

2007. 11. 15.

原安協報告-55

保 管

放射性廃液の海洋放出調査特別委員会

5 力年研究成果報告書

昭 和 4 7 年 6 月

財団法人 原子力安全研究協会

ま え が き

原子力安全研究協会が主宰した低レベル放射性廃液の沿岸放出についての研究プロジェクトは1966年にはじまり、1970年でいちおう5カ年間の研究を終了した。

このプロジェクトの目的は、使用済み核燃料再処理施設から出る放射性廃液の影響について、しらべることであった。その研究結果をもちいて、地域住民を放射性廃液から安全に守る方策を打出すことが、研究プロジェクトの最終の目的であった。

研究の順序としては、まず、沿岸の条件からみて、再処理施設の立地に適した場所を選定しなければならなかった。沿岸の条件と、他の諸条件をあわせ考えたうえ、再処理施設のサイトがきまったら、そのサイトについて、現地の調査をおこなうことが、研究プロジェクトの立前であった。

しかし、実際には、この二つの仕事はおこなわれなかった。立地については、政府と、原子燃料公社（のちに動力炉・核燃料開発事業団となる）は、すでに東海村に使用済み核燃料再処理施設をつくる予定をたてていた。一方、現地の調査については、立地を前提とする海洋調査には応じられない、という漁業者の反対で、調査はついにおこなわれなかった。

したがって、この研究プロジェクトが眼目とする予備ならびに現地調査はついて達成しえないままに5カ年間を経てしまった。研究プロジェクトをはじめるにあたって、原子力委員会と原子力局は、かなり積極的な姿勢をしめしていた。予算についても5カ年間に5億円くらいの研究調査費がみこまれていた。

しかし、理由はわからないが、原子力委員会のこのプロジェクトに対する熱はしだいにさめ、ついに特別研究のあつかいにはならなかった。結果としては、動燃事業団に対し、年々2500万円程度の支出におわった。このほか、この研究プロジェクトで立案された臨海実験場（放医研所属）が1億5千万円くらいの予算で完成はしたが、関係官庁への予算は、従来の放射能調査費に多少うわずみされた程度であった。

では、この研究プロジェクトがまったく無意味であったか、といえば、必ずしもそうではない。

まず第一に、いちじるしく分化した専門の科学者、約70名以上がこの研究プロジェクトの下に組織され、いわゆる「見えざる研究所」をつくり上げたことは高く評価されてよいであろう。わが国では、いままでは科学者間になわばりが強く、専門のちがう分野のあいだでの協力にとぼしかった。しかし、この研究プロジェクトでは生物学者から工学者にいたるまでが、こころよく協力した。

その成功の原因は、科学者がこの問題の重要性を認識し、とぼしい予算にもかかわらず自主的に研究に従事したことである。さらに組織全体が民主的に運営され、科学者の創意が尊重されたことである。

つぎに、前述のように、海洋生物にたいする放射性物質の影響を実験的にしらべるために、那珂湊市に臨海実験場がもうけられたことも、成功の一つであろう。

化学の関係では、多くの放射性核種に関する標準分析のマニュアルがほぼ完成した。また魚網にたいする放射性物質の吸着が、実験的におこなわれた。

廃液の放出については、模型実験により、放出口の位置や、放出のしかたについて、実際に役立つ多くの知見が得られた。しかし、実験室での仕事と、現場の海洋観測の結果を照合することができなかったのは残念であった。

生物については、新設の臨海実験場で、放射性物質の魚体への濃縮過程がしらべられた。また、水産食品の消費、流通の過程が、生物分科会の調査によって、ほぼあきらかにされた。

海洋分科会では、現場の観測ができなかったのは致命的であったが、各地の沿岸において、河川水と海水の混合の状況などがしらべられ、間接的に現場の廃水の拡散を知るのに役立っている。又懸濁物についても調べられた。

試算グループは、既知の資料を集め、また、研究の進行にともない、研究でえられた新しい資料を加えて、内外の被曝線量の評価をおこなった。その結果としてシラス、チョウセンハマグリ、イワノリなどが注意すべき水産食品であることがわかった。また、放射性核種については、セシウム137、セリウム144、ルテニウム106などが、注意を要する核種であることが指摘された。

これらの結果は、施設の安全審査のさいに、全面的に参考として役立っている。

再処理施設の安全審査については、すでに数年前に原子力委員会は、その安全をみとめている。廃液の放出の安全性について原子力委員会は、なお、廃液をながす前の段階で、あらためて再審査をおこなうことを約束している。しかし、いまのところ、現場の観測のデータは皆無に近いので、再審査につかう資料の不足が心配されている。

なお、いままでおこなってきた試算では、放射性物質は海水に溶けているものと仮定して、線量評価をしてきたが、実際には、放射性物質の一部は海底に沈着するので、その影響については、こんご研究をすすめなければならないであろう。

以上のべたように5カ年間の研究プロジェクトは、不十分ながら、いくつかのみるべき成果をあげてきた。しかし、なによりもたいせつな現場の研究調査をおこなわないままに、このプロジェクトがおわるのはおしいことである。

これは研究者の責任とはいえないが、なぜこのような不十分な形で、研究調査を終えねばならなかったのだろうか。

第一に、東海村に立地をきめておきながら、表向きは未定として押し通そうとした政府、勤燃事業団の態度が、その原因である。その態度を押し通すなら、押し通すための、政治的配慮があつて

しかるべきであったのに、それが不足していた。たとえば、研究のための予算の扱い方についてもそれがあらわれている。政府は第三者的な立場で、住民の安全を守るという強い姿勢にかけていた。動燃事業団も、地元の水産業その他との共存共栄策を十分打ち出さなかった。いってみれば、政府や動燃事業団の政治力の不足が、研究プロジェクトを完成せしめ得なかった主な原因である。

研究者の立場からいえば、このように不満足な形で研究を終わらせてしまうには、多くの心のこりがある。原子力安全研究協会の海洋放出調査特別委員会では、過日、その専門委員会をひらいて、この問題について討議をおこなった。出席の全員が、研究の継続を強くうったえたことは、とうぜんのことかもしれない。また、その後おこなわれた研究発表会でも、総合討論のさいの発言は、すべてなんらかの形で、研究をつづけるようにとの強い要望であった。

研究プロジェクトが終わったいまとしては、再審査ならびに、安全操業に必要な基礎資料をととのえることは、動燃事業団に課せられた任務になっている。事業団としては、企業者の義務として、この種の仕事をこなすことはとうぜんのことであるが、住民の安全を確保し、その信頼をうるために企業と独立の立場で研究、調査をすすめることもたいせつなことであろう。これは、核燃料の再処理施設にかぎったことではなく、他の原子力施設の環境安全についてもいえることであろう。

放射性廃液の海洋放出調査特別委員会総合部会長

三 宅 泰 雄

目 次

まえがき

I 起草委員会二次試算報告書	3
1. 二次試算を行なうまでの経過と二次試算の狙い	3
2. 内部被曝に関する試算	3
3. 外部被曝に関する試算	12
II 放出方法分科会放出口設計方針第2次試案	19
1. ま え が き	19
2. 設 計 条 件	19
3. 試 算 例	19
4. 結 論	22
5. 付 属 資 料	22
6. 放出方法に関する問題点	40
III 生物分科会報告	45
1. 緒 言	45
2. 昭和45年度までの研究成果の抄録	47
(I) 放出R Iの海水中の挙動	47
(II) 海産生物の分布生産に関する調査	47
(III) 濃縮係数の決定	48
(IV) 住民の食品と消費の実態調査	52
(V) バック・グラウンド調査	57
3. 昭和46年度以降の研究進展状況と成果概要	57
(A) 海産生物の放射性核種濃縮機構	57
(B) 住民の食品と消費の実態調査	62
4. 成果のまとめと今後の研究課題	80
IV 化学分科会5カ年の活動と展望	85
1. は じ め に	85

2. 主要放射性核種の標準分析法	8 6
3. モニタリングのための簡易迅速分析法	1 0 9
4. 海洋における化学的挙動について	1 1 2
5. 今後の問題点	1 1 4
 V 海洋分科会：5カ年の成果と問題点	1 1 9
1. 緒 言	1 1 9
2. 東海村沖の海況	1 1 9
3. 東海村沖の海洋拡散	1 2 2
4. 懸濁物および海底沈積物	1 2 7
5. 問 題 点	1 3 0

