

# 放射性セシウムの海洋生物への移行と 浄化過程の解明

立田 穰  
Tateda Yutaka

## はじめに

福島第一原子力発電所事故以降、主要な放出人工放射性核種であった放射性セシウムについて、海産生物への移行や浄化機構の解明が進んでいる。福島事故以前は、日本周辺の高産生物中の放射性セシウムの起源は、1960年代に実施された大気圏内核実験及び1986年のチェルノブイリ事故であったため、海水と海産生物間の移行は平衡に達しており、その濃度比の指標である濃縮係数でほぼ説明可能であった。それらの知見によれば、福島事故以前の日本各地の魚類（主に筋肉部）の放射性セシウム濃度は、海水中の放射性セシウム濃度のおおむね50倍のレベルであった。また、海藻や軟体動物の放射性セシウム濃度は、海水中濃度に対しておよそ15~20倍であった事が整理されている<sup>1)</sup>。

2011年の福島第一原子力発電所事故では、環境中に放射性セシウムが一時的に放出された。このような場合、海水と海産生物間の移行が遷移状態にある。この時、海水からの放射性セシウムの吸収や排出が速い海藻や無脊椎動物では、環境中濃度の変化に対する応答が速く、また海水からの吸収が遅い海産魚類では、一時的に濃度が上昇する海水からの移行よりも、食物連鎖を通じて移行する放射性セシウムの寄与のため、その応答が遅くなる、と理解されていた<sup>2)</sup>。その後、福島沿岸における様々な研究調査により、更に、後述のような知見が新たに得られている。2014年3月号TRACER欄「海産生物への放射性セシウム移行に関するモデル解析について」以降にわかった内容を本稿では紹介する。

## 海産生物への移行メカニズム

福島沿岸の高産生物中放射性セシウムのモニタリングは4月9日から開始されたが、初期の移行過程を明らかにできるほど十分な観測データは多くはな

い。これはモニタリングが食品としての安全性に関する情報を得るために行われるものであり、種類別に異なる生理・生態的特徴を有する高産生物における濃度推移を明らかにするために行われるものではないからである。そこで、汚染初期の放射性セシウム濃度の高産生物への動的移行挙動を解析するために、生理・生態に基づいて放射生態学的に定義できる高産生物種について、コンパートメントモデルによるシミュレーションが適用された。このようなシミュレーションで得られた高産生物における濃度の時系列変化の信頼性は、事故後のモニタリングデータを用いて検証することが可能である<sup>3)</sup>。例えば、原発からおおよそ南38kmの四倉・久ノ浜沿岸における、海藻、アワビやウニなどの藻食性無脊椎動物、濾過食性のホッキガイ、更にタコなどの頭足類における放射性セシウム ( $^{134+137}\text{Cs}$ ) 濃度は4月20日頃に最大となったと推定されている。この時、最大濃度は海藻でおおよそ  $1,800 \text{ Bq kg}^{-1}$  (以下、湿重あたり  $^{134+137}\text{Cs}$  濃度)、無脊椎動物では  $1,200 \text{ Bq kg}^{-1}$  に達したと考えられた<sup>3)</sup>。コウナゴやシラスなどのプランクトン食性魚類における濃度は、原発に近い海域で遊泳・摂餌すれば、その濃度は上昇することになる。例えば、原発前面1km海域 (T-E1 以下略号は東電モニタリングポイント) を遊泳した場合は、理論的にはその最大濃度は4月16日頃におおよそ  $80,000 \text{ Bq kg}^{-1}$  に達すると計算されるが、南12km海域 (T-D9) では、最大濃度は  $750 \text{ Bq kg}^{-1}$  (4月18日)、更に南30km海域 (T-12) では最大濃度  $410 \text{ Bq kg}^{-1}$  (4月23日) となることが導かれている。原発より離れるに従って海水中の放射性セシウム濃度は低下するため、南50km地点 (T-17-1) ではその最大濃度はおおよそ  $590 \text{ Bq kg}^{-1}$  程度であったことになる<sup>3)</sup>。実際に四倉・久之沖で採取されたイカナゴ (コウナゴ) における放射性セシウム実測濃

