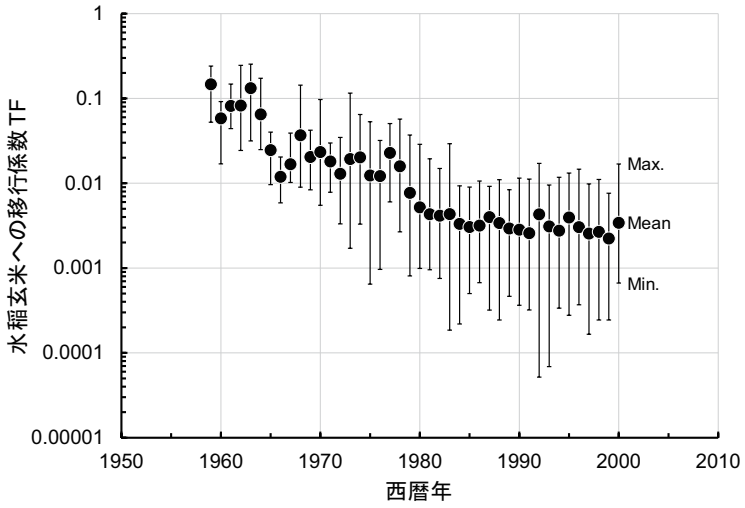
135 号の訂正とお詫び

土壌物理学会編集委員長

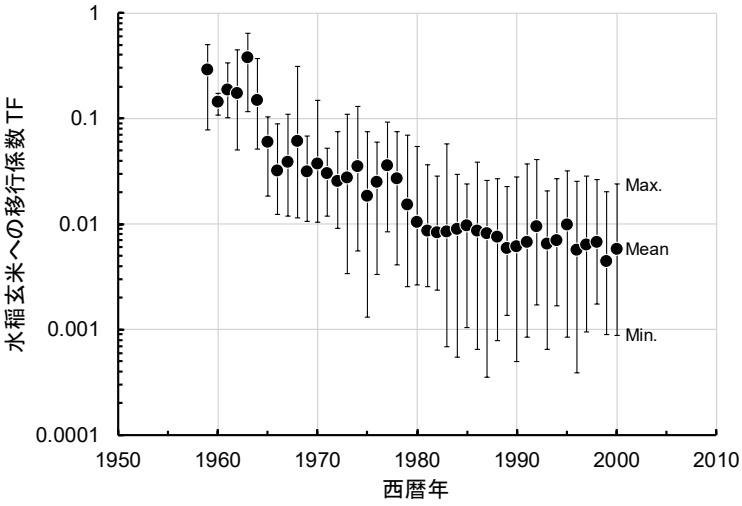
江口の総説「農業環境中における放射性セシウムの挙動」において，下記のような誤りがありました．お詫び致しますとともに訂正をお願いいたします．

Fig. 6

（誤）



（正）



J. Jpn. Soc. Soil Phys.
土壌の物理性
No. 135 p.9 ~ 23 (2017)

シンポジウム特集
総　説
Reviews

農業環境中における放射性セシウムの挙動

江口定夫 [1]

Behavior of radioactive cesium in agricultural environment

Sadao EGUCHI[1]

Abstract: This paper illustrates the behavior of radioactive cesium (radiocesium) in agricultural environment mostly based on the new findings obtained during the last 5 years after the Tokyo Electric Power Company (TEPCO)-Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident in 2011, in comparison with the knowledge in Europe after the Chernobyl Nuclear Power Plant (CNPP) accident in 1986. The highlight topics are on the potassium (K) application as the most effective measure to reduce transfer factor (TF) of radiocesium from soil to crop; discovery and characterization of a few micrometer-size particulate radiocesium deposits; formulation of effective solid-liquid distribution coefficient (K_d) to elucidate in-situ K_d variation; unexpectedly rapid migration rate of radiocesium in soil in Europe as well as in Japan; importance of long-term monitoring of radiocesium inventory in soil, etc. Further research needs to ensure the long-term safety on the crop production in the contaminated/decontaminated agricultural soils would be proposed as follows: developing K_d database and K_d formula; proposing appropriate K application scenario by using short- to long-term TF prediction model; reconstructing water-soluble/particulate radiocesium deposition map in 2011; and understanding the biogeochemical cycle of radiocesium in relation with that of stable cesium in agricultural environment.

Key Words: transfer factor (TF), potassium application, solid-liquid distribution coefficient, radiocesium interception potential (RIP), frayed edge site (FES)

1. はじめに

2011 年 3 月の東電福島第一原発（FDNPP）事故後，福島県を中心とした東日本全域において，土壌や作物が放射性セシウム（Cs）等の人工的放射性核種によって汚染された．2011 年 4 月には，作土（深さ 0 ~ 15 cm）の放射性 Cs 濃度（^{134}Cs + ^{137}Cs 濃度）> 5000 Bq kg^{-1} を基準として，福島県内の 85 km^2 において，2011 年産米の作付け制限区域が設定された（農林水産省, 2011）．農業分野では，農業従事者等への外部被曝や土壌から作物への放射性 Cs 移行を理解・予測・制御するため，福島県を中心に多くの試験研究が実施された．水稲玄米への放射性 Cs 吸収抑制対策としては，カリウム（K）施肥により作土の交換性 K 含量を適正なレベル（25 mg K_2O/100 g 乾土）に維持することが最も有効であることが明らかとなり，福島県内全域での対策を徹底した結果，2015 年産玄米の全袋調査では，放射性 Cs 濃度が 100 Bq kg^{-1} を超過する件数はついにゼロとなった（福島県, 2016）．

事故後 5 年が経過し，放射性 Cs の放射壊変による濃度低下（当初の ^{134}Cs : ^{137}Cs 比 = 1 とすると，5 年間で 38 % まで低下）と農地除染等の様々な復興に向けた活動の結果，2016 年産米の作付け制限区域は 21 km^2（農林水産省, 2016）まで縮小され，避難指示区域の大半では指定解除が実施または予定されている（経済産業省, 2016）．営農再開に向けた取り組みが本格化する中，表土剥ぎと客土が行われた除染後農地等では，安全な作物生産を中・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．本稿の目的は，主にこの 5 年間に行われた試験研究結果に基づく最新の知見等に基づき，農業環境中での放射性 Cs の挙動について，土壌中の鉛直分布，固液分配係数，作物への移行と吸収抑制，農地における物質収支等の面から概説すると共に，今後，安全な作物生産を長期的に持続する上で必要と考えられる研究課題を提示することである．

2. 放射性セシウムの沈着と農地土壌における水平・鉛直分布

2.1 沈着・再浮遊と水平分布

東電 FDNPP 事故後，環境中に放出された放射性 Cs は，水溶性物質（直径 0.5 ~ 0.6 μm の硫酸エアロゾル）（Kaneyasu et al., 2012）または粒子状物質（直径 2 ~ 2.6 μm の球状粒子：Cs ボール）（Adachi et al., 2013）として，農地土壌や農作物上に湿性沈着または乾性沈着した．事故 8 ヶ月後に福島県内で採取した Cs ボールの実体は，鉄，亜鉛，スズ，カリウム（K），ルビジウム（Rb），Cs 等を含むケイ酸質ガラスであり，アルカリイオンである Cs^+ は，K^+，Rb^+ と共に，粒子周縁部から部分的に溶脱

[1]Institute for Agro-Environmental Sciences, National Agriculture and Food Research Organization, Kannondai 3-1-3, Tsukuba, Ibaraki 305-8604, Japan. Corresponding author: 江口定夫, 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
2017 年 1 月 5 日受稿　2017 年 1 月 27 日受理

した形跡が見られた（Yamaguchi et al., 2016a）．福島県内・外の複数地点（東電 FDNPP から 40 ~ 200 km の距離）で 2011 年 4 ~ 6 月に採取された土壌の微粉砕（< 0.1 mm）試料のオートラジオグラフ画像（イメージングプレート［IP］画像）には，放射性 Cs を含む放射性微粒子が多数観察され，湿式篩別及び沈降法による粒径画分後は，特に粘土画分（< 2 μm）に放射性微粒子が多く存在することが示された（Itoh et al., 2014）．すなわち，土壌中の放射性 Cs は，微視的（μm スケール）に見て極めて不均一に分布していた．また，土壌断面スケールにおいても，津波で被災した宮城県内の農地土壌鉛直断面の不攪乱試料の IP 画像では，津波による泥状堆積物の表面付近で水平線上に並んだ多数の放射性微粒子が確認されている（Nanzyo et al., 2015）．これらの原因は，前述の Cs ボールの沈着と，風化黒雲母（weathered biotite）（Mukai et al., 2014; 2016）という特定の粘土鉱物に選択的に強く収着（溶質が吸着，固定，吸収等により固液界面または固相に移行すること）される Cs の性質の両方が考えられる．なお，長径数十 ~ 100 μm 程度の風化黒雲母への放射性 Cs の収着については，鉱物端面におけるいわゆるフレイド・エッジ・サイト（frayed edge site, FES）（McKinley et al., 2004）への局所偏在的な収着だけではなく，鉱物全体におよそ万遍なく広がる収着であることが示された（Mukai et al., 2014）．すなわち，FES と同様に Cs を選択的に収着する FES 様のサイトは，FES 以外（例えば，鉱物面上に不規則に存在するであろう亀裂壁面内等が想定される）にも多く存在する可能性がある．また，風化黒雲母を含まない土壌中では，鉄を含むスメクタイト（ferruginous smectite）（Fujii et al., 2015）等による放射性 Cs の収着が重要と考えられる．

より巨視的なスケール（土壌断面 ~ 圃場・地形）で見ても，放射性 Cs は極めて不均一に分布していた．2011 年 4 月に設定された作付け制限区域内の不作付け水田圃場（飯舘村）では，微地形（地表面の凹凸）とは必ずしも関係なく，放射性 Cs が不均一に分布していた（変動係数 : CV = 51.8 %）（山野ら, 2013）．岩手県一関市の草地では，放射性 Cs 濃度（地表 1 cm における空間線量率から換算）の空間変動性が調査され（Tsuiki and Maeda, 2012a; 2012b），植生による被覆が比較的均一な採草地（meadow）よりも，家畜による撹乱の影響を含む放牧草地（pasture）の方が放射性 Cs の空間変動性が高く（CV = 38.7 %），局所的な高濃度ホットスポットが存在することが示された．また，この放牧草地における放射性 Cs の平均的な土壌中存在量（インベントリー）を把握するためには，面積 1 ha 当たり 29 ものサンプル数が必要であることが示された．

