

広域環境モニタリング調査及び解析
(平成 23～25 年度)

目次

1	森林域における動態	1
1-1	はじめに	1
1-2	調査地の概要	1
1-3	土壌汚染の実態とその推移について	4
1-4	森林域からの流出特性	12
	参考文献	19
2	河川やダム湖沼における放射性セシウムの動態	20
2-1	はじめに	20
2-2	河川流域における放射性セシウム流出特性	20
2-2-1	霞ヶ浦流入河川流域における放射性セシウム流出特性	20
2-2-2	宇多川における放射性セシウムの流出特性	25
2-3	ダム湖沼への放射性セシウムの堆積について	27
2-3-1	霞ヶ浦への堆積について	27
2-3-2	宇多川流域の湖沼への堆積について	33
2-4	霞ヶ浦（流入部を含む）水界生態系への移行について	37
2-4-1	調査地と調査概要	37
2-4-2	プランクトンへの移行	38
2-4-3	沖帯底生動物（ユスリカ類）への移行	40
2-4-4	沿岸底生動物への移行	41
	参考文献	43

1 森林域における動態

1-1 はじめに

東京電力福島第一原子力発電所（以後、「福島第一原発」と呼ぶ）事故によって飛散し、陸域へ大量に沈着した放射性 Cs に対して、ヒトの健康や生態系への影響の観点から、土壌における蓄積や動態に関する詳細な情報が求められている。特に、広大な面積を有する森林域については、全域に亘った根本的な除染作業が困難なことから、森林土壌への蓄積状態や、木本類やキノコ等の特用林産物への移行特性等、生態系内での挙動と、降雨出水時を主とする系外への流出特性を明らかにすることは、効率的かつ効果的な除染や下流域の再汚染対策を進めるために不可欠な知見となっている。

本研究では、事故直後より茨城県筑波山を対象とした放射性セシウム動態把握調査を実施するとともに、2012年7月より福島県宇多川流域上流の森林集水域も調査対象とし、森林土壌への放射性セシウム蓄積状況、さらには、森林集水域からの流出特性に関して、実態把握を行った。また、両対象地域においては、生物への放射性セシウム移行状況についてもその実態調査を行った。その結果、土壌への蓄積状況は、事故後2年余り経過しても、いずれの森林域においてリター層と土壌表層5cm深までに、Cs137全蓄積量の9割が存在していた。また、リター層から表層土壌への放射性セシウムの移動量は、樹種やリターの堆積状態（土壌微生物の分解活性）に依存することが示唆された。また、このような蓄積状況にある森林域からの放射性セシウム流出は、主に浮遊性土砂に付着した形態で生じており、このため流出量は、降雨規模に強く依存する状態にある。また、無機微細土粒子だけでなく、粒状態有機物（植物遺骸）も流出に寄与していることが示唆された。一方で、流出率については、汚染レベルに関わらず、沈着量に比べて年間当たりコンマ数パーセントオーダーであり、極めて限定的な状況にあることが、引き続き確認された。

1-2 調査地の概要

本研究業務において、流域圏スケールでの放射性セシウム動態を明らかとすることを目的に、軽汚染地域として茨城県霞ヶ浦流域を、重汚染地域として福島県相馬市を流れる宇多川流域を、それぞれ調査対象流域として選定した。その中で森林域における動態調査は、霞ヶ浦流域では筑波山森林試験地を、宇多川流域では、上流域の宇多川湖（松ヶ房ダム湖）に流入する2つの森林小集水域を、それぞれ対象として実施した。各調査対象地の概要は、以下に示す通りである。

（1）筑波山森林試験地

調査対象とした森林集水域は、筑波山の南東斜面に位置し、集水域面積は67.5ha、植生はスギとヒノキの人工林が全体の約75%を占め、その大部分が国有林である(図1-1)。試験地の地形として、標高は200mから380mの範囲にあり、流域の平均斜度は15度である。標高200mの合流地点より北、西、南西に3本の溪流(A、B、C沢)が流れ、これら溪流の森林からの出口に当たる標高250mから300mの範囲には小扇状地が広がっている(図1-1)。試験地の地質は、古生代末期から中生代初期にかけて堆積した泥岩を中心とする堆積岩からなり、A沢流域ほぼ全体とB沢左岸流域に花崗岩が侵入している。花崗岩の侵入に伴い、泥岩は強い熱変成作用を受け、筑波型変成岩が形成されたと推察される(平田ら, 1986)。また、試験地土壌は、斜面上部が乾性褐色森林土、同中部から下部については適潤性褐色森林土である。

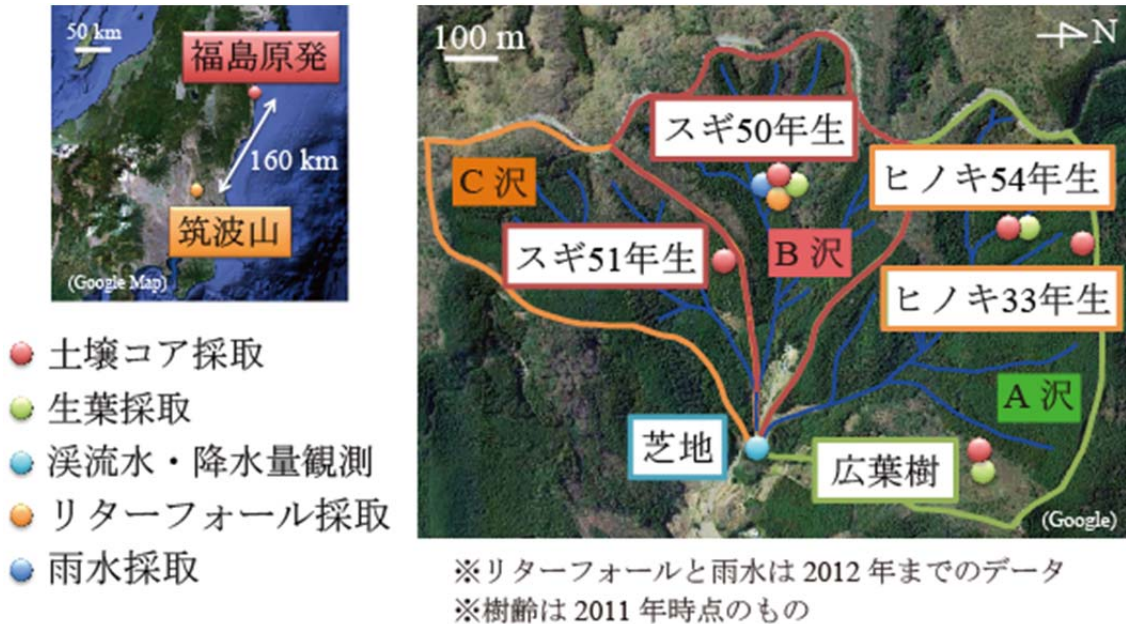


図 1-1 筑波山森林試験地の概要

(2) 宇多川上流森林試験地

調査対象とした森林集水域は、福島県宇多川上流の宇多川湖（松ヶ房ダム）上流北側に位置する集水域 No.1（面積：34.6ha）と同南側に位置する集水域 No.2（同：115ha）である（図 1-2）。植生はいずれの集水域もアカマツ人工林が優占し（集水域 No.1 で 70%、集水域 No.2 で 60%）、集水域 No.1 では、沢沿いの上流に広葉樹が繁茂し、同じく下流にスギ人工林が植栽され、斜面のところどころにコナラやミズナラがパッチ上に繁茂している。集水域 No.2 では、上流の尾根部分を中心にコナラやミズナラが繁茂し、沢沿いの斜面にスギやヒノキが植栽されている（図 1-3）。試験地の地形として、集水域 No.1 の標高は 420m から 570m の範囲にあり、平均斜度は 22 度である。同じく集水域 No.2 については、標高は 420m から 580m の範囲にあり、平均斜度は 20 度である。主な土壌は、両集水域とも、斜面上部が乾性褐色森林土、同中部から下部については適潤性褐色森林土である。

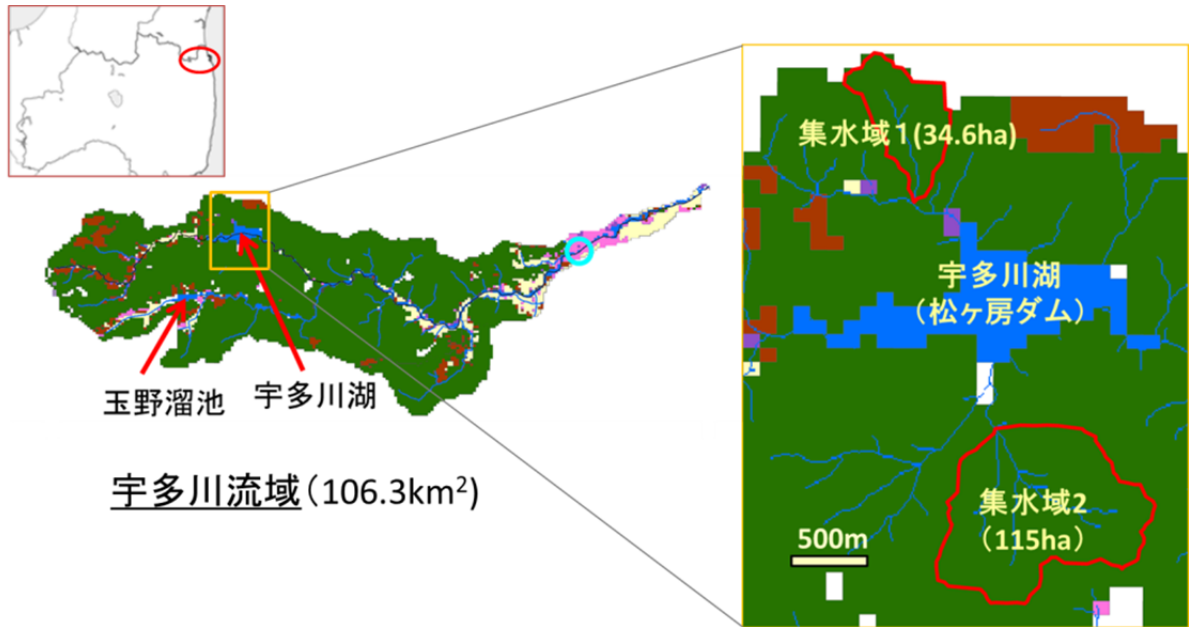


図 1-2 宇多川上流森林試験地の概要

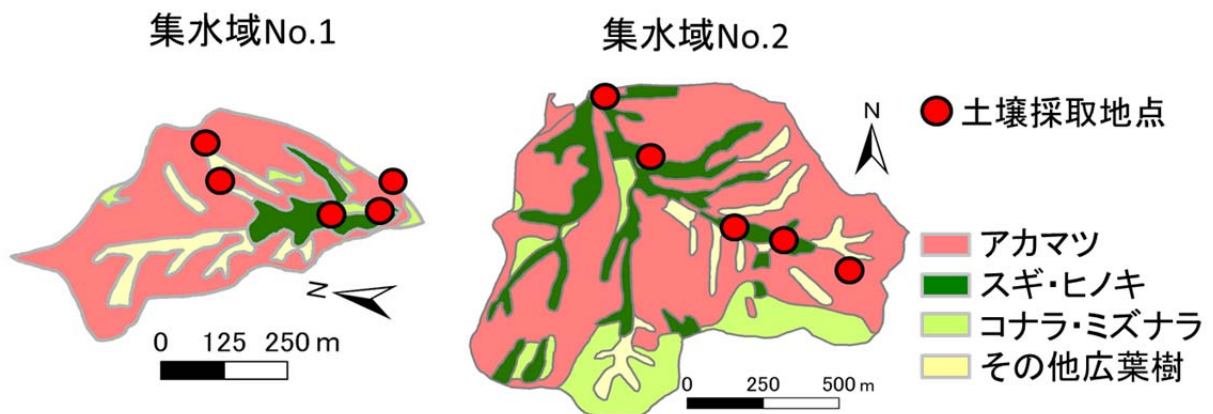


図 1-3 宇多川上流森林試験地の植生分布

1-3 土壌汚染の実態とその推移について

(1) 筑波山森林試験地

1) 調査方法

現在、森林に沈着した放射性セシウムの大部分は林床に分布している（農林水産省, 2013）。そして、放射性セシウムの森林系外への流出は極めて限定的と考えられている（国立環境研究所, 2013）。すなわちチェルノブイリ原発事故時のように（IAEA, 2006）、今後、森林の放射性セシウムは主に林床に貯蔵されたままと予測される。しかし、地形が急峻で夏季に豪雨を伴うモンスーン気候の日本では、林床の放射性セシウムが比較的速く溶脱する可能性が懸念される（山口ら, 2012）。放射性セシウムの下方浸透は汚染土を増大させ、除染の労力を増やしかねない。また、樹冠に保持された放射性セシウムは林内雨やリターフォール（落葉・落枝）により林床へ移行するため、林床の蓄積量は増加する（Bunzl et al. 1989; Kato et al. 2012; 国立環境研究所, 2013）。林床への移行が継続すれば、除染を繰り返し行わなければならなくなる。従って、林床の下層への移動と蓄積量がどのように経年変化するのか把握する必要がある。そこで、日本の森林の代表樹種であるスギ、ヒノキ、広葉樹（天然林）の樹林を対象に、事故2年後の林床の放射性セシウムの鉛直分布と蓄積量を調査し、過去2年間の調査結果と併せて、その経年変化を明らかにした。

調査地は筑波山森林試験地で、スギ人工林2地点（事故時点で50年生と51年生）、ヒノキ人工林2地点（事故時点で54年生と33年生）、広葉樹林1地点（天然林のため樹齢不明）を選定した（図1-1）。土壌はいずれの地点も褐色森林土である。全地点で未分解の落葉層を含む20cm深の土壌コアを2013年5月に採取した。蓄積量の鉛直分布を把握するため、土壌コアを2-4cm間隔で切断、均質化し、専用容器（U8）に封入した。また、蓄積量のバラつきを考慮し、各樹林5か所で10cm深の土壌コアを2013年5月に採取した。10cmの土壌コアは切断せず、均質化し、専用容器（U8）に封入した。これらの試料の放射性セシウム濃度をGe半導体検出器（GWL-450-15-SおよびLOAX-70550/30, ORTEC）にて測定した。放射性セシウム濃度は試料採取日に減衰補正した。

2) 結果と考察

図1-4に林床の放射性セシウムの鉛直分布とその経年変化を示す。事故後2年間、どの樹林でも、浅い深度ほど蓄積量は多く、未分解の落葉層を含む表層6cmに全蓄積量の72-96%が留まっていた。このように事故数年後でも林床の放射性セシウムが有機物層や土壌表層に蓄積していることは、チェルノブイリ原発事故による知見と一致する（Tikhomirov and Scheglov, 1994; IAEA, 2006）。しかし、ヒノキ林では事故約2年後に深度0-2cmと深度2-6cmの蓄積量が同程度になった。54年生ヒノキ林は事故1年9か月後に皆伐されたため、攪乱による影響が考えられる。しかし、33年生ヒノキ林でも同じ傾向が確認されていることから、ヒノキ林ではセシウム137の下層への移動が始まった可能性がある。Nakanishi et al. (2014)と林野庁（2013）の調査結果では、落葉層に蓄積していたセシウム137の大部分が事故1年半後までに土壌へ移動していた。また、モデル計算によれば、落葉層のセシウム137はわずか数年でほぼ土壌へ移動すると予測されている（Hashimoto et al. 2013）。しかし、本調査地ではヒノキ林を除き、そのような傾向が認められないことから、セシウム137の下方への移動速度は、地点や樹種により異なる可能性がある。緻密な将来予測を立てるには、今後も下層への移動の経年変化を追うことが重要と考えられる。

表層10cmのセシウム137蓄積量の経年変化を図1-5に示す。事故直後の蓄積量は林内雨によ

る初期沈着量とほぼ等量であったが（51年生スギ林除く）、常緑針葉樹林では、事故約1年後に蓄積量が大幅に増加した。一方、広葉樹林では微増に留まった。蓄積量増加の要因は樹冠に沈着したセシウム137が林内雨とリターフォールを通じて、林床へ流入したためと考えられる（国立環境研究所, 2013）。広葉樹林の蓄積量が微増に留まった要因は、広葉樹の多くが初期沈着時に落葉しており、樹冠のセシウム137保持量がスギやヒノキに比べて少なかったためと推察される。実際、広葉樹のリターフォールによる林床へ流入量はスギやヒノキより少なかった（国立環境研究所, 2013）。50年生スギ林について、事故直後、事故約1年後、事故約2年後までの林内雨およびリターフォールによる林床へのセシウム137積算流入量と蓄積量の収支を算出した結果、積算流入量と蓄積量の比は0.70-1.35であり、おおよそ釣り合いがとれていた（図1-6）。事故約1年後以降は、スギ樹冠からの流入量は大幅に減少し、それを反映して、事故約2年後の林床の蓄積量は前年から目立った変化は認められなかった。この推移は全樹林で観測された（図1-5）。放射性セシウムの森林系外への流出は極めて限定的であることを考慮すると（Strebl et al. 1999; 国立環境研究所, 2013）、今後、林床の蓄積量はほぼ変化しないと予測される。

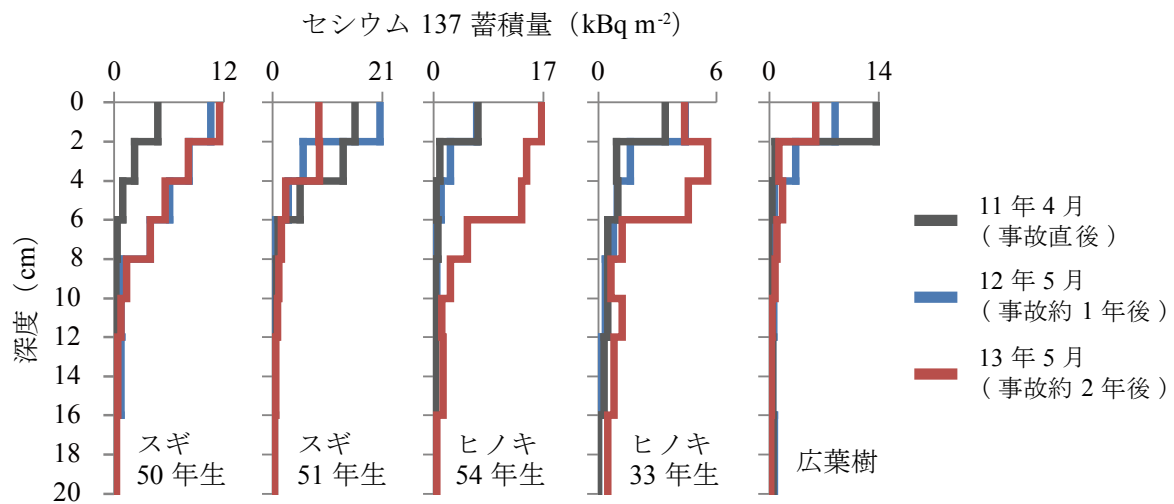


図1-4 林床のセシウム137の鉛直分布とその経年変化

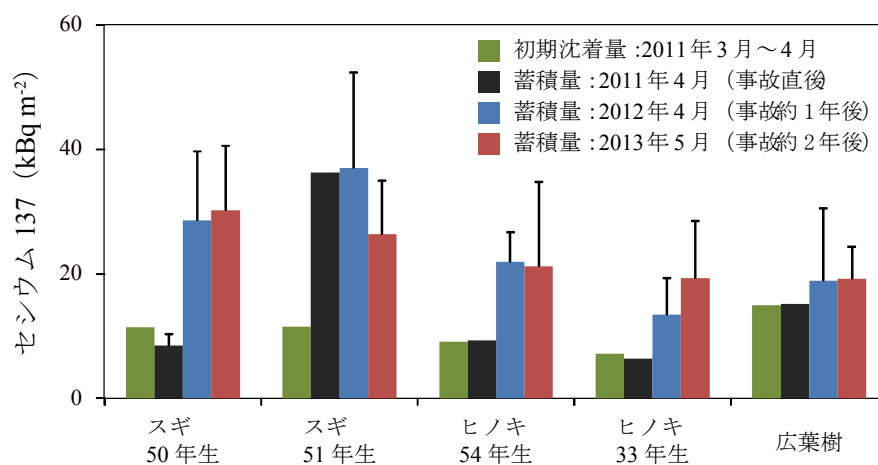


図1-5 表層10cmのセシウム137蓄積量の経年変化

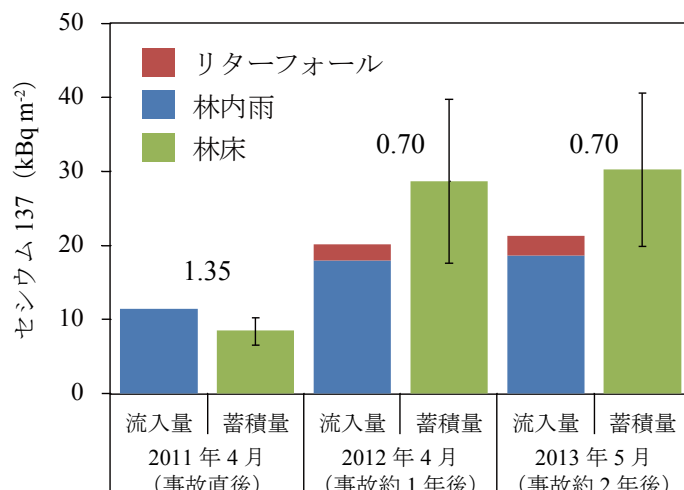


図 1-6 スギ 50 年生林におけるセシウム 137 の林床への積算流入量と蓄積量の比較

棒グラフ上の値は蓄積量に対する流入量の比。2013 年 5 月の流入量は 2012 年 12 月までの積算値

(2) 宇多川上流森林域

1) 調査方法

2012 年 7 月より水文自動連続観測を実施している 2 つの試験集水域 (図 1-2) を対象に、9 月 24 から 26 日において土壌採取調査を実施した。年単位での蓄積量や土壌鉛直方向での蓄積分布の推移を把握するため、両集水域とも 2012 年度とほぼ同一の地点である代表群落 5 地点 (2 集水域計 10 地点; 図 1-3, 表 1-1) を調査対象地点として選定した。各地点で「土壌調査ハンドブック」(日本ペドロジー学会編, 1997) を参考に、深さ 30cm の試坑 (図 1-7 参照) を掘り、垂直な断面を作り、土壌の観察を行った。土壌断面では、土壌層位、土色 (土色帳使用)、斑紋などを観察、記録した。その後、作成した土壌断面から土壌試料の採取を行った。具体的には、i) 未分解もしくはそれに近い状態にある有機物層 (L 層)、ii) 分解状態 (リターとして識別可能な状態) にある有機物層 (F,H 層)、iii) 土壌表層 0-5cm、iv) 同 5-10cm、v) 同 10-20cm の計 5 深度で採取した。上記 i)、ii) の有機物層については、地表面における単位面積当たりの堆積重量を測定し、同じく iii) から v) の土壌試料に関しては、粒度分布、体積 (固相) 密度を測定した。さらに、Ge 半導体検出器を用いて、各試料について、単位重量当たりのセシウム 137 ならびに同 134 含有量の測定を行った。放射性セシウム濃度は試料採取日に減衰補正した。

