

農地における放射性物質の動態

農業環境技術研究所 物質循環研究領域 江口定夫

1. はじめに

2011年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所事故により環境中へ放出された様々な放射性核種のうち、約1年9ヶ月後の現在も高濃度で広く農業環境中に存在するのは、放射性セシウム（物理的半減期2.07年の ^{134}Cs と同30.1年の ^{137}Cs ）である。

農地あるいは農業集水域内における放射性Cs存在量は、放射壊変による物理的半減期に従って減少するだけではなく、大気からの湿性・乾性沈着、灌漑水、表流水、堆肥等による系外からの放射性Csの収入と、降下浸透水、地下水、土壌侵食、河川等による系外への放射性Csの支出との収支（物質輸送に伴う増減）の影響を強く受ける（図1）。環境中での物質輸送に伴う増減と物理的半減期を共に考慮した放射性Csの半減期は、滞留半減時間と呼ばれる（駒村ら2006）。集水域内のある地点で栽培される作物の放射性Cs吸収量を説明・予測するためには、その農地だけでなく、集水域スケールでの林地や市街地等も含めた面的な放射性Cs輸送過程を理解する必要がある。

本発表では、農地表面及び土壌中における放射性Csの輸送過程と、農作物への移行について、関係の深い要因を整理すると共に、東電原発事故由来の放射性Cs動態の解明のためのモニタリング及びその将来予測のためのモデル化に必要な課題等について、紹介する。

