果樹における汚染および除染の現状とその研究について

福島県農業総合センター果樹研究所　　専門研究員　佐藤　守

1　土壌中放射性物質の垂直分布および水平分布

果樹では、ブルーベリー、カンキツ類等の1部の樹種を除けば吸収根域は表層下 15cm 以下である。そのため、未撹乱状態では放射性 Cs の根からの吸収は現在のところ無視できるレベルと考えられるが、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討する必要がある。また新植、植替え等の作業に伴う撹乱による根域への放射性 Cs 混入を回避するためには、垂直分布を把握しておく必要がある。そこで、汚染レベルの異なる5か所におけるフォールアウト翌年の放射性 Cs 濃度の垂直分布を検証した。併せて樹園地内土壌の放射性 Cs 濃度の水平分布の時系列特性を明らかにするため、汚染翌年度の果樹研究所内土壌表面の空間線量と表層下５㎝の放射性 Cs 濃度の経時的推移を検証した。

◆　土壌中放射性物質濃度の垂直分布

（1）汚染レベルの異なる5か所の樹園地の深さ30cmまでの土壌中放射性Csの垂直分布は、表層0～3cm に 86.1～97.6 %、9 ㎝までては 94.4 %以上の放射性 Cs が存在していた。3-6cm の層の放射性 Cs 濃度は1部のほ場で 1000 Bq/kgDW を超えた。2011 年 10/25 から6～7か月後の沈積率の低下は 1.0～2.5 %、約 14 か月後の沈積率の低下は 1.5 %であった（表１）。

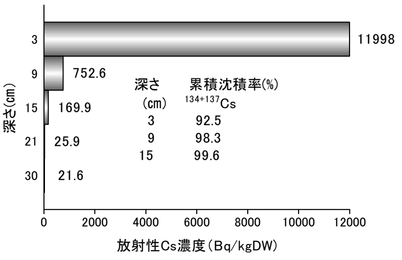


図１　土壌中放射性 Cs 濃度の垂直分布（2012.12/25 果樹研：あかつき）

表１　土壌中 ^{137}Cs 垂直分布の時系列比較（表層下 9cm まで）

採取日	ほ場	桑折・モモ園(b)		渡利・リンゴ園(a)		紅玉(b)		あかつき(c)	
	土性	褐色低地土・砂質壌土		褐色森林土・重埴土		褐色森林土・埴壌土			
	深さ	^{137}Cs		^{137}Cs		^{137}Cs		^{137}Cs	
		濃度	沈積率	濃度	沈積率	濃度	沈積率	濃度	沈積率
	(cm)	(kBq/kg)	(%)	(kBq/kg)	(%)	(kBq/kg)	(%)	(kBq/kg)	(%)
	3	2.13	91.0	2.83	89.5	5.56	95.7	6.16	94.1
2011.10.25	6	0.07	3.0	0.10	3.1	0.04	0.7	0.28	4.3
	9	0.03	1.1	0.07	2.2	0.03	0.4	0.05	0.7
	0-30㎝合計	2.34	100.0	3.17	100.0	5.81	100.0	6.55	100.0
	3	9.17	89.5	12.84	88.5	14.45	93.2	7.55	92.6
2012.4.25 (a)	6	0.53	5.1	0.93	6.4	0.66	4.3	–	–
2012.5.24 (b)	9	0.31	3.0	0.42	2.9	0.17	1.1	0.47	5.7
2012.12.25(c)	0-30㎝合計	7.79	100.0	14.51	100.0	15.50	100.0	8.14	100.0

^{z} 乾物当り

◆　土壌中放射性物質濃度の水平分布

（1）11/1 の表層下５㎝の土壌中放射性 Cs 濃度は、6ほ場の平均値で 6598 Bq/kgDW で 2011. 4/25 の測定値 8550 Bq/kgDW と比較して、22.8 %の低下であった。この期間の物理的半減期による減衰は 21.7 %であった。測定値の変動係数は 2011. 4/25 が 34.8 %、10/26 が 28.9 %でほ場間のばらつきは変わらなかった（表２）。

表２　樹園地土壌表層 5cm の放射性 Cs 分析値（2012.11/1）

		2012.11/1土壌中Cs濃度(Bq/kgDW)										採取	採取	2012.11/1			2011.4/25	
採取場所	水分	^{134}Cs			^{137}Cs			^{134}Cs+^{137}Cs (A)			^{134}Cs/^{137}Cs比	面積	重量	^{134}Cs+^{137}Cs濃度 (kBq/m^{2}DW)			^{134}Cs+^{137}Cs (B)	A/B比
	(%)	濃度	±	誤差	濃度	±	誤差	濃度	±	誤差		m^2	gFW	濃度	±	誤差	(Bq/kgDW)	
ブドウ（あづましずく）	23.1	2,068	±	371	3343	±	604	5411	±	708	0.619	0.105	1727.3	89.0	±	11.7	6401	0.845
ナシ（幸水）	29.1	3,398	±	610	5470	±	988	8868	±	1162	0.746	0.105	1612.4	136.2	±	17.8	9912	0.895
モモ（はつひめ）	20.9	2,452	±	440	3943	±	712	6395	±	837	0.622	0.105	1777.0	108.2	±	14.2	6412	0.997
モモ（あかつき）	23.1	3,421	±	611	5502	±	992	8923	±	1166	0.622	0.105	1532.9	130.3	±	17.0	14010	0.637
リンゴ（三島ふじ）	17.0	1,627	±	292	2639	±	477	4266	±	559	0.616	0.105	2101.4	85.4	±	11.2	6888	0.619
リンゴ（紅玉）	24.7	2,205	±	395	3521	±	636	5726	±	749	0.626	0.105	2078.5	113.4	±	14.8	7675	0.746
平均		2528.5	±	453.1	4069.7	±	734.9	6598.3	±	863.4	0.642			110.4	±	14.4	8549.9	0.772
SD								1908						20.8			2979	0.15
変動係数								28.9						18.8			34.8	19.4
理論比（物理的半減期）											0.618							0.783

◆　土壌表面 1cmの放射線量の経時的推移

（1）10/26 の表層の土壌表面空間線量の測定値は6ほ場の平均値で 1.4　μSv/h で 2011. 5/25 の測定値　2.5　μSv/h と比較して 44.2 %低下した（図２、３）。測定値の変動係数は 2011. 5/25 が 6.7 %、10/26 が 9.2 %でほ場間のばらつきは変わらなかった。

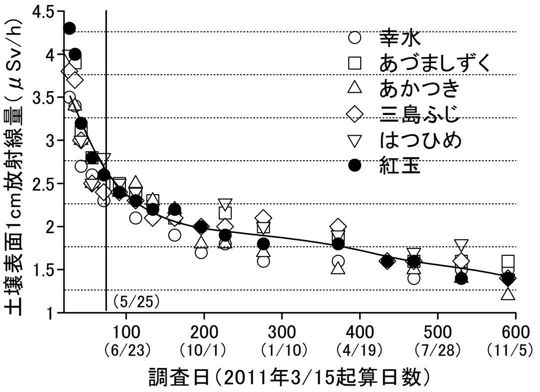


図２　土壌表面空間線量の推移

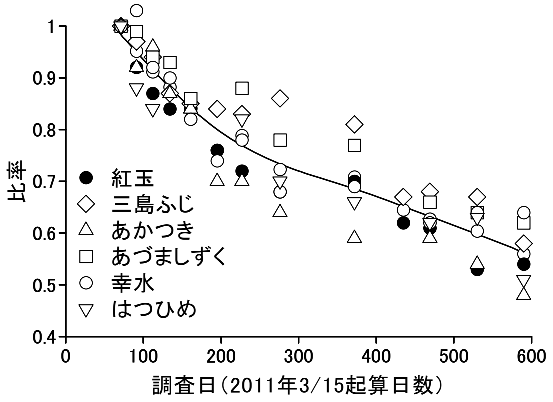


図３　土壌表面空間量の推移
（2011. 5/25 を1とした比率）

２　汚染初年度におけるモモおよびカキの部位別放射性セシウム濃度と分配率

本県の果樹地帯が放射性降下物の汚染被害を受けた時期は発芽前であり、土壌からの吸収は吸収根域の分布特性から限定的と推定された。しかし、果実からは想定以上の放射性 Cs が検出された。そこで、放射性 Cs の土壌から樹体への移行の有無について検討する手がかりを得るために、5年生モモ「ゆうぞら」および6年生カキ「蜂屋」を掘り上げて樹体を解体し、汚染初年度における部位別放射性 Cs 濃度と分配率を検証した。分配率は濃度と重量の積から含有量を求め、樹全体に対する各部位の割合として算出した。

