環境における放射性物質の生物濃縮について†

清水 誠

東京大学農学部水産学科, 東京都文京区弥生 1-1-1

1. はじめに

生物が種々の元素あるいは物質を体内に蓄積、濃縮することについては多くの事例が知られているし、いろいろな場面で問題にされている。生理学、生化学、生物地球化学などさまざまな観点から生物体の構成元素の分析が進む過程である種の元素が生物のある特定のグループあるいは特定の種に非常に濃度が高いということが明らかになってきた。trace element の生物体内での働きに関連して欠乏症とともに過剰症も問題となり、例えば家畜のアルカリ症に関連して小麦に Se が多く蓄積される¹⁾とか、また、ある地域ではクローバーに Mo が多く、それを食べるとウシが下痢を起こす^{2)~4)}ことなどが注目された。海産生物でもカキに Zn が多いことは今世紀の初めから注目されていたし^{5), 6)}、同じくカキについて緑化現象を起こして食用に不適となり水産業で問題とされるミドリガキも銅の過度の蓄積によることが早くから知られていた⁷⁾。ホヤ類に V が、Br がジプロモインジゴとしてある種の貝に、I が海綿やサンゴに蓄積されることは地球化学の教科書にも見られるところであり、褐藻がヨウ素やカリ製造の工業原料として使用されたこともあるくらいで、いろいろの生物濃縮は広く知られていた。「海水中にはごく微量にしか存在しない多くの金属が海産生物によって著しく蓄積されることに関して海洋学の文献に多くの記録がある」というゴールドバーグの言葉⁸⁾や、「どんな元素をとってもそれを著しく濃縮するプランクトンが少なくとも 1 種類は見つかるだろう」というニコルズらの予測⁹⁾によっても、生物による濃縮が実態として豊富に存在し、またそのありさまがいかに多彩であるかが理解されよう。

生物による濃縮という現象は放射性物質についてももちろん、数多くの場面で観察されてきた。現在われわれの環境に存在する人工放射性核種の起源は大半が核爆発実験といえるが、そのほか近年急速に増えつつあるものが原子力施設からの廃棄物由来のものである。

これらの放射性核種の環境中での挙動、発生源から人間にいたる経路に関する $\frac{1}{4}$ 世紀をこえるこれまでの調査研究のなかで、生物濃縮の重要性はよく認識されたといえよう。この間に蓄積された知識は放射生態学として体系化されつつある¹⁰⁾が、生物濃縮はその中心的課題の 1 つである。ただ、放射生態学における生物濃縮の扱い方は、生理学・生化学におけるような純学問的な問題のとらえ方というよりは、これまでのところ生物をブラックボックス的に考え、人工放射性核種の環境への導入が人間に与える影響の評価——これが放射生態学の目的である——における 1 つの重要なパラメーターとしてのものであった。つまり、生物による放射性核種の濃縮が何ゆえ、あるいは、どのようにして起こるかという側面より、どのくらいという側面がより多く問題にされてきたといえよう。このため、前者については今でも未解決な点が非常に多い。しかし、「環境における放射性物質の生物による濃縮」が問題とされるのは、やはり、放射生態学的観点、すなわち、人間への、あるいは広く生態系への影響を評価するのに必要なパラメーターとしてであると考えられるので、本文もその観点から、生物による濃縮を評価に使えるよう、いかに量的に把握していくかに主眼をおいてまとめることにする。なお、筆者の守備範囲からいって内容が水産生物中心という偏りを持たざるを得ないことをあらかじめお断りし、この点、読者のご寛容をお願いしておきたい。

2. 濃縮係数

環境中に導入された放射性物質の影響を評価する際、生物濃縮をどのような形で量的にとらえるかということは場面によって異なってくる。環境から人体へ

† On the Biological Concentration of Radioactive Materials in the Environment. Makoto SHIMIZU: Fisheries Department, Faculty of Agriculture, University of Tokyo, Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo.

というステップを順次追う場合もあり、環境と人体の濃度の関連を直接考えてしまう場合もある。影響評価に際して環境と生物との間の量的関係を表わすのにこれまでいくつかの方法が考えられてきた。それぞれについて順次とりあげ、検討していくこととするが、まず最初に濃縮係数についてみることにする。

2・1 濃縮の表わし方

生物による濃縮の程度を端的に表わすものとして、水棲生物の場合、濃縮係数が最もよく用いられる。これは concentration factor の訳語で、C.F.と略することが多い。富化係数 (enrichment factor), 蓄積係数 (accumulation factor), 濃縮率 (concentration ratio, concentration coefficient) などと同義で、次のように定義されるのがふつうである。

$$\text{濃縮係数} = \frac{\text{水棲生物中の放射性核種濃度} \quad (\mu\text{Ci/g wet})}{\text{環境水中の放射性核種濃度} \quad (\mu\text{Ci/ml})}$$

式から明らかなように、これは水棲生物中の濃度が、その棲息環境である周囲の水に比べてどの程度濃度が高いかを示す係数である。ここで問題とすべきことが2つある。

1つは生物中の核種濃度が湿重量ベースで表わされている点である。生物、とくに水棲生物の湿重量は測定上誤差が多いことはよく知られており、つねに問題となる。従って厳密には誤差が小さくなる乾燥重量あたりの濃度をとるべきとも考えられるが、濃縮係数の持つ意味から乾燥重量ベースでは不適当なのである。それは濃縮係数の必要とされる場面が湿重量あたりの濃度予測にある点である。すなわち濃縮係数は、ある水域に放射性物質が放出されるとどのような影響を生ずるかを予測するのに必要とされる。仮に原子力施設を沿岸に設置する際、その施設からの廃液量と核種組成が知られており、その海域の気象・海洋学的条件がわかっていれば、希釈・拡散について予測を立てることができ、海水中の核種濃度が推定できる。この海水の汚染状態からそこに棲む生物の汚染がどの程度になるかを予測するのに濃縮係数を用いる。生物中の濃度がわかれば、生物自体への、あるいはまたその汚染生物を食品としてとった場合の人間への被曝線量が計算できる。このとき問題となるのは湿重量あたりの濃度であるから濃縮係数も湿重量ベースで算出されていなければならないのである。

