルカリ側に推移し、以降は pH10.5 ~ 11 で安定した。

試験 IV では、初期 pH は 10.5 であったが、7 日以降は pH3 ~ 6 で推移した。

(5) 固化体の膨潤

試験 I ~ III の試料について、針入度、外観観察から膨潤の観察を実施した。その結果、いずれの試料についても膨潤が認められた。



2. JNC(2000) : Influence of Chemical and Radiolytic Degradation of Bitumen on Its Performance for Disposal, Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY, Vol. 37, No. 10, p.934 - 937

2.1 試験項目

- ・アスファルトの化学劣化，放射線劣化

2.2 関連 FEP

TW66 : アスファルトマトリクスの特性

2.3 内容

アスファルトの化学劣化及び放射線劣化を測定するために，浸漬試験及び照射試験を行い，浸漬液中の全有機炭素（TOC）及び有機生成物を測定した。

2.3.1 化学劣化

(1) 試験条件

	大気雰囲気	還元雰囲気
雰囲気	大気	酸素<1ppm， -200 ~ -300mV(SHE)
アスファルト試料	ブローンピチューメン	
液相	イオン交換水，Ca(OH) <sub>2</sub> ，NaNO <sub>3</sub> ，NaOH 等	
固液比 (g/cm <sup>3</sup> )	アスファルト 1 : 液相 10	
温度(K)	363 (恒温槽)	
浸漬期間	3 年	241 日

(2) 試験結果

- ・浸漬試験の後に浸漬液中の TOC を測定した結果，大気雰囲気では 600 ~ 1200mg-C/dm<sup>3</sup>であった。還元雰囲気では，TOC 濃度は 17mg-C/dm<sup>3</sup>であった。これから，アスファルトの酸化性劣化が顕著であったことが示唆される。
- ・化学的劣化による主な可溶性有機生成物はギ酸及び酢酸であった。その最大濃度は，3 年の浸漬期間（大気雰囲気）の後，ギ酸が 1530mg/dm<sup>3</sup>，酢酸が 530mg/dm<sup>3</sup>であった。

## 2.3.2 放射線劣化

## (1) 試験条件

照射線源	線源として Co-60
アスファルト試料	ブローンビチューメン
固液比	ビチューメン 50g : イオン交換水 1000cm <sup>3</sup>
温度	室温
照射時間	94.79h(1MGy) , 951.48h(10MGy)
照射率	10.65kGy/h(1MGy) , 10.61kGy/h(10MGy)
吸収線量	1MGy , 10MGy

## (2) 試験結果

- ・浸漬液中の全有機炭素 ( TOC ) が 1MGy では約 5mg-C/dm<sup>3</sup> , 10MGy では約 15mg-C/dm<sup>3</sup> 検出され , 放射線劣化は線量に比例することが示された。
- ・アスファルトの放射線劣化による主な可溶性有機生成物はシュウ酸であり , 10MGy の照射試験において約 10mg/dm<sup>3</sup> 検出された。
- ・化学劣化試験で検出されたギ酸及び酢酸は , 検出されなかった。

3. 核燃料サイクル開発機構(2000)：微生物によるアスファルト劣化に関する実験的研究（試験報告），JNC TN8430, 2000-003

3.1 試験項目

アスファルトの微生物劣化

3.2 関連 FEP

TW66：アスファルトマトリクスの特性

TW101：廃棄体での微生物

3.3 内容

微生物によるアスファルト劣化を検証するために，アスファルトの微生物劣化試験を行った。試験方法として，微生物を含む培養液を加えた培地にアスファルトを入れ，高温槽で微生物を培養した。アスファルトの劣化は，アスファルトの重量減少から求めた。また，劣化の指標として，培養液中の溶存有機炭素量を測定した。

3.3.1 試験条件

	好気条件（中性）	有機炭素（中性）	嫌気条件（中性）	好気条件（アルカリ）
培地	M56 培地(100ml)	M56 培地(200ml)	DCM 培地(50ml)	M56 培地(100ml)
アスファルト	円板状試料(2個)	4g（粒径<1mm）	円板状試料（2個）	
酸素	有り		無し	有り
pH	7.9	7.2	7.5	11
期間	最大 76 日	最大 91 日	最大 62 日	最大 76 日
項目	アスファルト重量変化	溶存有機炭素	アスファルト重量変化	
温度	30			

- ・アスファルト材質：ブローンアスファルト
- ・円板状試料寸法：直径 2cm，厚さ 0.25cm，表面積 7.85cm<sup>2</sup>，重量約 1g
- ・アスファルトの劣化速度は，以下のように定義した。

$$\text{アスファルト劣化速度 (g/m}^2\cdot\text{y)} = (M_0 - M_t) / S \cdot t$$

M<sub>0</sub>：アスファルト初期重量（g）

M<sub>t</sub>：試験後のアスファルト重量（g）

S：アスファルト表面積(m<sup>2</sup>)

t : 試験期間 (y)

### 3.3.2 試験結果

#### (1) アスファルト劣化試験

- ・好気条件, pH9 のアスファルト劣化が最も大きく, その値は  $423 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$  であった。
- ・嫌気条件 (pH7.5) でのアスファルトの劣化速度は, 好気条件の 1/10 であった。
- ・pH を 11 とした試験では, アスファルトの劣化速度は pH9 の場合の 1/30 程度であった。
- ・試験結果を用いた計算から, 低酸素・アルカリ条件でのアスファルト劣化速度は, 微生物に最適な環境での劣化速度の 1/300 以下との結果が得られた。

#### (2) 可溶性有機物の確認試験

- ・可溶性有機物は経時的に増加し, 370ppm 程度に達した。しかしながら, 可溶性有機物については定性分析をしていないため, 有機物の種類は特定できていない。

4. M.H.Bradbury and Flurin-Andry.Sarott ( 1995 ) : Sorption Databases for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment , PSI Bericht Nr.95-06 .

4.1 試験項目

- ・セメント内での吸着に対する高分子有機物（重合体）の影響

4.2 関連 FEP

TW74 : 廃棄体での核種の吸着

TC74 : コンクリート部での核種の吸着

4.3 内容

ここでは、主に、ポリエチレン、ネオプレン、ナイロン、ポリウレタンなどの有機物ポリマーの分解生成物を考慮している。

加速した溶出試験（80）を多様なセメントに（主に）10wt-%の種々のポリマーを入れて500日まで行った。これは、処分場条件下では、50～100年に相当すると考えられる。Puの溶解度は様々な時間間隔で取られた溶出物の aliquots で測定された。

一般に、Pu溶解度制限に対するポリマーの分解生成物の効果は、セルロースの場合より数桁小さい。及び線場を賦課しても結果に大きな影響がないので、化学的分解が支配的と思われる。

ポリマー試験のどれについても、溶出物中で測定されたPu溶解度制限の最大値は、 $\sim 10^{-7}M$ であった。ほとんどのケースで、Puの溶解度は、ポリマー分解生成物の存在下で、 $10^{-8}M$ が測定された。EWART等（1991）は、“最適値” $10^{-8}M$ を考えている。Pu溶解度の $5 \times 10^{-10}M$ から $10^{-8}M$ への増加は、吸着の低下を意味する。

もし、ポリマーが $\sim 1wt\%$ 以上存在するときはいつでも、PuのSRF（sorption reduction factor）50を適用するならば、実験は10wt-%で処分場の時間スケール50から100年を模擬して行われたので、これは保守的である。1wt-%以下に対しては、ここでは、PuのSRF1を提案している。Am、Zr、Np、Th、U、Cm、PaのSRFはPuと同じとしている。

種々のプラスチックを～10wt-%含む様々なセメント混合物からの溶出物(分解時間～750日, 温度80℃)中で, PILKINGTON&STONE(1990)は, Niの溶解度がおよそ一桁増加し, それに相当する吸着の減少を測定した。その結果, NiのSRFを10とした。同じ値をMn, Nb, Tc, Pd, Sn, Pb(還元条件)についても仮定している。H(HTO), CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, Cl, Se, Sr, Zr, Mo, I, Cs, Ra, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cmについては, プラスチック分解生成物の吸着に対する効果はないと思われる。

#### 4.4 参考文献

EWART.F., GREENFIELD.B., HAWORTH.A., ROSEVEAR.A. & WILLIAMS.S. (1991): The effects of organics in SFR on sorption coefficient. , SKB Progress Report SKB/SFR 91-01 , SKB Stockholm , Sweden.

PILKINGTON.N. & STONE N. (1990): The solubility and sorption of nickel and niobium under high pH conditions. , UK Nirex Ltd Report NSS/R186 , Harwell , UK.

表 ポリマーを(1~10wt-%)含む廃棄物キャニスタ内の放射性核種のSRF

元素	酸化	還元
H (HTO)	1	1
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	1	1
Cl	1	1
Mn	10	10
Ni	10	10
Se	1	1
Sr	1	1
Zr	Pu	Pu
Nb	10	10
Mo	1	1
Tc	1	10
Pd	10	10
Sn	10	10
I	1	1
Cs	1	1
Pb	10	10
Ra	1	1
Th	Pu	Pu
Pa	Pu	Pu
U	Pu	Pu
Np	Pu	Pu
Pu	50	50
Am	Pu	Pu
Cm	Pu	Pu

5. M.H.Bradbury and L.R.Van Loon ( 1997 ): Cementitious Near-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in a Palfris Marl Host Rock CEM-94 : UPDATE I, June 1997 , PSI-Bericht Nr.98-01 .

#### 5.1 試験項目

セメント系処分場におけるニアフィールド条件下でのアクチニドの溶解度及び吸着への、“高分子有機化合物”のアルカリ劣化生成物の影響。

#### 5.2 関連 FEP

TW73：廃棄体での核種の沈殿・溶解

TW74：廃棄体での核種の吸着

TC73：コンクリート部での核種の沈殿・溶解

TC74：コンクリート部での核種の吸着

#### 5.3 内容

GREENFIELD 等 ( 1994 ) に記載されている試験では、水及び有機物質を ~ 10% 付加した破碎セメントの存在する、80 での嫌気性環境で、500 日までの劣化試験が行われた。さらに、アルカリ条件下 ( pH = 11.8 ~ 12.4 ) で、線量が ~  $5.5 \times 10^8$  Gy となる 照射試験を 8 年まで実施した。

これら広範囲な調査の結果、アルカリ条件下での劣化に対してのみ、(多くとも) 10 倍 ( PVC に対して ) の Pu 溶解度の増加が観察された。PVC 以外のポリマーの影響はさらに弱いものであった。したがって、高分子有機化合物の影響はセルロースの影響よりも小さいことがわかった。

照射試験は反応速度論の問題を取り扱うように意図されたものであった。広範囲な有機物質 ( ポリエチレン、ネオプレン、ホワイトハイパロン、ポリスチレン、ポリプロピレン、ポリメチルペンテン、ポリカーボネート、ラテックス、ナイロン、ポリテトラフルオロエチレン、ポリメタクリル酸メチル、ポリ塩化ビニル ) に対して示された結果は、Pu の溶解度への影響はセルロース化合物よりもかなり劣ることを示した。



5.4 参考文献

GREENFIELD,B., LINKLATER,C.M., MORETON,A.D., SPINDLER,M. & WILLIAMS,S.J. ( 1994 ): The effects of organic degradation products on actinide disposal. - Actinide processing : Methods and materials. Ed. B. Mishra., The Minerals, Metals & Materials Society.

6. S. Stroes-Gascoyne, M. Gascoyne ( 1998 ) : The Introduction of Microbial Nutrients into A Nuclear Waste Diposal Vault during Excavation and Operation, AECL, Environmental Science & Technology, Vol.32, No.3, 1998, pp317-326

6.1 記載内容

地下における微生物活動

6.2 関連 FEP

TX101 : 境界領域での微生物

6.3 内容

- ・微生物が坑道内の熱や放射線で死滅することがなく、かつ十分な栄養素が存在するような場所では、微生物活動が予測される。
- ・天然の花崗岩環境は栄養素に乏しいが、坑道の掘削で使用される火薬（発破）の残滓からかなりの栄養素が持ち込まれる可能性がある。
- ・AECL の URL の掘削岩、坑道壁及び鉱山水道水中の残滓濃度が測定され、これら残滓が地下水中のバクテリア集団サイズへの影響が評価された。
- ・その結果、坑道への栄養素（N 及び C）の最大の潜在供給源は埋め戻し材として使用される未処理の砕石であることが示された。残滓中の硝酸塩は地下水中のバクテリアを数オーダー増加させる可能性がある。

6.4 結果及び議論：廃棄物処分に対する影響

- ・結晶質岩中に掘削される処分坑道への栄養素（N および C）の潜在的な最大供給源は、埋め戻し材の一部として使用される未処理の掘削岩（ズリ）である。発破材に含まれる全 N の 6.5 ~ 47% が取り込まれる。有機 C は発破材以外の物質（オイル、グリース、ペイント）からのものと思われる。ズリの浸出液は、主としてその高  $\text{NO}_3^-$  濃度によって地下水中のバクテリアの成長を 30 倍も高める。
- ・バクテリア活動によって埋め戻し材の透水係数が低下し、核種の移行が制限される可能性はあるが、それよりも錯化剤（バクテリアからの排泄物）の増加をもたらす、核種の溶解度を高め、核種の移行を促進させる可能性の方が大きい。また、

硫酸塩還元バクテリアの活性化や生成する硫化物が廃棄体容器まで移行し、容器の腐食をもたらす可能性がある。

- ・微生物活動の長期的影響は不明なことから、活動を最小化することが望ましく、そのためには、埋め戻し材に用いるズリは十分な期間地表に晒して残留  $\text{NO}_3^-$  を及び有機物を除去するか、洗浄あるいは浸出して栄養素を除去する必要がある。
- ・掘削に用いられる全 N の約 3% は貯水池（鉱山水道水源）に入る。緩衝材及び埋め戻し材の準備に貯水池の水を用いる場合は、 $\text{NO}_3^-$  と DOC（溶存有機炭素）を出来るだけ取り除く処理をすべきである。
- ・掘削に用いられる全 N の 0 - 1% は掘削影響領域及び坑道に残留するが、微生物活動に有意な影響を及ぼすとは思えない。但し、ペイント、グリース及びオイルの残滓、またグラウトの使用は C の追加源となる可能性がある。

7. G. M. N. Baston, et al., ( 1995 ): Sorption of Plutonium and Americium on Repository, Backfill and Geological Materials relevant to the JNFL Low-Level Radioactive Waste Repository at Rokkasho-Mura, AEA Technology, Mat. Res. Symp. Proc. Vol.353, 1995, pp957-964

#### 7.1 記載内容

核種の吸着試験及びモデル化

#### 7.2 関連 FEP

TW63：廃棄物（有機物）の特性

#### 7.3 概要

- ・ 六ヶ所村の JNFL 低レベル放射性廃棄物処分場の処分場材料，埋め戻し材及び地質媒体への Pu 及び Am の吸着に関する研究として，バッチ吸着実験及び数学的モデル化を行う統合プログラムが実施された。
- ・ Pu 及び Am のコンクリート，モルタル，砂／ベントナイト，凝灰岩，砂岩及び覆土の各サンプルへの吸着研究が実施された。さらに，ピチューメン，陽イオン交換樹脂，陰イオン交換樹脂，及びポリエステルが化学的に劣化された。得られた劣化生成物溶液は，フミン酸及びイソサッカリン酸の溶液とともに，Pu のコンクリート，砂／ベントナイト及び砂岩への吸着研究に用いられた。
- ・ Pu 及び Am の吸着挙動は，HATCHES データベースとともに地球化学的スペシエーションプログラム HARPHRQ を用いてモデル化された。

#### 7.4 結果及び議論

- ・ 先行研究において，Pu の ISA による錯形成が重要であることが示されたが，ここでの実験でも，ISA の存在下で Pu の分配係数の顕著な低減が観測された。このため，モデル化に際しては，ISA による Pu の錯形成が支配的メカニズムであるとされた。高 pH，非還元条件下での Pu( )-ISA 錯体の形成が考慮された。

## 7.5 結論

- ・処分場材料,埋め戻し材及び地質媒体への Pu 及び Am の吸着は一般に強かった。
- ・ Pu のコンクリートへの吸着は ISA によってのみ低減した。砂/ベントナイトへの吸着についても,同様の大きな低減が観測されたが,その他の劣化生成物による低減は僅かであった。砂岩への Pu の吸着についても,一般に分配係数  $R_D$  の低減は僅かであったが,最大の低減は陰イオン交換樹脂の劣化生成物が存在する場合であった。この効果はトリメチルアミンによる Pu イオンの錯形成によるものと考えられる。
- ・ 各種材料への Pu 及び Am の吸着特性に関する観測結果が,平衡表面錯形成モデルを用いてモデル化された。

8. Keiji Miyamoto , et al. ( 1993 ): Correlation between Cumulative Leaching Ratio and pH of Leachate from Cementation and Plastic Solidified Radwaste Form , Memoirs of the Faculty of Engineering , Kyushu University , Vol.53 , No.4 , December 1993

8.1 試験項目

- ・セメント固化体及びプラスチック固化体の浸出試験

8.2 関連 FEP

TW77：廃棄体での核種の移行と放出

8.3 内容

20 で陸水中に浸水した，実サイズのセメント固化体及びプラスチック固化体からの累積浸出比に対する，浸出液の pH の影響を検討した。供試体として，<sup>137</sup>Cs，<sup>90</sup>Sr，<sup>60</sup>Co を添加した，セメント固化体及びプラスチック固化体を各々6種類及び2種類製作した。各供試体の詳細を下表に示す。

供試体 No.	廃棄物の分類	名目容積 [l]	固化剤	廃棄物の化学形式	廃棄物の混合比	初期追加核種 [mCi]			
						<sup>60</sup> Co	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	
R1	模擬BWR セメント 廃棄物	200	スラグセメント JIS タイプ C	Ca15%Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 溶液+Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.05	0.67	0.45	0.31	
R2						0.66	0.44	0.31	
R3				Ca20%Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 溶液+Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.067	0.78	0.52	0.30	
R4						0.78	0.52	0.31	
R5		50			Ca15%Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 溶液+Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.05	0.19	0.13	9.1 × 10 <sup>-2</sup>
R6							Ca20%Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 溶液+Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.067	0.19
R9	模擬BWR プラスチック 廃棄物	50	不飽和ポリ エステル	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 溶液 +Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.60	0.60	0.36	1.1	
R10						0.60	0.36	1.1	

8.4 試験条件

セメント固化体及びプラスチック固化体は，処分後まもなく地下水により腐食するとされている。したがって，保守性のために，試験ユニットへ入れる前にこれら固化体の全てのスチールドラムをはがしておく。

固化体定置後、試験ユニットは約 20 の陸水で満たされ、絶えず攪拌する。浸出液は約 50 日ごとにサンプルし、pH を測定する。エバポレータで濃縮した浸出液中の  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{60}\text{Co}$  といった放射体は直接線スペクトロメータで測定し、 $^{90}\text{Sr}$  のような放射体は放射体から化学的（発煙硝酸法により）に分離する。 $^{90}\text{Sr}$  は、 $^{90}\text{Y}$  への放射平衡後に、2 pi ガスフロー計数管によって測定する。

## 8.5 試験結果

サンプリング浸出液容量、放射線測定器の計数効率、核種の減衰期間を考慮して、サンプリング浸出液中の核種の放射能を補正した後、 $^{60}\text{Co}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$  の累積浸出比  $F$  を次式により算出した。

$$F = \sum_i A_i / A_0$$

ここで、 $A_0$ ：固化体中の初期放射能

$A_i$ ：サンプリング時間  $(i-1)$  から  $(i)$  までの浸出液中の放射能

崩壊定数 = 0 と仮定し、分配係数 ( $Kd$ ) の pH 依存性を考慮して、 $F$  を次式で表し、セメント固化体の  $F$  と pH 値の関係を、 $^{90}\text{Sr}$  について解析的に算出した。

$$F = \frac{8D \cdot \Delta T_i}{R^2 \left[ 1 + \rho (Kd \max - \chi [pH \max - pH(t)]^2) / \varepsilon \right]} \sum_{n=1}^{\infty} \sum_{m=1}^{\infty} \frac{1}{(2n-1)^2 \mu_m} \left[ \frac{4\mu_m^2}{\pi^2} + (2n-1)^2 \beta^2 \right]$$

ここで、 $D$ ：グロスの拡散係数 [ $\text{cm}^2/\text{day}$ ]

$\rho$ ：バルク密度 [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ]

$\varepsilon$ ：媒体の空隙率 [ $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ]

$\beta = 2R/H$

$R$ ：固化体の半径 [ $\text{cm}$ ]

$H$ ：固化体の高さ [ $\text{cm}$ ]

$Kd$ ：分配係数 [ $\text{m}\ell/\text{g}$ ]

$\mu_m$ ：ベッセル関数  $J_0(\mu_m) = 0$  の正根

$pH \max$ ：最大分配係数 ( $Kd \max$ ) での pH 値

$\chi$ ：pH ファクタ [ $\text{m}\ell/\text{g}$ ]

$\Delta T_i$ ：サンプリング時間  $(i-1)$  から  $(i)$  までの浸出期間

以上の解析及び実験の結果，セメント固化体及びプラスチック固化体からの核種の浸出挙動に対して，以下のようなプロセスが推定される。

核種は固化体中ではほとんど拡散しない。

陸水により，固化体中で劣化及び／またはクラックが進展する。

劣化部分及び／またはクラック表面部分に存在する核種が陸水へと浸出していく。

劣化部分及び／または新たなクラック表面と接することで陸水の pH が変化する。

pH に依存した分配係数 (Kd) に従って，核種が固化体から陸水へと浸出していく。

以上の結果，長期浸出現象は拡散理論だけでは説明できないことがわかった。なぜならば，劣化および／またはクラックにより，固化体の初期条件及び境界条件が適用できないからである。

## 8.6 まとめ

浸出試験の結果，累積浸出比 F と浸出液の pH との間に以下のような関係が見つかった。

- ・セメント固化体の場合， $^{137}\text{Cs}$  の F の pH 依存性は  $^{90}\text{Sr}$  と同じパターンであった。一方， $^{60}\text{Co}$  の放射能は全ての供試体において検出限界以下であった。
- ・プラスチック固化体の場合，F の pH 依存性は  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{60}\text{Co}$  とで異なるパターンを示した。 $^{137}\text{Cs}$  の F が急に増加するとき， $^{60}\text{Co}$  の F は飽和している。一方， $^{137}\text{Cs}$  の F が飽和すると， $^{60}\text{Co}$  の F は急に増加する。
- ・したがって，劣化および／またはクラックが新たに長期に形成される場合，陸水の pH が変化することがあり，核種の浸出現象に影響を及ぼす。



9. K. Miyamoto et al. (1996) : Three Year Study on Leaching Behavior from Low Level Radioactive Plastic-Based Waste, Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY, Vol.33, No.3, p.268-270, March 1996

#### 9.1 試験項目

- ・プラスチック固化体の海水中浸出試験
- ・プラスチック固化体の淡水中浸出試験
- ・プラスチック固化体の土壌中浸出試験

#### 9.2 関連 FEP

TW77 : 廃棄体での核種の移行と放出

TX74 : 境界領域での核種の吸着

#### 9.3 まえがき

低レベル放射性液体廃棄物は濃縮後，プラスチック，セメントあるいはビチューメンで固化され，原子力発電所サイトで貯蔵される。

これまで，IAEA サイズ (45 mm × 44mmH) のような，廃棄体の小サンプルを用いた放射性核種浸出試験が数多く行われてきた。試験期間は数ヶ月～約 2 年である。こうした小サンプルを用いた試験は，特定のパラメータに関する基本データを得るのに有効である。一方，実規模の廃棄体を用いた実証試験を行うことも重要である。我々の浸出試験は，50 l サイズの模擬プラスチック廃棄体の長期浸出挙動を研究するため，海水，淡水及び土壌を模擬した処分環境下で約 3 年間にわたり実施された。

#### 9.4 試験

1～2 ヶ月間隔で浸出液をサンプリングし，サンプル中の放射能を測定した。浸出試験は以下に示す環境で実施した。

##### 9.4.1 海水

海洋処分を模擬するため，廃棄体 2 体 (表 1 の K7 と K8) を海水試験ユニット

内に浸漬，温度は 20℃ に保持。

#### 9.4.2 淡水

浅地処分における淡水との相互作用を模擬するため，廃棄体 2 体（表 1 の R9 と R10）を脱イオン水試験ユニット内に浸漬，温度は 20℃ に保持。

#### 9.4.3 土壌

浅地処分を模擬するため，廃棄体 4 体（表 1 の D13～D16）を脱イオン水飽和土壌試験ユニット内に埋設，温度は 20℃ に保持。廃棄体下方の土壌層厚さ（排水 / サンプリング・ラインまでの距離）は 0.18m。

表 1 50 l サイズ廃棄体の仕様

試験 部品 番号	環境	廃棄体に付加された 放射性核種(mCi)			直径 (mm)			高さ (mm)	重量 (kg)
		<sup>60</sup> Co	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	頂部	中央部	低部		
K7	海水	3.4	2.0	0.76	385	385	385	432	86.6
K8	海水	3.4	2.0	0.76	385	385	385	434	87.2
R9	淡水	0.60	0.36	1.1	385	385	385	385	79.0
R10	淡水	0.60	0.36	1.1	384	385	385	384	78.4
D13	Masado 土壌	0.61	0.37	1.1	384	385	386	394	80.6
D14	砂土 A	0.60	0.36	1.1	384	384	385	384	78.2
D15	混合土	0.60	0.36	1.1	384	385	384	392	78.8
D16	砂土 A	0.60	0.36	1.1	384	384	385	384	78.6

(注) 廃棄物の化学形態 :  $\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{Fe}_2\text{O}_3$

廃棄物負荷量 : 60 wt%

Masado 土壌 (日本の代表的土壌の 1 つ) : 茨城県日立市産

砂土 A (Sandy soil A) : 茨城県大洗町産

混合土 (Mixed soil) : 砂土 A 70% + 火山灰質土 30%

火山灰質土 (Volcanic ash soil) : 東京都多摩区産

## 9.5 結果及び議論

放射性核種 ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) の累積浸出率 (cumulative leaching ratio)  $F$  は次式で計算される。

$$F = \sum_i A_i / A_0$$

ここで、

$A_0$  : プラスチック固化体に付加された放射性核種の初期放射能

$A_i$  : (i-1)番目と i 番目のサンプリングの間に海水中又は淡水中に浸出した放射能

放射性核種 ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) の累積漏洩率 (cumulative leaking ratio)  $F'$  は次式で計算する。

$$F' = \sum_i A'_i / A_0$$

ここで、

$A_0$  : プラスチック固化体に付加された放射性核種の初期放射能

$A'_i$  : (i-1)番目と i 番目のサンプリングの間に土壌層を介して漏出した放射能

上記試験から得られた知見を以下に示す。

- (a)  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  及び  $^{90}\text{Sr}$  の累積浸出率  $F$  は海水中及び淡水中での浸出時間に比例する。
- (b) プラスチック固化体からの浸出性は、海水中では  $^{90}\text{Sr} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$  であり、淡水中では約 900 日以降を除いて  $^{90}\text{Sr} = ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$  である。
- (c) 約 100 日以降の土壌からの漏洩は  $^{90}\text{Sr} \gg ^{60}\text{Co}$  である。 $^{137}\text{Cs}$  は土壌への吸着性が高いことから、その漏洩は認められない。この結果は、処分サイトにおけるモニタリング核種として  $^{90}\text{Sr}$  がベターであることを意味している。
- (d) 土壌を介した  $^{90}\text{Sr}$  及び  $^{60}\text{Co}$  の累積漏洩率  $F'$  は淡水での累積浸出率  $F$  より小さい。このことは、浸出した放射性核種が土壌に強く吸着することを示している。

10. 神奈川県工業試験所(1983): プラスチック固化体の核種浸出性に対する固化体サイズ効果, 神奈川県工業試験所研究報告 No.53/83

10.1 試験項目

- ・プラスチック固化体からの核種浸出性

10.2 関連 FEP

TW77: 廃棄体での核種の移行と放出

10.3 概要

プラスチック固化体は通常 200L 程度の大きさでドラム缶に封入されるが, 固化体に関する各種の試験は実験室規模の大きさ(100cm<sup>3</sup>程度)で実施されてきた。そのため, 固化体の大きさが各種物性にどのように影響するかを検討する必要がある。本資料では, 核種の浸出性に対する固化体の大きさの影響(サイズ効果)を試験し, サイズ効果はほとんど認められないとの結論を得た。

10.4 試験条件

- ・固相: Cs-137 を約 0.2  $\mu$  Ci/10g の濃度で含有する模擬プラスチック固化体
- ・液相量: 液量 (mL) / 固相表面積 (cm<sup>2</sup>) = 4
- ・液相交換間隔
  - a) 2 時間後, 1 日後, 2 日後, 3 日後, 4 日後, 5 日後, 7 日後, 以後 1 週間毎 (停滞水を模擬)
  - b) 2 時間後, 1 日後, 以後毎日 (流水を模擬)
- ・温度: 25

試料固化体の大きさと交換液量

試料番号	直径(mm)	高さ(mm)	表面積(cm <sup>2</sup> )	体積(cm <sup>3</sup> )	液量(mL)	液相交換
S-1	17.0	23.9	17.3	5.42	72	a
S-2	17.0	23.8	17.3	5.40	72	a
S-3	17.0	24.0	17.4	5.45	72	a
S-4	17.0	24.3	17.5	5.52	72	b
S-5	31.4	44.3	59.2	34.3	242	a
S-6	31.4	43.9	58.8	34.0	242	a
S-7	31.4	44.2	59.1	34.2	242	b
S-8	44.5	62.8	119	97.7	488	a
S-9	45.1	63.5	122	101	488	a
S-10	44.6	63.2	120	98.7	488	b
S-11	59.6	83.7	213	234	832	a
S-12	59.3	85.0	214	235	832	a

\* 固化体は円柱状で、高さ / 直径 = 1.4

核種濃度は NaI 検出器で計測し、 $t$  則を用いて核種の拡散係数を求めた。

#### 10.5 試験結果

- ・全ての試料に対して拡散係数は $(3.75 \sim 10.8) \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{day}$  の範囲であり、サイズ効果はほとんど認められなかった。
- ・液相の交換間隔が a か b かを問わず拡散係数がほとんど変化しなかったことから、核種の浸出現象は固化体表面近傍での平面的な拡散現象であることが示唆された。
- ・サイズ効果が認められないことから、実験室規模の試験から実用レベルの大きさの固化体の核種浸出性を議論することは妥当なものである。

## 添付 2

### Nestor の機能拡張

添付2 Nestor の機能拡張

核種移行解析コード「N e s t o r」は、決定論的なパラメータ値を入力することにより、地下水移行シナリオにおける核種の挙動を評価するための解析コードである。しかしながら、本研究では、核種の移行に寄与するパラメータ群の多くのパラメータ値に対し、分布（Uniform 分布）を与えることにより、統計的な感度分析を行う必要があることから、Nestor への入力及び Nestor からの出力を処理して統計的な感度分析に使用するデータの抽出を行うためのフロントプログラムおよびエンドプログラムを作成し、これを用いて解析を実施した。各プログラムの機能は以下の通りである。

フロントプログラム：

- ・ 概念モデルから抽出されたパラメータの入力
- ・ Linear または Log スケールでの各パラメータ値の入力
- ・ 入力値のデータベース化
- ・ Nestor の入力書式に従った、多数の解析ケースの生成
- ・ バッチジョブによる Nestor による解析の実施を行うためのスクリプトの生成

エンドプログラム：

- ・ ケース毎の Nestor の出力結果の読み込み
- ・ ケース毎の被ばく線量および核種放出率の最大値の抽出ならびにデータベース化
- ・ ケース毎の被ばく線量の経時変化の抽出及び全解析ケースの経時変化を示すための処理
- ・ ムービングバンドの解析パッケージへの入力のための出力生成

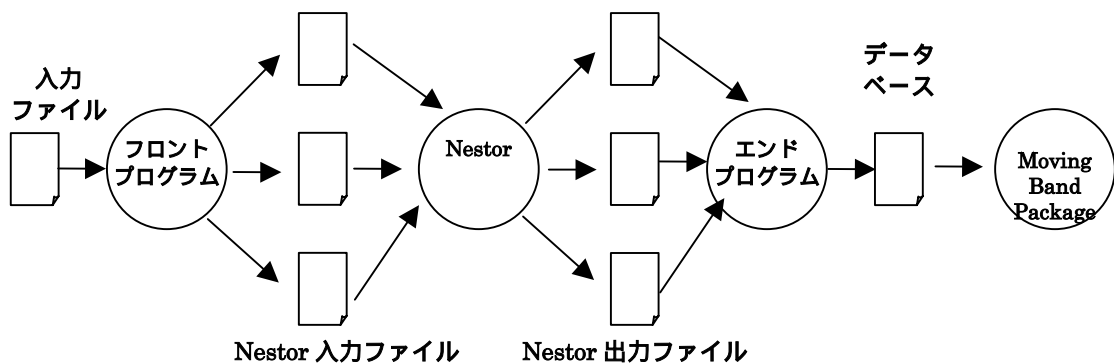


図 A2-1 Nestor 解析システムの入出力の模式図

(1) フロントプログラム

フロントプログラムは、概念モデルに従い以下のバリア構成を想定し、また、I-129、C-14、および Np 系列 ( Np-237、U - 233、Th-229 ) の 5 核種のパラメータに対して、各々必要とされるパラメータ値の入力が可能となるように作成した。

- ・ 廃棄体 ( コンクリート )
- ・ コンクリートバリア
- ・ 緩衝材
- ・ 緩み域
- ・ 母岩

母岩の領域は、連続する 2 つの部分に分割し領域を設定する。2 つに分割されたうち、ニアフィールドよりの母岩領域は、ニアフィールドの大きさ ( 幅 ) に応じた領域の長さが設定され、これに、ニアフィールドから放出された核種が均等に移行する。また、緩み域は、核種移行に対する遅延効果等のバリアとしての機能は期待できないものとする。ことから、解析上の領域としては設定を行わないものとした。ただし、人工バリア内部の流速を求めるためには、集水する領域の大きさ ( 幅 ) が必要となることから、緩み域の大きさは人工バリア内部の地下水流速に反映されることとなる。

領域の指定および解析対象とする核種名は、フロントプログラムへの入力ファイルの冒頭に決められた順序で記述する必要がある。以下に例を示す ( # はコメント行を表す )

```

コメント行      : #Fisrt Line must be commennt
出力ケース数    : NFILES      10
乱数初期値      : INITRAND    1001
元素名          : ELEMENT_NAME  5  I   C   NP   U   TH
核種名          : NUCLIDE_NAME  3  I-129  C-14  NP-237  U-233  TH-229
領域名          : LAYER          5  W   WZ  B   E   C
状態名          : STATUS          3  PRE MID AFT
インベントリーファイル名 : INVENTORY    Pras.data
( 廃棄体毎のインベントリーを降順に並べたファイル )
    
```

各パラメータの入力値は、START\_PARAM ~ END\_PARAM の間に記述する必要がある



ある。パラメータの順序は任意である。

フロントプログラムへの入力パラメータを以下にまとめる。Keyword は、入力ファイルにおけるパラメータに対応する名前である。

#### 核種インベントリーおよび廃棄体からの核種放出率に関する入力

- ・インベントリー選択インデックス：乱数値を用い解析対象とするインベントリーの区分を決定するための値，線形（0～1），Keyword=INVENTORY
- ・坑道断面積：線形，CROSS\_SECTION
- ・廃棄体充填密度：線形，WASTE\_DENSITY
- ・廃棄体からの核種浸出率：対数，LEACH\_TIME

#### 廃棄体およびコンクリートバリアに関するパラメータ

- ・コンクリートバリアの厚さ：線形，WZ\_LENGTH
- ・廃棄体およびコンクリートバリアの透水係数：固定値（廃棄体），対数（コンクリートバリア），Keyword は，廃棄体(W)，コンクリートバリア(WZ)，領域の劣化前(PRE)，領域の劣化後(MID,AFT)として，W\_PRE\_KW，W\_MID\_KW，WZ\_PRE\_KW等の表記となる。
- ・廃棄体およびコンクリートバリアの空隙拡散係数：固定値または対数，Keyword は，透水係数と同様に，(領域名)\_(状態)\_DP (W\_PRE\_DP等)
- ・空隙率：固定値または線形，(領域名)\_(状態)\_EPS

#### 緩衝材に関するパラメータ

- ・緩衝材の厚さ：線形，B\_LENGTH
- ・緩衝材の透水係数：固定値または対数，Keyword は，領域の劣化前(PRE)，領域の劣化後(MID,AFT)として B\_(状態)\_KW
- ・緩衝材の空隙拡散係数：固定値または対数，B\_(状態)\_DP
- ・緩衝材の空隙率：固定値または対数，B\_(状態)\_EPS

#### 母岩に関するパラメータ

- ・母岩の長さ：線形，CHANNEL\_LENGTH
- ・母岩の透水係数：対数，C\_PRE\_KW（劣化中/MID，劣化後/AFT は，劣化前

と同じ値を使用，すなわち，劣化を想定しない)

- ・母岩の空隙率：対数，C\_PRE\_EPS (劣化による変動を想定しない)
- ・母岩の分散長 (母岩の長さに対する比率)：対数，C\_PRE\_ALPHA (劣化による変動を想定しない)

#### 核種移行特性に関するパラメータ

- ・核種の分配係数：固定値または対数值，Keyword は，  
領域 / 廃棄体→W，コンクリートバリア→WZ，緩衝材→B，緩み域→E，母岩→C，  
状態 / 劣化前→PRE，劣化中→MID，劣化後→AFT  
核種 / I-129→I，C-14→C，Np-237→NP，U-233→U，Th-229→TH  
として，(領域)\_(状態)\_SOR\_(核種)として表記する。
- ・核種の溶解度：固定値または対数值，(領域)\_(状態)\_SOL\_(核種)

#### 水理環境および水理変動

- ・水勾配：対数，GRAD

#### 地球化学的な変動に関する時刻および期間の設定 (分配係数および溶解度が変化)

- ・廃棄体およびコンクリートバリアの変動開始時刻：固定値，W\_GA\_START，WZ\_GA\_START
- ・廃棄体およびコンクリートバリアの変動継続期間：対数值，W\_GA\_DURING，WZ\_GA\_DURING
- ・緩衝材の変動開始時刻：対数值，B\_GA\_START
- ・緩衝材の変動継続期間：対数值，B\_GA\_DURING

#### 領域の力学的劣化に関する時刻および期間の設定 (透水係数が変化)

- ・コンクリートバリアの変化：対数 ( のサンプル値に依存 )，WZ\_T\_START
- ・緩衝材の変化：対数 ( のサンプル値に依存 )，B\_T\_START

#### 線量換算係数

- ・ I-129 の線量換算係数：対数，DF\_I129
- ・ C-14 の線量換算係数：対数，DF\_C14
- ・ Np-237 の線量換算係数：対数，DF\_NP237
- ・ U-233 の線量換算係数：対数，DF\_U233
- ・ Th-229 の線量換算係数：対数，DF\_TH229

フロントプログラムは，上記のパラメータ（Keyword で表現）がプログラムへの入力ファイルの中心となり構成される。入力のシンタックスを以下に示す。

**Keyword 分布のタイプ （分布のタイプ） 値1 （値2）**

分布のタイプとしては以下の入力が可能となる。

**FIX** : 固定値を使用する場合。値1が必要。

(例) C\_PRE\_EPS FIX 0.15

**LINEAR** : 線形の分布を仮定。値1，値2が必要。

(例) CHANNEL\_LENGTH LINEAR 50. 500.

**LOG** : 対数の分布を仮定。値1，値2が必要。

(例) B\_MID\_SOR\_I LOG 1E-6 0.001

**WORD** : 他の Keyword で指定された値をそのまま使用する場合。値1が他のパラメータの keyword となる。

(例) B\_MID\_SOR\_I WORD

B\_PRE\_SOR\_I

**WORD LINEAR または LOG** : 他のパラメータでサンプリングされた値を上下限として設定。

(例) B\_T\_START WORD LOG ONE B\_GA\_START  
 B\_T\_START は ,ONE(1)から B\_GA\_START のサンプリング値の範囲を用い対数スケールでサンプリングされる。

入力ファイル例を表 A2-1 に示す。

表 A2-1 フロントプログラム入力ファイル例

```

#
# FOR Nestor input
# 2002/1/13
#
#Fisrt Line must be commennt
NFILES      10
INITRAND    1001
#
#
ELEMENT_NAME 5 I C NP U TH
NUCLIDE_NAME 3 I-129 C-14 NP-237 U-233 TH-229
LAYER        5 W WZ B E C
STATUS       3 PRE MID AFT
INVENTORY    Pras.data
#
#
START_PARAM
#
CONST_DI      FIX      1E-9
CONST_FF      FIX      1.0
CONST_ALPHA   FIX      0.1
CONST_MAXSOL  FIX      1E6
#
CONST_RHO     FIX      2700.
CONST_RHO_ROCK FIX    2700.
#
CONST_ONE     FIX      1.
CONST_ZERO    FIX      0.
CONST_MAX     FIX     1.1E8
#
#
W_PRE_RHO    WORD  CONST_RHO
WZ_PRE_RHO   WORD  CONST_RHO
B_PRE_RHO    WORD  CONST_RHO
E_PRE_RHO    WORD  CONST_RHO
C_PRE_RHO    WORD  CONST_RHO_ROCK
W_MID_RHO    WORD  CONST_RHO
WZ_MID_RHO   WORD  CONST_RHO
B_MID_RHO    WORD  CONST_RHO
E_MID_RHO    WORD  CONST_RHO
C_MID_RHO    WORD  CONST_RHO_ROCK
W_AFT_RHO    WORD  CONST_RHO
WZ_AFT_RHO   WORD  CONST_RHO
B_AFT_RHO    WORD  CONST_RHO
E_AFT_RHO    WORD  CONST_RHO
C_AFT_RHO    WORD  CONST_RHO_ROCK
#
# INVENTORY ( group3 group4 毎にファイル入力)
# 0~1 のサンプリング値から , 各グループの廃棄物種類の選択を行う
#
INVENTORY     LINEAR   0.   1.
CROSS_SECTION LINEAR   20. 200.
WASTE_DENSITY LINEAR   0.1 1.0
LEACH_RATE    LOG     1E-4 1E1

```

```

W_CONTAMINANT_TIME      FIX      0
#
# 瞬時放出は、溶解時間 1 年と同じ、重複しても可
#
#
# 人工バリア材料構成#####
#
#####廃棄体およびコンクリートバリア
#
# コンクリートバリアの厚さ
WZ_LENGTH      LINEAR  0.001  2
WZ_MIN_WIDTH   FIX      0.5
#
# 透水係数 (m/s)
W_PRE_KW       FIX      1.0E-5
W_MID_KW       FIX      1.0E-5
W_AFT_KW       FIX      1.0E-5
# コンクリートバリアの透水係数は、廃棄体部分と同じ
WZ_PRE_KW      FIX      1.0E-11
WZ_MID_KW      LOG      1.0E-11  1.0E-5
WZ_AFT_KW      WORD     WZ_MID_KW
#
#
# 空隙拡散係数
W_PRE_DP       FIX      4.0E-9
W_MID_DP       FIX      4.0E-9
W_AFT_DP       FIX      4.0E-9
# コンクリートバリアの透水係数は、廃棄体部分と同じ
WZ_PRE_DP      FIX      1.3E-11
WZ_MID_DP      LOG      1.3E-11  4.0E-9
WZ_AFT_DP      WORD     WZ_MID_DP
#
# 空隙率
W_PRE_EPS      FIX      0.35
W_MID_EPS      FIX      0.35
W_AFT_EPS      FIX      0.35
#
WZ_PRE_EPS     FIX      0.15
WZ_MID_EPS     LOG      0.15  0.35
WZ_AFT_EPS     WORD     WZ_MID_EPS
#
##### 緩衝材
#
B_LENGTH      LINEAR  0  4
#
B_MIN_WIDTH   FIX      0.7
#
# 透水係数 (m/s)
B_PRE_KW      FIX      5.00E-13
B_MID_KW      LOG      5.00E-13  1.00E-5
B_AFT_KW      WORD     B_MID_KW
#
#
# 空隙拡散係数
B_PRE_DP      FIX      2.5E-12
B_MID_DP      LOG      2.5E-12  4.E-9

```

```

B_AFT_DP      WORD    B_MID_DP
#
#空隙率
B_PRE_EPS     FIX      0.4
B_MID_EPS     LINEAR   0.4  0.65
B_AFT_EPS     WORD     B_MID_EPS
#
#
#####ゆるみ域
# ゆるみ域の大きさは、直接、核種移行の形状モデルには含めない
# 円筒モデルの解析解によるゆるみ域の地下水流量計算値をミキシングセル流量とする
E_LENGTH      FIX      0.0
E_KW_RATIO    FIX      1.0
#
#以下ダミー（プログラム内部で置き換え）
E_PRE_KW      WORD    C_PRE_KW
E_MID_KW      WORD    C_MID_KW
E_AFT_KW      WORD    C_AFT_KW
E_PRE_DP      WORD    C_PRE_DP
E_MID_DP      WORD    C_MID_DP
E_AFT_DP      WORD    C_AFT_DP
E_PRE_EPS     WORD    C_PRE_EPS
E_MID_EPS     WORD    C_MID_EPS
E_AFT_EPS     WORD    C_AFT_EPS
#
#母岩特性#####
#
CHANNEL_LENGTH  LINEAR   50.   500.
C_PRE_KW        LOG      1E-8   1E-5
C_PRE_DP        FIX      1E-9
C_PRE_EPS       LOG      0.01   0.5
C_PRE_ALPHA     LOG      0.01   1
#
#
C_MID_KW        WORD     C_PRE_KW
C_MID_DP        WORD     C_PRE_DP
C_MID_EPS       WORD     C_PRE_EPS
C_MID_ALPHA     WORD     C_PRE_ALPHA
C_AFT_KW        WORD     C_PRE_KW
C_AFT_DP        WORD     C_PRE_DP
C_AFT_EPS       WORD     C_PRE_EPS
C_AFT_ALPHA     WORD     C_PRE_ALPHA
#
#その他、形状等に関する特性#####
# フォーメーションファクターは全て 1
W_PRE_FF        FIX      1.
W_MID_FF        FIX      1.
W_AFT_FF        FIX      1.
WZ_PRE_FF       FIX      1.
WZ_MID_FF       FIX      1.
WZ_AFT_FF       FIX      1.
B_PRE_FF        FIX      1.
B_MID_FF        FIX      1.
B_AFT_FF        FIX      1.
E_PRE_FF        FIX      1.
E_MID_FF        FIX      1.

```

```

E_AFT_FF          FIX    1.
C_PRE_FF          FIX    1.
C_MID_FF          FIX    1.
C_AFT_FF          FIX    1.
# 分散長比率 (人工バリア内部は全て 0.1)
W_PRE_ALPHA      FIX    0.1
W_MID_ALPHA      FIX    0.1
W_AFT_ALPHA      FIX    0.1
WZ_PRE_ALPHA     FIX    0.1
WZ_MID_ALPHA     FIX    0.1
WZ_AFT_ALPHA     FIX    0.1
B_PRE_ALPHA      FIX    0.1
B_MID_ALPHA      FIX    0.1
B_AFT_ALPHA      FIX    0.1
E_PRE_ALPHA      FIX    0.1
E_MID_ALPHA      FIX    0.1
E_AFT_ALPHA      FIX    0.1
#
#
#核種移行特性#####
#
#分配係数 (m3/kg)
# 廃棄体初期値は、計算の入力データには出力されるが使用されない)
W_PRE_SOR_I      LOG    1E-6  1E-3
W_MID_SOR_I      WORD   W_PRE_SOR_I
W_AFT_SOR_I      LOG    1E-6  1E-4
WZ_PRE_SOR_I     WORD   W_PRE_SOR_I
WZ_MID_SOR_I     WORD   W_MID_SOR_I
WZ_AFT_SOR_I     WORD   W_AFT_SOR_I
#
W_PRE_SOR_C      LOG    0.001  1
W_MID_SOR_C      WORD   W_PRE_SOR_C
W_AFT_SOR_C      LOG    0.001  5
WZ_PRE_SOR_C     WORD   W_PRE_SOR_C
WZ_MID_SOR_C     WORD   W_MID_SOR_C
WZ_AFT_SOR_C     WORD   W_AFT_SOR_C
#
W_PRE_SOR_NP     LOG    0.0001  5
W_MID_SOR_NP     WORD   W_PRE_SOR_NP
W_AFT_SOR_NP     LOG    0.0001  5
WZ_PRE_SOR_NP    WORD   W_PRE_SOR_NP
WZ_MID_SOR_NP    WORD   W_MID_SOR_NP
WZ_AFT_SOR_NP    WORD   W_AFT_SOR_NP
#
W_PRE_SOR_U      LOG    0.0001  5
W_MID_SOR_U      WORD   W_PRE_SOR_U
W_AFT_SOR_U      LOG    0.0001  5
WZ_PRE_SOR_U     WORD   W_PRE_SOR_U
WZ_MID_SOR_U     WORD   W_MID_SOR_U
WZ_AFT_SOR_U     WORD   W_AFT_SOR_U
#
W_PRE_SOR_TH     LOG    0.0001  5
W_MID_SOR_TH     WORD   W_PRE_SOR_TH
W_AFT_SOR_TH     LOG    0.0001  5
WZ_PRE_SOR_TH    WORD   W_PRE_SOR_TH
WZ_MID_SOR_TH    WORD   W_MID_SOR_TH
WZ_AFT_SOR_TH    WORD   W_AFT_SOR_TH

```

```

#
#
B_PRE_SOR_I      FIX      0.
B_MID_SOR_I      FIX      0.
B_AFT_SOR_I      FIX      0.
#
B_PRE_SOR_C      FIX      0.
B_MID_SOR_C      FIX      0.
B_AFT_SOR_C      FIX      0.
#
B_PRE_SOR_NP     FIX      1.
B_MID_SOR_NP     LOG      0.005  1
B_AFT_SOR_NP     WORD     B_MID_SOR_NP
#
B_PRE_SOR_U      FIX      1.
B_MID_SOR_U      LOG      0.0001  0.1
B_AFT_SOR_U      WORD     B_MID_SOR_U
#
B_PRE_SOR_TH     FIX      1.
B_MID_SOR_TH     LOG      0.0001  1
B_AFT_SOR_TH     WORD     B_MID_SOR_TH
#
#
# ゆるみ域の分配係数は、使用されない
E_PRE_SOR_I      FIX      0.
E_MID_SOR_I      FIX      0.
E_AFT_SOR_I      FIX      0.
E_PRE_SOR_C      FIX      0.
E_MID_SOR_C      FIX      0.
E_AFT_SOR_C      FIX      0.
E_PRE_SOR_NP     FIX      0.
E_MID_SOR_NP     FIX      0.
E_AFT_SOR_NP     FIX      0.
E_PRE_SOR_U      FIX      0.
E_MID_SOR_U      FIX      0.
E_AFT_SOR_U      FIX      0.
E_PRE_SOR_TH     FIX      0.
E_MID_SOR_TH     FIX      0.
E_AFT_SOR_TH     FIX      0.
#
#
C_PRE_SOR_I      FIX      0.0001
C_MID_SOR_I      LOG      1E-6  0.001
C_AFT_SOR_I      WORD     C_MID_SOR_I
#
C_PRE_SOR_C      FIX      1E-4
C_MID_SOR_C      LOG      1E-6  1E0
C_AFT_SOR_C      WORD     C_MID_SOR_C
#
C_PRE_SOR_NP     FIX      1.
C_MID_SOR_NP     LOG      0.0001  5
C_AFT_SOR_NP     WORD     C_MID_SOR_NP
#
C_PRE_SOR_U      FIX      1.
C_MID_SOR_U      LOG      0.0001  5
C_AFT_SOR_U      WORD     C_MID_SOR_U
#

```



```

C_PRE_SOR_TH    FIX    1.
C_MID_SOR_TH    LOG    0.0001  5
C_AFT_SOR_TH    WORD    C_MID_SOR_TH
#
#溶解度(mol/l)
#溶解度は全領域に同じ値を適用する(代表として緩衝材に値を設定)
#
#地球化学異常後の値は地球化学異常前の値と同じ
B_PRE_SOL_I     FIX    1E3
B_MID_SOL_I     FIX    1E3
B_AFT_SOL_I     FIX    1E3
W_PRE_SOL_I     WORD    B_PRE_SOL_I
W_MID_SOL_I     WORD    B_MID_SOL_I
W_AFT_SOL_I     WORD    B_AFT_SOL_I
WZ_PRE_SOL_I    WORD    B_PRE_SOL_I
WZ_MID_SOL_I    WORD    B_MID_SOL_I
WZ_AFT_SOL_I    WORD    B_AFT_SOL_I
E_PRE_SOL_I     WORD    B_PRE_SOL_I
E_MID_SOL_I     WORD    B_MID_SOL_I
E_AFT_SOL_I     WORD    B_AFT_SOL_I
C_PRE_SOL_I     WORD    B_PRE_SOL_I
C_MID_SOL_I     WORD    B_MID_SOL_I
C_AFT_SOL_I     WORD    B_AFT_SOL_I
#
B_PRE_SOL_C     LOG    1E-5  1E3
B_MID_SOL_C     LOG    7E-8  7E-5
B_AFT_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
#
W_PRE_SOL_C     WORD    B_MID_SOL_C
W_MID_SOL_C     WORD    B_MID_SOL_C
W_AFT_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
#
WZ_PRE_SOL_C    WORD    B_MID_SOL_C
WZ_MID_SOL_C    WORD    B_MID_SOL_C
WZ_AFT_SOL_C    WORD    B_PRE_SOL_C
#
E_PRE_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
E_MID_SOL_C     WORD    B_MID_SOL_C
E_AFT_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
#
C_PRE_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
C_MID_SOL_C     WORD    B_MID_SOL_C
C_AFT_SOL_C     WORD    B_PRE_SOL_C
#
B_PRE_SOL_NP    LOG    6E-9  9E-8
B_MID_SOL_NP    LOG    5E-9  2E-1
B_AFT_SOL_NP    WORD    B_PRE_SOL_NP
#
W_PRE_SOL_NP    WORD    B_MID_SOL_NP
W_MID_SOL_NP    WORD    B_MID_SOL_NP
W_AFT_SOL_NP    WORD    B_PRE_SOL_NP
#
WZ_PRE_SOL_NP   WORD    B_MID_SOL_NP
WZ_MID_SOL_NP   WORD    B_MID_SOL_NP
WZ_AFT_SOL_NP   WORD    B_PRE_SOL_NP
#
E_PRE_SOL_NP    WORD    B_PRE_SOL_NP

```



```

#地球化学異常#####
#
# 廃棄体からの影響開始時刻（化学）
#外部（コンクリート支保，外部廃棄体，等）からの影響開始時刻
W_GA_START      FIX      0.00
W_GA_DURING     LOG      1.E3  1.E6
#
WZ_GA_START     WORD      W_GA_START
WZ_GA_DURING    WORD      W_GA_DURING
#
B_GA_START      LOG      1  1.0E8
B_GA_DURING     FIX      1  1.0E8
#
E_GA_START      FIX      0.00
E_GA_DURING     LOG      1.E2 1.E5
#
C_GA_START      LOG      1  1E8
C_GA_DURING     FIX      1.E8
#
#領域の劣化（力学）
#W_T_START      WORD      LOG      CONST_ONE  W_GA_DURING
W_T_DURING     FIX      1.1E8
WZ_T_START     WORD      LOG      CONST_ONE  W_GA_DURING
WZ_T_DURING    FIX      1.1E8
#
B_T_START      LOG      1.00      1.0E8
B_T_DURING     FIX      1.200E+08
#
#劣化終了後は劣化中に同じ，（計算では使用されない）
#
#生物圏パラメータ
#
DF_I129      LOG      1e-16  1e-13
DF_C14       LOG      5e-17  5e-14
DF_NP237     LOG      1e-15  1e-12
DF_U233      LOG      5e-16  5e-13
DF_TH229     LOG      5e-14  5e-11
#
END_PARAM
#

```

## (2) エンドプログラム

エンドプログラムは、複数ケースの Nestor の出力結果とフロントプログラムが作成した入力値のデータベースを読み込み、ムービングバンド解析パッケージヘデータを入力するための素データをテキストファイルとして出力するためのプログラムである。エンドプログラムは、2つのデータベース（テキストファイル）を出力する。

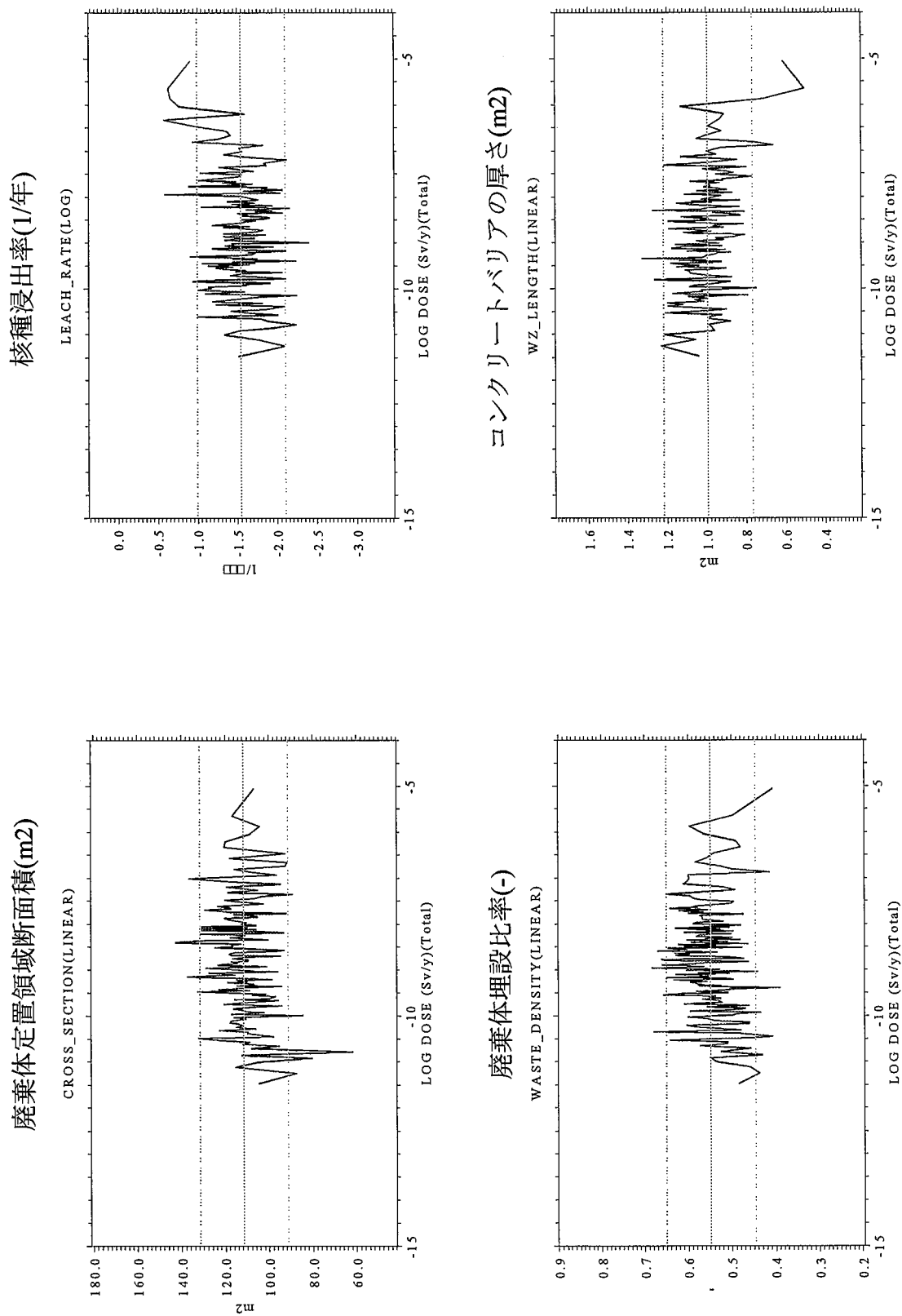
各ケースの被ばく線量の最大値データベース  
に対応する入力パラメータ値

プログラム内部で、数値的な処理は行われぬ。そのため、被ばく線量の最大値は、Nestor の出力ファイルの実際の最大値がデータベースに出力される。ただし、核種毎の線量計算結果の総和は、このプログラム内部で実施される。

また、何らかの原因により、Nestor の計算が実施されなかった場合には、そのケース名が、インフォメーションファイル（XXX.info）に出力される。

## 添付 3

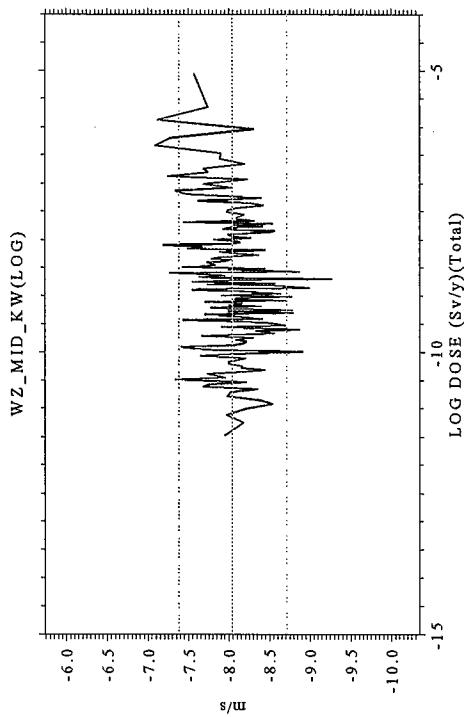
# ムービングバンド法による感度分析結果



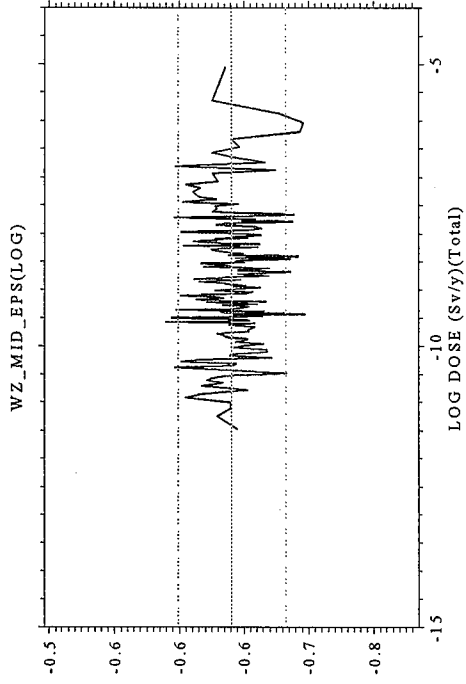
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)

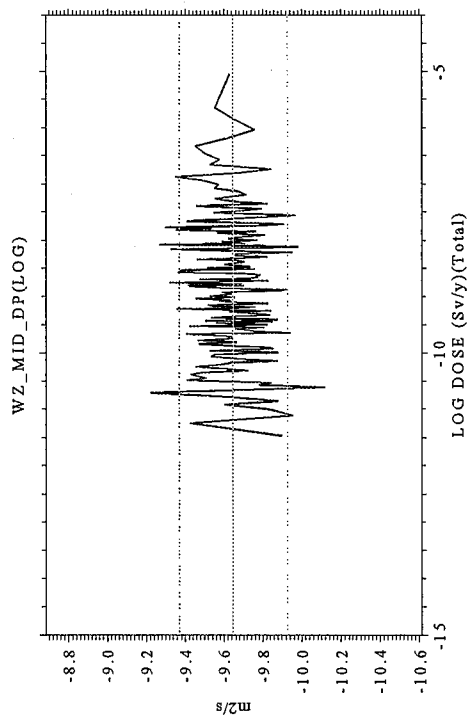
コンクリートバリア劣化後透水係数(m/s)



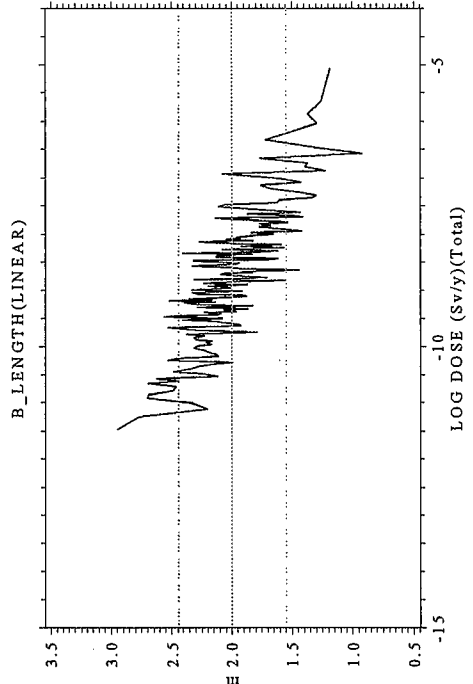
コンクリートバリア劣化後空隙率(-)



コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数(m<sup>2</sup>/s)

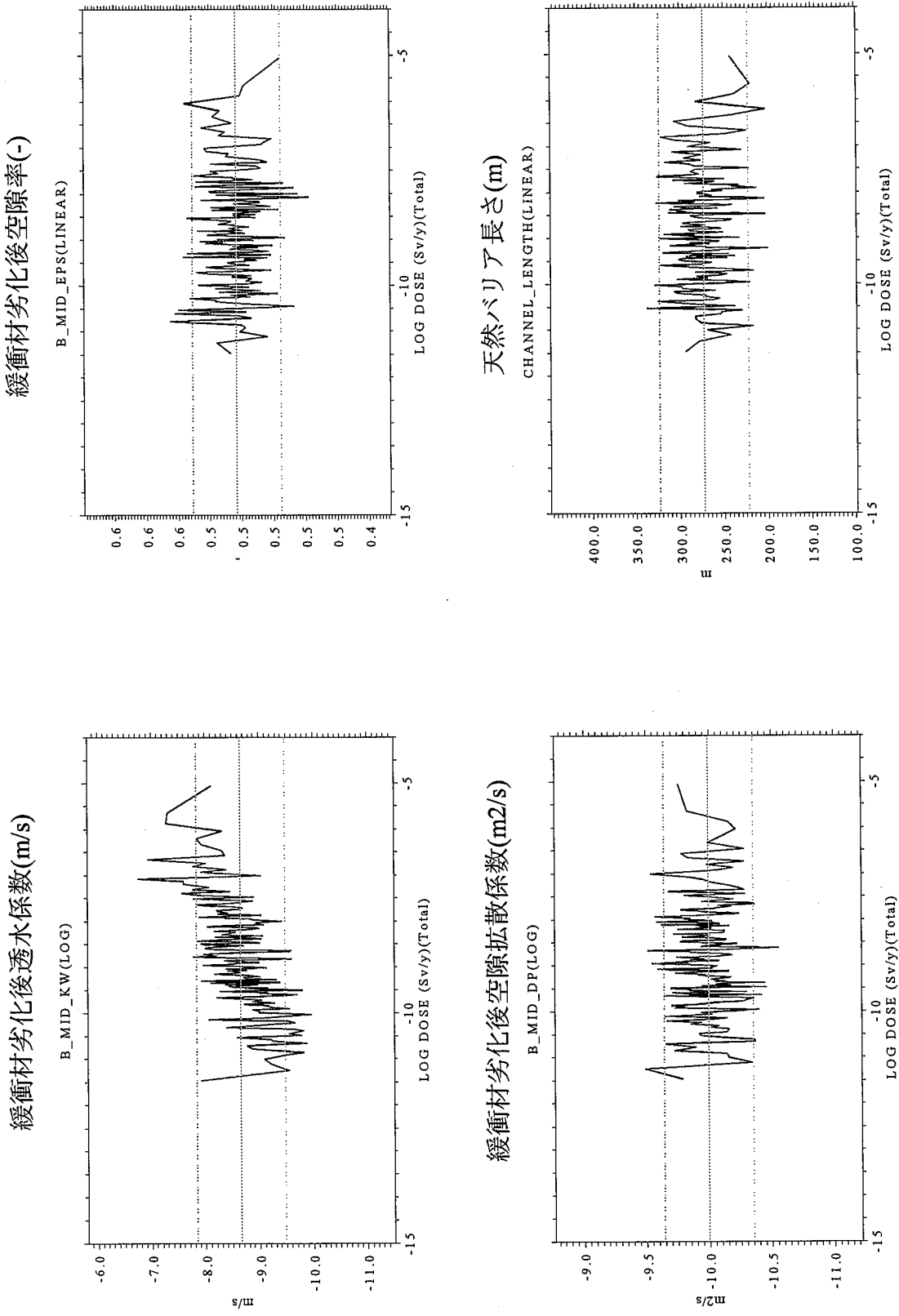


緩衝材厚さ(m)



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

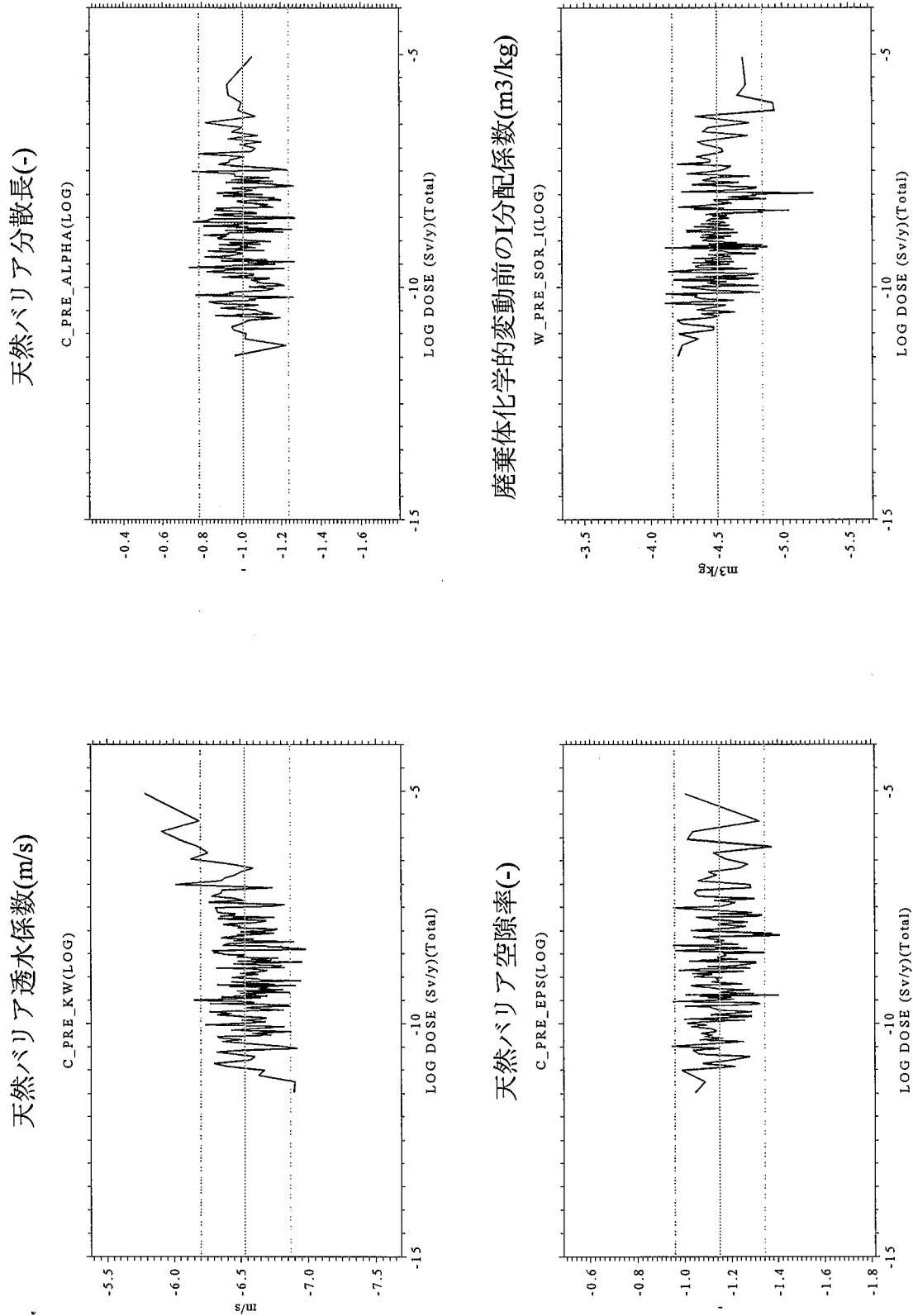
図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

