

本資料は 年 月 日付けて登録区分。

変更する。 2001. 6. 20

[技術情報室]

資料

海洋放射能サーベイイングおよびモニタリングの方法

IAEA

Safety Series No. 11

Methods of Surveying and Monitoring

Marine Radioactivity 脳

1970年7月

動力炉・核燃料開発事業団

東 海 事 業 所

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

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2001

T
SN851-70-02



IAEA Safety Series No. 11 訳

作成 1970年7月1日

実施責任者 原悌二郎
報告者 大内新一
増田純男*
倉林美積

概要 海洋放射能の測定調査を、純科学的な海洋放射能の状態を知るためのサーベイイングと、人間の海産物安全利用に関連したモニタリングの二つの目的別に分けて、サンプリング、処理、分析、測定等の方法と実例などについて、これら業務従事者の手引きとなることを総合的に説明してある。

* 1969年12月5日付でブルトニウム燃料部へ転属

海洋放射能サーベイイングおよびモニタリングの方法

目 次

I 序 文	1
海洋放射能の測定	2
海の放射能状態に関する科学的データに見合った基準	3
海洋生産物の人間の安全な利用に関するデータに見合った基準	5
このレポートの適用	4
II 必要な測定とサンプリングの選定	5
特有な量の選定	5
概　　論	5
物理的基礎	6
海　　水	6
海の境界—海底土と海岸	8
プランクトン	8
底棲生物と海藻	9
魚介類	9
サンプリング	10
概　　説	10
試料の大きさ	11
海水試料	11
海底沈積物試料	12
海塩試料	13
プランクトン試料	13
海藻試料	14
底棲生物試料	14
魚介類試料	14
試料の運搬と貯蔵	15
海　　水	15
海　　藻	15
魚類，甲殻類，軟体動物，プランクトン	16
海底試料	16

分析用器官の選定と抽出	16
試料調整	16
貯蔵施設	17
分析の必要性	17
全放射能	17
放射性核種分析用実験室の必要性	18
文 献	18
III サーベイ	19
海水中原子力のサーベイ	19
海水から得られた塩のサーベイ	20
海底沈積物のサーベイ	20
海洋生物のサーベイ	21
海洋生産物のサーベイ	21
IV モニタリング	22
モニタリングを支える事前調査	23
モニタリングのためのサーベイの要件	25
V 重要放射性核種の分析法	25
マンガン	26
鉄	28
コバルト	30
亜 鉛	32
ストロンチウム	34
ジルコニウム	37
ニオビウム	38
ルテニウム	40
沃 度	42
セシウム	44
セリウム	46
ラジウム	48
トリウム	51
ウ ラ ネ	52
ブルトニウム	54
一般文献	55

附録一 1 放射能の測定	58
線量測定に関連した測定	58
放射化学に関連した放射能測定	59
海洋環境の放射能状態を表わすための測定条件	60
附録一 II 海洋物質中の天然放射性核種	60
海水中の天然放射性核種	60
海底沈積物中の天然放射性核種	62
参照、文献	65
附録一 III サンプルの大きさに関するサンプリング方法	68
附録一 IV サーベイとサンプリングの実際と設備についての諸例	70
ワインズケール(英國)のサーベイとモニタリングのシステム(F.Morgan)	70
CNEN(イタリア)原子力船	71
アメリカ合衆国沿岸警備船 Taney 号の船上実験室	71

I 序 文

海洋法に関する国連会議において放射性物質における海洋汚染の可能性について関心が示された。

その結果第10回本会議において一部に次の決議が採択された。

『……IAEAは放射線防護の分野において認められた能力を有する既存のグループ、及び常設内の機関と協議して、海洋への放射性物質の廃棄又は放出の管理、人類および人類の利用する海洋資源に悪影響を与えるほどの量の放射性物質による海洋の汚染を防ぐための基準の公布、国際的に受け入れられる規定の起草などに関して各国を援助する何らかの活動をなすべきである』

この指令に応じて、スウェーデンのBrynniessson氏を議長とする専門委員会が設立された。この委員会は、いかなる放射性廃棄物の海洋処分も人間に対する害が許容されなくない程度であることを保証するために必要な一連の勧告を樹立するための検討をした。委員会の活動報告はIAEAのSafety Series No.5 "Radioactive Waste Disposal into the Sea"として公表されている。

この報告から、汚染の効果的な管理は放射性物質の存在に関する海及び海産物のサーベイイングおよびモニタリングの適切な方法の効力に依存しなければならないことが明らかである。更に汚染防止に対する国際基準として受け入れることが出来るようなサーベイイング及びモニタリングの方法の必要性は、あらゆる海洋への廃棄物処分の計画とは独立したものとして存在する。

このレポートは、イタリーのC. Polvani博士を議長とするad hoc委員会により行なわれた"海洋放射能のサーベイイングとモニタリング法"の研究の結果である。

そのメンバーは、

M. Buljan	Yugoslavia
A.K. Ganguly	India
J.H. Harley	United States of America
Y. Miyake	Japan
F. Morgan	United Kingdom of Great Britan and Northern Ireland
P. Slizewicz	France
Y.M. Stuckenbergs	Union of Soviet Socialist Republics

以下の国際機関の代表者達が委員会の仕事に参加した。

K.N. Federov	UNESCO
T. Laevastu	FAO
R. Pavanello	WHO

E. Wallauschek	ENEA/OECD
F.J. Woodman	WHO
W.S. Wooster	UNESCO

更に、以下の人々が、彼らの間で折々委員会の仕事を手助けした。

J. Alinet ; W. Chipman ; A. Federov ; T.R. Folsom ;
R. Fukai ; I. Hela ; H. Kautsky ; F. Koczy ; D. Lal ;
C. Michon ; P. Vaissiere ; V. Vouk.

委員会の書記官 (Secretary) は IAEA の M. Saiki と C.W.C. Tait であった。

委員会の目的は、海洋環境の放射能のサーベイやモニタリングに適した技術を実行し得る範囲まで案出し、指示することであった。更に委員会は、特に尙一層の研究が必要であると思われる分野を指摘し、望ましい結果を得るために物質的援助を予定されるような研究の性質について提案しようと努めた。

海洋 放 射 能 測 定

海洋環境のサーベイイングあるいは、モニタリング系は、いかなる場合にも測定の単位として定量的なデータを示すべきである。

海洋環境放射能の測定は、現在明らかに 2 つのグループになると思われる。一つのグループは海洋環境の放射能状態をよく示すデータから成立っている。そしてこのデータは海水中の放射性物質の含有に関して海中で起る種々のプロセスのあらゆる科学的研究の基礎として供すべきである。そのようなデータの収集及び組合せはふつう海あるいは海洋環境のある部分の放射能状態の概観を与えるところまで行なわれている。

もう一つの測定のグループは、人間の健康への脅威に関する問題に最も直接的な解答を与えるように選ばれる。そのようなデータの選定は、海自体で起る過程の重要性によるよりも、人間の海の利用の様子による方がより決定的である。この場合、ある起り得る望ましくない結果について障害の警告を提供するというところまで処置がしばしば行なわれる。すなわち、全体のプロセスが真のモニタリングであると考えられる。しかし、サーベイイングおよびモニタリングとして 2 つの場合は夫々区別されるべきである。というのはモニタリングは必須の部分、あるいは前提としてサーベイを含んでいる。さらに健康防護データの多くは、あり得る仮説的な状況の結果を予測するための基礎として用いられるタイプのものである。そのような場合、データの収集はおそらくモニタリングとしてよりもサーベイとしての方がより的確に言及されるであろう。放射能の意味のある尺度を撰択することの下にある原理は、上に特記した 2 つのグループとも同じであるが、その強調する点は全く異っている。

データのうち、最初のグループは海洋の放射能状態に関する科学的なデータとして言及しうるものであり、2番目のグループは海産物を使用する人間の安全性に関するものとして言及される。放射能障害と海洋放射能状態の最上の科学的尺度を関係づけることは、現段階では、多分早計であろうし、これらはデータを大規模に収集し、研究することに依存しなければならない。この研究の目的は、確実な基礎の上に、そういうデータの収集を確立することである。

この目的を達成することは、3つの段階を含んでいる。それは、

- (a) 測定のための適当で重要な特性の選定
- (b) 代表的測定を確保するために適したサンプリングの手順を整えること。
- (c) 測定のために選定された再現性のある定量分析を確保するために、信頼し得る分析技術を構成すること。

海洋放射能状態に関する科学的データに見合った基準

海洋放射能に関して現在行なわれている多くの仕事は、探険的な性格をもつたものであるに違いない。我々が、どのパラメーターが、将来の重要な問題に適用するために最もよい放射能の尺度であるかを議論する以前の問題として、なすべき数多くの問題が残っている。現時点では、以下の基準が支配的であろう。

- (a) 測定はある一致した放射能の定義にもとづき意味あるものでなければならない。
- (b) 測定は再現性のあるものでなくてはならない。
 - (i) 同一測定者に関して
 - (ii) 異なる測定者に関して
 - (iii) 異っているが同等の技術に関して

(それは特殊な装置、技術に決定的に依存したものであってはならない。)
- (c) 測定は、海洋環境について、それを限定できる範囲、領域あるいは成分などを代表するものでなくてはならない。
- (d) 測定量の長期変動又は傾向は散漫で統計的な、意味をもたない変動によって隠されてはならない。

人間の海産物安全利用に関するデータに見合った基準

人間に対する障害の尺度として、有用である海産物あるいは、海洋環境の放射能の尺度は、いかなる尺度にしろ、それは、ICRPの種々の勧告で、解釈し得るものでなくてはならない。すなわち、各データは人間への最終的なルートが同定できるように表示されるべきであり、こ

のデータは結果的にある程度人間の被曝に関係づけられるものである。

人間の保健について種々の勧告を与えるべき海洋データの解釈は、海洋科学の領域をこえる数多くの考察を含んでいる。それ故、これらの問題に詳しい他の専門グループからさらに指導を求めるべきである。

測定への系統的アプローチは、海洋環境の放射能状態に関する基礎科学データで始まるであろう。そこに含まれるプロセスを適切に理解することによってのみ、海洋放射能の結果として人間がうける障害の如き概念を発表させることが望ましい。この分野の知識を理想的に発展させることは、実際にはできないのは残念である。

これは3つの原因に由来している。すなわち、

- (a) 放射能汚染からの人間及び資源の防護に関するモニタリングについてはすぐ解答をする必要がある。
- (b) 役に立つ科学者が非常に少ないので、結果的にはより基礎的な科学研究を無視して、直接のモニタリングの問題に集中しなければならない。
- (c) 海の放射能の状態の基礎的測定と人間の防護に適用するための測定との関係は複雑であり、不鮮明である。モニタリングにおいて多數の情報を直接利用することを期待する前に、前者の研究が高度の水準に達しなければならないのではないかと思われる。

このレポートの適用

前節までに、とり上げられたような問題の考察を考えてこのレポートは放射能の汚染により起る有害な結果から人間、あるいは海産物を守るためにサーベイ及びモニタリングに従事している海洋科学者に何らかの手引きを与えることを主に配慮した。現在のこの仕事の性質より、このレポートが多分に化学者ないし、生物学者向けであらざるを得ない。（衛生学者や公衆衛生の役人がこのレポートによって海洋放射能の正しいモニタリングの問題を理解する上に助けること多くあろうが）このレポートの本文における材料の提供に、このことは反映されているであろう。いうまでもなく、放射能の測定の基礎となる物理的原理に対して適切な関係に基づいたものでなければこの分野の仕事は十分なものとはならない。これらの基本的な物理的及び数学的考察はそれ故、主レポートの付録として扱われている。

II 要求される測定法及びサンプリング法の選定

特性量の選定

概論：どんな研究でも第一段階はその目的を明らかにすることである。現時点で、最も目的にかなっていそうなものは、人間の利益に脅威となりそうな海洋環境の放射能特性に関する変化を検出すること、および海水放射能の基礎的知識を広めることである。人間の安全と利益に影響する決定のもととなるデータが圧倒的に必要なため科学的正確という観点からは、多分に不十分なところがあるにして *ad hoc* の直接のアプローチが当面の手引きを支えるためしばしば必要となる。しかしながら、海洋環境で起る放射性の種々のプロセスに関する知識は非常に限られた状態にあるので、科学知識を広める機会をすべて利用することが望ましい。

人間が海洋環境を利用する上で、有意の放射能汚染の検出あるいは、その防止のためのプログラムは、以下のような項を含むことになろう。

- (a) 海洋環境中のある成分の放射能の尺度。これはその成分の人間の利用及び関連する核種あるいは放射線による障害に関する ICRP の勧告とで評価される。
- (b) 人類が利用すると思われる海洋環境のある成分に対して、既知となっている前駆物質に存在している幾つかの特定核種から生ずる放射能の尺度。なお、その間では、問題の特殊危険放射性核種に対しては時間に対する関係は既知であること。
- (c) 環境中の濃度が検出限界以下であるような時に、その核種の存在を指示するのに助けるように、選択的高濃縮係数を示すある生体中の特定核種に対する放射能の尺度。
- (d) 種々の住民の海産物に関する食生活条件の研究とその海産物の元素分析進歩する科学知識に対するプログラムは以下のいずれかを含んでいるであろう。
 - (a) 有意の深さにおける、海水中の溶液又は懸濁物に存在する全放射能の尺度。
 - (b) 有意の深さの海水中に存在する特定の核種の放射能の尺度。
 - (c) 底土中の特定核種の放射能の尺度。
 - (d) 特定の海洋生物中の種々の核種の放射能の尺度。
 - (e) 食物連鎖の連続的な構成要素における種々の核種の相対放射能の尺度。
 - (f) 生物の諸器官における種々の核種の相対的放射能の尺度。

研究のために特性量を選ぶというこの段階で究極の目的に基づく処置を分散することは最も決定的である。サンプリング、処理、分析それにデーターの表現といった一連の段階は、目的にかかわらず同一の原理に従っており、各処置の相違は、十分に自明であろう。

物理的基礎

海洋環境における放射能に関して警告されているデーターには、過去、種々の物理量が用いられてきた。“放射能”，“計数率”，“全ベータ量”，“キュリー”のような言葉は、しばしば遭遇する言語である。意味をもった解釈のために、これらの言語を使うには、厳密な制限が課せられる。付録 I には、放射能について考えられる種々の物理的尺度、及びそれらの利用に関することについて、考察されている。付録 I の議論からは、次のようなことが明らかである。人間の防護という目的のサーベイイングあるいはモニタリングへの、いかなる重大なアプローチも、特定の放射性核種（ふつう、特別な核種のキュリー数として表わされる）による放射能の評価あるいは、ある尺度をむしろ基礎としている。この量は、多分計数及びある標準物質に対して評価するといったことを含む問題物質への放射化学分離の適用又は、ガンマスペクトリーの適用で決定されるであろう。

ある専門的な問題によっては、海洋環境における一般的な外部放射線の線量測定を必要とするかもしれない。そのような場合には、適切な物理的尺度というものは、外部放射線の ambient flux (環境放射線の性質の基礎科学的研究に適當) 又は、もっと的確にいうなら、(実際の研究において) ある特定の物質に対して rad で表わされた線量率であろう。(付録 I)

海 水

海水サンプル調査の主な努力は、特定放射性核種の濃度を決定することであろう。

人間の障害の研究において測定されるべき放射性核種は、最も潜在的危険度の高いものであろう。海中の相当する非放射性アイソトープの濃度及び物理化学的状態は、同位体稀釈現象のために海洋の放射線からの障害を評価する時に、考慮に入れなければならない。

多くの場合、他の方法で同定しうる量以下の濃度では生物学的物質が、海水中の放射性核種の便利な指標物質として研究されるであろう。その最も簡単な形では、これを実行することは、生物系が、海水中に存在する元素を種あるいは、器官にのみもとづいて一定のフアクターに濃縮する、という考え方からくる。さらに、関連の放射性核種は、一定の同位体稀釈で存続するということが推定される。最初の仮定は、妥当性が非常に不確かであろうが、2番目の仮定は、一般に正しいものと思われる。そのような濃縮係数がよく確立されないと、あるいは同位体稀釈係数が一定であるという十分な実験データがないと、海水中の放射性核種の濃度を評価するためのこの技術は非常に限られた価値のものとなる。しかしながら濃縮係数に対する特別な下限を設定すること及びそれによってある放射性同位元素の濃度がある限界値以下であると述べることは可能であるかもしれない。

野外での、空間放射線束あるいは、線量率の測定は、大事故あるいは小汚染事故により汚染された海域のモニタリングのために、ある程度適用できる。低レベルの汚染は、塩類とちょうど比例したカリウムの自然放射能によるバグランドのために、標準モニタリング機器によって検出することは困難であろう。天然の妨害放射性核種は付録IIに集約されている。さらに、自然放射能の2倍にならない外部放射線レベルはいかなるモニタリングプログラムにおいても、直接の関係は、ごくわずかである。必要ならば、線量率は、標準感度測定器を水中に沈めるか又は、表面上の一定の高さの空気中につるして測定することができる。

野外で行なわれる一般的な線量測定は、低放射能レベルまでのエネルギーに比例反応感知要素による測定に基づくべきである。そのような測定は、真の溶液中又は、けんだけ物中にある放射性物質が無生物、又は微生物の区別はしないであろう。海面上の空气中で実施された放射線測定は、海及び測定の行なわれた正確な高さの地点における放射能レベルの特性であろう。しかしながら、線量率は、測定地点が高くなるにつれて急減する。特にいかなる運転可能な高さにしろ飛行機によつては、検出不可能なベータ線を放射する成分に関しては、高さと共に急激に減少する。

単離された海水のグロスカウントあるいは、グロスペータは疑しい価値のものであり、放射能に関して、有効なデータが集められないと提示することによって良いとされるよりも、他のより意味ある尺度を得るための刺激や努力を減少させて、より害を与えるものであるかもしれない。一般にそれより特定核種について、情報を得ることができるのでなければ、そのようなデータを得るのは、少しの利点しかないように思われる。

海水について完全に満足いく定義をするのは難しいので、海水中の放射能分布を広く研究することは、ある難しさがもち上ってくる。溶解した成分と、懸濁物とを分離することが、しばしば必要と思われる。しかしながら、そういう分離の効率が不確実である点と、相間の移動可能性という点では、以下のようなことが、提案されている。すなわち分離を行なうことが、放射化学的分離をより一層助けるならば、あるいは、粒径や相分布に依存しているある特別な現象と関係している場合にのみこの実行は、真に正しいとされる。多分、多くの場合、特別な放射性核種が現われる化学形に関する知識を得ることは、さらに重要なことであろう。

Particulateの相に放射能が閉じこめられることがわかっている場合、もし実現可能などきは、これを分離するのが便利である。特に、この分離は大量の妨害元素であるカリウム-40を除くことになる。

