

水稻の放射性セシウム吸収抑制対策

太田 健

キーワード 放射性セシウム, 水稻, 玄米, 移行低減

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所（福島第一原発）の事故によって放出された放射性物質により関東から東北にかけて広い地域が汚染された。特に福島第一原発から北西方向の 30 km 圏内の汚染が著しいことが航空機モニタリングや土壌の広域調査から明らかにされている。平成 23 年度に水田の作付制限が行われた放射性セシウム（Cs-134 と Cs-137）濃度 $5,000 \text{ Bq kg}^{-1}$ を超える農地面積は約 2,800 ha と推定されている（谷山, 2012）。

平成 23 年産水稻では、当時の食品の暫定基準値だった 500 Bq kg^{-1} を超過する玄米が産出され大きな社会問題になった。平成 24 年産水稻では、後述するカリ施肥などの放射性セシウム（Cs）吸収抑制対策が指導され、玄米の放射性 Cs 濃度低減に効果を発揮したが、新たな食品の基準値 100 Bq kg^{-1} を超過した玄米が散見された。

ここでは、福島第一原発事故以前の水稻に関する放射性 Cs 研究の概要と、事故後に行われた放射性 Cs 移行要因の解明と対策技術開発について紹介する。

2. 福島第一原発事故前の水稻に関する研究の概要

1960 年代に行われた大気圏核実験や 1986 年のチェルノブイリ原子力発電所事故によって放出された放射性物質は日本の土壌中にも存在し、水稻への移行に関する研究が行われてきた。

農業環境技術研究所では 1959 年から米、小麦および水田・畑作土中の Sr-90 と Cs-137 濃度を調査している。わが国の水田および畑土壌の Cs-137 濃度は、大気圏核実験による降下量が多かった 1963~1966 年をピークに減少し、水田作土における滞留半減時間は 9~24 年と報告され、放射壊変による Cs-137 の半減期（30.1 年）よりも早く減少した。この原因は作物による吸収・持ち出しや、代かきなどに伴う土壌粒子の流亡によると考えられ

ている。また、白米、玄米とも Sr-90 と Cs-137 が茎葉などから取り込まれる直接汚染の割合は、Sr-90 と Cs-137 の降下量が極めて多かった 1963 年頃では 70~95 % を占めたが、降下量が激減した 1990 年以降の汚染形態は直接汚染に代わり、経根吸収による間接汚染が主であると報告されている（駒村ら, 2006）。

放射性 Cs を添加したポット試験が実施され、水稻の吸収は陸稲よりも 17~20 倍程度多く（天正ら, 1959）、その要因は水田土壌では窒素がアンモニア態で存在することであり、アンモニア態窒素の共存によって放射性 Cs の吸収は増加し、対照的にカリウムの共存によって減少する結果が得られている（天正ら, 1961）。津村ら（1984）は水稻に Cs-137 を投与したポット栽培試験を実施し、Cs-137 の吸収割合は NPK 三要素を施用した場合に比べてカリ無施用で約 10 倍高くなること、一方、堆肥を施用すると吸収割合は低下し、その要因は堆肥に含まれるカリの寄与と報告している。Tsukada ら（2002）は、青森県内の 20 カ所の水田において土壌から白米への放射性 Cs の移行係数を 1996~1997 年に調査し、移行係数の平均は 0.0016、95 % 信頼区間は 0.00021~0.012 であり、土壌中のカリ濃度が高いほど移行が少ないことを報告している。1986 年のチェルノブイリの原発事故後、ヨーロッパ各地でも作物への移行低減に関する研究が行われた（例えば、Lembrechts, 1993）。

以上のような知見をもとに、福島第一原発事故後、放射性 Cs の水稻への移行に関する要因解明と対策技術のための研究が実施された。

3. 福島第一原発事故以降の水稻に関する研究の概要

1) カリ肥料の施用による放射性 Cs の吸収抑制

水稻や大豆、そばなどの農作物では、土壌中の放射性 Cs 濃度と作物中の放射性 Cs 濃度や移行係数には明瞭な関係は認められず、土壌中の放射性 Cs が高くても作物中の濃度が低い場合や逆の場合がある（農林水産省ほか, 2014）。これは、土壌中の粘土含量や粘土鉱物の種類など、土壌特性が異なると放射性 Cs を吸着・固定する能力が異なること、また、栽培条件によっても農作物の吸収が異なるためである（山口ら, 2012）。

農業・食品産業技術総合研究機構では放射性物質に汚染された東日本の各県と協力し、平成 23 年度に水稻への放

Takeshi OTA: Suppressing countermeasures for radio-caesium uptake in paddy rice

(独) 農業・食品産業技術総合研究機構 東北農業研究センター・農業放射線研究センター (960-2156 福島市荒井字原宿南 50)

