

2.5 海洋の汚染

放射能汚染を中心として

千 秋 信 一*

1. はじめに

海洋汚染の問題は、近年わが国においても大規模な臨海工業地帯の建設や大容量の臨海火力・原子力発電所の建設とともに、工場廃水や都市下水の放流、昇温した冷却水の放出による沿岸海域の環境条件（水質、水温）の変化という形であらわれ、特に沿岸水産業への影響という問題にからんで真剣な研究と対策の検討が進められている。近くは鉛毒や工場排水が河川を経て、あるいは直接沿岸海域へ排出され、その有毒な微量重金属（カドミウム、メチル水銀など）を体内に濃縮した汚染魚介類の摂取により水俣病やイタイイタイ病などの社会問題をもひき起こしている。また、トリウキヤニオン号など大型タンカー事故で代表される油による海洋汚染も漸増のきざしを見せ、わが国沿岸でも養殖施設やレクリエーション施設の油による汚染被害を身近に経験しているところである。今後海洋開発がますます進展し、人間の活動の場がより広く遠い海洋へひろげられるにつれて、生活と産業から生み出される各種の排出物質による海洋の環境変化は次第に広範囲におよび、海洋の汚染傾向が助長されるであろうことは否定できない。しかし現今、工場廃水の放出や発電所冷却水の温水放流などによる沿岸海域の水質・水温におよぼす影響は広大な海洋から見ればきわめて小範囲であり、かつ海水の自浄作用や熱の逸散等により、これらの影響は速やかに消滅する性質のものであって、将来海洋へ活動の場が展開するにしても、この種の廃水・温水の海域への排出は局所的な環境変化をもたらす程度のものと考えられる。これに対し、原子力施設から海洋へ廃棄される放射性物質による放射能汚染は、現在から未来へかけて逐年的に増大する海洋汚染の主役を演ずることになるのではなからうか。このような見地から、本文では主として放射能による海洋汚染の問題点

* 正会員 工博 電力中央研究所主任研究員
海岸水理研究室長

について若干の解説を試みようと思う。

2. 放射性物質による海洋汚染の可能性と対策

つとに核爆発実験によって放射能汚染の洗礼にさらされた海洋は、原子力平和利用の発展とともに放射性廃棄物の格好の処分場所として白羽の矢が立てられた。海の広さは $3.6 \times 10^8 \text{ km}^2$ で地球の表面積の 71% を占め、最大水深は 11 000 m、平均水深は 3 800 m で、海水の総量は $1.4 \times 10^9 \text{ km}^3$ であり、放射性廃棄物を隔離する場所として、あるいは希釈拡散させる場所として、だれもが海に着目するのは至極当然なことである。

核燃料製造工場、原子力発電所、研究用原子炉、放射性同位元素使用の研究所や病院、原子力船、使用済み核燃料の再処理工場などのいわゆる原子力施設から生じた放射性廃棄物は、適切な処理を施しては放射能濃縮分と希薄分に分け、濃縮分について人間の関与する生活環境から隔離する処分法をとり、希薄分についてはさらに希釈を行なって人類に害のないと考えられる許容値以下にして環境へ放出する処分法がとられる。高レベルの固体廃棄物の処分方法としては、敷地内での永久貯蔵、岩塩層への地中埋蔵および海洋深海底への投棄などが考えられる。原子力発電所の運転から生ずる放射性廃棄物は、使用済イオン交換樹脂、フィルタースラッジ、蒸発濃縮廃液その他雑固体廃棄物で、沸騰水型原子炉の場合電気出力 50 万 kW 級で年 1 000 ci (キュリー)、ドラム缶詰として、年間数千本という量に達する。したがって、国土が狭く岩塩層も持たないわが国においては、昭和 60 年度 (1985 年) までに 3 000 ~ 4 000 万 kW と想定される今後の原子力開発の規模と相まって、内陸埋蔵はきわめて困難であることが予想され、海洋投棄を考慮しなければならない時期がさし迫っている。原子炉規制法によれば、放射性廃棄物を封入した容器の比重が 1.2 以上であること、および投棄する箇所の海洋の深さが 2 000 m 以上であること、の 2 点を満足することを条件に海洋投棄が認められているが、技術的な検討は今後の問題として残されている。すでにイギリスをはじめ欧州原子力機関 (ENEA) 加盟国によって大西洋における海洋投棄の実績があるが、これが環境からの隔離を目的とした処分方法であることとはうらはらに、投棄容器の寿命に由来する放射性物質の溶出は長い年月を考えれば海洋の汚染を招来することは何びとも否定することはできないであろう。すでにわが国においても、深海投棄による海洋の放射能汚染の問題に関して、海洋学、海洋水産学、生物学、地球化学、放射線医学等の分野の人々による研究が進められつつあるが、一方土木の分野では投棄容器の構造と高水圧下の安全度、固化封入の方法、固

