

総説

# 海洋生物中の放射性核種

本 多 照 幸

Radionuclides in Marine Organisms

Teruyuki HONDA

日本海水学会誌 第55巻第1号 (通巻311号)

平成13年2月

Bulletin of the Society of Sea Water Science, Japan

Vol. 55, No. 1 (311), Feb. 2001

# 海洋生物中の放射性核種

本 多 照 幸\*

## Radionuclides in Marine Organisms

Teruyuki HONDA\*

### 1. はじめに

海洋環境中には海水、海水中懸濁・粒子状物質、海底堆積物および生物が存在する。そのうち海水および海底堆積物中の人工並びに天然放射性核種の分布と挙動については、既に本誌等で総説<sup>1-6)</sup>としてまとめさせていただいた。今回は、海洋生物中の放射性核種について取り上げる。

既報<sup>1,3)</sup>のように、国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency, IAEA) では MARAD プロジェクト (Project on Worldwide Marine Radioactivity Studies) を推進中であり、その一環として世界の海洋環境中の放射性核種の濃度レベルを把握する、Global Marine Radioactivity Database (GLOMARD) と呼ばれるデータベースを構築してきた。筆者も加わったこのプロジェクトやデータベースの概略については、最近 IAEA より出版物<sup>7)</sup>が刊行されたので関心のある方はそちらを参照していただきたい。

海洋に棲息する生物は、人間の食料になるものは特に、放射性核種を体内にもたらす直接の経路となるため、放射線学や保健物理学上の見地からも重要である。IAEA の報告書<sup>8)</sup>によれば、1990 年における全世界の漁獲高 (魚類) は  $6.9 \times 10^7$  t であり、魚類からもたらされる集団実効線量預託 (並びに平均個人線量) は  $^{137}\text{Cs}$  ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 半減期 30.2 年) については 145~150 manSv ( $0.03 \mu\text{Sv}$ ),  $^{210}\text{Po}$  ( $\alpha$ : 半減期 138.38 日) については 10000~12000 manSv ( $2.0 \sim 2.3 \mu\text{Sv}$ ) であった。また、貝類からもたらされる集団実効線量預託は、 $^{137}\text{Cs}$  については 11~14 manSv ( $0.002 \sim 0.003 \mu\text{Sv}$ ) と魚類に比べ 1 桁低かったが、 $^{210}\text{Po}$  に

ついては、15000~38000 manSv ( $2.8 \sim 7.2 \mu\text{Sv}$ ) と魚類より高かった。我が国では、多くの海産生物を食料として来ており、科学技術庁放射線医学総合研究所や(財)日本分析センター、それに水産庁中央水産研究所などの研究機関により、その動向が注視されている<sup>1,9,10)</sup>。

海洋生物の中には、回遊性のものもあり、必ずしも採取 (漁獲) された海域にのみ棲息しているわけではない。従って、遠い海域から放射性物質を運搬する役目も担っており、注意を要する。

また、一般に栄養レベルの高い生物ほど放射性核種を濃縮している傾向がある。これは、本来生物が持っている濃縮機能とは別の事象であり、生物が一般に濃縮機能を有していることから、高次の生物ほど高濃度の放射性核種を取り込み易いことに起因している。

本稿では、①海洋生物中の放射能濃度がどのようなレベルにあり、②海洋生物における放射性核種の濃縮並びに蓄積がどの程度、どのように起こっているのか、等について述べ総説とさせていただきたい。従って、それから先の海洋生物による放射線学的影響評価等については、本稿の範囲外とし、別の機会に譲る。

なお、本稿では、用語や単位についてはできるだけ原著で使われているものを使用することとした。従って、同じ事がらや単位を別の用語や単位で表現することがあるので、予め御了承願いたい。

### 2. 海洋生物中の放射能濃度

#### 2.1 海藻中の放射能濃度

海洋に生育する植物の中で、種々な放射性核種や安定元素の濃縮並びに蓄積の指標 (いわゆる「指標生

\* 武蔵工業大学原子力研究所 (〒215-0013 川崎市麻生区王禅寺 971)  
Atomic Energy Research Laboratory, Musashi Institute of Technology

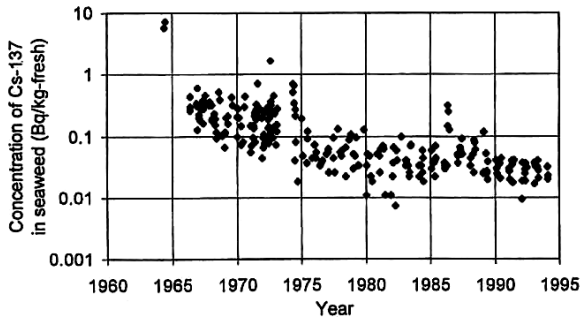


Fig. 1 Secular changes of the radioactivity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in seaweed in coastal areas of Japan (Honda, 1996<sup>5)</sup>).

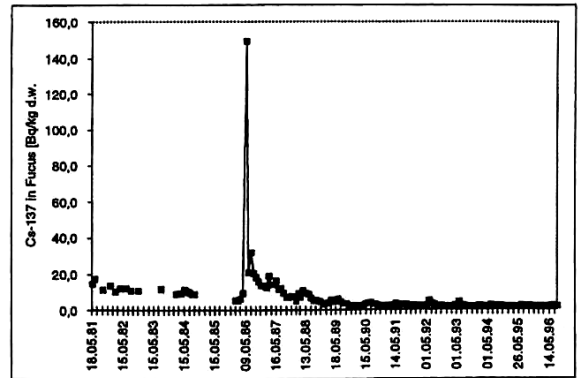


Fig. 2 Secular changes of  $^{137}\text{Cs}$  in the brown algae *Fucus vesiculosus* at Utsira along the Norwegian coast from 1981 to 1996 (Bergan *et al.*, 1997<sup>13)</sup>).

物」, bioindicator) として利用されて来たのは海藻類 (緑藻, 褐藻および紅藻) である. 就中, 褐藻は, その濃縮性の高さ と 敏速性の故, 指標生物としてよく利用されて来た. そして, 放射性核種の取り込み経路は, ほとんどが海水からと考えられているが,  $^{60}\text{Co}$  ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 半減期 5.271 年) のように一度海底堆積物に沈着したものが, 再び海水中へ分散した後に取り込まれることもあるので, 注意を要する.