◆　カキ「蜂屋」の解体調査（学習院大学との共同研究）

（1）カキでは、地上部の部位別放射性　Cs　濃度（乾物当たり）は1年生枝>2年生枝>3年生枝、4年生枝、主幹の順で高い値を示した。3年生枝～主幹の間では有意差は認められなかった。根部は中根が他の部位より有意に低かった。また根部は1年生枝より低濃度であった（図４）。

（2）放射性 Cs のカキ樹体の部位別分配率は、主幹部が 69.9%で最も高く、次いで4年生枝であった。地上部全体の分配率は 98.4%で、地下部は 1.6%であった（図４）。

（3）樹高 4.5m を 1.5m で上部と下部に高さで区分した皮部及び枝全体の放射性 Cs 濃度は、下部で高く、特に主幹部で高さによる差が大きかった。逆に木部の放射性 Cs 濃度は1年生枝から3年生枝までは上部で高かった（図５）。

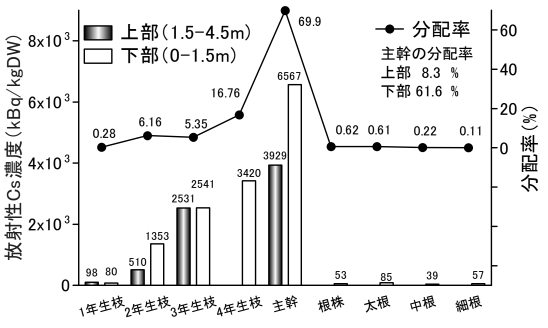


図 4　器官別放射性 Cs 濃度と分配率

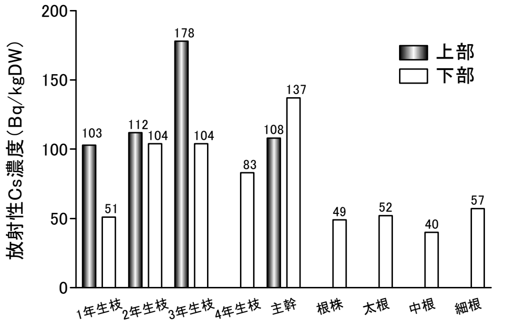


図５　木部の器官別放射性 Cs 濃度

◆　モモ「ゆうぞら」の解体調査（東京大学との共同研究）

（1）モモでは、地上部の部位別放射性 Cs 濃度（乾物当たり）は3年枝が最も高く、次いで2年生枝であった。1年生枝と主幹濃度は同レベルで地上部では最も低濃度であった。根部はいずれも1年生枝より低濃度であった（図6）。

（2）^{40}K ／（^{134}Cs+^{137}Cs）比は1年生枝ではほぼ等量であったが、地上部の2年生枝～主幹皮部では放射性 Cs が著しく高くかった。これに対し地下部では放射性 Cs より ^{40}K の濃度が高く、放射性 Cs の2～6倍量を示し、放射性 Cs の分布状態が地上部と地下部では対照的であることが明らかとなった（図7）。

（3）放射性 Cs のモモ樹体の分配率では3年生枝部が 45.4%で最も高く、次いで2年生枝であった。地上部全体の分配率は 94.1%で、地下部は 5.9%であった（図6）。

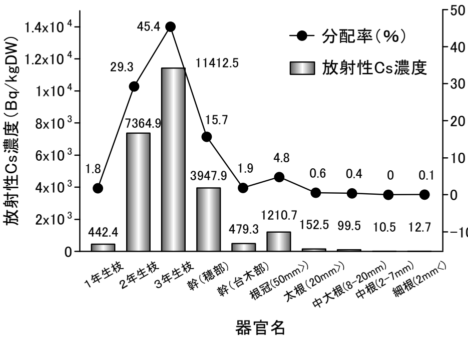


図6　器官別放射性 Cs 濃度と分配率

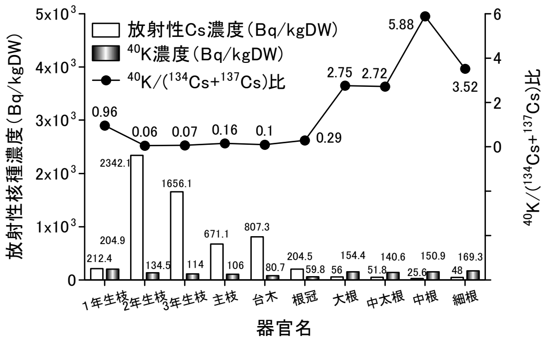


図7　^{40}K と放射性 Cs 濃度の器官別比較

◆　樹皮および土壌から葉および果実への放射性 Cs 移行量の解明（東京大学との共同研究）

汚染初年度の土壌調査及び樹体の解体調査により果樹では土壌からの放射性Csの移行の可能性は極めて少なく、樹皮からの直接吸収によるものと推定された。一方で、植替えや新植に伴う表層土壌のかく乱による根からの吸収レベルについては不明である。そこでモモでの樹皮からの放射性 Cs の吸収の有無を検証するとともにブドウ及びモモにおける土壌からの葉および果実への移行係数を推定した。

（1）モモ樹皮からの放射性 Cs 抽出液(放射性 Cs :547 Bq/kgFW)を発芽前の4回にわたって主幹下部に塗布したモモ苗の葉から 20～67.8 Bq/kgFW の放射性 Cs が検出された（図8）。

（2）ユズ葉洗浄液(放射性 Cs:160 Bq/kgFW)を発芽前の4回にわたって噴霧処理したモモ「白鳳」の葉および果実から 84.8 および 5.6 Bq/kgFW の放射性 Cs が検出された（図9）。

（3）抜根跡地（図 11）に植栽された「あかつき」および汚染土でポット栽培された「白鳳」「ピオーネ」の葉または果実から放射性 Cs が検出された（図9）。また「ピオーネ」の細根(254Bq/kgFW)で葉(125 Bq/kgFW)より高濃度の放射性 Cs が検出された。これに対し中根と結果母枝は細根の 1/3 で同濃度であった（図 10）。

（4）試験結果から算出された果実の移行係数は，モモが 10^{-4}，ブドウは 10^{-3} オーダーで，モモはブドウよりも 1 桁小さかった。葉の移行係数は，モモ，ブドウともに 10^{-3} オーダーであった（表3）。

（5）汚染1年後の土壌を使用しているため、土壌に吸着されてる放射性 Cs の割合が昨年より高まっていることから、移行係数は今回得られた値より高い可能性がある。従って安全係数として 10 倍高く見積もった方が良いと思料される。

