

# 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~

STUDY ON MOVEMENT OF RADIOACTIVE CESIUM-134 AND -137 IN  
URBAN WATERSHED, RIVER AND LAKE: AN EXAMPLE OF  
WATERSHED OF LAKE TEGANUMA

二瓶泰雄<sup>1</sup>・大内田崇享<sup>2</sup>・笹川一磨<sup>2</sup>・橋田創<sup>3</sup>・武川一樹<sup>4</sup>

Yasuo NIHEI, Takayuki OOUCHIDA, Kazuma SASAGAWA, Hajime HASHIDA  
and Kazuki TAKEKAWA

<sup>1</sup>正会員 博(工) 東京理科大学准教授 理工学部土木工学科 (〒278-8510 千葉県野田市山崎2641)

<sup>2</sup>学生員 東京理科大学 理工学部土木工学科 (同上)

<sup>3</sup>非会員 東京理科大学 理工学部土木工学科 (同上)

<sup>4</sup>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 (同上)

A large amount of radioactive material was released from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmospheric and coastal environments including water environment in lake and inner bay. The present study aims to clarify the movement of radioactive cesium-134 and -137 in urban watershed, river and lake. For this purpose, we conducted field measurements of radioactive cesium-134 and -137 in sediments in the watershed of Lake Teganuma. The results revealed that 1) the radioactive cesium concentration in roofs was appreciably larger than that in roads and general farmland mainly due to difference of sediment thickness, and 2) the radioactive cesium concentration of the bottom sediment was larger than 1000 Bq/kg over whole Lake Teganuma. The budget of the radioactive cesium concentration in the watershed was evaluated.

**Key Words:** Fukushima, <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, sediment transport, Lake Teganuma, urban district

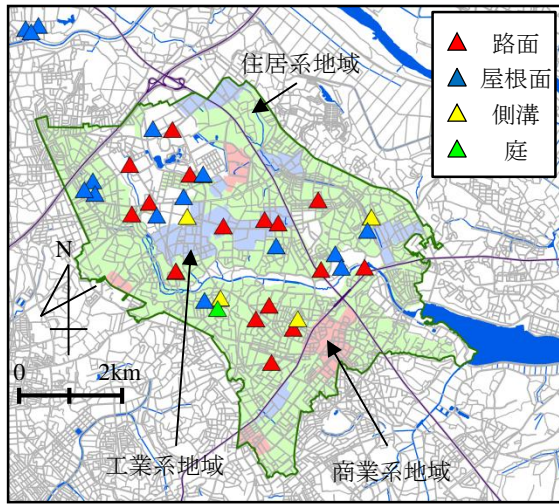
## 1. 序論

東日本大震災の福島第一原発事故により、大量の放射性物質が大気中・海水中に放出され、放射性物質の放出量はチェルノブイリ事故と同オーダーという未曾有の事故が発生した<sup>1)</sup>。大気中に放出された放射性物質の多くは、地上に乾性・湿性沈着する。地上における様々な空間線量モニタリングにより、放射性物質が福島第一原発周辺のみならず、関東地方を含む広範囲に拡散していることが指摘されている<sup>2)</sup>。また、放射性物質としては原発事故当初では<sup>131</sup>Iが注目されたが、事故数カ月以降では<sup>131</sup>Iは検出されず、より半減期が長い<sup>134</sup>Cs、<sup>137</sup>Csの動態を注視することが必要となった。この放射性セシウムは土壌に吸着し易く、土砂動態解明のトレーサーとしても用いられる<sup>3)・4)</sup>。そのため、今後、流域に蓄積した放射性セシウムは、土砂に吸着した形で雨水とともに河川に流出し、最終的には湖沼や海域へ蓄積するものと予想され、既にそのような状況がいくつかの湖沼・海域で報告されている<sup>5)</sup>。その場合、水域の水底環境や魚類等の生態

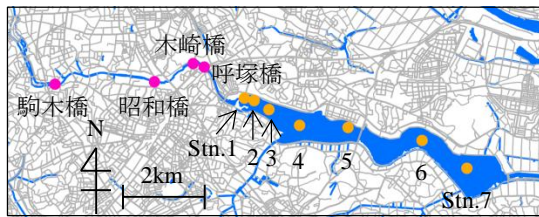
系への放射能汚染が懸念され、特に、陸域影響を強く受け、滞留し易い湖沼や内湾ではこれらの汚染が顕在化・長期化する可能性が高い。