もし，放射性 Cs の沈着とその後の再分布過程が，水溶性物質による湿性沈着と地表面流去水による土壌侵食及び再堆積過程のみに支配されるならば，放射性 Cs 濃度は微地形の影響を強く受けて，微凹地でやや高く微凸地でやや低いという傾向を示すだろう．しかし，2011 年 4 月 15 日（東電 FDNPP 事故後の積算雨量は僅か 25 mm であり，風と共に埃が多く舞う状況であった），福島県農業総合センター圃場（郡山市）の緑地内の複数地点において，GM サーベイメータ（日立アロカメディカル）のプローブ面を地表面に当てて放射線量率を測定したところ，必ず，植生の無い微凹地の裸地土壌面の方が低く（3.2 k cpm，Fig. 1a），植生のある微凸地の方が高い（4.0 k cpm，Fig. 1b）という逆の傾向があった．ところで，直接比較は出来ないが，桜の花弁は風によって輸送され，公園内の乾いた地表面では微凹地（裸地土壌面）よりも微凸地（植生部分）に集積（乾性沈着）する傾向がある（Fig. 2a）．このことは，花弁の水平分布は，微地形ではなく，植生部分への花弁の親和性（捕捉されやすさ）によって，主に支配されていたことを示す．しかし，微凹地が水溜りを形成すれば，大量の花弁が局所的に捕捉され，水面の周縁部に花弁のホットスポットが形成される（Fig. 2b）．地表面沈着後の放射性 Cs も同様に，風による再浮遊（resuspension）と沈着を繰り返し，より親和性の高い場所（微凸地の植生部分や微凹地の水溜り部分）に相対的に多く集積したのかもしれない．見かけ上，微地形とは必ずしも関係のない不規則な放射性 Cs 濃度分布（山野ら, 2013; Tsuiki and Maeda, 2012a; 2012b）は，このような過程を経て形成された可能性もあるだろう．

東日本のほぼ全域（15 都県）にわたり，3461 地点の農地表層土壌（深さ 0 ~ 15 cm）の放射性 Cs 濃度と地表 1 m 高さにおける空間線量率との関係が調査された（Takata et al., 2014）．避難指示区域外土壌（作付け土壌），黒ボク土，そして，水田土壌における放射性 Cs 濃度に対する空間線量率の傾きは，それぞれ，避難指示区域内土壌（不作付け土壌），非黒ボク土及び畑土壌よりもやや小さいことが示された．これらの結果は，それぞれ，耕起により放射性 Cs 濃度の鉛直方向の均一化が進んだこと，黒ボク土のかさ密度が非黒ボク土よりも小さいこと，そして，水田土壌では放射性 Cs の鉛直下方への移動速度が畑土壌よりも大きかったこと（これについては，次節 2.2 で詳述する）による．これに基づき，避難指示区域内・外の土地利用・土壌グループ別に，土壌の放射性 Cs 濃度と空間線量率の関係式が作成されると共に，文部科学省（2011）の航空機サーベイによる 1 m 高さの空間線量率図に基づき，農地の放射性 Cs 濃度地図が作成された（Takata et al., 2014）．この地図は，農地除染計画の策定に寄与したほか，今後の中長期的な視点での営農再開に向けた全ての活動及び計画の基盤情報となる．

農地土壌における ^{137}Cs の実効的な半減期（effective half-life: 物理的な半減期だけでなく，環境中での系内外を通じた物質輸送による増減も考慮した半減期）（e.g., Paller et al., 2014）については，放射壊変のみによる物理的半減期（30.1 年）よりも小さいことが明らかとなっている（駒村ら, 2006）．しかし，その程度は，個々の農地の管理方法（水田の水管理，畑の土壌侵食防止対策等）に強く依存し，個々の圃場間で大きく異なる．これは，圃場内及び圃場間での放射性 Cs インベントリーの空間的・時間的変動性を高める大きな原因の 1 つとなっており，



Fig. 1 福島県農業総合センター内における a）緑地の裸地部（微凹地）と b）植生部（微凸地）における放射線量の測定（2011 年 4 月 15 日）.



Fig. 2 桜の花弁の不均一な分布：a）植生部（微凸地）に集積，b）水溜り（微凹地）に集積（2016 年 4 月，茨城県つくば市内）.

実測による圃場 ~ 地域レベルでの経年変化の正確な把握を困難にしている．土壌の放射性 Cs インベントリーは，様々な将来予測の基幹となる情報であり，予算・労力的事情で調査地点数を減らすとしても，一定期間（例えば，数年程度）毎に広域で長期的に継続する必要がある．

2.2 鉛直分布と移動速度

放射性 Cs は土壌固相に強く吸着・固定されることが以前より知られており，事故後撹乱されていない土壌では，そのごく表層に放射性 Cs は留まると予想された．IAEA（2010）によれば，次式で定義される放射性 Cs の固液分配係数（K_d）（L kg^{-1}）の土壌中における幾何平均値は，1.2 ×10^3 L kg^{-1} である．

$$K_d = \frac{Q}{C} \tag{1}$$

ここで，Q は放射性 Cs の固相中濃度（Bq kg^{-1}），C は液相中の濃度（Bq L^{-1}）である．土壌中の水移動に対する放射性 Cs 移動の遅れを表す遅延係数 R（無次元）は，体積含水率 θ（m^3 m^{-3}）とかさ密度 ρ（Mg m^{-3}）を用いて，次式により算出できる．

$$R = 1 + \frac{K_d}{\theta}\rho \tag{2}$$

溶存態の放射性 Cs が，浸入水量 I（mm）と共に地表面から土壌中へ侵入した場合，放射性 Cs の平均到達深さ z_p（mm）は，次式で求められる．

$$z_p = \frac{I}{\theta R} \tag{3}$$

例えば，θ = 0.2 ~ 0.6 m^3 m^{-3}，かさ密度 ρ = 0.5 ~ 1.5 Mg m^{-3} の様々な土壌に対して I = 100 mm の降水があった場合，水または非吸着性溶質（K_d = 0, R = 1）の z_p は 200 ~ 500 mm となるが，放射性 Cs（K_d = 1.2 ×10^3，R = 1201 ~ 9001）の z_p は，僅か 0.06 ~ 0.17 mm に過ぎない．

しかし，放射性 Cs は，このような既往知見に基づく予想よりも 2 ~ 3 桁も速く土壌中を移動し（塩沢ら, 2011），ごく一部は深さ 20 cm 付近まで到達していた（Ohno et al., 2012; Yamaguchi et al., 2012）．さらに不可解なことに，その鉛直分布の形状は，どの報告（Kato et al., 2012; Ohno et al., 2012; Tanaka et al., 2012; Yamaguchi et al., 2012; Honda et al., 2015）においても，放射性ヨウ素（^{129}I または ^{131}I）と大差ないものであった（ただし，放射性 I の移動の方が僅かに速い傾向）（江口, 2014）．放射性 I の沈着は，放射性 Cs とほぼ同じタイミングで生じており（Ohse et al., 2015），揮発による損失はほとんど無かった（Fujiwara et al., 2016）．土壌中における ^{131}I の K_d は平均 6.9 L kg^{-1} であり（IAEA, 2010），前出の土壌・降水条件では，R = 8 ~ 53，z_p = 9 ~ 27 mm となる．各地で実測された放射性 I の鉛直分布は，これらの既往知見と大きな矛盾がない．

遅延係数 R が 2 ~ 3 桁も異なる ^{131}I と ^{137}Cs が，見かけ上，ほぼ同じ鉛直分布を示した理由としては，1）吸着平衡が成立する前の移流による輸送，2）選択流（不均一

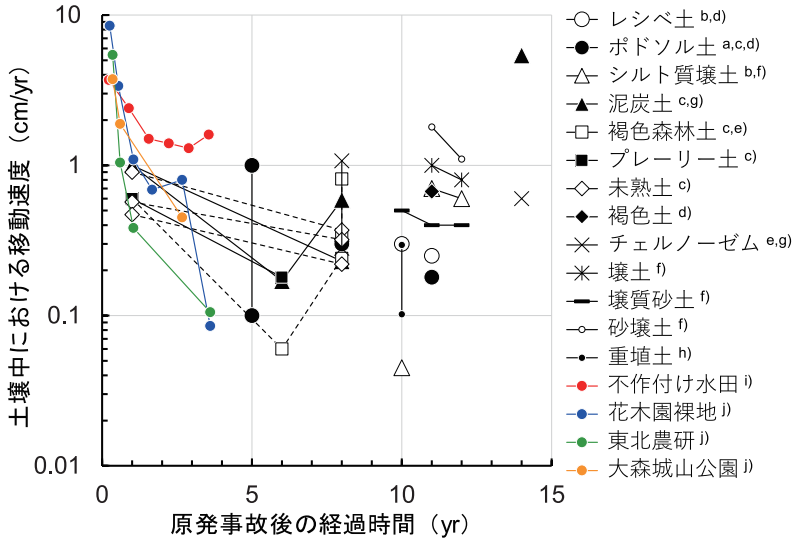


Fig. 3 欧州及び福島県内の様々な土壌中における ^{137}Cs の鉛直移動速度と原発事故後経過時間との関係．欧州データは，山口ら（2012）の表 5–1 に基づき作成：a）Bunzl et al.（1995）；b）Zygmunt et al.（1998）；c）Rosén et al.（1999）；d）Chilbowski et al.（1999）；e）Holgye and Maly（2000）；f）Forsberg et al.（2000）；g）Chilbowski and Zygmunt（2002）；h）Arapis and Karandinos（2004）．福島県内データは，i）高橋ら（2016）と j）塩沢（2016）に基づき作成．

な水移動及び溶質輸送），3）コロイド担体輸送（colloid-facilitated transport），等の可能性が挙げられる（江口，2014）．以下では，これらのうち特に理由 1）に関連して，事故直後だけでなく，中・長期的な時間スケールでの検討も行いたい．

理由 1）については，土壌中における放射性 Cs の吸着・固定に要する時間が関係していると考えられる．これは，エイジング効果とも呼ばれるものであり，粘土 – 腐植複合体のような凝集体の形成が 2 : 1 型粘土鉱物の層間への放射性 Cs^+ のアクセスを制限していること，鉱物端面に到達した放射性 Cs^+ が層間の膨潤層内に先在する多量陽イオン（放射性 Cs^+ よりも極めて多量に環境中に存在する陽イオン）とイオン交換しながら FES に到達するまでにはある程度の時間が必要であること等による（山口, 2014）．また，K^+，Rb^+，安定 Cs^+，アンモニウムイオン（NH_4^+）等，水和エネルギーが低く 2 : 1 型粘土鉱物の層間に固定され易い多量陽イオンは，放射性 Cs^+ が固定されやすい場所を既に占拠しており，新たに沈着した極微量の放射性 Cs^+ がこれらと交換すると共に，固定割合を増加させていくためには，ある程度の時間が必要と考えられる．例えば，^{137}Cs をあらかじめ固定させた風化黒雲母を，1 mol L^{-1} の CsCl 溶液に 1 日浸漬しても，先に固定された ^{137}Cs はほとんど脱着しない（Mukai et al., 2016）．一方で，1986 年にチェルノブイリ原発（CNPP）事故由来 ^{134}Cs と ^{137}Cs が降下した翌月には，利根川における懸濁物質（SS）に対する ^{137}Cs の K_d は，^{134}Cs の K_d と同様であり，さらに，CNPP 事故前の大気圏内核実験（ANT）由来グローバルフォールアウトの ^{137}Cs の K_d とも同様であった（Hirose et al., 1990）．即ち，少なくともこの河川水環境中では，ANT 由来 ^{137}Cs と後から侵入した CNPP 原発事故由来 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs との間の SS に対する収着平衡は，月単位以下の時間スケールでほぼ平衡状態に達していた．東電 FDNPP 事故後についても，2011 年 6 月下旬から 7 月下旬（一部は 8 月初旬）の約一ヶ月の間に，土壌中の放射性 Cs 鉛直分布に大きな差は見られず（Koarashi et al., 2012; Matsunaga et al., 2013），事故直後に比べて放射性 Cs 移動速度が大幅に減少したことが示された．さらに，他の室内実験の事例では，土壌への安定 Cs 添加 1 日後には，その 70 % が酢酸アンモニウム溶液で抽出されない（Takeda et al., 2013）．これらを考え併せると，降水と共に地表面から侵入した放射性 Cs が土壌中で移動しやすい時間スケールは，日単位以下であり，降水浸入時とその直後のみに限られると思われる．