定義式で問題となる第2の点は分子が重量単位であるのに、分母、すなわち水については容積単位である

点である。これも厳密には同じように重量単位とするほうが正しいが実用性という点でこれでよしとされるのである。すでに述べたようにこの係数は予測に用いられるのであって厳密な学問的議論に用いるものではない。濃縮係数に求められている精度は大きいものではなく、有効数字が2桁あれば十分で、1桁でも役に立つ。従って使いやすさ、測りやすさが優先する。水の場合（海水でも）比重は1と考えて大きな間違いはないから、測りやすい単位である容積で定義して構わないのである。

濃縮係数は単に生物による濃縮の度合の記述に用いるのではなく、第一義的には未汚染海域に放射性核種が放出されたときの影響の予測に用いることだと述べたが、このことは濃縮係数に制約をつけることとなる。つまり、あたりまえに聞えるかも知れないが、濃縮係数は普遍的に用いることのできる係数、すなわち定数でなければならない。ある幅をもってという語をつけ加えたほうがよいかも知れないが、とにかく、条件が定まれば一定であるという保証のある値でなければならない。ということは水相と生物相という2相の間で平衡関係が成立している必要があるということである。ある一定の環境中でつねに生活していればその環境と平衡関係にある体構成を持つことが期待される。このとき、水と生物との濃度比としての濃縮係数が意味をもつ。従って恒常的でない環境の場合は濃縮係数の適用に慎重である必要がある。

例えば海洋の場合、その化学組成は比較的一定しているといわれ、海産生物の場合には世界各地で測った濃縮係数に大きな差は見られていないが、河口域や、特別な水域で塩分濃度が低いところなどでは濃縮係数に差が見られる（例えば Polikarpov 1966¹¹⁾ 参照）。また河川、湖沼などの陸水域になるとその化学組成はきわめて変化に富んでいるので、どの場面にも通用する一定の係数というものは得難いといえる。淡水生物についても多くの核種について濃縮係数の値が発表されているが、それを採用するかどうかは慎重にそれが得られた条件と適用しようとする場の条件を検討したうえでなければならない。

こういう点から考えて、水棲生物以外のものについては濃縮係数という概念の適用はやめたほうがよい。どんな場面でも環境水中の濃度と生物中の濃度とを比較すればある比の値は得られるが、これを何でも濃縮係数と呼ぶことは混乱を招くであろう。オークリッジ原子力研究施設からの廃水の影響という点に関連してよく引用される例を2つほど挙げてみたい。1つは淡

水域における ^{137}Cs の各種生物への濃縮の度合を見たものである¹²⁾(図1)。ここに見られるように水中濃度を1とした場合にいろいろの生物について数百から1万という値が得られていて高い濃縮が起きていることが見られる。コイやサンフィッシュなどの魚、そのほかこの水域内に全生活がある生物の場合はこの値を濃縮係数といってよいが、水鳥などの場合2,000~6,000という値を直ぐ濃縮係数とし、この値を他の場面において適用してよいかどうかには疑問が残る。それは水と水鳥との平衡関係が不明であり、他の水域ではことは水と水鳥との関係が異なることも予想されるからである。

図1 淡水から人にいたる ^{137}Cs の食物連鎖
(水に対する存在比を示し、%数値は人の摂取の内訳) (Pendleton 1958)¹²⁾

別の例はオークリッジの廃水の影響を受けている水を灌漑に使った牧草地で飼われたウシの各器官・組織の ^{65}Zn 濃度を分析したものである¹³⁾(表1)。器官によって異なるが一般に灌漑水の濃度よりかなり高く、

表1 コロンビア河の水で灌漑している土地に1年間放牧した肉牛の組織中の ^{65}Zn 濃度(比較のため牧草と灌漑水も表に入れた)
(Perkins & Nielsen 1959)¹³⁾

試料	濃度 ($\mu\text{Ci/g}$)	試料	濃度 ($\mu\text{Ci/g}$)
牧草	83	肺	5.1
毛	28.6	牛乳	4.9
骨	13.4	卵巣	4.1
肝臓	11.5	皮膚	3.9
筋肉	10.7	脳	2.7
脾臓	7.3	血液	0.9
腎臓	6.0	灌漑水	0.19

また牧草中の濃度は水の濃度の約400倍となっている。このように陸上生物についても濃縮係数類似のものが考えられないわけではないが、地域差が非常に大きく、普遍的な値としては使い難いので濃縮係数とは呼ばないほうがよい。例えば土壌間水に比べて植物に種々の元素の濃度が高く、この比の値を濃縮係数として示している報告¹⁴⁾(表2)もあるがこれは避けるべきであろう。

表2 土壌間液中の12元素の陸上植物による濃縮係数 (Bowen 1966)¹⁴⁾

元素	土壌間液 (ppm)	ケール(無結球キャベツ)の葉 (ppm)	濃縮係数
Ca	750	10,000	13
Cl	29	1,100	38
Cu	0.04	1.1	275
Fe	0.25	30	120
K	5.4	6,250	115
Mg	22	385	17
Mn	0.072	3.3	460
N	215	10,600	49
Na	39	730	19
P	0.70	1,100	1,600
S	205	4,300	21
Zn	0.2	8.2	41

2.2 濃縮係数の大きさ

海産生物における濃縮係数の大きさを表3に示した。Srのように1以下の値も見られ、生物体中での濃縮ではなく希釈されている場合もあるが、多くのもので $10^3 \sim 10^5$ という値が見られ、 10^6 に達するものもある。

ところで、同じグループの生物でもかなりある元素の濃縮係数に幅がある場合がある。これは1つには種特異性の問題があり、他方、同じ種でも器官・組織によって濃縮の度合が異なるためである。

種類による差は非常に興味深く近縁の種類であっても同じ元素に対する濃縮に大きな差を示すことがある。例えばホヤがVを蓄積することはすでに述べたようによく知られているが、同じホヤの類でも *Ascidia* ではV濃度が6,500 ppm(乾物量あたり)に達するのに、*Didemnum candidum* という種類はわずか2.6 ppmに過ぎない。種類によってはVと周期律表で同族のNbを蓄積するものもある。どちらも蓄積しない種類もあるが、VとNbと両方を濃縮する種類は知られていない¹⁶⁾。群体ボヤの仲間の *Eudistoma ritteri*

