

JAERI-M
89-024

高レベル放射性廃棄物の地層処分の
安全性評価シナリオとデーターベー
スについて

1989年3月

中村 治人・村岡 進・馬場 恒孝・中山 真一

日本原子力研究所
Japan Atomic Energy Research Institute

JAERI-M レポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。
入手の問合せは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11茨城県那珂郡東海村）
あて、お申しこしください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11茨城
県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費頒布をおこなっております。

JAERI-M reports are issued irregularly.
Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Division, Department
of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Naka-gun,
Ibaraki-ken 319-11, Japan.

© Japan Atomic Energy Research Institute, 1989

編集兼発行 日本原子力研究所
印 刷 日立高速印刷株式会社

高レベル放射性廃棄物の地層処分の安全性評価シナリオと
データベースについて

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部
中村 治人・村岡 進・馬場 恒孝・中山 真一

(1989年2月1日受理)

安全性評価における重要事項を抽出するための評価シナリオ及びデータベースを整理した。本報告書は次の骨組みで構成されている。

1) 基本シナリオ

通常状態の処分システムを評価するために、最も可能性のある漏洩過程と良く知られた機構を採用した。

2) その他のシナリオ

漏洩に関連する可能性があり、よくわかっていない現象を、その現象の感度解析を行うために集めた。また、希少事象を、異常状態についての評価のために集めた。

3) データベース

前提条件用：バリアの構成、評価事象、廃棄物関連データ、処分場容量及び各期間でのバリアの主要機能等についてまとめた。

基本シナリオ用：主に Project Gewahr '85 や KBS-3 のような国の安全性評価報告書の値から、基本シナリオのパラメータの提案値を選んだ。また、著者等の研究室での関連実験の結果についても簡単に記述した。

その他のシナリオ用：およその値及び値の幅を示した。

4) 漏洩に関連する確率的事象

通常シナリオの変動を招くグループ及び新たなシナリオが必要となるグループに分けている IAEA Safety Series No.68 の分類を参考にした。

Scenario and Data Base for Safety Assessment
of Geological Disposal

Haruto NAKAMURA, Susumu MURAOKA, Tsunetaka BANBA
and Shinichi NAKAYAMA

Department of Environmental Safety Research
Tokai Research Establishment
Japan Atomic Energy Research Institute
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received February 1, 1989)

In order to pick up the important items for the safety researches scenarios and data bases were listed. The structure of this report is as following:

1) Based scenario

The most probable release scenario and well known mechanism were selected to assess the system performance at normal conditions.

2) Other scenarios

Unknown phenomena likely relevant to release were collected for sensitivity analysis of the phenomena and less probable phenomena were collected for assessment on abnormal conditions.

3) Data bases

- For preconditions : The combination of barriers, phenomena to be assessed, data regarding the waste form, capacity of repository and dominant functions of barriers for each period were reviewed.
- For based scenario : Recommended values of parameters in the based scenario were selected from mainly national assessment reports such as Project Gewahr '85 and KBS-3. Results of relating experiments in our laboratory were also described briefly.
- For other scenarios : Probable values and/or the range of parameters were reviewed.

4) Probabilistic phenomena relevant to release

A categories of IAEA safety series No. 68 were referred where they are categorized to two groups bringing perturbations of normal scenarios and new scenarios.

Keywords: Geological Disposal, Scenario, Data Base, Sensitivity Analysis, Barriers, Recommended Value

目 次

まえがき	1
I. 安全性評価シナリオ	3
1. 処分システムの評価シナリオ	4
2. 各バリアの評価シナリオ	5
2.1 容器	5
2.2 ガラス固化体	6
2.3 地層	7
3. 総合評価シナリオ	9
II. データベース	13
1. 処分概念	14
2. 評価事象	14
3. 処分廃棄物量	14
4. 評価期間	14
5. 廃棄物の組成	15
6. キャニスター	15
7. オーバーパック	15
8. 地下水の侵入	16
9. 全面腐食速度	16
10. 局部腐食	16
11. ガラス固化体の浸出率	16
12. ケイ酸飽和溶液中での可溶性元素の浸出率	17
13. T R U の飽和濃度	17
14. ガラス表面変質層の構造	17
15. 移動しやすい化学種への変化率	18
16. 浸出率への影響要因	18
17. 地下水の性質	19
18. 透水係数	19
19. 拡散係数	19
20. 分配係数	20
21. 鉱物内への固定化の速度	20
22. 非吸着性化学種への変換率	21
23. 希少事象の発生による地層特性の変化	21
24. パラメータの数値と評価結果への影響	21
謝辞	23
参考文献	24

Contents

Introduction	1
I. Scenario for safety assessment	3
1. Assessment scenario of disposal system	4
2. Assessment scenario of each barrier	5
2.1 Vessel	5
2.2 Vitrified waste form	6
2.3 Geologic layer	7
3. Overall assessment scenario	9
II. Data base	13
1. Concept of repository	14
2. Potential phenomena relevant to release	14
3. Waste generation	14
4. Termination of assessment period	14
5. Composition of the waste	15
6. Canister	15
7. Overpack	15
8. Seepage of groundwater	16
9. General corrosion rate	16
10. Local failure	16
11. Leach rate of vitrified waste form	16
12. Leach rate of soluble elements with Si-saturated water	17
13. Solubility of TRU	17
14. Structure of altered layer on the surface of vitrified waste form	17
15. Conversion to movable species	18
16. Acceleration of leaching with various factors	18
17. Properties of groundwater	19
18. Hydraulic conductivity	19
19. Diffusion coefficient	19
20. Distribution coefficient	20
21. Rate of fixing into mineral	20
22. Conversion to nonsorbing species	21
23. Change of geologic properties by rare phenomena	21
24. Value of parameter critical to assessment results	21
Acknowledgement	23
References	24

ま　え　が　き

我が国では地層処分シナリオについて、ガラス固化体として、地下数100mの深地層に処分する方針以外に確定的なコンセプトはできていない。このような状態の中で行う現段階での安全性評価は既にコンセプトがある程度決まっている欧米諸国の安全性評価とは目的も方法も異なることになる。

我が国での現段階での安全性評価の目的は次の2点にあると考えられる。

- ① 今後の安全性研究の重点事項を明らかにする。
- ② 処分コンセプトの選定の根拠を明確にする。

このような目的を達成するためには、安全性評価に関与する可能性のあるメカニズムはできるだけ多く評価シナリオの中に織り込み、各メカニズムの重要度がコンセプトでどのように変わるべきかが吟味できるようにする必要がある。また、各パラメータがどのような値を境として、重要な意味を持ち、また、無視できるかを吟味できるようにする必要がある。安全審査の際の安全評価が受動的であるのに対し、我が国の現段階での地層処分の安全性評価は能動的安全性評価とも言うべきものと考える。

以上のことから、単純で明確となっているメカニズムから構成される基本シナリオとその他の複数のシナリオに分けて考えることにした。また、データベースについても、多少乱暴であっても標準的データをまず暫定的に決め、各データの位置づけを理解した上で一つ一つのデータについて個別に検討していくのがよいと考える。従って、基本シナリオ用データに幅を持たせると目的の部分が検討出来なくなるので確定値を与え、その他のシナリオ用のデータには幅を持たせるようにした。以上の考え方に基づき、多くの異論があることを留意した上で思い切った提案をし、各分野の専門家のコメントを得、今後の研究の第1歩とするための資料としてまとめた。従って、提案したデータを単独で利用するに当たっては充分慎重に再検討されたい。

I. 安全性評価シナリオ

1. 処分システムの評価シナリオ

放射性廃棄物地層処分の長期安全性評価は、まず、核種の処分場から人間に至る考え得る移行過程・現象を摘出することから始まる。ここで言うシナリオとは、核種の処分場からの放出、移行、人間への影響をもたらす処分場と地層、生態圏の将来の変化を代表する一連の状態をさす。その状態は処分場の経年変化、自然現象、人間活動に起因する事象や過程から生じ得る。実際には数多くのシナリオを考えることは可能であるが詳細に検討すべきは、比較的少数の代表的シナリオに限られる。この代表的な重要シナリオを開発、選定するためには、システムティックな統一のとれた手法によることが必要で、具体的手法としては、モデル、データによる解析と専門家の判断によることになる。各国とも主に後者に頼っている。ここでも、IAEAでまとめた処分システムの影響事象¹⁾を主に参考にする。

(1) 通常シナリオ

地層処分した廃棄物固化体の放射性核種による環境影響の主シナリオとして、地下水を媒体として次の過程で放射性核種が生態圏に移行するとするシナリオが廃棄物処分関係者のコンセンサスとなっていると考えられる。即ち、①容器の破損、②人工バリア内移行、③天然バリア内移行、④生態圏移行、⑤体内摂取であり、ここでもこのシナリオを通常シナリオとして取りあげる。

(2) 潜在的影響事象の整理

IAEAではTable 1¹⁾に示すように地層処分システムの性能に影響すると考えられる事象を天然現象、人間活動、廃棄物及び処分場における影響の3項目に分類している。更に、安全性評価で重要な事象を確率1の事象と希少事象に分け、影響シナリオを通常シナリオと新しいシナリオによる影響が大きくなる事象に分けている²⁾。諸外国でこれまでに実施されている安全評価で主にとりあげられている事象と合わせてTable 2に示した。影響事象を影響の仕方で分類すると比較的単純である。即ち、通常プロセスでのパラメータの変動、一部プロセスの欠落、飛散等別のプロセスによる漏出等影響側から整理するのが効率的と考える。また、サイトの選定条件を適当に設定することにより、多くの事象は考慮外に置くことができる。

(3) 評価対象期間による分類

地層処分の対象期間は非常に長く、バリアの性能の信頼性は時間とともに低下する。一方廃棄物中の放射性核種の量は減衰し、バリアに要求される性能の程度は時間とともに低下する。このことを考えると、長い期間を適当に分けて考えるのが合理的である。工学的バリアの性能がほぼ定量的に議論でき、⁹⁰Sr、¹³⁷Cs等の短半減期核種が減衰するまでの約1000年、気候及び地殻変動等天然現象を比較的定量的に取り扱うことのできる10,000年とそれ以上とに分けて考える米国NRCの処分基準³⁾の分け方は妥当であると考える。以下これらの期間を1000年、10,000年及び長期と呼び、各期間毎に評価シナリオ上の問題を整理することにする。

2. 各バリアの評価シナリオ

2.1 容器

(1) 前提条件

a) 材質及び形状

ガラス固化が実用規模で実施されており、多数の国が再処理を委託し、固化体の特性について各方面から検討されているフランスのCOGEMAのガラス固化体の仕様を基本ケースとしてとりあげる⁴⁾。

我が国ではオーバーパックの採用について多くの議論はあるようであるが、諸外国の検討例（Table 1.1 参照）を参考にして、基本ケースでは鉄金属材料を使うこととする。

その他のケースとしてTi-code 12、銅等を考える。

b) 容器の閉じ込め性

容器による閉じ込め期間は500～1000年間であるよう設計されるものとする。

評価に当たっては処分環境での化学的、放射線的及び力学的条件を考慮して評価する。これらの条件の時間的変化は次のように考える。

① 化学的条件

- ・処分場に地下水が侵入し、容器と接触することにより腐食が始まる。
- ・操業期間中は酸化環境であり、処分場も酸素が消費されるまで酸化環境にある。
- ・その後は本来の深地層の地下水となる。

② 放射線的環境

- ・¹³⁷Csのγ線を主体とする放射線により、処分初期においては、強い放射線場にさらされる可能性がある。そのため、水の放射線分解生成物の影響を受ける。

③ 力学的環境

- ・処分場の深さの封圧を受ける可能性がある。
- ・浸水に伴い緩衝材中のベントナイトの膨潤圧が加わる可能性がある。

(2) 容器の破損シナリオ

1) 基本シナリオ

- ・閉鎖と同時に、排水が中止されるため母岩中の間隙水が乾燥部に浸透する。
- ・緩衝材中に水が侵入し膨潤する。
- ・地下水が容器表面に到達し、容器の全面腐食が始まる。地下水は最初は酸化性であるが、時間とともに還元性に移行する。
- ・容器の腐食が進行し、容器の破損に至る。腐食厚さは次式で表される。

$$X_{n,B} = R_B(T)\Delta t$$

$X_{n,B}$: 容器の腐食厚さ (cm)

$R_B(T)$: 全面腐食速度 (cm/y)

T : 溫度 (C)

Δt : 時間 (y)

2) その他のシナリオ

① 応力腐食割れ、孔食などによる容器の急速な破損

これらの現象を起こさせる要因が存在する場合は、その環境が生じた時点で破損するとする。

② 放射線、微生物、異種金属の接触等の影響による腐食の促進

(1)式の全面腐食速度にそれぞれの原因による促進係数を乗じる。

③ シーリング材の破損等による処分環境の酸化状態への変化

酸化環境での全面腐食速度を適用する。

2.2 ガラス固化体

(1) 前提条件

a) 材質及び形状は容器の場合と同様の理由により、フランスCOGEMAのガラス固化体を基本ケース⁴⁾とする。その他のケースの組成は浸出率への影響が無視できる範囲内の変動であるとする。

b) 地下水の動きが充分遅い場所に処分されるものとする。

(2) 放射性核種の移行シナリオ

1) 基本シナリオ

① ガラス固化体の表面近くには水が滞留し、浸出下成分は瞬時に均一にその水に分散する。この溶液部を以下ミクシングセルと呼ぶ。ミクシングセルからの放射性核種の漏出速度は、地下水流の充分速い場合は、ガラスの浸出率で支配され、充分遅い場合はガラス成分と地下水成分により決まる化合物の飽和溶液の流れまたは拡散による散逸により支配される。

即ち、ミクシングセルの放射能の時間変化は次式で表せられる。

$$\frac{dC}{dt} = \frac{S}{V}L - \left(\lambda + \frac{F}{V}\right)C$$

L : 浸出率 (g/cm²d)

S : 表面積 (cm²)

V : ガラス表面水 (cm³)

λ : 崩壊率 (1/d)

F : 流量 (cm³/d)

従って、定常状態における地下水中の濃度は次の式で表すことができる。

$$C = \left(\frac{S}{V}L\right) / \left(\lambda + \frac{F}{V}\right)$$

② 浸出率Lはガラス固化体自身の溶解、表面層中の2次鉱物、地下水成分及び周辺共存鉱物との反応が影響するが、基本シナリオでは単純化のためガラス固化体表面の水和等による変質速度とほぼ一致する可溶性元素とガラス固化体の表面変質層に残留する2次生成化合物の溶解度に依存する沈澱性元素に分けて考える。前者は地下水の動きが速いときはB等代表的可溶性元素の浸出率を使い、遅い場合は該当地下水のSi

の飽和溶液での浸出率を使う。後者の元素については地下水の動きが特別速いときを除いてはミクシングセル内は2次生成化合物で飽和されるとして、地下水の交換あるいは地層への拡散等により逸散するとする。

- ③ 飽和濃度は地下水中の成分及びガラス固化体からの浸出成分の混合系での化学平衡濃度とする。

2) その他のシナリオ

- ① 表面変質層中の化合物の鉱物化現象、処分環境の温度変化、地下水流変化等により、飽和濃度及び浸出率が時間的に変化する。各時点での溶解度及び浸出率を使う。また、溶解度の非常に低い鉱物へ変化した核種は移行系から排除する。
- ② 沈澱性元素の一部が錯化合物あるいは微粒子となって、地下水内で安定な非沈澱性の状態に変化する。変化した成分は可溶性成分と同じ挙動をとるものとして取り扱う。
- ③ 次の現象により浸出率が変化する。

- 割 れ
- 失 透
- 放射線 damage
- 地下水の放射線分解生成物

各要因による増加率を浸出率に乗ずる。

2.3 地 層

(1) 前提条件

- a) 地下水の動きの遅い場所に処分する。割れ目の多い結晶質岩に処分する場合はベントナイトを主成分とする緩衝材を固化体周辺に充填する。
移行評価においては緩衝材は粘土層と同じように扱えるので地層の一つとして取り扱う。
- b) 10,000年間は地層及び生態圏の環境は変化しないこととする。

(2) 核種移行シナリオ

1) 基本シナリオ

- ① 地下水経路が1次元の場合の非吸着性の移行は地下水の動きと拡散により移行する。地下水中の放射性核種の濃度変化は次の式で表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (1)$$

D : 拡散係数 (m^2/s)

v : 地下水流速 (m/s)

λ : 崩壊定数 ($1/s$)

x : 距 離 (m)

t : 時 間 (s)

C : 濃 度 (Bq/m^3)

- ② 結晶質岩では、亀裂(破碎帶)が主たる地下水経路である。また、核種は母岩内へ

も拡散する。この系における非吸着性核種の動きは次式で表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C - \left. \frac{D_p}{b} \frac{\partial C_p}{\partial z} \right|_{z=0} \quad (2)$$

$$\frac{\partial C_p}{\partial t} = D_p \frac{\partial^2 C_p}{\partial z^2} - \lambda C_p \quad (3)$$

D_p : 母岩中拡散係数 (m^2/s)

b : 龜裂幅 (m)

z : 母岩中拡散距離 (m)

C_p : 間隙水中の濃度 (Beq/m^3)

- ③ 地質構成物質への吸着しやすい核種(吸着性核種)は可逆的吸着により、移行が遅延するこのことを考慮した移行は次式で表される。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda R C \quad (4)$$

$$R = 1 + \frac{1-\epsilon}{\epsilon} \rho Kd \quad (5)$$

R : 遅延係数

Kd : 分配係数 (m^3/kg)

ϵ : 空隙率

ρ : 密度 (kg/m^3)

2) その他のシナリオ

- ① 地下水中の核種が不可逆的に鉱物の一部となって固定され、移行系から徐々に排除される現象がある。この時の評価式は次式で表すことができる。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda R C - k_m C \quad (6)$$

k_m : 反応速度 ($1/\text{s}$) (一次反応とする)

- ② 吸着・脱着速度が遅い場合、特に脱着の遅い場合は核種の移行を遅延させる。速い吸着平衡現象に加えて遅い反応が同時に進行している場合は2-サイトモデルとして次式で表すことができる。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda R C - \frac{1-\epsilon}{\epsilon} \rho \frac{\partial S}{\partial t} \quad (7)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = k_f \frac{\epsilon}{1-\epsilon} \frac{1}{\rho} C - k_r S + Kd \frac{\partial C}{\partial t} - \lambda S \quad (8)$$

k_f : 吸着速度定数 ($1/\text{s}$)

k_r : 脱着速度定数 ($1/\text{s}$) (一次反応とする)

- ③ 地下水のEh, pH等物理化学的な雰囲気が一定であっても、ある元素は必ずしもただ一つの化学種で存在するとは限らない。それらの化学種の吸着性が異なる場合には、それぞれの化学種の量を求める式と上記関係式を連立させて計算する必要がある。

更に、考慮すべき点はいずれの核種も溶解度以上には地下水中に存在しないので地

層あるいは地下水条件が変わるのはその境界で濃度を平衡モデルにより計算する必要がある。

- ④ 地層の隆起・沈降により動水勾配が時間的に変化する場合。この場合は各時点の地下水流速を入力する必要がある。
- ⑤ 断層の生成などにより、透水係数及び拡散係数が高くなる場合。その時点で妥当なデータに変更する。
- ⑥ 地下水中の組成及び物理化学的特性が時間的、幾何学的に変化している場合はそれに合わせた適切な吸着係数、溶解度等のパラメータを入力する必要がある。

3) サイトスペシフィックデータの考え方

地層特性に関するデータは総てサイトスペシフィックな値を使うのが妥当のように思われるが、時間的変化、調査測定技術の限界等を考えると当該サイトで測定した値を使うのは必ずしも妥当であるとは言い切れない。各パラメータの種類に応じ、分類されたそれぞれの地層についての世界の多くの測定値を吟味して、一般的データに整理して使う方が妥当な場合が多いと考える。しかし、地層構造及び地層の安定性についてはサイト固有のものとして扱わなければならない。

3. 総合評価シナリオ

以上の影響事象及び各バリアの評価シナリオに基づいて、全体を通しての影響評価シナリオを次のように提案する。

(1) 基本シナリオ

- a) 地下水が浸透してオーバーパックに接触する。
- b) オーバーパック及びキャニスターが腐食し、ガラスの浸出が開始する。この時点以後、容器のバリア性能はないとする。
- c) ガラスからの可溶性核種の浸出率は、Si の飽和溶液中の浸出率とする。沈殿性核種の2次生成化合物でミクシングセルは飽和されるとする。
- d) 緩衝材及び健岩部中を拡散機構及び地下水の動きによって移行する。
- e) 破碎帯中の地下水流によって移行する。
- f) 生態圏の水圈に漏出する。
- g) 飲料水と食物を媒体として摂取する。

(2) その他のシナリオ

発生する可能性のある時期と影響の種類から考えて次の事象をとりあげることにする。

1000年

- a) 放出開始時間の短縮：容器の急速破損
- b) 直接被曝：ボーリング孔掘削（制度的管理期間約300年間は起こり得ないとする）

10,000年

- a) 健岩部機能喪失：新破碎帯の生成
- b) 天然バリア機能喪失：シャフトシール材の劣化

c) 生態圏での濃縮：漏出口での鉄化合物等との共沈

長 期

a) 全バリアの機能喪失：地殻変動により処分場露出、農場としての利用

b) 吸入被曝：いん石落下による処分場の飛散（短期でも可能性はあるが、10,000年以内に地下深部に到達するいん石が落下する確率は充分低いと考えられる）

長期の評価に当たっては自然放射能の影響及び一般天災の被害についても定性的に評価し対比する。

Table 1 Phenomena potentially relevant to release scenarios for waste repositories

<i>Natural processes and events</i>	
Climatic change	Uplift/Subsidence
Hydrological change	Orogenic
Sea level change	Epeirogenic
Denudation	Isostatic
Stream erosion	Undetected features
Glacial erosion	Faults, shear zones
Flooding	Breccia pipes
Sedimentation	Lava tubes
Diagenesis	Intrusive dykes
Diapirism	Gas or brine pockets
Faulting/Seismicity	Magmatic activity
Geochemical change	Intrusive
Fluid interactions	Extrusive
Groundwater flow	Meteorite impact
Dissolution	
Brine pockets	
<i>Human activities</i>	
Undetected past intrusion	Climatic change (including climate control)
Boreholes	Large-scale hydrological change
Mine shafts	Intentional intrusion
Inadequate design	War
Shaft seal failure	Sabotage
Exploration borehole seal failure	Waste recovery
Improper operation	Inadvertent future intrusion
Improper waste emplacement	Exploratory drilling
Transport agent introduction	Archaeological exhumation
Irrigation	Resource mining (mineral, water, hydrocarbon, geothermal, salt, etc.)
Reservoirs	
Intentional artificial groundwater recharge or withdrawal	
Chemical liquid waste disposal	
<i>Waste and repository effects</i>	
Thermal effects	Mechanical effects
Differential elastic response	Canister movement
Non-elastic response	Local fracturing
Fluid pressure, density, viscosity changes	Radiological effects
Fluid migration	Material property changes
Chemical effects	Radiolysis
Corrosion	Decay product gas generation
Interactions of waste package and rock	Nuclear criticality
Gas generation	
Geochemical change	

Table 2 Classification of phenomena for analysis purposes

IAEA		Belgium	Canada	F.R. Germany	Sweden	Switzerland	United State Tuff Basalt Salt	Proposal 10^3 Y 10^4 Y Long Term
Less probable phenomena		New scenario * Normal scenario to perturbation of normal scenario						
Thermal effects		✓	✓	✓	✓	✓	✓	○ ○ ○ ○ ○ ○
Radiation effects		✓	✓	✓	✓	✓	✓	○ ○ ○ ○ ○ ○
Mechanical stress		✓	✓	✓	✓	✓	✓	○ ○ ○ ○ ○ ○
Chemical effects		✓	✓	✓	✓	✓	✓	○ ○ ○ ○ ○ ○
Sea level change ¹⁾								
Erosion								
Aggradation		✓						
Climate change								
Seismic activity								
Uplift, Subsidence ²⁾								
Flooding								
Erosion								
Tectonic displacement ³⁾								
Aggradation								
Human intrusion ⁴⁾		✓	✓	✓	✓	✓	✓	△ △ △ △ △ △
Land use change								
Meteorite impact								
Magmatic explosion								
Glacial erosion		✓						△ △ △ △

Following items are included

Groundwater level change → 1)

Groundwater passing route change → 2)

New fracture appearance → 3)

Drilling and excavation → 4)

Symbol

○ To be assessed in the based scenario

△ To be assessed in an other scenario

× To be eliminated at site selection stages

References

Belgium

PAGIS phase 1 summary report
(PAGIS-1)

AECL TR 127-3

F.R.Germany PSE

Sweden KBS-3

Project Gewähe 1985 (G-85)
Switzerland DOE/RW-0017Safety Series No 68
IAEA* The normal scenario : Migration with groundwater
** The new scenario : Inhalation, Direct irradiation ...

