短 報 [Note]

福島原発事故後の霞ヶ浦における淡水巻貝・二枚貝の放射性セシウム
 ^{137}Cs の濃度推移, 濃縮係数および生態学的半減期

松崎慎一郎^{1)*}・佐竹 潔¹⁾・田中 敦²⁾・上野隆平¹⁾・中川 恵¹⁾・野原精一¹⁾

The fate, concentration factors and ecological half-life of cesium-137 in a freshwater snail
and a freshwater mussel in Lake Kasumigaura after the Fukushima Nuclear Accident

Shin-ichiro S. MATSUZAKI^{1)*}, Kiyoshi SATAKE¹⁾, Atsushi TANAKA²⁾, Ryuhei UENO¹⁾, Megumi NAKAGAWA¹⁾, and Seiichi NOHARA¹⁾

Abstract

After the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident on 11 March 2011, we sampled the lake water, a freshwater snail (*Sinotaia quadrata histrica*) and a freshwater mussel (*Limnoperna fortunei*) at two stations in the littoral zone of Lake Kasumigaura, for measurement of cesium-137 (^{137}Cs) concentrations. We determined changes in the activity concentrations of ^{137}Cs in these mollusks between July 2011 and March 2014 and calculated their concentration factors and ecological half-lives. The activity concentrations of ^{137}Cs in the lake water and in the mollusks declined during the sampling period and did not differ between the sampling stations. The activity concentration of ^{137}Cs in the snail was significantly higher than that in the mussel. The concentration factor of the snail (average 570) was also higher than that of the mussel (average 310). These differences in the fate and trends of ^{137}Cs may reflect the well-documented differences in the foraging strategies and the diets of snails and mussels. The ecological half-lives of ^{137}Cs in snails and mussels were estimated to be 365-578 days and 267-365 days, respectively. These values are much larger than the biological half-lives reported in earlier experimental studies, suggesting that ^{137}Cs is still accumulating in these mollusks and that dietary uptake dominates the total uptake of ^{137}Cs .

Key words: ^{137}Cs , monitoring, benthic macroinvertebrates, bioaccumulation, diet

摘 要

福島第一原子力発電所事故後に、霞ヶ浦（西浦）の沿岸帯に2定点を設けて、湖水の採水ならびに底生動物である巻貝（ヒメタニシ, *Sinotaia quadrata histrica*）と付着性二枚貝（カワヒバリガイ, *Limnoperna fortunei*）の採集を経時的に行い、それらの放射性セシウム ^{137}Cs の濃度（単位質量あたりの放射能; Bq kg^{-1} ）を測定した。これらのモニタリングデータから（2011年7月～2014年3月）、

¹⁾ 独立行政法人国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2 Center for Environmental Biology and Ecosystem Studies, National Institute of Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

²⁾ 独立行政法人国立環境研究所 環境計測研究センター 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2 Center for Environmental Measurement and Analysis, National Institute of Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

(* 責任著者 松崎慎一郎 matsuzakiss@nies.go.jp Correspondence: Shin-ichiro S. MATSUZAKI, matsuzakiss@nies.go.jp)

貝類における ^{137}Cs の濃度推移、濃縮係数ならびに生態学的半減期を明らかにした。湖水および貝類の ^{137}Cs 濃度は定点間で差は認められず、経過日数とともに減少していった。両地点でも、カワヒバリガイよりも、ヒメタニシの ^{137}Cs 濃度のほうが有意に高かった。濃縮係数を算出したところ、ヒメタニシのほうに2倍近く高かった。巻貝と二枚貝は、摂餌方法や餌資源が異なるため、 ^{137}Cs の移行・蓄積の程度が異なる可能性が示唆された。また生態学的半減期は、ヒメタニシで365～578日、カワヒバリガイで267～365日と推定され、過去の実験的研究で報告されている生物学的半減期よりもはるかに長かった。このことから、餌を通じた貝類への ^{137}Cs の移行が続いていると考えられた。

キーワード：放射性セシウム、モニタリング、底生無脊椎動物、生物濃縮、食性

(2014年6月11日受付；2014年9月4日受理)

はじめに

2011年3月11日東日本大震災によって発生した東京電力福島第一原子力発電所の事故（以下、福島原発事故）で大気中に大量に放出された放射性物質は、東日本の広域に降下した。大気シミュレーションを用いた研究では、大気中に放出された放射性セシウム ^{137}Cs の22%が日本の陸域に沈着し、残りは海洋へ沈着したと推定されている（Morino et al., 2011）。文部科学省による航空機モニタリングや地方自治体等の空間線量測定により、森林・農地・市街地・湖沼・河川を含む陸域における放射性物質による汚染の実態が明らかになっている（大原，2012）。放射性物質は、大気・水・土壌・生物など環境媒体間を移動・蓄積・循環することから、汚染実態の把握に加えて、各環境媒体における放射性物質の短期的かつ長期的な環境動態を詳細に明らかにする必要がある（大原，2012）。とりわけ、生態学的な視点からは、放射性物質の生物体への取り込みや食物連鎖を通じた移行など、生態系食物網・物質循環のなかでの放射性物質の動態をモニタリングによって把握さらには予測することが重要である（鷲谷，2011；大原，2012）。広域に放出された放射性核種のうち、物理的半減期が30.1年と長く、生物の軟組織全体に取り込まれる ^{137}Cs の移行経路や動態が注目されている（笠松，1999；Iwata et al., 2013；Murakami et al., 2014）。

