

福島農総セ研報 11 : 45-127 (2020)

休眠期に汚染された落葉果樹における放射性セシウムの蓄積と移行*

佐藤 守**

Accumulation and migration of radiocesium in the deciduous fruit tree contaminated during dormancy

Mamoru SATO

Abstract

Accumulation and migration of radiocesium (RCs), which was diffused due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident, in the deciduous fruit tree were studied. Deciduous fruit trees in Fukushima Prefecture were in the dormancy before sprouting at the FDNPP accident, whereas RCs were deposited on bark, undergrowth and topsoil. In this study, vertical profiles of undergrowth root in orchards and of RCs in soil were validated at first (Chapter 2). Contamination of RCs in fruits and leaves in the first year after FDNPP accident were quantified. In addition, the transfer factors of RCs from soil to fruit were estimated (Chapter 3). Then it was verified that there was no indirect absorption from the soil by the investigation of RCs contamination on the bark and by the examination of the cultivation of Japanese persimmon with contaminated soil (Chapter 4). A bark washing examination was conducted because the pathway of RCs to fruit was likely via bark and leaves (Chapter 5). Furthermore, since the RCs contamination caused by the FDNPP accident was wet-pollution due to rainfall, the amount of RCs enabled to migrate into the tree from the above-ground part due to rainfall was quantified (Chapter 6). At last, the transfer rate due to indirect absorption from the leaves was verified (Chapter 7). This study revealed that RCs on the bark were the main source of migration into deciduous fruit trees contaminated during the dormancy, and most of the ^{137}Cs detected in the mature fruit of the deciduous fruit tree was translocated by the inward-migration via bark.

Keywords : bark washing, epiphytic moss, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, ^{137}Cs , sphagnum pad

キーワード : 樹皮洗浄, 着生ゴケ, 福島第一原子力発電所事故, ^{137}Cs , ミズゴケパッド

受理日 令和元年 11 月 21 日

*本論文は、福島大学学位論文（理工学博士）を基に編集・加筆したものである。

**現福島大学農学群食農学類

目次

第1章 緒論	
1.1 福島第一原子力発電所(FDNPP)事故の発生と果樹園の放射能汚染	48
1.2 落葉果樹の生活史	48
1.3 果樹における放射能汚染研究の歴史的背景	
1.3.1 Chernobyl 事故以前	49
1.3.2 Chernobyl 事故以後から FDNPP 事故まで	50
1.4 落葉果樹におけるカリウム(K)の代謝特性	
1.4.1 生理的機能	51
1.4.2 K の根からの吸収と輸送	52
1.4.3 K の葉からの吸収とリーチン	52
1.4.4 K の根, 葉および果実中濃度	52
1.5 本研究の目的と意義	
1.5.1 FDNPP 事故による落葉果樹園の放射能汚染の特徴	52
1.5.2 落葉果樹園の土壌管理は草生栽培	52
1.5.3 研究の目的	53
1.5.4 樹皮の構造と放射組織	53
1.5.5 研究の意義	54
1.6 論文構成	54
第2章 東京電力福島第一原子力発電所事故により汚染された果樹園における下草根および土壌中 RCs の垂直分布の検証	
緒言	54
2.1 下草根の垂直分布および根中 ^{137}Cs 濃度	
2.1.1 目的	55
2.1.2 材料および方法	55
2.1.3 結果	55
2.2 果樹園土壌における RCs 垂直分布の経年推移	
2.2.1 目的	55
2.2.2 材料および方法	56
2.2.3 結果	57
2.3 考察	58
第3章 事故初年における果樹の果実と葉, 下草茎葉部および土壌の RCs 汚染	
緒言	59
3.1 落葉果樹の葉および果実中 RCs 濃度および含有量の経時的推移	
3.1.1 目的	59
3.1.2 材料および方法	59
3.1.3 結果	59
3.1.4 考察	61
3.2 汚染初年度の土壌中 RCs 濃度と成熟果の RCs 濃度との関係	
3.2.1 目的	62
3.2.2 材料および方法	62
3.2.3 結果	62
3.2.4 考察	62
3.3 事故初年における果樹と下草の葉中 ^{137}Cs 濃度の比較	
3.3.1 目的	64
3.3.2 材料および方法	64
3.3.3 結果	64
3.3.4 考察	64
第4章 休眠期に汚染された落葉果樹における RCs の樹体内への移行経路の検証	
緒言	65
4.1 落葉果樹の樹皮表面および表皮下層の RCs 汚染の検証	
4.1.1 目的	65
4.1.2 材料および方法	65
4.1.3 結果	65
4.1.4 考察	67
4.2 樹液流動期にモモ苗の樹皮・樹冠に塗布・噴霧された RCs の樹体内への移行の検証	
4.2.1 目的	67
4.2.2 材料および方法	67
4.2.3 結果	67
4.2.4 考察	67
4.3 汚染前に露地植栽されたカキ樹と汚染土で栽培された鉢植えカキ樹の部位別 RCs 分配率の比較	
4.3.1 目的	68
4.3.2 材料および方法	68
4.3.3 結果	69
4.3.4 考察	71
第5章 休眠期に汚染されたモモおよびカキ樹に対する高圧洗浄機を用いた樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果	
緒言	72
5.1 目的	72
5.2 材料および方法	
5.2.1 FDNPP 事故発生年のモモ果実肥大期の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果	72
5.2.2 FDNPP 事故発生年のモモ一作後冬季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果	72
5.2.3 FDNPP 事故発生年のカキ一作後秋季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果	73
5.2.4 試料の調整および RCs 濃度測定	73
5.3 結果	
5.3.1 樹皮の洗浄効果	73
5.3.2 FDNPP 事故発生年のモモ果実肥大期の樹皮洗浄処理	73

5.3.3	FDNPP 事故発生年のモモ一作後冬季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度の低減効果	73	7.2.3	結果	92
5.3.4	FDNPP 事故発生年のカキ一作後秋季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度の低減効果	74	7.2.4	考察	92
5.4	考察	76	7.3	葉を介した果実への放射性セシウム移行における樹種, 汚染葉の位置および着果量の影響	
第 6 章 カキにおける樹皮洗浄と着生ゴケが樹皮および幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度に及ぼす影響			7.3.1	目的	95
緒言			7.3.2	材料および方法	95
6.1	カキ主幹樹皮および着生ゴケ中 ¹³⁷ Cs 濃度の経時的推移		7.3.3	結果	97
6.1.1	目的	78	7.3.4	考察	99
6.1.2	材料および方法	78	第 8 章 総括		
6.1.3	結果	80	8.1	土壌からの間接移行の可能性と矛盾について	
6.1.4	考察	80	8.1.1	RCs は表土 3 cm に 90% 以上存在していた。また, 表層 3 cm では下草根が優占していた	102
6.2	放射性降下物に汚染された樹体の幹流水捕集方法の開発		8.1.2	果実の移行係数は先行研究より 10 倍高かった。また, 葉中 RCs 濃度は下草より果樹の葉で高かった	102
6.2.1	目的	80	8.1.3	事故前からの露地栽培樹と汚染培土鉢植え樹で地上部と地下部の ¹³⁷ Cs 分配率は逆転していた	102
6.2.2	材料および方法	80	8.2	発芽前の樹皮からの直接吸収により RCs が葉・果実への移行することの証明	103
6.2.3	結果	81	8.3	葉からの RCs 間接移行の可能性の検証	
6.2.4	考察	81	8.3.1	汚染年の落葉後の樹皮洗浄処理により翌年以降の果実・葉中 RCs 濃度が低下した	103
6.3	樹皮洗浄および着生ゴケが樹皮および幹流水中 ¹³⁷ Cs 濃度に及ぼす影響		8.3.2	樹冠から果実周辺への ¹³⁷ Cs 沈着が検証されたが, 果実濃度との関係は認められなかった	103
6.3.1	目的	84	8.3.3	葉からの間接移行で説明できたのは FDNPP 事故発生年カキ成熟果の ¹³⁷ Cs 濃度の一部のみであった	103
6.3.2	材料および方法	84	8.4	樹皮上の着生ゴケによる ¹³⁷ Cs 吸収と溶脱	103
6.3.3	結果	86	8.5	果樹園における RCs の蓄積と移行のコンパートメントモデル	104
6.3.4	考察	87	8.6	結語	104
第 7 章 葉またはがくを經由した果実への RCs 移行			謝辞		
緒言			105		
7.1	樹冠および着生ゴケからのカキ果実がく部への ¹³⁷ Cs 付着量の検証		引用文献		
7.1.1	目的	88	105		
7.1.2	材料および方法	88	Summary		
7.1.3	結果	89	111		
7.1.4	考察	90	補遺		
7.2	カキの葉またはがくを介した果実への放射性セシウム移行における汚染時期の影響		113		
7.2.1	目的	90			
7.2.2	材料および方法	91			

第1章 緒論

1.1 福島第一原子力発電所事故の発生と果樹園の放射能汚染

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震により東京電力福島第1原子力発電所(FDNPP)の第1号機から第4号機までの冷却機能が停止し、格納容器が致命的な被害を受けた。3月12日から3月15日の間に第1, 3, 4号機が相次いで水素爆発を起こした。3月13日には3号機, 3月14日には2号機の炉心損傷が起こり、翌3月15日早朝に2号機の格納容器が破損、大量の放射性物質が放出され、放射能雲が気流とともに拡散した。当初南西方向であった気流が次第に北西方向に変わり、同日夕刻の降雨・降雪に伴う放射性降下物により、福島市、伊達市をはじめとする県北の果樹主産地一帯が放射能に汚染された^{17) 33) 70) 112) 116)}。

降雨による放射性降下物の汚染(湿性汚染)は3月20日~3月22日にも起っている。放出された放射性核種の内、広く環境を汚染した物質は¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Srであるが、¹³¹Iは物理的半減期が8日と短く、また、⁹⁰Srの飛散量は放射性Cs(¹³⁴Csと¹³⁷Csの合計、以下RCs)の多くとも1/2000以下¹¹⁶⁾と見積もられているため、深刻な放射性汚染物質となっているのは¹³⁴Csおよび¹³⁷Csである¹⁾。

福島県は、FDNPP事故前の平成22年の生産量でモモの全国2位を始め、ナシ、カキ、リンゴで5位

以内にランクされ、全国有数の落葉果樹生産県である。FDNPPから放出された放射性物質は福島県果樹地帯の中心である福島市および伊達市をはじめ、中通りから浜通り地方および会津地方を含めた県内全域に広がり、すべての果樹が汚染された(図1.1)。FDNPP事故後の落葉果樹では、幼果の段階で土壌からの移行係数³²⁾に基づく予想を超える高濃度のRCsが検出され¹³³⁾、成熟果でも葉の直接汚染(常緑果樹)、果実または花の直接汚染(イチジク、ウメ)、胚や多種子等の果実形態的なRCsの集積(クリ、キウイフルーツ、ザクロ)、果実水分が少ないことによる高濃度(クリ、クルミ)、屋敷林等の常緑樹の周辺林からの2次的汚染等、先行研究から要因が想定されるものばかりでなく、モモ、リンゴ等の福島県で生産されている主要落葉果樹の果実からも検出限界以上のRCsが検出された(表1.1)。そのため、果樹園におけるRCsの果実への移行動態を明らかにすることは福島県の主幹産業である果樹経営の存亡に係る極めて重要な喫緊の課題となった。

1.2 落葉果樹の生活史

落葉果樹は通常20年以上の寿命を有する(永年性)ため、放射能汚染動態を研究する上で生活史を考慮する必要がある。

落葉果樹の生活史は他発的休眠期、樹液流動期、発芽期、開花期、新梢伸長期(春根伸長期)、花芽分化期、新梢伸長停止期、果実肥大期、果実成熟期、秋

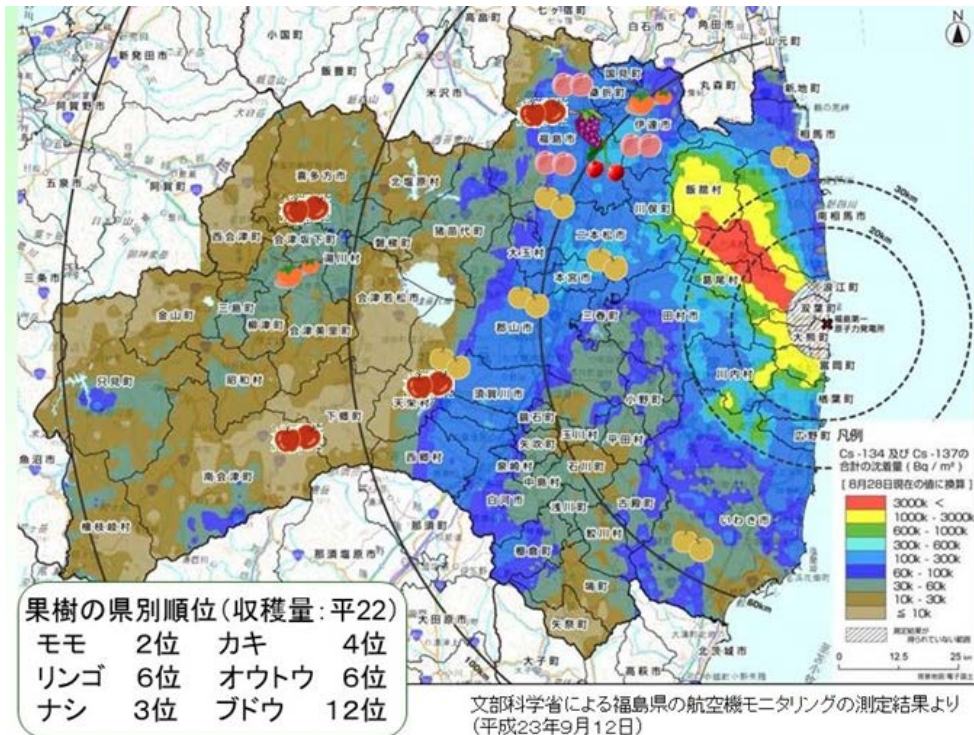


図1.1 福島県内の主要果樹産地の放射能汚染状況¹²⁵⁾

福島県は阿武隈山地と奥羽山脈の脊梁山脈が南北に走り、太平洋沿岸の浜通り地方、脊梁山脈に挟まれた中通り地方、奥羽山脈以西の会津地方に分けられる。更に、中通りは県北(福島、伊達市等)、県中(郡山市、須賀川市等)、県南(白河市等)に区分される。

表 1.1 2011 年福島県産果実の緊急モニタリング調査結果 (2011 年 11 月 15 日現在)

落葉/常緑	樹種	分析点数	果実中のRCs濃度割合 (%)				暫定規制値超過地域		主たる超過原因
			ND	ND~ 100	100~ 500	500以 上	県北地方	相双地方	
常緑	ユズ	36	2	28	53	17	○	○	旧葉汚染
常緑	ビワ	8	0	88	0	13		○	旧葉汚染
落葉	イチジク	54	39	48	11	2		○	夏果汚染
落葉	モモ	247	31	68	1	0			
落葉	カキ	185	38	54	7	1		○	樹園地周辺に林
落葉	オウトウ	25	32	68	0	0			
落葉	ウメ	240	1	26	63	10	○	○	
落葉	ザクロ	7	14	29	43	14	○		樹園地周辺に林
落葉	キウイフルーツ	40	19	58	18	5		○	樹園地周辺に林
落葉	クリ	65	17	48	32	3	○	○	樹園地周辺に林
落葉	クルミ	11	36	55	9	0			
落葉	ギンナン	39	10	72	18	0			
落葉	ブルーベリー	40	27	65	8	0			
落葉	アケビ	15	13	80	7	0			
落葉	リンゴ	225	53	47	0	0			
落葉	ブドウ	84	56	43	1	0			
落葉	ニホンナシ	106	68	32	0	0			
落葉	セイヨウナシ	30	57	43	0	0			

根伸長期, 落葉期, 自発的休眠期に区分される。

光合成により葉で同化された同化産物(炭水化物)の利用サイクルを基準とすると従属栄養期, 独立栄養期, 貯蔵養分蓄積期の3期に区分される。従属栄養期は, 新梢は発芽日, 果実は開花日から約30日の期間で前年に枝, 主幹および根に貯蔵された同化産物を消費して成長する。この期間は細胞分裂期でもあり, 葉および果実の細胞数はこの時期に決定される。

根は発芽した新梢の頂芽から分泌される植物ホルモン・オーキシンが根に転流し新根が発生する。新根からは植物ホルモン・サイトカイニンが分泌され新器官の細胞分裂を促す。土壌中の無機養分と水分は新根から吸収され地上部に輸送される。葉は展葉から約30日で成葉化し, 他の器官への同化産物の供給を開始し, 独立栄養期に移行する。

同化産物の主たる転流先は生育ステージにより移動する。これは, 同化産物を供給する器官と利用する器官の間にソースとシンク関係が成立し, ソースからの移動先はシンク活性で決定されるためである。発芽後, シンク活性は生育ステージの進行に伴って花, 新梢と新根, 花芽と果実, 貯蔵期間(枝, 主幹, 根)へと移動する。果実のシンク活性が強くなるのは新梢伸長停止後で葉から果実への同化産物の転流が活発となり成熟期を迎える。

果樹では果実に分配される同化産物量は地上部の30%~50%に達し, これが森林樹木と大きく異なる

特性である。果実成熟後は, 同化産物は枝, 主幹および根等の貯蔵器官に転流する。この時期に秋根が貯蔵養分により新たに伸長する。新梢上の腋芽および頂芽は夏季以降休眠期に入り, 落葉後はすべての芽が休眠する。休眠期には次の生育ステージに移行するまで一定の温度以下の低温遭遇を必要とする自発的休眠期と発芽までに一定の温度(生育零点)以上の積算気温を必要とする他発的休眠期がある。根圏周辺の地温の上昇に伴って根からの吸水が始まり樹液流動期を迎える¹⁰⁷⁾。

1.3 果樹における放射能汚染研究の歴史的背景

1.3.1 Chernobyl 事故以前

1950年代からの中国, ソビエトおよびアメリカによる核実験に伴い, 放射性核種が地球的規模で拡散し, フォールアウト(放射性沈降物)による環境汚染が深刻化した。核実験による放射性降下物に関わる環境放射能調査研究が世界的規模で行われ, 特に放射性核種の食物連鎖の観点から, 農産物でも研究が推進された。日本では1954年のビキニ環礁における日本漁船の被爆を契機に1956年に原子力委員会が設立され, 国家的規模での研究が開始された。農業部門での研究としては農業環境技術研究所が実施主体となり, 1957年より土壌および米と小麦を対象として農作物(主として米と小麦)における⁹⁰Srと¹³⁷Cs汚染の実態調査と動態に関する研究が開始された¹²²⁾。

果樹に関しては放射線医学研究所により常緑果樹である温州ミカン園を対象に実施された。本研究は1961年から1971年まで、神奈川県園芸試験場の柑橘園において、3種の土壤管理圃場(清耕、敷藁、草生)の土壤および成熟果実中の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の調査を行ったものである⁸¹⁾¹³⁸⁾¹³⁹⁾。

本研究により以下の事実が明らかにされた。(1)土壤上層(5~10 cm)の有機物含有量は敷藁>草生>清耕の順に高く、 ^{137}Cs の下方への移行量も同様であった。(2)土壤中の交換性 ^{137}Cs および果皮中 ^{137}Cs 濃度は1963年をピークとし、以後、指数減衰関数に近似して減少し、双方の実効半減期(物理的半減期と代謝による生物学的半減期を合わせた半減期)は近似していた。(3)土壤において ^{137}Cs は ^{90}Sr より下方へ移行しやすかった。また、果樹園での ^{137}Cs の垂直分布の調査では深さ30cmまで調査する必要があると判断された。(4)果樹園での ^{137}Cs の垂直分布は指数関数に近似していた。(5)ガラス室内において、果実隣接葉へ接種された $^{137}\text{CsCl}$ 溶液の処理10日後の葉から果実への ^{137}Cs 移行率は開花期処理で12%、果実肥大期処理で13%であった。

米、小麦および温州ミカン、いずれの研究においても ^{90}Sr と ^{137}Cs の作物への移行経路としては外気に触れる茎葉や穀殻および果皮からの直接吸収と土壤表層の残留残差の経根的経路による間接吸収を前提としていた。白石らは温州ミカンでの調査から果実中 ^{137}Cs のほとんどは直接吸収であり、次いで土壤>葉の順であったとしている。

しかし、落葉果樹については核実験による放射能汚染調査は実施されておらず、国内だけでなく海外においても核実験による落葉果樹の放射能汚染動態に関する報告は見当たらない。なお、フォールアウトではないが同時期に ^{42}K を用いて落葉果樹の樹皮から樹体内への移行を検証する実験が報告されている⁹⁴⁾⁹⁶⁾⁹⁷⁾。

1.3.2 Chernobyl 事故以後から FDNPP 事故まで

1986年4月26日に発生したChernobyl事故に伴う放射能雲(ブルーム)により北欧から欧州一帯が ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 等の放射性核種に汚染されたことから、イギリス、イタリア、ドイツ、フランス、ギリシャ、トルコ、シリア等の果樹生産国を中心に落葉果樹を含む果樹園の放射能汚染研究が行われた。研究対象の放射性核種は主として半減期の長い ^{137}Cs および ^{90}Sr であった。特に1996年からInternational Atomic Energy Agency(IAEA)により開始されたBIOsphere Modelling and ASSESSMENT(BIOMASS)プログラムにおいて、果実への放射性核種の移行を対象とする作業部会が設けられた。その後、イタリアのF.CariniとイギリスのA.Venterによってそれまでの果樹に関する知見が体系化された³¹⁾。日本では果樹に関する調査研究はFDNPP事故が発

生した2011年まで行われておらず放射線医学研究所による温州ミカンの調査からFDNPP事故発生まで空白となっている。従って落葉果樹の放射能汚染に関する日本での知見は皆無であった。Chernobyl事故による果樹の放射能汚染研究により得られた知見を要約すると以下の通りである。

(1) 樹体内への移行経路

農作物を始めとする植物のRCsの移行経路は直接吸収と土壤を介した根からの間接吸収があり、直接吸収は主として葉からの移行であった。特にRCsは葉から吸収されやすく¹⁰⁾¹²⁾⁴⁹⁾、果実からの直接吸収は少なかった。

(2) ^{137}Cs の移行動態における果樹(樹木)の特徴

汚染が1回のみの場合、1年生作物では2作目の作物で検出されるRCsは土壤由来であると見なすことができるが、果樹では、これは正しくない⁸⁾。樹木は永年性であり、落葉までにRCsは木部と根に貯蔵され翌年発芽後に再転流する²⁾。従って、果樹(樹木)では1回の汚染事故翌年のRCsの移行源としては樹体内に貯蔵されたRCsと土壤中のRCsがある¹¹⁾。ブドウでの葉から移行した ^{137}Cs の翌年への残留率は10%~20%であった¹⁴⁾¹⁰⁸⁾。

(3) ^{137}Cs の葉から果実への移行

西欧各国(イギリス、フランス、イタリア、ドイツ)において葉を経由した果実へのRCsの移行率が検証された。その結果、葉に接種された ^{137}Cs または ^{134}Cs の果実への移行率はブドウで1.8%~9.6%¹²⁾¹³⁾¹⁴⁾¹⁰⁸⁾、リンゴで1%~47%¹²⁾³⁶⁾⁶³⁾であった。リンゴの枝齢では1年生(39%)より7年生(19%)で低かった³⁶⁾。

Scottiら⁷⁹⁾は、 ^{137}Cs は粘土に固定されることから、Chernobyl事故による汚染は葉から吸収された ^{137}Cs が果実に移行したとの前提のもとに汚染年(1986)の6月と9月にオウトウ、モモ、セイヨウナシおよびリンゴの葉と果実中 ^{137}Cs 濃度を測定し、その関係性を検討した。その結果、 ^{137}Cs の葉からの吸収は汚染量より樹種に依存するとし、葉の形態的、生理的機能の遺伝的差異が原因としている。

Pröhlら⁶³⁾はリンゴの鉢植えを用いて、2000年と2001年の2か年にわたって ^{137}Cs 液を含んだ模擬降雨実験を実施した。処理は、土壤表面は被覆し、地上部のみ汚染処理とした。汚染処理は開花期から収穫期の期間の4回に分けて行い、季節性も検討した。その結果、果実収量の多かった2000年は果実への ^{137}Cs 移行率は4%~14%、果実収量の少なかった2001年は1%~4%であった。両年とも果実肥大期から収穫前7日での処理で移行率が高かった。なお、Pröhl et al.の実験は地上部全体に対する噴霧処理であるが、樹皮からの吸収は考慮されていない。

Antonopoulos-Domisら²⁾³⁾も、Chernobyl事故によるRCsは土壤表層に留まっていることから落葉果樹(リンゴ、オウトウ、モモ)ではRCsの樹体内への移行は地上部の直接汚染によるもので土壤は無視でき

るとしている。しかし、葉以外の部位からの吸収については言及していない。Katana ら³⁶⁾(1988)はリンゴ枝の¹³⁴Cs 液浸漬処理を行い、葉からの吸収との比較試験を実施している。

西欧各国での調査から RCs の葉から果実への移行は汚染時期(季節性)、降水強度、樹齢、品種、樹種、汚染部位からの距離、成長による希釈効果、収量の影響を受けることが明らかにされた。

(4) ¹³⁷Cs の土壌から果実への移行(移行係数)

根から果実への RCs の移行は移行係数(Transfer factor:TF)により評価されている。土壌から果実までの¹³⁷Cs 移行は、以下の工程により成立している。

土壌溶液への根の伸長と¹³⁷Cs イオンの根からの吸収、¹³⁷Cs イオンの横断面方向の輸送(カスパリー線の通過)、¹³⁷Cs イオンの導管および篩管を経由した地上部への移行、篩管を経由した葉から果実への転流。

¹³⁷Cs の土壌から果実への移行はこれらの全工程を反映し、各工程は樹種により生理的特性が異なる。そこで樹種ごとの¹³⁷Cs の土壌から果実への移行特性を表す指標として起点である土壌と終着点である果実の¹³⁷Cs 濃度を用いて以下により移行係数が定義された。

TF=果実中¹³⁷Cs 濃度(Bq・kg 新鮮重)/土壌中¹³⁷Cs 濃度(Bq・kg 乾物重)

土壌中¹³⁷Cs 濃度の測定深さは、牧草は10cm、牧草以外は20cm(International Union of Radioecology, IUR 基準)である。

移行係数は土壌から果実へ至る代謝過程を包括した指標である。IAEA 報告^{31) 32)}によると果樹以外の農作物の食用器官への移行係数は $10^{-1} \sim 10^{-2}$ であるのに対し、落葉果樹はクリを除き $10^{-2} \sim 10^{-4}$ であり(表 1.2)、果樹は他の農作物より一桁低い。しかし、調査事例は少なく、全体で28事例に留まる。果樹の移行係数は根域を制限した実験による測定値であり、根群分布域が広く深い経済栽培樹との整合性は不明である。

土壌中 RCs の植物による吸収は、根の分布、品種、施肥、灌水、土壌管理法、土壌粒子の大きさ、粘土鉱物の種類、有機物組成等の影響を受けることが明らかになっており、特にピートモスの多い土壌や栄養分の乏しい湿地で植物体への RCs の移行が多い^{31) 32) 149)}。

果樹では1年生植物や根菜類と比較して吸収根の分布域が深いので、土壌の RCs が吸収されるためには RCs の下方移行が進行することが前提条件となる。

(5) 土壌中における¹³⁷Cs の挙動と下方移行に及ぼす要因

土壌中では RCs は K, Ca, Na, NH₄ 等の交換性カチオンと競合的關係にある。植物に移行する RCs は土壌液相に溶解している形態のものであり、酸化物、炭酸化合物は溶解度が低く、植物には吸収されない。

土壌中 RCs の植物への移行は土壌の固相と液相中の RCs の濃度比(L/kg)で表わした分配係数(Kd)と関連性があり、Kd 値が大きいほど植物への RCs 移行は抑制される。Kd 値は粘土で高く、砂土および有機物で低い。従って、Kd 値は土壌鉱物と有機物の構成比の影響を受ける。RCs はパーミキュライト族鉱物および雲母族鉱物などの粘土鉱物のフレイド・エッジ・サイト(FES)に固定され、固定された RCs は植物に吸収されにくい。Kd 値は年数の経過とともに粘土鉱物の風化と FES への固定が進行するため高くなる。

フォールアウトにより土壌に沈着した RCs の垂直方向の移動は降水に伴う浸透水に依存するが⁸²⁾、RCs は下方移動が少なく粘土鉱物が豊富な土壌では表層に留まっている^{4) 32) 44) 66) 68) 75) 77) 80) 85) 98) 109) 206)}。

1.4 落葉果樹におけるカリウム(K)の代謝特性

RCs は物理化学的特性が K と類似することから土壌および植物体中の移動は K の analogue(相似元素)として挙動する。樹体、葉および果実における K の代謝特性に関する知見の概要を以下に整理した。

1.4.1 生理的機能

K は植物の三大栄養素であり、土壌および植物体中では1価のイオンとして存在する。植物細胞内では核酸、蛋白質、有機酸等の負電荷に対するカウンターイオン(対イオン)として機能し、代謝活動の活発な新生組織に容易に移動する^{6) 114) 123)}。

葉では気孔の開閉に関与し葉からの蒸散作用を調節している^{26) 67)}。また、光合成に関与する酵素活性を高め、葉の葉緑素と同化産物合成を促進する^{14) 28)}。樹体内では木部の形成層側に多く分布し、形成層細胞の浸透圧を高め、形成層細胞の肥大と木部形成を

表 1.2 落葉果樹の移行係数 (IAEA,2003)

樹種	調査数	移行係数		移行係数のオーダーの頻度			
		平均	SD	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴
リンゴ	11	7.41×10 ⁻³	1.06×10 ⁻²		2	5	4
ブドウ	6	2.38×10 ⁻²	2.79×10 ⁻²		3	3	
モモ	4	6.09×10 ⁻³	5.19×10 ⁻³		1	2	1
セイヨウナシ	1	6.00×10 ⁻³	-			1	
キウイ	2	1.56×10 ⁻²	1.04×10 ⁻²		1	1	
イチジク	2	3.80×10 ⁻²	1.20×10 ⁻²		2		
クリ	2	6.90×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻²	2			
合計	28			2	9	12	5

促進する¹⁰⁷⁾。

葉と果実間では K は光合成産物である糖の転流を円滑にする作用があり²³⁾、葉から果実内への糖の転流が促進されることによって果肉内の糖含量が高まり、その糖代謝に伴い、有機酸(リンゴ酸、酒石酸、クエン酸)含量も高まる。また、果実には発育段階に応じて酸と塩基の比を一定に保とうとする調節機能がある。有機酸(主としてリンゴ酸、ブドウは酒石酸)はカリウムと結合し遊離の有機酸が低下するため有機酸含量は成熟にともない減少する^{46) 64) 145) 150)}。

1.4.2 K の根からの吸収と輸送

K の根からの吸収には根の表皮細胞や維管束の周辺細胞に存在する膜輸送蛋白質(K チャンネルおよび K トランスポーター)が関与している。イオン半径は $RCs^+(0.169 \text{ nm})$ が $K^+(0.133 \text{ nm})$ より大きく RCs^+ は K チャンネルの孔は通過できないため RCs の吸収と輸送は、K トランスポーターが関与している¹⁴⁹⁾。Ca や Mg 等の無機養分は導管のみの移動であるが、K は導管と篩管ともに移動する。K⁺は有機酸のカウンターイオンとして根から吸収された窒素の地上部への輸送において重要な役割を果たしている。

果樹では窒素は NO_3^- として吸収され、K⁺と共に KNO_3 として導管のマスフローにより地上に輸送される。 NO_3^- は細胞内の硝酸還元酵素により還元され NH_4^+ となり有機酸と結合してアミノ酸となる。残った K⁺は負に帯電しているリンゴ酸とイオンバランスを保持する。K⁺とリンゴ酸は篩管を通して根に運ばれ、リンゴ酸が呼吸基質、炭素骨格として利用されると、残った K⁺は再び NO_3^- と共に導管を通して地上部に運ばれる。リンゴ酸が脱炭酸して生成された HCO_3^- は根圏に溶出し NO_3^- が吸収された後の根圏土壌液中のイオンバランスを維持している⁵¹⁾。導管と篩管は独立しているのではなく、放射組織(柔組織)の木部-篩部交換機能により養分の相互移動が可能である¹⁰¹⁾。

1.4.3 K の葉からの吸収とリーチング

K は葉から容易に吸収される⁷⁸⁾¹²³⁾。K は葉表面のクチクラから物理的に浸透し柔細胞に達し、維管束系に輸送される。一方で K は降雨により容易に葉から流亡(リーチング)することも報告されている^{55) 95) 115) 121)}。リーチングも吸収と同様にクチクラから浸出する現象である。

1.4.4 K の根、葉および果実中濃度

器官別の K 濃度は細根が高く、地上部では葉、果実および 1 年生枝で高い¹²⁹⁾。細根は K の地上部輸送の有無に関わらず K を吸収する(贅沢吸収)ため、K は高濃度となる。

葉では、幼葉期は貯蔵された K が供給されるため葉の成長と共に濃度が増加する。成葉化すると有機

酸および糖などの同化産物の果実への転流が始まるため、濃度は低下傾向を示す。成熟期になると低下傾向は顕著となるが、果実が収穫されると再び濃度が高まる。葉中の K 濃度の推移は果実生育との関連性が強いいため、樹種間差が見られる^{112) 140) 143)}。

果実中 K 濃度は、幼果期は葉同様貯蔵された K が供給され高濃度であるが、果実の肥大と共に低下する。しかし、含有量は果実肥大に伴って増加する¹⁰²⁾¹⁰⁶⁾。これは、果実肥大期から成熟期までは果実で同化産物のシンク活性が高まり、葉から果実への同化産物の転流が活発になるとともに液胞内の有機酸も増加するため、酸と塩基の比を一定に保とうとする調節機能も加わって K⁺の果実への転流も活発となるからである^{64) 110) 152)}。特に、果実に隣接する葉で果実着果の影響を強く受ける¹²⁶⁾。ブドウでは果実肥大と果肉軟化が顕著となる水回り(verison)開始直前に果皮中の K トランスポーターの機能が最大になるとの報告がある¹⁹⁾。成熟果では、K は果肉細胞の液胞中や種子の胚に多く含まれ、果実中の全塩基の 80%~90%を占める。

1.5 本研究の目的と意義

1.5.1 FDNPP 事故による落葉果樹園の放射能汚染の特徴

FDNPP 事故に伴う放射性降下物による汚染があった 2011 年の、福島市における落葉果樹の発芽日はウメ 2 月 25 日(福島气象台)、モモ ‘あかつき’ 3 月 28 日、オウトウ ‘佐藤錦’ 3 月 31 日、リンゴ ‘ふじ’ 3 月 31 日、ナシ ‘幸水’ 4 月 8 日(福島県農業総合センター果樹研究所、以下 FTRC)であった。更に、ブドウ、カキ、クリ、キウイフルーツは 6 月上旬で、ウメは小梅類を中心に開花または幼果期であったが、モモ、ナシ、ブドウ、リンゴ等の主要落葉果樹の生育ステージは発芽前であった。即ち、FDNPP 事故による落葉果樹の放射能汚染は、休眠期汚染であった。休眠期汚染では、葉は展開していないため、地上部は樹皮が直接汚染された。

1.5.2 落葉果樹園の土壌管理は草生栽培

果樹園の土壌管理法は草生栽培が一般的である。樹園地の土壌管理方法には清耕法、草生法、マルチ法の 3 種がある。清耕法は、定期的の中耕を行い、下草を鋤き込む管理法、草生法は定期的の下草を刈取り、茎葉部を土壌に還元する管理法、マルチ法は土壌表面に敷き藁や有機物を被覆して下草の発芽を抑制する管理法である。白石¹³⁸⁾は、ミカン園においてグローバルフォールアウトにより土壌に沈積した RCs の下方移行と土壌管理との関係を調査し、清耕 > マルチ > 草生の順に深く移行していたと報告している。

草生法は下草と果樹の根圏間で短期的には施肥成分と水分の競合があるが、長期的には刈取りによる

有機物の供給と土壤微生物の増加をもたらし、土壤表層における養水分の循環により土壤の物理性、化学性、生物性を安定的に確保できるため果樹園での土壤管理法として広く採用されている。

草生栽培には多年生のイネ科とマメ科牧草を播種して特定の草種を育成し、維持管理する方法と自然草生(雑草)による管理法に分けられる。果樹園の草生管理法としてはケンタッキーブルーグラス(KB; *Poa pratensis*)とシロクローバー(WC; *Trifolium repens*)による草生管理が福島県では推奨されている土壤管理法である¹³³⁾。草生栽培では下草が30センチ程度の草丈に成長するたびに、栽培期間中4~5回刈り取りを行う。その分解により、窒素やカリウム(Csのanalogue元素である)等の無機養分が表層に供給され、微生物活動の活性化がもたらされる。その結果、果樹園の表層では有機炭素(C)を含む団粒構造が発達している。このことが果樹園土壤の特徴である。

1.5.3 研究の目的

FDNPP事故による落葉果樹の汚染では5.1で述べたように葉は未展開であるため、休眠期汚染によるRCsの樹体内への移行経路としては、先行研究の知見を根拠にすると根を経由した間接汚染のみである。しかし、落葉果樹園における土壤管理と果樹の根群分布を考慮すると、¹³⁷Csは主として樹皮から直接移行したのではないかと推定された(図1.2)。

そこで、本研究では(1)樹皮から樹体内への直接移行¹²⁸⁾(2)発芽後の樹皮-葉を経由した移行(間接汚染)(3)樹皮上の着生ゴケへの¹³⁷Cs吸収と溶脱(4)降雨に伴う幹流水中の¹³⁷Csの影響について明らかにすることを目的とした。

果樹における樹皮からの無機元素の樹体内移行については1950年から1960年にかけて幾つか報告されている⁹⁴⁾⁹⁶⁾⁹⁷⁾。特にTukeyら(1952)はCsと物理化学的特性が類似する⁴²Kをリンゴ、モモ、セイヨウナシを用いて冬季に枝に浸漬処理をして24時間から48時間後に篩部および木部で⁴²Kが検出されたことを報告しているが、果実への移行は検証されていない。

樹皮からの果実への移行についてはKatanaら³⁶⁾がリンゴ2年生枝への¹³⁴Cs浸漬処理により、浸漬部からから25cm下部の側枝上の果実で¹³⁴Csが検出され、果実への移行率は0.01%~0.4%であったと報告している。Chernobyl事故以降の果樹の放射能汚染経路の研究においては、樹皮から樹体内への直接移行の存在は、このKatanaらの報告により過小評価された¹⁰⁾。Katanaらの処理時期は果実肥大期である。FDNPP事故による落葉果樹の放射能汚染は樹液流動期に発生している。FDNPP事故以前では、休眠期において樹皮を経由したRCsの果実への移行を検証した報告は無い。

1.5.4 樹皮の構造と放射組織

1.2および1.4で述べたように、樹体内のRCsが果実へ移行する経路は木部および篩部双方が存在する。木部の経路は根から吸収されたRCsの移行経路であるとともに、木部中に貯蔵されたRCsの移行経路でもある。篩部は葉から果実へ転流するRCsの転流経路である。樹皮から果実へのRCs移行は双方の経路と直接連結する組織の関与が必要となる。それが放射組織である。木部と篩部間の養水分の交換組織としての機能も有する組織として注目され、樹木でも



図 1.2 休眠期に汚染された果樹園における果実への RCs の移行経路の先行研究と仮説の比較

その機能解明の研究が進んでいる^{28) 102)}。従って、樹皮と放射組織が、落葉果樹の休眠期汚染における RCs の果実への移行経路の中心的役割を担っている可能性が高い。

樹皮は維管束形成層の外側にある組織の総称である。樹皮は内樹皮と外樹皮に分けられる。内樹皮は篩部で同化産物の輸送器官である。外樹皮の始まりは表皮である。表皮ではコルク形成層が分化しコルク層が外側に形成され、リグニン等の樹皮成分が蓄積される。一方で、内側には皮層と古い篩部が重なる。これは周皮と呼ばれる。周皮は樹齢の進行に伴い、内皮と分離し剥離性を有するようになる。剥離性の難易は樹種により異なり、果樹ではブドウ、カキ、ナシ、リンゴは剥離しやすく、モモ、オウトウは剥離しにくい。

維管束形成層は外側に篩部を内側に木部を形成するので、木部は前年木部の外側に、篩部は外樹皮の内側に発達していく。木部は成長に伴って辺材と心材に分かれる。辺材部には生きた組織がある。辺材部への呼吸のための酸素供給は表皮組織から主幹の横断面を放射状に貫く放射組織が担っている。放射組織は生きた細胞である。同様の組織は主幹の軸方向にも存在する。表皮には皮目が形成され¹⁴⁴⁾、添充細胞に囲まれている。添充細胞の細胞壁の結合は緩く、これが通気組織となっている。皮目組織と放射組織によって辺材は外気とのガス交換を行われている。放射組織は同化産物の貯蔵器官ともなっている³⁴⁾。

以上のように放射組織を介した樹皮からの RCs の取り込みは重要な過程の 1 つになり得ると考えられる。

1.5.5 研究の意義

Chernobyl 事故以後に幾つかの放射性核種の果実への移行のモデルが開発された。1996 年より IAEA により組織された BIOMASS(The BIOSphere Modelling and ASSESSMENT methods)プログラムにおいて西欧各国の政府機関等で構築された 6 つのモデルについて実験データとモデル予測値の比較によるモデルの検証を行った。その中で代表的なモデルに英国の FSA(The Food Standards Agency)によって開発された SPADE(The Soil-Plant-Animal Dynamic Evaluation)がある。SPADE は地上部と地下部の多くの要素を組み込んで構築された体系的なモデルである^{31) 61)}。近年、英国 HPA-CRCE (the Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazard within the Health Protection Agency) で開発された体系的モデル FARMLAND⁵⁴⁾の改良版が発表された⁷⁾。しかし、これらのモデルは葉および土壌からの樹体内への移行を前提としており、休眠期汚染における移行源の存在箇所である樹皮からの移行および土壌表層の下草の影響については未評価のままであった。

本研究の意義は(1)未解明であった果樹の休眠期汚染における RCs の移行動態が明らかになり、(2)Chernobyl 事故以降の研究により構築された果樹の移行モデルで未評価であった休眠期の汚染と樹皮上の RCs 動態を組み入れることにより、果樹の生活史と果樹園の表土上の植生の生態を反映した、より精度の高いモデルを構築することに大きく寄与できることにある。

1.6 論文構成

本研究では、まず、下草根および土壌中 RCs の垂直分布を検証し(第 2 章)。果樹の果実と葉、下草の茎葉および土壌の RCs 汚染状況を調査した。また、土壌から果実への RCs の移行係数を試算した。(第 3 章)、次いで樹皮および樹体内の RCs 汚染状況と汚染培土による栽培試験により土壌からの間接吸収がないことを検証した(第 4 章)地上部からの移行経路として、樹皮および展葉後の葉からの可能性が高いため、樹皮洗浄試験を行った(第 5 章)。更に FDNPP 事故による RCs 汚染が降雨による湿性汚染であることから、降雨に伴う地上部から樹体内への RCs 移行レベルを検証した(第 6 章)。最後に葉からの間接吸収による移行率を検証した(第 7 章)。

第 2 章 東京電力福島第一原子力発電所事故により汚染された果樹園における下草根および土壌中 RCs の垂直分布の検証

緒言

Chernobyl 事故後の先行研究によると、土壌中 RCs の垂直分布は、土壌の種類、土性、物理化学的性質、降水量の影響を受ける^{4) 27) 32) 44) 50) 68) 75) 77) 80) 85) 98) 104) 109) 119) 120)}。とりわけ、近年では RCs の下方移行と強く関連する要素として粘土と有機物(主成分は腐植質)に注目が集まっている⁸⁰⁾。FDNPP 事故関係でも、既に、森林、草地、農用地の土壌を対象に事故後 2、3 年の短期間の土壌中 RCs の垂直分布と下方移行に焦点をあてた研究が多数、報告されている^{29) 37) 39) 41) 42) 52) 57) 58) 60) 82) 89) 91) 93) 100)}。しかし、これらの報告の中で果樹園での調査事例は 2 か所のみであり^{41) 42) 52)}、Chernobyl 事故後¹²⁾を含めても果樹園での RCs の下方移行に関する研究は極めて少ない。更に、果樹園での RCs の長期的な下方移行に関する研究報告は全く見当たらない。

Chernobyl 事故後に報告された²³⁾ように FDNPP 事故で放出された RCs が果樹の根から吸収されることは起こりにくい⁷⁰⁾。しかし、消費者の果実汚染の懸念から FDNPP 事故以降、果樹の販売額は大きく落ち込んだ¹²⁷⁾。更に、事故当年は表層にあった土壌中の RCs が雨水等の影響により果樹の吸収根域まで移行し、根から吸収されることも懸念された。

果樹園は草生栽培であり、下草の根群は果樹の根域より上層に分布する。従って、土壌に沈積した RCs は下草の根群に吸収されることが想定されるが、下草の根群分布と RCs の表層分布との関係は不明である。

本研究では果樹園における下草根の土壌中の垂直分布および土性の異なる 5 つの果樹園の土壌中 RCs の垂直分布の FDNPP 事故発生から 7 か年に亘る経年推移を検証した。

2.1 下草根の垂直分布および根中 ¹³⁷Cs 濃度

2.1.1 目的

果樹の主たる吸収根域は深さ 15 cm 以下であるため、土壌表層に沈積した放射性 Cs は下草により吸収されたと推察される。そこで、0~15 cm 層の下草根の層別重量および根中 ¹³⁷Cs 濃度を検証した⁷²⁾。

2.1.2 材料および方法

(1) 供試ほ場および下草根採取方法

FTRC 内ブドウほ場の植生回復ネット敷設地、モモ‘ゆうぞら’およびリンゴ‘紅玉’圃場を供試した。2014年9月2日に、直径83mm円筒形土壌採取器で深さ15cmまでを0~3, 3~9 および9~15 cm に区分して下草根を土壌ごと採取した。採取か所数は、ブドウ圃場は植生回復ネット敷設地毎に3か所および非敷設地3か所(対照)、モモほ場は3樹各3か所、リンゴほ場は5か所とした。下草の主たる草種は KB, WC, メヒシバ(*Digitaria ciliaris*), ナズナ(*Capsella bursa-pastris*), ハコベ類(*Stellaria* sp.)である。

(2) 下草根の試料調整と RCs 濃度測定

下草根は、圃場毎に混合し、温水にて洗浄液の混濁が消失するまで洗浄した後、超音波洗浄を加えた。洗浄後表面水を吸水紙にてふき取り重量を測定した。5日間凍結乾燥後、U8 容器に充填して分析試料とした。0~3 cm は圃場毎に、3~9 および9~15cm 層は3ほ場併せて分析試料とし、ゲルマニウム(Ge)半導体検出器にて ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs および ⁴⁰K を測定した。

2.1.3 結果

下草根の層別重量は、0~3, 3~9, 9~15 cm 層で 297, 74.6, 30.8 g m⁻²DW で15cmまでの根量の73.9%が0~3cm層に存在していた(表2.1, 図2.1)。下草根の層別 ¹³⁷Cs 濃度は、0~3 cm 層はリンゴおよびモモ

ほ場は 10³Bq・kg⁻¹DW を超えたが、ブドウほ場ではネット敷設および外周ともに 10² Bq・kg⁻¹ DW オーダーであった。3~9 cm 層は 10² Bq・kg⁻¹DW オーダー、9~15 cm 層は 10¹ Bq・kg⁻¹ DW オーダーで、下層ほど低濃度であった。0~3 cm 層の ¹³⁷Cs 濃度の圃場間差は、土壌濃度および下草の種類(多年生と越年生)に依存したものと推察された。面積ベースに換算した下草根と土壌の濃度比は、10⁻³ から 10⁻⁵ オーダーであり、下層で低かった(表2.2)。0~3 cm 層の根中 ¹³⁷Cs 濃度は 10²~10³ Bq・kg⁻¹ DW オーダーで、下層より高濃度を示したことから、土壌表層に沈積した ¹³⁷Cs は下草により吸収されていることが明らかになった。

2.2 果樹園土壌における RCs 垂直分布の経年推移

2.2.1 目的

土性の異なる 5 つの果樹園の土壌中 RCs の垂直分布について FDNPP 事故発生から 7 か年にわたる経年推移を検証し、移行速度について先行研究と比較した。



図 2.1 ‘紅玉’(A) ‘ゆうぞら’(B) 圃場、ブドウ植生回復ネット外柵(C)およびブドウ植生回復ネット下(D)各層の下草根

表 2.1 下草の層別根量分布

深さ (cm)	乾物重 (g m ⁻² DW)				平均	SD	分布率 (%)
	リンゴ	ブドウ		モモ			
		ネット下	ネット外周				
0~3	403	263	308	214	297	80.6	73.8
3~9	88.8	98.6	61.6	49.3	74.6	23.0	18.5
9~15	37.0	18.5	12.3	55.5	30.8	19.5	7.7
合計	529	380	382	318	402		100

表 2.2 下草の層別根中 ¹³⁷Cs 濃度

深さ (cm)	採取ほ場	根中 ¹³⁷ Cs濃度 (a)		土壌中 ¹³⁷ Cs濃度 (b)	a/b比
		(Bq・kg ⁻¹ DW)	(kBq m ⁻² DW)	(kBq m ⁻² DW)	
0~3	リンゴ	1140	4.60×10 ⁻¹	339	1.35×10 ⁻³
	ブドウ (ネット下)	200	5.26×10 ⁻²		
	ブドウ (ネット外周)	134	4.13×10 ⁻²	89.7	4.60×10 ⁻⁴
	モモ	1730	3.70×10 ⁻¹	151	2.45×10 ⁻³
3~9	3ほ場混合	117	8.73×10 ⁻³	49.4	1.77×10 ⁻⁴
9~15	3ほ場混合	21	6.50×10 ⁻⁴	7.21	9.02×10 ⁻⁵

2.2.2 材料および方法

(1) 調査圃場

FDNPP から北西方向に 60–65 km 離れた位置にある 5 つの果樹園を供試した。その内 3 圃場は FTRC 内のモモ [*Prunus persica* (L.) Batsch] ‘あかつき’ (AO), リンゴ (*Malus pumila* Mill) ‘紅玉’ (KO) および ‘三島ふじ’ (MO) 圃場である。これに、桑折町のモモ ‘はつひめ’ (HO) および福島市のリンゴ ‘ふじ’ (FO) 園を加えた。文科省が 2011 年 5 月 26 日に測定した供試圃場の汚染量は RCs で FTRC が 300–600 kBq m², HO が 100–300 kBq m², FO が 600–1000 kBq m² であった。供試圃場の面積は約 500–1500 m² である。土壌由来は HO のみ褐色低地土で他は褐色森林土である⁹⁹⁾¹³⁰⁾。土性は、MO は壤質粗砂土, HO は砂壤土, KO および AO は埴壤土, FO は重埴土である。各園ともに草生栽培による土壌管理が行われており、表層は調査期間を通して未攪乱で維持されている。主たる下草は KO, AO, MO および FO は *Poa pratensis* L. (Kentucky bluegrass) と *Trifolium repens* L. (White clover) の混植, HO は *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik (shepherd’s-purse) および *Digitaria ciliaris* (Retz.) Koeler である。

(2) 土壌採取

2011 年から 2017 年の期間において、東北大学電子光学研究センターが制作したステンレス製円筒形土壌採取器(内径 83mm)により深さ 30 までの土壌を採取した(表 2.3)。Khomutinin ら⁴⁰⁾は、採取規模によるバラツキを回避するた上で、土壌採取面積は 50 cm² 以上が望ましいとしている。本研究で採用した採土器の断面積は 54 cm² であり、上記の基準を満たしていた。各年における土壌採取日および反復数は表 2.4 に示した。採取地点の下草地上部は剪定鋏にて切除した。コア試料はステンレス包丁を用い厚さ 3–9 cm の 6–10 分画に切断した。各分画試料は 2 mm 以上の礫を除去し、生試料を U8 容器に充填した。最初の測定を生試料で実施したため、以後、同様の調整を継続した。土壌は恒温乾燥器にて 105°C

表 2.3 土壌密度および表層 3 cm の土壌密度補正

調査圃場	土壌密度 (g cm ³ DW)		土壌密度補正係数 (f _i :a/b)
	深さ (cm)		
	0–3 (a)	3–30 (b)	
KO	0.66 a ^z	1.47 c	0.474 a
MO	0.96 b	1.61 d	0.651 b
AO	1.03 b	1.11 a	0.976 c
HO	0.81 ab	1.34 b	0.709 b
FO	0.84 ab	1.34 b	0.636 b