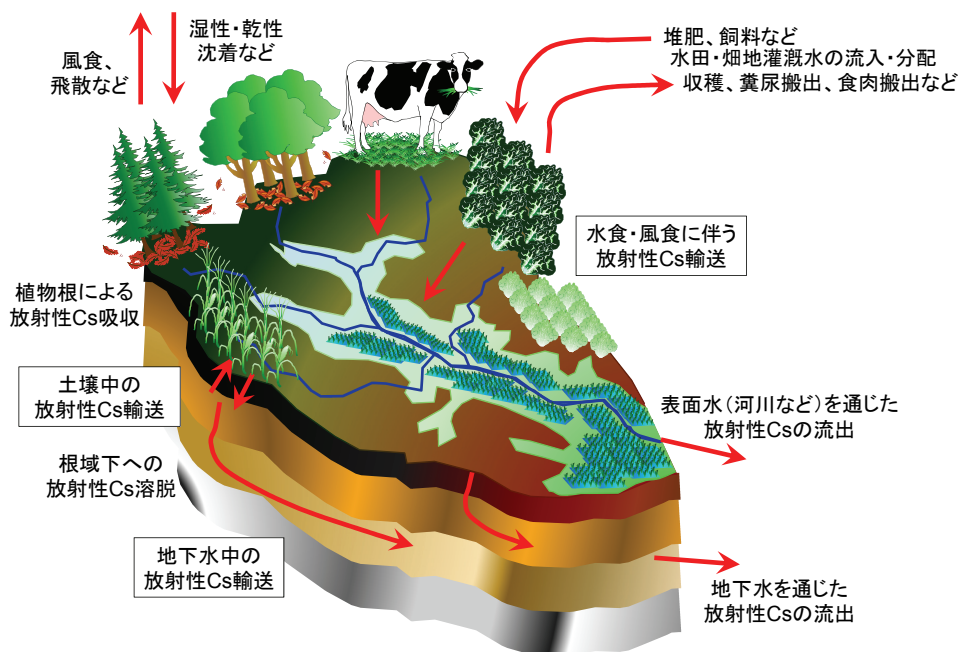


図1 農業集水域内における放射性Cs動態の概要

2. 溶存態の放射性Csの輸送過程

土壌に降下した放射性Csは、水に溶けると一価の陽イオン（ Cs^+ ）となり、大部分は土壌中の負電荷に捕捉される。土壌中には様々な負電荷が存在するが、 Cs^+ の吸着・固定しやすさの観点から、大きく3種類に区別できる（図2）（山口2012）。土壌有機物やアロフェン（層状構造を持たない粘土鉱物）などが持つ負電荷①は、 Cs^+ よりも他の陽イオンを吸着しやすく、いったん吸着された Cs^+ も再び液相中に放出されやすい。スメクタイトのような層状構造を持つ粘土鉱物（2:1型層状ケイ酸塩鉱物）が持つ負電荷②は、 Cs^+ を選択的に吸着しやすいが、他の陽イオンとの競合吸着によって Cs^+ の脱着も生じる。負電荷①と②は交換態であり、その合計はおおよそ陽イオン交換容量（cation exchange capacity, CEC）に相当する。これらに対して、風化した雲母、イライト、バーミキュライトなどが持つ負電荷③はフ

レイド・エッジ・サイト（frayed edge site, FES）と呼ばれ、 Cs^+ を固定する。交換態の負電荷②におけるカリウムイオン（ K^+ ）と Cs^+ の選択性の差は大きくないが、負電荷③の FES における Cs^+ の選択性は、 K^+ の 1000 倍程度高い。

溶存態の放射性 Cs^+ の輸送や作物吸収を考える上で、FES 量の評価は重要であり、これを表す指標として、放射性 Cs 捕捉ポテンシャル（radiocesium interception potential, RIP）が使われる。例えば、日本の畑地の約半分を占める黒ボク土は、負電荷①が多く CEC は高いが、RIP は低い。また、湿性植物遺体を主な母材とする泥炭土や黒泥土は、水田として利用されることが多いが、有機物由来の負電荷①が主体であり、RIP は低い。

一方、土壤中における放射性 Cs の輸送過程（土壤中の濃度分布）をモデル化するには、現象をより簡略化して、線形吸着式と移流分散式が適用されることが多い。このときに必要なパラメータとなる固液分配係数 K_d は、IAEA（2010）によれば、4.3 L/kg から 3.8×10^5 L/kg という広い範囲内にあり、幾何平均は 1.2×10^3 L/kg とされる。しかし、これらの K_d 値はすべて海外の土壤で得られたものであり、日本の水田土壤や黒ボク土に対するこれらのパラメータ値の適用性や溶存態の放射性 Cs^+ の輸送実態については、今後、明らかにしていく必要がある。

