

# 野菜の放射性セシウム (Cs) の吸収メカニズムと 吸収抑制対策

小林智之・齊藤誠一・原 有

キーワード TF, 放射性Cs, 交換性 $K_2O$ , ゼオライト

## 1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所の事故（以下原発事故）に伴う放射性物質の環境中への放出によって引き起こされた農作物の汚染は、原子力災害対策特別措置法等に基づく緊急時環境放射線モニタリング（以下モニタリング）によって原発事故後から把握され、福島県における野菜類に含まれる放射性物質の分析結果は平成23年3月22日以降に公表されている。原発事故直後は、当時作付されていた野菜類のうち、表面に直接的に沈着した放射性ヨウ素（I）、放射性セシウム（Cs）による汚染が問題となったが、放射性Iは半減期が約8日であることから、事故の約二ヵ月後には不検出となった。

一方、放射性Csの半減期は、 $^{134}Cs$ では約2年、 $^{137}Cs$ では約30年であることから、放射性Iに比べ長期的な影響を及ぼしている。しかし、野菜類において当時の暫定規制値  $500 Bq \cdot kg^{-1}$  を超える事例は、新たに作付けた場合には極めて少なかった。これは、放射性物質に汚染された土壌で野菜類を栽培したとしても、放射性Csの土壌から植物体への移行の程度は、極めて低いことによるものであった。しかしながら、経根吸収とは全く異なる経路の汚染、即ち原発事故当時で使用していた園芸資材の再使用に起因する植物体の汚染も確認された。

以降では、これまでの野菜類におけるモニタリングによる測定値や試験結果に基づいた、野菜の放射性Csの吸収メカニズムと吸収抑制対策についての概要を解説する。

## 2. 放射性Csの沈着による野菜類の汚染

農作物の汚染は、放射性物質の降下量が多い期間においては、放射性物質の直接沈着による影響を他の経路による影響より強く受けるとされている（島田ら、1996）。福島県内のハウレンソウにおけるモニタリングの結果は、原発事故直後の2011年3月から4月にかけて $^{134}Cs$ および

$^{137}Cs$ （以下放射性Cs）を検出した検体数も多く、高いものでは  $10,000 Bq \cdot kg^{-1}$  を超えた（図1）。最も高い放射性Cs濃度の検出は、2011年3月であり、6月までは徐々に低下を続け、7月以降そのほとんどは不検出となった。このような事例は、ハウレンソウ以外の多くの野菜類でも確認されている。

しかし、野菜類の中でも2011年3月時点で地上部に茎葉を展開していた多年生の品目は、汚染の影響が長期化している。多年生野菜である畑わさびは、直接沈着を受けた在圃株に代わり新植株に改植することにより、茎葉および根の放射性Cs濃度を大幅に低下させた（図2）。さらには表土を剥ぎ取り、畑わさびの非汚染株を移植することで一層の低下が認められた。この結果から、植物体に直接沈着

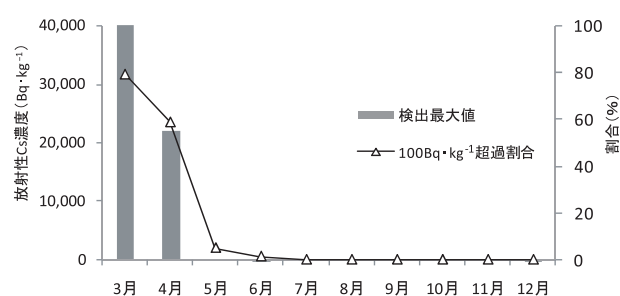


図1 2011年3～12月の緊急時環境放射線モニタリングにおけるハウレンソウの放射性Cs測定値の推移（2011年福島県公表値より作図）

検出最大値は各月の放射性Cs濃度が最大であった1検体の測定値、 $100 Bq \cdot kg^{-1}$ 超過割合は総検体数に占める放射性Cs濃度が $100 Bq \cdot kg^{-1}$ 以上となった検体数の割合。

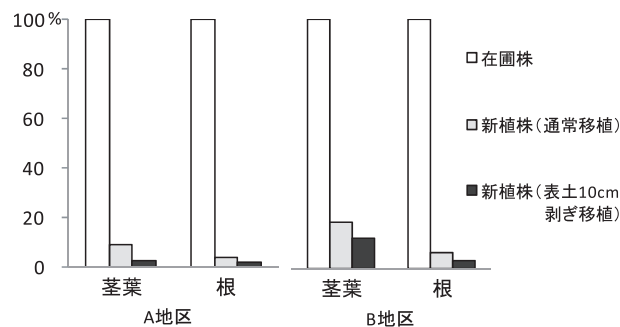


図2 2012年に採取した畑わさび各部位における在圃株と新植株の放射性Cs濃度の比較  
新植株は2012年3月28日に定植し、在圃株および新植株ともに同年11月15日に各部位を採取。

