

JAERI - M
85-195

低レベル放射性廃棄物の海洋処分
におけるパッケージのバリア能力評価

1985年12月

前田 頌・和達 嘉樹

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。
入手の問い合わせは、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、お申しこしてください。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, 1985

編集兼発行 日本原子力研究所
印刷 山田軽印刷所

低レベル放射性廃棄物の海洋処分におけるパッケージのバリア能力評価

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部

前田 頌・和達 嘉樹

(1985年11月7日受理)

海洋処分における低レベル放射性廃棄物固化体からの放射性核種環境放出に対するパッケージ（廃棄物固化体及びドラム缶容器）のバリア能力について、評価方法の提案を行った。さらに、すでに提出されている固化体の放射性核種浸出試験データ及びドラム缶容器の耐食性試験データを用いてパッケージのバリア能力の評価を行った。評価に際して試験データ不足の場合には、浸出量を過大に見積る方向で評価を行った。

JAERI-M 85-195

Safety Evaluation of Packages for Ocean Disposal of
Low-level Radioactive Waste

Sho MAEDA and Yoshiki WADACHI

Department of Environmental Safety Research,
Tokai Research Establishment, JAERI

(Received November 7, 1985)

The authors proposed an evaluation method for the barrier of packages (including cemented waste and drum containers) against the release of radioactive nuclides from the radioactive cemented waste into the environment at the time of ocean disposal, and thereby evaluated their barrier capacities by using the results of leach tests for cemented waste and corrosion test for drum containers. When test data was insufficient, calculation was carried out so that the leached-out amounts might be some what overestimated.

Keywords : Low-level Radioactive Waste, Drum, Deep-Sea Disposal,
Evaluation Methods, Barrier, Package, Leachability,
Corrosion Resistance, Marine Disposal

目 次

1. まえがき	1
2. パッケージのバリア能力評価方法	1
3. パッケージのバリア能力の計算	2
3.1 セメント固化体	2
3.2 ドラム缶容器	3
3.3 パッケージ	4
4. 評価結果の検討	4
4.1 放射性核種浸出率 $f(t)$ の信頼性	4
4.2 ドラム缶容器腐食貫通孔増加曲線 $G(t)$ の信頼性	5
5. 放射性核種放出形態と環境被ばく線量の関係	6
5.1 瞬時放出	6
5.2 連続放出	7
6. パッケージのバリア効果を考慮した環境被ばく評価	7
7. あとがき	8
参考文献	8

Contents

1. Preface	1
2. Evaluation Methods of Barrier Capacity of Packages	1
3. Calculations of Barrier Capacity of Packages	2
3.1 Cemented Waste	2
3.2 Drum	3
3.3 Package	4
4. Discussions	4
4.1 Accuracy of Radionuclide Leach Rates	4
4.2 Accuracy of Curves $G(t)$	5
5. Relation between Release Form of Radionuclide and Environmental Exposure	6
5.1 Moment Release	6
5.2 Continuous Release	7
6. Environmental Exposure Evaluation	7
7. Postface	8
References	8

1. ま え が き

我が国の低レベル放射性廃棄物の海洋処分計画においては、放射性廃棄物の比重及び一軸圧縮強度を所定の値に保つようセメント固化し、ドラム缶容器に封入して深さ 5,000 m 以上の深海底に処分することが定められているが、その場合の環境被曝経路における安全評価項目を想定すると図 1 に示す如くとなる。

現在、低レベル放射性廃棄物の海洋処分における環境被曝評価は、廃棄物が処分され、海底に着底と同時に全量の放射性核種が海水中に放出されると仮定してこれを行い、安全であることの結論¹⁾をまとめている。すなわち、パッケージ（廃棄物固化体及びドラム缶容器）のバリア能力は考慮に入れないでもなお安全であるとの結論を導いている。しかし、固化体及びドラム缶容器が放射性核種の環境放出に対するバリア能力を有することは事実であり、この評価を行うことは、海洋処分に関してはすでに完了している安全評価に関して実状はさらに大きな裕度があることを実証することである。

本報においては、海洋処分におけるパッケージの放射性核種放出に対するバリア能力について評価方法を提案し、その方法によって試算を行った。

2. パッケージのバリア能力評価方法

図 2 は低レベル放射性廃棄物パッケージを海洋処分する場合の放射性核種の海水中浸出量の経時変化を模式的に示したものである。曲線(1), $f(t)e^{-\lambda t}$ は廃棄物固化体から海水中に浸出する放射性核種の浸出率の経時変化を示している。曲線(2), $G(t)$ はドラム缶容器の腐食によって生じる貫通孔面積比の経時変化を示しており、曲線(3), $f'(t)e^{-\lambda t}$ はドラム缶容器に封入された廃棄物固化体からの放射性核種浸出率の経時変化を示している。曲線(4), $F(t)$ 及び曲線(5), $F'(t)$ は、それぞれドラム缶容器なしの場合及びドラム缶容器ありの場合の廃棄物固化体からの放射性核種浸出量の経時変化を浸出比（固化体中放射性核種の初期における全量に対するその時刻 t までの浸出量の比）で示したものであり、それぞれ次のように表わされる。

$$F(t) = \int_0^t f(t)e^{-\lambda t} dt \dots\dots\dots (1)$$

$$F'(t) = \int_0^t f'(t)e^{-\lambda t} dt \dots\dots\dots (2)$$

いま B_s , B_p 及び B_0 を(3)式, (4)式及び(5)式のように定義すると、それらはそれぞれ固化体パッケージ及びドラム缶容器による廃棄物中放射性核種の環境への放出量の低減率すなわち、固化体パッケージ及びドラム缶容器の放射性核種の環境放出に対するバリア能力を示している。つまり、固化体及びドラム缶によって海水中への放出がおくれている間に、放射性核種はそれぞれ固有の

1. ま え が き

我が国の低レベル放射性廃棄物の海洋処分計画においては、放射性廃棄物の比重及び一軸圧縮強度を所定の値に保つようセメント固化し、ドラム缶容器に封入して深さ 5,000 m 以上の深海底に処分することが定められているが、その場合の環境被曝経路における安全評価項目を想定すると図 1 に示す如くとなる。

現在、低レベル放射性廃棄物の海洋処分における環境被曝評価は、廃棄物が処分され、海底に着底と同時に全量の放射性核種が海水中に放出されると仮定してこれを行い、安全であることの結論¹⁾をまとめている。すなわち、パッケージ（廃棄物固化体及びドラム缶容器）のバリア能力は考慮に入れないでもなお安全であるとの結論を導いている。しかし、固化体及びドラム缶容器が放射性核種の環境放出に対するバリア能力を有することは事実であり、この評価を行うことは、海洋処分に関してはすでに完了している安全評価に関して実状はさらに大きな裕度があることを実証することである。

本報においては、海洋処分におけるパッケージの放射性核種放出に対するバリア能力について評価方法を提案し、その方法によって試算を行った。

2. パッケージのバリア能力評価方法

図 2 は低レベル放射性廃棄物パッケージを海洋処分する場合の放射性核種の海水中浸出量の経時変化を模式的に示したものである。曲線(1), $f(t)e^{-\lambda t}$ は廃棄物固化体から海水中に浸出する放射性核種の浸出率の経時変化を示している。曲線(2), $G(t)$ はドラム缶容器の腐食によって生じる貫通孔面積比の経時変化を示しており、曲線(3), $f'(t)e^{-\lambda t}$ はドラム缶容器に封入された廃棄物固化体からの放射性核種浸出率の経時変化を示している。曲線(4), $F(t)$ 及び曲線(5), $F'(t)$ は、それぞれドラム缶容器なしの場合及びドラム缶容器ありの場合の廃棄物固化体からの放射性核種浸出量の経時変化を浸出比（固化体中放射性核種の初期における全量に対するその時刻 t までの浸出量の比）で示したものであり、それぞれ次のように表わされる。

$$F(t) = \int_0^t f(t) e^{-\lambda t} dt \dots\dots\dots (1)$$

$$F'(t) = \int_0^t f'(t) e^{-\lambda t} dt \dots\dots\dots (2)$$

いま B_s , B_p 及び B_0 を(3)式, (4)式及び(5)式のように定義すると、それらはそれぞれ固化体パッケージ及びドラム缶容器による廃棄物中放射性核種の環境への放出量の低減率すなわち、固化体パッケージ及びドラム缶容器の放射性核種の環境放出に対するバリア能力を示している。つまり、固化体及びドラム缶によって海水中への放出がおくれている間に、放射性核種はそれぞれ固有の

半減期によって減衰し、その分だけ放出量が低減するということである。したがって、パッケージのバリア能力は、放射性核種の浸出率に依存することはもちろんであるが、それら核種の半減期にも大きく依存する。半減期の小さい核種ほど、それに対するバリア能力は大きい。

$$\lim_{t \rightarrow \infty} F(t) \equiv B_s \dots\dots\dots (3)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} F'(t) \equiv B_p \dots\dots\dots (4)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} [F'(t)/F(t)] \equiv B_D \dots\dots\dots (5)$$

いま、パッケージからの放射性核種浸出率 $f'(t)e^{-\lambda t}$ を求めるために、ドラム缶容器に腐食貫通孔が生じそれが拡大していく場合、固化体表面から放射性核種が海水中に浸出しその部分の放射性核種濃度が減少していく過程について次のようなモデルを考える。

図3(1)にドラム缶容器の腐食貫通孔面積が拡大していく場合の固化体表面の放射性核種濃度変化の過程について、実際はこのようになっていくであろうと想定される模式図を示す。これに対して図3(2)は、 $f'(t)e^{-\lambda t}$ を計算しやすいように仮定したモデルであり、ドラム缶容器の腐食貫通孔の拡大過程において貫通孔増加分 ΔS が生じた瞬間、その部分の放射性核種濃度は常に固化体の初期表面濃度に等しいとする。すなわち、固化体の表面に垂直な方向以外は放射性核種の移動はないものとする。このような条件のもので $f'(t)$ は $G(\tau)$ が 0 から 1 まで変化する間の $G(\tau)$ の微分値 ($G(\tau)$ の増加分) と $f(t - \tau)$ のコンボリューション積分として次式で表わされる。

$$f'(t) = \int_0^b f(t - \tau) \frac{d}{d\tau} G(\tau) d\tau \dots\dots\dots (6)$$

b は貫通孔面積比が 1 に達するまでの時間である。また、 $G(t)$ は微分可能な関数とし、 $0 \leq \frac{d}{dt} G(t)$ 及び $0 \leq G(t) \leq 1$ とする。

3. パッケージのバリア能力の計算

2章で述べた方法により、低レベル放射性廃棄物の海洋処分における放射性廃棄物固化体及びドラム缶容器並びにこれを併せたパッケージの放射性核種環境放出に対するバリア能力 B_s 、 B_p 及び B_D の計算を行う。