このような閉鎖性水域における放射能汚染状況の実態解明や将来予測を行う上では、流域から河川、閉鎖性水域にわたる放射性セシウムの動態をモニタリングすることは必須である。原発事故当初は、地上の空間線量やセシウム沈着量に関するモニタリングが主であったが、その後、様々な行政機関や研究機関により河川や湖沼、海域における水・底泥サンプルの放射性セシウム濃度の調査が広範囲に行われ、データも蓄積されつつある。しかしながら、流域内にどの程度放射性セシウムが蓄積し、それが河川や湖沼にどのくらい流出するかはいまだ不明である。また、流域内では、農地の土壌に関する放射性セシウム濃度に関する実測例は多数あるものの<sup>1)</sup>、都市部における路面・屋根面上の堆積物に関する実測データは皆無であり、社会影響が多い都市流域における放射性物質動態の解明は喫緊の課題である。

本研究では、放射能汚染が懸念され、ホットスポット



(a) 市街地



(b) 河川・湖沼  
図-1 観測サイト

と呼ばれる都市部（千葉県柏市、流山市）を流域に抱える手賀沼流域圏を対象として、都市流域から河川（大堀川）、湖沼（手賀沼）にわたる包括的な放射性セシウム<sup>134</sup>, <sup>137</sup>の動態を把握することを試みる。河川水や湖沼水の放射性セシウム濃度は、現状では一般に検出限界以下であるので、ここでは、流域の堆積物や河川・湖沼の底泥中の放射性セシウム濃度を計測した。分析機器の関係で、2012年4月以降の実測データしか存在しないが、2012年度前半においても超高濃度の放射性セシウムが都市流域の多くの地点にて観測されており、それらの結果と河川・湖沼の放射性物質の汚染状況や収支を検討する。

## 2. 研究方法

### (1) 手賀沼・大堀川の概要

観測サイトは、図-1に示すように、富栄養化湖沼として名高い千葉県手賀沼とその主要流入河川である大堀川とその流域である。手賀沼の流域面積は144km<sup>2</sup>、水表面積は6.5km<sup>2</sup>、平均水深は0.86mと極めて浅い湖沼である<sup>9</sup>。この手賀沼へ注ぐ主要河川としては、大堀川、大津川、染井入落が挙げられる。手賀沼流域の土地利用特性としては、市街地率が約60%であり、特に、大堀川流域の市街化の進行（約80%）が顕著となっている<sup>7</sup>。このように流域の市街化に伴って過剰な汚濁物質が手賀沼に流入したため、手賀沼は水質汚濁度ワースト1を長年継続

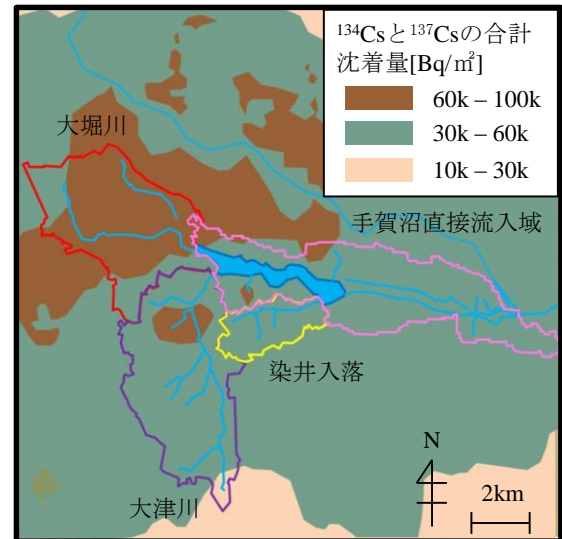


図-2 航空機リモセンによる放射性セシウムの沈着量マップ (2011/11/5)<sup>8</sup>

していたが、その後の北千葉導水事業の施行（2000年～）により、手賀沼の水質環境は劇的に改善された。

原発事故から約八ヶ月後における放射性セシウムの沈着量マップを見ると（図-2、2011/11/5計測）<sup>8</sup>、手賀沼流域、特に大堀川流域は全般に高く、これらのエリアは“ホットスポット”と呼ばれる。そのため、大堀川や大津川、手賀沼における底泥サンプルに関する放射性セシウムは千葉県内で最上位となるとともに、手賀沼の魚類からも放射性セシウムが検出されている<sup>9</sup>。

