

放射性核種の作物への移行

農作物への放射性核種の移行経路は、大気から直接植物葉面などに沈着し吸収される葉面吸収と、土壌から根を経由して吸収される経根吸収の二つの経路がある。ここでは、「葉面吸収」と「経根吸収」に分けて紹介する。

(1) 葉面吸収

①葉からの他部位への転流

福島原発事故では、放射性核種の放出が認められた直後、各地のかき菜、ホウレンソウ、茶葉などの放射能汚染が認められた。これらは直接沈着した放射性核種の葉面吸収による汚染である。農薬や肥料では、葉面散布という用法があるように、農薬などの有機化合物や施肥の無機成分は葉からも吸収され、即効性の高いことが知られている。放射性核種でも、実験的に葉面に添着させたヨウ素、セシウム、ストロンチウムが葉面に留まらず、葉の内部に浸透していることが確かめられ、また、元素によって葉面吸収される割合や吸収された元素の部位別の存在割合が異なっている。

ハツカダイコンを用いた実験では、葉面に溶液として添着させたセシウムの約80%が葉の内部に移行し（20%は葉面上に残留）、植物体内に吸収されたセシウムの約40%が根に再転流した（Hasegawa *et al.*, 2009）。また、イネにガス状のヨウ素を曝露した場合、白米や玄米に移行したことが報告されている（Muramatsu *et al.*, 1996；Nakamura *et al.*, 1986）。

②果実への転流割合

今回の福島原発事故では、飛散した放射性核種の汚染によって果実生産に大きな被害を受けた。葉面吸収による果実への放射性セシウムと放射性ストロンチウムの移行について、外国（Carini *et al.*, 1999）の実験結果を紹介する。

ブドウ、リンゴおよびナシ葉面または果実表面にCs-134とSr-85を添着し50日経過した後、葉および果実中の放射性核種の存在割合を測定した。葉面に添着した場合、添着した放射

性核種の87～99%が葉から他の部位へ転流していた（葉の残留分は添加量の13～1%）。転流の割合は、ブドウの葉で最も高く、添着したCs-134の97%、Sr-85の99%であった。リンゴとナシの葉からの転流は、Cs-134でそれぞれ91%と91%、Sr-85で87%と91%であった。このように、果樹の種類によって葉から他の部位へ転流する割合は異なっていた。

一方で、ブドウとリンゴの果実表皮に放射性核種を添着した場合、果樹の種類による差は見られず、Cs-134で39%、Sr-85では73%が果実以外に転流した。さらに水洗による除去は、添着したCs-134とSr-85に対しそれぞれ14%と10%であった。したがって、果実表皮に直接添着した場合、水洗後も果実内部に残留するCs-134とSr-85は、それぞれ47%と17%であった。以上のことから、果実表面に直接沈着した放射性核種は、葉面に沈着した放射性核種より長く果実に留まっていることが示唆された。

また、枝間の移行について検討した結果では、放射性核種によって汚染されている枝の葉や果実から離れている別の枝の葉や果実への放射性核種の転流率は、汚染した枝と同じ枝で生育している葉や果実への放射性核種の転流率より1桁以上低いことが示された。このように、果樹のどの部位が放射性核種によって汚染されるかによって、果実への汚染の程度が異なることが示されている。

(2) 経根吸収

①農作物への移行係数

放射性核種が土壌に沈着した後、一部は植物根によって吸収される。これは「経根吸収」または「間接吸収」と呼ばれている（ここでは前者を用いる）。

経根吸収による農作物中の放射性核種濃度を簡便に予測するために、「移行係数」が広く用いられている。国際原子力機関（IAEA）の技術レポート（IAEA, 2010）などでは、農作物および土壌の区分ごとに、それぞれの放射性核種ごとの移行係数がまとめられている。対象はセシウムやストロンチウムのほか、原発事故な

放射性物質による汚染とその対策

どによって放出が予測される多くの核種が含まれている。移行係数は、農耕地土壌および農作物試料に含まれる放射性核種の分析、あるいは放射性核種を添加した土壌を用いた栽培実験などの結果を用いて求めることができ、第1図1式のように、土壌および農作物（可食部）中の放射性核種濃度の比として定義されている。