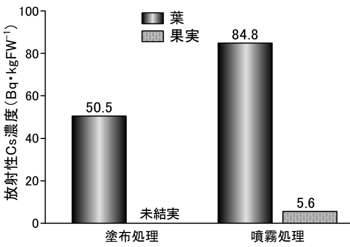


図８　塗布・噴霧処理による放射性 Cs のモモの葉・果実への移行

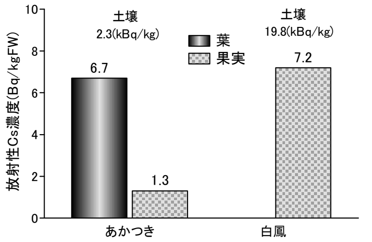


図９　汚染土壌からのモモの葉・果実への移行量

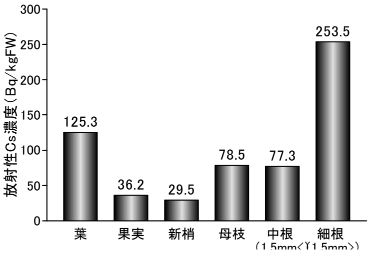


図 10　汚染土壌からのブドウ各器官への移行量（ピオーネ）

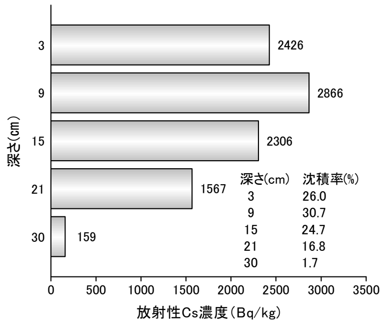


図 11　モモ抜根跡地の放射性 Cs 濃度の垂直分布

表３　モモおよびブドウの移行係数

樹種	品種・器官	放射性Cs濃度 土壌[z] (Bq・kgDW^{-1})	果実・葉 (Bq・kgFW^{-1})	移行係数	2011年 見かけの移行係数[y]	文献の移行係数[x] 最大値	最小値
モモ	あかつき・葉	2302	6.7	2.9×10^{-3}			
	あかつき・果実	2302	1.3	5.4×10^{-4}			
	白鳳・果実	19756	7.2	3.6×10^{-4}	1.9×10^{-2}	1.3×10^{-2}	9.0×10^{-3}
ブドウ	ピオーネ・葉	18116	125.3	6.9×10^{-3}			
	ピオーネ・果実	18116	36.2	2.0×10^{-3}	1.2×10^{-2}	8.0×10^{-2}	1.0×10^{-3}

[z] 'あかつき' は深さ20cmまでの加重平均濃度

[y] ほ場表層下5cmの土壌とそこから収穫された果実の放射性Cs濃度からの算出値（土は深さ20cmに換算）

[x] Carini, F. 2001. Radionuclide transfer from soil to fruit , Journal of Environmental Radioactivity 52,237

３　汚染翌年の放射性 Cs の動態

◆　汚染翌年のモモ新生組織への放射性 Cs 分配率の検証（東京大学との共同研究）

果樹では、汚染翌年の葉、果実、新根等の新生器官への放射性 Cs の移行源は貯蔵された放射性 Cs であるとの報告がある。そこで、放射能に汚染されたモモ園で育成されたモモ苗を東京大学内温室で非汚染土により促成栽培し、フォールアウト翌年の貯蔵性 Cs の再転流による果実を含む新生組織への移行レベルを検証した。

（１）旧器官中の放射性 Cs 濃度は2年生枝と3年生枝で高く、根で低かった。部位別分配率は、4年生枝、3年生枝で高かった（図 12、13）。

（２）促成栽培により新たに生育した果実、葉、新梢および新根の放射性 Cs 濃度は 79.7、247.3、147.6、318.0 Bq/kgDW で新生器官部分を 100 とした分配率は 30.4、40.6、12.2 および 16.9%であった。新根の放射性 Cs 濃度は葉よりも高濃度であった。樹全体の放射性 Cs 含有量に対する新生器官の分配率は 2.2%であった。新根も含めた地下部の分配率は 3.1%であった。また根域周辺の土壌から分配率で 0.9%の放射性 Cs が検出された。これは根から浸出したものと考えられた（図 13）。

（３）以上のことから、2011 年に樹体内に移行した放射性 Cs は総量としては旧枝に多くとどまり、新生器官には全体の 2.2%が移行し、その由来源は, 非汚染環境下であれば、材に含まれる放射性 Cs であるものと推察された。

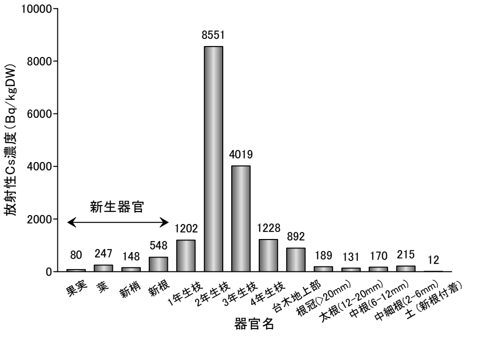


図　12　促成栽培モモの新生器官および旧器官の放射性 Cs 濃度

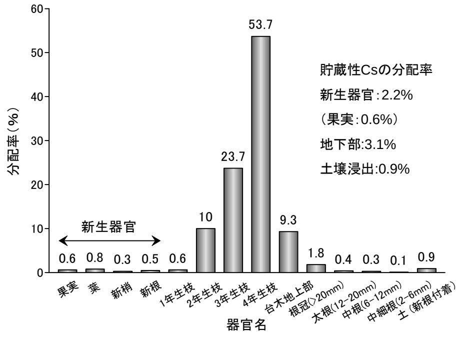


図　13　促成栽培モモの新生器官および旧器官の放射性 Cs 分配率

◆　落葉果樹の葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移および経年減衰効果の検証樹園地における土壌表面および樹皮表面の放射線量の経時的推移

汚染初年度の調査において果実中放射性 Cs は、果実の生育に伴って濃度が低下することが明らかになった。また果樹は永年性作物であることから、果実の安全性を確保するためには、汚染翌年度以降の葉および果実中放射性 Cs の挙動についての検証が必要である。そこで、ウメ、オウトウ、モモ、ブドウ、ナシ、リンゴ、カキの生育時期による葉および果実中放射性 Cs 濃度の推移を把握し、成長に伴う放射性 Cs 濃度の希釈効果を検証した。併せて、放射能汚染翌年の経年減衰効果について検討した。経年減衰効果の評価は物理的半減期を考慮して ^{137}Cs 濃度で行った。

（1）ウメ、オウトウ、モモの果実中放射性 Cs 濃度は、硬核期前の幼果で高く、収穫期の果実では硬核期前と比較して、1/2 までに減少した（図 14～16、19）。ブドウ、リンゴの果実中放射性 Cs 濃度は、満開後 20～40 日頃の細胞分裂期で高く、以後は幼果期から低濃度で推移した（図 17、21）。

（2）ナシ、カキの果実中放射性 Cs 濃度は、満開後 30 日以前の花または幼果が最も高い値を示した。細胞分裂期以降では幼果期から緩やかに減少した（図 18、20）。

（3）葉中放射性 Cs 濃度は若葉期が高かったが、成葉に達して以後の、幼果期から成熟期までの果実肥大期は、樹種により変動が見られた。成熟期では、減衰傾向が認められたが、モモ「ゆうぞら」では、成熟期で高まった（図 16）。収穫時の葉/果実濃度比では樹種平均で約 5 倍であった。特に果実中濃度の低かったモモ「はつひめ」、ナシ「幸水」は 10 倍以上であった。

（4）果実中放射性 Cs 濃度は汚染初年度と比較して、大きく減少し、物理的半減期の長い ^{137}Cs 濃度でも、ほぼ 1/3 以上の経年減衰効果が認められた（図 19～22）。2011 年に低濃度であったナシおよびブドウの減衰比は 1/3 以下であった。また、モモでは品種間差が認められ「はつひめ」で経年減衰効果が大きかった。収穫時の葉中 ^{137}Cs 濃度も果実同様に、汚染初年度と比較してほぼ 1/3 の経年減衰効果が認められ、特に核果類で大きく減衰した（図 23）。

