

解 説

土壌－作物系における放射性核種の挙動

塚田祥文¹・鳥山和伸²・山口紀子³・武田 晃¹・中尾 淳¹・原田久富美⁴・
高橋知之⁵・山上 睦¹・小林大輔⁶・吉田 聡⁷・杉山英男⁸・柴田 尚⁹

キーワード 放射性セシウム, 放射性ストロンチウム, 土壌, 作物, 移行

1. は じ め に

2011年3月11日に東日本の太平洋沖で発生したマグニチュード9.0の地震（我が国で記録が残っている最大級）により、北太平洋沿岸に10 mを越える津波（最大40.5 m, 宮古市）が押し寄せ、壊滅的な被害をもたらした。東京電力福島第一原子力発電所（以下、「福島第一原発」と記す）も津波によって被災し冷却機能を失った結果、原子炉が破損し大量の放射性核種を環境中に放出する事態となった。放出された主な放射性核種は放射性ヨウ素（I）と放射性セシウム（Cs）であった。陸域における汚染地域は、モデル拡散計算、航空機モニタリング、土壌の広域調査の結果から福島第一原発から北西方向30 km圏内が顕著となっている。また、原発周辺のみならず、ブルーム（放射性雲）の一部は関東や東北北部にも到達し、飲料水、農作物をはじめ野外にあったすべてのものを汚染し、広範囲にわたる被ばくが懸念されることから大きな社会問題となっている。放出量はチェルノブイリ原子力発電所事故時の約10%と言われ、大気中に放出された¹³¹Iは 1.5×10^{17} Bq、¹³⁷Csは

1.3×10^{16} Bqと試算されている（Chino *et al.*, 2011）。

農作物への放射性核種の移行は、大気から作物表面に直接沈着する葉面吸収と土壌から作物へ移行する経根吸収の2つの経路がある。大気中に放射性核種が存在する間は、葉面吸収を考慮する必要があるが、大気中濃度の減少に伴い経根吸収の寄与が大きくなる。土壌に降下した放射性核種の土壌－作物系における挙動を理解することは、原発事故による影響を正しく判断する科学的な手だてになるだけでなく、放射能の移行低減化対策にも有用である。ここでは、土壌－作物系（森林生態系を含む）における放射性核種の挙動について、過去の大気圏核実験による放射性降下物やチェルノブイリ原発事故に関連した研究成果を基に基礎的な知見を取りまとめた。半減期の長い放射性核種については、特に長期的な対策が必要であるため、放射性Csに重点をおいて記載し、半減期の短い放射性ヨウ素（¹³¹I）については割愛する。また、一部の地域で放射性ストロンチウム（Sr）の汚染も確認されたことから、放射性Csと比較して記載する。ただし、Srについては、Csより揮散しにくいいため、わずかな放出量に留まっており陸域環境の汚染状況は限定されている。

2. 放射性セシウムと放射性ストロンチウムの性質

東京電力福島第一原発の事故に伴い放出された主な放射性Csは、¹³⁴Cs（半減期：2.07年）と¹³⁷Cs（半減期：30.1年）である。両核種は同位体であり、環境中での挙動は同じである。しかし、現存する¹³⁴Csと¹³⁷Cs濃度は、放射性壊変によって2年後にはそれぞれ51%と96%に、10年後にはそれぞれ3.5%と79%に減少する。Csはナトリウム（Na）やカリウム（K）と同じアルカリ金属に分類され、元素としての化学的性質に類似性と違いがあり、この点がCsの環境中での挙動を理解する上で重要である。

また、放射性Csに比べ少量であるが、環境試料から放射性Srも検出されている。検出された放射性Srは⁸⁹Srと⁹⁰Srで、それぞれの半減期は50.5日と28.8年である。つまり、⁸⁹Srと⁹⁰Sr濃度は、放射性壊変によって放出から1年後にはそれぞれ0.67%と98%に、10年後にはそれぞれ約0%と79%に減少する。Srはアルカリ土類金属であり、化学的な性質は同属元素のカルシウム（Ca）と良く似ており、環境中におけるSrの挙動もCaとの類似性が高い。

