

6-4. 環境放射能調査研究（モニタリングを含む）データから試算した濃縮係数

米国のビキニ水爆実験（1954年）で放射能汚染魚が出現して以来、核爆発実験に起因する放射性物質の魚介藻類と海水等に関する放射能調査研究は、日本の主要な大学や研究機関等で行われてきた。また、原子力利用の進展に伴い、原子力施設周辺環境での放射能調査研究成果は、地方自治体や原子力事業者により操業事前調査（バックグラウンド調査）やモニタリングのデータとして公表されている。このように、今までに数多くの環境放射能調査研究データが蓄積されている。国としては、科学技術庁の全国ネットワークに加えて放射線医学総合研究所や水産庁中央水産研究所（中央水研）等の国立試験研究機関で海洋環境放射能調査研究が続けられており、その成果は年度ごとに環境放射能調査研究成果論文抄録集として公表され、また、原子力関連学会、日本水産学会等でも発表されている。

これらの諸データの中から、放射性核種の海洋生物への濃縮係数を求めるのに有効なデータを収集して整理して、濃縮係数の試算を行った。その成果は、下記のように大別される

..... * * * *

6-4-1. 国の環境放射能調査研究データからの濃縮係数試算

6-4-1-1. 科学技術庁・環境放射能調査研究データ

表 6-4-1-1-1. 陸奥湾生物の濃縮係数（科学技術庁環境放射能水準調査青森県分）

6-4-1-2. 水産庁・中央水産研究所のデータ

表 6-4-1-2-1. 水産庁・中央水産研究所試算の濃縮係数（日本周辺外洋分）

6-4-1-3. 科学技術庁・海洋環境放射能総合評価事業（「原子力発電所等周辺海域」ならびに「核燃料サイクル施設沖合海域」）における財団法人海洋生物環境研究所のデータからの試算海産生物濃縮係数 [地方自治体モニタリング海域の外側漁場における海水と魚介類の放射能調査研究データを用いての濃縮係数試算]

表 6-4-1-3-1. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数（Sr-90）

表 6-4-1-3-2. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数（Cs-137）

表 6-4-1-3-3. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数（Pu-239+240）

表 6-4-1-3-4. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数（CFまとめ）

6-4-2. 地方自治体や原子力事業者で実施している環境モニタリング・データからの濃縮係数試算

6-4-2-1. 青森県および日本原燃株式会社のデータ

表 6-4-2-1-1. 六ヶ所村沿岸海洋生物の濃縮係数（青森県および日本原燃株式会社）

表 6-4-2-1-2. 八戸市沿岸海洋生物の濃縮係数（日本原燃株式会社）

6-4-2-2. 茨城県、動力炉・核燃料開発事業団、等のデータ

表 6-4-2-2-1. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (Sr)

表 6-4-2-2-2. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (Cs)

表 6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (Pu)

表 6-4-2-2-4. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (Am)(動力炉・核燃料開発事業団)

..... * * * *

一覧表の作成にあたっては、核種、生物名（和名、英語名、学名）ごとに、濃縮係数の平均値、最低値、最高値、試算に用いた試料数、実験方法、参考文献（文献番号）、備考の各欄を設け、参考文献は後の頁にまとめて記載した。

一覧表の中の記載内容に関しては、下記の注を参照願いたい。

注1. 核種については、見やすくするために、放射性の核種は「元素記号-質量数」で表示し、通常の分析法で定量された元素（安定元素等）は、「元素記号」だけを表示した。なお、海水中 Cs濃度は、1 ℓ 当たり 0.3 μg（中央水研データ）であり、海水中 U濃度は 1 ℓ 当たり 2.9 ~ 3.3 μg（青森県データ）とした。

注2. 生物名は、和名、英語名、学名を併記した。

和名の判らないものは「…の類」と記載し、また、和名の下行に「魚体部位」を記し、魚体の大きさ等も示した。

英語名の判らないものは、総称的な英名と分類科目名を併記した。

魚の和名、英語名、学名は、下記の図鑑を参考にした。

○原色魚類大図鑑（1987） 北隆館 監修 阿部 宗明

◎日本産魚類検索 全種の同定（1993） 中坊徹次編 東海大学出版会

○北のさかなたち（漁業生物図鑑）

長沢 和也・鳥沢 雅編 北日本海洋センター（1991）

注3. 濃縮係数（CF）については、CF平均値、CF最低値、CF最高値を各欄に記載した。

注4. 試料数は、海水と生物の一組のデータを 1 試料とした。

注5. 1 試料だけの CF 試算値は、便宜上、CF 平均値の欄に記入した。

注6. 実験方法については、野外実験（フィールドにおける放射生態学的調査研究：自然界における放射性核種トレーサー実験）と安定元素測定（海水と生物の中の安定元素の分析測定値から

濃縮係数（CF）を試算）に分けて表示し、その下行に調査研究対象海域と試料採取深度（深度の判っているものだけ）も記載した。

（注）は当該海域における海水中Cs-137濃度が、4～7 Bq/lであったので4 Bq/lとして試算したCF値を「CF最高値」の欄に、7 Bq/lとして試算したCF値を「CF最低値」の欄に、それぞれ示した。

注7. 参考文献には、順次、連番で文献番号を付け、文献番号だけを一覧表の文献番号欄に記入した。なお、参考文献は、一覧表の後の「参考文献」の頁に、(文献番号)・著者：文献名.(西暦による発行年)等を一括した記載した。

注8. 備考欄の1行目には生物種、2行目には調査研究の試料名等、3行目には調査研究期間（西暦）を記載した。

注9. 海洋環境放射能調査研究データから放射性核種の濃縮係数（CF）を試算した場合、海水の放射性核種や安定元素等の濃度だけを分母にしており、どのような餌をどれだけ食べているかの情報が定量的に勘案されていない。このために、これらの試算値は、最低値から最高値までの範囲が、広範囲になっているものもある。

この餌に関する情報として、茨城県の関係機関（茨城県生活環境部原子力安全対策課、同県水産試験場、同県公害技術センター）で実施された海洋生物生産構造（食物連鎖）調査結果（図6-4-1）と濃縮係数（CF）試算値（表6-4-1）を例示した。

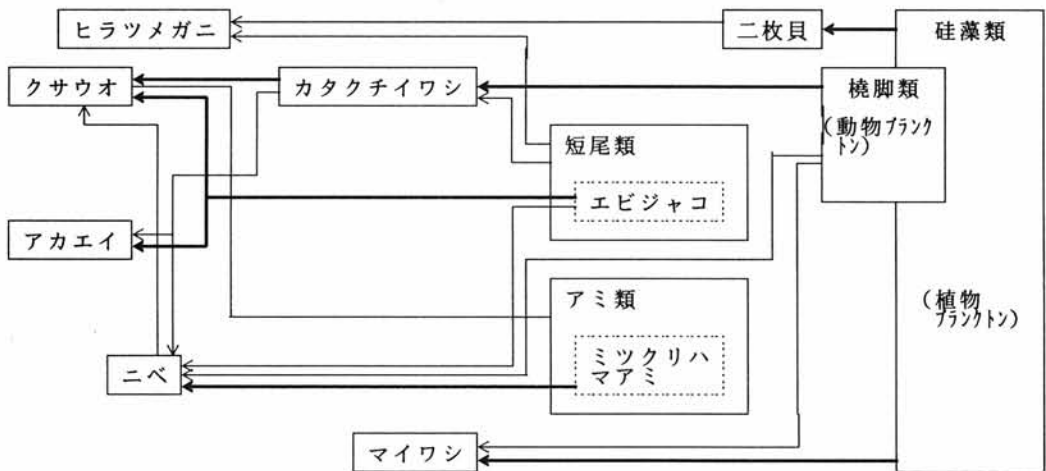


図6-4-1. 東海浅海海域における主要な食物連鎖（茨城水試研報より）⁽⁴⁾

表 6 - 4 - 1. 濃縮係数試算結果 (昭和61年度~平成4年度のデータ) (4)

種 類	Fe	Mn	Zn	Sr	I	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
甲殻類 範囲 (全部位) 平均	$1.5 \times 10^4 \sim 5.0 \times 10^4$ 377×10^4	$4.8 \times 10^4 \sim 1.8 \times 10^5$ 1.0×10^5	$1.1 \times 10^4 \sim 4.8 \times 10^4$ 3.3×10^4	19~43 38		5~77 22	110~1500 480
魚 類 範囲 (全部位) 平均	$3.8 \times 10^3 \sim 4.4 \times 10^4$ 1.6×10^4	$1.6 \times 10^4 \sim 2.4 \times 10^5$ 6.6×10^4	$4.8 \times 10^3 \sim 9.5 \times 10^4$ 2.2×10^4	2~24 5		9~160 43	32~660 160
海 藻 範囲 (褐藻類) 平均					30~8,300 60	9~34 22	270~970 520
					(77, 5, 600)(7, 4, 45)		

表6-4-1-1-1. 陸奥湾生物の濃縮係数(CF)一覧表

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs-137	マガレイ (筋肉)	brown sole	<i>Pleuronectes herzensteini</i>	4.0 E+01	2.8 E+01	5.4 E+01	7	野外実験 むつ湾	(1)	魚類 カレイ 1986-1992
Cs-137	ホタテガイ (軟体部)	Yesso scallop	<i>Patinopecten yessoensis</i>	1.4 E+01	9.2 E+00	2.0 E+01	7	野外実験 むつ湾	(1)	軟体動物 貝類ホタテ 1986-1992

(鎌田 博)

表6-4-1-2-1. 水産庁・中央水産研究所試算濃縮係数(日本周辺外洋分)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs	カツオ (筋肉)	skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>	7.6E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	表層性魚類 カツオ 1983
Cs	キハダ (筋肉)	yellowfin tuna	<i>Thunnus albacares</i>	7.1E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	表層性魚類 キハダ 1983
Cs	ゴマサバ (筋肉)	spotted chub mackerel	<i>Scomber australasicus</i>	3.9E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	表層性魚類 ゴマサバ 1983
Cs	マイワシ (筋肉)	japanese pilchard	<i>Sardinops melanostictus</i>	2.8E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	表層性魚類 マイワシ 1983
Cs	トビイカ (筋肉)	flying squid, Ommastrephidae	<i>Sthenoteuthis ovalaniensis</i>	1.3E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	軟体動物 イカ 1983
Cs	アカイカ (筋肉)	neon flying squid	<i>Sthenoteuthis bratrami</i>	2.0E+01			1	安定元素測定 日本周辺海域 表層	(2) (3)	軟体動物 イカ 1983
Cs	トミハダカ (全体)	dotted lanternfish	<i>Lamppanycutus alatus</i>	2.0E+01	1.6E+01	2.3E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 トミハダカ 1982&1984
Cs	ニジハダカ (全体)	lanternfish, Mictophidae	<i>Lamppanycutus festivus</i>	4.0E+01	3.4E+01	4.5E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 ニジハダカ 1982&1984
Cs	オオメ ニジハダカ (全体)	lanternfish, Mictophidae	<i>Lamppanycutus acanthurus</i>	4.3E+01	4.2E+01	4.3E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 ニジハダカ 1982&1984
Cs	ホウライ エソ (全体)	Deepsea viperfish	<i>Chauliodus sloani</i>	1.5E+01	1.2E+01	1.7E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 ホウライエソ 1982&1984
Cs	ダイコク ハダカ (全体)	lanternfish, Myctophidae	<i>Diaphus metopoclampus</i>	4.4E+01	3.7E+01	5.1E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 ダイコクハダカ 1982&1984

表6-4-1-2-1. 中央水産研究所試算濃縮係数(CF)一覧表(続き)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs	クロシオ ハダカ (全体)	lanternfish, Myctophidae	<i>Diaphus kuro시오</i>	3.8E+01	3.2E+01	4.3E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	中深性魚類 クロシオハダカ 1982&1984
Cs	ヨコエソ (全体)	anglemouths, deepsea bristlemouth	<i>Gonostoma gracile</i>	1.3E+01	1.2E+01	1.4E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深～漸深層	(2) (3)	中深海魚類 ヨコエソ 1984&1982
Cs	オニハダカ (全体)	bristlemouth, Gonostomatidae	<i>Cyclothone atraria</i>	8.0E+01	6.0E+01	9.0E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深～漸深層	(2) (3)	中深海魚類 オニハダカ 1982&1984
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 370-400	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	2.3E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 400-440	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	2.3E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 440-480	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	2.9E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 480-530	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	3.2E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 530-570	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	3.7E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 617	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	3.0E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 651	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	4.1E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	シカイヨロイダ 体長(mm) 723	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	8.1E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989

表6-4-1-2-1. 中央水産研究所試算濃縮係数(CF)一覧表(続き)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs	シカイヨイダ 体長(mm) 845	deep-sea rattail	<i>Coryphaenoides yaquinae</i>	6.8E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 深度5-6,000m	(2) (3)	深海性魚類 ソコダラ 1989
Cs	チヒロエビ (全体)	shrimp	<i>Gennadas spp.</i>	1.5E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1984
Cs	ヒオドシ エビの類 (全体)	shrimp, Hoplophoridae	<i>Oplophorus spinosus</i>	3.1E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982
Cs	サクラエビ の類 (全体)	shrimp, Sergestidae	<i>Sergia prehensilis</i>	3.0E+01	2.9E+01	3.0E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深層性	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982&1984
Cs	チヒロエビ (全体)	shrimp	<i>Gennadas. spp</i>	2.2E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 中深～漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982
Cs	ヒオドシ エビの類 (全体)	shrimp, Hoplophoridae	<i>AcanthePHYra quadrorispinosa</i>	2.9E+01	2.7E+01	3.0E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 中深～漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982&1984
Cs	セッキ ハダカ (全体)	lanternfish, Myctophidae	<i>Stenobrachius nanochir</i>	2.2E+01	2.1E+01	2.2E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性魚類 セッキハダカ 1982&1984
Cs	ノコバ ウナギ (全体)	sawtoothfish, Myctophidae	<i>Serrivomer sector</i>	1.5E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性魚類 ノコバウナギ 1984
Cs	サクラエビ の類 (全体)	shrimp, Sergestidae	<i>Sergia japonica</i>	1.8E+01	1.8E+01	1.8E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982&1984
Cs	クルマエビ の類 (全体)	shrimp, Penaeidea	<i>Bentheogenema borealis</i>	2.2E+01	2.0E+01	2.4E+01	2	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1982&1984
Cs	ヒオドシ エビの類 (全体)	shrimp, Hoplophoridae	<i>Hymenodora. spp</i>	1.2E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1984

表6-4-1-2-1. 中央水産研究所試算濃縮係数(CF)一覧表(続き)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs	アタマエビ (全体)	shrimp, Hoplophoridae	<i>Notostomus japonica</i>	1.0E+01			1	安定元素測定 北西太平洋海域 漸深層	(2) (3)	深海性甲殻類 エビ 1984
Cs-137	カツオ (筋肉)	skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>		8.0E+01	1.5E+02	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	表層性魚類 カツオ 1983
Cs-137	キハダ (筋肉)	yellowfin tuna	<i>Thunnus albacares</i>		7.0E+01	1.3E+02	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	表層性魚類 キハダ 1983
Cs-137	ゴマサバ (筋肉)	spotted chub mackerel	<i>Scomber australasicus</i>		4.0E+01	7.0E+01	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	表層性魚類 ゴマサバ 1983
Cs-137	マイワシ (筋肉)	japanese pilchard	<i>Sardinops melanostictus</i>		2.0E+01	4.0E+01	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	表層性魚類 マイワシ 1983
Cs-137	トビイカ (筋肉)	flying squid, Ommastrephidae	<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i>		1.0E+01	2.0E+01	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	軟体動物 イカ 1983
Cs-137	アカイカ (筋肉)	neon flying squid	<i>Sthenoteuthis bratrami</i>		2.0E+01	3.0E+01	1	野外実験 日本周辺海域 表層(注)	(2) (3)	軟体動物 イカ 1983

6-4-1-3. 科学技術庁・海洋環境放射能総合評価事業（「原子力発電所等周辺海域」
ならびに「核燃料サイクル施設沖合海域」）における財団法人海洋生物環
境研究所のデータからの試算海産生物濃縮係数〔地方自治体モニタリング
海域の外側漁場における海水と魚介類の放射能調査研究データを用いての
濃縮係数試算〕

科学技術庁による環境放射能モニタリングの一環として、海洋生物環境研究所（海生研）が行った1984年以降の全国原子力発電所沖合漁場のモニタリング結果と、さらに1991年以降開始した核燃料サイクル施設沖合のモニタリング結果¹⁻¹⁹⁾ から濃縮係数（CF）を算出した。なお、試料の分析測定法は科学技術庁放射能測定法シリーズ¹⁴⁻¹⁷⁾ に準拠している。

⁹⁰Srについては表6-4-1-3-1.に示す。魚類では⁹⁰Srの測定値が得られたのは44試料中6試料のみであり、平均は3.2であった。頭足類は12試料中1試料のみ測定値が得られた（CF：3.8）。

表6-4-1-3-2.に魚類と頭脚類の筋肉及び海水中の¹³⁷Csの年度別値とCFを示す。魚類の¹³⁷Csの平均CFは65、頭足類のそれは14であった。チェルノビル事故のあった1986と1987年は¹³⁷Csの他に事故由来の¹³⁴Csも含んだ海水中の値であるため、計算から除外した。

²³⁹⁺²⁴⁰Puについては表6-4-1-3-3.に示す。魚類は44試料測定したが、測定値が得られたのは1991年と1992年の1試料づつであった（CF：50、320）。頭足類は8試料測定したが、4試料について測定値が得られた（CF：130、280）。

上記のCFを表6-4-1-3-4.にまとめた。特に⁹⁰Srと²³⁹⁺²⁴⁰Puについては、今後より多くの観測データが望まれた。

資 料

1. 科学技術庁原子力安全局防災環境対策室：昭和59年度海洋環境放射能総合評価事業 — 原子力発電等海洋放射能調査結果概要 — （昭和60年3月）
2. 同上：昭和60年度（昭和61年10月）
3. 同上：昭和61年度（昭和62年12月）
4. 同上：昭和62年度（昭和63年12月）
5. 同上：昭和63年度（平成元年12月）
6. 同上：平成元年度（平成2年12月）
7. 同上：平成2年度（平成3年12月）
8. 同上：平成3年度（平成4年10月）

9. 同上：平成4年度（平成5年11月）
10. 同上：平成5年度（平成5年11月）
11. 同上：平成3年度 海洋環境放射能総合評価事業 — 核燃料サイクル施設海洋放射能調査結果概要 — （平成4年10月）
12. 同上：平成4年度（平成5年11月）
13. 同上：平成5年度（平成6年11月）
14. 放射性ストロンチウム分析法：科学技術庁、昭和58年3訂
15. 放射性セシウム分析法：科学技術庁、昭和51年1訂
16. ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法：科学技術庁、昭和57年
17. ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ：科学技術庁、平成2年改訂

表6-4-1-3-1. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数（Sr-90）

試料		年度			備考
		1991	1992	1993	
魚類 (筋肉)	Bq/kg生	0.008	0.006	0.007	測定数合計 6(44) 平均CF
	測定数	3(15)	2(11)	1(18)	
	CF	3.8	2.6	3.3	3.2
頭足類 (筋肉)	Bq/kg生	0.009	—	—	測定数合計 1(12)
	測定数	1(4)	0(3)	0(5)	
	CF	3.8	—	—	CF 3.8
海水	mBq/ℓ	2.4	2.3	2.1	測定数合計
	測定数	32	32	32	96

表 6 - 4 - 1 - 3 - 2. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数 (Cs-137)

試料		年度										備 考
		1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
魚 類 (筋肉)	Bq/kg生	0.29	0.24			0.28	0.26	0.26	0.21	0.20	0.20	測定数合計 525 平均CF 65
	測定数	45	69			59	58	56	79	74	85	
	C F	69	60			70	68	68	58	59	65	
頭 足 類 (筋肉)	Bq/kg生	0.053	0.044			0.046	0.053	0.050	0.062	0.055	0.053	測定数合計 45(103) 平均CF 14
	測定数	5(10)	5(11)			7(10)	5(13)	8(12)	5(17)	4(14)	6(16)	
	C F	13	11			12	14	13	17	16	17	
海 水	mBq/l	4.2	4.0			4.0	3.8	3.8	3.6	3.4	3.1	測定数合計 520
	測定数	52	48			52	52	52	88	88	88	

註 1) 表 6 - 4 - 1 - 3 - 1. ~ 6 - 4 - 1 - 3 - 4 中の測定数とは測定値の得られた試料数を、() 内は測定したが検出されなかった試料数をも含めた数を示す。

註 2) 1986及び1987はチェルノビル事故による降下 ^{134}Cs の混在があり、当時の測定法では ^{137}Cs と ^{134}Cs を分別測定してないので計算から除外した。

表 6 - 4 - 1 - 3 - 3. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数 (Pu-239+240)

試料		年度			備 考
		1991	1992	1993	
魚 類 (筋肉)	Bq/kg生	0.0004	0.006	—	測定数合計 2 (44)
	測 定 数	1(15)	1(11)	0(18)	
	C F	50	320	—	
頭 足 類 (筋肉)	Bq/kg生	—	0.0014	0.0009	測定数合計 4(8)
	測 定 数		1 (3)	3 (5)	
	C F	—	280	129	
海 水	mBq/ℓ	0.008	0.005	0.007	
	測 定 数	18(32)	19(32)	26(32)	

表 6 - 4 - 1 - 3 - 4. 海洋生物環境研究所試算海産生物濃縮係数 (CFまとめ)

核 種	生 物 (部位)	C F	測 定 数
	魚 類 (筋肉)	平均 65	525
	頭足類 (筋肉)	平均 14	45(103)
	魚 類 (筋肉)	平均 3.2	6 (44)
	頭足類 (筋肉)	3.8	1 (12)
	魚 類 (筋肉)	50, 320	2 (44)
	頭足類 (筋肉)	130, 280	4 (8)

(上田 泰司)

表6-4-2-1-1. 六ヶ所村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)一覧表

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Sr-90	ヒラツメガニ (全体)	swimming crab, Portunidae	<i>Ovalipes punctatus</i>	8.5E+01	3.8E+01	1.3E+02	5	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	甲殻類 カニ 1986-1993
Sr-90	ミズダコ (筋肉)	North pacific giant octopus	<i>Paroctopus dofleini</i>	1.2E+01			1	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	軟体動物 頭足類タコ 1986-1987
Sr-90	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	1.6E+01			1	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 コンブ 1986-1992
Sr-90	チガイソ (全体)	brown algae	<i>Alaria crassifolia</i>	2.3E+01	1.6E+01	2.9E+01	7	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 チガイソ 1987-1992
Cs-137	アイナメ (筋肉)	fat greenling	<i>Hexagrammos otakii</i>	7.0E+01	6.7E+01	7.3E+01	2	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	魚類 アイナメ 1986-1987
Cs-137	マガレイ (筋肉)	brown sole	<i>Pleuronectes Herzensteini</i>	3.6E+01	2.4E+01	5.6E+01	5	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	魚類 カレイ 1987-1992
Cs-137	サケ (筋肉)	chum salmon	<i>Oncorhynchus keta</i>	4.7E+01	4.3E+01	5.0E+01	2	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	魚類 サケ 1986-1987
Cs-137	クロソイ (筋肉)	kurosoi rockfish	<i>Sebastes schlegeli</i>	6.7E+01			1	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	魚類 ソイ 1986
Cs-137	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounde	<i>Paralichthys olivaceus</i>	5.6E+01	4.0E+01	6.7E+01	7	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	魚類 ヒラメ 1986-1992
Cs-137	ヒラツメガニ (全体)	swimming crab, Portunidae	<i>Ovalipes punctatus</i>	3.1E+01			1	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	甲殻類 カニ 1986-1993
Cs-137	スルメイカ (筋肉)	Japanese flying squid	<i>Todarodes pacificus</i>	1.3E+01	1.1E+01	1.5E+01	5	野外実験 六ヶ所村 海域	(4) (5) (6)	軟体動物 頭足類イカ 1987-1992

6-4-2. 地方自治体や原子力事業者で実施している環境モニタリング・データからの濃縮係数試算
6-4-2-1. 青森県および日本原燃株式会社のデータ

表 6 - 4 - 2 - 1 - 1. 六ヶ所村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)一覧表 (続き)

核 種	生物和名	生物英語名	生 物 学 名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備 考
Cs-137	キタムラサキ ウニ (軟体部)	northern sea urchin	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	2.5E+01	1.2E+01	4.5E+01	5	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	棘皮類 ウニ 1986-1992
Cs-137	ミズダコ (筋肉)	North pacific giant octopus	<i>Paroctopus dofleini</i>	9.2E+01			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物頭足類 タコ 1986-1987
Cs-137	エゾアワビ (内臓、体液 除く軟組織)	ezo-abalone	<i>Haliotis discus hannai</i>	1.3E+01	8.5E+00	1.7E+01	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 アワビ 1986-1992
Cs-137	ウバガイ (内臓除く 軟組織)	Japanese surf clam	<i>Pseudocardium sybillae</i>	1.2E+01	8.8E+00	1.5E+01	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 ホッキ 1989-1991
Cs-137	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	4.4E+01	2.8E+01	1.0E+02	9	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 コンブ 1986-1992
Cs-137	チガイソ (全体)	brown algae	<i>Alaria crassifolia</i>	2.2E+01	6.1E+00	3.9E+01	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 チガイソ 1987-1992
U	マガレイ (筋肉)	brown sole	<i>Pleuronectes herzensteini</i>	6.1E-01			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	魚類 カレイ 1987-1992
U	サケ (筋肉)	chum salmon	<i>Oncorhynchus keta</i>	9.1E-02			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	魚類 サケ 1986-1987
U	ヒラツメガニ (全体)	swimming crab, Portunidae	<i>Ovalipes punctatus</i>	1.0E+00	9.1E-01	1.0E+00	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	甲殻類 カニ 1986-1993
U	キタムラサキ ウニ (軟体部)	northern sea urchin	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	1.7E+01			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	棘皮類 ウニ 1986-1992
U	スルメイカ (筋肉)	Japanese flying squid	<i>Todarodes pacificus</i>	3.0E-01			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物頭足類 イカ 1987-1992

