

手賀沼流域圏における放射性セシウムの推移と 魚類への影響

BEHAVIOR OF RADIOACTIVE CESIUM IN WATERSHED OF LAKE TEGANUMA AND ITS INFLUENCE ON FISH

橋田創¹・二瓶泰雄²・大内田崇享³・笹川一磨¹・小松有由美⁴

Hajime HASHIDA, Yasuo NIHEI, Takayuki OOUCHIDA, Kazuma SASAGAWA
and Ayumi KOMATSU

¹学生員 学 (工) 東京理科大学大学院 理工学研究科土木工学専攻修士課程
(〒278-8510 千葉県野田市山崎2641)

²正会員 博 (工) 東京理科大学准教授 理工学部土木工学科 (同上)

³正会員 八千代エンジニアリング(株) (〒161-8575 東京都新宿区西落合2-18-12)

⁴非会員 東京理科大学 理工学部土木工学科 (〒278-8510 千葉県野田市山崎2641)

The present study attempts to understand the behavior of radioactive cesium-134 and -137 in sediment in urban watershed, river and lake and its association to fish contamination. For these purposes, we measured the radioactive cesium in the sediments and fishes in the watershed of Lake Teganuma. The results indicate that the decrease of radioactive cesium concentration in roads was appreciably larger than that in roofs due to the differences of non-radioactive sediment supply. The radioactive cesium in bottom sediments has increased in the downstream reach of the river and the lake. The radioactive contamination of fish were not closely related to that of bottom sediments, showing the importance of the radioactive contamination of feed environments on the fish contamination.

Key Words: fish, Fukushima, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, sediment transport, Lake Teganuma

1. 序論

2011年東北地方太平洋沖地震による津波被害を受けた東京電力・福島第一原子力発電所は、冷却用電源の喪失等のコントロール不能状況が続き、同原発から大量の放射性物質が大気及び海洋に放出された¹⁾。大気中に放出された放射性物質は、広く関東・東北地方にわたり飛散し、地上に沈着した。現在、最も問題となっている放射性セシウムは1価の陽イオンであるため、土粒子に吸着し易い化学的性質を持つ²⁾。そのため、流域に降り注いだ放射性セシウム134と137は、土粒子とともに陸域内を移動しており、陸域における放射能汚染が河川や湖沼、内湾の底質へと移行しているものと考えられる^{3)・4)}。今後の焦点は、この汚染状況がどの程度継続し、いつ頃解消されるか、であり、これらを精緻に評価・予測することが社会的に強く求められている。

陸域から水域への放射能汚染の移行に伴って、水生生物へ影響も懸念され、実際に、魚類からも放射性物質が検出され、海域のみならず、淡水域においても魚の出荷制限がかけられている⁵⁾。そのため、魚類の放射能汚染

状況をモニタリングし、魚類への放射能汚染メカニズムを把握する必要がある。図-1に示すように、魚類の放射性セシウムの移行経路としては、「採餌」、エラを通じた「吸入」、濃度勾配による「浸透圧」が挙げられる⁶⁾。また、放射性セシウムは粘土鉱物との結合が強いことから、「吸入」過程では懸濁態無機物は体内で吸収されず、懸濁態有機物や溶存態の形で放射性セシウムが体内に移行される^{7)・8)}。しかしながら、魚類への放射性物質の移行過程は不明な点が多く、採餌、吸入、浸透圧の寄与率についても不明である。

一方、著者らは、ホットスポットを流域に抱える手賀沼流域圏を対象に、流域～河川～湖沼にわたる放射性セシウム動態や魚類の放射性セシウム移行状況に関する現地調査を2012年4月から開始した。その結果、都市流域の屋根面や道路面の堆積土砂が高濃度の放射性セシウム濃度を有していることや、流域から河川を經由して湖沼へ供給される放射性セシウム量と湖沼でのストック量が同オーダーであることを明らかにした(二瓶ら⁹⁾、前報)。