なお、移行係数を求める際に用いる農作物中の放射性核種濃度は、学術論文などでは乾燥重量当たりの濃度として表わす場合が多い。しかし、食品の暫定規制値では、農作物が実際に市場に流通する状態での濃度を前提としていることから、新鮮重量当たりの濃度として求めた移行係数も示されている。移行係数のデータを参考にする際には、この点に注意するべきであり、必要に応じて、農作物別の乾燥率（乾物と新鮮物の重量比）の文献値などを参考に換算する必要がある。たとえば、放射性セシウムの移行係数が新鮮物で0.1の場合、乾物率が0.2とすると、乾物での移行係数は0.5となり、新鮮物換算の5倍となる。

②農作物中放射性核種濃度の予測方法

土壌中の放射性核種濃度がわかる場合、これ

に移行係数を乗じることによって、第1図2式のように農作物（可食部）の濃度をある程度予測することができる。

日本の農耕地の土壌および農作物に含まれる大気圏核実験由来の降下物（フォールアウト）核種であるCs-137およびSr-90の分析から得られた移行係数の例を第1表に示す。報告されている移行係数の±95%信頼区間や最小値と最大値の範囲は、大きな変動幅がある。これは、土壌中の濃度が同じレベルであったとしても、農作物中の濃度は、土壌の種類、栽培条件などによってバラツキがあることを示している。後に詳述するように、経根吸収はさまざまな要因の影響を受けている。移行係数は過去の調査により得られた経験的な指標であり、農作物中の放射性核種濃度を簡便かつ大まかに推定するためには有用である一方で、予測される農作物中の濃度は大きな幅をもっていることに注意しておく必要がある。また、報告されている移行係数は限られた条件での分析値から求められているため、実際の環境条件や栽培条件によっては文献値で示された移行係数から予測される範囲外の結果が得られることもありうる。

$$\text{移行係数} = \frac{\text{農作物中の放射性核種濃度 (Bq/kg)}}{\text{土壌中の放射性核種濃度 (Bq/kg)}} \dots\dots 1\text{式}$$

$$\text{農作物中の放射性核種濃度 (Bq/kg)} = \text{土壌中の放射性核種濃度 (Bq/kg)} \times \text{移行係数} \dots\dots 2\text{式}$$

第1図 農作物中の放射性核種濃度の計算式

第1表 国内で報告されている土壌——作物間セシウムおよびストロンチウムの移行係数の例

核種	作物	幾何平均値	±95%信頼区間	試料数	出典
Cs-137	白米	0.0016	0.00021—0.012	20	Tsukada <i>et al.</i> , 2002
	白米	0.0018	0.00017—0.016	154	Komamura <i>et al.</i> , 2005
	玄米	0.0033		12	Uchida <i>et al.</i> , 2007
	玄米	0.0047	0.00057—0.033	154	Komamura <i>et al.</i> , 2005
	葉菜類	0.049		8	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
	キャベツ	0.026	0.0021—0.33	8	Tsukada and Hasegawa, 2002
	果菜類	0.029		8	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
	ジャガイモ	0.030	0.0050—0.18	26	Tsukada and Nakamura, 1999
	ジャガイモ	0.020		7	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
Sr-90	白米	0.0048	0.0021—0.0094	3	Tsukada <i>et al.</i> , 2002
	白米	0.0043	0.00097—0.019	127	Komamura <i>et al.</i> , 2005
	玄米	0.026	0.0049—0.15	91	Uchida <i>et al.</i> , 2007

注 作物中の乾物重量当たりの濃度を用いて移行係数を算出

(3) 経根吸収に影響する要因

① 土壌の種類

植物根は、土壌溶液中に溶存する放射性核種を吸収する。そのため、放射性核種の経根吸収には、土壌—土壌溶液間の分配（土壌⇔土壌溶液）、土壌溶液から植物根への吸収（土壌溶液⇒植物根）の二つの過程が重要になる。

放射性核種の種類によって、土壌中での動きやすさは大きく異なる。たとえば、一般的には、放射性セシウムは放射性ストロンチウムよりも強く土壌に保持され、土壌溶液に存在できる割合は小さい。そのため、放射性セシウムの移行係数は、放射性ストロンチウムよりも小さい傾向がある。また、土壌の種類によって放射性核種を保持する力が異なるため、土壌の性質も経根吸収に影響する。IAEA技術レポートでは土壌の種類を大まかに砂質、有機質、粘土質に区分して移行係数を示しているが、Cs-137およびSr-90の移行係数は砂質土壌で比較的高い傾向がある。日本の畑土壌では、陽イオン交換容量が大きい土壌ほど、コムギにSr-90が吸収されにくいことが示されている（Yamaguchi *et al.*, 2007）。