日本土壌肥科学雑誌 第 85 巻 第 2 号 p.90~93 (2014)

放射性 Cs の移行係数の解析を実施した。それにより、交換性カリ含量が移行に与える影響が大きいことを明らかにし、交換性カリ $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を目標とした土壤改良を行うことが提案された（加藤ら, 2012）。

この成果に基づき交換性カリ $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を目標とした土壤改良を実施した上で通常の施肥管理を行うことが県により指導され、平成 24 および 25 年産米の放射性 Cs 濃度の大幅低減に貢献した。福島県内で平成 23 年に暫定基準値 500 Bq kg^{-1} の超過が見られた地域周辺の緊急調査では、検査点数約 21,000 点中、 100 Bq kg^{-1} を超える放射性 Cs を含む玄米の割合は 1.468 % であったが、同じ地域で平成 24 年産米約 300 万点を検査した結果、基準値超過米の割合は 0.002 % 程度となり、カリ施肥などの吸収抑制対策の効果が明らかになった。また、福島県では平成 24 年から米の全袋検査を実施しているが、基準値 100 Bq kg^{-1} を超えたのは約 1,000 万袋のうち平成 24 年産米では 71 袋 (0.0007 %)、25 年産米では 28 袋 (0.0003 %) に止まった。平成 25 年産で基準値を超過した 28 袋のうち、27 袋は基準値を下回る米が生産可能か確認するための実証栽培圃場で生産されたものであり、残り 1 袋は、カリ施肥による吸収抑制対策を実施しなかった圃場で生産されたものであった（農林水産省ほか, 2014）。

齋藤ら（2012）は平成 23 年に高い放射性 Cs 濃度の玄米が生産された 3 カ所の現地圃場（強グライ土、灰色低地土、多湿黒ボク土）で水稲を栽培し、収穫後の土壤中の交換性カリ含量を改良目標値 $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ 以上に保てば、玄米中の放射性 Cs を基準値以下に低減できることを確認している。また、ゼオライトやバーミキュライトを施用した土壤でも玄米の放射性 Cs 濃度が低減出来ることを認めているが（齋藤ら, 2012）、その効果は資材による放射性 Cs の吸着・固定によるものではなく、これらの吸着資材に含まれているカリによる吸収抑制と考えられている（齋藤ら, 2013）。

雲母などカリを大量に含む鉱物資材は、一度施用するとカリを長期的に供給可能である。雲母やバーミキュライトなどを施用した場合のカリを持続的な供給能や土壤中の放射性 Cs の固定効果を検証することは、長期的な対策技術を構築する一助になると考える。

2) 放射性 Cs の時期別吸収パターンとカリ施肥

水稲による放射性 Cs の吸収は生育前半、幼穂形成期までが多く、単位面積あたりの稲全体の放射性 Cs 量は出穂期頃まで増加し、その後、茎葉から玄米に転流すると考えられ、出穂期以降、稲全体の放射性 Cs 量は減少する（農林水産省ほか, 2014）。

また、土壤の交換性カリ含量が $3.3 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ と低いグライ土を用いたポット試験によると、ク溶性カリが主体で緩効的なケイ酸カリよりも速効性の塩化カリを基肥として栽培した方が玄米中の放射性 Cs 濃度の低減効果が高かった。また、交換性カリ含量が $14.7 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ のグライ土を用いた塩化カリ $8 \text{ kg } 10 \text{ a}^{-1}$ の施肥時期による吸収抑制

効果の比較では、基肥として施用した場合の低減効果が高く、カリ施肥が中干し期、幼穂形成期、減数分裂期と遅いほど、低減効果が低いことが示された。このため、生育前半に放射性 Cs の吸収を抑制する必要がある、カリ肥料の施肥時期は基肥を基本とし、カリ肥料を追肥する場合は分けつ期の早期に行うことが推奨されている（農林水産省ほか, 2014）。

福島県の土壤肥料技術指針（福島県）によると水田土壤の改良基準においてカリ飽和度は 2~10 % とされている。灰色低地土の CEC の全国中央値 $14 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ の場合、改良基準を満たす交換性カリ含量は 13~66 $\text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ に相当し、交換性カリ $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を目標に改良することは、この基準内に収まっている。福島県内の灰色低地土や栃木県内の黒ボク土水田などにおいてカリ施用による吸収抑制対策を行った試験では、玄米の食味値やタンパク質含量、収量への影響は見られなかった（農林水産省ほか, 2014）。