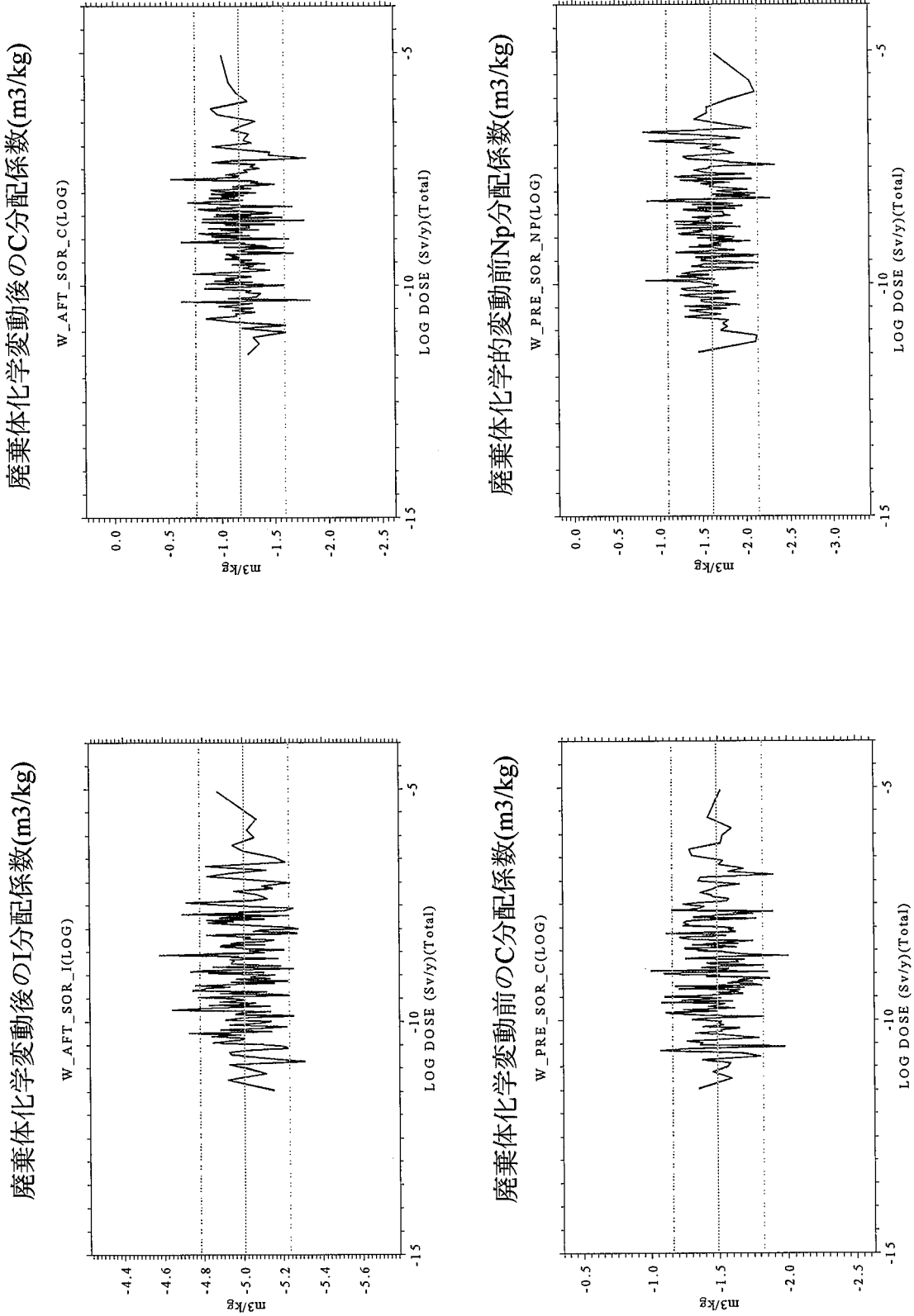
図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)





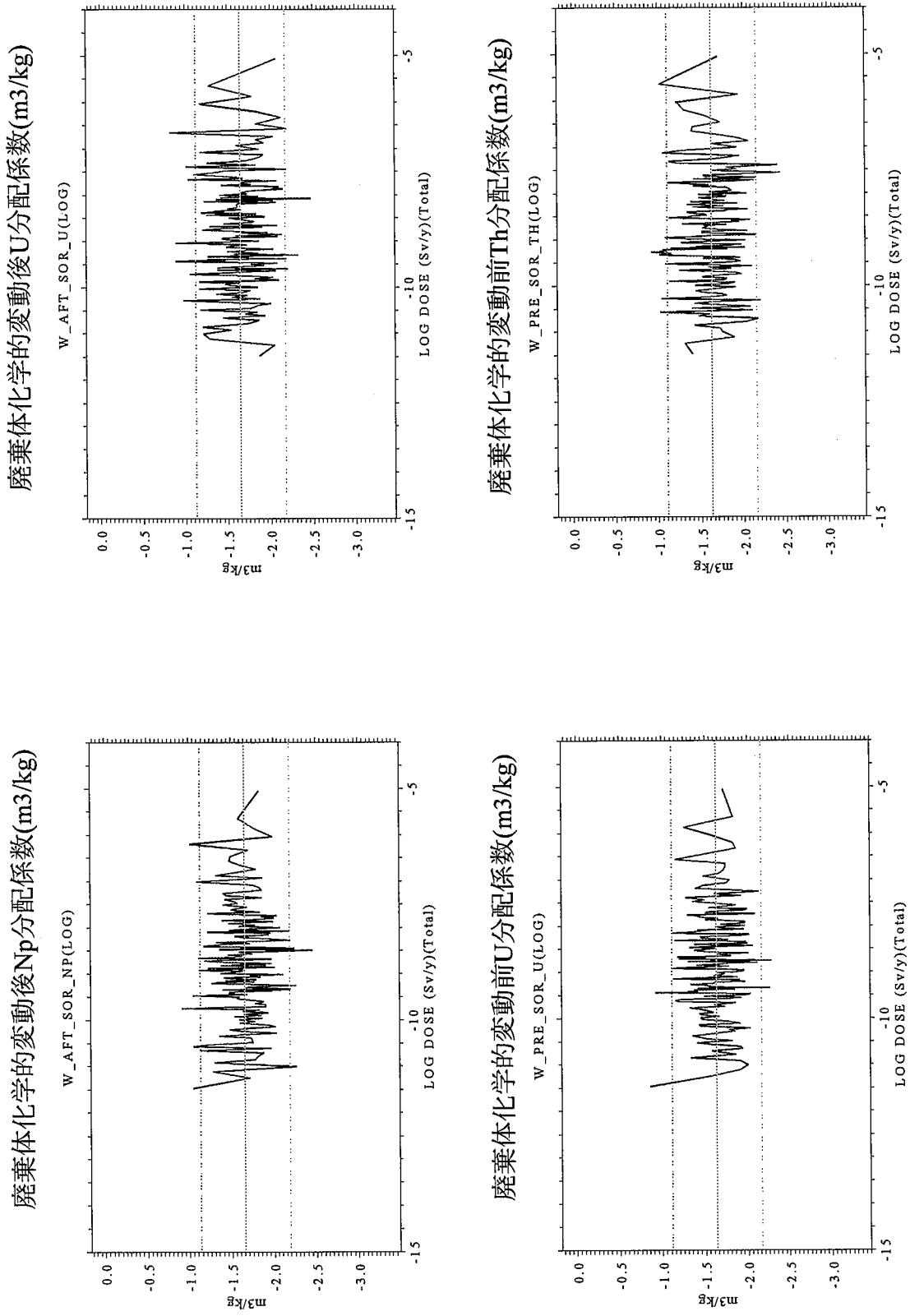
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



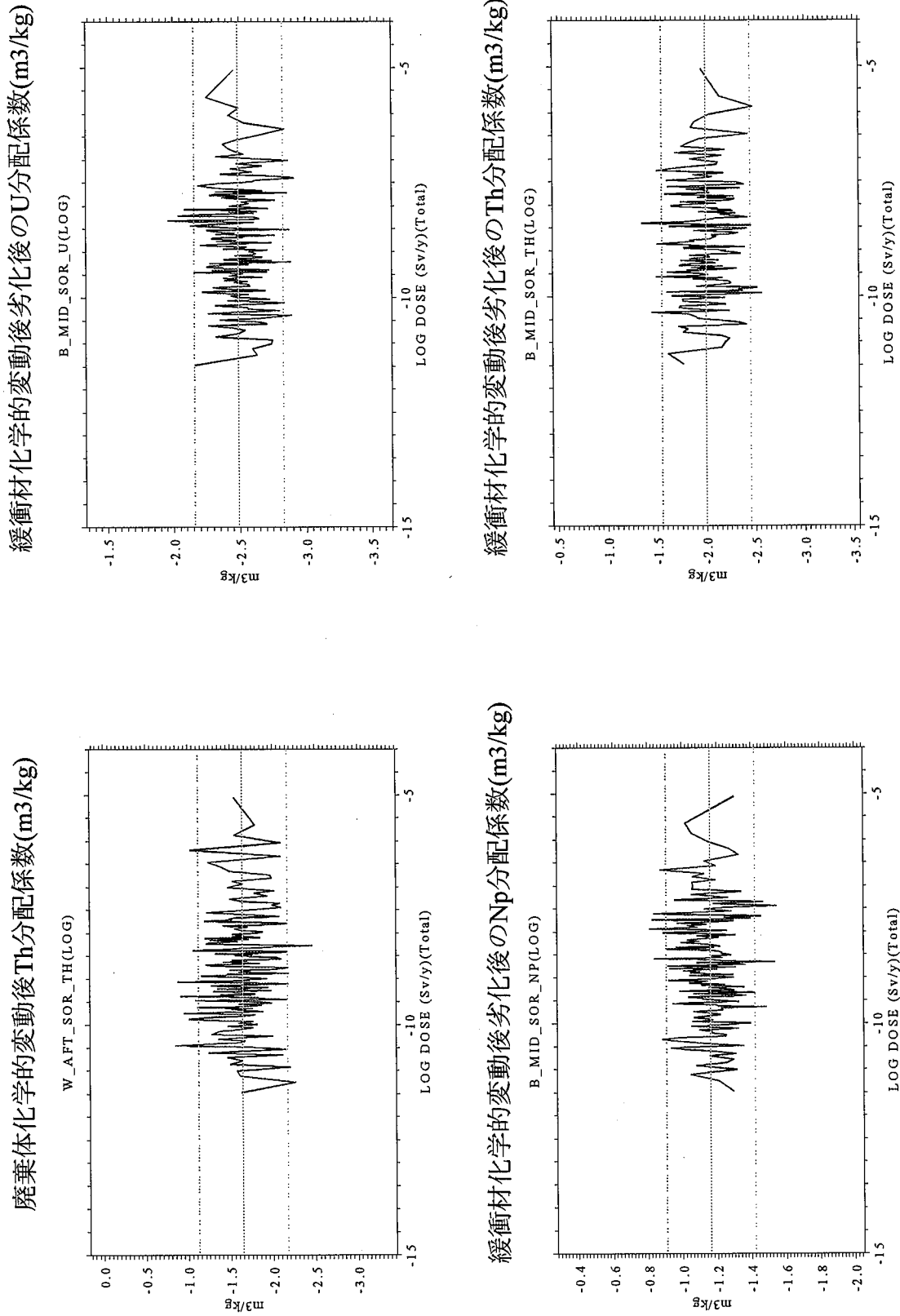
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



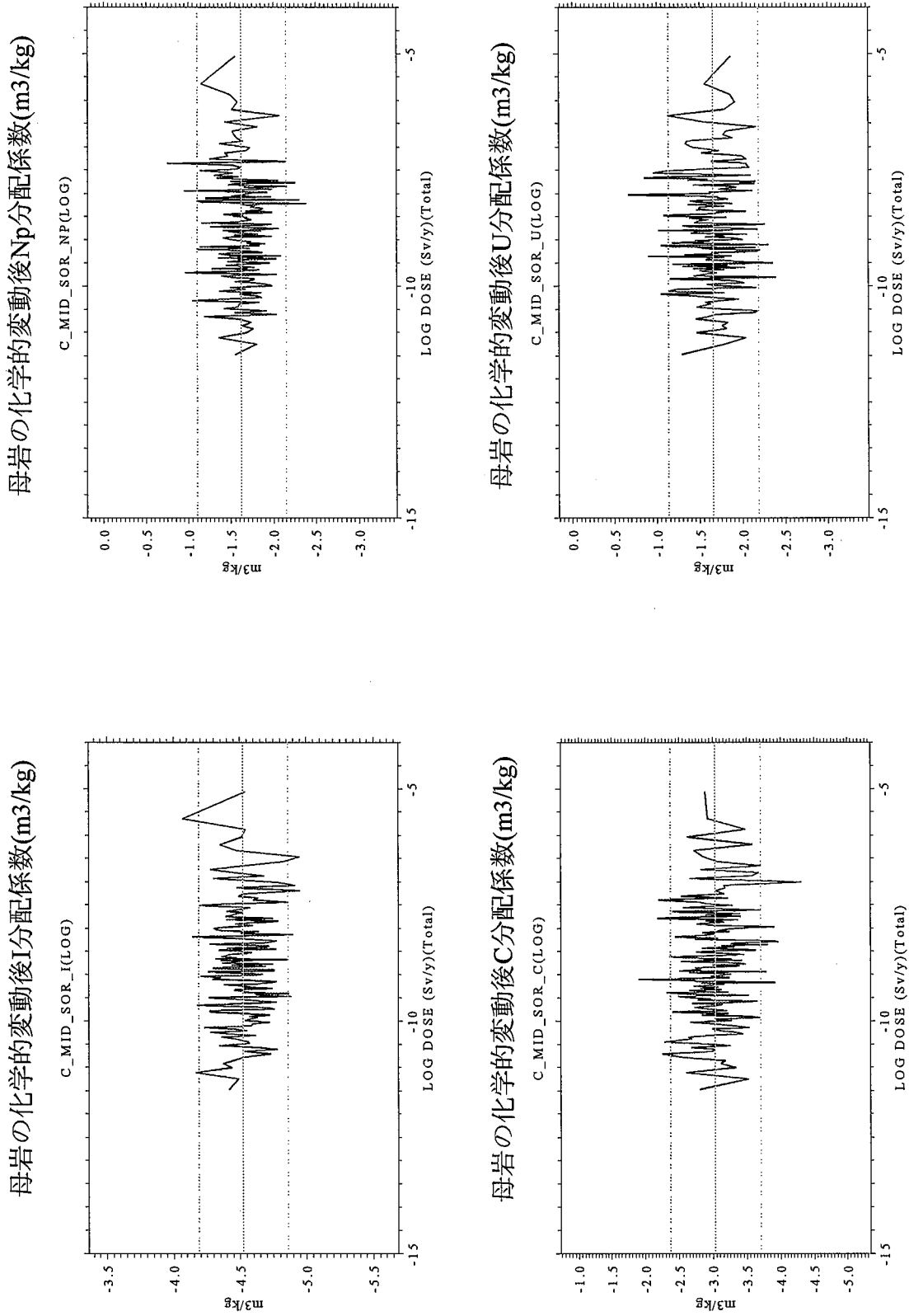
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

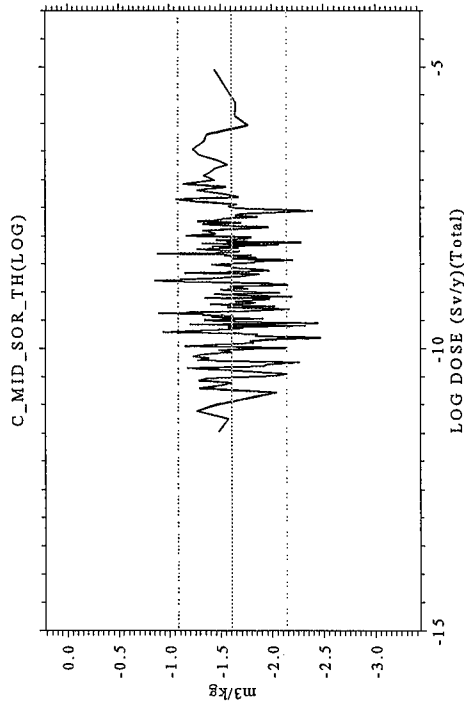
図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



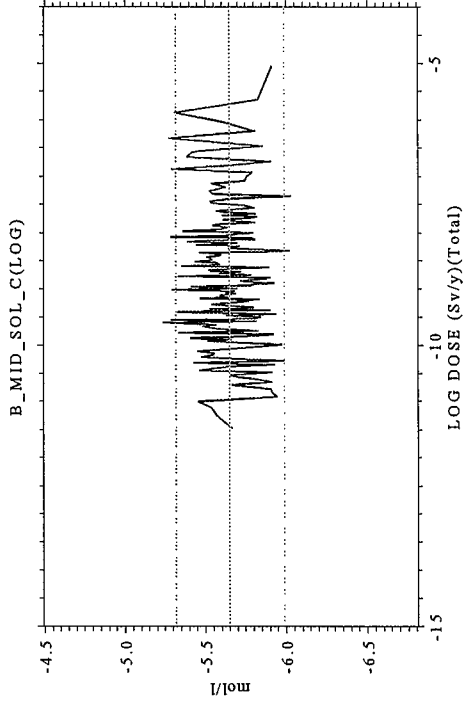
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)

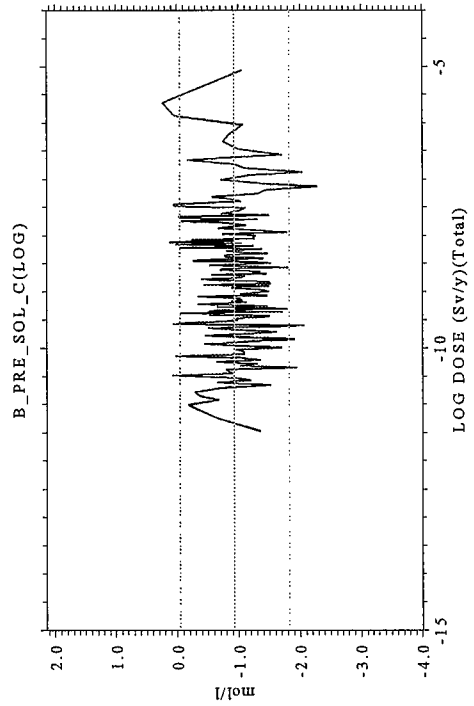
母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



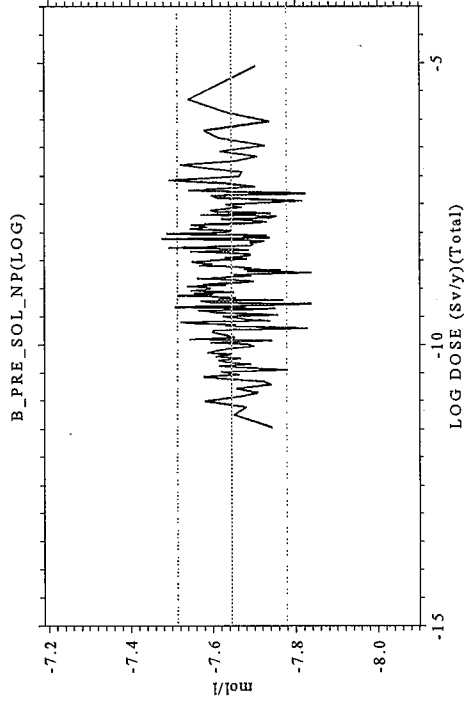
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)

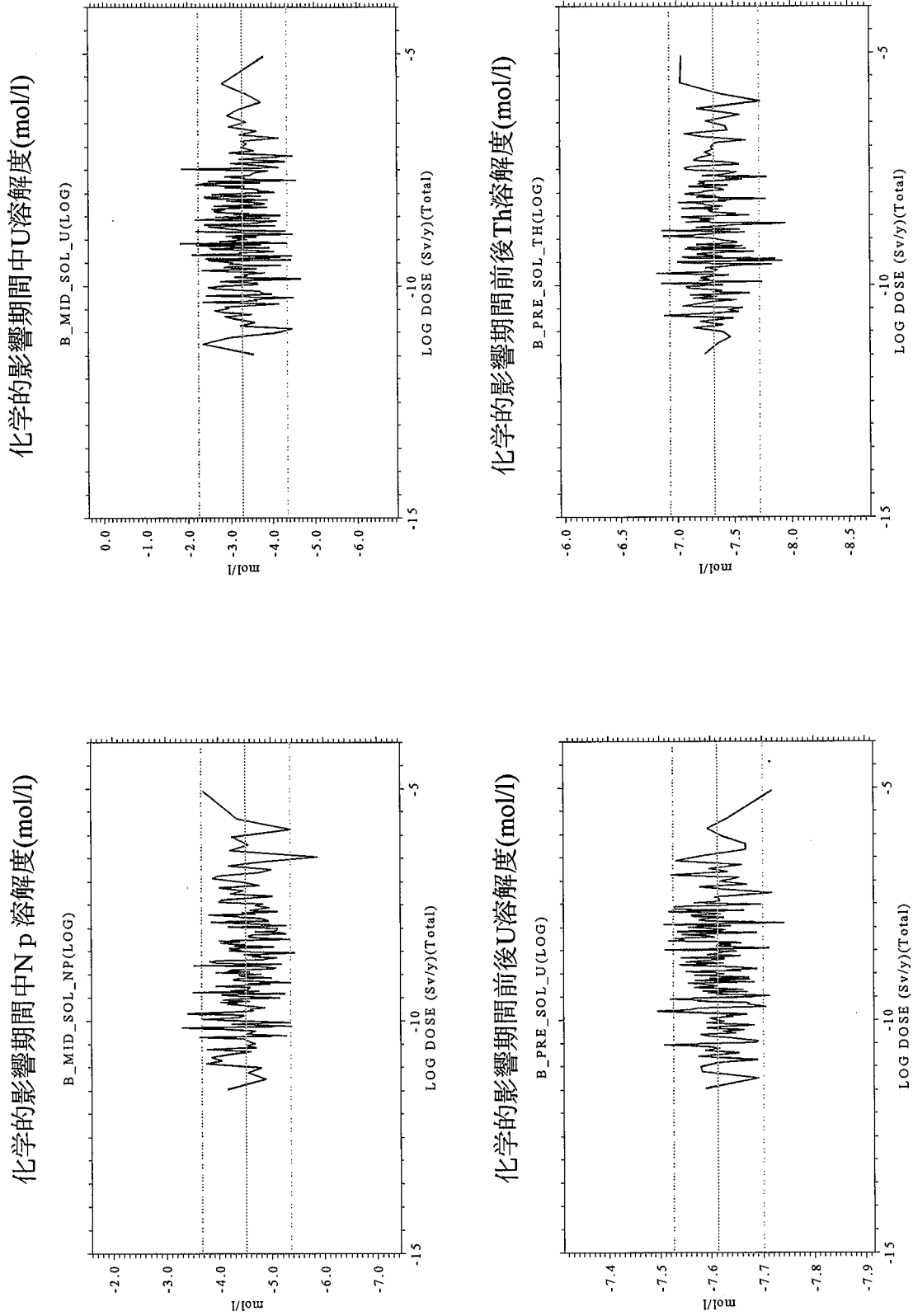


化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)



注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

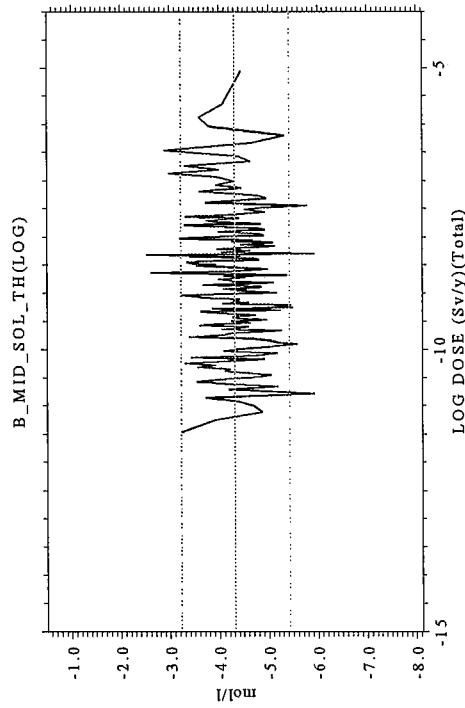
図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



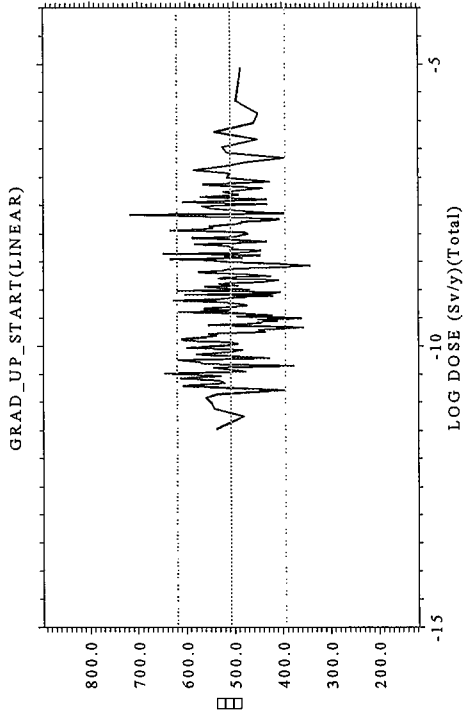
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)

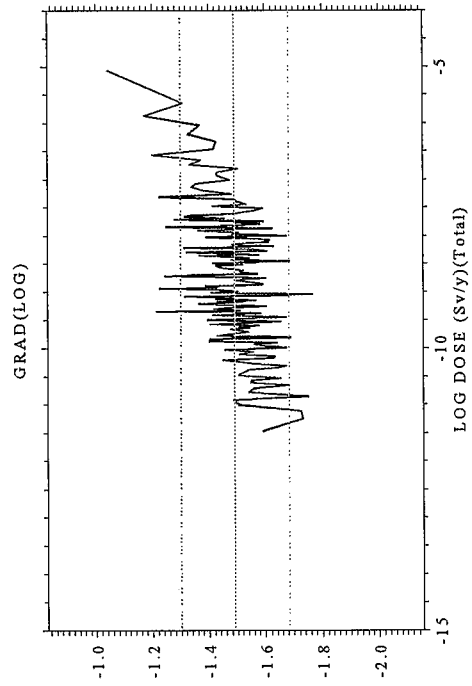
化学的影響期間中Th溶解度(mol/l)



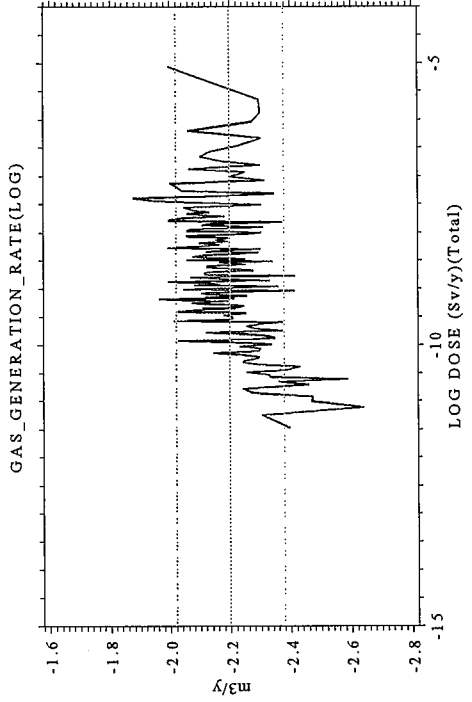
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻(年)



動水勾配(-)



ガス発生速度(m3/y)

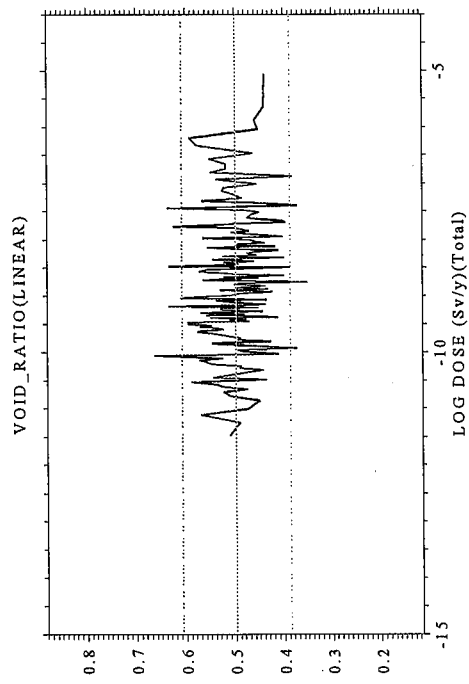


注)水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

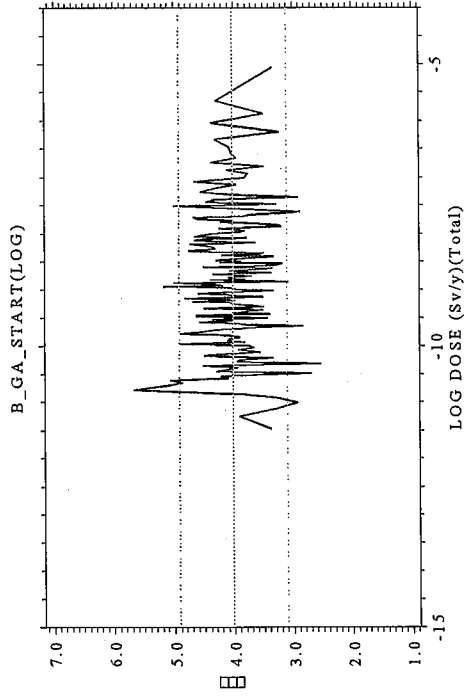
図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



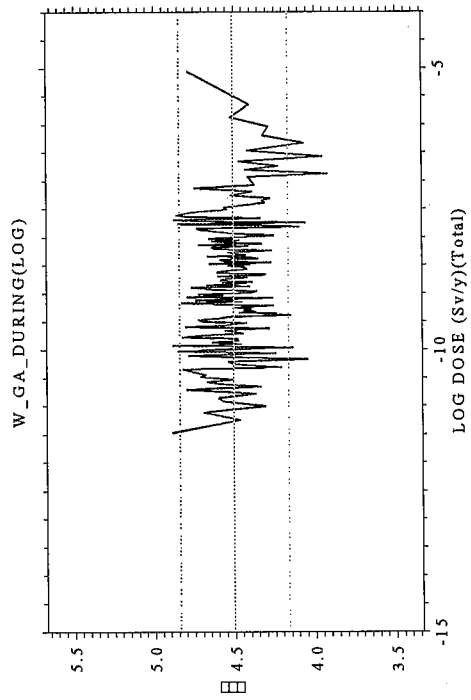
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



緩衝材中の化学変動開始時刻(年)

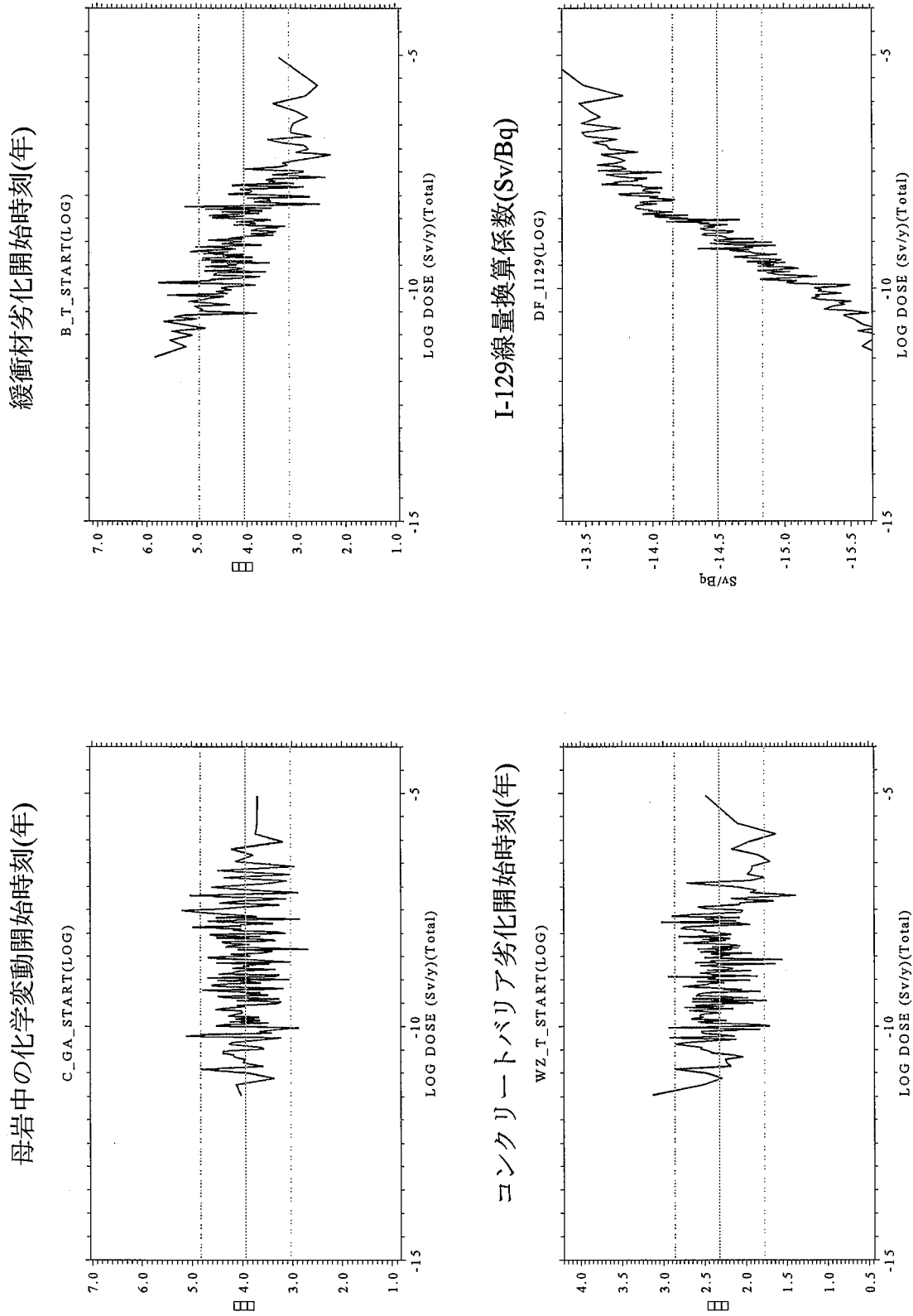


廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)



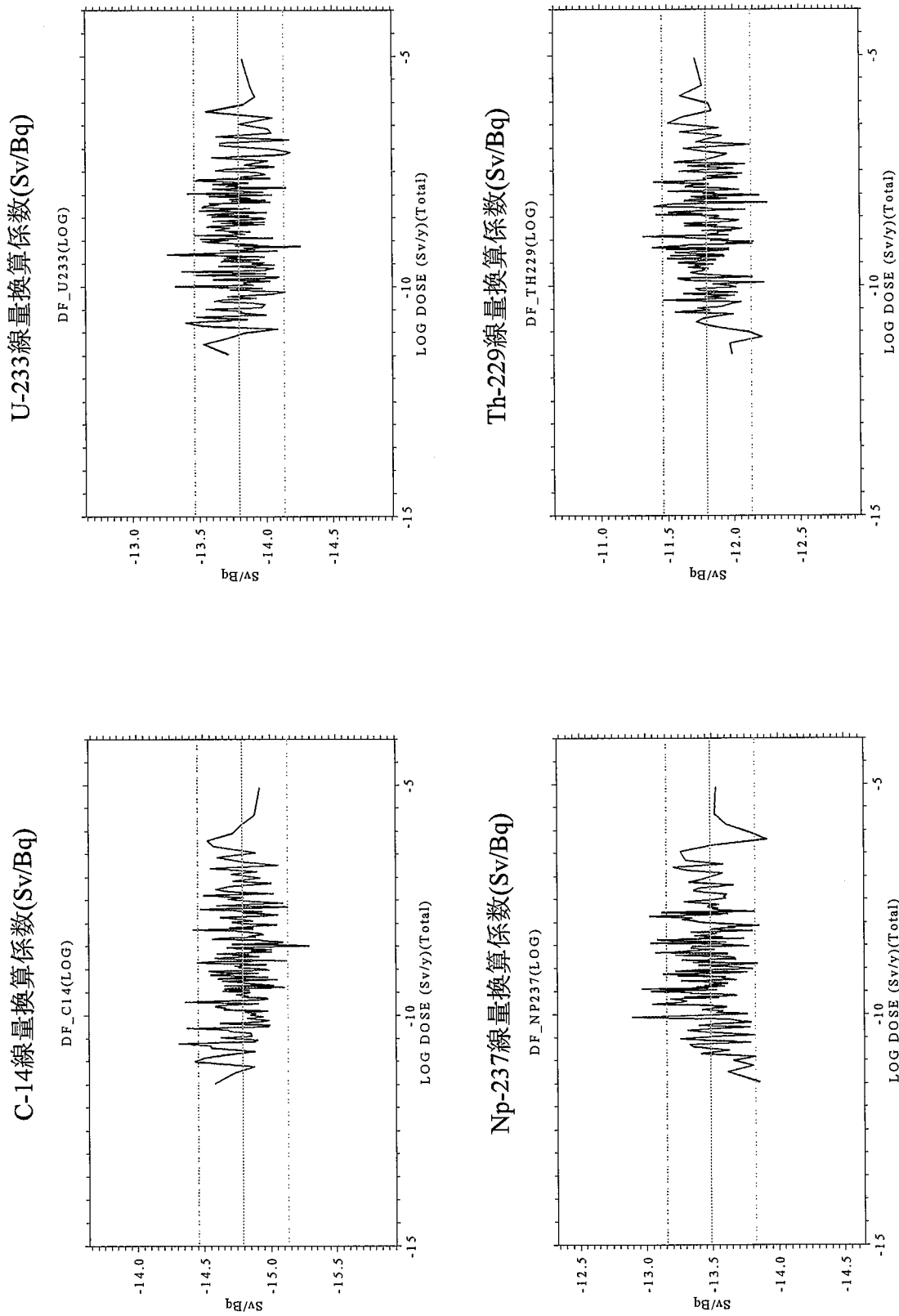
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



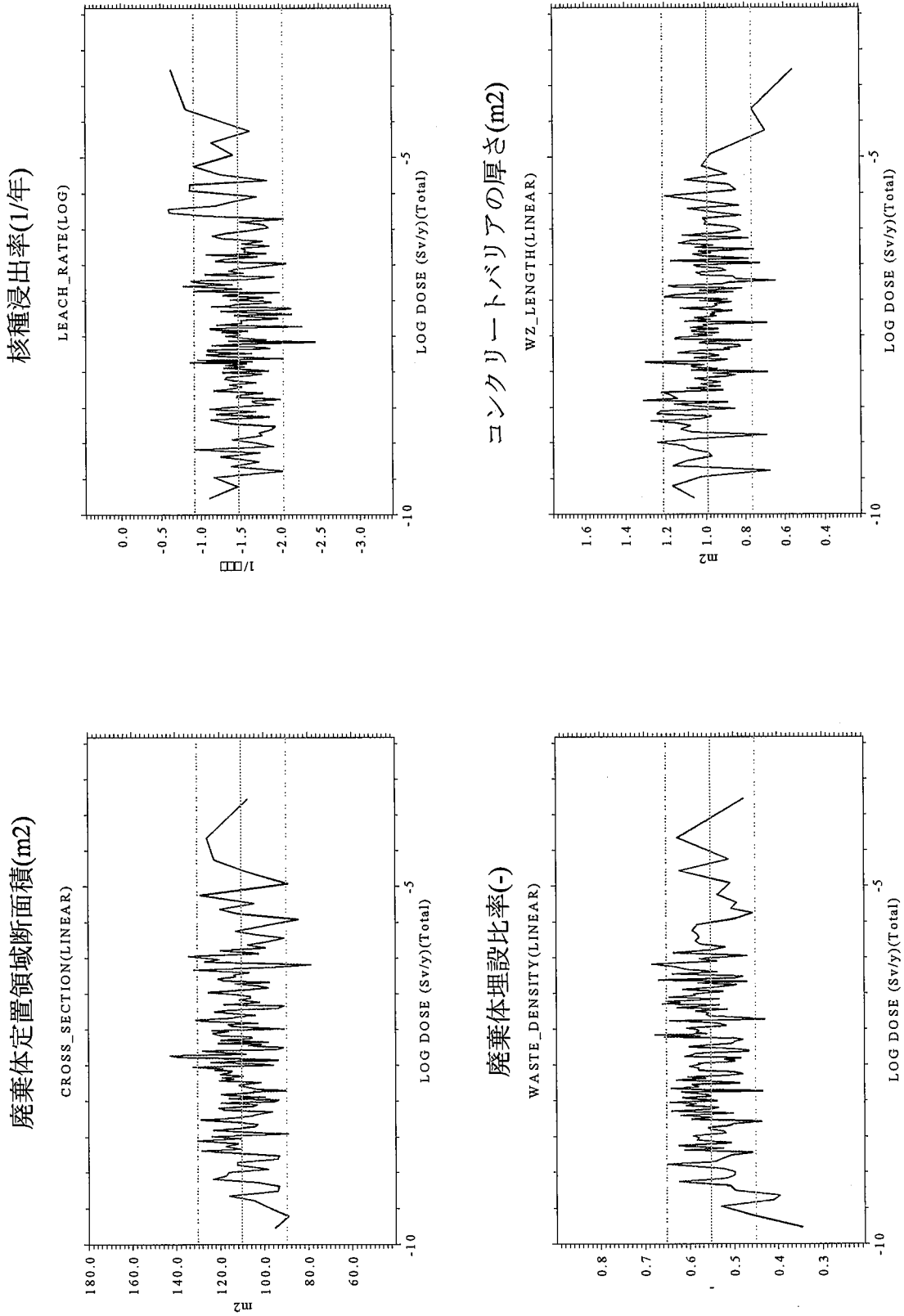
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)



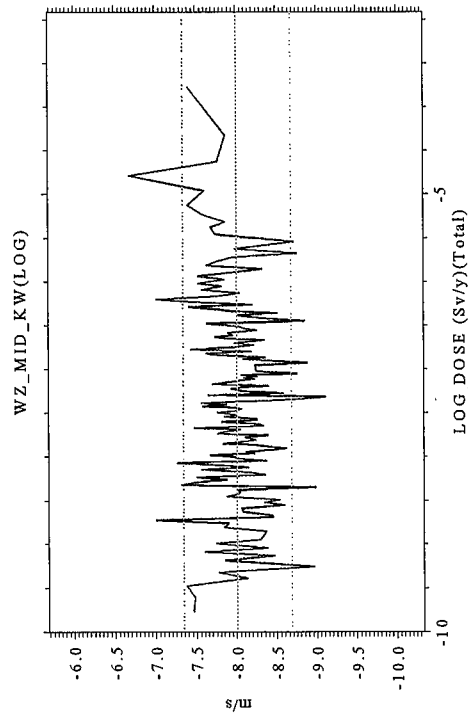
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-1 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(プラスチック固化体、廃棄体区分1)

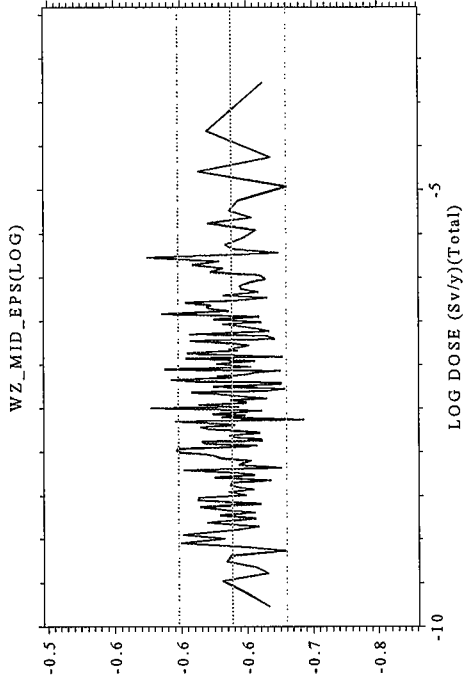


図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)  
 注)水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

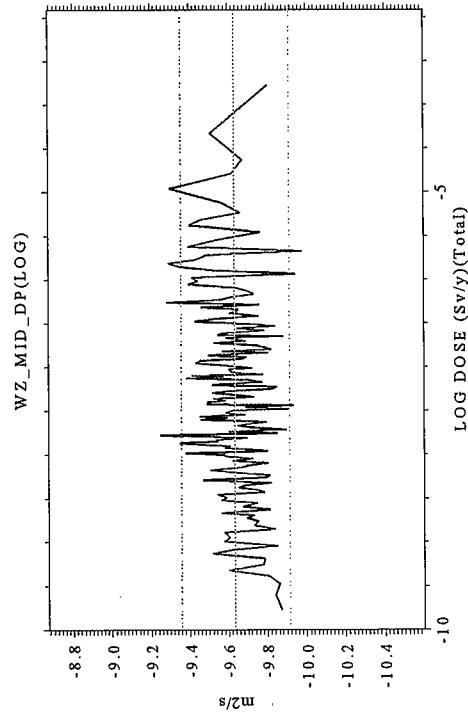
コンクリートバリア劣化後透水係数(m/s)



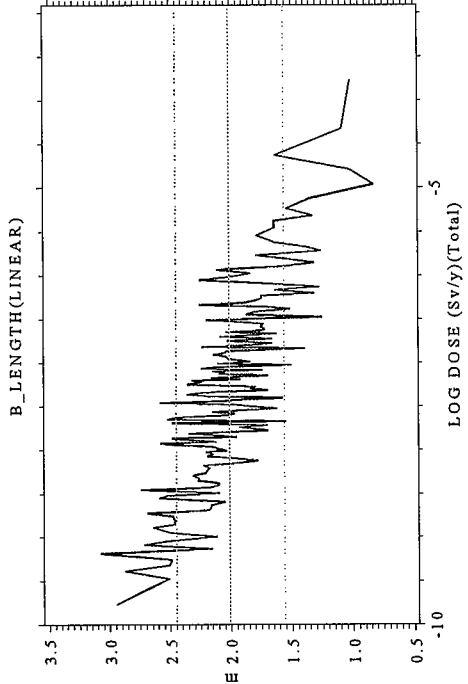
コンクリートバリア劣化後空隙率(-)



コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数(m<sup>2</sup>/s)

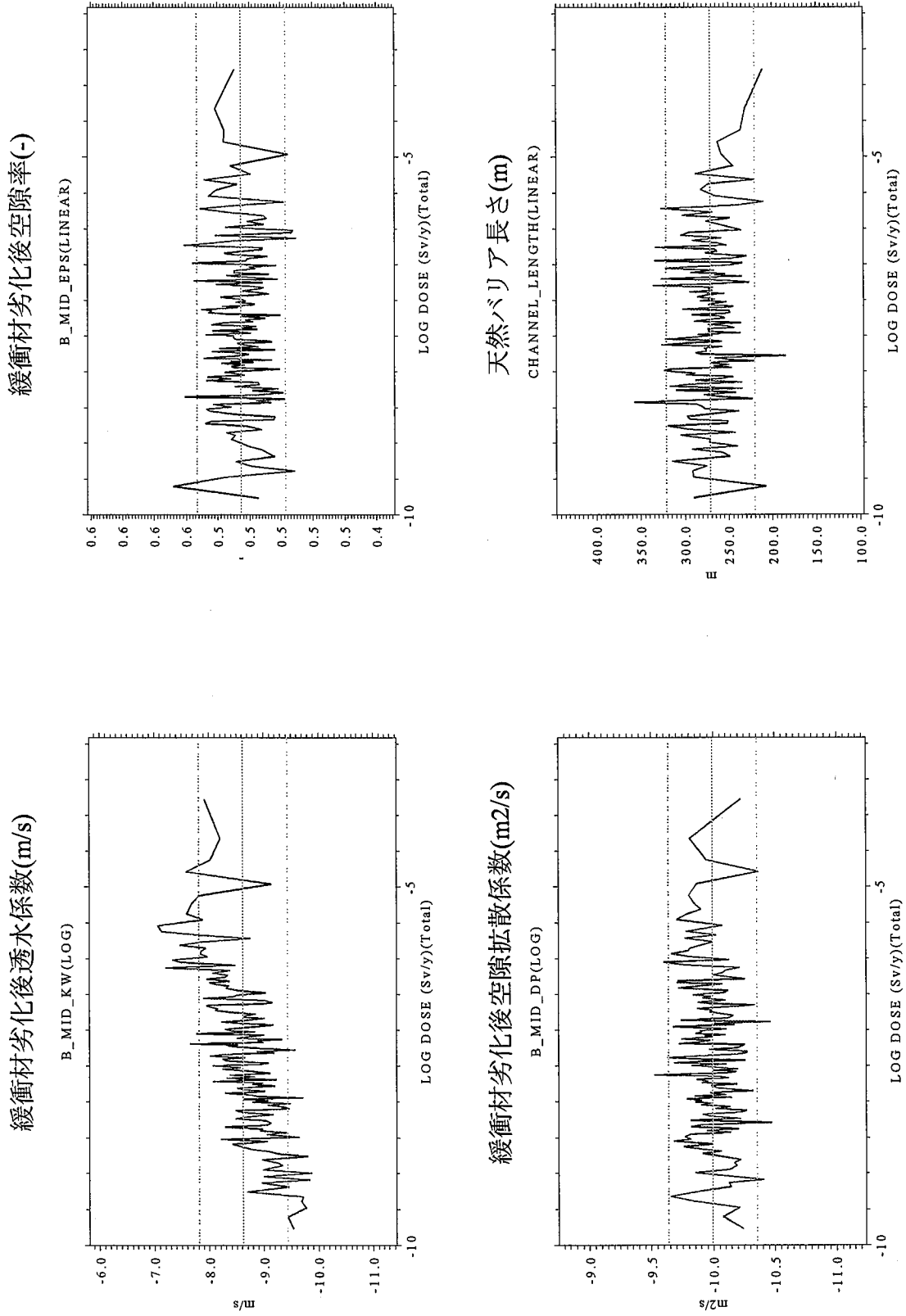


緩衝材厚さ(m)



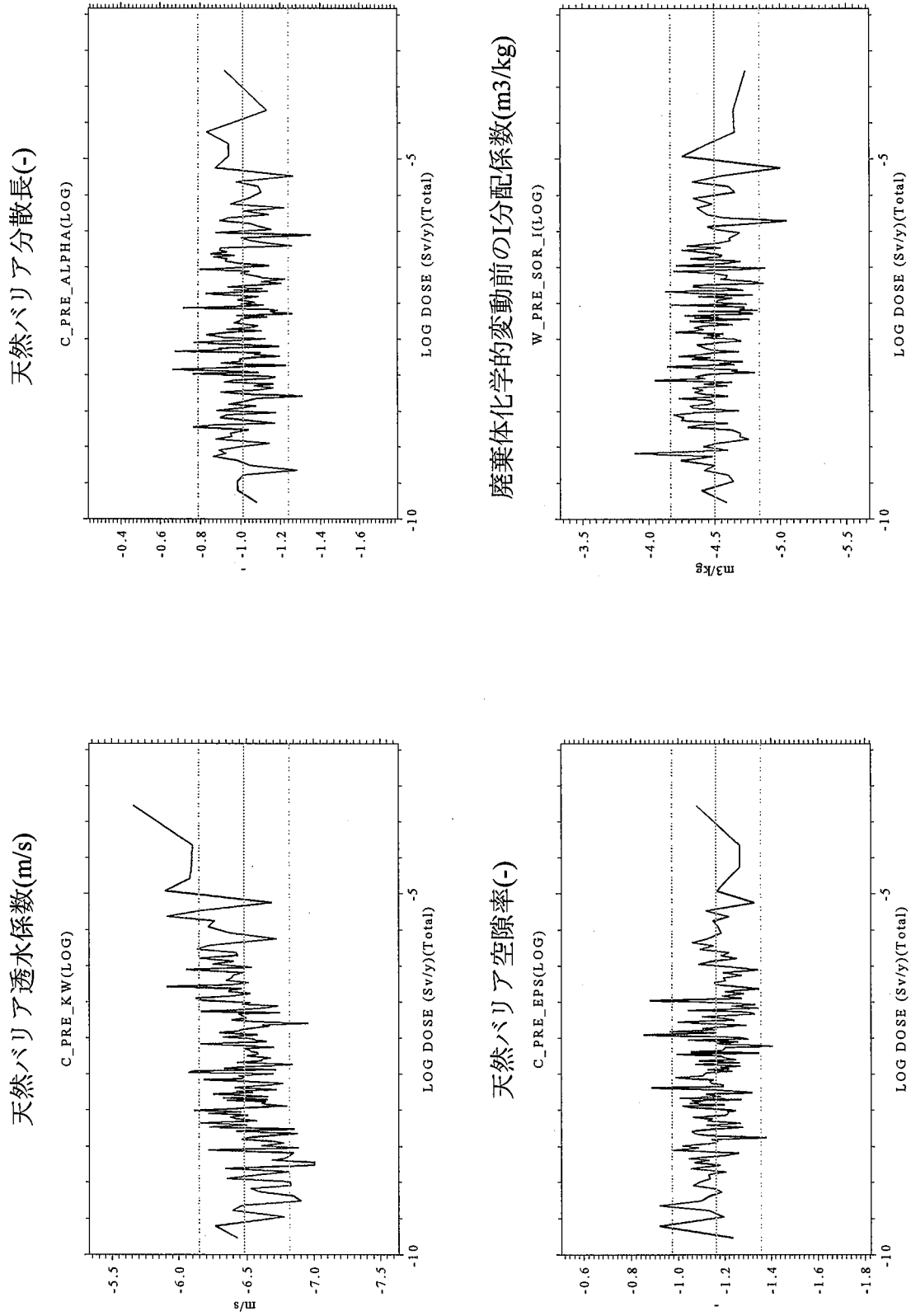
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

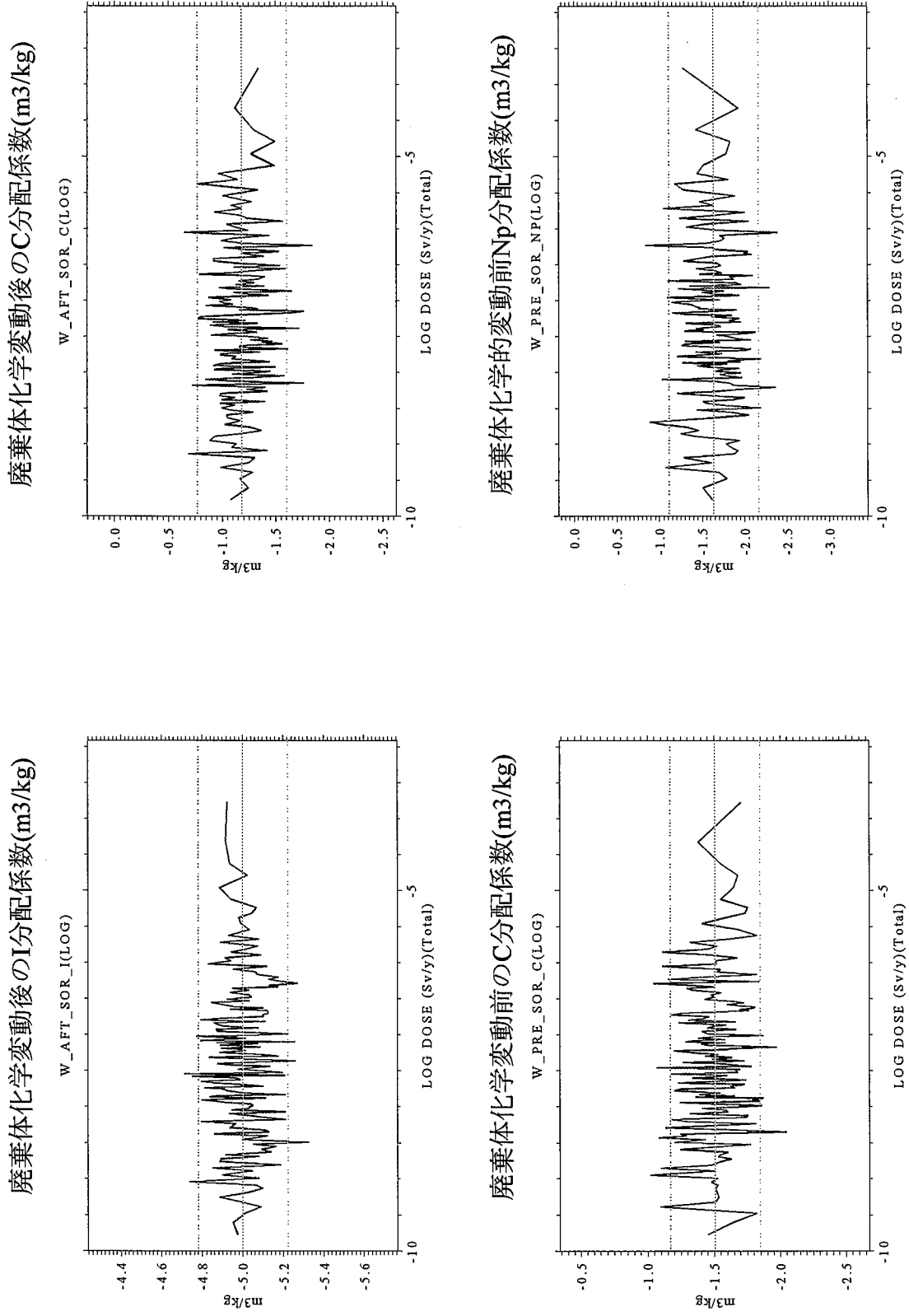


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)



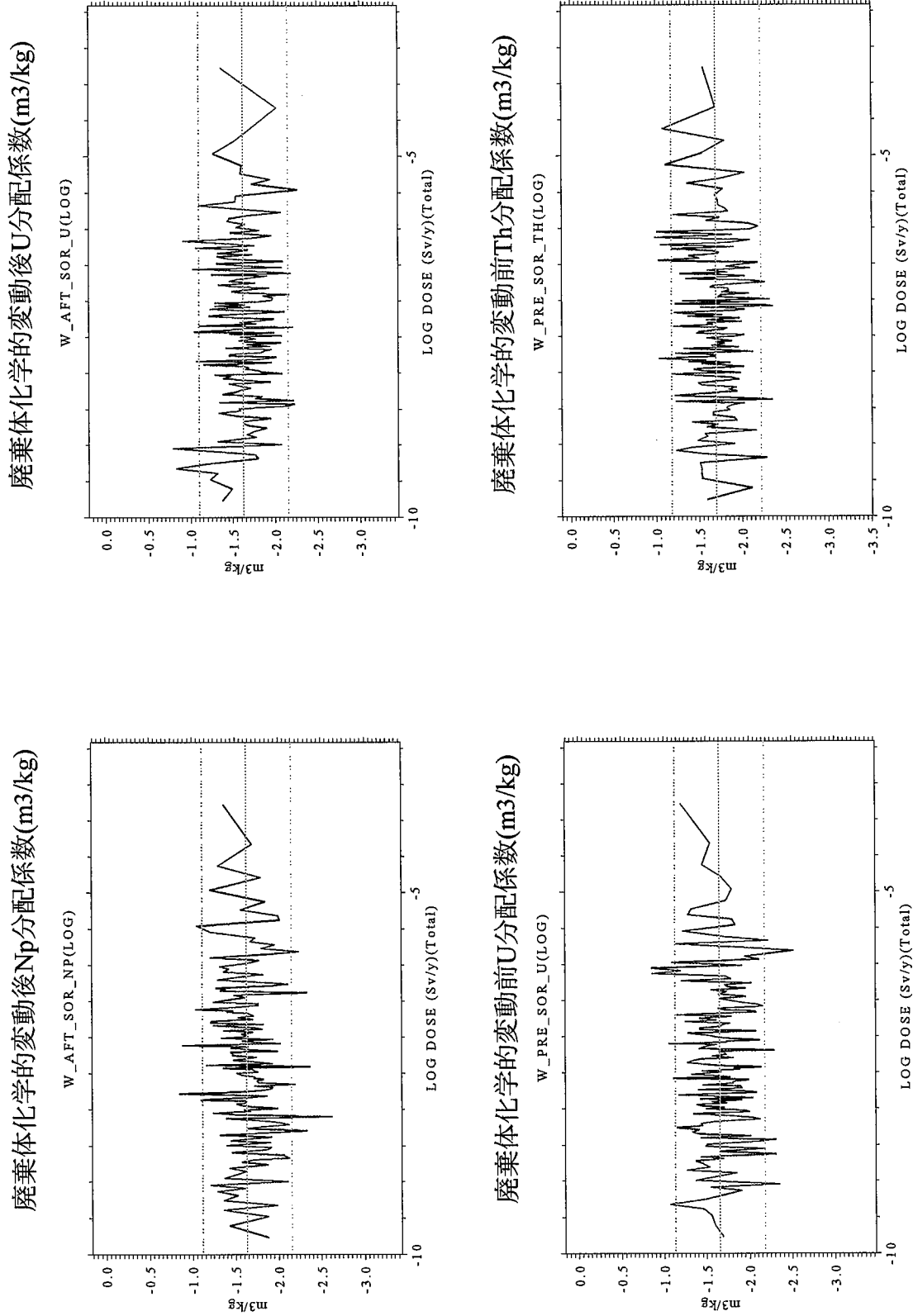
図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)  
 注)水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

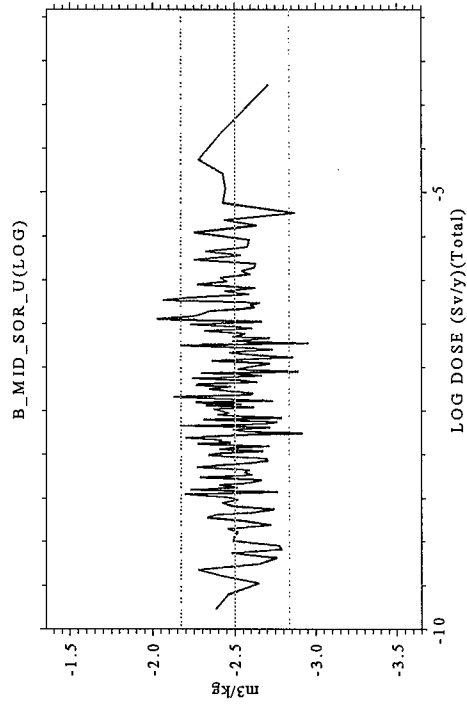




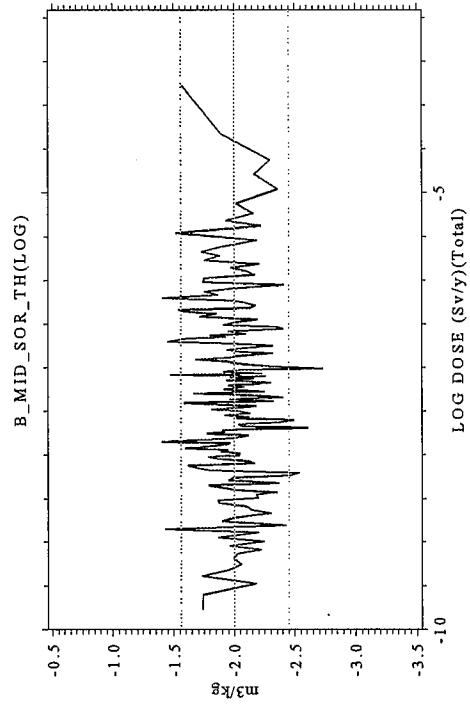
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

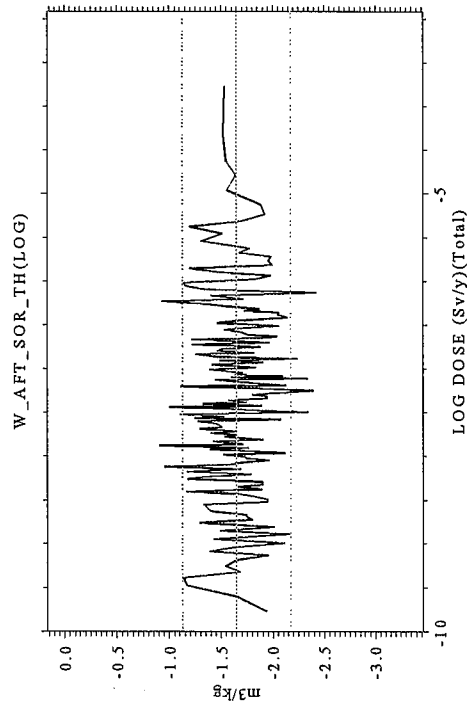
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



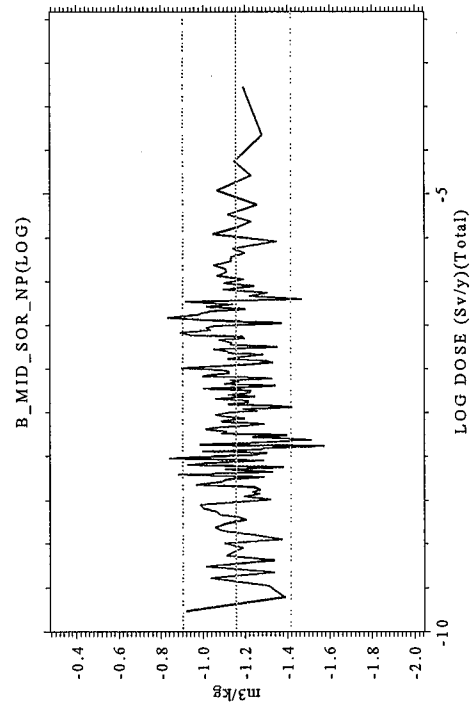
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)



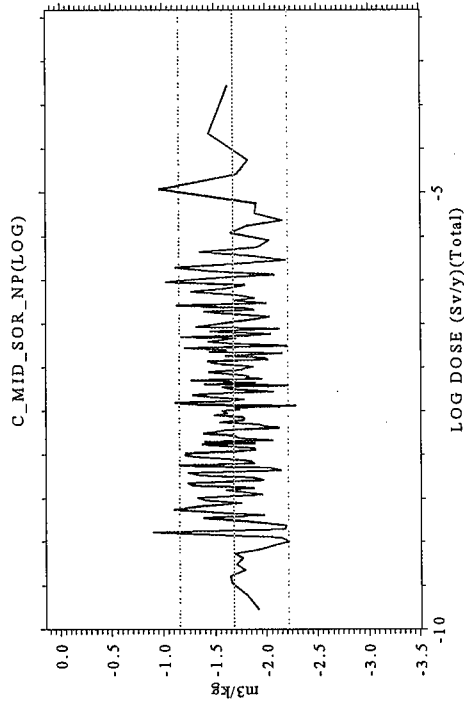
緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)



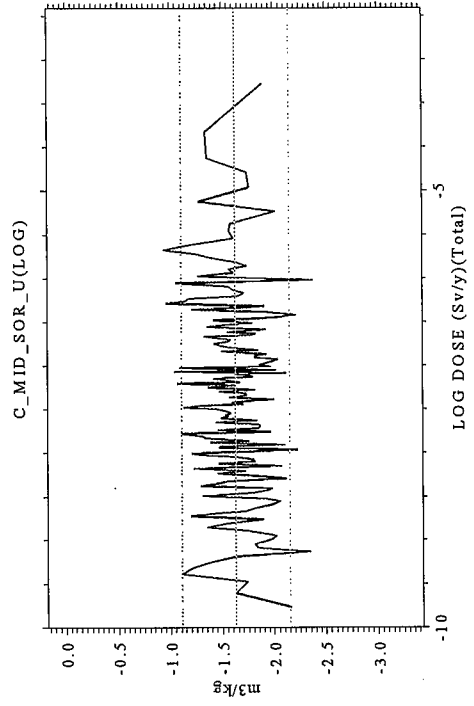
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

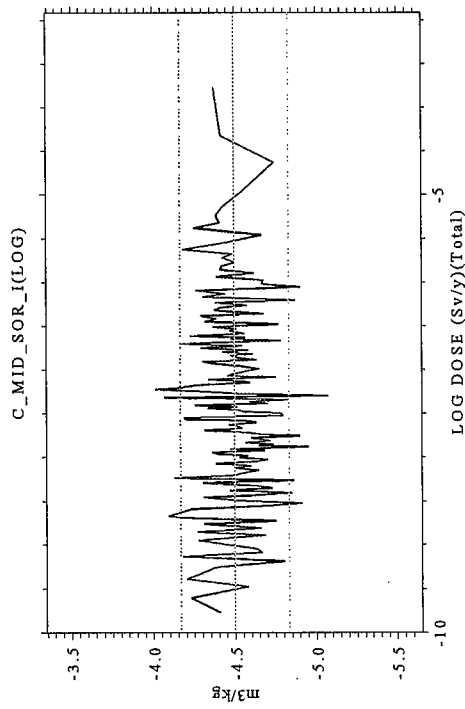
母岩の化学的変動後Np分配係数(m3/kg)



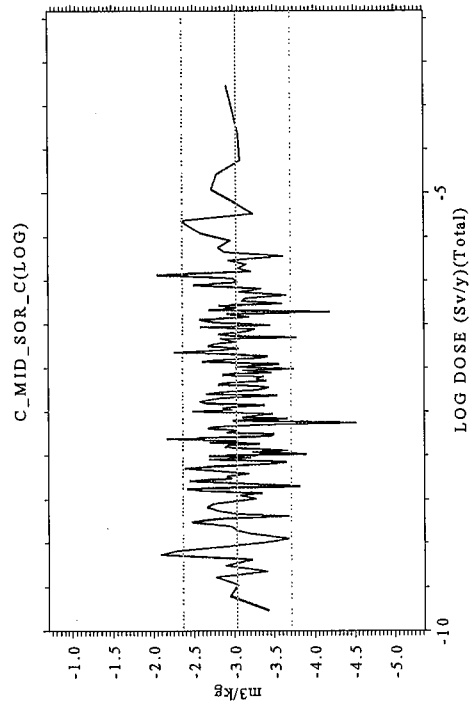
母岩の化学的変動後U分配係数(m3/kg)



母岩の化学的変動後I分配係数(m3/kg)



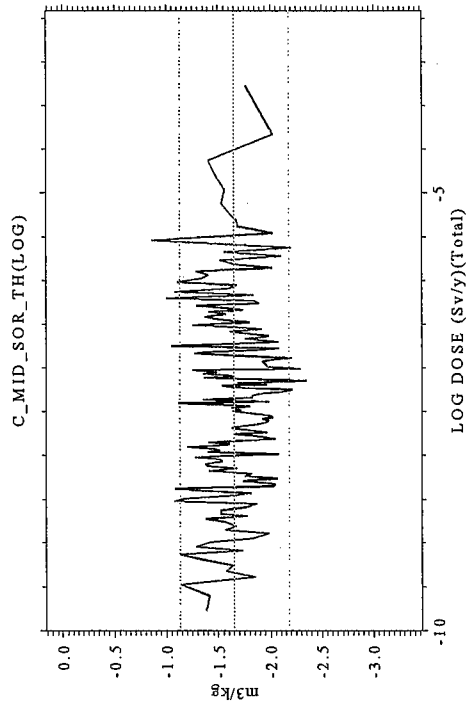
母岩の化学的変動後C分配係数(m3/kg)



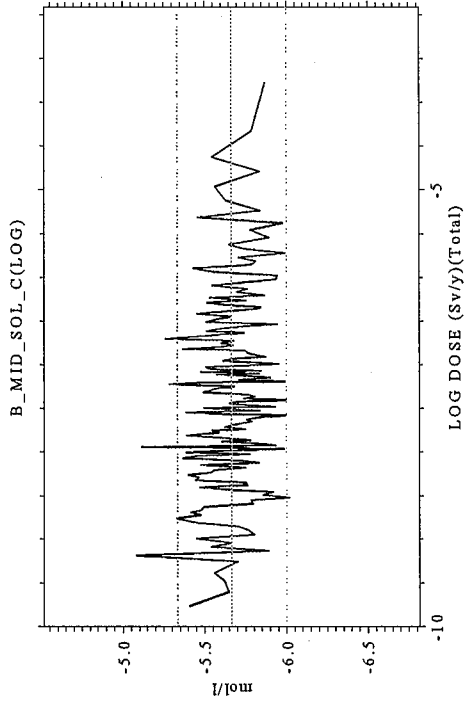
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

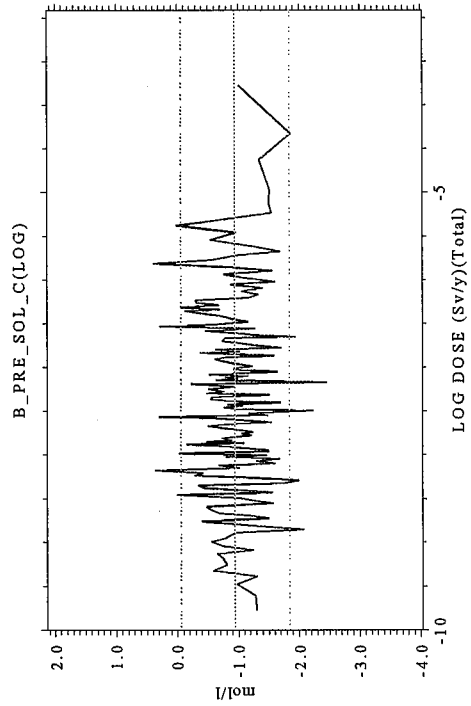
母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



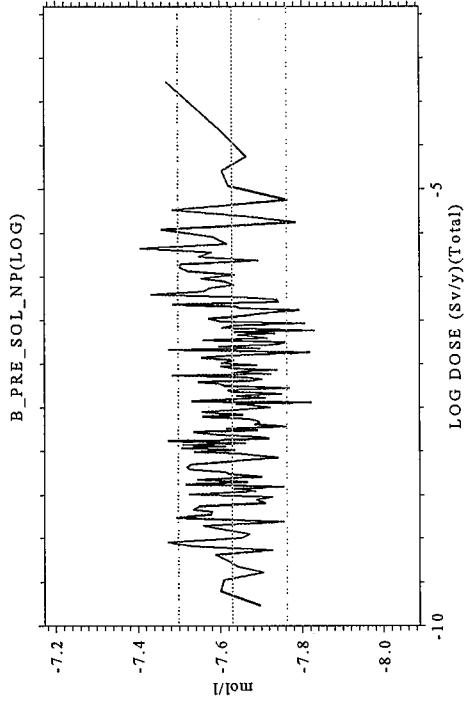
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