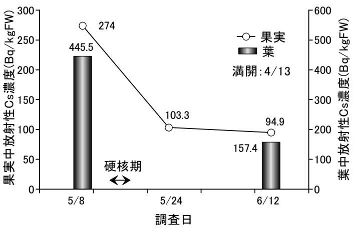


図 14　葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移（竜峡小梅）

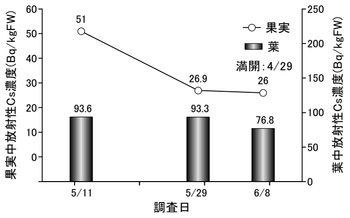


図 15　葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移（紅さやか）

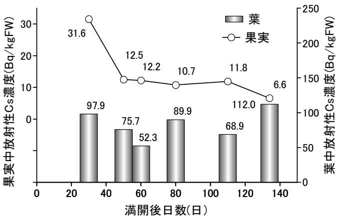


図 16　葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移（ゆうぞら）

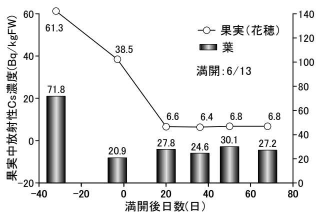


図 17　葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移（あづましずく）

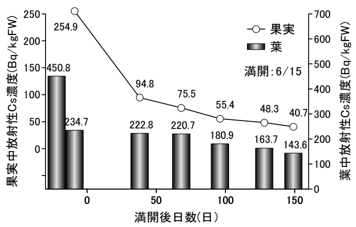


図 18　葉および果実中放射性 Cs 濃度の経時的推移（蜂屋：現地）

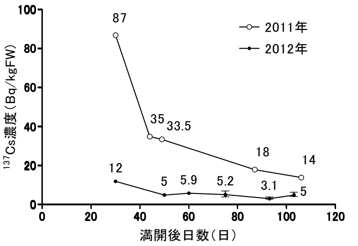


図 19　果実中 ^{137}Cs 濃度の年次比較（あかつき）

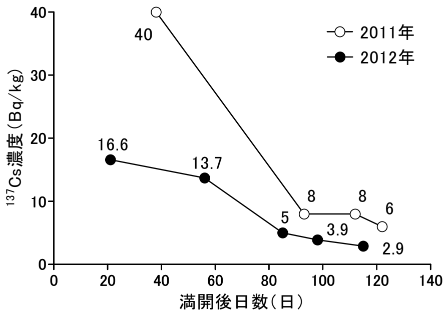


図 20　果実中 ^{137}Cs 濃度の年次比較
（幸水）

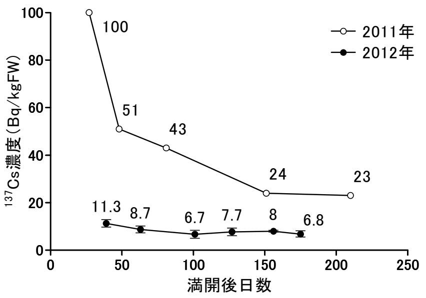


図 21　果実中 ^{137}Cs 濃度の年次比較
（ふじ）

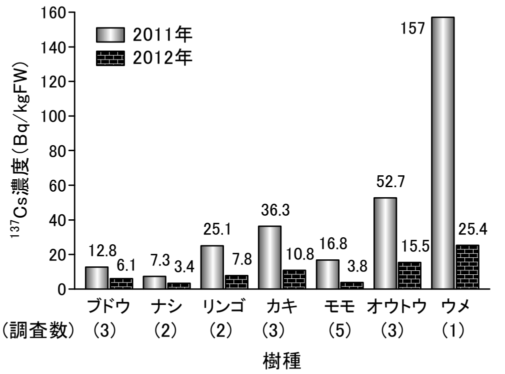


図 22　成熟果の ^{137}Cs 濃度の年次比較

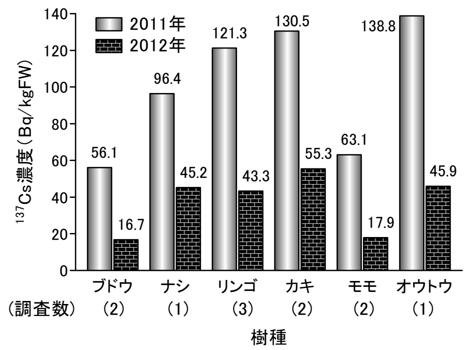


図 23　葉（収穫期）の ^{137}Cs 濃度の年次比較

休眠期に汚染された樹園地における放射性 Cs の移行動態

結論

- ◆ 汚染初年度における放射性 Cs の樹体内への移行は樹皮から直接移行したものであり、土壌からの移行は、苗木等以外は無視して良いレベルである。
- ◆ 汚染土壌中に根域が存在した場合は、根から放射性 Cs が吸収される。モモとブドウの移行係数はモモが 10^{-4}, ブドウは 10^{-3} オーダーで, モモはブドウよりも 1 桁小さかった。安全係数として 10 倍高く見積もると土壌からの移行の目安としてはモモが 10^{-3}, ブドウは 10^{-2} オーダーが適切と判断される。
- ◆ 汚染翌年の果実中 ^{137}Cs 濃度は汚染初年の 1/3 以下まで減少し、経年減衰効果が認められた。汚染初年に樹体内に移行した貯蔵性 Cs の内、果実、葉等の翌年の新生器官への移行分は 2%程度であり、果実へは更に少ないことが、果実中放射性 Cs 濃度が大幅に低下した原因である。
- ◆ 経年減衰効果はオウトウを除いて、初年度が高濃度であった樹種または品種で大きい傾向であった。逆に、立木に比較して樹容積の少ない棚栽培のナシ、ブドウでは比較的小さかった。
- ◆ いずれの樹種でも成熟果の放射性 Cs 濃度は開花期から細胞分裂期の花または果実よりも低くなった。このことから、満開後 20～30 日の幼果の測定値を成熟果の汚染レベルの早期判定に活用できることが明らかとなった。
- ◆ 経年減衰効果が 1/3 程度であることが明らかとなったことから、2次汚染が無ければ本年の測定値から次年度の果実中放射性 Cs 濃度の推定が可能である。

4　除染技術

◆　国が示した除染の目標は、環境から放射性物質を排除する観点が抜けている。
農畜産物及び牧草のモニタリング等において放射性セシウムが検出されないこと。
追加被ばく線量が年間１mSv（空間線量率０．２３μSv／h）以下となること。

◆　環境全体が放射性核種で汚染されているという認識が重要。
樹園地では放射性核種による土壌汚染と樹体汚染が混在している。

- ✧　樹園地の汚染マップの作成（汚染格差の検証）
- ✧　樹体の除染：整枝・せん定、粗皮削り・粗皮剥ぎ、樹体洗浄
- ✧　土壌の除染：表土の削り取り、下草のルートマット層の育成・剥離
- ✧　2次汚染対策：屋敷林（アカマツ、スギ、ヒノキ）、人工林、竹林の周辺、<u>放射性Csを吸着した粘土とデトリタス（有機性微粒子）</u>

