

飼育環境下におけるアワビの体内放射性セシウム減衰過程 (短報)

平川直人・和田敏裕・松本育夫・藤本 賢*・渡邊朝生*・森永健司**

Attenuation Process of Radioactive Cesium of Abalone under Laboratory Conditions (Short Paper)

Naoto HIRAKAWA, Toshihiro WADA, Ikuo MATSUMOTO,
Ken FUJIMOTO, Tomowo WATANABE and Kenji MORINAGA

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震により発生した東京電力福島第一原子力発電所事故以降、福島県の実産生物からは放射性セシウム（以下、Cs；Cs-134とCs-137の合計値）が検出され、漁業は自粛を余儀なくされている¹⁾。漁業の早期再開のためには、海産生物の放射性物質モニタリングによる現況把握だけでなく、積極的なCs排出技術の確立が必要となる。本研究は、飼育環境下におけるエゾアワビ（以下、アワビ）の体内Cs分析を行い、その取り込みと排出過程を明らかにすることを目的とした。

飼育実験は2011年9月12日に福島県いわき市北部で採集されたアワビを用い、2011年9月12日～2012年1月12日に行った。試験区はCsを含むいわき市沿岸で採取されたアラメを給餌する区（Cs汚染餌区）とCsを含まない乾燥コンブを給餌する区（非汚染餌区）の2区を設定した。各区にアワビ30個体を収容し、福島県いわき市下神白地先で揚水された濾過海水をかけ流し、飼育を行った。

Csの測定は実験開始時に5個体、実験開始後2カ月間は各区から2週間おきに5個体、その後2カ月間は各区から1カ月おきに5個体を採取し、個体ごとに筋肉と内臓（筋肉以外の軟体部）のCs濃度を測定した。Cs汚染餌区で餌として用いたアラメは実験開始から44日後まで2週間おきに測定を行った。また、Cs濃度測定時の前処理（水道水による筋肉表面の洗浄）による差を検討するため、飼育試験開始前に水道水で筋肉を表面洗浄した標本5個体（筋肉水洗い）と未処理の筋肉標本5個体（筋肉未処理）のCs濃度を測定し、その差を比較した。Cs濃度の測定は、すべて独立行政法人水産総合研究センター中央水産研究所において、公定法にしたがいゲルマニウム半導体検出器を用い行った。なお、本研究では、測定標本の放射性Csが不検出であった場合、便宜的に0 Bq/kgとし、解析を行った。

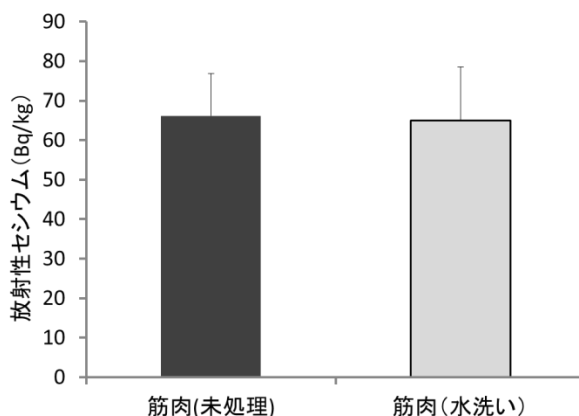


図1 Cs濃度分析前処理
(水洗い・未処理)の差

* 独立行政法人 水産総合研究センター 中央水産研究所

** 独立行政法人 水産総合研究センター

筋肉水洗いと筋肉未処理の平均Cs濃度はそれぞれ、65.0 Bq/kg、66.2 Bq/kgであり、両標本間に有意な差は認められなかった(図1、 t -test、 $p>0.05$)。したがって、アワビ筋肉のCsは体表に付着したのではなく体内に取り込まれたものであること、筋肉のCs濃度は水道水による洗浄では減衰しないことが示された。

Cs汚染餌区で餌として給餌したいわき市北部の天然海域で採取したアラムのCs濃度は実験開始時が249Bq/kg、9日経過時が596Bq/kgと高値であったが、その後、値は低下し、44日経過時は34Bq/kgとなった(図2)。アワビ筋肉における平均Cs濃度(±SD)