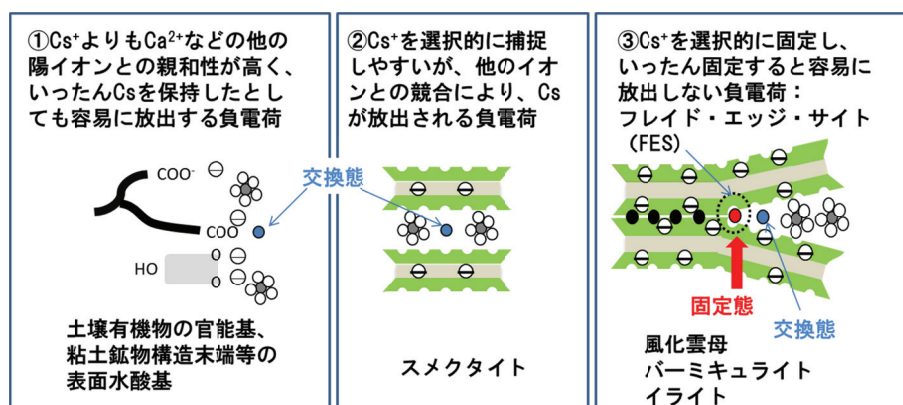


図2 土壤中で Cs^+ を吸着・固定する負電荷

3. 懸濁態の放射性 Cs の輸送過程

水田の灌漑水や表面排水に含まれる放射性 Cs の大部分は、懸濁態として存在する。したがって、農地あるいは農業集水域内における放射性 Cs の面的輸送は、主に懸濁態として、表流水（表面排水）や河川の流下に伴って生じる。駒村ら（2006）によれば、水田作土及び畑地作土におけるグローバルフォールアウト由来 ^{137}Cs の滞留半減時間（大気降下物による存在量増加を除き補正したもの）の全国平均値は、水田作土で 16 年（9~24 年）、畑地作土で 18 年（8~26 年）であった。したがって、農地からの懸濁物質の流出や作物収穫部位の持出しによる ^{137}Cs の支出は、農地における ^{137}Cs 存在量の減少速度を、平均 40%~50%程度も早める効果がある。しかし、地点間のバラつきは非常に大きいことから、土壤・地質・地形・作物条件等との関係を明らかにしていく必要がある。

水田や水田転換畑など、暗渠施工を行っている農地では、暗渠排水に伴う懸濁物質の流出が、表面排水よりも重要となる場合がある。放射性 Cs のような難溶性の環境負荷物質が土壤コロイド粒子に吸着したまま土壤中を流下する現象は、コロイド担体輸送（colloid-facilitated transport）と呼ばれる。重粘土質の水田転換畑におけるグローバルフォールアウト由来 ^{137}Cs 流出の観測事例（Eguchi et al 2010）によれば、暗渠から流出した ^{137}Cs はすべて懸濁態であった。また、作物栽培期間中の暗渠排水及び表面排水を通じた系外への ^{137}Cs 流出量を概算したところ、前者は、後者の約 2.5 倍と見積もられた（山口ら 2012）。

福島県の中通り及び浜通りの農地土壤では、灰色低地土やグライ土などの水田が比較的広い面積を占める（表 1）。これらの土壤では、表面排水のみ、または、暗渠排水との併用によって、農地の排水性を制御しているはずであり、農地系外へ流出する放射性 Cs 量の把握と流出先での集積量の把握が必要である。

表 1 福島県の農地における土壌群別の分布面積（×1000 ha）

	水田			普通畑			樹園地		
	浜通り	中通り	会津	浜通り	中通り	会津	浜通り	中通り	会津
黒ボク土	0.0	0.0	0.0	1.2	3.9	1.4	0.1	0.8	0.2
多湿黒ボク土	0.9	4.8	4.4	0.0	0.6	0.4	0.0	0.1	0.1
黒ボクグライ土	0.0	0.9	0.4	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
褐色森林土	0.0	0.0	0.0	1.0	6.1	0.7	0.1	4.2	0.2
灰色台地土	0.0	1.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
グライ台地土	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
赤色土	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0
黄色土	1.7	5.8	0.8	0.7	0.6	0.1	0.2	1.0	0.1
褐色低地土	2.1	2.0	1.2	0.7	0.9	0.3	0.1	1.5	0.0
灰色低地土	11.4	21.4	15.6	1.0	2.0	0.9	0.1	1.0	0.2
グライ土	3.2	13.4	0.9	0.5	2.3	0.0	0.0	0.5	0.0
黒泥土	1.9	1.1	0.8	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
泥炭土	1.0	1.0	1.5	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
小計	22.2	52.0	25.7	5.3	17.1	4.0	0.6	9.4	0.8

4. 作物への放射性 Cs の移行

土壌中のカリウムは、根からの吸収過程で Cs と競合するため、作物による Cs 吸収抑制に働くとされている（津村ら 1984）。2011 年産の玄米について、放射性 Cs 濃度と土壌の交換性カリ含量の間に負の相関関係が認められた（福島県・農林水産省 2011）。また、放射性 Cs の玄米への移行係数（transfer factor, TF）は、福島県、茨城県、栃木県、群馬県における圃場栽培試験によって、土壌の交換性カリ含量が高いほど低減することが実証された（図 3）（農研機構 2012）。TF 値は、土壌から作物への放射性核種の移行しやすさを表す指標として、次のように求められる。