② 土壌に沈着してからの経過時間

同じ土壌であっても、放射性核種が土壌に沈着してからの経過時間の違いが経根吸収される量に影響する場合がある。このような現象はエイジング効果と呼ばれている。放射性セシウムの経根吸収は、エイジング効果によって減少することが知られている。これは、放射性セシウムが土壌に沈着してから時間が経過するにつれて、土壌にセシウムがより強く保持されることによって、植物が吸収できるセシウムが減少していくためである。牧草栽培の実験では、セシウムを添加直後に播種した場合よりも、数か月後に播種した場合のほうが牧草中のセシウム濃度は低かった（塚田ら、2010）。

より長期的な変化は、1986年のチェルノブイリ事故後に周辺地域で得られたデータが参考になる。移行係数は1987年から1989年にかけて速やかに減少し、その後はゆるやかに減少す

る傾向があった。移行係数が半分になる時間は、1987年から1989年の間はおよそ1～2年、それ以降はおよそ12～20年だったと報告されている（Fesenko *et al.*, 2009）。

③ 土壌溶液中のイオン組成

土壌溶液中のイオン組成は、土壌⇔土壌溶液および土壌溶液⇒植物根のそれぞれの過程に影響を及ぼす。アンモニウムイオンとカリウムイオンは、土壌に保持された放射性セシウムと置き換わることができるため、土壌溶液中でこれらのイオン濃度が高くなると、土壌中の放射性セシウムが溶出することが考えられる。

これらのイオンは、土壌溶液中の放射性セシウムの植物根による吸収を抑制する効果もある。とくに、土壌溶液中のカリウム濃度が低いほど、放射性セシウムが植物根に吸収されやすいため、カリウム肥沃度の低い土壌ほど放射性セシウムの移行係数が高い傾向があり、このような土壌ではカリウム施肥による吸収抑制効果を期待できる。一方で、カリウム肥沃度の高い土壌では、カリウム施肥による大きな吸収抑制効果は期待できないと考えられる。そればかりか、カリウムの過剰施肥は、イオンバランスを悪化させ作物の生育に悪影響を与え、逆に土壌からの放射性セシウムの溶出を促進する可能性もある。

アンモニウムイオンは、植物根による放射性セシウム吸収を抑制する効果は小さいが、土壌から溶出させる効果はカリウムよりも大きい。畑土壌では、硝酸化成作用によってアンモニア態窒素は時間の経過とともに硝酸態窒素に変化するが、アンモニア系窒素肥料の施用は、一時的に放射性セシウムの経根吸収を促進する場合がある。また、水田土壌では、湛水によって還元が進んだ状態ではアンモニア態窒素が主体となり、畑土壌と比べるとセシウムが土壌溶液に溶出しやすい状態にあるといえる。水稲は陸稲よりも放射性セシウムを多く吸収したという報告がある（天正ら、1959・1961）。

(4) 作物体中の放射性核種の分布

経根吸収によって取り込まれた放射性核種

放射性物質による汚染とその対策

は、作物体内で一様に分布するわけではない。各部位への分配（転流）とその後の作物体内での再分配（再転流）により、各部位によって濃度が異なる。放射性ストロンチウムの作物体内での分布は、よく似た性質をもつ同族元素のカルシウムと同様である。一方、放射性セシウムは、その同族元素のカリウムの分布と類似した傾向にあるが、その分布割合は必ずしも一致しない（Tsukada *et al.*, 2002）。

イネの場合、白米の放射性セシウム濃度は玄米に比べて30～50%程度低いことが知られている（駒村ら, 2006）。これは放射性セシウムがカリウムと同様にぬかの部分に比較的高濃度に含まれているためである。水稲の収穫時における部位別のCs-137およびSr-90濃度と存在割合の例を第2表に示した（Tsukada *et al.*, 2008）。これは1997年に実験圃場の水田で栽培されたものである。検出されたCs-137とSr-90は、過去の大気圏核実験に由来するものであり、土壌から経根吸収されたものと考えられる。Cs-137は、稲体のなかでは白米で最も低く、ぬかで最も高い濃度を示す。一方、Sr-90は白米で最も低い、わらで最も高い濃度にあり、両核種の濃度パターンは異なっている。稲体各部位の放射性核種濃度と乾燥重量から、部位別の存在割合を求めたところ、稲体に吸収されたもののうち、白米に移行した割合はCs-137が10%、Sr-90が0.5%であり、その他の大部分が非可食部（ぬか、粃がらとわら）に存在していた。また、耕作層（0～20cm）に含まれる放射性核種のうち稲体地上部へ移行した割合を算出すると、Cs-137は0.0030%、Sr-90は