モニタリングへの適用及び人類と海洋資源の直接防護に加えて、海水中の放射能分布の調査はかなりの科学的興味となり得る。さらに、個々の核種の定量は、優先される通常の手順であろう。広範囲に増大する科学知識に関心を示す場合は、優先核種は通常サンプル中で最も有勢なものであろう。しかしながら、ある特別な研究には、他の核種に注意を向けなければならない。

い。海中に存在する物質の種々の効果的貯蔵の間の分布の研究は、想定される存在又は、回転時間 (turn over time) とつり合った半減期をもつ放射性核種の測定を要する。主な蓄積地点の場合には、ある天然放射性核種の調査が有効である。他の場合、非常に低レベルで存在する核種は、特別に高感度あるいは、選択的な方法が存在するため、便利な研究道具であると思われる。

野外における、線量率の測定も又、有効であろう。垂直方向に、混ぢり合ひ過程を実験的に研究することが望ましいなら、海表面に放射性物質を早く加えた後の、種々の深さでの測定は、重要なものであろう。野外で重要な核種からの放射線に対して選択的である Sensars を考案することは可能である。このことは、妨害する天然核種のレベルよりも充分に低い濃度の特定核種のレベルを測定するのに広く適用できるものである。

海塩試料の調査は、人間の塩の利用にともなうあらゆる障害に関する情報を与えるであろう。又これは海水の濃縮したサンプルを都合よく提供してくれることになろう。しかしながら、選択的結晶化あるいは、ある成分の除去が起こるので、塩の生産技術には、注意を払わなければならない。塩と除去された塩水の両方とも、(良くわかっている物理化学的会合をした)特定核種の決定に対して価値があるかもしれない。

海の境界ー底土と海岸線

放射性物質は、沈澱物の形で、海床に存在するであろう。ペントスおよび Sessile organisms によって吸着されている特定核種の濃度を決定するには底土試料を調査することが望ましいと思われる。一方、漁の道具等が底土で汚染している可能性は、海からひき上げられたこれらの材料からの外部線量率を直接測定することを望ましいものにするであろう。さらに、局部的に高い汚染度を示す区域では、海岸を利用する人々が被爆している可能性のある外部放射線は、野外で測定された線量率を必要とするであろう。外部放射線により、直接ペントス類生物に影響を与えるとみられる強度の汚染も又、野外での線量率測定を必要とする。底土層中の深さによる放射性核種の分布は、堆積物ができた過程の性質、歴史に関する情報源として科学的に興味あるものである。

食物連鎖の初期の構成要素としてのプランクトンは、人間に起りうる障害の初期の警告を与えるために測定すべきである。人間が受ける可能性のある被爆という意味での直接的説明は、この段階では、あらわれそうもないが、食物連鎖において、人間により近い相の積極的モニタリングの必要に対して定性的ガイドして用いることができるかもしれない。

プランクトンは、多くの微量元素を濃縮し、海水中の非常に低濃度の放射能を検知する際のサンプリング手段として有効であると考えられる。しかしながら、ある種の核種は、表面吸着

により濃縮される。又定量的相互関係の限度はすべて、すでに述べられてきた。食物連鎖においてプランクトンは重要であるので、これの影響についてはできるだけ多くのデータを得ることが重要である。この場合、このような差による変化を評価するために、これに関係のあるすべての海洋学、生物学的要因に関する対応データを得ることは最も重要である。各相における同位体稀釈に関するデータは、他の観察におけるチェックとして特に重要である。

モニタリングプログラムにおける海水中で濃縮を行なうものとしてのプランクトンの価値は、ある実用的な考察のうえに評価しなければならない。そのようなプログラムを開始する前に、意味のある結果を得るために必要なサンプルの大きさ及びそれを得るための物理的な努力を評価すべきである。海水に関する既知の濃縮係数の利点は十分なサイズの適当なプランクトンを得ることと、保存することの困難さとを調査することが釣合っているべきである。全く困難であるに拘らず、プランクトンは、モニタリングプログラムにおいて、有益な地位を示めており特にネガティブな指示に関して有利であることがわかる。プランクトンはふつう、受動的に水塊によって連ばれてくるので、混合過程を研究するのにトレーサーとしても又用いられる。しかしながら、垂直方向に動く可能性が考慮されなければならない。

ペントスおよび海藻

人間の防護という観点から、食物として供しているペントス類生物及び海藻は、より危険な放射性核種に対して調査されるべきである。

海藻及び、ペントース中の放射性核種の測定は、海中の放射能と海洋生物 *marine biota*との間の関係について有効な情報源であると思われる。そのような研究は、局部的に高い放射性核種濃度が見出されるような地点では、最も容易であろう。かかる地点における、ペントスと海藻の相対的静止状態は、研究の絶好の材料である。測定は、環境中において高レベルであると知られている特定核種の濃度に関してなされなければならない。又、放射線に対するあらゆる生物学的反応を検出するような調査を実行した方がよい。

魚

魚の放射能の測定は、ふつう危険な核種の定量に向けられている。第一の関心としては、放射線防護であり、人間が食物として供している特定の魚、生物に対して注意が向けられるであろう。しかしながら、魚中の放射性核種濃度の一般生物学的研究は、食物連鎖の知識を完全にすることを必要とするであろう。

サンプリング

概論

一たん、測定されるべき適当な量が選ばれたなら、それに適したサンプリングの手順が確立されなければならない。

実際に、いかなるサンプリングのプログラムでも、それは海中で起る過程に関する研究者の概念から由来したものでなくてはならない。サンプリングプログラムの範囲と仕事を実行するのに用いる手段との間には、経済収支がなければならぬ。かかるプログラムでは、むだな努力をしに十分な範囲を与える要点に集中することは指導概念の妥当性に依って決まるであろう。しかしながら、その結果に意味があるなら、いかなる形のサンプリングにしろその基底となっているある原理は保たれなければならない。

サンプリングの一般概念は、全環境を表わす固有性をもった環境の一部分を選択することである。サンプリングを効果的に行なうには、それが、全体の尺度あるいは、統計的特性に結びつくものでなくてはならない。すなわち、種々のサンプリングプロセスのレプリカ（時間と空間が効果的に一致した）は、研究の目的として求める変化量に関し、小さいと思われるリミット以内の変動を示す一連の測定に結びつくべきである。サンプリングプロセスをより複雑にしている点は以下の3つである。

- (a) 問題とする量の測定のために環境の一部分を選び単離すること。
- (b) 問題の環境を適切に表わすために一連の個々のサンプルを組み合せてあるパターンにより一つのグループサンプルにすること。
- (c) 環境中の性質の尺度が、試料の測定から推測されるようある分離過程にまで環境物質をもっていくこと。ふつう、より正確な測定が出来るような妨害成分を除く濃縮過程がある。

サンプリングプログラムは、一般的には手に入り易く、効率のよいサンプリングに役立ち、測定が容易であり、しかも人間の安全に容易に関係できるような測定を与えるといった題材に集中することが実際の考察では必要である。

いかなる計画も、経験を基にして改正すべきである。無駄あるいは、研究の必要性に關係しえないとわかっているような測定はけざるべきであるが、一方、最終的目的に関する情報を供するものは、必要とあらば強化しなければならない。

物理的および他の現象に關係した適當なデータによって、いかなるサンプリングプログラムも完全にされるべきである。特に、一連のサンプルと関連の放射能の主な変動を説明できる關係があり得るので、気象学、海洋学及び、物理学上のファクターが表示されるべきである。そ

のような観察は、次のような項を含むであろう。時間、場所、表面の風、空気の温度、湿度、空の状態、気圧、水温、塩分濃度(伝導度)、及び、特別な環境では、溶存酸素、pH、リン酸、硝酸塩。しかしながら、最近の国際的相互比較は、そのようなやるだけの価値のある測定をするには非常に注意が必要であると強調していることに注意する必要がある。さらに補足的データを得ることは、全体のサンプリングプログラムの必要性に見合ったものでなければならぬし、主な努力を妨害するような、仕事量を課すべきではない。

サンプルの大きさ

このレポートでは、サンプルのサイズを示すのに、S,M,Lという標示を用いている。各々、小、中、大のサンプルに対応するが、サンプルサイズは、サンプリングした試量のクラス別、用いられる技術に関係したものと考えなければならない。Appendix IIIには、重要な各種試料に対するS, M, Lサンプルに適した技術を示した表を与えてある。

海 水 試 料

放射性物質は、海水中で、懸濁物、溶液あるいは、不定の中間状態の両方の形で存在する。サンプリング後の試料の処置は異なるかもしれないが、ふつうサンプリングはすべての場合同様な方法で行なわれる。

懸濁物と懸濁物から脱離した海水とを区別することが望ましいと考えられる時には、以下の操作手順が用いられる。

懸濁物は海底の上部から収集された水のサンプルを Millipore filter No. GS (pore Size 0.22 μm) で沪過した残留物として得られる Particulate である。

海水(懸濁物のない)は Millipore filter No. GS による沪過後得られた沪液である。

海底沈澱物は、海底から得られた Particulate である。

モニタリングの目的のために収集した水サンプルと日常の海洋巡航とを組み合せることができる時には、サンプリングは、より経済的でより満足のいくものである。(というのは、補足的データを使えるので解釈が容易である。) 沿岸の影響をはなれると、簡単なサンプルが、かなりの期間に亘る条件を表わすものと考えることができるが、一方海岸近くでは潮の影響とその他の影響が周期的変動以外にも急速になる。日々の強い潮流のために代表的なサンプルを得るには、日に4回の観察を組み合せる必要がある。

海洋学者たちの、慣習的な採水器具は約1 lのサンプルを得る。そのような装置は、モニタリングのために収集するサンプルに適することがよくある。サンプルの汚染あるいは吸着による

資料の損失を防ぐためには細心の注意を払わなければならない。プラスチックあるいは、プラスチックをコーティングしたサンプル収集ピンを用いると、そういう問題を最少にすることが報告されている。

海水中の放射性同位元素に非常に薄いので濃縮や分析のためには、もっと多量の水(50 l以上)がしばしば必要である。このようなサンプルは、ふつうの海洋学的方法で集められないがポンピングあるいは、特殊な方法により得られる。

各種サイズのサンプルを集めるために適切な方法を手に入る参考文献を含めてAppendix IIIに表示した。サンプリングの水平方向の範囲は、放射能が、海中に導入されるようなプロセスに関して決定されるべきである。下流の Plume がはっきりと決っている点源からの導入が効果的であるなら、やや積極的なサンプリングが必要であろう。代表的な横断(traverse)は結果として生ずる Plume を横切って行なうべきである。固定のステーションサンプリングは非同位体混合及び大規模な乱流を許すようにステーションのスキ間に於て注意深い考慮が必要である。

また、特殊な環境のもとでは、海水に浸した線量計あるいは、海面上の空気中の一定の高さにおかれたメーターによって野外で海水をサンプリングすることが有用であると思われる。

野外でのモニタリングは、その性質上、短期間の変動を、レコーダーの電気回路に長い時定数を選び平均化して連続測定をするとよい。

2 m以下に線量計をおくことは、境界効果(boundary effects)をさけるために望ましい。表面層の放射能レベルの野外における測定の変形は、海面上の大気中一定の高さにおける放射能レベルを測定することである。これと表面層中の放射能との間には直接関係があるが、設置すべき高さと放射線質との関数は残念ながら複雑である。標準的な設置の高さは、船上では2~10 m、航空機では50~200 mと提案されている。

底沈積物試料類

浅瀬では、サンプリングは比較的簡単で、大きなサンプルがたやすく得られる。放射能は沈積物の表面に堆積されるので、できれば表面層の乱されていないサンプルを採取することが望ましい。そのための方策として、用いられるものは、Appendix III IVに示されている。潜水具(SCUBA)は便利なサンプリング法を与える。深海堆積物の表面層で適當なサンプルを得ることは困難である。収集方法に関してはより多くの開発作業が必要である。現在では、サンプルは重力コアラーあるいはピストンコアラー、もしくはかき網とグラブにより収集される。

海 塩 試 料 類

海塩は通常、海岸の浅瀬に沿った一連の塩水のたまつた場所で、海水が太陽により蒸発されて生成される。海水は大潮の時に窪地に流れ込み、とりのこされて、石コウが分離する時野外で蒸発される。それからきれいな浮遊物は、蒸発させ、 NaCl を結晶させるために容器に入れられる。塩は容器からすくいだされ、巨大な山に山積みされる。その山は、野外におかれ、時々、ほし草で覆われる。塩のサンプルは、表面層をとり除いた後、山の内部1フィートのところから取られる。分析にはふつう1Kgのサンプルが適切である。

プランクトン試料類

プランクトンを収集するには、3つの基礎的な方法がある。渾過法 (filtration)，沈澱法 (sedimentation) それにネットによる方法、渾過法 (ミリポアーフィルターによる)あるいは、沈澱法 (遠心分離、沈澱 (settling) による) は、各サイズのプランクトンの正確な定量的決定には最もよい方法である。サンプル中の他の有機及び無機の懸濁物も又、そういう方法で収集される。ネットは動物プランクトンのサンプリングに用いられるが、最も細かいネット (200 mesh/in あるいは約 $64\mu\text{m}$ の口径) でも小さな植物性プランクトンを保持することはできない。

プランクトン採取のための装置及び方法については、"Manual of Methods in Fisheries Biology, FAO Manuals in Fisheries Biology No. 1 Rome 1960" に詳述してある。これには、有効な各種ネット、プランクトンの量を表示する単位 (沈澱重量、乾燥重量、正味重量等) それに、種々の単位の量の換算表、及び各種ネットの捕獲力に関する相互関係などの説明がある。

プランクトンのサンプリングとプランクトンのデータを用いるには、以下の事に留意すべきである。

- (a) プランクトンはふつう深さに比例して分布しているのではない。多くの動物プランクトンの組織は、日々及び季節的に上下に移動すると思われる。
- (b) 集団の種の組成と同様、群における季節的変動がかなりある。
- (c) プランクトン捕獲の定量的変動は、器具のサンプリング特性と水平、垂直方向の不調和のため10倍ほどになる。

サンプルに含まれるプランクトンの種類を同定することは、海では実行できない。望ましいと思われるなら、後に陸上で行なう試験のために Sub-Sample をホルマリン固定しておくとよい。

海藻試料類

養殖海藻は、ふつうの収集法により収集されるが又それらは天然の環境や商業的な海藻すくい網で収獲される地方から集められる。

選択的濃縮を示す海藻の器管あるいは、特有な部分を選ぶと、サンプリング効率が改良されるであろう。

ペントス試料類

一般にペントスをサンプリングする時及びペントスのデータを用いる時には、以下の事に留意しなければならない。

- (a) ペントスの群集の組成は、海底の性質及び水深によりほとんど決定される。
- (b) 多くの *vagile* 類の動物は、水の上部(ふつう夜間に)と海底(昼間に)の間を日々移動しようとし、又浅瀬と深海との間の季節的移動をしようとする。

軟らかい底の内部あるいは、上部にいる定着動物群の定量的捕獲はつかみ取りで行なうことができる。サンプリングにおいて、沈澱物は、一連のふるいを通して、それから動物類が収集される。*Vagile* 類動物は、けた網あるいは場合によって篠(例えはエビ)などをつかって収集される。岩状の底から代表的なペントスを収集するのに満足のいく用具はない。けた網は底でもつれて失くなってしまう危険性はあるにしろ用いられる。ある場合、特に岩状の底からペントスを収集するには、スキンダイビングが必要なこともある。ペントスサンプリングの各種用具及び海底とペントスサンプルの処理取扱に関する説明は“プランクトン”的に示された「Manual of Methods in Fisheries Biology」に記述されている。

魚類試料

魚の収集法は各種あり、必要とされる魚の特性に依存する。移動すべき魚の各種類の数が、サンプリングプログラムに考慮されなければならない。魚のサンプルは、高レベル放射能の仮定される地点と、そこから及びそこへ移動すると思われる地点の両方から一般に必要とされる。地域的な集団を全集団に関係づけるための魚集団のサーベイのためには、適当な数のサンプルが必要である。最後に魚の使用に関する消費者の習性のサンプリングは、高く汚染した領域からの個々の食物に関する魚の利用の影響を示すように計画されなければならない。高放射能を示すと思われる地域からとられた魚のサンプルはふつう実験用漁具を用いることによって得られる。試料を集める研究船(research vessel)は、“FAD Manual of Field Meth-

ods in Fisheries Biology" に提出されているような技術を用いる。

高放射能を示す地点から遠くはなれたところで捕えられた魚は、商業的捕獲から収集される。どこで、そのサンプルが捕られたかという詳細な情報を得たいときは、消費者市場よりも、卸し売り魚市場が、情報を得るにはより好都合であろう。

試料の運搬と貯蔵

海 水

化学組成、特に微量成分に関して、どんな変化も起きないように水サンプルを貯蔵することは、いささか困難である。シリケートが、ガラス容器の壁から容易に溶出して来る一方リン酸塩、炭酸塩、硝酸塩及び水素イオン濃度も又、輸送及び貯蔵の間に有機物の分解により増加する。他方、鉄、アルミニウム、稀土類などの一部は沈殿するであろうし時には、器壁に固着してしまうこともある。しかしながら、少量の水は、蒸発により失われ、ある環境ではリン酸塩はガラス表面よりもポリエチレンの器壁に、より容易に吸着されることに留意しておくべきである。 Th(OH)_4 あるいは Al(OH)_3 を加えるとリン酸塩を保護することができる。水の腐敗をさけるために、クロロホルム、トルエンあるいは、キシレンを加えておくことが推奨される。しかしながら、これらの事は、化学組成の変化を防止するには、決して効果的なわけではない。

水サンプルを凍結して、約-10°Cの暗所に貯蔵することは、有機物の分解あるいは化学変化を数ヶ月の間遅らせる。しかしながら、ある成分の吸着あるいは、凝集を避けるには、効果的ではない。こういった処置は、海水の組成にある程度の影響を与えるが（例えば、少量の鉄、アルミニウム、稀土類等は、試薬中で増加し、bicarbonateやcarbonateは増加する等）凝集あるいは、吸着を減らすために、1ℓの水に対して1mlの濃硝酸あるいは濃塩酸を加える。Particulateと可溶性物とを別個にするとときには、サンプリング、出来るだけ早くmilliporeあるいはmembrane(膜)filterを通して沪過すべきである。しかしながら、貯蔵の目的が放射能の決定だけであるならこの問題は、もっと簡単である。7%の塩酸を加えた海水は、ポリエチレン中に貯蔵出来る。そうすれば1~2回の酸洗浄で放射能はほとんどとれる。いずれにしろ、容器の内面に吸着している放射性物質を除去するために、輸送容器や貯蔵容器の器壁は放射化学分析を行なう前に少量の稀塩酸あるいは、稀硝酸で洗う必要がある。

