福島市で採取したシラカシ (*Quercus myrsinifolia*) の果実と葉における放射性セシウムの汚染状況と移行経路の検討

杉浦広幸^{1*}・河野圭助¹・香山雪彦²・村松康行³

¹ 福島学院大学短期大学部 960-0181 福島市宮代

² 福島学院大学福祉学部 960-8505 福島市本町

³ 学習院大学理学部 171-8588 東京都豊島区目白

Contamination and Transfer Pathways of Radiocesium in Acorns and Leaves of Shirakashi (*Quercus myrsinifolia*) Collected from Fukushima City

Hiroyuki Sugiura^{1*}, Keisuke Kawano¹, Yukihiro Kayama² and Yasuyuki Muramatsu³

¹Faculty of Short Course, Fukushima College, Miyashiro, Fukushima 960-0181

²Faculty of Welfare, Fukushima College, Motomachi, Fukushima 960-8505

³Faculty of Science, Gakushuin University, Mejiro, Toshima-ku, Tokyo 171-8588

Abstract

The radiocesium concentrations in acorns and leaves of Shirakashi (*Quercus myrsinifolia*) were studied in order to clarify their contamination levels and the transfer pathways of cesium radionuclides following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. The results obtained showed that the contamination level of radiocesium measured in old leaves (grown before 2010) which existed before the accident were still very high, i.e., higher than 12,000 Bq · kg⁻¹ (sum of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs concentrations on a fresh weight basis). However, the radiocesium concentrations in young leaves (grown 2012) were less than 300 Bq · kg⁻¹. The concentration of radiocesium in acorns was a maximum of 305 ± 8 Bq · kg⁻¹ in 2012. The contamination did not appear to be surface deposition because there was no difference in the concentrations between unwashed and washed acorns or between the husk and acorn nut (seed). A correlation was found in the radiocesium concentrations between old and young leaves, and also between acorns and young leaves. The ratio between acorns and young leaves was approximately 0.85. A relationship was observed between the radiocesium contamination of acorns and the area of the exposed root zone not covered with concrete on the pavement. This suggests that the root-uptake pathway should also be considered in addition to translocation from the contaminated canopy to acorns and young leaves of the trees.

Key Words : oak, radiocesium contamination, root, transfer pathway

キーワード : 放射性セシウム汚染, 移行経路, カシ, 根

緒 言

2011年3月に発生した東京電力福島第一原子力発電所の事故で放出された放射性物質は、福島市のある北西方向に高濃度汚染が広がった(文部科学省, 2011; 杉浦ら, 2011, 2012; 高橋ら, 2011)。その結果、福島市内の市街地においては樹木も汚染され、特に常緑樹は3月でも葉が茂っていたため、大気や雨による放射性セシウムの直接沈着が生じた。

樹木は生活環境に密接にかかわるため、その汚染状況を把握し、時間経過に伴う濃度変化などを調べる必要がある。中でもシラカシ (*Quercus myrsinifolia*) の果実(ドングリ)は、保育・教育の現場で子どもの工作材料に用いられ(青木, 2006)、子どもや学生が触れる機会が多い。そのため、シラカシ果実における放射性物質汚染の調査、特に表面汚染の調査は重要である。

シラカシは、クリ (*Castanea crenata*) と同じブナ科で、福島県以南に野生する常緑高木である。シラカシの花期は5月で、前年枝の葉腋からでる短枝か新枝の下部に着花して10月に果実が得られる(村越, 2006)ため、2011年に結実した果実には直接放射性物質が付着しておらず汚染は低いと予想し、調査は進んでいなかった。しかし、シラカシはシイタケの原木に使用することがあり、放射性セシウム濃度の指標が乾物で50 Bq · kg⁻¹に設定されている(北村・

2013年6月25日 受付。2013年11月30日 受理。
本研究は三井物産環境基金2011年東日本大震災研究補助金の助成を受けて行われた。
本報告の一部は平成25年園芸学会秋季大会にて発表した。
* Corresponding author. E-mail: hiroisugi2@tree.odn.ne.jp

村田, 1979; 林野庁, 2012).