陸水域の水生生物は、一般的に、海洋生物にくらべて放射性物質を蓄積しやすく、濃縮係数（Concentration Factor; 生物中の放射性物質濃度と水中の放射性物質濃度の比で表され、生物への移行の度合いを示す）が高くなることが報告されている（Rowan and Rasmussen, 1994；Howard et al., 2013）。加えて、湖沼など閉鎖的な水界では、初期沈着による汚染・堆積だけではなく、流

域からの放射性物質の流入や底泥からの放射性物質の再溶出・再循環などの影響を長期的に受ける可能性もあり、陸水生物における放射能汚染の実態把握ならびに放射性物質の動態解明は重要な課題である。

福島原発事故以降、環境省による環境放射線等モニタリングや水産庁による水産物の放射性物質調査を通じて、広域で陸水生物の放射性物質濃度が測定されている。これらの調査結果は、ウェブ上で公開され、汚染の現状を知る上で極めて重要な情報となっている。しかし、これらのモニタリングは、測定時間や予算の制約等の問題から低濃度の測定が難しい（検出限界以下の試料が多い）、同じ種・同じ場所における時系列データがない、水の放射能が測定されていないため濃縮係数が算出できないなど、詳細な放射性物質の動態を把握することは難しい。また、モニタリングの対象生物にも著しい偏りがあり、同様の問題はチェルノブイリ原発事故後の調査でも指摘されていた（von Wehrden et al., 2012）。陸水域においては、魚類のモニタリングや研究が多くを占め（ただし水産有用魚種がほとんどである）、貝類や甲殻類などの無脊椎動物に関する知見は非常に少ない（von Wehrden et al., 2012；Howard et al., 2013）。したがって、水生無脊椎動物における放射性物質濃度の経時的変化や移行・蓄積に関するデータを取得することは、国際的にも極めて重要といえる。

本研究では、福島原発から約160 km離れた霞ヶ浦（西浦）を対象に、湖沼沿岸生態系の代表的な底生生物である巻貝・二枚貝への ^{137}Cs の移行・蓄積状況を明らかにすることを目的として、福島原発事故後の2011年7月から同一地点における貝類中の ^{137}Cs 放射能濃度（Bq kg⁻¹ wet⁻¹）の経時的な変化を調査した。巻貝はグレイザー（刈り取り摂食者）、二枚貝はフィルターフィーダー（濾過摂食者）と異なる機能群であることから（Dillon,

2000), 両者への ^{137}Cs の移行の程度や濃度推移も異なる可能性がある。また、湖水中に含まれる溶存態 ^{137}Cs の放射能濃度も経時的に測定し、巻貝・二枚貝における ^{137}Cs の濃縮係数を算出した。さらに、実際の野外環境下では、物理的半減期以上の速さで環境中濃度が減少するのが普通であることから (Jonsson et al., 1999; Iwata et al., 2013), 経時的なデータから巻貝・二枚貝の生態学的半減期 (Ecological half-life; 環境中における生物体内中の放射性物質濃度がある時点の濃度の半分になるまでに要する時間) を推定し、中長期的な ^{137}Cs の動態について定量化した。

材料と方法

対象種

放射性物質濃度の推移をモニタリングする生物種

は、重要な機能群であることに加えて、測定に必要な量を安定的に確保できる種が望ましい。この点から、霞ヶ浦の沿岸帯で優占する巻貝のヒメタニシ (*Sinotaia quadrata histrica*) および付着性二枚貝のカワヒバリガイ (*Limnoperna fortunei*) を調査対象種とした。なお、カワヒバリガイは中国南部原産の外来種であり、環境省の特定外来生物に指定されている。

調査地点と試料採集

霞ヶ浦西岸に位置する清明川および花室川河口近くの湖岸を、それぞれ調査定点 S および定点 H とし、湖水の採水と貝類の採集を行った (Fig. 1)。本調査地点は、流域の初期沈着量を反映して、他の流入河川 (西浦の北部・西部に限る) よりも河川堆積物中の放射性セシウム濃度が高いことが明らかにされている (田林・山室, 2013)。

Fig. 1. Map of the two sampling sites (stations S and H) in the littoral zone along the western shore of Lake Kasumigura.