Ⅱ. データベース

1. 処分概念

資料：国のレベルにおいて実施された代表的評価において採用されている多重バリアの構成を Table 1. 1 に示す。^{5)~10)}

提案：これらの概念を参考にし、定性的には大略 Fig. 1. 1 に示す多重バリアの構成の処分概念に従うこととする。それぞれのバリアは図に示す以外に多くの機能を持っており、評価シナリオの各ケースあるいは時間の経過によりその主な役割も異なってくる。

2. 評価事象

資料：自然現象による安全性評価への影響事象と影響機構についてスイス NAGRA の Project Gewahr 1985 年度版 (G-85)⁷⁾ では Table 2. 1 及び 2. 2 のように整理している。また、event tree-fault tree により摘出した上位事象を Table 2. 3¹¹⁾ 及び 2. 4¹²⁾ に示す。我が国で特に問題になるのは断層活動であるが、第四紀以降の活動状態をみると Fig. 2. 1¹³⁾ に示すように活動地帯が限られている。また、活動頻度も現在調べられているものに限ってみると上記活動地帯の中においても Fig. 2. 2 に示すように 1000 年に数回の程度である。¹⁴⁾

提案：地下水による移行シナリオを採用することにする。このシナリオによる評価への影響事象としては、Table 2 の事象を考える。

3. 処分廃棄物量

資料：我が国の発電計画から推定される廃棄物発生量は Table 3. 1¹⁵⁾ のようである。再処理で予想される使用済燃料 1 ton 当たりの廃棄物発生量は Table 3. 2¹⁶⁾ と予想されている。

提案：第 1 処分場の容量は 2040 年までの高レベル廃棄物を対象とする。また、TRU 廃棄物も同一サイトに処分した場合についても検討する。ただし、TRU 廃棄物中の放射性核種は ²³⁹Pu とし、酸化物として廃棄物中に含まれると仮定し、廃棄物の形態による違いは当面無視する。

参考資料：使用済燃料 1 ton を再処理した際発生する FP 及び TRU の放射能量及び元素量の計算値を Table 3. 3¹⁷⁾ に示す。また、TRU の decay chain を Table 3. 4¹⁸⁾ に示す。

4. 評価期間

資料：高レベル廃棄物中に含まれる放射能量を ALI の値で除し危険指標として表し、その量の廃棄物を発生する U の原料鉱石中の放射能の危険指標と比較し Fig. 4. 1⁷⁾ に示す。第四紀における地層の隆起及び沈降の程度を Fig. 4. 2¹⁹⁾ に示す、また、各種レポートから推察される各国が採用している地層処分の評価期間及び区分を Table 4. 1 に示す。

提案：廃棄物の潜在的危険指標が大幅に変わる時点で期間を区分し、その危険度に応じ合理的なバリアの性能が要求される。一方、人類の存続期間、天然現象の推定の可能性等を考え評

価する意味のある期間を対象とすれば充分である。これらのことを考え当面1000年までを精度の高い評価を行い、10,000年までを被曝線量を定量的に行う期間とする。それ以後は処分場母岩部（地下水の動き難い処分岩帯）の平均放射能濃度及び平均地下水中放射能濃度を評価し、自然放射能濃度と比較する方式と現環境が存続するとの仮定の下での被曝線量評価を併用する。

5. 廃棄物の組成

資料：海外再処理に伴って返還されるフランスCOGEMAのガラス固化体の組成はTable 5.1に示す値になると予想される⁴⁾。この組成のガラス固化体の処分は充分検討しておく必要がある。WIPPにおいて国際協力により処分試験を実施しているガラス固化体の組成をTable 5.2に示す。また、廃棄物酸化物含有量及びそれぞれの酸化物の含有量が異なるガラス固化体の浸出率を調べた結果をFig. 5.1²¹⁾に示す。また、各成分の含有量を変えた場合の浸出率の測定結果をFig. 5.2²²⁾に示す。

提案：基本ケースとしては、我が国を含めて各国での検討がよく行われており、多少組成の変化があっても処分の安全性評価からみれば大きな影響はないので、返還廃棄物のガラス固化体の組成を採用する。Naの含有量等組成が大幅に異なる場合はその他のケースとしてその影響を検討する。処分までの期間は貯蔵施設耐久性及び放射能の減衰を考慮して再処理後50年とする。

6. キャニスター

資料：ガラス固化体と同じ理由で返還廃棄物の仕様についての対応は優先しなければならない。材質及び形状をFig. 6.1に示す⁴⁾。

提案：基本ケースとしては将来取り扱うことがほぼ決定していること及び廃棄物組成についてと同じ理由で返還廃棄物のキャニスターの仕様を採用する。

7. オーバーパック

資料：実物大模擬キャニスターの耐圧強度を高圧水槽内で試験した結果をFig. 7.1²³⁾に示す。約1.5 MPaで大変形した。開孔部ができた形跡はないが、変形したときの破壊の評価をすることはむずかしい。プレナム部を溶融金属等で充填しない限り処分環境での処分水圧に耐えない。従って、処分後はキャニスター単独でのバリア機能はなくオーバーパックに頼ることになる。諸外国の処分概念の中で検討されているオーバーパックの材質をTable 7.1^{5)~8)}に示す。

提案：基本ケースとして約250 mm厚さの低炭素鋼を使うとする。耐圧強度及び腐食代を考慮して1000年間の耐久性のあるその他の鉄材料、Ticode-12、銅等を検討することにする。

8. 地下水の侵入

資料：緩衝材中への侵入実験の結果を Fig. 8.1²⁴⁾ に示す。拘束状態では、約 $1.8 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ の拡散速度で湿潤が進行した。また、模擬廃棄物による加熱試験の温度測定の結果及び水分分布の測定結果を Fig. 8.2²⁵⁾ に示す。操業期間中は容器表面が 100 °C 以上で水分が蒸発し湿度の低い部分に移行するため、容器表面が乾燥状態になる。閉鎖後は高圧の地下水が侵入するため沸点が上がり蒸発することなく早い時期に湿潤状態になると考えられる。

提案：操業期間中は地下水の侵入はないとして、処分場閉鎖後は比較的速い時期に地下水がオーバーパックと接触し腐食が始まるとする。

9. 全面腐食速度

資料：米国の Lester らがまとめた主な容器材料の腐食データを Table 9.1²⁶⁾ に示す。また、代表的な安全評価で採用している腐食速度を Table 9.2^{6), 7), 27)} に示す。

提案：酸素が供給されない状態での塩分濃度の高い地下水での 1000 年間の鉄材料の腐食厚さは G-85 や海底下処分の評価データを参考にして 5 cm とする。Ti 金属材料では 0.5 mm とする。

10. 局部腐食

資料：米国の Lester らのまとめた種々の材料の局部腐食に関するデータを Table 10.1²⁶⁾ に示す。 γ 線照射下での極低歪引張り試験による応力腐食割れ試験の結果を Fig. 10.1²⁸⁾ に示す。低炭素鋼には応力腐食割れ感受性は認められなかった。

提案：孔触腐食速度は全面腐食速度の 10 倍とする。応力腐食割れ、機械的破壊等突発的破損についてはその原因が生じた時点で密封性は失われるとする。

11. ガラス固化体の浸出率

資料：COGEMA のガラス組成を模擬したガラス固化体の放射性核種の浸出率を Fig. 11.1²⁹⁾ に示す。また、浸出率の温度依存性の測定例を Fig. 11.2,³⁰⁾ 11.3³¹⁾ に示す。また、その活性化エネルギーの測定例を Table 11.1³²⁾ に示す。

提案：可溶性の放射性核種の浸出率は 90 °C で $5 \times 10^{-4} \text{ g/cm}^2\text{d}$ とし活性化エネルギーを 65 KJ/mol とする。浸出率の温度依存性は次式で計算することができる。

$$L = L_0 e^{-(E/RT)}$$

R : ガス定数 $8.31 (\text{J}/\text{mol}^\circ\text{K})$

L_0 : 定 数 ($\text{g}/\text{cm}^2\text{d}$)

T : 絶対温度 ($^\circ\text{K}$)

E : 活性化エネルギー (J/mol)

Pu等ガラス表面層に残留する核種の浸出率の温度依存性は無いとする。

12. ケイ酸飽和溶液中の可溶性元素の浸出率

資料：1辺5cmの立方体状のガラス固化体を種々の粉体状物質の中に埋め、浸出率を測定した結果をTable 12.1³³⁾に示す。ベントナイトとガラス粉体の混合物中では水溶液がガラス成分で飽和状態となり浸出が大幅に押さえられる。脱イオン水での浸出率の1/100以下となる。G-85⁷⁾で採用している地下水の動きの遅い処分環境での浸出率は、70°Cで $1 \times 10^{-7} \text{ g/cm}^2 \text{ d}$ の値を採用している。

提案：地下水が充分遅い処分条件での可溶性元素の浸出率は上記G-85の値を採用することにし、温度依存性の計算には上記活性化エネルギー 65 KJ/molの値を使う。

13. TRUの飽和濃度

資料：TRU核種を入れたガラス固化体で飽和した溶液中のTRU核種の濃度を測定したRaiらの値をFig.13.1³⁴⁾に、Aptedらの値をFig.13.2に示す。また、各国の評価に使っている値をTable 13.1^{5), 7), 10)}に示す。Npについてみると、浸出液に純水を使ったRaiらの値と地下水での飽和値はその他の報告値とかなり異なる。pHやEh共存イオン及び共存鉱物に大きく支配されるためと思われる。

提案：Pu, Am, Np, Tcの飽和値は地下水(pH 6~8を想定)中の溶解度を使うことにし、PAGISの値を参考にして次の値とする。

$$\text{Pu} \quad 1 \times 10^{-8} \text{ mol/l}$$

$$\text{Am} \quad 1 \times 10^{-7}$$

$$\text{Np} \quad 1 \times 10^{-9}$$

$$\text{Tc} \quad 1 \times 10^{-7}$$

参考資料：模擬地下水の流速を変え、ガラス固化体の浸出試験を行い、Siの浸出率を測定した結果をFig.13.3,³⁵⁾ Fig.13.4³⁶⁾に示す。単位表面積当たりの流速が 10^{-3} m/d 以上になると一定の浸出率となるが、それより遅い地下水の場所ではSiの飽和現象で浸出率が抑制される。可溶性元素のNaはその状態でも徐々に浸出が進行する。

14. ガラス表面変質層の構造

資料：ソックスレー浸出法で200日間浸出した後ガラス表面の様子を走査型電子顕微鏡で調べた結果をFig.14.1³⁷⁾に示す。また、氷河の下で長期間地下水と接触した玄武岩質天然ガラスの表面変質層と短期間ソックスレー浸出器で浸出したホウケイ酸ガラスの変質層を分析した結果をTable 14.1³⁸⁾に示す。いずれも、chlorite, nontronite, sepiitechloriteの混合物からなる粘土鉱物が生成し始めていることがわかった。カナダにおいてNepheline型ガラスを浅地層に埋設し、約25年の浸出率を測定した結果をTable 14.2³⁹⁾に示す。適切なガラス組成と地

下水成分がある場合は表面に保護膜が生成し、浸出が停止することがわかる。

提案：玄武岩質ガラスが 10^5 年以上存在すること、ガラスの組成によっては保護膜が生成する等の事実はあるが、ホウケイ酸ガラスについてはこれらの現象が起きることが証明されていないので評価に組み込まないこととする。結晶形が変わることにより、新しい結晶に入れないと元素の溶解度が増す過程もあり得るのでその面からの研究も必要と考えられる。また、温度、圧力等の地下水条件による反応機構の変化も考えられるので、研究成果を随時取り込み、浸出率及び溶解度の変化に直した上で、その他のケースとして検討を加える。

15. 移動しやすい化学種への変化率

資料：Puを含むガラス固化体を花こう岩岩石試料の穴の中に入れ浸出試験を行い岩石中へのPuの拡散状況を調べた結果をFig. 15.1⁴⁰⁾に示す。この結果より一部が移動しやすい化学種に変わっていることが推察される。（22. 非吸着性化学種への変換率参照）

提案：移動しやすい化学種としては、微粒子状になり浮遊していると考えられ、この変化割合及び安定性は地下水の性質によると考えられるが、当面Fig. 15.1に示す結果を参考にして、浸出した放射能の1%が移動しやすい化学種に変化し、地下水中に安定に存在することにする。

16. 浸出率への影響要因

(1) 割れ

資料：ガラス固化体の製作時の冷却方法と割れによる表面積の増加率との関係を測定した結果をTable 16.1⁴¹⁾に示す。また、ガラス固化体ブロックを重ね合わせてソックスレー法で浸出試験を行い、浸出の進行状況を調べた結果をFig. 16.1⁴²⁾に示す。重ね面は侵入した地下水がガラス成分で飽和されたために浸出速度は遅くなる。

提案：放冷時に固化体内部に生成する割れによる表面積は約10倍増加するとする。割れ面の浸出率はケイ酸の飽和液による浸出率とし、地下水の動きはないものとする。

(2) 失透

資料：失透温度に保ち失透させたガラス固化体と通常のガラス固化体の浸出率を比較した結果をTable 16.2⁴³⁾に示す。Cs, B等の可溶性元素の浸出率は増加するが、結晶化するSrの浸出率は大幅に減少する。

提案：¹³⁷Cs等可溶性核種の浸出率は約3倍となるとする。表面変質層残留核種の浸出率は影響を受けないとする。結晶化して難溶性となる核種は表面変質層残留核種と同じ扱いとする。

(3) 放射線 damage

資料： α 加速試験による浸出率への影響を調べた研究結果をTable 16.3⁴⁴⁾に示す。

提案：可溶性核種の浸出率の増加は3倍とする。表面変質層残留核種の浸出率は影響を受けないとする。

(4) 地下水の放射線分解

資料：空気で飽和されている水の放射線分解生成物の量及び廃棄物接触部の線量率の計算値を Table 16.4⁴⁵⁾に示す。空気の存在する状態で照射時と非照射時の浸出率を測定した結果を Table 16.5⁴⁶⁾に示す。 α 線の効果については、 ^{238}Pu を入れた固化体の浸出率を測定した実験で、浸出率の増加は認められていない。

提案： α 核種の影響は飛程が短くほとんど影響しない。地下水中的 Cl^- , NO_3^- イオンは OH^- の発生量を数 1000 分の 1 に減少させるし、深地下水には空気は含まれていないのでこの影響は無視することにする。

17. 地下水の性質

資料：Table 17.1⁴⁷⁾に米国の Salt, Basalt, Tuff 地層の地下水、カナダ及びスイスの深地層の地下水の組成を Table 17.2⁴⁸⁾, 17.3⁴⁹⁾に示す。また、関東平野の各深さの地下水主成分の濃度を Fig. 17.1⁵⁰⁾に示す。我が国での種々の地下水の分析結果の例を Table 17.4^{51)~53)}に示す。山岳地帯の地下水は深いところでも河川水とほとんど変わらないことがまれではない。堆積層での地下水は海水が閉じ込められた場合が多い。Fig. 17.2⁵⁴⁾に海底炭鉱での現場で湧水源を判定するために使われている 3 成分図を示す。200~300 m 以深ではほとんどが昔の海水が閉じ込められた化石水であることが分かっている。Fig. 17.3⁵⁵⁾は青函トンネルの工事で湧水源を推定するために使われた成分図で、K 及び Ca に着目している。各種の地下水の Eh-pH 図を Fig. 17.4⁵⁶⁾に示す。スエーデン及びスイスでの深地層中での測定結果でも一数 100 mV と低い値を示しているところが多い。

提案：地下水の組成は評価サイトの地下水を分析した値を使うことを原則とする。一般的評価の場合は、海水型化石水、陸水型化石水及び地表水に分け、上記数値及び地質を参考にして成分を決める。処分場は水の動きが極めて少ない滞留水のある場所が選ばれるとする。

18. 透水係数

資料：スエーデン Finnsjon の花こう岩地帯の透水係数を測定した結果を Fig. 18.1⁵⁷⁾に示す。深地層では岩石の自重により割れ目が縮まり、透水係数が低くなることがある。これらのことも考慮して、G-85⁷⁾では Fig. 18.2 の値を採用している。

提案：透水係数についてもサイト依存性が大きく、安全性評価上重要な値であるので実測値を使うのが原則である。一般的評価では Fig. 18.2 の値を使う。即ち、割れ目の無い所とそうでない所に分類し、その代表的数値を使う。サイト固有の問題は割れ目の存在密度で表す。

19. 拡散係数

資料：代表的岩石の拡散係数と間隙率を測定した結果を Fig. 19.1^{58), 59)}に示す。また、PAGIS-1 で採用されている緩衝材中の実効拡散係数を Table 19.1 に示す。¹⁰⁾ また、G-85 での値

を Table 19.2⁷⁾に示す。

提案：地層及び緩衝材の拡散係数として次の値を使うこととする。

花こう岩 : 1×10^{-12} (m ² /s)	破碎帯 : 1.5×10^{-10} (m ² /s)
緩衝材 : 1×10^{-10} (m ² /s)	粘土層 : 5×10^{-10} (m ² /s)

20. 分配係数 (Kd)

資料：我が国の代表的岩石の分配係数を測定した結果を Fig.20.1⁶⁰⁾に示す。米国科学アカデミー及びKBS-3で採用されている値をそれぞれTable 20.1⁶¹⁾, 20.2に示す。また、G-85のデータをTable 20.3⁷⁾に示す。

カナダの低レベル廃棄物処分場の周辺汚染区域の土壤について吸着鉱物を調べた結果は次の順位であった。⁶²⁾

¹³⁷Cs : biotite-vermiculite > biotite >> opaque or altered feldspar > muscovite
hornblende > translucent feldspar > quartz

⁹⁰Sr : biotite-vermiculite > biotite and hematite-bearing feldspar > others

原研での花こう岩へのNpの吸着実験でも黒雲母の部分がよく吸着することがわかっている。⁶³⁾また、海洋堆積物中のTcの拡散実験を行ったところ、微生物の活動により生成したと推定される黒色物質に強く吸着されることがわかった。即ち、吸着は岩種よりも岩石を構成する鉱物中の吸着に対し活性な鉱物に依存する。

また、土壤構成粒子の比表面積と分配係数との相関性は Fig.20.2⁶⁴⁾のように比例関係があることが報告されている。原研での種々の岩石への分配係数を単位間隙水当たりの値として整理したところ岩種による違いが少ない (Table 20.4)⁶⁵⁾。即ち、分配係数は地下水と接触し得る表面積に大きく依存する。

提案：分配係数について多くの要因に支配され、サイト依存性が強いので評価サイト固有の数値を使うことを原則とする。分配係数が大きい場合は、溶液中で安定に存在する化学種が移行を主に支配することになるので、ある大きさ以上のKdは同じ取り扱いとする。一般的評価では Fig.20.1 の値を主に採用することにし、岩石による違いは無視して最低値を用いる。また、 10^3 ml/g以上の核種については総て 10^3 ml/gの値を使うこととする。

21. 鉱物内への固定化の速度

資料：鉱物の溶解及び相平衡過程の速度の実測値は Fig.21.1⁶⁶⁾の値の報告がある。また、カナダの放射性ガラスブロックの埋設実験の汚染の広がり状態から⁹⁰Srが1次反応で不可逆的に固定されるとして、半分が固定される期間は約2年との報告がある。⁶⁷⁾

提案：反応機構によって全く異なることが考えられる。代表的過程として、鉱物の結晶交換、鉱物の固体内拡散、鉄化合物等反応性化合物との反応速度に区分して、文献値から妥当な数値を選びだすこととする。

22. 非吸着性化学種への変換率

資料：湖水について Fe（不溶性元素）及び Ca, Mg（可溶性元素）の濃度と有機炭素濃度を測定し、相関性を求めた結果を Fig. 22.1⁶⁸⁾ に示す。不溶性元素は良い相関性を示し、有機物等の存在で非吸着性の化学種に変換することが無視できないことがわかる。カナダの廃棄物処分場の汚染区域の地下水中の放射性核種を調べた結果を Fig. 22.2⁶⁹⁾ に示す。

提案：機構そのものも明確でなく、サイト依存性も高いと考えられる。従って、今後の研究に期待するところが多い。当面、カナダの埋設ガラスからの¹³⁷Cs の移行挙動を参考にしてソーススタークムの段階で溶液中の濃度の最大 1 %が非吸着性の化学種に変換するとする。この数値は安全評価上極めて重要な数値であるので各方面の研究に着目し、最新のデータを隨時使うようにする。

23. 希少事象の発生による地層特性の変化

資料：英国の低レベル廃棄物処分場の安全評価で採用している変化率は Table 23.1⁷⁰⁾ に示す。

また、気象変化、隆起、沈降により放射性核種の漏出場所が陸地あるいは海岸に変わった場合、評価環境が大幅に変わる。Table 23.2⁷⁰⁾ に英国の評価での主要な数値を示す。特に希釈率に大きな影響がある。

提案：断層の発生による透水性の変化は割れ目のない岩盤から割れ目のある状態になるので、18.の提案値から透水係数では結晶質岩では 10^3 倍、軟岩では英國の 100 倍になるとの値を採用する。拡散係数については、それぞれ 100 倍及び 2 倍の値を採用する。

24. パラメータの数値と評価結果への影響

(1) 各パラメータの位置づけ

G-85において、各バリアの機能を、閉じ込め期間、漏出率及び希釈率、の 3 種に分け、線量目標値 $10 \text{ mrem}/\text{y}$ ($0.1 \text{ mSv}/\text{y}$) 以下になる組み合わせの範囲を Fig. 24.1⁷¹⁾ のように示している。遅延時間及び漏出率と並んで希釈率が重要なパラメータであることが分かる。G-85で使っている各移行過程での希釈水の量をその他の数値と合わせて Fig. 24.2⁷¹⁾ に示す。

(2) 拡散移行機構が優位となる地下水流速

緩衝材は移行核種の観点から見ると、割れ目のできやすい硬質岩層に処分する場合に、局部的な水の動きを止める役割を果たす。従って、軟質岩地層では緩衝材は使われない。即ち、緩衝材は一種の健岩部と考えることができる。処分坑の設置場所を選ぶ場合、拡散による移行時間が水の動きによる移行より早い、水の動きの極めて遅い岩盤（健岩部）を選ぶことは可能であると考えられる。拡散による移行時間は平均到達距離を使って次式により求めた値で近似することができる。

$$L = 2\sqrt{Dt}$$

$$t = L^2/4D$$

$$\bar{v}_D = L/t = 4D/L > v_c$$

D : 拡散係数 (m^2/y)

t : 拡散時間 (y)

L : 健岩部の厚さ (m)

v_D, v_c : 拡散及び流れによる移行速度 (m/y)

従って、拡散係数の4倍を健岩部の厚さで割った値と流速とを比較することで、拡散移行が流れによる移行に優先するかどうか見当をつけることができる。仮に、健岩部の厚さが50m、拡散係数が $5 \times 10^{-10} m^2/s$ ($0.0158 m^2/y$) とすると、流速が $1.3 mm/y$ 以下であれば拡散によって移行する時間が方が速くなる。もし、拡散移行機構のみを考えればよい処分場であるならば、拡散距離と間隙水中の放射能濃度分布との関係は次の式で表すことができる。

$$C_{xt}/C_0 = e^{-\lambda t} \cdot \text{erfc}(x/2\sqrt{Dt})$$

C_{xt} : t年後 x点の濃度 (Bq/m^3)

λ : 放射性崩壊係数 ($1/y$)

^{90}Sr を考え、緩衝材中で減衰させるに必要な緩衝材の厚さを概算した結果を Fig. 24.3⁷²⁾に示す。

(3) 希釈と移行期間

破碎帯での水の動きと希釈との関係には次の関係がある。もし、放射能の減衰がなければ水の動きが速ければ速いほど希釈率が高くなり、個人被曝線量が低くなる。生態圈への漏出部の放射能濃度は次の式で表すことができる。

$$C = Q e^{-\lambda t} / a v_c$$

$$= Q t e^{-\lambda t} / w_f$$

$$\frac{dc}{dt} = \frac{Q}{w_f} (1 - \lambda t) e^{-\lambda t}$$

a : 破碎帯間隙断面 (m^2)

w_f : 破碎帯の間隙体積 (m^3)

v_c : 地下水流速 (m/y)

Q : 放射性核種の漏出率 (Bq/y)

∴ 濃度が最大になる漏出期間は

$$t = \frac{1}{\lambda} = 1.44 T_{\frac{1}{2}}$$

半減期の1.4倍にくらべて長い期間かかる地下水経路であれば距離が長ければ長いほど減衰して漏出濃度は低くなる。もし、この期間以上閉じ込められないなら、流速が速いほど漏出濃度が下がり、個人被曝線量が下がる。健岩部中の移行期間で減衰を期待し、破碎帶あるいは被覆層では希釈を期待することになる。漏出部が海洋あるいは大河より、小川の方が個人被曝線量が高くなる。

(4) 地下水の動きと地形

地層を上部の緩み領域と下部の圧密領域に分け、地表面の勾配のある位置からの距離と動水勾配との関係を 2DSEEP⁷³⁾を使って計算した結果を Fig. 24.4 に示す。平地が 4 km 続ければ地表の勾配の影響はほとんどなくなる。このことは処分サイトとして、山岳地が避けられ平地あるいは沿岸海底が選ばれる可能性が高いことを意味する。

謝 辞

本資料の整理に当たって、助言をいただいた、天沼僚先生を部会長とする原研の廃棄物処理処分研究委員会高レベル廃棄物試験専門部会及び木村敏雄先生を部会長とする地層処分システムパフォーマンス専門部会の専門委員の方々に深く感謝する。

(4) 地下水の動きと地形

地層を上部の緩み領域と下部の圧密領域に分け、地表面の勾配のある位置からの距離と動水勾配との関係を 2DSEEP⁷³⁾を使って計算した結果を Fig. 24.4 に示す。平地が 4 km 続ければ地表の勾配の影響はほとんどなくなる。このことは処分サイトとして、山岳地が避けられ平地あるいは沿岸海底が選ばれる可能性が高いことを意味する。

謝 辞

本資料の整理に当たって、助言をいただいた、天沼僚先生を部会長とする原研の廃棄物処分研究委員会高レベル廃棄物試験専門部会及び木村敏雄先生を部会長とする地層処分システムパフォーマンス専門部会の専門委員の方々に深く感謝する。

参 考 文 献

- 1) IAEA: "Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Waste" Safety Series No. 56 (1981)
- 2) IAEA: "Performance Assessment for Underground Radioactive Waste Disposal System" Safety Series No. 68 (1985)
- 3) NRC: "Disposal of High-Level Radioactive Waste in Geologic Repositories Technical Criteria" 10 CFR Part 60 Federal Register Vol. 48 No. 120 (1983)
- 4) 角谷他：“放射性廃棄物管理ガイドブック”(1988) and private informations in France
- 5) USDOE: "Nuclear Waste Policy Act (section 112) Draft Environmental Assessment, Reference Repository Location, Hanford Site, Washinton" (1984)
- 6) KBS: "Final Storage of Spent Nuclear Fuel KBS-3" (1983)
- 7) NAGRA: "Project Gewähr 1985, Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses" Project Report NGB 85-09 (1985)
- 8) Project Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE): "Summarized Final Report Chapter 4 Development of a Safety Assessment Methodology for the Geological Repository for Radioactive Waste in a Salt Dome" (1985)
- 9) AECL: "Environmental and Safety Assessment Studies for Nuclear Fuel Waste Management" TR-127-3 (1981)
- 10) N. Cadelli, et al: "Performance Assessment of Geological Isolation Systems (PAGIS) Summary Report of Phase 1" (1984)
- 11) M. D'Alessandro et al.: "Radioactive Waste Disposal into a Plastic Clay Formation: A Site Specific Exercise of Probabilistic Assessment of Geological Containment" EUR-7111 (1981)
- 12) R. L. Hunter: "Preliminary Scenarios of Radioactive Waste from a Hypothetical Repository in Basalt of the Columbia Plateau" NUREG/CR 3353 (1983)
- 13) 第四紀学会編：“第四紀地図”東京大学出版会 (1987)
- 14) 活断層研究会編：“日本の活断層－分布図と資料”東京大学出版会 (1980)
- 15) Estimated from Japan Atomic Energy Commission: "Long-Term Program for Development and Utilization of Nuclear Energy" (1987)
- 16) Private Informations in France
- 17) Calculated using ORIGEN-2
- 18) KBS: "Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified

- High Level Reprocessing Waste IV Safety Analysis" p. 19 (1978)
- 19) 新堀, 柴田編: "第四紀" 地球科学講座11 p 280 共立出版 (1983)
- 20) Canada AECB: "Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes Long-Term Aspects" R-104 (1987)
- 21) 降天他: "各国の高レベル放射性廃棄物固化処理用ホウケイ酸ガラスにおける廃棄物濃の固体諸物性に及ぼす影響" JAERI-M 9378 (1981)
- 22) F. Kamei, et al., presented at the Annual Meeting of the Atomic Energy Society of JAPAN, (1983)
- 23) 鈴木他: "模擬キャスター健全性評価試験" JAERI-M 88-025 (1988)
- 24) 鈴木他: 日本原子力学会誌に投稿準備中
- 25) H. Nakamura et al., "Progress Report on Safety Research of High-Level Waste Management for the Period April 1986 to March 1987" JAERI-M 87-131 p. 30 Kumata: "Field Test" (1987)
- 26) D. H. Lester et al., "Waste Package Performance Evaluation" ONWI-302 (1983)
- 27) OECD/NEA: "Feasibility of Disposal of High-Level Radioactive Waste into the Seabed Vol. 2 Radiological Assessment" (1988)
- 28) S. Muraoka "Slow Strain Rate Stress-Corrosion Test under Gamma-Ray Irradiation for Container Materials" in H. Nakamura et al. ed. JAERI-M 88-201 p. 39 (1988)
- 29) 馬場他, JAERI-M 84-140 (1984)
- 30) T. Banda, et al., submitted to J. Nucl. Sci. Technol (1989)
- 31) 上薙他, JAERI-M 9387 (1981)
- 32) IAEA: "Chemical Durability and Related Properties of Solidified High-Level Waste Forms" p. 88 ~ 97 (1985)
- 33) T. Banba and H. Nakamura, J. Nucl. Sci. Technol., 21, 77 (1984)
- 34) D. Rai, et al., "Maximum Concentration of Actinides in Geologic Media", Trans. Am. Nucl. Soc. 35, 185-186 (1980)
- 35) H. Kamizono, et al., Submitted to Nucl. Chem., Waste Manage (1988)
- 36) L. A. Chick, et al, "Glass Leaching Performance" Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Rep. PNL-4576 (1983)
- 37) T. Murakami and T. Banba, Nucl. Technol. 67, 419 (1984)
- 38) T. Murakami, et al., Scientific Basis for Nuclear Waste Management, XII (in Press)
- 39) 中村, D.R.Champ "Chalk River 研究所における放射性核種の移行に関するフィールド研究" 日本原子力学会誌投稿中
- 40) 中村, "地層処分における放射性核種の閉じ込めに関する基礎研究" JAERI-M 88-021 (1988)

- 41) L. Kahl. Kernforschungszentrum Karlsruhe, private communication (1983)
ref. IAEA Tech. Rep. Series No. 257 p. 68 (1985)
- 42) 馬場, 他, experimental result
- 43) H. Mitamura, et al., Nucl. Chem. Waste Manage. 6, 223 (1986)
- 44) IAEA, Tech. Rep. Series No. 257 p. 76 (1985)
- 45) A. W. Boyd, et al., Radiat. Phys. Chem. 15, 177 (1980)
- 46) G. L. MeVay and C. Q. Buckwalter, Nucl. Technol., 51, 123 (1980)
- 47) B. J. Wood and D. Rai, PNL-SA-9549 (1981)
- 48) P. Fritz, et al., "Water-Rock Interaction and Chemistry of Groundwater from the Canadian Shield" Geochimica et Cosmochimica Acta 48, 167-1627 (1984)
- 49) C. Wittwer; "Probenamen und Chemische Analyser von Grundwässern aus den Sondierbohrungen" NAGRA T.B. 85-49 (1986)
- 50) 地質調査所資料 private information (1987)
- 51) 理科年表 (1975)
- 52) 工事現場調査資料 private information (1987)
- 53) 藤島: 北炭技情報 6(1) (1959)
- 54) 工事現場調査資料 private information
- 55) Y. Seki et al., "Interaction between Miocene Volcanogenic Rocks and Sea Water-Meteoric Water Mixtures in Near Coast Undersea Part of Seikan Tunnel, Japan" Hydroscience and Geotechnology Lab. Saitama Uni. No.1 (1980)
- 56) R. M. Garrels, et al., "Solutions, Minerals and Equilibria" Freeman Cooper. & Company p. 380 (1965)
- 57) I. Neretnieks: J. Geophy. Res. 85, B8 Aug. 10 (1980)
- 58) S. Nakajima et al., "Diffusion and fixation of a mobile radionuclide in deep-sea sediment" Disposal of Radioactive Waste in Seabed Sediments ed. T. J. Freeman Graham and Trontman, London in press.
- 59) 喜多他; 花崗岩および凝灰岩間隙水中のイオンの拡散係数の測定"応用地質投稿中
- 60) 動力炉・核燃料開発事業団, 原子力安全研究協会“地層処分研究成果報告会論文集” p 10 (1986)
- 61) Waste Isolation Systems Panel, "A Study of the Isolation System for Geologic Disposal of Radioactive Wastes" National Academy Press (1983)
- 62) K. E. Lyon et al. "Retention of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr by mineral Sorbents Surrounding Vitrified Nuclear Waste" NHRI paper No. 27 (1985)
- 63) M. Kamata, "Sorption of ²³⁷Np on thin Sections of granite" in JAERI-M 88-201 p. 55 (1988)
- 64) K. J. Inch et al. "Surface Area and Radionuclide Sorption in Contaminated

- Aquifers "Water Poll. Res. J. Can. 22, (1) 85 (1987)
- 65) K. Shimooka, et al., "Measurement of Diffusion and Sorption of Radionuclides in Rocks" J. Nucl. Sci. Technol. 22, (10) 833-840 (1985)
- 66) B. J. Wood, et al., Science, 222, 413-415 (1983)
- 67) T. W. Melnyk, et al., "High-Level Waste Glass Field Burial Tests at CRNL: The Effect of Geochemical Kinetics on the Release and Migration of Fission Products in Sandy Aquifer" AECL 6836 (1983)
- 68) J.I. Kim., et al., "Natural Colloids and Generation of Actinide Pseudocolloids in groundwater" Nat. Anal. Rad. Waste Disp. Symp. Proc. 2, (1987)
- 69) D. R. Champ., et al., "Chemical Speciation of Long-Lived Radionuclides in a Shallow Groundwater Flow System" Water Poll. Res. J. Can. 19, (2) 35-54 (1984)
- 70) G. M. Smith, et al., "Calculation of the Radiological Impact of Disposal of Unit Activity of Selected Radionuclides" UK DOE/RW/85-096 (1985)
- 71) NAGRA: "Project Gewähr 1985, Nuclear Waste Management in Switzerland: Concept and Overview of Project Gewähr 1985" (1985)
- 72) S. Muraoka, et al., "Safety Evaluation Methodology of Underground disposal for Radioactive Waste: Effective Parameters for Evaluation Radionuclide migration" Proc. of IAEA International Symposium, IAEA-SM-289 (1986)
- 73) H. Kimura, "The 2D-SEEP Computer Code User's manual" JAERI-M 88-132 (1988)

Table 1.1 Concepts of multi barrier system

Engineered barrier

	Hanford	KBS-3	NAGRA	Gorleben	AEC L	Mol
canister	LCS 8 cm	Cu 10 cm	SUS 0.5 cm	(SUS 0.5 cm)		SUS 0.5 cm
overpack	non	non	CI 25 cm	non		
buffer material (bentonite)	15 cm	30 cm	138 cm		non	
LCS : low carbon steel CI : cast iron SUS : stainless steel Cu : copper						
Natural barrier						
	Hanford	KBS-3	NAGRA	Gorleben	AEC L	Mol
rock	basalt	c. r.	c. r.	salt	c. r.	clay
depth	~1,000 m	~500 m	~1,200 m	~300 m	~1,000 m	220 m
thickness of low permeable layer	68 m		500 m	300 m		40 m
capacity	70 KtU	6 KtU	5.9 Kcan.	54 Kcan.	350 KtU	6 Kcan.
repository area	8 Km ²	0.7 Km ²	2 Km ²	9 Km ²	5 Km ²	1 Km ²
ref.	DOE / RW - 0017 ⁵⁾	KBS-3 ⁶⁾	G-85 ⁷⁾	PSE ⁸⁾	TR 127-3 ⁹⁾	PAG I S - 1 ¹⁰⁾
				c.r. : crystalline rock		

Table 2.1 Processes and events caused by nature

	Time period	
	up to 10^4 a	10^4 to 10^6 a
1 Slow natural processes		
- climate changes	■	□
- sea-level changes	■	□
- erosion (fluvial and glacial)	■	□
- sedimentation	■	□
- tectonic crustal movements	■	□
- magma intrusion	■	□
- volcanism	■	□
- diapirism	■	□
- diagenesis	■	□
- metamorphosis	■	□
- weathering, mineralisation	■	□
- groundwater changes	■	□
2 Rapid natural events		
- earthquakes	■	□
- volcanic eruption	■	□
- meteor impact	■	□
- flooding with extreme erosion	■	□
- hurricane, storme	■	□
- movements at faults	■	□
- formation of new faults	■	□

■ = a quantitative consideration

□ = a qualitative discussion of the mechanism for safety analysis

Table 2.2 Effect of scenario mechanisms on the base scenario model chain

Scenario mechanism	Model chain										
	RH	LH	NFH	C	NFC	SL	L	RNTNF	RNTNF	RNTB	
Slow natural processes											
- climatic changes	●									●	
- without glaciation	●										
- with glaciation											
- erosion	●	●	●								
- fluvial	●	●	●								
- glacial	●	●	●								
- sedimentation	●	●	●								
- tectonic crustal movement	●	●	●								
- volcanism	●	●	●								
- diagenesis	●	●	●	●							
- metamorphosis	●	●	●	●	●						
- weathering, mineralisation	●	●	●	●	●	●					
Rapid natural events											
- earth quakes	●										
- meteor impact	●	●									
- movements at faults	●	●									
- new formation of faults	●	●									

Legend

- Direct parameter change
- Change in conceptual model

- | | | | |
|-----|-----------------------|-------|-----------------------------------|
| RH | Regional hydrology | C | Canister corrosion |
| LH | Local hydrology | RNTNF | Radionuclide transport-near-field |
| NFH | Near-field hydrology | RNTFF | Radionuclide transport-far-field |
| NFC | Near-field chemistry | RNTB | Biosphere transport |
| L | Leaching waste matrix | | |
| SL | Chemical speciation | | |

Table 2.3 Definition of Classes of Events in Relation to the Magnitude of the Consequences

Symbol	Definition	Consequences
E 5	Third order fault (displacement less than 5–10 m)	Breaching of clay if preceded by loss of clay plasticity
E 6	Second order fault (displacement greater than 5–10 m)	Breaching of clay and radioactivity release to ground water
E 7	First order fault (displacement greater than 200 m)	Direct exhumation of waste and radioactivity release to land surface
E 13	First order glacial action	Removal of the entire sedimentary cover (200 m) and release to land surface
E 14	Second order glacial action	Removal of 100 m of sedimentary cover, able to affect the radio-elements partially raised
E 16	First order stream erosion	Downcutting of the sedimentary cover up to the repository and release to land surface
E 17	Second order stream erosion	Downcutting of the sedimentary cover up to a depth of 100 m, able to affect the radio-elements partially raised
E 18	First order denudation	Lowering of the sedimentary cover sufficient to cause a release to land surface
E 19	Second order denudation	Lowering of the sedimentary cover up to a depth of 100 m, affecting the radioelements partially raised
E 22	First order human activities	Human operations able to affect the repository directly and causing release to land surface
E 23	Second order human activities	Human operations able to exhume the partially raised radionuclides
E 24	First order meteorite	Direct exhumation of waste and release to atmosphere
E 25	Second order meteorite	Fracturing of geological formation and release to ground water

Table 2.4 Scenarios for Demonstration of Performance Assessment Methodology for a High-Level Waste Repository in Basalt Formation

1. Normal Ground-Water Flow
2. Change of River Location
3. Change of Recharge to Aquifers
4. Pumpage of Groundwater
5. Coupled Thermohydrological Effects
6. Mechanohydrological Effects Due to Approaching Glacier
7. Shaft Seal Failure
8. Drilling Through Repository
9. Fault Through Repository

Table 3.1 Generation of high level waste

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2010	2030
PNC	28	42	70	140	←						140	0
Over sea reprocessing	0	0	256	←							0	0
1st commercial reprocessing	0	←	→	0	29	147	264	380	498	586	586	586
2nd commercial reprocessing	0	←									117	586
Total	28	298	326	425	543	660	776	894	982	844	1,173	
Accumulation	28	326	652	1,077	1,620	2,280	3,057	3,951	4,934	12,827	36,269	

Table 3.2 Waste generation from fuel reprocessing per one ton spent fuel

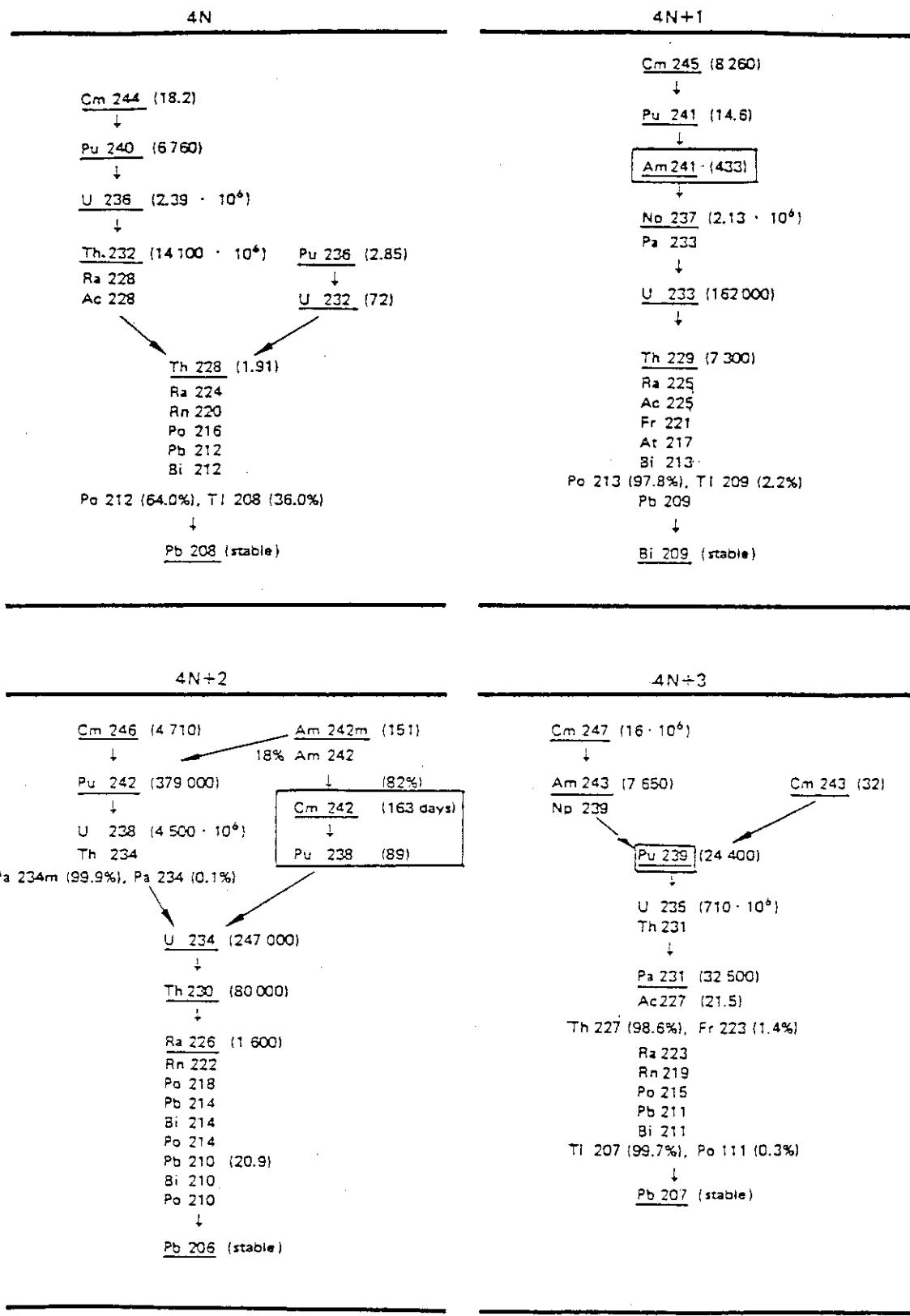
Category	Matrix	number	Vessel volume	radioactivity/vessel α	radioactivity/vessel $\beta\gamma$ (Ci)
High-level waste	glass	0.73	170 ℥	3,800	760,000
Hull	cement	0.4	1,300 ℥	6.5	38,000
α waste	cement	1.4	400 ℥	2	20
Non α waste	cement	5.4	200 ℥	0.1	
Sediment from chemical process	bitumen	3	210 ℥	0.5	100

Table 3.3 TRU and FP in waste

TRU	U, Pu, 99.5% recovery		per 1 ton U (33000MWD/ton U)			
	300 y	1000 y	10000 y			
	Ci	g	Ci	g	Ci	g
Pa-233	3.3×10^{-1}		3.5×10^{-1}		3.6×10^{-1}	
Np-237	3.3×10^{-1}		3.5×10^{-1}		3.6×10^{-1}	
Np-239	1.6×10	4.7×10^2	1.5×10	5.0×10^2	6.3	5.1×10^2
Pu-238	1.3×10		1.9×10^{-1}			
Pu-239	1.7		2.0		3.7	
Pu-240	7.2	6.2×10	6.7	6.3×10	2.6	7.4×10
Pu-241	1.3×10^{-1}		1.2×10^{-1}		8.9×10^{-2}	
Am-241	1.5×10^2		4.8×10		5.9×10^{-2}	
Am-243	1.6×10	1.2×10^2	1.5×10	8.7×10	6.3	3.2×10
Cm-242	1.6		6.4×10^{-2}			
Cm-245	1.3×10^{-1}	8.5×10^{-1}	1.2×10^{-1}	8.0×10^{-1}	8.9×10^{-2}	3.7×10^{-1}
U- total	4.2×10^{-2}	4.8×10^3	4.9×10^{-2}	4.8×10^3	6.3×10^{-2}	4.8×10^3
total	2.1×10^2	5.4×10^3	8.7×10	5.4×10^3	2.0×10	5.4×10^3
FP rare gas, ^3H : 100% loss, halogen : 99.9% loss						
Se-79	4.1×10^{-1}	5.7×10	4.1×10^{-1}	5.7×10	3.7×10^{-1}	5.6×10
Zr-93	1.8	4.1×10^3	1.8	4.1×10^3	1.8	4.1×10^3
Nb-93m	1.7		1.7		1.7	
Tc-99	1.3×10	7.7×10^2	1.3×10	7.7×10^2	1.3×10	7.7×10^2
Pd-107	1.1×10^{-1}	1.3×10^3	1.1×10^{-1}	1.3×10^3	1.1×10^{-1}	1.3×10^3
Sn-126	7.7×10^{-1}	8.9×10	7.6×10^{-1}	8.9×10	7.2×10^{-1}	8.9×10
Sb-126	1.1×10^{-1}	1.8×10	1.1×10^{-1}	1.8×10	1.1×10^{-1}	1.8×10
Sb-126m	7.7×10^{-1}		7.6×10^{-1}		7.2×10^{-1}	
Cs-135	4.1×10^{-1}		4.1×10^{-1}		4.1×10^{-1}	
Cs-137	1.0×10^2	1.5×10^3		1.5×10^3		1.5×10^3
Ba-137m	9.5×10					
Sr-90	5.7×10	3.5×10^2		3.5×10^2		3.5×10^2
Y-90	5.7×10					
Sm-151	3.5×10	8.6×10^2		8.6×10^2		8.6×10^2
total	3.6×10^2	2.8×10^4	1.9×10	2.8×10^4	1.9×10	2.8×10^4

(calculated using ORIGEN-2)

Table 3.4 Decay chain of TRU



The decay chains of the heavy nuclides. Half-lives given within parentheses, in years. Half-lives shorter than 20 years have generally not been included. N is an integer. Nuclides in the chain 4N have atomic weights which are integral multiples of 4. All heavy nuclides are included in these decay chains. There is no connection between them.

Table 4.1 Termination of assessment

	assessment period (y)	
U S A ³⁾	10^4 10^3	for environment for package
Belgian	—	practical assessment period $\sim 2.5 \times 10^5$ y
Germany	10^4	qualitative assessment after 10^4 y
Canada	10^4 ⁽²⁰⁾	"
Sweden	—	assessment at least 10^{10} y
Switzerland	10^6	limit of assessment period 10^8 y

Table 5.1 High level waste COGEMA

11.6. Container

a) Material : stainless steel Z 15 CN 24 13 (French standard)	
i.e.: 0.15% C, 24% Cr, 12% Ni	
b) Dimensions	
• outside diameter	: 430 mm
• height (with lid)	: 1,338 mm
• wall thickness	: 5 mm
c) Total volume internal	: approx 170 liters
d) Weight	: approx 80 kg

11.7. Residue

The residue has the following nominal characteristics:

a) Glass volume	:	110 l/tU
b) Number of containers	:	0.73/tU (round to 0.75/tU)
c) Glass volume per container	:	150 l
d) Filled container weight	:	approx 492 kg
e) Glass composition (percent in weight)		
• SiO ₂	:	45.1 %
• B ₂ O ₃	:	13.9 %
• Al ₂ O ₃	:	4.9 %
• Na ₂ O	:	9.8 %
• CaO	:	4.0 %
• Fe ₂ O ₃	:	2.9 %
• NiO	:	0.4 %
• Cr ₂ O ₃	:	0.5 %
• P ₂ O ₅	:	0.3 %
• Li ₂ O	:	2.0 %
• ZnO	:	2.5 %
• (FP+Zr) oxides + metallic particles including	:	12.8 %
- FP oxides from concentrated FP solutions and oxidizable FP from clarification fines : 11.1% (among which MoO ₃ : 0.5%)		
- Zr oxides from clarification fines and glass frit	:	1.0 %
- metallic particles including all other elements from clarification fines	:	0.7 %
• Actinides oxides		0.9 %
f) Density of glass	:	approx 2.75 g/cm ³

Table 5.2 MOLT WASTE FROM COMPOSITIONS { International }

COUNTRY WASTE FORMS	CANADA [AECL-GC- NACTS 33]	CANADA [AECL-AS- 981]	BELGIUM (SAN 60-25- 19-L3C2)	BELGIUM (WG 124)	FRANCE [SON 68-18-17- L1-C2-A2-Z2]	UNITED KINGDOM (BNFL 209)	JAPAN [JAERI-Z- 20/JW-A]	GERMANY (HMI-SM 513LW11)
COMPONENTS								
SiO ₂ (Wt. %)	48.00	50.22	43.41	60.7	45.48	51.0	38.27	52.154
Na ₂ O	6.33	8.24	10.67	3.6	9.86	8.0	20.57	9.149
B ₂ O ₃	-	-	17.00	-	14.02	12.0	12.99	13.083
TiO ₂	18.3	-	-	1.1	-	-	0.06	4.539
Li ₂ O	-	-	5.00	-	1.98	4.0	-	4.183
MgO	-	-	-	2.9	-	6.04	-	2.047
ZrO ₂	0.37	0.33	0.144	-	2.65	1.49	1.49	0.810
La ₂ O ₃	0.26	-	0.105	-	0.90	1.14	1.73	0.086
Fe ₂ O ₃	0.14	0.13	-	12.5	2.91	2.60	3.18	1.712
MnO ₂	-	-	-	-	0.72	-	0.21(MnO)	0.764
Al ₂ O ₃	8.05	20.48	18.09	2.9	4.91	4.87	4.29	3.615
NiO	0.12	0.11	-	1.1	0.74	0.34	0.18	0.432
CaO	14.32	11.72	3.50	4.1	4.04	-	6.60	4.539
CsNO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Sr(NO ₂) ₂	-	-	-	-	-	-	-	-
Na ₂ CO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Na ₂ CO ₄	-	-	-	-	-	-	-	-
Coal	-	-	-	-	-	-	-	-
Zelite	-	-	-	-	-	-	-	-
BaO	0.17	0.15	0.052	4.4	0.60	0.46	-	-
CdO	-	-	-	-	0.03	0.02	0.02	0.100
CeO ₂	1.90	1.74	0.118	-	0.93[Ce ₂ O ₃]	0.70	1.09	-
Cr ₂ O ₃	0.04	0.04	-	2.2	0.51	0.22	0.282	0.810
Cs ₂ O	0.32	0.29	0.215	-	1.55	0.63	0.76	0.130
Dy ₂ O ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr ₂ O ₃	-	-	-	-	-	-	0.05	-
Gd ₂ O ₃	-	-	-	-	-	1.63	-	0.008
K ₂ O	-	-	-	-	-	-	-	-
MgO ₃	0.75	0.69	0.161	1.3	-	-	1.14	-
Nd ₂ O ₃	0.15	0.14	0.169	2.1	1.70	1.20	1.35	0.264
P ₂ O ₅	-	-	-	-	1.59	1.13	1.28	0.421
SrO	0.09	0.08	0.056	-	0.28	0.23	1.21	0.006
ZnO	-	-	-	-	0.33	0.23	0.26	0.046
SeO ₂	-	-	-	-	2.50	-	-	0.016
Rb ₂ O	-	-	-	-	-	0.02	0.02	-
Y ₂ O ₃	0.06	0.05	-	-	0.09	0.09	0.09	0.020
Ag ₂ O	-	-	-	-	0.20	0.14	0.16	0.045
SnO ₂	0.01	0.01	-	-	0.03[Ag ₂ O ₃]	0.02	0.02	-
TeO ₂	-	-	-	-	0.02	0.01	0.02	-
Pr ₂ O ₃	0.13	0.12	0.050	-	0.23	0.14	0.18	0.041
Sm ₂ O ₃	-	-	-	-	0.44	0.19	0.25	0.077
RuO ₂	-	-	-	-	-	0.67	0.59(Ru)	0.058
Rh ₂ O ₃	-	-	0.074	-	-	0.13	0.07(Rh)	0.148
PdO	-	0.066	-	-	-	0.40	0.19(Pd)	-
CoO	0.49(Pd)	-	-	-	-	0.12	-	-
Sb ₂ O ₃	-	-	-	-	-	0.01	-	-
ThO ₂	-	-	-	-	-	0.33	-	-
CuO	-	-	-	-	-	1.1	-	-

Table 7.1 Candidate material for overpack

U S A ⁵⁾	1) Ti-code 12 : with carbon steel	2.5 mm (mechanical strength)
	2) Cast iron :	300 mm
Sweden ⁶⁾	Titanium : with lead	6 mm (filler)
Switzerland ⁷⁾	Cast iron GS 40 :	250 mm
Germany ⁸⁾	No overpack	

Table 9.1 Bulk Corrosion Rate Constants (inches/yr)

MATERIAL	SALT REPOSITORY				HARDROCK REPOSITORY			
	ANOXIC		OXIC		ANOXIC		OXIC	
	$\leq 100^\circ\text{C}$	$> 100^\circ\text{C}$						
Mild Steel	0.00140	0.00280	0.00270	0.27600	0.00050	0.00100	0.00050	0.00200
Zircaloy	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
Inconel	0.00100	0.00030	0.00400	0.00400	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
304 SST	0.00040	0.00040	0.00500	0.00390	0.00010	0.00010	0.00030	0.00020
Copper	0.00040	0.00300	0.00040	0.04700	0.00050	0.00200	0.01200	0.00200
Lead	0.00010	0.01200	0.00060	0.04700	0.00030	0.00050	0.00030	0.00050
Iron	0.0030	0.03600	0.05400	0.05000	0.00400	0.00200	0.00050	0.00200
Ti code-12	0.00005	0.00020	0.00005	0.00020	0.00005	0.00020	0.00005	0.00020