度 13,000~14,000 Bq kg<sup>-1</sup> (4月13日・19日) や、勿来沖の 1,100~3,200 Bq kg<sup>-1</sup> (4月27日~5月5日) は、より原発に近い海域での計算値に近いことから(図1)、事故初期のイカナゴ中の高濃度は、採取された魚群が事故初期に原発に近い海域を遊泳して、放射性セシウム濃度が高かった海水と餌であるプランクトンから移行した結果であると解釈できる。同様にアイナメでも太田川沖で高い放射性セシウム濃度が報告されたが、これについても原発港湾内から遊泳した個体が採取されたと考えると理解しやすい<sup>4)</sup>。

このように、福島事故以降に得られた海産生物における濃度推移は、理論的に予測されていた挙動に従っていた。すなわち、1) 海水からの放射性セシウムの速い海藻における濃度上昇、2) 海水からの移行が速いプランクトンを摂取し、かつ海水からの取り込み速度も大きい二枚貝における濃度上昇、3) 海水からの取り込み速度は小さいが、海水からの移行が速いプランクトンを摂取するイカナゴにおける濃度上昇、4) 海水からの取り込みが早く、かつプランクトン食性魚を捕食する頭足類における濃度上昇、が実海域で起こったことを示した。

また、5) 海水からの取り込み速度が無脊椎動物より一桁小さく、かつ食物連鎖からの移行が遅れる魚類では、理論的には濃度上昇が遅れるということも、実際にヒラメで確認された<sup>5)</sup>。例えば原発南 16 km 海域 (T-S7) のヒラメでは、8月に 3,600 Bq kg<sup>-1</sup> 程度に上昇した。これは前述の他の海産生物における濃度ピーク時期より4カ月ほど遅れている。また、原発から距離が離れるほど海水中放射性セシウムの到達が遅れるため、食物連鎖の影響による濃度上昇もさらに遅れ、例えば福島県北部や宮城県沿

岸、あるいは南の茨城県沿岸ではヒラメ中放射性セシウムの最大はさらに遅い10月から12月頃になったと推定されている。ただし、拡散により海水中濃度が低下したため、例えば、福島県北部沿岸海域 (T-S1) のヒラメでは、90 Bq kg<sup>-1</sup> 程度を超えることはなかったものと考えられた<sup>5)</sup>。このように、海洋への一時的な導入後は、空間的かつ時系列的な海水中濃度の変動が大きいため、遊泳していた海域における放射性セシウム濃度と移行速度の組み合わせで、様々な海産生物における濃度上昇の遅速が定まったことが明らかとなった。

一方、福島事故後に新たに提起されていることは、放射性セシウムの海産魚への移行は、海水と餌からのみではなく、海底土中の有機物を摂取するゴカイなどを餌とする例えば一部のカレイなどの魚類で、堆積物からも移行するかもしれないことが、米国の研究グループの実験などで提起されている<sup>6)</sup>。また、チェルノブイリ事故の影響を受けたバルト海の高産魚についても海底土からの移行の検討例が報告されている<sup>7)</sup>。海底に生息する底魚のいくつかの魚種では、このような機序で汚染されたかもしれないが、その多寡についてさらなる研究が必要である。

### 海産生物中の放射性セシウムの浄化機構に関する新たな知見

海産生物中の放射性セシウムは、原則的には代謝によって排出される。海藻のように食物連鎖の影響を受けない場合は(図2a)、福島事故後の放射性セシウム濃度の低減速度は、従来の知見に従っていた。例えば、福島南部沿岸海域の海藻のモニタリング結果では、2011年11月30日の 100 Bq kg<sup>-1</sup> を超える放射性セシウム濃度を最後に、それ以降に超える濃度は報告されていない。モデルを用いた理論計算によっても、12月7日には 100 Bq kg<sup>-1</sup> 以下に低減したと考えられ<sup>3)</sup>、他の海域でも 100 Bq kg<sup>-1</sup> 以下の実測値が報告されている<sup>9)</sup>。

