JAEA-Review
2008-044

東海再処理施設における低放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果

ーホット試験から役務処理運転終了までに海洋環境に放出した放射性核種の影響評価についてー

Environmental Monitoring for Discharge of Low Level Liquid Waste from the Tokai Reproccessing Plant to the Marine Environment
- Evaluation for Influence of Released Radionucleides in the Marine Environment from the Hot-test to the End of Contract Based Reprocessing-

武石 稔　中野 政尚　國分 祐司　河野 恭彦　前嶋 恭子*

Minoru TAKEISHI, Masanao NAKANO, Yuji KOKUBUN
Takahiko KONO and Kyoko MAEJIMA*

東海研究開発センター
核燃料サイクル工学研究所
放射線管理部

Radiation Protection Department
Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories
Tokai Research and Development Center

October 2008

Japan Atomic Energy Agency　日本原子力研究開発機構

JAEA-Review

本レポートは日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ（http://www.jaea.go.jp）
より発信されています。

独立行政法人日本原子力研究開発機構　研究技術情報部　研究技術情報課
〒319-1195　茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5901, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2008

JAEA-Review 2008-044

東海再処理施設における低放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果
-ホット試験から役務処理運転終了までに海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-

日本原子力研究開発機構東海研究開発センター
核燃料サイクル工学研究所放射線管理部
武石　稔，中野　政尚，國分　祐司，河野　恭彦，前嶋　恭子*

(2008 年 7 月 4 日受理)

東海再処理施設は，平均燃焼度 28,000MWD/t，年間最大 210t(金属ウラン換算）の処理能力を有する，我が国始めての商業用軽水型原子力発電からの使用済燃料を対象とした再処理施設である。1977 年 9 月にホット試験を，1981 年 1 月から本格運転を開始し，これまでに 1,100 トンを超える使用済燃料が処理された。運転に伴って発生する液体廃棄物は，蒸発処理などにより放射性物質の大部分が取り除かれ，各放射性核種濃度が保安規定に定める放出基準に比べて十分に下回っていることを，放出前の分析により確認した後，海中放出管を経由して汀線から沖合約 3.7km の海中へ放出してきた。

更に，この放出管理に加えて，放出口周辺海域の海水，海底土，海産生物等に影響が生じていないか，海洋環境放射能モニタリングを実施し確認してきた。

東海再処理施設は，多くの技術的経験を得て当初の目標を達成し，2006 年 3 月を以って軽水炉型発電所からの使用済燃料の役務処理運転を終了した。2006 年 4 月からは，MOX 燃料再処理試験などの研究開発運転に移行している。

本報告は，1977 年のホット試験開始から実施してきた海水，海底土，海産生物などを対象とした海洋環境放射能モニタリング結果について，包括的に取りまとめ再評価したものである。

核燃料サイクル工学研究所：　〒319-1194 茨城県那珂郡東海村村松 4-33
*常陽産業株式会社

JAEA-Review 2008-044

Environmental Monitoring for Discharge of Low Level Liquid Waste from the Tokai Reproccessing Plant to the Marine Environment
— Evaluation for Influence of Released Radionucleides in the Marine Environment from the Hot-test to the End of Contract Based Reprocessing —

Minoru TAKEISHI, Masanao NAKANO, Yuji KOKUBUN, Takahiko KONO and Kyoko MAEJIMA*

Radiation Protection Department
Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories
Tokai Research and Development Center
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received July 4, 2008)

The Tokai Reprocessing Plant (TRP) was designed for an annual reprocessing capacity of 210 tons of spent fuels with the average burn-up of 28,000 MWd/MTU as the first reprocessing plant for commercial light water reactor (LWR) power stations in Japan. The TRP had been processed over 1,100 tons of spent fuels since the beginning of the hot-test in 1977. Almost of radioactive materials in the liquid waste were removed out by the treatment process using multiple evaporators. The liquid effluents were discharged to the sea through a 3.7km long pipeline after confirmation of concentration of radionuclides beneath the limits by the Safety Regulation of the TRP.

Furthermore, the environmental monitoring had confirmed not to be caused an unexpected influence to the marine environment. The environmental monitoring for seawater, sea sediments and marine products such as fishes, shellfish and seaweeds had been carried out offshore the Tokai-mura since 1977.

In 2006, The TRP finished reprocessing of spent fuels based on the contracts with domestic power companies in possession of nuclear power plants and changed the purpose of its operation to the investigation one.

This report reviewed comprehensively the all data obtained marine environmental monitoring since 1977.

Keywords: Environmental Monitoring, Marine Environment, Radionuclide, Tokai Reprocessing Plant, Liquid Effluent

---

* Joyo Industry Co., Ltd.

目　次

1.　緒言 1

2.　再処理施設の運転状況 3
　2.1 運転状況 3
　2.2 低放射性液体廃棄物の海洋放出状況 3

3.　海洋環境放射能モニタリング計画 7
　3.1　茨城県環境放射線監視計画 7
　3.2　再処理施設保安規定に基づく環境放射能監視計画 7
　3.3　環境影響詳細調査 8

4.　環境試料等分析・測定方法 9
　4.1 採取・前処理法 9
　4.2 分析・測定法 9
　4.3 検出下限値 10
　4.4 魚網，船体片の表面線量測定法 11

5.　海洋環境放射能モニタリング結果 13
　5.1　海水 15
　5.2　海底土 21
　5.3　魚類 26
　5.4　貝類 30
　5.5　海藻類 34
　5.6　魚網表面線量 37

6.　環境影響詳細調査結果 39

7.　海洋放出に係る環境影響評価 43

8.　結言 47

謝辞 48

参考文献 49

Contents

1. Introduction 1

2. Chronology of operation of the TRP 3
   2.1 Spent fuel reprocessing 3
   2.2 Discharged radioactivities to the marine environment 3

3. Plans of the environmental monitoring to the marine environment 7
   3.1 Environmental radiation monitoring plan by the Ibaraki-prefectures Environmental Radiation Monitoring Committee 7
   3.2 Environmental radioactivities monitoring plan by the Safety Regulation of the TRP 7
   3.3 Special radioactivity monitoring for discharged effluent in the sea around discharge point 8

4. Analytical and measurement methods of environmental samples 9
   4.1 Sampling and pre-treatment methods 9
   4.2 Analytical and measurement methods 9
   4.3 Lower detection limit 10
   4.4 Measurement of dose rate from fishing nets and test piece of boat deck 11

5. Results of the environmental monitoring to the marine environment 13
   5.1 Seawater 15
   5.2 Seabed sediment 21
   5.3 Fish 26
   5.4 Shellfish 30
   5.5 Seaweeds 34
   5.6 Dose rate from fishing net 37

6. Seawater as special radioactivity monitoring around the discharge point 39

7. Dose evaluations for the marine environment 43

8. Conclusions 47

Acknowledgements 48

References 49

図・表リスト

図-1　東海再処理施設における処理量の推移
図-2　排水中放射性核種の海洋放出量
図-3　排水中放射性核種の 3 ヶ月平均放出濃度
図-4　放射性液体廃棄物に係る規格化放出量
図-5　放出管移設に伴う茨城県環境放射線監視計画に係る採取地点の変更（a:1977～1991, b: 1991～現在）
図-6　環境影響詳細調査計画図
図-7　空気中の全β放射能濃度の推移
図-8　海水中全β放射能濃度の推移
図-9　海水中 ^{3}H 濃度の推移
図-10　海水中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-11　海水中 ^{90}Sr 濃度の推移（自主調査）
図-12　海水中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-13　海水中 ^{137}Cs 濃度の推移（自主調査）
図-14　海水中 ^{239,240}Pu 濃度の推移
図-15　海水中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）
図-16　海水中 ^{106}Ru 濃度の推移
図-17　海水中 ^{144}Ce 濃度の推移
図-18　海底土中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-19　海底土中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-20(a)　海底土中 ^{239,240}Pu 濃度の推移
図-20(b)　海底土中 ^{238}Pu 濃度と ^{239,240}Pu 濃度の比較
図-20(c)　海底土中 ^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比（1994年度～2005年度における ^{238}Pu 濃度の計数誤差 1σ 以上のデータによる）
図-21　海底土中 ^{106}Ru 濃度の推移
図-22　海底土中 ^{144}Ce 濃度の推移
図-23　シラス中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-24　カレイ類中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-25　シラス中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-26　カレイ類中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-27　シラス中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査:誤差 1σ 以上のデータ）
図-28　カレイ類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査: 誤差 1σ 以上のデータ）
図-29　貝類中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-30　貝類中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-31　貝類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移
図-32　貝類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）

図-33　貝類中 ^{106}Ru 濃度の推移
図-34　貝類中 ^{144}Ce 濃度の推移
図-35　海藻中 ^{90}Sr 濃度の推移
図-36　海藻中 ^{137}Cs 濃度の推移
図-37　海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の推移
図-38　海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）
図-39　海藻中 ^{95}Zr 濃度の推移
図-40　海藻中 ^{106}Ru 濃度の推移
図-41　海藻中 ^{144}Ce 濃度の推移
図-42　漁網のβ線表面計数率及びγ線表面線量率の推移
図-43　環境影響詳細調査における海水中全β放射能濃度
図-44　環境影響詳細調査における海水中 ^{3}H 濃度
図-45　蛍光染料を用いた排水の海洋拡散実験
図-46　排水放出終了時からの時間と海水中 ^{3}H 濃度との関係
図-47　処理した使用済燃料重量と排水中 ^{3}H 濃度との関係
図-48　再処理の運転と排水中 ^{3}H 濃度との関係
図-49　環境影響詳細調査における海水中 ^{137}Cs 濃度
図-50　海洋放出した放射性核種に係る線量評価経路
図-51　放射性液体廃棄物の海洋放出に起因する実効線量評価結果

表-1　使用済燃料の処理実績（1/2）
　　使用済燃料の処理実績（2/2）
表-2　再処理施設からの液体廃棄物の海洋放出に係る基準
表-3　茨城県環境放射線監視計画海洋関係　（原子力機構サイクル工研担当分）
表-4　再処理施設保安規定に係る海洋環境放射能監視計画
表-5　再処理施設保安規定に係る陸上環境放射能監視計画
表-6　分析法及び測定器一覧
表-7　中国が実施した大気圏内核実験
表-8　環境影響詳細調査結果
表-9　環境影響詳細調査における ^{3}H の希釈率
表-10　放出口からの距離別の ^{3}H 希釈率
表-11　海水中放射性核種濃度の変動範囲のまとめ

1. 緒言

独立行政法人日本原子力研究開発機構東海研究開発センター核燃料サイクル工学研究所再処理施設（以下，再処理施設という）は，我が国始めての再処理施設として昭和 52 年 9 月にホット試験を，昭和 56 年 1 月から本格運転を開始した。再処理施設から海洋へ放出する排水は，蒸発処理などにより放射性物質を可能な限り除去した後，貯槽に一端溜められ，放射性物質の濃度が放出基準に対して十分に下回っていることを確認した後に放出してきた[1)]。

運転開始当初は，諸外国の再処理施設の例に倣い液体廃棄物の海洋放出にともない，安全上問題のないレベルではあるものの放出口周辺海域の海水，海産生物中に，再処理施設から放出した各放射性核種が有意に検出されると予想された。このため，本格運転開始前の 1978 年（昭和 53 年）6 月には，茨城県から排水中放射性物質の放出量の低減化に係る申し入れがなされた。その一環として，放出した放射性物質の海洋環境への影響を調査するために，定常的な環境モニタリングに加えて「再処理施設排水環境影響詳細調査（以下，環境影響詳細調査という）」を，当面の間実施することとなった。この環境影響詳細調査は，放出口を中心とした海域を格子状に区分しその格子点 30 点について，毎月，海水を採取，分析すると共に，その結果を四半期ごとに茨城県東海地区環境放射線監視委員会（以下，「茨城県環境監視委員会」という）に報告するとの内容であった[2)]。

その後，低放射性廃液蒸発処理施設などの増設[3)]，及び運転管理技術の向上などに努めた結果，液体廃棄物中の放射性物質の放出量は，本格運転を開始し使用済燃料の処理量が増加しても，年々減少傾向をたどることとなった。

他方，定常的な海洋環境モニタリングとしては，茨城県環境放射線監視委員会及び再処理施設保安規定に定める環境放射能監視計画に基づき，海水，海底土，海産生物等の放射性核種濃度を監視し，その結果を四半期ごとに茨城県環境監視委員会委員長及び経済産業大臣（省庁再編前は，科学技術庁長官）に報告してきた。更に，再処理施設保安規定に基づく四半期毎の海洋環境モニタリング結果を陸上環境モニタリング結果と合わせ，1 年ごとに取りまとめ原子力安全委員会（放射線防護専門部会環境放射線モニタリング中央評価分科会）に報告し，審議されてきた。

環境監視課は，動力炉・核燃料開発事業団（動燃事業団），核燃料サイクル開発機構（サイクル機構）と組織を移りながらも，一貫して再処理施設からの排水の放出モニタリングと放出後の環境モニタリングの両者を担当し，両者を連携させながら環境安全の確保に努めてきた。

軽水型原子力発電所からの使用済み燃料の再処理については，（株）日本原燃が青森県六ケ所村に年間最大処理量 800 トンの再処理施設を建設し，2006 年 3 月 31 日からアクティブ試験を開始した。これに呼応するかのように，東海再処理施設は，同日の 2006 年 3 月 31 日をもって電力会社からの役務処理契約に基づく使用済燃料の処理運転を終了した。その後は，MOX 燃料の再処理や高燃焼度燃料の再処理等に係る研究開発運転に移行した。ホット試験から役務処理運転までの間に処理した使用済燃料の総計は 1000 トンを超え，20 年以上にわたる運転経験や放射線管理，放出モニタリング，環境モニタリングなどに係る技術的経験を集積した。

これらの状況に鑑み，本報告書では，ホット試験開始から役務処理運転終了までの全運転期

間を対象に，長期的な視点で再処理施設放出口周辺の海洋環境モニタリング結果を包括的に解析・評価した。

2. 再処理施設の運転状況

2.1 運転状況

東海再処理施設は，1975 年 9 月にウラン試験を開始した後，**図-1** に示すように 1977 年 9 月にホット試験を，1986 年 1 月に本格運転を開始した。2006 年 3 月 31 日までの処理量は合計 1116 トンに達した（**表-1**）。また，処理した使用済燃料は，国内のほとんどすべての原子力発電所に及んだ。この間，1978 年から 1979 年には，酸回収蒸発缶の補修，1983 年から 1984 年までは溶解槽の遠隔補修に伴う技術開発，1997 年 3 月 11 日にはアスファルト固化処理施設における火災爆発事故の発生と，その安全対策の強化など，多くの困難な課題を克服してきた。今後の商業用再処理施設の安定運転を考えると，これらの技術的経験は極めて貴重である。

2.2 低放射性液体廃棄物の海洋放出状況 [1)]

再処理施設からの低放射性液体廃棄物の海洋放出は，放出前の判定分析により，保安規定及び安全協定にて定められた**表-2** に示す放出基準を十分に下回っていることが確認されてきた。

1980 年には，放出放射性物質の放出量を更に低減化するために，低放射性廃液蒸発処理施設(E 施設)，極低放射性廃液蒸発処理施設（Z 施設）が増設された [3)]。また，排水中の油分を除去するため放出廃液油分除去施設（C 施設）も設置された。これら施設の設置や凝集沈殿法から蒸発処理法に排水処理方法を切り替えるなどの改善により，本格運転を開始し，使用済核燃料の処理量が増加した後も，放射性物質の海洋放出量は年々低下するに至った。

(a)年間放出量の推移

年間の放出量の推移及び放出する排水中放射性核種濃度の推移を**図-2**，**図-3** に示すが，ホット試験開始以降 2006 年 3 月までの放出量の最大値は，保安規定に定める年間の最大放出基準に対して，全β放射能では 1978 年度の約 120 分の 1 以下，トリチウム（^{3}H)では 1994 年度の約 4 分の 1 以下と十分に小さかった。

1977 年 9 月のホット試験開始から 1980 年頃までは，全α放射能，全β放射能，トリチウム(^{3}H)，セシウム-134(^{134}Cs)，セシウム-137(^{137}Cs)，ストロンチウム-90(^{90}Sr)，ルテニウム-106/ロジウム-106(^{106}Ru/^{106}Rh)，ヨウ素-129(^{129}I)，プルトニウム（アルファ放射体の合計:^{238}Pu+^{239}Pu+^{240}Pu=Pu(α))などが検出された。その後，本格運転が開始され使用済燃料の処理量が増加したが，E 施設，Z 施設，C 施設の稼動にともない，海洋へ放出される核種の種類や放出量は，むしろ 1985 年頃から減少した。その結果，1990 年度第 2 四半期からは全β放射能及び ^{134}Cs が，1992 年度第 3 四半期からは ^{106}Ru/^{106}Rh が，1996 年度第 2 四半期からは全α放射能が検出されなくなった。2000 年度以降は，^{3}H，^{129}I，Pu(α) を除き，このほかの放射性核種はすべて検出下限値未満となった。

なお，Pu(α) が検出され続けている理由の 1 つは，検出下限が他の核種に比べ低いことによる。Pu(α) は，排水量に応じて分取，月ごとに混合（コンポジット）し，Pu だけを化学的

に分離・精製した後，α線スペクトロメトリにてα線のエネルギーを測定する放射化学分析法により，約1週間かけて分析した。このため，Pu(α)の検出下限値（3.7×10^{-5}Bq/cm^3）は，全α放射能の検出下限値（1.1×10^{-3}Bq/cm^3)に比べ約30分の1と極めて低い。これにより，全α放射能が検出されなくなった1996年以降においても有意に検出されているのであって，放出量が他の核種に比べ多いということではない。また，放出前の基準との確認を全α放射能で行っているが，保安規定に定めるPu（α）の最大放出濃度（基準値）は，**表-2**に示すように全α放射能と等しく，全α放射能測定法によっても基準値の約27分の1以下であることが確認できる。なお，全α放射能測定値が Pu（α）放射能とほぼ一致することを確認している[12)]。これは放出排水が，蒸発缶により処理されていることから残渣が極めて少ないため，自己吸収の影響をほとんど受けないことや，他のα線放出核種の放射能濃度が極めて低いことによる。

ジルコニウム-95/ニオブ-95（^{95}Zr/^{95}Nb)，ヨウ素-131(^{131}I)，セリウム-141(^{141}Ce)，セリウム-144/プラセオジウム-144（^{144}Ce/^{144}Pr)については，ホット試験開始から今日まで，排水中に検出されることはなかった。これらの核種は，半減期がもっとも長い^{144}Ceで約285日，その他の核種は数十日以下であるのに対して，実際に処理した使用済燃料の冷却期間が数年から数十年と長かったこと，また，処理した使用済燃料に含まれているこれら核種の初期内蔵量に対して，排水処理工程が十分な除染性能を示したことなどから，排水中に検出されなかったものと考えられる。特に，ヨウ素-131は，半減期が約8日と短いことから，原子炉内で生成したものは減衰してしまうが，高レベル放射性液体廃棄物に含まれるキュリウム-244（^{244}Cm)の自発核分裂によって新たな^{131}Iが生成することが知られており，排水中に検出されたとしても不思議ではなかった。しかし，高レベル放射性廃棄物中には，存在が確認されたものの，放出排水中に検出されることは無かった。これは，処理した燃焼度が低い，処理量が少ないなどにより，^{244}Cm の量，そのものが少ないことや廃液処理工程での除染及び減衰効果が大きかったと思われる。

図-2，**図-3**において，1997年から2000年までの期間，放出量及び濃度が低下しているが，これは1997年3月11日に発生したアスファルト固化処理施設の火災・爆発事故により，再処理施設の運転を停止したことによる。なお，この事故に伴う海洋への放射性物質の放出は無かったが，大気中へは1～4GBqの^{137}Cs，3～6GBqの炭素-14（^{14}C）等が放出された[5)]。しかし，放射性核種の大気放出に起因する公衆の被ばくは，最大でも約 0.02mSv 以下と，公衆の線量限度である1mSvの約50分の1であり環境安全上の問題はないと評価された（科学技術庁；東海再処理施設アスファルト固化処理施設における火災爆発事故調査委員会報告書，1997年12月15日）[5)]。

(b)海外の再処理施設との比較

次に，東海再処理施設における放出量を，英国及びフランスにおける再処理施設と比較した。諸外国の再処理施設における海洋への放射性物質の放出量は，東海再処理施設に比べて使用済燃料の年間処理量が多いことから当然多い。そこで，年間放出量を使用済燃料の処理量で除し，処理量当たりの放出量に規格化して比較した。ただし，使用済燃料に含まれてい

る核分裂生成物（放射性物質）の含有量は，使用済燃料の重量に加えて，原子炉内でどのぐらい長く燃やされたかを示す燃焼度に依存する。このため，処理量を単に使用済燃料の重量だけであらわすのは適切ではない。使用済燃料中の放射性物質の量は，おおむね燃焼度と重量の積に比例する。また，燃焼度と重量の積は，その使用済燃料が原子力発電所にて発電した電力量に比例する。そこで，再処理施設での使用済燃料の処理量を発電した電力量に換算し，気体，液体廃棄物の放出量を，この電力量で除し，電力量あたりの放出量に規格化した。これにより，処理量や燃料の種類の異なる諸外国の再処理施設と東海再処理施設を比較することができる。ただし，厳密に言えば，更に使用済燃料の冷却期間を補正しなければならないが，冷却期間は受入れる燃料ごとに異なることから極めて複雑になる。このため，ここでは冷却期間の補正は行なわない。なお，この方法は，国連科学委員会（UNSCEAR)の報告書[6]など，国際的にも用いられている方法である。その結果を**図-4** に示す。英国セラフィールド再処理施設，フランス，ラ・アーグ再処理施設，東海再処理施設共に電力量（＝処理量）あたりの放出量（以下，規格化放出量と呼ぶ）は，トリチウム（^{3}H)を除き，各国とも年々低減傾向にある[6]。なお,我が国以外の再処理施設については,UNSCEAR 報告書にて参照可能な 1996 年度までのデータを用いて比較した。

全β放射能について，各国の規格化放出量を比較してみると，東海再処理施設においては，ホット試験期間の 1977 年から 1979 年までが約 71GBq/GWa～29GBq/GWa，本格運転開始直後の 1980 年から 1983 年までが約 2.3GBq/GWa～2.2GBq/GWa，1984 年から 1990 年までが約 0.22GBq/GWa～0.01GBq/GWa と低下してきた。ホット試験から本格運転にかけて，約 30 分の 1 に規格化放出量が低下したが，この低下は先に示したＥ施設やＺ施設などの蒸発処理施設の運転による低減効果が大きい。また，その後，凝集沈殿法を止め，ほとんどの廃水を蒸発処理法にて処理するなどの低減化に努めた結果，規格化放出量は減少を続け，1990 年代は運転開始時と比べると数百分の 1 以下となった。

英国セラフィールド再処理施設における規格化放出量は，1978 年から 1982 年頃までが百万 GBq/GWa のオーダー（4.0×10^{6}～1.1×10^{6} GBq/GWa)，1983 年から 1994 年頃までは徐々に低下し，1 万 GBq/GWa のオーダー（8.3×10^{5}～1.4×10^{4}GBq/GWa)であり，また，フランスのラ・アーグ再処理施設における規格化放出量は，1978 年から 1986 年頃までが十万 GBq/GWa のオーダー（6.8×10^{5}～1.2×10^{5}GBq/GWa)であった。その後，1995 年頃には，1000GBq/GWa まで低下したが，それでも東海再処理施設よりも数桁ほど大きな値であった。

以上の結果から，全β放射能の規格化放出量は，東海再処理施設が英国，フランスの再処理施設より 1 万分の 1 から百万分の 1 以下と極めて少ない。東海再処理施設の規模が諸外国の再処理施設より小さい，また，処理した使用済燃料の冷却期間が長いなどの要因もあるので単純に比較はできないものの，東海再処理施設の廃液処理能力は，諸外国の再処理施設に比べて極めて優れていると言える。

なお，^{3}H については，規格化放出量が東海再処理施設，英国セラフィールド再処理施設，フランス，ラ・アーグ再処理施設の三者共に約十万（10^{5}）GBq/GWa とほぼ同じレベルであった。つまり，各国とも処理量が同じであれば，同じ ^{3}H 量が放出されることを示している。^{3}H は，化学形としては水であり，蒸留法などでも，分離，回収できないことから，東海再処理

施設と英，仏の再処理施設の規格化放出量に差がほとんど生じなかったと考えられる。ただし，^{3}H の線量換算係数が他の核種に比べ数桁小さいことから，放出量が他の核種に比べ多くても，公衆が受ける実効線量は，線量限度に比べ十分小さく環境安全上の問題が生じるおそれはないと言える[注)]。

注）トリチウム(^{3}H)は，水素の同位体であり，酸素と結合して水（H_2O）として存在している。化学的な性質は通常の水と変わりがないことから，沸点等に極めてわずかな違い（同位体効果）があるものの，蒸発処理してもトリチウムから成る水と通常の水はほとんど分離できない。したがって，^{3}H の放出量は処理運転が開始されると上昇し，運転が終了すると減少するなど運転の有無に依存する。しかし，水であることから海底に蓄積することもなく希釈しながら拡散する。海産生物の組織に取り込まれた場合（有機物結合トリチウム：ＯＢＴと呼ばれる）も代謝速度に応じて排出され，濃縮されることがないことが知られている。ただし，この取り込みにおいて，周囲の海水の交換速度よりも，海産生物の代謝による交換速度が一般的に遅いことから，見かけ上，海産生物中の ^{3}H 濃度が周囲の海水中 ^{3}H 濃度よりも高くなることがある。しかし，この現象は時間差による過渡的なものであって濃縮されているということではない。

人が ^{3}H を含む水を飲んだ場合は，約 10 日の生物学的半減期で速やかに排出される。また，最大エネルギーが約 18keV の弱いベータ線しか放出しないことなどから，同量の放射能を摂取した場合の内部被ばく線量は，他の核種よりも極めて小さい。例えば，プルトニウムの 1 万分の 1，ヨウ素-129 の 6 千分の 1 である。このため放射線障害防止法が定めた放射性物質として管理しなくても良い放射能量（下限数量）は，1×10^{9}Bq，下限濃度としては，水 1 グラムあたり 1×10^{6}Bq/g と，他の核種，例えば ^{137}Cs と比べると約 10 万倍大きい。なお，諸外国では，夜光時計の文字盤を発光させるためなどにトリチウムが用いられており，我が国にも数多く輸入されている[4)]。

3. 海洋環境放射能モニタリング計画

3.1 茨城県環境放射線監視計画

茨城県東海地区環境監視委員会は，東海地区，大洗地区における発電用原子炉，研究用原子炉，再処理施設，核燃料施設など，種々の原子力施設からの影響を包括的に確認するため，環境放射線監視計画を作成している。各原子力機関及び茨城県，文部科学省水戸原子力事務所は，この計画に基づき，分担して環境モニタリングを実施してきた。なお，原子力機構サイクル工学研究所が分担している環境監視計画を**表-3** に示す[7]。原子力機構サイクル工学研究所は，再処理施設海洋放出口周辺海域の海水及び海底土を，海域ごとに複数点採取，混合（コンポジット）し分析してきた。また，魚類については，東海沖，磯崎沖，久慈浜などにおいて，その海域に生息し，回遊せずに比較的海底付近に生息する魚（ヒラメ，カレイ）や浮遊している稚魚（シラス）をモニタリングの対象としてきた。特に，貝類，海藻類については，2 種類を年 2 回モニタリングする計画としており，種類の違いによる変動幅も考慮したモニタリング計画としている。しかし，生息環境の変化による水揚げ量の減少や禁漁等で，2 地点で年間 2 種類を採取するとの計画の実施が困難な状況も多く生じた。この場合は，隣接海域などで試料を採取，測定するなど，データの継続性に重点を置き，柔軟性を持ってモニタリングを実施してきた。

この他，安全審査では，漁業活動による船体の汚染についても計算評価の対象としていることから，船体に取り付けた模擬船体片からのβ線，γ線表面吸収線量率についても，モニタリングを実施してきた。

なお，茨城県環境放射線監視計画は，環境状況の変化，環境モニタリング技術の進歩などを考慮して適時見直しがなされてきた。過去，最も大きな環境放射線監視計画の変更は，常陸那珂港の建設，火力発電所の建設，運転に伴う海域の埋め立てよるものであった。1977 年のホット試験開始より海岸から約 1.8km 沖の海底に敷設されていた海洋放出口を，**図-5** に示すように常陸那珂港第 4 埠頭の埋め立てに伴い移設する必要性が生じた。このため，放出口を汀線から沖合約 3.7km の水深約 24mの海底に再敷設した。これにより 1991 年度第 3 四半期からは，茨城県環境監視計画に定められたF，P，H 海域を，**図-5** に示すように沖合に移動した。また，埋め立てによりE海域は陸地となり計画から除かれた。

3.2 再処理施設保安規定に基づく環境放射能監視計画

再処理施設は，原子炉等規制法に基づいて設置されているが，同法の再処理事業規則第 21 条において，「海洋放出口周辺海域の海水，海底土，海産生物，漁具その他保安規定で定めるものに係る放射性物質の種類別の濃度等に関する報告書」を四半期ごとに経済産業大臣へ報告することが義務付けられている[8]。

また，昭和 49 年 12 月 24 日には，原子力委員会に環境放射線モニタリング中央評価専門部会（現在の原子力安全委員会放射線防護専門部会環境放射線モニタリング中央評価分科会，以下，「中評分科会」という）が設置された。中評分科会は，昭和 49 年当時の環境・安全専門部会や再処理施設安全審査専門部会における東海再処理施設の運転に向けた評価機関の必

要性に関する指摘を受け，モニタリング計画とその結果の総合的評価について審議するための機関として設置された。その審議事項は，(1) モニタリング結果の総合的評価，(2) モニタリング計画の審議，(3) 都道府県からの要請に基づくモニタリングに関する指導，助言，(4) その他モニタリングに関し，原子力委員会（後に，原子力安全委員会）が必要と認める事項とすることが定められた。

現在，再処理施設保安規定に定められている環境放射能監視計画は，原子力安全委員会が決定した「核燃料サイクル開発機構再処理施設周辺の環境放射線モニタリング計画について」（H14 年 11 月）に基づいている。この中評分科会において，環境放射線モニタリング計画と年度ごとに取りまとめられた調査結果が，毎年，審議されてきた。

表-4 及び**表-5** に，再処理施設保安規定に定めた海洋及び陸上環境放射能監視計画を示す。この計画は，安全審査における被ばく評価経路に則して決められたものであり，①公衆の線量評価，②放射能水準及び蓄積状況の把握，③予期しない放射性物質の放出に係る影響評価を目的としている。また，環境モニタリングの対象は，放出した放射性核種の海水中での希釈・拡散，海底土への移行及び蓄積，魚介類への食物連鎖による濃縮と，人の摂取に伴う内部被ばくに係る項目，並びに，漁業活動に伴う海面から放射されるγ線による外部被ばく，汚染した魚網，船体，海岸砂からのγ線，β線による外部被ばく，海水浴に係るサブマージョン状態での外部被ばくなどに関係する項目を対象としている。

3.3 環境影響詳細調査

環境影響詳細調査は，海洋に放出した排水が放出口周辺海域において十分に拡散され，海洋環境に影響を与えていないことを確認するための調査である。この環境影響詳細調査は，ホット試験から本格運転に移行する前の 1978 年に，本格運転時には放射性物質の海洋放出量が増加するのではないかとの予測から，海洋への影響をより詳細に調査する目的で，通常の環境監視計画に加えて計画されたものである。

本調査は，**図-6** に示す調査点において海水を採取し，全β放射能，^{3}H，^{137}Cs を測定するものである。調査は，毎月 1 回実施する他，放出前の排水中全β放射能濃度が 6.11 Bq/cm^{3} 注) を超えた場合には，その都度行うこととしている。また，本調査は，排水の拡散状況及び海域全体の濃度上昇状況確認を目的としている。したがって，バックグランドレベルに対して十分に高い濃度の ^{3}H を測定対象とすること，及び多数の試料を迅速に分析する必要性から，測定における検出下限濃度は，全β放射能：0.04Bq/ℓ，^{3}H：40Bq/ℓ，^{137}Cs：0.004Bq/ℓと，通常より高く設定した。これにより，電解濃縮等の特殊な操作をすることなく，測定容器として 20mℓのバイアルを用いることが可能となると共に，1 回の測定数の増加，全試料の測定に係る時間の短縮に加えて，測定後の有機溶媒を含む廃液処理などの問題も解決することができた。

なお，本調査海域は，1991 年までは汀線から約 1.8km 沖の放出口を中心に採取海域が設定されたが，常陸那珂港の建設に伴う放出管の移設により，1991 年以降は汀線から約 3.7km 沖合に移動した。

注）昭和 53 年 6 月 9 日に結ばれた再処理施設排水の低減化に係る覚書にて，一層の放出低減化を図ることが望ましいとの観点での日常の努力目標として全β放射能で 1.65×10^{-4} μCi/cm^{3}（6.11 Bq/cm^{3}）が定められた。

4. 環境試料等分析・測定方法

4.1 採取・前処理法

採取及び前処理方法は，前述した環境放射能モニタリング計画の目的に則した方法が用いられた。海産生物は，周辺公衆の線量を環境モニタリング結果の実測値に基づき評価するとの観点から，対象海域に実際に生息し，かつ市場に水揚げされたものを漁業者から購入し，一般的に食する部位（可食部）を分析した。部位別に分けた海産生物は，ヨウ素などの揮発性の核種を除き約 105℃で乾燥後，灰化用電気炉にて数日をかけて徐々に昇温，450℃で灰化した。なお，文部科学省放射能測定法シリーズ 16 の「環境試料採取法」等では 500℃で灰化することが記載されている[9]。この温度以下であれば，セシウムなどの核種が揮発することなく灰中に濃縮できることが確認されている。しかし，本分析に用いた灰化用電気炉の炉内の温度は，炉室の空間が縦，横約 65cm，奥行き約 100cm と広いこともあり，温度分布を炉内全域で均一にすることが難しい。また，実際の温度は，設定温度を中心に上下に脈動しながら変動する。このような条件で 500℃に自動制御の温度を設定すると一時的に 500℃を超えることがあった。このため電気炉の設定温度は，最高 450℃にすることとした。なお，Pu のように揮発し難い核種を分析する場合は，必要に応じて大型電気炉にて灰化した灰試料を，分取後，温度コントロールが容易な炉容積の小さな小型電気炉を用いて 550℃で再灰化した。

海水は，表層海水を懸濁物質も含めろ過せずに採取した。この理由としては，排水の温度が約 20 数度と，季節にもよるが東海沿岸の海水温よりやや高く，また，真水であることなどから浮力により表層に上昇，表層付近を水平に拡散すること，及び粒子状で放出される放射性核種や海水中の懸濁物質に吸着した放射性核種も環境モニタリングの対象とするためである。

海底土は，蓄積調査との観点から表面の堆積物を含めた土壌を，スミス・マッキンタイア型グラブ式採泥器を用い，船上からクレーンで吊り下げて採取した。ただし，砂が少ない海域については，カンナ型採泥器を用い水平に曳航し採取した。海水，海底土の採取地点は，ロラン C や GPS 等により緯度，経度を特定した。なお，人工放射性核種は，粒子の表面に吸着することが多いことから，一般的に表面積が大きい粒径の小さな粒子ほど濃度が高くなる傾向が知られている。したがって，小石や礫などが混入すると単位重量当たりの濃度が低くなることがあり，正確なモニタリングが出来難くなる。このため土壌を乾燥後 2mm メッシュの篩で選別したものを分析に用いた。なお，科学技術庁が 1982 年に制定した「環境試料採取法」においても，土壌，河底土は 2mm メッシュの篩いで選別することが記載されている。

4.2 分析・測定法

次に，**表-6** に，分析方法及び測定器を示す。1977 年のモニタリング開始当時は，分析法が十分に揃っておらず，現在の文部科学省放射能測定法シリーズにおいても，各核種の分析法を順次整備中の状況であった。このため，モニタリング開始当時は，分析法を自ら開発，改良をしながらの分析であった。これらの測定方法は，随時，機構内の標準分析作業法[10] としてまとめられ，これに従って分析が行われた。その後は，文部科学省放射能測定法シリーズが順次制定，改訂された。なお，原子力機構が用いた分析法も，その後，この測定法シリー

ズに一部取り入れられた。

放射性セシウム（^{134}Cs，^{137}Cs），^{144}Ce 及び ^{106}Ru-^{106}Rh の分析については，当初，化学分離操作にて各元素を分離，精製した後，β線を測定する放射化学分析法を用いた。しかし，化学分析操作に 1 週間以上の時間を要すると共に，熟練が必要なことから，1990 年代以降は，急速に性能が向上したゲルマニウム半導体検出器によるγ線の直接測定方法（ガンマ線スペクトロメトリ）に移行した。なお，1970 年代初頭は，検出器のほとんどがゲルマニウム（Ge）にリチウム（Li）を添加した Ge(Li)タイプの半導体を用いており，相対効率が低く，検出下限値が放射化学分析法に比べてかなり劣っていた。しかし，その後急速に性能が向上し，^{134}Cs，^{137}Cs，^{144}Ce 及び ^{106}Ru などの核種についても空乏層の大きい高純度 Ge 半導体検出器による測定が可能となった。

一方，γ線スペクトロメトリは，複数のγ線核種を化学分離することなく一度に定性，定量できるなど，放射化学分析法にない利点を有している。このため，放射性セシウムについては，^{134}Cs と ^{137}Cs を弁別して測定するために，初期の段階で Ge(Li)半導体検出器による測定法に移行した。

Pu 同位体は，α線を放出する ^{239,240}Pu を対象に分析してきた。α線の飛程が空気中では数センチメートルと短いことから，空気分子や試料自身による遮へい，減衰の影響を受けるため，試料を前処理せずに直接α線を測定しようとしても正確な測定はできない。そこで，陰イオン交換樹脂を用いたカラムクロマトグラフィーにより Pu を分離，ステンレス製の円盤に電着した後，表面障壁型 Si 半導体検出器を用い，真空中でα線のエネルギースペクトルを測定する方法（α線スペクトロメトリ）を採用した。

また，排水中の ^{238}Pu は，放射能比で ^{239,240}Pu の 2 倍（200%）から 3 倍（300%）と多く，現在は，放出の影響を確認するために ^{238}Pu／^{239,240}Pu の放射能比を利用している。しかし，東海再処理施設がホット試験を開始した 1977 年当時，^{239,240}Pu の測定エネルギー範囲(チャンネル)は，現在より広く設定され，一部が ^{238}Pu 領域まで及んでいた。これは，検出器の効率や分解能が現在より劣っていたことなどから，ピークの広がりを考慮して ^{239,240}Pu の約 5.16MeV に対するエネルギーピーク効率をできるだけ上げようとしたとのことである。また，回収率トレーサーは，当初，α線エネルギー約 5.7MeV の ^{236}Pu を用いていた。^{236}Pu のα線のエネルギーは，^{238}Pu の約 5.5MeV と接近していることなどから，初期の測定においては ^{238}Pu の測定値は記録されていない。その後，検出器の効率や分解能が向上したこと，及び回収率トレーサーを約 4.9MeV の ^{242}Pu に切り替えたことなどから，^{238}Pu が正確に測定できるようになり，^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比による施設寄与の確認が方法として確立した。

なお，^{239}Pu と ^{240}Pu については，α線のエネルギーが，それぞれ 5.157MeV，5.168MeV と接近しており，表面障壁型Ｓｉ半導体検出器の分解能ではエネルギーピークが分離できない。このため，通常 ^{239,240}Pu と表記し，合計値として報告している。

4.3 検出下限値

次に，各分析法における検出限界値，検出下限値，定量下限値などの取り扱いについて述べる。通常の化学分析においては，同一試料を複数回分析し，分析値のばらつきの標準偏差の 3

倍を検出限界，また，10 倍を定量下限値とするのが一般的である。これに対して，放射線計測の場合は，放射性崩壊は完全にランダムな確率事象であり統計的には正規分布になる。この場合，1 回の試料計数値及びバックグランド計数値を用いて標準偏差，更に 3σ検出限界値を求めることができる。しかし，1 回の計測値から求めた 3σ検出限界値には，分析操作等の変動誤差が含まれていない。実際に，同一試料を繰り返して分析すると，最良でも 10%程度の変動（変動係数：CV，または，相対標準偏差：RSD と呼ばれる）が生じる。また，化学分離操作が複雑で熟練を要する分析法であるほど，更に測定値が 3σ検出限界値に近づくほど，その変動係数が大きくなる傾向にあり，50%を超えることも普通である。したがって，3σ検出限界値を超えたからと言って測定値が十分な精度，信頼性を有しているとは言えない。放射化学分析の場合は，試料採取方法，縮分方法，化学分離操作方法，回収率補正方法，分析技術者の力量など，計数誤差以外に様々な変動要因が加味される。そこで，これらの化学分析操作も含めた，十分な精度を有する最低限の測定値を定量下限値と呼ぶことが多い。また，前述したが，一般的に定量下限値は，標準偏差の 10 倍程度を固定値として用いる場合が多い。用語の取り扱いについては，分野や文献によって違いがあるが，本報告では，これまでの中評分科会等への報告に用いてきた検出下限値との用語を，この定量下限値と同じ意味として用いることとする。

各図中に水平に引かれている点線は，この検出下限値を示す。なお，図-16，21，33，40 の ^{106}Ru，並びに図-17，22，34，41 の ^{144}Ce において，1992 年に検出下限値が大きく変わっているが，これは，両核種の測定を，放射化学分析法からＧｅ検出器を用いた機器分析法（γ線スペクトロメトリ）に変更したことによるものである。