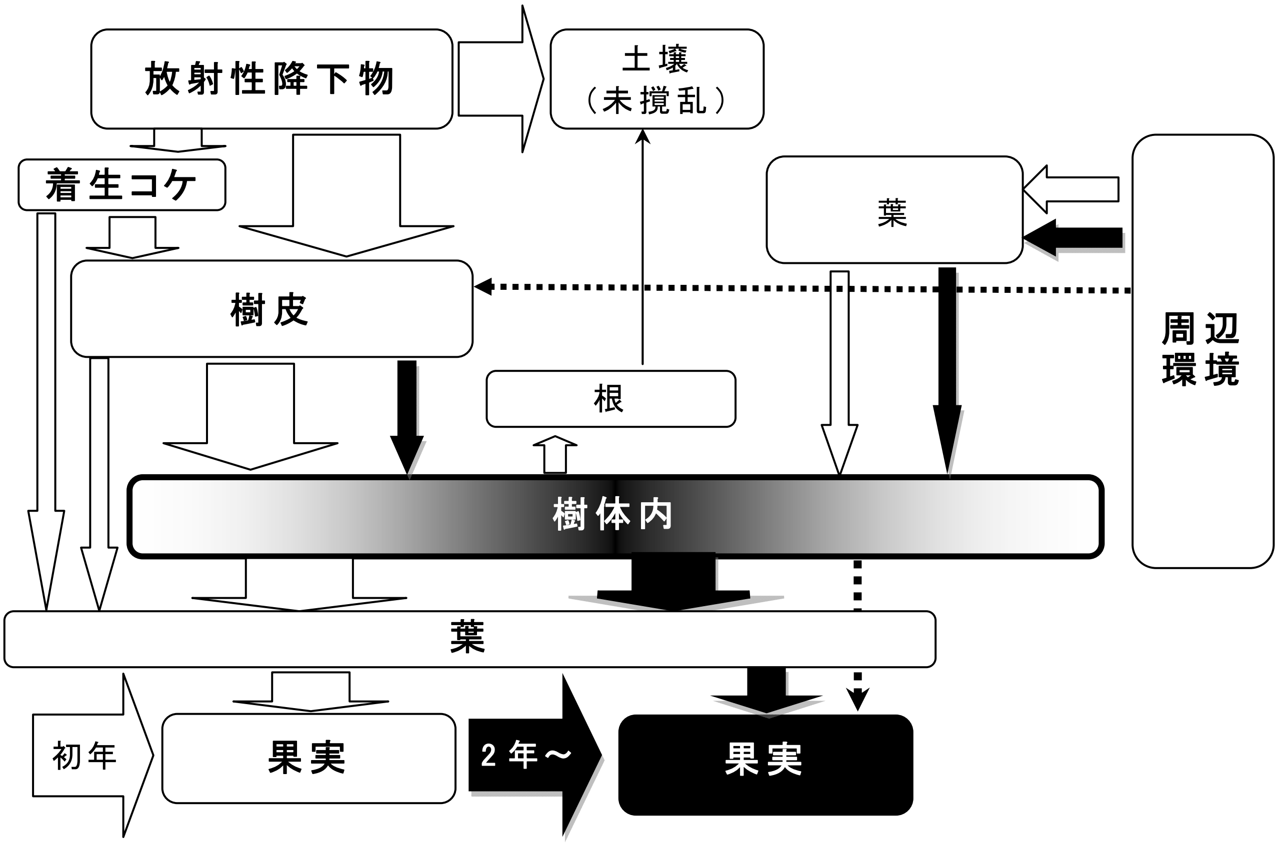


図24　休眠期に汚染された樹園地における放射性Csの果実への移行経路

◆　除染のための整枝・せん定

汚染2年目以降は樹体内の放射性Csの再転流が主たる果実への移行源となるので。2年目以降はせん定が最大の果実への移行抑制手段となる。

（1）除染ための整枝・せん定のポイント

○植栽距離が狭く、混み合っている樹園地では、積極的に縮・間伐を実施し、放射性物質の付着した樹体を除去する。

○樹高が高い樹では、樹冠上部の枝を除去するため積極的な低樹高化を図り、計画的に樹高を切り下げる。

○骨格枝（主枝や亜主枝など）が多い樹では、骨格枝を積極的に間引きする。

○大型化した側枝は、主幹部に近い3年生以上の側枝を中心に間引きせん定により積極的に更新する。

○側枝は、各樹種の特性や枝の着生状況により、適宜間引きせん定や切り戻しせん定で、積極的に更新する。

○立木の樹種では、放射性物質が付着した旧枝と葉や果実の接触をできるだけ回避するため、枝が重ならないよう側枝を配置する。側枝は上向き枝とし、下がり枝は避ける。

○せん定枝堆肥等は、400Bq/kg 以下であることが確認できれば利用可能。

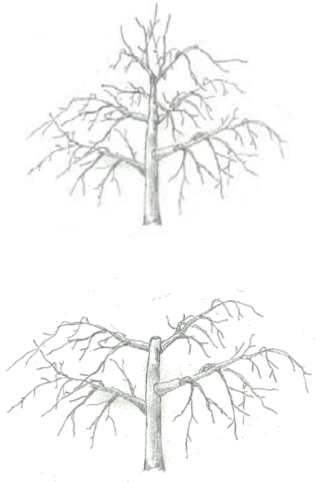


図 25 ポイントは樹高の切り下げと間引き

◆ モモおよびブドウの枝齢別放射性 Cs 濃度の経年変化

モモおよびブドウの枝齢別放射性 Cs の経年変化と 2012 年冬季に行った高圧洗浄処理の影響について調査した。

（1）モモでは、2011 年は、3年生枝、2年生枝＞1年生枝の順であった（図 28）。2012 年は、3年生枝、4年生枝以上＞2年生枝＞1年生枝の順で、昨年の原発事故後に発生した2年生枝および1年生枝は低い傾向であった（図 27）。除染有無の比較は、1，2年生枝が除染した樹の枝の方で低く、3年生枝以上は除染の有無による差異は認められなかった（図 27）。

（2）ブドウでは、2011 年では2年生枝＞1年生枝の順であった（図 28）。2012 年の枝では3年生枝＞2年生枝＞1年生枝の順で、昨年の原発事故後に発生した2年生枝および1年生枝は低い傾向であった（図 29）。除染有無の比較では、1年生枝で差がなく、2年生、3年生いずれの枝でも除染した樹の方が低かった（図 29）。

（3）2012 年のせん定枝全てから放射性 Cs が検出されたが、昨年の原発事故後に発生した2年生枝および1年生枝（枝齢は 2012 年次）は低い傾向であった。以上から被曝した枝齢の枝から被曝していない新生部位への放射性セシウムの転流は少ないことおよび3年生枝以上の古い枝を積極的に更新することにより、樹体の放射性物質の除去が可能であることが明らかとなった。

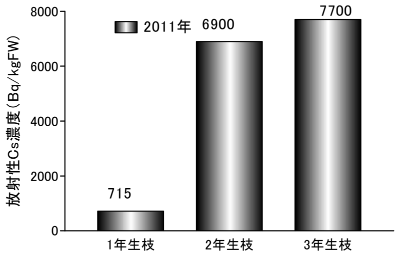


図 26 モモの枝齢別放射性 Cs 濃度（2011 年）

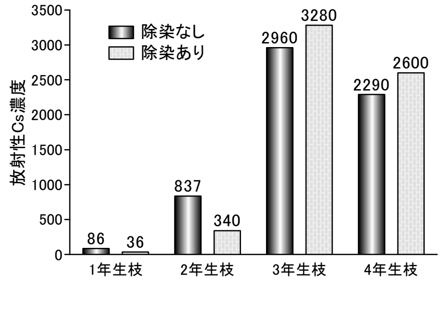


図 27 モモの枝齢別放射性 Cs 濃度（2012 年）

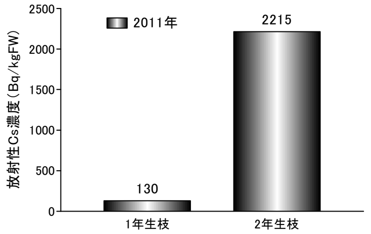


図 28 ブドウの枝齢別放射性 Cs 濃度（2011 年）

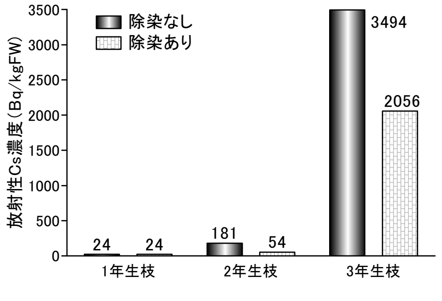


図 29 ブドウの枝齢別放射性 Cs 濃度（2012 年）

◆ 樹体除染効果の検証

汚染初年度冬季に実施された高圧洗浄処理および粗皮はぎ・削りの効果を検証した。併せてカキ、モモおよびユズについて液体ケイ酸カリ肥料の葉面散布による果実への移行抑制効果を検討した。