欧州では，CNPP 事故後の土壌中における放射性 Cs の鉛直移動速度は，一部の泥炭土や砂質土壌を除けば 1 cm yr^{-1} 以下であり，年々減少する傾向を示した（Fig. 3, a ~ h）．東電 FDNPP 事故後の福島県内においても，同様の傾向が見られる（Fig. 3, j）．しかし，不作付け水田土壌（Fig. 3, i）だけは，平均 2.0 cm yr^{-1}（3.7 → 2.4 → 1.5 → 1.4 → 1.3 → 1.6 cm yr^{-1}）という大きな移動速度を示し，2 年目以降はほぼ一定速度を維持している．表土剥ぎによる農地除染作業（環境省, 2014）では，最表層 5 cm 程度を剥ぎ取るが，放射性 Cs の移動速度が大きいと経過年数の増大に伴い十分な除染が難しくなる．日本は欧州に比べて降水量が大きいため放射性 Cs 移動速度が大きいとする指摘（Konoplev et al., 2016）もあるが，水田以外の土壌（Fig. 3, j）を見る限り，それは初年目に限られ，二年目以降は欧州と同様の移動速度を示している．したがって，降水量の影響は見かけ上小さく限定的である．他の農地に比べて，水田土壌（不作付け）における放射性 Cs 鉛直移動が大きいことは，福島県内の複数の調査結果（Lepage et al., 2015; Takahashi et al., 2014; Takata et al., 2014; 塩沢, 2016）で共通しており，これは水田土壌に特有の現象かもしれない．森林土壌では，糸状菌が Cs の吸収や蓄積に大きな役割を果たすとされ（Steiner et al., 2002），室内培養実験では鉱質土層中の ^{137}Cs が落葉層に移行する（Fukuyama and Takenaka, 2004）．水田土壌の微生物群集は一般に細菌主体であるが，他の農地は糸状菌主体であることから，水田以外の土壌では，糸状菌の活動が，見かけ上，Cs 移動速度を遅らせている可能性が考えられる．

実際の土壌中における放射性 Cs の移動速度が，K_d 値から予想される移動速度よりもずっと大きいことについて，十分に注意すべきことは，IAEA（2010）のデータセットからも言えるということである．式（3）で示した土壌条件では，$K_d = 1.2 \times 10^3$ L kg^{-1} のとき，年間 1000 mm の浸入水があったとしても，放射性 Cs の到達深さは 0.6 ~ 1.7 mm に過ぎない．しかし，Fig. 3 に示すように，欧州でも 1 ~ 10 mm yr^{-1} の移動速度が各地で観測されており，K_d から予想される値よりも一桁大きい．この原因の一つは，現地土壌条件での K_d を実測することは困難であることから，実験室で測定された K_d 等をデータベースに掲載しているためかもしれない．現地土壌条件での放射性 Cs の移動速度を理解するためには，土壌溶液組成等の基本的な環境条件を把握するだけでなく，微生物や植物の働きを考慮した上で，物質循環的な見地からの調査研究が必要と思われる．

3. 環境中における放射性セシウムの実効的な固液分配係数

3.1 実効的な固液分配係数の中身と定式化

環境中の放射性 Cs は，主に懸濁態として輸送されることが明らかとなっているが（Ueda et al., 2013; Evrard et al., 2015; Iwagami et al., 2016），土壌中での輸送及び作物根への吸収は，主に溶存態で行われる．灌漑水中の溶存態放射性 Cs 濃度が高いほど，水稲玄米の放射性 Cs 濃度は高まる（Fujimura et al., 2013; Suzuki et al., 2015）．溶存態 Cs 濃度の変動を予測するためには，環境中での固相 – 液相間の放射性 Cs 分配状況の実態から求まる実効的な（= 環境条件と共に変動する）固液分配係数 K_d（式（1））の中身を理解する必要がある．

溶媒の種類（水，酢酸カリウム溶液，酢酸アンモニウム溶液等）によって土壌からの放射性 Cs 抽出率が大きく変わる（Takeda et al., 2006; Yamaguchi et al., 2012; 山口ら, 2015）ことからも判るように，環境中での K_d は水質条件（イオン組成）に応じてダイナミックに変化する．特に，液相中の K^+，Rb^+，安定 Cs^+，NH_4^+ 等，水和エネルギーが低い陽イオンは，容易に水和水分子を手放して FES への吸着や層間への固定が生じやすく，相対的に極微量の放射性 Cs の K_d に大きな影響を与える．

土壌中における Cs^+ の吸着サイトは，山口（2014）を参考にすれば，次のように三大別できる：① Cs^+ 選択性の低い pH 依存性の変異電荷（腐植物質の解離したカルボキシレート基，粘土鉱物の構造末端やアロフェン等に存在する表面水酸基），② Cs^+ 選択性は高いが他の多量陽イオンとの交換が生じ易い，構造由来の永久電荷（2 : 1 型層状ケイ酸塩鉱物の層間），③ Cs^+ 選択性が非常に高く，他の多量陽イオンが侵入しにくい場所にある FES（ケイ酸四面体シートで同形置換が生じている 2 : 1 型層状ケイ酸塩鉱物である雲母，イライト，バーミキュライト等の層間の非膨潤層と膨潤層の境界部分）及び FES 様サイト．また，① ~ ③の吸着 Cs^+ 以外にも，④ FES に吸着した後，層間が閉じて固定された Cs^+，⑤ 吸着・固定サイトではないが，土壌固相における Cs^+ の存在場所として，鉄酸化物の沈殿等に包蔵された Cs^+，⑥ 未分解生物遺体の細胞中に存在する Cs^+，等が考えられる．

これらのうち，①と②を RES（regular exchange site）（Sanchez et al., 2002），③を FES（可逆的な吸着：交換態），④を FESir（不可逆的な FES 吸着：固定態），⑤と⑥を X（吸着・固定サイト以外の存在場所）とすると，土壌全体での式（1）における Q 及び K_d は，次の式（4）及び（5）で表せる．

$$Q = Q_{RES} + Q_{FES} + Q_{FESir} + Q_X \tag{4}$$

$$K_d = K_{dRES} + K_{dFES} + K_{dFESir} + K_{dX} \tag{5}$$

ここで，下付き文字 RES，FES，FESir 及び X は，それぞれ，RES，FES，FESir 及び X についての Q または K_d であることを示す．また，式（5）の右辺第二項 K_{dFES} は，土壌の放射性 Cs 捕捉ポテンシャル（radiocesium interception potential, RIP）（mmol kg^{-1}）と次の関係にある．

$$K_{dFES} = \frac{RIP}{C_K + \sum_i k_i C_i} \tag{6}$$

ここで，C_K 及び C_i は，それぞれ，K^+ 及び他の陽イオン種 i（NH_4^+，Rb^+，安定 Cs^+ 等）の液相中濃度（mmol L^{-1}），k_i は経験的な定数であり，FES における K^+ に対する陽イオン種 i の選択係数に相当する．例えば，k_{NH_4} 及び k_{Na} は，それぞれ，約 5（4.2 ~ 5.3）及び約 0（0 ~ 0.02）の値が使用されており（Wauters et al., 1994; 1996; Smolders et al., 1997; Absalom et al., 2001; Sanchez et al., 2002），k_{Cs} については，FES における K^+ に対する Cs^+ の選択係数として 1000（Brouwer et al., 1983）との見積もりがある．なお，RIP は，FES による Cs^+ 捕捉能を定量的に評価するための指標であり，FES 以外の負電荷（RES）を AgTU または Ca^{2+} でマスクした条件下で，FES に対する K^+ と ^{137}Cs の競合吸着平衡時の濃度を測定することにより，実験的に求められる（Cremers et al., 1988; Wauters et al., 1996）．

式 (1) 及び (4)~(6) を整理すると，

$$K_d = \frac{RIP}{C_K + \sum_i k_i C_i} + \frac{Q_{RES} + Q_{FESir} + Q_X}{C} \tag{7}$$

式（7）は，K_d に直接影響する要因として，固相の RIP だけでなく，FES 吸着から固定への進行度合い，環境中の生物活動や農地における施肥と密接に関係する多量陽イオン種（K^+，NH_4^+ 等）濃度の増減，酸化還元電位の変化による鉄酸化物の溶解・沈殿反応等があることを示す．また，この式の各項目のうち，RIP，C_K，k_i，C_i 及び C は実測可能（k_i は文献値を得る）であり，実測できない

Q_{RES}，Q_{FESir} 及び Q_X の和（右辺第二項の分子）は，式（7）を使えば求まる．

3.2 固液分配係数の変動要因

現地土壌中における放射性 Cs の K_d を実測することは極めて困難であるが，陸水（淡水）環境中における SS に対する K_d は，これまでに多くの実測値が報告されている．東電 FDNPP 事故後に測定された K_d は，それ以前に欧州や日本で測定された K_d と比べると，全体的に一桁大きい傾向がある（Fig. 4）．その原因としては，東電 FDNPP 事故で放出された難溶性 Cs ボールの影響も指摘されている（Konoplev et al., 2016）．しかし，CNPP 事故前・後と東電 FDNPP 事故後の日本の K_d を電気伝導度（EC）に対してプロットすると（Fig. 5），全体的に EC が高いほど K_d が低下する傾向が見られる．これは，