表6-4-2-1-1. 六ヶ所村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)一覧表(続き)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
U	ミズダコ (筋肉)	North pacific giant octopus	<i>Paroctopus dofleini</i>	2.8E-01	1.0E-01	4.5E-01	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物頭足類 タコ 1986-1987
U	エゾアワビ (内臓、体液 除く軟組織)	ezo-abalone	<i>Haliotis discus hannai</i>	1.8E+00	1.1E+00	2.8E+00	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 アワビ 1986-1992
U	ムラサキイガイ (軟組織)	common blue mussel	<i>Mytilus edulis</i>	6.9E+00			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 イガイ 1987-1992
U	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	3.0E+01	1.6E+01	4.5E+01	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 コンブ 1986-1992
U	チガイソ (全体)	brown algae	<i>Alaria crassifolia</i>	3.3E+01			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 チガイソ 1987-1992
Pu-239 +240	エゾアワビ (内臓、体液 除く軟組織)	ezo-abalone	<i>Haliotis discus hannai</i>	7.1E+02	2.3E+02	1.2E+03	2	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 アワビ 1986-1992
Pu-239 +240	ウバガイ (内臓除く 軟組織)	Japanese surf clam	<i>Pseudocardium sybillae</i>	2.1E+02			1	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 ホッキ 1989-1991
Pu-239 +240	ムラサキイガイ (軟組織)	common blue mussel	<i>Mytilus edulis</i>	2.2E+02	1.4E+02	3.5E+02	4	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	軟体動物貝類 イガイ 1987-1992
Pu-239 +240	キタムラサキ ウニ (軟体部)	northern sea urchin	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	2.5E+02	1.6E+02	3.3E+02	4	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	棘皮類 ウニ 1986-1992
Pu-239 +240	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	1.2E+03	4.3E+03	2.4E+03	3	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 コンブ 1986-1992
Pu-239 +240	チガイソ (全体)	brown algae	<i>Alaria crassifolia</i>	6.3E+02	3.3E+02	1.3E+03	4	野外実験 六ヶ所村海域	(4) (5) (6)	海藻褐藻類 チガイソ 1987-1992

表6-4-2-1-2. 八戸市沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)一覧表

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備考
Cs-137	マイワシ (筋肉)	Japanese pilchard	<i>Sardinops melanostictus</i>	3.4E+01	2.2E+01	5.5E+01	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 イワシ 1990-1993
Cs-137	キチジ (筋肉)	kichiji rockfish	<i>Sebastes macrochir</i>	3.4E+01	2.0E+01	4.6E+01	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 キンキン 1990-1993
Cs-137	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	6.9E+01	5.7E+01	7.9E+01	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 ヒラメ 1990-1993
Cs-137	スルメイカ (筋肉)	Japanese flying squid	<i>Todarodes pacificus</i>	2.2E+01	2.1E+01	2.3E+01	3	野外実験 八戸海域	(7)	軟体動物 イカ 1990-1993
Cs-137	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	5.4E+01			1	野外実験 八戸海域	(7)	海藻褐藻類 コンブ 1990-1993
U-234	マイワシ (筋肉)	Japanese pilchard	<i>Sardinops melanostictus</i>	1.2E+00	5.0E-01	2.8E+00	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 イワシ 1990-1993
U-234	キチジ (筋肉)	kichiji rockfish	<i>Sebastes macrochir</i>	1.5E-01	5.9E-02	2.6E-01	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 キンキン 1990-1993
U-234	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	8.3E-02			1	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 ヒラメ 1990-1993
U-234	スルメイカ (筋肉)	Japanese flying squid	<i>Todarodes pacificus</i>	2.9E-01	1.7E-01	4.2E-01	4	野外実験 八戸海域	(7)	軟体動物 イカ 1990-1993
U-234	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	9.6E+00	9.2E+00	1.1E+01	4	野外実験 八戸海域	(7)	海藻褐藻類 コンブ 1990-1993
U-235	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	1.0E+01	7.4E+00	1.5E+01	4	野外実験 八戸海域	(7)	海藻褐藻類 コンブ 1990-1993

表 6 - 4 - 2 - 1 - 2. 八戸市沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)一覧表 (続き)

核 種	生物和名	生物英語名	生 物 学 名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献No	備 考
U-238	マイワシ (筋肉)	Japanese pilshard	<i>Sardinops melanostictus</i>	1.2E+00	5.5E-01	2.7E+00	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 イワシ 1990-1993
U-238	キチジ (筋肉)	kichiji rockfish	<i>Sebastolobus macrochir</i>	2.1E-01	8.7E-02	3.5E-01	4	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 キンキン 1990-1993
U-238	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	1.6E-01			1	野外実験 八戸海域	(7)	魚類 ヒラメ 1990-1993
U-238	スルメイカ (筋肉)	Japanese flying squid	<i>Todarodes pacificus</i>	2.9E-01	2.0E-01	3.8E-01	3	野外実験 八戸海域	(7)	軟体動物 イカ 1990-1993
U-238	マコンブ (根を除く 全体)	brown algae	<i>Laminaria japonica</i>	9.3E+00	6.1E+00	1.1E+01	3	野外実験 八戸海域	(7)	海藻褐藻類 コンブ 1990-1993

参考文献

- (1) 科学技術庁：環境放射能水準調査データ（青森県分）。（1986～1992）。
- (2) 吉田勝彦：農林水産省関係放射能調査研究年報（水産編）（1982）～（1993）．農林水産技術会議事務局。
- (3) 吉田勝彦：第24回～第35回環境放射能調査研究成果論文抄録集（1982）～（1993）．科学技術庁
- (4) 青森県環境保健部：核燃料サイクル施設環境放射能総合調査報告書（1987）。
同（1988）．同（1989）。
- (5) 青森県：原子燃料サイクル施設環境放射線等事前調査報告書（1990）．同（1991）。
- (6) 青森県：原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書（1992）．同（1993）．同（1994）
- (7) 日本原燃株式会社：P A モニタリング・レポート、Vol. 1（1992年3月）。
同Vol. 2（1992年12月）．同Vol. 3（1994年2月）。
およびP A モニタリング委員会評価データ。

表6-4-2-2-1. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)(Sr:1/2)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Sr-90	シラス(全身) (カクチイワシの幼魚)	Larva of japanese anchovy	<i>Engraulis japonica</i>	3.5E+00	2.0E-01	7.1E+00	12	野外実験 東海村沿岸	(1) (2) (3)	魚類 シラス
Sr-90	マコガレイ (筋肉)	Marbled sole	<i>Limanda yokohamae</i>	4.8E+00	3.0E-01	7.9E+00	4	同上	"	魚類 カレイ
Sr-90	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	4.6E+00	2.5E+00	6.7E+00	5	同上	"	魚類 ヒラメ
Sr-90	カツオ (筋肉)	Skipjack	<i>Katsuwonus pelamis</i>	2.7E+00	4.0E-01	5.0E+00	2	同上	"	魚類 カツオ
Sr-90	スズキ (筋肉)	Japanese seaperch	<i>Lateolabrax japonicus</i>	3.3E+00	2.3E+00	4.2E+00	2	同上	"	魚類 スズキ
Sr-90	マイワシ (筋肉)	Japanese sardine	<i>Sardinops melanosticta</i>	1.0E+01	7.1E+00	1.4E+10	2	同上	"	魚類 マイワシ
Sr-90	ババガレイ (筋肉)	Slime flounder	<i>Microstomus achne</i>	2.5E+00			1	同上	"	魚類 ヒラメ
Sr-90	チダイ (筋肉)	Crimson sea bream	<i>Evynnis japonica</i>	5.4E+00			1	同上	"	魚類 タイ
Sr-90	イシモチ (筋肉)	Silver jewfish	<i>Argyrosomus argentatus</i>	4.0E-01			1	同上	"	魚類 イシモチ
Sr-90	サルエビ (筋肉)	shrimp	<i>Trachypenaeus curvirostris</i>	1.9E+00	1.7E+00	2.1E+00	2	同上	"	甲殻類 クルマエビ

6-4-2-2. 茨城県、動力炉・核燃料開発事業団、等のデータ

表6-4-2-2-1. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (CF) (Sr: 2/2)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Sr-90	エビ (筋肉)	Shrimp		6.6E+00			1	野外実験 東海村沿岸	(1) (2) (3)	甲殻類
Sr-90	マダコ (筋肉)	Octopus	<i>Octopus vulgaris</i>	3.2E+00	1.7E+00	4.6E+00	2	同上	〃	軟体動物 八腕
Sr-90	ハマグリ (軟組織)	Marine bivalve	<i>Meretrix lusoria</i>	6.3E+00	1.6E+00	1.4E+01	8	同上	〃	軟体動物 貝類 二枚貝
Sr-90	コタマガイ (軟組織)	Marine bivalve	<i>Gomphina melanaegis</i>	5.1E+00	0	9.7E+00	6	同上	〃	軟体動物 貝類
Sr-90	クロアワビ (筋肉)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	3.5E+00	1.1E+00	5.8E+00	11	同上	〃	軟体動物 貝類
Sr-90	クロアワビ (内蔵)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	6.5E+00	9.0E-01	1.9E+01	11	同上	〃	軟体動物 貝類
Sr-90	ヤマトシジミ (軟組織)	Brackish-water clam	<i>Corbicula japonica</i>	1.3E+00			1	同上	〃	軟体動物 貝類 シジミ
Sr-90	アラメ (葉茎)	Brown algae	<i>Eisenia bicyclis</i>	2.0E+01	1.2E+01	3.3E+01	13	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ
Sr-90	ワカメ (葉茎)	Brown algae	<i>Undaria pinnatifida</i>	1.3E+01	9.5E+00	1.6E+01	5	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ
Sr-90	ヒジキ (葉茎)	Brown algae	<i>Hizikia fusiforme</i>	1.6E+01	6.4E+00	2.3E+01	6	同上	〃	海藻 褐藻類 ヒバマタ

表6-4-2-2-2. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF)(Cs:1/4)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Cs-137	シラス(全身) (カクチイワシの 幼魚)	Larva of japanese anchovy	<i>Engraulis japonica</i>	2.9E+01	1.8E+01	4.8E+01	12	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	魚類 シラス
Cs-137	マコガレイ (筋肉)	Marbled sole	<i>Limanda yokohamae</i>	4.9E+01	3.7E+01	7.0E+01	5	同上	"	魚類 カレイ
Cs-137	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	6.4E+01	4.2E+01	8.1E+01	6	同上	"	魚類 ヒラメ
Cs-137	カツオ (筋肉)	Skipjack	<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.1E+02	9.0E+01	1.3E+02	2	同上	"	魚類
Cs-137	スズキ (筋肉)	Japanese seaperch	<i>Lateolabrax japonicus</i>	8.3E+01	7.5E+01	9.0E+01	2	同上	"	魚類
Cs-137	マイワシ (筋肉)	Japanese sardine	<i>Sardinops melanosticta</i>	2.4E+01	2.2E+01	2.5E+01	2	同上	"	魚類 マイワシ
Cs-137	ババガレイ (筋肉)	Slime flounder	<i>Microstomus achne</i>	4.5E+01	3.9E+01	5.1E+01	2	同上	"	魚類 ヒラメ
Cs-137	チダイ (筋肉)	Crimson sea bream	<i>Evynnis japonica</i>	5.4E+00			1	同上	"	魚類 タイ
Cs-137	カスザメ (全身)	Angel shark	<i>Squatina japonica</i>	2.5E+01	6.9E+00	4.4E+01	2	同上		魚類 カスザメ
Cs-137	ガンギエイ (筋肉)	Spiny rasp skate	<i>Raja kenoei</i>	4.3E+01	3.6E+01	5.6E+01	5	同上	"	魚類 ガンギエイ

表6-4-2-2-2. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF) (Cs:2/4)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Cs-137	アカエイ (全身)	Japanese sting ray	<i>Dasyatis</i>	5.6E+01	4.4E+01	6.1E+01	4	野外実験 東海村沿岸	(1)(2)(3)(4)	魚類 アカエイ
Cs-137	マアジ (全身)	Japanese horse mackerel	<i>Trachurus japonicus</i>	4.4E+01			1	同上	"	魚類 アジ
Cs-137	ホウボウ (全身)	Bluefin searobin	<i>Chelidonichthys spinosus</i>	3.3E+01			1	同上	"	魚類 ホウボウ
Cs-137	イシガレイ (全身)	Stone flounder	<i>Kareius bicoloratus</i>	3.3E+01			1	同上	"	魚類 ヒラメ
Cs-137	コチ (全身)	Bartail flathead	<i>Platycephalus indicus</i>	4.7E+01			1	同上	"	魚類 コチ
Cs-137	アカシタビラ メ (全身)	Red tongue sole	<i>Synoglossus joyneri</i>	3.7E+01	2.4E+01	3.6E+01	1	同上	"	魚類 ウシノシタ
Cs-137	クロダイ (全身)	Black porgy	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	4.2E+01			1	同上	"	魚類 タイ
Cs-137	ニベ (全身)	nibe croaker	<i>Nibea mitsukurii</i>	2.8E+01			1	同上	"	魚類 ニベ
Cs-137	ショウサイフ グ (全身)	Vermiculated puffer	<i>Fugu vermicularis</i>	2.4E+01			1	同上	"	魚類 マフグ
Cs-137	イシモチ	Silver jewfish	<i>Argyrosomus argentatus</i>	5.3E+01	4.4E+01	6.5E+01	3	同上	"	魚類 イシモチ

表 6-4-2-2-2. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (CF) (Cs: 3/4)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Cs-137	サルエビ (全身・ 筋肉)	Shrimp	<i>Trachypenaeus curvirostris</i>	2.7E+01	2.3E+01	3.1E+01	2	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	甲殻類 クルマエビ
Cs-137	エビジャコ (全身)	Shrimp	<i>Cragon affinis</i>	1.8E+01	1.7E+01	1.8E+01	2	同上	〃	甲殻類 エビジャコ
Cs-137	ヒラツメガニ (全身)	Crab	<i>Ovalipes punctatus</i>	1.8E+01	1.6E+01	1.9E+01	2	同上	〃	甲殻類 ワタリガニ
Cs-137	マダコ (筋肉)	Octopus	<i>Octopus vulgaris</i>	1.1E+01	7.9E+00	1.3E+01	2	同上	〃	軟体動物 八腕類
Cs-137	ハマグリ (軟組織)	Marie bivalve	<i>Meretrix lusoria</i>	1.8E+01	1.1E+01	4.8E+01	6	同上	〃	軟体動物 貝類 二枚貝
Cs-137	コタマガイ (軟組織)	Marie bivalve	<i>Gomphina melanaegis</i>	1.2E+01	1.1E+01	1.3E+01	3	同上	〃	軟体動物 貝類
Cs-137	クロアワビ (筋肉)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	1.2E+01	8.3E+00	1.4E+01	5	同上	〃	軟体動物 貝類
Cs-137	クロアワビ (内蔵)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	1.2E+01	1.1E+01	1.4E+01	3	同上	〃	軟体動物 貝類
Cs-137	アラメ (葉茎)	Brown algae	<i>Eisenia bicyclis</i>	2.9E+01	8.2E+00	4.2E+01	13	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ
Cs-137	ワカメ (葉茎)	Brown algae	<i>Undaria pinnatifida</i>	8.7E+00	5.5E+00	1.1E+01	4	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ

表 6 - 4 - 2 - 2 - 2 . 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (CF) (Cs: 4 / 4)

核 種	生物和名	生物英語名	生 物 学 名	CF 平均値	CF 最低値	CF 最高値	試料数	実験方法	文献番号	備 考
Cs-137	ワカメ (葉茎)	Brown algae	<i>Undaria pinnatifida</i>	8.7E+00	5.5E+00	1.1E+01	4	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	海藻 褐藻類 コンブ

表 6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (CF) (Pu: 1/5)

核 種	生物和名	生物英語名	生 物 学 名	CF 平均値	CF 最低値	CF 最高値	試料数	実験方法	文献番号	備 考
Pu-239 ・240	シラス (全身) (カサチイソの 幼魚)	Larva of japanese anchovy	<i>Engraulis japonica</i>	2.5E+01	0	8.3E+01	4	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	魚類 シラス
Pu-239 ・240	マコガレイ (筋肉)	Marbled sole	<i>Limanda yokohamae</i>	5.0E+01	1.7E+01	8.3E+01	2	同上	"	魚類 カレイ
Pu-239 ・240	ヒラメ (筋肉)	Japanese flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i>	1.2E+01	0	3.6E+02	5	同上	"	魚類 ヒラメ
Pu-239 ・240	カツオ (筋肉)	Skipjack	<i>Katsuwonus pelamis</i>	0			1	同上	"	魚類 カツオ
Pu-239 ・240	スズキ (筋肉)	Japanese seaperch	<i>Lateolabrax japonicus</i>	0			1	同上	"	魚類 スズキ
Pu-239 ・240	マイワシ (筋肉)	Japanese sardine	<i>Sardinops melanosticta</i>	0			1	同上	"	魚類 マイワシ
Pu-239 ・240	カスザメ (全身)	Angel shark	<i>Squatina japonica</i>	5.8E+02	0	1.6E+03	3	同上	"	魚類 カスザメ
Pu-239 ・240	ガンギエイ (筋肉)	Spiny rasp skate	<i>Raja kenoeji</i>	9.4E+01	5.6E+01	1.8E+02	9	同上	"	魚類 ガンギエイ
Pu-239 ・240	アカエイ (全身)	Japanese sting ray	<i>Dasyatis akajei</i>	3.6E+01	0	8.1E+01	6	同上	"	魚類 アカエイ
Pu-239 ・240	マアジ (全身)	Japanese horse mackerel	<i>Trachurus japonicus</i>	2.2E+02			1	同上	"	魚類 アジ

表6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF) (Pu: 2/5)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Pu-239 ・240	ホウボウ (全身)	Bluefin searobin	<i>Chelidonichthys spinosus</i>	1.0E+01			1	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	魚類 ホウボウ
Pu-239 ・240	イシガレイ (全身)	Stone flounder	<i>Kareius bicoloratus</i>	1.0E+02			1	同上	〃	魚類 ヒラメ
Pu-239 ・240	アカシタビラ メ (全身)	Red tongue sole	<i>Synoglossus joyneri</i>	1.4E+02	4.2E+01	3.9E+02	8	同上	〃	魚類 ウシノシタ
Pu-239 ・240	クロウシノシ タ (全身)	Black tonguefish	<i>Paraplagusia japonica</i>	7.3E+01	1.7E+01	2.1E+02	5	同上	〃	魚類 ウシノシタ
Pu-239 ・240	サクラマス (全身)	Pink salmon	<i>Oncorhynchus masou</i>	1.1E+03			1	同上	〃	魚類 サケ
Pu-239 ・240	ホシザメ (全身)	Gummy shark	<i>Mustelus manazo</i>	1.7E+02			1	同上	〃	魚類 ドチザメ
Pu-239 ・240	タチウオ (全身)	Atlantic cutlassfish	<i>Trichiurus lepturus</i>	8.3E+01			1	同上	〃	魚類 タチウオ
Pu-239 ・240	クロダイ (全身)	Black porgy	<i>Myllo macrocephalus</i>	1.7E+02			1	同上	〃	魚類 タイ
Pu-239 ・240	ニベ (全身)	Nibe croaker	<i>Nibea mitsukurii</i>	2.9E+02	1.8E+02	4.8E+02	4	同上	〃	魚類 ニベ
Pu-239 ・240	ショウサイフ グ (全身)	Vermiculated puffer	<i>Fugu vermicularis</i>	1.4E+02	0	4.3E+02	3	同上	〃	魚類 マフグ

表6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF) (Pu: 3/5)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Pu-239 ・240	ヌマガレイ (全身)	Starry flounder	<i>Platichthys stellatus</i>	2.1E+02			1	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	魚類
Pu-239 ・240	クサウオ (全身)	Tanaka's snailfish	<i>Liparis tanakai</i>	2.8E+01			1	同上	"	魚類 クサウオ
Pu-239 ・240	カワハギ (全身)	Threadsail filefish	<i>Stephanolepis cirrhifer</i>	1.3E+01			1	同上	"	魚類 カワハギ
Pu-239 ・240	ヤモリザメ (全身)	Gecko shark	<i>Galeus eastmani</i>	1.7E+02			1	同上	"	魚類 サメ
Pu-239 ・240	イシモチ (筋肉)	Silver jewfish	<i>Argyrosomus argentatus</i>	6.5E+01	0	1.3E+02	3	同上	"	魚類 イシモチ
Pu-239 ・240	マダコ (筋肉)	Octopus	<i>Octopus vulgaris</i>	3.3E+01			1	同上	"	軟体動物 八腕類
Pu-239 ・240	ハマグリ (軟組織)	Marine bivalve	<i>Meretrix lusoria</i>	3.3E+02	1.9E+02	5.4E+02	5	同上	"	軟体動物 貝類 二枚貝
Pu-239 ・240	コタマガイ (軟組織)	Marine bivalve	<i>Gomphina melanaegis</i>	1.6E+02	1.0E+02	2.2E+02	4	同上	"	軟体動物 貝類 二枚貝
Pu-239 ・240	クロアワビ (筋肉)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	8.7E+02	5.7E+02	1.2E+03	7	同上	"	軟体動物 貝類
Pu-239 ・240	クロアワビ (内蔵)	Abalone	<i>Haliotis discus discus</i>	1.5E+03	8.3E+02	2.4E+03	7	同上	"	軟体動物 貝類

表6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF) (Pu: 4/5)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Pu-239 ・240	サルエビ (全身・ 筋肉)	Shrimp	<i>Trachypenaeus curvirostris</i>	2.9E+02	1.2E+02	5.2E+02	10	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	甲殻類 クルマエビ
Pu-239 ・240	エビジャコ (全身)	Shrimp	<i>Crangon affinis</i>	3.3E+02	2.0E+02	6.1E+02	4	同上	〃	甲殻類 エビジャコ
Pu-239 ・240	ヒラツメガニ (全身)	Crab	<i>Ovalipes punctatus</i>	2.4E+02	4.7E+01	5.6E+02	9	同上	〃	甲殻類 ワタリガニ
Pu-239 ・240	サメハダヘイ ケガニ (全身)	Crab	<i>Paradorippe granulata</i>	9.0E+02	7.7E+02	1.1E+03	3	同上	〃	甲殻類 ヘイケガニ
Pu-239 ・240	ヒラコブシガ ニ (全身)	Crab	<i>Philyra syndactyla</i>	1.2E+03			1	同上	〃	甲殻類
Pu-239 ・240	ガザミ (全身)	Crab	<i>Portunus trituberculatus</i>	2.7E+02	0	4.1E+02	7	同上	〃	甲殻類 ワタリガニ
Pu-239 ・240	ジャノメガザ ミ (全身)	Crab	<i>Portunus saguinolentus</i>	2.4E+02	2.0E+02	2.8E+02	7	同上	〃	甲殻類 ワタリガニ
Pu-239 ・240	ヤマトシジミ (軟組織)	Brackish-water clam	<i>Corbicula japonica</i>	3.3E+01			1	同上	〃	軟体動物 貝類 シジミ
Pu-239 ・240	アラメ (葉茎)	Brown algae	<i>Eisenia bicyclis</i>	7.1E+02	5.0E+02	1.0E+03	9	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ
Pu-239 ・240	ワカメ (葉茎)	Brown algae	<i>Undaria pinnatifida</i>	9.1E+02	3.2E+02	2.0E+03	3	同上	〃	海藻 褐藻類 コンブ

表 6 - 4 - 2 - 2 - 3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数 (CF) (Pu: 5 / 5)

核 種	生物和名	生物英語名	生 物 学 名	CF 平均値	CF 最低値	CF 最高値	試料数	実験方法	文献番号	備 考
Pu-239 ・240	ヒジキ (葉茎)	Brown algae	<i>Hizekia fusiforme</i>	5.4E+02	3.5E+02	8.2E+02	2	野外実験 東海村沿 岸	(1)(2)(3)(4)	海藻 褐藻類 ヒバマタ

表6-4-2-2-3. 茨城県東海村沿岸海洋生物の濃縮係数(CF) (Am:1/1) (動力炉・核燃料開発事業団)

核種	生物和名	生物英語名	生物学名	CF平均値	CF最低値	CF最高値	試料数	実験方法	文献番号	備考
Am-241	シラス (カクチイワシ 稚魚全体)	Larva of japanese anchovy	<i>Engraulis japonica</i>	7.0E+01			91	野外実験 東海村沿 岸	(5) (6)	魚類, シラス カクチイワシ 稚魚 コナ1979-1990
Am-241	ヒラメ, カレイ (成魚筋肉)	Flounders	<i>Pleuronectoidei</i>	4.0E+01			65	同上	"	魚類 ヒラメ, カレイ 1979-1990
Am-241	褐藻類 (根除)	Brown algae	<i>Phaeophyceae</i>	3.0E+02			184	同上	"	海藻, 褐藻類 ワカメ, ヒジキ, カジメ 1979-1990
Am-241	二枚貝 (コタ マガイ) (身)	Bivalve	<i>Bivalvia</i>	1.0E+03			109	同上	"	軟体動物, 二 枚貝, コタ マガイ 1979-1990
Am-241	タコ, イカ (軟体部) 頭足類	Cephalopod	<i>Cephalopoda</i>	2.0E+02			64	同上	"	軟体動物, 頭 足類, イカ, タコ 1979-1990
Am-241	カニ, エビ (全体) 甲殻類	Crustacean	<i>Crustacea</i>	6.0E+02			71	同上	"	甲殻類 カニ, エビ 1979-1990