図 1. 霞ヶ浦西岸の沿岸帯に設けた 2 つの調査定点 (定点 S と H)。

調査は、2011 年 7 月 5 日（原発事故から 116 日後、以下同様）に開始した後、7 月 29 日（140 日後）、10 月 28 日（231 日後）、2012 年 4 月 13 日（399 日後）、7 月 3 日（480 日後）、9 月 24 日（563 日後）、12 月 3 日（633 日後）、2013 年 3 月 4 日（724 日後）、5 月 13 日（794 日後）、8 月 19 日（892 日後）、11 月 19 日（984 日後）、2014 年 3 月 3 日（1088 日後）に、両河川で行った。ただし、調査開始当時、ヒメタニシのみをモニタリング対象種としていたため、2011 年 7 月 5 日定点 S での調査、2011 年 7 月 29 日定点 S および H での調査では、カワヒバリガイの採集は行わなかった。なお、湖水については、2011 年 10 月から採水を開始した。

ステンレス製のジョッキを用いて、表層水を約 20L 採取し、ポリエチレン袋に入れ、実験室に持ち帰った。採水後、徒手採捕によって、ヒメタニシとカワヒバリガイを採集した。放射能の測定に必要な生物量を確保するため、可能な限り大型個体を採集した。採集した貝類は、遅滞なく氷冷し、実験室に持ち帰った。採集したヒメタニシの殻長は、 20.5 ± 3.2 (平均 $\pm$ SD) mm (定点 S, $n = 55$)、 19.1 ± 1.6 (平均 $\pm$ SD) mm (定点 H, $n = 55$) であった。またカワヒバリガイの殻長は、 28.6 ± 3.5 (平均 $\pm$ SD) mm (定点 S, $n = 40$)、 31.8 ± 3.7 (平均 $\pm$ SD) mm (定点 H, $n = 45$) であった。

また貝類採集の際に、ごく稀に二枚貝のイシガイ類 (Unionoida) が採集されることがあった。2011 年 7 月 5 日定点 H にて 1 個体 (殻長 14.0 mm)、2012 年 7 月 3 日定点 S にて 2 個体 (52.0 ± 2.6 (平均 $\pm$ SD) mm) のイシガイ類が採集され、これらについてもサンプルに供した。

貝類および湖水の前処理

実験室に持ち帰った貝類試料は、可能な限り調査当日中に下記の処理を行い、当日処理できなかった場合でも、冷蔵庫に一時保管後 2～3 日以内に処理をおこなった。

貝類の ^{137}Cs 濃度の測定には、軟体部のむき身が一般的に用いられる (三宅ら, 1996)。採集した貝を水道水で流水洗浄後、1 個体ずつ殻を丁寧に取り除き、むき身を取り出した。むき身を純水 (ミリ Q 水, メルクミリポア) で洗浄後、複数個体をまとめてねじ口容器 (U8 規格, 以下 U8 容器) に充填した。充填したヒメタニシとカワヒバリガイの平均湿重量は、それぞれ 82.9 ± 28.7 (平均 $\pm$ SD) g、 80.4 ± 23.9 (平均 $\pm$ SD) g であった。放射能測定を行うまで、U8 容器を冷凍保存した。

湖水については、セシウム選択性樹脂により濃縮させ

ることで水中溶存放射性セシウムを定量した (永野ら, 2012)。まず湖水を、ガラス繊維濾紙 (Whatman 社製 GF/C, 孔径 $1.2\mu\text{m}$ 程度) を用いて濾過した。次に、その濾水をセシウム選択性樹脂の Rad ディスクセシウム (住友スリーエム) 及びポリエーテルスルホンメンブレン濾紙 (孔径 $0.45\mu\text{m}$) を取りつけた加圧式濾過器 (最大許容圧力は 5 気圧) で濾過し、水中溶存態放射性セシウムを捕集した。Rad ディスクセシウムは、セシウムに親和性の高いヘキサシアノ酸鉄 (紺青, プルシアンブルー) コバルト置換体をディスク状に整形した樹脂で、弱酸性から弱アルカリ性までの広い pH 領域で、淡水から海水までの塩濃度の条件下の溶存態セシウムを、ヘキサシアノ酸鉄格子内に効率よく捕獲する能力がある。分析の際は、Rad ディスクセシウムを U8 容器内に原水側の面を下向きに収めて溶存態セシウムの放射能を測定した。この手法を用いた検出下限は、ろ過試料量と検出器の検出効率に依存するため一定値ではないが、 0.01 Bq kg^{-1} 以下であることを確認している。

