

科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 29 年 6 月 7 日現在

機関番号：82303

研究種目：基盤研究(B) (一般)

研究期間：2014～2016

課題番号：26292100

研究課題名(和文) 赤城大沼の水圏生態系における放射性セシウムの動態解明

研究課題名(英文) The dynamics of radiocesium in the hydrosphere ecosystem of Lake Onuma on Mt. Akagi

研究代表者

久下 敏宏 (Kuge, Toshihiro)

群馬県水産試験場・群馬県水産試験場・主席研究員

研究者番号：20450380

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 12,600,000円

研究成果の概要(和文)：原子力発電所事故に由来するCs-137の赤城大沼における動態を解明するため、環境(周辺土壌、湖底質、湖水)や生物(水生植物、プランクトン、魚類)を時空間的に調査した。Cs-137の化学形態別存在割合は、土壌と底質では難溶態が、水生生物では食物連鎖が上がるに従って可溶態が高かった。湖水・底質間の分配係数は 10^{-5} 、プランクトンと魚類への濃縮係数はそれぞれ 10^{-1} ～ 10^{-2} と 10^{-3} のオーダーであった。停滞期は水温躍層下部で溶存態のCs-137濃度が上昇していたが、循環期は溶存態と粒子態がほぼ一定であった。ワカサギとウグイのCs-137減衰過程をモデル化して実効生態学的半減期を求めた。

研究成果の概要(英文)：To elucidate the dynamics of Cs-137 in the ecosystem of Lake Onuma after nuclear power plant accident, the environment (surrounding soil, lake sediment, lake water) and the creatures (aquatic plant, plankton, fish) were investigated. By speciation analysis, the chemical forms of Cs-137 in fish almost occupied ease-elution form. And the trends were opposite to those in soil and sediment. The obtained distribution coefficients of Cs-137 between sediment and water were in the order of 10^{-5} . The estimated concentration coefficients of plankton and fish were in that of 10^{-1} - 10^{-2} and 10^{-3} , respectively. An increase in the dissolved Cs-137 concentration towards the bottom layer than thermocline depth was observed at stagnation periods. The particulate and dissolved Cs-137 concentrations in the vertical profile during circulation periods did not register significant differences. After the behavior of Cs-137 in fish was modeled, the effective ecological half-life of Cs-137 was determined.

研究分野：水産増養殖学

キーワード：放射性セシウム 赤城大沼 ワカサギ プランクトン 湖底質 湖水 化学形態別分析 水圏生態系

1. 研究開始当初の背景

2011年3月の福島第一原子力発電所の事故で拡散した放射性物質は、大気とともに関東地方北部にも達し、群馬県では北部から西部の山間部を中心に降下して土壌や水体が汚染された¹⁾。中でも赤城大沼では、事故現場から約200kmも離れているにもかかわらず、同年8月に採捕したワカサギから食品の暫定規制値(500 Bq/kg)を越える640 Bq/kgもの放射性セシウム(Cs-134、Cs-137)が検出された。群馬県は直ちに食の安全性の観点から採捕自粛の措置を講じ、さらにこの問題を発端として内陸湖沼の汚染が全国的にも大きな社会問題となった。同湖ではワカサギ以外にも暫定規制値越えの魚種が複数確認され、放射性物質の水圏生態系への影響は甚大であった。特にワカサギは食用を前提とした遊漁対象魚として人気があり、漁業はもちろん観光業の面でも極めて重要な資源であることから、風評被害も懸念されて事態は急速に深刻化した。さらに、我が国では初めての広域に及ぶ甚大な放射能汚染であり、その現状や今後の対策に関する科学的な情報や知見が極めて不足していたため、地元では将来への経済的な不安が日増しに大きくなっていった。

こうしたことから、申請者らは予備調査を経て、放射性セシウム汚染の実態把握と将来予測を行うため研究チームを組み、2012年6月から環境省の環境研究総合推進費を得て、同湖を中心に群馬県内の他水系の湖沼も含めた本格的調査に2ヶ年計画で着手していた。