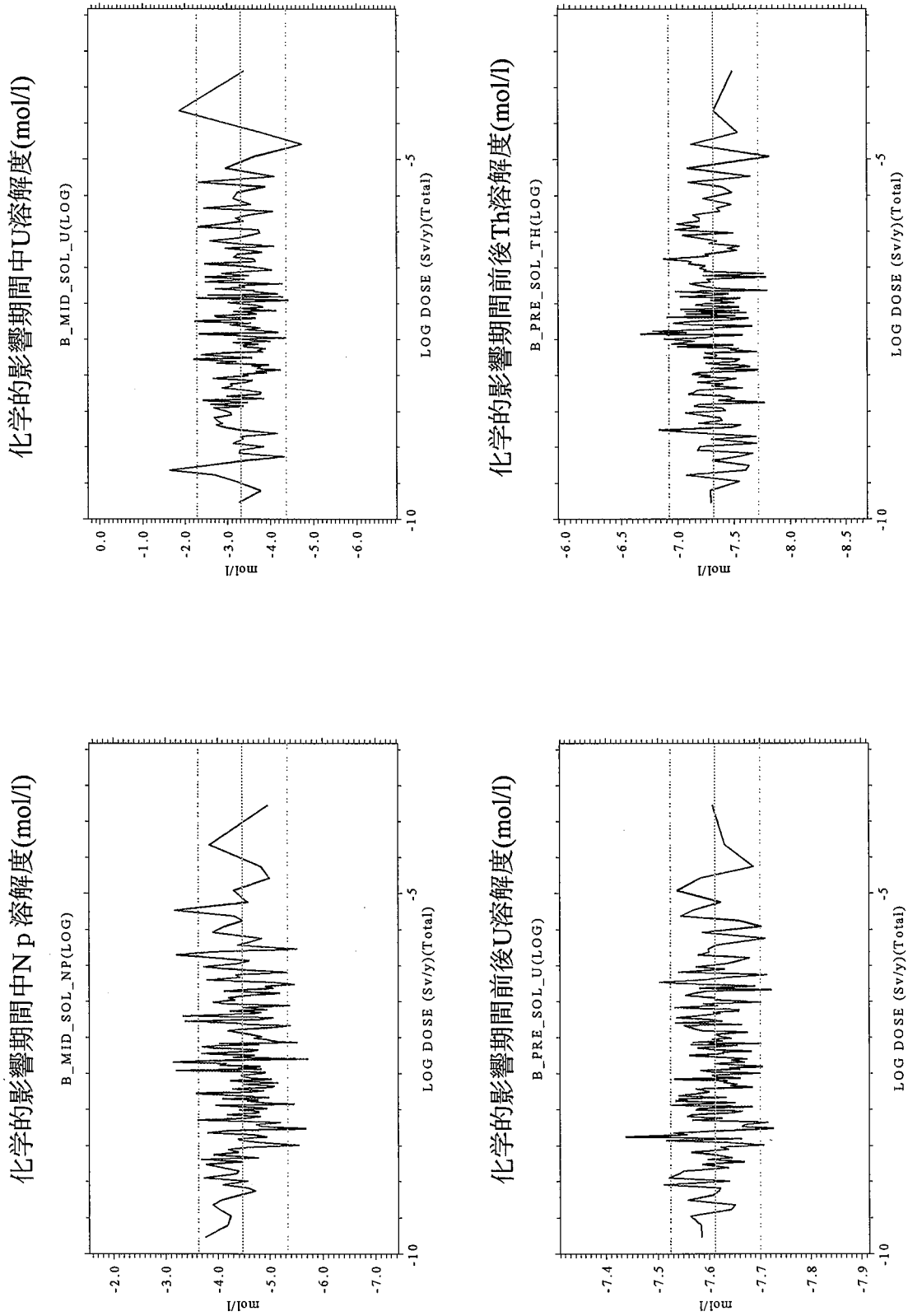
化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)



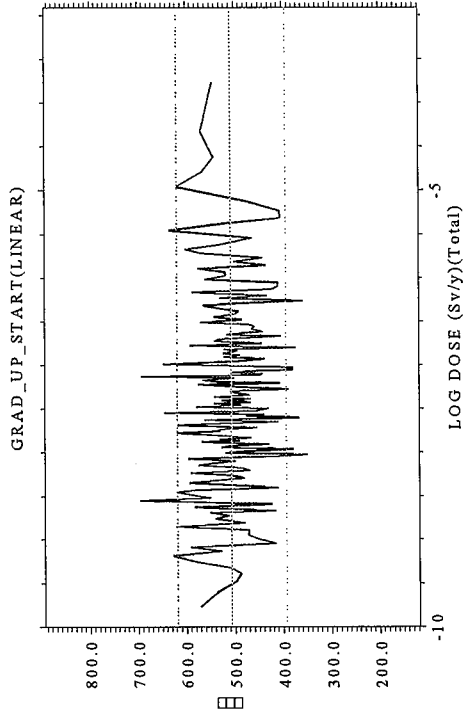
図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)  
注)水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



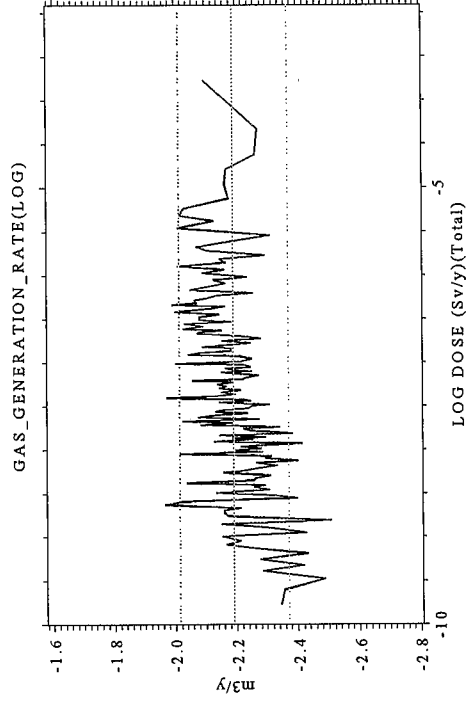
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

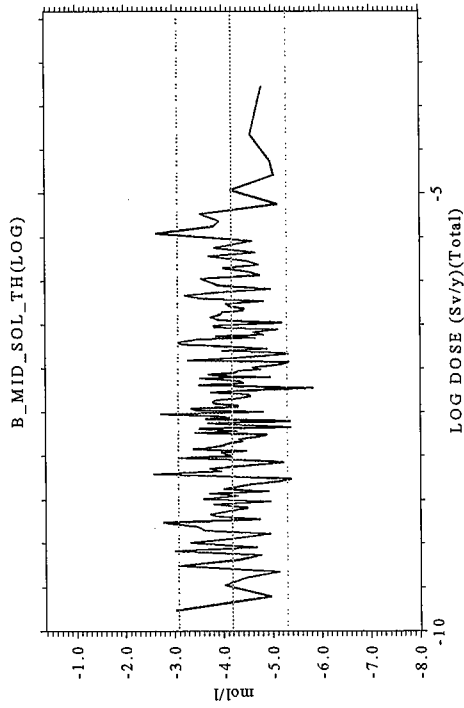
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻(年)



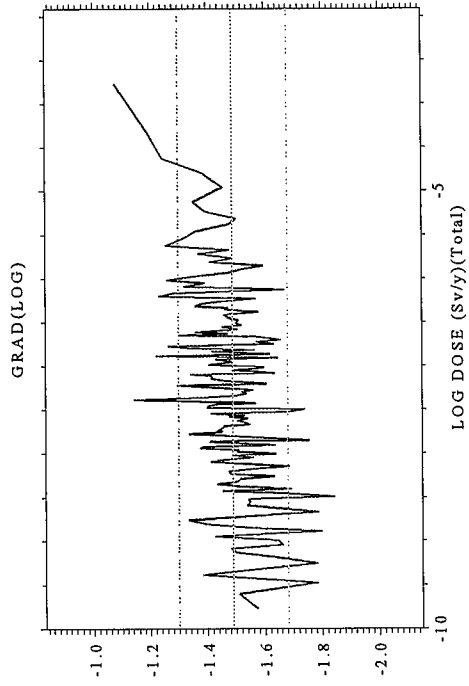
ガス発生速度(m3/y)



化学的影響期間中Th溶解度(mol/l)



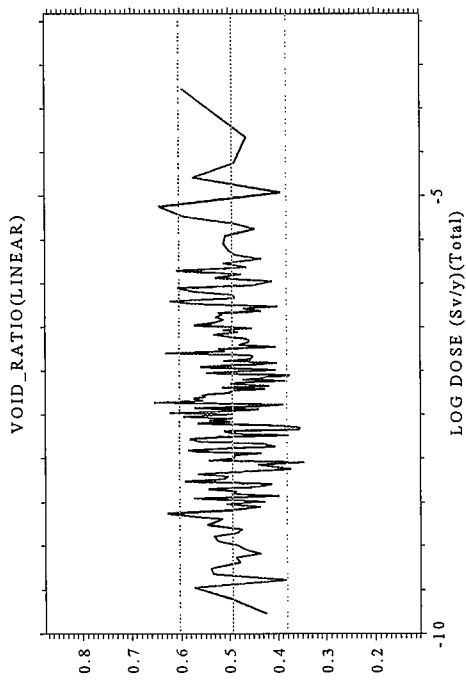
動水勾配(-)



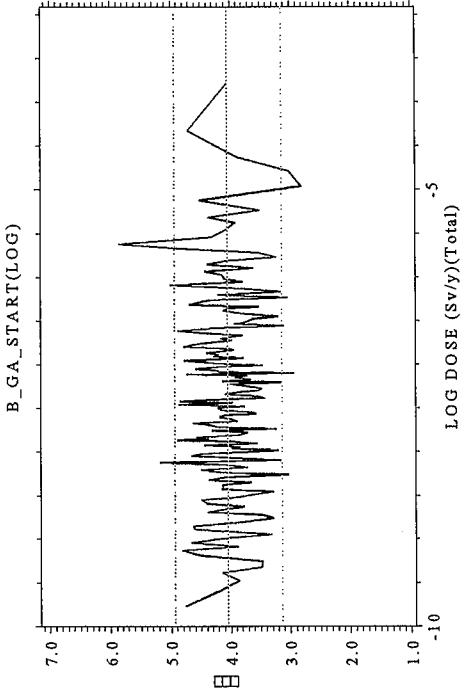
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)

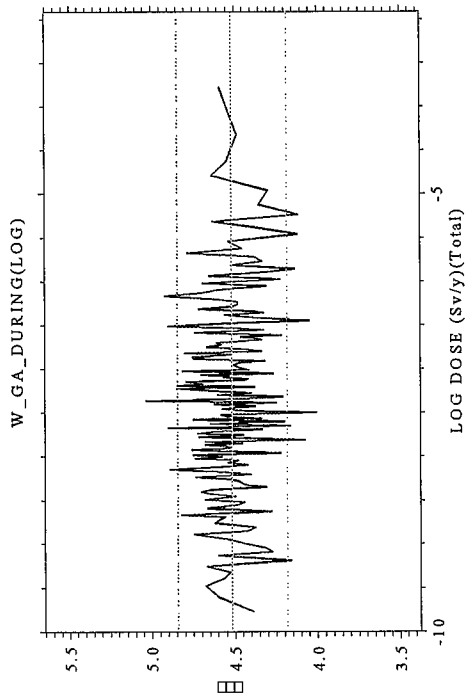
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



緩衝材中の化学変動開始時刻(年)

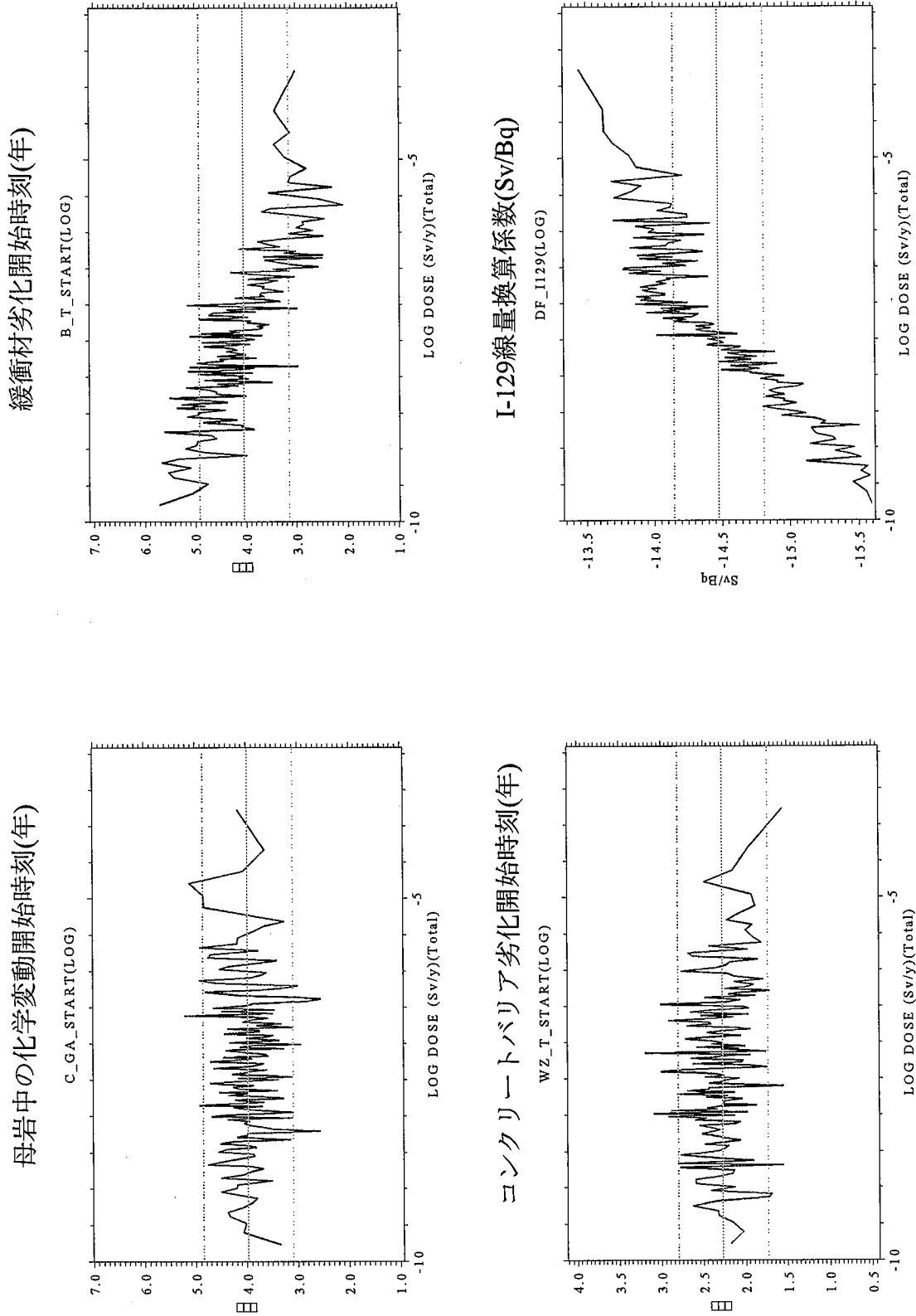


廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)



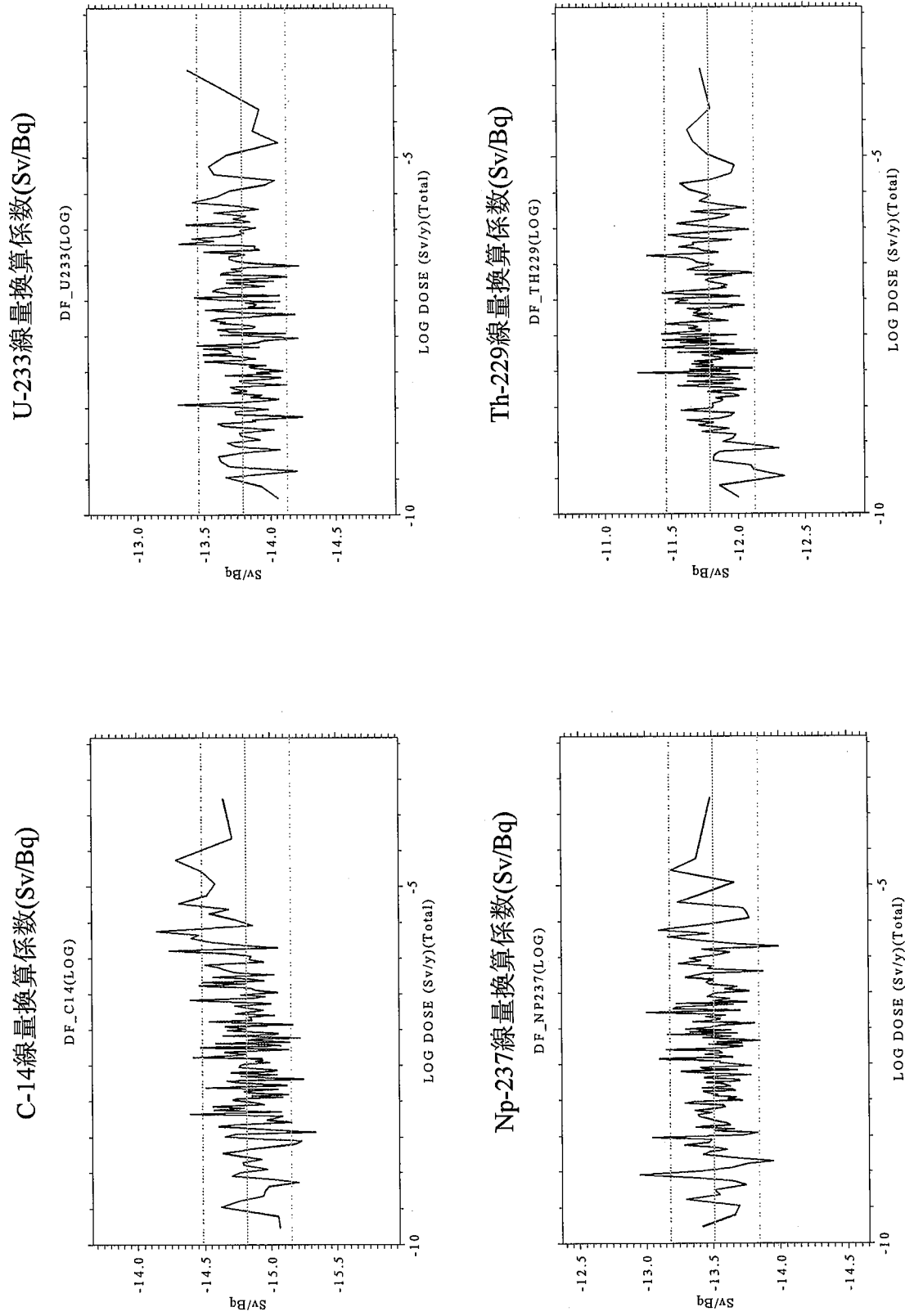
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)



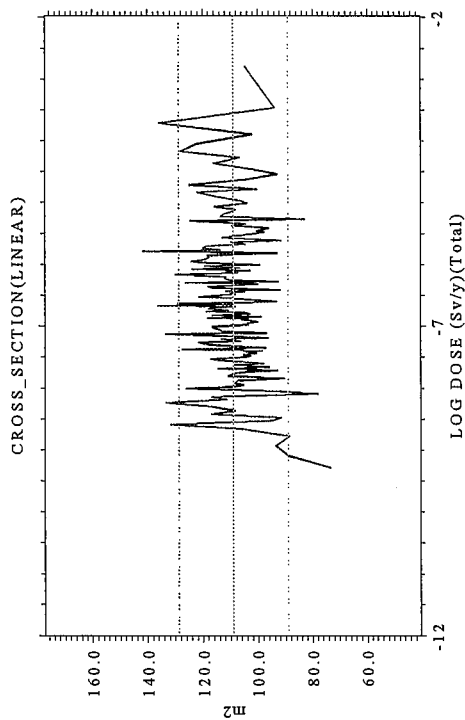
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)



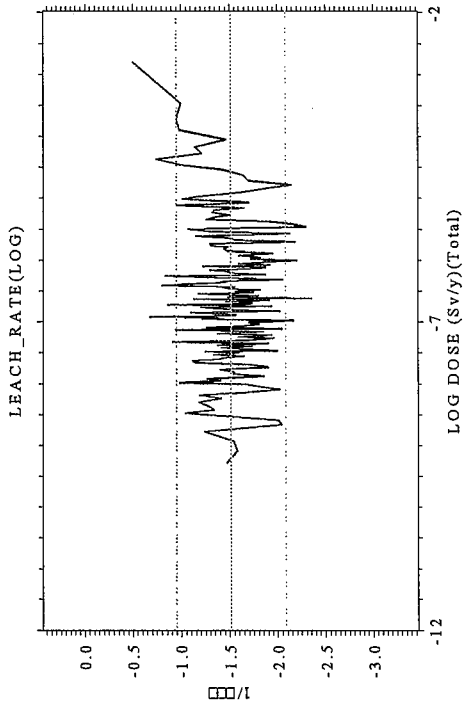


図A3-2 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分1)  
 注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

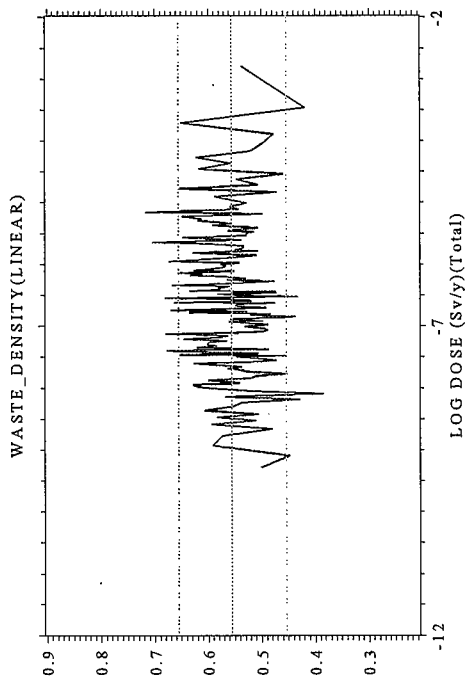
廃棄体定置領域断面積(m2)



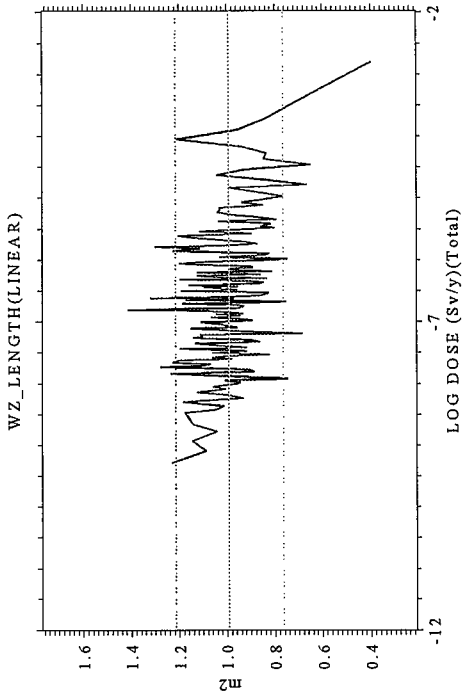
核種浸出率(1/年)



廃棄体埋設比率(-)

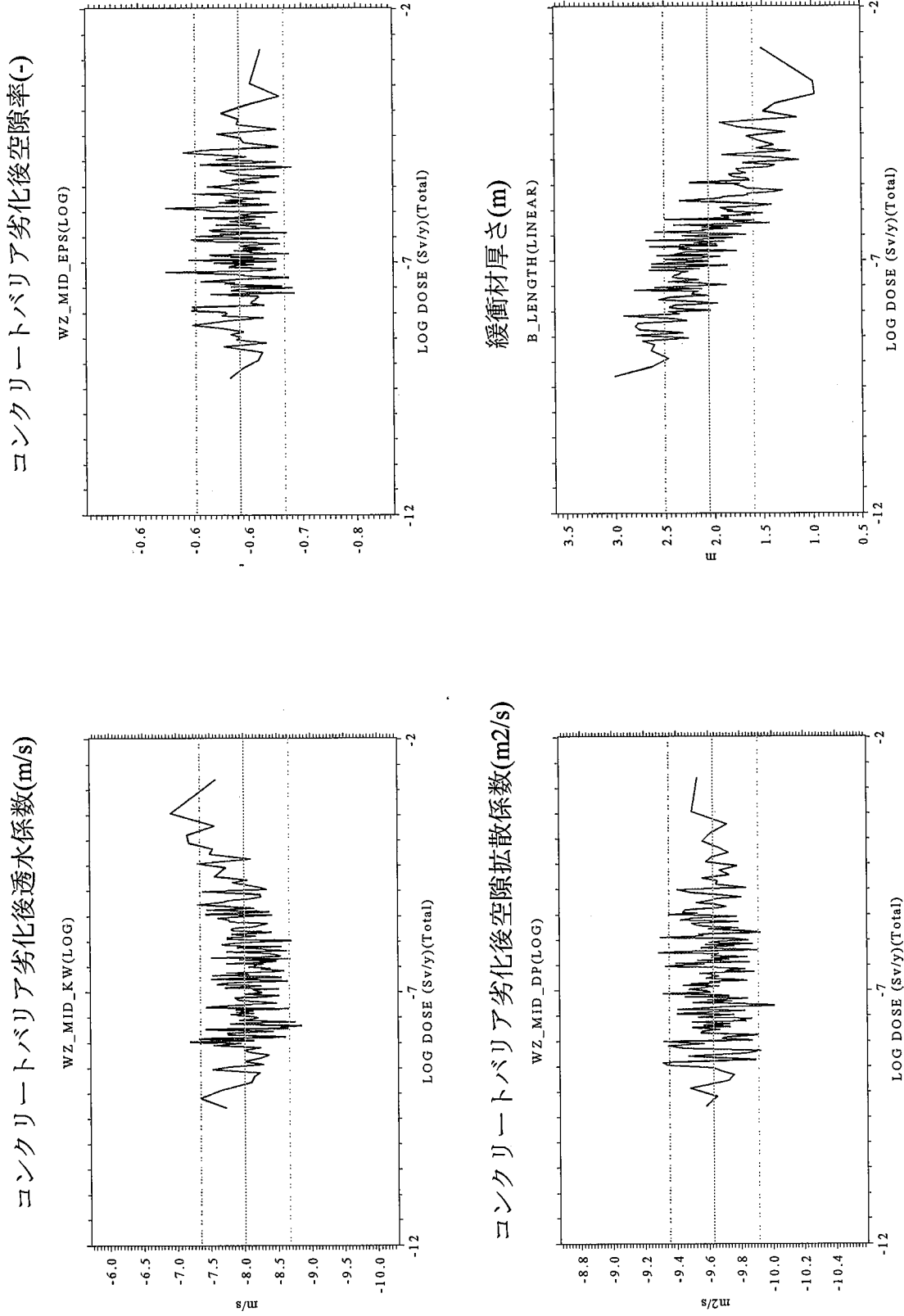


コンクリートバリアの厚さ(m2)

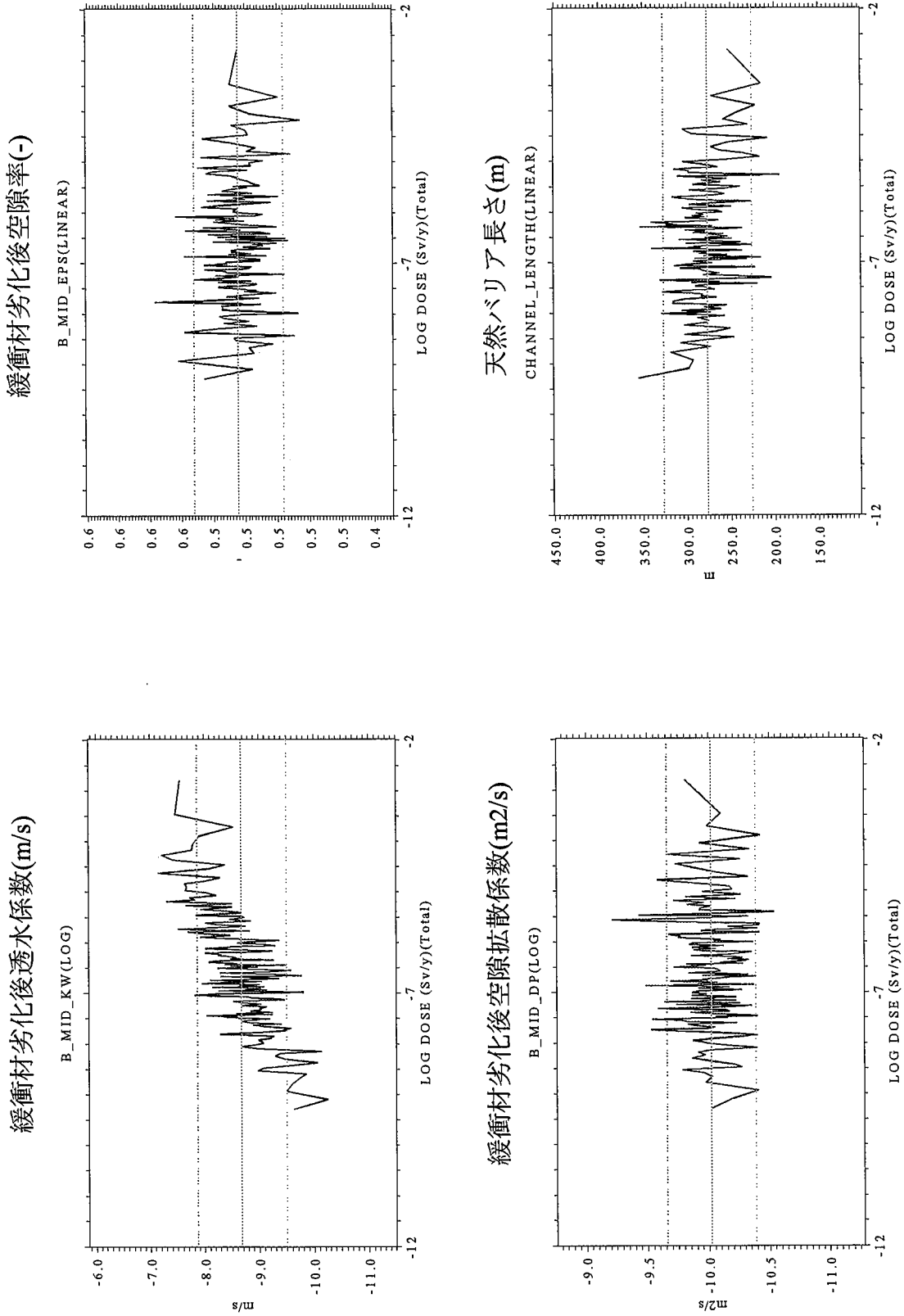


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

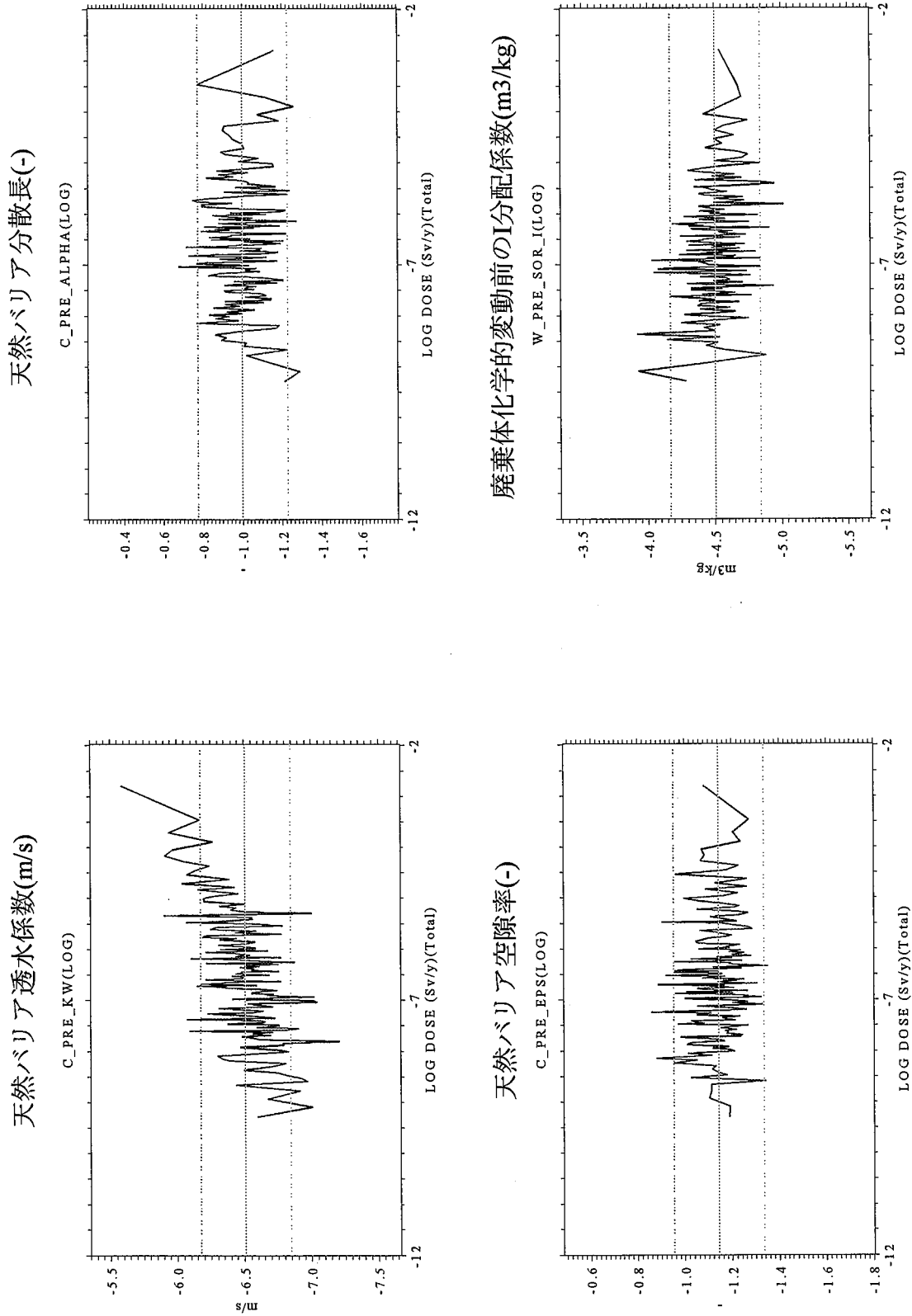
図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)



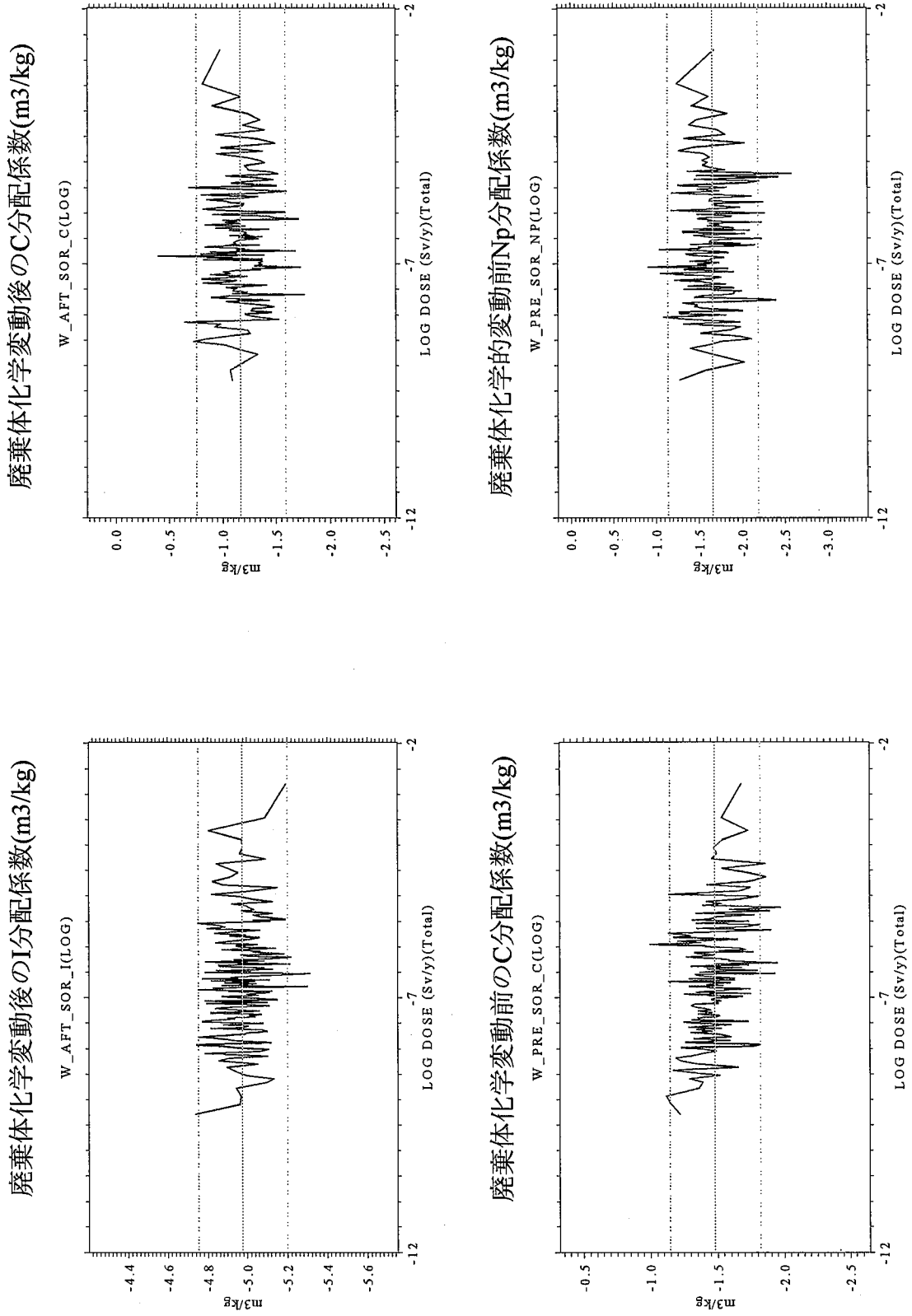
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)



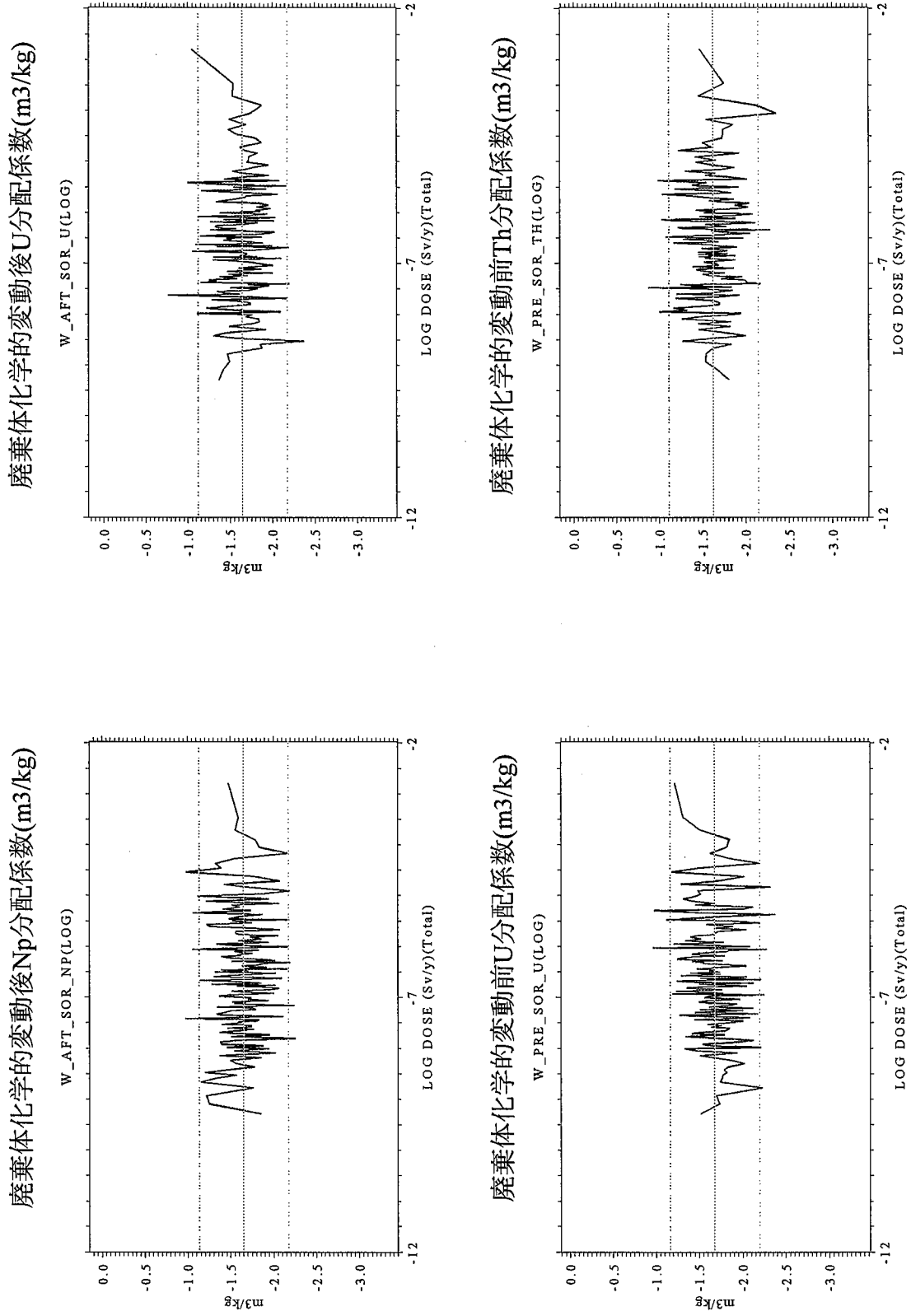
図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

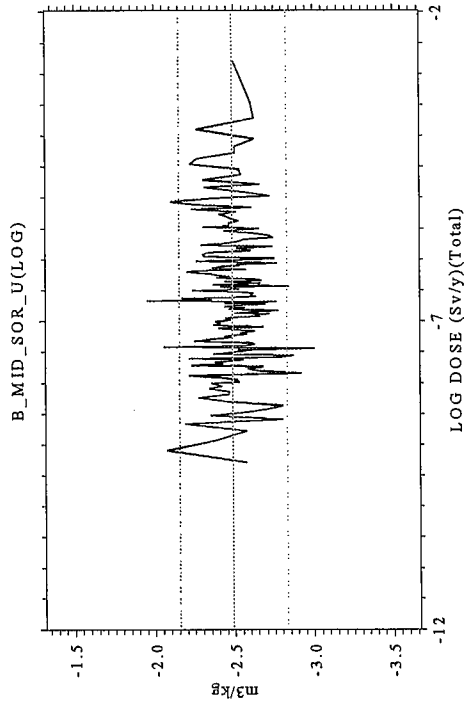


注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)

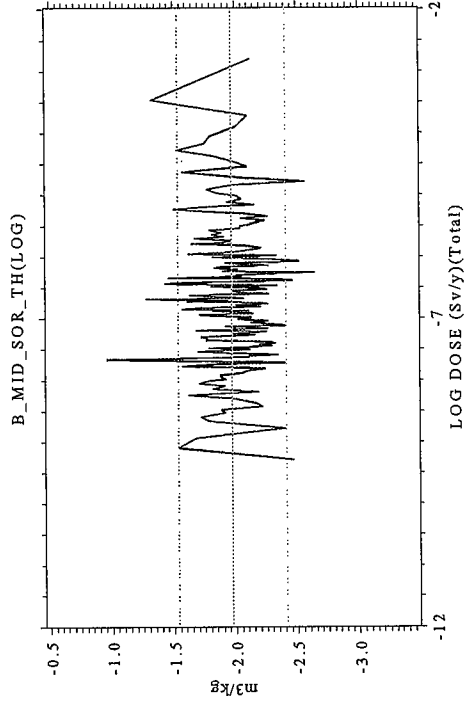


図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

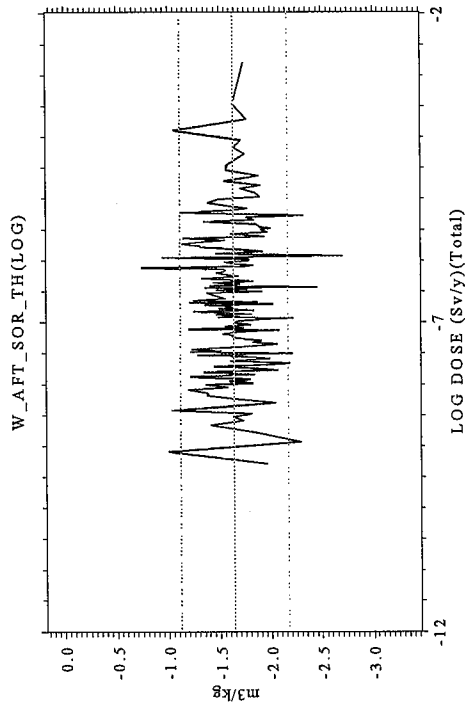
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



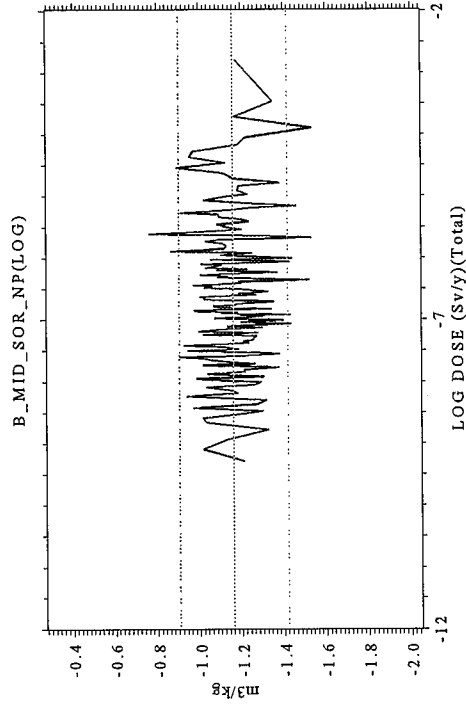
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)



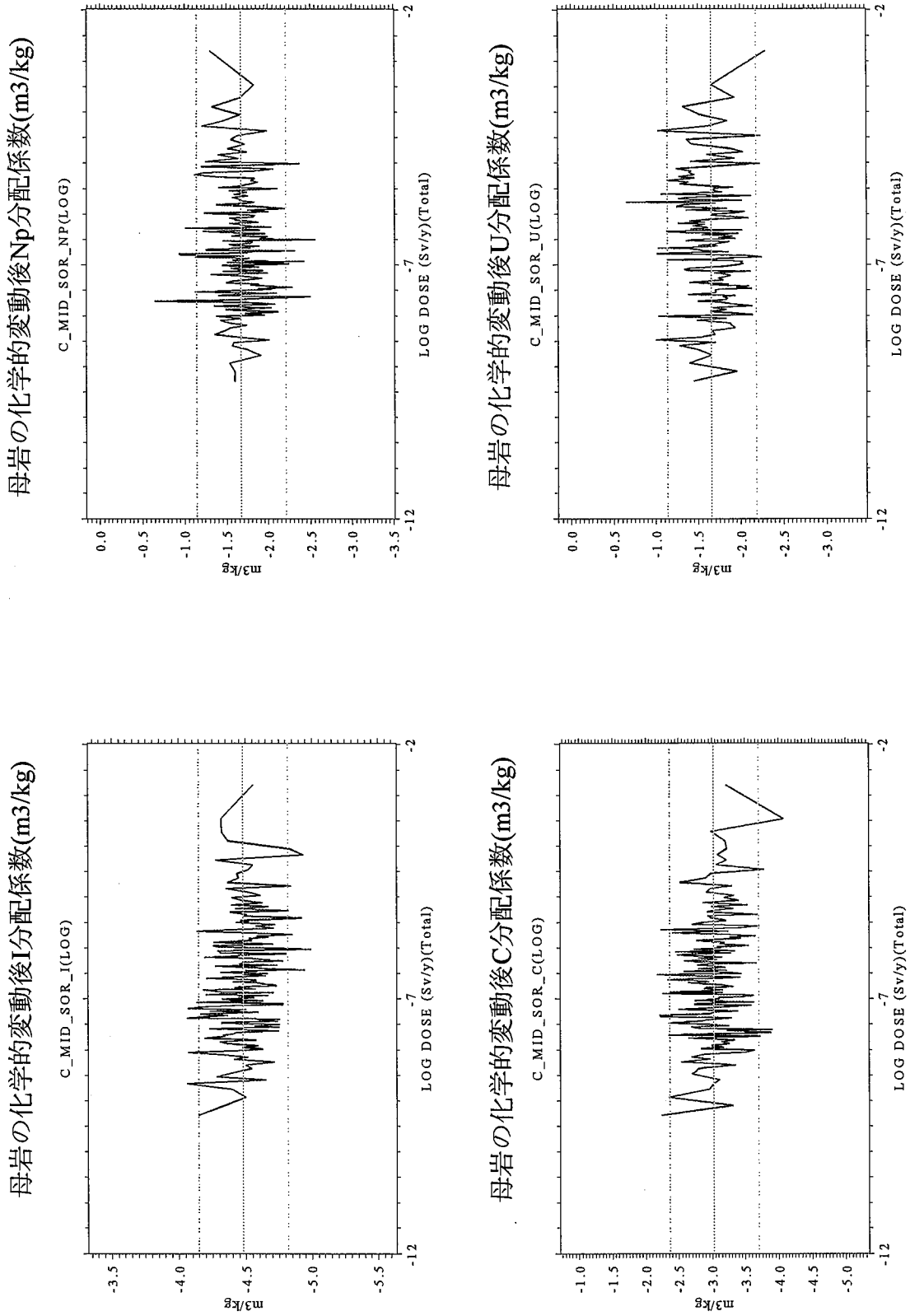
緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)



注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

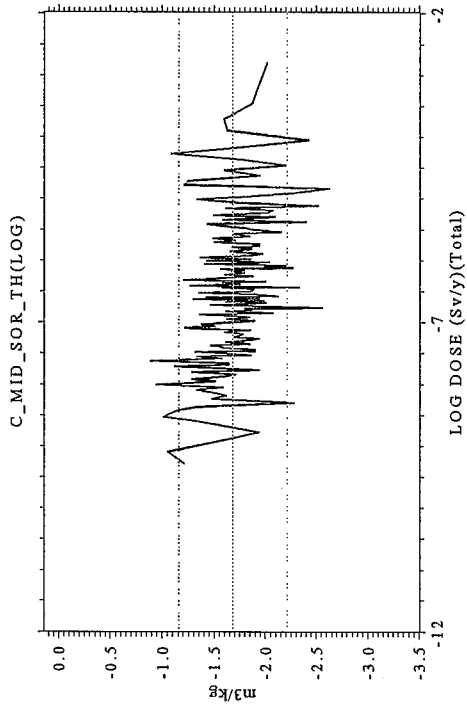
図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)



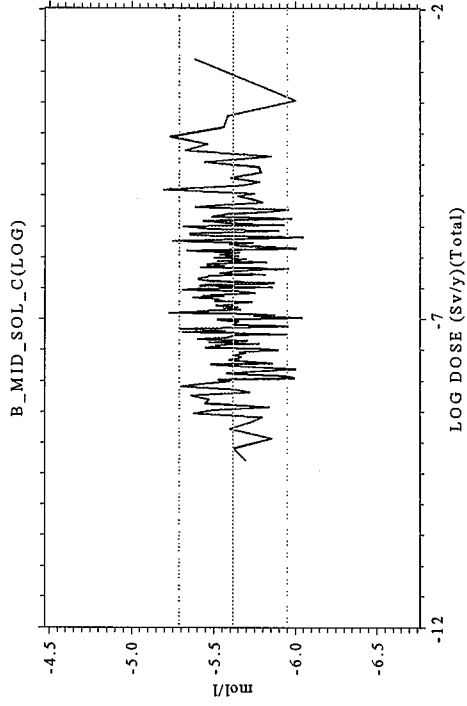


図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
 注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

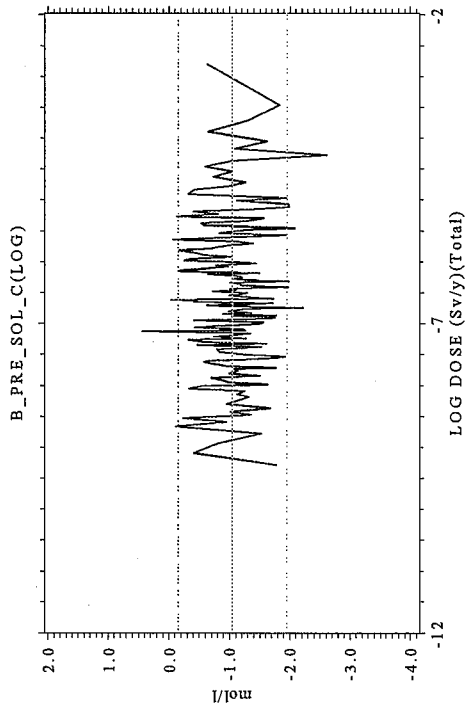
母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



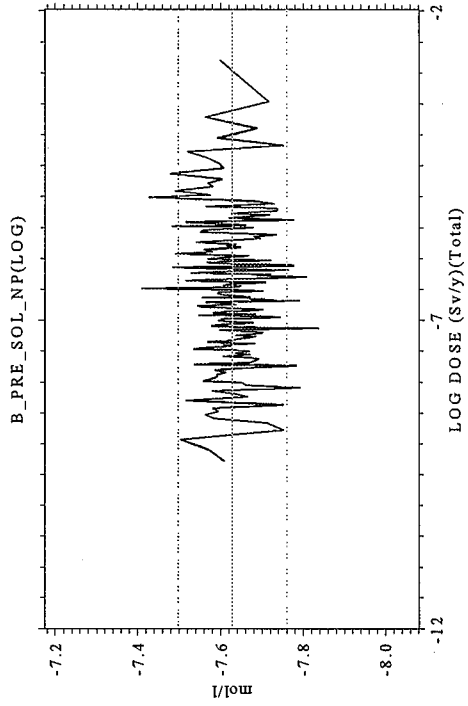
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)

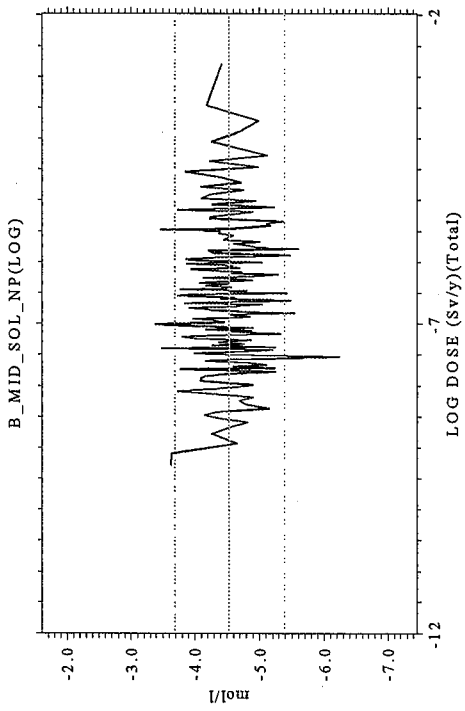


化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)

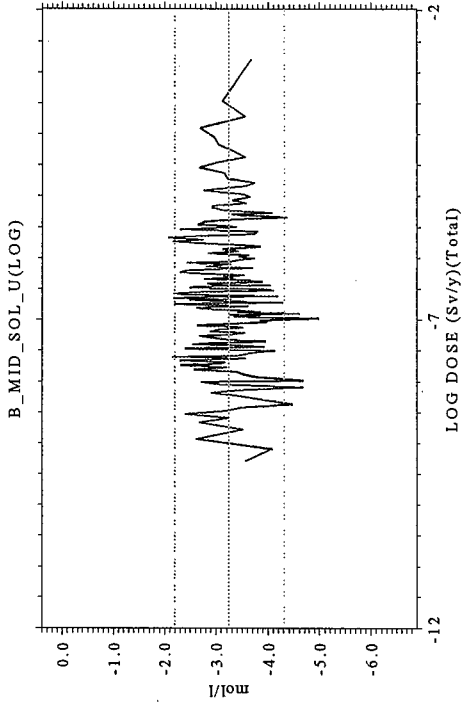


図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

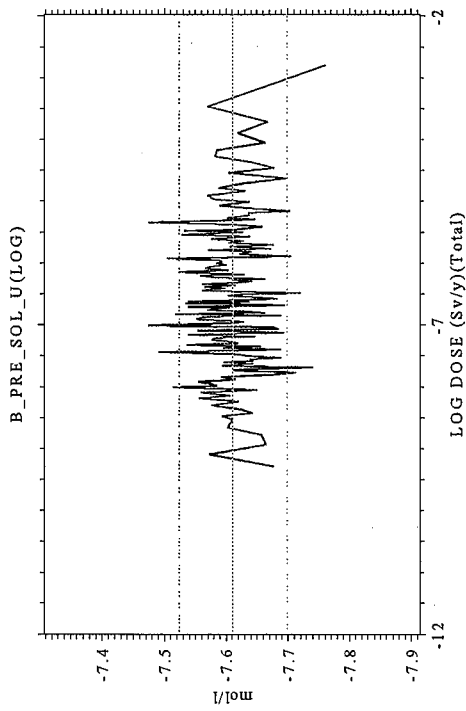
化学的影響期間中N p 溶解度(mol/l)



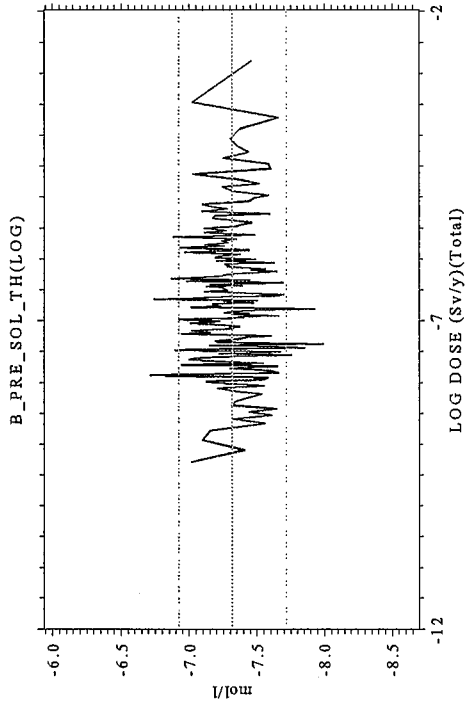
化学的影響期間中U溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後U溶解度(mol/l)



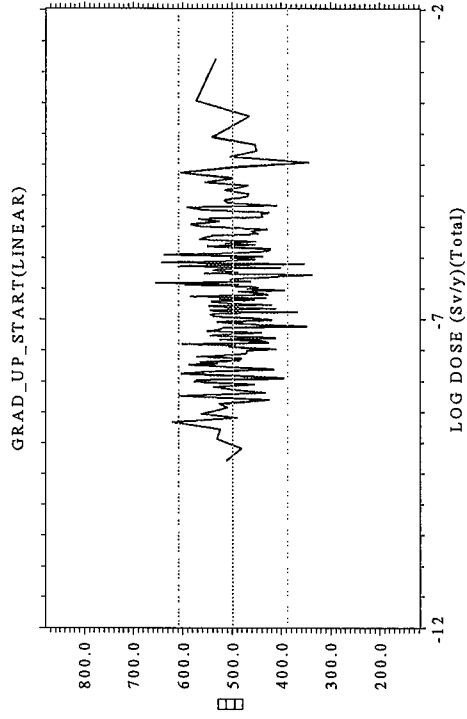
化学的影響期間前後Th溶解度(mol/l)



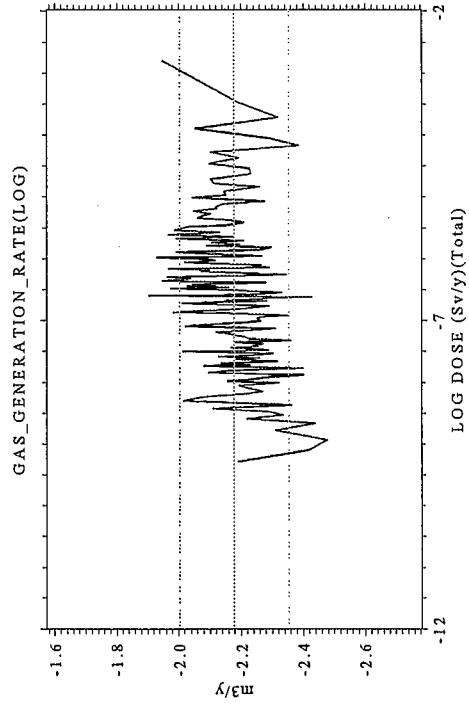
注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンドによる感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)

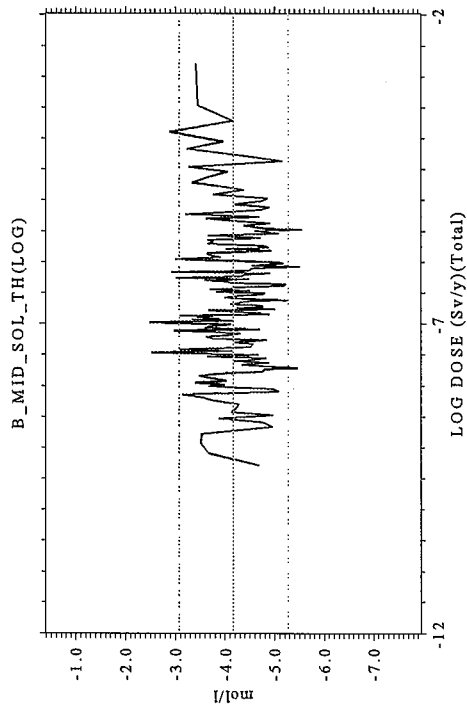
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻(年)



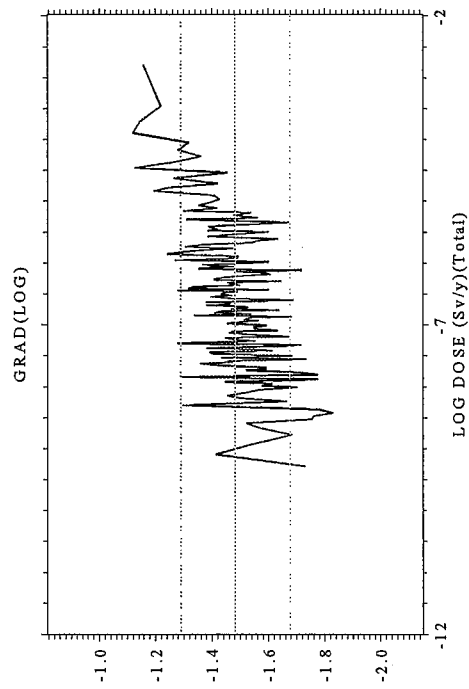
ガス発生速度(m3/y)



化学的影響期間中Th溶解度(mol/l)

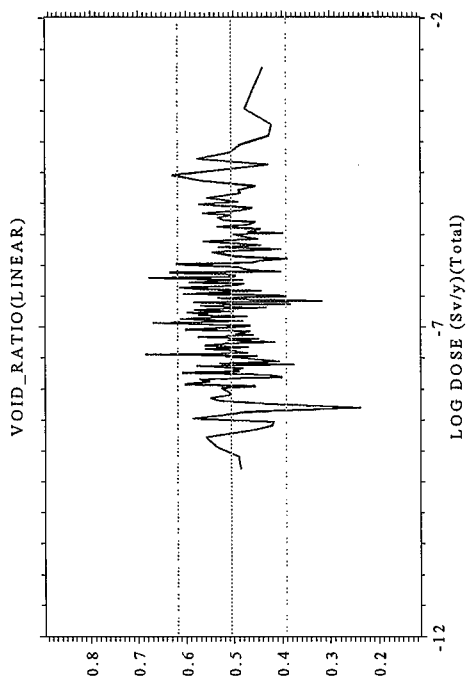


動水勾配(-)

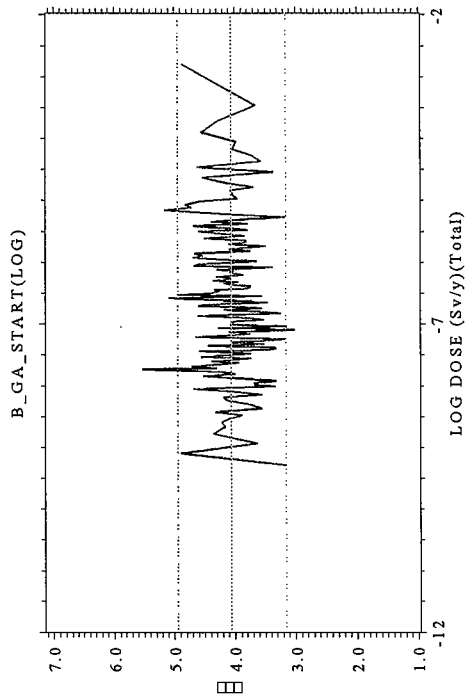


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)

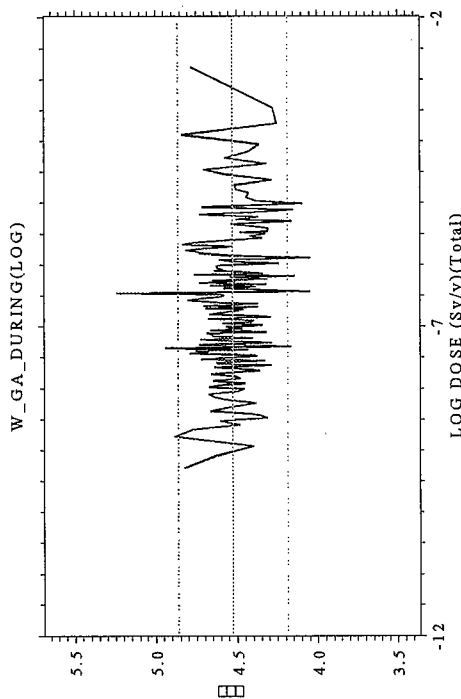
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



緩衝材中の化学変動開始時刻(年)

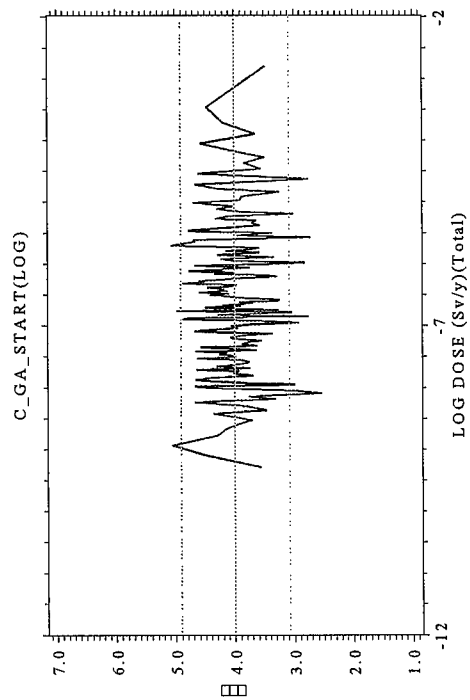


廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)

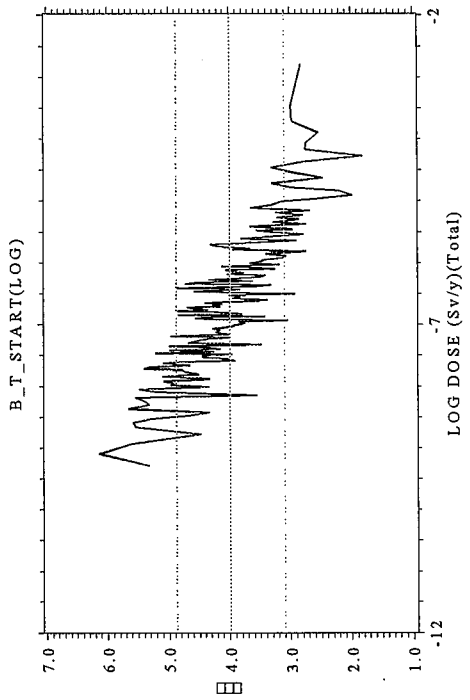


図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンドによる感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

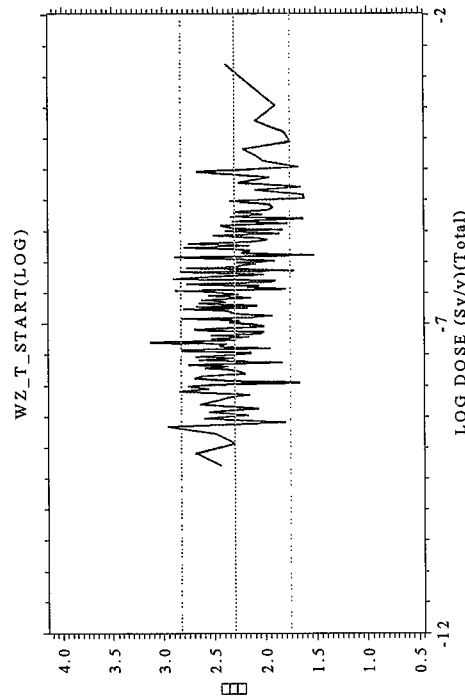
母岩中の化学変動開始時刻(年)



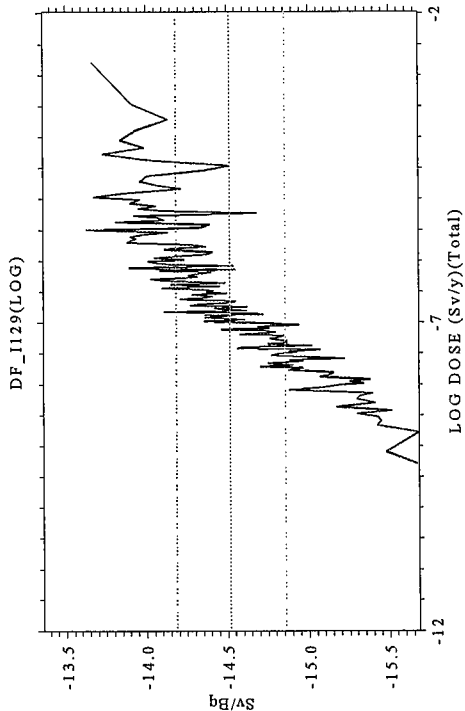
緩衝材劣化開始時刻(年)



コンクリートバリア劣化開始時刻(年)

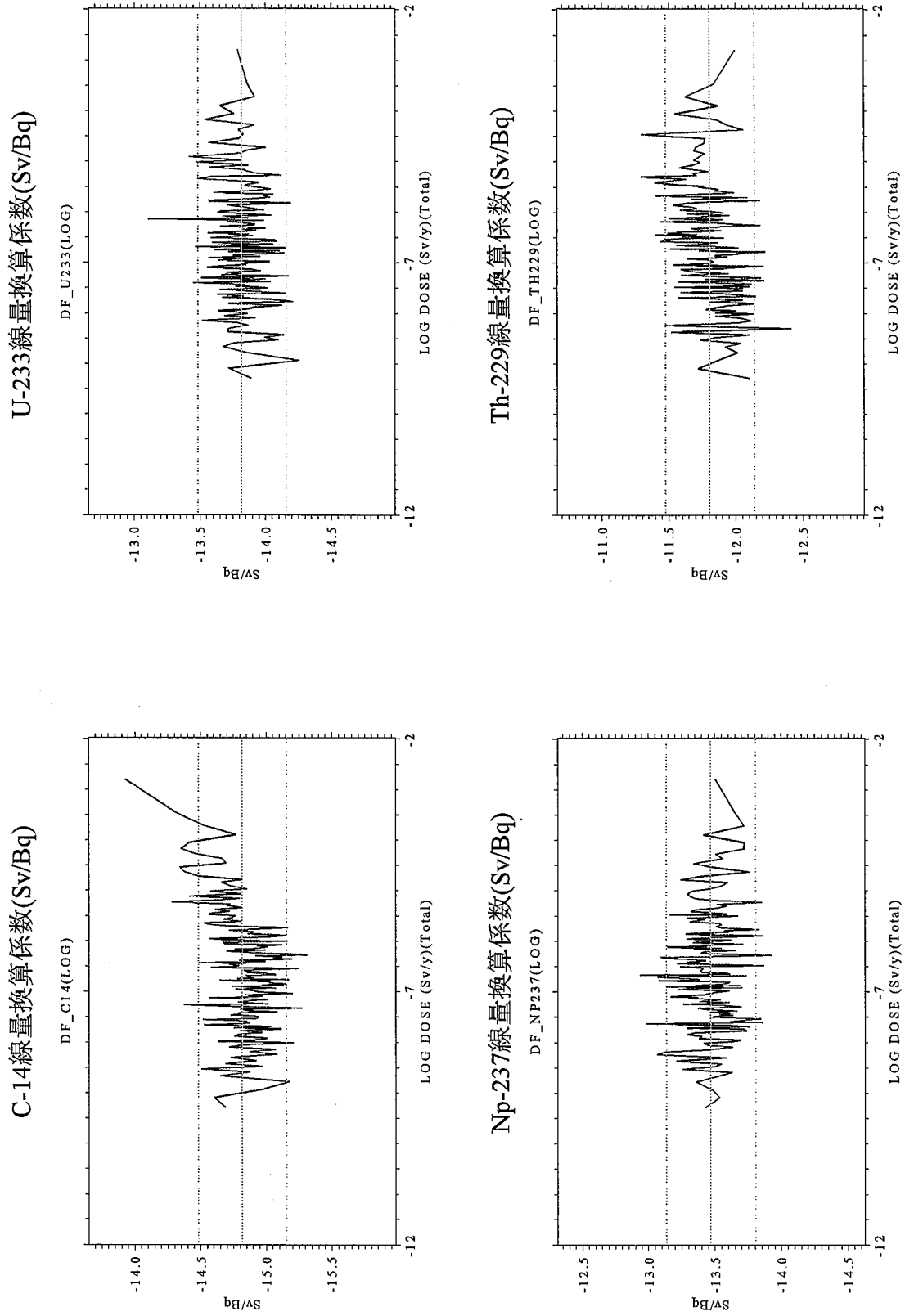


I-129線量換算係数(Sv/Bq)