廃棄物固化体中の評価の対象とする放射性核種については ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の 3 核種とする (海洋処分が予定されている廃棄物による環境被ばく量は、推定結果¹⁾によると 95% 以上この 3 核種で占められている)。

3.1 セメント固化体

廃棄物固化体としては、BWR 濃縮廃棄物のセメント固化体を対象とする。従来、海水中における

半減期によって減衰し、その分だけ放出量が低減するということである。したがって、パッケージのバリア能力は、放射性核種の浸出率に依存することはもちろんであるが、それら核種の半減期にも大きく依存する。半減期の小さい核種ほど、それに対するバリア能力は大きい。

$$\lim_{t \rightarrow \infty} F(t) \equiv B_s \dots\dots\dots (3)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} F'(t) \equiv B_p \dots\dots\dots (4)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} [F'(t)/F(t)] \equiv B_D \dots\dots\dots (5)$$

いま、パッケージからの放射性核種浸出率 $f'(t)e^{-\lambda t}$ を求めるために、ドラム缶容器に腐食貫通孔が生じそれが拡大していく場合、固化体表面から放射性核種が海水中に浸出しその部分の放射性核種濃度が減少していく過程について次のようなモデルを考える。

図3(1)にドラム缶容器の腐食貫通孔面積が拡大していく場合の固化体表面の放射性核種濃度変化の過程について、実際はこのようになっていくであろうと想定される模式図を示す。これに対して図3(2)は、 $f'(t)e^{-\lambda t}$ を計算しやすいように仮定したモデルであり、ドラム缶容器の腐食貫通孔の拡大過程において貫通孔増加分 ΔS が生じた瞬間、その部分の放射性核種濃度は常に固化体の初期表面濃度に等しいとする。すなわち、固化体の表面に垂直な方向以外は放射性核種の移動はないものとする。このような条件のもので $f'(t)$ は $G(\tau)$ が 0 から 1 まで変化する間の $G(\tau)$ の微分値 ($G(\tau)$ の増加分) と $f(t - \tau)$ のコンボリューション積分として次式で表わされる。

$$f'(t) = \int_0^b f(t - \tau) \frac{d}{d\tau} G(\tau) d\tau \dots\dots\dots (6)$$

b は貫通孔面積比が 1 に達するまでの時間である。また、 $G(t)$ は微分可能な関数とし、 $0 \leq \frac{d}{dt} G(t)$ 及び $0 \leq G(t) \leq 1$ とする。

3. パッケージのバリア能力の計算

2章で述べた方法により、低レベル放射性廃棄物の海洋処分における放射性廃棄物固化体及びドラム缶容器並びにこれを併せたパッケージの放射性核種環境放出に対するバリア能力 B_s , B_p 及び B_D の計算を行う。

廃棄物固化体中の評価の対象とする放射性核種については ^{60}Co , ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の 3 核種とする (海洋処分が予定されている廃棄物による環境被ばく量は、推定結果¹⁾によると 95% 以上この 3 核種で占められている)。

3.1 セメント固化体

廃棄物固化体としては、BWR 濃縮廃棄物のセメント固化体を対象とする。従来、海水中における

セメント固化体からの放射性核種の浸出比（放射性核種の減衰を考えない場合）の経時的推移を表わすのに(7)式に示すような $\bar{F}(t)$ が提出されている。本報告における浸出率（放射性核種の減衰を考慮しない場合） $f(t)$ としては、この $\bar{F}(t)$ を微分したもの、すなわち(8)式を用いる。

$$\bar{F}(t) = 2 (S/V) \sqrt{D/\pi} \sqrt{t} + C \dots\dots\dots (7)$$

$$f(t) = \frac{d\bar{F}(t)}{dt} = (S/V) \sqrt{D/\pi} / \sqrt{t} \dots\dots\dots (8)$$

- ここで S : 固化体の表面積
- V : 固化体の体積
- D : 放射性核種の浸出液に浸漬中の固化体中拡散係数
- C : 常数

いま、セメント固化体の純水中における浸出試験結果から得られた ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の拡散係数 $D_{\text{Co}} = 1.2 \times 10^{-9} (\text{cm}^2/\text{day})^2$ 、 $D_{\text{Sr}} = 1.2 \times 10^{-7} (\text{cm}^2/\text{day})^3$ 、 $D_{\text{Cs}} = 1.6 \times 10^{-4} (\text{cm}^2/\text{day})^2$ そして200 ℓ固化体の表面積S及び体積Vとして $S = 2 \times 10^4 \text{cm}$ 及び $V = 2 \times 10^5 \text{cm}^2$ を(8)式に代入し、 $f_{\text{Co}}(t)$ 、 $f_{\text{Sr}}(t)$ 及び $f_{\text{Cs}}(t)$ を次のように決定する。

$$f_{\text{Co}}(t) = 3.6 \times 10^{-5} \frac{1}{\sqrt{t}} \dots\dots\dots (9)$$

$$f_{\text{Sr}}(t) = 4.0 \times 10^{-4} \frac{1}{\sqrt{t}} \dots\dots\dots (10)$$

$$f_{\text{Cs}}(t) = 1.3 \times 10^{-2} \frac{1}{\sqrt{t}} \dots\dots\dots (11)$$

ここで(9)式、(10)式及び(11)式におけるtの単位は年である。

(9)式で定められた $f_{\text{Co}}(t)$ を(1)式に代入することにより、海水浸漬したセメント固化体からの ^{60}Co の浸出比 $F_{\text{Co}}(t)$ を求めると図4点線(1)の如くとなる。同様な方法により(10)式及び(11)式で定められた $f_{\text{Sr}}(t)$ 及び $f_{\text{Cs}}(t)$ を(1)式に代入して ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の浸出比 $F_{\text{Sr}}(t)$ 及び $F_{\text{Cs}}(t)$ を求めると図4点線(2)及び(3)の如くとなる。これらから、(3)式で定義された放射性核種の海水中放出に対するセメント固化体のバリア能 B_s を ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs に対して求めると、それぞれ $B_{s,\text{Co}} = 1.3 \times 10^{-1}$ が得られる。(表1)

3.2 ドラム缶容器

評価の対象とするドラム缶容器は、原子力施設で低レベル放射性廃棄物容器として使用されているJIS Z 1600 - 1977に規定されている200 ℓ、厚さ1.6 mmのH級鋼製オープンドラムであり、ドラム缶容器内には廃棄物セメント固化体が封入されているものとする。このドラム缶容器の6.7℃の海水環境における腐食貫通孔増加曲線 $G(t)$ の推定結果⁴⁾(図5)を評価に使用する。

(9)式で定められた固化体からの ^{60}Co 浸出率 $f_{\text{Co}}(t)$ 及びドラム缶容器の腐食貫通孔面積増加曲線 $G(t)$ を用い、(3)式及び(6)式からドラム缶容器に封入された状態での固化体からの ^{60}Co 浸出比 $F'_{\text{Co}}(t)$ を求めると図4実線(1)の如くとなる。

同様な方法で $F'_{\text{Sr}}(t)$ 及び $F'_{\text{Cs}}(t)$ を求めるとそれぞれ図4実線(2)及び(3)の如くとなる。さらに、これら $F'(t)$ の値及びすでに求められている固化体についての浸出比 $F(t)$ を用いて(5)式からドラム缶容器のバリア能 B_D を求めると、 ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs に対してそれぞれ $B_{D\cdot\text{Co}} = 3.5 \times 10^{-4}$ 、 $B_{D\cdot\text{Sr}} = 1.5 \times 10^{-1}$ 及び $B_{D\cdot\text{Cs}} = 1.2 \times 10^{-1}$ が得られる。(表1)

3.3 パッケージ

パッケージ(固化体とドラム缶容器)のバリア能 B_p は、固化体のバリア能 B_s とドラム缶容器のバリア能 B_D との積すなわち、 $B_p = B_s B_D$ で表わされる。したがって、3.1及び3.2で求められた B_s 及び B_D からパッケージのバリア能 B_p を求めると、 ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs についてそれぞれ $B_{p\cdot\text{Co}} = 5.2 \times 10^{-8}$ 、 $B_{p\cdot\text{Sr}} = 6.4 \times 10^{-4}$ 及び $B_{p\cdot\text{Cs}} = 1.6 \times 10^{-2}$ が得られる。(表1)

4. 評価結果の検討

低レベル放射性廃棄物を海洋処分する場合について、固化体とドラム缶容器及びそれらを併せたパッケージの放射性核種の海水中放出量を低減するバリア能力の評価を行った。評価に際してはバリア能力を過大に見積ることのないように留意したが、以下に評価の基礎とした値について検討を行う。

4.1 放射性核種浸出率 $f(t)$ の信頼性

評価の対象は200ℓセメント固化体とし、BWR濃縮廃液を模擬して15% Na_2SO_4 水溶液及び ^{60}Co 、 ^{137}Cs 及び ^{90}Sr などを添加した高炉スラグセメント固化体に関する試験データ^{2) 3)}を使用した。また本評価に用いるセメント固化体からの放射性核種浸出率 $f(t)$ としては、(7)式に示すような従来から提出されている放射性核種の減衰を考慮しない場合の浸出比の理論式 $\bar{F}(t)$ を微分したもの、すなわち、(8)式に示す関数を用いている。(7)式及び(8)式に示す $\bar{F}(t)$ 及び $f(t)$ は、 t のある範囲内において近似的に成立するものであり、長期評価すなわち、 t の大きな範囲でこれを利用することには問題がある。しかし、現状ではこれに替る合理的な理論式はなく、本報における固化体の放射性核種放出に対するバリア能力 B_s の計算過程ではこの理論式を用いた。

なお、(7)式における $\bar{F}(t)$ は、比較的初期の浸出を近似させたものであり、時間経過にしたがって、実際の浸出比より大きくなり、その差はますます増大していく。したがってこの $\bar{F}(t)$ から得られた $f(t)$ を使用して評価を行うことは浸出量の過大評価となっている。この点からもバリア能

(9)式で定められた固化体からの ^{60}Co 浸出率 $f_{\text{Co}}(t)$ 及びドラム缶容器の腐食貫通孔面積増加曲線 $G(t)$ を用い、(3)式及び(6)式からドラム缶容器に封入された状態での固化体からの ^{60}Co 浸出比 $F'_{\text{Co}}(t)$ を求めると図4実線(1)の如くとなる。

同様な方法で $F'_{\text{Sr}}(t)$ 及び $F'_{\text{Cs}}(t)$ を求めるとそれぞれ図4実線(2)及び(3)の如くとなる。さらに、これら $F'(t)$ の値及びすでに求められている固化体についての浸出比 $F(t)$ を用いて(5)式からドラム缶容器のバリア能 B_D を求めると、 ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs に対してそれぞれ $B_{D\cdot\text{Co}} = 3.5 \times 10^{-4}$ 、 $B_{D\cdot\text{Sr}} = 1.5 \times 10^{-1}$ 及び $B_{D\cdot\text{Cs}} = 1.2 \times 10^{-1}$ が得られる。(表1)