本研究では、その後行われた観測結果や魚類調査に基づいて、手賀沼流域圏における都市流域や河川、湖沼で

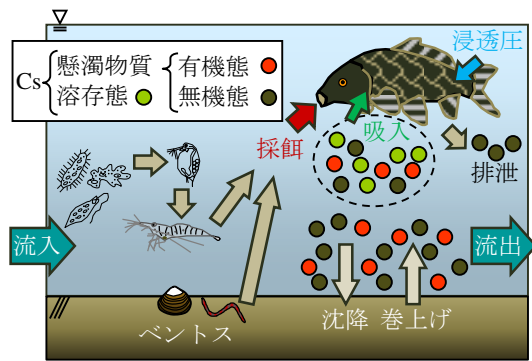


図-1 放射性セシウムの魚類への移行過程

の放射性セシウム (^{134}Cs , ^{137}Cs) の汚染実態やその推移を明らかにすると共に、河川や湖沼の魚類における放射性セシウム汚染状況を把握することを試みた。また、魚類の放射能汚染要因の検討のために、移行過程の一つである「吸入」に注目した室内実験を行った。

2. 研究方法

(1) 観測サイト

観測サイトは図-2 に示す千葉県手賀沼とその主要流入河川である大堀川及びその流域である。手賀沼は総面積 3.69km^2 、容積 320万 m^3 、平均水深 0.8m の極浅い湖沼である¹⁰。手賀沼には、大堀川、大津川、染井入落が入り、手賀川から流出する。大堀川の流域面積は 31km^2 であり、流域の8割は市街化している¹¹。また、北千葉導水路から浄化用水の注入が2001年より行われ、手賀沼の水質環境は大幅に改善された。

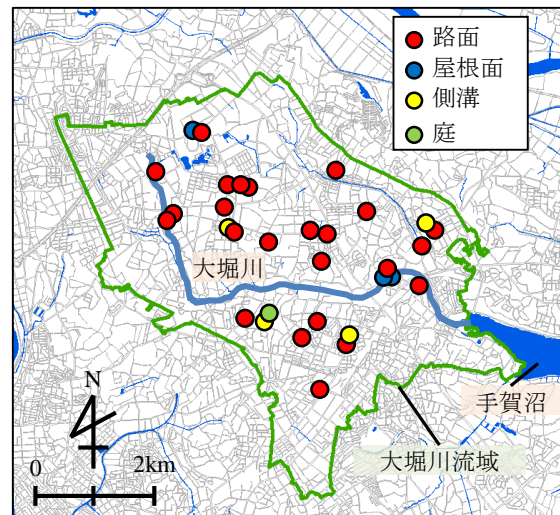
文部科学省による放射能沈着マップより、大堀川流域は沈着量が大きく放射能汚染のホットスポットである¹²。また、手賀沼や大堀川、大津川の底泥からも高濃度の放射性セシウム濃度が検出されている。さらに、2011年11月には手賀沼のモツゴから出荷制限値 ($100[\text{Bq/kg-wet}]$) を超える放射性セシウムが検出され¹³、その後、コイやフナからも制限値を超える濃度が検出された。

(2) 現地観測方法

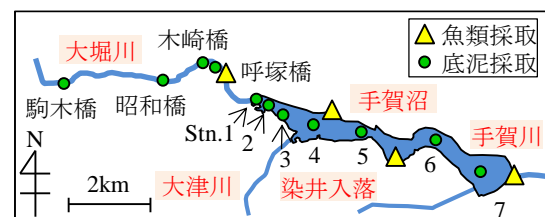
本研究では、①都市流域の堆積土砂、②河川・湖沼底質、③魚類、に関する放射性セシウム調査を実施したので、それぞれの方法について記述する。

1) 流域調査

流域における堆積土砂として、前報と同じく、路面、屋根面、側溝、庭の4種類の被覆条件を対象とした。採取地点としては、図-2(a)に示すように、流域全体にわたる路面16点、屋根面12点、側溝4点、庭2点とした。サンプルの採取には、路面と屋根面ではブラシを、側溝や庭では



(a) 流域



(b) 河川・湖沼
図-2 観測サイト

スコープを用い、1L以上の土砂サンプルを採取した。この堆積土砂の採取は、2012年4~6月、7~8月、10月、2013年6月の計4回行われた(4回目は路面、側溝のみ)。

採取した堆積土砂サンプルは、乾燥炉にて 100°C で乾燥させた後、NaI(Tl)シンチレーション搭載のベクレルモニターAT1320A (ATOMTEX社製) を用いて ^{134}Cs と ^{137}Cs を計測した。分析可能なサンプル量は 100ml 、 500ml 、 1000ml である。放射性セシウムの検出限界は、サンプル量により異なり、 100ml では 50Bq/kg 、 1000ml では 3Bq/kg である。この分析により、堆積土砂中に含まれる単位乾燥質量当たりの ^{134}Cs ・ ^{137}Cs 濃度 (単位: Bq/kg-dry) が得られる。