日本沿岸部から採取された海藻類中の  $^{137}\text{Cs}$  放射能濃度の時系列変化を, Fig. 1<sup>5)</sup> に示す. Fig. 1 から明らかなように, 1960 年代前半では, 5 Bq/kg-fresh 以下の  $^{137}\text{Cs}$  が検出されたが, その後はほとんどの場合, 1 Bq/kg-fresh 以上で推移しており, 1990 年代では 0.1 Bq/kg-fresh まで下がっている. ただし, 1986 年には, 一時的にその前後と比べて高い値を示しており, 同年に起こったチェルノブイリ事故の影響を明瞭に物語っている.

同様のことは, 茨城県沖で 1980 年代を中心に採取された緑藻中の  $^{137}\text{Cs}$  でも確認されており<sup>11)</sup>, 1980 年代初頭には 300 mBq/kg-wet ほどのレベルであったが, 1990 年代に入ると 100 mBq/kg-wet まで落ち込んでいる. さらにその後の調査も継続されており, 報告書<sup>12)</sup> も公表されている.

上述のように, チェルノブイリ事故の影響は日本沿岸部でも検出されたが, ヨーロッパではその影響はさらに深刻である. たとえば, ノルウェー沿岸 (オスロフィヨルド) 南西部に位置する Utsira で 1981~96 年に採取された褐藻中  $^{137}\text{Cs}$  の濃度変化は, そのことを明瞭に示している. その様子を, Fig. 2<sup>13)</sup> に記載する. ノルウェー沿岸部に存在する人工放射性核種は, 大気圏内核実験によるフォールアウト, セラフィールド (イギリス) や ラーハーグ (フランス) 等の核燃料

再処理工場からの放出, そしてチェルノブイリ事故によるフォールアウトに由来している. Fig. 2 から明らかなように, チェルノブイリ事故の影響は 1989 年頃から小さくなり,  $^{137}\text{Cs}$  の実効半減期は約 7 年と見積もられた. さらにこの研究から, オスロフィヨルドに存在する  $^{137}\text{Cs}$  の主な源は河川ではなく, バルト海であることが明らかにされた.

ところで, 日本沿岸部に棲息する海藻類や他の生物が, 同時期にどのような放射能レベルで存在しているのかは, 興味のあるところである. Fig. 3<sup>14)</sup> に 1990 年代初期 (1991~93) に採取された魚類 (筋肉, 内臓), 頭足類, 甲殻類, 貝類 (二枚貝) および海藻類中の  $^{239+240}\text{Pu}$  ( $^{239}\text{Pu}$   $\alpha$ : 半減期 24100 年,  $^{240}\text{Pu}$   $\alpha$ : 同 6520 年) 並びに  $^{137}\text{Cs}$  の濃度範囲を示す. Fig. 3(a) から,  $^{239+240}\text{Pu}$  放射能濃度は, 魚類 (筋肉) で最も低く, かつ他の動物でも 8 mBq/kg wet wt. 以下と低く, 変動幅も小さいのに対し, 海藻類では変動幅も大きく (1.7~42.3 mBq/kg wet wt.), かつ比較的濃度も高いことが分かる. 一方,  $^{137}\text{Cs}$  については, Fig. 3(b) に示されるように, 魚類 (筋肉) で最も高い濃度であり, 変動幅も大きい (100~600 mBq/kg wet wt.). また, 魚類 (内臓) と海藻類の  $^{137}\text{Cs}$  濃度レベルはほぼ同等であり, 二枚貝の濃度レベルが最も低く, かつ変動幅も小さくなっている.

ここで, 最近問題になっている核種の一つを紹介しよう. 核分裂生成核種の  $^{99}\text{Tc}$  ( $\beta^-$ : 半減期  $2.11 \times 10^5$  年) は, 長寿命であるばかりでなく, 褐藻中に海水の約 2 千倍 (アラメ) から約 1 万~3 万倍 (ウミトリアオヤヒバマタ) の高濃度で存在することが知られてい

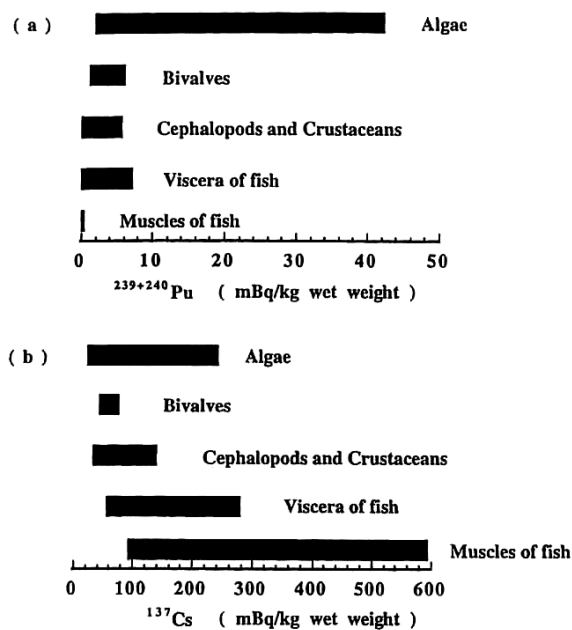


Fig. 3 The concentration range of: (a)  $^{239+240}\text{Pu}$ ; and (b)  $^{137}\text{Cs}$  in mBq/kg wet wt. in muscles of fish, viscera of fish, cephalopods and crustaceans, bivalves, and algae collected around the Japanese coast in the early 1990s (Yamada *et al.*, 1999<sup>14</sup>).

る<sup>15</sup>). 然も海水中では沈降しにくい過テクネチウム酸イオンとして存在し、長期に亘って滞留を続ける。そして、アイリッシュ海周辺で採取された褐藻は、紅藻や緑藻より100~1000倍の $^{99}\text{Tc}$ を蓄積することが報告されている<sup>16</sup>。

ところで、アイリッシュ海に存在する人工放射性核種は、主にセラフィールド核燃料再処理工場(イギリス核燃料公社, BNFL)に由来することが知られている。1994年の初めにEARP(Enhanced Actinide Removal Plant)が操業を開始すると、同海へ放出された $\alpha$ 放射体(主に $^{239}\text{Pu}$ と $^{241}\text{Am}$ ( $\alpha$ :半減期433年))の総量は明らかに減少した。しかしながら、 $^{99}\text{Tc}$ などいくつかの放射性核種の放出量は、逆に増加した。事実、1981~93年の間に放出された $^{99}\text{Tc}$ の量は3~6 TBq/yであったが、1994年には72 TBq、1995年には200 TBqまで増加したことが報告されている<sup>16,17</sup>。そして、セラフィールド周辺の海域から採取された褐藻中の $^{99}\text{Tc}$ 放射能濃度は、貝類など他の生物と比べ、その放出量と極めてよい対応を示しながら劇的に増加した( $10^3\sim 10^5$  Bq/kg dry wt.)<sup>16</sup>。しかしながら、セラフィールドからの放射性核種の放出