した放射性 Cs は、植体内へ取り込まれていることが推察され、土壌を介した間接的な吸収に比べると、より深刻な汚染を引き起こすことを示すものであった。

### 3. 土壌からの放射性 Cs の吸収

野菜類の新たな作付けが行われた 2011 年 6 月以降、一年生野菜においては放射性 Cs が検出される事例は極端に減少した。野菜類の土壌からの経根吸収による放射性 Cs の取り込みに関する研究において、植物体の放射性 Cs 濃度を土壌の放射性 Cs 濃度で除した値である移行係数 (Transfer Factor, 以下 TF) は、品目毎に差があると報告されている (Uchida *et al.*, 2007)。放射性 Cs の汚染を受けた灰色低地土壌において栽培された野菜類の可食部の TF は、コマツナやホウレンソウの非結球性葉菜類と比較し、キュウリやトマト等の果菜類ならびにレタスやキャベツにおいて特に低かった (図 3)。このような品目間での放射性 Cs の TF の差は、異なる土壌種において同時期に調査された結果 (村山ら, 2011) とほぼ同じ傾向であり、土壌を介した放射性 Cs の吸収の程度は、既報の TF を集約した値 0.0004~0.039 (農林水産省, 2011) の範囲内であった。

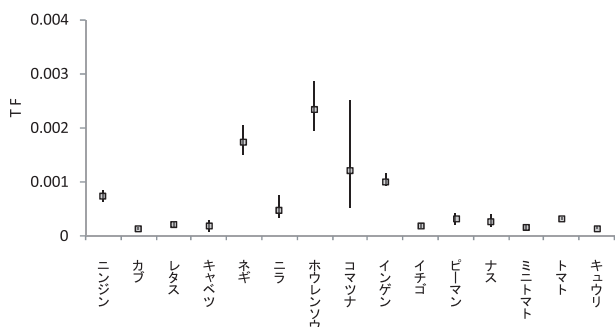


図3 野菜類の品目毎の放射性 Cs の TF

栽培土壌は灰色低地土, 栽培後に株元から採取した土壌の放射性 Cs 濃度 1,800~5,530 Bq・kg<sup>-1</sup>, 交換性 K<sub>2</sub>O 含量 20.8~43.6 mg・100 g 乾土<sup>-1</sup>.

図中の■は各品目 (n=3) の平均値, バーは最大値-最小値。

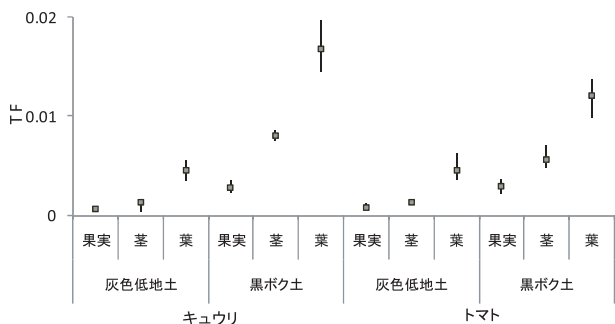


図4 2種の土壌で栽培したキュウリおよびトマトの各部位の放射性 Cs の TF

各土壌の栽培後の放射性 Cs 濃度は 7,320~9,440 Bq・kg<sup>-1</sup>, キュウリの栽培後の各土壌の交換性 K<sub>2</sub>O 含量は 284~293 mg・100 g 乾土<sup>-1</sup>, トマトは 175~176 mg・100 g 乾土<sup>-1</sup>.