研究開始当初までに、魚類、セストン(主にプランクトン)、水生植物等の水生生物に加え、湖底質や周辺土壌、湖水や流入水の放射性物質濃度を分析して動態の解明を試みていた²⁾。

この間、定期的な放射性セシウムの検査では各魚種ともに漸減傾向を示しているものの、2012年4月から暫定規制値に代わって適用された基準値(100 Bq/kg)を2013年10月でも赤城大沼のワカサギやイワナ等は超過しており、食用に供することができない状況であった。なお、事故50日程前に採捕し凍結保存されていたワカサギの放射能レベルは1.4 Bq/kgであり、放射性セシウムの急増は事故に起因することが裏付けられると同時に、過去の地球規模的フォールアウトによる放射性物質が未だに残存していることも示されていた。ワカサギの放射性セシウム蓄積量はサイズ依存的であり、食物連鎖の高位を占めるイワナは低位の魚類より6ヶ月以上の時間差を有して推移するとともに、濃縮係数も高いことを確認した。また、ワカサギの餌料であるプランクトンを含むセストンも季節変動はあるものの数十 Bq/kgへ、水生植物も数 Bq/kgへ漸減した。湖底質を含め土壌については地点間での差が顕著でいわゆるホットスポットの散在が認められた。一方、湖水は漸減しているとはいえ0.1 Bq/L以上

を呈し、この約1/10に低下している他の水系との低減率の差は顕著であった。このことは、湖水の平均滞留時間が2.3年と長期に渡る点、つまり、赤城大沼の特異性の一つである閉鎖性の強さが関係していると考えられた。

上記に加え、湖内における放射性セシウムの動態を明らかにするため、ワカサギにおける放射性セシウムの減衰(実効半減期の推定)に関する飼育試験を行い、魚体内濃度を半減させるには170日間を要すると算定した。また、土壌中の放射性セシウムの化学形態別分析を試み、湖底質では多くが最も溶出しにくい形態で存在していることを明らかにした。水文調査においては、水質、沈殿量、粒度分布、水位変動等々の各種環境要因の季節(循環期、停滞期)毎の変動や、垂直方向の物質収支に関するデータを収集し、冬季にも成層が形成されること等、特異的な環境条件を確認した。

これらの結果とチェルノブイリ原子力発電所事故等に関する過去の海外の調査研究成果とを比較検討することで、赤城大沼における魚類を中心とした放射性セシウム汚染の推移は、巨視的にある程度説明が可能となった。しかしながら、他の水域に比べ長期に亘って汚染が継続しているメカニズムを時空間的に詳細に解明するまでには至っておらず、現地での効果的かつ効率的な汚染対策を導き出す段階には研究開始当初時点で達していなかった。

したがって、メカニズムを解明する上で欠落しているデータを得るため、モニタリングによる経時変化も見据えながら、放射性セシウムの湖内での詳細な動態を微視的に把握する更なる調査研究が必要となっていた。

2. 研究の目的

国や県の航空機等による土壌モニタリング調査が示す放射性セシウムの推定降下量が、他の水域に比較しても大きく異ならない赤城大沼において、放射能汚染が深刻かつ長期化しているメカニズムを解明するため、水圏生態系における環境動態を精査し、食物連鎖上の放射性セシウムの移行状況を把握する。

具体的には、湖底質、湖水、プランクトン、魚類(雑食性、プランクトン食性、魚食性)中のCs-137の化学形態と環境要因の季節変動との関係を追及し、Cs-137の湖底質からの溶出や再懸濁とプランクトンへの取り込みメカニズムを、特に湖内物質循環の垂直移動を念頭に置いて精査する。

一方、淡水魚は海水魚とは異なり浸透圧調整のため能動的に放射性セシウムを蓄積し、かつ排出しづらい生理的な性質を有している。こうした特性を有する淡水魚の餌料を経由した体内への蓄積量と体外への排出量を把握するため、Cs-137含有飼料の給餌飼育実験を実施して移行状況の継時的な定量化を

