

# 水産生物の放射能汚染に関する基礎的研究\*

## FUNDAMENTAL STUDY ON THE RADIOACTIVE CONTAMINATION OF AQUATIC LIVES

岩井重久\*\*・井上頼輝\*\*\*・寺島泰\*\*\*\*

By Shigehisa Iwai, Yoriteru Inoue and Yutaka Terashima

### 1. 緒言

各種原子力産業の発展にともない、生成される放射性廃棄物の量も急激に増加の一途をたどりつつあるが、これらの最終処分法としては、わが国の自然地理的特殊性から、海洋環境への放出や投棄処分などが考慮されている。とくに、原子力発電や核燃料再処理の実施、あるいは原子力船の運行にともなって生成される放射性廃棄物の一部が、沿岸海域あるいは外洋において処分されることは、立地、経済性その他の条件からみてほぼ必然的ともいえる。

一方、海洋環境はきわめて広大であり、放射性廃棄物の処分場として物理的に大きな包蔵能力を有するが、海洋はまた多くの有用な資源を内蔵しており、これらの価値が廃棄物の処分によって損われることがないよう、十分な考慮がはらわれるべきことはいうまでもない。わが国においては、蛋白源の大部分を水産資源に依存しており、とくにそれらの放射能汚染が重要な問題の一つとなる。

水産生物の放射能汚染に関する研究は、核爆発実験や放射性廃棄物の処分による環境水の汚染の問題に関連して急速に進歩しつつあるが、Radioecology としての学問分野における歴史は比較的浅く、多くの未知の問題が残されている。この分野における研究の内容は、1) 水産生物による放射性核種の濃縮性の実態と能力、2) 水産生物への放射性物質の移行に関する生物・物理化学的な諸機構、3) 環境水中の放射性核種の移動や分布に関する水産生物の役割、4) 水産生物に対する放射線生物学的な影響、5) 水産生物集団に対する放射線遺伝学的影響、などの諸点にわたる<sup>1)</sup>が、通常、環境水の放射能汚染が、水産生物を経由することによって人間に与える放射線学的な影響が第1の問題となり、こうした観点からすれば、1)~3)の諸問題が重要視される。

第1点に関しては、核爆発実験や放射性降下物による、また原子炉、核燃料再処理工場からの放射性廃水の放出にともなう水産生物の汚染調査に始まり、各種水産生物の組織や器官についての放射性核種の濃縮係数\*<sup>2)</sup>(Concentration Factor)の測定、濃縮係数に対する支配的環境因子の検討など、比較的多くの研究が進められ<sup>2)~8)</sup>、成果も得られている。第2点に関しては、定常的な汚染状態下にある環境水中の放射性核種が、水産生物へ移行する動的な機構の解析が主眼となっている。こうした機構は、多くの場合、いわゆる“Exponential law”によって表現しうることが明らかにされ<sup>9)</sup>、同時にそれを実験的に定式化する試みが進められている<sup>10), 11)</sup>。しかしながら、機構を表現する諸係数の意味、それらの関連性などに関する理論的裏づけは必ずしも明確ではない。さらに、水産生物の食物循環にともなう生物間における放射性核種の移行、一般的には非定常的な汚染状態にある環境水中の放射性核種が、水産生物へ移行する機構、また第3点に示した問題などに関しては、定性的な論議<sup>12), 13), 14)</sup>を別とすれば、系統的な研究はきわめて少ない。

放射性物質による環境水の汚染が水産生物を経由し、人間におよぶ過程を把握して放射性廃棄物の処理処分を管理し、また突発的な汚染の事態に対する安全対策を講じようとする放射線衛生工学上の見地からすれば、環境水中における放射性物質の物理的な輸送現象との関連のもとに、環境水、水産生物間の移行に関する上記のような諸問題が、早急に解明されねばならない。

以上のような観点から、本研究ではまず、放射性核種による生物体の汚染が、多くの場合指数関数によって表現できるという経験的な“指数則”を基礎に、環境水から水産生物への直接的、間接的な移行を定量的に表わす基礎式を求め、定義された諸係数の意義、相互の関連性について考察した。つぎに、環境水の放射能汚染に関して予測される2, 3の様体について、環境水中における

\* 第8回日本放射線影響学会(昭.40)、土木学会第21回  
年次学術講演会(昭.41)にて発表したものをとりまと  
めたものである。

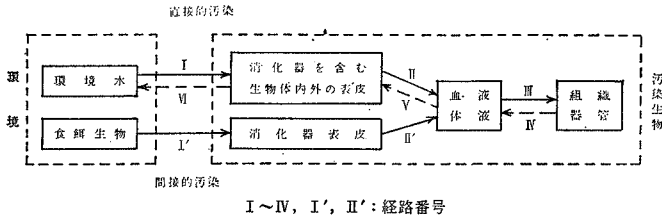
\*\* 正会員 工博 京都大学教授 工学部衛生工学教室

\*\*\* 正会員 Ph. D 京都大学助教授 同

\*\*\*\* 正会員 工修 金沢大学助教授 工学部土木工学教室

\* 生物体の重量当りの放射性核種の量( $\mu\text{Ci/g}$ )と、環境水中  
のその放射性核種の濃度( $\mu\text{Ci/ml}$ )との比であり、生物体  
の重量としては、生体重量(Fresh weight)を採用するこ  
とが、All-Union Hydrobiological Societyによって決め  
られている。

図一 生物体内外への放射性核種の移行



I~IV, I', II': 経路番号

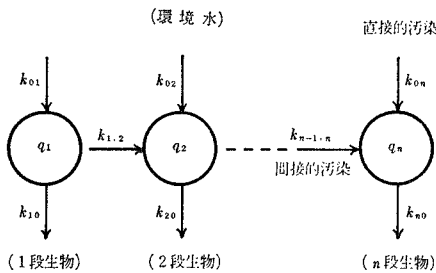
物理的な輸送現象との関連のもとに、水産生物の汚染の様相を解析し、さらにこれを実験的に検討した。

2. 放射性核種による水産生物の汚染の機構

環境水中に混入した放射性核種が生物へ移行する経路には、大別して直接的汚染 (Direct contamination), 間接的汚染 (Indirect contamination) といわれるものがあるが、自然界では一般にこれらは同時に併行して起こりうる。

直接的汚染とは、環境水中の放射性核種が直接的に生物体内外の表皮 (エラ膜, 消化器上皮, 植物体表皮など) を通して血液や体液に入り、生物体の組織や器官にとり込まれるとともに、過剰分が排泄される過程を意味する。間接的汚染は、直接的汚染によって生じた汚染生物を、水産生物が経口的に摂取することによって起こるものを意味し、放射性核種は、食物循環の経過にしたがって転移していくとともに、その過程における各生物についてみれば、消化器上皮を通して生物体組織、器官への摂取、また排泄がおこなわれる。こうした移行の様子は、図一のように示される。いずれの汚染経路をたどるにせよ、生物体内の組織、器官における放射性核種の濃度は、一般的にみてその組織、器官における摂取、排泄の速度、環境水と食餌生物体における濃度、食餌習慣などによって決まると考えられる。これらの支配因子のうち、環境水中にある特定の放射性核種を摂取する速度は、環境水中のその核種の濃度に、また排泄速度は問題としている組織、器官内の濃度に比例すると考えることがより一般的である。食物循環の過程における摂取速度は、主として食餌生物の汚染の程度、食餌の頻度と種類などに支配されるが、後者に大きな変動がない場合は、摂取速度は食餌生物の汚染濃度に比例すると考えて