化体からの溶出性状などに関して、電力会社や関連研究機関における具体的な研究が開始されている。

海の表層水、一般に深さ 100 m 程度までは、風・波の作用や温度の季節的变化によって十分に混合し、希釈拡散性能が高い。そこで十分に処理したのちの極低レベルの放射性廃液をパイプによって沿岸海域へ放出処分することが考えられる。わが国と同様に陸地が狭く海で囲まれているイギリスにおいては、この方式が主として採用されている。イギリスの原子力施設から沿岸海域へ放流される放射性廃棄物の実例を 表-1 に示す。

表-1 イギリスの原子力施設からの廃液放流の例 (1958 年)

原子力施設名	廃棄物の放射能	廃棄物の量	処分方法
Windscale	β 50 000 ci/year Ru 40 000 ci/year	7×10^6 m ³ /year (溶液)	パイプによって海洋へ
Dounreay	β 1 500 ci/year	10^8 m ³ /year (溶液)	パイプによって海洋へ

このようにながりの量の放射能をもった廃棄物の放出のために Windscale 近辺沿岸の食用藻類の汚染が認められ、多量の高苔をパンとして食べるこの地方の住民の食生活の特殊性に立脚して、環境の放射能調査と廃棄物管理が慎重かつ厳重に行なわれていることは申すまでもない。

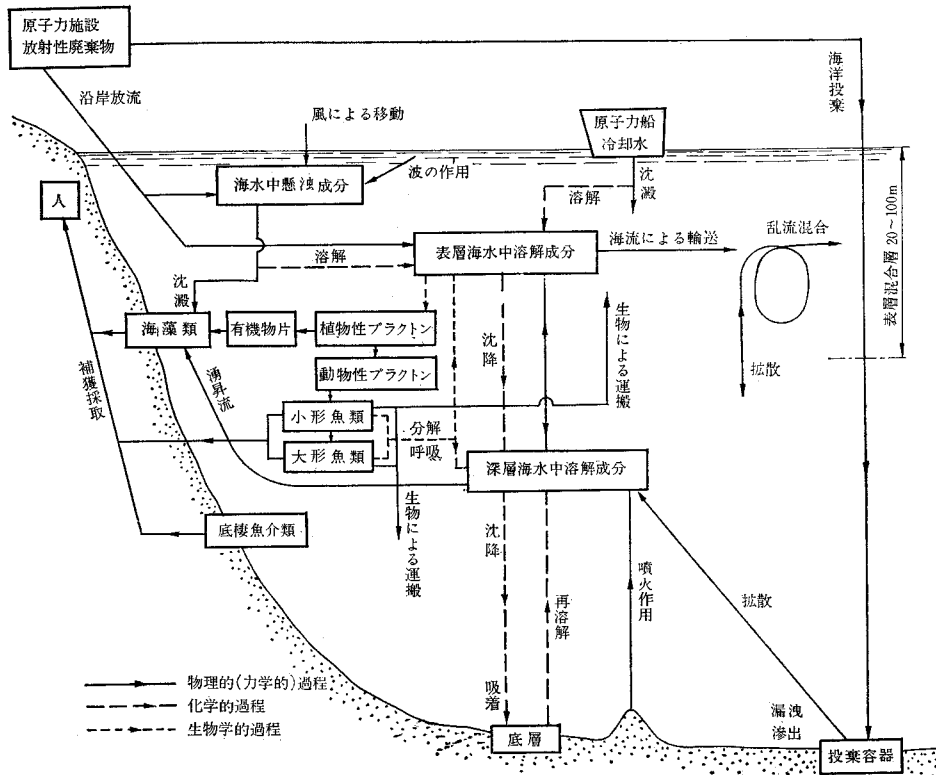
わが国においても現在、動力炉・核燃料開発事業団において建設計画中の 1 日 1 t の使用済燃料を処理する再処理工場から、低レベル放射性廃液約 300 m³/day を沿岸海域へ放出処分することが計画されている。この再処理工場から海洋への放流処分を安全に行ない、環境の汚染を防止する方策を立案するために、昭和 41 年度より原子力安全研究協会に「放射性廃液海洋放出調査特別委員会」が設置され、土木・海洋・生物・化学の各分野にわたる問題解明のための調査研究を実施中である。土木工学の分野からの委員で構成されている放出方法分科会では、放出施設の設計、放出廃液の海域における希釈拡散機構、放出管の施工法等に関する工学上の問題が海洋分科会との密接な連携のもとに検討されている。

3. 放射性物質の海洋における挙動

海水中に処分した放射性物質の挙動を模式的にえがいたものが 図-1 である。放射性物質の海洋における挙動を支配する多くの因子のうち、主要なものをあげれば次のとおりである。