ただし，本海洋環境モニタリング結果の再評価においては，検出下限値未満であっても確認の対象とする。特に十分な測定値が得られていない項目の場合には，計数値の標準偏差の 1 倍（1σ）を超えた測定値についても再評価に用いることとした。統計上 1σでは，有意値である確率が 68.3%しかなく，分析操作の誤差が加われば精度は更に低下すると思われるが，多数の測定値を集めれば全体としての傾向が読み取れるとの観点から評価に用いた。

4.4 魚網，船体片の表面線量測定法

最後に，漁業活動に伴う外部被ばく評価上重要な魚網，海岸砂などの表面線量率の測定法について述べる。魚網は，専用のモニタリング船にて曳航した後，回収し，γ線量率計及びβ線 GM 計数管式サーベイメータを用いて，バックグランドも含めて測定し，計数率として記録した。当初は，同一性能の測定器を同一の方法で測定すれば，物理量でない計数率であっても，その経年変動を相対的に比較することができるとして，このような簡便な手法を採用した。

ただし，被ばく評価の観点からは，計数率よりも，当然，皮膚の吸収線量率等の物理量を測定することが望ましい。β線の飛程がγ線より短いことから，検出器の感度は，β線のエネルギーに依存する。このため正確な吸収線量への換算係数を求めるためには，β線のエネルギー分布に係る情報が必要である。一方，エネルギーに依存しない方法として，厚さの薄いプラスチックシンチレータを検出器に用いることによりβ線を透過させ，その時のエネルギ

ー損失を測定することにより，β線のエネルギー分布に依存しない測定が可能であることが知られている。本測定法では，この方法を採用することとした。更に，検出器と試料までの距離や立体角なども重要な要素である。また，国家標準とのトレーサビリティも不可欠である。以上を考慮し，①約 2mm 厚さの薄型のプラスチックシンチレーション検出器を用いること，また，②魚網までのジオメトリーを規格化し，トレーサビィティを有するβ線校正場で測定器を校正することより，約 0.4MeV 以上のβ線に対するエネルギー感度がフラットな吸収線量率の測定法を整備した。2004 年からこの方法により測定している。

ただし，海岸砂からのγ線，β線の線量率の測定は，現地（海岸）での測定であり，測定条件がその都度変わるため，標準校正場との斉一性などのトレーサビィティの確保が困難なところから，現在でもバックグランドを含めた計数率にて経年変動をモニタリングしている。

5. 海洋環境放射能モニタリング結果

本報告書は，1977 年から 2006 年 3 月までの間の再処理施設の運転期間における放射性物質の放出の影響を，茨城県環境放射線監視計画及び保安規定環境放射能監視計画に基づく環境モニタリング結果，更に，自主的な調査結果や，その後に得られた新たな知見や長期間のデータによる経年変動などの結果を踏まえて，包括的に再評価したものである。もちろん，当時，各測定結果は，その都度，茨城県環境監視委員会や原子力安全委員会中評部会（現在の分科会）に報告し，異常のないことが確認されたものである。

再処理施設のホット試験が開始された 1977 年当時における，海水，海底土，海産生物中の放射性核種濃度は，大気圏内核実験の影響により現在よりも高いレベルにあり，多くの人工放射性核種がバックグランドとして日本国中で観測されていた。

一方，排水中全β放射能の海洋への放出目標値が，放出低減化のため当初の 0.7Ci/日（約 26GBq/日）から 10 分の 1 の 0.07Ci/日（約 2.6GBq/日）に引き下げられた。このため，E 施設，Z 施設等の低減化施設が建設され，かつ排水処理技術の向上が図られた。この結果，実際の運転に伴い放出した放射性核種の量は，前述したように放出基準値に対して大幅に少ないものとなった。また，運転開始当初は大気圏内核実験フォールアウトに起因するバックグランドが高かった。これらのことから，モニタリング結果のほとんどがその変動内となり施設寄与は認められなかった。この結論は，現在も妥当であると思われるが，本再評価では，大気圏内核実験フォールアウトの変動範囲内の微小な施設寄与についても，以下の方法等を考慮しあらためて確認することとした。

① 放出前の排水の分析結果を確認し，放射性核種の検出状況及び核種間の放射能濃度の比率等と海洋環境試料中に検出された核種間の放射能比を比較し，その整合性について調査する。

② 放出日時と環境試料採取日時との時系列的な因果関係について整合性を確認する。

③ 東海沖は一般に北から南への流れを主流向とする南北流が存在し，一般的には南方向へ希釈されながら拡散する。したがって，放出口から遠くなるほど濃度が低くなる。そこで，北 20km（日立市会瀬沖）や大洗沖などの測定値と，検出された試料間に濃度差があるか，また，放出時点以降の流向などと，因果関係が成立するかについて確認する。

④ 半減期の短い核種は，時間の経過と共に減衰する。したがって，放出の影響があれば，近傍ほど，また，放出からの経過時間が短いほど，高い値が検出される可能性が高い。また，海水であれば排水の濃度を超えることはない。濃度の大小関係等に，これらの整合性があるか確認する。

⑤ 大気圏内核実験の影響は，大気，降下物などの陸上環境試料に，まずその影響が現れる可能性が高い。そこで，陸上環境モニタリング結果の核種及び時系列的な関係について確認する。

⑥ 海水，海底土，海産生物など，移行経路上における，種類の異なる環境試料中放射性核種濃度について相互の関係を確認する。放出の影響は，海水→海産生物→海底土の順に現れると予想されるので，これらの移行経路に沿った時系列的な相互関係を確認する。特に，海藻，貝類等は，核種により異なるが濃縮係数が高いので，海水や海産生物間の濃度を比較すると

きは濃縮効果を考慮して，その妥当性を確認する。

⑦ 特に，Pu については，同位体間の放射能比（^{238}Pu/^{239,240}Pu）を用いて，施設からの影響の有無を確認する。核兵器に使用されるプルトニウムは，大部分が ^{239}Pu である。大気圏内核実験フォールアウト起源の Pu における ^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比を，国連科学委員会（UNSCEAR）1982 年報告書 Table22 に掲載された北半球の時間積分空気中 ^{238}Pu 及び ^{239,240}Pu 濃度を用いて求めると約 0.025 程度となる。また，実際，陸上土壌に対する ^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比は，0.010～0.068 との値が得られている [11]。これに対して，発電用軽水炉使用済燃料は高燃焼度であることから，生成した Pu は，炉内で更に中性子照射を受け同位体の種類が多く（高次化）なる。このため東海再処理施設で扱われるプルトニウムは，^{238}Pu，^{240}Pu，^{241}Pu など多くの同位体を含むと共に，^{238}Pu/^{239,240}Pu の放射能比が約 1.5～3.5，^{241}Pu（β）は約 100 と大気圏内核実験起因の Pu 同位体の放射能比と大きく異なっている [12]。この違いを利用すれば，再処理施設からの放出の影響かどうかを確認することができる。

ただし，4.2 分析・測定法にて述べたように，初期の測定においては ^{238}Pu の測定値は記録されていないことから，^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比の利用は，1994年代以降のデータについて適用した。

これらの観点に立ち，これまでに得られた海洋環境における環境モニタリング結果について，再評価した。全般的な概要としては，以下の様な状況であった。

米国，旧ソ連邦，仏国，英国，中国などの大気圏内核爆発実験（以下，大気圏内核実験という）の影響により，環境中の放射性核種濃度は，1962 年頃をピークとして世界的に上昇した。その後，部分的核実験禁止条約の締結により，米ソの大気圏内核実験は停止された。しかし，中国は，**表-7** に示すように 1980 年まで大気圏内核実験を継続した。**図-7** に，1977 年から原子力機構（旧動燃事業団）が東海村，ひたちなか市，水戸市などで測定した空気中塵埃の全β放射能濃度の推移を示す。1980 年までは，中国の大気圏内核実験の影響により，実験直後から数週間にわたって，空気中全β放射能濃度の上昇が見られた [13),14),15),16),17]。また，春季には，大気圏内核実験が行われなくとも空気中放射能濃度や降下物中放射能濃度が上昇した。この現象は春季に対流圏と成層圏が混じり易くなり，成層圏に吹き上げられた大気圏内核実験生成核種が対流圏に移行すること，並びに，偏西風が春先に中国大陸から日本上空に流れやすくなり，中国大陸から大気圏内核実験起因の放射性核種が運ばれてくることによると考えられ，スプリングピークと呼ばれた。これらの大気中放射性核種濃度の上昇にともない，海水，海底土，海産生物中の放射性核種濃度も順次上昇した。中国の大気圏内核実験は，1980 年の第 26 回を以って終了したが，1982 年頃までは顕著なスプリングピークが見られた。それ以降の海洋環境試料中放射性核種濃度は全体的に減少傾向を示した。

ただし，1986 年 4 月 26 日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故の影響により，海洋試料中の放射性核種濃度は再び上昇した。しかし，この影響は比較的速やかに減衰し，海水で約 1 年，海底土，海産生物では約 2 年で，事故発生以前のレベルまで戻った。1987 年以降における放射性核種濃度は，更に減少を続けている。なお，1997 年 3 月 11 日には，東海再処理施設アスファルト固化処理施設における火災・爆発事故が，1999 年 9 月 30 日には，JCO 東海事業所臨界

事故が発生したが，海洋環境への影響は認められなかった。

東海再処理施設からの放射性核種の海洋放出に伴う影響としては，放出直後における海水中 ^{3}H 濃度の一時的な上昇が観測された。しかし，その影響は，あらかじめ安全審査にて予測された濃度範囲であり，放出終了後，半日程度で，ほぼ当時のバックグランドレベルまで低下した。それ以外の放射性核種における海水中濃度の上昇や海底土への蓄積，海産生物への濃縮等は認められなかった。

次に，各環境試料及び核種毎の詳細な評価結果を示す。

5.1 海水

図-8～図-17 に 1977 年から 2006 年 3 月までの放出口周辺及びその近海における海水中放射性核種濃度の推移を示す。茨城県環境監視計画に係る海水は，図-5 に示すＦ海域について 7 点，Ｐ海域は 5 点，Ｈ海域は 7 点を採水し，海域ごとに混合した後，測定した。また，再処理施設保安規定に係る海水は，放出口についてはＰ海域と同様に 5 点の混合試料(1991 年までは 4 点混合）として測定，磯崎沖，久慈沖，北約 20km 沖（日立市会瀬沖）については単一採水点について測定した。採水点は，1977 年から 1987 年までは，六分儀，マイクロメータ三杆分儀法を，1987 年 7 月からはロランＣ，トラックディスプレイ法を用いた。その後，1989 年 11 月からは GPS 航法装置を導入したが，当初は，衛星受信時間帯が限られていたことからロラン航法装置と併用して位置決めを実施した。1996 年度からは 24 時間運用ができる GPS 航法装置を導入した。その結果，目標物のない海上でも数ｍの誤差で位置決めが可能となった。なお，図-5 に示したように常陸那珂港の建設及び火力発電所の建設による埋め立てにともない 1991 年に海洋放出管を沖合約 3.7km に延長した。このため採取海域も放出管を中心にほぼ東側海域に平行移動した。また，旧 E 海域は埋め立てにより陸地化したこともあり，調査計画から除かれた。

(a) 全β放射能

海水は塩化ナトリウムなどの塩類が多く含まれると共に，天然放射性核種であるカリウム-40（^{40}K）も含まれていることから，そのまま蒸発乾固させても塩が析出することによる自己吸収や天然放射性核種の妨害のために，正確に全β放射能を測定することが出来ない。このため，鉄バリウム共沈法により海水中のβ線放出核種を沈殿と共に分離，測定した。なお，この方法では，^{40}K が共沈しないことから，その影響も除くことができる。

図-8 に 1977 年～2005 年までの放出口付近及び各海域における全β放射能測定結果を示すが，検出下限値（0.04Bq/ℓ）未満 ～0.074Bq/ℓの範囲であった。最大値（0.074Bq/ℓ）は，1979 年 4 月に放出口付近で検出されたものである。また，1977 年，1979 年，1986 年頃にも上昇が見られる。再処理施設は，1977 年は 9 月 22 日からホット試験を開始したものの，燃焼度，処理量とも少なく，排水中放射性核種の放出量はわずかであった。全体的な変動傾向は，図-7 に示した空気中全β放射能濃度における中国の大気圏内核実験の影響時期に合致すると共に，後述する図-10，11 の ^{90}Sr，図-12，13 の ^{137}Cs の変動状況ともほぼ一致した[15),16)]。また，放出口付近だけではなく久慈沖，磯崎沖及び北 20Km（日立市会瀬沖）においても，ほぼ同レベ

ルで変動しており，放出口周辺が他に比べて高いとの傾向は見られなかった。したがって，1977 年は大気圏内核実験，及び 1979 年は前年度に実施された大気圏内核実験のスプリングピークの影響であると推定される。1986 年については，大気圏内核実験のスプリングピーク及びチェルノブイリ原子力発電所事故の影響によるものであると考えられる。

なお，1977 年当時の Ge 検出器は Ge(Li)検出器が主流であり，相対効率が現在のものより劣っていると共に，電子計算機による解析技術も十分でなかった。また，放射化学分析も複雑で熟練を要したことから，簡便に放射能水準を把握する方法として，全β放射能測定法が重用された。当時は，中国の大気圏内核実験が継続しており，全β放射能にてその影響が容易に確認できた。

しかし，大気圏内核実験が停止され大気中などの全β放射能濃度が低下してくると，施設からの放出影響をより低い濃度で，かつ，核種を特定して確認することが必要となった。全β放射能測定法は，エネルギーを弁別しない方法であることから，カリウム-40（^{40}K）など天然に存在する放射性核種が混入した場合，再処理施設から放出された放射性核種と区別することができない。このため，茨城県環境監視計画においては，1990 年以降，全β放射能による監視を止め，性能が急速に向上した Ge 半導体検出器を用いた核種分析法に移行した。

(b) トリチウム（^{3}H）

海水中トリチウム(^{3}H)の濃度の推移を**図-9** に示すが，検出下限値（4Bq/ℓ）未満 ～211Bq/ℓの範囲であった。1982 年から 1996 年頃まで，主に放出口近傍付近の一定海域において，^{3}H 濃度の一時的な上昇が複数回観測された。これらは，いずれも再処理施設からの排水放出の直後であり，排水放出の影響であると推定される。その濃度は最大でも 1987 年の 211Bq/ℓであった。これは周辺監視区域外の水中の濃度限度，60,000Bq/ℓの約 280 分の 1 と環境安全上，問題のないレベルである。

これに対して大気圏内核実験で供給されるフォールアウト核種としての ^{3}H は，海域に局所的な濃度上昇を引き起こすことが観測されなかった。これは，^{3}H が海域全体にほぼ一様に供給されることや，^{90}Sr や ^{137}Cs などと異なり，化学的性質が水（HTO）であることから直ちに希釈拡散され，海水中濃度がほぼ均一になることによると推測された。同じ大気圏内核実験フォールアウト核種である ^{90}Sr や ^{137}Cs 等は，粒子状で供給されることが多いことから，**図-10, 11, 12, 13** を見ると 1977 年から 1980 年頃まで，中国が大気圏内核実験を実施していたころの海水中濃度は，2006 年の濃度レベルに比べ 10 倍以上高いなど，顕著な違いが見られた。しかし，海水中 ^{3}H 濃度における大気圏内核実験の影響の変動幅は，日本分析センター環境放射線データベースによる各都道府県の検索結果によると，再処理施設がホット試験開始前の 1976 年の水準で約 1Bq/ℓ～約 10 Bq/ℓ，2000 年頃の調査によると約 1Bq/ℓ以下～2Bq/ℓであり，2 分の 1 から 5 分の 1 程度の変動しかなかった[14)]。

一方，再処理施設から放出した ^{3}H は，放出中及び放出終了直後に放出口周辺や流下方向の海域の海水中濃度を一時的に上昇させた。しかし，半日程度後には拡散し検出下限値未満となった。また，1985 年の 7 月における測定結果を除き，再処理施設からの ^{3}H の放出により，海域全体の濃度が他の海域に比べ恒常的に高くなるなどの現象も確認されなかった。

なお，1985 年 7 月の測定値は，放出口が約 4 Bq/ℓ，放出口付近 4 点混合が約 19 Bq/ℓ，久慈沖 約 7 Bq/ℓ，磯崎沖 約 15 Bq/ℓ，北 20km 約 11 Bq/ℓと海域全体で検出下限値（4 Bq/ℓ）を超える測定値が見られた。当時の放出記録を確認すると，10,000 Bq/cm^3(10^7 Bq/ℓ)を超える ^{3}H 濃度の排水が 7 月上旬からほぼ毎日放出されていた。1 回の排水の放出には約 6 時間程度の時間を要する。また，第 6 章の「環境影響詳細調査結果」で示すが，検出下限値程度まで海水中 ^{3}H 濃度が低下するのに，放出終了時点から約半日程度かかる。したがって，放出口周辺海域の ^{3}H 濃度が検出下限値レベルまで低下する前に，次の放出が始まるなどの状況であったと思われる。その結果，広範囲に渡って検出下限値（4 Bq/ℓ）を超える海水中 ^{3}H 濃度が検出されたものと考えられる。特に，北 20km でも検出されているが，7 月は南東風の頻度が高いことから北への吹送流などの発生により運ばれたと推定される。ただし，北 20km で検出された海水中 ^{3}H 濃度は，排水中濃度の約 100 万分の 1 以下と，十分に希釈されており，環境安全上及び拡散評価上の問題がないことを確認した。

(c) ストロンチウム-90（^{90}Sr）

海水中 ^{90}Sr の濃度の推移を**図-10** に示すが，検出下限値（0.002Bq/ℓ)未満～0.015Bq/ℓの範囲であった。

最大値（0.015 Bq/ℓ)は，1977 年度第 3 四半期に放出口 4 点混合試料及び 1978 年第 2 四半期に北 20km 点で採取した海水に検出された。再処理施設がホット試験を開始したのは 1977 年 9 月 22 日であり，第 3 四半期は JPDR 試験燃料の処理しか実施していない。JPDR 使用済燃料の燃焼度は，数千 MWD/t と軽水炉使用済燃料の 10,000～32,000MWD/t に比べ小さく，かつ処理量も約 3 トンと少なかった。次に，1978 年第 2 四半期の北 20km での検出の時には，放出口付近での上昇が認められなかった。中国における大気圏内核実験は，**表-7** に示すように，第 22 回大気圏内核実験が 1977 年 9 月 17 日に，第 23 回大気圏内核実験が 1978 年 3 月 15 日に行われていた。これらのことから，1977 年及び 1978 年の最大値は，共に中国の大気圏内核実験の影響によると推定される。

海水中 ^{90}Sr の各採取地点全体の濃度は，1977 年から徐々に低下傾向にあった。また，放出口付近とそれ以外の比較対照地点での濃度差は，採取や分析の誤差を考えるとほとんど無く，再処理施設からの影響とは認められなかった。1990 年代以降の ^{90}Sr 濃度は，本調査の検出下限値未満となり検出されなくなった。海水中 ^{90}Sr の長期的減少は，半減期約 28 年での物理的崩壊によるほか，沿岸海域から沖合海域や深層海域への移行・拡散によると考えられる。

なお，分析測定法のところで述べたように，定常モニタリングの補完や，大気圏内核実験フォールアウト核種をトレーサーに見立てた環境中の移行挙動等の環境動態研究，環境線量評価モデルに用いる濃縮係数等のパラメータ調査等を目的として検出下限値未満の測定値も含めた自主調査を実施してきた。その結果について調査した。自主調査における ^{90}Sr の経年変化を**図-11** に示す。1990 年以降，2005 年までの ^{90}Sr 濃度は，約 2×10^{-3}Bq/ℓ（2Bq/m^3）程度であった。この結果は，日本分析センターが全国を対象に分析した結果 [13),14)] とほぼ同様の傾向を示しており，ここで検出された ^{90}Sr が大気圏内核実験フォールアウトに起因するものであると評価できる。

(d) セシウム-137 (^{137}Cs)

海水中 ^{137}Cs の濃度の推移を**図-12** に示すが，検出下限値（4×10^{-3}Bq/ℓ）未満～0.026Bq/ℓの範囲であった。

最大値（0.026Bq/ℓ）は，1977 年 10 月に放出口周辺の海水で観測された。再処理施設がホット試験を開始したのは同年 9 月 22 日であり，10 月の排水放出記録によると排水中 ^{137}Cs 濃度はすべて検出下限（約 7×10^{-3} Bq/cm^3）未満であった。排水中に ^{137}Cs が検出され始めたのは 11 月 10 日の放出からであったにことから，この最大値は，1976 年 9 月，11 月，1977 年 9 月に相次いで実施された中国の大気圏内核実験による影響と考えられる。特に，1976 年 11 月 17 日に実施された大気圏内核実験は，**表-7** に示すように 4000kt（TNT 換算）の水素爆弾と推定されており，極めて大型であった。このため翌年のスプリングピークによる降下物中放射性核種濃度の上昇も，これに呼応して大きかったと考えられる。

また，1986 年に ^{137}Cs 濃度が一時的に上昇しているが，これは，1986 年 4 月 26 日に発生したソ連チェルノブリ原子力発電所事故の影響によるものであった。チェルノブリ原子力発電所事故の影響は，5 月 3 日から我が国でも大気や雨水，葉菜，牛乳などに確認された。これらの濃度上昇のピークは 5 月 10 日頃であり，6 月上旬までに空気中濃度は平常値に戻った。東海沖の海水中の ^{137}Cs 濃度は，やや遅れて 7 月頃まで通常より高い値を示した。当時実施した特別調査結果[18] によると，海水中 ^{137}Cs 濃度の最大値は，6 月 3 日に採取した 0.067Bq/ℓであった。しかし，翌年には事故発生以前のレベルに戻っており，表層海水中の ^{137}Cs 濃度が一時的に上昇したものの，その後，すみやかに希釈，拡散されたものと推測される。**図-13** の検出下限値を下げた自主調査結果のグラフを見ると，1991 年頃にも全体的な山形の上昇，次いで減少が見られた。この原因は，常陸那珂港湾の埋め立て工事に伴う浮遊物質量の増大や，海洋放出管を，それまでの沖合い約 1.8km から約 3.7km に移設したため，放出口周辺の海底土の性質が変わり，粒子径が細かくなるなどによる再浮遊の影響によるものと推定された。なお，粒子径が小さくなると表面積が大きくなりフォールアウト核種の濃度が高くなる傾向があることが一般的に知られている。

図-13 の自主調査結果でも，1990 年以降 2005 年までの ^{137}Cs の濃度は，1×10^{-3}～2×10^{-3}Bq/ℓ程度と ^{90}Sr 濃度より若干低めになってきていた。濃度の変動傾向は，日本分析センターが全国を対象にした分析結果[13),14)] とほぼ同じである。

なお，**図-13** に示す自主調査結果を詳細に見ると，1977 年頃の ^{137}Cs の濃度は，^{90}Sr より若干高いが，チェルノブイリ事故の影響がほぼ終息した 1988 年頃以降，^{137}Cs 濃度が ^{90}Sr 濃度より減少が大きい。この結果，2000 年以降は，^{137}Cs 濃度が ^{90}Sr 濃度とほぼ同じか下回わる傾向を示した。物理的半減期が，^{90}Sr：約 28.7 年，^{137}Cs：約 30 年とほぼ同じであることから，放射性崩壊による減衰だけではこの理由は説明できない。また，大気圏内核実験による両者の降下量は，^{137}Cs が ^{90}Sr に対して約 1.6 倍とやや多いことが報告されている[13),15)]。したがって，大気圏内核実験が行われていたころの海水中濃度は，^{137}Cs が ^{90}Sr より大きくなるはずであり，観測結果とも一致している。大気からの降下量の減少後は，^{137}Cs の海底への沈降速度が ^{90}Sr より速く，海水中から除去された可能性が高い。事実，後述するが，海底土中の両者の濃度は，^{137}Cs が ^{90}Sr より約 10 倍高く，海水中の ^{137}Cs が海底土へ移行したことを裏付けている。

これらの原因により，2000 年以降の海水中 ^{137}Cs 濃度が ^{90}Sr 濃度とほぼ同じか，やや下回ってきたものと推定される。

以上のことから，検出されている ^{137}Cs は，大気圏内核実験に起因するものであり，再処理施設からの排水放出の影響は認められなかった。

(e) プルトニウム-239,240（^{239,240}Pu）

海水中 ^{239,240}Pu の濃度の推移を**図-14** に示すが，検出下限値未満（2×10^{-5} Bq/ℓ）～3.3×10^{-5}Bq/ℓの範囲であった。最大値（3.3×10^{-5}Bq/ℓ）は，1982 年 10 月 1 日の午前 10 時頃から採取した放出口 4 点混合の海水に検出された。この最大値を，**図-15** に示す自主調査の結果と比較すると，当時のバックグラウンドレベルであり，特に高い濃度ではない。

更に，**図-15** に示す自主調査結果の放出口付近の海水において，1978 年 1 月（1.1×10^{-4}Bq/ℓ），10 月（4.2×10^{-4}Bq/ℓ），1979 年 1 月（1.0×10^{-3}Bq/ℓ），1981 年 1 月（7.9×10^{-5}Bq/ℓ），1982 年 10 月 12 日（3.2×10^{-5}Bq/ℓ）に，それぞれ一時的な上昇が見られた。放出口付近以外では，1978 年 2 月に 15km 以遠の海水において 1.2×10^{-4}Bq/ℓの上昇が見られた。

これらの一時的な上昇の中で，最大値を示した 1979 年 1 月の 1.0×10^{-3}Bq/ℓの海水は，放出口の直上にて，かつ，放出中に採取，測定したものであった。この原因について考察する。採取時に放出した排水中の全α放射能濃度は，4.8×10^{-3}Bq/cm^3 であった。再処理施設からの排水は蒸発処理することにより残渣成分がほとんどないことから自己吸収等の影響が少なく，全α放射能測定値と Pu（α）放射能の測定値が比較的一致することを確認している[12)]。なお，Pu（α）放射能とは ^{238}Pu と ^{239,240}Pu 放射能の合計値である。そこで，全α放射能を Pu（α）と仮定して希釈率を試算する。排水中の ^{238}Pu 対 ^{239,240}Pu の比がおおむね 2：1 であったことから[12)]，^{239,240}Pu を Pu（α）の約 3 分の 1 であると仮定すると，排水中 ^{239,240}Pu 濃度は 1.6×10^{-3}Bq/cm^3 となる。この値と海水中の ^{239,240}Pu 濃度の比をとり希釈率を求めると約 1600 となった。安全審査における放出口真上の海水での評価値（約 600 分の 1）と比較すると，放出排水の影響を受けている可能性が考えられる。

ただし，1978 年 2 月の測定値（1.2×10^{-4}Bq/ℓ）は 15km 以遠で採取された海水であると共に，1978 年 4 月には，北へ約 10km 離れた日立市河原子海岸で採水した海岸水中にも 1.3×10^{-4}Bq/ℓの ^{239,240}Pu が，同じく 1978 年 4 月の大洗海岸で採水された海岸水には 8.3×10^{-5}Bq/ℓの ^{239,240}Pu が検出されたなど，距離と拡散を考慮すると明らかに再処理施設からの放出の影響がない海域においても，若干低いものの 1979 年 1 月の最大値に近い濃度の ^{239,240}Pu が検出されていた。

なお，1970 年代における沿岸海水中 ^{239,240}Pu 濃度の測定データは，日本分析センターのインターネットで公開しているデータベースや文部科学省が主催している環境放射能調査研究成果論文抄録集（http://www.kankyo-hoshano.go.jp/08/08_1.html）等を確認したが，気象研究所等の研究調査を除き，1970 年代当時，環境モニタリングとして，同一海域にて ^{239,240}Pu を継続的に測定している例は，国内では動燃（現，原子力機構）以外にはほとんどなかった。

大気圏内核実験による ^{239,240}Pu は，陸域に降下したものが，雨水，河川などにより海域に供給されるために，当時は一般的に沿岸付近の海水（海岸水）中の濃度が，沖合い海水より高い

濃度になる傾向にあった。また，1979 年当時は中国の大気圏内核実験が継続していたことから，その濃度の変動も大きかった [15),16),17)]。これらのことから前述の最大値である 1979 年 1 月の放出口の直上で採取した海水中に検出された ^{239,240}Pu は，放出の影響を受けている可能性が高いものの，100％東海再処理施設からの放出の影響とは断定できなかった。なお，^{238}Pu は，前述したように，この時点では，測定，記録されていなかったことから ^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比を利用して確認することはできなかった。

以上の調査結果から，自主調査で観測した海水中 ^{239,240}Pu 濃度の最大値は，①放出直後に放出口のほぼ真上で，希釈した排水そのものを海水と共に採取したために検出された可能性が高いが，②一部は，大気圏内核実験フォールアウト起因の ^{239,240}Pu も含むと推定される。なお，すべての ^{239,240}Pu を放出した ^{239,240}Pu と仮定して希釈率を試算しても 1600 と，安全審査の評価値（約 600）を満足しており，十分に希釈されていたと評価できる。なお，放出口直上の海域は，周囲をブイにより表示し，一般の船の立ち入り禁じている，また，ICRP90 年勧告に基づく，現在の法令（線量告示）における ^{239,240}Pu の周辺監視区域外の水中の濃度限度，4Bq/ℓと比べても約 4 千分の 1 と極めて小さい。また，後述するように，海底土や海産生物における ^{239,240}Pu 濃度の上昇も見られていないことなどから，環境安全上全く問題とならないと言える。

海水中 ^{239,240}Pu の濃度は，調査期間全体を通して見ると減少傾向にあり，^{90}Sr や ^{137}Cs と比較しても減少の傾きは大きかった。2000 年以降は，約 10^{-6}Bq/ℓのオーダーであることから 1980 年以前の約 100 分の 1 まで低下したことになる。^{239,240}Pu の海水中濃度の低下が速やかであること，及び後述する海底土中 ^{239,240}Pu 濃度の減少が緩やかであることなどから，^{239,240}Pu は前述した ^{137}Cs よりも更に沈降速度が速いことが推察される。なお，文献によると海水中の ^{239,240}Pu は不溶解性で，^{90}Sr などより沈降しやすいことが知られており [19)]，本測定結果は，これを裏付けるものである。

(f) その他の核種

その他の海水中放射性核種としては，コバルト-60（^{60}Co：半減期 5.27 年），マンガン-54（^{54}Mn：半減期 312.1 日），ジルコニウム-95（^{95}Zr：半減期 64.02 日）-ニオブ-95（^{95}Nb：半減期 34.98 日），ルテニウム-106（^{106}Ru：半減期 373.6 日），セシウム-134（^{134}Cs：半減期 2.05 年），セリウム-144（^{144}Ce：半減期 284.9 日）等がモニタリングされた。これらの核種は半減期が ^{90}Sr や ^{137}Cs に比べ短く，使用済燃料の冷却期間が長くなると放射性崩壊により大部分が減衰する。しかし，東海再処理施設における使用済燃料の受入れ基準である冷却期間 180 日を考慮すると主要な核種となることから，環境モニタリングの対象とした。また，これらの比較的半減期の短い核種は，時間と共に急速に減少することから，時間的変動と分布範囲を調べることにより，再処理施設から放出されたものかどうか比較的容易に確認できる利点を有する。しかし，実際に処理した使用済燃料の冷却期間は，数年から数十年と受入れ基準に比べ，かなり長かったこと，並びに複数の蒸発缶の増設，及び放出低減化がなされたことなどにより，ホット試験開始当初を除き排水中にはほとんど検出されなかった。

図-16 に ^{106}Ru 濃度，**図-17** に ^{144}Ce 濃度の推移を示すが，1977 年と 1978 年に ^{106}Ru 及び ^{144}Ce が検出されているが，その後は検出されなかった。北 20Km の日立市会瀬沖でも検出されてい

ること，1977 年，1978 年には中国の大気圏内核実験が続けて行われていたことなどから，この検出は大気圏内核実験の影響であると考えられる。

5.2 海底土

図-18～図-22 に 1977 年から 2006 年度までの海底土中放射性核種の濃度の推移を示す。海底土中放射性核種の濃度の変動幅は，海水中放射性核種の変動幅に比べ大きかった。これは，海底土は海水に比べ固体であることから混合に時間がかかること，海底土中の放射性核種濃度が粒径分布や有機物含有量など，土質の影響を受けることが原因として考えられる。例えば，粒径の小さな粘土成分が多いほど濃度が高い傾向にあることが知られている [20]。また，東海沖は，久慈川からの土砂の流入などもあり，大雨や海象の変化により海底土が流されるなど，同じ地点でも土質が変化することがあった。一方，GPS などの測地技術が開発されていなかった 1977 年当時は，船が海流に流されたり，目標物がないことなどから正確な位置に留まることが困難であった。更に，1991 年（平成 3 年）には，常陸那珂港建設に伴う埋め立てにより，再処理施設からの海洋放出管が沖合 1.8km から 3.7km に延長移設され，これにともない海水及び海底土の採取地点も沖合に移動した。これらの要因により，海底土中放射性核種の変動幅が海水のそれより大きかったと考えられる。以下に核種別のモニタリング結果について示す。

(a) ストロンチウム-90（^{90}Sr）

海底土中 ^{90}Sr の濃度の推移を図-18 に示すが，検出下限値（0.074 Bq/kg）未満～0.41 Bq/kg の範囲であった。

1977 年から徐々に低下傾向にあるが，1977 年と 1979 年にピークが見られた。1977 年と 1979 年のピークは，放出口 4 点混合地点にて観測されたものであり，共に 0.41Bq/kg であるが，比較対照である北 20km 地点でも，各々0.30Bq/kg，約 0.34Bq/kg の上昇が見られた。北 20km 地点は日立市会瀬沖付近であり，海底土（砂）が希釈されずにほぼ同じ濃度で北 20km 地点まで移動することは考えられないことなどから，この上昇は再処理施設からの放出に起因するものではなく，中国の大気圏内核実験の影響であると推定される。

1979 年に中国の大気圏内核実験は行われていないが，前年の 1978 年の 12 月 14 日には第 25 回大気圏内核実験が行われていたことから，1979 年に海底土で検出された ^{90}Sr 濃度の上昇は，大気圏内核実験のスプリングピークの影響であると考えられる [15),16)]。

日本分析センターがインターネット上に公開している環境放射線データベース (http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top) [14)] にて検索した結果によると，1977 年から 1980 年ごろまでの海底土中の ^{90}Sr 濃度は，福井県の敦賀湾，丹生湾，青森県陸奥湾や新潟県などの日本海側で高く，最高約 1.9Bq/kg の濃度が測定されている。また，それ以外の地域でも東海沖で測定された最大値 0.41 Bq/kg を超える 1Bq/kg 近くの測定値が各地で観測されている。また，同じ日本分析センターが全国を対象ににまとめた全体的な変動傾向ともほぼ一致した [13)]。したがって，ここで検出された ^{90}Sr は，大気圏内核実験フォールアウトに起因するものであると評価される。

なお，1980 頃から以降の ^{90}Sr 濃度はそれほど減少せずほぼ一定の濃度で推移しているように見える。この原因として，大気圏内核実験が停止され，大気や陸域からの海水への直接の流入量が減少し海水中 ^{90}Sr 濃度がほぼ一定になってきたこと，及び海水中 ^{90}Sr 濃度と海底土中 ^{90}Sr 濃度がほぼ平衡状態になってきたことなどが推定される。**図-11** に示した海水中 ^{90}Sr 濃度（Bq/ℓ）と，**図-18** に示した海底土中 ^{90}Sr 濃度（Bq/kg）を濃度変化が激しくない 1989 年頃で比較すると，海底土は海水の約 3 倍となった。ただし，後述する ^{137}Cs や ^{239,240}Pu よりも海底土の海水に対する濃度比は小さい。これらのことから，^{90}Sr は，海底に沈降，沈着し難いことを示唆するものと考えられる。

(b) セシウム-137 (^{137}Cs)

海底土中 ^{137}Cs の濃度の推移を**図-19** に示すが，検出下限値（0.8Bq/kg）未満～2.7Bq/kg の範囲であった。

最大値の 2.7Bq/kg は，1978 年に北 20km 地点で採取した海底土及び 1985 年 1 月 14 日に F 海域で採取した海底土において観測した値である。

1978 年に北 20km 地点で観測した 2.7Bq/kg は，1977 年 9 月 17 日に行われた第 22 回中国大気圏内核実験のスプリングピークによると推定される。**図-7** に示すように，1978 年 2 月頃から 4 月，5 月をピークとして 6 月頃までの期間，空気中の全β放射能等が，前後の期間の濃度の 5～6 倍に上昇した。また，海底土でも ^{137}Cs のほか，^{144}Ce の濃度が上昇しており，1978 年の最大値は大気圏内核実験の影響であると評価される。また，1977 年から 1982 年頃までは，全体的に海底土中の ^{137}Cs 濃度レベルが，現在よりも 5 倍程度高い値を示している。

1985 年 1 月 14 日に観測した，同じく最大値 2.7Bq/kg の採取地点は，再処理施設の放出口の北側の F 海域にあたる。調査の結果，①再処理施設の運転が，1983 年 12 月に行われた以降は，1985 年 2 月 18 日まで 1 年以上無く排水中にも ^{137}Cs が検出されていないこと，②放出口付近の海底土中 ^{137}Cs の濃度が低い値であったこと，③その後の測定値が最大値を検出する前の通常値に戻ったことなどから，過去の大気圏内核実験影響を受けた砂などが久慈川などから流入し，それを採取した可能性が高いと推測される。^{137}Cs は，水に溶けると移動しやすいが，土壌中の粘土鉱物に吸着すると比較的安定であることから，土壌粒子と共に移動することが知られている[20),21)]。

海底土中の ^{137}Cs の濃度は，海水と異なり ^{90}Sr 濃度より約 10 倍程度高い傾向を示した。なお，海水中 ^{137}Cs 濃度は，1977 年当時から 2000 年頃までの期間は ^{137}Cs が ^{90}Sr 濃度より高い傾向を示し，2000 年頃から以降は ^{90}Sr 濃度とほぼ同じか，^{90}Sr 濃度より低くなったことを前節で示した。これらのことを勘案すると，海底土中の ^{137}Cs 濃度が ^{90}Sr 濃度より高い理由の一つとしては，第一に大気からの降下量が ^{90}Sr より多く，かつ陸からの流入も含め海水への供給量が多かったこと，第 2 に海水中 ^{137}Cs が ^{90}Sr より海底に沈降しやすく，海水から海底土に多く移行したことの二つの要因が考えられる。**図-13** に示した海水中 ^{137}Cs 濃度（Bq/ℓ）と，**図-19** に示した海底土中 ^{137}Cs 濃度（Bq/kg）を，1989 年頃で比較すると，海底土中 ^{137}Cs 濃度が海水中 ^{137}Cs 濃度の約 20 倍高い。これは，海底土中 ^{90}Sr 濃度の海水中 ^{90}Sr 濃度に対して 3～4 倍高いことに比べ数倍大きく，^{137}Cs が ^{90}Sr より沈降しやすく，かつ，再浮遊し難いことなどが示

唆された。

海底土中の ^{137}Cs は，現在も減少傾向にあり検出されない状況になりつつある。検出下限値未満のデータを解析した結果によると，東海沖海域の近年の濃度は，採取地点により幅があるものの 0.3～1Bq/kg 程度にあり，放出口周辺のみが特異的に高いなどの現象も見られなかった。

なお，海底土中 ^{90}Sr 濃度の場合と同様に，日本分析センターの環境放射線データベースにて検索したところ，海底土中 ^{137}Cs 濃度の最大は 1981 年 4 月 28 日に浦底湾で約 52Bq/kg であった[14]。また，1977 年～1981 年頃の福井県美浜町の丹生湾などでは，20Bq/kg を超える ^{137}Cs が，また，10Bq/kg 程度の濃度の測定値は，新潟県，青森県，北海道など日本海側を中心に 1990 年代まで広く検出されていた。最大値の約 52Bq/kg は，1981 年 3 月に発生し，4 月に福井県の測定で明らかになった原電敦賀発電所からの放射性廃水の一般排水路を経由した浦底湾への漏洩の影響の可能性もあり除外するとしても，10Bq/kg 程度の濃度が大気圏内核実験の影響として全国的に観測されている。したがって，1978 年の北 20km，1985 年の東海沖 F 海域で測定された 2.7Bq/kg は，特に高い値では無く，全国的な大気圏内核実験フォールアウト起因の ^{137}C s のバックグランドレベルであると評価できる。

(c) プルトニウム-239,240 (^{239,240}Pu)

海底土中の ^{239,240}Pu の濃度の推移を図-20(a)に示すが，0.041Bq/kg～1.3 Bq/kg の範囲であった。なお，最小値 0.041Bq/kg は，1982 年 1 月に P 海域で採取したものであるが，図-20(a)に示すように，他の測定値と比べ明らかに低い特異値である。極めて濃度の低い海底土を偶然採取したか，または，分析法上の問題があったなどが推測されたが原因は確認できなかった。なお，この最小値を除くと，その次の最小値は 0.17 Bq/kg であり，全体の変動幅の範囲の下限に位置した。

最大値（1.3 Bq/kg）は，1980 年に北 20km 地点で採取した海底土の測定値であるが，グラフ上明らかなようにピーク状の上昇ではなく他の測定値とほぼ同レベルであり，一定の変動幅の上限値としての最大値であった。また，放出口周辺や北 20km でも ^{239,240}Pu 濃度に差は認められなかった。もし，検出した ^{239,240}Pu が放出されたものであれば，放出口から離れるに従って濃度が減少するはずであることなどから，この最大値は大気圏内核実験の影響であると評価できる。