土壌中における¹³⁷Csおよび⁹⁰Srは、主に1960年代に

Hirofumi TSUKADA, Kazunobu TORIYAMA, Noriko YAMAGUCHI, Akira TAKEDA, Atsushi NAKAO, Hisatomi HARADA, Tomoyuki TAKAHASHI, Mutsumi YAMAGAMI, Daisuke KOBAYASHI, Satoshi YOSHIDA, Hideo SUGIYAMA and Hisashi SHIBATA: Behavior of radionuclides in soil-plant system

¹ (財)環境科学技術研究所 (039-3212 上北郡六ヶ所村大字尾数家ノ前1-7)

² (独)国際農林水産業研究センター (305-8686 つくば市大わし1-1)

³ (独)農業環境技術研究所 (305-8604 つくば市観音台3-1-3)

⁴ (独)農業・食品産業技術総合研究機構畜産草地研究所 (329-2793 那須塩原市千本松768)

⁵ 京都大学原子炉実験所 (590-0494 泉南郡熊取町朝代西2)

⁶ 福島県立医科大学医学部 (960-1295 福島市光が丘1)

⁷ (独)放射線総合医学研究所 (263-8555 千葉市稲毛区穴川4-9-1)

⁸ 帝京平成大学健康栄養学科 (170-8445 豊島区東池袋2-51-4)

⁹ 山梨県森林総合研究所 (400-0502 南巨摩郡富士川町最勝寺2290-1)

2011年7月16日受付・2011年8月31日受理

日本土壌肥科学雑誌 第82巻 第5号 p.408～418 (2011)

行われた大気圏核実験によって今回の原発事故以前から土壌中に存在していることが確認されているが、半減期の短い ^{134}Cs および ^{89}Sr は、大気圏核実験後から十分な時間が経過し、近年では検出されていない。従って、周辺地域で検出された ^{134}Cs および ^{89}Sr は、原発事故によって放出されたものと考えられる。

放射性Iや放射性Csは高温でガス化するため広範囲に拡散しやすい性質を持つが、放射性Srは沸点が高いため拡散の状況は大きく異なると考えられる。なお、放射性Iや放射性Csに比べて、公表されている放射性Srの分析結果が少ないのは、分析法の違いが影響している。 γ 線を放出する ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs は、容器に詰めた試料からの γ 線をゲルマニウム半導体検出器により同時に直接計測することが可能であり、比較的短時間で計測できる。一方、放射性Sr分析では β 線を測定するため、環境試料からSrと他の放射性核種を分離する手間と時間が必要となる。

3. 土壌における挙動

土壌に降下し数十年経過したフォールアウト ^{137}Cs は、半分以上が粘土画分に存在している。Tsukada *et al.* (2008a)によると、イオン交換態が10%、有機物との結合態が20%、粘土鉱物等との強固な結合態が70%であり、土壌中 ^{137}Cs の大部分は動きにくい形態で存在している。土壌に添加した ^{137}Cs が強固な結合に至る反応は迅速には進まず、添加10日後に26%あったイオン交換態の ^{137}Cs は、約1年後に11%にまで減少した(塚田ら, 2010a)。チェルノブイリ事故後の東欧や北欧における調査によると、 ^{137}Cs の下方浸透速度は、Cs保持能が弱い泥炭土や砂質土壌であっても年間1cm以下であり(Rosén *et al.*, 1999)、事故から7年経過後も表層から10cm以内に78–99%が残っていると報告されている(Arapis *et al.*, 1997)。なお、降水量の多い日本の土壌においても1960年代に沈着した大気圏核実験由来の ^{137}Cs は表層土壌に蓄積しており、表層から30cmよりも深いところでは ^{137}Cs はほとんど検出されていない(Fukuyama and Takenaka, 2004; 塚田ら, 2005a)。農地では耕起により土壌が攪拌されるため、 ^{137}Cs は作土層にほぼ均一に分布する(Tsukada and Nakamura, 1999)。わが国の水田および畑土壌の ^{137}Cs 濃度は、降下量の多かった1963–1966年をピークに減少し、作土内における滞留半減時間は水田作土で9–24年、

畑作土で8–26年と報告されている(駒村ら, 2006)。放射壊変による半減期よりも早く減少するのは、侵食による土壌粒子の流亡や作物による吸収等の影響によるものと考えられる。

