

2011年の原発事故から5年

誌名	日本土壤肥料学雑誌 = Journal of the science of soil and manure, Japan
ISSN	00290610
著者名	塚田, 祥文 信濃, 卓郎 佐藤, 守 江口, 定夫 山口, 紀子 金子, 真司 小山, 良太
発行元	日本土壤肥料学会
巻/号	88巻4号
掲載ページ	p. 352-360
発行年月	2017年8月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



2016年佐賀大会
シンポジウムの概要2011年の原発事故から5年
—農業環境・農作物・農業経済の変遷と課題—塚田祥文¹・信濃卓郎²・佐藤 守³・江口定夫⁴・
山口紀子⁴・金子真司⁵・小山良太⁶

1. はじめに

2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所の事故によって福島県を中心とする農業は大きな打撃を受けた。事故から5年が経過し、農業環境において様々な放射性物質の低減化対策が検討され、農産物中濃度は基準値を充分に下回るようになった。これまで5年間にわたり研究が進められてきた農業環境における低減化対策とその効果、農業環境における放射性物質の現状と将来予測、作物摂取による被ばく線量評価、また、原発事故がもたらした農業経済への波及と回復等について、更には今後の課題や営農再開に向けた取り組み等について紹介する。

(塚田祥文)

2. 5年間における放射能対策の概要と成果

1) はじめに

事故によって環境中に放出された放射性物質は福島県を中心として広く東日本の農耕地を汚染した。農業は産業としても就業人口としても被災地域においては重要な位置付けにあるため、その復興に農学関連の研究者のみならず多くの研究者、企業等が甚大な労力を投入した。その結果、

震災直後から数多くの農地除染の技術が提案、開発、検証され現地での実証を通して活用された。農地の復興には大きく物理的除染と移行低減の二つの側面があるが、5年が経過した中で新たに浮かび上がってきたいくつかの問題点の解決が必要である。

2) 放射性Csに汚染された土壌の物理的除染

土壌に降下した放射性物質のうち、今回の震災で特に注意を払う必要があるのが放射性ヨウ素と放射性セシウム(Cs)であった。このうち放射性ヨウ素は半減期が約8日と短いため農産物への直接付着の影響を除けばその後の農業生産を行う場面においてはその影響は小さかった。一方、半減期が約2年の¹³⁴Csと30年の¹³⁷Csがほぼ同じ比率(1:1)で飛散した。このうち¹³⁴Csは物理的減衰によって5年間で当初の20%以下にまで低減をするが、¹³⁷Csではまだ9割がたが残存する。降下した放射性Csは一様の形態ではなかったと考えられており、可溶性(あるいはイオン態)の放射性Csに加えて難溶性(ただし一部は徐々に溶解の可能性がある)のCs化合物も降下したと想定される。ただし、可溶性の放射性Csも土壌に含まれる粘土鉱物に直ちに強く吸着されるため、少なくとも震災当初では土壌での鉛直方向の移動は緩慢であることが認められたことに加えて、チェルノブイリの事例でも放射性Csの鉛直分布への移動速度は著しく遅いことが知られていた。そこで、比較的高濃度に汚染されている農地ではその表層を剥ぎ取る手法が効果的であることを明らかにし、環境省の除染マニュアルに取り上げるなどして広く利用されている。その他にも特に草地で広く利用された深耕/反転耕は放射性物質を下層土と混和あるいはその下に移動することによって表面線量の低減と作土層の放射性Cs濃度の低減に効果を上げた。この他にも特に高濃度に汚染された農地では除染作業時に粉塵として飛散する土壌の吸入を抑制するための飛散抑制のための資材散布、一度耕作した水田における粘土の選択的除去等の手法も取りまとめられた(参考:農林水産省技術会議, 2011; 農林水産省, 2013a)。

3) 放射性Csの農作物への移行低減

2011年においては過去の知見(チェルノブイリ事故、国内で行われた放射性Csの添加実験等)をもとに一定以下の放射性Cs濃度の土壌における作付けが認められたものの、いくつかの地点で暫定基準値を超えた。この時、土

Hirofumi TSUKADA, Takuro SHINANO, Mamoru SATOU, Sadao EGUCHI, Noriko YAMAGUCHI, Shinji KANEKO and Ryota KOYAMA: Change and issues of agricultural environment, products and economies after 5 years from the FDNPS accident

¹福島大学環境放射能研究所(960-1296 福島市金谷川1番地)

²農研機構東北農業研究センター(960-2156 福島県福島市荒井字原宿南50)

³福島県農業総合センター果樹研究所(960-0231 福島市飯坂町平野字檀の東1)

⁴農業・食品産業技術総合研究機構農業環境変動研究センター(305-8604 つくば市観音台3-1-3)

⁵森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点(305-8687 茨城県つくば市松の里1)

⁶福島大学人文社会学群(960-1296 福島市金谷川1番地)

Corresponding Author: 塚田祥文 hirot@ipc.fukushima-u.ac.jp

2017年1月16日受付・2017年2月16日受理

日本土壌肥科学雑誌 第88巻 第4号 p. 352~360 (2017)

壤の放射性 Cs 濃度とその圃場で生産された玄米の放射性 Cs 濃度の間には直線的な関係は認められなかった。土壤分析の結果、土壤から植物への放射性 Cs の移行は土壤の交換性カリウム (K) の濃度が極めて重要な要因であることが明らかとなり、 $25 \text{ mg K}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1}$ 土壤で生育を通して維持することで移行係数 (玄米の放射性 Cs 濃度/土壤の放射性 Cs 濃度) を 0.01 以下に抑制可能なことが明らかにされた。これに基づいて被災各県では 2012 年の作付けから K による移行低減対策が導入され、それ以降の基準値超えは著しく低減した。K による移行抑制効果は高く、福島県で行われている全袋検査で 2015 年度は 2 件、2016 年度ではついに 0 件に抑えられた (福島県, 2016)。なお、2015 年度の 2 件は生産者が移行抑制対策を取らず、粗放的な栽培を行ったことが県の聞き取り調査で判明しており、生産された 2 袋 (合計 45 kg) は市場には出回っていない。全袋検査は多大な手間とコストが必要であるが、この時の 2 袋の基準値超えの際のように、生産された圃場を直ちに特定することが可能であり、直ちに要因解析と対策が可能になるという大きな利点がある。実際にこの際は要因がすぐに公表されたことにより、大きな問題とはならなかった。