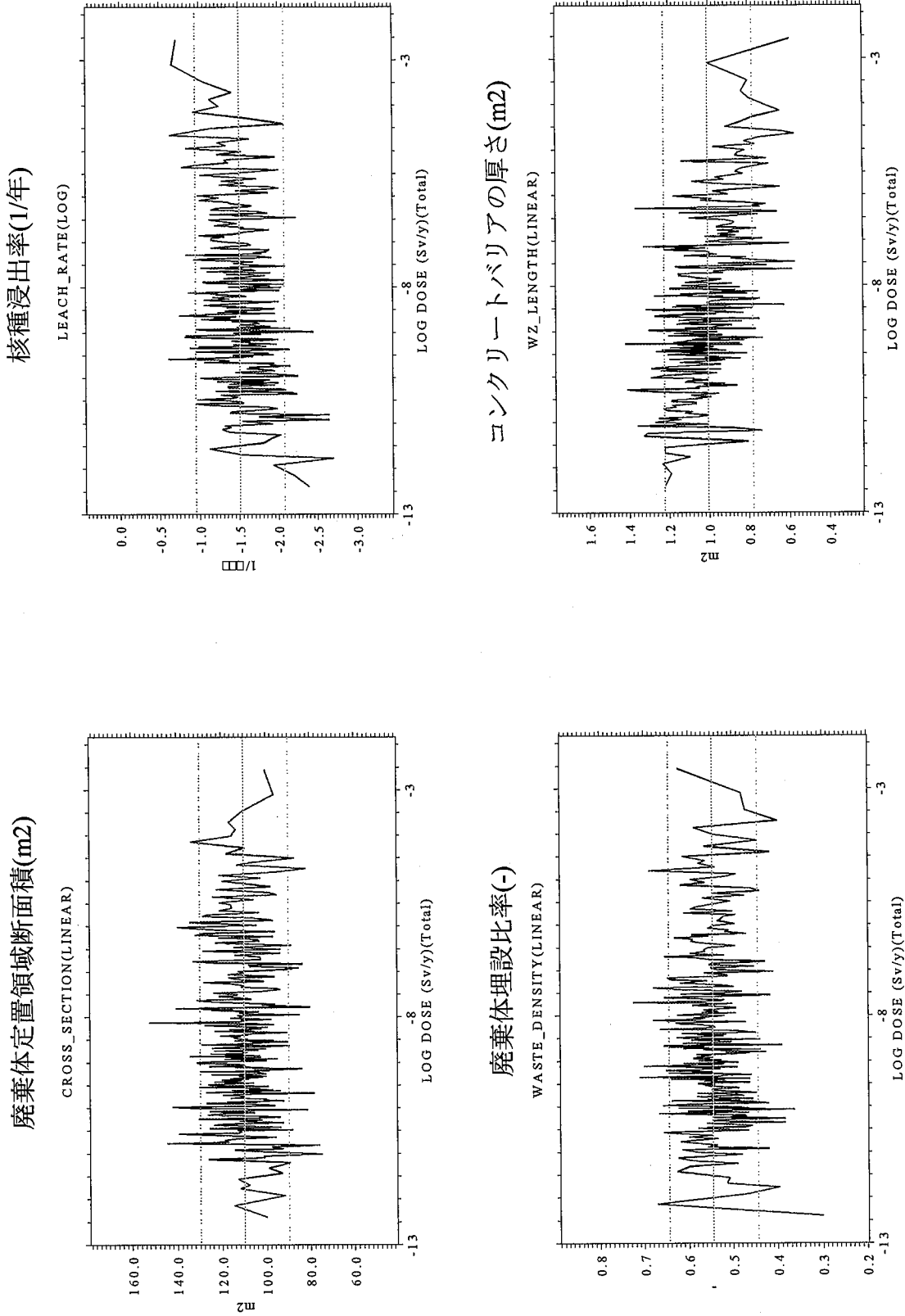


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)



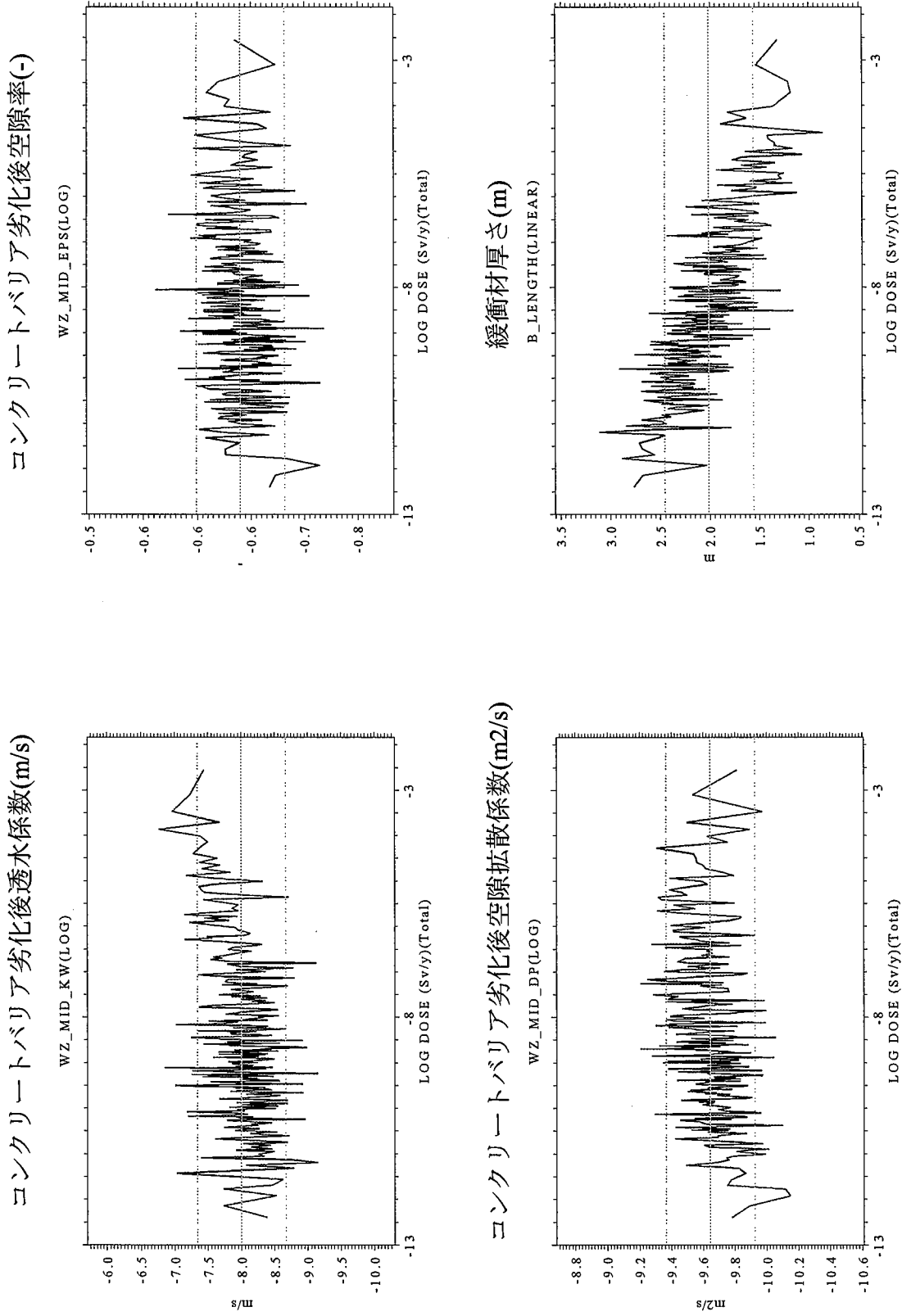
図A3-3 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(アスファルト固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)





コンクリートバリア劣化後空隙率(-)

コンクリートバリア劣化後透水係数(m/s)

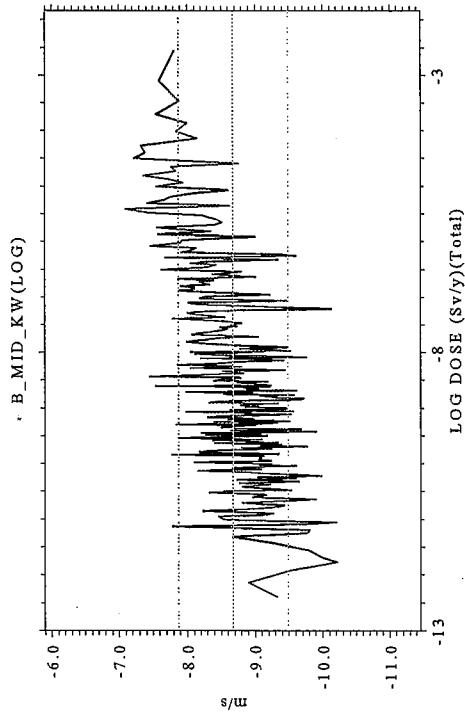
緩衝材厚さ(m)

コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数(m<sup>2</sup>/s)

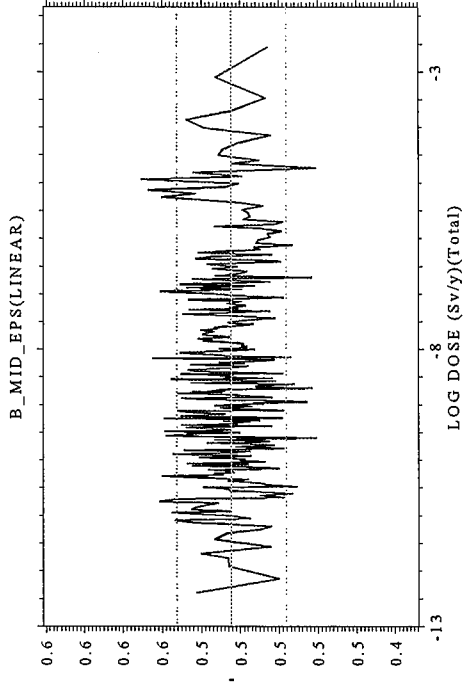
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)

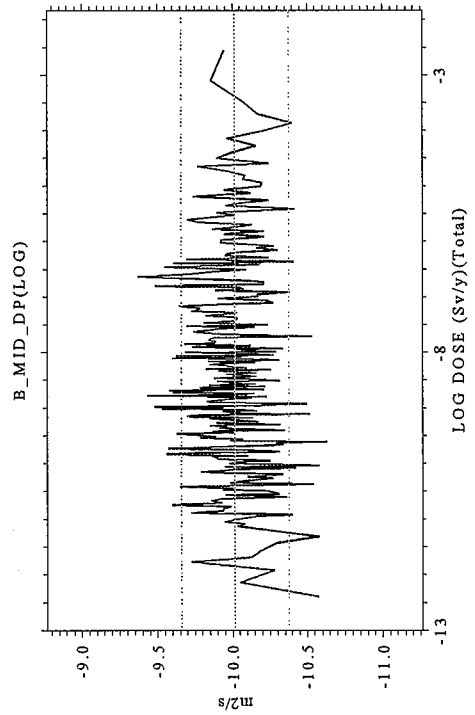
緩衝材劣化後透水係数(m/s)



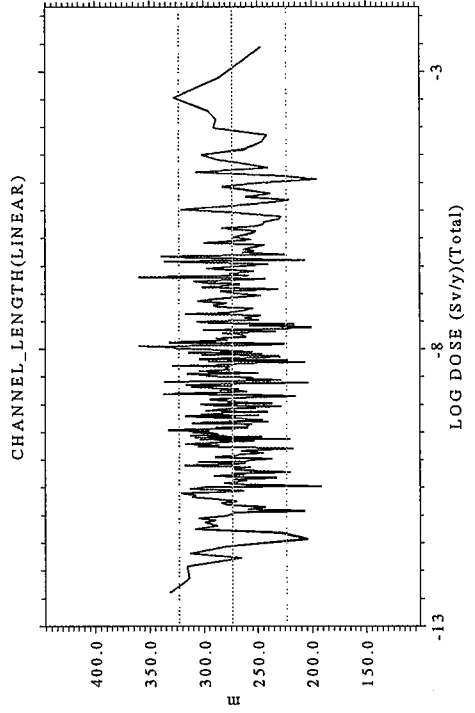
緩衝材劣化後空隙率(-)



緩衝材劣化後空隙拡散係数(m2/s)

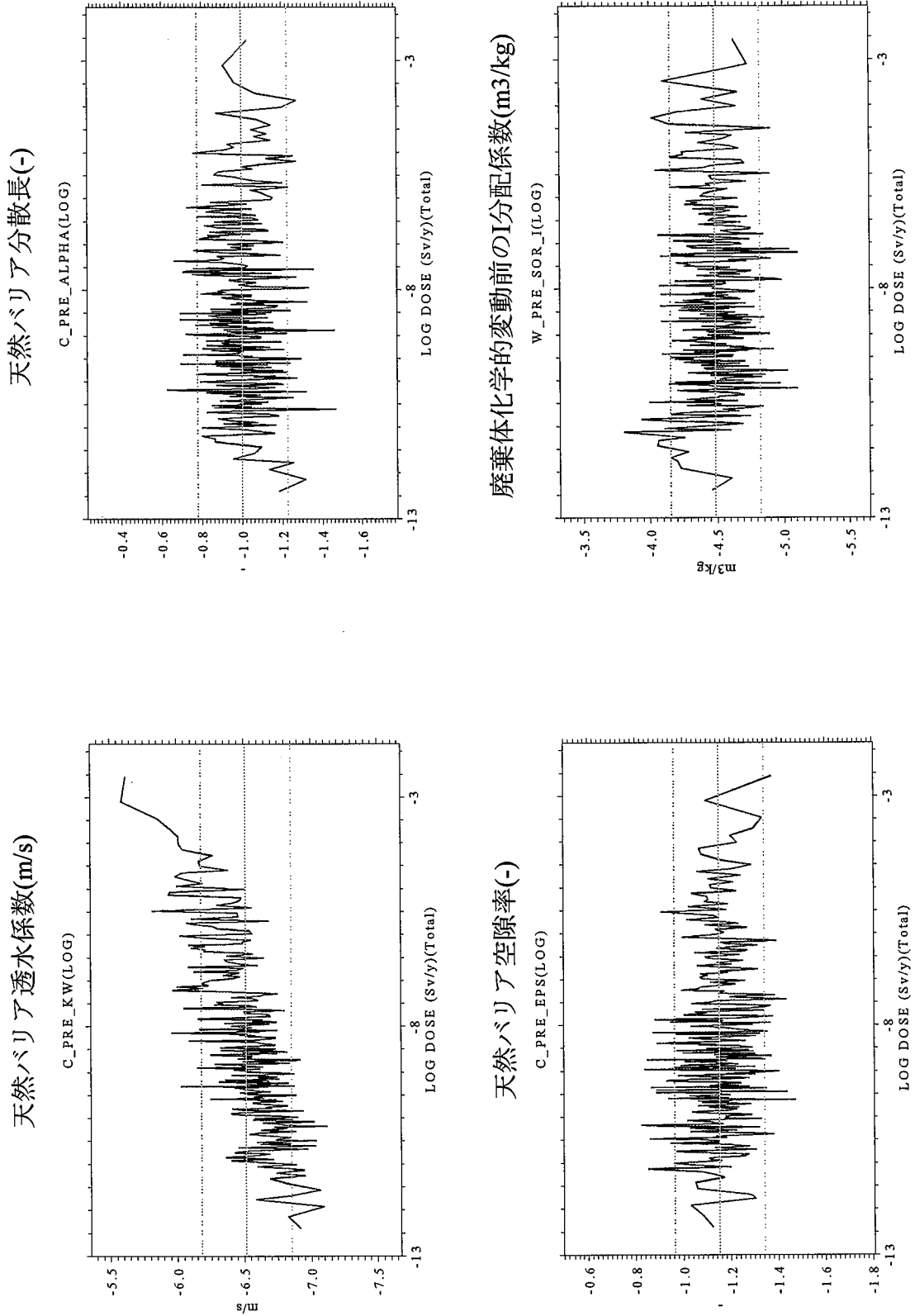


天然バリア長さ(m)



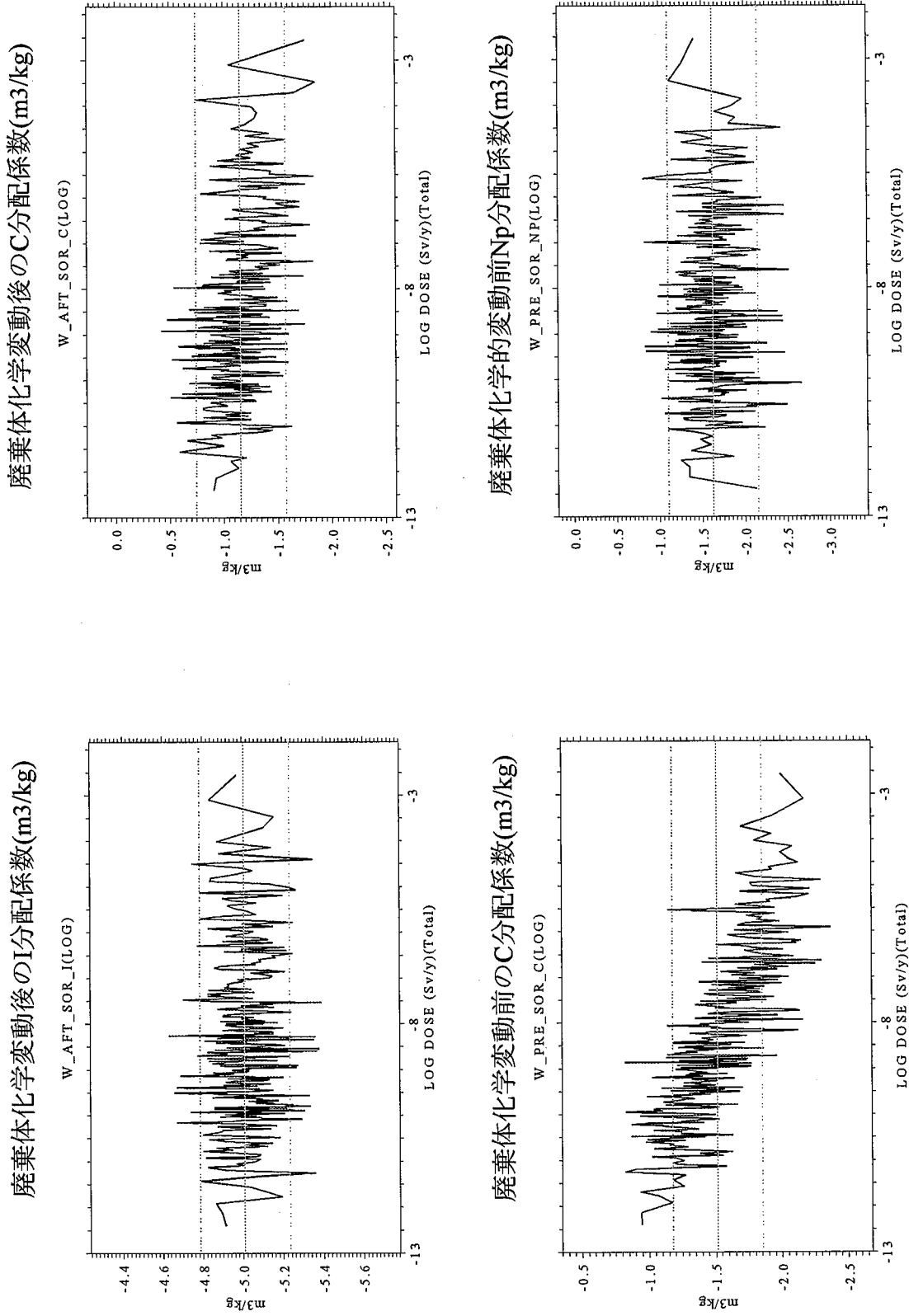
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE劣化体、廃棄体区分1)

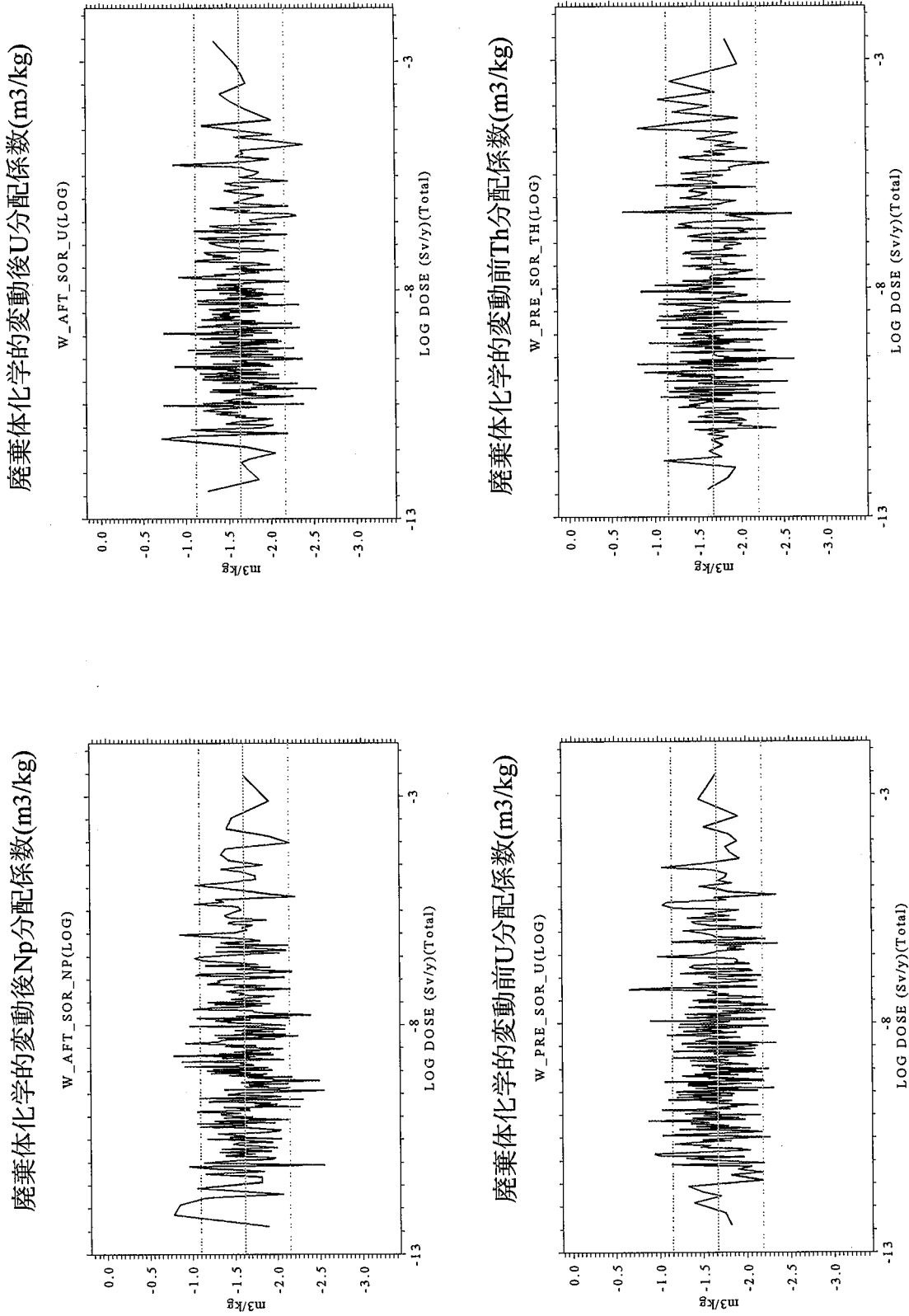


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分1)



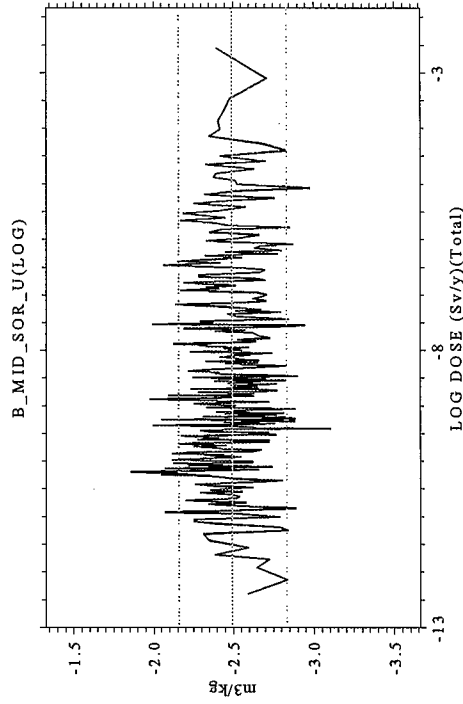
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)



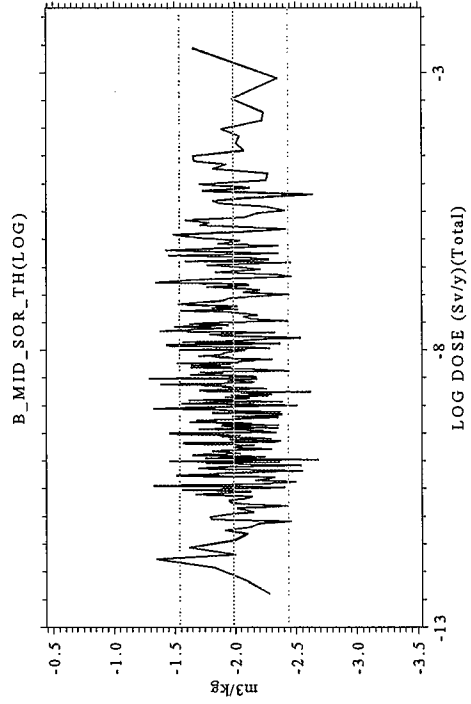
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)

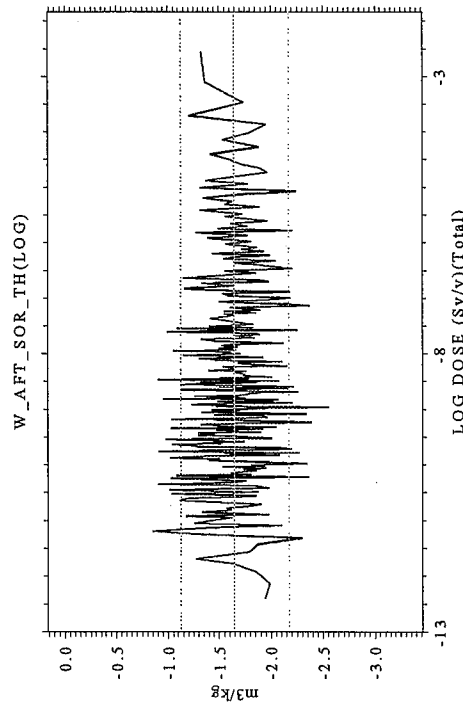
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



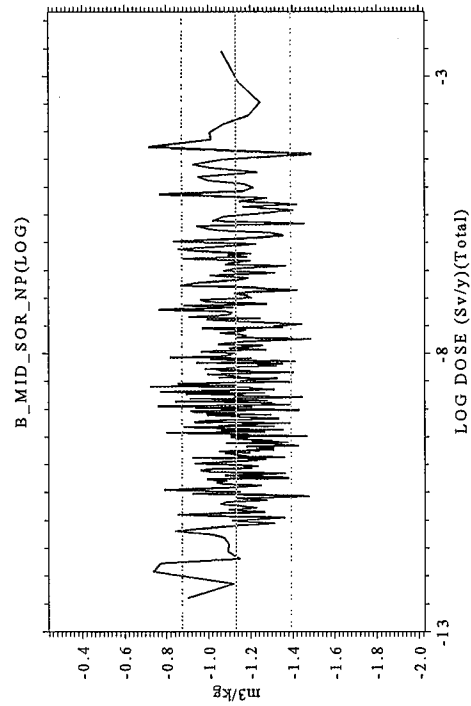
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)

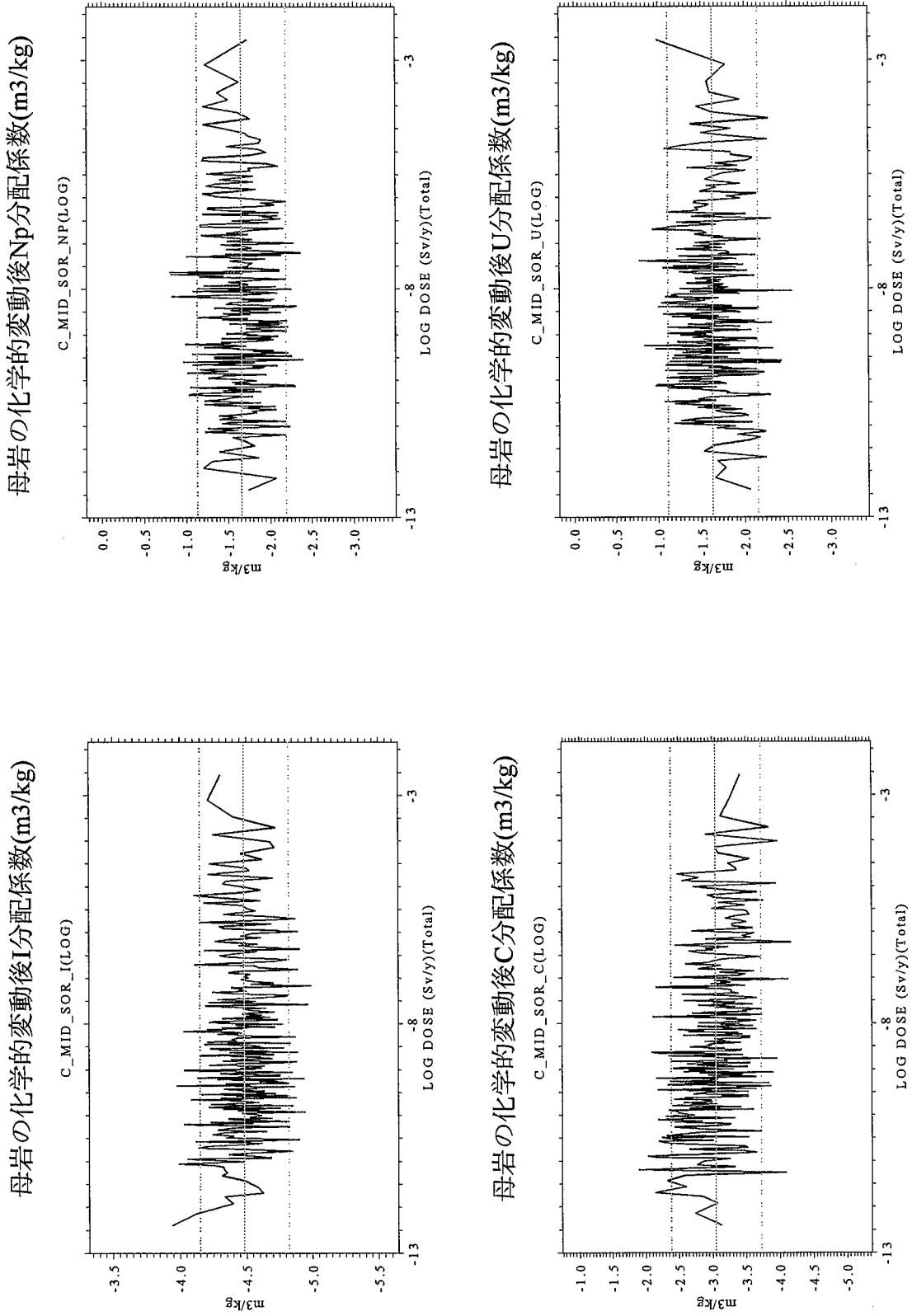


緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)



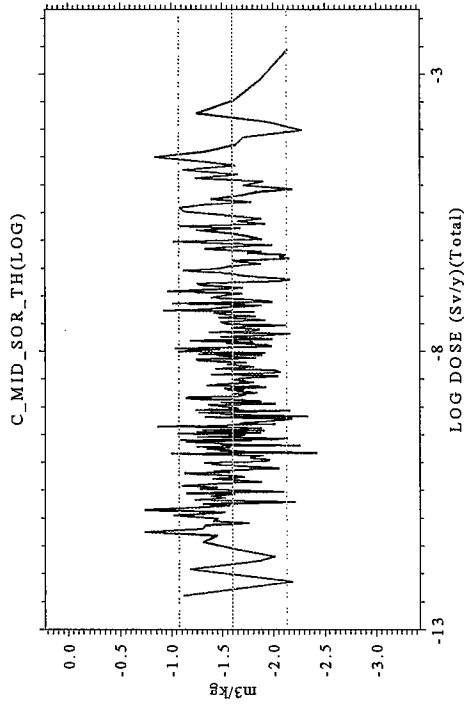
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)

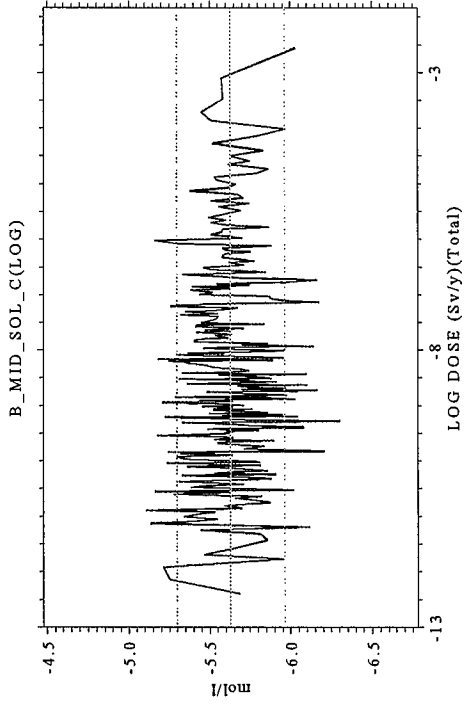


図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分1)  
 注) 水平の点線は入パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

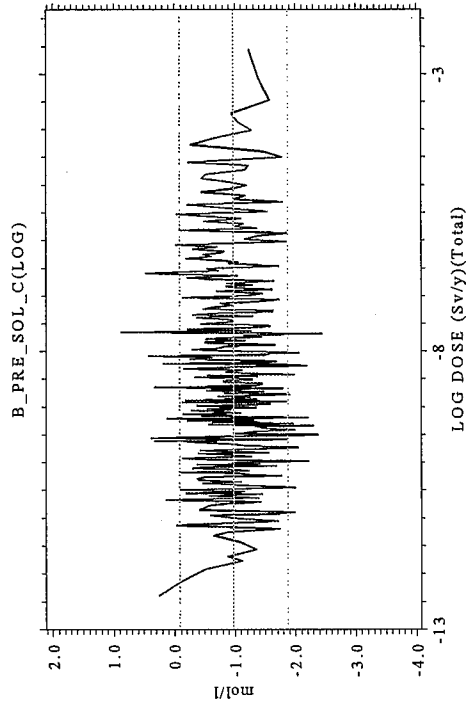
母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



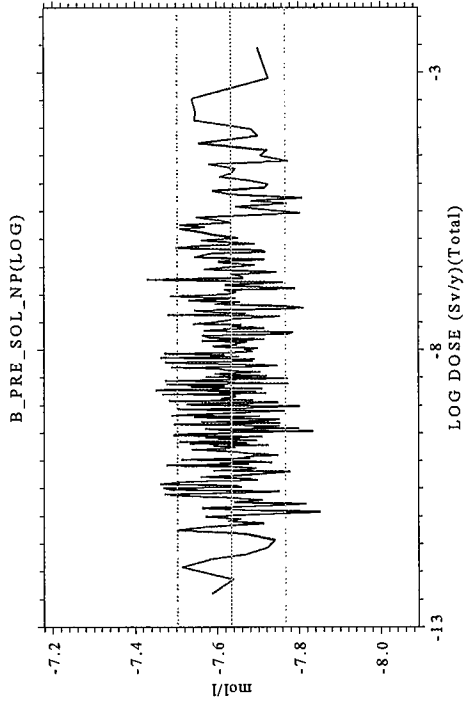
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)

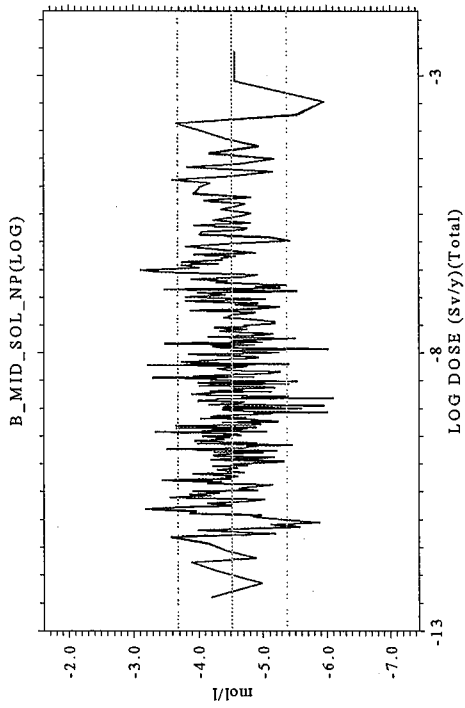


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

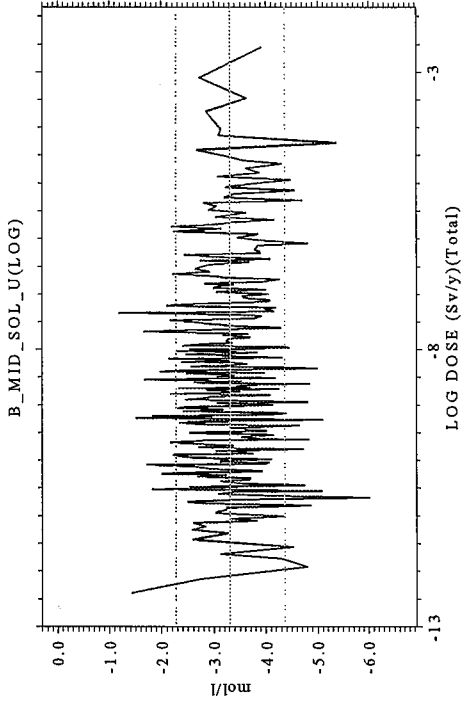
図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)



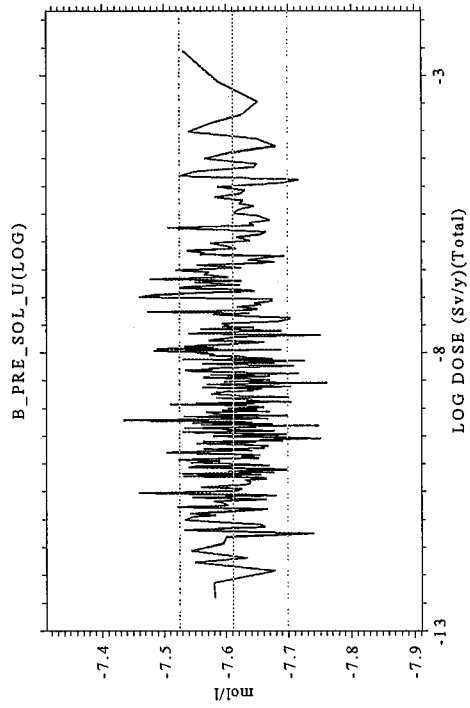
化学的影響期間中N p 溶解度(mol/l)



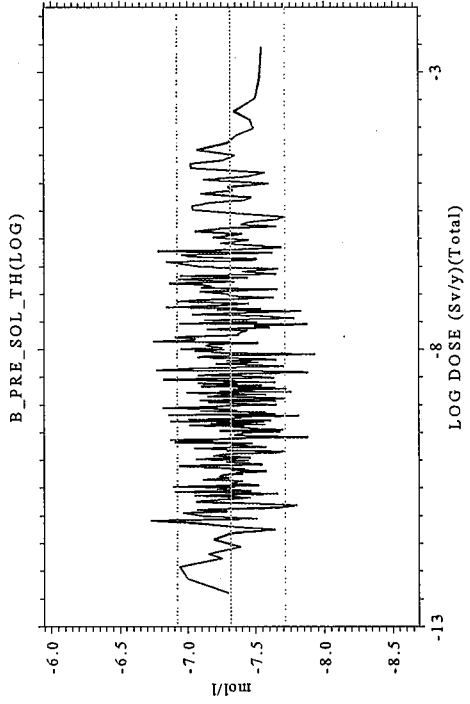
化学的影響期間中U溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後U溶解度(mol/l)

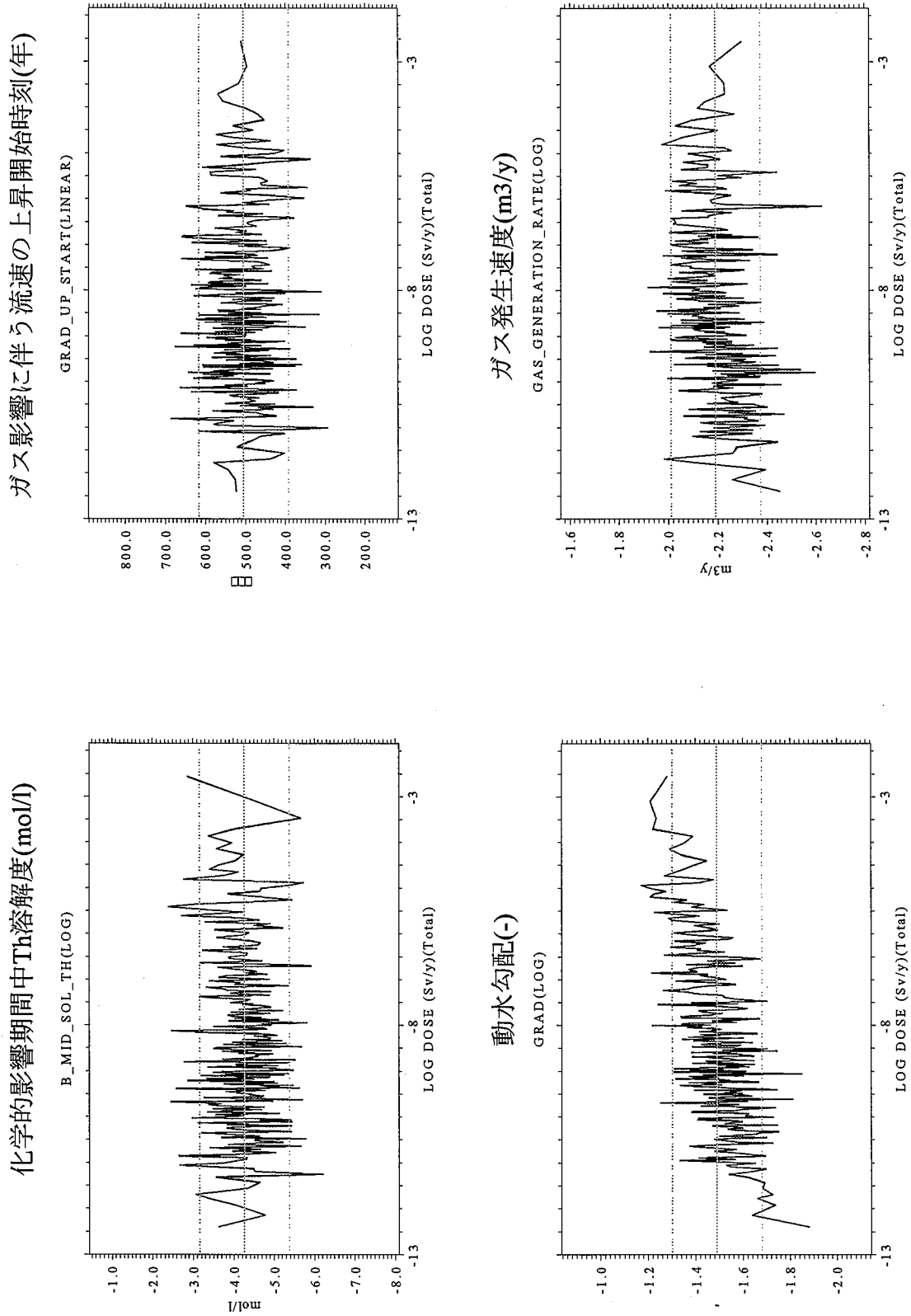


化学的影響期間前後Th溶解度(mol/l)



注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

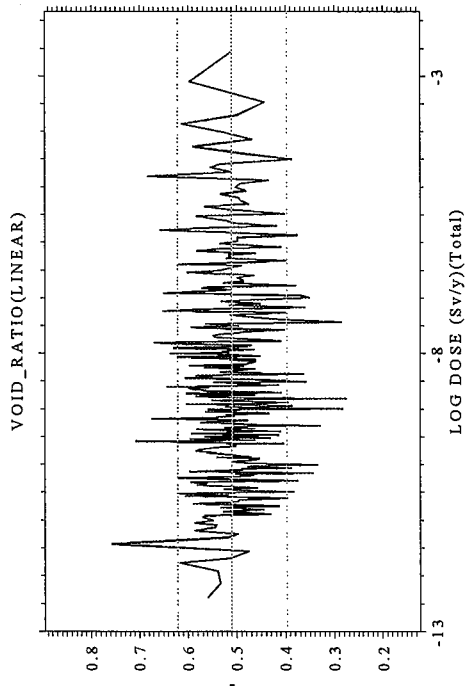
図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)



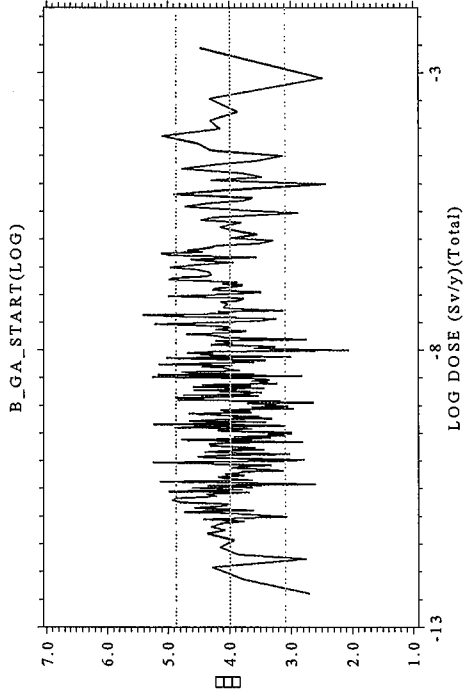
注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)

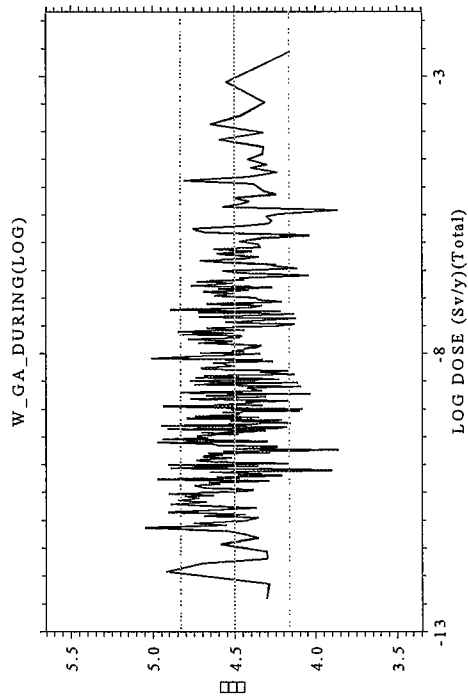
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



緩衝材中の化学変動開始時刻(年)

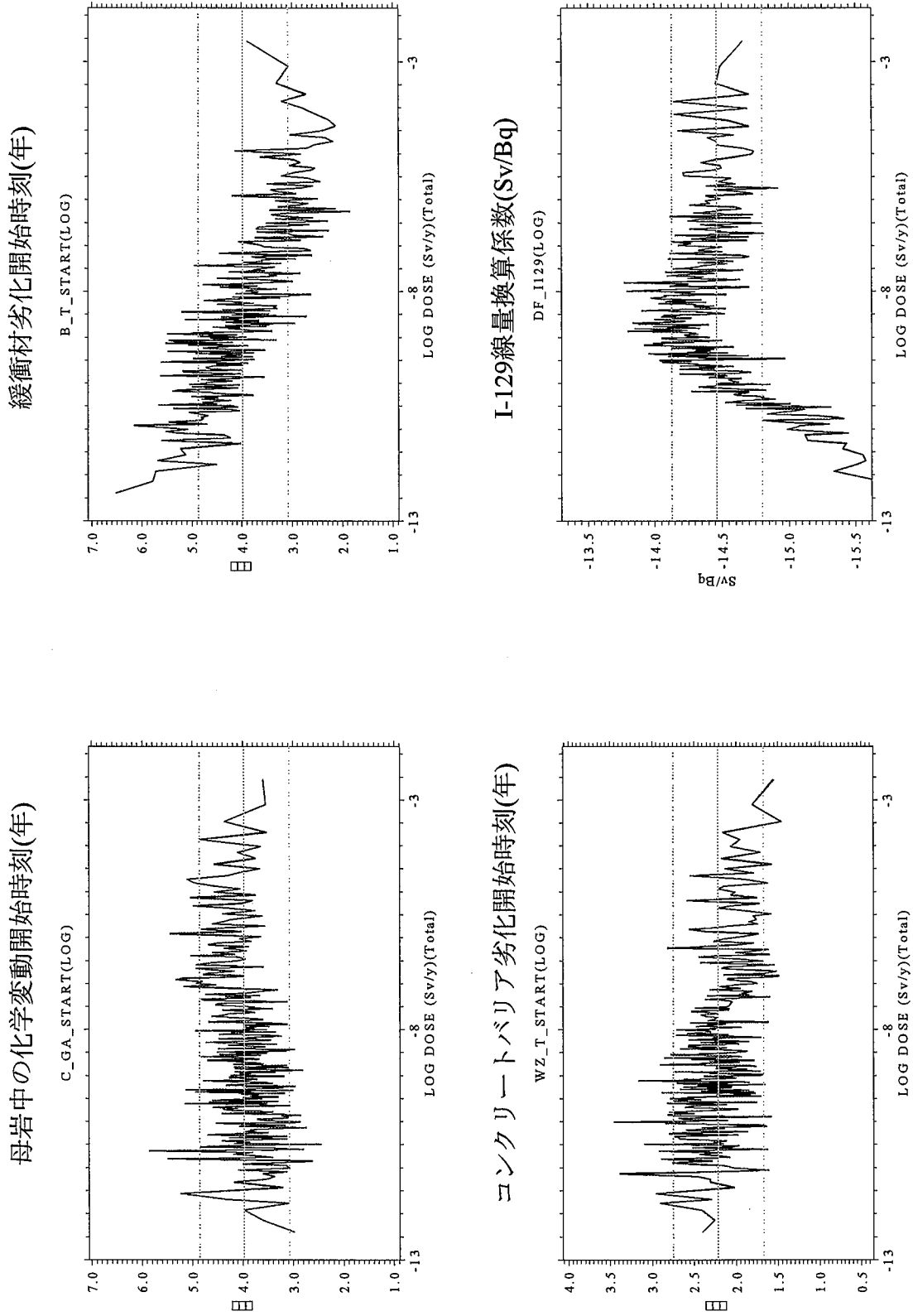


廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)

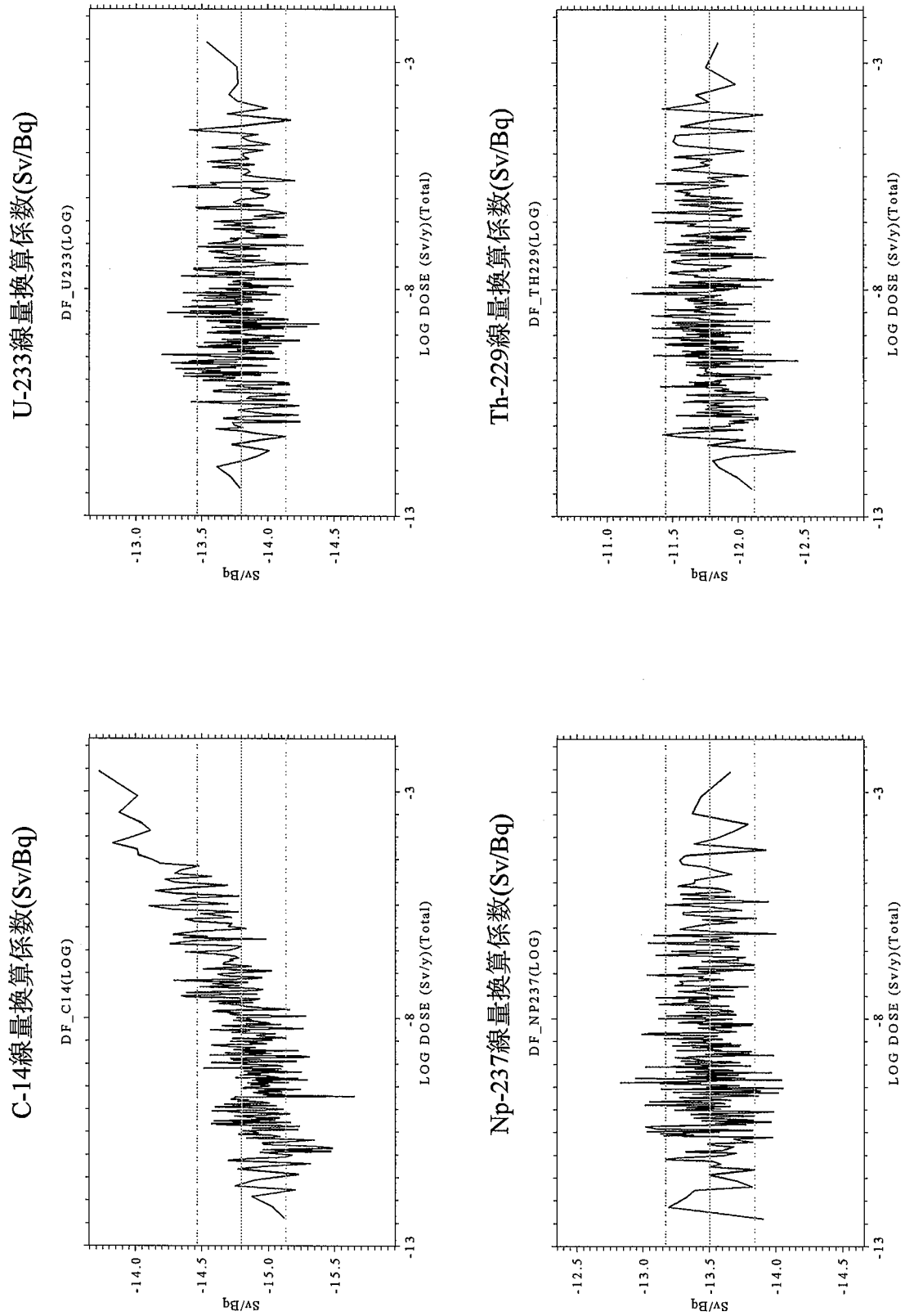


注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

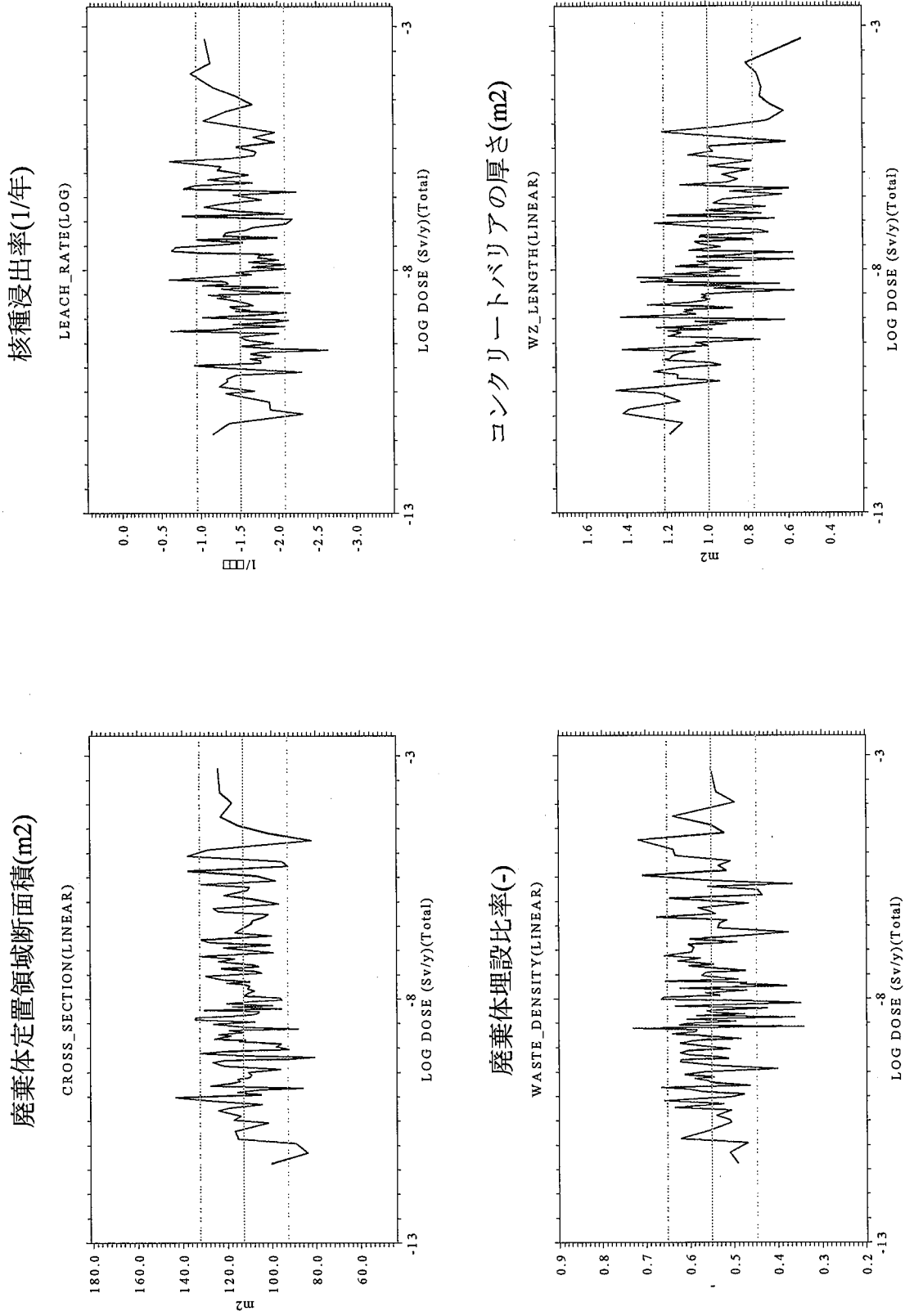
図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)



図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分1)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



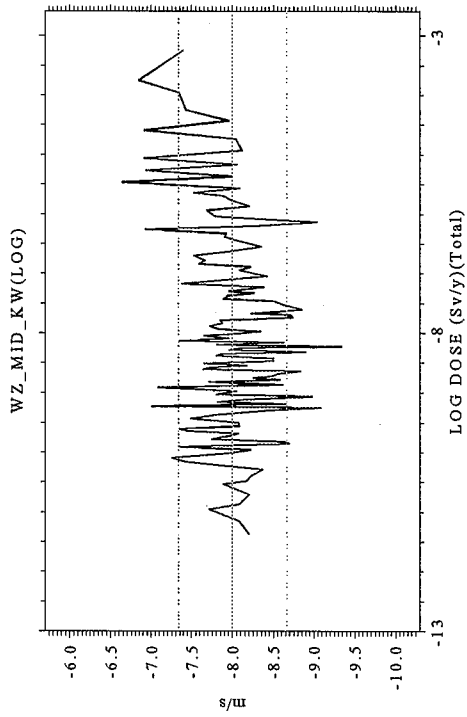
図A3-4 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分1)  
 注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



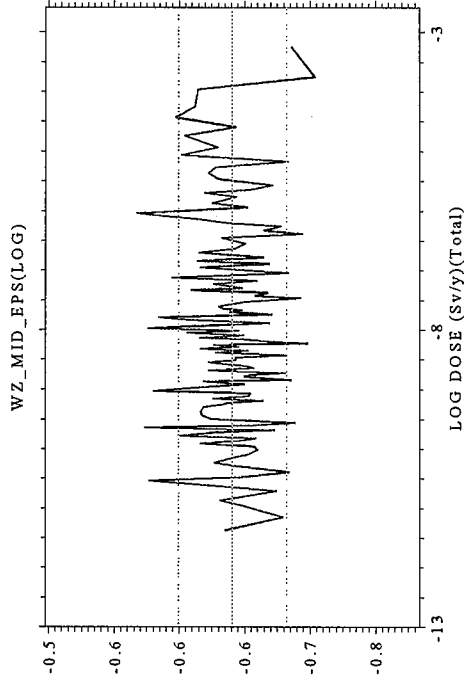
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)

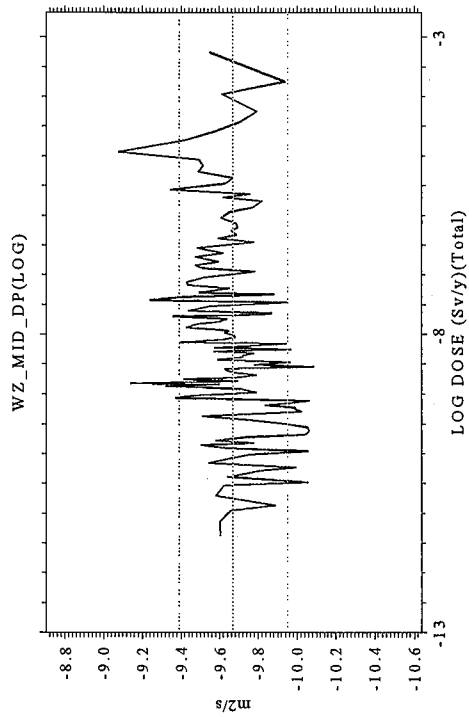
コンクリートバリア劣化後透水係数(m/s)



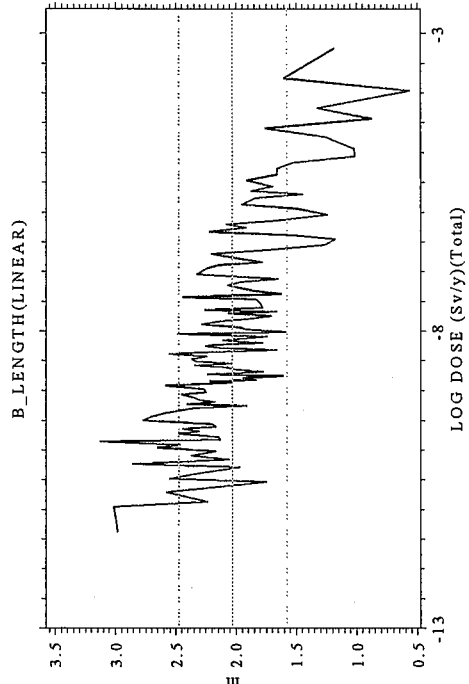
コンクリートバリア劣化後空隙率(-)



コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数(m<sup>2</sup>/s)

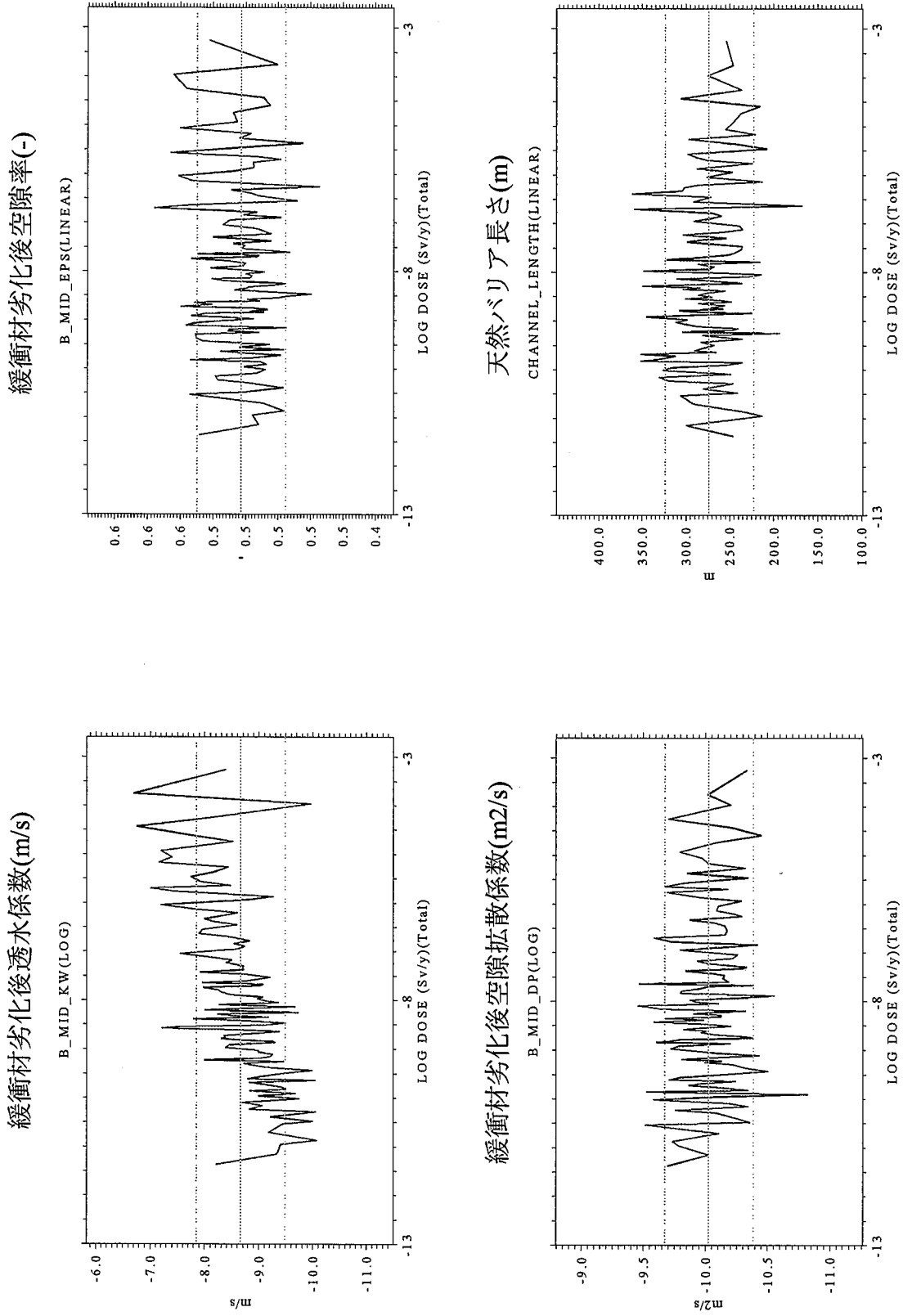


緩衝材厚さ(m)



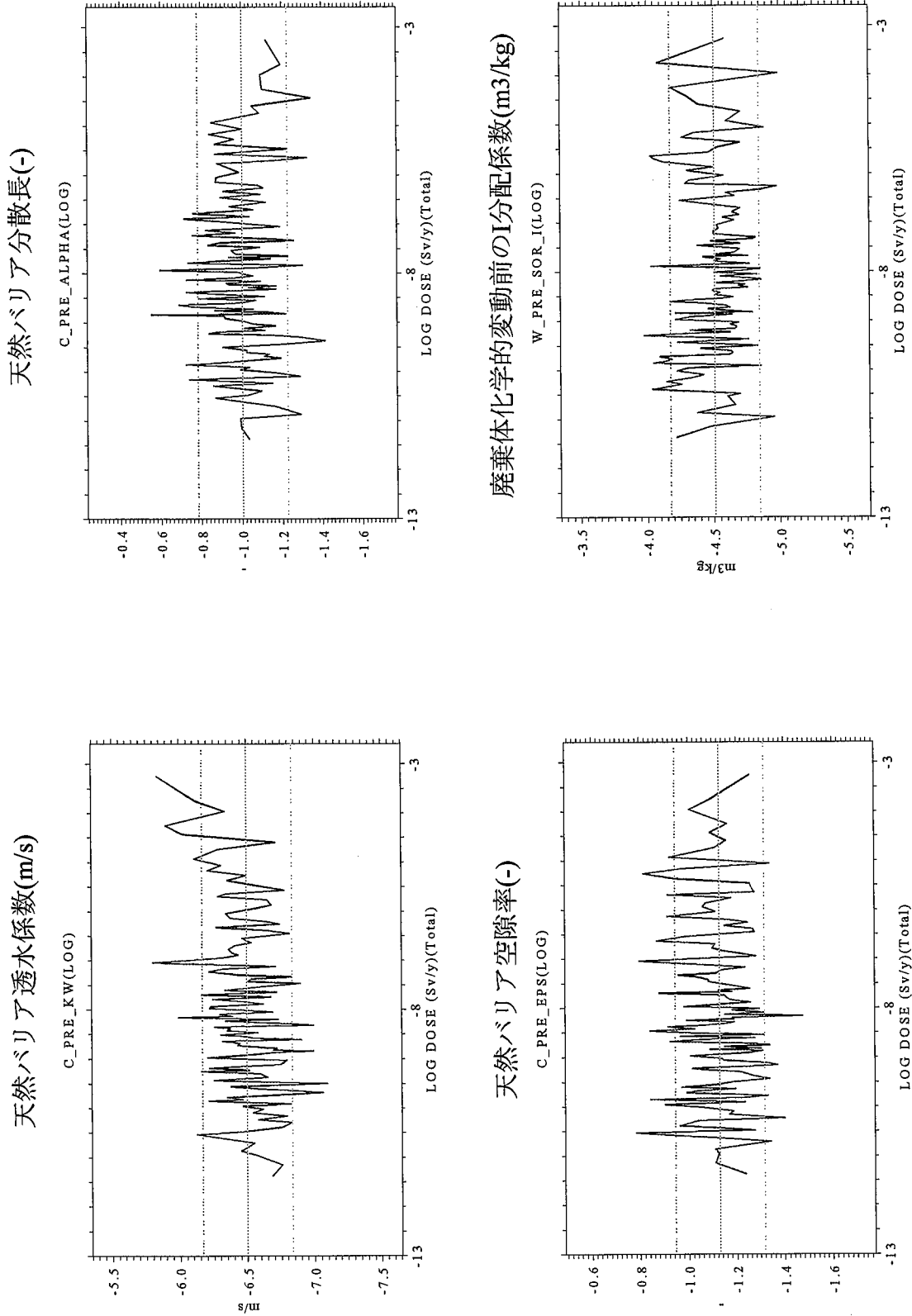
注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)