表3 海産生物の濃縮係数 (Bowen ほか, 1971¹⁵⁾ を修正)

元 素	藻 類		植 物 食 性		動 物 食 性		
	定 着 性	プランクトン (植物プラン クトン, ホン ダワラ)	プランクトン (桃脚類, 翼 足類, サルバ など)	貝 類	プランクトン (オキアミ, 等 脚類, エビ)	魚	イ カ
Ag	100-1,000	<100-220	<100	330-2×10 ⁴	<45-900		900-3,000
Cd	11-20	<350-6,000	<80-10 ⁵	10 ⁵ -2×10 ⁶	<300-10 ⁴	10 ³ -10 ⁵	2,800
Ce	100-3,300	2,000-4,500		40-300		5-12	
Co	15-740	75-1,000	<110-10 ⁴	24-260	<70-1,300	28-560	<200-5×10 ⁴
Cr	100-500	<70-600	<15-10 ⁴	6×10 ⁴ -3×10 ⁵	<55-3,900	3-30	<70
Cs	16-50	16-22	6-15	3-15		10-100	
Fe	10 ³ -5×10 ³	750-7×10 ⁴	440-6×10 ⁴	7×10 ⁴ -3×10 ⁵	3×10 ³ -3×10 ⁴	400-3×10 ³	10 ³ -3×10 ³
Hg	10-30			5×10 ³ -10 ⁴		10 ³ -5×10 ³	
I	160-10 ⁵			40-70		10	
Mo	10-200	<3-17	2-175	30-90	<2-14	~200	<10
Mn	20-2×10 ⁴	300-7×10 ³	21-4×10 ³	3×10 ³ -6×10 ⁴	270-1,600	95-10 ⁵	10 ³
Ni	50-10 ³	25-300	2-10 ³	4×10 ³ -10 ⁴	17-90		30-80
Pb	8×10 ³ -2×10 ⁴	<10 ³ -3×10 ⁶	3×10 ³ -2×10 ⁶	39-5×10 ³	200-6×10 ⁴	5-10 ⁴	100-2×10 ⁵
Ru	<200-1,200	<200	<10-6×10 ³	1-3×10 ³	<160-2,400	10	<400-2,100
Sr	0.1-90	0.9-54	1-85	~50	1.2-10	0.03-20	0.9-1.2
Ti	200-3×10 ⁴	600-10 ⁴	28->3×10 ⁴		110-2×10 ⁴		300-3,000
Zn	80-3,000	200-1,300	125-500	1,400-10 ⁵	~50	280-2×10 ⁴	2,500
Zr	200-3,000	<1,000-2×10 ⁴	360-3×10 ⁴	8-36	<800-4×10 ⁴	5	2×10 ⁴

は Ti を10万倍濃縮することが見出されている¹⁷⁾。Sr で有名なのは *Acantharia* というプランクトンで、仲間の種類が Ca あるいは Si で骨格をつくるのに対し、Sr(SrSO₄) で骨片をつくることで知られていて、この *Acantharia* の骨片のSrの濃縮係数は6万に達する¹⁸⁾。このことはプランクトン中の平均⁹⁰Sr濃度が海域によって異なる原因ともなっている¹⁹⁾。

種内での器官・組織による濃縮の差もかなり大きい場合がある。Srは筋肉など軟組織部にはたまたず、魚の筋肉の濃縮係数は0.01~0.1の桁だが、骨など硬組織では10~100ぐらいである。一方、Csは軟組織に多いが、比較的体全体に様に分布している。Cd, Cr, Coなどの重金属類は一般に肝臓にたまりやすく、二枚貝の中には肝臓に相当する組織に100万倍もCoを濃縮するものがあり、またCdのイカの肝臓における濃縮係数も10⁶に達する。

2・3 濃縮係数の求め方

濃縮係数を求めるには大別して2法ある。1つは実験的に飼育実験によって求める方法であり、他はフィールドでの調査に基づくものである。いずれの場合も放射性核種についてのものと、安定同位元素について

のものとがある。放射性核種といっても原則として化学的性質は安定同位元素と変わらないから、どちらについて求めた濃縮係数の値も同じはずである。なお、実際に実験室の飼育実験で求める場合はRIトレーサーを用いるのが一般である。実験室とフィールドとの2方法はともに一長一短があり、一概にその得失を論じられないが、濃縮係数は一般にフィールドで得られた値のほうが大きい。フィールドでの値は安定同位元素、放射性核種ともに、生物中濃度と海水中濃度とを別々に分析してその比として濃縮係数を得るものである。天然に存在する安定同位元素についての値は、生物がその生活史全期間を通じて定常的な環境中に生存し環境と平衡していると考えられるので標準的な値と考えることが一応はできる。しかし、これにも問題があることは後で触れる。一方、放射性核種については核爆発実験由来にせよ、原子力施設起源にせよ、⁹⁰Sr、¹³⁷Csは別として水中の放射性核種濃度の時間的変化についてはあまり情報がない。もともと海水中の濃度は一般に低く、それを蓄積した生物にだけ放射性核種が検出される例が少なくない。従って乏しい情報を基にした海水中濃度を使って算出した濃縮係数にはかなり問題が残る。