藻 類

これらは、シールしたポリエチレンバッグあるいはビンに入れられ、研究室ではたいてい藻類は乾燥あるいは、灰火した状態で貯蔵される。

魚、甲殻類、軟体動物、プランクトン

プランクトン試料は、ガラスビン中の中性ホルマリンに保存される。魚や、甲殻類、軟体動物等は、通常、中性のホルマリンの入ったタンクあるいは、ビンを冷暗所に置いて保存される。この貯蔵法は、種族の分類のような生物学的研究には、充分なようであるが、放射化学分析の試料を貯蔵するには、好都合であるとはいえない。これは、試料中のある種の放射性核種は、ホルマリン溶液に溶解する可能性があるからである。それ故、ある種の放射性核種はアルコールに溶ける可能性があるが、ホルマリンアルコール溶液中に貯蔵することは、ホルマリン溶液を使うよりも望ましいと見なされるので、実験室でのその後の蒸発もより簡単になされる。

他の方法として、約10°Cの凍結状態で、冷蔵庫、フリーザーあるいは、低温室中で貯蔵することは、いかなる化学薬品をも加えることをさけることからいっても推奨される方法である。

海底試料類

これらは、密栓のついたガラスビン中に保存され、冷暗所にこれを置くことが望ましい。コアサンプルは、プラスチックチューブに入れたまま冷蔵庫、フリーザーあるいは低温室に貯蔵することが推奨される。

分析用器官の選定と抽出

放射性核種が、魚、甲殻類、軟体動物、藻類等の器官に選択的に蓄積されることに関する研究では、解剖が必要である。例えば、魚は解剖されて、以下の器官、あるいは組織が取り出される。赤色筋、腹筋、背筋、肝臓、皮フ、エラ、骨、胆のう、胃、腸、幽門、脾臓、生殖線、心臓、血液。魚の解剖及びその後冷蔵庫へ貯蔵するための輸送はできるだけ迅速に行なわなければならない。

試料調製

ガンマ線スペクトロメトリーでは、しばしば次の事だけが要求される。付着した砂などの洗浄、よけいな水を除くこと、測定を行なう前に試料の重さを計ること等。又、ガンマ線ス

ベクトロメトリー分析の前に水に浸してやわらかにしたり、量を減らすために、灰にしたりして、より効果的なサンプル量に、検出器をあてる必要があろう。後の場合、灰化は求めている放射性核種を除去しないということに注意しなければいけない。放射科学分析の前のサンプルの予備処理は、関係する各核種について、第5章の適当な節で扱かわれるであろう。しかしながら、一般的参考は、C.L.COMARによる "Radioisotopes in Biology and Agriculture," McGraw-Hill (1955) が有効である。

貯蔵施設

元の試料を、要求される分析に適した条件に保つためには、貯蔵設備が必要である。さらに分析物質は、将来起り得る参考試料として貯蔵すべきである。かわりの方法で、後で立証するために、しばしば二重の試料が貯蔵される。

分析の必要性

ガンマ線スペクトル分析は試料の特別な予備処置をしないので技術の発展と共に大いに増加しようとしている。すなわち一連の長い化学操作を除くことにより多くの時間と努力が節約される。

ガンマ線スペクトロメトリーによる試料の予備試験も又、望ましい引き続く放射化学実験を示すことに対して有用である。簡単な、全ガンマ放射能測定さえ、試料を鑑別し、一層の研究の価値を選ぶには、有益である。ガンマスペクトロメトリーと全ガンマ計測の両方とも、サンプリング計画を管理する分野では、用いられる。

天然にある個々のアルファ線源のレベルを決定する必要があろう。この必要は、アルファ線スペクトロメトリーによってかなえられる。しかしながら、計数のための試料の調製は、大規模な分離を必要とする。化学及び放射化学分析は、一般に基本的な選択であるが非常に多数の試料にそのような技術を適用することからくる努力と困難とを考慮に入れなければならない。一般に、この種の分析は、長い手順と海洋での低精度のために、陸上の実験室に限定される。

全放射能

グロスアルファあるいは、グロスペータ放射能の測定は、個々の決定のための代用としては、推奨できないが、このような測定は、特別な場合には有益である。

- (a) 放射能レベルが低すぎて、放射化学分析が意味のないということを確認すること。

(b) あとでまとめて放射化学分析する短期間あるいは、多くの場所で採取された試料をチェックすること。

この章の終りに、クロス放射能の測定で十分であるような場合に推奨される仕事に関する短かい文献集がある。

放射性核種分析用実験室の必要性

船上の研究室は、主に試料の調製、標準的な海洋学、物理、化学的定量に関するものである。放射化学実験は、たいていの場合、実用的でないよう思えるが、サンプルのスクリーニング及びサンプル収集のプログラミングにおける手引きに対する簡単なベータ線あるいはアルファ線計数装置は有益であろう。より念入りな船上放射線研究室では、ガンマ線スペクトロメーターが実用的であろう。放射線測定装置及びサンプル取扱い装置は、臨時職員の必要を減らすため及び放射能測定を行なう他の専門職員の件をわざらわすことのないようにできるだけ自動的であるべきである。附録IVには、大きな海洋観測船の放射線測定設備及び、放射能サーベイ用に使われる小さな船の装置に関する詳細が示されている。一般に、このレポートで考察されるように、放射性物質の取扱いに対して、海洋研究室に要求されることは、放射能には関係のない、海洋化学研究室に必要とされることと比べて著しく異ってはいない。一般に個人的障害は存在しないし、サンプルあるいは、サンプルの分離された部分になされる最終的な測定に関するもの以外に専門的に必要とされるものはない。

文 献

- BANKS ; C.J., The Determination of Alpha and Beta Activities in Vegetation, Roots, Seaweed, Soil, Seabed Sludge, Seashore Sand, Silt and River Mud, UK Report IGO-AM/W-35 ; April 12, 1956 (UK ; Windscale Works Sellafield, Cumb, England)
- MIYAKE, U. and SUGURA, Y., The Method of Measurement of Radioactivity in Seawater, Meteorology and Geophysics 9 (1955) 48 (Fe(OH)₃-BaSO₄ Co-precipitation techniques.)
- Operation Troll, HASL USAEC Report NYO-4656 (Harley, J.H. Ed.) (CaCO₃ co-precipitation techniques) March (1956).

III サ 一 ベ イ

サンプリングで集められたデータの集合（とそれに続く処理）がサーベイを構成する。その材料はある統一概念で選ばれなければならない。モニタリングの機能へつながるようなサーベイは人間及び人間の海洋資源保護のために計画されなければならない。一方、純粹に科学的な研究の場合は、あまりにも発見すべきことが多く存続するのでサーベイとある空極目的間のいかなる関係も非常にあいまいであるかもしれない。このような場合は、概念定義の明瞭さとデータ供給の確実性が主要条件であり、特に研究初期段階にそうである。

海水の放射能のサーベイ

海水の放射能サーベイは、防護およびそれに関連したあらゆるモニタリングの研究には限られた適用しかない。これは、海水中の放射能の存在及びその結果として起こる人間の被曝との間に多くの邪魔の為に起る。ただ、重大な自然災害事故の場合、特に陸地で囲まれた海とか港において、水中の放射能レベルは人間へ直接影響を及ぼすほど高くなることもありうると予想される。そのような場合は、ふつうの放射線防護メータによるサーベイが、適当であろう。起り得る特殊な場合は、海塩の消費を通して人間に直接影響をうけることもあるが、そのような場合には、普通それが産出される海水の放射能よりも、むしろ直接塩の放射能をサーベイする方がより効果的であろう。

真に科学的な調査に関しては、海水放射能の種々のサーベイ法がそれぞれ役割を果すであろう。これらは、以下の事項を含む。

(a) 表層における放射能の世界的サーベイ

世界的な大洋の流れを心にとめながら、サンプリングポイントを幅広く分布させべきである。すぐ近くの沿岸地域からはなれると、循環の一般的な特色の時間尺度は約数ヶ月である。だからサンプリングポイントが海岸近くの影響をさけて選ばれるならば、最少のサンプリングプログラムは、季節ごと（3ヶ月）の観察を必要とするであろう。

(b) サンプリングステーションにおける深さに関する放射能分布のサーベイ。ある一定の深さにおける特別な核種の濃度の測定は、水塊の深度分布に関する海洋学的情報と関係していると思われる。

(c) 放射性物質が高率で導入される局地での海水の放射能分布のサーベイ。サーベイを通して求める影響は不規則に生じるらしいので、野外の測定によりもたらされる連続的な測定の機会は、すべて有利である。固定したステーションに置かれた線量計に対して、船積みされた線量計をもってすれば、サンプリングは連続的観測よりもむしろ一連のトラバース

の型をとるであろう。さらに、タイムパターンが必要である。

分離したサンプルの試験に基づくサーベイは、たいてい特定な放射性核種の濃度という形をとる。

サンプリングする時間は、領域に放射性核種が注入されるタイムパターンに關係すべきである。あらゆる特殊な場合におけるサンプリング頻度の決定は含まれた種々の過程の割合に基づく。

観察のパターンの空間密度は研究現象のジメンションに關係する。観察地点の位置は、又その地域循環及び予期される放射能分布に関して選ばなければならない。放出位置近くの廃液 plume の場合には、その plume を横切る連続的記録が十分説明するのに必要である。他の場合（例えば流出位置からの下流）は一連の一定の位置での観測で十分である。強度の水平勾配といった重要な特徴が十分に説明されない可能性がある時は観測ステーションの密度を増やすべきである。

観察の垂直間隔は、通常密度の垂直分布に關係する。これは、温度、塩分、up-welling の分布により支配されている。放出が密度勾配 (pycnocline) の上であろうと下であろうと密度勾配の深さ及び強さは、時間の関数として知られる。事実、温度勾配 (thermocline) モニタリングは全般的なサーベイープログラムにおける重要な要素になるであろう。多くの問題に対してもいわゆる“標準”深度は、問題の特性の分布を一般的に描くためのサンプルについて充分な垂直間隔を与えるであろう。ある場合には、薄い層内の放射性物質の拡がりが、細部にわたって垂直サンプリングを必要とするかもしれない。

海水からとれる塩のサーベイ

塩消費の方式（一回につき数ヶ月分の供給購入）は、かなり長い期間に亘って、非常に集中した汚染が一つの家族あるいは、人間の小集団に影響することになる。それ故、サンプリングを、生産過程において異常な要因と結びついているようないかなるピーク濃度をも検出することを保障するように計画することが、あらゆるサーベイにとって願わしいものである。平均よりもむしろ最大の汚染の様子を決定することを強調すべきである。従って、サンプルをまとめ混ぜ合せることは、望ましくない技術であろう。

底沈積物のサーベイ

海水と違って、沈殿物はふつう固定している。なおその上、堆積の速度は比較的低く、したがって水の場合のように、ひんぱんな間隔でのサンプリングは必要でない。深い海における沈

沈率は、沿岸の海より非常にゆっくりしているので、深い海底でのサンプリングは一層少ない回数でよい。

上に述べたことは、両方とも海床上の放射能が沈殿に帰しているような場合のことである。最初の堆積が海床上あるいは、海床中の場合は、他の考察が優先する。ある場合には、海床上で食物を摂取している底棲生物が、沈殿物そのものよりも、おそらくもっと敏感で好都合な放射能蓄積の指標物であろう。

沈殿物のサンプリング頻度は放射性物質の導入率、沈殿率および海洋学的要因の関数となるべきであろう。すなわちひどく濁った水中たとえば川の入口近くなどでは、沈殿率は高い。即ち、海底上の急速、不規則な放射能蓄積が観察されるであろうしサンプリングは澄んだ水に放出される時よりも、より頻繁に行なわなければならない。沈殿は蓄積の過程であるので系統的沈殿物サンプリングは海水中の沈殿物平均負荷量を都合よく示す。

Marine biota (1 年代 1 地方の生物) のサーベイ

Marine biota のサーベイは主として人間の海資源利用において人間を保護する目的でつくるモニタリング計画に関連して行なわれるであろう。したがって危険な放射性核種の地域的な高濃度に最高に被ばくする生物に注意が向けられる。

サーベイデータを以下に掲げる事柄と関連する自然環境の特徴と、組み合せるためには種の life history を収集にあたって考慮することが重要であろう。

- (a) 高レベルの放射性物質への物質の被ばくの度合
- (b) 人に影響を及ぼす経路の存在

以下のものの収集には特に注意しなければならない。

- (a) 高放射能の地域近くに住むあまり移動しない demersal fish
 - (b) かかる場所の中あるいは近くでのプランクトンフィーダー（甲殻類）
- marine biota に関する、より深い考察はモニタリングの項で扱われる。

海産物のサーベイ

今日の大部分のサーベイの究極目的は人間保護であるから、人間の消費あるいは利用という点で最終的な型にある海産物がサーベイの最も重要な課題である。実際の利用条件及びその結果起る人間の被曝の性質が十分なサーベイ計画を決定しなければならない。人間に対する放射性汚染源と考えられるこれら海産物をサーベイするためにサンプルの分布を決定するにあたっては影響を受ける人口分布の区分と統計が充分考えられなければならない。そのようなサーベ

イは十分なモニタリングの要求、又はある場合には、モニタリングには関係のない特別な要求等のすべての問題を考慮してはじめて計画されるであろう。

IV モニタリング

モニタリングは通常海洋環境における危険な放射性核種の存在をサーベイすることに基いてい
る。海洋環境のある成分に許容レベルあるいは汚染の基準が全くない場合には各々の情勢に応じ
て ad hoc basis の障害基準 (hazard criterion) が決定されなければならない。一般に、
かなりのレベルの放射性核種のある海洋環境のある部分から人間への考え方得る経路はすべて、
ICRPの人間の被曝に関する勧告の項で評価されなければならない。

海洋環境の地域的な領域のある特別な成分に対する最大許容レベルを人間から逆算することによ
って設定され得るかもしれない。したがって危険の原因となる恐れのあるそのような成分はす
べて放射能サーベイをする必要がある。このサーベイは最大許容レベルのアプローチを示すよう
に特に計画されているものである。人間の健康への直接の脅威以外の危険が、制限障害として疑
わしいものであるかどうかは、同様な研究が示すであろう。

このモニタリング結果は、管理あるいは防護の手段に対する対策基準として用いられるかもし
れない。しかし、人間の障害のモニタリングの有効な基準を与えるための海洋環境の放射能サー
ベイに対する必要かつ十分条件を決定することは非常に困難である。それ故、そのようなサーベ
イはいかなるものも、ふつう“試行錯誤”の過程すなわち、連続した近似法の数段階を通じて開
発される。実際に採られるステップは、以下のようないくつかある。

- (a) 海に到達すると予想される重要な放射性核種の最大量について潜在的放射能汚染源を同定、
定量すること。
- (b) 影響をうけると考えられる海洋環境の初期サーベイと、重要な汚染核種に関連した人間へ
のルート。
- (c) 人間への重要なルールに関する数値としてのデータを与える模型実験及び試験放出の研究。
- (d) 量が多すぎれば危険となる可能性のある放射性核種を計画的に放出する場合には、予想安
全レベルは試験段階を通じてのみ漸次到達されるべきである。
- (e) いかなる試験あるいは、計画段階の間であっても、サーベイは、広い範囲の項目にわたっ
てかなり細部にされるべきである。
- (f) サーベイは、経験をへるにつれ漸次単純化されるであろうが十分なモニタリングシステム
の要目はサーベイによって与えられる。

モニタリングを支える事前調査

あらゆるモニタリング計画は、海洋環境に存在することが既知又は予期される特別な放射性核種に関連する人間への決定経路に関する仮定によって開発されるであろう。モニタリングシステムを確立する前の研究の第一のねらいは、確かな観察と、実験的研究に関するこのような仮定を基とするべきである。

環境に存在する自然放射能は、有効に測定されるであろう。環境における非放射性元素の研究は濃縮係数に関して情報を与えるかもしれない。環境の生物学的特質の正常な変動は、放射能によって起るすべての変化を評価するために測定される。

局地的調査は、常に関係のある区域について遂行されるべきであろう。地方の漁民とか収集者等によって供給される情報は、科学的データを説明する背景として役立つであろう。

最も大きな障害の程度は、通常潜在的放射能汚染源の近辺において被曝する物質に関する予想されよう。地方の海産食物（塩、海藻、魚具類、魚等）について考え得るすべての組み合わせはそれ故、存在し得る放射性核種と共に考えられなければならない。ふつう海藻及び shell fish 中の濃度は fin fish の濃度よりも高い。

食物と海水の両方にある安定元素の定量は、それに対応する放射性核種の平衡濃度を短半減期の効果を正しく斟酌して概算するために使うことができる。

放射能の高い区域の中及び外を移動する種中の平衡濃度は、局地的な魚に対するよりも低いであろう。被曝の減少の程度を定める為に移動する範囲を示す実験をする必要がある。高濃度になる種と放射性核種の決定的な組み合せがわかった場合はその結果としての人間に対する攝取あるいは、被曝の割合が必要となる。摂取は、しばしば人間への決定的なルートであり、特に高い毒性をもった放射性核種に対してはそうである。これらは、高い吸収、決定組織への高度の沈着、長い生物学的半減期あるいは毒性を増す他の特性を示すものを含んでいる。摂取は食物だけでなく人間が接触あるいは個人の習性によって移される可能性のある、あるいはエアボーンになって鼻孔をとおり摂取することになるといった表面汚染物も入る経路であることを認識すべきである。さらに、食物経過の際の腸壁照射の可能性は、生体組織に吸収が起らなくても、摂取による障害として分類されるであろう。

高い放射能を示す沿岸地点により影響を受けた生産物を定期的に消費する人口はふつう少なく、しばしば局地的である。関係のある漁夫と収集家からはじまって彼等自身およびその家族、友人などによるあらゆる消費を含めて、彼らが獲物を如何に処分しているかを見つけることが重要である。

更に、商人や鉄道便に関する事を調べる必要がある場合もあるかもしれない。主要流通径路における稀釈は一般に急速であり決定的な人口というものは、少くとも肉体的考察という限り

では、局地的なものである。関係したグループのメンバーに話しかけることによって、日々の摂取の適切な様子が、得られ年令と性別とに分類されるであろう。日々の摂取は、適当な期間（ICRPに規定されたものとしては、1/4半期あるいは年間）にわたって平均されるべきである。

過去の回顧および経済、社会の発展の結果として将来起るであろう変化という両方の観点から、人間の習慣の変化に対しては、適当な allowance がなされなければならない。摂取または被曝の許容レベルの設定については被曝する人間のグループあるいは階級に配慮すべきである。通常はICRPの勧告に従うが、被曝する人間について専従作業者か、特別なグループか、大人か、小人か、集団のメンバーとしての個人あるいは全人口のかなりの部分かの適切な分類に注意が払われるべきである。ICRPの勧告と、関係機関の勧告あるいは規格の間にあるすべての差には注意しなければならない。