2) 調査結果及び考察

図 1-8 と図 1-9 は、集水域 No.1 と同 No.2 の調査 5 地点における土壌層位毎の採取試料乾燥重量当たりのセシウム 137 濃度分布を、それぞれ示している。両図には、セシウム濃度の年変化を示すため、2012 年 9 月に採取した試料測定結果も併せて記した。鉛直濃度分布に関しては、両集水域のいずれの地点でも F,H 層が最も高いことが確認された。また、F,H 層のセシウム 137 濃度変動に対して、樹種や採取した斜面位置に応じた何らかの傾向は確認できなかった。また、土壌表層 0-5cm における濃度は、集水域 No.1 で 890~3,100Bq/kg 乾重、集水域 No.2 で 670~3,300Bq/kg 乾重となり、リター L 層や F,H 層に比べ、地点間で大きな差が見られた。また、樹種毎の濃度の違いについては、コナラ-ミズナラを主とする広葉樹林地では地点ごとに大きく変

動する一方で、アカマツ林地は他と比べ全体的に低く、スギ林地は逆に高い傾向を示した。各層位における 2012 年度からの推移に関して、L 層における濃度低下が全地点で共通して確認された。2012 年度の弊所による当該業務報告書（国立環境研究所, 2013）に記したように、初期沈着時に樹冠部に付着した放射性セシウムは、その後の降雨による洗脱ないしは溶脱によってその多くが林床へと移動したことが確認されている。また、林野庁（2013）によって、福島県川内村や大玉村等において 2011 年と 2012 年に実施した、樹木の各部位や土壌鉛直方向でのセシウム蓄積状態に関する調査でも、上記と同様なメカニズムで 2011 年に比べ 2012 年の樹冠部の汚染レベルが、著しく低下したことが報告されている。これらを踏まえると、本調査地域の L 層の濃度低下も、前回調査時から生じた、汚染レベルの低いリターフォールの混入による希釈作用の結果と考えられる。一方、F,H 層については、集水域 No.1 のコナラ・ミズナラ林地と集水域 No.2 のヒノキ林地において、セシウム 137 濃度は前年に比べ若干の低下を示したが、その他の地点については、いずれも前年に比べ増加する結果となった。また、土壌表層 0-5cm におけるセシウム 137 濃度の前年からの変化は、各調査地点に依存し、必ずしも増加傾向を示さなかった。

次いで、これら濃度データと試料重量データを基に算定した、集水域 No.1 と同 No.2 の各調査地点の各層位へのセシウム 137 蓄積分布状況を、図 1-10 と図 1-11 にそれぞれ示した。各層位へのセシウム蓄積状況に関しては、土壌表層 0-5cm で最も高い蓄積状態を示した集水域 No.1 のスギ林と集水域 No.2 のヒノキ林を除いた全ての地点で、F, H 層に最も蓄積していることが確認された。これは、上述の通り、F,H 層においてセシウム 137 が高濃度状態にあり、かつリター自体も厚く堆積していることによるものである。さらに、これら鉛直蓄積量分布の経年変化を示すため、平成 24 年 9 月調査時の測定結果との比較を行った（図 1-12 と図 1-13）。蓄積量自体の推移については、その増減に対する樹種や土壌採取位置による有意な影響は確認できなかった。本研究で用いた土壌調査が破壊的方法であることや、林内雨やリターフォールを介した林床への放射性セシウムの沈着が空間的に不均一であること、本報告書「1-4 森林域からの流出特性」で記されている通り、土壌浸食の影響も非常に小さいことを勘案すると、本調査結果から、いずれの樹種や斜面位置においても、セシウム 137 の蓄積量に顕著な年変化が生じていないことが示唆された。一方で、層位毎の蓄積分布については、全地点で共通してリターL層での減少と F,H 層での増加が確認された。一方、L 層と F,H 層、それぞれのリター堆積量の前年調査時との差異は、集水域 No.1 のコナラ・ミズナラ林地（尾根部）の F,H 層（前年時と比べ 5 倍程度多い）を除いて小さいことから、上記各層の増減傾向に堆積量自体の差違の影響は小さいと判断できる。これを踏まえると、いずれの樹種においても未分解状態のリターに何らかの形で吸着していた放射性セシウムが、この 1 年間において、土壌微生物の破碎や分解によるリターの細片化に伴って、F,H 層へ移動、集積したことが、セシウム 137 の L 層での減少と F,H 層での増加をもたらしたと言える。このように、リター層間での放射性セシウムの移動が顕著に確認された一方で、リター層から表層土壌への移動が、必ずしも顕著に生じていないことが確認された。前年と比べ、表層土壌 0-5cm におけるセシウム 137 の蓄積量が増加したのは、集水域 No.1 のアカマツ林（斜面中腹）とスギ林（谷部）のみであり、残りの調査地点では、蓄積量は横ばいか減少する結果となった。この 1 年間のリターL層、F,H 層ならびに表層土壌 0-5cm におけるセシウム 137 蓄積量の変化は、調査集水域に沈着した放射性セシウムの大部分は未だにリター層にあり、リターの分解とともに F,H 層へ集積する状況にあることを示している。また、降雨浸透の際のリター表面の洗い出しによっ

でも容易に下方の土壌層へ移動していないことから、放射性セシウムは、単にリター表面に付着しているのではなく、リター内部に取り込まれているか、何らかの形で非常に強くリター表面に吸着していることが推測された。上述の林野庁（2013）の調査では、2011年にリター層にあったセシウム137の多くが、2012年には表層土壌へ移動していることが確認されており、本調査は、それと大きく異なる結果となった。これは、リター層から表層土壌への放射性セシウムの移動は、林床におけるリターの堆積状況とその分解速度によって大きく異なること示している。言い換えれば、流域斜面の微細な地形状況や、土壌水分状態とそれを規定する気象条件が、森林土壌における放射性セシウムの鉛直蓄積分布状況に大きく影響していると言える。

表 1-1 土壌調査地点の概要

集水域	群落	概要	調査位置
No.1	コナラ-ミズナラ	斜面上部などに点在し、コナラ、ミズナラ、クリを高木層とする群落。面積は少ない。	尾根部 谷部
	アカマツ	アカマツが優占する群落であり、流域の主要な群落である。斜面の麓部、中腹から尾根まで分布する。	斜面上部 斜面中腹
	スギ	斜面下部と谷底地形に分布。平坦地では土壌が厚い。	谷部
No.2	コナラ-ミズナラ	斜面の上部などに分布する。	斜面中腹
	アカマツ	アカマツが優占する群落であり、流域の主要な群落である。斜面の麓部、中腹から尾根まで分布する。	斜面上部 斜面下部
	スギ	谷部を中心に、植林されており、流域には点在する。	谷部
	ヒノキ	谷部を中心に、スギ、ヒノキが植林、流域には点在。	斜面中腹