放射能の測定

湖水試料ならびに貝類試料の放射性セシウムの放射能測定は、国立環境研究所の RI・遺伝子工学実験棟に設置してある高純度ゲルマニウム半導体検出器 (セイコー EG&G 社製 LOAX シリーズ・GEM シリーズ・GWL シリーズ・GMX シリーズ, キャンベラ社製 GC シリーズ・GCW シリーズ) によって測定した。いずれの試料も、 ^{137}Cs のピークがバックグラウンドと明確に区別できるまで十分な測定時間を費やした (最大 50000 秒)。アルミナ及びエポキシ母材の体積標準線源から求めた ^{137}Cs (661.6 keV) の検出効率を用い、試料厚さ効果、試料によるガンマ線吸収及び試料採取時点への減衰補正を施して、湿重量あたりの放射能濃度を求めた。ピーク検出については、ソフトウェアに搭載された標準条件に基づき、ピークの両側ベースライン及びバックグラウンド値との比較により判定した。また測定では、 ^{134}Cs のデータも得られたが、長期的な放射能濃度の推移および生態学的半減期を明らかにするため、より半減期の長い ^{137}Cs 濃度を以後の解析に使用した。本研究では、放射能の測定値を質量で除した単位質量あたりの放射能を濃度 (Bq kg^{-1}) として扱った。

濃縮係数と生態学的半減期の算出

生物への取り込み量を評価するために、下記の式 1 から地点ごと、生物ごと、調査日ごとに、濃縮係数を算出

した。

$$\text{濃縮係数 (CF)} = \frac{\text{貝類の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq kg-wet}^{-1}\text{)}}{\text{湖水の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq kg}^{-1}\text{)}} \quad \cdots\text{式 1}$$

なお、貝類中の ^{137}Cs 濃度は湿重量(wet mass)あたりである。濃縮係数を算出することで、湖水中濃度から貝類中濃度の推定が可能となる。しかし、濃縮係数の値は、十分に長い時間スケールでの平衡値であるため、湖水中の ^{137}Cs 濃度が短時間に大きく変化している場合などは、この値からの単純な推定には留意する必要がある(笠松, 1999; 神田, 2012)。

また、自然環境下での貝類中に含まれる ^{137}Cs がどれくらい時間をかけて減少するかを推定するために、経時データをもとに生態学的半減期(T_{eco})を算出した(Jonsson et al., 1999; Iwata et al., 2013)。ここでは、 T_{eco} は、環境中における生物体内の ^{137}Cs 濃度がある時点の濃度の半分になるまでに要する時間であり、下記の式2から算出される。

$$T_{\text{eco}} = \ln 2 \times \frac{1}{\lambda_{\text{eco}}} \quad \cdots\text{式 2}$$

λ_{eco} は、個体群における ^{137}Cs の生態学的な減衰速度であり、時間に伴う ^{137}Cs の指数関数的減衰の傾き(式3)から得られる。

$$Y = a \times e^{-\lambda_{\text{eco}} t} \quad \cdots\text{式 3}$$

Y は、ヒメタニシまたはカワヒバリガイ中の ^{137}Cs 濃度(対数変換)、 a は切片(経過日数を0に補外した濃度)、 t は東日本大震災後からの経過日数である。なお、ヒメタニシとカワヒバリの T_{eco} を比較するために、調査期間がそろっている2011年10月28日(231日後)以降の全てのデータを用いて、 T_{eco} を算出した。長期的なデータをもとに T_{eco} を算出する際は、物理的半減期を考慮する必要があるが(Jonsson et al., 1999)、本研究の調査期間は約3年(^{137}Cs の物理減衰は約6%)と短いことから、物理的半減期を明示的に考慮しなかった。

統計解析

湖水および貝類の ^{137}Cs 濃度を決める要因を特定するため、一般化線形モデル(GLM; generalized linear

model)を用いたモデル選択を行った(Burnham and Anderson, 2002)。湖水については、湖水の ^{137}Cs 濃度を従属変数に、原発事故後の経過日数(Day)、調査地点(Site)、およびそれらの二次の交互作用(Day×Site)を説明変数とした一般化線形モデルを構築した。また貝類については、ヒメタニシ・カワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度を従属変数に、貝類の種(Species)、原発事故後の経過日数(Day)、調査地点(Site)およびそれらの二次の交互作用(Day×Species, Site×Species, Day×Site)を説明変数とした一般化線形モデルを構築した。いずれのモデルも、誤差分布にはガンマ分布を、リンク関数にはLogを用いた。最もよく説明する説明変数の組み合わせを選択するため、全ての説明変数の組み合わせについて候補モデルを作成し、AICc(小標本の補正をした赤池情報量規準)に基づいた総当りモデル選択を行った(Burnham and Anderson, 2002)。AICcが最も低いモデルをベストモデルとし、ベストモデルとAICcの差(ΔAICc)が2以内の上位モデルについても同等に扱った(Burnham and Anderson, 2002)。また、各モデルの重要度をAkaike weightによって評価した(Burnham and Anderson, 2002)。

時系列データの分析では、時点間で相関が生じる系列相関(自己相関)が問題となるため、Durbin-Watson検定を行い系列相関が存在するか確認した(福地・伊藤, 2011)。検定の結果、湖水および貝類の ^{137}Cs 濃度の経時データに系列相関は認められなかったため、本解析では、系列相関の影響を考慮しなかった。