このような土壌中での ^{137}Cs の挙動を支配する物理化学的要因について以下に述べる。土壌中でCsは1価の陽イオン(Cs^+)として存在する。したがって K^+ や Ca^{2+} 等の陽イオンと同様に、CECとしてその容量が表現される陽イオン交換サイトに保持される。腐植物質の官能基等有機物由来の負電荷における Cs^+ の吸着選択性は Ca^{2+} 等多価陽イオンよりも低い。一方、2:1型層状ケイ酸塩の層間の負電荷(層荷電)では Cs^+ の吸着選択性が高い。

2:1型層状ケイ酸塩のケイ素四面体シートにはさまれた層間には、六員環とよばれる空洞部分がある。この空洞の大きさは、 Cs^+ 、 K^+ や NH_4^+ の大きさとほぼ等しい。水和しにくい Cs^+ 、 K^+ や NH_4^+ は六員環に形状的にフィットし、保持される。スメクタイト等の膨潤型の2:1型層状ケイ酸塩鉱物の場合、層荷電に選択的に保持された Cs^+ は、土壌中に多量に存在する Ca^{2+} 等の他の陽イオンによって交換可能である。一方、イライトのように層荷電が四面体シートにおける同型置換を起源とする場合、形状的にフィットしたイオンを層間に固定する力はより大きくなる。六員環と陽イオンとの結合力は水和エネルギーの小さい順、すなわち、 $\text{K}^+ < \text{NH}_4^+ < \text{Cs}^+$ の順に大きくなるものの、通常はこれらの陽イオンの中で最も存在量が豊富な K^+ が六員環を占有し、層間距離が1.0 nmに閉じた層である非膨潤層を形成している。 K^+ を強固に固定した非膨潤層の大部分は、外部から土壌に加わった Cs^+ を保持できるサイトとして寄与しない。しかし、土壌溶液と接触している非膨潤層の外縁部分は、風化により層間距離が1.4 nmに開いた状態(膨潤層)となっている(図1)。膨潤層と非膨潤層との中間に位置するくさび形に開いた場所の層荷電部分はフレイド・エッジと呼ばれる(Sawhney, 1972)。フレイド・エッジの陽イオン交換容量への寄与は非常にわずかである。しかし Cs^+ に対する選択性が極めて高いことから、物質質量としては極めて微量にしか存在しない ^{137}Cs を強固に保持するサイトとして重要である(土壌中 ^{137}Cs 濃度が 5000 Bq kg^{-1} の場合、土壌1 kg中に存在する ^{137}Cs の原子数は 7×10^{12} であり、土壌中安定 ^{133}Cs 濃度が 3 mg kg^{-1} とすると $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 原子数比は 5×10^{-7} である。) Cs^+

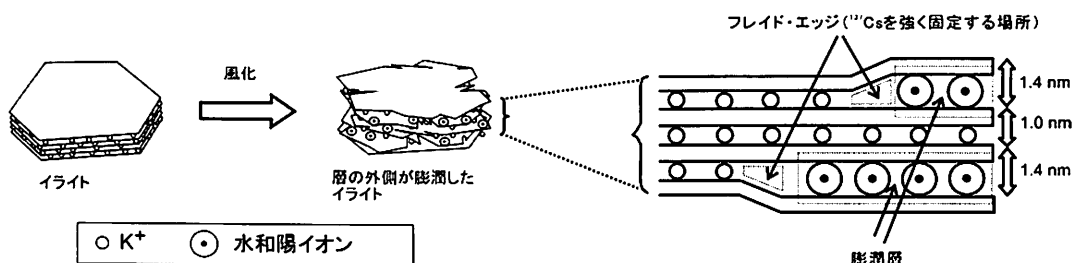


図1 イライトの風化に伴うフレイド・エッジの形成

がフレイド・エッジに到達し固定される反応が平衡に達するまでには時間がかかるものの (Comans and Hockley, 1994), 土壌に降下した ^{137}Cs の多くが、最終的にフレイド・エッジに固定される。ただし、フレイド・エッジの近傍を Al ポリマー (Nakao *et al.*, 2009) や有機高分子 (Dumat *et al.*, 2000) が埋めている場合は Cs^+ の侵入が阻害される。フレイド・エッジに固定された Cs^+ は、この場所への侵入が可能な競合イオン (NH_4^+ や K^+) が土壌に高い濃度で添加された場合、一部置換され得るが、大部分は固定されたままである (Delvaux *et al.*, 2001)。