図 1-7 土壌断面作成例（集水域 No. 1 コナラ-ミズナラ林（尾根部））

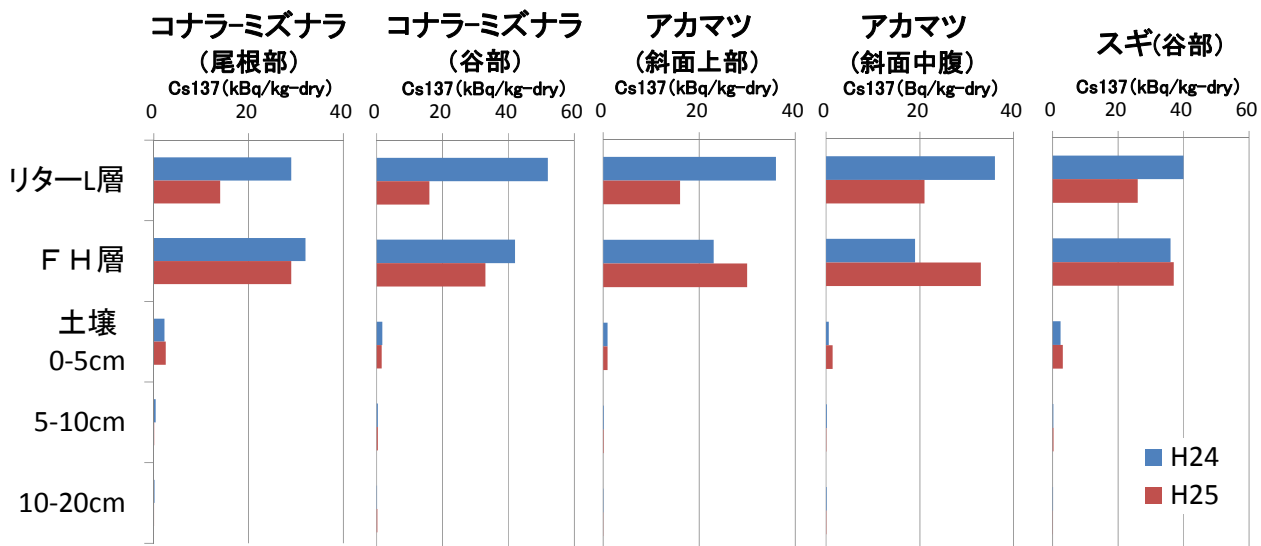


図 1-8 集水域 No. 1 調査地点における土壤乾燥重量当たりのセシウム 137 含有濃度の鉛直分布

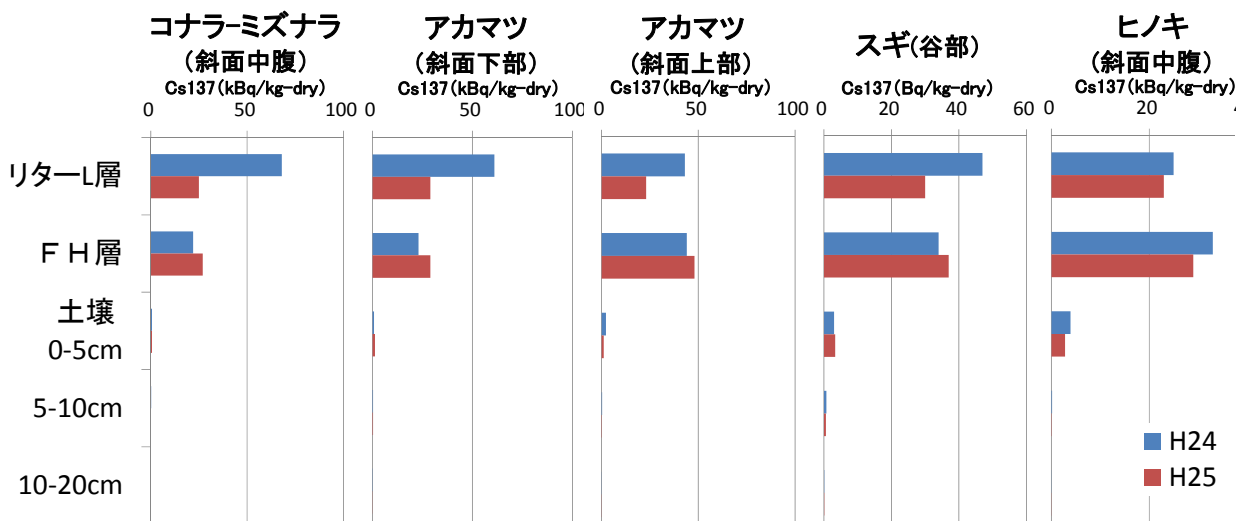


図 1-9 集水域 No. 2 調査地点における土壤乾燥重量当たりのセシウム 137 含有濃度の鉛直分布

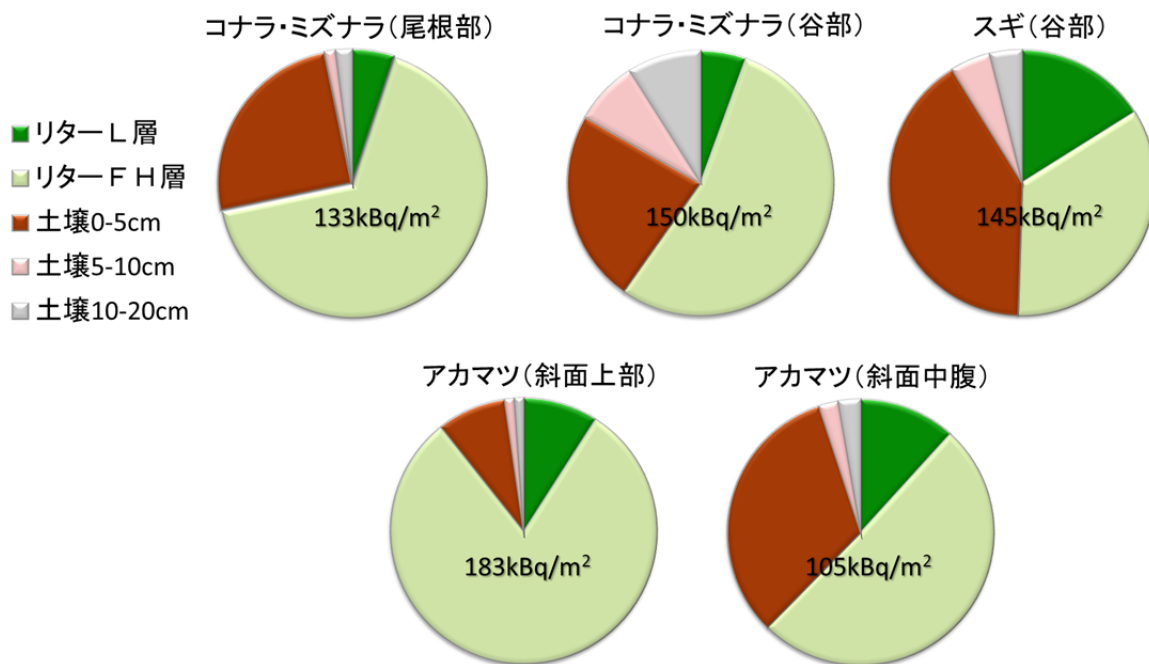


図 1-10 集水域 No. 1 調査地点における土壌層位毎のセシウム 137 蓄積量分布

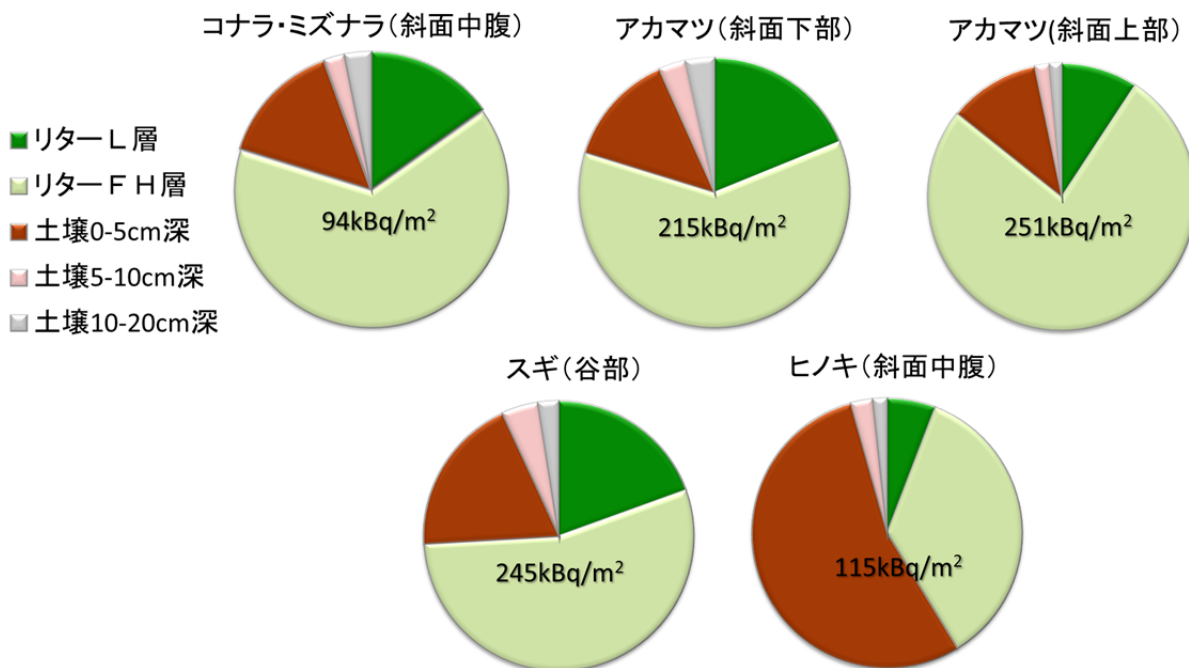


図 1-11 集水域 No. 2 調査地点における土壌層位毎のセシウム 137 蓄積量分布

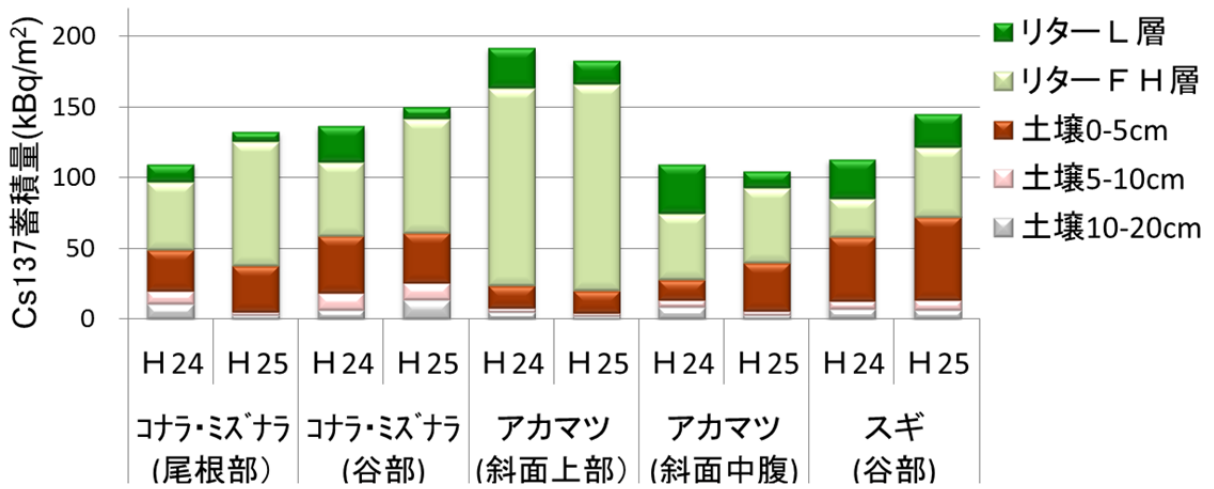


図 1-12 集水域 No. 1 調査地点における土壌層位毎のセシウム 137 蓄積量分布の経年変化

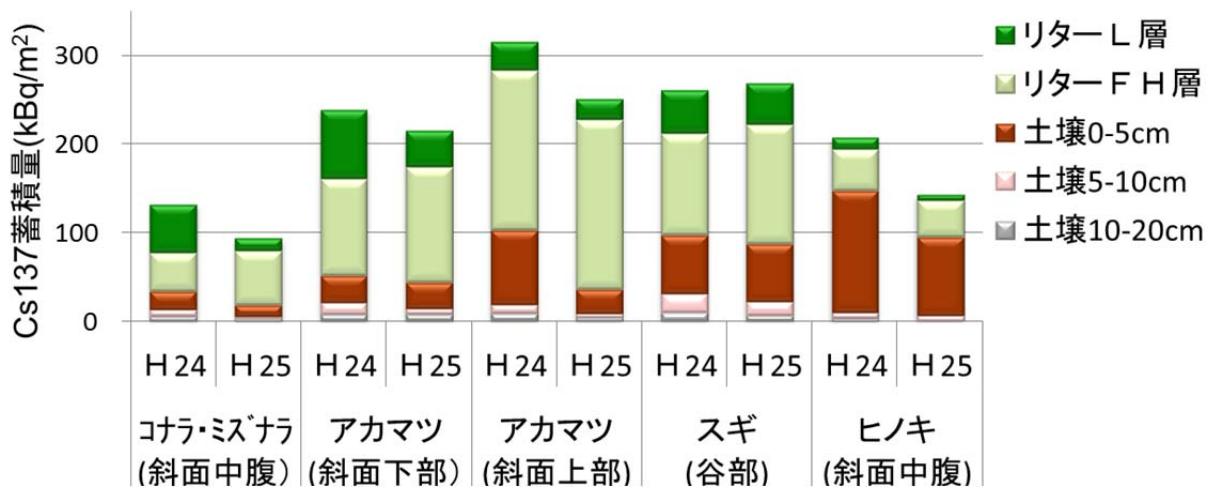


図 1-13 集水域 No. 2 調査地点における土壌層位毎のセシウム 137 蓄積量分布の経年変化

1-4 森林域からの流出特性

(1) 調査方法

1) 地表流出量調査

樹種の違いが、降雨時の斜面地表流の発生に伴う粒子付着態の放射性セシウム生産に与える影響を把握するため、本研究で設定した宇多川上流森林試験地の中、集水域 No.2 における主要な樹種林地斜面を対象として、地表流集水枠（幅 1.5m×斜面長 2m）を設置した。図 1-14 はその設置状況の一例を示している。対象とした樹種は、落葉広葉樹であるコナラ・ミズナラ、常緑針葉樹であるアカマツ、スギ、ヒノキである。地表流集水枠は、斜面勾配の違いがもたらす影響を除くとともに、流域斜面での土砂生産が、集水域スケールでの浮遊性土砂由来の放射性セシウムの流出に直接寄与する可能性が高い急斜面に設置するため、各樹種の林地においていずれも 37 度から 39 度の勾配を有する斜面に設置箇所として選定し、5 月 24 日に設置を行った。次いで 6 月 4 日に、それぞれの地表流集水枠の外側近傍 4 隅でリター層も含めた 10cm 深コア試料を採取した。これら試料は実験室に持ち帰り後、単位乾燥重量当たりのセシウム 134 ならびにセシウム 137 濃度を Ge 半導体検出器で測定した。地表流の回収は、月 1 回の定期調査時もしくは、まとまった降雨が生じた後ごとに実施した。

回収した試料水は重量計測後、固相を以下の方法で抽出し、1mm以上と1mm未満の画分に分級した。まず、試料水を1mmメッシュの篩に通し、捕集した1mm以上の固相を105°Cで乾燥、重量を計測し、電動ミルにて粉碎、均質化した後、専用容器（U8）に充填して放射性セシウム分析に供した。次いで、篩を通過した試料水は、プリーツ型の不織布フィルタ（孔径1μm）を充填した懸濁物質捕捉用カートリッジ付き迅速捕集装置に通水し、1mm未満の固相を捕集した（Tuji et al. 2014）。カートリッジによる最大捕集量は数10gなので（辻，私信）、1mm未満の固相が多い試料は、装置通水前に63μmメッシュの篩に通し、63μm以上の固相を分離してから、装置に通水した。固相を捕集したカートリッジは専用プラスチック容器に入れ、未乾燥のまま放射性セシウム分析に供した。分析後、カートリッジを105°C乾燥させ、捕集した固相の乾燥重量を求めた。63μmメッシュの篩に捕集した固相は、U8容器に充填し、105°Cで乾燥、重量を計測し、薬さじで粉碎、均質化した後、U8容器に充填して放射性セシウム分析に供した。カートリッジと63μmメッシュの篩に捕集した固相を合わせて1mm未満の画分とした。これらの試料の放射性セシウム濃度はGe半導体検出器（GEM35-70, ORTEC）にて測定した。濃度は試料採取日に減衰補正した。

2) 集水域スケールでの流出調査

宇多川上流森林試験地の No.1、No.2 の両集水域では、平成 24 年 7 月 21 日より流出水量ならびに渓流水中の濁度の自動連続観測を開始しており、今年度は、引き続きこれら観測システムを用いて、水文観測を行った。降雨流出時を対象とした渓流水採取は、自動採水器（ISCO 社 6712 型）を用いて 1 検体あたり 3L 採取した。採取対象となった降雨イベントは、集水域 No.1 と No.2 とともに、4 月 3 日（総降雨量 51.5mm、最大時間雨量強度 4.0mm（アメダス筆甫観測点データ、以下同じ））と 7 月 18 日（総降雨量 62.0mm、最大時間雨量強度 25.5mm）、9 月 15 日（総降雨量 57.0mm、最大時間雨量強度 11.5mm）、10 月 16 日（総降雨量 62.0mm、最大時間雨量強度 25.5mm）であり、10 月 16 日の降雨イベントについては、分級試験用試料採取を目的に、2L ポリビンを用いた直接採取も併せて実施した。採取した試料については、図 1-15 に示す測定の手順に従って溶存態の放射性セシウム濃度と浮遊性懸濁物質（SS: Suspended Solid）中に含まれる

放射性セシウム濃度の測定を行った。SS については、バルク試料ならびに篩目 1mm、250 μ m、63 μ m の 3 つのふるいを用いた分級操作により得られた各画分の放射性セシウム濃度の測定を行うとともに、有機物含有量の指標である強熱減量（600 $^{\circ}$ C、30 分間）の測定を行った。また、バルク試料については、SS 濃度と粒度分布（SHIMAZU SALD-2200）の測定も併せて実施した。

3) 放射性セシウム流出量推定方法

宇多川森林試験地については、両集水域ともに濁度自動連続観測データと降雨流出時採取試料の SS 濃度の対応から作成した濁度-SS 式（図 1-22）を用いて、濁度データから観測期間中の SS 濃度時系列値を推定した。これに流出水量自動連続観測値をかけることによって算定した SS 流出フラックスに、上記の降雨出水時連続調査によって測定された SS 単位重量当たりに含まれる放射性セシウム濃度をかけることによって、対象期間全体の放射性セシウム流出量を算定した。



図 1-14 地表流集水枠の設置例（集水域 No. 2：スギ林地）

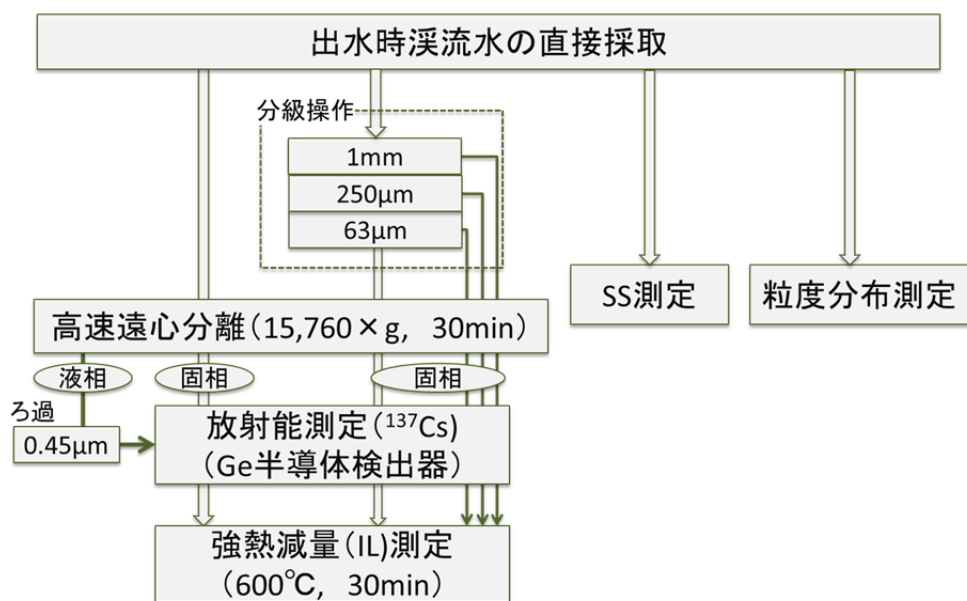


図 1-15 出水時に採取した渓流水を対象とした測定の概要

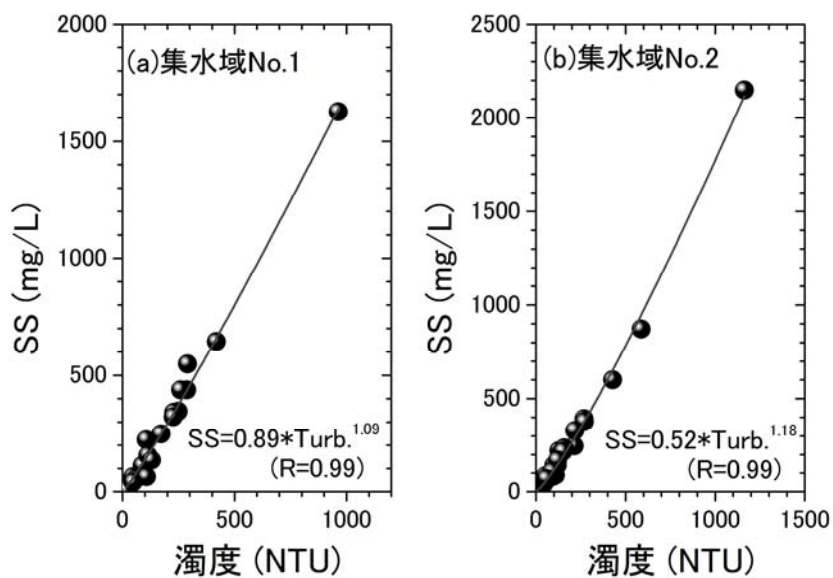


図 1-16 宇多川上流森林試験地における渓流水の濁度と SS 濃度の関係

(2) 結果及び考察

1) 地表流由来のセシウム 137 生産量

本報では、調査期間中最も降雨量の多かった期間、7月21日から10月16日(87日間)を対象に、地表流に伴われて流出した粒子付着態セシウム 137 量について、樹種間の比較を行った。表 1-2 は、上記期間全体における、各樹種林地に設けた地表流集水枠で採取された地表流水試料に含まれていた土砂量(土砂総流出量)、流出土砂単位乾燥重量当たりのセシウム 137 濃度ならびに流出土砂由来(粒子付着態)のセシウム 137 総流出量をそれぞれ示している。さらに、集水枠設置時の林床における、セシウム 137 蓄積量に占める流出土砂経由でのセシウム 137 流出量の割合を流出率として求め、同じく表に示した。表 1-2 に見られるように、流出土砂量そのものはコナラやミズナラを主とする落葉広葉樹林地で最も多く、次いでヒノキ、アカマツ、スギの各林地の順となった。特にスギ林地からの土砂流出量は極めて少なく、広葉樹林地に比べ 4%程度に留まった。一方、流出土砂単位乾燥重量当たりのセシウム 137 濃度は、これとは逆にスギ林地で最も高く、次いでヒノキ、アカマツ、広葉樹の各林地の順となった。土砂流出量と流出土砂のセシウム 137 濃度をかけ合わせて求められるセシウム 137 総流出量は、両者の相対的な大小関係から、ヒノキ林地で最も高く、次いで広葉樹、アカマツ、スギの各林地の順となった。流出土砂のセシウム 137 濃度だけでなく、林床への蓄積量が最も高いスギ林地からのセシウム 137 流出率が、0.054%と極めて低いのは、ひとえにスギ林地からわずかしか地表流が発生しなかったためであり、結果として土砂移動がわずかしか生じなかったことが要因と考えられる。ちなみに、対象期間中の地表流による降雨流出率は、ヒノキ林地で 5.1%、広葉樹林地で 2.6%であったのに対して、スギ林地が 1%弱に留まった。ヒノキ林地では、ヒノキの落葉が細かく崩れ移動し易いことから林床に厚いリター層は堆積されにくい。さらに間伐遅れによって林分が過密化した場合、下層植生が発達せず、結果として裸地に近い状態となるため、地表流が起こりやすく、それにより土壌浸食が生じやすいことが知られている(Onda et al. 1995)。本調査で確認されたヒノキ林地からの土砂流出量ならびにセシウム 137 流出量の多さと、その結果として、スギ林地やアカマツ林地に比した流出率の高さは、これら既存の報告に合致している。一方、広葉樹林地からも大量の土砂が流出し、結果としてヒノキと同程度のセシウム 137 流出率を観測した。これについては、急傾斜地のため、一般に、スギに比べ移動し易い落葉広葉樹の葉は谷部へと集積し、斜面上にリター層が厚く発達しないことが、地表流発生の際の土壌浸食をもたらす易い状況をもたらしていると推察された。

2) 集水域スケールでの流出特性

宇多川上流森林域 No.1、No.2 それぞれについて、出水時に採取した渓流水中の SS 濃度に対する単位 SS 重量当たりのセシウム 137 濃度の変化を図 1-17 に示した。両集水域ともにセシウム 137 濃度は SS 濃度に依存せず、試料間で大きくばらつくことが確認された。また、併せてそれぞれの図にプロットした昨年度の測定結果との比較から、単位 SS 重量当たりのセシウム 137 濃度にはっきりとした減少傾向は確認できなかった。そこで、昨年度測定分も含めた全試料の測定結果から求めた単位 SS 重量当たりのセシウム 137 濃度平均値は、それぞれ集水域 No.1 で $11,300 \pm 4,600 \text{ Bq/kg}$ 、集水域 No.2 で $17,500 \pm 6,300 \text{ Bq/kg}$ となった。これら平均値に、図 1-18 に示すそれぞれの集水域で連続観測開始日(2012年7月19日)から2014年の1月末までの期間

を対象に算定された SS 総流出量（集水域 No.1 : 6.57ton、集水域 No.2 : 18.3ton）を掛け合わせることで、上記期間中のセシウム 137 総流出量を推定したところ、集水域 No.1 で 73.9MBq (210Bq/m²)、集水域 No.2 で 320MBq (270Bq/m²) となった。文部科学省により 2011 年 11 月 15 日に実施された航空機モニタリング（文部科学省, 2011）データから算定された、各集水域におけるセシウム 137 沈着量（集水域 No.1 : 172,000Bq/m²、集水域 No.2 : 231,000Bq/m²）に対するこれら推定値の割合（流出率）は、集水域 No.1 と同 No.2 とともに 0.12%となった。一方、溶存態でのセシウム 137 の流出に関しては、平水時、降雨流出時いずれにおいても採取した渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度は検出限界（0.02Bq/L）以下であった。本検出限界値の 50%を溶存態セシウム 137 濃度と仮定して、期間中の総流出水量を掛け合わせて推定される溶存態セシウム 137 総流出量は、上記 SS 由来での流出量の 5%程度と推定された。

図 1-19 は、集水域 No.1 と No.2 それぞれについて、SS 試料に含まれる有機物量（強熱減量）に対する SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度の変化を示している。また、別途調査対象としている筑波山森林試験地（国立環境研究所 2013）を対象とした、同様の調査結果も同図に合わせて示した。宇多川上流域と筑波山には汚染レベルに大きな差はあるものの、筑波山での調査結果と同様に、SS 試料中の有機物含有量と粒子付着態 SS 濃度との関係には、両集水域とも有意な正の相間が確認された。また、宇多川上流域は、集水域 No.1 については試料によって大きく変動するものの、全般的に筑波山に比べ SS に含まれる有機物量が多かった。本報告書 1-3 で記したように、集水域斜面では、分解過程にあるリター層（F,H 層）が厚く堆積しており、これが、無機土粒子とともに SS の主要成分となっていることが示唆された。筑波山森林試験地での採取試料を対象とした、3 つの目開き（1mm、250 μ m、63 μ m）のふるいをを用いた分級操作から得られた画分毎の強熱減量とセシウム 137 濃度の測定結果は、SS 試料中の有機物含有量と粒子付着態 SS 濃度に見られた強い正の相間関係に対する、粒径 63 μ m 以上の画分に含まれる有機物（主に植物遺骸）である POM（particulate organic matter）の寄与を示唆していた（国立環境研究所, 2013）。宇多川上流域で採取した SS 試料の各画分の有機物含有量とセシウム 137 濃度の関係については、現在、実験等実施中であるが、一部既に得られている測定結果から、筑波山と同様の傾向が確認されている。

以上の福島県宇多川上流域での調査から得られた結果は、事故発生から現在に至るまで、汚染の程度に関わらず森林からの放射性セシウムの流出が極めて限定的であり、流出源としての寄与は小さいことを示唆している。一方で、森林からの浮遊性懸濁物質の流出量は、図 1-18 に示すように、通常年間数回程程度生じる大規模降雨流出に依存している。このため、流域内の蓄積量に比して極めて限定的であっても下流域へ一時的に少なくない放射性セシウムの流入が水生生物への移行に及ぼす影響を無視し得ないことが示唆された。

表 1-2 主な樹種林地に設置した地表流集水枠からのセシウム 137 流出状況

(対象期間：2014 年 7 月 19 日~10 月 16 日)

樹林	林床蓄積量 (kBq/m ²)	単位面積当たり の土砂流出量 (g/m ²)	流出土砂含有 ¹³⁷ Cs 濃度 (Bq/g-d.s.)	単位面積当たりの ¹³⁷ Cs 総流出量 (kBq/m ²)	¹³⁷ Cs 流出率(%)
スギ	200 ± 79	3.8	28	0.1	0.054
アカマツ	170 ± 77	17	10	0.2	0.10
ヒノキ	160 ± 75	53	19	1.0	0.66
広葉樹	110 ± 52	90	7.8	0.7	0.66