また、食物連鎖を通じた放射性セシウム移行の影響を受けて、多少濃度低減が遅延したと考えられる軟体動物でも、理論的計算により9月10日に 100 Bq kg<sup>-1</sup> 以下に低下したと考えられており、これは、例えば福島南部沿岸のアワビのモニタリング結果で2011年8月25日以降に 100 Bq kg<sup>-1</sup> を超える

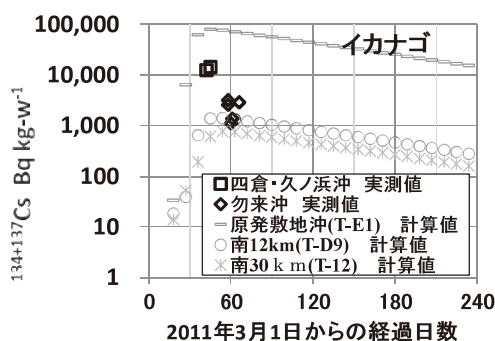


図1 福島沖イカナゴ中放射性セシウム実測値と、理論モデルを用いたシミュレーションで得られた計算値

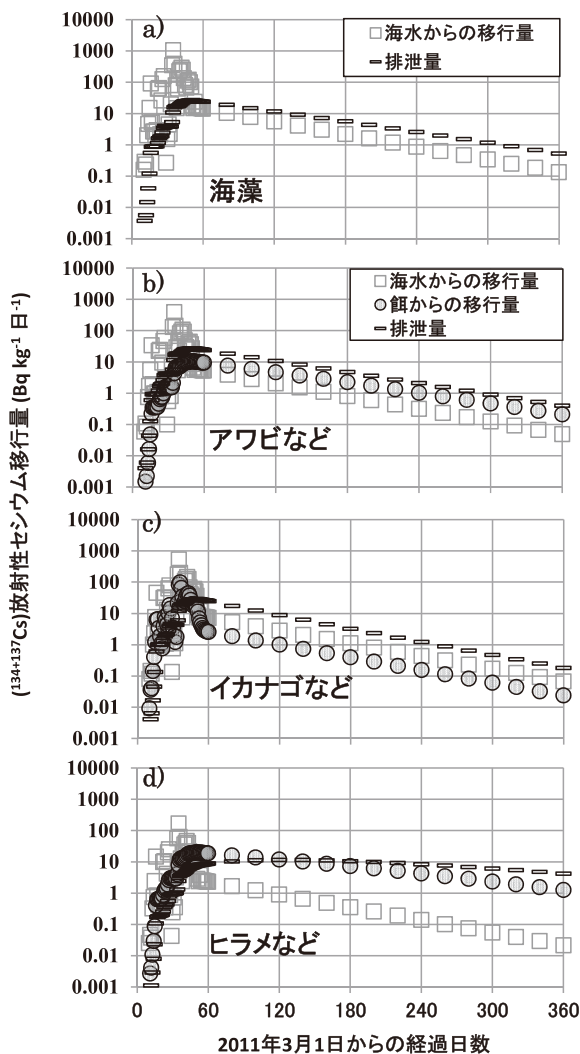


図2 福島南部沿岸のイカナゴ中放射性セシウム実測値と、理論モデルを用いたシミュレーションで得られた計算値

放射性セシウム濃度は報告されていないことから検証できる。このような速やかな濃度低減の理由は、餌や海水からの移行よりも、代謝による排泄が早いためであると考えられた(図2b))。同様の浄化機構は、イカナゴのようなプランクトン食性魚でも同じであることがわかる(図2c))。

一方、福島事故以降に新たに明らかになった浄化速度の決定要因は、ヒラメで見られたような餌からの移行量が、元来代謝の遅い魚類からの放射性セシウムの排泄と競合することによる濃度低下の遅延であった。図2d)に示されるように、ヒラメでは日当たり排泄量と餌からの移行量が拮抗していたことが理解できる。特に原発から30 km圏内のヒラメではその濃度低減速度を支配していたのは餌中の放