このように、土壌が Cs^+ を保持する強さは、粘土鉱物組成や、土壌溶液中の競合イオン濃度、そして Cs^+ をイオン交換可能な形態で吸着したり、粘土鉱物への Cs^+ の吸着を阻害したりする有機物の存在量のバランスによって決まる。土壌によって ^{137}Cs の挙動に違いが見られるのはこのバランスが土壌ごとに異なるためである。

一方、2価の陽イオンとして土壌中に存在する Sr (Sr^{2+}) の挙動は Ca と類似している。モンモリロナイトに対する吸着選択性が、 $\text{K}^+ < \text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Sr}^{2+} < \text{Ba}^{2+}$ の順に増加するように、土壌中の負電荷に対する Sr の吸着選択性は比較的大きい (Evangelou and Phillips, 2005)。しかし、Cs のようにフレイド・エッジへの特異的な固定はおこらず、大部分が交換態として存在する (駒村・津村, 1994, 塚田ら, 2005b)。畑圃場の鉛直濃度分布より、 ^{137}Cs は表層耕作層に留まっているのに対し、 ^{90}Sr は 1 m 以深まで下方浸透していることが示されている (塚田ら, 2005b)。日本の土壌では大気圏核実験由来の ^{90}Sr の滞留半減時間は水田作土で 6~13 年、畑作土で 6~15 年であり、 ^{90}Sr は ^{137}Cs よりも早く作土から消失する傾向にある (駒村ら, 2006)。放射性壊変による減衰の寄与分を差し引くと、作土からの交換態 ^{90}Sr の消失されやすさは、CEC と高い相関があり、CEC の低い土壌では下層への溶脱や植物による吸収によって ^{90}Sr が作土から失われやすい (Yamaguchi *et al.*, 2007)。

4. 土壌から作物への移行

土壌中放射性核種濃度から作物中放射性核種濃度を推定するために、移行係数が用いられる。移行係数とは、土壌中放射性核種濃度に対する作物中放射性核種濃度の比を表す値であり、移行係数に土壌中放射性核種濃度を掛けることによっておおその作物中放射性核種濃度を求めることができる。国際原子力機関 (IAEA) の技術レポート (IAEA, 2010) には、放射性核種の移行係数がまとめられている。また、国内の土壌、作物の放射性核種濃度は、データベースとして Web 上で公開されている (文部科学省, 2011a; 農業環境技術研究所, 2011)。表 1 に示す移行係数は、1950~1960 年代に行われた大気圏核実験によって土壌に沈着した ^{137}Cs と ^{90}Sr について、沈着から数十年が経過後に採取した日本各地の土壌と作物 (可食部) の測定結果から求めた値である。 ^{137}Cs の移行係数は、白米で最も低く、他の作物に比べおよそ 1 桁低い。その他の作物の中では、葉菜類で若干高い。 ^{90}Sr の移行係数は、 ^{137}Cs に比べて高い傾向にあり、Ca をよく吸収する作物ほど、Sr もよく吸収する傾向にある (Tsukada and Nakamura, 1998; Uchida *et al.*, 2007a)。同じ作物であってもその移行係数には、2 桁程度の変動がある。

同一作物であっても移行係数が比較的大きな変動幅をもつのは、作物の種類だけでなく、土壌の種類や性質によっても土壌-作物間の放射性核種の移行が異なるためである (IAEA, 2010)。IAEA 技術レポートでは、土壌を砂質、ローム質、粘土質、有機質と大まかに分類したうえで移行係数を示している。 ^{137}Cs の移行係数は砂質、有機質土壌で高く、粘土質土壌で低い傾向がある。 ^{90}Sr の移行係数は、砂質土壌で高く、有機質、粘土質土壌で低い傾向にある。日本の畑土壌では、陽イオン交換容量が大きい土壌ほど、小麦に ^{90}Sr が吸収されにくいことが示されている (Yamaguchi *et al.*, 2007)。さらに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年数によっても移