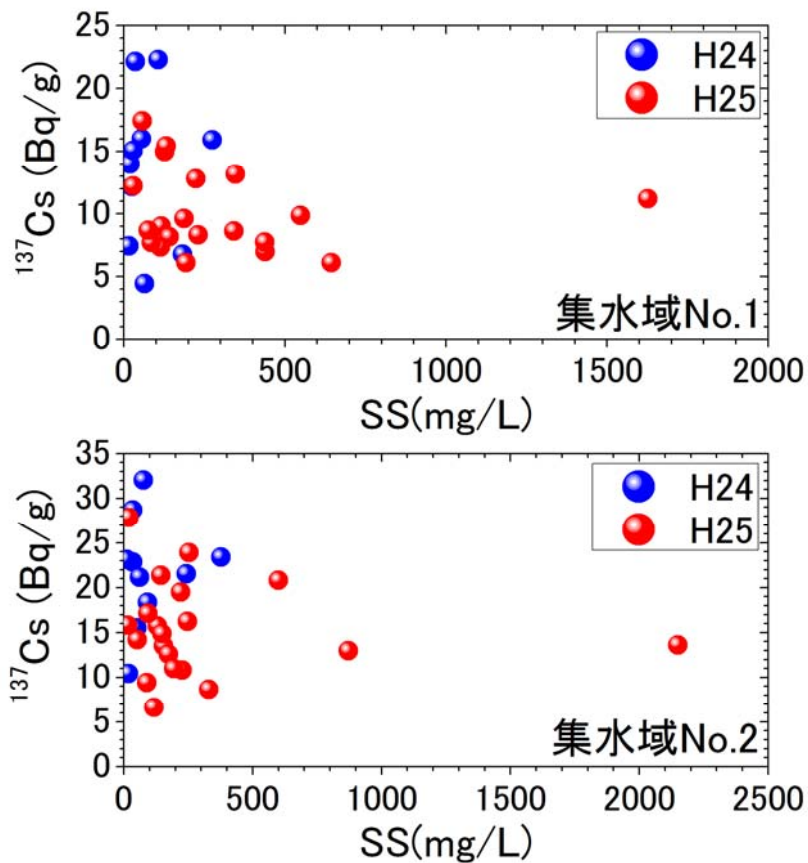


図 1-17 宇多川上流森林試験地における SS 濃度と単位 SS 重量当たりのセシウム 137 濃度の関係

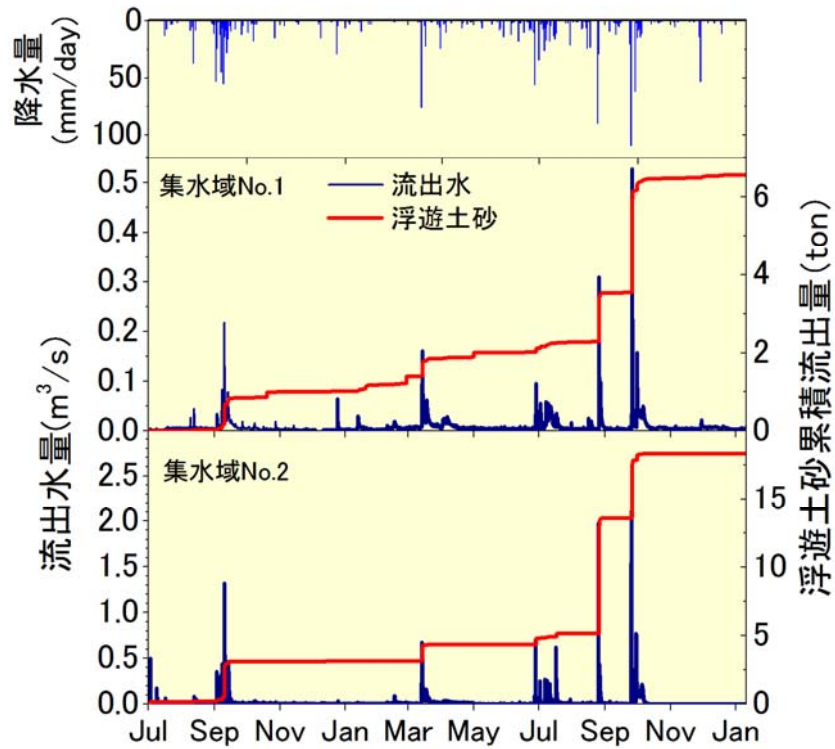


図 1-18 宇多川上流森林試験地における流出水量と土砂流出量の時間変化

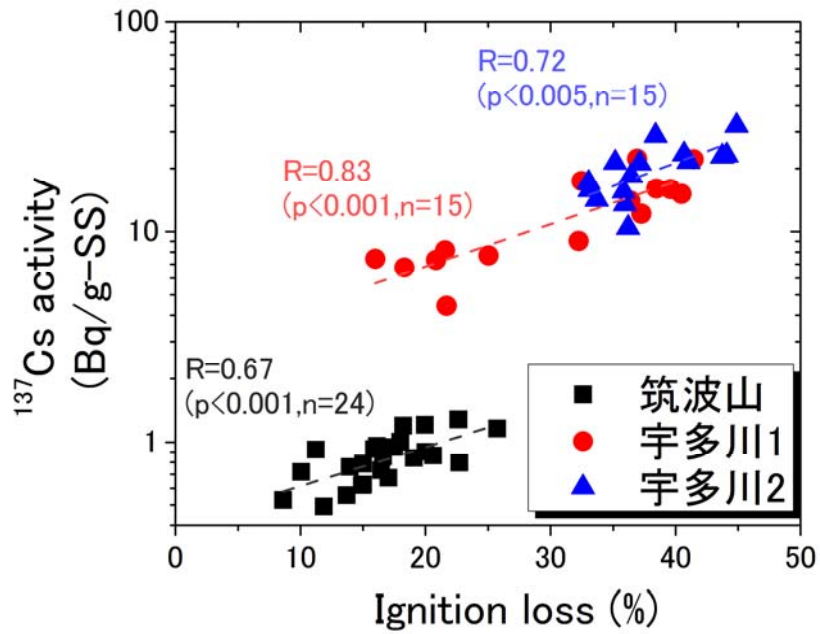


図 1-19 SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度と SS に含まれる有機物量との関係

参考文献 （なお、web は 2014 年 11 月 10 日にチェックした。）

1. Bunzl et al. (1989) *Sci. Total Environ.*, 78, 77-87.
2. 原子力規制委員会 (2014) 放射性モニタリング情報. <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html>
3. Hashimoto et al. (2013) *Sci. Rep.*, 3, 2564.
4. International Atomic Energy Agency (2006) STI/PUB/1239 (ISBN:92-0-114705-8), 166 pp.
5. Kato et al. (2012) *Geophys. Res. Lett.*, 39, L20403.
6. 国立環境研究所(2013) 平成 24 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委託業務報告書.
7. Nakanishi et al. (2014) *J. Environ. Radioact.*, 128, 9-14.
8. 日本ペドロジー学会編 (1997) 土壌調査ハンドブック (改訂版). 博友社, 169p.
9. 林野庁(2013) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について,
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130329.html>
10. Strebl et al. (1999) *Sci. Total Environ.*, 226, 75-83.
11. Tikhomirov et al. (1994) *Sci. Total Environ.*, 157, 45-57.
12. 山口ら (2012) 農業環境技術研究所報告, 31, 75-129.

2 河川やダム湖沼における放射性セシウムの動態

2-1 はじめに

福島第一原発事故から放出された放射性物質は地表面や植物等に沈着し、降雨などのイベントに伴い徐々に流域内を降下する。河川水を通じた放射性セシウムの移動は、水田などの水を用いた農作物への影響、山林などからの放射性セシウムの拡散状況の把握、河川底質や河口付近への放射性セシウムの移動などの環境動態評価が重要となる。また、ダム・湖沼は、飲料水や漁獲物などの自然の恵み（生態系サービス）を提供する重要な生態系であり、湖水や底質における放射性セシウムの挙動を明らかとするとともに、流域スケールでの動態におけるダム・湖沼の役割を把握することや、魚類を頂点とする水界生態系における放射能汚染の実態と食物連鎖を介した生物間の放射性セシウムの移行や濃縮に係るメカニズムを明らかとすることは、保全と利用それぞれの観点から、喫緊の課題となっている。

本研究では、河川やダム・湖沼における放射性セシウムの挙動と生息する動植物への移行状況を明らかにすることを目的に、霞ヶ浦流域と福島県宇多川流域の河川やダム湖沼を対象に調査を行った。その結果、霞ヶ浦、宇多川いずれについても、流域への沈着量に比して放射性セシウム流出量は極めて小さく、大規模な降雨イベントの発生時にほぼ限定して明確な流出が生じることが確認された。その流出率は霞ヶ浦流域では、2年間で0.2~0.8%（2011~2012年）、宇多川流域では18か月間余りで0.17%（2012年7月~2014年1月）となり、森林域と同程度のコンマ数パーセントオーダーであった。また、2012年度、2013年度に実施した軽汚染地域である霞ヶ浦（西浦）全域を対象とした底泥コア試料採取（68地点）とその放射性セシウム濃度測定から、底泥の汚染状態は空間的に非常に不均一な状態にある一方で、深さ方向には15cm以深にも原発事故由来の放射性セシウムが十分に検出されるように、鉛直方向に混合が進んでいることが確認された。上記全域調査結果や定点での底泥コア試料調査に基づいた底質への放射セシウム蓄積量の経年変化については、明確な増加が確認されず、流入河川流域から流出率が小さいことに対応する結果となった。一方、重汚染地域である宇多川流域の上流に位置する宇多川湖、玉野溜池における湖内池内の底質への放射性セシウム蓄積状態は、水深管理や湖内の流動によって大きく影響を受けることが明らかとなった。特にダム堤体付近の水深が深い地点では、湖面への直接沈着や初期流入の影響を受けた高蓄積層が、相対的に低濃度のセシウムを含有する流入土砂が堆積することによって、見かけ上、下方へ移動していることが確認された。また、低汚染域である霞ヶ浦を対象とした水生生物調査から、ヒメタニシ（*Sinotaia quadrata histrica*）および付着性二枚貝（カワヒバリガイ（*Limnoperna fortunei*）、アメリカザリガニを対象とした、沿岸底生動物へ放射性セシウムの移行状況は、摂食方法や食性といった機能群に依存ことが確認された（アメリカザリガニ（雑食性捕食者）>カワヒバリガイ（藻類食者）>ヒメタニシ（濾過摂食者））。

2-2 河川流域における放射性セシウム流出特性

2-2-1 霞ヶ浦流入河川流域における放射性セシウム流出特性

（1）調査方法

2012年度に引き続き、霞ヶ浦に流入する河川の中で、国土交通省関東地方整備局霞ヶ浦河川事務所（以後、「霞ヶ浦河川事務所」と呼ぶ）が下流区間で水位と流量の自動連続観測を実施している7河川、桜川（藤沢新田観測所）、恋瀬川（恋瀬川観測所）、小野川（小野川観測所）、清明川

(埤観測所)、園部川（小川観測所）（以上西浦へ流入）、巴川（巴川観測所）、鉾田川（鉾田川観測所）（以上北浦へ流入）を対象とした（図 2-1）。降雨出水時を対象に、図 2-1 に示す上記自動連続観測点近傍で高水時の河川水を、30 分から 1 時間の間隔で連続して 1 試料あたり 4 リットル採取した。河川水採取は、計 4 回の比較的規模の大きかった降雨イベント（6 月 15 日～16 日：総降雨量 35mm、6 月 24 日：総降雨量 18mm、6 月 26 日：総降雨量 43.5mm、9 月 4 日：41mm、9 月 15 日：63.5mm、いずれも観測点は、アメダス土浦観測所）を対象に、実施した。採取した河川水試料は、予め測定した浮遊性土砂（SS）濃度に応じて採取時間帯毎にコンポジットし、遠心分離による固液分離操作（15,760×g、25min）によって SS 成分の分離抽出を行った後、U-8 容器に充填した。充填された試料は 60℃で乾燥後に重量測定を行った後、ゲルマニウム半導体検出器によって SS 単位重量当たりのセシウム 134 ならびに 137 濃度測定を行った。

放射性セシウム流下フラックス推定方法については、まず、霞ヶ浦河川事務所より提供を受けた、上記流入 7 河川での 2007～2011 年における水位と流量、濁度の連続観測データと、高水時を対象とした河川水中の SS 濃度測定データを用いて、各河川で SS・濁度関係式を作成した（図 2-2）。次いで、観測流量と上式により推定された SS 濃度から SS 流下フラックスを算定し、それに上記固液分離操作で抽出された SS 単位重量当たりの放射性セシウム濃度平均値を掛け合わせることで、その流下フラックスを推定した。

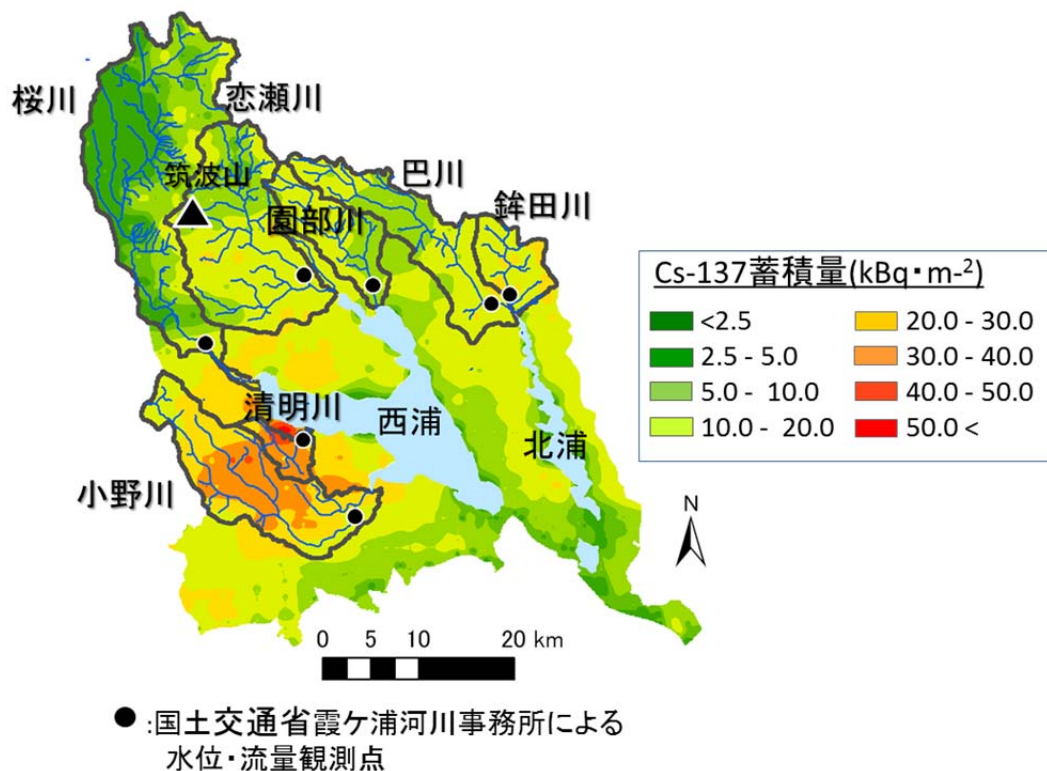


図 2-1 霞ヶ浦主要流入 7 河川での採水調査地点（霞ヶ浦河川事務所による水位・流量観測点）及び文部科学省航空機モニタリングによる流域へのセシウム 137 沈着量分布測定結果（測定日：2011 年 11 月 5 日）

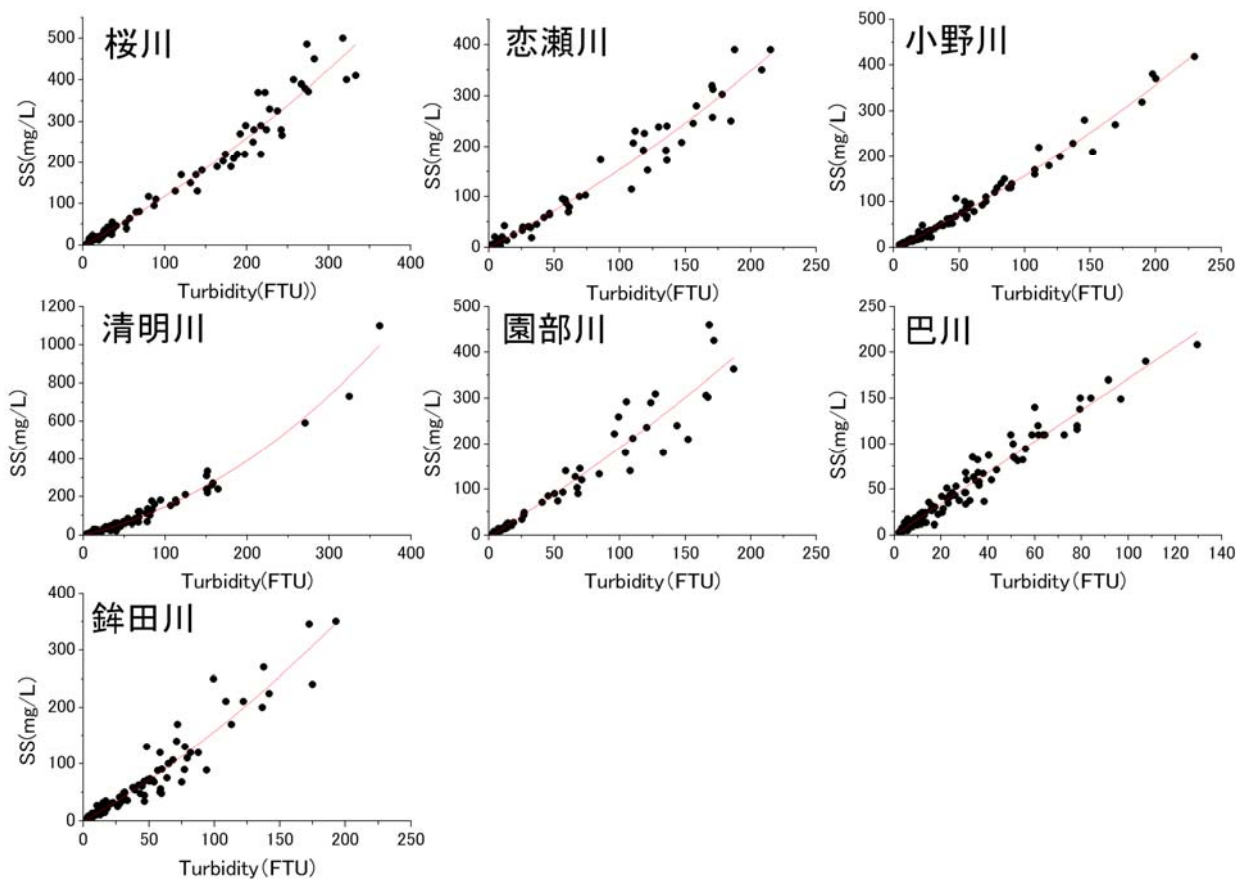


図 2-2 霞ヶ浦主要流入 7 河川における SS と濁度の関係（国土交通省霞ヶ浦河川事務所による観測データを利用）

(2) 結果

図 2-3 は、2012 年度の調査結果（国立環境研究所，2013）も含めた調査対象各河川の降雨流出時に採取した河川水中の浮遊性土砂（SS）濃度と SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度の関係を示している。他の河川に比べて流域への沈着量が多かった清明川、小野川については、SS 濃度の増加に伴い SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度が低下する傾向が、ある程度確認された。一方、残りの 5 河川においては SS 濃度とセシウム 137 濃度の間には有意な相関は見られず、セシウム 137 濃度は河川毎にある変動幅に収まる結果となった。図 2-4 は、各流入河川について流域へのセシウム 137 平均沈着量に対する、2012 年度調査結果も含めた SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度平均値をプロットしたものである。セシウム 137 平均沈着量は、文部科学省により 2011 年 11 月 15 日に実施された航空機モニタリング（文部科学省，2011）データを基に地理情報システムを用いて推定した（図 2-1）。結果河川間での SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度差は流域への沈着量の多寡に依存し、両者はほぼ線形関係にあることが確認された。

次いで、図 2-4 に示した各河川の SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度平均値に SS フラッ