まず物理的因子としては、渦動拡散にもとづく混合希釈、海流・潮流・湧昇流などによる移動、沈殿等が考えられる。海域における渦動拡散は水平方向への拡散が鉛

図-1 海洋における放射性物質の挙動の模式図



直方向にくらべて著しく卓越していることが知られている。海流は放射性物質の海洋における移動を支配するきわめて重要な因子であり、これについては核爆発による海洋汚染の引例の際に後述する。潮流は海流にくらべれば局部的で規模も小さい。湧昇流は深層海水が表層にわき上る現象であって、黒潮に折々出現する冷水塊などがその一例である。沖合の深層水が沿岸近くに湧昇する場合もあり、深海底に投棄した放射性物質を海表面へ輸送する危険性をもち、十分留意すべき因子である。

生物学的因子としては、第一に汚染海水による生物体内への放射性核種の濃縮が重要であり、また生物自身の移動による放射性物質の運搬がある。環境水から生物への移行経路としては、汚染した海水から直接生物の体表に放射性物質が付着するとともに、表皮を通じて体内にとり込まれ内臓やその他の器官に蓄積する直接汚染と、汚染生物を経口的に海産生物が摂取することによって、食物循環の経過にしたがって放射性物質が転移してゆく間接汚染とがある。ここで問題となるのは、生物に摂取された放射性物質が生物の体内に蓄積されてその濃度を増大する濃縮という現象である。その指標として濃縮係数が用いられるが、これは「生物全体または各組織や器官別の放射性物質の濃度」と「環境水の放射性物質の濃度」との比である。濃縮係数は生物の種類および放射性核種の種類によってかなり異なり、1 ないし 10^4 におよぶ。海産生物を主要な動物性たん白源とする国や地域においては、海洋汚染による体内被曝線量を推定するにあたり海水中放射性核種の生物による濃縮の正確な知識が必要である。

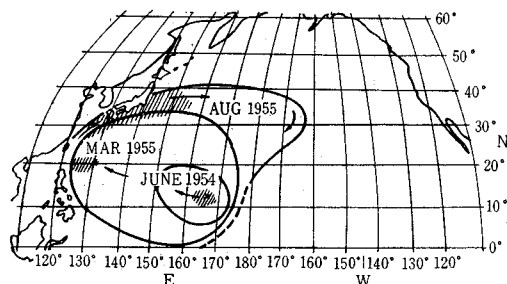
化学的因子としては、放射性核種を含む物質の海水中における化学変化が重要である。粒子状の化合物となって凝集・沈降するものもあり、錯イオンとなって安定化しているものもある。放射性物質は長年月の間には物理的に減衰してその放射能が弱まるが、さらに多量の海水と接触することによって海水中の安定同位元素のためにアイソトープ希釈されることも、大切な挙動の一つである。海水中懸濁物や海底底質による吸着や再溶出も放射性物質の移動の重要な因子である。

4. 海洋における放射性物質の移動と拡散

海洋における汚染物質の海流による移動がきわめて重要であることは、核爆発実験によって散布された放射性降下物の行動を追跡した次のような調査資料から知ることができる¹⁾。

1954 年 3 月から 5 月に至るビキニ・エニウェトク環礁におけるアメリカの一連の核実験によって、北太平洋中部海域に顕著な放射能汚染が発生したことは、第 5 福

図-2 核実験による北太平洋の放射能汚染¹⁾



竜丸事件とともにわれわれの記憶に新しい。事件直後の同年 6 月の俊鷲丸の調査によれば、ビキニから 450 km 西方の表面海水に約 9 万 dpm/l*, また 2000 km 西方の海域で 1000 dpm/l の全放射能が検出され、プランクトンへの濃縮も非常に高く、最大 80 万 dpm/g に達していた。放射性物質の深さ方向への分布は比較的薄く、海表面から 50~100 m の層に拡がっていることが観測された。翌 1955 年 3 月アメリカ合衆国原子力委員会の調査によって汚染海域の範囲はさらにいっそう拡がり、汚染の中心は、フィリピン沖に移動していることがわかった。これは、ビキニ周辺に降下した局地的な放射性物質が、この海域周辺を流れる北赤道海流によって西方に移動したものと考えられる。一方、鉛直方向には深さ約 600 m 層にまでおよんでいることがわかった。さらに、1955 年 8 月、日米加 3 国協同の北太平洋合同調査によれば、汚染の中心はフィリピン沖からさらに北上し日本近海に移っていることがわかった。これは北赤道海流につながる黒潮による移動を示唆している(図-2)。その後 1956 年夏の日米仏 3 国協同の太平洋赤道海域合同調査によれば、汚染海域はさらにいっそう拡大し北太平洋一帯に拡がっていることが認められた。1957 年以降におい

表-2 北太平洋海域における ^{137}Cs の濃度 ($\mu\text{Ci}/\text{L}$) の年変化

年	北太平洋西部海域 平均値 (範囲)	北太平洋 東部海域
1957	2.0 (0.9~4.8)	
1958	1.4 (0.4~3.3)	
1959	1.2 (0.2~2.6)	0.04~0.15
1960	0.6 (0.4~0.9)	0.04~0.18
1961	0.3 (0.2~0.5)	0.10~0.23
1962	0.4 (0.2~0.7)	0.13~0.41