の影響は、その近傍に留まらない。ノルウェー沿岸部(Utsira)の褐藻中 $^{99}\text{Tc}$ を調査<sup>18</sup>したところ、 $^{99}\text{Tc}$ のセラフィールドからの移行時間は3~4年、ラハグからは1~2年という結果を得た。

$^{99}\text{Tc}$ のモニタリングは、日本でもその分析法の改良<sup>19,20</sup>とともに精力的に行われており、那珂湊市沿岸部(1980年代)で、503 mBq/kg raw(アラメ)および277 mBq/kg raw(ウミトラノオ)<sup>19</sup>であった。また、1989~90年にかけて磯崎海岸で採取されたウミトラノオ中の $^{99}\text{Tc}$ は、海水中の濃度に対応して約100~1000 mBq/kg raw<の濃度を示した<sup>20</sup>。

## 2.2 海洋動物中の放射能濃度

海洋動物に蓄積している放射能は、それらが棲息している海域中の放射能レベルに左右されるため、様ではない。IAEAでは、海洋放射能に由来する放射線学的影響を評価するため、国連食糧農業委員会(FAO)の定めた漁業域ごとに、魚類(可食部)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度を1990年1月1日を基準に見積もった。その結果をFig. 4<sup>8</sup>)に示す。なお、データの不確かさは、 $\pm 50\%$ としている。

Fig. 4より明らかなように、一般に北半球の方が南半球に比べて魚類中 $^{137}\text{Cs}$ 濃度が高くなっている。これは、大気圏内核実験の大部分(グローバル・フォールアウトで全体の3/4)が、北半球で行われたことに起因している。中でも北大西洋や地中海地方で、各々2.4 Bq/kg w.w., 1 Bq/kg w.w.と高濃度を示しているのは、セラフィールドやラハグの再処理工場からの同核種の放出、および1986年に起こったチェルノブイリ事故の影響と思われる。

チェルノブイリ事故の影響は、日本沿岸部から得られた貝類中の $^{137}\text{Cs}$ 放射能濃度を見ても明らかである。Fig. 5<sup>21</sup>)に、その時系列変化を記載する。Fig. 5より、1960年代には1 Bq/kg-fresh<の高濃度を示すものもあったが、1985年には何れも0.1 Bq/kg-fresh>まで下がっていたことが分かる。しかしながら、1986年には平均で0.1 Bq/kg-freshを超えており、同事故の影響を明瞭に示している。ただし、その後は、急速に事故前のレベルに戻って来ている。

1980年代に、日本沿岸部から採取された海洋生物中の $^{137}\text{Cs}$ 放射能濃度の調査結果からも、年々減少傾向にあることが明らかにされて来た。そして、その減少の傾きから $^{137}\text{Cs}$ の実効半減期は、魚類の筋肉部で7.1年、内臓で7.0年、甲殻類で5.5年、そして海藻類(緑藻)で4.5年<sup>11</sup>)と見積もられた。

また、チェルノブイリ事故の影響については、日本

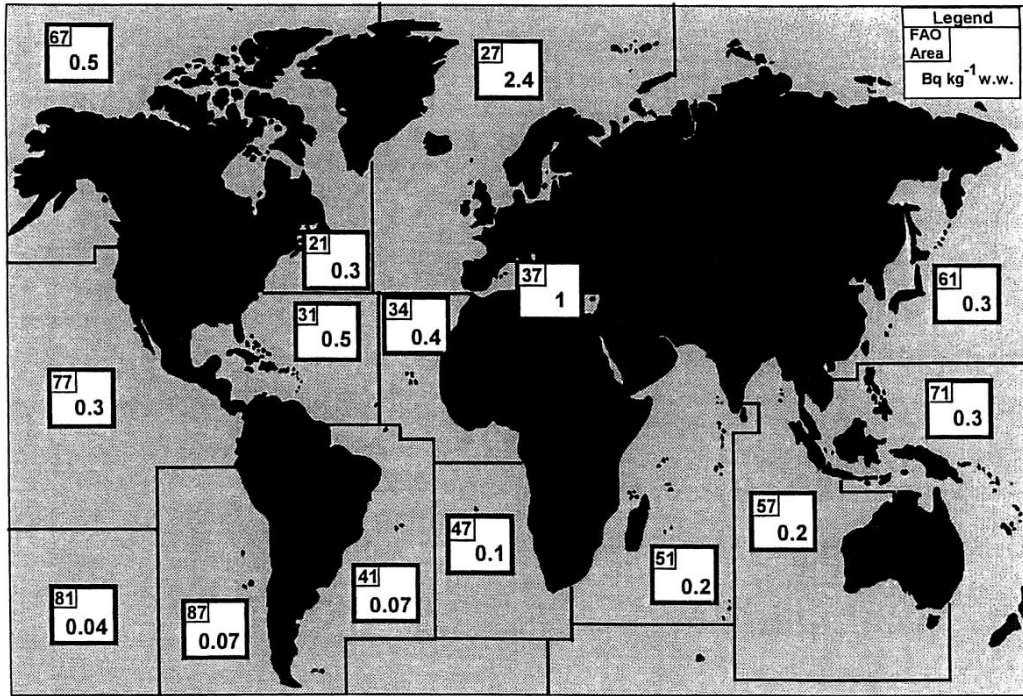


Fig. 4 Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in fish for FAO fishing area (Povinec, 1994<sup>8)</sup>).

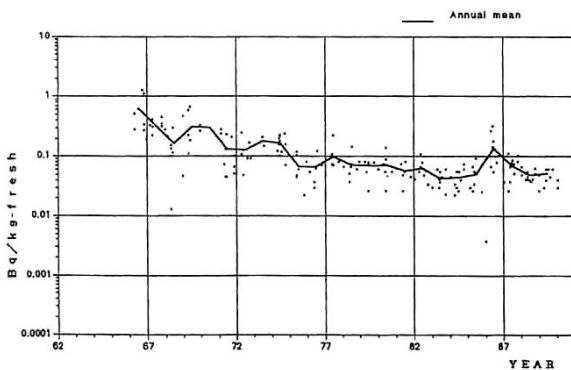


Fig. 5 Secular changes of the radioactivity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in shellfish in coastal area of Japan (Japan Chemical Analysis Center, 1991<sup>21)</sup>).