クス推定値を掛け合わせることによって、事故直後から2年間の各河川流域からの浮遊性土砂由来のセシウム137流出量の算定を行った。表2-1は、各河川流域からの単位面積当たりのSSやセシウム137総流出量、各流域への沈着量に占めるセシウム137総流出量の占める割合(流出率)等の算定結果を、それぞれ示している。単位面積当たりのセシウム137総流出量は、最小となった桜川流域(0.017kBq/m²)から最大の清明川流域(0.276kBq/m²)まで、放射性セシウム沈着量に応じて流域間で大きく変化する結果を得た。一方で、セシウム137の年間流出率はいずれもコンマ数パーセントのオーダー(最少0.12%:銚田川流域、最大0.41%:清明川流域)であり、流入河川流域全体としても放射性セシウムの流出が極めて限定的であることが確認された。また、表2-1に併せて示した各流域における土地利用割合から分かるように、これら主要7河川流域の土地利用形態は流域間で異なり、森林域が優占する流域(桜川、恋瀬川)、畑地が優占する流域(園部川、巴川、銚田川)、それらの中間(小野川、清明川)の3つに大別される。一方で、流出率の値が示すように、各流域からの放射性セシウムの流出状況に対する、これら流域間の土地利用形態の違いが及ぼす影響を、これまでの調査結果からは確認することは出来なかった。

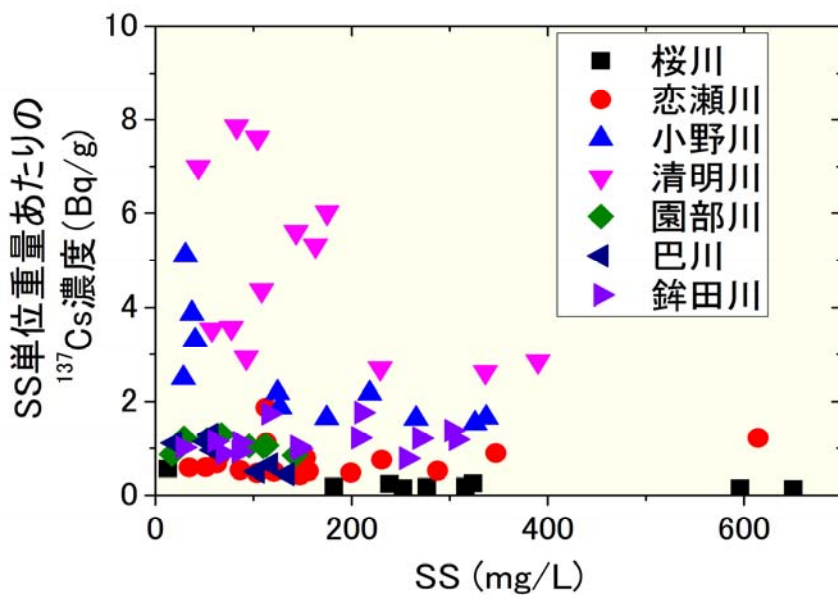


図2-3 霞ヶ浦流入主要7河川におけるSS濃度とSS単位重量当たりのセシウム137濃度の関係

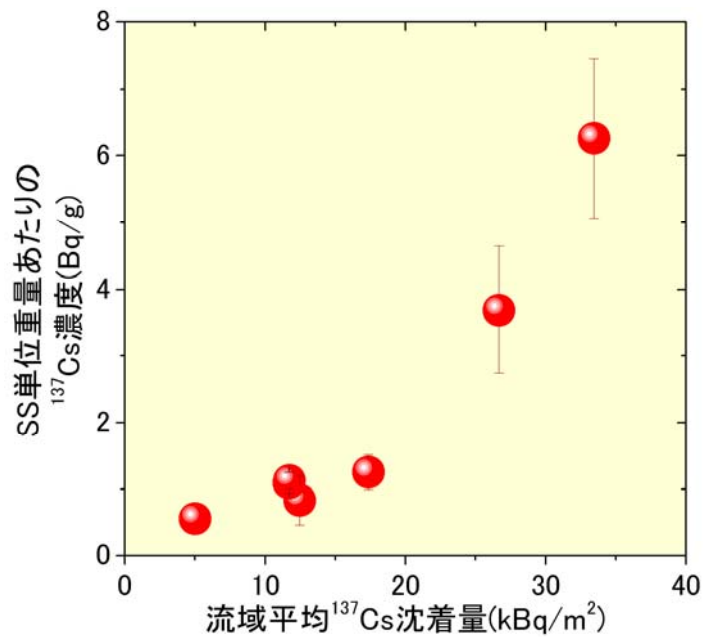


図 2-4 霞ヶ浦流入主要 7 河川流域へのセシウム 137 沈着量（文部科学省航空機モニタリング：2011 年 11 月 5 日）と河川水 SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度との関係

表 12-1 霞ヶ浦主要流入河川流域の土地利用割合、SS ならびにセシウム 137 流出状況

		桜川	恋瀬川	小野川	清明川	園部川	巴川	鉾田川
土地利用割合 (%)	森林	34.6	48.6	18.2	22.7	14.2	21.6	24.2
	畑地	16.9	18.7	32.8	29.1	41.0	46.9	53.9
	水田	28.1	21.6	14.0	20.0	13.7	15.9	11.3
	市街地	8.8	11.1	15.2	9.8	10.2	5.1	3.2
SS 比流出量 (kg/m ²)		73.8	61.6	32.2	58.3	57.2	47.3	36.3
¹³⁷ Cs 比流出量 (kBq/m ²)		0.017	0.046	0.080	0.276	0.061	0.041	0.042
流域平均 ¹³⁷ Cs 沈着量 (kBq/m ²)		5.00	12.5	26.7	33.5	11.7	11.7	17.4
¹³⁷ Cs 流出割合 (%)		0.34	0.37	0.30	0.83	0.52	0.35	0.24

2-2-2 宇多川における放射性セシウムの流出特性

(1) 調査の概要

福島県相双建設事務所が管理する中村水位観測点近傍（図 2-5）を対象に、2012 年 7 月より開始した濁度自動連続観測を、2013 年度も継続して実施した。比較的規模の大きい降雨を対象とした、出水時における河川水の連続採水を 9 月 15 日から 9 月 16 日（台風 18 号、総降雨量 mm（アメダス相馬観測データ））と 10 月 16 日（台風 26 号、総降雨量 mm（アメダス相馬観測データ））に実施した。放射性セシウム測定までの採取した試料の処理は、上述の霞ヶ浦流入河川での調査と同様の方法を用いた。また、放射性セシウム流下フラックス推定方法についても同様の方法を用い、SS-濁度関係式については、2012 年度調査時に作成した採取した試料中の SS 濃度と採取時刻の濁度データを用い作成した（図 2-6）。流量データについては、福島県相双建設事務所よりその提供を受けた。

(2) 結果

図 2-6 に示した SS-濁度関係式と流量観測データから求めた SS 流下フラックス推定値から、濁度連続観測開始時（7 月 17 日）から 2014 年 1 月末までの SS 総流出量は 3,790ton となった（図 2-7）。これに、測定された SS 単位重量当たりのセシウム 137 濃度全測定値から求めた平均濃度 9.0Bq/g を掛け合わせることで、上記期間中のセシウム 137 総流出量を求めたところ、34GBq（単位面積当たりの流出量 350Bq/m²）となった。これは、文部科学省により 2011 年 11 月 5 日に実施された航空機モニタリング（文部科学省、2011）データから算定された、宇多川流域全体に関する単位面積当たりのセシウム 137 沈着量 210kBq/m² の 0.17% に相当する結果となった。今年度は、秋季に台風による大規模な降雨による流出が生じたため、上記台風以前と比べ流出率はワンオーダー増加し、観測全期間の測定結果を基に算定した年平均流出率は、コンマ数パーセントのオーダーとなった。この値は、上述の霞ヶ浦流入河川流域と同様であり、流域の汚染の程度に関わらず、陸域からの土砂流出に伴う放射性セシウムの流出が限定的であることや、上流のダム湖でのセシウム貯留作用によって、下流水域への流入が、上流の陸域における沈着量に比して小さいことを示している。

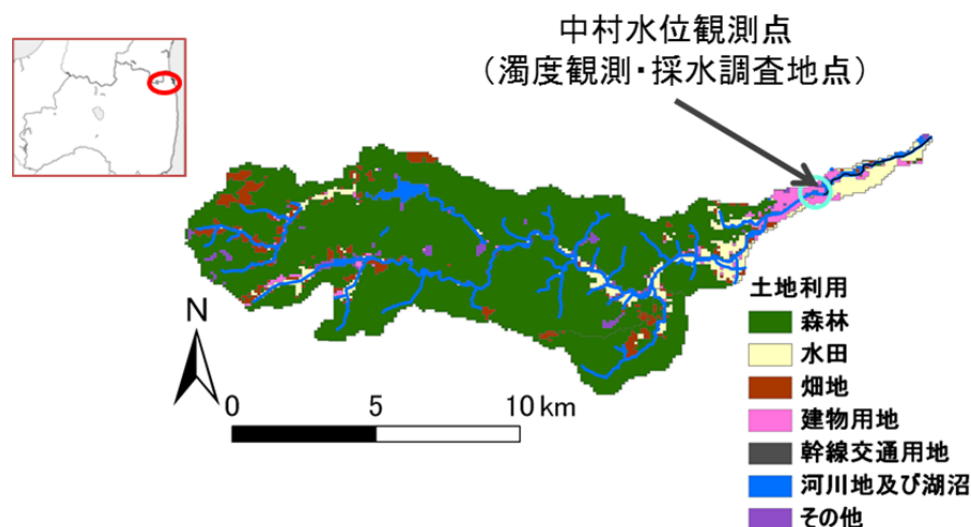


図 2-5 宇多川流域における濁度連続観測ならびに河川水採取調査地点

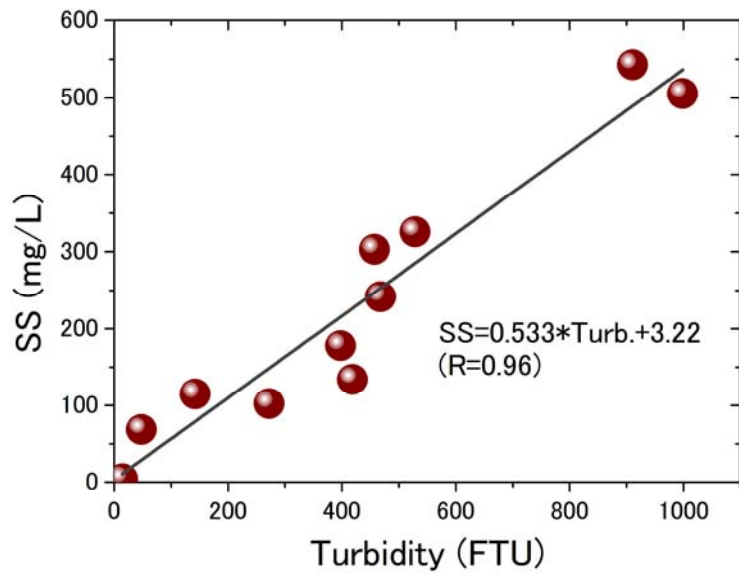


図 2-6 宇多川下流観測点における SS 濃度と濁度の関係

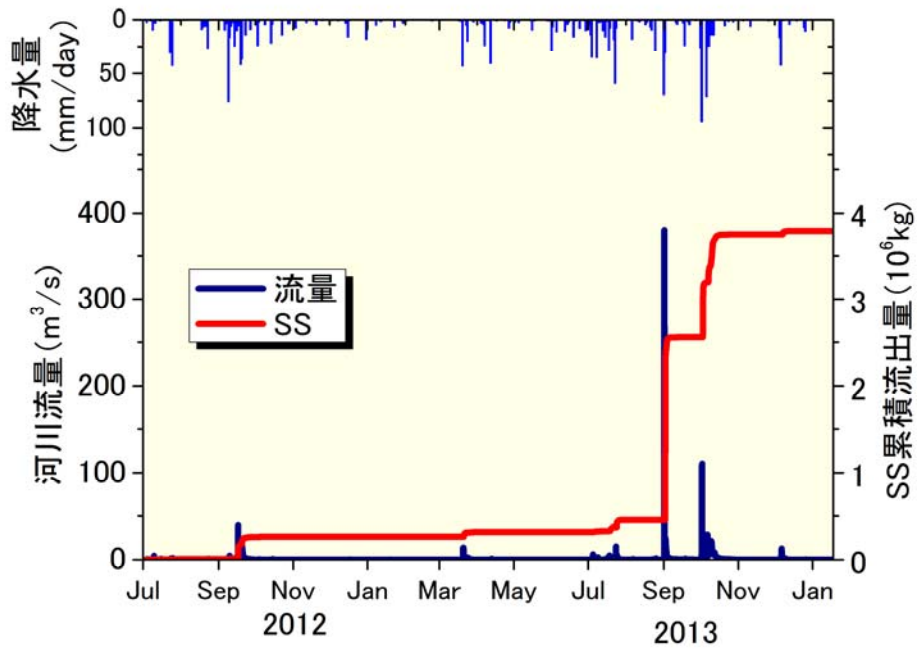


図 2-7 宇多川下流観測点における河川流量ならびに濁度観測開始からの SS 流出量算定値の経時累積変化

2-3 ダム湖沼への放射性セシウムの堆積について

2-3-1 霞ヶ浦への堆積について

(1) 調査方法

1)霞ヶ浦湖底泥柱状試料

霞ヶ浦湖底泥柱状試料は、平成 24 年度までに引き続き、3 ヶ月に 1 回 3 地点(St.3、7、9)で、年 1 回 3 地点 (St.8、11 及び表層泥 62) で採取した (図 2-8)。本年度は、コアパイプ先端部を閉塞する機能を持つ内径 11cm の重錘式コアサンプラー (離合社製) によって採取した柱状底質試料を利用した。過去に使用した内径 4cm もしくは 5cm のコアサンプラーと比較してかく乱や圧密を起こしにくい。試料は深さごとに切断し、凍結乾燥-ビニル袋内手ほぐしにより、均質化及び水分含有量の算定を行った。異物は含まれておらず、ふるい分け等の操作は行っていない。

2)霞ヶ浦湖底表層泥 (全域メッシュ調査)

2013 年 9 月 20~27 日にかけて、霞ヶ浦全域をカバーする 1 分メッシュ格子点の近傍及び主要河川流入口付近の計 76 点で表層泥を採取した (図 2-9)。内径 11cm の重錘式コアサンプラーを用いて 30cm 程度の試料を採取したが、砂質泥の場合には、エクマンバージ式採泥器によって表層泥をグラブサンプリングした。試料は船上で均質化処理した。コア試料は直上水を除いた後、上部 15cm とその下部 (原則 10cm) をそれぞれ抜き出して、ステンレスバット内でステンレスヘラを用いて十分に均質化した。グラブサンプルは水抜きした試料全量をステンレスバット内で十分に均質化した。

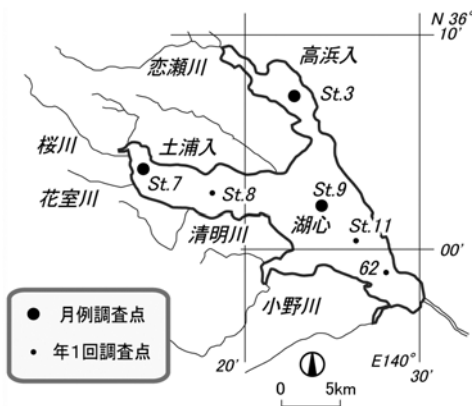


図 2-8 霞ヶ浦湖底泥柱状試料採取地点図

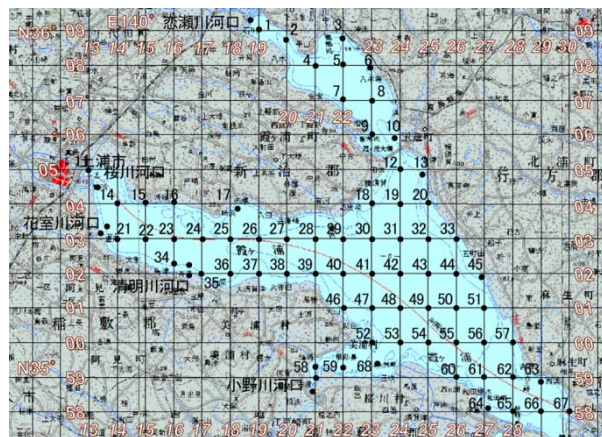


図 2-9 霞ヶ浦湖底表層泥 (メッシュ調査) 採取地点図

3)分析

底質試料は、U-8 容器 (90mL 容) に詰め、高純度ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによって放出ガンマ線を計数した。アルミナベースの標準体積線源から求めた対エネルギー効率曲線を利用し、試料厚み・密度による効率補正を施した。湿泥の場合、水分含有量から求めた水成分量と残余の土壌成分量の 2 成分の均質な混合体を仮定してガンマ線吸収補正を行った後、乾重あたりの放射能に換算した。

(2) 霞ヶ浦柱状試料の放射能の鉛直分布

図 2-10 に湖心 (St.9) 湖底泥中の放射性核種の鉛直分布を 3 種類挙げることで、霞ヶ浦における放射性物質の堆積について概観する。原発事故直前の 2011 年 3 月及び 2007 年 (Fukushima et

al.(2010)) の Cs-137 の鉛直分布 (図 2-10 左) は、似かよっており、約 20Bq/kg 程度で深さ方向にほぼ一定の放射能が存在していたことがわかる。Cs-134 は検出されない。Cs-137 は、1960 年代にもたらされた大気中核実験由来のフォールアウトが主な起源で、2007 年コアの深い部分には、大気中核実験のピークである 1963 年を示す小さなピークが認められる。堆積した当時は鋭いピークであったものも、上部へ新たな堆積物がたまと、混合により鋭いピークは平坦なものに変化して行き、表層部へ大きくすそを引いた形になっている。

原発事故によってもたらされた放射性セシウムにも同様のプロセスが生じている。原発事故後の 1 ヶ月後にはすでに放射性セシウムが霞ヶ浦湖心底質中に堆積しており、同時に放射性ヨウ素も検出された。霞ヶ浦の湖水の平均滞留時間は約 6 ヶ月であるため、河川から流入した放射性セシウムは湖心へ到達しておらず、湖面へ沈着した放射性物質の沈降によるものと考えられる。加えて、主に風波によるかく乱により、すでに最大 4cm 程度堆積物にもぐり込んでいた。湖心底質 2011 年 5 月から 2013 年 10 月にかけて観測された Cs-137 の鉛直分布 (図 2-10 中) では、表層の放射性セシウムは 1300Bq/kg を超えていた。その後、Cs-137 は次第に深い層にまで検出されるようになり、2012 年 3 月と 4 月の観測で、明らかな表層の平坦部が見られるようになった。一方、最表層 Cs-137 濃度は時間とともに下がる傾向があり、新たな Cs-137 の負荷よりも、初期に最表層に堆積した Cs-137 が鉛直方向へ混ぜられる効果の方が大きいことを示す。

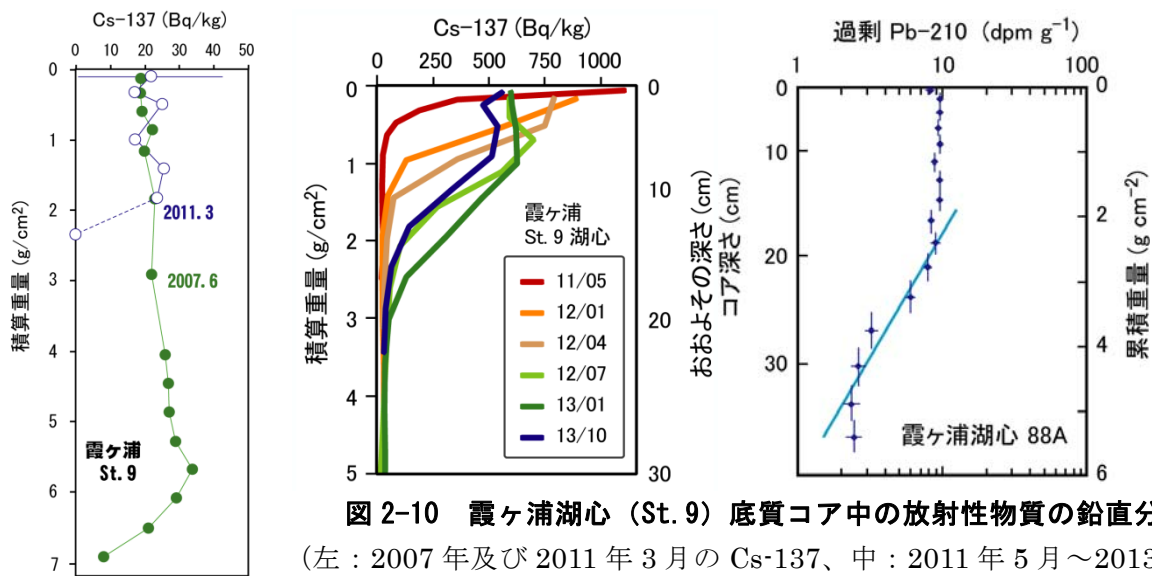


図 2-10 霞ヶ浦湖心 (St. 9) 底質コア中の放射性物質の鉛直分布
 (左：2007 年及び 2011 年 3 月の Cs-137、中：2011 年 5 月～2013 年 10 月の Cs-137、右：1988 年の Pb-210)