参考文献

- (1) 茨城県公害技術センター：茨城県における放射能調査（第30報）放調資料60-6, 1985年4月～1986年3月。（1987年3月）。
- (2) 茨城県公害技術センター：茨城県における放射能調査（第36報）放調資料3-6, 1991年4月～1992年3月。（1993年3月）。
- (3) 茨城県公害技術センター：茨城県における放射能調査（第37報）放調資料4-6, 1992年4月～1993年3月。（1994年3月）。
- (4) 茨城県生活環境部原子力安全対策課：原子力施設海洋影響調査報告書、1994年3月。
- (5) 森沢正人、渡辺 均、圓尾好宏、篠原邦彦：環境中PuおよびAmの挙動に関する研究、動燃技報 81, 118-121, 1992。
- (6) 住谷秀一：沿岸におけるPu-239, 240及びAm-241の分布と挙動、第23回放医研セミナー「長半減期核種の環境動態と線量」— 超ウラン元素、I-129および Tc-99を中心に — 予稿集、6-8, (1995), 放射線医学総合研究所, 千葉。

7. 長半減期核種の海洋生物への取り込みに関する研究の動向

長半減期核種の $^{239, 240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am （アルファ線放出核種）および ^{99}Tc （ベータ線放出核種）は、フオールアウト由来のものが海洋環境で検知されている。これまでに、海水、海産生物および海底堆積物中の濃度について研究が行われてきた。しかしながら、上記核種とも海水中の存在量がきわめて微量なため、測定がむずかしく、多くの情報を得ることは困難であった。将来、商業用使用済核燃料再処理施設の稼働に伴い、海洋への放出が予想されるので、線量評価上で重要性が増すことが考えられる。今後、ますますこれらのデータを蓄積し、適切な情報を得ることが望まれる。

我が国における超ウラン元素（Pu、Amなど）やテクネチウムに関する代謝パラメータはアルファ核種代謝実験施設確保の困難さや経済性などの理由から十分な情報が得られていないのが現状である。本報告書では、主として、国外で行われたデータをもとにして、最近、国内で得られたデータも集録した。

自然放射性核種のポロニウム-210（アルファ線放出核種）は海産生物による蓄積が大きく、食品摂取による ^{210}Po から受けるヒトにおける体内被曝線量は自然放射線からの内部被曝線量の中で、ラドン、 ^{40}K 、トロンに次いで寄与が大きい。我が国における海産生物における ^{210}Po の濃縮係数や代謝パラメータに関する情報はきわめて乏しい。海産生物摂取による ^{210}Po からの被曝線量を正確に評価する上で、これらのデータを蓄積し、適切な情報を得ることが必要である。

7-1. 超ウラン元素

プルトニウム、アメリシウムなどの超ウラン元素が海洋へ導入された場合、海水中では主として懸濁物質に吸着した状態やコロイド状態で存在することが報告されている。水中懸濁物に吸着した超ウラン元素は海底堆積物に移行することから、とくに、底棲生物への蓄積に影響を及ぼすことが考えられる。プルトニウムおよびアメリシウムはフオールアウトや核燃料再処理施設由来のものが海産生物や海底堆積物に検知されている¹⁾。フィールド調査結果から、藻類、甲殻類および貝類は魚類に比べて蓄積が大きいことが知られている。ここでは、長半減期核種で人体への体内被曝の観点から重要と考えられるプルトニウムおよびアメリシウムを中心に超ウラン元素の海産生物における挙動について紹介する。本章をまとめるにあたっては、主として、IAEA海洋環境研究所（モナコ）の研究成果を参考にした。

7-1-1. プランクトンおよび海藻

Fowlerらの調査研究結果では、 $^{239+240}\text{Pu}$ の植物プランクトンにおける濃縮係数は $9 \times 10^4 - 1 \times$

10^5 、微小の動物プランクトン（オキアミ）では 5×10^3 、大型の動物プランクトン（Copepoda）では 1×10^2 で、 ^{241}Am の植物プランクトンにおける濃縮係数は $2 \times 10^4 - 1 \times 10^5$ 、オキアミでは 5×10^3 、Copepodaでは 1×10^3 であると報告されている。植物プランクトンおよび動物プランクトンでは高い濃縮係数を示したが、植物プランクトンでは、細胞表面への吸着、動物プランクトンでは殻や外骨格などの体表面への吸着によることが大きいことが示唆された²⁾。 ^{237}Pu および ^{241}Am 添加した海水中で6種の植物プランクトンを培養し、それぞれの濃縮度を調べた結果では、 ^{237}Pu 、 ^{241}Am とも3～4日でほぼ平衡に達し、濃縮係数は両核種とも 10^5 以上で、 ^{235}Np に比べてかなり高い。 ^{237}Pu の取り込みに及ぼす化学形態の影響を調べたが、Pu(III-IV)とPu(V-VI)の間には濃縮係数の差は認められなかった³⁾。植物プランクトン（硅藻）に取り込まれた ^{241}Am の排泄パターンには2つの成分が認められ、ゆっくり排泄される成分（Slow component）の生物学的半減期は10～12日であった。³⁾動物プランクトンのオキアミによる環境水および餌料（硅藻）からの ^{241}Am の摂取実験では環境水からの取り込みは漸次増加し、1週間後における濃縮係数は 10^2 であった。⁴⁾全身放射能の96%が外骨格に存在することから主として表面吸着によることが示唆された。オキアミにおける ^{241}Am の濃縮係数は体重の増加につれて減少するのに対して、体表面積/体重量比の増加に伴って大きくなることが認められた。 ^{241}Am を取り込ませた硅藻を4日間食べさせた後の体内残留率は3%と小さく、体内に取り込まれた ^{241}Am の99%が1週間以内に糞として排泄された。 ^{252}Cf および ^{235}Np についても同様の実験を行った結果では、オキアミにおける ^{252}Cf の濃縮係数(300)は ^{241}Am (125)、 ^{237}Pu (50) および ^{235}Np (15)に比べて大きい値を示したが、 ^{252}Cf 、 ^{235}Np とも外骨格への吸着が大きいことが示された。餌料からの取り込みも小さいことが報告されている^{5)、6)}。図7-1-1-1に植物プランクトンおよび動物プランクトンにおける超ウラン元素のAm、Pu、CfおよびCmの濃縮係数を示した。

4元素とも体容積に対する体表面積の比が大きい植物プランクトン（Phytoplankton）の濃縮係数は動物プランクトンのオキアミ（Euphausiids）やAppendiculariansに比べて大きく、プランクトンへの超ウラン元素の蓄積は体表面への吸着が大きいことによると考えられた⁶⁾。

海藻による ^{241}Am の摂取実験から緑藻*Ulva rigida*は褐藻、ヒバマタ*Fucus vesiculosus*や紅藻*Gigartina stellata*に比べ3～5倍取り込みが高いことが認められている。3種の海藻とも明暗による取り込みの差はなく、藻体表面への蓄積は表面吸着によることが示された。

17日間にわたって ^{241}Am 添加海水中で培養した褐藻*Dilophus spiralis*および緑藻*Bryopsis balbesiana*の濃縮係数は1,625（褐藻）および750（緑藻）であった。藻体に取り込まれた ^{241}Am は褐藻、緑藻とも24時間で15～24%排出された後、14～36日の生物学的半減期で排泄されることが認められている⁷⁾。フィールド調査から得られたヒバマタ（褐藻*Fucus*）の濃縮係数（乾重量より算出）では、 ^{241}Am (26,600)および $^{239+240}\text{Pu}$ (12,500)は ^{235}U 、 ^{230}Th よりも大きいことが報告されている⁸⁾。

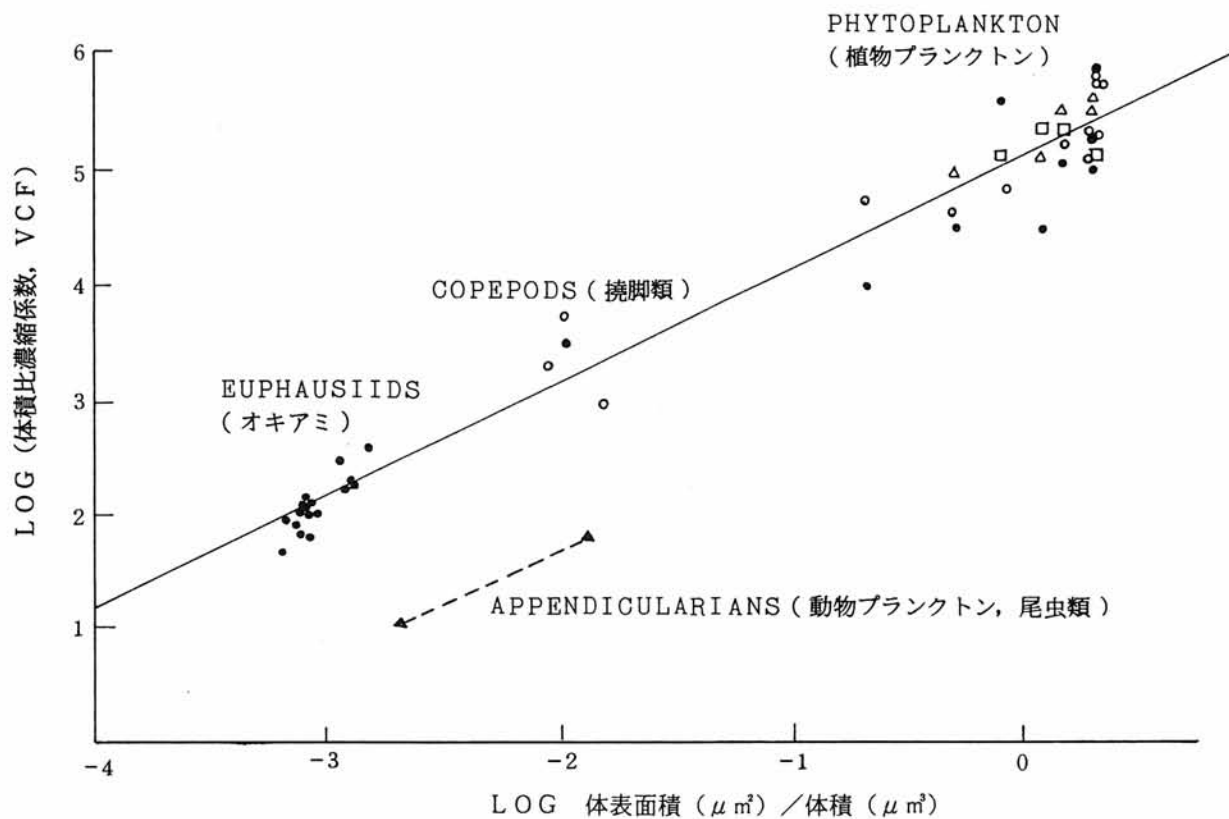


図7-1-1-1. 海洋プランクトンにおける超ウラン元素の濃縮係数 (VCF)

- Am ▲ Am ; Appendicularians
- Pu
- △ Cf
- Cm

7-1-2. 無脊椎動物（環形動物、棘皮動物、軟体動物および節足動物）

無脊椎動物による放射性核種の取り込みは魚類と同様に(1)環境水から鰓および体表を通しての直接吸収、(2)消化管吸収による餌料生物からの摂取、(3)海底堆積物からの摂取などの経路を通して体内に蓄積される。プルトニウム、アメリシウムなどの超ウラン元素は水中懸濁物質に吸着し海底堆積物へ移行することから底棲生物による取り込みに関する実験的研究が行われ、多くの情報が得られている。

ここでは、底棲生物によるそれぞれの経路を通しての蓄積、排泄および体内分布の様相について概説する。

Grilloらはそれぞれ ^{237}Pu 、 ^{241}Am および ^{242}Cm を添加した海水中で多毛類 *Hermione hystrix*、アサリ *Tapes decussatus*、腹足類 *Aporrhais pespelicant*、ナマコ *Stichopus regalis* およびヒトデ *Ophiura texturata* を飼育し、環境水からの蓄積および排泄を調べた⁹⁾。3週間後の全身の濃縮係数は $10^1 - 10^3$ で生物種および核種によりかなり差が認められた。 ^{237}Pu で高い濃縮係数を示したヒトデを除けば他の生物では、 ^{241}Am の取り込みは ^{237}Pu よりも大きく、濃縮度では棘皮類、軟体類、多毛類の順に高くなることが示された。 ^{241}Am 、 ^{237}Pu および ^{242}Cm の体内分布では、80~90% が殻や体壁 (Body wall) に存在し、軟組織への蓄積は小さい。とくに、多毛類の体表に存在する剛毛 (Setae) やヒトデの消化器および生殖巣の濃縮係数 ($10^3 - 10^4$) は高い。体内に取り込まれた ^{241}Am 、 ^{237}Pu および ^{242}Cm の排泄は核種よりも生物種による影響が大きく、長期間にわたって残留する成分 (Slow Component) の生物学的半減期は、棘皮類では68~410日、軟体類では53~80日および多毛類では66日で、生物種および核種によりかなり差があることが認められた。ヒトデでは ^{241}Am よりも ^{237}Pu の濃縮度が高いことが認めれたが、 ^{237}Pu による環境水および餌料生物からの取り込み実験から環境水からの蓄積が主要であると報告されている¹⁰⁾。図7-1-2-1.に底棲生物における ^{237}Pu の全身の濃縮係数 (Concentration Factor) を示した。ヒトデ (Starfish) や端脚類 (Amphipod) では濃縮係数が大きいものに対して底棲魚 (Bottom fish) では3桁小さい¹¹⁾。

Guaryらはカニ *Carcinus maenas* による ^{237}Pu および ^{241}Am の環境水および餌料生物からの取り込みを調べた結果では、8日目における全身の濃縮係数 (環境水から) は ^{237}Pu では75、 ^{241}Am では145であった¹²⁾。全身放射能の70%は外骨格に存在した。各器官に対する濃縮係数は ^{237}Pu では、鰓(340)、外骨格(70)が大きく、 ^{241}Am では鰓(960)、外骨格(240) が大きいものに対して筋肉や他の軟組織では小さい。体内に取り込まれた ^{241}Am 、 ^{237}Pu の生物学的半減期は45日 (Am) および55日 (Pu) であった。 ^{241}Am および ^{237}Pu の大部分がカニの外骨格に存在するので脱皮が排泄に大きく影響することが認められている。カニによる餌料 (ゴカイ、ムラサキイガイおよびエビ) からの ^{241}Am および ^{237}Pu 摂取実験から得られた ^{241}Am および ^{237}Pu の吸収率は約30%で、脊椎動物 (0.01~0.1%) に比べて高いことが認められた。体内に取り込まれた ^{241}Am および ^{237}Pu は5日の生物

学的半減期で排泄された。体内分布は環境水からの場合とは異なり肝臓で最も高く、時間経過に伴い、肝臓から ^{241}Am および ^{237}Pu が外骨格、鰓および表皮 (Epidermis) への移行がみられた。

底棲性の小型エビ *Cirolana borealis* による ^{237}Pu 、 ^{241}Am および ^{252}Cf の環境水からの摂取実験から得られた濃縮係数 (3週間後) は52 [^{237}Pu (IV)]、54 [^{237}Pu (V)]、176 (^{241}Am) および185 (^{252}Cf) で、 ^{237}Pu では化学形による差は認められなかった¹³⁾。体内に取り込まれた放射能の大部分は外骨格に存在し、腸、肝臓、筋肉および血リンパへの蓄積は小さい。体内放射能の排泄パターンには2つの成分が認められ、緩やかに排出される成分 (Slow Component) の生物学的半減期は60日 [Pu (IV)]、87 [Pu (V)]、261 (^{241}Am) および288日 (^{252}Cf) であった。外骨格よりも内部組織の放射能の排出は速やかであった。プルトニウムでは、Pu (V) はPu (IV) よりも長く残留することが認められた。餌料 (イガイ) からの ^{241}Am および ^{252}Cf の吸収率は5%程度であった。

海洋における放射能レベルの変動を知る上で有効な指標生物として用いられているムラサキガイ *Mytilus edulis* による環境水および餌料 (珪藻) からの ^{241}Am および ^{237}Pu の摂取実験 (5日間) から得られた全身の濃縮係数は10~50で、蓄積平衡に達するためには長期間を要することが推定された¹⁴⁾。5日目における軟体部の濃縮係数 (環境水から) では、 ^{241}Am は ^{237}Pu に比べて1.5倍大きいことが認められ、フィールドでカキやムラサキガイで観察されているAm/Pu比の高いことと符合した。体内分布では、貝殻が高いことが示されたが、全身放射能に対する軟体部の割合は ^{237}Pu では20~30%、 ^{241}Am では30~40%であった。餌料 (珪藻) からの ^{241}Am および ^{237}Pu の吸収率は投与されたプランクトンの細胞密度によってかなり変動し、1.5~16%で、 ^{241}Am は ^{237}Pu に比べて2倍高いことが認められた。Pu (III~IV) およびPu (V~VI) でラベルした珪藻を摂取したムラサキガイにおける代謝挙動には差がみられなかった。

表7-1-2-1は環境水および餌からムラサキガイに取り込まれた ^{237}Pu および ^{241}Am の排泄パターンと生物学的半減期である。

それぞれの経路を通して体内に取り込まれた ^{237}Pu および ^{241}Am の体内残留曲線は3~4つの指数関数の和としてあらわされ、両核種とも餌から取り込まれた放射能は環境水からの場合に比べて速く排泄されることがみとめられた。室内実験から100日程度の長い生物学的半減期がみられたが、 ^{241}Am を取り込ませたムラサキガイを海中で長期間にわたって飼育した結果では1.3年というさらに長い生物学的半減期がみられた。同種の生物においても、生物学的半減期は生物の大きさ、水温、代謝活動および排泄実験期間の長さなどによって影響を受けるので、生物学的半減期を取りあつかう際には十分に注意することが必要である¹⁵⁾。

底棲生物による ^{252}Cf の環境水および食物連鎖を通しての転移。蓄積に関する情報はきわめて乏しい。Fowlerらはアサリ *Venerupis decussata*、多毛類 *Hermione hystrix*、小型エビ *Lysmata seticaudata*、ヒトデ *Ophiuroid texurata* および、カニ *Pilumnus hirtellus* などの底棲生物を用い

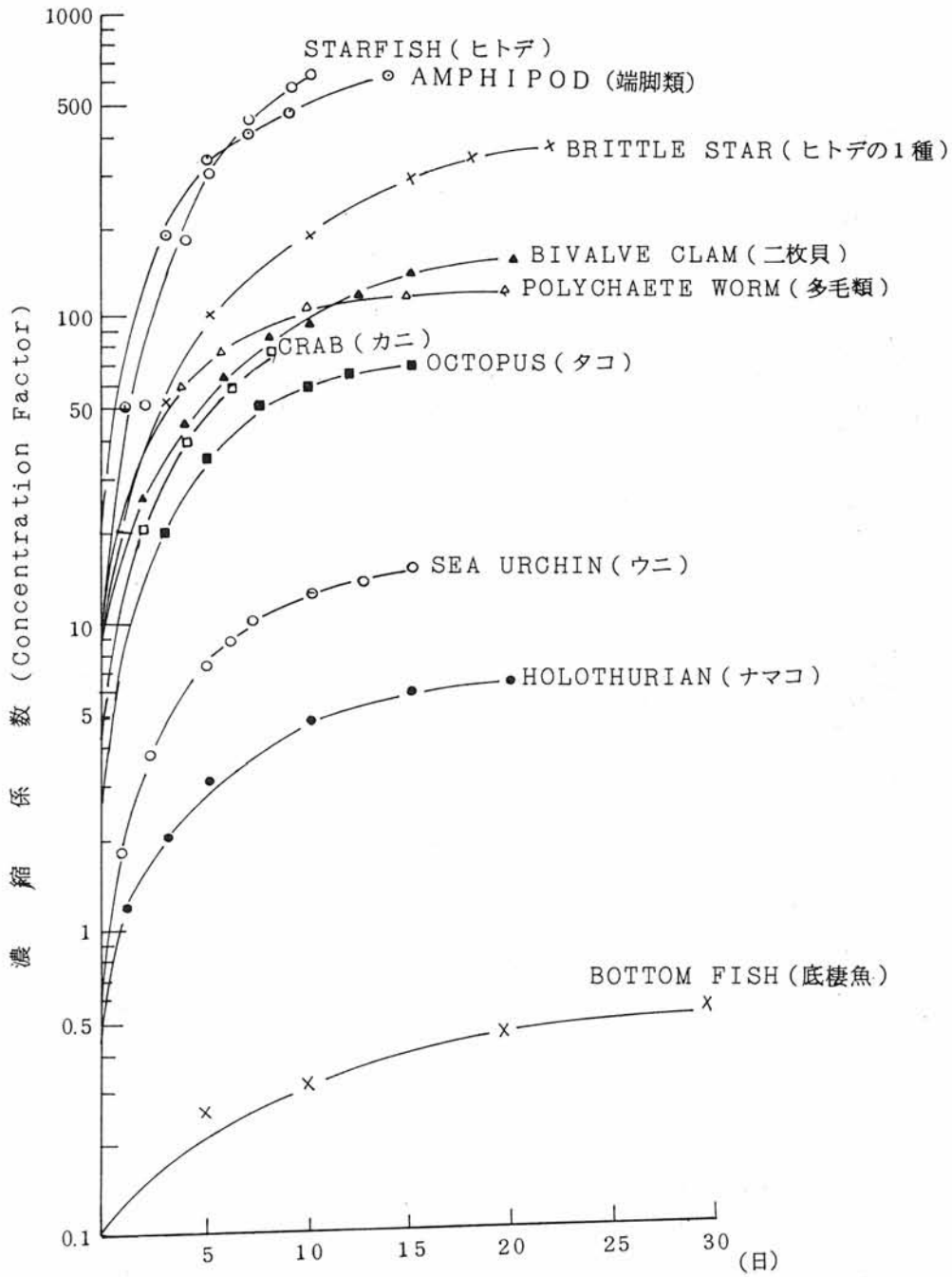


図7-1-2-1. 海産生物による ^{237}Pu の取り込み

表7-1-2-1. ムサラキイガイ *Mytilus edulis* における ^{237}Pu および ^{241}Am の生物学的半減期

核種	取り込み経路		A		B		C		D	
			T _{1/2} (日)	全身負荷量 に対する 割合 (%)	T _{1/2} (日)	全身負荷量 に対する 割合 (%)	T _{1/2} (時間)	全身負荷量 に対する 割合 (%)	T _{1/2} (時間)	全身負荷量 に対する 割合 (%)
Am	海水	5 日	96	63	8.6	14	43	23		
Am	硅藻	5 日	55	37	5.2	20	12	43		
Am	硅藻	1/2時間	58	2.7	4.6	14	29	28	2	55
Am	硅藻	5 日	108	23	10.2	47	25	30		
Pu			73	23	14.5	49	17	28		
Am	海水	5 日	97	61	12.0	12	72	27		
Pu			82	45	7.0	55				
Am ^a	海水	5 日	113	66	7.4	20	43	14		
Pu ^a			85	51	9.5	32	31	17		

^a 死貝の殻からの排出

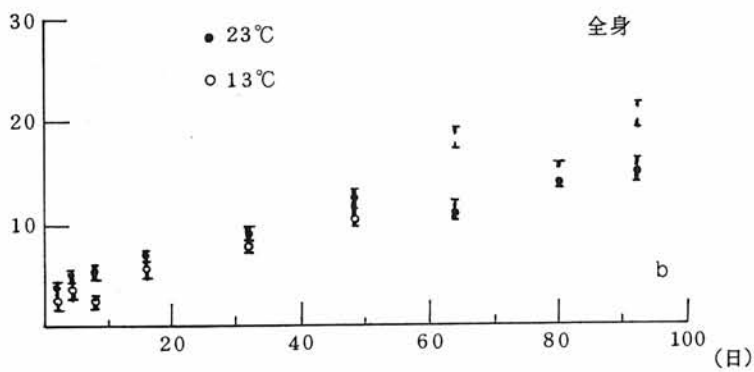
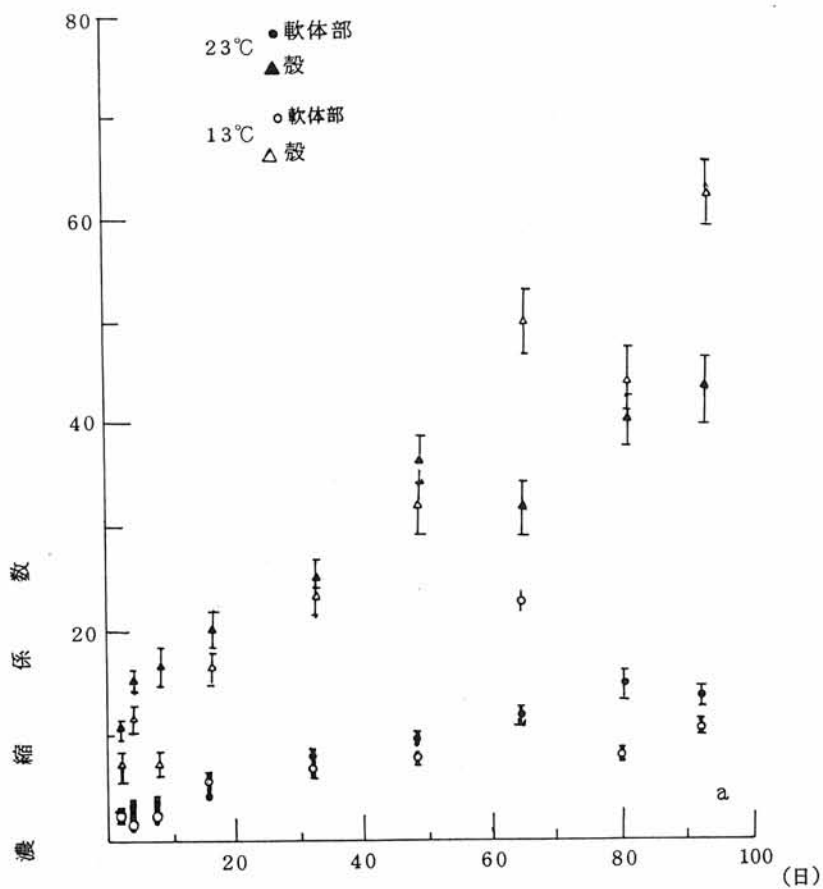