試みる。また、赤城大沼における実際の移行状況を推測するため、生息魚類の食性や年級群組成等を適宜確認する。

さらに、本研究で実施あるいは開発した各種調査手法を、内陸部の水圏生態系における初動およびモニタリング時の放射性物質汚染調査手法として確立するとともに、科学的根拠に基づいた成果を、一刻も早い国や地方公共団体による福島第一原子力発電所事故に伴う汚染対策の確立に役立てることも目的とする。

3. 研究の方法

(1) 放射性セシウムのモニタリング

2011年8月から、魚類(ワカサギ、ウグイ、オイカワ等)、湖水、セストン(主に動植物プランクトン)、湖底堆積物(湖底質、周辺土壌)等を採取して放射性セシウム濃度を測定した。

魚類の前処理は包丁またはフードプロセッサを用いて細切して測定試料とした。湖水の前処理はリンモリブデン酸アンモニウム(AMP)による共沈分離法を用いた(後述)。セストンは北原式プランクトンネットを用いて水深1m付近を水平曳きして採集し、夾雑物をピンセットで除去した後、4,000 rpmで15分間の遠心分離を行い、上清を廃棄する作業を2回繰り返し、沈殿物をU8容器、もしくはS-60ハイパック丸形容器に定容して測定試料とした。湖岸の周辺土壌は直径10cm・深さ0~5cmから採取した土壌をふるい分けして乾燥させた。湖底質は佐竹式コアサンプラーにより湖心で採取した底質を深さごとに切り分けて測定試料とした。

前処理後の各測定試料は定容し、ゲルマニウム(Ge)半導体検出器を用いて、ガンマ線スペクトロメトリーにより放射性セシウム濃度を測定した。なお、湖底堆積物の一部は鉛(Pb-210)を測定して、堆積速度を算出した³⁾。

(2) 湖水中放射性セシウムの季節変動

毎年5月(春季循環期)、8月(夏季停滞期)、10月(秋季循環期前半)、11月(秋季循環期後半)、2月(冬季停滞期)に湖心部の表層(水深0m)、中層(同8m)、底層(同15m)で湖水を採水した。また、湖岸の湧水については適時採水を行った。採水後は0.45 μmのカートリッジフィルターで濾過した溶存態放射性セシウム濃度と、無濾過の全放射性セシウム(溶存態放射性セシウム+粒子態放射性セシウム)濃度をGe半導体検出器で測定した。なお、粒子態放射性セシウム濃度は、全放射性セシウム濃度から溶存態放射性セシウム濃度を引いて求めた。採取水の一部は誘導結合プラズマ質量分析計(ICP-MS)で安定セシウム(Cs-133)を定量した。

採取水の前処理には高感度分析法であるAMPによる共沈分離法を用いた。つまり、採取水15~20Lに対して濃硝酸を加え、pHを

1.0~1.6に調整し、担体として塩化セシウムを加え20分間攪拌したのち、AMPを加えてさらに1時間攪拌した。静置後にデカンテーションで上澄み液の除去を行い、吸引濾過でAMPを回収し、乾燥させて放射性セシウム測定用試料とした⁴⁾。

(3) 放射性セシウムの化学形態別割合

逐次抽出法による放射性セシウムの化学形態別分析はTessierらの方法⁵⁾に従い、溶出のしやすさ順に5つの形態(フラクション)に分級した。試料から塩化マグネシウムによって抽出されたCs-137をフラクション1(F1)、その残渣から酢酸によって抽出されたCs-137をF2、その残渣から還元剤によって抽出されたCs-137をF3、その残渣から過酸化水素によって抽出されたCs-137をF4、その残渣を蒸発乾固したものに含まれるCs-137をF5と定義した。また、プランクトンとワカサギの分析ではF3~5の濃度が非常に低かったため、F1とF2の操作後、その残渣に含まれるCs-137を難溶態(F3~5)として1つにまとめた。