同様に K による移行抑制対策の効果が大きいことはその他の作物 (大豆, そば, 牧草, 小麦等) においても確認されている。大豆では通常の圃場では水稲と同様に $25 \text{ mg K}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1}$ 土壤、そばでは $30 \text{ mg K}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1}$ 土壤になるように慣行施肥の前に K 資材を投入することが推奨されたが、大豆、そばでは特に放射性 Cs 濃度が高くなる可能性がある地域では $50 \text{ mg K}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1}$ 土壤を目標とすることが決められた。また、牧草においては収穫物が茎葉という特性もあり、移行係数が高くなるため $30 \sim 40 \text{ mg K}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1}$ 土壤とすることが対策として求められている。ただし、注意しなければならない点としては、水稲に比較して大豆、そばでは土壤の交換性 K 濃度が低下した場合に移行係数がほぼ 10 倍、牧草では 100 倍と高い点があげられる。このことはこれらの作物では土壤の移行抑制対策に伴う交換性 K 濃度の管理が水稲に比較してより厳密に進められる必要があることを意味している。また、放射性 Cs が直接植物体に付着した茶樹、果樹等では、樹体から放射性 Cs を除去することがその後の収穫部位への放射性 Cs の移行と集積の抑制に効果的であった (参考：農林水産省, 2013b, 2014a, 2014b, 2015)。

4) 除染後の対策

農地除染が急ピッチで進められているが、除染終了と営農再開はほとんどの場合同調していない。そのため、除染終了から営農再開までの間の農地をどのように管理をするのかが現地においては大きな問題となっている。一年間で考えた場合には除染作業は春から秋にかけて季節とは無関係に終了し、地権者に引き渡される。引渡し後に直ちに営農が再開されることは極めて稀であり、翌年の春あるいは当面の営農再開が行われない場合がある。そのため、水

田では雑草特に永年性の柳等の木本類の侵入が危惧されている。一方、傾斜畑では複数箇所では土壤流出が発生しており、その対策が急務である。雑草や土壤流出を抑制するにはカバークロープの導入が適切であると考えられるものの除染終了時期は一定ではないため、適切な草種の選定から考える必要があることなど多くの問題が残されている。また、除染までの期間が長期化するにつれて、農地には深根性の多年生雑草や木本が侵入していることが明らかになっており、表面土壤の剥ぎ取りのみではこれらの植物種の除去は不十分であるため、除染後の雑草管理の重要性が増している。

5 cm の表土剥ぎ取りが物理的除染で行われているが、土壤の凹凸に合わせて平均厚さ 5 cm で行われていることに加えて、削り取りを行った後に客土を行い、整地して現況高に復元する作業を必要とする。そのため、除染後土壤から放射性物質の完全な除去が困難であることに加え、一枚の圃場の中のムラが生じている。ただし、水田では代掻き作業により土壤中の粘土と放射性 Cs の接触する率が高まることに加えて、汚染程度が少ない下層の粘土分が上層に移動することによって客土による肥沃度低下の影響も抑制されていると考えられる (参考：環境省, 2015)。

5) 残された問題

2013 年度には玄米への放射性物質の付着が原因による基準値超えが一部の地域に集中して発生したように、未だに二次的な降下物による汚染に対しての注意は十分に払う必要がある。2015 年度の福島県の除染後草地では 1% 以上の割合で基準値 (100 Bq kg^{-1}) 超過事例が報告されており、その要因としては当初行われた反転耕での高濃度有機物層が十分に土壤と混和されていないことなどが想定されている。深耕と移行抑制対策の組み合わせなどが対策として考えられるが、過剰な K 資材の投入は牧草のミネラルバランスを崩すことが知られているため、丁寧な対応が必要である。震災以降 5 年以上も放置された農地においてこれまでと同様の除染と移行低減対策で十分なのかどうかも含めて、今後は帰還困難区域の営農再開をも視野に入れた対策研究が必要である。帰還困難区域に関してはリスクの発生要因が複合的に関与することが想定されるため、これまでの土壤、降下物、水等による影響を総合的に判断する必要がある (参考：農林水産省, 2016)。

(信濃卓郎)

3. 果樹における放射性 Cs の動態

1) はじめに

福島県は落葉果樹の全国有数の生産地である。その中心的な果樹地帯である県北地方をはじめ、中通り地方のほぼ全域が主として 2011 年 3 月 15 日の降雨と降雪に伴う放射性降下物に汚染された。福島県農業総合センター果樹研究所では、同年 4 月 11 日より県北地方の福島市、伊達市および桑折町の土性の異なる果樹園において土壤、樹体、果実および樹園地内環境の放射性 Cs の動態調査を継続して

いる。本稿では落葉果樹を中心としてこれまでに明らかになった果樹における放射性Csの移行動態について樹体、果実、土壌を中心に報告する。

2) 落葉果樹園における放射能汚染の特徴

事故があった時期は、ウメおよびイチジク(夏果)は開花または幼果期であったが、モモ、ナシ、リンゴ等の主要落葉果樹は発芽前であり、休眠期汚染であった。福島県の果樹園では草生栽培による土壌管理が実施されており、樹体と下草が直接汚染された。果樹の根は下草根の下に分布し、主たる吸収根域は20cm以下に分布する。そのため、放射性Csの根からの吸収は考えにくい。さらに、果樹園土壌はK過剰園が多く、K施肥による根圏からの吸収抑制対策は不合理である上、土壌化学性の不均衡を増長することは明らかである。これがイネ等の1年生作物とは全く異なる落葉果樹園における放射能汚染の特徴である。