図中の■は各品目 (n=3) の平均値, バーは最大値-最小値。

また、キュウリおよびトマトにおいて、灰色低地土および黒ボク土を供試し植物器官別の TF を調査したところ、いずれの土壌においても、葉や茎に比べると果実では特に低いという結果であった (図 4)。このことから、品目毎の TF の差異は、食用とする植物体の器官の違いによることも推察された。

### 4. 汚染資材の再利用による汚染

野菜類における放射性 Cs の検出事例の一部には、原発事故直後の放射性物質の直接沈着を受けず、さらには土壌特性に起因しないにも関わらず放射性 Cs が検出されたものがある。その要因は、原発事故当時に使用あるいは屋外に置かれていた園芸資材の再利用による、園芸資材からの溶存態放射性 Cs の植物体付着の可能性が考えられた。主に低温期の葉菜類の栽培では、保温や強風の影響を軽減する目的で、不織布を植物体上に接触するように被覆する「べたがけ」という方法が用いられる。コマツナの栽培において、事故当時に使用していた不織布を「べたがけ」として被覆し、その上部から灌水し栽培したところ、植物体の放射性 Cs 濃度は通常栽培の 1 Bqkg<sup>-1</sup> に対し 315 Bqkg<sup>-1</sup> と増加した (図 5)。また、試験使用前の不織布の切片からは、水で抽出される溶存態放射性 Cs が検出された。このことから、放射性物質が沈着した園芸資材からは、水を介することで溶存態の放射性 Cs が容易に遊離し、植物体の汚染を引き起こしていることが示唆された。

ハツカダイコンの葉面への Cs 溶液の添着は、植物体へ吸収され転流することが報告されている (Hasegawa ら, 2009)。溶存態放射性 Cs の濃度を変えコマツナへの葉面散布および株元灌水処理した試験では、コマツナの <sup>137</sup>Cs 濃度は葉面散布した溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度に比例し増加した

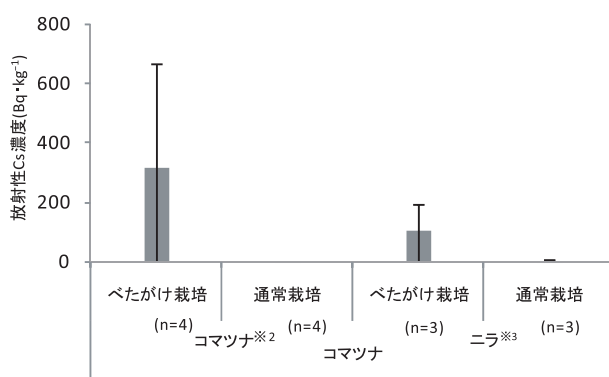


図5 汚染不織布のべたがけ栽培による野菜類の汚染

- ※1 図中のバーは標準偏差。
- ※2 コマツナはプランターでの施設栽培で、べたがけ栽培の不織布 (ポリエステル製) は原発事故当時に屋外で使用していた。
- ※3 ニラは施設栽培で、べたがけ栽培の不織布はコマツナと同じ。
- ※4 不織布の溶存態放射性 Cs は、栽培試験に使用していない不織布 1 m<sup>2</sup> の切片を水 150 mL により 1 時間振とう抽出し、0.45 μm フィルターで濾過後の濾液を測定し、41.3 Bq・kg<sup>-1</sup> (n=3) 検出された。

(図6). 一方の株元灌水では、コマツナの<sup>137</sup>Csは処理濃度によらず低い濃度にとどまった. このことから、葉面からの溶存態放射性Csの植物体内への取り込みは、根部と比較するとより大きくなることが示唆された.

園芸資材からの溶存態放射性Csの溶出は、不織布のみでなく、事故当時に使用されその後保管していたハウス用フィルムにおいても認められており、このような経路で発生する溶存態放射性Csを植物体に接触させないことで、植物体の汚染を回避していくことが重要である.

5. カリ肥料による放射性Csの吸収抑制対策

植物による土壌中のCsの吸収は、土壌中のカリウム濃度の影響を受けるとされている (Smolders *et al.*, 1997). 野菜類においても同様の傾向が認められ、カリ肥料の施肥量を変えて栽培したブロッコリーの放射性Cs濃度と栽培