第一章 總則

第一條 為維護本市勞工之健康及安全，特制定本條例。

第二條 本市勞工之健康及安全，應以預防為主，並應加強勞工之健康及安全教育。

第三條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

第四條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

第五條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

第六條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

第七條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

起 草 委 員 會

第八條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

第九條 本市勞工之健康及安全，應由勞工、僱主及政府共同負責。

海放特委・起草委員会名簿

幹事	杉浦吉雄	気象研究所地球化学研究部第2研究室長
委員	福田雅明	原研東海研究所保健物理安全管理部副主任研究員
"	林泰造	中央大学理工学部教授
"	嶋裕之	埼玉大学理工学部教授
"	上田泰司	放医研環境汚染研究部第3研究室長
"	杉村行勇	気象研究所地球化学研究部
"	岩島清	国立公衆衛生院放射線衛生学部
"	服部茂昌	東海区水産研究所資源部第2研究室長
"	市川竜資	放医研環境衛生研究部第2研究室長
"	飯島敏哲	原研東海研究所保健物理安全管理部環境放射能課

I 二次試算報告書

1 二次試算を行なうまでの経過と二次試算の狙い

放射性廃液の海洋放出調査特別委員会（海放特委）は、5年間の特別研究のはじめに、試算分科会を設けて、「放射性廃棄物の海洋放出による critical nuclides と critical organisms を見出すための試算」（以後、一次試算と呼ぶ）を行ない、1967年10月に報告書を出した。これは内部被曝に関するもので、その後、外部被曝WGができて、1968年12月に外部被曝に関する試算報告書を出した。

一次試算報告書によれば、その内容は、第1近似であって、5カ年の研究成果に基づいて改訂されるべきである、と述べられている。1967年7月に提示されたマスタープランが予定通り実施されていれば、一次試算の改訂はスムーズに行なえたであろう。しかし、実際には、いろいろな事情があって十分に実施できなかった。そのために、試算の改訂は困難が予想されるが、5カ年研究の締めくくりの一つとして、二次試算を行なうことが決まり、起草委員会が主査幹事会のもとに発足し、作業をはじめた。

一次試算では、廃液の放出率、拡散希釈の条件、放出口からの距離などをそれぞれ仮定し、その条件下で生物に摂取される核種の濃度を求め、それを相互に比較して、問題となる生物と核種を決めた。これに対して、以下の二次試算では、茨城県東海地区に設置予定の核燃料再処理施設の廃液放出口を距岸1kmおよび2kmにおいたときの影響を、できるだけ具体的に考え、試算を行なうこととする。

2 内部被曝に関する試算

2-1 試算に用いた基礎的な関係式

以下に、再処理施設の設置予定場所に近い海域からとれる生物を常食とする。漁業者とその家族を対象として、海産生物を通じて摂取される放射性核種による内部被曝線量を試算する。

2-1-1 内部被曝線量を考えるに当って、摂取する核種により親和力のある臓器が異なるから、摂取した核種がもっとも親和力のある臓器（決定臓器と呼ぶ）に与える線量を求めよう。次式が用いられる。

$$r = r_0 \times \frac{A}{2,200 \text{ (MPC)} w} \quad (1)$$

ここで、

r : 決定臓器の被曝線量 (rem/年)

r_0 : 決定臓器の職業人に対する最大許容線量 (rem/年)

A : 1日あたりの放射性核種の摂取量 (Ci/日)

(MPC)_w : ICRPが定めた職業人に対する飲料水中の放射性核種の最大許容濃度
(Ci/cc)

2,200 (MPC)_w : 職業人1人あたりの放射性核種の最大許容摂取量

2-1-2 放射性核種の1日摂取量 A は、

$$A = C_{MF} \times R = C_{SW} \times F \times R \quad (2)$$

によって求められる。ここで、

A : 1日あたりの放射性核種の摂取量 (Ci/日)

R : 1日あたりの海産生物の摂取量 (g/日)

C_{MF} : 海産生物の可食部中の放射性核種の濃度 (Ci/g)

C_{SW} : 海水中の放射性核種の濃度 (Ci/cc)

F : 海産生物の濃縮係数

2-1-3 海水中における放射性核種の濃度は、廃液放出口の設置位置 (距岸距離), 放出方法, 混合拡散, 海況 (鉛直安定度, 海潮流, 潮目の有無やその位置など), 気象, 放出口からの距離などさまざまな要因の影響を受けて変化するが, ここでは, この特別研究以前にすでにかんがりの期間にわたり行なわれた, 原研沖の観測結果に基づいて得られた次の実験式を用いることとした。

$$C_A = \frac{k \cdot Q}{Z \cdot X} \quad (*) \quad (3)$$

ここで、

Z : 鉛直混合層の厚さ (cm)

Q : 放射性核種の放出率 (Ci/秒)

X : 放出口からの距離 (cm)

k : 定数 (内容については後述)

(*) この実験式は, Joseph-Sendner その他による瞬間放出の理論式を時間について積分しても得られる。距岸10 Km くらいまで有効である。

(3)式によって得られる C_A は、放出口から流出する廃液プルームの中で、放出口から流れる向きに X cm 距たる水の中での最高濃度を表わす（以下、軸上濃度と呼ぶ。）

(3)式中の k は、（秒/cm）のディメンションをもつ定数である。 $\log C_A - \log X$ プロットは、45度の傾斜をもつ、かなり巾のある真直ぐなベルトとみなすことができる。そのほぼ中央を通る直線とすれば、 k の値は 0.75 となる。この場合の C_A の値を軸上濃度の中庸値と呼び、さきの巾の最上限に当る濃度を軸上濃度の極限值と呼ぼう。濃度の極限值は中庸値のほぼ5倍となる。

(2), (3)式を(1)式に代入して得られる式から試算される内部被曝線量には、海産生物が、廃液プルーム中で放出口から、ある距離を距てた水の中で最高濃度のところに、いつもすんでいたものという仮定がある。 C_{sw} の代わりに C_A を用いるのは、安全側の見積りである。(3)式は、海面に放出した染料と河川水の拡散に対して得られた実験式であるが、実際には、海底に上向きに設けた放出口から、廃液プルームが中層に漂うように放出されることになっているから、(3)式による試算結果は事実と若干違うが、この点については、なお、今後の研究に俟たねばならない。

以上のような仮定のもとに、(1), (2), (3)式を一とまとめにして、内部被曝線量を試算する場合には、海産生物の濃縮係数と海産生物の摂取量の外に、放射性核種の放出率、放出口からの距離、鉛直混合層の厚さに対して、適切な数値を割り当てなければならない。

2-2 試算に必要なパラメータへの数値の割り当て

2-2-1 放射性核種の放出率

放出物WGの資料の case 3 について試算することとし、次の値を用いる。

表1 放射性核種と1日あたりの放出率, Q

	Q	
	C_i / 日	C_i / 秒
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	0.5	5.8×10^{-6}
$^{89}\text{Sr} + ^{90}\text{Sr}$	0.02	2.3×10^{-7}
^{137}Cs	0.04	4.65×10^{-7}
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	0.1	1.2×10^{-6}
^{144}Ce	0.2	2.3×10^{-6}
^{239}Pu	2×10^{-4}	2.3×10^{-9}
$^{90}\text{Y} + \text{R. E}$	0.03	3.5×10^{-7}
その他	0.06	7.0×10^{-7}

再処理施設からの廃液の放出方法は、1日6時間ずつの間歇放出が予定されているが、間歇放出された放射性核種の生物への移行は、定量的に追跡が困難であるから、24時間の連続放出の場合について試算を行なう。

2-2-2 放出口からの距離

放出口からの距離は、結局、考慮すべき海産生物の海域内における位置づけに関係することである。海藻や貝類など地付きの生物については、放出口にもっとも近い生息域を、東水研の調査結果に求めると、久慈・磯崎沿岸となるので、放出口からの距離を5 Kmとした、一方、幼魚としてのシラスは、東水研の調査結果により、その主漁場が放出口周辺域と全く重なるため、やや厳しく、放出口より100 mとした。これに対して、成魚やエビについては、漁場がやや沖合に張り出しているため、放出口より1 Kmとした。鉛直混合層の厚さについては、放出分科会の実験結果を参照すると、距岸1 Kmから放出されたときには、3.4 m、2 Kmから放出されたときは5 mとなる。

2-2-3 海産生物の摂取量

生物分科会の調査結果によると、再処理施設周辺地区の漁業者とその家族の海産生物摂取量は、およそ表2のように表わされる。

表2 1人1日あたり海産生物摂取量の中庸値と極限值

海産生物の種類	1人1日摂取量、	R (g/日)	(極限值/中庸値)
	中庸値 (混食)	極 限 値	
貝 類	10	100	10
海 藻	40	200	5
シ ラ ス	3	30	10
成 魚	200	600	3
エ ビ	10	30	3

