

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

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

学籍番号 211571002 佐藤 守

目次

第1章 緒論	1
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	1
1.2 落葉果樹の生活史	2
1.3 果樹における放射能汚染研究の歴史的背景	3
1.3.1 Chernobyl 事故以前	3
1.3.2 Chernobyl 事故以後から FDA まで	4
1.4 落葉果樹におけるカリウム(K)の代謝特性	7
1.4.1 生理的機能	7
1.4.2 K の根からの吸収と輸送	8
1.4.3 K の葉からの吸収とリーチング	8
1.4.4 K の根, 葉および果実中濃度	8
1.5 本研究の目的と意義	9
1.5.1 FDA による落葉果樹園の放射能汚染の特徴	9
1.5.2 落葉果樹園の土壌管理は草生栽培	9
1.5.3 研究の目的	10
1.5.4 樹皮の構造と放射組織	11
1.5.5 研究の意義	12
1.6 論文構成	12
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	13
緒言	13
2.1 下草根の垂直分布および根中 ^{137}Cs 濃度	13
2.1.1 目的	14
2.1.2 材料および方法	14
2.1.3 結果	14
2.2 果樹園土壌における RCs 垂直分布の経年推移	16
2.2.1 目的	16
2.2.2 材料および方法	16
2.2.3 結果	17

2.3	考察	20
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	22
緒言		22
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	22
3.1.1	目的	22
3.1.2	材料および方法	22
3.1.3	結果	23
3.1.4	考察	27
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	28
3.2.1	目的	28
3.2.2	材料および方法	28
3.2.3	結果	29
3.2.4	考察	32
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	33
3.3.1	目的	33
3.3.2	材料および方法	33
3.3.3	結果	33
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	35
緒言		35
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	35
4.1.1	目的	35
4.1.2	材料および方法	35
4.1.3	結果	36
4.1.4	考察	38
4.2	樹液流動期に樹皮・樹冠に塗布・噴霧されたモモ苗における樹体内への RCs 移行の検証	39
4.2.1	目的	39
4.2.2	材料および方法	39
4.2.3	結果	40
4.2.4	考察	40
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	41
4.3.1	目的	41
4.3.2	材料および方法	41

4.3.3	結果	43
4.3.4	考察	46
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	48
	緒言	48
5.1	目的	48
5.2	材料および方法	49
5.2.1	FDA 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	49
5.2.2	FDA 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	49
5.2.3	FDA 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	49
5.2.4	試料の調整および RCs 濃度測定	50
5.3	結果	51
5.3.1	樹皮の洗浄効果	51
5.3.2	FDA 発生年のモモ果実肥大期の樹皮洗浄処理	52
5.3.3	FDA 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	53
5.3.4	FDA 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	53
5.4	考察	55
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 ^{137}Cs 濃度に及ぼす影響	60
	緒言	60
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	60
6.1.1	目的	61
6.1.2	材料および方法	61
6.1.3	結果	62
6.1.4	考察	63
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	64
6.2.1	目的	64
6.2.2	材料および方法	64
6.2.3	結果	67

6.2.4	考察	69
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	70
6.3.1	目的	70
6.3.2	材料および方法	71
6.3.3	結果	74
6.3.4	考察	77
第7章	葉またはガクを経由した果実への RCs 移行	79
緒言		
7.1	樹冠および着生ゴケからのカキ果実ガク部への ^{137}Cs 付着量の検証	79
7.1.1	目的	79
7.1.2	材料および方法	80
7.1.3	結果	80
7.1.4	考察	83
7.2	カキの葉またはガク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	83
7.2.1	目的	83
7.2.2	材料および方法	83
7.2.3	結果	85
7.2.4	考察	88
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	91
7.3.1	目的	91
7.3.2	材料および方法	91
7.3.3	結果	94
7.3.4	考察	99
第8章	総括	103
8.1	土壌からの間接移行の可能性と矛盾について	103
8.1.1	RCs は表土 3cm に 90%以上存在していた。また、表層 3cm では下草根が優占していた	103
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	104
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	104
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	105
8.3 葉からの RCs 間接移行の可能性の検証	105
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	105
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	105
8.3.3 葉からの間接移行で説明できたのは FDA 発生年カキ成熟果の ^{137}Cs 濃度の一部のみであった	106
8.4 樹皮上の着生ゴケによる ^{137}Cs 吸収と溶脱	106
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	107
8.6 結語	108
文献	109
補遺	119
謝辞	138

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（International Atomic Energy Agency, 2015; Imanaka 2012; Sato et al. 2015）。

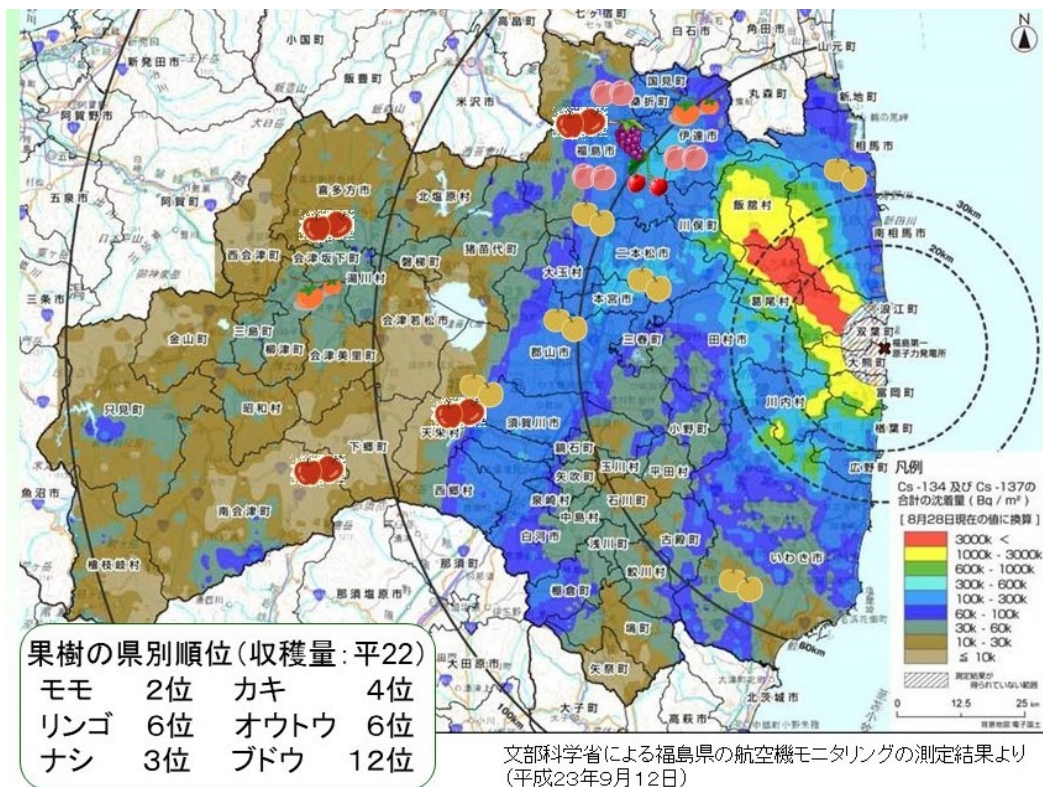


図 1.1 福島県内の主要果樹産地の放射能汚染状況

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。

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 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr であるが、 ^{131}I は物理的半減期が8日と短く、また、 ^{90}Sr の飛散量は放射性Cs(^{134}Cs と ^{137}Cs の合計、以下RCs)の多くとも1/2000以下(Imanaka 2012)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 ^{134}Cs および ^{137}Cs である。

福島県は、FDNPP事故（FDA）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、全ての果樹が汚染された（図1.1）。FDA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(IAEA, 2010)に基づく予想を超える高濃度のRCsが検出され（佐藤, 2012）、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。

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			

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生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、落葉後は全ての芽が休眠する。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（Westwood 1993）。

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 ^{90}Sr と ^{137}Cs の実態調査と動態に関する研究が開始された（駒村ら 2001）。

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 種の土壌管理圃場（清耕、敷藁、草生）の土壌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（白石ら 1967; Shiraishi 1973; 白石 1973）。

本研究により以下の事実が明らかにされた。（1）土壌上層（5–10cm）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）土壌中の交換性 ^{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）土壌において ^{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}Cs Cl 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籾殻および果皮からの直接吸収と土壌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、次いで土壌 > 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（Ticknor et al. 1957; Tukey et al. 1952; Tukey et al. 1961）。

1.3.2 Chernobyl 事故以後から FDA まで

1986 年 4 月 26 日に発生した Chernobyl 事故に伴う放射能雲（プルーム）により北歐から欧州一帯が ^{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 (IAEA 2003)。日本では果樹に関する調査研究は FDA 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 FDA 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壌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 (Carini et al. 1997; Carini et al. 2001b; Madoz-Escande et al. 2002), 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 は土壌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 (Carini, 2001)。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

(Antonopoulos-Domis et al., 1990)。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 と土壌中の RCs がある (Calini et al. 2006)。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 (Zehnder et al., 1995; Carini et al., 1996)。

(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% (Zehnder et al., 1995; Carini et al. 1996; Carini and Lombi, 1997; Carini et al. 1999), リンゴで 1%–47% (Katana et al. 1988; Carini and Lombi, 1997; Pröhl et al. 2003) 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 (Katana et al. 1988)。

Scotti et al. (1992) 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 et al. (2003) はリンゴの鉢植えを用いて、2000 年と 2001 年の 2 か年に亘って ^{137}Cs 液を含んだ模擬降雨実験を実施した。処理は土壌表面は被覆し、地上部のみの汚染処理とした。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 et al. (1990, 1991) も、Chernobyl 事故による RCs は土壌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壌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 (1988) はリンゴ枝の ^{134}Cs 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) ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs イオンの根からの吸収、
 ^{137}Cs イオンの横断面方向の輸送 (カスパリー線の通過)、
 ^{137}Cs イオンの導管および篩管を經由した地上部への移行、
篩管を經由した葉から果実への転流。

^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度を用いて以下により移行係数

(Transfer factor:TF) が定義された。

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

土壌中 ^{137}Cs 濃度の測定深さは、牧草は 10cm、牧草以外は 20cm (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 (IAEA, 2003, IAEA, 2010) 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 (第 2 表)、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 (山口ら, 2012; IAEA,2003; IAEA,2010)。

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	7.41E-03	1.06E-02		2	5	4
ブドウ	6	2.38E-02	2.79E-02		3	3	
モモ	4	6.09E-03	5.19E-03		1	2	1
セイヨウナシ	1	6.00E-03	0.00E+00			1	
キウイ	2	1.56E-02	1.04E-02		1	1	
イチジク	2	3.80E-02	1.20E-02		2		
クリ	2	6.90E-01	1.00E-02	2			
合計	28			2	9	12	5

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は深いので土壌の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(Shiozawa 2013)、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(Schimmack et al. 1989; Raitio 1994; Strebl et al., 1996; Arapis et al. 1997; Kretzschmar, et al. 1997; Schimmack et al. 1997; Zygmunt et al. 1998; Rosén, et al. 1999; Forsberg et al. 2000; Tyler et al., 2001; IAEA. 2010; Shand et al. 2013)。

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(熊沢 1974; 平岡ら, 1990; Bondietti et al. 1990)。

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(Fischer 1968; Roelfsema and Hedrich 2005)。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(Fromm 2010; Eplon et al. 2015)。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促進する(Wind et al. 2004)。

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(Eplon et al.

2015), 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 (苔名 1975 ; 山川ら 1983; Possner and Kliewer, 1985; Westwood 1993, Lobit et al. 2006).

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 nm) が K^+ (0.133 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 (山口ら, 2012). 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 (Marschner et al. 1996). 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 (Van Bel 1990).

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 (熊沢 1974; Schönherr et al. 2001). 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 (Tukey and Mecklenburg 1964; Mecklenburg and Tukey 1964; 本多ら 1971; 木村 1987). リーチングも吸収と同様にクチクラから溶出する現象である.

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 (大城ら 2001). 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めるため、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(田辺ら 1977; 文室 1998; 高野ら 2007)。

果実中濃度は、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(Van Goor et al. 1980; Westwood 1993)。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(山崎ら 1970; Possner et al. 1985; 趙ら 1991)。特に、果実に隣接する葉で果実着果の影響を強く受ける(西村ら 2004)。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(Davis et al. 2006)。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 FDA による落葉果樹園の放射能汚染の特徴

FDA 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開花期はウメ 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)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、FDA 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、定期的な中耕を行い、下草を鋤き込む管理法、草生法は定期的な下草を刈取り、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(1967)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（Sato et al.,1978）。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

FDA 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經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



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

と、 ^{137}Cs 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 (2) 発芽後の樹皮一葉を經由した移行 (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 (Tukey et al. 1952; Ticknor et al. 1957; Tukey et al. 1961). 特に Tukey ら (1952) は Cs と物理化学的特性が類似する ^{42}K 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 時間後に師部及び木部で ^{42}K 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 (1988) がリンゴ 2 年生枝への ^{134}Cs 浸漬処理により、浸漬部から 25cm 下部の側枝上の果実で ^{134}Cs 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 (Carini et al. 2001b). Katana らの処理時期は果実肥大期である。FDA 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。FDA 以前では、休眠期において樹皮を經由した 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師部双方が存在する。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。師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。木部と師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その機能解明の研究が進んでいる (Van Bel 1990; Fromm 2010). 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。内樹皮は師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師部が重なる。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師部を内側に木部を形成するので、木部は外側に、師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 (Thomas, P, 2005), 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 (Islam and Begum 2012)。

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

(IAEA, 2003; Ould-Dada et al., 2003)。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 FARMLAND (Mayall, 1995) の改良版が発表された (Brown et al., 2012)。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 FDA 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 (International Atomic Energy Agency, 2010, Arapis et al., 1997, Forsberg et al., 2000, Kretzschmar, et al., 1997, Rosén, et al., 1999, Schimmack et al., 1989, 1997, Shand et al., 2013, Strebl et al., 1996, Tyler et al., 2001, Zygmunt et al., 1998). 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 (Shand et al., 2013). FDA 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 (Fujii et al., 2014, Kato et al., 2012, Koarashi et al., 2012a, 2012b, Matsunaga et al., 2013, Nakanishi et al., 2014, Ogura et al., 2014, Ohno et al., 2012, Shiozawa, 2013, Takahashi et al., 2015, Tanaka et al., 2012, Teramage et al., 2014). 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 (Koarashi et al., 2012a, 2012b, Matsunaga et al., 2013), Chernobyl 事故後 (Carini et al., 1997) 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 (Antonopoulos-Domis) 後に報告されたように FDA 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 (Sato et al., 2015). しかし、消費者の果実汚染の懸念から FDA 以降、果樹の販売額は大きく落ち込んだ (Ministry of agriculture, forestry and fisheries, 2016). 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、根からの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 FDA 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 ^{137}Cs 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る推察される。そこで、0–15 cm 層の下草根の層別重量および根中 ^{137}Cs 濃度を検証した。

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

果樹研究所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 83 mm 円筒形土壌採取器で深さ 15 cm 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、U-8 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 9–15 cm 層は 3 ほ場併せて分析試料とし、Ge 半導体検出器にて ^{134}Cs , ^{137}Cs および ^{40}K 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⁻² DW で 15 cm までの根量の 73.8% が 0–3 cm 層に存在していた (表 2.1, 図 2.1)。下草根の層別 ^{137}Cs 濃度は、0–3 cm 層はリンゴおよびモモほ場は $10^3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 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 $10^2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ オーダーであった。3–9 cm 層は $10^2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ オーダー、9–15 cm 層は $10^1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ オーダーで、下層ほど低濃度であった (第 2 表)。0–3 cm 層の ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度は 10^2 – $10^3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 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 ^{137}Cs は下草により吸収されていることが明らかになった。

表2.1 下草の層別根量分布

深さ (cm)	乾物重 (g m ⁻² DW)					分布率 (%)	
	リンゴ	ブドウ		モモ	平均		SD
		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	1.14E+03	4.60E-01	3.39E+02	1.35E-03
	ブドウ (ネット下)	2.00E+02	5.26E-02		
	ブドウ (ネット外周)	1.34E+02	4.13E-02	8.97E+01	4.60E-04
	モモ	1.73E+03	3.70E-01	1.51E+02	2.45E-03
3-9	3ほ場混合	1.17E+02	8.73E-03	4.94E+01	1.77E-04
9-15	3ほ場混合	2.11E+01	6.50E-04	7.21E+00	9.02E-05



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

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 FDA 発生から7か年に亘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。

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圃場は福島県農業総合センター果樹研究所(以下、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 m⁻², HO が 100–300 kBq m⁻², FO が 600–1000 kBq m⁻² 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(Obara et al., 2011)。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原則として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(表2.3)において、東北大学理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。Khomutinin et al. (2004) 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第1表に示した。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分面に切断した。各分面試料は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理学研究センターおよび学習院大学理学部のゲルマニウム(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, 各分面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

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

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

$$Tc=\sum f_iw_iC_i \quad (2.3)$$

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3 cm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(Siozawa,2013)を下記の式により算出した.

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

i は採取区分を表す添え字, M_d ¹³⁷Csの平均移動距離, f_s 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_s を表2.4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's test). 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's test). 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_s 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3cmの¹³⁷Cs濃度がその下の層より10倍以上高かった(図2.2). 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¹³⁷Cs濃度の対数プロットは3–6cm付近で減少傾向が変化した.

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. 緩衝深度を考慮すると緩成分は2013年から顕著になったものと思料された. FDA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.

表2.3 調査圃場の土壌採取日と平均移動距離

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	調査圃場								
	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	.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	5.68±1.11	July 13	3	2.64±0.58			

^z Md 平均移動距離

^y SD 標準偏差

表2.4 土壌密度および表層 3cmの土壌密度補正係数

	土壌密度 (g cm ³ DW)				土壌密度補正係数	
	Depth (cm)				(f _i :a/b)	
	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

^z 異符号間で危険率5%でTukey検定により有意差あり

表2.5 FDA初年における春季および秋季の表層の¹³⁷Cs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 DW)	沈積率 (%)	採取日 (y/m/d)	深さ (cm)	¹³⁷ Cs 濃度 (kBq/kg 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

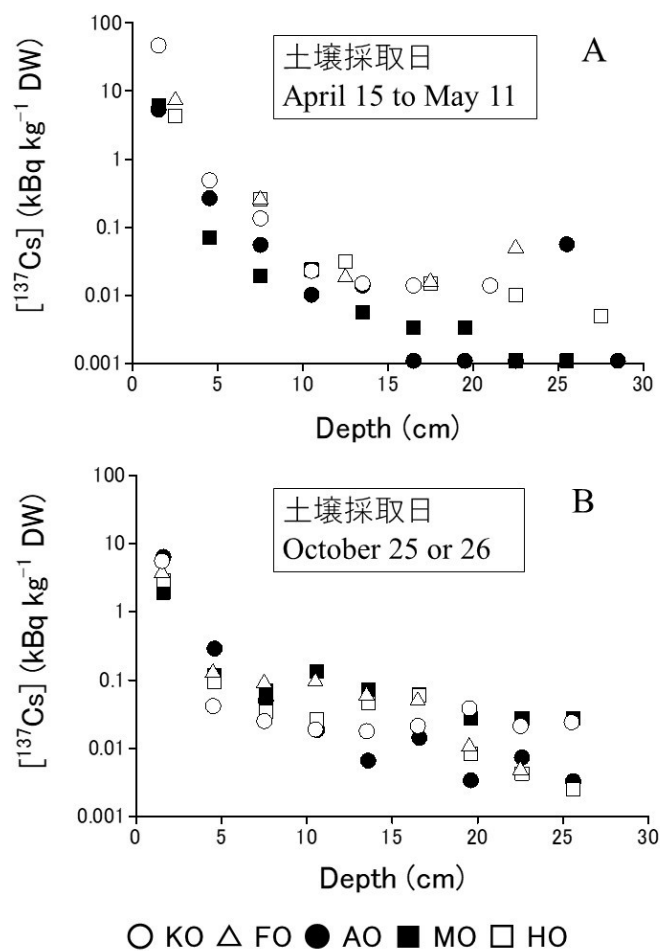


図 2.2 2011 年春季および秋季の土壌中¹³⁷Cs 垂直分布

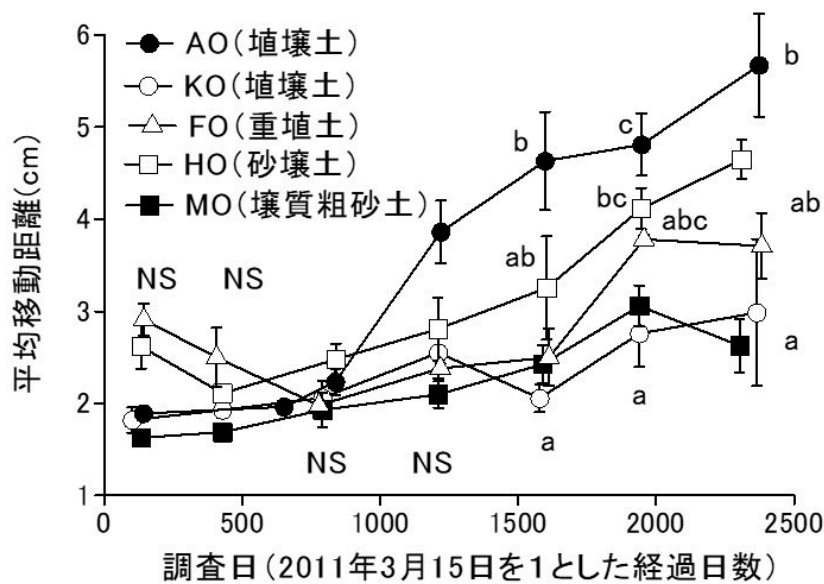


図 2.3 平均移動距離の経年推移

2.3 考察

2014年の果樹研究所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(Sugiura et. al., 1988)。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(Devkota et. al., 1997)。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(2014)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。

FDA発生から7か月は、表層3 cmに30 cmまでの ^{137}C 全量の90%を超える ^{137}Cs が偏在した。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(表2.3)。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部が攪乱されたため、2018年以降は調査継続が不可能となった。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 et al. (1997)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 et al. (1997) 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。Siozawa (2013) は FDA 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 (Shand et al., 2013) 。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 FDA 後 7 か年での Md 値の移行速度は 0.43–0.84/年であり (第 1 表)、今後、下方移行が停滞する可能性はあるが、ほぼ Shand et al. 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、FDA 発生初年では土壤に沈積した RCs は表土 3cm に 90%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

FDA 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（佐藤，2014, Sato et al., 2015）。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 90% 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（1991）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葉以外の部位からの吸収については言及していない。

土壌から果実への移行係数によると RCs の果実への移行量は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，果実と葉の間の RCs 移行の関係を検討した。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

福島県果樹研究所内モモ‘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

果樹研究所内の供試樹は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，果実肥大期以降は種子を除き，剥皮後の果肉を細断後，72時間以上凍結乾燥 (EYELA FD-711, 東京理化工業株式会社，東京) し，乾物率を測定した。カキの成熟果はガク (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U-8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:縦経 (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 (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 3.2，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 日前からは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）.