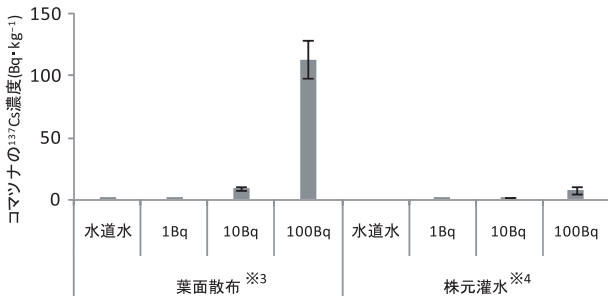


図6 溶存態放射性Cs溶液の葉面散布および株元灌水によるコマツナの<sup>137</sup>Cs濃度

- ※1 図中のバーは標準偏差.
- ※2 コマツナは施設内の1/5000aワグネルポットで栽培 (n=3)
- ※3 葉面散布および株元灌水に使用した溶存態放射性Cs溶液は、汚染した落葉を2週間水に浸漬し、0.45μmのフィルターで濾過後の<sup>137</sup>Csを測定し、水道水で所定の濃度に希釈した.
- ※4 葉面散布はハンドスプレーで株上から生育に応じて1日あたり1~4回噴霧し、30日間で総散布量263mLの処理を行った.
- ※5 株元灌水は、植物体にかからないように1日1回ポット表面土壌に灌水し、30日間で総灌水量2,620mLの処理を行った.

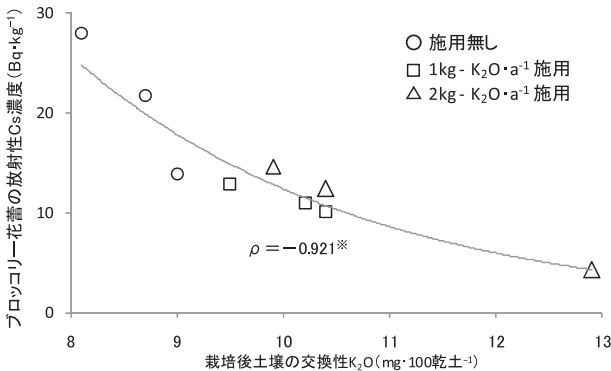


図7 硫酸カリ施肥量の違いによるブロッコリー花蕾の放射性Cs濃度と栽培後土壌の交換性K<sub>2</sub>Oとの関係

※ spearman の順位相関係数 (p<0.01).

後土壌の交換性K<sub>2</sub>Oとの間には、有意な負の相関が認められた (図7). このことから、土壌中の交換性K<sub>2</sub>O含量の不足は、経根吸収による放射性Csの取り込みを増加させる可能性があり、現地においては土壌診断に基づいたカリ肥料の適正施肥の指導が徹底されるようになった. 野菜類の一般的な施肥基準に則して土壌改良が成されているような条件下では、土壌中の交換性K<sub>2</sub>O含量の極端な不足は起こりにくいと考えられるが、陽イオン交換容量が極端に低い場合は、交換性K<sub>2</sub>Oの保持力も低下するので注意が必要である.

6. ゼオライトによる放射性Csの吸収抑制対策

放射性Csは土壌に含まれる粘土鉱物の特定の部位に吸着し捕捉されるが、土壌改良資材であるゼオライトのCsイオンの吸着能は土壌より高いという報告もある (後藤ら, 2011). そのため、ゼオライトは放射性Cs吸着の効果が期待され、様々な場面において除染対策資材として活用されている. ゼオライトの施肥量を変えた汚染土壌を用いたコマツナのポット栽培試験において、ゼオライト施肥量の増加に伴いコマツナの放射性Cs濃度も低下した. その要因解析のために、栽培後土壌の交換性K<sub>2</sub>Oならびに1M酢酸アンモニウム抽出法を用いて経根吸収される可能性がある交換性放射性Csを調査した. 栽培後土壌の交換性K<sub>2</sub>Oならびに交換性放射性Csとコマツナの放射性Cs濃度との間には、強い相関が認められた (図8, 9). このことから、放射性Csの吸収抑制効果は、ゼオライトによる放射性Csの吸着のみでなく、ゼオライトに含まれる交換性K<sub>2</sub>Oの影響も強く受けていることが示された. ゼオライトによる放射性Cs吸収抑制の作用としては、吸着能のみでなく、交換性カリの供給という副次的な効果が、直接的に放射性Csの吸収抑制に寄与していると考えられる.

7. おわりに

これまでの研究により、野菜類への放射性Cs吸収の経

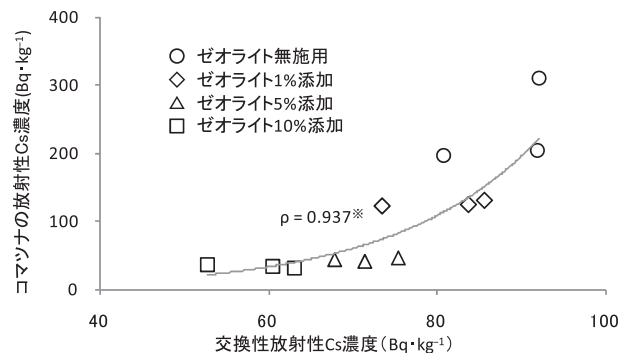


図8 ゼオライト施肥量の違いによるコマツナの放射性Cs濃度と交換性放射性Cs濃度との関係

※ spearman の順位相関係数 (p<0.01).  
土壌の放射性Cs濃度は12,000Bq・kg<sup>-1</sup>.  
交換性放射性Csは1N酢酸アンモニウムにより、土壌との固液比1:10で得られた振とう抽出液を、0.45μmのフィルターで濾過後の濾液を測定した.