3.3 パッケージ

パッケージ(固化体とドラム缶容器)のバリア能 B_p は、固化体のバリア能 B_s とドラム缶容器のバリア能 B_D との積すなわち、 $B_p = B_s B_D$ で表わされる。したがって、3.1及び3.2で求められた B_s 及び B_D からパッケージのバリア能 B_p を求めると、 ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs についてそれぞれ $B_{p\cdot\text{Co}} = 5.2 \times 10^{-8}$ 、 $B_{p\cdot\text{Sr}} = 6.4 \times 10^{-4}$ 及び $B_{p\cdot\text{Cs}} = 1.6 \times 10^{-2}$ が得られる。(表1)

4. 評価結果の検討

低レベル放射性廃棄物を海洋処分する場合について、固化体とドラム缶容器及びそれらを併せたパッケージの放射性核種の海水中放出量を低減するバリア能力の評価を行った。評価に際してはバリア能力を過大に見積ることのないように留意したが、以下に評価の基礎とした値について検討を行う。

4.1 放射性核種浸出率 $f(t)$ の信頼性

評価の対象は200ℓセメント固化体とし、BWR濃縮廃液を模擬して15% Na_2SO_4 水溶液及び ^{60}Co 、 ^{137}Cs 及び ^{90}Sr などを添加した高炉スラグセメント固化体に関する試験データ^{2) 3)}を使用した。また本評価に用いるセメント固化体からの放射性核種浸出率 $f(t)$ としては、(7)式に示すような従来から提出されている放射性核種の減衰を考慮しない場合の浸出比の理論式 $\bar{F}(t)$ を微分したもので、すなわち、(8)式に示す関数を用いている。(7)式及び(8)式に示す $\bar{F}(t)$ 及び $f(t)$ は、 t のある範囲内において近似的に成立するものであり、長期評価すなわち、 t の大きな範囲でこれを利用することには問題がある。しかし、現状ではこれに替る合理的な理論式はなく、本報における固化体の放射性核種放出に対するバリア能力 B_s の計算過程ではこの理論式を用いた。

なお、(7)式における $\bar{F}(t)$ は、比較的初期の浸出を近似させたものであり、時間経過にしたがって、実際の浸出比より大きくなり、その差はますます増大していく。したがってこの $\bar{F}(t)$ から得られた $f(t)$ を使用して評価を行うことは浸出量の過大評価となっている。この点からもバリア能

力の評価としては安全側となっている。

4.2 ドラム缶容器腐食貫通孔増加曲線 $G(t)$ の信頼性

ドラム缶容器腐食貫通孔増加曲線 $G(t)$ は、鋼板侵食度及び塗膜の耐久性によって決定⁴⁾されるので、これらの信頼性がすなわち $G(t)$ の信頼性となる。以下に $G(t)$ の決定の際に使用した鋼板侵食度及び塗膜の耐久性について検討を行う。

(1) ドラム缶鋼板侵食度

海水中における鋼板侵食度を大きく左右する要素は、温度と溶存酸素である。溶存酸素は水温によって変化し、一般に温度を下げると溶存酸素量は増大し（地表における海水では、23℃の場合 7～8 ppm, 6.7℃の場合約 13 ppm）、人為的に長期間これを変化させることは困難である。評価には温度 6.7℃、溶存酸素量 13 ppm の海水中における 2 年間の平均侵食度⁴⁾を使用した。

処分環境である水深 5000 m 以上の深海底の海水の温度及び溶存酸素量は、それぞれ約 2℃及び約 5 ppm と観測されている。この処分環境と試験環境との差が鋼板侵食度にどのような差を与えるかをいくつかの試験データをもとに検討してみる。

「腐食安全性実証試験」⁴⁾によって得られた値、すなわち温度 23℃、溶存酸素 8 ppm の海水中及び温度 6.7℃、溶存酸素 13 ppm の海水中における鋼板侵食度 0.052 (mm/Y) 及び 0.023 (mm/Y) を基準にし、23℃から 2℃まで直線的に侵食度が減少すると仮定すると、2℃の海水中における鋼板の侵食度は 0.015 (mm/Y) と計算される。この値は 6.7℃（溶存酸素 13 ppm）の海水中における鋼板侵食度 0.023 (mm/Y) に比較して 35% 減の値となっている。

また、溶存酸素量がそれぞれ異なる海水中の鋼板侵食度の比較として、「腐食安全性実証試験」で次の 2 つの結果が得られている。一つは溶存酸素量が 8 ppm 及び 0.9 ppm の場合の 23℃ の海水中における鋼板侵食度⁴⁾であり、1.5 年経過でそれぞれ、0.063 (mm/Y) 及び約 0.001 (mm/Y) (約 1 : 1/60) が得られている。次は、溶存酸素量が 6 ppm 及び 4 ppm の場合の水酸化カルシウムを飽和させた 25℃ の海水中における鋼板侵食度⁵⁾であり、0.5 年経過でそれぞれ、0.084 (mm/Y) 及び 0.017 (mm/Y) (約 1 : 0.2) が得られている。このように、海水中溶存酸素量の相違は、鋼板侵食度に大きな影響を及ぼす。したがって、本報告で採用した溶存酸素量平均 13 ppm, 6.7℃ の海水中における鋼板平均侵食度 0.023 (mm/Y) に対して、約 2℃ 溶存酸素量約 5 ppm の海洋処分環境の場合、鋼板平均侵食度はこの値の数分の 1 程度の値になるものと推定される。

また、評価に用いた侵食度としては、海水浸漬開始から 2 年間の平均侵食度を採用したが、鋼板侵食度は時間の経過につれて減少するので、2 年間の平均侵食度をもって、数 10 年以上に及ぶ腐食評価を行うことは、安全評価上は、かなり安全側になっていると考えられる。これらの点を含めて、鋼板侵食度についての本評価結果は、大幅な腐食の過大評価となっている。

(2) ドラム缶塗膜の耐久性

23℃ の海水中における塗膜劣化試験結果⁴⁾を評価に採用したが、試験片を用いた塗膜劣化試験においては、6.7℃ の海水の場合と 23℃ の海水の場合ではその間に有意な差は認められず、処

分環境の約 2℃の海水中においても大きな差はないものと予想され、したがって、この値の採用も問題はないものとする。なお、ドラム缶容器の塗膜には処分以前に取扱などに起因するある程度の損傷が生じている。しかし、6.7℃の海水環境における塗膜の耐久性期間は同じ環境の鋼板の耐久性期間に比較して約 $1/10$ (塗膜の鋼板素地機能喪失面積比及び無塗装ドラム缶容器の腐食貫通孔面積比がそれぞれ 50%に達するまでの期間の比較) であることを考慮すると、塗膜の傷の有無による評価結果への影響は小さい。

5. 放射性核種放出形態と環境被ばく線量の関係

低レベル放射性廃棄物の海洋投棄について、投棄物が海底に着底と同時に全放射能が瞬時に放出されるとした場合に対して、パッケージのバリアによって放出量が減少するとした場合は、固化体からの放射性核種放出の形態も異なる。すなわち、長期間にわたって連続的に海水中に放出されるとするこの放出形態の相違が環境被ばくに与える影響について検討を行う。

「試験的海洋処分の環境安全評価に関する報告書¹⁾」において、低レベル放射性廃棄物の海洋投棄の結果、一般公衆が受ける被ばく線量の推定を行っているが、その方法はおよそ次の通りである。

まず、投棄した放射性廃棄物が海底(投棄地点は深さ 5000 m の深海底としている)に着底と同時に廃棄物中の放射性核種の全量が海水中に放出されると仮定し、海水の拡散等の効果を考慮して投棄地点の真上の海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度を求める。さらに一般公衆の摂取する海産物は深さ 1000 m の海水中に生息するとして放射性核種の生体内濃度を計算し、さらに、一般公衆のこれら海産物摂取量を計算して一般公衆の被ばく線量の推定を行っている。

投棄地点とされている深さ 5000 m の海底における放射性核種放出量に対する海表面下 1000 m の海水中放射性核種濃度及び一般公衆の被ばく線量の関係は、いくつかの仮定に基づいてはいるもののすでに求められている。

図 6 及び図 7 は 1 Ci の放射性廃棄物を 1 回投棄する場合及び毎年 1 回づつこれを投棄する場合の海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化である。表 2 はこれら 2 種類の投棄の場合の一般公衆が受ける被ばく線量であり、表 3 はこれら環境被ばく評価に使用した廃棄物中放射性核種組成である。

5.1 瞬時放出

1 Ci の放射性核種を深さ 5000 m の海底で瞬間に放出した場合の海面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化曲線を $\phi(t)$ (すでに計算されている) とすると (図 8 (2))、同様な方法で毎年 1 回同量づつ n 年間の投棄を行う場合の海面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化 (図 9 (2)) は次式で示される。

分環境の約2℃の海水中においても大きな差はないものと予想され、したがって、この値の採用も問題はないものとする。なお、ドラム缶容器の塗膜には処分以前に取扱などに起因するある程度の損傷が生じている。しかし、6.7℃の海水環境における塗膜の耐久性期間は同じ環境の鋼板の耐久性期間に比較して約 $1/10$ （塗膜の鋼板素地機能喪失面積比及び無塗装ドラム缶容器の腐食貫通孔面積比がそれぞれ50%に達するまでの期間の比較）であることを考慮すると、塗膜の傷の有無による評価結果への影響は小さい。

5. 放射性核種放出形態と環境被ばく線量の関係

低レベル放射性廃棄物の海洋投棄について、投棄物が海底に着底と同時に全放射能が瞬時に放出されるとした場合に対して、パッケージのバリアによって放出量が減少する場合は、固化体からの放射性核種放出の形態も異なる。すなわち、長期間にわたって連続的に海水中に放出されるとするこの放出形態の相違が環境被ばくに与える影響について検討を行う。

「試験的海洋処分の環境安全評価に関する報告書¹⁾」において、低レベル放射性廃棄物の海洋投棄の結果、一般公衆が受ける被ばく線量の推定を行っているが、その方法はおよそ次の通りである。

まず、投棄した放射性廃棄物が海底（投棄地点は深さ5000mの深海底としている）に着底と同時に廃棄物中の放射性核種の全量が海水中に放出されると仮定し、海水の拡散等の効果を考慮して投棄地点の真上の海表面下1000mにおける海水中放射性核種濃度を求める。さらに一般公衆の摂取する海産物は深さ1000mの海水中に生息するとして放射性核種の生体内濃度を計算し、さらに、一般公衆のこれら海産物摂取量を計算して一般公衆の被ばく線量の推定を行っている。