土壤中の交換性カリ含量が 3~4 $\text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ と低いグライ土（CEC 11~15 $\text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ）において、塩化カリとケイ酸カリを改良目標である交換性カリ $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ となるように施用し、さらに、現地慣行施肥量である $6.7 \text{ kg } 10 \text{ a}^{-1}$ を施用した現地試験で交換性カリ含量の推移を見た試験結果では、収穫後の交換性カリ含量は、どちらも 5 $\text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ 程度と資材施用前の水準に戻っていた。保肥力の弱い土壤などでは、土壤のカリ含量が適正に維持されるよう、土壤診断に基づいて適切なカリ施肥を行うことが重要である（農林水産省ほか, 2014）。

いつまでカリの改良目標値 $25 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を継続しなければならないのか、放射性 Cs による土壤の汚染状況と、土壤特性などに応じたきめ細かな対応が今後の重要な課題と考える。

3) 基準値超過の要因解析と稲わら施用

平成 24 年産米で基準値 100 Bq kg^{-1} を超過した福島県の 13 カ所について栽培状況や土壤の調査を行ったところ、不耕起栽培の圃場を除き、栽培後の土壤中交換性カリ含量が $10 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を概ね下回っており、カリ不足が要因と考えられた。また、これらの圃場では稲わらが持ち出されており、稲わら持ちだしが交換性カリ含量の低い一因と考えられた（農林水産省ほか, 2014）。福島県農業総合センターで約 20 年間稲わらを還元した圃場では交換性カリ含量は $20 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ 程度であったが、20 年間持ち出した圃場では半分程度であった（農林水産省ほか, 2014）。一般に稲わらには 1.9 % 程度のカリが含まれており、 $500 \text{ kg } 10 \text{ a}^{-1}$ の稲わら還元はカリ $9 \text{ kg } 10 \text{ a}^{-1}$ 程度の施用に相当する。

4) 作土深

代かきによって粗い砂が先に沈降するので、放射性 Cs 濃度が比較的高い粘土・シルトは表層近くに堆積（または集積）しやすく、水田作土中の放射性 Cs 濃度は表層近くが高くなる傾向がある。また、作土深が浅いと希釈効果も

低く、より表層付近の濃度が高くなる。そのため、根張りが浅い場合は、玄米の濃度が高くなるリスクが大きい（農林水産省ほか, 2014）。

前項で述べた平成24年産米で基準値 100 Bq kg^{-1} を超過した不耕起栽培圃場では、根張りが極端に浅いことが確認されている（農林水産省ほか, 2014）。

5) 灌漑水の影響

灌漑水中の放射性Csの影響を見たポット試験の結果によると、懸濁態は吸収されず、溶存態は吸収されやすいため、溶存態が高いと玄米の放射性Cs濃度は高まることがわかった（鈴木ら, 2013）。しかし、すでに作付けが再開されている地域においては、ため池や渓流水などの灌漑水中の溶存態濃度は低く、影響は限定的と考えられている（農林水産省ほか, 2014）。また、土壌中に交換性カリが高めに存在する場合、溶存態放射性Csの吸収が抑制されることもポット試験で確認されている（鈴木ら, 2013）。

平成25年に実施された福島県内のため池の放射性Cs濃度の調査結果では、避難指示区域外の1,600カ所のうち95%では検出下限値（Cs-134, 137とも 1 Bq L^{-1} ）未満であり、検出された84カ所で溶存態を測定したところ82カ所は検出下限値未満だった。一方、避難指示区域の220カ所の調査では、約1/3の75カ所で放射性Csが検出され、そのうち溶存態も検出されたのは36カ所となった（農林水産省ほか, 2014）。今後、避難指示区域で営農を再開する場合、溶存態が高い灌漑水が利用される懸念があり、注意が必要である。

6) 品種間差と根細胞によるCs吸収

安定Cs（Cs-133）の水稲による吸収には品種間差が認められている（山口ら, 2012；Fujiwara, 2013）。低吸収品種の栽培、さらには、低吸収品種の開発が放射性Csの吸収抑制対策の一つとして考えられる。

植物によるCsの吸収には、根細胞の膜に存在する輸送体タンパク質（トランスポーターやチャネルなど）が関与し、Csは同じアルカリ金属であるカリウムの輸送系を使って吸収されると考えられている（塚田ら, 2011）。一方、水稲体内のCsとカリウムの分布は異なっており、Csに特有なトランスポーターが存在するのではとの考えもある（Fujiwara, 2013）。根におけるCsの吸収がどの輸送系で主に行われているかについては、近年、ようやく一部が明らかになってきたばかりで不明な点が多いためである。