て北太平洋海域の海水中的 ^{137}Cs の濃度分布および経年変化を測定した結果を表-2 に示す。これによれば、北太平洋西部海域においては、 ^{137}Cs の濃度の平均値は年とともに減少

し、濃度範囲の幅も次第に小さくなることが認められ、この傾向は ^{90}Sr の濃度についても全く同様で、西部海域の汚染がはじめはかなり不均一であったものが次第に均一化していることを物語っている。これに対して、北太平洋東部海域(カリフォルニア沿岸)における ^{137}Cs の濃度は年とともに漸次増大して、1962 年には西部海域の濃度に近づき、北太平洋全体に混合がおよんできた

* dpm = disintegration (壊変) per minute = $4.5 \times 10^{-1} \mu\text{Ci}$

ことを示唆している。このことから、北太平洋の表面海水の水平混合のはやさは、およそ 10 年くらいと推定されている。

海洋における水平方向への拡散は鉛直方向にくらべて格段とはやく、水平方向の渦動拡散係数の値として北太平洋西部海域について $1.4 \times 10^9 \text{ cm}^2/\text{sec}$ という値が報告されている。一方、鉛直方向の渦動拡散係数の値は、海面から 100 m くらいまでの表層混合層について $5 \sim 10 \text{ cm}^2/\text{sec}$ 、50~200 m 層で $30 \sim 80 \text{ cm}^2/\text{sec}$ 、200~4 000 m 層で平均 $200 \text{ cm}^2/\text{sec}$ という値が得られている¹⁾。一般に海洋においては鉛直安定度の減少とともに渦動拡散係数は増大するものと考えられ、渦動拡散係数が水深とともに増加する上記の傾向は容認しうるものである。表面海水中の溶存物質が深層へ貫入する過程としては、物理的混合、粒子状物質の沈降および生物による輸送の3つが考えられるが、水塊の鉛直渦動拡散にもとづく乱流混合が支配的であるとして、海面に投入した物質濃度の鉛直分布の経年変化を算定すると、水深 4 000 m の深さまで鉛直方向に均一な濃度分布に達するには数百年を要するであろうという結果が得られる。

5. 低レベル放射性廃液の海洋放出

原子力施設からの極低レベルの放射性廃液 ($10^{-6} \mu\text{Ci}/\text{cm}^3$ 以下) は通常復水器冷却水に混合希釈して、海水中の許容濃度を十分下回る値にして沿岸へ放出する。イギリスをはじめオランダ、スウェーデンその他の欧州諸国ではパイプ等を通じて沿岸海域へ放射性廃液を放流しており、表一に示したように、イギリスの再処理工場の例ではかなり多量の廃液を放出処分している。わが国においては東海原子力発電所で年間数 mCi^* 程度を冷却水に混ぜて放出しているが、これは放水口で放射性物質を検知できない程度の微量である。一方、昭和 47 年の操業開始を目的に使用済燃料再処理工場の建設が計画されており、沿岸海域への放出処分に付されるとと思われる低レベル放射性廃液の量は約 $300 \text{ m}^3/\text{day}$ 、 β 放射能として $1 \text{ Ci}/\text{day}$ と想定されている。沿岸海域への放流処分は、その方法いかんによっては、海水汚染による体外被曝（遊泳時の被曝、海浜の砂からの被曝、漁具や漁網の汚染による被曝等）や海産生物の汚染による水産資源への影響（発育障害等）および汚染魚貝藻類の摂取による体内被曝等の事態を招来する恐れもあり、その方策と安全評価について慎重な配慮検討が必要である。

沿岸に放出された放射性物質による海洋汚染が人体におよぼす影響を推定するために、原子力安全研究協会・

* 1 mCi (ミリ・キュリー) $= 1 \times 10^{-3} \text{ Ci}$, $1 \mu\text{Ci}$ (マイクロ・キュリー) $= 1 \times 10^{-6} \text{ Ci}$, 1 pCi (ピコ・キュリー) $= 1 \mu\text{Ci} = 1 \times 10^{-12} \text{ Ci}$, $1 \text{ Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{ dps}$ (disintegration per second)

海洋放出調査特別委員会の試算分科会が行なった安全評価の一端を紹介すれば次のとおりである²⁾。

人間が放射性核種で汚染された海産生物を食べるとき 1 日の放射性核種の摂取量は次式で表わされる。

$$I = C_{MF} \times R = C_{SW} \times F_c \times R \dots \dots \dots (1)$$

ここに、 I : 1 日あたりの放射性核種の摂取量 (ci/day)

R : 1 日あたりの海産生物の摂取量 (g/day)

C_{MF} : 海産生物体内の放射性核種の濃度 (ci/g)

C_{SW} : 海水中の放射性核種の濃度 (ci/cm³)

F_c : 海産生物の濃縮係数

日本原子力研究所が東海村沿岸で実施した拡散実験の結果によれば、海中の固定点から放射性物質が連続的に放出された場合、次の関係式が得られる。

$$C_{SW} \times z = \frac{0.75 Q}{x} \dots \dots \dots (2)$$

ここに、 z : 鉛直混合層の厚さ (cm)