2011年の成熟果中の放射性Cs濃度は、先行研究における土壌から果実への移行係数による推定値より高い値を示した。深さ5cmまでの土壌中放射性Csを深さ20cmまでの土壌中放射性Csに換算して求めた移行係数は 10^{-2} オーダーであり、先行研究より10~100倍高い値となった(Sato *et al.*, 2015a)。その原因として、樹齢の異なるモモ樹において高樹齢樹の果実で有意に高い濃度を示したことや、放射性Csに汚染されたユズ葉の洗浄水を非汚染モモ苗の発芽前に噴霧処理すると生長後の果実および葉で放射性Csが検出されたことから、樹皮等地上部から樹体内に移行した放射性Csが果実への転流したものと推察された。福島県では2012年春までに90%を超える自治体で組織的な樹皮洗浄が実施された。2012年以降のカキでの調査により樹皮、幹流水、葉および果実で樹皮洗浄効果が確認された(Sato *et al.*, 2015b)。

3) 果実中放射性Cs濃度の経年推移

2011年に調査した同一ほ場、同一樹におけるウメ、オウトウ、モモ、ブドウ、リンゴ、カキおよびユズ成熟果の放射性Csを2012年以降、継続して測定し経年減衰効果を検証した(図1)。その結果、汚染翌年の果実中放射性Cs濃度は汚染初年と比較して約1/3まで低下した。2013年も同様に前年の約1/3まで低下し、汚染後3年で汚染初年の約1/10以下まで減少した。しかし、2015年の経年減衰は僅かであった。2011年には展葉前の樹皮表面に沈着した放射性Csが、木部および生長の盛んな葉に速やかに移行した後果実へ転流したと考えられた。2012年以降は、主として樹体内に貯蔵された放射性Csが果実への移行源であり、果実への再転流率が数%以下であることを反映したものと考えられた。実際、2011年から2012年に実施された露地栽培のカキ、モモおよびリンゴの解体調査により放射性Csの分配率(樹体全体に対する器官別放射性Cs含量割合)は、地上主幹部の木部で50%を超えることや、2011年冬季に掘り上げたモモの温室内栽培により木部に貯蔵された果実への転流率は0.6%であることが確認された。また、樹皮除染により樹皮からの再汚染抑制効果も認

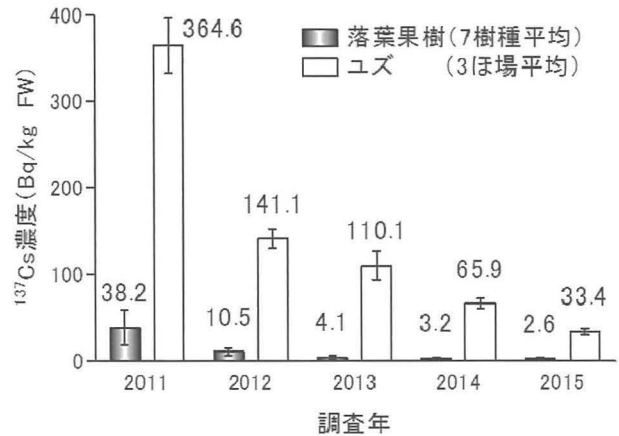


図1 落葉果樹およびユズにおける果実中 ^{137}Cs 濃度の経年推移
 垂線は標準偏差。落葉果樹はモモ、ニホンナシ、リンゴ、ブドウ、カキ、オウトウ、ウメ7樹種の同一2~3樹で調査。ユズは同一ほ場の3樹以上で調査。

められた。

4) 土壌中放射性Csの下方への移動

土性の異なる(花崗岩系の壤質粗砂土、砂壤土、埴壤土および重粘土)5カ所の樹園地における ^{137}Cs の深さ30cmまでの分布の経年推移を調査した。2011年10月25日には土性に関わらず表層0~3cmに90%以上の ^{137}Cs が存在した(佐藤, 2014)。2013年は79.6~91.8%が存在したが、深さ6~9cmの ^{137}Cs 濃度は2011年と比較して有意に高く、汚染後3年目で有意な下層への移動が認められた。また、2015年の表層0~3cmの分布率は54.3~85.9%で、汚染後5年目では場間で有意差が認められた。ここで、粗砂が多い花崗岩系の壤質粗砂土では下方の移動が少なく、土壌密度の低い埴壤土で下方移動が顕著であった。0~3cmと3~6cm層の交換性 ^{137}Cs 、土性、全窒素、全炭素およびCECを変数として平均移動距離との関係を解析した結果、有機物と細砂が下方への移動との関連性が高いことが認められた。

5) 果実中放射性Cs濃度の現状と加工自主規制

避難区域外で2011年に経済栽培された落葉果樹の中で幼果が直接汚染されたウメ、イチジクおよび水分含量の少ないクリ等で暫定規制値(500Bqkg⁻¹新鮮重)を超えたが、モモ、リンゴ、ナシ等の主要果樹は規制値以下であった。しかし、同年のモモ等の市場価格は前年の半値以下となる等、福島県の果樹産業は深刻な経済的打撃を受けた。生産量全国一位の「あんぼ柿」は乾燥による濃縮を考慮し加工自粛措置が施された。2015年産果樹の果実中放射性Cs濃度は常緑樹を除き、ほとんど検出限界値以下となった。「あんぼ柿」も「加工再開モデル地区」で出荷が開始された。これらは、汚染時に展葉していなかった樹種について認められている現象で、葉が汚染された常緑樹ユズは、依然として基準値(100Bqkg⁻¹新鮮重)を超える果実が確認されている。落葉果樹と比較して常緑果樹での樹体内汚染は著しく深刻であり、モニタリングの継続と改植以外に有効な

対策は見当たらない。果樹における地上部から樹体内への放射性 Cs の移行メカニズムの研究は事故後5年が経過した現在でも端緒の域を脱していないのが現状である。

(佐藤 守)

4. 水田における放射性 Cs の動態とモデル化

1) はじめに

事故後、水田における放射性 Cs の動態を理解すると共に玄米への移行を予測・制御するため、福島県内を中心に多くの試験研究が実施された。営農再開へ向けた取り組みが本格化する一方、表土剥ぎと客土が行われた除染後水田における安全な米生産を中・長期的に持続するための新たな知見・技術が必要とされている。