海並びに太平洋から採取されたマイワシ、ブリのCs ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 半減期 2.062 年)) の時系列変化から調べられた。その結果<sup>22)</sup>、同事故の直後に明らかにピークがあったものの、その後は急速に減少し、1年後には事故以前の濃度に回復していたことが確認された。そして、底棲魚類の受けた影響は、表層性魚類ほど顕著ではなかったことも分かって来た。さらに1993年に公表された、旧ソ連・ロシアによる日本海への放射性廃棄物の投棄の影響については、

1992年までの試料に関する限り、認められなかった。

日本に近い、中国の渤海および黄海から採取された海水並びに魚類(筋肉)中の $^{90}\text{Sr}$ 放射能濃度<sup>23)</sup>は、フォールアウトにおける濃度とよい相関を示し、相関係数で各々0.88と0.81であった。そして、同海域に存在する人工放射性核種( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 半減期 284.3 日),  $^{106}\text{Ru}$  ( $\beta^-$ : 半減期 368 日),  $^{60}\text{Co}$ )は、主に1960年代から70年代初期までに実施された大気圏内核実験によるフォールアウトに由来していることが判明した。

ヨーロッパでは、核燃料再処理工場からの放射性物質の放出について、その影響が調査されている。セラフィールド再処理工場の影響を強く受けているアイリッシュ海東沿岸部から、1980年代初頭に採取された魚類中 $^{137}\text{Cs}$ 並びに $^{134}\text{Cs}$ 放射能濃度は、各々68と3 Bq/kg wet<sup>24)</sup>であった。

その後1989~99年にかけて、セラフィールド近傍のタラ、ロブスターおよびタマキビ(巻貝)中に見出された $^{137}\text{Cs}$ 放射能濃度の時系列変化をFig. 6(a)<sup>25)</sup>に、同じく $^{99}\text{Tc}$ 放射能濃度の時系列変化をFig. 6(b)<sup>25)</sup>に示す。Fig. 6(a)から明らかのように、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度は年々減少傾向にある。これは、セラフィールドからの同核種の放出が減少したためであり、事実、バルト海から得られた魚類中の放射性Csは、セラフィ

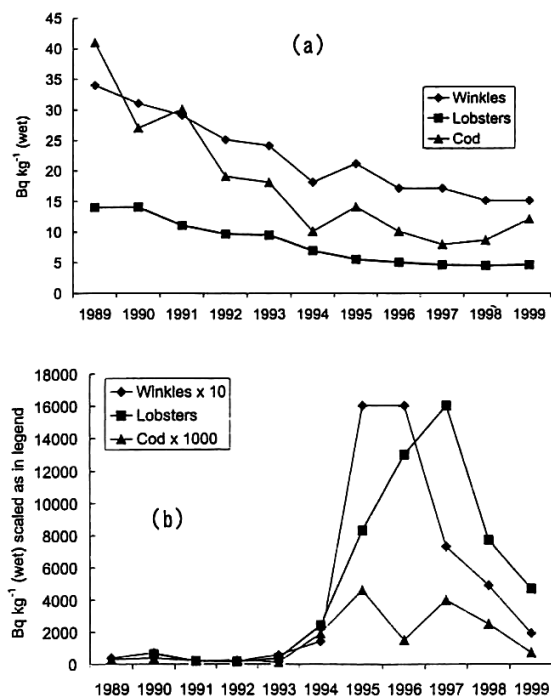


Fig. 6 (a)  $^{137}\text{Cs}$  and (b)  $^{99}\text{Tc}$  concentrations in cod, lobster and winkles from Sellafield (Food Standard Agency of UK and Scottish Environment Protection Agency, 2000<sup>25)</sup>).

ールドに由来せず、ほとんどがチェルノブイリ事故によりもたらされている<sup>26)</sup>ことが分かっている。一方、Fig. 6(b)より、海洋動物中  $^{99}\text{Tc}$  の濃度は、1994~97年に高濃度を示し、1998年からは急激に減少しつつある。これは、前項でも述べたように、セラフィールド再処理工場からの  $^{99}\text{Tc}$  の放出が、(1994年の72 TBqから95年の192 TBqへ)大幅に増加したためである。また、同時に  $^{99}\text{Tc}$  の濃度は、生物種によって大きく異なっていることにも注意を要する。たとえば、ロブスターの濃度は、魚類(タラ)に比べて数千倍高い値になっている。そして、この期間、同様に高濃度を示した核種として、図には示さなかったが  $^{14}\text{C}$  がある。ただし、生物間の濃度差は、5倍程度に収まっている。

ビキニ並びにエニウエトク環礁は、1946~58年の間、アメリカにより大気圏内核実験場として使われて来た。その後、1964~95年にかけて、海洋環境中の放射能調査が行われて来た。その31年間の調査結果を元に、魚類(スズメダイ)筋肉中の放射能濃度の推移から、礁湖における核種の実効半減期を算出した。

その結果<sup>27)</sup>、 $^{137}\text{Cs}$  の実効半減期は、両礁湖とも9~12年の範囲にあり、 $^{60}\text{Co}$  についてはほとんどが放射性崩壊により減衰し、 $^{207}\text{Bi}$  (EC,  $\gamma$ : 半減期38年)についてはエニウエトクで5.1年であったが、ビキニではほとんどが放射性崩壊により減衰しつつあった。 $^{207}\text{Bi}$  の両礁湖での挙動の違いは、同核種を保持している粒子の物理化学的特性の差異によるものと考えられている。

### 3. 放射性核種の濃縮並びに蓄積

#### 3.1 濃縮係数

海洋生物の濃縮係数(Concentration Factor, CF)は、生物の組織や器官における核種の放射能濃度(または安定元素濃度)とその生物の棲息する環境海水における核種の放射能濃度(または安定元素濃度)の比であり、以下のように表わせる<sup>28)</sup>。

CF

$$\text{CF} = \frac{\text{生物(組織や器官)における核種の放射能濃度 (Bq/kg) または安定元素濃度 } (\mu\text{g/kg})}{\text{生物の棲息する環境海水における核種の放射能濃度 (Bq/kg または Bq/L) または安定元素濃度 } (\mu\text{g/kg または } \mu\text{g/L})}$$

海水中から生物への核種や元素の取り込みおよび排出の速度は、生物体の大きさの変動や性差、年齢、海水の温度、塩分、さらには光度(海藻類の場合)などのパラメータにより影響される。加えて、個体差などによる、ランダムな変動にも影響される。そして、取り込まれた核種や元素の一部は排出されずに、長く体内に残留し、蓄積される。