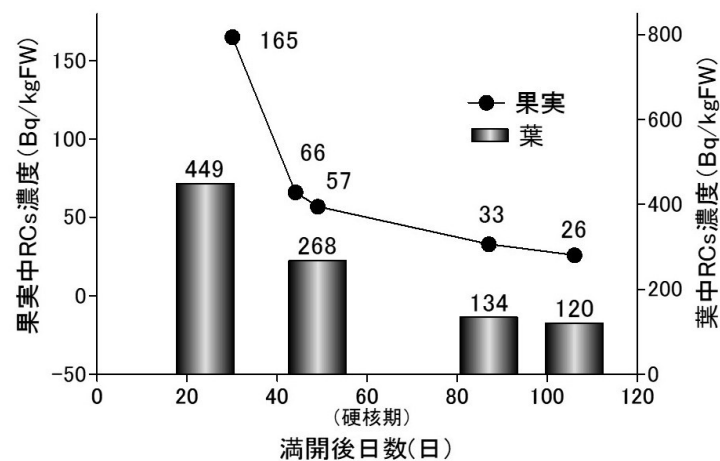


図 3.1 葉および果実中 RCs 濃度の推移（あかつき）

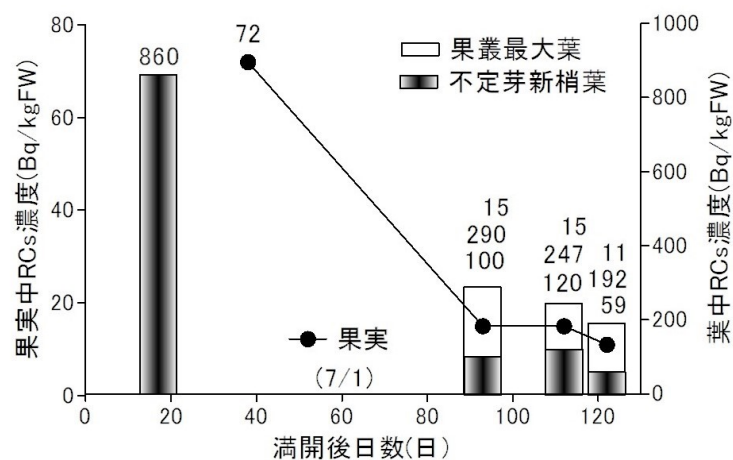


図 3.2 葉および果実中 RCs 濃度の推移（幸水）

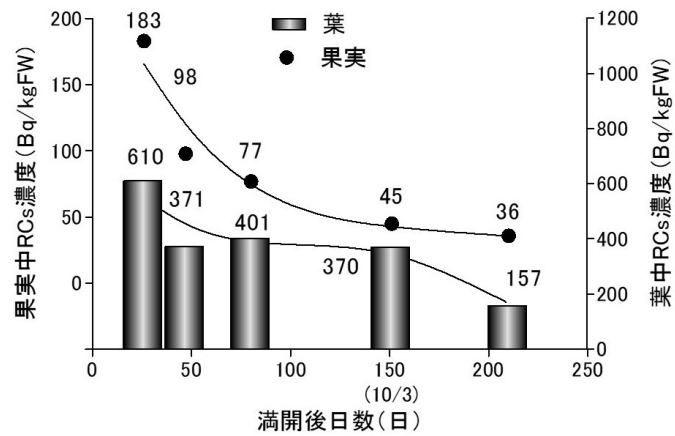


図 3.3 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (ふじ)

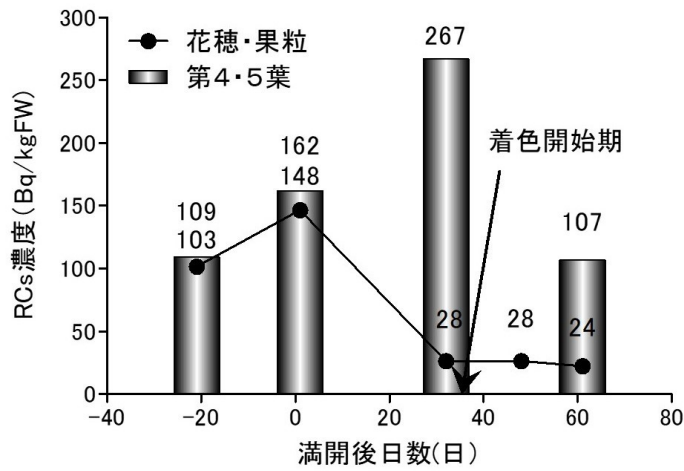


図 3.4 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (あづましずく)

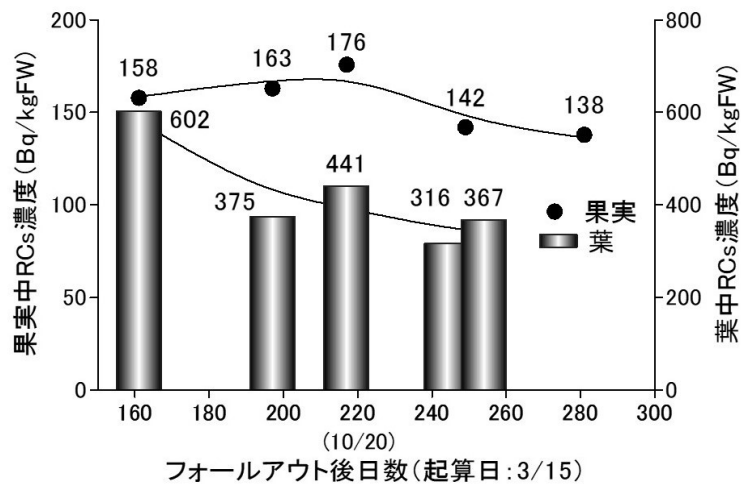


図 3.5 葉および果実中 RCs 濃度の推移 (蜂屋)

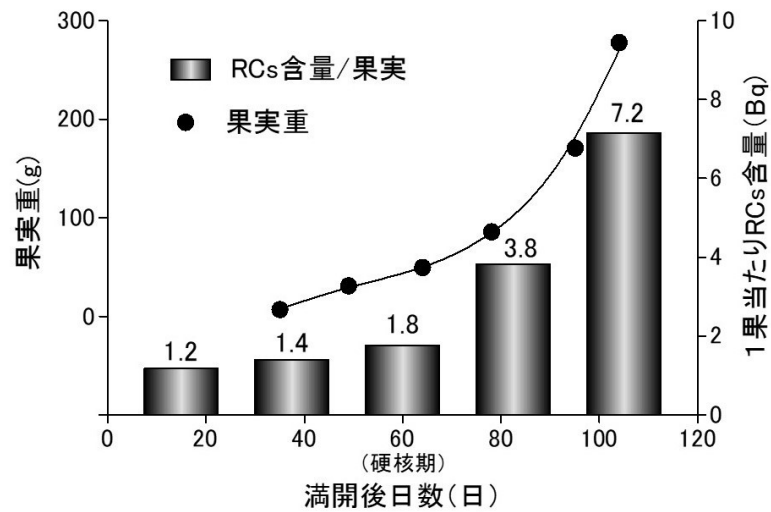


図 3.6 果実当たり RC 含有量の推移（あかつき）

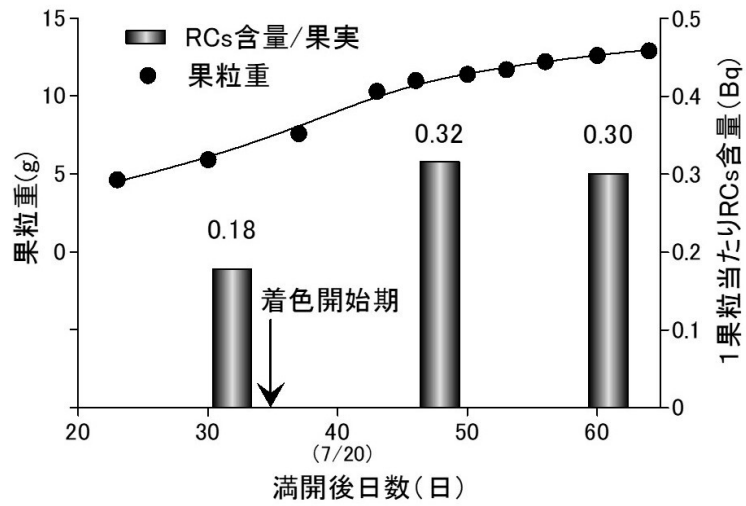


図 3.7 果実当たり RCs 含有量の推移（あづましずく）

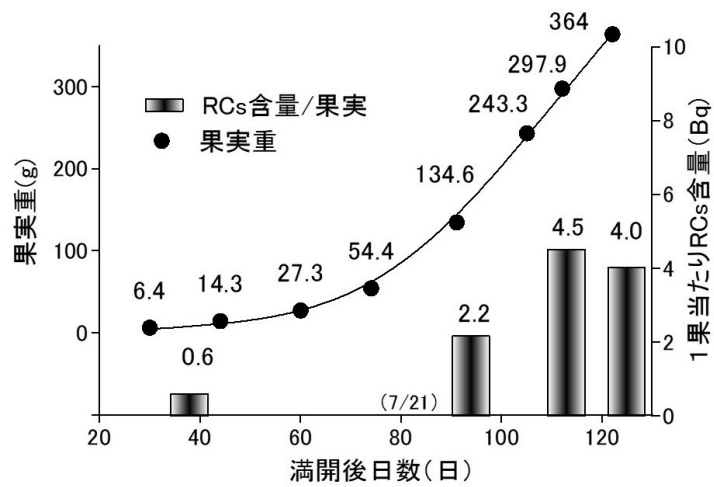


図 3.8 果実当たり RCs 含有量の推移（幸水）

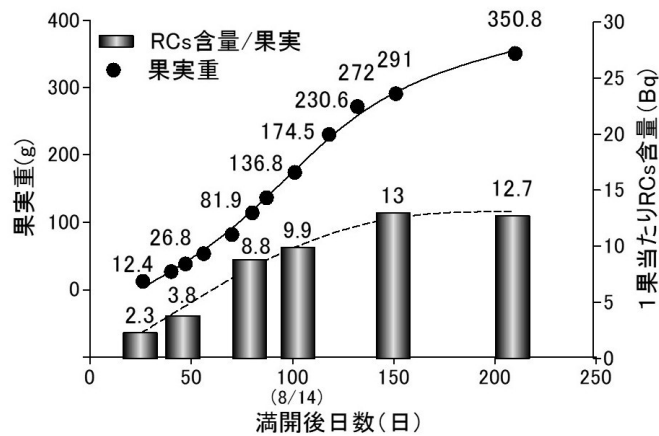


図 3.9 果実当たり RCs 含有量の推移 (ふじ)

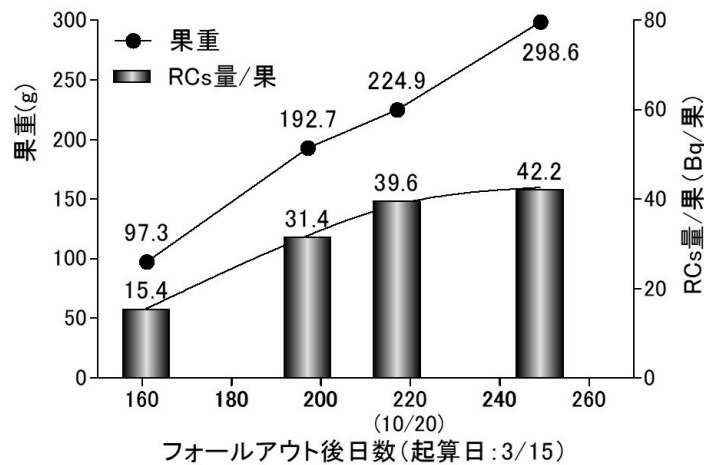


図 3.10 果実当たり RCs 含有量の推移 (蜂屋)

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(白石, 1973)ため、2011年のRCs測定試料は全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と見なされる。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 (1996) はブドウの成熟初期の葉への湿性汚染により 86.7%の ^{134}Cs が葉から果実へ転流したことを報告している。また、Carini (2009)は、RCs は師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 (1995) はブドウにおける葉から果実への ^{134}Cs 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 日前からは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 (2012) は FDA 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 (1995) 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可能性が思料された。

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

果樹研究所内オウトウ、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（5.66m/m）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℃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)を下記の様に定義している(IAEA, 2010)。

$TF = \text{果実中の RCs 濃度 (Bq kg}^{-1} \text{ FW)} / \text{土壌表層 20cm の RCs 濃度 (Bq kg}^{-1} \text{ DW)}$

そこで、表層5cmの土壌中RCs濃度(Bq kg⁻¹ DW)の四分の一を深さ20cmまでの土壌中RCs濃度とし、成熟果のRCs濃度(Bq kg⁻¹ FW)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)。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 濃度に係わらず, ブドウ, ナシより高い傾向が認められた. 果重と果実中 ^{137}Cs 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.

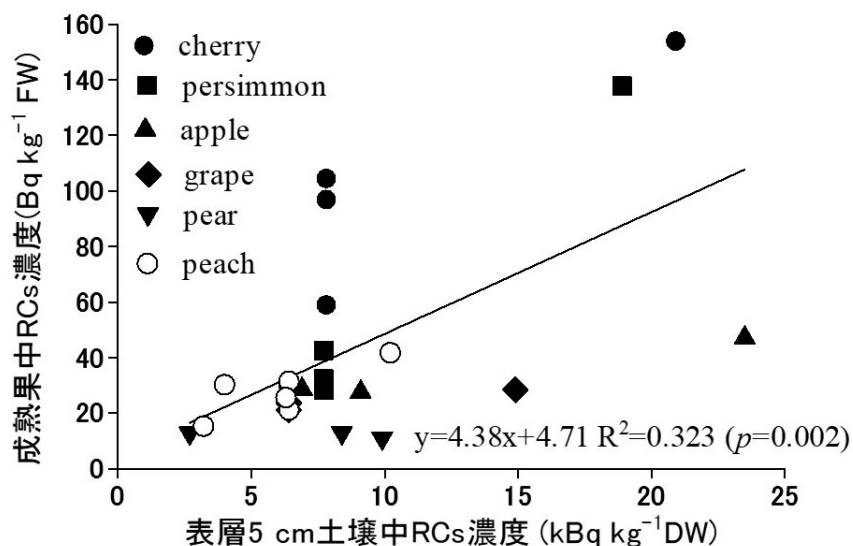


図 3.11 成熟果 RCs 濃度と表層 5 cm 土壌中 RCs 濃度との関係 (2011 年)

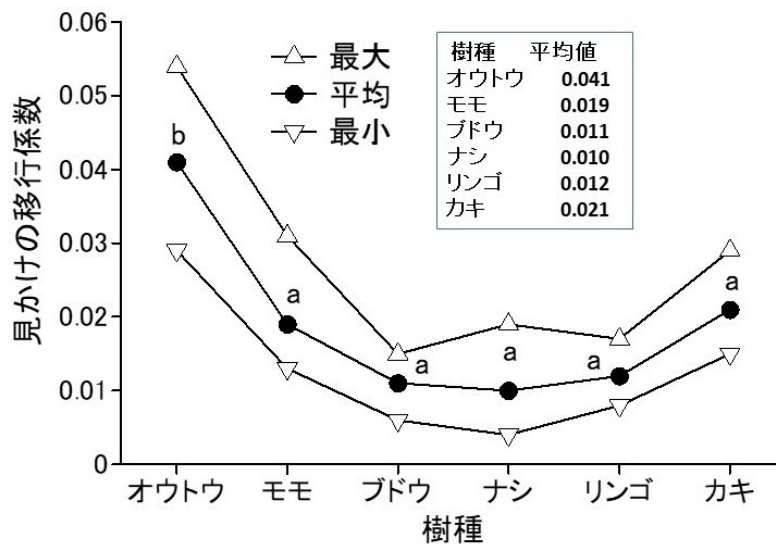


図 3.12 落葉果樹の見かけの移行係数の比較 (2011 年)

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5cm			成熟果			見かけの 移行係数	文献の 移行係数
			放射性Cs濃度 (kBq/kgDW)			放射性Cs濃度 (Bq/kgFW)				
			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	
		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
	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
	高子	9.4	9.0	18.4	12.9	15.4	28.4	0.006		
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	(洋ナシ)
	涼豊	果樹研	4.2	4.2	8.4	4.1	8.8	12.9	0.006	
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	

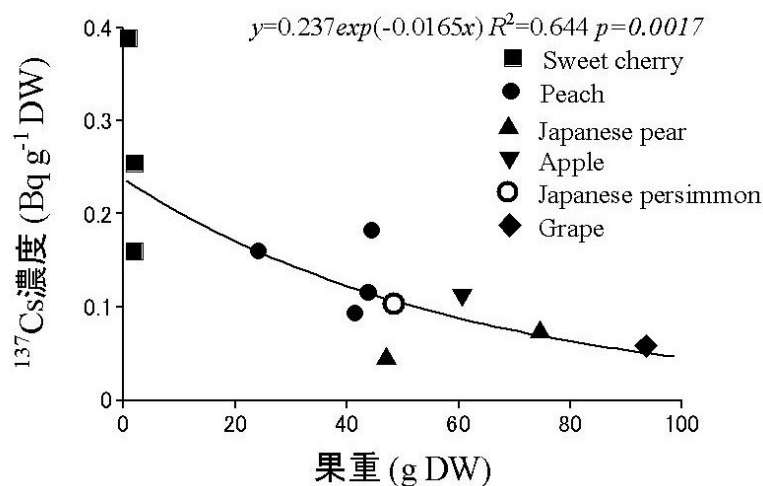


図 3.13 成熟果の果重と ¹³⁷Cs 濃度との関係 (2011 年)

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 (Carini and Lombi, 1997)。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 6 cm 以内に分布しているとされる (Carini and Lombi, 1997)。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、土壌からの経根吸収に焦点が当てられた。IAEA 報告 (2003) 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、 8.6×10^{-4} – 8.0×10^{-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 (2003) 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 (Carini, 2009)。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 ^{137}Cs 濃度の減少は ^{137}Cs 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: ^{137}Cs 濃度, x: 果重, K: 定数, C_{\max} : ^{137}Cs 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 (山田, 2009) 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度は第1節の調査の果樹試験場の果実収穫時の測定値を供試した。下草は果樹試験場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 ^{137}Cs 濃度は 56.8–294 Bq kg⁻¹ FW、下草は 56.8–294 Bq kg⁻¹ FW 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分の一以上まで減少していた(A補遺1)がそれでも1年生の下草の葉中 ^{137}Cs 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

表3.2 FDA初年度の果樹および下草の葉中 ^{137}Cs 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	5.68E+01	±	3.73E+00	イヌビエ	7/22	有	3.48E+01	±	4.30E+00
	巨峰	9/5	有	6.25E+01	±	4.15E+00	ギシギシ	8/18	有	1.04E+01	±	1.23E+00
ナシ	幸水	9/1	有	9.64E+01	±	6.43E+00	スベリヒユ	9/15	有	1.47E+01	±	9.83E-01
リンゴ	ふじ	12/5	有	9.98E+01	±	5.19E+00	スベリヒユ	9/15	無	1.65E+01	±	1.10E+00
	三島ふじ	12/5	有	8.13E+01	±	3.21E+00	メヒシバ	8/18	有	2.60E+01	±	7.12E-02
カキ	蜂屋	11/24	無	8.70E+01	±	6.89E+00	KB	9/15	有	7.70E+01	±	4.62E+00
	蜂屋	11/25	有	7.30E+01	±	5.25E+00	WC	9/15	有	6.79E+01	±	5.40E+00
	平無核		無	6.36E+01	±	5.02E+00						
	平無核		有	7.17E+01	±	5.10E+00						
モモ	はつおとめ	6/22	有	2.02E+02	±	1.31E+01						
	はつひめ	7/12	有	6.09E+01	±	4.03E+00						
	あかつき	8/10	有	1.01E+02	±	7.46E+00						
	川中島白桃	8/29	有	6.79E+01	±	3.19E+00						
	ゆうぞら(短)	9/11	有	2.94E+02	±	1.27E+01						
オウトウ	佐藤錦	6/10	有	1.39E+02	±	5.26E+00						

られた。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 (図 3.14)。

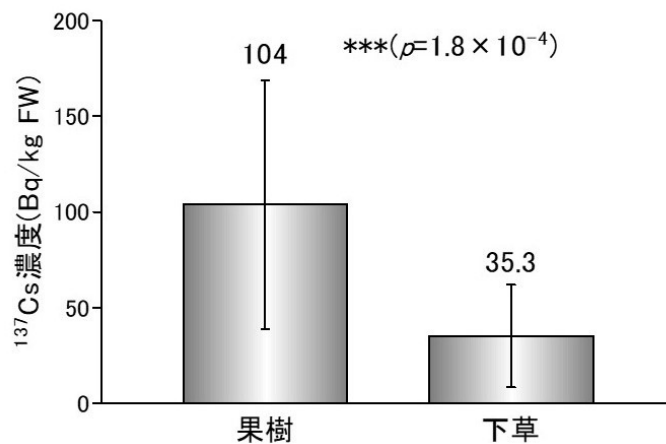


図 3.14 果樹と下草の葉中 ^{137}Cs 濃度の比較 (2011 年)

3.3.4 考察

IAEA (2010) 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 の果樹研究所の土壌表層 5 cm 濃度 ($3.3 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$) を深さ 10 cm または 20 cm 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 20 cm) – 4.67×10^{-2} (KB; 土壌深さ 10 cm) で 10^{-2} オーダーであり IAEA 報告と一致する。このことから下草茎葉中の ^{137}Cs 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 ^{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。

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、土壌以外の 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の樹体内への 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の皮部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、モモおよびブドウ苗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壌からの 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

福島県果樹研究所内（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30cm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。

(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60km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4.9 kBq kg⁻¹FW, ニホンナシで2.7 kBq kg⁻¹FW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⁻¹FW, 「78-12」で114801 Bq kg⁻¹FWであった。内皮でもRCsが1529 Bq kg⁻¹FWおよび1660 Bq kg⁻¹FW検出された。果実を着生する1年枝を含む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年枝>2年枝(前年枝)>1年枝(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).