射性セシウムの低減速度であった<sup>5)</sup>。東日本沿岸のヒラメに関する解析結果では、放射性セシウム濃度が半分に低下するに要する日数(除く放射線壊変)は、福島沿岸では140~160日、宮城や茨城沿岸では16~410日と報告されている<sup>5)</sup>。2014年4月以降は、福島県沿岸のヒラメ中放射性セシウム濃度モニタリング結果では100 Bq kg<sup>-1</sup>を超えることがなくなっており、沿岸の食物連鎖からのヒラメへの移行が十分に低減したことによると考えられる。食物連鎖からの移行が低減した理由として、以下が挙げられる。1) 福島沿岸ヒラメの主な餌生物はプランクトン食性魚であるが、2012年以降に加入する魚群は、事故初期の高濃度海水やプランクトンからの移行の影響がないことから、その濃度は最初から数Bq kg<sup>-1</sup>程度であることがモデルシミュレーション結果で示されている<sup>8)</sup>。したがって、新規加入の魚群における低濃度が食物連鎖からの移行量を低減させるひとつの原因となる。また、2) 主要な餌生物はカタクチイワシ *Engraulis japonica* とイカナゴ *Ammodytes personatus* であるが、特にカタクチイワシの寿命は2~3年であり、事故の影響を受けた魚群は2014年にはほぼ生存していないと考えられる。すなわち、餌となっていたこのような高濃度魚群の減少も原因となる。捕食者であるヒラメについても、低濃度の新規加入の魚群の寄与と高濃度魚群の寿命による減少は同様であり、このような生態学条件により福島沿岸のヒラメ群集における放射性セシウムの濃度低減が起こることは容易に理解できる。

#### 底魚と岩礁魚における放射性セシウムの特異的な移行と浄化の可能性

水産庁や福島水産試験場の放射性セシウム濃度モニタリング結果では、シロメバルなどの岩礁魚や一部のカレイ類においてその濃度が特異的に高い場合や、その濃度低減が遅いことが示されている。

シロメバルなどの岩礁魚における特異的高濃度を合理的に説明できる要因としては、これらフサカサゴ科魚類は産仔のために冬季に福島南部沿岸の岩礁域に接岸するため、2011年3月当時に最も濃度が高かった海水に暴露された可能性が想定される。さらに野外シロメバルを用いた活魚測定実験による遅い排泄も提起されているが、今のところこれらの要因に関しては、今後の検証の必要がある。原発港湾

内の魚類の2016年度モニタリング結果でもムラソイとシロメバルにおいて特異的に濃度が高いことから、初期暴露海水濃度、遅い排出、及び餌からの移行による濃度低減遅延などの機序について、信頼性の高い定量的な研究の進展が期待される。

また、モニタリングではおおむね  $100 \text{ Bq kg-wet}^{-1}$  を下回るようになっているものの、海底に生息するベントスを主に餌とする一部のカレイ類において、海底土中餌生物の摂食に伴う連行摂取堆積物からの移行による濃度低下の遅延<sup>8)</sup>、がRI実験による検討結果でその可能性が小さくないことが確認されており<sup>6)</sup>、今後の移行遅延機序のさらなる解明が望まれる。

#### 参考文献

- 1) 原子力環境整備センター，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，RWMC-96-P-18 (1996)
- 2) 立田穰，デトリタス食物連鎖における海産生物中<sup>137</sup>Cs濃度の予測基礎モデル，電力中央研究所研究報告，U97022 (1997)
- 3) Tateda, Y., et al., *Journal of Environmental Radioactivity*, **124**, 1-12 (2013)
- 4) Tateda, Y., et al., *Journal of Environmental Radioactivity*, **166**, 67-73 (2017)
- 5) Tateda, Y., et al., *Journal of Environmental Radioactivity*, **147**, 130-141 (2015)
- 6) Wang, C., et al., *Sci. Technol.* **50**, 10448-10455 (2016)
- 7) Bezhenar1, R., et al., *Biogeosciences*, **13**, 3021-3034 (2016)
- 8) Tateda, Y., et al., *Journal of Environmental Radioactivity*, **151**, 495-501 (2016)
- 9) Baumann1, Z., et al., *Biogeosciences*, **10**, 3809-3815 (2013)

((一財)電力中央研究所)