投棄地点とされている深さ5000mの海底における放射性核種放出量に対する海表面下1000mの海水中放射性核種濃度及び一般公衆の被ばく線量の関係は、いくつかの仮定に基づいてはいるもののすでに求められている。

図6及び図7は1Ciの放射性廃棄物を1回投棄する場合及び毎年1回づつこれを投棄する場合の海表面下1000mにおける海水中放射性核種濃度の経時変化である。表2はこれら2種類の投棄の場合の一般公衆が受ける被ばく線量であり、表3はこれら環境被ばく評価に使用した廃棄物中放射性核種組成である。

5.1 瞬時放出

1Ciの放射性核種を深さ5000mの海底で瞬間に放出した場合の海面下1000mにおける海水中放射性核種濃度の経時変化曲線を $\phi(t)$ (すでに計算されている)とすると(図8(2))、同様な方法で毎年1回同量づつn年間の投棄を行う場合の海面下1000mにおける海水中放射性核種濃度の経時変化(図9(2))は次式で示される。

$$\Phi(t) = \sum_{y=0}^{n-1} \phi(t-y) \dots\dots\dots (12)$$

ここで、t の単位は年である。

5.2 連続放出

放射性廃棄物がセメント固化体として処理され、ドラム缶に封入されて処分される場合、海底に着底と同時に全量の放射性核種が瞬時に海水中に放出されるということは、あくまでも安全評価上の仮定であって、実際には固化体及びドラム缶容器のバリアにより海水中への放出が制約され、図8(1)点線に示すように長期間にわたって徐々に海水中に放出されるものと考えられる。いま、放射性核種初期含有量 $1 Ci$ の廃棄物の海洋投棄について、廃棄物パッケージ（固化体とドラム缶容器）からそのバリアを越えて連続的に海水中へ放出される放射性核種量の経時変化を示す関数を $h(t)$ とすると、これに対応する海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化を示す関数 $\phi'(t)$ は次式の如く表わされる。

$$\phi'(t) = \int_0^{\infty} h(\xi) \phi(t-\xi) d\xi \dots\dots\dots (13)$$

ここで、パッケージのバリア能を B_p とすると、

$$\int_0^{\infty} h(t) dt = B_p Ci \dots\dots\dots (14)$$

同様に年 1 回 $1 Ci$ ずつ n 回投棄する場合で、且パッケージのバリア効果により連続的に海水中に放出される場合の海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化を示す関数 $\Phi'(t)$ は次式で表わされる。

$$\Phi'(t) = \sum_{y=0}^{n-1} \phi'(t-y) \dots\dots\dots (15)$$

ここで、t がある程度以上大きな範囲では例図 9(2)に模式的に示すように $\Phi'(t) / \Phi(t) = B_p$ とみてよく、したがって、海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度及びこれに比例するとして計算される一般公衆被ばく線量は、長期間にわたって毎年 1 回同量ずつ投棄する場合は一定期間経過した後では放出の形態に依存せず、総放出量に比例すると考えてよい。なお、ここでは毎年 1 回同量ずつ投棄する場合としたが、適当な間隔で複数回投棄する場合としても大略同様と考えるとよい。

6. パッケージのバリア効果を考慮した環境被ばく評価

表 2(A)及び(B)は我が国の低レベル放射性廃棄物海洋投棄計画における一般公衆の被ばく線量評

$$\Phi(t) = \sum_{y=0}^{n-1} \phi(t-y) \dots\dots\dots (12)$$

ここで、t の単位は年である。

5.2 連続放出

放射性廃棄物がセメント固化体として処理され、ドラム缶に封入されて処分される場合、海底に着底と同時に全量の放射性核種が瞬時に海水中に放出されるということは、あくまでも安全評価上の仮定であって、実際には固化体及びドラム缶容器のバリアにより海水中への放出が制約され、図8(1)点線に示すように長期間にわたって徐々に海水中に放出されるものと考えられる。いま、放射性核種初期含有量 1 Ci の廃棄物の海洋投棄について、廃棄物パッケージ（固化体とドラム缶容器）からそのバリアを越えて連続的に海水中へ放出される放射性核種量の経時変化を示す関数を $h(t)$ とすると、これに対応する海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化を示す関数 $\phi'(t)$ は次式の如く表わされる。

$$\phi'(t) = \int_0^{\infty} h(\xi) \phi(t-\xi) d\xi \dots\dots\dots (13)$$

ここで、パッケージのバリア能を B_p とすると、

$$\int_0^{\infty} h(t) dt = B_p Ci \dots\dots\dots (14)$$

同様に年 1 回 1 Ci ずつ n 回投棄する場合で、且パッケージのバリア効果により連続的に海水中に放出される場合の海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度の経時変化を示す関数 $\Phi'(t)$ は次式で表わされる。

$$\Phi'(t) = \sum_{y=0}^{n-1} \phi'(t-y) \dots\dots\dots (15)$$

ここで、t がある程度以上大きな範囲では例図 9(2)に模式的に示すように $\Phi'(t) / \Phi(t) = B_p$ とみてよく、したがって、海表面下 1000 m における海水中放射性核種濃度及びこれに比例するとして計算される一般公衆被ばく線量は、長期間にわたって毎年 1 回同量ずつ投棄する場合は一定期間経過した後では放出の形態に依存せず、総放出量に比例すると考えてよい。なお、ここでは毎年 1 回同量ずつ投棄する場合としたが、適当な間隔で複数回投棄する場合としても大略同様と考えるとよい。

6. パッケージのバリア効果を考慮した環境被ばく評価

表 2(A)及び(B)は我が国の低レベル放射性廃棄物海洋投棄計画における一般公衆の被ばく線量評

価結果（パッケージのバリア効果を見逃している）であるが、これをパッケージのバリア能力（第5章の表1）を考慮して計算し直した結果が表2(B)'である（ ^{226}Ra 及び ^{239}Pu については半減期がそれぞれ1600年及び 2.4×10^4 年と長く、パッケージのバリア効果はないものとする）。相対的に ^{226}Ra 及び ^{239}Pu の影響が大きくなり、また、 ^{60}Co 及び ^{90}Sr の影響は無視できる程度となる。このように、パッケージのバリア効果を考慮した場合、低レベル放射性廃棄物処分についても、長半減期の α 核種に対する安全性の問題がクローズアップされてくる。

7. あとがき

低レベル放射性廃棄物の海洋処分における放射性核種の環境放出に対するパッケージ（廃棄物固化体とドラム缶容器）のバリア能力の評価方法を提案した。さらに、すでに提出されている固化体の放射性核種浸出率データ及びドラム缶容器の耐食性データを使用して、パッケージの放射性核種放出に対するバリア能力の試算を行った。

なお本報告に使用したドラム缶容器の腐食試験データは科学技術庁の委託試験「腐食安全性実証試験」の一部として行われたものである。

参 考 文 献

- 1) 科学技術庁原子力安全局：“試験的海洋処分の環境安全評価に関する報告書”(1976)。
- 2) 関 晋, 大内康喜, 比佐 勇, 伊藤彰彦：“海洋処分に備えたLWR廃液実大セメント均一固化体の高圧浸出試験”日本原子力学会誌, Vol. 20, No. 12 (1978)。
- 3) Ito, A.：“Leaching behaviour of strontium-90 in cement composites”
Annals of Nuclear Energy, 4, 465-470 (1977)。
- 4) 日本原子力研究所：“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」”報告書 (1984)。
- 5) 日本原子力研究所：“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」”中間報告書 (1V) (1982)。

価結果（パッケージのバリア効果を無視している）であるが、これをパッケージのバリア能力（第5章の表1）を考慮して計算し直した結果が表2(B)'である（ ^{226}Ra 及び ^{239}Pu については半減期がそれぞれ1600年及び 2.4×10^4 年と長く、パッケージのバリア効果はないものとする）。相対的に ^{226}Ra 及び ^{239}Pu の影響が大きくなり、また、 ^{60}Co 及び ^{90}Sr の影響は無視できる程度となる。このように、パッケージのバリア効果を考慮した場合、低レベル放射性廃棄物処分についても、長半減期の α 核種に対する安全性の問題がクローズアップされてくる。

7. あとがき

低レベル放射性廃棄物の海洋処分における放射性核種の環境放出に対するパッケージ（廃棄物固化体とドラム缶容器）のバリア能力の評価方法を提案した。さらに、すでに提出されている固化体の放射性核種浸出率データ及びドラム缶容器の耐食性データを使用して、パッケージの放射性核種放出に対するバリア能力の試算を行った。

なお本報告に使用したドラム缶容器の腐食試験データは科学技術庁の委託試験「腐食安全性実証試験」の1部として行われたものである。

参 考 文 献

- 1) 科学技術庁原子力安全局：“試験的海洋処分の環境安全評価に関する報告書”(1976)。
- 2) 関 晋, 大内康喜, 比佐 勇, 伊藤彰彦：“海洋処分に備えたLWR 廃液実大セメント均一固化体の高圧浸出試験”日本原子力学会誌, Vol. 20, No. 12 (1978)。
- 3) Ito, A.：“Leaching behaviour of strontium-90 in cement composites”
Annals of Nuclear Energy, 4, 465-470 (1977)。
- 4) 日本原子力研究所：“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」報告書 (1984)。
- 5) 日本原子力研究所：“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」”中間報告書 (1V) (1982)。

価結果（パッケージのバリア効果を無視している）であるが、これをパッケージのバリア能力（第5章の表1）を考慮して計算し直した結果が表2(B)'である（ ^{226}Ra 及び ^{239}Pu については半減期がそれぞれ1600年及び 2.4×10^4 年と長く、パッケージのバリア効果はないものとする）。相対的に ^{226}Ra 及び ^{239}Pu の影響が大きくなり、また、 ^{60}Co 及び ^{90}Sr の影響は無視できる程度となる。このように、パッケージのバリア効果を考慮した場合、低レベル放射性廃棄物処分についても、長半減期の α 核種に対する安全性の問題がクローズアップされてくる。

7. あとがき

低レベル放射性廃棄物の海洋処分における放射性核種の環境放出に対するパッケージ（廃棄物固化体とドラム缶容器）のバリア能力の評価方法を提案した。さらに、すでに提出されている固化体の放射性核種浸出率データ及びドラム缶容器の耐食性データを使用して、パッケージの放射性核種放出に対するバリア能力の試算を行った。

