

現地試験で得られたダイズの放射性セシウム移行に関する知見

平山孝¹・久保堅司²・中山秀貴³

Studies of Radiocesium Transfer from Soil to Soybean Plants in Field Experiments

Takashi HIRAYAMA¹, Katashi KUBO² and Hidetaka NAKAYAMA³**Abstract**

We examined the transfer of radiocesium (RCs) in soybeans plant (*Glycine max* (L.) Merr.) in field examinations in Fukushima Prefecture. (1) We found "potassium [K] fixed soils", in which the content of exchangeable K does not increase even when K fertilizer is applied, but transfer of RCs can still be reduced by applying K fertilizer every year. (2) Stripping topsoil significantly reduced the RCs concentration in soil, but did not necessarily reduce the transfer of RCs from soil to soybean. (3) In some cases the variance of RCs concentrations in soil was still large even after decontaminations. Remnant original soil with high RCs concentrations creates a risk of producing soybeans with high RCs concentrations. Even after decontamination, the application of K effectively suppressed the transfer of RCs, so sufficient application of K fertilizer is essential. (4) Removing the aboveground parts of soybean plants from the field at harvest and not supplying additional K for the next crop poses a risk that the transfer of RCs might increase.

(Received October 4, 2021 ; Accepted March 17, 2022)

Keywords: soybean plant, radiocesium, transfer factor

キーワード：ダイズ、放射性セシウム、移行係数

受付日 2021年10月4日 受理日 2022年3月17日

1 現福島県農業総合センター浜地域農業再生研究センター

2 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

3 現福島県農業総合センター会津地域研究所

*本研究は農林水産省委託プロジェクト「農地等の放射性物質の除去・低減技術の開発（2013～2014）」及び「営農再開のための放射性物質対策技術の開発（2015～2017）」により実施した。

1 緒言

2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震の津波によって引き起こされた東京電力福島第一原子力発電所事故（原発事故）を受け、福島県では県産農林水産物に対する緊急時環境放射線モニタリングが実施されてきた。環境中への放出量が多く、物理的半減期の長さから体内摂取による健康影響が懸念された放射性セシウム（Cs： $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）に対し、当初適用された野菜類や穀類等に対する暫定規制値（食品衛生法）は 500Bq kg^{-1} であったが、2012年4月から一般食品の新基準値である 100Bq kg^{-1} に移行した。ただし、米、牛肉、大豆等については市場（流通）に混乱が起きないように経過措置期間が設けられ、米は2012年10月、大豆は2013年1月からの適用となった¹⁰⁾。

ダイズ（*Glycine max* (L.) Merr.）は他の作物より放射性Csを吸収しやすいとされ²²⁾、植物体内で子実中に蓄積する割合が他作物より大きいことが一因と考えられている¹³⁾。検査方法が異なるため単純な比較はできないが、2012年度に福島県で行われた検査で 100Bq kg^{-1} を超える濃度の放射性Csが検出された割合は、ダイズ（0.71%：847検体のうち6検体）の方がイネ（0.00068%：10,346,169検体のうち71検体）より大きかった^{3) 4)}。

植物体への放射性Csの移行は土壌中の交換性カリ含量を高めることで抑制されるとの知見があり^{17) 21)}、ダイズにおいてもその有効性が確認された¹⁹⁾。農林水産省では2013年3月に、土壌中の交換性カリ含量が $25\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ になるよう土壌改良した上で地域の施肥基準に応じた施肥を行うことを基本とし、過去にダイズの放射性Cs濃度が高かった地域など、放射性Cs濃度の高いダイズが生産される可能性がある地域では、土壌中の交換性カリ含量 $50\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ 程度を目標としてカリ肥料を施用することを対策としてとりまとめた¹⁴⁾。これに従って福島県内全域で放射性Cs移行低減対策が進められた結果、基準値超過のダイズは2015年以降確認されていない³⁾。

また、2012年1月に全面施行された「放射性物質汚染対処措置法」に基づく基本方針により、政府は

除染特別地域（旧警戒区域と計画的避難区域）と汚染状況重点調査地域（年間の追加被ばく線量が 1mSv h^{-1} を超えるところで市町村の要請に基づいて国が認定）に区分し、前者では国直轄除染事業による除染、後者では市町村の事業による除染が行われた⁸⁾。これらの地域では表土剥ぎや客土等による農地除染が行われ、実証栽培を経てダイズの作付けが再開されつつある。

我々は、2013～2017年に福島県内の現地ほ場で実施した試験により、ダイズへの放射性Cs移行について以下の知見を得たので報告する。

- (1) 交換性カリ含量が高まらない土壌におけるダイズへの放射性Csの移行性
- (2) 農地除染（表土剥ぎ）によるダイズへの放射性Csの移行低減効果
- (3) 農地除染後のほ場で栽培したダイズへの放射性Cs移行の年次推移
- (4) カリ無増施によりダイズへの放射性Csの移行が高まった試験事例

2 試験方法

(1) 交換性カリ含量が高まらない土壌におけるダイズへの放射性Csの移行性（2013～2016年）
2013～2014年は、2012年産ダイズで 100Bq kg^{-1} を超える濃度の放射性Csが検出された中通り中部のほ場（ほ場A、グライ低地土）において試験を実施した。2013年の作付前の土壌中の放射性Cs濃度は $2,770\text{Bq kg}^{-1}$ 、交換性カリ含量は $10.6\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ であった。

2013年の試験区は、「カリ無施用区」、基肥施用前の土壌中の交換性カリ含量が $50\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ になるように硫酸カリを施す「カリ 50mg 区」、 $75\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ となるように硫酸カリを施す「カリ 75mg 区」の3区（3反復）とした。カリ施用量は「カリ 50mg 区」が 5.9kg a^{-1} 、「カリ 75mg 区」が 9.1kg a^{-1} であった。カリを十分に施用したにも関わらず土壌中の交換性カリ含量が高まらず、明瞭な放射性Csの移行低減効果が確認できなかったため、2014年は「カリ無施用区」と「カリ 50mg 区」は継続し、前年の「カリ 75mg 区」は、ダイズ5葉期に土壌中の交換