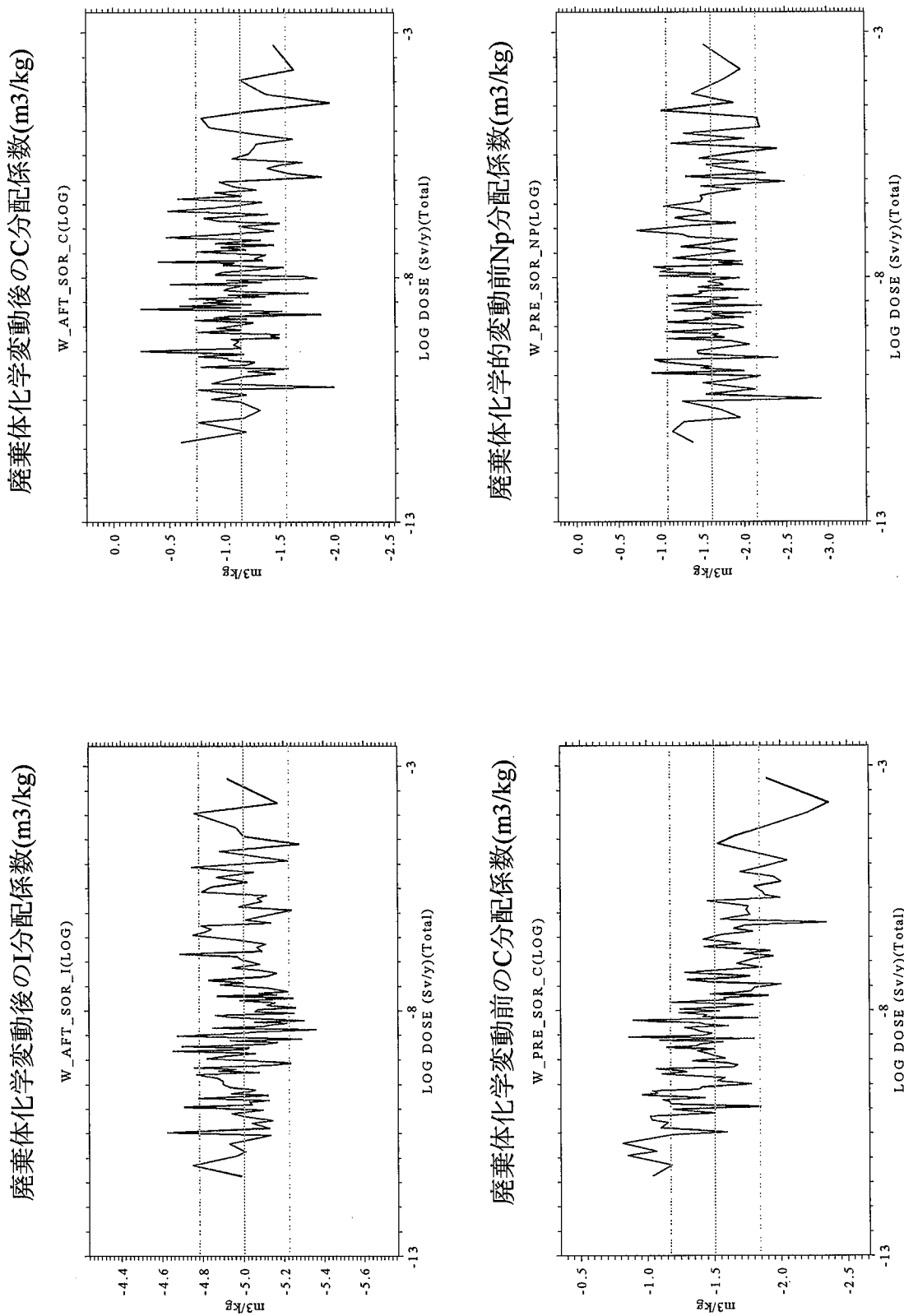


注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)



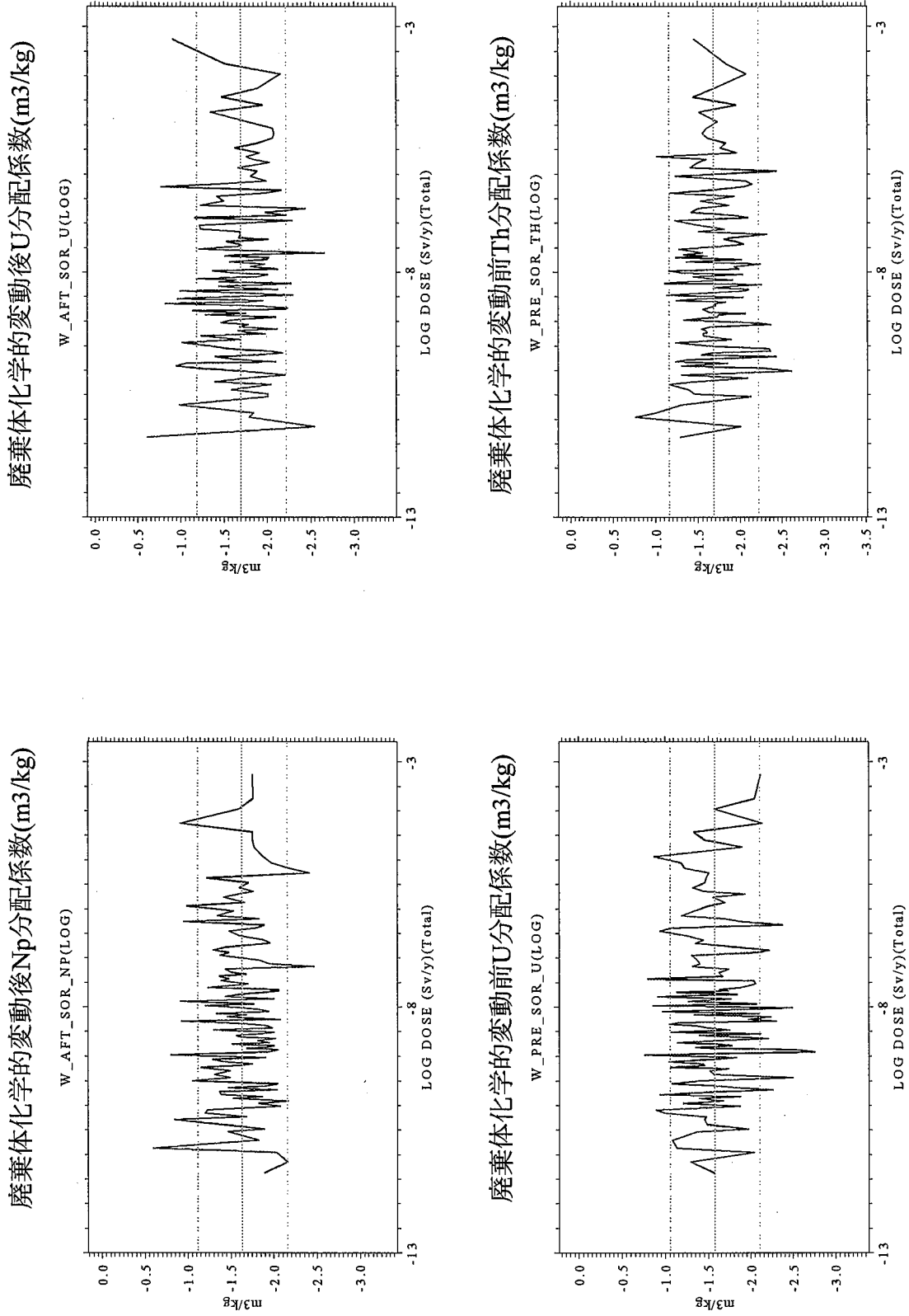


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)



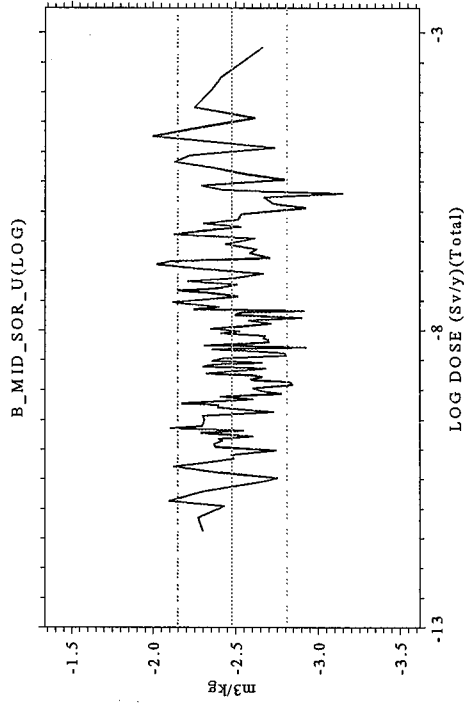
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)

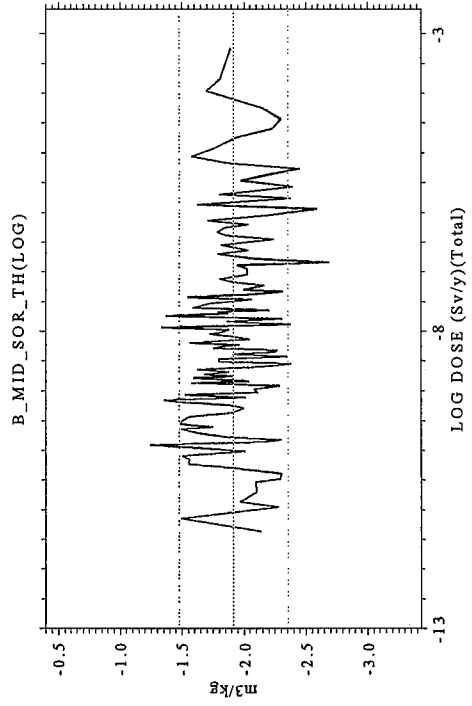


図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

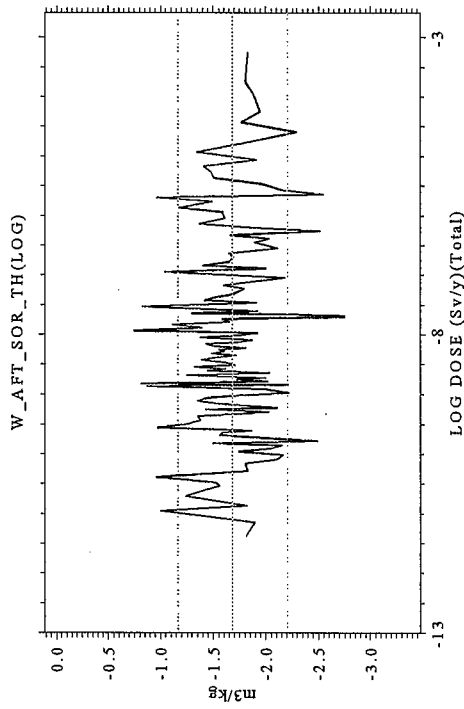
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



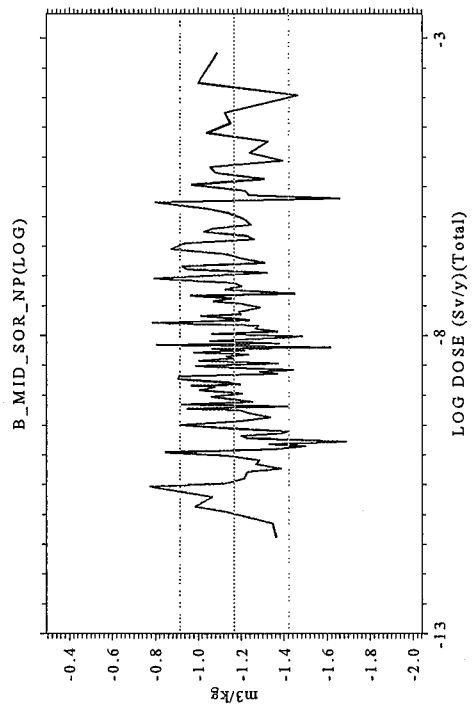
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



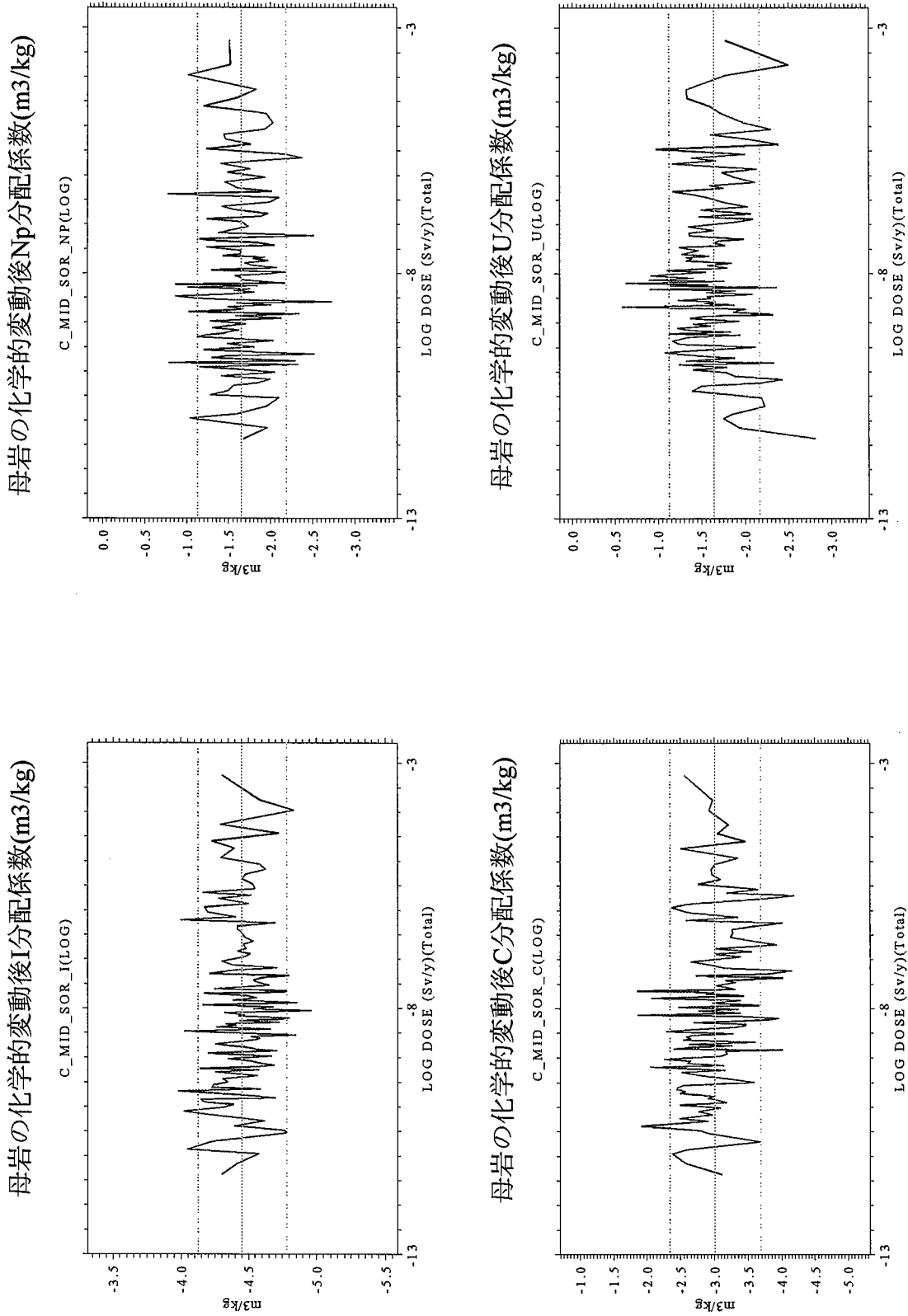
廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)



緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)

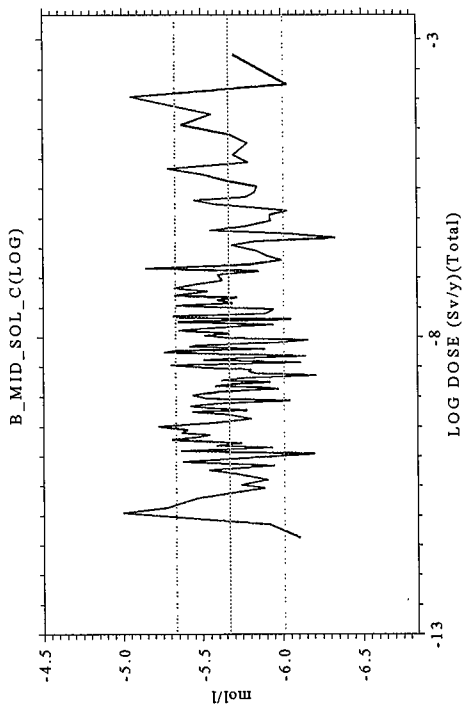


注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)

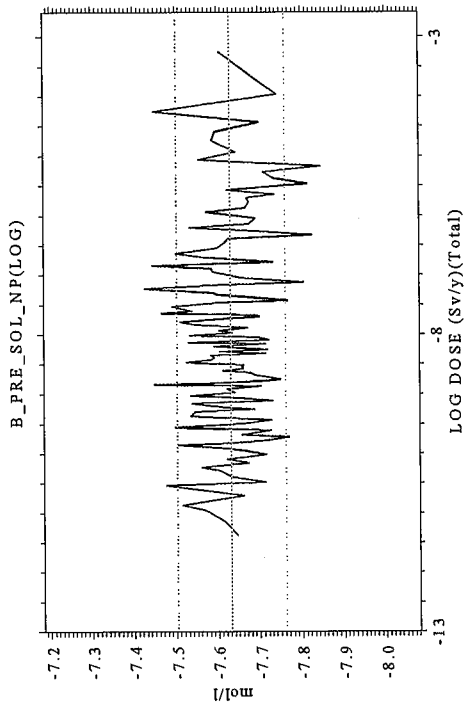


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)

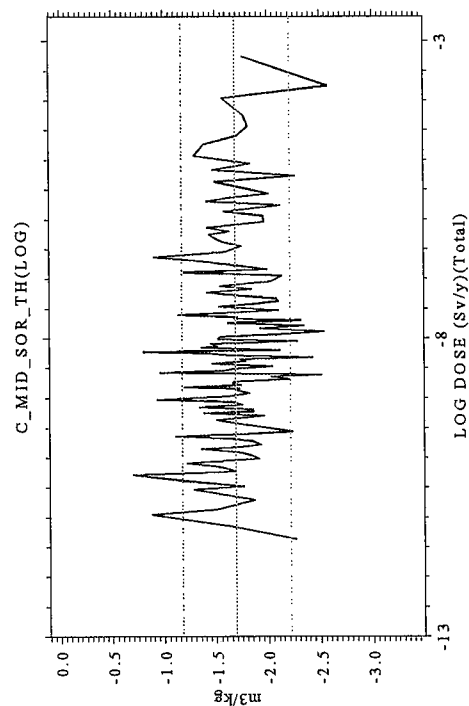
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



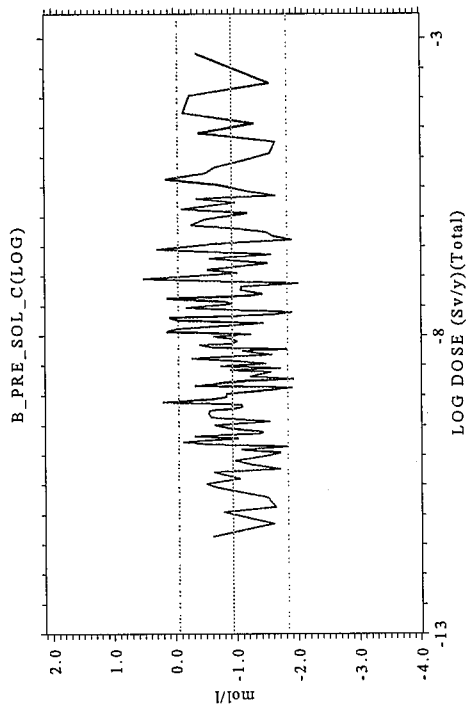
化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)



母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)

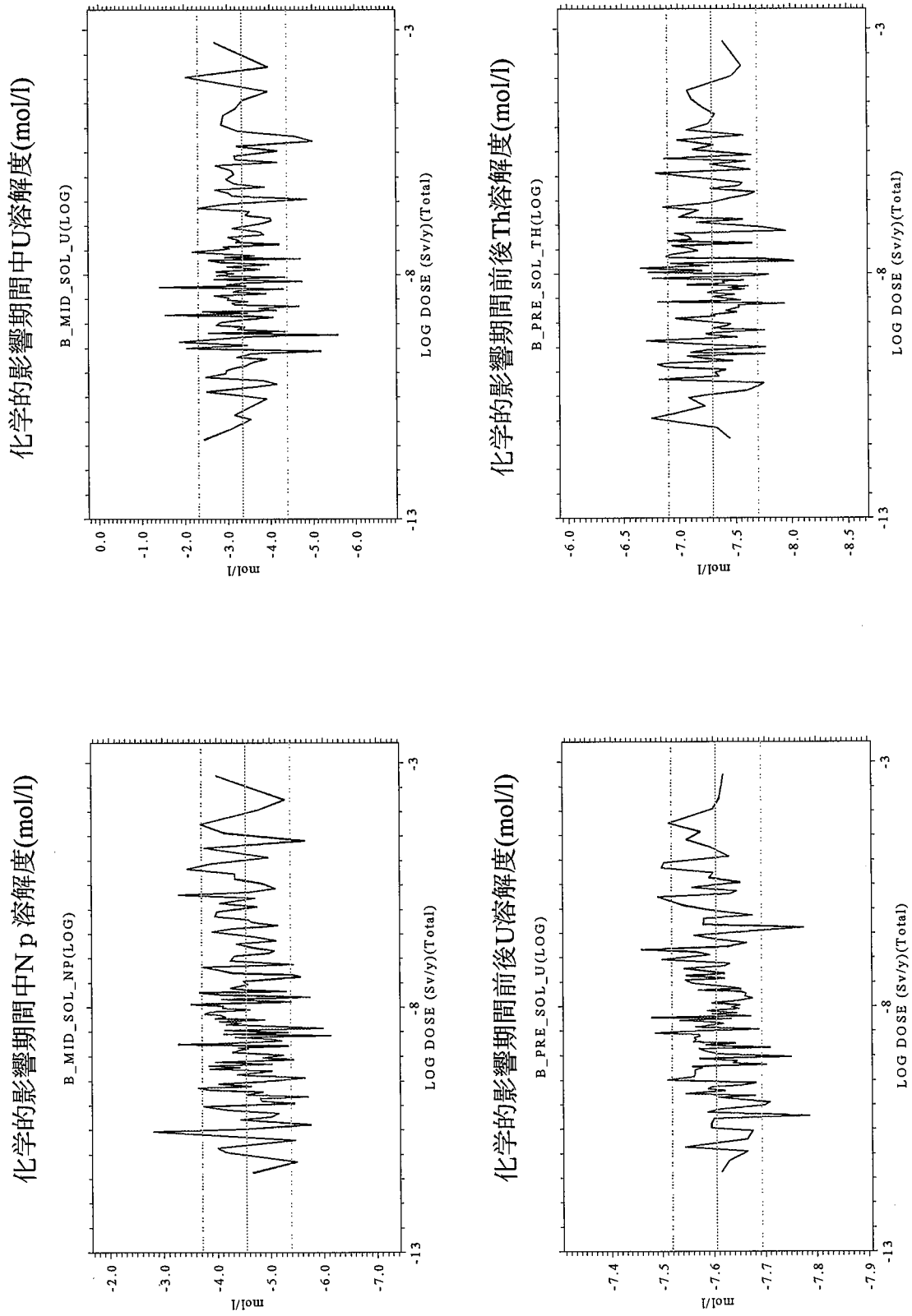


化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)

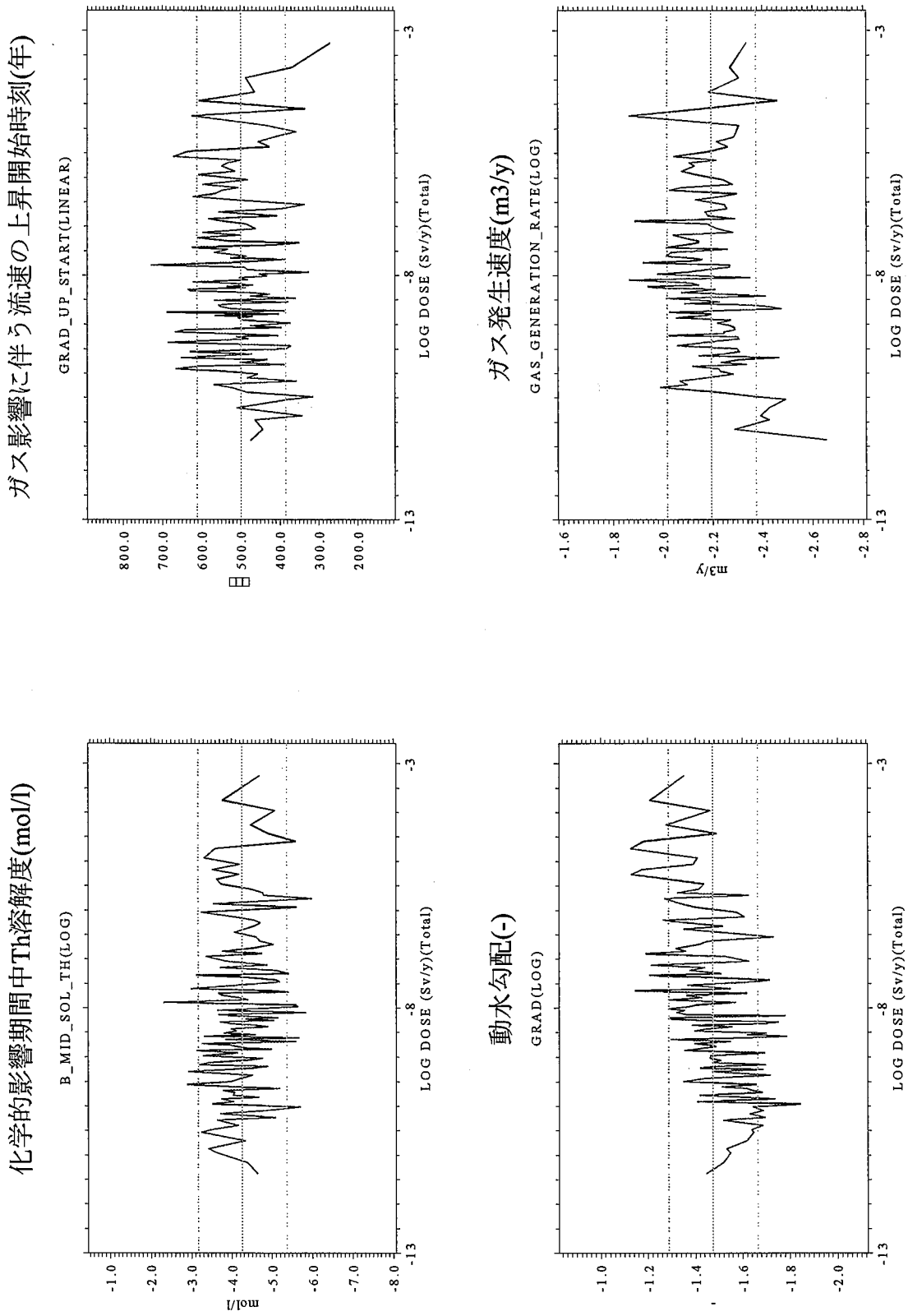


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)



ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻(年)

化学的影響期間中Th溶解度(mol/l)

ガス発生速度(m3/y)

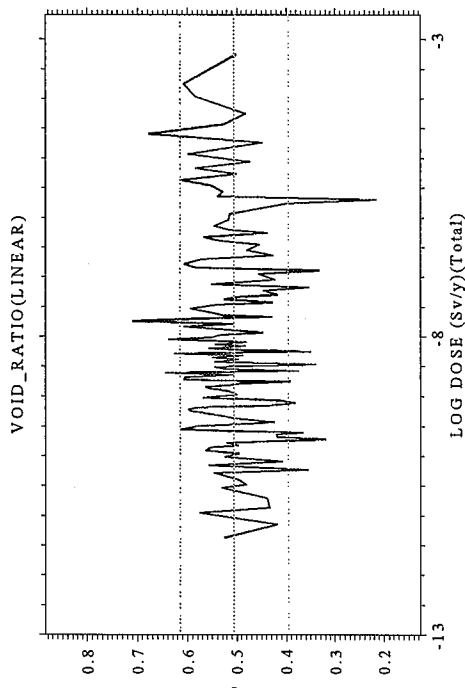
動水勾配(-)

注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

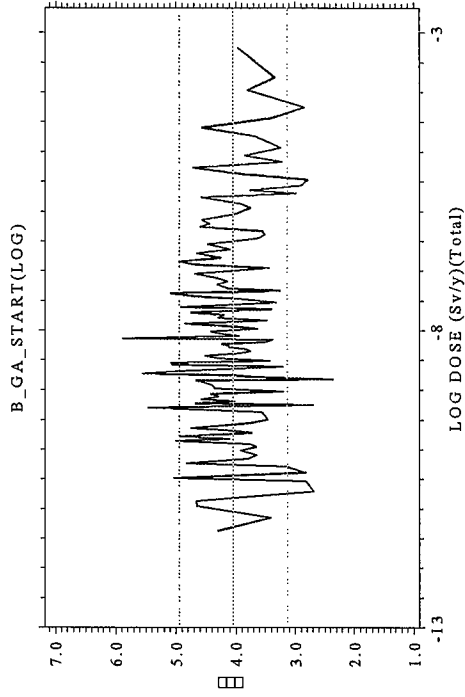
図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)



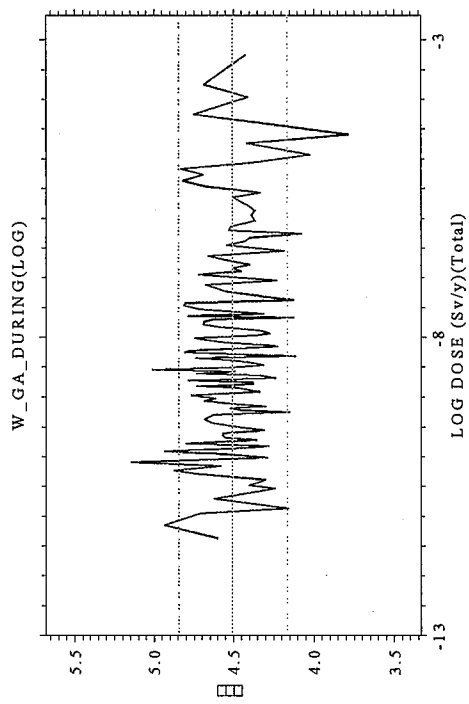
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



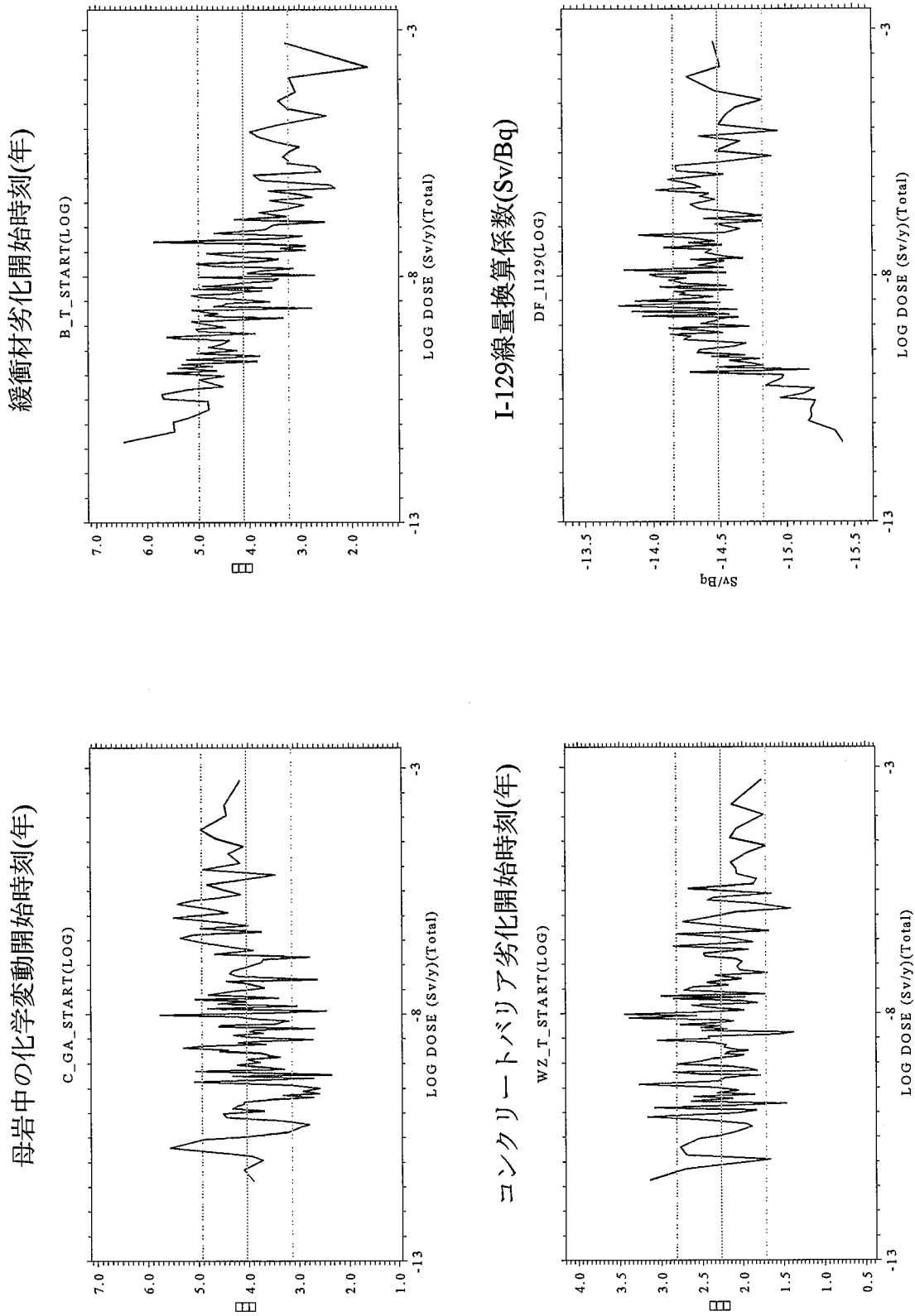
緩衝材中の化学変動開始時刻(年)



廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)

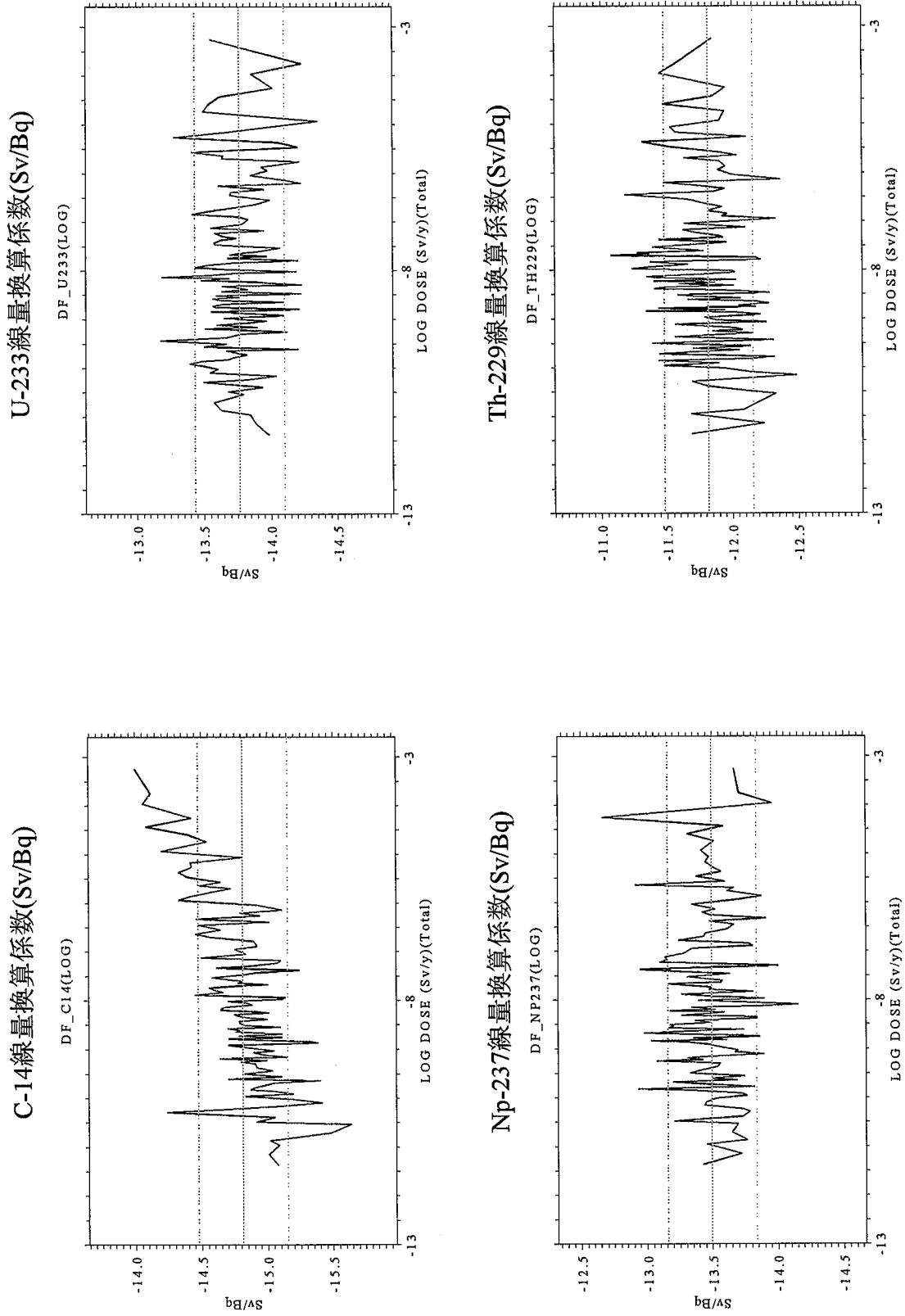


図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分2)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



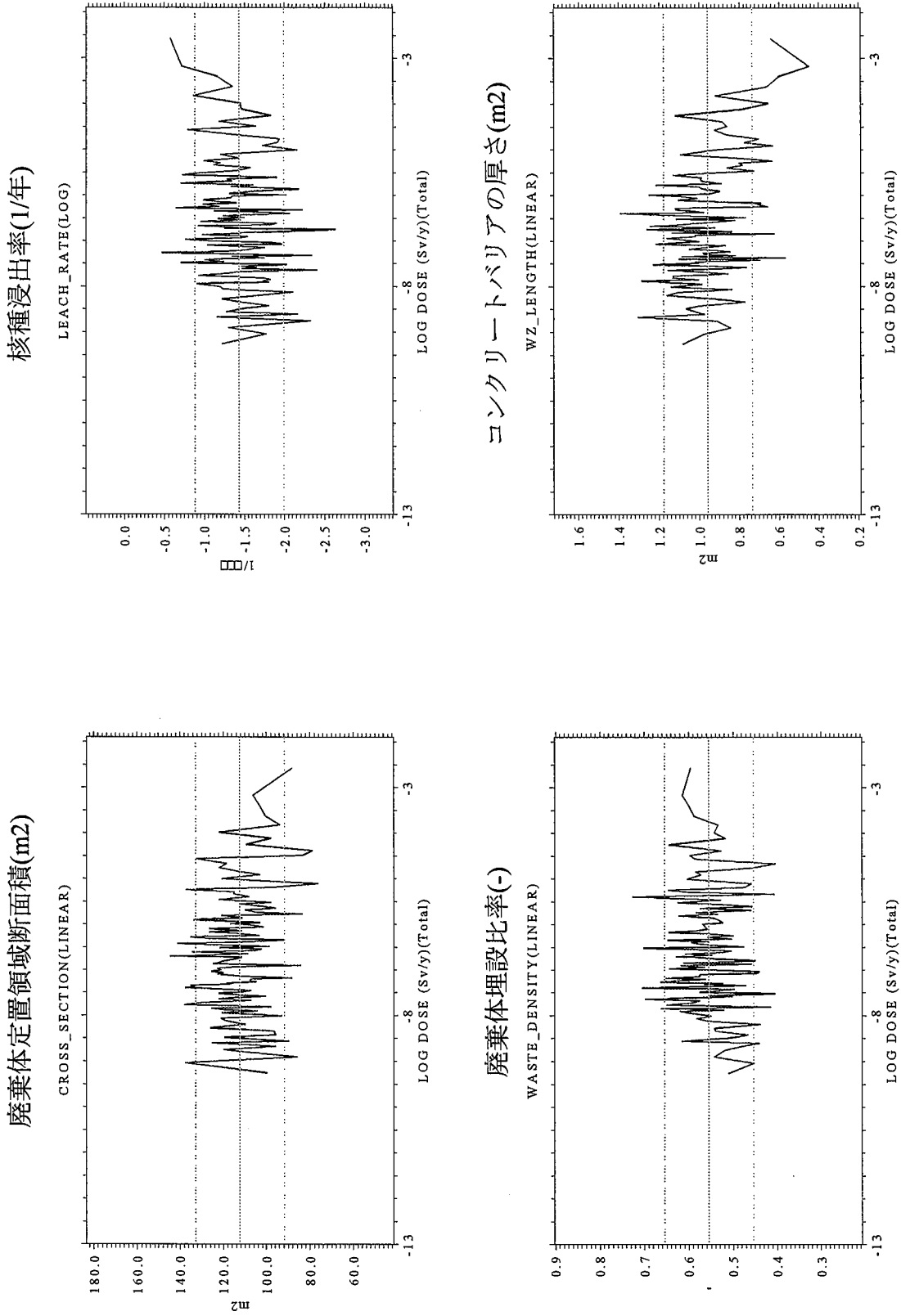
図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)

注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



図A3-5 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分2)

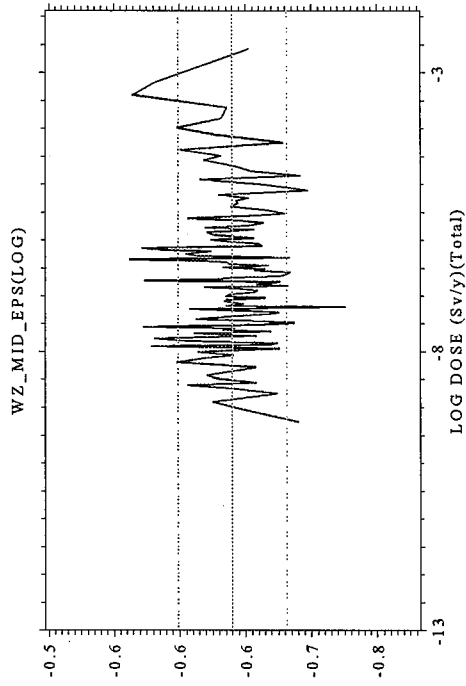
注) 水平の点線は入パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



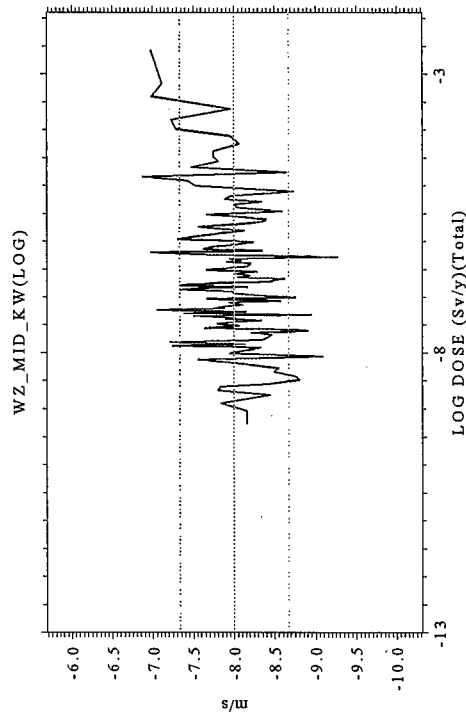
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分3)

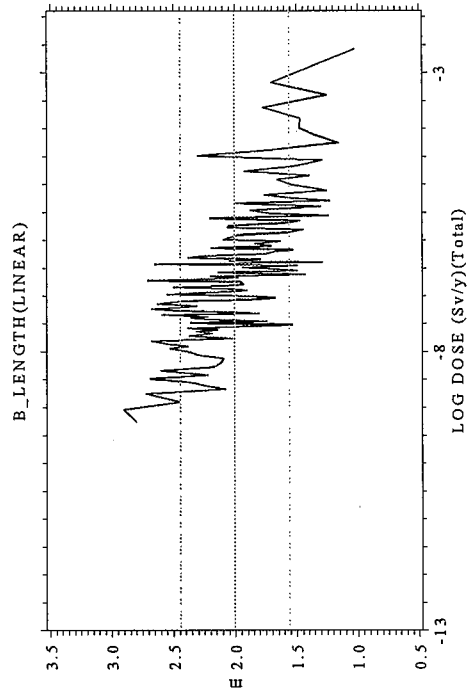
コンクリートバリア劣化後空隙率(-)



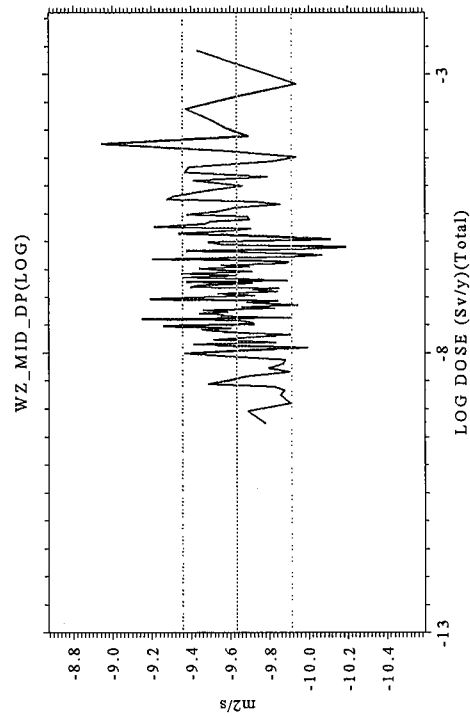
コンクリートバリア劣化後透水係数(m/s)



緩衝材厚さ(m)

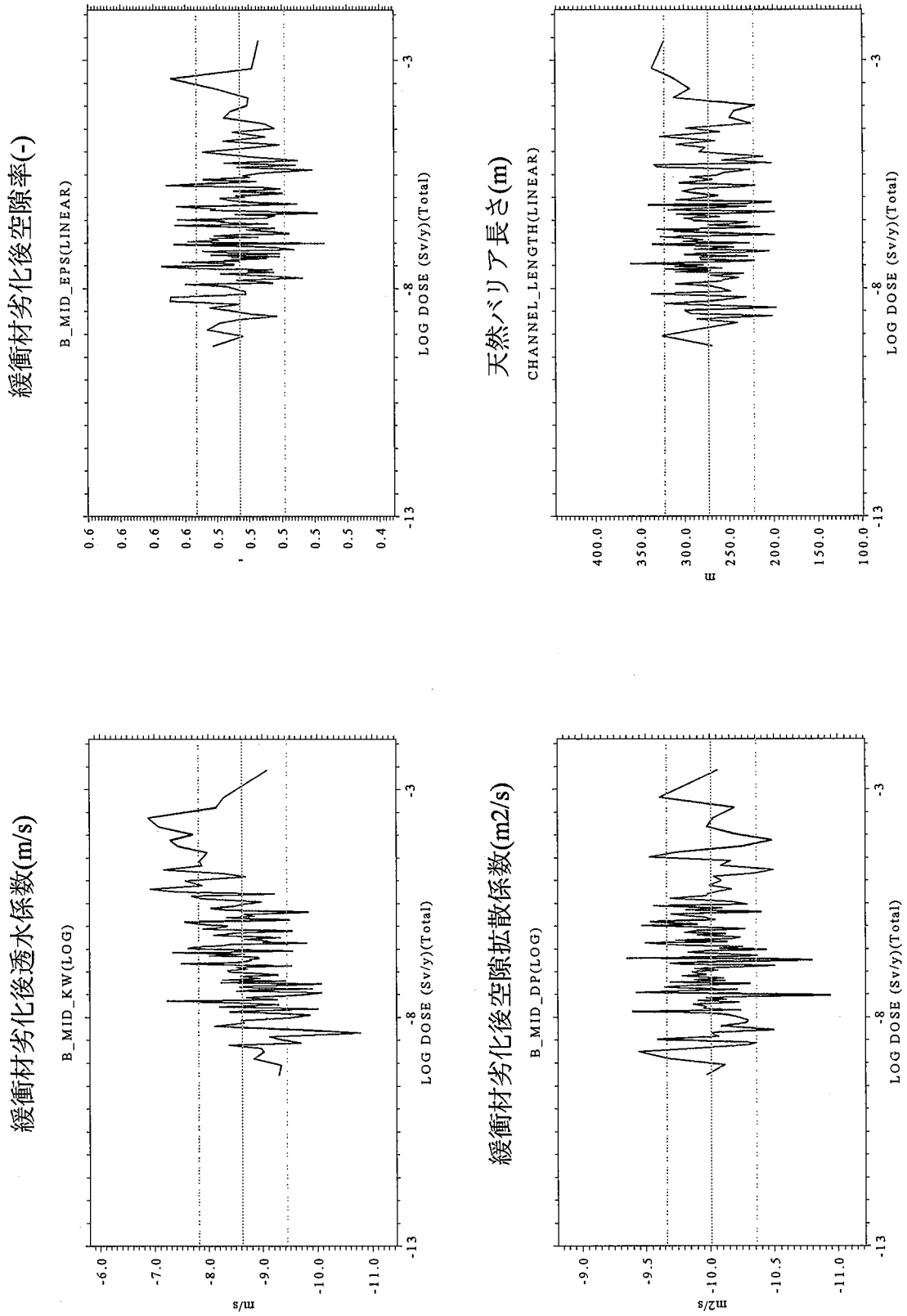


コンクリートバリア劣化後空隙拡散係数(m<sup>2</sup>/s)



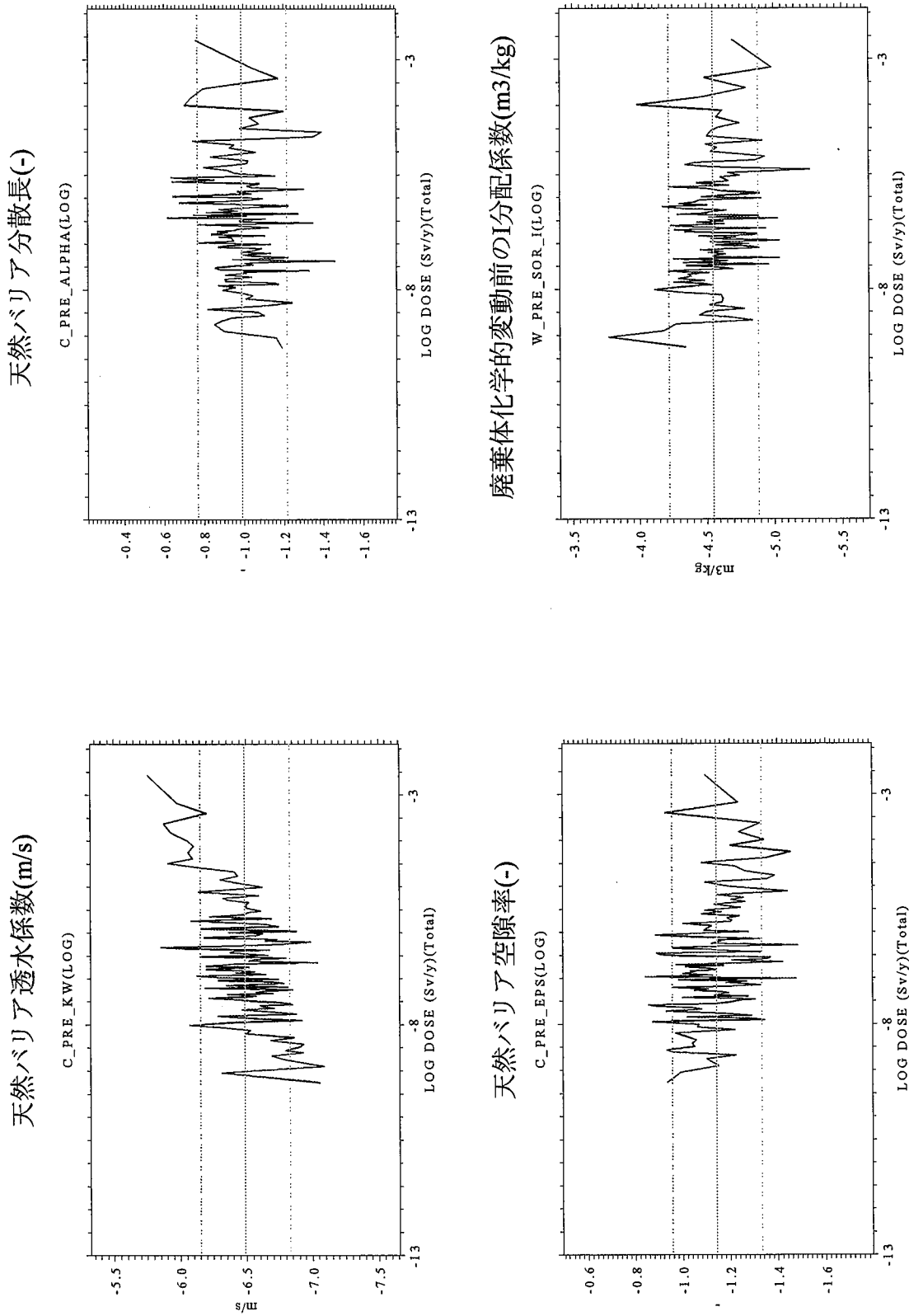
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)



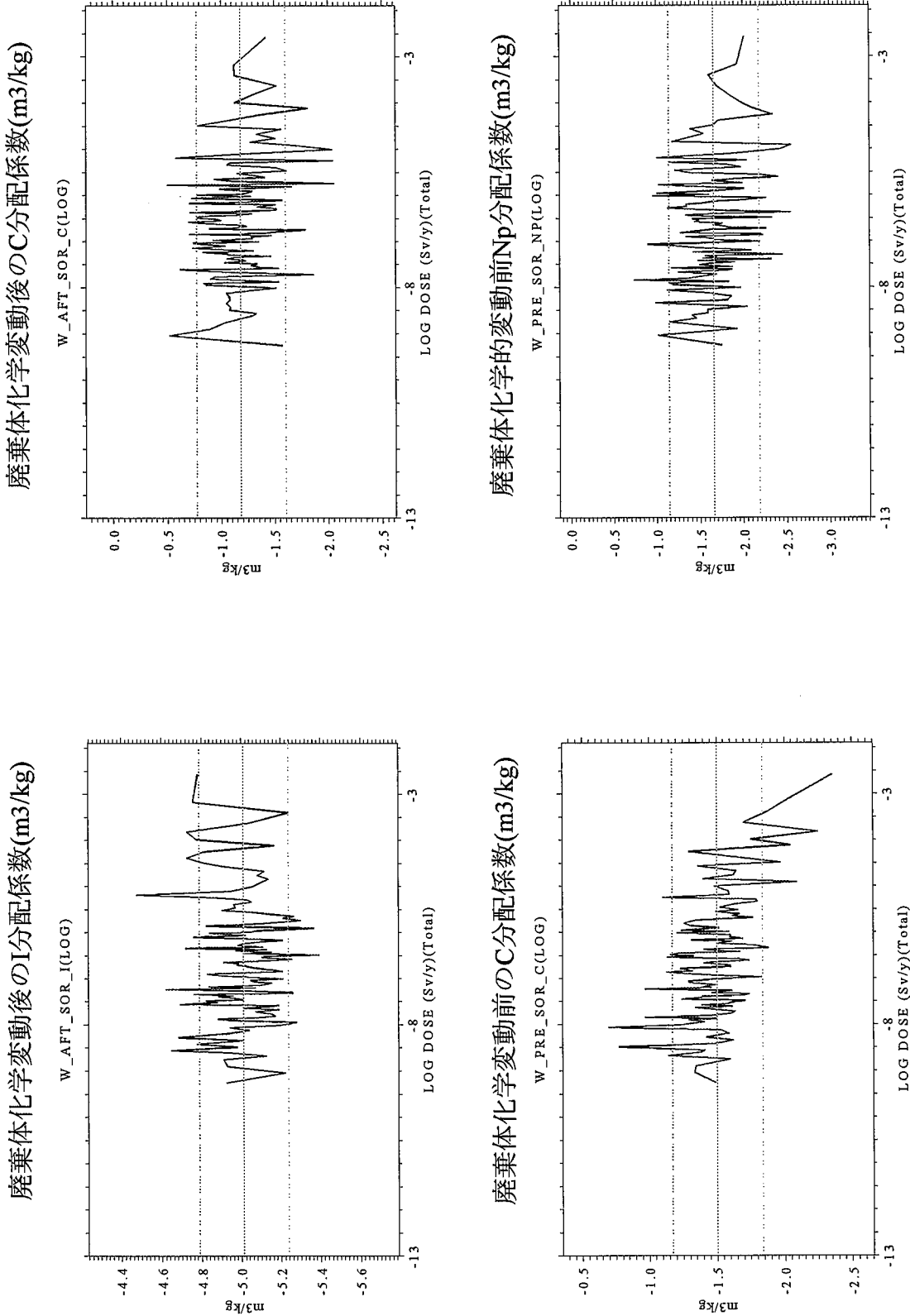
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)



注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

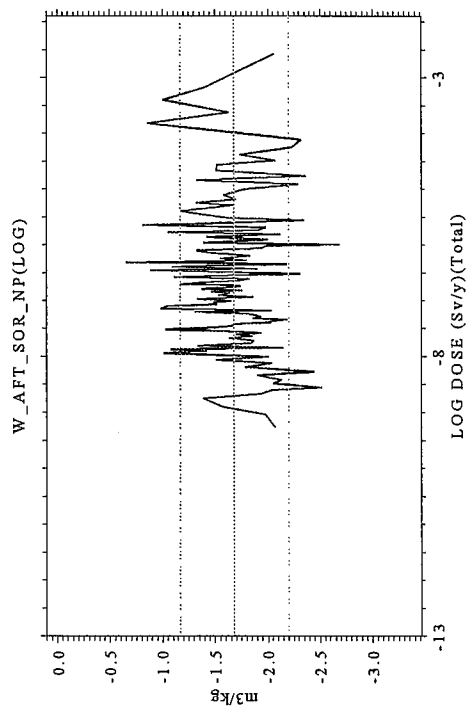
図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)



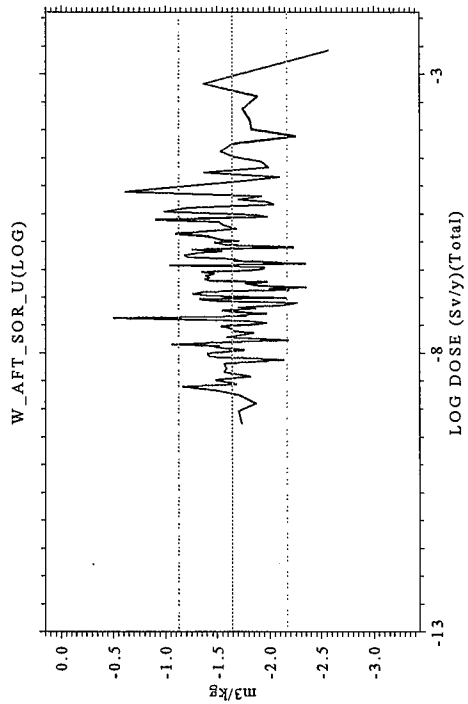
図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



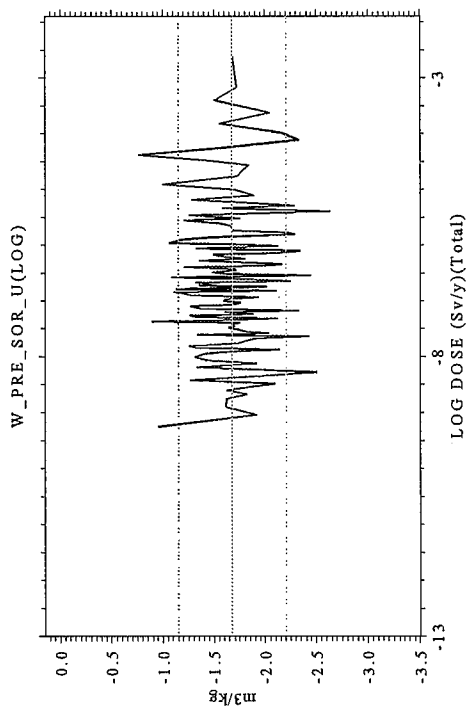
廃棄体化学的変動後Np分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



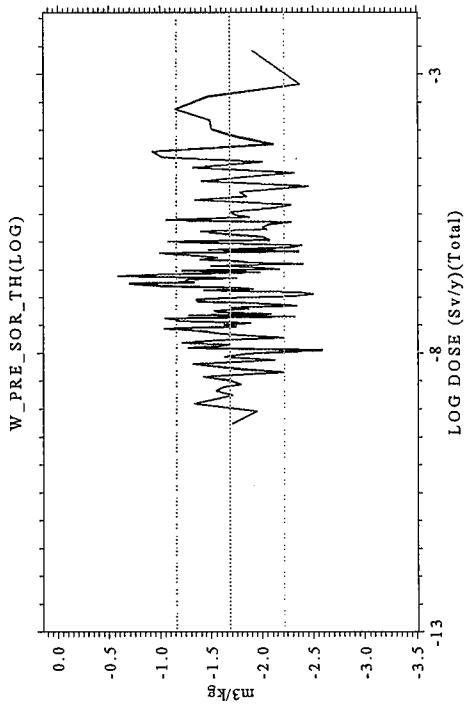
廃棄体化学的変動後U分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



廃棄体化学的変動前U分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



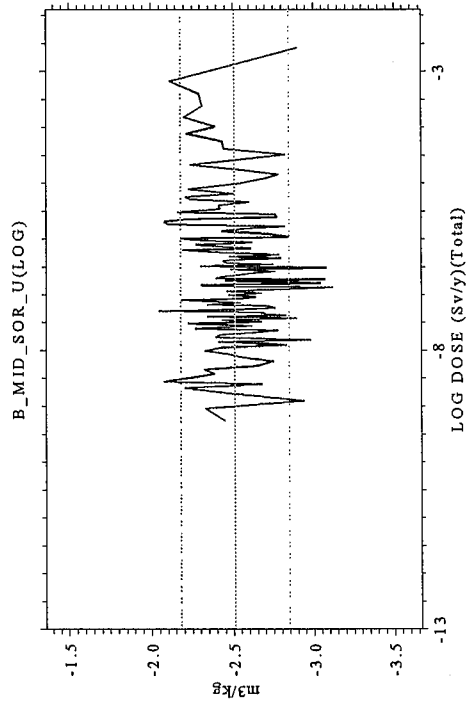
廃棄体化学的変動前Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



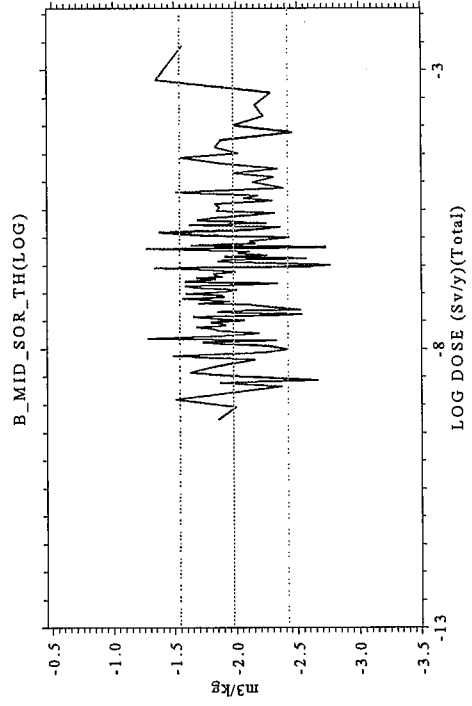
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)

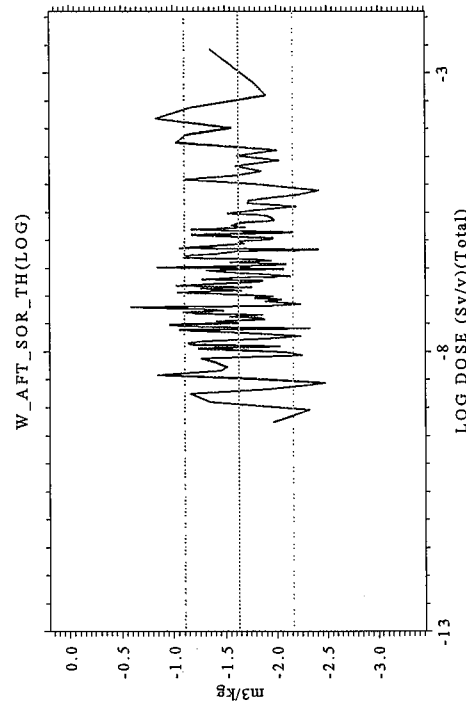
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



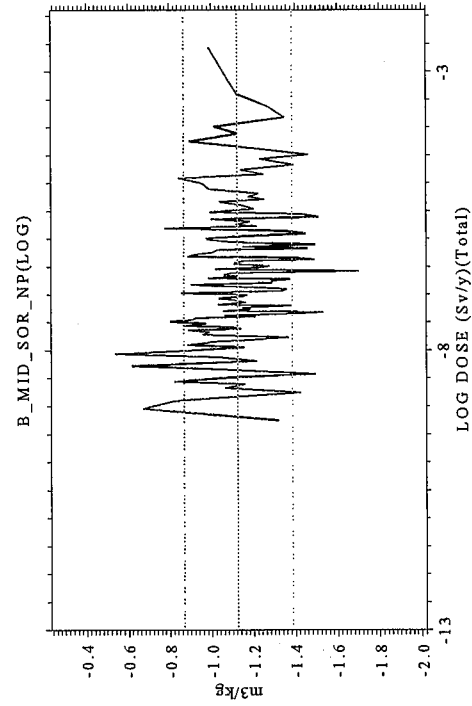
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)



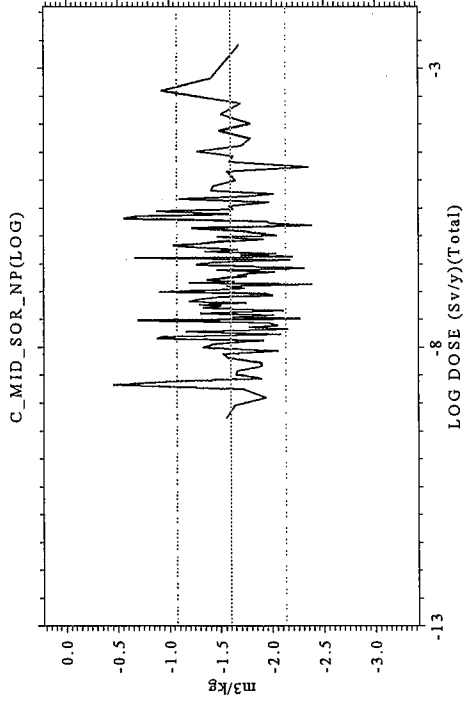
緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)



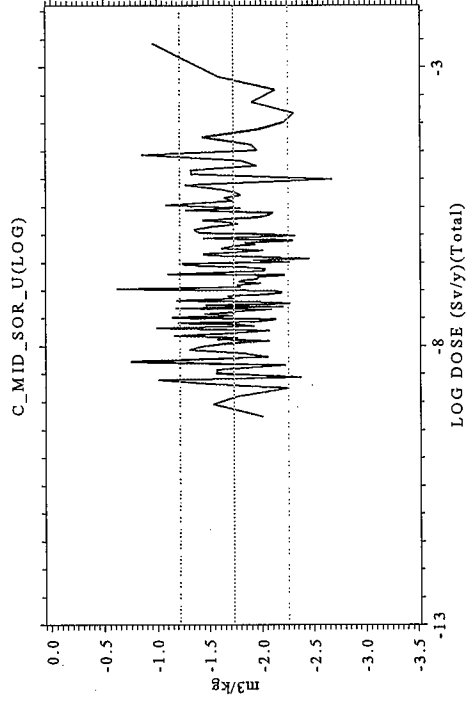
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分3)

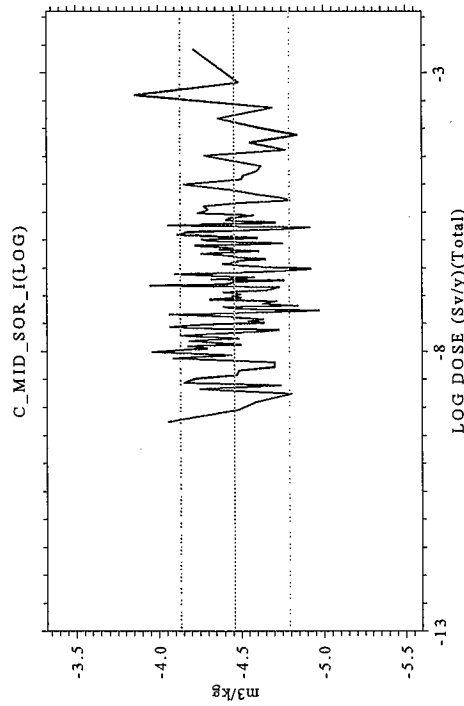
母岩の化学的変動後Np分配係数(m3/kg)



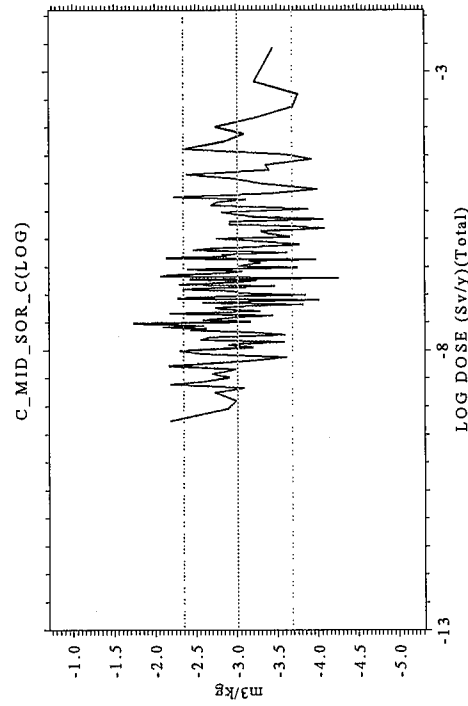
母岩の化学的変動後U分配係数(m3/kg)



母岩の化学的変動後I分配係数(m3/kg)



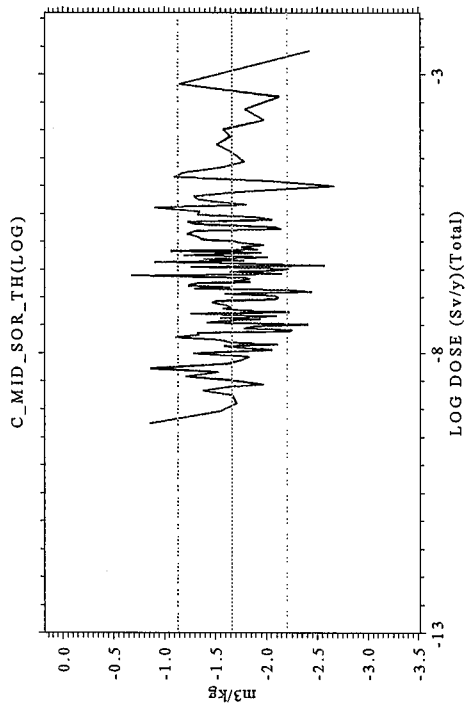
母岩の化学的変動後C分配係数(m3/kg)



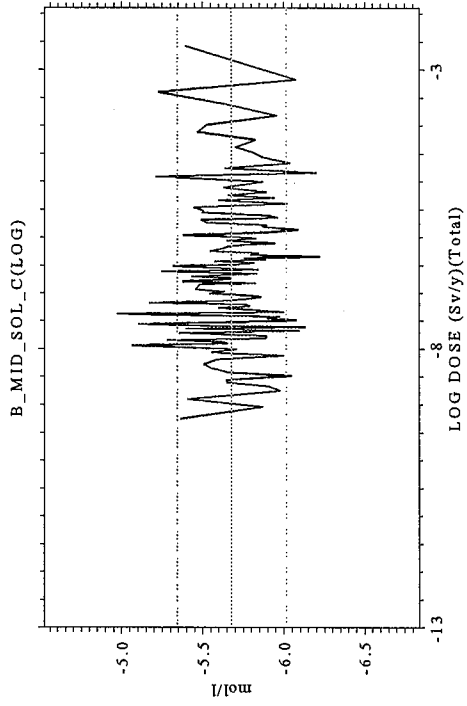
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分3)

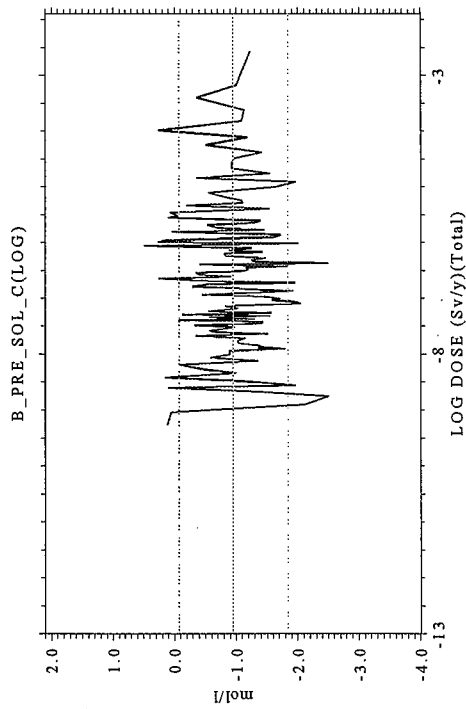
母岩の化学的変動後Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