濃縮係数の求め方には、大別して3つある<sup>29)</sup>。一つは、天然における生物および海水中の放射性核種の濃度を測定するフィールド調査法であり、二つ目は、人為的に水槽中で放射性物質(RI)を取り込ませて、組織や器官に集まったRIを測定するRIトレーサー法である。さらに、生物および海水中の安定元素の濃度比を求め、安定元素と放射性核種が平衡に達しているものとして、その濃度比を濃縮係数とする方法がある。各々の方法とも一長一短があるが、一般に、フィールド調査法の方がRIトレーサー法より高い値を示すことが多い。その理由として、①RIトレーサー法では実験室で生物を飼育するため、長期間の観察が困難であり、必ずしも平衡に達しているとは言えない。また、②フィールド調査法では、海水からの取り込みの他に、放射性核種を濃縮した餌からの吸収も加わっていること、等が考えられている。

### 3.2 海藻による濃縮

海洋植物の中で、濃縮係数が求められているのは海藻類と植物プランクトンであるが、食料として直接人間に影響を与えるのは海藻類である。

前述のように、海藻類には3種類あるが、このうち紅藻と緑藻は世界の多くの国で食用に供されている。残りの褐藻は、中国や日本など東アジアの一部の国で食用にされているのみで、大量には消費されていない。しかしながら、先に述べたように、褐藻は「指標生物」として放射性核種の濃度や濃縮の研究によく利用されて来たばかりではなく、ストロンチウムに親和性の強い多糖のアルギン酸を多量に含んでいる<sup>30)</sup> ことにも注意を要する。海藻についてIAEAが推奨している濃縮係数を、Table 1<sup>28)</sup>に記載する。このIAEAの推奨値は、動物を含め世界的に最もよく使われている値である。

中国近海の渤海並びに黄海から採取された魚類、貝類、甲殻類および海藻類による濃縮係数<sup>23)</sup>を、種々な核種 (<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>238</sup>U ( $\alpha$ ,  $\gamma$ ): 半減期 4.468 $\times$ 10<sup>9</sup>年), <sup>232</sup>Th ( $\alpha$ ,  $\gamma$ ): 同 1.405 $\times$ 10<sup>10</sup>年), <sup>226</sup>Ra ( $\alpha$ ,  $\gamma$ : 同 1.62 $\times$ 10<sup>3</sup>年)) について求めたところ、海藻類は15.5(<sup>232</sup>Th)~100(<sup>226</sup>Ra)となり、<sup>232</sup>Th以外の核種については最も高い値を示した。因みに、<sup>232</sup>Thの値が最も高かったのは、貝類の204.4 $\pm$ 133.8であった。

近年、ICP質量分析法(ICP-MS)を用いた微量元素分析が普及し、精度よいデータを提供するようになったが、同法を用いて61種の海洋生物中のウラン濃度を定量し、濃縮係数を算出した研究<sup>31)</sup>がある。それによると、22種類の海藻類から得られた濃縮係数は、0.65(アナアオサ)~100(ワカメ)となり、ワカメが最も高い値を示した。

また、安定元素が放射性核種の取り込みと排出、延いては濃縮にどのような影響を与えるかは、興味のあるところである。ドロメ(魚類)とヒジキ(褐藻)について、ヨウ素を用いて人工海水中でその影響を調べた<sup>32)</sup>ところ、ヨウ素酸イオン(IO<sub>3</sub><sup>-</sup>)の濃度は、放射性ヨウ素の取り込みに影響を与えなかったが、ヨウ化物イオン(I<sup>-</sup>)は、その濃度が高くなるほど放射性ヨウ素の生物学的半減期が短くなり、濃縮係数が低くなることが観察された。

### 3.3 海洋動物による濃縮

海洋動物の中で、魚類は最も消費量が高く、従って放射線学的に重要である。IAEAが、表層海水中に棲息する魚類に関して推奨している濃縮係数の一覧

**Table 1** Concentration Factors—Macro-algae (IAEA, 1985<sup>28)</sup>)

Elements	Recommended values <sup>a</sup>	Elements	Recommended values <sup>a</sup>
H	1 $\times$ 10 <sup>0</sup>	Cs	5 $\times$ 10 <sup>1</sup>
C	1 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Ba	1 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Na	6 $\times$ 10 <sup>-1</sup>	Ce	5 $\times$ 10 <sup>3</sup>
S	4 $\times$ 10 <sup>0</sup>	Pm	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Cl	5 $\times$ 10 <sup>-2</sup>	Sm	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Ca	6 $\times$ 10 <sup>0</sup>	Eu	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Sc	8 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Gd	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Cr	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Tb	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Mn	6 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Dy	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Fe	3 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Tm	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Co	1 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Yb	8 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Ni	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Hf	(3 $\times$ 10 <sup>3</sup> )
Zn	2 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Ta	(3 $\times$ 10 <sup>3</sup> )
Se	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>	W	1 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Kr	(1 $\times$ 10 <sup>0</sup> )	Ir	(1 $\times$ 10 <sup>3</sup> )
Sr	5 $\times$ 10 <sup>0</sup>	Hg	2 $\times$ 10 <sup>4</sup>
Y	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Tl	(1 $\times$ 10 <sup>3</sup> )
Zr	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Pb	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Nb	3 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Po	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Tc	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Ra	1 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Ru	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Ac	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Pd	(1 $\times$ 10 <sup>3</sup> )	Th	2 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Ag	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Pa	1 $\times$ 10 <sup>2</sup>
Cd	5 $\times$ 10 <sup>3</sup>	U	1 $\times$ 10 <sup>2</sup>
In	(5 $\times$ 10 <sup>3</sup> )	Np	5 $\times$ 10 <sup>1</sup>
Sn	2 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Pu	2 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Sb	4 $\times$ 10 <sup>2</sup>	Am	8 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Te	1 $\times$ 10 <sup>4</sup>	Cm	8 $\times$ 10 <sup>3</sup>
I	1 $\times$ 10 <sup>3</sup>	Bk	(8 $\times$ 10 <sup>3</sup> )
Xe	(1 $\times$ 10 <sup>0</sup> )	Cf	(8 $\times$ 10 <sup>3</sup> )

<sup>a</sup> Values in parentheses are best estimates.