性カリ含量が $50\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ となるように塩化カリを施す「カリ追肥 50mg 区」に変更した。施用区のカリ施用量は $5.1\sim 6.1\text{kg a}^{-1}$ であった。「カリ追肥 50mg 区」を設置したのは、ダイズでは開花期以降に急激に放射性 Cs 集積量が増加する¹⁴⁾ことから、この時期のカリ施用がより効果的ではないかと考えたためである。硫酸カリに代えて塩化カリを使用したのは、塩化カリがダイズの生育に支障がないことが確認され⁷⁾、県内現地で放射性 Cs 移行低減対策資材として使用できるようになったためである。両年とも、全ての区に基肥として $\text{N} : \text{P}_2\text{O}_5 : \text{K}_2\text{O} = 0.2 : 0.8 : 0.8\text{kg a}^{-1}$ を播種前日までに施用し、開花期に追肥として $\text{N}=0.6\text{kg a}^{-1}$ を全面施用した。2013年6月5日及び2014年6月3日に、ダイズ(品種:タチナガハ)を条間 80cm 、株間 20cm で2粒播きした。5葉期(2013年7月18日及び2014年7月14日)、開花期(2013年8月15日及び2014年8月12日)、最大繁茂期(2013年9月11日及び2014年9月10日)、成熟期後(2013年11月13日及び2014年10月30日)に各区内の5か所から $0\sim 15\text{cm}$ 深の土壌を採取した。また、成熟期後に各区 6.4 m^2 分の子実を採取した。

生産者の都合により2014年ではほ場Aでのダイズ栽培が終了となったため、2015~2016年は、ほ場Aと同様に、交換性カリ含量が高まりにくい土壌である中通り中部のほ場(ほ場B, グライ低地土)で同様の試験を実施した。2015年のダイズ作付前の「カリ無施用区」の土壌中の放射性 Cs 濃度は 650Bq kg^{-1} 、交換性カリ含量は $7.1\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ であった。ほ場Bでは2013~2014年の2年間、「カリ無施用区」、「カリ 50mg 区」および「カリ 75mg 区」の3区(3反復)を設けてソバの栽培試験が実施された。2015年のダイズ栽培試験では、ソバの試験区のうち、「カリ無施用区」と「カリ 50mg 区」は継続し、「カリ 75mg 区」は5葉期に土壌中の交換性カリ含量が $50\text{mg } 100\text{g}^{-1} \text{K}_2\text{O}$ となるように塩化カリを施す「カリ追肥 50mg 区」に変更した。また、ソバ未作付部に「カリ 50mg 新規作付区」を設けた。施用区のカリ施用量は $5.9\sim 6.5\text{kg a}^{-1}$ であった。2016年は「カリ無施用区」と「カリ 50mg 区」のみ継続し、施用区のカ

リ施用量は $5.2\sim 6.4\text{kg a}^{-1}$ であった。基肥と追肥は、ほ場Aと同様に施用した。ダイズ(品種:タチナガハ)を2015年6月3日、2016年6月2日に条間 70cm 、株間 20cm で2粒播きした。生育期間中の土壌採取は2015年のみ実施し、播種後(6月8日)、5葉期(7月16日)、開花期(8月3日)、最大繁茂期(9月8日)、成熟期(10月27日)に各区内の5か所から $0\sim 15\text{cm}$ 深の土壌を採取し、土壌中の交換性カリ含量の推移を解析した。また、成熟期(2015年10月27日及び2016年10月25日)に各区 5.6 m^2 分の子実を採取した。

土壌は風乾後、 2mm の篩を通して石や作物残渣を除いた。篩後の土壌試料は「簡易法・バッチ法」で抽出し¹²⁾、原子吸光分光光度計(アジレント・テクノロジー株式会社製 AA280FS)により交換性カリ含量を計測した。子実は脱穀後に障害粒を手選別で除去し、水洗、乾燥させた後、ゲルマニウム半導体検出器(Canberra社製、型式 GC3020-7500SL-2002CsL)を用いたガンマ線スペクトロメトリーにより放射性 Cs 濃度を計測した。

(2) 農地除染(表土剥ぎ)によるダイズへの放射性 Cs の移行低減効果(2014~2015年)

本試験は浜通りのほ場(ほ場C, 除染前は褐色低地土)で実施した。本ほ場では、2014年度末に農地除染が行われた。通常、農地除染は表土剥ぎ、客土、土壌改良資材施用、耕起が一連の工程として行われるが、本ほ場では土壌改良資材を施用せずに耕起のみ実施された。農地除染前の2014年の作付け前の土壌中の放射性 Cs 濃度は $3,490\text{Bq kg}^{-1}$ 、交換性カリ含量は $30\text{mg K}_2\text{O } 100\text{g}^{-1}$ であった。前年に放射性 Cs 濃度の基準値を超過するダイズが生産されたほ場であったため、2014年の試験区は「カリ無施用区」、「カリ 50mg 区」及び「カリ 75mg 区」の3区(3反復)とした。農地除染後の2015年は、「カリ無施用区」及び「カリ 50mg 区」の2区のみ継続した。全ての区に基肥として $\text{N} : \text{P}_2\text{O}_5 : \text{K}_2\text{O} = 0.2 : 0.8 : 0.8\text{kg a}^{-1}$ を播種前日までに施用し、開花期に追肥として $\text{N}=0.6\text{kg a}^{-1}$ を全面施用した。ダイズ(品種:タチナガハ)を2014年6月5日及び2015年6月5日に

条間 70cm、株間 20cm で2粒播きした。また、2014年7月7日及び2015年7月14日に中耕、2014年7月22日及び2015年7月27日に培土を行った。2014年8月末にニホンザルの食害によってダイズが全滅したため、開花期（両年とも8月5日）に採取したダイズ地上部及び株直下の土壌を用いて年次比較を行った。ダイズ地上部は乾燥後に粉碎し、ゲルマニウム半導体検出器を用いた放射性 Cs 濃度の計測に供した。土壌はゲルマニウム半導体検出器による放射性 Cs 濃度の計測に供するとともに、交換性カリ含量の計測にも供した。