表4 海産生物における種々の放射性核種の濃縮係数, フィールドと実験室とで得られた値の比較 (Patel 1973)²⁰⁾

放射性核種	濃 縮 係 数							
	藻 類		軟 体 類		甲 殻 類		魚 類	
	フィールド	実験室	フィールド	実験室	フィールド	実験室	フィールド	実験室
^{89,90} Sr	10 ⁻¹ -10 ²	3-63	10 ⁻¹ -10 ²	0.5-1	10 ⁻¹ -10	0.2-1.3	10 ⁻¹	10 ⁻¹ -10
⁹⁵ Zr/Nb	10 ² -10 ³	10 ² -10 ³	10 ³	8.36	10 ⁻¹⁰	—	—	5
^{103,106} Ru	15-10 ³	50-360	10 ³	4-70	1-10 ³	2-10	1-10 ²	0.6-3.0
^{134,137} Cs	1-10	1-16	10-10 ³	6-34	10-10 ⁵	4-34	5-10 ²	2-36
^{141,144} Ce	10 ² -10 ⁴	10 ² -10 ⁴	10 ² -10 ⁴	5-10 ³	10 ² -10 ⁴	25-200	10-10 ²	0.3-70
⁵¹ Cr	10 ² -10 ³	60-80	10 ³ -10 ⁵	13	10 ³	—	10 ² -10 ³	—
⁵⁴ Mn	10 ³ -10 ⁴	—	10 ² -10 ⁴	20-100	10 ² -10 ⁴	—	1-10 ⁴	—
^{55,59} Fe	10 ³ -10 ⁴	10 ²	10 ² -10 ⁴	30-10 ³	10 ² -10 ⁴	—	10 ² -10 ⁴	6
^{55,60} Co	10-10 ³	17-400	10 ² -10 ⁴	7-210	10-10 ⁴	7	10-10 ³	2-5
⁶⁵ Zn	10 ² -10 ³	200-800	10 ³ -10 ⁵	68-250	10-10 ⁴	40-500	10 ³ -10 ⁴	1-20

一方, 実験室での実験は条件設定が完全に行なえるという利点はあるが, やはり人工的な環境であって, ここで得られた値を自然の場に適用できるかどうかむずかしい点がある。何よりも実験期間に制約を受けるため水と生物との平衡が達成されない場合が多い。このことがさきに述べた実験室とフィールドの結果に食い違いを生ずる最大の原因と思われる。表4はこれまでに両方法で得られた濃縮係数を集めて比較をしたものである²⁰⁾。実験室で得られた値が小さいことが明らかに見られる。

濃縮係数を求める際問題とすべき因子について見ておきたい。これに関与する要因としては生物自体の内的要因と環境的, 外的要因とがある。

まず内的要因としては生物自体の持つ季節的リズムに基づく濃度の変動がある。各種金属の濃度が季節的に変動することは確かめられている²¹⁾(図2), 放射性 Zn のとりこみ実験において, 他の条件がまったく一定でも濃縮係数に季節的変動のあることが認められている²²⁾(図3)。⁶⁵Zn のとりこみが生物の大きさあるいは生理的活性に比例するといわれている²³⁾し, また¹³⁷Cs の濃度が魚の大きさと関係をもつことも知られている²⁴⁾(表5)。

外的要因としては塩分, 水温, pH などが濃縮に影響することが確かめられている²²⁾(表6)。しかし, 現在最も問題とされているのは核種の化学的あるいは物理化学的存在形態である。化学的形態の差は生物によるとりこみ(および排出)に大きな差を生ずる²⁵⁾(図4), 物理化学的な存在形態が違えばやはりとりこみが大きく違ってくる。この点に関しよく調べられてい

図2 二枚貝 *Chlamys* の生殖巣/足の金属の濃度の季節変化 (Bryan 1973)²¹⁾

(△) Mn; (●) Cu; (◆) Fe;
(○) Zn; (□) Ni; (▲) Co

るのは ¹⁰⁶Ru の場合だが, クロロ錯塩とニトロ錯塩とを比べると前者のほうがとりこみが大きい。また電気

図3 貝, カニ, 底土の ^{65}Zn の濃縮係数 (15日間とりこみ後) の経時的変動 (Duke ほか, 1969)²²⁾

表5 ホワイトオーク湖のブルーギルの ^{137}Cs 濃度と体重との関係 (Kolemainen et al., 1969)²⁴⁾

魚体重量 (g)		^{137}Cs 濃度 (pCi/g)		測定個体数
平均	標準偏差	平均	標準偏差	
2.1	1.8	10.43	5.59	31
10.5	6.8	13.28	4.32	13
32.0	6.4	21.21	12.69	19
55.1	7.1	30.90	10.52	13
78.0	5.1	39.79	12.69	20
109.6	32.1	40.12	15.21	186

表6 貝, カニ, 底土の ^{65}Zn の濃縮係数 (15日間とりこみ後) (Duke, et al., 1969)²²⁾

海産生物	塩分 (%)		Zn 濃度 ($\mu\text{g/l}$)		pH		温度 ($^{\circ}\text{C}$)	
	25	35	15	30	7.5	8.0	20	25
カキ	193	154	146	125	130	144	139	213
	**		*		N.S.		**	
ハマグリ	18	17	22	18	19	20	16	18
	N.S.		**		N.S.		*	
ホタテガイ	350	300	282	231	243	269	317	338
	*		**		N.S.		N.S.	
カニ	216	164	216	199	177	243	166	213
	**		N.S.		**		**	
堆積物	1.9	1.9	1.9	1.6	1.4	2.2	1.6	2.2
	N.S.		*		**		**	

**危険率 1% で有意差, * 危険率 5% で有意差
N.S. 有意差なし

化学的に挙動の異なる画分を電気泳動で分けて陰イオン, 陽イオン, 中性の各部分の生物によるとりこみを見ると明らかに差がある²⁶⁾(図5)。

このように非常に多くの要因がとくにとりこみ実験に関与し, またフィールドのデータともなかなか合わ

図4 二枚貝 *Donax denticulatus* による Co のとりこみと排出の化学形態による差 ^{57}Co -cobalamine, ^{58}Co -ionic (Lowman and Ting 1972)²⁵⁾

図5 電気泳動で分けた“anionic”, “neutral”, “cationic”の各画分の *Mytilus* によるとりこみの比較 (Keckes ほか, 1971)²⁶⁾

ないことから、異なった実験室で行なわれたトレーサー実験は比較できないとまで言われることもあるが、それほど大きく食い違うことはなくて、例えば表7に示すようにかなりよく合うといつてよい。

