

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*

佐藤 守

キーワード 落葉果樹, 放射性Cs, 休眠期汚染, 樹皮洗浄

緒 言

東京電力福島第一原子力発電所の事故（以下、原発事故という）で放出された放射性降下物により、福島県内の主要な果樹地帯のほぼ全域が汚染された。ウメ以外の落葉果樹は発芽前であったが、発芽前の放射能汚染による放射性セシウム（以下、Cs）の落葉果樹樹体内への移行経路については解明されておらず、その後の動態についての報告もない。福島県農業総合センター果樹研究所（以下、果樹研究所）では、2011年4月11日（以下、2011/4/11）より県北果樹主産地である福島市および伊達市の果樹園を対象に、土壌および果実等の放射性物質汚染モニタリング調査を中核として樹園地における放射能汚染対策試験を開始した。その後、幼果の段階で土壌からの移行係数に基づく予想を超える高濃度の放射性Csが検出されたことから、休眠期汚染による放射性Csの樹体内への移行経路を解明する試験に取り組んできた。その結果、Chernobyl（チェルノブイリ）事故では見落とされてきた果樹をはじめとする樹木特有の放射性Csの樹体内への移行経路が明らかになった。ここでは、研究成果の中から果樹特有と考えられる知見を中心に紹介する。なお、紙面の関係から材料および方法の説明は最小限に留めた。また、測定値は採取日に減衰補正したものである。

1. 樹園地における土壌汚染の実態解明

果樹では、ブルーベリー、カンキツ類などの一部の樹種を除けば吸収根域は表層下15 cm以下である。そのため、未攪乱状態であれば、汚染初年度の放射性Cs（ ^{134}Cs と ^{137}Cs の和、以下同）の根からの吸収は無視できるレベルと考えられる。しかし、長期的には放射性Csの下垂方向への移動により根域周辺に達する可能性を検証する必要がある。土壌中における放射性Csの移行動態は粘土および

有機物含有量などの影響を受ける。そこで土性の異なる樹園地における放射能汚染（以下、汚染）初年から3か年での放射性Cs濃度垂直分布の経年推移を検証した。

1) 表層5 cmの土壌中放射性物質の水平分布

2011/4/26に果樹研究所内ほ場8か所（面積5 ha）から1ほ場当たり5か所、6/16に同モモ‘あかつき’ほ場（面積6 a）の12樹（植栽距離：7×7 m、樹間×列間）から、1樹当たり4か所、9/30に同リンゴ‘みしまふじ’ほ場（面積3 a）の16樹（植栽距離：3×5 m）から各樹、幹から1 mの2か所をそれぞれ採取混合し、ほ場および樹間差を検証した。その結果、4/26の果樹研究所内の8ほ場の放射性Cs濃度は6.4～14.0 kBq・kg DW⁻¹（kg DW：乾物重kg）で最大値と最小値で2倍程度、‘あかつき’ほ場の樹単位の放射性Cs濃度は2.6～11.1 kBq kg DW⁻¹で4倍程度の格差が認められた。同様に、‘みしまふじ’ほ場の放射性Cs濃度は2.3～11.2 kBq・kg DW⁻¹で5倍程度の格差が認められた（佐藤ら、2012）。以上から、樹園地の表層5 cmの放射性Cs濃度は樹冠ごとに4～5倍程度の格差が存在することが明らかになった。

2) 土壌中放射性物質の垂直分布

土性の異なる5園を長期的な垂直分布のモニタリング園として選定した。すなわち果樹研究所内、リンゴ‘紅玉’、‘みしまふじ’、モモ‘あかつき’ほ場、桑折町モモ‘はつひめ’園（褐色低地土・砂質埴壤土）および福島市リンゴ‘ふじ’園（褐色森林土・重埴土）である。所内調査ほ場の土性は、‘みしまふじ’が褐色森林土・花崗岩系砂質壤土、他は褐色森林土・埴壤土である。垂直分布の評価に当たっては、各深さ区分の仮比重を1として深さ30 cmまでの放射性核種の存在割合を以下の式により算出し、深さ別沈積率（D）とした。

$$D = w_i \cdot C_i \cdot Tc^{-1} \cdot 100, w_i = h_i \cdot h_{min}^{-1}, Tc = \sum w_i \cdot C_i$$