### (2) 現地観測の概要

このような手賀沼流域圏における放射性セシウム動態に関する現地観測を行う。ここでは、流域内の堆積物や河川・湖沼の底泥を採取し、サンプルの放射性セシウム濃度を分析する。観測対象とする大堀川流域は、前述したように、市街化が進行しているため、観測地点としては、図-1に示すように、路面と屋根面を主とし、路面脇の側溝や宅地内の庭という4種類の被覆条件を選定している。観測地点は市街地面源負荷調査<sup>10</sup>を参考に路面16点、屋根面最大12点、側溝4点、庭2点とし、広範囲で住居系・工業系地域が含まれるように設定している。堆積物の採取には、路面や屋根面ではブラシを、側溝や庭ではスコップをそれぞれ使い、分析に必要な1L以上のサンプルを採取した。この堆積物採取はこれまで2回行っており、1回目は2012/4/28～6/18、2回目は同年7/9～8/7である。なお、路面・屋根面からの堆積物流出を考えると、堆積物全てが降雨で流出することはなく、相対的に細粒分のみが流出する<sup>11, 12</sup>。そのため、堆積物のうち細粒分のみを取得し、後述の分析を行う必要があるが、そのためには大量に堆積物を採取しなければならないため、ここでは、堆積物全てをそのまま採取している。

採取した堆積物サンプルについて、乾燥炉にて100°Cで乾燥させ、NaI(Tl)シンチレーション検出器を搭載する高感度ベクレルモニター（ATOMITEX社製）により<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csを計測する。本機器による計測結果をゲルマニウム半導体方式の放射線検知器と比較し、誤差±10%以内に入ることが確認されている。また、ゲルマニウム半導体検出器と異なり、分析時間が短く、標準的には1サンプルの分析をわずか1000sで実施できる。分析に必要な堆積物量は100mlか500ml、1000mlのいずれかであり、堆積物量が多いほど分析精度は向上する。なお、上記により得られた<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csを以下では乾燥質量当たりで換算して濃度表示する。また、堆積物の粒径分布をふるい分け及びレーザー回折式粒度分布測定装置（SALD-3100、（株）島津製作所製）により計測する。

河川と湖沼の底泥採取は、全域をカバーして河川4地点、湖沼7地点で行われた（図-1(b)）。採取に際しては、底泥中の放射性セシウムの深度分布に配慮するために、直径4cmの亚克力パイプを用いてコアサンプルを採取する。基本的には、コアサンプルが突き刺さるまでの深さを取得しているが、河川では概ね25cm、湖沼では50cmの深さのコアサンプルを採取している。これらのコアサンプルを同一地点において2~4サンプル取得し、鉛直方向に5~10cmの層に分割する。分析項目と方法は、流域堆積物と同じである。この観測は、流域調査と連動して、既に2回（1回目：2012/6/4、2回目：同年7/30）行われている。

### (3) データ解析

流域から河川を經由して湖沼へ流入する放射性セシウム輸送量を推定する。ここでは、大堀川・呼塚橋（図-1(b)）において、独自のH-Q式やSSフラックスに関するL-Q式を用いて<sup>13)</sup>~<sup>15)</sup>、水位Hの実測値から時々刻々の流量QやSSフラックスLを算出する。また、SS中のセシウム含有量を上記の実測値等により与えて、時々刻々のセシウム輸送量を推定する。解析対象期間は、福島第一原発事故が発生し、手賀沼流域で大量の放射性物質の沈着が観測された2011年3月21日~2012年7月30日とする。

## 3. 都市流域における放射性セシウムの堆積状況

### (1) 空間的・被覆条件別の変化

まず、都市流域における放射性セシウムの堆積状況を把握するため、流域調査で得られた路面の堆積物における放射性セシウム濃度マップを図-3に示す。ここでは、<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの濃度を乾燥質量当たりで表しており、流域内における住居系・工業系・商業系専用地域を分けて表示している。また、この調査結果は2回目（2012年7月）のものである。これより、放射性セシウム濃度は、<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Cs