図二 直接的、間接的汚染による放射性核種の移行経路



よい。

こうした仮定に基づけば、直接的汚染、間接的汚染が同時に起こる場合に、環境水中のある放射性核種が生物体へ移行する経路は、図二のようにモデル化することができる。また一般的に、第  $n$  段生物体内の特定の組織、あるいは器官における放射性核種の濃度変化を表わす基礎式、これに基づく濃度変化は、それぞれ式 (1), (2) のように表わすことができる。

$$\frac{dq_n}{dt} = k_{0n}C + k_{n-1,n}\bar{q}_{n-1} - (k_{n0} + \lambda)q_n \dots \dots (1)$$

$$q_n = k_{0n}e^{-(k_{n0} + \lambda)t} \int_0^t \left( C + \frac{k_{n-1,n}}{k_{0n}} \bar{q}_{n-1} \right) e^{(k_{n0} + \lambda)t} dt \dots \dots (2)$$

ここに  $C$  は環境水中における問題としている放射性核種の濃度、 $q_n$  は第  $n$  段生物体内の組織、あるいは器官中における放射性核種の濃度であり、組織、器官の種類は、各段の生物において異なってもよい。 $\bar{q}_{n-1}$  は  $(n-1)$  段生物の平均的な体内濃度であるが、汚染の初段生物 ( $n=1$ ) については、直接的汚染のみが生じるから、 $\bar{q}_0$  は零となる。また一般に、 $n$  段生物の体内平均濃度は、その生物体が  $m$  種の組織、器官から成り、 $i$  種の組織、あるいは器官が全体に占める割合を  $p_i$  とすれば、

$$\bar{q}_n = \sum_{i=1}^m p_i q_{n,i} \dots \dots (3)$$

と表わされる。 $k_{0n}$  は、環境水中放射性核種が  $n$  段生物の問題としている組織、あるいは器官に直接的に摂取される速度に関連した係数、 $k_{n-1,n}$  は  $(n-1)$  段生物を  $n$  段生物が食餌する場合における摂取速度に関連した係数、 $k_{n0}$  は排泄速度に関連した係数であって、それぞれ直接摂取係数、間接摂取係数、排泄係数と名づけ、前2係数をあわせて、摂取係数と呼ぶ。これらの係数は、放射性核種、生物とその組織や器官の種類のみならず、環境水の元素組成や他の環境条件によっても異なるものである。間接摂取係数の場合は、食餌の頻度、食餌生物の種類などの因子にも依存し、他の因子が一定である条件下でも、定数とみなし得ない場合も多いものと思われる。 $\lambda$  は放射性核種の崩壊定数であり、半減期を  $T_d$  とすれば  $\lambda = 0.693/T_d$  である。

一般的にいて、環境水の汚染が広範囲にわたり長期的であるような場合には、その環境に生活する生物に対する直接的な汚染、生物間の食物循環にともなう間接的な汚染が生じうるが、汚染の範囲が狭く、短期的であるような場合には、食物循環の経過にしたがって、間接的な汚染のみが生じる場合もある。こうした場合には、当然のことながら、式 (1), (2) において、環境水から移行を表わす項は除外されている。また生物が植物性プ

ランクトンやそう類である場合には、環境水の汚染の形態にかかわらず、直接的にのみ汚染され、間接的汚染は生じない。こうした場合には、式(1)、(2)において、前段生物からの移行を表わす項が除外される。

ここで環境水の汚染が広範囲にわたり、定常的である場合を想定すると、その環境に生存する水産生物は、食物循環の形式にかかわらず、長時間の経過後には定常的な汚染状態に達する。もちろん、定常にいたる過程で、体内放射性物質の放射線影響によって生物体の諸機能が失われるほどの環境水の放射能汚染があってはならない。また発生期や成長期にある生物については、非定常的なものもあるが、これらは除外する。さて、定常汚染状態にある第  $n$  段生物のある組織、あるいは器官内のある放射性核種の濃度と、環境水中濃度との比を  $K_n$ 、前段食餌生物の体内濃度と環境水中濃度との比を  $\bar{K}_{n-1}$  とすれば、式(1)より

$$\frac{q_n}{C} = K_n = \frac{k_{on} + k_{n-1,n} \cdot \bar{K}_{n-1}}{k_{no} + \lambda} \dots \dots \dots (4)$$

なる関係が得られる。 $K_n$ 、 $\bar{K}_{n-1}$ 、などは、濃縮係数に相当し、その値は、摂取係数、排泄係数、食餌生物の濃縮係数と放射性核種の崩壊定数とによって決まる。一般的にみて、摂取係数が大きく排泄係数が小さい場合には、より大きい濃縮係数が得られる。

他方、環境水、とくに海水中には、ネプツニウム崩壊系列中に見られるような人工的に作られる元素を別とすれば、存在量は異なってもほとんどすべての元素が存在する。こうした環境水中にある生物の組織や器官にも多種の元素が存在し、生理学的な役割を果たしているが、特定の環境水、生物種について、ある種の元素の挙動をみると、環境水から生物へ、また生物から生物への移行と、生物から環境水への移行は平衡を保っており、生物体内のその元素の濃度はみかけのうえで一定となっている。

一方、元素の生物に対する生理化学的働きは、放射線の生理学的影響を無視すれば、同位元素につき放射性の有無に関係なく、また環境へ混入する放射性核種は、一般に化学的には極微量であって、環境水の生物に対する生理化学的条件を左右することはない。つまり、環境水中の元素が生物体内に移行する機構や経路は、元素が放射性か非放射性かであるかによって異なることはなく、式(1)、(2)中に含まれる摂取、排泄係数は、放射性核種が環境に混入する以前から存在した非放射性同位体の挙動についても同一値となる。したがって、問題としている  $n$  段生物の組織、あるいは器官内と環境水中における、問題としている放射性核種と非放射性同位体との濃度の比を  $K'_n$ 、食餌の前段生物と環境水中の濃度の比を  $\bar{K}'_{n-1}$  とすれば、これらは問題としている非放射性元素の濃縮係数であって一定値をとり、式(1)、(2)に含まれる摂取、排泄係数との関係は、式(1)の右辺、

および左辺に含まれる  $\lambda$  が零であることから、式(5)のように示される。

$$K'_n = \frac{k_{on} + k_{n-1,n} \cdot \bar{K}'_{n-1}}{k_{no}} \dots \dots \dots (5)$$

式(4)、(5)から明らかなように、放射性核種の濃縮係数  $K_n$  は、環境水中にすでに存在する非放射性同位体の濃縮係数  $K'_n$  と比較して、一般的には大きさが異なる。その差異は、放射性核種が時間的に崩壊、減少することのみにより生じる。放射性核種の崩壊定数  $\lambda$  と排泄係数  $k_{no}$  の大小が、放射性核種の濃縮係数の大小におよぼす効果は同一であり、排泄係数にくらべて崩壊定数が無視できる程度に小さい、すなわち半減期が大きい場合は、放射性核種とその非放射性同位体とについての濃縮係数は同一となる。

一般に非放射性元素の濃縮係数は、環境水の生物に対する生理化学的条件が一定であれば、生物とその組織、あるいは器官の種類に応じて一定値となる。環境水が海水である場合、ごく特別な水域を除けば外洋の海水はほとんど一定した成分をもっており、こうした環境での濃縮係数は、ほとんど生物と元素の種類とで決まり、一定のものが得られる。一方、河川水では、各河川が異なった地質の流域を流れるため、成分にも大きな差がある場合が多いが、成分の異なるそれぞれの河川水中の、同一生物種について求めた濃縮係数は一定のものが得られない<sup>15)</sup>。こうした事実は、非放射性、放射性にかかわらず元素の生物による摂取、排泄の機構は、その元素のみならず、共存する多くの他種元素の生物に対する生理学的な作用に支配されることを意味し、食餌生物の濃縮係数はもちろん、摂取係数、排泄係数なども、そうした作用の変化に応じて変わるためであると推定される。また、同種あるいは同類生物の同種の組織、器官について濃縮係数をみると、生物の生存環境が海水あるいは半かん水であるか、淡水であるかによってしばしばその値は大きく異なり、一般に前者の場合に、より小さくなる。海水は多種多量の元素を含み、問題としている元素と生理化学的作用の類似した元素の共存率も高いが、こうした環境では、問題としている元素の摂取係数、食餌生物についてのその元素の濃縮係数が、排泄係数にくらべて相対的に小さくなると説明できる。