やはり問題はフィールドの値より実験室の値が小さいことであり、これに関して餌からのとりこみの寄与の問題を検討しておかなければならない。人間も含めて陸上動物の場合経口摂取以外の経路はふつう問題とならない(タバコを通しての経気道摂取がかりの量になることもないではないが)が、魚など水棲生物にあっては水から直接、鰓などの上皮組織を通してとりこむ部分が無視できない。水から直接とりこむ部分と餌を通して間接にとりこむ部分とどちらが大きいかは生物、核種によってさまざまである。SrではCaと同様鰓などを通しての水からの直接吸収のほうが多いことを示す実験結果が多い(例えば表8³¹⁾)、餌料中のSr/Ca比によっては餌からの寄与がかなり大きくなるという報告³²⁾もある。Csでは実験室で無投餌の実験で得られる濃縮係数とフィールドで得られた濃縮係数の値とが一般に大差がないことから見れば餌の寄与はそう大きくないと考えられるが、餌の寄与が50~80%に達するという推定もあり^{33), 34)}、これが餌成分によって季節的に変化するものともいう³⁴⁾。Znなどでも水と餌の寄与は同程度あるいは餌のほうが大きいという結果もあるがまだ完全に解明されたとはいえない。

この問題と関連する問題として生物濃縮と食物連鎖がある。よく知られる例に地衣類→トナカイ→エスキモーという系を通して¹³⁷Csが効率よく移行し、その

表 7-1 *Mytilus* における ⁶⁵Zn の濃縮係数

Pentreath ²⁷⁾		Kameda, et al. ²⁸⁾		van Weers ²⁹⁾
足	147	外 套 膜	40	軟 体 部 300 (全 体)
外 套 膜	102	閉 殻 筋	300	
閉 殻 筋	154	鰓	70	
鰓	210	そ の 他 部	350	
胃と中腸腺	482	軟 体 部		
生 殖 巣	115			

表 7-2 *Mytilus* における ^{58, 60}Co の濃縮係数

Pentreath ²⁷⁾		Shimizu, et al. ³⁰⁾		van Weers ²⁹⁾
外 套 膜	27	外 套 膜	12	軟 体 部 155 (全 体)
鰓	55	鰓	40	
閉 殻 筋	11	閉 殻 筋	15	
生 殖 巣	9	生 殖 巣	12	
足	9	そ の 他 部	20	
胃と中腸腺	1,356	肝 臓	330	

表 7-3 *Mytilus* における ⁵⁹Co の生物学的半減期(日)

Pentreath ²⁷⁾		Shimizu, et al. ³⁰⁾	
外 套 膜	5.4	外 套 膜	13.9
鰓	10.5	鰓	18.5
閉 殻 筋	17.7	閉 殻 筋	13.9
生 殖 巣	8.6	生 殖 巣	9.9
足	4.7	その他軟体部	9.9
胃と中腸腺	15.0	肝 臓	11.6

表 8 巻貝による ⁹⁰Sr のとりこみにおける水と餌との寄与率の比較
(Nyaniskene & Polikarpov 1970)³¹⁾

飼育水中の Ca 濃度 (mg/l)	試 料	⁹⁰ Sr のとりこみ量。Ⅳ群のとりこみに対する百分率 (%)			
		Ⅳ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ
52.3	身 殻	100	8.8±1.5	149.1±22.5	89.8±17.8
		100	1.3±0.3	95.2±17.0	110.4±22.7
177.6	身 殻	100	3.9±0.6	116.5±13.3	84.6±14.0
		100	1.5±0.2	94.4±10.0	133.0±21.1
244.6	身 殻	100	4.2±0.5	118.4±24.2	80.4±14.9
		100	4.1±0.8	128.7±14.5	109.3±13.5
774	身 殻	100	8.7±0.8	89.9±15.7	109.2±15.8
		100	5.0±0.6	101.1±17.3	115.4±14.2
1,320	身 殻	100	11.1±1.2	137±31.1	96.2±10.2
		100	6.6±1.1	103±15.2	109.2±21.5
1,572	身 殻	100	4.0±0.6	85.0±15.7	75.4±15.8
		100	3.4±0.7	91.4±21.2	87.4± 7.2

注：Ⅰ. 餌のみ Ⅱ. 飼育水と餌の両方 Ⅲ. 飼育水のみ ⁹⁰Sr を含む

Ⅳ. は飼育水のみ ⁹⁰Sr を含む、無投餌。

ためエスキモーの体内にはわれわれよりずっと多い ^{137}Cs が蓄積されている。海洋でも植物プランクトン→動物プランクトン→プランクトン食性魚→魚食魚と栄養段階があがるごとに濃縮が高くなるということがいわれる。しかしここには2つの問題があるのであって、1つはたしかに栄養段階の高次のものほど濃縮が大きいかどうかということと、他は食物とそのほかの経路のどちらが重要であるかということである。この両方を一括して、食物連鎖の重要性と称してしまう場合が多い。前者については例えば図6³⁵⁾のような分析結果もあり、核種によって栄養段階上の位置と濃度との関係は単純ではないし、後者についてはすでに繰り返し述べたように水棲生物の場合、水から直接とりこむ経路を無視することはできないのである。

図6 栄養段階別の γ 放射性核種の比較(オレゴン沖)(Osterberg, 1964)³⁵⁾

現在、問題なのは餌を通しての寄与の大きさを知る方法論が確立していないことのように考えられる。餌の寄与を飼育実験とフィールド調査の差から論ずるか、餌・水片方ずつおよび両方同時に標識したとりこみ実験で行なうかすることが多い。しかし天然での餌料を量・質ともに完全に実験室で再現することは非常にむずかしく、これを具現した実験はまだないといってよい。水からのとりこみ速度、餌からの吸収率、水および餌という経路の違いによる生物体内での挙動の差などを種々の条件と関連させて詳細に検討し、餌の寄与に関し完全な説明が今後なされなければならないであろう。

