

手賀沼における魚類及び餌料環境の放射能汚染状況の実態把握

独立行政法人 鉄道建設・運輸施設整備支援機構 非会員 小松 有由美
 東京理科大学大学院理工学研究科土木工学専攻 学生会員 ○橋田 創
 東京理科大学理工学部土木工学科 正会員 二瓶 泰雄

1. 序論

福島原発事故で飛散した放射性物質により、広範囲にわたる様々な放射能汚染が起こっている。水環境・生態系に関しては、濃縮するとされる魚類の放射能汚染が沿岸海域や河川、湖沼において確認されている。特に、ほぼ完全に閉鎖性水域となっている湖沼では、相対的に狭い範囲の流域から流入した放射能汚染物質が蓄積し続けるため、生物影響も顕著になる恐れがある。千葉県手賀沼は、底質や魚類の放射能汚染が長期化しつつあり、現在でもコイやモツゴ、ギンブナが食品の基準値(100[Bq/kg])を超え出荷自粛となっている。魚類における放射性物質の移行過程としては、「採餌」、エラを通した「吸入」、濃度勾配による「浸透圧」が挙げられるが(図1)¹⁾、その移行過程の詳細は未解明のままである。一方、著者らは、手賀沼の流域～河川～湖沼における放射性物質動態調査や魚類の汚染状況を調べると共に²⁾、吸入に着目した魚類への放射能移行実験を行ったが吸入効果は確認されなかった³⁾。本研究では、「採餌」に着目して、魚類の採餌環境と放射能汚染の関係を解明することを試みる。そのため、1) 手賀沼における魚類や底質に加えて、餌料環境として水生植物や植物プランクトンに関する放射性セシウム調査を実施する。また、2) 放射性物質を含む2種類の飼料条件下における魚類への放射性物質移行実験を行い、餌料環境が魚類に及ぼす影響を検討する。

2. 研究方法

(1) **現地観測**：観測サイトは、手賀沼と流入河川(大堀川)である(図2)。底質、魚類、餌(水生植物と植物プランクトン)の放射性セシウム(¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs)を調べるために、まず、橋田ら³⁾と同様に、底質7地点、魚類3地点にて調査した。一方、水生植物については、計4地点において2回行った(2013/9/6と10/17)。対象植物は優占種であるヨシやハス、ナガエツルノゲイトウである。植物プランクトンについては、沼の東西4地点において、3回行った(2013/11/1, 12/9, 2014/1/14)。採取方法としては、プランクトンネット(目合い0.100mm)をボートでゆっくり曳き、ネットにトラップされた懸濁物質を水で濾して、採水瓶に入れた。実験室に持ち帰った上記サンプル群について、NaI(Tl)シンチレーション検知器搭載の高感度ベクレルモニター(AT1320, ATOMTEX社製)などを用いて、¹³⁷Cs, ¹³⁴Csを測定した。

(2) **採餌実験**：魚類が採餌による放射性セシウム移行状況を調べるために、放射性餌料を与えて飼育したコイの放射性セシウム濃度を測定する実験を行った(図3)。ここでは、放射能汚染されていないコイ(体長約15cm)を2つの水槽(60[L])に分けて飼育した。一つの水槽には放射能汚染された魚(手賀沼で採取)を粉砕したものを、もう一つの方には放射能汚染された手賀沼の底質をそれぞれ市販の飼料を混ぜ、それを各水槽のコイに与えた。水槽内は25℃の水温に概ね維持した。実験期間は2013/12/4から49日間である。