なお全ての統計解析には、R ver. 3.0.3(R Core Team, 2014)を使用し、モデル選択にはMuMIn、系列相関の検定にはlmtestのパッケージを利用した。

結果と考察

本研究で観察された ^{137}Cs 濃度範囲は、湖水で0.01～0.14 Bq kg⁻¹(平均0.05 Bq kg⁻¹)、ヒメタニシで5.9～165 Bq kg-wet⁻¹(平均37.0 Bq kg-wet⁻¹)、カワヒバリガイで2.6～48.0 Bq kg-wet⁻¹(平均13.2 Bq kg-wet⁻¹)であった(Fig. 2)。

総当りモデル選択の結果、湖水の ^{137}Cs 濃度では、福島原発事故後の経過日数のみを説明変数に含むモデルがベストモデルとして選択された(Table 1)。調査を開始した2011年7月以降、定点Sおよび定点Hいずれの調査地点においても、湖水中の ^{137}Cs 濃度は有意に減少していた(Fig. 2a)。一方、貝類中の ^{137}Cs 濃度では、福島

Fig. 2. The trends in the activity concentrations of ^{137}Cs in (a) the water, (b) a snail (*Sinotaia quadrata histrica*), and (c) a mussel (*Limnoperna fortunei*) at stations S and H in Lake Kasumigaura. In both species, the ^{137}Cs concentrations are those of whole soft tissues. The error bars indicate the counting errors.

図2. 霞ヶ浦の調査定点SおよびHにおける (a) 湖水の ^{137}Cs 放射能濃度 (Bq kg^{-1}) ならびに (b) ヒメタニシと (c) カワヒバリガイの ^{137}Cs 放射能濃度 (Bq kg-wet^{-1}) の推移。貝類は、殻を取り除いたむき身の濃度。エラーバーは、計数誤差を示す。

原発事故後の経過日数と貝類の種を説明変数とするモデルがベストモデルとして選択された (Table 1)。経過日数と貝類の種の交互作用を含むモデルも選択されたが、交互作用の係数は有意ではなかった。調査地点はベストモデルの変数として選択されなかったことから、湖水の ^{137}Cs 濃度同様、調査地点間の差異は認められなかった。ヒメタニシ、カワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度は、調査開始以降、有意に減少したが、ヒメタニシの ^{137}Cs 濃度の方が有意に高かった (Fig. 2b, c)。

先行研究においても、巻貝のほうが二枚貝より ^{137}Cs 濃度が高いことが報告されている (Frantsevich et al., 1996; 三宅ら, 1996)。その要因の一つとして、食性の違いが考えられる。巻貝であるヒメタニシは、付着藻類やデトリタス等を剥ぎとって食べるグレイザーであり、二枚貝であるカワヒバリガイは、水中のプランクトンや懸濁有機物を濾過摂食するフィルターフィーダーである。湖沼では、プランクトン類よりも付着藻類の放射性セシウム濃度のほうが高いことが報告されていることから (Bird et al., 1998)、付着藻類を摂食するヒメタニシの ^{137}Cs 濃度のほうがプランクトンフィーダーであるカワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度に比べて高くなったと考えられる。ただし、ヒメタニシは濾過摂食も行くとされている (Dillon, 2000)。本調査地におけるヒメタニシとカワヒバリガイにおいて、桁が違ような ^{137}Cs 濃度の差異は認められなかったことから、ある程度は両種で食性は重複している可能性があるだろう。また、2011年7月5日定点Hにて、2012年7月3日定点Sにて、それぞれ採集されたイシガイ類の ^{137}Cs 濃度は、 $48 \text{ Bq kg-wet}^{-1}$ 、 $17 \text{ Bq kg-wet}^{-1}$ と同時期に採集されたヒメタニシより低く、同じ二枚貝のカワヒバリガイと同等の値であった。このことから、ヒメタニシとカワヒバリガイの ^{137}Cs

Table 1. Results of AICc-based model selection for estimating the activity concentrations of ^{137}Cs in water and mollusks in Lake Kasumigaura. All possible combinations of variables were compared. Only models with $\Delta\text{AICc} < 2$ are listed and the parameter estimates (SE) for those best models are shown. K is the number of estimated parameters and ΔAICc is the AICc difference between a given model and the best model with the lowest AICc value. The asterisk (*) indicates the explanatory variables that were not included in model selection.