Corrosion Rate Multiplier Due to Nuclear Radiation (no units)

MATERIAL	MULTIPLIER	
	10^5 R/hr	10^7 R/hr
Mild Steel	3	14
Zircaloy	1	50
Inconel	1	50
304 SST	1	50
Copper	1	1
Lead	1	1
Iron	3	14
Ti code-12	1	2

Table 9.2 Corrosion rate

G-85 ⁷⁾	GS steel	29 mm/1000 y
OECD/NEA SWG ²⁷⁾	Steel	30 ~ 75 mm/500 y
	Titanium	<0.001 mm/y
KBS-3 ⁶⁾	Titanium	0.5 mm/1000 y
	Copper	<10 mm/10 ⁶ y

Table 10.1 Local Corrosion Rate Constants (inches/yr)

MATERIAL	SALT REPOSITORY				HARDROCK REPOSITORY			
	ANOXIC		OXIC		ANOXIC		OXIC	
	≤100°C	>100°C	≤100°C	>100°C	≤100°C	>100°C	≤100°C	>100°C
Mild Steel	0.00050	0.00050	0.02700	0.00050	0.00200	0.00200	0.0020	0.01900
Zircaloy	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050
Inconel	0.00600	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00250	0.00050	0.00050
304 SST	0.02000	0.00050	0.03000	0.03000	0.00010	0.00050	0.00010	0.00030
Copper	0.00500	0.00050	0.00500	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050
Lead	0.00050	0.00050	0.00050	0.00050	0.00040	0.00100	0.00060	0.00100
Iron	0.01200	0.04000	0.10000	0.30000	0.03500	0.00800	0.00600	0.03500
Ticode-12	0.00005	0.00005	0.00005	0.00005	0.00005	0.00005	0.00005	0.00005

Table 11.1 Activation energy of leaching

Researcher	Energy (KJ/mol)	Reference
1) Kamei, et al	63	1983 An. Meeting AESJ
2) Marples et al	58 ~ 81	EUR-7138 (1983)
3) Grambow	72 ~ 77	Glastech Ber 56, 1 (1983)
4) Vaswani	52	BARC-1032 (1979)
5) Chick, et al	34 ~ 76	PNL-4576 (1983)

Table 12.1 Weight loss (%) of glass after leaching covering with various mineral powder

	1	3	5	10	30 (day)
granite	0.18	0.33	0.58	0.76	2.83
basalt	0.23	0.75	1.20	2.16	3.17
bentonite	0.48	0.87	1.50	2.85	6.64
glass flit	0.15	0.12	0.09	0.18	0.07
mixture of glass flit and bentonite	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
deionized water	0.60	1.11	1.25	2.40	2.86

Table 13.1 Solubilities of long lived nuclides used for performance assessment

	G-85 ⁷⁾ mol/l	PAGIS-1 ¹⁰⁾ mg/m ³ (mol/l)	Hanford ⁵⁾ mol/l
Tc	1.0×10^{-6}	$29 (3.0 \times 10^{-7})$	$5 \times 10^{-4} \sim 2 \times 10^{-8}$
Th	1.6×10^{-8}	—	—
U	2.5×10^{-9}	—	—
Np	2.0×10^{-9}	$0.9 (3.8 \times 10^{-9})$	$1 \times 10^{-7} \sim 3 \times 10^{-9}$
Pu	1.0×10^{-7}	$2.4 (1.0 \times 10^{-8})$	$1.2 \times 10^{-8} \sim 1.8 \times 10^{-11}$
Am	5.0×10^{-5}	$49 (2.0 \times 10^{-7})$	—

Table 14.1 Composition of glass and altered layer

	Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	ZrO ₂	CaO	TiO ₂	MnO ₂	FeO	CoO	NiO	REO ^a
Simulated glass	14.5	--	2.6	62.4	3.7	2.4	--	0.3	4.6 ^c	0.2	0.4	4.6
Altered layer after 14 day's leaching (8 μm)												
Position	①	7.6	--	10.3	62.3	6.6	1.1	--	0.2	5.2	0.0	0.0
	②	3.6	--	7.8	55.6	10.4	1.1	--	0.8	8.6	0.1	0.0
	③	3.7	--	4.8	48.2	13.5	0.9	--	1.0	10.9	0.2	0.4
	④	3.2	--	4.6	49.4	15.2	0.7	--	1.3	11.0	0.2	0.4
Clay mineral		4.0	--	7.3	45.6	0.0	0.0	--	2.8	17.8	5.8	15.6
Natural Basaltic glass	3.3	6.3	15.4	51.1	--	9.2	1.8	0.2	11.1	--	--	--
Altered layer after 10 ⁴ ~ 10 ⁵ year's leaching (600 μm)												
Position	① ^d	1.0	0.4	36.3	43.0	--	0.0	3.1	--	16.0	--	--
	② ^e	0.9	1.0	43.5	40.3	--	0.2	2.4	--	11.5	--	--
Clay mineral	{ ①	0.4	0.0	38.2	30.9	--	0.0	4.0	--	26.4	--	--
	{ ②	1.3	0.4	26.5	32.8	--	0.0	3.0	--	36.0	--	--

Table 14.2 Alteration of leaching rate of vitrified waste forms as a function of time

day	Result of leaching ** test in laboratory g/cm ² d	Calculated value from * field investigation year	g/cm ² d
0	1 × 10 ⁻⁴	1960	4 × 10 ⁻⁸
5	1 × 10 ⁻⁵	1961	7 × 10 ⁻⁹
10	2 × 10 ⁻⁶	1962	4 × 10 ⁻¹⁰
20	9 × 10 ⁻⁷	1963	3 × 10 ⁻¹⁰
40	5 × 10 ⁻⁷	1964	3 × 10 ⁻¹⁰
80	3 × 10 ⁻⁷	1965	2 × 10 ⁻¹⁰
120	2 × 10 ⁻⁷	1966	8 × 10 ⁻¹¹
		1967	6 × 10 ⁻¹¹
		1968-74	5 × 10 ⁻¹¹

* Calculated value using concentration of radioactivity in groundwater and soil at 1 m downgradient of block (Bancroft, 1960)

** Leaching rate measured with distilled water flowing at 3 ml/min using a vessel containing 4 blocks in 4 l water (Merritt, 1976)

Table 16.1 SURFACE-AREA INCREASES FOR DIFFERENT COOLING RATES FOR CYLINDERS OF GLASS SM 58LW11

Cylinder	Diameter (cm)	Cooling conditions	Cooling time (hours)	Surface-area increase factor
4	20	Free cooled	18	10
5	30	Annealed	120	9
12	30	Free cooled	24	13
14	30	Insulated	120	9
20	30	Free cooled	24	15
23	20	Free cooled	18	14
29	20	Annealed	72	5
41	30	Free cooled	24	10

Table 16.2 Change in Normalized Elemental Mass Loss by Devitrification in the Early Stage of the Leach Test

Element	Devitrified glass (D)		As-prepared glass (A)		
	$a_i \times 10^5$ (g/cm ² day)	Period ^b (day)	$a_i \times 10^5$ (g/cm ² day)	Period ^b (day)	$a_i(D)/a_i(A)^a$ (-)
Na	600	11	210	7	2.9
B	600	11	210	7	2.9
Cs	510	4	170	7	3.0
Mo	400	11	250	7	1.6
Sr	22	1	160	5	0.14
Ba	24	1	150	5	0.16
Cr	90	11	25	7	3.6
Fe	4.3	7	3.9	6	1.1

^a This value is the ratio a_i for the devitrified glass to that for the as-prepared glass.^b Period indicates the maximum day of the data to which the least-squares method was applied to obtain a_i .

Table 16.3 Leach tests on glasses doped with ^{244}Cm

Material and reference	Leach method ^a	Parameter measured	Initial leach rate ($\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{day}$) L_{R_0}	Dose (D) alpha decays/g	Final leach rate ($\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{day}$) L_{R_D}	Ratio L_{R_D}/L_{R_0}
PNL glass 77-260 (Vitreous)	Soxhlet	Wt. loss	3.2×10^{-4}	1.4×10^{18}	2.8×10^{-4}	0.9
		Cm in leachate	9.0×10^{-7}	1.4×10^{18}	8.0×10^{-7}	0.9
[Ref. 9]	Static, pH 9	Wt. loss	8.0×10^{-5}	1.4×10^{18}	9.0×10^{-6}	0.1
		Wt. loss	1.2×10^{-4}	1.4×10^{18}	0.8×10^{-4}	0.7
PNL glass 77-260 (crystallized)	Soxhlet	Wt. loss	1.8×10^{-4}	1.4×10^{18}	1.3×10^{-4}	0.7
		Cm in leachate	3.8×10^{-6}	1.4×10^{18}	1.2×10^{-6}	0.3
[Ref. 9]	Static, pH 9	Wt. loss	1.8×10^{-5}	1.4×10^{18}	0.7×10^{-4}	4.0
		Wt. loss	2.0×10^{-4}	1.4×10^{18}	2.3×10^{-4}	1.1
PNL glass 72-68	Static	K in leachate	6.0×10^{-6} b)	8.3×10^{17}	1.1×10^{-5} b)	1.8
		Cm in leachate	(7×10^{-8}) c)	8.3×10^{17}	1.0×10^{-7}	1.4
[Ref. 7]	SRL glass SRP [Ref. 44]	Cm in leachate	1.6×10^{-9}	3.7×10^{17}	$(5.6 \pm 3.0) \times 10^{-9}$ d)	3.5 ± 1.5
		Wt. loss	5×10^{-7}	1.4×10^{18}	5×10^{-7}	1.0
VG 98/3 [Ref. 45]	Static	Cm in leachate				
		Wt. loss				
COGEMA	Soxhlet	Wt. loss	1.4×10^{-4}	7×10^{18}	4×10^{-4}	3.0

a) In the "static method" the water was changed (daily at first, less frequently later) and analysed where an element is mentioned.

b) Values on doped and samples compared. Initial values of doped samples not given.

c) Value at 5.3×10^{17} alpha decays/g. Initial value not given.

d) Average and standard deviation of 5 readings.

Table 16.4 Radiolysis by dose from high-level waste

(a) DOSE RATES FROM HIGH-LEVEL WATERS IN DIRECT CONTACT WITH GROUNDWATER

Time after vitrification (years)	Dose rater (Mrad/h)	
	Ionizing radiation (β, γ)	α -radiation
4	0.53	2.7×10^{-2}
50	0.08	2.2×10^{-2}
500	~ 0	1.1×10^{-2}

(b) CONCENTRATIONS (in mol/dm³) OF REACTIVE RADICALS PRODUCED BY RADIOLYSIS

Radiation (Mrad/h)	H	OH	e_{aq}^-	O_2^-	H^+	OH^-
2.4 γ	9.4×10^{-11}	4.2×10^{-9}	9.4×10^{-11}	3.8×10^{-8}	1.2×10^{-7}	8.3×10^{-8}
4 α	1.1×10^{-13}	2.3×10^{-11}	4.1×10^{-14}	1.9×10^{-7}	1.3×10^{-7}	7.7×10^{-9}

Table 16.5 Comparison of Gamma-Irradiated and Unirradiated Leach Rates * at $\sim 90^\circ C$ with a Surface Area to Volume Ratio of 10 m^{-1}

Element	7668-D.I.W. ^a Gamma Irradiation ($\text{m}^2 \cdot \text{h}$) ⁻¹	7668-D.I.W. No Irradiation ($\text{m}^2 \cdot \text{h}$) ⁻¹	S.C.-D.I.W. ^b Gamma Irradiation ($\text{m}^2 \cdot \text{h}$) ⁻¹	S.C.-D.I.W. No Irradiation ($\text{m}^2 \cdot \text{h}$) ⁻¹
Silicon	2.27×10^{-1} ^c	6.53×10^{-2}	1.48×10^{-1}	3.24×10^{-2}
Boron	2.80×10^{-1}	9.50×10^{-2}	—	—
Calcium	3.14×10^{-1}	4.41×10^{-2}	1.38×10^{-1}	4.10×10^{-3}
Strontium	2.15×10^{-1}	4.89×10^{-2}	2.15×10^{-1}	1.97×10^{-2}
Barium	1.38×10^{-1}	1.16×10^{-2}	1.54×10^{-1}	3.05×10^{-2}
Sodium	6.64×10^{-1}	1.22×10^{-1}	2.26×10^{-1}	9.50×10^{-1}
Cesium	1.83×10^{-1}	1.27×10^{-1}	7.15×10^{-2}	5.05×10^{-2}
Molybdenum	2.58×10^{-1}	2.67×10^{-2}	3.51×10^{-1}	5.33×10^{-2}
Nickel	2.53×10^{-1}	—	2.93×10^{-1}	—
Weight Loss	$1.23 \times \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$	$5.89 \times \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$	$3.74 \times \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$	—

* Dose rate was $2.4 \times 10^6 \text{ R/h}$, total dose was $7.4 \times 10^8 \text{ R}$.^a D.I.W.= deionized water.^b S.C.-D.I.W.= super calcine-deionized water.^c Fraction leached per unit area and time (leach rate).

Table 17.1 Ground-Water Compositions in Different Rock Type ^(a)

Solution Species	Concentration(ppm) in Ground Waters From			
	Salt	Basalt	Granite	Tuff
Li ⁺	20	—	—	0.05
Na ⁺	42,000	250	125	51.0
K ⁺	30,000	1.9	0.4	4.9
Mg ²⁺	35,000	0.04	0.5	2.1
Ca ²⁺	600	1.3	59	14.0
Sr ²⁺	5	—	—	0.05
Ba ²⁺	—	—	—	0.003
Fe	2	—	0.02	0.04
Al	—	—	—	0.03
SiO ₂	—	121	3.7	61
F ⁻	—	37	37	2.2
Cl ⁻	190,000	148	283	7.5
NO ₃ ⁻	—	—	0.28	5.6
H ₂ PO ₄	—	—	—	0.12
HCO ₃ ⁻	700	70	12.8	120
CO ₃ ²⁻	—	27	—	—
SO ₄	3,500	108	19	22
(BO ₃ ³⁻)	1,200	—	—	—
Br ⁻	400	—	—	—

(a) Composition guide taken from draft report compiled by the Reference Repository Conditions Interface Working Group of NWTS program, U.S. Department of Energy, Washington, DC (December 1980). The pH of ground waters from salt, basalt, granite, and tuff are given as 6.5, 9.9, 8.95, and 7.1, respectively.

Table 17.4 Composition of groundwater in Japan

	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO ₄	HCO ₃	SiO ₂	pH	(ppm)
Naka river ⁵¹⁾	6.7	1.3	15.8	4.3	8.2	44.9				35.4
Kasama quarry (-40m)	19.2	0.7	5.5	<0.1	4.7	8.3	47		7.9	8.4
Gifu Rhyolite ⁵²⁾ (-300m) at mountain site	16.0	0.6	27.5	2.2	2.0	9.2	122		23.9	7.3
Kanto sandstone ⁵²⁾ (-250m) at mountain site	15.1	0.4	137	3.3	1.5	280	115		12.9	7.4
Ishikari coal mine ⁵³⁾ (-516m)	11461.8		2090.0	18.3	16668.6	1.2	176		19.0	7.2
Seikan tunnel ⁵²⁾	6701.6	195.1	294	957.6	12700	2000	95.4		7.9	
Seawater ⁵¹⁾	10763.8	387.8	408.0	1297	19353	270.7	142.7		8.2	

Table 19.1 Apparent diffusion coefficient of buffer material

(a) Normal scenario

Element	Apparent Diffusion Coefficient ($D_a \times 10^{12} \text{ m}^2/\text{s}$)	Element	Apparent Diffusion Coefficient ($D_a \times 10^{12} \text{ m}^2/\text{s}$)
Sr	2-25	U	1
Tc	53	Np	0.2-0.4
Cs	1-8	Pu	$7-30 \times 10^{-3}$
Th	$5-9 \times 10^{-3}$	Am	$4-14 \times 10^{-3}$
Pa	1		

(b) Altered evolution scenarios

Element	Diffusion coefficient D $10^{10} \text{ m}^2/\text{s}$	Element	Diffusion coefficient D $10^{10} \text{ m}^2/\text{s}$
Sr	670	U	1.5
Tc	0.5	Np	0.8
Cs	57	Pu	2.1
Th	<1.0	Am	1.8
Pa	>60		

Table 19.2 Conservative, realistic and experimental values for apparent diffusivities

Species	D_a calculated 25 °C		D_a experimental $w = 0.25$; 25 °C (NTB 85-23) (m^2/s)
	conservative (m^2/s)	realistic (m^2/s)	
I ⁻	1E-10	3E-11	1E-10
Cs ⁺	1E-11	1E-12	6E-12
Sr ⁺²	1E-11	1E-12	2E-11
U (IV)	2E-12	2E-13	2E-13
Th (IV)	2E-12	2E-13	5E-14

Table 20.1 Solubilities and Retardation Factors of Some Hazardous Radioactive Elements

Element	Most Probable	Solubility (log ppm)				Retardation Factor ($1+10K_d$)				
		Reducing: Eh = -0.2		Oxidizing: Eh = +0.2		Granite	Basalt	Tuff	Clay, Soil, Shale	Salt
		pH=9	pH=6	pH=9	pH=6					
Se		—	—	—	—	5	5	5	5	20
						50	50	50	50	200
						200	200	200	200	1,000
Sr	high	-0.2	high	-0.2	high	10	50	20	50	1
						200	200	200	200	10
						2,000	2,000	10,000	5,000	100
Zr	-4	-4	-6	-4	-6	500	500	500	500	300
						5,000	5,000	5,000	5,000	1,000
						30,000	10,000	10,000	50,000	5,000
Tc	-3	-10	high	high	high	1	1	1	1	1
						5	5	5	5	5
						40	100	100	20	20
Sn	-3(?)	-4	-4	-4	-4	100	100	200	200	10
						1,000	1,000	1,000	1,000	100
						5,000	5,000	5,000	5,000	1,000
Sb	-3(?)	—	—	—	—	10	10	10	10	5
						100	100	100	100	50
						1,000	1,000	1,000	1,000	000
I	high	high	high	high	high	1	1	1	1	1
						1	1	1	1	1
						1	50	1	1	1
Cs	high	high	high	high	high	100	100	60	200	1
						1,000	1,000	500	1,000	10
						10,000	10,000	10,000	10,000	2,000
Pb	-1	-1	0	-1	0	10	20	20	20	5
						50	50	50	50	20
						200	500	500	500	100
Ra	-2	-3	-1	3	-1	50	50	50	50	5
						500	500	500	500	50
						5,000	5,000	5,000	5,000	500
Th	-3	-4	-4	-4	-4	500	500	500	500	300
						5,000	5,000	5,000	5,000	1,000
						10,000	10,000	10,000	10,000	5,000
U	-3	-3	-5	high	high	10	20	5	50	10
						50	50	40	200	20
						500	1,000	200	5,000	60
Np	-3	-4	-4	-2	-1	10	10	10	10	10
						100	100	100	100	50
						500	500	500	400	300
Pu	-3	-5	-4	-5	-3	10	100	50	500	10
						200	500	200	1,000	200
						5,000	5,000	5,000	20,000	10,000
Am	-4(?)	-8	-5	-8	-5	500	60	300	200	300
						3,000	500	1,000	800	1,000
						50,000	50,000	50,000	50,000	5,000
Cm	-3(?)	—	—	—	—	200	100	100	200	200
						2,000	500	500	2,000	1,000
						10,000	10,000	10,000	20,000	3,000

NOTE : See Section 7.10 for comments, explanation, and bibliographic references. Boldfaced values of retardation factors are those that K. B. Krauskopf considers to be suitably conservative for predicting the performance of conceptual repositories (Chapter 9).

SOURCE : Compiled by K. B. Krauskopf, Stanford University.

Table 20.2 Distribution coefficient for granite (m^3/kg)

Element	Oxic	Anoxic
Zn	—	—
Se	—	—
Sr	7.7×10^{-3}	0.017
Zr	1.2	—
Mo	—	—
Tc	0	0.052
Pd	—	—
Sn	—	—
Hf	0	1.9×10^{-6}
Cs	0.12	0.065
Ce	12	—
Nd	3.8	—
Sm	—	—
Eu	7.3	—
Pd	—	—
Ru	—	—
Pa	0.096	0.52
Ac	—	—
Th	0.73	2.5
Pa	—	—
U	5.8×10^{-3}	1.2
Np	0.037	1.2
Ru	0.15	0.31
Am	12	33
Cm	—	17

Calculated from KBS-3 data using density of 2600 (kg/m^3)

Table 20.3 Distribution coefficient of various elements

(a) Wethered granite

Element	K _d (m ³ /kg)	
	realistic	conservation
Ac	5	0.25
Am	5	0.5
Cs	0.03*	0.006*
Cm	5	0.5
I	0.001	0
Pb	1	0
Mo	0.005	0
Np	1	0.1
Pd	0.01	0
Pu	5	0.5
Pa	1	0.01
Ra	1	0.05
Rn	0	0
Sm	2.5	0.25
Se	0.005	0
Tc	0.25	0.005
Th	1	0.01
Sn	0.05	0
U	1	0.05
Zr	5	0.1

(b) Bentonite

Element	K _d (m ³ /kg)	
	Realistic	Conservation
Ac	5	1
Am	5	1
Be	0.01	0
Cs	0.2	0.02
Ca	0.2	0.02
C	0.005	0
Cm	5	1
Ho	2.5	0.25
I	0.005	0.001
Pb	1	0.001
Mo	0.005	0.001
Np	1	0.1
Ni	1	0.5
Nb	2.5	0.02
Pd	0.005	0.001
Pu	5	1
Pa	1	0.1
Ra	0.2	0.02
Rn	0	0
Sm	2.5	0.25
Se	0.005	0.001
Ag	0.5	0.01
Sr	0.2	0.02
Tc	0.25	0.01
Th	1	0.1
Sn	0.05	0.001
U	1	0.1
Zr	5	0.25

Table 20.4 K_d and K_p ratios of ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am and ²³⁷Np for the various kinds of rock

	Granodiorite		Andesite		Basalt		Rhyolite		Granite	
	11d	78d	11d	78d	11d	78d	11d	78d	11d	78d
¹³⁷ Cs	K _d	1.1×10	1.9×10	6.0×10	1.3×10 ²	5.9×10	1.5×10 ²	2.5×10	2.0×10	1.2×10
	K _p	3.8×10 ³	6.5×10 ³	3.3×10 ³	7.4×10 ³	1.0×10 ⁴	2.8×10 ⁴	3.4×10 ²	3.0×10 ²	7.6×10 ³
⁹⁰ Sr	K _d	2.5	6.9	1.6×10 ²	1.0×10 ²	8.1	1.2×10	2.4×10	1.3×10 ²	1.1×10
	K _p	1.0×10 ³	2.3×10 ³	8.7×10 ³	5.9×10 ³	1.3×10 ³	1.9×10 ³	3.3×10 ²	2.0×10 ³	5.8×10 ³
²⁴¹ Am	K _d	6.8×10	1.1×10 ²	3.3×10 ²	1.3×10 ³	1.7×10 ²	3.3×10 ²	1.5×10 ³	2.0×10 ³	5.3×10
	K _p	2.4×10 ⁴	3.5×10 ⁴	1.8×10 ⁴	7.3×10 ⁴	2.7×10 ⁴	5.3×10 ⁴	1.9×10 ⁴	2.6×10 ⁴	2.6×10 ⁴
²³⁷ Np	K _d	9.3×10 ⁻¹	6.4	4.6×10 ⁻¹	5.1×10 ⁻¹	2.0×10 ⁻¹	4.5×10 ⁻¹	3.4×10 ⁻¹	3.8×10 ⁻¹	1.2×10 ⁻¹
	K _p	2.9×10 ²	2.5×10 ³	2.5×10	3.1×10	3.1×10	7.0×10	4.5	5.1	4.7×10

$$K_d = \frac{A_r/W_r}{A_s/W_s}, \quad K_p = \frac{A_r/W_i}{A_s/W_s}.$$

A_r: Amount of activity sorbed by rock,
 W_i: Amount of interstitial water,
 W_s: Volume of solution
 A_s: Amount of activity left in solution
 W_r: Weight of rock

Table 23.1 Changes in Geosphere Parameters for a High Consequence/
Low Probability Event

	Groundwater velocity m y^{-1}		Dispersion coefficient $\text{m}^2 \text{y}^{-1}$	
	Initial	Altered	Initial	Altered
Clay	3×10^{-4}	3×10^{-2}	3×10^{-3}	6×10^{-3}
Shale	1×10^{-2}	1	1×10^{-1}	10

Note:

All other parameters remain unchanged. In particular dispersive lengths remain the same at 0.1 m for clay, and 10 m for shale. The dispersion coefficient is the sum of diffusion coefficient and the product of dispersive length and groundwater velocity.