(1985)を、Table 2<sup>28)</sup>に示す。この表は、IAEAにより以前にまとめられた値(1975)<sup>33)</sup>を修正したものだが、特に次の3点が考慮された。まず、いくつかの核種については、フィールド調査の結果を反映したことである。それらの核種とは、<sup>54</sup>Mn (EC,  $\gamma$ : 半減期 312.5日), <sup>60</sup>Co, <sup>90</sup>Sr, <sup>95</sup>Zr ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 同 64.0日), <sup>95</sup>Nb ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 同 35.0日), <sup>99</sup>Tc, <sup>106</sup>Ru, <sup>137</sup>Cs, <sup>144</sup>Ce, <sup>210</sup>Pb ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 同 22.3年), <sup>210</sup>Po, <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>238</sup>U, <sup>237</sup>Np ( $\alpha$ , ( $\gamma$ ): 同 2.14 $\times$ 10<sup>6</sup>年), <sup>239/240</sup>Pu, <sup>241</sup>Amおよび<sup>242,244</sup>Cm (<sup>242</sup>Cm  $\alpha$ ,  $\gamma$ : 同 162.8日, <sup>244</sup>Cm  $\alpha$ ,  $\gamma$ : 同 18.1年)である。2番目に、海水中並びに魚類中

**Table 2** Concentration Factors—Surface-water fish (IAEA, 1985<sup>28)</sup>)

Elements	Recommended values <sup>a</sup>	Elements	Recommended values <sup>a</sup>
H	1×10 <sup>0</sup>	Cs	1×10 <sup>2</sup>
C	2×10 <sup>4</sup>	Ba	1×10 <sup>1</sup>
Na	1×10 <sup>-1</sup>	Ce	5×10 <sup>1</sup>
S	2×10 <sup>0</sup>	Pm	5×10 <sup>2</sup>
Cl	5×10 <sup>-2</sup>	Sm	5×10 <sup>2</sup>
Ca	2×10 <sup>0</sup>	Eu	3×10 <sup>2</sup>
Sc	1×10 <sup>3</sup>	Gd	5×10 <sup>2</sup>
Cr	2×10 <sup>2</sup>	Tb	6×10 <sup>1</sup>
Mn	4×10 <sup>2</sup>	Dy	5×10 <sup>2</sup>
Fe	3×10 <sup>3</sup>	Tm	5×10 <sup>2</sup>
Co	1×10 <sup>3</sup>	Yb	2×10 <sup>2</sup>
Ni	1×10 <sup>3</sup>	Hf	4×10 <sup>1</sup>
Zn	1×10 <sup>3</sup>	Ta	6×10 <sup>1</sup>
Se	6×10 <sup>3</sup>	W	1×10 <sup>1</sup>
Kr	(1×10 <sup>0</sup> )	Ir	2×10 <sup>1</sup>
Sr	2×10 <sup>0</sup>	Hg	2×10 <sup>4</sup>
Y	2×10 <sup>1</sup>	Tl	5×10 <sup>3</sup>
Zr	2×10 <sup>1</sup>	Pb	2×10 <sup>2</sup>
Nb	3×10 <sup>1</sup>	Po	2×10 <sup>3</sup>
Tc	3×10 <sup>1</sup>	Ra	5×10 <sup>2</sup>
Ru	2×10 <sup>0</sup>	Ac	(5×10 <sup>1</sup> )
Pd	(3×10 <sup>2</sup> )	Th	6×10 <sup>2</sup>
Ag	5×10 <sup>2</sup>	Pa	(5×10 <sup>1</sup> )
Cd	1×10 <sup>3</sup>	U	1×10 <sup>0</sup>
In	1×10 <sup>3</sup>	Np	1×10 <sup>1</sup>
Sn	5×10 <sup>4</sup>	Pu	4×10 <sup>1</sup>
Sb	4×10 <sup>2</sup>	Am	5×10 <sup>1</sup>
Te	1×10 <sup>3</sup>	Cm	5×10 <sup>1</sup>
I	1×10 <sup>1</sup>	Bk	(5×10 <sup>1</sup> )
Xe	1×10 <sup>0</sup>	Cf	(5×10 <sup>1</sup> )

<sup>a</sup> Values in parentheses are best estimates.

の安定元素濃度に、同時定量された値を取り入れたことである。そして、最後に沿岸水中の安定元素濃度を新たに採用したことである。

その後、濃縮係数についてまとめられた文献<sup>34-36)</sup>がいくつかあるので、興味のある方はそちらを参照していただきたい。

IAEAの推奨値と比較している研究例は、枚挙に遑がないが、そのうちのいくつかを紹介する。中国・渤海並びに黄海から採取された魚類（筋肉）におけるCs並びにUの濃縮係数は、各々38.4, 1.1であり、IAEAの推奨値（各々10と1<sup>23)</sup>と近似であったこと

が報告されている。

さらに、セラフィールド周辺から採取されたムラサキガイ（二枚貝）、タマキビ（巻貝）およびテナガエビ中の放射性核種の分布<sup>37)</sup>を調べたところ、ムラサキガイの全軟組織における<sup>137</sup>Cs、<sup>210</sup>Poおよび<sup>239+240</sup>Puの濃縮係数は各々9, 25800および1400であった。また、タマキビでは<sup>137</sup>Csに対して16, <sup>210</sup>Poに対して5500, そして<sup>239+240</sup>Puに対して5700の濃縮係数を得た。テナガエビについては、人工放射性核種は見出されなかったが<sup>210</sup>Poは検出され、その摂餌や消化に係わる組織中の濃縮係数は20000のオーダーであった。そして、これらの濃縮係数は、IAEAにより推奨されている値とほぼ調和的であった。

ところで、濃縮係数の値は、生物の種類により異なるばかりでなく、臓器によっても異なる。従って、同じ核種でも動物の種類および臓器によって濃縮係数に差異が生じる。例えば、ムルロア環礁で採取された動物中の濃縮係数<sup>38)</sup>は、<sup>60</sup>Coについては200（ハタの筋肉部）から2×10<sup>6</sup>（ジャコガイの肝臓）と広範囲にあり、一方<sup>137</sup>Csについては8~10（ジャコガイおよびサザエの軟体部）から110（ハタの筋肉部）と狭い範囲にあった。Puについては、1（ハタの筋肉部）から2000~2400（ジャコガイの軟体部および肝臓）の値を示した。

また、茨城県を中心として日本沿岸部で漁獲された海洋生物約61種におけるUの分析<sup>31)</sup>から、生物種の違いや部位によってその濃度が大きく異なることが確認され、頭足類のエラ心臓には高濃度のUが含まれていることが判明した。中でもマダコのエラ心臓は高濃度を示し、濃縮係数は1.6×10<sup>3</sup>と計算された。一般に、魚類における硬組織中U濃度は軟組織より高く、従って硬組織の存在割合が固体中のU濃度の多寡を支配しているものと考えられている。