天然由来の放射性核種であり、一定フラックスで霞ヶ浦に流入・沈降していると考えられる Pb-210 の鉛直分布 (図 2-10 右) では、表層から 15cm 程度まで一定の Pb-210 放射能を示しており、それ以深で経過年代にしたがった減衰を示していた。先に述べた核実験由来の Cs-137 ピークとは異なる原理に基づく堆積年代測定法であり、Pb-210 法から得られた堆積速度は 52mg/cm²/年であった (田中ら(1991))。十分な混合時間が経過し、平衡に達したと考えられる表層平坦部が約 15cm 程度であることから、放射性セシウムの平面分布を解析する際の層厚を 15cm とした。湖心では、2012 年 7 月以降、Cs-137 の鉛直プロファイルに顕著な変化が見られなくなった。今後、初期沈着フラックスを下回る程度の河川からの負荷や周辺の低濃度地点層からの堆

積物の水平移動が起きた場合、表層濃度は深層にくらべて減少し、逆に周辺の高濃度地点層からの堆積物の水平移動が起きた場合、表層濃度は深層にくらべて高くなるプロファイルを形成すると予想される。最終的には、フォールアウトのピークのように底質深部になだらかなピークを残しながら、表層部側へすそを引くような非対称の形状をとると考えられる。

St.9を含む6地点の鉛直プロファイルを2013年9月頃と、その約1年前とで比較した(図2-11)。当然ながら、全地点でCs-134は2年の半減期に応じて放射能を減じている。高線量地区にあたるSt.8の放射能が高く、2013年にかけて最表層濃度が減少していることが特徴的であった。また、St.3は約30cmまで混合が進んでおり、その結果として放射能濃度は下がっている。放射能濃度と堆積物量との積を積分すると、後述するように各地点の現存量が求められる。St.7、9のように濃度が減少する地点や、No.62のように混合層が薄くなっている地点では、現存量の値は小さくなる。一方、St.3のように混合層が厚くなる地点では、現存量の値は大きくなる。観測される混合層の厚さは、堆積物の物理的移動に加え、最表層を逃さず試料採取できたか否かにも関係する。そのため、放射性セシウムのみでなく、一定フラックスで堆積するPb-210などの他の核種のプロファイルと比較するなど、慎重な解析が必要であることがわかった。

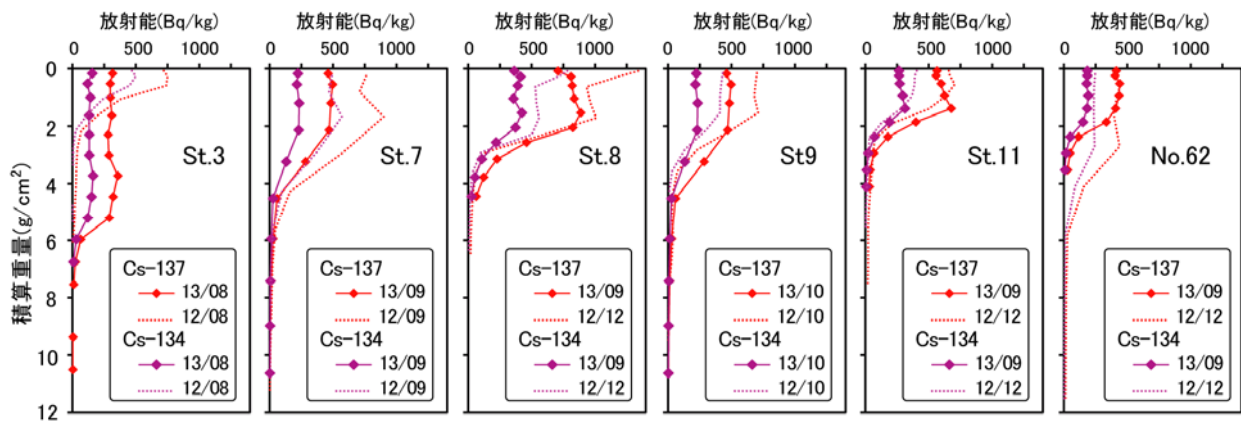


図2-11 霞ヶ浦各地点の底質コア中の放射性セシウム鉛直分布（平成25年度）

各地点ともほぼ1年前の分布（破線）と比較している

(3) 霞ヶ浦全域の放射性セシウムの水平分布

年1回の定期的な水平分布の観測により、湖沼全体の放射性セシウムの現状・現存量を把握するだけでなく、その経時変化から水平方向への動態を調べることにした。同一地点で3本のコアを採取・分析した結果、混合操作の均質性は0.1%以下、放射能測定のための再現性は0.5%程度、底泥の物理的な不均質性は1%以下が確認されている。放射能値の不確かさの最大要因は、位置再現性と試料採取によるものであり、評価は難しいが、10%以上の不確かさと推定された。

混合の影響を見るために、2013年度については可能な限り15cm以下の下層部も採取した。上層部では、Cs-134は19~660Bq/kg（算術平均値201Bq/kg）、Cs-137は41~1380Bq/kg（算術平均値454Bq/kg）、下層部では、Cs-134は0~650Bq/kg（算術平均値86Bq/kg）、Cs-137は16~1430Bq/kg（算術平均値200Bq/kg）の範囲分布であり、下層部への放射性セシウムの侵入が確認できた。表層濃度は、地点により35倍程度の差があり、粒径と密接な項目である含水率とCs-137とは正の相関($r=0.70$)があった。図2-12に示したCs-134+Cs-137の分布図と合わせて

みると、湖岸近くに堆積した砂質泥に放射性セシウムが少ないことがわかる。図には河川最下流部の底泥中放射性セシウムの濃度（2012年度）も合わせて示している。

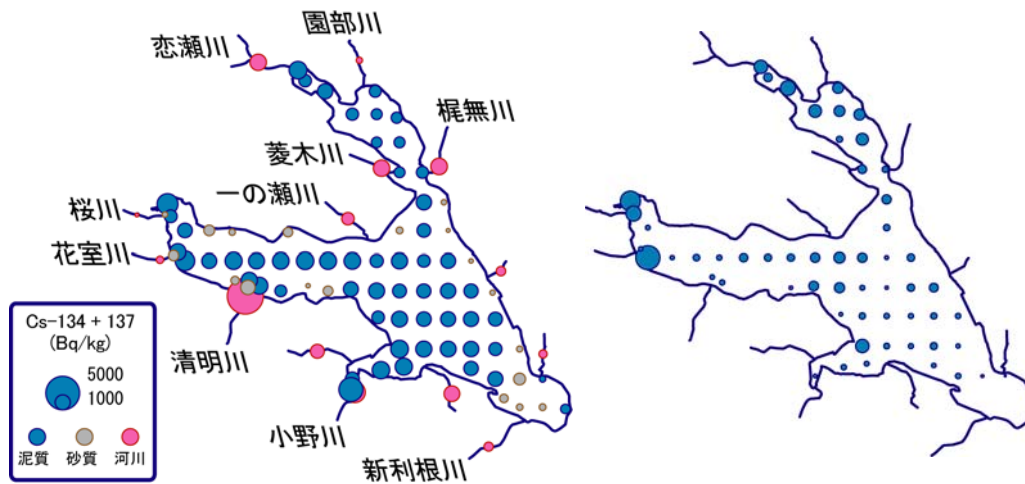


図 2-12 霞ヶ浦湖底泥放射性セシウム水平分布（2013 年 9 月）

左：上層（0～最大 15cm）、右：下層（15cm 以深、最大 25cm）。
赤丸は河川下流部表層底泥結果（2012 年）

Cs-134/Cs-137 比は 0.39～0.51 であり、2011 年 3 月 11 日に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は上層で 0.86～1.13（算術平均値 0.97）、下層で 0～1.06（算術平均値 0.83）であった。多くの地点で、事故由来の Cs-134 が下層部深くまで侵入してきていることを示す。6 地点のコアの分析結果（図 2-11）からも、St.3（高浜入）で特に混合が進んでおり、図 2-12 にも下層部への混合が顕著であった。2012 年度は一律表層から 15cm までで分取したため、底質中存在量を計算する際にはある程度の過小評価となってしまう。

放射性 Cs 濃度は、砂質泥を除くと湖の西部（土浦入）で比較的高い傾向があったが、2012 年度よりもその傾向は顕著ではない。また、小野川、花室川、桜川、恋瀬川の河口域の濃度がやや高い。河川底質中の放射性セシウムは小野川や清明川が高いものの、桜川や花室川では低い。その結果、地点 21（花室川河口部）や桜川河口部では、下層底質の方が上層よりも濃度が高い逆転現象を示しており、河川からの堆積物で希釈される効果が見えていた。一概に河川底質中の放射性セシウム濃度により湾部底泥の放射性セシウム濃度が定まるわけではない。清明川では底質中の放射性セシウム濃度は高いが、流量が小さいため、負荷量は小野川よりも小さくなる。

（4）霞ヶ浦堆積物中の放射性セシウムの現存量とその経時変化

コア試料による観測地点での放射性セシウムの現存量とその経時変化と、全域メッシュ調査における 2012 年 12 月時点での現存量の水平分布に分けて述べる。

乾燥コア試料の場合、試料調製の段階で含水率とコア内径から深さと重量との関係が得られる。これを用いて、放射性セシウム現存量が求められる。一方、全域メッシュ調査の場合、湿泥のまま放射能分析したため、以下の項目と式から現存量を推定した。

$$\text{現存量(Bq/cm}^2\text{)} = \text{放射性 Cs 濃度(Bq/g 乾重)} \times \text{かさ密度(g/cm}^3\text{)} \times (1 - \text{含水率}) \times \text{コア厚さ(cm)}$$

コアは 0～15cm と 15～25cm の 2 層を採取したが、地点によってはそれ以下の厚さしか採取

できなかった。この場合、採取厚さまでの現存量を求めた。また、グラブ試料については、便宜的に 5cm の厚さを与えて計算した。5cm 以深に放射性セシウムが存在する場合、過小評価となる。

全域メッシュ調査における各観測点の現存量（Cs-134+Cs-137）の計算結果を、採取された最深部まで（図 2-13 左）と、2012 年 12 月調査時との増減量で図示した（図 2-13 右）。砂質湖岸部の現存量が小さいのは、主として砂質底質中の放射性セシウム濃度が低いためであろう。2012 年 12 月時点の分布は、土浦入の広い範囲と高瀬川、花室川、小野川の流入部の現存量が大きかった。土浦入の広範囲の高現存量については、陸上部と同様に水面下でも初期沈着が大きかったことを反映しており、河口部や湾部の高現存量は、河川からの供給を受けたことを反映していると考えられた。一方、2013 年 9 月では、桜川と花室川河口周辺が突出して高く、土浦港や恋瀬川河口がそれについていた。土浦入全体の高沈着量地域は残ってはいるものの、かなり解消されている。なお、各地点の原発事故由来ではない Cs-137 濃度（例えばコア深層部の値）が求めれば、福島第一原発事故による沈着量のマップが描けるが、現段階では現存量の図としている。

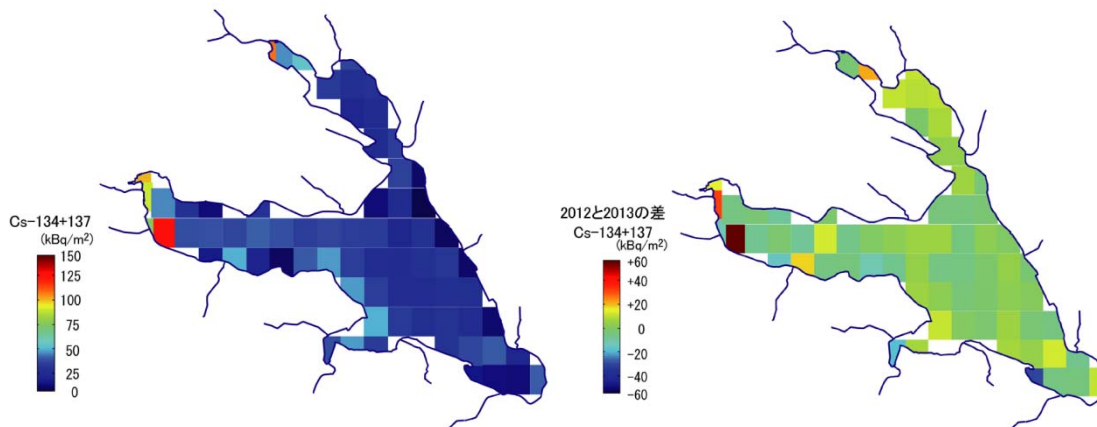


図 2-13 霞ヶ浦湖沼底質の放射性セシウムの現存量 (kBq/m²) (左：2013 年 9 月時) 及び 2012 年 12 月時との差 (右：各採取時点で比較、減衰補正なし)

採取深度が異なるため、2012 年 12 月時点と 2013 年 9 月時点の放射性セシウム現存量を単純に比較することは難しいが、両者の差（図 2-13 右）を見ると、土浦入の各点での減少量が大きく、逆に高浜入側での増加量が大きかった。湖心周辺では、数 kBq/m² 程度の増加もしくは減少にとどまっていると計算された。調査間隔の 10 ヶ月間では主に Cs-134 の放射壊変により、1 割程度減衰することが期待される。それに対して、実測では 2% 程度の減少となっており、その分は河川等から負荷されたか、水平移動により昨年度計測されない部分から移動してきたと考えられる。

コア試料を継続的に採取した湖内 6 箇所（図 2-8）の放射性セシウム現存量の経時変化を図 2-14 に示した。Cs-134 が検出されない深さの Cs-137 をもって、原発事故前の放射性セシウムのベースライン値とすると、St.9 では約 25、St.3d ではほぼ 0、St.7 でも 25Bq/kg 程度であるが、ベースライン値、核実験由来のピークは次第に明確でなくなっている。事故前のベースライン値は無視できるほどの量であり、存在量を沈着量（インベントリ）と読み替えて差し支えなかろう。Cs-134/Cs-137 比は表層でほぼ 1、深部で下がってきており、Cs-134 濃度もしくは Cs-134/

Cs-137 比を正確に測定できれば、より正確な沈着量の評価につながる。

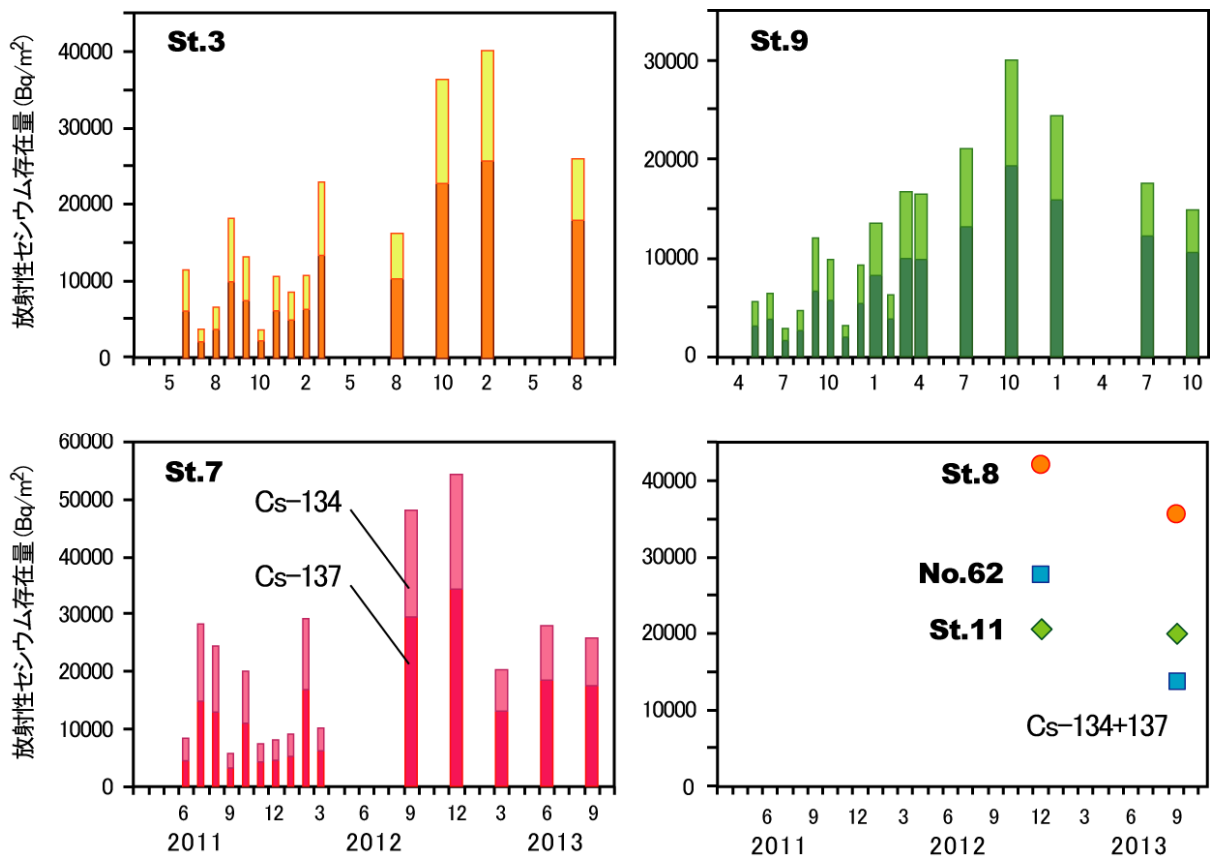


図 2-14 霞ヶ浦月例観測点での底質への放射性セシウムの存在量の経時変化

(St.3、7、9 は上段 Cs-134、下段 Cs-137 の積み重ね表示。他は総放射性セシウム
太いバーは 11cm コアサンプラーでの採取試料)

不かく乱度の高い 11cm コアは 2012 年 1 月から断続的に使用し始めており、2012 年 7 月から定例化した。2011 年度に示した 5cm コアでは、採取時の表層部のロスの可能性があり、過小評価の可能性が高い。しかし、過大評価の可能性はほとんどない。2011 年度の高めの観測値と 11cm コアの結果を合わせて見ると、各地点とも 2012 年 10 月から 12 月にかけて最大値を示し、それ以後の現存量は、Cs-134 の減衰を考慮しても減少傾向にあると言える。最大沈着量は、霞ヶ浦北西部に位置する土浦入 St.7 で見られたが、湖面メッシュ調査マップでの変化と同様に土浦入では減少傾向があり、現在では高浜入 (St.3) と同程度の沈着量となっている。

図 2-14 の値は各採取時点に減衰補正している。事故後ほぼ 3 年が経過し、物理減衰のみでも Cs-134 は 35%、Cs-137 は 93% に放射能が減衰している。図のバーのうち、採取ロスが少ないと目される高めの値と比較すると、2012 年末ごろまでは、明らかな存在量の増加傾向があった。概算値を示すと、St.3 で 12kBq/m²/年程度、St.7 で 25kBq/m²/年程度、St.9 で 16kBq/m²/年程度であり、2011 年度に概算した St.9 で 15kBq/m²/y と大きくは変わっていない。一方、その後の減少速度は、増加速度に匹敵するほどであった。しかし、湖尻 (St.11 や No.62) へ向かって移動、排出されている傾向は見られない。湖全体での増減はほとんどなかったことから、底質内の垂直移動、湖内の水平移動が各地点の分布や存在量の差になったものと推測される。