は実験開始時に66.2(±10.7) Bq/kgであり、2週間経過時の値はCs汚染餌区が37.3(±14.2) Bq/kg、Cs非汚染餌区が68.0(±21.7) Bq/kgであった(図3)。その後経時的に値は低下し、4カ月経過した実験終了時にはCs汚染餌区が0.8(±1.6) Bq/kg、非汚染餌区が8.6(±9.9) Bq/kgとなった。アワビ筋肉におけるCs濃度はCs汚染餌区、Cs非汚染餌区で経時的に低下し、両実験区間で明瞭な差は認められなかった。アワビ内臓における平均Cs濃度(±SD)は実験開始時に51.0(±17.2) Bq/kgであり、その後値が低下し、実験終了時にはCs汚染餌区が2.4(±4.8) Bq/kg、非汚染餌区が不検出となった(図4)。内臓におけるCs濃度は筋肉のCs濃度と同様に経時的に低下し、汚染餌区とCs汚染餌区の両実験区間で筋肉と同様に明瞭な差は認められなかった。また、アワビの筋肉と内臓のCs濃度を比較すると飼育期間を通してその値は内臓よりも筋肉が高かった。

Cs汚染餌として給餌した福島県沿岸で採取したアラムのCs濃度は実験開始時の2011年9月は300Bq/kgを超えたが実験期間中、値は減少し、44日経過時には、その値は1/10にまで低下した。これは、同時期に福島県沿岸各地で採取されたアラムと同様の減衰傾向であった²⁾。海藻の放射性物質汚染は主に海水からの直接取り込みに由来する^{3) 4)}。福島県いわき市沿岸の海水Csは2011年5月には10Bq/kg前後検出されたが、本研究を開始した9月には不検出となっていた²⁾。この結果、餌として給餌したアラムCs濃度は、藻体内のCs排出量が取り込み量を上回ったことにより値が減