（1）樹皮の高圧洗浄処理によりモモ、カキでは収穫時の果実中放射性 Cs 濃度は有意に低下した（図 30）。しかし、ウメ、リンゴでは明瞭な移行抑制効果は認められなかった。

（2）ナシおよびブドウでの粗皮はぎ・削りについては、いずれの樹種でも収穫時の果実で明瞭な移行抑制効果は認められなかったが、ブドウでは枝中放射性 Cs 濃度で非除染樹より低い傾向が認められた（図 29）。

（3）液体ケイ酸カリ肥料の葉面散布については、ユズではリーチング現象により処理直後の葉中放射性 Cs が低下した。カキについても処理 29 日後の葉中放射性 Cs が低下傾向が認められた。しかし、収穫時の果実で明瞭な移行抑制効果は認められなかった。またモモについては葉、果実ともに処理効果は認められなかった。

表4 樹皮の除染処理効果の検証結果

樹種	ウメ	モモ	ナシ	ブドウ	リンゴ	カキ	ユズ
高圧洗浄	×	○			×	○	
粗皮はぎ・削り			×	△			
カリウム葉面散布		×				×	△

注:○ 果実の効果確認、△ 果実以外で効果確認、×効果なしまたは不確定

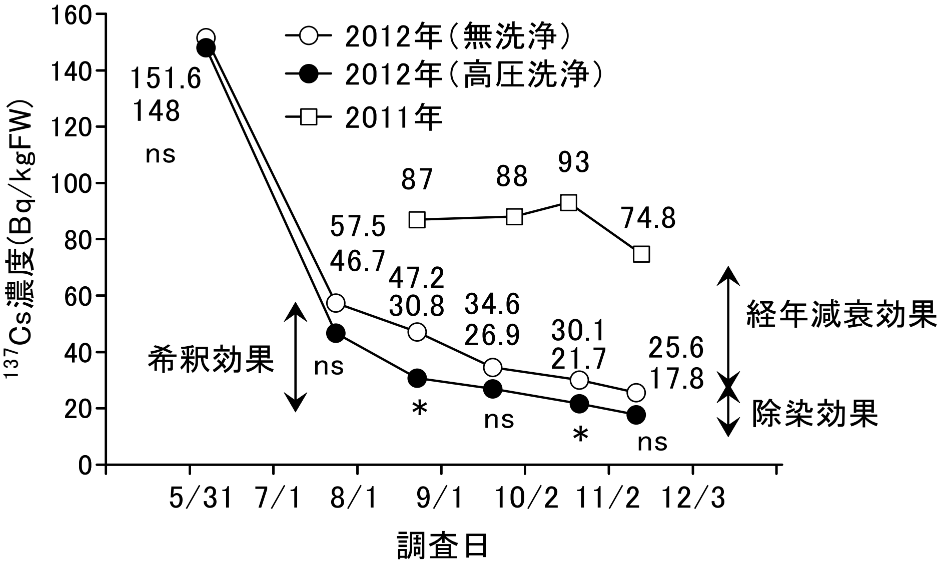


図 30 果実中 ^{137}Cs 濃度の経時的推移と高圧洗浄および経年減衰効果

汚染2年目以降の果実中放射性 Cs の低減作用としては経年減衰効果、希釈効果が大きい。樹皮の洗浄処理は2年目の樹皮からの再移行および2次汚染に対する回避効果があったものと思料される。なお、樹皮からの移行メカニズムを考慮すると、被曝直後の樹皮除染処理は効果が高いものと推察される。

2年目以降の果実移行抑制対策としては貯蔵性放射性 Cs の除去と2次汚染の回避が中核となる。

また、落葉果樹ではカリウム施用による果実への移行抑制効果は期待できない。

◆ 小型機械等による表土の削り取り

果樹園の表土に沈積した放射性物質を除染するため、果樹園で作業しやすい小型機械による土壌の剥土を行い、放射性物質の低減効果の確認と作業時間の検証を行った。

(1)歩行ロータリで耕耘し、スノーグレーダーを用いる方法(A方式)、歩行ロータリ改造専用機による方法(B 方式、試作中)、および芝刈取り・集草一体型機により表土を浅く剥土する方法(C方式)の3方式の低減効果を確認した(図1～3)。

(2)剥土の深さは、A方式では5～7cm、B方式では5cm、C方式では2.5cmであった。また、剥土後の深さ 15cm に含まれる放射性セシウムの濃度は、剥土前に比べて、それぞれ 83.5%、80.2%、65.3%減少した(表1)。

(3)1aあたりの作業時間は、A方式は2時間53分となった。

(4)果樹園内で作業可能な小型機械により、表土の剥土および排土を行う3方式を検討した結果、各方式すべてで、土壌に沈積した放射性物質の減少効果が確認された。果樹園の表土剥土用機械としては、幹の近くまで入れる小型の機械 A、B 式と、樹間走行可能な機械 C 方式が活用でき、各方式を組み合わせることによって果樹園での表土剥土作業が可能である。

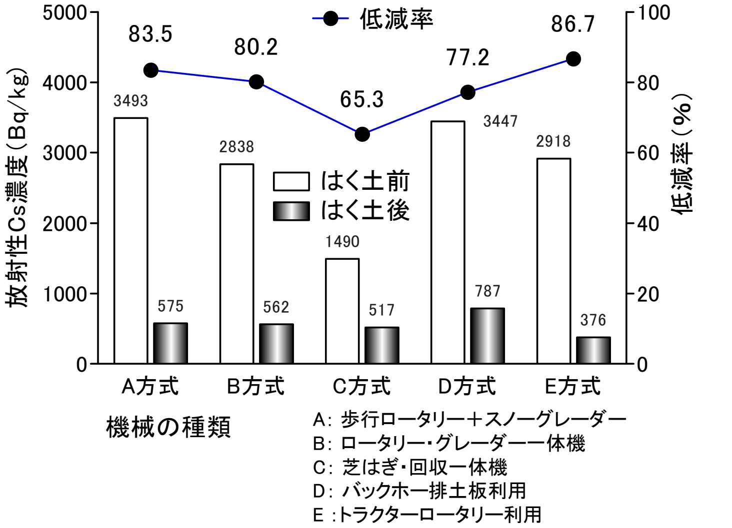


図 31　機械を活用した表土の削り取りによる低減効果

図 34　芝剥ぎ・回収一体機（C方式）

図 35　バックホー排土板利用

図 32　歩行ロータリー+スノーグレーダー(A方式)

図 33　ロータリー・グレーダー一体機（B方式）

図 36　トラクターロータリー利用（回収は手作業）

◆ 吸着資材と下草を活用した放射性物質の除去技術の開発

樹園地では地形的、経済的に重機による表土除去は困難な園地が多い。重機を使わない簡易な表土除去法として下草の根群を活用した表土除去手法を検討した。ゼオライトシート(幅 60cm×3m 程度)にイネ科多年草およびクローバを播種、ゼオライトシート下に根群層を育成した後に、ゼオライトシートを剥ぐことにより根群層と供に表層土壌を除去する手法を試行し、その土壌中放射性 Cs の除去効果を検証した。

(1)試験1は、4/19 に所内モモ「あまずくし」樹冠下に試験区を設置し、シート＋草生区は 5/10 にケンタッキーブルーグラス(以下、ケンタッキー)およびシロクローバを播種し、11/9～11/20 にシートを剥ぎ取り、分析を行った。シート下 3cm の土壌中放射性 Cs 濃度および表土の空間線量は、シート単用区、シート＋草生区で 113.9 kBq/m^2 および 32.5 kBq/m^2、1.30 μSv/h および 0.81μSv/h であった。除去率はシート単用区 2.9%に対し、シート＋草生区は 67.4%であった。