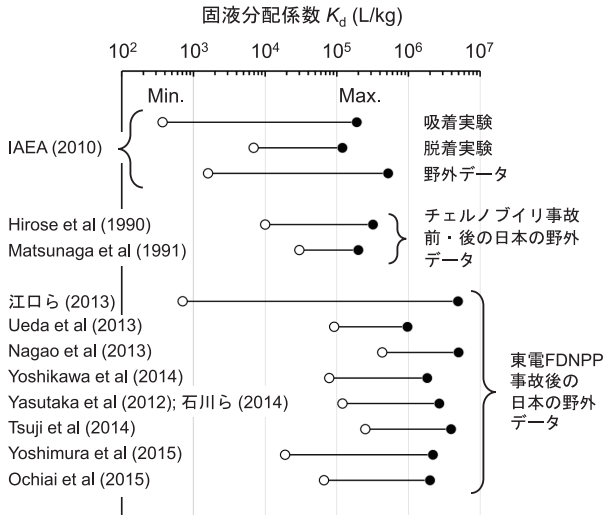


Fig. 4　淡水環境中における固液分配係数（K_d）の変動幅．

EC が高い陸水ほど多量陽イオン（K^+，NH_4^+ 等）濃度が高いと考えれば，式（7）で説明できる．即ち，東電 FDNPP 事故後の K_d が既往の知見よりも高い主な原因の一つは，EC が低い陸水を対象としたケースが多いためと考えられる．国内の CNPP 事故前・後の調査では，主として，流域面積の大きな大河川（石狩川，利根川，北上川等）の下流部を対象としていたが，東電 FDNPP 事故後の調査対象は，阿武隈川支流，太平洋に面した浜通りの二級河川，農地における用排水等が主体である．一般に，下流ほど様々な人間活動の影響を強く受けて，河川水の EC は高まる．

固液分配係数 K_d に影響する土壌固相側の性質としては，RIP が最も重要である．一般に，土壌中の放射性 Cs の存在形態は，酢酸アンモニウム溶液では抽出されない画分（= 前述の④ FESir にほぼ相当）が大部分を占める（Takeda et al., 2006; Yamaguchi et al., 2012; 山口ら, 2015）．この固定態（④ FESir）は，前述したように，系外から侵入した放射性 Cs が交換態（③ FES）を経て移行したものと考えられる．したがって，FES による放射性 Cs 捕捉能を定量化した RIP が高い土壌（または SS）ほど，③ FES だけでなく④ FESir への移行量も多いと考えられる．同じ EC であっても，調査河川により K_d の分布域が上下に分かれる（Fig. 5）のは，主に地質条件の影響（Yoshimura et al., 2015）と考えられ，SS の RIP が地質条件に強く依存（地質条件が粘土鉱物組成を強く規定）することによる．見方を変えれば，RIP は，粘土鉱物組成という定性的な性質を放射性 Cs 吸着の観点から定量化したという点で，K_d 変動や作物への放射性 Cs 移行を予測するためのパラメータとして有用性・汎用性が非常に高い．今後は，RIP をより簡易に測定するための代替的な実験手法の開発や，基本的な土壌特性から RIP を推定するための手法（Nakao et al., 2015; Uematsu et al.,

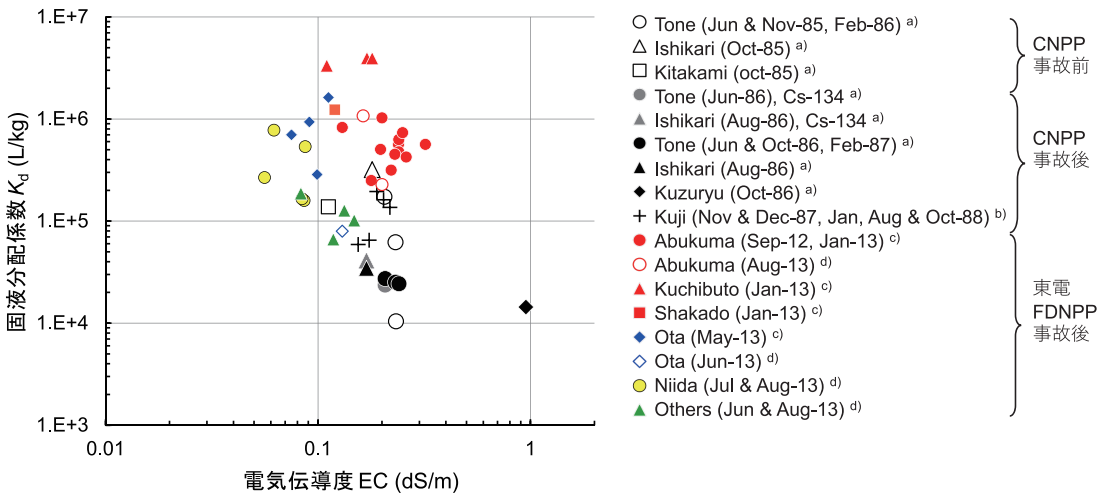


Fig. 5　河川水中の放射性セシウムの固液分配係数（K_d）と電気伝導度（EC）の関係．Ochiai et al.（2015）（阿武隈川水系と浜通りの二級河川）[d] 及び Tsuji et al.（2014）（阿武隈川水系）[c] の EC 値は論文中の実測値，Hirose et al.（1990）（石狩川，北上川，利根川及び九頭竜川の各水系）[a] 及び Matsunaga et al.（1991）（久慈川水系）[b] の EC 値は，採水地点及び採水日に最も近い実測値または推定値（EC 値の季節変化等を考慮）を水文水質データベース（国土交通省, 2016）に基づき与えた．

2015）の開発等が必要だろう．そのためには，広域での粘土鉱物組成データの収集・整備だけでなく，K や安定 Cs 等，放射性 Cs よりも分析し易い元素の土壌 – 植物系における挙動を明らかにすることが必要である．また，RIP 実験では具体的にどの吸着サイトにおける放射性 Cs 捕捉を測定しているのか等について，明らかにすべきだろう．さらに，環境中での実効的な K_d 値には，有機物動態が深く関係することが知られているが（Staunton et al., 2002; 山口, 2014），その詳細は未解明であり，有機物分解等と環境中での K_d 変動を関連づけるための物質循環的研究が必要である．

4. 作物への放射性セシウムの移行と抑制

4.1 直接汚染（直接沈着）

東電 FDNPP 事故直後は，放射性 Cs による農作物汚染は植物体地上部の吸収（葉面や樹皮からの吸収と転流）による直接汚染（直接沈着）が主体であり，葉菜（Ohse et al, 2015），小麦（田野井, 2013），茶（Tagami et al., 2012; Hirono and Nonaka, 2016），果樹（佐藤ら, 2014），牧草（Sunaga et al., 2015）等の直接汚染（または次節 4.2 で記述する間接汚染との混合型）が各地で生じた．また，2013 年産の水稲玄米では，南相馬市付近で局地的な直接汚染が生じた（農林水産省ら, 2015b）．その原因は，稲体に付着した大気降下物（水溶性物質や，放射性微粒子からの溶出等）であり，その起源については，周辺の土壌粒子由来ではないことが各試料の $^{134}Cs/^{137}Cs$ 濃度比に基づき示された（Matsunami et al., 2016）．

大気降下物による放射性 Cs の沈着は，事故直後と比較すると非常に小さいが，現在も続いている（原子力規制委員会, 2016）．農作物への影響は非常に小さいと考えられるが，2013 年産水稲玄米への直接汚染のような事例も生じていることから，今後も広域での長期的なモニタリングが必要である．各地でのモニタリング（原子力規制委員会, 2016）によれば，事故による放射性 Cs 沈着量が大きかった地域ほど，現在も放射性 Cs 降下量が多い結果が得られており，放射性 Cs の再浮遊と沈着が，地域スケールで繰り返し生じていると考えられる．また，大気中の ^{137}Cs 濃度は明瞭な季節変化を示し，都市域（福島市，郡山市）では冬季に極大，非都市域（浪江町津島地区）では夏季に極大となる（北ら, 2016）．これについて，冬季の極大値は都市部での人為的な活動起源，夏季の極大値は植物由来の有機物粒子起源が主体と考えられている．伊達市では，一年間に 2 回，冬季と夏季にピークが見られ，2012 年から 2015 年にかけての大気中 ^{137}Cs 濃度減衰は，物理的半減期よりもずっと早く，一年でほぼ半減していた（Kitayama et al., 2016）．今後，これらの知見を集積することにより，長期的な放射性 Cs 降下量予測やその実体の解明が可能になると考えられる．

4.2 間接汚染（経根吸収）と移行係数

土壌に沈着した放射性 Cs の根からの吸収を通じた作物への移行は間接汚染（経根吸収）と呼ばれ，間接汚染の生じやすさの指標として，移行係数（transfer factor, TF）が用いられる．

$$TF = \frac{P_{Cs}}{M_{Cs}} \tag{8}$$

ここで，P_{Cs} 及び M_{Cs} は，それぞれ，作物（体の一部）及び土壌（の作土層）の放射性 Cs 濃度（Bq kg^{-1}）である．突発的な事故等によって生じる直接汚染は前もって予測出来ないが，間接汚染は，土壌 – 作物系における放射性 Cs の物質循環を理解することにより，予測と制御が可能である．

2011 年 4 月には，全国各地における 1960 年代からの ANT 由来 ^{137}Cs の水田土壌から水稲玄米への放射性 Cs 移行係数（transfer factor, TF）の長期モニタリングデータ（Fig. 6）に基づき，TF < 0.1 の仮定の下，放射性 Cs 濃度が 5000 Bq kg^{-1} 以上の農地土壌での作付けが制限された（当時の食品の暫定基準値：500 Bq kg^{-1}）．これは一定の成果を挙げたが，K 長期無施用の圃場等（分析総数の 0.2 %）で，当時の暫定基準値超過が見られた（農林水産省ら, 2014; 八戸ら, 2015）．2011 年より，福島県及び北関東各地の水田圃場において様々な K 肥料及び K 含有資材の施用試験が行われ（齋藤ら, 2014; 佐久間・佐藤, 2014; 神山ら, 2015; Kato et al., 2015），水稲玄米への放射性 Cs の移行が K 施用（K 肥料及び K を含む堆肥や粘土鉱物資材等）によって抑制されることが，圃場レベルで初めて実証された（Fig. 7）．水稲の根吸収における K^+ と Cs^+ の競合のため，K 施用が放射性 Cs 吸収抑制に有効であることは，実験室レベルでは以前より知られていた（天正ら, 1961; 津村ら, 1984）．二本松市の水田土壌（齋藤ら, 2014; 佐久間・佐藤, 2014）における K 施用による ^{137}Cs 吸収抑制効果は，K^+ 濃度を Cs^+ 吸収の阻害因子とする Michaelis-Menten 型のモデル式（Shaw and Bell, 1991）と K^+ 欠乏で発現する K^+ 輸送体タンパク質合成を考慮して，説明することが出来た（Fujimura et al., 2014）．また，基肥としての K 施用量をゼロから

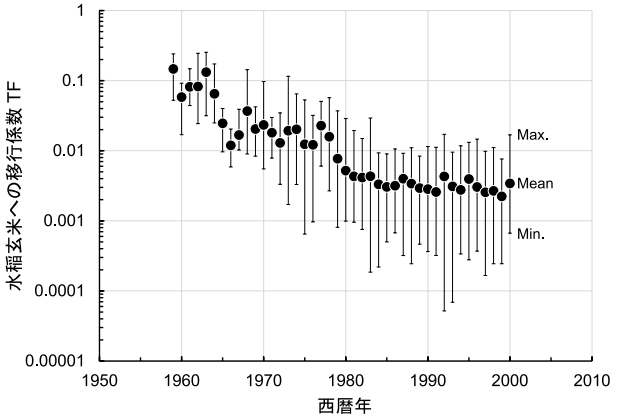


Fig. 6 全国各地の水田 6 ~ 10 地点（1959 ~ 1968 年）及び 11 ~ 15 地点（1969 年以降）における大気圏内核実験（ANT）由来グローバルフォールアウト ^{137}Cs の水稲玄米への移行係数（TF）の平均値．Komamura et al.（2005）及び駒村ら（2006）に基づき計算．エラーバーは最大値・最小値を表す．