(4) 湖底質中放射性セシウムの溶出

水深14mの湖心において、佐竹式コアサンプラーにより10本の湖底質試料を採取した。この湖底質のうち表層から3cmのみを切り取り混ぜ合わせた。その後、混ぜ合わせた湖底質を等分し、凍結乾燥と熱乾燥の2種類の前処理法で乾燥させて測定試料とした。一方、湖水試料として、湖岸の湧水を採取し0.45 μmのカートリッジフィルターでろ過したものを用いた。湧水のイオン組成は湖水とほぼ同じであるが、Cs-137は検出限界以下であった。乾燥させた湖底質のCs-137濃度は、Ge半導体検出器によって測定した。2種類の方法で乾燥した湖底質(それぞれ0.5g、1.0g、1.5g)に湖水試料(湧水)10Lを加え、一昼夜攪拌しCs-137を溶出させた。その後、細孔径0.70 μmのガラス繊維フィルターで湖底質試料をろ過した後、そのCs-137が溶出した湧水のCs-137濃度をAMPによる共沈分離法を用いてGe半導体検出器で測定した。

(5) 放射性セシウムの給餌飼育

個体識別可能なアンカータグ標識を背鰭基部に施したニジマス120尾[体重(平均±標準偏差):181±18g]に、放射性セシウム含有ワカサギを原料とした自作配合飼料(Cs-137濃度:202.5 Bq/kg)を7週間給餌した。その後、放射性Cs不検出の市販配合飼料に切り換えて給餌する区と、無給餌の区に2分し、それぞれ8週間と7週間飼育した。この間、原則毎週一回、各区6尾ずつを取り揚げて個体ごとに魚体測定した後、筋肉部と内臓部に分割してCs-137をGe半導体検出器で分析した。

4. 研究成果

(1) 放射性セシウムモニタリング

Cs-137 濃度は、ワカサギで事故後 150 日から 550 日までは急激に減少したが、それ以降は漸減傾向を示し、事故後 1600 日以降は下げ止まり傾向であった(図 1)。この減衰傾向について、非線形最小二乗法を用いてモデルに最適なパラメータを推定し、赤池情報量基準によるモデル選択を行ったところ、遅い成分を Cs-137 の物理学的減衰速度と仮定した 2 成分モデルが選択された。このモデルの早い成分の実効生態学半減期は 228 日(0.62 年)であった。なお、遅い成分の実効生態学的半減期は Cs-137 の物理学的半減期の 11,021 日(30.14 年)である。半閉鎖性の天然湖である赤城大沼における湖水の平均滞留時間は 2.3 年と他の湖沼に比べ長期間である。このことが、ワカサギの放射能汚染を長期化させている要因の 1 つに考えられた。一方、ウグイは 1 成分モデルが選択され、実効生態学的半減期は 866 日(2.46 年)であり、ウグイと環境間では動的平衡状態に達していない可能性が高いと推察された。

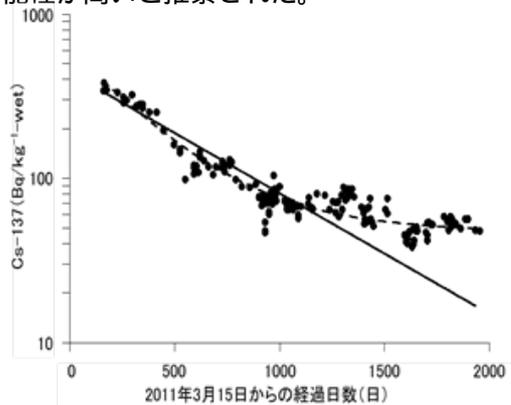


図 1 ワカサギの Cs-137 濃度の推移

植物プランクトンでは、ばらついているものの減少傾向にあり、濃縮係数は 200 ~ 600 と算出された。一方、動物プランクトンでは、ほとんど減少せず、濃縮係数は 50 ~ 100 と算出され、食物連鎖の関係とは逆に植物プランクトンの Cs-137 濃度が動物プランクトンより高い傾向にあった(図 2)。この原因として、植物プランクトンに吸着した湖水中の浮遊懸濁物質の影響が考えられた。