また、福島市に隣接する二本松市で収穫されたクリは、2012年9月24日の調査で $150 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を検出（農林水産省, 2012）し、新基準値である $100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ （厚生労働省, 2012）を超えて福島の果樹園芸に不安を与えている。そのため、シラカシ果実における放射性セシウム汚染の経路を調査することは、今後の福島におけるクリなどの果樹の汚染経路の解明や汚染対策を知る手がかりになると思われる。

2011年に、収穫された果樹から放射性セシウムが検出された原因の多くが、葉や幹に付着したもののからの転流であるとされている（村松ら, 2012; 佐藤ら, 2012; Tagami ら, 2012）。シラカシは常緑樹であるため、福島第一原子力発電所の事故が発生した2011年3月当時の葉は、高いレベルの放射性物質による汚染が予想され、その調査は重要と思われる。また、汚染葉からの転流を調査するため、事故後に展開した若葉の濃度を定量することも必要であろう。

一般森林土壌での樹木の根系分布は表層から30 cmの深さに総根系の60～70%が分布している（興水・吉田, 1998）。そのため、土壌から果実への放射性セシウムの移行影響を評価するにあたり、地表面から30 cm付近の土壌汚染の調査が重要と思われる。

樹木は、根の広がりや樹齢や樹高とは高い相関関係がある（Preston, 1995）。また、樹冠と根の広がりとは一定の関係があるとされる（菱江, 1930, 1931）。カツラ、ハクウンボク、シラカンバおよびエゾヤマザクラは、枝張りの範囲に80～95%以上の根が分布しているとされている（佐藤, 1995）。そのため、地表面の状況を観察し、根の展開を予想することで、土壌からの放射性物質吸収の状況を知ることができる可能性もある。

本研究は、シラカシ果実や葉における放射性セシウム濃度を測定し、その汚染状況を調査し、その結果からドングリなどの利用の可否を検討する。また、シラカシへの汚染経路について考察し、今後の果樹栽培における汚染対策にも役立てる。

材料および方法

本研究で用いたシラカシは、福島学院大学宮代キャンパス（福島市宮代地区、福島第一原子力発電所より北東へ65 kmに立地）の敷地とその周囲に栽植されている樹齢40年前後の株とした。調査地点は、第1表に示す3か所とした。調査地点は、第1表に示す3か所（調査地1～3）とした。調査地1～3は2株（A株とB株）栽植されており、A株とB株の周囲における舗装状況は、ほぼ同じであった。調査地における放射線量率（地上100 cm）は、2013年1月6日にNaIシンチレーション検出器（TCS-172B, エネルギー範囲50 keV～3 MeV, 時定数30秒, ALOKA）により、電源を入れて90秒経過した後、毎秒に表示される数値を6か所について3回ずつ合計18回測定し、Tukey法にて危険率5%レベルで有意差検定を行った（Ewen・

第1表 シラカシの果実を採取した調査地の状況と放射線量率

調査地	植栽場所の状況	高さ100 cmの線量率 ($\mu\text{Sv} \cdot \text{h}^{-1}$)
1	株周囲は舗装されていない	0.61 b ²
2	株周囲の半分が舗装	0.67 c
3	株周囲が舗装されている	0.44 a

²異なるアルファベット間には5%レベルで有意差あり（Tukey法）

Pusztai, 1999).

1. 果実の放射性セシウム濃度および洗浄処理の効果

シラカシ果実の放射性セシウム汚染の状況を調査し、その汚染が表面洗浄により除去できるかについても調査した。

調査地1においては、成熟してA株の周囲に落下した果実を2012年12月28日に採取した。なお、果実が落下していた地表面は乾燥したミズゴケで覆われており、好天であったため採取した果実は濡れておらず、また水滴や土の付着も目視ではほとんど見られなかった。調査地1の果実については、採取7日後に無洗浄で放射性セシウムを定量した。定量後の果実を表面洗浄のため水洗し、表面乾燥を待って洗浄7日後に放射性セシウムを定量した。水洗方法は、1,330 g（2 L分）の果実をステンレスのボウルに入れ、約3 Lの水道水にて60秒間かき混ぜるように洗い、さらに水道水による流水で30秒ずつ2回洗浄し、最後は蒸留水（1回2 L）にて洗浄し、水滴をペーパータオルでふき取ってから新聞紙上に広げて屋内で陰干した。水洗後の果実は、定量終了後に食器用洗剤を用いて再度洗浄し、2日後に放射セシウムを定量した。

洗剤による洗浄方法は、2 L分の果実をステンレスのボウルに入れ、3 Lの水道水中に食器用洗剤（クリーン、ケーヨー）約3 mLを加えて60秒間かき混ぜるように洗い、その後は前述の水洗と同様にした。なお、用いた水道水は、Cs-137検出限界値 $0.67 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下であった（福島市水道局, 2012, 2013）。