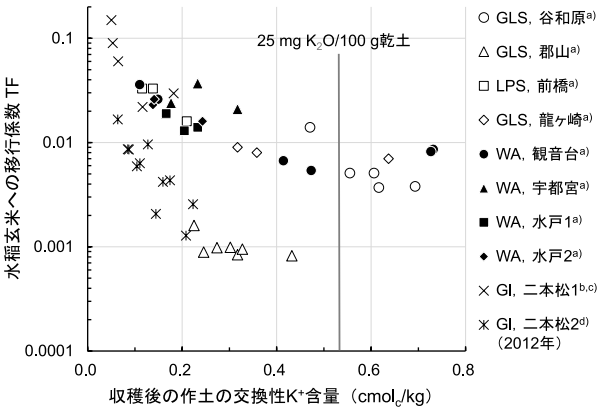


Fig. 7 福島県及び北関東の異なる水田土壌（GLS = 灰色低地土; LPS = 低地水田土壌; WA = 多湿黒ボク土; Gl = グライ土）における 2011 及び 2012 年産水稲玄米への移行係数（TF）と収穫後の作土の交換性カリウム（K^+）含量の関係（二本松 2 のみ 2012 年産）: a）Kato et al.（2015）; b）齋藤ら（2014）; c）神山ら（2015）; d）佐久間・佐藤（2014）.

過剰量まで増加させると（0 → 57 g K m^{-2}），水田土壌の交換性 ^{137}Cs 含量を減少させる（234 → 25 Bq kg^{-1}）ことが示された（Saito et al., 2015）．これは，K^+ 濃度の増加に伴い，FES 及び層間への K^+ 吸着が進んだ結果，電気的斥力を失った層間が閉じたことによると考えられる．同様に，土壌中の FES 量や，RIP という土壌特性もまた，基本的に固定値ではなく，K 施肥やその他の環境条件（例えば，乾湿の繰り返し等 : 中尾ら, 2011）によって変動しうるため，個々の農地の管理状況の把握が必要である．

各地での試験結果に基づき，2012 年には，水稲玄米の放射性 Cs 濃度を新たな基準値（100 Bq kg^{-1}）以下に抑えるための土壌中交換性 K 含量の目標値として，25 mg K_2O/100 g 乾土が設定された（農研機構, 2012）．水稲玄米への TF は，K 施肥等の対策をしない圃場でも経年的に減少するが（Fujimura et al., 2015; Yang et al., 2016），水田土壌の特性（RIP が低い等）によっては，基準値を超過する玄米が生産される可能性がある．実際，2013 年産の水稲玄米では，K 施肥対策をとらなかった圃場 1 地点において，基準値超過が生じた（農林水産省ら, 2014）．福島県内での徹底した K 施用等の吸収抑制対策により，2015 年産水稲玄米の全袋調査では，ついに 100 Bq kg^{-1} 超過件数はゼロとなった（福島県, 2016）．さらに，ダイズ，ソバ，牧草においても，K 施用による放射性 Cs の移行抑制効果が実証された（信濃, 2015）．ただし，これらの畑作物では，土壌中交換性 K 含量の目標値が水田よりも高く，ダイズ，ソバ及び牧草について，それぞれ，30, 30 及び 30 ~ 40 mg K_2O/100 g 乾土が必要となる（信濃, 2015）．

福島県内全域を対象とした K 施用対策を，今後も毎年継続することは予算的に困難であり，圃場毎の土壌特性（RIP 等）を考慮した，よりきめ細やかな対策案（適切な K 施肥シナリオ）の提示が求められている．土壌の RIP と作物による放射性 Cs 吸収が負の相関関係にあることが，牧草（Delvaux et al., 2000），水稲（農林水産省ら, 2014），ダイズ（Takeda et al., 2014; 農林水産省ら, 2015）等で示されている．土壌の RIP は，土壌タイプによって異なり，黒ボク土で比較的低く，台地土や低地土でやや高い傾向がある（農林水産省ら, 2015a）．また，異なる土壌特性や様々な K 肥料・K 含有資材の施用効果を総合的に考慮して，水稲玄米への TF を予測できる簡易モデルの開発が進められている（Eguchi et al., 2015）．これは，欧州で開発された Absalom et al.（1999）の TF 予測モデルを一部改良したものであり，モデル入力値としては，オリジナル版で必要とされる土壌の粘土含量，交換性 K 含量及び放射性 Cs 降下後の日数の 3 点に加えて，土壌の粘土鉱物組成を表すための土壌特性パラメータとして，RIP 値を使用する．本モデルの開発と検証が進めば，福島県内を中心とした広域 RIP マップ（Yamaguchi et al., 2017）を利用することにより，広域での適切な K 施肥シナリオの提案が可能となる．

表土剥ぎによる除染後の水田では，通常の水田よりも玄米の TF が一桁ほど高くなる場合がある（Yang et al., 2016）．これは，主に交換性 K 含量の低下によるものと考えられ，TF と交換性 K 含量の関係で整理すれば，通常の水田との違いは見られない（藤村ら, 2016）．即ち，通常水田と同様の K 施用対策をとれば，除染後水田においても TF を低く維持することが出来る．玄米収量は，水による土壌攪拌・除去方式（石田ら, 2014; 牧野ら, 2015）や表土剥ぎ・客土方式（環境省, 2014）による除染後の水田でやや低下する傾向（試験圃場 4 ヶ所のうち，3 ヶ所で減少，1 ヶ所で増加）もあるが（藤村ら, 2016），土壌の可給態窒素含量との密接な関係が示されており，窒素肥沃度を高めることで改善が期待できる．一方，除染後の農地では，客土された土壌の侵食が大きな問題となっており，カバークロップによる侵食防止技術の開発が進められている（信濃, 2015）．

5. 農地における放射性セシウムの出入り

農地における放射性 Cs 収支は，物理的な放射壊変以外では，大気降下物（乾性，湿性），灌漑水，作物残渣等の収入と，作物吸収（収奪），表面流出（土壌侵食），暗渠流出，溶脱等の支出との差し引きで決まる．これらの過程は溶存態または懸濁態で生じるが，量的には懸濁態が主体となるため，SS 収支を把握することが重要になる．

傾斜畑では，一般に，土壌侵食による支出項が卓越し，SS 収支は負値となる．1959 ~ 1973 年に全国 8 ヶ所で行われた傾斜ライシメータ試験（傾斜 5° ~ 10°，斜面長 15 ~ 20 m，標準栽培区）の結果によれば，年間の SS 収支は −7.9 ~ −0.1 Mg ha^{-1}（平均 −2.3 Mg ha^{-1}）であった（谷山, 2002）．これに対して，1993 ~ 1998 年に秋田県，千葉県及び滋賀県の慣行栽培水田（計 11 地点）を対象に行われた SS 収支モニタリングによれば，年間 0.05 ~ 0.47 Mg ha^{-1} の SS 流入，0.20 ~ 4.20 Mg ha^{-1} の SS 流出があり，SS 収支は，−4.16 ~ 0.03 Mg ha^{-1}（正値は 2 地点）

Table 1 水田における放射性セシウム（Cs）の年別の収支（土壌中の放射性 Cs 存在量に対する百分率で表示）.

収穫年	放射性 Cs 存在量	放射性 Cs 収支	出典
	kBq m^{-2}	%	
2011	589	−2.96	谷山ら（2014）
2012	$\left(10^3 \text{ to } 10^4\right)$	−0.40	Yoshikawa et al.（2015）
2012		+0.07	同上
2012		−0.48	同上
2012	308	−0.14	恩田ら（2014）
2012	25	−1.04	同上
2012	323	+0.093	同上
2012	342	+0.13	同上
2012	61	−0.002	同上
2013	$\left(10^3 \text{ to } 10^4\right)$	−0.060	Yoshikawa et al.（2015）
2013		−0.97	同上
2013		−2.48	同上
2014	210	+0.24	鶴田ら（2015）
2014	210	+0.16	同上
2015	208*	+0.093	中島ら（2016）
2015	208*	−0.022	同上
		Mean ± SD	
		−0.52 ± 0.98	

* 鶴田（2015）からの計算値（推定値）

であった（谷山, 2002）．即ち，畑と水田の SS 収支は基本的に負値であり，リンや放射性 Cs 等，土壌粒子に強く吸着する元素の収支もまた負値となる．その結果として，全国各地の水田土壌における ANT 由来 ^{137}Cs インベントリーの実効的半減期は，物理的半減期（30.1 年）よりもずっと短く，9 ~ 24 年であった（駒村ら, 2006）．

東電 FDNPP 事故後，福島県内各地の水田で放射性 Cs 収支が観測され，既往の知見に反することなく，負値が多く示されている（Table 1）．しかし，その結果は圃場間や年次間で大きな変動を示し，全体の変動係数 CV は非常に大きい（188 %）．圃場レベルの放射性 Cs 収支は，土壌特性や気象条件だけでなく，農家による圃場毎の土壌・水管理方法に依存する要因が非常に大きいため，予測が難しい．また，通年で実測するためには，高価な自動観測・採水システム（パーシャルフリューム，三角堰，雨量計，濁度計，データロガー，太陽パネル，バッテリー，自動採水装置等で構成）の構築が必要となるだけでなく，谷津田等では水や SS の流入・流出が圃場の至る所で生じるため，水・物質収支の実測が非常に難しい．したがって，放射性 Cs 収支を多地点で実測することは現実的に不可能であり，広域かつ長期での実態把握のためには，その代替策として，水田土壌の放射性 Cs インベントリーを広域で長期的に定点モニタリングすること（駒村ら, 2006）が必要である．流域レベルでの河川からの放射性 Cs 流出もまた同様に予測・実測は容易でないが，各地の定点で調査データを蓄積することにより，経験的な減衰係数を用いた解析（Smith et al., 2004; Iwagami et al., 2016）が可能となる．水田土壌の放射性 Cs インベントリーについても，定点データを多点で長期間蓄積し，CNPP 事故後の欧州データとも比較しながら，経験的な減衰係数等のパラメータを整理・活用していく必要がある．

6. おわりに

今後，営農再開と中・長期的な農作物生産の安全性確保のため，地目・作目毎の管理等に応じた様々な調査研究が必要となる（Yamaguchi et al., 2016b）．課題は広範囲に及ぶが，ここでは，土壌物理学と深く関係する研究課題として，次の 4 点を挙げたい．