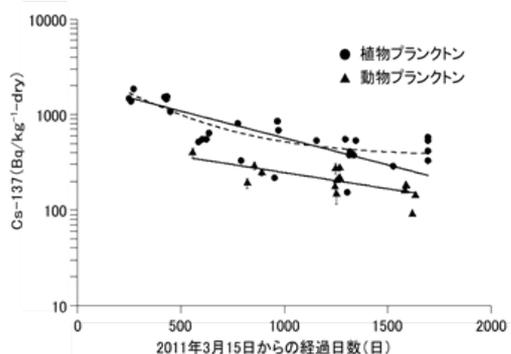


図 2 プランクトンの Cs-137 濃度の推移

周辺土壌中の Cs-137 濃度は、粒径の小さい粒子が多く含まれる土壌ほど高くなる傾向が見られた。湖底質の鉛直方向での Cs-137 濃度は、経過時間に関係なく表層で最も高く、周辺から堆積物の流入が少ないことを示唆した。また、Pb-210 法による平均堆積速度は 0.45 cm/y 程度となり、他の国内湖沼と比較して早い堆積速度であり、一次生産量の高さが伺われた。

(2) 湖水中放射性セシウムの季節変動

夏季と冬季の湖水停滞期では、底層において溶存態 Cs-137 濃度が上昇していた。特に夏季停滞期から秋季循環期前半の時期では、水温躍層よりも下部の底層部分の溶存態 Cs-137 濃度が著しく増加した。この時期に底層で溶存態 Cs-137 濃度が上昇する理由としては、植物プランクトンの生産量が増加することで新生堆積物の沈殿量が増加し、これら新生堆積物から Cs-137 が再溶出しているためであると考えられる。さらに、10 月の調査時には水温躍層が水深 9 ~ 13 m に形成されており、沈殿・再溶出した Cs-137 は底層に留まることにより、高濃度になったと示唆される。一方、春季と秋季の湖水循環期では、水温躍層は崩壊していることから全放射性セシウム濃度はほぼ一定であった。なお、湧水の Cs-137 濃度は全て検出限界値以下(< 0.003 Bq/L)であり、地下水が汚染されている可能性は低いと考えられた。ICP-MS 分析から、秋季循環期の放射性セシウムと安定セシウムの傾向は一致しないことがわかったが、湖内の放射性セシウムの動態に安定セシウムがどのような影響を示すかはさらなる調査が必要である。

次に赤城大沼湖水中の全放射性セシウム (Cs-137) 濃度データを用いて湖水中に存在する全放射性セシウム総量を試算した(図 3)。2011 年 11 月から 2013 年 6 月までは急激に減少したが、2014 年 11 月以降は、ほとんど変化していなかったことから、湖底堆積物から Cs-137 が溶脱している可能性が示唆された。

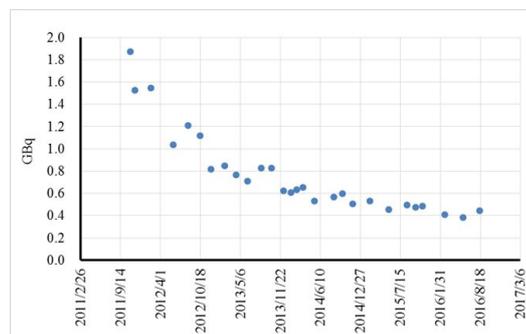


図 3 赤城大沼湖水中の Cs-137 総量の変化

(3) 放射性セシウムの化学形態別存在割合

周辺土壌と湖底質中の Cs-137 の化学形態別存在割合は、最も溶出しにくい F5 の割合が最も高かった。植物プランクトン、動物プランクトン、ワカサギに含まれる Cs-137 の可

溶態の存在割合はそれぞれ 40%、80%、ほぼ 100%であった。

このことから、魚類は捕食する過程で可溶態の Cs-137 を優先的に取り込んでいる可能性が高いと示唆された。また、植物プランクトンがワカサギと比べて難溶態の Cs-137 の割合が高いのは、上述したようにプランクトンから完全に除去することができなかった浮遊懸濁物質 (SS) が影響しているものと考えられる。

次に、植物プランクトンの難溶態が底質から由来しているものを予測するため、試料中の元素を ICP-MS により分析した。その結果、植物プランクトンのアルミニウムとチタンはそれぞれ 4,282 mg/kg と 47 mg/kg で動物プランクトンとワカサギより非常に高く、SS の数値と類似する傾向を示していた。