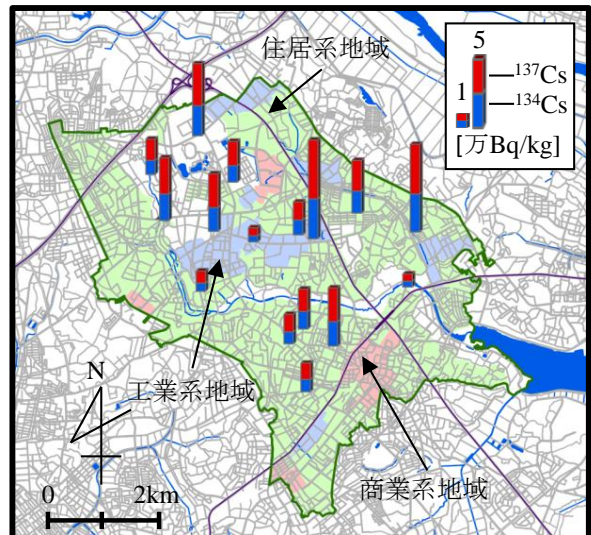


図-3 路面における放射性セシウムの堆積状況（2012年7月）

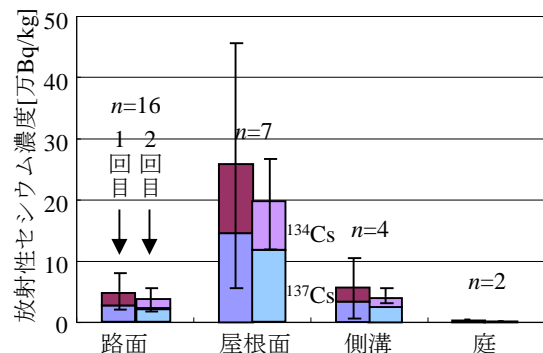


図-4 路面・屋根面・庭・側溝における放射性セシウム濃度の比較（各被覆条件の平均値（<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Cs別々）、標準偏差（両セシウムの合計）と地点数n）

の合計値で見ると、路面ではおよそ1万[Bq/kg]のオーダーであり、最大値は74万[Bq/kg]となっている。路面における放射性セシウム濃度の空間分布を見ると、特に、明確なパターンは見られない。また、住居系・工業系地域による放射性セシウム濃度の差も顕著には見られない。このように、路面堆積物の放射性セシウム濃度が高いのはその地域全体というよりも非常に狭い範囲でスポット的に高濃度となっており、“マイクロホットスポット”と称すべき分布パターンとなっている。

このような都市流域における堆積物の放射性セシウム濃度（=<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs）を比較・検討するために、路面・屋根面・側溝・庭における平均値と標準偏差を図-4に示す。ここでは、1回目と2回目の結果を合わせて表示している。これより、1回目における各場所の平均値は、路面、屋根面、側溝、庭においてそれぞれ4.2万、21.5万、5.7万、0.3万[Bq/kg]である。このように放射性セシウム濃度の大小関係は、屋根面>路面、側溝>庭となっており、この様子は1、2回目で共通している。同じホットスポット内においても、都市流域内における地表面被覆条件の違いに

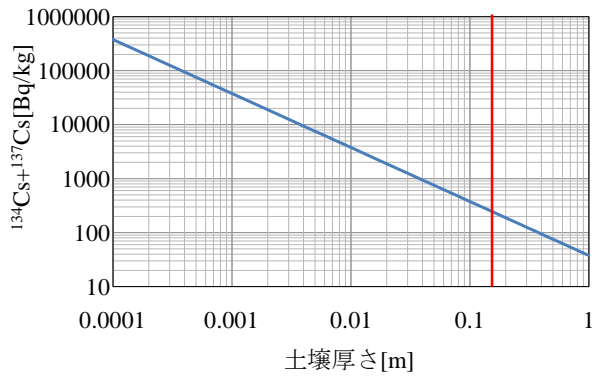


図-5 地表面の土壌厚さと放射性セシウム濃度の関係（セシウム沈着フラックスを  $60[\text{kBq}/\text{m}^2]$  とした場合。図中赤線は農地の場合）

より、放射性セシウム濃度が大きく異なることが分かる。また、このような傾向については、 $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の差異は見られない。