Table 23.2 Biosphere Parameters for Land Disposal Options

<u>Inland Site</u>	Stream volumetric flow, $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$	6×10^6
	Proportion of flow consumed as drinking water,	0.2 %
	Maximum individual drinking water consumption rate, $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$	0.73
<u>Coastal Site</u>	Local marine compartment:	
	Depth, m	2×10^1
	Volume, m^3	2×10^9
	Exchange rate with Central North Sea, y^{-1}	4×10^1
	Suspended sediment load, t m^{-3}	10^{-5}
	Sedimentation rate, $\text{t m}^{-3} \text{y}^{-1}$	5×10^{-6}

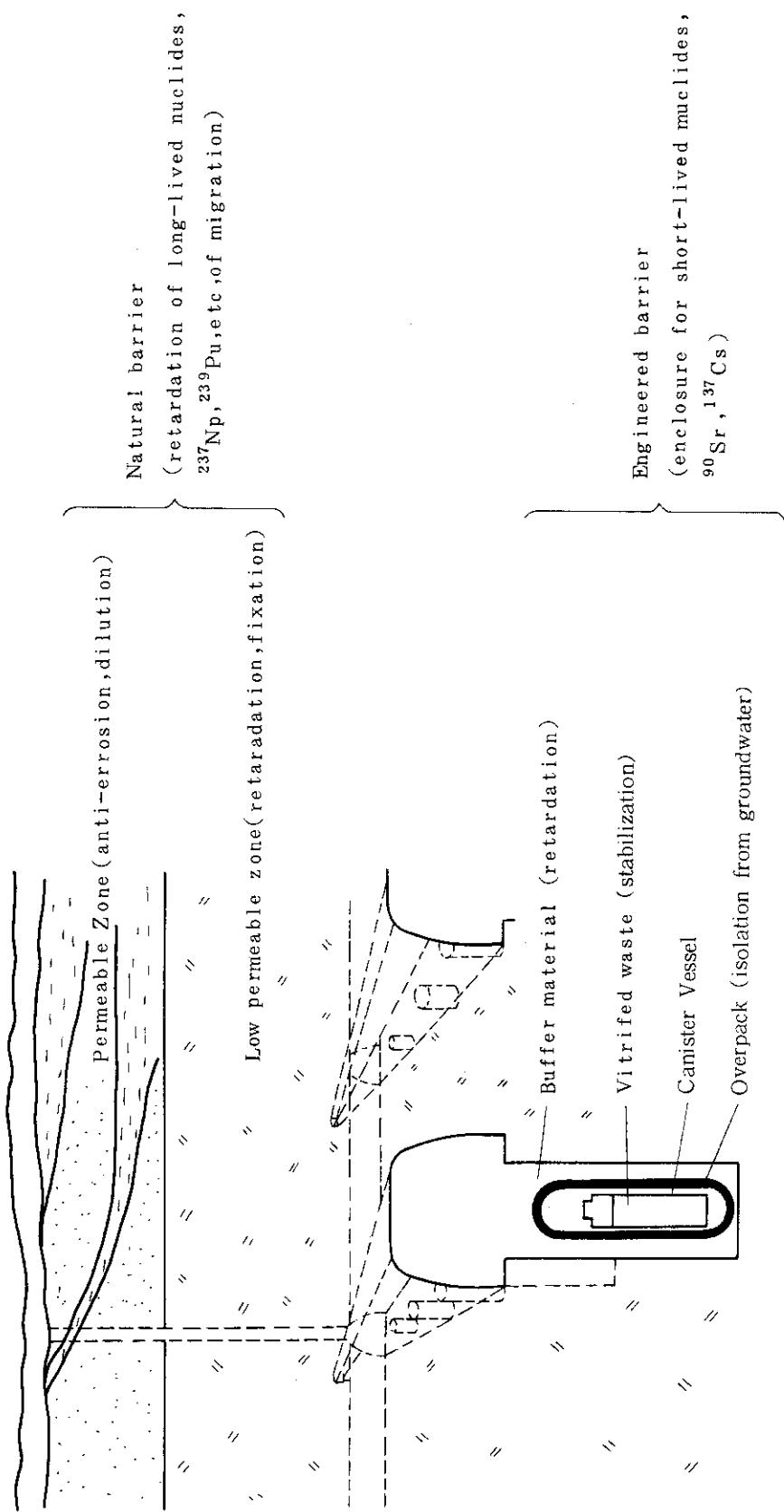


Fig. 1.1 Multi-barrier system for geological disposal and their main function

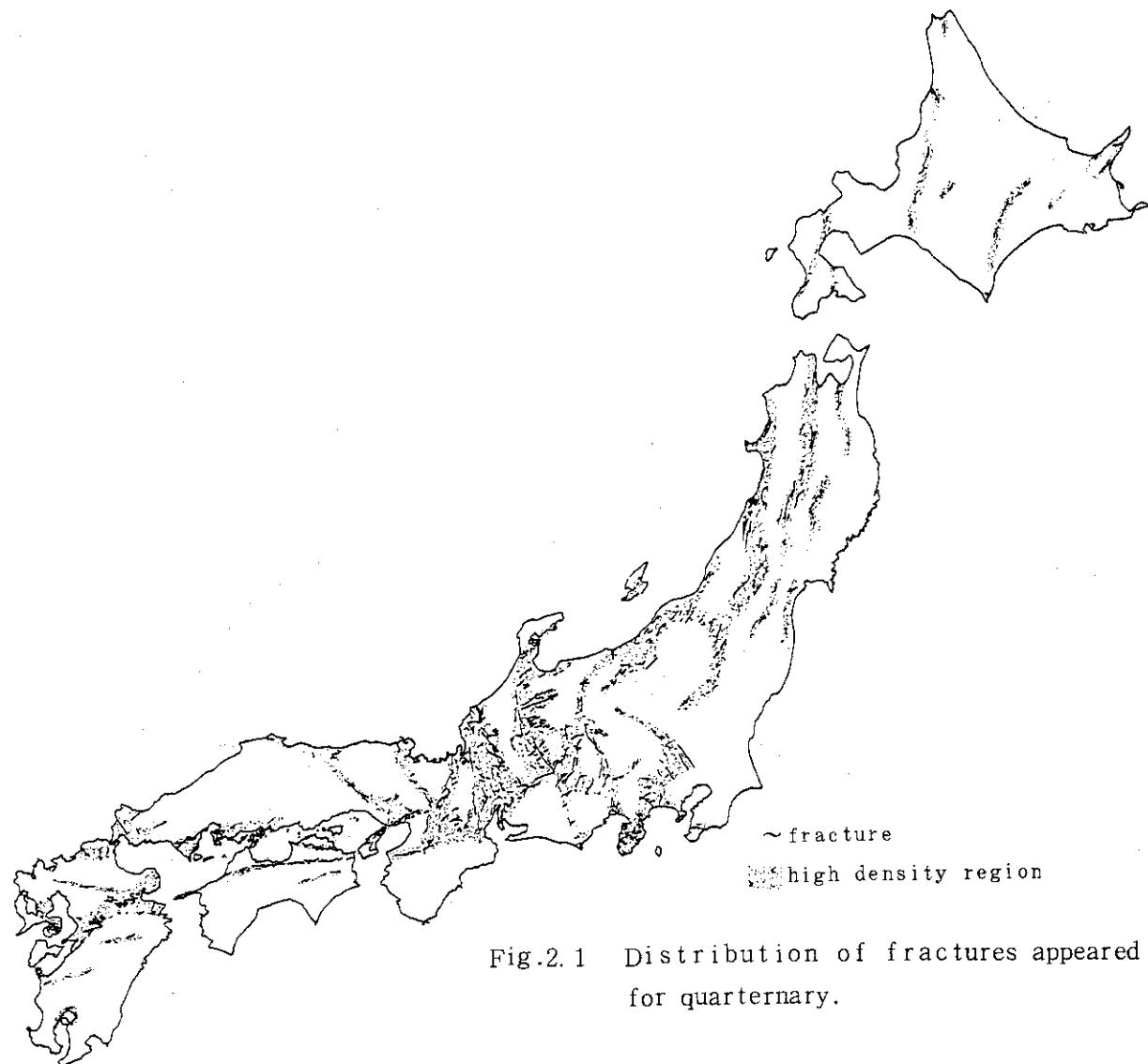


Fig.2.1 Distribution of fractures appeared for quaternary.

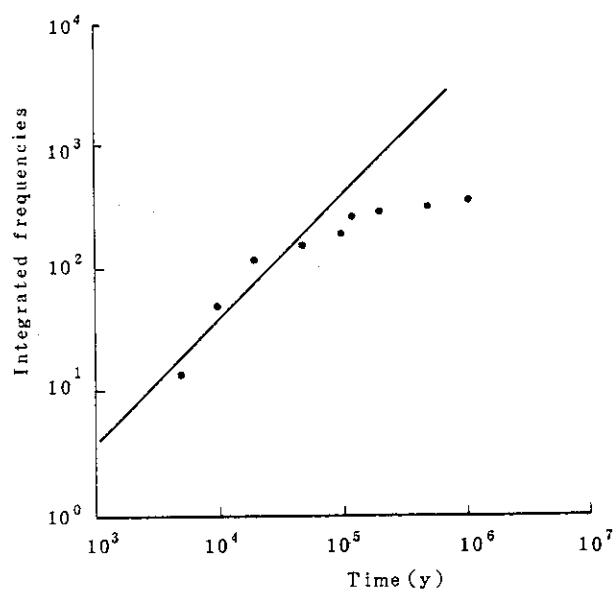


Fig.2.2 Integrated frequencies of fracture appearance for time

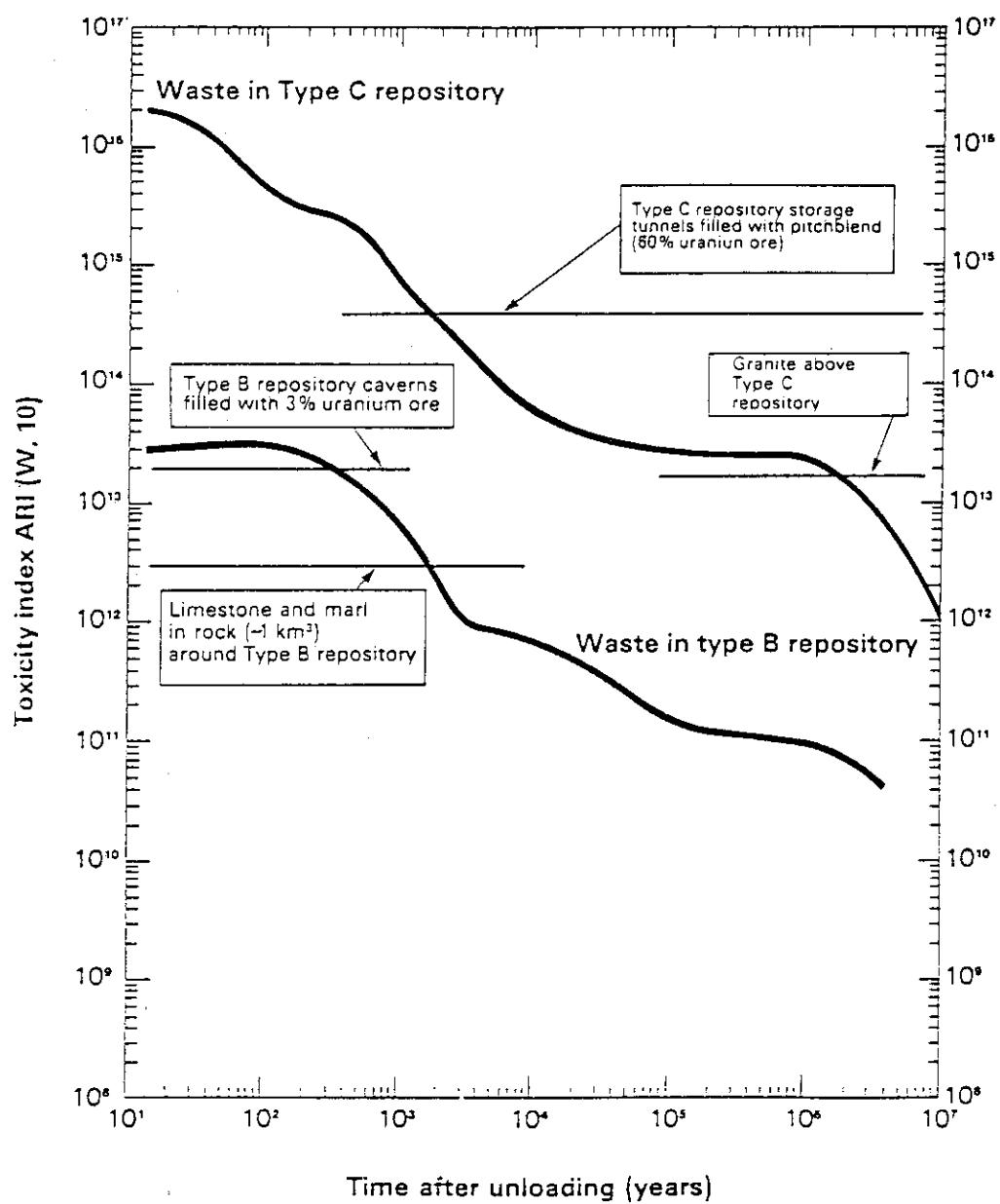


Fig. 4.1 Toxicity index of radioactive waste compared with natural reference values

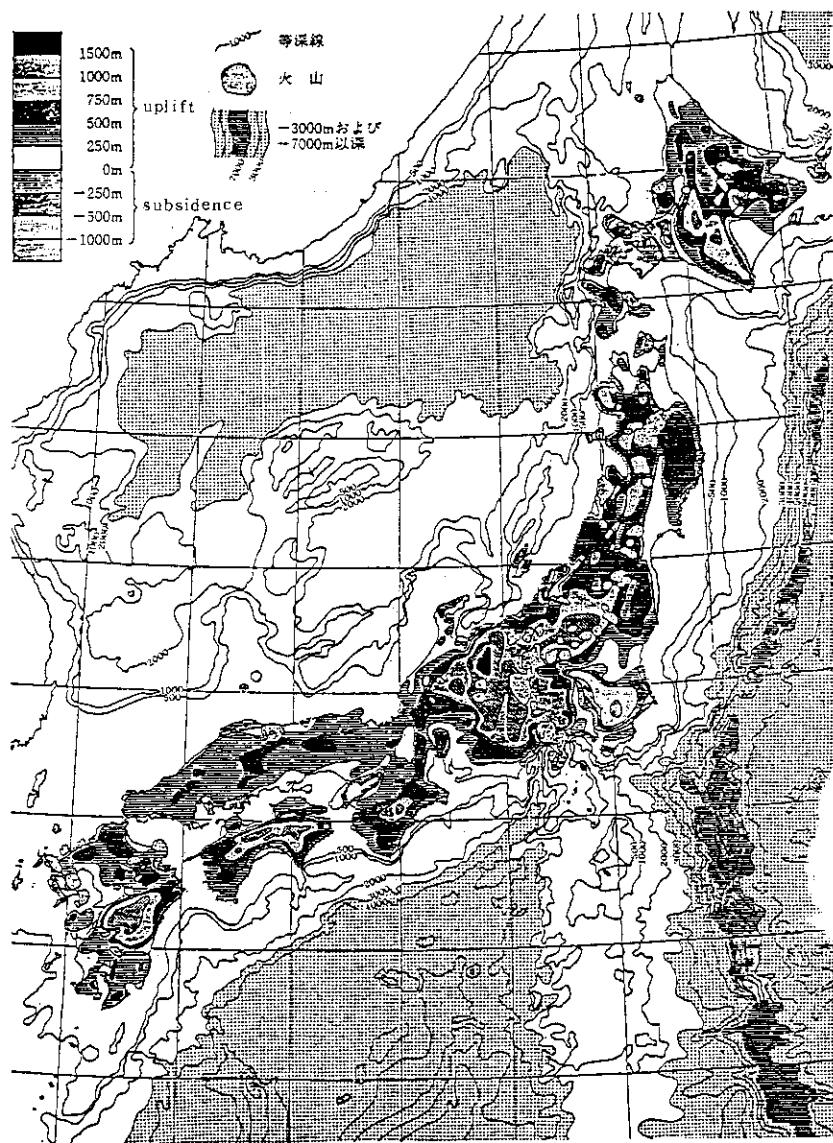


Fig. 4. 2 Uplift and subsidence in the quaternary period

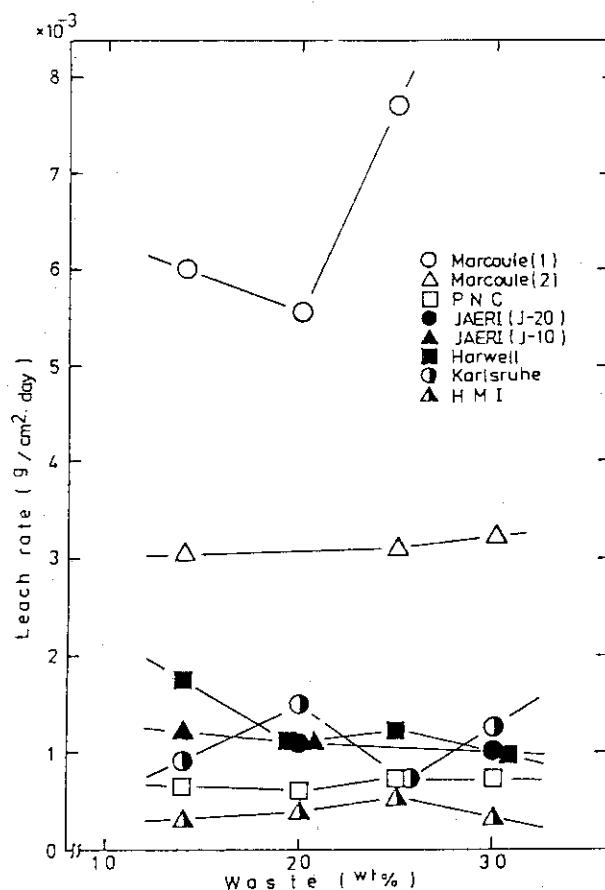


Fig. 5.1 Leach rate (weight loss) of various HLW glasses

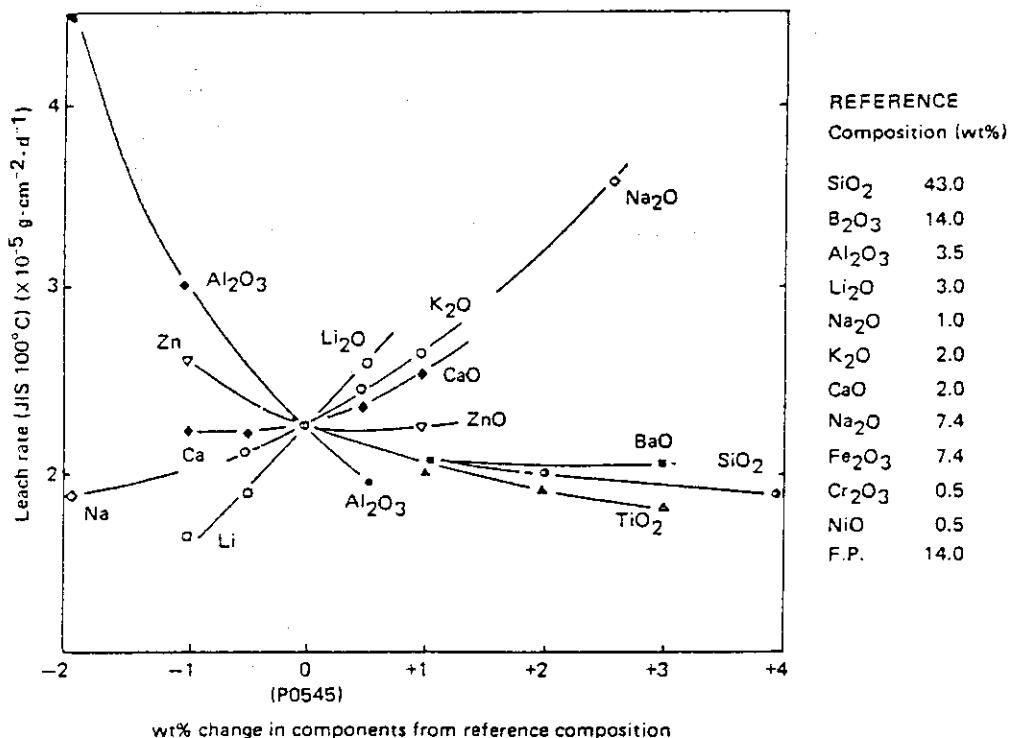
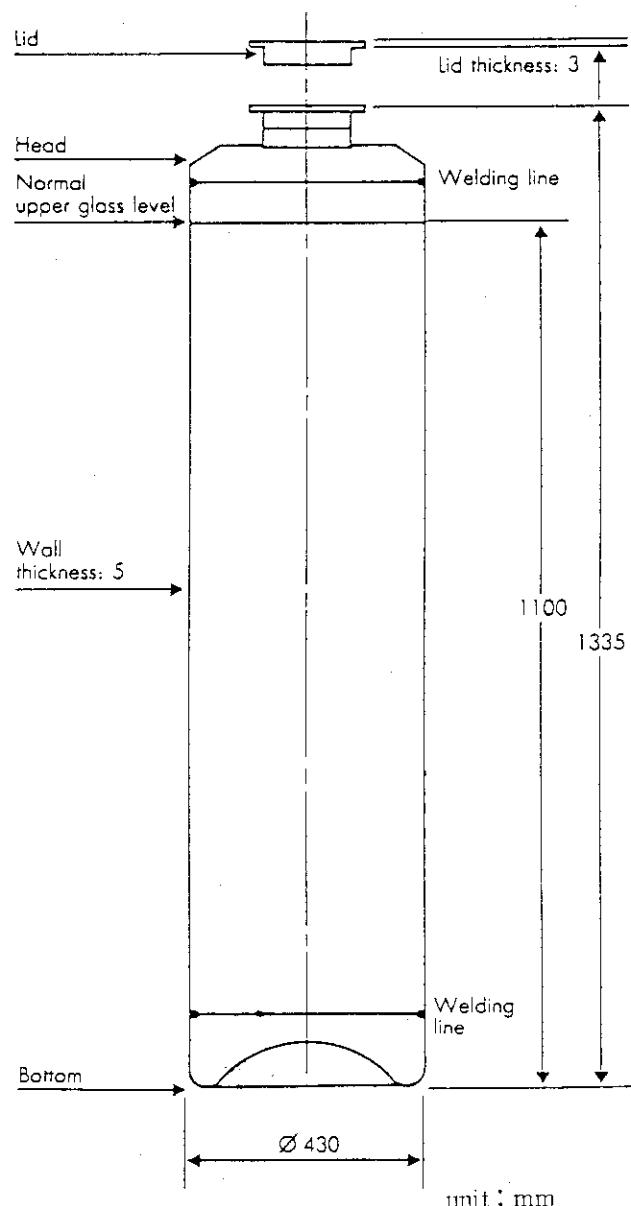


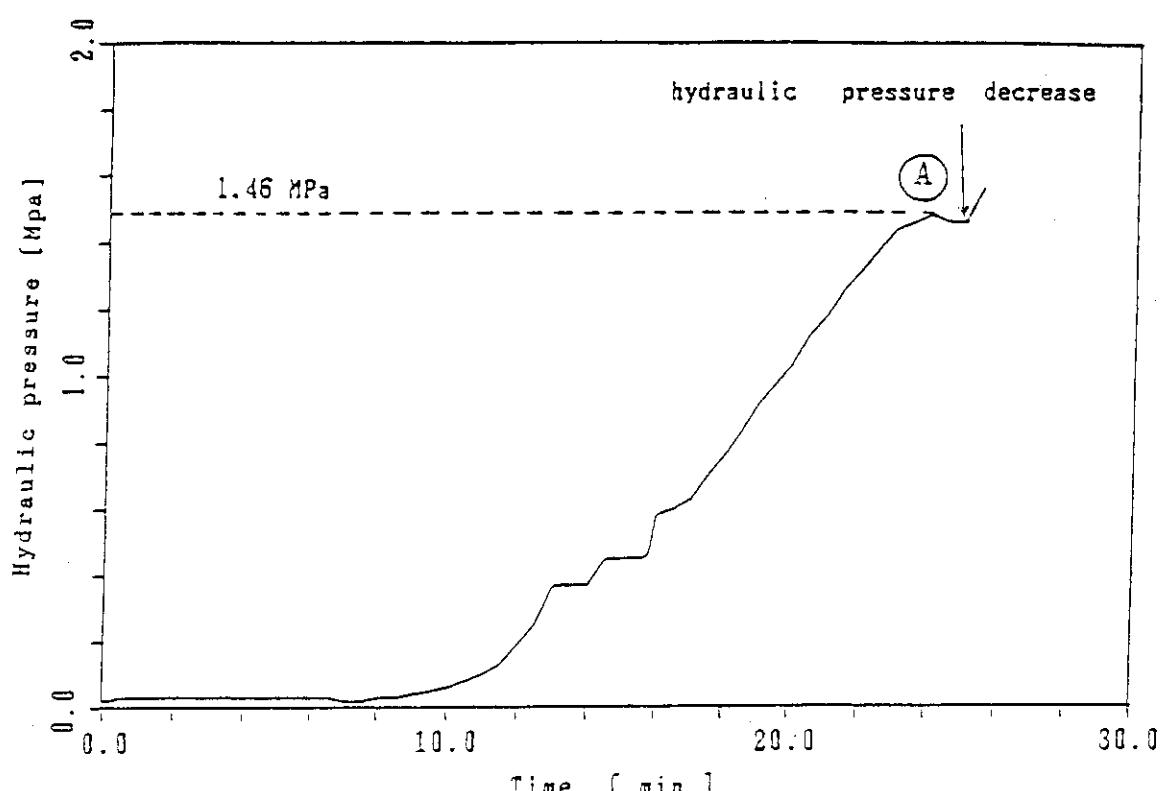
Fig. 5.2 Effect of changes in composition on the leach rate



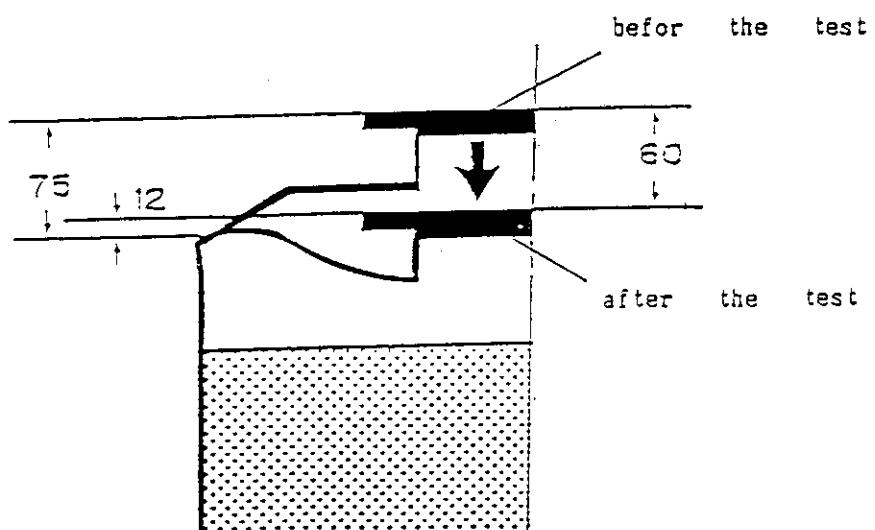
COGEMA

Material : 215 CN 2413
 (0.15% C, 24% Cr, 12% Ni)

Fig. 6. 1 Overall dimension of glass canister



Hydraulic pressure versus time.



All dimensions in millimeters.

Fig. 7.1 Schematic representation of the canister after the test.