2-2-4 濃 縮 係 数

濃縮係数としては、今までに得られている値の最大値をとることとした。結果的には一次試算と同じ値を用いることとなる。

2-2-5 中庸値と極限值

被曝線量の計算のように、関係する各種のパラメーターが、それぞれとり得る値にかなり

の中があるとき、各パラメーターの中庸値をとって計算することには、オーダーについて一つの目安を得るという意味がある。一方、おのおのの極限值をとることには、被曝線量計算の場合、最悪の事態を知る意味があるであろう。

以上の内部被曝計算では、前述のように、海水中の核種の濃度について極限值は、いずれの場合も中庸値の5倍の、海産生物摂取量については、生物の種類によって、3倍から10倍の開きがある。従って、内部被曝線量にすると、生物の種類により、極限值は中庸値の15倍から50倍に達することとなる。

2-3 試算結果

2-3-1 C_{SW} の試算

(3)式により軸上濃度を求めたのが、表2である。 $X=100$ mの軸上濃度はシラスに、1 Kmの軸上濃度は成魚とエビに、5 Kmの軸上濃度は海藻と貝類に用いた。

2-3-2 決定臓器被曝線量の試算

表3-(1), (2), (3)に、シラス、成魚、海藻、貝類、エビについて、海産生物摂取量の中庸値を用いた場合と、これを n 倍(n は、シラス、成魚、海藻、貝類、エビについて、それぞれ10, 3, 5, 10, 3とする(表2参照)し、さらに、これを5倍(海水中の核種濃度の極限值)したものを、決定臓器被曝線量の極限值として示した。中庸値の場合は混食すると仮定して、被曝線量を臓器ごとに合計した(表4)。参考のために、職業人に対する最大許容被曝線量の $1/100$ (一般人の線量限度を $1/10$, 海産食品への割当てを $1/10$ と仮定して)とした場合の数値を掲げた。放出口を距岸2 Kmとした場合は、鉛直混合層が距岸1 Kmの場合の約1.5倍となるので、海水中の濃度の点だけからみると、内部被曝線量は、1 Kmの場合の68%となる。

表3の試算結果を要約すると、次のようになる。決定臓器被曝線量の中庸値については、Ru, Sr, Cs, Zr, Ce, Puの各核種について、職業人に対する最大許容線量の $1/100$ よりすべて小さい。極限值についていえば、シラスにおけるRu, Ceが $1/100$ 最大許容線量(職業人の)を越え、Sr, Zrはほぼ同程度、成魚におけるCsが越え、Ce, Ru, Srが同程度、海藻におけるRu, Sr, Ceが越え、Zrが同程度、貝類におけるRuが越え、Ceが同程度となっている。中庸値の混食を考えたときは、消化管に対して合計値が $1/100$ 最大許容線量を越える。

表 2. 放射性核種の海水中における軸上濃度

核 種	放 出 率 Ci/日	放 出 率 Ci/秒	(1) 放出口：1 Km X=100mの ときの軸上濃度 Ci/cc	(2) 放出口：2 Km X=100mで の軸上濃度 Ci/cc	(3) 放出口：1 Km X=1 Kmでの 軸上濃度 Ci/cc	(4) 放出口：1 Km X=5 Kmでの 軸上濃度 Ci/cc
^{106}Ru (^{103}Ru)+ ^{106}Rh	0.5	5.8×10^{-6}	1.3×10^{-12}	8.7×10^{-13}	1.3×10^{-13}	2.55×10^{-14}
^{89}Sr + ^{90}Sr	0.02	2.3×10^{-7}	5.1×10^{-14}	3.5×10^{-14}	5.1×10^{-15}	1.0×10^{-15}
^{137}Cs	0.04	4.6×10^{-7}	1.0×10^{-13}	6.9×10^{-14}	1.0×10^{-14}	2.0×10^{-15}
^{95}Zr + ^{95}Nb	0.1	1.2×10^{-6}	2.55×10^{-13}	1.7×10^{-13}	2.55×10^{-14}	5.1×10^{-15}
^{144}Ce	0.2	2.3×10^{-6}	5.1×10^{-13}	3.5×10^{-13}	5.1×10^{-14}	1.0×10^{-14}
^{90}Y +R. E.	0.03	3.5×10^{-7}	7.7×10^{-14}	5.2×10^{-14}	7.7×10^{-15}	1.55×10^{-15}
そ の 他	0.06	7.0×10^{-7}	1.55×10^{-13}	1.1×10^{-13}	1.55×10^{-14}	3.1×10^{-15}
^{239}Pu	$200 \mu\text{Ci/日}$	2.3×10^{-9}	5.1×10^{-16}	3.5×10^{-16}	5.1×10^{-17}	1.0×10^{-17}

表 3 - (1) 決定臓器被曝線量 rem/年

シ ラ ス X=100 m

核 種	(5) F	(6) 生体中濃度 (1) × (5) Ci/g	(7) 核種摂取量 (6) × 3 g Ci/日	(8) 職業人許容 1 日摂取量 Ci/日	(9) 決定臓器被曝線量, rem/年	
					中 庸 値 $\gamma_0 \times (7) \div (8)$	極 限 値 (9) × 5 × 10
Ru	20	2.55×10^{-11}	7.7×10^{-11}	2.2×10^{-7} (消)	5.2×10^{-3}	2.6×10^{-1}
Sr	5	2.55×10^{-13}	7.65×10^{-13}	2.2×10^{-9} (骨)	2.6×10^{-3}	1.3×10^{-1}
Cs	30	3.1×10^{-12}	9.2×10^{-12}	4.4×10^{-7} (筋, 消)	3.1×10^{-4}	1.6×10^{-2}
Zr, Nb	250	6.4×10^{-11}	1.9×10^{-10}	1.3×10^{-6} (消)	2.2×10^{-3}	1.1×10^{-1}
Ce	600	3.1×10^{-10}	9.2×10^{-10}	2.2×10^{-7} (消)	6.3×10^{-2}	3.1
Pu	—	—	—	1.1×10^{-7} (消)	—	—

成魚 $\bar{x} = 1$ km

核 種	(10) F	(11) 生体中濃度 (3) × (10) Ci/g	(12) 核種摂取量 (11) × 200g Ci/日	(13) 決定臓器被曝線量, rem/年	
				中 庸 値 $\gamma_0 \times (12) \div (8)$	極 限 値 (13) × 5 × 3
Ru	3	3.8×10^{-13}	7.7×10^{-11}	5.2×10^{-3}	7.8×10^{-2}
Sr	2	1.0×10^{-14}	2.0×10^{-12}	7.0×10^{-3}	1.0×10^{-1}
Cs	240	2.45×10^{-12}	4.9×10^{-10}	1.7×10^{-2}	2.5×10^{-1}
Zr, Nb	0.1	2.55×10^{-15}	5.1×10^{-13}	5.8×10^{-6}	8.7×10^{-5}
Ce	10	5.1×10^{-13}	1.0×10^{-10}	7.0×10^{-3}	1.0×10^{-1}
Pu	10	5.1×10^{-16}	1.0×10^{-13}	1.4×10^{-5}	2.1×10^{-4}

表 3 - (2)

海 藻 X = 5 Km

核 種	(14) F	(15) 生 体 中 濃 度 (4) × (14) Ci/g	(16) 核 種 攝 取 量 (15) × 40g Ci/日	(17) 決 定 臟 器 被 曝 線 量, rem/年	
				中 庸 值 $\gamma_0 \times (16) \div 8$	極 限 值 (17) × 5 × 5
Ru	1,000	2.55×10^{-11}	1.0×10^{-9}	7.0×10^{-2}	<u>1.7</u>
Sr	90	9.2×10^{-14}	3.7×10^{-12}	1.25×10^{-2}	<u>3.1×10^{-1}</u>
Cs	100	2.0×10^{-13}	8.2×10^{-12}	2.8×10^{-4}	7.0×10^{-3}
Zr, Nb	2,000	1.0×10^{-11}	4.1×10^{-10}	4.6×10^{-3}	<u>1.2×10^{-1}</u>
Ce	500	5.1×10^{-12}	2.0×10^{-10}	1.4×10^{-2}	<u>3.5×10^{-1}</u>
Pu	1,000	1.0×10^{-14}	4.1×10^{-13}	5.6×10^{-5}	1.4×10^{-3}