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	部位	94.4***		
分散比 ^x	樹種	0.8 ^{NS}		

^z 主枝分岐部から30cmの部位を測定、測定値は1mの空間測定値を引いた値、

^y 異なるアルファベット間で有意差あり (Scheffeの多重検定)

^x *** 危険率0.1%で有意差有り, ^{NS} 有意差無し

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	396.2		10.6
分散比 ^y	***		*

^z 異なるアルファベット間で有意差あり (Tukeyの多重検定)

^y ***, *危険率0.1%, 5%で有意差有り

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 ^z (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
分散比 ^y	***		***

^z 異なるアルファベット間で有意差あり (Tukeyの多重検定)

^y ***, *危険率0.1%, 5%で有意差有り

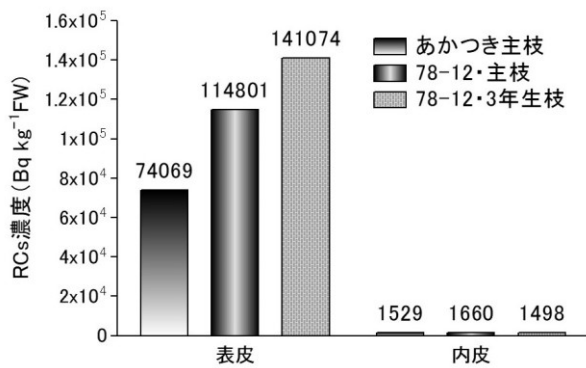


図 4.1 モモ主枝および側枝の樹皮中 RCs 濃度 (2011 年)

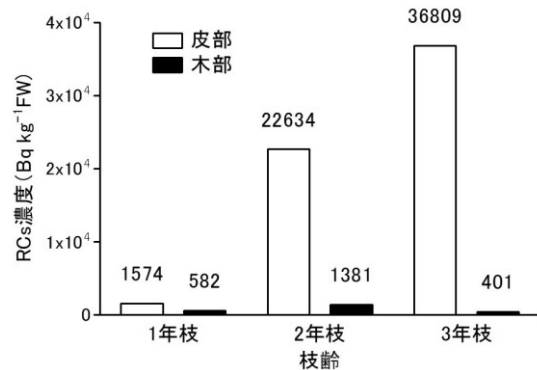


図 4.2 カキ側枝の皮部および木部の RCs 濃度 (2011 年)

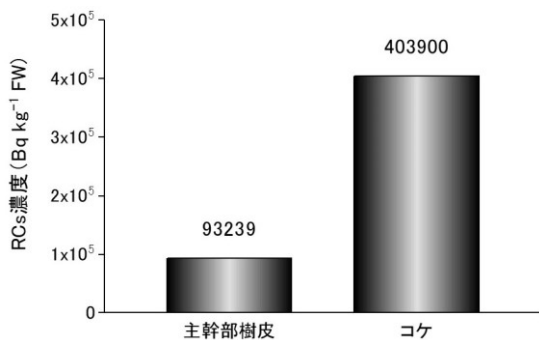


図 4.3 樹皮と樹皮上着生コケの RCs 濃度 (2011 年)

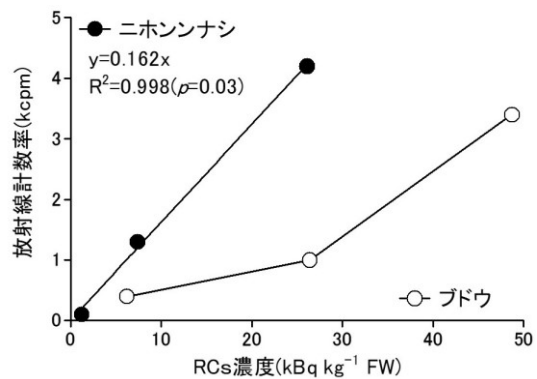


図 4.4 粗皮の RCs 濃度と放射線計数率との関係 (2011 年)

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) 果樹研究所 '紅玉' 圃場において隣接する土壌表面の放射線計数率と表層 5 cm 土壌中 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、FDA 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 $1000 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ を超える RCs が検出された。高田ら (2012) および Takata (2013) は、FDA 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 (2017) 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壌中の 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 樹液流動期に樹皮・樹冠に塗布・噴霧されたモモ苗における樹体内への RCs 移行の検証

4.2.1 目的

FDA 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100 mL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理光学研究センター、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樹は未決実であった。葉からは34.1±25.6 Bq kg⁻¹FW（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 Bq kg⁻¹FW、果実からは5.6 Bq kg⁻¹FWのRCsが検出された（表4.4）。

表4.4 樹液流動期に塗布または噴霧処理されたモモの葉および果実のRCs濃度

処理方法	品種	放射性Cs濃度 (Bq kg ⁻¹ FW)					
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		¹³⁴⁺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

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れた。特に主幹基部への塗布処理では処理部位が局所的であったにも関わらず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、処理液量はそろえていなかったことから、樹の大きさや処理液量が影響した可能性があるが、詳細は不明である。

FDA 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 FDA 以前では見当たらない。FDA 以降では Wang ら（2016）が常緑針葉樹スギ 26 年生の主幹部に ^{133}Cs を添加し、 ^{133}Cs 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 ^{133}Cs が検出されたことを報告している。果樹では、Katana ら（1988）がリンゴ 2 年生枝の樹皮部に $^{134}\text{CsCl}$ (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 ^{134}Cs を検出したことを報告している。Katana らの研究は果実肥大期の処理によるものである。Tukey ら（1952）は Cs と物理化学的特性が類似する ^{42}K 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 時間後に師部及び木部で ^{42}K 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

FDA 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ことは、樹体内での長期的な RCs の蓄積と移行を見通す上で有効である。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 FDA 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

FDA 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 に深さ約 2m 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 年枝，2 年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 83mm 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 ^{134}Cs および ^{137}Cs 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 5 cm 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．植え付けは倍土を鉢の下部 3 分の 1 に充填し，その上に苗を植え込み，倍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倍土をなじませた．植え付け後の倍土の ^{137}Cs 濃度は 10000，17900，20200 Bq kg⁻¹DW であった．倍土の ^{137}Cs 濃度は容量約 800 mL のプラスチック容器（V11）に充填し果樹研究所の 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 年枝，5-6 年枝，7-9 年枝に分別し，更に 4 年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 1 mm 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 ^{134}Cs ， ^{137}Cs および ^{40}K 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。果実はがク（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年枝および3年枝>2年枝>1年枝の順で有意に高かった。1年枝は全体で100 Bq kg⁻¹ DW (kg DW:乾物重 kg) 以下で2年枝以上より有意に低濃度であった。3年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21~30 cm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3 cm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が2016年は前年とほぼ変わらなかった。¹³⁷Cs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倍に増加したが、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¹³⁷Cs含量は0.69まで減少した。地上部の¹³⁷Cs濃度も¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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

均で地上部は 35.0%，地下部は 65.0%で FDA 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， ^{137}Cs 含量ともに前年と変わらず，地下部は乾物重， ^{137}Cs 濃度ともに前年より低下した。このことから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 ^{137}Cs 濃度および移行係数は $110 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ および 8.46×10^{-3} であった。収穫期の葉の ^{137}Cs 濃度および移行係数は $53.8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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）。

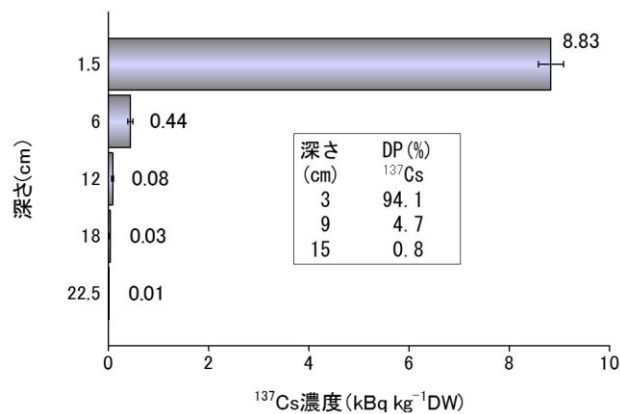


図 4.5 解体樹の樹冠下の土壤中 ^{137}Cs の垂直分布

表 4.5 各部位の ^{137}Cs 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年枝上部	168.8	95.0	1.7
1年枝下部	89.4	52.4	1.6
2年枝上部	1929	109	15.7
2年枝下部	6089	93.2	58.1
3年枝上部	9900	175	47.9
3年枝下部	13654	102	113.7
4年枝下部	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 カキ‘蜂屋’樹体の部位別¹³⁷Cs分配率

部位区分 ^z		反復数	生重		¹³⁷ Cs濃度 ^y		¹³⁷ Cs含有量		分配率		
樹体	器官		(kg)	全体	木部	全体	木部	全体	木部	全体	木部
地上部 (4.45m)	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 (1.35m)	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1.5mで区分した

^y 測定値は1月31日に減衰補正した

表4.7 汚染土壌でポット栽培されたカキ‘蜂屋’樹体の部位別¹³⁷Cs分配率(2014-2016)

器官名	乾重(kg)			¹³⁷ Cs濃度			¹³⁷ Cs含有量			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(25mm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(6-25mm)	0.14	0.30	0.24	336	597	298	46.3	180.3	71.6	9.1	19.9	11.4
中根(1-6mm)	0.08	0.06	0.14	1270	901	512	97.7	55.1	70.6	19.3	6.1	11.3
細根(1mm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

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	栽培方法	反復	¹³⁷ Cs濃度		移行係数
			土壌 ^y (Bq/kgDW)	果実・葉 (Bq/kgFW)	
果実	鉢植え	No2	1.51E+04	1.38E+02	9.14E-03
		No3	1.06E+04	8.27E+01	7.77E-03
		平均	1.29E+04	1.10E+02	8.45E-03
		標準偏差	3.17E+03	3.93E+01	9.71E-04
葉	鉢植え	No2	1.51E+04	6.50E+01	4.30E-03
		No3	1.06E+04	4.26E+01	4.00E-03
		平均	1.29E+04	5.38E+01	4.15E-03
		標準偏差	3.17E+03	1.58E+01	2.08E-04

^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

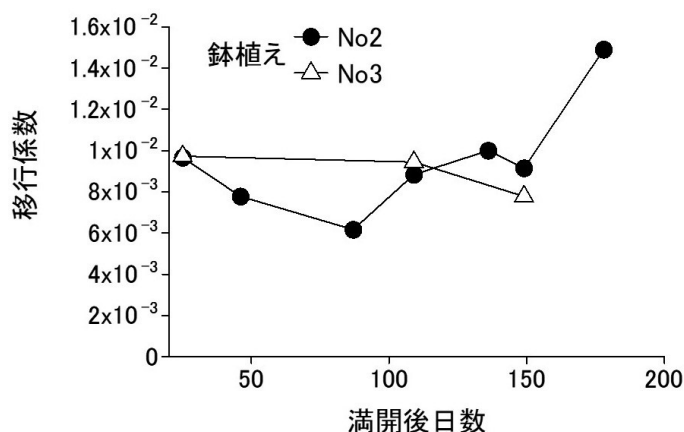


図 4.6 鉢植え‘蜂屋’果実の移行係数の推移

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(Carini, 1997)によると、ポット当たり5305 kBqを含む¹³⁴Cs溶液250mL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} (果実中¹³⁴Cs濃度FW/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の土壌

からの吸収試験の報告と同様に根の ^{137}Cs 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、2015 年の鉢植えで秋根が認められた。地下部の ^{137}Cs 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、鉢植え栽培樹は根圏の先端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 ^{137}Cs 濃度 $32.2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ に対し、鉢栽培の中根および細根中の ^{137}Cs 濃度は $900\text{--}4200 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 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 ^{137}Cs は地上部からの再転流によるものと推察された。

Antonopoulos-Domis (1991) は、Chernobyl 事故では RCs は土壤表層 10cm 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 (2012) 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壤中の 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、樹皮より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壤中 ^{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 $506 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 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。これは根の密度が鉢による制限により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 et al.(1995)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%以上が根から土壤へ溶脱したことを報告している。

前章において、算出された果樹研究所カキ‘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更に高い値を示した。

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．IAEA (2010a) 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 (1988) はリンゴ主幹の 2 年枝部分に ^{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 (Tukey) 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 45cm の節部および木部で ^{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 Handbook (EURANOS, 2009) 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 FDA 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

福島県果樹研究所内（以下、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、主枝および垂主枝を高圧洗浄機（MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo）を用いて5MPaで高圧洗浄処理を加えた。洗浄水量は、1樹当たり15Lとした。洗浄処理前後に主枝分岐から1,2および3m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 FDA 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

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。2011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、主枝および垂主枝を高圧洗浄機（MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo）を用いて5MPaで高圧洗浄処理を加えた。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 FDA 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離れた伊達市経済園に植栽された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、樹皮洗浄処理後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。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。上記5樹に1樹を加えて、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圧洗浄機（MSW1511-S; 丸山製作所 Co. Ltd., Tokyo）を用いて10MPaで高圧洗浄処理を加えた。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の間の4回に亘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:¹³⁷Cs濃度, x:FDA後年数, K:¹³⁷Cs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。

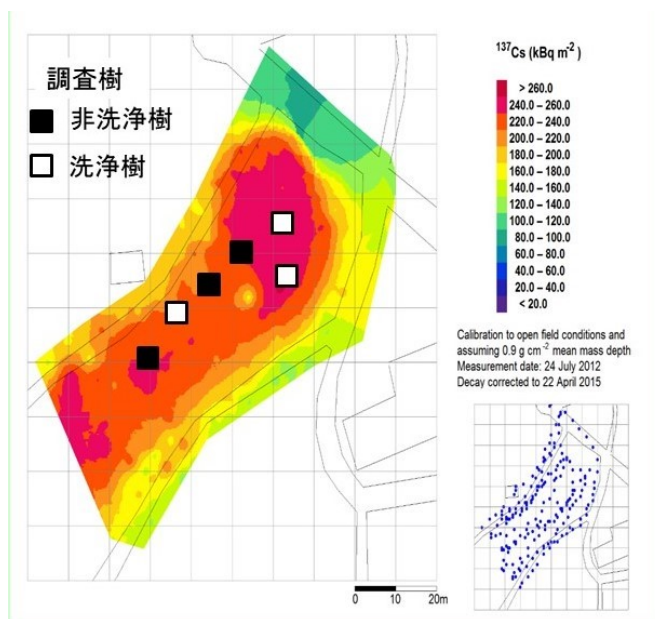


図 5.1 伊達市カキ園の供試樹と ^{137}Cs 汚染マップ
 単位面積当たり ^{137}Cs 放射能濃度は 2012 年 6 月 24 日 SUERC バックパ
 ッキングシステムにて測定 (Sanderson et al. 2013)

5.3 結果

5.3.1 樹皮の洗浄効果

高圧洗浄処理により、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)。



図 5.2 (A) 洗浄前のモモ樹皮 (B) 水圧 5MPa で洗浄後のモモ樹皮 (C) 洗浄前のカキ樹皮 (D) 水圧 10MPa で洗浄後のカキ樹皮

5.3.2 FDA 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¹³⁷Cs濃度では有意差は認められなかったが、葉中¹³⁷Cs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¹³⁷Cs濃度に関与していることを示唆した。2012年の葉中¹³⁷Cs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)。

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1.2 および 3 m

^y平均±標準偏差(n=3)

^x異符号間で危険率5%で Tukey's testで有意差あり(n=6)。

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 Jul 5, 2011	洗浄1回目 Jul 7, 2011	洗浄2回目 Aug 2, 2011	洗浄1回目	洗浄2回目
樹皮洗浄	3	1m	1.95	0.76	0.80	61.0	59.0
		2m	1.70	1.11	0.65	34.7	61.8
		3m	1.81	1.01	0.96	44.2	47.0
		平均	1.82	0.96	0.80	46.6	55.9
無処理	3	1m	1.88	1.88	1.89	0.0	-0.5
		2m	1.84	1.84	1.83	0.0	0.5
		3m	1.71	1.71	1.70	0.0	0.6
		平均	1.81	1.81	1.81	0.0	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 採取日	NS ^x		NS	
	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 異符号間で危険率5%で Tukey's testで有意差あり (n=3).

5.3.3 FDA 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¹³⁷Cs濃度は、樹皮洗浄区で67.3および11.0 Bq kg⁻¹FW、一方、非洗浄区は68.5および13.3 Bq kg⁻¹FW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実中¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs濃度は時期による有意差は認められなかった。

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		* ^x		***	
	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 異符号間で危険率5%で Dunnett testで同一処理内の果実間で有意差あり (n=3).

^v 異符号間で危険率5%で Tukey's testで処理を無視した葉間で有意差あり (n=3).

5.3.4 FDA 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1m, 2m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1m, 2m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。

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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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、洗浄区の果実及び葉で1.19, 1.22に対し、対照区はそれぞれ0.846, 0.817で明らかに無処理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、対照区は逆であった(図5.3)。

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 Dec 21,201	洗浄後 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
	処理		NS ^x	***	***
分散分析 ^y	主枝/主幹		***	***	NS
	交互作用		NS	***	NS

^z 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%で有意差あ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 異符号間で危険率5%で Dunnett test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

5.4 考察

Momoshima ら (1994) は, USA Tennessee 州 Greate 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指摘している. 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(高田, 2013).

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(Tomas, 2005)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(Spicer, 2014; 黒田, 2015). また, 広葉樹では放射組

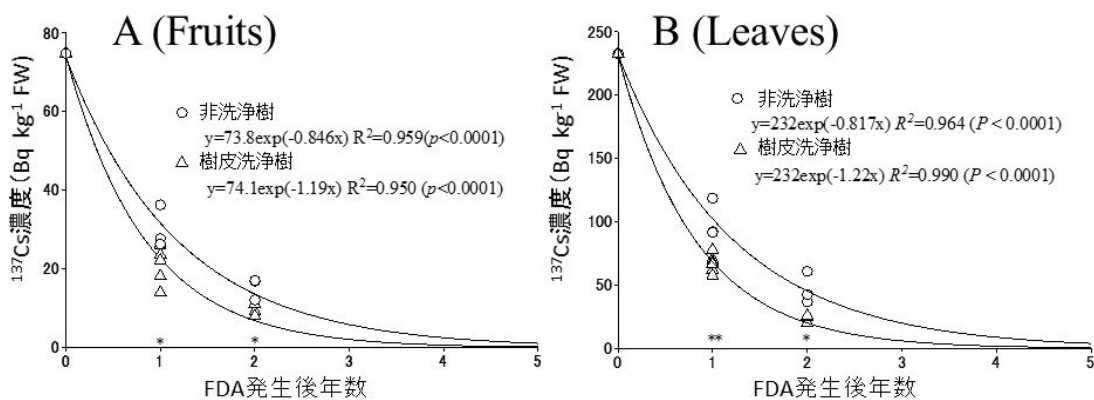


図 5.3 樹皮洗浄の有無による果実(A)および葉(B) ¹³⁷Cs 濃度の経年推移の比較

** および*は危険率 1%, 5.0%で樹皮洗浄と非洗浄区間で有意差有り

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 (Tyree et al. 2007). 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 (Van Bell 1990) .