2) 河川・湖沼調査

河川・湖沼の底泥採取は、図-2(b)に示す河川4地点、湖沼7地点で行われた。底泥に含まれる放射性セシウムの鉛直分布を把握するために、直径 4cm のアクリルパイプを用いてコアサンプルを採取した。アクリルパイプの長さは河川では 30cm 、湖沼では 1m とし、パイプが人力で突き刺さる深さまでのサンプルを取得した。コアサンプルは1地点につき2~4サンプル取得し、鉛直方向に5~ 10cm の層に分割して計測した。放射性セシウムの分析は前述と同じである。河川・湖沼調査は、2012年6月、7月、10月、2013年1月、9月の計5回行われたが、一回目における河川の一部と湖沼では調査結果に不備が見られたので、ここでは解析対象としない。

3) 魚類調査

魚類の採取は、図-2(b)中の△印で示される大堀川1点、手賀沼内3点にて行われた。後述の観測結果としては、湖沼内3地点のうち、Stn.4に近い地点を「手賀沼西部」、残りの2地点を「手賀沼東部」としてデータ整理する。対象魚種は手賀沼に比較的多く生息しているコイ（学名：*Cyprinus carpio*）とワタカ（学名：*Ischikauia steenackeri*）であり（体長40～60cm）、釣りもしくは漁網によって採取した。採取した魚類は本学に持ち帰り捌いた後、フードプロセッサにより粉碎し、主に筋肉部に関して上記のベクレルモニターにて湿潤質量当たりの¹³⁴Csと¹³⁷Csの濃度（単位：Bq/kg-wet）を計測した。この観測は2012年7月、9月、2013年1月、6月の計4回行われた。

(3) 室内実験

魚類のセシウム移行経路の一つである「吸引」の影響を検討するための室内実験を行った。高い放射性セシウム濃度の有機態懸濁物の吸入により、魚類が放射能汚染するか調べるために、水槽内（100[L]）を攪拌させて高濁水（目標SS：800mg/L、目標¹³⁴Cs+¹³⁷Cs：7000[Bq/kg-dry]）を作り、コイ57尾を放流した。濁水作成には、手賀沼で採取した底泥（IL：15%）を用いた。実験用コイには、放射能汚染が無い養殖コイ（当歳魚コイ、体長10cm）を用いた。実験開始から7、14日後にコイを回収し、¹³⁴Csと¹³⁷Cs（単位：Bq/kg-wet）を計測した。なお、実験期間は2013/1/9～25である。今回のSS条件は平常時手賀沼の10倍以上の高濃度条件であるが、短期間で吸引の効果を見るために、これらの条件が設定された。

(4) 公共用水域データ

行政機関が計測している公共用水域における底泥及び魚類の放射性セシウム調査結果を収集した。ここでは、魚類と湖沼底泥の両方のデータ収集が行われている11湖沼（福島県楡原湖・小野川湖・秋元湖・猪苗代湖・沼沢湖、栃木県中禅寺湖、群馬県赤城大沼、茨城県霞ヶ浦・北浦、千葉県印旛沼・手賀沼）を対象とした。魚類データには、水産庁による調査結果⁵⁾を用いた。また、底泥データは文部科学省の調査結果¹²⁾を引用した。底泥調査はいずれも2012年9～11月から開始されたが、魚類調査の開始時期はばらばらであった。

3. 流域・河川・湖沼底泥の放射性セシウム動態

(1) 流域

路面・側溝・屋根面・庭において得られた各回の観測結果（¹³⁴Cs+¹³⁷Cs）を平均し、その時間変化を図-3に示す。これを見ると、前報と同じく、屋根面では、20万[Bq/kg-dry]程度と非常に高い放射性セシウム濃度を維持しているのに対して、路面や側溝も2万[Bq/kg-dry]以上と高濃度となっ