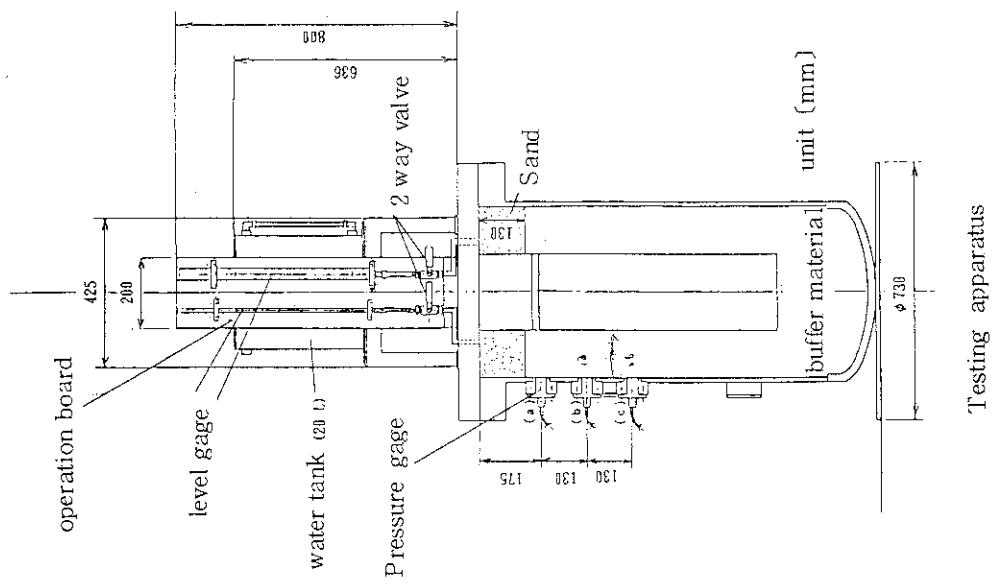
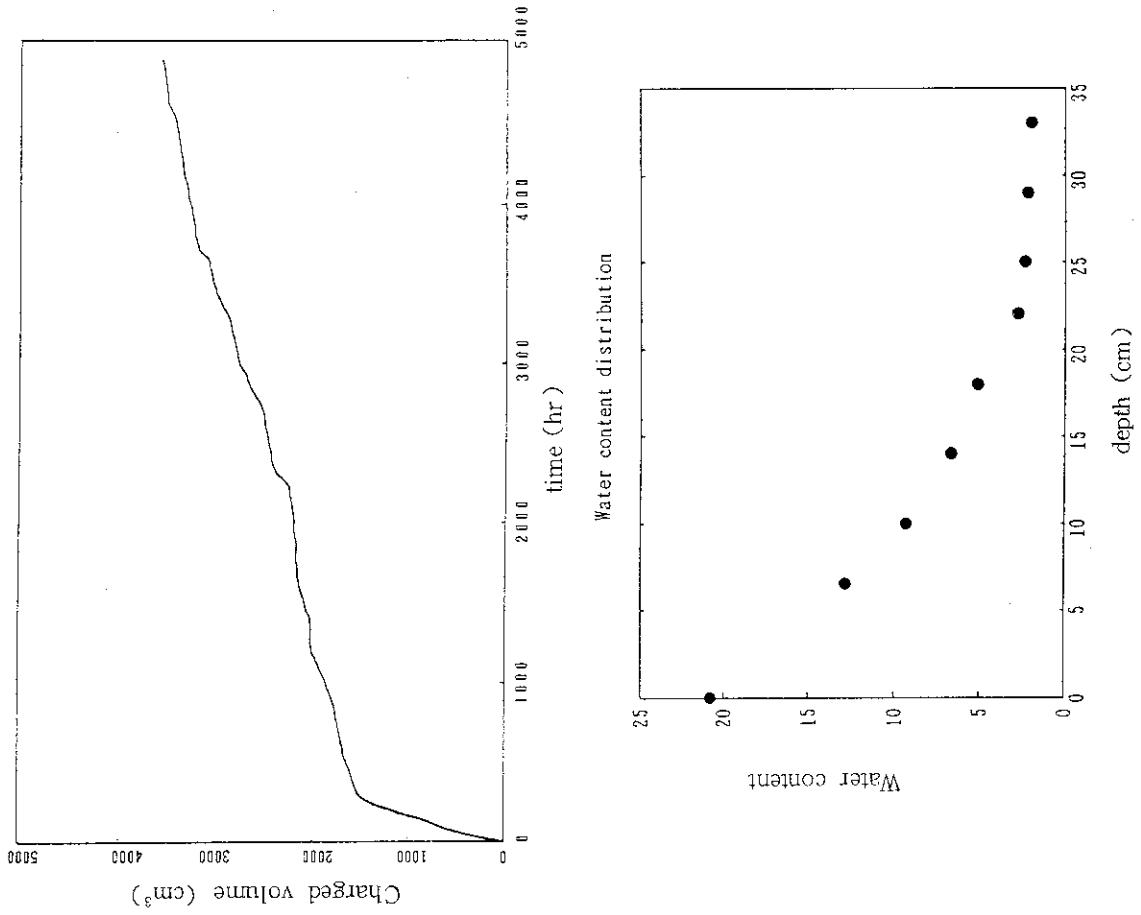
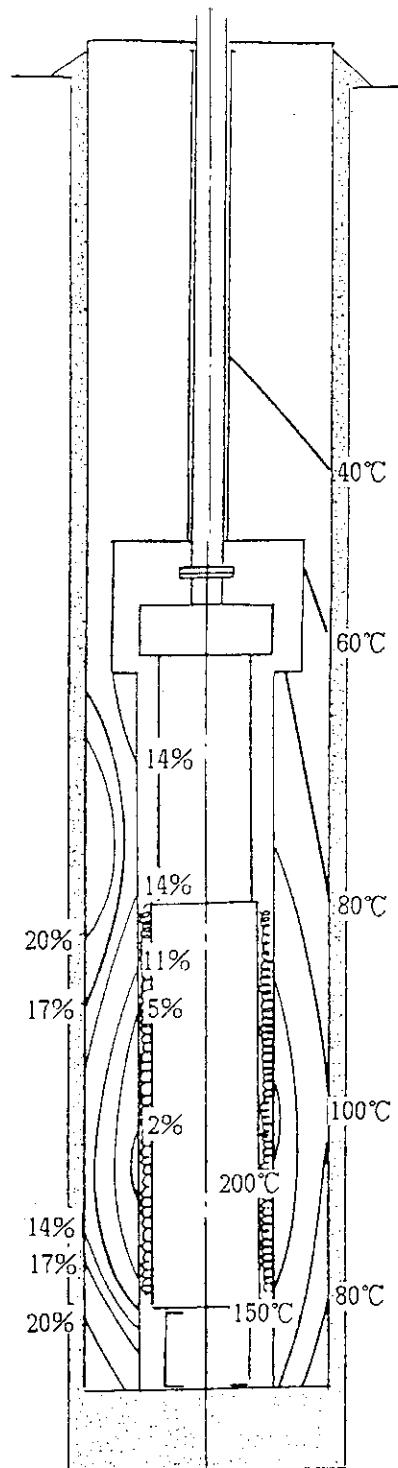


Fig. 8.1 Seepaging of water into buffer



moistur content Temparatur

Fig. 8. 2 Distribution of water content and temperatur

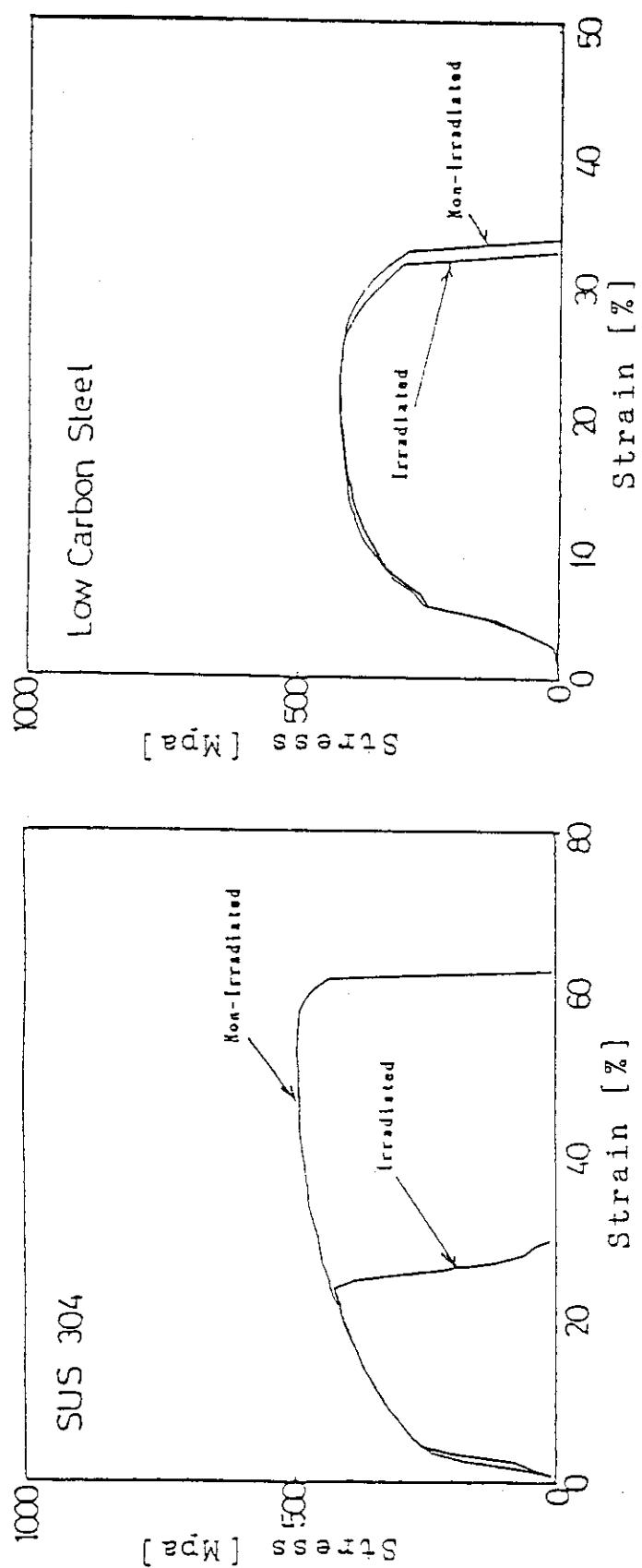


Fig.10.1 Stress-strain curves of Type 304 stainless steel and 1020 carbon steel

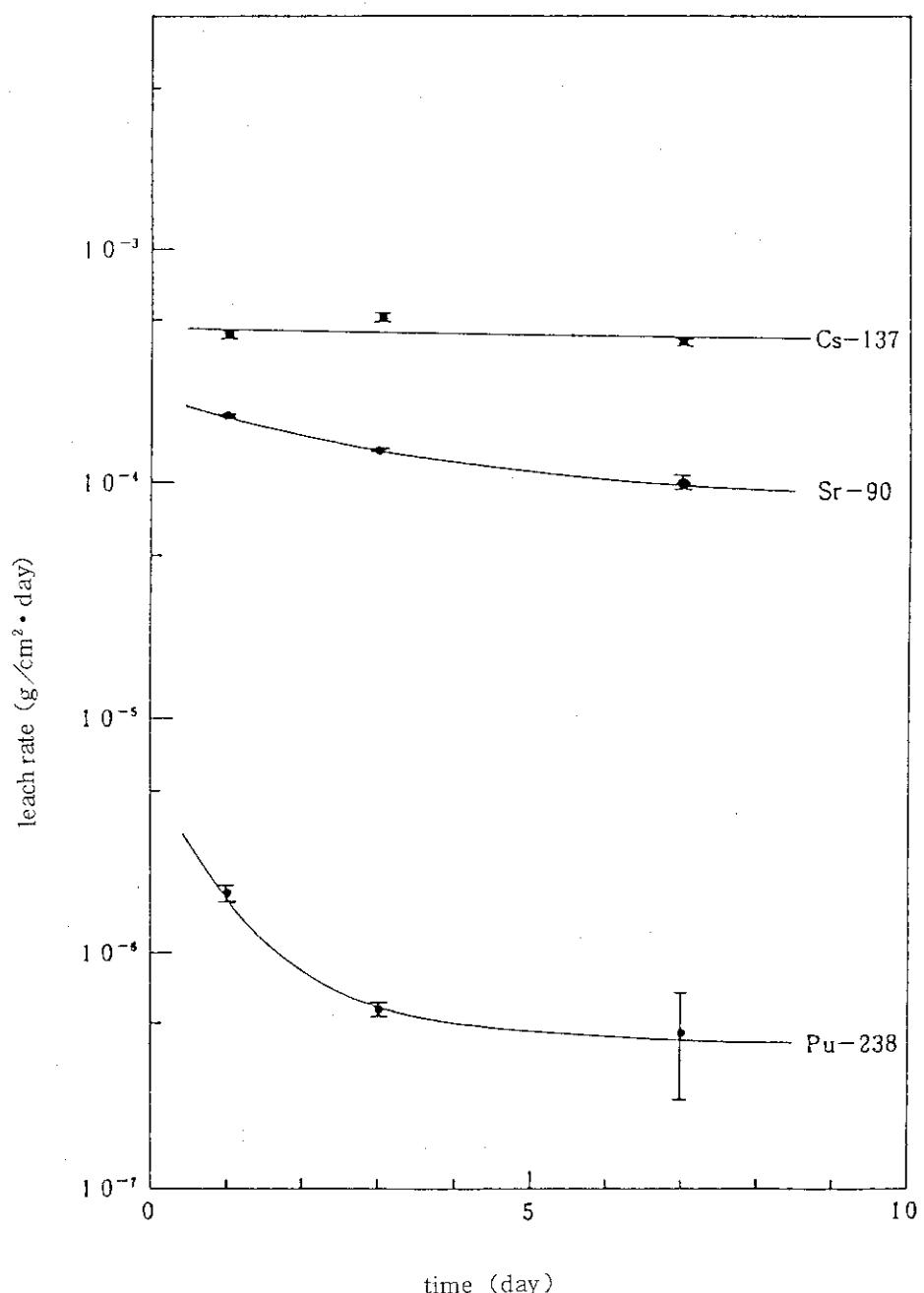


Fig.11.1 Leach rate of ²³⁸Pu, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs by Soxhlet method (Soxhlet test)

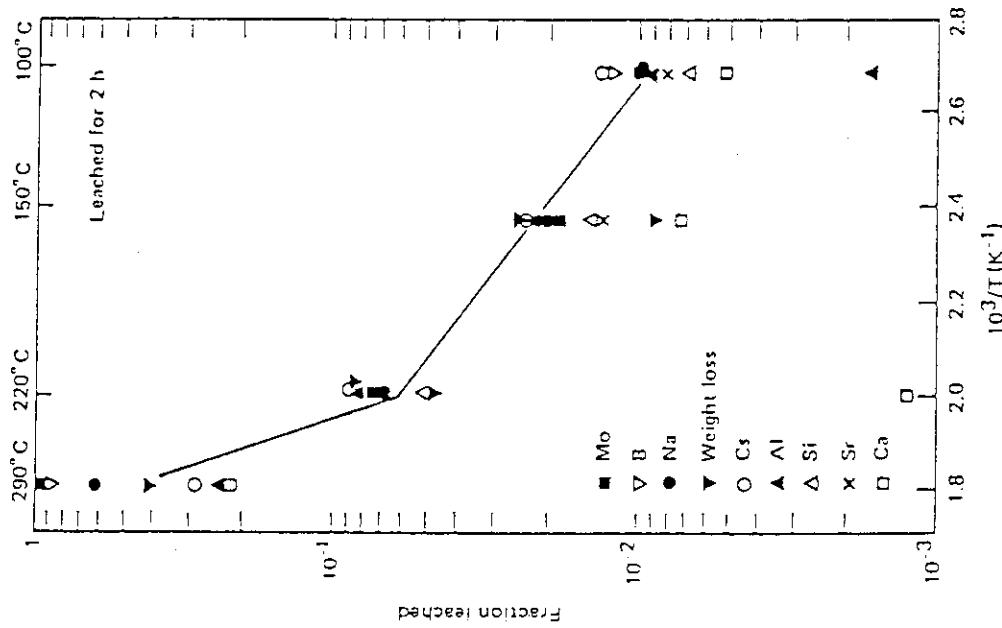


Fig.11.3

Fraction leached versus reciprocal temperature for two hours. Fraction leached is normalized to the weight of the bulk glass.

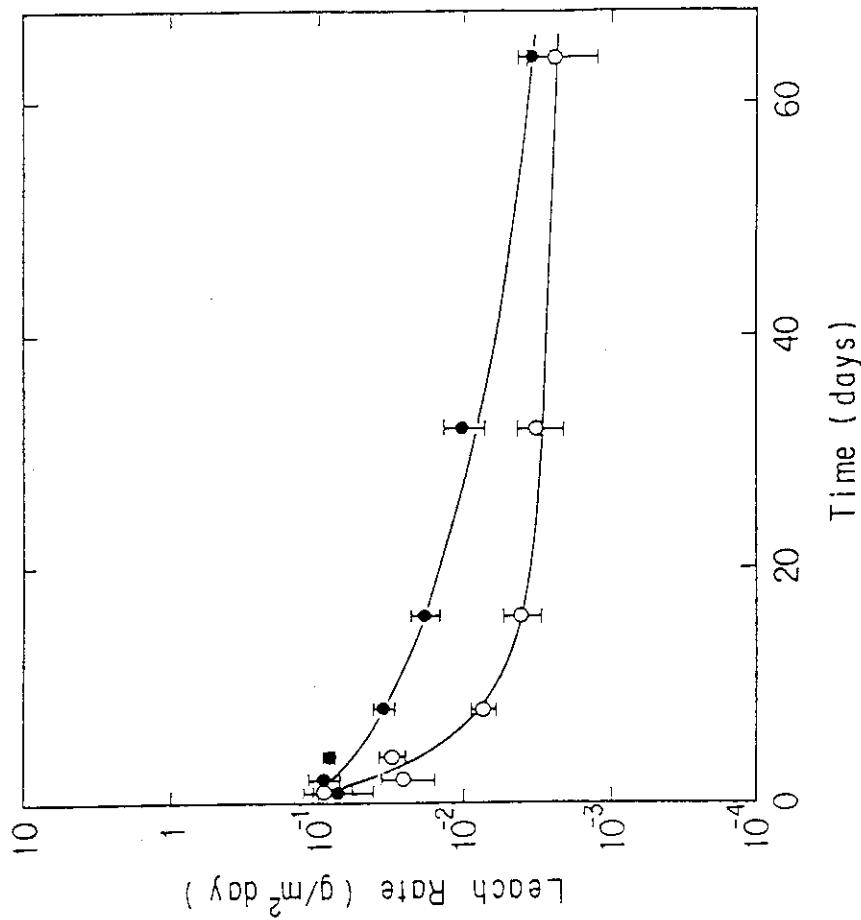


Fig.11.2

The normalized leach rates for ^{238}Pu plotted as a function of leach time for 25°C (○) and 90°C (●). Error bars show the standard deviation of each plot.

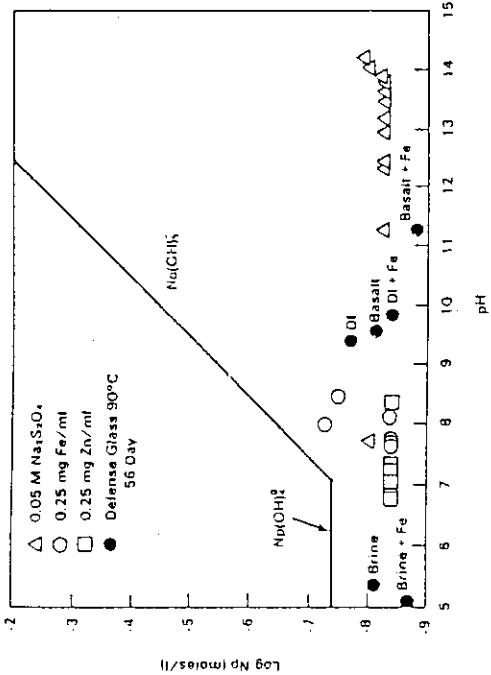


FIGURE 4.52. Measured Solubility Concentrations of $\text{NpO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ Compared with Results of 90°C Tests in DMRG

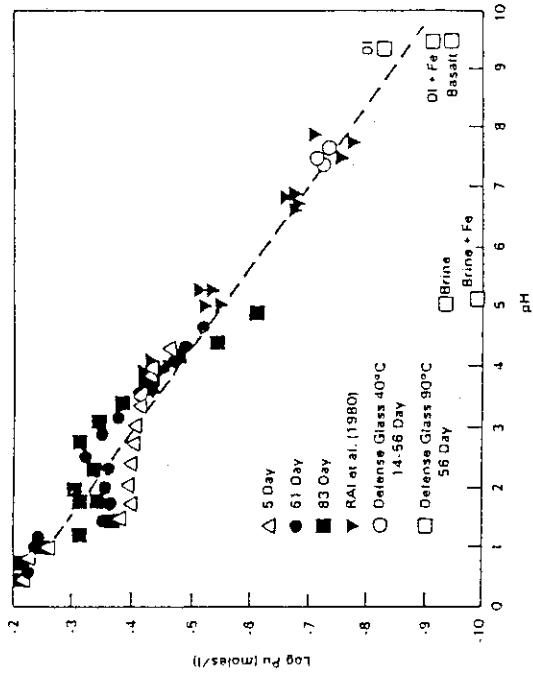


FIGURE 4.51. Measured Solubility Concentration of $\text{PuO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ Compared with Results of 90°C Tests on DMRG

Fig.13.1 Solubilities of Np, Pu and Am as functions of pH

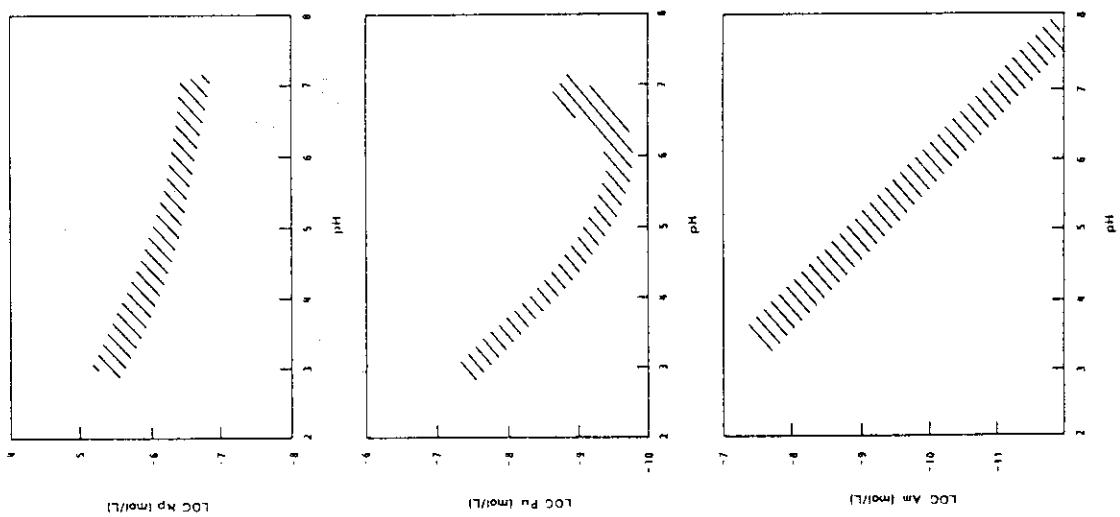


Fig.13.2 Solubility of Np and Pu

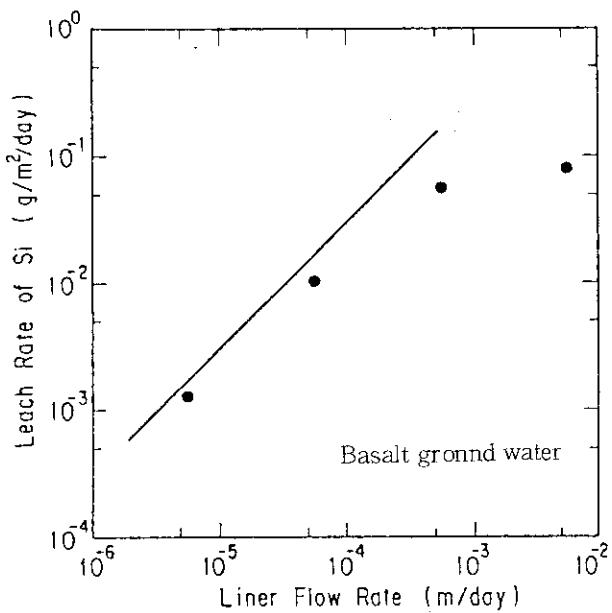


Fig.13.3 Relationship between leach rates of Si and liner flow rates. The leach rate of Si levels off at the maximum value of $1 \times 10^{-1} \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$.

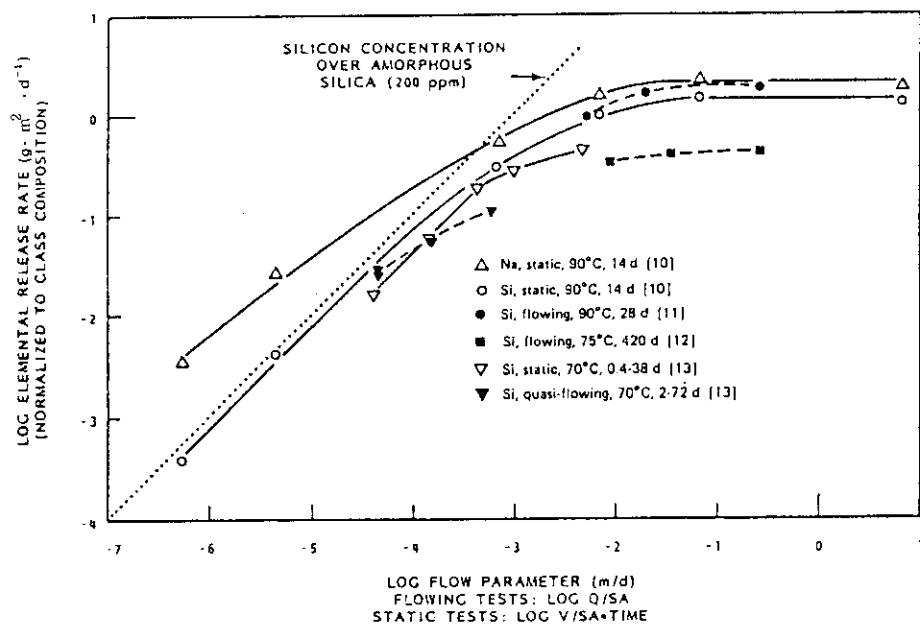


Fig.13.4 Elemental release rates as a function of flow parameter for PNL 76-68 for PNL 76-68 glass.

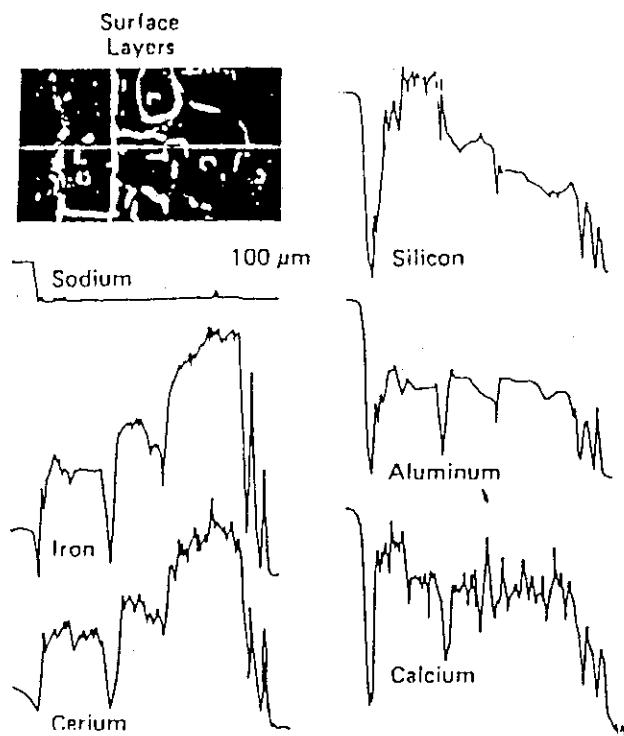


Fig.14.1 X-ray line scans of sodium, iron, cerium, silicon, aluminum, and calcium across surface layers. Those of sodium, iron, cerium, silicon, and aluminum were made by SEM-EDX and that of calcium, by SEM-WDX. The white line in the top left photograph (an SEM micrograph) indicates the one where the analyses were carried out.