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、FDA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 (IAEA, 2010a)。

カキでは粗皮を形成するため水圧10MPa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6MPa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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs濃度を低減する効果は明らかでなかった。一方で、葉中¹³⁷Cs濃度は洗浄処理翌年の2012年に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(第4表)。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 Bq kg⁻¹ FWの¹³⁷Cs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 Bq kg⁻¹ FW、内樹皮(二次篩部を含む組織)からは760 Bq kg⁻¹ FWの¹³⁷Cs濃度が検出された(佐藤, 2012)。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(Sato, 2014; Sato et al., 2015)。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、この仮説はモモ‘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。第2表に示すように1回目の樹皮洗浄で46.6%の放射線が除去された。もし、36800 Bq kg⁻¹ FWの約2分の1の¹³⁷Csが15L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 ^{137}Cs 濃度およびモモ' 川中島白桃 'での結果は、FDA 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 $213\text{--}724 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ の ^{137}Cs 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 年間継続して処理間で葉および果実中 ^{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 (第 6 表, 第 2 図)。洗浄処理前の 2011 年 10 月 18 日に採取された主幹樹皮の ^{137}Cs 濃度は $49600 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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 ^{137}Cs 濃度は $30400 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ および $2250 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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。

カキの外樹皮表面には多くの短冊状割裂が入り、割裂部分には幹流水が滞留する。その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 (IAEA, 2010b)。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 日目での 7 日間で 0.6 kcpm 高まった (第 5 表)。これは Imamura ら (2017) 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 $217000 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ の ^{137}Cs 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 ^{137}Cs を放出すると考えられることから樹体内に移行する ^{137}Cs の供給源の一つであると思料される。

佐藤ら (2012) が 2011 年 11 月 15 日に果実中 RCs 濃度が $500 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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/ $^{110\text{m}}\text{Ag}$ (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。 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 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。 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 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 FDA 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

$$\Delta C = r \times C_{uw} \quad (5.2)$$

$$C_w = C_{uw} \times (1 - r) \text{ and } (1 - r) = C_w \times C_{uw}^{-1} \quad (5.3)$$

(1 - r) を洗浄効果 (E_w) 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。

$$E_w = (1 - r) = C_w \times C_{uw}^{-1} = K_w \times K_{uw}^{-1} \times \exp\{-(D_w - D_{uw}) \times x\} \quad (5.4)$$

K_w および K_{uw} は FDA 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 - E_w) 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（第 1 図）。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 (Momoshima et al., 1994)。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 (Sato et al., 2015)。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効果をもたらすものと推察された (Carini et al., 2001)。

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 (Koranda et al., 1978)。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ため (Takata, 2013; Takata et al., 2012)、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。

Takata (2013)は FDA 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 FDA 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 (Sato et al., 2014)。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 (Imamura et al., 2017)。

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ことから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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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。

FDA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 (Loustau et al., 1992; Carlyle-Moses, 2004; Park and Cameron, 2008; Mattaji et al., 2012), 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 (Schimmack et al., 1993; Kato et al., 2012, Imamura et al., 2017)。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ゴ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。ゴ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 (IAEA, 2010b), 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 (Iurian et al., 2011)。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 (Schimmack et al., 1993; Imamura et al., 2017)。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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度の経年推移, 非洗浄樹の着生ゴケ中 ^{137}Cs 濃度の経年推移および洗浄樹と非洗浄樹の着生ゴケ中 ^{137}Cs 濃度を検証し, 樹皮および着生ゴケ中 ^{137}Cs 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) およびキノゴケ(*Pyliasiella brother* Besh.), 洗浄樹各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(服部新佐監修, 保育社)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理光学類の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 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 ^{137}Cs 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(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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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。

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

(λ_{eff} : 測定された樹皮中 ^{137}Cs 濃度から求めた減衰係数, λ_{ph} : ^{137}Cs 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。

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

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、非洗浄樹共に 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)。

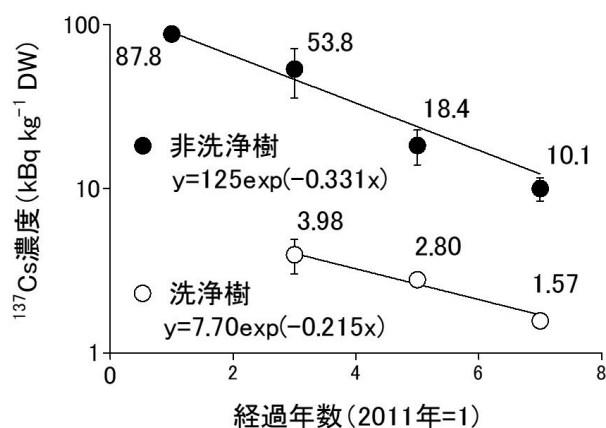


図 6.1 樹皮洗浄の有無によるカキ主幹樹皮中 ^{137}Cs 濃度の経年推移の比較

² 洗浄、非洗浄ごとに異なる符号間で Tukey 多重検定有意差あり ($p < 0.05$)

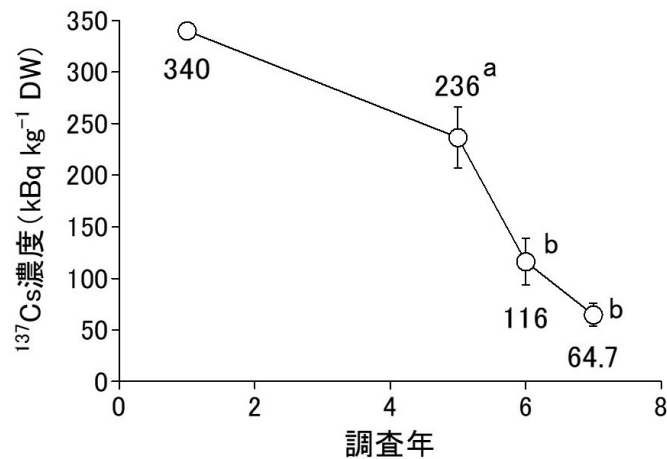


図 6.2 非洗浄樹ヒロハツヤゴケの ¹³⁷Cs 濃度の経年推移

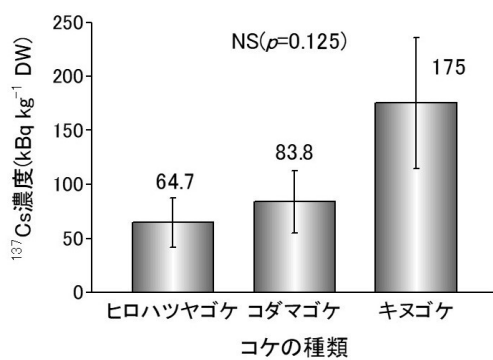


図 6.3 非洗浄樹着生ゴケのコケ種による ¹³⁷Cs 濃度の比較 (2017 年)

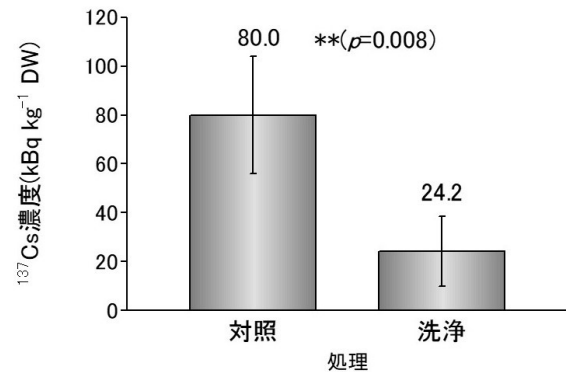


図 6.4 着生樹の洗浄の有無によるコケ中 ¹³⁷Cs 濃度の比較 (2017 年)

6. 1. 4 考察

主幹樹皮中 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 (Iurian et al. 2010) 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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

ることが示唆された。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 (Iurian et al. 2010) を裏付ける結果となった。しかし、小葉タイプのキノ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ており、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 ^{137}Cs の溶存態 ^{137}Cs /全 ^{137}Cs 比の比較、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

果樹研究所カキ園 (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。お茶パック (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, ニューージーランド産) を封入し捕集パッド (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 6/27-6/29, 7/31-8/27, 8/31-9/2, 11/2-9, 11/14-20 の 5 回に亘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 70 mL のイオン交換水を加え、RCs 濃度を測定し、測定時間 80000 sec 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いた幹流水重量 (w) とし、以下の式により幹流水 ^{137}Cs 濃度 (C, in Bq kg $^{-1}$) を求めた。

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

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。降水量は果樹研究所の雨量計 (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。



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

(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 比の比較

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、7/31-8/27 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液残渣 (ミズゴケ) に分けて ^{137}Cs 濃度を測定した。Schimmack et al. (1993) の定義に従い、0.45nm

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。10/1-10/2 および 10/29-11/4 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 17×24 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 0.45nm メンブレンフィルターろ液を測定した

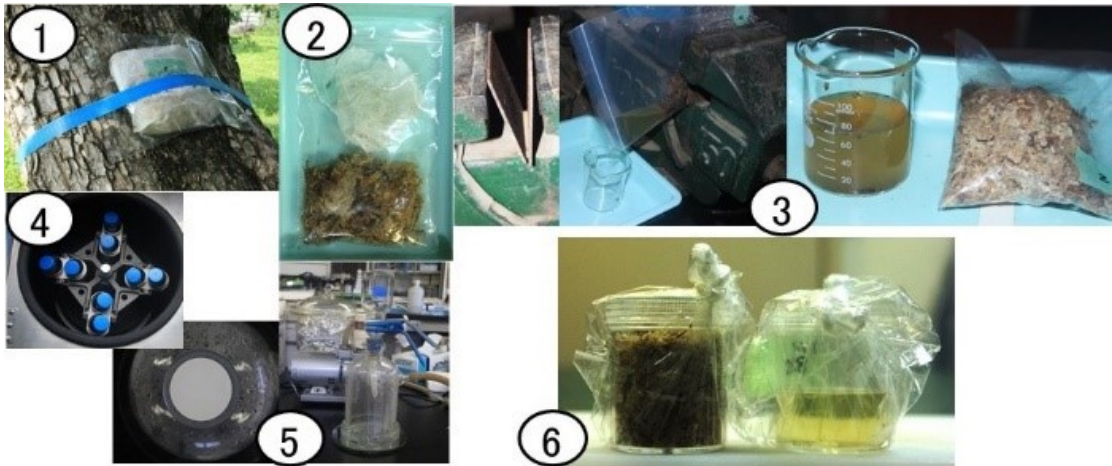


図 6.6 ミズゴケパッドで捕集された幹流水からの溶存態 ^{137}Cs 分離行程

(1) 幹流水捕集 (2) ミズゴケをプラスチックバッグに封入 (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 ^{137}Cs 濃度を測定。

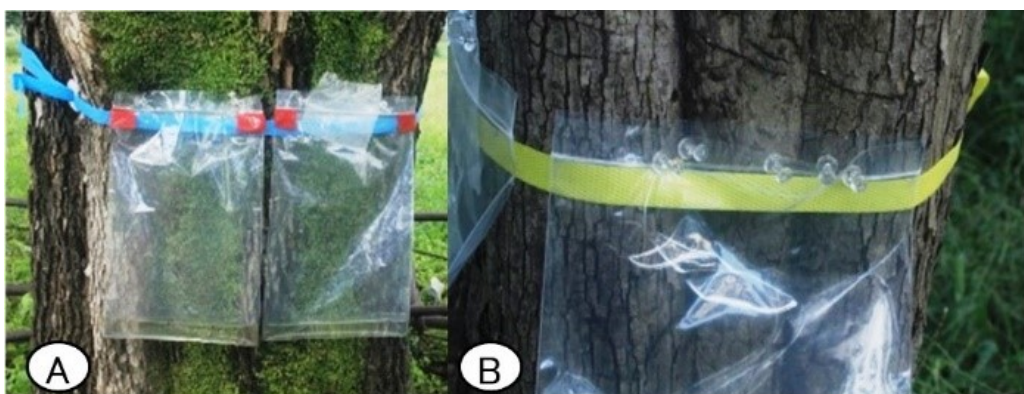


図 6.7 プラスチックバッグによる幹流水の直接捕集

(A) 着生ゴケ上と (B) コケの着生しない箇所にポロエステルバンドで固定。バッグ上端はピン止めした。

(3) ミズゴケと脱脂綿による幹流水及び¹³⁷Cs 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7g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7/23-8/26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7g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7/20-8/27とした。捕集された幹流水重量は(1)、溶存態および懸濁態¹³⁷Csは(2)と同様にして測定した。



図 6.8 ミズゴケおよびコットンバッグの設置

6.2.3 結果

(1) 幹流水¹³⁷Cs 捕集量と降水量の関係

ミズゴケ1g当たりの¹³⁷Cs 捕集量及び保持された幹流水中の¹³⁷Cs 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¹³⁷Cs 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)。

表6.1 幹流水¹³⁷Cs濃度と積算降水量の関係

設置期間	積算降水量 mm	採取部位	ミズゴケ 重 g	サンプル(ミズゴケ+幹流水)			幹流水	
				サンプル重 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	主幹コケ上	7.62	78.8	116	9.13	71.2	128
7/20-8/27	91.5	主幹コケ上	7.29	82.1	235	19.3	74.8	257
8/31-9/2	5.5	主幹コケ上	6.01	58.9	15.1	0.89	52.9	16.9
11/7-11/9	14.5	主幹コケ上	7.06	71.3	50.9	3.63	64.2	56.5
11/14-11/20	22.5	主幹コケ上	6.83	58.0	69.3	4.02	51.0	78.9

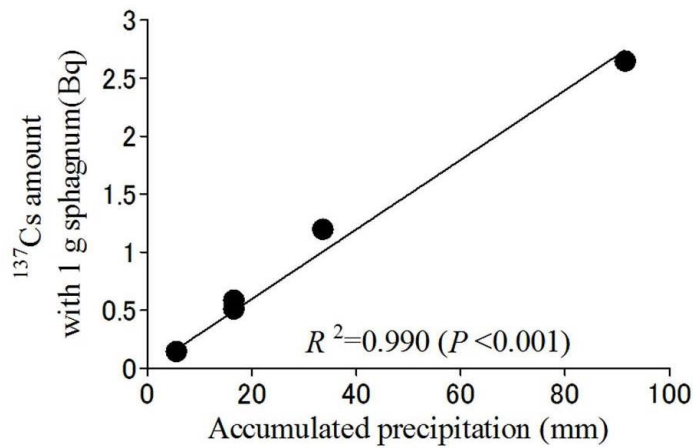


図 6.9 降水量と幹流水中 ¹³⁷Cs 捕集量の関係
(捕集媒体 1g 当たり)

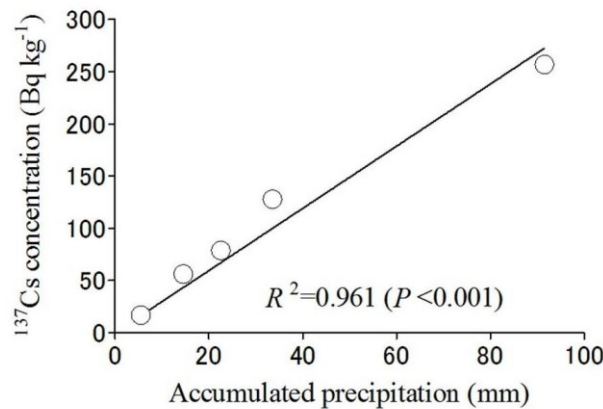


図 6.10 降水量と幹流水中 ¹³⁷Cs 濃度の関係

(2) ミズゴケパ

ッドとプラスチック

ックバッグで捕集された幹流水中の溶存態 ¹³⁷Cs/全 ¹³⁷Cs 比の比較

‘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 ¹³⁷Cs 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，¹³⁷Cs 濃度 61700 Bq kg⁻¹FW のコケ上に設置されたプラスチックバックで捕集された幹流水の全 ¹³⁷Cs 濃度は 21.8 Bq kg⁻¹FW，溶存態 ¹³⁷Cs の含有率は 47.9%であった (表 6.3)。溶存態 ¹³⁷Cs の含有率はミズゴケパッドおよびプラスチックバック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 ¹³⁷Cs の含有率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 ¹³⁷Cs 含有率はプラスチックバックより低かった。

(3) ミズゴケと脱脂綿による幹流水及び ¹³⁷Cs 捕集量の比較

捕集幹流水重量，懸濁態 ¹³⁷Cs 補修量および全 ¹³⁷Cs 補修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。包装パックに付着した ^{137}Cs 量は両媒体ともに同量であった (表 6.4)。

表6.2 ミズゴケパッドで捕集された幹流水中の溶存態 ^{137}Cs /全 ^{137}Cs %

樹皮洗 浄処理	設置 位置	反復	試料画分	^{137}Cs				溶存態	
				濃度		含有量		$^{137}\text{Cs}\%$	
				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		

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 ^{137}Cs /全 ^{137}Cs %

樹皮洗 浄処理	設置 位置	反復	試料画分	^{137}Cs				溶存態	
				濃度		含有量		$^{137}\text{Cs}\%$	
				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 ^{137}Cs 捕集効果の比較²

捕集媒体	重量				^{137}Cs 含有量								パック付		捕集	
	媒体		捕集幹流水		溶存態		懸濁態		合計		溶存態		着 ^{137}Cs		^{137}Cs 総	
	平均	SD	平均	SD	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	

² 設置期間: 2015年7/23-8/26

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 (Steinbuck, 2002; Carlyle-Moses, 2004; Park et al., 2008; Mattaji, 2012)。Mattaji ら (2012) はイラン North Forests のブナで降水量と樹冠での捕捉量、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 (1993) は、ドイツ Höglwarld 森のブナにおいて幹流水の流量(L 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¹³⁷Cs 降下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溶出する¹³⁷Cs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¹³⁷Csを保持することが明らかになった。溶存態¹³⁷Cs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(Iurian et al., 2011)。Dragoviら(2004)はコケの原形質膜は細胞レベルで¹³⁷Csと結合する部位を有するとしている。Schimmackら(1993)はドイツHöglwarld 森のブナから回収した幹流水中の溶存態¹³⁷Cs/懸濁態¹³⁷Cs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¹³⁷Csを保持するため幹流水に放出される溶存態¹³⁷Csが制限されている可能性がある。別の理由としては、Schimmack et al. (1993)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¹³⁷Csが溶出した可能性が思料される。更に、ブナは粗皮を形成しにくいのに対し、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比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、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(Bold et al., 1986)。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、樹皮洗浄およびコ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。

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) 樹皮(非洗浄樹コケ直下) コケ未着生樹皮(非洗浄樹, 洗浄樹)
	1 非洗浄樹			
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)

(1) カキにおける樹皮除染及び着生ゴケの有無による樹皮中 ^{137}Cs 濃度の比較 (果樹研究所カキ園)

果樹研究所 (以下, 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 50~100 cm 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) カキにおける樹皮除染及び着生ゴケの有無による樹皮中 ^{137}Cs 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）。



図 6.11 ‘平無核’ 無洗淨樹



図 6.12 コケおよび樹皮の採取（果樹研・無洗淨樹）



図 6.13 コケ，コケ下樹皮，主幹樹皮



図 6.14 幹流水捕集装置の設置状況（伊達市柱沢・無洗浄樹）

(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 mono species*)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) 100mL 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 kBq kg⁻¹ 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。

$$dER/dt=rER(1-ER/K) \quad (6.10)$$

$$ER=K/[1+Aexp(-rt)] \quad (6.11)$$

(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)

$$dER/dt= kS(K-ER) \quad (6.12)$$

$$ER=K+Aexp(-Bt) \quad (6.13)$$

(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(第14図)。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 週間以内に行っ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°C1 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) 樹皮除染及び着生ゴ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 (FOD) において 2011 年 5 月 25 日に測定した空間線量は 2.0 および 2.6 μSv 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 kBq kg⁻¹ DW および 43.3 kBq kg⁻¹ DW でいずれもコケ着生のない主幹樹皮の ¹³⁷Cs 濃度 9.84 kBq kg⁻¹ 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 kBq kg⁻¹ DW で非洗浄樹の同部位の濃度より低かった(図 6.15)。FOD カキ園

非洗浄樹ではコケおよびコケ下樹皮の ^{137}Cs 濃度は $236 \pm 60.1 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ (平均 \pm 標準偏差, SD) および $220 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ でいずれもコケ着生のない主幹樹皮の ^{137}Cs 濃度 $18.4 \pm 8.9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ より有意に高かった ($p=0.029$ by Tukey's test). コケの ^{137}Cs 濃度は FOD カキ園で FTRC 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 ^{137}Cs 濃度は樹皮洗浄の有無により有意差が認められ($p=0.038$ by t- test). 非洗浄樹 $18.4 \pm 8.87 \text{ kBq kg}^{-1}$, 洗浄樹 $2.79 \pm 0.55 \text{ kBq kg}^{-1}$ であった (図 6.15, 表 6.6).

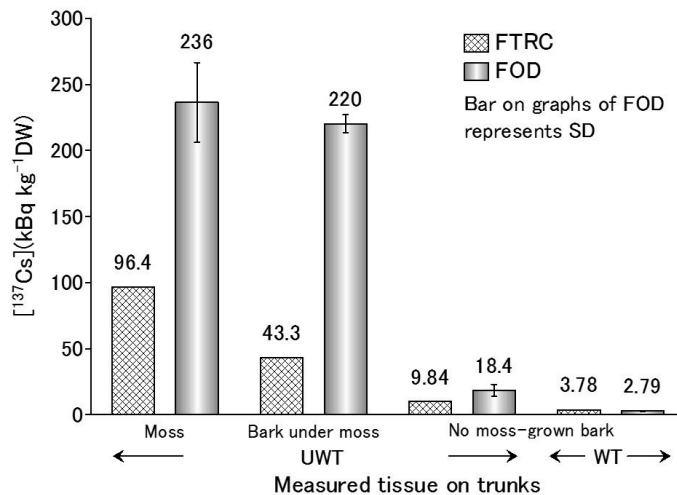


図 6.15 洗浄およびコケの有無によるコケ, コケ下樹皮, 樹皮中 ^{137}Cs の比較(2015年)

表6.6 洗浄の有無による2013年および2015年の主幹樹皮中 ^{137}Cs 濃度の比較²

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		3.90	1.88	2.79	0.55
p -value by ANOVA	処理 調査年		0.0000142*** ^w			
			0.0546			

² 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

^x SD : 標準偏差

^w *** 危険率0.1%で有意差あり

(2) 樹皮除染及び着生ゴケの有無による幹流水中 ^{137}Cs 濃度の比較

ミズゴケパッドで捕集された幹流水の ^{137}Cs 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 $p=0.0443$ by t-test, 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 ^{137}Cs 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's test), 非洗浄樹 6.0 kBq L^{-1} , 洗浄樹 1.1 kBq 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 ^{137}Cs 濃度は非洗浄樹主幹部で捕集された幹流水の ^{137}Cs 濃度とは有意差は認められなかった.