表1. 霞ヶ浦の (a) 湖水と (b) 貝類中の ^{137}Cs 放射能濃度 (Bq kg^{-1}) に影響する要因を解析した総当りモデル選択の結果。AICc が2以下のモデル (ベストモデル) のみを示し、それらのモデルに含まれた説明変数ならびに各変数の推定値 (±標準誤差) を示す。K はパラメータ数、 ΔAICc はベストモデルと各モデル間のAICcの差を示す。*印は、総当りモデル選択に含まれていない変数を示す。

Response variables	Rank	Explanatory variables (estimate ± se)							K	AICc	ΔAICc	Akaike Weight
		Intercept	Day	Species	Site	Species × Site	Day × Species	Day × Site				
^{137}Cs in water	1	-1.97 ± 0.36	-0.0018 ± 0.0005	*		*	*		4	-93.0	0.0	0.76
^{137}Cs in mollusks	1	4.01 ± 0.15	-0.0025 ± 0.0002	0.70 ± 0.11					5	292.2	0.0	0.48
	2	3.88 ± 0.20	-0.0023 ± 0.0003	0.89 ± 0.26			-0.0003 ± 0.0004		6	293.9	1.7	0.21

濃度の違いは、機能群による違いであることを示唆している。また、ヒメタニシが付着藻類を摂食する際に、付着藻類の表面に ^{137}Cs を含んだ底泥が沈着していた場合には消化管内容物に含まれる可能性が考えられ、その結果として ^{137}Cs 濃度が高めになることも否定できない。しかし、本研究では得られたサンプルを迅速かつ大量に処理する必要があったため、消化管と他の軟体部を分けて放射能測定を行うことができなかったため、今後さらに検討すべき課題である。

濃縮係数にもヒメタニシとカワヒバリガイで違いが見られた。福島原発事故後、湖水中の ^{137}Cs 濃度が短期間で減少したため、正確な濃縮係数を把握することが難しいが、見かけ上、ヒメタニシの濃縮係数（定点 S： 547 ± 94 （平均 $\pm$ SE）、定点 H： 593 ± 180 （平均 $\pm$ SE）のほうがカワヒバリガイの濃縮係数（定点 S： 338 ± 68 （平均 $\pm$ SE）、定点 H： 282 ± 34 （平均 $\pm$ SE）よりも約 1.5 ～ 2.0 倍高かった（Fig. 3）。先行研究では、タニシなど淡水巻貝類の濃縮係数については、840（三宅ら、1996）、970（Fesenko et al., 2011）、2800（Hosseini et al., 2008）、また淡水二枚貝類の濃縮係数については、340（Fesenko et al., 2011）、460（Hosseini et al., 2008）、289-523（Riccardi and Ravera, 1989）と報告されている。これらの知見は、二枚貝よりも巻貝の濃縮係数の方が高いとい

う点では、本研究の結果を支持している。

ただし本研究で得られた濃縮係数は、633 日と 724 日目には一時的に値が大きくなるなど一定ではなかった（Fig. 3）。その要因として、原発事故後から 3 年間の非定常状態のデータを用いて濃縮係数を算出していることが考えられる。食物連鎖を通じた ^{137}Cs の生物への移行には時間的な遅れが生じるため（Sundbom et al., 2003）、湖水と生物中の ^{137}Cs 濃度の変動パターンは必ずしも一致しない。湖水中の ^{137}Cs 濃度は全体としては減少傾向ではあるものの、調査日によっては若干増加するなど変動がみられたことから（Fig. 2）、時間的な遅れにより、計算上、貝類の濃縮係数が大きく（あるいは小さく）算出されたと考えられる。正確な濃縮係数の算出は、より長期かつ定常状態でのデータに基づく必要があるだろう。また、カワヒバリガイの濃縮係数は、先行研究で示された範囲内におおよそおさまったのに対し、ヒメタニシの濃縮係数は先行研究よりも低かった。これは、上述したように非定常状態のデータを扱っていることに加えて、先行研究と本研究で扱っている種や生息場所の物理環境要因などの違いによるものかもしれない。

セシウムなど比較的早く生体から排出される元素では、生体外からの移行が止まれば、体内の濃度は減少する（神田、2012）。この減少度合いは、生物学的半減期（ T_b ）と呼ばれ、 T_{eco} と比較することで、野外個体群の ^{137}Cs の蓄積や減少の傾向を理解できる（Hessen et al., 2000；Iwata et al., 2013）。 T_{eco} が T_b よりも長い場合は、生態学的な要因が、取り込み量を増加させるあるいは代謝を制限するなどして、生物中の ^{137}Cs の見かけ上の滞在時間を長くしていることになる（Iwata et al., 2013）。過去の室内実験から、淡水貝類（ただし二枚貝のみ）における ^{137}Cs の生物学的半減期は、5 日（Fraysse et al., 2002）、26 日（Riccardi and Ravera, 1989）、3 日および 38 日（実験初期および実験後期のデータから算出された日数；Harvey, 1969）と報告されている。一般に、放射性セシウムの排出速度と水温には正の関係がみられるため、水温が高いほど生物学的半減期は短くなる（Forseth et al., 1998）。上記の先行研究の実験は、16 ～ 18℃ の一定水温下で行われている。国立環境研究所霞ヶ浦データベース（<http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html>）の最新公開データ（2010 年）によると、霞ヶ浦の土浦入（本調査場所に近い定点）における年平均水温は 17.6℃（最大 31.4℃、最低 4.7℃）であり、先行研究の実験水温と概ね一致する。本調査の貝類の生物学的半減期は、季節的な水温変動に伴い変化すると予

Fig. 3. The concentration factors (CF) for ^{137}Cs in (a) a snail (*Sinotaia quadrata histrice*) and (b) a mussel (*Limnoperna fortunei*) at stations S and H in Lake Kasumigaura.