Q : 放射性核種の放出量 (ci/sec)

x : 放出点からの距離 (cm)

原研の資料にもとづいて $z = 500 \text{ cm}$ とし、式 (2) を式 (1) に代入して

$$I = \frac{1.5 \times 10^{-3} Q F_c R}{x} \dots \dots \dots (3)$$

一方、ICRP (国際放射線防護委員会) の勧告する許容線量に対応する一般人の 1 人 1 日あたりの放射性核種最大許容摂取量 MPI ($\mu\text{Ci}/\text{day}$) は次式によって与えられる。

$$MPI = MPC_W \times S \times 2200 \dots \dots \dots (4)$$

ここに、 MPC_W : ICRP の勧告する職業人に対する飲料水中の放射性核種の最大許容濃度 ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)

S : 一般人に適用するための係数

2200: 個人が 1 日に摂取する水の量 (cm³/day)

式 (3) において Q , F_c , R および x を与えて、放出される核種と海産生物との組合わせに対し、それぞれ放射性核種の 1 日あたりの摂取量 I を算出し、1 人 1 日あたりの摂取量の許容限界値と比較し、放射性物質の沿岸放出による海洋汚染の人に与える影響を評価することができる。あるいは着目点を変えて、式 (3) の I を許容限界値 MPI に置き換えて ($I = MPI$ と置いて)、放射性核種の 1 日あたりの許容放出量 Q を求めたり、海水中の放射性核種の濃度が許容限界値になるまでの放出点からの拡散距離 x を求めたりして、沿岸放出にともなう海洋汚染を防止する方策を検討する。

計算の一例として、放出量 $Q = 1 \text{ Ci}/\text{day} = 11.6 \mu\text{Ci}/\text{sec}$ 海産生物の摂取量 $R = 10 \text{ g}/\text{day}$ 、濃縮係数 $F_c = 100$ 、飲料水中の核種の最大許容濃度 $MPC_W = 10^{-4} \mu\text{Ci}/\text{cm}^3$ 、 $S = 1/100$ とすると、海水中の放射性核種の濃度が許容限界値になるまでの放出点からの拡散距離は $x = 800 \text{ m}$ と推定される。

ここに示した第 1 次試算方法は、現在継続されている

表-3 放射性廃液海洋放出管の設計計算 (第1次試案)⁹⁾

放出ノズル数	予備希釈なし						放出点で5倍予備希釈		
	φ50 mm×1個			φ50 mm×5個			φ50 mm×5個		
放出地点	沖合1 km	2 km	3 km	1 km	2 km	3 km	1 km	2 km	3 km
放出点直上の海面最大濃度 (μci/cm ³)	74×10 ⁻⁶	31×10 ⁻⁶	19×10 ⁻⁶	26×10 ⁻⁶	11×10 ⁻⁶	6.4×10 ⁻⁶	15×10 ⁻⁶	6×10 ⁻⁶	3.8×10 ⁻⁶
海水中の核種濃度が C ₀ /1000となる点	x 2.8 km B 100 m	1.9 70	1.6 65	3.6 190	2.2 135	1.5 110	2.0 100	1.1 80	0.4 km 60 m
放出管損失水頭	0.5 m	1.0	1.5	0.5	1.0	1.5	12	24	36 m

海洋・生物・化学等の各分野にわたる研究の進展とともに逐次修正され、より正確な安全評価を行なって、沿岸に放流される放射性廃液の影響から住民や水産業を防護する施策の立案に役立つようになるであろう。一方、これと併行して、再処理工場からの放射性廃液を海洋へ安全に放流処分するための放出施設の設計に関する工学的な研究が土木の分野の研究者たちを中心にして進められており、放出口設計方針の第1次試案⁹⁾が発表されたがその要点は次のとおりである。すなわち、設計条件としての放出廃液量は1日 1 ci, 300 m³ とし、これを1日2回3時間ずつ放流するとする。したがって、放出量は14 l/sec, 廃液中の放射性核種濃度は C₀=3.3×10⁻³ μci/cm³ となる。放水管は内径 250 mm の鋼管とし、沖合1 km (水深 13 m), 2 km (水深 20 m) および 3 km (水深 26 m) の3とおりの放出点を考え、その海底に径 50 mm の上向きノズル1個または数個を設け、この放出口より海表面に至るまでは廃液は重力拡散によって希釈され、海表面に到達後は渦動拡散によって希釈されるものとする。こうして、海表面の海水中の放射性核種の濃度が一般人に対する飲料水としての許容濃度(ここでは C₀/1000 すなわち 3.3×10⁻⁶ μci/cm³ をとる)にまで低下する放出点からの距離 x と影響幅 B を算定すると、表-3 のようになり、沿岸放流による海洋汚染の影響範囲を推定することができる。