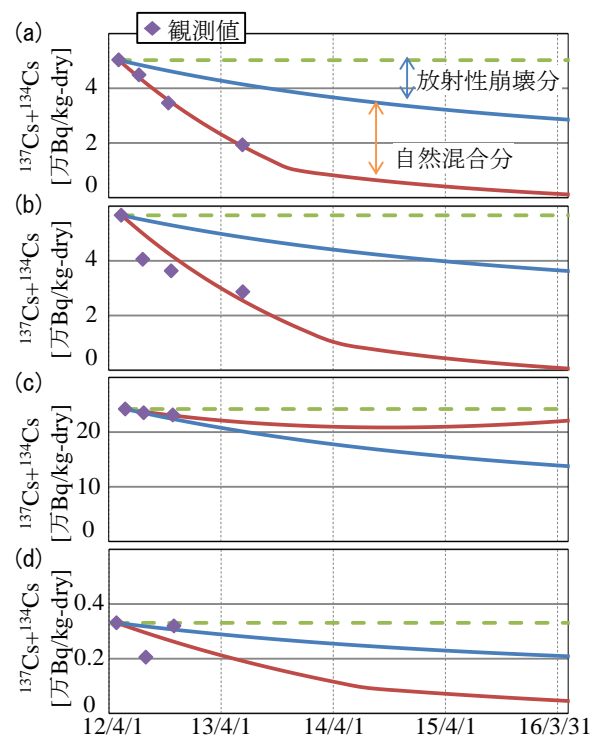


図-3 流域における¹³⁴Cs+¹³⁷Csの時間変化（路面(a)、側溝(b)、屋根面(c)、庭(d)）

ている。また、庭では0.2～0.3万[Bq/kg-dry]であり、他の被覆条件と比べて低く、被覆条件別に放射性セシウム濃度が異なる。単位面積当たりの土砂量や土壌厚さを比べると、屋根面<路面・側溝<庭、という順番になるので、放射性セシウムの沈着フラックスがほぼ同一ならば、放射性セシウム濃度は土砂量の少ない屋根面で最も大きくなるものと考えられる⁹⁾。

¹³⁴Cs+¹³⁷Csの時間変動特性を見ると、庭の結果を除く3つの被覆条件ではいずれも減少した。そこで、放射性セシウムの減少分 ΔC_s を、放射性崩壊による減少分 ΔC_{s_r} （以下、放射性崩壊分と称す）と流域内に新規に堆積する土砂との混合による減少分 ΔC_{s_m} （以下、自然混合分と称す）の和と考えると次式のようなになる。

$$\Delta C_s = C_{s_0} - C_s(t) = \Delta C_{s_r} + \Delta C_{s_m} \quad (1)$$

ここで、 C_{s_0} は1回目の観測値、 $C_s(t)$ は観測1回目からの時間 t における放射性セシウム濃度である。このうち、放射性崩壊による減少分 ΔC_{s_r} は、次式で与えられる。

$$\Delta C_{s_r} = C_{s_0} \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{0.693}{T_r} t\right) \right\} \quad (2)$$

ここで T_r は放射性崩壊による物理的半減期であり、¹³⁴Csでは2.06年、¹³⁷Csでは30.1年である。この放射性崩壊と自然混合による減少分を図-3中に青線、赤線で示す。これより、路面や側溝の減少分は放射性崩壊分のみならず自然混合分が大きく寄与しているが、屋根面では放射性崩壊分が大きく自然混合分は非常に小さい。なお、自然混

表-1 自然混合分の半減期 T_m (^{137}Cs)

分類	地点	半減期	分類	地点	半減期
		[day]			[day]
流域	路面	510.7	河川	駒木橋	156.3
	側溝	448.5		昭和橋	224.8
	屋根	7294.7		木崎橋	404.6
	庭	-		呼塚橋	4846.2

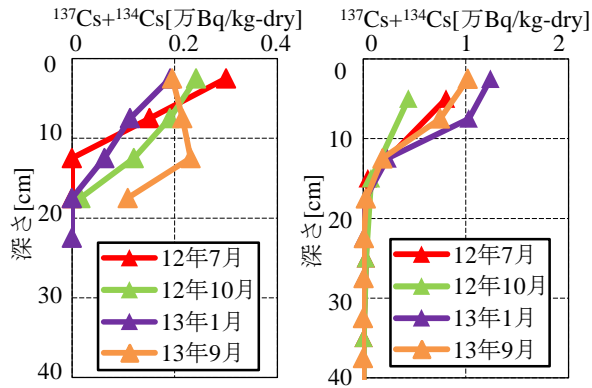


図-4 河川・湖沼底泥における $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ の鉛直分布

混合分の近似曲線は少ない観測値から求められ、今後の推移を見るために近似式を外挿し長期の結果を図示している。この外挿部分の結果の妥当性は現時点では検証しようがなく、今後、継続的な観測を行う必要がある。