直接摂取係数、間接摂取係数の意味、相互の関連性についてはつぎのようなことが推定される。環境にある放射性核種が水産生物体内の組織、器官へ移行する経路は図一Iに示したとおりであるが、移行の速度は、直接的汚染の場合は、環境水から生物体内外の表皮へ、表皮から血液や体液中へ、そして組織や器官への移行の各段階(図中 I, II, III)、また間接的汚染の場合は、食餌汚染生物からそれを摂取する生物体の消化器表皮へ、そして血液や体液、組織や器官への移行の各段階(図中 I', II', III')に存在する生物・物理化学的な抵抗によって律

速されている。一方、式(1)で定義した直接摂取係数  $k_{0n}$ 、間接摂取係数  $k_{n-1,n}$  は、放射性核種が、それぞれ(I, II, III), (I', II', III)の経路を通して最終的には組織や器官に移行する場合の容易さを総括的に表わすものであり、したがってこれらは、移行の各段階における生物・物理化学的な抵抗に逆比例するものである。

いま、とくに段階IIIにおける放射性核種の移行に対する抵抗が、(I, II), (I', II')におけるものにくらべて、十分大きい場合を考えると、組織や器官への移行速度は、段階IIIのみにおいて律速され、その前の経路が、(I, II)であるか、(I', II')であるか、つまり直接的汚染経路であるか間接的汚染経路であるかには無関係となる。こうした場合には、摂取速度に関連した係数としては1つの係数が定義されるべきであるが、実際数におこる2経路の移行、すなわち(I, II, III)および(I', II', III)に対し、それぞれ直接、間接摂取係数を定義すると、それらを用いて計算される濃縮係数は、汚染が直接的であるか間接的であるかにかかわらず一定となるべきである。

他方、律速抵抗が経路(I, II), (I', II')にある場合には、生物体内組織、器官への放射性核種の移行速度は、2つの経路での移行速度に拘束され、それぞれに対して直接摂取係数、間接摂取係数が適用される。したがって、こうした場合の濃縮係数は、汚染が直接的であるか、間接的であるかによって異なった値をとりうる。

以上、環境水、水産生物におこる種々の放射能汚染の様態に対してモデル化を行ない、生物体の汚染の機構とその解析法についての基本的な考え方を示した。しかしながら、現実の問題として式(1)~(5)中に定義した諸係数は多くの因子に依存するものであり、また現実に即した数学的表現を得るため、式(2)の解析を進めることが困難な場合も多い。

いま、食餌される第1段汚染生物が、プランクトン、そう類などのような比較的単純な組織を有するもの、あるいは、特定の組織、器官のみが汚染を受ける種類のものであるとし、環境水中の放射性核種の濃度が一定である場合に生じる第2段生物の直接、間接的汚染による体内組織、あるいは器官内の濃度変化を求めてみる。第1段生物では間接的汚染が生じないことを考慮すれば、式(2)、式(3)より第1段生物の体内濃度  $\bar{q}_1$  は次式のように求まる。

$$\bar{q}_1 = C_0 p \frac{k_{01}}{k_{10} + \lambda} \{1 - e^{-(k_{10} + \lambda)t}\} \dots\dots\dots (6)$$

$p$  は汚染される特定の組織、器官が生物体全体に占める割合であり、プランクトン、そう類のような場合は、 $p=1$  と考えてよい。第2段生物の組織、器官の濃度変化は、式(6)を式(2)に代入すれば次式のように求まる。

$$q_2 = C_0 \left[ K_2 \{1 - e^{-(k_{20} + \lambda)t}\} - \frac{k_{1,2} \bar{K}_1}{k_{20} - k_{10}} \{e^{-(k_{10} + \lambda)t} - e^{-(k_{20} + \lambda)t}\} \right] \dots\dots\dots (7)$$

$$\left. \begin{aligned} \bar{K}_1 &= p K_1 \\ K_2 &= \frac{k_{02} + k_{1,2} \bar{K}_1}{k_{20} + \lambda} \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (8)$$

ここに、 $K_1, \bar{K}_1$  はそれぞれ、食餌される生物体内の特別に汚染されやすい組織、器官についての濃縮係数、生物体内の平均的濃縮係数であり、 $K_2$  は第2段生物の問題としている組織、器官についての濃縮係数である。

こうした数式的表現は、第2段生物までを対象とするなら、他様の簡単な環境水中放射性核種の濃度変化に対しては、比較的容易に求めることができるが、第3段以下の生物については、一般的に解析も困難となり、表現も繁雑となる。

上記の例のように、間接的汚染を含む場合は、種々の係数についての定量的知識が必要となるが、とくに間接摂取係数は前述のごとく、食餌生物中放射性核種が消化器から体内組織、器官へ移行する各経路における生物・物理化学的抵抗のみならず、食餌の頻度や食餌生物の種類などの多くの因子に支配されて、定数とみなしえない場合も多く、また実験的に食物連鎖を再現することも困難であって、有意義な値が明らかにされる可能性は大きくはない。したがって水産生物の放射能汚染を定量的に知ることは、特定の条件下以外では非常に困難であるといえよう。特定の条件とは環境水の汚染が定常的である場合、また非定常的であっても生物の汚染が直接的な汚染経路によって支配される場合などであって、前者については濃縮係数の考え方が適用される。後者については、以下に解析的、実験的に検討した結果を述べる。

### 3. 水産生物の直接的汚染に関する解析

水産生物のうちでも、プランクトン、そう類などは直接的な経路による汚染が大部分を占め、また食餌習慣を有する生物でも、食餌される生物が汚染されにくいものであるか食餌量が少ない場合、汚染が一時的であって汚染生物の食物循環が進行していないような場合には、直接的な経路による汚染が優勢となる。

こうした場合に生じる生物の組織あるいは器官における放射性核種の濃度(以下単に体内部分濃度と呼ぶ)の変化は、摂取係数、排泄係数を新たに  $k_1, k_2$  とすれば、式(1)、(2)より、一般的につぎのように示される。

$$\frac{dq}{dt} = k_1 C - (k_2 + \lambda) q \dots\dots\dots (9)$$

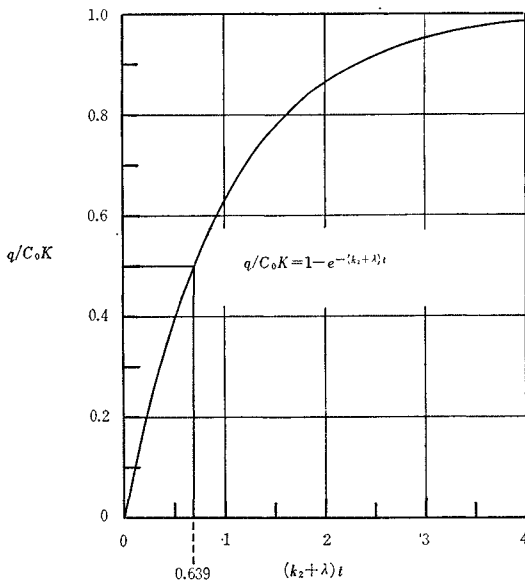
$$q = k_1 e^{-(k_2 + \lambda)t} \int_0^t C e^{(k_2 + \lambda)\tau} d\tau \dots\dots\dots (10)$$

とくに、環境水中濃度が一定である場合には式(11)が得られる。

$$q = C_0 K \{1 - e^{-(k_2 + \lambda)t}\} \left. \begin{array}{l} K = \frac{k_1}{k_2 + \lambda} \end{array} \right\} \dots\dots\dots(11)$$