植物は土壌中のカリが欠乏した状態になると、2:1型粘土鉱物の層間のカリなど鉱物中のカリを吸収・利用可能なことが報告されている（Yangら, 2005；杉山・阿江, 2000）。土壌中の交換性カリ含量と玄米中の放射性Cs濃度の関係を見ると、土壌中交換性カリが低下するに従い、特に、 $10 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ を切ると玄米中の放射性Cs濃度が急激に上昇する（農林水産省ほか, 2014）。これは、土壌中のカリが欠乏したときに働く輸送体タンパク質が関与し、粘土鉱物に固定された放射性Csが吸収されるためと

推定される。

7) 乾燥・調製等のプロセスでの交差汚染・混入

平成24年産米では、汚染された籾摺り機や乾燥機の利用や、汚染物の混入が原因と考えられる玄米の基準値超過の事例が報告されている（農林水産省ほか, 2014）。事故後、はじめて籾摺り機などを使用する場合は、とも洗い（籾摺り機の場合、最初に50kgほどの籾を循環させ、汚染物を吸着させる。その後、この米を廃棄する）を行うなどの対策がガイドライン（農水省, 2013）として示されている。

文 献

- Fujiwara, T. 2013. Cesium uptake in rice: Possible transporter, distribution, and variation. *In* T. M. Nakanishi and K. Tanoi (ed.) *Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident*, p.29-35. SpringerJapan.
- 福島県. 土壌肥料技術指針. http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/junkangatanougyou_sehi_dojoushishin1.pdf
- 農林水産省・福島県・(独) 農業・食産業技術総合研究機構・(独) 農業環境技術研究所 2014. 放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因とその対策について. <http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/kome.pdf>
- 加藤直人・伊藤純雄・木方展治・藤村恵人・池羽正晴・宮崎成生・斎藤幸雄・廣岡政義 2012. 水田土壌のカリウム供給力の向上による玄米の放射性セシウム濃度の低減. 研究成果情報（農研機構・放射能対策技術）. http://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/narc/2011/a00a0_01_67.html
- 駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治・小平潔 2006. わが国の米、小麦および土壌における ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析. 農業環境技術研究所報告, 24, 1-21.
- Lembrechts, J. 1993. A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-plant transfer of radiostromtium and radiocesium. *Science of the total environment*, 137, 81-98.
- 農水省 2013. 米の収穫・乾燥・調製工程における放射性物質交差汚染防止ガイドライン. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/kome_130709.pdf
- 齋藤 隆・高橋和平・佐藤陸人・吉岡邦雄・太田 健・牧野知之 2012. 各種土壌におけるカリ増加による玄米中放射性セシウム濃度の低減. 研究成果情報（東北農研・放射能対策技術）. [http://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyuhou/H24/kanky012.html](http://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyuhou/H24/kankyou/H24kanky012.html)
- 齋藤 隆・高橋和平・吉岡邦雄・牧野知之・太田 健 2013. 福島県内の農地における放射性物質に関する研究（第11報）—各種吸着資材施用による玄米中放射性セシウムの吸収抑制効果. 土肥要旨集, 59, 152.
- 杉山 恵・阿江教治 2000. 黒ボク土および黒ボク土に施用した鉱物に対する作物のカリウム吸収反応. 土肥誌, 71, 786-793.
- 鈴木安和・保高徹生・藤村恵人・矢吹隆夫・佐藤陸人・吉岡邦雄・犬伏和之 2013. 福島県内の農地における放射性物質に関する研究（第12報）—灌漑水中の溶存態放射性セシウム濃度が玄米の放射性セシウム濃度に及ぼす影響. 土肥要旨集, 59, 153.
- 谷山一郎 2012. 福島第一原発事故に伴う農地の放射能汚染の実態. 農林水産技術研究ジャーナル, 35, 49-51.
- 天正 清・葉 可霖・三井進午 1959. 水稲及び陸稲による土壌よりの ^{134}Cs 及び K の吸収と作物体内の分布. 土肥誌, 30, 253-258.
- 天正 清・葉 可霖・三井進午 1961. 水稲による特異的セシウム吸

- 収の機構. 土肥誌, **32**,139-144.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S., and Yamasaki, S. 2002. Transfer of Cs-137 and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, **59**,351-363.
- 塚田祥文・鳥山和伸・山口紀子・武田 晃・中尾 淳・原田久富美・高橋知之・山上 陸・小林大輔・吉田 聡・杉山英男・柴田尚 2011. 土壌-作物系における放射性核種の挙動. 土肥誌, **82**, 408-418.
- 津村昭人・駒村美佐子・小林宏信 1984. 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究. 農技研報 B, **36**,57-113.
- 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-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.
- Yang, X. E., and Li, H. 2005. Room-induced changes of potassium in the rhizosphere of lowland rice. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **36**, 1947-1963.
-