2-3-2 宇多川流域の湖沼への堆積について

(1) 調査方法

宇多川は上流で宇多川本流と支流玉野川に分岐するが、宇多川本流と支流玉野川の中ほどにはそれぞれ松ヶ房ダム湖と玉野溜池という止水生態系が存在する。これらの湖底に事故後堆積した放射性セシウム量（単位面積当たり）を正確に見積るには、底泥を堆積構造をできるかぎり壊さずに一定面積、十分な深さまで採取し、底泥表層からの放射性セシウム濃度の深度プロファイルを描くことが必要となる。そのため、φ11cmの底泥コアを採取できる不攪乱柱状採泥器（RIGO社）を使用し、2012年11月と2013年10月の2回に玉野溜池および松ヶ房ダム湖で底泥コアの採取を行った（図2-15）。松ヶ房ダム湖では泥質の堆積物が堤体近くの最深部の取水塔近くに限られていたため、最深部で底泥コアのみ不攪乱柱状採泥器を用いて底泥コアを採取し、松ヶ房ダムのそれ以外のサイトや玉野溜池ではダイバー潜水によるコア採取を行った。玉野溜池では2012夏ごろから水を抜いていたが、2013年10月のサンプリング時には数mの水深にまで水がたまっていた。持ち帰った底質試料は深度ごとに切り分け、凍結乾燥後、層ごとの乾燥重量と単位乾重あたりの放射性セシウム濃度を測定した。底質試料は、U-8容器（90mL容）に詰め、ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによって放出ガンマ線を計数した。標準体積線源（密度1及びアルミナベース）から求めた対エネルギー効率曲線を利用し、試料厚みによる効率補正を施した。本調査では事故後の放射性セシウムで汚染されていないより深層の堆積物を含む長い底泥コアを採取する必要がある。そのため、不攪乱柱状採泥器に付属している10kgのオモリに加えてさらに20kgのオモリ負荷をかけられるように改変してある。しかしながらそうした改変の結果、底泥コアを引き上げる際の採泥器の総重量は40kg程度となり、湖底からロープにより採泥器を引き上げるのは容易ではない。そこで、佐藤貴之研究員を中心に2012年の試作一号機にさらなる改良を加え、図2-15に示すような小型船舶用の採泥器上げ下ろしシステムを開発・改良した。単位面積当たりの ^{137}Cs の事故後推定蓄積量を算出するにあたっては、各層の ^{137}Cs 濃度を底泥表層からの累積乾量で積分した値から、核実験由来の ^{137}Cs 量（実際には非汚染地域のコントロール湖沼として調査した十和田湖の深度プロファイルから求めた値 1.41kBq/m^2 を採用）を引くことで算出した。



図 2-15 底泥コア採取用の小型船舶に設置可能なモバイルクレーンシステムの開発

(2) 調査結果と考察

1) 松ヶ房ダム湖における放射性セシウムの堆積特性

採泥地点や底泥表層からの深度に関わらず、底泥各層の ^{134}Cs 濃度は同じ層の ^{137}Cs がすべて2011年3月11日の原発事故由来であると仮定した場合から推測される濃度とほぼ同じ1:1のライン上にあることが確認できたことから(図2-16の右図)、ダム湖のどの場所でも、最大40cm以上の深さまで原発事故由来の放射性セシウムが拡散しており、1963年に降下量がピークであった核実験由来の ^{137}Cs の影響は無視できるほど小さいことが分かった。

^{137}Cs の事故後の単位面積あたりの蓄積量は2013年10月の時点で、ダム湖の上流に位置するSt.1で 335.3kBq/m^2 、ダム湖中央のSt.2で 484.6kBq/m^2 、堤体近くのSt.3で 703.2kBq/m^2 となった(図2-17)。このことから、ダム湖では河川の流入口近くの上流から流出口に至る傾度で ^{137}Cs の蓄積量は2倍程度まで上昇していたことが分かった。河川水中の懸濁粒子の内、微粒子は流出口付近で沈降するのに対し、より粒径サイズの大きな粒子は上流で沈降することが予想される。鉱物粒子への表面吸着が放射性セシウムの移流・拡散の主たるプロセスである場合には、微粒子ほど ^{137}Cs 濃度は高くなることから、ダム湖内のこうした ^{137}Cs 濃度の違いは河川から流入する懸濁粒子の沈降過程の粒径サイズごとの違いを反映していると考えられた。また、底泥コア中の ^{137}Cs 濃度の深度プロファイルに着目した場合、ダム湖の上流のコアでは表層に向かって上昇するのに対し、ダム湖中央ではなだらかな台形状、堤体近くではワンピーク型と連続した変化を示していた。なだらかな台形状のプロファイルは底泥表層での生物攪乱作用の激しい場所で見られるが、そうした影響が小さいと仮定するとすれば、ダム湖上流での放射性セシウムの堆積速度は現時点でも増加し続けている可能性が高い。

2012年9月の時点で周辺の森林に沈着した ^{137}Cs 濃度は単位面積当たり $150 - 450\text{kBq/m}^2$ 程度と見積られていることを考慮すれば、堤体近くのSt.3で 703.2kBq/m^2 は明らかにそれより大きな値ではある。同じ場所で2012年の11月に採取したコアでは ^{137}Cs の蓄積量は 434.3kBq/m^2 と大幅に低い値を示したことから、堤体近くの湖底堆積物中の蓄積量は不均一となっていると推測された。この蓄積量の違いは、主として ^{137}Cs 濃度のピークの高さの違いに起因していることから、事故直後に堤体近くまで流入し、その後沈降、堆積した微粒子量が空間的に不均一であったと思われる。また、St.3の ^{137}Cs 濃度の深度プロファイルの結果(図2-17の右側4つの図)から、2012年11月のコアでは、 ^{137}Cs 濃度は表層から2.3cm程度で最大となり、7.5cmでほぼ事故前のレベルに戻るのに対し、2013年10月のコアでは、 ^{137}Cs 濃度は表層から4.5cm程度で最大となり、10cmでほぼ事故前のレベルに戻る変化が記録されていた。この両者の深度プロファイルの違いは、2-2.5cm程度がこのダム湖の堤体近くの年間の堆積速度であると考えようまく説明することができ、近年堤体近くでは、湖底堆積物表層への ^{137}Cs の堆積速度はピーク時の半分程度まで低下している可能性がある。しかしながら、こうした定量的な議論は今後より多くの大口径コアの深度別 ^{137}Cs 濃度のプロファイルに関する情報を蓄積することで可能になる。

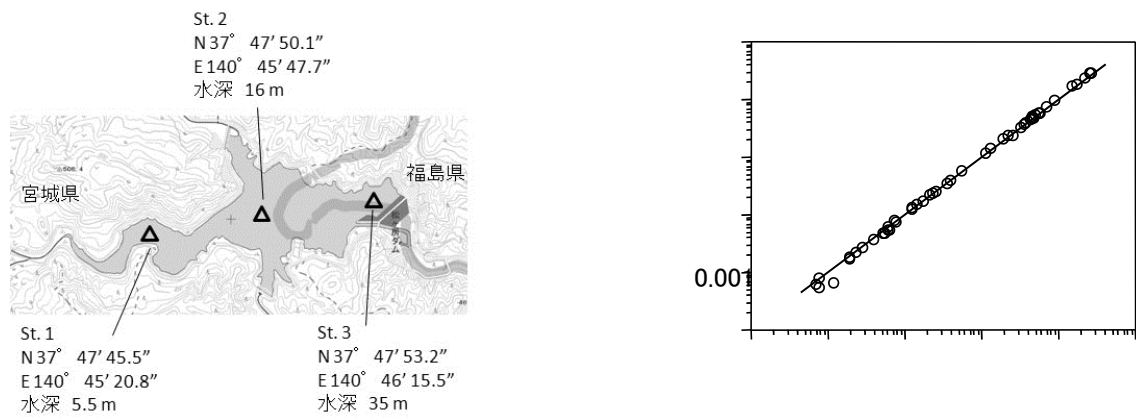


図 2-16 松ヶ房ダム湖の調査地点と底泥コア中の ^{134}Cs の濃度特性

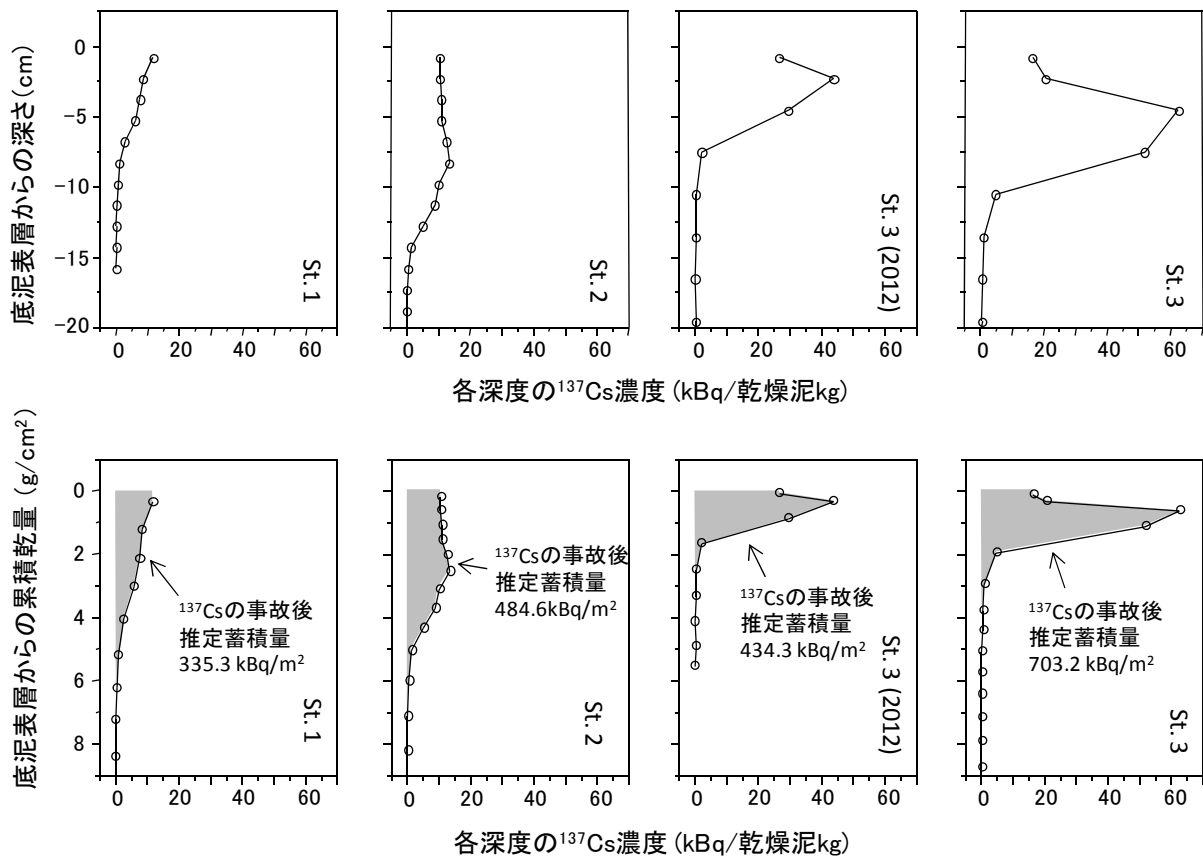


図 2-17 松ヶ房ダム湖 (3 か所、2 回) の底泥コア中の ^{137}Cs の深度プロフィールと蓄積量

2) 玉野溜池における放射性セシウムの堆積特性

採泥地点や底泥表層からの深度に関わらず、底泥各層の ^{134}Cs 濃度は同じ層の ^{137}Cs がすべて 2011 年 3 月 11 日の原発事故由来であると仮定した場合から推測される濃度とほぼ一致することが確認できたが (図 2-18 の右下図)、深層の ^{134}Cs 濃度の低いところでは、1:1 のラインから下にズレる傾向が認められた。 ^{137}Cs 濃度が数 10 Bq/kg しかないような底泥コア深層では、核実験

由来の ^{137}Cs が無視できない割合になっていることを示唆しているが、原発事故由来の負荷量を算出する上ではほとんど無視できる量であった。 ^{137}Cs の事故後推定蓄積量は 2012 年、2013 年ともに $340\text{-}350\text{kBq/m}^2$ であったが、そのピーク形状は松ヶ房ダム湖のように 2013 年は 2012 年の形状を下にズラしたようなワンピーク型になるのではなく、表層が最も濃度が高く、下層に行くに従い低下する単調減少のカーブを描いた。2013 年 10 月のサンプリング時には 2012 年 11 月の時に湖底に見られた有機物に富む黒色の軟泥がほとんど流失してしまっていたことから、流失の無い場合にはワンピーク型の形状を保持していた可能性が高いと推察された。従って、2013 年の ^{137}Cs の事故後推定蓄積量は過小評価となっている可能性がある。いずれにしても玉野溜池での ^{137}Cs の事故後推定蓄積量は、周辺の森林に初期沈着した ^{137}Cs 濃度 ($150\text{-}450\text{kBq/m}^2$ 程度) の範囲内に入ることから、事故後の流域から流入した懸濁粒子由来の ^{137}Cs の影響で蓄積量が何倍にもなっているわけでは無いことが明らかとなった。

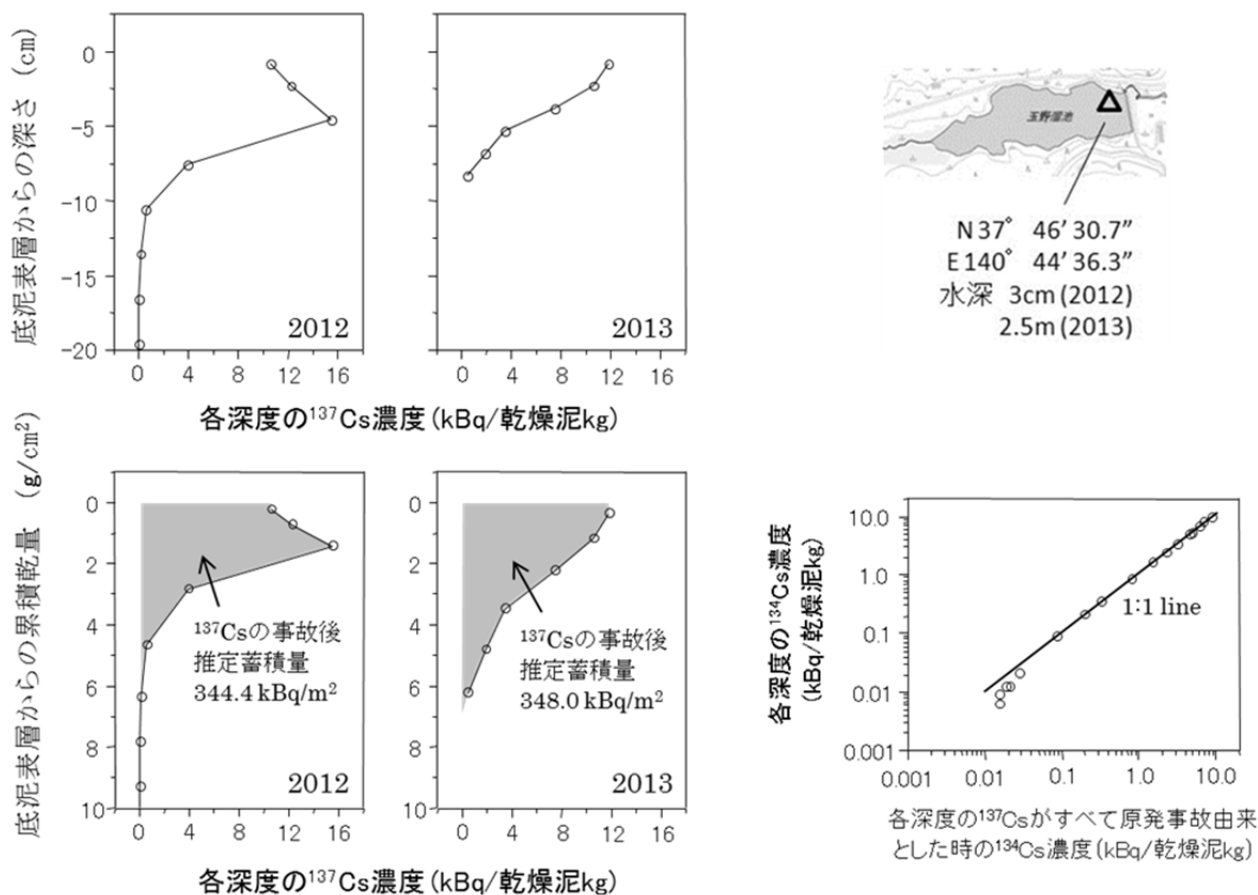


図 2-18 玉野溜池 (2 回) の底泥コア中の ^{137}Cs の深度プロファイルと蓄積量

2-4 霞ヶ浦（流入部を含む）水界生態系への移行について

2-4-1 調査地と調査概要

霞ヶ浦（西浦）は、福島第一原発から約 160km に位置する大型湖沼であり、日本の湖沼生態系における放射性物質の動態を把握する上で極めて重要である。霞ヶ浦は、多様な生物が生息していることに加え、飲用水・農業用水や水産物を提供する重要な湖である。国立環境研究所では、霞ヶ浦の水質や生物群集の長期モニタリングを 30 年にわたり継続してきたことから、これまでに蓄積されたノウハウやデータとプラットフォーム機能を最大限に活かしながら、放射性物質の長期動態研究を進められるという大きな利点がある。本課題では、食物連鎖を通じた水生生物への放射性物質の移行・動態の把握を目的に、湖沼生態系で重要な構成要員であるプランクトン、沖帯底生動物（ユスリカ類の幼虫）、沿岸底生動物（巻貝・二枚貝）、魚類、抽水植物を対象にしたモニタリングを 2011 年 7 月より開始した（図 2-19）。調査方法や試料調整の詳細については、以下の各節で述べるが、いずれのサンプルについても、ゲルマニウム半導体検出器によって十分な時間をかけて高精度で分析を行い、より信頼性の高い放射性物質濃度を取得した。

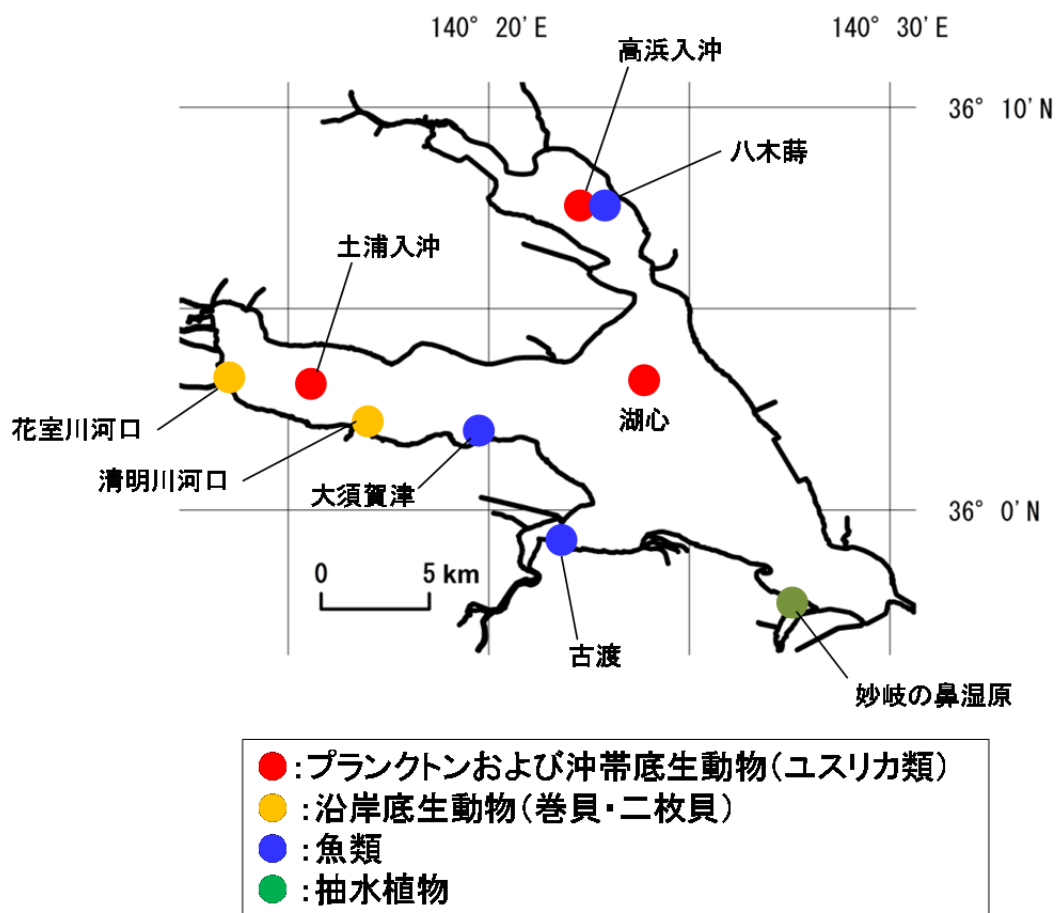


図 2-19 霞ヶ浦における生物群ごとの調査地点および地点名

2-4-2 プランクトンへの移行

(1) 調査方法

湖上3地点（湖心・高浜入沖・土浦沖）において、5月・8月・11月に、国立環境研究所所有の調査船（NIES'94）を用いて湖水およびプランクトンの採集を行った。プランクトンを種ごとに分別して大量の試料を得ることは極めて困難なため、湖水を以下の3つの分画に分けて水中の懸濁物を収集した。