^{239,240}Pu 濃度は，全体として除々に低下してきているが，^{137}Cs などと異なり減少の傾きは緩やかであった。

次に，^{238}Pu と ^{239,240}Pu との放射能比を確認した。^{238}Pu の濃度に着目して測定結果を継続的に記録し始めたのは 1994年度以降であったので，1994年度～2005年度までにおける ^{238}Pu の濃度について，^{239,240}Pu 濃度との関係をグラフにプロットした。この結果を図-20(b)に示す。なお，^{238}Pu 濃度は，^{239,240}Pu 濃度に比べほとんどの測定値が検出下限値未満であった。そこで，図-20(b)には，^{238}Pu 濃度の計数誤差が 1σ 以上の測定値についても含めた。^{238}Pu 濃度は，^{239,240}Pu 濃度とほぼ相関していた。また，図-20(c)に示すように，^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比をとると，2 点を除きほぼ 0.04 以下であった。0.04 を超えた 2 点は，共に磯崎沖で，2002年 4 月 24 日と

2000年10月15日に採取した海底土であるが，^{239,240}Pu濃度が0.18Bq/kg，0.17 Bq/kgと図-20(a)の変動幅の下限と同じく低く，また，^{238}Pu濃度測定値も1σの計数誤算のみの相対標準偏差でも 30%，40%と大きかった。分析操作の誤差を加味すると更に誤差は大きくなると推測されることから，両者の濃度が共に低かったために見かけ上，^{238}Pu/^{239,240}Pu放射能比が高くなったものと考えられた。排水中の^{238}Pu/^{239,240}Pu放射能比が約1.5～約3.5であることから，ここに検出された放射能比は，いずれにしても極めて低く，大気圏内核実験に起因するPuであると判断される[12]。

また，図-15 に示した海水中 ^{239,240}Pu 濃度（Bq/ℓ）と，図-20(a)に示した海底土中 ^{239,240}Pu濃度(Bq/kg)を1985年頃で比較すると，海底土中^{239,240}Pu濃度は海水中^{239,240}Pu濃度の約60,000倍となる。これは，前述したが海底土中^{90}Sr濃度の海水中^{90}Sr濃度に対する3～4倍，海底土中^{137}Cs濃度の海水濃度に対する約20に比べて極めて大きく，海水からの沈降のし易さ，及び，一旦，沈着した^{239,240}Puの再溶解なども含めた移動の難さが示唆された。この理由は，第1に^{239}Puの半減期が約24,000年と，^{137}Csの約30年に比べ極めて長く放射性壊変による物理的な減少がほとんどないこと，第2に，海底土中^{239,240}Puが不溶性で吸着が強固であることなどが原因であると考えられた[19]。

図-20(a)のグラフを詳細に見ると，P海域では，1992年にそれ以前と比べて濃度が上昇したように見える。この原因としては，常陸那珂港の埋め立てに伴い海中放出管を沖合約 3．7km に延長したことにより，移設前の海域の海底土よりも細かい泥（シルト）状に変化したためであることを確認している。Pu 等の土壌粒子形成以後に付与された放射性核種は，粒子表面にまず吸着するために表面積の大きくなるシルトなどの微細粒子ほど濃度が高くなることが知られている[20]。これにより放出管移設後の周囲の海底土中の^{239,240}Pu濃度が高くなったものと推定される。また，1992年以降のP海域の^{239,240}Pu濃度の変動は，他の地点と変わらず一定の幅で推移していた。

その他の地点間での濃度の違いも，主に土質の違いが大きいと考えられた。特に，北 20km 地点では，他の地点より^{239,240}Pu濃度が高い傾向を示したが，これは近傍に小さな河川があり河川からの懸濁物質の堆積などの影響によると推測された。

なお，日本分析センター環境放射線データベースによる検索結果では，最大値は福井県美浜町丹生湾で1974年に測定された約6.7Bq/kgであった。1990年代においても青森県海域にて約5Bq/kgの値が測定されている[14]。なお，^{239,240}Puを分析している機関は，茨城県，福井県，青森県など，^{137}Cs等の核種に比べて限定されているが，濃度レベルは3×10^{-3}Bq/kg～6.7Bq/kgの範囲であり，本測定結果がこの範囲内であることを確認した。

以上のことから，東海沖の海底土で検出された^{239,240}Puは，すべて大気圏内核実験の影響であり再処理施設からの放出の影響は認められなかった。

(d) その他の核種

その他の海底土中放射性核種として，^{60}Co（半減期5.27年），^{54}Mn（半減期312.1日），^{95}Zr（半減期64.02日）-^{95}Nb（半減期34.98日），^{106}Ru（半減期373.6日），^{134}Cs（半減期2.05年），^{144}Ce（半減期284.9日）等が環境モニタリングの対象とされた。

これらの核種の中で有意に検出された核種は，^{106}Ru と ^{144}Ce であり，両者の濃度の推移を図-21，図-22 に示す。^{106}Ru 濃度は，検出下限値から 5.6 Bq/kg の範囲であり，1977 年から 1982 年までは，ほぼ定常的に検出されていた。

^{106}Ru 濃度の最大値（5.6 Bq/kg）は，1981 年度の第 3 四半期(10 月～12 月）に放出口周辺海底土において観測された。一方，海底土中の ^{144}Ce 濃度は，検出下限値から 24 Bq/kg の範囲であり，1977 年から 1983 年までの期間に検出されていた。なお，^{144}Ce 濃度の最大値 24 Bq/kg は，^{106}Ru と同じ 1981 年度の第 3 四半期(10 月～12 月）に放出口周辺において観測されたものである。^{144}Ce は，放出口周辺以外の北 20km 地点など，他の海域でも検出されている。両者の濃度の最大値について，^{144}Ce の ^{106}Ru に対する放射能比(^{144}Ce/^{106}Ru)を求めると約 4 となった。

両者の最大値が，同時期に放出口周辺で観測されていることから，その原因ついて考察する。まず，放出排水中の濃度を確認する。1981 年 11 月 30 日と 12 月 4 日の放出排水に ^{106}Ru が 0.14Bq/cm^3 及び 0.12Bq/cm^3 検出されていたが，それ以外はすべて検出下限値 3.2×10^{-2}Bq/cm^3 未満であった。^{144}Ce は，ホット試験開始以来検出されていない。^{144}Ce の排水中の検出下限値は，2.2×10^{-2}Bq/cm^3 であることから，仮に，この ^{144}Ce の検出下限値と検出した ^{106}Ru 濃度との ^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比をとると 0.2 未満になる。

一方，大気からの降下物について確認すると，1981 年 10 月（10/1～11/2）に ^{95}Zr：5.4×10^5 Bq/km^2，^{95}Nb：1.6×10^6 Bq/km^2，^{106}Ru：2.4×10^6 Bq/km^2，^{144}Ce：2.6×10^6 Bq/km^2 が検出されていた。^{144}Ce と ^{106}Ru の降下量はほぼ等しく，^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比としては約 1 であった。

後述するが貝類，海藻においても 1981 年に ^{144}Ce と ^{106}Ru が検出されており，^{144}Ce の ^{106}Ru に対する放射能比（^{144}Ce/^{106}Ru）は約 2 となった。^{106}Ru は錯体を形成しやすいことから海水中に溶け，沈降し難いと考えられる。原子力環境整備センターがまとめた“海洋における放射性核種の移行パラメータ，環境パラメーターシリーズ 7”によると，^{144}Ce の沿岸海域における海水から海底堆積物への濃縮係数（CF）は，2×10^6（kg/kg)であり，^{106}Ru の 3×10^2（kg/kg)に比べ極めて大きい[20)]。

なお，この文献では，海底堆積物への濃縮係数（CF)との用語を用いているが，海水と堆積物（海底土）の比との観点からは，むしろ見かけの分配係数（Kd）に近いものであると思われる。ただし，諸外国におけるフィールドでの測定結果に基づくデータであるので，平衡状態での測定ではない。海水への不溶性 ^{144}Ce の供給量が多く，そのほとんどが不可逆的に海底に蓄積した時点での濃度比であれば，可溶性の ^{106}Ru 等の核種に比べ海水に対する海底土の濃度比は高くなる可能性がある。いずれにしろ，この文献によると ^{144}Ce が ^{106}Ru よりも極めて海底に沈着しやすいことを示している。

したがって，大気降下物中における ^{144}Ce の ^{106}Ru に対する放射能比（^{144}Ce/^{106}Ru)，約 1 が，海底堆積物への分配係数（Kd)の違いにより約 4 にまで高められた。また，海水と海底土からの両方の影響を受ける貝，海藻などは，この中間にあたる約 2 程度を示したと考えられる。

更に，第 3 四半期（10 月～12 月期）には，放出口周辺海域，久慈沖，磯崎沖など，モニタリング対象の全海域で，海底土中全β放射能濃度が上昇した。また，短半減期である ^{95}Zr が，海底土に最大 4.4Bq/kg の濃度で検出されている。

以上のことを考慮すると，^{106}Ru 及び ^{144}Ce の最大値は，排水放出の影響ではなく，前年（1980

年）の 10 月 16 日に行われた第 26 回中国大気圏内核実験の影響であると推定される。この大気圏内核実験は，推定 200～1000kT の水素爆弾と，かなり大規模であったことから，翌年の 1981 年の春に発生したスプリングピークもかなり大きなものとなったと思われる。陸上環境の観測結果では，1981 年 2 月から 4 月頃をピークとして 6 月頃まで空気塵埃の全β放射能，^{137}Cs，^{239}Pu 及び降下物の全β放射能などが，長期間にわたり上昇した[17]。

この大気圏内核実験により，実験直後の 1980 年 11 月，12 月に，空気中塵埃や降下物などの陸上環境放射性物質濃度の上昇が見られた。しかし，海洋環境としては，むしろ翌年（1981 年）の 4 月，5 月をピークとした，3 月～6 月間におけるスプリングピークの影響が大きかった。

これらの影響を整理すると，空気中及び降下物中放射性物質濃度が上昇すると，**海水→海藻→海底土**の順に放射性核種濃度が上昇する。また，大気中濃度の上昇から 1 ヶ月から 6 ヶ月程度の時間遅れで，海産生物，海底土等の上昇が起こることを確認した。また，大規模な大気圏内核実験の場合は，翌年に生じるスプリングピークの影響も大きく，環境モニタリング上，無視できないことをあらためて確認できた。

なお，これらの核種の移行経路は，安全審査で評価された移行経路にほぼ等しく，安全審査の評価経路の妥当性についても確認できた。

5.3 魚類

魚類としては，遊泳能力のほとんどないシラスと，海底に生息することが多いカレイ，ヒラメをモニタリングの対象としてきた。これは，再処理施設から放出した排水の拡散・移行過程を考慮した安全審査における評価経路に基づいて対象としたものである。安全審査では，放出された排水が海水と混合，拡散されながら流されていくときに，その海水と共に流されていく遊泳能力のない海産生物として稚魚（シラス）を，及び放射性核種が海底に沈降，堆積することによる影響を受けると仮定した場合の海産生物として，海底付近に生息するカレイ，ヒラメを評価対象とした。なお，回遊魚については，他の海域に移動するため，その間，監視対象海域からの放射性核種の摂取が無くなると共に，魚体内に取り込まれた放射性核種が排泄されることから環境モニタリングの対象とはしていない。

放射性核種の魚体内への取り込みは，海水中の放射性核種が直接的に鰓や胃腸管などから摂取する経路と，餌として摂取する経路に分けられる。海水中の放射性核種濃度が高い場合は，胃腸管や鰓などからの摂取の寄与が大きく一般的に海水中濃度の変動の影響を受けやすい。ただし，海水中濃度が低下してくると魚自体の濃度は全体的に低くなり，餌からの寄与が相対的に大きくなってくる[22]。したがって，海水中放射性核種濃度に対する魚類中放射性核種濃度の比（見かけの濃縮係数）は増加する傾向にあった[22]。

海水中放射性核種の濃度が一定の場合，そこに生息する魚中の放射性核種濃度は，摂取と排泄の割合に応じてほぼ一定の値で平衡に達する。この平衡状態を仮定した場合の海水中放射性核種濃度と魚類中放射性核種の比を濃縮係数と呼んでいる。濃縮係数は，公衆がこれを摂取したときの内部被ばくに係る線量評価に用いるために考えられた経験則である。したがって，濃縮係数は，原則として可食部に対して用いられる。なお，魚体内への放射性核種の濃

縮は，魚の種類などによって異なると共に，かつ，魚体各臓器の放射性核種濃度も，肉や骨といった部位によっても異なることが報告されている[23),25)]。これは，魚に取り込まれた放射性核種の種類によって代謝が異なることに因る。例えば，ストロンチウムは，化学的性質がカルシウムと似ているので骨に集まりやすいのに対して，セシウムは筋肉に集まりやすいことが知られている。更に，魚体内の放射性核種濃度は，排泄のほか，放射性核種の崩壊にともない，半減期に応じて減少する。なお，同じ種類の魚の場合は，体長が大きくなるほど体内の放射性物質濃度が高くなる傾向にある[23),25)]。

図-23～図-28 にシラス及びカレイ・ヒラメ（以下，カレイ類という）の核種別放射能濃度の推移を示す。シラスはその全体を食すが，カレイ，ヒラメは骨，内蔵を取り除いた肉のみ食すことから，分析結果は，シラスは全体を，ヒラメ，カレイは肉を対象とした。ほとんどの核種の濃度は，1977 年から徐々に低下傾向を示した。核種別の濃度変動についての詳細な評価を以下に示す。

(a) ストロンチウム-90（^{90}Sr）

シラス中の ^{90}Sr の濃度の推移は，図-23 に示すように，検出下限値（0.019 Bq/kg 生）未満～0.052 Bq/kg 生の範囲であった。

シラスは，1977 年から 1986 年まで検出された。最大値は，1977 年の 10km 以遠（大洗沖），及び 1986 年の 10km 以遠（大洗沖）と磯崎沖で採取されたもので，三者とも同一の 0.052Bq/kg 生であった。1977 年の上昇については，再処理施設が 1977 年 9 月 22 日にホット試験を開始したこともあり，ほとんど運転していないことから中国の大気圏内核実験の影響であると推察される。また，1986 年の最大値は，6 月 17 日に大洗及び 6 月 20 日に磯崎で採取したものであり，^{103}Ru，^{106}Ru，^{110m}Ag，^{134}Cs，^{137}Cs なども検出されていることから，チェルノブイリ原子力発電所事故の影響であると考えられる。当時行った「ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査」（以下，チェルノブイリ事故特別調査という。なお，当時は日本語表記が「・・リ」と「・・ル」に分かれていた）において[18)]，5 月 1 日から 6 月 2 日の期間に水盤を用いて降下物を捕集，分析しているが，^{90}Sr の大気降下量は，^{137}Cs の約 60 分の 1 以下と圧倒的に ^{137}Cs より少なかった。これに対して，大洗海域で採取，チェルノブイリ事故の影響を受け上昇したと思われるシラス中の ^{90}Sr 濃度は，^{137}Cs の約 5 分の 1 と比率が降下物より増加していた。

これは，^{90}Sr が ^{137}Cs に比べ可溶性であり，陸上環境に降下した ^{90}Sr が海洋に相対的に多く供給されると共に，海水中の ^{137}Cs が ^{90}Sr に比べて海底へ沈降，除去され易いことなどから，海水中の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の比が大気降下物より近くなったと考えられる。図-10,11 と図-12,13 を比較すると，1986 年頃の海水中 ^{90}Sr 濃度は ^{137}Cs 濃度の約 2 分の 1 程度でありシラス中の ^{90}Sr の ^{137}Cs に対する濃度比である約 5 分の 1 に近い。

1987 年以降は，シラス中の ^{90}Sr が検出されていないこと，全体的に見ると 1977 年から 1980 年代にかけて検出されていることなどから，検出された ^{90}Sr は大気圏内核実験の影響と推定される。

次に，カレイ類中の ^{90}Sr の濃度を図-24 に示すが，検出下限値（0.019 Bq/kg 生）未満～0.18

Bq/kg 生の範囲であった。全体的には，1977 年から 1982 年まで検出され，それ以降検出されなかった。最大値の 0.18 Bq/kg 生は，1978 年 1 月 20 日に約 10km 以遠（大洗沖）で採取されたものであり，半減期の短い ^{95}Zr（半減期 64.02 日）が 0.19 Bq/kg 生，^{95}Nb（半減期 34.98 日）が 0.33 Bq/kg 生検出されていた。また，魚類などへの大気圏内核実験の影響は，海底土で述べたように約 1 年後まで及ぶこともあった。これらの結果より，最大値の 0.18 Bq/kg 生は，前年に実施された第 22 回中国大気圏内核実験及びそのスプリングピークによる影響と考えられる。図-24 によると，有意な検出が 1982 年以前に集中していることなどから，これらの ^{90}Sr も大気圏内核実験の影響と評価できる。

(b) セシウム-137 (^{137}Cs)

シラス中 ^{137}Cs 濃度の推移は，図-25 に示すように，検出下限値（0.04 Bq/kg 生）未満～0.78 Bq/kg 生の範囲であった。

最大値は，1978 年 5 月 31 日に東海村地先で採取されたものであり，同試料には ^{95}Nb や ^{144}Ce 濃度の上昇も見られた。前年の 1977 年 9 月 17 日に行われた第 22 回中国大気圏内核実験のスプリングピークは，5 月頃を中心に空気中の全β放射能や ^{137}Cs 濃度等の上昇として観測されている。したがって，この ^{137}Cs の最大値は，中国の大気圏内核実験のスプリングピークによる影響と考えられる[15]。その次にピークが見られるのは，1981 年の比較対照海域である約 10km 以遠（大洗沖）の 0.36Bq/kg であるが，これも比較対照海域であることなどから大気圏内核実験の影響と推定される。更に，1986 年には，各海域でもほぼ同時にシラス中の ^{137}Cs 濃度が上昇し，その後 1988 年にかけてほぼ同じ傾向で減少した。これは，1986 年 4 月 26 日に発生したソ連チェルノブイリ原子力発電所事故による影響であると考えられる。その後は，地点間で変動があるものの全体としては一定の幅の中にあり，ほぼ右肩下がりに減少した。したがって，ここで観測されたシラス中 ^{137}Cs は，大気圏内核実験及びチェルノブイリ事故の影響であると評価される。

次に，カレイ類中の ^{137}Cs の濃度を，図-26 に示すが，検出下限値（0.04 Bq/kg 生）未満～0.44 Bq/kg 生の範囲であった。

最大値は 1979 年 10 月に東海村地先で採取されたカレイの測定値であった。同時期に採取したこたま貝には，^{106}Ru や ^{144}Ce 等の半減期の短い核種が検出されていること，特に，^{144}Ce は，放出前の排水分析において検出されていないことなどから，この最大値は，中国の大気圏内核実験の影響と推定される。また，図-26 を見ると，1986 年から 1988 年にかけて，シラスと同様にカレイ類についても，わずかではあるが ^{137}Cs 濃度の上昇とその後の減少が，東海村地先及び 10km 以遠（大洗）で同時に観測された。これは，シラス同様にチェルノブイリ原子力発電所事故により放出された ^{137}Cs の影響であると考えられる。この影響は 1988 年の夏ごろまで見られたが，その後は元のレベルにもどった。全体的に見ると，カレイ類中 ^{137}Cs 濃度は，右肩下がりの減少傾向を示している。^{137}Cs の半減期は約 30 年でありほぼ一定の幅で 1977 年から継続して減少してきていることから，これらの ^{137}Cs は大気圏内核実験の影響であると推定される。

減少傾向の幅の中ではあるが詳細に見ると，2001 年 7 月の東海村地先のヒラメに 0.13 Bq/kg

生，2002 年 9 月に 10km 以遠（大洗海域）で採取されたヒラメに 0.12 Bq/kg 生，2004 年 7 月に 10km 以遠海域で採取されたヒラメにわずかな上昇（0.14 Bq/kg 生）が観測された。これらの測定値はいずれもヒラメのものであった。^{137}Cs は筋肉に集まりやすいことが知られており，魚体の大きな魚の ^{137}Cs 濃度が一般的に高い傾向を有することが報告されている[23),25)]。更に，ヒラメが小魚まで食するなどカレイと異なることから，海水中の ^{137}Cs 濃度が低下してきても，餌の ^{137}Cs 濃度の低下速度が海水のそれより遅いと，餌からの寄与によりカレイに比べヒラメ中 ^{137}Cs 濃度の減少は少ないと考えられる[22)]。これらの要因により，2000 年以降，ヒラメ中 ^{137}Cs 濃度とカレイ中 ^{137}Cs 濃度の差が顕著になってきたと考えられる。

2001 年 7 月の東海村地先のヒラメ（0.13 Bq/kg 生）については，1997 年 3 月に生じたアスファルト固化処理施設における火災爆発事故にともない再処理施設が運転を停止していたこともあり排水中に ^{137}Cs が検出されていなかったことから，放出に起因するものではないと考えられる。

以上のことから，これらカレイ，ヒラメに検出された ^{137}Cs は，いずれも再処理施設からの影響ではなく大気圏内核実験に起因すると評価される。

(c) プルトニウム-239,240（^{239,240}Pu）

魚類中の ^{239,240}Pu の濃度は，他の核種に比べ極めて低いことから，定常監視の検出下限値レベルでは検出されることはなかった。そこで，通常は検出下限値未満であっても 1σ 以上である測定値について測定結果を確認した。図-27 にシラス，図-28 にカレイ類の経年変化を示す。シラスは，5.7×10^{-5} Bq/kg 生～4.7×10^{-3} Bq/kg 生の範囲であり，カレイ類は，4.1×10^{-5} Bq/kg 生～2.1×10^{-3} Bq/kg 生の範囲であった。個々のデータの分析精度が悪いため測定値の変動は激しいが，全体的な傾向としては，これまでに示した ^{137}Cs や ^{90}Sr のトレンドと類似し，1977 年から 2005 年まで徐々に低下傾向を示している。詳細に見ると，1980 年代までは，中国の大気圏内核実験と見られる一時的な変動が見られる。ただし，^{239,240}Pu 濃度は，最も高いシラスでも 4.7×10^{-3}Bq/kg-生と，前述したシラス中 ^{137}Cs 濃度の最大値 0.78 Bq/kg 生の約 160 分の 1 に過ぎない。

シラスとカレイを比較すると，1977 年のモニタリング開始当初は，シラス中 ^{239,240}Pu の濃度がカレイより数倍高い値を示している。しかし，その後，徐々に差がなくなり 2000 年以降はほぼ同じレベルで推移している。

シラスとカレイの Pu に対する濃縮係数は，東海再処理施設の安全審査時に調査が行なわれた。それによると茨城県沖のフィールドデータから求めた値として，シラス 51（Bq/kg／Bq/ℓ），成魚 132（Bq/kg/Bq/ℓ）が示されている。ただし，安全審査では，両者の濃縮係数を 100（Bq/kg／Bq/ℓ）と，同一値で評価している。元の調査値で比べると，濃縮係数はシラスが成魚の約 2 分の 1 と小さいが図-27 及び図-28 に示したように，1977 年頃のシラスの濃度は，カレイ類の濃度より数倍高く濃縮係数と逆の関係にある。この理由としては，1977 年頃は，中国等の大気圏内核実験が継続されていたことから，大気及び陸水経由で表層海水に ^{239,240}Pu が供給され続けていた。このため，表層海水中の ^{239,240}Pu 濃度が海底付近の ^{239,240}Pu 濃度より十分に高く，シラスの濃度がカレイ類の濃度より高くなった。その後，核実験の停止により表

層海水に供給される ^{239,240}Pu が減少すると共に，海水中の ^{239,240}Pu がスカベンジングなどにより急速に海底に沈降したことに伴い表層海水中の ^{239,240}Pu 濃度が減少し，それによりシラス中の ^{239,240}Pu 濃度が減少した。しかし，カレイ類は，海底に生息することから沈着した海底土の ^{239,240}Pu や餌の影響，濃縮係数の違いなどにより，シラス中の ^{239,240}Pu 濃度の減少に比べて減少が緩やであったと推定される [22]。これらの要因により，大気圏内核実験が実施されていたころに比べ，シラスとカレイ類の間に濃度差が無くなってきたのではないかと推察される。

(d) その他の核種

その他の核種として，^{54}Mn，^{60}Co，^{95}Zr－^{95}Nb，^{106}Ru，^{134}Cs，^{144}Ce などの核種を対象にモニタリングを実施してきた。ただし，^{54}Mn，^{60}Co，^{134}Cs は，全モニタリング期間を通して検出されなかった。その他の核種についても，1977 年から 1980 年ごろにかけて数回検出されたのみであった。　例えば，^{95}Zr は，1977 年第 3 四半期に 10km 以遠（大洗）のカレイに 0.52Bq/kg 生，1978 年第 1 四半期の東海村地先のヒラメに 0.67 Bq/kg 生が検出された。^{95}Nb は，1976 年の第 4 四半期のカレイに 0.20Bq/kg 生，1977 年第 2 四半期に東海村地先のヒラメに 0.29Bq/kg 生，10km 以遠（大洗）のカレイに 0.85Bq/kg 生などが検出された。^{106}Ru は，1977 年の 10 月に東海村地先で 0.019Bq/kg 生，10km 以遠で 0.022Bq/kg 生などが検出された。また，^{144}Ce についても，同じ試料から 1977 年の 10 月に東海村地先で 0.037Bq/kg 生，10km 以遠で 0.063Bq/kg 生が検出された。これらの検出は，①^{95}Zr，^{95}Nb など，半減期の短い核種が含まれていること，②同時期に空気及び降下物中の放射性核種濃度が上昇したこと，③更に再処理施設のホット試験が 1977 年の 9 月であり，10 月の排水中にの処理量が少ないことなどから，中国の大気圏内核実験の影響であると評価される。

5.4 貝類

貝の種類としては，こたま貝，ハマグリなどを主に対象として来た。しかし，1977 年のモニタリング開始当初には，比較的多く採れていたこたま貝が，その後，徐々に減少し採取が困難になって来た。一方，ハマグリについては，比較的安定した採取が継続されてきた。こたま貝の減少を補うために，同じ二枚貝であるウバ貝についても対象とした。また，因果関係は不明であるが，常陸那珂港の建設時期を境として久慈浜の海底の砂が急速に減少し，久慈浜地先において，砂中に生息する二枚貝が採取できなくなってきた。これを補完する貝類としてアワビを加えモニタリングの継続に努めてきた。なお，二枚貝がプランクトンを餌とするのに対して，アワビは海藻を餌としていることから ^{90}Sr，^{137}Cs 等の濃度が二枚貝に比べ高い傾向を示した。海藻は，海水中の放射性核種を濃縮する傾向があり，この海藻を摂取するアワビも放射性核種，特に，^{239,240}Pu の濃度が高くなることが報告されている [25]。

なお，二枚貝は殻を外した身を全量分析したが，アワビについては内臓を除いた。

図-29～図-34 に，貝類を種類の区別なく合わせてプロットした経年変化を示す。

(a) ストロンチウム-90（^{90}Sr）

貝類中の ^{90}Sr の濃度の推移は，図-29 に示すように，検出下限値（0.019 Bq/kg 生）未満～

0.089 Bq/kg 生の範囲であった。

最大値（0.089 Bq/kg 生）は，1979 年度第 2 四半期（7 月～9 月）に，約 10km 以遠（大洗沖）で採取したこたま貝において観測されたものであった。同じ試料からは，①^{106}Ru が 0.36 Bq/kg 生，^{144}Ce が 0.37 Bq/kg 生と有意に検出されていた，②1979 年の春には，前年（1978 年）の 12 月 14 日に実施された第 25 回中国大気圏内核実験のスプリングピークの影響が見られ，4 月をピークとして空気中放射性核種濃度等の上昇が観測された[15),16)]。この上昇は，1977 年 9 月 17 日に行われた第 22 回大気圏内核実験と比べて，空気中全β放射能濃度の上昇が約 2 分の 1 と小さかったものの，その影響は 1 月及び 4 月の 2 回にわたる空気中全β放射能濃度の上昇を招いた。また，③海産生物中放射性核種濃度の上昇が，空気中濃度の上昇から数ヶ月遅れる傾向が認められたことなどから，この ^{90}Sr の最大値は，中国大気圏内核実験の影響と言える。なお，貝類中の ^{90}Sr 濃度は，1977 年から 1985 年までしか検出されなかった。

1986 年 4 月に発生したチェルノブリ原子力発電所事故においても，^{90}Sr の影響は小さかった。前述したように，1986 年 5 月 1 日～6 月 2 日までに採取した降下物中の ^{90}Sr は ^{137}Cs に比べて約 60 分の 1 と少なかったが，チェルノブリ事故特別調査で実施したモニタリング結果では，アワビに 0.37 Bq/kg 生の ^{90}Sr が検出された[18)]。

日本分析センター環境放射線データベースの検索結果では，1971 年 5 月に愛知県蒲郡沖のアサリに約 0.36Bq/kg，1972 年に茨城県大洗沖のハマグリに約 0.4Bq/kg，1972 年茨城県平磯沖のイガイに約 0.39Bq/kg が検出されており，チェルノブイリ原子力発電所事故の影響は，大気圏内核実験によりそれまでに検出された ^{90}Sr と同程度の上昇を招いた。

以上の結果からモニタリング期間に貝類中に検出された ^{90}Sr は，大気圏内核実験及びチェルノブイリ原子力発電所事故に起因するものであり，東海再処理施設からの放出の影響は認められなかった。

(b) セシウム-137（^{137}Cs）

貝類中の ^{137}Cs の濃度の推移は，**図-30** に示すように，検出下限値（0.037 Bq/kg 生）未満～0.74 Bq/kg 生の範囲であった。なお，貝の種類は，前述した ^{90}Sr と同じである。

最大値は，1979 年度の第 1 四半期（4 月～6 月）に，約 10km 以遠（大洗沖）で採取したこたま貝において観測されたものであった。この試料には，^{106}Ru，^{144}Ce なども検出されたほか，同時期に採取したヒジキには，短半減期核種である ^{95}Nb なども検出されていることから，前節の貝類中 ^{90}Sr の最大値と同様に第 25 回の中国大気圏内核実験による影響と推定される。

その次に上昇が見られたのは，1986 年 5 月 13 日に久慈浜で採取したこたま貝であり，0.26 Bq/kg 生であった。この試料には半減期 39.26 日の ^{103}Ru が検出されていた。^{103}Ru は，再処理施設からの放出排水には検出されたことがないことから，こたま貝中の ^{137}Cs 濃度の上昇は，1986 年 4 月に発生したチェルノブル原子力発電所事故の影響であると評価される。しかし，その影響は 1～2 年で消失しており比較的短期間の上昇にとどまった。全体的に見ると，貝類中の ^{137}Cs の濃度は，1977 年のモニタリング開始から 1987 年頃にかけては，大気圏内核実験の影響が大きく，その後は検出下限値に近いレベルで推移している。**図-30** の 1995 年を見ると，久慈浜で 0.062 Bq/kg 生と，その前後のレベルに比べると若干高い値が見られる。この

測定値はウバ貝（ホッキ貝）の測定値であった。ウバ貝はハマグリやこたま貝に比べ個体が大きいことから体内に取り込まれる ^{137}Cs 量も多いと推定される。このため，ウバ貝の ^{137}Cs 濃度が，ハマグリやこたま貝の濃度に比べやや高い値を示したと考えられる。

その後，貝類中 ^{137}Cs 濃度は，更に減少を続け，近年は貝の種類が変わっても，ほとんど検出されなくなった。

以上の結果から貝類中の ^{137}Cs は，大気圏内核実験に起因するものであると評価される。

(c) プルトニウム-239,240（^{239,240}Pu）

茨城県環境監視委員会及び保安規定には，当初，貝類中の ^{239,240}Pu の測定が計画に含まれておらず，1992 年の計画変更から定常環境モニタリングとして，測定，報告が開始しされた。なお，それ以前は，環境動態や濃縮係数などのパラメータ取得のための自主調査を行っていた。

1992 年から 2005 年までの定常環境モニタリングにおける貝類中の ^{239,240}Pu 濃度の推移は，**図-31** に示すように，検出下限値（2×10^{-3} Bq/kg 生）未満～6.6×10^{-3} Bq/kg 生の範囲であった。また，1978 年から 2005 年までの自主調査の結果を**図-32** に示すが，4.5×10^{-4} Bq/kg 生～2.7×10^{-2} Bq/kg 生の範囲であった。

貝類中 ^{239,240}Pu の分析は，これまで述べた環境試料の分析と同様に，他の核種の検出下限値より数十分の 1 と，極めて低い濃度まで測定できることから，近年までほとんどの試料について有意に検出することができた。

定常環境モニタリング結果の中の最大値は，1994 年 8 月 31 日に久慈浜地先で採取したアワビ，及び 1996 年 2 月 13 日に磯崎地先で採取したウバ貝の値であり，両者は，同じ 6.6×10^{-3} Bq/kg 生であった。また，これらはピーク状に上昇したのではなく，**図-31** に示すように前後の年の濃度と同じレベルの中の変動による最大値であった。なお，高目になった理由の一つとして，1994 年については，貝の種類がアワビであることが挙げられる。アワビは ^{90}Sr の項で述べたように海藻を餌とすることから放射性核種の濃度が，ハマグリ，こたま貝に比べ高くなる傾向を有しているが，^{239,240}Pu でも同様の傾向を示した[25)]。**図-31** のグラフで，1992 年 7 月 9 日の久慈浜地先の 6.4×10^{-3} Bq/kg 生，1993 年 8 月 31 日の 6.5×10^{-3} Bq/kg 生と，やや高い測定値が得られているが，これらは何れもアワビの測定値であった。また，ウバ貝については，二枚貝ではあるが個体の大きさがハマグリなどより大きいことから，これもハマグリ，こたま貝に比べ ^{239,240}Pu 濃度が高くなる傾向を示す。そのため，アワビと同様に最大値を示したと推定される。濃度そのもののレベルは，^{90}Sr や ^{137}Cs の濃度に比べて数十分の 1 と低いレベルであった。

自主調査は，1978 年から実施しているので大気圏内核実験の影響時期を含んでいるが，^{137}Cs 等と比べると減少傾向はそれほど大きくない。**図-32** を見ると，1994 年に変動幅から外れ，やや高い値を示す 1 点が見られる。この測定値は，1994 年 9 月 5 日に磯崎海域で採取したアワビの 0.027Bq/kg 生である。そこで，このアワビ中の ^{238}Pu 濃度を確認したところ 1.4×10^{-3}Bq/kg 生であり，^{238}Pu /^{239,240}Pu 放射能比を求めると約 0.05 と算出された。再処理施設から放出される排水中の ^{238}Pu /^{239,240}Pu 放射能比値は，既に述べたが約 1.5～約 3.5 と大きく，

これに比べ極めて小さい[12]。また，山本等の調査した湖沼土，海底土に係る大気圏内核実験フォールアウトにおける ^{238}Pu /^{239,240}Pu 放射能比，0.034～0.043 とほぼ同等であった[24]。これらのことから，このアワビ中に観測した ^{239,240}Pu は，大気圏内核実験フォールアウトによるものであると評価できる。ただし，この 1 点以外にもアワビを測定しているので，アワビの中でも特異的に高い可能性がある。推測であるが，①アワビが摂取した海藻中の濃度が特異的に高かった可能性，または，②砂抜きが十分でなく海底土が混入したなどの可能性が考えられる。前述したように測定した貝がアワビであり海藻を餌とするために通常でも ^{239,240}Pu 濃度が高いことから，その前後の二枚貝の測定値と比較して高くなったと考えられる。いずれにしても大気圏内核実験に起因する Pu であると推定される。

全体的な変動傾向は，^{90}Sr や ^{137}Cs と同じ減少傾向を示した。

1992 年以降の環境監視計画に基づくモニタリングの結果，先に示した自主調査結果を含めても再処理施設との放出の関連は認められず，貝類中に検出した ^{239,240}Pu は，大気圏内核実験に起因するものであると評価できる。

(d) その他の核種

その他の核種として，^{54}Mn，^{60}Co，^{95}Zr-^{95}Nb，^{106}Ru，^{134}Cs，^{144}Ce などの分析を行ってきた。ただし，^{54}Mn，^{60}Co は，全モニタリング期間を通して検出されなかった。

貝類中 ^{134}Cs の測定は，1983 年から保安規定に係る環境監視計画に取り入れられた。しかし，定常環境モニタリングでは検出されたことが無く，チェルノブイリ原子力発電所事故時の特別調査において検出された[18]。1986 年 5 月 13 日に東海地先で採取したこたま貝から ^{134}Cs が 0.081 Bq/kg 生，及び同年 5 月 14 日に大洗で採取したハマグリに ^{134}Cs が 0.10 Bq/kg 生，検出されたが，それ以降のモニタリングにおいては検出されなかった。^{134}Cs の半減期が，約 2 年と短いこともあり，急速に濃度が減少したと考えられる。

^{95}Zr-^{95}Nb は，1977 年から 1981 年まで間は，断続的に検出されていたが，1982 年以降は検出されなかった。最大値は，^{95}Zr 及び ^{95}Nb 共に同一試料で観測されており，1977 年 4 月 12 日に 10km 以遠（大洗）で採取したこたま貝に，^{95}Zr が 4.0Bq/kg，^{95}Nb が 5.8 Bq/kg 生であった。これは，再処理施設のホット試験以前のことであることなどから，中国の大気圏内核実験の影響であると評価される。

^{106}Ru については，**図-33** にグラフを示すが，1977 年から 1987 年まで検出されている。^{137}Cs や ^{90}Sr 等，他の核種より変動が激しく，ほぼ 3 回の上昇が確認された。1978 年から 1979 年にかけての山状の上昇が，1981 年及び 1986 年にピーク状の上昇が見られる。最初の上昇は他の上昇より緩やかであり，最大値は 1977 年 7 月 20 日に約 10km 以遠（大洗）で採取したこたま貝（平貝）に 0.56Bq/kg 生が，また，7 月 28 日に久慈浜地先で採取したこたま貝にもほぼ同レベルの 0.52Bq/kg 生が検出された。第 2 のピークは 1981 年 7 月に約 10km 以遠（大洗）で採取したこたま貝に 0.85Bq/kg 生が検出された。第 1 及び第 2 のピーク共に，久慈浜，約 10km 以遠（大洗），磯崎の各海域でほぼ同時期に，かつ，同レベルで上昇していること，及び**図-34** に示す ^{144}Ce もほぼ同じ傾向で上昇していることから，中国の大気圏内核実験の影響であると評価される。

なお，^{106}Ru の第 3 のピーク状の上昇（1.1Bq/kg 生）は，1986 年 5 月 13 日に久慈浜地先で採取されたこたま貝に観測されたものであった。しかし，^{144}Ce は，後述するが，第 1，第 2 のピーク時に比べ極めて少ないこと，及び，チェルノブイリ原子力発電所事故の直後であったことからこの事故の影響と推定される。

一方，^{144}Ce については，第 1 のピーク状の上昇（1.0Bq/kg 生）を示した試料が，^{106}Ru の第 1 のピークを示した試料と同一であった。また，第 2 のピーク（1.7Bq/kg 生）も ^{106}Ru と同一の試料に検出されていた。更に，^{144}Ce の ^{106}Ru に対する放射能濃度比（^{144}Ce/^{106}Ru）は，第 1 のピーク，第 2 のピーク共に約 2 と同じ値を示した。これらのことから，第 1 ピークと第 2 ピークの生成原因が同じであり，両者共に中国の大気圏内核実験の影響と推定された。なお，^{106}Ru で見られた第 3 のピークは，^{144}Ce ではほとんど見られなかった。^{106}Ru が検出された試料について分析したところ，^{144}Ce の濃度は 0.04 Bq/kg 生と検出下限値に近い濃度であった。また，^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比は約 0.036 と小さく，第 1，第 2 のピーク時の放射能比約 2 と明らかに異なっていた。したがって，放射能比からもチェルノブイリ原子力発電所事故の影響であると判断できる。

なお，^{106}Ru と ^{144}Ce 両核種の濃度変動が類似しているが，この理由としては，^{106}Ru の半減期が 373.6 日，^{144}Ce の半減期が 284.9 日と近く，また，濃縮係数もほぼ類似しているなどの要因が考えられる [25)]。

以上のことから，^{95}Zr−^{95}Nb，^{106}Ru，^{144}Ce など，その他の核種についても，大気圏内核実験及びチェルノブイリ原子力発電所事故の影響であり，再処理施設からの放出の影響は認められなかった。

5.5 海藻類

海藻は，海水中から放射性核種を濃縮しやすい性質を有していると共に，生育場所がほぼ固定されている。なお，海藻類の濃縮係数は，プルトニウムやヨウ素では数千倍になることが報告されている [25)]。更に，日本人は海藻を常食とすることから，被ばく評価上も重要である。これらのことから，海洋環境モニタリングの対象試料としては極めて適している。原子力安全委員会が定めた環境放射線モニタリング指針においても，指標生物としてホンダワラ，カジメ等の海藻が挙げられている。本定常環境モニタリングにおいては，ワカメ，ヒジキ，カジメ（アラメ）などの褐藻類をモニタリングの対象としている。なお，アラメとカジメは，外観が極めて類似しており，茨城県沿岸の地元の漁業関係者は，アラメをカジメと称している。このため，他の機関も含めて環境モニタリング結果をカジメとして報告してきた。その後，東海地区の沿岸に生息するカジメと呼ばれている海藻の大部分は，アラメであることが明らかになり，1991 年度以降は，各機関統一的にアラメと称することとなった。しかし，過去に分析した海藻については遡って確認できないことから，本報告書では記録上の名称をそのまま用いる。なお，アラメとカジメは同じ褐藻類であり，外観，生態もほぼ等しい，濃縮係数もほとんど同じであると考えられる。