水稲玄米への放射性 Cs の移行に影響する主な要因について、この5年間、様々な研究により明らかにされたことを概説すると共に、水稲玄米への放射性 Cs の移行を中・長期的に予測するためのモデル開発について紹介する。

2) K 施用による吸収抑制

K 施用が、水稲根の放射性 Cs 吸収に対して拮抗的に作用することは以前から知られていたが(天正ら, 1961)、事故後、圃場レベルでも有効であることが福島県および北関東の様々な土壌・施肥条件下において初めて実証された(Kato *et al.*, 2015)。土壌から水稲玄米への放射性 Cs 移行係数(Transfer Factor, TF=作物の放射性 Cs 濃度/土壌の放射性 Cs 濃度)を説明する上で、収穫後の作土中の交換性 K 含量が単独の変数として最も有効であることが示され、交換性 K 含量の目標値として 25 mg K₂O 100 g⁻¹ 乾土が設定された(農研機構, 2012)。さらに、K 肥料としては、緩効性のケイ酸 K よりも速効性の塩化 K が有効であること、施肥時期は追肥よりも基肥が有効であること、堆肥の施用や稲わら等収穫残渣の還元は K 供給源として有効であること等が明らかとなった(農林水産省ら, 2014)。また、パーミキュライト、ゼオライト等の粘土鉱物資材は、一般に K を豊富に含み、K 供給源としての吸収抑制効果が大いであることが示唆された。

3) 土壌特性と吸収

土壌特性が TF に強く影響することがあらためて示され、粘土鉱物組成では、パーミキュライトやスメクタイト等の膨潤性粘土鉱物に富む土壌で TF が低い傾向にあった(e.g. Kato *et al.*, 2015)。土壌の放射性セシウム捕捉ポテンシャル(Radiocesium Interception Potential, RIP)は、放射性 Cs の吸着されやすさを表す実験的指標値であるが、放射性 Cs 吸着の観点から粘土鉱物組成を数値として表現する上でも有用な指標値と考えられる。すなわち、RIP が高いほど放射性 Cs は固相に分配され(Cremers *et al.*, 1988)、溶存態 Cs 濃度および水稲への移行は低下する。しかし、放射性 Cs の固液分配係数 K_d(固相中の放射性 Cs 濃度/液相中の放射性 Cs 濃度)は、RIP だけでは決まらず、溶存 K 濃度やアンモニウムイオン濃度等の水質条件の影響を強く受ける。

4) 経時変化

放射性 Cs 降下後の経過時間は、TF に影響し、特に最初の2年間、TF は大きく低下することが示された(e.g. Fujimura *et al.*, 2015)。これには、放射性 Cs の粘土鉱物層間への固定の進行(エイジング)の他、液相中または交換性の放射性 Cs が溶脱や表面排水によって失われた結果、相対的に固定態の割合が増えたこと等が影響していると考えられる。詳細は未解明であり、今後の研究が期待される。

5) 移行予測モデル

土壌から水稲玄米への TF を予測するモデルの開発は、チェルノブイリ事故後に欧州で開発された、交換性 K 含量、粘土含量および経過時間の3つの入力値のみを必要とする TF 予測モデル(Absalom *et al.*, 1999)の改良により進められた(Eguchi *et al.*, 2015)。まず、K 施肥の種類に応じて、交換性 K としての有効性が異なること、そして、土壌の RIP と共に K_dが増大することを考慮できるようにした。その結果、土壌特性や作物に関わる経験的パラメータ群を校正することにより、2011~2012年に各地で実施された多くの試験結果(文献データ)を高い精度(決定係数 R²=0.87)で再現することができた。モデル検証のため、農水省消費安全局により福島県内の広域で実施された2013年産水稲玄米についての TF データセットに適用したところ、浜通りの一部地域を除けば統計的に有意(1%)な正の相関関係(r=0.60, n=51)が見られた。本モデルを利用することにより、様々な土壌特性に対応した適切な K 施用法等、農地管理シナリオの提示が可能と考えられる。

6) おわりに

今後、除染後農地における放射性 Cs の出入りや水稲への移行に関するモニタリングが最も重要であり、除染後農地へも適用できる TF 予測モデルの開発が必要である。放射性 Cs の中・長期的な動態の理解・予測のためには、1960年代以降の大気圏内核実験由来グローバルフォールアウトの¹³⁷Csについて、これまで蓄積された知見の再解析とモデル開発への取り込み等の他、水田における安定 Cs の動態解明を同時に進めることが必要である。

本研究の一部は、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—農地土壌における放射性セシウム動態予測技術および拡散防止技術の開発—」による成果である。

(江口定夫)

5. 農耕地土壌における放射性 Cs の動態に関わる有機物の役割

1) はじめに

農耕地土壌では、堆肥や作物残渣等として有機物が投入される。投入された有機物は K の供給源ともなるため、作物の放射性 Cs 吸収量を減少させる側面がある。その一方、有機物には、放射性 Cs の粘土鉱物への固定を阻害する側面もある。

土壤有機物には、水に溶けて存在する溶存有機物と固相成分として存在する有機物がある。このうち、土壤中に長期間安定に存在する有機物を腐植物質とよぶ。腐植物質は、植物や微生物等を構成する有機物が何らかの変化を受けて土壤中に二次的に生成したものである。分解の程度の弱い生物遺体や生体構成分子、植物根等から放出される低分子有機酸も土壤有機物の構成成分である。

腐植物質の持つカルボキシル基等の官能基には、陽イオンを吸着する性質がある。陽イオンである放射性 Cs イオンも腐植物質の持つ官能基に吸着できる。しかし、放射性 Cs イオンよりも多量に土壤中に存在するカルシウムイオンや K イオンが優先的に吸着してしまうため、腐植物質の官能基の放射性 Cs イオンの吸着部位としての重要性は低いと考えられる(山口, 2014)。

放射性 Cs を吸収した植物等が枯死した生物遺体は、分解により放射性 Cs を放出する。放射性 Cs は、生物遺体に取り込まれたままの状態では、粘土鉱物に吸着できない。すなわち、生物遺体等の未分解の有機物は、放射性 Cs を比較的動きやすい形態に維持しているといえる。