ここで*i*は採取区分を表す添え字、*w_i*：採土層の厚さに基づく加重係数、*h_i*は採取した層の厚さ、*h_{min}*は採取した層の最小の厚さである。*C_i*は各層の放射性核種濃度である。0～9 cmまでは3 cmごとに、9～30 cmまでは3～9 cmの厚さで採取した。

^{137}Cs の垂直分布は、2011/10/25でも土性に係らず表層0～3 cmに90%以上が沈積していた。2012年は、表層0～3 cmに89.5～95.5%が存在していた。2013年は、

Mamoru SATO: Investigation of the radiocaesium migration pathway into the deciduous fruit tree contaminated at the dormant period and trials to decrease the radiocaesium uptake via bark

* 研究の一部を放射能プロにおいて実施した。
福島県農業総合センター 果樹研究所（960-0231 福島市飯坂町平野字檀の東1）
日本土壌肥科学雑誌 第85巻 第2号 p.103～106（2014）

表層0~3cmに79.6~91.8%の¹³⁷Csが存在していたが、重植土を除いて2012年と比較して3.7~12.9%低下し、汚染後3か年経過した2013年は、重植土土壌を除くほ場で1kBq・kgDW⁻¹を超える¹³⁷Csが表層3cmより下層に移行していた(表1)。

3) 主幹1m地点における土壌中放射性物質の垂直分布
果樹研究所ほ場植栽の7年生‘ゆうぞら’(R-53-2台)1樹を供試し、2013/11/29に主幹から1m地点、3か所から深さ30cmまでの土壌を3, 9, 15, 21cmで区分して¹³⁷Csおよび⁴⁰K濃度を測定した。また、主幹から1m地点3か所を掘り上げ、根域の分布状況を観察した。深さ別の¹³⁷Csの濃度は表層0~3cmが7.09kBq・kgDW⁻¹で沈積率は67.2%, 3~9cmの層は1.43kBq・kgDW⁻¹, 27.0%であった。また21~30cmは0.075kBq・kgDW⁻¹で15~21cm層より高かった。⁴⁰Kはいずれも9~21cmの層の濃度が低く、21~30cmは9~21cmと同等以上の濃度を示し、沈積率は表層と同等であった(表2)。主幹から1m地点の根群は表層20cm以下の層に細根が多く分布していた。

以上の結果から、樹園地においては、放射性Csは汚染後3か年経過しても表層9cmまでに90%以上が存在しており、少なくとも休眠期汚染後3か年は、根から吸収される量は少ないものと推察された。しかし、3cm以下への経時的移行は明瞭であり、特に汚染後2年から3年の期間において下層への移行が顕著であった。このこと

から、4年目以降の放射性Csの垂直方向への移行動態を継続調査していく必要があると考えられた。なお、既に、2011/4/26にモモで24~27cmの層で上位層より高濃度の¹³⁷Csが検出されている(図1)。2013年の調査では⁴⁰Kも下層15cm以下で、同様の沈積率を示していること、また20cm以下の層に吸収根の根群分布が認められることから、細根からの浸出による放射性Csの下層へ移行も存在するものと推察された。

2. 樹園地における樹皮汚染の実態解明

1) 樹皮表面の部位別放射線量および放射性Cs濃度

2011/4/28に、果樹研究所ほ場に植栽されたモモ、オウトウ、リンゴ、ナシおよびブドウの主枝分岐部から30cmの部位を円周方向で、上部(天空側)、側部、下部に区分し各部位の表面から1cmの放射線量をGMサーベーター(以下、TGS136)で測定した。その結果、5樹種ともに主幹や主枝などの骨格枝に放射性核種が沈積していることが確認された。骨格枝の沈積量は、円周方向の上部で高く下部で最も少なかった。2011/5/25に、果樹研究所ほ場に植栽されたブドウ‘あづましずく’およびナシ‘幸水’の主枝上の3か所について、円周方向で上部、側部、下部に区分し、はく皮処理をした。はく皮した各部位の樹皮中の放射性Cs濃度はTGS136測定と同様の結果を示した。主枝上部の放射性Cs濃度はブドウで48.7kBq・kgFW⁻¹(kgFW:新鮮重kg)、ナシで26.1kBq・