一つ目は，土壌中における放射性 Cs の挙動に強く影響する巨視的パラメータとしての K_d のデータベース構築とモデル化（関数化）である．土壌中の水移動・溶質輸送過程の説明・予測のために不飽和透水係数や分散係数（分散長）といった巨視的パラメータが必要とされるのと同様に，K_d は，土壌中における放射性 Cs の挙動を説明・予測する上で必要不可欠なパラメータである．環境中における実測 K_d の中身と変動要因を理解し，他の変数（土壌特性，水質条件，経過時間等）で K_d を表現する方法（関数化）が開発されれば，放射性 Cs 沈着直後から長期的な将来予測までを，圃場 ~ 地域レベルでモデル解析することが可能となる．

二つ目は，土壌特性（RIP 等）や地目・作目に応じた K 施肥の適正化（必要な圃場にだけ必要な量を施用すること）のための，予測精度の高い TF 予測モデルの開発である．このモデルは，東電 FDNPP 事故後に測定された TF だけでなく，1960 年代以降，全国各地で測定されてきた ANT 由来 ^{137}Cs の TF（Fig. 6）に対しても適用でき，今後 30 年間以上にわたる将来予測や K 施肥シナリオ分析が出来るものとする必要がある．

三つ目は，東電 FDNPP 事故直後に沈着した放射性 Cs の実体とその広域分布の解明である．各地に沈着した放射性 Cs の形態は，水溶性エアロゾルとケイ酸ガラス質 Cs ボールの両方が考えられるが，どのタイミングでどの地域にどちらがどれだけ降下したのかについては，当時のデータが非常に限られていることもあり，不明な点が多い．現在の環境中に残存する放射性 Cs の実体のより詳細な解明等により，当時の降下状況を再現することが出来れば，K_d や TF 予測モデルの適用範囲・条件が大きく変わる可能性がある．

最後に，四つ目は，長期的な放射性 Cs 動態予測のための，安定 Cs の動態解明である．安定 Cs については，これまでも多くの研究が実施されており，安定 Cs の TF に対する ANT 由来 ^{137}Cs の TF の比は，白米では約 2.6 倍（Tsukada et al., 2002）や約 1.5 倍（Uchida et al., 2009），玄米では約 1.8 倍（Kamei-Ishikawa et al., 2008; Uchida et al., 2009）といった報告がある．東電 FDNPP 事故後

は，飼料用牧草（Harada et al., 2015）や水稲（Kondo et al., 2015）における安定 Cs の移行や安定 Cs が事故由来 ^{137}Cs の移行に及ぼす影響等が調査されている．しかし，環境中における安定 Cs の K_d と放射性 Cs の K_d の関係や，相対的に多量に存在する安定 Cs の濃度変動が放射性 Cs の K_d に及ぼす影響等については，環境中での研究事例が見当たらない．一方，室内実験では，モンモリロナイト及びイライトにおける ^{137}Cs の K_d に対する安定 Cs 濃度の影響は非常に大きいことが示されている（Staunton and Roubaud, 1997）．環境中での放射性 Cs の挙動を安定 Cs の物質循環と関連づけて詳細に明らかにすることが，放射性 Cs の長期的な挙動を理解するための一番の近道かもしれない．

謝辞

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 —」及び JSPS 科研費 26511001 の成果である．

引用文献

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. Environmental Science and Technology, 33(8): 1218–1223.

Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Sanchez, A., Wright, S.M., Smolders, E., Nisbet, A.F. and Gillett, A.G. (2001): Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. Journal of Environmental Radioactivity, 52(1): 31–43.

Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y. and Igarashi, Y. (2013): Emissions of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. Scientific Reports, 3, 2554; doi:10.1038/srep02554.

Arapis, G.D. and Karandinos, M.G. (2004): Migration of ^{137}Cs in the soil of sloping semi-natural ecosystems in Northern Greece. Journal of Environmental Radioactivity, 77(2): 133–142.

Brouwer, E., Baeyens, B., Maes, A. and Cremers, A. (1983): Cesium and rubidium ion equilibria in illite. Journal of Physical Chemistry, 87 (7): 1213–1219.

Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W. and Auerswald, K. (1995): Migration of fallout $^{239+240}$Pu, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine. Journal of Environmental Radioactivity, 28(1): 17–34.

Chibowski, S. and Zygmunt, J. (2002): The influence of the sorptive properties of organic soils on the migration rate of Cs-137. Journal of Environmental Radioactivity, 61(2): 213–223.

Chibowski, S., Zygmunt, J. and Klimowicz Z. (1999): Investigation of adsorption and vertical migration of ^{137}Cs in three kinds of soil at Lublin vicinity. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 242(2): 287–295.

Cremers, A., Elsen, A., De Preter, P. and Maes, A. (1988): Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. Nature, 335: 247–249.

Delvaux, B., Kruyts, N. and Cremers, A. (2000): Rhizospheric mobilization of radiocesium in soils. Environmental Science and Technology, 34(8): 1489–1493.

江口定夫 (2014): 放射性セシウムの沈着と農地土壌における輸送過程. 日本土壌肥料学雑誌, 85(2): 80–85.

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, p. 191. 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 12–16 July 2015, Fukuoka.

江口定夫，吉川省子，板橋 直，三島慎一郎，坂口 敦，朝田 景，坂西研二，木方展治，井倉将人，神山和則，藤原英司，山口紀子，藤村恵人，齋藤 隆 (2013): 福島県内の異なる水田環境中における溶存態及び懸濁態放射性セシウム濃度の変動要因. 日本土壌肥料学会講演要旨集, 59: 10.

Evrard, O., Laceby, J.P., Lepage, H., Onda, Y., Cerdan, O. and Ayrault, S. (2015): Radiocesium transfer from hillslopes to the Pasific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A review. Journal of Environmental Radioactivity, 148: 92–110.

Forsberg, S., Rosén, K., Fernandez, V. and Juhan, H. (2000): Migration of Cs-137 and Sr-90 in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. Journal of Environmental Radioactivity, 50(3): 235–252.

Fujii, E., Tamura, K., Hatta, T., Yamada, H., Yaita, T. and Kogure, T. (2015): Cesium sorption to paddy soil in Fukushima. Clay Science, 19(1): 17–22.

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，中 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. 日本作物学会紀事, 85(2): 211–217.

Fujimura, S., Ishikawa, J., Sakuma, Y., Saito, T., Sato, M., Yoshioka, K. (2014): Theoretical model of the effect of potassium on the uptake of radiocesium by rice. Journal of Environmental Radioactivity, 138: 122–131.

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. Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry, 303(2): 1147–1150.

Fujimura, S., Yoshioka, K., Saito, T., Sato, M., Sato, M., Sakuma, Y. and Muramatsu, Y. (2013): Effects of applying potassium, zeolite and vermiculite on the radiocesium uptake by rice plants grown in paddy field soils collected from Fukushima prefecture. Plant Production Science, 16(2): 166–170.

Fujiwara, H. (2016): Observation of radioactive iodine (^{131}I, ^{129}I) in cropland soil after the Fukushima nuclear accident. Science of the Total Environment, 566–567: 1432–1439.

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

Fukuyama and Takenaka (2004): Upward mobilization of ^{137}Cs in surface soils of *Chamaecyparisobtusa* Sieb. et Zucc.(hinoki) plantation in Japan. Science of the Total Environment, 318(1–3): 187–195.

原子力規制委員会 (2016): 放射線モニタリング情報, 定時降下物のモニタリング. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html（2016/12/27）

八戸真弓，濱松潮香，川本伸一 (2015): 国内農畜水産物の放射性セシウム汚染の年次推移と加工・調理での放射性セシウム動態研究の現状. 日本食品科学工学会誌, 62(1): 1–26.

Harada, H., Sunaga, Y. and Kawachi, T. (2015): Cesium-137 concentration of forage corn and Italian ryegrass in a double cropping system under different rates of cattle farmyard manure application after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident in 2011. Soil Science and Plant Nutrition, 61(6): 972–982.

Hirono, Y. and Nonaka, K. (2016): Time series changes in radiocaesium distribution in tea plants (Camellia sinensis(L.)) after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity 152: 119–126.

Hirose, K., Aoyama, M. and Sugimura, Y. (1990): Plutonium and cesium isotopes in river waters in Japan. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 141(1): 191–202.

Holgye, Z. and Maly, M. (2000): Sources, vertical distribution, and migration rates of ^{239,240}Pu, ^{238}Pu, and ^{137}Cs in grassland soil in three localities of central Bohemia. Journal of Environmental Radioactivity, 47(2): 135–147.

Honda, M., Matsuzaki, H., Miyake, Y., Maejima, Y., Yamagata, T. and Nagai, H. (2015): Depth profile and mobility of ^{129}I and ^{137}Cs in soil originating from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 146: 35–43.

IAEA (International Atomic Energy Agency). (2010): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series No. 472, pp. 1–194. Vienna

石田 聡，中 達雄，奥島修二，小倉 力，白旗克志，土原健雄，吉本周平，鎌田雅美，奈良部善之，梅崎健夫 (2014): 耕起された大区画水田を対象とした水による土壌撹拌・放射性物質除去工法. 平成 26 年度農業農村工学会講演会講演要旨集, 336–337.

石川百合子，川口智哉，保高徹生，東野晴行 (2014): 阿武隈川水系における放射性セシウムの数値シミュレーション．水環境学会誌, 37(2): 29–43.

Itoh, S., Eguchi, T., Kato, N. and Takahashi, S. (2014): Radioactive particles in soil, plant, and dust samples after the Fukushima nuclear accident. Soil Science and Plant Nutrition, 60(4): 540–550.

Iwagami, S., Onda, Y., Tsujimura, M. and Abe, Y. (2016): Contribution of radioactive ^{137}Cs discharge by suspended sediment, coarse organic matter, and dissolved fraction from a headwater catchment in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, (in press) http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.07.025 (2016/11/25).

Kamei-Ishikawa, N., Tagami, K. and Uchida, S. (2008): Estimation of ^{137}Cs plant root uptake using naturally existing ^{133}Cs. Journal of Nuclear Science and Technology, 45: sup6, 146–151.

Kaneyasu, N., Ohashi, H., Suzuki, F., Okuda, T. and Ikemori, F. (2012): Sulfate aerosol as a potential transport medium of radiocesium from the Fukushima nuclear accident. Environmental Science and Technology, 46(11): 5720–5729.

環境省 (2014): 除染等工事共通仕様書（第 8 版）, pp. 1–100. https://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/josen-const_cs-h26-8.pdf（2016/12/19）

Kato, H., Onda, Y. and Teramage, M. (2012): Depth distribution of ^{137}Cs, ^{134}Cs, and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. Journal of Environmental Radioactivity, 111: 59–64.

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 Science and Plant Nutrition, 61(2): 179–190.

経済産業省 (2016): 飯舘村における避難指示区域の解除について. http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/kinkyu/hinanshiji/2016/0617_03.html（2016/12/28）

北 和之，五十嵐康人，足立光司，梶野瑞王，吉田尚弘，豊田 栄，山田桂大，篠原 厚，二宮和彦，大河内洋，石塚正秀，牧 輝弥，中井 泉，阿部善也，渡邊 明，鶴田治雄，古川 純，恩田裕一 (2016): 福島第一原子力発電所事故による大気放射能動態の研究. 公益財団法人アサヒグループ学術振興財団食生活科学・文化，環境に関する研究助成研究紀要, 29: 183–190.