表 2.4 調査圃場の土壌採取日と平均移動距離係数

調査年	調査圃場								
	HO			FO			KO		
	試料採取日	反復 (コア)	M _d 平均±SD	試料採取日	反復 (コア)	M _d 平均±SD	試料採取日	反復 (コア)	M _d 平均±SD
2011	May 11	1	3.14	May 11	1	3.50	Apr. 15	1	1.73
	Oct. 26	1	2.58	Oct. 26	1	2.76	May 25	1	1.98
							Oct. 25	1	2.78
2012	May 24	2	2.52±0.26	Apr. 25	2	2.66±0.39	May 24	2	2.63±0.46
2013	July 10	3	2.90±0.44	Apr. 30	3	2.35±0.19	May 22	2	2.79±0.81
2014	July 15	3	3.19±0.82	July 15	3	2.72±0.13	July 16	3	3.32±0.89
2015	July 29	3	3.84±1.04	Aug. 12	3	2.68±0.86	July 17	3	2.58±0.50
2016	July 20	4	4.13±0.22	July 22	3	3.79±0.05	July 13	3	2.77±0.42
2017	July 20	3	4.66±0.42	Sep 13	4	3.71±0.72	Sep 13	3	3.00±1.60
調査年	AO			MO					
	試料採取日	反復 (コア)	M _d 平均 ±SD	試料採取日	反復 (コア)	M _d 平均±SD			
2011	Apr. 26	1	1.99	Apr. 26	1	1.72			
	Oct. 25	1	1.81	Oct. 25	1	5.02			
2012	Dec. 25	1	2.35	May 24	3	1.85±0.003			
2013	July 1	3	2.43±0.36	May 22	3	2.35±0.79			
2014	July 16	3	3.89±0.68	July 16	3	2.38±0.40			
2015	July 27	3	4.65±1.04	July 17	3	2.91±0.45			
2016	July 13	3	4.13±0.72	July 13	2	3.08±0.32			
2017	Sep 13	3	5.83±0.89	July 13	3	2.64±0.58			

^z M_d 平均移動距離^y SD 標準偏差

で少なくとも 12 時間以上乾燥により、水分率を測定し、乾物当たり濃度に換算した。

(3) ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs 濃度測定

放射性核種濃度は東北大学電子光物理学研究センターおよび学習院大学理学部の Ge 半導体検出器にて ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs 濃度を測定した。測定日は試料採取後 14 日以内である。測定値は採取日に減衰補正した。

(4) 沈積率、分布率、平均移動距離の定義

2011 年から 2014 年の期間は、各分画の重量を未測定であったため深さ 30 cm までの ¹³⁷Cs の存在割合を以下の式により算出し、深さ別沈積率(DP)とした

$$DP=100f_iw_iC_iTc^{-1} \quad (2.1)$$

$$w_i = \Delta h_i h_{min}^{-1} \quad (2.2)$$

$$Tc = \sum f_i w_i C_i \quad (2.3)$$

i は 採取区分を表す添え字, f_i は土壤密度補正係数, w_i 採土層の厚さに基づく加重係数, Δh_i は採取した層の厚さ, h_{min}は採取した層の最小の厚

さ, C_iは各層の ¹³⁷Cs 濃度である。表層 3 cm の f_i は 3cm と 3-30 cm の仮比重の比(表 2.4)。3 cm 以下は 1.0 とした。2015 年および 2016 年試料は重量と ¹³⁷Cs 濃度から各層の ¹³⁷Cs 含有量を求め、以下の式により深さ 30 cm までの総量に対する百分率を分布率とした。

$$DP = 100W_iC_iTc^{-1} \quad (2.4)$$

$$Tc = \sum W_iC_i \quad (2.5)$$

W_i は各層の乾燥重

¹³⁷Cs の垂直分布の重心として ¹³⁷Cs の平均移動距離⁸²⁾を下記の式により算出した。

$$Md = \sum h_i f_i C_i \Delta h_i (\sum f_i C_i \Delta h_i)^{-1} \quad (2.6)$$

i は 採取区分を表す添え字, M_d ¹³⁷Cs の平均移動距離, f_i は DP 式と同様の土壤密度補正係数, C_i は深さ h_i の ¹³⁷Cs 濃度, Δh_i は層の厚さ。

2.2.3 結果

各圃場の仮比重と表層 3 cm の f_i を表 2.3 に示した。3 cm 以下の層は分散分析により層間で有意差は認められなかった。表層 3 cm の仮比重はいずれの圃場でも 3 cm 以下の層より有意に小さかった (p=0.00000222~0.00000226, Tukey の多重検定)。表層 3 cm の仮比重は KO(0.66)で MO(0.96)および AO (1.03)より有意に小さかった (p=0.048 および p=0.014, Tukey の多重検定)。一方で 3 cm 以下は AO 圃場が最小で 1.11 であり、他圃場と有意差が認められた。その結果、f_i値は KO(0.474)で最小、AO(0.976)で最大であった。

2011 年春と秋に採取された ¹³⁷Cs の垂直分布では表層 3 cm の ¹³⁷Cs 濃度がその下の層より 10 倍以上

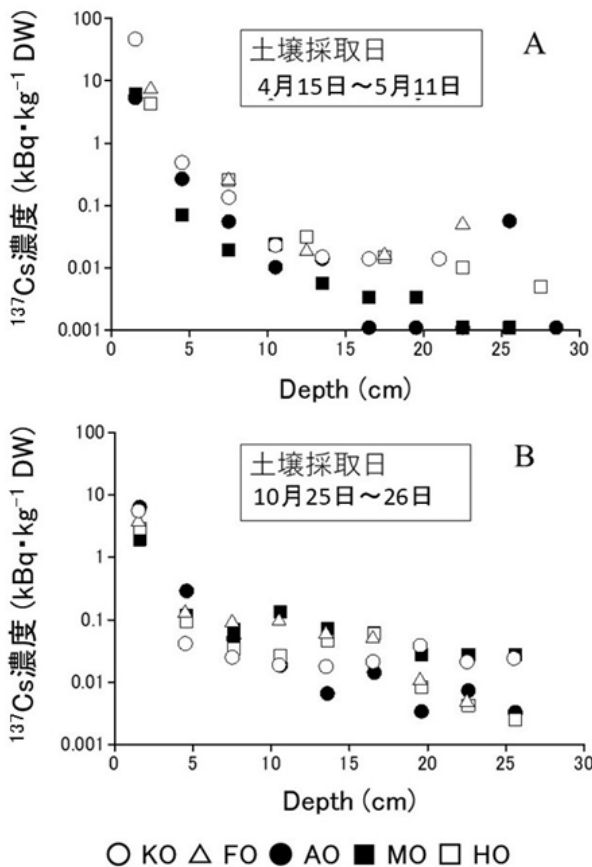


図 2.2 2011 年春季および秋季の土壤中 ¹³⁷Cs 垂直分布

KO リンゴ‘紅玉’, AO モモ‘あかつき’, MO リンゴ‘みしまふじ’ (果樹研ほ場), FO 現地リンゴ園, HO 現地モモ園

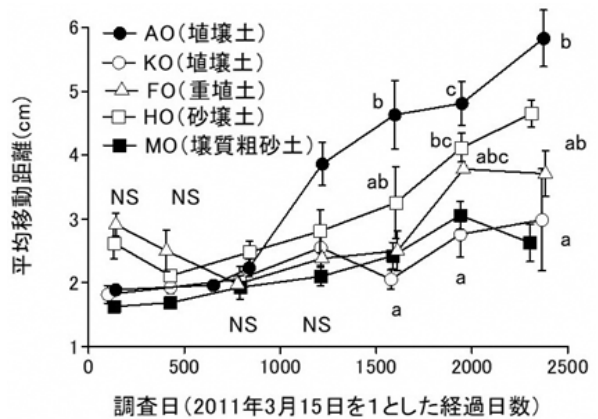


図 2.3 平均移動距離の経年推移

垂線は標準偏差(SD)

表 2.5 FDNPP 事故初年における春季および秋季の表層の ^{137}Cs 濃度および沈積率

調査圃場	春季				秋季			
	採取日 (y/m/d)	深さ (cm)	^{137}Cs 濃度 (kBq · kg ⁻¹ DW)	沈積率 (%)	採取日 (y/m/d)	深さ (cm)	^{137}Cs 濃度 (kBq · kg ⁻¹ DW)	沈積率 (%)
KO	2011/4/15	0-3	47.1	96.8	2011/10/25	0-3	5.56	91.5
AO	2011/4/24	0-3	5.48	92.8	2011/10/25	0-3	6.16	94.0
MO	2011/4/26	0-3	6.25	96.8	2011/10/25	0-3	1.85	68.7
HO	2011/5/11	0-5	4.32	90.4	2011/10/26	0-3	2.76	88.0
FO	2011/5/11	0-5	7.34	91.4	2011/10/26	0-3	3.71	84.4

高かった(図 2.2, A 補遺 6: 表 A6.1~A6.5). 一方で, 平均移動距離は HO および FO では汚染翌年の 2012 年より高い値を示し, MO では春季(1.72)より秋季(5.02)で著しく高まった(表 2.4). および各圃場の DP は春季で 90.4%(HO)~96.8%(KO, MO), 秋季で 68.6%(MO)~94%(AO)であった(表 2.5). MO 圃場のみ春季の沈積率から秋季は 20%低下した. 各圃場の ^{137}Cs 濃度の対数プロットは 3~6 cm 付近で減少傾向が変化した(図 2.2).

Md の経年推移(図 2.3)は 2013 年までは増加は緩やかであったが, 2013 年以降増加傾向が加速化した. FDNPP 事故発生から 3 年後の 2014 年までは Md は圃場間で有意差は認められなかった. 2011 年は HO および FO で FTRC 圃場より Md が大きい傾向が認められ, FO は 2012 年もその傾向が続いた. 2015 年の Md は圃場間で有意差が認められ AO で大きかった ($p=0.017$, ANOVA). 2014 年から AO および HO で他圃場より増加する傾向が認められた. 翌年の 2015 年より圃場による有意差が認められ, 以後圃場間差は拡大する傾向が認められた. なお, 2011 年の HO および FO では主幹の周囲にバーク堆肥マルチが敷設されており, 堆肥層を含めて土壌を採取したことが 2011 年および 2012 年で比較的大きい Md 値が算出された原因と推察された.

2.3 考察

2014 年の FTRC 圃場での調査により, 下草根重の分布は表層 3 cm で深さ 15 cm までの 73.8%に達することが明らかになった. 表層 3 cm に下草根の分布密度が高いことがこの層の土壌密度が 3 cm 以下の層より小さかった原因の一つと考えられた. KB はルートマットを形成することは周知の事実である⁸⁸⁾. WC は, ルートマットは形成しないが, 毛根を有する多くの匍匐茎(runner)が発達する²⁰⁾. これに対し, ナズナ, ハコベ, メヒシバ等の一般雑草は KB および WC に比べると根群の発達が劣る. KO で仮比重が小さかったのは, 同圃場では KB と WC の生育が良好であったためであった. 実際, 2014 年の調査での KO の根群密度は 0.40 kg m⁻² で, 他の草種の侵入が多かった AO は 0.20 kg m⁻² であり, 表層 3 cm の土壌密度は雑草の侵入に影響されたことを示した.

Takahashi ら⁸⁹⁾が孔隙量の豊富な調査地点で仮比重が小さかったと報告している様に, 3 cm 以下の層で仮比重が最小であった AO 圃場は孔隙量が豊富であったことを示していると考えられた.

FDNPP 事故発生から 7 か月は, 表層 3 cm に 30 cm までの ^{137}Cs 全量の 80%を超える ^{137}Cs が偏在した. 一方で HO および KO 圃場の 2011 年の平均移動距離が翌年より高い値を示したが, これは両圃場ともバークたい肥マルチが敷設されており, マルチ層を含めて採取したためと考えられた(表 2.4). また, 2011 年秋季に MO 圃場で沈積率が大きく低下したのは, 2012 年以降の同圃場の垂直分布を考慮すると, 伐根等の管理上の都合で表層が攪乱された場所から土壌を採取したためと推察された. 2011 年の表層 3 cm の ^{137}Cs 濃度が次の層と大きく乖離していることから, 少なくとも事故後 7 か月間は, ^{137}Cs は 3 cm 以内の表層に局在していたことは明らかである.

^{137}Cs の下方移行速度は長期的に検証する必要があるが, 2017 年に供試園の 1 部分が攪乱されたため, 2018 年以降は調査継続が困難となった. そこで 7 か年の調査により先行研究との比較をしたい. Arapis ら⁴⁾は, Chernobyl 事故後のギリシャの 3 地点での ^{137}Cs の下方移行速度は, 0.71~1.54 cm/年と報告している. Rosén ら⁶⁸⁾は, スウェーデンでの 1987 年から 1995 年の期間の移行速度が初年度は 0.5~1.0 cm/年であったが翌年以降は 0.2~0.6/年に減少したとしている. Siozawa⁸²⁾は FDNPP 事故後数か月の期間において, 水田の Md を測定している. これらの研究においては, 移行速度の計算法として分布の重心を求める手法を適用しており, 本研究との比較が可能である. Scotland の有機質に富んだ泥炭地では Chernobyl 事故後 22 年後の ^{137}Cs 分布の重心は 8.2~17.4 cm であったと報告されている⁸⁰⁾. これは, 1 年当たりの移行速度としては 0.37~0.79/年である. 本研究の FDNPP 事故後 7 か年での Md の移行速度は, 表 2.4 から算出すると 0.44~0.97/年であり, 今後, 下方移行が停滞する可能性はあるが, ほぼ Shand ら⁸⁰⁾の報告と同じ範囲にあった.

以上の結果, 果樹園では表層 3cm では下草根が優占し, FDNPP 事故発生初年では土壌に沈積した RCs

は表土 3cm に 80%以上存在していたことが明らかとなった。

第3章 事故初年における果樹の果実と葉、下草茎葉部および土壌の RCs 汚染

緒言

FDNPP 事故で放出された放射性降下物により、福島県内のウメを除く落葉果樹園は発芽前の休眠期に汚染された。果樹園の園主および消費者の最大の関心は果実中に含まれる RCs であった。汚染当初は、休眠期汚染による RCs の樹体内への移行経路として経根吸収に関心が置かれた⁷⁰⁾¹³⁵⁾。果樹では、ブルーベリー、カンキツ類等の一部の樹種を除けば吸収根域は表層 15 cm 以下である。一方で下草の根の 70%以上、土壌に沈積した RCs の 80%以上が表層 3 cm に存在することが前章において明らかになった。従って、果樹と下草の葉中 RCs 濃度を比較することで果実への RCs 移行経路を評価することが可能と考えられた。Chernobyl 事故に関連して Antonopoulos-Domis ら³⁾は、根からの RCs の吸収は、事故初年度では無視でき、果実で検出された RCs は地上部から樹体内に吸収されたとしているが、Chernobyl 事故時には葉が展開していたため、葉以外の部位からの吸収については言及していない。なお、土壌から果実への移行係数による RCs の果実への移行量は葉より少ないと見積もられていた。

本研究では、生育期間中の果実および葉中 RCs の経時的推移を調査し、果実と葉における RCs 移行を比較した。次に、便宜的に表層 5 cm 土壌を指標とし、汚染初年度の土壌の汚染レベルと成熟果の RCs 濃度との関係について検討を加え、土壌から果実への RCs 移行の可能性について検証した。最後に、同一圃場に生育する果樹の収穫期の葉と下草の夏季の葉の RCs 濃度を比較した。

3.1 落葉果樹の葉および果実中 RCs 濃度および含有量の経時的推移

3.1.1 目的

福島県の主要落葉果樹のうちモモ、ブドウ、ナシ、リンゴおよびカキについて開花から収穫期までの葉および果実中 RCs 濃度と果実中の RCs 含有量の推移を調査した。

3.1.2 材料および方法

(1) 供試樹

FTRC 内モモ ‘あかつき’ 12 年生 3 樹、ブドウ ‘あづましずく’ 18 年生 1 樹、ナシ ‘幸水’ 44 年生 3 樹、リンゴ ‘ふじ’ 46 年生 3 樹、伊達市柱沢カキ ‘蜂屋’ 30 年生 5 樹。

(2) 試料採取および試料調整

FTRC 内の供試樹は 5 月 19 日、伊達市カキ ‘蜂屋’

は 8 月 23 日より完熟期まで果実を随時、採取した。採取果数は肥大量に応じて 1 樹当たり 5~100 果程度とした。果実はブドウを除き、各樹を併せて分析試料とした。果実肥大までの幼果は種子を除き皮ごと、果実肥大以降は種子を除き、剥皮後の果肉を細断後、72 時間以上凍結乾燥 (EYELA FD-711, 東京理化学器械株式会社, 東京) し、乾物率を測定した。カキの成熟果はがく(へた)、果皮、果肉(種子を除く)に分け、部位別に試料を調整し、放射性核種濃度を測定した。葉は果実採取と併せて採取した。採取部位はモモおよびリンゴは新梢葉、ナシは果叢葉および不定芽新梢葉、ブドウは着房節の第 4, 5 節位葉を採取した。採取葉数は 1 樹当たり 60~200 葉とした。各樹別に併せて 48 時間凍結乾燥し、乾物率を測定した。果実および葉の乾燥試料を U8 容器に充填し、放射性核種濃度測定試料とした。果実および葉ともに、試料の調整前に水道水にて洗浄し、パルプシート (JK ワイパー, 日本製紙クレシア株式会社, 東京) にて洗液を拭き取った。

(3) 1 果中の放射性 Cs 含量の算出

果重と放射性 Cs 濃度の分析値から 1 果中の放射性 Cs 含量を算出した。ここで ‘あかつき’ ‘幸水’ および ‘ふじ’ では、幼果から成熟期までの未熟果の果重として以下の式により算出した体積指数と果重との回帰式により推定した。また ‘あづましずく’ は肥大経過が類似した 2010 年の果粒重を用いた。蜂屋’ は採取した果実の平均重を用いた。成熟果は各果樹とも採取した果実の平均重を用いた。

$$FVI = HW^2 / 6000 \quad (3.1)$$

ここで FVI: 体積指数 (cm³), H: 縦径 (mm), W: 横径 (mm)

(4) ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs 濃度測定

放射性核種濃度は東北大学電子光物理学研究センターおよび学習院大学理学部の Ge 半導体検出器にて ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs 濃度を測定した。測定日は試料採取後 14 日以内である。測定値は採取日に減衰補正した。

3.1.3 結果

果実中 RCs 濃度はモモ、ナシ、リンゴでは満開後 40 日以内(6 月 1 日)の幼果では 72~183 Bq · kg⁻¹ FW (FW: 新鮮重, 以下同) と成熟果の 5~7 倍の高濃度であった。しかし、満開後 50 日頃には少なくとも幼果期の 3 分の 1 以下まで急減した(図 3.1, 図 3.2, 図 3.3)。ブドウは花穂と比較して着色期(水回り期)後に RCs 濃度が急減した(図 3.4)。カキでは、着色開始期前から収穫期まで一定の濃度で推移し、成熟後に低下した(図 3.5)。

葉中 RCs 濃度はモモ、ナシ、リンゴでは、未成熟葉で 449~860 Bq · kg⁻¹ FW と高濃度を示した(図 3.1,

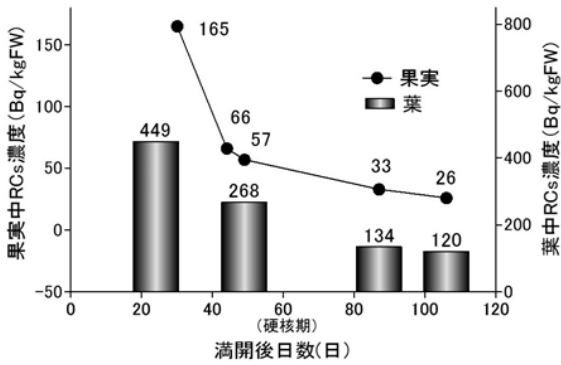


図 3.1 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (あかつき)

RCs : ¹³⁴Cs+¹³⁷Cs

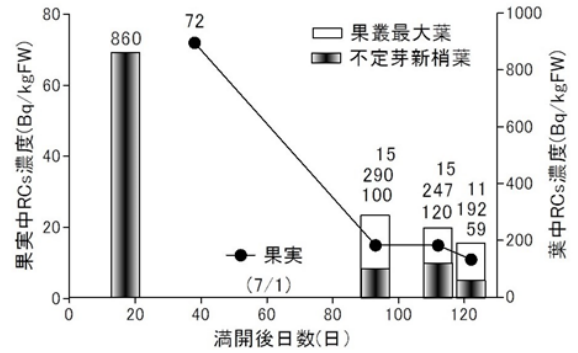


図 3.2 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (幸水)

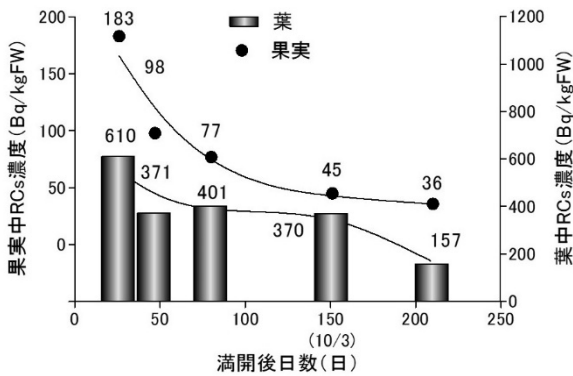


図 3.3 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (ふじ)
曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

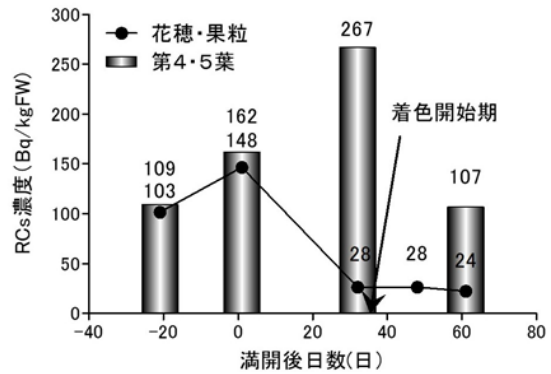


図 3.4 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (あづまじずく)

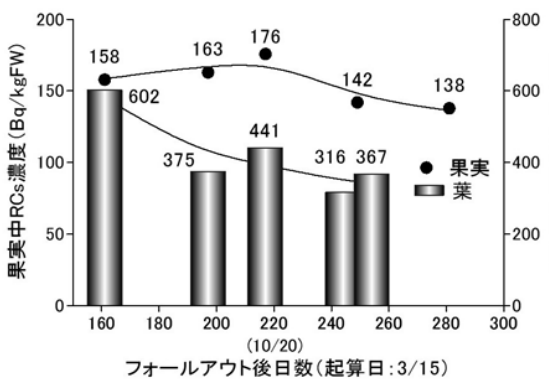


図 3.5 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (蜂屋)
曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

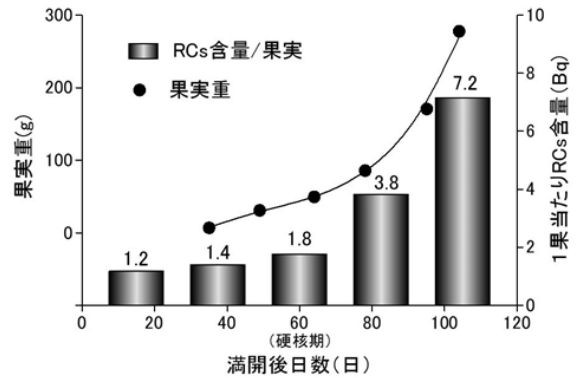


図 3.6 果実当たり RC 含有量の推移 (あかつき)
曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

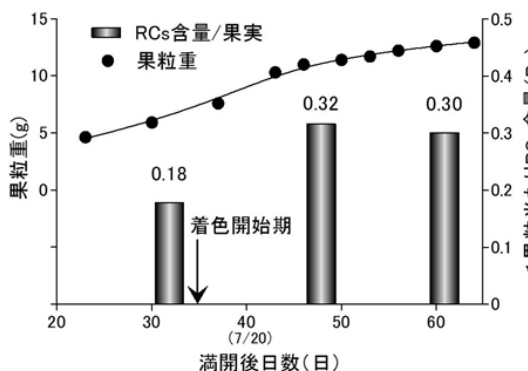


図 3.7 果実当たり RCs 含有量の推移 (あづまじずく)
曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

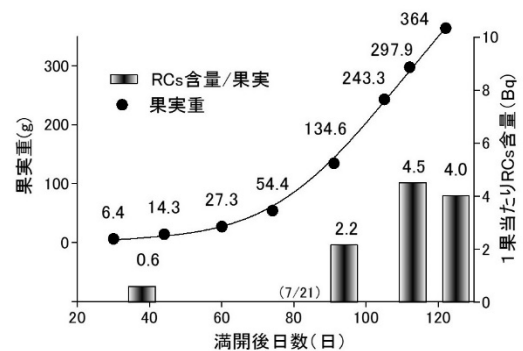


図 3.8 果実当たり RCs 含有量の推移 (幸水)
曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

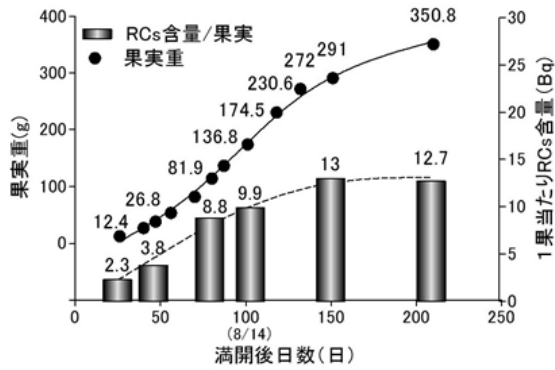


図 3.9 果実当たり RCs 含有量の推移 (ふじ)
 曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

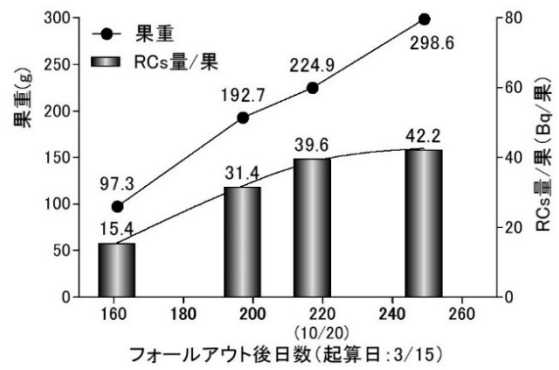


図 3.10 果実当たり RCs 含有量の推移 (蜂屋)
 曲線は平滑化スプライン回帰法による近似曲線

図 3.2, 図 3.3). ブドウでは発芽後 29 日から増加し、ベレゾーン(水回り)直前期(7 月 12 日)で最高値を示した(図 3.4). またカキでも着色開始期前の成葉(8 月 23 日)で高濃度を示した(図 3.5). 成熟期ではいずれの樹種も減少傾向を示したが、カキでは他の樹種に比較し成熟期の葉中 RCs 濃度は高濃度であった。また、生育期間の長いリンゴ、カキでは果実肥大期から成熟期まで一定濃度で維持された。ナシの成熟期の濃度は不定芽新梢葉よりも果叢葉で高かった。

果実当たりの RCs 含有量はブドウ、ナシ、リンゴ、カキでは果実肥大に関わらず成熟期直前または完熟 30 日前からほぼ一定量で推移した。しかし、モモでは完熟期まで果実肥大とともに増加した(図 3.6~図 3.10)。

3.1.4 考察

汚染初年度は、葉および果実表面は発芽後の雨水による 2 次的汚染が考慮される¹³⁹⁾ため、2011 年の RCs 測定試料はすべて洗浄処理を加えた、従って本研究における試料の測定値は、果皮または葉表面に沈着した RCs を除いた組織内部の RCs 濃度を反映したものが見なされる。後述するように、果実および葉中 RCs 濃度は樹によるバラツキが無視できないので経時的推移を調査する上では、同一樹から試料を採取することにより樹体内の RCs 代謝を反映した情報が得られると考えられる。以上を考慮し、本研究においては、同一樹から採取された試料での測定結果を抽出した。なお、本来であれば樹反復により樹によるバラツキを考慮した測定値の評価を確保すべきと考えられるが、本研究は Ge 半導体検出器の整備が不十分な体制下で開始されたため、分析点数を最小限に抑える必要があり、混合試料とした。

本研究において、モモ、ニホンナシ、リンゴでは満開後 40 日以内(6 月 1 日)の幼果と比較して満開後 50 日以降の果実肥大期の果実で急激に濃度が低減した。Carini ら¹⁴⁾はブドウの成熟初期の葉への湿性汚染により 86.7%の ¹³⁴Cs が葉から果実へ転流したことを報告している。また、Carini⁹⁾は、RCs は篩

部内の移動が容易であり、生育期間中は葉からの転流により果実へ RCs が蓄積されるとし、果実生育期は成長に伴う希釈により RCs 濃度は低下するとしている。更に Zehnder ら¹⁰⁸⁾はブドウにおける葉から果実への ¹³⁴Cs の転流は幼果で高濃度となり、以後、減少したと報告している。

ここで、果実は成熟期まで肥大を継続するが、葉は展葉開始から約 30 日で成葉化する。即ち、成熟前の果実中 RCs 濃度の低下は希釈効果を示すものであり、葉中 RCs 濃度の低下は他器官への再転流を示すものである。このことから、本研究においては、最初の汚染源が不明であるが、汚染源から樹液流動期の維管束器官に移行し、まず芽への移行が優先的に起こり、その後、葉から果実への転流が起きたものと仮定して良いのではないかと考えられた。なお、カキの果実中 RCs 濃度の経時的推移は、やや異なる推移傾向を示したが、葉中 RCs 濃度は着色期の 9 月下旬に低減していることから、他の果樹と同様に葉から果実への転流が起きていることを示している。落葉果樹では 9 月以降は同化養分や無機養分は秋根や枝等の貯蔵器官へ転流する、カキの果実中 RCs 濃度が成熟期まで一定濃度で推移したのは他の果樹よりも果実への分配率が高いことを示唆するものと考えられた。

果重と RCs 濃度の分析値から算出された 1 果中の RCs 含有量はブドウ、ナシ、リンゴ、カキでは果実肥大に係わらず成熟期直前または完熟 30 日前からほぼ一定量で推移した(図 3.7~図 3.10)。しかし、モモでは完熟期まで果実肥大とともに増加した(図 3.6)。これは、ブドウ、ナシ、リンゴ、カキでは果実肥大後期では葉から果実への RCs の転流は平衡状態に達していることを示唆しており、これらの果樹ではこの時期より、RCs の貯蔵器官への転流が起きているのではないかと考えられる。これに関連して、高田ら¹⁴⁾は FDNPP 事故初年のモモ‘あかつき’の木部中 RCs 含有量は果実成熟期の 7 月から果実収穫後の 9 月に増加していることを報告しており、上記の考察を裏付けるものと考えられた。更に、Zehnder ら¹⁰⁸⁾

はブドウでは成熟後期には果実から茎や根への再転流が起きているとしている。このことから葉から果実への転流と果実から他器官への再転流が併行して起きているものと推察された。

3.2 汚染初年度の土壤中 RCs 濃度と成熟果の RCs 濃度との関係

3.2.1 目的

土壌および果実中 RCs 濃度から主要落葉果樹の土壌から果実への移行係数を求め、既報との比較により土壌から果実への RCs 移行の可能性について検討した。

3.2.2 材料および方法

(1) 供試樹

FTRC 内オウトウ、モモ、ブドウ、ナシおよびリンゴの 8 圃場(以下、所内圃場)および福島市内 5 か所(オウトウ、モモ、ナシ、リンゴ)、伊達市 3 か所(モモ、ブドウ、カキ)および桑折町 1 か所(モモ)の 9 樹園地(以下、現地圃場)を調査圃場とした。調査果樹園の FDNPP からの距離は約 60~80km、各果樹園の面積は約 300~600m² である。

(2) 試料採取および試料調整

所内圃場は 4 月 26 日に、現地圃場は 4 月 27 日に 1 圃場につき 5 か所から東北大学理光学研究センターが制作した塩ビ製円筒形土壌採取器(内径 70mm)により表層 0~5cm の土壌を採取した。採取した試料は、圃場別に混合し、ステンレス製篩(5.66mm)で粒度を調整した後、U-8 容器に充填した。果実は、所内および現地圃場の各樹種の果実完熟期に 1~6 樹から樹当たり 5~10 果を採取した。果実試料の調整前に水道水にて洗浄し、パルプシートにて洗液を拭き取った。種子を除き、ブドウおよびオウトウは果皮付き果実を、その他の果実は剥皮して果肉を細断、混合試料とし、72 時間以上凍結乾燥後、U-8 容器に充填した。土壌は 105°C で 1 昼夜乾燥し土壌水分を測定し、水分係数を求め、乾物当たり濃度に換算した。植物試料は凍結乾燥後の乾物率から新鮮重当たり濃度に換算した。

(3) 移行係数の算出

International Union of Radioecologists (IUR) は根群層の深さを、草地を 10cm、それ以外の作物は 20cm として規格化した。これに従い、International Atomic Energy Agency(IAEA)は草地以外の作物での移行係数(TF)を下記のように定義している³²⁾。

TF=果実中の RCs 濃度(Bq・kg⁻¹FW)/土壌表層 20cm の RCs 濃度(Bq・kg⁻¹DW)

そこで、表層 5cm の土壌中 RCs 濃度(Bq・kg⁻¹DW)の 4 分の 1 を深さ 20cm までの土壌中 RCs 濃度とし、成熟果の RCs 濃度(Bq・kg⁻¹FW)との比(F/S 比)を算出し、見かけの移行係数とした。また、算出値をアークサイン変換し、Tukey の多重検定法によ

り樹種間差を比較した。

(4) 果重と成熟果の RCs 濃度との関係

所内圃場に植栽されているオウトウ 3 品種(‘紅さやか’‘佐藤錦’‘紅秀峰’),モモ 4 品種(‘はつひめ’‘あかつき’‘川中島白桃’‘ゆうぞら’),ニホンナシ 2 品種(‘幸水’‘涼豊’),リンゴ 1 品種(‘ふじ’),ブドウ 1 品種(‘あづましずく’)およびカキ 1 品種(‘蜂屋’)の測定値を供試して果重と成熟果の ¹³⁷Cs 濃度との関係について指数減衰関数による非線形回帰分析を行った。測定値は乾物率から乾物として換算した。

3.2.3 結果

成熟果実中の放射性セシウム濃度と 5cm の表土層間に有意な正の相関が認められた(図 3.11)。見かけの移行係数(F/S 比)は、樹種間で有意差が認められ、収穫期の早いオウトウで他の樹種より高かった(図 3.12)。各落葉果樹の見かけの移行係数はほぼ 10⁻² オーダーであった(表 3.1)。最大値はオウトウ‘紅秀峰’ 5.4×10⁻²、最小値はナシ‘幸水’ 4.7×10⁻³であった。オウトウの見かけの移行係数は土壌中 RCs 濃度に関わらず、ブドウ、ナシより高い傾向が認められた。果重と果実中 ¹³⁷Cs 濃度の関係は指数減衰関数により有意な相関が認められた(図 3.13)。

3.2.4 考察

RCs は葉または根から吸収され、特に葉から吸収されやすいとされている。RCs は葉からの吸収と他器官への転流は速やかであるが、土壌からの吸収率は葉からの 20 分の 1 とするブドウでの報告がある¹²⁾。また、土壌での動態については Sr が下部へ移行しやすく Cs の 5 倍程度であり、Cs はほとんどが表層下 6cm 以内に分布しているとされる¹²⁾。Chernobyl 事故が起きた 1986 年 4 月 26 日は、アンズ等果樹類の生育期であったため、RCs は主として葉から樹体内に移行したとされている。しかし、今回のフォールアウトは発芽前であることから、土壌からの経根

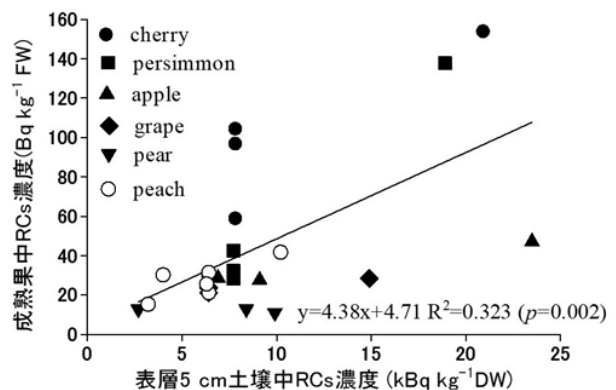


図 3.11 成熟果 RCs 濃度と表層 5cm 土壌中 RCs 濃度との関係 (2011 年)

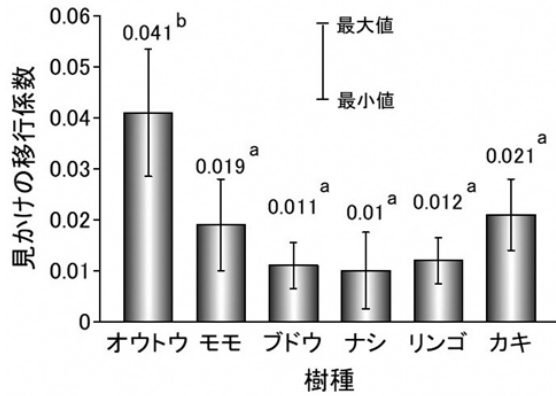


図 3.12 落葉果樹の見かけの移行係数の比較 (2011 年)

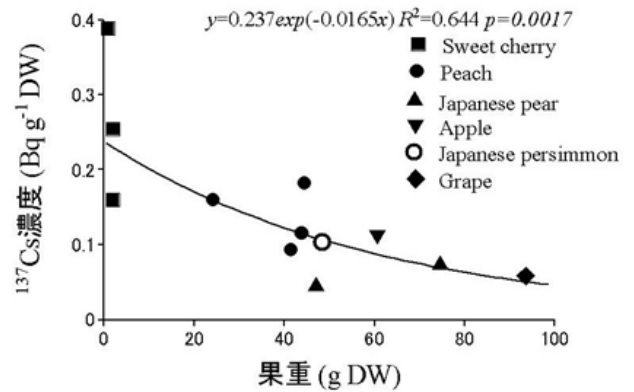


図 3.13 成熟果の果重と ¹³⁷Cs 濃度との関係 (2011 年)

表 3.1 オウトウ, モモ, ブドウ, ナシ, リンゴおよびカキの見かけの移行係数

樹種	品種	産地	土壌表層 5 cm RCs濃度 (kBq · kg DW)			成熟果RCs濃度 (Bq · kg FW)			見かけの 移行係数	文献の 移行係数
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	合計	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	合計		
オウトウ	紅さやか	北沢又	10.7	10.3	20.9	77.0	77.0	154.0	0.029	0.002
		果樹研	3.9	3.9	7.8	48.8	48.2	97.0	0.050	~0.072
	佐藤錦	果樹研	3.9	3.9	7.8	26.0	33.0	59.0	0.030	
	紅秀峰	果樹研	3.9	3.9	7.8	51.8	52.7	104.6	0.054	
モモ	はつおとめ	果樹研	3.2	3.2	6.4	14.0	16.6	30.6	0.019	0.009
		果樹研	3.2	3.2	6.4	15.9	15.7	31.6	0.020	~0.013
	はつひめ	桑折	5.2	5.0	10.2	20.6	21.2	41.8	0.016	
	日川白鳳	果樹研	3.2	3.2	6.4	10.4	11.0	21.3	0.013	
		湯野	1.6	1.6	3.2	7.3	8.1	15.4	0.019	
あかつき	果樹研	3.1	3.1	6.3	11.7	14.0	25.7	0.016		
		上保原	2.0	2.0	4.0	14.1	16.3	30.4	0.031	
ブドウ	あずましずく	果樹研	3.2	3.2	6.4	11.2	12.5	23.7	0.015	0.001~
		果樹研	3.2	3.2	6.4	10.5	10.6	21.1	0.013	0.08
	巨峰	高子	7.6	7.3	14.9	12.9	15.4	28.4	0.008	
ナシ	幸水	果樹研	5.0	4.9	9.9	5.3	5.7	11.0	0.004	0.006
		笹木野	1.4	1.3	2.7	6.1	6.7	12.8	0.019	セイヨウ
	涼豊	果樹研	4.2	4.2	8.4	4.1	8.8	12.9	0.006	ナシ
リンゴ	ふじ	果樹研	3.4	3.4	6.9	11.6	17.1	28.7	0.017	0.00086
		宮代	4.6	4.5	9.1	12.7	15.0	27.7	0.012	~0.037
		渡利	11.9	11.5	23.5	18.7	28.5	47.1	0.008	
カキ	蜂屋	果樹研	3.9	3.8	7.7	11.5	16.8	28.3	0.015	-
		柱沢	9.7	9.3	18.9	63.0	74.8	137.8	0.029	
	平無核	果樹研	3.9	3.8	7.7	15.3	17.2	32.5	0.017	
	禅寺丸	果樹研	3.9	3.8	7.7	17.7	25.1	42.7	0.022	

吸収に焦点が当てられた. IAEA 報告³¹⁾によるとクリを除いた落葉果樹の土壌からの果実への RCs の移行係数は、 $8.6 \times 10^{-4} \sim 8.0 \times 10^{-2}$ の範囲にあり、ブドウが最も高いとしている. これらの移行係数は、実験により求められたものであり、実験条件により 2 ケタの開きがある. 汚染レベルの異なる 17 圃場、6 樹種における本研究においては、表層下 5 cm の土壌中 RCs 濃度と成熟果の RCs 濃度間には有意な相関が認められた. 移行係数(F/S 比)は 0.006~0.07 でオ

ウトウが他の落葉果樹より有意に高い値を示し、樹種間差は 1 桁の範囲であった. これらの結果は IAEA 報告³¹⁾と比較して移行係数は 10 倍高く、格差は逆に 10 分の 1 で明らかに異なった. このことから土壌以外の移行経路が存在することが示唆された.

果実中 RCs 濃度は、生長に伴う希釈と葉果比(葉と果実の重量比)に依存し、収量が低いと果実中 RCs は高まる⁹⁾. オウトウは、剪定後の側枝が多く、果実は他の果樹と比較して小果である. 一方で、葉は大型

であることから、収穫時の葉果比は他の果樹より高い。このことが、移行係数(F/S比)が他の果樹より有意に高かった一因と推察された。一方で、果重と果実中RCs濃度の関係は指数減衰関数で有意な回帰が認められた。このことは、果実重の変化に伴う¹³⁷Cs濃度の減少は¹³⁷Cs濃度に比例すること、即ち希釈効果を示しており、以下の式で表される。

$$dC/dx = -\lambda C \quad (3.2)$$

$$(1/C)dC = -\lambda dx \quad (3.3)$$

$$\ln C = -\lambda x + K \quad (3.4)$$

$$C = \exp K \exp(-\lambda x) = C_{\max} \exp(-\lambda x) \quad (3.5)$$

C: ¹³⁷Cs濃度, x: 果重, K: 定数,
C_{max}: ¹³⁷Cs濃度初期値

ここで成熟果の最大果重は樹種によって遺伝的因子と環境因子により決定される¹⁴⁸⁾ことから、成熟果の最大果重は樹種によって異なる。なお、今回帰式は乾物として求めたものである。このことは、希釈効果は主として果実へ転流した同化産物の増加によるものであることは明らかである。以上から、オウトウは希釈効果が少ないことも見かけの移行係数が高い一因と考えられた。

3.3 事故初年における果樹と下草の葉中¹³⁷Cs濃度の比較

3.3.1 目的

同一圃場において生育する果樹と下草の葉中¹³⁷Cs濃度を比較し、果実へのRCs移行経路を検討する。

3.3.2 材料および方法

果樹の葉中¹³⁷Cs濃度は第3章.1の調査のFTRC

の果実収穫時の測定値を供試した。下草はFTRC圃場より夏季にイヌビエ(*Echinochloa crus-gall var. caudata*)メヒシバ、スベリヒユ(*Portulaca oleracea*)の茎葉を採取した。また、多年性下草のRCs濃度としてギシギシ(*Rumex japonicus*)および9月上旬に採取したKBおよびWCの測定値を供試した。下草試料の調整およびRCs濃度の測定は第1節と同様である。

3.3.3 結果

果樹の収穫時の葉中¹³⁷Cs濃度は56.8–294 Bq・kg⁻¹FW, 下草は10.4–77.0 Bq・kg⁻¹FWであった(表3.2)。KBおよびWCは多年生で春季は高濃度であったが、経時的に低減し、9月中旬には春季の30分の1以上まで減少していた(A補遺1:図A1.1)がそれでも1年生の下草の葉中¹³⁷Cs濃度より高濃度であった。これはKBおよびWCは越年草が直接RCsの汚染を受けたためと考えられた。果樹と下草の葉中¹³⁷Cs濃度間で有意差が認められ、果樹で高かった(図3.14)。

3.3.4 考察

IAEA報告³²⁾によると牧草茎葉の移行係数のオーダーは10⁻²~10⁻¹であり、ハーブは10⁻³~10⁻²である。表3.1のFTRCの土壌表層5cm濃度(3.3 kBq・kg⁻¹DW)を深さ10cmまたは20cmに換算した下草の移行係数の試算値は1.26×10⁻²(ギシギシ; 土壌深さ20cm)~4.67×10⁻²(KB; 土壌深さ10cm)で10⁻²オーダーでありIAEA報告³²⁾と一致する。このことから下草茎葉中の¹³⁷Csは土壌から吸収したとして矛盾はない。これに対し、果樹の葉中¹³⁷Csは下草の約3倍に達しており、¹³⁷Csは下草と果樹の根群分布域からすると矛盾する結果となっている。前節の結果と合わせて考慮すると果樹では葉および果実共に土壌からの間接吸収としては明らかに高濃度であることが明らかとなった。

表 3.2 FDNPP 事故初年度の果樹および下草の葉中¹³⁷Cs濃度

樹種	品種	採取日	洗浄	¹³⁷ Cs濃度 (Bq・kg ⁻¹ FW)			草種	採取日	洗浄	¹³⁷ Cs濃度 (Bq・kg ⁻¹ FW)		
				濃度	±	誤差				濃度	±	誤差
ブドウ	あづましずく	8/10	有	56.8	±	3.7	イヌビエ	7/22	有	34.8	±	4.3
	巨峰	9/5	有	62.5	±	4.2	ギシギシ	8/18	有	10.4	±	1.2
ナシ	幸水	9/1	有	96.4	±	6.4	スベリヒユ	9/15	有	14.7	±	1.0
	リンゴ	ふじ	12/5	有	99.8	±	5.2	スベリヒユ	9/15	無	16.5	±
カキ	三島ふじ	12/5	有	81.3	±	3.2	メヒシバ	8/18	有	26.0	±	0.1
	蜂屋	11/24	無	87.0	±	6.9	KB	9/15	有	77.0	±	4.6
	蜂屋	11/25	有	73.0	±	5.2	WC	9/15	有	67.9	±	5.4
	平無核		無	63.6	±	5.0						
モモ	平無核		有	71.7	±	5.1						
	はつおとめ	6/22	有	202.1	±	13.1						
	はつひめ	7/12	有	60.9	±	4.0						
	あかつき	8/10	有	101.2	±	7.5						
	川中島白桃	8/29	有	67.9	±	3.2						
オウトウ	ゆうぞら	9/11	有	294.2	±	12.7						
	佐藤錦	6/10	有	138.8	±	5.3						

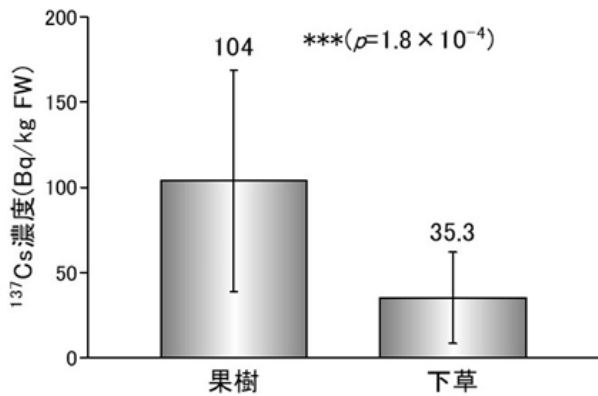


図 3.14 果樹と下草の葉中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 (2011 年)

第 4 章 休眠期に汚染された落葉果樹における RCs の樹体内への移行経路の検証

緒言

前章において主要落葉果樹の果実中 RCs 濃度および表層 5 cm の土壤中 RCs 濃度から求めた移行係数を既報と比較し、また同一圃場の果樹と下草の葉中 RCs 濃度を検討した結果、土壤以外の RCs の樹体内への移行経路の存在が示唆された。そこで樹皮に着目し樹皮から樹体内への RCs 移行の可能性について検証した。

本研究では、主要果樹の樹皮表面の放射線量とモモとカキの皮部および木部中の RCs 濃度を検証した。次に、発芽前のモモの非汚染苗に対する RC 液の樹皮塗布および樹冠噴霧処理を加えて樹体内への移行を検証した。また、カキ、モモおよびブドウを用いて汚染土による鉢植え栽培を行い、移行係数を求めた。最後に、露地に植栽されたカキ樹と汚染土で栽培された鉢植えカキ樹を解体し、部位別の RCs 分配率を求め、汚染初年度の露地植栽樹における土壤からの RCs 移行の可能性について検討した。

4.1 落葉果樹の樹皮表面および表皮下層の RC 汚染の検証

4.1.1 目的

福島県の主要落葉果樹における汚染初年度の主幹、主枝および側枝の樹皮上の RCs 汚染状況を検証した。併せて内皮(維管束)および木部組織の RCs 濃度を測定し、樹体内部の RCs 移行状況を検証した。

4.1.2 材料および方法

(1) 樹体表面の放射線計数率の測定

FTRC 所内(以下、所内)モモ ‘あかつき’ 12 年生 6 樹、オウトウ ‘佐藤錦’ 13 年生 3 樹、ブドウ ‘あづましずく’ ‘ふくしずく’ 18 年生、‘高尾’ 16 年生

各 1 樹、ニホンナシ ‘幸水’ 44 年生を供試し、2011 年 5 月 9 日に主枝分岐から 30 cm の位置の周囲方向で上部、側部、下部の位置の汚染状況を GM サーベーター (TGS146; Hitachi Aloka, Tokyo) により測定した。表皮から 1 cm の位置および高さ 1 m の空間を樹ごとに計測し、樹皮上の計測値から高さ 1 m の計測値を差し引いた値を用いて樹種と測定部位による分散分析に供した。

(2) 粗皮剥皮による放射線計数率低減効果の検証

所内ブドウ ‘あづましずく’ 18 年生およびニホンナシ ‘幸水’ 44 年生各 1 樹を供試し、2011 年 5 月 25 日に主枝上の上部、側部、下部の各 3 カ所において粗皮を剥皮し、剥皮前後の放射線計数率を測定した。測定方法は(1)と同様である。併せて、剥皮した粗皮を U8 容器に充填し東北大学電子光物理学研究センターの Ge 半導体検出器にて RCs 濃度を測定した。

(3) モモおよびカキの骨格枝、側枝の RCs 濃度およびカキ主枝着生コケの RCs 濃度の測定

所内交雑実生樹「78-12」12 年生および ‘あかつき’ 18 年生を供試し、2011 年 6 月 14 日および 6 月 16 日に主枝と 3 年生側枝(‘あかつき’ は除く)の樹皮組織を形成層から木質部より剥離し、室内にてカッターナイフを用いて表皮(外樹皮)と内皮(内樹皮)に分離後、U8 容器に充填し東京大学院農学生命科学研究科の Ge 半導体検出器にて RCs 濃度を測定した。いずれの試料も無洗浄である。

伊達市柱沢地内(福島第 1 原子力発電所から 60 km 付近)カキ園 ‘蜂屋’ 30 年生 1 樹を供試し、2011 年 10 月 18 日に主幹樹皮、当年枝、2 年枝および 3 年枝を採取した。また、11 月 14 日に樹皮に着生するヒロハツヤゴケ (*Entodon challengerii* (Paris) Card.) を採取した。枝試料は室内にて皮部と木部に分け、コケは樹皮を除いて U8 容器に充填し東北大学理光学研究センターの Ge 半導体検出器にて RCs 濃度を測定した。いずれの試料も無洗浄である。

4.1.3 結果

5 種類の落葉果樹の主枝表面の放射性計数率は樹種間では有意差は認められず、測定部により有意差が認められ上部 > 側部 > 下部の順に高かった。主枝表面の天空側で地面側に比べ明らかに多くの放射線が計測された(表 4.1)。

粗皮剥皮によりブドウおよびニホンナシともに主枝表面の放射線量は有意に低下した。剥皮した粗皮中 RCs 濃度は放射線計数率と同様に上部 > 側部 > 下部の順に高かった。主枝上部の RCs 濃度はブドウで 48.7 kBq · kg⁻¹ FW、ニホンナシで 26.1 kBq · kg⁻¹ FW であった(表 4.2, 表 4.3)。

モモの幹表皮の RCs 濃度は ‘あかつき’ で 74069 Bq · kg⁻¹ FW, 「78-12」で 114801 Bq · kg⁻¹ FW であった。内皮でも RCs が 1529 Bq · kg⁻¹ FW および 1660