3. 結果と考察

(1) **底質・魚類の放射能汚染状況**：手賀沼における底質・動植物

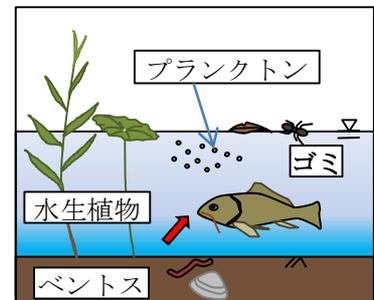


図1 魚類への餌料環境影響の模式図

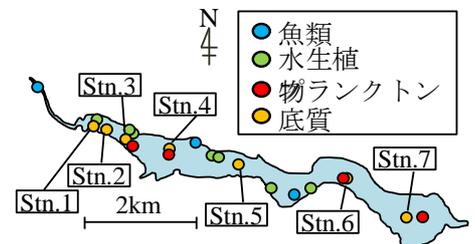


図2 観測地点マップ

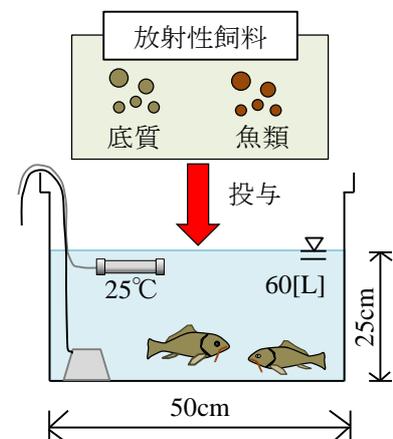


図3 採餌実験の概要

キーワード：¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, 魚類, 放射能汚染, 餌料環境

連絡先：〒278-8510 千葉県野田市山崎 2641 TEL: 04-7124-1501 (内線 4069) FAX: 04-7123-9766

の放射能汚染状況の基本的特徴を抽出するために、底質（表層 5cm）と魚類の ^{137}Cs と ^{134}Cs の合計値に関する空間マップを **図 4 (a)** と **(b)** に示す。ここで、底質は乾燥状態の Cs 濃度[Bq/kg-dry]、その他は湿潤状態の Cs 濃度[Bq/kg-wet]で表示する。なお、各項目のサンプル採取日が異なっているため、底質観測日（2013/9/6）に合わせて魚類データから放射性崩壊分の Cs 濃度減少量を補正している。これより、底質は沼西側の方が高濃度であり、特に大堀川河口付近にて最大（約 1 万[Bq/kg-dry]）となり、原発事故発生から 2 年半経過しても未だ高濃度の底質汚染が継続している。魚類に関しては、沼西側の $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ は沼東側よりも大きく、また、大堀川も高濃度となっている。これらの値は依然として基準値（=100[Bq/kg-wet]）を越えるか（2 地点）、同程度（1 地点）となり、魚類の放射能汚染状況が改善されていない。

(2) 餌料環境の放射性セシウム濃度：魚類の餌候補である水生植物と懸濁物質の $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ の空間分布を **図 4 (c)** と **(d)** に示す。懸濁物質とはプランクトンネットで採取したサンプルの結果である。また水生植物は湿潤、懸濁物質は乾燥状態の濃度表示である。水生植物に関しては 8~42[Bq/kg-wet] となり、魚類よりも全般的に小さい。また、沼の東側・西側に大きな差異が見られない。水生植物に関しては部位ごと（葉や茎）や種類毎に検討したもののいずれも $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ は 40[Bq/kg-wet] 以下の低濃度となり（**図 5**）、水生植物は魚類への放射能汚染の主要因とはなっていないと推察される。

一方、懸濁物質は全体的に高く、最大で 5400[Bq/kg-dry] と高濃度値が記録されている。また、沼西側の値が沼東側よりも高いなど底質と類似性が高い。

この懸濁物質には無機物と有機物（主に植物プランクトン起源）が混在している。有機物の Cs 濃度 C_{sO} を求めるために、前述した全体の濃度 C_s から、600°C で熱して無機物のみの C_{sI} と強熱減量 IL を測り、有機物の Cs 濃度を次式から算出する。

$$C_s = (1 - IL)C_{sI} + IL \times C_{sO} \quad (1)$$

式(1)より得られた観測結果（**図 6**，2014/1/14）を見ると、無機物の方が高濃度であり、底質と同レベルであるが、有機物についても 740、1450[Bq/kg-dry] と魚類を上回る高い値となっている。このように今回対象とした餌候補の中では、植物プランクトンの放射能汚染が進んでいることが示された。