3. 比放射能, 差別係数その他

前項で見た濃縮係数は、水域の汚染の影響予測に必要なパラメーターであることを述べたが、その予測法は主としてクリティカルパスウェイアプローチと呼ばれる評価法が挙げられる。すなわち、ある水域に放射性核種を放出する際、それが環境から人間へへね返るすべての道筋を洗いあげ、どの道筋が最も問題となるかを確定し、この道筋について調査し、被曝抑制の基礎としようという方法である。その水域からとれる水産食品をすべて考え、それら食品からの放射性核種の人間へのとりこみを知るため、食品の汚染度を推定するときに濃縮係数を用いる。この評価方式は太平洋の核爆発実験による汚染の影響などという大きい水域の影響評価に使われるのではなく、原子力施設からの放射性廃液の放出がその周辺の住民にどう影響するかという比較的狭い範囲の影響評価に用いられる。

一方、広範囲の汚染の影響評価にはスペシフィックアクティビティアプローチが使われることが多い。これは環境の汚染が長期・広範囲におよび、あとから環境に加わった人工放射性核種の分布が天然の安定同位元素の分布と等しくなるような状況を想定している。こういう状況では海水も、魚介類も、人体も、その核種の比放射能は一定となるであろう。つまり人体の比放射能が環境の比放射能を上回ることはいわゆる。従って人体中の安定元素量が知られていれば、許容負荷量から放射性核種の許容比放射能が設定できるから、環境中の比放射能がこれを上回らないように決めればよい。このように比放射能(specific activity, e.g. $^{90}\text{Sr}/\text{Sr}$)という単位も影響の評価に役立つ。

しかし、これが使えるには、天然にもともと存在する同位元素(例えば ^{86}Sr)とあとから加わった人工放射性核種(例えば ^{90}Sr)とがまったく同じ挙動をするこ

とが前提とならなければならない。ところが実際にはこのことはなかなか達成され難いようである。これは環境中での存在形態にどんな形があり得るかということと、核爆発実験あるいは原子力施設からの人工放射性核種が天然のものと同一存在形態を示すかどうかで決まる。天然での元素の存在形態について十分な知見があるとはいえず、また各種存在形態の差による生物の利用しやすさの差についても判然としていない。海水中での存在形態が比較的単純でほとんどイオンとして存在していると考えられる Sr, Cs については ^{90}Sr , ^{137}Cs もほぼ同じ形態となり、従って同じように挙動すると考えられている。実際に海産生物中のこれら核種の比放射能を測定してみると多くの場合、海水の比放射能との比が1あるいは1に近い値をとる。しかし ^{137}Cs では1から離れる場合もあり、 ^{65}Zn , ^{60}Co などでは比放射能が海水と海産生物では2桁も違う場合のあることが見出されており³⁶⁾(表9)、これはあとから加わった放射性核種とともある安定元素とで生物によるとれやすさがまったく違うことを意味している。このような場合、比放射能による評価方式はまったく使えない。

濃縮係数の概念が水棲生物に限られるのと異なり、比放射能は原理的には陸上生物の関与する場面でも使えるが、陸上生物の関与する食物連鎖の評価によく使われる因子に差別係数 (discrimination factor) あるいは観察比 (observed ratio) がある。この係数は水棲生物についてももちろん用いられる。主として ^{90}Sr について用いられるもので、Sr が Ca と同じアルカリ土類に属し、化学的挙動に類似性がある点を手がかりとし、 ^{90}Sr を量的に安定に存在する Ca との関連で論じようというものである。Sr と Ca との化学的挙動は類似しているといってもまったく同じわけではなく、種々の生理過程において生物による差別が見られる。すなわち、とりこみ、排泄などある相からある相への移行が起こる際、その移行の前後で Sr/Ca の比率が異なるのである。生物による Sr と Ca の差別を示したものが差別係数といわれるもので、過程ごとに値が決まる。核爆発実験から土壌に降り積った ^{90}Sr は欧米人では主として土壌→牧草→ウシ→牛乳→人間(骨)という経路を通して蓄積するが、この経路には多くの移行のステップがあり、ステップごとに差別係数が与えられる。土壌→人骨という関係を見るのに、この途中のステップの差別係数を順次積み重ねていくこともできるが、マクロに見て土壌と人骨の Sr/Ca の比を直接比べてしまうこともでき、このときの比は差別係数

表9 表層水と海産生物の ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs の比放射能の比較 (Robertson 1971)³⁶⁾

海 水	比 放 射 能 (d/m/gram of element)	
$^{60}\text{Co-Co}$	1×10^4	
$^{65}\text{Zn-Zn}$	$< 1 \times 10^2$	
$^{137}\text{Cs-Cs}$	4×10^6	
	比 放 射 能 (d/m/gram of element)	生物の比放射能 海水の比放射能
1. <i>Colalabis saira</i> (サンマ)		
$^{60}\text{Co-Co}$	$\sim 1 \times 10^6$	~ 100
$^{65}\text{Zn-Zn}$	$\sim 1 \times 10^4$	> 100
$^{137}\text{Cs-Cs}$	$\sim 6 \times 10^6$	~ 1.5
2. <i>Diaphus theta</i> (ハダカイワシ属)		
$^{60}\text{Co-Co}$	4×10^5	40
$^{65}\text{Zn-Zn}$	3.4×10^4	> 340
$^{137}\text{Cs-Cs}$	$\sim 4 \times 10^6$	~ 1
3. <i>Lampanyctus ritteri</i> (トンガリハダカ属)		
$^{60}\text{Co-Co}$	$\sim 4 \times 10^5$	~ 40
$^{65}\text{Zn-Zn}$	$\sim 6 \times 10^3$	> 60
$^{137}\text{Cs-Cs}$	2×10^6	0.5
4. <i>Sergestes similis</i> (サクラエビ属)		
$^{60}\text{Co-Co}$	1×10^6	100
$^{65}\text{Zn-Zn}$	3×10^4	> 300
5. <i>Tactostoma macrurus</i> (ハダカホテイ)		
$^{60}\text{Co-Co}$	$\sim 7 \times 10^5$	~ 70
$^{65}\text{Zn-Zn}$	$\sim 2 \times 10^3$	> 20

とは呼ばずに観察比と呼ぶ。これも影響の評価、予測に用いられるパラメーターである。日本人の場合、欧米人とは異なり ^{90}Sr とりこみの主経路は土壌→米・野菜→人骨であるが、この経路の差によって観察比にも差を生じている。