地表面被覆条件により放射性セシウム濃度が異なる要因を検討するために、ある一定の放射性セシウム沈着フラックスを想定し、地表面の土壌厚さと放射性セシウム濃度の関係を計算したものを図-5に示す。ここでは、図-2を参考に、放射性セシウム沈着フラックスを $60[\text{kBq}/\text{m}^2]$ とし、土壌の密度と空隙率を各々 $2650[\text{kg}/\text{m}^3]$ 、 $0.4$ とした時に、ある土壌厚さ $h$ に放射性セシウムが全て吸着する、と仮定して概算した結果が図示されている。なお、地上に沈着後の放射性セシウムの流出等は考慮していない。これより、土壌厚さが薄くなると放射性セシウムは高濃度となる。土壌厚さとして、例えば、農地で用いられる $0.15\text{m}$ を与えると<sup>1)</sup>、放射性セシウム濃度は $251[\text{Bq}/\text{kg}]$ となり、千葉県における畑地データとオーダーは一致する<sup>1)</sup>。都市流域における路面や屋根面では、一様に土砂が堆積しているというよりは、局所的に点在しているため、一概に土壌堆積厚さを求められないが、概略としては $1\text{mm}$ オーダーかそれ以下になること、また、堆積物量では路面の方が屋根面よりも一般に大きい<sup>11), 12)</sup>。以上のことから、大堀川流域において、路面や屋根面の放射性セシウム濃度が $1\text{万}[\text{Bq}/\text{kg}]$ を越え、被覆条件の中で土砂堆積量が最も少ない屋根面で放射性セシウム濃度が最も高くなるものと考えられる。庭において放射性セシウム濃度が最も低かったのは、土壌厚さが上記の被覆条件の中で最も大きいことと、周囲の建物等に遮蔽され放射性セシウム沈着フラックス自体が小さかったためである。側溝の堆積物は、路面堆積物が流出したものが主であるので、側溝の放射性セシウム濃度は路面堆積物と同程度となっている。

## (2) 時間的変化

また、図-4より、各被覆条件において1回目と2回目の放射性セシウム濃度を比べると、平均値では、1回目の方

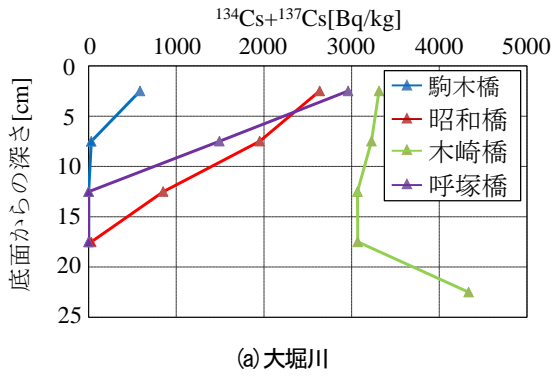
が2回目の結果よりも高く、時間経過と共に、都市流域堆積物の放射性セシウム濃度が減少していることが示唆される。1回目と2回目の全サンプルの平均値を求め、減少率（ $=1$ 、2回目の差を1回目の値で除したもの）は、 $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ でそれぞれ $16.9\%$ 、 $9.2\%$ となり、時間経過に伴って $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ は大きく減少している。これらの減少傾向は $^{134}\text{Cs}$ の方が顕著であり、それは $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の半減期（それぞれ $2.06\text{年}$ 、 $30.04\text{年}$ ）の差である。すなわち、1回目と2回目の間の期間を2ヶ月とした場合、 $^{134}\text{Cs}$ の減少率は $5.61\%$ 、 $^{137}\text{Cs}$ は $0.38\%$ であり、上記の $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の減少率の違いに概ね相当している。以上より、1回目と2回目の調査結果から得られた放射性セシウム濃度の減少率は、 $^{134}\text{Cs}$ については $6\%$ は半減期に対応する減少分が含まれるが、残りは $10\%$ 分としては放射能汚染されていない流域の堆積物が新たに混合した結果と推察される。今後の継続した調査結果を用いて、詳細に検討する予定である。