このように土壤中の有機物は、放射性 Cs の供給源になると共に放射性 Cs の粘土鉱物への固定を阻害する性質を持つ。しかし、その影響の程度は、土壤の放射性 Cs 固定能、放射性 Cs が土壤に沈着してからの経過時間、有機物含量、有機物投入量、有機物の性質により異なる。本研究では、1) 土壤からの交換態放射性 Cs 抽出量が、溶存有機物の添加によりどのような影響を受けるか、2) 堆肥、落葉に混入した放射性 Cs が土壤に混入した場合、有機物が混入しない場合と比較し、交換態放射性 Cs 抽出量がどの程度変化するかについて検討した結果を報告する。

2) 放射性 Cs の吸脱着への溶存有機物の影響

溶存有機物濃度の異なる ^{137}Cs 溶液を放射性 Cs 固定能の異なる土壤(黒ボク土, 低地土)に添加後、低水分条件および湛水条件で静置培養した。動きやすい画分に存在する ^{137}Cs として、水抽出態および 1M 酢酸アンモニウム抽出態(交換態)濃度を定量した。低水分条件の培養においては、乾湿繰り返しにより土壤への放射性 Cs の固定を促進し、有機物の存在により固定態への移行が制限されるかについても検証した。溶存有機物の共存により、溶存態、交換態 ^{137}Cs の割合が増加し、溶存有機物が放射性 Cs の固定を阻害することが示された。両条件とも有機物共存下においてもエイジングにより固定態の割合が増加した。溶存有機物が共存しない条件下との差は、エイジングにより小さくなった。

3) 有機物の分解に伴う放射性 Cs の動態

放射性 Cs を含む有機物を混入した土壤を畑条件、水田条件で培養することにより、有機物の分解により可溶化した放射性 Cs が土壤に捕捉される特徴を抽出率の変化から検討した。

畑条件：放射性 Cs を含む堆肥、落葉を混合した黒ボク土と低地土を畑条件で培養した。培養前後の土壤の溶存

態、交換態放射性 Cs 濃度を比較した。堆肥を混合して培養した土壤では、混合直後には 40% 以上存在していた交換態画分が培養 1 カ月で顕著に減少(黒ボク土 30%, 低地土 5%)した。減少率は黒ボク土よりも低地土で高かった。畑条件では、有機物分解による放射性 Cs の放出よりもエイジングに伴う土壤への放射性 Cs 固定割合の増加が卓越した。この傾向は黒ボク土より低地土で顕著だった。

水田条件：土壤に放射性 Cs を含む稲わら・落葉を混合し、湛水状態で培養した。培養後の土壤懸濁液に、透析膜に封入したプルシアンブルー MC ビーズ(関東化学)を入れ、12 時間振とうし、溶存態放射性 Cs を捕集後、交換態放射性 Cs を抽出した。100 日の湛水培養により、酸化還元電位が -200mV まで低下し、溶液中アンモニア態窒素濃度が上昇したが、溶存態、交換態放射性 Cs は継時的に減少する傾向にあった。黒ボク土に稲わらを混合して湛水条件で 100 日培養した場合、添加した放射性 Cs の 60% 程度が交換態のまま保持されており、無機態として混入した放射性 Cs よりも固定されにくいことが示された。

4) 結論

溶存態および交換態放射性 Cs は、土壤に存在する放射性 Cs のごく一部であり、大部分の放射性 Cs はすでに粘土鉱物に固定されている。土壤中の放射性 Cs 固定量全体への影響の程度は小さいものの、有機物の混入により、放射性 Cs の固定反応の進行が遅延していることが示された。

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—農地土壤における放射性セシウム動態予測技術および拡散防止技術の開発—」による成果である。

(山口紀子)

6. 森林環境における放射性 Cs の分布と挙動

事故から 2017 年 3 月で 6 年になるが、福島県の 7 割を占める森林は林縁から 20 m 程度の範囲内を除くとその多くは除染されていないため、初期に沈着した放射性 Cs による放射能汚染が今も続いている。福島県やその周辺地域は広葉樹資源に恵まれ、事故以前は栽培キノコ用の原木生産が盛んに行われていた。キノコは Cs を吸収しやすいことから、放射性 Cs 濃度が 50Bqkg^{-1} を超える広葉樹はキノコ原木として利用できない。このため、放射能汚染を受けた東日本では広範囲にわたり、原木用広葉樹の生産がストップしている。この他、放射性 Cs 汚染は燃料や堆肥や家畜敷料等に用いられる針葉樹の樹皮の利用にも影響を与えている。山菜や野生キノコの採取は山村の人々の生活を潤してきたが、事故後によってそれらが利用できなくなり、人々が森に入る機会が大きく減少してしまった。このように、原発事故は林業生産や森林利用に大きく影響している。ここでは、森林に沈着した放射性 Cs が事故から 5 年間に、森林生態系内でどう分布を変化させてきたかを説明すると共に、被災地の森林・林業の復興に向けての課

題を述べる。

福島県内の森林で行っている森林総合研究所のモニタリング調査によると、原発事故で森林にもたられた放射性Csは、常緑針葉樹林では多くが樹木に捕捉され、事故から半年後（2011年8～9月）のスギ林において23～46%が枝・葉・樹皮に分布していた（Komatsu *et al.*, 2016）。それに対して、アカマツ・落葉広葉樹混交林（混交林と略す）では2011年8月の枝・葉・樹皮の割合は18～19%であり、放射性Csの多くは林床に分布していた。今回の原発事故では、植物の葉面や樹皮から放射性物質の吸収が注目された。本調査においても2011年夏に採取した樹木の内部（材）や事故後に伸長したコナラ葉から¹³⁴Csと¹³⁷Csが検出された（Kuroda *et al.*, 2013; Komatsu *et al.*, 2016）。このことから森林の樹木でも事故直後に放射性Csの吸収が起きたと推定されるが、吸収経路については明らかになっていない。