より定量的に検討するべく式(1)、(2)から得られる自然混合分に対して指数関数の近似式を適用し、自然混合分の半減期 T_m を推定した結果を表-1に示す。ここでは、 ^{137}Cs の T_m を求め、明確な減少傾向が見られなかった庭については T_m を求めていない。これより、路面や側溝の自然混合分による半減期 T_m は430~650日程度であり、 ^{134}Cs の物理的半減期よりも小さく、自然混合分の影響が大きいことが分かる。一方、屋根面の T_m は約7300日となっており、屋根面では自然混合分の影響はほとんど現れていない。屋根面では、一般的な勾配(2割など)の場合では一雨毎に堆積物は流送されるが¹⁴⁾、雨どいや勾配の無い屋根の堆積物は長期にわたり残留しており、新規堆積物との混合もほとんどない。今回、屋根面で採取できたサンプルは後者であるため、屋根面における自然混合分の半減期が非常に長期に評価されたものと考えられる。

(2) 河川・湖沼

河川や湖沼底泥における放射性セシウム堆積状況を把握するために、 $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の鉛直分布を図-4に示す。ここでは大堀川・呼塚橋と手賀沼・Stn.2における4回分の結果を表示する。これより、まず、大堀川・呼塚橋では、表層20cm程度まで放射性セシウムが検出されており、最大で2,000~3,000[Bq/kg-dry]となっている。また、放射性セシ

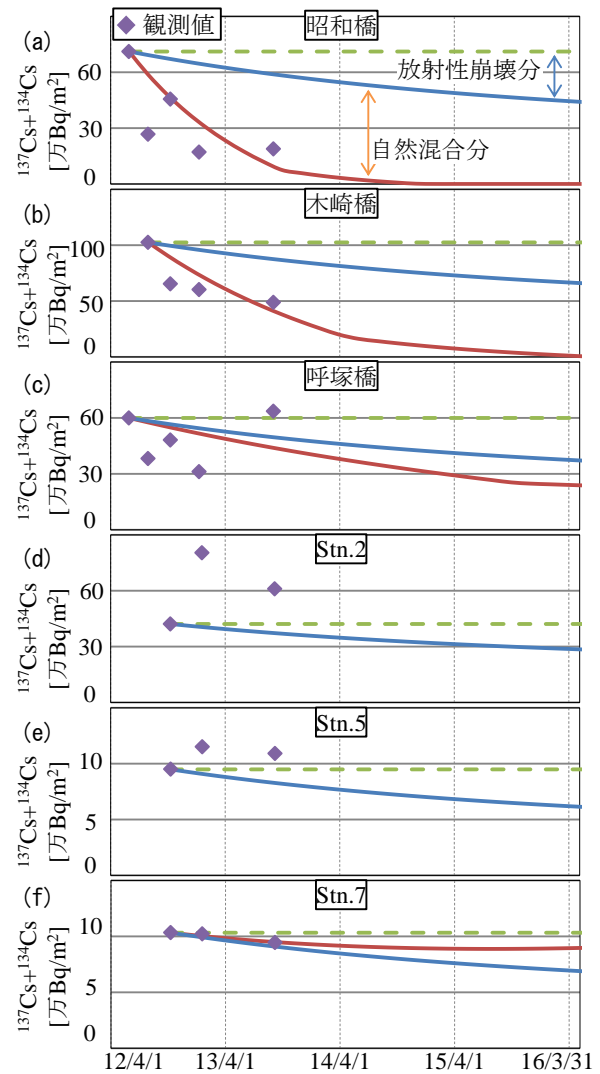


図-5 大堀川(a)~(c)と手賀沼(d)~(f)の底質中における $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の時間変化

ウム濃度のピーク深さは、2013年9月分を除いて、最表層に現れた。また、2013年9月ではピーク深さは底面から15cmとなると共に、深さ20cmまで1000[Bq/kg-dry]以上の高濃度となり、現況では放射性セシウムが蓄積されている様子が伺える。一方、手賀沼・Stn.2では放射能汚染は深さ20cmまで進行し、かつ、濃度ピークは最表層に現れた。