なお本報告に使用したドラム缶容器の腐食試験データは科学技術庁の委託試験「腐食安全性実証試験」の1部として行われたものである。

参 考 文 献

- 1) 科学技術庁原子力安全局；“試験的海洋処分の環境安全評価に関する報告書”(1976)。
- 2) 関 晋, 大内康喜, 比佐 勇, 伊藤彰彦；“海洋処分に備えたLWR 廃液実大セメント均一固化体の高圧浸出試験”日本原子力学会誌, Vol. 20, No. 12 (1978)。
- 3) Ito, A.；“Leaching behaviour of strontium-90 in cement composites”
Annals of Nuclear Energy, 4, 465-470 (1977)。
- 4) 日本原子力研究所；“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」”報告書 (1984)。
- 5) 日本原子力研究所；“放射性廃棄物封入容器安全性実証試験「腐食安全性実証試験」”中間報告書 (1V) (1982)。

表1 200 ℓ 廃棄物セメント固化体中放射性核種の海洋中への放出量に対する「セメント固化体」、「ドラム缶容器」及び「パッケージ」のバリア能

放出放射性核種	半減期 (年)	セメント固化体のバリア能 B_s	ドラム缶容器のバリア能 B_D	パッケージのバリア能 B_P^*
^{60}Co	5.27	1.5×10^{-4}	3.5×10^{-4}	5.2×10^{-8}
^{90}Sr	28.5	4.3×10^{-3}	1.5×10^{-1}	6.4×10^{-4}
^{137}Cs	30.0	1.3×10^{-1}	1.2×10^{-1}	1.6×10^{-2}

* $B_P = B_s B_D$

表3 環境安全評価に用いた廃棄物中放射性核種組成(文献1)より引用)

放射性核種	^{54}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	α 核種		
						^{226}Ra	^{238}U	^{239}Pu
組成%	10	40	15	25	10	0.0001	0.1	0.1

(A) 試験的海洋処分(1回 500 Ci の処分)の場合

放射性核種	^3H	^{34}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce	α 核種		
								^{226}Ra	^{238}U	^{239}Pu
組成%	0.02	30	30	10	0.2	30	0.1	0.00001	0.01	0.01

(B) 本格的海洋処分(10⁵ Ci を毎年1回処分)の場合

表2 我が国の放射性廃棄物海洋処分計画における各放射性核種の被ばく線量寄与の比較（一般成人の場合）（文献1）より引用

(A) 試験的投棄の場合（500 Ci，1回投棄）

放射性核種	半減期	全身 mrem/Y	割合 %	骨 mrem/Y	割合 %
⁵⁴ Mn	291 d	4.4×10^{-9}	0.3	0	0
¹⁴⁴ Ce	285 d	5.3×10^{-12}	0	8.4×10^{-11}	0
⁶⁰ Co	5.27 Y	1.7×10^{-7}	13.1	0	0
⁹⁰ Sr	28.5 Y	5.0×10^{-7}	38.5	7.0×10^{-6}	87.3
¹³⁷ Cs	30.0 Y	6.2×10^{-7}	47.7	9.9×10^{-7}	12.3
²²⁶ Ra	1600 Y	3.3×10^{-9}	0.3	2.8×10^{-8}	0.3
²³⁹ Pu	2.4×10^4 Y	1.4×10^{-10}	0	5.1×10^{-9}	0.1
²³⁸ U	4.5×10^9 Y	9.7×10^{-12}	0	1.4×10^{-10}	0

(B) 本来的投棄の場合（10⁵ Ci，毎年1回投棄）

放射性核種	半減期	全身 mrem/Y	割合 %	骨 mrem/Y	割合 %
⁵⁴ Mn	291 d	7.3×10^{-6}	0.2	0	0
¹⁰⁶ Ru	1.0 Y	3.3×10^{-10}	0	2.3×10^{-9}	0
¹⁴⁴ Ce	285 d	3.0×10^{-11}	0	4.8×10^{-10}	0
⁶⁰ Co	5.27 Y	1.6×10^{-4}	3.5	0	0
³ H	12.26 Y	9.8×10^{-11}	0	0	0
⁹⁰ Sr	28.5 Y	1.3×10^{-3}	28.3	1.9×10^{-2}	76.0
¹³⁷ Cs	30.0 Y	3.0×10^{-3}	65.2	4.8×10^{-3}	19.2
²²⁶ Ra	1600 Y	1.3×10^{-4}	2.8	1.1×10^{-3}	4.4
²³⁹ Pu	2.4×10^4 Y	5.7×10^{-6}	0.1	2.0×10^{-4}	0.8

(B)' 本格的投棄の場合（10⁵ Ci，毎年1回投棄）で
パッケージのバリア効果を考慮した場合

放射性核種	半減期	全身 mrem/Y	割合 %	骨 mrem/Y	割合 %
⁶⁰ Co	5.27 Y	8.3×10^{-12}	0	0	0
⁹⁰ Sr	28.5 Y	8.3×10^{-7}	0.4	1.2×10^{-5}	0.9
¹³⁷ Cs	30.0 Y	4.8×10^{-5}	26.0	7.7×10^{-5}	5.5
²²⁶ Ra	1600 Y	1.3×10^{-4}	70.5	1.1×10^{-3}	79.2
²³⁹ Pu	2.4×10^4 Y	5.7×10^{-6}	3.1	2.0×10^{-4}	14.4