(a) ストロンチウム-90 (^{90}Sr)

海藻類中の ^{90}Sr 濃度の推移は，図-35 に示すように，検出下限値（0.02 Bq/kg 生）未満～0.37 Bq/kg 生の範囲であった。

最大値（0.37 Bq/kg）は，1978 年 1 月 31 日に久慈浜地先で採取したカジメ（アラメ）であった。この試料からは，^{95}Zr（0.63 Bq/kg 生），^{95}Nb（1.1 Bq/kg 生），^{106}Ru（0.70 Bq/kg 生），^{137}Cs （0.44 Bq/kg 生），^{144}Ce（1.0 Bq/kg 生）が検出されている。①放出排水に検出されていない ^{95}Zr，^{95}Nb などの半減期の短い核種についても，他の核種に比べ相対的に高い値が検出されていること，②貝の場合と同様に ^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比が約 1.4 と，貝類の濃度比約 2 に近い値であったことなどから，この最大値は，大気圏内核実験の影響であると考えられる。

図-35 によると，海藻中 ^{90}Sr 濃度は，全体的に見ると減少傾向にあるが，1977 年から 1982 年までの減少が，その後の減少の傾きより急であった。これは，前述した他の試料と同様に，中国の大気圏内核実験が 1980 年で終了，供給直後で高かった核種濃度が減少すると共に，分散，希釈により全体的な濃度が均一化したために濃度の減少が緩やかになったことによると推定される。それ以降は，1993 年頃から 1995 年頃にかけて，久慈浜，磯崎，約 10km 以遠の各地点すべてにおいて，緩やかな山状の上昇，下降が見られる。この減少は，図-36 に示すように ^{137}Cs においては観測されていない。この原因については，気候や分析法なども含めて調査したが特定するには至らなかった。ただし，すべての地点において，放出口からの距離，方位に関係なくほぼ同じ濃度で変動していることから，排水の放出によるものではないと推定される。その他は，全体的に緩やかな減少傾向で推移した。したがって，ここで検出された ^{90}Sr は，大気圏内核実験に起因すると評価される。

(b) セシウム-137 (^{137}Cs)

海藻類中の ^{137}Cs 濃度の推移は，図-36 に示すように，検出下限値（0.037 Bq/kg）未満～0.74 Bq/kg 生の範囲であった。最大値は，1977 年 11 月 26 日に磯崎で採取したカジメ（アラメ），及び 1978 年 7 月 18 日に約 10km 以遠（大洗）で採取したカジメ（アラメ）であり，両者共に 0.74 Bq/kg 生であった。また，1977 年からの全体的な変動傾向は，^{90}Sr と良く似ている。しかし，^{137}Cs 濃度の変動幅は，その濃度が ^{90}Sr よりも大きいにも関わらず，より広い傾向が見られた。

両者の半減期は，^{137}Cs が約 30 年，^{90}Sr が約 28 年と近く，また，褐藻類への濃縮係数も Sr と Cs でほぼ同じであることから，これらの影響の可能性は小さい[25)]。^{90}Sr は溶存成分の割合が比較的多く混合し易いので海水中に均一になりやすい。^{137}Cs は，前述したが海底に沈降しやすく，^{90}Sr に比べ粒子体の割合が多いと考えられる。図-11 の海水中 ^{90}Sr 濃度と図-13 の海水中 ^{137}Cs 濃度を比べるとほとんど違いはないが，1981 年以前の大気圏内核実験が行なわれていたころの濃度の変動幅は，^{137}Cs の方が大きい傾向にある。また，特に，海底付近の海水中 ^{137}Cs 濃度は，海底土に堆積した ^{137}Cs 量が ^{90}Sr より多いこともあり，再浮遊による影響を大きく受ける。更に，再浮遊した ^{137}Cs の海藻表面への付着も考えられる。これらの要因で，海藻類中の ^{137}Cs 濃度の変動幅が ^{90}Sr 濃度より大きくなったと考えられる。

図-36 によると 1977 年から 1985 年にかけて，^{90}Sr と同様に中国の大気圏内核実験直後及び

スプリングピークなどの影響を受けた。また，1986 年第 2 四半期から 1987 年にかけて，特に，約 10km 以遠を中心に ^{137}Cs 濃度の上昇が見られたが，これはチェルノブイリ原子力発電所事故の影響であり，その後は徐々に減少し検出下限値付近となった。

以上の結果より，ここで検出された ^{137}Cs は，大気圏内核実験及びチェルノブイリ原子力発電所事故の影響に起因する ^{137}Cs であると評価される。

(c) プルトニウム-239,240（^{239,240}Pu）

茨城県環境監視委員会及び再処理施設保安規定における環境放射能監視計画に基づく定常的な環境モニタリングとしての海藻中 ^{239,240}Pu の測定も，貝類の場合と同様に 1992 年から開始した。なお，自主調査についても貝類と同様にそれ以前から実施している。

海藻中の ^{239,240}Pu 濃度の推移は，**図-37** に示すように，検出下限値（2×10^{-3} Bq/kg）未満～8.9×10^{-3} Bq/kg 生の範囲であった。最大値の 8.9×10^{-3} Bq/kg 生は，2004 年 2 月 21 日に 10km 以遠（大洗）で採取したアラメの測定値であった。このときの ^{238}Pu 濃度は，計数誤差の 2σ をわずかに超えた程度の $(2.1\pm0.9)\times10^{-4}$ Bq/kg 生であった。^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比を算出すると約 0.02 と小さく核実験フォールアウト起源の比に等しかった [12]。更に，1997 年以降の海藻中の ^{238}Pu 濃度について確認したところ，ほとんどの測定値が計数値の 3σ 未満であったが，1σ を超えているものについて ^{238}Pu/^{239,240}Pu を算出してみると 0.02～0.05 程度と小さく，核実験核実験フォールアウト起源であると推定された。

図-37 に示すように，最大値はピーク状に上昇したものではなく変動幅の上限付近で最大となったものであり，同様な値は，数年ごとに観測されている。

また，**図-38** には，海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の自主調査の結果を示す。詳細に見ると，1977 年から 1982 年頃までは 1983 年以降よりも濃度が高く，かつ，減少の傾きが急である。これは，1982 年頃までの測定値は，他の核種と同様に大気圏内核実験が継続されていたことから，大気圏からのフォールアウトによる放射性核種の供給量が多く，その影響を直接受けたことによると推定される。また，**図-38** に示した海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の変動傾向は，**図－20** に示した海底土中の ^{239,240}Pu の経年変動にも類似している。

^{239}Pu の半減期が長く，数十年の期間では放射線崩壊による減衰はほとんど考慮しなくても良い。したがって，海水中での Pu の物理化学的な挙動，及び，海藻の生物学的挙動が重要となる。Pu は，一般的に海洋では不溶性で，粒子体として存在する割合が多く，海底へ沈降しやすいことが知られている [19]。海底へ沈降した ^{239,240}Pu は，高い分配係数（Kd）にともない海底土へ吸着する。海底土のところで述べたように，海底土中 ^{239,240}Pu 濃度は海水中濃度の約 60,000 倍となっている。これは，海底土中 ^{137}Cs 濃度の海水中濃度に対する約 20 倍より極めて大きい。

海藻が生息している沿岸付近では波浪等により，再浮遊が定常的に発生し，濃縮係数が高い海藻中の ^{239,240}Pu 濃度を上昇させたことが考えられる。その結果，海底土中 ^{239,240}Pu 濃度と海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の経年変化が類似したと考えられる。この推測は，著者等が調査したカレイ類に関する表層海水との見かけの濃縮係数が，表層海水中濃度の減少に伴い海底に沈着した ^{239,240}Pu や餌等の影響を受けて，近年増加しているように見えることと矛盾のないことから，

ほぼ妥当と考えられる[22]。

なお，海藻中 ^{239,240}Pu は，海底土中 ^{239,240}Pu 濃度の約 100 分の 1 程度であった。ただし，1982 年以前の傾きが，それ以降の傾きより急なことから，大気圏内核実験が継続していた期間の海藻中 ^{239,240}Pu 濃度は，再浮遊のほか，直接降下や陸域から流入供給された ^{239,240}Pu により，その影響を受けていたと考えられる。

以上のことから，海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の変動は，再処理施設からの放出量の変動にも無関係であり，また，比較対照海域における海藻中 ^{239,240}Pu 濃度などの海域間の違いもはないなど，再処理施設からの寄与は認められないと評価される。

(d) その他の核種

その他の核種として，^{54}Mn，^{60}Co，^{95}Zr−^{95}Nb，^{106}Ru，^{134}Cs，^{144}Ce などの分析を行ってきた。^{54}Mn，^{60}Co は全モニタリング期間を通して検出されなかった。

^{95}Zr は，**図−39** に示すが，1977 年約 10km 以遠（大洗），1978 年磯崎及び 1981 年 7 月磯崎及び久慈浜にて検出された。^{95}Zr の最大値は，1977 年 7 月 6 日に約 10km 以遠（大洗）で採取したカジメ（アラメ）に検出され，8.9Bq/kg 生を示した。また，^{95}Zr が最大値を示した試料からは，^{95}Nb が 33 Bq/kg 生検出された。1981 年 7 月にも磯崎及び久慈浜においてピーク状の ^{95}Zr の上昇が見られた。これらの核種は，使用済み燃料の冷却期間が長いことなどから放出排水中には検出されていない。したがって，大気圏内核実験及びそのスプリングピークによる影響であると考えられる。

^{106}Ru については，**図−40** に変動を示す。最大値は，1977 年 7 月 6 日に約 10km 以遠（大洗）で採取したカジメ（アラメ）であり，1.2Bq/kg 生であった。同じ値は，1981 年 7 月 9 日に磯崎で採取したカジメ（アラメ）にも検出されていた。なお，この試料には，^{103}Ru も検出されていた。その後，1986 年にもピークが見られた。1977 年と 1981 年のピークは，**図−41** に示す ^{144}Ce の上昇とほぼ同一傾向を示していた。しかし，1986 年の ^{106}Ru が観測された時には ^{144}Ce の上昇は見られなかった。貝類と同様に，^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比をとると，1977 年の最大値（約 10km 以遠）は約 2.5，1981 年の久慈浜の海藻で約 2.5，同じく 1981 年の磯崎は約 1.4 となり，貝類における ^{144}Ce/^{106}Ru 放射能比約 2 に近い値となった。以上のことから，1977 年と 1981 年のピークは中国の大気圏内核実験の影響であり，1986 年のピークはチェルノブイリ原子力発電所事故の影響と評価される。1987 年以降は，^{106}Ru，^{144}Ce とも検出されなかった。全体的に見ると，採取地点での違いは見られず，かつ，放出排水との関係も認められなかった。なお，^{134}Cs はチェルノブイリ原子力発電所事故の特別調査として実施した 1986 年 5 月 28 日に採取した久慈浜のカジメ（アラメ）に 0.27 Bq/kg 生が検出されたが，それ以外は検出されず同原子力発電所事故の影響と推察された。

5.6 魚網表面線量

茨城県環境監視計画及び保安規定環境放射能監視計画では，魚網を船舶にて曳航し，それに付着した物質からのγ線及びβ線に係る表面線量を測定することが定められた。環境中には，大地や建材などから自然の放射線が放出されており一般に変動している。同一の場所で自然

放射線の変動を少なくして測定しているが，その影響を受けることから茨城県環境監視計画では，この影響を差し引いた吸収線量で測定することとしている。

その結果は，正味の線量はすべて検出下限値未満であり，魚網への海水中放射性物質の付着は認められなかった。

一方，保安規定における測定は，2003 年までは，周囲の自然放射線（バックグランド）も含んだ計数率で測定してきた。しかし，2004 年以降は，茨城県環境監視計画の方法である魚網から放出されるγ線，βγ線の吸収線量率に測定法が変更された。変更前のバックグランドを含む測定結果を図-42 に示す。1989 年以前における，特にγ線表面線量率の値が変動しているように見えるが，これは測定場所のバックグランドの違いなどに伴う変動によるものである。また，測定器の種類の違いによる変動も含まれている。バックグランドの低い測定場所に変更したり，測定器等を一定とするなど測定方法の再現性を高めたことにより，変動は少なくなってきた。なお，図-42 を見ると全体的に右下がりのように見えるのは，バックグランドの低い場所での測定に努めた結果である。しかし，いずれにしても周囲のバックグランドと同じレベルであり，有意な差は無く，魚網に放出排水の影響は認められなかった。

6. 環境影響詳細調査結果[26), 27), 28), 29), 30)]

毎月，月の前半に**図-6** に示す放出口周辺海域 30 点について，海水中全β放射能及びトリチウムを，また，同海域のうち 7 点について，全β放射能及び ^{137}Cs の核種分析を実施してきた。以下，核種別に調査結果を示す。大きくグルーピングすると 1 番から 19 番までが放出口から主に北側，20 番から 30 番までが南側にあたる。放出口直上は 16 番，その周囲，半径約 350mの円周上において，東が 14 番，北が 15 番，南が 17 番，西が 18 番である。この海域の流向は，北から南に向けての流れが多かった。なお，排水中濃度が 6.11 Bq/cm^3 を超えた場合は，その都度，本調査を実施することとしているが，これまでその事例はなかった。

(a) 全β放射能

全β放射能の測定は，30 地点すべてを対象とした。分析は，5.1 の（a）の定常監視における海水中全β放射能分析法と同じ，鉄バリウム共沈法を用いた。**図-43** に 1978 年～2005 年までの全β放射能測定結果を示す。また，四半期毎の最小～最大値を**表-8** に示すが，検出下限値（0.04Bq/ℓ）未満 ～0.070Bq/ℓの範囲であった。最大値は，1979 年 2 月の 25 番，同年 3 月の 3 番及び 1981 年 1 月の 2 番であり，三者とも 0.070 Bq/ℓの値を示した。全体の変動傾向としては，定常的な海水中全β放射能と同じように，1979 年春（2 月～3 月），1981 年 1 月，1982 年 8 月，1986 年から 1987 年にかけて山型の上昇が観測された。1990 年以降はほとんど有意に検出されなくなった。わずかに 1993 年，1994 年にピークが観測された。それ以降は，検出されたとしても検出下限値をわずかに超えたレベルであった。これらの傾向は，**図-8** に示した定常モニタリングにおける海水中全β放射能の測定結果とほぼ一致した。

1979 年から 1982 年にかけての上昇は，定常モニタリングにおける海水中 ^{90}Sr や ^{137}Cs などの変動と同じ傾向を示していること，採取地点が海域全体に分散していることなどから大気圏内核実験の影響であると評価される。1983 年に一旦低下したが，その後，1984 年から 1989 年まで，再度上昇した。また，1986 年頃のピークは，これら大気圏内核実験の影響にチェルノブイリ原子力発電所事故の影響が重なったと評価される。

全体として全β放射能は，1988 年以降は低下してきており，中国の大気圏内核実験の停止とチェルノブイリ原子力発電所事故後の影響低下によるバックグランドレベルの低下によるものと考えられる。ただし，1993 年 12 月 22 日に採取した No.2，20，26，30 が 0.041～0.042Bq/ℓと有意に検出された。また，1994 年 2 月 7 日に採水した No.25 に 0.069 Bq/ℓと検出された。これらについては，Ge 半導体検出器を用いたγ線核種分析を行った。その結果，天然のウラン系列やトリウム系列のγ線放出核種以外に人工核種は検出されなかった。このことなどから，再処理施設からの影響では無く天然放射性核種の変動と考えられる。また，この原因としては，常陸那珂港湾の工事が本格化したために浚渫など工事により海底の砂などが舞い上がり海水に混入し，全β放射能濃度が天然放射性核種の影響により一時的に上昇したと推定される。

なお，放出前の排水中全β放射能は，「2.2　低放射性液体廃棄物の海洋放出状況」にて述べたように 1981 年頃からＥ施設，Ｚ施設など新たな放出低減化施設の本格運転などに伴い急速に減少し，ほとんど検出下限値未満となった。1991 年以降，2005 年までは，全く検出されなかっ

た。

これらの結果より，検出された全β放射能は，大気圏内核実験に起因するもの及び天然放射性核種などによるものであり，再処理施設からの放出の影響は認められなかった。

(b) トリチウム（^{3}H）

(i) ^{3}H 濃度の変動

環境影響詳細調査における海水中 ^{3}H の濃度の推移を，**図-44** に，また，四半期毎の最小～最大値を**表-8** に示す。その結果は，検出下限値（40Bq/ℓ）未満～1700Bq/ℓの範囲であった。

海水中 ^{3}H 濃度は，定常監視における海水分析結果で述べたように均一化しやすいので，大気圏内核実験による濃度の上昇は数倍にとわずかであり，また，海域によるばらつきも小さい。1978 年の本調査開始当初からベースラインとしては，数 Bq/ℓとほぼ同様のレベルで推移した。これは，^{3}H が海水と速やかに混合した結果であると推定される。その中で一時的なピーク状の上昇が放出口周辺にて見られる。このピーク状の上昇は，①何れも放出口周辺で生じていること，及び，②上昇が観測された地点の多くは採取時の流向に対して放出口の下流側に分布していること，③排水の放出中若しくは直後に多く観測されていることなどから，再処理施設からの排水放出の影響であると考えられる。

(ii) ^{3}H の希釈率

上昇した海水について，放出排水中 ^{3}H 濃度に対する海水中 ^{3}H 濃度の希釈率を**表-9** に示す。

ピーク状の上昇の中での ^{3}H 濃度の最大値は，1979 年（昭和 54 年）12 月 21 日に放出口直上（No.16）において，排水の放出中に採水した海水に 1700Bq/ℓが観測された。この濃度と放出排水中の ^{3}H 濃度から希釈率を求めると約 820 倍と算出された。この上昇は，運転開始前に行われた蛍光染料などを用いた拡散実験の結果と良く一致している。染料拡散実験の一例を**図-45** に示すが，拡散しながら流向に沿って流れることが確認されている。また，安全審査における流れを仮定した軸上濃度式（後述の 7.1 式）を用いた評価によると，放出口直上の希釈率は約 600 であり，観測された ^{3}H の希釈率約 820 は，この結果とほぼ一致した。

希釈率に関しての最小値は，1994 年 2 月 7 日の放出口直上で約 240 であった。採取した海水中 ^{3}H 濃度は 300Bq/ℓであり，前述した 1700Bq/ℓに比べ約 6 分の 1 と小さいものの，希釈率としては約 240 となった。これは，安全審査での評価値約 600 倍に比べやや小さい値であった。この時は，採水時の流向が 48 度（東）方向への流れと，通常のこの海域の主流向（南北）と異なっていた。放出口周辺での流向流速については，安全審査などにおいて詳細な調査が行われたが，流向頻度は北及び北北東の二方位の合計が 20%，南，南南西，南西の三方位の合計が約 30%に対して，東及び西流など他の方位は各々5%以下と少なく，また，流速も遅くなることが確認されている [31]。

更に，2000 年 4 月から 2002 年 3 月に実施した海陸風に注目した表層流動調査結果でも，同様の傾向が観測されている。電磁流向流速計を深度別に放出口付近に設置し，流向，流速を連続測定すると共に，敷地内に設置した風向風速計にて風向，風速観測し，その関係を調査した [32]。その結果においても南下流を主流向とする南北流が支配的であり，東西流の頻度は

わずかであった。東西流は，主に風向変化による吹送流により発生したが，南下流が北上流に変化する時や，また，その逆の場合の過渡的な現象として現れ，流向が徐々に変化していくことから流速が一時的に遅くなり，拡散が弱まる現象であると推定された。しかし，その継続時間は数時間と短く，その後流速が増すと速やかに拡散されることが確認されている[32)]。これらの結果から 1994 年 2 月 7 日に観測した放出口周辺での希釈率の低下は，流向変化時に発生する流速の一時的な低下によるものであり，数時間後には流速が回復し，拡散されたと考えられる。

なお，安全審査の軸上濃度評価式は，「7. 海洋放出に係る環境影響評価」のところで示すが，多数の染料拡散実験に基づいて求められた距離別の相対濃度の分布を用いて，その分布の幅の中央より若干濃度が高くなるように，つまり，やや過大評価になるようにパラメータを設定したものであるが，それでも評価式より相対濃度が高くなる場合もある。したがって，拡散実験においても評価式の算出値より更に濃度が高くなるデータも，数は少ないものの観測されている。なお，本評価式の目的は，年間の流向頻度を考慮した海水中放射核種の年間平均濃度を求めるものである。もし，あらゆる条件でも希釈倍率が評価式を超えないように設定すると，希にしか起こらない現象が年間を通して発生すると仮定することとなり，年間の実効線量は実際の値に比べ数桁も高くなってしまう。あまりにも過大な評価は実態に則しておらず現実的ではない。したがって，上記のケースの希釈率は，安全審査の評価式で算出した希釈率より低いが，当初のパラメータ設定時の拡散実験のデータを考慮すると，これも安全審査の想定の範囲内と言える。

このほか，ホット試験時に ^{3}H を用いた詳細な拡散調査が行われた。この調査結果においても拡散状況の妥当性が確認されている[33)]。

これらのことから，観測したような一時的な希釈率の低下があっても，その後速やかに拡散され年間の被ばく評価への寄与も少なく，また，安全審査の範囲であると評価できる。

次に，放出口からの距離別の海水中の濃度と希釈率の関係を**表-10** に示す。先に述べたように，^{3}H に対する水中の濃度限度 60,000Bq/ℓは，毎日 1 年間飲み続けたときに公衆の線量限度である 1mSv に達する濃度としてと定められている。海水は飲水できないが，仮に放出口直上の海水を飲水しても十分に安全な濃度まで希釈されていると言える。また，^{3}H 濃度の上昇は，放出口周辺と流下方位に限られ東海沖の海域全体が上昇していないことも確認した。

(iii) ^{3}H の放出時間及び運転との関係

図-46 に排水放出終了からの時間との関係を示すが，海水中 ^{3}H 濃度は，放出終了後半日ほどで本調査の検出下限値近くの濃度まで低下した。放出中は，放出口周辺と海水の流れにそって拡散しており，^{3}H 濃度が長期間にわたって上昇しないことを確認した。

このほか，再処理施設の運転と海水中 ^{3}H 濃度との関係を調査した。**図-47** に使用済燃料の年間処理量が比較的多かった 1989 年から 2005 年までの排水中 ^{3}H 濃度と処理量の関係を示す。再処理施設放出排水中 ^{3}H 濃度は，処理運転をしている期間が運転していない期間に比べて百倍から千倍近く高かった。このグラフと**図-44** の詳細海水中の ^{3}H 濃度の検出状況を比べると，1997 年から 1999 年頃に有意な検出が見られない，1996 年以前に多く検出されているなど，

傾向が類似している。更に，放出排水中 ^{3}H 濃度は，**図-48** に示すように再処理施設が使用済燃料をせん断，溶解するなど，キャンペーンと呼ばれる運転期間に上昇し処理運転終了と共に減少することを，あらためて確認した。

(iv) 放出排水中 ^{3}H の拡散状況のまとめ

以上の結果をまとめると，次のように言える。海水中の ^{3}H 濃度は，再処理施設の運転期間において，排水放出時及び放出後半日程度の期間に，放出口周辺及び下流側で上昇するが，その濃度は，一時的な流向流速の変化時期を除いて，安全審査の評価やその後の海域全体の表層調査及び放出口付近の吊り下げ型流向流速計を用いた深度別の流向・流速調査等に基づく評価の範囲内であった。また，再処理施設が処理運転をしていないときは，海水中 ^{3}H 濃度が，本調査の検出下限濃度（40Bq/ℓ）未満となることを確認した。

これらのことから，放出口周辺の海水中 ^{3}H 濃度の上昇は，再処理施設の運転と密接に関係しており，例え排水量が多くても使用済燃料の処理運転が無ければほとんど生じないことを確認した。また，海水中 ^{3}H 濃度の上昇は，運転中も含めて拡散予測の範囲にあり環境安全上の問題は無かったと評価できる。

(c) セシウム-137 (^{137}Cs)

^{137}Cs は，7 地点について，毎回，調査した。**図-49** に 1978 年～2005 年までの環境影響詳細調査における海水中 ^{137}Cs 濃度の測定結果を示す。また，四半期毎の最小～最大値を**表-8** に示す。検出下限値（4×10^{-3}Bq/ℓ）未満 ～0.067Bq/ℓの範囲であった。最大値は，1986 年 6 月 3 日に No.13 で採取した 0.067Bq/ℓであった。このときは 7 地点の海水すべてに ^{137}Cs が有意に検出されており，0.011 Bq/ℓ～0.067Bq/ℓとほぼ同じレベルであった。海域全体が高いこと，定常監視での海水中 ^{137}Cs 濃度の推移，他の試料の環境監視結果などから，この上昇はチェルノブイリ原子力発電所事故の影響と評価される。

チェルノブイリ原子力発電所事故の影響による上昇を除くと，再処理施設からの影響は認められなかった。環境影響詳細調査における海水中 ^{137}Cs 濃度は，全体的な傾向として 1977 年から徐々に低下している。この傾向は，定常監視項目における海水中 ^{137}Cs 濃度変動や ^{90}Sr 濃度の変動と類似しており，大気圏内核実験の影響であると評価される。

7. 海洋放出に係る環境影響評価[31),34),35)]

前述のとおり，放出口周辺の海水中 ^{3}H 濃度が，排水放出の影響を受けて，一時的に上昇することを確認したが，これを除いて，海洋環境モニタリング結果からは，人の被ばくに直接関係する海産生物などに，再処理施設の放出排水の影響は認められなかった。

したがって，測定値（実測値）から再処理施設の放出の寄与を定量的に弁別して，公衆に対する線量を評価することは困難である。

そこで，放出源情報からの拡散計算，食物連鎖を考慮した内部被ばく評価モデルなどに基づき線量を確認することになるが，ここでは，再計算を行なわず毎年実施した当該年の気象観測データ，及び核種毎の放出量に基づく計算結果の再確認に留める。

線量評価の方法は，国際放射線防護委員会（ICRP）勧告等の法令取り入れにともない，全身線量から実効線量当量，更に実効線量へと科学的知見の増大により移り変わり線量換算係数なども変わってきた。しかし，下記に示すように基本的な評価方法に変わりは無く，再計算しても評価値の変化はわずかである。例えば，保安規定に定める最大放出量（基準）で各核種を海洋に放出したと仮定した場合の安全審査における外部被ばく及び内部被ばくの合算評価値は，ICRP Publication 26 ベースの実効線量当量で約 7.1μSv/年であるが，ICRP Publication 60 ベースの現在の実効線量評価値でも約 5.4μSv/年と若干小さくなったもののほぼ同じである。この差は，主に海産生物の経口摂取による内部被ばく評価に用いる線量換算係数が，^{3}H と ^{129}I，^{131}I 等の一部の核種を除き全体的に小さくなったことによる。特に，Pu 同位体（^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu, ^{242}Pu）の経口摂取に係る線量換算係数は，それまでの値の約 4 分の 1 になるなど小さくなったことが線量評価結果の減少に寄与している。なお，外部被ばくに係る評価は，皮膚β線被ばくの評価が加わったものの約 1.8μSv/年から約 1.9μSv/年とほとんど変化していない。

したがって，数字的には実効線量当量評価結果の方が実効線量評価結果より大きくなり，再計算を行なわなくても，公衆の線量限度を大きく下回っていることの確認は可能であると考える。

具体的には，図-50 に示す経路ごとに，外部被ばくに係る線量及び海産生物摂取による内部被ばくを計算する。その主な被ばくの経路は，以下のとおりである。

(1) 海水中の放射性物質が魚網に付着し，魚網を取り扱う者が，魚網からのγ線，β線に起因する外部被ばく
(2) 放射性物質を含む海水上に浮かぶ船上作業者が，海面及び船体に付着した放射性核種から放射するγ線，β線に起因する外部被ばく
(3) 海水中の放射性物質を吸着した波打ち際の砂（海岸砂）から放射される放射線により，海岸で作業する者が受ける外部被ばく
(4) 海産生物（成魚，稚魚，海藻，貝類，頭足類，甲殻類）を食することによる内部被ばく

なお，安全審査では，海岸での海水浴に伴う外部被ばくについても評価しているが，例えば，最も寄与が大きい魚網からの被ばくに対して，約 10,000 分の 1 以下と，上記(1)～(4)の各経路の線量に比べ極めて小さいことから，年度毎の放出実績に基づく評価においては省略した。

放出排水の海水への拡散希釈は，①流れがある流動場での拡散式（軸上濃度評価式：7.1 式）と，②放出口を円周に位置する直径 1km の円柱を仮定した海域に，放出核種が重力噴流にて放出され，かつ，一様に拡散したとする評価式（海域平均濃度評価式：7.2 式）の二種類の評価式が用いられた。これらの評価式に用いるパラメータ（水平拡散源幅，鉛直混合層，流速，流向頻度など）は，前述したが蛍光染料を用いた多くの拡散実験や海洋観測により決定された。なお，ホット試験中に行われた ^{3}H の拡散調査などにより，その妥当性も確認されている[33]。

$$C = \frac{q}{uHY} erf\left(\frac{Yu}{4\sqrt{\alpha\chi}}\right)\eta \qquad (7.1)$$

C:海水中放射性核種濃度(Bq/m^3)，q:放出口からの放射性核種の放出率(Bq/s)，u :流速(m/s)，H : 鉛直混合層の厚さ(m)，Y :水平拡散源の幅 (m)，α :定数 (0.1415)，χ :放出点からの軸上距離(m)，η :流向頻度である。なお，erf () は誤差関数であり，次式で表される。

$$erf(y) = \frac{2}{\sqrt{\pi}}\int_0^y \exp\left(-t^2\right)dt \qquad (7.1\text{-}1)$$

海域平均濃度評価式は次式で表される。

$$\overline{C}(x) = \frac{q\dfrac{x}{u}}{\dfrac{\pi}{4}x^2 H} = \frac{4q}{\pi u x \overline{H}} \qquad (7.2)$$

$\overline{C}(x)$:海水中放射性核種海域平均濃度(Bq/m^3) q:放出口からの放射性核種の放出率(Bq/s)，u :流速(m/s)，$\overline{H}$:鉛直混合層の厚さ(m)，X :放出口を円周に位置する円柱海域の直径(1000m)

(3)の海岸砂に係る外部被ばく，(4)の稚魚（シラス）及び海藻に係る内部被ばくは 7.1 式により，(1)の魚網及び(2)の海面及び船体からの外部被ばく，(4)の成魚，貝類，頭足類，甲殻類については 7.2 式により，海水中核種濃度を算出した。これらの海水中核種濃度に基づき魚網，船体，海岸砂は，その海水中濃度に核種の汚染係数，作業（被ばく）時間，海産生物は，濃縮係数や一日当たりの摂取量などの各種パラメータを，文献や東海村周辺の実態調査などを通じて決定し，計算した。なお，これらの計算は，線量が過大となるような各条件（決定経路における評価）にて行われた。

具体的には，シラスなどの稚魚は，放出された排水と共に移動すると仮定する。放出口よ

り遠くなることによる海水の拡散により海水中放射性核種濃度は減少するが，海水からの放射性物質の摂取によるシラス体内の放射能濃度は遅れて上昇し，その後，排泄により減少する。これを考慮してシラスの放射性核種濃度の最大値を算出し，内部被ばくに係る線量が計算された。

成魚，頭足類（イカ，タコ），甲殻類（えび，かに）類は，すべて放出口から 1km 以内に生息するものとして，また，その他の海藻類，貝類は最も近い漁場にてすべてが採取されるとして計算された。摂取量については，比較的海産生物を多く摂取する漁業者が多く居住する地域の食物摂取調査などに基づき，一人の人間が上記の各評価地点で採取された海産生物を毎日摂取すると仮定した。その摂取量は，シラス 50ｇ，成魚 120ｇ，海藻 40ｇ，貝 10ｇ，頭足類 30ｇ，甲殻類 10ｇとしている。現実には，評価地点で採取した海産生物を，毎日 1 年間食べ続けるという仮定は，①漁期が限られている，②他の地域からの魚介類を購入摂取するなどから，ほとんど生じないと考えられる。

更に，計算の元になる放射性物質の年間の放出量は，実際に排水中に検出下限値を超えて測定された放出量（実測分）だけでは無く，分析の検出下限値を下回って検出されなかったときにも，排水量に検出下限値を乗じた推定放出量（不検出分）として，実際の放出量に加算した。分かりづらいが，「検出されなかった場合には放出されなかったのではなく，測定器の検出下限値の濃度で排水中に存在していた可能性がある。」との仮定の元に，検出されなかった放射性核種をすべて検出下限値の濃度で放出したと仮定して，放出量を計算したものである。実際には含まれていないか，あるいは検出下限値よりも濃度が十分に低い可能性が大きい。例えば，半減期の短い ^{131}I（半減期 8.02 日），^{95}Zr（半減期 64.02 日），^{95}Nb（半減期 34.98 日），^{103}Ru（半減期 39.26 日）等は，東海再処理施設の受入れ状況を考慮すると燃焼度が低い，冷却期間が長いなどによりほとんどが減衰してしまっていると考えられる。しかし，これらの半減期の短い核種も区別せずに，排水中に検出されなかった場合は検出下限値の濃度で放出されたと見なして年間の放出量を計算した。

以上の仮定に基づき，仮想的な個人に対する海洋放出放射能に係る年間の線量を評価した。その結果を**図-51** に示すが，2.3×10^{-6}mSv/年～2.0×10^{-4} mSv/年の範囲であった。最大値の 2.0×10^{-4} mSv/年は，1980 年の計算結果であり，内訳は海産生物摂取による内部ばくに起因するものが 4.6×10^{-5}mSv/年，外部被ばくに起因するものが 1.5×10^{-4}mSv/年であった。内部被ばくは，魚（シラスと成魚）が全体の約 78%を占めていた。また，外部被ばくに係る線量寄与は，魚網が 1.5×10^{-4}mSv/年，その次の海岸砂が 3.6×10^{-6}mSv/年と小さく，ほぼ 100%，魚網からの被ばくと評価された。外部被ばくに係る線量が内部被ばくに係る線量より大きい理由としては，①魚網の評価方法として，魚網の汚染係数（海水中の濃度に対する魚網に付着する放射性物質の濃度の比）を 4000 倍と高く濃縮されると仮定していること，②評価地点を放出口から 1km 以内と近傍を仮定していること，③汚染した魚網から 1ｍの距離に年間 1000 時間いると仮定したこと，④排水中に検出されていない核種についても検出下限値で放出されたとして計算していることなどが挙げられた。実際の平均的な漁業活動に比べかなり過大な評価になるような仮定を用いていることなどが，他の被ばく経路に比べ魚網の寄与が高めに評価された原因であった。

いずれにしても，計算された最大値は，公衆に対する我が国の法令に定められた年間 1mSv に比べ極めて小さい値である。なお，国連科学委員会（UNSCEAR）報告書によると，大地からの自然放射線や食物や空気中に含まれる自然の放射性物質により一般的に約 2.4mSv の被ばくを常に受けていることが報告されている。この値と比較すると，これらの線量評価結果は，自然放射線と比較しても極めて小さく環境安全上問題にならないレベルであると言える。

8. 結言

本報告では，東海再処理施設から海洋へ放出した放射性物質について，ホット試験開始以来実施している海水，海産生物などの海洋環境モニタリング結果に，平常の変動範囲内であってもその影響が見られないか再評価した。その結果は以下のとおりである。

(1) 各海洋試料中の放射性核種濃度について，影響要因に応じた期間ごとに区分した場合の最小，最大値を**表-11** に示す。各海洋環境試料中の放射性核種濃度は，中国などの大気圏内核実験の影響を受け，1982 年頃までは現在より高い値を示した。また，大気圏内核実験直後及び数年にわたって春先を中心に海洋環境試料中に放射性物質濃度の上昇が見られた。

(2) 大気圏内核実験の影響は 1980 年の中国の第 25 回大気圏内核実験を最後に，海洋環境試料中の各核種の濃度は，半減期や核種の広域への移行，拡散，海底への沈降等にて減少してきた。特に，^{239,240}Pu は，最も沈降し易く，次いで ^{137}Cs が沈降し易いが，^{90}Sr は，沈降しにくいことを確認した。これらの違いは，可溶性，不溶性（粒子体吸着など）などの物理化学的な性質と，それによる沈降速度の違いによることが示唆された。

(3) 1986 年に発生したソ連チェルノブイリ原子力発電所事故に伴って一時的に ^{137}Cs 等の放射性核種濃度が上昇した。海水では 1 年程度でバックグランドレベルに低下したが，カレイ類など，一部の海産生物などでは，約 2 年後の 1988 年まで影響が認められた。

(4) 1994 年以降の海底土については，^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比を確認したが，最大でも 0.06 未満であり，再処理施設排水に起因する放射能比約 1.5～約 3.5 に近い Pu は確認されなかった。

(5) 海水中のトリチウム（^{3}H)は，排水放出中及び放出終了後半日程度の間，検出下限値を超える濃度が，放出口周辺及び流下方向で確認された。その濃度は，安全審査の拡散評価にて予想される変動の範囲にあり，環境安全上の問題がないことを確認した。

(6) 放出排水の測定結果などに基づき，安全審査における環境影響評価手法を用いて，計算により外部被ばく，内部被ばくに係る線量を評価した。その結果は，最大値は 1980 年度の約 2.0×10^{-4}mSv であり，自然放射線による被ばく（年間約 2.4mSv)や，法令に定める公衆の線量限度（年間 1mSv)に比べ極めて小さかった。

以上の結果，再処理施設からの海洋放出に伴う海洋環境への影響は，放出中などにおける海水中 ^{3}H 濃度の一時的な上昇を除き，海産生物，海底土などへの影響は認められなかった。また，海水中の ^{3}H 濃度も安全審査であらかじめ予想された範囲であり，環境安全上問題ないと言える。

謝　辞

この報告書は，1977 年から 2005 年までの長期にわたって，現在は第一線を退かれた人々も含め，多くの関係者が環境放射線モニタリングに精励した結果によるものである。また，試料採取に協力して頂いた漁業関係者，ご助言や貴重な情報を頂いた茨城県環境放射線監視センター，その他多くの関係機関の方々に支えられてきたものである。これらの関係者に対して，ここに謹んで感謝の意を表します。

参考文献

1) 武石稔，宮河直人，植頭康裕，中野政尚，小嵐淳，水谷朋子，河野恭彦，檜山佳典，藤井純，菊地政昭，佐川文明，大谷和義：“平成 17 年度核燃料サイクル工学研究所放出管理業務報告書（排水）”，JAEA-Review 2006-024 (2006).

2) 茨城県東海地区環境放射線監視委員会:“環境放射線監視季報”,第 135 報,p.116-118(2006). 他，毎季報

3) 動力炉・核燃料開発事業団：“動燃十年史：使用済燃料再処理施設の建設と試験運転”, p.382-413 (1988).

4) 徳山秀樹，吉田暁美：“夜光時計から漏洩した水蒸気状トリチウムの水への移行”, RADIOISOTOPES, 47, p.560-562(1998).

5) 科学技術庁：“東海再処理施設アスファルト固化処理施設における火災爆発事故調査委員会報告書”，(平成 9 年 12 月 15 日).

6) 国際連合（放医研監訳）:“原子放射線の線源と影響-原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書”，実業広報社，上巻，p.312-315(2002).

7) 茨城県東海地区環境放射線監視委員会：“茨城県環境放射線監視計画”，昭和 55 年 3 月，平成 17 年 10 月改訂(2005).

8) 使用済燃料の再処理の事業に関する規則：総理府令第十号（昭和 46 年 3 月 27 日制定，平成 17 年 3 月 4 日改定）及び核燃料物質の加工の事業に関する規則等の規定に基づき線量限度等を定める件（平成 12 年 12 月 26 日科学技術庁告示第 13 号，平成 12 年 12 月 26 日科学技術庁告示第 18 号により一部改定）

9) 文部科学省：“環境試料採取法”,放射能測定法シリーズ 16，日本分析センター,(1983).

10) 飛田和則，渡辺均，清水武彦，住谷秀一，森澤正人，森田重光，吉田美香，中野政尚：“動力炉・核燃料開発事業団東海事業所標準分析作業法―周辺環境管理編―”，PNC TN8520 94-009 (1994).

11) 藤田博喜，渡辺均，武石稔，篠原邦彦：“環境における Pu 同位体及び Am 濃度の経年変化について”，KURRI-KR-87(「施設・環境放射能動態」専門研究会報告書)，pp.76-79(2003).

12) 水谷朋子，宮河直人，武石稔：“東海再処理施設における液体廃棄物の放出モニタリングについて”，サイクル機構技報，No.28，pp.21-25(2005).

13) 日本分析センター：“日本分析センター20 年の成果” (1994).

14) 日本分析センター：“環境放射線データベース”，インタネットホームページ； 日本の環境と放射線，http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top (2008).

15) 北原義久，岸本洋一郎，大和愛司，成田脩，黒須五郎，野村保，藤岡章，須藤雅之，篠原邦彦，郷田正，片桐裕実，宮河直人，木村均，竹松光春，並木篤，小山田常夫，宮永尚武，倉林美積:“再処理施設周辺環境放射線監視年報 1978 年(1 月～12 月)”,PNC TN844 79-08(1979).