図 3. 霞ヶ浦の調査定点 S および H におけるヒメタニシとカワヒバリガイの ^{137}Cs の濃縮係数。

Table 2. The relationships between the activity concentrations (log-scale) of ^{137}Cs in a snail (*Sinotaia quadrata histrica*) and a mussel (*Limnoperna fortunei*) collected from Lake Kasumigaura and the elapsed time after the Great East Japan Earthquake (days), and estimates of the ecological half-lives (T_{eco}) of ^{137}Cs in each species.

表 2. 霞ヶ浦における巻貝ヒメタニシと付着性二枚貝カワヒバリガイの ^{137}Cs 放射能濃度 (Bq kg-wet^{-1} , 対数変換) と東日本大震災からの経過日数の関係, ならびに推定された生態学的半減期 (平均 $\pm 95\%$ 信頼区間).

Species	Site	N	Coefficient	SE	r^2	P-value	T_{eco} (days)		
							Mean	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Snail (<i>sinotaia quadrata histrica</i>)	St. S	10	0.0019	0.0003	0.85	0.002	365	315	433
	St. H	10	0.0012	0.0003	0.71	0.004	578	462	770
Mussel (<i>Limnoperna fortunei</i>)	St. S	10	0.0026	0.0002	0.95	< 0.001	267	248	289
	St. H	10	0.0019	0.0003	0.88	< 0.001	365	315	433

想されるが, 先行研究で報告されているように, 数日～数週間と短いと考えられる。このことから, 湖水中の ^{137}Cs 濃度が減少すれば, 貝類中の ^{137}Cs 濃度も速やかに減少するはずである。しかし, 霞ヶ浦におけるヒメタニシの T_{eco} は 365 ～ 578 日, カワヒバリガイの T_{eco} は 267 ～ 365 日と推定され, 生物学的半減期よりはるかに長かった (Table 2)。これは, 現在でも ^{137}Cs が貝類に移行し続けていることを強く示唆している。濃縮係数も 50 以上と高いことから, 餌を通じた取り込みが主な取り込み経路と推測される (Iwata et al., 2013)。低濃度であるが, 依然として湖水中に溶存態 ^{137}Cs が存在することから, 今後は, 底泥からの溶出や流域からの供給などのプロセスを考慮し, T_{eco} に影響する生態学的要因を注意深く分析する必要があるだろう。

本研究では, 福島原発事故後の比較的早い時期から, 同一地点・同一種の経時的なモニタリングを開始し, ^{137}Cs の経時変化を把握することができた。福島原発事故以降, 陸水域においても, 様々な調査・研究が行われているが, 濃縮係数や T_{eco} の推定はほとんど行われていない。これらの値があれば, 現状の把握だけではなく, 生物への移行・蓄積の程度や中長期的な動態等の早期予測につながることから, 様々な分類群において濃縮係数や T_{eco} に関する基礎的データを蓄積することが不可欠である。濃縮係数と T_{eco} の推定には, それぞれ水の ^{137}Cs 濃度と経時データが必要となるが, 現在広域で行われている環境省の水生生物放射性物質モニタリング調査では, 高精度の水の ^{137}Cs 濃度の分析が行われていない (ほとんどの試料が検出限界以下) ことに加えて, 同一地点・同一種の経時データが少ないため, 濃縮係数や T_{eco} の推定が難しい。今後は, これらの値が推定可能なモニタリングデザインの検討・改善が望まれる。最後に, 本研究では, 湖水と貝類の ^{137}Cs 動態に注目したが, 実際の湖沼生態系の生物相互作用や食物網は非常に複雑であり,

食物網の観点から ^{137}Cs の挙動を詳細に明らかにする研究が必要である (Murakami et al., 2014)。

謝 辞

試料の採集・前処理は, 国立環境研究所の吉葉めぐみさん, 平間淳子さん, ならびに (株) 環境研究センターの勝間信之さん, 本多聡子さんに, 放射能の測定は, 国立環境研究所の樋渡武彦博士にご協力, ご尽力いただいた。ここに記して感謝の意を表する。また, 本研究を進めるにあたり貴重なご助言をいただいた国立環境研究所の林誠二博士, 高村典子博士に厚くお礼申し上げる。なお, 本研究は環境省による平成 23 年度, 24 年度および 25 年度環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等研究に関する研究委託業務, ならびに日本長期生態学研究ネットワーク (JaLTER) の関連プロジェクトの一環として実施された。

引用文献

- Bird, G. A., W. J. Schwartz and M. Moycka (1998): Fate of ^{60}Co and ^{134}Cs added to the hypolimnion of a Canadian Shield lake: accumulation in biota. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 987-998.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson (2002): Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Dillon, R. T. Jr. (2000): The ecology of freshwater molluscs. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fesenko, S., J. Fesenko, N. Sanzharova, E. Karpenko and I. Titov (2011): Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102: 8-25.