表1 土壌中¹³⁷Cs垂直分布の時系列比較(表層下9cmまで)

調査年	土質 土性 ほ場・品種 ¹³⁷ Cs濃度 および 沈積率	褐色低地土		褐色森林土				花崗岩系砂質壤土			
		砂質壤土		重植土		埴壤土					
		濃度*1	沈積率 (%)	濃度	沈積率 (%)	濃度	沈積率 (%)	濃度	沈積率 (%)		
	採取日	10月25日		10月25日		4月15日		4月26日		4月26日	
	反復	1		1		1		1		1	
2011	深さ(cm)										
	3	2.13	91.0	2.83	89.5	47.1	98.4	5.38	93.0	6.2	97.9
	6	0.07	3.0	0.10	3.1	0.49	1.0	0.27	4.7	0.1	1.1
	9	0.03	1.1	0.07	2.2	0.14	0.3	0.06	1.0	0.0	0.3
	0~30cm合計*2	2.34	100	3.17	100	47.8	100	5.79	100	6.4	100
	採取日	10月25日		10月25日		4月15日		4月26日		4月26日	
	反復	1		1		1		1		1	
2012	3	9.17	89.5	12.8	88.5	14.5	93.2	7.55	92.6	13.3	95.5
	6	0.53	5.1	0.93	6.4	0.66	4.3	-	-	0.45	3.2
	9	0.31	3.0	0.42	2.9	0.17	1.1	0.47	5.7	0.09	0.7
	0~30cm合計	7.79	100	14.5	100	15.5	100	8.14	100	14.0	100
	採取日	5月24日		4月25日		5月24日		12月25日		5月24日	
	反復	3		3		3		3		2	
2013	3	5.33	79.6	26.2	89.9	16.0	85.7	16.8	79.7	15.4	91.8
	6	0.82	12.2	2.05	7.1	1.84	9.8	3.18	15.1	1.01	6.0
	9	0.24	3.5	0.33	1.1	0.36	1.9	0.51	2.4	0.19	1.2
	0~30cm合計	6.69	100	29.1	100	17.2	100	21.1	100	16.8	100
	採取日	7月10日		4月30日		5月22日		7月1日		5月22日	
	反復	3		3		2		3		3	
Δ	3		-9.8		1.5		-7.5		-12.9		-3.7
(2013~2012)	6		7.1		0.7		5.6		-		2.8
	9		0.6		-1.8		0.9		11.8		0.5

*1単位はkBq・kgDW⁻¹

*2表層5cmまでの放射性Cs濃度は、採取場所により4~5倍程度の格差があるので合計量の経年減衰傾向は認められない

表2 モモ‘ゆうぞら’の主幹から1m土壌の¹³⁷Csおよび⁴⁰K濃度の垂直分布*1(2013)

深さ区分 (cm)	放射性核種濃度 (Bq・kgDW ⁻¹)			沈積率 (%)		
	¹³⁷ Cs			⁴⁰ K		
	濃度	± 誤差	濃度	± 誤差	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
0~3	7.09	± 1.29	1.97	± 0.28	67.2	21.6
3~9	1.43	± 0.26	1.01	± 0.17	27.0	22.2
9~15	0.18	± 0.03	0.73	± 0.10	3.3	16.0
15~21	0.02	± <0.01	0.77	± 0.11	0.4	16.9
21以下	0.08	± 0.01	0.71	± 0.10	2.1	23.3
合計	10.60		9.11		100	100
5cm換算	7.66		2.37			

*1 R-53-2台1樹, 土壌採取は株元より1mの地点3か所(0~3cmは5か所)

kgFW⁻¹であった(佐藤, 2012).