次に、 $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の時間変動特性を見るために、大堀川(昭和橋、木崎橋、呼塚橋)と手賀沼(Stns.2, 5, 7)における単位面積当たりの放射性セシウム量の時間変化を図-5に示す。ここでは、各地点の単位面積当たりの放射性セシウム量(単位: Bq/m^2)を得るために、単位乾燥質量当たりの $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ 濃度に乾燥密度を掛け鉛直積分している。なお、湖沼に関しては、2012年7月に乾燥密度データを取得していなかったため、ここでは省略する。また、図中では、図-3と同じく、放射性崩壊分と自然混合分による減少曲線を描いている。なお、観測値が時間と共に増加する場合や放射性崩壊による減少分よりも上回

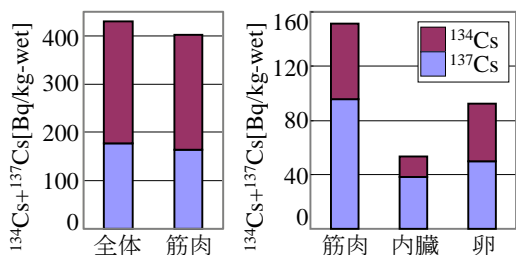


図-6 部位別の放射性セシウム濃度の比較（左は 2012 年 7 月，手賀沼西側，右は 2013 年 1 月，手賀沼東側）

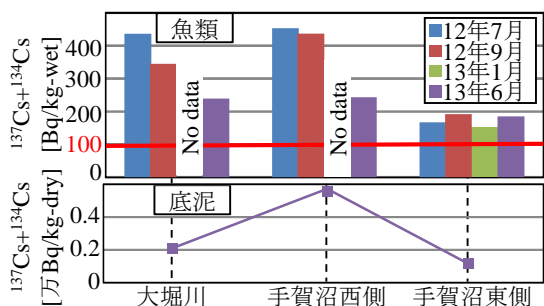


図-7 魚類（上）と底泥（下）における $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の空間分布（底泥：2012 年 10 月のデータ）

る場合には、自然混合分は存在しない。そのケースでは自然混合分の減少曲線は省略されている。これより、大堀川・昭和橋や木崎橋では、明確な減少傾向が見られ、放射性崩壊分よりも自然混合による減少分が大きい。一方、大堀川・呼塚橋では、明確な減少傾向が見られず、2013年9月分の観測値は増加している。また、手賀沼内ではStns.2や5では増加傾向となり、Stn.7では減少しているものの、放射性崩壊分を上回っている。

以上をまとめると、河川上・中流部の底質では放射性セシウム量は減少しており、これは流域からの非汚染土もしくは放射性セシウム濃度の小さい土砂の流入・堆積が進んだものと考えられる。この時の自然混合分の半減期 T_m は表-1に示すように上流部ほど小さく、また、駒木橋や昭和橋、木崎橋の値は路面や側溝を下回っている。これより、市街化率が80%程度の都市流域から河川への土砂供給源は主に道路面であるが¹⁵⁾、相対的に放射性セシウム濃度の小さい山林や農地からの寄与も大きい可能性があることが示唆された。一方、河川下流域では、上・中流部の底質が掃流されて堆積が進んでいるため、底質中の放射性セシウム量が増加したと思われる。さらに、湖沼では、放射性セシウム量は全体として増えており、元々静穏である手賀沼から外部への流出量は少なく、今後も流域から河川経由で流入する放射性セシウムを蓄積し、湖沼の放射能汚染が長期化することが懸念される。