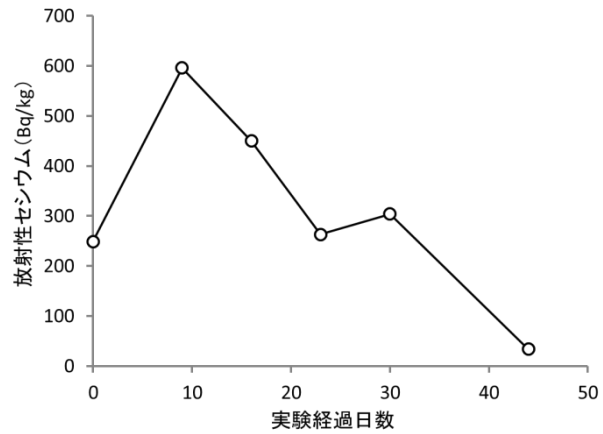


図2 Cs汚染区に給餌したアラムCs濃度の経時変化

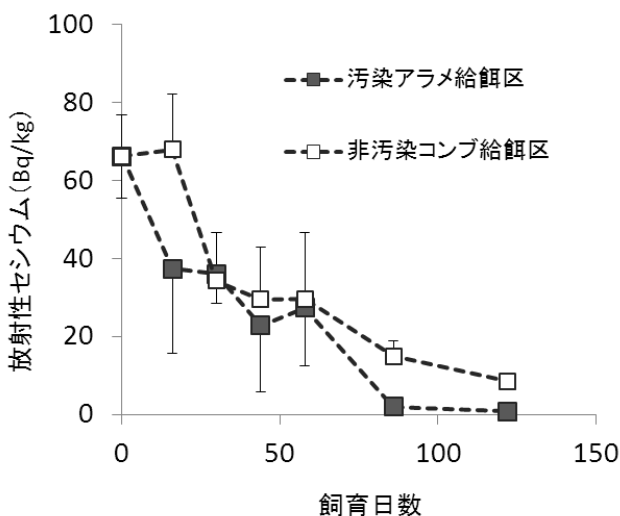


図3 アワビ飼育実験における筋肉Cs濃度と飼育日数の関係

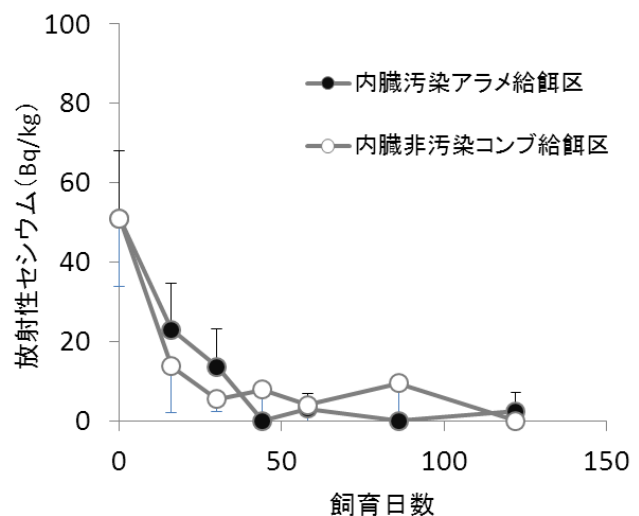


図4 アワビ飼育実験における内臓Cs濃度と飼育日数の関係

少したものと推察された。

生体内に取り込まれる放射性物質は器官と核種によって分布濃度は異なり、Cs-137は筋肉に多く分布する⁵⁾。アワビ体内におけるCs-137濃度も筋肉の濃度が最も高いことが知られ、次いで肝臓の値が高い^{5) 6)}。本研究ではアワビ筋肉と内臓で比較を行い、過去の知見と同様に筋肉が内臓よりもCs濃度が高かった。福島県が行う緊急時放射性物質モニタリングではアワビの分析部位を筋肉として結果を公表している。アワビ筋肉はアワビ体内で最もCsが高濃度に分布する部位であり、食品としての安全性を確認するうえで筋肉によるモニタリングは適切な指標となりうるものと考えられた。

植物プランクトンや海藻といった1次生産者におけるCsの取り込みは海水からの吸収が主要因となるが、それ以上の栄養段階に属する生物は海水からの取り込みに加え、餌からの吸収も大きな要因となると考えられている⁵⁾。魚類の場合、議論の余地は残されるが、海水からの取り込みとともに、餌の寄与が大きいとされている⁵⁾。アワビや巻貝についても海水と餌からCs-137を体内に取り込むことが確認されている^{6) 7)}。しかし、本研究ではCs汚染餌区と非汚染餌区でアワビの筋肉と内臓におけるCsの分析を行ったが、両区とも経時的にCsは減少し、餌からの放射性物質の取り込みは明瞭に確認できなかった。過去に行われたアワビのCsの取り込みに関する研究は1Bq/kg以下の低濃度のCs-137を分析している⁷⁾。このため、本研究のようにCs濃度が高いアワビを分析する際は餌からの取り込みによる汚染の影響が検出されない可能性が考えられた。また、Csの排出には水温が影響し、高水温時にはCsの排出が活発となる。海産生物は、10℃の水温上昇に対して代謝速度は2倍となる⁴⁾。本研究の実験期間中水温は10-23℃で推移し、Cs濃度が急激に減少した実験開始時(9月)の平均水温は実験期間中最高の21.9℃であった。このため、実験初期にはCsの取り込み以上に排出がなされた可能性が考えられた。

本研究では、餌からCsの取り込みを評価するため飼育試験を行った。その結果、Csに汚染された餌による影響は不明瞭であったが、時間経過とともに体内Cs濃度は減少していた。Csの取り込みに餌の影響が小さいのであれば、福島県沿岸で採取されるアワビの放射能汚染は事故直後高濃度に汚染された海水に起因するものと考えられる。今後、実験時の水温や餌の放射性物質濃度等の諸条件を解析し、海水や餌からの取り込みや排出のメカニズムを詳細に調査していくことが必要であると考えられた。

文 献

- 1) 平川直人:東日本大震災による水産業の被害実態と復興の足がかり-福島県における水産業の被害、日水誌、76(6)、1108-1109(2011).
- 2) 根本芳春・島村信也・五十嵐敏:福島県における水産生物等への放射性物質の影響、日水誌、78(3)、514-519(2012).
- 3) 岩井重久・井上頼輝・寺島 泰:水産生物の放射能汚染に関する基礎的研究、土木学会論文集、154、23-33(1968).
- 4) 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、(1996).
- 5) 笠松不二男:海産生物と放射能-特に海産魚中の¹³⁷Cs濃度に影響を与える要因について一、Radioisotopes、48(4)、266-282、(1999)
- 6) 鈴木 讓:海洋における放射性物質の生物濃縮、保健物理、29、134-137(1994).
- 7) 藤田博喜・中野政尚:茨城県沿岸における貝類中の¹³⁷Csと^{239,240}Pu濃度、保健物理、42(1)、84-88(2006).