このほか、さらに巨視的に眺めて、総合的に環境と食品中の放射性核種濃度の関連付けを考えたのが、牛乳その他食品中の ^{90}Sr 量をフォールアウトの地表蓄積量 (F_d) と降下率 (F_r) との2変数による関数で表わそうとする試みである。すなわち

$$^{90}\text{Sr} \text{ in food} = \text{pd}F_d + \text{pr}F_r$$

という式であり、最初にニューヨークの牛乳についてあてはめられ、その後多くの試みがなされ、これを基礎にしての線量預託の計算もされている。 ^{90}Sr だけではなく ^{137}Cs についても行なわれており、日本の食品については1963年までの資料を用いて

$$\text{S.U. in total diet} = 0.6F_d + 0.4F_r$$

^{137}Cs pCi/day·person = $0.7F_d + 0.3F_r$,
 という結果が得られている³⁷⁾。

4. とりこみ, 蓄積, 排泄に対する理論的 接近

以上述べたように生物による濃縮はいろいろな所で環境と量的に関係づけられ, 評価に用いられているが, 初めにも述べたようにどのようにして, 何ゆえとりこまれ, 蓄積, 排泄されるかはまだ明確ではない。

しかし, そのとりこみ, 蓄積, 排泄についてモデル的接近の試みはかなりなされるようになってきた。物質の代謝の解析に広く用いられる compartment model の適用が主であり, 指数関数モデルが使われる。Davis³⁸⁾, Aten³⁹⁾らの古い試みも指数関数であり, 指数関数ではよくないという指摘⁴⁰⁾もないではないが, 実際多くの場合にあてはめが可能で使えることも証明されている⁴¹⁾ (実際の計算法などは Bernhard⁴²⁾に詳しいし, さらに一般的なものとしては例えば本誌の福田の総説⁴³⁾など参照されたい)。ここでは簡単にその骨子だけを述べておくこととする。

基本的な方程式としては

$$\frac{dQ_t}{dt} = u \cdot S_t - \beta Q_t \quad (1)$$

が与えられる。ここで Q_t は t 時における放射性核種濃度 ($\mu\text{Ci/g}$) であり, u はとりこみ速度定数, S_t は核種の環境水中の比放射能, β はターンオーバー速度定数である。

種々の条件に応じて種々の解がありうるわけだが,

条件によっては数値的にしかこの方程式は解けない。最も単純な場合 $S_t = S_0$ (constant), $t=0$ のとき $Q_t = 0$ という条件で解くと

$$Q_t = \frac{u \cdot S_0}{\beta} (1 - e^{-\beta t}) \quad (2)$$

が得られる (実際には物理的減衰定数 λ がはいらなければならないが, $\lambda \ll \beta$ として省略してある。入れても何ら変更の要はない)。この場合環境水中の比放射能一定 (放射性核種濃度も安定元素も一定) であるから, t 時の濃縮係数 F_t は (2) 式を S_0 で割ってやれば得られる。すなわち

$$F_t = \frac{u}{\beta} (1 - e^{-\beta t}) \quad (3)$$

となり平衡時の濃縮係数 F_∞ は u/β で与えられることがわかる。飼育実験で濃縮係数を求める際, 時間 t に対して F_t をプロットし見掛上平衡に達したと思われる点の濃縮係数を採ることをするが, 客観的に決定するには, (3) 式のあてはめを行なって求めたほうがよい。実験で平衡が完全には達成されていなくても推定が行なえるという利点もある。

(1) 式の解は条件に応じてさまざまとなるが, 濃縮係数推定に際して最も問題になると思われる点を1つだけ指摘しておきたい。それは環境水中の放射性核種濃度が時間とともに変化する場合である。生物体内の物質回転速度が非常に大きく, 環境の変化に直ちにに応じて新しい平衡に達するならば, 環境の濃度変化に応じて生物体内濃度も変化し, その間に一定の関係が保たれると考えられる。しかし生物体内の代謝回転速度

図7 海水中の放射能濃度が経時的に変化する際の魚(ドロマ)による ^{60}Co のとりこみと, そのときの濃縮係数。a) 海水, b) ドロマ, c) 濃縮係数 (Hiyama and Shimizu 1969)⁴¹⁾

が遅く、環境の濃度変化に応じた生物体内濃度変化が生じないとき、環境と生物との量的関係、すなわち濃縮係数、は一定ではあり得ない。例えばある時点で環境中の濃度は急に減少したのに体内濃度は徐々にしか減らないという場合には生物体内濃度の環境濃度に対する比という見掛け上の濃縮係数はどんどん大きな値となってしまう。(1)式を S_t が指数関数的に減る ($k''e^{-\beta''t}$) という条件で解いてみると

$$Q_t = \frac{u \cdot k''}{\beta'' - \beta} (e^{-\beta t} - e^{-\beta'' t}) \quad (4)$$

が得られ、これから F_t は

$$F_t = \frac{u}{\beta'' - \beta} [e^{(\beta'' - \beta)t} - 1] \quad (5)$$

となる。もし $\beta'' \gg \beta$, すなわち、環境水中の放射性核種濃度の減少が生物体内の代謝回転速度よりずっと速ければ(5)式は近似的に次のような式

$$F_t \doteq \frac{u}{\beta''} (e^{\beta'' t} - 1) \quad (6)$$

となり、 F_t は指数関数的に上昇することとなってしまう。実際に環境水中の濃度が変化する条件での魚のとりこみを調べるとまさにこのようなことが起こることがわかる⁴¹⁾(図7)。

従って濃縮係数を推定する際、平衡の問題、とくに環境中の放射能濃度の経時の変化がからむ場合には慎重な考慮を必要とするといえる。

5. 蓄積の生物学的意義

最後に、生物による各種物質の高濃縮が生物自体には一体どんな意味をもっているかを若干考察しておきたい。元素によっては生理的意義のまったく知られていないものもあるが、多少なりとも生理的・生化学的意義について知られているものも多い。ホヤのV、カキのCuなどは血色素中の構成成分であるし、カキのZnはある種の酵素の活性に不可欠である。しかしいずれの場合もそれぞれの生理的必要量を大幅にこえて存在するらしい。まだあまり多くの解明はなされていないがカキの中のZnについて2つの推定を引用しておこう。