体内部分濃度は、 $C_0 K$  で示される平衡濃度に向かって増加する。 $K$  はいうまでもなく濃縮係数である。ここで体内部分濃度が平衡値の 1/2 に達するに要する時間を半値到達時間と名づけて  $T_{uP}$  とおけば、式 (12) の関係が得られ排泄係数  $k_2$  は、半値到達時間  $T_{uP}$  と核種の半減期  $T_d$  とによって式 (13) のように表わされる。逆に  $T_{uP}$  は、 $k_1$  とは無関係に  $k_2$  と  $\lambda$  とによって決定される値である。図-3 に、無次元化した  $q/C_0 K$  の  $(k_2 + \lambda)t$  に対する変化の様子を示す。

図-3 一定水中濃度下における生物体内部分濃度の変化



$$k_2 + \lambda = \frac{0.693}{T_{uP}} \dots\dots\dots(12)$$

$$k_2 = 0.693 \left( \frac{1}{T_{uP}} - \frac{1}{T_d} \right) \dots\dots\dots(13)$$

濃縮係数  $K$ 、半値到達時間  $T_{uP}$  については、生物と組織、器官の種別、核種別に比較的多くの資料が集積されつつあるが、式 (9) に示す汚染の機構が適用されるとすれば、それらの資料によって  $k_1$ 、 $k_2$  を求めることができる。なお、環境水や水産生物の汚染に関して問題となる放射性核種の半減期は、通常数年あるいは数十年であり、他方、代表的な食用水産生物の半値到達時間は 0.5 日から 10 日程度である。したがって実際的な問題に関しては、多くの場合に排泄係数に対して崩壊定数を無視することができる。

一般には、水中濃度は時間、位置の関数となるが、以下にいくつかの代表的な水中濃度変化の形式について、体内部分濃度の変化を示す。

i) 湖沼や港湾などにおいて、内部の水の混合が完

全であり、外部との水の交換比が一定であるとする、内部に混入した放射性核種の濃度は、混合希釈や放射性崩壊のため、式 (14) に示すように減少する。

$$C(t) = C_0 e^{-(r+\lambda)t} \dots\dots\dots(14)$$

ここに  $r$  は交換比、つまり単位時間に内部水が外部水と入れ換わる量と内部水量との比である。こうした環境にある生物の体内部分濃度は、 $r \neq k_2$ 、 $r = k_2$  のおのおの場合について式 (15)、(16) のように、またこれらの最大値は、それぞれ式 (17)、(18) のように求められる。

$$q = \frac{C_0 K}{1 - \frac{r + \lambda}{k_2 + \lambda}} \{e^{-(r+\lambda)t} - e^{-(k_2 + \lambda)t}\} \left. \begin{array}{l} K = \frac{k_1}{k_2 + \lambda} \end{array} \right\} (r \neq k_2) \dots\dots\dots(15)$$

$$q = C_0 k_1 t e^{-(k_2 + \lambda)t} (r = k_2) \dots\dots\dots(16)$$

$$q_{\max} = C_0 K \left\{ \frac{r + \lambda}{k_2 + \lambda} \right\}^{\frac{r + \lambda}{k_2 - r}} = A C_0 K \left. \begin{array}{l} \text{at } t = \frac{1}{r - k_2} \log_e \frac{r + \lambda}{k_2 + \lambda} \end{array} \right\} (r \neq k_2) \dots\dots\dots(17)$$

$$q_{\max} = 0.37 C_0 K \left. \begin{array}{l} \text{at } t = \frac{1}{k_2 + \lambda} \end{array} \right\} (r = k_2) \dots\dots\dots(18)$$

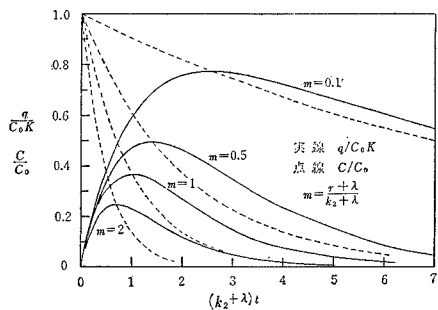
上式中に含まれる  $K$  は水中濃度が一定である場合の濃縮係数であり、したがって  $r \neq k_2$  の場合には、最大体内部分濃度と初期水中濃度との比は、濃縮係数の  $A$  ( $0 < A < 1$ ) 倍となり  $r = k_2$  の場合は 0.37 倍となる。

無次元化した  $q/C_0 K$  および  $C/C_0$  の変化の様子を図-4 に示すが、明らかに生物体内部分濃度の最大値と最大となる時間とは、交換比が小さい場合により大となる。一般に、生物体内部分濃度に最大値が生じる場合には、その時間を  $T_m$  とすれば式 (9) より、

$$\frac{q(T_m)}{C_0 K} = \frac{C(T_m)}{C_0} \dots\dots\dots(19)$$

という関係が成立する。上式は、体内部分濃度の最大値は、最大となる時間における水中濃度に濃縮係数を乗じたものに等しい、あるいは、最大となる時間において、

図-4 指数型水中濃度変化にともなう生物体内部分濃度の変化



無次元化した関数  $q/C_0K, C/C_0$  の値は等しくなることを意味するもので、図-4 においてもこうした関係がみられる。

ii) 放射性物質が環境へ移行する速度が、何らかの原因で周期的に変動する場合はもちろん、一定速度で連続的に移行する場合でも、移行地点が感潮河口や、潮汐の影響の大きい港湾などであれば、水中濃度の周期的変動が起こりうる。いま、こうした変動を式(20)のように周期  $T_p$  の振動関数として模式化すると、生物体内部分濃度は式(21)のように求まる。

$$C(t) = \frac{C_0}{2} \left( 1 - \cos \frac{2\pi}{T_p} t \right) \dots\dots\dots (20)$$

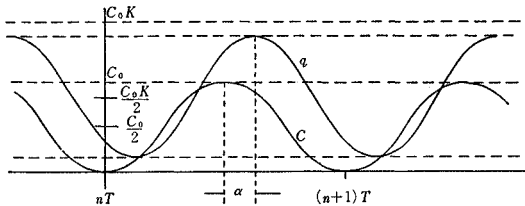
$$q = \frac{C_0K}{2} \left\{ 1 - \frac{e^{-k_2't}}{1 + (k_2'T_p/2\pi)^2} - \sqrt{\frac{1}{1 + (2\pi/k_2'T)^2}} \sin \left( \frac{2\pi}{T_p} t + \alpha \right) \right\} \dots\dots\dots (21)$$

$$\tan \alpha = k_2'T_p/2\pi$$

$$k_2' = k_2 + \lambda$$

十分に時間が経過すると上式中の第2項は無視でき、図-5 に示すように、 $q$  は  $C_0K/2$  が平均軸である周期  $T_p$  なる振動関数となる。 $\alpha$  は水中濃度変化からの位相のお

図-5 水中濃度の周期的変化にともなう生物体内部分濃度の変化



くれである。また、体内部分濃度も周期的に最大となり、その値は式(22)で示される。

$$q_{max} = \frac{C_0K}{2} \left\{ 1 + \sqrt{\frac{1}{1 + (2\pi/k_2'T_p)^2}} \right\} = BC_0K \dots\dots\dots (22)$$

上式中の  $C_0K$  は、水中濃度が一定である場合の体内部分平衡濃度であり、したがって水中濃度が周期的に変動する場合の体内部分最大濃度は、平衡濃度の  $B$  倍となることを意味する。 $B (= q_{max}/C_0K)$  は、周期  $T_p$ 、排泄係数と崩壊定数の和である  $k_2'$  によって決まる無次元数であり、それらの値の大小に応じて1から1/2に変化する。ただし、 $k_2'$  については、これが濃縮係数の分母にも含まれるものであることから明らかなごとく、その大小が、 $q_{max}$  の大小を意味するものではない。

iii) 外洋や比較的広い面積を有する湾内において放射性物質が一時的に投入される場合には、種々の原因にもとづいてその海域に存在する水理的な混合作用により拡散し、放射性核種の海中濃度は時間とともに変化する。拡散現象については、種々の初期、境界条件、乱れ混合の様体に対して解析がなされているが、それらと現実と