（3）農地除染後のほ場で栽培したダイズへの放射性 Cs 移行の年次推移（2015～2017年）

本試験は浜通りのほ場（ほ場D、除染前は褐色低地土）で実施した。当該地域は2011年4月に警戒区域に設定されたのち、2012年4月に居住制限区域に再編され、2016年7月に居住制限区域が解除された。本ほ場は2015年当初までに農地除染が行われたが、土壌改良資材を施用せずに耕起のみ実施された。2015年の作付け前の土壌中の放射性Cs濃度は2,230 Bq kg⁻¹、交換性カリ含量は23mg K₂O 100g⁻¹であった。

2015～2017年の3年間、「カリ無施用区」、「カリ50mg区」及び「カリ75mg区」の3区（3反復）を設けた。全ての区に基肥としてN : P₂O₅ : K₂O = 0.2 : 0.8 : 0.8kg a⁻¹を播種前日までに施用し、開花期に追肥としてN=0.6kg a⁻¹を全面施用した。ダイズ（品種：タチナガハ）を2015年6月5日、2016年7月1日及び2017年6月5日に条間70cm、株間20cmで2粒播きした。2015年のみ7月14日に中耕を実施し、開花前（2015年7月30日、2016年7月28日及び2017年7月29日）に培土を行った。3年間とも著しい虫害により十分な子実が採取できなかったため、開花期（2015年8月6日、2016年8月15日及び2017年7月29日）に採取したダイズ地上部及び株直下の土壌を用いて年次比較を行った。

ダイズ地上部は乾燥後に粉碎し、ゲルマニウム半導体検出器を用いた放射性 Cs 濃度計測に供した。土壌はゲルマニウム半導体検出器による放射性 Cs

濃度の計測に供するとともに、交換性カリ含量の計測にも供した。また、成熟期に各区の0-15cm深から土壌を採取し、¹³⁷Cs濃度と交換性¹³⁷Cs濃度を計測し、年次比較を行った。交換性¹³⁷Cs濃度は、乾土の10倍量の1M酢酸アンモニウム溶液（pH 7.0）を加え、1時間振とう抽出した^{9) 20)}。抽出液中の放射性 Cs 濃度はゲルマニウム半導体検出器により分析した。

2作目の2016年に放射性Cs移行の低下傾向が見られたため、事前に採取した土壌を用いて土壌混和の影響を確認するための室内試験を実施した。2016年5月にほ場周縁部から未耕起状態の土壌を採取し、土色の違いにより放射性Cs濃度の高い元土と放射性Cs濃度の低い客土を大別した。元土と客土の混合割合を1:0、1:1（混和なし）、1:1（混和あり）の3処理（3反復）とし、プラスチックカップに各300g充填し、培養室内で気温20～25℃、飽和水分条件で静置した。土壌の混和処理は培養0日目と28日目に実施した。培養56日目に各土壌を風乾し、調整後にゲルマニウム半導体検出器により土壌中の¹³⁷Cs濃度と交換性¹³⁷Cs濃度を測定した。

（4）カリ無増施によりダイズへの放射性Csの移行が高まった試験事例（2016～2017年）

本試験を実施した中通り北部のほ場（ほ場E、グライ低地土）は、原発事故後、2015年に初めて作付けした自家用米で比較的高濃度の放射性Csが検出された。営農再開に向け、放射性Csの移行リスクが水稻より高いと考えられるダイズでカリ施用による放射性Csの移行低減試験を実施し、リスク評価を行うこととなった。2016年の作付け前の土壌中の放射性Cs濃度は3,060Bq kg⁻¹、土壌中の交換性カリ含量は18.3mg K₂O 100g⁻¹であった。2年間を通して「カリ無増施区」、「カリ25mg区」及び「カリ50mg区」の3区（3反復）を設けた。全ての区に基肥としてN : P₂O₅ : K₂O = 0.2 : 0.8 : 0.8kg a⁻¹を播種前日までに施用し、開花前（2016年7月29日及び2017年7月31日）に追肥として硫酸でN=0.6kg a⁻¹を全面施用した。ダイズ（品種：タチナガハ）を2016年6月9日及び2017年6月1日に条間75cm、

株間 20cm で 2 粒播きした。成熟期後（2016 年 10 月 27 日及び 2017 年 10 月 31 日）に各区 6.0 m² 分の子実及び株直下の土壌を採取し、子実は調製後にゲルマニウム半導体検出器により放射性 Cs 濃度計測に供した。土壌はゲルマニウム半導体検出器による放射性 Cs 濃度の計測に供するとともに、交換性カリ含量の計測にも供した。

3 試験結果及び考察

(1) 交換性カリ含量が高まらない土壌におけるダイズへの放射性 Cs の移行性

ほ場 A 及び B の土壌中の交換性カリ含量の時期別推移を図 1 及び図 2 に示した。両ほ場ともカリ施用量が多いほど最大繁茂期までの交換性カリ含量は高く推移（図 1、図 2）し、ほ場 B ではカリ施肥直後、すなわち「カリ 50mg 区」では播種後、「カリ追肥 50mg 区」では最大繁茂期に、一時的に交換性カリ含量が高まった（図 2）。一方で、各区の土壌中の交換性カリ含量は生育期間を通じて想定よりも著しく低く、放射性 Cs 移行低減対策として推奨されている¹⁴⁾ 25mg K₂O 100g⁻¹ には達しなかった（図 1、図 2）。鉱物組成を解析した結果、両ほ場の土壌は