図7-1-2-2. 小型エビ *lysmata seticoudata* による

^{237}Np の蓄積

a : 軟体部および殻

b : 全身

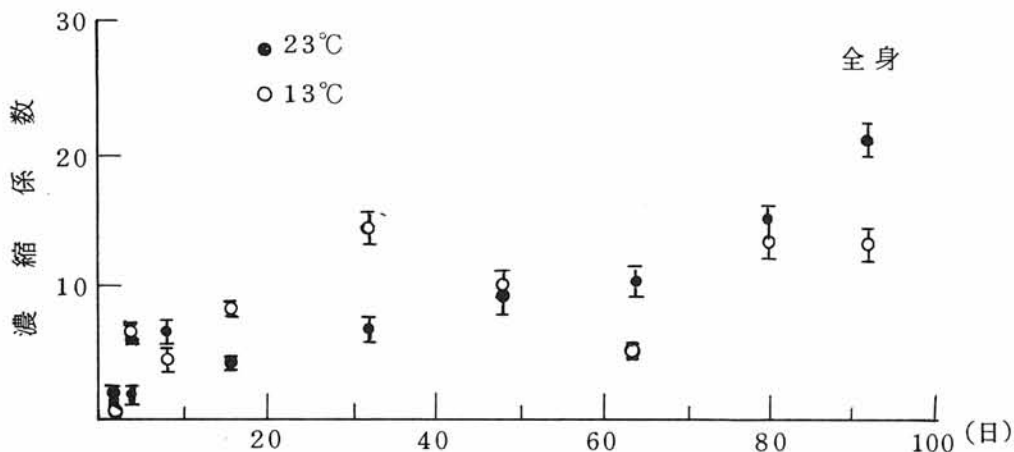


図7-1-2-3. イガイ *Mytilus galloprovincialis* による ^{237}Np の蓄積

て環境水、餌料生物および海底堆積物からの ^{252}Cf の蓄積および排泄について調べた¹⁶⁾。

環境水からの摂取実験（3週間）から得られた全身の濃縮係数は、763(多毛類)、220(エビ)、665(カニ) および78(アサリ)であった。

底棲生物における ^{252}Cf の濃縮係数は高い値を示したが、大部分の放射能は外骨格、貝殻および体表面に存在し、表面吸着が ^{252}Cf の蓄積に大きく影響することが認められた。アサリの内臓、鯉およびカニの鰓、卵巣、内臓などの ^{252}Cf の濃縮度は高い。 ^{252}Cf の生物体からの排出は比較的緩慢な排泄パターンを示し、長半減期成分 (Slow Component) の生物学的半減期は50日(カニ、多毛類) から 126日(アサリ)の範囲であった。エビでは脱皮により速く排泄された。餌料からの ^{252}Cf の吸収率は高く、カニでは23%、ヒトデでは97%で、体内に取り込まれた放射能の大部分が肝臓(カニ)、消化管および幽門垂(ヒトデ)に存在した。餌から取り込まれた ^{252}Cf の生物学的半減期 (Slow Component) は18日(カニ) および36日(ヒトデ)であった。海底堆積物からの移行は小さく、多毛類では0.05(移行係数)、アサリでは0.006であった。 ^{252}Cf の底棲生物における代謝挙動はアメリカシウム、プルトニウムと類似することが認められた。

^{241}Am の壊変により生成される ^{237}Np はプルトニウムやアメリカシウムに比べて海産生物への転移、蓄積が小さいことが報告されている。Guayraらは底棲性の小型エビ *Lyssmata seticaudata* およびイガイ *Mytilus galloprovincialis* による ^{237}Np の環境水からの蓄積および排泄に及ぼす温度の影響について調べた¹⁷⁾。図7-1-2-2および図7-1-2-3.にみられるごとく、エビおよびイガイによる ^{237}Np の蓄積に対して温度の影響はみとめられなかった。エビおよびカニの全身における ^{237}Np の濃縮係数(3ヶ月後)は15~20であった。エビ、イガイとも軟体部による ^{237}Np の取り込みは外骨格や殻に比べて小さい。エビ、イガイとも全身放射能の大部分は外骨格や貝殻に存在することから、 ^{237}Np の蓄積に対して表面吸着の影響が大きいと考えられる。濃縮係数はアメリカシウ

ム、プルトニウムに比べてかてり小さい。 ^{237}Np の排泄に及ぼす温度の影響は認められなかった(図7-1-2-4)。 ^{237}Np を取り込ませたイガイを海中で飼育した場合の生物学的半減期は室内実験から得られた値より小さいことが示された(図7-1-2-5)。その理由として、海中飼育では、成長による生物学的稀釈(Biological dilution)や活発な代謝活動により排泄が促進されたものと推定された。カニ*Carcinus pagurus*による環境水からの取り込み実験では、外骨格、鰓および肝臓が大きく、筋肉ではきわめて小さいことが報告されている。全身放射能の93~98%が外骨格に存在した。カニの外骨格の濃縮係数(50日目)は70でプルトニウムやアメリシウムに比べて小さい¹⁸⁾。

頭足類(タコ、イカ)におけるアメリシウムおよびプルトニウムの代謝挙動を知るため、Guaryらはマダコ*Octopus vulgaris*を用いて、 ^{237}Pu および ^{241}Am を添加した海水中で15日間飼育し海水からの取り込みを調べた¹⁹⁾。15日目における全身の濃縮係数については、 ^{237}Pu では65、 ^{241}Am では35であった。鰓心臓の濃縮係数($^{237}\text{Pu}:9.3\times 10^3$ 、 $^{241}\text{Am}:7.1\times 10^3$)が大きいことから、鰓心臓(体重の0.3%)のマダコの全身放射能に対する割合は ^{237}Pu では41%、 ^{241}Am では73%であった。両核種とも体内に取り込まれた放射能の排泄は緩慢で生物学的半減期(Slow Component)は1.5年であった(図7-1-2-6)。排泄実験(2ヶ月)終了後でも鰓心臓には ^{237}Pu で88%(全身放射能に対して)、 ^{241}Am で99%が残存することから、マダコにおける ^{237}Pu および ^{241}Am の排泄は鰓心臓の代謝挙動に影響されることが示唆された。 ^{241}Am を取り込ませたカニの一回摂取実験から吸収率は33%で主として肝臓にとりこまれることが認められた。

マダコにおける餌料からの ^{241}Am の体内分布および排泄パターンは環境水からの場合と異なり時間経過に伴い肝臓の割合(全身放射能に対して)が減少するのに対して、鰓心臓では漸次増加し、排泄実験終了時(70日後)の体内分布では鰓心臓は84%であった。肝臓からの鰓心臓への ^{241}Am の移行が示唆された。餌から取り込まれた ^{241}Am の排泄は環境水からの場合に比べて速く、生物学的半減期(Slow Component)は160日であった。これらの違いは肝臓と鰓心臓の代謝回転速度の差によると考えられる。フィールド調査からも鰓心臓による超ウラン元素や自然放射性核種の ^{210}Po 、 ^{210}Pb の特異的濃縮がみとめられている²⁰⁾。タコの全身に対する濃縮係数では、 $^{239+240}\text{Pu}$ で 6×10^1 、 ^{241}Am で 2×10^2 で、鰓心臓では、 $^{239+240}\text{Pu}$ で 1×10^4 、 ^{241}Am で 1×10^4 であった。オートラジオグラフィによるタコの鰓心臓の細胞内における ^{241}Am の分布に関する研究から ^{241}Am は細胞内に存在するアデノクロムという色素顆粒と結合していることが認められた。 ^{241}Am がアデノクロムという細胞内色素顆粒と結合することにより生体防禦や解毒機能に重要な役割を果していることが報告されている²¹⁾。フィールド調査研究では、Swiftはセラフィールド核燃料再処理施設から放出された放射能で汚染されたタマキビ(貝類)*Littorina littorea*における $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am および $^{243+244}\text{Cm}$ の濃縮係数や生物学的半減期を調べている²²⁾。1年間にわたってセラフィールド核燃料再処理施設近傍海域から1ヶ月に1回タマキビと海水を同時に採取し、軟体部および貝

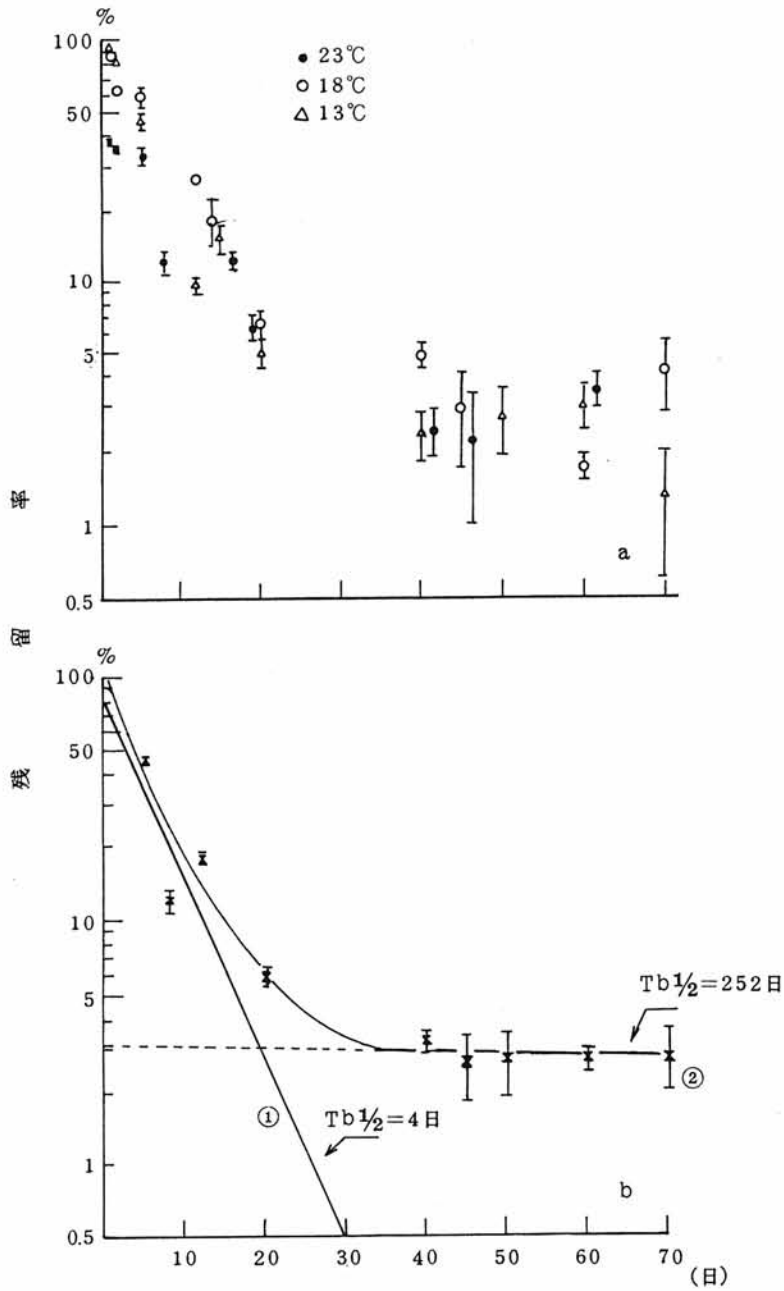


図7-1-2-4. 小型エビ *Lysmata seticaudata* からの ^{237}Np の排泄
 a : 3つの種々の温度における排泄状況
 b : 全個体の平均値 $\pm 1\sigma$

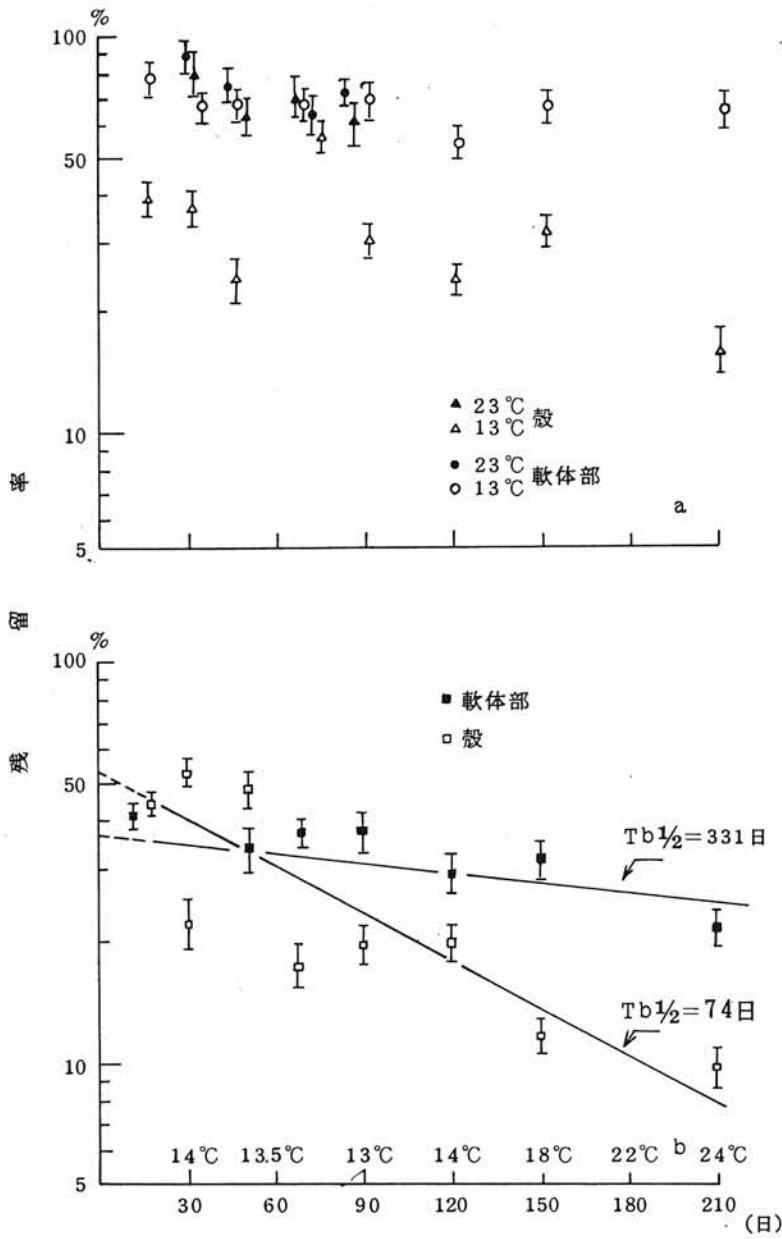


図7-1-2-5. イガイ *Mytilus galloprovincialis* からの ^{237}Np の排泄

a : 室内実験

b : フィールド実験

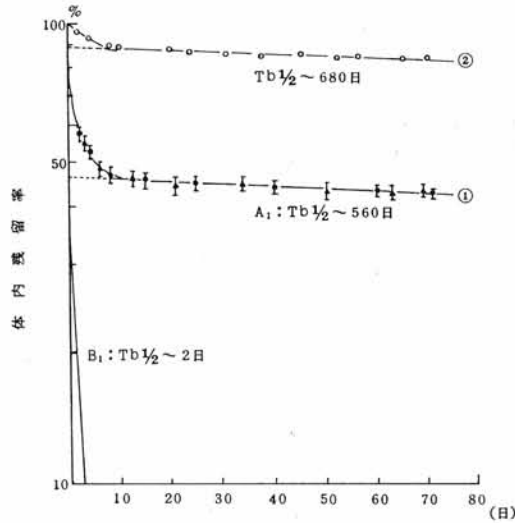


図7-1-2-6. マダコ*Octopus vulgaris*による ^{237}Pu および ^{241}Am の排泄

- ①： ^{237}Pu (▲), ^{241}Am (○), 10日間汚染海水中で飼育したマダコ
 ②： ^{241}Am (●), 22日間汚染海水中で飼育したマダコ

殻の濃縮係数を濾過海水の濃度から算出した。タマキビの軟体部における濃縮係数(平均値)は、 $^{239+240}\text{Pu}$ で4,020、 ^{241}Am で29,000、 $^{243+244}\text{Cm}$ で13,900であった。3核種とも濃縮係数にかなりの変動幅がみられるが、IAEA(1985)により勧告された値とほぼ一致した。生物学的半減期を調べるため、1年間にわたって1ヶ月に1回、セラフィールド核燃料再処理施設近傍海域から採取したタマキビを非汚染海水中でそれぞれ7週間飼育し、軟体部における $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am および $^{243+244}\text{Cm}$ の排泄経過を追跡した。排泄パターンには2つの成分すなわち速く排出される成分(A_1)とゆっくりと排泄される成分(A_2)が認められた。3核種とも70~90%が1~2日で排泄された後80~180日(10~30%)の生物学的半減期でゆっくりと排泄されることが認められた。 ^{241}Am は $^{239+240}\text{Pu}$ や $^{243+244}\text{Cm}$ に比べて排泄は緩慢であった。(表7-1-2-2.)

フィールド調査研究では、Noshkinらは北大西洋の無脊椎動物における ^{239}Pu (フォールアウト由来)の濃度を調べ、同時に採取した海水の濃度から濃縮係数を算出した。無脊椎動物における ^{239}Pu の濃縮係数は底棲生物で比較的大きい値が得られた。表7-1-2-3にみられるごとく底棲生物の多毛類(CF:4,000)やヒトデ(1,020)では濃縮係数は大きい。²³⁾

海底堆積物における超ウラン元素の分配係数(Kd)が高いことから、底棲性の海産生物による海底堆積物からの移行については多種類の生物を用いた実験的研究が行なわれてきた。

表7-1-2-2. タマキビ *Littorina littorea* における $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am および $^{243, 244}\text{Cm}$ の生物学的半減期 (平均値)

	$A_1(\%)$	$K_1(\text{day}^{-1})$	$t_{b1/2}(\text{日})$	$A_2(\%)$	$K_2(\text{day}^{-1})$	$t_{b1/2}(\text{日})$
軟体部						
$^{239, 240}\text{Pu}$	88	0.472	1.5	12	0.006	115
^{241}Am	81	0.469	1.5	19	0.0038	182
$^{243+244}\text{Cm}$	74	0.731	1.0	26	0.0088	79
消化腺 (Digestive gland complex)						
$^{239, 240}\text{Pu}$	87	0.553	1.3	13	0.0165	42
^{241}Am	82	0.528	1.3	18	0.0112	62
$^{243, 244}\text{Cm}$	78	0.936	0.7	22	0.0113	63
残部						
$^{239, 240}\text{Pu}$	87	0.390	1.8	13	0.0003	2310
^{241}Am	77	0.409	1.7	23	0.0001	6931
$^{243+244}\text{Cm}$	77	0.270	2.6	23	0.0021	330

表7-1-2-3. 海産生物における²³⁹Puの濃縮係数

生物	組織	平均値	幅
イガイ (Blue mussel)	軟体部	300 (7)	250-350
	殻	490 (3)	470-520
イガイ (Brown mussel)	軟体部	340 (1)	
二枚貝 (Soft-shell clam)	軟体部	440 (1)	
カキ (Oyster)	軟体部	130 (2)	100-160
ホタテガイ (Scallop)	閉殻筋	24 (2)	10-37
	軟体部	520 (3)	410-690
	殻	600 (1)	
エドバイの1種 (Whelk)	軟体部	140 (1)	
	殻	300 (1)	
二枚貝 (Moon shell)	軟体部	660 (1)	
	殻	690 (1)	
ヒトデ (Starfish)	体部	1020 (2)	
ヒトデ (Brittle star)	体部	760 (1)	
多毛類 (Marine worm)	全身	4100 (1)	
海綿 (Sponge)	全身	2100 (1)	
ホンダワラ (Sargasso weed)		2.1×10^4 (6)	$0.3 \sim 10 \times 10^4$
他の海藻 (Other seaweed)		6.2×10^2 (6)	$1 \sim 16 \times 10^2$

()内の数字は供試個体数

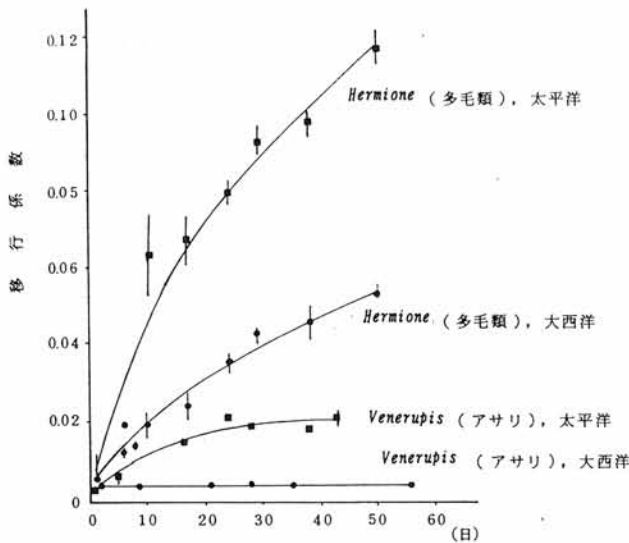


図7-1-2-7. 海底堆積物からの ^{241}Am の多毛類およびアサリへの移行

Aston らはOECD/NEAの放射性固体廃棄物投棄海域（大西洋深海）近傍から採取した海底堆積物に ^{237}Pu を吸着させた後、海底堆積物を含む海水中で多毛類*Hermione hystrix*およびアサリ*Venerupis decussata*を飼育し、堆積物からの ^{237}Pu の生物への移行を調べた²⁴⁾。海底堆積物からの移行は小さく、20日後における移行係数は多毛類では 5×10^{-2} 、アサリでは 6×10^{-3} で海水からの取り込み〔濃縮係数；多毛類：370(Pu III + IV)、275(Pu V + VI)、アサリ：74 (Pu III + IV)、61 (Pu V + VI)〕に比べて小さいことが認められた。プルトニウムの取り込みに及ぼす化学形の影響については大きな差がみられなかった。同様に、Vangenechtenらは大西洋および太平洋の深海から採取した海底堆積物に ^{241}Am を吸着させた後、深海堆積物を含む海水中で、アサリ*Venerupis decussata*、多毛類*Hermione hystrix*および小型エビ*Cirolana borealis*を飼育し、堆積物から ^{241}Am の生物への移行を調べた²⁵⁾。図7-1-2-7は堆積物からの ^{241}Am の多毛類およびアサリへの移行経過を示したが、太平洋深海堆積物からの ^{241}Am の生物への移行は大西洋深海堆積物に比べて大きいことが認められた。小型エビについても同様な結果が得られた。40~50日の飼育実験から得られた移行係数は、多毛類では0.12（太平洋）、0.05（大西洋）、アサリでは0.02（太平洋）、0.004（大西洋）および小型エビでは0.032（太平洋）、0.006（大西洋）であった。 ^{241}Am の体内分布については、多毛類では78~96%が体壁（Body wall）に存在し、アサリでは56~75%が貝殻に存在した。3種の生物とも太平洋堆積物からの ^{241}Am の移行は大西洋堆積物からの場合に比べて5倍以上大きいことが認められた。堆積物の違いによる移行係数の差を検討するため、堆積物における ^{241}Am の結合形態および各結合相における ^{241}Am の分布について調べた。両堆積物間ではFe-Mn酸化物結合態および難脱着性のResistant相（濃硝酸、沸化水素および過塩素酸で抽出可能）における ^{241}Am の分布で

大きな差がみられた。両堆積物の分配係数〔 1.8×10^5 (太平洋)、 1.5×10^5 (大西洋)〕がほぼ等しいことから、難脱着性の強いResistant相(62%)を有した大西洋堆積物からの ^{241}Am の生物への移行が太平洋堆積物〔Resistant相(13%)〕に比べて小さいことは大西洋堆積物からの ^{241}Am の脱着が小さいことに起因することが示唆された。間隙水(Pore water)に対する濃縮係数も太平洋堆積物中で飼育した3種類の生物とも大西洋堆積物の場合に比べて大きく、アサリでは780(太平洋)、106(大西洋)、多毛類では4,690(太平洋)、1,600(大西洋)、および小型エビでは1,290(太平洋)、180(大西洋)であった。海底堆積物から ^{241}Am および ^{237}Pu の底棲生物への移行は小さいことが認められたが、ビキニ環礁やセラフィールドおよびラ・アーク核燃料再処理施設周辺海域から採取した海底堆積物を用いて行なったプルトニウムおよびアメリシウムの移行に関する実験的研究からも極めて小さいことが報告されている^{26)~28)}。

7-1-3. 魚類

魚類は海藻や無脊椎動物に比べてプルトニウム、アメリシウムなどの超ウラン元素の取り込みは小さい。消化管、腎臓、肝臓などの内臓および骨では、取り込みが比較的大きいのに対して筋肉では極めて小さい。