(2)試験2は、3/21 に現地オウトウ「紅さやか」樹冠下に試験区を設置し、シート＋草生区は 5/6 にオーチャードグラスを播種、11/20 にシートを剥ぎ取り、分析を行った。シート下 3cm の土壌中放射性 Cs 濃度および表土の空間線量は、シート単用区、シート＋草生区で 97.8 kBq/m^2 および 42.7 kB/m^2、1.45μSv/h および 0.99μSv/h であった。除去率はシート単用区 5.0%に対し、シート＋草生区は 50.9%であった。

(3)試験3は、4/6 に所内「緋のあづま」樹冠下に試験区を設置し、シート＋草生区はケンタッキーおよびシロクローバを播種、12/7 日にシートを剥ぎ取り、分析を行った。シート下 3cm の土壌中放射性 Cs 濃度および表土の空間線量は、シート＋草生区、無処理区で、53.0 kBq/m^2 および 72.9 kBq/m^2、0.89μSv/h および 1.05μSv/h であった。シート＋草生区の除去率は 55.4%であった。

(4)シート＋草生区の主な草種は、試験1はケンタッキー、試験2はオーチャードグラス、試験3はシロクローバーで、オーチャードグラスは茎葉の繁茂は良好であるが、株密度はケンタッキーやシロクローバーより低く、剥ぎ取り効率はケンタッキーやシロクローバーが高いと考えられた。

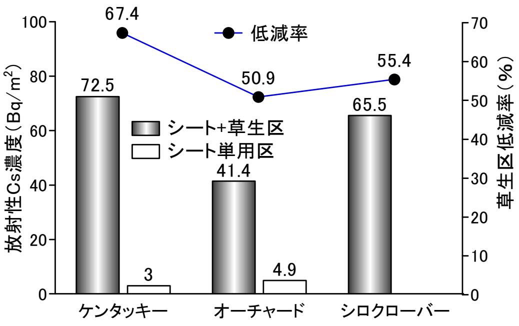


図 37　草生シートを活用した表土の剥ぎ取りによる低減効果

図 39　剥ぎ取り作業

図 38　所内草生区剥ぎ取り前

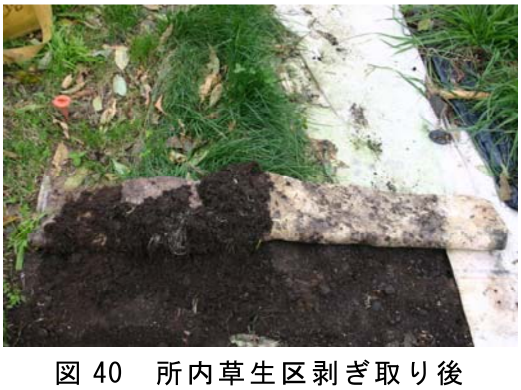


図 40　所内草生区剥ぎ取り後
(左：シート＋草生　右：シート単用)

◆ 下草の根群を活用した表土の剥ぎ取り

汚染初年度の調査により、イネ科多年草等の下草による放射性 Cs の吸収実態と根群層に高濃度の放射性 Cs が沈積することが明らかになった。本調査では汚染翌年度におけるケンタッキー、シロクローバの放射性物質濃度の経時的推移を把握するとともに、春季の樹園地下草の草むしりによる表土の剥ぎ取り効果を検証した。

（1）茎葉部の放射性 Cs 濃度は、ケンタッキー、シロクローバともに 4/20 の１番草採取時点で放射性 Cs 濃度が 100Bq/kgFW を超えたが、それ以降は多少の上下はあるものの、ほぼ一定で推移した。また、常にシロクローバがケンタッキーよりやや高い値を示したが、明らかな差は認められなかった（図 41）。

(2)地上部刈取り区について草種別の放射性 Cs 濃度を比較すると、オオイヌノフグリ＞タネツケバナ＞ハコベの順で高い値を示した。草むしり区については、タネツケバナ＞チドメグサ＞ハコベ＞オオイヌノフグリの順で高い値を示した。草むしり区を比較すると、地上部刈取り区と比べて草むしり区で明らかに値が高かった（図 42）。

（3）以上から、草むしりにより表土の除去が可能であり、タネツケバナやチドメグサが効率性高いことが明らかになった。除去効果は草種の根群叢の特性に依存するものと考えられた。

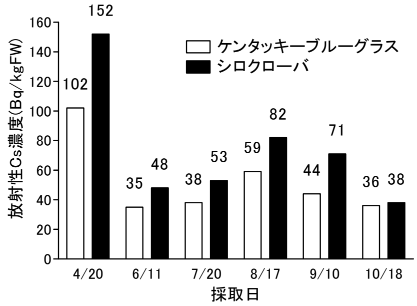


図 41　下草の茎葉中放射性Cs濃度の経時的推移

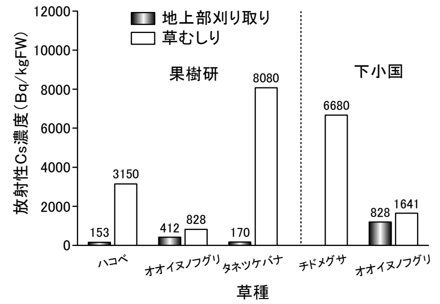


図 42　草むしりによる除去効果

5　2次汚染対策

ウメ、モモ等では現地で、果樹研究所と現地の土壌中放射性 Cs 濃度比を超える果実中放射性 Cs 濃度が検出され、2次汚染の可能性を示唆した。

表5　ウメの放射性Cs濃度の地域間比較

調査試料	調査日	放射性Cs濃度（Bq/kg）		
		果樹研(A)	現地(B)	B/A
土壌(2011年調査)	10/25	7233	20014	2.8
竜峡小梅・葉	6/11	77.8	157.4	2.0
竜峡小梅・果実	6/11	46.0	94.9	2.1
白加賀・果実	6/21	22.9	91.2	4.0

注：濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース
　現地の植物試料濃度は1日減衰補正

表6　オウトウの放射性Cs濃度の地域間比較

調査試料	調査日	放射性Cs濃度（Bq/kg）		
		果樹研(A)	現地(B)	B/A
土壌(2011年調査)	10/25	10541	11052	1.0
紅さやか・葉	5/11	93.6	126.0	1.3
紅さやか・果実	5/29	26.9	34.4	1.3

注：濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース
　現地の果実濃度は1日減衰補正

表7　モモの放射性Cs濃度の地域間比較

調査試料	調査日	放射性Cs濃度（Bq/kg）		
		果樹研(A)	現地(B)	B/A
土壌(2011年調査)	10/25	7756	20635	2.7
あかつき・葉	8/10	25.2	257.4	10.2
あかつき・果実	8/10	8.8	46.8	5.3

注：濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース
　現地の土壌濃度は2012年4/14の測定値を減衰補正

表8　リンゴの放射性Cs濃度の地域間比較

調査試料	調査日	放射性Cs濃度（Bq/kg）		
		果樹研(A)	現地(B)	B/A
土壌(2011年調査)	10/25	7233	13234	1.8
ふじ・葉	10/25	56.1	85.2	1.5
ふじ・果実	10/25	14.3	14.0	1.0

注：濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース
　現地の植物試料濃度は10/26の測定値を減衰補正

◆ 2次汚染対策

放射性セシウムは葉から吸収されやすいため、マツ、スギ等の常緑針葉樹、コケおよび常緑広葉樹からの雨滴水や放射性 Cs を吸着したデトリタス(有機性微粒子)からの溶出により葉が直接汚染される可能性が懸念される。今後は、2次汚染の監視が重要である。