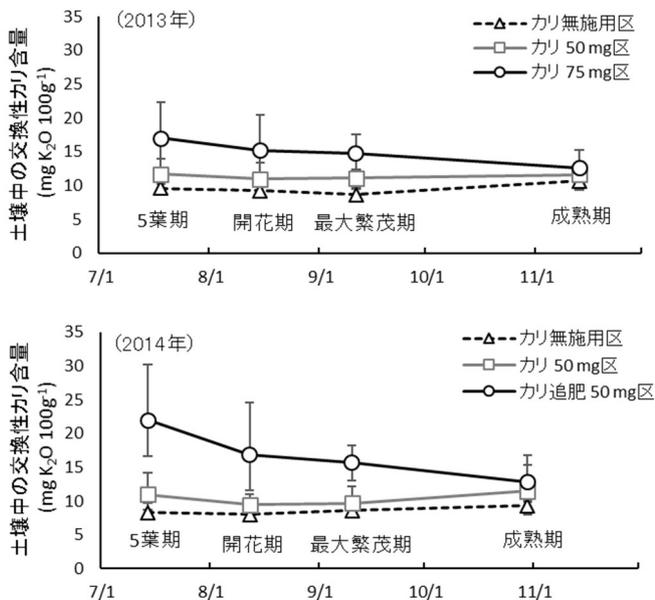


図 1 ほ場 A における土壌中の交換性カリ含量の時期別推移

※n=3, エラーバーは標準偏差

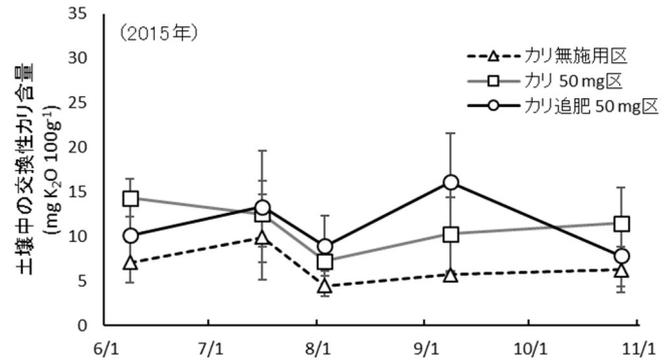


図 2 ほ場 B における土壌中の交換性カリ含量の時期別推移

※n=3, エラーバーは標準偏差

粘土鉱物の 1 グループであるパーミキュライトを多く含み、投与されたカリを非交換性の状態で保持し、交換性カリの増加を妨げる作用のある「カリ固定土壌」であることが判明した^{5) 11)}。パーミキュライトの前駆体である黒雲母に富む花崗岩質土壌は福島県東部に広く分布しており、阿武隈高地とその周辺に「カリ固定土壌」が分布している可能性が示唆されている¹¹⁾。

図 3 にほ場 A の子実の放射性 Cs 濃度、図 4 にほ場 B の子実への TF を示した。TF は農作物に対する土壌中の放射性核種の移行程度（吸収のしやすさ）を表す指標であり、TF = 植物体の放射性核種濃度 (Bq kg⁻¹) / 土壌中の放射性核種濃度 (Bq kg⁻¹ dry weight) で示される。ほ場 A では各区土壌の放射性 Cs 濃度を計測しなかったため TF が算出できず、子実中の放射性 Cs 濃度を示した（図 3）。ほ場 A では、初年目は処理間で有意差が見られず、カリ施用による放射性 Cs の移行低減効果は明瞭ではなかった。一方、2 作目では「カリ無施用区」に比べて「カリ 50mg 区」の放射性 Cs 濃度が大きく低下し、両者に有意な差が認められた（図 3）。ほ場 B では、ソバの栽培試験を含めた 3 作目、4 作目に相当する兩年とも「カリ無施用区」と「カリ 50mg 区」の間に有意な差が認められた（図 4）。ほ場 B において 2015 年に新規作付けしたダイズの「カリ 50mg（新規作付区）」の TF が「カリ無施用区」と同等であった（図 4）ことから、ほ場 A および B において、カリ肥料の連年施用によって放射性 Cs の移行低減が図られたこ

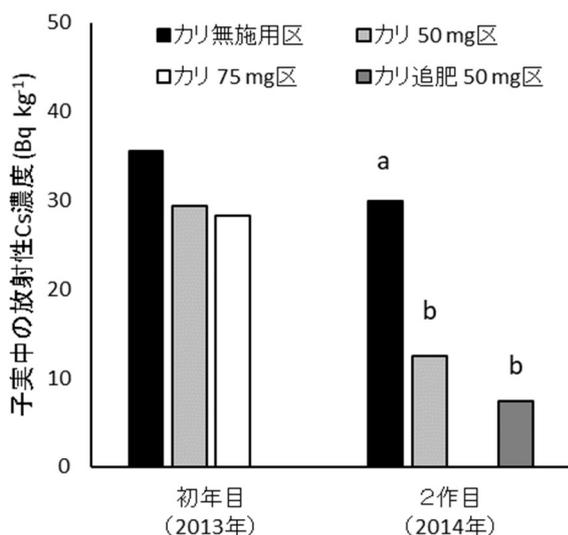


図3 ほ場Aにおけるダイズ子実中の放射性Cs濃度

※1 子実は15%水分率換算。

※2 n=3, 同一英文字を付した平均値間には Tukey の多重比較検定 ($p < 0.05$) による有意差がない。

※3 2013年の試験区は「カリ無施用区」、「カリ50mg区」、「カリ75mg区」の3区を設けた。2014年は「カリ無施用区」と「カリ50mg区」は継続し、前年の「カリ75mg区」は、ダイズ5葉期に土壤中の交換性カリ含量が50mg K_2O $100g^{-1}$ となるようにカリを施す「カリ追肥50mg区」に変更した。

とは明らかである。そして、バーミキュライト層間に固定された非交換性カリについても作物は利用できることが報告されている¹²⁾。カリ連用によって放射性Cs濃度やTFが低下したのは、層間に保持されたカリウムがダイズに利用されたため¹¹⁾と考えられる。