6. 放射性廃棄物の深海投棄による海洋汚染

放射性廃棄物の海洋投棄の問題に関連して、投棄容器の破損による放射性物質の漏えいにもなる海洋の汚染を検討するため、深海における海水の動きについての知識を得ることが大切である。海洋調査の技術が近年長足に進歩し、深海底の様子を直接撮影したり深海流の流速を測定することができるようになって、数千mの深海底が意外に静かではないことが明らかとなってきた。これまでに発表されている観測結果によれば、800~1000 m 層で平均 5.7 cm/sec, 3000 m 層で 0.8 cm/sec, 最も大きな値としては、ジブラルタル沖の 3000 m の海底で 17.4 cm/sec が観測されている。Stommel が 1957 年に

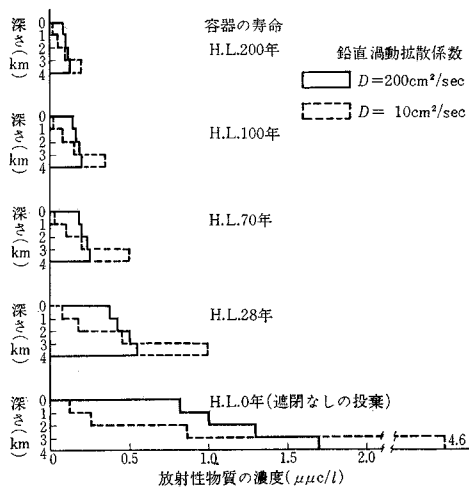
発表した深海海の大循環説によれば、海面下 500 m 以深には水温の低い密度の高い海水が安定な成層を形成しているが、一般に赤道地方の海域において深層から上層へ向かう上昇流があり、これに対応して両極地方に表層から下層への海水の沈降が存在して、海洋における海水の大循環を形成する。Stommel は海水中の溶存酸素の鉛直分布からこの深層水の循環を説明し、深層の流れは極洋に源を発し、大西洋から東進して太平洋にまで流れ込んでいることを推定した⁴⁾。

このように、深海に存在する意外に大きな流れのために、深海に投棄された容器から漏えいした放射性物質の全海洋底への分布は、かなりすみやかであると予想される。仮に深海流の速さが 1 cm/sec であるとすれば、1年間に 300 km, 30年間で 10000 km を移動し、ほぼ太平洋の全域におよぶことになる。そこで、深海に投棄した放射性廃棄物の海洋における拡散を推定するにあたっては、放射性物質が全海洋底(面積 3.5×10¹⁴ m²)に一樣にすてられた場合を考え、鉛直方向の渦動拡散による濃度分布を算定するのが一般となっている。このような考えのもとに猿橋博士が行なった計算結果⁵⁾は、海洋汚染の将来を予想する上にきわめて興味深いので、以下に紹介する。

まず、この計算の根拠となる放射性廃棄物の量であるが、現在、全世界で消費されているエネルギー総量 5×10¹⁰ MWh/年が今後も同じ率で増加してゆくものと仮定して、100年後には約 10 倍の 5×10¹¹ MWh/年とし、この 50% を原子力によってまかなうものとする、100年後の原子エネルギーの所要量は 2.5×10¹¹ MWh/年である。100年後においては核融合エネルギーの開発はまだ十分でないとして、原子力エネルギーはすべて核分裂によってまかなわれるものとする、ウラン 235 の 1g の核分裂によって生ずるエネルギー量は 24 MWh であるから、2.5×10¹¹ MWh のエネルギー量を生産するためにはウラン 235 1万 t を要する。核分裂エネルギーの利用効率を 50% と仮定すると、100年後には1年間に 2万 t のウラン 235 の核分裂が必要である。そのとき生成される核分裂生成物の代表として ⁹⁰Sr をとると、100年後には年間約 7×10⁴ Mci (メガ・キューリー) の ⁹⁰Sr

が生成される。このように、現在から100年後までの間年々生成される放射性廃棄物(^{90}Sr)の1%を、種々の寿命の容器に入れて深海底に様に処分してゆくと、100年後における放射性物質の鉛直分布を算定する。海洋投棄に用いる容器としてはドラム缶またはコンクリート容器などが考えられ、その海洋における耐久性は前者で10年以内、後者で30年程度といわれるが、いま容器の寿命(H.L.)を28年、70年、100年および200年の4種類に仮定する。これはそれぞれその年数を経過すると放射性廃棄物の半分が容器から海中に漏えいすることを意味する。また容器を投棄する水深は海洋の平均深度である4000mとし、鉛直方向の渦動拡散係数の値としては $10\text{ cm}^2/\text{sec}$ および $200\text{ cm}^2/\text{sec}$ をとっている。こうして実施した計算結果の一部を図-3に示す。容器の寿命の短いほど海水中に漏えいする放射性物質の量が多く、また渦動拡散係数の値が大きいほど表層と深海底との間の濃度差が小さい。なお、放射性廃棄物を容器に封入して深海に捨てたととしても、もしその容器の耐久年数が数十年程度のものであれば、100年後の海表面における放射性物質の濃度は容器に入れない場合に比べて、たかだか1/2程度にしかならないことをこの計算結果は示唆しており、汚染対策上注目すべき結論である。