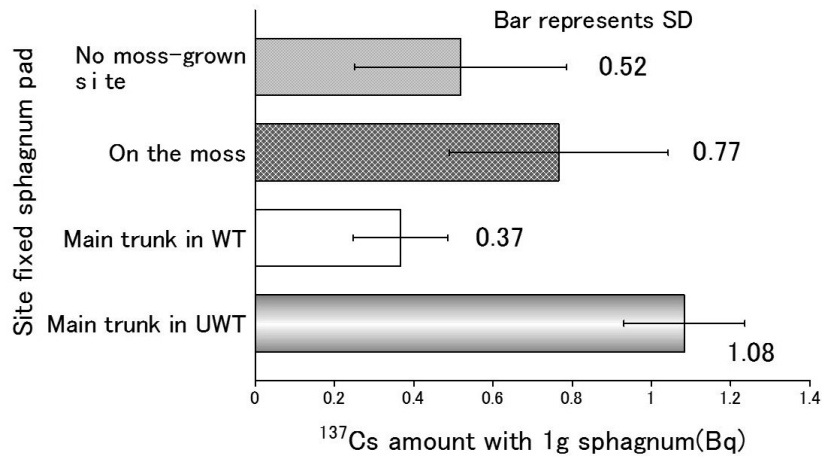


図 6.16 洗浄およびコケの有無によるミズゴケパッドで捕集された幹流水中 ^{137}Cs 含有量の比較

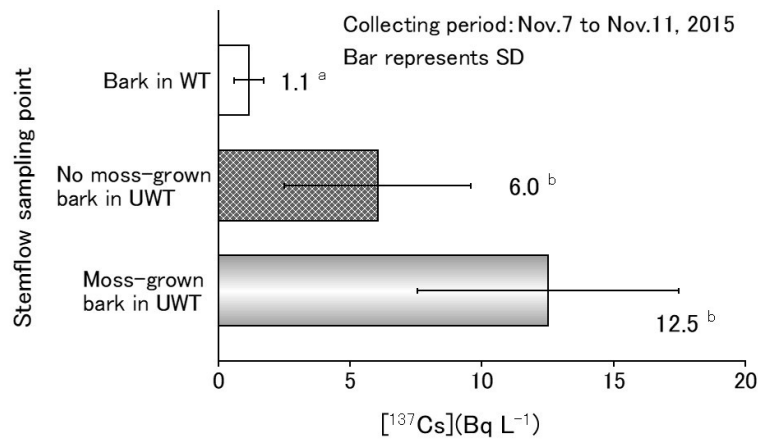


図 6.17 洗浄およびコケの有無によるプラスチックバッグおよびプラスチックボトルで捕集された幹流水中 ^{137}Cs 濃度の比較

(3) 水振とう処理によるコケからの溶存態 ^{137}Cs の抽出

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

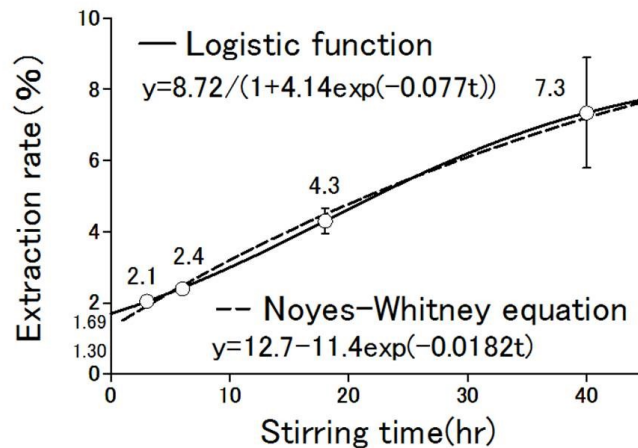


図 6.18 水振とう処理によるコケからの溶存態 ^{137}Cs 抽出曲線

6.3.4 考察

FOD 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度 ($340 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$) は 4 年後の 2015 年 6 月 4 日 ($236 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$) より高濃度であった (図 6.2)。

Tagami et al. (2015) 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 (Kato et al., 2017)。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 (Sato, 2012)。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 ^{137}Cs は降水量に応じて増加した (Sato et al., 2017)。

これらの研究結果は樹皮中 ^{137}Cs 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圧洗浄機で容易に剥離する (Sato et al., 2015)。カキの周皮表面は粗皮剥離後再度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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度は高まった (図 6.17) ことを意味する。非洗浄樹の ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度の経年減衰に関する報告は少ない。Iurian et al. (2011) はオーストリアで採取された *Leucoryum glaucum* および *Polytrichum stricum* の Chernobyl 事故による ^{137}Cs の実効半減期は 12.9 ± 0.2 y and 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 で採取された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% (Dragović et al., 2002), または 30.7% であった (Čučulović and Veselinović, 2015), 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 (Feige et al., 1990)。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 (Sato et al., 2017)。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 (Čučulović and Veselinović, 2015)。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 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、樹皮除染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 葉またはガク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の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(Katana et al.1988; Zehnder et al. 1995; Carini et al. 1995; Carini et al. 1996; Carini and Lombi 1997; Carini et al. 1999; Pröhl et al. 2003)。

カキでは樹皮除染により、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が、カキにおけるRCsの葉面吸収については報告がない。更に、カキ果実の果皮表面は通気組織を欠き、通称“へた”と呼ばれるガクを通して呼吸が行われている。カキのガク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(渡部ら1981)。カキでは、ガクからもRCsが吸収されるとの報告があり(関沢ら2016a; 関沢ら2016b)、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。一方、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ガクへのRCs沈着量および葉またはガクから果実への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ガク部への¹³⁷Cs付着量の検証

7.1.1 目的

カキでは樹皮洗浄を加えていない樹においては、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ガク部への ^{137}Cs 付着量を検証するとともに、ガクに直接、着生ゴケを設置しガクを介した果実への ^{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ガク部への ^{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樹の果実ヘタ上部にミズゴケ(ベスグロー・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(捕集パッド)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日に捕集パッド、捕集パットを設置した果実、被袋した果実および隣接する無袋果実を採取した。捕集パッドおよび生理落果による欠損のなかった4側枝のガクおよび果皮を除く果肉中 ^{137}Cs 濃度を測定した。捕集パッドはそのままU8容器に充填して測定に供した。

(2) ガク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1-2gを105°Cで1昼夜乾燥し、お茶パックに封入して果樹研究所に植栽されたカキ‘蜂屋’のガク部に設置した。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、ガク、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 Ge 半導体検出器(GEM40-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC)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ガク部への ^{137}Cs 付着量

ミズゴケパッドの ^{137}Cs 濃度は、最大で $924 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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(図7.3, 図7.4)、最大値は 4.2 Bq であった。捕集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 濃度は捕集パッドの ^{137}Cs 濃度とは無相関であり、また果実への補修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) ガクを経由したコケからカキ果実への¹³⁷Csの移行量

着生ゴケを封入したパッドのガク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¹³⁷Cs量は顕著な差異が認められ、樹皮除染後に着生したコケからは果実への¹³⁷Csの移行は認められなかった。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7 Bq kg⁻¹ DW 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⁻¹ DW(平均±標準偏差)であった。



図 7.1 ガク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

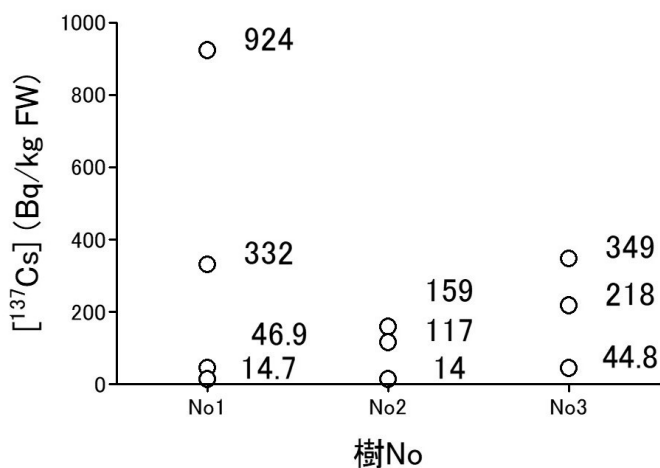


図 7.3 捕集パッドの¹³⁷Cs濃度
[¹³⁷Cs]: ¹³⁷Cs濃度

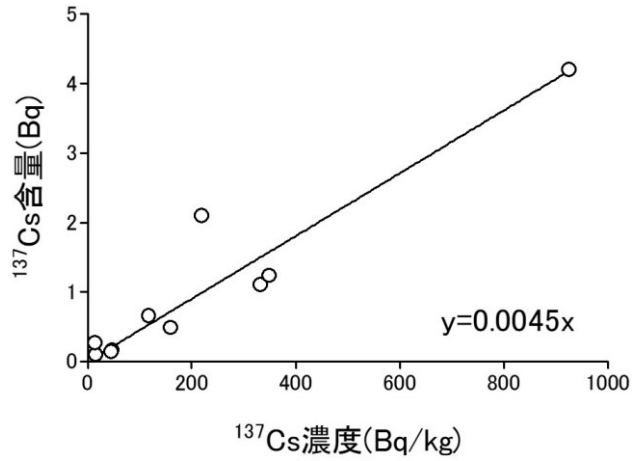


図 7.4 捕集パッドの ^{137}Cs 濃度と ^{137}Cs 含量の関係

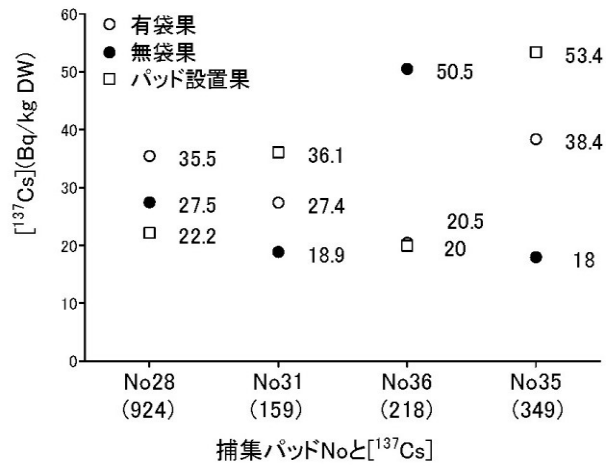


図 7.5 側枝ブロックごとの被袋処理、パッド設置、無袋果実中 ^{137}Cs 濃度の比較

表 7.1 へたに設置されたコケから果実への ^{137}Cs の移行

コケ由来	採取地	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	柱沢カキ園	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 (%)	49.0		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	柱沢カキ園	蜂屋	コケ中 ^{137}Cs 含量	設置前 (Bq DW)	2	74.8	77.1	76.0
			溶脱量 (Bq DW)	16.1		23.5	19.8	
			溶脱率 (%)	21.5		30.5	26.0	
			果実中 ^{137}Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ DW)	7.7		7.3	7.5	

^z 設置前の ^{137}Cs 含有量から回収後の ^{137}Cs 含有量を引いた値

^y 溶脱量の設置前 ^{137}Cs 含有量に対する割合

^x 非設置果の ^{137}Cs 濃度 (6.0 Bq) を引いた値

7.1.4 考察

捕集パッドにより 126 日間で最大 4.2 Bq の ^{137}Cs がミズゴケに捕捉され、事故後 5 年でも環境から ^{137}Cs の汚染があることが検証された。捕集量 4.2 Bq は成熟時のガク重を 4g と仮定した ^{137}Cs 濃度としては $1000 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ を超える。しかし、捕集パッド、有袋果、無袋果間で果実中 ^{137}Cs 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、滴下水のガクへの付着に伴う成熟果の ^{137}Cs 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、形態的にガク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ガクの汚染をもたらさないことを示すものと考えられた。

ガクへの着生コ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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 移行量は 2.0 Bq であった。コケから溶脱した全 ^{137}Cs がガクに付着したと仮定すると、付着した ^{137}Cs の果実内への移行率は 10.3% であった。

7.2 カキの葉またはガク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ガク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 ^{137}Cs 液 (以下、 ^{137}Cs 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ガクへ ^{137}Cs 液を添加し、果実への ^{137}Cs 移行について検証した。次に 2016 年に ^{137}Cs 液をガク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 ^{137}Cs 移行量を比較した。

7.2.2 材料および方法

(1) 異なる添加時期による ^{137}Cs のガクから果実への移動

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*) を供試した。コケ約 200g を 1L 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) を敷設してその後、約 3500rpm で遠心分離した。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 1Bq/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。

果樹研究所ほ場植栽 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ガクに ^{137}Cs 液 $10\sim 17\text{mL}$ 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, 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 日に無処理果実のガクに ^{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 $10\sim 12\text{mL}$ を滴下し，8 月 1 日にガクに設置した。更に 8 月 18 日に 5mL 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，果実毎にガク，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 ^{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。ガク，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 含有量の比率を分配率とした。処理 ^{137}Cs 量に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の比率を移行率とした。

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ガク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溶存態 ^{137}Cs 液 ($2,158\text{Bq/kg}$) 約 360mL を調整した。

果樹研究所ほ場植栽 12 年生カキ「蜂屋」3 樹を供試した。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，ガクおよび果実に隣接する 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，ガク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，処理液のガクへの付着を防止するためセルロースクロスをガクに設置した (図 7.7)。果実肥大期処理としてガクは 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生したため，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ガクに分けて ^{137}Cs 濃度を測定した。10 月 26 日に成熟果を採取し，果実毎にガク，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。

^{137}Cs 濃度は福島大学の Ge 半導体検出器(GEM40-76, Seiko EG&G ORTEC)にて測定した。測定時間は 43,200~80,000 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、果肉およびガクまたは葉の ^{137}Cs 含有量合計に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の比率を分配率とした。処理 ^{137}Cs 量に対する果肉と果皮を併せた ^{137}Cs 含有量の比率を移行率とした。



図 7.6 ^{137}Cs 液接種処理



図 7.7 隣接葉への ^{137}Cs 液接種

7.2.3 結果

(1) 異なる添加時期による ^{137}Cs のガクから果実への移動

無処理果のガク、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、ガクからの ^{137}Cs の移行が確認された。分配率は幼果期処理（直接処理）で 64.4%，果実肥大期（間接処理）68.8% および成熟期処理で 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 8.4%，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、処理直後にガクから処理液が漏出したものと推察された（第2表）。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）。

表7.2 ^{137}Cs 液をガクに添加された成熟果における部位別 ^{137}Cs 含量と ^{137}Cs 果実分配率および移行率

処理時期	果実No	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)	ガク(C)	合計		
幼果期 (6/12-29) (6/26-)	E5	噴霧	9.6	257	1.2	0.1	0.6	1.9	67.9	13.5
	E23	噴霧	9.6	287	1.1	0.1	0.8	2.1	60.7	13.2
	E6	噴霧+滴下	9.5	216	0.4	0.1	0.4	1.0	55.8	5.9
	E18	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)	R1	滴下	7.1	213	1.1	0.2	0.6	1.9	70.2	18.7
	R2	滴下	7.1	293	0.6	0.2	5.3	6.2	14.3	12.4
	R3	滴下	7.1	210	0.9	0.2	4.6	5.7	19.0	15.3
	R4	滴下	9.0	232	1.0	0.2	5.1	6.4	18.9	13.3
	R7	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

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

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

処理時期	果実No	^{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(%)	^{137}Cs 逸出量(Bq/果)	^{137}Cs 逸出率(%)
				果肉(F)	果皮(P)	ガク(C)	合計	ミズゴケ				
果実肥大期 (7/31,8/18)	G2	16.0	245	0.87	0.11	0.56	1.54	5.09	63.6	6.1	9.4	58.6
	G5	16.0	247	0.50	0.09	0.22	0.81	4.75	73.2	3.7	10.5	65.3
	G9	16.0	207	2.23	0.09	1.53	3.85	1.82	60.3	14.5	10.3	64.6
	G10	14.1	213	0.57	0.09	0.45	1.10	8.37	59.7	4.7	4.7	32.9
	G13	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
	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 ^{137}Cs 濃度は測定濃度から無接種果の ^{137}Cs 濃度を減じた値とした

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 ^{az}	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	分散比	処理時期	5.84 ^{*y}	6.56 [*]

^z 異なるアルファベット間で危険率5%でTukeyの検定で有意

^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

(2) 異なる添加時期によるガクおよび葉を経由した果実への¹³⁷Cs移行

幼果での¹³⁷Cs移行率はガク処理が $2.4 \pm 0.4\%$ (平均値 \pm 標準偏差), 葉処理 $0.5 \pm 0.4\%$ であった。成熟果での¹³⁷Cs移行率はガク処理が幼果期処理 $14.2 \pm 4.5\%$, 果実肥大期処理 $9.8 \pm 4.4\%$, 葉処理が幼果期処理 $8.3 \pm 2.6\%$, 果実肥大期処理 $13.4 \pm 4.1\%$ であった。処理果実および葉の¹³⁷Cs含量の合計値はガク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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs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¹³⁷Cs分配率は処理部位により有意差が認められ, ガク処理($17.0 \pm 6.1\%$)が葉処理($4.0 \pm 2.4\%$)より高かった(表7.5, 表7.6)。成熟果における¹³⁷Cs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 $87.0 \pm 0.8\%$ 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¹³⁷Csの殆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¹³⁷Cs濃度を控除した成熟果の¹³⁷Cs濃度は, ガク処理では両処理時期とも 6.1 Bqkg⁻¹FW, 葉処理は 8.1 Bqkg⁻¹FWおよび 7.1 Bqkg⁻¹FWであり, 全処理を併せると 27.4 Bq kg⁻¹FWに達した(表7.10)。

表7.5 ¹³⁷Cs液をガク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	果実No	¹³⁷ Cs添加量(Bq/)	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)	へた	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 ¹³⁷Cs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¹³⁷Cs含量と¹³⁷Cs果実分配率

処理時期	果実No	¹³⁷ Cs添加量(Bq/果実)	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)	へた	葉			
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¹³⁷Cs含量から算出

表7.7 ¹³⁷Cs液をガク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

処理時期	果実No	¹³⁷ Cs添加量(Bq/果実)	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)	へた	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
果実肥大期 (8/1-8/10)	1	22.1	10月26日	327	3.60	1.66	5.26	68.4	16.3
	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
果実肥大期	平均	22.1		293	2.17	1.06	3.23	66.7	9.8
	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¹³⁷Cs含量から算出

表7.8 ¹³⁷Cs液を近接2葉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

処理時期	果実No	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)	へた	葉			
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
果実肥大期 (8/1-8/10)	1	19.5	10月26日	443	3.02	0.28	0.65	3.93	76.3	15.5
	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
果実肥大期	平均	19.5		358	2.61	0.30	0.48	3.37	76.8	13.4
	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果混合試料及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¹³⁷Cs含量から算出

表7.9 成熟果への¹³⁷Cs分配率の分散分析表

処理時期	処理部位			
	ガク		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 ¹³⁷Cs液を添加された成熟果における¹³⁷Cs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	平均 ± SD
ガク	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¹³⁷Cs含量から算出

7.2.4 考察

¹³⁷Cs液添加によるガク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年のガク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か年の調査から幼果期から果実肥大期におけるガク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¹³⁷Csがミズゴケに保持されていた。しかし、本章1.2(2)のガクへの着生ゴケ設置試験における非洗浄樹の着生コケからの¹³⁷Cs溶脱率は26.0%で74%の¹³⁷Csが保持されており、¹³⁷Cs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¹³⁷Csが溶出したためと推察された。

一方で本章 1.2 (2) のガク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、ガクへの ^{137}Cs 液添加試験で得られたミズゴケを介した移行率 $6.6 \pm 4.5\%$ およびミズゴケ以外の添加法の移行率 $12.8 \pm 5.0\%$ 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、ガクから果肉への移行率は 4.01–8.7% 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。このことからガクを経由した溶存態 ^{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 (2016a) 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、ガクを経由した溶存態 ^{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、葉からの溶脱が少ない一方で葉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、果実への分配率はガク処理より有意に高く、またガク同様に幼果期処理で有意に高く、87.1% に達した。また、幼果期処理ではガクと同様に ^{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 (Madoz-Escande et al. 2002) およびリンゴ (Pröhl et al. 2003) 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ガクとの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 (熊沢 1974; Koranda et al. 1978)。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 (Carini et al. 2001)。

本研究においては、気孔の分布密度の低い葉の表側のみの処理であり、また気孔組織が葉よりも少ないガク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 (1988) 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 19–42% 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 0.01–0.4% 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 (1999) 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% が葉から果実に移動したが、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 の殆ど (87.1–76.8%) 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活性に依存する。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。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、カキでは処理葉の部位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と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 2–10 果程度の果実が着生するが、着果数と RCs との関係についても検証事例は見当たらない。そこでオウトウの果叢当たりの着果数と果実中 RCs 濃度との関係を検証するため、果実の隣接葉に ^{137}Cs 液の添加処理を行った。

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°C20 分で高圧滅菌処理をした。

(2) 供試樹および接種方法

福島県果樹研究所植栽オウトウ ‘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 果に着

果数を調整した。反復は 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 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 粒と標準着粒（40 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 18.7 Bq を塗布した。10 粒区は各処理部位 6 反復，標準着粒区は 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「蜂屋」は ^{137}Cs 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 2-4 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，標準着粒区は反復毎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の Ge 半導体検出器にて ^{137}Cs 濃度を測定した。カキ「蜂屋」は処理した果実全てが生理落果した。

(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，ガク，処理葉，無処理葉）の ^{137}Cs 濃度と無処理区の各器官（果実，ガク，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ったため，本章 2.2 (2) の移行率を付着率で補正した。



図 7.9 ブドウ着粒数と処理葉の位置



図 7.10 カキ処理葉位置

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 ^{137}Cs 液を添加した果叢の果実中 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 $54.8 \pm 3.8\%$ 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、 $1.6 \pm 0.1\%$ であった (表 7.13)。一方で 1 果当たりの添加 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 添加処理された花束状短果枝の果実中 ^{137}Cs 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	2.0	1.93	0.28	32.4 ^a	8.58	0.09	0.02
	4果	4.0	1.80	0.16	19.7 ^{ab}	7.62	0.09	0.04
	6果	6.0	1.70	0.18	15.9 ^b	3.41	0.10	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 異なるアルファベット間でTukey検定により危険率5%で有意差あり