表 1 日本における土壌から農作物 (乾物) へのフォールアウト ^{137}Cs および ^{90}Sr の移行係数の例

	作物	幾何平均値	±95% 信頼区間	乾物割合	試料数	引用文献
^{137}Cs	白米	0.0016	0.00021 - 0.012		n=20	Tsukada <i>et al.</i> , 2002a
	白米	0.0018	0.00017 - 0.016		n=154	Komamura <i>et al.</i> , 2005*
	玄米	0.0033			n=12	Uchida <i>et al.</i> , 2007b
	玄米	0.0047	0.00057 - 0.033		n=154	Komamura <i>et al.</i> , 2005*
	葉菜類	0.049			n=8	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
	キャベツ	0.026	0.0021 - 0.33	0.072	n=8	Tsukada and Hasegawa, 2002
	果菜類	0.029			n=8	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
	バレイショ	0.030	0.0050 - 0.18	0.20	n=26	Tsukada and Nakamura, 1999
	バレイショ	0.020			n=7	Kamei-Ishikawa <i>et al.</i> , 2008
^{90}Sr	白米	0.0048	0.0021 - 0.0094**		n=3	Tsukada <i>et al.</i> , 2005
	白米	0.0043	0.00097 - 0.019		n=127	Komamura <i>et al.</i> , 2005*
	玄米	0.026	0.0049 - 0.15		n=91	Komamura <i>et al.</i> , 2005*

*1990~2000年の測定データを用いて計算、水分12%と仮定して乾物重量に補正

**最小値と最大値

注) ここに示す移行係数は農作物中濃度を乾燥重量として示した値である。従って、表の移行係数から農作物中生重量 (新鮮重量) に換算するためには、乾物割合 (例: IAEA, 1994; Tsukada and Nakamura, 1998) で換算する必要がある。

移行係数が変動する。土壌に沈着してから時間が経過するにつれて、可給態 Cs の割合が減少するためである。例えば牧草栽培実験では、Cs を添加直後に播種した場合よりも、数ヶ月後に播種した場合の方が牧草中 Cs 濃度は低かった (Takeda *et al.*, 2009; 塚田ら, 2010b)。日本各地の観測圃場で採取された白米への ^{137}Cs の移行係数は、直接沈着による影響もあるが 1980 年に 0.0031 ($n=14$)、1990 年に 0.0019 ($n=15$) であったが、2000 年には 0.0017 ($n=9$) に減少した (Komamura *et al.*, 2005 より計算)。

また、施肥、資材施用等の作物栽培条件によっても移行係数は変動する。特に土壌中での挙動や根からの吸収が類似した物質の影響が大きい。すなわち、 Cs^+ では K^+ および NH_4^+ 、 Sr^{2+} では Ca^{2+} の存在量とのバランスが移行係数の変動要因として重要である。土壌中の K 濃度が高いほど ^{137}Cs の作物への移行が少ない傾向にある (Tsukada *et al.*, 2002a)。作物中 ^{137}Cs 濃度は、通常の NPK 三要素を施肥した場合に比べ K 肥料を無施用で高くなり、堆肥施用で減少するとの報告もある (津村ら, 1984)。天正ら (1959, 1961) によると、陸稲に比べて水稲で ^{137}Cs 吸収量が高いのは、水田状態の方がアンモニア態窒素の存在量が多いためである。炭酸カルシウムの施用が ^{90}Sr の水稲への吸収を抑制し、(津村ら, 1984) 吸収抑制に効果的だとする報告もある。

5. 作物中における存在割合

可食部への放射性 Cs の移行が少ない場合であっても、稲ワラ等の非可食部の処理をどうするかは重要な問題である。例えば、非可食部の家畜への飼料、堆肥化、鋤込み、焼却等の処理により再び放射性 Cs が食物連鎖を通じて畜産品に移行し、あるいは農地に還元される等の可能性がある。第一義的には作物可食部への放射性 Cs の吸収抑制対策の確立が重要であるが、非可食部の処理についても考慮する必要がある。