また、調査地2のA株周囲および調査地3のA株周囲についても、得られる果実のCs-137濃度を調査した。調査地2は2013年2月2日に、調査地3の果実は同1月22日に採取し、土壌部分に多く落下して泥が付着していたため水洗し、それぞれ翌日に定量した。

放射性セシウムの定量は、採取した果実1,330～1,540 g（2 L分）を2 Lマリネリ容器に高さ12.7 cmとなるよう充填し、福島学院大学におけるゲルマニウム半導体検出器（CANBERRA）を用い、それぞれ1,200秒で3反復行った。定量には、Cs-137が661.6 keVのピーク、Cs-134が604.7 keVのピークを用い、効率校正は日本アイソトープ協会作成の線源を用いた。

2. 果実の殻と種子における放射性セシウム濃度の比較

果実（ドングリ）に検出された放射性セシウムは、果実の表面に付着したものか、種子内部が汚染されているかを

確認のため、殻と内部の種子に分けて定量した。調査地 1 の A 株より採取し洗浄後、定量した果実の殻を割り、殻と種子（種皮を含む）に分けた。それぞれを U-8 容器に高さ 50 mm となるよう充填（殻 1 試料 21 ~ 24 g, 種子 1 試料 62 ~ 64 g）し、殻と種子を 3 試料作製した。放射性セシウムの定量は、1,200 秒で 3 試料の 3 反復とした。

3. 葉の展開年と位置が放射性セシウム濃度に与える影響

果実の放射性セシウム汚染が、葉の表面汚染からの転流であるかを調査するため、調査地ごとの株（各調査地とも A 株より採取）の葉と果実の放射性セシウム濃度を定量し、両者の濃度の関係を調査した。

シラカシの枝は、伸長年度ごとに伸長節が目視で確認できるため、2012 年伸長部の若葉と、福島第一原子力発電所の事故前の 2010 年伸長部の古い葉に分けて採取した（第 1 図）。

調査地 1, 調査地 2 および調査地 3 について、2010 年以前に展開した葉（新梢から 2 節以上内部の節の展開している葉）、および 2012 年に展開した葉（若葉）を、2013 年 1 月 22 日 ~ 2 月 5 日に採取した。ただし、調査地 2 については、最初の調査で非常に高い値が検出されたため、葉の採取位置を変えて放射性セシウムを定量した。

採取した葉は、ハサミで細かく裁断し、U-8 容器に高さ 5 cm となるよう 18.8 ~ 29.2 g 充填し、3 試料ずつ作製した。放射性セシウムの定量は、1,200 秒で 1 と同様に行った。

4. 土壌の汚染が種子の放射性セシウム濃度に及ぼす影響

土壌の採取は、2013 年 1 月 23 日に実施した。土壌は、調査地 1 ~ 3 において株の周囲 30 ~ 60 cm の地点各 5 か所に、内径 48 mm の鋼管を打込み、深さ 0 ~ 10 cm, 10 ~ 20 cm および 20 ~ 30 cm の 10 cm ごとに採取した。得られた土壌は、21°C に設定した屋内で含水状況により 3 ~ 7 日間風乾させ、目視で乾燥が確認できた状態（茶褐色の土壌が水分を失い白褐色となった）のものをふるい（メッシュ 1 mm）に掛け、通過した粉末状の粒子を集めて U-8 容器に高さ 50 mm となるよう 74.8 ~ 112 g 充填し、3 試料ずつ作製した。放射性セシウムの定量は、深さ 0 ~ 10 cm および 10 ~ 20 cm の土壌は 1,200 秒、20 ~ 30 cm は 4,000 ~ 15,000 秒で、1 と同様に行った。

得られた土壌の放射性セシウム濃度より、果実への移行係数を植栽地ごとに計算して比較した。計算方法は、果実（表面の水洗後）における放射性セシウム濃度を、表層から 30 cm の土壌濃度で割った値とした。

2010年伸長部 2011年伸長部 2012年伸長部

第 1 図 シラカシの葉の展開年度の根拠となる枝の伸長節

5. 根の周囲の舗装が果実の放射性セシウム濃度に与える影響

果実の放射性セシウム濃度が低い株は、根の周囲が舗装された街路樹であった。そこで、根が展開している株周辺の地表面がコンクリートなどに舗装されている割合が、果実における放射性セシウム濃度に影響するか調査した。