以上のことから、カリ肥料を施用しても土壤中の交換性カリ含量が高くない「カリ固定土壌」でもカリ肥料を連年施用することで放射性Csのダイズへの移行低減を図ることができることが示された。ほ場Aに2014年、ほ場Bに2015年に設置した「カリ追肥50mg区」においても高い移行低減が確認された(図3、図4)が、本試験では前作の「カリ75mg区」を組み替えており、カリ連用の影響の可能性が否定できない。「カリ固定土壌」におけるカリ追肥の効果については、引き続き検討したい。

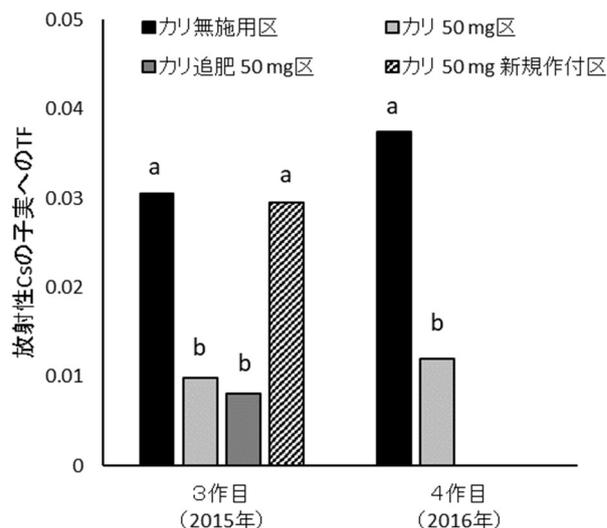


図4 ほ場Bにおけるダイズ子実のTF

※1 子実は15%水分率換算, 1, 2作目はソバ。

※2 n=3, 同一英文字を付した平均値間には Tukey の多重比較検定 ($p < 0.05$) による有意差がない。

※3 2015年の試験区は「カリ無施用区」、「カリ50mg区」、「カリ75mg区」、「カリ50mg新規作付区」の4区を設けた。2016年は「カリ無施用区」と「カリ50mg区」のみ継続した。

(2) 農地除染(表土剥ぎ)によるダイズへの放射性Csの移行低減効果

ほ場Cにおける農地除染前後の土壌とダイズ開花期茎葉中の放射性Cs濃度の変化を図5に示した。

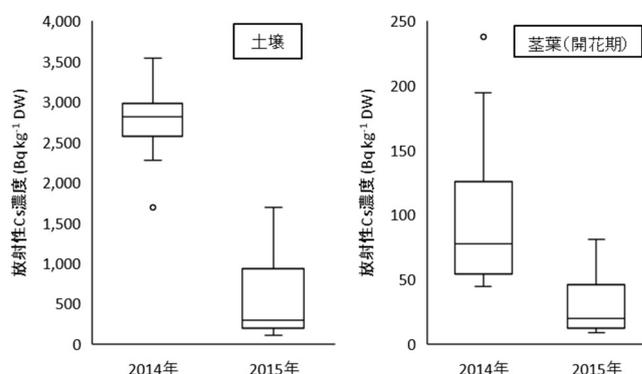


図5 ほ場Cにおける農地除染前後の土壌と開花期茎葉の放射性Cs濃度の変化

農地除染に伴う表土剥ぎにより、土壌中の放射性Cs濃度の平均値は73%、開花期茎葉中の放射性Cs

濃度の平均値は 70%低下した。2014 年は子実の採取ができなかったが、ダイズ子実中の放射性 Cs 濃度は開花期の茎葉中の放射性 Cs 濃度と高い相関がある⁶⁾ため、高濃度の放射性 Cs を含むダイズが生産されるリスクは農地除染により大きく低下したことが推察された。

土壌中の交換性カリ含量と開花期の茎葉部の TF との関係を図 6 に示した。両年ともカリ増施によるダイズ植物体への放射性 Cs の移行低減効果が認められるが、土壌中の交換性カリ含量と開花期の茎葉部の TF との関係性は除染前後で大きく変化しなかった。水稻においても玄米の TF は除染の有無による明確な違いが見られない²⁾ことが報告されている。

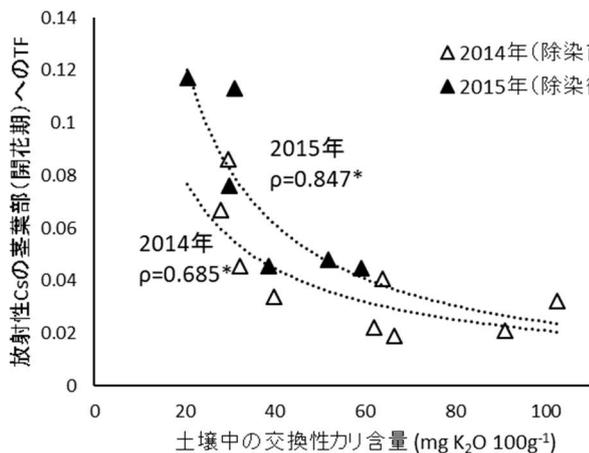


図 6 ほ場 C における農地除染前後の開花期茎葉の TF と土壌中の交換性カリ含量の関係

※1 茎葉部は乾物重換算

※2 近似曲線は土壌中の交換性カリ含量と茎葉部の TF を対数変換して直線近似したもの。*は 5%水準で有意であることを示す

以上のことから、農地除染に伴う表土剥ぎにより土壌中の放射性 Cs 濃度は大きく低下するが、TF は必ずしも低下しないことが示された。

(3) 農地除染後のほ場で栽培したダイズへの放射性 Cs 移行の年次推移

ほ場 D における開花期の茎葉部の TF と土壌中の交換性カリ含量との関係の年次推移を図 7 に示した。ややばらつきがあるものの、土壌中の交換性カリ含量が高まるほど放射性 Cs の茎葉部の TF が低下した。