図-3 容器の寿命と漏洩した放射性物質の鉛直分布 (100年後・猿橋⁹⁾による)



7. 放射性廃棄物海洋投棄の実態と安全評価

放射性廃棄物の海洋投棄は、従来イギリスが大西洋に小規模な処分を行ってきたが、ENEA (European Nuclear Energy Agency 欧州原子力機関)では、加盟国の放射性固体廃棄物を共同で大西洋の深海底に投棄処分することを計画し、イギリス、フランス、オランダ、ベルギー、西ドイツの5カ国の国際的な協力のもとに、

1967年夏大規模な海洋投棄が実施された。その間の事情を ENEA が詳細な報告書⁹⁾にまとめて発表しているため、これにもとづいて投棄の実態と事前に行なわれた安全評価の要点を述べてみよう。

投棄の対象となった固体廃棄物は、各国の原子力施設から生じたイオン交換樹脂、金属、焼却炉の灰、放射性廃液を処理したスラッジ等が主体で、全量10900t、放射能 β, γ 7636 ci, α 253 ciである。投棄容器には新品および中古品の200 l入り石油ドラム缶を用い、スラッジを封入したもの、コンクリートで固化したものおよびコンクリートで内張りしキャップコンクリートで密閉したものの3種とした。1個の容器中の含有放射能量は、0.1 mci から 1 ci の範囲であった。作業船としてはイギリスの貨物船 TOPAZ 号 (2350 t) が用いられ、1967年5月30日から6月5日にかけて大西洋北東部の水深5000mで50km四方の海域に35790本の容器を投棄した。この第1回の投棄航海で残されたフランス・マルクール工場からのスラッジ8735t (容器30700本)を引続き同年6月から8月にかけての4回の投棄航海によって処分した。処分経費はトンあたり10~15ポンドと算定されている。

この海洋投棄に先立って、専門家グループによって安全評価が行なわれたが、試算の前提条件は次の各項である。

- ① 投棄する放射性廃棄物の放射能総量は1万 ci とする。
- ② 容器は投棄後10年間は異常がなく、10年後に全放射能が一度に海中へ溶出する。
- ③ 投棄地点の水深は5000mであるが、表層1000m以浅には、多少の湧昇流が予想されるので、計算上は4000mをとる。また深層海水と表層海水の入れかわりに要する年数は30年ないし1500年と考えられるが、ここでは、100年をとる (これより鉛直拡散係数の値は $10\text{ cm}^2/\text{sec}$ となる)。さらに、放射性核種の減衰の計算には、生物による移動等を考慮して、上述の海水の入れかわりに要する年数として20年という小さい値を用いる。
- ④ 海水から海産生物への放射性核種の濃縮係数は、生物の種類によって異なるが、ここではそれぞれの核種に対する最大値をとる。
- ⑤ たん白必要量全部を海産食品でまかなうものとして魚介類摂取量を1日300gとする。

以上の条件下において、1年1ciを深海投棄した場合の人間の放射性核種摂取量 I ($\mu\text{Ci}/\text{day}$) の推定値は次式で与えられる。

$$I = 3 \times 10^{-15} \times 2^{-20/T} \times F_c \times 300 \dots\dots\dots (5)$$

ここに、 3×10^{-15} : 表層海水中的放射性核種濃度 ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)

$2^{-20/T}$: 海底から表層に到達するまでの核種の減衰率,
 T は核種の半減期年数

F_c : 海産生物の核種濃縮係数

300: 海産生物の1日あたり摂取量 (g/day)

一方、一般人の1人1日あたりの最大許容核種摂取量 $MPI(\mu\text{ci}/\text{day})$ はさきの式(4)で与えられる。これらの2式にもとづき各核種に対する許容摂取量と推定摂取量を算出して両者を比較すれば表-4のようになる。ただし、式(4)において $S=1/10$ をとっている。1万 ci を投棄した場合、その内容に ^{60}Co , ^{90}Sr が 20% 含まれているとすると、これら核種の推定摂取量は ICRP の勧告する線量限度に対応する許容摂取量の $10^{-5}\sim 10^{-6}$ (10 万分の1ないし100 万分の1)程度であると想定することができる。