貝 類 X = 5 Km

核 種	(18) F	(19) 生 体 中 濃 度 (4) × (18) Ci/g	(20) 核 種 攝 取 量 (19) × 10g Ci/日	(21) 決 定 臟 器 被 曝 線 量, rem/年	
				中 庸 值 $\gamma_0 \times (20) \div (8)$	極 限 值 (21) × 5 × 10
Ru	3,000	7.7×10^{-11}	7.7×10^{-10}	5.2×10^{-2}	<u>2.6</u>
Sr	1	1.0×10^{-15}	1.0×10^{-14}	3.5×10^{-5}	1.7×10^{-3}
Cs	20	4.1×10^{-14}	4.1×10^{-13}	1.4×10^{-5}	7.0×10^{-4}
Zr, Nb	10	5.1×10^{-14}	5.1×10^{-13}	5.8×10^{-6}	2.9×10^{-4}
Ce	400	4.1×10^{-12}	4.1×10^{-11}	2.8×10^{-3}	<u>1.4×10^{-1}</u>
Pu	—	—	—	—	—

表 3 - (3)

核 種	(22) F	(23) 生 体 中 濃 度 (3) × (22) Ci/g	(24) 核 種 摂 取 量 (23) × 10 ⁹ Ci/日	(25) 決 定 臓 器 被 曝 線 量, rem/年	
				中 庸 値 $\gamma_0 \times (24) \div (8)$	極 限 値 (25) × 5 × 3
Ru	5	6.4×10^{-13}	6.4×10^{-12}	4.35×10^{-4}	6.5×10^{-3}
Sr	1	5.1×10^{-15}	5.1×10^{-14}	1.7×10^{-4}	2.6×10^{-3}
Cs	30	3.1×10^{-13}	3.1×10^{-12}	1.0×10^{-4}	1.6×10^{-3}
Zr, Nb	100	2.55×10^{-12}	2.55×10^{-11}	2.9×10^{-4}	4.35×10^{-3}
Ce	100	5.1×10^{-12}	5.1×10^{-11}	3.5×10^{-3}	5.2×10^{-2}
Pu	—	—	—	—	—

表 4 決定臓器被曝線量, rem/年, (中庸値, 混食の場合)

臓 器	シ ラ ス	成 魚	海 藻	貝 類	エ ビ	合 計	許 容 被 曝 * 線量, rem/年
消 化 管	7.04×10^{-2}	2.89×10^{-2}	8.85×10^{-2}	5.50×10^{-2}	4.31×10^{-3}	2.47×10^{-1}	1.5×10^{-1}
骨	2.72×10^{-3}	7.17×10^{-3}	1.39×10^{-2}	3.48×10^{-5}	1.74×10^{-4}	2.40×10^{-2}	3.0×10^{-1}

* 職業人の最大許容線量の1/100をとる

3 外部被曝線量試算に対する追補

昭和43年12月、試算分科会外部被曝WGによる試算報告書(Ⅲ)が作製されたが、その後海洋および化学分科会の作業データのうち、体外被曝試算のパラメータに関係する多くの値が得られたので、或程度の追補を報告する。

3-1 砂の汚染係数

外部被曝試算報告においては、海浜砂および海底堆積物 (mud, silt, detritus) につき、それぞれ 10^3 および 10^4 を汚染係数として用いた。これはフォールアウトデータや英国での沿岸放出の経験をもとにして得られている Ru, Cs, Zr-Nb, Ce に対する値を総合したものであった。

これに対し、海放特化学分科会の実験的研究から、Zr-Nb, Ce, Cs, Ru につき、およそ $10^2 \sim 10^3$ の水準の値がみられた(詳細は化学分科会報告参照)。このことは、前試算に用いた汚染係数の妥当性を示唆するものと考えられる。

3-2 漁網の汚染係数

前試算報告においては漁網の汚染係数として、 4×10^3 を用いた。この値は、英国ドゥンレイにおける定置網と海水のモニタリング結果から Zr-Nb, Ru につき求めた値で1965年と1966年の両年ともほぼ同様の汚染係数が求められた。また、海放特化学分科会で進行中の漁網汚染実験の中間的結果によっても Ru, Zr-Nb にて種々の実験値がおよそ 10^3 の水準であることがその頃すでにわかっていた。

現在までに得られた化学分科会の実験的漁網汚染実験の結果(化学分科会報告参照)をみると、多数の種類漁網にてその殆んどデータが 10^3 前後の値を示したが、ナイロン漁網のうち2例が Ce についての実験にて 10^4 と 10^5 の間の値を示した。

このことから、前報告に使用した漁網の汚染係数の妥当性が支持されたと共に、材質と形状などにより1桁高い汚染度のものが有り得るかも知れないことが示唆された。Ce だけの値は1桁より高いが、放出物組成のうち Ce は $1/5$ くらいであるから、全体として1桁くらい高い特殊例を考慮すればよいであろう。

3-3 海水中核種濃度の分布

体外被曝試算報告ではそのもとになる海水中核種濃度を未知数として算出し、例示として $2 \times 10^{-13} \text{ Ci/ml}$ をあてはめた場合の被曝率を与えた。これは当時海域での濃度分布が与えられていなかったからである。

別章に示されたように、最近にいたって海洋分科会において推算された Ru, Zr-Nb, Ce

等の年間平均分布状況の概略が得られるようになった。これから被曝推算のもとになる海水中核種濃度を次のような段階に分類して考えるのが便利であろう。

- (a) 放出口のごく近傍で常に行なわれる漁業 10^{-7} ($\mu\text{Ci/ml}$)
- (b) 放出近傍海域のうち、距岸 2 Km まで行なわれている漁業および
海浜 10^{-8}
- (c) 沖合 2 Km から十数 Km の範囲の漁業 10^{-9}

それゆえ、(a) に対する被曝率は前試算報告中に例示として与えた年間被曝水準にほぼ相当し、(b) はそれより 1 桁下廻り、(c) のカテゴリーに属するものは 2 桁下の被曝水準と考えることができる。

附表第 I 表および第 II 表に、上記(a)、(b)および(c)の海水中核種濃度に対応する年間被曝量を計算し併記した（推算方法および前提条件等については前試算報告参照）。被曝時間はかなり大きい場合を例にとってあるから、年間の作業時間の変動によりその割合で年間被曝量はスライドして求め得る。また、これらの数値はいずれもおおよそそのレベルを示すものに過ぎない。

第1表 γ 線による全身被曝
年間照射量 (R/年)⁽³⁾

被曝様式	実効(1) エネルギー	(2) 照射率	被曝時間	(a)放出口周囲	(b)距岸2 Kmまで	(c)沖合2 Km以上	使用する仮定, 関連因子の値
船上被曝	海水から の寄与	MeV 1	hr/year 3,000	3×10^{-4}	3×10^{-5}	3×10^{-6}	$(DR) = \frac{k\gamma}{2\mu_w} \left\{ 1 + \frac{a}{(1-b)^2} \right\} \bar{x}$ γ 線再生効果は水中領域でのみ考慮している。
	船体汚染	0.5	3,000	2×10^{-4}	2×10^{-5}	2×10^{-6}	
		1	3,000	3×10^{-4}	3×10^{-5}	3×10^{-6}	$(DR) = k\gamma \ln \sqrt{1 + (R_0/h)^2} (CF) \bar{x}$ $R_0 = 5m$ $h = 1m$ (CF) = 10 としている。
水泳時被曝	0.5	0.6 \bar{x}	3,000	2×10^{-4}	2×10^{-5}	2×10^{-6}	$(DR) = \frac{k\gamma}{\mu_w} \left\{ 1 + \frac{a}{(1-b)^2} \right\} \bar{x}$
	1	2.2 \bar{x}	100	2×10^{-5}	2×10^{-6}	-	
	0.5	1.2 \bar{x}	100	1×10^{-5}	1×10^{-6}	-	
海浜に おける被曝	日光浴 (砂上)	1	100	-	7×10^{-4}	-	$(DR) = \frac{k\gamma}{2\mu_s} \left\{ 1 + \frac{a}{(1-b)^2} \right\} \bar{x}_s$
	海浜業 (砂上)	0.5	100	-	6×10^{-3}	-	$\bar{x}_s = \rho_s (CF) \bar{x}$ 汚染は地下方向に無限, 一様とする。
	1	$1.3 \times 10^3 \bar{x}$	500	-	7×10^{-4}	-	(CF) _{sand} = 1×10^3 を採用
漁網から の被曝	0.5	$6.7 \times 10^2 \bar{x}$	500	-	1×10^{-3}	-	計算式は上記と同じ
	1	$1.3 \times 10^3 \bar{x}$	10	-	7×10^{-4}	-	(CF) _{mud} = 1×10^4 を採用
	0.5	$6.7 \times 10^2 \bar{x}$	10	-	2×10^{-4}	-	
小体積状 の被曝	1	$2.1 \times 10 \bar{x}$	1,000	2×10^{-3}	2×10^{-4}	2×10^{-5}	$(DR) = k\gamma \frac{M}{4\pi\gamma^2} (CF) \bar{x}$ (CF) = 4×10^4 を採用
	0.5	$1.2 \times 10 \bar{x}$	1,000	1×10^{-3}	1×10^{-4}	1×10^{-5}	点源と考え, 自己吸収も無視している。
	1	$4.4 \times 10^3 \bar{x}$	1,000	4×10^{-1}	4×10^{-2}	4×10^{-3}	$(DR) = \frac{k\gamma}{2\mu_p} (CF) \bar{x}$ 網山の表面に接する値を求めている
大体積状 の被曝	0.5	$2.4 \times 10^3 \bar{x}$	1,000	2×10^{-1}	2×10^{-2}	2×10^{-3}	(CF) = 4×10^3 を採用
	1	$2.2 \times 10^{-5} QL$	8,000	-	$2 \times 10^{-1} L$	-	$(DR) = \frac{k\gamma}{2\pi\gamma_0} \frac{Q}{V} SL F \left(\frac{\pi}{2} \mu\gamma_0 \right)$
	廃液輸送管 ^(*)	-	-	-	-	-	γ 線の直達成分のみについて計算している。