### 3.4 海洋生物による取り込み、排出および蓄積

海洋生物が放射性核種をどの程度取り込み、排出するのか、さらにそのメカニズムはどのようなものか、これらの疑問は、海洋生物による放射性核種の蓄積や濃縮と極めて密接に関連しており、その解明は重要な意義を有する。我が国では、放射線医学総合研究所が中心となり、これらの課題の究明に取り組んで来た。以下に、そのうちのいくつかを紹介する。

最初に、ナマコとクルマエビを使ってCoの挙動を調べた、RIトレーサー実験の結果について紹介する。Fig. 7<sup>39)</sup>に、有機または無機の放射性コバルトを含む



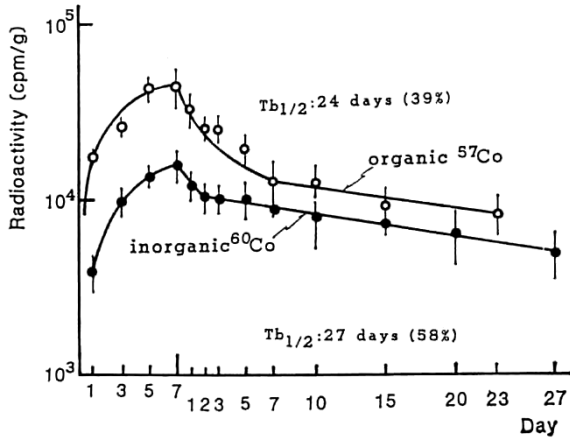


Fig. 7 Uptake-excretion of organic or inorganic cobalt through sea water by prawn *Penaeus japonicus* (Suzuki *et al.*, 1982<sup>39)</sup>).

海水を用いた時の、クルマエビ（全生物体）における<sup>57</sup>Co（有機；EC,  $\gamma$ : 半減期 271 日）並びに<sup>60</sup>Co（無機）の取り込み—排出曲線を示す。Fig. 7 より、<sup>57</sup>Co と<sup>60</sup>Co は実験条件が異なるため放射能の定量的な比較はできないが、取り込み—排出の傾向はほとんど同様であることが分かる。そして、排出については長・短 2 つの成分から成っており、短い方は数日で急減し、その後長い成分は（片対数グラフ上で）ゆるやかに直線的に減少している。長い方の成分における生物学的半減期は、<sup>57</sup>Co については 24 日、<sup>60</sup>Co については 27 日と算出された。Co は、組織には必ずしも取り込まれず、生物の表面で錯体を形成し結合している。従って、両核種の約 90% が脱皮によって失われた。

また、頭足類のタコは、エラ心臓で<sup>60</sup>Co を顕著に蓄積する傾向があり、濃縮係数<sup>40)</sup>は 20°C、25 日間の実験で 33000 であった。筋肉部は、測定された器官や組織中で最も低い値を示し、濃縮係数は約 40 であった。タコ（全生物体）の<sup>60</sup>Co 排出曲線は、クルマエビなどと同様 2 つの成分から成っており、生物学的半減期は、短い成分で 1.2 日（22%）、長い成分で 190 日（78%）であった。

ところで、海洋生物が同じ元素でも化学形により蓄積傾向に差異を生じるのかどうか調べた興味ある研究がある。実験に供した生物は二枚貝であり、無機化合物として<sup>60</sup>Co(CoCl<sub>2</sub>)、有機化合物として<sup>57</sup>Co シアノコバラミンを各々用いた。その結果<sup>41)</sup>、全生物体の濃縮係数は無機<sup>60</sup>Co に対して 360、有機<sup>57</sup>Co に対して 650 であった。従って、濃縮係数に与える化学

形の影響は大きくはなかった。そして、<sup>60</sup>Co の排出曲線は 1 成分だけであったが、<sup>57</sup>Co のそれは、2 成分から成っていた。計算の結果、<sup>60</sup>Co の実効半減期は 31 日、<sup>57</sup>Co の長い成分では 98 日となった。しかしながら、Co の挙動の相違は、エラ、肝臓および腎臓において顕著であった。このことは、二枚貝のそれら器官においては、化学形によりメタボリズムのプロセスが異なっていることを示唆している。

最後に、魚類（ブリ）による放射性核種の蓄積過程を、多種類の核種をトレーサーに用いて調べた研究<sup>42)</sup>を紹介する。それによると、天然の海水中で放射性核種を蓄積する経路は、①<sup>65</sup>Zn (EC,  $\beta^+$ ,  $\gamma$ : 半減期 244.1 日) 並びに<sup>54</sup>Mn については、海水よりも餌が主であり、②<sup>85</sup>Sr (EC,  $\gamma$ : 同 64.84 日) 並びに<sup>106</sup>Ru—<sup>106</sup>Rh ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 同 29.9 秒) については海水が主であった。そして、③<sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co および<sup>144</sup>Ce—<sup>144</sup>Pr ( $\beta^-$ ,  $\gamma$ : 同 17.28 分) については、その両方の経路がほとんど同じ役割を果たしていた。従って、天然の海洋生態系における魚類中の放射能汚染レベルを見積るには、このような結果を考慮する必要がある。

#### 4. おわりに

海洋環境中には種々な生物が棲息しており、今回取り上げた生物は、その中の限られた種に過ぎない。

また、とり上げた放射性核種も限られており、特に天然の核種については<sup>210</sup>Po などわずかであった。

海洋生物による放射性核種の濃縮、蓄積傾向やメカニズムは、生物の種類によって異なるのは当然だが、生物の器官や組織によっても大きく異なる。それらの状況については、本稿でも触れた通り、多くのことが分かかって来た。

しかしながら、何故、生物の種類によって、また生物の器官や組織によって放射性核種の濃縮や蓄積傾向に差異が生じるのか、その理由については、まだまだ未知の部分が多い。従って、生物濃縮や蓄積のメカニズムを生理学的および生化学的に明らかにするのは、今後の重要な課題である。

本拙稿をまとめるに当たり、起稿を勧めていただいたのは上智大学理工学部の大井隆夫教授である。また、文献の調査や貴重な原著論文を御提供いただいたのは、(財)日本分析センター研修・開発部の森本隆夫課長、放射線医学総合研究所那珂湊生態学研究センターの中原元和博士および(財)電力中央研究所環境科学部の立田 稔博士である。さらに、今回も、本誌編集部の西野三和子さんには本拙稿の入稿を忍耐強く待って