16) 北原義久，岸本洋一郎，大和愛司，吉村征二，成田脩，黒須五郎，野村保，藤岡章，須藤雅之，篠原邦彦，郷田正，片桐裕実，宮河直人，木村均，竹松光春，並木篤，小山田常夫，宮永尚武:“再処理施設周辺環境放射線監視年報 1979 年(1 月～12 月)”,PNC TN844 80-04(1980).

17) 三浦信，大和愛司，圷憲，成田脩，野村保，須藤雅之，篠原邦彦，片桐裕実，神和美，渡辺均，並木篤，浅野智宏，田川博，宮永尚武，小山田常夫，北原義久，吉村征二，宮河直人：“再処理工場周辺環境放射線監視年報 1981 年（1 月～12 月）”，PNC TN844 82-03(1982).

18) 木下睦：“ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査”，PNC TN8420 86-10(1986).

19) K.HIROSE, Y.SUGIMURA, M.AOYAMA： “Plutonium and ^{137}Cs in the Western North Pacific: Estimation of Residence Time of Plutonium in Surface Waters”, Appl. Radiat. Isot. Vol.43, no.1/2, pp.349-359(1992).

20) 原子力環境整備センター：“海洋における放射性核種の移行パラメータ，環境パラメーターシリーズ 7”，RWMC-96-P-19, p.59-61(1996).

21) 武石稔：“涸沼における Cs-137 移行モデルの検討”，クロスオーバー研究シンポジウム「放射性物質の環境研究の新たな展開」報告集，JAERI-Conf 99-001, p.246-257(1999).

22) 中野政尚，竹安正則，藤田博喜，武石稔：“海産生物における超ウラン核種の濃縮係数について”，RADIOISOTOPES, 55, No.4, p.197-203(2006).

23) 磯山直彦，吉田勝彦，御園生淳，原猛也，佐藤肇，鈴木千吉：“イシガレイの成長に伴う ^{137}Cs 濃度の濃度変動と変動幅”，文部科学省第 48 回環境放射能調査研究成果論文抄録集（平成 17 年度），p.71-72 (2006).

24) Yamamoto, M., et al. :” Fallout ^{237}Np, Pu Isotopes and ^{241}Am in Lake and Sea sediments from the Coastal area of the Sea of Japan”, Radiochemica Acta, 51, p85-95(1990).

25) 原子力環境整備センター：“海洋生物への放射性物質の移行，環境パラメーターシリーズ 6”，RWMC-96-P-18(1996).

26) 成田脩，石田順一郎，片桐裕実，林直美，宮河直人，渡辺均，小林満，並木篤，住谷秀一，黒須五郎，酒井秀二，磯崎徳重，阿尾英俊，根本正史，磯野文江，塙浩美：“動燃再処理排水環境影響詳細調査結果（昭和 53 年 7 月～昭和 63 年 9 月）”，PNC TN8420 89-009(1989).

27) 桜井直行，飛田和則，鈴木猛，渡辺均，清水武彦，住谷秀一，森澤正人，吉田美香，磯崎久明，磯崎徳重，晴山央一，磯野文江：“動燃再処理排水環境影響詳細調査結果（Ⅱ）(1988 年 10 月～1991 年 9 月）”，PNC TN8440 93-027 (1993).

28) 赤津康夫，片桐裕実，渡辺均，森澤正人，森田重光，吉田美香，中野政尚，磯崎久明，磯崎徳重，大内博，磯野文江：“動燃再処理排水環境影響詳細調査結果（Ⅲ）(1991 年 10 月～1996 年 3 月）”，PNC TN8440 97-011 (1996).

29) 篠原邦彦，片桐裕実，渡辺均，森澤正人，仲田勲，中野政尚，磯崎久明，磯崎徳重，磯野文江：“サイクル機構再処理排水環境影響詳細調査結果（Ⅳ）(1996 年 4 月～2000 年 3 月)”，JNC TN8440 2000-003 (2000).

30) 國分祐司，藤田博喜，中野政尚，小嵐淳，竹安正則：“再処理施設周辺の海水中トリチウム濃度について”，日本保健物理学会第 40 回研究発表会要旨集，p.60(2006).

31) 日本原子力研究開発機構：“再処理事業指定申請書”，添付書類 7(2006).

32) 中野政尚，磯崎久明，磯崎徳重，阿尾英俊，根本正史：“東海沖における表層流動と風場との関係”，JNC TN8400 2005-030(2005).

33) 岩崎皓二，福田整司，平山昭生，北原義久，岸本洋一郎，大和愛司，倉林美積，吉村征二，黒須五郎，圷憲，今熊義一，須藤雅之，成田脩，野村保，片桐裕実，猿田順一，武藤重雄，木村勲，住谷美智子，萩野谷豊：“再処理施設低レベル廃液放出に伴う海洋拡散調査”，PNC TN841 78-69 (1978).

34) Shinohara K. :“Assessment of radiological effects on the regional environment due to the operation of Tokai Reprocessing Plant”, J. Environ. Radioactivity, 72, pp299-322 (2004).

35) Takeishi M., Furuta S., Miyabe K., Shinohara K. : “Dose Evaluation for the Public around the Tokai Reprocessing Plant”, Proc. of International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, 207 - 215, IES(2006).