Bq・kg⁻¹FW 検出された。果実を着生する1年生枝を含む1, 2年生枝では表皮 141074 Bq・kg⁻¹, 内皮 1498 Bq・kg⁻¹FW が検出された。表皮に対する内皮の RCs 濃度比は 0.011-0.021 であった(図 4.1)。

カキの皮部の RCs 濃度は主幹>3年生枝>2年生枝(前年枝)>1年生枝(当年枝)の順に高く、枝齢を重ねるほど高かった。木部でも 401~1381 Bq・kg⁻¹FW の RCs が検出され、2年生枝が高かった(図 4.2)。コケは 403900 Bq・kg⁻¹FW で、主幹樹皮の 4 倍以上の高濃度を示した(図 4.3)。

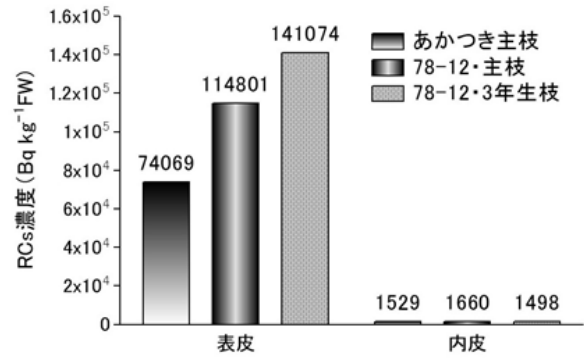


図 4.1 モモ主枝および側枝の樹皮中 RCs 濃度 (2011 年)

表 4.1 主枝表面の部位別 (円周方向) 放射線計数率

樹種	反復 (樹)	放射線計数率 (kcpm) ^z		
		上部	側部	下部
モモ	6	2.5	1.9	1.0
オウトウ	3	2.9	2.0	1.0
リンゴ	3	3.8	0.6	0.0
ナシ	3	4.0	1.0	0.0
ブドウ	3	3.7	1.3	0.1
平均 ^y		3.4 a	1.4 b	0.4 c
分散分析分	部位	94.4***		
散比 ^x	樹種	0.8 ^{NS}		

^z 主枝分岐部から30 cmの部位を測定。測定値は1 mの空間測定値を引いた値
^y 異符号間で有意差あり (Scheffeの多重比較, $p \leq 0.05$)
^x *** 危険率0.1%で有意差有り, ^{NS} 有意差無し

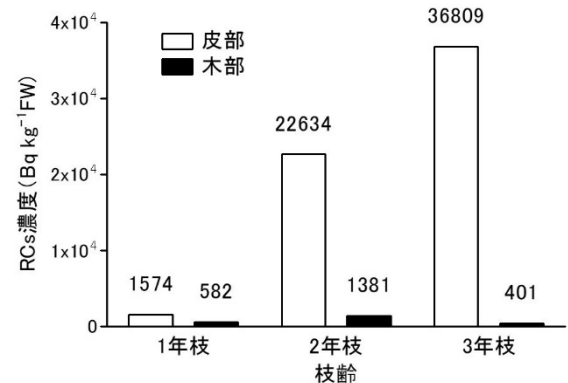


図 4.2 カキ側枝の皮部および木部の RCs 濃度 (2011 年)

表 4.2 ブドウの剥皮粗皮の放射線計数率と RCs 濃度

部位	剥皮前		剥皮後
	計数率 ^z (kcpm)	RCs濃度 (kBq・kg ⁻¹)	計数率 (kcpm)
上部	3.4 ^a	48.7	0.5 ^a
側部	1.0 ^b	26.4	0.0 ^b
下部	0.4 ^c	6.2	0.1 ^b
分散分析分	396.2		10.6
散比 ^y	***		*

^z 異符号間で有意差あり (Tukeyの多重検定, $p \leq 0.05$)
^y ***, * 危険率0.1%, 5%で有意差有り

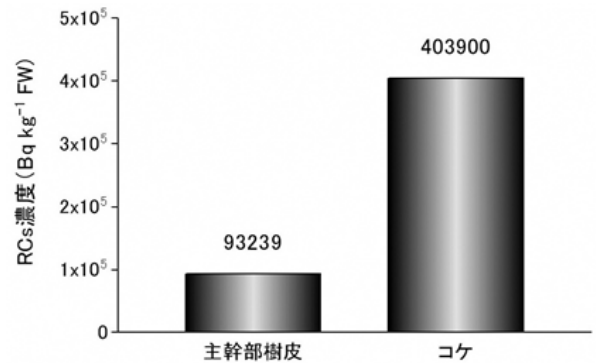


図 4.3 カキ樹皮と樹皮上着床コケの RCs 濃度 (2011 年)

表 4.3 ニホンナシの剥皮粗皮の放射線計数率と RCs 濃度

部位	剥皮前		剥皮後
	計数率 ^z (kcpm)	RCs濃度 (kBq・kg ⁻¹)	計数率 (kcpm)
上部	4.2 ^a	26.1	0.6 ^a
側部	1.3 ^b	7.4	0.2 ^b
下部	0.1 ^c	1.2	0.0 ^c
分散分析	75.5		337.8
散比 ^y	***		***

^z 異符号間で有意差あり (Tukeyの多重検定, $p \leq 0.05$)
^y ***, * 危険率0.1%, 5%で有意差有り

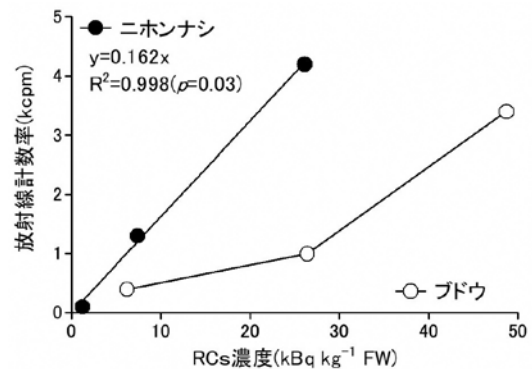


図 4.4 粗皮の RCs 濃度と放射線計数率との関係(2011 年)

4.1.4 考察

5月上旬の主枝表面の放射線計数率の測定により樹種を問わず、上部の計数率が高く、雨水によるRCsの沈着を裏付ける測定結果となった。ここで下部の計数率は樹皮表面が滑らかなで主枝が斜上しているモモ、オウトウで他の樹種より高い傾向を示した。また、棚栽培でも粗皮中RCs濃度の上部に対する下部の比は樹皮表面が滑らかなブドウで樹皮に割裂が走るニホンナシよりも高かった(表4.2, 表4.3)。このことから、下部で検出される放射能は沈着後の降雨に伴う幹流水により流れ落ちて滞留したRCsを反映したものと考えられる。一方で、粗皮のRCs濃度と放射線計数率との関係はニホンナシでは有意な比例式が得られたが、ブドウでは有意な直線性は認められなかった(図4.4)。大槻らは(私信, 2011)FTRC‘紅玉’圃場において隣接する土壤表面の放射線計数率と表層5cm土壤中RCs濃度間で高度に有意な比例式を得ている。このことから放射線計数率とRCs濃度との関係は樹皮表面の形態に依存するものと考えられ、形質の異なる樹皮間の放射線計数率の比較においては誤差と反復を考慮した解析に留意する必要があると考えられた。

モモでは、FDNPP事故によるフォールアウト後60日が経過した日に採取された主枝および側枝の内樹皮において $1000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW}$ を超えるRCsが検出された。高田ら¹⁴¹⁾およびTakata⁹⁰⁾は、FDNPP事故発生初年度の5年生‘あかつき’の主幹内RCs濃度を測定し、内樹皮および辺材(木部)で検出されたRCsは外樹皮からの移行の可能性について言及している(後に高田ら¹⁴²⁾は、本データは樹皮からの移行を示すものとしている)。内樹皮は葉および果実へ転流する同化養分の通導組織である篩部が存在することから、フォールアウト60日後には既にRCsは樹体内部に移動し葉、果実へ転流していたことは明らかである。

カキの皮部中のRCs濃度は樹齢に応じて高かった。本調査はフォールアウト後7ヶ月が経過した試料での測定値である。Imamuraら³⁰⁾は落葉広葉樹においては、樹幹流が集中する樹幹直下で土壤中のRCs濃度と蓄積は高くなり、樹木が大気中から降下してきたRCsを枝葉や幹でとらえ、樹幹の直下に集めていることを報告している。枝齢が若いほど高所に位置していることから、本研究における枝齢に応じた濃度勾配は幹流水による洗浄効果によるものと推察された。カキの結果習性は、前年生枝の先端に花芽を着生し、花芽は発芽後に新梢を伸長しその基部に果実を着果させる。本研究における2年枝はフォールアウト時に存在していた最も若い枝である。また2年枝は同化養分の主要な貯蔵器官である。これらのことが2年生枝木部で高濃度のRCsが検出された一因と推察されるが、更に検討が必要である。

カキ樹皮は発生後3カ年が経過すると短冊状に割

裂を生じ割裂痕に雨水が滞留するため、着生ゴケが繁殖しやすい。本研究により極めて高濃度のRCsがゴケから検出された。着生ゴケを介したRCsの蓄積と移動についての研究事例は見当たらないことから、詳細に検討する必要がある。

4.2 樹液流動期にモモ苗の樹皮・樹冠に塗布・噴霧されたRCsの樹体内へのRCs移行の検証

4.2.1 目的

FDNPP事故初年度の調査から休眠期汚染された落葉果樹では樹皮を経由したRCsの移行の可能性が示唆された。そこで発芽前の樹液流動期にRCs液を樹皮および樹冠に添加し樹体内への移行を検証した。

4.2.2 材料および方法

所内温室で養成中の2年生モモ‘つきかがみ’1樹および交雑実生(個体No.121-10)2樹を供試し、モモ樹皮からのRCs抽出液(547 Bq L^{-1})を2012年3月24日~26日、3月30日の4回にわたって主幹下部に塗布した。‘つきかがみ’は先端部が催芽期、他は未発芽であった。塗布処理後は温室内で育成した。‘つきかがみ’は7月13日に、交雑実生は9月20日に葉を採取し分析試料を調整した。さらに、東京大学附属生態調和農学機構(以下、機構)内温室(西東京市)で育成されたモモ‘白鳳’ポット苗4樹を露地下で供試し、RCsを含むユズ葉洗浄液(160 Bq L^{-1})発芽前の3月30日、4月2日~4日の4回にわたってハンドスプレーにて噴霧散布した。8月20日に葉および果実を4樹併せて採取し分析試料を調整した。ここでモモ樹皮からのRCs抽出液は前節の試験に供試した18年生‘あかつき’の主枝樹皮5gを100mLのイオン交換水で攪拌静置後、濾紙により濾過して調整した。ユズ葉洗浄液は福島市ユズ園にて2011年8月に採取したユズ葉を3Lの水道水に浸漬して調整した。植物試料は東北大学電子光理学研究センター、処理液は福島大学のデジタルスペクトルアナライザー(Gamma Studio, Seiko EG&G ORTEC)付属Ge半導体検出器(GEM40-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC)にてRCs濃度を測定した。植物試料は採取日に、処理液は処理始めの日に減衰補正した。

4.2.3 結果

モモ樹皮抽出液を発芽前に主幹部に塗布したモモ苗3樹は未結実であった。葉からは $34.1 \pm 25.6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ (平均値±標準偏差)のRCsが検出された。また、ユズ葉洗浄液を発芽前に噴霧処理したモモ‘白鳳’の葉からは、 $84.8 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ 、果実からは $5.6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ のRCsが検出された(表4.4)。

4.2.4 考察

樹液流動期の樹皮表面への異なるRCs添加処理方法により、樹体内へのRCsが移行することが検証さ

表 4.4 樹液流動期に汚染処理されたモモの葉および果実の RCs 濃度

処理方法	品種	RCs濃度 (Bq · kg ⁻¹ FW)					
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	
		濃度	± 誤差	濃度	± 誤差	濃度	± 誤差
塗布	つきかがみ・葉	8.0	± 0.5	10.7	± 0.7	18.7	± 0.8
	121-10・葉	23.5	± 3.6	40.1	± 4.2	63.6	± 5.6
	121-10・葉	7.9	± 2.0	12.1	± 3.0	20.0	± 3.6
	平均	13.1		21.0		34.1	
	標準偏差	9.0		16.6		25.6	
噴霧	白鳳・葉	30.5	± 2.3	54.3	± 3.9	84.8	± 4.5
	白鳳・果実	2.1	0.4	3.5	± 0.4	5.6	± 0.6

れた。特に主幹基部への塗布処理では処理部位が局部的であったにも係わらず 3 個体すべての葉から RCs が検出された。一方で、葉中 RCs 濃度は個体間で約 3 倍の格差が見られた。葉中 RCs 濃度が高かった実生個体は主幹が太い苗であった。また本試験では、処理量はそろえていなかったことから、樹の大きさや処理量が影響した可能性があるが、詳細は不明である。

FDNPP 事故汚染による樹皮から果実への移行を評価するためには、汚染時期(休眠期または樹液流動期)、元素(Cs およびその類似元素)および葉と果実での検出が検証条件となる。森林樹木では樹皮からの RCs 直接吸収を検証した事例は FDNPP 事故以前では見当たらない。FDNPP 事故以降では Wang ら¹⁰⁴ が常緑針葉樹スギ 26 年生の主幹部に ¹³³Cs を添加し、¹³³Cs が樹皮から辺材、心材、針葉部に移行し、木部では辺材より心材で多くの ¹³³Cs が検出されたことを報告している。果樹では、Katana ら³⁶ がリンゴ 2 年生枝の樹皮部に ¹³⁴CsCl(15 Bq ml⁻¹)液 100 mL を 3 日間浸漬処理し、その 7 週間後に処理側枝から 25 cm 離れた果実で処理濃度対比 1.8% の ¹³⁴Cs を検出したことを報告している。Katana ら³⁶ の研究は果実肥大期の処理によるものである。Tukey ら⁹⁶ は Cs と物理化学的特性が類似する ⁴²K をリンゴ、モモ、セイヨウナシを用いて冬季に枝に浸漬処理をして 24 時間から 48 時間後に篩部および木部で ⁴²K が検出されたことを報告しているが、果実への移行は調査していない。従って、本研究により、樹液流動期に樹皮から直接 RCs が樹体内に移行し、葉および果実に転流することが初めて明らかにされた。

4.3 汚染前に露地植栽されたカキ樹と汚染土で栽培された鉢植えカキ樹の部位別 RCs 分配率の比較

4.3.1 目的

FDNPP 事故により放出された RCs により汚染された果樹では、フォールアウトから 60 日後には、樹体内に取り込まれていることが確認された。果樹は永年生作物で有り、発芽から約 30 日の期間は前年に樹体内に貯蔵された同化養分が新生器官を再生産す

る資源となる。そのため、樹体内での長期的な RCs の蓄積と移行を見通す上で、樹体内に取り込まれた RCs が、樹体各部にどのように分配されているかを明らかにする必要がある。また、RCs は K の相似元素であるが、根は K の重要な貯蔵器官であることが知られている。そのため、地上に降下した RCs が経根吸収されれば高濃度の RCs が根に含有されると推察される。本研究では FDNPP 事故以前から露地に植栽されたカキ樹と RCs に汚染された土壌を培土として鉢植え栽培されたカキ樹の地上部と地下部の部位別 RCs 分配率を検証し、休眠期汚染におけるカキ樹体内での RCs 蓄積の特性を明らかにすることを目的として、カキ樹の枝や根における RCs の分布状況を調査した。併せて鉢植え栽培での移行係数を調査した。

4.3.2 材料および方法

(1) 露地植え樹の解体調査

FDNPP 事故以前に所内に植栽されたカキ「蜂屋」(7 年生、樹高 4.5 m)1 樹を供試し、2012 年 1 月 31 日に深さ約 2 m まで掘削し、根部ごと掘上げ、解体した。地上部は主幹部高さ 1.5 m の位置で下部と上部に分け、枝齢別(1~4 年生枝、主幹)に重量を測定後、分析用試料を抽出した。深さ 1.4 m の位置までに存在する根をすべて採取し、太さ別(直径 2 cm 以下、2~5 cm および 5 cm 以上、以下中細根、中根、太根)に分けた。試料は、各分画ともに皮部と木部を併せた全体の他に、皮部および木部に分けて調整した。1 年生枝、2 年生枝および地下部の全体は 3 反復とし、皮部分画試料は 1 反復とした。皮部と木部は 105°C で 1 昼夜乾燥後重量により、乾物率を算出した。また、樹冠下 3 か所から深さ 30 cm までの土壌を 3, 9, 15, 21 cm で区分して採取し、放射性 Cs 濃度分析に供試した。土壌濃度の乾物換算は土壌水分 20% として算出した。土壌採取は直径 83 mm のステンレス製円筒型採取器(東北大学電子光物理学研究センター作製)を用いた。各部の乾物当たりの RCs 濃度に乾物重を乗じて含有量を算出し樹体全体に対する器官別含量割合として分配率を求めた。併せて、皮部率(皮部と木部の重量比率)は各部位一律 15% と仮

定して各部位の乾物重に木部のRCs濃度を乗じて木部のみの分配率を算出した。枝試料は72時間凍結乾燥後、土壌試料は生土をU8容器に充填し、学習院大学理学部のデジタルスペクトルアナライザー(DSA1000, CANBERRA)付属Ge半導体検出器(GC2020, CANBERRA)にて¹³⁴Csおよび¹³⁷Csを測定した。

(2) 汚染土壌による鉢植え樹の解体調査

2007年に隅田農園(京都府亀岡市)にて接ぎ木育成されたカキ‘蜂屋’6年生苗を2013年3月28日に、60Lポットに3樹(以下、鉢植え)を定植した。培土は所内カキ圃場表層5cmを剥土し、ブルーシート上に広げ、表層に植生するケンタッキーブルーグラスと土壌を混和して用いた。苗は根回りの土壌をほぐして取り除いた。植え付けは培土を鉢の下部3分の1に充填し、その上に苗を植え込み、培土を根株まで覆土した後、鉢全体を湛水状態にして根圏と培土をなじませた。植え付け後の培土の¹³⁷Cs濃度は10000, 17900, 20200 Bq・kg⁻¹DWであった。培土の¹³⁷Cs濃度は容量約800 mLのプラスチック容器(V11)に充填しFTRCのNaIシンチレーションスペクトロメーター(CAN-OSP-NAI, HitachiAloka Medical)で測定した。

2014年10月7日, 2015年12月11日, 2016年11月2日に各1樹を解体し、地上部は枝齢1~4年生枝, 5~6年生枝, 7~9年生枝に分別し、更に4年生枝以上の枝は皮部と木部に分けた。地上部は分別後、重量を測定した。地下部は1mm以下を細根, 1~6mmを中根, 6~25mmを太根, 25mm以上を根幹として分別した。地下部は水道水でブラシ洗浄した後、表面水を吸水紙にてふき取り、重量を測定した。5日間凍結乾燥後、U8容器に充填して分析試料とした。

試料はGe半導体検出器にて¹³⁴Cs, ¹³⁷Csおよび⁴⁰Kを測定した。Ge半導体検出器による測定は、2014年は材料科学技術振興財団, 2015年および2016年は、地上部を日本環境科学株式会社に依頼した。2015年および2016年の根部試料は福島大学のGe半導体検出器にて測定した。

(3) 鉢植え樹の移行係数調査

2015年に移行係数調査として7月2日に鉢当たり3か所の全層の土壌を採取した。6月19日に幼果を、10月21日に成熟果および葉を採取した。また着果数が多かった1樹は果実肥大期に4回、落葉後の11月19日に過熟果を採取した。他の1樹は果実肥大期に1回果実を採取した。果実はがく(へた)を除いて分析に供した。植物試料は72時間凍結乾燥後、土壌は生土をU8容器に充填し、福島大学のGe半導体検出器にてRCs濃度を測定した。土壌試料のみ4月1日に減衰補正した。

4.3.3 結果

(1) 露地植え樹の樹体内¹³⁷Csの分配率

地上部の皮部と木部の¹³⁷Cs濃度比は2年生枝以上の枝齢で高く、下部で高かった。地下部は地上に露出している根株が地中に分布している根部より高かった(表4.5)。枝齢別¹³⁷Cs濃度は、全体では主幹, 4年生枝および3年生枝>2年生枝>1年生枝の順で有意に高かった。1年生枝は全体で100 Bq・kg⁻¹DW(DW:乾物重, 以下同)以下で2年生枝以上より有意に低濃度であった。3年生枝以上では枝によるばらつきが大きかった。高さ別では下部の2年生枝で上部より有意に高濃度であった。また主幹でも下部で高い傾向を示した。木部では上部では3年生枝が高く、下部では1年生枝が低く、主幹が高い傾向を示した(表4.5, 表4.6)。根の¹³⁷Cs濃度は、太根は事故後に発芽伸長した1年生枝と同程度で、中根および中細根では1年生枝より低濃度であった。樹全体の¹³⁷Csの部位別分配率では主幹下部で全体の61.0%を占めて最も高く、次いで下部4年生枝で16.9%であった。これに対し、根部は合わせて1.5%に過ぎなかった。また太さ別では太根で高く、中細, 中細根の順で低下した(表4.6)。一方、木部の¹³⁷Csの部位別分配率は地上部70%, 地下部30.0%であった。また地上部は下部で高く、地下部は根径区分に対応して低く、全体と同様の傾向であった。また、地上部の木部の¹³⁷Cs含有量は地上部全体の木部で¹³⁷Cs含有量の2.4%, 地下部を含めた全体では3.4%であった。

土壌の垂直分布は3か所のうち1か所は21~30cmの濃度が他の2か所より2桁高い値を示したためサンプリング時のコンタミがあったものと判断し、解析から除外した。他の2か所では3cmまでに約94%が沈積していた(図4.5)。

(2) 汚染土壌による鉢植え樹の樹体内¹³⁷Csの分配率

乾物重は、2014年から2015年は増加がみられた

表4.5 露地栽培カキ‘蜂屋’樹各部位の¹³⁷Cs濃度の皮部/木部比

器官名	¹³⁷ Cs (Bq・kg ⁻¹ DW)		皮部/ 木部
	皮部	木部	
1年生枝上部	168.8	95.0	1.7
1年生枝下部	89.4	52.4	1.6
2年生枝上部	1929	109	15.7
2年生枝下部	6089	93.2	58.1
3年生枝上部	9900	175	47.9
3年生枝下部	13654	102	113.7
4年生枝下部	8807	81.0	87.1
主幹上部	8735	94.2	87.6
主幹下部	12716	126	95.4
根株	1306	60.3	21.7
太根	141	50.6	2.8
中根	176	39.0	4.5

表 4.6 露地栽培カキ‘蜂屋’樹体の部位別 ^{137}Cs 分配率

部位区分 ^z	樹体	器官	反復数	生重 (kg)	乾物比		^{137}Cs 濃度 ^y (Bq · kg ⁻¹ DW)		^{137}Cs 含有量 (Bq DW)		分配率 (%)	
					全体	木部	全体	木部	全体	木部	全体	木部
地上部 (4.45 m)		1年生枝上部 ^z	3	0.6	0.54	0.56	54.9	53.3	17.8	15.4	0.08	2.0
		1年生枝下部	3	1.8	0.54	0.56	44.4	29.4	43.2	25.5	0.19	3.3
		2年生枝上部	3	1.0	0.57	0.59	292	64.1	166	32.3	0.74	4.2
		2年生枝下部	3	2.8	0.57	0.59	771	54.6	1231	77.1	5.50	10.0
		3年生枝上部	1	0.7	0.58	0.60	1420	104	577	37.4	2.58	4.9
		3年生枝下部	1	0.8	0.58	0.60	1470	60.6	682	24.8	3.05	3.2
		4年生枝下部	1	3.4	0.57	0.59	1950	47.5	3779	81.6	16.9	10.6
		主幹上部	1	1.4	0.60	0.61	2260	77.3	1898	57.0	8.48	7.4
		主幹下部	1	6.1	0.60	0.61	3730	57.8	13652	185.8	61.0	24.2
地下部 (1.35 m)		根幹	3	9.9	0.46	0.46	29.8	27.9	136	109.4	0.61	14.3
		太根	3	5.4	0.53	0.53	46.2	26.7	132	65.7	0.59	8.6
		中根	3	4.4	0.49	0.49	20.8	19.2	44.8	35.7	0.20	4.6
		中細根	3	1.8	0.40	0.40	32.2	32.2	23.2	19.9	0.10	2.6
地上部合計 (a)			18.4					22046	537	98.5	70.0	
地下部合計 (b)			21.5					336	231	1.5	30.0	
樹体合計 (a+b)			39.9					22382	768	100	100	

^z 主幹部の地上から1.5 mで区分した^y 測定値は1月31日に減衰補正した表 4.7 汚染土壌で鉢植え栽培されたカキ‘蜂屋’樹体の部位別 ^{137}Cs 分配率 (2014年～2016年)

器官名	乾重 (kg)			^{137}Cs 濃度 (Bq · kg ⁻¹ DW)			^{137}Cs 含有量 (Bq DW)			分配率 (%)		
	調査年			調査年			調査年			調査年		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016
1年生枝 (当年枝)	0.05	0.04	0.09	169	390	394	8.5	16.0	36.0	1.7	1.8	5.7
2年生枝	0.05	0.06	0.05	181	330	328	9.0	18.9	15.0	1.8	2.1	2.4
3年生枝	0.15	0.06	0.08	178	338	373	27.1	21.9	30.6	5.3	2.4	4.9
4年生枝皮	0.03	0.05	0.05	317	260	508	9.7	12.6	23.5	1.9	1.4	3.7
4年生枝木部	0.07	0.15	0.06	172	240	245	11.3	34.8	13.5	2.2	3.8	2.1
5～6年生枝皮	0.05	0.04	0.07	356	580	556	16.5	21.1	36.7	3.3	2.3	5.9
5～6年生枝木部	0.15	0.11	0.11	188	292	260	28.0	31.1	28.9	5.5	3.4	4.6
主幹皮	0.06	0.07	0.10	420	754	619	24.2	51.1	63.3	4.8	5.6	10.1
主幹木部	0.26	0.28	0.26	204	339	172	52.2	94.2	45.1	10.3	10.4	7.2
地上部合計	0.86	0.84	0.86				186.4	301.7	292.5	36.8	33.3	46.6
根株 (25 mm以上)	0.17	0.31	0.30	303	672	312	50.6	206.5	94.7	10.0	22.8	15.1
太根 (6～25 mm)	0.14	0.30	0.24	336	597	298	46.3	180.3	71.6	9.1	19.9	11.4
中根 (1～6 mm)	0.08	0.06	0.14	1270	901	512	97.7	55.1	70.6	19.3	6.1	11.3
細根 (1 mm以下)	0.05	0.04	0.06	2140	4196	1710	108.3	156.5	98.0	21.4	17.3	15.6
秋根	0.03	0.02		595	348	-	17.6	5.7	-	3.5	0.6	-
地下部合計	0.46	0.72	0.74				320	604	335	63.2	66.7	53.4
合計	1.32	1.57	1.60				507	906	627	100	100	100

が2016年は前年とほぼ変わらなかった。 ^{137}Cs 含有量は2014年から2015年は地上部および地下部で1.6および1.9倍に増加した。2016年は2015年と比較して地上部は変わらなかったが地下部がほぼ半減し、樹全体では2015対比、乾物重1.02に対し ^{137}Cs 含量

は0.69まで減少した。地上部の ^{137}Cs 濃度も ^{137}Cs 含有量と同様に2014年から2015年は顕著に増加したが、2016年はほぼ前年と変わらなかった。地下部の ^{137}Cs 濃度は細根>中根>太根の順に高く、露地栽培樹とは逆の傾向を示した。特に、細根で高濃度であ

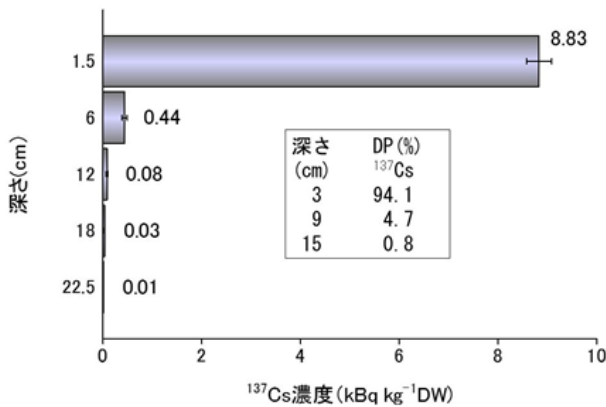


図 4.5 解体樹の樹冠下の土壌中 ¹³⁷Cs の垂直分布
垂線は標準偏差 (SD)

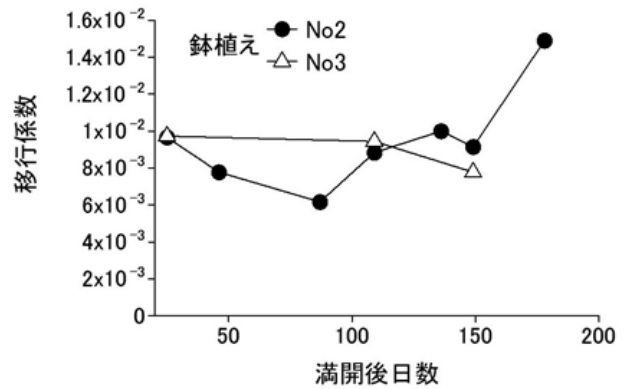


図 4.6 鉢植え‘蜂屋’果実の移行係数の推移

表 4.8 カキ‘蜂屋’における果実および葉の移行係数

器官 ^z	反復	¹³⁷ Cs濃度		移行係数
		土壌 ^y (Bq · kg ⁻¹ DW)	果実・葉 (Bq · kg ⁻¹ DW)	
果実	1	15127	138	9.14 × 10 ⁻³
	2	10644	83	7.77 × 10 ⁻³
	平均	12885	110	8.45 × 10 ⁻³
	標準偏差	3170	39	9.71 × 10 ⁻⁴
葉	1	15127	65	4.30 × 10 ⁻³
	2	10644	43	4.00 × 10 ⁻³
	平均	12885	54	4.15 × 10 ⁻³
	標準偏差	3170	16	2.08 × 10 ⁻⁴

^z 成熟果および成熟果採取時の葉を測定した

^y 深さ 20 cm の土壌を採取して測定した

った。2016 年の地下部 ¹³⁷Cs 含有量は中根を除き前年より減少し、地下部全体では前年の 55.4%まで低下した。

¹³⁷Cs 分配率は、2014 年、2015 年は地上部と地下部の分配率は変わらず 2 か年平均で地上部は 35.0%、地下部は 65.0%で FDNPP 事故汚染初年の露地栽培樹と地上部と地下部の分配率はほぼ逆転した。2016 年は地上部 46.6%、地下部 53.4%で、地上部の比率が前年より高まった。2016 年は 2014 年、2015 年と比較して地上部の乾物重、¹³⁷Cs 含量ともに前年と変わらず、地下部は乾物重、¹³⁷Cs 濃度ともに前年より低下した。このことから 2016 年は根域制限に伴う地下部の生育抑制が示唆された(表 4.7)。

(3) 鉢植え樹の移行係数

2015 年の調査において成熟果の ¹³⁷Cs 濃度および移行係数は 110 Bq · kg⁻¹ FW および 8.46 × 10⁻³であった。収穫期の葉の ¹³⁷Cs 濃度および移行係数は 53.8 Bq · kg⁻¹ FW および 4.15 × 10⁻³であった。葉の移行係数は果実よりも低かった(表 4.8)。

果実の移行係数は果実肥大期以降増加する傾向を示した。この傾向は落葉後で著しかった(図 4.6)。

4.3.4 考察

ブドウ ‘Pinor Blanc’ 2 年生苗を供試し、汚染部位を葉または土壌に限定したポット試験の報告¹²⁾によ

ると、ポット当たり 5305 kBq を含む ¹³⁴Cs 溶液 250 mL を土壌に加え、土壌からのみ吸収させた場合の転流係数(器官の新鮮重 1 kg 当たり ¹³⁴Cs 濃度/土壌に加えられた ¹³⁴Cs 量)は根 2.6 × 10⁻²、新梢 1.3 × 10⁻²、果実 0.8 × 10⁻²、葉 0.68 × 10⁻² であり、部位別分配率は根 42%、果実 33%、葉および新梢 9%で、根の濃度および分配率が最も高かった。一方で、葉からのみ吸収させた場合の分配率は根 10%、果実 48%、葉 24%、新梢 8%であり、葉から吸収された ¹³⁴Cs は容易に根部にも転流することが認められた。ここで葉から果実への転流係数は 2.5 × 10⁻¹(果実の新鮮重 1 kg 当たり ¹³⁴Cs 濃度/樹体に取り込まれた ¹³⁴Cs 量)であった。なお、土壌処理された ¹³⁴Cs は 6 cm までに深さ 20 cm 全体の約 82%が存在していた。本研究における汚染培土を用いた鉢植え栽培では Carini ら¹²⁾の土壌からの吸収試験の報告と同様に根の ¹³⁷Cs 濃度および分配率が高かった。

果樹では秋になると秋根を伸ばし翌年の貯蔵養分を蓄積するとともに、窒素や K 等の無機養分を吸収し、葉の光合成能力を高める。本研究においても露地と 2014 年および 2015 年の鉢植え栽培で秋根が認められた。地下部の ¹³⁷Cs 濃度および分配率の勾配は、露地栽培樹は地上部から地下部へ、鉢植え栽培樹は細根から地上部への方向性を示した。また、露地栽培樹の中細根の ¹³⁷Cs 濃度 32.2 Bq · kg⁻¹ DW に対し、鉢栽培の中根および細根中の ¹³⁷Cs 濃度は 900 ~ 4200 Bq · kg⁻¹ DW に達し、露地の 30 ~ 100 倍であった。このことから露地栽培樹の根で検出された ¹³⁷Cs は地上部からの再転流によるものと推察された。

Antonopoulos-Domis ら³⁾は、Chernobyl 事故では RCs は土壌表層 10 cm までに 95%が存在しており、果樹ではこの部位に根は存在しないので根からの吸収は無視してよいとし、2 年目以降の果実中 RCs のほとんどは地上部から樹体内に取込まれた RCs の再転流によると報告している。また、高田ら¹⁴⁾はコンテナにより根域制限栽培している 5 年生モモ ‘あかつき’を供試し、コンテナの被覆処理の有無により

土壌中の RCs 濃度は異なったが、樹体内 RCs の濃度に差は認められず、根の RCs 濃度も低かったことから事故当年での根を通じての地上部への移行は、樹皮からの移行に比べて僅かであるとしている。本研究における露地栽培樹冠下の土壌中 ^{137}Cs の垂直分布は表層 3 cm に 94% の ^{137}Cs が存在しており、3 cm 以下の層の ^{137}Cs 濃度は最大で $506 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW}$ であった。一方で根の分布は 20 cm 以下で中細根が現れ、50 cm 付近で多くの中細根が採取された。このことから根からの ^{137}Cs 吸収は無かったと推察された。

汚染土を培土とした鉢植え栽培では、2014 年から 2016 年まで乾物重は増加したにも関わらず、2016 年の ^{137}Cs 総量は前年よりも減少し、根で顕著であった。これは鉢による根域制限により根の密度が飽和状態になったために根の増加が抑制されたと考えられた。このことは秋根の存在が認められなかったことによっても裏付けられた。そのため、根の吸収機能が低下し、 ^{137}Cs の溶脱が起きたことが ^{137}Cs 総量の減少をもたらした原因と推察された。これに関して、Zehnder ら¹⁰⁸⁾は、ブドウの ^{134}Cs の葉への接種試験において、葉から吸収された ^{134}Cs は接種後 14.5 か月後には 40% 以上が根から土壌へ溶脱したことを報告している。

前章において、算出された FTRC カキ‘蜂屋’の見かけの移行係数は 1.5×10^{-2} であり、汚染土の鉢植え栽培で得られた移行係数より 1 桁高い値を示した。

これらの結果から、休眠期汚染された露地栽培カキ樹では地上部から ^{137}Cs が樹体内に移行した可能性が高いと推察された。また、地上部では上部より下部で全体、木部ともに多くの ^{137}Cs が検出されており、幹流水の影響が示唆された。また、表 4.6 によると樹全体(22382 Bq)と木部(768 Bq)の ^{137}Cs 含有量の割合は 3.4% であった。更に幹流水による洗浄効果を考慮すると樹体内に貯蔵された ^{137}Cs 量は樹冠で捕捉された全 ^{137}Cs の 3% 以下と試算された。

第 5 章 休眠期に汚染されたモモおよびカキ樹に対する高圧洗浄機を用いた樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果

緒言

前章において休眠期に汚染されたカキでは地下部からの RCs 吸収は認められず、地上部から樹体内に RCs が移行した可能性が高いことが検証された。IAEA³²⁾報告によると、冬期間に懸濁態放射性粒子の汚染を受けたカバノキでは、その 20~25% を落葉後の樹冠で捕捉する。一方、Katana ら³⁶⁾はリンゴ主幹の 2 年生枝部分に ^{134}Cs 溶液を満たしたプラスチックフィルムを 3 日間設置した結果、処理部から 25 cm 下部の成熟果で処理量の 1.8% の ^{134}Cs を検出したが、実験の実施時期は果実肥大期で休眠期ではない。

Tukey ら⁹⁶⁾は 3°F (約 -19°C) の厳冬期にリンゴの枝に巻き付けた綿に ^{42}K 液を浸漬処理し、処理 24 時間後に処理部の上下約 45 cm の篩部および木部で ^{42}K を検出したことを報告し、休眠期でも樹皮から樹体内に無機元素が移行することを明らかにしている。休眠期の RCs 接種処理の報告はなかったが、本研究第 4 章 2 の実験により樹液流動期の汚染により樹皮から RCs が吸収され果実へ移行することが実証され、樹皮上の RCs が果実への移行源になることが明らかになった。

福島県の果樹地帯では 2011 年 11 月から 2012 年 3 月までの冬期間に高圧洗浄機による樹皮洗浄処理が実施された。高圧洗浄機による樹皮洗浄は放射性降下物に対する効率的な除染方法と期待される。しかし、果実中 RCs の低減効果については報告が無く、EURANOS の Food Handbook²⁴⁾中の“Data sheets on countermeasure options in agricultural areas”にも樹皮洗浄に係わる記載が無い。

そこで本研究では休眠期に汚染された落葉果樹に対する高圧洗浄機を用いた樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果を検証した。

5.1 目的

落葉果樹には、剥離性粗皮の形成において難易があり、モモの外皮は剥離性に乏しく、カキ、ブドウは粗皮を形成し剥離性に優れる。そこで、剥離性の異なるモモとカキを供試して高圧洗浄機を用いた樹皮洗浄処理による果実中 RCs 濃度の低減効果を比較した。

5.2 材料および方法

5.2.1 FDNPP 事故発生年のモモ果実肥大期の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果

所内モモ‘あかつき’18 年生 6 樹を供試し、処理区および対照区各 3 樹を設定した。2011 年 7 月 5 日および 7 月 27 日に主幹、主枝および亜主枝を高圧洗浄機(MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo)を用いて 5 MPa で高圧洗浄処理を加えた。洗浄水量は、1 樹当たり 15 L とした。洗浄処理前後に主枝分岐から 1, 2 および 3 m の位置の周囲方向で上部、側部、下部の位置の汚染状況を GM サーベーター(TGS146; Hitachi Aloka, Tokyo)により測定した。表皮から 1 cm の位置および高さ 1 m の空間を樹ごとに計測し、樹皮上の計測値から高さ 1 m の計測値を差し引いた値を用いて樹種と測定部位による分散分析に供した。処理後の線量測定は 7 月 7 日および 8 月 2 日に行った。8 月 4 日に 1 樹当たり 200~300 葉を、8 月 10 日に 1 樹当たり 10 果を採取し RCs 濃度を測定した。

5.2.2 FDNPP 事故発生年のモモ一作後冬季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果

減効果

所内モモ‘川中島白桃’7年生6樹を供試し、処理区および対照区各3樹を設定した。2001年8月29日に処理前の各樹から果実および葉を採取し、RCs濃度を測定した。また、落葉後に慣行剪定を加えた。2012年1月25日に主幹、主枝および亜主枝を高压洗浄機(MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo)を用いて5MPaで高压洗浄処理を加えた。洗浄水量は、1樹当たり15Lとした。2012年6月19日、7月13日、8月13日および8月31日に1樹当たり200~300葉および、1樹当たり10~60果を採取しRCs濃度を測定した。

5.2.3 FDNPP 事故発生年のカキ一作後秋季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果

FDNA から北西約60km離れた伊達市カキ園に植栽された30年生‘蜂屋’6樹を供試した。供試樹は数本の主枝で構成された変則主幹形仕立てで、樹皮洗浄処理以降は無剪定とした。処理前に調査園の汚染状況を検証するため樹皮、果実および葉を以下の様に採取しRCs濃度を測定した。2011年11月14日に5樹から1樹当たり未着果新梢50葉および果実10果を採取した。また、同一の5樹から10月18日に主幹樹皮、当年枝、2年生枝および3年生枝を採取した。また、11月14日に樹皮に着生するヒロハツヤゴケ[*Entodon challengerii* (Paris) Card.]を採取した。上記5樹に1樹を加えて、樹皮洗浄試験に供試した(図5.1)。樹皮洗浄処理樹3樹は洗浄に先立ち、主幹を2.5mに切り戻した。洗浄処理前後に地上から1m高主幹部の正対2か所、主枝分岐から1および2mの位置の周囲方向で上部の位置の放射線量をGMサーベイメータ(TGS146; Hitachi Aloka, Tokyo)により測定した。表皮から1cmの位置および高さ1mの空間を樹ごとに計測し、樹皮上の計測値から高さ1mの計測値を差し引いた値を樹皮上の測定値とした。

2011年12月21日に主幹、主枝および亜主枝を、回転式ノズルを装着した高压洗浄機(MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo)を用いて10MPaで高压洗浄した。水量は、1樹当たり100Lとした。樹皮表面放射線量は、処理前は洗浄直前に、洗浄後は12月28日に測定した。2012年および2013年に幼果期から成熟期までの4回にわたって葉および果実を採取した。葉は各回共に1樹当たり未着果新梢60葉とした。果実は果実の肥大量に応じて1樹当たり6果から60果とした。2012年は他の洗浄樹3樹を加え6樹から葉と果実を採取した。葉と果実の採取日は2012年6月24日、8月23日、9月20日、10月22日および2013年6月19日、8月19日、9月18日、10月28日であった。2012年および2013年の葉および果実中RCs濃度は樹ごとに測定した。

洗浄処理前の2014年11月14日採取の葉および

果実分析値を初期値として、2012、2013年各樹の測定値を用いて葉および果実中RCs濃度の年次推移を下記の指数関数に近似した。

$$Y = K \exp(-Dx) \quad (5.1)$$

(Y: ^{137}Cs 濃度, x: FDNPP 事故後年数,
K: ^{137}Cs 濃度初期値, D: 減衰係数)

近似式は計算ソフト Kyplot5.0 (KyensLab Incorporated, Tokyo)を用い、準Newton法による非線形最小二乗法により求めた。

5.2.4 試料の調整およびRCs濃度測定

果実および葉試料は第3章3.1と同様の方法により調整した。また、樹皮、枝およびコケ試料は第4章4.1のカキ試料と同一である。放射性核種濃度は東北大学電子光物理学研究センターおよび学習院大学理学部のGe半導体検出器にて ^{134}Cs および ^{137}Cs 濃度を測定した。測定日は試料採取後14日以内であった。測定値は採取日に減衰補正した。

5.3 結果

5.3.1 樹皮の洗浄効果

高压洗浄処理により、モモでは表皮はほとんど剥皮されなかった。一方でカキではほとんどの粗皮が剥皮された(図5.2)。

5.3.2 FDNPP 事故発生年のモモ果実肥大期の樹皮洗浄処理

モモ‘あかつき’18年生の洗浄前の樹皮表面の上部、側部および下部の放射線計数率は1.81 kcpm, 0.95 kcpm および0.54 kcpm で部位により有意差が認められた。洗浄区および非洗浄区の洗浄前の上部の放射線計数率は1.82 kcpm および1.81 kcpm であった(表5.1)。1回目の樹皮洗浄により、上部の放射線計数率は0.96 kcpm に、2回目の樹皮洗浄後は0.80 kcpm に減少し、洗浄前の46.6%および55.9%まで減少した(表5.2)。果実中 ^{137}Cs 濃度では有意差は認められなかったが、葉中 ^{137}Cs 濃度では交互作用で有意差が認められ、樹皮洗浄処理以外の要因が葉中 ^{137}Cs 濃度に関与していることを示唆した。2012年の葉中 ^{137}Cs 濃度は樹皮洗浄区で非洗浄区より有意に低下した(表5.3)。

5.3.3 FDNPP 事故発生年のモモ一作後冬季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度の低減効果

モモ‘川中島白桃’7年生の樹皮洗浄前の2011年8月29日に採取された葉および果実中 ^{137}Cs 濃度は、樹皮洗浄区で67.3 Bq・kg⁻¹ FW および11.0 Bq・kg⁻¹ FW、一方、非洗浄区は68.5 Bq・kg⁻¹ FW および13.3 Bq・kg⁻¹ FW でいずれも設定区間で有意差は認められなかった。樹皮洗浄処理後の生育期の葉および果

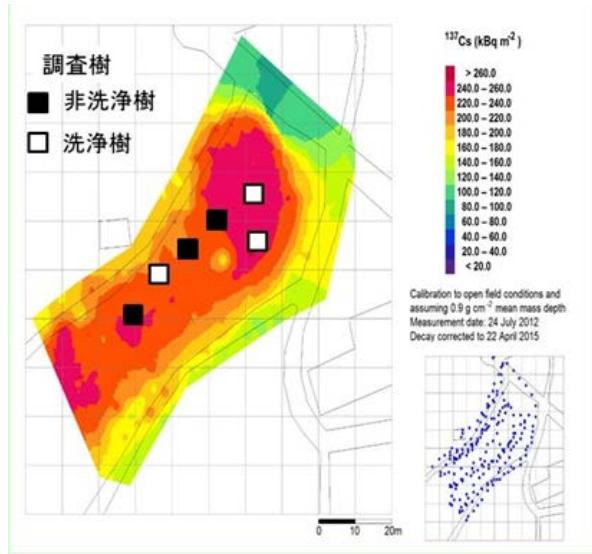


図 5.1 伊達市カキ園の供試樹と ^{137}Cs 汚染マップ
単位面積当たり ^{137}Cs 放射能濃度は 2012 年 6 月 24 日
SUERC バックパッキングシステムにて測定⁶⁹⁾



図 5.2 洗浄処理による主幹樹皮の剥離性の比較
(A) 洗浄前のモモ樹皮 (B) 水圧 5 MPa で洗浄後のモモ樹皮 (C) 洗浄前のカキ樹皮 (D) 水圧 10 MPa で洗浄後のカキ樹皮

表 5.1 モモ ‘あかつき’ 未洗浄樹皮における放射線計数率の部位による比較

処理	放射線計数率 (kcpm) ^z		
	上部	側部	下部
樹皮洗浄	1.82 ± 0.13 ^y	0.93 ± 0.17	0.51 ± 0.11
無処理	1.81 ± 0.08	0.96 ± 0.18	0.57 ± 0.01
平均	1.81 c ^x	0.95 b	0.54 a

^z2011年7月5日、洗浄前に主枝分岐部から1 m, 2 m および 3 m の円周方向上部、側部、下部をTGS146 (Hitachi Aloka) にて測定した。

^y 平均±標準偏差 (n=3)

^x 異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, $p \leq 0.05$, n=6)

実中 ^{137}Cs 濃度は処理および採取時期により有意差が認められ、更に、葉中 ^{137}Cs 濃度では交互作用でも有意差が認められた(表 5.4). 新梢生育期の 2012 年 6 月 19 日の葉中 ^{137}Cs 濃度は非洗浄区が樹皮洗浄区の約 2 倍の濃度であったが、7 月 13 日以降、区間差は小さくなった。一方、樹皮洗浄区の 8 月 31 日の果実中 ^{137}Cs 濃度は 6 月 19 日から半減したが、非洗浄区は時期による有意差は認められなかった。また、樹皮洗浄区の葉中 ^{137}Cs 濃度は時期による有意差は認められなかった。

5.3.4 FDNPP 事故発生年のカキ一作後秋季の樹皮洗浄による果実および葉中 RCs 濃度低減効果

カキ ‘蜂屋’ 30 年生の洗浄前の主枝上部の分岐部から 1 m, 2 m および主幹部樹皮表面の放射線計数率は、樹皮洗浄設定区で 2.47 kcpm, 2.81 kcpm および 0.58 kcpm, 非洗浄設定区で 3.19 kcpm, 3.91 kcpm および 0.35 kcpm であった。洗浄前の放射線計数率は設定区間による有意差は認められなかったが、測定部位で有意差が認められ主幹部で主枝部より低かった。

樹皮洗浄後の樹皮表面の放射線計数率は、処理、測定部位および交互作用で有意差が認められた。主枝上部の分岐部から 1 m, 2 m および主幹部樹皮表面の放射線計数率は、樹皮洗浄区で 0.29 kcpm, 0.33 kcpm および 0.12 kcpm, 非洗浄設定区で 2.94 kcpm, 3.81 kcpm および 0.41 kcpm であった。樹皮洗浄区の洗浄前に対する放射線計数率の低減率は各測定部位で 87.5, 85.5 および 63.1% であった。なお、低減率は 3 反復の平均値であるため放射線計数率の平均値による計算値とは一致しない。

一方、非洗浄区の 12 月 28 日の測定値は、主枝部では 7 日前と比較して 7% 以下の低減率に留まり、主幹部は逆に 7 日前より 10% 以上増加した(表 5.5). 樹皮洗浄処理後の生育期の葉および果実中 ^{137}Cs 濃度は処理および採取時期により有意差が認められた。果実中 ^{137}Cs 濃度は満開後 39 日の濃度と比較して成熟果の濃度は両区ともほぼ半減した。葉中 ^{137}Cs 濃度は、樹皮洗浄区では満開後 39 日の濃度と比較して満開後 97 日の 9 月 20 日以降有意に低下したが、非洗浄区では採取時期による有意差は認められなかった(表 5.6).

非線形最小二乗法により 2011 年から 2013 年までの 3 か年の葉および果実中 ^{137}Cs 濃度の年次推移を指数減衰関数に近似した結果、樹皮洗浄および非洗浄区ともに有意な近似曲線が得られた。減衰係数は、洗浄区の果実および葉で 1.19, 1.22 に対し、非洗浄区はそれぞれ 0.846, 0.817 で明らかに非洗浄樹の減衰係数が低かった。また洗浄区は葉で果実より高い減衰係数を示したが、非洗浄区は逆であった(図 5.3).

表 5.2 樹皮洗浄によるモモ ‘あかつき’ 主枝上部の放射線計数率の低減効果

処理	反復 (樹)	主枝分岐 部からの 距離	放射線計数率 (kcpm) ^z			低減率 ^y (%)	
			洗浄前	洗浄1回目	洗浄2回目	洗浄1回目	洗浄2回目
			5-Jul-11	7-Jul-11	2-Aug-11		
樹皮洗浄	3	1m	1.95	0.76	0.8	61	59
		2m	1.7	1.11	0.65	34.7	61.8
		3m	1.81	1.01	0.96	44.2	47
		平均	1.82	0.96	0.8	46.6	55.9
無処理	3	1m	1.88	1.88	1.89	0	-0.5
		2m	1.84	1.84	1.83	0	0.5
		3m	1.71	1.71	1.7	0	0.6
		平均	1.81	1.81	1.81	0	0.2
分散分析 ^x	処理		NS ^w	***	***	- ^v	***
	距離		NS	NS	NS	-	NS
	交互作用		NS	NS	NS	-	NS

^z 処理後の線量測定は7月7日および8月2日に行った
^y 低減率は以下の式により算出した $D=100(B-A) \cdot B^{-1}$, D低減率, B および A は洗浄前後の放射線計数率
^x 洗浄処理と主枝分岐部からの距離による2元配置分散分析を行った
^w*** および NS は危険率0.1%で有意差有りおよび有意差無し
^v ゼロにつき分析未実施.