の適合性の問題はさておき、ここでは Carslaw と Jaeger とによって得られている解<sup>16)</sup>を現象のモデルとして採用する。

拡散による海中濃度の変化は、時間、位置の関数として表わされるが、最大濃度の変化は放射性物質の投入地点で生じ、したがってまた、水産物の汚染もその地点で最大となる。いま、投入された放射性物質が、瞬間的に半径  $R$  の範囲内に一定濃度  $C_0$  で分布し、一様な混合強度と混合深さのもとで拡散するとすれば、投入地点における濃度変化は、式(23)のように、また生物体内部分濃度は式(24)のように示される。ただしここでは、放射性核種の崩壊定数は、排泄係数に比べて無視するものとする。

$$C = C_0(1 - e^{-R^2/4Dt}) \dots\dots\dots (23)$$

$$q = C_0k_2e^{-k_2't} \int_0^t (1 - e^{-R^2/4Dt'}) e^{k_2't'} dt' \dots\dots\dots (24)$$

ここに  $D$  は拡散係数である。式(24)の解析は数値計算の手法に頼らざるをえないが、いま上式を  $C_0K$  で除し、無次元化された  $q/C_0K$  を  $k_2, R^2/D, t$  の関数とみると、式(25)に示すような関係が得られる。

$$\frac{q}{C_0K} \left( \frac{k_2}{m}, \frac{mR^2}{D}, mt \right) = \frac{k_2}{m} e^{-\frac{k_2}{m} mt} \times \int_0^{mt} (1 - e^{-\frac{mR^2}{4Dt'}}) e^{\frac{k_2}{m} t'} dt'$$

$$= k_2 e^{-k_2 t} \int_0^t (1 - e^{-\frac{R^2}{4Dt'}}) e^{k_2 t'} dt'$$

$$= \frac{q}{C_0K} \left( k_2, \frac{R^2}{D}, t \right) \dots\dots\dots (25)$$

$(t = mt')$

これによれば、 $q/C_0K$  の時間的変化の状態は  $k_2, R^2/D$  のみによって決まり、ある  $k_2, R^2/D$  の値に対して  $q/C_0K$  の時間的変化が決定されるなら、 $k_2/m, mR^2/D$  に対する時間的変化は、前者の変化の時間スケールを  $m$  倍して求めることができる。こうした関係および式(19)に示す関係を利用すれば、 $k_2, R^2/D$  の多くの値の組み合わせに対する  $q/C_0K$  の時間的変化、また最大値などを推定することができる。

いま  $k_2$  としては、0.5日から10日の半値到達時間に対応する値として  $5.774 \times 10^{-2} (1/hr)$  から  $2.887 \times 10^{-3} (1/hr)$  の間4段階にとり、また拡散係数  $D$  は  $10^6 (cm^2/sec)$  から  $10^7 (cm^2/sec)$  の値、初期の濃度分布半径  $R$  は0.5mから2m程度の値を仮定し、上記の  $R, D$  の範囲より  $R^2/D$  としては  $1(hr), 10(hr), 10^2(hr)$  の3段階の値をとって、 $k_2, R^2/D$  の各組み合わせについて数値計算によって  $q/C_0K$  の時間的変化を求めた。

図-6に  $R^2/D$  が  $1(hr)$ 、つまり拡散混合の度合いが比較的大きく、水中濃度の変化が急激な場合の生物体内部分濃度の時間的変化を示す。水中濃度は3時間余で初期濃度の1/10となるような速度で減少するが、一方体内

部分濃度は、 $k_2$  が大きいほど水中濃度変化の影響を受けて、早期に最大に達する一方、その減少速度も大きい。 $k_2$  が小さくなると、早期に最大に近い値に達して比較的ゆるやかに増加し、かなりの時間の経過後に最大に達する。その後の減少速度は小さく、長時間後においても体内汚染は残留する。また式 (19) に示すように、 $q/C_0K$  は  $C/C_0$  曲線との交点で最大となっている。なお、 $q$  の変化は、 $q/C_0K$  の変化を  $C_0K$  倍したものに

図-6 拡散型水中濃度変化にともなう生物体内部分濃度の変化-1

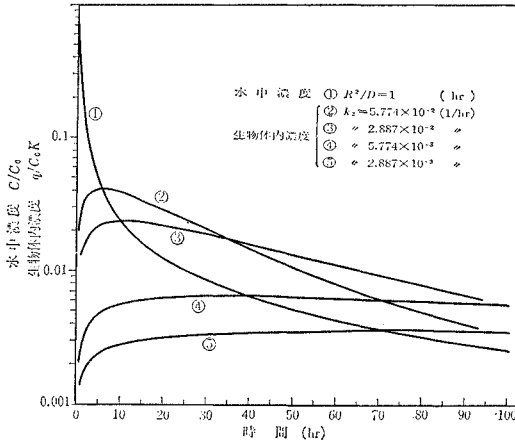


図-7 拡散型水中濃度の変化にともなう生物体内部分濃度の変化-2

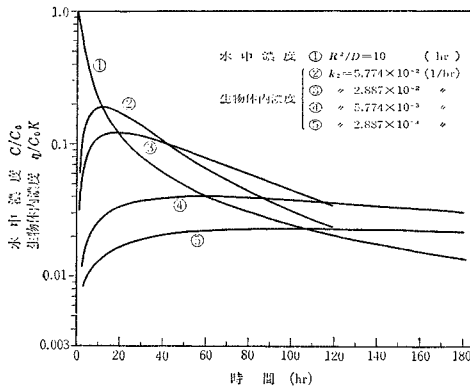
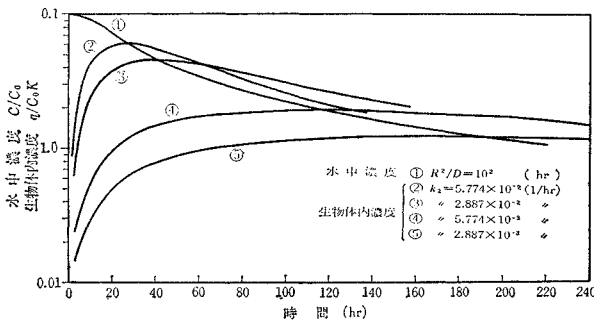


図-8 拡散型水中濃度変化にともなう生物体内部分濃度の変化-3



することはいうまでもない。

つぎに、 $R^2/D$  が 10(hr), つまり拡散混合の度合が前述のその 1/10 であって、水中濃度は 20 時間余で初期濃度の 1/10 に減少する場合については、図-7 に示すような体内部分濃度の変化が得られる。 $q/C_0K$  の増加、減少に関しては、 $R^2/D$  が 1(hr) である場合と同様なことがいえるが、 $q/C_0K$  が最大となる時間、最大値は大幅に増加する。さらに  $R^2/D$  が 100(hr) となると 図-8 に示すように、 $q/C_0K$  が最大となる時間、最大値はさらに増大し、また比較的大なる体内汚染が残留する時間幅も相当長くなる。

以上の結果をもとに、 $q/C_0K$  が最大となる時間  $T_m$ 、および最大値  $q_{max}/C_0K$  と  $k_2$  との関係をもとめ、それぞれ 図-9, 10 に示す。 $T_m, q_{max}/C_0K$  はいずれも考えている範囲内の  $k_2$  の値に対しては、近似的に  $k_2$  を底とし、ある定数を指数とするような関数とみなすことが