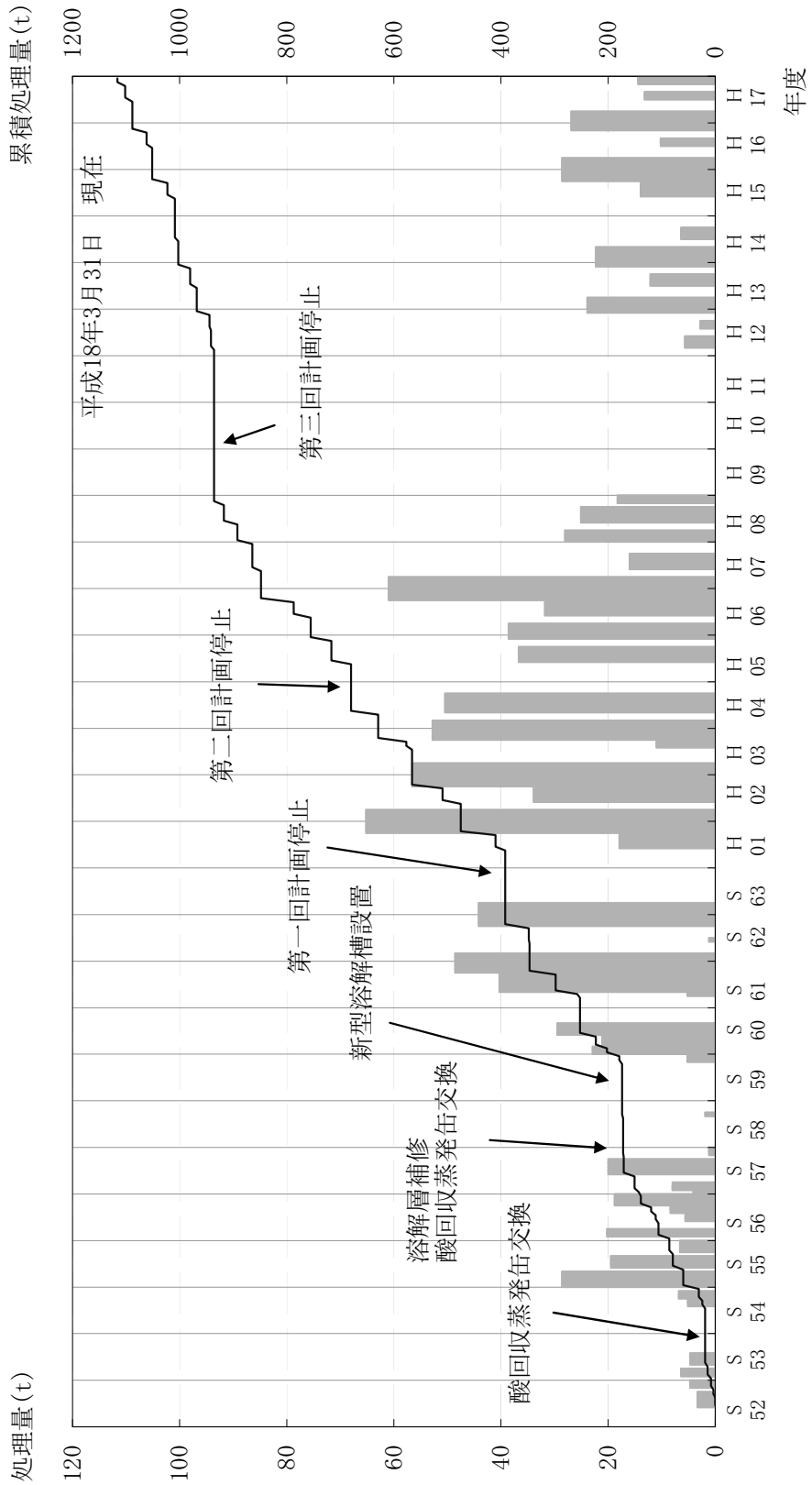

図-1　東海再処理施設における処理量の推移

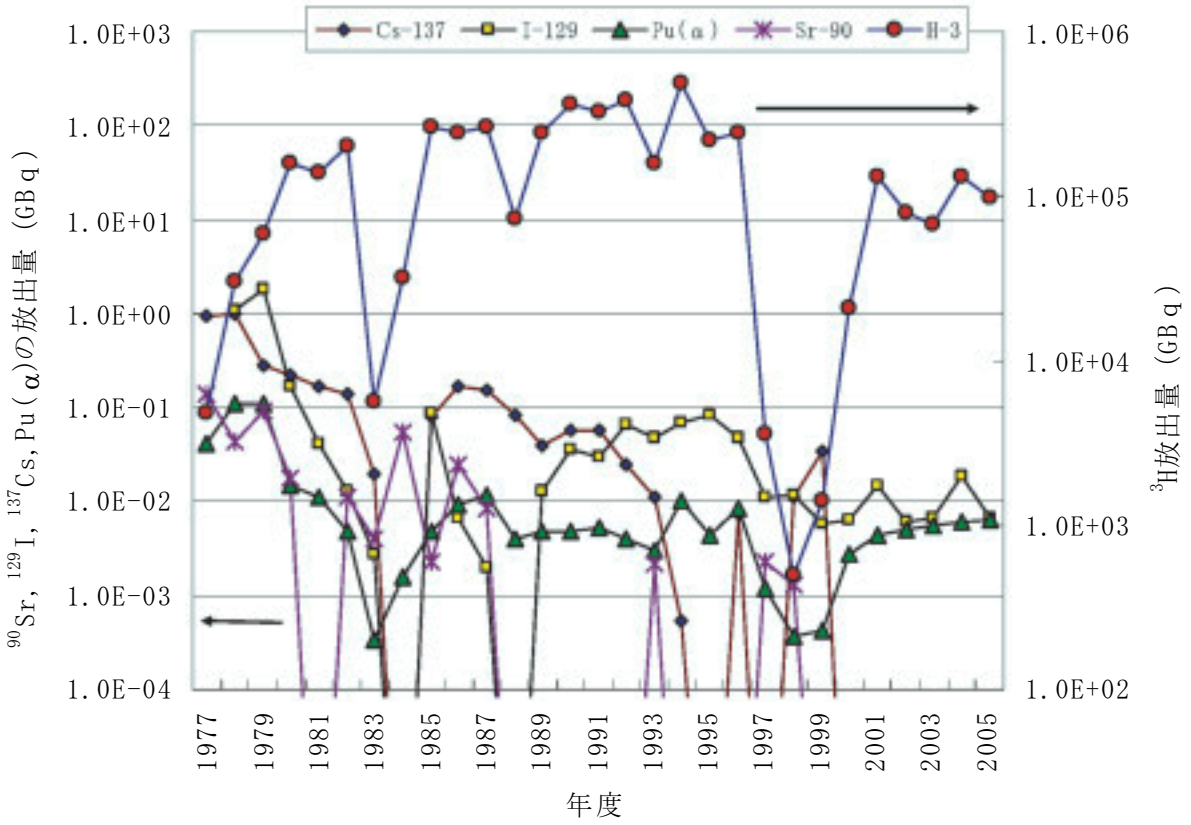

図-2　排水中放射性核種の海洋放出量

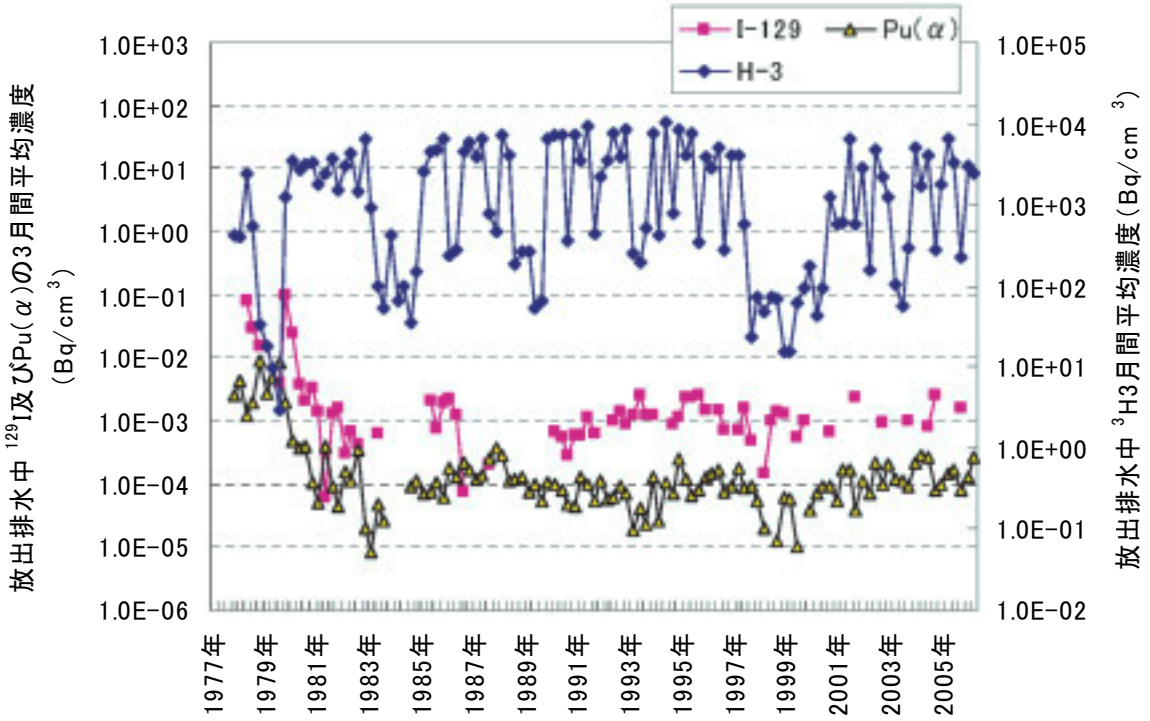

図-3　排水中放射性核種の３ヶ月平均放出濃度

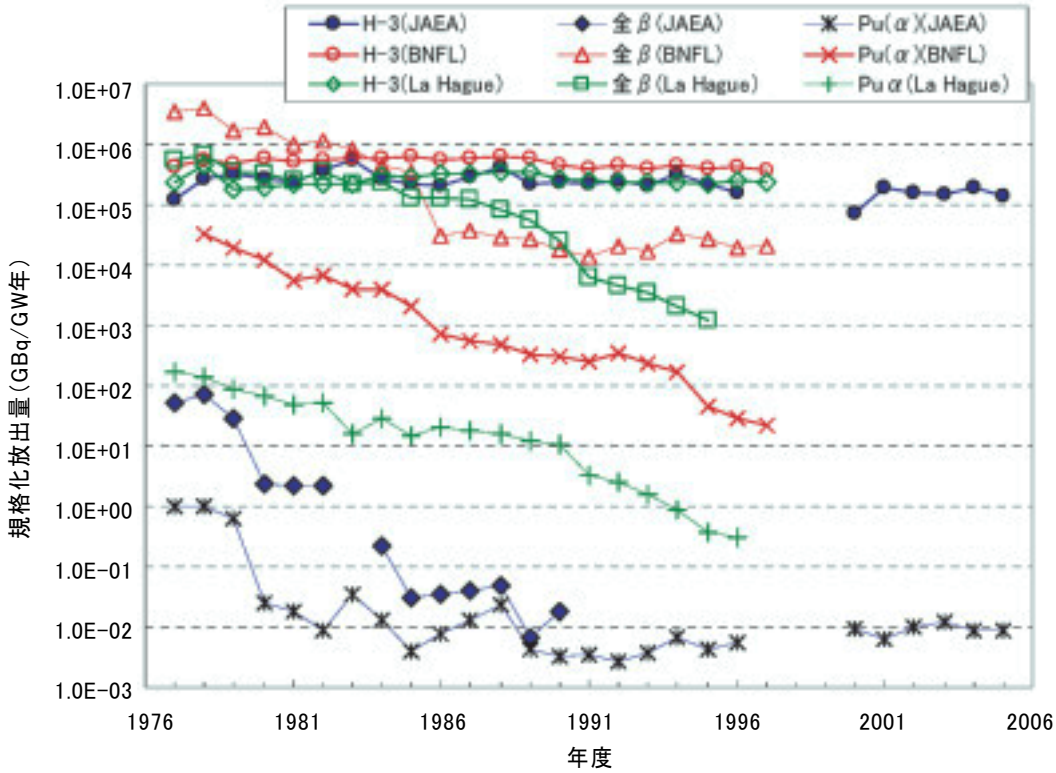

図-4　放射性液体廃棄物に係る規格化放出量

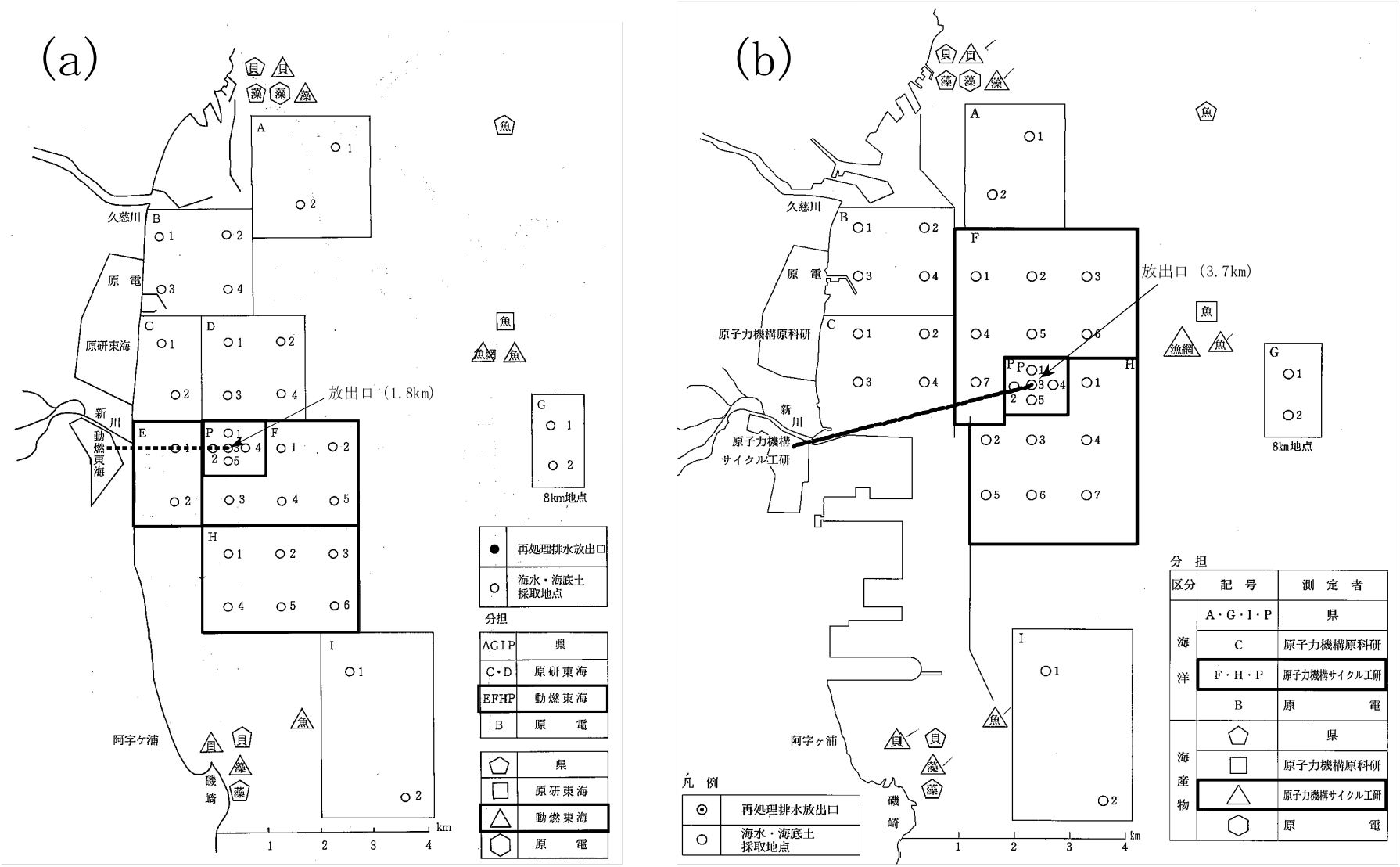

図-5　放出管移設に伴う茨城県環境放射線監視計画に係る採取地点の変更（a:1977～1991，b: 1991～現在）

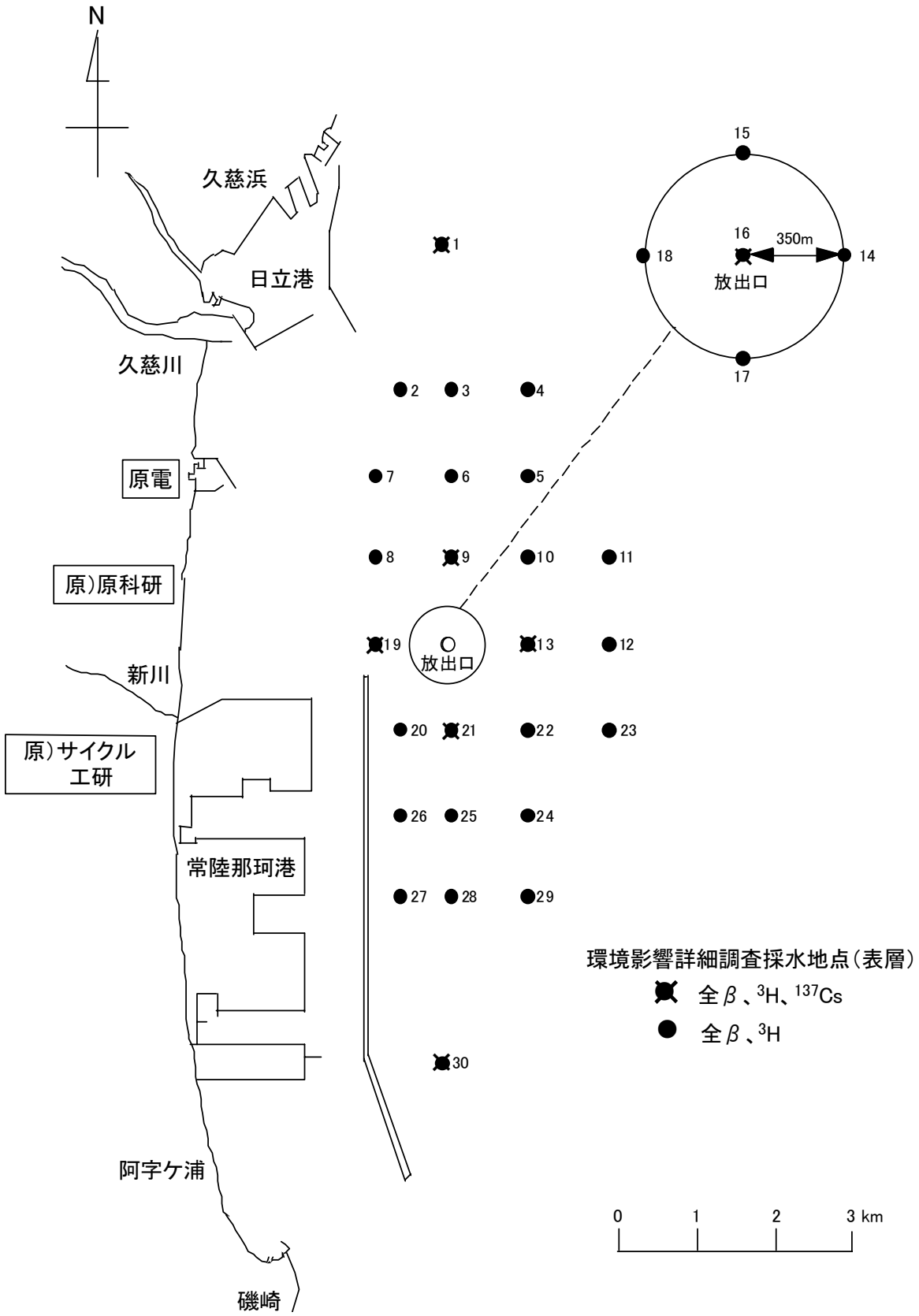

図-6　環境影響詳細調査計画図

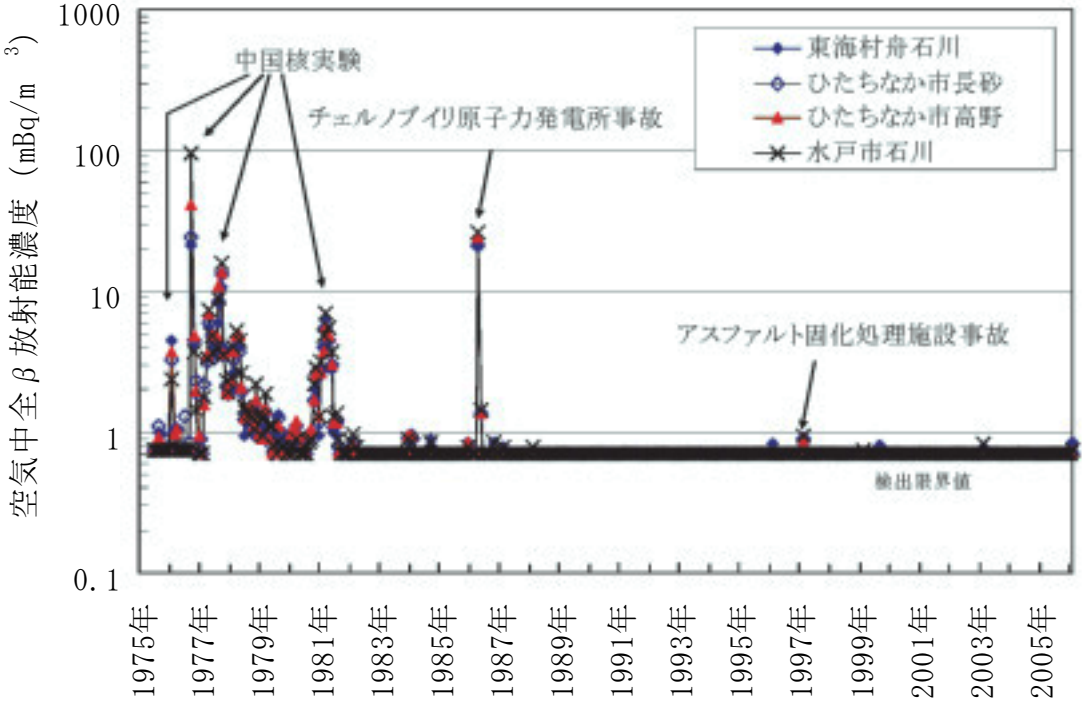

図-7　空気中の全β放射能濃度の推移

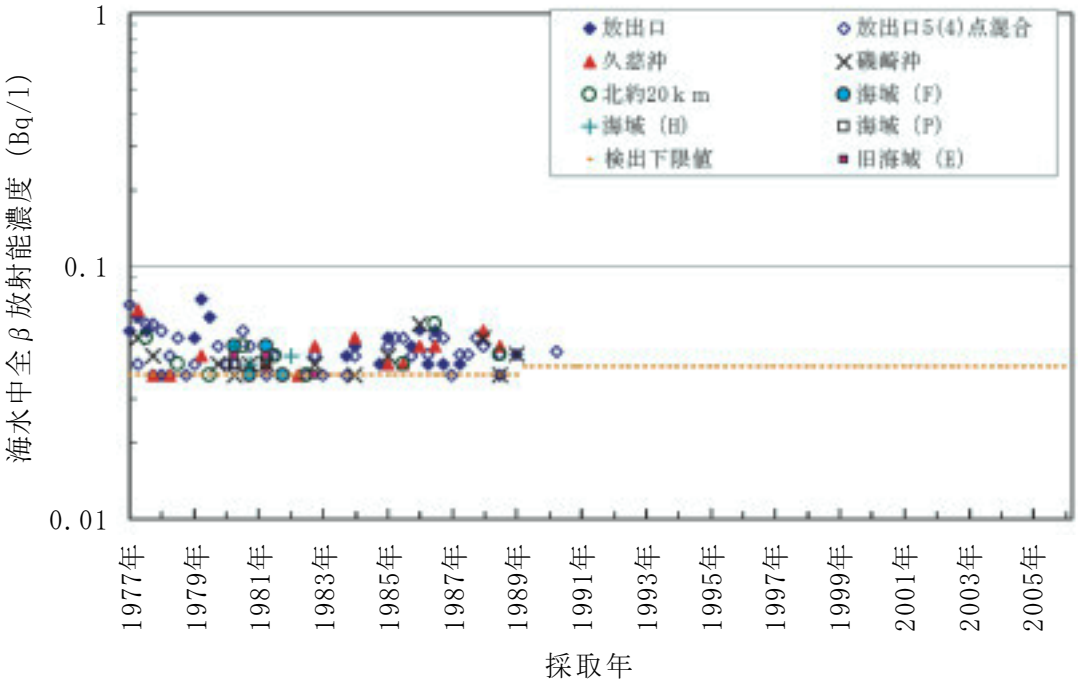

図-8　海水中全β放射能濃度の推移

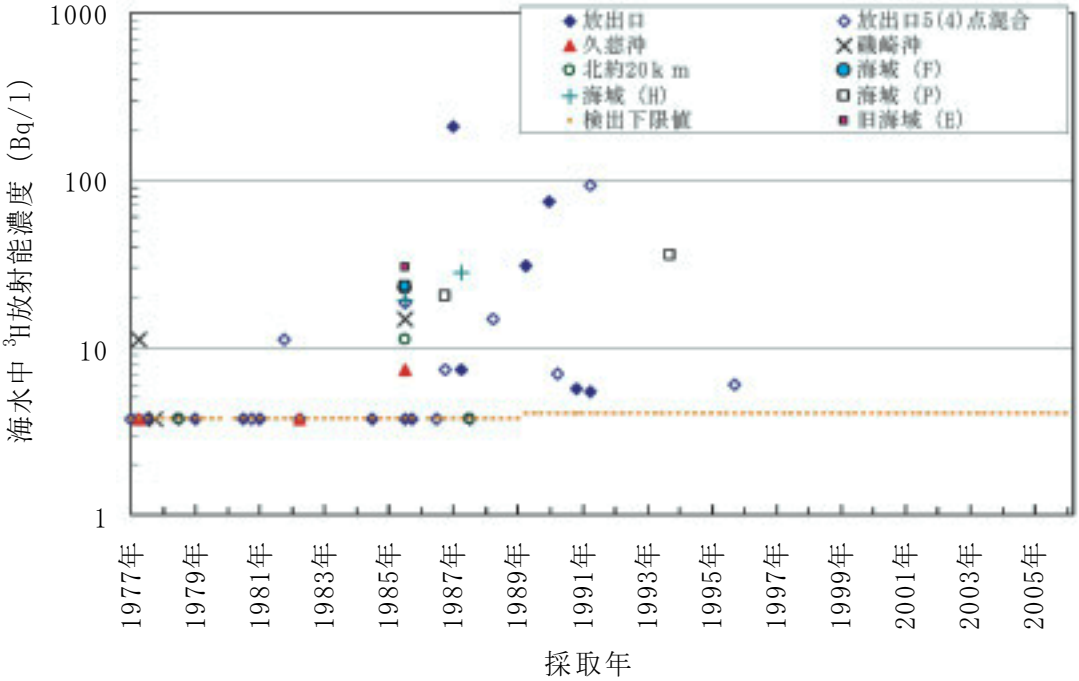

図-9　海水中 ^{3}H 濃度の推移

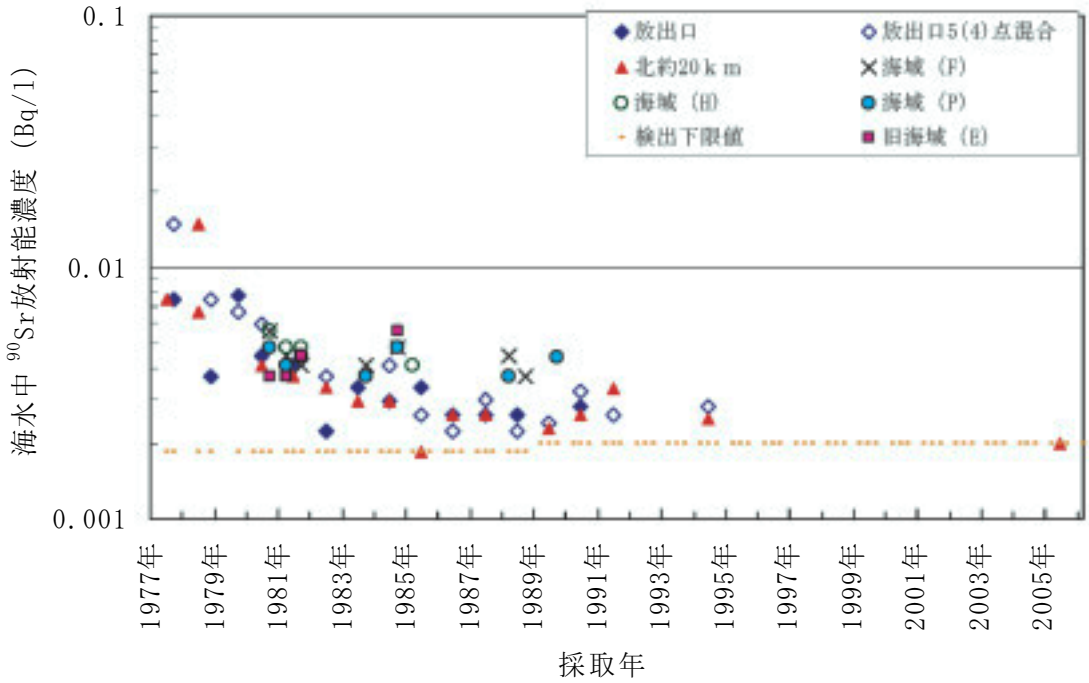

図-10　海水中 ^{90}Sr 濃度の推移

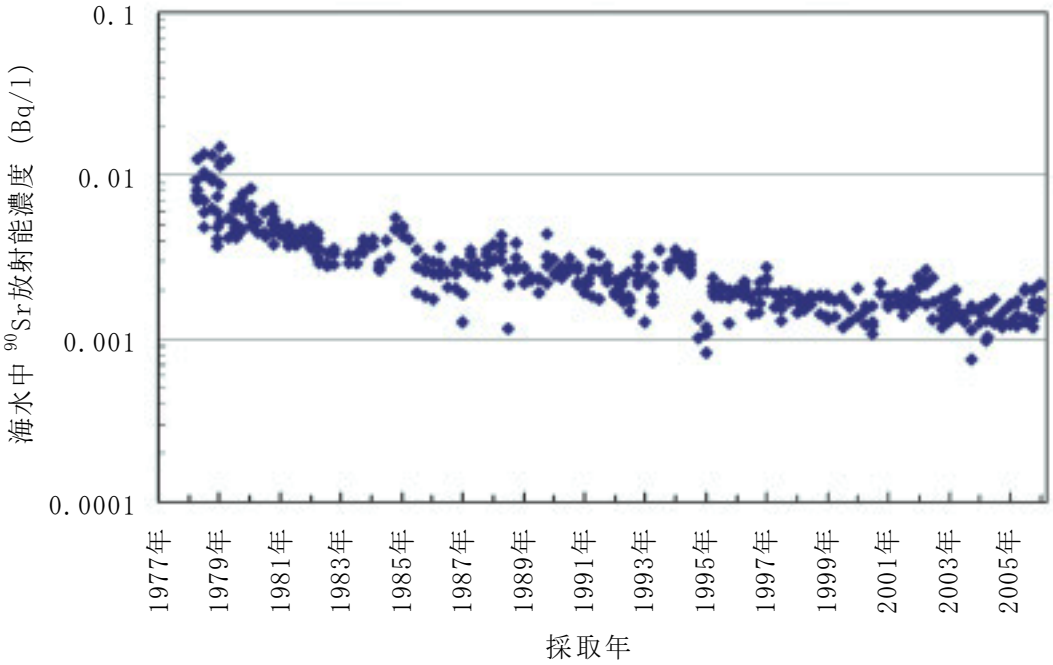

図-11　海水中 ^{90}Sr 濃度の推移（自主調査）

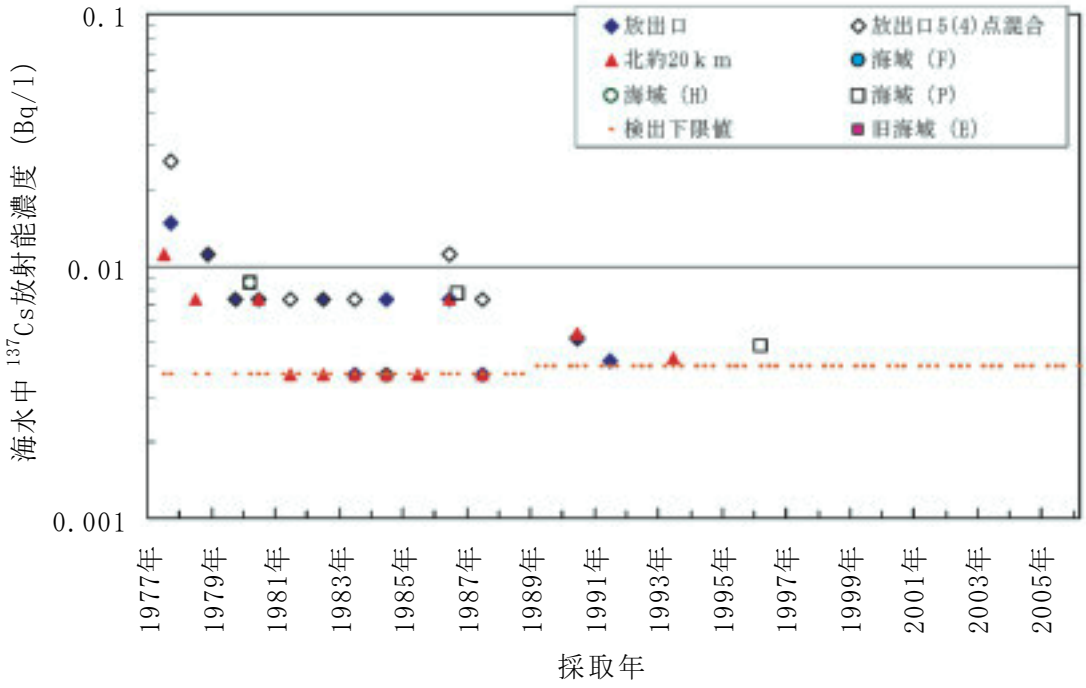

図-12　海水中 ^{137}Cs 濃度の推移

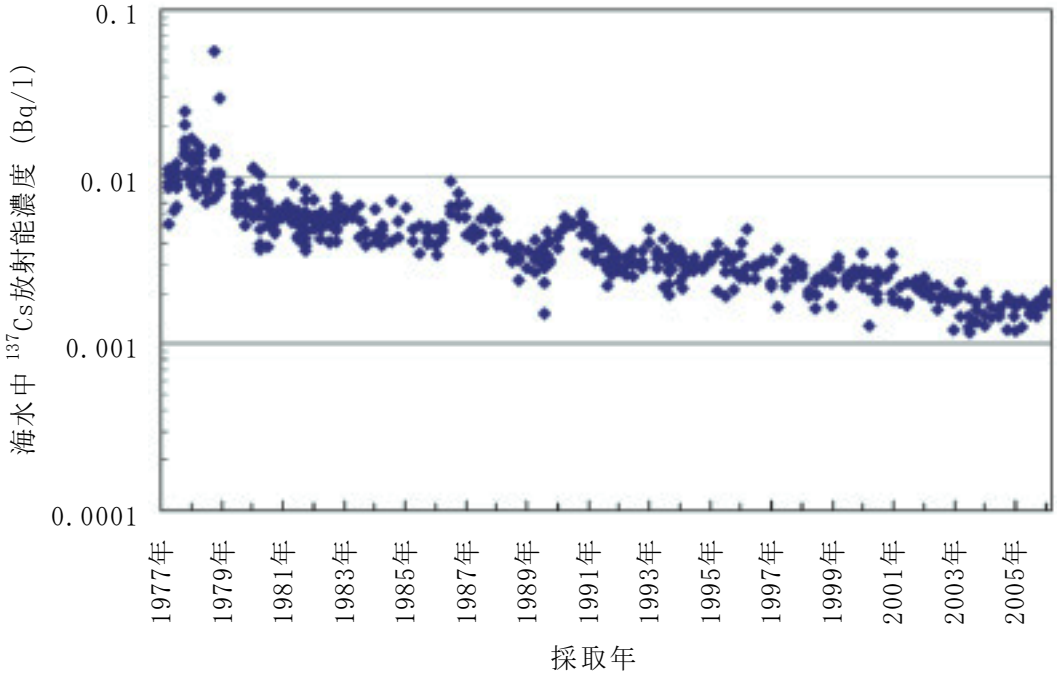

図-13　海水中 ^{137}Cs 濃度の推移（自主調査）

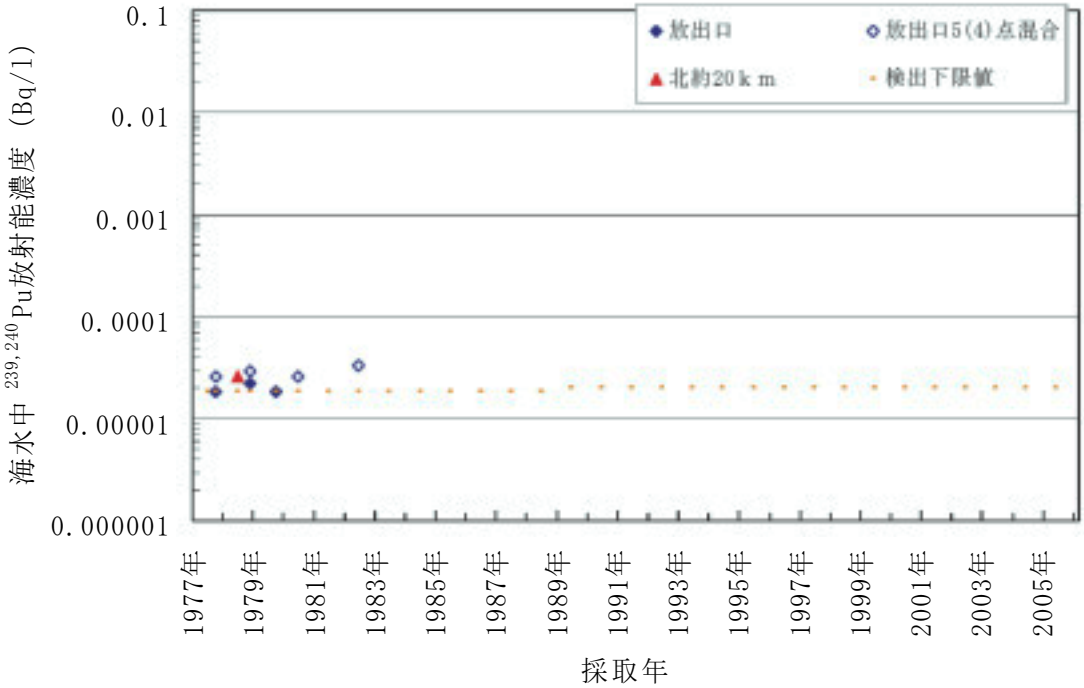

図-14　海水中 ^{239,240}Pu 濃度の推移

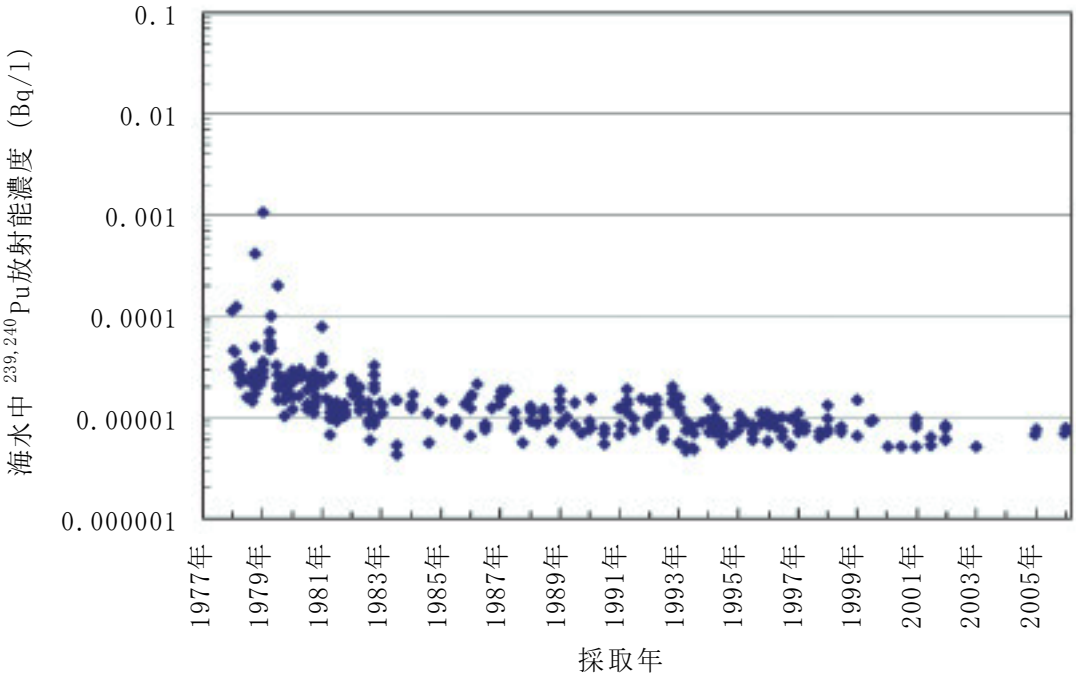

図-15　海水中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）

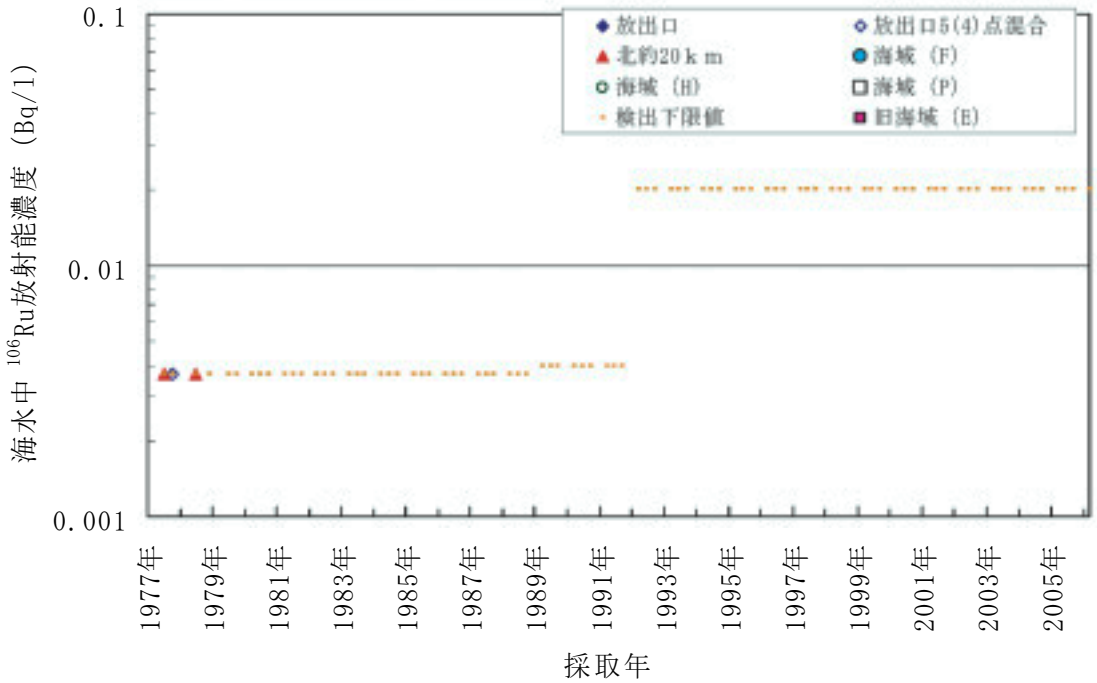

図-16 海水中 ^{106}Ru 濃度の推移

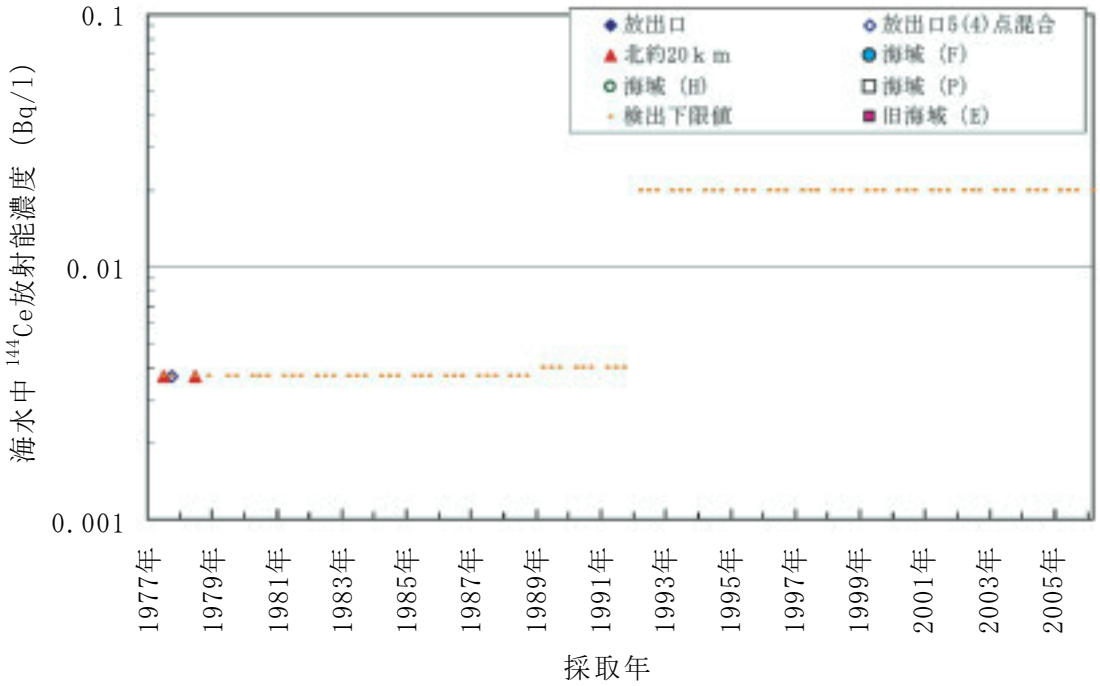

図-17 海水中 ^{144}Ce 濃度の推移

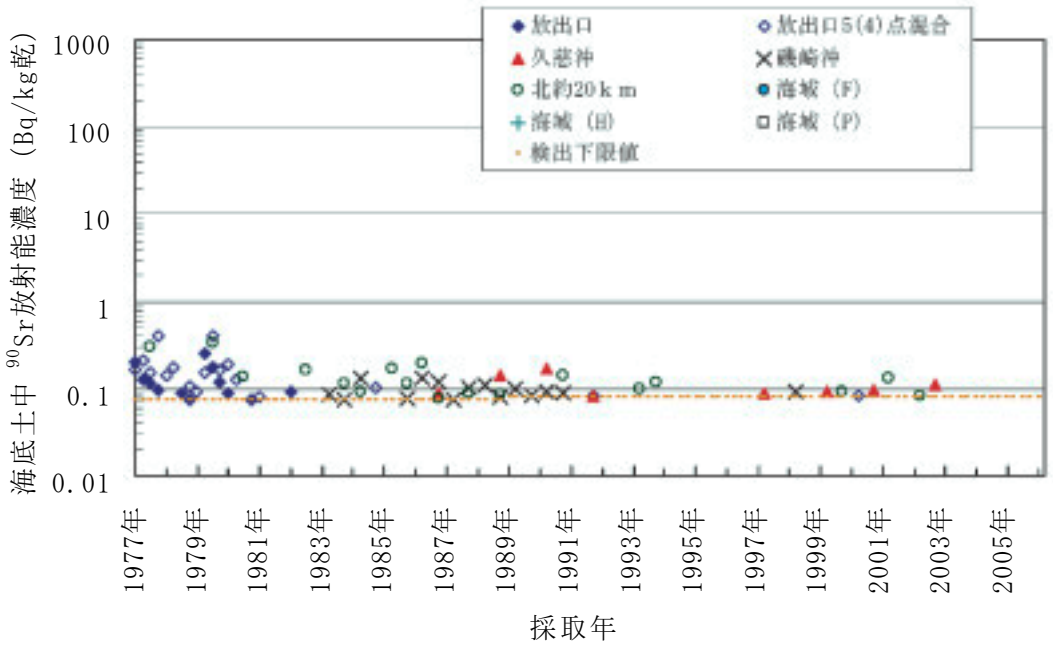

図-18 海底土中 ^{90}Sr 濃度の推移

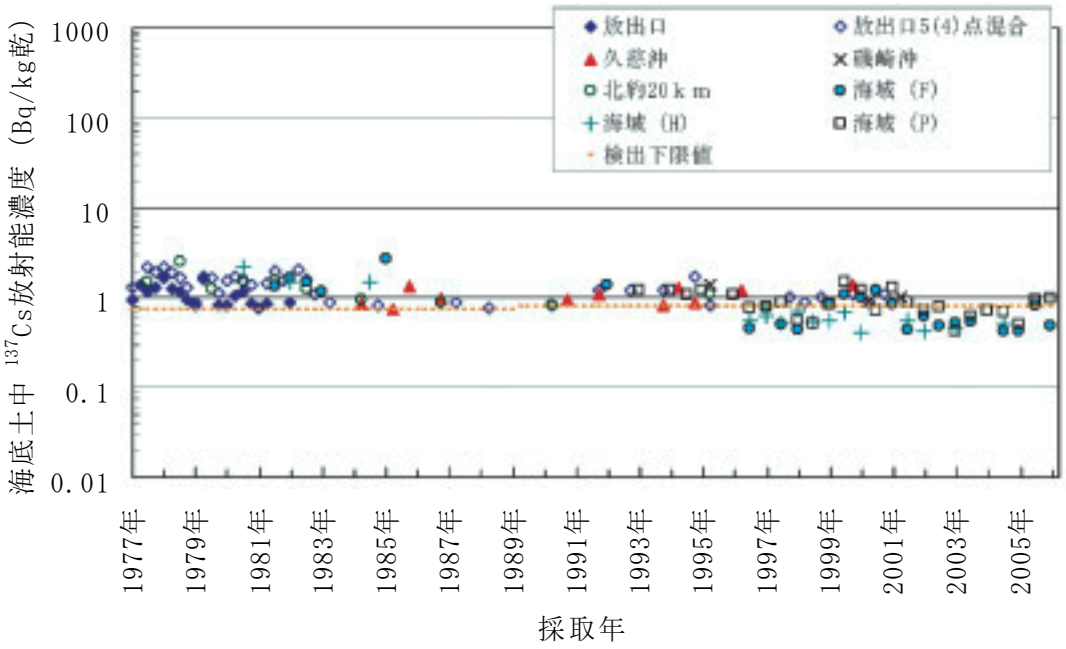

図-19 海底土中 ^{137}Cs 濃度の推移

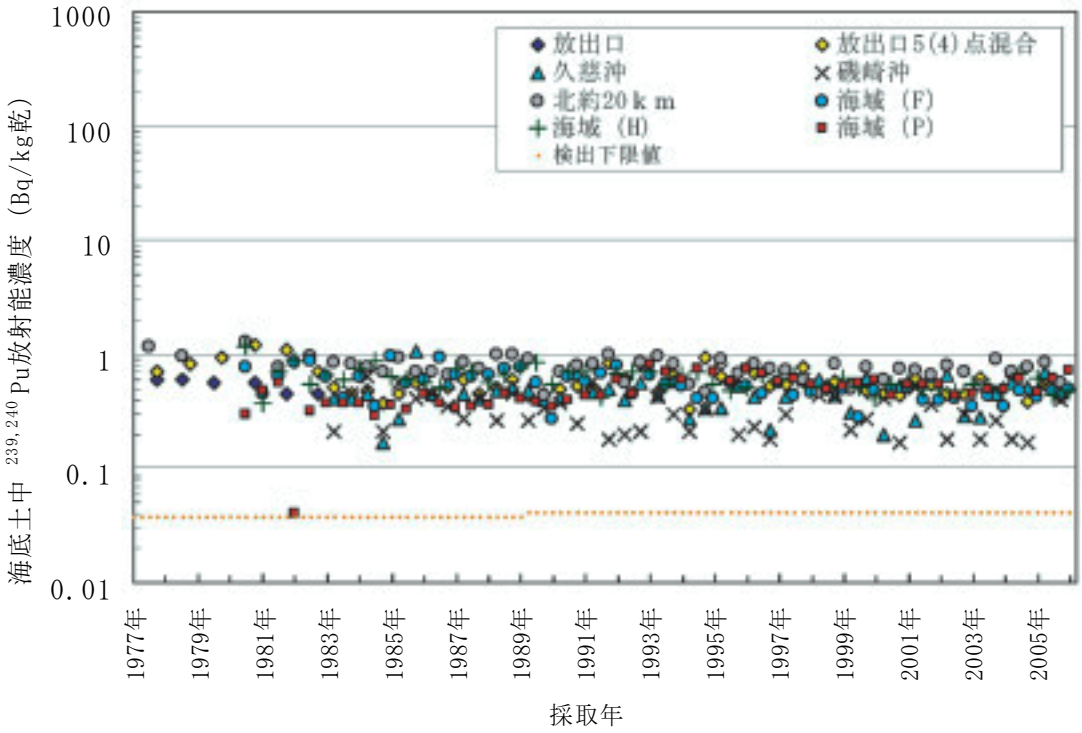

図-20(a)　海底土中 ^{239,240}Pu 濃度の推移

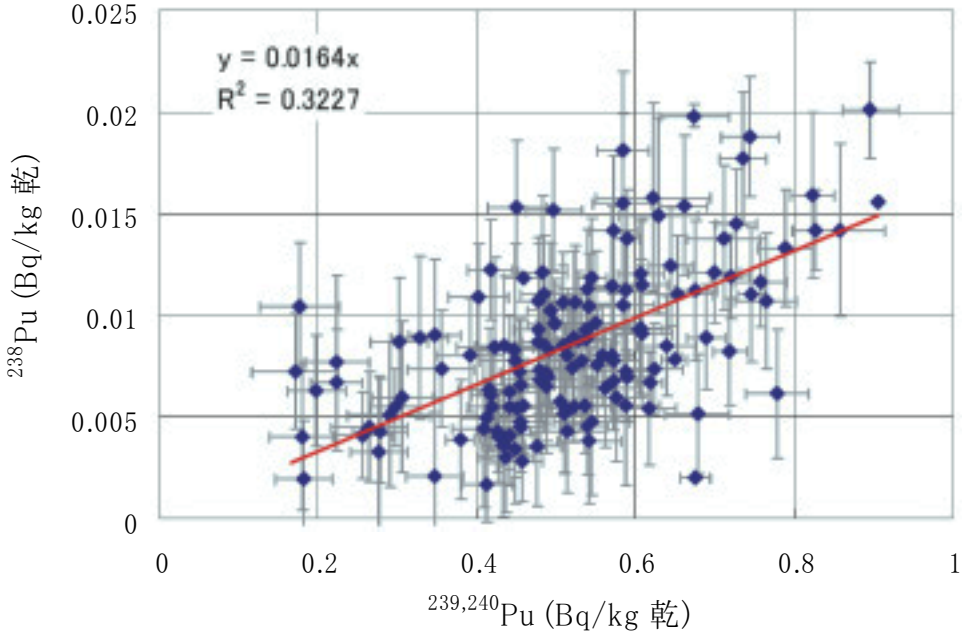

図-20(b)　海底土中 ^{238}Pu 濃度と ^{239,240}Pu 濃度の比較

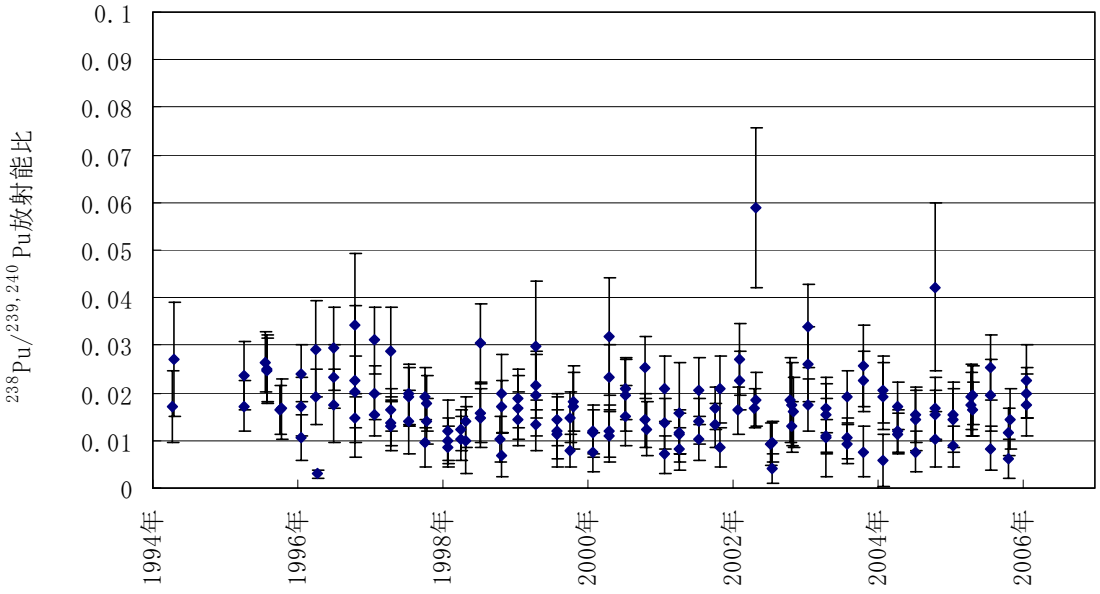

図-20(c)　海底土中 ^{238}Pu/^{239,240}Pu 放射能比

(1994 年度～2005 年度における ^{238}Pu 濃度の計数誤差 1σ 以上のデータによる)