(3) 採餌環境の違いが魚類の Cs 移行状況への影響：2 種類の放射性餌料による採餌実験結果を **図 7** に示す。ここでは、各条件における餌投与量を放射性 Cs 換算したものと魚類の Cs 濃度をそれぞれ表示する。これより、底質を含む餌の場合には、43 日目の測定結果を除き、放射性 Cs は検出されていない。一方、魚を用いた飼では、毎回放射性 Cs は検出され、わずかであるが増加している。このように放射能汚染が進んだ植物プランクトンなどの有機物を餌とすることで魚類への放射能汚染が移行していることが明らかとなった。

参考文献：1) 笠松不二男，RADIOISOTOPES, Vol.48, pp.266-282, 1999, 2) 二瓶ら，土木学会論文集 B1(水工学), Vol.69, No.4, I_1693-I_1698, 2013, 3) 橋田ら，土木学会論文集 B1(水工学), Vol.70, No.4, I_1411-I_1416, 2014.

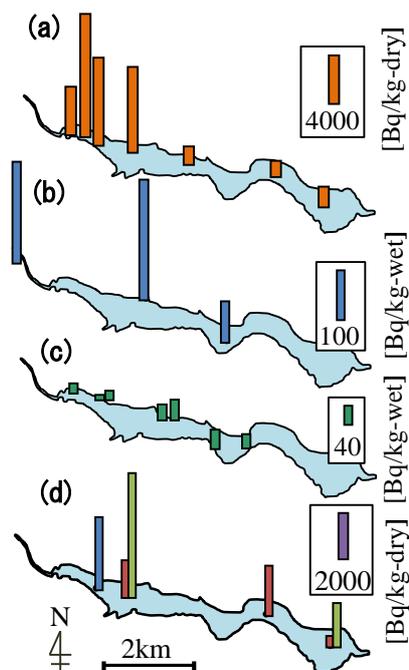


図 4 手賀沼における底質 (a)，魚類 (b)，水生植物 (c)，懸濁物質 (d) の $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ の空間マップ

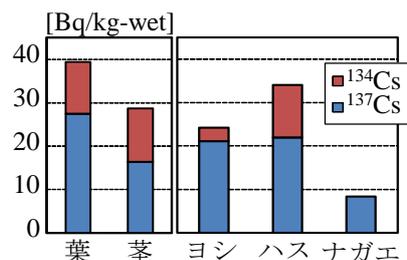


図 5 水生植物の部位・種別の Cs 濃度 (ナガエ：ナガエツルノゲイトウ)

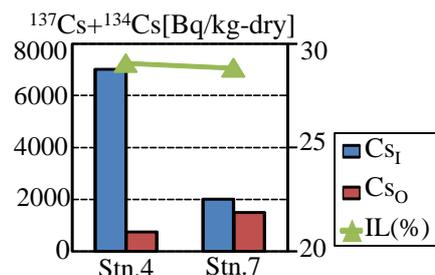


図 6 懸濁物質中の無機物・有機物の Cs 濃度と強熱減量 IL (2014/1/14)

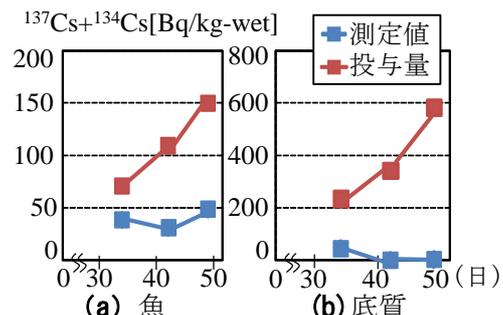


図 7 Cs 濃度の時間変化 (採餌実験)