* ²²⁶Ra及び²³⁹Puについては、半減期が長いのでパッケージのバリア効果はないものとする。

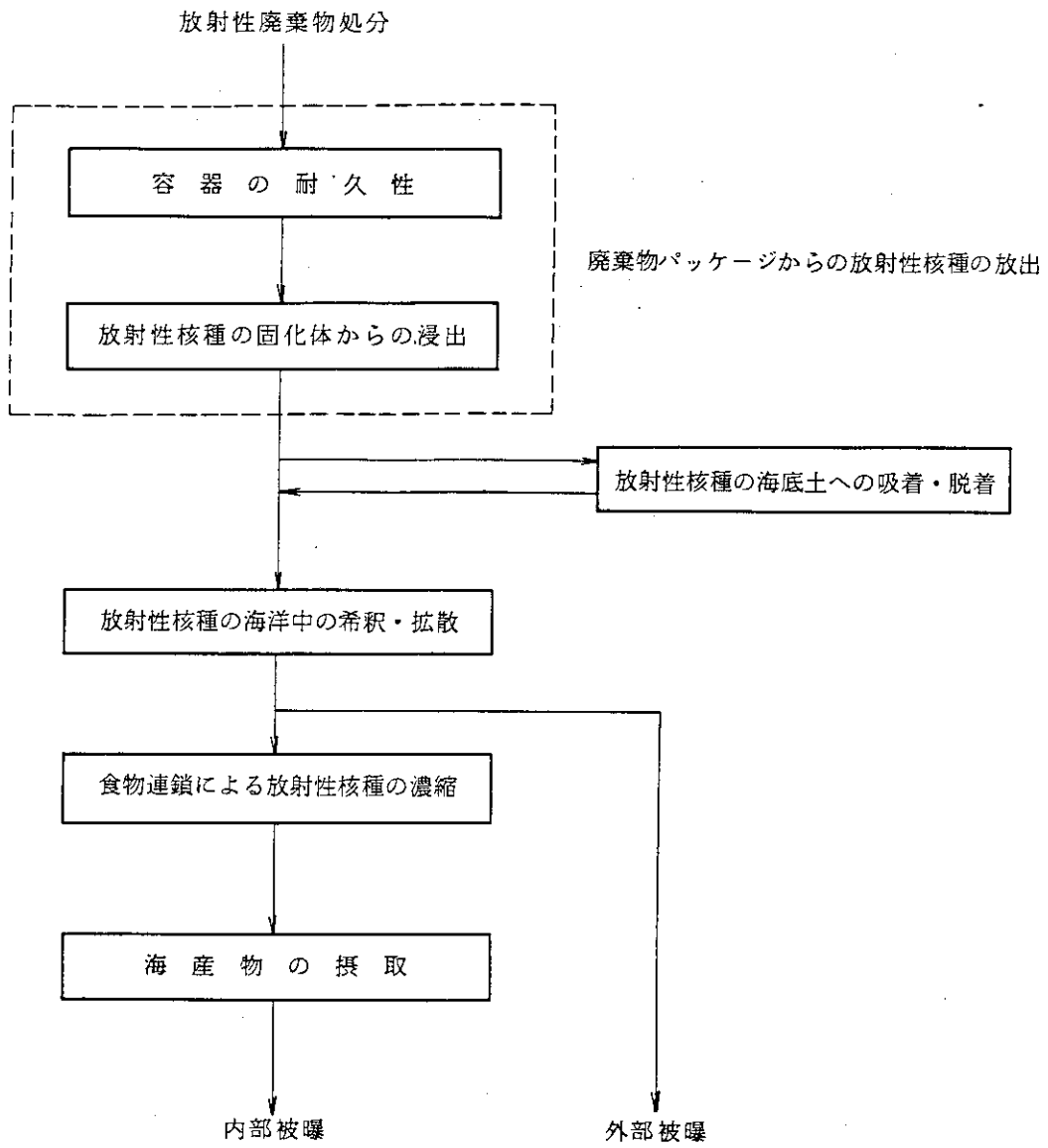


図 1 低レベル放射性廃棄物の海洋処分における環境被曝に関する主な安全評価項目

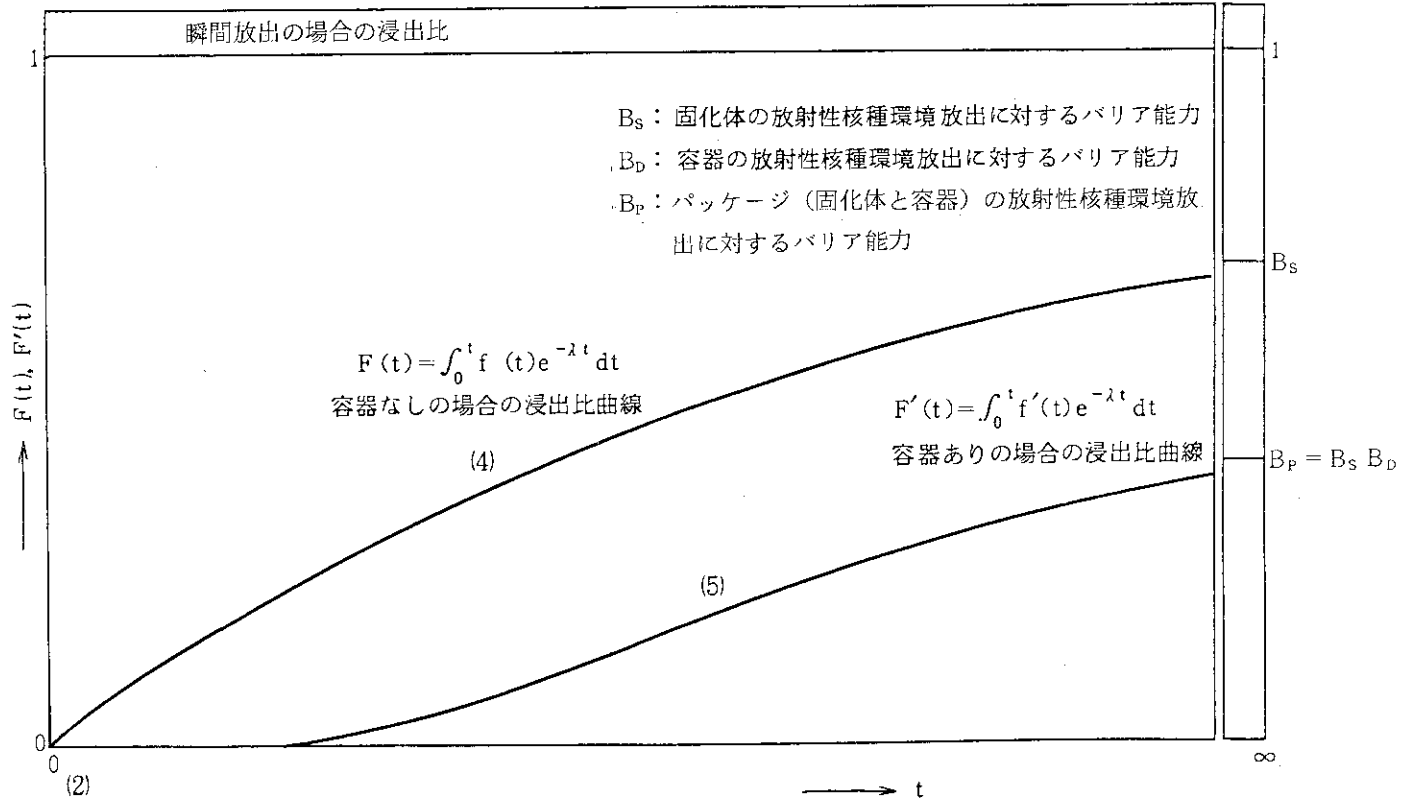
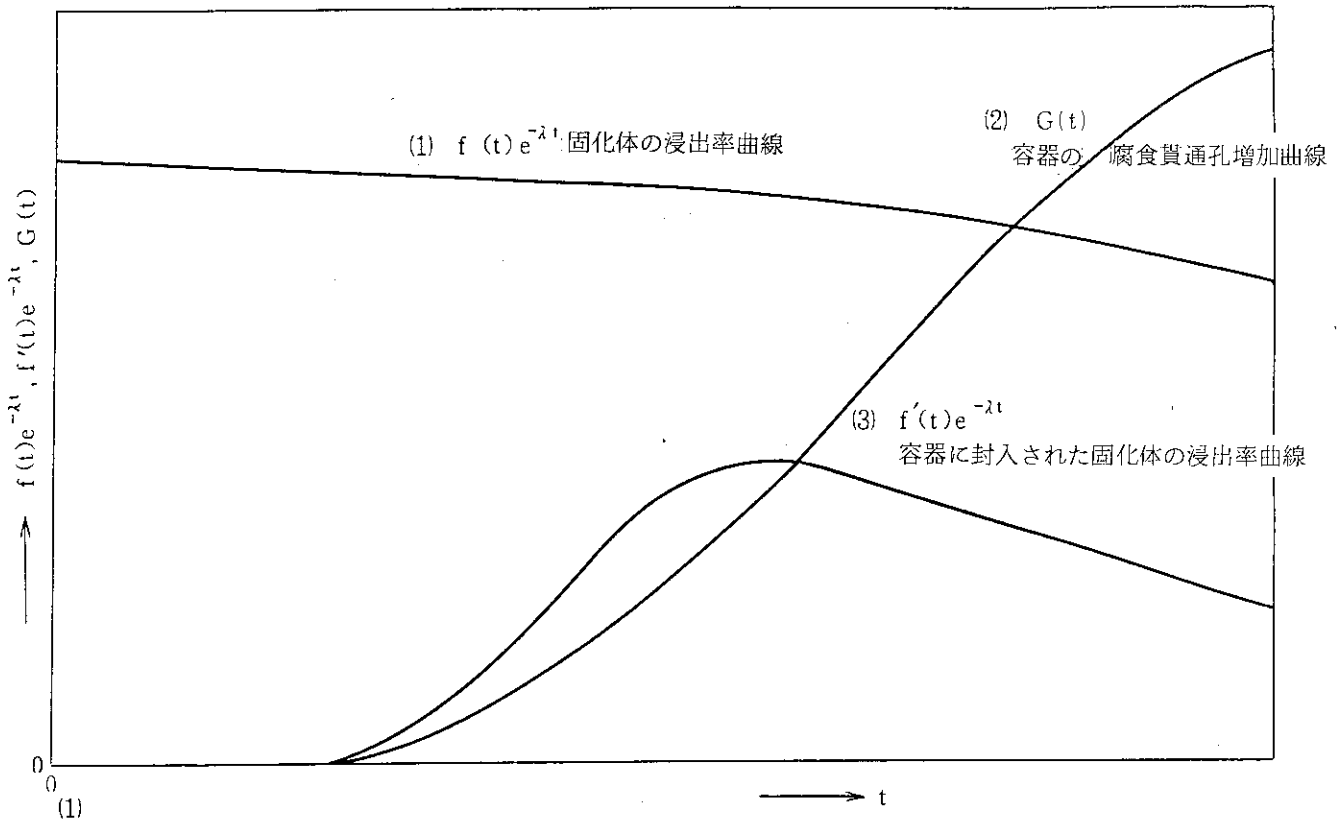
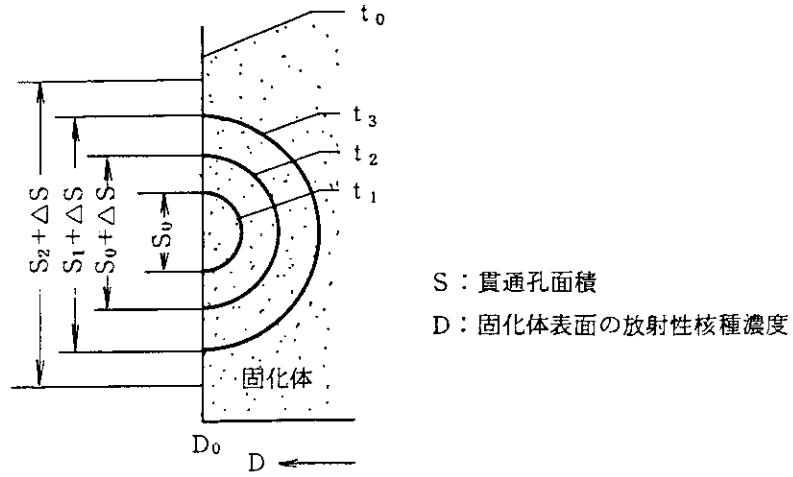
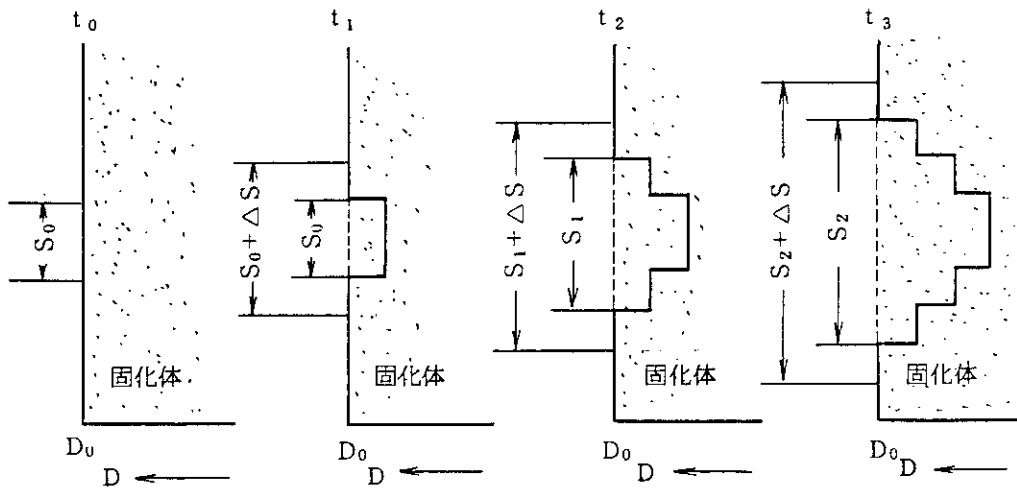