調査地 1 ~ 3 の 6 株に加え、周囲が舗装されていない 1 株、さらにキャンパスに隣接した土手のシラカシ並木の 3 株について、果実の放射性セシウム濃度を定量した。放射性セシウムの定量は、調査地 1 ~ 3 については 1 の結果に加え、U-8 容器に詰めた試料も作製し、新たに定量した。U-8 容器での定量は、水洗後の果実をフードプロセッサーで粉碎し、54.0 ~ 64.0 g 充填した 3 試料を、1 と同様に行った。

次に、植栽地における土壌露出（未舗装）部分の割合を調査した。調査地 1 ~ 3 の A 株は、水平の枝張りが半径 4 ~ 6 m であった。そこで、最も枝張りの半径が小さい 4 m の半分である 2 m から 0.1 m ずつ順に、半径 2.0 m, 2.1 m, 2.2 m という具合に、各株周囲の土壌露出部分の調査面積を計算した。その結果、株の主幹中央を中心とした円の面積において、円全体の面積における非舗装（土壌）部分の面積の割合（%）を 1 で得られた植栽地 1 ~ 3 の果実における放射性セシウム濃度の割合と、植栽地 1 ~ 3 の土壌露出部分の面積の割合が最も近いのが、2.4 m であったため、株の主幹から半径 2.4 m の面積で相関係数を計算することとした。

結 果

1. 果実の放射性セシウム濃度および洗浄処理の効果

シラカシ果実の放射性セシウム濃度を定量したところ、調査地 1 で Cs-137（セシウム 137）と Cs-134（セシウム 134）の合計が、洗浄前において $305 \pm 8 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ で、最も低かった調査地 3 の定量値である $113 \pm 4 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ の 2.70 倍であった（第 2 表）。調査地 1 における Cs-137 と Cs-134 の合計は、水洗後が $304 \pm 7 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、洗剤を用いても $301 \pm 7 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ で差はなく、表面洗浄による濃度の低下はみられなかった。また、株による Cs-137 の濃度の違いを調査したところ、調査地 2 は調査地 1 の 50.0% に当たる $96 \pm 3 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、調査地 3 が 37.4% に当たる $72 \pm 3 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ で、同じ敷地内でありながら植栽場所による違いが大きかった。また、Cs-134 も同様の傾向を示した。

2. 果実の殻と種子における放射性セシウム濃度の比較

果実を殻と種子（内部）に分けて放射性セシウム濃度を定量したところ、Cs-137 と Cs-134 の合計で殻が $293 \pm 40 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、種子（内部）が $281 \pm 12 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ で、両者は誤差の範囲であった（第 3 表）。表面を覆う殻の放射性セシウム濃度が、内部の種子より高くなく、果実における放射性セシウムの表面汚染の寄与はほとんどみられなかった。

3. 葉の展開年と位置が放射性セシウム濃度に与える影響

2010 年以前に展開したと推定される葉の放射性セシウ

第2表 福島市で2012年に採取したシラカシの果実中の放射性セシウム濃度および表面洗浄の効果

調査地	処理	$^{137}\text{Cs} \pm \text{誤差}^z$ (Bq・kg ⁻¹)	$^{134}\text{Cs} \pm \text{誤差}$ (Bq・kg ⁻¹)	合計 $\pm$ 誤差 (Bq・kg ⁻¹)
1	無処理	194 $\pm$ 4	111 $\pm$ 3	305 $\pm$ 8
	水洗	192 $\pm$ 4	112 $\pm$ 3	304 $\pm$ 7
	洗剤で水洗	192 $\pm$ 4	109 $\pm$ 3	301 $\pm$ 7
2	水洗	96 $\pm$ 3	55 $\pm$ 2	152 $\pm$ 5
3	水洗	72 $\pm$ 3	41 $\pm$ 1	113 $\pm$ 4

^z 標記の誤差は合成標準不確かさ (1 シグマ)**第3表** 採取したシラカシの果実における殻と種子の放射性セシウム濃度

調査部位	$^{137}\text{Cs} \pm \text{誤差}^z$ (Bq・kg ⁻¹)	$^{134}\text{Cs} \pm \text{誤差}$ (Bq・kg ⁻¹)	合計 $\pm$ 誤差 (Bq・kg ⁻¹)
殻	191 $\pm$ 25	102 $\pm$ 15	293 $\pm$ 40
種子	192 $\pm$ 7	101 $\pm$ 5	281 $\pm$ 12