影響をうける地区住民の最高日摂取量がしばしば決定放射性核種に対して、食品中の最大許容レベルを計算するのに用いられ、この値は、モニタリングプログラムにおける基準として利用される。このアプローチと経路の例としては地域での消費が制限になっており副次的には近隣都市での大量の混合物消費を伴っているかきによる ^{65}Zn のとりこみがある。

ある地区から他の地区へと輸送される食品に対する許容レベルには適当な考案が払われなければならない。そのような状況は、大部分の作物が採取地点から輸送され遠方の特定地域の特別の要求に合致するといった ^{106}Ru にさらされた *Porphyra* のような可食海藻類にみられる。

放射線源が、いろいろの放射性核種を含む場合は、そのうちの著しいもの以外の他の核種による total dose の寄与というものを考慮に入れなければならない。同じ地域に影響を与えている放射能の数種のはっきりとした線源の可能性を考慮すべきである。摂取による被曝と同様外部照射による被曝も考慮されるべきである。毎日の活動の間に受ける外部照射は特に、漁民又は集荷業者に関しては各個人に影響するかもしれない。

特別な条件のもとでは、外部照射は泥 (silt) の堆積や、海岸の泥に伴うものとして重要であろう。河川により、流れ下ってきた有機物の屑による Zr^{95} の Uptake は、海岸に堆積して外部照射の上昇を起すこともある。

合成樹脂の繊維でできた漁具は、天然の材料で作った漁具よりも放射能と海底土は少ししかつかない。漁具からの線量率は、ふつうそれが使われていた海底土からよりも充分に低い。

海底土と漁具の許容レベルは、漁民の被曝時間から得られ、モニタリングの目的に使われる。外部照射が摂取に何らかの付加的な寄与をしているならば許容レベルはそれに従って制限されねばならない。カニやエビによる混合核種の摂取及び、魚やエビによる ^{65}Zn の摂取は人間へのルートが摂取と外部被曝の組み合わさったものの例を与えてくれる。摂取により最も高く被曝する可能性のある人は地方の漁民のようである。加うるに彼等は勤いたり漁具を修理したり

している時に外部被曝を受ける。

モニタリングのためのサーベイの要件

サーベイ範囲は十分でなければならず、放出の速度、放出量、蓄積量、海や影響を受ける区域に入る放射性物質の性質、それに関する環境の利用の程度、性質といったものを考慮に入れなければならない。さらに、必要なあらゆるサーベイの総合性は重要な因子に関する知識の現存する状態に依存しているであろう。

確立されたモニタリングシステムの例は、英國のウインズケール近くの沿岸地域の防護に関して立てられたものである。この詳細と、それに関する Supporting サーベイは付録 IV に示した。

V 重要な放射性核種の分析法

特定の放射性核種に対してよいと思われる分析法の選択に関する情況は、急速に発展しつつある。特にガンマ線スペクトロメトリーは、放射化学的な方法と直接競合しあり得るほどの発展の段階に到達しようとしている。特別な方法を勧告することは、現在早計であり、又、この本ぐらいの大きさの本に適切に詳しくそういった方法を表わすことはできないであろう。

したがって、ここでは文献中で使い得る方法に注意を向けるよう範囲を制限することとする。その目的は、分析法や分析のための道具の撰定と調製に関して一般的な考察への案内を与えることである。利用できる方法を適用する際に、避けるべき既知の落し穴には、特別な強調が与えられるよう、又可能な限り何らかの評価を試みるつもりである。それ故、この章は、選定された方法を規格化するという目的よりも、むしろ特定核種を分析することに、一般的な指標を供しようというものである。しかしながら、参考としていくつかの方法を選ぶにあたっては、文献の表示は十分に明瞭であり、その方法は、各研究室間で納得のいく了解をもって、相互を比較し、補正し合うことを配慮した。

取り上げた放射性核種のリストは、潜在的な海の汚染としての重要性を考慮して選ばれた。その結果、純科学的興味上の諸核種はここでは論じられていない。選びだされた放射性核種は以下の通り。

Mn⁵⁴, Fe⁵⁵, Fe⁵⁹, Co⁶⁰, Co⁶⁸, Zn⁶⁵, Sr⁸⁹, Sr⁹⁰, Zr⁹⁵, Nb⁹⁵, Ru¹⁰⁸, Ru¹⁰⁶, I¹³¹, Cs¹³⁷, Ce¹⁴¹
Ce¹⁴⁴, Ra²²⁶, Ra²²⁸, Th^{natural}, Th²³⁰, U^{natural}, Pu^{natural}

考察される各元素は以下の項について扱われる。

起 源 ;

指 示 物 質；

サンプリング条件（核種分析用）；

水；

食 品；

安定元素の定量；

放射性核種の定量；

海 水；

塩；

沈 積 物；

生 物 物 質；

マ ン ガ ン

起 源

海水中のマンガンの大部分は particulate として存在している。海水中の全濃度は通常 $2 \mu\text{g/Kg}$ である。黒海の比較的深い層では、嫌気的条件下で、その濃度は $500 \mu\text{g/Kg}$ に達する (MOKIEVSKAJA, V. V., Dok. Akad. USSR, 137 (1961) 1,445).

海洋沈殿物中の存在量は、岩石や海水の平均量に対して大きい (0.7~1.2%)。海洋微生物はマンガンを海水濃度の $10^8 \sim 10^4$ 倍濃縮する。いろいろな海藻、底棲生物、魚介類は、濃縮能力の差が大きい様には思えない。この元素はカキの生理学において重要な役割りをもつ (MAUCHLINE, J., U.K.A.E.A. PG Rep. 248, (W) (Windscale) (1962); ALLEN, J.A., Nature 185 (1960) 336)。

指 標 物 質

浅瀬では、軟体動物の軟組織を検査すべきである。あらゆる分野の表層沈殿物は、指標物質として利用できる。

サンプリング対象物質

水

必要なサンプルのサイズは多数のファクターに依存している。(RONA, E. et al.,

Limnol. Oceanog. 7 (1962) 201。

食 料 品

若干の軟体動物や海藻組織中の濃度はかなり高いことが報告されている。軟体動物および海藻の試料は、海水中へマンガンが導入されると思われる場所では S-サイズでよい(附録Ⅲ)。他の場所で、もしマンガンが関心あるものであるときは、M又はL-サイズのサンプルがよい。

安定なマンガンの定量

- MURAKAMI, Y., Bull. chem. Soc. Japan, 22 (1949) 157 (for sea water).
 GOLDBERG, E.D., ARRHENIUS, G.O., Geochim. cosmochim. Acta, 13 (1958) 153 (for sediment).
 FUKAI, R., MEINKE, W.W., Limnol. Oceanog., 4 (1959) 398.
 NYDAHL, F., Analyt. chim. Acta, 3 (1949) 144 (for nodules).
 LOVERIDGE, B.A. et al., U.K.A.E.A., Rep., AERE-R3323 (1960) (method for sea-water).
 SANDELL, E.B., Colorimetric Determination of Traces of Metals, 3rd ed., Interscience Publ., New York (1959) 617.
 BLOMBERG, J. and LADENBURG, K., J. electrochem. Soc. 106 (1959) 54 (method for salt).

Mn⁵⁴ の 定 量

関連の同位体元素は Mn⁵⁴ で放射化の産物である。

海水, 沈殿物, 塩

もっと経験が必要であるが以下の Folsom と Martin を見よ

生 物 物 質

MIYAKE, Y., A sequential procedure for the radiochemical analysis of

marine material* (IAEA, Vienna 1964 : Annex to Safety Series No. 11)

FOL SOM, T.R. and MARTIN, D. Jr., 9th Pacific Science Congress
Bangkok 1957 (Nov. 18-Dec. 9); FOLSOM, T.R. pp. 170-176; and
MARTIN, D. Jr. p. 167 (direct gemma spectrometry).

鉄

起 源

イオン形で海水中に導入された鉄は、含水酸化物として沈殿する。しかし、天然の海洋環境では幾らかの鉄は、有機分子とともにキレート化して溶液中に存在する。

海水中の全濃度の平均は約 $10 \mu\text{g/Kg}$ である。濃度は季節、地域により広く変わる。海水中の鉄化合物、濃度のうち最も高いものは、海底活化山の近くで、表層水中に約 $1,000 \mu\text{g/Kg}$ の濃度である。

OKADA, T., J. of Oceanography 1, Kobe (1936), GEORGALAS, G.C. and PAPASTANATION, J., Bull. Volcanologique Ser. II, 13, Napoli (1953).

鉄はたいていの海洋生物の軟体組織中に富んでおり、呼吸色素 (respiratory pigment) として魚の血液中に高度に濃縮される。(MAUCHLINE, J., U.K.A.E.A. PG Report 248 (Windscale, 1962) 41.)

水酸化鉄は海洋環境中での重要な地球化学的スキヤベンジャーであると報告されている。GOLDBERG, E.D., J. Ged. 62 (1954) 249-265. それは活火山の近くの海底に定量的に堆積されている。

指標物質

海藻、魚の肝臓、底棲動物類、堆積物

サンプリング条件

水

対象となる Fe^{55} と Fe^{59} の濃度は海水中の M サイズの試料を必要とする。試料容器の壁に吸着するのを防ぐための注意をしなければならない。水のサンプルは 0.02 M の酸度に保たなけ

ればならないし、又、吸着した鉄を再脱離するための段階がとられるべきである。

堆 積 物

堆積物サンプルは非放射性の堆積物で極端に稀釈されていなければ S-サイズであろう。

食 料 品

海藻中の平衡濃度は海水中の濃度の 10^4 倍 ほどであり、底棲動物や魚の肝臓はほぼ同程度の濃度を示す。これは湿組織の S-サイズサンプルを必要とする。

安定な鉄の定量

海水に対しては $\alpha - \alpha'$ di-pyridyl (COOPER, L.H.N., J. mar. biol. Ass UK 27 (1948) 279 and 314)あるいは O-phenanthroline (LAEVASTU, T. and THOMPSON, T.G., J. mar. Res. 16 (1957) 192)にもとづく比色法が用いられる。

堆積物は HCl で溶解されるか Na_2CO_3 と共に融解され、その後上記の比色法が使われる。
Salt—see BLOOMBERG, A. and LADENBURG, K., J. electro-chem. Soc. 106 (1959) 54.

生物試料は上記の手順に従って HNO_3 および $HClO_4$ で湿式灰化される。

LEWIS, G.J. and GOLDBERG, E.D.J. mar. Res. 13 (1954) 183 (colorimetry);

FABRICAND, B. et al., Geochim. cosmochim. Acta 26 (1962) 6023 (atomic absorption spectroscopy)

Note : 鉄は非常に広く分布しており装置等による汚染を避けるためにはかなりの注意が要求される。

COLLINS, P.F. and DIEHL, H., J. mar. Res. 18 (1960) 152.

Fe^{55} , Fe^{59} の決定

Fe^{55} と Fe^{59} は関連の放射化の産物であり、ふつう同じ方法により決定される。

海 水

USAEC Rep., LA-1721 (Rev. 1954),

γ 線スペクトロメトリーによる最終的決定。Co⁶⁰ の存在はこの定量を妨害する。

堆 積 物

γ 線スペクトロメトリーによる直接測定 (Co⁶⁰ の非存在下)。

HClで溶解した後、Na₂CO₃で融解し、海水に対する手順により処理する。

試 料

SAIKI, M., Bull. Jap. Soc. scient. Fish. 22 (1957) 645; ibid 23

729 海洋物質の放射化学分析に対する連続的手順。

コ バ ル ト

起 源

海水中のたいていのコバルトは particulate の形で存在している。それは又、海洋環境中では海岸近くの水中での、バクテリアの活動および、ある高級藻類の新陳代謝と関連しているビタミンB¹² の通常の構成要素として広く分布している。海水中の全濃度は約 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ である。いろいろな海岸生物はコバルトを海水中で見られる濃度の 50~500 倍に濃縮する。

WEISS, H.V. et al., USNRDL, Doc. 455 (1956);

WEISS, H.V. and SHIPMAN, W.H., Science 125 (1957) 695;

GONG, J.K. et al., Proc. Soc. exp. Biol. Med. 95 (1957) 451;

SMALES, A.A. et al., Analyst 82 (1957) 75;

MAL YUGA, D.P., Trudy Biogeokhim. Lab. Akad. Nauk USSR 8 (1946)

75 (quoted in Chemical Abstracts 47 (1953) 7961, par. f.)

指 標 物 質

表面堆積物、特にコバルトが腐食生成物として生ずるとき。

サンプリング条件

水

水のサンプリングは示されていない。

食 料 品

コバルト 57, 58, 60 は、核爆発により汚染された魚の筋肉中に非常に高いと報告されている。その他はほんの低濃度が期待されるにすぎない。

安定コバルトの定量

SMALES, A.A. et al., Analyst 82 (1957) 75

(海洋生物に対する方法)

WEISS, H.V. and REED, J.A., USNRDL-TR-401 (1960)

(海水に対する方法)

Co⁵⁸, Co⁶⁰ の定量

Co⁵⁸, Co⁶⁰は重要な放射化生成物である。それらは同一サンプル中で γ 線スペクトロメトリーにより決定される。Co⁶⁰のガンマーフォトピークは Fe⁵⁹のそれと近いので混合しないように注意しなければならない。

堆 積 物

γ スペクトロメトリーによる直接測定。Fe⁵⁹が存在すると、 γ スペクトロメトリーは USAEC (1953) の LA-1566 にある化学的手順により始められるべきである。

BURGUS, W.G., Collected Radiochemical
Procedures, USAEC LA-1566 (1953).

塩

堆積物に対すると同様な γ 線スペクトロメトリーによる直接測定。

生 物 物 質

γ スペクトロメトリーにおける直接測定。 MIYAKE, Y.

海洋物質の放射化学分析のための連続的手順

(IAEA, Vienna 1964 : Annex to Safety Series No.11)

(化学分離後のガンマ線スペクトロメトリー)。

亜 鉛

起 源

亜鉛は本来海水中に particulate として存在するが、一部はイオン形で存在する。海水中の濃度は約 $5 - 10 \mu\text{g/Kg}$ である。亜鉛の含量は場所と深さに依存する。

沿岸の水は外洋水よりも高い濃度をもつ傾向がある。亜鉛は植物性プランクトンを含む多くの海洋生物、多くの底棲動物およびいろいろな魚介類によって濃縮される。カキは著しく濃縮するものであり、海水中濃度の 5×10^4 から 3×10^5 倍濃縮する。魚では比較的高い濃度は内臓に見られる。CHIPMAN, W.A. et al., Fish and Wildlife Service, Fish. Bull., NO. 135 (1958) 279 ; MAUCHLINE, J., U.K.A.E.A. PG. Report 248 (Windscale) (1962)

指 標 物 質

近海に棲むカキや他の軟体動物、外洋の魚の肝臓は、適した指標物質である。

サンプリング条件

水

亜鉛が流入していると思われる沿岸水には、S-サイズのサンプルが適している。一方深い

水中ではM-サイズが要求される。

食 料 品

亜鉛の濃度が高いような近海領域では亜鉛を濃縮するような軟体動物はSサイズサンプルで充分であろう。高濃度の亜鉛を示す試料として魚の肝臓の値が報告されている。

安定亜鉛の定量

MORITA, Y., J. Earth Sci., Nagoya Univ. 3 (1955) 33

(method for sea-water);

SILKER, W.B., Analyt. Chem. 33 (1961) 233 (多分海水に関して)

RONA, E. et al., Limnol. Oceanog. 7 (1962) 201 (海水の放射能分析)

FABRICAND, B. et al., Geochim. cosmochim. Acta 26 (1962) 1023

(海水の原子吸光スペクトロスコピー)

LEWIS, G.J. and GOLDBERG, E.D.,

Analyt. chem. 28 (1956) 1282 (堆積物の螢光X線)

GOLDBERG, E.D. and ARRHENIUS, G.O., Geochim.

cosmochim. Acta 13 (1958) 153 (堆積物に対する方法)

BLOOMBEG, A. and LADENBURG, K., J.

electrochem. Soc-106 (1959) 54 (塩に対する方法)

VALLEE, B.L. et al., Ann. int. Med.

50 (1959) 1077 (生物学的物質に対する方法)

NODDACK, I. and NODDACK, W., Ar Kiv, für Zool.

32A (1940) 1 (動物組織)

Zn⁶⁵の定量

放射生物であるZn⁶⁵は亜鉛の唯一の問題同位元素である。

海水, 堆積物, 塩

海水, 堆積物あるいは塩分中に見られると思われるZn⁶⁵の濃度に通用し得るような方法は未

だ開発されていない。

生物 物 質

生物学的物質に対しては、それが非常に高い濃度を生じるので、いろいろの方法がある。

MIYAKE, Y., A sequential procedure for radiochemical analysis of marine materials (IAEA, Vienna 1964 ; Annex to Safety series No.11) ; SAIKI, M. et al., Bull. Jap. Soc. scient. Fish. 20 (1956) 902 ; ibid 22 (1957) 645 ; ibid 23 (1958) 729 ; YAMADA, K. et al., soc. scient. Fish. 20 (1955) 921 ; KAWABATA, T., Research on the Effects and Influence of the Nuclear Bomb Test explosions 2 Tokyo (1956) 861 ; SKAUEN, D.M. and FITZGERALD, B.W., USAEC Rep., TID-13509 (1961) ; WATSON, D.G. et al., Science 133 (1961) 1826.

ストロンチウム

起 源

海水中に存在するストロンチウムは約90%がイオン形である。海水中の濃度は約800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ である。

BOWEN, U.T., J. mar. biol. Ass. UK 27 (1955) 18 ; CHOW, T.J. and THOMPSON, T.G., Analyst. Chem. 27 (1955) 18, HUMMEL, R.W. and SMALES, A.A., Analyst. 81 (1956) 110.

その存在はカルシウムの存在と密接な関係があり、軟体動物の殻、魚の骨及び石灰質海藻類を含めて相対的に石灰質物質濃度の高いものの中に生じる。ある種の放散虫類(とげ類)は硫酸ストロンチウムからできた骨格を持つと報告されている。ある骨殻類(橈脚類、カラヌス等)はストロンチウムを濃縮すると報告されている。

指 標 物 質

上記の物質(骨・殻・等)に加えてある領域で一定の海藻を集めることは、ストロンチウム

の適度の濃度を示す物質を与えるであろう（海水の30倍以下）。

BOWEN, V.T., J. mar. biol. Ass. UK 35 (1956) 451;

FUKAI, R. et al., Bull. Inst. Oceanogr. Monaco, No. 1251 (1962).