森林の地上部の放射性Cs割合は時間と共に急激に低下し、事故から一年半後（2012年8～9月）には混交林で地上部の割合が4～5%となり、スギ林で10～16%になった。その後も樹木の放射性Cs割合は低下を続け、2015年8～9月には地上部の割合はスギ林で2～4%、混交林では1%となった。落葉広葉樹の葉の寿命は1年であるのに対して、常緑針葉樹のアカマツは2、3年、スギは4～5年程度と言われている。混交林に比べてスギ林の地上部の低下が遅いのは葉の寿命が長いことによると説明される。なお、枝や樹皮では2011年から2012年にかけて濃度が大きく低下したが、その後の低下は緩慢である。アルカリ金属は水に溶けやすいので、雨の多いわが国では樹木に付着した放射性Csは雨で容易に洗脱されると期待されていたが、5年経過しても多少は枝や樹皮に残留している。

現在、森林生態系内の放射性Csの多くは堆積有機物層（O層）や鉱質土壌層に分布している。この放射性Csが樹木によってどの程度吸収されるのであろうか。これまでのモニタリング調査から、樹木の材の放射性Cs濃度に明瞭な経年変化は認められない。ただし、コナラでは辺材中の放射性Cs濃度が上昇傾向にある。事故後に実生から成長した下層植生や山菜等から放射性Csが検出されていることから、コナラでも土壌からの吸収によって辺材中の放射性Cs濃度が上昇している可能性が考えられる。

キノコ原木用の広葉樹の生産再開に対する地元の期待は大きい。キノコ栽培では樹皮が付いた材を利用するため、樹皮の放射性Cs濃度が下がらない限り、基準（50Bqkg⁻¹）をクリアすることは難しい。そのため、落葉広葉樹林を伐採して、萌芽再生することで放射性Cs濃度を下げる試みや、新たに苗木を植栽して放射性Csの吸収量を調べる試験が始まっている。そのほか、農地で効果が認められているK施肥も樹木に対して試験が開始されている。いずれの試験も試験開始してからの年数が短く、効果を十分に検証するに至っていない。

森林の放射能汚染が今後も継続することや、樹木が利用

できるまでに長い年月がかかることを考えると、森林の放射能汚染対策には長期的な取り組みが求められる。

（金子真司）

7. 福島県における農作物中放射性Csと⁹⁰Sr濃度および作物摂取による被ばく線量評価

1) はじめに

2012年4月から日本で用いられる飲食物中放射性核種濃度の基準値は、食品から許容することのできる年間の被ばく線量を1mSvとし、環境中で検出および放出が推定された半減期が1年以上の放射性核種（¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, Pu）を対象として算出された。放射性Cs以外の放射性核種は分析に時間を要することから、飲食物検査の実効性を確保するため、¹³⁷Csとの濃度比を用いて管理し、内部被ばく線量に対する影響が最も大きいことが明らかである放射性Csによる一括した基準値を設けて管理することとしている。その結果、一般食品中放射性Csの基準値が、100Bqkg⁻¹と決められた（厚生労働省, 2014）。本研究では、福島県産農作物と土壌を採取し、放射性Csと⁹⁰Srを測定し、⁹⁰Srの寄与について検証した。また、求めた値を用いて農作物摂取による被ばく線量を算出した。

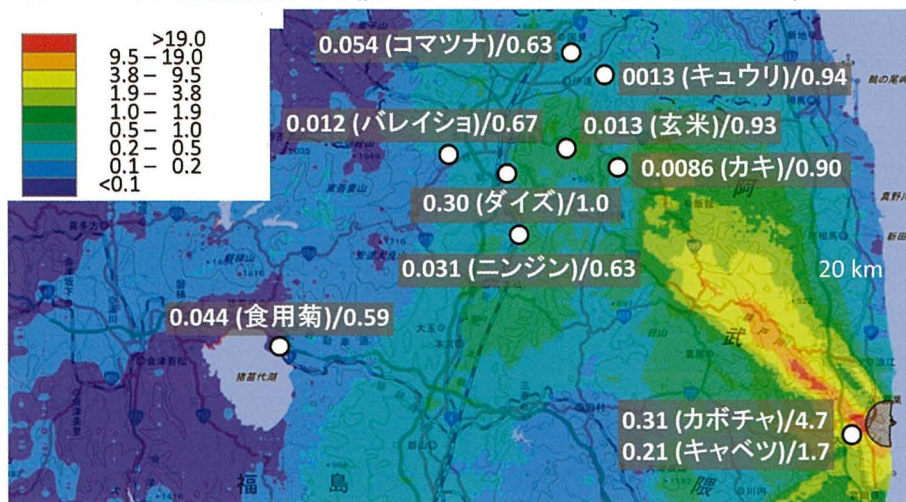
2) 方法

2012年と2013年に福島市、伊達市等で流通している福島県産農作物120～5,000gをそれぞれ40および42試料購入した。更に、2013年と2014年に大熊町（東電福島第一原発から西約5kmの帰還困難区域、2地点）の試験圃場を含む県内10地点（他に、福島市、伊達市、猪苗代町、8地点）で栽培された農作物と土壌（表層0～20cm）を採取した。農作物は、水洗い、非可食部を取り除き、70°Cで乾燥・粉碎した。また、⁹⁰Sr分析用農作物は、乾燥の後450°Cで灰化し、分析試料とした。土壌は、50°Cで乾燥後、2mmのふるいを通し、分析試料とした。放射性Csは、Ge半導体検出器で、計数誤差が10%以下となるように計測した。⁹⁰Srは放射化学分離の後、低バックグラウンドのガスフローカウンターで測定した。

3) 結果および考察

市場流通農作物中放射性Cs濃度は、2012年産の平均値は7.2 (<0.2～40) Bqkg⁻¹生であったが、2013年産では2.0 (<0.1～14) Bqkg⁻¹生と約4分の1に減少した（Tsukada *et al.*, 2016）。2012年に平均値が10Bqkg⁻¹を超えていた豆類と果実についても、他の作物と同様に減少した。作物中放射性Cs濃度が減少した要因としては、①K肥料施用による低減化効果、②放射性崩壊（主に半減期が2.07年の¹³⁴Cs）による減少、③エイジングによる放射性Csの土壌への固定化等が考えられる。