(4) 湖底質中放射性セシウムの溶出

湖底質と湖水間の放射性セシウムの挙動を明らかにするための基礎データとなる分配係数 K_d を測定した。なお、数は以下の式で算出される。

$$K_d = \frac{C_s - [(C_w - C_{w0})/SS]}{C_w}$$

K_d : 分配係数

C_s : 実験前の底質の Cs-137 濃度

C_{w0} : 実験前の水 (湧水) の Cs-137 濃度

C_w : 実験後の水の Cs-137 濃度

SS: 加えた底質量を湖水で割ったもの (kg/L)

分配実験の結果、分配係数 K_d を算出するのに必要なパラメータとして、実験前の底質の Cs-137 濃度 C_s と実験後の水の Cs-137 濃度 C_w を決定した。また、 C_{w0} はほぼ 0 であった。

分配係数は霞ヶ浦 (茨城県) の測定結果 (0.7×10^5)⁶⁾ と同程度となった。凍結乾燥で前処理した湖底質と熱乾燥で前処理した湖底質では、 K_d の値に有意な差は見られなかった。一方、原因は明らかでないが、試料量が増えるにつれて分配係数は減少していることが分かった (図 4)。

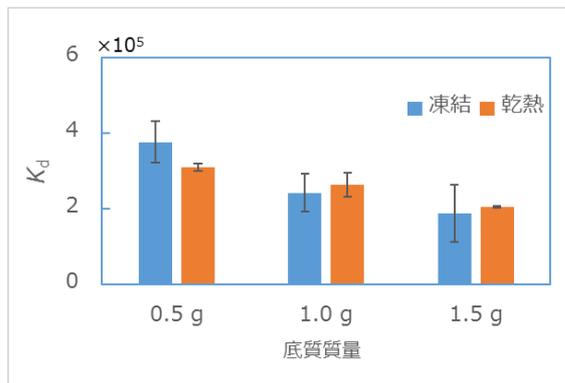


図 4 Cs-137 の湖底質と湖水間の分配係数

(5) 放射性セシウムの給餌飼育

自作飼料給餌により体重は 280 ± 28 g に増加し、筋肉部と内臓部の個体別 Cs-137 濃度は不検出からそれぞれ 54~74 Bq/kg と 71~87 Bq/kg に達した。試験終了時には、市販飼料給餌区の体重は 391 ± 10 g と更に増加し、個体別 Cs-137 濃度はそれぞれ 40~46 Bq/kg と 12~16 Bq/kg であった。一方、無給餌区の体重は 246 ± 30 g に減少し、個体別 Cs-137 濃度はそれぞれ 63~76 Bq/kg と 28~39 Bq/kg であり、摂餌状況により異なっていた。なお、飼料中 Cs-137 の化学形態は可溶態が 97% を占めた。

(6) まとめ

研究開始当初において、内陸湖沼における放射性物質汚染の影響調査は、我が国では初めての経験であり、世界的に過去を鑑みても地勢的に類似したフィールドでの調査事例は少なく、放射性物質の動態に関する知見が不足しているのは明白であった。さらに、調査研究手法も暗中模索の状況であった。

本研究で、水圏生態系の食物連鎖に着目して放射性セシウムの動態を解明するため、汚染の現況把握はもちろんのこと、そのメカニズムまでも解析するデータを得た。また、その過程において各種の調査手法を確立したことも成果として特筆すべき点である。

今後も全国規模で放射能汚染のモニタリングを長期継続することは不可避で、その際より進化したモニタリング・システムを構築する上で、本研究を通して専門研究者チームによって得られたデータや調査手法が多方面に提供されることが期待される。また、科学的根拠に基づいた汚染対策を検討する際にも本研究の成果が活用されるとすれば、波及効果として国際的かつ社会的にも大いに意義がある。

<引用文献>

- 1) 原子力規制委員会(2015)航空機モニタリング結果
<http://radioactivitynsrcgojp/ja/list/19/1/list-1.html>
- 2) 角田 他(2013)環境省環境研究総合推進費終了成果報告集(復興枠)平成 25 年度 5ZB-1201
- 3) 本多 他(2000)フィッシュントラックニュースレター13:39-41
- 4) M. Aoyama *et al.* (2000) *Appl. Radiat. Isot.* 53:159-162
- 5) A. Tessier *et al.* (1979) *Anal. Chem.* 51:844-851
- 6) 荒居 他(2015) *Proceedings of the 15th Workshop on Environmental Radioactivity*:187-193