図 2 低レベル放射性廃棄物海洋投棄の場合の放射性核種海中放出量の経時変化模式図



(1) 実状想定模式図



(2) 増加した貫通孔部分 ΔS の放射性核種濃度が常に初期濃度 D_0 に等しいと仮定した場合

図3 ドラム缶容器腐食貫通孔面積が増加していく場合の
その部分の固化体の放射性核種濃度変化模式図

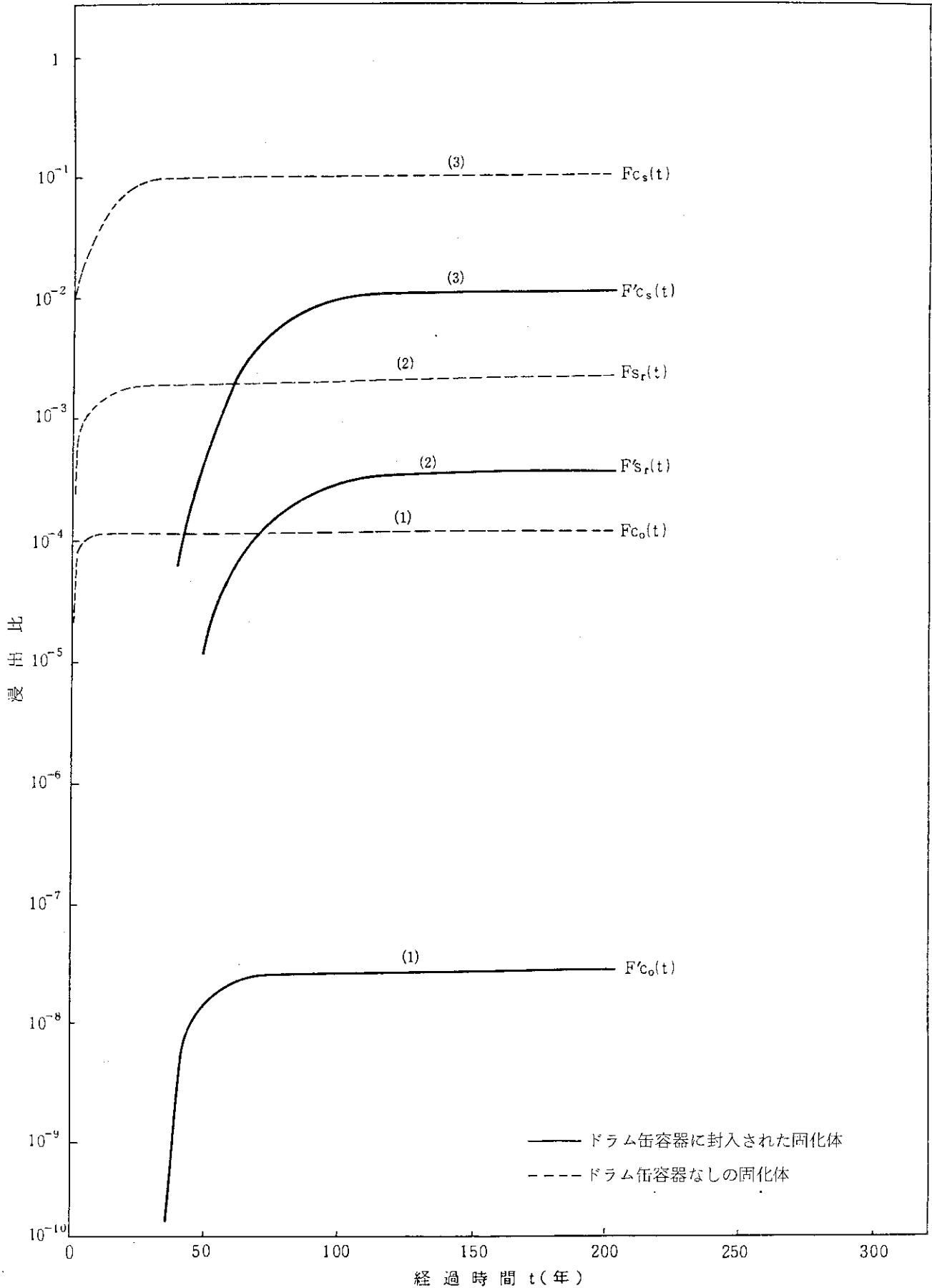


図4 200 lセメント固化体からの放射性核種浸出比の経時変化の推定結果

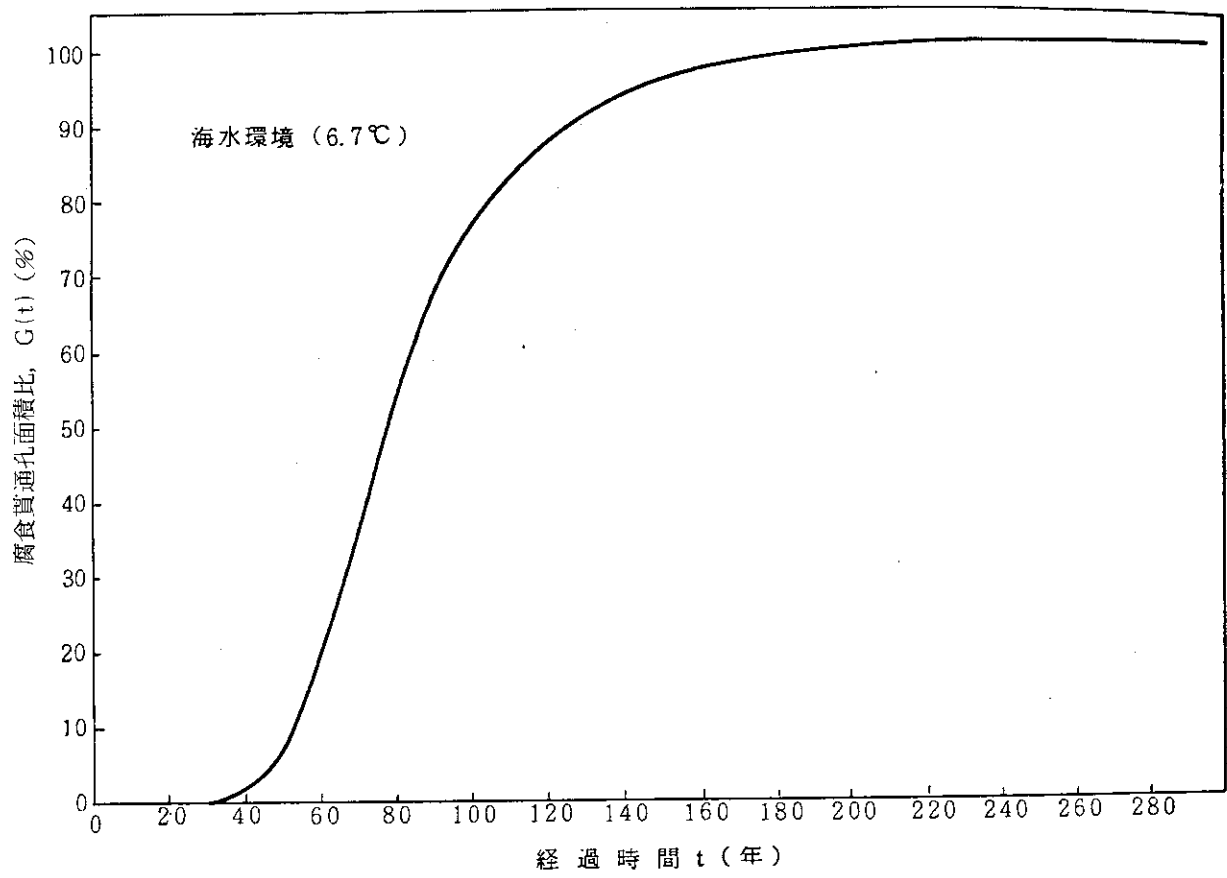


図5 ドラム缶容器の海水環境における腐食貫通孔面積比
経時変化の推定結果 (文献4) より引用)

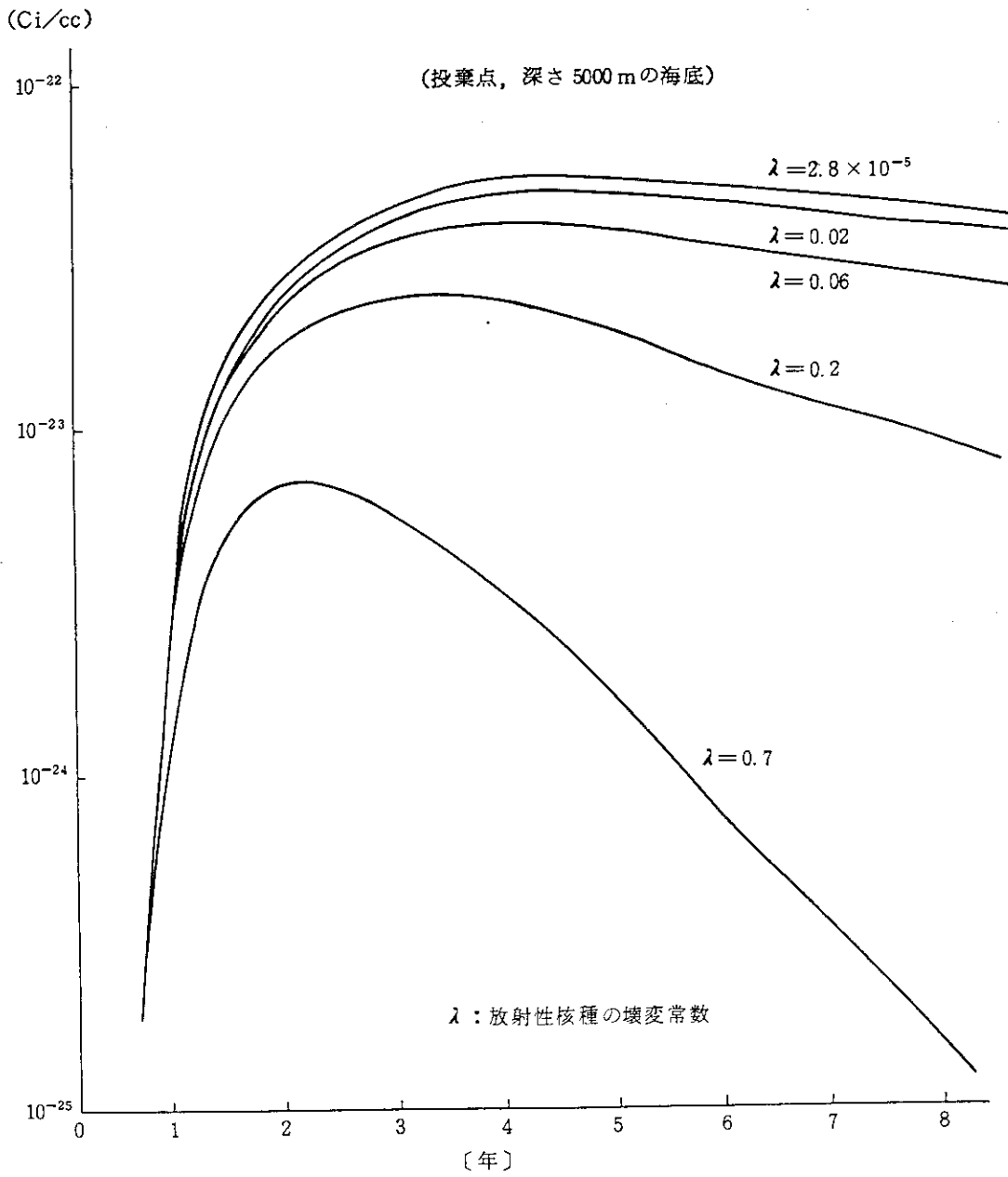


図 6 1Ci を 1 回 投棄 する 場合 の 放射 性 核 種 濃 度 (海 表 面 下 1000 m 海 水 中) の 経 年 変 化 (文 献 1) よ り 引 用