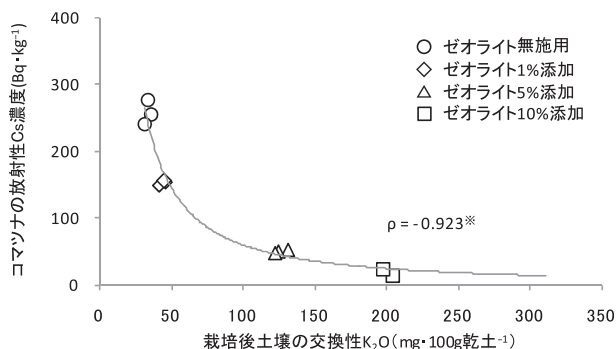


図9 ゼオライト施用量の違いによるコマツナの放射性Cs濃度と栽培後土壌の交換性K<sub>2</sub>Oとの関係

※ spearman の順位相関係数 (p < 0.01).

土壌の放射性Cs濃度は12,000Bq・kg<sup>-1</sup>.

路は解明されつつある。福島県では、土壌診断に基づくカリ肥料の適正施肥や全ての園芸農家に対し汚染された園芸資材の再利用を禁止するなどの措置をとり、汚染防止の徹底に努めてきた。栽培現場では、放射性Csの吸収抑制対策に取り組むことで、野菜類のモニタリングにおいてそのほとんどで放射性Csは不検出となっている。今後は、原子力災害からの早期の復興、再生を目指す避難地域や除染が困難な多くの山林を抱える中山間地域で栽培される野菜類において、様々な環境条件に応じた対応策を講じていかなければならない。

謝辞：試料分析にあたり協力いただいた、学習院大学理学部 村松康行氏、大野 剛氏、高エネルギー加速器研究機構放射線科学センター 榎本和義氏、名古屋大学アイソトープ総合センター研究教育部 柴田理尋氏、大阪大学

ラジオアイソトープ総合センター 斎藤 直氏、東京医科歯科大学歯学研究支援センターアイソトープ部門 原 正幸氏・能登昭雄氏、東京工業大学放射線総合センター 実吉敬二氏、神戸大学海事科学研究科 北村 晃氏・小宮山千代氏、鹿児島大学フロンティアサイエンス研究推進センター 福徳康雄氏に、感謝申し上げます。

文 献

後藤逸男・橋本 大・近藤綾子 2011.土壌・天然ゼオライト・植物中におけるセシウムの挙動. 農業および園芸, 10月, 976-979.

Hasegawa, H., Tsukada, H., Kawabata, H., Chikuchi, Y., Takaku, Y., and Hisamatsu, S. 2009. Effect of counter anion of cesium on foliar uptake and translocation. *J. Environ. Radioactiv.* 100, 54-57.

村山 徹・木方展治・木村 武 2011. 各種夏作野菜への土壌中の放射性セシウムの移行係数. [http://www.naro.affrc.go.jp/disaster/files/radioactivity\\_p\\_r\\_11.pdf](http://www.naro.affrc.go.jp/disaster/files/radioactivity_p_r_11.pdf)

島田洋子・森澤真輔・井上頼輝 1996. 環境放射能モニタリングデータによる<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Csの土壌への分配係数および農産物への移行パラメータの決定. 日本原子力学会誌, 38, 54-63.

Lembrechts, J. 1993. A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium. *Sci, Total. Environ.* 137, 81-98.

農林水産省 2011. 農地土壌中の放射性セシウムの野菜類及び果実類への移行の程度. <http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/pdf/110527-01.pdf>

Uchida, S., Tagami, K., and Hirai, I. 2007. Soil-to-plant transfer factors of stable elements and naturally occurring radionuclides (1) Upland field crops collected in japan. *J. Nucl. Sci. Tech.* 44, 628-640.