表 5.3 樹皮洗浄の有無によるモモ ‘あかつき’ の葉・果実中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 ^z

試料採取日	反復 (樹)	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ FW) ^z			
		果実		葉	
		無処理	樹皮洗浄	無処理	樹皮洗浄
Aug 10, 2011	3	18.3	19.6	114.1 c ^w	151.2 c
Aug 10, 2012	3	5.6	5.5	57.2 b	32.1 a
分散分析 ^y	処理	NS ^x		NS	
	採取日	***		***	
	交互作用	NS		**	

^z 樹皮洗浄は2011年7月5日および7月27日に実施した
^y 洗浄処理と試料採取日による2元配置分散分析を行った
^x***, ** および NS は危険率0.1%, 1%で有意差有りおよび有意差無し
^w 異符号間で有意差あり (Tukeyの多重検定, $p \leq 0.05$, n=3)

表 5.4 樹皮洗浄の有無によるモモ ‘川中島白桃’ の葉・果実中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 ^z

試料採取日	反復 (樹)	満開後 日数	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ FW) ^z			
			果実		葉	
			無処理	樹皮洗浄	無処理	樹皮洗浄
Jun 19, 2012	3	51	5.2 a ^w	4.0 b	30.2 c ^v	16.6 ab
Jul 13, 2012	3	75	5.2 a	3.8 b	14.9 ab	10.4 a
Aug 13, 2012	3	106	3.9 a	2.9 b	13.0 ab	13.7 ab
Aug 31, 2012	3	124	2.7 a	2.0 a	20.0 b	15.2 ab
分散分析 ^y	処理		**		***	
	採取日		**		***	
	交互作用		NS		***	

^z 樹皮洗浄は2012年1月24日に実施した
^y 洗浄処理と試料採取日による2元配置分散分析を行った
^x***, **, * および NS は危険率0.1%, 1%, 5%で有意差有りおよび有意差無し
^w 異符号間でDunnnett検定により危険率5%で同一処理内の果実間で有意差あり (n=3) .
^v 異符号間で Tukey の多重検定により危険率5%で処理を無視した葉間で有意差あり (n=3) .

表 5.5 樹皮洗浄によるカキ ‘蜂屋’ 主枝上部の放射線計数率の低減効果

処理	反復 (樹)	主枝/主幹	放射線計数率 (kcpm)		低減率 (%)
			洗浄前	洗浄後	
			Dec 21, 2011	Dec 28, 2011	
樹皮洗浄	3	主枝 (1m)	2.47	0.29	87.5
		主枝 (2m)	2.81	0.33	85.5
		主幹	0.58	0.12	63.1
無処理	3	主枝 (1m)	3.19	2.94	6.7
		主枝 (2m)	3.91	3.81	2.5
		主幹	0.35	0.41	-10.4
分散分析 ^y	処理		NS ^x	***	***
	主枝/主幹		***	***	NS
	交互作用		NS	***	NS

^z 地上から 1 m 高主幹部の正対 2 か所, 主枝分岐から 1 m および 2 m の位置の周囲方向で上部の位置の汚染状況を TGS146(Hitachi Aloka) により測定した.
^y 洗浄処理と測定位置による2元配置分散分析を行った
^w*** および NS は危険率 0.1%で有意差有りおよび有意差無し

表 5.6 樹皮洗浄の有無によるカキ ‘蜂屋’ の葉・果実中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 ^z

試料採取日	反復 (樹)	満開後日数	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ FW) ^z			
			果実		葉	
			無処理	樹皮洗浄	無処理	樹皮洗浄
Jul 24, 2012	3	39	57.5 b ^x	44.8 b	136 a	107 b
Aug 23, 2012	3	69	47.2 b	30.9 b	135 a	86.2 b
Sep 20, 2012	3	97	34.6 b	24.1 a	114 a	75.8 a
Oct 22, 2012	3	129	30.1 a	19.5 a	101 a	66.9 a
分散分析 ^y	処理		*** ^w		***	
	採取日		***		**	
	交互作用		NS		NS	

^z 樹皮洗浄処理は2011年12月21日に実施.
^y 洗浄処理と試料採取日による2元配置分散分析を行った
^x 異符号間でDunnnett検定により危険率5%で同一処理内の果実および葉間で有意差あり (n=3) .
^w***, ** および NS は危険率0.1%, 1%で有意差有りおよび有意差無し

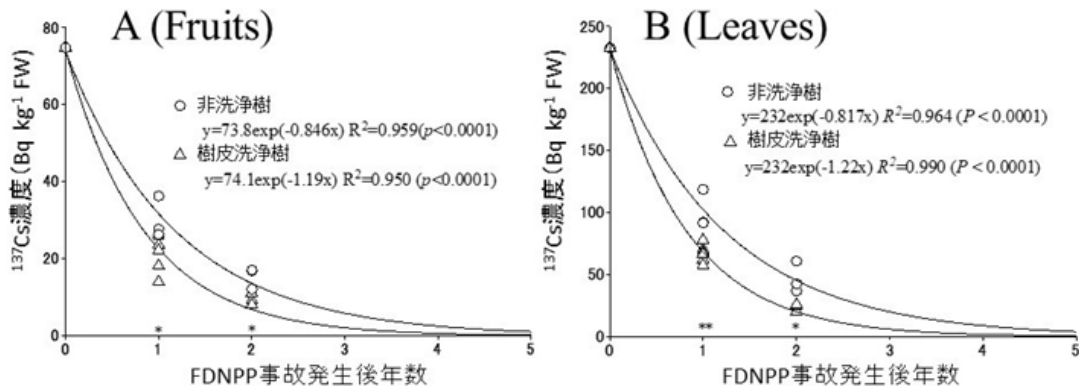


図 5.3 樹皮洗浄の有無による果実 (A) および葉 (B) ^{137}Cs 濃度の経年推移の比較
 ** および*は t 検定により危険率 1%, 5.0%で樹皮洗浄と非洗浄区間で有意差有り²

5.4 考察

Momoshima ら⁵⁶⁾は, USA Tennessee 州 Great Smoky Mountains 国立公園に生育する針葉樹および広葉樹におけるグローバルフォールアウトで放出された RCs の年輪中分布を調査し, RCs は放射組織を通じて樹体内に移行することを報告している. 2011 年 6 月 16 日に(1)のモモ‘あかつき’樹皮のイメージングプレートによる画像解析では皮目周辺で高い放射能が検出された¹⁴²⁾.

皮目は表皮組織であるコルク層が裂けてできた粗い細胞の隆起¹⁴⁴⁾で皮目周辺には樹木内部との通気組織である添充細胞が発達しており, 篩部組織である内樹皮からは生きた細胞で構成される放射組織が心材まで分布している. 放射組織と皮目組織は皮層で連結しており, 形成層, 木部, 篩部の放射組織の接線および軸方向に原形質連絡の高密度ネットワークが樹全体に存在する⁴⁵⁾⁵⁹⁾⁸⁴⁾¹²⁴⁾. また, 広葉樹では放射組織の細胞壁を通じて木部内の導管に通じる放射方向の水移動が起こる¹⁴⁶⁾. 辺材で通道組織と物理的に接触している放射組織が, 壁孔を介して直接的に細胞壁の水溶液から物質を細胞内に取り込む¹⁰¹⁾.

第 4 章 4.1(1)で示したように, 樹種に関らず主枝の上部樹皮で高い放射線計数率が測定された. これは, FDNPP 事故後の降雨により樹皮表面に沈着した RCs が樹皮内部への移行源であることを示すものである.

第 4 章 4.1(2)で示したようにブドウおよびニホンナシで部位別に RCs 濃度を測定した結果は, 放射線計数率測定値と同様の部位間差を示しており, 樹皮表面の放射線計数率は樹皮中の RCs 蓄積を反映するものであることを示した. これらの結果は, 冬期間に懸濁態放射性粒子の汚染を受けたカバノキでは, その 20~25%を落葉後の樹冠で捕捉したとの先行研究の報告とも符合する³²⁾.

カキでは粗皮を形成するため水圧 10 MPa の高圧洗浄により効率的に粗皮が除去された. モモは粗皮を形成しにくく 6 MPa 以上の水圧では表皮の損傷を招く. それでもモモ‘あかつき’18 年生の生育期における高圧洗浄により一定程度の樹皮表面の RCs 除

去効果が認められた. しかし, 洗浄翌月の 8 月 10 日に収穫された果実中 ^{137}Cs 濃度は非洗浄樹と有意差は認められず, 樹皮洗浄処理が当年の果実中 ^{137}Cs 濃度を低減する効果は明らかでなかった. 一方で, 葉中 ^{137}Cs 濃度は洗浄処理翌年の 2012 年では有意差が認められ, 樹皮洗浄樹で非洗浄樹より低濃度であった(表 5.3). 更に, モモ‘川中島白桃’7 年生では, 2012 年 1 月 24 日の高圧洗浄処理により, 処理後の生育期で採取された葉および果実中 ^{137}Cs 濃度で有意差が認められ, いずれも樹皮洗浄樹で低濃度であった(表 5.4). この対照的な結果は, 樹皮洗浄による RCs の樹体内移行に対する抑制効果を評価するためには, 更に詳細な研究が必要であることを示している.

ところで, 2011 年 5 月 20 日に所内モモ‘あかつき’12 年生から採取した葉からは $239 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ の ^{137}Cs 濃度が検出された(佐藤ら, 未発表). 更に, 第 4 章 1(3)で示したように, 本研究の供試樹の 1 樹から 6 月 16 日に採取された樹皮の外樹皮からは $36800 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$, 内樹皮(二次篩部を含む組織)からは $760 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ の ^{137}Cs 濃度が検出された¹³⁴⁾. 根からの吸収は果樹根と下草の根群分布の関係からも可能性は低い⁷⁰⁾⁷¹⁾. 従って, モモ‘あかつき’18 年生での果実肥大期の樹皮洗浄処理以前に既に樹皮から樹体内に RCs が移行していたことは明らかで, 7 月以降の樹皮洗浄による RCs 樹体内移行抑制対策は手遅れだった可能性が思料される. しかし, この“手遅れ”説はモモ‘あかつき’18 年生での翌年での葉中 ^{137}Cs 濃度およびモモ‘川中島白桃’での結果と矛盾する.

これらの背反する結果と矛盾しない別の観点は, 生育期の洗浄処理に伴う 2 次汚染の発生である. 即ち, 高圧洗浄により飛散した汚染水が葉に付着し, 葉から果実へ RCs が転流した可能性が考慮される. 換言すれば, 2 次汚染により樹皮洗浄処理効果がマスキングされた可能性がある. 表 5.2 に示すように 1 回目の樹皮洗浄で 46.6%の放射線が除去された. もし, $36800 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ の約 2 分の 1 の ^{137}Cs が 15 L の洗浄水に移行したと仮定すると葉への 2 次汚染量

は無視できない¹³⁷Cs量となる。更に、モモ‘あかつき’18年生での翌年での葉中¹³⁷Cs濃度およびモモ‘川中島白桃’での結果は、FDNPP事故発生翌年でも樹皮上に残留したRCsが追加的に樹体内に移行したことを示唆した。

カキの外樹皮表面には短冊状の割裂が入り、割裂部分にはRCsが残留する。第4章4.1(3)で示したように、2011年10月18日に採取した側枝の木部から213~724 Bq・kg⁻¹FWの¹³⁷Csが検出されていることから、既に樹皮から樹体内にRCsが移行していたことは明らかであった。しかし、洗浄翌年から2か年継続して処理間で葉および果実中¹³⁷Cs濃度で有意差が認められ、いずれも樹皮洗浄樹で低濃度であった(表5.6, 図5.2)。洗浄処理前の2011年10月18日に採取された主幹樹皮の¹³⁷Cs濃度は49600 Bq・kg⁻¹FWであった。これに対し、2年後の2013年に採取された非洗浄樹および洗浄樹の主幹樹皮¹³⁷Cs濃度は30400 Bq・kg⁻¹FWおよび2250 Bq・kg⁻¹FWであった。非洗浄樹は2年間で2011年の61.3%まで減少したが、洗浄樹の13.5倍の高濃度であった。

カキの外樹皮表面の多くの割裂部分には幹流水が滞留するため着生ゴケが繁殖しやすい。実際、非洗浄樹には多くの着生ゴケの繁殖が認められた。ゴケは成長量が少ないためRCsを蓄積しやすいことが知られている³²⁾。非洗浄樹の主幹表面の放射線計数率は12月21日から12月28日での7日間で0.6 kcpm高まった(表5.5)。これはImamuraら³⁰⁾が報告しているように樹冠からの幹流水によりRCsが付加されていることを示すものである。2011年11月14日に採取されたヒロハツヤゴケからは主幹の4倍以上の217000 Bq・kg⁻¹FWの¹³⁷Cs濃度が検出された。着生ゴケは豊富な表面積を有し、枯死後は溶存態¹³⁷Csを放出すると考えられることから樹体内に移行する¹³⁷Csの供給源の一つであると推察される。

佐藤ら¹³⁷⁾が2011年11月15日に果実中RCs濃度が500 Bq・kg⁻¹FWを超えた南相馬市のカキから採取した主幹樹皮と11月14日に本調査園から採取したヒロハツヤゴケのRCs(^{110m}Ag(706 Kev)比)を比較した結果、主幹樹皮1012±29.7に対しゴケは4590で4倍以上高かった。^{110m}AgはFDNPPから放出された放射性物質で半減期249.95日の核異性体である。^{110m}Agは移動性が少ないことから、移動性が高いRCsと比較することでRCsの保持能力を評価する指標とした。南相馬市は本調査園よりも汚染レベルが高いことから伊達市カキ園で採取されたヒロハツヤゴケはカキ樹皮と比較して相当RCsの保持能力が高いものと推察された。これらの結果は、少なくともFDNPP事故発生2か年は樹皮上に残留したRCsが追加的に樹体内に移行したことを示唆した。

菊永(私信, 2013)は、休眠期の樹皮洗浄効果を評価する手法として以下の式を提案している。

洗浄効果を2012年の生育中の追加的汚染(ΔC)と

仮定すると

$$C_{uw} = C_w + \Delta C \quad (5.2)$$

C_{uw} : 非洗浄樹のRCs濃度, C_w : 洗浄樹のRCs濃度, ΔC : 2012年の追加的汚染

非洗浄樹における樹皮からの吸収係数をrとすると

$$\Delta C = r \times C_{uw} \quad (5.3)$$

$$C_w = C_{uw} \times (1 - r) \text{ and } (1 - r) = C_w \times C_{uw}^{-1} \quad (5.4)$$

(1-r)を洗浄効果(Ew)と定義してRCs濃度を指数関数で表すと以下の式が成立する。

$$E_w = (1 - r) = C_w \times C_{uw}^{-1} = K_w \times K_{uw}^{-1} \times \exp\{-(D_w - D_{uw}) \times x\} \quad (5.5)$$

K_w および K_{uw} はFDNPP事故初年度の洗浄および非洗浄樹のRCs濃度(本研究では $K_w = K_{uw}$)、 D_w および D_{uw} は洗浄樹および非洗浄樹の減衰係数である。

式(5.4)は追加的汚染を指数関数で表せることを示しており、本研究における減衰効果は100(1-Ew)で定義される。

式(5.4)から樹皮洗浄効果は果実で29.1%、葉では33.2%と試算された。この試算結果は、2011年11月から2012年3月までの期間に果樹地帯で実施された高圧洗浄機を用いた樹皮洗浄処理が追加的汚染を抑制する上で有効であったことを示すものである。1回の樹皮洗浄処理によりモモで46.6%、カキでは86.5%放射線計数率が低下した。モモの洗浄効果がカキより劣るのは外樹皮の除去量の差による(図5.1)。従ってモモでも樹齢が進み、老化した外樹皮の形成が進行すれば洗浄効果は向上すると推察された。

モモ‘川中島白桃’およびカキ‘蜂屋’の洗浄樹果実では幼果期で生育の進んだ果実より高い¹³⁷Cs濃度を示した。一方、葉中¹³⁷Cs濃度はモモ‘川中島白桃’では非洗浄樹で、カキ‘蜂屋’では洗浄樹で生育初期の¹³⁷Cs濃度が高かった。幼果は新生器官であり、新生器官には容易に木部等の貯蔵器官からRCsが転流する⁵⁶⁾。幼果は果実重が少ないため、¹³⁷Cs濃度が高まったと考えられる。一方で成熟果の果実中¹³⁷Cs濃度は同化産物の希釈効果により低下する⁷⁰⁾。更に、樹皮洗浄による葉中¹³⁷Cs濃度の低減効果は葉から果実への¹³⁷Cs転流量を削減する相乗的效果をもたらすものと推察された¹⁰⁾。

この観点から、洗浄樹における果実中¹³⁷Cs濃度の経時的低減は合理的と考えられた。葉はRCsの樹体内移動において重要な役割を持つ。葉に蓄積されたRCsは速やかに他の葉、茎および根などの植物全体に拡散する⁴³⁾。モモ‘川中島白桃’の非洗浄樹では生

育初期に追加汚染を受けたものと推察された。カキでは発芽期がモモより約1か月遅く、葉がまだ若い時期は梅雨期に当たる。雨滴や樹冠からの幹流水に含まれたRCsは容易に葉から吸収されるため、カキ‘蜂屋’の非洗浄樹の葉中¹³⁷Cs濃度が生育期間中一定濃度に維持されたものと推察された。

ところで、カキ‘蜂屋’の洗浄樹では洗浄前に2.5 mまで主幹部を切り戻されている。RCsは主幹部に蓄積されるので⁹⁰⁾¹⁴¹⁾、切り戻しに伴い、2.5 mより上部の主幹部に含まれていたRCsも除去されるため、洗浄樹のRCs低減効果は洗浄効果のみではない可能性が考慮される。

Takata⁹⁰⁾はFDNPP事故翌年のモモの木部のRCsは果実肥大に伴って急激に減少したことを報告している。これは木部中RCsがFDNPP事故翌年に果実に再転流するRCsの主たる移行源であることを示唆している。第4章4.3で示したように樹高4.5 mのカキ樹での2011年冬期の解体試験では剪定の対象とならない部位である地上1.5 mの主幹部に60%以上のRCsが存在しており、皮部を除いた木部でも24%、根幹と主幹から発生した下部の骨格枝木部を含めると50%が剪定対象外となる¹³⁶⁾。一方で、樹冠切り下げの対象となる部位には翌年の新生器官の発生器官である冬芽を多く着生しており、相対的に翌年の貯蔵性RCsが分配される冬芽が減少するため、発芽後の新生器官へのRCs濃度は高まる可能性がある。これらのことを考慮すると樹高切り下げの影響は少ないと思慮されるが、樹冠部中央部の空間が広がることにより、幹流水による樹冠部のRCs洗浄効果が高まる可能性は高い³⁰⁾。

本研究の結果から、休眠期汚染を受けた落葉果樹では、発芽前の速やかな高圧洗浄機による樹皮洗浄処理が樹体内へのRCs移行を抑制するとともに、発芽後の追加汚染のリスクも低減すると推察された。しかし、モモの夏季洗浄処理および一作後の洗浄効果により、汚染翌年の葉を経由した2次汚染の可能性が懸念されたのでその検証が必要である。

第6章 カキにおける樹皮洗浄と着生ゴケが樹皮および幹流水中¹³⁷Cs濃度に及ぼす影響

緒言

前章において休眠期に汚染されたカキでは一作期落葉直後の高圧洗浄処理により翌年の葉および果実中¹³⁷Cs濃度が低減したことから、樹皮洗浄処理翌年での樹皮からの追加汚染の可能性が高いことが明らかになった。追加汚染をもたらすものとして以下の2つの経路が考慮される。即ち樹皮からの直接移行および樹皮上の¹³⁷Csが降雨に伴い幹流水に移行し、RCsを含んだ汚染水が葉に滴下しRCsが葉から吸収される経路である。

FDNPP事故に伴う果樹園の休眠期汚染は降雨によりもたらされた。降雨中のRCsは樹冠に捕捉され、樹冠透過水と幹流水により地上部に達する。森林における樹冠透過水と幹流水を介した無機養分の移行メカニズムについては多くの報告があり^{16) 48) 53) 62)}、森林においては樹冠に捕捉された降雨中のRCsは幹流水により地上部に移行することが明らかにされている^{30) 37) 47) 76)}。果樹園での研究事例は見当たらないが、森林での先行研究事例からカキ樹の追加汚染の主たる汚染源は幹流水であると思料される。

これに加えてカキ骨格枝の外樹皮表面には多くの短冊状の割裂が入り、割裂に雨滴が滞留することからコケが樹皮上に定着しやすい。事実、前章の高圧洗浄試験樹のカキ樹には処理前にすでに多くの着生ゴケが繁殖していた。コケは地衣類と並んで豊富な表面積を有し、成長量が少ないことからRCsを保持しやすく³²⁾、放射性降下物の影響を長期間保持することから、放射能汚染を評価する生物指標に適しているとする報告がある³⁵⁾¹¹⁷⁾。このことからカキ樹皮上の着生ゴケは幹流水および樹皮にRCsを供給し、二次的な汚染源となる可能性が思料される。

森林の幹流水研究においては主幹部で捕捉された幹流水により集水効率等の解析が行われている³⁰⁾⁷⁶⁾。カキ樹の樹皮上の着生ゴケの幹流水への影響を評価するためには樹冠上の任意の箇所での幹流水を捕捉する必要があるが、先行研究には、そのために有効な手法が見当たらない。

本研究では、幹流水捕捉装置の開発とカキ主幹樹皮および着生ゴケ中¹³⁷Cs濃度の経時的推移、および樹皮洗浄と着生ゴケが樹皮および幹流水中¹³⁷Cs濃度に及ぼす影響を検証した。

6.1 カキ主幹樹皮および着生ゴケ中¹³⁷Cs濃度の経時的推移

6.1.1 目的

カキ樹皮洗浄樹と非洗浄樹の主幹樹皮中¹³⁷Cs濃度の経年推移、非洗浄樹の着生ゴケ中¹³⁷Cs濃度の経年推移および洗浄樹と非洗浄樹の着生ゴケ中¹³⁷Cs濃度を検証し、樹皮および着生ゴケ中¹³⁷Cs濃度に対する樹皮洗浄効果および雨水による洗浄効果を明らかにする。

6.1.2 材料および方法

第5章におけるカキ樹皮洗浄樹および非洗浄樹3樹を供試した。2011年10月18日、2013年10月28日、2015年6月4日および2017年6月2日に洗浄樹および非洗浄樹各3樹の主幹部のコケ未着生部位から樹皮を採取した。2015年6月4日および2016年6月17日に非洗浄樹各3樹からヒロハツヤゴケを採取した。また、2017年6月2日は非洗浄樹各3樹から、ヒロハツヤゴケ、コダマゴケ(タチヒダゴケ、*Orthotrichum consobrinum* Cardot)およびキヌゴケ

(*Pylaisiella brother* Besh.), 洗淨樹各 3 樹からヒロハツヤゴケおよびコダマゴケを採取した. コケ種は実体顕微鏡(SX-PT, OLYMPAS, Tokyo)およびシステム顕微鏡(BX53, OLYMPAS, Tokyo)にて葉および蒴を観察し, 原色日本蘚苔類図鑑¹¹⁸⁾にて同定した. 新鮮試料を U8 容器に充填し, 東北大学電子光理学研究センターおよび福島大学共生システム理工学類の Ge 半導体検出器にて RCs 濃度を測定した. 別に恒温乾燥機にて 105°C で 1 昼夜乾燥し, 水分率を測定した. 主幹樹皮は乾物当たりの ¹³⁷Cs 濃度として非線形最小二乗法により経年推移を指数減衰関数としてモデル化し, 式(6.1)から実効半減期を算出した.

$$C = K \exp(-\lambda x) \quad (6.1)$$

(K : 汚染初年の濃度, x : 汚染後年数,
λ : 減衰係数)

測定された樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度から求めた減衰係数(λ)は物理的減衰に雨水等による ¹³⁷Cs 拡散による減衰が加わったものとし, 減衰係数を以下の式で表す.

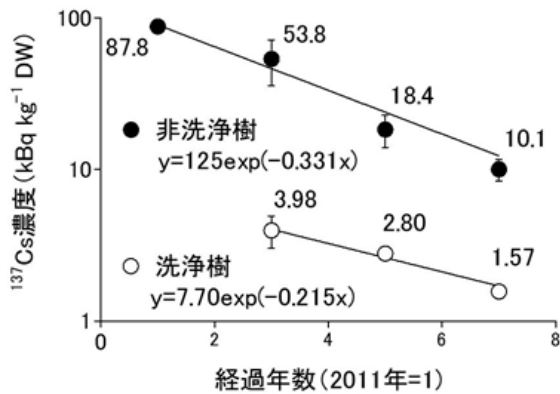


図 6.1 樹皮洗淨の有無によるカキ主幹樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度の経年推移の比較
垂線は SD

$$\lambda_{\text{eff}} = \lambda_{\text{ph}} + \lambda_{\text{eco}} \quad (6.2)$$

(λ_{eff}: 測定された樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度から求めた減衰係数, λ_{ph}: ¹³⁷Cs の物理的減衰係数, λ_{eco}: 環境要因による減衰係数)

これにより以下の式が成立する.

$$x = -\ln(C/K) / (\lambda_{\text{ph}} + \lambda_{\text{eco}}) \quad (6.3)$$

半減期は C/K=1/2 の x の値であり, これを実効半減期(T_{eff})と定義する. 実効半減期, 物理的半減期(T_{ph}), 環境半減期(T_{eco})は以下の式によりそれぞれの減衰係数から算出される.

$$T_{\text{eff}} = \ln 2 / \lambda_{\text{eff}}, T_{\text{ph}} = \ln 2 / \lambda_{\text{ph}}, T_{\text{eco}} = \ln 2 / \lambda_{\text{eco}} \quad (6.4)$$

なお, 実効半減期, 物理的半減期, 環境半減期の間には以下の式が成立する.

$$1/T_{\text{eff}} = -(\lambda_{\text{ph}} + \lambda_{\text{eco}}) / \ln(1/2) = (\lambda_{\text{ph}} + \lambda_{\text{eco}}) / \ln(2) \\ = \lambda_{\text{ph}} / \ln(2) + \lambda_{\text{eco}} / \ln(2) = 1/T_{\text{ph}} + 1/T_{\text{eco}} \quad (6.5)$$

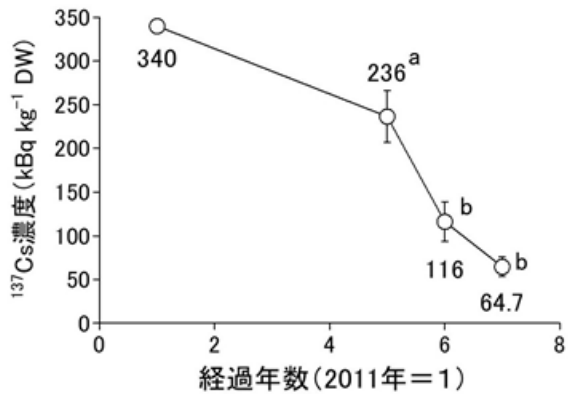


図 6.2 非洗淨樹ヒロハツヤゴケの ¹³⁷Cs 濃度の経年推移
垂線は SD,
異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, p ≤ 0.05)

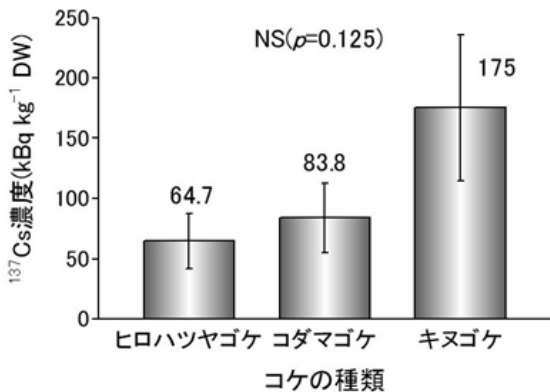


図 6.3 非洗淨樹着生ゴケのコケ種による ¹³⁷Cs 濃度の比較 (2017 年)
垂線は SD

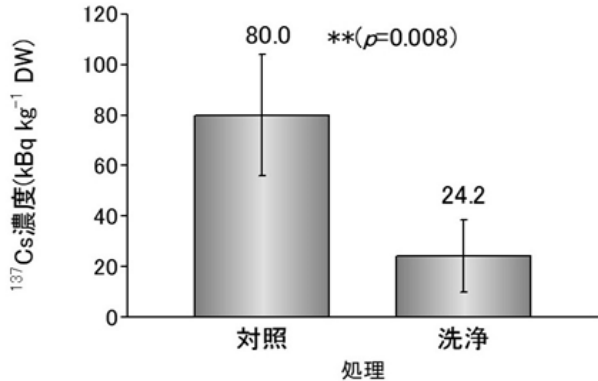


図 6.4 着生樹の洗淨の有無によるコケ中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 (2017 年)
垂線は SD

コケについては、ヒロハツヤゴケの2015年から3か年の測定値により年次間差を検討した。更に、2017年の測定値を用いて非洗浄樹のコケ種間差および洗浄樹と非洗浄樹のヒロハツヤゴケおよびコダマゴケの測定値を用いて洗浄処理間差を検討した。解析は分散分析により行った。

6.1.3 結果

主幹樹皮の ^{137}Cs 濃度は非洗浄樹および洗浄樹ともに指数減衰関数モデルに適合した(図6.1)。実効半減期は非洗浄樹で2.1年、洗浄樹では3.2年と試算された。2013年以降の主幹樹皮の ^{137}Cs 濃度は洗浄、非洗浄樹ともに2013年と2017年の間で有意差が認められた。非洗浄樹ヒロハツヤゴケの2015年以降の ^{137}Cs 濃度は有意な年次間差が認められ、2015年と比較して2016、2017年で低下した(図6.2)。非洗浄樹上の着生ゴケ中 ^{137}Cs 濃度は、コケ種による有意差は認められなかった(図6.3)。同一コケ種による ^{137}Cs 濃度比較では着生樹の洗浄の有無により有意差が認められた(図6.4)。

6.1.4 考察

主幹樹皮中 ^{137}Cs 濃度の経年推移は非洗浄樹、洗浄樹ともに単一の指数減衰関数モデルに適合し、一定の減衰係数に従い減少していることが検証された。このことから、樹皮から定常的に ^{137}Cs が幹流水に移行している可能性が高いことが明らかになった。ヒロハツヤゴケの ^{137}Cs 濃度は2015年からの2か年で約4分の1まで減少し、先行研究³⁵⁾とは異なる傾向を示した。先行研究では主として降水量の少ない欧州での調査であり、降水量の多少がコケからの ^{137}Cs 離脱に影響しているのかもしれない。本研究の結果から、着生ゴケからも ^{137}Cs が溶出していることが明らかとなり、これが追加的汚染の一因となりうることを示唆された。コケ種による ^{137}Cs 濃度の有意差は認められなかった。先行研究でもRCsの保持能力においてコケ種間差はないとされていることから、先行研究³⁵⁾を裏付ける結果となった。しかし、小葉タイプのキヌゴケはヒロハツヤゴケの約3倍の濃度となっており、長期的には ^{137}Cs の蓄積においてコケ種間で異なる可能性も考慮されるため継続して検証していく必要がある。樹皮洗浄樹上のコケの ^{137}Cs 濃度は非洗浄樹より有意に低く、非洗浄樹上のコケ濃度と比較して約4分の1であった。洗浄樹では洗浄から4か年が経過した2015年からコケの再着生が顕著となっており、再着生したコケには樹冠からの幹流水により ^{137}Cs が供給されているものと推察されるが、主幹樹皮の洗浄の有無による ^{137}Cs 濃度比は約8から13倍で経過しており、着生ゴケの ^{137}Cs 濃度比はこれよりも小さく、再着生したコケでは非洗浄樹よりも効率的に ^{137}Cs が蓄積されていることを示唆した。非洗浄樹と洗浄樹の着生ゴケの ^{137}Cs 濃度の

推移に関しては、長期的な検証が必要である。

6.2 放射性降下物に汚染された樹体の幹流水捕集方法の開発

6.2.1 目的

果樹の樹冠で捕捉された雨水の動態研究の効率化を図るために幹流水捕集装置として2種類の装置を考案した。1つは、高い保水能力に着目してミズゴケを捕集媒体とした装置、2つ目はジッパー付きポリエチレンバックを活用した装置である。本研究では捕集された幹流水中の ^{137}Cs と降水量の関係、2つの装置で捕集された全 ^{137}Cs に対する ^{137}Cs の溶存態 ^{137}Cs の存在率の比較、ミズゴケと同様の自然素材のコットンとの ^{137}Cs 捕集量の比較を行い、捕集装置の実用性について検討した。

6.2.2 材料および方法

(1) 幹流水 ^{137}Cs 捕集量と降水量の関係

FTRC カキ園(以下、所内カキ園)に植栽された‘平核無’(推定46年生)無洗浄樹1樹を供試した。お茶バック(ポリエステル・ポリエチレン複合繊維)にミズゴケ約7g(Besuguro-Supagumosu, ニュージーランド産)を封入し、ミズゴケパッド(以下、ミズゴケパッド)を作成した。主幹の着生コケ上の同一か所にポリエステルバンドとストッパーにてミズゴケパッドを設置し、2015年6月27日～6月29日、7月31日～8月27日、8月31日～9月2日、11月2日～9日、11月14日～20日の5回にわたって幹流水を捕集した。ミズゴケパッドは降雨イベントごとに設置し、降雨終了後、数時間以内に回収した。ミズゴケはあらかじめ約70mLのイオン交換水を加え、RCs濃度を測定し、測定時間80000secにて不検出であることを確認した。ミズゴケパッドは遮水のためポリエチレンフィルムで被覆し四隅をピン留めした(図6.5)。

回収したミズゴケパッドをU8容器に充填し福島大学共生システム理工学類のGe半導体検出器にて ^{137}Cs 濃度を測定し、ミズゴケパッド重量との積から ^{137}Cs 捕集量(A, Bq)を算出した。ミズゴケパッドで捕集された回収後のミズゴケパッド重量から設置前の重量を差し引き、幹流水重量(w)とし、以下の式により幹流水 ^{137}Cs 濃度(C, Bq・kg⁻¹)を求めた。

$$C=1000Aw^{-1} \quad (6.6)$$

捕集期間の降水量の積算値を独立変数としてミズゴケ1g当たりの ^{137}Cs 捕集量との単回帰分析を行った。降水量はFTRCの雨量計(RH-5E, Koshin Denki Kogyo. Co., Ltd, Tokyo)による観測値を用いた。回帰分析は数値解析ソフトKyPlpot 5.0(KyensLab Incorporated, Tokyo)にて行った。

(2) ミズゴケパッドとプラスチックバックで捕集された幹流水中の溶存態 ^{137}Cs /全 ^{137}Cs 割合の比較

所内カキ園に植栽された‘平無核’ (推定 46 年生) 洗浄樹(2012 年 4 月初旬に高圧洗浄)および無洗浄樹各 1 樹を供試した。2015 年 7/1~7/20 の期間に洗浄樹および無洗浄樹各 3 か所にミズゴケパッドを設置した。パッドを回収後、お茶パックからミズゴケをチャック付きポリ袋(ユニパック G-8)に移し、横万力(parallel bench vices)で搾汁後、0.45nm メンブレンフィルターでろ過し、ろ液と搾汁液残渣(トラップ媒体+フィルター)に分けて ^{137}Cs 濃度を測定した(図 6.6)。また、7 月 31 日~8 月 27 日の期間に無洗浄樹 3 か所にミズゴケパッドを設置した。パッドを回収後、上記と同様にして搾汁液と搾汁残渣(ミズゴケ)に分けて ^{137}Cs 濃度を測定した。Schimmack ら⁷⁶⁾の定義に従い、0.45 nm メンブレンフィルターろ液中 ^{137}Cs を溶存態とし、搾汁後のミズゴケ残渣およびろ過後のフィルターを併せた試料の ^{137}Cs 濃度を懸濁態とした。10 月 1 日~10 月 2 日 および 10 月 29 日~11 月 4 日の期間に、無洗浄樹に主幹の同一高さのコケ上およびコケの着生していないか所にユニパック(17 cm×24 cm, Length×Width)を設置した(図 6.7)。回収後、幹流水を U8 容器に移し ^{137}Cs 濃度を測定した。また、溶存態 ^{137}Cs として 0.45 nm メンブレンフィルターろ液を測定した。

(3) ミズゴケと脱脂綿による幹流水および ^{137}Cs 捕集量の比較

伊達市柱沢カキ園‘蜂屋’非洗浄樹 3 樹を供試し、各主幹の同一か所に約 7 g のミズゴケと脱脂綿を封入したお茶パックを設置した(図 6.8)。設置期間は 7 月 23 日~8 月 26 日とした。同様に、所内カキ園に植栽された‘平無核’無洗浄樹 1 樹を供試し、主幹、各主枝 1 か所に約 7 g のミズゴケと脱脂綿を封入したお茶パックを設置した。設置期間は 7 月 20 日~8 月 27 日とした。捕集された幹流水重量は(1)、溶存態および懸濁態 ^{137}Cs は(2)と同様にして測定した。

6.2.3 結果

(1) 幹流水 ^{137}Cs 捕集量と降水量の関係

ミズゴケ 1g 当たりの ^{137}Cs 捕集量および保持された幹流水中の ^{137}Cs 濃度と積算降水量との間で有意な比例式が得られた。同様に ^{137}Cs 濃度と積算降水量間でも有意な比例式が得られた(表 6.1, 図 6.9, 図 6.10)。

(2) ミズゴケパッドとプラスチックバッグで捕集された幹流水中の溶存態 ^{137}Cs /全 ^{137}Cs 割合の比較

‘平無核’ 2 樹に設置したミズゴケパッドで捕集された幹流水の溶存態 ^{137}Cs の含有率は非洗浄樹コケ外で 6.6%, 洗浄樹コケ外で 3.9%, 非洗浄樹コケ上で 3.0%, 洗浄樹コケ上で 1.3%であった(表 6.2)。一方で、 ^{137}Cs 濃度 $61700 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ のコケ上に設置されたプラスチックバッグで捕集された幹流水の全 ^{137}Cs 濃度は $21.8 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW}$ 、溶存態 ^{137}Cs の含

有率は 47.9%であった(表 6.3)。溶存態 ^{137}Cs の割合はミズゴケパッドおよびプラスチックバッグともにコケの有無による差異は認められなかった。コケ上およびコケ下を併せた溶存態 ^{137}Cs の割合は捕集方法により有意差が認められた(Kruskal-Wallis 検定, $p < 0.01$)。即ちミズゴケパッドで捕集された幹流水の溶存態 ^{137}Cs 割合はプラスチックバッグより低かった。

(3) ミズゴケと脱脂綿による幹流水および ^{137}Cs 捕集量の比較

捕集幹流水重量、懸濁態 ^{137}Cs 捕集量および全 ^{137}Cs 捕集量で有意差が認められミズゴケパッドがコットンより多かった。包装バッグに付着した ^{137}Cs 量は両媒体ともに同量であった(表 6.4)。

6.2.4 考察

(1)において積算降水量と捕集された ^{137}Cs 濃度間でも有意な比例式が得られたことから、ミズゴケパッドからの逸出水による ^{137}Cs の溶脱は少なかったことが示唆された。降雨は樹冠透過水および幹流水に影響する¹⁶⁾⁵³⁾⁶²⁾⁸⁶⁾。Mattaji ら⁵³⁾はイラン North Forests のブナで降水量と樹冠での雨水捕捉量、幹流水および 樹冠透過水との間で有意な相関が得られたと報告している。Schimmack ら⁷⁶⁾は、ドイツ Höglwarld 森のブナにおいて幹流水の流量($\text{L} \cdot \text{week}^{-1}$)の増加により幹流水中の ^{137}Cs 濃度が低下したと報告しているが、幹流水中の ^{137}Cs 含有量と積算降水量との回帰分析は行っていない。本研究によりカキ園において樹体地上部から表土への ^{137}Cs 降水量は降水量と密接な関係があることが明らかになった。併せて、同一コケ上で得られた本研究の相関関係から着生ゴケから浸出する ^{137}Cs は降水量と密接に関係することが明らかになった。着生ゴケの植生がない樹冠部での降水量との関係は未調査であり、コケ上と同様の関係性の有無については今後の研究による検証が必要である。

(2)の結果から、ミズゴケは溶存態 ^{137}Cs を保持することが明らかになった。溶存態 ^{137}Cs の保持能力はコケの特性と考えられる。コケは皮層やクチクラ層を有しないが高い吸収力を有する³⁵⁾。Dragovića ら²¹⁾はコケの原形質膜は細胞レベルで ^{137}Cs と結合する部位を有するとしている。Schimmack ら⁷⁶⁾はドイツ Höglwarld 森のブナから回収した幹流水中の溶存態 ^{137}Cs /懸濁態 ^{137}Cs 比は約 10 であったと報告している。本研究での濃度比は 0.8 であり、それより 1 桁低い値が得られた。本研究においてはコケを透過した幹流水を回収した。コケは溶存態 ^{137}Cs を保持するため幹流水に放出される溶存態 ^{137}Cs が制限されている可能性がある。別の理由としては、Schimmack ら⁷⁶⁾らは加熱処理により試料を 10 倍に濃縮している。その過程で懸濁態 ^{137}Cs が溶出した可能性が思われる。更に、ブナは粗皮を形成しにくいのに対し、



図 6.5 ミズゴケパッドの作成と主幹部着生ゴケへの設置

- (A) ミズゴケパッド (B) Besuguro-Supagumosu
- (C) お茶パック (ポリエステル・ポリエチレン複合繊維) (D) 着生ゴケ上にミズゴケパッドを固定

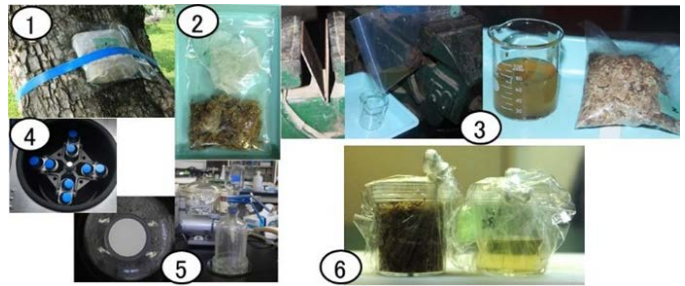


図 6.6 ミズゴケパッドで捕集された幹流水からの溶存態 ¹³⁷Cs 分離行程

- (1) 幹流水捕集 (2) ミズゴケをプラスチックバックに封入 (3) 横万力 (parallel bench vices) で搾汁 (4) 遠心分離 (5) 0.45nm メンブレンフィルターで吸引ろ過 (6) ミズゴケ残渣にろ過後のフィルターを併せて ¹³⁷Cs 濃度を測定.



図 6.7 プラスチックバッグによる幹流水の直接捕集

- (A) 着生ゴケ上と (B) コケの着生しない箇所にポリエステルバンドで固定. バッグ上端はピン止めた.



図 6.8 ミズゴケおよびコットンバッグの設置

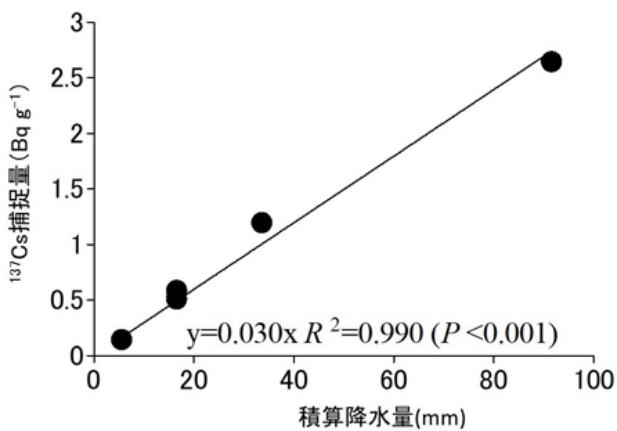


図 6.9 降水量と幹流水中 ¹³⁷Cs の捕集媒体 1g 当たり捕捉量の関係

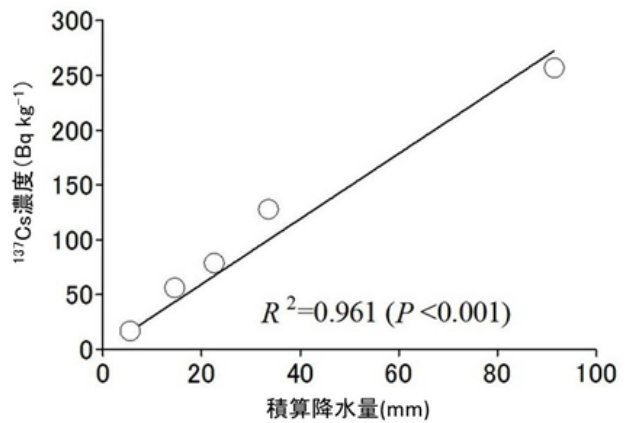


図 6.10 降水量と幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度の関係

表 6.1 主幹部コケ上で捕捉された幹流水の ¹³⁷Cs 濃度と積算降水量の関係

設置期間	積算 降水量 (mm)	ミズゴケ 重量 (g)	ミズゴケ+幹流水			幹流水	
			重量 (g)	¹³⁷ Cs濃度 (Bq・kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs含量 (Bq)	幹流水重 (g)	¹³⁷ Cs濃度 (Bq・kg ⁻¹)
6/27~6/29	33.5	7.62	78.8	116	9.13	71.2	128
7/20~8/27	91.5	7.29	82.1	235	19.3	74.8	257
8/31~9/2	5.5	6.01	58.9	15.1	0.89	52.9	16.9
11/7~11/9	14.5	7.06	71.3	50.9	3.63	64.2	56.5
11/14~11/20	22.5	6.83	58	69.3	4.02	51	78.9

表 6.2 ミズゴケパッドで捕集された幹流水中の溶存態 ¹³⁷Cs 割合

樹皮洗浄 処理	設置位 置	反復	試料画分	¹³⁷ Cs				溶存態 ¹³⁷ Cs 割合 ^z	
				濃度 (Bq・kg ⁻¹)		含有量 (Bq)		割合 ^z (%)	
				平均	SD	平均	SD	平均	SD
非洗浄	コケ外	3	0.45nmろ液	10.8	10.7	0.6	0.6	6.6	6.5
			ミズゴケ込搾汁残渣	243	105	7.1	3.3		
	コケ上	1	0.45nmろ液	1.6	-	0.1	-	3.0	-
			ミズゴケ込搾汁残渣	74.2	-	2.0	-		
	平均	4					5.7	5.6	
洗浄	コケ外	2	0.45nmろ液	1.8	1.1	0.1	0.1	3.9	2.9
			ミズゴケ込搾汁残渣	127	33.8	3.9	1.1		
	コケ上	1	0.45nmろ液	1.3	-	0.1	-	1.3	-
			ミズゴケ込搾汁残渣	162	-	5.1	-		
	平均	3					3.0	2.4	

^z 幹流水中 ¹³⁷Cs 含有量に対する割合

表 6.3 プラスチックバッグで捕集された幹流水中の溶存態 ¹³⁷Cs 割合

樹皮洗浄 処理	設置位 置	反復	試料画分	¹³⁷ Cs				溶存態 ¹³⁷ Cs 割合	
				濃度 (Bq・kg ⁻¹)		含有量 (Bq)		割合 (%)	
				平均	SD	平均	SD	平均	SD
非洗浄	コケ外	1	捕集幹流水	18.4	-	0.64	-	30.1	-
			0.45nmろ液	8.5	-	0.19	-		
	コケ上	3	捕集幹流水	21.8	11.1	0.8	0.4	47.9	35.9
			0.45nmろ液	9.7	2.8	0.3	0.1		
	平均	4					43.4	30.6	

表 6.4 ミズゴケとコットンの ¹³⁷Cs 捕集効果の比較^z

捕集媒体	重量				¹³⁷ Cs含有量						パック付 着 ¹³⁷ Cs量 (Bq)	捕集 ¹³⁷ Cs 総量 (Bq)				
	媒体		捕集幹流水		溶存態		懸濁態		合計				溶存態 ¹³⁷ Cs			
	平均	SD	平均	SD	平均	SD	平均	SD	平均	SD			平均	SD		
ミズゴケ	7.2	0.1	83.4	14.6	0.5	0.4	5.1	3.1	5.6	3.5	7.7	2.4	3.6	3.2	9.2	6.6
コットン	7.5	0.6	57.8	8.5	0.2	0.1	1.3	0.8	1.6	0.9	15.1	7.4	3.6	2.1	5.2	1.4
t-test	NS		*		NS		*		*		NS		NS		NS	

^z 設置期間：2015年設置期間：2015年7月23日~8月26日

カキは容易に粗皮を形成し離脱しやすい。溶存態¹³⁷Csは恐らく粗皮片に保持されていると考えられた。幹流水中の溶存態¹³⁷Cs/懸濁態¹³⁷Cs割合については更に研究が必要である。

(3)の結果においてミズゴケとコットンで捕集された幹流水の溶存態¹³⁷Cs量は媒体による有意差は認められなかった。この理由としてはミズゴケの外周膜とコットン両者ともにセルロースで構成されており⁶⁵⁾、セルロースは懸濁態より溶存態を好んで保持するためと考えられた。ミズゴケの葉では大きなHyaline cellsと小さな葉緑素を持つ細胞が交互に列状に配置している。Hyaline cellsは表面に穴を有し、中空となる。そこに多量の水を吸い込むことができる⁵⁾。ミズゴケのこのような形態的特性が多量の幹流水と懸濁態¹³⁷Csを保持する上で有利に機能していると思料された。

6.3 樹皮洗浄および着生ゴケが樹皮および幹流水中¹³⁷Cs濃度に及ぼす影響

6.3.1 目的

本章1および2の結果から、樹皮および着生ゴケから幹流水中に¹³⁷Csが溶出しており、樹皮洗浄の有無により溶出量が異なる可能性が示唆された。本研究では、本章2で考案された幹流水捕集装置を活用し、樹皮洗浄およびゴケ着生の有無が樹皮および幹流水中の¹³⁷Cs濃度に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。

6.3.2 材料および方法

本研究における供試園での洗浄処理および試料採

取日程の概要を表6.5に示した。

(1) カキにおける樹皮洗浄および着生ゴケの有無による樹皮中¹³⁷Cs濃度の比較(FTRCカキ園)

所内カキ‘平無核’(推定46年生)無洗浄樹および洗浄樹各1樹を供試した。洗浄樹は2012年4月5日に高圧洗浄機にて主幹および主枝の樹皮を洗浄した。2015年6月8日に無洗浄樹の樹皮から以下に区分して分析用試料を採取した(図6.11, 図6.12, 図6.13)。併せて洗浄樹の主幹樹皮を採取した。

主幹部の着生ゴケ：ヒロハツヤゴケ、一部はコケと一体化した樹皮の薄層も含む
コケ下樹皮：コケを採取した後の下層樹皮
主幹樹皮：コケを採取した隣接部のコケが着生していない樹皮高さ50~100cmのコケが着生していない樹皮。

コケ下樹皮は、ピンセットを用いでコケ残渣を分離したのちに分析に供した。

(2) カキにおける樹皮洗浄および着生ゴケの有無による樹皮中¹³⁷Cs濃度の比較(伊達市カキ園)

伊達市柱沢‘蜂屋’(推定35年生)無洗浄樹および洗浄樹各3樹を供試した。洗浄樹は2011年12月21日に高圧洗浄機にて主幹および主枝の樹皮を洗浄した。2015年5月29日および6月4日に無洗浄樹の樹皮から(1)と同様にして主枝部着生ゴケ、コケ下樹皮、主幹樹皮(高さ50~100cmのコケが着生していない樹皮)を採取した。併せて洗浄樹の主幹樹皮を採取した。

2015年7月8日から23日の期間に各主幹部にミ

表6.5 果樹研究所および伊達市カキ園での洗浄処理および試料採取日程の概要

調査圃場	反復(樹)	洗浄処理日	試料採取日	採取試料
果樹研究所(FTRC)	1 洗浄樹	2012年4月5日	2015年6月8日	着生ゴケ(非洗浄)
	1 非洗浄樹			樹皮(非洗浄樹コケ直下) コケ未着生樹皮(非洗浄樹, 洗浄樹)
伊達市(FOD)	3 洗浄樹	2011年12月21日	2011年10月18日	主幹樹皮
	3 非洗浄樹		2013年10月28日	主幹樹皮
			2015年5月29日, 6月4日	着生ゴケ(非洗浄) 樹皮(非洗浄樹コケ直下) コケ未着生樹皮(非洗浄樹, 洗浄樹)
			2015年7月8日~23日	主幹幹流水ミズゴケパッド捕集(洗浄樹, 非洗浄樹)
			2015年7月8日~23日 2015年10月16日~ 11月20日	着生ゴケ上, 隣接非着生部幹流水ミズゴケパッド捕集
			2016年6月15日~27日 2015年11月7日~11日	主幹幹流水プラスチックバッグ(洗浄樹, 非洗浄樹) コケ着生部幹流水プラスチックボトル捕集(非洗浄樹)



図 6.11 ‘平無核無’ 洗浄樹



図 6.13 着生コケ, コケ下樹皮, 主幹樹皮



図 6.12 コケおよび樹皮の採取 (果樹研・無洗浄樹)



図 6.14 幹流水捕集装置の設置状況 (伊達市カキ園・無洗浄樹)

ズゴケパッドを設置した。また、2015年7月8日から23日、10月16日から11月20日および2016年6月15日から27日までの期間に無洗浄樹各1か所のゴケ着生部および隣接する非着生部にミズゴケパッドを設置した。

2015年11月7日から11日の期間に各主幹部にプラスチックバッグを設置した。また、同一樹のコケが繁茂している主枝下部にプラスチックボトルを園芸用針金にて枝に密着して吊り下げた(図 6.14)。