^z 標記の誤差は合成標準不確かさ (1 シグマ)

ム濃度を定量したところ、Cs-137 と Cs-134 の合計が調査地1で12,400 $\pm$ 244 Bq・kg⁻¹で、非常に高かった(第4表)。特に調査地2は、果実の放射性セシウム濃度は調査地1と調査地3の間であったが、定量した成熟葉は38,900 $\pm$ 430 Bq・kg⁻¹で、他の調査地における株のものより2.7～3.1倍も高かった。調査地2の採取した葉の位置を確認したところ、雨どいのない軒下近くであり、原発事故当時に汚染物質を大量に含んだ雨垂れに直接さらされた可能性が疑われた(第2図)。そこで軒下近くの雨垂れの当たる高所の枝の2010年以前の伸長節に残っていた葉を採取して定量(生葉13.3gを1,200秒3反復)したところ、35,600 $\pm$ 1270 Bq・kg⁻¹の高濃度であった。そのため、調査地2において、軒下から離れた位置の枝における2010年以前に展開した節の葉を採取し、定量したところ13,500 $\pm$ 249 Bq・kg⁻¹で、軒下近くから採取した葉の値を大きく下回った。

2012年に展開した若葉の放射性セシウム濃度を定量し

たところ、調査地1は290 $\pm$ 26 Bq・kg⁻¹であり、1の果実の値に近かった(第4表)。また、放射性セシウム濃度の高い順に調査地1、調査地2、調査地3の順であり、この傾向は1で述べた果実での結果と一致していた。調査地2の株の雨垂れの影響を受けた位置で採取した2012年の展開葉を定量したところ、別の部位の3.4倍に当たる686 $\pm$ 57 Bq・kg⁻¹であった。同じ株内で展開した葉にも関わらず、放射性セシウム濃度の高い場所がある理由は、原子力発電所の事故当時の雨垂れにより高濃度に汚染された葉や枝からの転流の影響と考えられる。

4. 土壌の汚染が種子の放射性セシウム濃度に及ぼす影響

調査地1、調査地2および調査地3における深さ30cmまでの土壌中の放射性セシウム濃度を調査したところ、地表面から10cmの土壌に調査地1で92.0 $\pm$ 3.7%、調査地2で95.1 $\pm$ 3.6%そして調査地3で95.2 $\pm$ 3.2%で、表土に大半が集中していることがわかった(第3図)。これらの地点における0～10cmの放射性セシウム濃度は、調査地1が2,280 $\pm$ 41 Bq・kg⁻¹と最も低く、次に調査地2の2,420 $\pm$ 43 Bq・kg⁻¹、そして調査地3は2,610 $\pm$ 41 Bq・kg⁻¹で最も高く、果実における濃度順と一致していなかった。ただし、これら3地点における0～10cmの放射性セシウム濃度の差は、大きくなかった。深さ20～30cmの土壌におけるCs-137濃度は、いずれも0～20cmの1%にも満たないわずかな濃度で、調査株1のCs-137が7 $\pm$ 1 Bq・kg⁻¹が最も低く、次いで調査地2の11 $\pm$ 1 Bq・kg⁻¹、調査地3の19 $\pm$ 3 Bq・kg⁻¹の順で高く、果実の濃度順と一致していなかった。これらの結果から考えると、土壌中の放射性セシウム濃度とシラカシの果実の濃度との間には明らかな相関はみられないといえる。

仮に、土壌と果実における放射性セシウム濃度の比をとり、移行係数を計算したところ、調査地1の果実は0.15 $\pm$ 0.01で最も高く、調査地3の3.0倍で、調査地により大きく異なっていた。これらの値は、IAEAがまとめている果実への移行係数に比べて大きい(IAEA, 1982)。上述した様に、果実への放射性セシウムの移行は樹冠に沈着した放射性セシウムの転流の影響が大きいので、単純に土壌中濃