0.0094%であり、土壌から除去される割合は無視できるほど小さい（Tsukada *et al.*, 2008）。

キャベツ葉部を外葉部（外側の開いている非可食部）と球葉部（内側の結球している可食部）に分けてセシウムとストロンチウムを測定した結果、両元素とも蒸散の盛んな外葉中の濃度が高かった。球葉部中の濃度に対する外葉部中の濃度比は、セシウムが約3倍、ストロンチウムが約10倍であった（Tsukada *et al.*, 2002）。

以上示したように、同じ作物であっても部位によって放射性核種濃度は異なっている。

(5) 水田での放射性核種の動きと特徴

福島原発事故後、山間部の一部の水田で暫定規制値を超える放射性セシウムが報告されている。原因として、カリウムの不足、根張りの深さ、泥水などの流入による放射性セシウムの供給などが考えられる（福島県・農林水産省, 2011）。外国の研究例（Myttenaere *et al.*, 1969）では、土壌を経由してイネに移行する放射性セシウムの割合は小さいが、水に溶けた状態（イオン態）で直接吸収される場合には、きわめて移行しやすいことが報告されている。

森林中の放射性セシウムは、圃場に比べ動きやすい（植物に利用されやすい）状態で存在し、森林生態系を循環していると考えられる（塚田ら, 2011）。そのため、森林から定常的に灌漑水を供給している水田や、森林から大雨などで流出した水を直接の水源とする水田では、イネ中放射性セシウム濃度が高くなる可能性がある。また、粘土鉱物がきわめて少ない砂質土壌や泥炭土も放射性セシウムを保持する能力が少ないため、作物への移行率の高いことが知られている。このような水田では、イネ中放射性核種濃度が高くなることが予想されるため、詳細な調査を実施しその原因を明らかにしたうえで、それぞれの圃場に適した対策が必要である。

また、湛水による作土層の還元が進行した嫌氣的な条件では、土壌溶液中の窒素の主要な形態はアンモニア態となるため、土壌中の放射性セシウムが比較的溶出しやすく動きやすい状態

第2表 水稲中のフォールアウトCs-137およびSr-90の各部位別濃度と存在割合の例

	Cs-137		Sr-90	
	(Bq/kg)	(%)	(Bq/kg)	(%)
白米	0.0048	10	0.012	0.5
ぬか	0.041	9	0.35	2
粃がら	0.021	10	0.28	3
わら	0.022	65	1.2	80
根	0.010	6	0.99	14
土壌	4.4		5.6	

になる。そのため、適度な落水を行なう好気的な水管理によって放射性セシウムの吸収をある程度抑制できる可能性も考えられるが、現在のところ実証的なデータは得られていない。

事故直後に、大気から降下した放射性セシウムが稲わらに付着し、これが飼料用として使われたために牛肉の汚染を引き起こした。今後は大気からの放射性核種の降下による稲わらの汚染は考えにくい、経根吸収された放射性セシウムの大部分は稲わらや糶がらなどの非可食部に存在する。土壌中の放射性セシウム降下量が多かった地域では、非可食部の扱い、とくに飼料への利用については暫定許容値以下であることに十分に注意する必要がある。

*

日本で過去に例のない大規模な原子力発電所事故が起こり、生産現場に大きな混乱を招いた。放射性核種に汚染された農地の技術的な対策は、現在農林水産省や福島県の農業試験研究機関などで検討されているが、まだ確立されていない状況である。また、これまでにチェルノブイリ原子力発電所事故などでの対策事例のない水田や黒ボク土における放射性セシウムの振舞いについては、科学的な理解が十分に進んでいない。今後の実証的なデータに基づく適切な管理方法の確立が待たれる。

また、過度な対策は、農地の生産力を損なうだけでなく、無用な風評被害を生み出すことにもつながりかねない。生産者、消費者ともに、放射能を正しく理解し、科学的根拠に基づいたうえで、汚染レベルに応じた効率的対策が求められる。