〔注〕 (1) 実際のエネルギーは 0.5 ~ 1 MeV 以下と考えられるので, その値の大小による被曝率の変化をみるためにこの両者の値を用いて比較した。

(2) 海水濃度 (したがって放出率も) を未知数とした場合の照射率

(3) a 水域濃度 $10 \rightarrow \mu Ci/ml$

b " 10^{-8} "

c " 10^{-9} "

(*) 廃液輸送管の陸上部分からの被曝について計算している。

・ γ 線の散乱による増加は考慮されていない。

・ 遮蔽係数 (L) は未知数としている。

・ 関連因子の値は次のとおりである。

流量率 (V) = $300 m^3/day$

管断面積 (S) = $4.9 \times 10^2 cm^2$ (直径 25 cm)

被曝点 (γ_0) = $1 \times 10^3 cm$

第Ⅱ表 β 線による皮膚被曝

被曝様式	実効エネルギー (MeV)	(2) 線量率 (rad/h) $\times 10^{-2} \bar{x}$	被曝時間 (hr/year)	年間線量 (rad/年)			使用する仮定, 関連因子の値
				(a) 放出口周囲	(b) 距岸 2 Km まで	(c) 沖合 2 Km 以上	
船上被曝	海水からの寄与	$7.4 \times 10^{-2} \bar{x}$	$\frac{\text{hr}}{\text{year}} \times 3,000$	2×10^{-5}	2×10^{-6}	2×10^{-7}	$(DR) = \frac{k\beta}{2\mu_w} [e^{-\mu_a h} - \mu_a h \int_{\mu_a h}^{\infty} e^{-t} dt] \bar{x}$ 被曝高 $h = 2 \text{ m}$
	1	$1.6 \times 10^{-3} \bar{x}$	3,000	5×10^{-7}	5×10^{-8}	5×10^{-9}	
	0.5	$1.3 \times 10^{-2} \bar{x}$	3,000	4×10^{-2}	4×10^{-3}	4×10^{-4}	$(DR) = k\beta x_s = k\beta (C.F.) \bar{x}$ (C.F.) = 10 を採用
水泳時被曝	船体汚染	$1.8 \times 10^{-2} \bar{x}$	3,000	5×10^{-2}	5×10^{-3}	5×10^{-4}	
	1	$1.1 \bar{x}$	100	1×10^{-5}	1×10^{-6}	—	$(DR) = \frac{k\beta}{2\mu_w} \bar{x}$
日光浴	0.5	$0.53 \bar{x}$	100	5×10^{-6}	5×10^{-7}	—	
	1	$1.1 \times 10^3 \bar{x}$	100	—	1×10^{-3}	—	$(DR) = \frac{k\beta}{2\mu_s} \bar{x}_s$
	0.5	$0.53 \times 10^3 \bar{x}$	100	—	5×10^{-4}	—	$\bar{x}_s = \rho_s \cdot (C.F.) \bar{x}$ 汚染は地下方向に無限一様とする
海浜における被曝	1	$1.1 \times 10^3 \bar{x}$	500	—	6×10^{-3}	—	(C.F.) _{sand} = 1×10^3 を採用
	0.5	$0.53 \times 10^3 \bar{x}$	500	—	3×10^{-4}	—	計算式は上記と同様
砂干狩	1	$1.1 \times 10^4 \bar{x}$	10	—	1×10^{-3}	—	(C.F.) _{mud} = 1×10^4 を採用
	0.5	$0.53 \times 10^4 \bar{x}$	10	—	5×10^{-4}	—	
(A)	1	$5.3 \times 10^2 \bar{x}$	2,000	1×10^{-1}	1×10^{-2}	1×10^{-3}	Wind scale で得た経験 $(DR) = \frac{1}{20} \times 1.07 \bar{E} (C.F.) \bar{x}$ (C.F.) = 1×10^4 (底土に対する値) を採用
	0.5	$2.6 \times 10^2 \bar{x}$	2,000	5×10^{-2}	5×10^{-3}	5×10^{-4}	
(B)	—	$4 \times 10^3 \bar{x}$	2,000	8×10^{-1}	8×10^{-2}	8×10^{-3}	Dounreay で得た経験 $(DR) = (C.F.) \bar{x}$ (C.F.) = 4×10^3 (漁網に対する値) を採用
	1	$4 \times 10^3 \bar{x}$	2,000	8×10^{-1}	8×10^{-2}	8×10^{-3}	Submersion-model による計算 $(DR) = \frac{k\beta}{2\mu_w} (C.F.) \bar{x} = 1.1 \bar{E} (C.F.) \bar{x}$ (C.F.) = 4×10^3 を採用
(c)	0.5	$2 \times 10^3 \bar{x}$	2,000	4×10^{-1}	4×10^{-2}	4×10^{-3}	

〔注〕 (1) 実際のエネルギーは 0.5 ~ 1 MeV 以下と考えられるので, その値の大小による被曝率の変化をみるためにこの両者の値を比較した。

(2) 海水濃度 (したがって放出率も) を未知数とした場合の線量率

(3) 海水中核種濃度

(a) 水域 $10^{-7} \mu\text{Ci/ml}$

(b) " 10^{-8} "

(c) " 10^{-9} "

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

生 物 分 科 会

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

台神台神台 - 台神台神台

海放特委・生物分科会

- ✓ 主査 佐伯 誠道 放射線医学総合研究所臨海実験場長
- 委員 大内 新一 動力炉核燃料開発事業団東海事業所安全管理測定係長
- 大桃 洋一郎 放射線医学総合研究所東海支所研究室長
- 亀田 和久 日本原子力研究所東海研究所保健物理安全管理部付
- ✓ 小池 亮治 茨城県衛生研究所放射能部長
- 小柳 卓 放射線医学総合研究所臨海実験場研究室長
- 斉藤 功 茨城県衛生研究所長
- 斉藤 不二彦 茨城県水産試験場長
- ✓ 清水 誠 東京大学農学部
- 高瀬 明 国立公衆衛生院放射線衛生学部第2研究室長
- ✓ 敦賀 花人 東海区水産研究所海洋部長
- 中沢 雄平 茨城県衛生研究所放射能部
- 西谷 隆夫 動力炉核燃料開発事業団東海事業所分析課長代理
- 服部 茂昌 東海区水産研究所資源部第2研究室長
- 松平 近義 前東北大学農学部教授
- 渡辺 徹 茨城県水産試験場磯崎実験場増殖部長
- 上田 泰司 放射線医学総合研究所環境汚染研究部第3研究室長
- オブザーバー 黒川 良康 動力炉核燃料開発事業団安全管理室長
- 檜山 義夫 東京大学名誉教授

Ⅲ 生 物 分 科 会 報 告

1 緒 言

放出分科会、海洋分科会では拡散、化学分科会ではモニタリングの放射化学分析法がそれぞれ中心課題として検討が行なわれてきたのに対し、生物分科会では他の分科会の成果を採り入れつつ、海産生物汚染を通じての人の放射線体内被曝を算定する環境パラメータの研究に重点を置き調査研究が実施された。