Kitayama, K., Ohse, K., Shima, N., Kawatsu, K. and Tsukada, H. (2016): Regression model analysis of the decreasing trend of cesium-137 concentration in the atmosphere since the Fukushima accident. Journal of Environmental Radioactivity 164: 151–157.

Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S. and Nagai, H. (2012): Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. Science of the Total Environment, 431: 392–401.

国土交通省 (2016): 水文水質データベース. http://www1.river.go.jp/（2016/11/27）

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.

Komamura, M., Tsumura, A., Yamaguchi, N., Kihou, N. and Kodaira, K. (2005): Monitoring ^{90}Sr and ^{137}Cs in rice, wheat, and soil in Japan from 1959 to 2000. Miscellaneous Publication of National Institute for Agro-Environmental Sciences 28: 1–56.

神山和則，小原 洋，高田裕介，齋藤 隆，佐藤睦人，吉岡邦雄，谷山一郎 (2015): 2011 年高濃度放射性セシウム汚染玄米発生の土壌要因. 農業環境技術研究所研究報告, 34: 63–73.

Kondo, M., Maeda, H., Goto, A., Nakano, H., Kihou, N., Makino, T., Sato, M., Fujimura, S., Eguchi, T., Hachinohe, M., Hamamatsu, S., Ihara, H., Takai, T., Arai-Sanoh, Y. and Kimura, T. (2015): Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant, Soil Science and Plant Nutrition, 61(1): 133–143.

Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama, Y. and Yoshimura, K. (2016): Behavior of accidentally released radiocesium in soil–water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. Journal of Environmental Radioactivity, 151(3): 568–578.

Lepage, H., Evrard, O., Onda, Y., Lefévre, I., Laceby, J.P. and Ayrault, S. (2015): Depth distribution of cesium-137 in paddy fields across the Fukushima pollution plume in 2013. Journal of Environmental Radioactivity 147: 157–164.

牧野知之，赤羽幾子，山口紀子，荒 貴裕，山口 弘，木方展治，藤原英司，太田 健，石川哲也，村上敏文，江口哲也，神谷 隆，青野克己，齋藤 隆 (2015): 水を用いた土壌撹拌 — 吸引排水法による水田からの放射性セシウム除去技術の開発. 農業環境技術研究所研究報告, 34: 75–80.

Matsunaga, T., Amano, H. and Yanase, N. (1991): Discharge of dissolved and particulate ^{137}Cs in the Kuji River, Japan. Applied Geochemistry, 6(2): 159–167.

Matsunaga, T., Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Nagao, S., Sato, T. and Nagai, H. (2013): Comparison of the vertical distributions of Fukushima nuclear accident radiocesium in soil before and after the first rainy season, with physicochemical and mineralogical interpretations. Science of the Total Environment, 447: 301–314.

Matsunami, H., Murakami, T., Fujiwara, H. and Shinano, T. (2016): Evaluation of the cause of unexplained radiocaesium contamination of brown rice in Fukushima in 2013 using autoradiography and gamma-ray spectrometry. Scientific Reports 6:20386, doi: 10.1038/srep20386.

McKinley, J.P., Zachara, J.M., Heald, S.M., Dohnalkova, A., Newville, M.G. and Sutton, S.R. (2004) Microscale distribution of cesium sorbed to biotite and muscovite. Environmental Science and Technology, 38(4): 1017–1023.

文部科学省 (2011): 文部科学省による第 4 次航空機モニタリングの測定結果について. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4901/24/1910_1216.pdf（2016 年 11 月 28 日）

Mukai, H., Hatta, T., Kitazawa, H., Yamada, H., Yaita, T. and Kogure, T. (2014): Speciation of radioactive soil particles in the Fukushima contaminated area by IP autoradiography and microanalyses. Environmental Science and Technology, 48(22): 13053–13059.

Mukai, H., Hirose, A., Motai, S., Kikuchi, R., Tanoi, K., Nakanishi, T.M., Yaita, T. and Kogure, T. (2016): Cesium adsorption/desorption behavior of clay minerals considering actual contamination conditions in Fukushima. Scientific Reports, 6:21543, doi: 10.1038/srep21543.

Nagao, S., Kanamori, M., Ochiai, S., Tomihara, S., Fukushi, K. and Yamamoto, M. (2013): Export of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011. Biogeosciences, 10: 6215–6223.

中島浩世，吉川夏樹，坂場将人，鶴田綾介，宮津 進，保高徹生，鈴木啓真，原田直樹，野中昌法，野川憲夫，伊藤久生 (2016): 水田を介した放射性セシウムの動態と水田の役割. 第 53 回アイソトープ・放射線研究発表会要旨, p. 37,

Nakao, A., Takeda, A., Ogasawara, S., Yanai, J., Sano, O. and Ito, T. (2015): Relationships between paddy soil radiocesium interception potentials and physicochemical properties in Fukushima, Japan. Journal of Environmental Quality, 44(3):780–788.

中尾 淳, 武田 晃, 塚田祥文, 舟川晋也, 小崎 隆 (2011): カリウム飽和・乾湿処理によるスメクタイト質土壌のセシウム保持能の向上とその持続性 — スメクタイト質土壌とアロフェン質土壌の比較 —. 日本土壌肥料学雑誌, 82(4): 290–297.

Nanzyo, M., Takeda, A., Hio, A., Ito, K., Kanno, H. and Takahashi, T. (2015): Vertical distribution of radiocesium in Tsunami-affected farmland soils in Miyagi Prefecture, Japan. ICOBTE 2015 Fukuoka Abstract Book, p. 227. 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 12–16 July 2015, Fukuoka.

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（2016/12/19）

農林水産省 (2011): 23 年産米の作付制限，放射性物質調査等について. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_seisan_23mai.html （2016/12/28）

農林水産省 (2016): 28 年産米の作付制限等の対象地域. http://www.maff.go.jp/j/seisaku_tokatu/kokumotu/sakutuke_housin/28kome_sakutuke_housin.html（2016/12/28）

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 (2015a): 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）. pp. 1–17. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_daizu_3.pdf（2016/12/28）

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）. pp. 1–25. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_kome2.pdf（2016/12/26）

農林水産省，福島県，東北農業研究センター，農業環境技術研究所 (2015b): 南相馬市における玄米の基準値超過の発生要因調査. pp. 1–47. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/fukusima/pdf/150526_youin_chosa.pdf（2016/12/22）

Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, H., Ohtsuka, Y. and Hisamatsu, S. (2015): Effects of radiocesium inventory on ^{137}Cs concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions. Journal of Environmental Radioactivity, 144: 86–95.

Ohno, T., Muramatsu, Y., Miura, Y., Oda, K., Inagawa, N., Ogawa, H., Yamazaki, A., Toyama, C. and Sato, M. (2012): Depth profiles of radioactive cesium and iodine released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in different agricultural fields and forests. Geochemical Journal, 46(4): 287–295.

Ohse, K., Kihou, N., Kurishima, K., Inoue, T. and Taniyama, I. (2015): Changes in concentration of ^{131}I, ^{134}Cs and ^{137}Cs in leafy vegetables, soil and precipitation in Tsukuba city, Ibaraki, Japan, in the first 4 months after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. Soil Science and Plant Nutrition, 61(2): 225–229.

恩田裕一，高橋純子，加藤弘亮，ロフレド・ニコラ，岩上 翔，脇山義史，山本政儀，横山明彦，坂口 綾 (2014): 土壌に蓄積した放射性セシウムの移行状況調査. 原子力規制庁委託事業「平成 25 年度東京電力（株）福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」事業成果報告書, pp. 105–139. 独立行政法人日本原子力研究開発機構, http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/pdf06/2-2.pdf (2016 年 11 月 24 日).

Paller, M.H., Jannik, G.T. and Baker, R.A. (2014): Effective half-life of caesium-137 in various environmental media at the Savannah river site. Journal of Environmental Radioactivity, 131: 81–88.

Rosén, K., Oborn, I. and Lonsjo, H. (1999): Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987–1995. Journal of Environmental Radioactivity, 46(1): 45–66.

齋藤 隆，大越 聡，岩淵幸治，齋藤正明，根本知明，吉岡邦雄，藤村恵人，佐藤 誠，塚田祥文 (2014): 玄米中放射性セシウムの経根吸収に対するカリ施肥の影響. 福島県農業総合センター研究報告, 放射性物質対策特集号, p. 33–36.

Saito, T., Takahashi, K., Makino, T., Tsukada, H., Sato, M. and Yoshioka, K. (2015): Effect of application timing of potassium fertilizer on root uptake of ^{137}Cs in brown rice. Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry, 303(2): 1585–1587.

佐久間祐樹，佐藤 誠 (2014): 水稲におけるゼオライトとカリ資材の放射性セシウム吸収抑制効果. 福島県農業総合センター研究報告, 放射性物質対策特集号, p. 37–40.

Sanchez, A.L., Smolders, E., Van den Brande, K., Merckx, R., Wright, S.M. and Naylor, C. (2002): Predictions of in situ solid/liquid distribution of radiocaesium in soils. Journal of Environmental Radioactivity, 63(1): 35–47.

佐藤 守，阿部和博，大野 剛，村松康行，高瀬つぎ子，河津賢澄，高田大輔，田野井慶太朗 (2014): 休眠期に汚染された落葉果樹の放射性セシウムの樹体内への移行経路の解明. 福島県農業総合センター研究報告, 放射性物質対策特集号, p. 70–73.

Shaw, G. and Bell, J.N.B. (1991): Competitive effects of potassium and ammonium on caesium uptake kinetics in wheat. Journal of Environmental Radioactivity, 13(4): 283–296.

信濃卓郎 (2015): 農産物への放射性セシウムの移行抑制対策. JATAFF ジャーナル，3: 24–29.

塩沢 昌 (2016): 放射性セシウムの土壌中の挙動と水系への流出. 水土の知, 84(6): 495–499.

塩沢 昌, 田野井慶太朗, 根本圭介, 吉田修一郎, 西田和弘, 橋本健, 桜井健太, 中西友子, 二瓶直登, 小野勇治 (2011): 福島県の水田土壌における放射性セシウムの深度別濃度と移流速度. Radioisotopes, 60: 323–328.

Smith, J.T., Wright, S.M., Cross, M.A., Monte, L., Kudelsky, A.V., Saxén, R., Vakulovsky, S.M. and Timms, D.N. (2004): Global analysis of the riverine transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs. Environmental Science and Technology, 38(3): 850–857.

Smolders, E., Van den Brande, K. and Merckx, R. (1997): Concentration of ^{137}Cs and K in soil solution predict the plant availability of ^{137}Cs in soils. Environmental Science and Technology, 31(12): 3432–3438.

Staunton, S. and Roubaud, M. (1997): Adsorption of ^{137}Cs on montmorillonite and illite: effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid. Clays and Clay Minerals, 45(2): 251–260.