5. 主な発表論文等

[雑誌論文](計 10 件)

鈴木究真、渡辺峻、小野関(湯浅)由美、

新井肇、田中英樹、久下敏宏、角田欣一、森勝伸、野原精一、岡田往子、薬袋佳孝
(2017)

ワカサギ中の放射性セシウム濃度の体重依存性と経年変化、分析化学、査読有、66(3):195-200

M. Mori, K. Tsunoda, K. Suzuki, Y. Yuasa, T. Kuge, H. Tanaka, H. Arai, S. Watanabe, S. Nohara, Y. Minai, Y. Okada, S. Nagao et al. (2017) Fractionation of radiocesium in soil, sediments, and aquatic organisms in Lake Onuma of Mt. Akagi, Gunma Prefecture using sequential extraction.

Science of the Total Environment. 査読有. 575:1247-1254

鈴木究真、小野閑(湯浅)由美、田中英樹、久下敏宏、角田欣一、森勝伸、野原精一、薬袋佳孝、岡田往子、長尾誠也 他(2016) ワカサギにおける放射性セシウムの生物学的半減期の推定、日本水産学会誌、査読有、82(5):774 776

[学会発表](計 31 件)

久下敏宏、放射性セシウムの給餌によるニジマス¹の体内濃度変化、日本水産学会、2017年3月29日、東京海洋大学(東京都港区)

野原精一、ダム湖・自然湖沼における放射性セシウムの蓄積量評価、第18回「環境放射能」研究会、2017年3月15日、高エネルギー加速器研究機構(茨城県・つくば市)

新井肇、赤城大沼の水圏生態系における放射性セシウム動態、第18回「環境放射能」研究会、2017年3月15日、高エネルギー加速器研究機構(茨城県・つくば市)

M. Mori, (Invited) Fractionation of radioactive cesium in soils, sediments, and aquatic organisms in Lake Onuma using sequential extraction, Proposal of NES Colloquia, November 24, 2016, Paul Scherrer Institute (Villigen, Switzerland)

6. 研究組織

(1) 研究代表者

久下 敏宏 (KUGE, Toshihiro)
群馬県水産試験場・主席研究員
研究者番号：20450380

(2) 研究分担者

角田 欣一 (TSUNODA, Kinichi)
群馬大学・理工学研究科・教授
研究者番号：30175468

森 勝伸 (MORI, Masanobu)
群馬大学・理工学研究科・准教授
研究者番号：70400786

野原 精一 (NOHARA, Seiichi)
国立環境研究所・生態系機能評価研究室・室長
研究者番号：60180767

岡田 往子 (OKADA, Yukiko)
東京都市大学・工学部・准教授
研究者番号：60287860

薬袋 佳孝 (MINAI, Yoshitaka)
武蔵大学・基礎教育センター・教授
研究者番号：10157563

鈴木 究真 (SUZUKI, Kyuma)
群馬県水産試験場・水産環境係・独立研究員
研究者番号：80450386

湯浅 由美 (YUASA, Yumi)
群馬県水産試験場・水産環境係・主任
研究者番号：40650916

(3) 連携研究者

長尾 誠也 (NAGAO, Seiya)
金沢大学・環日本海域環境研究センター・教授
研究者番号：20343014

新井 肇 (ARAI, Hajime)
群馬県水産試験場・水産環境係・係長
研究者番号：60450384

渡辺 峻 (WATANABE, Shun)
群馬県水産試験場・水産環境係・技師
研究者番号：30739024

田中 英樹 (TANAKA, Hideki)
群馬県水産試験場・生産技術係・主任研究員(係長)
研究者番号：50450383
(平成26年度まで連携研究者)

(4) 研究協力者

横塚 哲也 (YOKODUKA, Tetsuya)
栃木県水産試験場・指導環境室技師
研究者番号：40605482