2) 樹齢の異なるモモにおける果実中放射性Cs濃度の比較

2011年に果樹研究所内モモ12年生および18年生‘あかつき’と6年生および18年生‘ゆうぞら’各3樹を供試し, 成熟果の放射性Cs濃度を比較した. 成熟果の放射性Cs濃度は両品種ともに樹齢の進んだ樹が有意に高かった. 特に樹齢差の大きい‘ゆうぞら’で濃度差が大きかった(佐藤, 2012).

3) カキの樹皮および側枝の放射性Cs濃度

伊達市のカキ園に植栽された‘蜂屋’30年生を供試し, 2011/10/18に主幹樹皮, 当年枝, 2年生枝および3年生枝を採取した. 樹皮以外は枝齢別および皮部・木部別に放射性Cs濃度を測定した. 同年11/14に, 樹皮に着生するコケを採取し放射性Cs濃度を測定した. 樹皮の放射性Cs濃度は, 主幹, 3年生枝で最も高く, 次いで2年生枝(前年生枝), 当年枝の順であり, 枝齢を重ねるほど高まった. 木部では2年生枝のみ高く, 当年枝, 3年生枝の約3倍となった. コケは主幹樹皮の4倍以上の404kBq・kgFW⁻¹であった.

4) リンゴ樹における放射性Csの部位別分布状況

リンゴわい性M26台‘ふじ’18年生1樹(樹高4m)を供試し, 2011/10/11に地上部, 2012/1/20に深さ

30cmまでの根部を解体調査した. 部位別に放射性Cs濃度を測定し, 各部位の重量との積により, 部位別放射性Cs含有量を算出した. 地上部には65.9kBq, 地下部には0.3kBqの放射性Csが含まれ, 樹全体に対する百分率で示した分配率は, 地上部が99.5%(木部60.0%)で著しく高かった. 部位別では3年生枝以上の枝と主幹部に多く含まれていた(佐藤, 2012).

5) 放射性Csの樹皮からの吸収と葉および果実への移行

果樹研究所温室で養成中のモモ鉢植え苗3樹および東京大学農学生命科学研究科附属生態調和農学機構温室内(西東京市)で育成されたモモ‘白鳳’ポット苗4樹を供試してモモ樹皮からの放射性Cs抽出液(0.547kBqkg⁻¹)および放射性Csを含むユズ葉洗浄液(0.160kBqkg⁻¹)を発芽前に塗布または噴霧処理した. モモ樹皮抽出液を発芽前に主幹部に塗布したモモ苗3樹の葉から放射性Csが検出された. 同様に, ユズ葉洗浄液を発芽前に噴霧処理したモモ‘白鳳’の葉および果実からも放射性Csが検出された(佐藤ら, 2013).

Carini(2001)の総説によると, Katanaら(1988)はリンゴ2年生枝・樹皮部への¹³⁴Cs浸漬処理7週間後に, 処理側枝から25cm離れた果実で処理濃度対比1.8%の¹³⁴Csを検出している. 2011/6/16に採取した‘あかつき’樹皮のイメージングプレート解析では皮目周辺部でのみ放射性Csが検出された(Takata, 2013). 皮目は添充細胞が発達しており, 添充細胞は細胞壁間の結合がゆるく, 樹体内のガス交換を担っているとされる. また内皮から心材部までは, 放射組織が横断する. これらの器官を通じて放射性Csが樹皮から樹体内に移行したものと推察される. 樹皮上の沈積量は樹容積に依存する. 樹容積と関連性が高い樹齢により成熟果の放射性Cs濃度が異なった. 一方で, 汚染初年の落葉後に, リンゴM26台‘ふじ’, モモ6年生‘ゆうぞら’およびカキ6年生‘蜂屋’の解体調査により算出された放射性Csの分配率は, 3樹種とも地上部が95%以上で, 地下部は数%以内に留まった. 地下部の濃度は, 地上部から再転流したものと見なされるレベルであった. 2か年の実態調査と実証試験から葉, 果実および樹体内で検出された放射性Csの汚染源は樹皮上の放射性降下物であるとの結論に至った.