4. 魚類の放射性セシウム動態

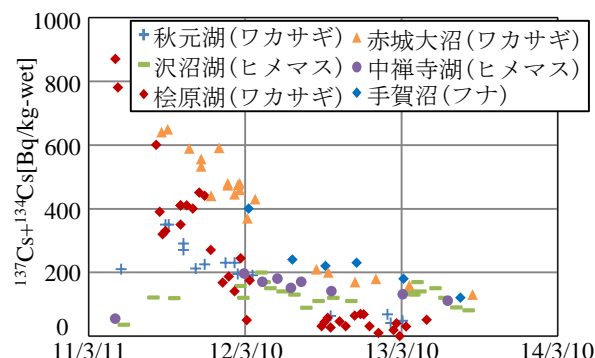


図-8 様々な湖沼における魚類の $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の時間変化

(1) 手賀沼における魚類の放射性セシウム汚染状況

魚の放射性セシウム汚染状況に関する基本特性を調べるために、魚の部位毎の $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ を比較したものを図-6に示す。ここでは、全体と筋肉部（2012年7月，沼西側），筋肉・内臓・卵（2013年1月，沼東側）の結果であり、魚種はいずれもコイである。全体と筋肉部は概ね同程度であり、以下では筋肉部のみの結果を採用する。また、筋肉部と内臓、卵の結果を比べると、筋肉部が最も高く、一般的な知見と同じである。また、卵も $92.4[\text{Bq/kg-wet}]$ と高く、放射能汚染が次世代に継承されることが懸念される。内臓の放射性セシウム濃度は相対的に低いが、魚の採餌活動が停滞する冬期に採取したことも影響している。

大堀川と手賀沼西・東側での魚類と底泥表層の $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ を図-7に示す。ここでは、各回に取得できた魚データを地点毎に平均したものを表示しており、一部で未計測部分もある。また、底泥については2012年10月に行われた表層10cmの結果を示す。これより、2012年7月において、大堀川や手賀沼西側における魚類の放射性セシウム濃度は $400[\text{Bq/kg-wet}]$ を越えており、徐々に減少しているものの2013年6月時点でも $200[\text{Bq/kg-wet}]$ を越えている。このように、魚類の放射性セシウム濃度は、出荷制限値（ $100[\text{Bq/kg-wet}]$ ，図中赤線）を継続して上回っている。一方、手賀沼東側の放射性セシウム濃度も出荷制限値（ $100[\text{Bq/kg-wet}]$ ）を上回り、かつ、その濃度値は未だに増減しており、明確な減少傾向は見出せない。一方、底泥に関しては、沼西側が高く、東側や大堀川は相対的に低い。これより、沼内では魚類と底泥の放射能汚染状況は対応しているが、大堀川は異なっている。ここで見られる、魚類の放射性セシウム濃度の減少傾向や底泥との関係を、公共用データを用いて詳細に検討する。

(2) 魚類の放射性セシウム濃度の時間変化

いくつかの湖沼における魚類の $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の時間変化を図-8に示す。これより、対象湖沼や魚種に差があるものの、魚の $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は概ね減少している傾向が見られ

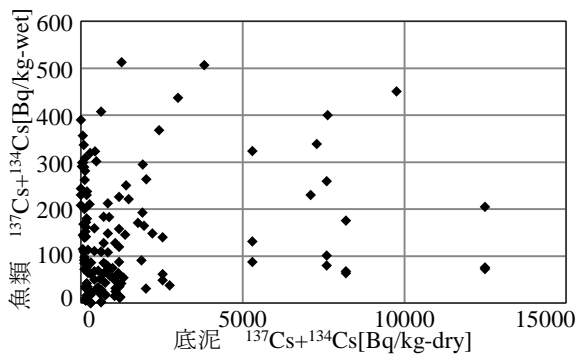


図-9 魚類と底質の¹³⁴Cs+¹³⁷Csの相関関係

表-2 魚類吸引実験における¹³⁴Csと¹³⁷Cs(単位: Bq/kg-wet)

日数	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	合計
0	<25.5	<30.3	<55.8
7	<22.6	<26.1	<48.7
14	<22.6	<26.7	<49.3

る。そこで、全データの観測値に対して指数関数を近似式として当てはめ、実測値に基づく半減期を便宜的に算出した(以下、実半減期と称す)。その結果、魚類における実半減期は、0.5年以下が19%、0.5~1.0年は46%、1.0~1.5年は15%、1.5年以上は19%となっている。これより、23の魚は実半減期が1年以下となり、淡水魚の放射性セシウム汚染が急速に収まっていることが分かる。一方、本観測における手賀沼東側(コイ)や同じく手賀沼のスジエビ等は半減期が1.5年以上と長い、その要因は不明であり、調査を継続して検討する予定である。