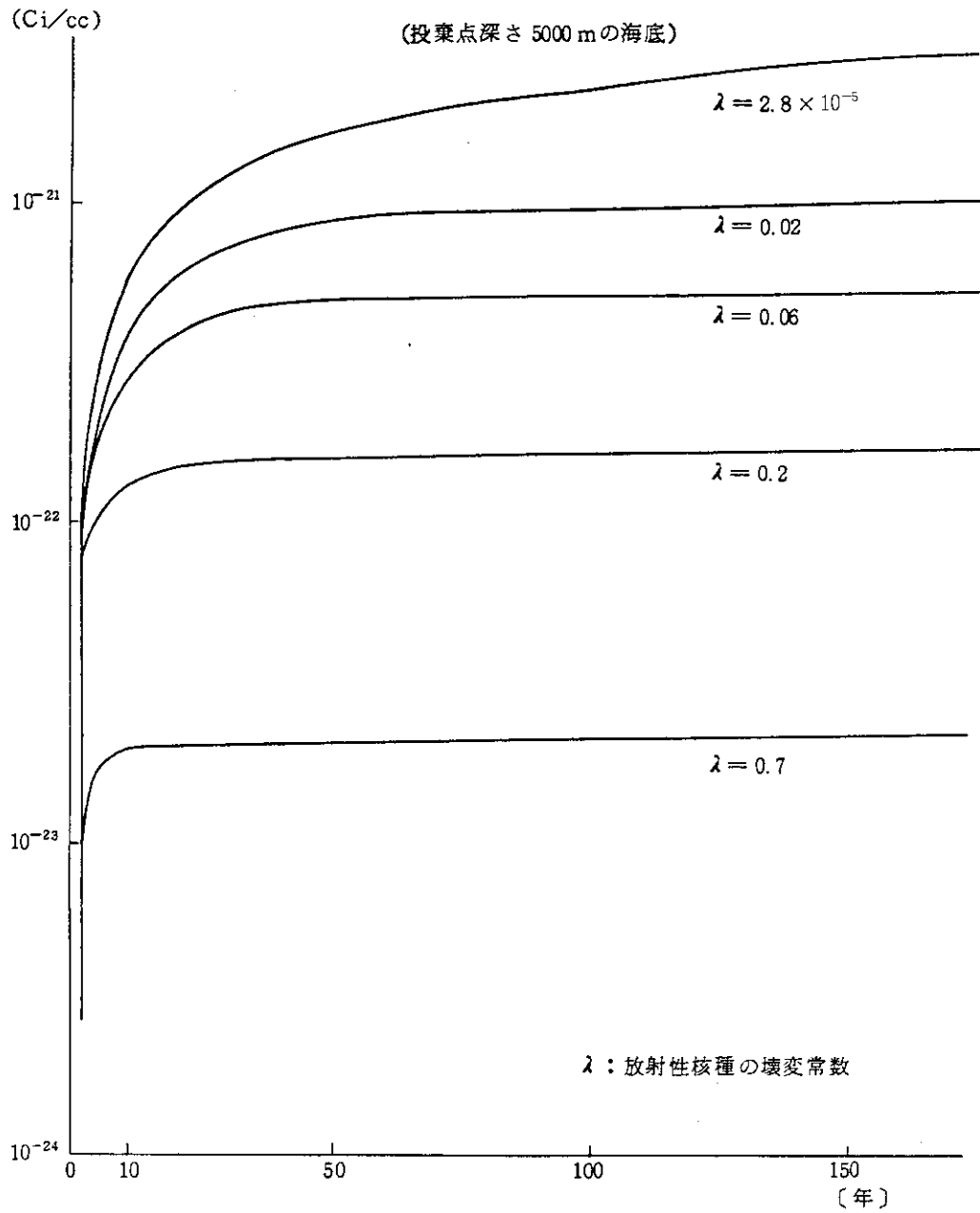
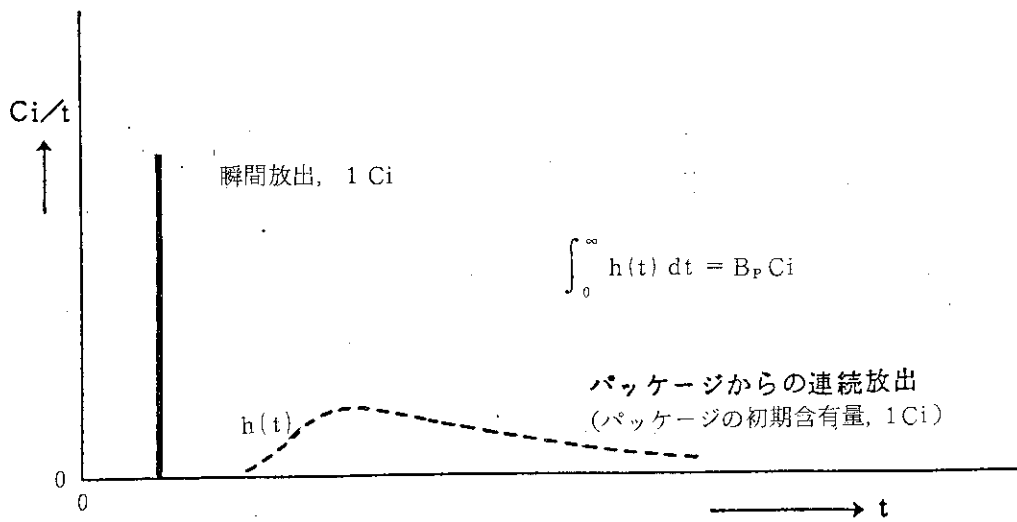
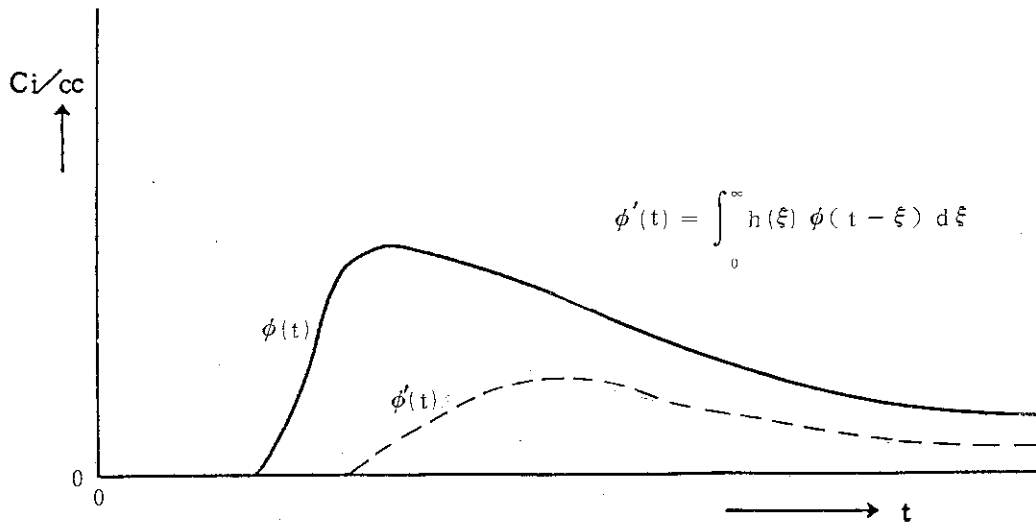


図 7 1Ci を毎年連続投棄する場合の海水中放射性核種濃度
(海表面下 1000 m の海水中) の経年変化(文献1)より引用)

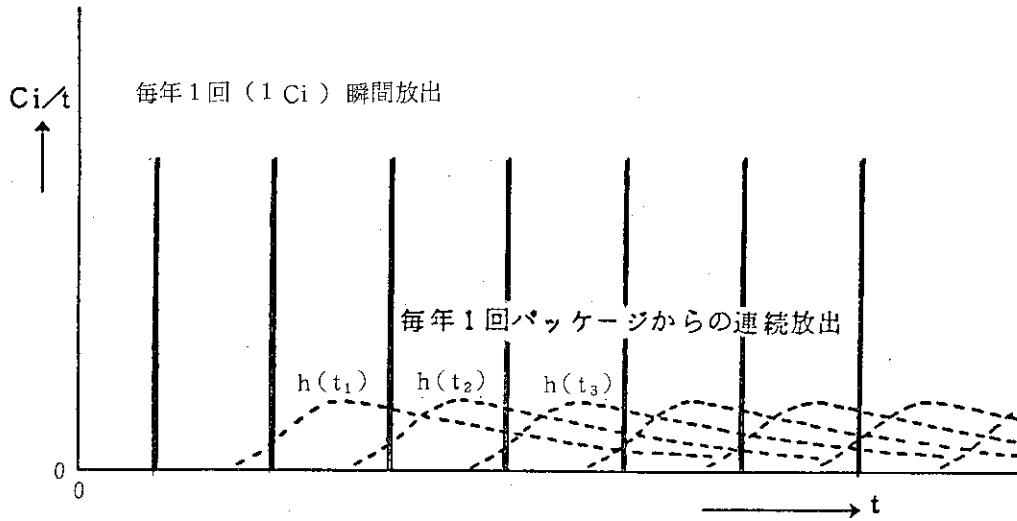


(1) 海底におけるパッケージからの放射性核種放出形態

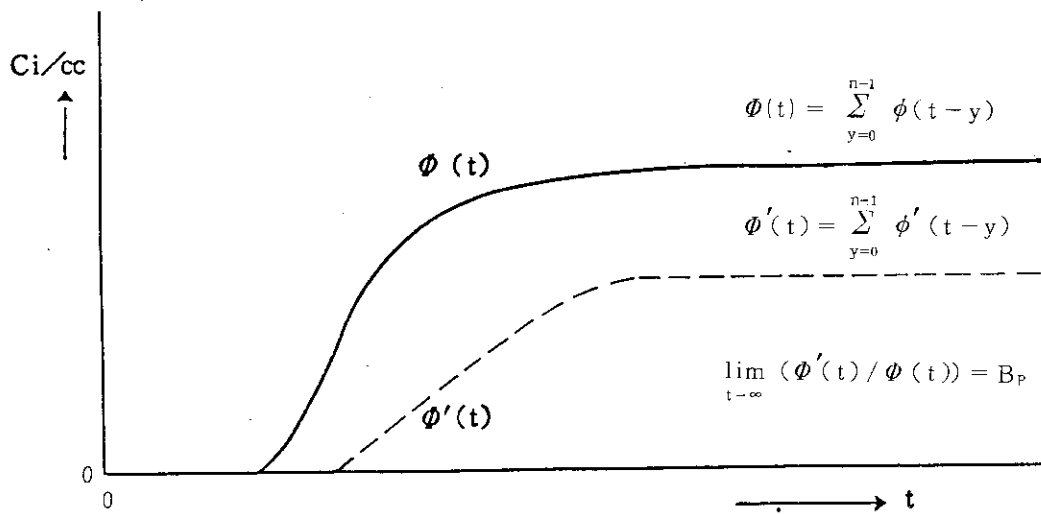


(2) 海底における 1 Ci 放出の場合の海面下 1000 m の海水中放射性核種濃度 $\phi(t)$ の経時変化 (瞬間放出に対応する $\phi(t)$ はすでに計算されている (図 6 参照))。

図 8 海底における放射性核種放出形態とそれに対応する海面下 1000 m の海水中放射性核種濃度の経時変化模式図 (1 回投棄の場合)。



(1) 海底におけるパッケージからの放射性核種放出形態



(2) 海底における毎年1 Ci 放出の場合の海面下1000 mの海水中放射性核種濃度 $\phi(t)$ の経時変化 (瞬間放出に対応する $\phi(t)$ はすでに計算されている (図7参照))。

図9 海底における放射性核種放出形態とそれに対応する海面下1000 mの海水中放射性核種濃度の経時変化模式図 (毎年1回投棄の場合)。