- Forseth, T., O. Ugedal, T. F. Naesje and B. Jonsson (1998): Radiocaesium elimination in fish: variation among and within species. *Journal of Applied Ecology*, 35: 847-856.
- Frantsevich, L., A. Korniushev, I. Pankov, A. Ermakov and T. Zakharchuk (1996): Application of molluscs for radioecological monitoring of the Chernobyl outburst. *Environmental Pollution*, 94: 91-100.
- Fraysse, B., J. P. Baudin, J. Garnier-Laplace, C. Adam and A. Boudou (2002): Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ^{57}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ and ^{134}Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) — whole organism study. *Environmental Pollution*, 118: 297-306.
- 福地純一郎・伊藤有希 (2011): Rによる計量経済分析, 朝倉書店.
- Harvey, R. S. (1969): Uptake and loss of radionuclides by the freshwater clam *Lampsilis radiata* (Gmel). *Health Physics*, 17: 149-154.
- Hessen, D. O., J. Skurdal, O. Hegge and T. Andersen (2000): Modelling ecological half-lives for radiocaesium in Norwegian brown trout populations. *Journal of Applied Ecology*, 37: 109-116.
- Hosseini, A., H. Thoring, J. E. Brown, R. Saxén and E. Ilus (2008): Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems—default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1408-1429.
- Howard, B., N. Beresford, D. Copplestone, D. Telleria, G. Proehl, S. Fesenko, R. Jeffree, T. Yankovich, J. Brown and K. Higley (2013): The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 121: 55-74.
- Iwata, K., K. Tagami and S. Uchida (2013): Ecological Half-Lives of Radiocaesium in 16 Species in Marine Biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Environmental Science & Technology*, 47: 7696-7703.
- Jonsson, B., T. Forseth and O. Ugedal (1999): Chernobyl radioactivity persists in fish. *Nature*, 400: 417.
- 神田穰太 (2012): 福島第一原子力発電所事故による放射性物質の海洋環境への影響. *環境情報科学*, 41: 21-28.
- 笠松不二男 (1999): 海産生物と放射能—特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について. *Radioisotopes*, 48: 266-282.
- 三宅定明・茂木美砂子・大沢尚・中澤清明・緒方裕光・出雲義朗・中村文雄 (1996): 陸水系における ^{137}Cs の放射生態に関する研究 - 県内有数河川 - 下流域の河川水, 河床土壌および生息生物における ^{137}Cs の放射能. *Radioisotopes*, 45: 82-86.
- Morino, Y., T. Ohara and M. Nishizawa (2011): Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophysical Research Letters*, 38(7).
- Murakami, M., N. Ohte, T. Suzuki, N. Ishii, Y. Igarashi & K. Tanoi (2014): Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. *Scientific Reports*, 4.
- 永野哲志・三田村久吉・柳瀬信之・長縄弘親・安田健一郎・吉田善行・山口裕頭 (2012): セシウム吸着ディスクとGMサーベイメータを用いた水試料中の放射性セシウム濃度のモニタリング法. *日本放射線安全管理学会誌*, 11: 139-145.
- 大原利真 (2012): 放射能汚染に向きあう地域環境研究. *環境情報科学*, 41: 71-76.
- R Core Team (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Riccardi, N. and O. Ravera, (1989): Unionidae (Molluscs, Lamellibranchiata) used as an environmental indicator of radioactive contamination from the Chernobyl accident. *Environmental Technology*, 10: 347-353.
- Rowan, D. J. and J. B. Rasmussen (1994): Bioaccumulation of radiocaesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2388-2410.
- Sundbom, M., M. Meili, E. Andersson, M. Östlund and A. Broberg (2003): Long-term dynamics of Chernobyl ^{137}Cs in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of Applied Ecology*, 40: 228-240.
- 田林雄・山室真澄 (2013): 霞ヶ浦流入河川堆積物における粒径と放射性セシウム濃度の関係. *陸水学雑誌*, 74: 183-189.
- von Wehrden, H., J. Fischer, P. Brandt, V. Wagner, K. Kümmerer, T. Kuemmerle, A. Nagel, O. Olsson and P. Hostert. (2012): Consequences of nuclear accidents for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Letters* 5:

81-89.

鷲谷いつみ (2011) : 原子力災害が野生生物と生態系にもたらす影響と人々ーチェルノブイリからの示唆 (特集 チェルノブイリの教え). 科学, 81 : 1164-1172.