## 4. 河川・湖沼の放射性セシウムの汚染状況と流域圏の放射性セシウム収支

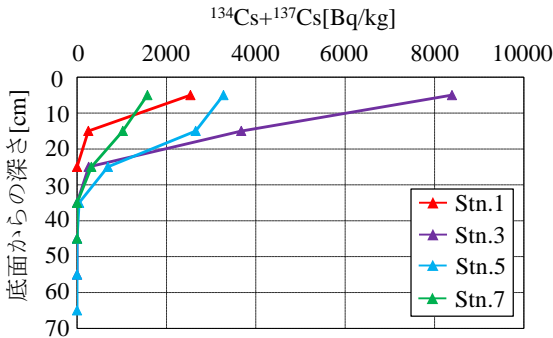
### (1) $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の鉛直分布

大堀川と手賀沼における放射性セシウムの堆積状況の基本的特徴を把握するために、大堀川4地点と手賀沼4地点における $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の和の鉛直分布を図-6に示す。ここでは2回目（2012/7/30）の結果を表示する。また、鉛直分布データとしては、大堀川では $5\text{cm}$ 毎、手賀沼では $10\text{cm}$ 毎とし、例えば表層 $0\sim 10\text{cm}$ のデータは高さ $5\text{cm}$ の位置にプロットしている。これより、まず、河川に着目すると、木崎橋を除く3地点では、表層 $0\sim 5\text{cm}$ が最も高く、深い層ほど値は小さい。検出限界に達する高さは、上流部に位置する駒木橋では表層 $5\sim 10\text{cm}$ 、中流部の昭和橋では表層 $15\sim 20\text{cm}$ 、下流部の呼塚橋では表層 $10\sim 15\text{cm}$ の位置であり、 $15\text{cm}$ 以深には放射性セシウムが堆積していないことが分かる。また、全体的には、上流側よりも中・下流側の方が大きい。なお、木崎橋の結果を見ると、 $25\text{cm}$ までのコアサンプルの全層にわたり $3000[\text{Bq}/\text{kg}]$ を越える大きな値が観測され、かつ、最下層の表層 $20\sim 25\text{cm}$ が最大である。これは、橋脚背後などのような局所的に堆積し易い所のサンプルを取得したために、このように放射性セシウム濃度の鉛直分布特性が大きく異なったものと考えられ、サンプルの代表性という観点では疑問が残る。今後、同一地点における取得サンプル数を増やすなどの検討を行う。

同図(b)に示されている手賀沼では、大堀川同様に、表層の放射性セシウム濃度が最も大きく、深くなると減少している、という鉛直分布パターンは全地点で共通しているが、詳細は異なる。すなわち、大堀川河口に近いStn.1



(a)大堀川



(b)手賀沼

図-6 底質の放射性セシウム濃度の鉛直分布 (2012/7/30)

では、表層0-10cmで2500[Bq/kg]となり、10cm以深は非常に小さく、大堀川呼塚橋の結果と類似している。河口からやや離れたStn.3では、放射性セシウム濃度は表層0-10cmで8000[Bq/kg]を越える非常に高濃度となり、表層10-20cmでも3700[Bq/kg]と高く、20cm以深で非常に小さい。中央部から東側に位置するStn.5, 7では、Stn.3と比べて放射性セシウム濃度は減少するが、表層0-10cmで2000[Bq/kg]以上となっている。このように、手賀沼全体にわたり放射性物質が蓄積し、かつ、表層20-30cmまで放射性セシウムが検出されている。また、河川と湖沼の堆積速度の差に起因して、湖沼の方が河川よりもセシウム汚染の範囲が深い。

(2) <sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの縦断変化

これらの結果に基づいて、大堀川から手賀沼にわたる放射性セシウム濃度の縦断変化を図-7に示す。ここでは、放射性セシウム濃度の鉛直分布データを鉛直積分し、それに乾燥密度を乗じたものを表示している。また横軸は、大堀川河口地点を0とし、手賀沼方向を正、上流向きを負としている。これより、全体として、河川よりも湖沼の方が大きく、流域から流出した放射性セシウムが湖沼内に蓄積している。また、放射性セシウムの堆積量は、大堀川近傍のStn.1よりも、河口からやや離れたStn.3やStn.4の方が大きい。放射性セシウムは、微細な浮遊土砂に吸着した形で流域・河川から運ばれると考えられる。浮遊土砂は、主に出水時に集中的に供給され、その時のSSの粒径は10-20μmである<sup>15)</sup>。これらの粒径サイズのSSは沈降