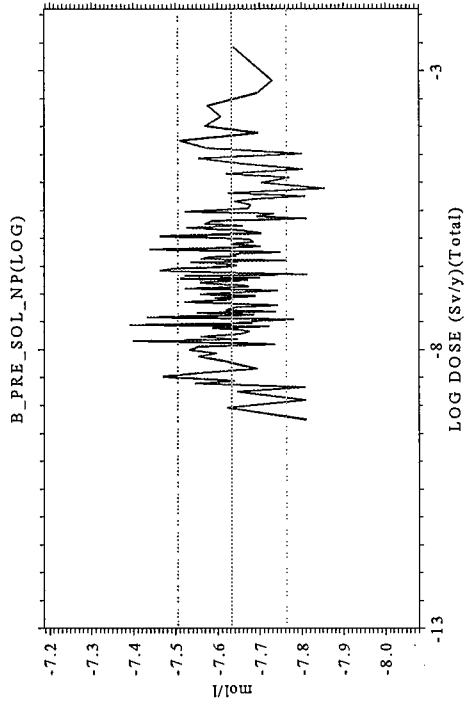
化学的影響期間中C溶解度(mol/l)



化学的影響期間前後C溶解度(mol/l)



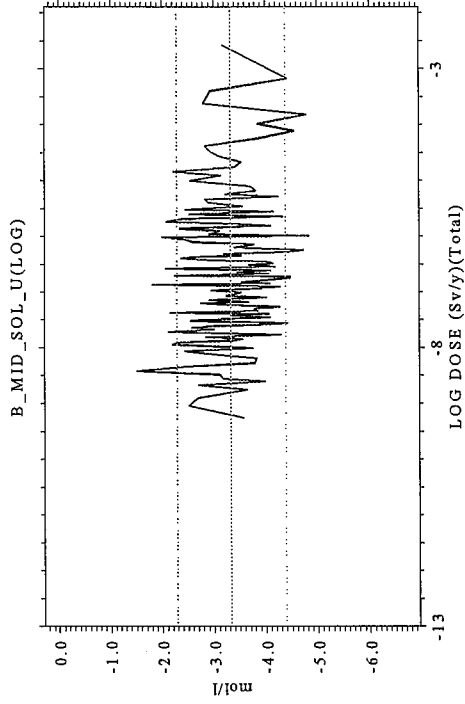
化学的影響期間前後Np溶解度(mol/l)



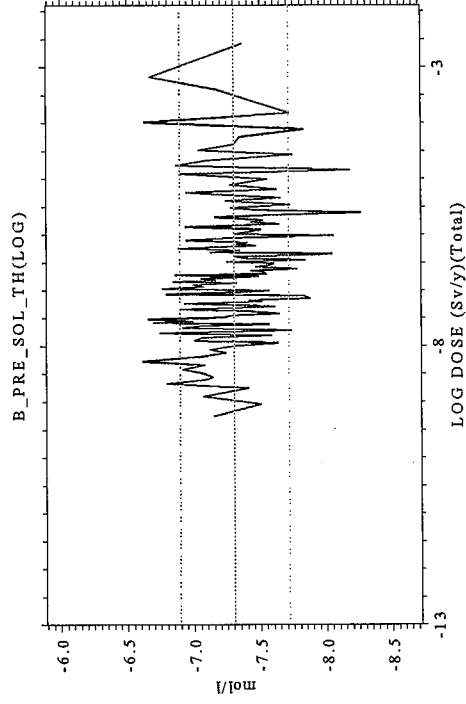
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分3)

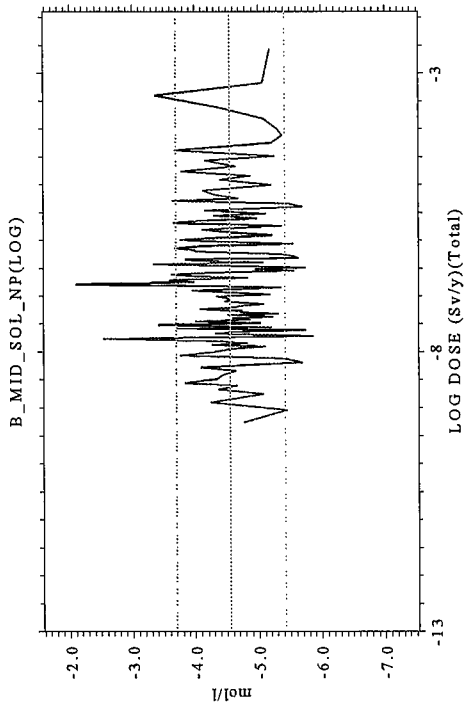
化学的影響期間中U溶解度(mol/l)



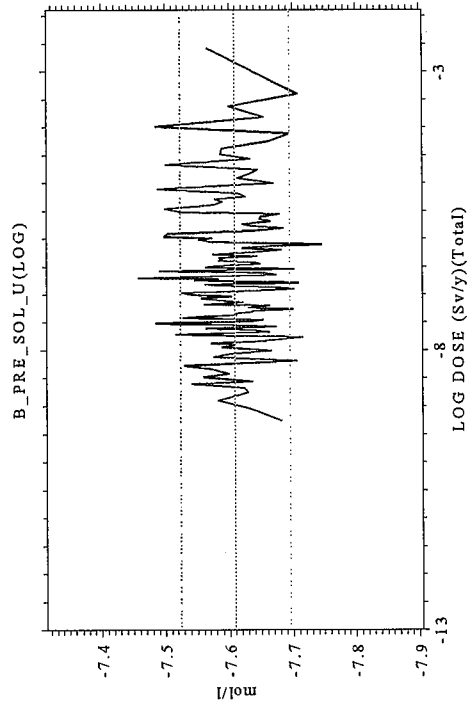
化学的影響期間前後Th溶解度(mol/l)



化学的影響期間中Np溶解度(mol/l)

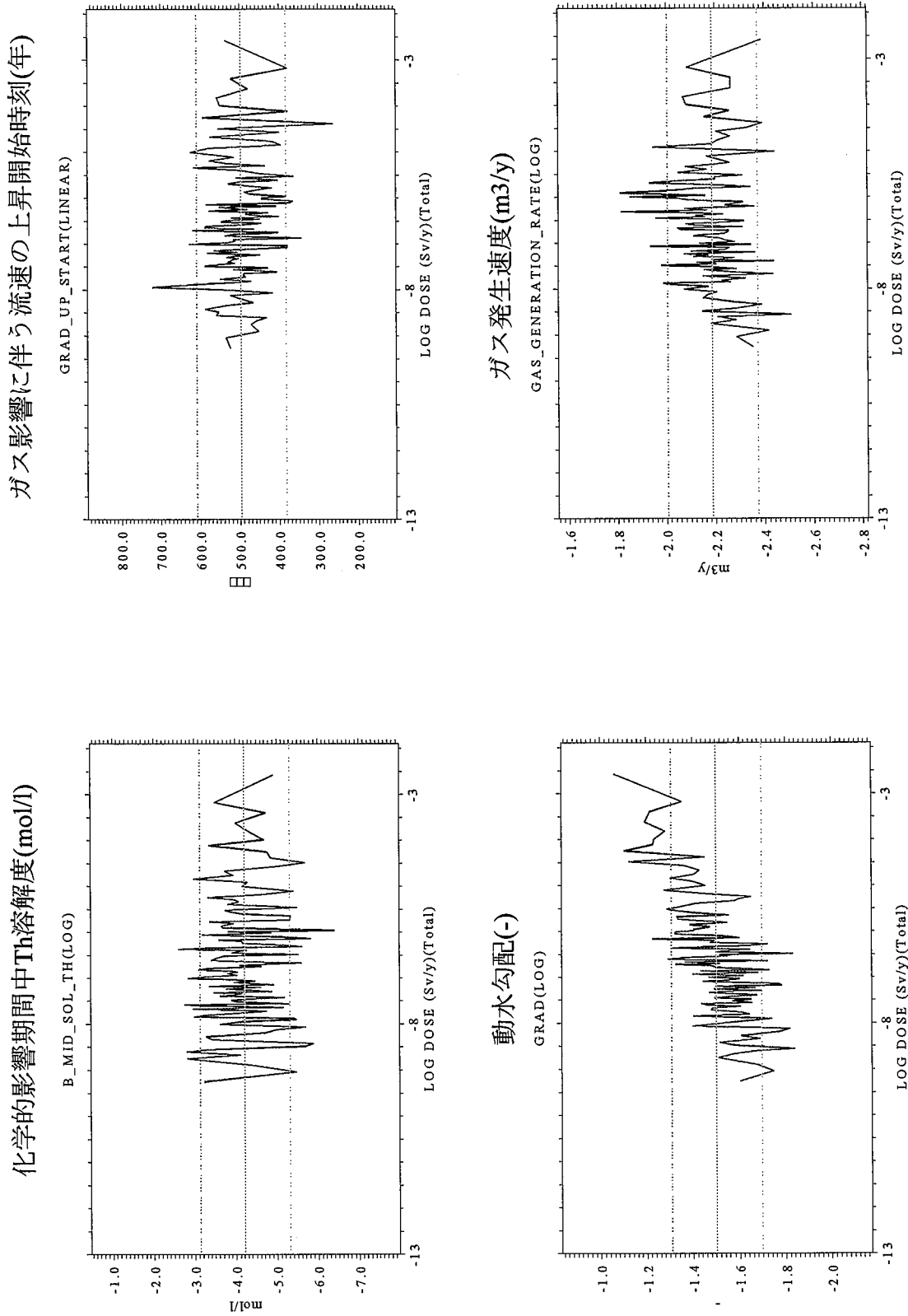


化学的影響期間前後U溶解度(mol/l)



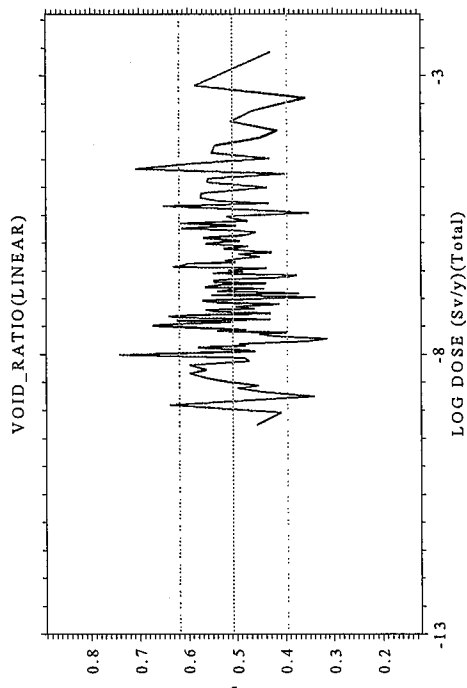
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)

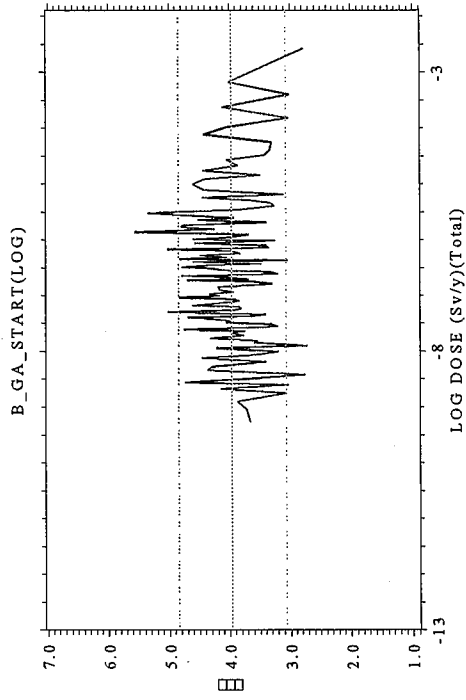


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)

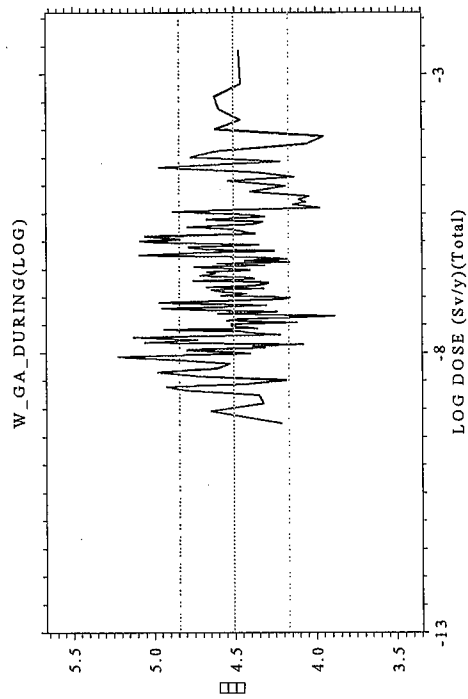
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



緩衝材中の化学変動開始時刻(年)

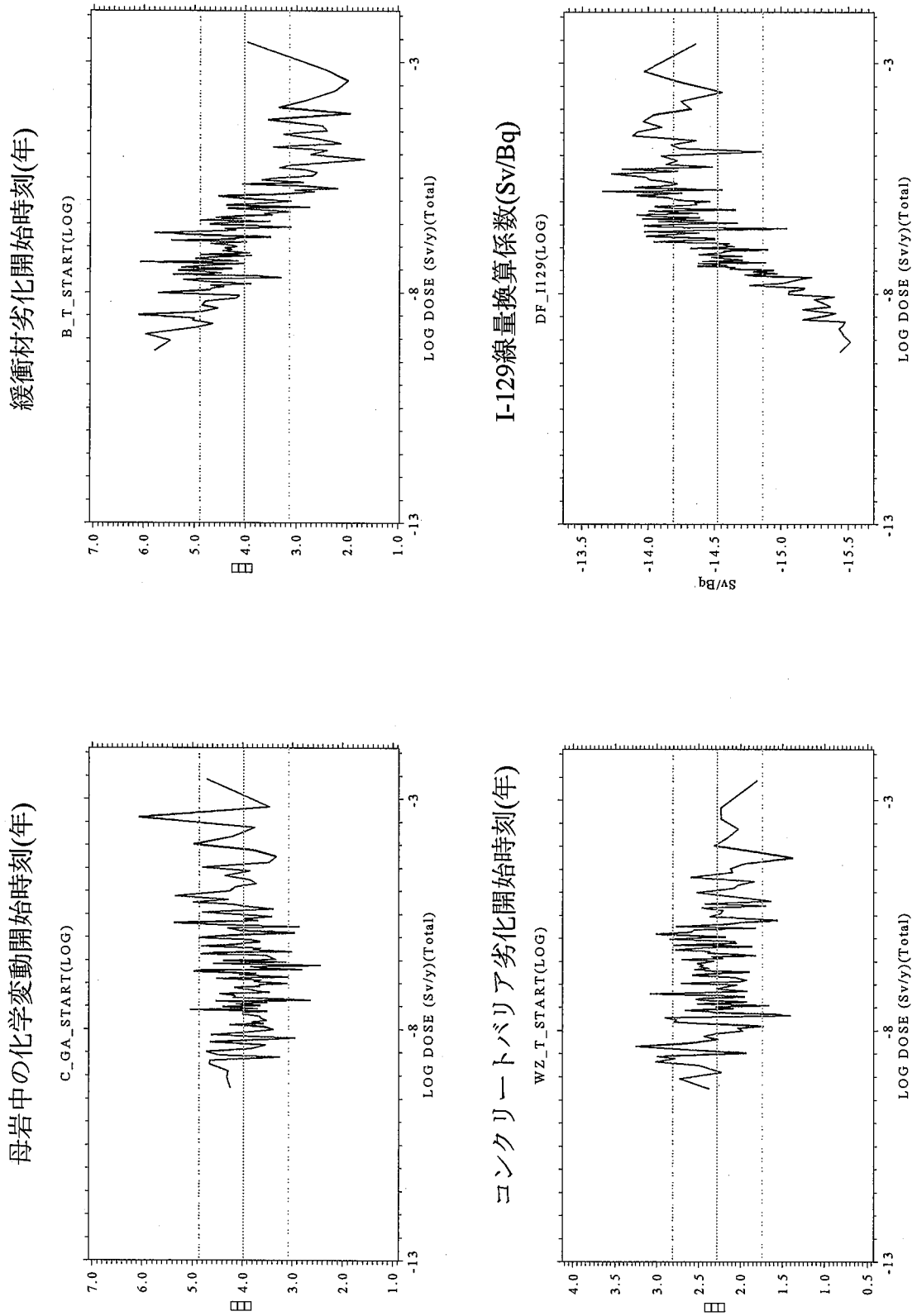


廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)



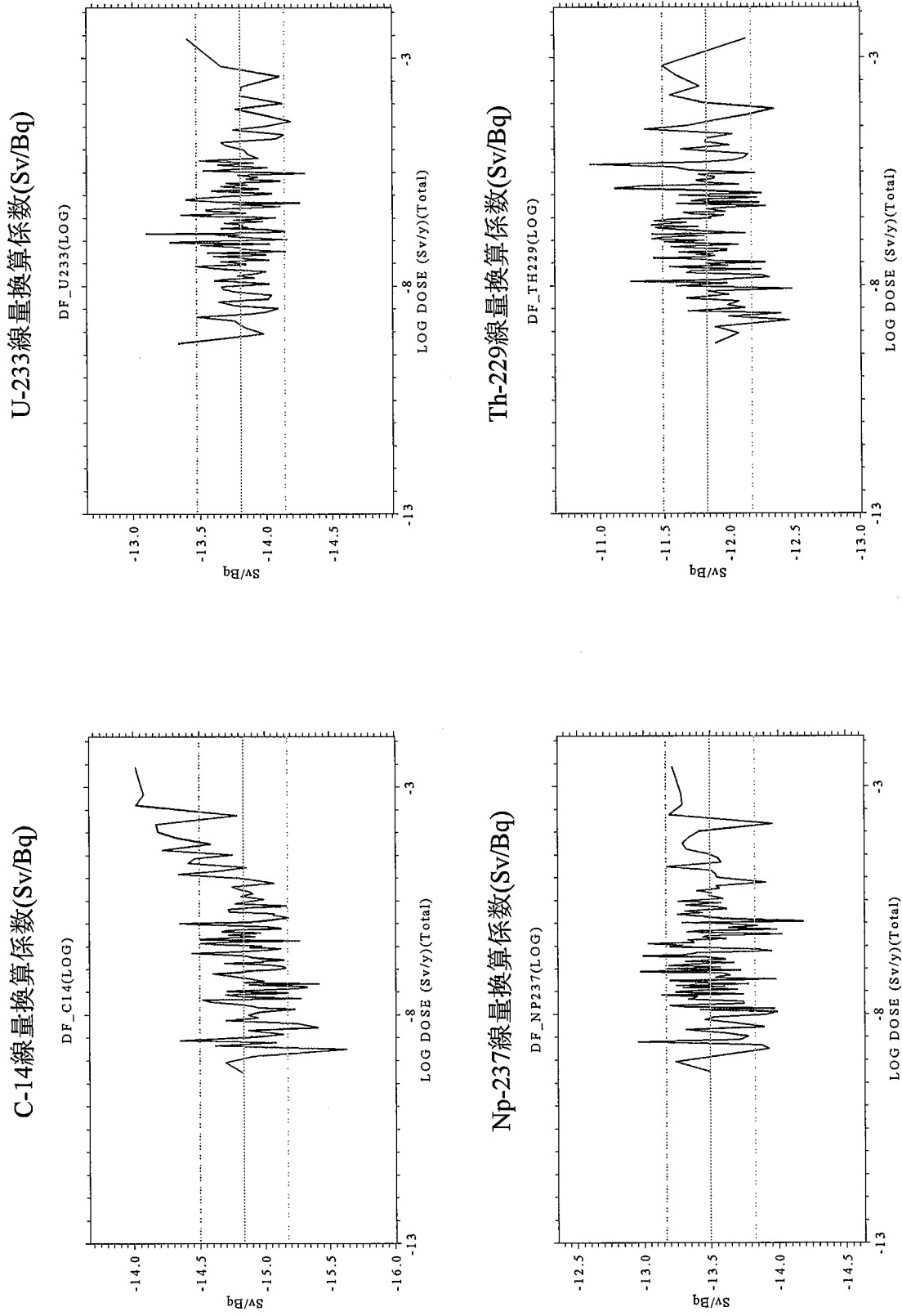
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)

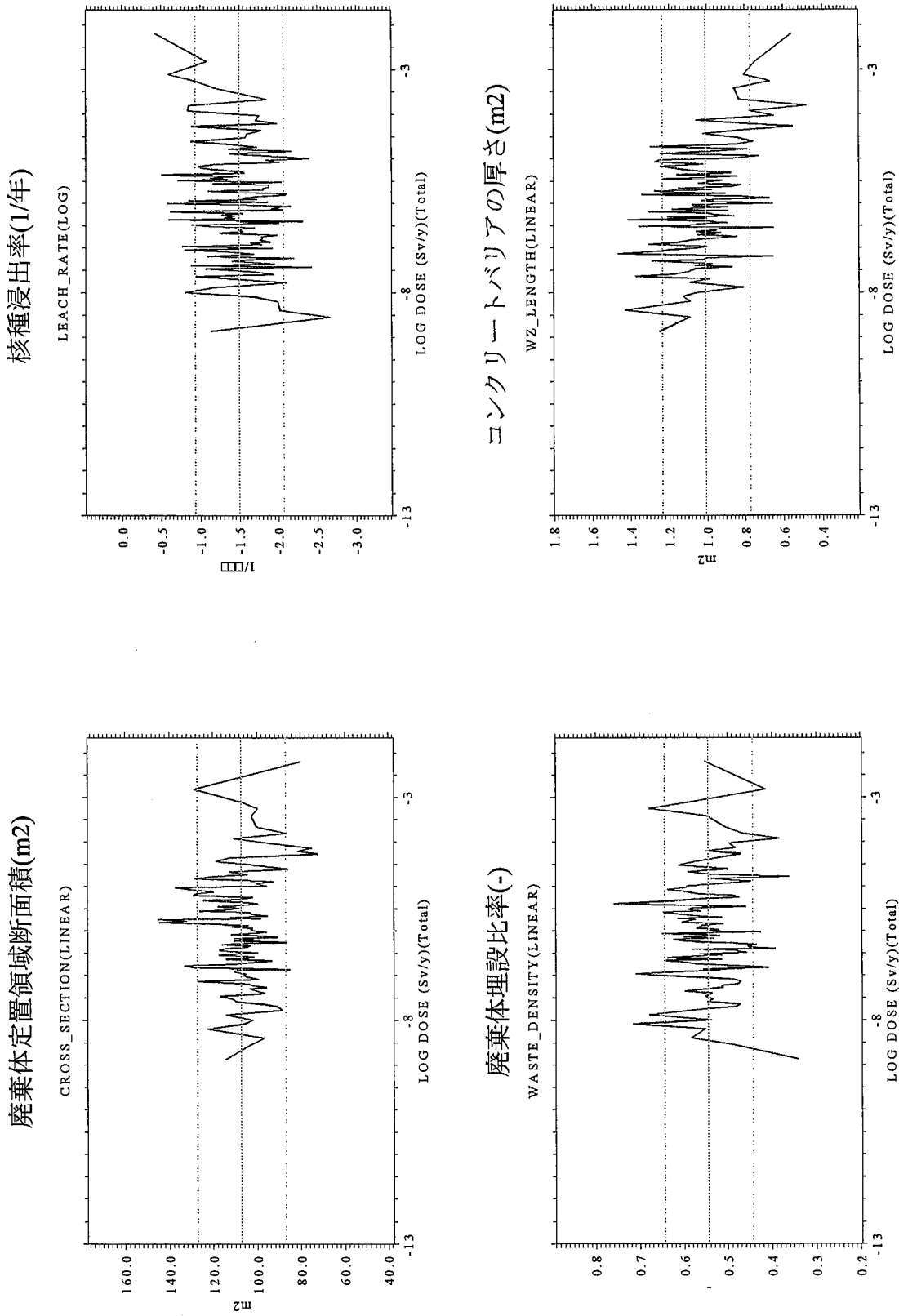


図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)  
 (注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

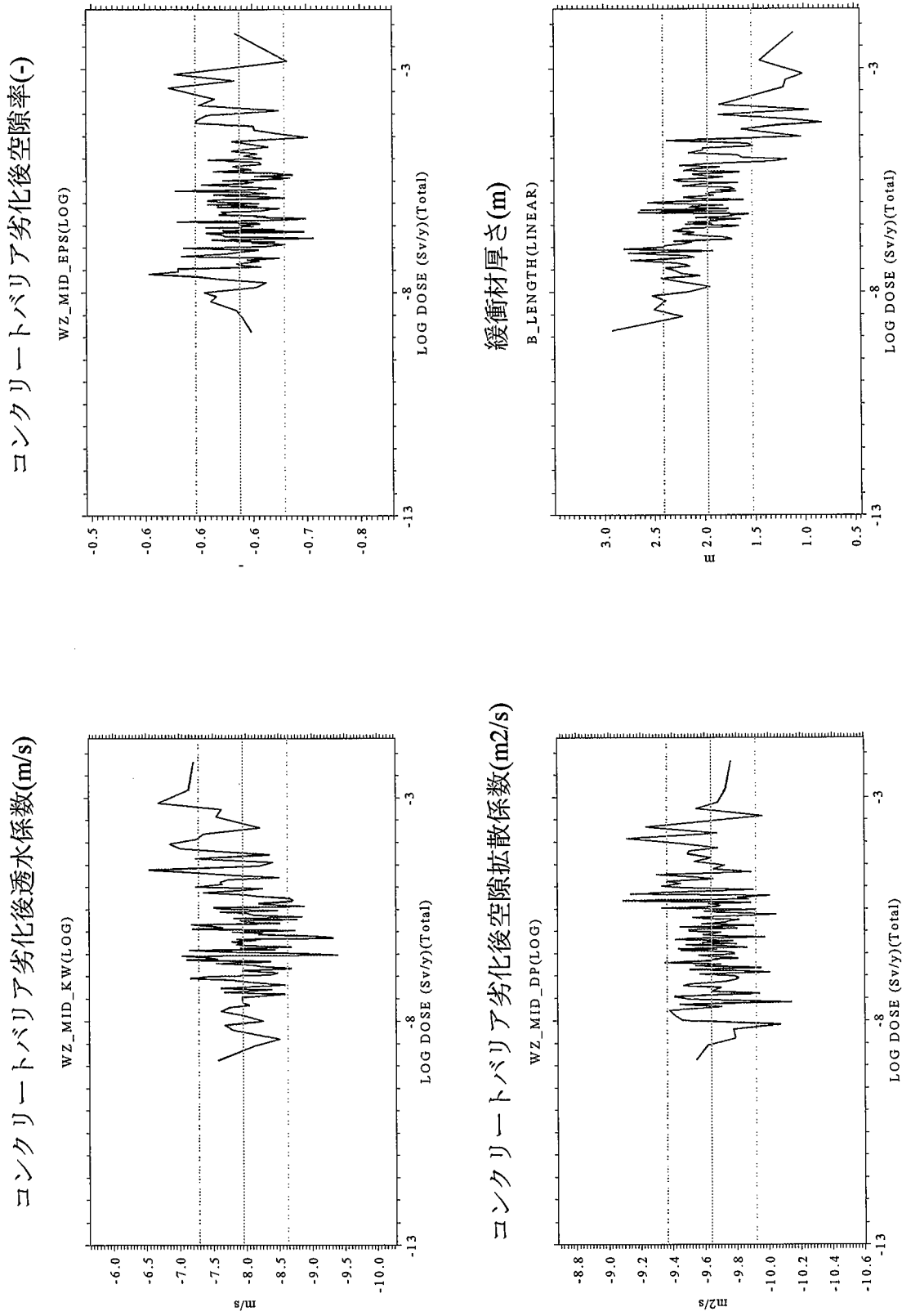




図A3-6 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分3)  
 注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

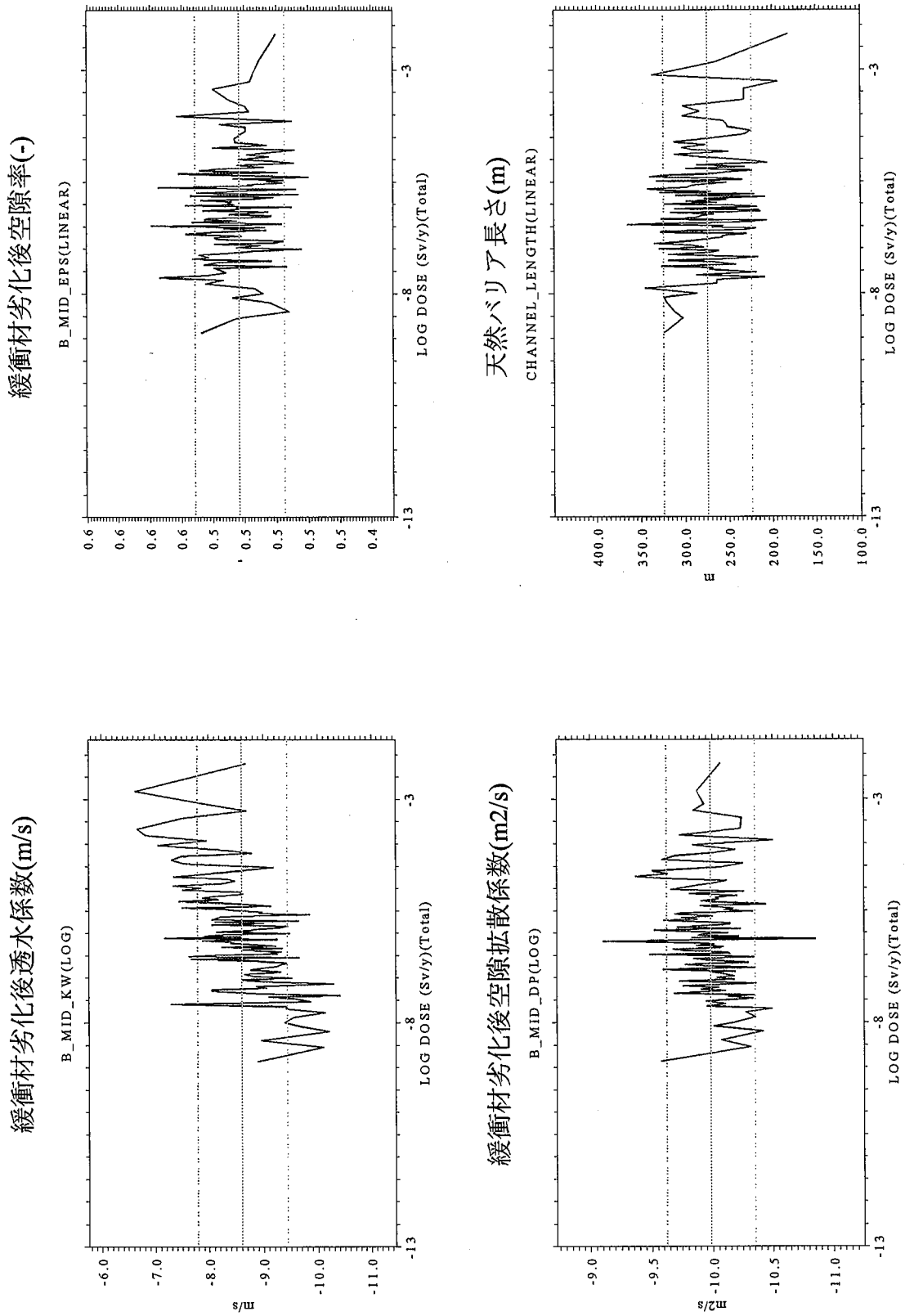


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)

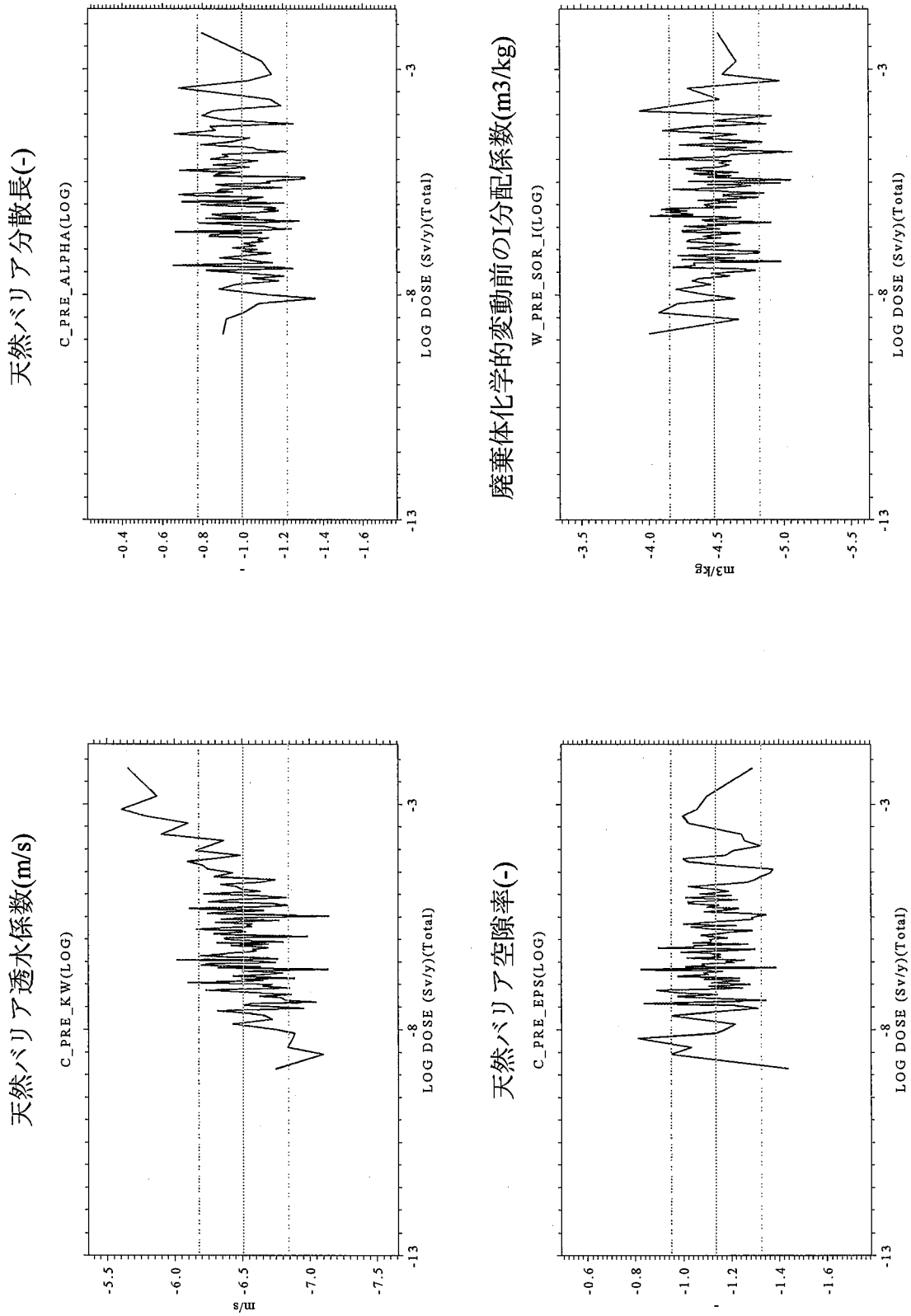


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)

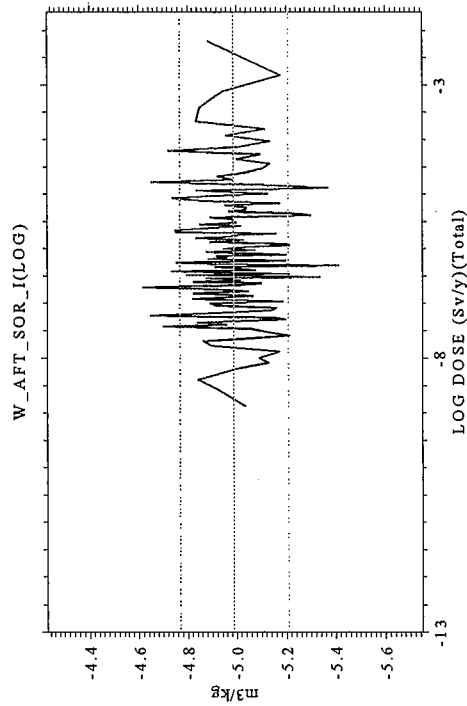


図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)  
 注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

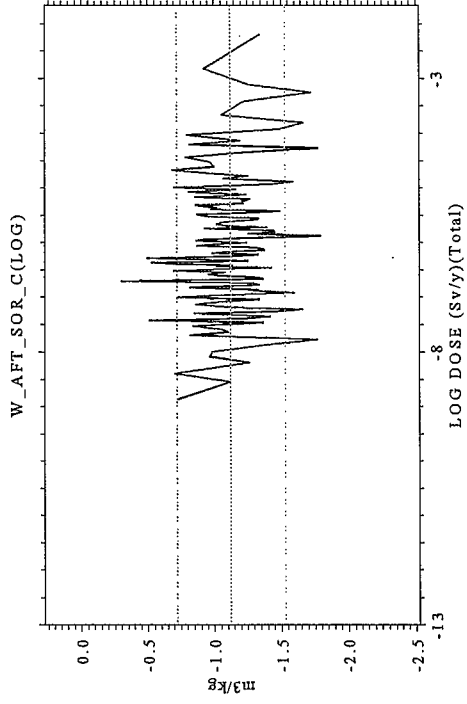


図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)  
 注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

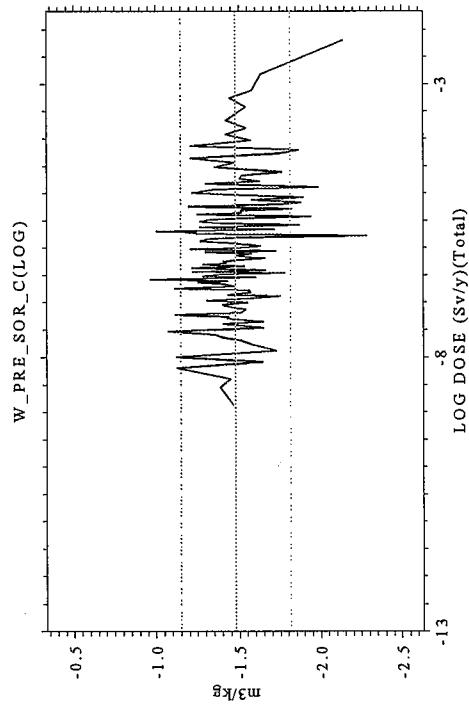
廃棄体化学変動後のI分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



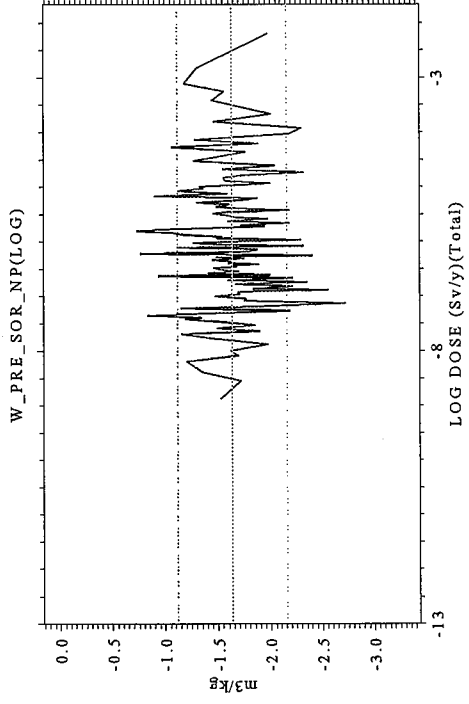
廃棄体化学変動後のC分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



廃棄体化学変動前のC分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



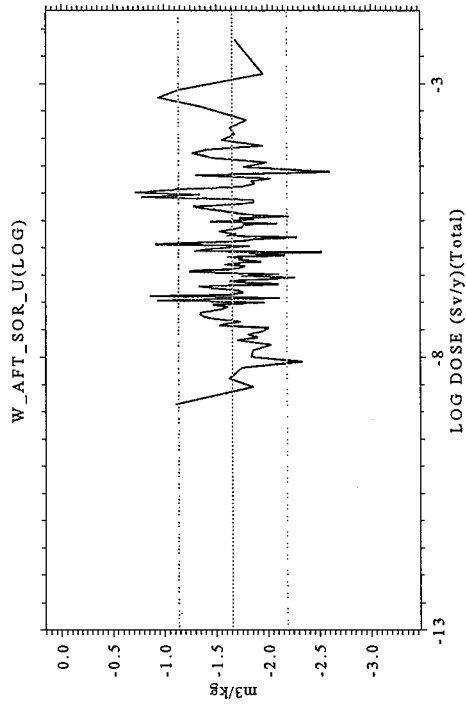
廃棄体化学的変動前Np分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



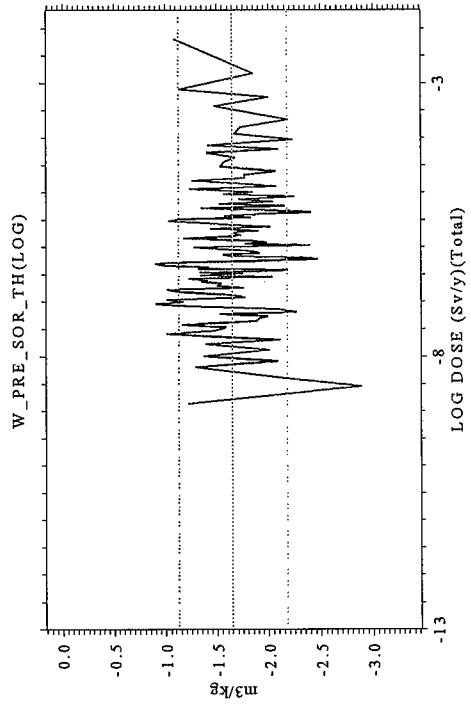
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)

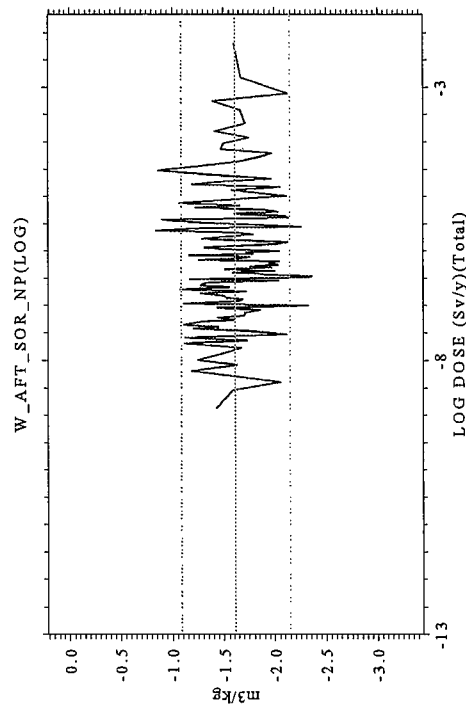
廃棄体化学的変動後U分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



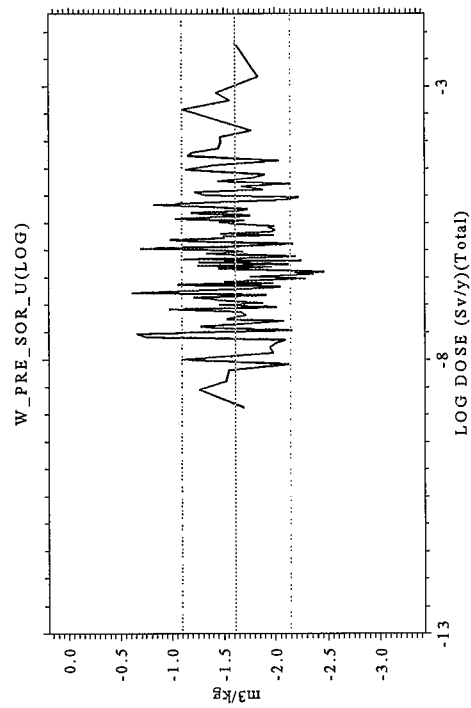
廃棄体化学的変動前Th分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



廃棄体化学的変動後Np分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



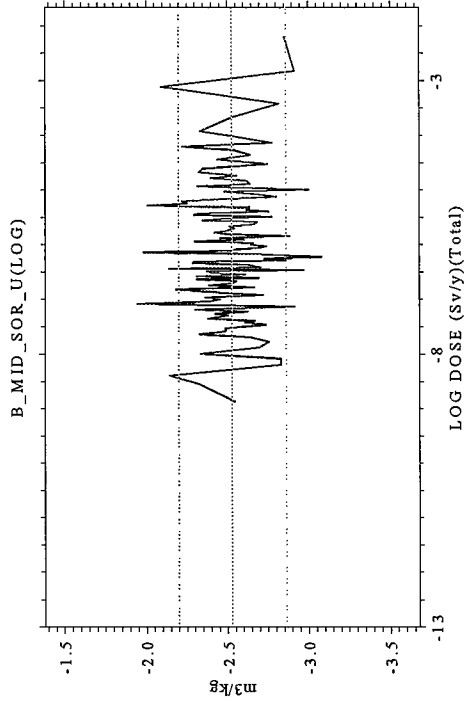
廃棄体化学的変動前U分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



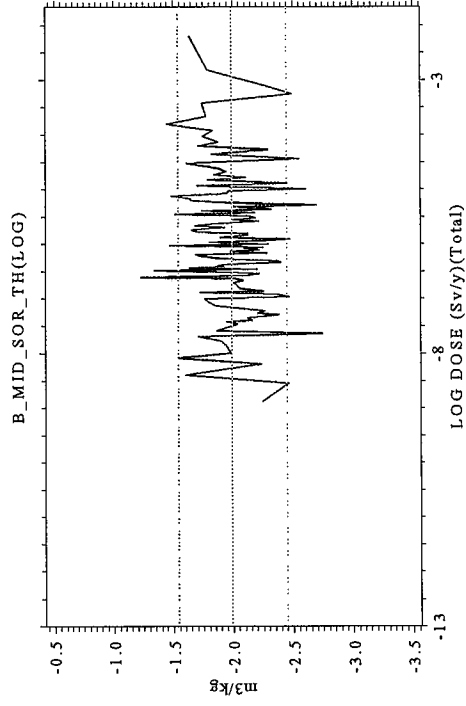
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)

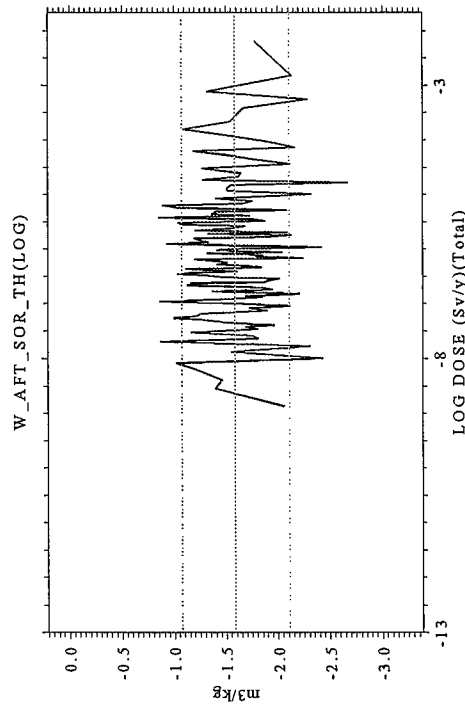
緩衝材化学的変動後劣化後のU分配係数(m3/kg)



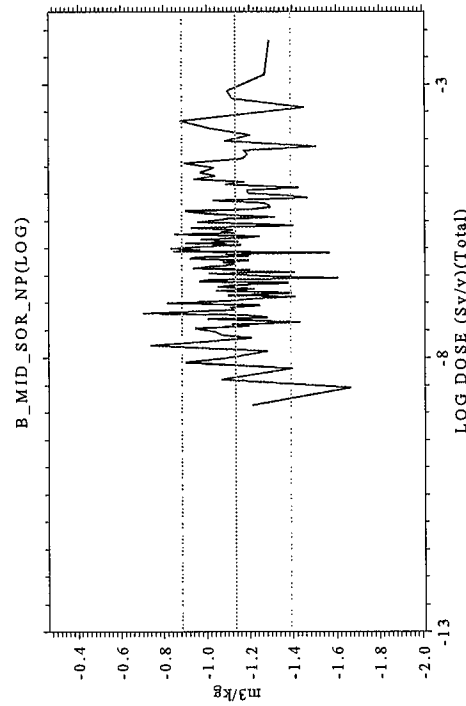
緩衝材化学的変動後劣化後のTh分配係数(m3/kg)



廃棄体化学的変動後Th分配係数(m3/kg)



緩衝材化学的変動後劣化後のNp分配係数(m3/kg)

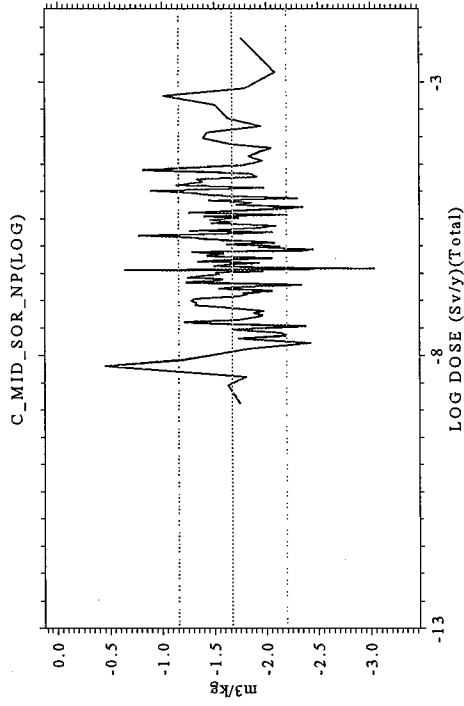


注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

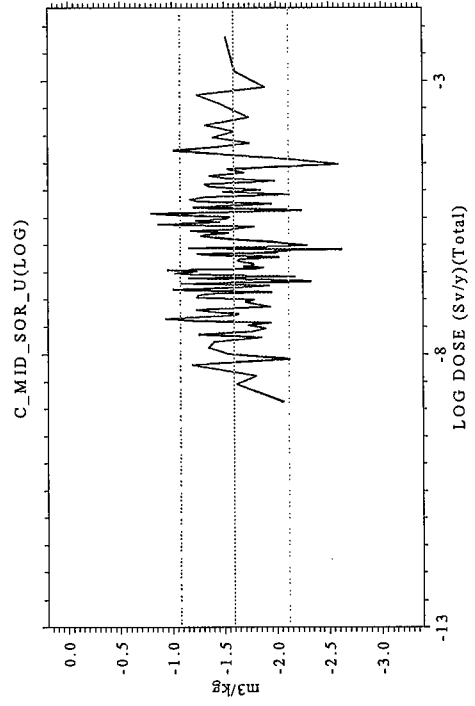
図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)



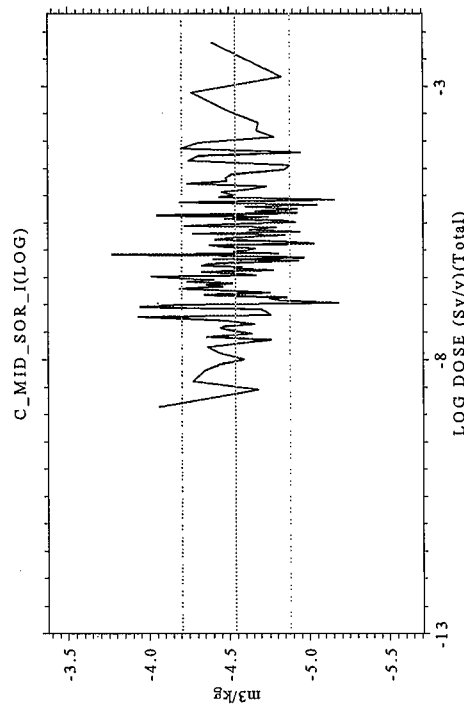
母岩の化学的変動後Np分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



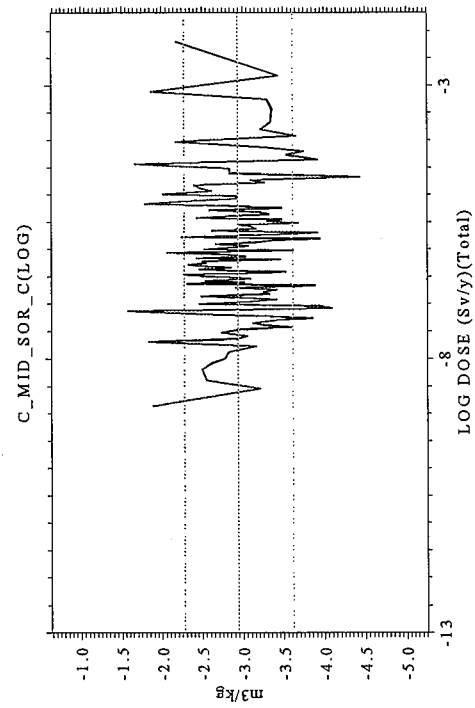
母岩の化学的変動後U分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



母岩の化学的変動後I分配係数(m<sup>3</sup>/kg)

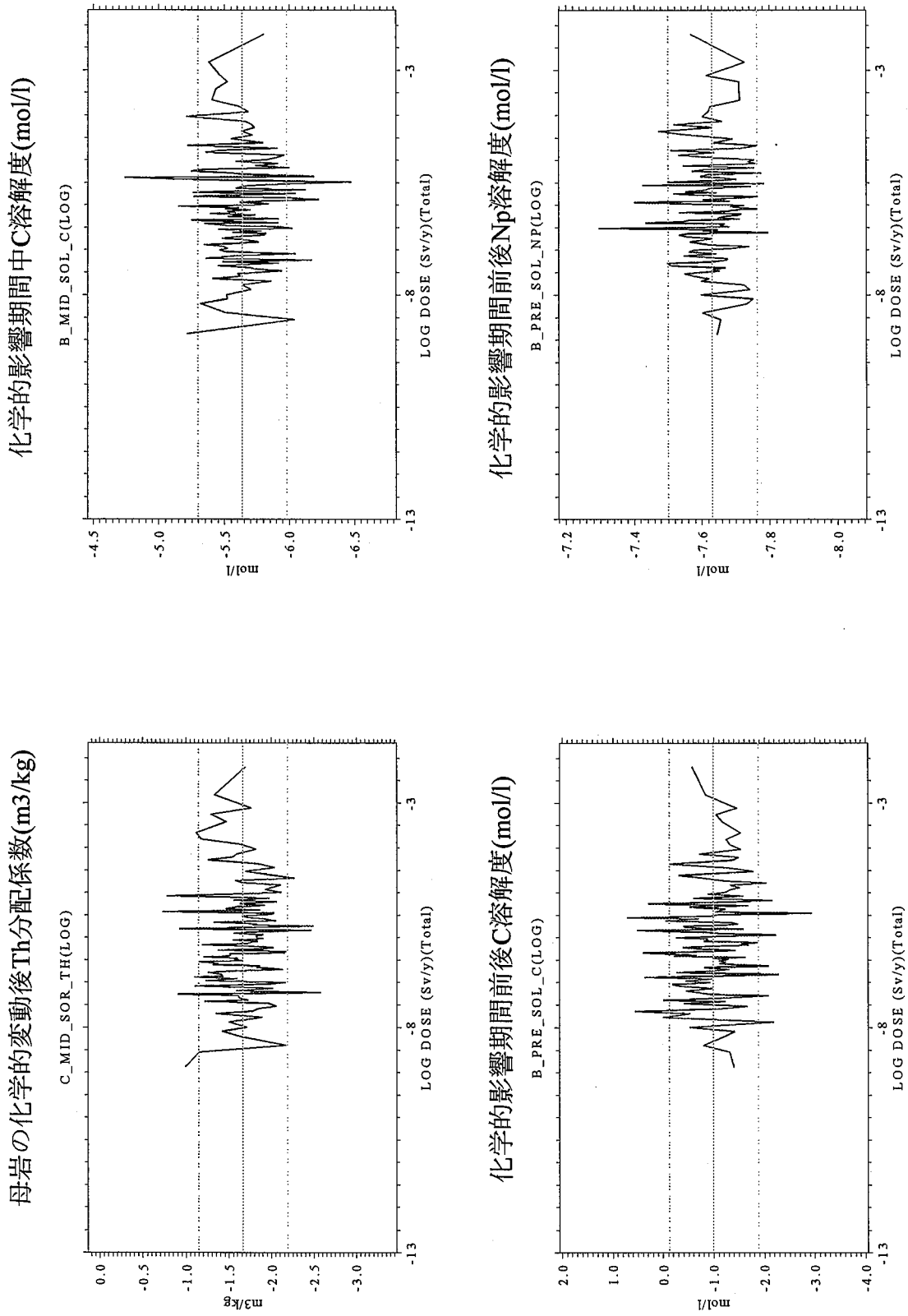


母岩の化学的変動後C分配係数(m<sup>3</sup>/kg)



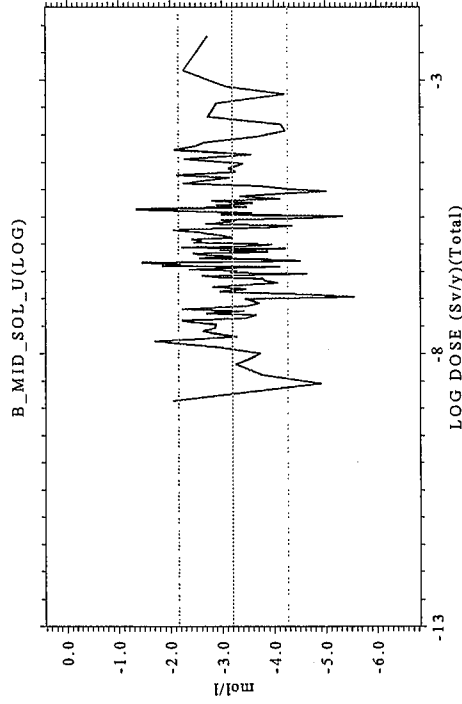
注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)

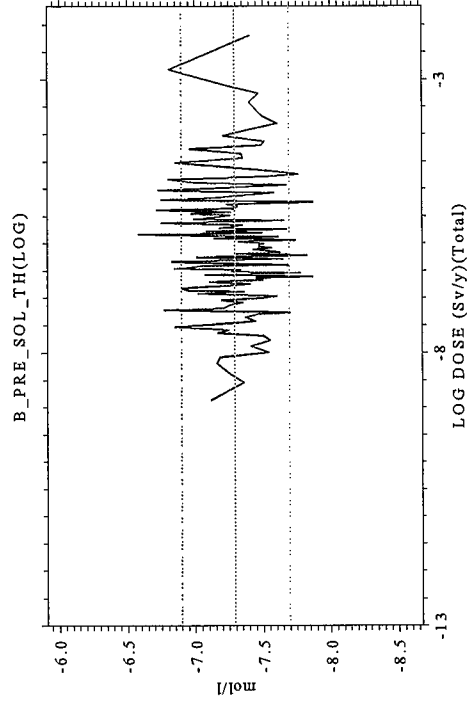


注) 水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。  
 図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)

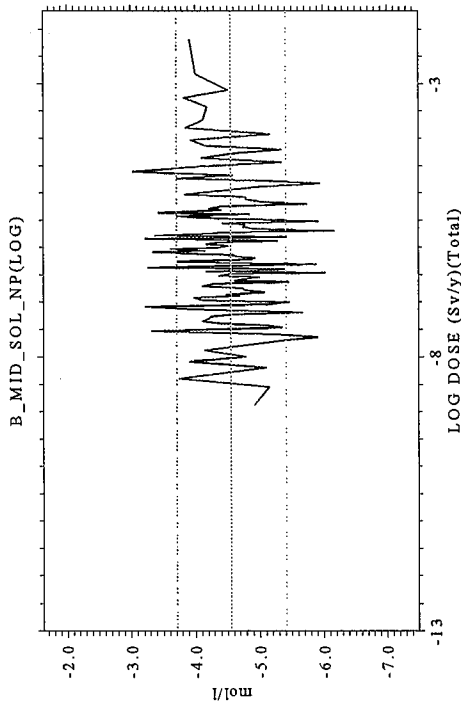
化学的影響期間中U溶解度(mol/l)



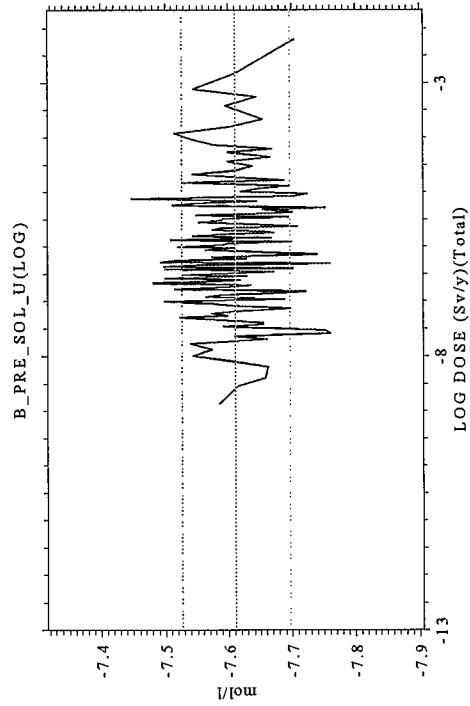
化学的影響期間前後Th溶解度(mol/l)



化学的影響期間中N p 溶解度(mol/l)



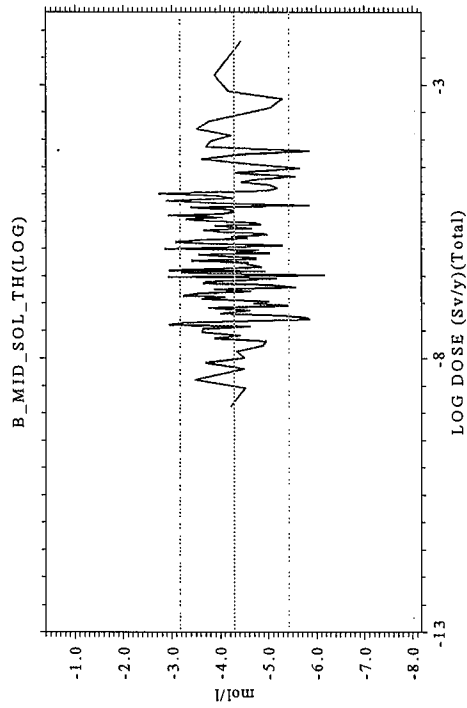
化学的影響期間前後U溶解度(mol/l)



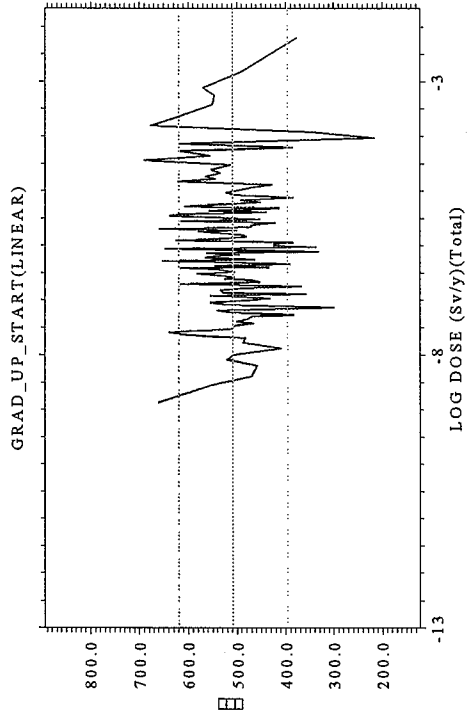
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果 (ROBE固化体、廃棄体区分4)

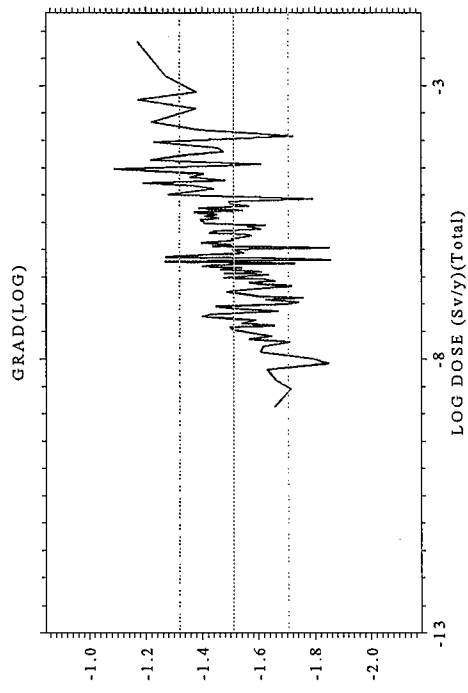
化学的影響期間中Th溶解度(mol/l)



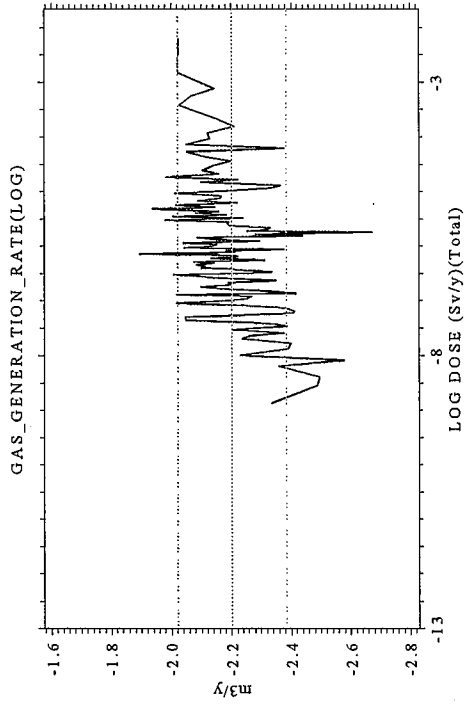
ガス影響に伴う流速の上昇開始時刻(年)



動水勾配(-)



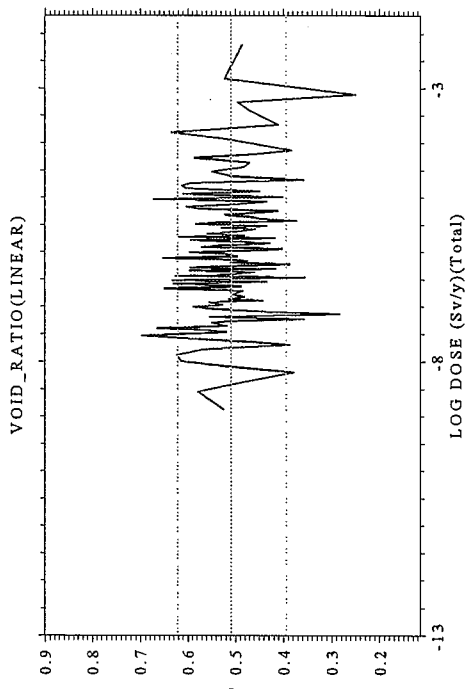
ガス発生速度(m3/y)



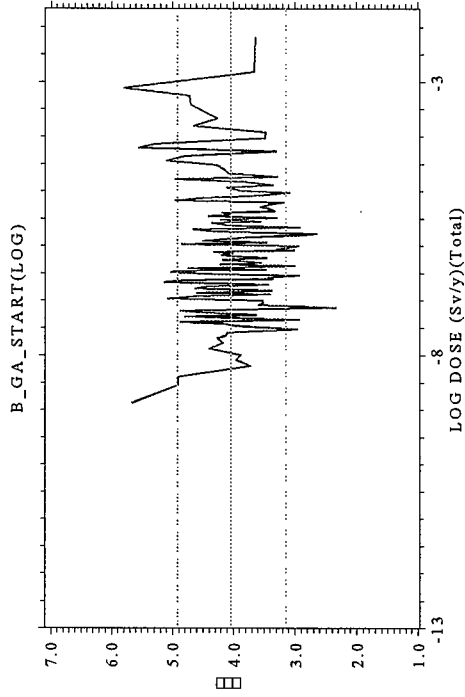
注) 水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)

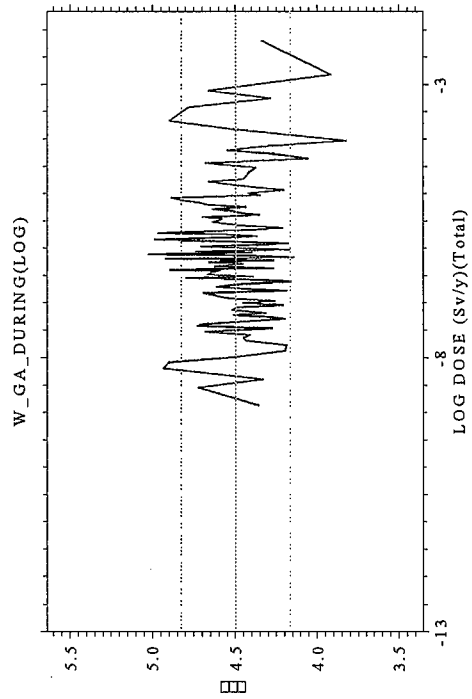
ガスにより押し出される施設内の空隙水の割合(-)



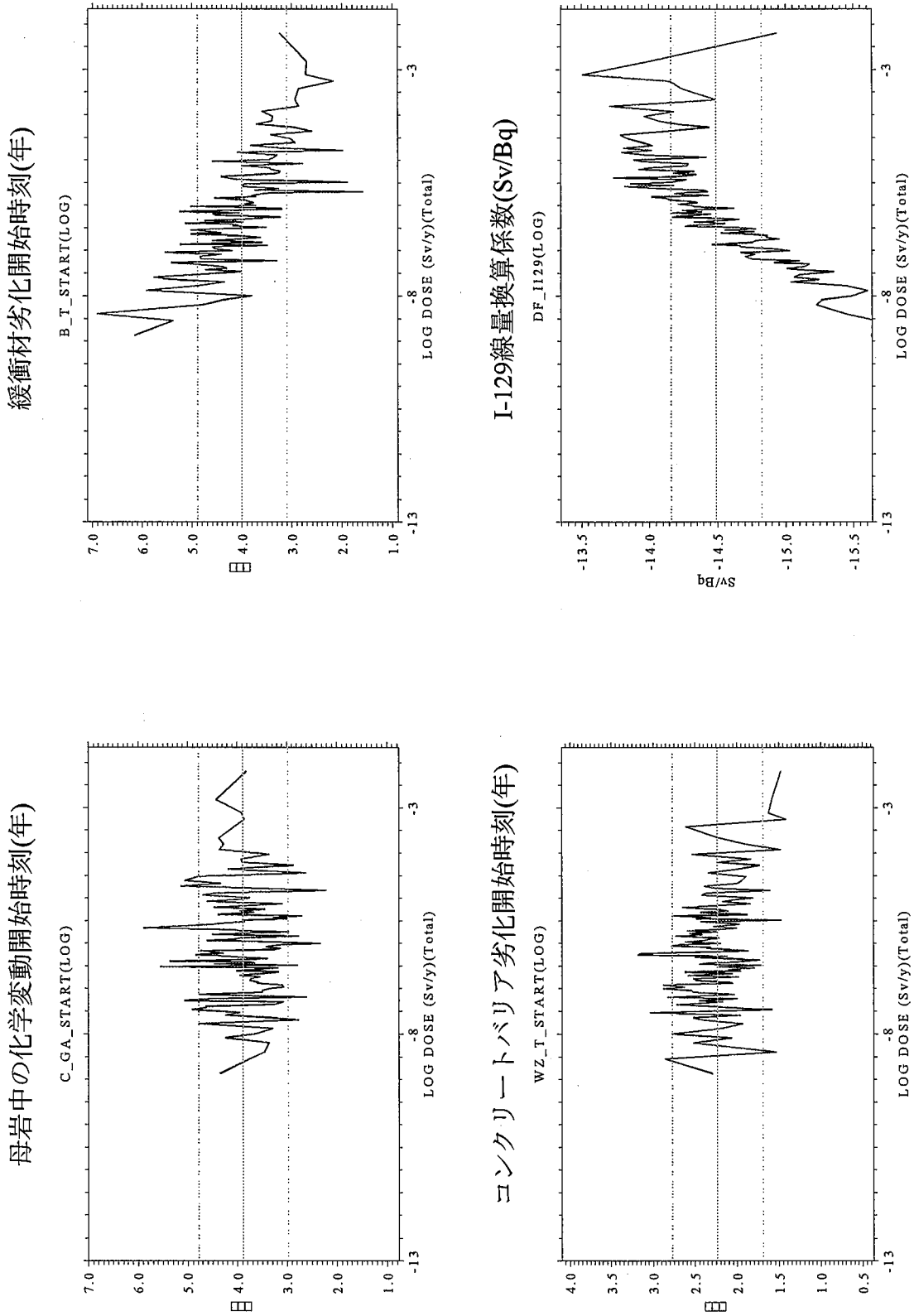
緩衝材中の化学変動開始時刻(年)