経根吸収によって農作物へ移行する放射性 Cs は、同属元素のアルカリ金属である K の影響を強く受ける。経根吸収による植物体内への分配 (転流) とその後の植物体内での再分配 (再転流) により、Cs と K の植物体内における存在分布のパターンは比較的類似しているものの、分布割合は必ずしも一致しない (Tsukada *et al.*, 2002b; Tsukada and Hasegawa, 2002; Yoshida and Muramatsu, 1998; Yoshida *et al.*, 2011)。

白米の ^{137}Cs 濃度は玄米に比べ 30~50% 程度低く (駒村ら, 2006)、ヌカは白米より高い濃度にあることが知られている (Tsukada *et al.*, 2008b)。白米中 ^{137}Cs 濃度に対するヌカ、モミガラ、ワラおよび根の部位別相対濃度は、それぞれ 8.6, 4.6, 4.5 および 2.1 であり、部位によって約 10 倍の濃度差がある。収穫時における白米の乾物割合は、イネ全体の 32% を占める。イネ全体に吸収された ^{137}Cs のうち白米に移行した割合は 10% で、ヌカに 9%、ワラとモミガラに 75%、根に 6% が存在する。表層土壌 (0~20 cm) に含まれる ^{137}Cs から白米およびイネ地上部 (根

部を除く) へ移行する割合 (除去率) を試算した結果、それぞれ 0.00031 および 0.0030% であった (Tsukada *et al.*, 2008b)。

一方、植物体内で Sr は Ca ときわめて類似した分布を示す (Tsukada *et al.*, 2001; Tsukada and Hasegawa, 2002)。白米中 ^{90}Sr 濃度に対するヌカ、モミガラ、ワラおよび根の部位別相対濃度は、それぞれ 29, 24, 100 および 84 で、部位によって 100 倍の濃度差があり、 ^{137}Cs とはまったく異なった分布を示す。イネに吸収された ^{90}Sr のうち白米に移行した割合はわずか 0.5% であるが、玄米には 2.3% 存在する。イネに吸収された ^{90}Sr の 85% が、非可食部 (ヌカ、モミガラとワラ) に存在している (根を除く地上部に 86%)。表層土壌 (0~20 cm) に含まれる ^{90}Sr から白米およびイネ地上部 (根部を除く) への除去率を試算した結果、それぞれ 0.00059 および 0.0094% であった (Tsukada *et al.*, 2005; Tsukada *et al.*, 2008b)。

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 Cs と Sr を測定した結果、両元素とも蒸散の盛んな外葉中で高かった。Cs と Sr の球葉部中濃度に対する外葉部中濃度比は、それぞれ約 3 倍および 10 倍であった。球葉部に対する外葉部の乾物重量割合は 1.4 であるが、Cs と Sr の存在割合はそれぞれ 3.3 と 10 と非可食の外葉部に多いが、両者の存在割合は異なっていた (Tsukada and Hasegawa, 2002)。

6. 土壌から作物への移行モデル

原子力施設に起因する公衆の被ばくを合理的に評価するためには、日本人の主食である白米の摂取に起因する内部被ばく線量を精度良く求めることが重要となる。このためには、水田環境にもたらされた放射性核種の白米への蓄積を評価するモデルを構築し、そのモデルに用いるパラメータの値を定めて評価することが必要となる。

土壌中の放射性核種濃度が既知である場合、経根吸収による白米中の放射性核種濃度を推定する手法として最もシンプルなモデルは、白米中の放射性核種濃度が土壌中の放射性核種濃度に比例すると仮定するモデル (以下「移行係数モデル」という) である。土壌から白米への移行係数 (乾燥白米 1 kg 当たりの放射能濃度 / 乾燥土壌 1 kg 当たりの放射能濃度の比) はその比例係数であり、移行係数モデルに用いられるパラメータである。移行係数モデルは、土壌中の放射性核種濃度が分かれば、移行係数を乗じることによって簡便に農作物の可食部 (水稲の場合は白米) 中の放射性核種濃度を推定することが可能であることから、計算が容易であり、内部被ばく線量評価で一般に用いられている。