表 7.12 葉に ^{137}Cs 添加処理された花束状短果枝の葉中 ^{137}Cs 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1%で有意差あり, NS 有意差なし

^y 異なるアルファベット間でTukey検定により危険率5%で有意差あり

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	57.3	14.9	34.4	14.6	2.3	3.2	94.0	1.6	0.4
	4果	50.5	19.9	41.5	19.6	0.4	0.7	92.4	1.5	0.7
	6果	56.6	20.6	32.1	20.3	0.7	1.2	89.4	1.7	0.7
非添加	隣接果叢	7.1								

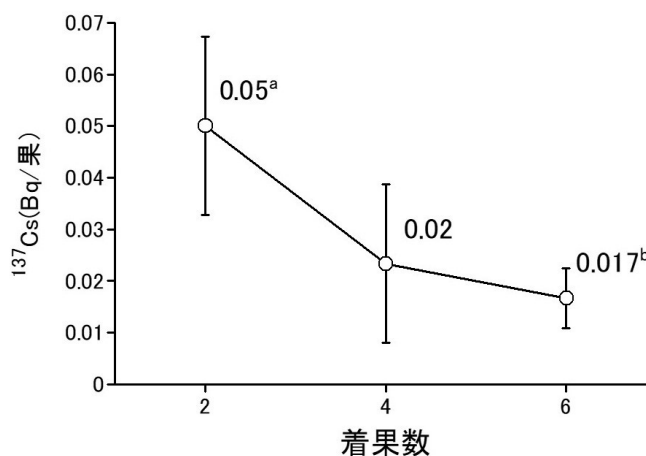


図 7.11 1 果当たりの添加 ¹³⁷Cs 含有量

(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及び葉位の影響

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。標準区の果実分配率は 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。標準着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ア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。

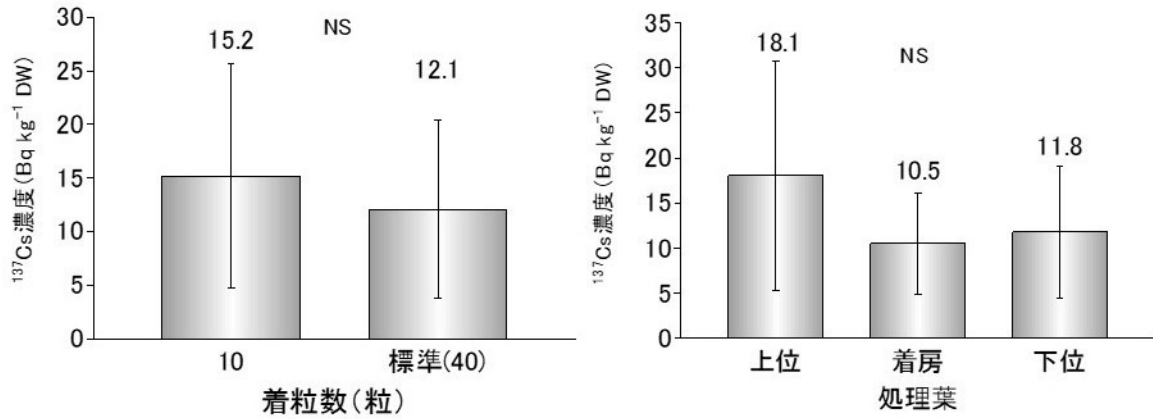


図 7.12 着粒数および処理葉の位置と果実 ¹³⁷Cs 濃度との関係

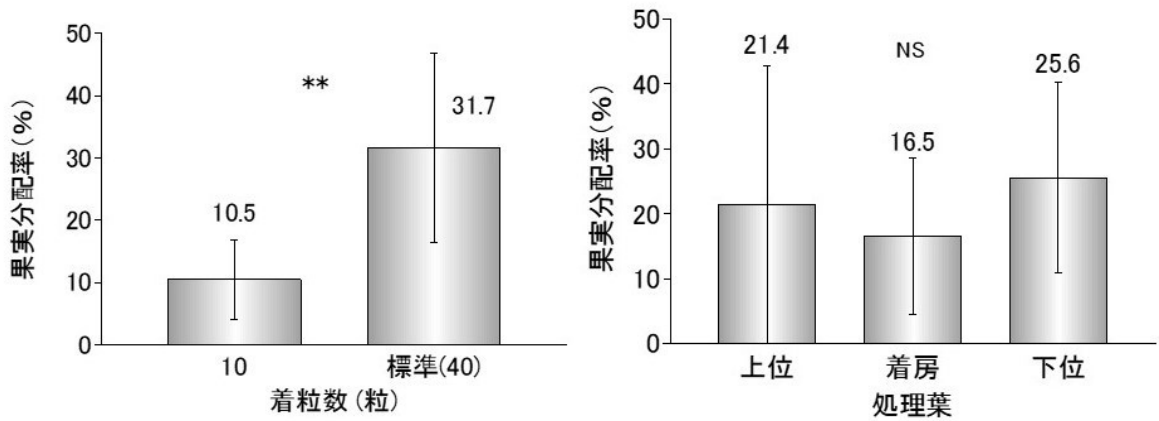


図 7.13 着粒数および処理葉の位置と果実分配率との関係

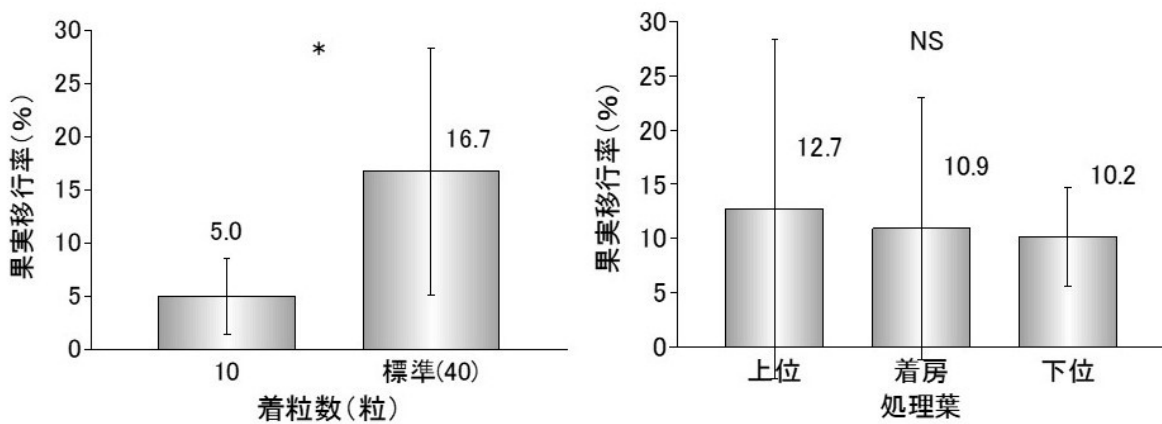


図 7.14 着粒数および処理葉の位置と果実移行率との関係

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 処理	非処理葉 ¹³⁷ Cs濃度(Bq kg ⁻¹ DW)			
		位置	濃度	位置	濃度
着房下位	10	着房節	45.2	着房上位	26.1
着房下位	40	着房節	ND	着房上位	10.1
着房節	10	着房下位	17.9	着房上位	9.7
着房節	40	着房下位	ND	着房上位	ND
着房上位	10	着房節	ND	着房下位	36.8
着房上位	40	着房節	ND	着房下位	33.8

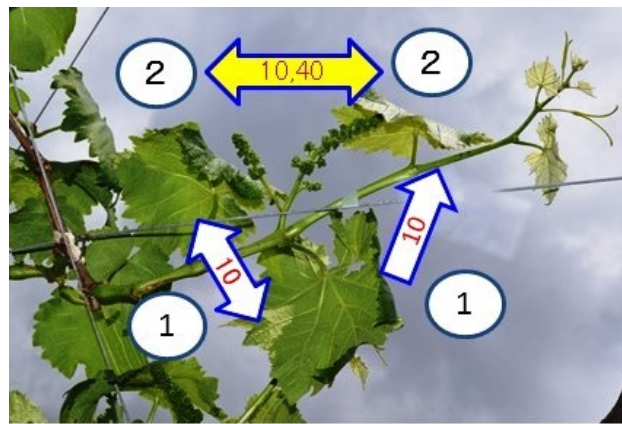


図 7.15 着粒数と¹³⁷Cs 処理葉から隣接葉への移動が検出された試料数の関係

(3) カキの葉を經由した果実 Cs 濃度に及ぼす汚染葉の位置の影響

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、先端及び中央葉処理の果実中¹³⁷Cs濃度が長枝及び短枝の隣接葉処理より低かった(図7.16)。葉を經由した¹³⁷Csの果実移行率及び吸収された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及び短果枝の隣接葉処理より低かった(図7.17, 図7.18)。葉を經由した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、先端及び中央葉処理で長果枝及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、分配率及び葉を經由した¹³⁷Csの長枝及び短枝への吸収率に影響を及ぼすことが明らかとなった。

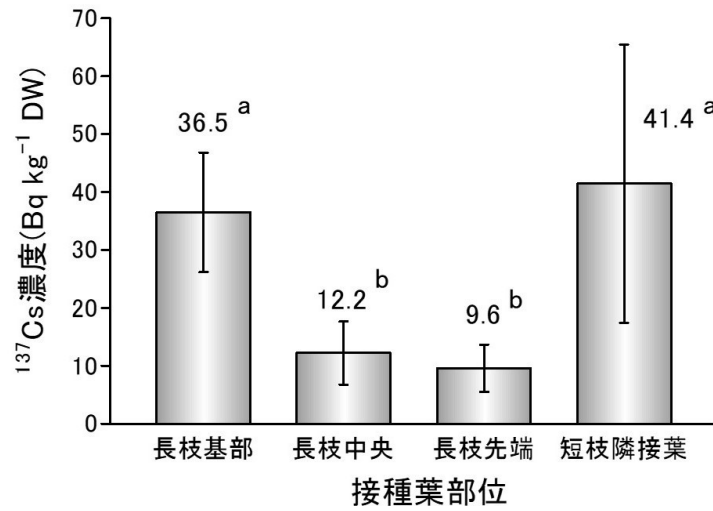


図 7.16 処理葉の位置と果実中 ^{137}Cs 濃度との関係

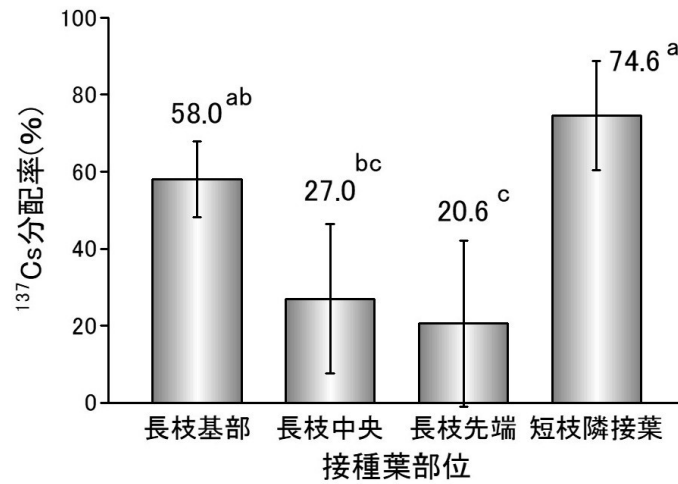


図 7.17 処理葉の位置と ^{137}Cs 果実分配率との関係

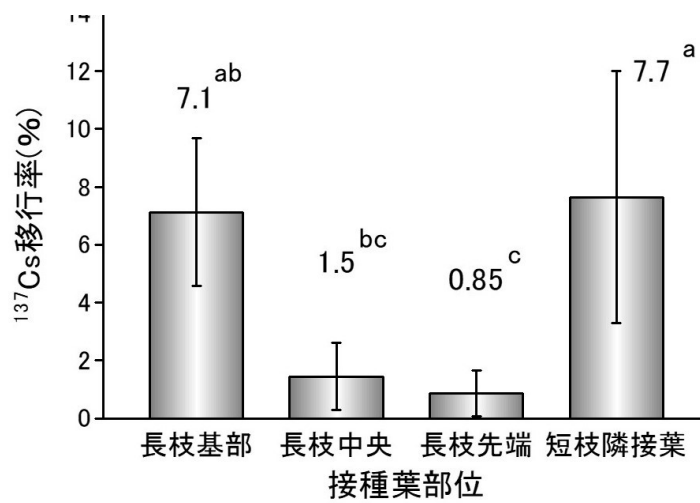


図 7.18 処理葉の位置と ^{137}Cs 果実移行率との関係

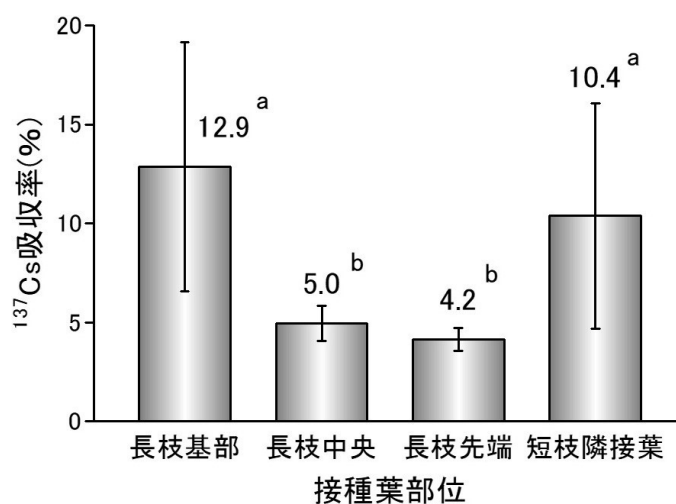


図 7.19 処理葉の位置と ¹³⁷Cs 吸収率との関係

(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)

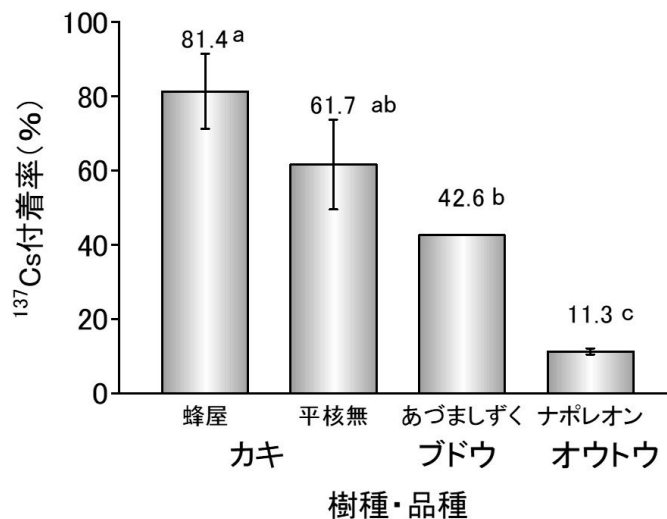


図 7.20 塗布処理による葉への ¹³⁷Cs 付着率の樹種間差

(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 (7.2.2 (2) ‘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).

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 ナポレオン	着色開始期	2果	隣接2葉	57.3	14.9	14.2	3.5
			4果		50.5	19.9	13.6	6.1
			6果		56.6	20.6	15.6	6.1
ブドウ	2017 あづましずく	着色開始期	10粒	隣接1葉	10.5x ^z	6.4	5.0 x	3.5
			40粒		31.7 y	15.2	16.7 y	11.6
カキ	2017 平核無	幼果期	-	短枝隣接2葉	74.5 a	14.3	7.6 a	4.4
			-	長枝隣接2葉	58.0 ab	10.0	7.1 ab	2.5
			-	長枝中央2葉	27.0 bc	19.5	1.5 bc	1.1
			-	長枝先端2葉	20.6 c	21.5	0.8 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

^z各調査項目の同一品種内の異なるアルファベット間でTukeyの多重検定により有意差有り(p<0.05)

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 (Warren, 1972; 平野ら 1989)。これを¹³⁷Csの増加に置き換えると $\text{Bq day}^{-1} = \text{g} \times \text{Bq g}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 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 et al.(1999)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 kg⁻¹DW)/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殆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關係が成立していることを示した。なお、Carini et al.の実験では、同一側枝上の処理葉と果実間の位置關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 et al. (2003)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全て、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。本研究は全て、栽培圃場での調査であり、得られた移行率は経済栽培園への適用性が高いと考えられる。

山本ら (1999) はカキ、オウトウ、セイヨウナシに対する ^{13}C の添加試験を行い、カキおよびオウトウでは添加された ^{13}C 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 らの実験と異なっており同化産物の転流と K または Cs の関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 ^{137}Cs 移行関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 (Katana ら, 1988, Carini ら, 1999) では FDA 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 果実分配率および移行率の樹種間差

一方、接種された ^{137}Cs 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察された。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 ^{137}Cs を捕捉することを示している。

オウトウ果実への分配率 (54.8%) は果実肥大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、 ^{137}Cs の果実への分配率 (87.1%, 74.5%) よりも約 20 以上%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、しかし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水認められていない。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 et al. (2003) もリンゴを用いて処理時期を変えて ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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い。

(3) FDA 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; 平均値±SD)、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1000 Bq L⁻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160 Bq L⁻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はなかった。従って、FDA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/kgfw)		果実/葉濃度比
		果実	葉	
幼果期 (6/24-7/1)	平均	8.0	67.4	0.12
	SD	3.1	17.4	
果実肥大期 (8/1-8/10)	平均	7.0	119.9	0.06
	SD	2.0	48.7	

表7.17 FDA発生年のカキ果実中¹³⁷Cs濃度の葉間接汚染の寄与率の試算

汚染時期	試料採取日 果実・葉	¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kgfw)									
		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
	実測値	86.5	322	88.2	197	92.9	233	74.5	221	81	234
幼果期	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) 発芽後の樹皮一葉を経由した移行 (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 の殆どは、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 3cm に 90%以上存在していた。また、表層 3cm では下草根が優占していた

第2章において、果樹研究所内モモ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、FDA発生年の2011では少なくとも汚染後7か月間は表層3cmに90%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果樹研究所内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、果樹研究所内オウトウ、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5 cm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} 、最小値はナシ‘幸水’ 4.7×10^{-3} であった。IAEA報告（2003）のクリを除いた移行係数、 8.6×10^{-4} - 8.0×10^{-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。

果樹研究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、FDA事故以前に植栽されたカキ‘蜂屋’（7年生、樹高4.5 m）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%、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FDA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 $34\text{--}85 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 、果実から $5.6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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、果樹研究所所内、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、無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、FDA 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(ガク)に2016年6月15日~10月19日までの126日間に亘って設置し、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 $924 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 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 1Bq を超え、最大値は 4.2 Bq であった。捕集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 濃度は捕集パッドの ^{137}Cs

濃度とは無相関であった。また果実への補修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FDA 発生年カキ成熟果の¹³⁷Cs 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¹³⁷Cs 液をカキ、オウトウ、ブドウの葉に接種し、葉から果実への¹³⁷Cs 移行率および吸収された¹³⁷Cs 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、15.6%、16.7%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¹³⁷Cs 濃度比に基づき、伊達市カキ園での果実中¹³⁷Cs 濃度に対する葉からの間接吸収の寄与率を試算した。その結果、幼果期汚染では 34.2 ± 6.27 (平均値 \pm SD)、果実肥大期汚染で 16.9 ± 3.09 であった。実験に用いた¹³⁷Cs 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くないと推察された。

8.4 樹皮上の着生ゴケによる¹³⁷Cs 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集された¹³⁷Cs 量を測定した。その結果、降水量と¹³⁷Cs 捕集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ミズゴケパッドを設置し¹³⁷Cs 量を比較した結果、着生コケの¹³⁷Cs 捕集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¹³⁷Cs 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¹³⁷Cs 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¹³⁷Cs 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¹³⁷Cs 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 (Sato et al., 2017b) 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)。

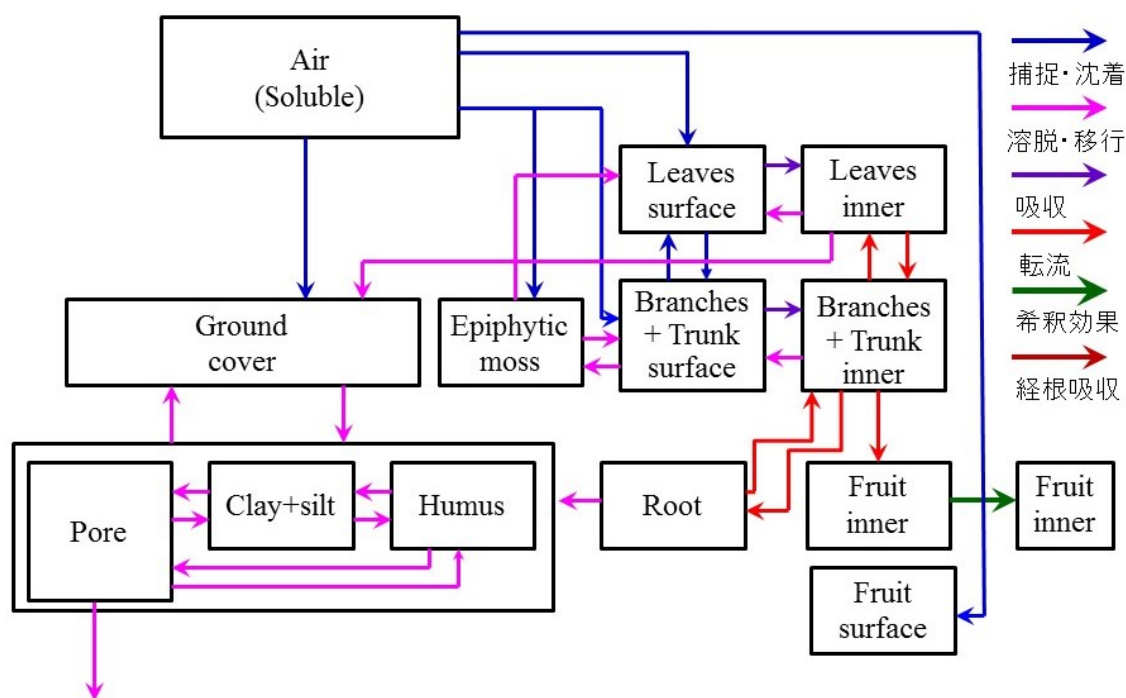


図 8.1 果樹園の放射性セシウムの移行経路のコンパートメントモデル

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。

FDA 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、報告例が殆どなく過小評価されていた。今後は、樹木における地上部からの樹体内への RCs 移行においては、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 の樹皮から師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検証された。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。

文献

- 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.
- Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A., Gagianas, A., 1990. Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident. *Health Physics* 58, 737–741.
- Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A., Gagianas, A., 1991. Radiocesium dynamics in fruit trees following the Chernobyl accident. *Health Phys.* 61 (6), 837–842.
- Arapis, G.D., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., 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.
- Bold HC, Alexopoulos C, Delevoras T, 1986. *Morphology of plants and fungi*. Pearson Education Limited, United Kingdom (Harlow), pp. 912.
- Bondietti, E. A., N. Momoshima, W. C. Shortle and K. T. Smith, 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.
- Brown, J. and J. Sherwood, 2012. Modelling approach for the transfer of radionuclides to fruit species of importance in the UK. HPA-CRCE-039, Chilton, UK.
- Carini, F., I. A. Scotti, M. Montruccoli, S. Silva, 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
- Carini, F. and E. Lombi., 1997. Foliar and soil uptake of ^{134}Cs and ^{85}Sr by grape vines. *Sci. Total Environ.* 207, 157–164.
- Carini, F., I. A. Scotti, P. G. D'Alessandro, 1999. ^{134}Cs and ^{85}Sr in fruit plants following wet aerial deposition. *Health Physics* 77, 520–529.
- Carini, F., 2001a. Radionuclide transfer from soil to fruit. *J. Environ. Radioact.* 52, 237–79.
- Carini, F., G. Bengtsson, 2001b. Post-deposition transport of radionuclides in fruit, *J. Environ. Radioact.* 32, 215–236.
- Carini, F., N. Green, S. Spalla, 2006. Radionuclides in fruit systems: A review of experimental studies. *Science of the Total Environment* 359, 188–193.
- Carini, F. 2009. Radionuclide transfer to fruit in the IAEA TRS 364 Revision, *J. Environ. Radioact.*

100,752–756.