当初に設定された研究項目と年度別の分担関連機関は次の通りである。環境パラメータのうちでも最

第 1 図 年度計画と担当機関

項 目	42	43	44	45	46	担 当 機 関
(I) 放出 R I の海水中の挙動						化学分科会と共同
(II) 海産生物の分布・生産に関する調査		←			→	東大、東水研、茨城水試
(III) C. F. の決定	←					放医研、原研、東大
(IV) 住民の食品と消費の実態調査			←		→	放医研、茨城衛研
(V) バックグラウンド調査	←					放医研、県衛研
(VI) 住民の体内線量測定				←	→	原研、放医研
(VII) 海洋汚染総合調査				---		化学分科会と共同

も注目を集めたものとして、放射性核種の海産魚介類への濃縮の問題があげられる。既往の文献によると、同一の放射性核種の同一魚類への濃縮係数に数百倍もの相違が認められる場合がある。このような大きな開きができる原因が実験の不備によるものか、実験に設定した環境条件の相違によるものかは、全く不明であったし、特に海水と海産生物の安定元素濃度から算出した濃縮係数のうちには、機械的に既往のデータを集計して計算を試みたものが多く、用いられたデータ自体の信頼性の検討が不十分といわざるを得ないものもあった。濃縮係数の検討については、生物分科会の会合や恒例の原安協総合発表会などで討議を行なった他に、この問題の専門家パネルを開いて、放医研、原研、水研、水試、衛研、東大など多数関係科学者相互の研究討議を行なった。

実験研究については、茨城県那珂湊市に新設された放医研臨海実験場で多くの活魚を用いて、放射性核種の海水から海産生物への移行、蓄積、排出に關しての生理的機構の解明が R I トレーサー実験によって行なわれてきた。また放射性降下物成分を放射化学分析して濃縮係数を求める研究が、放医研、水研、衛研などによって試みられた。安定微量元素の定量により濃縮係数を求

める実験が、ストロンチウムとセシウムについて放医研（環境汚染研究部）で実施された。これらの諸成果は人体の放射線体内被曝の決定経路（Critical pathway）を探究するに役立つが、実地に決定集団（Critical group）を摘出するには水産食品の消費流通の実態把握も必要となる。したがって、漁民の生活実態調査が水産庁により、また中部太平洋沿岸住民（注：漁業関係者も含む）の食品消費の個別訪問調査が放医研により、東海支所を中心として実施されつつある。また、水産資源分布の実態調査が東海区水研と県水試によって為され、ハマグリの変動範囲追究の野外実験は県水試により現在進行中である。

一方、放射線の水産生物に与える影響に関しては、斯界の専門家を交えての研究会を行なった。その結果、放射線生物学研究のために水産生物は有効な実験生物の一つであるとの認識を新たにした。ただし既往の放射線照射実験のデータによれば、魚に放射線障害を与えるのは著しい高線量域であるだけに、これらのデータからは放射性廃棄物の沿岸放出による影響は考えられない。一方ラジオアイソトープ（R I）極低濃度溶液でも魚卵の孵化率が低下するとの実験データがあるが、卵の被曝線量が明らかでないなどの実験の信頼性に関して検討の必要があることが指摘された。何れにしても、放射線生物学上の問題を離れて海域の水産資源への影響の見地からすると、水産生物への影響をたとえ検出し得たとしても資源的には著しく軽微との予測を得るに到った。したがって、この研究課題については、トリチウムなどのDNA成分としての生体内の長期残留が与える放射線影響などを検討する放射線生物学の一環として、海放特委以外のグループによる経常の研究にゆだねることとした。つまり生物分科会としては、「決定経路の追求による将来の水産生物汚染の推定によって放射性廃棄物の沿岸海域放出を制限して行くことが、実際の規制上の決め手となる」との了解に立った。（注：この研究成果にもとづいての廃棄物放出規制が実現されつづけるならば、画一的な放射性核種放出許容濃度規制や国民平均的な被曝線量による規制とは異って、地方的な食用生物にも周到な注意を払いながら最大被曝の実存し得るケースを摘出しての規制が実現されるだけに、かなり厳しい放出制限が実施されつづけることとなろうから、結果的にみて放射線による水産資源の破壊は防止されることとなろう。）

本プロジェクト研究の主として生物分科会の研究を推進するため、昭和43年度より放射線医学総合研究所は臨海実験場の建設に81,000千円を計上し、昭和46年6月18日の施設完成後は、生物分科会の立案になる実施プランに従いつつ、放医研は研究実施の中心的役割を果たしてきた。また原研、東大、東北大、公衆衛生院、茨城水試、茨城衛研の各研究機関に於ても、原安協（助燃）依託費、科学技術庁放射能調査業務あるいは経常研究業務としての関連研究が実施された。

ただし、前掲の第1図の項目「Ⅷ住民の体内線量測定」「Ⅸ海洋汚染総合調査」は、調査対象

地の住民協力のもとに実施され得るものであるだけに、実施は今後の問題に残されることとなり
予算措置も講じられていない。また項目「(V)バックグラウンド調査」も放射能調査業務の一環とし
ての以前からの業務が引き続き実施されたにとどまっている。次に研究の概要を列挙する。

2 昭和45年度までの研究成果の抄録

昭和45年度までに原安協・海放特委・成果報告書ならびに原安協・原子力安全総合発表会予
稿集に発表された成果の抄録は次の通りである。

(I) 放出R Iの海水中の挙動

- ① "ハマグリのルテニウム-106の濃縮に対する化学形態の影響"として、化学形の違い
による差は顕著でないが、購入したままのR Iとそれを一様の化学形になる様に処理したも
のとは、はまぐりの放射能濃度比が違う。すなわち ^{106}Ru (Ⅲ, Ⅳ)の場合未処理で6.0,
処理で11.1であった。〔小柳, 石川(42年; p63)〕

- ② "海産生物によるルテニウム-106の濃縮とその化学形について——ルテニウム-106
の化学挙動と濃縮に関する電気泳動的考察"

ルテニウムの生体へのとりこみは、調製した化学形によるばかりでなく、環境中に生成す
る種々の錯イオン種の影響も無視出来ないと考えられるので、海水中に生成する錯イオン種
を珪紙電気泳動法で4分画を分取して、生体(チョウセンハマグリ)への濃縮状況及び海水
中化学挙動を追跡検討した。

その結果、ニトロシルルテニウムクロロ錯体を海水に添加した場合、生体濃縮に慢性に関
係するのはそのうちの陰中性イオン挙動分画であり、その為陰中性イオン挙動分画から形成
される陽イオン挙動分画が後半の緩慢な濃縮上昇に寄与するものと考えられた。〔佐伯, 石
川, 小柳, 住谷(44年; p229)〕

(II) 海産生物の分布, 生産に関する調査

- ① "太平洋沿岸の漁業資源調査の一例"

茨城県沿岸の海洋生物, 漁法, 従事者の実態調査と, 特定の地域の特定利用などの調査を
行ない今後の調査, 研究の基礎資料にする事を目的とした。既応の文献, 資料の調査, 整理
によって行なった結果, 漁業種類, 漁期, 対象魚種, 生物相およびその生態の一部が明らか
となった。例えば対象魚種として食用, 多産性などの点から魚類約85種, 貝類約30種,
甲殻類約15種, 頭足, 海胆類など約10種, 藻類約25種, 浮遊生物数種があげられた。
〔堀; 第1回原子力安全性総合発表会〕

② "二枚貝の生態行動調査"

東海地区周辺海域における二枚貝類の生態的行動について、放射性廃液の海洋放出に際し必要な知見を得るために、チョウセンハマグリを那珂湊市磯崎漁港内に放流し、その生態観察及び東海地区砂浜域の2枚貝分布等の調査を行なった。その結果、放流地点の砂質部は洗掘され、岩盤が露出しチョウセンハマグリは1個体も存在せず、死亡貝殻もなかったことから、貝は砂の移動と共に外洋部に移住したものと考えられた。また、東海地区の分布調査から、チョウセンハマグリは全く採集せずコタマガイが採集されたが、これは漁業の対象になる程度の量ではなかった。更に那珂湊から逸散したチョウセンハマグリはこの調査域では発見出来なかった。〔茨城県水産試験場(45; p生物-35)〕

Ⅲ) CF (濃縮係数: $\frac{\text{生物中の放射能(又は元素)}}{\text{海水中の放射能(又は元素)}}$) の決定

① "放射性核種の環境水中における濃度変化と生物濃縮との相関"