1つはカキの持つZnを透析でとり除いていきながら、Znを必要とする酵素アルカリフォスファターゼの活性が低下するかどうかを見たものである。この結果では90%以上を透析で除去しても酵素活性には変化がなかったという⁴⁴⁾。

また、組織中の酵素濃度、全酵素中のZnを含む酵素の割合などから、酵素活性に必要なZn量を試算した

結果でも、やはり海産生物中のZn濃度はこの必要量を大きく上回っていることが明らかになっている⁴⁵⁾。

現在、水銀汚染問題に関連してマグロ中の高水銀濃度が問題となっているが、これについてもその生理的意義はまったく不明⁴⁶⁾で、Znの場合と同様、必要性とは無関係である可能性が強い。とりこみの機構とも関連して、今後の研究による解明に期待したい。

文 献

- 1) Miller, J.T. and H.G. Byers: *J. Agr. Res.*, **55**, 59 (1937)
- 2) Fergusson, W.S., Lewis, A.H. and S.J. Watson: *J. Agr. Sci.*, **33**, 44 (1943)
- 3) Lewis, A.H.: *ibid.*, **33**, 52 (1943)
- 4) Lewis, A.H.: *ibid.*, **33**, 58 (1943)
- 5) Bodansky, M.: *J. Biol. Chem.*, **44**, 399 (1920)
- 6) Hiltner, R.S. and H.J. Wichman: *ibid.*, **38**, 205 (1919)
- 7) 岡田 郁之助, 本橋 邦郎: 水産研究誌, **33**, 1 (1938)
- 8) Goldberg, E.D.: In Riley and Skirrow (ed.) *Chemical Oceanography* (Academic Press), 163 (1965)
- 9) Nicholls, G.D., Curl, H. and V.T. Bowen: *Limnol. Oceanogr.*, **4**, 472 (1959)
- 10) 清水 誠: *Isotope News*, No. 184, 2 (1969)
- 11) Polikarpov, G.G.: *Radioecology of Aquatic Organisms* (North-Holland Pub. Co.), (1966)
- 12) Pendleton, R.C. and W.C. Hanson: *Proc. 2nd U.N. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy*, **18**, 419 (1958)
- 13) Perkins, R.W. and J.M. Nielsen: *Science*, **129**, 94 (1959)
- 14) Bowen, H.J.M.: *Trace Elements in Biochemistry* (Academic Press) (1966)
- 15) Bowen, V.T., et al.: In *Radioactivity in the Marine Environment* (NAS), 200 (1971)
- 16) Carlisle, D.B.: *Nature*, **181**, 933 (1958)
- 17) Levine, E.P.: *Science*, **133**, 1352 (1961)
- 18) Schreiber, B.: In *Disposal of Radioactive Wastes Vol. II*, 25 (IAEA), (1960)
- 19) Schreiber, B.: In Aberg and Hungate (ed.) *Radioecological Concentration Process* (Pergamon Press), 753 (1966)
- 20) Patel, B.: (Personal Communication)
- 21) Bryan, G.W.: *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*,

- 53, 145 (1973)
- 22) Duke, J., et al.: In Nelson and Evans (ed.) Symposium on Radioecology (USAEC), 355 (1969)
- 23) Mishima, J. and E.P. Odum: *Limnol. Oceanogr.*, **8**, 39 (1963)
- 24) Kolehmainen, S.E. and D.J. Nelson: ORNL-4445 (1969)
- 25) Lowman, F.G. and R.Y. Ting: IAEA/SM-158/23 (1972)
- 26) Keckes, S., Pucar, Z. and Lj. Marazovic: *Int. J. Oceanol. Limnol.*, **1**, 246 (1971)
- 27) Pentreath, R.J.: *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **53**, 127 (1973)
- 28) Kameda, K., et al.: *J. Radiat. Res.*, **9**, 50 (1968)
- 29) Van Weers, A.W.: IAEA-SM-158/24(1972)
- 30) Shimizu, M., et al.: *J. Radiat. Res.*, **12**, 17 (1971)
- 31) Nyanishkene, V-M., B. and G.G. Polikarpov: *Radiobiologiya*, **10**, 928 (1970)
- 32) Ophel, I.L. and J.M. Judd: In Nelson and Evans (ed.) Symposium on Radioecology (USAEC), 221 (1969)
- 33) Jefferies, D.F. and C.J. Hewett: *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **51**, 411 (1971)
- 34) Pentreath, R.J. and D.F. Jefferies: *ibid.*, **51**, 963 (1971)
- 35) Osterberg, C., Percy, W.G. and H. Curl, Jr.: *J. Mar. Res.*, **22**, 2 (1964)
- 36) Robertson, D.E., Rancitella, L.A. and R. W. Perkins: In Marine Radioecology (OECD/ENEA), 21 (1971)
- 37) Hiyama, Y., et al.: *J. Radiat. Res.*, **5**, 102 (1964)
- 38) Davis, J.J. and R.F. Foster: *Ecol.*, **39**, 530 (1958)
- 39) Aten, A.H.W., Jr.: Proc. 2nd U.N. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy, **18**, 414 (1958)
- 40) Polikarpov, G.G., et al.: In Aberg and Hungate (ed.) Radioecological Concentration Process (Pergamon Press), 771 (1966)
- 41) Hiyama, Y. and M. Shimizu: In Environmental Contamination by Radioactive Materials (IAEA), 463 (1969)
- 42) Bernhard, M.: In Marine Radioecology (OECD/ENEA), 129 (1971)
- 43) 福田信男: *Radioisotopes*, **14**, 343 (1965)
- 44) Wolfe, D.A.: *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **27**, 59 (1970)
- 45) Pequignat, J.E., Fowler, S.W. and L.F. Small: *ibid.*, **26**, 145 (1969)
- 46) 清水誠・土井陸雄: 科学, **43**, 357 (1973)