サンプリング条件

水

汚染の主なる源となると思われる浅瀬及び表層の水中の Sr⁹⁰ の濃度は M- サイズのサンプルから決定され、深いところの水中では L- サイズのサンプルが必要であろう。

食 料 品

軟体動物組織中の Sr⁹⁰ の濃度は海水中と同じか、もしくは低いことさえあるかもしれない、したがってそれに相当したサイズの試料を必要とする。骨あるいは殻中では濃度は 10³ でサンプルは S- サイズを必要とする。若い魚やその全部が食用になるような小さな甲殻類における濃度は海水中の 10 倍の濃度であろう。

安定ストロンチウムの定量

HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Rep., NYO-4700 (Rev. 1962) (flame photometry method for seawater, salt, sediments and fish);

CHOW, T.J. and THOMPSON, T.G., Analyt. Chem. 27 (1955) 18 (flame photometry);

HARRISON, G.E. and RAYMOND, W.H.A., J. nucl. Engng 1 (1955) 290 (neutron activation);

AXELROD, J.M. and ADLER, I., Analyt. Chem. 29 (1957) 1280;

BOWEN, V.T., J. mar. biol. Ass. UK 35 (1956) 451 (neutron activation);

MIYAKE, Y., (IAEA, Vienna 1964; Annex to Safety Series No. 11);

LOVERIDGE, B.A. et al., Analyt. chim Acta 23 (1960) 154;

COLEMAN, C.F., Analyst 86 (1961) 39 (activation analysis).

Sr⁸⁹, Sr⁹⁰ の定量

Sr⁸⁹とSr⁹⁰は非常に重要な核分裂生成物であり、以下の手順が両方に対して適用される。

海 水

SUGIHARA, T.T. et al., Analyt. Chem. 31(1959)44;
U.K.A.E.A. PG Rep. 155 (Revised) (1960) Analytical methods for
determination of Cs¹³⁷, Sr⁸⁹ and Sr⁹⁰ in rain, lake and sea-water,
U.K.A.E.A., Prod. Group, Windscale, Sellafield, England, (H.M. Stationery
Office 1960);
MIYAKE, Y., (IAEA, Vienna 1964: Annex to safety Series No. 11)
GOLDIN, A.S. et al., Analyt. Chem. 31(1959)1490.

塩

海水の手順を用いる。

堆 積 物

BRYANT, F.J. et al., U.K.A.E.A. Rep., HP/R 2056 (1957).
(Extraction of ammonium acetate to give "available" strontium).
HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures, USAEC
Rep., NYO-4,700 (Rev. 1962) (Use total solution method for soils
by Na₂CO₃ fusion).

生 物 物 質

HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures,
USAEC Rep., NYO-4,700 (Rev. 1962);
U.K.A.E.A. PG Rep. 156 Analytical method for the determination
of Cs¹³⁷-Pr⁸⁹ and Sr⁹⁰ in milk, vegetation, organic ion exchange resins,
seaweed and fish flesh, and Sr⁸⁹ and Sr⁹⁰ in bone, U.K.A.E.A., prod. Group.

Windscale, England, (H.M. Stationery Office 1960).

ジルコニウム

起 源

BEHARELL, J., "Seaweed as a food for livestock" Nature 149, 306 No. 3776 (1949).

ここに海藻中の幾らかの濃度が報告されている他、使い得るデータはなにもない。

指標物質

微粒堆積物、粘土、岩屑、あわ、沈泥、固定綱、ブイのロープなどのような設備は懸濁物を集めようである。海洋生物およびペントース類動物の消化管における渦過組織。

サンプリング条件

水

沿岸水中のSサイズのサンプルはふつう、廃棄物や、陸上に落ちたフォールアウトによる汚染を決定するのに要求される。

食 料 品

貝類の軟組織や海藻等のSサイズのサンプルは、水の100倍も濃縮する。然しながら、ある種の海藻類はほんのわずかしか濃縮しない。1Kgの湿生物質は、γ線スペクトロメトリーに好都合である。

安定ジルコニウムの定量

ROSE, J., U.K.A.E.A. Report SCS-R-129 (27 March 1950) (method for sea-water). Determination of Ru, Rh, Nb and Zr in sea-water, Springfields Works, Springfields, Lancs., England.

Zr⁹⁵ の 定 量

問題の同位体である Zr⁹⁵ は核分裂生成物である。

海 水 と 塩

MIYAKE, Y., (IAEA, Vienna 1964 ; Annex to Safety Series No. 11).

堆 積 物

γ-スペクトロメトリーによる直接測定—Nb⁹⁵との分離に注意を要する。

Direct gamma spectrometry. U.K.A.E.A. PG Report 312. Analytical method for the determination of ruthenium-103, ruthenium-106, caesium-137, Zr⁹⁵/Nb⁹⁵ and cerium-144 in shore sand and sea salt samples, U.K.A.E.A. Prod. Group, Windscale, Sellafield, England(1962).

生 物 物 質

γ-スペクトロメトリーによる直接測定 (Nb⁹⁵との分離に注意を要する)。

Direct gamma spectrometry with care to distinguish it from Nb⁹⁵, HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Report NYO-4700 (Rev. 1962).

ニ オ ビ ウ ム

起 源

ニオビウムは海水中に particulate として存在する。海水中の濃度は約 0.05mg/Kg である。(CARL ISLE, D.B. and HUMMERSONE, L.L., Nature 181(1958)1002).

海洋微生物における起源に関してはわずかな情報しかないが、ある種のホヤ類による濃縮が報告されている。(CARL ISLE, D.B., Nature 181(1958)933).

指標物質

微粒堆積物、粘土、岩屑、泡、沈泥、固定した綱、ブイのロープなどのようなものを設置すると、懸濁物を集めようである。海洋生物および底棲動物の消化管における渦過組織。

サンプリング条件

水

沿岸水中の S-サイズのサンプルはふつう廃棄物や陸上に落ちたフォールアウトによる汚染を同定するのに必要とされる。

食料品

貝類の軟組織や海藻の S-サイズのサンプルは、水の 100 倍濃縮する。濃縮能力及び海藻の四季変化は更に研究を要する。1 Kg の湿った生物物質は γ 線スペクトロメトリーに好都合である。

安定ニビオウムの定量

ROSE, J., U.K.A.E.A. Report SCS-R-129 (27 March 1950)
(method for sea-water). Determination of Ru, Rh, Nb and Zr in sea-water, Springfields Works, Springfields, Lancs., England.

 Nb^{95} の定量

重要な同位元素である Nb^{95} は核分裂生成物であり Zr^{95} の娘核種であり Zr^{95} とは平衡にならない。

海水と塩

堆 積 物

γ 線スペクトロメトリーによる直接測定。

(Analytical method for determination of ruthenium-103, ruthenium-106, caesium-137, Zr⁹⁵/Nb⁹⁵ and cerium-144 in shore sand and sea-salt samples (U.K.A.E.A. Prod. Group, Windscale, Sellafield, England (1962)). Departures from Zr⁹⁵/Nb⁹⁵ equilibrium ratios to determined by build-up and decay.

生 物 物 質

HARLEY, J.H., (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Report NYO 4700 (Rev. 1962).

ル テ ニ ウ ム

起 源

天然のルテニウムに関するデータはない。ルテニウムの放射性核種に関する情報はその存在は完全に particulate としてであることを示している。

(JONE S.R.E., Limnol. Oceanogr. 5, No. 3 (July 1960) 312).

ルテニウムは海藻により蓄積され、軟体動物や食習慣が particulate matter を摂取する傾向のある魚などの中に存在する。porphyra (海藻)は海水中の濃度の 10^2 から 10^4 倍の濃度を示す。海洋微生物中の渦過においても又、大いに見出される。

指 標 物 質

微生物堆積物、砂泥、海藻及び腸内容物。

サンプリング条件

水

海への廃棄あるいは、汚染水の陸地からの流入により汚染した近海水中のルテニウムを定量するのに適るのは S サイズのサンプルである。

食 料 品

ある海藻 (porphyra) については S サイズのサンプル alginate (ゼラチン状物質) を作るために加工した海藻はわずかに低濃度になる。全体が食べられる魚や貝はそれらの腸の中味の S サイズサンプルを調査するべきである。

安定ルテニウムの定量

ROSE, J., U.K.A.E.A, Report SCS-R-129 (method for sea-water);
Determination of Ru, Nb and Zr in sea-water. Springfields works,
Springfields, Lancs., England, (27 March 1950).

Ru¹⁰⁸, Ru¹⁰⁶ の定量

Ru¹⁰⁸ と Ru¹⁰⁶ は重要な放射性核種であり、核分裂生成物である。それは Ru¹⁰⁶ の娘核種である Rh¹⁰⁶ の透過力の大きい β 線放射や崩壊率又は γ 線スペクトロメトリーにより区別される。

海 水 と 塩

LOVERIDGE, B.A. and THOMAS A.M., AERE-C/R-2828-U.K.A.E.A.,
Research Group Harwell, Berks., England (Feb. 1959): The determination of radio-ruthenium in effluent and sea-water.
Direct gamma spectrometry.

堆 積 物

UKAEA Report 312, 海岸砂および海塩サンプル中のルテニウム 103, ルテニウム 106, セシウム 137, Zr⁹⁵/Nb⁹⁵ およびセリウム 144 の定量のための分析法。

(U.K.A.E.A. Prod. Group. Windscale, Sellafield, England (1962).)

生物学的

Direct gamma spectrometry.

FAO/WHO, Methods of Radiochemical Analysis, FAO Atomic Energy Series No.1 (1959), or WHO Technical Report No.173 (1959).

ヨウ素

起 源

ヨードは海水中にイオン形および particulate として存在する。大多数はヨウ化物及びヨウ素酸塩のイオンとして存在する。(BARKLEY, R.A. and THOMPSON, T.G., Deep Sea Res. 7 (1916) 24). 全濃度は $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ である。

(SUGAWARA, K. and TERADA, K., J. Earth Sci. Nagoya Univ. 5 (1957) 81).

指標物質

海藻および軟体動物や甲殻類の軟組織

(ROCHE, JEAN et al., CR. Soc. Biol. 154 (1960) 2201).

海水中の安定なヨウ素の濃度は充分に高いので、直接定量することができる。

サンプリング条件

水

放射性ヨウ素の濃度に見られる広い範囲のバラツキに従って、S 及びM サイズのサンプルのいずれかが必要である。 I^{131} の分布はその短い半減期に大いに影響を受ける。

食 料 品

海藻の S-サイズのサンプルは海水中の濃度の 10^4 倍高い濃度の時には適している。放射

性ヨードの源がエアーポーン（核事故あるいはフォール・アウト）であるときには、干潮帯の高部の海藻中のレベルは通常の平衡濃度を超えることさえあるかもしれない。試料はほんの数グラムでよい。

安定ヨウ素の定量

SABU, D.D., 50th Session of Indian Science Congress, Delhi,
(October 1963) (method for sea-water);
BARKLEY, R.A. and THOMPSON, T.G., Anal. Chem. 32 (1960) 154
(method for sea-water);
SUGAWARA, K. et al., Bull. Chem. Soc. Japan 28 (1955) 494;
MATTHEWS, N.L., CURTIS, G.M. and Brode, W.R., Ind. Engng
Chem. Analyt. Edn. 10 (1938) 612-615 (method for biological materials).

I^{131} の定量

核分裂生成物である I^{131} は海洋環境の潜在的汚染源として重要であるらしい唯一のヨウ素のアイソトープである。

海 水

U.K.A.E.A. PG-Report-204: 野菜, ミルク, 甲状腺, 天然水における I^{131} の決定のための分析法

U.K.A.E.A. Prod. Group Windscale, Sellafield, England, (1961);
SABU, D.D. and KAMATH, P.R., Laboratory Methods, AEET H.P.
Div (1963).

塩と堆積物

I^{131} の寿命が短かいので、分析の必要はない。

生物学的物質

U.K.A.E.A. PG-Report-204: Analytical methods for determination of I¹³¹ in vegetation, milk, thyroid glands and natural waters,

U.K.A.E.A. Prod. Group Windscale, Sellafield, England, (1961);

HARLEY, J.H. (Ed.) HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Report NYO 4700 (Rev. 1962). (Direct gamma spectroscopy and measurement of decay rate.)

セシウム

起 源

セシウムは海水中に主にイオン形として存在すると、報告されている。その濃度は 0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ である (SMALES, A.A. and SALMON, L., Analyst 80 (1955) 37)。

セシウムは軟組織、特に核状の海洋動物に海水が干上がって塩になる結果として生じるにがり中に濃縮される。

指標物質

魚の軟組織、甲殻類

サンプリング条件

水

沿岸水の表面および浅瀬におこり得る濃度 (フォールアウトあるいは廃棄物処分によるもの) は M-サイズサンプルを用いて検出可能である。L-サイズのサンプルは深い所の水に必要とされる。

食 料 品

動物の軟組織中の平衡濃度は水の 10²倍であり湿組織は S-サイズサンプル又は M-サイズ

サンプルを必要とする。藻類中の濃度は、海水中の $10 \sim 10^2$ 倍と変化し一般にM-サイズのサンプルを要する。

安定セシウムの定量

SMALES, A.A. and SALMON, L., Analyst 80 (1955) 37 (for sea-water, sensitivity $0.5 \mu\text{g}/\text{Kg}$) ;

YAMAGATA, N. et al., J. atomic Energy Soc. Japan 4 (1962) 534 (for fish etc., sensitivity $20 \mu\text{g}/\text{Kg}$ whole fish) ;

ISHIBASHI, M. and HARA, T., Bull. Inst. chem. Res., Kyoto Univ. 32 (1954) 248 ;

FUKAI, R. and YAMAGATA, N., Nature 194 (1964) 466.

Cs^{137} , Cs^{134} の定量

核分裂生成分である Cs^{137} は重要な同位体中の主なものである。密封された核種である Cs^{134} は高いバーンナップをもつ燃料からの核分裂生成物に生じる。それは汚染源を指示する有効なものであり、線スペクトロメトリーを分離した Cs のフラクションに行なうことにより決定される。

海 水

FOLSON, T.R. et al., Nature 187 (1960) 480 ;

MIYAKE, Y., (IAEA, Vienna 1964: Annex to Safety Series No. 11) ;

SUGIHARA, T.T. et al., Analyt. Chem. 31 (1959) 44 ;

KORENMAN, I.M. et al., Trudy Khim, i Khim, Tekhnol. 1 (1958) 557 ;

U.K.A.E.A. PG Rep. 155 (Revised) (1960) Analytical methods for determination of Cs^{137} , Sr^{89} and Sr^{90} in rain, lake and sea-water,

U.K.A.E.A., Prod. Group, Windscale, Sellafield, England (H.M. Stationery Office 1960) ;

MORGAN, A. and ARKELL, G.M., Health. Phys. 9, No. 8 (1963) 357.

塩

YAMAGATA, N and YAMAGATA, T., Analyst 85(1960)282.

堆 積 物

U.K.A.E.A. PG Report 312 海砂, 海塩サンプル中の Ru¹⁰⁸, Ru¹⁰⁶, Cs¹³⁷, Zr⁹⁵/Nb⁹⁵
それにセリウム 144 の決定のための分析法。

UKAEA Prod. Group, Windscale, Sellafield, England (1962) (direct
gamma spectroscopy of sand and silt);

HARLEY, J.H. (Ed.) HASL Manual of Standard Procedures, USAEC
Report NYO 4700 (Rev. 1962).

生 物 物 質

直接γ線スペクトロメトリー(特に代謝セシウム, 低感度) UKAEA PG-Rep.156.
ミルク, 野菜, 有機イオン交換樹脂, 海藻それに新鮮な魚介類中の Cs¹³⁷, Sr⁸⁹, Sr⁹⁰ 及び骨
中の Sr⁸⁹, Sr⁹⁰ の決定のための分析法。(U.K.A.E.A. Prod. Group, Windscale,
Sellafield, England (H.M. Stationery Office 1960);

YAMAGATA, N. and YAMAGATA, T., Analyst 85(1960)282.
MORGAN, A. and ARKELL, G.M., AERE-R3555 (1961) (U.K.A.E.A.
Report, Harwell);
HARLEY, J.H. (Ed.) HASL Manual of Standard Procedures, USAEC
Rep., NYO 4700 (Rev. 1962).

セ リ ウ ム

起 源

海水中のセリウムはたいてい particulate として存在し, その全濃度は海水中で約 0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$
である。いろいろな海洋生物中の濃度は放射化分析により決定される。

BALASHOV, Yu, A. and KHITROV, L.M., Distribution of rare-earth
elements in the water of the Indian, Geochimia No.9, (1961) 796;

インド洋における希土類元素の分布

HASKIN, L.A. and GEHL, M.A., *geophys. Res.* 67 (1962) 2537.

指標物質

懸濁物、海洋生物の沪過組織、ペントース類の消化管、プランクトン。

サンプリング条件

水

水はM-サイズサンプルが必要である。一般にその容量はサンプリング地点において沪過により減らされる。容器の壁に放射性セリウムが吸着するのを防ぐために注意しなければならない。沪過を助けるものとして Fe(OH)_3 との共沈が指示される。

食料品

湿組織のS-サイズサンプルはたいていの要求にとって適切であると思われる。

安定セリウムの定量

GOLDBERG, E.D. et al., *J. geophys. Res.* 68 (1963) 4209;
KAMEDA, K., *J. Rad. Res.* 3 (1962) 89.

 Ce^{141} , Ce^{144} の定量

Ce^{141} と Ce^{144} は重要な核分裂生成物である。それらは β 線吸収あるいは減衰により区別される。

塩

γ 線スペクトロメトリーによる直接測定。

海水の処置

堆積物

U.K.A.E.A. Report PG 312 海岸砂および海塩サンプル中の Ru¹⁰⁸, Ru¹⁰⁶, Cs¹³⁷, Zr⁹⁵/Nb⁹⁵, Ce¹⁴⁴ の決定のための分析法。 U.K.A.E.A. Prod. Group, Windscale, Sellafield, England (1962).

生物質

γ線スペクトロメトリーによる直接測定

U.K.A.E.A. Report PG 203, Analytical method for the determination of cerium-144 in vegetation, seaweed, fish flesh and natural waters, U.K.A.E.A. Prod. Group Risley, Lancs., England (1961);

MIYAKE, Y., A sequential procedure for the radiochemical analysis of marine materials. (IAEA, Vienna 1964 : Annex to Safety Series No, 11) HARLEY, J.H. (Ed.) HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Report NYO 4700 (Rev. 1962).

ラジウム

起源

ラジウムは海水中ではイオン形で存在することが知られており, particulateとして存在することもある。全濃度は 10^{-8} から $10^{-7} \mu\text{g/Kg}$ である。ラジウムは 2,000 m 下からの海洋底土中に海水中の $1 \times 10^4 \sim 2 \times 10^5$ 倍存在している。陸岩の風化および, ウランおよびトリウム(イオニウム)の崩壊から生じる。

PICCIOTTO, E., Ciel et Terre 76 (1960) 65;

RONA, E. and URRY, W.D., Amer. J. Sci. 250 (1952) 241;

BREGER, I.A., Geochim. cosmochim. Acta 8 (1955) 63.