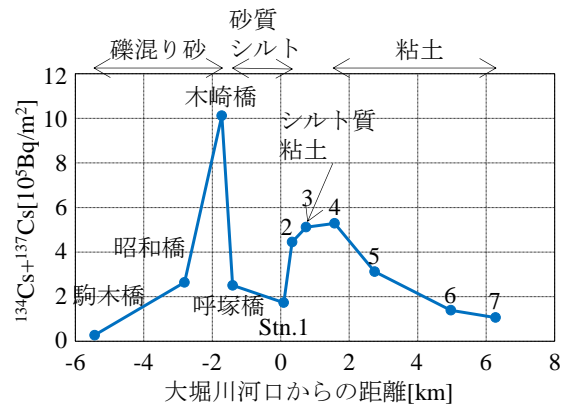


図-7 河川・湖沼における放射性セシウム濃度の縦断変化 (2012/7/30)

に時間を要するため、河口近傍ではなく、河口からやや離れたStn.3のような地点に多くのSSやそれに吸着した放射性セシウムが沈降・堆積したものと考えられる。これらの結果は、各地点の粒径からも伺え、同図中に示すように、Stn.1, 2の底質は砂質シルトであり、相対的に沈降速度が大きいものであるが、Stn.3ではシルト質粘土、Stn.4以東では粘土であり、これらの粒子の沈降速度は小さく、上記の推論が当てはまるものと考えられる。

(3) 流域圏における放射性セシウム収支の試算

これらの結果を用いて、手賀沼流域圏における放射性セシウムの収支を計算する。ここでの収支としては、手賀沼流域全体から手賀沼への放射性セシウム供給量と手賀沼に蓄積している放射性セシウム量を比較する。これらの算定結果をまとめたものを表-1に示す。

まず、流域からの放射性セシウム供給量として、放射性セシウムが土砂に吸着して流出することを念頭にして、流域からの土砂供給量を求める。これには、大堀川における観測流量と土砂輸送に関するL-Q式を用いて求めた。大堀川以外の実測値はないので、ここでは、簡便に求めるため、大堀川データに流域面積比 (=手賀沼流域面積/大堀川の流域面積) を掛けて、手賀沼流域全体からのSS供給量を求めた (表中A)。放射性セシウム輸送量を求めるには、SS中のセシウム含有量が必要となり、流域堆積物の値として、屋根面、路面、その平均を求める。平均は、吉田<sup>16)</sup>の結果より、大堀川でのSS輸送量への屋根面の寄与 (=20%) とし、残りを路面起源 (=80%) として与えた。これらを土砂供給量に掛けると表中C1-C3のように、放射性セシウム供給量は0.091~0.186[TBq]となる。

一方、沼での蓄積量は、図-7の結果に沼面積を掛けて求め (D1)、そこから初期の直接沈着量 (図-2, D2) を差し引いて、沼データから想定される流域からの放射性セシウム供給量Eが得られる (=0.814[TBq])。ここでは、沼内を観測地点ごとに区分けして沼内全体の蓄積量を求

表-1 手賀沼流域圏における放射性セシウムの収支

項目		数値	単位
SS供給量A		2,596	[ton]
SS中の <sup>134</sup> Cs+ <sup>137</sup> Cs含有量	屋根面平均B1	217,707	[Bq/kg]
	路面平均B2	35,062	
	流域平均B3	71,591	
<sup>134</sup> Cs+ <sup>137</sup> Cs供給量	C1(=A*B1)	0.565	[TBq]
	C2(=A*B2)	0.091	
	C3(=A*B3)	0.186	
沼内の蓄積量D1		0.980	[TBq]
沼内の直接沈着量D2		0.166	[TBq]
沼データから想定される流域からの <sup>134</sup> Cs+ <sup>137</sup> Cs供給量E(=D1-D2)		0.814	[TBq]
推定率	F1(=C1/E*100)	69.4	[%]
	F2(=C2/E*100)	11.2	
	F3(=C3/E*100)	22.8	
沼内の直接沈着量に誤差がある場合G(=D1-C3)		0.794	[TBq]
<sup>134</sup> Cs+ <sup>137</sup> Cs含有量H(=E/A)		313.646	[Bq/kg]