同じ交換性カリ含量で比較すると、TF は 1 作目に比べ 2 作目と 3 作目で低下したが、2 作目での低下が大きかった。土壌中の放射性 Cs (^{137}Cs) 濃度と交換性放射性 Cs (^{137}Cs) 濃度の年次推移を図 8 に示した。各区の土壌中の放射性 Cs 濃度には大きなばらつきがあり、農地除染に伴う土壌剥ぎ取り時に、放射性 Cs 濃度の高い元土の一部が残留したと思われる。土壌中の放射性 Cs 濃度の平均値は 3 年間で大きく変化していないが、作物に吸収されやすい形態である交換性放射性 Cs 濃度の平均値は、1 作目に比べ 2 作目と 3 作目に低下し、2 作目での低下が顕著であった。これらのことから、2 作目以降の TF の低下 (図 7) は、土壌中の交換性放射性 Cs 濃度の低下 (図 8) が一因と考えられた。

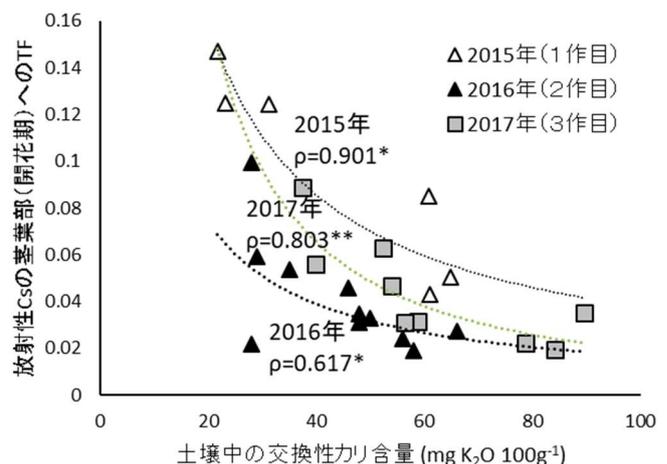


図 7 ほ場 D における開花期茎葉部の TF と土壌中の交換性カリ含量の年次推移

※1 茎葉部は乾物重換算

※2 近似曲線は土壌中の交換性カリ含量と茎葉部の TF を対数変換して直線近似したもの。**は 1%水準、*は 5%水準で有意であることを示す

ほ場 D の元土と客土の混和試験の結果を図 9 に示した。調製後の土壌は放射性 Cs 濃度が異なるため、放射性 Cs (^{137}Cs) 濃度に対する交換性放射性 Cs (^{137}Cs) 濃度の比 (割合) で解析した。元土と客土を混和した土壌中の交換性 ^{137}Cs の割合は、元土のみ及び元土と客土と混和しなかったものと比較して有意に低

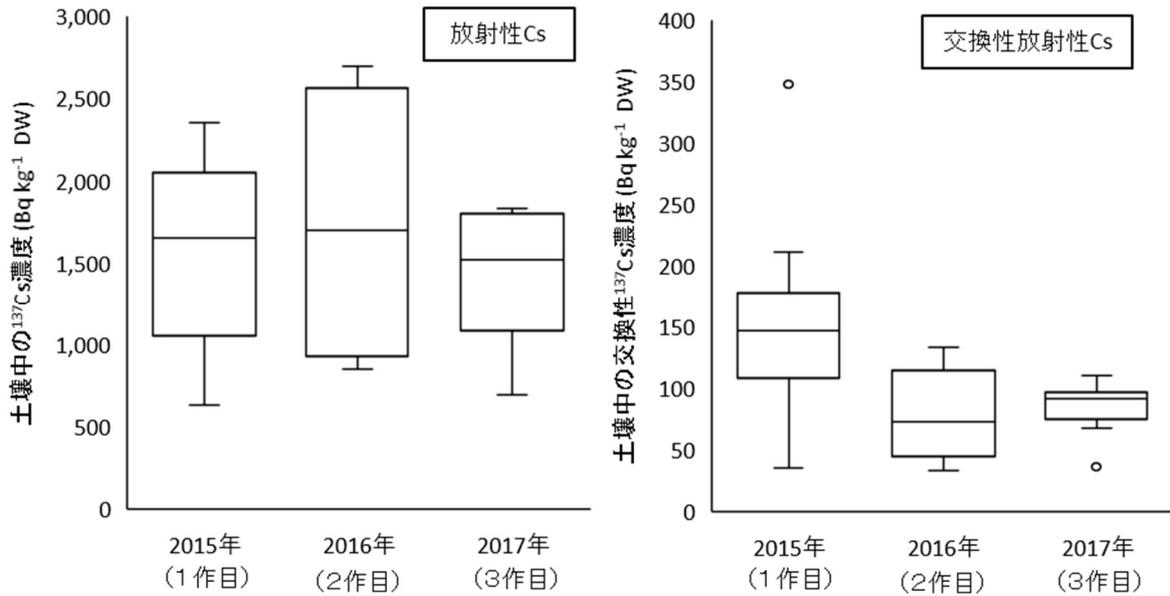


図8 ほ場Dにおける土壌中の放射性Cs濃度と交換性放射性Cs濃度の年次推移

※ 土壌は成熟期に採取した

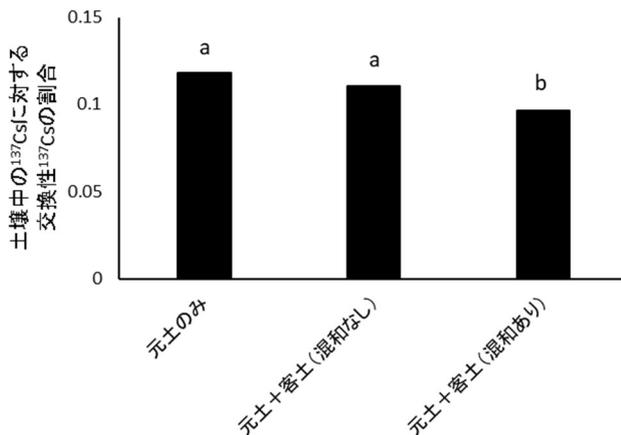


図9 ほ場Dの元土と客土の混和程度の違いが土壌中の交換性¹³⁷Csに及ぼす影響

※同一英文字を付した平均値間にはTukeyの多重比較検定 ($p < 0.05$) による有意差がない

く、土壌中の交換性放射性Csは混和により有意に減少することが示された。土壌に沈着した放射性Csは時間とともに土壌中の粘土鉱物へ吸着・固定され、TFは沈着後の年数経過に伴って減少することが知られており¹⁸⁾、エイジング効果(Aging effect)と呼ばれる。耕起(土壌混和)は、土壌との接触機会を増やすことで、粘土鉱物への放射性Csの吸着・固定を促進し、土壌中の交換性放射性Cs濃度を低下させたと考えられた。一方、3作目