表-4 ICRP の勧告する一般人の許容摂取量と $1\text{ci}/\text{year}$ を深海投棄した場合の推定摂取量との比較

核種 (1)	MPI ($\mu\text{ci}/\text{day}$) (2)	T (year) (3)	$2^{-20/T}$ (4)	F_c (5)	推定摂取量 I ($\mu\text{ci}/\text{day}$) (6)	MPI/I (2)/(6)
^{54}Mn	2×10^{-1}	1	10^{-6}	10^4	1×10^{-14}	2×10^{13}
^{55}Fe	2	3	10^{-2}	10^4	1×10^{-10}	2×10^{13}
^{60}Co	6×10^{-2}	5	1/20	10^4	5×10^{-10}	1×10^8
^{65}Zn	2×10^{-1}	1	10^{-6}	10^4	1×10^{-14}	2×10^{13}
^{90}Sr	8×10^{-4}	30	1	1	1×10^{-12}	8×10^8
^{106}Ru	2×10^{-2}	1	10^{-6}	10^3	1×10^{-15}	2×10^{13}
^{137}Cs	4×10^{-2}	30	1	10^2	1×10^{-10}	4×10^8
^{144}Ce	2×10^{-2}	1	10^{-6}	10^3	1×10^{-15}	2×10^{13}
^{226}Ra	2×10^{-5}	long	1	10^2	1×10^{-10}	2×10^8
^{239}Pu	1×10^{-2}	long	1	10^3	1×10^{-9}	1×10^7

以上のように、ENEAC は 1957 年の 5 カ国共同海洋投棄について、その想定摂取量が ICRP の勧告する制限レベルを多数桁下回るものであって、海洋汚染の可能性を認めながらも現実には陸上埋蔵の管理上の危険性にくらべ、海洋投棄が、最も安全な処理方法であると結論しているが、これに対して、EURATOM (European Atomic Energy Community 欧州原子力共同体) はきびしい批判を提起し、近年のように海洋開発が盛んとなると、放射性廃棄物の海洋投棄は魚類や海産生物を放射能で汚染するばかりでなく、直接人類にも危害を加える恐れがあると指摘している。事実、海洋開発が進展するにつれて、大陸棚の海底鉱物資源の高度利用や、海洋牧場・海底農場建設による海洋生物資源の開拓、海水淡水化と未利用海水成分の採取をはかる海水工業の推進など、海洋開発産業の進展にともない、海水との接触による人体の放射能汚染の機会と可能性はますます高まることが危惧されるのであって、海洋投棄にともなう海洋汚染の安全評価をより正確に実施するための海洋学的調査研究や、投棄容器の設計・挙動に関する工学的研究

* 例えば、 ^{60}Co について、 $I=5 \times 10^{-10} \times 0.20 \times 10^4 = 10^{-6}$, $I/MPI = 10^{-6}/6 \times 10^{-2} = 1.5 \times 10^{-5}$

の推進が望まれる。

8. 原子力船による海洋汚染

佐世保に寄港したアメリカ原子力潜水艦の冷却水排出による港域汚染の問題以来、原子力船による海洋汚染に対する関心は一般国民の間に次第に高まりつつあるものと考えられる。わが国においても原子力船の建造計画が進められているが、現在完成している原子力船の大部分は軍事目的の軍艦で、米・英・ソがすでに多数の原子力潜水艦を保有しており、特にアメリカは約 40 隻以上を備え 1970 年までに 120 隻の原子力潜水艦を建造する予定になっている。平和目的の原子力船はアメリカの原子力商船サバンナ号、ソビエトの原子力砕氷船レーニン号および西ドイツのオットー・ハーン号の 3 隻にすぎない。これらの原子力船は、現在のところいずれも加圧水型の原子炉を搭載しており、熱出力はアメリカの原子力潜水艦の場合で 100 MW 程度と推定される。

これらの原子炉から生ずる放射性廃棄物の主なものは、一次冷却水とイオン交換樹脂である。冷却水中には冷却系統の配管やポンプなどの表面の腐食や摩耗で生じた不純物がまぎってきて、これが炉心をとおるとき放射化され、さらにもし燃料要素の被覆に損傷が生ずれば、当然そこから核分裂生成物が冷却水中にもれ出してくる。これらの放射性廃棄物は、事故の場合は別として、航海中海洋投棄を行わず、帰港後陸上で処理することが一般であるが、原子力潜水艦の場合には、軍事上の要求から艦内のスペースを節約するために、放射性廃棄物を直接海洋へ投棄するので問題が生ずる。

冷却水を最も大量に放出するのは、原子炉の始動時に水温の上昇にともなって膨張する際であり、1回に放出する冷却水量は平均 500 ガロン (約 1.9 t) 程度といわれている。しかしアメリカ海軍省の訓令によれば、艦が岸から 12 カイリ (6.5 km) 以上離れていれば冷却水を何らの制限なしに直接排出してよく、岸から 12 カイリ以内であっても放射性核種濃度が $10^{-3} \sim 10^{-4} \mu\text{ci}/\text{cm}^3$ 以下であれば直接排出してよいと定められている。この基準の基礎となっているものは、許容濃度の 100 倍程度のものを流しても海水で 1/1 000 に希釈されれば許容濃度の 1/10 になるという考え方であるが、放射線障害防止の立場から見れば、きわめて安易な基準というべきである。今後ますます数多くの原子力船が海洋から沿岸、港湾へと往来し、人類が資源を求めて、活動の場を海洋へひろげるとき、原子力船の平常運転時の放射性廃棄物の海洋処分については、より基準をきびしくし、海洋汚染の防止に努力すべきであろう。