- 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.
- Chino, M., H. Nakayama, H. Nagai, H. Terada, G. Katata and H. Yamazawa., 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.
- Čučulović, A. and D. Veselinović, 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.
- Davis, D., R. Shin, W. Liu, M. Thomas and D. P. Schachtman, 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.
- Devkota, R., N. P. D. Kemp and J. Hodgson., 1997. Screening pasture species for shade tolerance. *Proceed. Agrono. Soc. N.Z.* 27, 119–128.
- Dragovića, S., O. Nedića, S. Stankovića and G. Bačićb, 2004. Radiocaesium accumulation in mosses from highlands of Serbia and Montenegro: chemical and physiological aspects. *J. Environ. Radioact.* 77, 381–388.
- Dragovića, S., S. Stankovića and O. Nedića, 2002. Desorption of $^{137}\text{Cs}^+$ from mosses. *J. Serb. Chem. Soc.* 67, 587–591
- Eplon, E., O. M. R. Cabral⁴, J. Laclau, M. Dannoura, A. P. Packer, C. Plain¹, P. Battie-Laclau, M. Z. Moreira, Paulo. C. O. Trivelin, J. Bouillet, D. Gérant and Y. Nouvellon, 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.
- 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>.
- Feige, G.B., L. Niemann and S. Jahnke, 1990. Lichens and mosses—silent chronists of the Chernobyl accident. *Bibl. Lichenol.* 38, 63–77.
- Fischer RA, 1968. Stomatal opening: role of potassium uptake by guard cells. *Science* 160:784–785.
- Forsberg, S., K. Rosén, V. Fernandez and H. Juhan., 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.
- Fromm, J., 2010. Wood formation of trees in relation to potassium and calcium nutrition. *Tree Physiology* 30, 1140–1147.
- Fujii, K., S. Ikeda, A. Akama, K. Komatsu, M. Takahashi, S. Kaneko, 2014. Vertical migration of radiocesium and clay mineral composition in five forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Soi. Sci. Plan. Nut.* 60, 751–764
- Imamura, M., D. F. Levia, J. Toriyama, M. Kobayashi, K. Nanko., 2017. Stemflow-induced spatial heterogeneity of radiocesium concentrations and stocks in the soil of a broadleaved deciduous forest.

- Science of the Total Environment, 599–600,1013–1021.
- Imanaka T., 2012. Chernobyl accident and Fukushima Daiichi NPP accident, Proceedings of the 13th workshop on environmental radioactivity, 27.02.12. High Energy Accelerator Research Organization, pp. 17-24. (In Japanese with English abstract)
- International Atomic Energy Agency, 2003. Report of the Fruits Working Group of BIOMASS Theme 3, Modelling the transfer of radionuclides to fruit. IAEA, Vienna.
- 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.
- International Atomic Energy Agency, 2015. The Fukushima Daiichi accident, Technical volume 1, IAEA,Vienna, pp. 34–158.
- Isomura, K., M. Higuchi, H. Shibata, H. Tsukada, K. Iwashima and H. Sugiyama, 1993. Distributions of radioactive caesium in mosses and application of mosses for monitoring of radioactive caesiums. Radioiso. 42, 157– 163. In Japanese with English abstract and tables
- Iurian, A. R., W. Hofmann, H. Lettner, R. Türk and C. Cosma, 2011. Long term study of Cs-137 concentrations in lichens and mosses. Rom. J. Phys. 56, 983–992.
- Islam MA and S. Begum, 2012. Histochemical and Anatomical Studies of Phloem and Xylem Cells of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) Tree. International Journal of Natural Sciences. 2: 1– 7
- Katana, H., C. Bunnenberg, W. Kuhn, 1988. Studies on the translocation of ^{134}Cs from leaves to fruit of apple trees. In: Impact des accident d' Origine nuclearie sur l' Environment, proceedings of the IV Symposium International de Radioecologie de Cadarache, Vol 2. Commissariat a l' Energie Atomique; IPSN; DERS-SERE, Cadarache, 72–78.
- Kato, H., Y. Onda and T. Gomi, 2012. Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. Geophys. Res. Let. 39, 1–6.
- Kato, H., Y. Onda, M. Teramage, 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.
- Kato, H, Y. Onda, K. Hisadome, N. Loffredo, A. Kawamori, 2017. Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact. 166, 449–457.
- Khomutinin Y.V., V. A. Kashparov, K. I. Zhebrovska, 2004. Sampling optimization when radioecological monitoring. Draft of English translation of the Russian book for IAEA. UIAR, pp.137.
- Koarashi, J., M. Atarashi-Andoh, T. Matsunaga, T. Sato, S. Nagao and H. Nagai, 2012a. Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. Sci. Total Environ. 431, 392–401.
- Koarashi, J., K. Moriya, M. Atarashi-Andoh, T. Matsunaga, H. Fujita, M. Nagaoka, 2012b. Retention of potentially mobile radiocesium in forest surface soils affected by the Fukushima nuclear accident. Sci.

- Rep., DOI: 10.1038/srep01005.
- Koranda, J. J. and W. L. Robinson., 1978. Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system. *Environmental Health Perspectives* 27: 165–179.
- Kretzschmar, R. and H. Sticher, 1997. Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: Influence of Ca²⁺ and trace metals. *Environ. Sci. Technol.* 31, 3497–3504.
- Kuroda, K., A. Kagawa, M. Tonosaki, 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.
- Lobit, P., M. Gerard, P. Soing and R.Habib, 2006. Modelling malic acid accumulation in fruits: relationships with organic acids, potassium, and temperature. *Journal of Experimental Botany.* 57, 1471–1483.
- Loffredo, N., Y. Onda, A. Kawamor, H. Kato, 2014. Modeling of leachable ¹³⁷Cs in throughfall and stemflow for Japanese forest canopies after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Sci.To. Environ.* 493, 701–707.
- Loustau, D., P. Berbigier, A. Granier and F. El Hadj Moussa, 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.
- Madoz-Escande C, C. Colle, C. Adam, 2002. Evolution of cesium and strontium contamination deposited on vines. *Radioprotection—Colloques.*37C1, 515–20.
- Mamikhin, S. V., 1995. Mathematical model of ¹³⁷Cs vertical migration in a forest soil. *J. Environ. Radioact.* 28, 161–170.
- Marschner, H, E. A. Kirkby and I. Cakmak, 1996. Effect of mineral nutritional status on shoot-root partitioning of photoassimilates and cycling of mineral nutrients. *Journal of Experimental Botany*, 47, 1255–1263,
- Matsunaga,T., J. Koarashi, M. Atarashi-Andoh, S. Nagao, T. Sato and H. Nagai, 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.
- Mattaji, A., M. Akef, S. B. Kafaki and V. Hemmati, 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.
- Mayall, A, 1995. FARMLAND: Transfer of radionuclides to fruit. NRPB-M545, Chilton, UK.
- Mecklenburg, R. A., and H. B. Tuxey, 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.
- Ministry of agriculture, forestry and fisheries, 2016: The 88th statistical yearbook of ministry of agriculture, forestry and fisheries (2012~2013), http://www.maff.go.jp/e/tokei/kikaku/nenji_e/88nenji/ (accessed on 1 August 2016) (in Japanese)
- Ministry of agriculture, forestry and fisheries, 2017. The 89th Statistical Yearbook of Ministry of

- Agriculture, Forestry and Fisheries (2013 ~ 2014). http://www.maff.go.jp/e/tokei/kikaku/nenji_e/89nenji/index.html (Accessed 17 April 2017).
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, 2011. Extension site of distribution map of radiation dose, etc. URL <http://ramap.jmc.or.jp/map/eng/>
- Momoshima, N. and E. A. Bondietti. 1994. The radial distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in trees. *J. Environ. Radioact.* 22: 93–109.
- Nakanishi, T., T. Matsunaga, J. Koarashi, M. Atarashi-Andoh, 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.
- Possner, D. R. E., and W. M. Kliewer, 1985. The localization of acids, sugars, potassium and calcium in developing grape berries. *Vitis* 24, 229–240.
- Obara, H., T. Ohkura, Y. Takata, K. Kohyama, Y. Maejima, T. Hamazaki, 2011. Comprehensive Soil Classification System of Japan First Approximation. *Bulletin of National Institute for Agro-Environmental Science.* 29, 1–73. (In Japanese with English summary)
- Ogura, S., T. Suzuki, M. Saito, 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
- Ohashi, S., N. Okada, A. Tanaka, W. Nakai, S. Takano, 2014. *Pinus densiflora* and *quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *J. Environ. Radioact.* 134, 54–60.
- Ohno, T., Y. Muramatsu, Y. Miura, K. Oda, N. Inagawa, H. Ogawa, A. Yamazaki, C. Toyama, M. Sato, 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
- Ould-Dada, Z., F. Carini, N. G. Mitchell, 2003. A model testing study for the transfer of radioactivity to fruit. *J. Environ. Radioact.* 70, 207–221.
- Park, A., and J. L. Cameron, 2008. The influence of canopy traits on throughfall and stemflow in five tropical trees growing in a Panamanian plantation. *For. Eco. and Manage.* 255, 1915–1925.
- Pröhl, G., I. Fiedler, H. Koch-Steindl, C. Leser, D. Treutter. 2003. *Interzeption und Translokation von Radiocäsium bei Obst und Beeren.* Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.
- Possner, D. and W. Kliewer, 1985. The localization of acids, sugars, potassium and calcium in developing grape berries. *Vitis* 24, 229–240.
- Popper, Z. and S. Fry, 2002. Primary cell wall composition of bryophytes and charophytes. *Ann. Bot.* 91, 1–12.
- Raitio, H. and A. Rantavaara, 1994. Airborne radiocesium in Scots pine and Norway spruce needles. *Science of The Total Environment.* 157, 171–180
- Rosén, K., I. Öborn, H. Lönsjö, 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the

- Chernobyl accident, 1987–1995. *J Environ Radioact.* 46, 45–66.
- Roelfsema MRG and R. Hedrich, 2005. In the light of stomatal opening: new insights into ‘the Watergate’. *New Phytol.* 167, 665–691.
- Sanderson, D. C.W., A. J. Cresswell, B. Seitz, K. Yamaguchi, T. Takase, K. Kawatsu, C. Suzuki, M. Sasaki, 2013. Validated Radiometric Mapping in 2012 of Areas in Japan Affected by the Fukushima-Daiichi Nuclear Accident. University of Glasgow.
- Sato, M., D. Takata, K. Tanoi, T. Ohtsuki and Y. Muramatsu. 2015. Radiocaesium transfer into the fruit of deciduous fruit trees contaminated during dormancy. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61: 156–164.
- Sato M, K. Abe, H. Kikunaga, D. Takata, K. Tanoi, T. Ohtsuki, Y. Muramatsu, 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. *Horticultural Journal* 84, 295–304.
- Sato, M., T. Takase and K. Yamaguchi, 2017a. Development of methods for collecting the stemflow on the trunk of trees contaminated with radioactive fallout. *J. Agri. Meteorol.* 72, 82–87.
- Sato, M., H. Akai, Y. Saito, T. Takase, H. Kikunaga, N. Sekiya, T. Ohtsuki, K. Yamaguchi, 2017b. Use of different surface covering materials to enhance removal of radiocaesium in plants and upper soil from orchards in Fukushima prefecture. *J. Environ. Radioact.*, DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.03.022
- Sato, M., T. Takase and K. Yamaguchi, 2017c. Effects of bark washing and epiphytic moss on ¹³⁷Cs activity concentration in bark and stemflow in Japanese persimmon (*Diospyros kaki* Thunb.) *J. Environ. Radioact.*, 178–179, 360–366.
- Schimmack, W., K. Bunzl and L. Zelles, 1989. Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. *Geoderma.* 44, 211–218.
- Schimmack, W., H. Förster, K. Bunzl and K. Kreutzer, 1993. Deposition of radiocaesium to the soil by stemflow, throughfall and leaf-fall from beech trees. *Radia. and Environ. Biophys.* 32, 137–150.
- Schimmack, W., H. Fressa, K. Bunzl, 1997. Vertical deposition of Chernobyl-derived radiocesium in Bavarian grassland soils. *Naturwissenschaften.* 84, 204–207.
- Scotii, I. A. and S. Silva, 1992. Foliar absorption and leaf-fruit transfer of ¹³⁷Cs in fruit trees. *J. Environ. Radioact.* 16, 97–108.
- Shand, C. A., K. Rosén, K. Thored, R. Wendler and S. Hillier, 2013. Downward migration of radiocaesium in organic soils across a transect in Scotland. *J. Environ. Radioact.* 115, 124–133.
- Shiraishi, Y., 1973. Studies on the Radioactive Contamination of Fruit Trees by Fission Products: (3) Distribution of the Replaceable ¹³⁷Cs in the Soil of a Citrus Orchard. *Journal of Radiation Research,* 14, 231–235.
- Shiozawa, S., 2013. Vertical migration of radiocesium fallout in soil in Fukushima, in: Nakanishi, T.M., Tanoi, K. (Eds.), *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident.* Springer Japan, Tokyo, pp. 49–60.
- Schönherr, J. and M. Luber, 2001. Cuticular penetration of potassium salts: Effects of humidity, anions, and

- temperature. *Plant and Soil* 236:117–122.
- Sokolowska, K. and B. Zagorska-Marek, 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.
- Spicer, R., 2014. Symplasmic networks in secondary vascular tissues: parenchyma distribution and activity supporting long-distance transport. *J. Exp. Bot.* 65, 1829–1848.
- 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.
- Strebl, F., M. H.Gerzabek, V. Karg, F. and Tatrach, 1996. ¹³⁷Cs-migration in soil and its transfer to roe deer in an Austrian forest stand. *Sci. Total Environ.* 181, 237–247.
- Sugiura, T., H. Kobayashi, R. Sakai and S. SuzuKi., 1988. Factors Affecting root mat formation in permanent grassland (1) *J. Jpn. Grass. Sci.* 34, 178– 185.
- Tagami, K. and S. Uchida, 2015. Effective half-lives of ¹³⁷Cs from persimmon tree tissue parts in Japan after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* 141, 8–13.
- Takahashi, J., K. Tamura, T. Suda, R. Matsumura, Y. Onda, 2015. Vertical distribution and temporal changes of ¹³⁷Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.* 139, 351–361.
- Takata D, 2013: Distribution of radiocaesium from the radioactive fallout in fruit trees. In *Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident*, (ed. by Nakanishi TM, K Tanoi). Springer-Verlag, Tokyo, pp. 143-162.
- Tanaka, K., Y. Takahashi, A. Sakaguchi, M. Umeno, S. Hayakawa, H. Tanida, T. Saito, Y. Kanai, 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.
- Tegen, I., H. Dörr and K. O. Münnich, 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.
- Teramage, T. M., Onda, Y., Patin, J., Kato, H., Gomi, T., 2014. Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioact.* 137, 37–45.
- Ticknor R. L and H. B. Tukey, 1957. Evidence for the entry of mineral nutrients through the bark of fruit trees. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* 69, 13–16.
- Tukey, H. B., R. L. Ticknor, O. N. Hinsvarck, and S. H. Wittwer, 1952. Absorption of nutrients by stems and branches of woody plants. *Science* 116, 167–168.
- Tukey, H. B., S. H. Wittwer and M. J. Bukovac, 1961. Absorption of Radionuclides by Aboveground Plant Parts and Movement within the Plant. *J. Agric. Food Chem.*, 9, 106–113.
- Tukey, H. B., and R. A. Mecklenburg, 1964. Leaching of metabolites from foliage and subsequent reabsorption and redistribution of the leachate in plants. *Amer. J. Bot.* 51, 737–742.
- Tyler, A., S. Carter, D. Davidson, D. Long and R. Tipping, 2001. The extent and significance of bioturbation

- on ^{137}Cs distributions in upland soils. *Catena* 43, 81–99.
- 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).
- Unno, Y., H. Tsukada, A. Takeda, Y. Takaku and S. Hisamatsu, 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.
- Van Bell, A. J. E., 1990. Xylem-phloem exchange via the rays: The undervalued route of transport. *Journal of Experimental Botany* 41, 631–644
- Van Goor, B. J. and P. Van Lune, 1980. Redistribution of potassium, boron, iron, magnesium and calcium in apple trees determined by an indirect method. *Physiol. Plant.* 48, 21–26
- Velasco, R. H., J. P. Toso, M. Belli and U. Sansone, 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.
- Wang W, Y. Hanai C. Takenaka, R. Tomioka, K. Iizuka, H. Ozawa, 2016. Cesium absorption through bark of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *J For Res* 21:251–258
- Warren, W. J., 1972. In crop processes in controlled environment (ed. by A. R. Rees, K. E. Cockshull, D. W. Hand and R. G. Hurd). Academic Press. London and New York, pp 7–30.
- Westwood, M. N., 1993. Temperate-zone Pomology. Physiology and Culture. Timber Press, Inc. Portland.
- Wind, C., M. Arend and J. Fromm. 2004. Potassium-dependent cambial growth in poplar. *Plant Biol.* 6:30–37.
- Zehnder, H. J., P. Kopp, J. Eikenberg, U. Feller, and J. J. Oertli, 1995. Uptake and transport of radioactive cesium and strontium into grapevines after leaf contamination. *Radiation. Physics and Chemistry*, 46 (1), 61–69.
- Zygmunt, J., S. Chibowski and Z. Klimowicz, 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.
- 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.* (J.Japan.Soc.Hort.Sci.) 67, 219–227.
- 熊沢喜久雄, 1974. 植物栄養学大要. 養賢堂. 東京, pp 53–55.
- 本多昇・岡崎光良・藤原重彦・中尾宏量・渋鉄啓 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. *岡山大学農学部学術報告.* 37, 27–41.
- 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. *日土肥誌.* 61, 315–322.
- 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.
- 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.
- 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. *日土肥誌.* 85. 80–85.
- 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.

- 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.
- 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.
- 駒村美佐子・津村昭人・小平潔, 2001. わが国での ^{90}Sr と ^{137}Cs による白米の汚染—1959 年以來 37 年間の長期観測とその解析—. *RADIOISOTOPES* 50 : 80–93.
- 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.
- 文部科学省, 2011. 文部科学省による福島県西部の航空機モニタリングの測定結果について.
- 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 (J.Japan.Soc.Hort.Sci.) 70, 481–488.
- 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 ^{15}N -尿素枝幹処理の影響. 園研 2: 93–96.
- 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.
- 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.
- 関澤春仁・佐藤真理・相原隆志・村上敏文・八戸真弓・濱松潮香, 2016a. カキ果実におけるへたを經由した放射性セシウム-137 の移行. *RADIOISOTOPES*, 65, 129–135.
- 関澤春仁・佐藤真理・相原隆志・村上敏文・八戸真弓・濱松潮香, 2016b. カキ果実におけるへたを經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.
- 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.
- 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, 2012a. 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*, 27. 02. 12. High Energy Accelerator Research Organization, pp. 34-37.
- 佐藤 守, 2012b. 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.
- 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. 日土肥誌. 85, 103–106.
- 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.
- 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) 日土肥誌 38, 333–338.
- 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.
- 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. (Hort. Res. (Japan)) 6, 515–519.