図-9  $k_2$  と  $T_m$  との関係

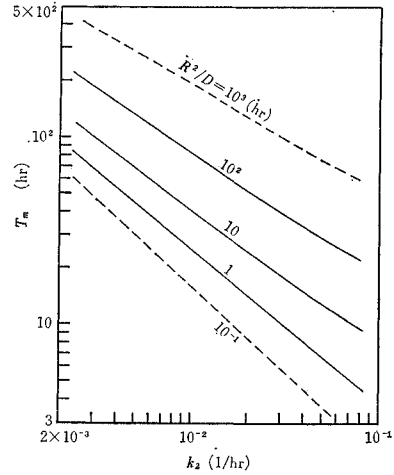
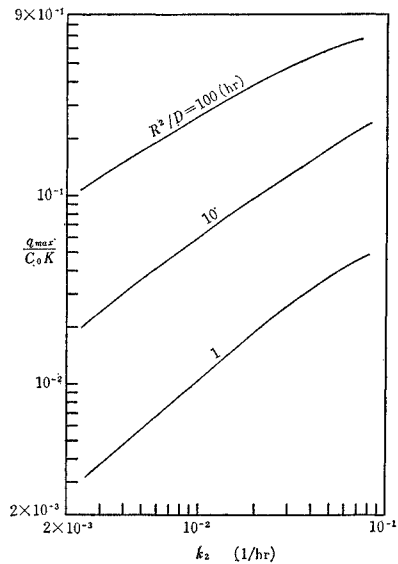


図-10  $k_2$  と  $q_{max}$  との関係



でき、 $T_m, q_{\max}/C_0K$  は、両対数紙上で  $k_2$  の増加にともなってそれぞれ直線的に減少、増大している。図示はしていないが、 $T_m, q_{\max}/C_0K$  と  $R^2/D$  との関係にも同様な傾向が認められた。図-9 中に点線で示した  $T_m$  と  $k_2$  との関係は、 $T_m$  と  $R^2/D$  との関係図をもとにして得られたものであり、こうしてそれぞれの関係図を組み合わせて用いることによって種々の  $k_2, R^2/D$  に対応する  $T_m, q_{\max}/C_0K$  を知ることが可能である。

#### 4. 直接的汚染に関する実験的検討

試料生物として海そう類、めだかを用い、 $^{137}\text{Cs}$  による直接的汚染の機構を実験的に検討した。

##### (1) 実験方法

###### a) 試料生物と放射性核種

海そうはほんだわら (*Sargassum fulvellum*, 褐そう類)、みる (*Codium fragile*)、あなあをさ (*Ulva pertusa*)、あさみどりしおぐさ (*Cladophora densa*) (以上緑そう類) の計4種であり、海水とともに敦賀湾で採取したもの、めだか (*Oryzias latipes*) は市販の成魚を用いた。後者は通称赤めだか (Japanese killifish) ともい、個体差の少ない試料生物としてしばしば生物実験に用いられているものである。核種としては、通常環境水中でイオンとして存在し、特異な吸着性を持たないもの、また試料の  $r$  線測定が可能であるものという観点から  $^{137}\text{Cs}$  を選んだ。これはまた比較的長い半減期 (30年)、高い崩壊エネルギー (0.52 MeV) を有し、保健物理学的問題となる核種の一つである。

###### b) 試料生物の養殖方法

海そう、めだかはそれぞれ 5 l の海水、水道水を含む透明ガラスビン中で養殖した。養殖ビンは、4種類の海そうが共存するもの2個、それぞれ約150匹のめだかを含むものを3個用意し、これらを大型水槽に入れ、水道水で常時冷却してビン内水温を 16~18°C に保持するとともに、ビン内を曝気することによって海そう類に対しては炭酸ガスを補給し、また適度の水流を生ぜしめ、めだかに対しては酸素を補給した。なお、めだかは実験中に予想されるところの排泄物による水中元素濃度の変化を最小限に止めるため、実験を開始するに先立って3日間水道水中に放置して排泄を促進させ、実験開始後は同様な理由により、また間接的汚染を防止するため、食餌物はいっさい投与しなかった。

###### c) 水中核種濃度と濃度変化の形式

各試料生物について、摂取係数  $k_1$ 、排泄係数  $k_2$ 、濃縮係数  $K(=k_1/k_2)$  などを求めるため、それぞれ海そう類、めだかを含む2個の養殖ビンにおいては、水中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を一定に保持した。実験期間中の平均濃度は、海そう類、めだかの場合にそれぞれ 902 cpm/ml、1127 cpm/ml であり、これを中心とした濃度の変動幅は測定

の確率的変動も含めて最大 10% 程度であった。

また式 (23) に示す拡散型水中濃度変化にともなう試料生物の汚染の過程を検討するため、それぞれ海そう類、めだかを含む2個のビンにおいては、 $R^2/D$  が 100 (hr) である場合に相当する濃度変化を生ぜしめた。実際には連続的に濃度を変化させることが困難であるため、ビン内の液を排出し、排出量と同量の海水あるいは水道水を注入するという方式によって階段状に濃度を変化せしめた。初期の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度は海そう類、めだかの場合にそれぞれ 902 cpm/ml、2210 cpm/ml であった。

さらにめだかを含む1個のビンにおいては、水中濃度の周期的変動の一つのモデルとして、周期を2日として長方形波状に濃度を変動せしめた。このためには、 $^{137}\text{Cs}$  を含むビン内の液を予備のガラスビンに排出し、内部をめだかとともに水洗したのち水道水を注入するという操作、またこの逆の操作を1日周期でくり返し行なった。最大濃度の平均値は 965 cpm/ml であり、最大濃度の変動幅は 8% 程度であった。

以上いずれの場合においても、養殖ビン内の液が、排泄物他によって汚濁したとみられるときには、それを所定の濃度に調整した海水あるいは水道水によって更新した。

###### d) 測定試料の調整および測定方法

海そう類は莖あるいは単葉を根や株から切断し、これを十分水洗して表面の汚染を除去する。続いて赤外線灯によって30分間乾燥し、その後細く切断して1種の海そうについて3ないし5個の測定皿に分け入れ、これらを測定試料とした。めだかは水洗に引き続き、メチルアルコールに浸漬して仮死せしめ、10分間自然乾燥したのち6ないし10個の測定皿におのおの一匹を入れ、これらを測定試料とした。測定試料は、試料調製操作に引き続きただちに重量を測定し、そののちシンチレーションカウンターによって測定試料中の  $^{137}\text{Cs}$  の放射能強度を測定した。測定試料の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度は、単位重量当りの放射能強度として算出し、これらの平均値として試料生物の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度を求めた。測定試料間の濃度の差は、海そうの場合にはきわめて小さいが、めだかの場合には比較的濃度のばらつきが大きく、まれではあったが、平均値の2倍にも達する高濃度のものが出現した。濃度差のはなはだしい場合には、測定試料を増加するとともに、極端な濃度のものは除外した。こうした現象は、めだか各個体において、 $^{137}\text{Cs}$  の濃縮性部分 (筋肉など) と非濃縮性部分 (骨など) との重量比が一定でない場合に生じやすいものと思われる。

また液中の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度は、1測定ごとに 2 ml を2個の測定皿に採水し、これらの  $r$  線強度を測定して単位体積当りの放射能強度を算出し、2個の測定試料の平均値を液中濃度とした。

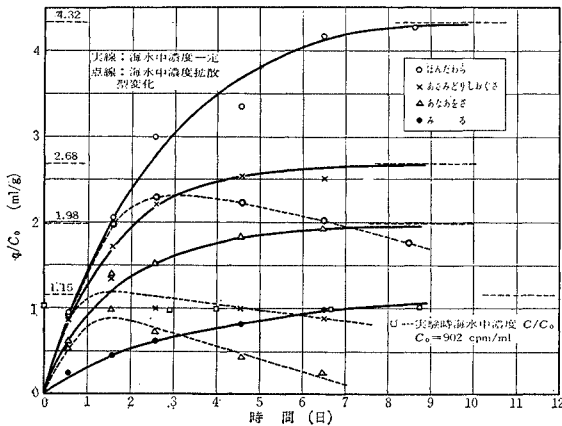


(2) 実験結果の解析と考察

a) 海そう類について

海水中の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度を一定に維持した場合、拡散型に変化せしめた場合について、海そう類の体内濃度と海水中初期濃度との比  $q/C_0$  が時間的に変化する様子を図-11 に示す。図中実線で示すものが前者の場合、点線で示すものが後者の場合に相当する。