魚類による超ウラン元素の環境水および餌料生物からの転移、蓄積に関する定量的情報は極めて乏しい。Pentreathはカレイ*Pleuronectes platessa*およびエイ*Raja clavata*を用いて環境水および餌料からの ^{237}Pu の蓄積および排泄について調べた²⁹⁾。 ^{237}Pu を添加した海水中で63日間飼育したカレイの全身の濃縮係数は1以下で、臓器別では、腸、脾臓が比較的大きく、筋肉は0.08ときわめて小さい。 ^{237}Pu でラベルしたゴカイを食べさせた場合の5日目における体内残留率は、 ^{237}Pu (IV)では0.92%、 ^{237}Pu (VI)では2.58%であった。経口摂取された ^{237}Pu の大部分は数日で排出された後、24日〔Pu(IV)〕および27日〔Pu(VI)〕の生物学的半減期でゆっくりと排泄されることが認められた。排泄実験開始後5日目および30~32日目のカレイにおける ^{237}Pu の体内分布を調べたところ、腸および腸内容物を除く他の器官では ^{237}Pu が検出されなかった。 ^{237}Pu でラベルしたカニの肝臓の摂取実験からも同様な傾向が示され、8日後における体内残留率は0.48%であった。8日後における体内分布では、 ^{237}Pu の大部分は腸および腸内容物に存在し、肝臓を除く他の器官への蓄積は認められなかった。肝臓への ^{237}Pu の移行率は投与量の0.005%であった。高濃度の ^{237}Pu でラベルしたカニの肝臓をエイに食べさせ、体内残留および体内分布を調べた結果では、カレイに比べて体内残留率は高く、8日後における肝臓への ^{237}Pu の移行率は0.23%であった。体内分布では、腸、腸内容物、肝臓などで大きく、筋肉ではきわめて小さい³⁰⁾。

また、2種の高産魚*Serranus scriba*および*Scorpaena notata*を用いた餌料生物(ゴカイ)からの ^{241}Am の摂取実験では ^{241}Am の消化吸収率は0.7%で、体内に取り込まれた ^{241}Am の生物学的半

表7-1-3-1 カレイ *Pleuronectes platessa* におけるプルトニウムの濃縮係数

組織、器官	放射能 (pCi/kg生)	濃縮係数
鰓	2.31	178
皮	0.61	47
胃腸管	64.25	4942
肝臓	0.53	41
腎臓	2.28	175
脾臓	2.92	225
生殖巣	0.95	73
筋肉	0.11	8
骨	0.25	19
残渣	0.14	11
器官全体	3.11	239

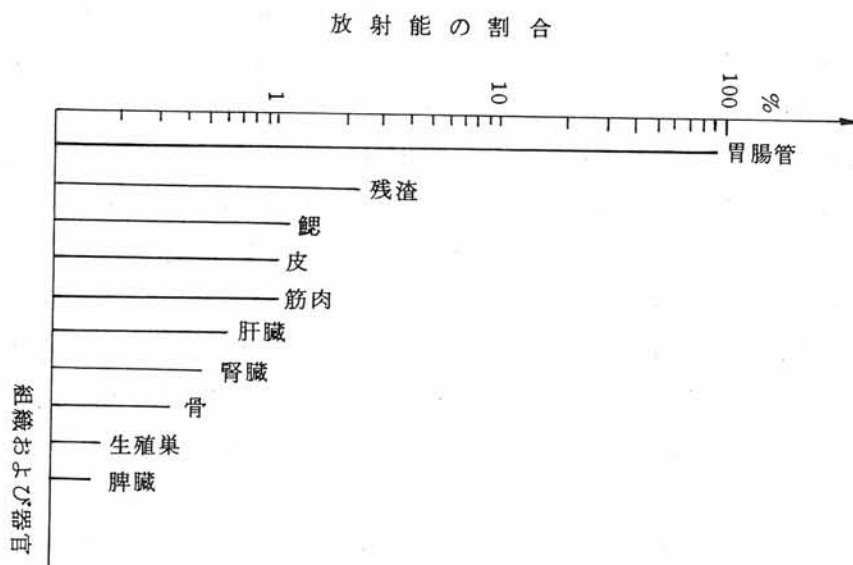


図7-1-3-1 カレイ *Pleuronectes platessa* におけるプルトニウムの体内分布

減期は、*Serranus*では49～61日、*Scorpaena*では12～117日であることが認められた³¹⁾。体内分布では、皮、筋肉および骨で大きい値が得られた。

フィールド調査研究としては、Guaryらはラ・アーク核燃料再処理施設周辺海域からカレイ *Pleuronectes platessa* および海水を採取し、カレイの各組織におけるPuの濃縮係数を未ろ過海水濃度から算出した³²⁾。表7-1-3-1.および図7-1-3-1.にみられるごとく濃縮係数および体内分布では、胃腸管、および鰓で大きく、筋肉では小さい。胃腸管では大きい値が得られたが、トレーサー実験結果から示されたごとく、主として、未消化の汚染餌料の滞留によることが示唆された。Noshkinらはマーシャル群島周辺海域からサング礁の魚および遠洋魚を採取し、 $^{239+240}\text{Pu}$ の各器官における濃縮係数を調べた³³⁾。筋肉における $^{239+240}\text{Pu}$ の濃縮係数は、魚種、食性、栄養段階レベルおよび採取地点などによりかなり差が認められた。ビキニおよびエニウエトク環礁から採取したボラやニザダイ(Surgeon fish)の筋肉の濃縮係数は7～9で、マーシャル群島の他の海域から採取したボラやニザダイの筋肉の濃縮係数(99～345)に比べてかなり小さく、採取地点によりかなり差が認められた。 $^{239+240}\text{Pu}$ の濃縮係数は高次の栄養段階に位置するハタ、フェダイおよびサメなどの遠洋魚の濃縮係数は10程度であった。エカルグラン湾(フランス)の沿岸から海産生物を採取し、栄養段階別にそれぞれの全身におけるプルトニウムの濃縮係数を調べたところ、栄養段階が高くなるのに伴い濃縮係数は減少し、高次の栄養段階の底棲魚の濃縮係数はカレイでは73、ギンポでは20であった³⁴⁾。硬骨魚は軟骨魚に比べて濃縮係数が大きいことが報告されている。大西洋産魚類の各器官におけるフォールアウト由来の ^{239}Pu の濃縮係数の調査結果では、筋肉は肝臓や骨などに比べて小さく、サメ、クロマグロおよびカレイの筋肉の濃縮係数は1～4程度であった³⁵⁾。

以上、海産生物による超ウラン元素(主としてプルトニウムおよびアメリシウム)の取り込み、排泄および体内分布の様相について、海外の研究成果にもとづいて概述した。

海産生物による超ウラン元素の環境水からの取り込みでは、プランクトン、海藻、無脊椎動物で大きく、魚類では小さいことが認められた。プランクトン、海藻および無脊椎動物では、濃縮係数は比較的大きい値を示したが、主として細胞、藻体表面、貝殻および外骨格への物理化学的な表面吸着によることが大きく、代謝過程を通しての体内への蓄積は小さいことが示された。海底堆積物からの海産生物への超ウラン元素の移行は環境水からの場合に比べてきわめて小さいが、海底堆積物における超ウラン元素の分配係数が大きいことから、底棲生物における環境水および堆積物を通しての超ウラン元素の蓄積は環境水からのみに比べてかなり大きくなることが示唆された。食物連鎖系を介しての超ウラン元素の生物への移行が小さいことが汚染餌料の摂取実験からも認められた。

フィールド調査研究からも海産生物への超ウラン元素の蓄積は、プランクトン、海藻および無脊椎動物で大きく、魚類では小さいことが認められている。

(木村 健一)

参 考 文 献

- 1) Radioactivity in Surface and Coastal Waters of the British Isles, 1993.
Aquat. Environ. Monit Rep., MAFF. Direct. Fish. Res., Lowestoft, (42) : 1-107.
- 2) S.W. Fowler : Biologically Mediated Removal, Transformation, and Regeneration of Dissolved Elements and Compounds. In "Ocean Processes in Global Change" edited by R.F.C. Mantoura et al., 127-143, John Wiley & Sons Ltd, 1991.
- 3) N.S. Fisher, Bjerregaard, P. and Fowler, S.W. : Limnol. Oceanogr., 28(3), 432-447, 1983
- 4) N.S. Fisher, Bjerregaard, P. and Fowler, S.W. : Marine Biology, 75, 261-268, 1983.
- 5) S.W. Fowler and Aston, S.R. : Health physics, 42(4), 515-520, 1982.
- 6) S.W. Fowler, and Fisher, N.S. : In " Oceanic Processes in Marine Pollution. Vol. 2, physicochemical Processes and Wastes in the Ocean" edited by T.P. O'Connor et al., 197-207, 1987.
- 7) F.P. Carvalho and Fowler, S.W. : J. Environ. Radioactivity, 2, 311-317, 1985.
- 8) E. Holm and Persson, B.R.R. : Behaviour of Natural (Th, U) and Artificial (Pu, Am) Actinides in Coastal Waters. In "Marine Radioecology," 237-243, Proceedings of the Third NEA Seminar (Tokyo), 1979.
- 9) M.C. Grillo, Guary, J.C. and Fowler, S.W. : Comparative Studies on Transuranium Nuclide Biokinetics in Sediment-Dwelling Invertebrates. In " Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment", 273-291 (1981). IAEA, Vienna.
- 10) J.C. Guary, Fowler, S.W. and Beasley, T.M. : Marine Pollution Bulletin, 13(3), 99-102, 1982.
- 11) S.W. Fowler : Radioecological Aspect of Deep-Sea Radioactive Waste Disposal.
Lecture given at the Third National Symposium on Radioecology, 22-23 June 1983, Bologna, Italy.
- 12) J.C. Guary and Fowler, S.W. : Mar. Ecol. Prog. Ser., 60, 253-270, 1990.
- 13) F.P. Carvalho and Fowler, S.W. : Marine Biology, 89, 173-181, 1985.
- 14) P. Bjerregaard, Topcuoglu, S., Fisher, N.S. and Fowler, S.W. : Mar. Ecol. Progr. Ser., 21, 99-111, 1985.
- 15) J.C. Guary and Fowler, S.W. : Estuarine, Coastal and Shelf Science, 12, 193-203, 1981.
- 16) S.W. Fowler, Carvalho, F.P. and Aston, S.R. : J. Environ. Radioactivity, 3, 219-243, 1986.

- 17) J.C. Guary and Fowler, S.W. : Marine Science Communications, 3(3), 211-229, 1977.
- 18) J.C. Guary and Fowler, S.W. : Marine Pollution Bulletin, 9, 331-334, 1978.
- 19) J.C. Guary and Fowler, S.W. : Mar. Ecol. Prog. Ser., 7, 327-335, 1981.
- 20) J.C. Guary, Higgo, J.J.W, Cherry, R.D. and Heyraud M. : Mar. Ecol. Prog. Ser., 4, 123-126, 1981.
- 21) P.Miramand and Guary, J.C. : Mar. Ecol. Prog. Ser., 4, 127-129, 1981.
- 22) D.Swift : J. Environ. Radioactivity, 27, 13-33, 1995.
- 23) V.F. Noshkin, Bowen, T, Wong, K.M. and Burken, J.C. : Plutonium in North Atlantic Ocean Organisms : Ecological Relationships. In " Radionuclides in Ecosystem", Proc. Natn., Symp, Radioecol. U.S. AEC (Oak Ridge) 2, 681-688 (1971).
- 24) S.R. Aston and Fowler, S.W. : J. Environ. Radioactivity, 1, 67-78, 1984.
- 25) J.H.D. Vangenechten, Aston, S.R. and Fowler, S.W. : Mar. Ecol., Prog. Ser., 13, 219-228, 1983.
- 26) P.Miramand, Germain, P. and Camus, H. : Mar. Ecol. Prog. Ser., 7, 59-65, 1982.
- 27) T.F. Hamilton, Fowler, S.W., Rosa, J.L., Holm, E, Smith, J.D., Aarkrog, A. and Dahlgaard, H. : J. Environ. Radioactivity, 14, 211-223, 1991.
- 28) T.M. Beasley and Fowler, S.W. : Marine Biology, 38, 95-100, 1976
- 29) R.J. Pentreath : Marine Biology, 48, 327-335, 1978.
- 30) R.J. Pentreath : Marine Biology, 48, 337-342, 1978.
- 31) F.P. Carvalho, Fowler, S.W. and Rosa, J.L. : Marine Biology, 77, 59-66, 1983.
- 32) J.C. Guary, Masson, M. and Fraizier, A. : Marine Biology, 36, 13-17, 1976.
- 33) V.E.Noshkin, Eagle, R.J., Wong, K.M., and Jokela, T.A. : Transuranic Concentrations in Reef and Pelagic fish the Marshall Islands. In " Impacts of Radionuclides Releases into the Marine Environment", 293-317(1981), IAEA, Vienna.
- 34) J.C. Guary and Fraizier. A. : Health Physics, 32, 21-28, 1977.
- 35) K.M. Wong et al. : Pu Concentration in Organisms of the Atlantic Ocean. Health Physics Aspects of Nuclear Facility Siting, Vol.2, p.p.529-539, 1971.
- 36) S.R. Aston and S.W. Fowler : Health Physics, 44(4), 359-365, 1983.

7-2. ポロニウム-210

ポロニウム-210 (^{210}Po , 物理的半減期; 138日) はアルファ線放出核種で、ウラン系列の壊変核種 ($^{238}\text{U} \rightarrow ^{238}\text{Ra} \rightarrow ^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Bi} \rightarrow ^{210}\text{Po}$) として天然に存在し、 ^{210}Po は壊変によりアルファ線を放出して ^{210}Pb となる。海産生物による ^{210}Po の蓄積は大きい。食品摂取による $^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Bi} \rightarrow ^{210}\text{Po}$ 系列核種から受けるヒトにおける体内被曝線量は自然放射線源からの内部被曝線量の中で、ラドン、 ^{40}K 、トロンに次いで寄与が大きいことが報告されている¹⁾。また、海産生物に対しても、 ^{210}Po は自然放射性核種による放射線被曝の上で主要な被曝源と考えられ、古くから多種類の海産生物中の ^{210}Po についての調査研究が行なわれてきた。ここでは、海産生物による ^{210}Po の蓄積の様相と ^{210}Po による海産生物への放射線被曝の概要について述べる。

7-2-1. 海洋における ^{210}Po と海産生物による蓄積

^{210}Po の海洋における存在量は ^{40}K 、 ^{87}Rb 、 ^3H などに比べて少なく、外洋の表層水の ^{210}Po の濃度は $8 \times 10^{-3} - 64 \times 10^{-3} \text{pCi/l}$ で、平均濃度は $25 \times 10^{-3} \text{pCi/l}$ である。沿岸水では $30 \times 10^{-3} \text{pCi/l}$ が妥当な値と考えられている。海水中における ^{210}Po の溶存形の割合は季節、化学的および生物学的要因などによって影響される。また、有機物の存在によっても左右される。Schellの研究では、海水中の ^{210}Po の大部分が $0.3 \mu\text{m}$ 以上の粒子で水中に存在することが報告されている²⁾。海洋の表層水における $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は 0.5程度で、 ^{210}Po の滞留時間は ^{210}Pb よりも短く 0.6年程度である。

カリフォルニア大学スクリップス海洋研究所のFolsomらは多種類の海洋生物が栄養段階別に採取し、 ^{210}Po を定量した³⁾。表7-2-1-1にみられるごとく、海洋生物における ^{210}Po の濃縮係数(海水の ^{210}Po 濃度に対する生物の全身あるいは器官の ^{210}Po の濃度比)は生物種や器官によりかなり差がみられる。概して、筋肉に比べて内臓ではきわめて高い。大型の褐藻 *Pelagosphyucus porra* では、 ^{210}Po の濃縮係数は気胞 (bladder)の表層で高く、内部にいくにつれて小さくなる。最外層における濃縮係数は内部の組織よりも1000倍も高く表面吸着によることが推定された。植物食性のアワビ *Haliotis rufescens* やアメフラシ *Aplysia californica* の ^{210}Po 濃度は摂取する海藻の種類によってかなり差が認められる。ハダカイワシの1種 *Tarletonbeania crenularis* の内臓では $26,000 \text{pCi/kg}$ (湿重量) と高く、さらに、高次の栄養段階のビンナガマグロ *Thunnus alalunga* の幽門垂 (図7-2-1-1参照) では、 $79,000 \text{pCi/kg}$ (湿重量) というきわめて高い値を示した。海水中の ^{210}Po の濃度 (0.035pCi/l) から算出した濃縮係数は 220万であった。ビンナガマグロの胃内容物から餌料生物であるカタクチイワシ (濃縮係数; 54万) が見出されており、 ^{210}Po の蓄積は

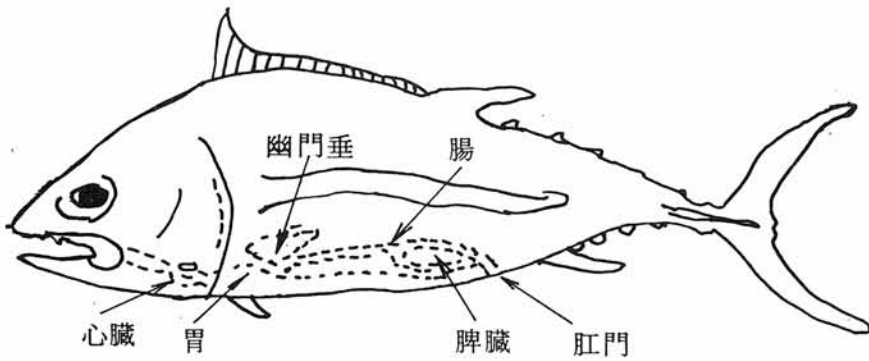


図7-2-1-1. ビンナガマグロの消化器官

餌料を介しての移行が大きいことが推定される。Folsomらは、最高濃度を示したビンナガマグロの幽門垂に対して ^{210}Po による放射線被曝線量を計算した結果、幽門垂の ^{40}K による年間被曝線量（20ミリレム）に比べて400倍も高い8,000ミリレム（8レム）で、さらに、 ^{210}Po の α 粒子の線質係数（quality factor）の10を考慮に入れて計算すると80レムになった。その後、カリフォルニア近海で採取されたビンナガマグロの幽門垂の末端部の ^{210}Po 濃度は190,000pCi/kg（湿重量）で、幽門垂に対する年間被曝線量は190レムであった¹⁾。

最近、Skwarzecらはバルチック海産の多種類のプランクトン、無脊椎動物および魚類における ^{210}Po の調査研究を行い、無脊椎動物および魚類に対して ^{210}Po による被曝線量を推定している⁵⁻⁷⁾。バルチック海産のプランクトンにおける ^{210}Po の濃縮係数は $5 \times 10^3 - 4.2 \times 10^4$ で、これまでに報告されているプランクトンの濃縮係数（ $4 \times 10^3 - 3.2 \times 10^4$ ）とよく一致している。海産プランクトンにおける ^{210}Po の濃縮係数は、植物プランクトン→大型動物プランクトン→中型動物プランクトンの順に高くなることが認められている。海産無脊椎動物〔多毛類、えらひきむしの類（Priapulida）、小型エビ、貝類〕における ^{210}Po の調査結果では、多毛類、えらひきむしの類および小型エビの ^{210}Po 濃度は高いのに対して、貝類では小さい値を示した。二枚貝*Mya arenaria*や小型エビ*Mesidotea entomon*の ^{210}Po 濃度は肝臓→消化管→鰓→筋肉の順に小さくなることとめられている。

無脊椎動物（全身）における ^{210}Po の濃縮係数は $9 \times 10^3 - 6.9 \times 10^4$ で、高濃度の ^{210}Po を有した小型エビ*Mesidotea entomon*および二枚貝*Mya arenaria*の肝臓の濃縮係数はそれぞれ 3.8×10^5 および 6.6×10^4 であった。

魚類（タラ、ニシン、ヒラメ）の ^{210}Po 濃度の調査結果では、消化器官、肝臓、幽門垂で高く、筋肉、骨では小さい。魚類（全身）に対する濃縮係数は $7 \times 10^3 - 3.6 \times 10^4$ であった。タラ、ニシンおよびヒラメの腸における ^{210}Po 濃度は他の器官に比べて高く、とくに高い値を示したタラの

腸の濃縮係数は 4×10^5 であった。バルチック海の家産生物中の ^{210}Po の濃度から海洋生物に対する ^{210}Po による被曝線量を計算した結果、無脊椎動物（全身）では 130～930ミリレム／年、魚類（全身）では 200～500ミリレム／年であった。高い濃縮係数を示した小型エビおよび二枚貝の肝臓やタラの腸が ^{210}Po の壊変によって受ける年間被曝線量はそれぞれ 5.1レム、0.9レム、5.5レムであった。上記の家産生物のそれぞれの器官に対する ^{210}Po による被曝線量は人間が自然放射線によって受ける被曝線量^{8、1)} に比べてかなり高い。Shannon らは ^{210}Po による海産プランクトンの年間被曝線量は 0.2レムで、人間が自然放射線によって受ける年間被曝線量〔0.1レム程度（ラドンによる被曝を除く）〕の2倍であると報告している⁹⁾。

7-2-2. 海産生物における $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比

海産生物における $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比の研究は魚類よりも甲殻類（カニ、エビ類）、頭足類（タコ、イカの類）で多くなされている。海産生物による ^{210}Po の蓄積は ^{210}Pb に比べて大きい。海洋の表層水の $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は 0.5程度であるのに対して、植物プランクトンでは7、動物プランクトンでは30、甲殻類の肝臓では 100程度である¹⁰⁾。Cherry らは30種以上の海産エビの全身および肝臓の ^{210}Po および ^{210}Pb を定量した結果、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は生物種により2桁程度の差が認められ、全身に対する $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ は平均値で77、肝臓では 138であった¹¹⁾。例外として、エビの1種 *Penaeus semisulcatus* の肝臓では1013という高い値が得られている。海産魚（全身）における $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は 2-187で、いずれも ^{210}Pb よりも高い。¹²⁾ 淡水魚（全身）でも同様に ^{210}Pb の蓄積は高く、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は 12-180 で、肉食魚では高い傾向を示した¹³⁾。山本らによる日本産海産魚（可食部）の ^{210}Po および ^{210}Pb 濃度の調査研究では、日本産海産魚における $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は 5-149 であった（表7-2-2-1）¹⁴⁾。以上、 ^{210}Po の蓄積が海産生物で ^{210}Pb よりも高いことは体内に蓄積する ^{210}Pb の壊変による ^{210}Po に由来するのみならず、外界から直接とりこまれる ^{210}Po (unsupported polonium) が大きいことを示している。

表7-2-2-1 海産魚における²¹⁰Poおよび²¹⁰Pb濃度

和名	学名	組織, 器官	²¹⁰ Po濃度±1σ*		²¹⁰ Pb濃度±1σ*		比 $\frac{^{210}\text{Po}}{^{210}\text{Pb}}$
			Bq/kg (Wet wt)	Bq/kg (dry wt)	Bq/kg (Wet wt)	Bq/kg (dry wt)	
シラウオ	<i>Salanx microdon</i>	全身	0.6±0.1	5.5±0.9	0.13±0.01	1.13±0.09	5
マイワシ	<i>Sardinops melanostictus</i>	筋肉	6.8±0.7	34.2±3.7	0.15±0.01	0.74±0.06	46
		"	19.2±1.1	87.3±4.9	0.49±0.06	2.22±0.25	39
		"	22.2±0.9	85.2±3.5	0.54±0.06	2.09±0.23	41
キス	<i>Sillago sihama</i>	"	6.9±0.3	32.5±1.3	0.28±0.03	1.32±0.14	25
アイナメ	<i>Hexagrammos otakii</i>	"	2.1±0.1	9.6±0.7	0.04±0.01	0.20±0.04	48
		"	1.0±0.1	4.6±0.4	0.11±0.02	0.54±0.09	9
カレイ	<i>Hippoglossoides dubius</i>	"	5.8±0.4	27.3±1.9	0.06±0.01	0.26±0.05	105
		"	14.4±0.7	55.4±2.6	0.10±0.02	0.37±0.07	149
		"	7.7±0.3	34.4±1.5	0.16±0.01	0.69±0.07	50
キチジ	<i>Sebastes macrochir</i>	"	0.9±0.1	4.1±0.3	0.03±0.01	0.12±0.05	34
マアジ	<i>Trachurus trachurus</i>	"	8.8±0.5	36.1±2.0	0.11±0.01	0.44±0.04	82
マサバ	<i>Pneumatophous japonicus</i>	"	25.8±1.3	91.2±4.7	0.19±0.04	0.67±0.13	136
ハタハタ	<i>Arctoscopus japonicus</i>	"	6.7±0.4	31.3±1.9	0.30±0.07	1.42±0.33	22
		"	4.3±0.3	22.2±1.4	0.30±0.03	1.53±0.16	15
ホッケ	<i>Pleurogrammus azonus</i>	"	2.1±0.2	10.7±0.9	0.24±0.05	1.20±0.25	9
		"	2.3±0.2	10.5±0.9	0.23±0.04	1.04±0.20	10
マダラ	<i>Gadus macrocephalus</i>	"	0.6±0.1	3.0±0.3	0.11±0.02	0.56±0.11	5
クロマグロ	<i>Thunnus thynnus</i>	"	24.4±1.6	83.6±5.5	0.28±0.03	0.96±0.10	87
		"	26.3±2.1	74.4±6.0	0.18±0.05	0.51±0.14	145

*Propagated counting error.