にTF(図7)や土壌中の交換性放射性Csが低下しなかったことから、土壌混和の効果は初作のみである可能性もあるため引き続き調査が必要である。

福島県内では、除染後のほ場内の土壌の放射性Cs濃度のばらつきが大きい事例が散見されており、放射性Cs濃度の高い元土が残留していれば高濃度の放射性Csが含まれるダイズが生産されるリスクがある。除染後ほ場においても、カリ施用は放射性Csの移行を効果的に抑制する(図7)ので、十分なカリ増施が不可欠である。

(4)カリ無増施によりダイズへの放射性のCs移行が高まった試験事例の解析

2年間の試験結果として、土壌中の交換性カリ含量を高めることでダイズ子実の放射性Cs濃度が大きく低下することは確認できたが、「カリ無増施区」の3区において2年目(2017年)に土壌中の交換性カリ含量が低下し、ダイズ子実の放射性Cs濃度及びTFが上昇する現象が見られた(図10)。

作業実態を検証したところ、本ほ場はコンバイン等による収穫作業が難しい山間傾斜地にあり、収穫はハーベスタで行い、地上部全てをほ場から搬出していた。コンバイン作業であれば収穫残さとしてほ場に還元される茎葉や莢のカリウム成分をほ場外に

持ち出したことが、土壤中の交換性カリ含量の低下要因と考えられた。

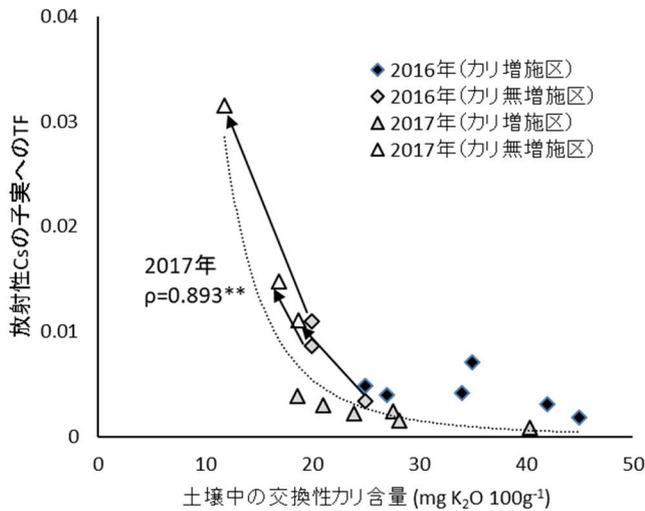


図 10 ほ場Eにおける子実の TF と土壤中の交換性カリ含量の年次推移

※1 子実は水分率 15%換算。

※2 近似曲線はと土壤中の交換性カリ含量と子実の TF を対数変換して直線近似したもの。**は 1%水準で有意であることを示す。矢印はカリ無施用区における年次変化を示す。

本ほ場のダイズ栽培におけるカリウムの収支試算を表 1 に示した。ただし、土壌からの溶脱等は考慮していない。当該ほ場の生産物のカリウム濃度は計測しなかったため、尾和 (1996) による報告値¹⁵⁾を用いた。表 1 から、収穫時に子実しか持ち出さないのであれば、カリウムの搬出量は投入量を下回ることが分かる。例えば 300kg 10a⁻¹の子実収量があってもカリウム投入量を上回ることはない。しかし、残さの茎葉を併せてほ場外に持ち出すとカリウムの収支がマイナスになる可能性がある。

福島県内で水稲やダイズなどの放射性 Cs 移行低減対策として実施されてきたカリ肥料の増施は、基準値超過が出なくなって久しいことなどから原発事故に伴う営農再開地域を含む市町村を除いて見直しが進められてきた。しかし、水稲では稲わらを継続して持ち出し、カリ肥料の増施を行わないと土壤中の交換性カリ含量が低下し、玄米の放射性 Cs 濃度

が増加するリスクがあることが指摘されている²²⁾。本試験から、ダイズでも収穫時にハーベスタや手収穫により地上部の残さをほ場から持ち出し、次年度にカリ肥料の増施を行わない場合は、ダイズ子実への放射性 Cs 移行が高まるリスクがあると考えられる。

表 1 ほ場Eのダイズ栽培におけるカリウムの収支試算

カリウム施肥量 ① ※1	8.00 g m ⁻²
子実	
重量 (乾物重) ※2	195.0 g m ⁻²
カリウム濃度 ※3	2.06 g 100g ⁻¹
カリウム含量 ②	4.02 g m ⁻²
収穫時残さ (茎葉+莢)	
重量 (乾物重) ※2	390.7 g m ⁻²
カリウム濃度 ※3	1.28 g 100g ⁻¹
カリウム含量 ③	5.00 g m ⁻²
子実のみ持ち出す場合①-②	3.98 g m ⁻²
子実と残さを持ち出す場合①-(②+③) △	1.02 g m ⁻²