環境水中のRI濃度が変化する場合は、生物の汚染の変動の状況を ^{58}Co , ^{131}I を用いて、ドロメ等につき検討した結果、環境水の濃度変化に対応して生物にはそれと平行的な濃度変化を生ずるが、その間に時間のずれがあり、その大きさは核種、生物により異なる事が明らかとなった。また定常状態での摂取率、排泄率を知ることにより、環境水中RI濃度を変化させた場合の生物中の放射能の変化が様相を推定出来る事を指摘した。〔清水(第1回原子力安全性総合発表会)〕

② "海洋生物による垂鉛-65の濃縮機構の実験上の問題点"

濃縮係数を求める一つの方法として、RIトレーサー法があるが、その場合の飼育実験中の環境水と海洋生物中のRIの濃度比と、自然状態での環境水と海洋生物中の安定元素の存在比は等しいものと考えられている。しかし垂鉛-65を用いた実験で、環境水中の垂鉛-65とZnの比放射能がいちじるしく変化する事から、この実験条件下では海洋生物の生理学的な活動が自然状態と異なる事が判った。従ってトレーサー実験については濃縮係数を論じる場合実験条件を明示する必要がある事が指摘された。〔亀田(第1回原子力安全性総合発表会)〕

③ "チダイの ^{85}Sr の濃縮について"

^{85}Sr を添加した海水中でチダイを飼育し、一定期日毎にとりあげ、その放射能を測定した。16日飼育の結果では、放射能比はエラ0.7、皮0.6、骨0.5、筋肉0.02であった。〔上田、池田(42年; p60)〕

④ "チアユの⁸⁵Srの濃縮について"

⁸⁵Srを添加した海水中に、無投餌でチアユを飼育しその⁸⁵Srのとりこみの状況を調べた。その場合餌育水槽に通気と砂汙過を行なったものと、通気のみを行なったものの差も調べた。その結果、全魚体の放射能比は汙過槽なしで2.1、汙過槽つきで1.6であり、この餌育条件の差は認められなかった。〔上田，池田（42年；p60）〕

⑤ "安定元素によるハマグリ，チダイ，チアユのストロンチウムの濃縮係数"

ハマグリ，チダイ，チアユを灰化後，原子吸光分光分析法により安定ストロンチウム量を求め，濃縮係数を算出し，RIトレーサー実験の結果と比較した。

脊椎骨の場合はトレーサー実験からの濃縮係数0.5に対し安定元素分析で16.2であり，その他の部位に於ても異なっていた。これは，トレーサー実験は短期間の実験結果であり，安定元素分析は長期間生育したものである事を考慮して更に検討する必要がある事を指摘した。〔鈴木（42年；p62）〕

⑥ "安定ストロンチウム定量と放射性降下物測定からの海産生物のストロンチウム濃縮について"

海水魚骨，貝殻及び海藻の放射性降下物中の⁹⁰Srによる汚染の調査は1963年から行なわれていたが，海水中の⁹⁰Sr量の比から濃縮係数を求め，一方これらの試料につき安定ストロンチウムを分析して濃縮係数を求めた。この2方法からの濃縮係数を比較した結果，比較的近似した値であった。またカルシウムの分析も行ない，

$$OR \text{ (observed ratio)} = \frac{(Sr/Ca)_{\text{生物}}}{(Sr/Ca)_{\text{海水}}} \text{ の値を2方法から求めたが，やはり}$$

近い値を得，生物の⁹⁰Srによる汚染は海水中の⁹⁰Srから推定出来るし，また逆に生物の⁹⁰Srレベルから，海水中の⁹⁰Srレベルは現在の状況では推定出来ることが指摘された。〔上田，鈴木，中村（長）（44年；p235）〕

⑦ "海産魚による¹³⁷Cs，⁸⁵Srの濃縮"

スズキ，イシダイ，チダイの¹³⁷Cs，⁸⁵Srの濃縮を，⁸⁵Srについては更にヒラメ，イシガレイ，ゴマソイ，アイナメなどの魚種の各臓器について検討した。その結果，例えばイシダイの筋肉中の¹³⁷CsはCF4.97であり，チダイでは2.85を示した。これらの結果から¹³⁷Csと⁸⁵Srのとりこみの傾向や各臓器の平衡時の濃縮係数の値は魚種によって顕著な差をみとめる事が出来なかったが，飼育水温や魚の年令などによってはかなり影響を受ける事が分った。〔佐伯，小柳，平野，中原，石井，池田（44年；p.215）〕

⑧ "セシウム-137のチダイへの濃縮"

R I トレーサー実験によりチダイの ^{137}Cs の濃縮係数を求め、一方フォールアウトによる1968年の海産魚筋肉中の ^{137}Cs 量から濃縮係数を求め、この2方法からの結果を比較した。トレーサー実験からの筋肉のCFは2.1であるのに対し、フォールアウトからのCFは20~56の範囲であり、喰い違いが認められた。〔上田、岡田、池田、佐伯（43年；p.150）〕

⑨ "海産生物のセシウムの濃縮係数"

1963年から行なっていた研究の結果としてフォールアウトによる ^{137}Cs の魚肉、貝、海藻の濃縮係数と安定セシウムの分析からの4種の魚肉の濃縮係数が求められた。魚肉の ^{137}Cs のCFはハタの11からキスの81の範囲であった。アワビ2.4、サザエ7.7であり、海藻はワカメで17~27であった。〔上田、鈴木、中村（良）（45年；生物-48）〕

⑩ "海産生物による放射性核種濃縮と排泄"

放射性ルテニウム、セシウム、ストロンチウム、コバルトなどをトレーサーとして、魚貝藻類によるとりこみと排泄の経時変化、体内分布、CF及び生物学的半減期などにつき検討した。その結果、化学形態の異なるニトロシルルテニウムをトレーサーとした場合、ハマグリ の部位によりCFに差を生じた。ストロンチウムの濃縮は魚骨、ワロコで高く、平衡状態に達するまでにかなりの日時を要し、排出は非常に遅い事が確かめられた。

^{60}Co の濃縮は魚種間に濃縮の差が明らかにみとめられ、この点の更なる検討が必要とされた。〔佐伯、小柳、平野、中原、石井、池田（45年；生物-46）〕

⑪ "海水中安定ストロンチウム差の変動による ^{85}Sr のとりこみの差異"

環境水中の安定元素量により、どの様にR I のとりこみが影響されるかをハマグリにつき検討した。海水（安定ストロンチウム 8 ng/l ）に安定ストロンチウムを加え、17.8、43.5 ng/l とした。その際、 ^{85}Sr の蛤の殻へのとりこみは、ストロンチウムを添加した場合は無添加のものより若干低い値を示したが、添加したものの間には（17.8と43.5 ng/l ）有意の差はなかった。つまりストロンチウムの様に海水中に比較的多い元素については、安定元素添加の影響は余り認められなかった。〔鈴木、池田（42年；p.61）〕

⑫ "Caの海水中濃度変化によるSrのとりこみの変化"

ストロンチウムと同じ化学挙動を示すカルシウムの環境水中での量の変化が、ストロンチウムのとりこみにどのような影響を与えるかを検討した。その結果、カルシウムを添加した海水では ^{85}Sr のハマグリへの濃縮は無添加海水に比べると低い値を示した。〔鈴木、池田（42年；p.61）〕

⑬ "チアユの汽水と海水飼育の場合の ^{85}Sr のとりこみの差"

前出の⑭のハマグリによる ^{85}Sr のとりこみと関連して、チアユを用いて汽水（海水を水で1/2にうすめたもの）と海水で飼育して ^{85}Sr のとりこみの様相を観察した。その結果、54日のCFは汽水飼育で3.4、海水飼育で2.1を示し、明瞭な差は認められなかった。つまりSrの様に比較的海水中に多い元素については、この安定元素量の影響は明瞭には認められなかった。〔上田、鈴木、池田（42年；p61）〕

⑭ "海水細菌およびハマグリによる放射能ルテニウムのとりこみ"

貝類は海洋細菌の放射能汚染によっても影響されると考えられるので、11株の海洋細菌の ^{103}Ru による汚染を検討した。8株はとりこみが遅く、3株は早いという様に株によるとりこみの差があった。全般として貝のRuとりこみに対する株の寄与は極めて少ないものと考えられた。また、蛤によるニトロシルRuのとりこみについて、肉のCFは約2であり、とりこまれたRuは可なり長期にわたり残留すると考えられた。〔高瀬（第1回原子力安全性総合発表会）〕

⑮ "餌料中ルテニウムのキンギョ、マウスにおける消化管吸収率"