7-2-3. 海洋の食物連鎖系における²¹⁰Poの蓄積

食物連鎖系における²¹⁰Poの転移、蓄積に関する定量的情報はきわめて少ない。Heyraudらは外洋および底棲の食物連鎖系の代表的な甲殻類および頭足類の全身、筋肉および肝臓中の²¹⁰Poを定量した¹⁵⁾。これらの食物連鎖系におけるすべての生物(植物プランクトン、動物プランクトン、甲殻類、頭足類)の全身に対する²¹⁰Poの濃縮係数はほぼ一定で 10^4 であり、食物連鎖を介しての濃縮は認められなかった。Hoffmanらはマグロ類、その餌となるサンマの稚魚やハダカイワシ類、さらにオキアミ類の²¹⁰Po含量を定量しているが、これらの3つの栄養段階において段階をのぼることによる²¹⁰Poの濃縮は示されなかった。表7-2-3-1はCherryらは多数の研究者によって調べられた多数の海産生物中の²¹⁰Po濃度(湿重量)を栄養段階別に整理し、各栄養段階における海産生物の²¹⁰Po濃度の平均的な値としてまとめたものである¹⁶⁾。概して²¹⁰Poの濃縮係数は内臓では高く、筋肉では小さい。特異的に高濃縮を示す魚類の幽門垂を除けば食物連鎖系を介して高次の栄養段階の大型魚や哺乳動物(イルカ、アザラシ)にとくに高濃縮されることは認められない。Hill(1965)は²¹⁰Poの壊変により生体が受ける被曝線量の計算から、生体中に²¹⁰Poが1 pCi/kg(湿重量)が存在すると年間被曝線量としては1ミリレムに相当する被ばくを受けると報告している¹⁷⁾。表2の海産生物中の²¹⁰Po濃度から植物プランクトンでは年間約100ミリレム、動物プランクトンおよび魚類(全身)では400ミリレムの被曝線量を受けることになる。特異的に²¹⁰Poを高濃縮する魚類の幽門垂では30レムである。海産生物では生物種、器官により²¹⁰Poによる被曝線量にかなり差がみられるが、ヒトに比べてかなり高いことが認められた。なお、海産生物に対する²¹⁰Poによる被曝線量評価に際して α 粒子の線質係数は10を用いて計算している。現在用いられている線質係数の20で計算すれば、²¹⁰Poによる海産生物の被曝線量の2倍程度高くなるものと考えられる。

表7-2-3-1 海産生物における²¹⁰Poの濃縮係数

生 物	濃度*(pCi/kg)	濃縮係数*
植物プランクトン	90	3.6×10^3
藻類	40	1.6×10^3
動物プランクトン	400	1.6×10^4
軟体動物、軟組織	500	2×10^4
無脊椎動物 ^a ，全身	400	1.6×10^4
無脊椎動物 ^a ，軟組織	500	2×10^4
無脊椎動物 ^a ，硬組織	300	1.2×10^4
無脊椎動物 ^a ，内臓	1500	6×10^4
無脊椎動物 ^a ，肝膵臓	8000	3.2×10^5
魚類，全身	400	1.6×10^4
魚類，筋肉	50	2×10^3
魚類，骨	100	4×10^3
魚類，内臓	5000	2×10^5
魚類，肝臓	3000	1.2×10^5
魚類，えら	800	3.2×10^4
魚類，胃内容物	3000	1.2×10^5
魚類，幽門垂	30000	1.2×10^6
鯨，硬組織	900	3.6×10^4
鯨，軟組織	80	3.2×10^3
イルカ，筋肉	2500	1×10^5
イルカ，肝臓	7000	2.8×10^5
アザラシ，肉	200	8×10^3
アザラシ，肝臓	900	3.6×10^4

*代表値 a ; 動物プランクトンを除く

最近、Carvalhoは多種類の海産生物の ^{210}Po 濃度を調査し、 ^{210}Po による海産生物への放射線被曝線量を推定した¹⁸⁾。海産生物における ^{210}Po の被曝線量は生物種や器官(組織)によりかなり異なることが認められた。最も高い被曝線量を示したイワシの1種*Sardina pilchardus*の被曝線量は、筋肉に対して590ミリレム(年)、生殖巣では17レム(年)および腸では560レム(年)であった。Heyraudらは小型エビ*Gennada tinayrei*の ^{210}Po による被曝線量を調べたところ、全身に対する被曝線量は310レム(年)で、肝臓に対しては2600レム(年)と非常に高い値が得られた¹⁹⁾。

海産生物中の ^{210}Po の調査研究から興味ある知見としては、海産エビの ^{210}Po 含量は生態や食性との関連性がみられ、河口→沿岸→遠洋→遠洋(深海)の順に ^{210}Po の含量が高く、同一生態でも食性の違いにより ^{210}Po 含量が異なることが知られている¹¹⁾。魚類では、遠洋魚は底棲魚よりも ^{210}Po 含量が高く、硬骨魚は板鰓類(サメ、エイの類)よりも高いことが認められている²⁰⁾。また、オキアミ(動物プランクトン)は ^{210}Po を肝臓で高濃縮し糞塊(Faecal pellet)として排泄し、沈下することにより、海洋の表層水中の ^{210}Po の深海への移動に関与し、 ^{210}Po を含むこれらのFaecal pelletは底棲生物の餌としても利用される²¹⁾。

7-2-4. 海産生物における ^{210}Po の代謝挙動

海産生物による ^{210}Po の代謝に関する定量的情報は極めて乏しい。オキアミ*Meganyctiphanes norvegica*、カタクチワシ*Engraulis capensis*およびイワシ*Sardinops ocellata*では ^{210}Po の代謝回転は速く、 ^{210}Po の生物学的半減期は、オキアミでは5.6日、カタクチイワシでは3日、イワシでは11日であった。^{22, 23)}

Fowlerらは底棲性の小型エビ*Lysmata seticaudata*による環境水および餌料生物からの ^{210}Po および ^{210}Pb の取り込みを調べた²⁴⁾。

環境水からの ^{210}Po および ^{210}Pb のエビへの蓄積は漸次増加し、21日目における全身の濃縮係数は、 ^{210}Po では139、 ^{210}Pb では682であった。臓器別では、 ^{210}Po 、 ^{210}Pb とも肝臓および外骨格の濃縮係数は大きく、筋肉では小さい。エビによる両経路(環境水および餌料生物)からの ^{210}Po および ^{210}Pb の摂取実験から得られた全身の濃縮係数(14日目)は、 ^{210}Po では810、 ^{210}Pb では663であった。エビによる ^{210}Po の蓄積は環境水からよりも餌料生物からの寄与が大きいことが認められた。体内分布では、環境水のみからの場合は外骨格で大きく、内部組織では小さいのに対して、両経路からでは、内部組織(肝臓)が大きく、外骨格では比較的小さい。体内(全身)に取り込まれた ^{210}Po は比較的速く排泄され、生物学的半減期は10日程度であった。筋肉における ^{210}Po の生物学的半減期は28日で、肝臓(7日)に比べて長いことが示された。さらに、ダブルトレーサー法(それぞれ環境水を ^{210}Po 、餌料生物を ^{208}Po でラベルした。)を用いて、エビ*Palaemon serratus*および海産魚*Serranus scriba*による両経路からの取り込み調べ、ポロニウム(Plutonium)の蓄積に及

ばす環境水および餌料からの寄与について検討した²⁵⁾。エビによる両経路からのポロニウムの摂取実験から、環境水からは主として表面吸着により外骨格に取り込まれるのに対して、餌料からの場合では、容易に吸収され、内部組織に蓄積されることがみとめられた。海産魚*Serranus scriba*でも同様に、内部組織へのポロニウムの蓄積は餌料からの寄与が大きいことが示された。モデル解析により、これら2種の生物におけるポロニウムの蓄積に及ぼす環境水および餌料の相対的寄与を計算したところ、体内蓄積量の97%以上は餌料経由によることが推定された。

Swiftらはリン酸製造化学工場(英国)から海へ放出された排水に含まれる²¹⁰Poで汚染されたタマキビ(貝類)を用いて、室内実験およびフィールド実験からタマキビにおける²¹⁰Poの排泄経過を追跡した²⁶⁾。タマキビ(軟体部)における²¹⁰Poの生物学的半減期は92~119日(室内実験結果)で、水温によりかなり影響されることが認められた。フィールド(海)実験から得られたタマキビ(軟体部)の生物学的半減期は92日で、ほぼ室内実験結果と一致した。

以上、海産生物における²¹⁰Poの蓄積の様相について述べたが、概して、海産生物による²¹⁰Poの蓄積は高く、無脊椎動物は魚類に比べて1桁程度高い。とくに、無脊椎動物の肝臓や魚類の幽門垂は特異的に²¹⁰Poを高濃縮することが認められた。

海産生物への²¹⁰Poによる被曝線量は、濃縮度の大きい無脊椎動物の肝臓や魚類の幽門垂では高い値が得られた。海産生物の²¹⁰Poの調査研究から、²¹⁰Poによる高い被曝線量を受ける海産生物としては、ビンナガマグロの幽門垂の190レム/年、深海エビ*Gennada tinayrei*の全身(310レム/年)および肝臓(2600レム/年)であった。

(木村 健一)

参 考 文 献

- 1) UNSCEAR(United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations, New York, P. 60.
- 2) Schell, W. R. : Geochim. Cosmochim. Acta, 41, 1019-1031, 1977.
- 3) Folsom, T. R., Wong, K. M. and Hodge, V. F. : Extreme Accumulation of Natural Polonium 210 in Certain Marine Organisms. The Natural Radiation Environment II. Conf. 72085-P2, Proceedings of the Second International Symposium on the Natural Radiation Environment, August 7-11, 1972, Houston.
- 4) Hoffman, F. L., Hodge, V. F. and Folsom, T. R. : J. Radiat. Res., 15, 103-106, 1974.
- 5) Skwarzec, B. and Bojanowski, R. : Marine Biology, 97, 301-307, 1988.
- 6) Skwarzec, B. and Falkowski, L. : J. Environ. Radioactivity, 8, 99-109, 1988.

- 7) Skwarzec, B. : J. Environ. Radioactivity, 8, 111-118, 1988.
- 8) UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation).
Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York(1977).
- 9) Shannon, L.V. and Cherry, R.D. : Nature, 216, 352-353, 1967.
- 10) Heyraud, M. and Cherry, R.D. : Continental Shelf Research, 1, 283-293, 1983.
- 11) Cherry, R.D. and Heyraud, M. : Marine Biology, 65, 165-175, 1981.
- 12) Schell, W.R., Jokela, T. and Eagle, R. : Natural ^{210}Pb and ^{210}Po in a Marine Environment. In "Radioactive Contamination of the Marine Environment", 701-724, 1973. Proceedings of a Symposium Seattle, 10-14 July, 1972.
- 13) Kaueanen, P. : ^{210}Pb and ^{210}Po Concentrations of some water and fish samples from Finland. In "Radioactive food chains in the subarctic environment (by J.K. Miettinen)." NYO-3446-13, 1969.
- 14) Yamamoto, M., Abe, T., Kuwabara, J., Komura, K., Ueno, K. and Takizawa, T. : Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, 178(1), 81-90, 1994.
- 15) Heyraud, M. and Cherry, R.D. : Marine Biology, 52, 227-236, 1979.
- 16) Cherry, R.D. and Shannon, L.V. : Atomic Energy Review, 12, 3-45, 1974.
- 17) Hill, C.R. : Nature, 208, 423-428, 1965.
- 18) Carvalho, F.P. : Radiation Protection Dosimetry, 24. No.1/4, 113-117, 1988.
- 19) Heyraud, M., Domanski, P. Cherry, R.D. and Fasham, M.J.R. : Marine Biology, 97, 507-519, 1988.
- 20) Pentreath, R.J. et al. : A Preliminary Assessment of Some Naturally-occurring Radionuclides in Marine Organisms (including Deep Sea Fish) and the Absorbed Dose Resulting from Them. In "Marine Radioecology", 291-302. (Tokyo). 1979.
- 21) Cherry, R.D. et al. : Marine Chemistry, 3, 105-110, 1975.
- 22) Heyraud, M. Fowler, S.W., Beasley, T.M. and Cherry, R.D. : Marine Biology, 34, 127-136, 1976.
- 23) Cherry, R.D. Heyraud, M. and James, A.G. : J. Environ. Radioactivity, 10, 47-65, 1989.
- 24) Carvalho, F.P. and Fowler, S.W. : Mar, Ecol. Prog. Ser., 102, 126-133, 1993.
- 25) Carvalho, F.P. and Fowler, S.W. : Mar, Ecol. Prog. Ser., 103, 254-264, 1994.
- 26) Swift, D.J., Smith, D.L., Allington, D.J. and Winpenny, K. : J. Environ. Radioactivity, 26, 119-133, 1995.
- 27) 木村健一 : 放射線科学、32(9), 263-266, 1989.

原子番号43のテクネチウム(Tc)は、同位体のすべてが放射性である。半減期が最も長いものでも ^{98}Tc の 4.8×10^6 年であり、地球の年齢 4.6×10^9 年よりは短く、原始起源のものは、環境中には存在しない。Tcの多くの同位体はウラン-235の熱中性子による核分裂で生成され、その中でも収率の高い ^{99}Tc は、 2.14×10^5 年の半減期を有し、核爆発実験に起因する環境放射能の線源の一つとしてその存在が予想されていた。現在、環境中に存在する ^{99}Tc の大部分は、1945年以後の核爆発実験によると考えられる。1980年までの大気圏内の核爆発量は、217.2Mtといわれ、 ^{99}Tc の生成量は、284kg、177TBqと見積もられている¹⁾。しかし、 ^{99}Tc は、他の主要な核分裂物質である ^{137}Cs 等と比較して放射能比が低く、また、壊変が γ 線放出をとみなわない β 壊変であることから検出・分析は容易ではなく、とくにその環境挙動については、必ずしも多くの知見が得られているわけではない。

近年、原子燃料サイクルの確立が重要な課題となり、使用済核燃料再処理や放射性廃棄物の処理処分問題と関連し ^{129}I 、 ^{237}Np などとともに ^{99}Tc の環境挙動に注意が向けられるようになってきた。これまでに報告されたもので ^{99}Tc の放出源として重要なものは、使用済核燃料再処理施設であり、英国セラフィールド施設からは1978年に178TBqが放射性液体廃棄物として放出されたとされている。それ以降、放出量は低減化されたものの1981年以降は、4~6TBqが放出され、またこの量は、生成量の7%に相当すると考えられている。フランスのラ・アークの再処理施設からも1983年には11.7TBqの放出があったとされている。1983年末時点で、原子力による発電量は、762GW(e)、熱出力で2500GW(th)と見積もられている。原子力発電による ^{99}Tc の生成率は、6TBq/GW(th)yとされており、この期間での ^{99}Tc 生成量は、年間15000TBqと計算される。もし、使用された燃料の数10%が再処理を受け1980年前ではすべてが、そしてそれ以降は10%の環境放出があったとすると、全放出量は、1000TBqのオーダーに及ぶとも見積もられている²⁾。

Tcの原子価は-1から7価まで存在し、化学的な性質は、かなり複雑な様相を示すが、通常ヒトの居住する環境においては、7価の過テクネチウム酸イオン(TcO_4^-)として存在する。この過テクネチウム酸イオンは、土壌粒子との親和性が低く、高レベル放射性廃棄物の深地層処分を想定し、地下水によって運ばれ生物圏に到達する可能性を考えたときに最も重要な核種の一つとされている。一方、生物圏においてTcは、一般に農作物に効果的に吸収され、また海洋環境ではある種の褐藻類に濃縮されることが知られている。また、ヒトにおいても甲状腺への移行が起こるなどの放射性ヨウ素との挙動の類似性が示されている。この環境中における移動性の高さや生物親和性の高さが ^{99}Tc の放射生態学的研究の重要なものとしていることができる。

米国の連邦規制法では、原子燃料サイクル施設の立地、操業の許認可に関連して環境影響評価のアセスメントの提出が義務づけられているが、 ^{99}Tc はその対象外となっている。これは、施設で

発生する ^{129}I が、安全側からの見地からその全量が放出されるとする前提条件が、 ^{99}Tc の放出によって引き起こされる環境影響を相殺すると考えられたことによっている³⁾。現在、 $^{99\text{m}}\text{Tc}$ の安定供給によってトレーサー実験がより容易に行える状況になりつつあり、また、ICP-MS等測定機器の普及により環境レベルの ^{99}Tc 検出も可能になるなど研究環境の整備がはかられつつある。 ^{99}Tc の放射生態学的知見の蓄積により精密な被曝線量評価が期待されるところである。

人体に取り込まれたTcは、甲状腺、消化管（胃、大腸下部）に高く分布する。Tcの甲状腺取込みは、共存するヨウ素と競合するが、Tcは甲状腺ホルモン合成には利用されず、排出は速やかである。人体中の通過コンパートメントに導入されたTcは、4%が甲状腺に移行し、甲状腺中に0.5日の生物学的半減期で残留する⁴⁾。また、Tcの全身残留は、次式で表されている⁵⁾。

$$R(t) = 0.76\exp(-0.42t) + 0.19\exp(-0.19t) + 0.043\exp(-0.0315t)$$

この式から明らかなように、人体に取り込まれたTcは速やかに排出される。しかし、この残留関数は短半減期核種の $^{99\text{m}}\text{Tc}$ 、 ^{99}Tc を用いた実験結果に基づいており、 ^{99}Tc の被曝評価に適用するにあたっては、長期間残留する ^{99}Tc を精密に評価する必要性が指摘されている⁶⁾。

(渡部輝久)

7-3-1. テクネチウムの水圏での挙動

英国ウィズケールでは、放射性廃液が管理放出され、1978年には5 kCiの ^{99}Tc がアイルランド海に放出されたいわれている。その年の11月には沿岸5地点で褐藻類(*Fucus vesiculosus*)など海産生物が採取され、 ^{99}Tc を含む長半減期核種の分析が行われた⁷⁾。褐藻の ^{99}Tc の放射能濃度は、123 ~ 575 pCi/g-生が得られている。これらの試料の ^{137}Cs は放出源から離れるに従い濃度減少がみられ、 $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は、5地点で3.81~35.1の変動を示し、最も離れた地点で最大となっている。各地点での放射性核種の生物濃縮効果には差異はないと考えられ、海水中において ^{99}Tc は ^{137}Cs よりも溶存性が高く、汚染域は広いことが示されている。

水圏に放出された放射性核種は、懸濁粒子や堆積物に吸着し、水中の濃度減少がもたらされる。溶存性の高いTcはこの効果が小さい。MASSON等は、3種の海底土を用い、海水-海底土のTcの分配、吸着機構を検討した⁷⁾。3種類の海底土は有機物含量に相違があり、有機物含量の少ない海底土は、Tc吸着を示さなかった。一方、有機物含量の高い海底土は時間経過とともにKd値の増加がみられ、海底土のTc吸着は、Tc(VII)→Tc(IV)の還元による不溶化によることが示唆されている。Kd値は、最も高いもので50時間後、 10^3 得られている。彼らは、Tcの還元に対する微生物作用の機序に検討を加えた。海水-海底土系を通気、静置条件下で、あるいは、LANDAらによる滅菌処理⁸⁾、処理後に硫酸還元菌を接種するなどの処理を加え、海水中に溶存する ^{99}Tc を経時的に測定した。通気、静置条件下でみられた ^{99}Tc の海底土吸着は、滅菌処理によってみられなくなり、また、滅菌した海底土に硫酸還元菌を接種した場合には再び吸着が発現することが示された。硫酸還元菌によるTc(VII)→Tc(IV)の還元は、電気泳動によって確かめられ、Tcの海底土吸着には微生物作用が大きな影響を及ぼすことが明らかにされている。

液体廃棄物中の放射性核種に起因する人体の被曝線量評価には、水棲生物による生物濃縮が重要であり線量計算には濃縮係数が広く利用されている。THOMPSONらは、原子番号100に至る元素の濃縮係数を表しているが、Tcに対しては、生体中での挙動のヨウ素との相似性から、ヨウ素と等しい値を与えている⁸⁾。海産の植物、無脊椎動物、魚類に対して、それぞれ、4,000、50、10、淡水産の植物、無脊椎動物、魚類に対して、40、5、15である。これらを検証する調査・実験は必ずしも多くはない。SPIESは、アワビ(*Haliotis rufescens*)による ^{99}Tc の取り込みと器官分布を調べた⁹⁾。Tcの取り込みは、60~70日で平衡に達し、濃縮係数として135~205を与えている。また放射能濃度は、消化管、鰓で高く、筋肉で低い値を得た。BLAYLOCKらは、屋外の水量7.7m³の池で、魚類(鯉、ブルーギル、タップミノ)と、そこに棲息する巻貝の一種(*Helisoma sp.*)について ^{99}Tc の取り込み実験を行った¹⁰⁾。これらの生物は、 7.06×10^8 dpmの ^{99}Tc が添加された池水に37日間飼育され、その間、池水、生物中の放射能が測定された。また、7日間池水に曝露した生物について、 ^{99}Tc の排出が調べられた。池水を0.4μmのNucleoporeで処理したとこ

ろ、95%以上の ^{95}Tc は池水に溶存していることが示されている。 ^{95}Tc の吸収はタップミノー、巻貝で高く、ブルーギルで低い。また、消化管、鰓に $^{95\text{m}}\text{Tc}$ の高い分布がみられている。 Tc の生物学的半減期、鯉、タップミノー、巻貝で、それぞれ、2.6、5.0、38.8日が得られた。この実験系では、水中の $^{95\text{m}}\text{Tc}$ 濃度は時間経過に伴う減少がみられており、定常状態下での濃縮係数を求めるために、池水-生物消化管-体組織からなる3コンパートメントモデルによって Tc の動態が解析された。濃縮係数は、鯉、タップミノー、巻貝で、それぞれ11、75、121が得られている。これらの値は、前述のTHOMPSONらの値に比較し、鯉はほぼ同等であるが、他は、実験値が5~25倍高いものになっている。生物種間での濃縮係数の相違は、食性の相違等によってもたらされると考えられ、また、消化管での高い Tc 分布から、 Tc の生物移行には食物連鎖が重要な役割を果たしているものと考えられている。食物連鎖の重要性は、PENTREATHらによって、アイルランド海で採取されたカニ、イガいの ^{137}Cs 、 ^{90}Tc の分析結果からも示されている⁹⁰⁾。 ^{137}Cs の分析値は、カニの鉗脚の筋肉、消化管、イガいの軟組織で、ファクター3以内でほぼ等しい結果が得られている。これらの組織の ^{90}Tc / ^{137}Cs 放射能比を放出水のそれと比較すると、カニの鉗脚の筋肉には、 ^{137}Cs は ^{90}Tc より約10倍高く移行し、カニの消化管、イガisoft組織へは ^{90}Tc が ^{137}Cs より3倍高く分布することが示された。この海域では褐藻に高い ^{90}Tc 濃縮がみられたことから、この事実を食物連鎖に起因するものとしている。MASSONらの研究では、多種の生物について Tc の移行が調べられている¹¹⁾。海藻は、3種の緑藻、4種の紅藻、4種の褐藻が、そして、環形動物3種、軟体動物1種、甲殻類6種、魚類1種が対象とされた。海藻は48時間の $^{95\text{m}}\text{Tc}$ の吸収が調べられた。 Tc 吸収は緑藻類、紅藻類は顕著ではなく、褐藻類で顕著であり、*Fucus serratus*では濃縮係数1,500が得られた。環形動物については海水からの移行と海底土からの移行が調べられた。海水からの移行は、種による相違がみられ、40時間後の濃縮係数は、*Arenicola marina*で10、*Nereis diversicolor*で約100、*Perinereis cultrifera*で1,100が得られた。海底土からの Tc の生物移行は、あらかじめ密閉容器中で $^{95\text{m}}\text{Tc}$ を吸着させた海底土に、*Nereis*、*Arenicola*を35時間曝露して調べられた。濃縮係数(単位重量あたりの生物中の放射能/単位重量あたりの海底土中の放射能)は、2種でほぼ等しく0.5が得られた。甲殻類は $^{95\text{m}}\text{Tc}$ 吸収とともに2種について器官分布が調べられた。4種で濃縮係数、1~10が得られ、*Homarus vulgaris*では40時間後に、1,000が得られている。器官分布が調べられた2種とも肝膵臓(hepato-pancrea)に $^{95\text{m}}\text{Tc}$ の高い分布がみられ、次いで、鰓、消化管、筋肉、外骨格となっている。魚類は、*Blennius pholis*の $^{95\text{m}}\text{Tc}$ 吸収と器官分布が調べられた。濃縮係数は、32時間後も平衡に達せず、この時点で約1.7が得られた。各器官の Tc 移行を濃縮係数で表すと、肝臓、消化管、鰓、表皮、骨、筋肉で、それぞれ、3、2、1.6、0.54、0.14であった。一方、ラ・アグ再処理工場近傍の海域では海産生物が採取され ^{90}Tc が分析されており、これらの実験結果は実測値との比較が行われた。実測値は、褐藻、紅藻、緑藻で、それぞれ、0.445~3.4pCi/g生、0.02~0.08pCi/g生、0.02~0.05pCi/g生

が得られており、褐藻に顕著なTc濃縮がみられた実験結果とよい一致が示された。環形動物では0.015~0.275pCi/g生、軟体動物では0.064~1.2pCi/g生、甲殻類は0.01~4.2pCi/g生、魚類は0.025~0.04pCi/g生であった。これらのうち高い分析値は、環形動物では*Perinereis cultrifera*に、甲殻類では*Homarus vulgaris*に得られており、^{95m}Tcを用いた実験とよい一致が示された。

陸上植物にみられたケミカル量のTcの生物影響は、水棲生物について詳細に調べられている。GEARINGらは藍藻類、緑藻類、珪藻類、紅藻類、細菌類、原生動物を用いて増殖に対するTcの効果調べた^{12, 13)}。Tc添加によって発現する効果には、二つの類型があることが示されている。一つは、Tc添加は細胞死と増殖率減少をもたらすが、生物はTc培地に順応し、ある時間の後には正常な増殖率に復帰するものである。この生物をTc無添加培地に引き続き再びTc添加培地に移植すると、同様な増殖傾向が観察され、Tc耐性は、突然変異株の発現によるものではないこと示されている。第一の類型には、藍藻の*Agmenellum quadruplicatum*、珪藻の*Thalassiosira pseudonana*や細菌の*Bacillus subtilis*が含まれる。第二の型は、Tc添加によって増殖率の減少と同時に最終到達細胞密度の減少も引き起こされるものである。この類型には原生動物の*Tetrahymena pyriformis*、細菌の*Escherichia coli*が含まれる。Tcに対する感受性は、生物により異なり、藍藻類、珪藻類、原生動物、細菌類では*Rhodospirillum rubrum*などが感受性が高く、緑藻類、紅藻類、従属栄養細菌などで低い。*R. rubrum*は1μg-Tc/mlで顕著な増殖阻害がみられ、逆に、緑藻では600μg-Tc/mlでも正常な増殖が観察された。Tcの毒性は、藍藻類では明条件下で顕著で、Tc処理によってc-フィコシアニン分画の吸光度減少にともなう色素の退色現象が観察されている。また、Tc吸収は明条件下で起こり、Tc吸収によって光合成の阻害による毒性の発現がもたらされることが示されている。*A. quadruplicatum*ではTc濃度1.5mMで3μ/mg乾が、*Chrorella sorokiniana*では2.5mM培地で1μg/mg乾のTc吸収が得られている。

(渡部輝久, 鎌田博)

参考文献

- 1) 渡部、鎌田：テクネチウムのラジオエコロジー、保健物理、20、227-240、1985.
- 2) LUYKX, F: Technetium Discharges into the Environment, in:Desmet, G; Myttenaere, C. (eds.), "Technetium in the Environment", 21-27p. Elsevier Applied Science Publishers, London, 1986.
- 3) TILL, J. E.: Source Term for Technetium-99 from Nuclear Fuel Cycle Facilities, in: Desmet, G.; Myttenaere, C.(eds.), "Technetium in the Environment", 1-20p. Elsevier Applied Science Publishers, London, 1986.
- 4) ICRP;Annals of ICRP, 4(3/4),p.32-34 (1980).
- 5) T.M. BEASLEY et al.; Health Phys., 12, 1425 (1966).
- 6) E.R. LANDA et al.;J.Environ. Qual., 6, p.181 (1977).
- 7) R.J. PENTREATH et al.;"Marineradioecology," p. 203 (1979), NEA-OECD, Tokyo.
- 8) S.E. THOMPSON et al.; UCRL-50564 Rev. 1 (1972).
- 9) R.B. SPIES; Health Phys., 29, 696 (1975).
- 10) B.G. BLAYLOCK et al.; Health Phys., 42, 257 (1982).
- 11) M.MASSON et al.; IAEA-SM-248/124 in "Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment," p. 341 (1980). IAEA, Vienna.
- 12) P.J. GEARING et al.; "Radionuclides in Ecosystems," CONF-710501 Pt2, p. 857 (1971).
- 13) P.J. GEARING et al.; Plant Physiol., 55, 240 (1975).