(3) 水振とう処理によるコケからの溶存態 ^{137}Cs 抽出

2015年5月29日に飯舘村車道沿いのケヤキ (*Chamaecyparis obtusa* Sieb. & Zucc.) およびイタヤカエデ (*Acer pictum* Thunb. *subsp. mono* (Maxim.) H. Ohashi) の主幹上から採取したアラハヒツジゴケ [*Brachythecium plumosum* (Hedw.) Bruch et Schimp.] を供試した。コケ 2g(水分率 63.4%) を 20°C に維持された実験室内で、イオン交換水(pH 6.15) 100 mL を入れた 200 mL ガラスビーカー中でマグネチックスターラーを用いて 3, 6, 18, 40 時間振とうした。振とう液は 3500 rpm で 30 分遠心分離後 0.45 mm メンブレンフィルター(Mixed cellulose ester, Toyo Roshi Kaisha, Ltd, Tokyo) にて吸引ろ過した。Schimmack ら (1993) の定義に従って、ろ液中 ^{137}Cs を溶存態 ^{137}Cs (<0.45 mm) とした。供試したコケの実験前の ^{137}Cs 濃度は $86.9 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW}$ であった。抽出率(ER)は以下の式で算出した。

$$\text{ER} = (100/v) \times (b/B) \times 100 \quad (6.7)$$

(ER: ^{137}Cs 抽出率, v: ろ液全量(g), b: ろ液中 ^{137}Cs 含量(Bq), B: コケ 2g 中の ^{137}Cs 含量)

$$b = (v \times c) / 1000 \text{ (Bq)} \quad (6.8)$$

$$B = (m \times C) / 1000 \text{ (Bq)} \quad (6.9)$$

[c, C: ろ液およびコケの ^{137}Cs 濃度, m: コケ重量(g)]

ER は以下のロジスティック関数および Noyes-Whitney 溶解曲線に近似した。計算は数値計算ソフト KaleidaGraph 4.5J (HULINKS Inc. Tokyo, Japan) を用いた。

$$d\text{ER}/dt = r\text{ER}(1 - \text{ER}/K) \quad (6.10)$$

$$\text{ER} = K / [1 + A \exp(-rt)] \quad (6.11)$$

(K: ER の最大値, A = (K - K₀)/K₀, K₀: ER の初期値, r: 増加率, t: 振とう時間)

$$d\text{ER}/dt = kS(K - \text{ER}) \quad (6.12)$$

$$\text{ER} = K + A \exp(-Bt) \quad (6.13)$$

(K: 見かけの溶解速度, S: 溶質の表面積, K: ER の最大値, A: 定数, B: 増加率, t: 振とう時間)

$$B = kS \quad (6.14)$$

(4) 試料調整と ¹³⁷Cs 濃度測定

2015 年に採取した樹皮およびコケ試料は樹ごとに分けて調整した。コケはピンセットにて樹皮片を分離し、コケ下樹皮は完全にコケと分離できた試料のみ ¹³⁷Cs 濃度測定に供した(図 6.13)。ミズゴケパッドはお茶パックとミズゴケを分けて ¹³⁷Cs 濃度測定に供した。直接採取した幹流水も含め、試料はすべて U8 容器に充填して測定した。¹³⁷Cs 濃度は福島大学共生システム理工学類の Ge 半導体検出器 (GEM40-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC, Tokyo, Japan) にて 662 keV の γ 線を計数した。測定時間は想定される濃度に応じて 3600 から 80,000 sec とした。スペクトラム解析は multi-channel analyzer (MCA7, Seiko EG&G ORTEC) および spectrum analysis software (Gamma Studio, Seiko EG&G ORTEC) を用いた。測定は試料採取後 2 週間以内に実施したので減衰補正はしなかった。植物試料は恒温乾燥器にて 105°C で 1 昼夜乾燥し、水分率を測定し、乾物当たりの濃度に換算した。統計解析は KyPlpot 5.0 (KyensLab Incorporated, Tokyo, Japan) にて行った。

6.3.3 結果

(1) 樹皮洗浄および着生コケの有無による樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度の比較

所内および伊達市カキ園において 2011 年 5 月 25 日に測定した空間線量は 2.1 および 2.6 $\mu\text{Sv hr}^{-1}$ であった。所内の非洗浄樹で採取したコケおよびコケ下樹皮の ¹³⁷Cs 濃度は 96.4 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ および 43.3 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ でいずれもコケ着生のない主幹樹皮の ¹³⁷Cs 濃度 9.84 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ より高濃度であった。更に、洗浄樹の主幹樹皮の濃度は 3.78 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ で非洗浄樹の同部位の濃度より低かった(図 6.15)。伊達市カキ園非洗浄樹では、コケおよびコケ下樹皮の ¹³⁷Cs 濃度は 236 \pm 60.1 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ (平均 \pm 標準偏差, SD) および 220 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ でいずれもコケ着生のない主幹樹皮の ¹³⁷Cs 濃度 18.4 \pm 8.9 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ より有意に高かった ($p=0.029$, Tukey の多重検定)。コケの ¹³⁷Cs 濃度は伊達市カキ園で所内カキ園より約 2.5 倍高濃度であった。また、伊達市カキ園では主幹樹皮の ¹³⁷Cs 濃度は樹皮洗浄の有無により有意差が認められ($p=0.038$, t 検定)。非洗浄樹 18.4 \pm 8.87 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$, 洗浄樹 2.79 \pm 0.55 $\text{kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ であった(図 6.15, 表 6.6)。

(2) 樹皮洗浄および着生コケの有無による幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度の比較

ミズゴケパッドで捕集された幹流水の ¹³⁷Cs 含有量は樹皮洗浄の有無およびコケの有無により有意差が認められた($p=0.00031$ および $p=0.0443$, t 検定, 図 6.16)。プラスチックバッグで直接採取された主幹部の幹流水の ¹³⁷Cs 濃度は樹皮洗浄の有無により有意差が認められ($p=0.017$, Tukey の多重検定), 非洗浄樹 6.0 $\text{kBq} \cdot \text{L}^{-1}$, 洗浄樹 1.1 $\text{kBq} \cdot \text{L}^{-1}$ であった(図 6.17)。

しかし、プラスチックボトルで直接採取されたコケが着生した主枝部幹流水の ¹³⁷Cs 濃度は非洗浄樹主幹部で捕集された幹流水の ¹³⁷Cs 濃度と有意差は認められなかった。

(3) 水振とう処理によるコケからの溶存態 ¹³⁷Cs の抽出

イオン交換水によるコケからの溶存態 ¹³⁷Cs 抽出率は最大で 40 時間振とう処理の 7.3% に留まった。

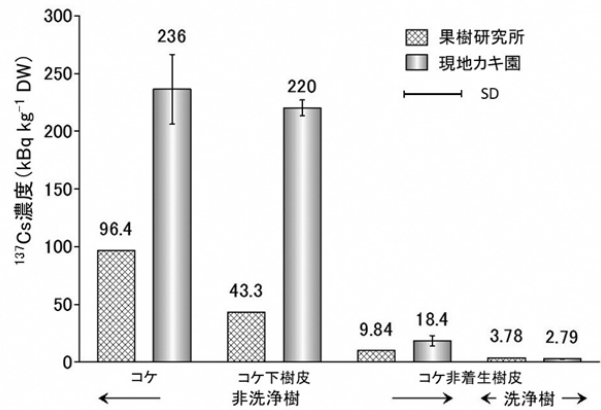


図 6.15 洗浄およびコケの有無によるコケ、コケ下樹皮、樹皮中 ¹³⁷Cs の比較 (2015 年)

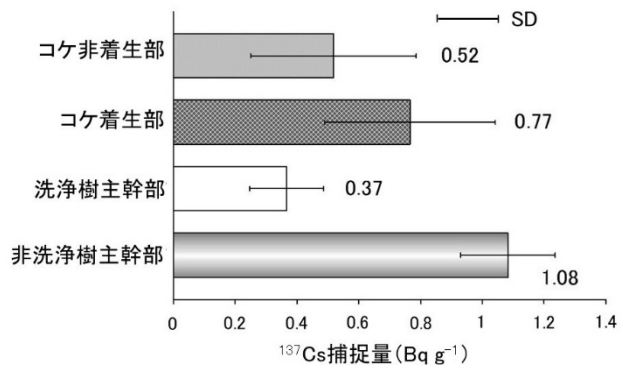


図 6.16 洗浄およびコケの有無によるミズゴケパッドで捕集された幹流水中 ¹³⁷Cs 含有量の比較

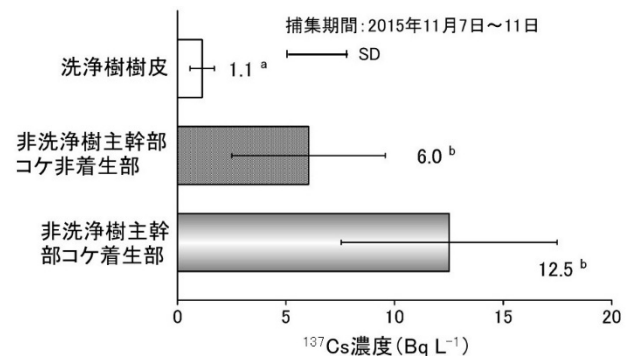


図 6.17 洗浄およびコケの有無による幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度の比較

幹流水はプラスチックバッグおよびプラスチックボトルで捕集した
異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, $p \leq 0.05$)

表 6.6 洗浄の有無による 2013 年および 2015 年の主幹樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度の比較^z

洗浄処理	反復 (樹)	¹³⁷ Cs濃度 (kBq · kg ⁻¹ DW)			
		調査年			
		2011	2013		2015
		平均	SD ^x	平均	SD
洗浄処理前 ^y		88.6			
非洗浄	3	52.7	35.4	18.4	8.9
洗浄	3	3.9	1.88	2.79	0.55
<i>p</i> -value by ANOVA	処理調査年	0.0000142*** ^w 0.0546			

^z 樹皮は2013年10月28日および2015年5月29日に採取した。

^y 樹皮は洗浄前の2011年10月18日に調査樹6樹の内5樹から採取

^xSD：標準偏差

^w*** 危険率0.1%で有意差あり

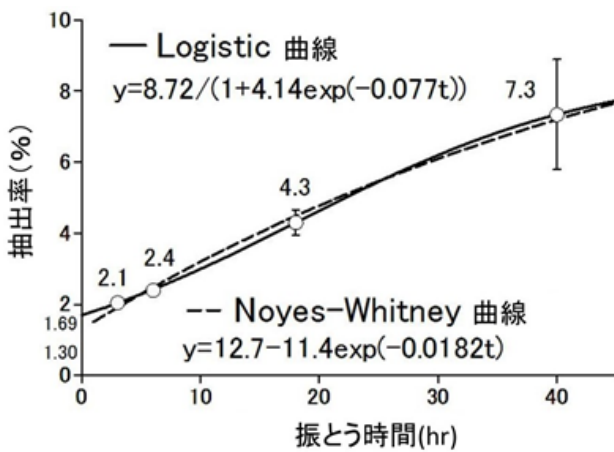


図 6.18 水振とう処理によるコケからの溶存態 ¹³⁷Cs 抽出曲線
垂線は SD

ロジスティック関数により試算された最大値は 8.7%，Noyes-Whitney 溶解曲線では 12.7%であった (図 6.18)。

6.3.4 考察

伊達市カキ園において 2011 年 10 月 18 日に洗浄処理前に採取された主幹樹皮の ¹³⁷Cs 濃度は 4 年後の 2015 年の非洗浄樹の濃度の 5 倍近く高濃度であった (図 6.1)。しかし本章 1 において主幹樹皮 ¹³⁷Cs 濃度は 2013 年と 2015 年では有意差は認められなかった。非洗浄樹，洗浄樹に関わらず 3 か年でウエザリングによる樹皮の ¹³⁷Cs 濃度低減効果が顕在化することが明らかとなった。

2011 年 11 月 14 日に主幹樹皮から採取されたヒロハツヤゴケの ¹³⁷Cs 濃度(340 kBq · kg⁻¹ DW)は 4 年後の 2015 年 6 月 4 日(236 kBq · kg⁻¹ DW)より高濃度であった (図 6.2)。

Tagami ら⁸⁸⁾はカキの果実，葉および新梢の実効半

減期の試算結果を報告しているが樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度については調査していない。広葉樹林では樹冠に捕捉された ¹³⁷Cs 現存量は降雨に伴う幹流水や樹冠透雨水により減少した³⁸⁾。モモ，リンゴおよびニホンナシの主枝表面の放射線計数率は 2011 年内に急速に減少した¹³⁴⁾。更に本章 2 で明らかにされたようにカキ主幹上の着生ゴケからの幹流水中の ¹³⁷Cs は降水量に応じて増加した⁷³⁾。

これらの研究結果は樹皮中 ¹³⁷Cs は長期的には減少することを示している。第 4 章で示したようにカキは粗皮を形成し，粗皮は剥離性を有するため高压洗浄機で容易に剥離する⁷¹⁾。カキの周皮表面は粗皮剥離後に，再び剥離性を回復するまで 3 年を要するため除染樹では 2013 年に初めて樹皮の採取が可能となった。2013 に採取された除染樹の樹皮は粗皮から移行した ¹³⁷Cs 残渣と幹流水による洗浄効果の収支と見なすことができる。

2013 年から 2015 年の 2 か年における樹皮中 ¹³⁷Cs 濃度の低下は非洗浄樹が，洗浄樹の約 13 倍であった (表 6.6)。これは結果として，非洗浄樹の幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度は高まった (図 6.17) ことを意味する。非洗浄樹の ¹³⁷Cs 濃度の 2011 年から 2017 年までの 6 か年の低減率は 88.5%であった。これに対しヒロハツヤゴケの ¹³⁷Cs 濃度の低減率は 81.0%で主幹樹皮より減少傾向はやや緩やかであったが，濃度の低下は明らかであった。

樹皮上の着生ゴケ中 ¹³⁷Cs 濃度の経年減衰に関する報告は少ない。Iurian ら³⁵⁾はオーストリアで採取された *Leucoryum glaucum* および *Polytrichum stricum* の Chernobyl 事故汚染による ¹³⁷Cs の実効半減期は 12.9±0.2 年および 7.4±0.6 年であったと報告している。本研究での実効半減期はこれより明らかに短い可能性が高い。本研究においては 2011 年から 2015 年までは緩やかに減少する傾向であったが，2015 年以降は比較的急激な減少を示した (図 6.2)。2011 年は混合試料の測定であるが，同様に混合試料として測

定した 2011 年を含めた樹皮の経年推移(図 6.1)とは異なる傾向を示した. 従って 2011 年から 2015 年の期間は ^{137}Cs がコケに保持されていた可能性も思料される. 2015 年以降のヒロハツヤゴケでは明らかに経年的に減少しており, 実効半減期を算出するためには更に長期的な調査が必要である. ヒロハツヤゴケは広く分布する一般的な樹上着生ゴケであり, RCs 樹上汚染の地域的な分布状況を把握する上で有効な指標植物として活用できると考えられた.

Serbia で地上および樹上から採取されたコケの水による ^{137}Cs 抽出率は 22.4%から 45.7%²²⁾, または 30.7%であった¹⁸⁾, 一方ドイツで採取されたコケのイオン交換水による抽出率は 9.3%であった²⁵⁾. これらの報告は, 本研究の結果より高い. その理由としては先行研究では全 ^{137}Cs を測定しており, 溶存態 ^{137}Cs での調査ではないためと推察された.

本研究によりコケからは最大で 10%程度の溶存態 ^{137}Cs の溶脱が確認されたことから, コケが 2 次的汚染源になり得ることを示したが, 本章 2 からコケからの ^{137}Cs 溶出は降水量に依存する⁷³⁾. そのメカニズムを明らかにするためには降水量および幹流水量との関係を含め, 更に調査する必要がある.

コケは物質を組織内や表面に蓄積することは周知の事実である¹⁸⁾. コケ下とコケ着生のない主幹樹皮で捕集された幹流水中 ^{137}Cs 濃度間で有差が認められなかった理由は, コケの ^{137}Cs 保持機能が, ^{137}Cs 溶出を制御したためと考えられる. 抽出実験の結果(図 6.18)は, ^{137}Cs は比較的強くコケに保持されていることを示している. 一方で, コケの上に設置されたミズゴケパッドにより, 隣接するコケ未着生部より多くの ^{137}Cs が捕集された. 樹皮洗浄およびコケ着生により樹皮中の ^{137}Cs 濃度は有意に減少および増加した. 更に, 非除染樹で, コケ下の樹皮およびコケ上から捕集された幹流水の ^{137}Cs 濃度も有意に高かった. これらの事実によりコケは溶存態 ^{137}Cs の溶出率は低いながらも長期的には ^{137}Cs の 2 次汚染源になり得ることを示している.

図 6.16 および図 6.17 から, 樹皮洗浄により幹流水に含まれる ^{137}Cs は, ^{137}Cs 濃度で約 82%(図 6.17), または ^{137}Cs 含有量で 65%(図 6.16)減少した. その一部にはコケから幹流水への ^{137}Cs の追加的供給を排除されたことによる効果が含まれていると推察された.

第 7 章 葉またはがくを経由した果実への RCs 移行

緒言

前章において汚染後 3 年が経過した 2015 年でも幹流水に溶存態 RCs が含まれることが明らかになった. このことから, 休眠期に汚染された落葉果樹で

は, 樹皮からの直接的な樹内への移行に加えて, 展葉後の降雨に伴う樹冠内の幹流水の葉面滴下により, 葉面から RCs が吸収される可能性が想定された. 葉を経由した果実への RCs の移行については Chernobyl 事故以後, ブドウおよびリンゴで研究されており, これらの先行研究によると葉から果実へは, 汚染時期, 果実と葉の距離, 着果量(収量)の影響を受けることが明らかになっている^{12) 13) 14) 15) 36) 63) 108)}.

カキでは樹皮洗浄により, その効果が数年継続することから, 樹皮に加えて葉面からの吸収の影響も検証する必要がある. カキにおける RCs の葉面吸収については報告がない. カキ果実の果皮表面は通気組織を欠き, 通称“へた”と呼ばれるがくを通して呼吸が行われている. カキのがくは葉の相似器官とされ, 気孔と多くの海綿状組織を有している¹⁴⁷⁾. カキでは, がくからも RCs が吸収されるとの報告があり^{131) 132)}, 葉と併せた RCs 移行量の評価が必要である.

一方で, オウトウは第 3 章で他の樹種と比較して果実中 RCs 濃度が高く, 移行係数も有意に高いことが明らかにされた. オウトウの収穫期は梅雨前期の 6 月中下旬であり, 降雨に伴う樹皮からの幹流水滴中には高濃度の RCs が含まれていた可能性があり, 葉を経由した RCs の果実への移行の可能性が考慮される. これに対し, ブドウの果実中 RCs 濃度は同一圃場のオウトウ, カキ, リンゴ等より低濃度を示した(第 3 章). ブドウは棚栽培であることから, 雨水が葉に付着する確率が低いためとも考えられる.

本研究では, 雨水による樹冠からの RCs の追加的汚染の可能性を明らかにするため, 雨水に伴う樹冠からの葉またはがくへの RCs 沈着量および葉またはがくから果実への RCs 移行量を検証した.

7.1 樹冠および着生ゴケからのカキ果実がく部への ^{137}Cs 付着量の検証

7.1.1 目的

樹皮洗浄を加えていないカキ樹では, 洗浄樹と比較して長期的に果実中 RCs 濃度が高く推移することが明らかとなった. その一因として RCs を含む幹流水の滴下による追加的汚染が考慮された. また, 非洗浄樹には着生ゴケが繁茂しその影響も考慮された. そこで樹冠からのカキ果実がく部への ^{137}Cs 付着量を検証するとともに, がくに直接, 着生ゴケを設置しがくを介した果実への ^{137}Cs 移行量を評価した.

7.1.2 材料および方法

(1) 樹冠からのカキ果実がく部への ^{137}Cs 付着量の検証

2016 年 6 月 15 日に伊達市柱沢カキ園の非除染樹 3 樹の果実へタ上部にミズゴケ(バスグロー・スパグモス, ニュージーランド産)約 2g を封入したミズゴケパッドを設置した. 併せて近接する果実に果実袋

(KB ちくま 6, AS31H)をかけた(図 7.1, 図 7.2). 設置個所数はそれぞれ 1 樹当たり 4 か所とした. 設置期間は 6 月 15 日~10 月 19 日(126 日)とした. 10 月 19 日にミズゴケパッド, ミズゴケパッドを設置した果実, 被袋した果実および隣接する無袋果実を採取した. ミズゴケパッドおよび生理落果による欠損のなかった 4 側枝のがくおよび果皮を除く果肉中 ^{137}Cs 濃度を測定した. ミズゴケパッドはそのまま U8 容器に充填して測定に供した. ^{137}Cs 濃度は福島大学共生システム理工学研究科の Ge 半導体検出器(GEM40-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC)にて測定時間 45000~86400 秒として測定した.

(2) がくを経由したコケからカキ果実への ^{137}Cs の移行量の検証

2016 年 6 月 4 日に伊達市柱沢カキ園の非除染樹と除染樹各 3 樹に着生するコケを採取した. コケ約 1~2 g を 105°C で 1 昼夜乾燥し, お茶パックに封入して FTRC に植栽されたカキ ‘蜂屋’ のがく部に設置した. 設置はコケ由来(洗浄樹, 非洗浄樹)により各 3 果とした. 設置期間は 7 月 8 日~10 月 30 日(114 日)とした. 10 月 30 日にコケを封入したお茶パックと設置果および無設置果 3 果を採取し, がく, 果皮を除く果肉を凍結乾燥後, 果肉中 ^{137}Cs 濃度を測定した. ^{137}Cs 濃度は福島大学共生システム理工学研究科の Ge 半導体検出器にて測定時間 1800~45000 秒として測定した. 設置果から無設置果の濃度を差し

引いてコケから移行した ^{137}Cs 濃度とした. またコケ入りお茶パックの設置前と回収後の ^{137}Cs 濃度を測定し設置前のコケ重から ^{137}Cs 量を算出して溶脱量および溶脱率を算出した.

7.1.3 結果

(1) 樹冠からのカキ果実がく部への ^{137}Cs 付着量

ミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度は, 最大で 924 Bq · kg⁻¹ FW であった. また 10 測定か所のうち 4 か所で捕捉された ^{137}Cs が 1Bq を超え(図 7.3, 図 7.4), 最大値は 4.2 Bq であった. ミズゴケパッドを設置した側枝単位での被袋処理, パッド設置果および無袋果肉中 ^{137}Cs 濃度はミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度とは無関係であり, また果実へのミズゴケパッド設置や被袋処理による一定の傾向は認められなかった(図 7.5). 一方, 被袋処理果は果実間のバラツキが少ない傾向を示し, 逆に, 無袋果では約 3 倍の格差が認められた. また, 果重は処理間で有意差は認められなかった.

(2) がくを経由したコケからカキ果実への ^{137}Cs の移行量

着生コケを封入したパッドのがくへの設置試験においては, パッドを設置した 6 果の内 2 果が生理落果した. コケの由来により, コケから果実へ移行した ^{137}Cs 量は顕著な差異が認められ, 樹皮洗浄後に着生したコケからは果実への ^{137}Cs の移行は認められ



図 7.1 がくへのミズゴケパッド設置



図 7.2 ミズゴケパッド設置と被袋処理

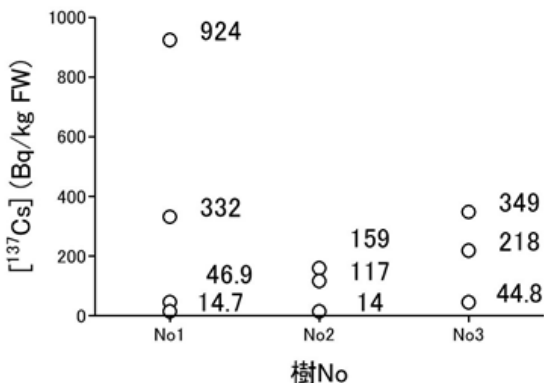


図 7.3 ミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度
[^{137}Cs]: ^{137}Cs 濃度

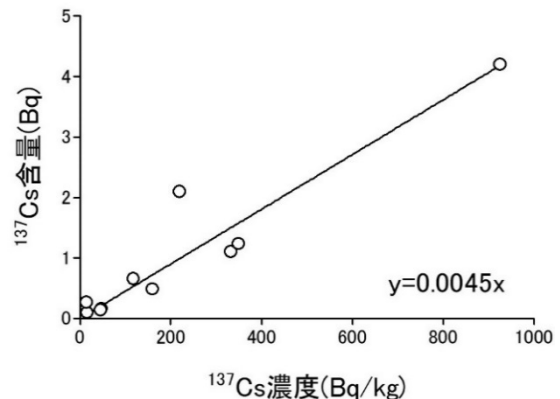


図 7.4 ミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度と ^{137}Cs 含量の関係

なかった。非除染樹から採取した着生ゴケからのみ¹³⁷Csの移行が確認され、コケ設置により約7Bq・kg⁻¹DW果肉中¹³⁷Cs濃度が増加した(表7.1)。無設置果のRCs濃度は6.0±0.09 Bq・kg⁻¹DW(平均±標準偏差)であった。

7.1.4 考察

ミズゴケパッドにより126日間最大4.2Bqの¹³⁷Csがミズゴケに捕捉され、事故後5年でも環境から¹³⁷Csの汚染があることが検証された。捕捉量4.2Bqは成熟時のがく重を4gと仮定した¹³⁷Cs濃度としては1000Bq・kg⁻¹FWを超える。しかし、ミズゴケパッド、有袋果、無袋果間で果実中¹³⁷Cs濃度に有意差は認められないことから、汚染後5か年でも、樹冠からの滴下水にRCsが含まれるものの、滴下水のがくへの付着に伴う成熟果の¹³⁷Cs濃度に対する直接的な影響は少ないことを示唆するものであった。

これは、形態的ながくとミズゴケの保水力の差異があることから、ミズゴケに捕捉された滴下水が必ずしもがくの汚染をもたらさないことを示すものと考えられた。

がくへの着生ゴケ設置では着生ゴケの由来により対照的な結果が得られた。洗浄樹から採取したコケからは果実への¹³⁷Cs移行は認められなかった。これに対し、非洗浄樹から採取したコケからはほぼ同量の¹³⁷Csが移行した。洗浄樹から採取したコケの内、片方の溶脱量は非洗浄樹から採取したコケより多かったが、果実への移行はほとんど認められなかった。その理由は不明であり、再検証が必要である。非洗浄樹から採取したコケでは果重(274g)から算出した果実への¹³⁷Cs移行量は2.0Bqであった。コケから溶脱した全¹³⁷Csががくに付着したと仮定すると、付着した¹³⁷Csの果実内への移行率は10.3%であった。

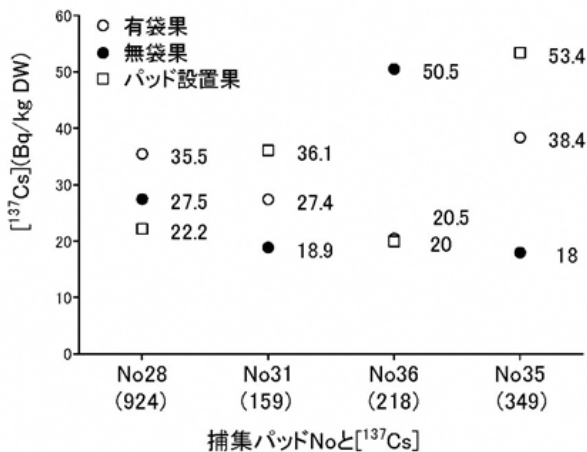


図 7.5 側枝ブロックごとの被袋処理、パッド設置、無袋果実中¹³⁷Cs濃度の比較

7.2 カキの葉またはがくを介した果実への放射性セシウム移行における汚染時期の影響

7.2.1 目的

カキにおける葉およびがくから果実への経時的なRCs移行量とその移行特性について比較するため、コケから抽出した溶存態¹³⁷Cs液(以下、¹³⁷Cs液)の接種試験を行った。2015年は幼果期、果実肥大期および成熟期にがくへ¹³⁷Cs液を添加し、果実への¹³⁷Cs移行について検証した。次に2016年に¹³⁷Cs液をがくおよび隣接葉に幼果期と果実肥大期に直接塗布し、接種器官と添加時期による果実への¹³⁷Cs移行量を比較した。

表 7.1 がくに設置されたコケから果実への¹³⁷Csの移行

コケ由来	品種	調査項目	単位	反復 (果)	測定値			
					反復 1	反復 2	平均	
洗浄樹	蜂屋	コケ中 ¹³⁷ Cs含量	設置前	(Bq DW)	2	5.1	91.8	48.4
		溶脱量 ^z		(Bq DW)		2.5	71.7	37.1
		溶脱率 ^y		(%)		49	78.1	63.6
		果実中 ¹³⁷ Cs濃度 ^x		(Bq・kg ⁻¹ DW)		ND	0.3	0.1
非洗浄樹	蜂屋	コケ中 ¹³⁷ Cs含量	設置前	(Bq DW)	2	74.8	77.1	76
		溶脱量		(Bq DW)		16.1	23.5	19.8
		溶脱率		(%)		21.5	30.5	26
		果実中 ¹³⁷ Cs濃度		(Bq・kg ⁻¹ DW)		7.7	7.3	7.5

^z 設置前の¹³⁷Cs含有量から回収後の¹³⁷Cs含有量を引いた値
^y 溶脱量の設置前¹³⁷Cs含有量に対する割合
^x 非設置果の¹³⁷Cs濃度(6.0Bq)を引いた値

7.2.2 材料および方法

(1) 異なる添加時期による ^{137}Cs のがくから果実への移動

2015年5月に川俣町山木屋および飯館村車道沿いの樹および岩上から採取したヒメシノブゴケ (*Thuidium cymbifolium*) を供試し、次の方法により ^{137}Cs 液を調整した。コケ約 200g を 1 L の蒸留水にて湯せんし、ステンレス網にパルプシート (JK ワイパー, 日本製紙クレシア株式会社, 東京) を敷設してろ過後, 約 3500 rpm で 30 分間, 遠心分離した。次に, 上澄み液を $0.45\ \mu\text{m}$ メンブレンフィルター (セルロースエステル混合タイプ, ADNANTEC A045A047A) で吸引濾過した。得られた抽出液の濃度を測定し, 加熱して ^{137}Cs 濃度として約 $1\ \text{Bq/mL}$ に濃縮後, オートクレーブ (SX-700, トミー精工, 東京) にて 120°C 20 分で高圧滅菌処理をした。

FTRC ほ場植栽 11 年生カキ ‘蜂屋’ 2 樹を供試し, 以下の時期と方法により果実のがくに ^{137}Cs 液 10~17 mL を添加した。

直接処理: 6 月 12~29 日にアトマイザーを用いて ^{137}Cs 液を噴霧し, 処理後果実袋で被覆した。また 7 月 14 日, 15 日にメスピペットを用いて ^{137}Cs 液を滴下した (以下, 幼果期処理)。処理は 1 日に 2, 3 回, 処理液の乾燥後に繰り返した。6 月 29 日および 7 月 24 日に ^{137}Cs 液を添加した各 3 果を採取し, ^{137}Cs 濃度を測定し付着量を算出した。また 10 月 7~15 日に無処理果実のがくに ^{137}Cs 液を滴下した (以下, 成熟期処理)

間接処理: 7 月 31 日にミズゴケ約 2g を封入したお茶パック (ポリエステル製) に RCs 液 10~12 mL を滴下し, 8 月 1 日のがくに設置した。更に 8 月 18 日に 5 mL を加えた。

処理果および無処理果 4~6 果を 10 月 21 日に採取し, 果重を測定後, 果実ごとのがく, 果皮, 果肉に分けて凍結乾燥後, 福島大学共生システム理工学

各研究科の Ge 半導体検出器により ^{137}Cs 濃度を測定した。各部位の ^{137}Cs 濃度は測定濃度から無接種果の部位の ^{137}Cs 含量を算出した。がく, 果皮, 果肉の ^{137}Cs 含量合計に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の百分率を分配率とした。添加した ^{137}Cs 量に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の百分率を移行率とした。

分散分析により処理時期による果肉への分配率および移行率の差異を検討した。

(2) 異なる添加時期によるがくおよび葉を経由した果実への ^{137}Cs 移行

2015 年 6 月 7 日に川俣町水境二次林より採取したヒメシノブゴケ (*Thuidium cymbifolium*) を供試し, (1) と同様の方法により ^{137}Cs 液 ($2,158\ \text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) 約 360 mL を調整した。

FTRC ほ場植栽 12 年生カキ ‘蜂屋’ 3 樹を供試し, ^{137}Cs 液の塗布試験を行った。幼果期処理として 2016 年 6 月 24 日~7 月 1 日の期間にプラスチックブラシを有する容器を用い, がくまたは果実に隣接する 2 葉に ^{137}Cs 液を塗布した (図 7.6)。接種は 1 日に 1~3 回, 処理液の乾燥後に再処理を繰り返し, がくへの塗布後は果実を果実袋で被袋した。葉処理果は葉の表側のみに塗布し, 処理液のがくへの付着を防止するためセルロースクロスをがくに設置した (図 7.7)。果実肥大期処理としてがくは 8 月 1 日~10 日, 葉は 8 月 1 日~15 日の期間に幼果期処理と同様に接種処理を加えた。接種後はネット袋を被袋した。

7 月上旬から 8 月中旬までに生理落果が多発したため, 果実袋内に落果した幼果を 7 月 4 日および 11 日に採取して果実とがくに分けて ^{137}Cs 濃度を測定した。10 月 26 日に成熟果を採取し, 果実ごとのがく, 果皮, 果肉に分けて ^{137}Cs 濃度を測定した。7 月 27 日および 10 月 31 日に無処理果 7 果および 6 果を採取し混合試料として処理果と同様に部位別に ^{137}Cs 濃度を測定し, 幼果および成熟果の対照値とした。



図 7.6 ^{137}Cs 液塗布処理



図 7.7 隣接葉への ^{137}Cs 液塗布

^{137}Cs 濃度は福島大学共生システム理工学研究科の Ge 半導体検出器にて測定した。測定時間は 43200 ~ 80000 秒とした。処理果の各部位の ^{137}Cs 濃度は測定濃度から無処理果の ^{137}Cs 濃度を減じた値とし、各部位の重量を乗じて各部位の ^{137}Cs 含量を算出した。果皮、果肉およびがくまたは葉の ^{137}Cs 含有量合計に対する果肉と果皮を併せた ^{37}Cs 含有量の比率を分配率とした。添加 ^{137}Cs 量に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の百分率を移行率とした。

7.2.3 結果

(1) 異なる添加時期による ^{137}Cs のがくから果実への移動

無処理果のがく、果肉、果皮の ^{137}Cs 濃度は 12.5, 0.93, 1.3 Bq・kg⁻¹ FW であった。無処理果の果肉中 ^{137}Cs 濃度を差し引いて算出した処理果の果肉中 ^{137}Cs 含有量を算出した結果、いずれの処理においても果肉で ^{137}Cs が検出され、がくを介した ^{137}Cs の移行が確認された。分配率は幼果期処理(直接処理)64.4%, 果実肥大期(間接処理)68.8%および成熟期処理 34.7%であった(表 7.2, 表 7.3)。成熟期処理で果実への ^{137}Cs 分配率は有意に低かった(表 7.4)。 ^{137}Cs 処理量に対する果実への ^{137}Cs 移行量は、幼果期処理(直接処理)で 9.8%, 果実肥大期(間接処理)6.6%および成熟期処理で 16.8%であった(表 7.2, 表 7.3)。果実肥大期と比較して成熟期処理で果実への ^{137}Cs 移行率は有意に高かった(表 7.4)。

幼果期処理では処理直後は 1.9 Bq/果 (6 月 29 日) および 2.6 Bq/果 (7 月 24 日) の ^{137}Cs 付着が確認された。幼果期処理の成熟果の総 ^{137}Cs 含量は 1.5 Bq/果であることから 0.8 Bq/果(35%)程度が雨水により逸出したものと推察された。また成熟期においても処理量 7.5 Bq/果に対し 2.8 Bq/果(37.3%)の逸出が確認されたが、処理から収穫までの雨量は 0.5mm であることから、処理直後にながくから処理液が漏出したものと推察された(表 7.2)。ミズゴケを介した間接処理では 57.3%の逸出であった。また処理液の 32%の ^{137}Cs が収穫期までミズゴケに保持されていた(表 7.3)。

(2) 異なる添加時期によるがくおよび葉を経由した果実への ^{137}Cs 移行

幼果での ^{137}Cs 移行率はがく処理が 2.4±0.4%, 葉処理 0.5±0.4%であった。成熟果での ^{137}Cs 移行率はがく処理が幼果期処理 14.2±4.5%, 果実肥大期処理 9.8±4.4%, 葉処理が幼果期処理 8.3± 2.6%, 果実肥大期処理 13.4±4.1%であった。処理果実および葉の ^{137}Cs 含量の合計値はがく処理が幼果期処理で幼果 2.4±1.8 Bq, 成熟果 2.7±0.8 Bq, 果実肥大期処理成熟果 3.2±1.4 Bq, 葉処理が幼果期処理で幼果 4.0±1.1 Bq, 成熟果 2.9±0.8 Bq, 果実肥大期処理成熟果 3.4±1.0 Bq で接種期間および試料採取時期による有意差は認められなかった(表 7.5~7.9)。

幼果期処理の葉中 ^{137}Cs 含量と葉乾重間で有意な比例式($y=2.79x R^2=0.506, p<0.05$)が得られ、葉からの ^{137}Cs 吸収は葉面積に依存することが明らかになった。

生理落果した幼果における ^{137}Cs 分配率は処理部位により有意差が認められ、がく処理(17.0±6.1%)が葉処理(4.0±2.4%)より高かった(表 7.5, 表 7.6)。成熟果における ^{137}Cs 分配率は処理部位および処理時期により有意差が認められ、幼果期処理および葉処理で高かった(表 7.7, 表 7.8, 表 7.9)。幼果期の葉処理では 87.0±0.8%と高い分配率を示し、幼果期から果実肥大期に果実の近接葉に吸収された ^{137}Cs のほとんどが成熟果に転流することが明らかとなった。無処理果の ^{137}Cs 濃度を控除した成熟果の ^{137}Cs 濃度は、がく処理では両処理時期とも 6.1 Bq・kg⁻¹ FW, 葉処理は 8.1 Bq・kg⁻¹ FW および 7.1 Bq・kg⁻¹ FW であり、全処理を併せると 27.4 Bq・kg⁻¹ FW に達した(表 7.10)。

7.2.4 考察

^{137}Cs 液添加によるがくを介した成熟果への分配率は幼果期処理では 2015 年 64.4%, 2016 年 74.9%, 果実肥大期処理では 2015 年 68.8%, 2016 年 66.7% で、2015 年と 2016 年のがくへの添加方法は異なっていたが、分配率はいずれにおいても 60%を超えていた。2015 年は幼果期処理と果実肥大期処理間で有意差は認められなかったが、同一処理方法で実施した 2016 年は幼果期処理で有意に高く、年次により異なる結果となった。このことから幼果期および果実肥大期処理における処理時期が成熟果への分配率に及ぼす影響は明らかではなかった。

2 年間の調査から幼果期から果実肥大期におけるがくを介した果実への分配率は 68.4±8.0%と試算された。一方で移行率は 2015 年幼果期噴霧処理 9.8%, 果実肥大期ミズゴケパッド経由 6.6%, 2016 年幼果期塗布処理 14.2%, 果実肥大期塗布処理 9.8%であった。Tukey 検定において処理群間に有意差は認められなかった。このことから添加方法が移行率に及ぼす影響は明らかではなかった。

2015 年のミズゴケパッド処理においては 8 月 31 日から 10 月 21 日までの 82 日間の設置期間で 42.7%の ^{137}Cs がミズゴケに保持されていた。しかし、本章 1.2(2)のがくへの着生ゴケ設置試験における非洗浄樹の着生ゴケからの ^{137}Cs 溶脱率は 26.0%で 74%の ^{137}Cs が保持されており、 ^{137}Cs 添加処理のミズゴケより高い保持率であった。これは、着生ゴケは汚染後 5 年が経過しており、その間に溶存態 ^{137}Cs が溶出したためと推察された。

一方で本章 1.2(2)のがくへの着生ゴケ設置試験における溶脱 ^{137}Cs の果実への移行率は 10.3%であり、がくへの ^{137}Cs 液添加試験で得られたミズゴケを介した移行率 6.6±4.5%およびミズゴケ以外の添加法

表 7.2 ¹³⁷Cs 液をがくに添加された成熟果における部位別 ¹³⁷Cs 含量と ¹³⁷Cs 果実分配率および移行率

処理時期	反復	添加方法	¹³⁷ Cs添加量 (Bq/果)	果重 (g)	¹³⁷ Cs含有量 (Bq/果) ^z				果実分配率 (%) 100 (F+P) /合計	果実移行率 (%)
					果肉 (F)	果皮 (P)	がく (C)	合計		
幼果期 (6/12~6/29)	1	噴霧	9.6	257	1.2	0.1	0.6	1.9	67.9	13.5
	2	噴霧	9.6	287	1.1	0.1	0.8	2.1	60.7	13.2
	3	噴霧+滴下	9.5	216	0.4	0.1	0.4	1.0	55.8	5.9
		噴霧+滴下	9.5	271	0.5	0.1	0.2	0.9	73.4	6.7
	平均			258	0.8	0.1	0.5	1.5	64.4	9.8
SD			30.5	0.4	0.0	0.3	0.6	7.8	4.1	
成熟期 (10/7~10/15)	1	滴下	7.1	213	1.1	0.2	0.6	1.9	70.2	18.7
	2	滴下	7.1	293	0.6	0.2	5.3	6.2	14.3	12.4
	3	滴下	7.1	210	0.9	0.2	4.6	5.7	19.0	15.3
	4	滴下	9.0	232	1.0	0.2	5.1	6.4	18.9	13.3
	5	滴下	7.1	257	1.5	0.3	1.7	3.4	51.2	24.5
	平均			7.5	241	1.0	0.2	3.5	4.7	34.7
SD			34.7	0.3	0.0	2.2	2.0	24.7	4.9	

表 7.3 ミズゴケを介して ¹³⁷Cs 液をがくに添加された成熟果における部位別 ¹³⁷Cs 含有量と ¹³⁷Cs 果実分配率および移行率

処理時期	反復	¹³⁷ Cs添 加量 (Bq/果)	果重 (g)	¹³⁷ Cs含有量(Bq/果) ^z					果実分 配率 ^y (%)	果実移 行率 (%)	¹³⁷ Cs逸出 量 (Bq/果)	¹³⁷ Cs逸出 率 (%)
				果肉 (F)	果皮 (P)	がく (C)	合計	ミズゴケ				
果実	1	16.0	245	0.87	0.11	0.56	1.54	5.09	63.6	6.1	9.4	58.6
肥大期 (7/31, 8/18)	2	16.0	247	0.50	0.09	0.22	0.81	4.75	73.2	3.7	10.5	65.3
	3	16.0	207	2.23	0.09	1.53	3.85	1.82	60.3	14.5	10.3	64.6
	4	14.1	213	0.57	0.09	0.45	1.10	8.37	59.7	4.7	4.7	32.9
	5	14.7	280	0.48	0.12	0.09	0.70	4.44	87.4	4.1	9.6	65.1
平均		15.4	239	0.9	0.1	0.6	1.6	4.9	68.8	6.6	8.9	57.3
SD			29.5	0.7	0.0	0.6	1.3	2.3	11.7	4.5	2.4	13.9

^z 各部位の ¹³⁷Cs 濃度は測定濃度から無接種果の ¹³⁷Cs 濃度を減じた値とした

^y 100 (F+P) /合計

表 7.4 処理時期による果実への分配率および移行率の分散分析

処理時期	処理方法	反復 (果)	分配率 (%)	移行率 (%)
幼果期	噴霧・滴下	4	64.5 a ^z	9.8 ab
果実肥大期	ミズゴケ	5	68.8 a	6.6 b
成熟期	滴下	5	34.7 b	16.8 a
分散分析			5.84 * ^y	6.56 *
分散比				

^z 異符号間で有意差あり (Tukeyの多重検定, $p \leq 0.05$)

^y *分散分析により危険率5%で処理時期により有意差あり

表 7.5 ¹³⁷Cs 液をがくに添加された生理落果幼果における部位別 ¹³⁷Cs 含量と ¹³⁷Cs 果実分配率

処理時期	反復	¹³⁷ Cs添加量 (Bq/果:T)	採取日	果重 (g)	¹³⁷ Cs含量 (Bq) ^z			分配率 (%) (100a/s)	移行率 (%) (100a/T)
					果肉+果皮 (a)	がく	合計 (s)		
幼果期 (6/24~ 7/1)	1	13.4	7月4日	7.21	0.38	5.12	5.50	6.9	2.84
	2	11.1	7月4日	6.74	0.21	0.90	1.11	18.8	1.88
	3	13.4	7月11日	11.8	0.31	1.20	1.51	20.7	2.34
	4	13.4	7月11日	7.57	0.32	1.68	2.00	16.2	2.42
	5	13.4	7月11日	11.6	0.36	1.26	1.63	22.3	2.71
平均		12.9		9.0	0.32	2.03	2.35	17.0	2.4
SD		1.0		2.5	0.07	1.75	1.79	6.1	0.4

^z 7月27日採取の無処理果7果混合試料測定値との濃度差で算出,^y 無処理果の濃度を控除した¹³⁷Cs含量から算出

表 7.6 ^{137}Cs 液を近接 2 葉に添加された生理落果幼果における部位別 ^{137}Cs 含量と ^{137}Cs 果実分配率

処理時期	反復	^{137}Cs 添加量 (Bq/果:T)	採取日	果重 (g)	^{137}Cs 含量 (Bq) ^z			分配率 (%) (100a/s)	移行率 (%) (100a/T)	
					果肉+果皮 (a)	がく	葉 合計 (s)			
幼果期 (6/24~ 7/1)	1	31.4	7月4日	8.6	0.10	0.07	2.75	2.92	3.5	0.33
	2	30.0	7月4日	4.9	0.02	0.02	5.08	5.11	0.3	0.05
	3	31.4	7月4日	8.0	0.06	0.05	3.19	3.30	1.7	0.18
	4	27.4	7月11日	5.6	0.15	0.12	4.97	5.24	2.8	0.54
	5	31.4	7月11日	9.1	0.33	0.15	4.31	4.80	6.9	1.06
	6	30.0	7月11日	10.0	0.03	0.08	2.84	2.95	1.0	0.10
	7	31.4	7月11日	11.4	0.45	0.15	3.14	3.74	12.0	1.43
平均		30.4		8.2	0.16	0.09	3.76	4.01	4.0	0.5
SD		1.6		2.0	0.12	0.05	1.06	1.11	2.4	0.4

^z 果実器官は 7 月 27 日採取の無処理果 7 果混合試料, 葉は 2015 年 7 月 10 日無処理測定値との濃度差で算出

^y 無処理果の濃度を控除した ^{137}Cs 含量から算出

表 7.7 ^{137}Cs 液をがくに添加された成熟果における部位別 ^{137}Cs 含量と ^{137}Cs 果実分配率

処理時期	反復	^{137}Cs 添加量 (Bq/果:T)	採取日	果重 (g)	^{137}Cs 含量 (Bq) ^z			分配率 (%) (100a/s)	移行率 (%) (100a/T)
					果肉+果皮 (a)	がく	合計 (s)		
幼果期 (6/24~ 7/1)	1	13.3	10月26日	302	1.46	0.52	1.98	73.6	11.0
	2	13.3	10月26日	316	2.56	0.98	3.54	72.4	19.3
	3	15.6	10月26日	256	1.93	0.52	2.45	78.8	12.4
果実	1	22.1	10月26日	327	3.60	1.66	5.26	68.4	16.3
肥大期 (8/1~ 8/10)	2	22.1	10月26日	269	1.82	0.97	2.78	65.3	8.21
	3	22.1	10月26日	281	1.73	0.85	2.58	67.1	7.83
	4	22.1	10月26日	294	1.52	0.78	2.30	66.2	6.89
幼果期	平均	14.1		291	1.99	0.67	2.66	74.9	14.2
	SD	1.3		32	0.56	0.26	0.80	3.4	4.5
果実	平均	22.1		293	2.17	1.06	3.23	66.7	9.8
肥大期	SD	0.0		25	0.96	0.40	1.37	1.4	4.4

^z 10月31日採取の無処理果3果混合試料測定値との濃度差で算出

^y 無処理果の濃度を控除した ^{137}Cs 含量から算出

表 7.8 ^{137}Cs 液を近接 2 葉に添加された成熟果における部位別 ^{137}Cs 含量と ^{137}Cs 果実分配率

処理時期	反復	^{137}Cs 添加量 (Bq/果:T)	採取日	果重 (g)	^{137}Cs 含量 (Bq) ^z			分配率 (%) (100a/s)	移行率 (%) (100a/T)	
					果肉+果皮 (a)	がく	葉 合計 (s)			
幼果期 (6/24~7/1)	1	31.4	10月26日	332	2.03	0.07	0.25	2.33	86.6	6.5
	2	30.0	10月26日	281	3.04	0.12	0.31	3.45	87.7	10.1
果実	1	19.5	10月26日	443	3.02	0.28	0.65	3.93	76.3	15.5
肥大期 (8/1~8/10)	2	19.5	10月26日	324	1.69	0.22	0.33	2.23	75.2	8.6
	3	19.5	10月26日	308	3.12	0.39	0.44	3.94	78.9	16.0
幼果期	平均	30.7		306	2.54	0.09	0.28	2.89	87.1	8.3
	SD	1.0		36	0.71	0.04	0.04	0.79	0.8	2.6
果実	平均	19.5		358	2.61	0.30	0.48	3.37	76.8	13.4
肥大期	SD	0.0		74	0.80	0.09	0.16	0.98	1.9	4.1

^z 10月31日採取の無処理果3果混合試料および無処理葉測定値との濃度差で算出

^y 無処理果の濃度を控除した ^{137}Cs 含量から算出

表 7.9 成熟果への ^{137}Cs 分配率の分散分析表

処理時期	処理部位			
	がく		葉	
	反復 (果)	分配率 (%)	反復 (果)	分配率 (%)
幼果期	3	74.9	2	87.1
果実肥大期	4	66.7	3	76.8
分散分析	処理部位	***Z		
	処理時期	***		
	交互作用	NS		

^z *** 危険率 0.1% で有意差あり

表 7.10 ^{137}Cs 液を添加された成熟果の ^{137}Cs 濃度

接種部位	処理時期	反復 (果)	果重 (g)		果肉中 ^{137}Cs 濃度 (Bq · kg FW) ^z	
			平均	± SD	平均	± SD
がく	幼果期	3	291	± 32	6.1	± 1.4
	果実肥大期	4	293	± 25	6.1	± 2.2
葉	幼果期	2	306	± 36	8.1	± 3.1
	果実肥大期	3	358	± 74	7.1	± 2.0

^z 無処理果の濃度を控除した ^{137}Cs 含量から算出

の移行率 $12.8 \pm 5.0\%$ と同一レベルであった。関澤ら (2016a, 2016b) は‘平核無’を用いて ^{137}Cs 液添加試験を実施し、がくから果肉への移行率は $4.01 \sim 8.7\%$ であったと報告している。これは果皮への移行量を併せるとほぼ本試験と同一レベルであった。このことからがくを経由した溶存態 ^{137}Cs の果実への移行率はほぼ 10% であることが示唆された。

ここで幼果期処理においては幼果の果実への ^{137}Cs 分配率は成熟果よりも有意に劣った(表 7.9)。また移行率も(表 7.5, 表 7.7)同様であった。関澤ら¹³⁾も幼果で成熟果より移行率は劣ったと報告している。このことから、がくを経由した溶存態 ^{137}Cs の果実への移行は、果実肥大期以降で高まることが示唆された。なお、2015 年において成熟期処理の分配率および移行率が幼果期または果実肥大期処理と有意差が認められた(表 7.4)が、これは処理から収穫までの期間が 2 週間以内と短期間で降雨がなかったことから、がくからの溶脱が少ない一方でがくからの吸収量が少なかったためと推察された。

2016 年の葉への ^{137}Cs 液添加試験においては、果実への分配率はがく処理より有意に高く、またがく同様に幼果期処理で有意に高く、 87.1% に達した。また、幼果期処理ではがくと同様に ^{137}Cs の果実への分配率は幼果より成熟果で高く、溶存態 ^{137}Cs の果実への移行は果実肥大期以降で高まることが示唆された。ブドウ⁴⁹⁾およびリンゴ⁶³⁾でも地上部から吸収された ^{137}Cs は開花期より果実肥大期以降で果実への移行が高まったと報告されている。なお、処理 ^{137}Cs 量に対する移行率ではがくと有意差は認められず、また処理時期による有意差も認められなかった。