第4表 カシの葉における放射性セシウム濃度

調査地	コンクリート舗装による周囲の被覆	葉の展開(年)	枝の位置	$^{137}\text{Cs} \pm \text{誤差}^z$ (Bq・kg ⁻¹)	$^{134}\text{Cs} \pm \text{誤差}$ (Bq・kg ⁻¹)	合計 $\pm$ 誤差 (Bq・kg ⁻¹)
1	なし	2010	樹の下部	8,000 $\pm$ 144	4,410 $\pm$ 76	12,400 $\pm$ 244
		2012	樹の下部	193 $\pm$ 17	96 $\pm$ 10	290 $\pm$ 26
2	半周	2010	樹の下部	8,700 $\pm$ 145	4,820 $\pm$ 105	13,500 $\pm$ 249
	半周	2012	樹の下部	130 $\pm$ 13	63 $\pm$ 7	192 $\pm$ 20
	半周	2010	雨垂れの下	25,200 $\pm$ 250	13,700 $\pm$ 180	38,900 $\pm$ 430
	半周	2012	雨垂れの下	453 $\pm$ 33	233 $\pm$ 33	686 $\pm$ 57
3	全周	2010	樹の下部	9,180 $\pm$ 163	5,100 $\pm$ 118	14,300 $\pm$ 281
	全周	2012	樹の下部	106 $\pm$ 15	50.7 $\pm$ 11	156 $\pm$ 27

^z 標記の誤差は合成標準不確かさ (1 シグマ)

第2図 高濃度の放射性セシウム汚染葉が採取されたシラカシ
高濃度の放射性セシウム汚染葉が採取された梢（白い
囲み）

第3図 調査地におけるCs-137の深度分布（2013年1月）
標記の縦幅は合成標準不確かさ（1シグマ）

第4図 株周囲の舗装割合がシラカシ果実のCs-137濃度に及
ぼす影響

度との比で表す移行係数では比較できない。

5. 根の周囲の舗装が果実の放射性セシウム濃度に与える影響

果実における放射性セシウム濃度の割合と、土壌露出部分の面積の割合が、最も近い半径の2.4 mは、調査株の枝張り半径のほぼ半分であった。

株の中心から半径2.4 mの土壌露出部分の割合と果実のCs-137の濃度の相関を調査したところ、表土露出面積

の割合が大きいほど果実の放射性セシウム濃度が高い傾向にあった（第4図）。相関係数を算出したところ0.930で、比較的高い相関がみられた。そのため、果実は株の根圏域の土壌表面に沈着した放射性セシウムの影響も受けている可能性が示唆された。

考 察

シラカシ果実（ドングリ）における放射性セシウム汚染を2012年12月に福島市内の3地点において調べたところ、113～305 Bq・kg⁻¹の範囲にあった（第2表）。また、調査地1～3のシラカシの葉について、放射性セシウム濃度を調べたところ156～290 Bq・kg⁻¹の範囲にあり（第4表）、放射性セシウムの果実／葉の比は0.72 ± 0.16～1.05 ± 0.16で、平均0.85 ± 0.13であった。両者間にある程度の相関がみられることから、葉の放射性セシウム濃度から果実中の濃度を推定することも可能と考えられる。

また、シラカシ果実を洗浄しても、放射性セシウムはほとんど除去できなかった（第2表）。また、殻を割って内部の種子と殻の放射性セシウム濃度を比較すると、違いはなかった（第3表）。このことから、果実に触れても手に付着する放射性セシウムはほとんどないと考えられる。また、幼児がシラカシ果実を触ることで受ける被ばくを評価するため、1.5 kgについて放射線量率をTCS-172Bにて、また放射線の計数率をTGS-146Bにて実験室内で測定したが、いずれもバックグラウンドを超える値は検出されなかった。そのため、工作品への材料へ活用することには、問題ないと思われた。果実は、放射性セシウムの表面汚染をほとんど受けておらず、根から吸収されるミネラル分や光合生産物と一緒に果実に取り込まれたと推察される。

シラカシ果実における放射性セシウムの汚染経路を考えると、表面への付着がなかったことから、株内部から果実に移行したものと推察される。葉や果実に移行する放射性セシウムは、根からミネラル分と同様に吸収されるもの、もしくは葉や枝に付着したものが樹体内に浸み込んで果実に転流したものの、どちらかもしくは両方と考えられる。転流については、種々の植物において、報告されている（村松ら、2012; Tagamiら、2012）。そのため、福島の実果において2011年に検出された放射性セシウムの多くが、幹からの転流によるものと考えられている。

調査地2の葉において、非常に高濃度の放射性セシウムに汚染された古い葉が見つかった（第4表）。これは、2011年の事故当時同株の一部が、建物の軒から落ちた雨垂れを受け、他の枝よりも汚染程度が大きかったためと考えられる。また、同じ枝で採取した2012年度に展開した新しい葉は、雨垂れの影響を受けていない枝に比べ、放射性セシウム濃度は明らかに高かった。このことは、古い葉や枝に付着した放射性セシウムが葉に転流したため、新しく出た葉の値が高くなったと推定される。雨垂れの影響を受けていない枝におけるシラカシの葉（2012年に展開）