大熊町の試験圃場を除く8圃場から採取した、土壌中¹³⁷Cs濃度は50～2,000Bqkg⁻¹であり、原発から北西方向で高かった。一方、土壌中⁹⁰Sr濃度は地域による差は認められず、0.59～1.0Bqkg⁻¹であり、福島県を除く国内から採取された土壌中⁹⁰Sr濃度の範囲（検出限界値以

地上1 mにおける空間線量率分布 ($\mu\text{Sv h}^{-1}$, 2013年11月19日, 日本地図センター)図2 福島県における作物(上段, Bq kg^{-1} 生)および土壌(下段, Bq kg^{-1})中 ^{90}Sr 濃度

下 (ND)~ 5.9 Bq kg^{-1}) にあった (図2). 農作物中 ^{137}Cs および ^{90}Sr 濃度は, それぞれ $0.055 \sim 8.8$ および $0.0086 \sim 0.30 \text{ Bq kg}^{-1}$ 生であり (図2), 基準値を十分に下回ると共に, 福島県を除く国内から採取された ^{137}Cs および ^{90}Sr 濃度の範囲 (それぞれND~10 およびD~ 0.91 Bq kg^{-1} 生) にあった (Tsukada *et al.*, 2016).

帰還困難区域内 (大熊町) 試験圃場の土壌中 ^{137}Cs 濃度は, $9,200$ および $12,000 \text{ Bq kg}^{-1}$ と極めて高い濃度であった. 一方, ^{90}Sr 濃度は 1.7 および 4.7 Bq kg^{-1} であり, 帰還困難区域外と比べ若干高いものの, 福島県を除く日本国内の濃度範囲にあった. 大熊町の試験圃場で採取したカボチャとキャベツの ^{137}Cs 濃度はそれぞれ80および 50 Bq kg^{-1} 生と, キャベツは基準値を下回った. カボチャとキャベツの ^{90}Sr 濃度は, 0.31 および 0.21 Bq kg^{-1} 生であり (図2), 国内で2013年に栽培された作物中濃度範囲内にあった (Tsukada *et al.*, 2016). 大熊町の試験作物について, 基準値設定時に設定した $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比 (作物中 ^{137}Cs 濃度に事故放出に伴い一定の割合で ^{90}Sr が含まれるとして算出した値) と測定結果から求めた値を比較すると, 測定値が1桁以上低い値を示し, 設定時の妥当性を検証した. 試験栽培を除く作物濃度から算出した2012年と2013年の19歳以上男子の被ばく線量は, それぞれ 0.066 および 0.016 mSv であり, 市場希釈効果, 調理加工による放射性核種の溶脱を考慮しない保守的な過程に基づいて算出した場合であっても, 1 mSv を十分に下回ることを確認した.

本研究は, 厚労省科研費補助金 (H24—食品—指定—003 (復興)) で得られた成果の一部である.

(塚田祥文)

8. 原発事故がもたらした農村農業への影響と5年間の総括

1) はじめに

東京福島第一原発事故は, わが国でも未曾有の事故であった. 発災直後は, 食品と土壌の汚染実態の把握すらままならず, 加えて事故収束の不透明性, 政府や東京電力への不信, 国民の放射能に対する知識と経験の不足もあり, 「福島県産の農産物を口にしていよいか」, 「福島で農業生産を継続できるのか」, 生産者・消費者ともに試行錯誤が続き, 確信が持てない状況が続いた. その後, コメや大豆を中心に生産段階からCsの吸収を抑制する対策が普及し, 食品のモニタリング検査や, 消費地で市民自ら放射能計測できる場が広がり, 基準値 100 Bq kg^{-1} を超える農産物の種類と頻度が極めて少ないことが明らかとなった. 現状では, 福島県産の農産物は総体として安全性は確立したと言えよう. しかしながら基準値を超える農作物の生産が確認されない現状を以って, 福島の原子力災害は克服されたと考えることはできない. 第一に, 未だ風評被害は根強く, 経営が立ちゆかない農業者, 疲弊した農村コミュニティが大半を占めるからである. 第二に, 帰還後の営農再開地域で安全な農作物ができるかは一定の目途が立ったものの, 今後の現場検証に委ねられるからである. 第三に, 今日の安全性はコメならば全量全袋検査やK肥料による低減対策が前提にあり, 仮にこれらが実施されなかった場合, 基準値超えの農産物が発生する可能性を完全には拭い去ることができないからである.

2) 消費者心理と風評対策

消費者は放射能汚染ができる限り少ないもの, あるいは放射能汚染の可能性が皆無なものを手にした, という心理が働く. 福島県産の農産物に関する安全性を十分に認識していない消費者なら, 福島県産というだけで消費を敬遠する人もいる. 基準値の安全性を担保しても, 購買につな

がるとは限らない。その一方、コメの全量全袋検査や塩化K肥料による低減対策は、福島県内の全水田・全収穫物を対象に実施されているが、毎年数十億円規模での費用を要することから、検査と低減対策の縮小が議論され始めている。2015年度産米では基準値を超えるコメが初めて確認されなくなった。全量全袋検査で低減対策の成果を数値として客観的に示せたことは、福島県産の農産物の安全性立証に大きく貢献し、風評被害対策として絶大であった。しかしながら、2015年度産米からも100Bqkg⁻¹に迫るものも確認されている。これらは塩化Kの“散布忘れ”が原因とされ、K肥料を散布しなければ、基準値を超える水田が今なお福島県内には存在することを示している。