移行係数 TF = 植物体中の放射性核種濃度 / 土壌中の放射性核種濃度

これらの結果に基づき、玄米中の放射性 Cs 低減対策として、交換性カリ含量 25 mg K₂O/100 g 乾土を目標とした土壌改良が推奨されている（農研機構 2012）。

作物への放射性核種の汚染経路は、大気から直接作物に沈着・吸収される直接汚染と、土壌に沈着後に根から吸収される間接汚染に大別される。東電原発事故直後は直接汚染が主体であり、今後は、間接汚染が主体となると考えられる。また、水田における灌漑水由来の放射性 Cs 吸収は両経路の混合型とも言えるものであり、その影響についてはさらなる調査が必要である。

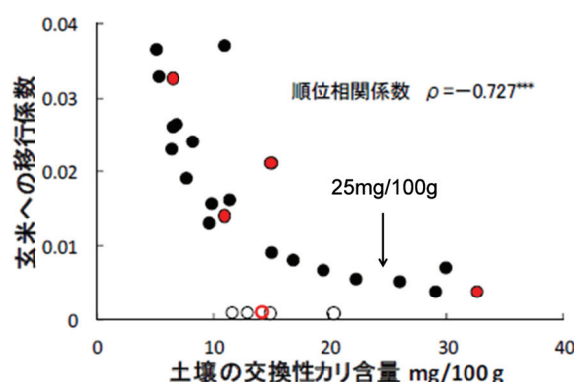


図 3 放射性 Cs の玄米への移行係数と土壌中の交換性カリ含量の関係

5. おわりに

農地あるいは農業集水域内における放射性 Cs の面的な輸送は、主として水移動と共に生じ、懸濁態が主体である。一方、作物によって吸収される放射性 Cs は溶存態である。降水、灌漑水、土壌水、田面水等に含まれる溶存態の放射性 Cs は、懸濁態に比べて非常に低濃度であるが、今後、その濃度変動の実態とメカニズムを明らかにすると共に、懸濁態と溶存態の放射性 Cs を区別して予測できる集水域スケールでの放射性 Cs 動態モデルの開発が必要である。

6. 参考文献

- Eguchi S, Yamaguchi N, Fujiwara H, Fukuyama T, Mori Y, Seki K, Suzuki K, Adachi K. 2010. Cosmogenic, anthropogenic, and airborne radionuclides for tracing the mobile soil particles in a tile-drained heavy clay soil. 19th World Congress of Soil Science, 1–6 August 2010, Brisbane, Australia.
(<http://www.1dd.go.th/swest/Report/soil/symposium/pdf/0826.pdf>)
- 福島県・農林水産省. 2011. 暫定規制値を超過した放射性セシウムを含む米が生産された要因の解析(中間報告). (http://www.pref.fukushima.jp/keieishien/kenkyuukaihatu/gijyutsufukyu/05gensiryoku/240112_tyukan.pdf)
- IAEA. 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series 472:1–194
- 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
(<http://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/2010724549.pdf>)
- 農研機構. 2012. プレスリリース：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)
- 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
(<http://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/2010292725.pdf>)
- 山口紀子. 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成果発表会 2012—いのちと暮らしを守る農業環境—. p. 3–10. 2012 年 11 月 30 日, 東京.
(http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/sympo/h24/niaes2012_04.pdf)
- 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川寛, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景, 和颯朗太, 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報告 31:75–129
(<http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/publish/bulletin/niaes31-2.pdf>)
- ※ 農業環境技術研究所では、情報サイト「農業環境と放射能汚染」(<http://aerap.dc.affrc.go.jp/>)を管理・運営しています。土、水および農作物などの農業環境の放射能汚染に関連する調査・研究成果や関連情報を提供すると共に、放射能汚染についての多岐にわたる情報を集約・整理して、分かりやすく伝えることを目指しています。ご利用いただければ幸いです。