7-3-2. 室内実験によるテクネチウムの濃縮係数

テクネチウムによる被ばく線量算定の上で、重要視されているのは、 ^{99}Tc であるが、この核種は、 β 線放出核種で、最大エネルギーも0.291MeVと弱く、生物濃縮を実験するのに、放射能測定試料の調整や試料自体の放射線自己吸収の補正など、多くの手数がかかるので、トレーサー用ラジオアイソトープとしては、使用しにくい。このために、生物濃縮実験には、 ^{99}Tc の類似核種として、 $^{95\text{m}}\text{Tc}$ （半減期 61d、 γ 線放出核種、0.204MeV）が手頃なトレーサー用ラジオアイソトープとして広く使用されている。しかし、この核種は、ラジオアイソトープ製造上、多額の費用がかかり、しかも、使用者も少ないことなどで、その供給には自ずから限度があり、高価となるために、生物濃縮実験に関する報告例は多くはない。

$^{95\text{m}}\text{Tc}$ の海洋生物への濃縮係数のデータとしては、前節で述べた、B. G. BlaylockらやM. Massonらの報告の他に、SANDIA REPORT (SAND89-1585-UC-721, 1991) に収録されている。最近では、科学技術庁・放射線医学総合研究所・那珂湊支所での実験研究報告があり、これらのデータを集約して、表7-3-2-1. にまとめて示した。

表7-3-2-1. ^{95m}Tcの海洋生物への濃縮係数

生物種	部位	濃縮係数		引用文献	備考
		平均値±標準偏差	最小値～最大値		
二枚貝	身	(1.7±0.80)+E00	(0.56～3.9)+E00	(1) (2)	
二枚貝	貝殻/足糸	(2.9±2.6)+E00	(0.19～8.4)+E00	(2) (3) (4)	
二枚貝	呼吸器	(1.9±0.90)+E00	(0.97～4.1)+E00	(2) (3) (4)	
二枚貝	消化器官	(1.0±0.60)+E01	(0.16～2.0)+E01	(2) (3)	
二枚貝	身	(1.9±0.49)-E01	(0.80～3.0)-E01	(4)	二枚貝身/堆積物
二枚貝	身	(9.8±2.8)-E02	(0.40～1.6)-E01	(4)	二枚貝身/堆積物間隙水
二枚貝	全体	(1.2±0.17)-E01	(0.90～1.4)-E01	(4) (5)	二枚貝身/堆積物
二枚貝	全体	(1.0±0.51)+E00	(0.49～1.5)+E00	(4) (5)	
二枚貝	全体	(6.3±0.98)-E02	(5.0～8.0)-E02	(4)	二枚全体/堆積間隙水
ロブスター・カニ	体液	(1.1±1.4)+E02	(0.010～3.3)+E02	(1)	
ロブスター・カニ	身	(3.5±3.5)+E02	(0.0060～7.6)+E02	(1) (6)	
ロブスター・カニ	全体	(3.0±4.8)+E02	(0.0020～1.4)+E03	(7) (8) (9)	
表在性動物	全体	(6.4±3.9)+E00	(0.30～1.0)+E01	(1) (8)	
魚類	体液	(7.9±7.7)+E00	(2.2～2.0)+E01	(1)	
魚類	消化器官	(6.1±6.5)+E01	(0.020～1.3)+E02	(1) (8)	
魚類	排泄器	(1.2±1.1)+E02	(0.080～2.7)+E02	(1) (9)	
魚類	肉	(3.8±1.7)-E01	(1.4～1.5)-E01	(1) (8) (9)	
魚類	全体	(6.1±3.2)+E00	(1.7～8.7)+E00	(1) (8) (9)	
埋在性動物	全体	(3.0±3.6)+E02	(0.010～1.1)+E03	(2) (8) (9)	
埋在性動物	全体	(3.0±1.9)-E01	(0.28～4.8)-E01	(8)	埋在性動物全体/堆積物
植物プランクトン		(3.5±5.0)+E00	(0.00～1.7)+E01	(10)	
褐藻類		(2.7±4.2)+E03	(0.0014～1.2)+E04	(11) (12)	
魚類	メバル 全体	6.2		(13)	餌取り込み
魚類	マダイ 胆のう	100		(14)	海水取り込み
棘皮類	キムラサキ 全体	1200 (餌)+45 (海水)		(15)	汚染アラメ 体重の6%
棘皮類	ウニ 全体	690 (餌)+9 (海水)		(15)	摂餌取り込み
巻貝	サザエ 全体	120		(16)	海水取り込み
巻貝	クワアビ 全体	430		(16)	海水取り込み
巻貝	バイ 全体	20		(16)	海水取り込み
頭足類	イカ 全体	30		(16)	海水取り込み
甲殻類	ヒラメガニ 中腸線	20		(14)	海水取り込み
緑藻	アヲアサ 全体	2.3		(15)	海水取り込み
褐藻	ウミトリアオ 全体	35000		(15)	海水取り込み
褐藻	ネジメク 全体	4900		(15)	海水取り込み
褐藻	アラメ 全体	2600		(15)	海水取り込み
褐藻	ヒジキ 全体	2400		(15)	海水取り込み
褐藻	マコンブ 全体	870		(15)	海水取り込み
紅藻	ハリガネ 全体	3.5		(15)	海水取り込み
紅藻	ツノマタ 全体	0.8		(15)	海水取り込み

室内生物濃縮実験を行う場合に、飼育の餌の種類に起因して、濃縮係数のデータが変動することが、3章に述べられている。

この事を裏付ける実験として、 ^{137}Cs で標識した種々の海藻をウニに摂餌させた研究結果が中村により報告されている¹⁶⁾(表7-3-2-2)。これは、ウニが体重の6%に当る海藻を毎日摂餌した時に到達する濃縮係数 CF_f を計算し、さらにその CF_f と海水取り込みで到達する濃縮係数 CF_w とを比較して餌取り込みの寄与率F%を各海藻毎に示したものである。海藻による ^{137}Cs の濃縮は種類により大きな差があり、一般に褐藻は高い濃縮係数を示す(表7-3-2-1)。したがって、ウニが摂餌する海藻の種類が異なる場合には、餌経路で取り込む ^{137}Cs の量が異なることが予測され、事実、褐藻類を餌とした場合には餌からの取り込みの寄与が圧倒的に大きいのにに対し、緑藻や紅藻を餌とした場合には海水からの取り込みの寄与の方が大きくなることを示している。

このことは、海洋生物の生育海域に、どのような餌があるかによって、濃縮係数データの値が異なることを示唆していると思われる。

表7-3-2-2. ウニによる ^{137}Cs の濃縮係数及び蓄積経路

餌	キタムラサキウニ			バフンウニ		
	CF_f	F%	主な経路	CF_f	F%	主な経路
緑藻 アナアオサ	1.8	3.7	水	0.9	9	水
褐藻 ウミトラノオ	15000	99.7	餌	4900	99.8	餌
アラメ	1200	96	〃	690	99	〃
ヒジキ	540	92	〃	700	99	〃
マコンブ	280	86	〃	160	95	〃
紅藻 ツノマタ	0.2	0.4	水	0.3	0.3	水
水からの濃縮係数(CF_w)		45		9		

$$F\% (\text{餌の寄与率}) = \frac{CF_f}{CF_f + CF_w} \times 100$$

(中原元和、鎌田 博)

参考文献

- (1) Beasley, T.M. 1981. Biogeochemical studies of technetium in marine and estuarine ecosystems: Progress report. Unpublished progress report to the U.S. DOE on Contract DE-AM06 76 RL02227, Task Agreement DE-AT06-79EV 10251. Oregon State University, Newport, OR. 75pp.
- (2) Fowler, S.W., G. Benayoun, P. Parsi, M.W.A. Essa and E.H. Schulte. 1981. Experimental studies on the bioavailability of technetium in selected marine organisms. Pages 319-399 in Impacts of radionuclide releases into the marine environment, Proceedings Symposium, Vienna, 1980, IAEA, Vienna.
- (3) Beasley, T.M., H.V. Lorz and J.J. Gonor. 1982a. Biokinetic behavior of technetium in the red abalone, *Haliotis rufescens* : a re-assessment. *Health Physics* 43(4):501-507.
- (4) Fowler, S.W., S.R. Aston and P. Parsi. 1983. Bioavailability of technetium from artificially labeled north-east Atlantic deep-sea sediments. *Marine Environmental Research* 8:87-100.
- (5) Aston, S.R., and S.W. Fowler. 1984a. Experimental studies on behaviour of long-lived radionuclides in relation to deep-ocean disposal of nuclear waste. Pages 339-354 in Radioactive waste management, Vol. 5. IAEA, Vienna. IAEA-CN-43/6.
- (6) Swift, D.J. 1985. The accumulation of Tc-95m from sea water by juvenile lobster (*Homarus gammarus* L.). *Journal of Environmental Radioactivity* 2(1985):229-243.
- (7) Conversi, A. 1985. Uptake and loss of technetium 95m in the crab *Pachygrapsus marmoratus* . *Journal of Environmental Radioactivity* 2:161-170.
- (8) Masson, M., G., Aprosi, A Laniece, P. Guegueniat and Y. Belot. 1981. Approches experimentales de l'etude des transferts du technetium a des sediments et a des especes marines benthiques. Pages 341-359 in Impacts of radionuclide releases into the marine environment, Proceedings Symposium, Vienna, 1980, IAEA, Vienna.
- (9) Pentreath, R.J. 1981. The biological availability to marine organisms of transuranium and other long-lived nuclides. Pages 241-272 in Impacts of radionuclide releases into the marine environment, Proceedings Symposium, Vienna, 1980, IAEA, Vienna.
- (10) Fisher, N.S. 1982. Bioaccumulation of technetium by marine phytoplankton. *Environmental Science and Technology* 16:579-581.
- (11) Topcuoglu, S. and S. W. Fowler. 1984. Factors affecting the biokinetics of technetium (Tc-95m) in marine macroalgae. *Marine Environmental Research* 12:25-43.

- (12) Bonotto, S., V. Robbrecht, G. Nuyts, M. Cogneau, and D. Van Der. Ben. 1988.
Uptake of technicium by marine algae - autoradiographic localization.
Marine Pollution Bulletin 19(2):61-65.
- (13) 中村良一・中原元和・石井紀明・松葉満江：沿岸海域試料の解析調査(2),放射能調査研究報告書(平成4年度),NIRS-R-23, 50-54 (1993).
- (14) 鈴木 譲・中村良一・中原元和：日本放射線影響学会 第31回大会 講演要旨集, 75 (1988).
- (15) 中村良一・中原元和・松葉満江・鈴木 譲：特別研究「環境と食物連鎖に関わる公衆の被曝評価に関する調査研究」 NIRS-R-25, 14-18, (1994).
- (16) 中原元和：海洋生物の放射性元素濃縮と食物連鎖, 環境と公衆の安全のためアプローチ —— 放射性核種の生態系移行・代謝・線量推定 —— , 放医研環境セミナーシリーズ No.20, NIRS-M- 93, 13-22(1993).

7-3-3. 日本沿岸の海洋生態系におけるTc-99の分布と挙動

7-3-3-1. はじめに

海洋環境に放出される ^{99}Tc は将来幾つかの点で人間の生活に係りを持つと思われる。その理由の第一には半減期が長い事とウランの核分裂収率が高いため、核燃料サイクルが確立すると共に再処理工場等の事業所に蓄積し、除々にその量を増すと思われる^(1~3)。また、再処理および燃料に加工する際には、その一部が低レベル廃液として海洋に放出される事が予想される^(4, 5)。第二に、海洋に放出された場合には通常 TcO_4^- イオンとして海水中に安定に存在し、粒子状になったり懸濁物に吸着して沈降する事はほとんど期待されないために表面海水の濃度が徐々に増加する⁽⁶⁾。第三に、海藻に高濃度に濃縮される事が知られており^(7~10)。海藻を食品として消費する日本人にとってはその濃度を常に監視しなければならない⁽³⁾。

現在、海水中の ^{99}Tc レベルは低く⁽⁸⁾（ 1mBq/m^3 程度と思われる）自然放射線に比較して人間に対する影響は無視する事が出来るが、将来も安全を実証していく必要がある。ここには、将来に備えるため主に海藻に含まれる ^{99}Tc の濃度を測定してその地域的、経時的変動を観察した成果を示す^(11, 12)。

7-3-3-2. 茨城県沿岸の海水および海藻中の ^{99}Tc 濃度

大洗町、ひたちなか市、日立市および北茨城市沿岸の磯にはアラムの群落が見られるが、この種は ^{99}Tc を比較的良好に濃縮する事が ^{95}mTc を用いたトレーサー実験により知られている。1987年7月にひたちなか市（当時は那珂湊市）磯崎港で採取したアラムを分析測定した結果、 0.3Bq/Kg ・生の ^{99}Tc を検出した。その後、ウミオラノオ、ヒジキ、ネジモク、イワヒゲ等の褐藻類から ^{99}Tc を定量する事が出来た。これらの褐藻類の内、ウミトラノオの濃度が一番高い事がわかったのでこの種を重点的に、また継続して分析測定した結果その濃度がかなり変動する事が観察された。同時に海水中の ^{99}Tc も定量する事を試みた結果、 500l の海水を陰イオン交換樹脂を用いて前濃縮し、海藻の場合と同様に分析測定したが、この値も海藻の場合と同様にかかなり変動する事がわかった。ひたちなか市磯崎で採取した海水中の ^{99}Tc 濃度は検出下限（ 10mBq/m^3 ）から 280mBq/m^3 まで変化したが、この変動の要因はわからない。

7-3-3-3. 各地沿岸のウミトラノオの ^{99}Tc 濃度

ウミトラノオは九州から北海道の各地沿岸の岩礁地帯に群生し、また ^{99}Tc を高濃度に濃縮する

性質があるので海洋における ^{99}Tc の指標生物として有用である。但し、この種は一年生であり地方により多少前後するが6月から7月にかけて流れ藻となって流失するのでその後新しい芽株が成長するまでの数ヶ月間は採取する事が出来ない。1993年から各地沿岸の12地点からこのウミトラノオを採取して分析測定した結果、茨城県を除く太平洋側では千葉県千倉町の 4.5mBq/kg ・生から青森県六ヶ所村の 15.7mBq/kg の範囲であり、日本海側では北海道余市の 11.7mBq/kg ・生から青森深浦の 36.2mBq/kg ・生の範囲にあった。一番低い千倉の値と一番高い深浦の値を単純に比較すると8倍のひらきが有るが、これは地域差や採取時期の違い、或いは生長段階の差によるものかもしれない。

7-3-3-4. 海水中の ^{99}Tc 濃度

茨城県では500ℓの海水から ^{99}Tc を分析定量することが出来るが、他の日本の各地の海水から ^{99}Tc を検出するのは難しい。筆者は青森県六ヶ所村及び鯨ヶ沢町、新潟県佐渡の相川町、福井県小浜市と宮崎県延岡市で各 1m^3 の海水を処理して ^{99}Tc の定量を試みたが、検出下限以上の値を得る事は出来なかった。従って、これらの地域における海水中の ^{99}Tc 濃度は 10mBq/m^3 以下である。また1990年には東京大学の白鳳丸で東経 160° と 175° の赤道付近の海水各 1m^3 を7試料分析測定したが ^{99}Tc は検出されなかった。

7-3-3-5. ウミトラノオの ^{99}Tc の濃縮係数

ウミトラノオの ^{99}Tc の濃縮係数について確かな値の報告はまだ無い。また、濃縮係数は平衡状態の時に得られる値であり、現実には有り得ない状態であるが便宜上、海水と生物の間の濃度比を用いており、海水中の濃度は変動するのでその比もかなり巾のあるものとなる。筆者がひたちなか市で採取測定した海水とウミトラノオの ^{99}Tc 濃度の比を計算すると $6,000\sim 8,000$ の値が得られる。また、 ^{135}Tc を用いたトレーサー実験では2万を超える値が得られている。

7-3-3-6. 結語

日本列島沿岸の海水中の ^{99}Tc 濃度は一部の地域を除いて実測されていないが、ウミトラノオなどの褐藻類からは分析測定されており、その値と濃縮係数(ウミトラノオの値を $5,000\sim 20,000$ と仮定する。)から逆算すると次の様な値が推定される、すなわちウミトラノオの濃度の低い千葉県千倉町では $0.2\sim 0.9\text{mBq/m}^3$ 、一番高い値が測定されている青森県深浦では $2\sim 7\text{mBq/m}^3$ であろうと思われる。各地のウミトラノオの濃度からも太平洋側より日本海側で幾分高い傾向が観察され、その原因として幾つかの事が考えられる。その第一は過去の放射能調査のデータから太平洋側より

フォールアウトによる放射能濃度の高い事が指摘されており、これは気象条件の差ではないかと言われている。第二は日本海が陸地に囲まれた緑辺海であるために陸地に降下したフォールアウトが河川により日本海に集められたと考える事もできる。

ウミトラノオは沖縄を除く日本列島の全域に分布しており、また ^{99}Tc の濃縮係数も高いのでモニタリングの指標生物として適当な種である。恐らく海洋は ^{99}Tc の最終的な溜り場所となるであろうからその濃度変動の監視を継続する必要がある。

ウミトラノオより ^{99}Tc の濃縮係数が高い海藻にヒバマタの類が有り、日本近海では北海道にエゾイシゲとヒバマタの二種が生育している。これと近縁の種について大西洋でも分析測定されているので今後比較検討する必要もある。

表7-3-3-1. 日本沿岸の海藻への $\text{Tc}-99$ の濃縮係数

海 藻 名	濃 縮 係 数		備 考
	平均値±標準偏差	最小値～最大値	
ウミトラノオ <i>Sargassum Thunbergii</i> Umitoranoo	$(9.6 \pm 2.2) \times 10^3$	$(6.14 \sim 22) \times 10^3$	ウミトラノオのCFを 9.6×10^3 とした時の相対値 同 上 同 上 同 上 同 上
ヒジキ <i>Hizikia fusiforme</i> Hijiki	$(5) \times 10^3$	—————	
ネジモク <i>Sargassum sagamianum</i> Nejimoku	$(5.0 \pm 1.2) \times 10^3$	$(3.5 \sim 6.33) \times 10^3$	
アラメ <i>Eisenia bicyclis</i> Arame	$(1.93 \pm 0.47) \times 10^3$	$(1.5 \sim 2.6) \times 10^3$	
ヒバマタ <i>Fucus evanescens</i> Hibamata	$(3.7) \times 10^4$	—————	
エゾイシゲ <i>Pelvetia wrightii</i> Ezoisige	$(4.2) \times 10^4$	—————	

注：海藻名の上段は和名，中段は学名，下段は和名のローマ字

(平野茂樹)

参考文献

1. Golchert, N. W., Sedlet, J.: Radiochemical Determination of Technetium-99 in Environmental Samples. *Anal. Chem.* 44, 669 (1969).
2. UNSCEAR: Ionizing Radiation: Sources and Effects UN(1982).
3. Hirano, S., Matsuba, M., Kamada, H.: The Determination of Technetium-99 in Marine Algae. *Radioisotopes* 38, 186(1989).
4. Mitchell, N.T.: Radioactivity in Surface and Coastal Waters of the British Isles. *Fish. Radio. Biol. Lab. Tech. Report*, 9(1973).
5. Hunt, G. J.: Radioactivity in Surface and Coastal Waters of British Isles, 1983. *Aquat. Environ. Monitor Report*, no.12(1985).
6. Riley, J.P., Siddiqui, S.A.: The Occurrence of Technetium in the Irish Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 17, 229(1986).
7. Bonotto, S., Robbrecht, V., Nuyts, G., Cogneau, M., VanDer Ben, D.: *Mar. Pollut. Bull.* 19, 61(1988).
8. Holm, W., Rioseco, J., Aarkrog, A., Dahlgaard, H., Hallstadius, L., Bjurman, B., Hedvall, R.: in *Technetium in the Environment*, Desmet, G., and Myttenaere, C., eds.) pp. 53-59. Elsevier. London and New York 1985.
9. Bonott, S., Gerber, G. B., Cogneau, M., Kirchmann, R.: *Ann. Ass., Belge Radioprotection* 8, 237(1983).
10. Bonott, S., Gerber, G.B., Garten, C.T., Vandecasteele, C.M., Myttenaere, C., Van BenBaelen, J., Cogneau, M., Vander Ben, D.: in *Proceedings of the Symposium on the Behaviour of Long-lived Radionuclides in the Marine Environment*(Cigna, A., and Myttenaere, C., eds.), pp. 381-396, EUR9214EN(1984).
11. Riley, J.P., Siddiqui, S.A.: The Determination of Technetium-99 in Seawater and Marine Algae. *Anal. Chim. Acta* 139, 167(1982).
12. Hirano, S. and Matsuba, M.; Concentrations of Technetium-99 in Marine Algae and Seawater. *Radiochimica Acta*, 63, 79-82(1992).