※1 施肥量は「福島県施肥基準《平成31年3月改定》」による

※2 植物体の重量は2012年の測定値

※3 カリウム濃度は尾見「わが国農作物の養分収支(1996)」による

4 摘 要

福島県内で実施した現地試験により、土壤中の放射性 Cs のダイズへの移行について以下の知見を得た。

- (1) カリ肥料を施用しても土壤中の交換性カリ含量が高くない「カリ固定土壌」でもカリ肥料を連年施用することで放射性 Cs のダイズへの移行低減を図ることができる。
- (2) 農地除染に伴う表土剥ぎにより、土壌及びダイズ植物体の放射性 Cs 濃度は大きく低下するが、土壌からダイズへの TF は必ずしも低下しない。
- (3) 農地除染後のほ場で土壤中の放射性 Cs ののばつきが大きい事例があり、放射性 Cs 濃度の高い元土が残留していれば高濃度の放射性 Cs が含まれるダイズが生産されるリスクがある。除染後ほ場でもカリ施用は放射性 Cs の移行を効果的に抑制するので、十分なカリ増施が不可欠である。
- (4) 収穫時にダイズ残さ (茎葉) をほ場から持ち出し、次年度にカリ増施を行わない場合は、放射性 Cs の移行が高まるリスクがある。

謝 辞

現地試験の実施に当たり、各農林事務所、市町村担当者及び生産者の方々には多大なる協力をいただきました。ここにあらためて厚く御礼申し上げます。

引用文献

- 1) 土壤環境分析法編集委員会編. 1997. 土壤環境分析法
- 2) 藤村恵人・江口哲也・松波寿弥・太田健・村上敏文・石川哲也・牧野知之・赤羽幾子・神谷隆・青野克己・仲達雄・奥島修二. 2016. 除染後水田における玄米への放射性セシウムの移行係数. 日作紀 85 (2) : 211-217.
- 3) 福島県農林水産物・加工食品モニタリング情報 <https://www.new-fukushima.jp/>
- 4) ふくしまの恵み(ふくしまの恵み安全対策協議会) <https://fukumegu.org/ok/contentsV2/index.html>
- 5) S. Hamamoto. T. Eguchi. K. Kubo. N. Nihei. T. Hirayama. and T. Nishimura. 2018. Adsorption and transport behaviors of potassium in vermiculitic soils. *RADIOISOTOPES* 67(3) : 93-100.
- 6) T. Hirayama. M. Takeuchi. K. Syouj. 2015. Relationship between radiocesium concentrations of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) seeds and shoots at early growth stages. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61(1):152-155.
- 7) 平山孝・竹内恵・慶徳庄司・木方展治. 2016. 放射性セシウム吸収抑制対策としての塩化カリ増施がダイズの生育、収量に及ぼす影響. 東北農業研究 69 : 39-40.
- 8) 井上正. 2017. 福島復興に向けた除染への取組—除染の状況と教訓—. *RADIOISOTOPES* 66 : 701-713.
- 9) M. Kondo. H. Maeda. A. Goto. H. Nakano. N. Kiho. T. Makino. M. Sato. S. Fujimura. T. Eguchi. M. Hachinohe. S. Hamamatsu. H. Ihara. T. Takai. Y. Arai – Sanoh. and T. Kimura. 2014. Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61 : 133-143.
- 10) 厚生労働省医薬・生活衛生局, 食品中の放射性物質の対策と現状について <https://www.mhlw.go.jp/content/000495158.pdf>
- 11) K. Kubo. T. Hirayama. S. Fujimura. T. Eguchi. N. Nihei. S. Hamamoto. M. Takeuchi. T. Saito. T. Ota. and T. Shinano. 2018. Potassium behavior and clay mineral composition in the soil with low effectiveness of potassium application. *Soil Sci. Plant Nutr.* 64(2) : 265-271.
- 12) K. Kurokawa. A. Nakao. T. Eguchi. S. Wakabayashi. S. Fujimura. H. Matsunami. J. Yanai. 2020. Advanced approach for screening soil with a low radiocesium transfer rate to brown rice in Fukushima based on exchangeable and nonexchangeable potassium. *Sci. Total Environ.* : 743.
- 13) N. Nihei. A. Sugiyama. Y. Ito. T. Onji. K. Kita. A. Hirose. K. Tanoi. and T. Nakanishi. 2017. The Concentration Distributions of Cs in Soybean Seeds. *RADIOISOTOPES* 66(7) : 235-242.
- 14) 農林水産省・(独) 農業・食品産業技術総合研究機構・(独) 農業環境技術研究所, 2015, 放射性セシウム濃度が高い大豆が発生する要因とその対策について(要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめ 概要 第3版) https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_daizu_3.pdf
- 15) 尾和尚人. 1996. わが国農作物の養分収支, 平成8年度関東東海研究会「養分の効率的利用技術の新たな動向」 : 1-15.
- 16) 佐久間祐樹・新妻和敏. 2016. 水稻の放射性セシウム吸収抑制資材としての稲わらの評価. 東北農業研究 69 : 33-34.
- 17) E. Smolders. K. Van den Brande. and R. Merckx. 1997. Concentrations of ¹³⁷Cs and K in Soil Solution Predict the Plant Availability of ¹³⁷Cs in Soils. *ENVIRON. SCI. TECHNOL* 31 : 3432-3438.
- 18) 田上恵子. 2012. 直接沈着及び経根吸収による放射性核種の植物への移行. *RADIOISOTOPES* 61. 267-279
- 19) 竹内恵・慶徳庄司・島田信二・木方展治. 2014. カリによるダイズの放射性セシウムの吸収抑制

効果. 福島農総セ研報 放射性物質対策特集号
43-45

- 20) H. Tsukada, A. Takeda, S. Hisamatsu, and J. Inaba. 2008. Concentration and specificactivity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *J. Environ. Radioact.* 99 : 875-881.
- 21) H. Tsukada, H. Hasegawa, S. Hisamatsu, and S. Yamasaki. 2002. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *J. Environ. Radioact* 59 : 351-365.
- 22) S. Uchida, K. Tagami, and I. Hirai. 2007. Soil-to-Plant Transfer Factors of Stable Elements and Naturally Occurring Radionuclides: (1) Upland Field Crops Collected in Japan, *J. NUCL. TECNOL.* 44 : 628-640.