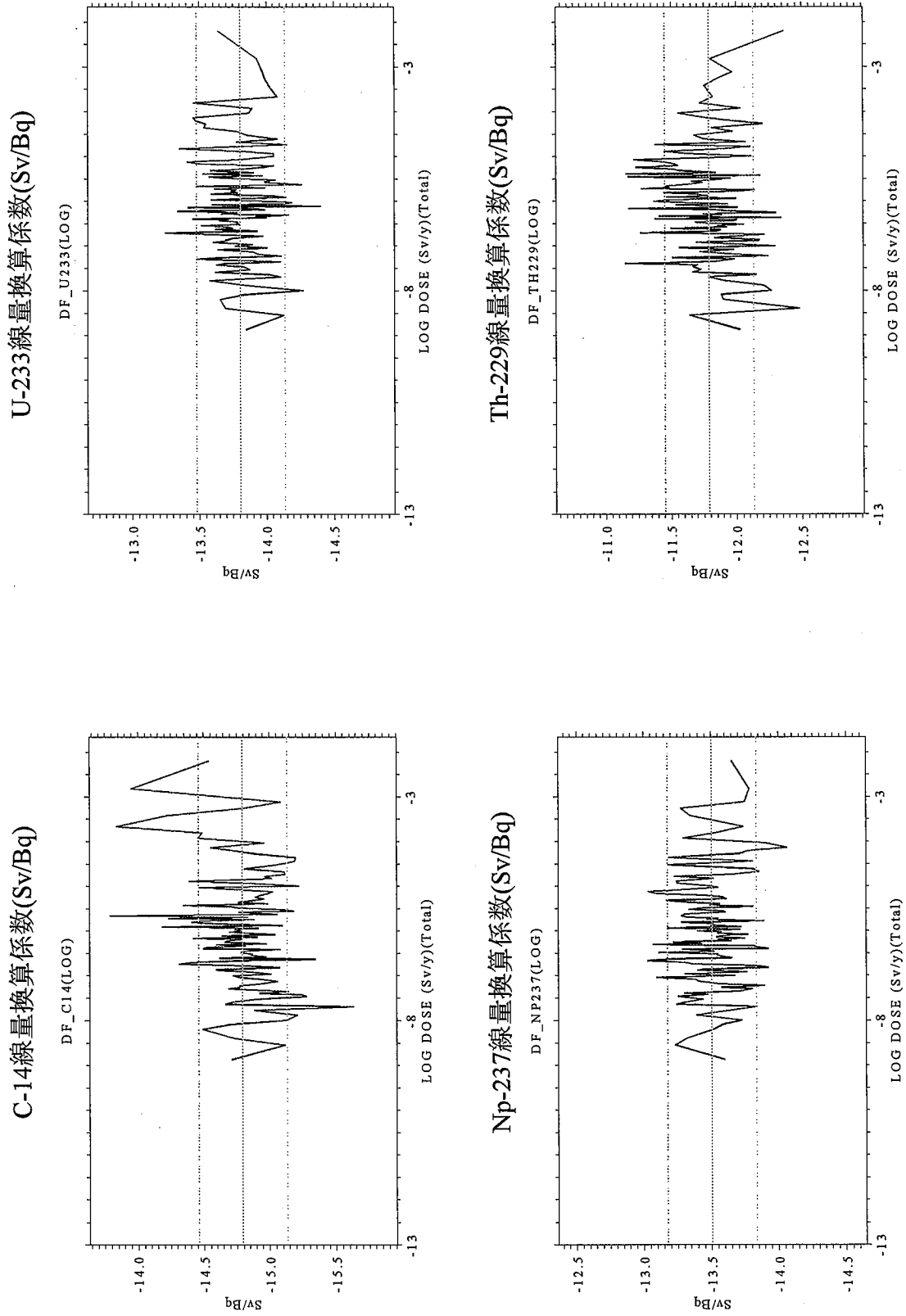
廃棄体からの地球化学異常発生継続期間(年)



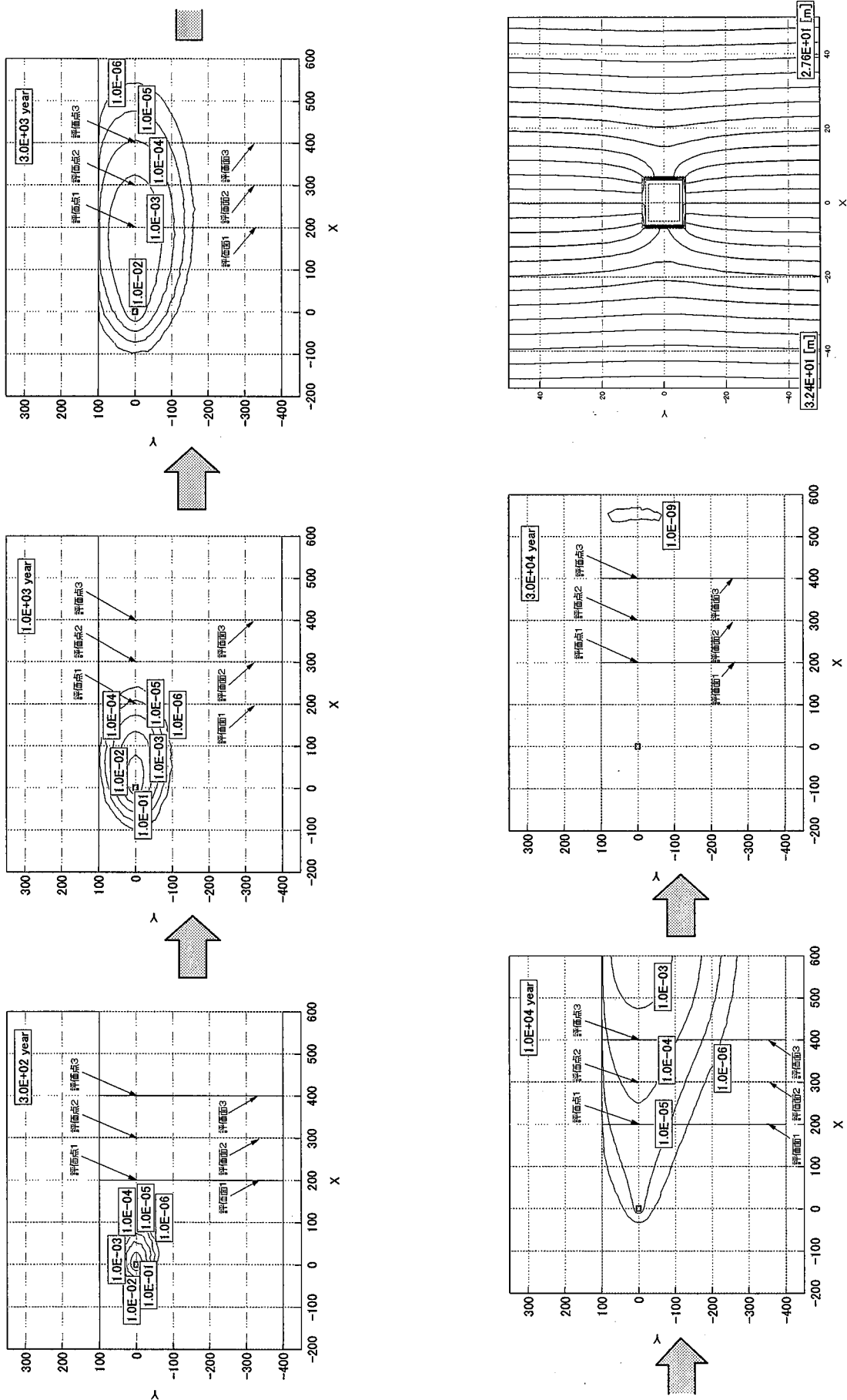
図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)  
注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)  
 注)水平の点線は入カパラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。



図A3-7 被ばく線量に対するムービングバンド法による感度解析結果(ROBE固化体、廃棄体区分4)  
 注)水平の点線は入力パラメータ値のサンプリングにおける90%信頼区間を表す。

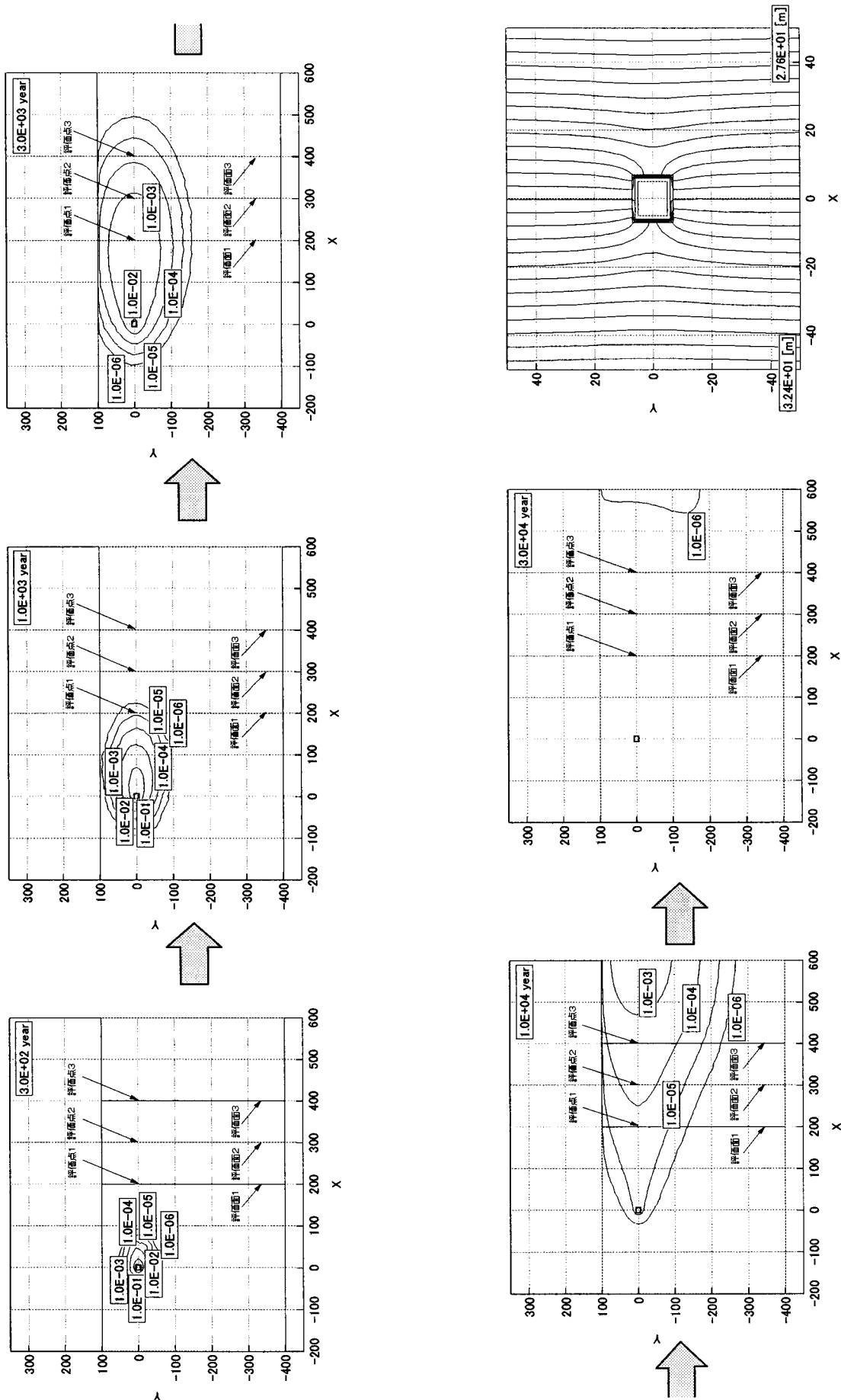


図A4-1 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図  
(側面ケース: レアレンスケース)



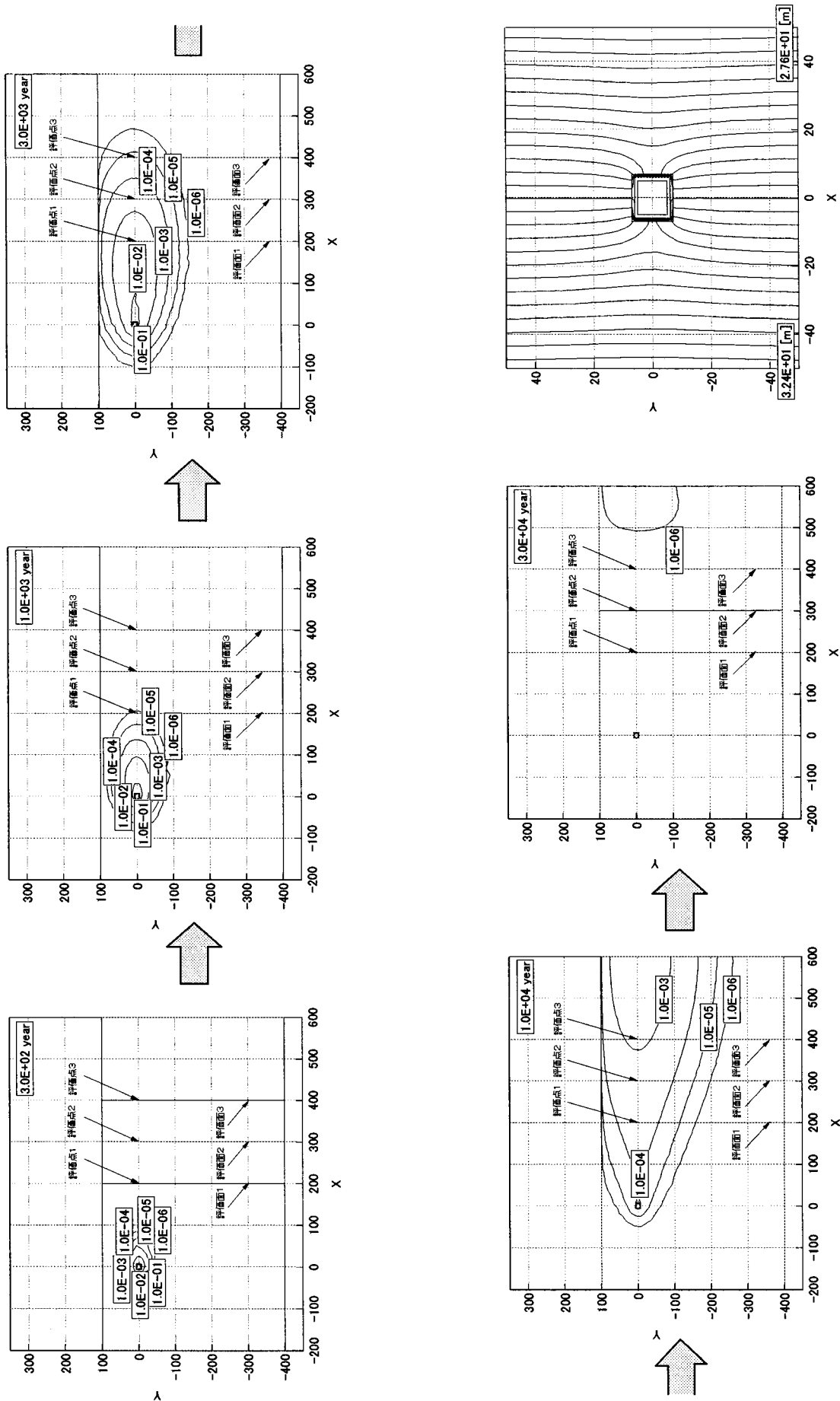
## 添付 4

### 化学物質移行解析結果



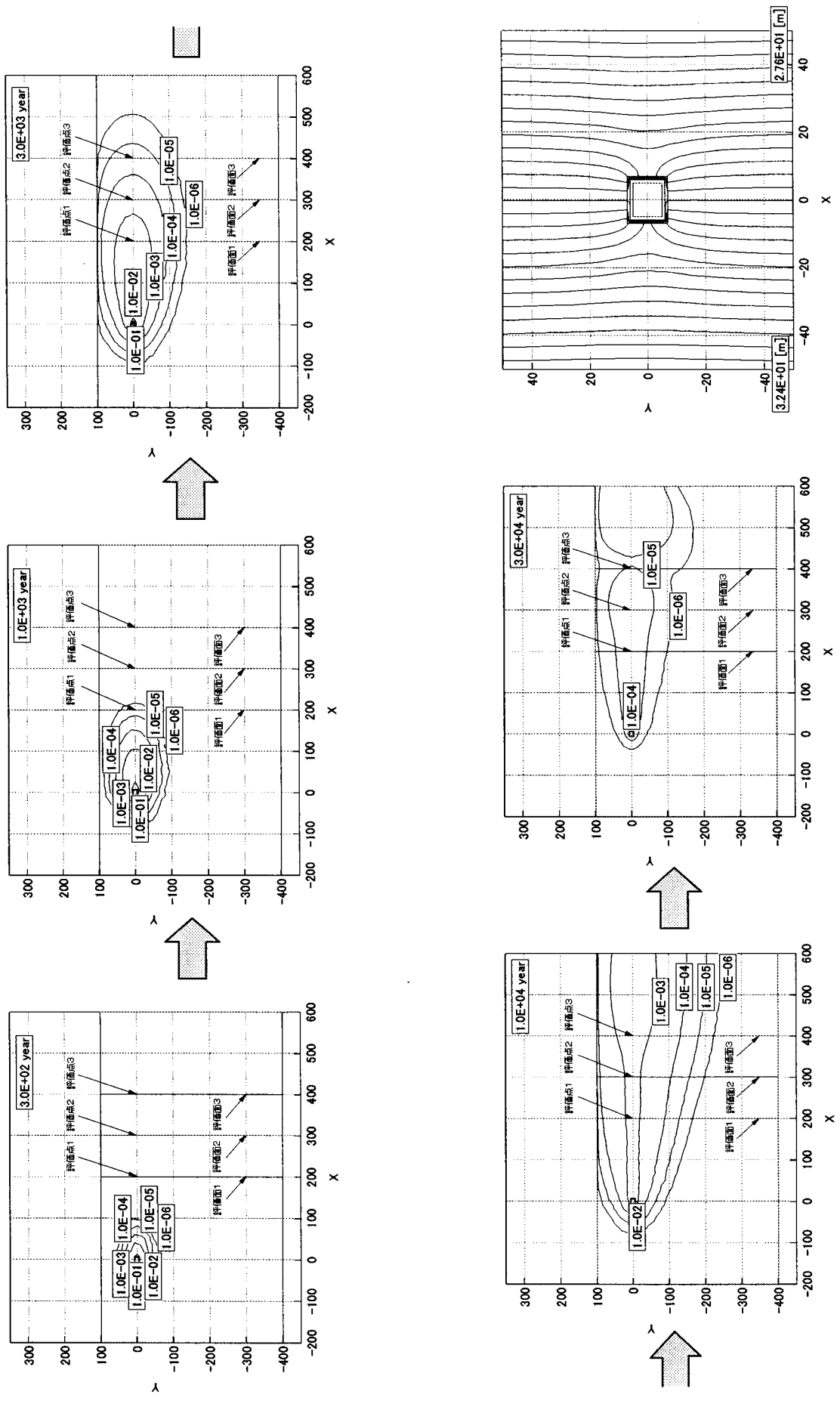
図A4-2 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:a-1)



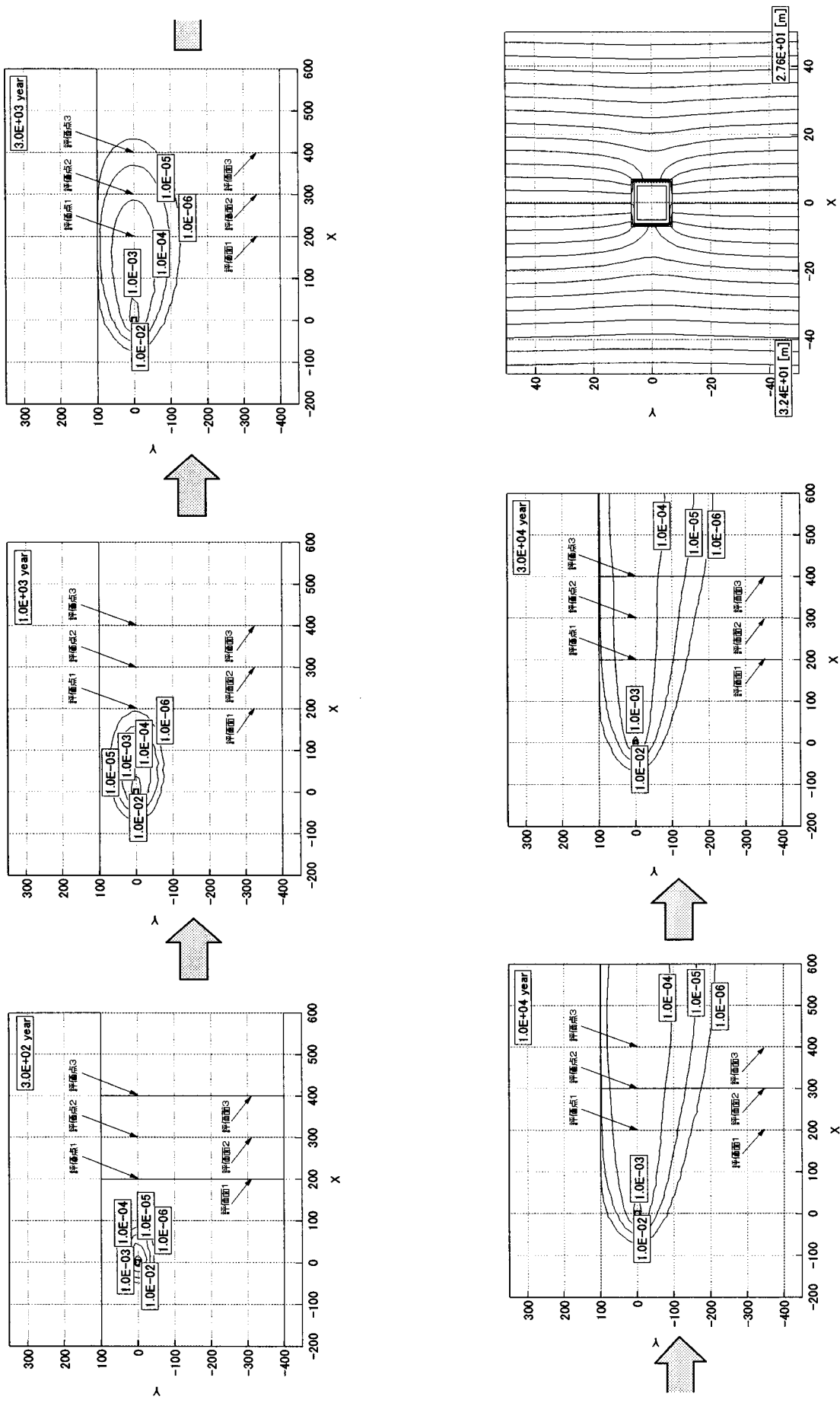
図A4-3 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:a-2)



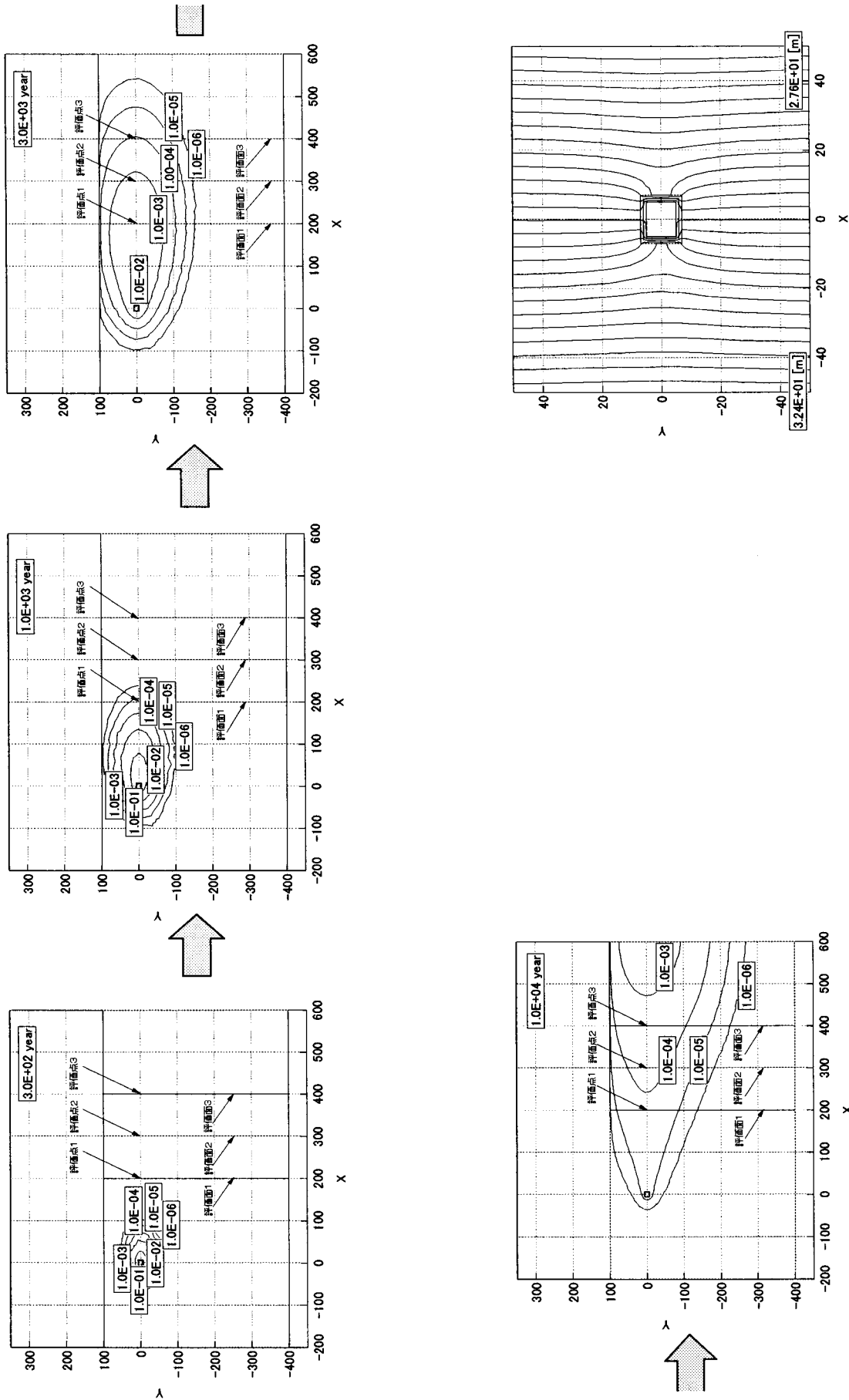
図A4-4 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:b-1)



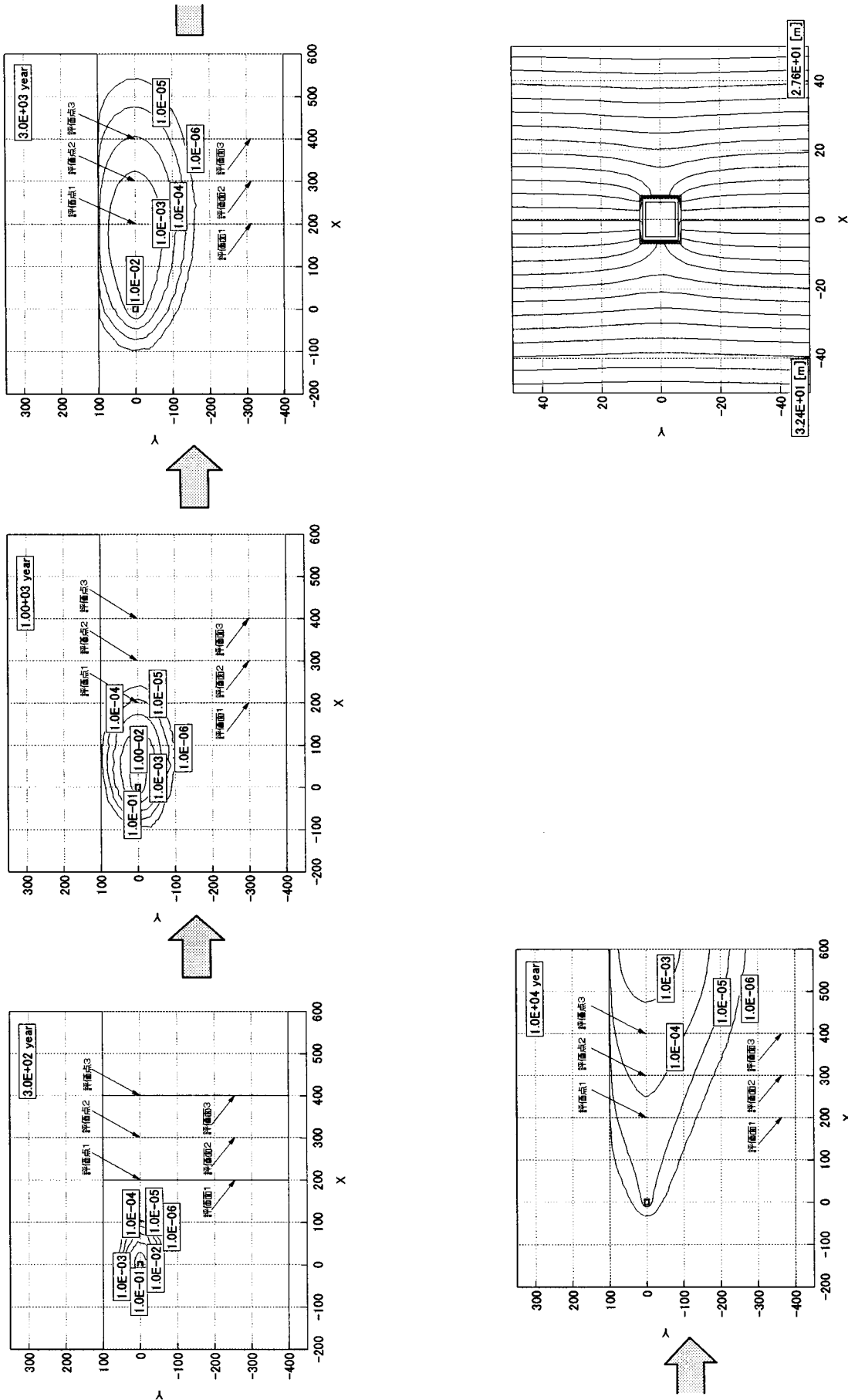
図A4-5 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:b-2)



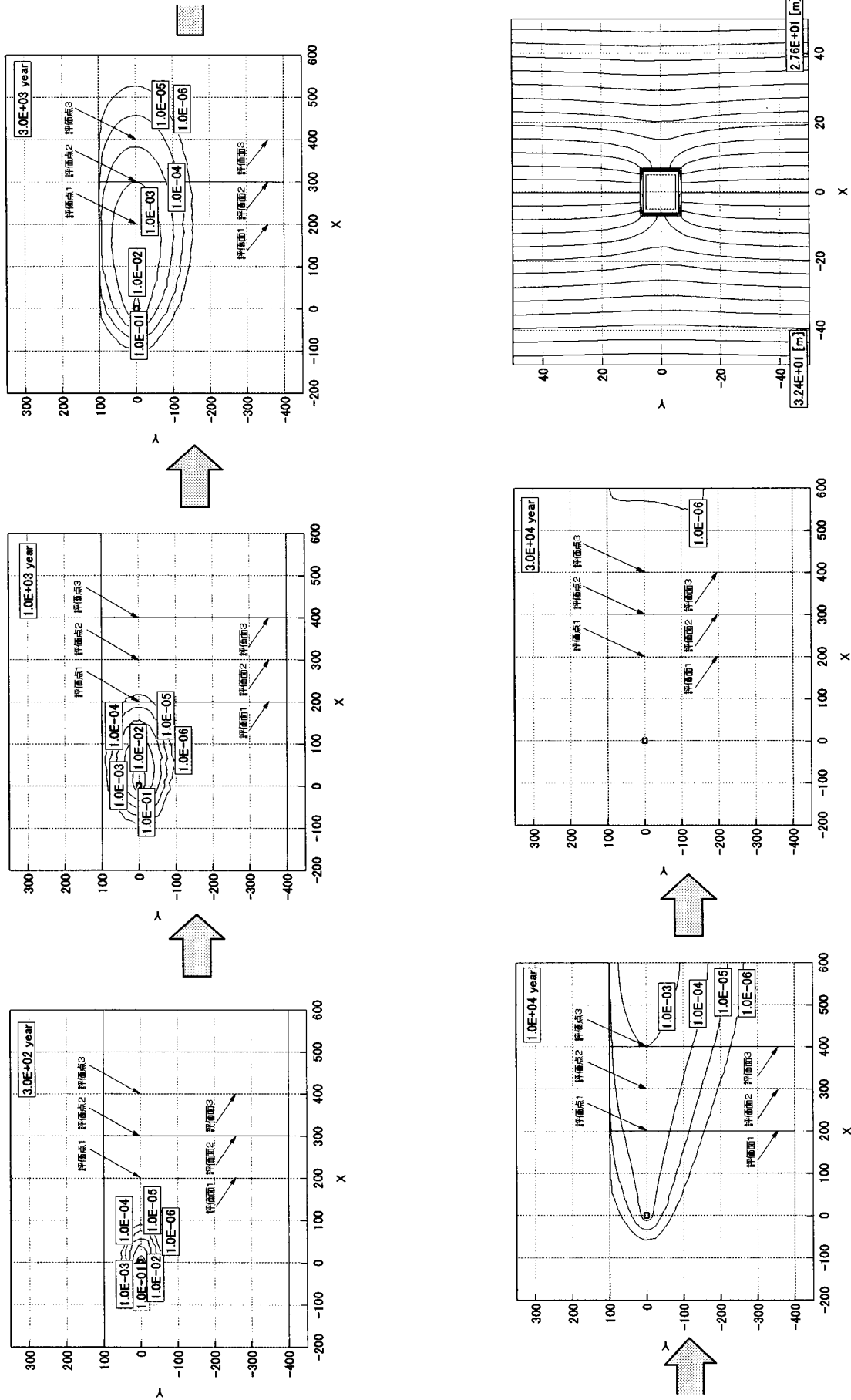
図A4-6 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:c-1)



図A4-7 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

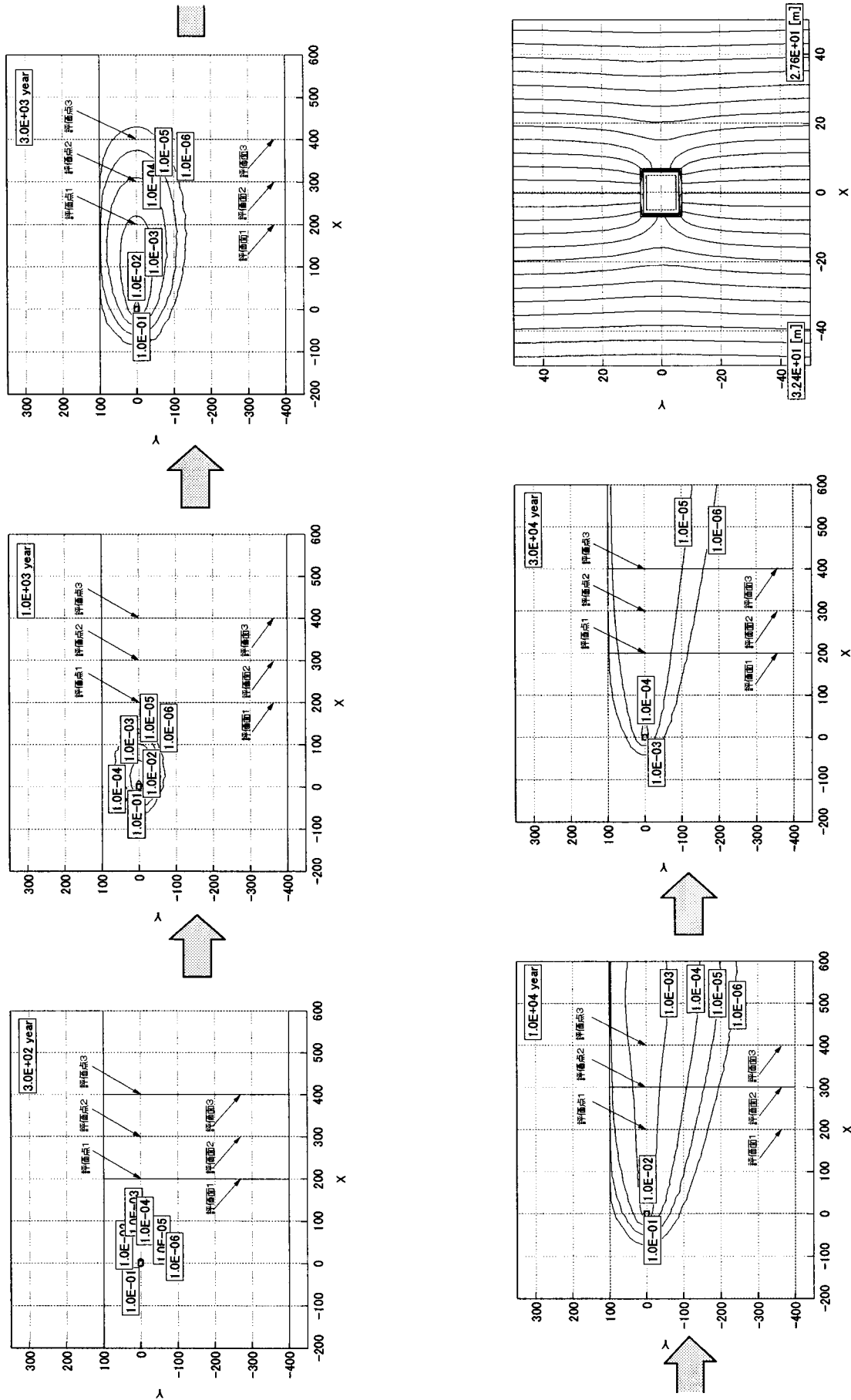
(側面ケース:c-2)



図A4-8 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

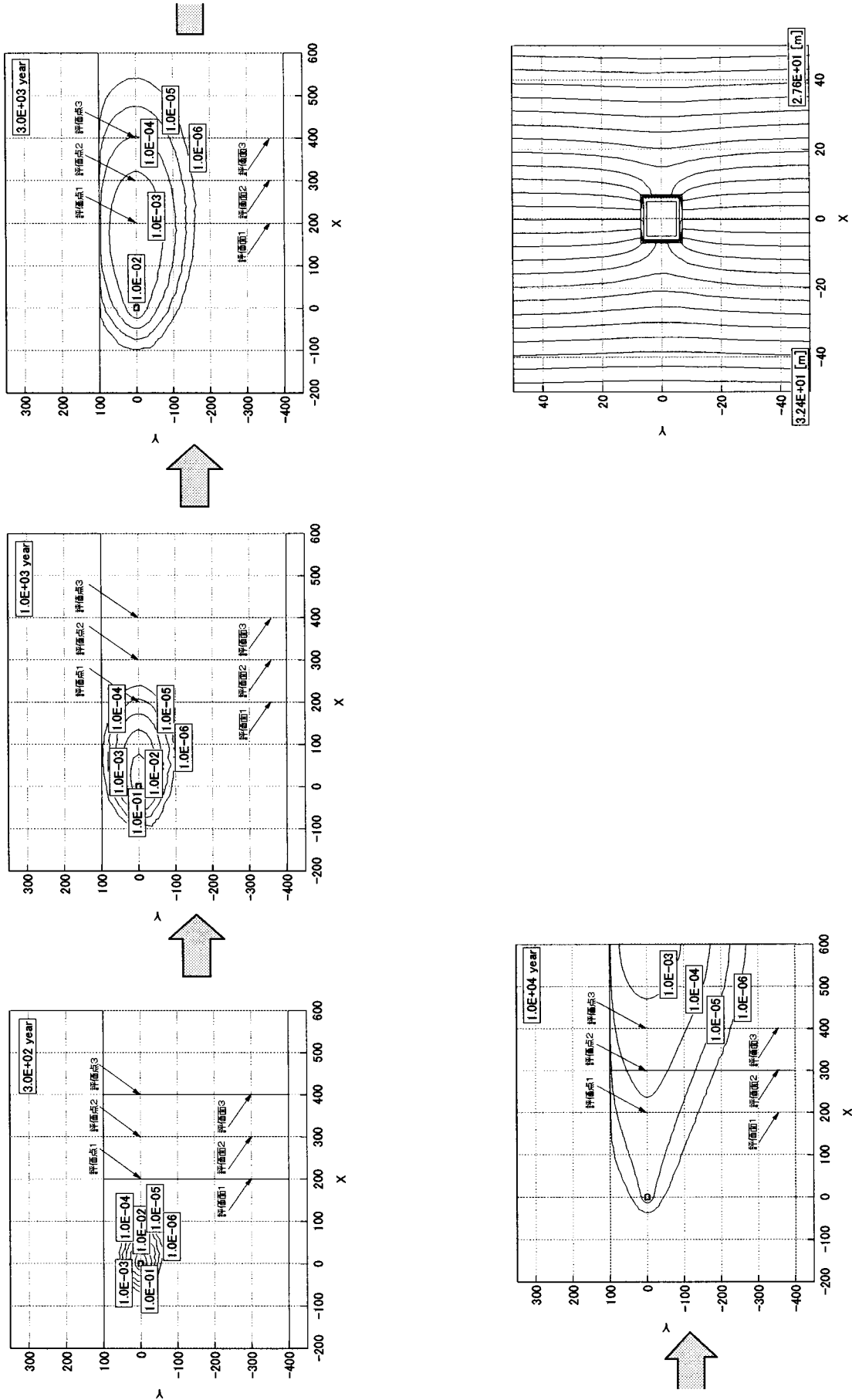
(側面ケース:d-1)





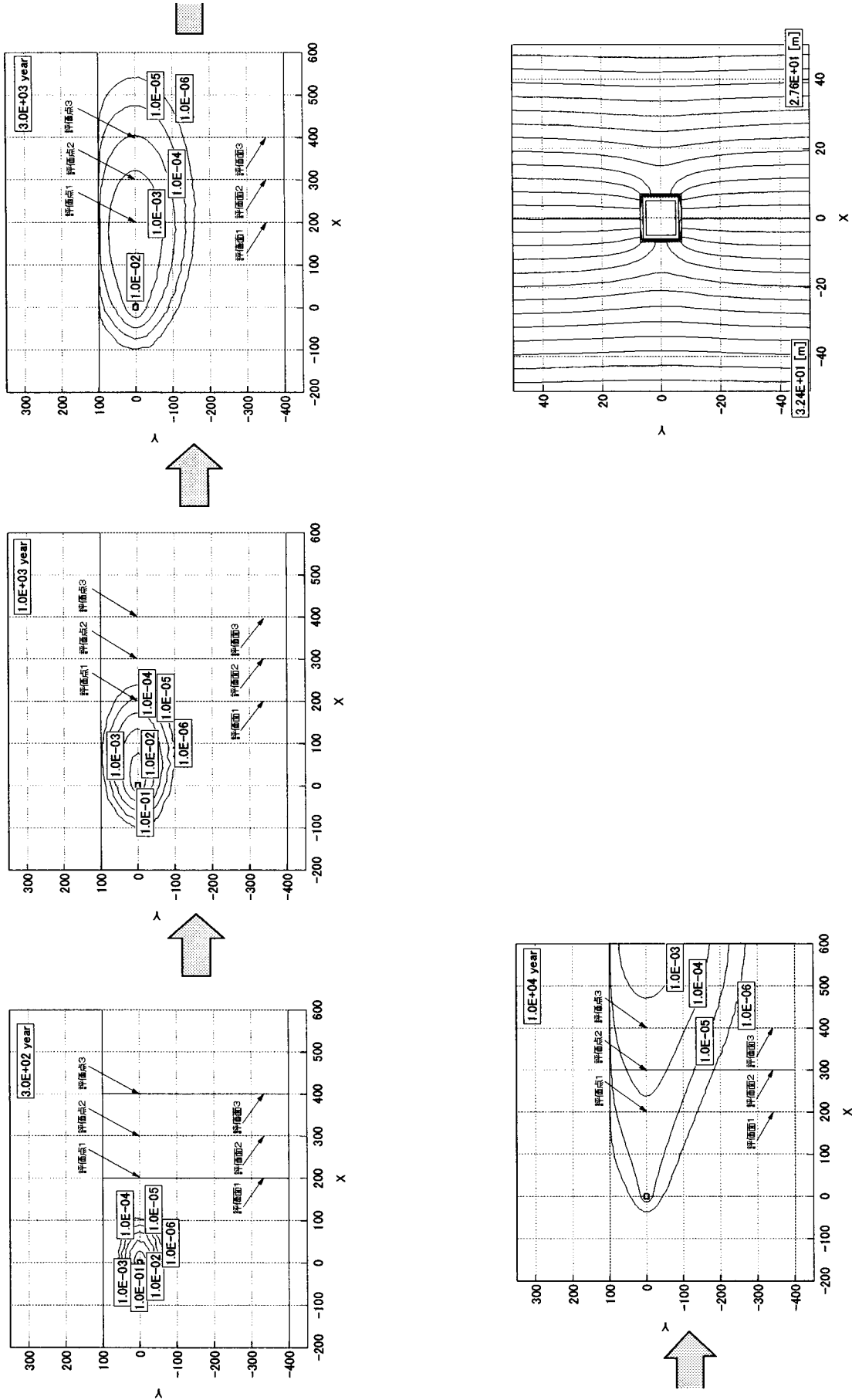
図A4-9 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:d-2)



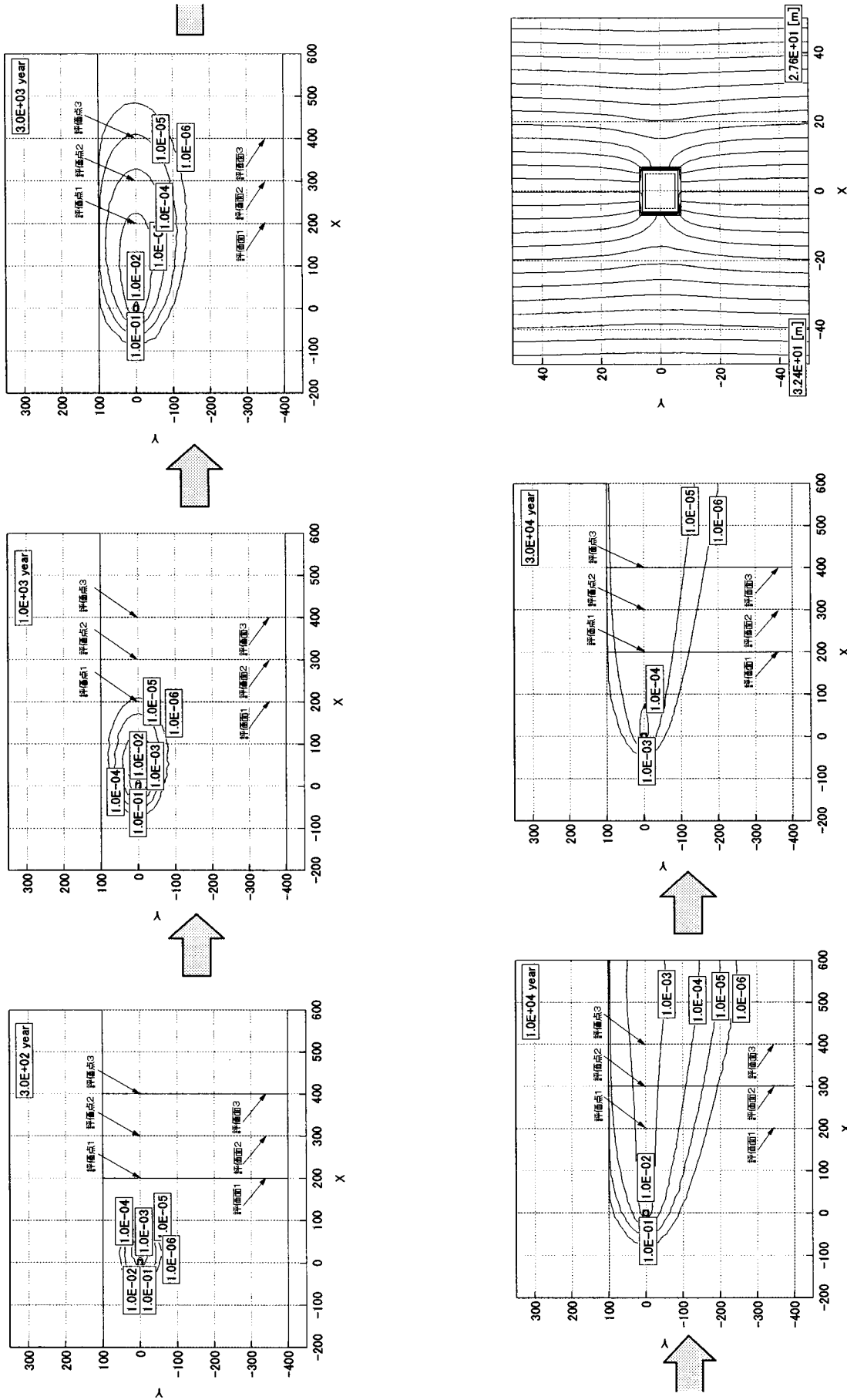
図A4-10 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース: e-1)



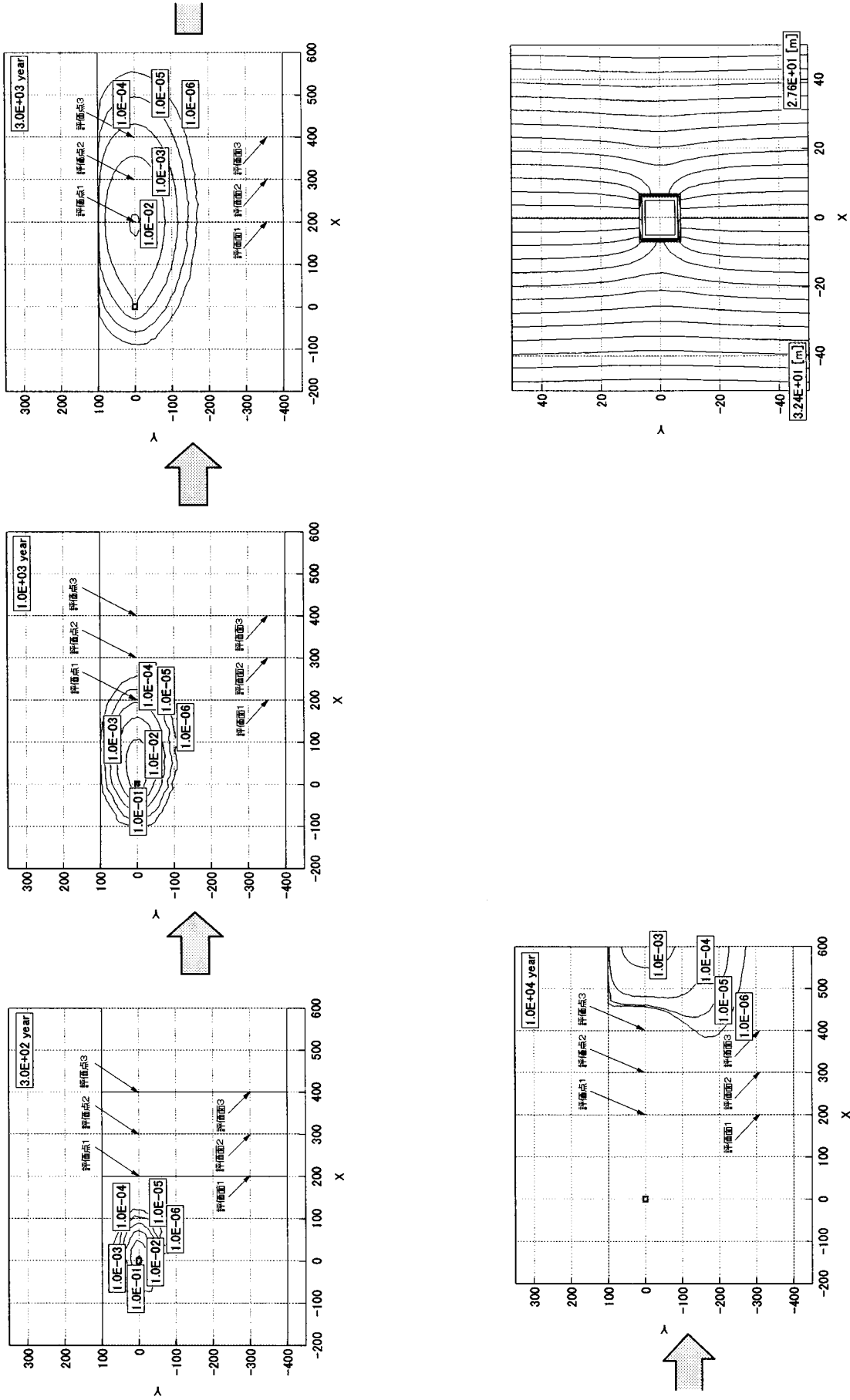
図A4-11 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:e-2)



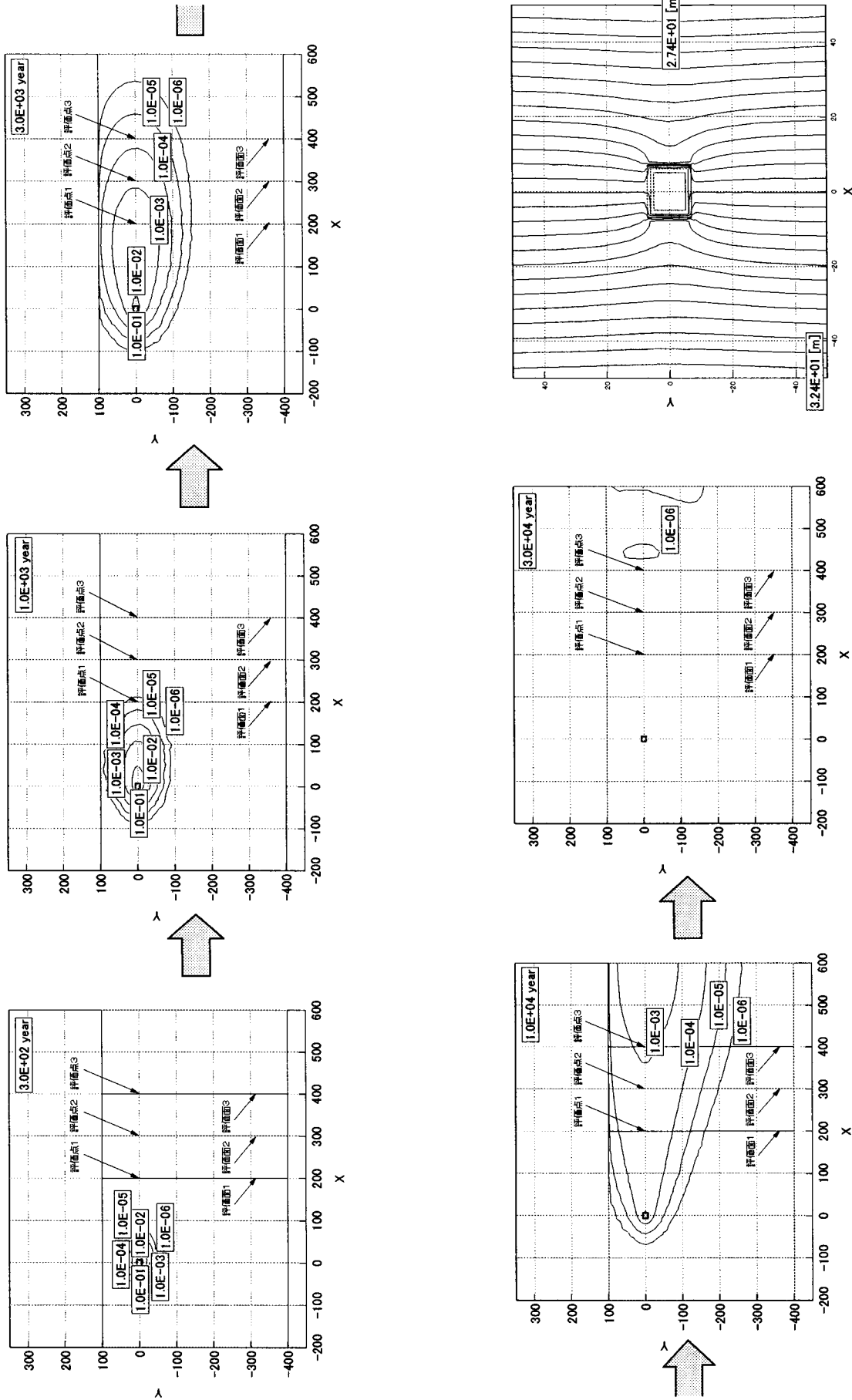
図A4-12 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:f-1)



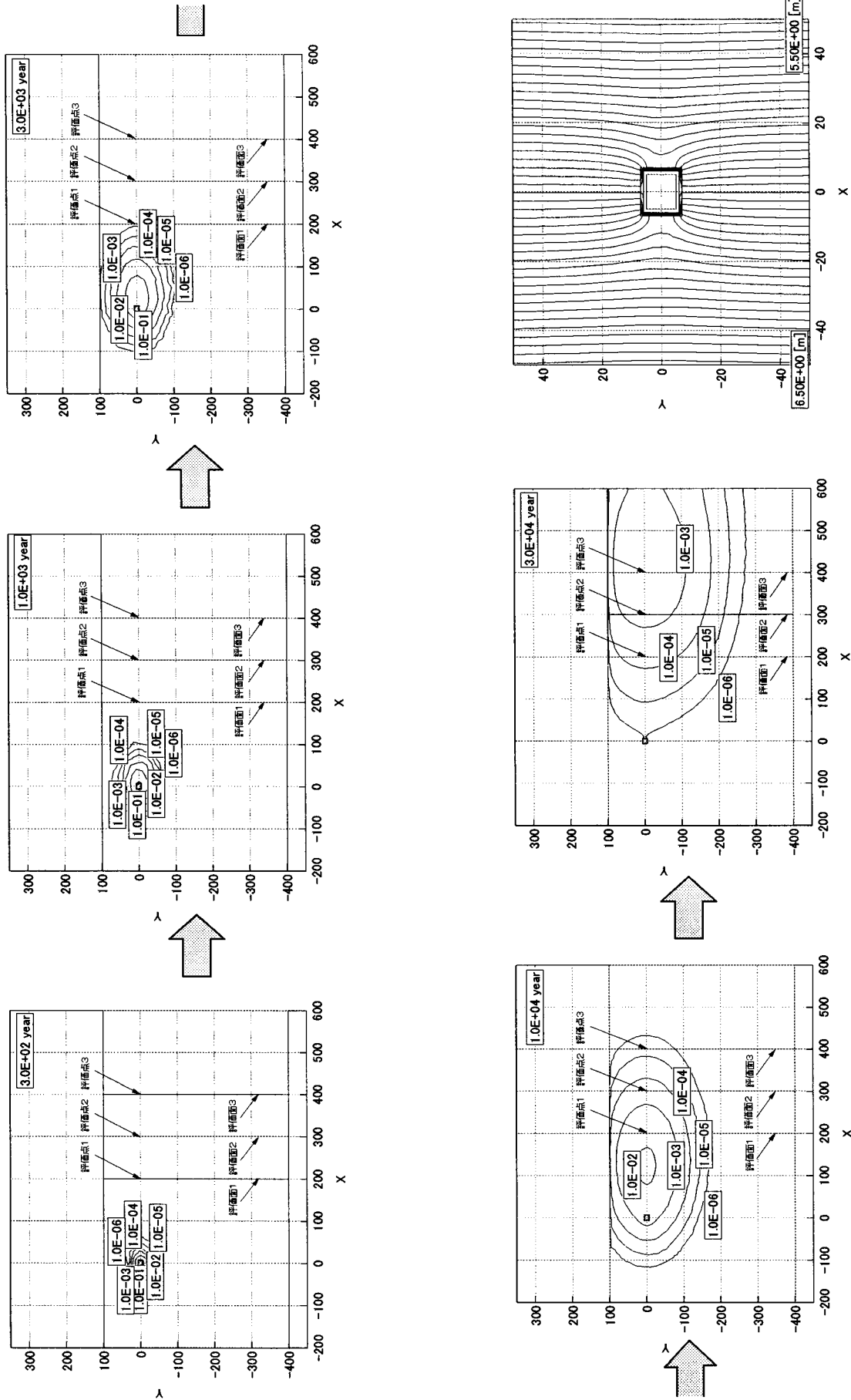
図A4-13 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:f-2)

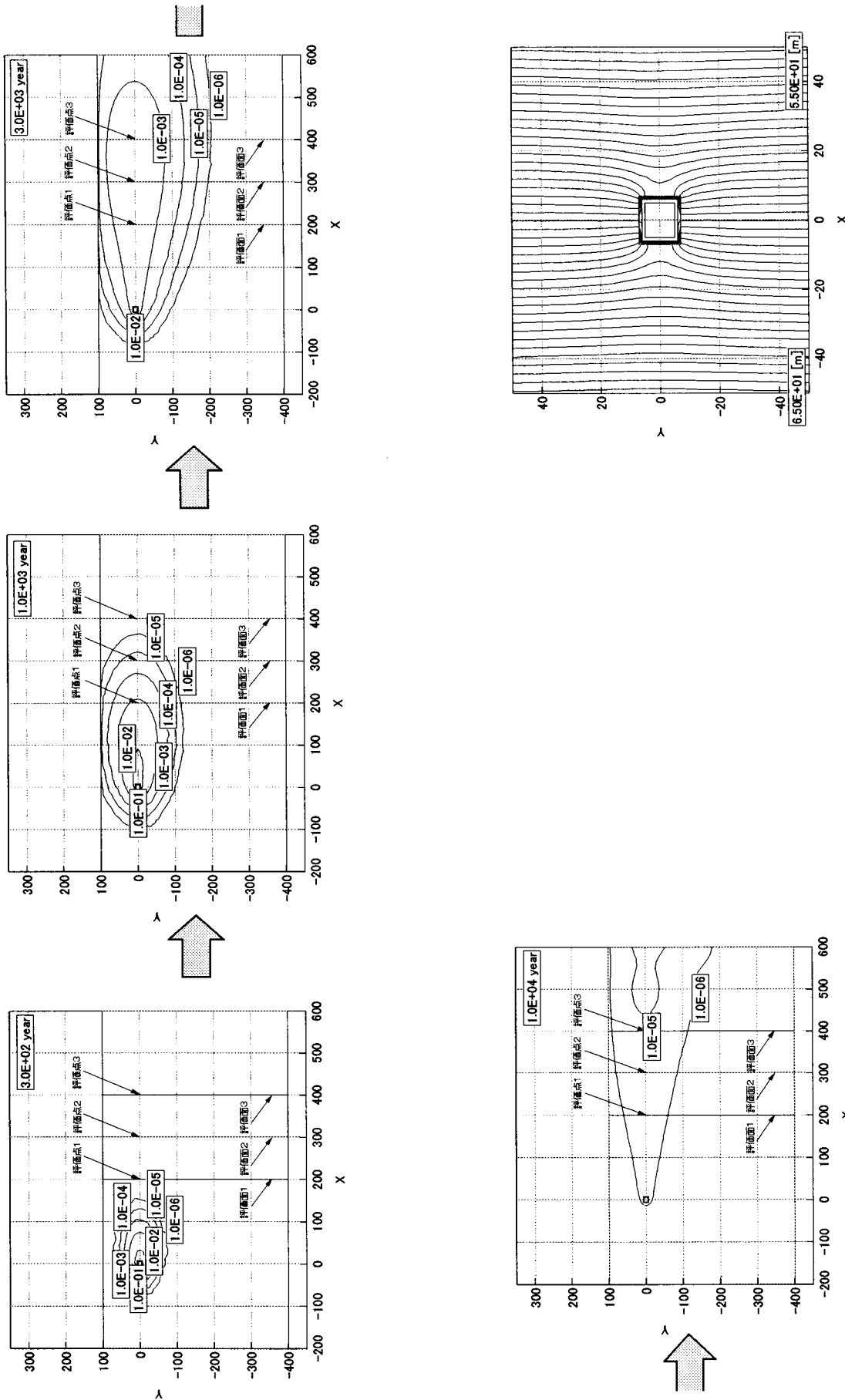


図A4-14 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース: g-1)



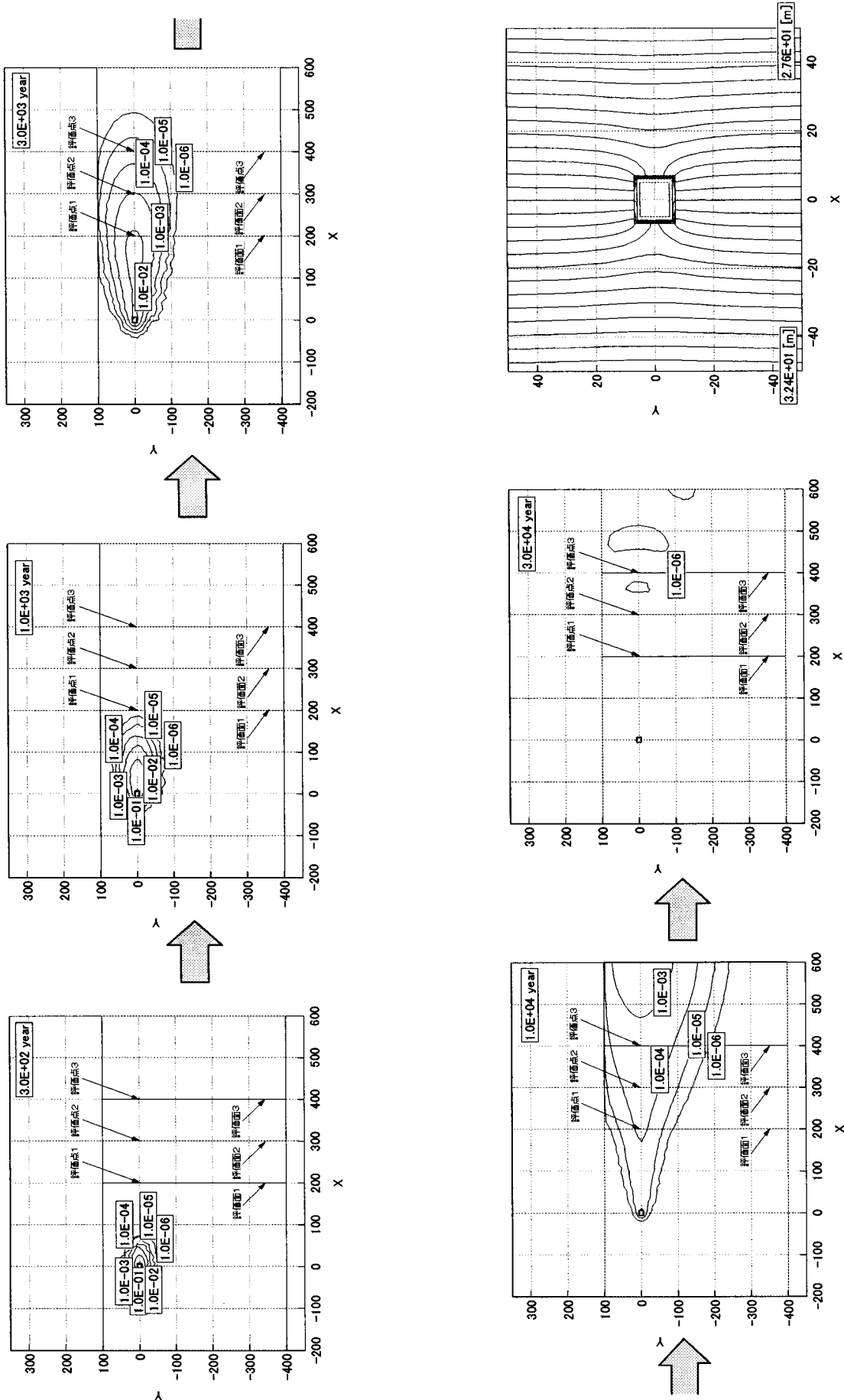
図A4-15 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図 (側面ケース:h-1)



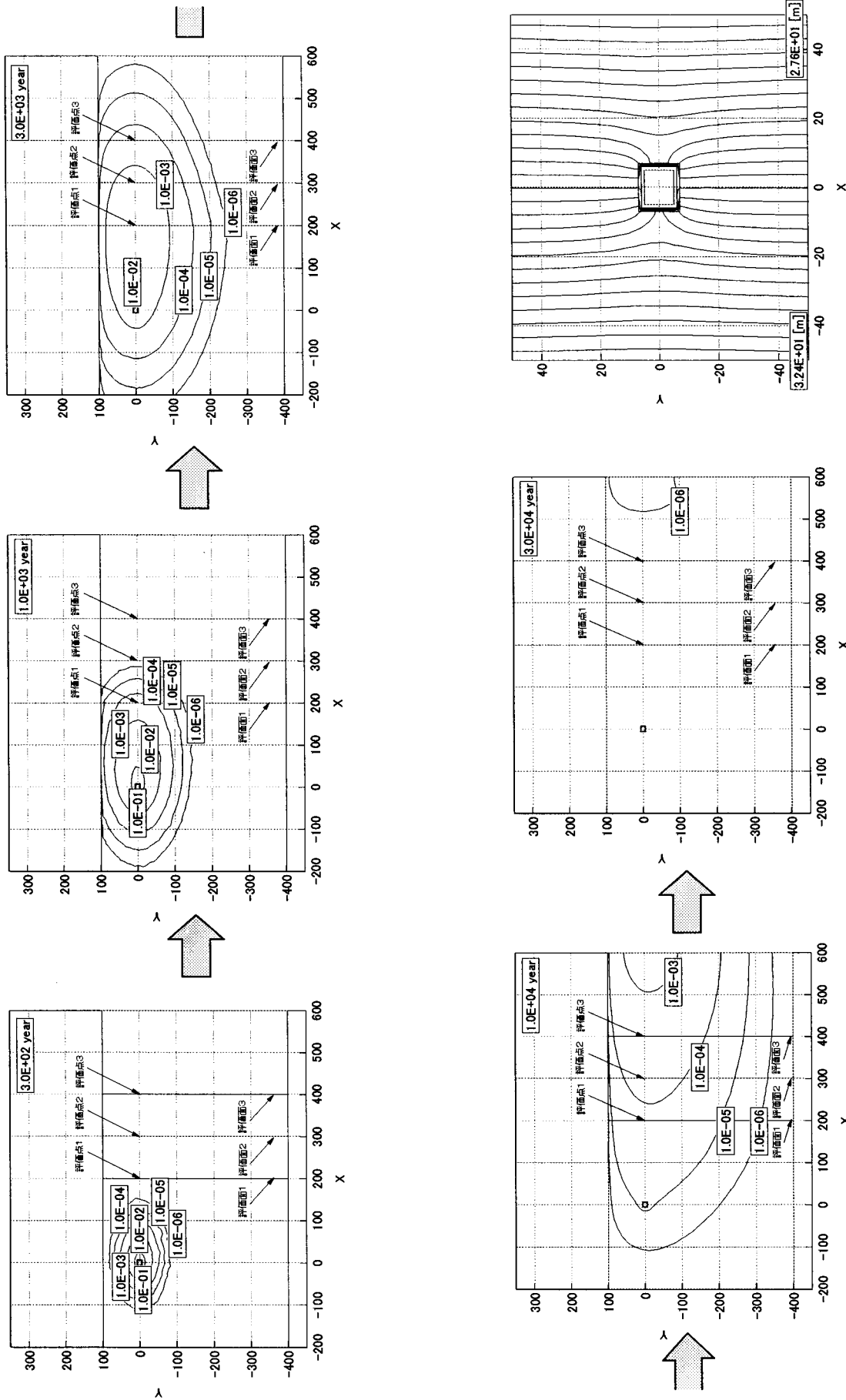
図A4-16 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(側面ケース:h-2)