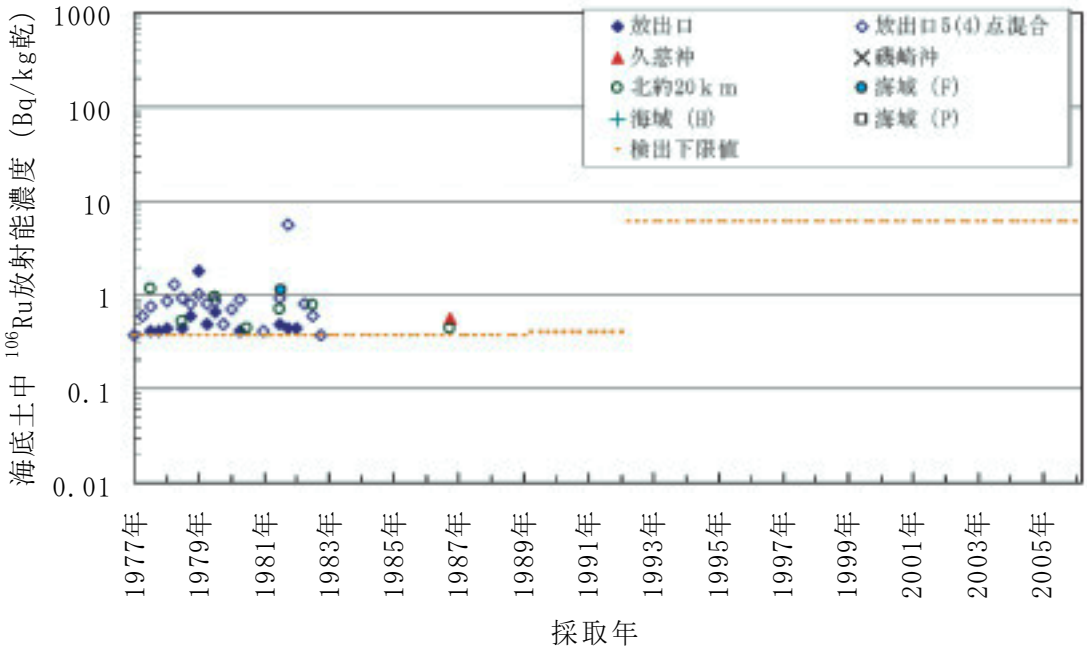

図-21　海底土中 ^{106}Ru 濃度の推移

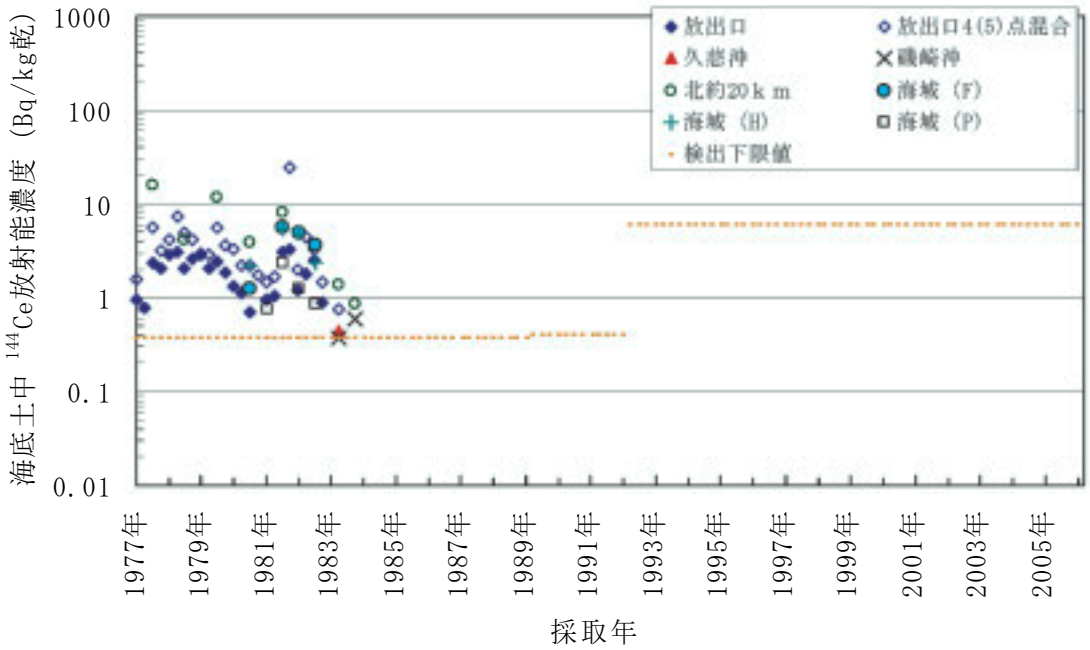

図-22　海底土中 ^{144}Ce 濃度の推移

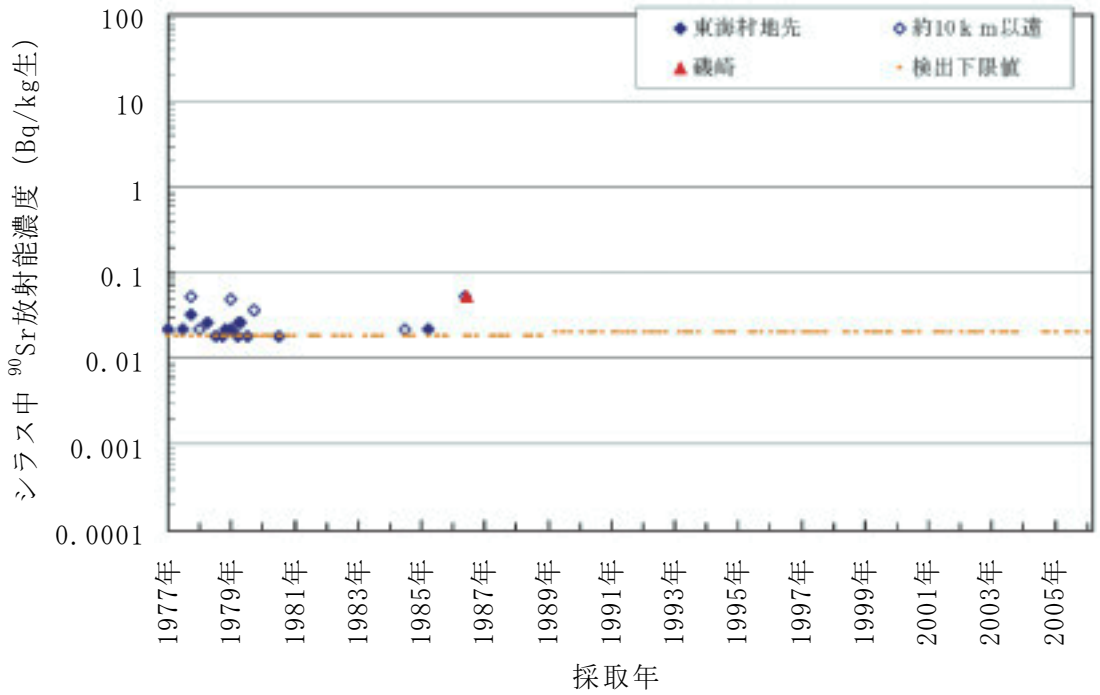

図-23　シラス中 ^{90}Sr 濃度の推移

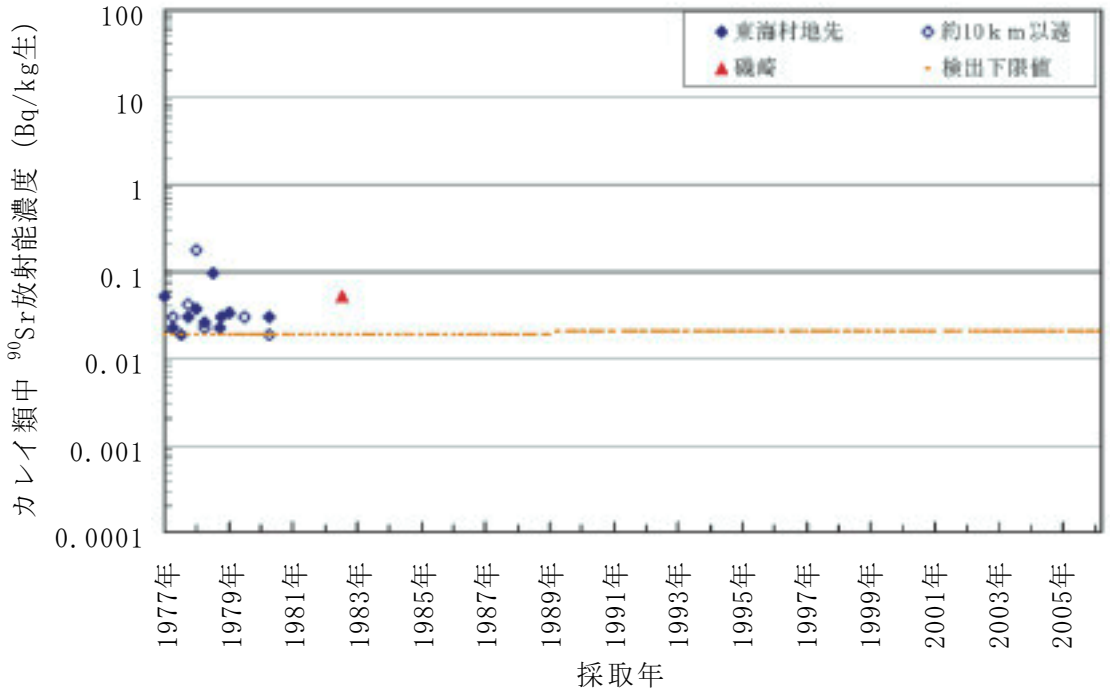

図-24　カレイ類中 ^{90}Sr 濃度の推移

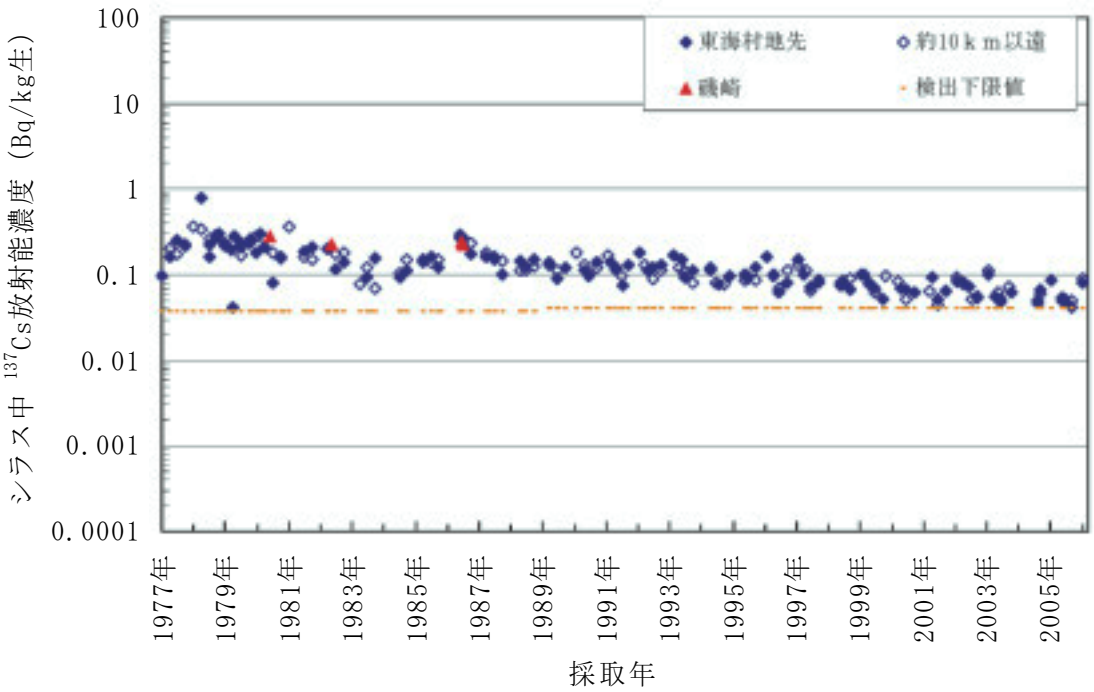

図-25　シラス中 ^{137}Cs 濃度の推移

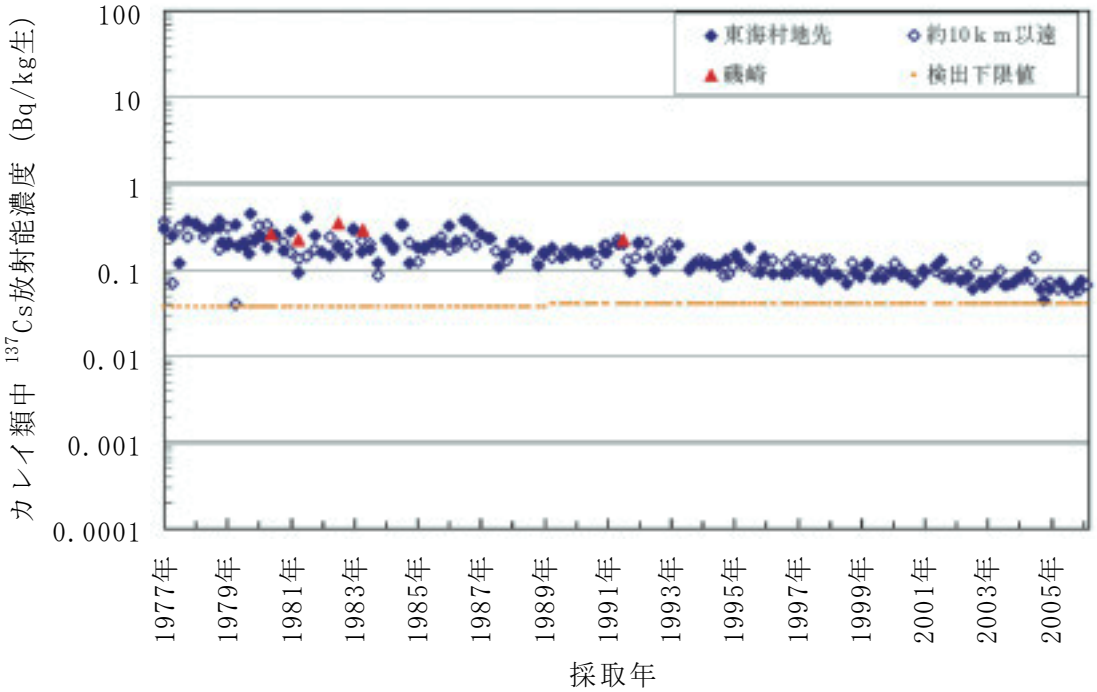

図-26　カレイ類中 ^{137}Cs 濃度の推移

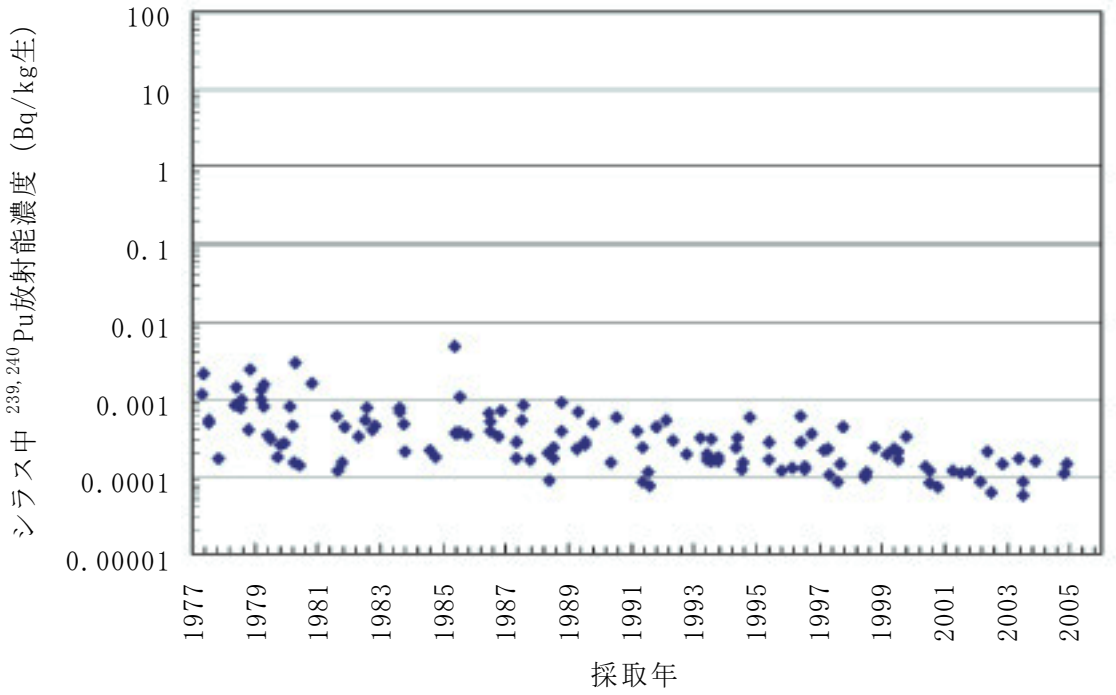

図-27　シラス中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査：誤差 1 σ 以上のデータ）

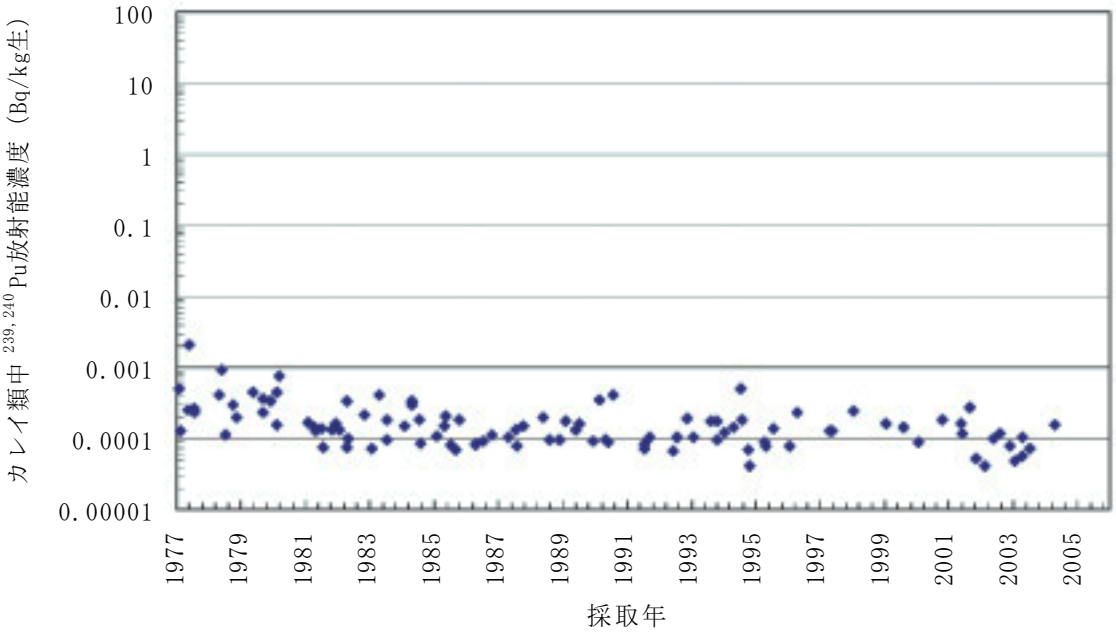

図-28　カレイ類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査：誤差 1 σ 以上のデータ）

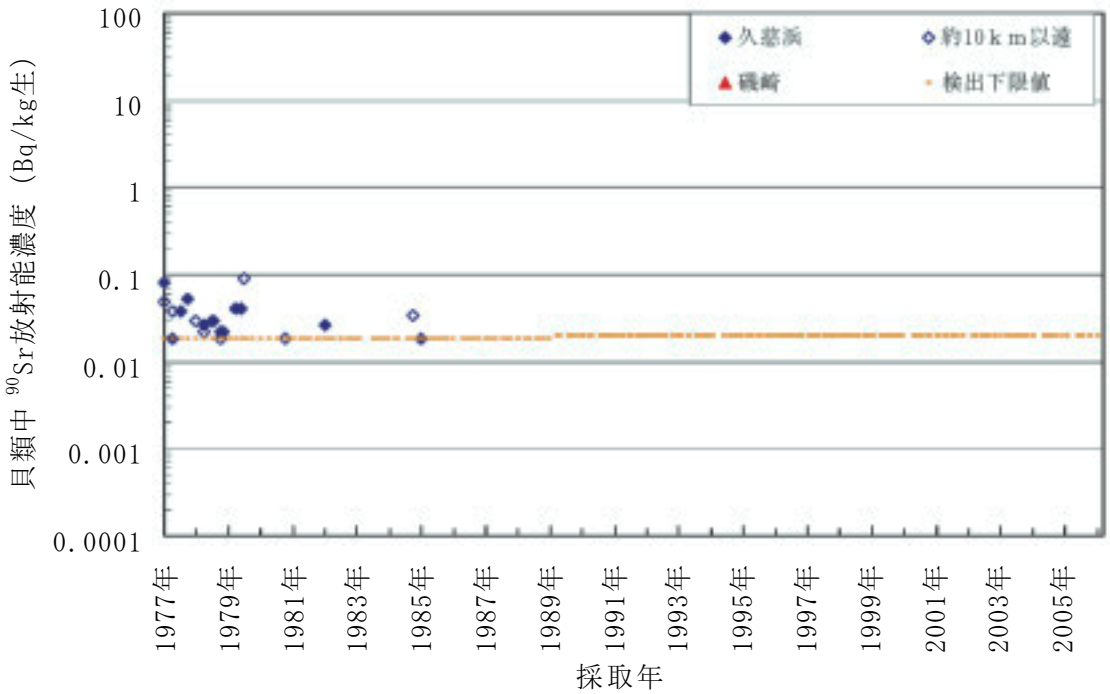

図-29　貝類中 ^{90}Sr 濃度の推移

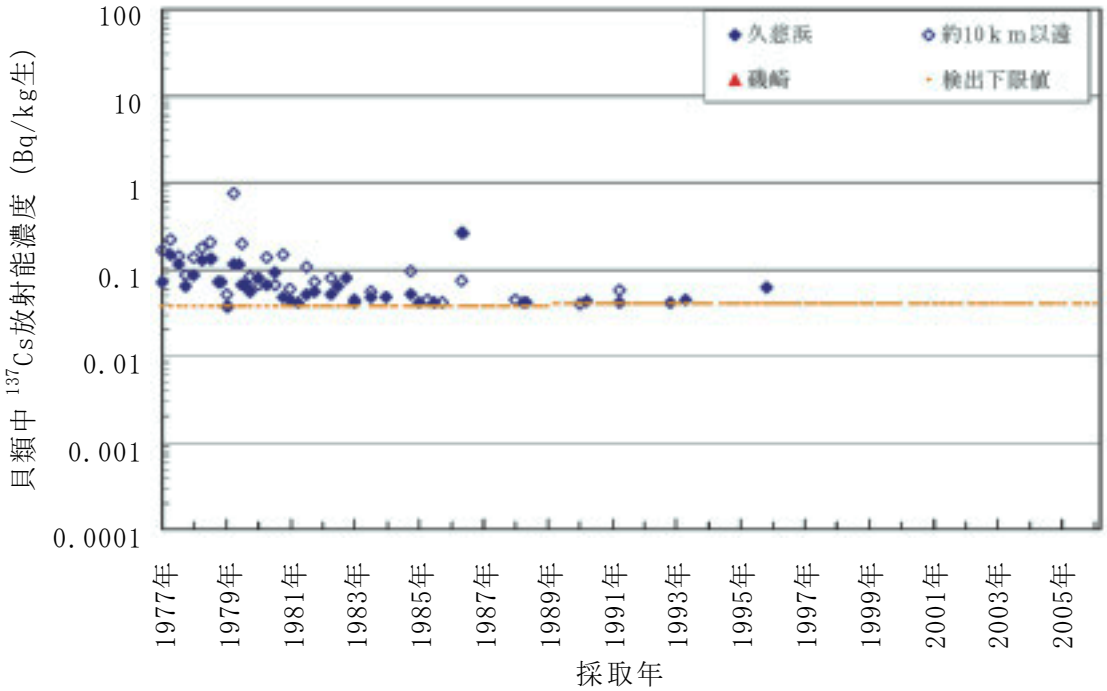

図-30　貝類中 ^{137}Cs 濃度の推移

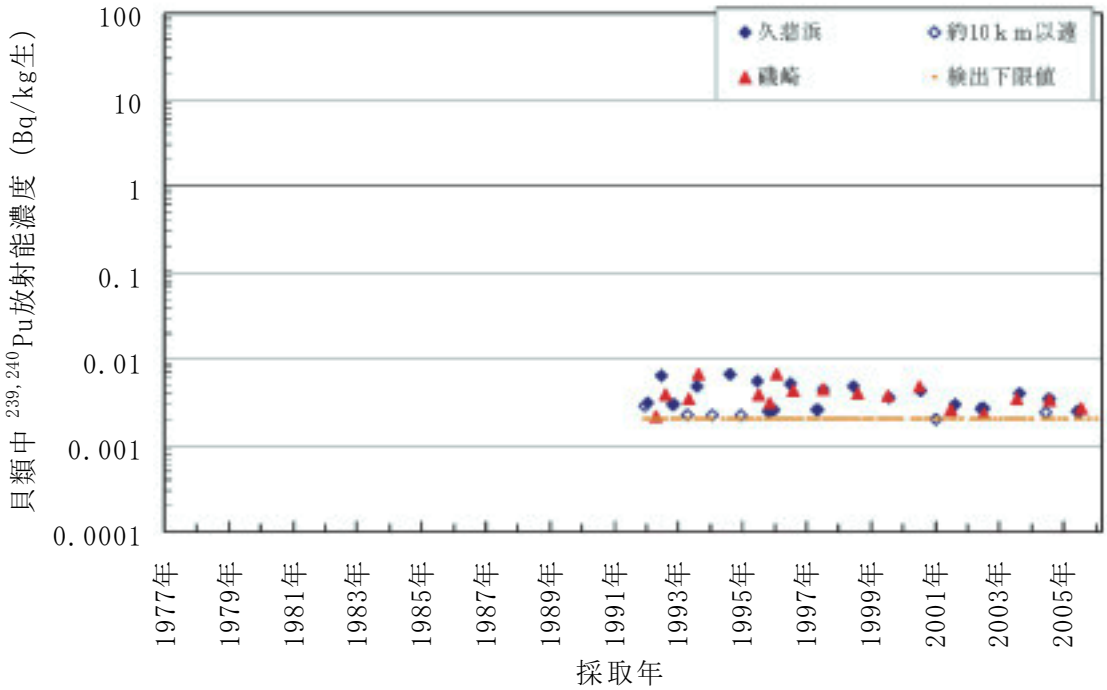

図-31　貝類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移

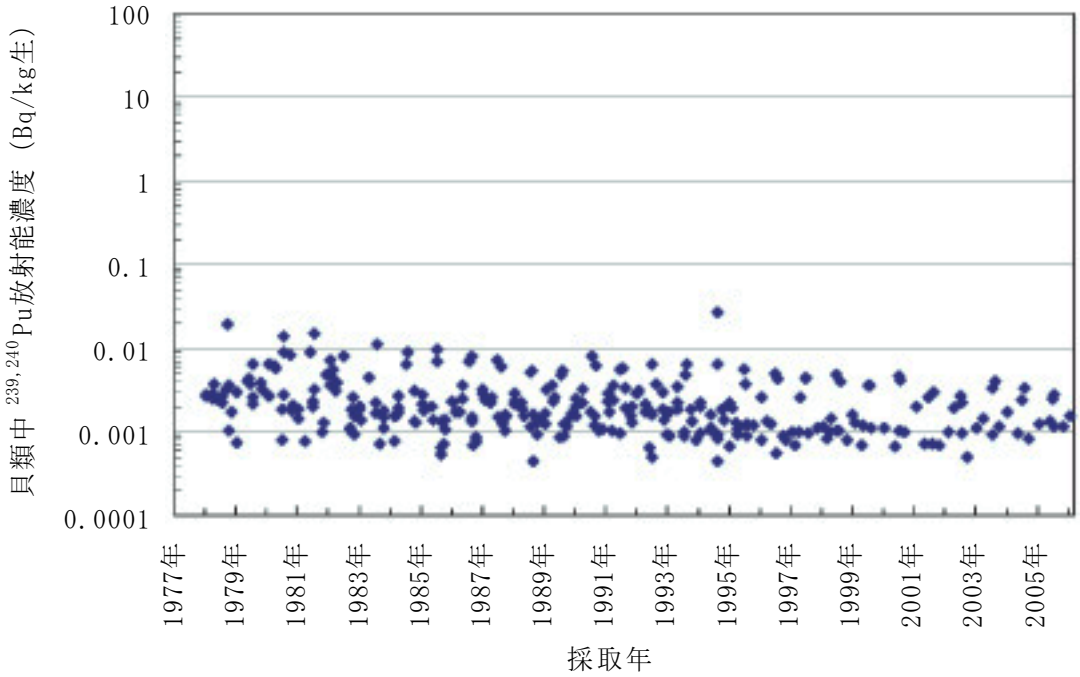

図-32　貝類中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）

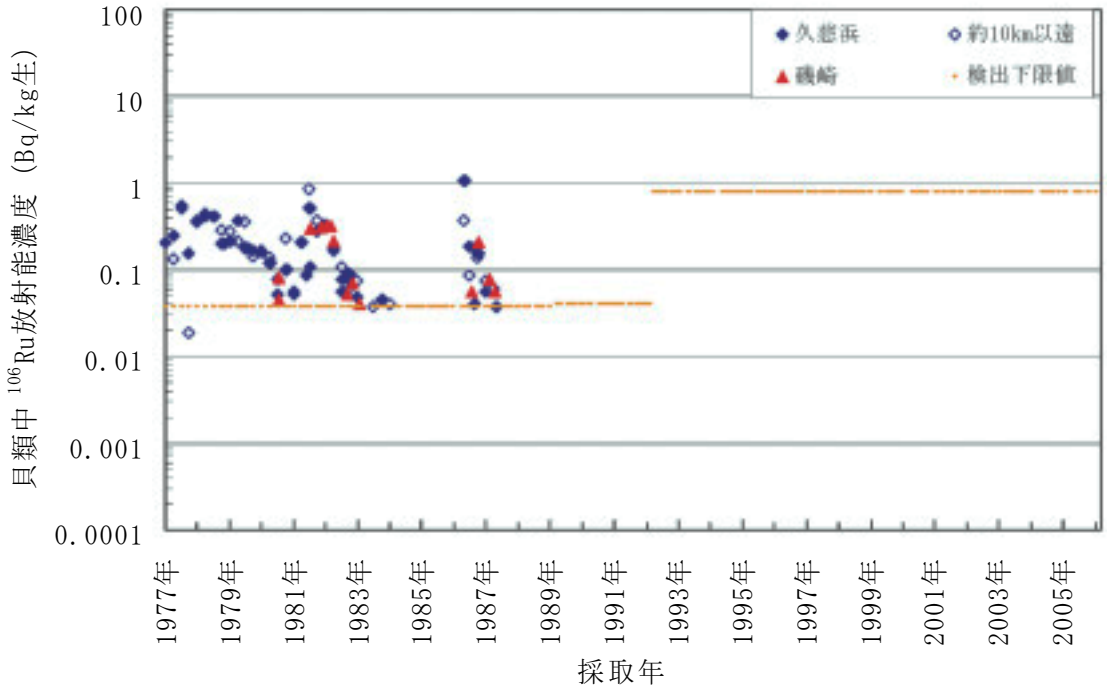

図-33　貝類中 ^{106}Ru 濃度の推移

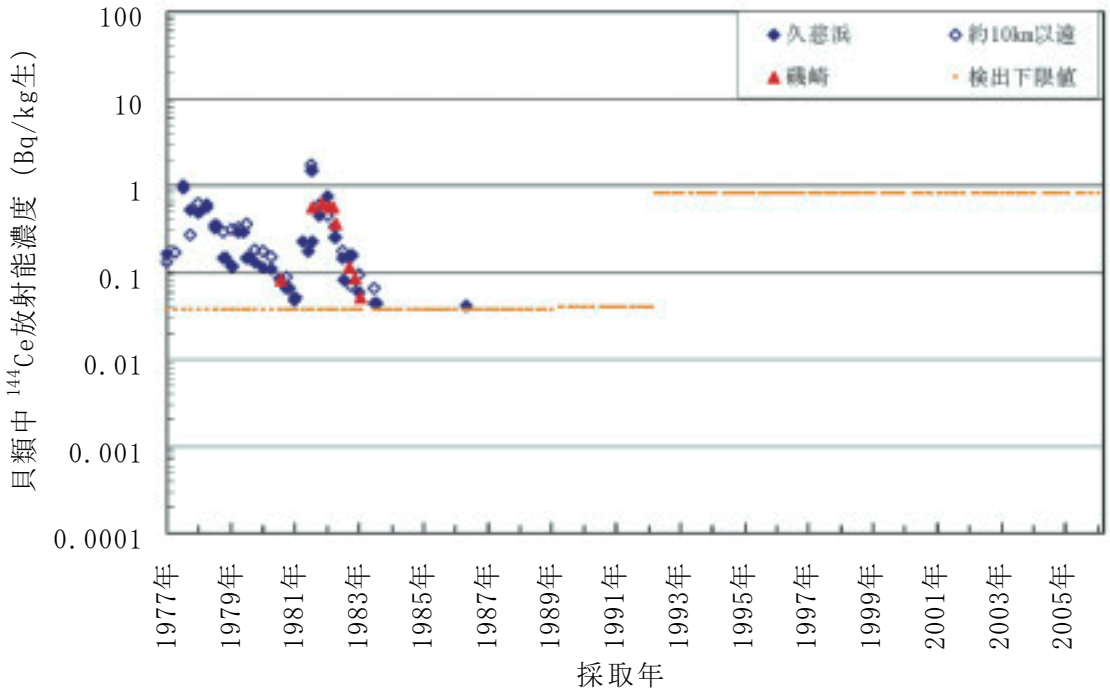

図-34　貝類中 ^{144}Ce 濃度の推移

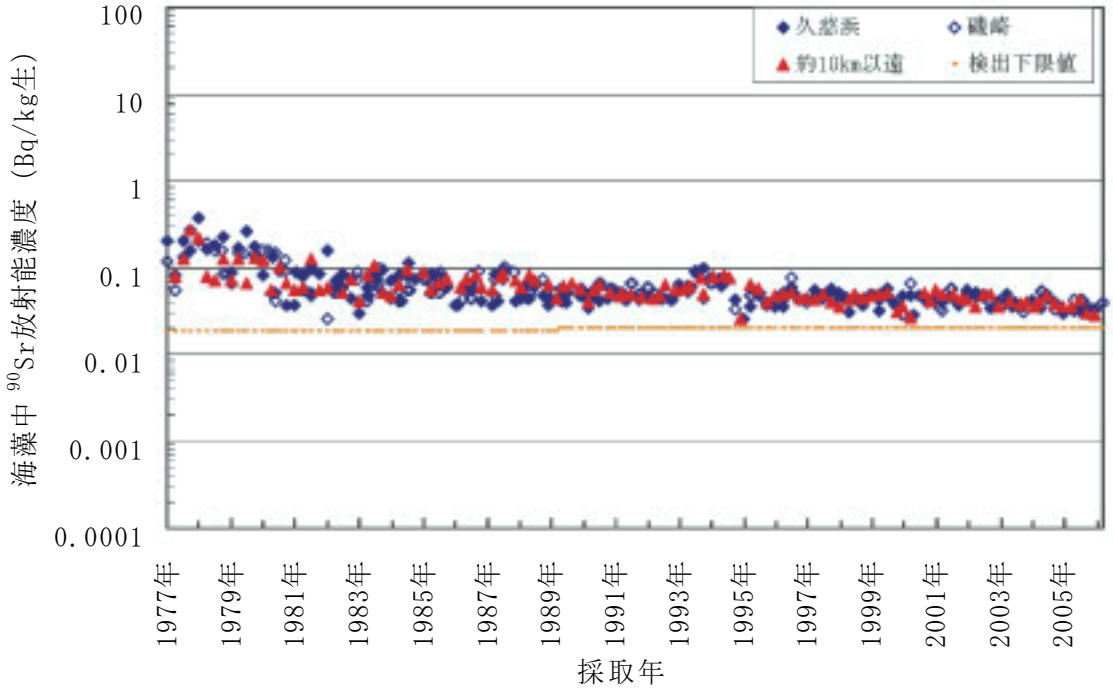

図-35　海藻中 ^{90}Sr 濃度の推移

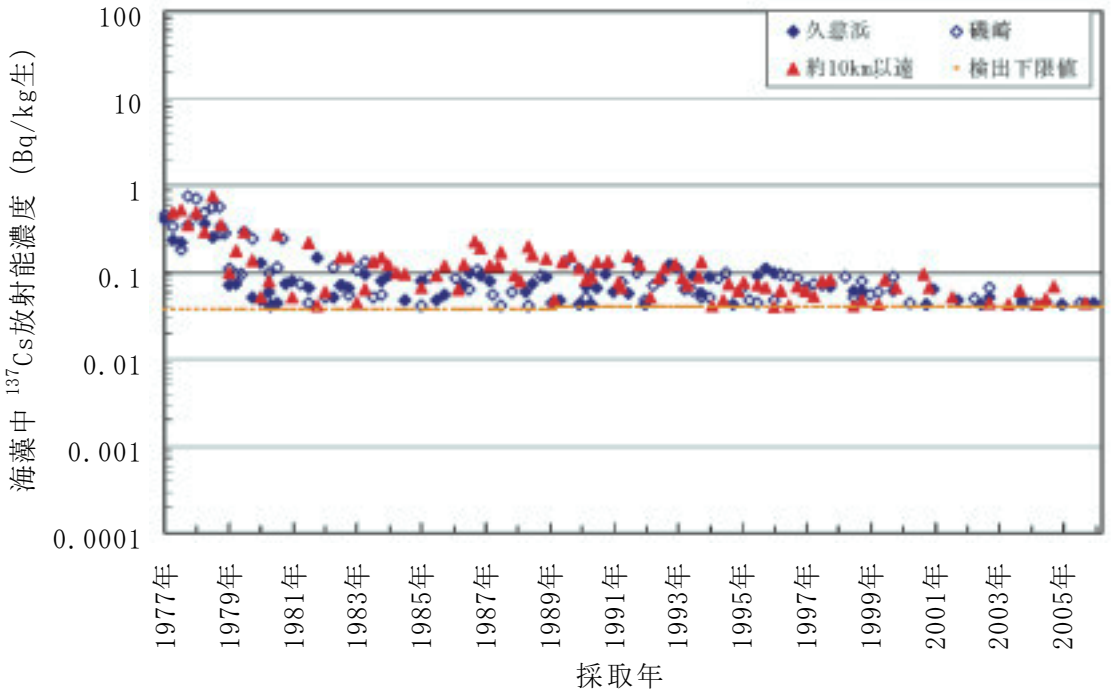

図-36　海藻中 ^{137}Cs 濃度の推移

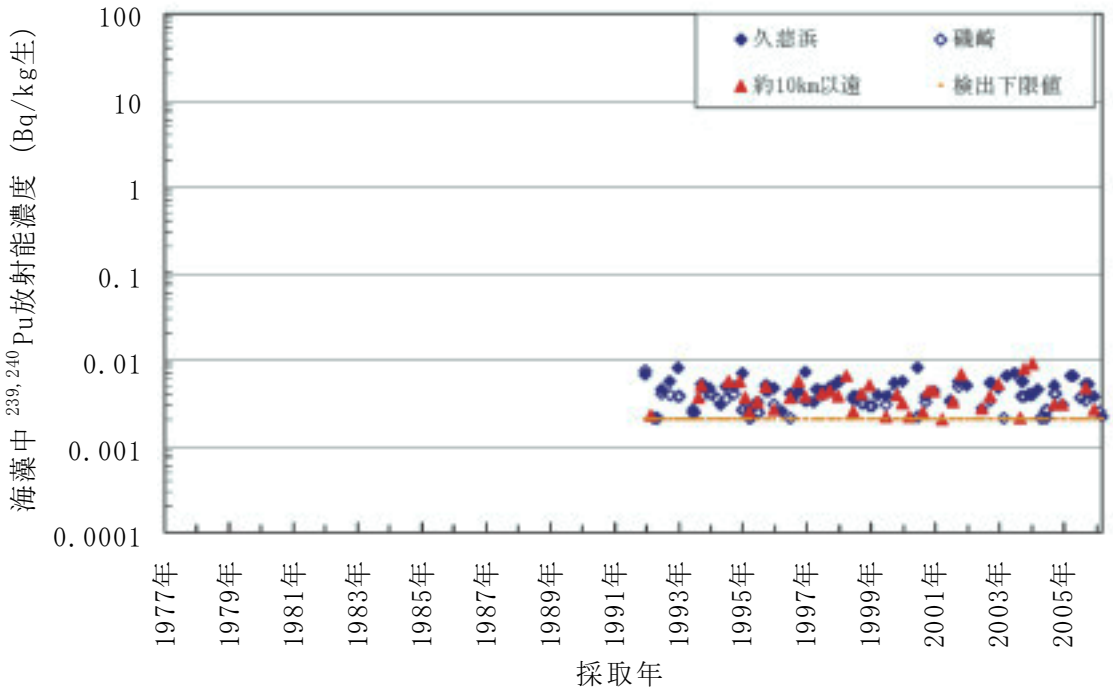

図-37　海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の推移

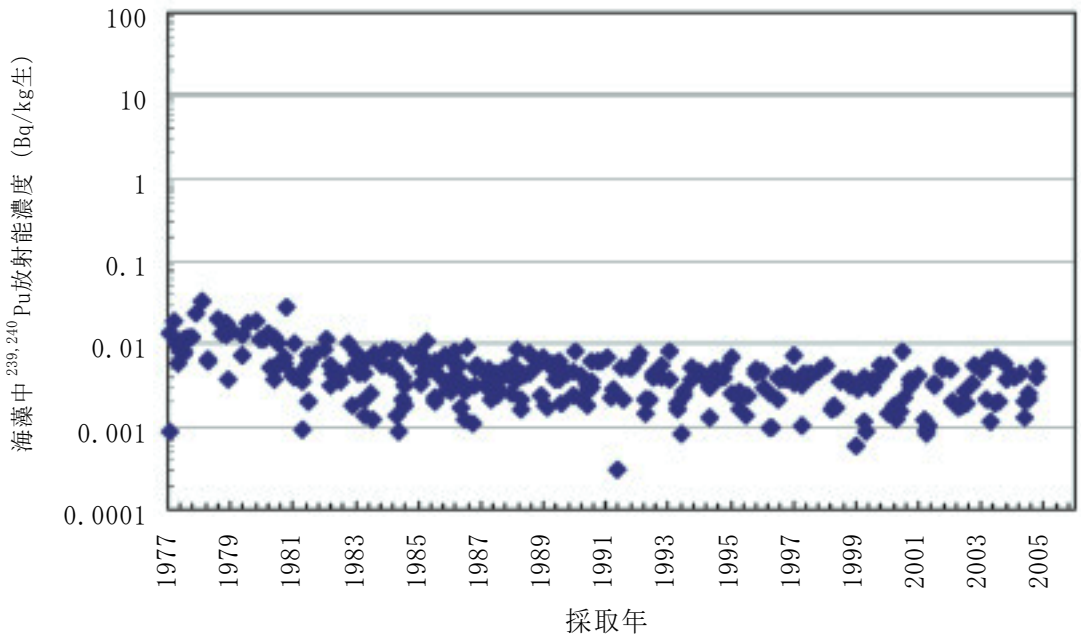

図-38　海藻中 ^{239,240}Pu 濃度の推移（自主調査）

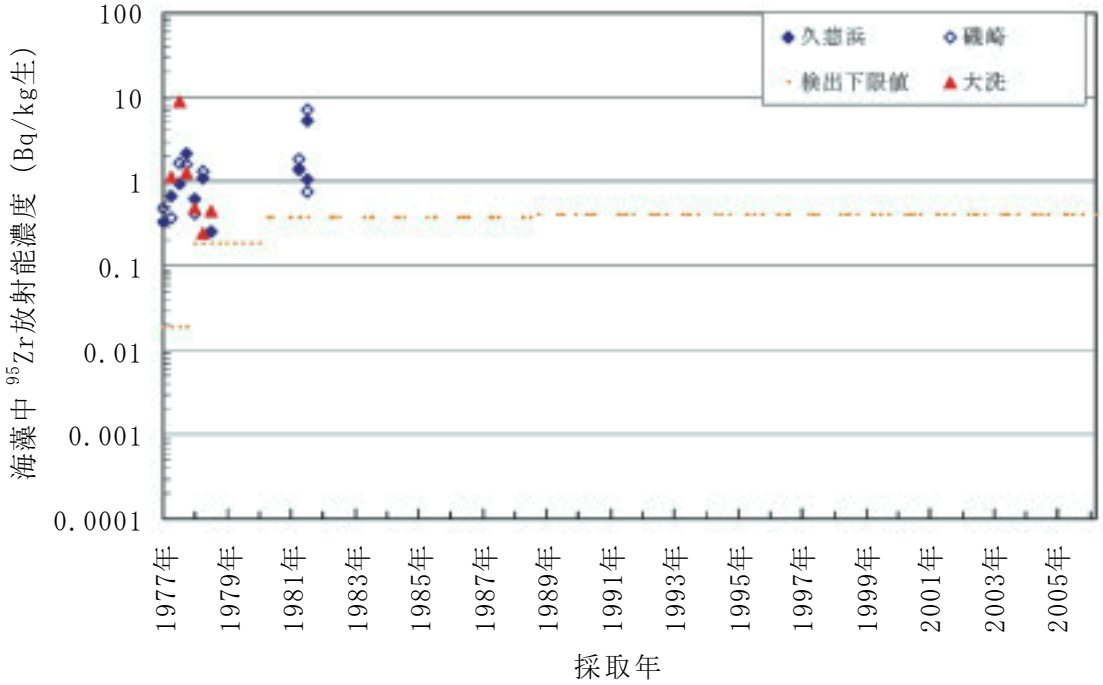

図-39　海藻中 ^{95}Zr 濃度の推移

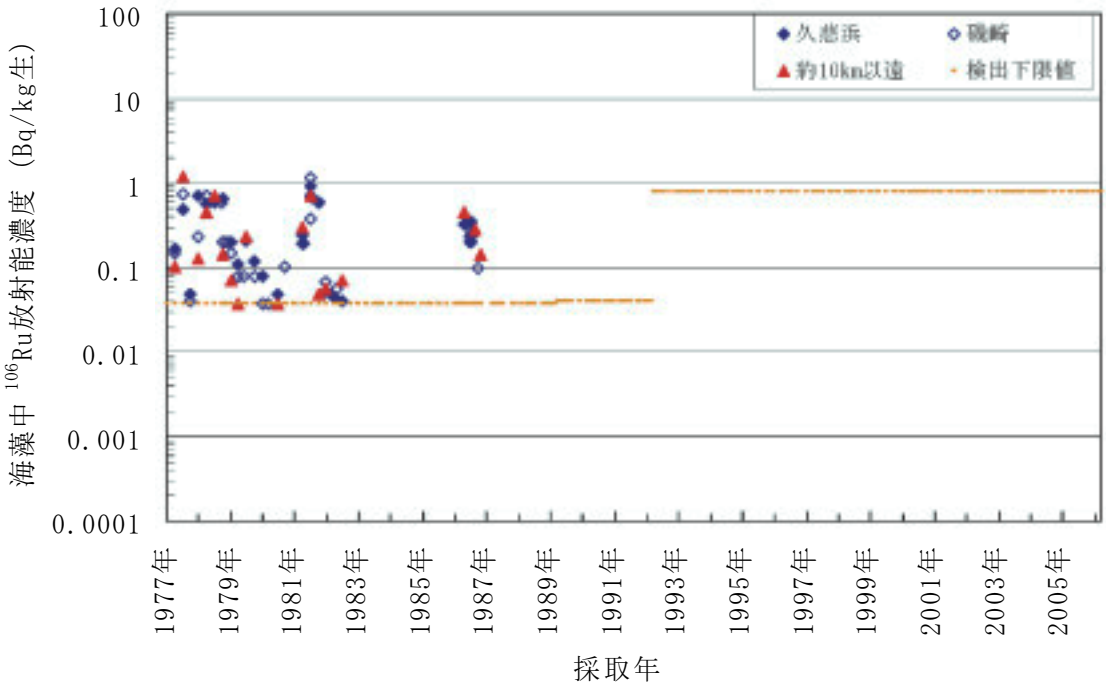

図-40　海藻中 ^{106}Ru 濃度の推移

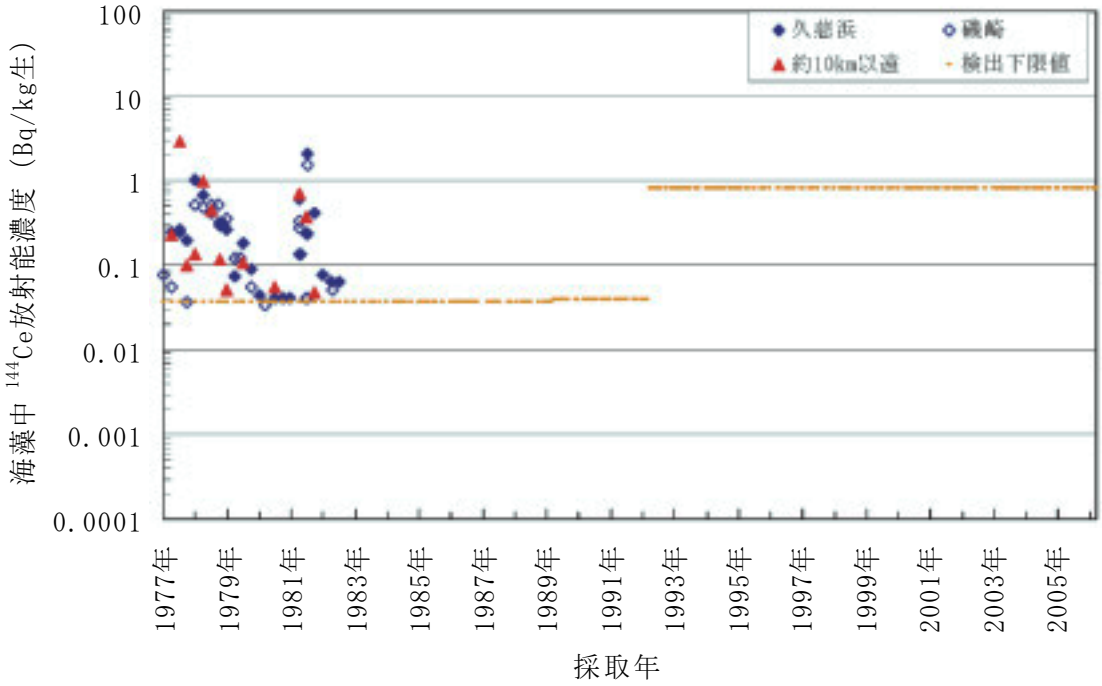

図-41　海藻中 ^{144}Ce 濃度の推移

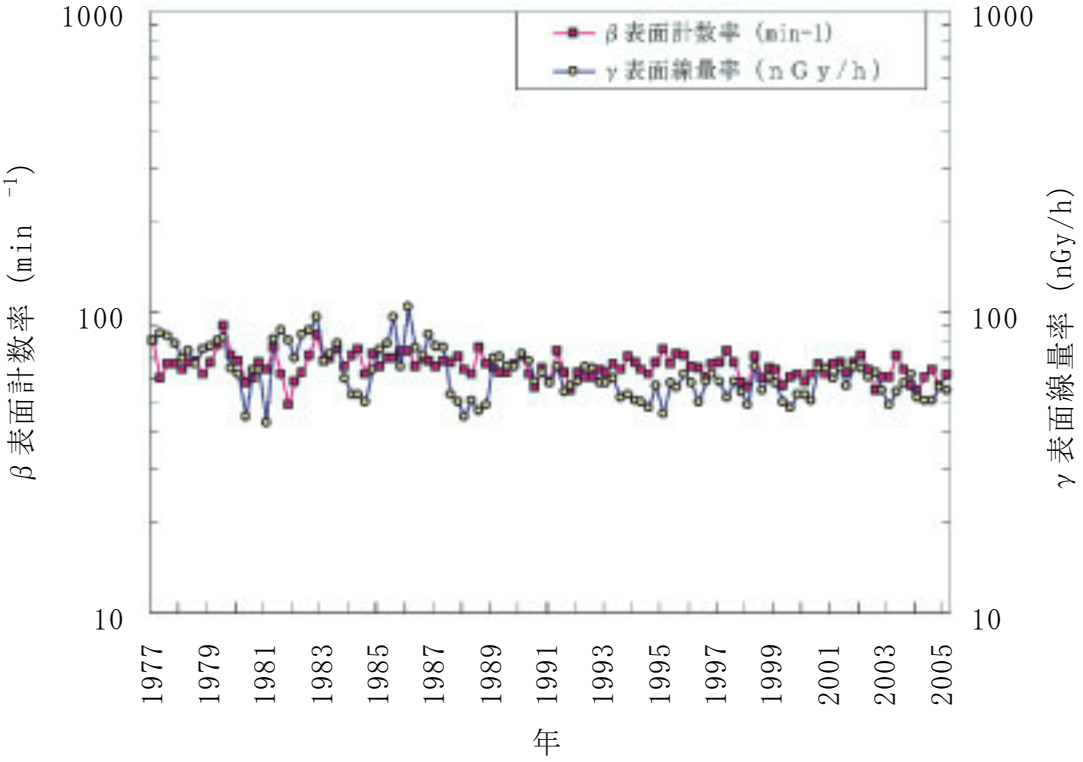

図-42　漁網のβ線表面計数率及びγ線表面線量率の推移

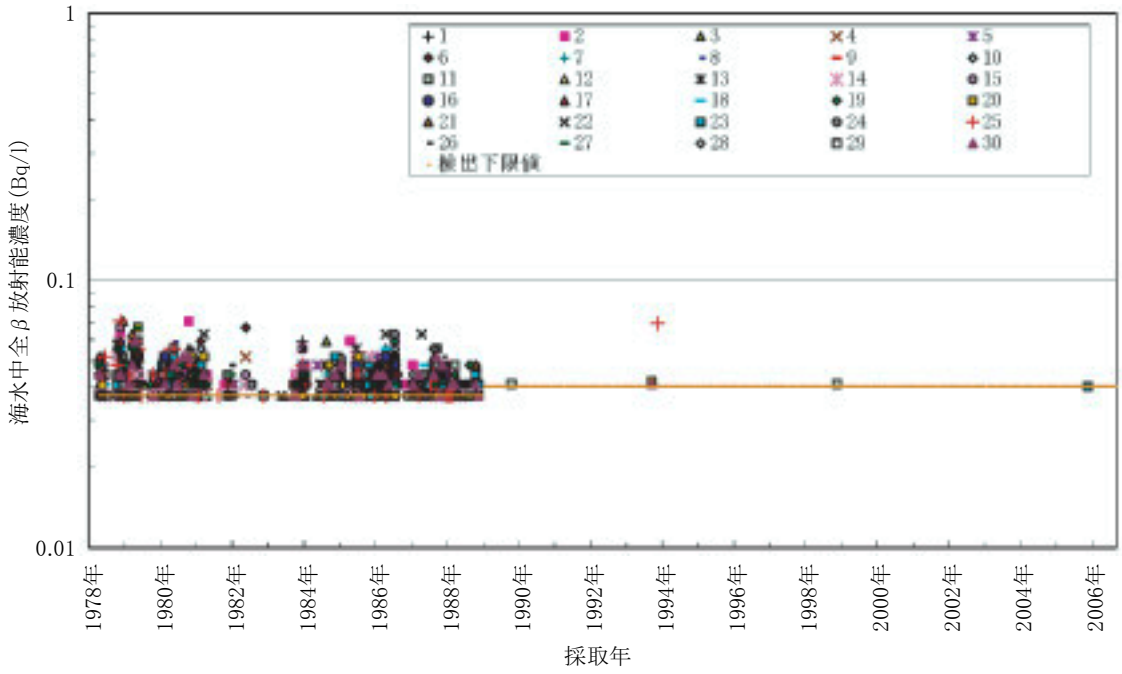

図-43　環境影響詳細調査における海水中全β放射能濃度

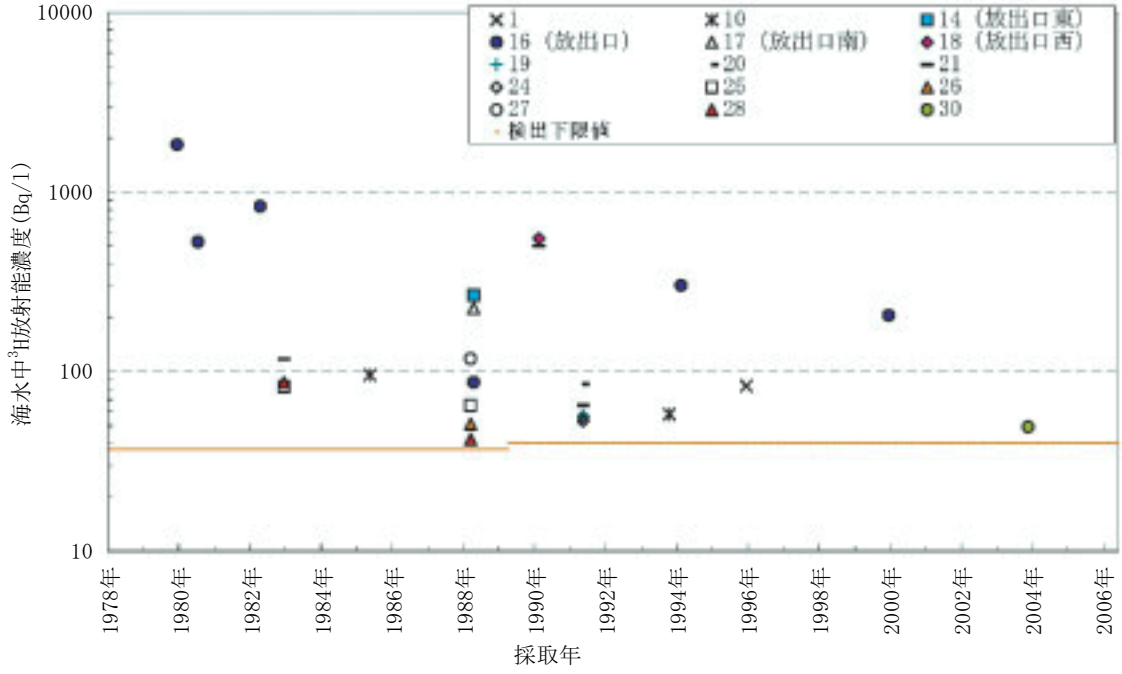

図-44　環境影響詳細調査における海水中 ^{3}H濃度

図-45　蛍光染料を用いた排水の海洋拡散実験

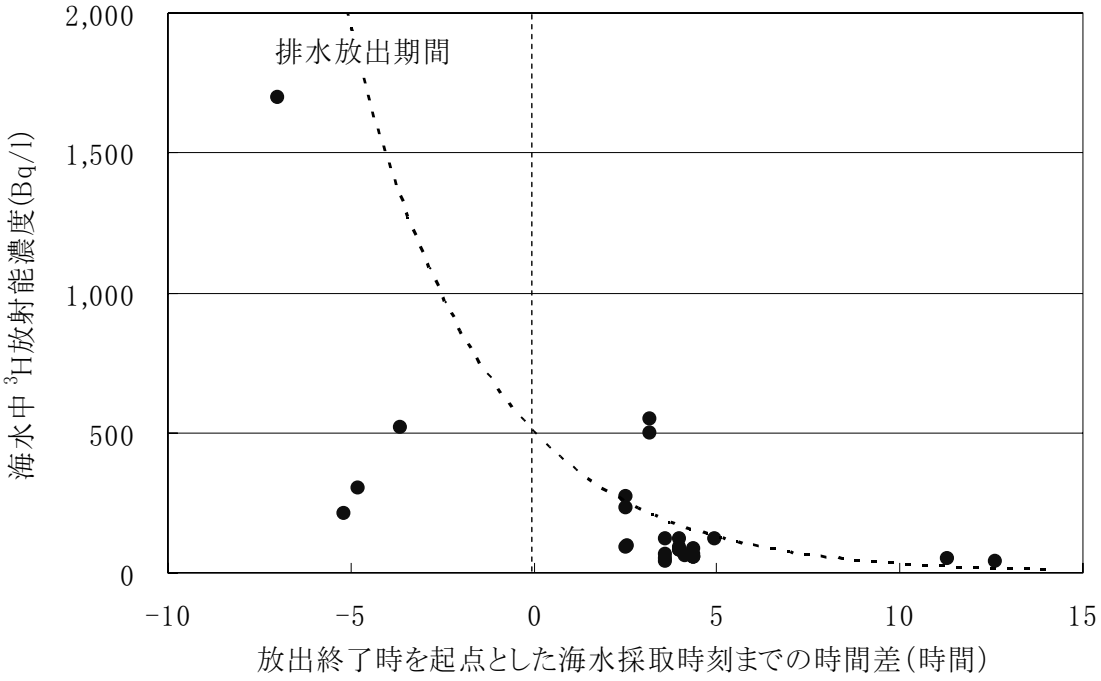

図-46　排水放出終了時からの時間と海水中 ^{3}H 濃度との関係

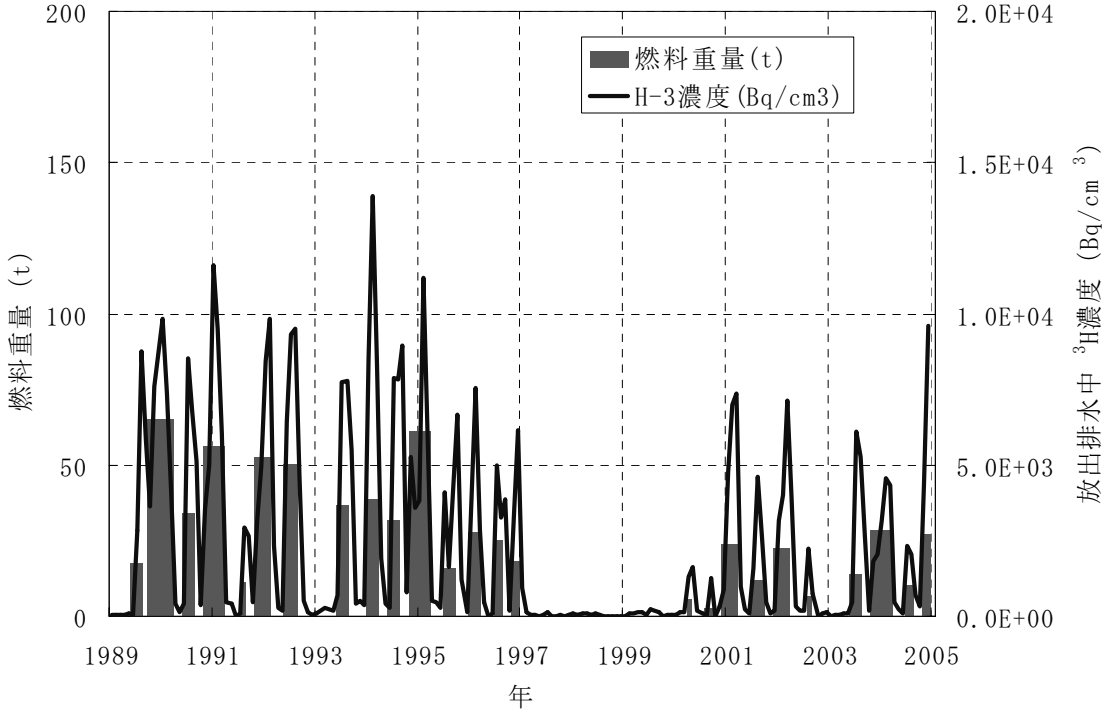

図-47　処理した使用済燃料重量と排水中 ^{3}H濃度との関係

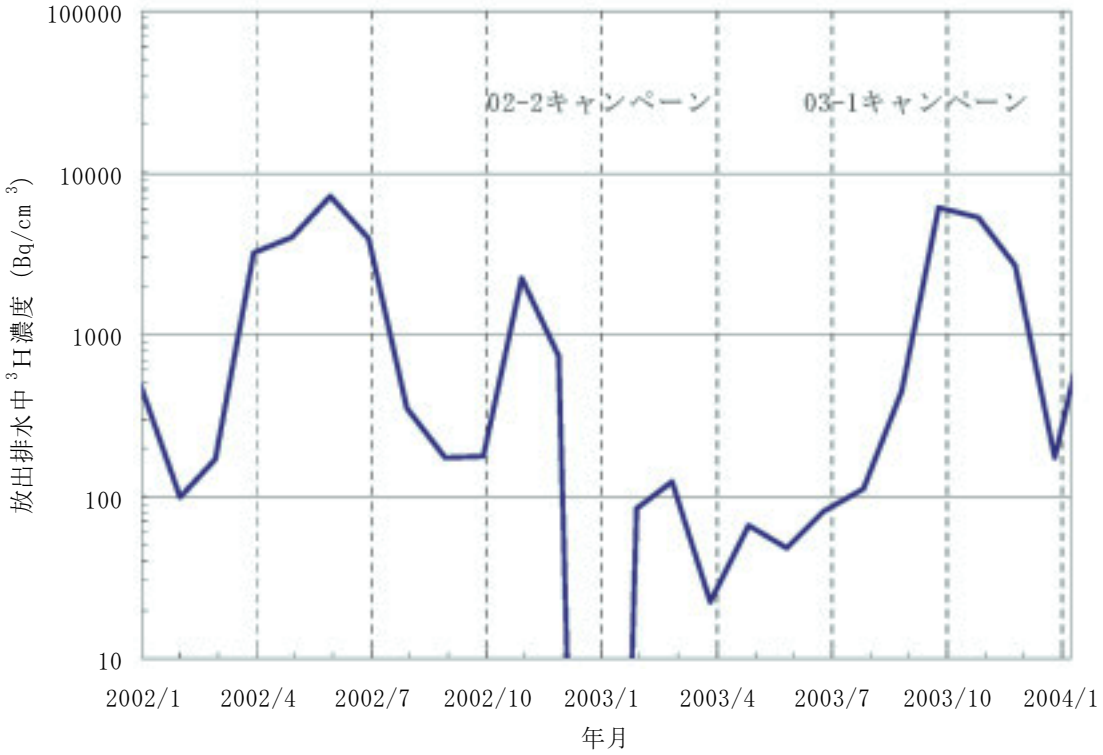

図-48　再処理の運転と排水中 ^{3}H濃度との関係

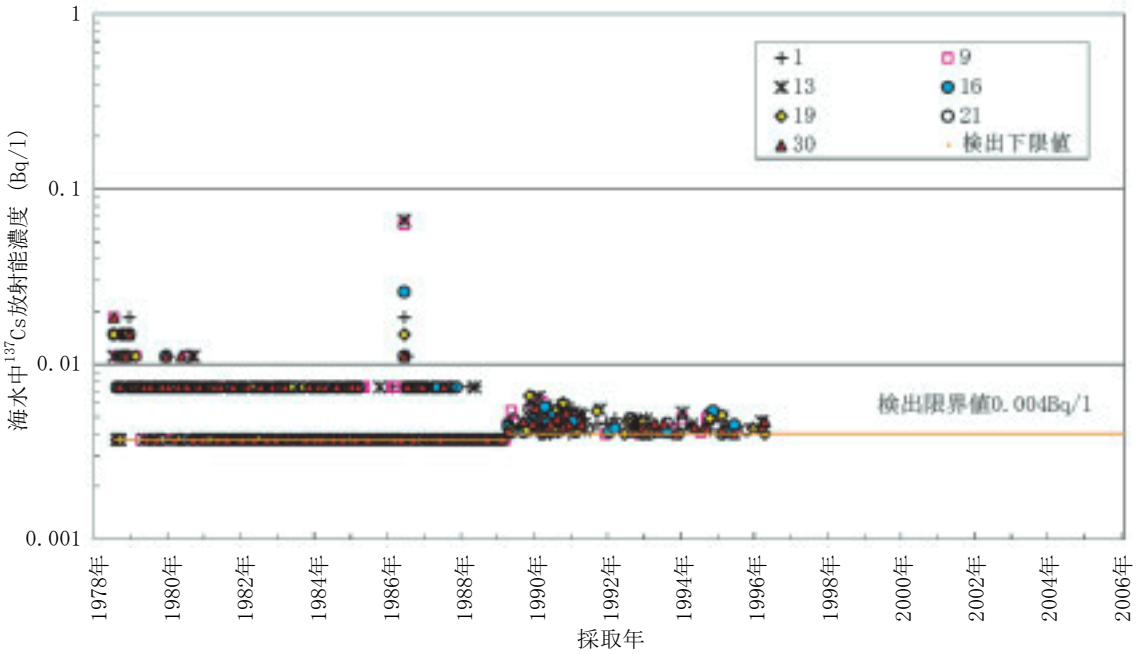

図-49　環境影響詳細調査における海水中 ^{137}Cs 濃度

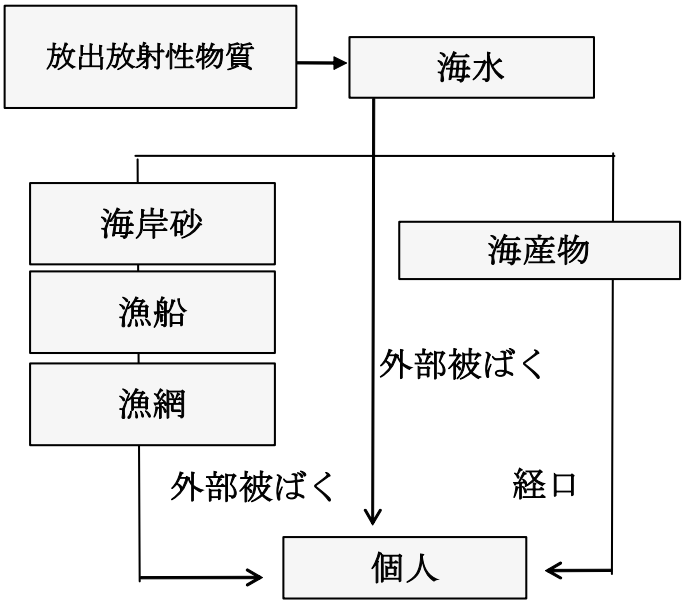

図-50　海洋放出した放射性核種に係る線量評価経路

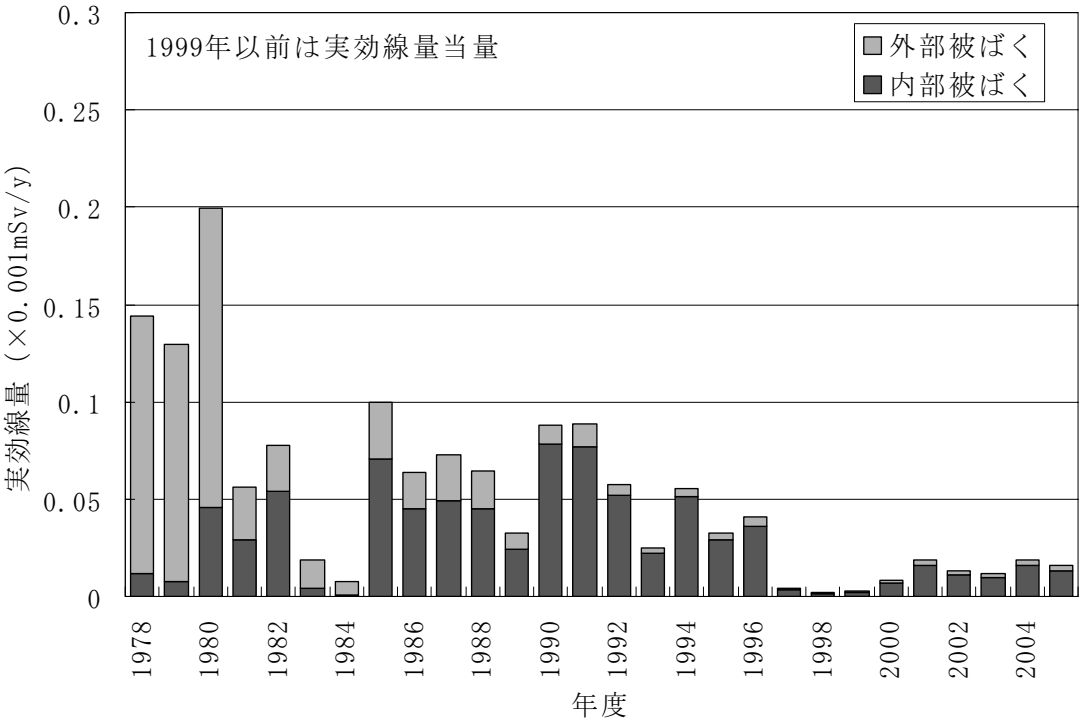

図-51　放射性液体廃棄物の海洋放出に起因する実効線量評価結果

表-1　使用済燃料の処理実績（1/2）

キャンペーン名	炉型	集合体数（体）	重量（ｔ）	処理期間
ＪＰＤＲ試験	JPDR	57	3.3	S52.09.22-S52.12.13
ＢＷＲ試験	BWR	24	4.7	S53.02.14-S53.03.25
ＰＷＲ試験	PWR	16	6.4	S53.05.09-S53.06.09
ＢＷＲ総合試験	BWR	24	4.7	S53.08.07-S53.10.07
予備運転	BWR	12	2.3	S54.11.19-S54.12.17
	PWR	7	2.8	
ＰＷＲ総合試験	PWR	17	6.8	S55.01.19-S55.02.10
Ｃ－１	BWR	143	27.8	S55.04.17-S55.07.02
	JPDR	14	0.8	
Ｃ－２	PWR	56	19.5	S55.09.05-S55.11.29
８１－１Ａ	BWR	34	6.6	S56.01.17-S56.03.13
８１－１Ｂ	BWR	107	20.2	S56.05.07-S56.06.24
８１－２Ａ	PWR	14	5.6	S56.09.07-S56.10.13
８１－２Ｂ	BWR	43	8.4	S56.11.06-S56.12.05
８２－１Ａ	BWR	76	14.8	S57.01.28-S57.03.25
	PWR	10	4.0	
８２－１Ｂ	BWR	22	4.1	S57.04.08-S57.04.29
８２－１Ｃ	PWR	20	8.0	S57.05.27-S57.06.29
８２－２	BWR	28	5.3	S57.09.18-S57.12.03
	PWR	37	14.7	
８３－１	PWR	3	1.2	S58.02.15-S58.03.01
８３－２	BWR	10	1.9	S58.12.03-S58.12.16
８５－１Ａ	PWR	13	5.2	S60.02.18-S60.03.12
８５－１Ｂ	BWR	82	15.7	S60.04.05-S60.05.31
	PWR	19	7.2	
８５－１Ｃ	BWR	74	14.0	S60.06.15-S60.08.04
	PWR	22	7.1	
８５－２	BWR	108	20.3	S60.09.12-S60.11.27
	PWR	23	9.2	
８６－１	PWR	13	5.2	S61.07.04-S61.07.19
８６－２	BWR	148	27.5	S61.08.30-S61.12.05
	PWR	23	7.6	
	ATR	34	5.2	
８７－１	BWR	235	43.9	S62.01.16-S62.05.26
	PWR	12	4.7	
８７－２	PWR	3	1.2	S62.09.16-S62.09.24
８８－１	BWR	130	24.4	S63.01.27-S63.06.02
	PWR	42	15.0	
	JPDR	90	4.8	
８９－２	BWR	64	11.9	H01.09.27-H01.12.04
	PWR	18	6.0	
９０－１	BWR	190	35.1	H02.01.17-H02.06.20
	PWR	85	30.1	
９０－２	BWR	100	18.6	H02.09.19-H02.12.01
	PWR	47	15.3	
９１－１	BWR	150	27.9	H03.01.31-H03.06.22
	PWR	78	28.7	
９１－２	BWR	62	11.0	H03.11.07-H03.12.06

表-1　使用済燃料の処理実績（2/2）

キャンペーン	炉型	集合体数（体）	重量（t）	処理期間
９２−１	BWR	126	22.4	H04.01.23-H04.05.29
	PWR	26	9.6	
	ATR	136	20.8	
９２−２	BWR	204	37.3	H04.08.26-H04.12.04
	PWR	33	13.2	
９３−２	BWR	184	32.7	H05.09.20-H05.12.04
	PWR	12	4.0	
９４−１	BWR	60	10.7	H06.03.31-H06.06.29
	PWR	78	27.9	
９４−２	BWR	128	22.8	H06.09.21-H06.12.05
	PWR	21	9.0	
９５−１	BWR	139	24.5	H07.01.30-H07.06.18
	PWR	40	15.8	
	ATR	135	20.7	
９５−２	BWR	92	16.0	H07.09.25-H07.12.25
９６−１	BWR	98	17.3	H08.04.01-H08.06.22
	PWR	14	5.6	
	ATR	34	5.2	
９６−２	BWR	114	20.3	H08.09.25-H08.12.06
	PWR	12	4.8	
９７−１	BWR	103	18.3	H09.02.04-H09.03.31
定検運転	BWR	32	5.7	H12.06.29-H12.08.01
００−２	ATR	18	2.8	H12.11.20-H12.12.15
０１−１	BWR	34	5.9	H13.03.08-H13.06.26
	PWR	45	18.0	
０１−２	PWR	18	7.2	H13.10.10-H13.12.11
	ATR	32	4.9	
０２−１	BWR	66	11.6	H14.03.18-H14.07.01
	ATR	70	10.7	
０２−２	BWR	36	6.4	H14.10.23-H14.12.03
０３−２	BWR	38	6.8	H15.09.17-H15.12.03
	PWR	18	7.1	
０４−１	PWR	33	15.1	H16.01.26-H16.06.23
	ATR	88	13.5	
０４−２	BWR	36	6.5	H16.10.06-H16.11.30
	ATR	24	3.7	
０５−１	BWR	84	14.5	H17.02.02-H17.06.14
	PWR	37	12.4	
０５−２	BWR	76	13.2	H17.10.12-H17.12.13
０６−１ 注)	PWR	36	14.4	H18.02.08-H18.03.31
合　　計		5249	1116	

①処理期間とは、使用済燃料のせん断開始から、FP、Puフラッシュアウトまでをいう。
②端数処理のため、燃料重量の和と合計は異なる。
注）平成18年3月31日までにせん断・溶解した使用済燃料の体数・重量を記載。

表-2　再処理施設からの液体廃棄物の海洋放出に係る基準

	最大放出濃度 (Bq/cm^3)	一日当たりの最大放出量(GBq)	3か月当たりの最大放出量(GBq)	1年間の最大放出量 (GBq)
全α放射能	3.0　$\times10^{-2}$	1.1　$\times10^{-2}$	1.0	4.1
全β放射能 (^{3}H を除く)	1.2　$\times10$	3.7	2.4　$\times10^{2}$	9.6　$\times10^{2}$
^{89}Sr　(注1)	2.3　$\times10^{-1}$	(注2)　7.0　$\times10^{-2}$	4.1	1.6　$\times10$
^{90}Sr　(注1)	4.8　$\times10^{-1}$	(注2)　1.4　$\times10^{-1}$	8.1	3.2　$\times10$
^{95}Zr-^{95}Nb	5.9　$\times10^{-1}$	1.7　$\times10^{-1}$	1.0　$\times10$	4.1　$\times10$
^{103}Ru	9.3　$\times10^{-1}$	2.7　$\times10^{-1}$	1.6　$\times10$	6.4　$\times10$
^{106}Ru-^{106}Rh	7.4	2.1	1.3　$\times10^{2}$	5.1　$\times10^{2}$
^{134}Cs	8.5　$\times10^{-1}$	2.5　$\times10^{-1}$	1.5　$\times10$	6.0　$\times10$
^{137}Cs	7.8　$\times10^{-1}$	2.3　$\times10^{-1}$	1.4　$\times10$	5.5　$\times10$
^{141}Ce	8.1　$\times10^{-2}$	2.4　$\times10^{-2}$	1.5	5.9
^{144}Ce-^{144}Pr	1.7	5.2　$\times10^{-1}$	3.0　$\times10$	1.2　$\times10^{2}$
^{3}H	2.5　$\times10^{4}$	7.4　$\times10^{3}$	4.7　$\times10^{5}$	1.9　$\times10^{6}$
^{129}I　(注1)	3.7　$\times10^{-1}$	(注2)　1.1　$\times10^{-1}$	6.7	2.7　$\times10$
^{131}I	1.6	5.2　$\times10^{-1}$	3.0　$\times10$	1.2　$\times10^{2}$
Pu（α）(注1)	3.0　$\times10^{-2}$	(注2)　1.1　$\times10^{-2}$	5.9　$\times10^{-1}$	2.3

(注1) 1か月平均1日最大放出濃度
(注2) 1か月平均1日最大放出量

抜粋　再処理施設保安規定第Ⅲ-5表及び第Ⅲ-14表

表－3　茨城県環境放射線監視計画海洋関係[注)]　（原子力機構サイクル工研担当分）

項　目	頻　度	核種等	地点数	測定月	地　　点
海　水	4回／年	^{3}H	3	4,7,10,1	F 原子力機構サイクル工研沖(7) H 長砂沖(7) P 再処理排水放出口周辺(5)
	2回／年	Mn,Co,Sr,Zr, Nb,Ru,Cs,Ce		4,10	
海底土	2回／年	Mn,Co,Sr,Zr, Nb,Ru,Cs,Ce Pu	3	7,1	F 原子力機構サイクル工研沖(7) H 長砂沖(7) P 再処理排水放出口周辺(5)
魚　類 ｼﾗｽ及びﾋﾗﾒ, ｶﾚｲ,ｲｼﾓﾁ, ﾁﾀﾞｲ,ｽｽﾞｷ	2回／年	Mn,Co,Sr,Zr, Nb,Ru,Cs,Ce Pu	2	収穫期	東海沖,磯崎沖
貝　類 ｱﾜﾋﾞ,ﾊﾏｸﾞﾘ, ｺﾀﾏ貝,赤貝, ｳﾊﾞ貝のうち 2 種	2回／年		2	収穫期	久慈浜又は東海,磯崎
海藻類 ﾋｼﾞｷ,ﾜｶﾒ,ｱﾗﾒ のうち2種	2回／年		2	収穫期	久慈浜,磯崎
表面吸収 線 量 率 （β，γ）	2回／年		1	7,1	東海沖

注）平成 17 年度 10 月改訂版に基づく。

表-4　再処理施設保安規定に係る海洋環境放射能監視計画
（平成 18 年度実施版）

測定対象		採取		測定		備考
		採取点	頻度	項目	頻度	
海水		放出口付近 5 点	1 回／3 か月	全β放射能, ^{3}H	1 回／3 か月	5 点混合試料について測定
				核種分析	1 回／年	
		久慈沖及び磯崎沖 2 点	1 回／6 か月	全β放射能, ^{3}H	1 回／6 か月	
		北約 20km 点　1 点	1 回／年	全β放射能, ^{3}H 核種分析	1 回／年	
海底土		放出口付近 5 点	1 回／6 か月	核種分析	1 回／6 か月	5 点混合試料について測定
		久慈沖及び磯崎沖 2 点	1 回／6 か月	核種分析	1 回／6 か月	
		北約 20km 点　1 点				
海岸水		久慈浜海岸　1 点 阿字ヶ浦海岸　1 点 南北約 20km 点各 1 点	1 回／6 か月	全β放射能, ^{3}H	1 回／6 か月	
				核種分析	1 回／年	
海岸砂		久慈浜海岸　1 点 阿字ヶ浦海岸　1 点 南北約 20km 点各 1 点	1 回／3 か月	表面線量	1 回／3 か月	
海産生物	シラス	東海村地先　1 点 約 10km 以遠　1 点	1 回／3 か月	核種分析	1 回／3 か月	採取不能の場合はこの限りではない
	カレイ又はヒラメ	東海村地先　1 点 約 10km 以遠　1 点	1 回／3 か月	核種分析	1 回／3 か月	採取不能の場合はこの限りではない
	貝類	久慈浜地先　1 点 約 10km 以遠　1 点	1 回／3 か月	核種分析	1 回／3 か月	採取不能の場合はこの限りではない
	ワカメ又はヒジキ	久慈浜地先　1 点 磯崎地先　1 点 約 10km 以遠　1 点	1 回／3 か月	核種分析	1 回／3 か月	採取不能の場合はこの限りではない
漁網		東海村地先に於いて「せいかい」曳航の漁網	1 回／3 か月	表面線量	1 回／3 か月	
船体		「せいかい」甲板	1 回／3 か月	表面線量	1 回／3 か月	

（注）核種分析の対象核種は，^{90}Sr，^{106}Ru，^{134}Cs，^{137}Cs，^{144}Ce 及び ^{239}Pu とする。

^{239}Pu：^{239,240}Pu を示す。

表-5　再処理施設保安規定に係る陸上環境放射能監視計画
（平成 18 年度実施版）

測定対象		採取		測定		備考
		採取点	頻度	項目	頻度	
空間放射線	線量率	周辺監視区域内 9 点 周辺監視区域外 3 点	連続	γ線	連続	モニタリングポスト 8 基 モニタリングステーション 4 基
	積算線量	周辺監視区域内 15 点 周辺監視区域外 25 点	連続	γ線	1 回／3 か月	モニタリングポイント （TLD 使用）
空気	浮遊じん	周辺監視区域内 3 点 周辺監視区域外 4 点	連続	全α放射能 全β放射能	1 回／週	
				^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239} Pu	1 回／3 か月	測定試料は採取地点別混合
	ヨウ素	周辺監視区域内 1 点 周辺監視区域外 3 点	連続	^{131}I	1 回／週	モニタリングステーション
	気体状β放射能濃度	周辺監視区域内 1 点 周辺監視区域外 3 点	連続	^{85}Kr	連続	モニタリングステーション
	水分	周辺監視区域外 2 点	1 回／月	^{3}H	1 回／月	モニタリングステーション （ひたちなか市長砂，高野）
雨水		周辺監視区域内 1 点	連続	^{3}H	1 回／月	安全管理棟屋上
降下じん		周辺監視区域内 1 点	連続	全β放射能	1 回／月	安全管理棟屋上
飲料水		周辺監視区域内 1 点 周辺監視区域外 3 点	1 回／3 か月	全β放射能 ^{3}H	1 回／3 か月	周辺監視区域外 3 点： 東海村照沼，ひたちなか市長砂， 西約 10km 点
葉菜		周辺監視区域外 3 点	1 回／3 か月	^{131}I	1 回／3 か月	周辺監視区域外 3 点： 東海村照沼，ひたちなか市長砂， 西約 10km 点 採取不能の場合はこの限りではない
				^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239} Pu	1 回／年	
精米		周辺監視区域外 3 点	1 回／年	^{14}C, ^{90}Sr	1 回／年	周辺監視区域外 3 点： 東海村照沼，ひたちなか市長砂， 西約 10km 点 採取不能の場合はこの限りではない
牛乳		周辺監視区域外 2 点	1 回／3 か月	^{131}I	1 回／3 か月	周辺監視区域外 2 点： ひたちなか市長砂，西約 10km 点 採取不能の場合はこの限りではない
				^{90}Sr	1 回／年	
表土		周辺監視区域内 2 点 周辺監視区域外 3 点	1 回／年	^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239} Pu	1 回／年	
河川水		新川　3 点 久慈川上流　1 点	1 回／6 か月	全β放射能 ^{3}H	1 回／6 か月	
河底土		新川　3 点 久慈川上流　1 点	1 回／6 か月	全β放射能	1 回／6 か月	

^{239} Pu：^{239} ,^{240}Pu を示す。

表-6　分析法及び測定器一覧

核種	試料	分析法	測定器
全α放射能	浮遊じん	直接法	ZnS（Ag）シンチレーションカウンタ
全β放射能	浮遊じん 降下じん 飲料水 河川水 河底土 海水 海岸水	直接法 蒸発乾固法 〃 蒸発乾固法，鉄バリウム共沈法 直接法 鉄バリウム共沈法 〃	GM 計数管 低バックグラウンドβ線測定装置 （ガスフロー型比例計数管）
^{3}H	空気水分中 雨水 飲料水 河川水 海水 海岸水	蒸留法	低バックグラウンド液体シンチレーションカウンタ
^{14}C	精米	ベンゼン合成法	低バックグラウンド液体シンチレーションカウンタ
^{90}Sr	浮遊じん 葉菜 精米 牛乳 表土 海水 海底土 海岸水 海産生物	^{90}Y ミルキング法（シュウ酸塩法）	低バックグラウンドβ線測定装置 （ガスフロー型比例計数管）