葉面散布による RCs の葉内への移行経路としては気孔吸収とクチクラ吸収が認められている⁴³⁾¹²³⁾。カチオンのクチクラからの吸収率は水和イオン半径と密接に関係し $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ の順で Cs^+ は最もクチクラから吸収されやすく接種から 1 日後にリンゴでは 60% 、イチゴでは 34% が吸収されたとの報告がある¹⁰⁾。

本研究においては、気孔の分布密度の低い葉の表側のみでの処理であり、また気孔組織が葉よりも少ないがくと同様の移行率を示している。ここで、RCs⁺ のイオン半径は K^+ より大きいため RCs イオンは気孔の K チャンネルの孔は通過できないことから本研究において添加された ^{137}Cs の移行経路は主としてクチクラ層を経由した移行と推察された。本研究においては処理葉から隣接果実以外の器官への移行については検証していない。従って、それらの部位についての移行量は不明である。

Katana ら³⁶⁾はリンゴ側枝先端部の葉に ^{134}Cs 液を浸漬または滴下処理を行った結果、同一側枝基部果実に処理量の $19 \sim 42\%$ 移行したが、処理側枝から 25 cm 下部の側枝基部の果実では不検出または $0.01 \sim 0.4\%$ に留まったとし、処理葉と ^{134}Cs の移行果実の

関係はユニット化の傾向があるとしている。Carini ら¹³⁾はブドウおよびリンゴ葉への ^{134}Cs 液接種試験からリンゴでは 6% 、ブドウでは 4% が葉から果実に移行したが、果実への ^{134}Cs の移行量は汚染処理側枝上の果実と非汚染側枝上の果実間の比で 100 および 50 倍以上の開きがあったことを報告している。このことから本研究においても処理葉から隣接果実以外の器官への移行は無視してよいと推察された。

以上から、カキにおいては幼果期から果実肥大期に葉に吸収された ^{137}Cs のほとんど($87.1 \sim 76.8\%$)が隣接果実に移行すること、および果実肥大期以降で果実への移行が高まることが明らかになった。

7.3 葉を介した果実への放射性セシウム移行における樹種、汚染葉の位置および着果量の影響

7.3.1 目的

果樹における葉から果実への同化産物の移行は、果実と葉の間のソースとシンク関係に依存する。この関係性は結果習性(花を着生する枝の形態や開花結実に関わる生理生態的特性)と花序(花の配列様式)を反映すると考えられる。そこで結果習性の異なるオウトウ、ブドウ、カキでの葉から果実への移行率および分配率を比較した。オウトウおよびブドウについては着果数および着粒数、カキでは処理葉の着生位置の影響も併せて検証した。

オウトウは複数の集散花序を着生する花束状短果枝を形成する。花束状短果枝に結実した果実にその基部に着生した葉から同化養分とともにカリウムが転流する。従って RCs もこの基部葉から転流するものと考えられるが、検証事例は見当たらない。また花束状短果枝には $2 \sim 10$ 果程度の果実が着生するが、着果数と RCs 濃度との関係についても検証事例は見当たらない。一方、ブドウは穂状花序を形成し、果房は多数の果粒の集合体である。しかし、果房中 RCs 濃度と着粒数の関係については、検証事例は見当たらない。そこでオウトウおよびブドウについては、果叢または果房当たりの着果数または着粒数と果実中 RCs 濃度との関係に着目した。さらに、ブドウとカキは、新たに発芽した新梢の基部に花序を形成するが、同一の枝上での葉と果実の位置と果実の RCs 濃度との関係については、検証事例は見当たらない。そこで、ブドウとカキでは葉と果実の位置関係にも着目した。

7.3.2 材料および方法

(1) 溶存態 ^{137}Cs 液の調整

2016 年 7 月 9 日および 2017 年 5 月 13 日に川俣町水境および飯舘村長泥より採取したヒメシノブゴケ (*Thuidium cymbifolium*) および マルフサゴケ (*Plagiothecium nemorale*) を供試し本章 2.2(1) と同様の方法により溶存態 ^{137}Cs 液を調整した。ろ液はオート

クレーブにて 120°C、20 分で高圧滅菌処理をした。

(2) 供試樹および接種方法

福島県 FTRC 植栽オウトウ‘ナポレオン’25 年生、ブドウ‘あづましずく’24 年生各 1 樹、カキ‘蜂屋’15 年生および‘平核無’各 3 樹を供試した。市販のプラスチックブラシを有する容器を用い葉の表面に ^{137}Cs 液を塗布した。塗布時期、塗布葉、塗布量は以下の通りである。

オウトウ：果実硬核期(着色直前)に着果数を花束状短果枝当たり 2, 4, 6 果に調整した。反復はそれぞれ 11, 8, 6 果叢とした。花束状短果枝内の葉面積の最大 2 葉を選び 5 月 31 日～6 月 7 日に併せて 1 果叢につき ^{137}Cs として 6.8 Bq を塗布した。

ブドウ：7 月 7 日(着色開始期直前)に着粒数で 10 粒と 40 粒(標準着粒)、処理葉(1 葉)の位置で着房節葉、隣接上位葉、隣接下位葉とし、6 処理区を設定し、各葉に ^{137}Cs として 18.7 Bq を塗布した。10 粒区は各処理部位 6 反復、40 粒区は 4 反復とした

カキ：幼果期の 6 月 26 日～6 月 30 日に併せて 2 葉当たり ^{137}Cs として‘蜂屋’は 21.4 Bq、‘平核無’は 20.3 Bq を塗布した。接種葉は‘蜂屋’は短果枝(葉数 2～4 葉)の果実に隣接する 2 葉とした。‘平核無’は短果枝と長果枝を供試した。長果枝は処理葉の着生部位は果実隣接葉、中位葉、先端葉とし各 2 葉に塗布した。部位による比較は 4 反復で実施した。

(3) 付着率の測定

各樹の塗布日に接種葉 6 葉(ブドウは 3 葉)を採取した。接種葉の ^{137}Cs 濃度を測定し、葉中 ^{137}Cs 含有量を求め、塗布 ^{137}Cs 量に対する百分率を算出し付着率とした。

(4) 試料の調整および ^{137}Cs 分析

オウトウは 6 月 27 日に処理果叢の果実、処理葉および非添加葉、処理果叢に隣接する短果枝の果実および葉、対照として処理果叢と異なる側枝上の無処理果実および葉を採取した。試料は凍結乾燥後、試料区分ごとに 2～果叢を併せて U8 容器に詰め、各試料群(処理区、隣接区、対照区)3 反復として測定試料を調整し、東京大学院農学生命科学研究科のゲルマニウム半導体検出器にて ^{137}Cs 濃度を測定した。

ブドウは 8 月 7 日に収穫し 10 粒区は 2 反復分を併せて、標準着粒区は反復ごとに果実および処理葉を調整した。また処理部位区ごとに該当する着房節葉、隣接上位葉、隣接下位葉の未処理葉を併せて試料を調整した。

‘平核無’は 10 月 18 日に収穫し反復毎に果実および処理葉を調整した。長果枝の未処理葉は処理部から上部と下部葉群に分けて反復を併せて処理区毎に試料を調整した。ブドウおよびカキ試料は福島大学共生システム理工学研究科の Ge 半導体検出器にて ^{137}Cs 濃度を測定した。

(5) 移行率および分配率

^{137}Cs 接種量に付着率を乗じて ^{137}Cs 付着量とした。

また、処理区の各器官(果実、がく、処理葉、無処理葉)の ^{137}Cs 濃度と無処理区の各器官(果実、がく、葉)の ^{137}Cs 濃度の差分に重量を乗じ、その総和を ^{137}Cs 吸収量とした。 ^{137}Cs 付着量および ^{137}Cs 吸収量に対する処理葉から果実に移行した ^{137}Cs 量の百分率を果実移行率および分配率とした。‘蜂屋’は生理落果のため本年の調査はできなかつたため、本章 2.2(2)の移行率を付着率で補正した。



図 7.8 オウトウ花束状短果枝と処理葉



図 7.9 ブドウ着粒数と塗布処理葉の位置



図 7.10 カキ塗布処理葉の位置

7.3.3 結果

(1) オウトウの葉を経由した果実 Cs 濃度および分配率に及ぼす着果数の影響

葉に ¹³⁷Cs 液を添加した果叢の果実中 ¹³⁷Cs 濃度は対照と比較して有意に高まった。また、2 果区で 6 果区より有意に高濃度であった。処理果叢に隣接する果叢の果実中 ¹³⁷Cs 濃度は 2 果区の果実より有意に低かったが、4 果区、6 果区、対照区とは有意差は認められなかった。このことから、処理果叢葉から隣接果叢の果実へ移行の可能性が示唆された(表 7.11)。葉中 ¹³⁷Cs 濃度は処理葉のみ有意に高い濃度を示し、

処理果叢の非添加葉、隣接果叢葉および対照葉間で有意差は認められなかった(表 7.12)。

添加 ¹³⁷Cs の処理果叢の全果実を合わせた含有量および分配率は着果数による有意差は認められなかった(表 7.11, 表 7.13)。各着果区を併せた果実への分配率は 55.6±4.7%であった。同様に、処理量に対する果実への移行率も着果数による有意差は認められず、各着果区を併せた果実への移行率は、14.3±4.9%であった(表 7.13)。一方で 1 果当たりの添加 ¹³⁷Cs 含有量は Dunnett 検定により 2 果区と 6 果区間で有意差が認められた(図 7.11)。

表 7.11 葉に¹³⁷Cs添加処理された花束状短果枝の果実中¹³⁷Cs濃度および含有量

添加/非添加	処理区 測定区分	着果数	平均果重 (g DW)		果実中 ¹³⁷ Cs濃度 (Bq · kg ⁻¹ DW)		含有量/果叢 (Bq DW)	
			平均	SD	平均 ^y	SD	平均	SD
添加	2果	2	1.93	0.28	32.4 a	8.58	0.09	0.02
	4果	4	1.8	0.16	19.7 ab	7.62	0.09	0.04
	6果	6	1.7	0.18	15.9 b	3.41	0.1	0.04
非添加	隣接果叢	6.1	1.55	0.24	9.83 bc	5.21	0.04	0.05
	対照	5.1	1.58	0.07	5.81 c	0.27		
分散分析分散比 ^z			0.71 NS		9.25 **		0.12 NS	

^z *** 危険率1%で有意差あり, NS 有意差なし

^y 異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, $p \leq 0.05$)

表 7.12 葉に¹³⁷Cs添加処理された花束状短果枝の葉中¹³⁷Cs濃度

果叢	測定区分	葉数	葉中 ¹³⁷ Cs濃度 (Bq · kg ⁻¹ DW)	
			平均 ^y	SD
添加	添加葉	2.0	110.7 a	52.2
	非添加葉	5.0	18.7 b	8.0
非添加	隣接果叢葉	7.1	13.7 b	4.6
	対照葉	-	24.0 b	7.4
分散分析分散比 ^z			14.3***	

^z *** 危険率0.1%で有意差あり

^y 異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, $p \leq 0.05$)

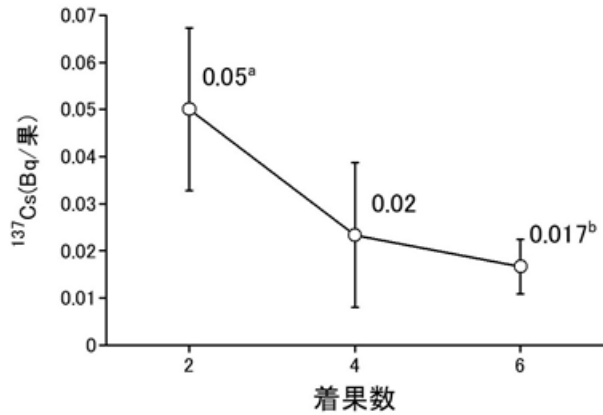


図 7.11 1 果当たりの添加 ¹³⁷Cs 含有量
垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)

表 7.13 葉に添加された ¹³⁷Cs の器官別分配率および果実への移行率

添加/ 非添加	処理区 測定区分	分配率 (%)								移行率 (%)	
		果実		処理葉		非処理葉		合計	果実		
		平均	SD	平均	SD	平均	SD		平均	SD	
添加	2果	57.7	12.2	31.4	12.4	1.5	2.4	90.6	14.9	5.1	
	4果	50.2	18.5	41.7	18.6	0.0	0.0	91.9	13.3	5.6	
	6果	58.8	20.7	31.8	20.6	0.5	0.8	91.1	14.8	6.1	
非添加	隣接果叢	7.6	5.3								

(2) ブドウの葉を経由した果実 Cs 濃度および分配率に及ぼす着粒数および葉位の影響

果実中 ¹³⁷Cs 濃度は着粒数および処理葉の位置による有意差は認められなかった。果実分配率および果実移行率は着粒数で有意差が認められ 10 粒区で少なかった。40 粒区の果実分配率は 31.7%、果実移行率は 16.7%であった。また、処理葉の位置による有意差は認められなかった(図 7.12-14)。

10 粒区では上位葉から無処理着房節葉への ¹³⁷Cs 移行は認められなかったが、処理葉から無処理節葉

への ¹³⁷Cs 移動が認められた。40 粒区では着房節葉から他の無処理節葉への ¹³⁷Cs 移動は認められなかったが、果房を挟んだ上下位節葉間で相互に ¹³⁷Cs 移動が認められた(表 7.14, 図 7.15)。

以上の結果、ブドウでは葉から果実への ¹³⁷Cs 移行は着粒数に依存することが明らかとなった。しかし、果実中 ¹³⁷Cs 濃度は着粒数による差は認められずオウトウとは異なった。また果房を挟んだ同列側の葉間で ¹³⁷Cs の移行が認められ、葉間の移動において位置関係が影響することが明らかとなった。

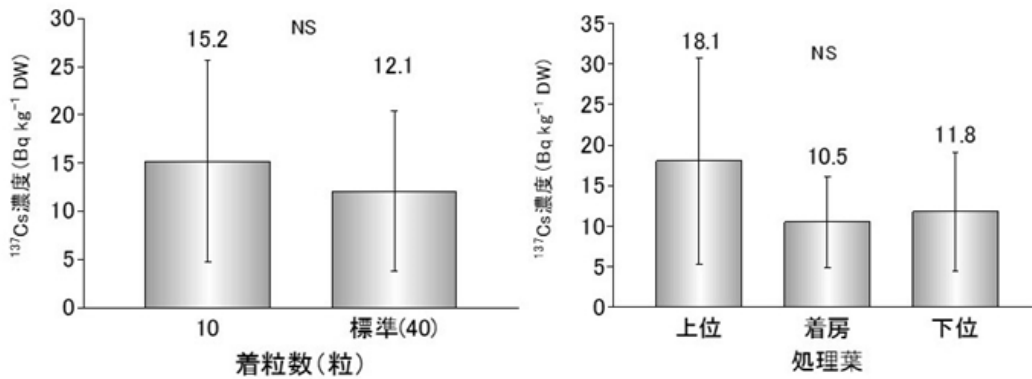


図 7.12 着粒数および処理葉の位置と果実 ¹³⁷Cs 濃度との関係
垂線は SD
NS : t 検定で有意差無し

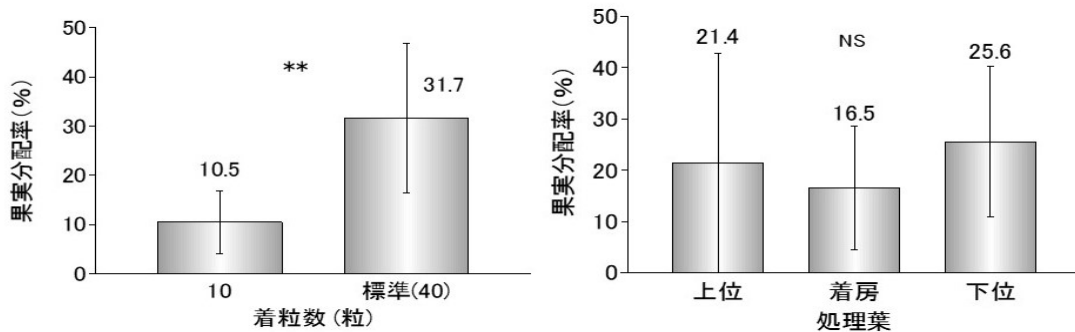


図 7.13 着粒数および処理葉の位置と果実分配率との関係
垂線は SD
**, NS : t 検定で有意差あり (p ≤ 0.01), 有意差無し

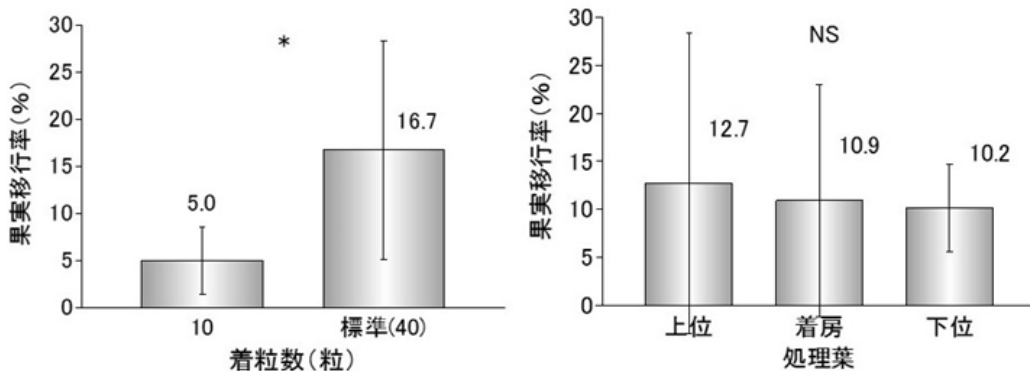


図 7.14 着粒数および処理葉の位置と果実移行率との関係
垂線は SD
*, NS : t 検定で有意差あり (p ≤ 0.05), 有意差無し

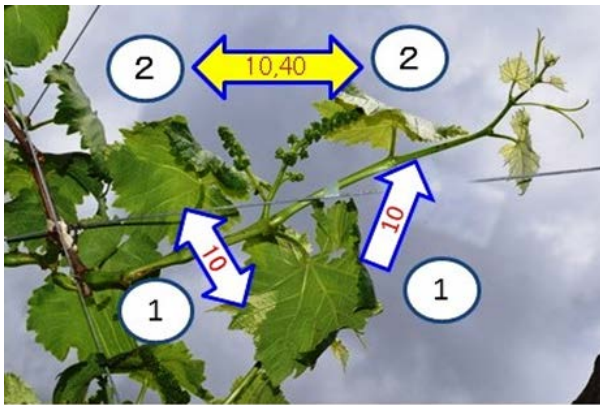


図 7.15 着粒数と ¹³⁷Cs 処理葉から隣接葉への移動が検出された試料数の関係

(3) カキの葉を経由した果実 Cs 濃度に及ぼす汚染葉の位置の影響

カキ‘蜂屋’は処理した果実すべてが生理落果したので、移行率および分配率の調査は‘平核無’のみで行った。

果実中 ¹³⁷Cs 濃度は処理葉と果実間の距離により有意差が認められ、先端および中央葉処理の果実中 ¹³⁷Cs 濃度が長果枝および短果枝の隣接葉処理より低かった(図 7.16). 葉を経由した ¹³⁷Cs の果実移行率および吸収された ¹³⁷Cs の果実への分配率は処理葉と果実間の距離により有意差が認められ、先端葉処理で長果枝および短果枝の隣接葉処理より低かった(図 7.17, 図 7.18). 葉を経由した ¹³⁷Cs の結果枝への吸収率は処理葉と果実間の距離により有意差が認められ、先端および中央葉処理で長果枝および短果枝の隣接葉処理より低かった(図 7.19).

以上の結果、カキ長果枝では汚染葉と果実間の距離が果実中 ¹³⁷Cs 濃度、果実移行率、分配率および葉を経由した ¹³⁷Cs の長果枝および短果枝への吸収率に影響を及ぼすことが明らかとなった。

(4) 接種葉への ¹³⁷Cs の付着率

塗布処理による ¹³⁷Cs の付着率はカキ‘蜂屋’‘平核無’、ブドウ‘あづましずく’およびオウトウ‘ナポレオン’で 81.4, 61.7, 42.6 および 11.3%であり、樹種間で有意差が認められた(図 7.20).

(5) 接種葉を経由した果実への ¹³⁷Cs の移行率

着色開始期または果実肥大期処理での移行率はオウトウ、ブドウおよびカキ‘蜂屋’で、15.6%, 16.7% および 16.4%で樹種間差は認められなかった。またカキでは幼果期処理より果実肥大期処理で移行率は高かった(表 7.15).

7.3.4 考察

(1) 葉と果実間のシンクとソース関係と葉から果実への ¹³⁷Cs 移行率

果樹の物質の移動においては、光合成産物の転流・分配の研究から確立されたシンクとソースの関係が

表 7.14 処理葉から未処理葉への ¹³⁷Cs の移動

処理葉位置	着粒数	非処理葉位置	非処理葉 ¹³⁷ Cs 濃度 (Bq · kg ⁻¹ DW)	
			濃度	位置
着房下位	10	着房節	45.2	着房上位
着房下位	40	着房節	ND ^z	着房上位
着房節	10	着房下位	17.9	着房上位
着房節	40	着房下位	ND	着房上位
着房上位	10	着房節	ND	着房下位
着房上位	40	着房節	ND	着房下位

^z ND 検出限界以下

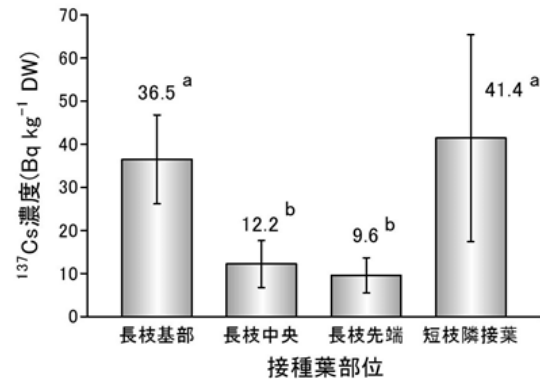


図 7.16 処理葉の位置と果実中 ¹³⁷Cs 濃度との関係 垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, p ≤ <0.05)

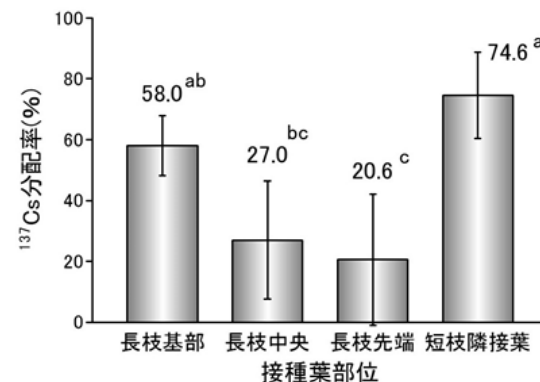


図 7.17 処理葉の位置と ¹³⁷Cs 果実分配率との関係 垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, p ≤ <0.05)

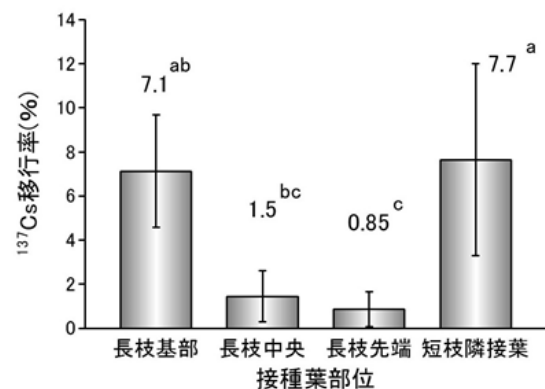
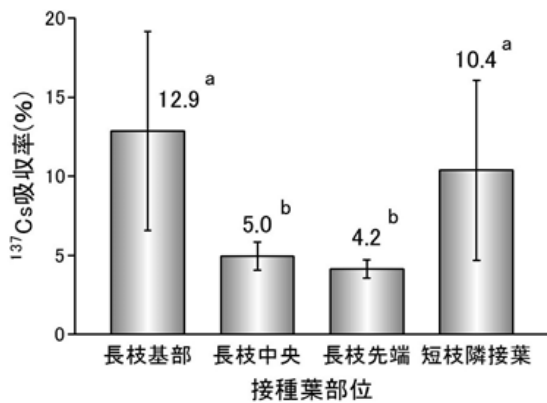
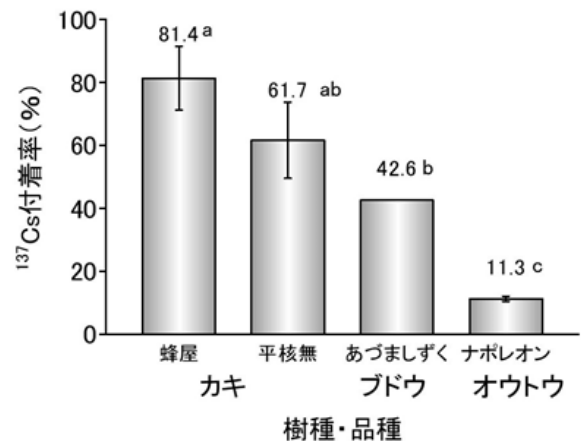


図 7.18 処理葉の位置と ¹³⁷Cs 果実移行率との関係 垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, p ≤ <0.05)

図 7.19 処理葉の位置と ¹³⁷Cs 吸収率との関係

垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)図 7.20 塗布処理による葉への ¹³⁷Cs 付着率の樹種間差

垂線は SD

異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)表 7.15 樹種による葉を経由した ¹³⁷Cs の果実分配率および果実移行率の比較

調査年	品種	処理期	着果 (粒) 数	処理葉位置	果実分配率 (%)		果実移行率 (%)		
					平均	SD	平均	SD	
オウトウ	2017	ナボレオン	着色開始期	2果	隣接2葉	57.7	12.2	14.9	5.1
						50.2	18.5	13.3	5.6
						58.8	20.7	14.8	6.1
ブドウ	2017	あづましずく	着色開始期	10粒	隣接1葉	10.4 x ²	3	4.7 x	1.8
				40粒	31.6 y	5.4	18.1 y	5.1	
カキ	2017	平核無	幼果期	-	短枝隣接2葉	75.0 a	12.1	8.8 a	4.3
				-	長枝隣接2葉	70.6 ab	13.5	8.4 ab	2.6
				-	長枝中央2葉	56.3 bc	16.5	2.7 bc	1.2
				-	長枝先端2葉	43.5 c	7.9	2.0 c	0.8
	2016	蜂屋	幼果期	-	隣接2葉	87.1	0.8	10.2	3.2
		果実肥大期	-		76.8	1.9	16.4	5.0	

²各調査項目の同一品種内の異符号間で有意差あり (Tukey の多重検定, $p \leq 0.05$)

成立する。物質の転流方向と分配量は Sink strength によって制御される。Sink strength は Sink strength = Sink size × Sink activity で定義される^{105) 113)}。これを ¹³⁷Cs の増加に置き換えると $Bq \text{ day}^{-1} = g \times Bq \text{ g}^{-1} \text{ day}^{-1}$ である。

オウトウにおいて、葉に吸収された ¹³⁷Cs は同一果叢内の果実に 54.8%、隣接する非添加葉に 1.1%、隣接果叢葉果実に 7.1% 分配され、添加葉以外に分配された ¹³⁷Cs の 87% が同一果叢内の果実に転流していた。カキ ‘平核無’ では長果枝の果実隣接葉処理での分配率は 58.0% で中央葉および先端葉より高く、葉と果実間の ¹³⁷Cs シンクとソースの関係は極めて近接した閉鎖経済的關係(ユニット関係)にあることを示した。

Carini ら¹³⁾はブドウ、リンゴおよびセイヨウナシを用いて ¹³⁴Cs 液を葉接種し、処理側枝と非接種側枝上の葉および果実への移行を比較した。これによると、果実への移行係数 [果実濃度($Bq \cdot kg^{-1} DW$)/接種 ¹³⁴Cs 量 (Bq)] は、接種側枝(1.33, 5.11, 0.69)が非接種

側枝(0.098, 0.1, ND)より著しく高く、非接種側枝上の果実にはほとんど移行していなかったことを報告しており、葉を経由した ¹³⁴Cs の移行は少なくとも側枝単位での閉鎖経済的關係が成立していることを示した。なお、Carini ら¹³⁾の実験では、同一側枝上の処理葉と果実間の位置関係は考慮していない。

本調査のブドウでは、興味ある結果が得られた。標準着粒数の場合は、果房と同一節の葉からは隣接する葉には ¹³⁷Cs は移行せず、果実のシンク活性が小さい場合(10 粒区)のみ隣接葉に移行することを示し、ブドウでのユニット化現象は、果実のシンク活性も影響することが明らかになった。Pröhl ら⁶³⁾もリンゴを用いた葉から果実への移行率調査において、移行率は多収年で高く、収量の影響を受けることを報告した。ここで、Chernobyl 事故に伴う研究では葉から果実への移行率はすべて、実験室内での鉢植え栽培によるものであり、経済栽培と同等の葉果比を考慮されていない。本研究はすべて、栽培圃場での調査であり、得られた移行率は経済栽培圃場への適用性

が高いと考えられる。

山本ら¹⁵⁾はカキ、オウトウ、セイヨウナシに対する¹³Cの添加試験を行い、カキおよびオウトウでは添加された¹³Cの転流は処理側枝内に留まり側枝単位の閉鎖経済的關係を示したのに対し、セイヨウナシでは他側枝へも転流し、樹種間差があったことを報告している。セイヨウナシの結果はCariniら¹³⁾の実験と異なっており同化産物の転流とKまたはCsの關係がセイヨウナシでは異なるのかもしれない。

本研究からオウトウ、ブドウおよびカキでの葉と果実間の¹³⁷Cs移行關係はユニット化が顕著であることが明らかとなった。このことは、ユニット化が認められるオウトウ、ブドウ、カキおよびリンゴ¹³⁾³⁶⁾ではFDNPP事故発生年以降の葉への2次的な汚染を想定した場合、汚染程度が葉によって相当の格差があれば、その近接する果実のRCs濃度もそれに対応したものとなることを示しており、葉と果実間の¹³⁷Csシンクとソースのユニット化が同一樹で果実のRCs濃度がばらつく一因であると推察された。

(2) 葉を経由した¹³⁷Cs果実分配率および移行率の樹種間差

一方、接種された¹³⁷Cs液の葉への付着率は明らかな樹種間差が認められ、カキで高く、オウトウで低かった。本調査では葉の表側のみに処理をしており、裏側には接種していない。オウトウの葉の表面には毛じが密生しており、ブドウも軟毛が着生している。カキは裏面には毛じが着生しているが、表側には見られない。このような葉の表面形態が付着率に影響したものと推測された。このことは同一濃度の汚染水が葉に滴下した場合は、カキが他の樹種より多くの¹³⁷Csを捕捉することを示している。

オウトウ果実への¹³⁷Cs分配率(55.6%)は果実肥大期または幼果期に果実の隣接葉に添加されたカキ‘蜂屋’(本章7.2.2)および‘平核無’短果枝果実への分配率(87.1%, 75.0%)よりも約20%低かった。カキでは塗布処理から収穫までの日数が72日でオウトウでは20日であり、処理から収穫までの期間が果実への分配率に影響した可能性が考慮されるが、移行率については同一条件であるにもかかわらず果実肥大期処理では樹種間に差は認められていない。一方でカキの幼果期処理では果実肥大期より低いことを示した。同様に、Pröhlら⁶³⁾もリンゴを用いて処理時期を変えて¹³⁷Cs液を処理し葉から果実への移行率を調査した結果、果実肥大期から収穫期の処理で開花および幼果期処理より高まったことを報告している。このことから分配率は樹種特性を示すものであるが、移行率は果実の生育ステージに依存するものと推察された。

果実肥大期以降の果実への移行率の樹種間差が認められなかったことから、オウトウでは、カキ、モモ等の果樹と比較して果実重が少ないことが高い¹³⁷Cs濃度が検出された理由と考えられた。この結果

は、第2章2.2での考察を裏付けるものであった。

ここで、オウトウ果実への分配率は着果数による有意差は認められず、着果数が多い果実では1果当たりの¹³⁷Cs含有量が低下する結果となった。このことは、¹³⁷Csの含有量において葉果比が一定に保持されていることを示すものであり、オウトウでは果重低下を招かない範囲で果叢当たりの着果数を増加することで果実中¹³⁷Cs濃度を低減することが可能であると推察された。一方でブドウの果実中¹³⁷Cs濃度は着粒数の影響は認められなかった。これはオウトウとブドウの花序を反映したもので、オウトウは有限花序の集散花序であり、ブドウは無限花序の穂状花序であり、花序の違いが小果の養分収支に影響していると推察されるが、このような観点からの¹³⁷Cs移行率の研究は報告がなく、さらに検証する必要がある。

(3) FDNPP事故発生年における、カキでの葉からの間接吸収の寄与率

本章第2.2の調査により、‘蜂屋’における幼果期および果実肥大期汚染による収穫時の果実と葉の¹³⁷Cs濃度比(0.12および0.06)に基づき、現地カキ園での果実中¹³⁷Cs濃度に対する葉からの間接吸収の寄与率を試算した(表7.16, 表7.17)。その結果、幼果期汚染では26.5%~44.1%(34.2±6.27)、果実肥大期汚染で13.0%~21.8%(16.9±3.09)であった。実験は溶存態¹³⁷Cs濃度が約1000BqL⁻¹の¹³⁷Cs液処理によるもので、第4章4.2の実験に使用したユズ葉洗浄液のRCs濃度は160BqL⁻¹であり、溶存態RCs濃度は更に低いと推察されることから判断すると現地カキ園での雨水に伴う汚染水が実験と同程度の高濃度とは考えにくい。従って、この評価は過大評価と判断されるがそれでも寄与率は高くなかった。従って、FDNPP事故発生年におけるカキ園での休眠期汚染で、果実で検出された¹³⁷Csは樹皮から直接樹体内に吸収された¹³⁷Csが、果実に転流した可能性が高いものと結論付けられた。

表 7.16 葉接種処理‘蜂屋’収穫時の果実/葉¹³⁷Cs濃度比

汚染処理時期	¹³⁷ Cs濃度 (Bq・kg FW)		果実/葉濃度比
	果実	葉	
幼果期 (6/24~7/1)	平均	8.0	67.4
	SD	3.1	17.4
果実肥大期 (8/1~8/10)	平均	7.0	119.9
	SD	2.0	48.7
果実肥大期 (8/1~8/10)	平均	7.0	119.9
	SD	2.0	48.7

表 7.17 FNPP 事故発生年のカキ果実中 ^{137}Cs 濃度の葉間接汚染の寄与率の試算

汚染時期	試料採取日	^{137}Cs 濃度 (Bq · kg ⁻¹ FW)									
		8月23日		9月28日		10月18日		11月14日		11月24日	
		果実	葉	果実	葉	果実	葉	果実	葉	果実	葉
幼果期	実測値	86.5	322	88.2	197	92.9	233	74.5	221	81	234
	試算値 ^z	38.2		23.3		26.2		26.2		27.7	
果実肥大期	試算値	18.8		11.5		12.9		12.9		13.7	
幼果期	寄与率 (%) ^y	44.1		26.5		35.1		35.1		34.2	
果実肥大期	寄与率 (%)	21.8		13.0		17.3		17.3		16.9	

^z 試算値は葉の実測値に表7.16の各汚染処理の果実/葉濃度比を乗じて求めた

^y 寄与率は試算値の実測値に対する百分率

第8章 総括

本研究では休眠期に汚染された落葉果樹園での RCs の蓄積と移行動態を系統的に明らかにすることを目的とした。休眠期において樹皮を経由した RCs の果実への移行を検証した報告は無いことから、休眠期に汚染された落葉果樹では樹皮上の RCs が移行源であり、樹皮から直接樹体内に移行した RCs が果実に転流したとの仮説を設定し、(1)樹皮から樹体内への直接移行(2)発芽後の樹皮-葉を経由した移行(間接汚染)(3)樹皮上の着生ゴケへの ^{137}Cs 吸収と溶脱(4)降雨に伴う幹流水中の ^{137}Cs の影響について明らかにすることに取り組んだ。

その結果、明らかになった以下の事実(8.1~8.3)から、休眠期に汚染された落葉果樹では樹皮上の RCs が移行源であり、落葉果樹の成熟果で検出された ^{137}Cs のほとんどは、樹皮から直接樹体内に移行した RCs が果実に転流したことによるものとの結論に達した。

8.1 土壌からの間接移行の可能性と矛盾について

土壌に沈積した ^{137}Cs が根を経由して果実へ移行したとの仮定と矛盾する結果が得られた。

8.1.1 RCs は表土 3 cm に 80% 以上存在していた。また、表層 3 cm では下草根が優占していた

第2章において、FTRC 内モモ1圃場、リンゴ2圃場、桑折町モモ園および福島市リンゴ園併せて5圃場を供試し、2011年から2017年まで深さ30cmまでの土壌中 ^{137}Cs 濃度の垂直分布の経年推移を検証した。その結果、FDNPP 事故発生年の2011では少なくとも汚染後7か月間は表層3cmに80%以上の ^{137}Cs が存在することが明らかにされた。

また、KBとWCの混植による草生管理が行われているFTRC内3圃場において、深さ15cmまでの下草根の重量分布および ^{137}Cs 濃度を調査した。その結果、下草根重の分布は表層3cmで深さ15cmまで

の73.8%に達し、表層3cmは下草の根が優占していた。また、下草根の層別 ^{137}Cs 濃度は、下層ほど低濃度であった。

8.1.2 果実の移行係数は先行研究より10倍高かった。また、葉中 RCs 濃度は下草より果樹の葉で高かった

第3章において、所内オウトウ、モモ、ブドウ、ナシおよびリンゴの8圃場および福島市内5か所(オウトウ、モモ、ナシ、リンゴ)、伊達市3か所(モモ、ブドウ、カキ)および桑折町1か所(モモ)の9樹園地、併せて17圃場から表層5cmの土壌および成熟果を採取し、土壌から果実への移行係数を算出した。その結果、移行係数の最大値はオウトウ‘紅秀峰’ 5.4×10^{-2} 、最小値はニホンナシ‘幸水’ 4.7×10^{-3} であった。IAEA 報告³²⁾のクリを除いた移行係数、 $8.6 \times 10^{-4} \sim 8.0 \times 10^{-2}$ より1~2桁高い値であり、土壌以外の樹体内への移行経路の存在が示唆された。また、所内での比較において果実中 ^{137}Cs 濃度はオウトウで有意に高い値を示した。

所内に植栽された果樹の葉中 ^{137}Cs 濃度と同圃場に生育する下草の茎葉中 ^{137}Cs 濃度を比較した。下草は夏季に1年生草種としてイヌビエ、メヒシバ、スベリヒユおよび9月中旬に多年生のギシギシ、KBおよびWCの茎葉を採取した。その結果、果樹と下草の葉中 ^{137}Cs 濃度間で有意差が認められ、果樹で高かった。果樹の葉中 ^{137}Cs は下草の約3倍に達しており、 ^{137}Cs は下草と果樹の根群分布域からすると矛盾する結果であった。移行係数の結果と合わせて考察すると果樹では葉および果実共に土壌からの間接吸収としては明らかに高濃度であった。

8.1.3 事故前からの露地栽培樹と汚染培土鉢植え樹で地上部と地下部の ^{137}Cs 分配率は逆転していた

第4章において、FDNPP 事故以前に植栽されたカキ‘蜂屋’(7年生、樹高4.5m)1樹を供試し(以

下、露地植え), 2012年1月31に深さ約2mまで掘削し, 根部ごと堀上げ, 解体した. また, 2007年に京都府亀岡市にて接ぎ木育成されたカキ‘蜂屋’6年生苗を2013年3月28日に, 所内カキ圃場から採取した汚染土を培土とした60Lポットに3樹を定植し(以下, 鉢植え), 2014~2016年に各1樹を解体した.

露地植えと鉢植えの地下部および地上部の部位別 ^{137}Cs 分配率を比較した. その結果, 木部の ^{137}Cs の部位別分配率は, 露地植えで地上部70.0%, 地下部30.0%, 鉢植えでは2014年, 2015年2か年平均で地上部35.0%, 地下部65.0%でFDNPP事故汚染年の露地栽培樹と地上部と地下部の分配率はほぼ逆転した.

8.2 発芽前の樹皮からの直接吸収によりRCsが葉・果実への移行することの証明

第4章において, 発芽前幼木へのRCs液添加により葉, 果実でRCsが検出された.

モモの非汚染苗に, モモ樹皮からのRCs抽出液(547 Bq L⁻¹)またはユズ葉洗浄液(160 Bq L⁻¹)を発芽前の樹液流動期に主幹塗布または樹冠噴霧処理を加えた. その結果, 葉から34~85 Bq · kg⁻¹ FW, 果実から5.6 Bq · kg⁻¹ FWのRCsが検出され, 発芽前の汚染により樹皮から樹体内にRCsが移行することが明らかになった.

8.3 葉からのRCs間接移行の可能性の検証

8.3.1 汚染年の落葉後の樹皮洗浄処理により翌年以降の果実・葉中RCs濃度が低下した

第5章において, 所内, モモ‘あかつき’18年生を供試し, 汚染初年の果実生育期の7月下旬に高圧洗浄機による樹皮洗浄を行い, 8月に果実を収穫して洗浄, 非洗浄樹の果実中RCs濃度を比較したところ, 洗浄, 非洗浄樹間で有意差は認められなかった. しかし, 翌年の無洗浄樹の収穫期の葉中RCs濃度は洗浄樹より有意に高かった.

一方で, 所内モモ‘川中島白桃’7年生および伊達市カキ園30年生カキ‘蜂屋’を供試し, 汚染から1作後の冬季に実施した高圧洗浄処理により, FDNPP事故翌年の果実中RCs濃度は有意に低下した. カキでの効果は数年継続し, 果実中 ^{137}Cs 濃度に対する除染効果は29.1%と試算された. モモは粗皮を形成しにくく, カキは容易に粗皮を形成することから, 樹種による樹皮洗浄効果の差異は外樹皮の剥離性の難易が原因と推察された.

8.3.2 樹冠から果実周辺への ^{137}Cs 沈着が検証されたが, 果実濃度との関係は認められなかった

第7章において, ミズゴケを封入したお茶パック(ポリエステル・ポリエチレン複合繊維製; 以下, ミズゴケパッド)を現地カキ圃場の‘蜂屋’果実のへた

(がく)に2016年6月15日~10月19日までの126日間にわたって設置し, 降雨に伴う雨水からの ^{137}Cs 沈積量を測定した. その結果, ミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度は, 最大で924 Bq · kg⁻¹ FWであった. また10測定か所のうち4か所で捕集された ^{137}Cs が1 Bqを超え, 最大値は4.2 Bqであった. ミズゴケパッドを設置した側枝単位でのパッド設置果および無袋果肉中 ^{137}Cs 濃度はミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度とは無関係であった. また果実へのミズゴケパッド設置や被袋処理による一定の傾向は認められなかった.

8.3.3 葉からの間接移行で説明できたのはFDNPP事故発生年カキ成熟果の ^{137}Cs 濃度の一部のみであった

第7章において, ヒメシノブゴケ(*Thuidium cymbifolium*)およびマルフサゴケ(*Plagiothecium nemorale*)から抽出した溶存態 ^{137}Cs 液をカキ, オウトウ, ブドウの葉に接種し, 葉から果実への ^{137}Cs 移行率および吸収された ^{137}Cs の果実分配率を検証した. その結果, 葉からの移行率は処理時期, 果実との位置関係, 着果数の影響を受け, 果実肥大期, 果実の隣接葉で移行率が高かった. また, ブドウでは着粒数が多い果房で移行率が高かったがオウトウでは差は認められなかった. 着色開始期または果実肥大期処理での移行率はオウトウ, ブドウおよびカキで, 14.3%, 18.1%および16.4%で樹種間差は認められなかった.

‘蜂屋’での幼果期および果実肥大期汚染処理における収穫時の果実と葉の ^{137}Cs 濃度比に基づき, 伊達市カキ園での果実中 ^{137}Cs 濃度に対する葉からの間接吸収の寄与率を試算した. その結果, 幼果期汚染では 34.2 ± 6.27 , 果実肥大期汚染で 16.9 ± 3.09 であった. 実験に用いた ^{137}Cs 液は高濃度であることから, 葉を介した果実への間接移行の寄与率は高いと推察された.

8.4 樹皮上の着生ゴケによる ^{137}Cs 吸収と溶脱

第6章において, ミズゴケを封入したお茶パック(ポリエステル・ポリエチレン複合繊維製; 以下, ミズゴケパッド)を主幹部コケ上に設置し, 降雨イベントごとに回収してミズゴケに捕捉された ^{137}Cs 量を測定した. その結果, 降水量と ^{137}Cs 捕捉量間で有意な比例式が得られた. また, 骨格枝の着生コケ上と隣接する非着生箇所にもミズゴケパッドを設置し ^{137}Cs 量を比較した結果, 着生コケの ^{137}Cs 捕捉量が有意に多かった. 更に, コケ着生直下の樹皮からはその隣接する非着生樹皮より有意に高濃度の ^{137}Cs が検出された.