図-11 海そう類による  $^{137}\text{Cs}$  の摂取



水中濃度が一定の場合には、どの海そうについても体内濃度は平衡値に向って増加し、10 日前後で平衡に達している。体表面での物理化学的吸着による汚染はほぼ瞬間的に生じるものであり、汚染の度合が時間とともに増加するという事実は、 $^{137}\text{Cs}$  の摂取が、 $^{137}\text{Cs}$  と生物体との生理化学的相互作用にもとづくものであることを意味している。濃縮係数は、ほんだわら、あさみどりしおぐさ、あなあをさ、みるについてそれぞれ 4.32, 2.68, 1.98, 1.15( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) の値が得られたが、濃縮係数としては大きな値ではなく、そう類による  $^{137}\text{Cs}$  の濃縮に関しては、特異な現象はみられないといえる。 $^{137}\text{Cs}$  は特に筋肉組織に濃縮されやすく、これについての濃縮係数は通常数十( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) の値が報告されている。

つぎに図-11 より得られた濃縮係数  $K$  を用い、それぞれの海そうについて  $(1-q/C_0K)$  の値を求め、それらを片対数紙上に示すと、図-12 のように普通尺で表わした時間に対してほぼ直線関係が得られる。したがって

図-12 排泄係数  $k_2$  の決定

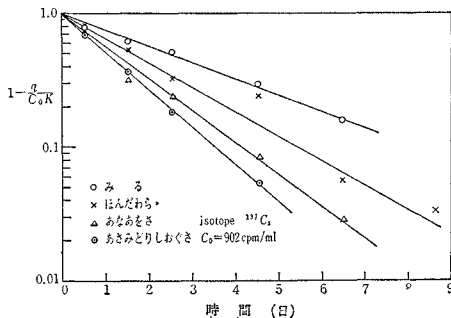


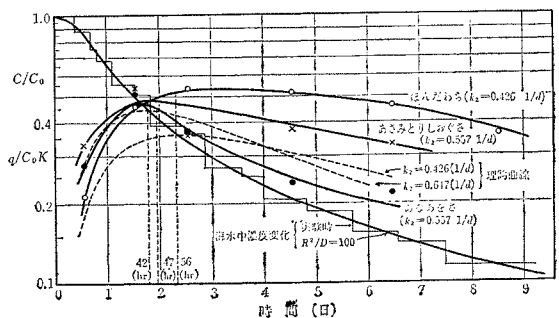
表-1 海そうによる  $^{137}\text{Cs}$  の摂取に関する諸係数値

海そう類	$K$ ( $\text{m}^3/\text{g}$ )	$k_2$ (1/d)	$k_1$ ( $\text{m}^3/\text{g}\cdot\text{d}$ )	$T_{up}$ (d)
みる	1.15	0.230	0.264	3.01
ほんだわら	4.32	0.420	1.84	1.63
あなあをさ	1.98	0.557	1.10	1.25
あさみどりしおぐさ	2.68	0.647	1.73	1.07

$^{137}\text{Cs}$  による海そうの汚染に対しては、式(9)に示した摂取、排泄の機構を適用できる。これらの直線の勾配から排泄係数  $k_2$  を、また  $K$  と  $k_2$  より式(11)にもとづいて摂取係数  $k_1$  を求め、表-1 に示す。なお  $^{137}\text{Cs}$  の崩壊定数  $\lambda$  は  $10^{-5}$ (1/d) 程度であるので、 $k_2$  に対して十分無視できる。4 種のそう類の  $K$  は 1 以上であり、したがってまたどの海そうについても  $k_1$  は  $k_2$  より大きい。 $k_1$  は  $0.264\sim 1.84(\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{d})$ 、 $k_2$  は  $0.230\sim 0.647$ (1/d) の値、半値到達時間  $T_{up}$  は  $1.07\sim 3.01$ (d) であって比較的小さい。

水中濃度が拡散型で変化する場合については、図-11 に示した 3 種の海そうの体内濃度をそれぞれの濃縮係数を用いて無次元化して得られた値、 $q/C_0K$  と、水中濃度  $C/C_0$  との変化、また得られた  $k_2$  の上、下限の値および  $R^2/D$  の値に対するそれぞれの理論上の変化を図-13 に示す。1.5 日で初期濃度の 1/2 となるような水中濃度の変化に対して、 $q/C_0K$  は約 2 日間比較的急激に最大値に向って増大し、以後はゆるやかに減少している。こうした変化の過程は、定性的には理論曲線とも一致し、また  $q/C_0K$  が最大となる時間と、あさみどりしおぐさ、あなあをさ、ほんだわらのそれぞれの  $k_2$  に対して図-9 より求めた理論上の時間、42, 47, 56 時間との差も数時間であって比較的よく一致しているといえる。変化の過程を定量的にみた場合、初期においては理論値と大きな差はなく、最大値も、あさみどりしおぐさ、あなあをさについては理論値 0.45, 0.42 との差は 10% 以下である。ただし後期においては、あなあをさの場合を除いて、理論曲線との差異はしだいに大きくなっている。こうした原因は、一つには、実験時の水中濃度変化が階段状変化であるための蓄積誤差であるとも考えられる。

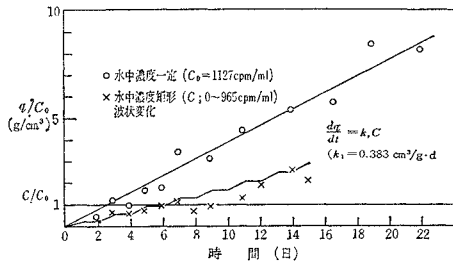
図-13 海水中  $^{137}\text{Cs}$  濃度の拡散型変化にともなう海そう類体内濃度の変化



b) めだかについて

水中濃度が一定である場合の体内平均濃度の変化は、**図-14**に示すように時間とともに増加し、22日後においても平衡値に達するまでの過程の一部を示すにすぎないが、この部分についての変化は、時間に対してほぼ直線的とみなすことができる。この変化はまた、めだかの

図-14 めだかによる  $^{137}\text{Cs}$  の摂取



各組織、器官における濃度変化の総合されたものとして解釈せねばならないが、骨などの硬組織におけるCsの濃縮性は低いから、筋肉や内臓における濃縮が主として関与していると考えられる。ちなみに体内平均濃度と水中濃度との比(濃縮率)は、22日後において約7、頭部と体部の濃度の比は約1:8であって、体部における濃縮がきわめて大きい。

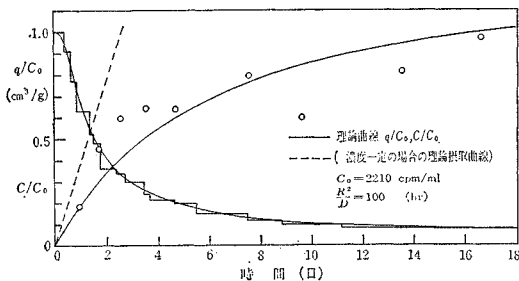
さて、**図-14**に示される体内平均濃度の変化は、見かけ上、体内への摂取機構のみが存在し、排泄が行われなるとみなすことができる。したがって式(9)において  $k_2$  および  $\lambda$  を無視し、直線の勾配から  $k_1$  を求めると  $0.383(\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{d})$  の値が得られる。