執筆 塚田祥文・武田 晃 ((財)環境科学技術研究所)

参 考 文 献

- Carini, F., I. A. Scotti and P. G. D'Alessandro. 1999. ^{134}Cs and ^{85}Sr in fruit plants following wet aerial deposition. *Health Phys.* **77**, 520—529.
- Fesenko, S., N. Sanzharova and K. Tagami. 2009. Evolution of plant contamination with time. In: *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. IAEA-TECDOC-1616. pp.259—263. IAEA, Vienna.
- 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/kenkyukaihatu/gijyutsufukyuu/05gensiryoku/240112_tyukan.pdf
- Hasegawa, H., H. Tsukada, H. Kawabata, Y. Chikuchi, Y. Takaku and S. Hisamatsu. 2009. Effect of the counter anion of cesium on foliar uptake and translocation. *J. Environ. Radioactiv.* **100**, 54—57.
- IAEA. 2010. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Technical Reports Series. No.472.
- Komamura, M., A. Tsumura, N. Yamaguchi, N. Kihou and K. Kodaira. 2005. Monitoring ^{90}Sr and ^{137}Cs in rice, wheat, and soil in Japan from 1959 to 2000. *Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci.* **28**, 1—56.
- 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. *農業環境技術研究報告*. **24**, 1—21.
- Kamei-Ishikawa, N., K. Tagami and S. Uchida. 2008. Estimation of ^{137}Cs Plant Root Uptake Using Naturally Existing ^{133}Cs . *J. Nucl. Sci. Technol. Suppl.* **6**, 146—151.
- Muramatsu, Y., S. Uchida, M. Sumiya and Y. Ohmomo. 1996. Deposition velocity of gaseous organic iodine from the atmosphere to rice plants. *Health Phys.* **71**, 757—762.
- Myttenaere, C., P. Bourdeau and M. Masset. 1969. Relative importance of soil and water in the indirect contamination of flooded rice with radiocaesium. *Health Phys.* **16**, 701—707.
- Nakamura, Y., M. Sumiya, S. Uchida and Y. Ohmomo. 1986. Transfer of gaseous iodine to rice plant. *J. Radiat. Res.* **27**, 171—182.
- 天正清・葉可霖・三井進午. 1959. 水稲及び陸稲による土壌よりの ^{134}Cs 及び K の吸収と作物体内の分布. *土肥誌*. **30**, 253—258.
- 天正清・葉可霖・三井進午. 1961. 水稲による特異的セシウム吸収の機構. *土肥誌*. **32**, 139—144.
- 塚田祥文・武田晃・中尾淳・久松俊一. 2010. 土壌

放射性物質による汚染とその対策

に添加した¹³⁷Csとフォールアウト¹³⁷Csの経時的な抽出率の変化. 日本原子力学会2010年春の大会講演要旨集.

塚田祥文・鳥山和伸・山口紀子・武田晃・中尾淳・原田久富美・高橋知之・山上睦・小林大輔・吉田聡・杉山英男・柴田尚. 2011. 土壌——作物系における放射性核種の挙動. 土肥誌. **82**, 408—418.

Tsukada, H., H. Hasegawa, S. Hisamatsu and S. Yamasaki. 2002. Rice uptake and distributions of radioactive ¹³⁷Cs, stable ¹³³Cs and K from soil. Environ. Poll. **117**, 403—409.

Tsukada, H. and H. Hasegawa. 2002. Soil-to-plant transfer of ¹³⁷Cs and other essential and trace

elements in cabbage plants. J. Radioanal. Nucl. Chem. **252**, 219—224.

Tsukada, H., A. Takeda and H. Hasegawa. 2008. Uptake and distributions of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in rice plants. 16th Pacific Nuclear Conference (16PBNC). Aomori, Japan. 16—1121.

Uchida, S. and K. Tagami. 2007. Soil-to-plant transfer factors of fallout ¹³⁷Cs and native ¹³³Cs in various crops collected in Japan. J. Radioanal. Nucl. Chem. **273**, 205—210.

Yamaguchi, N., K. Seki, M. Komamura and K. Korishima. 2007. Long-term mobility of fallout ⁹⁰Sr in ploughed soil, and ⁹⁰Sr uptake by wheat grain. Sci. Total Environ. **372**, 595—604.