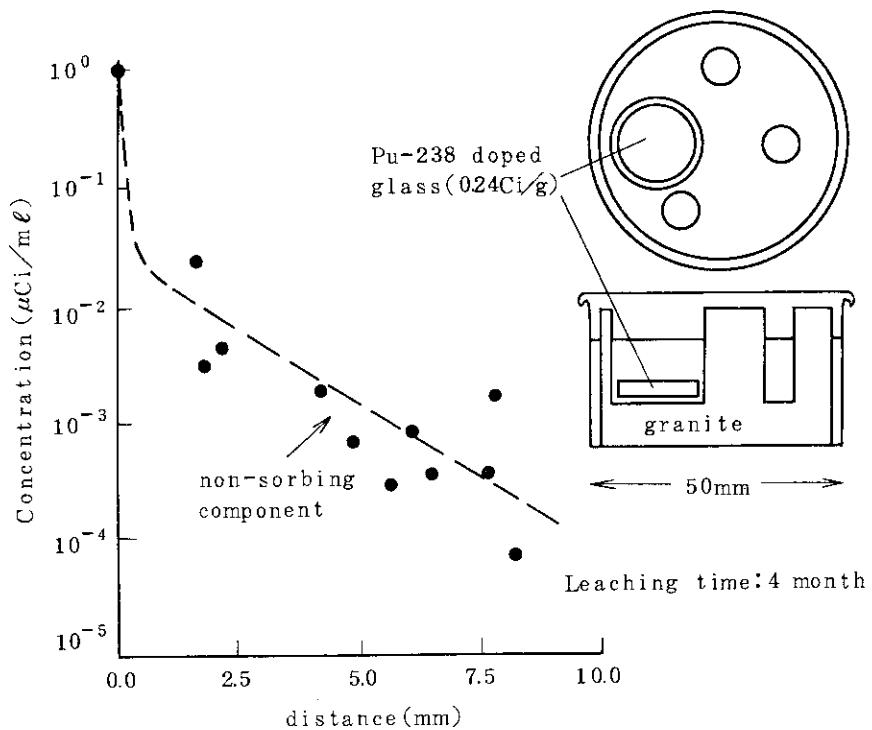


Fig.15.1 Diffusion of Pu leached from vitrified waste form.

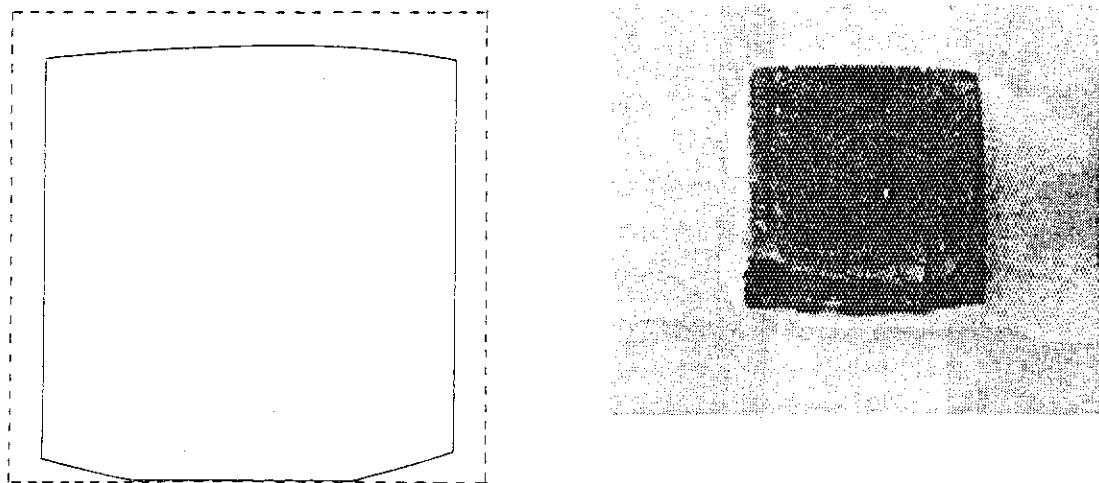


Fig.16.1 Shape of glass sample
leached at 100 °C for 18
days.
(--- Non leached,
— leached)

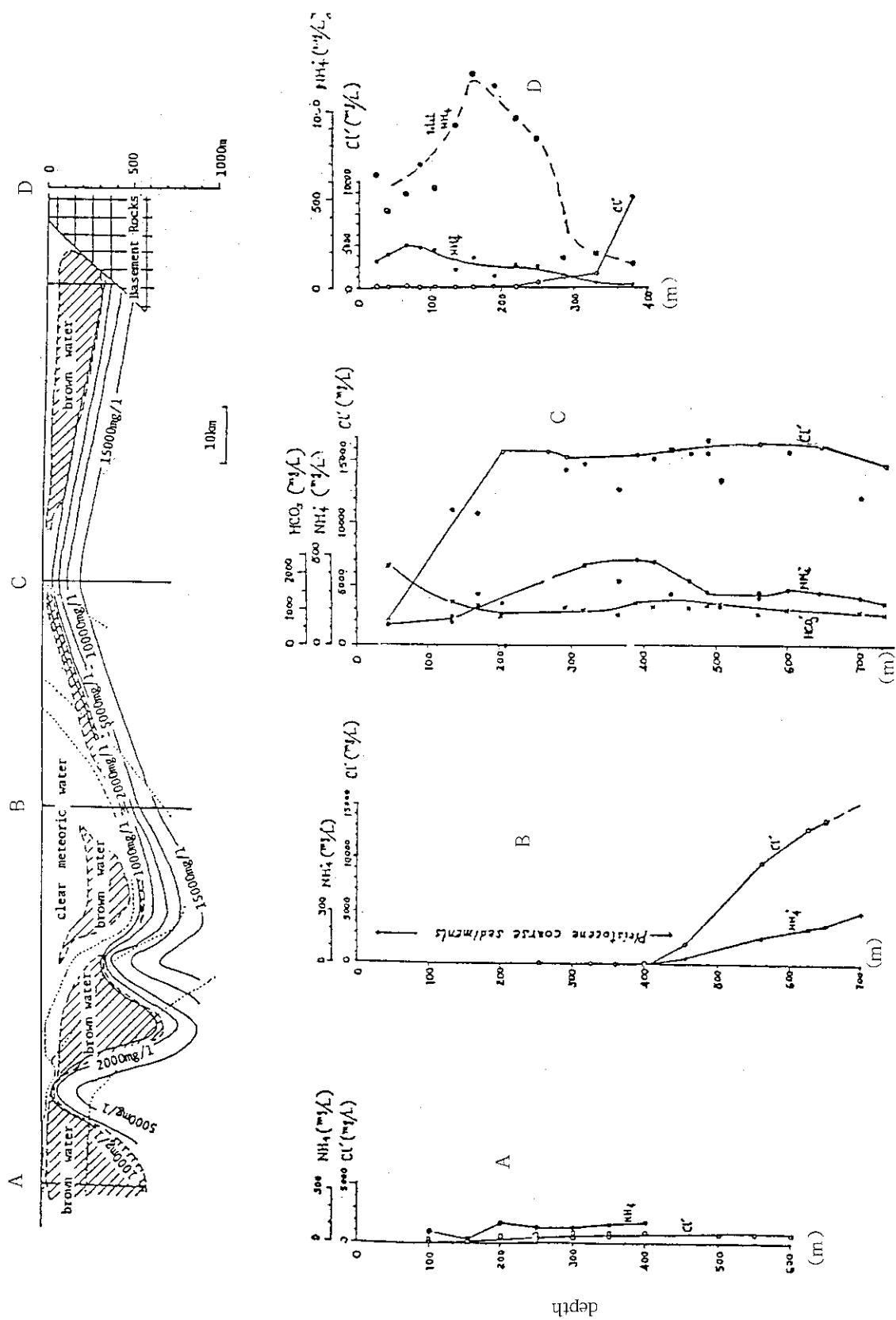


Fig.17.1 Composition of groundwater at KANTO area

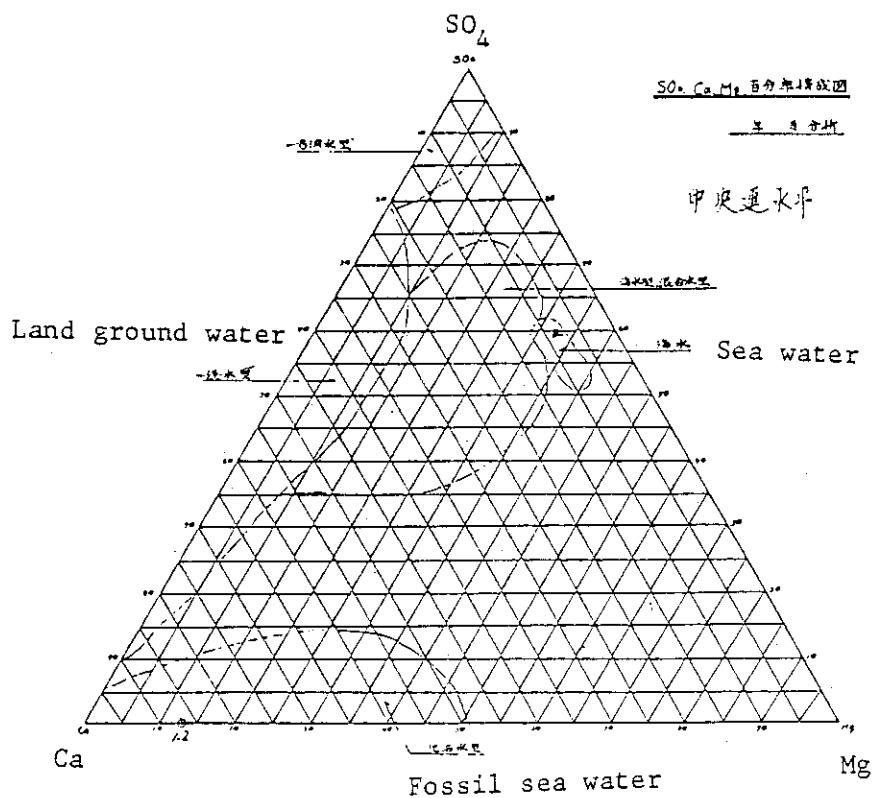


Fig.17.2 Composition of groundwater from various origin (Private information)

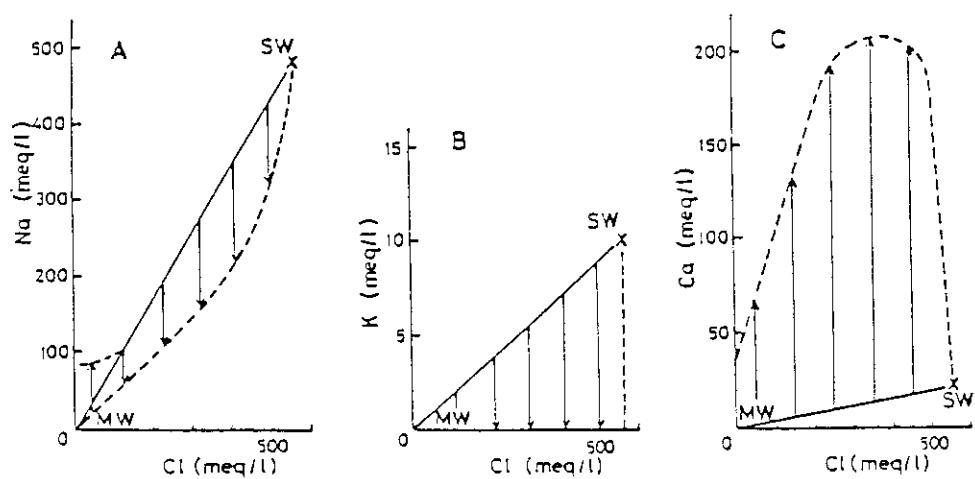


Fig.17.3 Na, K, Ca-versus - Cl diagram for seepage waters of the Seikan Tunnel

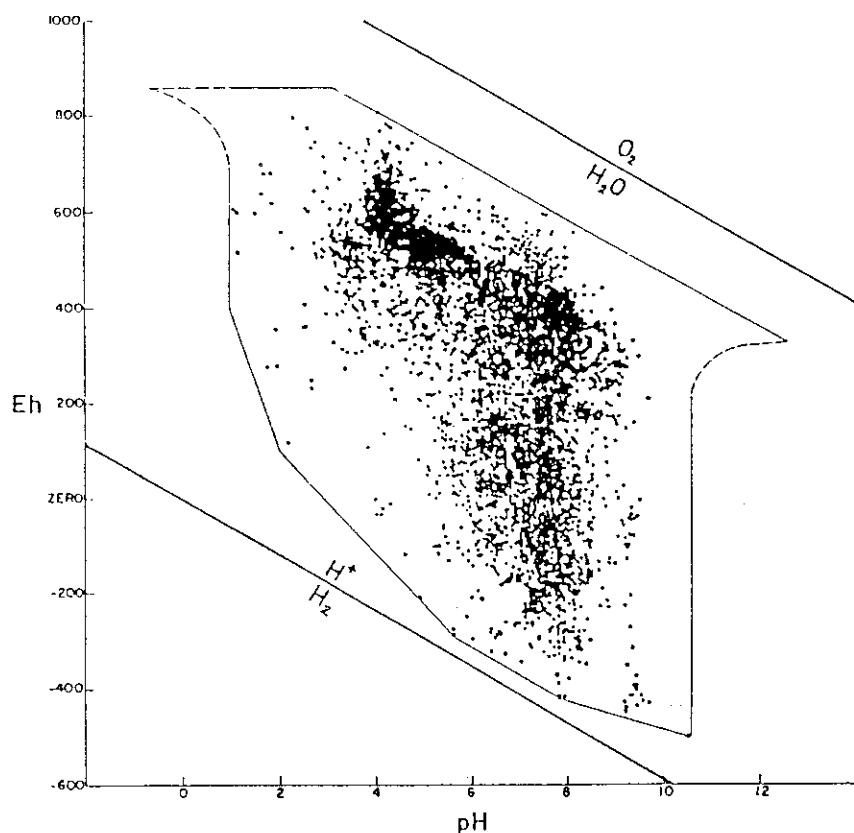


Fig.17.4 Distribution of Eh-pH measurements of natural aqueous environments.

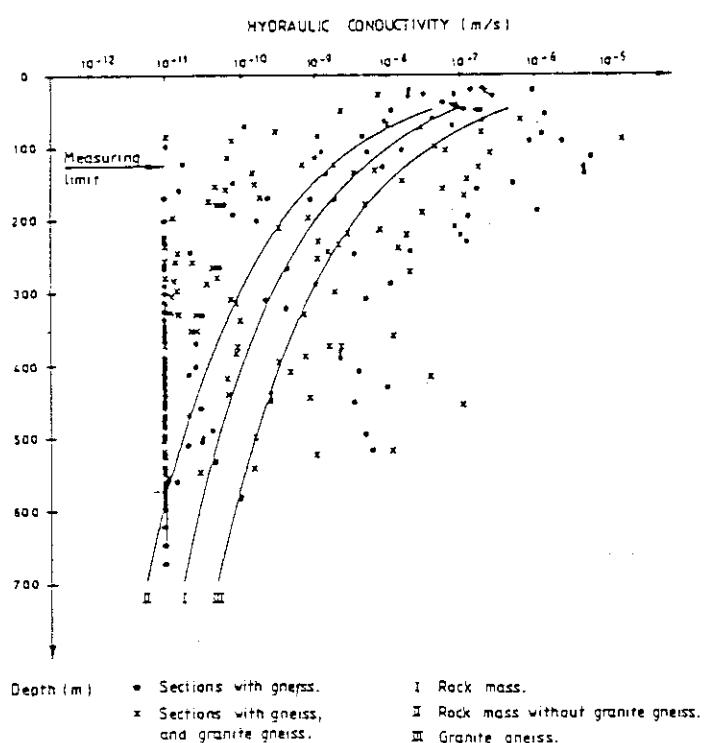


Fig.18.1 Reduction of hydralic conductivity with depth in granite layer

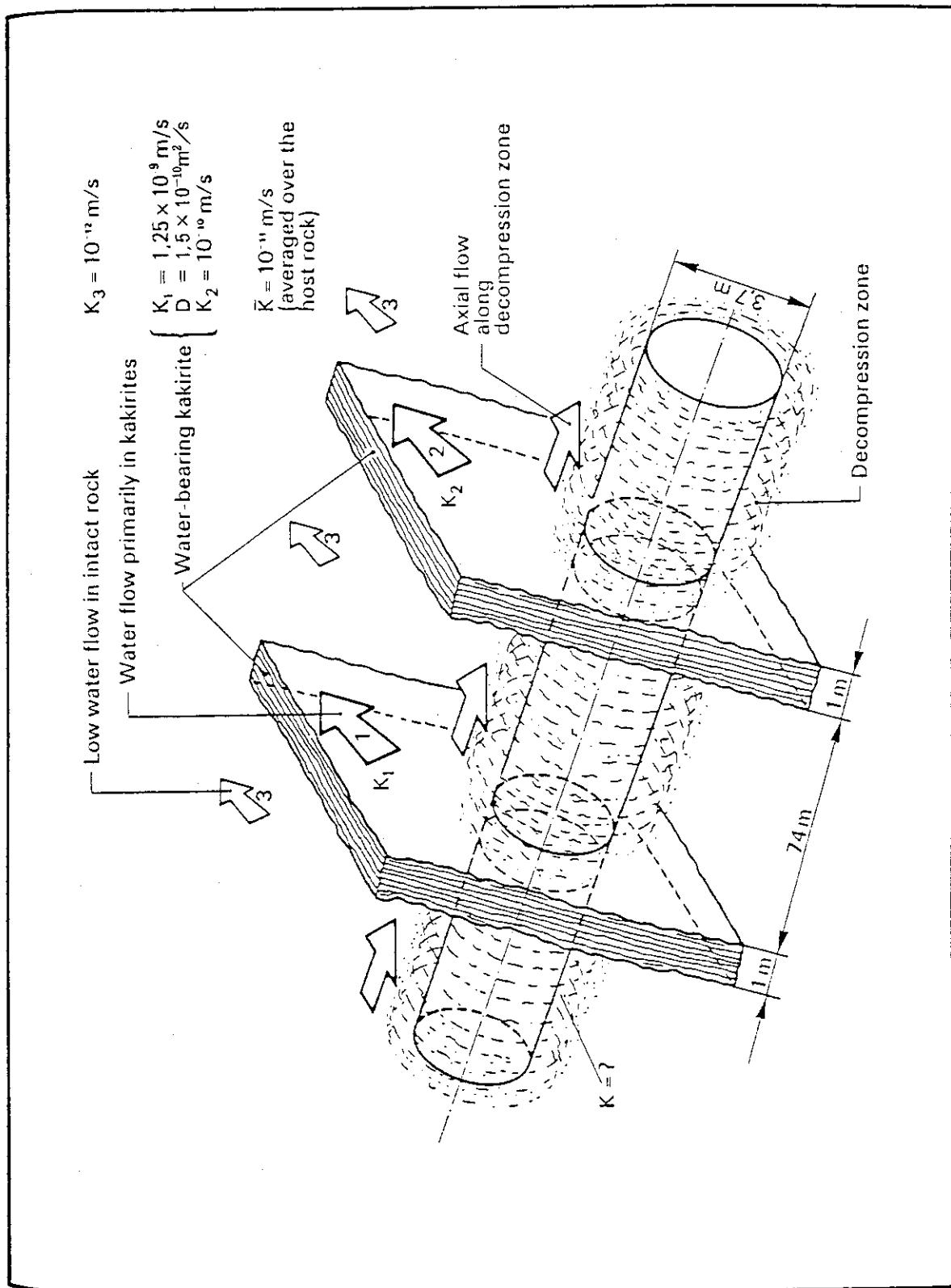
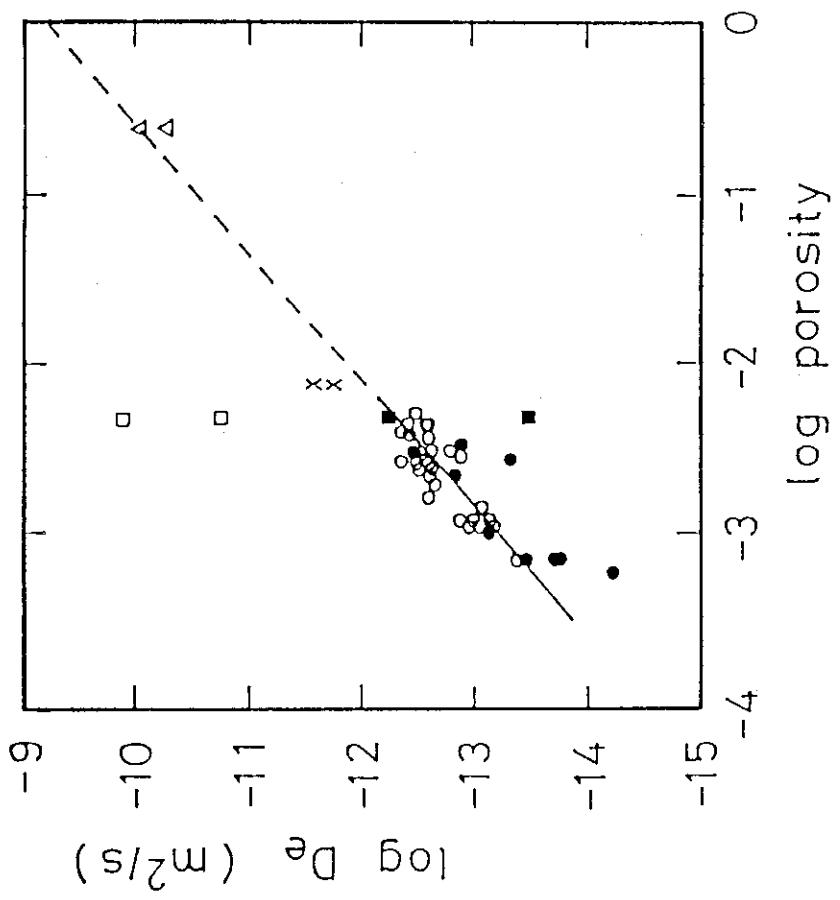
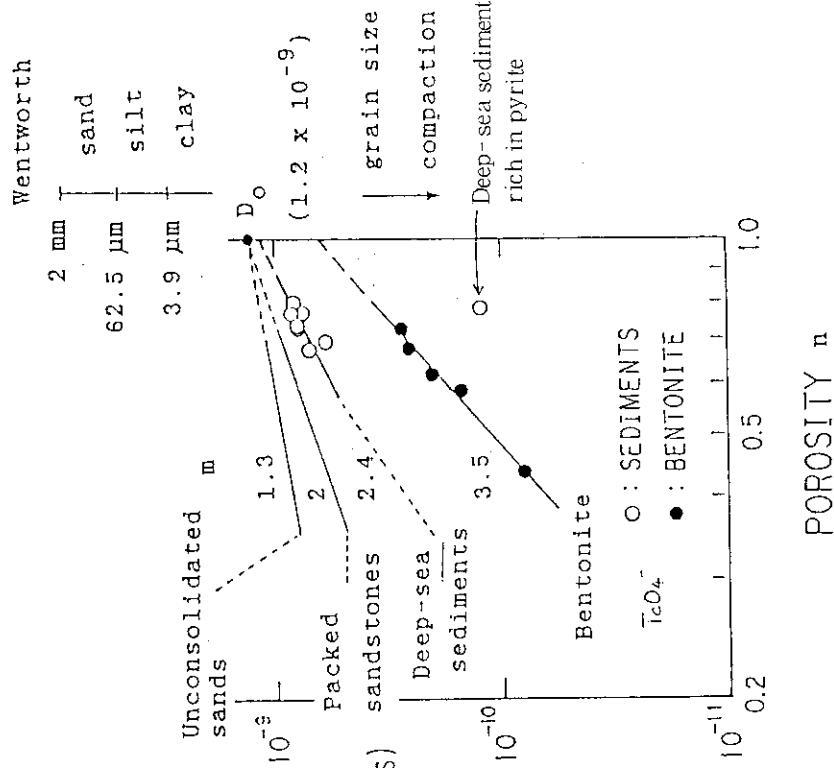


Fig.18.2 Near-field hydrology model.



- 74 -



(a) Logarithmic value of the effective diffusion coefficient versus the logarithmic value of the porosity.
 \circ : granite from Sweden; \bullet : gneiss from Sweden (SKAGIUS and NERETNIKS, 1986); \times : granite from Inada; Δ : tuff from Izu; \square : schist from Iwaki whose schistosity is parallel to the diffusion direction; \blacksquare : schist from Iwaki whose schistosity is perpendicular to the diffusion direction (this study).