Staunton, S., Dumat, C. and Zsolnay, A. (2002): Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. Journal of Environmental Radioactivity, 58(2–3): 163–173.

Steiner, M., Linkov, I. and Yoshida, S. (2002): The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. Journal of Environmental Radioactivity, 58(2–3): 217–241.

Sunaga, Y., Harada, H. and Kawachi, T. (2015): Weathering half-life of radioactive cesium for winter rye (Secale cereal L.) and Italian ryegrass (Lolium multiflorum Lam.) directly contaminated by the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. Soil Science and Plant Nutrition, 61(2): 200–211.

Suzuki, Y., Yasutaka, T., Fujimura, S., Yabuki, T., Sato, M., Yoshioka, K. and Inubushi, K. (2015): Effect of the concentration of radiocesium dissolved in irrigation water on the concentration of radiocesium in brown rice. Soil Science and Plant Nutrition, 61(2): 191–199.

Tagami, K., Uchida, S., Ishii, N. and Kagiya, S. (2012): Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues. Journal of Environmental Radioactivity, 111: 65–69.

Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R. and Onda, Y. (2014): Vertical distribution and temporal changes of ^{137}Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 139: 351–361.

高橋純子，須田智也，田村憲司，恩田裕一 (2016): 放棄水田における放射性 Cs の深度分布と下方移行 — 事故直後から除染後までの経時変化 —. 日本土壌肥料学会講演要旨集, 62: 13.

Takata, Y., Kohyama, K., Obara, H., Maejima, Y., Ishitsuka, N., Saito, T. and Taniyama, I. (2014): Spatial prediction of radioactive Cs concentration in agricultural soil in eastern Japan. Soil Science and Plant Nutrition, 60(3): 393–403.

Takeda, A., Tsukada, H., Nakao, A., Takaku, Y. and Hisamatsu, S. (2013): Time-dependent changes of phytoavailability of Cs added to allophanic Andosols in laboratory cultivations and extraction tests. Journal of Environmental Radioactivity, 122: 29–36.

Takeda, A., Tsukada, H., Takaku, Y., Hisamatsu, S., Inaba, J. and Nanzyo, M. (2006): Extractability of major and trace elements from agricultural soils using chemical extraction methods: Application for phytoavailability assessment. Soil science and Plant Nutrition, 52(4): 406–417.

Takeda, A., Tsukada, H., Yamaguchi, N., Takeuchi, M., Sato, M., Nakao, A. and Hisamatsu, S. (2014): Relationship between the radiocesium interception potential and the transfer of radiocesium from soil to soybean cultivated in 2011 in Fukushima Prefecture, Japan. Journal of Environmental Radioactivity 137: 119–124.

Tanaka, K., Takahashi, Y., Sakaguchi, A., Umeo, M., Hayakawa, S., Tanida, H., Saito, T. and Kanai, Y. (2012): Vertical profiles of Iodine-131 and Cesium-137 in soils in Fukushima Prefecture related to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. Geochemical Journal, 46(1): 73–76.

谷山一郎 (2002): 農林地からの土砂流出に伴なうリン流出をモニタリングする. 長谷川周一ら編, 環境負荷を予測する — モニタリングからモデリングへ —, pp. 127–142. 博友社, 東京.

谷山一郎, 江口定夫, 吉川省子, 三島慎一郎, 板橋 直, 楠本良延, 徳岡良則, 池田浩明, 藤原英司, 井倉将人, 神山和則, 高田裕介, 小原 洋 (2014): 農地における核種移行の広域調査. 原子力規制庁委託事業「平成 25 年度東京電力 (株) 福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」事業成果報告書, pp. 140–172. 独立行政法人日本原子力研究開発機構, http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/pdf06/2-3.pdf (2016 年 11 月 24 日)

田野井慶太朗 (2013): コムギにおける放射性セシウムの直接汚染の形跡と玄麦への移行, および本連載最終回にあたって. 化学と生物, 51(9): 634–637.

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. 日本土壌肥料学雑誌, 32(4): 139–144.

Tsuiki, M. and Maeda, T. (2012a): Spatial distribution of radioactive cesium fallout on grasslands from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in 2011. Grassland Science, 58(3): 153–160.

Tsuiki, M. and Maeda, T. (2012b): Spatial variability of radioactive cesium fallout on grasslands estimated in various scales. Grassland Science, 58(4): 227–237.

Tsuji, H., Kondo, Y., Suzuki, Y. and Yasutaka, T. (2014): Development of a method for rapid and simultaneous monitoring of particulate and dissolved radiocesium in water with nonwoven fabric cartridge filters. Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry, 299(1): 139–147.

Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. and Yamasaki, S. (2002): Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. Journal of Environmental Radioactivity 59(3): 351–363.

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. 農業技術研究所報告 B, 36: 57–113.

鶴田綾介, 吉川夏樹, 佐藤 郁, 田巻翔平, 中島浩世, 原田直樹, 野中昌法, 宮津 進, 保高徹生 (2015): 水田を介した放射性セシウムの動態. H27 農業農村工学会講演要旨集, p. 438–439.

Uchida, S., Tagami, K., Shang, Z.R. and Choi, Y.H. (2009): Uptake of radionuclides and stable elements from paddy soil to rice: a review. Journal of Environmental Radioactivity, 100(9): 739–745.

Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y. and Hisamatsu, S. (2013): Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. Journal of Environmental Radioactivity 118: 96–104.

Uematsu, S., Smolders, E., Sweeck, L., Wannijn, J., Van Hees, M. and Vandenhove, H. (2015): Predicting radiocaesium sorption characteristics with soil chemical properties for Japanese soils. Science of the Total Environment, 524–525, 148–156.

Wauters, J., Elsen, A., Cremers, A., Konoplev, A.V., Bulgakov, A.A. and Comans, R.N.J. (1996): Prediction of solid/liquid distribution coefficients of radiocaesium in soils and sediments. Part one: a simplified procedure for solid phase characterization. Appllied Geochemistry, 11: 589–594.

Wauters, J., Sweeck, L., Valcke, E., Elsen, A. and Cremers, A. (1994): Availability of radiocesium in soils — A new methodology. Science of the Total Environment, 157: 239–248.

山口紀子 (2014): 土壌への放射性 Cs の吸着メカニズム. 土壌の物理性, 126: 11–21.

Yamaguchi, N., Eguchi, S., Fujiwara, H., Hayashi, K. and Tsukada, H. (2012): Radiocesium and radioiodine in soil particles agitated by agricultural practices: Field observation after Fukushima nuclear accident. Science of the Total Environment, 425: 128–134.

山口紀子, 江口定夫, 池羽正晴, 藤原英司, 牧野知之, 谷山一郎 (2015): 放射性物質沈着初期の農地土壌からの放射性セシウムの抽出. 農業環境技術研究所研究報告, 34: 29–32.

Yamaguchi, N., Mitome, M., Akiyama-Hasegawa, K., Asano, M., Adachi, K. and Kogure, T. (2016a): Internal structure of cesium-bearing radioactive microparticles released from Fukushima nuclear power plant. Scientific Reports, 6: 20548, doi: 10.1038/srep20548.

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. 農業環境技術研究所研究報告, 31: 75–129.

Yamaguchi, N., Taniyama, I., Kimura, T., Yoshioka, K. and Saito, M. (2016b): Contamination of agricultural products and soils with radiocesium derived from the accident at TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: monitoring, case studies and countermeasures. Soil Science and Plant Nutrition, 62(3): 303–314.

Yamaguchi, N., Tsukada, H., Kohyama, K., Takata, Y., Takeda, A., Isono, S. and Taniyama, I. (2017): Radiocesium interception potential of agricultural soils in northeast Japan. Soil Science and Plant Nutrition, doi: 10.1080/00380768.2017.1294467.

山野泰明，吉田修一郎，塩沢 昌 (2013): 農地土壌における放射性セシウムの鉛直分布の空間変動. 2013 年度土壌物理学会大会講演要旨集, pp. 103–104, 第 55 回シンポジウム, 2013 年 10 月 26 日, 福島.

Yang, B., Onda, Y., Wakiyama, Y., Yoshimura, K., Sekimoto, H. and Ha, Y. (2016): Temporal changes of radiocesium in irrigated paddy fields and its accumulation in rice plants in Fukushima. Environmental Pollution, 208, Part B: 562–570.

Yasutaka, T., Kawabe, Y., Kurosawa, A. and Komai, T.（2012）Monitoring dissolved radioactive cesium in Abukuma River in Fukushima Prefecture, Proceedings of Environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station, http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/anzenkiban/outcome/Proceedings_for_Web/Topics_2-17.pdf（平成 25 年 10 月時点）.

Yoshikawa, N., Obara, H., Ogasa, M., Miyazu, S., Harada, N. and Nonaka, M. (2014): ^{137}Cs in irrigation water and its effect on paddy fields in Japan after the Fukushima nuclear accident. Science of the Total Environment 481: 252–259.

Yoshikawa, S., Itahashi, S., Igura, M., Kihou, N., Fujiwara, H., Saito, T., Okoshi, S., Kohyama, K., Yamaguchi, N. and Eguchi, S. (2015): Radiocesium balance in mountainous paddy fields in Fukushima, Japan. ICOBTE 2015 Fukuoka Abstract Book, p. 188. 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 12–16 July 2015, Fukuoka.

Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M. and Matsuura, Y. (2015): An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory. Journal of Environmental Radioactivity 139: 370–378.

Zygmunt, J., Chibowski, S. and Klimowicz, Z. (1998): The effect of sorption properties of soil minerals on the vertical migration rate of cesium in soil. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 231: 57–62.

要　　旨

本稿では，主に 2011 年の東京電力福島第一原子力発電所事故後 5 年間に得られた新たな知見に基づき，1986 年のチェルノブイリ事故後に欧州で得られた知見と比較しながら，農業環境中における放射性セシウム（Cs）の挙動を概説する．特に，土壌から作物への放射性 Cs 移行係数（TF）を低下させるための最も効果的な対策であるカリウム（K）施用，数 μm サイズの粒子状放射性 Cs 沈着物の発見とその実体把握，環境中での実効的な固液分配係数（K_d）の変動を説明するための K_d の定式化，日本だけでなく欧州においても土壌中の放射性 Cs 移動速度が既往の知見から予測される以上に速いこと，土壌の放射性 Cs インベントリーを長期モニタリングすることの重要性，等の話題に焦点を当てる．今後，汚染土壌及び除染後の土壌において安全な作物生産を長期的に持続する上で必要と考えられる研究課題としては，K_d データベースの整備と K_d の定式化，短期 ~ 長期的な TF 予測モデルを用いた適切な K 施用シナリオの提示，2011 年における水溶性及び粒子状の放射性 Cs 沈着マップの再構築および農業環境中での安定 Cs の物質循環と関連付けた放射性 Cs の物質循環の理解が挙げられる．

キーワード：移行係数（TF），カリウム施用，固液分配係数，放射性セシウム捕捉ポテンシャル（RIP），フレイドエッジサイト（FES）



This article is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY-NC-ND) license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).