ただいた。

以上の方々には、感謝の外ことばがありません。多謝。

### 引用文献

- 1) 本多照幸, 海水誌, **53**(5), 328 (1999)
- 2) 本多照幸, 海水誌, **54**(2), 91 (2000)
- 3) 本多照幸, 海水誌, **54**(5), 348 (2000)
- 4) T. Honda, *Bull. Atom. Ener. Res. Lab. Musashi Inst. Tech.*, **22**, 79 (1996)
- 5) T. Honda, *Fission Track News Lett.*, **9**, 39 (1996)
- 6) T. Honda and O. Togawa, *Bull. Atom. Ener. Res. Lab. Musashi Inst. Tech.*, **23**, 16 (1997)
- 7) J. Gayol, T. Honda, L. Liong Wee Kwong, P. P. Povinec, E. M. Scott and O. Togawa, "Global Marine Radioactivity Database (GLOMARD)", IAEA-TECDOC-1146, Vienna, 2000
- 8) P. P. Povinec, "Sources of Radioactivity in the Marine Environment and Their Relative Contributions to Overall Dose Assessment from Marine Radioactivity (MARDOS), Final Report of the CRP", IAEA-MEL Report, 1994
- 9) Radioactivity Survey Data in Japan (1963-1996), National Institute of Radiological Sciences (ed.), Japan Chemical Analysis Center, Nos.1-109
- 10) 農林水産省関係放射能調査研究年報 (C水産関係) (1984-1996), 農林水産技術会議事務局
- 11) M. Yamada and Y. Nagaya, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **230**(1-2), 111 (1998)
- 12) 第41回環境放射能調査研究成果論文抄録集 (平成10年度), 科学技術庁, 1999
- 13) T. D. Bergan, G. C. Christensen, T. O. Bjerk and L. Nystuen, *Radioprotection-colloques*, **32**(C2), C2-333 (1997)
- 14) M. Yamada, T. Aono and S. Hirano, *The Science of the Total Environment*, **239**, 131 (1999)
- 15) 平野茂樹, 海洋の長半減期核種, In: 中村清編「放射性核種の環境動態と線量評価モデル (放医研環境セミナーシリーズ No. 26)」pp. 147-150. 放射線医学総合研究所, 1999
- 16) M. McCartney and K. Rajendran, *Radioprotection-colloques*, **32**(C2), C2-359 (1997)
- 17) R. Busby, M. McCartney and P. McDonald, *Radioprotection-colloques*, **32**(C2), C2-311 (1997)
- 18) H. Dahlgard, T. D. S. Bergan and G. C. Christensen, *Radioprotection-colloques*, **32**(C2), C2-353 (1997)
- 19) S. Hirano, M. Matsuba and H. Kamada, *RADIOISOTOPES*, **38**(4), 186 (1989)
- 20) S. Hirano and M. Matsuba, *Radiochim. Acta*, **63**, 79 (1993)
- 21) 日本における環境放射能レベルの推移, 1963-1989年度の放射能測定調査結果  $^{90}\text{Sr}$  および  $^{137}\text{Cs}$  について, (財)日本分析センターデータ管理部, JCAC M-9101, 1991
- 22) 吉田勝彦, 保健物理, **29**, 138 (1994)
- 23) Z. Hanmin, L. Shuqing, W. Fushou, S. Fujii, L. Qinglin and Y. Wenchun, *J. Environ. Radioactivity*, **14**, 193 (1991)
- 24) I. R. McAulay and C. Doyle, *Health Physics*, **48**(3), 333 (1985)
- 25) Radioactivity in Food and the Environment (1999), Food Standards Agency of UK and Scottish Environment Protection Agency, pp. 35-76, 2000
- 26) A. Aarkrog, E. Bunch, Q. J. Chen, G. C. Christensen, H. Dahlgard, H. Hansen, E. Holm, S. P. Nielsen and M. Strandberg, Environmental Radioactivity in the North Atlantic Region Including the Faroe Islands and Greenland, 1990 and 1991, Risø-R-622, Risø National Laboratory, Denmark
- 27) V. E. Noshkin, W. L. Robison, K. M. Wong, J. L. Brunk, R. J. Eagle and H. E. Jones, *Health Physics*, **73**(1), 49 (1997)
- 28) Sediment  $K_d$ s and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment, IAEA Technical report series No. 247, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1985
- 29) 佐伯誠道, 濃縮係数に関する検討経緯, In: 海洋生物への放射性核種の移行 (環境パラメータ・シリーズ6), pp. 3-17, (財)原子力環境整備センター, 1996
- 30) 上田泰司, 中村良一, 海洋生物への放射性物質の濃縮に関する機構 (食物連鎖, 堆積物など), In: 佐伯誠道編「環境放射能一挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価一」pp. 254-264, ソフトサイエンス社, 1984
- 31) 松葉満江, 石井紀明, 中原元和, 中村良一, 渡部輝久, 平野茂樹, *RADIOISOTOPES*, **49**(7), 346 (2000)
- 32) S. Hirano, M. Matsuba and T. Koyanagi, *RADIOISOTOPES*, **32**, 353 (1983)
- 33) IAEA-TECDOC-211, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1975
- 34) P. J. Coughtrey, D. Jackson and M. C. Thorne, Radionuclides Distribution and Aquatic Ecosystems, A Compendium of Data, vol. 6, Associated Nuclear Services, Epsom, UK, 1985
- 35) T. M. Poston and D. C. Klopfer, *Health Physics*, **55**(5), 751 (1988)
- 36) L. S. Gomez, M. G. Marietta and D. W. Jack-

- son, Compilation of Selected Marine Radiological Data for the Formerly Utilized Sites Remedial Action Program: Summaries of Available Radiological Concentration Factors and Biological Half-lives, Sandia Report, Sand 89-1585 UC-721, Sandia National Laboratories, USA, 1991
- 37) P. McDonald, M. S. Baxter and S. W. Fowler, *J. Environ. Radioactivity*, **18**, 181 (1993)
- 38) Y. Bourlat, J. C. Millies-Lacroix, R. Chiappini, G. Le Petit and J. P. Bablet, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **226**(1-2), 15 (1997)
- 39) Y. Suzuki, M. Nakahara, R. Nakamura and T. Ueda, *Bull. Japanese Soc. Scientific Fisheries*, **48**(10), 1495 (1982)
- 40) M. Nakahara, T. Koyanagi, T. Ueda and C. Shimizu, *Bull. Japanese Soc. Scientific Fisheries*, **48**(12), 1739 (1982)
- 41) T. Ueda, Y. Suzuki, R. Nakamura and M. Nakahara, *Bull. Japanese Soc. Scientific Fisheries*, **48**(7), 993 (1982)
- 42) Y. Suzuki, M. Nakahara, R. Nakamura and T. Ueda, *Bull. Japanese Soc. Scientific Fisheries*, **45**(11), 1409 (1979)

(平成12年12月15日受付)  
(Received Dec. 15, 2000)