(b) DIFFUSIVITY - POROSITY DIAGRAM FOR
 "NON-SORBING" ELEMENTS IN SEDIMENTS

Fig.19.1 Diffusivity-Porosity diagram

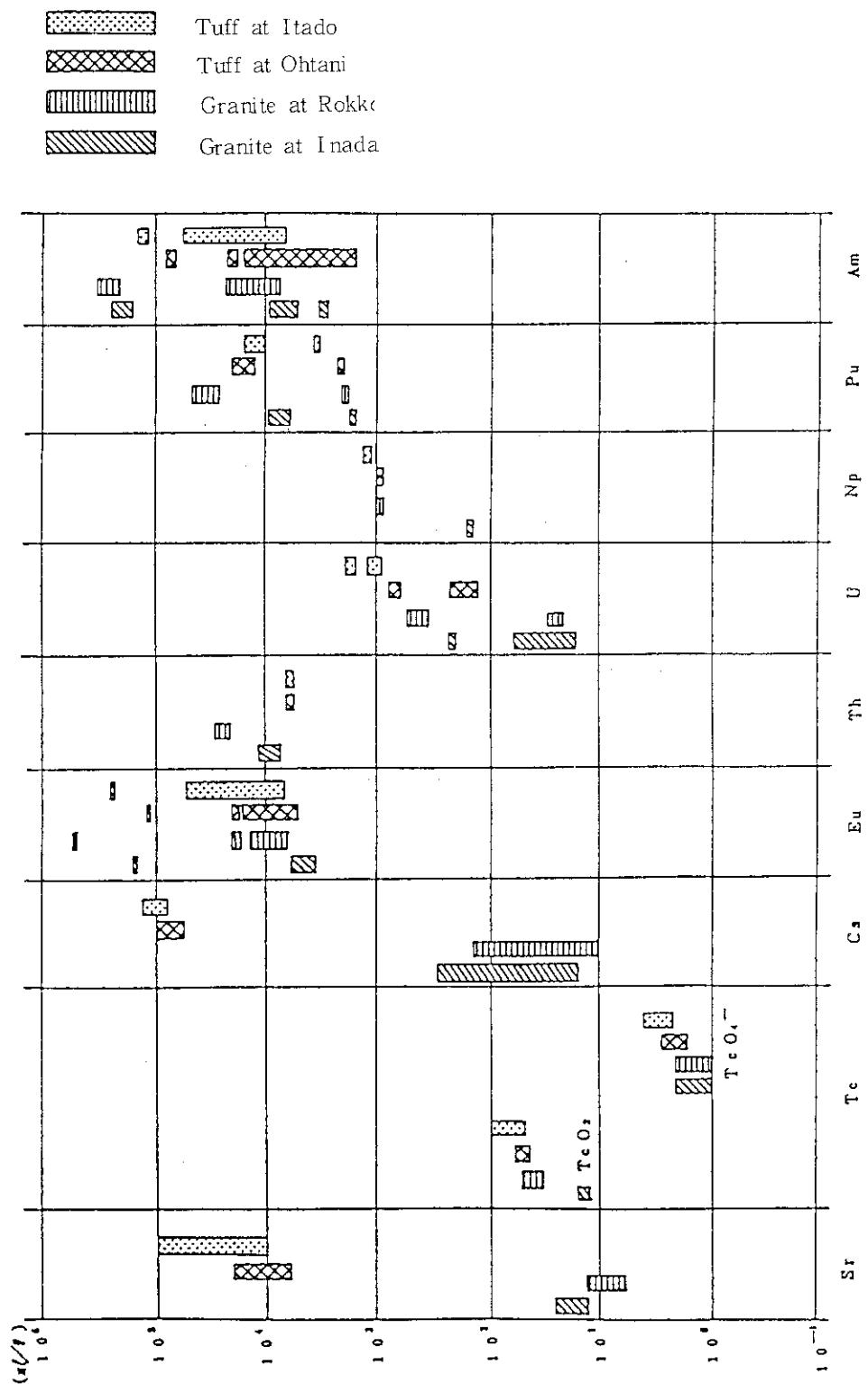


Fig.20.1 Distribution coefficient of 4 type of rock in JAPAN

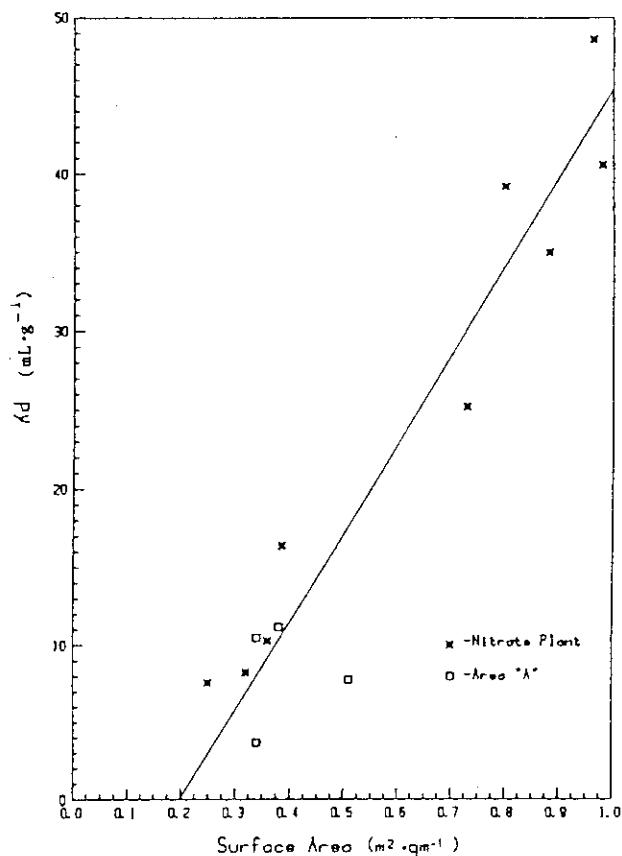


Fig.20.2 Relation between K_d of ^{90}Sr and specific surface area for soil taken at various points in plumes at the nitrate decomposition plant and A disposal

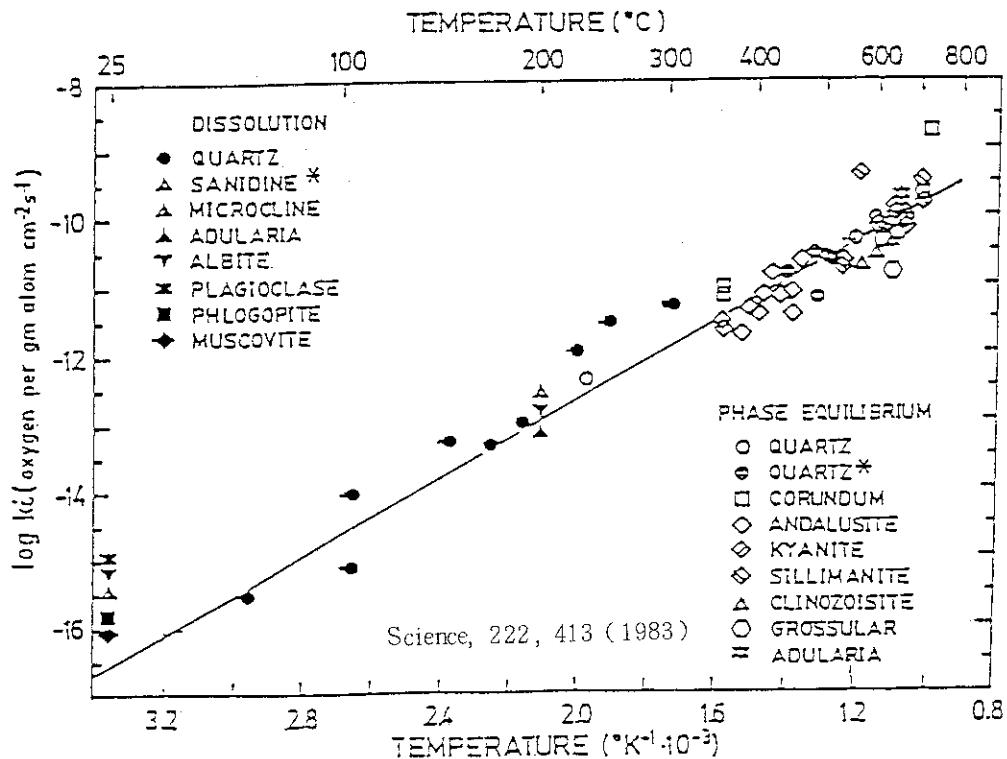


Fig.21.1 Reaction rate of dissolution and phase lquilibrium

Rough estimation of reduction rate of concentration by mineralization

$$\frac{dc}{dt} = - \frac{\Delta K}{\rho} (C^* - C)$$

A: Specific surface bared to ground water

$$\left. \begin{array}{l} \text{Granite } 50 \sim 200 \text{ cm}^{-1} \\ \text{Rhyolite } 10^5 \sim 10^6 \text{ cm}^{-1} \\ \text{Seabed sediment } 10^5 \sim 10^6 \text{ cm}^{-1} \end{array} \right\} \begin{array}{l} \text{Case ① } 10^3 \text{ cm}^{-1} \\ \text{Case ② } 10^6 \text{ cm}^{-1} \end{array}$$

k: reactionrate

$k : 1 \times 10^{-16} \text{ g atom/cm}^2 \text{ s}$, Content of O : 47%

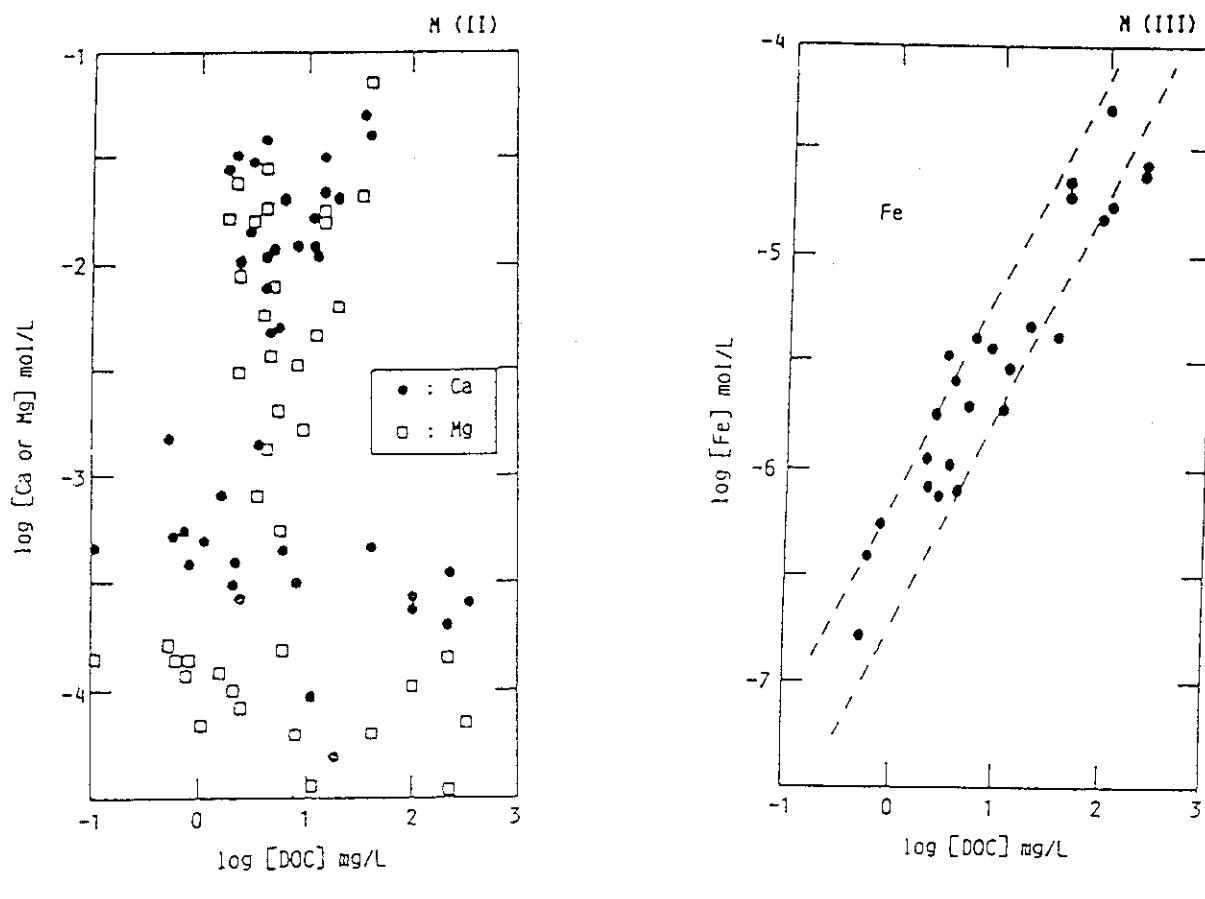
$$k = \frac{1 \times 10^{-16} \times 16}{0.47} = 3.4 \times 10^{-15} \text{ g/cm}^2 \cdot \text{s}$$

l: specific gravity of water 1 g/cm³

$$\textcircled{1} \frac{\Delta K}{\rho} = 3.4 \times 10^{-12} \text{ s}^{-1}$$

$$\text{reduction rate T } \frac{1}{2} : \frac{0.693}{3.4 \times 10^{-12} \times 3.2 \times 10^7} = 6.5 \times 10^3 \text{ y}$$

$$\textcircled{2} 6.5 \times 10^3 \times 10^{-3} = 6.5 \text{ y}$$



(a) Concentrations of Ca and Mg (mol/L) found in different Gorleben groundwaters plotted in relation with the DOC concentration (mg C/L)

(b) Concentrations of Fe(III) (mol/L) as a function of the DOC concentration (mg C/L) in different Gorleben groundwaters

Fig.22.1 Concentration of elements in different groundwater as a function of DOC

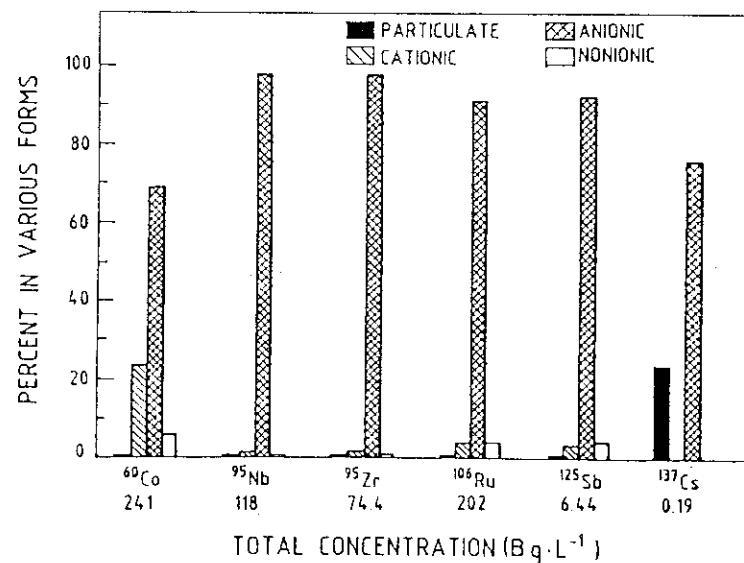
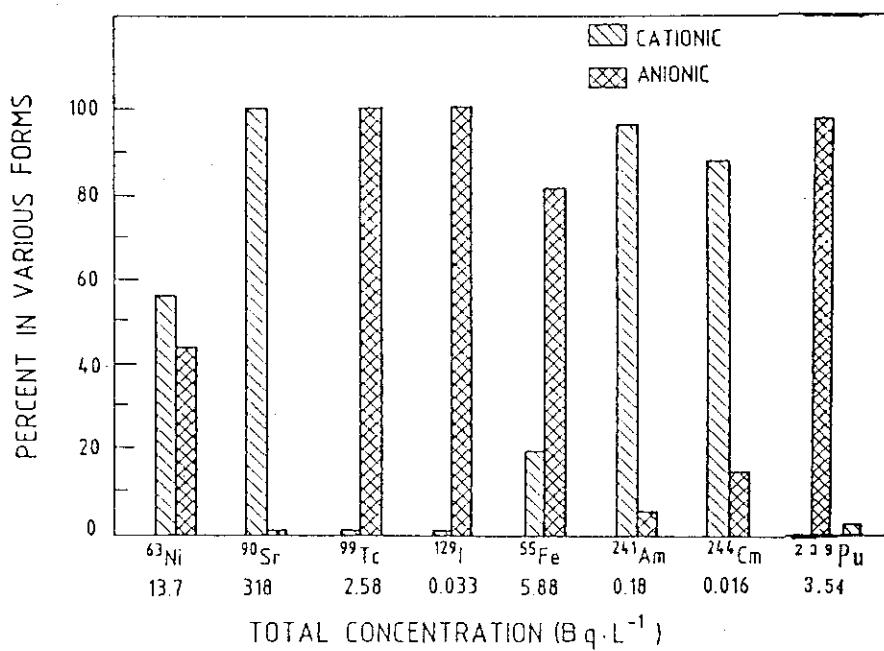


Fig.22.2 Solution phase radionuclides in the plume from the chemical pit
(Champ et al., 1984)

Total radioactivity of the waste disposed
 $\beta\gamma$ nuclides 150 T Beq
 α nuclides 350 G Beq
 ^{60}Co 370 G Beq

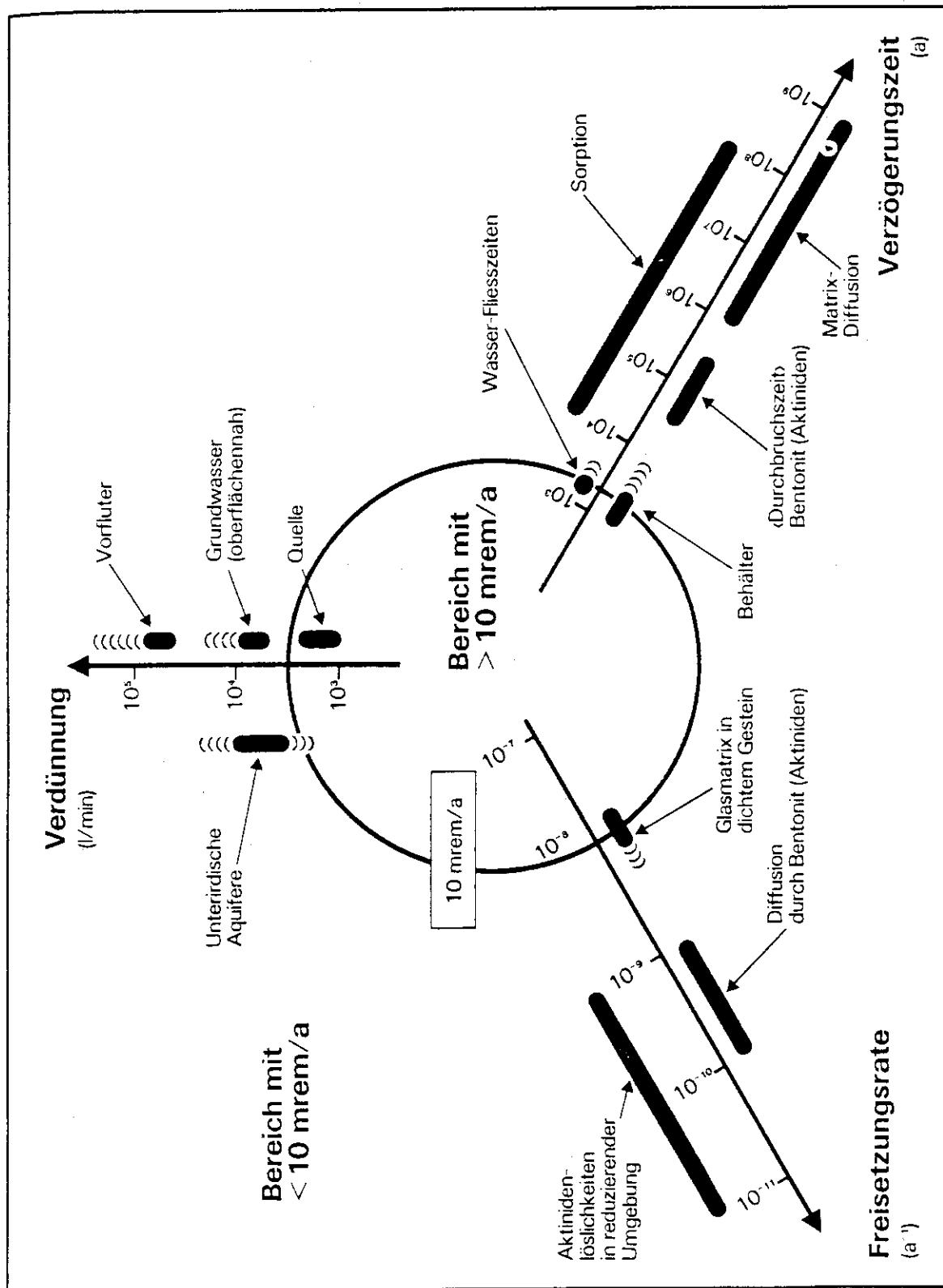
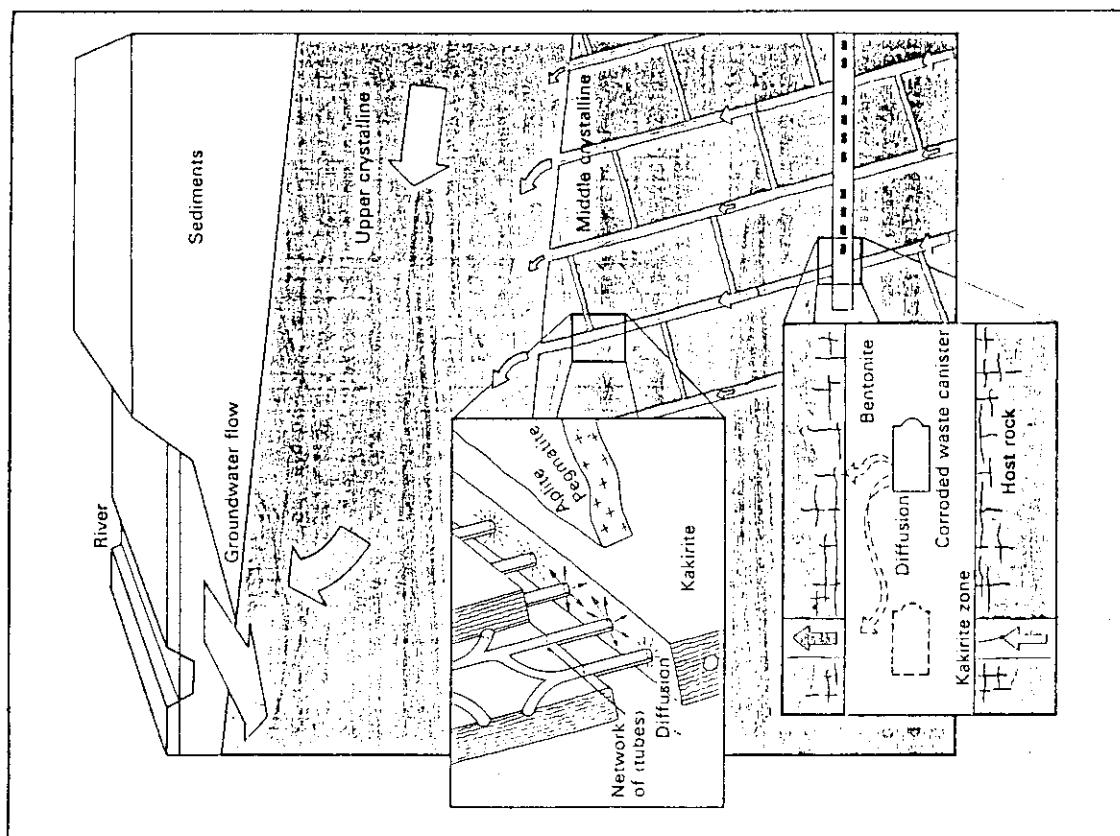


Fig.24.1 Uebersicht über die Wirkung der einzelnen Sicherheitsbarrieren für den HAA - Einschluß

Nuclide-independent parameters for geosphere transport

Tube frequency n	$1 \text{ m}^{-2}, 9 \text{ m}^{-2}$
Fissure frequency n	10 m^{-1}
Tube radius R	$5 \cdot 10^{-3} \text{ m}, 5 \cdot 10^{-4} \text{ m}$
Fissure aperture b	10^{-4} m
Specific discharge in the kakirite/dyke zone	$1.5 \cdot 10^{-11} \text{ m/s}$
Average specific discharge in the middle crystalline q_m	$1.2 \cdot 10^{-13} \text{ m/s}$
Average specific discharge in the upper crystalline q_0	$2 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$
Dispersion length a_L	$50 \text{ m}, 250 \text{ m}$
Rock density of the kakirite zone	2616 kg/m^3
Matrix porosity ϵ_p (kakirite)	$3.3 \cdot 10^{-2}$
Matrix diffusion constant D_p for the kakirite zone	$1.5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}, 1.5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
Extent of altered zones	
• Fissures (D_f)	10^{-3} m
• Kakirite zone (D_{Kz})	$1.0 \text{ m}, 0.5 \text{ m}$
Migration distance l	$500 \text{ m}, 1700 \text{ m}$ (see text)

The base case parameters are in bold type



Schematic overview of transport and retention processes in the base scenario

Fig.24.2 Parameters for geosphere transport

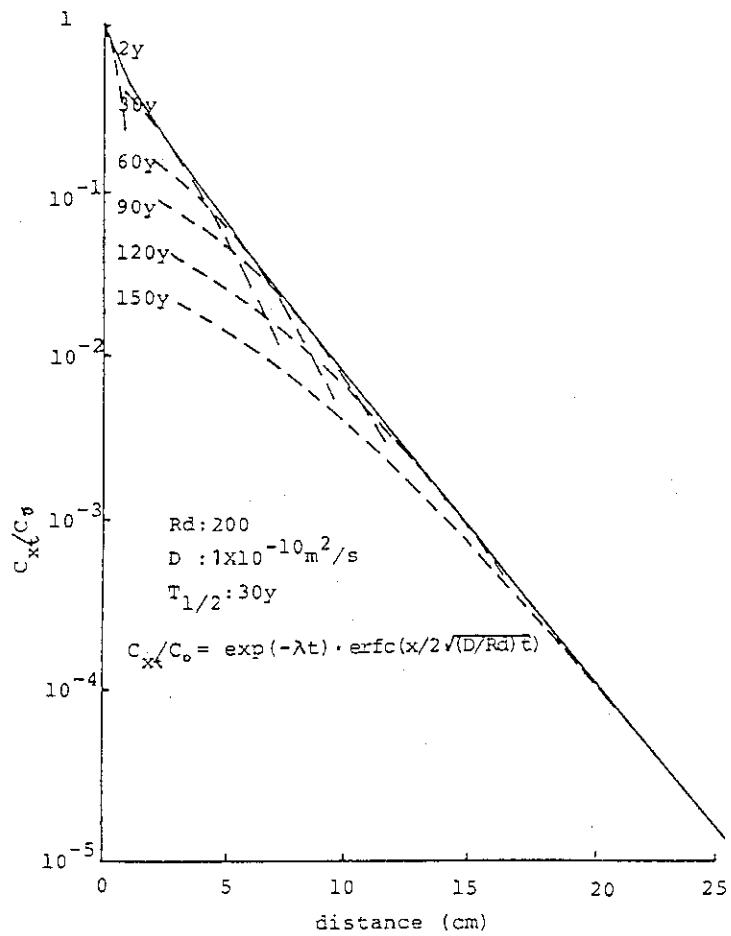


Fig.24.3 Distribution of radionuclide Concentration in pore water of buffer material

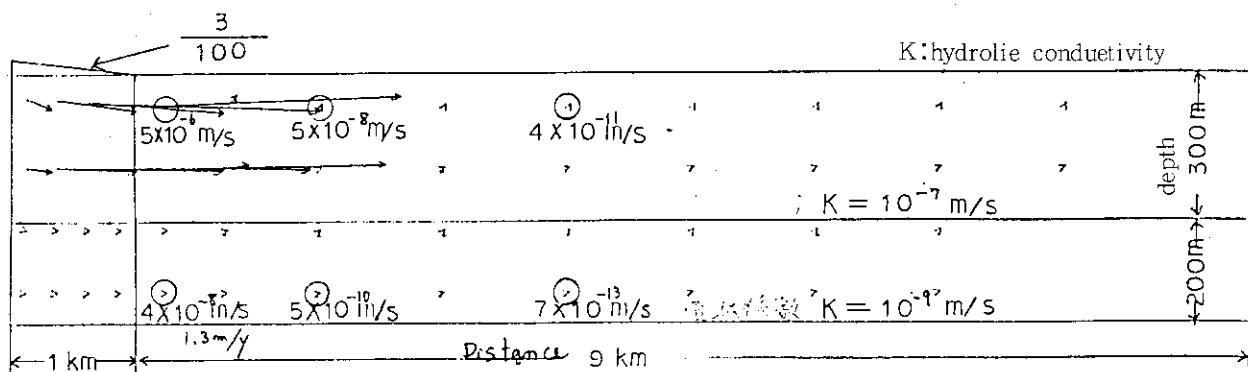


Fig.24.4 Effect of ground surface gradient on water velocity