8. 濃縮係数の要約表

8-1. 濃縮係数要約表をまとめるにあたって

一覧表として、見やすく、しかも、利用しやすくするために、要約表を作成したが、この作成にあたり、次の諸点に留意した。

- (1) 各種ごとに、各棲息海域についての生物種ごとの濃縮係数の平均値を、実験手法別（環境放射能調査研究データからの試算、自然界におけるトレーサー法、実験室内におけるトレーサー法）に指数表示でまとめた。
- (2) 核種は、論文、報文、総説、資料、測定値のあったもの等、収集・整理されたすべてのものを対象としてまとめた。安定元素（あるいは元素として測定されたもの）は、元素記号だけで表示した。
- (3) 生物種の分類は、棲息、生態、濃縮係数、被ばく線量算定、等の諸条件を勘案して、魚類、原索類（ホヤ等）、棘皮類（ウニ、ナマコ等）、甲殻類（エビ、カニ等）、貝類（巻き貝、二枚貝）、頭足類（イカ、タコ類）、海藻（紅藻、褐藻、緑藻）、プランクトン（動物、植物）とした。また、濃縮係数データが得られているもので、これらの分類に入らないもの（例：多毛類）は、濃縮係数データと共に、備考欄に併記した。
- (4) 各核種ごとの濃縮係数のまとめについては、(1)の生物種ごとの濃縮係数データの同じ部位のものについて、幾何平均値で表示した。
- (5) 部位については、備考欄に表示した以外は、軟体部（筋肉や可食部）を対象にしてまとめた。
- (6) 海底堆積物からの取り込みについては、移行係数と表現した。

表8-2-1. 環境放射能調査研究データからの試算による濃縮係数（CF）の要約

（環境放射能調査研究データ分）（出雲 義朗、上田 泰司、鎌田 博）

表8-2-2. 原著論文による濃縮係数（CF）の総括表（渡部 輝久）

表8-2-3. 自然界におけるトレーサー法による濃縮係数（CF）の要約

（海水からの超ウラン元素およびP o, P b）（木村 健一、鎌田 博）

表8-2-4. 実験室におけるトレーサー法による濃縮係数（CF）の要約

（海水からの超ウラン元素およびP o, P b）（木村 健一、鎌田 博）

表8-2-5. 実験室におけるトレーサー法による濃縮係数（CF）の要約

（海底堆積物中間隙水からの超ウラン元素）（木村 健一、鎌田 博）

表8-2-6. 実験室におけるトレーサー法による移行係数の要約

（海底堆積物からの超ウラン元素）（木村 健一、鎌田 博）

表8-2-1. 環境放射能調査研究データからの試算による濃縮係数(CF)の要約 (環境放射能調査研究データ分)

核種	棲息海域	魚類	原索類	棘皮類	甲殻類	貝類		頭足類	海藻			プランクトン		備考	
						巻き貝	二枚貝		紅藻	褐藻	緑藻	動物	植物		
Sr-90	青森太平洋沿岸 茨城太平洋沿岸 日本近海	4.2E+00 3.2E+00			8.5E+01 4.3E+00	3.5E+00	4.2E+00	1.2E+01 3.2E+00 3.8E+00		2.0E+01 1.6E+01					甲殻類：全体 甲殻類：筋肉
	幾何平均	3.7E+00						5.3E+00		1.8E+01					
Cs	太平洋外洋表層 同外洋中深層 同外洋深層	5.4E+01 3.3E+01 4.0E+01			2.1E+01			1.7E+01							甲殻類：全体
	幾何平均	4.1E+01													
Cs-137	青森むつ湾 青森太平洋沿岸 茨城太平洋沿岸 日本近海 太平洋外洋表層	4.0E+01 5.2E+01 4.6E+01 6.5E+01 7.5E+01		2.4E+01	3.1E+01 1.8E+01	1.3E+01 1.2E+01	1.4E+01 1.5E+01	4.2E+01 1.2E+01 1.1E+01 1.4E+01 2.0E+01		4.0E+01 1.7E+01					甲殻類：全体 甲殻類：全体
	幾何平均	5.4E+01			2.4E+01	1.2E+01	1.4E+01	1.9E+01		2.6E+01					
U	青森太平洋沿岸	3.5E-01		1.7E+01	1.0E+00	1.8E+00	6.9E+00	2.9E-01		3.2E+01					甲殻類：全体
U-234	青森太平洋沿岸	3.6E-01						2.9E-01		9.6E+00					
U-235	青森太平洋沿岸									1.0E+01					
U-238	青森太平洋沿岸	5.2E-01						2.9E-01		9.3E+00					
幾何平均		4.0E-01						2.9E-01		1.3E+01					
Pu-239 +240	青森太平洋沿岸 茨城太平洋沿岸 日本近海	1.7E+02 3.2E+02 5.0E+01		2.5E+02	3.4E+02	7.1E+02 8.7E+02	2.2E+02 1.7E+02	3.3E+01 2.8E+02 1.3E+02		9.2E+02					甲殻類：全体
	幾何平均	1.4E+02				7.9E+02	2.0E+02	1.0E+02							
Am-241	茨城太平洋沿岸	5.5E+01			6.0E+02		1.0E+03	2.0E+02		3.0E+02					甲殻類：全体

表8-2-2. 原著論文による濃縮係数の総括表

元素	緑藻類	紅藻類	褐藻類	顕花植物	腔腸類	棘皮類	甲殻類	二枚貝		巻貝		頭足類	原索類	魚類	
								軟体部	貝殻	軟体部	貝殻			軟組織	骨部
Al						3.7E+03	1.7E+03	4.1E+03					3.7E+03		
As		3.1E+02	3.0E+02												
Ba								4.0E+00					5.0E+00		
Ca						(9.0E-01)		3.0E+00				4.0E-01	8.0E-01		
Cd						2.2E+02	1.8E+03	6.1E+03		5.8E+03			4.2E+02		
Ce		1.1E+03	1.2E+03				4.4E+02	5.3E+01		(1.6E+03)		4.6E+01	9.7E+02	5.4E+01	
Co	1.8E+03	2.9E+02	6.0E+01			1.3E+02	1.8E+02	7.1E+02		7.3E+02		9.7E+01	2.2E+02	1.0E+01	
Cr						5.6E+02	3.0E+02	2.2E+03					4.5E+02		
Cs	1.6E+01	2.7E+01	2.7E+01			1.1E+01	9.7E+00	1.3E+01		1.1E+01		8.9E+00	3.0E+00	4.6E+01	
Cu						3.4E+02	2.5E+04	4.2E+03		1.9E+04			1.4E+04	1.0E+04	
Fe		7.4E+02	1.8E+02			9.1E+02	1.2E+03	8.0E+03		1.8E+04		2.2E+03	6.6E+01	7.7E+01	
I		(1.1E+03)				(1.8E+01)	(1.1E+01)	(1.3E+01)				1.0E+00	5.8E+01	2.8E+01	
K						(7.7E+00)	4.5E+00						2.0E+00		
Mg						(6.0E-01)		8.0E-01					7.0E-01		
Mn		4.0E+03	2.3E+03			3.9E+02	1.5E+03	1.0E+04		4.0E+02		7.5E+02	4.8E+02	2.2E+02	
Mo								1.2E+02							
Na						(3.0E-01)		4.0E-01					8.0E-01		
Nb														1.8E+01	
Ni						1.5E+01	1.4E+01	1.0E+02		9.4E+01			3.0E+02		
P						(3.4E+00)		1.7E+04					2.0E+03		
Pb						(5.7E+02)	7.3E+02	6.2E+04							
Pu		1.1E+03	1.1E+03			(6.0E+02)		3.5E+02				1.9E+02		4.5E+01	
Rb								1.8E+00							
Ru		2.9E+02						(2.0E+00)					5.5E+00		
S								4.4E+00							
Sn	4.6E+00		8.0E-01					3.3E+03							
Sr		1.9E+00	1.7E+01		7.0E-01	2.1E+01	5.5E+01	1.5E+00	1.3E+02	6.0E-01	1.4E+02	3.0E-01	6.0E-01	4.0E-01	2.5E+01
U	(6.3E+00)	1.8E+02	3.1E+02	(1.7E+02)		5.6E+02	6.9E+00	4.8E+01		1.4E+01		3.9E+01		8.0E-01	
V													8.9E+00		
Zn		6.9E+02	1.4E+02			9.0E+02	7.0E+03	5.9E+03		6.8E+03		4.0E+03	1.0E+03	1.2E+03	
Zr		6.5E+02	5.7E+02					(5.0E+00)						1.4E+01	

表8-2-3. 自然界におけるトレーサー法による濃縮係数 (CF) の要約 (海水からの超ウラン元素およびPo, Pb)

核種	棲息海域	魚類	原素類	棘皮類	甲殻類	貝類		頭足類	海 藻			プランクトン		備 考	
						巻き貝	二枚貝		紅藻	褐藻	緑藻	動物	植物		
Po-210					1.4E+02									エビ全身	
	幾何平均														
Pb-210					6.8E+02									エビ全身	
	幾何平均														
Pu-239 +240	ラ・アーク	8.0E+00												カレ筋肉	
	ピニエウの珊瑚礁	9.0E+00												ライニザダイ	
	ピニエウの珊瑚礁	7.0E+00												ラニザダイ	
	マシャル群島以外	9.9E+01												ボラニザダイ	
	マシャル群島以外	3.5E+02												ボラニザダイ	
		1.0E+01												ボラニザダイ	
	フランス・エカラン湾	7.3E+01												ボラニザダイ	
	フランス・エカラン湾	2.0E+01												ボラニザダイ	
	大西洋	1.0E+00												ボラニザダイ	
	大西洋	4.0E+00		1.0E+03										ボラニザダイ	
	北大西洋	7.6E+02		7.6E+02										ボラニザダイ	
	セラフィールド					4.0E+03									ボラニザダイ
	北大西洋					1.4E+02									ボラニザダイ
						3.0E+02								ボラニザダイ	
						3.4E+02								ボラニザダイ	
						4.4E+02								ボラニザダイ	
						1.3E+02								ボラニザダイ	
						5.2E+02								ボラニザダイ	
						6.6E+02								ボラニザダイ	
							6.0E+01								ボラニザダイ
								6.2E+02		1.3E+04	2.1E+04	6.2E+02			ボラニザダイ
												5.0E+03			ボラニザダイ
												1.0E+02			ボラニザダイ
													9.0E+04		ボラニザダイ
													1.0E+05		ボラニザダイ
														カキ軟体部	
														ホク軟体部	
														タコ軟体部	
														オキアミ全身	
														Copepoda全身	
														多毛類全身:4,100	
														海綿全身:2,100	
幾何平均	1.6E+01			8.8E+02	7.5E+02	3.6E+02				1.6E+04		7.0E+02	9.5E+04		
Am-241	セラフィールド					2.9E+04		2.1E+02			2.1E+04		5.0E+03		タマキビ軟体部
	幾何平均											2.2E+03	4.4E+04		タマキビ軟体部
Cm-243 +244	セラフィールド				1.4E+04										タマキビ軟体部
	幾何平均														

表8-2-4. 実験室におけるトレーサー法による濃縮係数 (CF) の要約 (海水からの超ウラン元素およびPo, Pb)

核種	棲息海域	魚類	原索類	棘皮類	甲殻類	貝類		頭足類	海藻			プランクトン		備考
						巻き貝	二枚貝		紅藻	褐藻	緑藻	動物	植物	
Po-210					8.1E+02									小型エビ全身
	幾何平均													
Pb-210					6.6E+02									小型エビ全身
	幾何平均													
Np-235 Np-237					1.5E+01 2.0E+01							1.5E+01		オキアミ全身 エビ、カニ全身
	幾何平均				1.7E+01									
Pu-237	大西洋深海				7.5E+01 5.3E+01		7.4E+01 6.1E+01	6.5E+01				5.0E+01	1.0E+05	カニ全身 小型エビ全身 7+9(PuIII+IV)全身 7+9(PuV+VI)全身 マダコ全身 オキアミ全身
	大西洋深海								多毛類(PuIII+IV) 3.7E+02					
	大西洋深海								多毛類(PuV+VI): 2.8E+02 多毛類幾何平均: 3.2E+02					
幾何平均				6.3E+01		6.7E+01								
Am-241					1.5E+02 1.8E+02			3.5E+01		1.6E+03	7.5E+02		1.0E+05	カニ全身 小型エビ全身 マダコ全身
	幾何平均				1.6E+02							1.0E+02 1.3E+02		
Cm-252					1.9E+02									小型エビ全身 多毛類: 7.6E+02
	幾何平均													
Cf-252					2.2E+02 6.7E+02		7.8E+01						3.0E+02	小型エビ全身 カニ全身 アサリ全身 オキアミ全身
	幾何平均				3.8E+02									

表8-2-5. 実験室におけるトレーサー法による濃縮係数(CF)の要約 (海底堆積物中間隙水からの超ウラン元素Po, Pbの移行)

核種	棲息海域	魚類	原索類	棘皮類	甲殻類	貝類		頭足類	海藻			プランクトン		備考
						巻き貝	二枚貝		紅藻	褐藻	緑藻	動物	植物	
Am-241	太平洋 大西洋 太平洋 大西洋 太平洋 大西洋				1.3E+03 1.8E+02		7.8E+02 1.1E+02							小型エビ 小型エビ アサリ アサリ 多毛類:4,690 多毛類:1,600
	幾何平均				4.8E+02		2.9E+02							

Am-241の海底堆積物への分配係数：太平洋;180,000 大西洋;150,000

海底堆積物中の Resistant相における²⁴¹Amの分布(%)：太平洋;13% 大西洋;62%

表8-2-6. 実験室におけるトレーサー法による移行係数* の要約 (海底堆積物からの超ウラン元素の移行)

核種	棲息海域	魚類	原索類	棘皮類	甲殻類	貝類		頭足類	海藻			プランクトン		備考
						巻き貝	二枚貝		紅藻	褐藻	緑藻	動物	植物	
Pu-237	大西洋 大西洋						6.0E-03							アサリ 多毛類:0.05
	幾何平均													
Am-241	太平洋				3.2E-02									小型エビ 小型エビ アサリ アサリ 多毛類:0.12 多毛類:0.05
	大西洋				6.0E-03									
	太平洋 大西洋 太平洋 大西洋						2.0E-02 4.0E-03							
	幾何平均				1.4E-02		8.9E-03							

Am-241の海底堆積物への分配係数：太平洋;180,000 大西洋;150,000

海底堆積物中の Resistant相：太平洋;13% 大西洋;62%

$$* \text{移行係数} = \frac{\text{生物中の放射性核種濃度}}{\text{堆積物中の放射性核種濃度}}$$

9. 海洋生物の摂食による人の被ばく線量試算

海洋生物の摂食による人の被ばく線量試算の例として、ここでは、六ヶ所再処理施設の安全審査における海洋生物の摂食による人の被ばく線量評価方法について紹介する。

六ヶ所再処理施設の安全審査においては、前面海域における漁業実態⁽¹⁾及び敷地周辺の一般公衆の食品摂取状況⁽¹⁾を考慮し、次の海産物の摂取を対象として、六ヶ所村内において平均的な生活を営む人が、これらの海産物を1年間摂取するとして、内部被ばくに係る実効線量当量の評価を行っている。

魚類

海藻類

貝類

頭足類

甲殻類

これら海産物の評価地点は、六ヶ所前面海域における漁業実態に基づき、漁業活動が営まれていない範囲及び海洋放出口の位置を考慮の上、実効線量当量が最大となる地点が選定されている。

海産物摂取による実効線量当量は、次の①式を用いて、海産物摂取による放射性物質の摂取量に実効線量当量換算係数を乗じることにより評価されている。海産物摂取による放射性物質の摂取量は、海産物中濃度に海産物の摂取量を乗じることにより、また、海産物中濃度は、海水中濃度に濃縮係数を乗じることにより求めている。

$$D_s = \sum_k \sum_i (K_F^{50})_i \cdot H_{ki} \dots\dots\dots \textcircled{1}$$

$$H_{ki} = 365 \cdot \chi_{ki} \cdot (CF)_{ki} \cdot F_k \cdot W_k \cdot f_{ki}$$

$$\chi_{ki} = Q_i \cdot (\chi/Q)_k$$

ここで、

D_s : 海産物摂取による実効線量当量 (mSv/y)

$(K_F^{50})_i$: 経口摂取による実効線量当量換算係数 (mSv/Bq)

H_{ki} : 核種 i の海産物 k による摂取率 (Bq/y)

χ_{ki} : 核種 i の海産物 k に対する評価地点での濃度 (Bq/cm³)

$(CF)_{ki}$: 核種 i の海産物 k に対する濃縮係数 ($\frac{Bq/g}{Bq/cm^3}$)

F_k : 海産物 k の市場希釈係数⁽¹⁾ (1)

海産物の市場希釈係数については、自家消費を考慮して1とする。

: 海産物kの摂取量 (g/d)

摂取量としては、現地食品調査から得られた平均値と、参考文献(2)の摂取量のうち、大きい方の値を採用する。

f_{ki} : 海産物kの採取から摂取までの核種iの減衰比⁽²⁾

$$f_{ki} = \frac{3}{12} + \frac{T_{ri}}{0.693 \times 365} \cdot \left\{ 1 - \exp \left(-\frac{0.6933}{T_{ri}} \cdot 365 \cdot \frac{9}{12} \right) \right\}$$

(海藻類におけるよう素-131の場合)

$$f_{ki} = 1 \quad (\text{その他の場合})$$

ここで、 T_{ri} : よう素-131の物理的半減期⁽³⁾ (8.06) (d)

Q_i : 核種iの放出率 (Bq/s)

$$(\chi/Q)_k : \text{評価地点での相対濃度} \left(\frac{Bq/cm^3}{Bq/s} \right)$$

評価に使用するパラメータの具体的な値は、次のとおりとしている。

a. 経口摂取による実効線量当量換算係数

経口摂取による実効線量当量換算係数は、ICRP Publ. 30の方法で求められるものを用いることとしており、ICRP Publ. 30に与えられているデータを基に日本原子力研究所が取りまとめた参考文献(4)から引用している。なお、アクチノイドについては、ICRP Publ. 48による代謝データの変更を考慮し、変更後の代謝データに基づいて日本原子力研究所が計算した実効線量当量換算係数を、参考文献(5)から引用して用いている。

経口摂取による実効線量当量換算係数は、核種の化学形により異なるので、換算係数が最も大きくなる化学形を想定している。

放射性よう素については、日本人のよう素代謝特性を考慮して、参考文献(2)及び参考文献(6)お値を用いている。

b. 現地社会環境実態調査結果に基づくパラメータ

前面海域における漁業実態及び食品摂取状況を考慮して設定する必要のあるパラメータである海産物の摂取量は、現地社会環境実態調査の結果⁽¹⁾に基づくとともに、既存の評価の例⁽²⁾を考慮して、表9-1の値を採用している。なお、海水中の放射性物質の汽水湖への流入を考慮し、淡水産物の摂取量を海産物摂取量に加算している。

c. 文献値に基づくその他のパラメータ

表 9 - 1 海産物の摂取量 (Wk)

海産物	摂取量 (g/d)
魚類	230 ⁽¹⁾
海藻類	40 ⁽²⁾
貝類	11 ⁽¹⁾
頭足類	65 ⁽¹⁾
甲殻類	6 ⁽¹⁾

上記以外のパラメータとして、海産物の濃縮係数は、海産物の種類の分類方法、フィールドデータを重視する観点及び原子力施設の安全審査において用いられた実績を重視する観点から、それぞれ信頼性を有する文献から引用している。(7-3.章参照)。

以上に基づき、海産物摂取による実効線量当量は、年間約 4.1×10^{-3} ミリシーベルトと評価されている。

(佐伯 誠道)

9.章 参考文献一覧

- (1) 「六ヶ所村の社会環境調査結果報告書」 (1989)、日本エヌ・ユー・エス株式会社
- (2) 「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針」 (1976, 1989一部改訂)、原子力安全委員会
- (3) 「被ばく計算に用いる放射線エネルギー等について」 (1989)、原子炉安全基準専門部会報告書
- (4) 河合、橘、他、「ICRP Publication 30 に基づく単位摂取量当りの預託実効線量当量等の一覧表」、JAERI-M 87-172 (1987)
- (5) O.Togawa et al., "ALI and DAC for Transuranic Elements Based on the Metabolic Data Presented in ICRP Publication 48", JAERI-M 87-099 (1987)
- (6) 「環境放射線モニタリングに関する指針」 (1983, 1989一部改訂)、原子力安全委員会

線量評価パラメータ委員会および同委員会海洋生物分科会委員名簿（順不同・敬称略）

線量評価パラメータ委員会

委員

（平成6～7年度）

主査	佐伯 誠道	前・(財)原子力環境整備センター 理事
	鈴木 譲	科学技術庁放射線医学総合研究所 那珂湊支所長
	稲葉 次郎	科学技術庁放射線医学総合研究所 内部被ばく研究部長
	出雲 義朗	厚生省国立公衆衛生院 放射線衛生学部長
	渡部 輝久	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 環境放射生態学研究部第一研究室長
	木村 健一	科学技術庁放射線医学総合研究所 環境衛生研究部主任研究官 （平成7年4月から 宮崎医科大学講師）
	中原 元和	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部主任研究官
	清水 誠	東京大学（農学部） 教授
	小柳 卓	(財)環境科学技術研究所 常務理事 （平成7年4月から (財)日本原子力産業会議嘱託）
	大桃 洋一郎	(財)環境科学技術研究所 理事・所長
	上田 泰司	元・(財)海洋生物環境研究所 研究参与
	（平成7年度）	
	中村 清	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部長
	平野 茂樹	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部第一研究室長
	野崎 義行	東京大学海洋研究所 教授

半田 暢彦 名古屋大学大気水圏科学研究所
教授
長屋 裕 (助)海洋生物環境研究所
研究参与

線量評価パラメータ委員会海洋生物分科会委員（平成6～7年度）

主査 鈴木 讓 科学技術庁放射線医学総合研究所
那珂湊支所長
出雲 義朗 厚生省国立公衆衛生院
放射線衛生学部長
渡部 輝久 科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所
環境放射生態学研究部第一研究室長
木村 健一 科学技術庁放射線医学総合研究所
環境衛生研究部主任研究官
(平成7年4月 宮崎医科大学講師)
中原 元和 科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所
海洋放射生態学研究部主任研究官
清水 誠 東京大学（農学部）
教授
小柳 卓 (助)環境科学技術研究所
常務理事
(平成7年4月(助)日本原子力産業会議囑託)
上田 泰司 元・(助)海洋生物環境研究所 研究参与

協力科学者

吉田 勝彦 農林水産省水産庁中央水産研究所海洋生産部
放射能研究室長
木村 秀樹 青森県環境保健部原子力環境対策室主査
(前・青森県環境保健センター放射能部総括主任研究員)
庄司 博光 青森県環境保健センター
放射能部総括主任研究員
平井 保夫 茨城県生活環境部原子力安全対策課技術総括課長補佐
(前・茨城県公害技術センター放射能部長)
橋本 和子 茨城県公害技術センター

放射能部主任研究員

オブザーバー

日本原燃株式会社

吉川 修、滝本察春、今熊義一、伊藤幸彦、岡村泰治

事務局

鎌 田 博、吉 川 進

あ と が き

本書の内容は、(財)原子力環境整備センターに設けられた線量評価パラメータ委員会の主査および海洋生物分科会主査と委員ならびに協力科学者より作成されました。

なお、編集と執筆は、次の分担で行いました。

全般的な収集・整理と編集	佐伯 誠道、鈴木 謙、鎌田 博
緒言	佐伯 誠道
濃縮係数に関する検討経緯	佐伯 誠道
濃縮係数の求め方	鈴木 謙
棲息環境に起因する濃縮係数の変動要因	小柳 卓
生物に起因する濃縮係数の変動要因	木村 健一、中原 元和
濃縮係数に関連する動的計算モデル	渡部 輝久、中原 元和
濃縮係数に関連する代謝パラメータ	中原 元和
代謝パラメータ一覧表	中原 元和
濃縮係数一覧表をまとめるにあたって	渡部 輝久
オリジナル実験報告(原著論文)による濃縮係数一覧表	渡部 輝久
総説等による濃縮係数一覧表(政府機関等の資料も含む)	佐伯 誠道
最近の濃縮係数データ集(SAND-1585, UC-721, 1991) 要約一覧表	木村 健一、鎌田 博
科学技術庁・水産庁における放射能調査研究データから 試算した濃縮係数一覧表	鎌田 博
科学技術庁・海洋環境放射能総合評価事業における (財)海洋生物環境研究所のデータから試算した濃縮係数	上田 泰司
青森県・日本原燃(株)の環境放射能モニタリング・データ から試算した濃縮係数一覧表	鎌田 博
茨城県の環境放射能モニタリング・データから 試算した濃縮係数一覧表(Sr-90, Cs-137, Pu-239+240)	出雲 義朗
動力炉・核燃料開発事業団東海事業所の環境放射能 モニタリング・データから試算した濃縮係数一覧表(Am-241)	鎌田 博
長半減期核種の海産生物への取り込みに関する研究の動向	
超ウラン元素、ポロニウム-210	木村 健一
テクネチウム-99	渡部 輝久
テクネチウムの水圏での挙動	渡部 輝久、鎌田 博
室内実験によるテクネチウムの濃縮係数	中原 元和、鎌田 博

日本沿岸の海洋生態系における Tc-99の分布と挙動
濃縮係数の要約表
海洋生物の摂食による人の放射被ばく線量試算

平野 茂樹
出雲 義朗、渡部 輝久、木村 健一、
上田 泰司、鎌田 博
佐伯 誠道

CONTRIBUTORS

EDITED By M. Saiki, Y. Suzuki, H. Kamada

Introduction : M. Saiki

Progress in the concentration factor (CF) : M. Saiki

Methods to obtain CF : Y. Suzuki

Environmental factors, modifying value of CF : T. Koyanagi

Biological factors, modifying value of CF : K. Kimura, M. Nakahara

Dynamic mathematical model to obtain CF : T. Watabe, M. Nakahara

Metabolic parameters related to CF : M. Nakahara

The latest summary tables of CF in the SANDIA Report : K. Kimura,
H. Kamada

Data tables of CF reported by original papers and others : T. Watabe

Data tables of CF reported by National or International Authorities
: M. Saiki

CF derived from data of the environmental radioactivity research
by Science and Technology Agency, and
National Research Institute of Fisheries Science :
H. Kamada

CF derived from data of the marine radioactivity research
by Marine Ecology Research Institute : T. Ueda

CF derived from data of the environmental radioactivity monitoring
by Aomori prefecture : H. Kamada

CF derived from data of the environmental radioactivity monitoring
by Ibaraki prefecture : Y. Izumo

Cf derived from data (Am-241) of the environmental radioactivity Survey
by Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation
: H. Kamada

Review of research activities on the bioaccumulation
of long-lived radionuclides in marine organisms

TRU and Polonium-210 : K. Kimura,

Laboratory CF data of Technetium : M. Nakahara, H. Kamada

Technetium-99 : T. Watabe, S. Hirano, H. Kamada

Summary tables of CF : Y. Izumo, T. Watabe, T. Ueda, K. Kimura, H. Kamada

Example of application of CF data to dose assessment : M. Saiki

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to express our hearty gratitude to the following oversea contributors.

Dr. S. W. Fowler : Head of Radioecology Laboratory, IAEA Marine
Environment Laboratory Monaco.

Dr. L. S. Gomez : Sandia National Laboratory, Albuquerque, New Mexico,
87185-1328, and Livermore, California, 94551,USA.

Dr. R. D. Cherry : Physics Department, University of Cape Town,
Rondesbosch, CP7700, South Africa.

Dr. L. Foulquier, CEA, IPSN / SERE, France

March 1996 M. Saiki, Ph. D.

環境パラメータ・シリーズ 6
海洋生物への
放射性物質の移行

平成8年3月31日 刊行
財団法人 原子力環境整備センター
〒105 東京都港区虎ノ門2-8-10
(第15森ビル)
TEL (03) 3504-1081 (代表)
FAX (03) 3504-1297

March 1996
RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CENTER
No.15 Mori Bldg.
Toranomom 2-8-10 Minato-ku
Tokyo 105 JAPAN
TEL (03) 3504-1081
FAX (03) 3504-1297