つぎに、水中濃度を拡散型に変化せしめた場合の赤めだかの体内濃度の実測値、および理論曲線を **図-15**に示す。理論曲線は、すでに得た  $k_1$  および水中濃度変化を規定する  $R^2/D$  の値(100 hr)を次式に代入して計算した。

$$q/C_0 = k_1 \int_0^t (1 - e^{-R^2/4Dt}) dt \dots \dots \dots (26)$$

初期における体内濃度は、理論値をいくぶん上まわり、後期においては下まわるという傾向がみられるが、全体としての増加の傾向は定性的には理論曲線に合致している。測定値の変動は、先にも述べたとおり、めだか

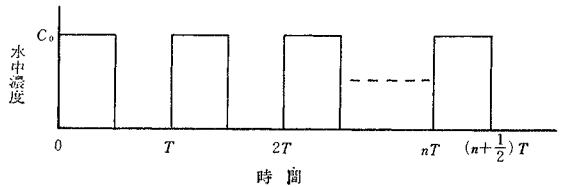
図-15 水中放射能濃度の拡散型変化にともなうめだか体内濃度の変化(核種  $^{137}\text{Cs}$ )



の各個体において  $^{137}\text{Cs}$  の濃縮性部分と非濃縮性部分との重量比が一定しない、また水中濃度変化が実際には段階状であるためなどによるものと推定される。

水中濃度を長方形波状に周期的に変動せしめた場合の実測値、理論値は **図-14**中に示すとおりである。いま、水中濃度が **図-16**に示すように周期  $T$  で変動するとす

図-16 水中濃度の長方形波状変化



れば、時間  $nT$ 、 $(n+(1/2))T$  における生物体内濃度はそれぞれ式(27)~(30)のようになる。

$$[q]_{t=nT} = \begin{cases} C_0 K \frac{1 - e^{-k_2 nT}}{1 + e^{-k_2 T/2}} & (k_2 \neq 0) \dots \dots (27) \\ C_0 k_1 \frac{n-1}{2} T & (k_2 = 0) \dots \dots (28) \end{cases}$$

$$[q]_{t=(n+(1/2))T} = \begin{cases} C_0 K \frac{1 - e^{-k_2(n+1)T}}{1 + e^{-k_2 T/2}} & (k_2 \neq 0) \dots \dots (29) \\ C_0 k_1 \frac{n}{2} T & (k_2 = 0) \dots \dots (30) \end{cases}$$

めだかについては実験の期間内で  $k_2$  は零であり、周期2日、 $k_1$  として  $0.383(\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{d})$  を用いて各時点における理論値が求められる。周期変動の初期においては実測値は理論値とよく一致しているが、以後においてはいくぶん変動が大きい。

5. 総 括

本論文ではまず、水産生物が環境水中にある放射性核種によって直接的に、また汚染生物を食餌することによって間接に汚染される機構を、直接摂取係数、間接摂取係数、排泄係数などを定義することによって表現し、いわゆる“Exponential law”をさらに一般化した。

濃縮係数は上記の諸係数によって定量的に示され、水産生物における摂取、排泄などの生理現象との関連性が明確にされた。さらに放射性核種と環境水中に存在する非放射性同位体についての濃縮係数の差異は；放射性核種の崩壊定数の大小によってのみ決まることを示し、直接的、間接的など、水産生物の汚染の形態が異なる場合の濃縮係数は、同一である場合も、異なる場合もありうると推定した。しかし、とくに間接摂取係数については、生態学的、生理学的に不明確な点が多く、今後実際の解析を集積することによってその意義を判断すべきであろう。

つぎに水産生物の汚染が直接的である場合について、体内汚染の動的な機構を解析し、環境水の汚染が定常的である場合については半値到達時間を定義するととも

に、これが排泄係数によって決まることを示した。環境水の汚染が非定常的である場合については、代表的な数例の濃度変化をとりあげ、水産生物の汚染の時間的変化を解析し、混合希釈度、濃度変化の周期などの環境因子や、摂取、排泄係数と、水産生物の汚染の推移、最大の汚染やそれが生じる時間との関連性を明らかにした。

さらに、ほんだわら、あさみどりしおぐさ、あなあをさ、みるの4種の海そうとめだかを用い、 $^{137}\text{Cs}$ による直接的な汚染の機構を実験的に検討した。海そうについては、海水中の $^{137}\text{Cs}$ の濃度が一定であれば、汚染度の変化は摂取、排泄係数を導入した理論的機構とよく一致し、濃縮係数としては $1.2\sim 4.3(\text{cm}^3/\text{g})$ 、半値到達時間としては $1.1\sim 3.0(\text{d})$ の値が得られた。海水中濃度が拡散型で変化する場合には、海そうの汚染度の推移は、定性的には理論にほぼ一致し、また、初期の段階では定量的にも一致した。めだかについては、水中濃度が一定であれば長時間にわたって見かけ上摂取のみが行なわれ、摂取係数としては約 $0.4(\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{d})$ の値が得られた。水中濃度が拡散型で、また周期的に変化する場合の汚染度の推移は、海そうにくらべて汚染の機構が単純であるため、比較的よく理論と一致した。

こうした結果にもとづけば、定常、非定常状態にある環境水の放射能汚染が水産生物へ移行する機構を解析的にとりあつかうことは、十分意義を有するといえる。

#### 参 考 文 献

- 1) Polikarpov, G.G.: "Radioecology of aquatic organisms", North-Holland Publishing Company. Amsterdam, 1966
- 2) Tomiyama, T., S. Ishio and K. Kobayashi: "Absorption of  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{90}\text{Y}$ ) by carp", Research in the effects and influences of the nuclear bomb test explosions, Vol. 2, Japan Society for the Promotion Science, 1956
- 3) Lowman, F.G.: "Marine biological investigations at the Eniwetok test site", Disposal of radioactive wastes, IAEA, Vienna, 1960
- 4) Davis, J.J. et al.: "Radioactive materials in aquatic and terrestrial organisms exposed to reactor effluent water", Proc. 2nd Intern. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy, Vol. 18, United Nations, Geneva, 1958
- 5) Welander, A.D. and R.F. Palumbo: "Radionuclide content of oceanic fish, plankton and water in the vicinity of Christmas Island", USAEC Contract AT (45-1)1385, 1963
- 6) Krumholz, L.A. and R.F. Foster: "Accumulation and retention of radioactivity from fission products and other radiomaterials by fresh water organisms", The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries, National Academy of Science, 1957
- 7) Pendleton, R.C., and W.C. Hanson: "Absorption of cesium-137 by components of an aquatic community", Proc. 2nd. Intern. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy, Vol. 18, United Nations, Geneva, 1958
- 8) Hiyama, Y.: "Biogeochemical studies with strontium-90, yttrium-90, cesium-137, and others", AEC-tr-4245, 1960
- 9) Aten, Jr.: "Radioactivity in marine organisms", Proc. 2nd. Intern. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy, Vol. 18, United Nations, Geneva, 1958
- 10) Hiyama, Y. and M. Shimizu: "On the concentration factors of radioactive Cs, Sr, Cd, and Ce in marine organisms", Records of oceanographic works in Japan, Vol. 7, No. 2, 1964
- 11) Hiyama, Y. and J.K. Matsubara: "On the concentration factors of radioactive I, Co, Fe and Ru in marine organisms", Records of oceanographic works in Japan, Vol. 7, No. 2, 1964
- 12) Pendleton, R. C.: "Accumulation of cesium-137 through the aquatic food web", Biological problems in water pollution, US Department of Health Education and Welfare, Ohio, 1965
- 13) Chipman, W.A.: "Biological aspects of disposal of radioactive waste disposal into marine environments," Disposal of radioactivemastes, IAEA, Vienna, 1960
- 14) Ketchum, B.H. and V.J. Bowen: "Biological factors determining the distribution of radioisotopes in the sea", Proc. 2nd. Intern. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy, Vol. 18, Geneva, 1958
- 15) 松山義夫: "水産物の放射能汚染", 原子力工業, Vol. 10, No. 7, 1964
- 16) Carslaw, H.S. and J.C. Jaeger: "Conduction of heat in solids", Oxford, 1959

(1967.7.31・受付)