現地カキ園非洗浄樹上に着生するヒロハツヤゴケ中 ^{137}Cs 濃度は汚染後5年目から有意な年次間差が認められ, 経年的に減少した. このことから, 着生ゴケが ^{137}Cs の2次汚染源となることが明らかにな

った。イオン交換水振とう処理によるコケからの溶存態 ^{137}Cs 抽出率は最大で 10.7%と試算された。この様に、コケは RCs の保持率が高いことから、RCs 汚染レベルを推定する指標植物として活用できる可能性が示された。

8.5 果樹園における RCs の蓄積と移行のコンパートメントモデル

第 2 章から第 7 章の実験および解析において明らかになった研究成果を踏まえ、休眠期に汚染された果樹園での汚染初年度の RCs の樹体内への移行経路を整理し、汚染初年度のコンパートメントモデルを作成した(図 8.1)。本研究においては土壌および葉からの移行を主として構築された先行研究におけるコンパートメントモデルに、樹皮からの移行要素として着生ゴケの要素を加えた。また、表層においては下草(草生)が RCs の下方移行に対して重要な役割を果たすことが明らか⁷⁴⁾であることから、下草の要素を加えた。要素間の RCs 移動をもたらす現象としては、捕捉・沈着、溶脱・移行、吸収、転流とし、更に、経路の枠外に希釈効果を加えた(図 8.1)。

8.6 結語

本研究により、休眠期に汚染された落葉果樹では樹皮上の RCs が移行源であり、樹皮から直接樹体内に移行した RCs が果実に転流したことが明らかになった。

FDNPP 事故以前の研究においては、樹皮に沈積した RCs が樹体内 RCs 汚染に及ぼす影響については、

報告がほとんどなく過小評価されていた。今後は、樹木の地上部から樹体内への RCs 移行は、葉からの RCs 吸収と樹皮からの RCs 直接吸収を区分してそれぞれの寄与率を評価する研究手法を確立する必要がある。

樹皮からの RCs 直接吸収に関しては、RCs 樹皮吸収の時期的な変動と RCs の樹皮から篩部および木部への移行の仕組みの解明が当面の課題である。本研究では、樹液流動期における樹皮からの直接吸収を研究対象としたが、その寄与率は時期的に変動する可能性がある。また、樹皮による RCs の保持、樹皮表層から皮層および放射組織への侵入の詳細についてはほとんど未解明である。特に、放射組織は樹皮を介した RCs の樹体内への移行において重要な役割を果たしていることから、その機能を解明する必要がある。

樹皮からの RCs 直接吸収に関連して、本研究により、樹皮上の RCs の動態に対して着生ゴケが保持と溶脱により時間的な遅延効果をもたらしている可能性が推察された。コケの RCs 保持と溶脱の機能については報告例が限られている。コケは多くの RCs を保持する機能を有することから RCs 汚染の地域的な分布状況を把握する指標植物としての活用も期待できる。一方で、保持した RCs を緩やかに樹皮や環境中に放出することは明らかである。コケを介した RCs の動態を明らかにすることは、環境中における RCs 拡散経路の全容を解明する上で、残された重要な課題と考えられる。

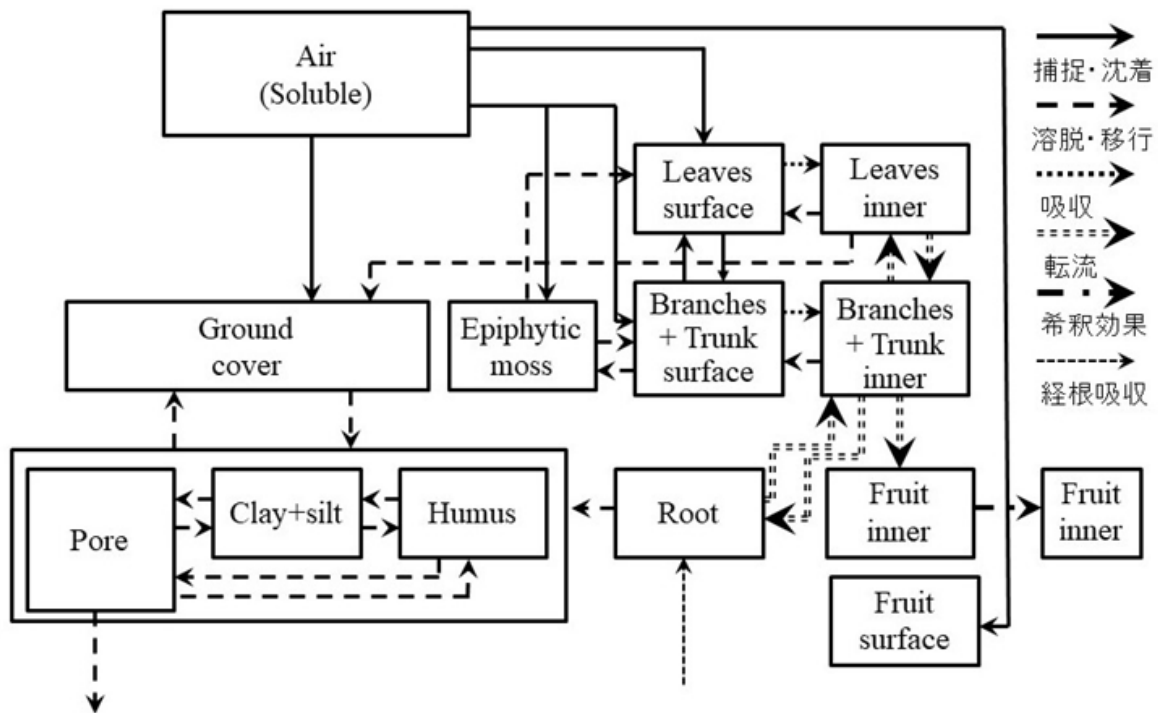


図 8.1 果樹園の放射性セシウムの移行経路のコンパートメントモデル

謝辞

福島大学大学院共生システム理工学研究科共生機械システム、山口克彦教授には指導教官として本研究の実施の機会を与えていただき、その遂行にあたって終始、ご懇篤なご指導およびご配慮を賜りました。ここに謹んで感謝の意を表します。

同専攻教授難波謙二先生、並びに、同専攻教授高橋隆行先生には副査としてご助言とご指導をいただきました。ここに深謝の意を表します。

また、ご多忙中にもかかわらず、有益なご教授をいただいた福島大学環境放射能研究所高瀬つぎ子特任准教授に厚く感謝の意を表します。

本研究を行うに当たり、モンテカルロシミュレーションプログラムについて懇切なご指導とご教授をいただいた寺島頭一特任助教に深く感謝の意を表します。

東京電力福島第一原子力発電所事故に伴い、放射能測定への支援および貴重な文献提供をしていただいた京都大学原子炉実験所、大槻勤教授、福島大学共生システム理工学類、渡邊明特任教授、東北大学電子光物理学研究センター、菊永英寿准教授、学習院大学理学部、故村松康行教授、大野剛准教授、東京大学大学院農学生命科学研究科、田野井慶太郎准教授、小林奈通子助教に心から感謝の意を表します。

本研究の供試圃場のバックパッキングシステムによる放射能濃度測定データをご提供いただいたグラスゴー大学、David C. W. Sanderson 博士、スコットランド大学連合環境研究センター、Alan J. Cresswell 博士に深く感謝いたします。

福島大学農学系教育研究組織設置準備室、高田大輔准教授には、研究材料を提供していただくと共に、モモの放射能汚染に関わる貴重な研究成果に基づいた助言をしていただきました。深謝いたします。

そして、果樹園の放射能汚染対策遂行のために、惜しみない協力をいただいた山口奈々子氏、阿部和博氏はじめ事故対策に関わった福島県農業総合センター果樹研究所職員ならびに本研究の遂行を応援していただいた山口研究室の卒業生、学生諸氏に記して厚く御礼申し上げます。

最後に、夫として父親としての立場を省みない我が儘にも関わらず、仕事と院生生活を暖かく見守り支えてくれた妻と子供たちに心から感謝いたします。本当にありがとうございました。

引用文献

- 1) Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y. and Igarashi, Y. 2013. Emissions of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.* 3, 2554: DOI: 10.1038/srep02554.
- 2) Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A. and Gagianas, A. 1990. Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident. *Health Physics* 58: 737–741.
- 3) Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A. and Gagianas, A. 1991. Radiocesium dynamics in fruit trees following the Chernobyl accident. *Health Phys.* 61: 837–842.
- 4) Arapis, G. D., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G. and Ivanova, T. 1997. Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus. *J. Environ. Radioact.* 34: 171–185.
- 5) Bold, HC, Alexopoulos, C. and Delevoras, T. 1986. Morphology of plants and fungi. Pearson Education Limited, United Kingdom, Harlow, pp. 912.
- 6) Bondiotti, E. A., Momoshima, N., Shortle, W. C. and T. Smith, K. 1990. A historical perspective on divalent cation trend in red spruce stemwood and the hypothetical relationship to acidic deposition. *Can. J. For. Res.*, 20: 1850–1858.
- 7) Brown, J. and Sherwood, J. 2012. Modelling approach for the transfer of radionuclides to fruit species of importance in the UK. HPA-CRCE-039, Chilton, UK.
- 8) Carini, F. 2001. Radionuclide transfer from soil to fruit. *J. Environ. Radioact.* 52: 237–79.
- 9) Carini, F. 2009. Radionuclide transfer to fruit in the IAEA TRS 364 Revision, *J. Environ. Radioact.* 100: 752–756.
- 10) Carini, F. and Bengtsson, G. 2001. Post-deposition transport of radionuclides in fruit, *J. Environ. Radioact.* 32: 215–236.
- 11) Carini, F., Green, N. and Spalla, S. 2006. Radionuclides in fruit systems: A review of experimental studies. *Science of the Total Environment* 359: 188–193.
- 12) Carini, F. and Lombi, E. 1997. Foliar and soil uptake of ^{134}Cs and ^{85}Sr by grape vines. *Sci. Total Environ.* 207: 157–164.
- 13) Carini, F., Scotti, A. I. and D'Alessandro, P. G. 1999. ^{134}Cs and ^{85}Sr in fruit plants following wet aerial deposition. *Health Physics* 77: 520–529.
- 14) Carini, F., Scotti, A. I., Montruccoli, M. and Silva, S. 1996. ^{134}Cs foliar contamination of vine: Translocation to grapes and transfer to wine. In: Gerzabek M, editor. *International Symposium on Radioecology 1996: Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident*. Vienna: Austrian Soil Science Society: 163–169
- 15) Carini, F., Green, N. and Spalla, S. 2006. Radionuclides in fruit systems: A review of experimental studies. *Sci. Total Environ.* 359: 188–193.
- 16) Carlyle-Moses, D. E. 2004. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra

- Madre Oriental matorral community. *J. Arid Environ.* 58: 181–202.
- 17) Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G. and Yamazawa, H. 2011. Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. *J. Nucl. Sci. Technol.* 48: 1129–1134.
- 18) Čučulović, A. and Veselinović, D. 2015. Desorption of ^{137}Cs from *Brachythecium mildeanum* moss using acid solutions with pH 4.60–6.501. *Russ. J. Phys. Chem. (A)*, 89: 2473–2477.
- 19) Davis, D., Shin, R., Liu, W., Thomas, M. and Schachtman, D. P. 2006. Transporters expressed during grape berry (*Vitis vinifera* L.) development are associated with an increase in berry size and berry potassium. *Journal of Experimental Botany* 57: 3209–3216.
- 20) Devkota, R. N., Kemp, P. D. and Hodgson, J. 1997. Screening pasture species for shade tolerance. *Proceed. Agrono. Soc. N.Z.* 27: 119–128.
- 21) Dragovića, S., Nedića, O., Stankovića, S. and Bačić, G. 2004. Radiocaesium accumulation in mosses from highlands of Serbia and Montenegro: chemical and physiological aspects. *J. Environ. Radioact.* 77, 381–388.
- 22) Dragovića, S., Stankovića, S. and Nedića, O. 2002. Desorption of $^{137}\text{Cs}^+$ from mosses. *J. Serb. Chem. Soc.* 67: 587–591
- 23) Eplon, E., Cabral, O. M. R., Laclau, J., Dannoura, M., Packer, A. P., Plain, C., Battie-Laclau, P., Moreira, M. Z., Trivelin, P. C. O., Bouillet, J., Gérard, D. and Nouvellon, Y. 2015. In situ $^{13}\text{CO}_2$ pulse labelling of field-grown eucalypt trees revealed the effects of potassium nutrition and throughfall exclusion on phloem transport of photosynthetic carbon. *Tree Physiology* 36: 6–21.
- 24) EURANOS. 2009. Generic handbook for assisting in the management of contaminated food production systems in Europe following a radiological emergency, Version 2. <https://euranos.iket.kit.edu/Products/Handbook_for_Food_Production_Systems_version2.pdf>.
- 25) Feige, G. B., Niemann, L. and S. Jahnke. 1990. Lichens and mosses—silent chronists of the Chernobyl accident. *Bibl. Lichenol.* 38: 63–77.
- 26) Fischer R. A. 1968. Stomatal opening: role of potassium uptake by guard cells. *Science* 160: 784–785.
- 27) Forsberg, S., Rosén, K., Fernandez, V. and Juhan, H. 2000. Migration of Cs-137 and Sr-90 in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *J. Environ. Radioact.* 50: 235–252.
- 28) Fromm, J. 2010. Wood formation of trees in relation to potassium and calcium nutrition. *Tree Physiology* 30: 1140–1147.
- 29) Fujii, K., Ikeda, S., Akama, A., Komatsu, K., Takahashi, M. and Kaneko, S. 2014. Vertical migration of radiocaesium and clay mineral composition in five forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Soi. Sci. Plan. Nut.* 60: 751–764
- 30) Imamura, M., Levia, D. F., Toriyama, J., Kobayashi, M. and Nanko, K. 2017. Stemflow-induced spatial heterogeneity of radiocaesium concentrations and stocks in the soil of a broadleaved deciduous forest. *Science of the Total Environment*, 599–600: 1013–1021.
- 31) International Atomic Energy Agency. 2003. Modeling the transfer of radionuclides to fruit. Report of the fruits working group of BIOMASS Theme. 3, pp. 151.
- 32) International Atomic Energy Agency. 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments Technical reports series, No.472, IAEA, Vienna.
- 33) International Atomic Energy Agency, 2015. The Fukushima Daiichi accident, Technical volume 1, IAEA, Vienna, pp. 34–158.
- 34) Islam, M. A. and Begum, S. 2012. Histochemical and anatomical studies of phloem and xylem cells of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) tree. *Int. J. Nat. Sci.* 2: 1–7.
- 35) Iurian, A. R., Hofmann, W., Lettner, H., Türk, R. and Cosma, C. 2011. Long term study of Cs-137 concentrations in lichens and mosses. *Rom. J. Phys.* 56: 983–992.
- 36) Katana, H., Bunnberg, C. and Kuehn, W. 1988. Studies on the translocation of ^{134}Cs from leaves to fruit of apple trees. In: Commissariat à l’Energie Atomique. (eds.) Impact des accident d’ Origine nuclearie sur l’ environment, proceedings of the IV symposium international de radioecologie de Cadarache, Vol 2. Cadarache, France, pp. 72–78.
- 37) Kato, H., Onda, Y. and Gomi, T. 2012. Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophys. Res. Lett.* 39: 1–6.
- 38) Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N. and Kawamori, A. 2017. Temporal changes in radiocaesium deposition in various forest stands following the Fukushima dai-ichi nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioact.* 166: 449–457.
- 39) Kato, H., Onda, Y. and Teramage, M. 2012. Depth distribution of ^{137}Cs and ^{131}I in soil profile after Fukushima dai-ichi nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioact.* 111: 59–64.
- 40) Khomutinin Y. V., Kashparov, V. A. and Zhebrowska, K. I. 2004. Sampling optimization when radioecological monitoring. Draft of English translation of the Russian book for IAEA. UIAR: pp.137.
- 41) Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S. and Nagai, H. 2012. Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocaesium in soil under different land-use conditions. *Sci. Total Environ.* 431: 392–401.
- 42) Koarashi, J., Moriya, K., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Fujita, H. and Nagaoka, M. 2012. Retention of potentially mobile radiocaesium in forest surface soils affected by the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, DOI: 10.1038/srep01005.
- 43) Koranda, J. J. and Robinson, W. L. 1978. Accumulation of radionuclides by plants as a monitor

- system. Environ. Health Perspec. 27: 165–179.
- 44) Kretzschmar, R. and Sticher, H. 1997. Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: Influence of Ca^{2+} and trace metals. Environ. Sci. Technol. 31: 3497–3504.
- 45) Kuroda, K., Kagawa, A. and Tonosaki, M. 2013. Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. J. Environ. Radioact. 122: 37–42.
- 46) Lobit, P., Gerard, M., Soing, P. and Habib, R. 2006. Modelling malic acid accumulation in fruits: relationships with organic acids, potassium, and temperature. Journal of Experimental Botany. 57: 1471–1483.
- 47) Loffredo, N., Onda, Y., Kawamor, A. and Kato, H. 2014. Modeling of leachable ^{137}Cs in throughfall and stemflow for Japanese forest canopies after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci. To. Environ. 493: 701–707.
- 48) Loustau, D., Berbigier, P., Granier, A. and El Hadj Moussa, F. 1992. Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand. I. Variability of throughfall and stemflow beneath the pine canopy. J. Hydro. 138: 449–467.
- 49) Madoz-Escande, C., Colle, C. and Adam, C. 2002. Evolution of cesium and strontium contamination deposited on vines. Radioprotection—Colloques. 37C1: 515–20.
- 50) Mamikhin, S. V. 1995. Mathematical model of ^{137}Cs vertical migration in a forest soil. J. Environ. Radioact. 28: 161–170.
- 51) Marschner, H., Kirkby, E. A. and Cakmak, I. 1996. Effect of mineral nutritional status on shoot-root partitioning of photoassimilates and cycling of mineral nutrients. Journal of Experimental Botany, 47: 1255–1263.
- 52) Matsunaga, T., Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Nagao, S., Sato, T. and Nagai, H. 2013. Comparison of the vertical distributions of Fukushima nuclear accident radiocesium in soil before and after the first rainy season, with physiochemical and mineralogical interpretations. Sci. Total Environ. 447: 301–314.
- 53) Mattaji, A., Akef, M., Kafaki, S. B. and Hemmati, V. 2012. Throughfall, stemflow and canopy interception loss by oriental beech trees (*Fagus orientalis* Lipsky) in North Forests of Iran. Food, Agri. and Environ. 10: 1183–1187.
- 54) Mayall, A. 1995. FARMLAND: Transfer of radionuclides to fruit. NRPB-M545, Chilton, UK.
- 55) Mecklenburg, R. A. and Tuxey, H. B. 1964 Influence of foliar leaching on root uptake and translocation of calcium-45 to the stems and foliage of *Phaseolus vulgaris*. Plant Physiol. 39: 533–536.
- 56) Momoshima, N. and Bondietti, E. A. 1994. The radial distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in trees. J. Environ. Radioact. 22: 93–109.
- 57) Nakanishi, T., Matsunaga, T., Koarashi, J. and Atarashi-Andoh, M. 2014. ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact. 128: 9–14.
- 58) Ogura, S., Suzuki, T. and Saito, M. 2014. Distribution of radioactive cesium in soil and its uptake by herbaceous plants in temperate pastures with different management after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. Soi. Sci. Pla. Nut. 60: 790–800.
- 59) Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A., Nakai, W. and Takano, S. 2014. Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. J. Environ. Radioact. 134: 54–60.
- 60) Ohno, T., Muramatsu, Y., Miura, Y., Oda, K., Inagawa, N., Ogawa, H., Yamazaki, A., Toyama, C. and Sato, M. 2012. Depth profiles of radioactive cesium and iodine released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in different agricultural fields and forests. Geochemical J. 46: 287–295. DOI:10.2343/geochemj.2.0204
- 61) Ould-Dada, Z., Carini, F. and Mitchell, N. G. 2003. A model testing study for the transfer of radioactivity to fruit. J. Environ. Radioact. 70: 207–221.
- 62) Park, A. and Cameron, J. L. 2008. The influence of canopy traits on throughfall and stemflow in five tropical trees growing in a Panamanian plantation. For. Eco. Manage. 255: 1915–1925.
- 63) Pröhl, G., Fiedler, I., Koch-Steindl, H., Leser, C. and Treutter, D. 2003. Interzeption und translokation von radiocäsium bei obst und beeren. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.
- 64) Possner, D. and Kliewer, W. 1985. The localization of acids, sugars, potassium and calcium in developing grape berries. Vitis 24: 229–240.
- 65) Popper, Z. and Fry, S. 2002. Primary cell wall composition of bryophytes and charophytes. Ann. Bot. 91: 1–12.
- 66) Raitio, H. and Rantavaara, A. 1994. Airborne radiocesium in Scots pine and Norway spruce needles. Sci. Total Environ. 157: 171–180.
- 67) Roelfsema MRG and Hedrich, R. 2005. In the light of stomatal opening: new insights into ‘the watergate’. New Phytol. 167: 665–691.
- 68) Rosén, K., Öborn, I. and Lönsjö, H. 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987–1995. J. Environ Radioact. 46: 45–66.
- 69) Sanderson, D. C.W., Cresswell, A. J., Seitz, B., Yamaguchi, K., Takase, T., Kawatsu, K., Suzuki, C. and Sasaki, M. 2013. Validated Radiometric Mapping in 2012 of Areas in Japan Affected by the Fukushima-Daiichi Nuclear Accident. University of Glasgow.
- 70) Sato, M., Takata, D., Tanoi, K., Ohtsuki, T. and Muramatsu, Y. 2015. Radiocaesium transfer into the fruit of deciduous fruit trees contaminated during dormancy. Soil Sci. Plant Nutr. 61: 156–164.
- 71) Sato M, Abe, K., Kikunaga, H., Takata, D., Tanoi, K., Ohtsuki, T. and Muramatsu, Y. 2015. Decontamination effects of bark washing with a high-pressure washer on peach [*Prunus persica* (L.) Batsch] and Japanese

- persimmon (*Diospyros kaki* Thumb.) contaminated with radiocaesium during dormancy. *Hor. J.* 84: 295–304.
- 72) Sato, M., Akai, H., Saito, Y., Takase, T., Kikunaga, H., Sekiya, N., Ohtsuki, T. and Yamaguchi, K. 2019. Use of different surface covering materials to enhance removal of radiocaesium in plants and upper soil from orchards in Fukushima prefecture. *J. Environ. Radioact.* 196: 204–211
- 73) Sato, M., Takase, T. and Yamaguchi, K. 2017. Development of methods for collecting the stemflow on the trunk of trees contaminated with radioactive fallout. *J. Agri. Meteorol.* 72: 82–87.
- 74) Sato, M., Takase, T. and Yamaguchi, K. 2017. Effects of bark washing and epiphytic moss on ^{137}Cs activity concentration in bark and stemflow in Japanese persimmon (*Diospyros kaki* Thunb.) *J. Environ. Radioact.* 178–179: 360–366.
- 75) Schimmack, W., Bunzl, K. and Zelles, L. 1989. Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. *Geoderma.* 44: 211–218.
- 76) Schimmack, W., Förster, H., Bunzl, K. and Kreutzer, K. 1993. Deposition of radiocaesium to the soil by stemflow, throughfall and leaf-fall from beech trees. *Radia. Environ. Biophys.* 32: 137–150.
- 77) Schimmack, W., Fressa, H. and Bunzl, K. 1997. Vertical deposition of Chernobyl-derived radiocaesium in Bavarian grassland soils. *Naturwissenschaften.* 84: 204–207.
- 78) Schönherr, J. and Lubert, M. 2001. Cuticular penetration of potassium salts: Effects of humidity, anions, and temperature. *Plant and Soil* 236: 117–122.
- 79) Scotii, I. A. and Silva, S. 1992. Foliar absorption and leaf-fruit transfer of ^{137}Cs in fruit trees. *J. Environ. Radioact.* 16: 97–108.
- 80) Shand, C. A., Rosén, K., Thored, K., Wendler, R. and Hillier, S. 2013. Downward migration of radiocaesium in organic soils across a transect in Scotland. *J. Environ. Radioact.* 115: 124–133.
- 81) Shiraiishi, Y. 1973. Studies on the Radioactive Contamination of Fruit Trees by Fission Products: (3) Distribution of the Replaceable ^{137}Cs in the Soil of a Citrus Orchard. *Journal of Radiation Research*, 14: 231–235.
- 82) Shiozawa, S. 2013. Vertical migration of radiocaesium fallout in soil in Fukushima, In: Nakanishi, T. M., Tanoi, K. (eds.), *Agricultural implications of the Fukushima Nuclear Accident*. Springer, Tokyo, pp. 49–60.
- 83) Sokolowska, K. and Zagorska-Marek, B. 2012. Symplasmic, long-distance transport in xylem and cambial regions in branches of *Acer pseudoplatanus* (Aceraceae) and *Populus tremula* x *P. tremuloides* (Salicaceae). *American Journal of Botany.* 99: 1745 – 1755.
- 84) Spicer, R. 2014. Symplasmic networks in secondary vascular tissues: parenchyma distribution and activity supporting long-distance transport. *J. Exp. Bot.* 65: 1829–1848.
- 85) Strebl, F., Gerzabek, M. H., Karg, V. and Tatrach, F. 1996. ^{137}Cs -migration in soil and its transfer to roe deer in an Austrian forest stand. *Sci. Total Environ.* 181: 237–247.
- 86) Steinbuck E. 2002. The influence of tree morphology on stemflow in a redwood region second-growth forest. A thesis presented to the Faculty California State University, Chino, pp. 35–43.
- 87) Sugiura, T., Kobayashi, H., Sakai, R. and Suzuki, S. 1988. Factors affecting root mat formation in permanent grassland (1) *J. Jpn. Grass. Sci.* 34: 178–185.
- 88) Tagami, K. and Uchida, S. 2015. Effective half-lives of ^{137}Cs from persimmon tree tissue parts in Japan after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* 141: 8–13.
- 89) Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R. and Onda, Y. 2015. Vertical distribution and temporal changes of ^{137}Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.* 139: 351–361.
- 90) Takata, D. 2013. Distribution of radiocaesium from the radioactive fallout in fruit trees. In: T. M. Nakanishi, K. Tanoi (eds.) *Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident*. Springer, Tokyo, pp. 143–162.
- 91) Tanaka, K., Takahashi, Y., Sakaguchi, A., Umeno, M., Hayakawa, S., Tanida, H., Saito, T. and Kanai, Y. 2012. Vertical profile of iodine-131 and cesium-137 in soils in Fukushima Prefecture related to the Fukushima daiichi nuclear power station accident. *Geochemical J.* 46: 73–76.
- 92) Tegen, I., Dörr, H. and Münnich, K. O. 1991. Laboratory experiments to investigate the influence of microbial activity on the migration of cesium in a forest soil. *Water. Air. Soil Pollut.* 57–58: 441–447.
- 93) Teramage, T. M., Onda, Y., Patin, J.I Kato, H. and Gomi, T. 2014. Vertical distribution of radiocaesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioact.* 137: 37–45.
- 94) Ticknor R. L and Tukey, H. B. 1957. Evidence for the entry of mineral nutrients through the bark of fruit trees. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* 69: 13–16.
- 95) Tukey, H. B. and Mecklenburg, R. A. 1964. Leaching of metabolites from foliage and subsequent reabsorption and redistribution of the leachate in plants. *Amer. J. Bot.* 51: 737–742.
- 96) Tukey, H. B., Ticknor, R. L., Hinsvarck, O. N. and Wittwer, S. H. 1952. Absorption of nutrients by stems and branches of woody plants. *Science* 116: 167–168.
- 97) Tukey, H. B., Wittwer, S. H. and Bukovac, M. J. 1961. Absorption of Radionuclides by Aboveground Plant Parts and Movement within the Plant. *J. Agric. Food Chem.*, 9: 106–113.
- 98) Tyler, A., Carter, S., Davidson, D., Long, D. and Tipping, R. 2001. The extent and significance of bioturbation on ^{137}Cs distributions in upland soils. *Catena* 43: 81–99.
- 99) United States Department of Agriculture. 2014. Keys to Soil Taxonomy 24th Edition. <<http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/class/taxonomy/>> (accessed 07.28.17).

- 100) Unno, Y., Tsukada, H., Takeda, A., Takaku, Y. and Hisamatsu, S. 2017. Soil-solution distribution coefficient of soil organic matter is a key factor for that of radioiodide in surface and subsurface soils. *J. Environ. Radioact.* 169–170: 131–136.
- 101) Van Bell, A. J. E. 1990. Xylem-phloem exchange via the rays: The undervalued route of transport. *J. Exp. Bot.* 41: 631–644
- 102) Van Goor, B. J. and Van Lune, P. 1980. Redistribution of potassium, boron, iron, magnesium and calcium in apple trees determined by an indirect method. *Physiol. Plant.* 48: 21–26.
- 103) Velasco, R. H., Toso, J. P., Belli, M. and Sansone, U. 1997. Radiocesium in the Northeastern Part of Italy after the Chernobyl Accident: Vertical Soil Transport and Soil-to-Plant Transfer. *J. Environ. Radioact.* 37: 73–83.
- 104) Wang W, Hanai, Y., Takenaka, C., Tomioka, R., Iizuka, K. and Ozawa, H. 2016. Cesium absorption through bark of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *J. For. Res.* 21: 251–258.
- 105) Warren, W, J. 1972. In crop processes in controlled environment (eds. A. R. Rees, K. E. Cockshull, D. W. Hand and R. G. Hurd). Academic Press. London and New York: pp. 7–30.
- 106) Westwood, M. N. 1993. Temperate-zone Pomology. *Physiology and Culture*. Timber Press, Inc. Portland.
- 107) Wind, C., Arend, M. and Fromm, J. 2004. Potassium-dependent cambial growth in poplar. *Plant Biol.* 6: 30–37.
- 108) Zehnder, H. J., Kopp, P., Eikenberg, J., Feller, U. and Oertli, J. J. 1995. Uptake and transport of radioactive cesium and strontium into grapevines after leaf contamination. *Radiation. Phys. and Chem.* 46: 61–69.
- 109) Zygmunt, J., Chibowski, S. and Klimowicz, Z. 1998. The effect of sorption properties of soil minerals on the vertical migration rate of cesium in soil. *J. Radioana. Nuc. Chem.* 231: 57–62.
- 110) 趙 梁軍・白石眞一・花田勝美. 1991. キウイブルーツ果実の発育と化学成分の変化に及ぼすKT-30処理の影響. *九州大農学報.* 45: 183–191.
- 111) 江口定夫. 2014. 放射性セシウムの沈着と農地土壌における輸送過程. *土肥誌.* 85: 80–85.
- 112) 文室政彦. 1998. カキ‘西村早生’樹の生長, 養分吸収, 水分ストレスおよび根の呼吸活性に及ぼす新梢伸長初期の環状剥皮の影響. *園学雑.* 67: 219–227.
- 113) 平野 暁・菊池卓郎. 1989. 果樹の物質生産と収量. *農文協, 東京,* pp 40–42.
- 114) 平岡潔志・米山忠克. 1990. 農業資材多投に伴う作物栄養学的諸問題 3 窒素, リン, カリウムの過剰と生理機能. *土肥誌.* 61: 315–322.
- 115) 本多 昇・岡崎光良・藤原重彦・中尾宏量・洪 敏啓. 1971. マスカット・ベリーAの葉中主要栄養素含量の季節的变化. *岡山大農学報.* 37: 27–41.
- 116) 今中哲二. 2012. チェルノブイリと福島事故プロセス, 放射能放出, 放射能汚染の比較検討. *Proceedings of the 13th workshop on environmental radioactivity*(別所光太郎ほか編). 高エネ研, pp. 17–24.
- 117) 磯村公郎・樋口正信・柴田 尚・塚田祥文・岩島 清・杉山英男. 1993. 蘚苔類中の放射性セシウム濃度分布と指標植物としての応用. *RADIOISOTOPES* 42: 157–163.
- 118) 岩月善之助・水谷正美. 1975. 原色日本蘚苔類図鑑(服部新佐 監修). 保育社, 東京.
- 119) 開発一郎. 1979. 定常降雨中および降雨後の不飽和砂層中の鉛直水分移動. *日本地下水学会誌.* 21: 111–126.
- 120) 開発一郎. 1984. 不飽和砂の保水性と透水性. *日本地下水学会誌.* 26: 111–120.
- 121) 木村和義. 1987. 作物にとって雨とは何か 濡れの生態学. *農文協, 東京,* pp. 69–106.
- 122) 駒村美佐子・津村昭人・小平 潔. 2001. わが国での⁹⁰Srと¹³⁷Csによる白米の汚染—1959年以来37年間の長期観測とその解析—. *RADIOISOTOPES* 50: 80–93.
- 123) 熊沢喜久雄. 1974. 植物栄養学大要. 養賢堂, 東京, pp. 53–55.
- 124) 黒田克史. 2015. 木部における柔細胞の役割, 物質移動と心材形成. *木材学会誌.* 61: 131–135.
- 125) 文部科学省. 2011. 文部科学省放射線量等分布マップ拡大サイト. <<http://ramap.jaea.go.jp>>
- 126) 西村安代・福元康文・島崎一彦. 2004. アールスメロン(*Cucumis melo* L)の葉内無機成分に及ぼす着果の影響. *生物環境調節* 42: 137–146.
- 127) 農林水産省. 2012. 2013. 2014. 2016. 統計情報. <http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/sakk_you_kazyu/index.html>.
- 128) 小野俊朗・田上幸太郎 Oscar. 2003. 加温栽培したブドウ‘ピオーネ’の新梢生長に及ぼす樹皮剥皮後の¹⁵N-尿素枝幹処理の影響. *園研* 2: 93–96.
- 129) 大城 晃・安間貞夫・石田 隆. 2001. カキ‘前川次郎’における隔年結果樹の生態的および樹体栄養的特徴について. *園学雑.* 70: 481–488.
- 130) 小原 洋・大倉利明・高田裕介・神山和則・前島勇治・浜崎忠雄. 2011. 包括的土壌分類 第1次試案. *農環研報.* 29: 1–73.
- 131) 関澤春仁・佐藤真理・相原隆志・村上敏文・八戸真弓・濱松潮香. 2016. カキ果実におけるへたを経由した放射性セシウム-137の移行. *RADIOISOTOPES.* 65: 129–135.
- 132) 関澤春仁・佐藤真理・相原隆志・村上敏文・八戸真弓・濱松潮香. 2016. カキ果実におけるへたを経由した放射性セシウムの移行(第2報)—へたへの放射性 Csの添加量と果肉への移行率について—. *RADIOISOTOPES.* 65, 507–515.
- 133) 佐藤雄夫・佐々木生雄・鈴木継明・小松喜代松. 1978. リンゴ園の窒素施肥に関する研究 第1報 草生園における窒素の動態. *福島園試研報* 8: 1–16.

- 134) 佐藤 守. 2012. 福島の果樹, この一年—原発事故初年の放射能汚染対策試験から—. 放射化学ニュース 26 : 21–31.
- 135) 佐藤 守. 2014. 休眠期に汚染された落葉果樹における放射性セシウム移行メカニズムと吸収抑制対策. 土肥誌. 85 : 103–106.
- 136) 佐藤守・阿部和博・大野剛・村松康行・高瀬つぎ子・河津賢澄・高田大輔・田野井慶太郎. 2014. 休眠期に汚染された落葉果樹の放射性セシウムの樹体内への移行経路の解明. 福島農総セ研報. 放射性物質特集号 : 70–73.
- 137) 佐藤 守・阿部和博・山口奈々子・瀧田克典・湯田美菜子・額田光彦・佐久間宣昭・安部 充・大野 剛・菊永英寿・大槻 勤・村松康行. 2012. 樹園地における放射能汚染の実態—カキ園における環境放射能の影響評価—. *Proceedings of the 13th Workshop on Environmental Radioactivity*, (別所光太郎ほか編). 高エネ研, pp. 34–37.
- 138) 白石義行・岡林弘之. 1967. 核分裂生成物による果樹体の放射能汚染について(第 1 報) 果樹園土壌における放射性降下物 ^{137}Cs の分布(1965 年). 土肥誌. 38 : 333–338.
- 139) 白石義行. 1973. 核分裂生成物による果樹体の放射能汚染について(V)園生温州ミカンの果実における ^{137}Cs の分布. 保険物理. 8 : 209–215.
- 140) 高野和夫・木村剛・山本章吾・森次真一・岡本五郎. 2007. ‘清水白桃’ 樹の窒素およびカリウム栄養状態と果実糖度との関係. 園学研. 6 : 515–519.
- 141) 高田大輔・安永円理子・田野井慶太郎・中西友子・佐々木治人・大下誠一. 2012. 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布(第 4 報)—モモ樹体内における放射性セシウム含量とその分布について. *RADIOISOTOPES* 61 : 607–612.
- 142) 高田大輔・安永円理子・田野井慶太郎・中西友子・佐々木治人・大下誠一. 2013. 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布(第 7 報)—モモ側枝の放射性セシウム濃度の事故後 2 年間の経時変化. *RADIOISOTOPES* 62 : 539–44.
- 143) 田辺賢二・林 真二・平田尚美・瀬戸長生. 1977. 二十世紀ナシのユズ肌病に関する研究(第 4 報) 無機成分と障害発生との関係について. 園学雑. 45 : 335–341.
- 144) Thomas, P. 2005. 樹木学(熊崎 実・浅川澄彦・須藤彰司 訳). 築地書館. 東京 : pp 34–70.
- 145) 苦名 孝. 1975. 果実の生理. 養賢堂, 東京.
- 146) Tyree, M. T. and M. H. Zimmermann. 2007. 植物の木部構造と水移動様式(内海泰弘・古賀信也・梅林利弘 訳). Springer, Tokyo.
- 147) 渡部俊三・星 光興. 1981. カキ‘平核無’の生育と結果に関する研究 (2) がくに関する組織学的観察. 山形大紀要(農学)第 8 巻. 第 4 号 : 665–681.
- 148) 山田昌彦. 2011. 果樹の交雑育種法. 養賢堂, 東京, pp. 14–42.
- 149) 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川 覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田 景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平館俊太郎. 2012. 土壌—植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報 31 : 75–129.
- 150) 山川祥秀・守屋正憲. 1983. ウイルスフリーのブドウ‘カベルネ・フラン’における果汁成分の経時変化について. 園学雑. 52 : 16–21.
- 151) 山本隆儀・野堀秀明・佐々木宏・早坂康平. 1999. オウトウ, セイヨウナシおよびカキの果実肥大最盛期における ^{13}C 光合成産物の側枝間転流に及ぼす遮光の影響. 園学雑. 68 : 302–311.
- 152) 山崎利彦・新妻胤次・田口辰雄. 1970. リンゴ果汁中の有機酸と K の関係. 園学雑. 40 : 268–271.

Summary

This study was aimed to reveal systematically that the accumulation and migration dynamics of radiocaesium (RCs) in deciduous orchards contaminated during the dormancy before sprouting due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident. Based on the hypothesis that RCs on the bark is the source of inward-migration into tree and RCs transferred to the fruit directly from the bark as for the deciduous fruit trees contaminated in the dormant season, the following investigation and examinations were conducted to verify (1) direct migration into the tree from bark (2) transport via leaves deposited from bark after sprouting (indirect contamination) (3) absorption and leaching of ^{137}Cs through epidermis over the bark (4) behavior of ^{137}Cs in stemflow caused by rainfall.

1. Vertical profiles of RCs and of undergrowth root in orchards contaminated by FDNPP accident.

Five orchards approximately 60 to 65 km northwest of the FDNPP were selected for investigation. Three of them belonged to the Fruit Tree Research Center (FTRC), Fukushima Agricultural Technology Center in the city of Fukushima. The other two were orchards in the town of Kohri and in the city of Fukushima. The temporal changing of the vertical profile of ^{137}Cs in soil in the depth of 30 cm in each orchard was verified. As a result, in 2011 of the year occurred FDNPP accident, it was found that more than 80% of ^{137}Cs was present in the topsoil of 3 cm for at least 7 months after contamination.

Furthermore, the root distribution and ^{137}Cs concentration of the undergrowth root within the depth of 15 cm in three orchards in the FTRC, in which sod-culture management is carried out by mixed planting of perennial grass species, was investigated. As a result, the distribution of the root weight of the undergrowth was 73.8% at the topsoil of 3 cm within the depth of 15 cm. In addition, the ^{137}Cs concentration in the root of undergrowth was lower in the deeper layer than that in the topsoil of 3 cm.

2. Contamination of RCs in fruits and leaves in the first year after FDNPP accident.

The following 17 orchards were selected for investigation: eight orchards with 6 different fruits (cherry, peach, grape, Japanese pear, apple and Japanese persimmon) in FTRC, three orchards (peach, grape and Japanese persimmon) in Date City, four orchards (cherry, peach, Japanese pear and apple) in Fukushima City, and one peach orchard in Kohri Town.

Topsoils of 5cm and mature fruits were collected in each orchard. Transfer factor (TF) was calculated by the following equation.

$$\text{TF} = \frac{\text{radiocaesium concentration in mature fruit (Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FW)}}{\text{radiocaesium concentration in the top 20 cm soil (Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW)}}$$

where kg FW and kg DW are based on fresh weight and on dry weight. Radiocaesium concentration in soil was taken one-fourth of the top 5 cm RCs concentration as the mean concentration in the depth of 20 cm. TFs were 4.7×10^{-3} to

5.4×10^{-2} , which was one to two order of magnitude higher than that of the previous studies excluding chestnuts. Obviously higher ^{137}Cs concentrations in fruits detected as the indirect absorption from the soil considering the TF.

Furthermore, the concentrations of ^{137}Cs in the leaves of fruit trees planted in FTRC were compared with the concentrations of ^{137}Cs in the foliage of undergrowth grown in the same orchard. The leaves of the following undergrowth was collected in summer for annual plant and in mid-September for perennial plant; barnyardgrass (*Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. var. *crus-galli*), southern crabgrass (*Digitaria ciliaris* (Retz.) Koeler) and common purslane (*Portulaca oleracea* L), for annual plant, and Japanese dock (*Rumex japonicus* Houtt.), Kentucky bluegrass (*Poa pratensis* L) and white clover (*Trifolium repens* L), for perennial plant. As a result, there was a significant difference between the ^{137}Cs concentrations in the leaves of the fruit trees and of the undergrowth. The ^{137}Cs in the leaves of fruit trees was approximately three times higher than that of undergrowth. This result was inconsistent with the positional relation of the root between undergrowth and fruit trees.

3. Verification of the pathway of inward-migration into the deciduous tree contaminated in dormancy.

Five tree species planted in FTRC, peach, sweet cherry, grape, Japanese pear and apple, selected for the investigation. On May 10 in 2011, the radiation count rates at the top, side, and bottom (ground-facing) sites were measured on scaffold limbs at 30 cm from the bifurcation. As a result, the radiation count rate on the surface of the scaffold limb was significantly different due to the measured site, and was higher in the order of top > side > bottom indicating that more RCs were deposited on the sky-facing side of the scaffold limb than that on the ground-facing side.

RCs solution extracted from peach bark was pasted on the surface of main trunk of non-contaminated peach seedlings, or the washed solution of yuzu leaves was sprayed over the canopy of non-contaminated young peach tree. Both treatment conducted before sprouting. As a result, 34 to 85 Bq · kg⁻¹ FW RCs were detected from leaves and 5.6 Bq · kg⁻¹ FW RCs were detected from fruits. It was confirmed that RCs migrated from bark to leaves and fruits due to contamination before sprouting.

A Japanese persimmon 'Hachiya' planted in FTRC before the FDNPP accident (tree in orchard) was excavated to a depth of about 2 m on January 31 in 2012, and dismantled into each organs. In addition, 6-year-old young trees of non-contaminated Japanese persimmon 'Hachiya' were planted on March 28 in 2013 using soils collected from the contaminated Japanese persimmon orchard in FTRC (potted tree), and 1 tree per year was dismantled from 2014 to 2016. The distribution ratio of ^{137}Cs in the underground and above-ground parts of tree in orchard and potted trees was compared. As a result, the distribution of ^{137}Cs in the xylem at above-ground and at underground were 70% and 30.0% for tree in orchard, and means of ^{137}Cs distribution between 2014 and 2015 at above-ground

and at underground were 35.0% and 65.0% for potted tree. The relation of ^{137}Cs distribution at above-ground and at underground between tree in orchard and potted tree was almost reversed.

4. Decontamination effects of bark washing with a high-pressure washer on peach [*Prunus persica* (L.) Batsch] and Japanese persimmon (*Diospyros kaki* Thumb.) contaminated with RCs during dormancy.

The bark washing treatment carried out in the winter in the first year after FDNPP accident using the peach 'Kawanakajima Hakuto' in FTRC and Japanese persimmon 'Hachiya' in farmer's orchard in Date City. RCs concentration in fruit the both species significantly reduced the following year. The effect of bark washing in Japanese persimmon continued for several years, and the decontamination effect on the ^{137}Cs concentration in the fruit was estimated to be 29.1%. However, the effectiveness of bark washing on RCs decrease in peach fruit was only one year. Since peaches do not form rough bark easily and Japanese persimmon easily form rough bark, the difference in the bark washing effect was presumed to be due to the presence or absence of exfoliation of the bark.

5. Effects of bark washing and epiphytic moss on ^{137}Cs activity concentration in bark and stemflow in Japanese persimmon.

A tea pack (made of polyester / polyethylene composite fiber; sphagnum pad) was placed on the moss grown over the main trunk, and the amount of ^{137}Cs held in the sphagnum pad was measured by collecting the sphagnum pad at each events of rainfall. As a result, a significant proportional expression was obtained between precipitation and the amount of ^{137}Cs . In addition, more ^{137}Cs was collected by the sphagnum pad placed on the site with moss than that placed on the adjacent site with no moss growing. Furthermore, a significantly higher concentration of ^{137}Cs was detected in the bark just under the moss than that in the adjacent bark with no moss growing. The concentration of ^{137}Cs in the Entodon moss [*Entodon challengerii* (Paris) Card.] growing over the bark of unwashed Japanese persimmon trees in farmer's orchard in Date City showed a significant difference between the year from the fifth year after contamination and the next year. And the concentration of ^{137}Cs in the moss decreased over time from 2015 of the fifth year after contamination. These result indicated that the epiphytic moss could act as a long-term reservoir of ^{137}Cs for the fruit tree.

6. Translocation of ^{137}Cs into deciduous fruits via foliar interception.

Approximately $1\sim 3 \text{ Bq} \cdot \text{mL}^{-1}$ dissolved ^{137}Cs solution extracted from moss collected from Kawamata Town and Iitate Village was pasted on the surface of leaves of Japanese persimmon, sweet cherry and grape to verify the transfer rate of ^{137}Cs via leaves to fruits and the transfer rate (%) of absorbed ^{137}Cs into fruits. As a result, the transfer rate of ^{137}Cs via the leaves depended on the phenological stage of fruits at the time of treatment, the distance between

the spiked leaves and fruits, and the number of fruit in cluster. The transfer rate of ^{137}Cs via leaves at the beginning of coloring or at the fruit growing stage was $14.3 \pm 4.9\%$, $18.1 \pm 5.1\%$ and $16.4 \pm 5.0\%$ in sweet cherry, grape and Japanese persimmon. As a consequence, there was no difference in the transfer rate via leaves between the fruit species from the fruit growing stage.

Based on the fruit to leaves ratio of ^{137}Cs concentration at the harvest by the treatment of contamination at the young fruit stage and fruit growing stage, the relative contributions of the ^{137}Cs via leaves to the ^{137}Cs concentration in Japanese persimmon fruits at farmer's orchard in Date City was calculated. As a result, it was $34.2 \pm 6.3\%$ (mean value \pm standard deviation) for the contamination at the young fruit stage and $16.9 \pm 3.1\%$ for the contamination at the fruit growing stage. The high concentration of ^{137}Cs solution for stemflow used in the experiment suggests that the contribution of indirect transfer to the fruit via the leaves is unlikely high.

As a consequence, it was concluded based on the results of investigation and experiment examined in this study; (1) RCs on the bark were the main source of migration into deciduous fruit trees contaminated during the dormancy. (2) Most of the ^{137}Cs detected in the mature fruit of the deciduous fruit tree was translocated by the inward-migration via bark.

Considering the findings of this study, a compartment model on the accumulation and migration pathways of RCs in orchards contaminated during dormancy was proposed. Compared with the compartment model by the previous study, epiphytic moss over the bark for an external storage component feeding the stemflow, undergrowth for topsoil elements, and soil pores (pores) for downward-migration elements of RCs in soil was added to the elements.

補遺

A 補遺 1 事故初年におけるイネ科およびマメ科多年草茎葉部の ¹³⁷Cs 濃度の経時的推移

Note: FTFC において、2011 年 6 月 1 日(2 番草)より 4 回に亘って多年生草種の KB および WC の茎葉試料を採取。草刈り取り作業後、草丈約 20cm に成長した茎葉を採取。試料は洗浄後に東北大学光物理学研究センターの Ge 半導体検出にて RCs 濃度を測定 (図 A1.1)。

A 補遺 2 果実中 ¹³⁷Cs 濃度の実効半減期および環境半減期

A.2.1 目的

成熟果の ¹³⁷Cs 濃度の年次推移をモデル化し、¹³⁷Cs 濃度の長期的変動に対する環境要因の影響を評価する。

A.2.2 材料および方法

(1) 実効半減期および環境半減期の理論

任意の年の成熟果の ¹³⁷Cs 濃度(C)は以下のモデル式に従うと仮定し、非線形最小二乗法によりモデル式を求め、式 1, 2 から実効半減期および環境半減期を算出した。

$$C = K_{fast} \exp(-\lambda_{fast}x) + K_{slow} \exp(-\lambda_{slow}x) \quad (A2.1)$$

(K : 汚染初年の急減成分および緩減成分の濃度, x : 汚染後年数, λ:各成分の減衰係数)

測定された果実中 ¹³⁷Cs 濃度から求めた減衰係数 (λ_{eff})は物理的減衰に環境および樹体内中の ¹³⁷Cs 拡散収支による減衰が加わったものとし、減衰係数を以下の式で表す。

$$\lambda_{eff} = \lambda_{ph} + \lambda_{eco} \quad (A2.2)$$

(λ_{eff} : 測定された果実中 ¹³⁷Cs 濃度から求めた減衰係数, λ_{ph} : ¹³⁷Cs の物理的減衰係数, λ_{eco} : 環境および樹体内要因による減衰係数)

これにより急減成分および緩減成分それぞれにおいて以下の式が成立する。

$$x = -\ln(C/K) / (\lambda_{ph} + \lambda_{eco}) \quad (A2.3)$$

半減期は C/K=1/2, の x の値であり、これを実効半減期(T_{eff})と定義する。実効半減期, 物理的半減期(T_{ph}), 環境半減期(T_{eco})は以下の式によりそれぞれの減衰係数から算出される。

$$T_{eff} = \ln 2 / \lambda_{eff}, T_{ph} = \ln 2 / \lambda_{ph}, T_{eco} = \ln 2 / \lambda_{eco} \quad (A2.4)$$

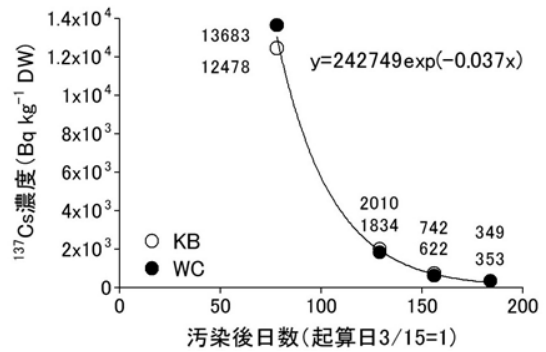


図 A1.1 事故初年におけるケンターキーブルーグラス (KB) とホワイトクローバー (WC) 茎葉部の ¹³⁷Cs 濃度の経時的推移

また実効半減期, 物理的半減期, 環境半減期の間には以下の式が成立する。

$$1/T_{eff} = -(\lambda_{ph} + \lambda_{eco}) / \ln(1/2) = (\lambda_{ph} + \lambda_{eco}) / \ln(2) = \lambda_{ph} / \ln(2) + \lambda_{eco} / \ln(2) = 1/T_{ph} + 1/T_{eco} \quad (A2.5)$$

(2) 解析データ

2011–2015 年における下記の同一樹または同一圃場の成熟果の ¹³⁷Cs 濃度測定値を供試した。FTFC に植栽されたウメ ‘竜峡小梅’ 2 樹, オウトウ ‘佐藤錦’ 3 樹, モモ ‘あかつき’ 3 樹, 伊達市カキ園 ‘蜂屋’ 高圧洗浄無洗浄と洗浄樹各 3 樹および福島市信夫山のユズ園 3 ほ場に植栽されたユズ樹。ユズは、3 ほ場毎に 5~17 樹の測定値を平均し圃場反復とした。

A.2.3 結果

いずれの樹種においても成熟果の果実中 ¹³⁷Cs 濃度の経年推移は 2 重指数減衰モデルに適合した(図 A2.1)。オウトウ ‘佐藤錦’ およびモモ ‘あかつき’ の 2013 年の実測値はモデルより低かった。単一の指数減衰関数は FDNPP 事故 3 年後の 2013 年から年次経過とともに測定値から乖離した。実効半減期の急減成分は、最小値がウメ ‘竜峡小梅’ 109 日, 最大値がカキ ‘蜂屋’ (無洗浄樹)208 日であった。緩減成分は、最小値がオウトウ ‘佐藤錦’ 475 日, 最大値がカキ ‘蜂屋’ (無洗浄樹)3120 日であった。環境半減期の急減成分は、各樹種とも実効半減期と数日以内の格差であった。緩減成分の実効半減期との格差は 22–1243 日で明瞭な樹種間差が認められた。無洗浄樹では ‘佐藤錦’ および ‘あかつき’ の格差が少なく、カキ ‘蜂屋’ の格差が 1234 日で極めて大きかった(表 A2.1)。カキ ‘蜂屋’ の環境半減期の緩減成分は洗浄樹と無洗浄樹間で 3358 日の格差が認められ、高圧洗浄処理の果実中 ¹³⁷Cs 濃度の環境および樹体内要因の低減効果が高かったことを示した。

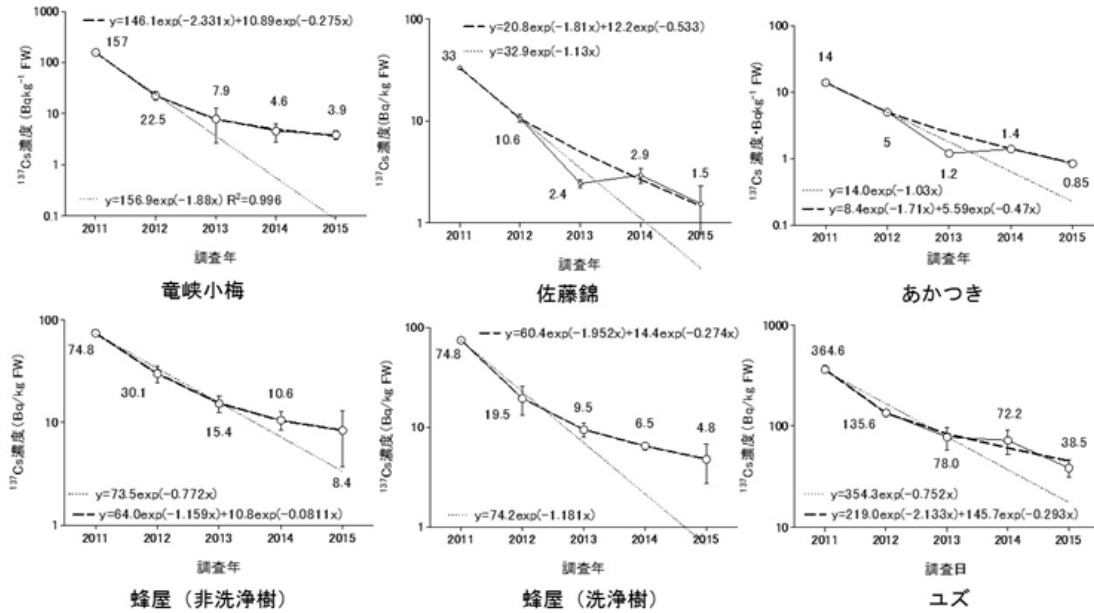


図 A2.1 果実中 ¹³⁷Cs 濃度の経年推移

表 A2.1 成熟果の果肉中 ¹³⁷Cs の実効半減期および環境半減期

樹種 品種	減衰成分	減衰係数 (λ _{fast} , λ _{slow})	実効半減期 (T _{eff})	環境半減期 (T _{env})
			Day	Day
ウメ	急減成分	2.33	109	110
竜峡小梅	緩減成分	0.28	920	1004
オウトウ	急減成分	1.81	140	142
佐藤錦	緩減成分	0.53	475	496
モモ	急減成分	1.71	148	150
あかつき	緩減成分	0.47	534	561
カキ	急減成分	1.16	218	223
蜂屋	緩減成分	0.08	3120	4362
カキ	急減成分	1.95	130	131
蜂屋 (洗浄)	緩減成分	0.28	920	1004
ユズ	急減成分	2.13	119	120
	緩減成分	0.29	863	937

本解析は5か年分の測定値によるもので、環境半減期の緩減成分については、更に長期的な測定による解析が必要である。

A 補遺 3 樹園地における土壌表層 0~9 cm 層の交換性 ¹³⁷Cs 濃度の動態

A.3.1 目的

2013年と2015年の土壌表層 0~9 cm 層の交換性 ¹³⁷Cs(ex-¹³⁷Cs)濃度および土壌有機物との関係について比較した。

A.3.2 材料および方法

(1)FTRC内モモ‘あかつき’(AO),リンゴ‘紅玉’(KO)および‘三島ふじ’(MO)の3ほ場に桑折町モモ園(HO),福島市渡利リンゴ園(FO)の経済栽培果樹園を加えた5ほ場から採取した2013年および2015年土壌試料を試験に供試した。

(2) 測定項目と方法

ア ¹³⁷Cs 濃度および ex-¹³⁷Cs 濃度

0~9 cm 層の ¹³⁷Cs 濃度および ex-¹³⁷Cs 濃度を測定した。ex-¹³⁷Cs 濃度は、2013年は0~3および3~6 cm 層、2015年は更に6~9 cm 層の試料を1N酢酸アンモニウム液にて抽出後、福島大学のゲルマニウム半導体検出器により測定した。ex-¹³⁷Cs 濃度は以下の式により算出した。

$$ex-^{137}Cs = 1.014 \times (100 + fw) fdfmC / 100 (Bq \cdot kg^{-1} DW) \tag{A3.1}$$

$$fm = 100/5 (mL \cdot g^{-1}) \tag{A3.2}$$

fd 採取日により算出した物理的減衰による補正係数(1.05), fm 土壌抽出試料(5 g)の希釈率, 1.014 1 mol · L⁻¹ CH₃COONH₄抽出液の比重, C Ge 半導体測定濃度(Bq · kg⁻¹), fw 水分含有率から算出した含水比

イ 全炭素含量(TC)

NC アナライザーにて0~9 cm 層の TC を測定した。ex-¹³⁷Cs 抽出と TC 測定は農研機構果樹研に依頼した。

(3) 解析

ex-¹³⁷Cs 濃度の下方移動の指標として ex-¹³⁷Cs 濃度の ¹³⁷Cs 濃度に対する割合(ex-¹³⁷Cs 割合)を用いた。各層の ex-¹³⁷Cs 濃度, ex-¹³⁷Cs 割合についてはほ場と調査年による分散分析および TC の層間比と3~6 cm 層の ex-¹³⁷Cs 割合との回帰分析を行った。

A.3.3 結果

ex-¹³⁷Cs 濃度は0~3, 3~6 cm 層ともに年次間では有意差は認められなかった。ほ場間では有意差が認められ、0~3 層ではふじ(重埴土)ほ場で高かったが、3~6 層では AO ほ場で高かった(図 A3.1, 図 A3.2)。ex-¹³⁷Cs 割合は 0~3 cm 層では年次間差は認められなかったが、3~6 cm 層では 2015 年が有意に高まった。ほ場間ではいずれの層でも有意差が認められ、

モモ園で高く、花崗岩系の壤質粗砂土ほ場で低かった(図 A3.3, 図 A3.4)。また、2015 年は 0~3 cm 層より 3~6 cm 層で有意に高かった。TC の 3~6 cm 層/0~3 cm 層比と 3~6 cm 層の ex-¹³⁷Cs 割合の関係において 2013, 2015 年ともに有意な比例関係が認められた(図 A3.5, 図 A3.6)。また 2015 年は TC の 6~9 cm 層/3~6 cm 層比と 6~9 cm 層の ex-¹³⁷Cs 割合の関係も有意な比例関係が認められた。