3. 休眠期に汚染された落葉果樹の吸収抑制対策

Antonopoulos-Domis(1990)は, Chernobyl事故m年後の落葉果樹の葉・果実中¹³⁷Csは, 樹体内に貯蔵された¹³⁷Csの転流と土壌から吸収された¹³⁷Csの和とする以下の経年減衰モデルを提唱し, 汚染後数年は貯蔵された¹³⁷Csの転流が新生器官への移行源であったと報告している. $C_m = K_b \cdot \exp(-D_b \cdot m) + K_s \cdot \exp(-D_s \cdot m)$, ($m > 1$, C_m : 汚染後m年の葉・果実中¹³⁷Cs濃度, D_b : 貯蔵器官から転流した¹³⁷Csの減衰係数, D_s : 土壌から吸収された¹³⁷Csの減衰係数, K_b, K_s : 汚染初年の濃度). 高田ら(2012)は, 汚染されたモモ園で育成された5年生モモを非汚染土

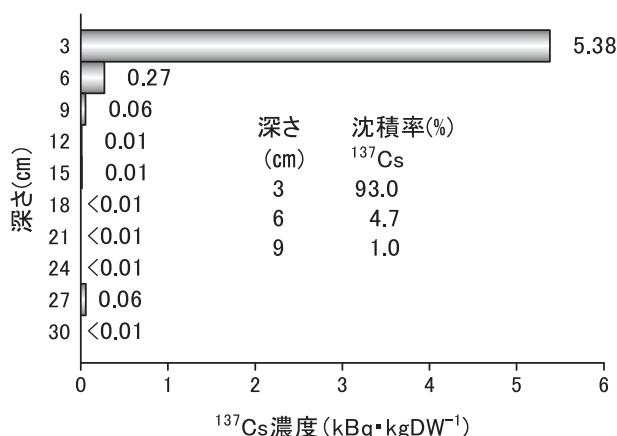


図1 果樹研‘あかつき’ほ場における¹³⁷Cs濃度の垂直分布(2011/4/26)

壤に植替え、閉鎖系温室内にて促成栽培し、樹体の部位別分配率を算出した結果、貯蔵された放射性 Cs の新生器官への分配率は 2.2%、果実へは 0.6%にとどまったと報告している。事故後数年は、貯蔵された放射性 Cs の再転流が果実汚染の主体となることは、1 年生作物とは全く異なる。果実への放射性 Cs 移行抑制対策は、汚染初年度の樹体内への移行抑制、翌年以降の貯蔵された放射性 Cs の果実への転流抑制および新たな吸収抑制の 3 つの観点から検討する必要がある。ここでは、休眠期汚染初年の吸収抑制対策について紹介する。

1) 粗皮（はく離した外樹皮）除去および樹皮洗浄効果

果樹は、樹種により外樹皮部のはく離性が異なり、ナシ、ブドウ、カキ、リンゴなどは、はく皮が容易である。粗皮除去により樹皮上の 80%以上の放射性 Cs が除去される（福島県, 2011）。しかし、核果類の外樹皮は、はく離性に乏しい。そこで 2011/7/5 および 7/27 にモモ 18 年生‘あかつき’ 3 樹を供試し、高圧洗浄機による樹皮洗浄を行ったところ放射線計数率で 55.6%の除去率が認められた（阿部ら, 2012）。ウメ、カキ、ナシおよびリンゴで高圧洗浄機による除去効果を検討したところ、はく離性のないウメはモモと同等の、はく離性のある果樹では粗皮除去と同等の効果が認められた。