海洋生物の軟組織は海水中の濃度の 100 倍のラジウムを濃縮する。

EVANS, R.D., KIP, A.F. and MOBERG, E.G., Amer. J. Sci. 36 (1938) 241;

FØYN, E. et al., Nature 143 (1939) 275;
 FØYN, E. et al., Goteborgs k. vetenskaps- och vitterhets-samhalle,
 Handl. Ser. B 6, No. 12 Part 2 (1939).

炭酸塩の貝殻は海水中のラジウム／カルシウムの比をより増大させる。(KOCZY, F.F.
 and TITZE, H., J. mar. Res. 17 (1958) 302.)

プランクトンの bloom 中の濃度は海水の 3×10^{12} pCi/L を達する。

指標物質

沈殿物、特に微粒粘土、特に monazite が存在する時には粘土鉱物の最初のラジウム量を考慮しなければならない。

サンプリング条件

水

S-サイズのサンプルが必要である。

食料品

海藻、魚の軟組織、貝の S-サイズサンプルが指示される。

Ra²²⁶, Ra²²⁸ (Rb²¹⁰) の定量

天然の放射性核種である Ra²²⁶ 及び Ra²²⁸ は非常に重要である。Ra²²⁶ は単独に emanation 法により決定される。(HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of standard Procedures, USAEC Rep. NYO 4700 (Rev. 1962)).

Ra²²⁸ と Ra²²⁶ は α 線及び β 線測定法あるいは α 線スペクトロメトリーにより区別される。

(KAMATH, P.R. et al., Rice Institute Symposium on Natural Radiation (1963)),

Pb²¹⁰ は Ra²²⁶ と共に決定される。(KOIDE, R.M. and GOLDBERG, E.D., Science 134 (1961) 98).

海 水

WEISS, H.V. and LAI, M.G., *Analyt. Chem.*, 33 (1961) 39 (Rhodizonate method);

ROSHOLT, J.N., *Analyt. Chem.* 29 (1957) 1398;

SUGIMURA, Y.T. and TSUBOTA, H., *J. mar. Res.* 21 (1963);

MIYAKE, Y., A sequential procedure for radiochemical analysis of marine material (IAEA, Vienna 1964: Annex to Safety Series No.11);

NAZAROV, I.M., *Atomnaya Energiya* 3, No.8, (1957) 121 (radiometric determination of natural radioactive elements);

KOCZY, F.F. and SZABO, B., *J. oceanog. Soc. Japan*, 20 Anniversary (1962) 590.

塩

海水の分析法を適用する。

堆 積 物

KULO, J.L. and SCHULERT, A.R., *Geochem. Lab. Columbia* 3 (1961) 67 (HCl leaching);

KULP, J.L. et al., *Nucleonics* 11 No.8 (1953) 19 (method for Pb²¹⁰);

MIYAKE, Y., A sequential procedure for radiochemical analysis of marine material (IAEA STI/DOC/) (by complete solution);

PETTERSSON, H., *Deep Sea Res.* 3 (suppl.) (1955) 335.

生物学上の物質

HARLEY, J.H. (Ed.), HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Rep. NYO 4700 (Rev. 1962).

トリウム

起 源

トリウムは海水中では particulate の形で存在すると思われる。海水中の通常濃度は約 $0.7 \mu g/Kg$ であるが、種々の天然の Source 領域があると濃度はかなり変化する。海藻の数種の種は海水の数倍の濃度を示す。

海洋堆積物中のトリウムの平均量はインド洋の $13 \times 10^{-8} g/Kg$ から太平洋での $6 \times 10^{-8} g/Kg$ と変化する。(BARANOV, V.I. and KUZMINA, L.A., Geokhimia (1957) 23).

指標物質

泥及び微砂

サンプリング条件

水

ほぼ平均的な濃度レベルと見られる $0.7 \mu g/Kg$ の際に M-サイズのサンプルを要する。

食 料 品

食料中の濃度に関する現在の知識では、サンプルサイズについてはっきりした指示を与えるには不十分である。サンプリングの過程で食料の汚染源として外部から天然のトリウムが導入する可能性があることを考慮しなければならない。

トリウム(天然 Th, Th²³⁰)の同定

天然トリウムは Th²³² 及び Th²³⁸ の混合物である。U²³⁸ と U²³⁴ の娘核種である Th²³⁰ はふつう平衡状態では存在しない。α線スペクトロメトリーはトリウムのアイソトープ決定に一般的に直接利用される。

海水及び塩

PILLAI, K.C. and CANGULY, A.K., AEET Report HP/R-11(1961);
SILL, C.W. and WILLIS, C.P., Analyt. Chem. 34(1962)954(fluorimetry).
LAZAREV, K.F. et al., Radiochemistry 3(1961)623;
KOCZY, F.F. et al., Geochim. cosmochim. Acta 11(1957)103;
SACKET, W.M. et al., Science 128(1958)204;
FØYN, E. and RONA, E., Göteborgs k. vetenskapa-och vitterhets-samhalle Handl. Ser. B, 6 No.12(1939).

堆積物

KORKISCH, J. and ANTAL, P., Analyt. Chem. 173(1960)126;
and Geochim. cosmochim. Acta 26(1962)417;
GOLDBERG, E.D., KOIDE, M., PICCIOTTO, E. and WILGAIN, S.,
Nature 173(1954)632.

生物学的物質

USAEC Research in Radiobiological Report COO-224(1961)(method of preparation to be followed by colorimetric, fluorimetric or alpha counting procedures).

ウラン

起源

ウランはウラニルイオンとしてあるいは炭酸錯塩として存在する particvlate として存在する部分から知られていない。(KLENOVA, M.V., Geologija, GOS-Sc-PEDG-JZD, Moscow (1948)p.28, part 111). 海水中の全濃度は約 $3 \mu\text{g}/\text{kg}$ であり沈殿物中では $1 \sim 3 \times 10^{-8} \text{ g}/\text{kg}$ 。

ウランは近海沈殿物中で低 Redoxpotential をもって濃縮する。(STRØM, K., Nature 162(1948)922;

SUGIMURA, T., Nature 194 (1962) 568.

微生物はウランをある程度濃縮する。ある種の海藻は海水の50倍の濃度を示す。

(POLIKARPOV, G.G. and TEN, V.S., Specialized Scientific Reports (Biological Sciences) No.2 (1961).

指標物質

泥および微砂中で最も高い濃度を示す。

サンプリング条件

水

標準レベルの螢光法による定量に対してはS-サイズのサンプルが適している。

食料品

魚は海藻よりも低濃度を示すものと思われるが、S-サイズのサンプルが適している。

ウラン(天然)の定量

天然ウランは、自然界に U^{238} , U^{235} および U^{234} の混合物として存在し、それによる障害は大部分が化学毒性によるものである。天然に存在するウランのレベルにくらべて人間により導入されたと思われる放射性核種のレベルは非常に小さいので、それらの微分は必要としない。場合によっては α 線スペクトロメトリーが適用されよう。

海水と塩

螢光法は適切な方法であり感度は $10^{-2} \mu\text{g}/\text{kg}$ である。

WILSON, J.D. et al., Analyt. chim. Acta 23 (1960) 505;
 SMITH, A.P. and GRIMALDI, F.S., The gluosimetric determination of uranium in non-saline and saline waters, US Geological Survey Bulletin 1006 (1950) 125;

MILNER, G.W.C. et al., J. electroanal. Chem. 2 (1961) 25 (pulse polarography).

堆 積 物

岩屑の構成鉱物とともにともと存在しているウランと吸収したウランを区別するのは難かしい。

ADAMS, J.A.S., RICHARDSON, J.E. and TEMPLETON, C.C., Grochim. Acta 13 (1958) 270 9 スペクトル及び化学分析による全ウラン及びトリウムがよい。

生 物 物 質

HARLEY, J.H. (Ed.) HASL Manual of Standard Procedures, USAEC Report NYO 4700 (Revised 1962).

古典的な方法が適用されその感度は $10^{-2} \mu\text{g}/\text{sample}$.

プ ル ト ニ ウ ム

起 源

プルトニウムは人間の活動の結果として海洋環境にもたらされたものであり、測定し得るほどの量は天然には存在しない。

指 標 物 質

泥及び微砂

サンプリング条件

水

サンプルの大きさは予想される汚染の程度によってきまる。有用な方法の感度は、 $10^{-12} \mu\text{g}/\text{sample}$ が必要である。

食 料 品

廃棄地点の近くの海藻は $0.002 \mu\text{g}/\text{Kg}$ まで濃度を示したことがある。魚中ではより低い濃度が期待される。

 Pu^{239} and Pu^{240} の定量

Pu^{239} の Pu^{240} に対する相対濃度は線源物質の照射の経歴により決定される。海洋環境中に生ずる程度の濃度でそれらを別々に決定するのに有用な方法はない。

海水, 塩, 堆積物

これらの物質に特に適用されるような方法はない。

Mc CLELLAND, J., AEC Report LASL 1858 (2nd Ed.) (1 September, 1958) 155-171. (尿に対するこの方法はたぶん海水に適用し得るものである。)

生 物 物 質

野菜, 泥及び水中のウラン, ブルトニウムの放射分析。

GEIGER, E.L. (E.I. du Pont de Nemours and Co., Aiken, S.C.), Health Phys. 1 (1959) 405-408.

GENERAL BIBLIOGRAPHY

SVERDRUP, H.U., JOHNSON, M.W. and FLEMING, R.H. The Oceans, their Physics, Chemistry and General Biology, Prentice-Hall (1942).

DEFANT, A., Physical Oceanography, 2 vols., Pergamon (1961).

BARNES, H., Oceanography and Marine Biology, George Allen and Unwin Ltd., London (1959).

SNEZHINSKI, V.A., Practical Oceanography (Ocean work and equipment), Publishing House of Hydrometeorological Service, USSR, Leningrad (1951) 599 pp.

US Navy Hydrographic Office, Oceanographic Observations, Instruction

Manual, Pub. 607 (1955).

KLENOVA, M.V., Geologija Morja (GOS-Sc-PEDG-JZD) Pt. III,
Moscow (1948) 28.

VINOGRADOV, A.P., The Elementary Chemical Composition of
Marine Organisms, Sears Foundation for Marine Research (1954).

Memoir No. 2, New Haven, Connect., Yale University.

Food and Agricultural Organization, Manual of Methods in Fisheries
Biology, Fisheries Science No. 1, FAO, Rome (1960).

FAO/WHO, Methods of Radiochemical Analysis (1959), FAO Atomic
Energy Series No. 1, WHO Technical Report No. 173.

ISRAEL, H. and KREBS, A., Nuclear Radiation in Geophysics,
Springer, Berlin (1962).

PINTA, M., Recherche et dosage des éléments traces, Dunod,
Paris (1962).

DE VOE, J.R., Radioactive Contamination of Materials used in
Scientific Research, Report for the Subcommittee on Radiochemistry
of the Committee on Nuclear Science, Washington D.C., National
Academy of Sciences, National Research Council 1961 (NAS-NRC Pub.
895) (Nuclear Science Report No. 34).

ICRP Report of Committee 2, "On Permissible for Internal Radiation",
Health Physics 3, Pergamon Press (1960).

FRASER, J.H. and CORLETT, J. (Eds.), Contributions to Symp. on
zooplankton production 1961, Rapport et procès verbaux des réunions
(Copenhagen) 153 (1962) 228 pp.

BARNARD, J.L. and JONES, G.F., "Techniques in a large scale survey
of marine benthic biology", Proc. of 1st Int. on waste disposal in the
marine environment, Pergamon Press (1960) 413-447.

ALLEN, G.H., DELACY, A.C. and GOTSHALL, D.W., "Quantitative
sampling of marine fishes-A problem in fish behaviour and fishing
gear", Proc. of 1st int. Cong. on waste disposal in the Marine environ-
ment, Pergamon Press (1960) 448-511.

BARNES, H., Oceanography and marine ecology, George Allen and Unwin,
London (1959) 218 pp.

PERES, J.M., *Océanographie biologie marine, I, Lavie benthique, benthique*, Presses Univ. de France (1961) 541 pp.

HAGMEIER, E., *Plankton-Aquivalente-Auswertungen von chemischen und mikroskopischem Analysen*, Kielv Meeresforsch. 17 (1961) 32-47.

BE, A.W.H., "Quantitative multiple opening and closing plankton samplers," Deep-sea Res. 9 (1962) 144-151.

HIGASHI, S., "Estimation of the microgram amount of thorium in sea-water," J.oceanogr. Soc. Japan 15 (1959) 65-68.

IMAI, Y., Oceanographical studies on the behaviour of chemical constituents. II. "Iron and aluminium distribution in Urado Bay : concentration of those of those elements in the "Shiome" zone, or the Tide Rip", J. oceanogr. Soc. Japan 16 (1960) 167-171.

IMAI, Y., Oceanographical studies on the behaviour of chemical elements. VI. "On the distribution of molybdenum in sea-wates in Uranouchi Bay and Susaki Bay", J. oceanogr. Soc. Japan 17 (1961) 201-204, 205-207.

IMANISHI, N., Studies on the inorganic chemical constituents of marine fishes. III, "On the distribution and the ralative quantities of alkaline elements and alkaline earth elements in *Katsuwonus pelamis* and *Monocentris japonica*"; J.oceanogr. Soc. Japan 16 (1960) 19-23.

IMANISHI, N., Studies on the inorganic constituents of marine fishes. VI. "On the distribution of zinc, copper and lead in deep-sea fishes, *Monocentris japonica* and *Katsuwonus pelamis*", J.oceanogr. Soc. Japan 16 (1960) 79-82.

IMANISHI, N., Studies on the inorganic chemical constituents of marine fishes. X. "On the distribution of iron and aluminium in marine fishes", J.oceanogr. Soc. Japan 17 (1961) 40-44.

IMANISHI, N., Studies on the inorganic chemical constituents of marine fishes. XII, "On the distribution of manganese in marine fishes", J. oceanogr. Soc. Japan 17 (1961) 161-164.

PARKER, P.L., "Zinc in a Texas Bay", Inst. of Marine Sci. 8 (1962).

YAMAMOTO, H. and IMAI, Y., Oceanographical studies on Japanese Julets. X. "On the distribution of iron and manganese in sea water in

Urodo Bay", J. oceanogr. Soc. Japan 15(1959)185-190.

SCHREIBER, B., BOTTAZZI-MASSERA, E., FANO-SCHREIBER, A.,
GUERRA, F. and PELATTI, L., "Ricerche sulla presenza dello Sr nel
plancton marino in rapporto alla ecologia degli Acantari",
Pubbl. Staz. zool. Napoli 32(suppl.)(1962)400.

CERRAI, E., PELATTI, L., SCHREIBER, B. and TRIULZI, C.,
"Some determinations of Sr⁹⁰ in cuttle-bone (sepia bone)," Energia
Nucleare 19(1963)45.

附録 I

放射能の測定

測定技術は放射能の2つの面を評価することにむけられるであろう。一つは放射線の存在量の目安を見つけることに努力が払われる。特別な環境の中で被爆した人体のうける放射線の量がこの場合通常決定される量である。この種の測定は放射線計測に属するものである。他方、観察する放射線源である物質の量及び性質を決定することに注意が向けられる。このような定量法は、たとえ物理的技術が著しく適用されているとはいへ放射化学の分野に入る。実際は放射能の測定は、上記の概念の1つあるいはそれ以外の点で解釈されるような機器的な読みを得ることから成っている。しかし、現在する多くのデータは誤って報告されている、というのは観測された機器の読みと実際の放射能の尺度との間には、単純だが不正確な関係が仮定されているためである。特に、線量あるいは線量率を効果的に指示する機器の読みは、その解釈には妥当な関係が用いられるという正当な注意をせずに放射性物質の量を表わすものとして報告されてはいないということを注意しなければならない。

線量測定に関連した測定

放射線量あるいは放射線量率の測定には一般に以下の項が関連している。

- (i) 線量あるいは放射線量率は一般に、特定の吸収体に到着する放射線からエネルギーの吸収、あるいは吸収率の尺度であり、海洋環境のある成分に対する放射線の影響を評価するにも最も適した尺度である。それは、海洋環境におけるものが受けるイオン化過程の総計の尺度を表わし、海洋環境に浸した適当なエネルギー測定器によって測定される。
- (ii) 放射線束(Flux of radiation)は吸収体の性質に関するいかなる仮定にも依存しない

で媒体を通った放射エネルギーの流れを表わすものとしてたぶん最も基礎的な尺度である。しかし、ここでの研究の必要には実際には、ほとんど適用されない。

(iii) カウント数あるいは計数率は特別な計数器が敏感であるような放射線から生ずるイオン化現象の尺度である。もしそのメーターが、事実上、重要なエネルギースペクトル全体にわたった粒子エネルギーに比例的に感応し海洋環境の大容量以内の深さ(～2m)におかれるならば計数は放射線の周囲の流れの尺度を与えるであろう。有限のサンプルと選択的に感応する感應体に関してその反応は、サンプルをアレンジすることと、使われる感体との関数である。実際に、実験装置にある程度無関係な有意の尺度を得るために最も初步的なアプローチは、あるアイソトープの標準に対する比較キャリブレーションを必要とする。しかし、このような場合にさえ、サンプル中に存在する放射性核種の相対的分布が既知でないと特別な実験装備とは無関係に説明することはできない。

(iv) グロスベータ計数あるいはグロスベータ計数率

最も簡単な測定技術によるベータ放射線の感度はガンマ放射に対する感度よりも2ケタぐらいい効率がよい。そのような簡単な計数技術の結果のことをグロスベータカウントとするのがふつうである。上述の計数及び計数率に属する限界は更に大きな力で適用する。

放射化学に関連した放射能測定

以下に示す言語が放射性物質の量の適切な、あるいは慣例的な尺度である。

(i) 放射能は存在するすべての放射性核の壊変率の尺度である。それは直接測定することはできないが存在する放射性核種の自然崩壊図と共に粒子計数あるいはエネルギー測定を考慮して、推量される。測定時に存在する核種の実際の分布が既知でなければ、そういうたった関係はいかなるものも意味のないものである。

放射能のデーターを報告する際最も深刻で一般的なまちがいはサンプルに対する計数率に、機器に固有の効率を掛けることである。したがって結果としての数値は単位時間あたりの壊変の形で示される。そのような手順は、既知の核種に適用される時にのみ意味を持つ。

(ii) 比放射能は放射性物質単位質量についての単位時間あたりの壊変数である。

(iii) 特定核種の放射能は、測定器あるいは実験条件に関して不变な明確に定義された量を表わす。個々の核種から成る測定量の成分の同定は次のような方法で達成され得る。化学分離によって又は全体のエネルギースペクトルの物理解析からあるいは、壊変の様子及び、存在する全放射性核種の濃度といった項を数学的に解析することによって成され得る。

海洋環境の放射能状態を表わすための測定要件

海中の放射能の尺度はいかなるものも、それが有用なものであるかどうかを表わさなければならぬ。すなわち海洋環境の同一部分、同一の相で得られた一連の記録は互いに著しく異つていてはならない。サンプリングの技術によって、あまり意味のない統計的変動をおさえるべきである。