一つ目は、エンジンポンプを用いて大量の湖水（約7t）を組み上げ、40 μ mメッシュの柄付プランクトンネットで受けてろ過した。この試料には、主に植物プランクトンおよび動物プランクトンが含まれた（>40 μ m懸濁物試料と定義）。二つ目は、200 μ mメッシュ（口径40cm）のプランクトンネットを用いて、底層から表層まで、40回程度（約25t）の鉛直曳採集をおこなった。この試料には、主に中型～大型の動物プランクトンが含まれた（>200 μ m懸濁物試料と定義）。上記2つの試料は、実験室に持ち帰り、沈殿法により表層に堆積したアオコ類を丁寧にピペットで除去するとともに、不要な水を捨てて濃縮した。三つ目は、カラム採水器を用いて採水した湖水（約20L）を、GF/Cフィルター（粒子保持能：1.2 μ m）を数十枚用いて濾過した。この試料は、湖水中の懸濁物（セストン）である（>1.2 μ m懸濁物試料と定義）。GF/Cフィルターで濾過した濾液（約10L）を、セシウム選択性樹脂を用いて濃縮し、溶存態試料とした。

>40 μ m懸濁物試料および>200 μ m懸濁物試料については濃縮溶液を、>1.2 μ m懸濁物試料についてはGF/Cフィルターを層状に重ねたものをそれぞれU8容器に封入して、放射能測定試料とした。測定後に、サブサンプルをとり、試料中の懸濁物量とプランクトン乾燥重量を測定した。

(2) 結果

溶存態の¹³⁷Cs濃度は、地点間の違いは明瞭ではなく、全体として2011年12月までは急激に減少し、2013年末にやや減少した（図2-20）。ただし、2012年夏～秋、2013年夏～秋には、溶存態の¹³⁷Cs濃度がやや増加しており、季節的な変動がある可能性が示唆された。

>1.2 μ m懸濁物試料および>40 μ m懸濁物試料では、2013年にも¹³⁷Csが検出され、概ね溶存態の¹³⁷Cs濃度のトレンドと一致した（表2-2）。このことから、水中の¹³⁷Csは、依然として溶存態と懸濁態の両方で存在していることがわかった。また、>200 μ m懸濁物試料では、検出限界以下になる試料が増える傾向にあったものの、2013年8月では湖心と高浜入沖で、11月には湖心で、¹³⁷Csが検出された。

2013年になっても溶存態および懸濁態の¹³⁷Csが検出される理由として、いくつか考えられる。一つは、様々な検証が必要であるが、生物の遺骸・排泄物の無機化・再利用、流域からの負荷、底泥からの溶出・可溶化などのプロセスによって、湖内に¹³⁷Csが供給されているかもしれない。二つ目は、地点や調査時期による¹³⁷Cs濃度のバラツキが大きく、地点間や季節間の違いは明瞭ではなかったことから、各地点や時期により、採集されるプランクトンの群集組成が大きく変動しているかもしれない。今後、プランクトンへの移行メカニズムを明らかにするためには、より長期のデータの取得が不可欠である。

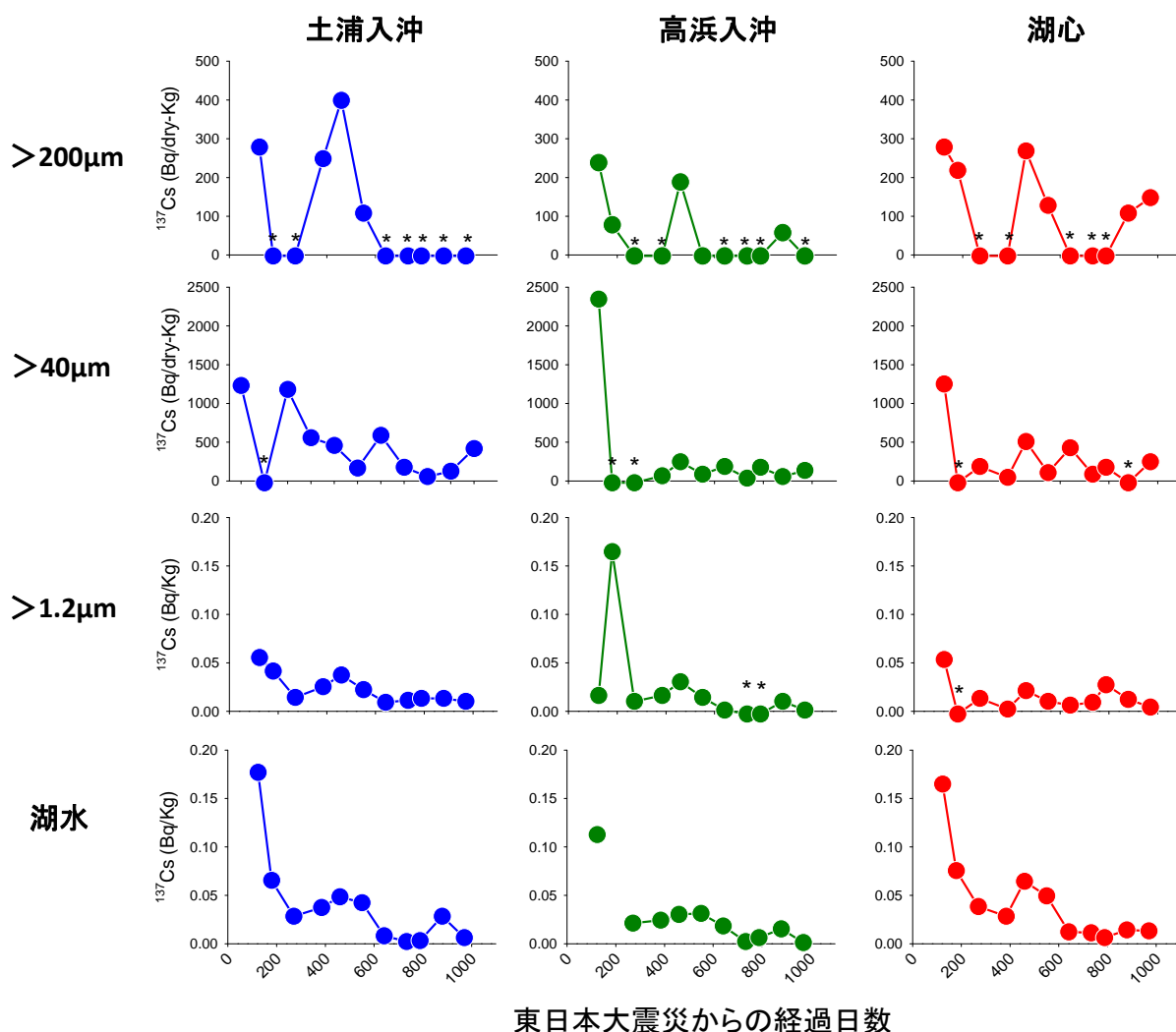


図 2-20 霞ヶ浦における湖水および懸濁物中の放射性セシウム ^{137}Cs の濃度推移
 >200 μm および>40 μm 懸濁物試料については乾燥重量 1kg あたりの濃度、溶存態試料および
 >1.2 μm 懸濁物試料は湖水 1kg 当たりの濃度で示している。※印は、検出限界以下の試料を示し、
 便宜上 0 (ゼロ) として図示した。

表 2-2 霞ヶ浦における湖水中の ^{137}Cs 濃度と懸濁物およびプランクトン中の ^{137}Cs 濃度との相関
 関係

地点	湖水中の ^{137}Cs 濃度と >1.2 μm 試料中の ^{137}Cs 濃度	湖水中の ^{137}Cs 濃度と >40 μm 試料中の ^{137}Cs 濃度	湖水中の ^{137}Cs 濃度と >200 μm 試料中の ^{137}Cs 濃度
高浜入沖	0.13 (N = 8)	0.90 (N = 9)	0.65 (N = 3)
土浦入沖	0.82 (N = 11)	0.41 (N = 10)	0.02 (N = 4)
湖心	0.68 (N = 10)	0.78 (N = 9)	0.64 (N = 6)

値は r^2 を示す。括弧内はサンプル数を示し、検出限界以下の試料は解析から除いた。

2-4-3 沖帯底生動物（ユスリカ類）への移行

(1) 調査方法

ユスリカ類は幼虫の時期を底泥中ですごすため、調査対象となるのは幼虫である。ユスリカ幼虫の現存量が比較的高い夏季（6月）にのべ5日間の採集調査を実施した。なお調査地点は高浜入（St.3）、土浦入（St.7）、湖心（St.9）の3カ所であり、地点ごとに360から800回の採泥を行った。各地点で定量的に採集した底泥を湖水中で篩いだし（図2-21）、研究室に持ち帰って拾い出して、種ごとに集めたサンプルを用いて ^{137}Cs の測定を行った。

なお、霞ヶ浦沖帯の底泥中に生息するユスリカ類のうち主要なものは、オオユスリカ（*Chironomus plumosus*）、オオカスリモンユスリカ（*Tanytus nakazatoi*）、アカムシユスリカ（*Prosilocerus akamusi*）の3種であるが、そのうちアカムシユスリカは冬季に出現するため、今回の調査対象種はオオユスリカとオオカスリモンユスリカの2種であった。



図 2-21 エクマンバージを用いたユスリカ幼虫の採集風景

(2) 結果

種ごとの ^{137}Cs 濃度を比較すると、オオユスリカは $5.5\sim 20.7\text{Bq/kg}$ であり、オオカスリモンユスリカの 12.3Bq/kg と同じオーダーであったが、同一地点ではオオユスリカの方が湿重あたりに換算すると高い値であった（表2-3）。また地点ごとの ^{137}Cs 濃度を比較すると、オオユスリカとオオカスリモンユスリカいずれもSt.7（土浦入）が高い値を示し、初期沈着量の分布と一致していた。

今回の結果は、スナップショットではあるものの、およその移行の程度が明らかとなった。1～2桁の ^{137}Cs 濃度であることから、魚類などの高次捕食者の移行に大きく貢献している可能性が示唆された。福島第一原発以後、日本ではじめてユスリカ類の ^{137}Cs 濃度を示したことになり、世界的にも種ごと地点ごとの分析例がないことから貴重なデータになると思われる。

表 2-3 霞ヶ浦におけるユスリカ幼虫の ^{137}Cs 濃度

地点名	種名	湿重量 (g)	採集面積 (m^2)	^{137}Cs (Bq/kg)	^{137}Cs (Bq/ m^2)
St.3	オオユスリカ	30.6	8.1	5.5	0.0208
St.7	オオユスリカ	6.1	18	20.7	0.0070
	オオカスリモンユスリカ	20.6	18	12.3	0.0141
St.9	オオユスリカ	17.9	18	7.3	0.0073

2-4-4 沿岸底生動物への移行

(1) 調査方法

清明川および花室川河口付近の湖岸において、5月・8月・11月に、巻貝（ヒメタニシ *Sinotaia quadrata histrica*）および付着性二枚貝（カワヒバリガイ *Limnoperna fortunei*）を採集した。また、5月と8月には、もんどりを用いてアメリカザリガニ（*Procambarus clarkii*）を採集した。なお、カワヒバリガイおよびアメリカザリガニは外来種である。同時に、河川水を採集し、GF/C フィルターで濾過した。その濾液（約 10L）を、セシウム選択性樹脂を用いて濃縮し、分析試料とした。

実験室に持ち帰った巻貝および二枚貝は、丁寧に殻をむき、むき身のみを放射能測定試料とした。それぞれ約 100 個体程度のむき身を 1 検体の放射能測定試料とした。アメリカザリガニは、殻をむかず、業務用フードプロセッサーを用いて 2~8 個体をすり身にした。

(2) 結果

河川水中の ^{137}Cs 濃度は、緩やかに減少している傾向が見られたが、2013 年 8 月には、湖水同様に水中の ^{137}Cs 濃度が増加した（図 2-22）。また、清明川の ^{137}Cs 濃度のほうがやや高い傾向にあった。

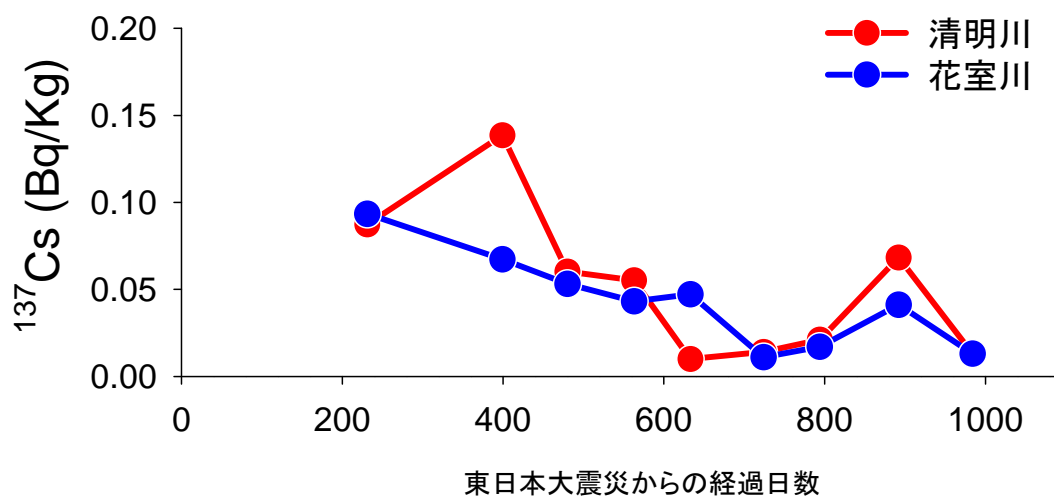


図 2-22 清明川と花室川河口付近における河川水中の放射性セシウム 137 (^{137}Cs) の濃度推移

ヒメタニシ、カワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度は、いずれの地点においても、河川水中の ^{137}Cs 濃度の減少に合わせて、ゆるやかな減少傾向を示した（図 2-23、表 2-4）。アメリカザリガニの ^{137}Cs 濃度は、サンプル数が少ないものの、昨年度よりも低い値であった。また、いずれの底生動物においても、清明川の生物試料の ^{137}Cs 濃度ほうが高かった。これは、河川水濃度の ^{137}Cs の違いを反映していると考えられた。

両地点において、ヒメタニシの ^{137}Cs 濃度のほうがカワヒバリガイにくらべてやや高かった。さらにアメリカザリガニについては、ヒメタニシやカワヒバリガイよりも高い ^{137}Cs 濃度を示した。3つの分類群は、食性や摂食方法が異なり、カワヒバリガイなどの二枚貝は湖水をろ過して餌を集める濾過摂食者、ヒメタニシなどの巻貝は主に付着藻類を捕食する藻類食者、アメリカザリガニは雑食性捕食者である。このことから、底生動物間の ^{137}Cs 濃度の違いは、機能群による違いを反映していると考えられた。

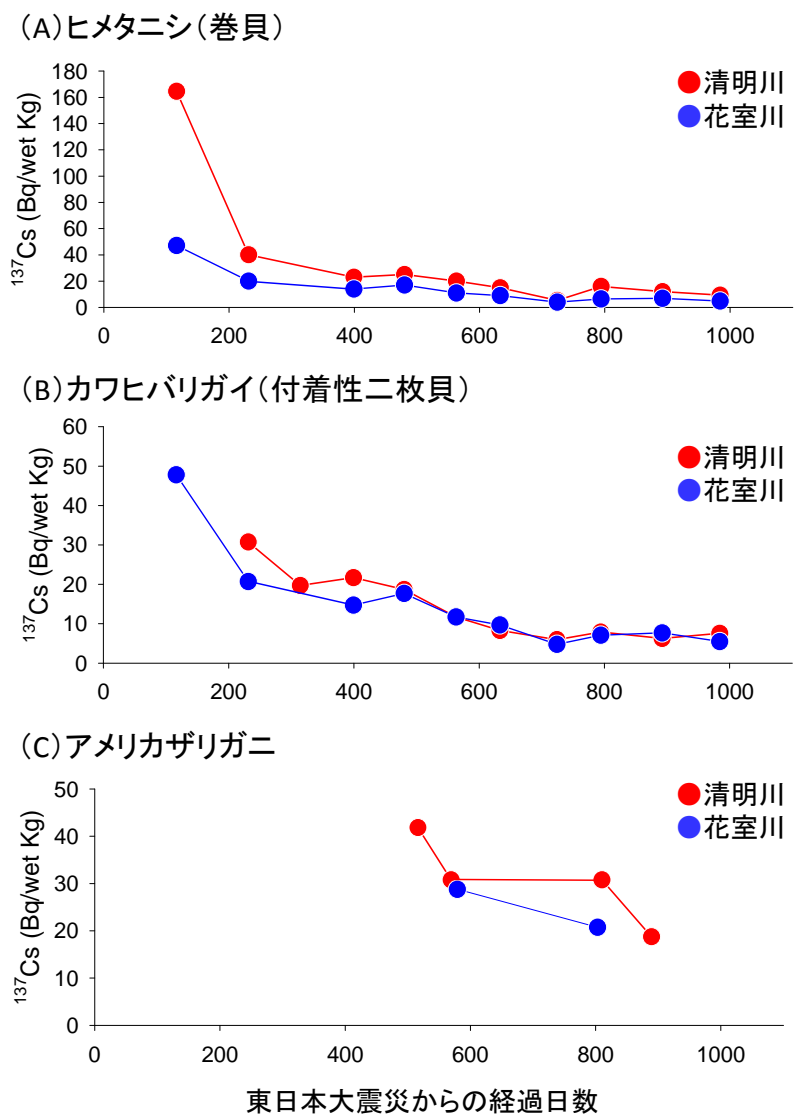


図 2-23 霞ヶ浦湖岸における沿岸性底生動物の放射性 ^{137}Cs の濃度推移

表 2-4 河川水中の ^{137}Cs 濃度とヒメタニシおよびカワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度との相関関係

地点	湖水中の ^{137}Cs 濃度と ヒメタニシの ^{137}Cs 濃度	湖水中の ^{137}Cs 濃度と カワヒバリガイの ^{137}Cs 濃度
清明川河口	0.38	0.52
花室川河口	0.38	0.85

値は r^2 を示す (N = 9)。

(3) 生態学的半減期の算出

自然環境下で、生物中に含まれる ^{137}Cs がどれくらいの時間をかけて減少するかを示す指標として、生態学的半減期 ($T_{1/2}$) がある。半減期は、減衰する量が最初の量から半分になるのに必要な時間である。下記の式 1 にもとづき、ヒメタニシとカワヒバリガイの $T_{1/2}$ を算出した。

$$T_{1/2} = \ln 2 \times (1/\lambda) \quad \dots \text{式 1}$$

λ は、ある個体群における ^{137}Cs の生態学的な減衰速度 (崩壊定数) であり、時間に伴う ^{137}Cs の指数関数的減衰の傾き (式 2) から得られる。

$$Y = a \times e^{-\lambda x} \quad \dots \text{式 2}$$

Y はヒメタニシとカワヒバリガイ中の ^{137}Cs 濃度 (自然対数)、 a は切片、 x は日数 (東日本大震災後からの経過日数) である。

計算の結果、ヒメタニシの $T_{1/2}$ は、259 日 (清明川)、330 日 (花室川)、カワヒバリガイの $T_{1/2}$ は 331 日 (清明川)、312 日 (花室川) と見積もられた。

参考文献 (なお、web は 2014 年 11 月 10 日にチェックした。)

1. Fukushima et al. (2010) Fundam. Appl. Limnol., 177/3, 177–188.
2. 田中ら(1991) 国立環境研究所研究報告、129, 27-38.
3. 文部科学省 (2011) 文部科学省 (米国エネルギー省との共同を含む) による航空機モニタリング結果. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4901/24/1910_1216.pdf