めており、横断方向（南北方向）にCs濃度が一様であることを仮定している。これを河川観測結果と比較すると推定率F3は約23%であり、何らかの見積誤差が存在する。

一つは、沼への直接沈着量D2の見積誤差であり、原発事故当初は図-2の状況よりもっと大きい可能性もある。ただ、流域からの供給量が正しいとするとその大きさGはD2の約5倍になり、福島原発から70km圏内と同程度となるため、その可能性は小さいものと思われる。もう一つは河川SS中のセシウム含有量であり、湖沼データEとSS供給量Aの比Hを取ると31万[Bq/kg]となり、現況の屋根面データよりやや高い程度である。また、SS粒径が10-20μm程度であり、微細粒子ほどセシウム濃度が高いことと流域堆積物のセシウムが減少していることを考慮すると、31万[Bq/kg]も可能性の一つと考えられる。

#### 4. 結論

本研究で得られた結論は以下のとおりである。

(1) 都市流域では、屋根面の放射性セシウム濃度が路面や側溝よりも大きく、その平均値は25.8万[Bq/kg]であった。この被覆条件による差は、各場所の堆積物量の違いに起因している。また、2回の調査結果を比べると、流域堆積物の放射性セシウム濃度は減少していた。

(2) 底質中の放射性セシウム濃度は、表層部においては、大堀川では500～3000Bq/kg、手賀沼では1500～8000Bq/kgとなり、全域にわたり放射能汚染が進行してい

た。また、底質深さ方向としては、河川では15cm、湖沼では30cm程度まで放射性セシウムが蓄積した。

(3) 流域圏の放射性セシウム収支を算出した結果、流域からの供給量の推定値と沼内の蓄積量が4倍程度異なり、河川から供給されるSS中の放射性セシウム含有量に誤差の可能性を示唆した。

謝辞：屋根面での現地観測においては、建物管理者の皆様にご許可を頂いた。ここに記して謝意を表す。

#### 参考文献

- 1) 浅見輝男：福島原発大事故 土壌と農作物の放射性核種汚染、アグネ技術センター、pp.1-118, 2011.
- 2) 文部科学省 HP : <http://radioactivity.mext.go.jp/ja/list/258/list-1.html>.
- 3) J. C. Ritchie and J. R. Mchenry: 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.
- 4) T. Matsunaga, H. Amano and N. Yanase: Discharge of dissolved and particulate 137Cs in the Kuji River, Japan, *Applied Geochemistry*, Vol. 6, pp.159-167, 1991.
- 5) 鯉淵幸生：東京湾の底質における放射性物質の空間分布特性、第46回水環境学会年会講演集, 246p., 2012.
- 6) 山田彦彦, 白鳥孝治, 立本英機：印旛沼・手賀沼 一水環境への提言一、古今書院, pp.1-167, 1993.
- 7) 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.
- 8) 文部科学省 HP : <http://tamap.jaea.go.jp/map/map.html#>
- 9) 千葉県 HP : <http://www.pref.chiba.lg.jp/kouhou/saigai/h23toughou-houshasen.html>.
- 10) 砂田拓司, 二瓶泰雄, 坂井文子, 吉田拓司：模擬降雨流出採取法 (MOS法) に基づく路面上のノンポイント汚染源調査, 水工学論文集, Vol.50, pp.1513-1518, 2006.
- 11) 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.
- 12) 二瓶泰雄, 吉田拓司, 砂田岳彦：屋根面堆積負荷の非定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.
- 13) 二瓶泰雄, 飯田裕介, 佐藤慶太：都市河川における流速・SSの鉛直構造に関する高解像度 ADCP 調査, 水工学論文集, Vol.49, No.1, pp.631-636, 2005.
- 14) 山崎裕介, 二瓶泰雄, 大関雅丈, 今野篤, 西村司：都市河川河口域における土砂・栄養塩・有機物輸送特性に関する現地観測, 水工学論文集, Vol.48, pp.1489-1494, 2004.
- 15) 二瓶泰雄, 大関雅丈, 福地正宗：河川下流域の土砂動態に着目した富栄養化湖沼の流入負荷特性に関する検討, 水工学論文集, Vol.51, pp.1111-1116, 2007.
- 16) 吉田拓司：大気環境を考慮した非定常屋根面堆積負荷モデルの提案, 東京理科大学学士請求論文, 2008.

(2012.9.30 受付)