データは別々の研究作業者の間で比較し得るために、方法は、基本的な物理的化学的あるいは生物学的过程に基づくべきである。さらに、ある特別な測定法がそのうちに他のものに取つてかわるなら、古い技術及び、より最近の技術により供されたデータを相互に比較することが可能であろう。

附 錄 II

海洋物質中の天然放射性核種

海水中の天然放射性核種

特に顕著な汚染条件を除けば、海水中に含まれる天然放射性核種を人工的に同定するには、量が少なすぎる。それらは、 K^{40} , Rb^{87} , C^{14} , U , Th それにそれらの壊変系列に見られる種々の元素である。上方の大気中における宇宙線の放射能から Be^{10} の存在も報告されている。そのうちで最も高い放射能は K^{40} の放射能である。

K^{40} の放射能は塩分に直接比例し 1.9% の chlorimetry で海水の $0.32 m\mu c/Kg$ でありこれらは Rb^{87} の $5.9 pc/Kg$ の放射能に対応する。炭素は、炭酸塩； bicarbonate 及び純粹の炭酸として小量の有機 carbon の存在と共に $20 \sim 30 mg/Kg$ の濃度範囲で生じている。

海水中ラジウム量に関して多くの分析値が報告されている。EVANS らは [1.2] 海水の複合サンプル中のラジウム平均含有量を $0.08 \times 10^{-12} g/\ell$ と見出した。GODA [3] は、黄海、東シナ海、南シナ海で収集した海水中のラジウム含有量を $0.04 \sim 0.15 \times 10^{-12} g Ra/\ell$ (平均 $0.08 \times 10^{-12} g/\ell$) と決定した。FØYN, PETTERSSON ら, [4] はスウェーデンの沿岸の 23 サンプルの海水に $0.087 \times 10^{-12} g/\ell$ の値を与えた。PETTERSSON [5] の報告によるスウェーデンの深海探険 (1944-48) によりサンプリングされた海水から得られた平均値は $0.07 \times 10^{-12} g Ra/\ell$ であった。最近 MIYAKE 及び SUGIMURA [6] は西方の北太平洋における平均値を $0.07 \times 10^{-12} g/\ell$ と報告した。

これに対応する放射能は $0.07 \mu c/Kg$ である。

PETTERSSONはウランの含有量は一定であるのに対し、ラジウム含有量はかなり変動すると指摘した。RONA及びURRY[7]は北太西洋における遠用の海水中のラジウムとウランを決定し、太平洋中のラジウムは、垂直方向及び水平方向に変化することを見出した。ラジウムと温度の図を描くと、それは(S-T)(塩度)の図と非常によく似ている。ラジウムは深さと共に一様に増加することはないが、300mから700mの間では最少の含有量(最少値 $0.007 \times 10^{-12} g/\ell$)であると思われ、ウランもその深さで最少値を示す。ラジウムの最大値は表面近くの水中で $0.058 \times 10^{-12} g/\ell$ であり、平均値は $0.031 \times 10^{-12} g/\ell$ である。

KOCZY[8]は海洋の様々な部分で表面層と底層中の海水のラジウム含有量を決定した。表面水中で9-10, 3-8及び $6-8 \times 10^{-14} g Ra/\ell$ という値が、それぞれ太平洋、大西洋及び地中海の海水中で得られた。底層中では13~15, 8~10, $8-11 \times 10^{-14} g Ra/\ell$ という値がそれぞれ太平洋、インド洋及び大西洋で見られた。ラジウム含有量の最低値($0.4 \times 10^{-14} g Ra/\ell$)は太平洋及び大西洋の両方で約500mの深さの層で見られ、この深さ以下では太平洋のミンダナオ海溝の4,000mの深さでの最大値 $13 \times 10^{-14} g Ra/\ell$ という値に近づきつつ、徐々に増加することが見られる。熱帯及び亜熱帯地方の海域ではラジウム含有量は深さにつれて減少し約3,000~4,000mでは最少の層を示す。Koczyによる海水中のラジウム含有量の水平分布は $1.2-1.8 \times 10^{-10} g Ra/m^2 yr$ の速度で海底からラジウムが再溶解によって引き起こされる。

海水中のウラン含有量に関してHERNEGGERとKARLIK[9]はバルト海とスカンジナビア沿岸に沿った峠山では低塩度の水中では $1.3 \times 10^{-6} g U/\ell$ という値を示した。FØYNSら[4]によると海水中のウラン含有量は平均 $1.5 \times 10^{-6} g/\ell$ である。KOCZY[10]は北西大西洋及び南太平洋では $1.2 \times 10^{-6} g/\ell$ と報告した。NAKANISHI[11]は北太平洋のより深い水中で $2.8 \times 10^{-6} g/\ell$ という値を見出した。彼は表層水中のウラン含有量はより深い水中での量よりも少ないと報告した。Pettersson[5]はスウェーデン深海探査航海の間に収集した水サンプル中で $1.3 \times 10^{-6} g/\ell$ を得た。RONAとURRY[7]は北大西洋から $0.6 \times 10^{-6} g/\ell$ という、より小さい値を示した。

Ronaらは海水中のウランの決定に同位体希釈法を開発し、大西洋の水に $3.3 \times 10^{-6} g/\ell$ の平均値を与えた。WILSONら[12]は、同位体希釈法、ポーラログラフ法、螢光法を用いることによって海水中のウラン含有量を決定し、イングランド海岸の沖の水に $3.4 \times 10^{-6} g/\ell$ という平均値を与えた。MIYAKEとSUGIMURA[6]は北緯 38° 線に沿って西方の北太平洋の $143^\circ E$ から $148^\circ E$ にまでウラン分布を観察した。ウラン含有量の平均値は $3.4 \times 10^{-6} g/\ell$ であった。彼らは深さと共にウラン含有量は増加することを見出した。ToriiとMurataは、日本の南極観測船の南極への航路に沿って海水中のウラン分布を示した(1960~1961)。インド洋及びインド洋型の南極洋の表層水中のウランの平均値はそれぞれ $3.1 \times 10^{-6} g/\ell$ 及び

$3.0 \times 10^{-6} g/l$ であった。

ラジウムとウランが放射平衡にあるときラジウムのウランに対する存在比 (abundance ratio) は 3.40×10^{-7} であろう。それ故、ラジウム含有量から計算すると海水中のウランの平衡量は約 $0.2 \times 10^{-6} g/l$ となり上記で与えられた分析値よりもかなり少ない。

Rona と Urry によると、表層にある海水中のラジウム含有量から予測される平衡値 (RaU) の約 16 % にすぎない。その比率は高塩度の遠洋水ではかなり不变である。海水中の Ra/RaU の小さい値は海底の ionium と radium の沈殿によるものである。海水中の ionium 含有量も又平衡値よりも小さいと推定される。

HAMAGUCHI [13] はラジウムは鉄及びマンガンの酸化物あるいは水酸化物のコロイド粒子と共に沈すると提案した。彼の仮定は NAKAI [30] の研究室規模の実験及びマンガンと鉄は深海の堆積物中で濃縮されるという事実によって支持される。

海水中のトリウム含有量に関して、KOCZY ら [14] は、スカンディナビア半島沖合の海水中のトリウムは $2 \times 10^{-8} g/l$ 以下であることを観測した。ISHIBASHI, HIGASHI [15, 16] は、本州沿岸のトリウム量を $7 \times 10^{-8} g/l$ と測定した。SACKETT ら [17] によると、東太平洋の海水中のトリウム濃度は $5 \times 10^{-8} g/l$ 以下である。KOCZY ら [14] と SACKETT ら [14] と SACKETT ら [17] は、海中のイオニウム (Th^{230}) の濃度をそれぞれ 6×10^{-18} , $3 \times 10^{-18} g/l$ とした。

海底堆積物中の天然放射性核種

深海の堆積物中で見られるラジウムの著しい濃縮はチャレンジ海溝探検の間に収集した海底沈殿物中のラジウム含有量を決定した。JOLY [18] により最初に報告された。その時以来、深海沈殿物中のラジウムの濃度に関する多くのデータが蓄積されている。2,000m 以下の深さの海底堆積物は通常陸上の花こう岩質の岩の平均したラジウム濃度より多量であることがたしかめられている。実測したラジウム濃度とウラン含有量との平衡から予測されるラジウム濃度との比 (Ra/RaU) はたいてい河川水中で大きく (平均 4.37) 海水中の塩度の増加と共に小さくなり (平均 0.165) 底土中では再び増加する。URRY [19] は海底沈殿物表面上のウラン含有量は、ウラン-ラジウム平衡に基づき計算された量の $1/4$ にすぎないことを示した。換言すると海水は過剰のウランを含んでいる。海水中にはトリウムが少ないと一緒に、この事実を考慮すると ionium と radium は堆積物中に蓄積していると考えることは reasonable であろう。PIGGOT と URRY [20] は深海堆積物のコアーサンプル中のラジウムの垂直分布を研究した。その結果によると、コアーサンプル中のラジウム垂直分布には 2 つのタイプがある。

その1つはイオニウムから徐々に、ラジウムになりつつ、深さと共にラジウム含有量が増加する。しかし、約20cmの深さにおいて最大値に達した後、ウランの欠乏によりラジウム含有量はイオニウム-ラジウムの平衡値 ($0.35 \times 10^{-12} \text{ g Ra/g}$) に達するまで（これはふつうの堆積岩中のラジウム含有量—平均約 $0.57 \times 10^{-12} \text{ Ra/g}$ —程度と等量であるが）減少し続ける。他の分布のタイプではラジウム含有量は表面では高いが ($11 \times 10^{-12} \text{ g/g}$) 2.5mの深さでの約 $0.8 \times 10^{-12} \text{ g/g}$ の値に近づきつつ深さと共に減少する。前者の場合と異なり海底へのイオニウムの過剰の蓄積ははっきりとは見られない。

ARRHENIUSとGOLDBERG [21] は深海堆積物中の種々の鉱物相における放射性元素の位置確認の研究をした。彼らはイオニウムが support されたラジウムは間隙にある液体を通した拡散により再分布され、phillipsiteは堆積物内部で放射性元素のスキベンジヤとして重要な役割をなすことを示した。

HOLLANDとKULP [22] は大洋中のウラン、イオニウム、ラジウムの、移動、堆積、放射性の生成 (radionactive generation) 及び減衰についての地球化学的バランスを計算した。彼らの計算によると河からの流入率と浅瀬の堆積物中のウラン堆積率は、ほぼ等しい (1 ml の海洋水中に $0.4 \sim 3.8 \times 10^{-15} \text{ g/yr}$) イオニウムの放射性壊変によるラジウムの生成率 ($1.5 \sim 6.1 \times 10^{-20} \text{ g/yr ml}$) は河からの流入率 ($0.01 \sim 0.34 \times 10^{-20} \text{ g/yr}$) よりも大きい。ラジウムの放射性崩壊率 ($1.1 \sim 1.5 \times 10^{-20} \text{ g/yr ml}$) も又、大陸棚域の堆積率 ($0.1 \sim 7.6 \times 10^{-21} \text{ g/yr ml}$) よりも大きい。イオニウムに関して流入率 ($7.3 \sim 9.7 \times 10^{-19} \text{ /yr ml}$) 及び遠洋、半遠洋堆積物との堆積率 ($6.6 \sim 8.6 \times 10^{-19} \text{ g/yr ml}$) はほぼ等しく、ウランからの放射性生成率 ($3.5 \sim 1.5 \times 10^{-18} \text{ g/yr ml}$) 及び、岩などれの堆積物への堆積率 ($0.0 \sim 13 \times 10^{-18} \text{ g/yr ml}$) は著しく過剰であると思われる。

次にHOLLANDとKULP [22] は、イオニウム (Th^{230}) とラジウム (Th^{226}) のトレーサーとして放射性トリウム (Th^{228}) とトリウム× (Ra^{224}) を用いて遠洋の堆積物の表面にあるラジウムとイオニウムの陰イオン交換と吸着を研究した。その結果堆積物上に吸着したイオニウムとラジウムの量は最近の深海堆積物上に吸収された量と同等であり吸着あるいはbase exchangeはイオニウムとラジウムが海洋水から除去されるような機構のひとつであることを示した。

ARRHENIUS, BRAMLETT 及び PICCIOTTO [23] は赤道の北方の太平洋から収集した深海堆積物中のアルファ線分布を研究し、アルファ放射能の半分は、魚の骨片、ペントース類動物の排せつ物それに高い屈折率をもつ小結晶 ($< 1 \mu\text{m}$) (たぶん硫酸バリウム, barite) 中で濃縮され、残り半分は堆積物の気孔 space 中、真溶液あるいはコロイド溶液として存在するという結果を得た。魚の骨中の高いアルファ線のあるスポットは、トリウムの同位元素及びその娘核種達に起因している。深海堆積物中のラジウムが pore-space に移動し

て次の濃縮が Phillipsite あるいは barite 中で生じるならば、ラジウムの分布した深海堆積物の堆積率の計算は疑しいものとなる。ARRHENIUSとKOKISCH [24] は、遠洋堆積物中に含まれる魚の骨中のウラン及びトリウムの濃縮を研究した。彼らによると、深海堆積物中のトリウムの分布は phillipsite の量に比例し、ウランに関して濃縮は見られなかった。PICCIOTTOとWILGAN [25] はイオニウムートリウム ($\text{Th}^{230}/\text{Th}^{232}$) 比に基づいた年代学の新しい方法を提案した。トリウム (Th^{232}) はもっと長いが ($1.4 \times 10^{10} \text{ yr}$) イオニウムあるいは Th^{230} は 80,000 年の半減期をもつため深海堆積物のサンプル中には、岩屑物質は含まれないと仮定すると堆積の年代学は可能である。PICCIOTTOとWILGANによると [25] 海水中のイオニウム含有量は $2 \times 10^{-18} \text{ g Io/l}$ 以下である。KOCZYら [14] 及び SACKETTら [17] の両者はそれぞれ $6 \times 10^{-18} \text{ g}$ 以下、 $3 \times 10^{-18} \text{ g Io/l}$ 以下の値を示した。

GOLDBERGとKOIDE [26] は太平洋の深海堆積物中の Io/Th 比を、同時アルファ計数により得た。その結果は、東太平洋中の Io/Th 比は 2 つのグループに分けられることを示した。西経 $120^\circ \sim 140^\circ$ 、北緯 $40^\circ \sim$ 南緯 40° の間の領域における堆積物に関して、表層中のイオニウムとトリウムの壞変率の比は約 35 であり、アリューシャン列島とハワイの間の領域では約 15 であった。 Io/Th の比は、そこから、堆積率が計算されるような海床以下の深さと共に指數関数的に減少する。 $14^\circ 55' \text{ N}, 124^\circ 02' \text{ W}$ (深さ $4,270 \text{ m}$) $49^\circ 39' \text{ N}, 39' \text{ W}$ ($4,850 \text{ m}$) 及び $42^\circ 02' \text{ N}, 98^\circ 01' \text{ W}$ (深さ $4,350 \text{ m}$) の地点でサンプリングしたコアーサンプルの上方 10 cm の層の堆積率は、それぞれ 1,000 年あたり 1 mm 、 2 mm 及び 1 mm であると計算された。最近 Rona らはメキシコ湾及び北大西洋に対してそれぞれ 1,000 年あたり 10 mm 及び $1 \sim 2 \text{ mm}$ の堆積率を示した。MIYAKEとSUGIMURA [27] は日本海溝とその附近で収集したコアーサンプルの堆積率として、1,000 年あたり $0.4 \sim 0.7 \text{ mm}$ の値を報告した。後者の研究は 2 つとも Io/Th 法によりなされた。

BARNES, LANG と POTRATZ [28] は太平洋の Eniwetok Atoll で収集した coral limestone のコアーサンプル中のイオニウムとウランの含有量を研究した。彼らはイオニウム含有量はつねにウランとの平衡値以下であることを示した。limestone 中にはイオニウムの得失はないものとすると、堆積データの年代学は 300,000 年までが可能である。その結果は、0 ~ 60 ft の深さのサンプルに対して約 0.15 cm/year の垂直方向への平均生長率を示した。

TATSUMOTO と GOLDBERG [29] は生体の海洋の石灰質物質中のウラン含有量を決定した。研究室で海水から沈降された aragonitic carbonite はサンゴ中の、ウラン含有量 ($3 \sim 5 \mu\text{g/g}$) とほぼ同じであるところの海底で収集して anagonite あるいは aragonitic colite に匹敵したウラン含有量を含んでいる。他の石灰質試料はほんの $0.0 \sim 0.1 \mu\text{g/g}$ のウランしか含んでいない。

文 献

- (1) EVANS, R.D. and KIP, A.F., "The radium content of marine sediments from the East Indies, the Philippines and Japan and of the Mesozoic fossil clays of the East Indies", Amer. J. Sci., 36(1938)321.
- (2) EVANS, R.D., KIP, A.F. and MOBERG, E.G., "The radium and radon content of Pacific Ocean water, life and sediment". Amer. J. Sci., 36(1938)241-259.
- (3) GODA, S., "The radium content of water from the Yellow Sea, East China and South China Sea", J. Shanghai Sci. Inst. 9(1939)111-120 (in Japanese).
- (4) FØYN, E., KARLIK, B., PETTERSSON, H. and RONA, E., "The radioactivity of sea water", (Goteborgs K. vetenskaps-och vitterhets-samhalle. Handl, sea. B 6 No.12(1939)44. (Part 1, Uranium, Part 2, Radium, Part 3, Thorium).
- (5) PETTERSSON, H., "Radium and deep sea chronology", Nature 161(1951) 942.
- (6) MIYAKE, Y. and SUGIMURA, Y., "Uranium and Radium in the western North Pacific waters", Trans. Amer. geophys. Union, 44(1963)59.
- (7) RONA, E. and URRY, W.D., Radioactivity of ocean sediments(8). "Radium and uranium content of ocean and river waters", Amer. J. Sci. 250(1952)241-262.
- (8) KOCZY, F.F., "Natural radium as a tracer in the ocean", Proc. 2nd UN Int. Conf. PUAE 18(1958)351-357.
- (9) HERNEGGER, F. and KARLIK, B., "Die quantitative Bestimmung sehr kleiner Uranmengen und der Urangehalt des Meerwassers", Sitzungsber. Akad. Wiss. Wien Math.-naturw. Kl, Abt. IIa 144(1934)21.
- (10) KOCZY, G., "Weitere Unterbestimmungen an Meerwasserproben", Akad. Wiss. Wien Math.-naturw. Kl. 158(1950)113-121.
- (11) NAKANISHI, M., "Fluorometric microdetermination of uranium(5). The uranium content of sea water", Bull. chem. Soc. Japan 24(1951)36-38.
- (12) WILSON, J.D., WEBSTER, R.K., MILNER, G.W.C., BARNETT, G.A. and SMALES, A.A., "A comparison of three methods of determining the

- concentration of uranium in sea water", Analyt. chim. Acta 23 (1960) 505-514.
- (13) HAMAGUCHI, H., "Chemical investigation of deep-sea deposits(4). The comparison between the radium content of manganese ore from the land and that of deep-sea deposits". J. chem. soc. Japan 60 (1939).
- (14) KOCZY, F.F., PICCIOTTO, E., POULAERT, G. and WILGAIN, S., "Mesure des isotopes de thorium dans l'eau de mer", Geochim. cosmochim. Acta 11 (1957) 103-129.
- (15) ISHIBASHI, M. and HIGASHI, S., "Method of microdetermination of thorium", Japan Analyst 3 (1954) 213-216 (in Japanese).
- (16) HIGASHI, S., "Estimation of the microgram amount of thorium in sea-water", J. oceanogr. Soc. Japan 15 (1959) 61-63 (in Japanese).
- (17) SACKETT, W.M., POTRATZ, H. and GOLDBERG, E.D., "Thorium content of ocean water", Science 128 (1958) 204-205.
- (18) JOLY, J.J., "On the radium content of deep sea sediment", Phil. Mag. 16 (1908) 190-197.
- (19) URRY, W.D., "The radioactive determination of small amounts of uranium", Amer. J. Sci. 239 (1941) 193-203.
- (20) PIGGOT, C.S. and URRY, W.D., Radioactivity of ocean sediments(3). "Radioactive relations in ocean water and bottom sediments", Amer. J. Sci. 239 (1941) 81-91.
- (21) ARRHENIUS, G. and GOLDBERG, E.D., "Distribution of radioactivity in pelagic clays", Tellus 7 (1955) 226-231.
- (22) HOLLAND, H.D. and KULP, J.L.,
 (a) "The mechanism of removal of ionium and radium from the oceans", Geochim. cosmo-chim. Acta 5 (1954) 214-224.
 (b) "The transport and deposition of uranium ionium and thorium in rivets, oceans and ocean sediments", Geochim. cosmochim. Acta 5 (1954) 197-213.
- (23) ARRHENIUS, G., BRAMLETTE, M.N. and PICCIOTTO, E., "The localization of radio-active and stable heavy nuclides in ocean sediments", Nature 180 (1957) 85-86.
- (24) ARRHENIUS, G. and KOKISCH, H., Abstract of 1st Int. Oceanog. Congress, New York (1955) 497. Uranium and thorium in marine minerals.