(3) 魚類の放射性セシウム汚染への吸引の影響

魚類の放射能汚染の要因を調べるために、公共用データから得られた魚類と湖沼底泥における¹³⁴Cs+¹³⁷Csの相関図を図-9に示す。ここでは、場所や魚種を分けずに全て同一マークで表示している。これより、魚類と底泥の放射性セシウム濃度の相関関係は見られない。また、魚種別や湖沼毎に同様に検討したところ、両者間の明確な相関関係は見られなかった。また、吸入に着目した魚類の室内実験を行ったところ、表-2に示すように魚の放射性セシウム濃度は、いずれも検出限界値以下であった。これらより、高濃度に放射能汚染された底泥が浮遊したものを吸引する影響は、魚類には見られなかった。したがって、魚類の放射性セシウム移行経路としては「採餌」による影響が大きいことが示唆され、今後、魚の餌の放射能汚染状況を調査する必要がある。

5. 結論

本研究における結論は以下の通りである。

- 1) 都市流域の路面や側溝の放射性セシウム濃度は自然混合により時間的に減少するが、自然混合による減少分が小さい屋根面ではセシウム濃度の減少量が小さい。
- 2) 河川上・中流底泥の放射性セシウム濃度が減少する一方、河川下流部や湖沼では増加傾向が見られ、流域や河川上流部から流出した放射性セシウムが蓄積している。
- 3) 魚類の放射性セシウム濃度は全体として時間的に減少傾向にあるが、その減少量は地点毎に差が生じた。また室内実験結果から、魚類の放射能汚染に吸引影響は小さく、採餌による影響が大きい可能性が示唆された。

謝辞：手賀沼における魚類採取には手賀沼漁業協同組合にご協力いただいた。ここに記して謝意を表す。

参考文献

- 1) 青野辰雄：河川、湖沼や海洋へ堆積する放射性セシウムについて、*Isotope News*, No.699, pp.12-13, 2012.
- 2) J. C. Ritchie and J. R. Mcheny: Application of radioactive fallout Cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review, *J. Environ. Qual.*, Vol.19, pp.215-233, 1990.
- 3) 田中万也, 坂口綾, 岩谷北斗, 高橋嘉夫: 福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムの環境中での移行挙動とマイクロスケールでの不均質性, *放射化学*, Vol.27, pp.12-19, 2013.
- 4) チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ(日本学術会議訳): チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復: 20年の経験, pp.81-107, 2006.
- 5) 水産庁 HP: <http://www.jfamaff.go.jp/jhousyanou/kekka.html>. (閲覧日: 2013年8月27日)
- 6) 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—, *RADIOISOTOPES*, Vol.48, pp.266-282, 1999.
- 7) 吉田勝彦: 水産物の放射能汚染をどうみるか, *日本農学アカデミー会報*, Vol.16, pp.17-48, 2011.
- 8) 石丸隆, 神田穰太: 放射性物質による魚介類汚染の現状, *日本農学アカデミー会報*, Vol.17, pp.87-100, 2012.
- 9) 二瓶泰雄, 大内田崇享, 笹川一磨, 橋田創, 武川一樹: 都市流域—河川—湖沼における放射性セシウム¹³⁴, ¹³⁷の動態—手賀沼流域を例に—, *土木学会論文集B1(水工学)*, Vol.69, No.4, pp.L1693-L1698, 2013.
- 10) 山田安彦, 白鳥孝治, 立本英機: 印旛沼・手賀沼—水環境への提言—, *古今書院*, pp.1-167, 1993.
- 11) 二瓶泰雄, 服部祐司, 小久保武, 大竹野歩: GISを用いた手賀沼流入河川の汚濁負荷解析, *水工学論文集*, Vol.48, pp.1459-1464, 2004.
- 12) 文部科学省 HP: <http://ramap.jaea.go.jp/map/map.html#>. (閲覧日: 2013年9月20日)
- 13) 千葉県 HP: <http://www.pref.chiba.lg.jp/kouhou/saigai/h23toughouhouhasen.html>. (閲覧日: 2012年9月24日)
- 14) 二瓶泰雄, 吉田拓司, 砂田岳彦: 屋根面堆積負荷の非正常挙動に関する連続観測, *水環境学会誌*, Vol.29, No.11, pp.755-760, 2006.
- 15) 二瓶泰雄, 砂田岳彦, 水野智之: 模擬降雨流出水採取法に基づく路面塵埃環境の時間的・空間的変動特性の把握, *水環境学会誌*, Vol.29, No.5, pp.261-268, 2006.

(2013.9.30 受付)