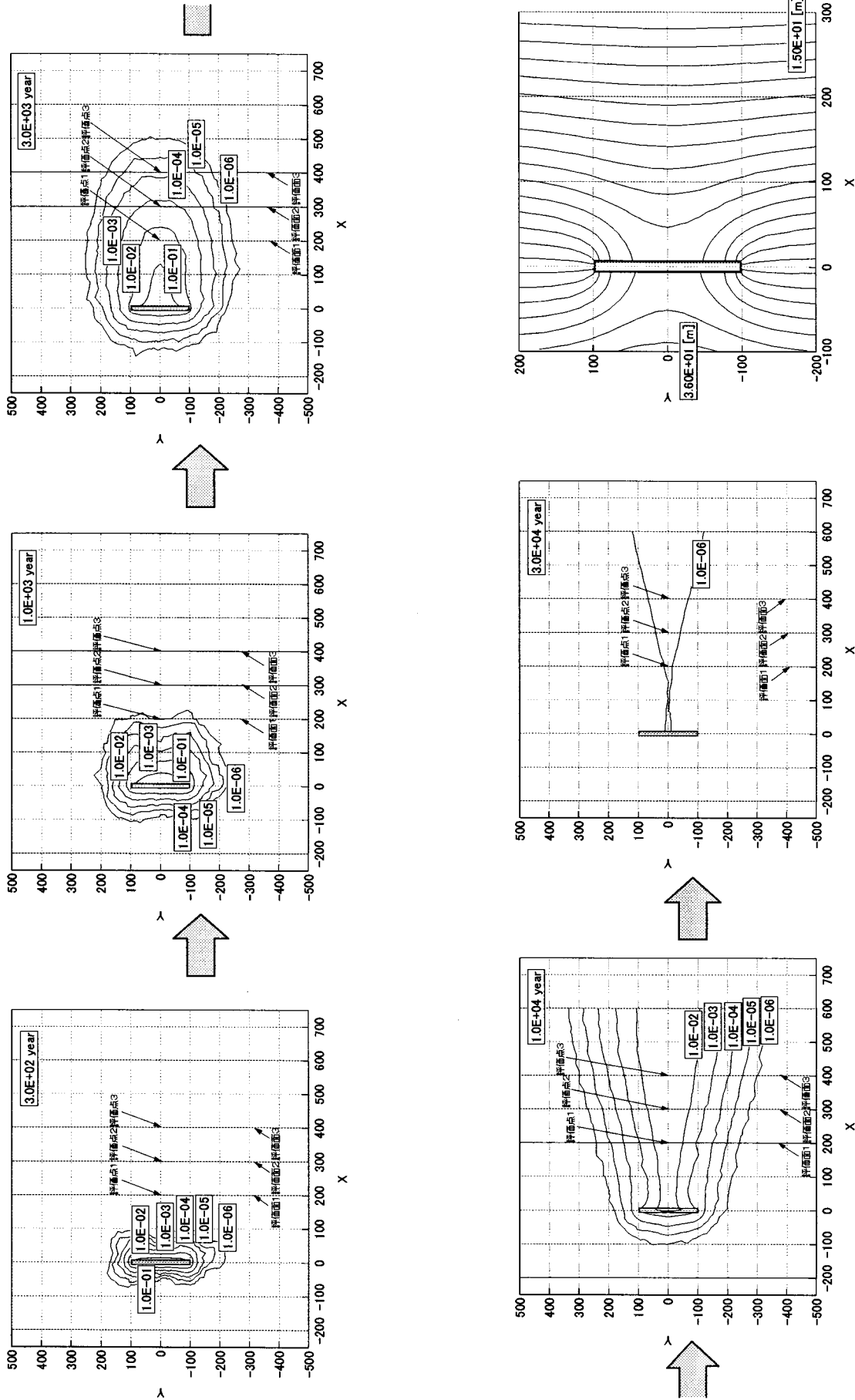




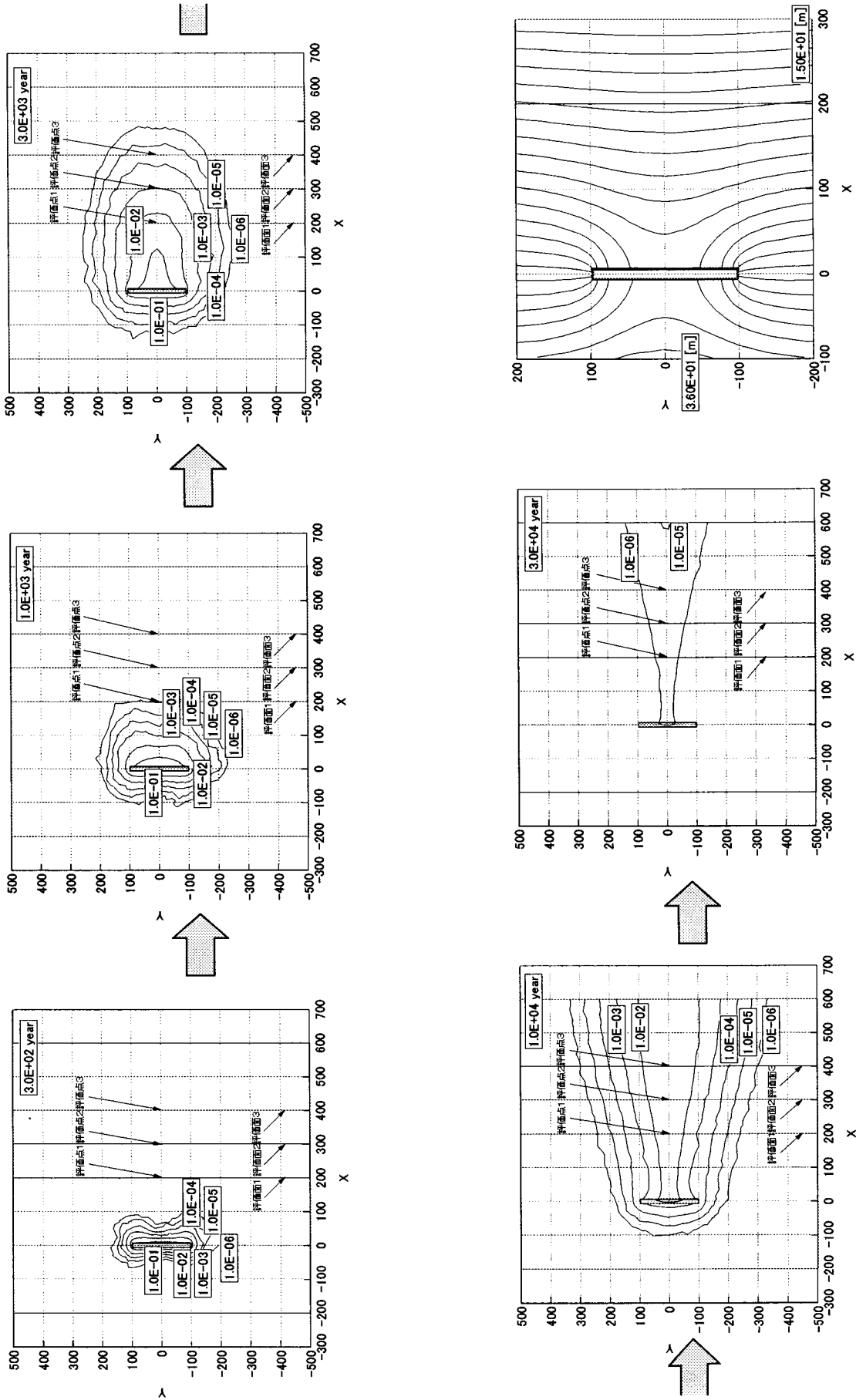
図A4-17 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図  
(側面ケース:i-1)



図A4-18 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図  
(側面ケース:i-2)

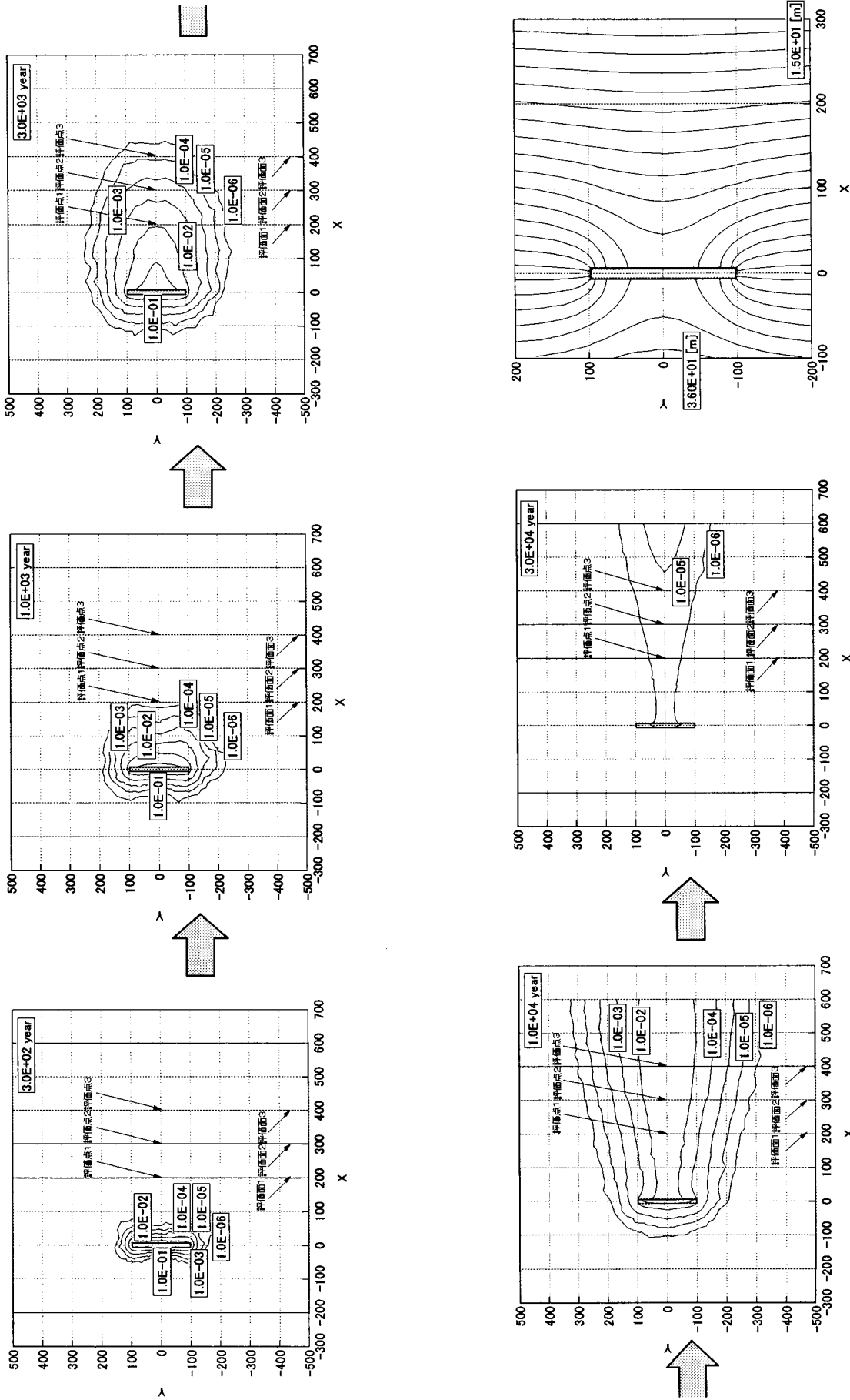


図A4-19 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図  
(上面ケース: レアレンスケース)



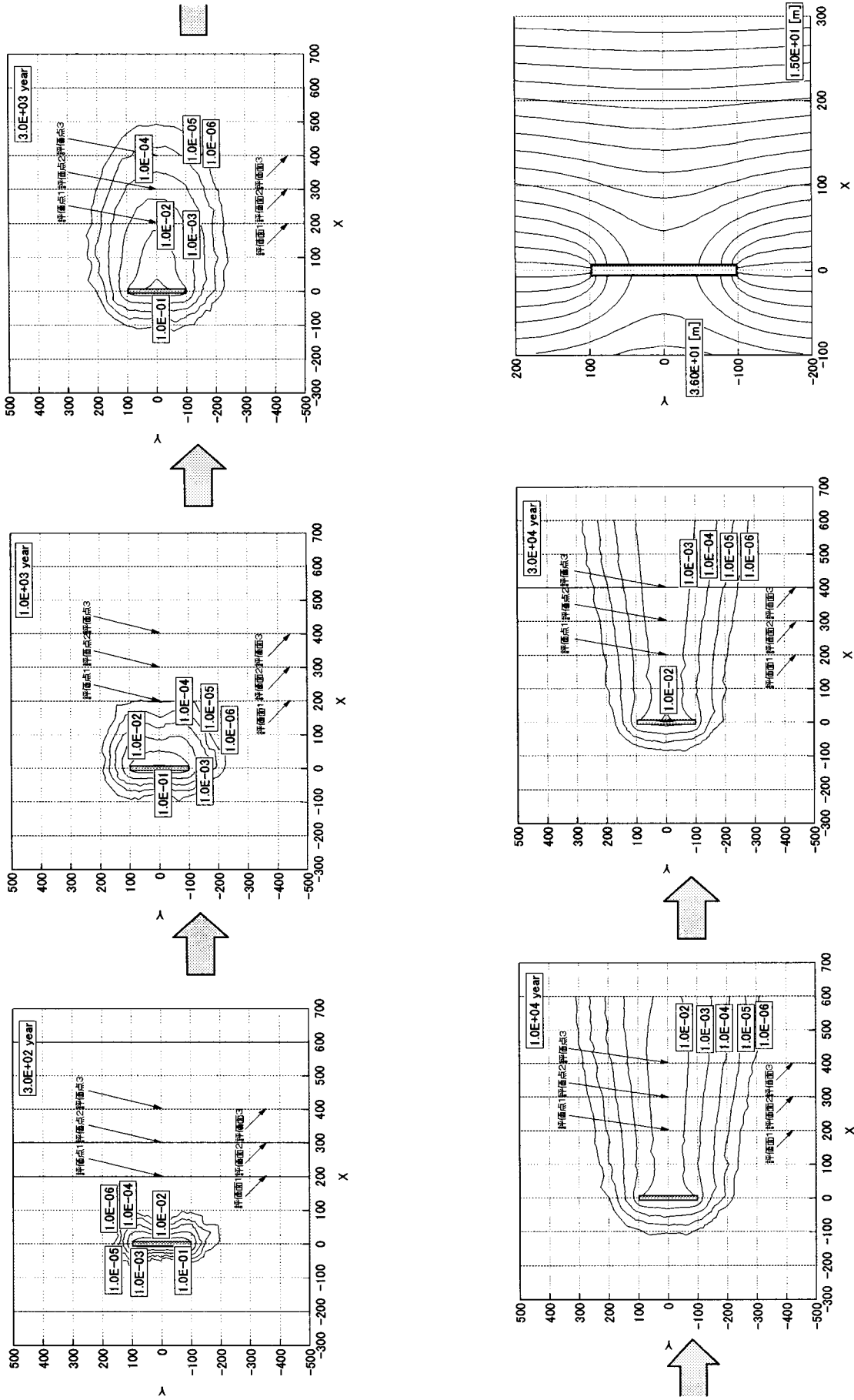
図A4-20 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:a-1)



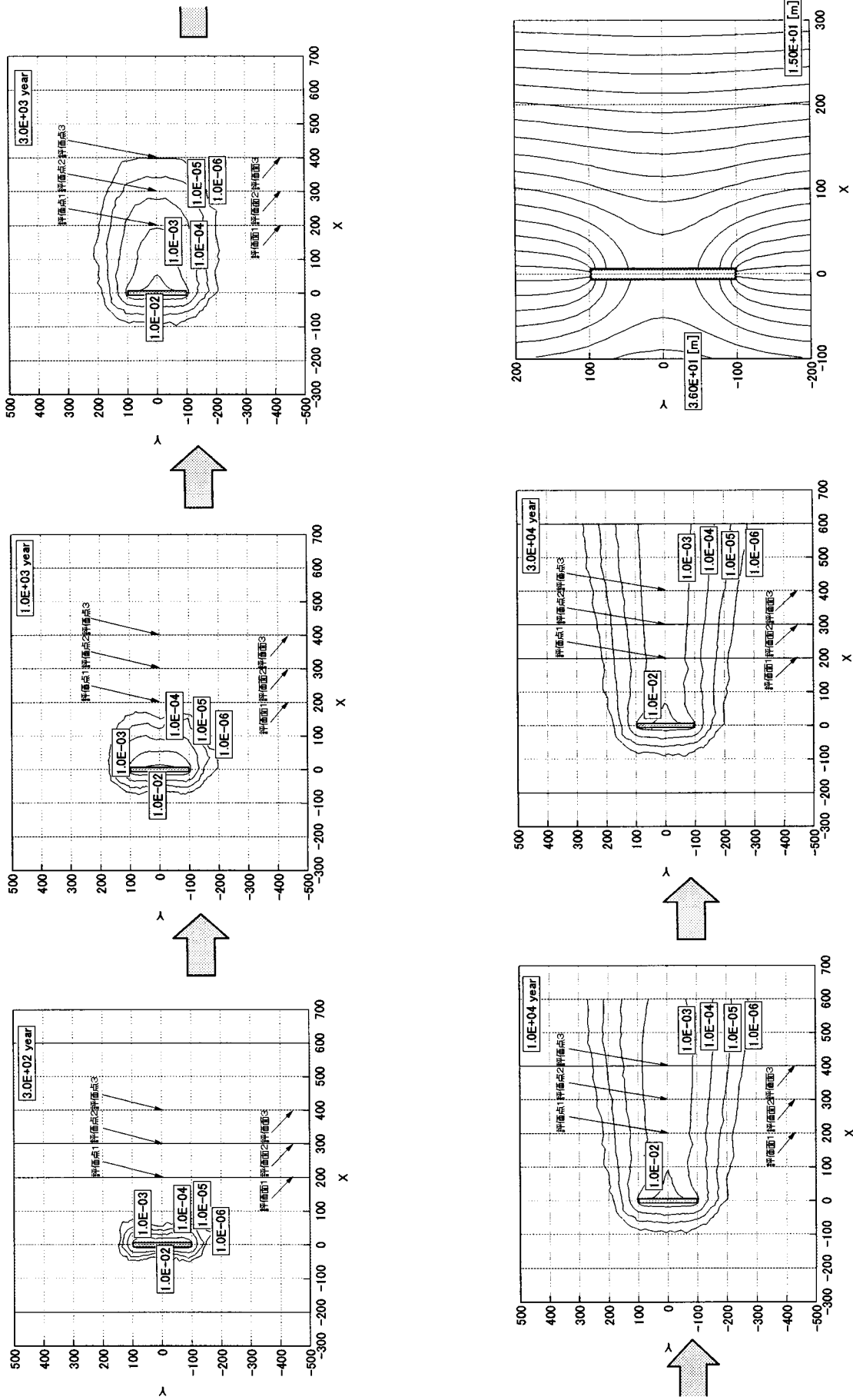
図A4-21 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:a-2)



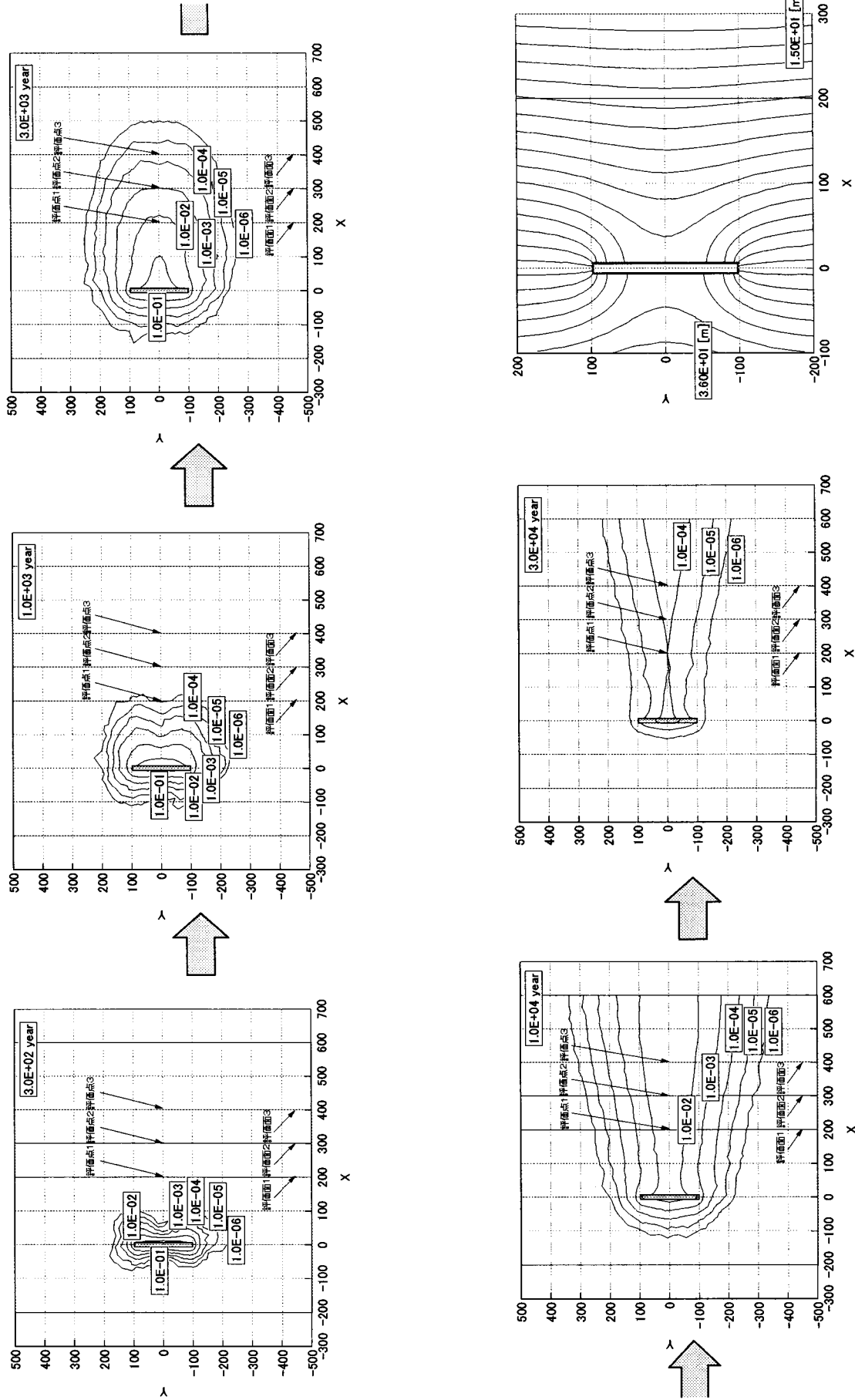
図A4-22 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:b-1)



図A4-23 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

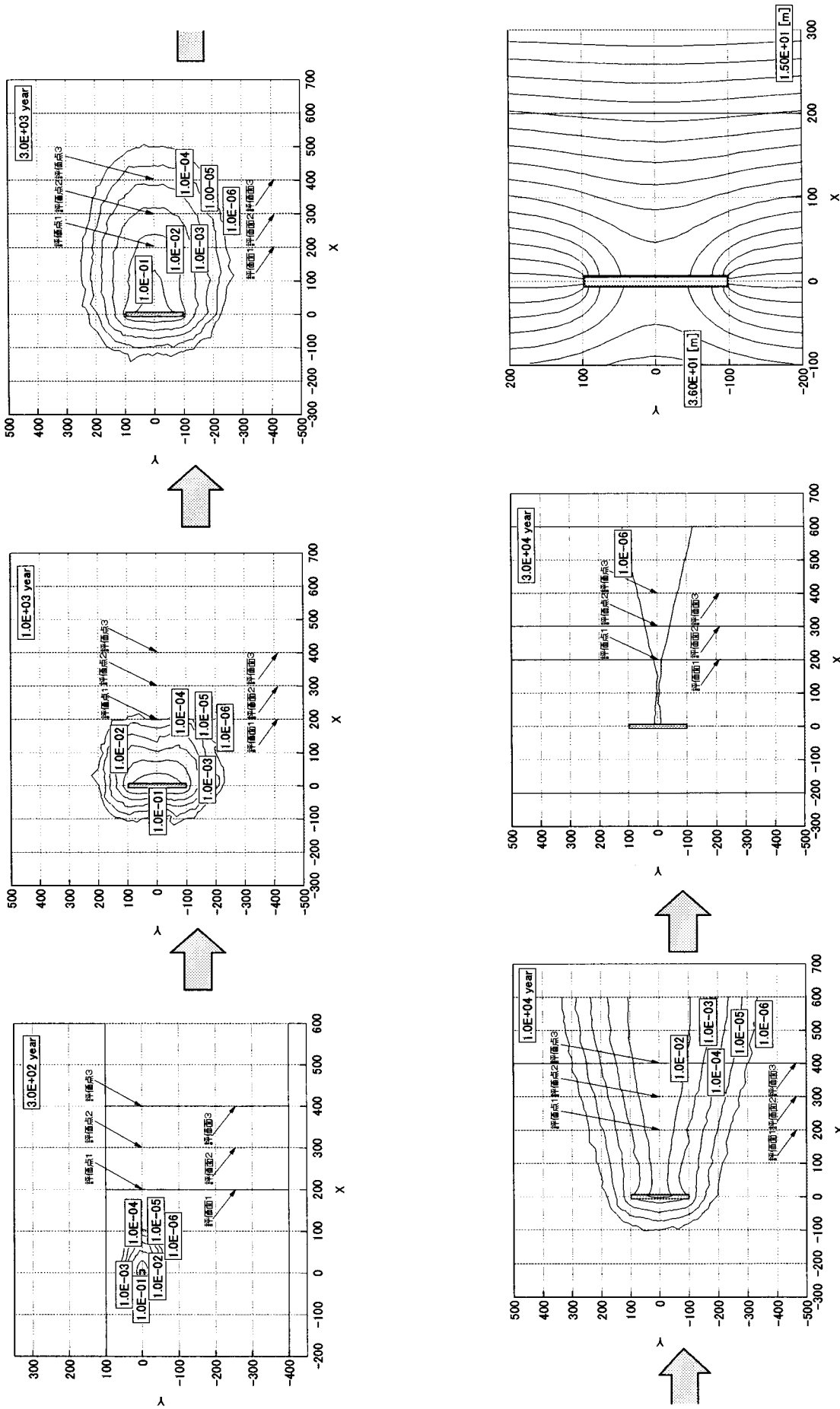
(上面ケース:b-2)



図A4-24 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

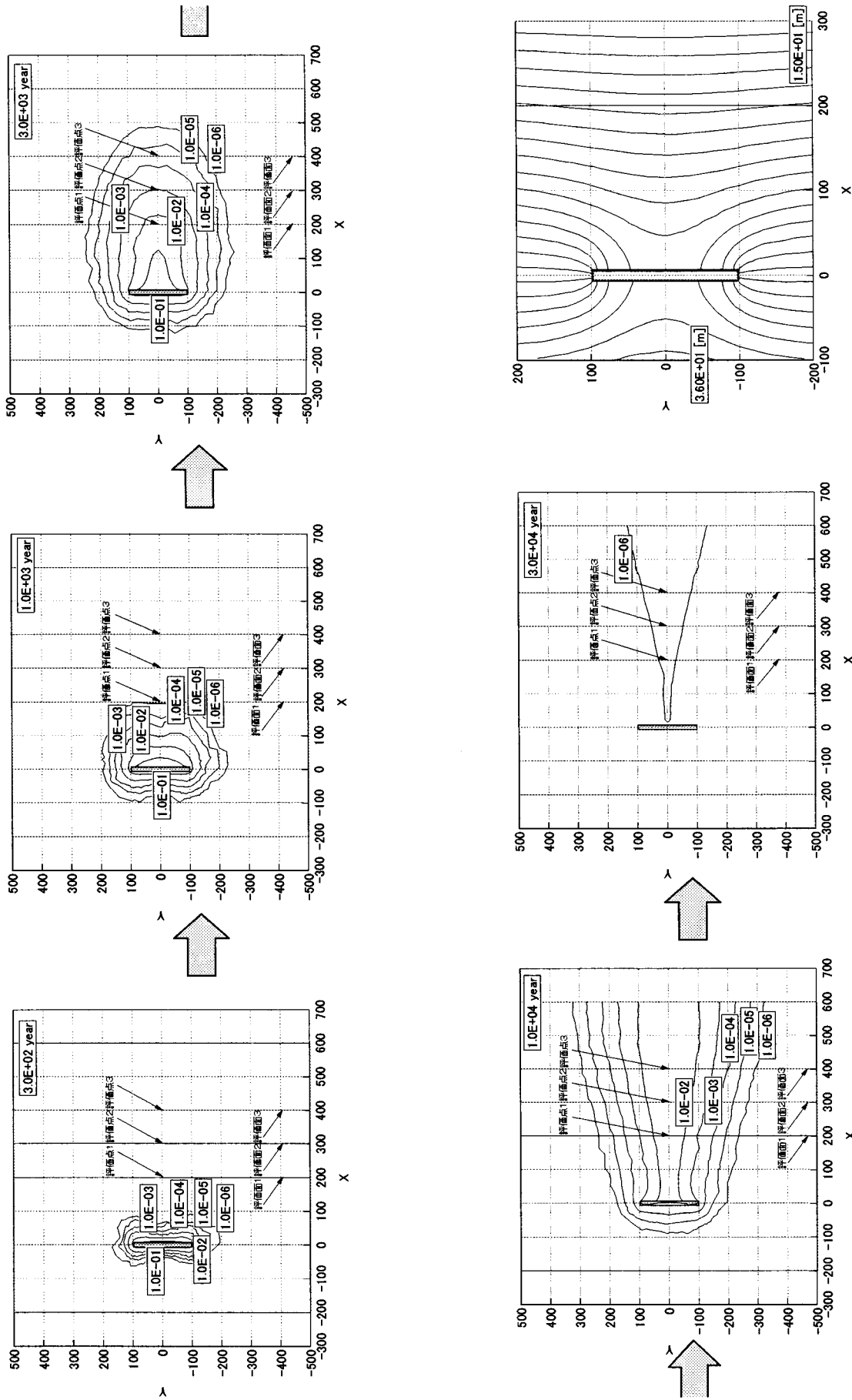
(上面ケース:c-1)





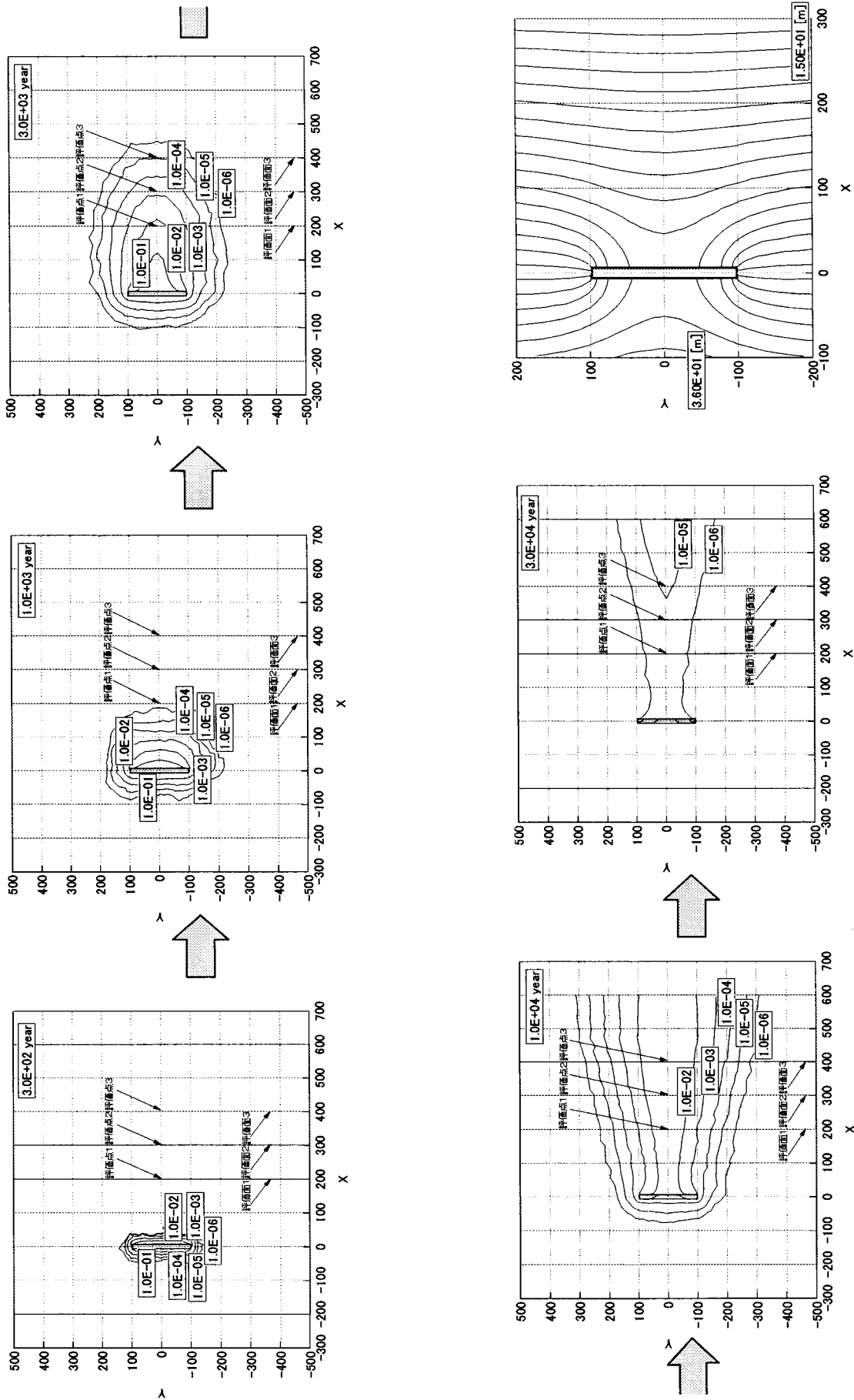
図A4-25 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:c-2)



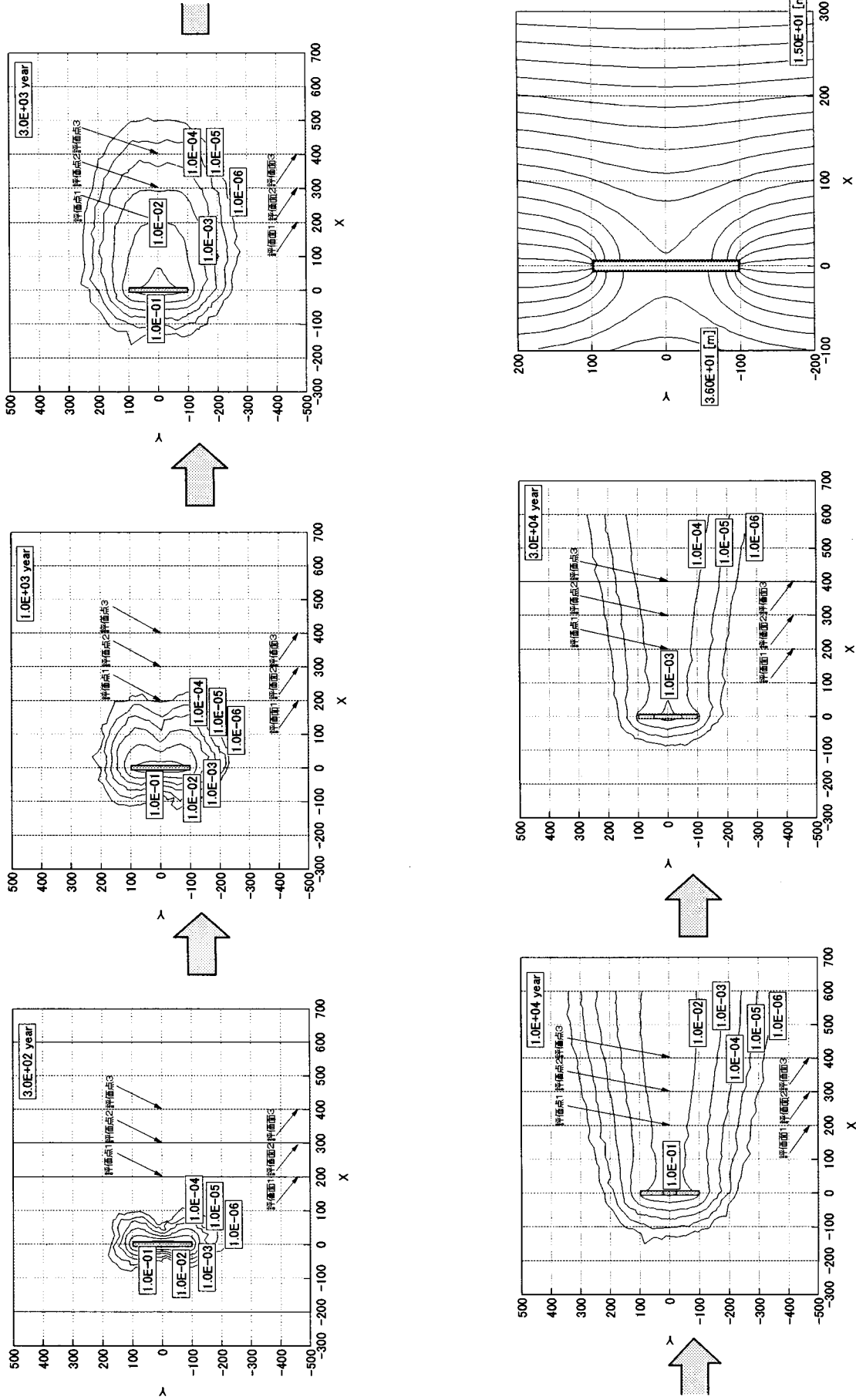
図A4-26 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:d-1)



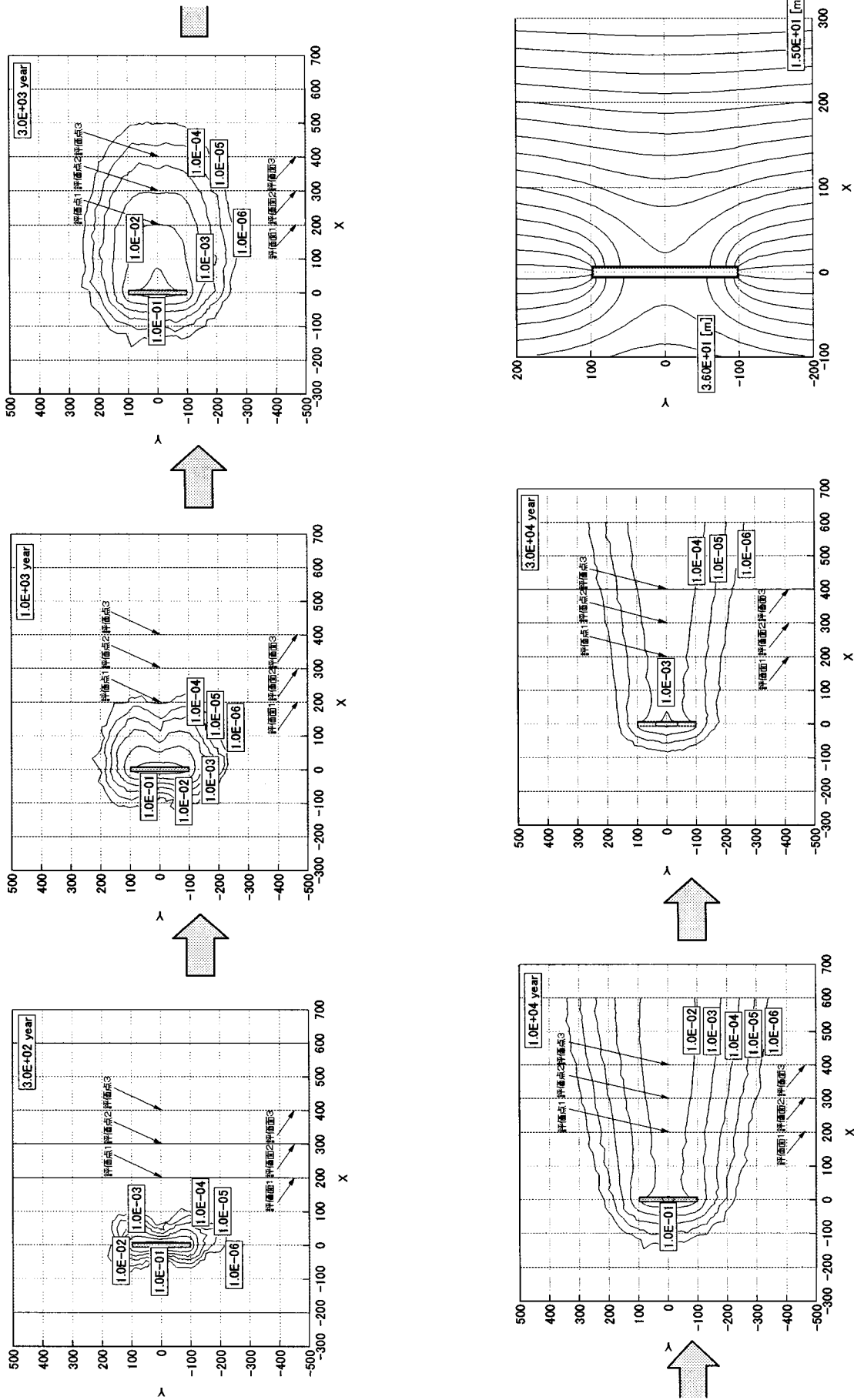
図A4-27 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:d-2)



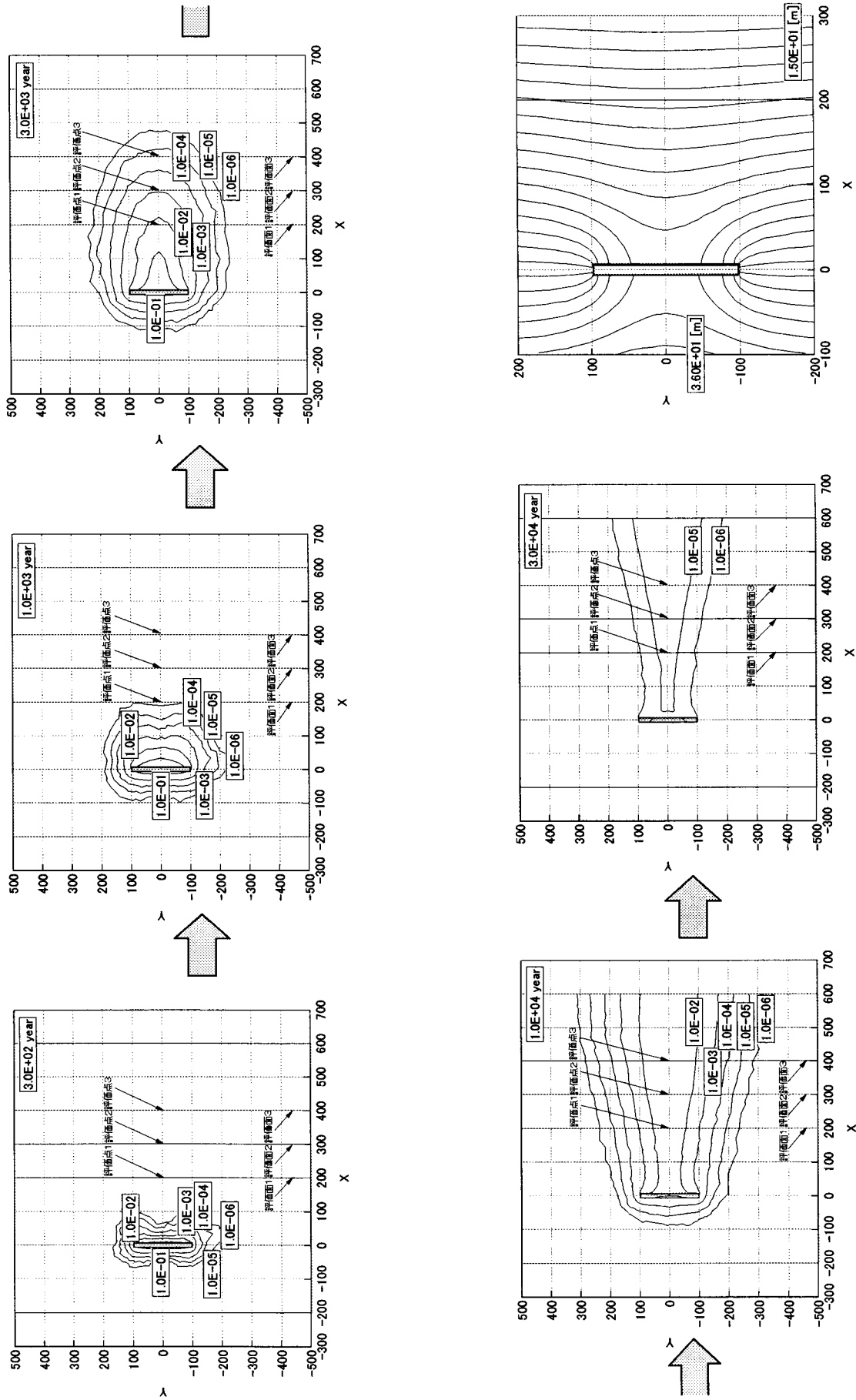
図A4-28 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:e-1)



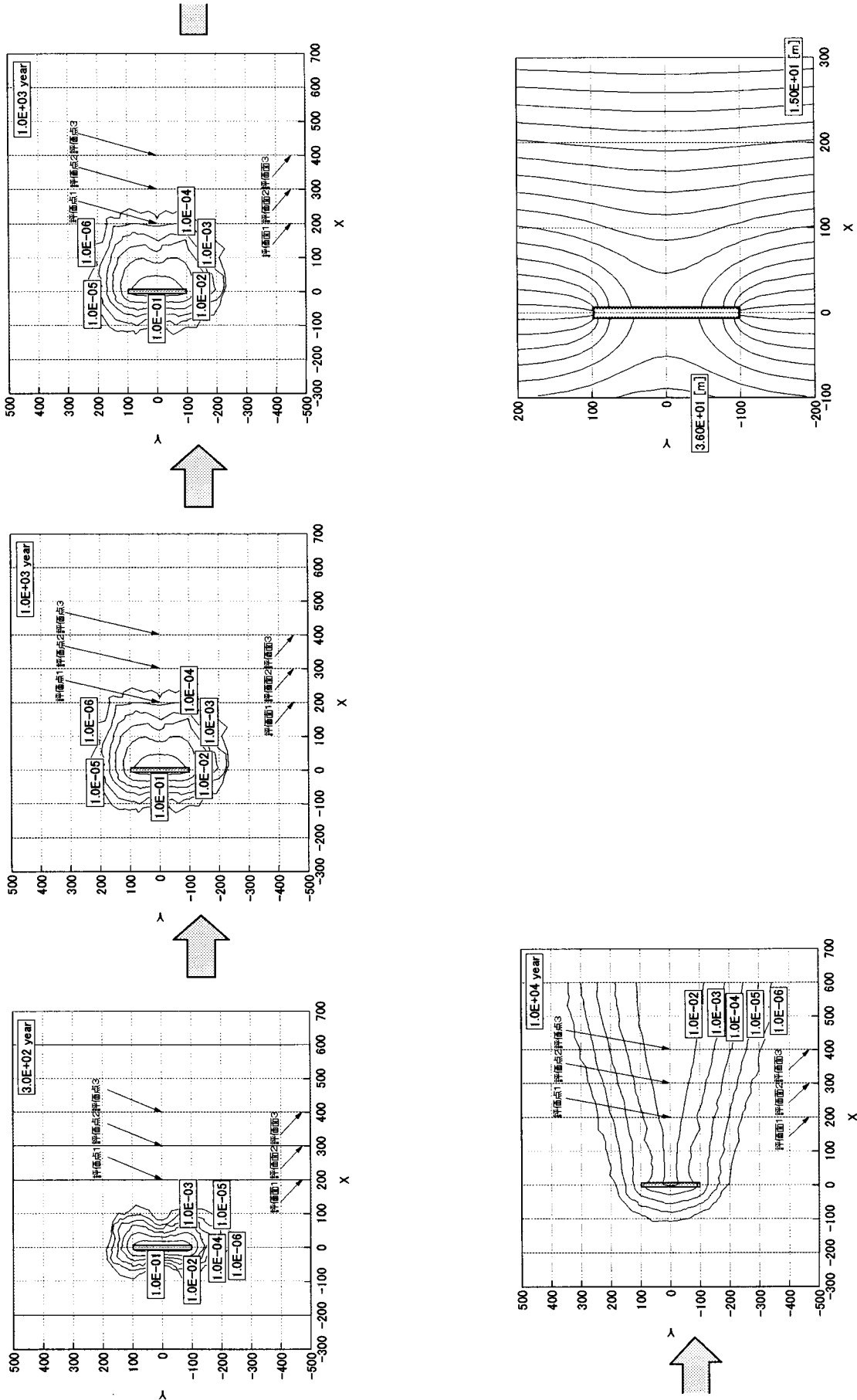
図A4-29 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:e-2)



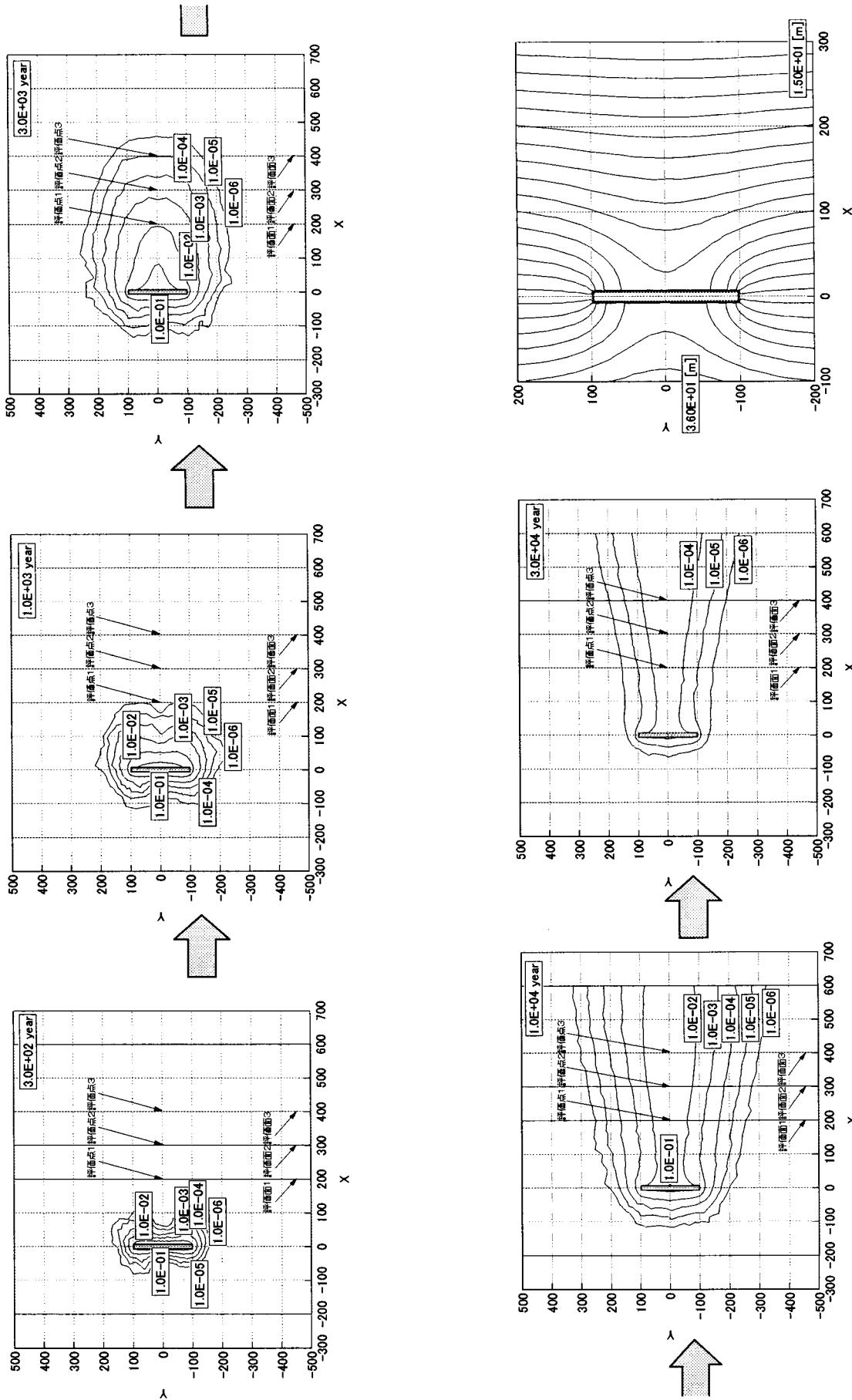
図A4-30 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:f-1)



図A4-31 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

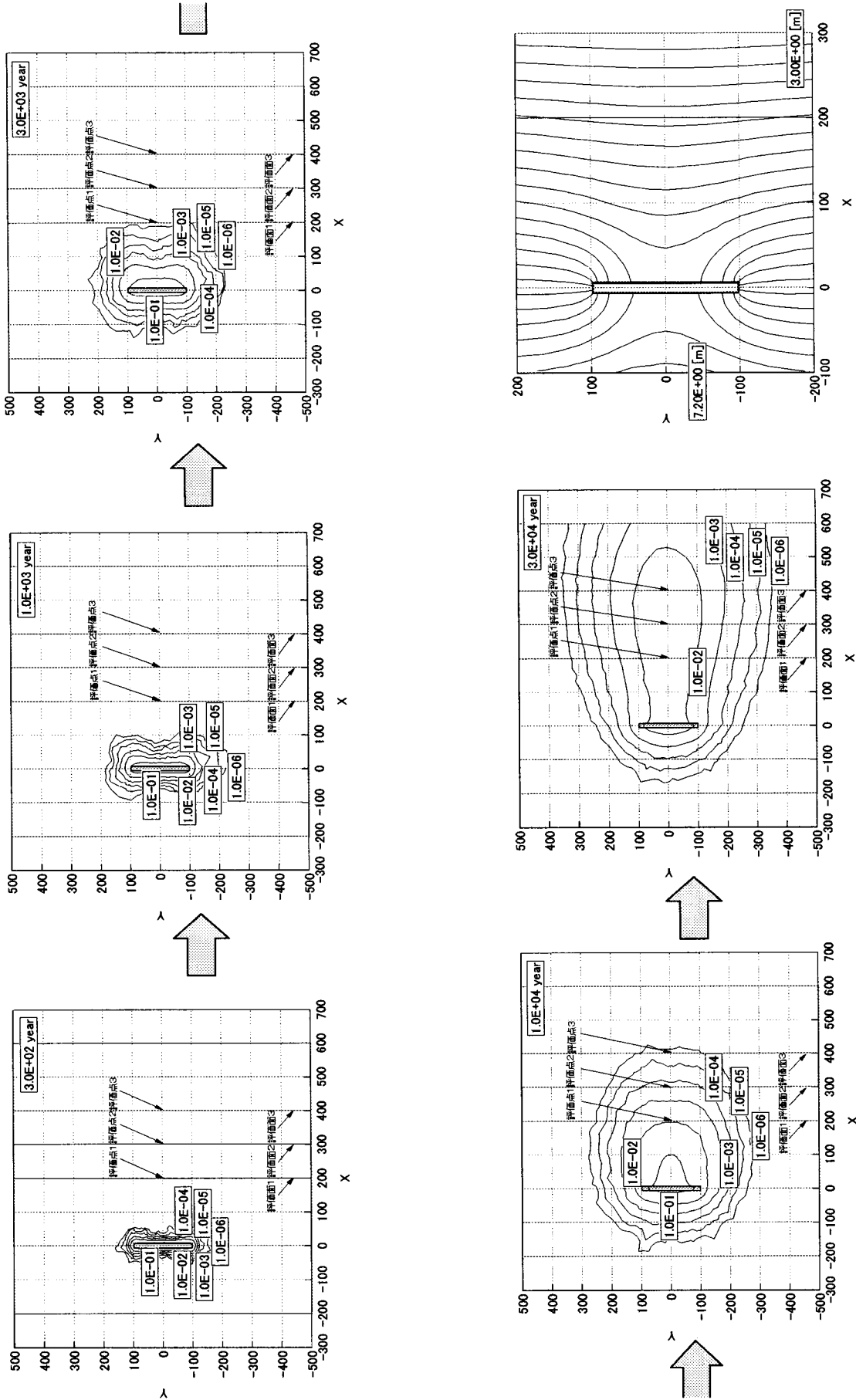
(上面ケース:f-2)



図A4-32 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

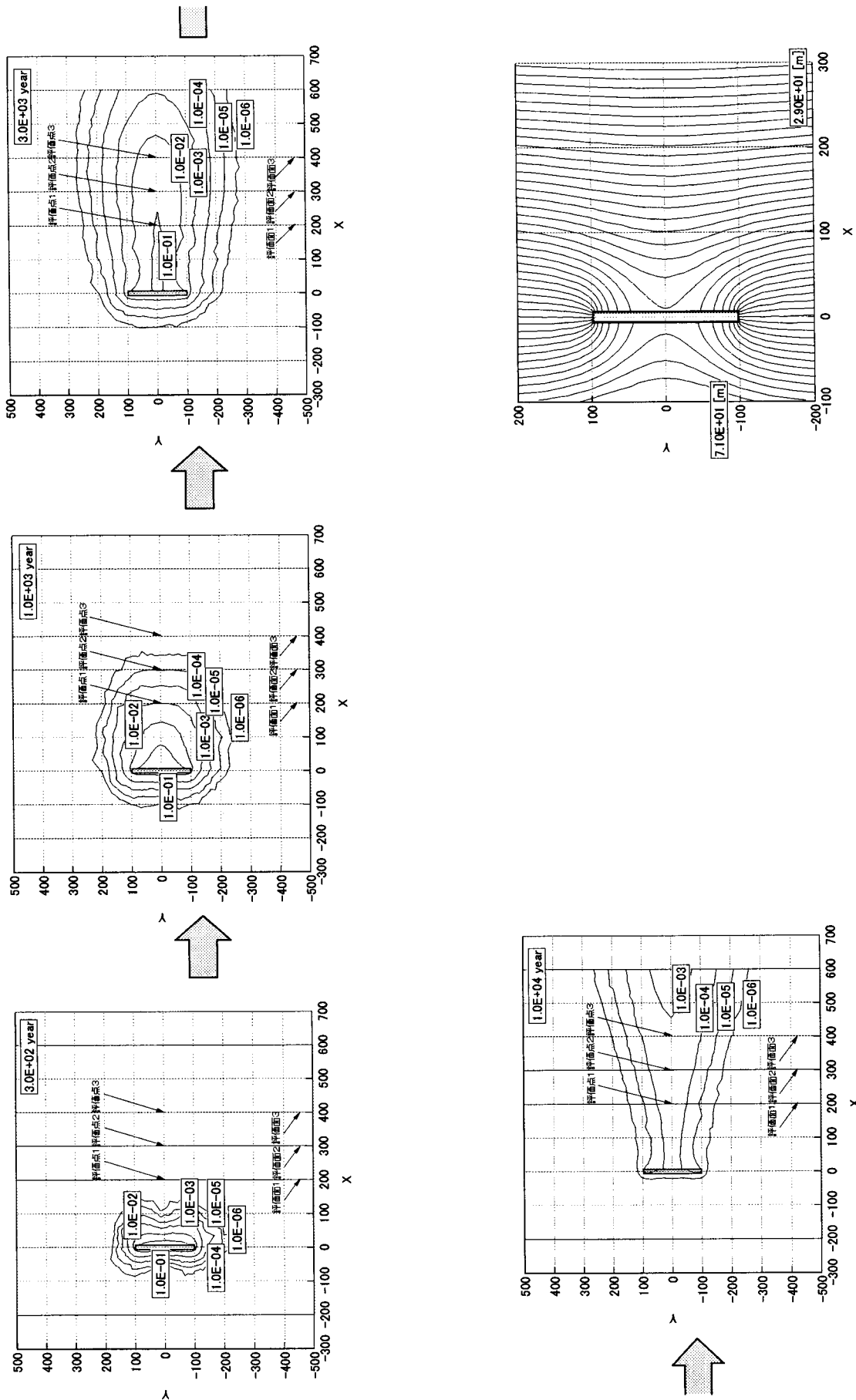
(上面ケース:g-1)





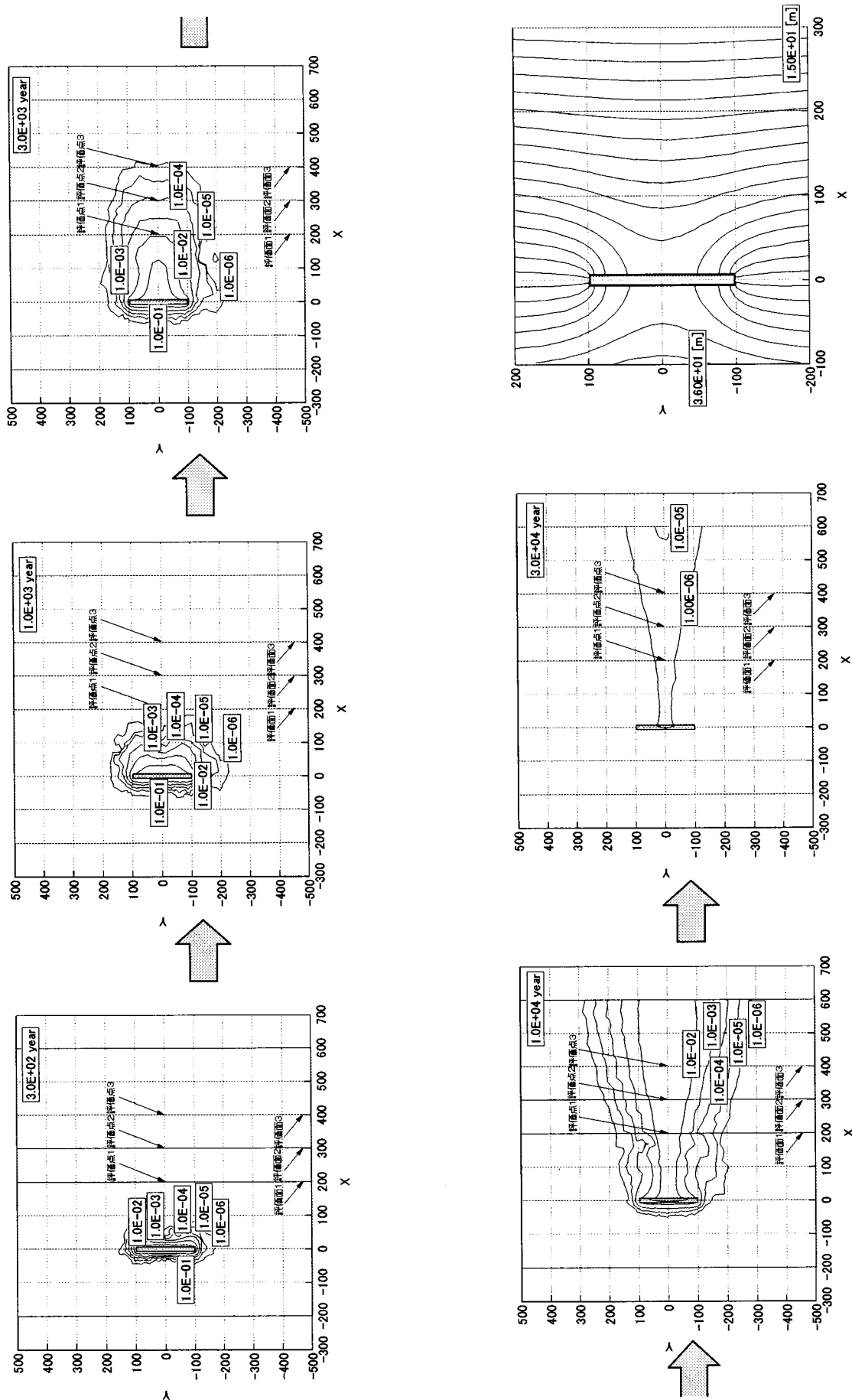
図A4-33 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:h-1)



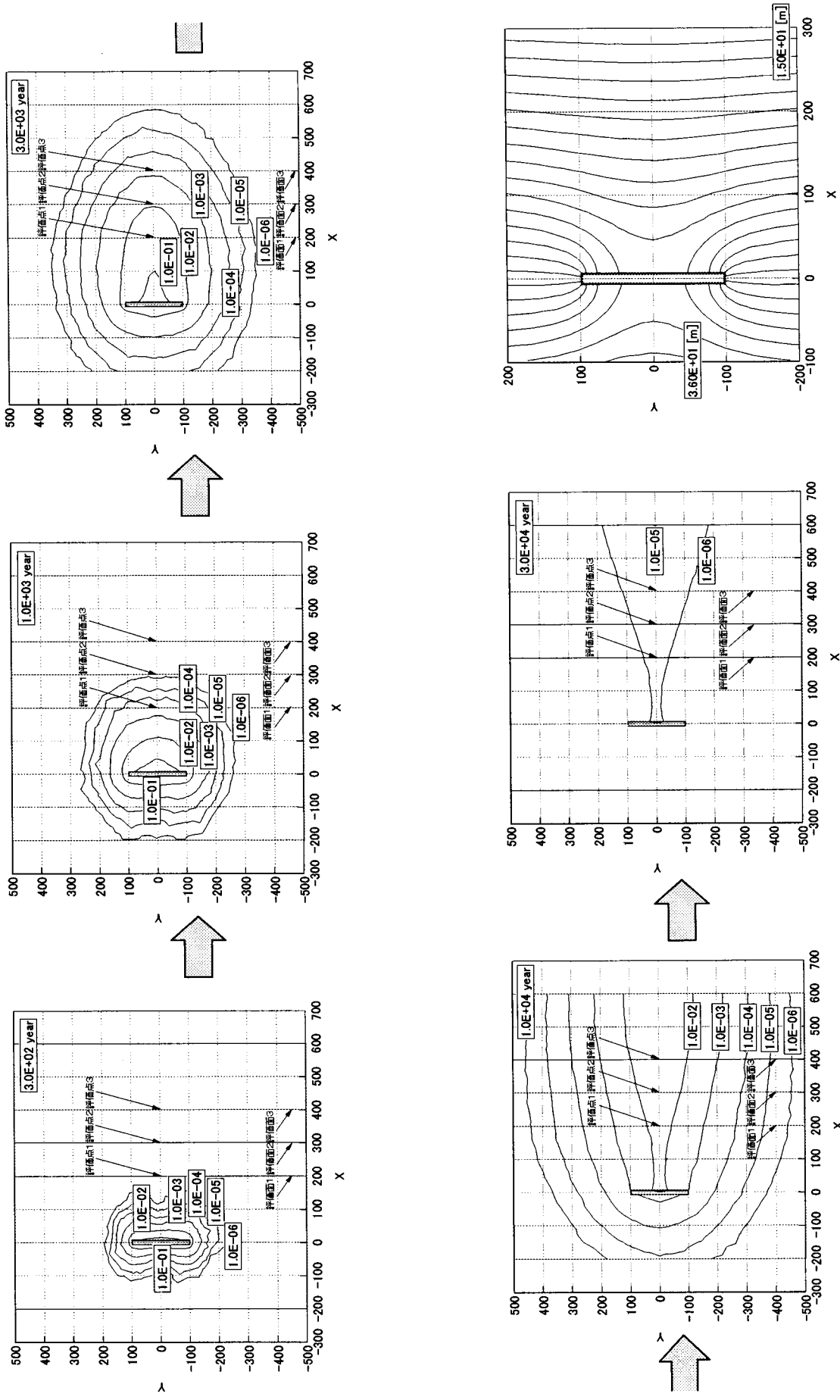
図A4-34 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:h-2)



図A4-35 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:i-1)



図A4-36 各経過時間における濃度コンター図及び水頭コンター図

(上面ケース:i-2)

## 添付 5

### 対象廃棄体に対する接近シナリオの評価

## 添付5 対象廃棄体に対する接近シナリオの評価

### 1. 目的

本研究では、対象とする廃棄体に対して核種移行解析を実施し、人工バリア及び天然バリアの十分条件を抽出した。しかしながら、当該廃棄物の余裕深度処分への適合性を判断するためには、地下水移行シナリオだけでなく、接近シナリオについても検討しておく必要がある。よってここでは、接近シナリオのうち、ボーリングコアシナリオに対して評価を行い、その線量の大きさを確認した。

### 2. 評価シナリオおよびパラメータ

本検討では、廃棄体を貫通したボーリングのコアによる観察者の被ばくを評価する。被ばく経路としては、コアからの外部被ばく、コアからのダストの吸入被ばく及びコアを触れた手からの経口摂取による被ばくの3つの経路考慮する。また、本検討で使用したパラメータは、表 A5-1 に示すとおりである。

### 3. 評価結果

評価結果を図 A5-1 に示す。これより、管理期間を300年とすると、対象となる全ての廃棄体において、ICRP Pub. 81 (ICRP, 1998) における介入レベルである10~100mSv/y より小さくなることが解る。これより、接近シナリオの観点からは、本検討の対象廃棄体は全て余裕深度処分が可能と考えられる。

#### 【参考文献】

ICRP: Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, ICRP Publication Volume 28 No.4, Pergamon Press, Oxford (1998)

表 A5-1 本検討で使用したパラメータ

被ばく経路	パラメータ	単位	値	備考
共通	希釈係数	-	1	考慮しない
	被ばく時間	h	10	$0.013(\text{工}/\text{m}) \times 7(\text{h}/\text{工}) \times 1(\text{m}) \times 5$ =0.455 に対して十分な裕度を考慮
	コア径	mm	50	全国標準積算資料 <sup>*1</sup>
外部	コア長	m	1	NAGRA 85-08 <sup>*2</sup>
	コア密度	g/cm <sup>3</sup>	2.5	廃棄体密度
	コア表面からの距離	m	0.5	NAGRA 85-08 <sup>*2</sup> , JNC TN1400 99-023 <sup>*3</sup>
	外部被ばく換算係数	(Sv/h) / (Bq/g)	核種毎	
吸入	ダスト濃度	g/m <sup>3</sup>	1E-4	IAEA TECDOC-401 <sup>*4</sup> , 環境基準(大気汚染防止法)
	呼吸率	m <sup>3</sup> /h	1.2	ICRP Pub.23 <sup>*5</sup>
経口	摂取率	mg/h	10	$2\text{cm}^2/\text{h} \times 0.1\text{mm} \times 0.5\text{g}/\text{cm}^3 = 10\text{mg}/\text{h}$ CEA/SERGD No.92/22 <sup>*6</sup>

\*1 全国地質調査業協会連合会：全国標準積算資料土質調査・地質調査。(1994)

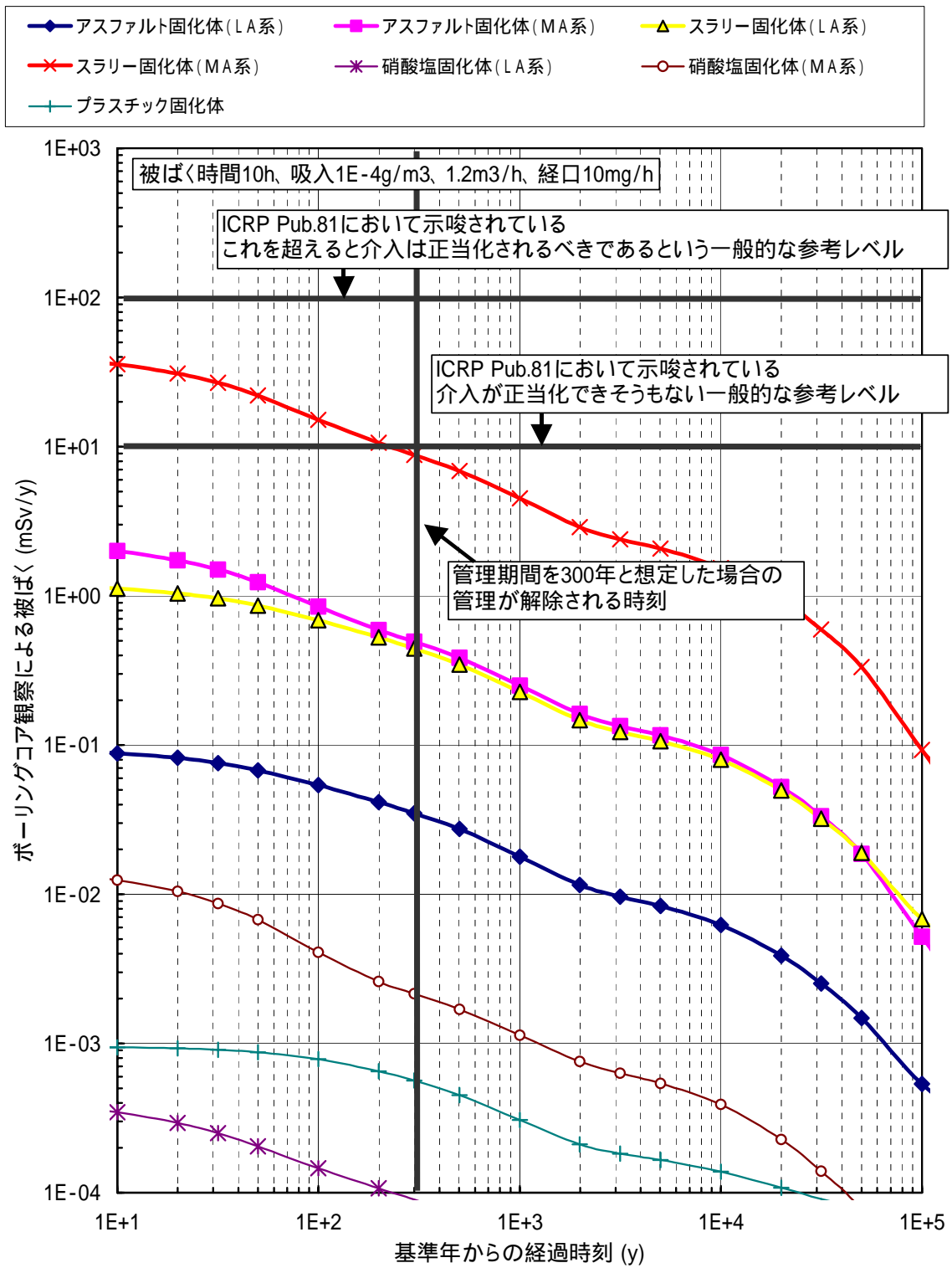
\*2 NAGRA：Project Gewähr, Endlager für schwach- und mittelaktive abfälle：Sicherheitsbericht.  
Nagra Gewähr Ber. NGB 85-08 Nagra, Wetingen. (1985)

\*3 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

\*4 IAEA：Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, IAEA TECDOC-401. (1987)

\*5 ICRP：Reference Man: Anatomical Physiological and Metabolic Characteristics, ICRP Publication 23, Pergamon Press, Oxford (1975).

\*6 Guetat, J.M. Asselineau, Renaud：Contribution Technique a la Definition des Seuils Dautorisation pour L'evacuation Sans Condition Des Dechets Solids et Des Dechets Liquides Conditiones, CEA SERGD/92/22 (1992)



図A5-1 ポージングコア観察に伴う被ばく(外部+吸入+経口)