放射能汚染ないし食物を通じてのRIの生体内吸収機構を解明する一端として、放射性ルテニウムをアサリ肉に添加したもの及び汚染海水でアサリを飼育してとりこませたものを用い、キンギョ、マウスにつき生体汚染と汚染餌料の関係を検討した。その結果、 ^{106}Ru が餌料中にとりこまれた形で生体に摂取された場合には、単なる外部汚染餌料の場合とは吸収の様相が全く異なり、かつ吸収率も大巾に増大すること、また、単純な尿、フン中排泄量からの推定では ^{106}Ru の消化管内排泄分だけ実際よりも低い吸収率値が算出される可能性の大きいことが確認された。〔高瀬、出雲、佐々木、石川（44年；p.220）〕

⑯ "海底堆積物による放射性核種の蓄積"

放射性廃棄物が沿岸海域に放出された場合には、その放射性核種のかなりの部分が海水中の懸濁粒子に収着されて海底に沈積するか、または海底堆積物に直接収着されると考えられるので、海底堆積物のRI収着能力とその収着の機構を明らかにしようと試みた。

振盪時間の影響は、振盪時間と分配係数（魚の場合のCFに相当するもの）の間には対数的な相関関係が存在し、核種によって直線の勾配が異なる。粒径組成、pHの影響としては、Csの最大分配係数を1.0とすると、Zn、Ce、Ruで2～30倍の値を示し、この傾向はsiltの場合に顕著であった。

更に堆積物濃度の影響、最適分配係数の検討も行なった。〔長屋、中村（清）（43年；p.154）〕

⑬ "濃縮機構の全般について"

上記の一連の研究で求められたC. F. は第1次試算に用いられた文献値よりも低い。

このような傾向を認めた原因を明らかにし、実際に放射線被曝の推定に適用すべき海産生物の放射生物の放射性核種濃縮のパラメーターを設定するために、放射性核種の魚類への移行、蓄積、排出の機構を海洋食物連鎖の影響を組入れつつ究明する実験が進められている。

なお、既発表のC. F. を訂正するためには、科学的信頼性を増すために、エラ吸収と消化管吸収との生物実験を解析して理論的体系づけが必要となろう。この目的での実験が進行中であるから当初の試算分科会報告書の濃縮係数一覧表を全面改訂するには、若干の期間的余裕が必要とされる。

(Ⅳ) 住民の食品と消費の実態調査

〔緒言〕

低レベル放射性廃液の海洋放出は、それに伴う国民の放射線被曝線量が、将来とも十分に安全であろうという見通しの上に実施されるものであり、国民の放射線被曝線量をより適確に推定するために、海産生物への放射性物質の移行に関する研究と共に、食品消費の実態調査が実施された。これらの調査研究は今後とも継続して行なわれるものとする。

〔調査研究の経緯〕

本実態調査は、生物分科会委員の審議を経て、放医研が担当した。昭和44年度においては、調査用紙の作製と調査方法の検討、並びに調査結果の解析法に関する研究を主目的とし、千葉県和田町、茨城県那珂湊の2地点についてモデル調査を実施した。調査用紙の作製に際しては、農林省茨城統計調査事務所の岡田源氏および国立栄養研究所の佐々木理喜子博士の御講演を参考にし、更に東海区水産研究所の谷井、坪井両氏の水産物の消費に関する実態調査を参考にした。昭和45年度においては、調査用紙内容の改良を行なうとともに、茨城県沿岸地域において、実態調査を行なった。この実態調査は、放射線被曝に関して、critical groupを見出すことにあり、しかもcritical marine foodの年間消費量をできる限り正確に把握することが要求される。そのためには、調査対象地域において、四季にわたるデータをとる必要がある。44年度の調査は、予備的な調査であり、45年度1ケ年では、四季にわたるデータをとるまでには至らなかったため、46年度において、別途調査を続け、正味2ケ年間のデータを総合して、那珂湊（漁業および非漁業世帯）、東海村（非漁業世帯）および日立市久慈町（漁業世帯）の3地区についての四季にわたる消費実態の概略をまとめることができた。

〔調査の概要〕

調査方法としては、戸別訪問と日誌方式の両者を併用した。即ち、栄養士を中心とする1～2名のグループが、調査対象家庭を訪問し、調査員が解答者と対話しながら調査員自身が記入する方式と、解答者に一週間分の水産食品の消費状況について日誌をつけてもらう方式の両者を併用した。

調査目的は、いうまでもなく、茨城県沿岸でとれる水産物の消費実態を知ることにより、従って調査項目の大部分は、水産食品に関するものである。海産物のうち廃棄量が零であるような小魚（シラス、メザシなど）、海藻については、特に詳細な調査を行なった。また一般には消費されていない海産物で、特定の地域で消費される特殊海産物の発見につとめた。以下得られた結果の概略を述べる。

① 水産食品由来の蛋白摂取量について

昭和42年度厚生省国民栄養調査結果によれば、総蛋白摂取量の国民平均は76.6gであった。本調査結果によれば、昭和46年冬久慈浜の漁業世帯の調査で得られた95gを除いては、62～78gであって、全国平均値と同程度かやや低い傾向が認められた。しかし、水産食品に由来する動物性蛋白摂取量の総蛋白摂取量に対する割合は、全国平均値23.8%より一般に高く、久慈浜漁業世帯では49%を示した。この事実は、沿岸地域住民の水産食品への依存度が高いことを示している。但し、沿岸地域住民でも、都会から転居して来た世帯が多く含まれていると見られる原子力研究所職員世帯の場合は、水産食品への依存度が低く、従ってcritical groupは、地元の漁業専従者であることが明らかにされた。また久慈浜の漁業世帯の平均水産物の消費量が那珂湊のそれより高いことから、この調査の範囲内では、久慈浜の漁業世帯がcritical groupになることが明らかにされた。

② 丸ごと食べられる海産物の消費について

丸ごと食べられる海産物としては、シラス、イワシ、小エビ、などがあり、個人の年間最高消費量は、それぞれ5kg、10kgおよび、5.6kgであった。Critical organが骨であるような核種からの内部被曝に関しては、従来Critical foodと考えられて来たシラス以外に、イワシ、小エビなども見逃すことができないものと考えられる。

③ 海産物の1人1日当りの摂取量について

第1表および第2表に、Critical groupと目される、日立市久慈浜および那珂湊漁業世帯の1人1日当り海産物摂取量を示した。第1表および第2表に示した摂取量は、四季毎の1週間分の海産物摂取量から算出したものであって、いわばある1年間について、

1人1日当り平均海産物摂取量を、その個人の28日間の海産物摂取状況調査から推測したことになる。久慈浜漁業世帯では、四季を通じ、大体平均した摂取状況を示し、消費量に季節的変動は認められない。久慈浜および那珂湊漁業世帯の、1人1日当りの平均海産物摂取量は、魚類について、それぞれ189g(生)、および132g(生)、貝類について、8g(生)、6g(生)、海藻類について、4g(乾燥重量)、および5g(乾燥重量)であった。海放特委試算分科会では、試算に際し、海産物の摂取量を、海産物の種類により、10g/日と、100g/日の2通りに分類しているが、魚類に関しては、200g/日として計算することが適当であると考ええる。

④ 特殊海産物の消費について

特殊海産物として、スナメリ、シウレ、ウゴ、イボダイ、ムラサキシシャチブリ、カスガス、メジナ、カガミダイ、クロダイ、ミル貝、グゾウ、コチ、ハモなどがあつた。いずれも地先でとれた海産物である。なおヒノリ(フクロフノリ)も一般には特殊海産物と考えられるが、那珂湊漁業関係者の間では、ごく普通の海産物と考えられているのは興味深い。

〔将来の調査の進め方について〕

本調査の精度を高めるためには、調査対象世帯数がある程度拡大する必要がある。尚、今後は東海沿岸の大きな漁港の一つである大洗地区を重点的に調査する必要がある。また外部被曝線量推定のための資料を得る目的で、漁業専従者の作業内容と作業時間、網の手入れの方法と作業時間の調査を行なう必要がある。Critical group の海産物消費実態のみならず、その流通経路の追跡も必要となろう。

〔謝 辞〕

最後に本調査の実施に当り、調査の便宜をはかって下さった那珂湊市役所、同漁業組合の方々、東海村役場の方々に深く感謝すると共に、本調査実施の中心として熱意ある努力をされた研究協力者の平野喜久江、比企みよ子、青山光子、住谷みさ子、住谷ふみ子、河内栄子(放医研)に改めて謝意を表し、あわせて本調査に御協力下さった他の多くの方々に心から御礼を申し上げます。〔大桃洋一郎、小柳 卓、上田泰司、佐伯誠道、44年、p144、45年 生物-1〕