- 高田大輔・安永円理子・田野井慶太朗・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)ー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.
- 高田大輔・安永円理子・田野井慶太朗・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7報)ー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.
- 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 (J.Japan.Soc.Hort.Sci.) 45, 335-341.
- 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. 九大農学芸誌の ci.Bull. Fac. Agr., K yushu Univ.) 45, 183-191.
- 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). スプリングー・ジャパン. 東京.
- 苫名孝, 1975. 果実の生理. 養賢堂. 東京
- 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. 山形大学紀要(農学)第8巻, 第4号, 665-681.
- 山田昌彦, 2011. 果樹の交雑育種法. 養賢堂. 東京, pp14-42
- 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.
- 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・平舘俊太郎, 2012. 土壌ー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.
- 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 (J.Japan.Soc.Hort.Sci.) 40, 268-271.
- 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的变化について. 園学雑(J.Japan.Soc.Hort.Sci.)52, 16-21.

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 ^{137}Cs 濃度の経時的推移

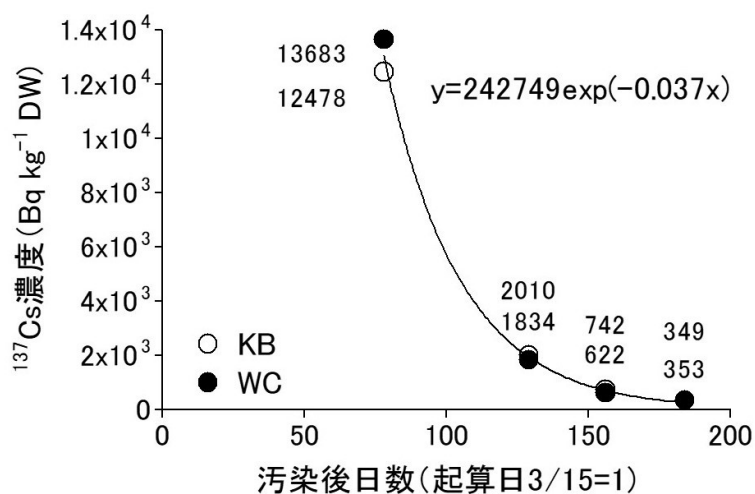


図 A1.1 事故初年におけるケンターキーブルーグラス(KB)とホワイトクローバー(WC)茎葉部の ^{137}Cs 濃度の経時的推移

Note: 果樹研究所において、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。草生刈り取り作業後、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理学研究センターのGe半導体検出にてRCs濃度を測定。

A 補遺 2 果実中 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度の年次推移をモデル化し、 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 から実効半減期及び環境半減期を算出した。

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

(K : 汚染初年の急減成分及び緩減成分の濃度, x : 汚染後年数, λ : 各成分の減衰係数)
測定された果実中 ^{137}Cs 濃度から求めた減衰係数 (λ_{eff}) は物理的減衰に環境及び樹体内中の ^{137}Cs 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。

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

(λ_{eff} : 測定された果実中 ^{137}Cs 濃度から求めた減衰係数, λ_{ph} : ^{137}Cs の物理的減衰係数, λ_{eco} : 環境及び樹体内要因による減衰係数)
これにより急減成分及び緩減成分それぞれにおいて以下の式が成立する。

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

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。

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

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。

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

(2) 解析データ

2011–2015 年における下記の下記の同一樹または同一圃場の成熟果の ^{137}Cs 濃度測定値を供試した。果樹研究所に植栽されたウメ ‘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 ^{137}Cs 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FDA3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, 高压洗浄処理の果実中¹³⁷Cs濃度の環境及び樹体内要因の低減効果が高かったことを示した.

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.

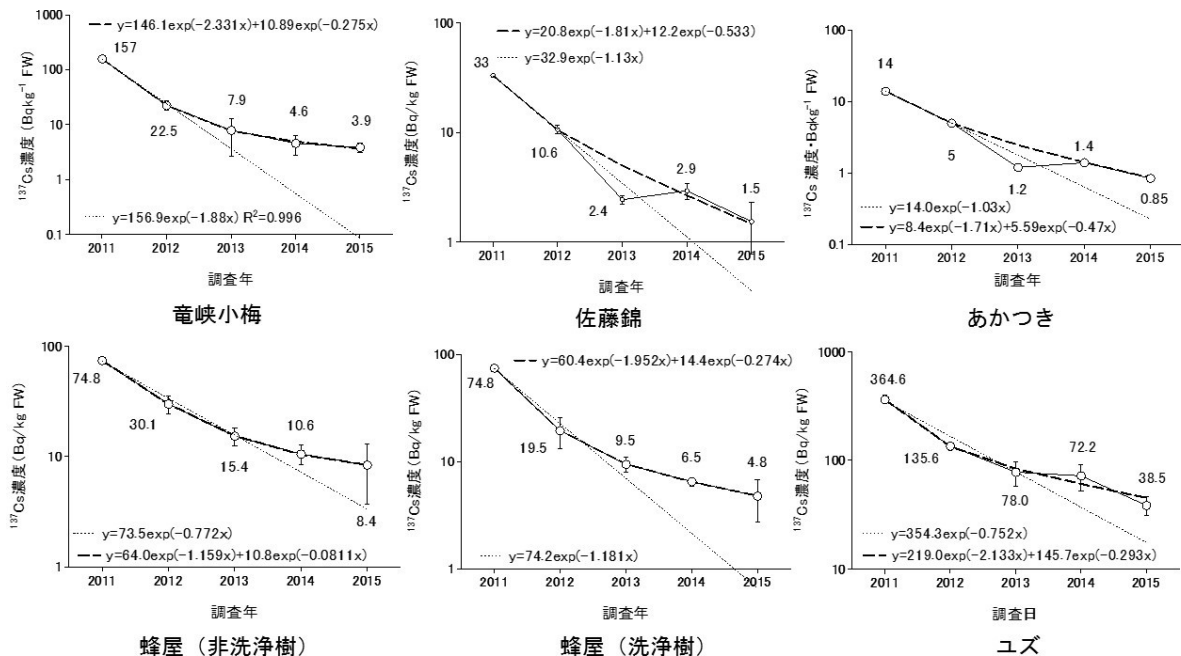


図 A2.1 果実中¹³⁷Cs濃度の経年推移

樹種 品種	減衰成分	減衰係数 (λ_{fast}, λ)	実効半減期(T_{eff}) day	環境半減期(T_{eco}) 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(洗浄)	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

A 補遺 3 樹園地における土壌表層 0-9 cm 層の交換性 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度([ex ^{137}Cs])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) 果樹研究所内モモ ‘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 年及び 2015 年土壌試料を試験に供試した。

(2) 測定項目と方法

ア ^{137}Cs 濃度 ([^{137}Cs]) および [ex ^{137}Cs]

0-9 cm 層の [^{137}Cs] [ex ^{137}Cs] を測定した。 [ex ^{137}Cs] 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

イ 全炭素含量 (T-C)

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

(3) 解析

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

A. 3. 3 結果

[ex ^{137}Cs] 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 ^{137}Cs 割合は 0-3cm 層では年次間差は認められなかったが, 3-6cm 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 0-3cm 層より 3-6cm 層で有意に高かった。 T-C の 3-6 cm 層/0-3 cm 層比と 3-6 cm 層の ex ^{137}Cs 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 T-C の 6-9 cm 層/3-6 cm 層比と 6-9cm 層の ex ^{137}Cs 割合の関係も有意な比例関係が認められた

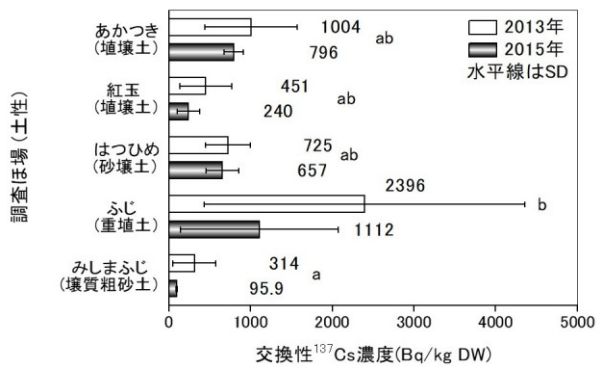


図 A3.1 表層 3 cm の [ex¹³⁷Cs] の年次間比較
 Note 異符号間で、危険率 5% で Tukey 検定により有意差あり (以下同)

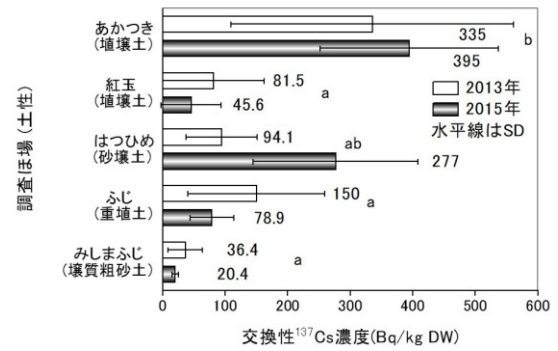


図 A3.2 表層 3-6cm の [ex¹³⁷Cs] の年次間比較

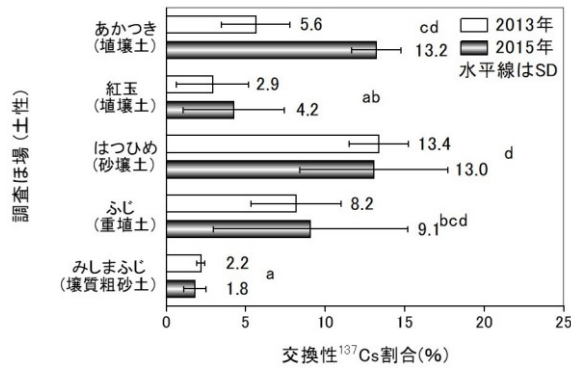


図 A3.3 表層 3cm の ex¹³⁷Cs 割合の年次間比較
 (垂線は標準偏差, 以下同)

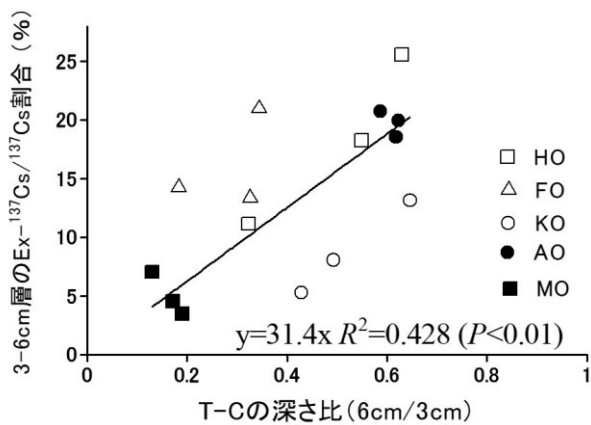
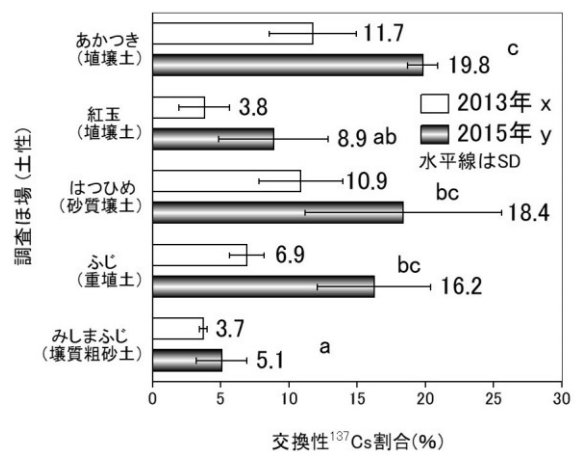


図 A3.5 T-C の 3-6 cm 層/0-3 cm 層比と 3-6 cm 層の ex¹³⁷Cs 割合の関係 (2015 年)

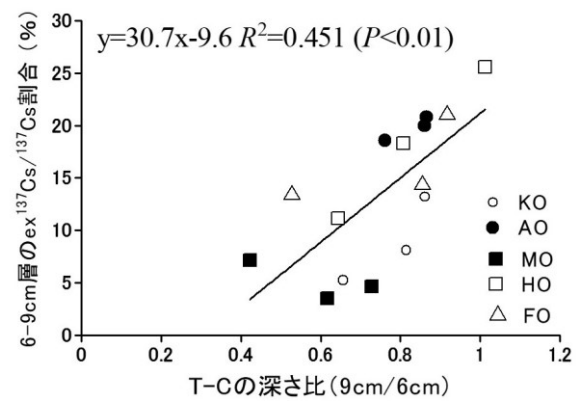


図 A3.6 T-C の 6-9 cm 層/3-6 cm 層比と 6-9 cm 層の ex¹³⁷Cs 割合の関係 (2015 年)

A 補遺 4 2011年3月15日雨水中 ^{137}Cs 濃度の推定

A. 3. 1 目的

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

A. 3. 2 材料および方法

2011年3月15日の果樹研究所の降水量と所内モモ‘あかつき’圃場12樹の樹冠下表層5cmの測定値(表A4.1)から雨中の ^{137}Cs 濃度を試算した。

A. 3. 3 結果

表A4.1 モモ「あかつき」ほ場における樹冠ごとの表層5cm ^{137}Cs 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	低樹高開張形	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	低樹高開張形	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	低樹高開張形	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	低樹高開張形	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

面積1m²深さ5cmの土壌容量: $1 \times 1 \times 0.05 \times 1000 = 50$ (L), (1m³=1000L)

‘あかつき’圃場の土壌密度: 0.974 (kg L⁻¹ DW)

面積1m²深さ5cmの土壌重量: $50 \times 0.974 = 48.7$ (kg)

‘あかつき’圃場の深さ5cmの ^{137}Cs 濃度: 3.58 (kBq kg⁻¹ DW)

面積1m²深さ5cmの ^{137}Cs 量: $3.58 \times 48.7 = 174$ (kBq)

2011年3月15日の降水量: 15 mm

面積1m²の雨水容量: $(100)^2 \times 1.5 / 1000 = 15$ (L)

雨水中 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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。

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

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 N_l 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 Bq kg^{-1} 、溶存態および懸濁態 ^{137}Cs と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。

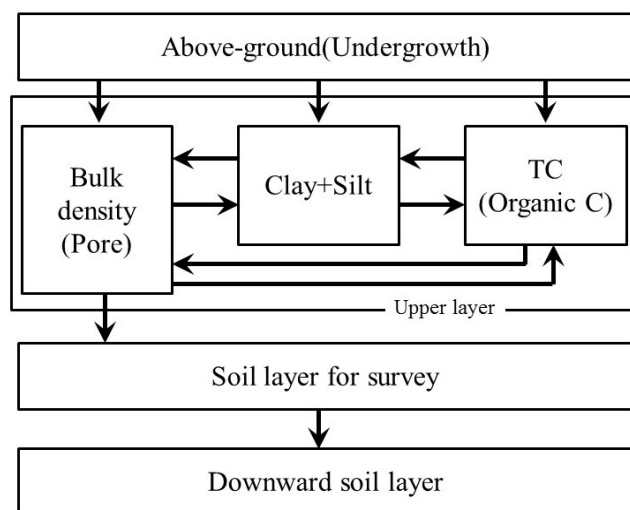


図 A5.1 土壌中 ^{137}Cs 下方移行のコンパートメントモデル

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(Koarashi et al., 2012a).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 層は増加傾向を示した (図 A5.5, 図 A5.6)。

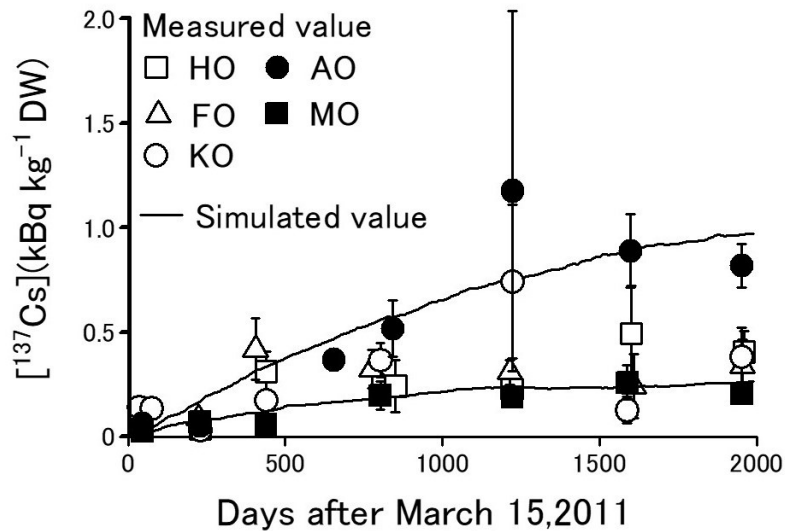
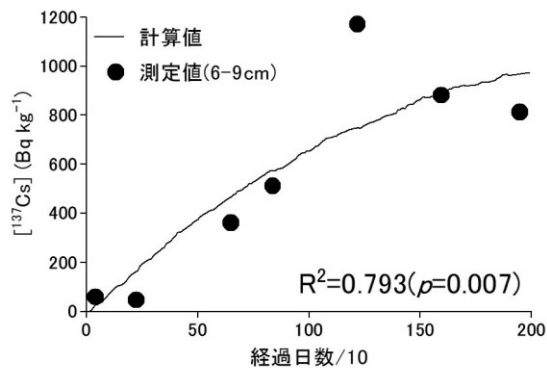


図 A5.2 FDA 後 5 年間の深さ 6-9 cm 層の ^{137}Cs 濃度の経時的推移とモンテカルロシミュレーション



6-9cm 層の ^{137}Cs の経時的推移(AO)

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

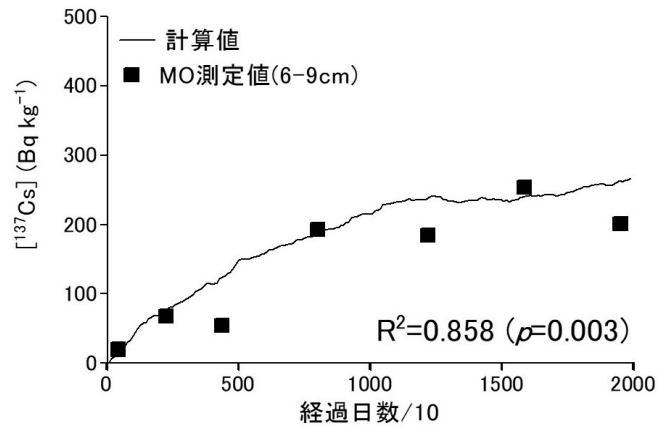


図 A5.4 MO 圃場の 6-9cm 層 ^{137}Cs 濃度の経時的推移

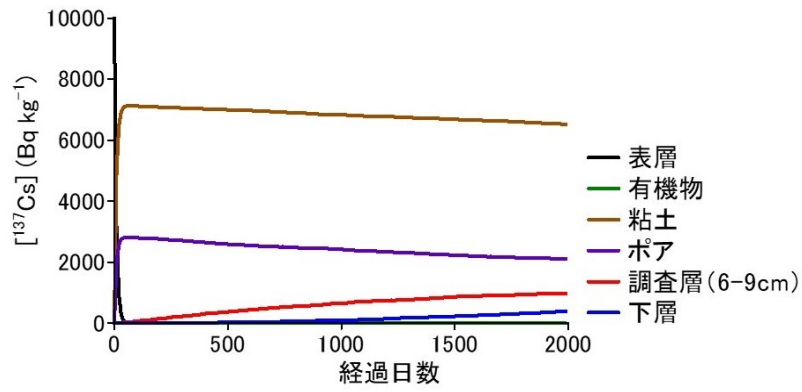


図 A5.5 AO 圃場のコンパートメント ^{137}Cs 濃度の経時的推移

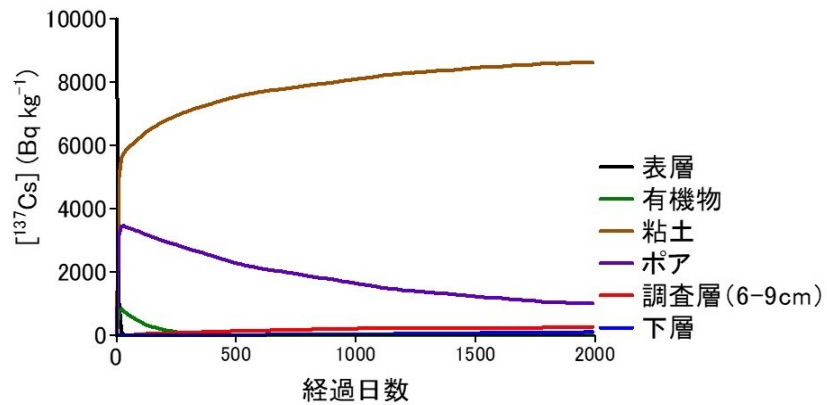


図 A5.6 MO 圃場のコンパートメント ^{137}Cs 濃度の経時的推移

A 補遺 6 深さ 0–30 cm の土壤中 ^{137}Cs 濃度 (2011 年–2017 年)

A. 6. 1 果樹研究所リンゴ‘紅玉’圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	^{137}Cs (kBq/kg 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 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	

A. 6. 2 果樹研究所モモ ‘あかつき’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq/kg dw)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
AO	2011/4/24	40	1.5	5.48E+00			9.29E+01			
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 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	

A. 6.3 果樹研究所リンゴ‘三島ふじ’圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq/kg dw)			DP	Distribution rate (%)		
				Mean	±	SD		Mean	±	SD
MO	2011/4/26	42	1.5	6.25E+00			9.68E+01			
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 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	

A. 6. 4 桑折町モモ園 ‘はつひめ’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq/kg 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 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	

A. 6. 5 福島市渡利リンゴ園 ‘ふじ’ 圃場

Orchard	Date	Elapsed days	Depth (cm)	¹³⁷ Cs (kBq/kg 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 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	

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顕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 Sanderson 博士，スコットランド大学連合環境研究センター，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，惜しめ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．