現状の対策は、経済的観点からの持続の必要性は低い。十分な科学的根拠と合意形成がないまま全数対策を辞めれば、基準値を超えるコメの発生と、風評被害の再燃は必至である。今日必要な検討は、社会的費用を低減するための議論ではなく、膨大な費用をかけながら確実な対策が未だ組織できていない点を反省し、いかに持続可能な体制を組織するかである。福島大学では、JA新ふくしま（現JAふくしま未来）と連携し、2012年より福島市内の全水田・全果樹園の放射能計測をする「土壌スクリーニングプロジェクト」を進めてきた。農協と生協という異なる利害を持つ協同組合が放射能計測を共にすることで、透明性の確保に努めてきた。今後は、「対策漏れ」という“人災”を確実に無くすため、生産工程の強化が重要だと考えている。また、土壌や肥培管理の多様性から生じるリスクを評価し、営農指導と連動させることも課題である。2012年以降の全量全袋検査のデータは地域毎、生産者毎のリスク評価に有用であろう。

3) おわりに

福島県産の農産物の安全性は総体として確立したと言えようが、その実績が日本国内で十分に認知されていない状況もあり、風評は消えてはいない。消費者・生産者ともに地道な啓発活動の継続が不可欠である。そして決して忘れてならないことは、原子力災害の被害を農業生産上の価格下落分として“フロー”の観点から評価するだけでなく、農業の生産基盤が汚染され、農業生産とコミュニティの持続可能性が奪われてしまったという“ストック”の観点からも評価しなければならないことである。後者の賠償は棚上げされてきた。福島の豊かな自然の恵みと生業を取り戻すための取り組みは、放射能の低減対策に留まらない学際的な研究が必要不可欠であることは言うまでもない。

(小山良太)

文 献

Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Nisbet, A.F., Woodman, R.F.M., Smolders, E., and Gillett, A.G. 1999. Predicting soil to plant transfer factor of radiocesium using soil characteristics. *Environ. Sci. Technol.*, **33**, 1218–1223.

Cremers, A., Elsen, A., Depreter, P., and Maes, A. 1988. Quantitative-analysis of radiocesium retention in soils. *Nature*,

335, 247–249.

Eguchi, S., Yamaguchi, N., Kohyama, K., and Taniyama, I. 2015. Short to long-term prediction of radiocesium transfer factors for paddy rice. ICOBTE 2015 Fukuoka Abstract Book, pp. 191, 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 12–16 July 2015, Fukuoka.

Fujimura, S., Sakuma, Y., Sato, M., Saito, T., Yoshioka, K., Yamauchi, T., Sato, N., and Eguchi, S. 2015. Difference in Cs-137 concentration of brown rice between the years of 2011 and 2012 in Fukushima Prefecture. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **303**, 1147–1150.

福島県 2016. 放射性物質検査情報：玄米. <https://fukumegu.org/ok/kome/> (2016/12/19)

Kato, N., Kihou, N., Fujimura, S., Ikeba, M., Miyazaki, N., Saito, Y., Eguchi, T., and Itoh, S. 2015. Potassium fertilizer and other materials as countermeasures to reduce radiocesium levels in rice: Results of urgent experiments in 2011 responding to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **61**, 179–190.

環境省 2015. 除染等工事共通仕様書（第8版）https://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/josen-const_cs-h26-8.pdf

Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., Kuroda, K., Sano, T., Ikeda, S., Saito, S., Kiyono, Y., Tonosaki, M., Miura, S., Akama, A., Kajimoto, T., and Takahashi, M. 2016. Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, **161**, 2–10.

厚生労働省 2014. 食品中の放射性物質の新たな基準値. http://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/leaflet_120329.pdf

Kuroda, K., Kagawa, A., and Tonosaki, M. 2013. Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J. Environ. Radioact.*, **122**, 37–42.

農研機構 2012. 玄米の放射性セシウム低減のためのカリ施用. http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/press/laboratory/narc/027913.html

農林水産省 2013a. 農地除染対策実証事業の結果. <http://www.maff.go.jp/j/nousin/seko/josen/>

農林水産省 2013b. 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/saigai/pdf/youin_kome2.pdf

農林水産省 2014a. 放射性セシウム濃度が高いそばが発生する要因とその対策について. http://maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/h25soba_yoin.pdf

農林水産省 2014b. 牧草地における放射性物質移行低減対策の手引き. http://www.maff.go.jp/j/chikusan/sinko/shiryo/pdf/josen_pamph_all.pdf

農林水産省 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. http://maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_daizu_3.pdf

農林水産省・福島県・(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 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～要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめ～(概要第2版). 1–25. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_kome2.pdf

農林水産省・福島県・東北農業研究センター・農業環境研究所 2016. 南相馬市における玄米の基準値超過の発生要因調査. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/fukushima/pdf/150526_youin_chosa.pdf

農林水産省技術会議 2011. 農地土壌の放射性物質除去技術（除

- 染技術)について. <http://www.s.affrc.go.jp/docs/press/110914.htm>
- 佐藤 守 2014. 休眠期に汚染された落葉果樹における放射性セシウム移行メカニズムと吸収抑制対策. 土肥誌, **85**, 103-106.
- Sato, M., Takata, D., Tanoi, K., Ohtsuki, T., and Muramatsu, Y. 2015a. Radiocesium transfer into the fruit of deciduous fruit trees contaminated during dormancy. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **61**, 156-164.
- Sato, M., Abe, K., Kikunaga, H., Takata, D., Tanoi, K., Ohtsuki, T., and Muramatsu, Y. 2015b. Decontamination effects of bark-washing with a high-pressure washer on peach (*Prunus persica* (L.) Batsch) and japanese persimmon (*Diospyros kaki* Thunb.) contaminated with radiocaesium during dormancy. *Hort. J.*, **84**, 295-304.
- 天正 清・葉 可霖・三井進午 1961. 水稻による特異的セシウム吸収の機構. 土肥誌, **32**, 139-144.
- Tsukada, H., Takahashi, T., Fukutani, S., Ohse, K., Kitayama, K., and Akashi, M. 2016. Concentrations of ^{134,137}Cs and ⁹⁰Sr in agricultural products collected in Fukushima Prefecture. In T. Takahashi (ed.) Radiological issues for Fukushima's revitalized future, p. 179-187. Springer, Tokyo, Heidelberg, New York, Dordrecht, London.
- 山口紀子 2014. 土壌への放射性セシウムの吸着メカニズム. 土壌の物理性, **126**, 11-21.