^{106}Ru	海水 海岸水 海底土 海産生物	機器分析法―フェロシアン化 Ni―水酸化鉄共沈法 〃 機器分析法 〃	Ge 半導体検出器を用いたγ線スペクトロメトリ
^{131}I	空気中 葉菜 牛乳	機器分析法 機器分析法（ジュース化） 機器分析法	Ge 半導体検出器を用いたγ線スペクトロメトリ
^{134}Cs, ^{137}Cs	海水 海岸水 海底土 海産生物	機器分析法―フェロシアン化 Ni―水酸化鉄共沈法 〃 機器分析法 〃	Ge 半導体検出器を用いたγ線スペクトロメトリ
^{137}Cs	浮遊じん 葉菜 表土	〃 〃 〃	
^{144}Ce	海水 海岸水 海底土 海産生物	機器分析法―フェロシアン化 Ni―水酸化鉄共沈法 〃 機器分析法 〃	Ge 半導体検出器を用いたγ線スペクトロメトリ
^{239,240}Pu	浮遊じん 葉菜 表土 海水 海底土 海岸水 海産生物	イオン交換法	表面障壁型 Si 半導体検出器を用いたα線スペクトロメトリ

表－7　中国が実施した大気圏内核実験

回数	実験日	推定爆発量(kT)	備考	回数	実験日	推定爆発量(kT)	備考
1	1964.10.16	数　10		13	1972.1. 7	＜20	
2	1965. 5.14	数　10		14	3.18	20～ 200	
3	1966. 5. 9	20～200		15	1973. 6.27	1,000～2,000	水爆
4	10.27	20～ 30		16	1974. 6.17	約 1,000	水爆
5	12.28	200～300	水爆	18	1976. 1.23	＜20	
6	1967. 6.17	数 1,000	水爆	19	9.26	20～ 200	
7	12.24	＜20		21	11.17	4,000	水爆
8	1968.12.27	約 3,000	水爆	22	1977. 9.17	＜20	
10	1969. 9.29	約 3,000	水爆	23	1978. 3.15	＜20	
11	1970.10.14	約 3,000	水爆	25	12.14	20	
12	1971.11.18	＜20		26	1980.10.16	200～1,000	水爆

表-8　環境影響詳細調査結果

再処理施設詳細影響調査30地点の各月測定値の範囲

報告期		H-3 (Bq/L)	全β (Bq/L)	^{137}Cs (Bq/L)	報告期		H-3 (Bq/L)	全β (Bq/L)	^{137}Cs (Bq/L)
					1992年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0040
1978年	第２四半期	＊	＊～0.052	＊～0.019		第２四半期	＊	＊	＊～0.0049
	第３四半期	＊	＊～0.037	＊～0.019		第３四半期	＊	＊	＊～0.0048
	第４四半期	＊	＊～0.070	＊～0.011		第４四半期	＊	＊	＊～0.0049
1979年	第１四半期	＊	＊～0.063	＊～0.0074	1993年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0046
	第２四半期	＊	＊～0.067	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊～0.0046
	第３四半期	＊～1700	＊～0.041	＊～0.011		第３四半期	＊～58	＊～0.042	＊～0.0043
	第４四半期	＊	＊～0.044	＊～0.011		第４四半期	＊～300	＊～0.069	＊～0.0053
1980年	第１四半期	＊	＊～0.052	＊～0.011	1994年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0045
	第２四半期	＊～530	＊～0.059	＊～0.011		第２四半期	＊	＊	＊～0.0049
	第３四半期	＊	＊～0.052	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊～0.0054
	第４四半期	＊	＊～0.070	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊～0.0051
1981年	第１四半期	＊	＊～0.063	＊～0.0074	1995年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0045
	第２四半期	＊	＊～0.044	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.037	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊～0.0043
	第４四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊～0.0047
1982年	第１四半期	＊～120	＊～0.041	＊～0.0074	1996年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0047
	第２四半期	＊	＊～0.067	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊～120	＊～0.041	＊～0.0074		第３四半期	＊～83	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.037	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1983年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0074	1997年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.037	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.041	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.059	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1984年	第１四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0074	1998年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.059	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.052	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1985年	第１四半期	＊～96	＊～0.052	＊～0.0074	1999年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.059	＊～0.0037		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.052	＊～0.0074		第３四半期	＊～210	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.052	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1986年	第１四半期	＊	＊～0.052	＊～0.067	2000年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.063	＊～0.011		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.063	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.041	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1987年	第１四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0074	2001年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.063	＊～0.0074		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.056	＊～0.0074		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊～120	＊～0.052	＊～0.0074		第４四半期	＊	＊	＊
1988年	第１四半期	＊～270	＊～0.048	＊～0.0074	2002年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊～0.041	＊～0.0037		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0037		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊～0.048	＊～0.0037		第４四半期	＊	＊	＊
1989年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0054	2003年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊	＊～0.0047		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊	＊～0.0066		第３四半期	＊～49	＊	＊
	第４四半期	＊～550	＊～0.041	＊～0.0065		第４四半期	＊	＊	＊
1990年	第１四半期	＊	＊	＊～0.0058	2004年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊	＊～0.0055		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊	＊～0.0060		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊	＊～0.0056		第４四半期	＊	＊	＊
1991年	第１四半期	＊～85	＊	＊～0.0051	2005年	第１四半期	＊	＊	＊
	第２四半期	＊	＊	＊～0.0054		第２四半期	＊	＊	＊
	第３四半期	＊	＊	＊～0.0055		第３四半期	＊	＊	＊
	第４四半期	＊	＊	＊～0.0049		第４四半期	＊	＊～0.040	＊

注１）検出下限；^{3}H：40Bq/L、全β放射能：0.040Bq/L、^{137}Cs:4Bq/L

注２）全β放射能は自然放射能、^{137}Csは過去の大気圏内核実験フォールアウトの影響を含む。

表-9　環境影響詳細調査における ^{3}H の希釈率

採水年月日	採水地点	放出口からの距離(km)	海水中 ^{3}H測定値 (Bq/L)	放出実績		希釈率
				放出日	放出濃度 (Bq/L)	
1979年12月21日	16	0	1700	1979年12月21日	1,400,000	820
1980年7月18日	16	0	520	1980年7月18日	440,000	850
1982年4月15日	14	0.35	120	1982年4月15日	1,900,000	16,000
1982年11月2日	30	5	41	1982年11月1日	12,000,000	290,000
1982年12月7日	21,25,28	1～3	81～120	1982年12月7日	8,900,000	74,000～110,000
1985年5月8日	10	1.41	96	1985年5月8日	700,000	7,300
1988年3月4日	25,26,27	2～3	41～120	1988年3月4日	5,600,000	47,000～140,000
1988年4月5日	14,16,17	0～0.35	89～270	1988年4月5日	6,300,000	23,000～71,000
1990年2月7日	18,21	0.35～1	500～550	1990年2月7日	8,100,000	15000～16000
1991年5月1日	18～21,24	0.35～2.2	53～85	1991年5月1日	4,900,000	58000～93000
1993年10月6日	9	1	58	1993年10月6日	5,600,000	97,000
1994年2月7日	16	0	300	1994年2月7日	72,000	240
1996年12月3日	1	5	83	1996年12月3日	6,600,000	80,000
1999年12月1日	16	0	210	1999年12月1日	330,000	1,600
2003年11月7日	30	5	49	2003年11月6日	3,500,000	71,000

表-10　放出口からの距離別の ^{3}H 希釈率

放出口からの距離(km)	測定濃度(Bq/l)	希釈倍率
0	89～1,700	240～71,000
0.35	56～550	15,000～88,000
1～1.41	57～500	7,300～97,000
2～2.25	52～120	47,000～110,000
3	41～89	100,000～140,000
5	41～83	71,000～290,000

表-11　海水中放射性核種濃度の変動範囲のまとめ

放射性核種		1977 年～1985 年（中国核実験影響時期）	1986 年～1989 年，（チェルノブイリ原子力発電所事故影響時期）	1990 年～2005 年（最近の状況）
海水（Bq/ℓ）	^{90}Sr	1.7×10^{-3}～1.5×10^{-2}	1.2×10^{-3}～4.4×10^{-3}	7.5×10^{-4}～3.5×10^{-3}
	^{137}Cs	3.5×10^{-3}～5.7×10^{-2}	1.5×10^{-3}～6.7×10^{-2}	1.2×10^{-3}～6.1×10^{-3}
	^{239,240}Pu	4.3×10^{-6}～1.0×10^{-3}	5.6×10^{-6}～2.1×10^{-5}	4.7×10^{-6}～2.0×10^{-5}
海底土（Bq/kg 乾）	^{90}Sr	7.4×10^{-2}～4.1×10^{-1}	7.4×10^{-2}～2.0×10^{-1}	7.4×10^{-2}～1.7×10^{-1}
	^{137}Cs	7.4×10^{-1}～2.7	7.4×10^{-1}～9.6×10^{-1}	4.1×10^{-1}～1.7
	^{239,240}Pu	$1.7\times10^{-1*}$～1.3	2.6×10^{-1}～1.0	1.7×10^{-1}～1.0
シラス（Bq/kg 生）	^{90}Sr	DL（1.9×10^{-2}）～5.2×10^{-2}	DL（1.9×10^{-2}）～5.2×10^{-2}	DL（2×10^{-2}）
	^{137}Cs	4.1×10^{-2}～7.8×10^{-1}	9.0×10^{-2}～2.9×10^{-1}	DL（4×10^{-2}）～1.8×10^{-1}
	^{239,240}Pu	1.2×10^{-4}～4.7×10^{-3}	8.8×10^{-5}～8.9×10^{-4}	5.7×10^{-5}～6.1×10^{-4}
カレイ・ヒラメ（Bq/kg 生-肉）	^{90}Sr	DL（1.9×10^{-2}）～1.8×10^{-1}	DL（1.9×10^{-2}）	DL（2×10^{-2}）
	^{137}Cs	4.1×10^{-2}～4.4×10^{-1}	1.1×10^{-1}～3.7×10^{-1}	DL（4×10^{-2}）～2.2×10^{-1}
	^{239,240}Pu	7.5×10^{-5}～2.1×10^{-3}	8.0×10^{-5}～2.0×10^{-4}	4.1×10^{-5}～5.0×10^{-4}
貝（Bq/kg 生）	^{90}Sr	DL（1.9×10^{-2}）～8.9×10^{-2}	DL（1.9×10^{-2}）	DL（2×10^{-2}）
	^{137}Cs	DL（3.7×10^{-2}）～7.4×10^{-1}	DL（3.7×10^{-2}）～2.6×10^{-1}	DL（4×10^{-2}）～6.2×10^{-2}
	^{239,240}Pu	5.3×10^{-4}～2.0×10^{-2}	4.5×10^{-4}～8.1×10^{-3}	5.0×10^{-4}～2.7×10^{-2}
海藻（Bq/kg 生）	^{90}Sr	2.6×10^{-2}～3.7×10^{-1}	3.7×10^{-2}～1.0×10^{-1}	DL（2.0×10^{-2}）～9.7×10^{-2}
	^{137}Cs	DL（3.7×10^{-2}）～7.4×10^{-1}	DL（3.7×10^{-2}）～2.3×10^{-1}	DL（4×10^{-2}）～1.5×10^{-1}
	^{239,240}Pu	8.7×10^{-4}～3.2×10^{-2}	1.1×10^{-3}～9.2×10^{-3}	3.0×10^{-4}～8.9×10^{-3}

＊：海底土中 ^{239,240}Pu の最小値は，1982 年海域（P）にて，0.041Bq/kg の測定値があるが，図-20 に示すように他の測定値に比べ 1 桁以上低く，特異値であることからこれを除いた。

This is a blank page.

国際単位系（SI）

表１．SI 基本単位

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

表２．基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

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

表５．SI 接頭語

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

表３．固有の名称とその独自の記号で表されるSI組立単位

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

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

表６．国際単位系と併用されるが国際単位系に属さない単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1h =60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	’	1’=(1/60)°=(π/10800) rad
秒	”	1”=(1/60)’=(π/648000) rad
リットル	l、L	$1l=1\ dm^3=10^{-3}m^3$
トン	t	$1t=10^3$ kg
ネーパ	Np	1Np=1
ベル	B	1B=(1/2)ln10(Np)

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

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
電子ボルト	eV	$1eV=1.60217733(49)\times10^{-19}J$
統一原子質量単位	u	$1u=1.6605402(10)\times10^{-27}kg$
天文単位	ua	$1ua=1.49597870691(30)\times10^{11}m$

表８．国際単位系に属さないが国際単位系と併用されるその他の単位

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

表４．単位の中に固有の名称とその独自の記号を含むSI組立単位の例

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

表９．固有の名称を含むCGS組立単位

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

表10．国際単位に属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
キュリー	Ci	$1\ Ci=3.7\times10^{10}Bq$
レントゲン	R	$1\ R=2.58\times10^{-4}C/kg$
ラド	rad	$1\ rad=1cGy=10^{-2}Gy$
レム	rem	$1\ rem=1\ cSv=10^{-2}Sv$
X線単位		$1X\ unit=1.002\times10^{-4}nm$
ガンマ	γ	$1\gamma=1\ nT=10^{-9}T$
ジャンスキー	Jy	$1\ Jy=10^{-26}W \cdot m^{-2} \cdot Hz^{-1}$
フェルミ		$1\ fermi=1\ fm=10^{-15}m$
メートル系カラット		$1\ metric\ carat=200\ mg=2\times10^{-4}kg$
トル	Torr	1 Torr = (101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
カロリー	cal	
ミクロン	μ	$1\ \mu=1\mu m=10^{-6}m$

（第７版，1998年改訂）

この印刷物は再生紙を使用しています