2) 粗皮および樹皮洗浄が果実中放射性 Cs 濃度に及ぼす効果

2011/7/5 および 7/27 に高圧洗浄処理した 18 年生‘あかつき’の 2011 年果実中放射性 Cs 濃度は、洗浄による有意差は認められなかった。2012 年の果実中放射性 Cs 濃度では、モモ‘川中島白桃’およびカキ‘蜂屋’を除くモモ、ウメ、ブドウ、ナシで洗浄による効果は認められなかった。放射性 Cs は葉からは汚染後 24 時間以内に速やかに吸収されること、2011/4/26 の‘あかつき’ほ場の土壌垂直分布において既に根を経由した土壌浸出が示唆されていること。2011/5/20 にモモおよびブドウの葉、果実、花穂で、2011/6/16 にモモの内皮で放射性 Cs が検出されている（佐藤, 2012）ことから、汚染後 60 日以内に多くの放射性 Cs が樹皮から移行しており、7 月以降の除染は、樹体内への放射性 Cs の移行抑制という観点からは、既に手遅れであったと推察された。しかし現地のカキ‘蜂屋’では 2011/12/21 の高圧洗浄処理により汚染後 3 作目の果実でも洗浄処理により放射性 Cs 濃度が有意に低下した（表 3）。このことは、当該カキ園の非除染樹では、汚染翌年以降も樹皮から樹体内への放射性 Cs の移行が継続していることを示唆している。ここで、2013 年の樹皮中放射性 Cs 濃度は、無洗浄区、洗浄区でそれぞれ 43.5 と 3.23 k

表 3 樹皮洗浄処理の有無によるカキ‘蜂屋’の果実及び葉中放射性 Cs 濃度の経時的推移の比較（2013 年）*1

採取日	満開後 日数	放射性 Cs 濃度 (×10 ⁻³ kBq·kg FW ⁻¹)			
		果実		葉	
		無処理	洗浄区	無処理	洗浄区
7 月 19 日	39	38.3	24.5	94.8	63.4
8 月 19 日	70	28.3	15.1	117	58.9
9 月 18 日	100	24.1	11.4	96.6	45.1
10 月 28 日	140	22.4	13.9	66.5	35.6
分散分析	処理	31.1	***	16.9	***
分散比	採取日	8.7	**	2.3	ns
	交互作用	0.3	ns	0.4	ns

*1 高圧洗浄処理は 2011 年 12 月 21 日に実施した（反復は各 3 樹）

***, ** 危険率 0.1%, 1% で有意差あり, ns 有意差なし

Bq·kg FW⁻¹であった。無洗浄区では 2011 年と比較して 46.7%まで低下したが、洗浄区の 13.5 倍の濃度であった。無処理区の樹皮上には着生コケが繁茂しており、コケを通じて継続的に樹皮から樹体内に放射性 Cs の移行があるものと推察された。

以上の結果から、果樹の休眠期放射能汚染に対する初年度の吸収抑制対策としては、汚染後、速やかな樹皮洗浄が有効と推察された。

文 献

- 阿部和博・佐藤 守・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・田野井慶太郎・大野 剛・菊永英寿・大槻 勤・村松康行 2012. モモにおける放射性 Cs の樹皮汚染と除染技術の開発. 園学研, 11, 153.
- Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A., and Gagianas, A. 1990. Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident. *Health Phys.*, 58, 737-741.
- Carini, F., and Bengtsson, G. 2001. Post-deposition transport of radionuclides in fruit. *J. Environ. Radioact.*, 32, 215-236.
- 福島県 2011. 「がんばろう ふくしま!」農業技術情報 (第13号). 1 果樹の樹体に付着した放射性物質の除去対策.
- 佐藤 守 2012. 福島の果樹, この1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・高田大輔・阿部和博・大野 剛・高瀬つぎ子・河津賢澄・田野井慶太郎・村松康行 2013. 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. 園学研, 12, 78.
- 高田大輔・佐藤 守・阿部和博・田野井慶太郎・小林奈通子・安永円理子・佐々木治人・中西友子・大下誠一 2012. モモ‘あかつき’樹体内に移行済みの放射性セシウムの次年度における分配. 園学研, 11, 357.
- Takata, D. 2013. Distribution of radiocaesium from the radioactive fallout in fruit trees. In T. M. Nakanishi and K. Tanoi (eds.) *Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident*. p.143-162. Springer, UK.