2011、2012 年の調査により明らかになったカキ園における放射性 Cs の動態

放射性 Cs の樹体内への移行は土壌からは無視してよいレベルであり、主として樹皮からの直接または間接移行による。

カキでは7年生、31 年生ともに主幹および枝齢の高い枝で濃度、分配率ともに高いのが特徴(モモ、リンゴでは3年生枝が高い)。これは表皮の亀裂組織が発達しやすいことに起因すると考えられる。亀裂部は雨滴が滞留しやすい条件にあることから着生コケが繁茂しやすい。また、カキでは無せん定樹が多く、樹容積が大きいため樹皮上に沈着した放射性 Cs 量は他樹種と比較して多く、初年度における樹体内への放射性 Cs の移行量も高かったのが原料果の果実中放射性 Cs 濃度が高まった原因と考えられる。ただし、果樹研究所の7年生「蜂屋」果実中放射性 Cs 濃度は他樹種と比較して高くないので、カキでは特に放射性 Cs が果実への移行しやすいとは考え難い。なお初年度に果実中放射性 Cs 濃度が高かった園地ではコケや他の周辺環境からの2次汚染も考慮する必要がある。

汚染翌年の 2012 年の果実中放射性 Cs 濃度は経時的に減少し、初年度と比較して 1/3 以上低下した。樹皮は高圧洗浄処理しており、また土壌中放射性 Cs 濃度の垂直分布は表層3cm 以内に 90%以上存在し、初年と変わらないことから土壌からの吸収は無いと考えられる。従って、2012 年の果実に移行した放射性 Cs の移行源は貯蔵された放射性 Cs の再転流によるものと考えられる。

以上のことから今後は樹体内の貯蔵性放射性 Cs の削減が果実への移行抑制対策の中核となる。ここでモモでの調査事例や西欧での文献によれば樹体内に取込まれた放射性 Cs の翌年の新生器官への分配率は 2～5%程度であることから、大幅な経年減衰効果が期待できる。併せて、2012 年は 31 年生、7 年生ともに幼果時の 1/2 以下まで収穫時の果実の放射性 Cs 濃度が低下しており、果実肥大による希釈効果が影響したものと考えられる。また、2011 年の果樹研究所での同一列に植栽されたカキにおいて果実重の小さい品種の放射性 Cs 濃度が 1.5 倍程度高かったが、これも果実肥大による希釈効果が影響したものと考えられる。

表1 カキの放射性Cs濃度の地域間比較(2012年)

調査試料	調査日	放射性Cs濃度(Bq/kg)		
		果樹研(A)	柱沢(B)	B/A
樹齢	−	7	31	4.4
土壌(3cm)	5/24	17389	20855	1.2
蜂屋・葉	10/22	17.0	120.3	7.1
蜂屋・果実	10/22	5.4	39.1	7.2
空間線量	(μSv/h)	1.38	1.45	1.1
調査日		5/24	5/24	

注:濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース

果樹研の土壌濃度は1/31の測定値を減衰補正

表2 カキの放射性Cs濃度の地域間比較(2012年)

調査試料	調査日	放射性Cs濃度(Bq/kg)		
		果樹研(A)	信夫山(C)	C/A
樹齢	−	7	15	2.1
土壌(3cm)	5/24	17389	11034	0.6
蜂屋・果実	10/22	5.4	48.7	9.0
空間線量	(μSv/h)	1.38	1.94	1.4
調査日		5/24	4/25	

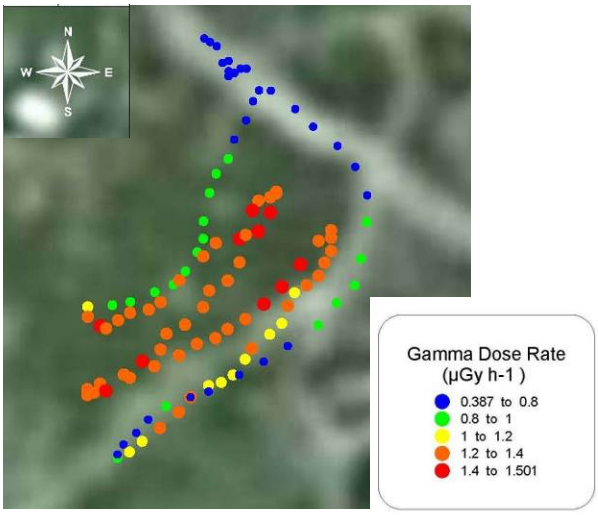
注:濃度単位、土壌は乾物、植物試料は新鮮重ベース

現地の植物試料濃度は11/3の測定値を減衰補正

表3 カキの放射性Cs濃度の品種間比較(2011年)

品種名	調査日	放射性Cs濃度(Bq/kgFW)		
		^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs+^{137}Cs
蜂屋	11/24	11.5	16.8	28.3
平無核	11/25	15.3	17.2	32.5
禅寺丸	11/22	17.7	25.1	42.7

注:調査ほ場 果樹研 樹齢 6年生



カキ現地調査園(伊達市柱沢)の放射能汚染マップ
(2012.7.24, グラスゴー大学測定)

表４　原料果実濃度との関係が認められる要因と今後の対策

No	要因	備考
1	樹園地内空間線量（フォールアウトによる汚染レベル）	空間線量（1ｍ）1.5μSv/h程度の園地の樹齢31年生「蜂屋」の果実中放射性Cs濃度は30～50Bq/kgFW
2	樹園地内の汚染格差	樹園地内表層の汚染レベルは2～4倍程度の格差あり
3	樹容積（樹齢）	樹容積（樹齢）の大きい樹で果実中Cs濃度高い
4	樹高	高い方が多く放射性Csが沈積する
5	樹幅	骨格枝の広がりが大きいほど沈積量高い
6	着果部高さ	低いところで樹体内放射性Cs濃度高い
7	着果部の主幹からの距離	カキでは主幹部の放射性Cs濃度が高濃度であるので主幹部に近い果実が放射性Cs濃度高い
8	樹皮除染の有無	樹皮除染しない樹の方が果実中放射性Cs濃度高い
9	樹高切り下げの有無	樹高切り下げにより貯蔵性放射性Cs含量低下。
10	着生コケの有無	着生コケは放射性Csを集積するため高濃度。樹体内への直接移行および間接汚染源となる
11	周辺環境	風雨によるスギ、マツ等からの汚染水飛散により2次汚染
12	地形	窪地で汚染レベル高い
13	経年減衰効果	初年と翌年では1/3以上
14	果実肥大による希釈効果	2012年度は満開後40日の幼果に対して1/2以上

No	対策	備考
1	樹園地内の線量マップ作成	樹園地内での高濃度汚染樹を特定する。
2	2012年果実濃度に基づくゾーニング	モニタリングレベルの差別化
3	樹形の単純化・平面化（バラツキの低減化、間接汚染回避）	骨格枝を整理（主枝2～3本）することで着果部を単層化し樹体内放射性Csの格差低下を図る
4	側枝の斜立化（間接汚染回避）	骨格枝より着果位置を高くすることで樹皮からの間接汚染を回避
5	再洗浄処理（着生コケの除去）	高圧洗浄ムラによる再繁殖ゴケの除去を図る
6	摘蕾・摘果の徹底（着果制限による果実肥大促進）	果実肥大による希釈効果の増進を図る
7	満開後20日果実濃度測定による高濃度汚染樹の探索	収穫時の果実中放射性Cs濃度は幼果（満開後20日）時の1/2までに低下（2次汚染無いことが前提）
8	経年減衰効果および希釈効果の確認	2012年調査データと経時的に比較し、汚染3年目の傾向を検証する
9	側枝の枝齢別放射性Cs濃度の時系列推移の検証	2011年調査データと比較し、汚染3年目の傾向を検証する
10	高樹齢樹の胴切り更新	高濃度汚染樹は生産を中止し、カットバックによる主枝の再生を図る
11	周辺環境の改善（常緑針葉樹の伐採）	2次汚染源の除去

最後に

果樹研究所での放射能汚染対策試験は、以下の大学の無償支援のもとに実施されました。

東北大学電子光理学研究センター

学習院大学

東京大学

福島大学

京都大学

グラスゴー大学