第5図 表土1～2 cmの除去で露出したシラカシの根 (→)

に含まれる放射性セシウムは、濃度が高い順に、調査地1、調査地2、調査地3の順であった(第4表)。これは、シラカシ果実中の放射性セシウムの順とも一致する(第2表)。

葉や幹に付着した放射性セシウムからの転流以外の汚染経路として、土壌からの移行が考えられる。そこで、植栽地の表土を熊手で1～2 cm除去したところ、シラカシのひげ根が多く観察された(第5図)。調査地は管理の行き届いた庭園であり、落葉が定期的に除去されるため腐植層は形成されていない。そのため、発達した森林生態系において指摘されるような、腐食層にゆるく保持された放射性セシウムが経根吸収される経路は考えにくい。可能性の一つとして、土壌表面やそれを覆うミズゴケに直接沈着した放射性セシウムや、汚染植物からの分解物や降下物から放出された放射性セシウムが、流動性のある状態で表土に多く展開しているひげ根によって吸収される経路が考えられる。また、森林では放射性セシウムの多くが土壌表層の有機物層に蓄積し、有機物そのものに対する吸着力はあまり大きくないとされる(村松ら, 2003)。調査地に腐食層は存在しないが、花崗岩質の山砂である下層より表層は有機物が多いと推察される。そのため、高濃度に汚染された表土に多く展開しているひげ根が、有機質土壌に吸着力の高くない状態で存在している放射性セシウムを吸収している可能性がある。

そこで、土壌からの移行を調査するため、土壌の放射性セシウム濃度を調べた。その結果、採取された果実の濃度差が2.68倍であるにも関わらず、調査地の土壌(0～30 cm)における放射性セシウム濃度の差は、最も高濃度の調査地3は最も低い調査地1の0.90倍であった(第3図)。土質については、いずれの調査地も約40年前に造成された同じキャンパス内であり、薄い有機質の表土の下に花崗岩質の山砂が入り、その下は粘土というほぼ同じ土質であった。そして、これらの植栽地は、施肥や客土などの土壌改良は何年もの間実施してこなかった。このことから、調査地の違いによる果実の濃度差は、単に土壌濃度や土質による違いによるものとは考えにくい。

植栽地の土壌露出部分の面積と、果実の放射性セシウム濃度の関係を調査したところ、株の中心から半径2.4 mの

舗装割合と果実の放射性セシウム濃度の間に、比較的高い相関がみられた(第4図)。

樹木の根系の広がりや、樹齢や樹高と高い相関関係がある(Preston, 1995)。また、樹冠と根の広がりとは一定の関係がある(菱江, 1930, 1931)。そして、樹高や根元径、枝張りといった地上部との関係が深いとされる(佐藤, 1995)。そのため、調査株3の果実の放射性セシウム濃度が調査地1のものに比べて低かったのは、コンクリート舗装により放射性セシウム降下物の土壌への供給が遮断された結果、最表層に分布するひげ根を経由した経根吸収の割合が低下した可能性が考えられる。今後、シラカシ果実から検出された放射性セシウムが、樹体表面からの転流だけでなく、土壌表層の放射性セシウム濃度が高い部分に展開した根からの吸収について、さらに調査する必要があるであろう。

シラカシは、モニタリング調査により $100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を超えた放射性セシウムが検出されたクリと同じブナ科である(北村・村田, 1979; 農林水産省, 2012)。福島県内で収穫されたクリ果実において、2012年になって $100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を超える放射性セシウム汚染が検出されたのは、その根系分布がシラカシのように浅く、高濃度汚染の表土から吸収したのかもしれない。今後、クリについても根系分布とセシウム吸収について、調査の必要があるであろう。