- (25) PICCIOTTO, E. and WILGAIN, S., "Thorium determination in deep sea sediments", *Nature* 173 (1954) 632-633.
- (26) GOLDBERG, E.D. and KOIDE, M., "Io-Th chronology in deep-sea sediments of the Pacific", *Science* 128 (1959) 1003-1004.
- (27) MIYAKE, Y. and SUGIMURA, Y., "Io-Th chronology of deep-sea sediment of the western North Pacific Ocean", *Science* 133 (1961) 1823-1824.
- (28) BARNES, J.W., LANG, E.J. and POTRATZ, H.A., "Ratio of ionium to uranium in coral limestone", *Science* 124 (1956) 175-176.
- (29) TATSUMOTO, M. and GOLDBERG, E.D., "Some aspects of the marine geochemistry of uranium", *Geochim. cosmochim. Acta* 17 (1959) 201-207.
- (30) NAKAI, T., "The minor constituents of the mineral springs of Japan(5). The concentration of uranium from the water of mineral springs", *J. chem. Soc. Japan* 59 (1938) 1187-1192.

B I B L I O G R A P H Y

ARNOLD, J.R., "Beryllium-10 produced by cosmic rays", *Science* 124 (1955) 584-85.

ISSAC, N. and PICCIOTTO, E., "Ionium determination in deep-sea sediments", *Nature* 171 (1953) 742-743.

JENTOFT, R.E. and ROBINSON, R.J., "The potassium-chlorinity ratio of ocean water", *J. mar. Res.* 15 (1956) 170-180.

KROLL, V., "The distribution of radium in deep sea cores", *Swedish Deep Sea Exped. 1947-1948, Report 10* (1955) 32.

MERRILL, J.R., LYDEN, E.F.X., HONDA, M. and ARNOLD, J.R., "The sedimentary geochemistry of the beryllium isotopes", *Geochim. cosmochim. Acta* 18 (1960) 108-129.

PETTERSSON, H., "Radioactive elements in the ocean waters and sediments", *Nuclear Geology* (Ed. by Faul) John Wiley & Sons, New York (1954) 115-120.

PETTERSSON, H., "Manganese nodule and oceanic radium", *Papers in Marine biology and Oceanography* (Suppl. Vol. 3, Deep sea Res.), Pergamon press (1955) 335-345.

REVELLE, R.R., FOLSOM, T.R., GOLDBERG, E.D. and ISAACS, J.D.,

"Nuclear science and oceanography", UN Int. Conf. PUAE(1955) pp.27.

RONA, E., AKERS, L.K. and PARKER, P., "Age determination of deep sea sediments", Abstract of 1st Int. Oceanogr. Cong. New York (1959) 503.

RONA, E., GILPATRICK, L.O. and JEFFREY, L.M., "Uranium determination in sea water", Trans. Amer. geophys. Union 37(1956) 697-701.

SMALES, A.A. and SALMON, L., "Determination by beta radioactivation of small amounts of rubidium and caesium in sea water and related materials of geochemical interest", Analyst 80(1955) 37-50.

SMALES, A.A. and WEBSTER, R.K., "The determination of rubidium in sea water by stable isotope dilution method", Geochim. cosmochim. Acta 11 (1957) 139.

SUESS, H.E. and REVELLE, R., "Carbon dioxide exchange between atmosphere and ocean and the question of an increase of atmospheric CO₂ during the past decade", Tellus 9(1957) 18-27.

UTTERBACK, C.L. and SANDERMAN, L.A., "Radium analysis of mineral sediments in northern Pacific and adjacent waters", J. mar. Res. 7(1948) 635-643.

附 錄 Ⅱ

SAMPLING PROCEDURES WITH REFERENCE TO SIZE OF SAMPLE

Material	S (small)	Sample-size category M (medium)	L (large)
<u>Water</u> Surface	A few litres (a) Plastic bucket (a) Nansen bottles (coated) (b) Plastic reversing bottles	50-200 (a) Plastic bucket (a) Special bottles (plastic or coated)	1-30 (a) Pumping (a) Special samplers (1-30 t)
Deep			
<u>Salt</u>	0.01-0.1 Kg	0.1-1.0 Kg	> 1 Kg
<u>Sediments</u> Surface 0-5 cm	(a) Light dredge (for shallow bottoms) (b) Piston corers (for deep bottoms)	(a) Dredge, Knife or planer type (b) Dredge, slurry and ooze retaining (c) Divers with shovels	Repeated dredging
Upper 20 cm	Small grabs	(a) Grabs, Petersen, Elkman and modifica- tion (b) Divers with shovels	Large heavy grabs (Petersen etc.)

Material	S (small)	Sample-size category M (medium)	L (large)
Vertical structure	(a) Light gravity corers (b) Vibro-corers	Graviry corers	Piston cores
<u>Suspended matter</u>	(a) Filtering or centrifuging of M-size water samples (b) Sedimentation (for large particles) (c) Co-precipitation (special cases)	Not available	Not available
<u>Plankton :</u> (including pelagic crustaceans)	(a) Towed plankton collectors (b) Plankton nets (oblique or horizontal hauls) (c) Plankton nets (vertical hauls) (d) Filtering of water samples	(a) Large plankton nets (oblique or horizontal hauls) (b) Plankton nets (repeated vertical hauls) (c) Filtering water samples or pumped water	(a) Large plankton nets (repeated oblique or horizontal hauls) (b) Plankton nets (repeated vertical hauls) (c) Filtering or centrifuging of pumped water
<u>Seaweed</u>	Less than 1 Kg (wet weight) Manual or mechanical collection	1-25 Kg (net weight) Manual or mechanical collection	Greater than 25 Kg (net weight) Commercial methods of collection
<u>Molluscs :</u> (benthic forms)	Less than 1 Kg (a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Diving (c) Dredging or deep-bottom trawling (d) Petersen grab (deep bottom)	(a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Dredging or deep-bottom trawling	(a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Commercial supplies
<u>Crustaceans :</u> (benthic forms)	(a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Diving (c) Bottom trawling (d) Traps	(a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Bottom trawling (c) Traps	(a) Collection (intertidal zone and shallow water) (b) Bottom trawling and other commercial methods
<u>Fish</u>	(a) Towed lines, gill nets and fixed nets (b) Mid-water trawls (c) Lines, bottom trawls, seines, traps (d) Experimental nets, e.g. in deep waters	(a) Towed lines, gill nets and fixed nets (b) Mid-water trawls (c) Lines, bottom trawls, seines traps (d) Commercial supplies	(a) Towed lines, gill nets and fixed nets (b) Mid-water trawls (c) Lines, bottom trawls, seines traps (d) Commercial supplies

附 錄 IV

サーベイとサンプリングの実際と設備についての諸例

ウインズケール(英國)のサーベイとモニタリングシステム(F.Morgan)

英國の北西海岸にあるUKAEAのウインズケール事業所において定常モニタリングプログラムが実施されている。以下に示す表 I にこのプログラムの範囲と種類が要約されている。処分する前の廃棄物の事前分析のための個々の詳細な図はここで省略されている。このモニタリングプログラムは事業所により行なわれている。その目的は、事業所の沿岸放出が、長期間の経験を基にして確立した予想パターン(安全と信じられ pattern)に従うようにその management を満足させることにある。それは又、認可機関(この場合は農業水産および食糧の各省)に許可条件に従うための会則を助けるためのデータを提供する。食用の海藻中の放射能レベルに対しては、前もって予想され容認された許容量レベルを超えないことを確保することに特別な注意が払われる。

この部分的に取扱われたモニタリング図に加えて認可機関は、独立して取られたサンプルに、チェックのための分析を実施する。さらに、各種の安定及び放射性の同位元素に対して一連の海洋生物を分析することを必要とする、部分的及びより速い海洋環境から収集した特別なサンプルに基づいた、より次元の高い調査プログラムがある。

この仕事で用いられる調査船は認可沿岸処分活動に伴う定常モニタリング試料の採取および、研究プログラムのための特別なサンプルを取るよう設計されている。これは数十年にわたって使用されていた以前の船に取って代り以下の寸法をもった標準の木製漁船である。

長さ 45 ft 0 in

最大幅 16 ft 0 in

深さ 9 ft 8 in

エンジン 2 : 1 の減速ギアをもった 6 気筒 110hp のディーゼルエンジン

最高速 $8\frac{1}{4}$ Knot/nr

航海時間 200 hr

乗員 2 名

科学職員 必要に応じて最高 4 名

沿岸研究室(Coastal Laboratory)のラジオのための AC 110V, DC 24V の電気, Windscale の保健物理のため D.F., Echometer, Decca Navigator 及び VHF のラジオ, ペンチ, フード付き流し, 真空ポンプ, コンプレッサーをもった研究室の小さなトロー

ルのためのトローリングワインチ，海水サンプルを引っ張るための Agassiz トロール， dredging grab, hauling grab Auxiliary Hydraulic ウィンチ，付帯装置は海水のための 14 cm のメンブランフィルター，サーミスター温度計，直読電流計，プランクトン指示計及びプランクトンネット，水サンプリン，冷却器それに水面下計数管。

CNEN原子力船（イタリア）

この船は調査プログラムのための特殊サンプルを取るため及び海洋環境のモニタリングサンプルをとるために設計された木製の標準船で以下の寸法をもっている。

長さ	18m(約 60 ft)
幅	5.2m(約 17 ft)
深さ	2.4m(約 8 ft)
エンジン	ディーゼル連続 184 馬力
速度	8.5 Knot/hr 可変ピッチプロペラ
Range	約 120 時間
乗員	2 名
科学者	必要数（最大 6 名）
電力	25 KW, 三相 380 V, AC 220V, DC 24V 並列, 2 つの冷凍室をもった研究室, 水路学的作業のための 5,000 m ² と 2,000 m ² のケーブルをもった 2 つの 200 Kg ウィンチ, 1 つは 7 つの Conauetor と電線をもった 200 Kg ウィンチ, もう一つは 1,000 Kg ウィンチ
装置	Depth temperature-flowmeter; サンブルチェンジャーをもつた高精度プランクトンサンプラー; 流速, 方向及び深さの表示つきの直読流量計; 濃度計; trawl, ネット, プランクトンネット, 水サンプリングビン, フィルター等; 反響機, レーダー

アメリカ合衆国沿岸警備船 Taney 号の船上実験室

以下の節が、米国の沿岸警備船 Taney 船上の研究室を示し、行ないうる可能を改良を提示する。その記述は、分析のために要求される主な種々の操作にわたって各節に分けられる。

General area

研究室は、船上の weather ballon shelter の中に組み立てられている。付随した chart room は、計数装置のために用いられる、マッフル炉は cat-walk 上に設置されている。中央の bench は一般の研究室作業のために、他の装備のための side-bench と共に Set up されている。一時的な性質のためにベンチは、カバー用のプラスチックシートをかけた塗料をぬってない。

生物試料の調整

トイレや解剖器具のような生物調製用装置は必要な時で貯蔵されている。仕事をする時に装置を、主研究室のベンチ上にもち出す。

乾 燥

乾燥は小さな電気炉中あるいは赤外線ランプで行なわれる。

灰 化

自然の換気を利用するため cat-walk 上に加減抵抗機のついた小さな pot-muffle 炉が設置されている。約 500 °C の灰化温度が光学的に適切にセットされる。炉は、500 ml のニッケルるつぼを入れることができ、このるつぼが、すべての灰化操作に用いられる。

秤 量

新しく設計された電子バカリが、この航海で試みられたが、適切に操作されなかった。その感度は 10 mg が、理想的であろうが、約 100 mg である。単純な torsion balance (ねじりばかり) も又、船のゆれのために不適当であると思われた。

化 学 分 離

研究室にあるほとんどすべての製品はポリエチレン製であり、すべての必要な品目は、この材料で目的にあっていている。これはこわれにくく又放射性核種の吸着を最少にする。装置が船の

ゆれに対して適切に支持されているならば、通常の化学分離はすべて行なうことができる。ビーカーのような簡単な容器は、木製のブロックの切抜き中にはめ込まれ、蒸留フラスコのようなその他の形のものは、フラスコのまわりに金属の輪をかけ、それとテーブルについているフックとをゴムバンドで結びつけて設置してある。

沪過

沪過はすべて、小さなエアフィルタポンプと、 1ℓ の収集ピンとを用いて、真空下で行なわれる。ポンプはヒュームや水にやられるので、時々交換しなければならない。真空沪過はリングテクニックやリスクテクニックによるサンプルのマウンティングに有用である。このマウンティングはサンプルが完全に封入され、損失の恐れなく扱うことができるので、船上では非常に便利である。

計数

この操作では、GM計数管がもっぱら用いられる。2インチ端窓型のチューブが、鉛でシールしてマウントされ、約 20 cpm のB.G. がある。標準のスケーラとタイマーが使われている。現在では、薄いプラスチックのフォスファをもったシンチレーション β 計数管によってもっと低いB.G. を得ることが可能である。これは、必要な試料の量を減少させるのに役に立つ。

貯蔵

小さなテーブルのスペースで効率よく仕事を行なうために、使用しない装置、スペアの装置、サンプルの入ったピンや空ピンなどの貯蔵することが必要である。数百個の 1ℓ サンプルが収集されるので、約40本のピンを入れることのできるfoot lockerがピンの貯蔵に使用された。これらは、デッキにつながれ、必要な時に使われた。他の装置は、標準のキャビネットに、振動や起り得る破損を防ぐためにパットをして、入れられた。

**WINDSCALE(1961) MONITORING PROGRAMME
FOR DISPOSAL INTO COASTAL WATERS**

Material	Area covered and number of stations	Collection frequency	Size of sample	Analytical frequency	Analysis
Shore sand	7 miles N to 12 miles S 5 stations	1 month	3 Kg	1 month 5 bulks/ 3 months	β , γ Ru^{106} a Cs^{137} Ce^{144}
Shore silt	7 miles N to 12 miles S 8 stations	when available (usually in calm conditions)	as available		γ Ru^{106} Cs^{137} Ce^{144}
Seaweed (<i>Porphyra umbilicalis</i>)	7 miles N to 12 miles 8 stations	1/2 weeks	2 Kg	1/2 weeks 8 bulks/ month	α , β Ru^{106} Ru^{108} Total γ , Cs^{137} , Ce^{144} , RE, Zr^{95} , Nb^{93} , Sr^{89} , Pu, Ca
	22-26 miles S 2 stations	1 month	2 Kg	1 month	α , β Ru^{106}
Fish-flesh fillets	vicinity of pipeline end 1 station	5 months	1.5-2.0 Kg	5 months 1 bulk/ month	α , β Ru^{106} Sr^{89} Sr^{90}
	2 miles N of pipeline end 7 miles N of pipeline end 12 miles N of pipeline end 7 miles S of pipeline end 1 station each	5 months 5 months 5 months 5 months	1.5-2.0 Kg " " "	5 months 5 months 5 months 5 months 4 bulks/ month	α , β Ru^{106} Sr^{89} Sr^{90}
Sea-water	Vicinity of pipeline end	1/3 months	10 l	1/3 months	Sr^{89} Sr^{90} Ru^{106} Total γ
	1 mile S of pipeline end 1 station	1/3 months	10 l	1/3 months	
Sea-bed	Vicinity of pipeline end and 6 miles N to 3 miles S up to 2 miles off-shore 12 stations	1 month	3 Kg	12 bulks/ 3 months	α , β Ru^{106}
	6 miles N to 3 miles S 2-4 miles off-shore 15 stations	1/3 months	3 Kg	1/3 months	β
	3 miles S to 15 miles S 0-8 miles off-shore 19 stations	1/6 months	3 Kg	1/6 months	α , β
	12 miles N to 21 miles N 0-9 miles off-shore 20 stations	1/6 months	3 Kg	1/6 months 1/6 months	α , β

訳者ノート

再処理操業をひかえて環境モニタリングは、安全管理上重要な課題であるので、先に1969年3月、IAEA Safety Series No.16 Manual on Environmental Monitoring in Normal Operationを訳出した（東資一安一9、PNCT-7086）が、当事業所としては、特に海洋のモニタリングが重要である。

この手引きは、同シリーズNo.5 Radioactive Waste Disposal into the Seaと併せて数年後に改訂の予定であることを訳出後知ったが、大勢に変化はないようだし、現時点での訳書を印刷頒布することが、関係者の共通の理解と業務の円滑推進に役立つと考えた。

翻訳は増田が行ない、倉林、大内が加筆校正した。