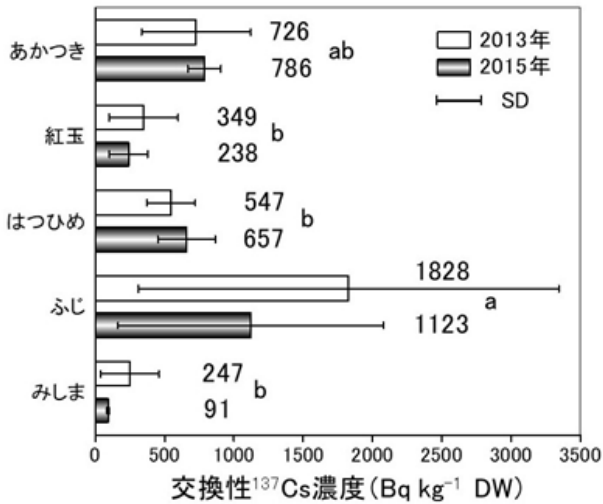


図 A3.1 表層 3 cm の交換性 ¹³⁷Cs 濃度の年次間比較

垂線は SD
異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)

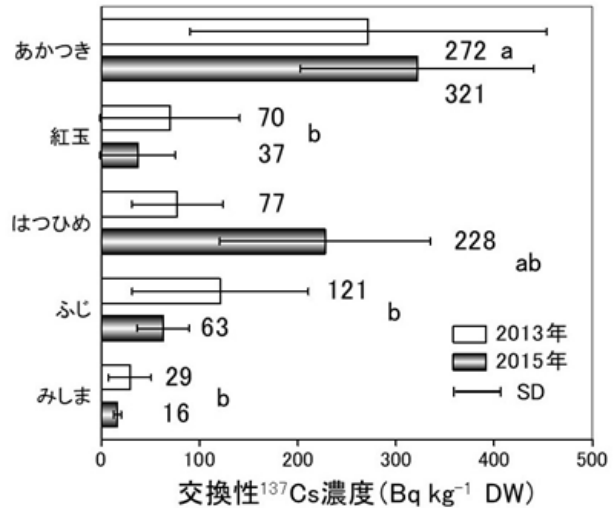


図 A3.2 表層 3-6 cm の交換性 ex¹³⁷Cs 濃度の年次間比較

垂線は SD
異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)

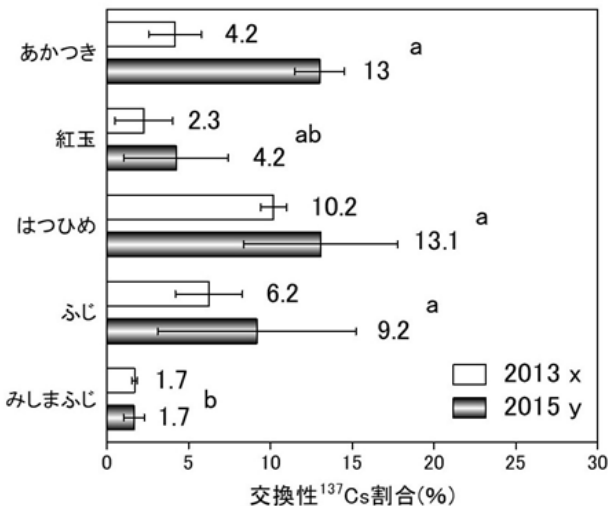


図 A3.3 表層 3 cm の ex¹³⁷Cs 割合の年次間比較

垂線は SD
異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)

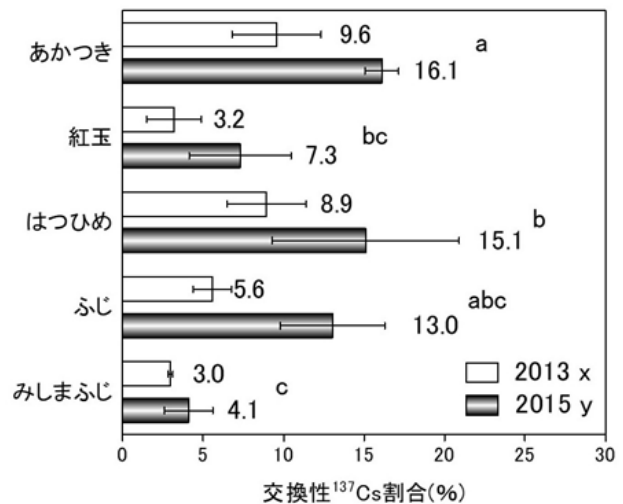


図 A3.4 表層 3-6 cm の ex¹³⁷Cs 割合の年次間比較

垂線は SD
異符号間で有意差あり (Tukey 多重検定, $p \leq 0.05$)

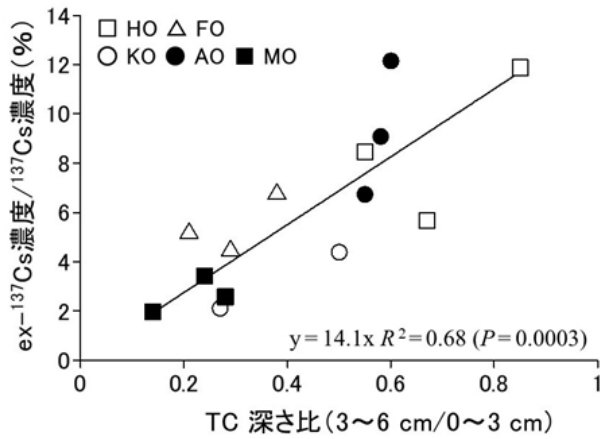


図 A3.5 TC の深さ比 (3~6 cm 層/0~3 cm 層) と 3~6 cm 層の交換性 ¹³⁷Cs 割合との関係 (2013 年)

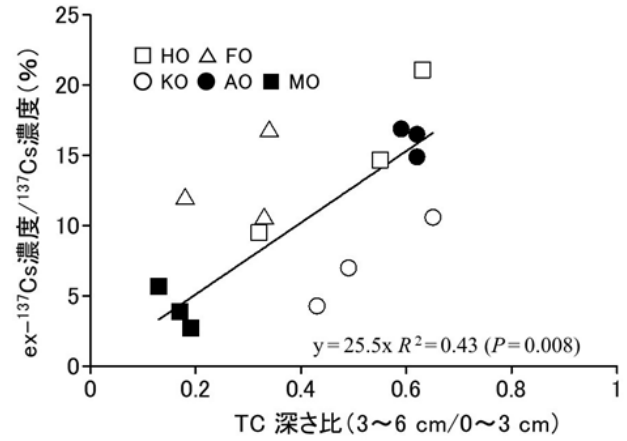


図 A3.6 TC の深さ比 (3~6 cm 層/0~3 cm 層) と 3~6 cm 層の交換性 ¹³⁷Cs 割合との関係 (2015 年)

表 A4.1 モモ「あかつき」ほ場における樹冠ごとの表層 5 cm ¹³⁷Cs 濃度の年次比較

樹No	樹形	¹³⁷ Cs濃度 (kBq kg ⁻¹ DW)	
		2011年	2014年
あかつき1	低樹高开張形	2.83	4.48
あかつき2	開心自然形	3.25	3.91
あかつき3	低樹高自然形	3.03	8.41
あかつき4	低樹高开張形	1.29	5.02
あかつき5	開心自然形	2.36	3.35
あかつき6	低樹高自然形	2.38	2.73
あかつき7	低樹高开張形	4.40	5.68
あかつき8	開心自然形	3.74	4.43
あかつき9	低樹高自然形	6.64	4.16
あかつき10	低樹高开張形	5.65	2.75
あかつき11	開心自然形	5.08	3.06
あかつき12	低樹高自然形	2.29	4.19
	平均	3.58	4.35
	SD	1.58	1.56
	最大値/最小値	5.2	3.1

A 補遺 4 2011 年 3 月 15 日雨水中 ¹³⁷Cs 濃度の推定

A.4.1 目的

圃場表層の ¹³⁷Cs 濃度と降水量から、雨中の ¹³⁷Cs 濃度を推定する

A.4.2 材料および方法

2011 年 3 月 15 日の FTTC の降水量と所内モモ「あかつき」圃場 12 樹の樹冠下表層 5 cm の測定値(表 A4.1)から雨中の ¹³⁷Cs 濃度を試算した。

A.4.3 結果

面積 1m² 深さ 5 cm の土壌容量 : 1×1×0.05×1000=50 (L), (1 m³=1000 L)
 ‘あかつき’圃場の土壌密度 : 0.974 (kg L⁻¹ DW)
 面積 1m² 深さ 5 cm の土壌重量 : 50×0.974=48.7 (kg)
 ‘あかつき’圃場の深さ 5 cm の ¹³⁷Cs 濃度 : 3.58 (kBq·

kg⁻¹ DW)

面積 1m² 深さ 5 cm の ¹³⁷Cs 量 : 3.58×48.7=174 (kBq)
 2011 年 3 月 15 日の降水量 : 15 mm
 面積 1m² の雨水容量 : (100)²×1.5/1000=15(L)
 雨水中 ¹³⁷Cs 濃度 : 174/15=11.6 (kBq L⁻¹)

A 補遺 5 モンテカルロ法による土壌深さ 6~9cm ¹³⁷Cs 濃度の経時的推移のシミュレーション

A.5.1 目的

モンテカルロシミュレーション(Monte Carlo simulation)は、放射性物質の移行パラメーターを介した多くの要素を結びつける数値計算を、乱数表を用いて行う手法であり、複数の要素間の移行パラメーターを確率として捉え、個々の放射性核種粒子ごとに乱数表により任意の移行確率を与えることで予測値を算出する方法である。モンテカルロシミュレーションと実測値とを比較することで複数の要素からなるコンパートメントモデルの妥当性を検討することができる。関数を仮定しないことから複雑な要素を組み込んだモデルでも柔軟なシミュレーションが可能であり、モデル構築の支援ツールとして期待できる。

コンパートメントモデルに基づき、モンテカルロ法により土壌深さ 6~9cm の ¹³⁷Cs 濃度の経時的推移をシミュレーションし、コンパートメントモデルの妥当性とモンテカルロ法の有効性について検討した。

A.5.2 材料および方法

任意(i)の要素中に存在する放射性核種の個数 N_i を以下の式で表す。

$$dN_i/dt = -\sum_{i \rightarrow k} \gamma_{i \rightarrow k} N_i + \sum_{l \rightarrow i} \gamma_{l \rightarrow i} N_l \quad (A5.1)$$

ここで、 $\gamma_{i \rightarrow k}$ は i 要素から k 要素へ放射性核種が移行する確率、 $\gamma_{l \rightarrow i}$ は l 要素から i 要素へ放射性核種が吸収される確率。即ち l 要素から i 要素への放射性核種の吸収量は l 要素の放射性核種の個数 NI に依存する。モンテカルロシミュレーションは各要素間の移行/吸収確率を直接扱うことができる。本研究においては 5 圃場の深さ 6~9 cm の ^{137}Cs 濃度の 2011 年 3 月 15 日を起算日とする経時的推移についてモンテカルロシミュレーションを行った。土壌中 ^{137}Cs 下方移行モデルとして 5 つの要素で構成されたコンパートメントモデルを設定した。土壌表面の沈着 ^{137}Cs の初期値として $10000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、溶存態および懸濁態 ^{137}Cs ともに土壌孔隙を通過して下方へ移行するものと仮定した(図 A4.1)。シミュレーションは各要素間の移行確率を任意に変えて行った。

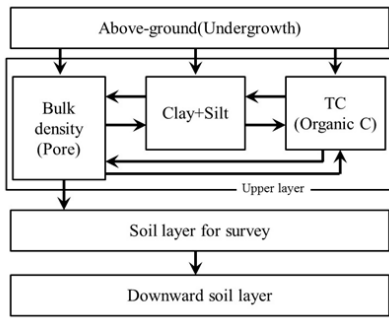


図 A5.1 土壌中 ^{137}Cs 下方移行のコンパートメントモデル

A.5.3 結果

深さ 6~9 cm の ^{137}Cs 濃度の経年推移は AO 圃場で 2014 年より他圃場より高まる傾向を示した。一方で MO 圃場では低濃度で推移した(図 A5.2)。従ってシミュレーションは AO 圃場とリンゴ圃場(KO, FO および MO)の 2 群に分けて行った。リンゴ園では孔隙から粘土への移行が想定されるが、有機物が豊富な AO 圃場では、有機物が粘土への吸着を阻害する⁴⁾ことを考慮し孔隙から粘土への移行を仮定しなかった。測定値と対応したシミュレーション結果が得られた(図 A5.2)。測定値との回帰分析の決定係数は AO および MO 圃場で 0.793 ($p=0.007$) および 0.858 ($p=0.003$) であった(図 A5.3, 図 A5.4)。AO および MO 圃場の各コンパートメントの ^{137}Cs 濃度のシミュレーション結果は、 ^{137}Cs を固定する粘土層で対照的な推移を示し、AO 圃場は減少傾向、MO 圃場は増加傾向を示した(図 A5.5, 図 A5.6)。

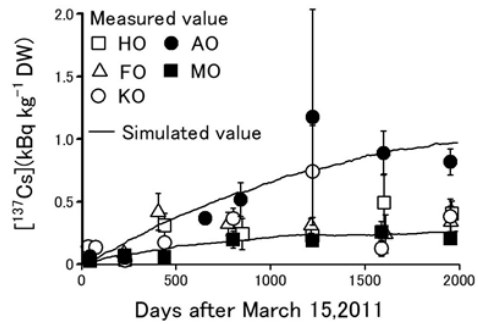


図 A5.2 FDNPP 事故後 5 年間の深さ 6~9 cm 層の ^{137}Cs 濃度の経時的推移とモンテカルロシミュレーション
[^{137}Cs] は ^{137}Cs 濃度、垂線は標準偏差を表す

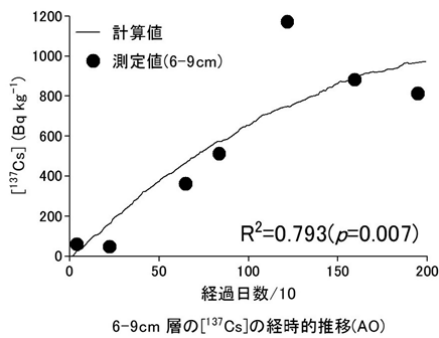


図 A5.3 AO 圃場の 6~9 cm 層 ^{137}Cs 濃度の経時的推移

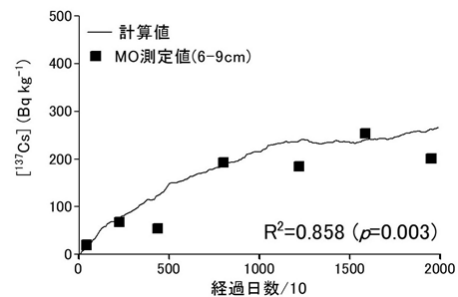


図 A5.4 MO 圃場の 6~9 cm 層 ^{137}Cs 濃度の経時的推移

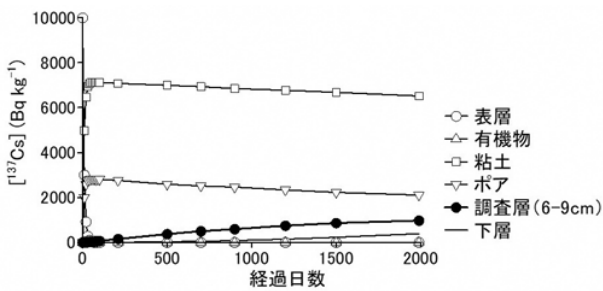


図 A5.5 AO 圃場の各コンパートメントでの ^{137}Cs 濃度の経時的推移

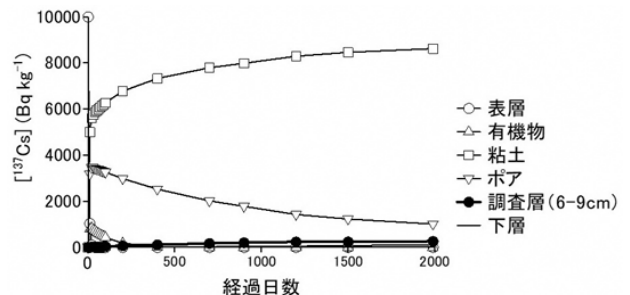


図 A5.6 MO 圃場の各コンパートメントでの ^{137}Cs 濃度の経時的推移

A 補遺6 調査樹園地深さ 0~30 cm の土壤中 ^{137}Cs 濃度データ(2011年~2017年)

表 A6.1 果樹研究所リンゴ‘紅玉’圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	^{137}Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
KO	2011/4/15	31	1.5	4.71E+01			9.66E+01			
KO	2011/4/15	31	4.5	4.94E-01			2.14E+00			
KO	2011/4/15	31	7.5	1.36E-01			5.88E-01			
KO	2011/4/15	31	10.5	2.31E-02			9.99E-02			
KO	2011/4/15	31	13.5	1.54E-02			6.66E-02			
KO	2011/4/15	31	16.5	1.41E-02			6.11E-02			
KO	2011/4/15	31	21	1.41E-02			1.22E-01			
KO	2011/4/15	31	27	3.21E-02			2.78E-01			
KO	2011/5/25	71	1.5	1.16E+01			9.10E+01			
KO	2011/5/25	71	4.5	3.18E-01			5.26E+00			
KO	2011/5/25	71	7.5	1.30E-01			2.14E+00			
KO	2011/5/25	71	10.5	6.14E-02			1.02E+00			
KO	2011/5/25	71	13.5	1.39E-02			2.29E-01			
KO	2011/5/25	71	16.5	8.67E-03			1.43E-01			
KO	2011/5/25	71	19.5	2.83E-03			4.68E-02			
KO	2011/5/25	71	22.5	2.49E-03			4.12E-02			
KO	2011/5/25	71	25.5	2.44E-03			4.04E-02			
KO	2011/5/25	71	28.5	5.23E-03			8.65E-02			
KO	2011/10/25	224	1.5	5.56E+00			9.13E+01			
KO	2011/10/25	224	4.5	4.17E-02			1.39E+00			
KO	2011/10/25	224	7.5	2.53E-02			1.04E+00			
KO	2011/10/25	224	10.5	1.89E-02			6.93E-01			
KO	2011/10/25	224	13.5	1.79E-02			6.93E-01			
KO	2011/10/25	224	16.5	2.13E-02			6.93E-01			
KO	2011/10/25	224	19.5	3.86E-02			1.39E+00			
KO	2011/10/25	224	22.5	2.13E-02			6.93E-01			
KO	2011/10/25	224	25.5	2.42E-02			6.93E-01			
KO	2011/10/25	224	28.5	3.70E-02			1.39E+00			
KO	2012/5/24	436	1.5	1.45E+01	±	9.96E+00	8.56E+01			
KO	2012/5/24	436	4.5	6.64E-01	±	2.34E-01	8.29E+00			
KO	2012/5/24	436	7.5	1.67E-01	±	8.72E-02	2.08E+00			
KO	2012/5/24	436	10.5	1.13E-01	±	2.74E-02	1.41E+00			
KO	2012/5/24	436	13.5	4.61E-02	±	4.44E-03	5.75E-01			
KO	2012/5/24	436	18	4.03E-02	±	9.77E-03	1.01E+00			
KO	2012/5/24	436	25.5	2.78E-02	±	4.47E-03	1.04E+00			
KO	2013/5/22	799	1.5	1.60E+01	±	1.57E+00	7.48E+01			
KO	2013/5/22	799	4.5	1.84E+00	±	1.26E+00	1.74E+01			
KO	2013/5/22	799	7.5	3.61E-01	±	1.63E-01	3.45E+00			
KO	2013/5/22	799	12	1.81E-01	±	1.89E-01	3.34E+00			
KO	2013/5/22	799	18	3.14E-02	±	1.25E-02	6.02E-01			
KO	2013/5/22	799	25.5	1.56E-02	±	8.20E-03	4.47E-01			
KO	2014/7/16	1219	1.5	1.32E+01	±	6.54E+00	7.00E+01			
KO	2014/7/16	1219	4.5	1.51E+00	±	8.36E-01	1.69E+01			
KO	2014/7/16	1219	7.5	7.35E-01	±	7.34E-01	8.22E+00			
KO	2014/7/16	1219	10.5	1.45E-01	±	5.08E-02	1.62E+00			
KO	2014/7/16	1219	13.5	8.39E-02	±	4.04E-02	9.39E-01			
KO	2014/7/16	1219	16.5	6.33E-02	±	3.38E-02	7.07E-01			
KO	2014/7/16	1219	19.5	5.61E-02	±	3.70E-02	6.27E-01			
KO	2014/7/16	1219	22.5	3.39E-02	±	3.18E-02	3.79E-01			
KO	2014/7/16	1219	25.5	3.32E-02	±	3.40E-02	3.71E-01			
KO	2014/7/16	1219	28.5	2.07E-02	±	6.38E-03	2.31E-01			

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				KO	2015/7/17	1585		1.5	6.12E+00	±
KO	2015/7/17	1585	4.5	4.51E-01	±	2.98E-01	1.26E+01	±	8.05E+00	
KO	2015/7/17	1585	7.5	1.22E-01	±	1.24E-01	3.52E+00	±	3.45E+00	
KO	2015/7/17	1585	10.5	4.55E-02	±	2.78E-02	1.31E+00	±	9.04E-01	
KO	2015/7/17	1585	13.5	2.07E-02	±	1.71E-03	6.56E-01	±	5.19E-02	
KO	2015/7/17	1585	16.5	1.35E-02	±	5.09E-03	4.17E-01	±	2.11E-01	
KO	2015/7/17	1585	19.5	1.05E-02	±	4.00E-03	3.14E-01	±	1.24E-01	
KO	2015/7/17	1585	22.5	9.90E-03	±	9.27E-04	2.94E-01	±	5.52E-02	
KO	2015/7/17	1585	25.5	1.00E-02	±	6.37E-03	3.06E-01	±	2.02E-01	
KO	2015/7/17	1585	28.5	5.17E-03	±	5.20E-03	1.34E-01	±	1.30E-01	
KO	2016/7/13	1947	1.5	1.01E+01	±	4.21E+00	7.84E+01	±	1.41E+01	
KO	2016/7/13	1947	4.5	1.11E+00	±	6.96E-01	1.21E+01	±	7.79E+00	
KO	2016/7/13	1947	7.5	3.77E-01	±	2.79E-01	4.53E+00	±	3.51E+00	
KO	2016/7/13	1947	10.5	1.92E-01	±	1.81E-01	2.42E+00	±	2.31E+00	
KO	2016/7/13	1947	13.5	7.65E-02	±	3.88E-02	1.03E+00	±	5.30E-01	
KO	2016/7/13	1947	16.5	4.73E-02	±	2.19E-02	5.78E-01	±	2.20E-01	
KO	2016/7/13	1947	19.5	2.68E-02	±	1.31E-02	3.23E-01	±	1.05E-01	
KO	2016/7/13	1947	22.5	2.35E-02	±	1.28E-02	3.08E-01	±	1.26E-01	
KO	2016/7/13	1947	25.5	1.35E-02	±	8.85E-03	1.77E-01	±	9.63E-02	
KO	2016/7/13	1947	28.5	1.20E-02	±	4.82E-03	1.54E-01	±	5.82E-02	
KO	2017/9/13	2374	1.5	8.27E+00	±	4.88E+00	7.41E+01	±	2.54E+01	
KO	2017/9/13	2374	4.5	8.40E-01	±	4.91E-01	1.56E+01	±	1.33E+01	
KO	2017/9/13	2374	7.5	2.35E-01	±	2.09E-01	4.91E+00	±	5.56E+00	
KO	2017/9/13	2374	10.5	1.27E-01	±	1.52E-01	2.41E+00	±	3.26E+00	
KO	2017/9/13	2374	13.5	5.07E-02	±	5.01E-02	1.18E+00	±	1.49E+00	
KO	2017/9/13	2374	16.5	3.09E-02	±	2.54E-02	5.71E-01	±	5.96E-01	
KO	2017/9/13	2374	19.5	1.81E-02	±	1.32E-02	3.33E-01	±	3.07E-01	
KO	2017/9/13	2374	22.5	1.50E-02	±	9.98E-03	2.78E-01	±	2.68E-01	
KO	2017/9/13	2374	25.5	1.51E-02	±	1.16E-02	2.95E-01	±	3.05E-01	
KO	2017/9/13	2374	28.5	2.09E-02	±	2.14E-02	3.79E-01	±	4.69E-01	

表 A6.2 果樹研究所モモ ‘あかつき’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				AO	2011/4/24	40		1.5	5.48E+00	
AO	2011/4/24	40	4.5	2.79E-01			4.84E+00			
AO	2011/4/24	40	7.5	6.04E-02			1.05E+00			
AO	2011/4/24	40	10.5	1.80E-02			3.12E-01			
AO	2011/4/24	40	13.5	0.00E+00			0.00E+00			
AO	2011/4/24	40	16.5	0.00E+00			0.00E+00			
AO	2011/4/24	40	19.5	0.00E+00			0.00E+00			
AO	2011/4/24	40	22.5	0.00E+00			0.00E+00			
AO	2011/4/24	40	25.5	5.27E-02			9.15E-01			
AO	2011/4/24	40	28.5	0.00E+00			0.00E+00			
AO	2011/10/25	224	1.5	6.16E+00			9.40E+01			
AO	2011/10/25	224	4.5	2.81E-01			4.38E+00			
AO	2011/10/25	224	7.5	4.81E-02			7.52E-01			
AO	2011/10/25	224	10.5	1.79E-02			2.79E-01			
AO	2011/10/25	224	13.5	6.38E-03			9.97E-02			
AO	2011/10/25	224	16.5	1.37E-02			2.14E-01			
AO	2011/10/25	224	19.5	3.28E-03			5.13E-02			
AO	2011/10/25	224	22.5	7.10E-03			1.11E-01			
AO	2011/10/25	224	25.5	3.24E-03			5.06E-02			
AO	2011/10/25	224	28.5	5.06E-03			7.90E-02			
AO	2012/12/25	651	1.5	7.55E+00			8.59E+01			
AO	2012/12/25	651	4.5	5.72E-01			6.67E+00			
AO	2012/12/25	651	7.5	3.62E-01			4.22E+00			
AO	2012/12/25	651	12	1.07E-01			1.25E+00			
AO	2012/12/25	651	18	1.16E-02			1.35E-01			
AO	2012/12/25	651	25.5	1.31E-02			1.53E-01			
AO	2013/7/1	839	1.5	1.68E+01	±	6.05E+00	8.14E+01			
AO	2013/7/1	839	4.5	3.18E+00	±	2.78E+00	1.33E+01			
AO	2013/7/1	839	7.5	5.12E-01	±	2.68E-01	2.39E+00			
AO	2013/7/1	839	12	1.85E-01	±	1.03E-01	1.75E+00			
AO	2013/7/1	839	18	9.53E-02	±	1.11E-01	9.84E-01			
AO	2013/7/1	839	25.5	1.24E-02	±	9.57E-03	1.64E-01			
AO	2014/7/16	1219	1.5	4.17E+00	±	3.61E+00	4.63E+01			
AO	2014/7/16	1219	4.5	2.55E+00	±	3.37E+00	2.90E+01			
AO	2014/7/16	1219	7.5	1.17E+00	±	1.72E+00	1.34E+01			
AO	2014/7/16	1219	10.5	6.84E-01	±	1.01E+00	7.77E+00			
AO	2014/7/16	1219	13.5	2.03E-01	±	2.55E-01	2.31E+00			
AO	2014/7/16	1219	16.5	5.39E-02	±	4.23E-02	6.13E-01			
AO	2014/7/16	1219	19.5	1.64E-02	±	1.17E-02	1.87E-01			
AO	2014/7/16	1219	22.5	1.62E-02	±	1.53E-02	1.84E-01			
AO	2014/7/16	1219	25.5	2.06E-02	±	2.16E-02	2.35E-01			
AO	2014/7/16	1219	28.5	1.12E-02	±	6.91E-03	1.27E-01			

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				AO	2015/7/27	1595		1.5	6.16E+00	±
AO	2015/7/27	1595	4.5	2.01E+00	±	7.69E-01	2.23E+01	±	3.44E+00	
AO	2015/7/27	1595	7.5	8.82E-01	±	3.53E-01	7.76E+00	±	5.56E-01	
AO	2015/7/27	1595	10.5	4.83E-01	±	2.51E-01	4.48E+00	±	1.52E+00	
AO	2015/7/27	1595	13.5	3.40E-01	±	2.38E-01	3.14E+00	±	1.69E+00	
AO	2015/7/27	1595	16.5	3.21E-01	±	2.26E-01	2.45E+00	±	1.40E+00	
AO	2015/7/27	1595	19.5	2.51E-01	±	1.87E-01	2.30E+00	±	1.43E+00	
AO	2015/7/27	1595	22.5	1.58E-01	±	1.13E-01	1.36E+00	±	6.70E-01	
AO	2015/7/27	1595	25.5	5.48E-02	±	4.38E-02	4.16E-01	±	2.81E-01	
AO	2015/7/27	1595	28.5	3.25E-02	±	4.17E-02	2.42E-01	±	2.51E-01	
AO	2016/7/13	1947	1.5	4.90E+00	±	6.42E-01	5.22E+01	±	2.00E+01	
AO	2016/7/13	1947	4.5	2.39E+00	±	1.76E+00	2.77E+01	±	1.30E+01	
AO	2016/7/13	1947	7.5	8.14E-01	±	3.59E-01	1.08E+01	±	4.15E+00	
AO	2016/7/13	1947	10.5	4.08E-01	±	2.57E-01	4.82E+00	±	2.77E+00	
AO	2016/7/13	1947	13.5	1.33E-01	±	1.45E-01	1.59E+00	±	1.59E+00	
AO	2016/7/13	1947	16.5	1.33E-01	±	1.78E-01	1.28E+00	±	1.46E+00	
AO	2016/7/13	1947	19.5	6.72E-02	±	1.03E-01	7.56E-01	±	1.10E+00	
AO	2016/7/13	1947	22.5	2.93E-02	±	2.94E-02	3.46E-01	±	2.36E-01	
AO	2016/7/13	1947	25.5	1.18E-02	±	1.40E-02	1.25E-01	±	1.23E-01	
AO	2016/7/13	1947	28.5	3.65E-02	±	3.03E-02	3.88E-01	±	3.00E-01	
AO	2017/9/13	2374	1.5	8.07E+00	±	4.29E+00	4.10E+01	±	1.79E+01	
AO	2017/9/13	2374	4.5	3.02E+00	±	2.49E+00	3.25E+01	±	1.35E+01	
AO	2017/9/13	2374	7.5	7.43E-01	±	4.91E-01	8.50E+00	±	3.32E+00	
AO	2017/9/13	2374	10.5	5.82E-01	±	4.35E-01	5.28E+00	±	2.03E+00	
AO	2017/9/13	2374	13.5	3.27E-01	±	1.57E-01	3.83E+00	±	6.64E-01	
AO	2017/9/13	2374	16.5	2.02E-01	±	9.96E-02	2.48E+00	±	2.04E-01	
AO	2017/9/13	2374	19.5	1.85E-01	±	1.28E-01	2.26E+00	±	1.07E+00	
AO	2017/9/13	2374	22.5	1.44E-01	±	7.76E-02	1.52E+00	±	4.28E-01	
AO	2017/9/13	2374	25.5	1.62E-01	±	1.29E-01	1.70E+00	±	1.05E+00	
AO	2017/9/13	2374	28.5	1.05E-01	±	8.46E-02	9.32E-01	±	6.57E-01	

表 A6.3 果樹研究所リンゴ‘三島ふじ’圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				MO	2011/4/26	42		1.5	6.25E+00	
MO	2011/4/26	42	4.5	7.13E-02			1.70E+00			
MO	2011/4/26	42	7.5	1.95E-02			4.66E-01			
MO	2011/4/26	42	10.5	2.41E-02			5.75E-01			
MO	2011/4/26	42	13.5	5.75E-03			1.37E-01			
MO	2011/4/26	42	16.5	3.45E-03			8.22E-02			
MO	2011/4/26	42	19.5	3.45E-03			8.22E-02			
MO	2011/4/26	42	22.5	1.15E-03			2.74E-02			
MO	2011/4/26	42	25.5	1.15E-03			2.74E-02			
MO	2011/4/26	42	28.5	4.60E-03			1.10E-01			
MO	2011/10/25	224	1.5	1.85E+00			6.86E+01			
MO	2011/10/25	224	4.5	1.12E-01			6.41E+00			
MO	2011/10/25	224	7.5	6.79E-02			3.87E+00			
MO	2011/10/25	224	10.5	1.29E-01			7.37E+00			
MO	2011/10/25	224	13.5	6.95E-02			3.96E+00			
MO	2011/10/25	224	16.5	5.89E-02			3.36E+00			
MO	2011/10/25	224	19.5	2.65E-02			1.51E+00			
MO	2011/10/25	224	22.5	2.64E-02			1.50E+00			
MO	2011/10/25	224	25.5	2.64E-02			1.51E+00			
MO	2011/10/25	224	28.5	3.24E-02			1.85E+00			
MO	2012/5/24	436	1.5	7.97E+00	±	2.68E+00	9.35E+01			
MO	2012/5/24	436	4.5	2.38E-01	±	1.33E-01	4.29E+00			
MO	2012/5/24	436	7.5	5.42E-02	±	8.98E-03	9.78E-01			
MO	2012/5/24	436	10.5	2.19E-02	±	1.03E-02	3.95E-01			
MO	2012/5/24	436	13.5	1.68E-02	±	1.22E-02	3.04E-01			
MO	2012/5/24	436	18	1.21E-02	±	4.27E-03	4.37E-01			
MO	2012/5/24	436	25.5	1.62E-03	±	1.27E-03	8.74E-02			
MO	2013/5/22	799	1.5	1.54E+01	±	1.46E+01	8.50E+01			
MO	2013/5/22	799	4.5	1.01E+00	±	8.09E-01	9.44E+00			
MO	2013/5/22	799	7.5	1.93E-01	±	1.35E-01	2.66E+00			
MO	2013/5/22	799	12	6.21E-02	±	4.64E-02	1.89E+00			
MO	2013/5/22	799	18	1.43E-02	±	1.79E-02	5.02E-01			
MO	2013/5/22	799	25.5	9.62E-03	±	1.30E-02	5.26E-01			
MO	2014/7/16	1219	1.5	5.95E+00	±	1.14E+00	8.53E+01			
MO	2014/7/16	1219	4.5	3.35E-01	±	1.58E-01	7.38E+00			
MO	2014/7/16	1219	7.5	1.85E-01	±	6.24E-02	4.08E+00			
MO	2014/7/16	1219	10.5	7.68E-02	±	3.98E-02	1.69E+00			
MO	2014/7/16	1219	13.5	3.49E-02	±	2.99E-02	7.70E-01			
MO	2014/7/16	1219	16.5	1.92E-02	±	1.30E-02	4.24E-01			
MO	2014/7/16	1219	19.5	6.67E-03	±	7.43E-03	1.47E-01			
MO	2014/7/16	1219	22.5	3.63E-03	±	1.38E-03	8.01E-02			
MO	2014/7/16	1219	25.5	2.96E-03	±	1.90E-03	6.51E-02			
MO	2014/7/16	1219	28.5	2.41E-03	±	2.09E-03	5.32E-02			

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				MO	2015/7/17	1585		1.5	5.79E+00	±
MO	2015/7/17	1585	4.5	4.16E-01	±	1.00E-01	1.05E+01	±	3.15E+00	
MO	2015/7/17	1585	7.5	2.54E-01	±	1.64E-01	6.14E+00	±	4.38E+00	
MO	2015/7/17	1585	10.5	1.01E-01	±	4.56E-02	2.47E+00	±	1.33E+00	
MO	2015/7/17	1585	13.5	5.80E-02	±	1.62E-02	1.36E+00	±	5.09E-01	
MO	2015/7/17	1585	16.5	3.65E-02	±	1.18E-02	8.66E-01	±	2.98E-01	
MO	2015/7/17	1585	19.5	1.92E-02	±	3.17E-03	4.54E-01	±	1.47E-01	
MO	2015/7/17	1585	22.5	1.08E-02	±	3.25E-04	2.39E-01	±	1.93E-02	
MO	2015/7/17	1585	25.5	9.58E-03	±	6.53E-03	2.20E-01	±	1.36E-01	
MO	2015/7/17	1585	28.5	6.68E-03	±	3.79E-03	1.07E-01	±	1.12E-02	
MO	2016/7/13	1947	1.5	6.25E+00	±	2.26E-01	7.26E+01	±	8.76E+00	
MO	2016/7/13	1947	4.5	1.00E+00	±	3.93E-01	1.76E+01	±	6.51E+00	
MO	2016/7/13	1947	7.5	2.01E-01	±	8.70E-03	3.23E+00	±	5.30E-01	
MO	2016/7/13	1947	10.5	1.65E-01	±	6.31E-02	2.80E+00	±	1.09E+00	
MO	2016/7/13	1947	13.5	9.43E-02	±	2.44E-02	1.47E+00	±	2.93E-01	
MO	2016/7/13	1947	16.5	5.16E-02	±	2.23E-02	9.54E-01	±	5.99E-01	
MO	2016/7/13	1947	19.5	3.57E-02	±	1.64E-02	5.81E-01	±	2.42E-01	
MO	2016/7/13	1947	22.5	2.31E-02	±	2.36E-04	3.77E-01	±	4.24E-03	
MO	2016/7/13	1947	25.5	1.23E-02	±	3.72E-03	1.75E-01	±	5.35E-02	
MO	2016/7/13	1947	28.5	1.47E-02	±	3.44E-03	2.07E-01	±	2.45E-02	
MO	2017/7/13	2312	1.5	5.64E+00	±	2.13E+00	7.53E+01	±	1.41E+01	
MO	2017/7/13	2312	4.5	7.63E-01	±	6.56E-01	1.79E+01	±	1.12E+01	
MO	2017/7/13	2312	7.5	1.64E-01	±	1.25E-01	3.33E+00	±	1.80E+00	
MO	2017/7/13	2312	10.5	9.30E-02	±	6.70E-02	1.87E+00	±	8.24E-01	
MO	2017/7/13	2312	13.5	3.09E-02	±	1.85E-02	6.92E-01	±	2.68E-01	
MO	2017/7/13	2312	16.5	1.55E-02	±	1.24E-02	3.55E-01	±	1.96E-01	
MO	2017/7/13	2312	19.5	9.73E-03	±	6.73E-03	2.33E-01	±	1.17E-01	
MO	2017/7/13	2312	22.5	4.58E-03	±	4.11E-03	1.39E-01	±	1.32E-01	
MO	2017/7/13	2312	25.5	3.05E-03	±	2.75E-03	8.45E-02	±	8.30E-02	
MO	2017/7/13	2312	28.5	1.28E-03	±	1.11E-03	3.80E-02	±	4.11E-02	

表 A6.4 桑折町モモ園 ‘はつひめ’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				HO	2011/5/11	57		2.5	4.32E+00	
HO	2011/5/11	57	7.5	2.62E-01			7.73E+00			
HO	2011/5/11	57	12.5	3.18E-02			9.39E-01			
HO	2011/5/11	57	17.5	1.51E-02			4.46E-01			
HO	2011/5/11	57	22.5	1.02E-02			3.02E-01			
HO	2011/5/11	57	27.5	5.05E-03			1.49E-01			
HO	2011/10/26	225	1.5	2.76E+00			8.80E+01			
HO	2011/10/26	225	4.5	9.12E-02			4.09E+00			
HO	2011/10/26	225	7.5	3.35E-02			1.50E+00			
HO	2011/10/26	225	10.5	2.59E-02			1.16E+00			
HO	2011/10/26	225	13.5	4.48E-02			2.01E+00			
HO	2011/10/26	225	16.5	5.78E-02			2.59E+00			
HO	2011/10/26	225	19.5	8.04E-03			3.61E-01			
HO	2011/10/26	225	22.5	4.14E-03			1.86E-01			
HO	2011/10/26	225	25.5	2.37E-03			1.06E-01			
HO	2011/10/26	225	28.5	0.00E+00			0.00E+00			
HO	2012/5/24	436	1.5	9.17E+00	±	1.22E+00	8.50E+01			
HO	2012/5/24	436	4.5	5.27E-01	±	6.61E-01	6.89E+00			
HO	2012/5/24	436	7.5	3.07E-01	±	1.94E-01	4.00E+00			
HO	2012/5/24	436	10.5	1.39E-01	±	9.75E-02	1.81E+00			
HO	2012/5/24	436	13.5	6.06E-02	±	4.22E-02	7.91E-01			
HO	2012/5/24	436	18	2.19E-02	±	1.90E-02	5.73E-01			
HO	2012/5/24	436	25.5	2.48E-02	±	1.99E-02	9.73E-01			
HO	2013/7/10	848	1.5	5.33E+00	±	1.39E+00	7.45E+01			
HO	2013/7/10	848	4.5	8.18E-01	±	4.24E-01	1.51E+01			
HO	2013/7/10	848	7.5	2.37E-01	±	2.49E-01	4.55E+00			
HO	2013/7/10	848	10.5	1.87E-01	±	1.64E-01	3.51E+00			
HO	2013/7/10	848	13.5	6.47E-02	±	3.17E-02	1.25E+00			
HO	2013/7/10	848	18	1.88E-02	±	8.30E-03	7.47E-01			
HO	2013/7/10	848	25.5	5.97E-03	±	2.15E-03	3.47E-01			
HO	2014/7/15	1218	1.5	6.23E+00	±	3.32E+00	7.50E+01			
HO	2014/7/15	1218	4.5	8.73E-01	±	2.40E-01	1.48E+01			
HO	2014/7/15	1218	7.5	2.24E-01	±	1.07E-01	3.81E+00			
HO	2014/7/15	1218	10.5	1.49E-01	±	9.23E-02	2.53E+00			
HO	2014/7/15	1218	13.5	1.21E-01	±	8.56E-02	2.05E+00			
HO	2014/7/15	1218	16.5	4.89E-02	±	1.15E-02	8.30E-01			
HO	2014/7/15	1218	19.5	3.15E-02	±	1.84E-02	5.34E-01			
HO	2014/7/15	1218	22.5	1.40E-02	±	7.95E-03	2.37E-01			
HO	2014/7/15	1218	25.5	5.73E-03	±	2.98E-03	9.72E-02			
HO	2014/7/15	1218	28.5	8.13E-03	±	4.77E-03	1.38E-01			

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				HO	2015/7/29	1597		1.5	5.15E+00	±
HO	2015/7/29	1597	4.5	1.46E+00	±	2.54E-01	3.02E+01	±	1.04E+01	
HO	2015/7/29	1597	7.5	4.87E-01	±	4.58E-01	7.42E+00	±	5.07E+00	
HO	2015/7/29	1597	10.5	2.89E-01	±	3.86E-01	4.14E+00	±	4.72E+00	
HO	2015/7/29	1597	13.5	2.23E-01	±	3.25E-01	2.64E+00	±	3.48E+00	
HO	2015/7/29	1597	16.5	7.11E-02	±	6.45E-02	1.05E+00	±	7.16E-01	
HO	2015/7/29	1597	19.5	7.04E-03	±	3.57E-03	2.58E-01	±	7.31E-02	
HO	2015/7/29	1597	22.5	8.85E-03	±	3.40E-03	1.48E-01	±	2.37E-02	
HO	2015/7/29	1597	25.5	1.46E-02	±	1.15E-02	1.26E-01	±	1.83E-02	
HO	2015/7/29	1597	28.5	8.53E-03	±	3.62E-03	8.62E-02	±	1.08E-02	
HO	2016/7/20	1954	1.5	2.38E+00	±	1.20E+00	5.37E+01	±	8.05E+00	
HO	2016/7/20	1954	4.5	9.83E-01	±	5.71E-01	2.47E+01	±	5.76E+00	
HO	2016/7/20	1954	7.5	4.00E-01	±	2.02E-01	1.07E+01	±	3.64E+00	
HO	2016/7/20	1954	10.5	2.15E-01	±	1.04E-01	5.76E+00	±	1.44E+00	
HO	2016/7/20	1954	13.5	1.26E-01	±	9.22E-02	3.05E+00	±	1.80E+00	
HO	2016/7/20	1954	16.5	4.34E-02	±	2.71E-02	1.15E+00	±	3.57E-01	
HO	2016/7/20	1954	19.5	1.87E-02	±	1.13E-02	4.77E-01	±	1.99E-01	
HO	2016/7/20	1954	22.5	7.47E-03	±	5.90E-03	1.96E-01	±	1.05E-01	
HO	2016/7/20	1954	25.5	7.03E-03	±	4.27E-03	2.03E-01	±	1.29E-01	
HO	2016/7/20	1954	28.5	2.08E-03	±	-	1.43E-01	±	-	
HO	2017/7/20	2319	1.5	2.56E+00	±	8.30E-01	4.15E+01	±	7.04E+00	
HO	2017/7/20	2319	4.5	1.58E+00	±	1.29E+00	3.22E+01	±	6.16E+00	
HO	2017/7/20	2319	7.5	6.11E-01	±	4.06E-01	1.37E+01	±	2.77E+00	
HO	2017/7/20	2319	10.5	3.35E-01	±	2.30E-01	7.92E+00	±	1.62E+00	
HO	2017/7/20	2319	13.5	1.12E-01	±	7.33E-02	2.82E+00	±	1.15E+00	
HO	2017/7/20	2319	16.5	3.45E-02	±	3.57E-02	8.32E-01	±	4.83E-01	
HO	2017/7/20	2319	19.5	1.17E-02	±	7.33E-03	2.79E-01	±	4.85E-02	
HO	2017/7/20	2319	22.5	2.20E-02	±	2.86E-02	4.24E-01	±	4.17E-01	
HO	2017/7/20	2319	25.5	4.71E-03	±	2.35E-03	1.11E-01	±	2.46E-02	
HO	2017/7/20	2319	28.5	4.72E-03	±	2.45E-03	9.33E-02	±	3.07E-02	

表 A6.5 福島市渡利リンゴ園 ‘ふじ’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				FO	2011/4/30	46		2.5	7.34E+00	
FO	2011/4/30	46	7.5	2.58E-01			5.05E+00			
FO	2011/4/30	46	12.5	1.84E-02			3.61E-01			
FO	2011/4/30	46	17.5	1.60E-02			3.14E-01			
FO	2011/4/30	46	22.5	4.96E-02			9.72E-01			
FO	2011/4/30	46	27.5	9.60E-02			1.88E+00			
FO	2011/10/26	225	1.5	3.71E+00			8.44E+01			
FO	2011/10/26	225	4.5	1.28E-01			4.57E+00			
FO	2011/10/26	225	7.5	9.04E-02			3.23E+00			
FO	2011/10/26	225	10.5	9.45E-02			3.38E+00			
FO	2011/10/26	225	13.5	5.95E-02			2.13E+00			
FO	2011/10/26	225	16.5	4.98E-02			1.78E+00			
FO	2011/10/26	225	19.5	1.06E-02			3.78E-01			
FO	2011/10/26	225	22.5	4.79E-03			1.71E-01			
FO	2011/10/26	225	25.5	0.00E+00			0.00E+00			
FO	2011/10/26	225	28.5	0.00E+00			0.00E+00			
FO	2012/4/25	407	1.5	1.28E+01	±	1.35E+01	8.18E+01			
FO	2012/4/25	407	4.5	9.27E-01	±	9.66E-01	9.29E+00			
FO	2012/4/25	407	7.5	4.20E-01	±	2.95E-01	4.20E+00			
FO	2012/4/25	407	10.5	1.37E-01	±	3.31E-02	1.37E+00			
FO	2012/4/25	407	13.5	8.18E-02	±	7.19E-02	8.20E-01			
FO	2012/4/25	407	18	7.73E-02	±	4.80E-02	1.55E+00			
FO	2012/4/25	407	25.5	3.17E-02	±	1.87E-02	9.54E-01			
FO	2013/4/30	777	1.5	2.62E+01	±	1.70E+01	8.51E+01			
FO	2013/4/30	777	4.5	2.05E+00	±	1.39E+00	1.00E+01			
FO	2013/4/30	777	7.5	3.25E-01	±	1.84E-01	1.71E+00			
FO	2013/4/30	777	10.5	2.30E-01	±	2.35E-01	1.00E+00			
FO	2013/4/30	777	13.5	1.55E-01	±	5.23E-02	9.20E-01			
FO	2013/4/30	777	18	5.03E-02	±	2.99E-02	6.72E-01			
FO	2013/4/30	777	25.5	2.24E-02	±	1.08E-02	5.63E-01			
FO	2014/7/15	1218	1.5	3.11E+01	±	3.17E+00	6.74E+01			
FO	2014/7/15	1218	4.5	8.62E+00	±	2.13E+00	2.94E+01			
FO	2014/7/15	1218	7.5	3.10E-01	±	1.17E-01	1.06E+00			
FO	2014/7/15	1218	10.5	2.13E-01	±	1.55E-01	7.25E-01			
FO	2014/7/15	1218	13.5	1.54E-01	±	7.27E-02	5.27E-01			
FO	2014/7/15	1218	16.5	1.20E-01	±	5.83E-02	4.11E-01			
FO	2014/7/15	1218	19.5	4.85E-02	±	1.64E-02	1.65E-01			
FO	2014/7/15	1218	22.5	3.84E-02	±	1.90E-02	1.31E-01			
FO	2014/7/15	1218	25.5	3.66E-02	±	1.88E-02	1.25E-01			
FO	2014/7/15	1218	28.5	1.34E-02	±	0.00E+00	4.58E-02			

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq · kg ⁻¹ DW)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
				FO	2015/8/12	1611		1.5	1.17E+01	±
FO	2015/8/12	1611	4.5	3.90E-01	±	1.60E-01	5.07E+00	±	7.43E-01	
FO	2015/8/12	1611	7.5	2.43E-01	±	3.05E-01	2.89E+00	±	2.09E+00	
FO	2015/8/12	1611	10.5	1.33E-01	±	1.39E-01	1.86E+00	±	1.16E+00	
FO	2015/8/12	1611	13.5	6.68E-02	±	7.29E-02	1.26E+00	±	1.02E+00	
FO	2015/8/12	1611	16.5	3.42E-02	±	3.63E-02	9.82E-01	±	1.09E+00	
FO	2015/8/12	1611	19.5	2.08E-02	±	1.50E-02	8.02E-01	±	1.00E+00	
FO	2015/8/12	1611	22.5	1.80E-02	±	1.85E-03	5.30E-01	±	5.42E-01	
FO	2015/8/12	1611	25.5	1.59E-02	±	4.55E-03	4.68E-01	±	5.31E-01	
FO	2015/8/12	1611	28.5	1.24E-02	±	6.04E-03	1.15E-01	±	1.72E-02	
FO	2016/7/22	1956	1.5	3.08E+00	±	1.34E+00	7.02E+01	±	7.18E+00	
FO	2016/7/22	1956	4.5	4.77E-01	±	2.69E-01	1.08E+01	±	5.98E+00	
FO	2016/7/22	1956	7.5	3.39E-01	±	2.59E-01	7.41E+00	±	4.46E+00	
FO	2016/7/22	1956	10.5	1.66E-01	±	4.66E-02	4.14E+00	±	6.56E-01	
FO	2016/7/22	1956	13.5	1.10E-01	±	5.46E-02	3.19E+00	±	1.85E+00	
FO	2016/7/22	1956	16.5	6.61E-02	±	3.80E-02	1.75E+00	±	9.96E-01	
FO	2016/7/22	1956	19.5	4.34E-02	±	1.72E-02	1.09E+00	±	2.43E-01	
FO	2016/7/22	1956	22.5	3.27E-02	±	1.79E-02	7.83E-01	±	3.08E-01	
FO	2016/7/22	1956	25.5	1.26E-02	±	5.88E-03	3.35E-01	±	6.79E-02	
FO	2016/7/22	1956	28.5	5.99E-03	±	1.40E-03	2.07E-01	±	9.71E-02	
FO	2017/9/13	2374	1.5	1.40E+01	±	6.93E+00	6.00E+01	±	1.56E+01	
FO	2017/9/13	2374	4.5	2.73E+00	±	1.45E+00	2.58E+01	±	1.67E+01	
FO	2017/9/13	2374	7.5	6.30E-01	±	4.34E-01	6.36E+00	±	3.93E+00	
FO	2017/9/13	2374	10.5	4.13E-01	±	4.50E-01	3.55E+00	±	2.74E+00	
FO	2017/9/13	2374	13.5	2.10E-01	±	2.46E-01	1.57E+00	±	1.13E+00	
FO	2017/9/13	2374	16.5	9.37E-02	±	1.20E-01	7.38E-01	±	6.83E-01	
FO	2017/9/13	2374	19.5	5.58E-02	±	5.99E-02	5.56E-01	±	4.74E-01	
FO	2017/9/13	2374	22.5	3.18E-02	±	3.25E-02	3.19E-01	±	2.93E-01	
FO	2017/9/13	2374	25.5	6.15E-02	±	7.34E-02	4.90E-01	±	5.00E-01	
FO	2017/9/13	2374	28.5	5.48E-02	±	1.98E-02	6.49E-01	±	2.87E-01	