以上より、福島で2012年に収穫されたシラカシ果実における放射性セシウム蓄積経路には、樹体表面からの転流だけでなく、根からの吸収も示唆された。

摘 要

東京電力福島第一原子力発電所の事故に伴う福島市のシラカシ果実と葉における放射性セシウム濃度を定量し、汚染状況と汚染経路を検討した。2010年以前に展開し事故時に存在していたと推定される古い葉の放射性セシウム濃度は非常に高く $12,000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (生体におけるCs-137とCs-134の合計) を超えていた。しかし、2012年度に展開した若葉は $300 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 未満であり、大きく減少していた。2012年に採取した果実の放射性セシウム濃度は、最大で $305 \pm 8 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ であった。果実の汚染は表面を洗浄しても低下せず、また洗浄後の殻と種子(内部)に差がなく、表面汚染ではなかった。古い葉と新しい葉の放射性セシウム濃度は、ある程度の相関がみられた。また、新しい葉と果実の放射性セシウム濃度にも相関がみられ、果実/葉の比は約0.85であった。果実における放射性セシウム濃度と、株の周囲で舗装されていない部分(根圏域が露出している面積)の割合との間にも比較的高い相関がみられた。以上の結果から、果実と若葉の放射性セシウム汚染は、転流以外にも表層に張る根からの吸収経路の寄与が示唆された。

謝 辞 本研究は、三井物産環境基金“2011年度東日本大震災復興支援研究助成”の対象に採択頂いた。ここに記して感謝の意を表す。

引用文献

- 青木久子. 2006. 環境をいかした保育 (秋). p. 6–9. チャイルド本社. 東京.
- Ewen, S. W. and A. Pusztai. 1999. Effect of diets containing genetically modified potatoes expressing *Galanthus nivalis* lectin on rat small intestine. *Lancet* 354: 1353–1354.
- 福島市水道局. 2012. 飲料水 (水道水) 環境放射能測定結果 第 669 報.
- 福島市水道局. 2013. 飲料水 (水道水) 環境放射能測定結果 第 700 報.
- 菱江順治. 1930. 林木根の形態に就いて. 林曹会報. 167: 1–25.
- 菱江順治. 1931. 林木根の形態に就いて. 林曹会報. 171: 28–48.
- IAEA. 1982. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA, Safety Series ms 57: 61–65.
- 北村四郎・村田 源. 1979. 原色日本植物図鑑 木本編 II. p. 272–277. 保育社. 東京.
- 興水 肇・吉田博宣. 1998. 緑を創る植栽基盤. p. 50–51. ソフトサイエンス社. 東京.
- 厚生労働省. 2012. 食品中の放射性物質への対応 食品中の放射性物質の新たな基準値.
- 文部科学省. 2011. 放射線モニタリング情報 航空機モニタリング結果.
- 村越匡芳. 2006. 庭に植えたい樹木図鑑. p. 52–53. 池田書店. 東京.
- 村松康行・土居雅広・吉田 聡編著. 2003. 放射線と地球環境 生態系への影響を考える. p. 35–45. 研成社. 東京.
- 村松康行・大野 剛・佐藤 守・小林智之・吉岡邦雄. 2012. 福島原発事故による農作物および果実への汚染経路の解明と今後の対策について. 第 13 回環境放射能研究会 KEK Proceedings 2012-6: 1–10.
- 農林水産省. 2012. 農産物に含まれる放射性セシウム濃度の検査結果 (品目別) 果実類.
- Preston, R. J. 1995. The growth and development of the root systems of juvenile Lodgepole pine. *Ecol. Mono.* 12: 449–468.
- 林野庁. 2012. きのこと原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について. 林政経第 213 号.
- 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・阿部 充・大野 剛・菊永英寿・大槻 勤・村松康行. 2012. 落葉果樹の葉および果実中放射性 Cs の経時的推移および移行係数. 園学研. 11 (別 1): 152.
- 佐藤孝夫. 1995. 樹木の根系の成長に関する基礎的研究. 北海道林試研報. 32: 1–54.
- 杉浦広幸・河野圭助・香山雪彦. 2011. 福島市北部の緑地でのガイガーカウンターによる放射性物質汚染の状況調査と除染. 人間・植物関係学会 2011 年臨時大会研究発表要旨. 14–15.
- 杉浦広幸・河野圭助・香山雪彦. 2012. 福島県北の庭園での木製エクステリアと庭木における放射性物質汚染の調査と除染. 放射線安全管理誌. 11: 60–65.
- Tagami, K., S. Uchida, N. Ishii and S. Kagiya. 2012. Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues. *J. Environ. Radioact.* 111: 65–69.
- 高橋一智・関 一成・宮本幸博・三浦太一. 2011. 東京電力福島第一原子力発電所事故後の J-PARC 周辺の放射線測定. 日本放射線安全管理学会第 10 回大会講演予稿集. 61.