移行係数モデルは、収穫時における白米中濃度を推定するという目的では有効であるが、水田環境中の放射性核種の移行挙動を模擬したモデルではない。このため、例えば水稲の生育期間内における放射性核種の蓄積状況の把握や、ファイトレメディエーションによる放射性核種の除去効果の確認等、経時変化を評価する必要がある場合には

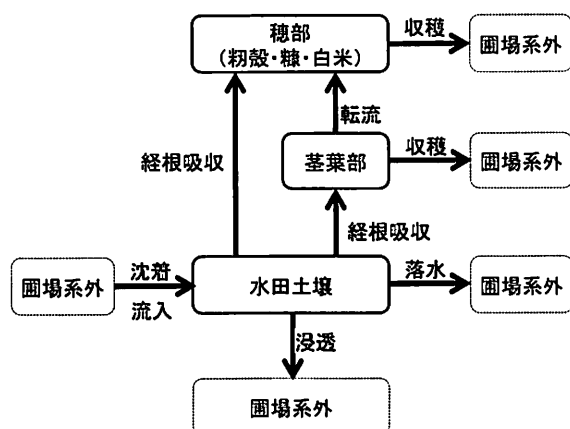


図2 水田系における放射性核種移行挙動評価のためのコンパートメントモデル例 (土壌から水稻への移行モデル)

不向きである。このような、環境中における放射性核種の移行挙動をモデル化し、その経時変化を把握するためには、動的コンパートメントモデルが多く用いられる (高橋, 2002; Amano *et al.*, 2003)。動的コンパートメントモデルは、評価対象系を、評価対象物質の蓄積部 (コンパートメント) の集合体としてモデル化し、これらのコンパートメント間の物質移行や、評価対象系外との物質移行を、時間の逆数の単位をもつ係数 (このパラメータも一般に「移行係数」と表記されるが、ここでは前述の土壌から白米への移行係数と区別するため、TC (Transfer Coefficient と記述する。) で表す。動的コンパートメントモデルでは、各コンパートメント内の評価対象物質量の経時変化が常微分方程式として記述され、この連立常微分方程式を、初期値を与えて解くことにより、コンパートメント内の評価対象物質量の経時変化を求めることができる。

評価対象系をコンパートメントに分割する際の分割方法は、評価を行う目的や、解析に用いるパラメータの入手状況等によって判断することとなる。ここでは、水田圃場系における動的コンパートメントモデルを構築した例を示す。

土壌に蓄積した放射性 Cs の水稻への移行について検討するために構築したモデルを図2に示す (Takahashi *et al.*, 2003)。水稻は穂部と茎葉部の二つのコンパートメントに分割しており、穂部のコンパートメントは出穂期以降に存在することとなる。穂部への Cs の移行経路は、茎葉部に一度吸収されて蓄積し、再度穂部へ転流する経路と、土壌から直接穂部に移行する経路 (経根吸収) の2つの経路が考慮されている。これらの移行経路の TC は、水稻の生長曲線や、安定 Cs あるいは放射性 Cs 等の水稻への移行に関する参考文献を用いて設定される。一度地表面に沈着した放射性 Cs が、水稻の収穫や土壌からの流出・浸透によって系外に移行することで減少する効果を確認するためには、このようなモデルが有効である。

水稻地上部および穂部中安定 Cs 濃度について、生育期間内における経時変化を評価した解析例を図3に示す。Cs の土壌から水稻地上部への植物体あたりの吸収速度が、実

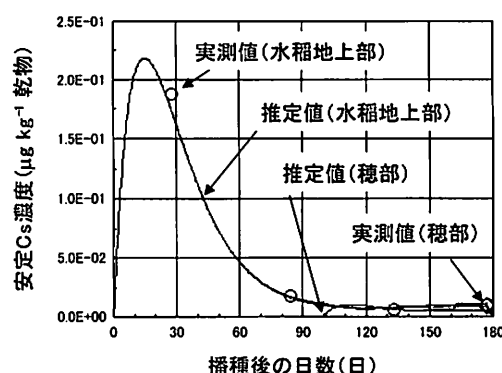


図3 水稻地上部および穂部中安定 Cs 濃度の経時変化の評価例

測値から比較的一様と推定されたので、この解析例では吸収速度を生育期間内で一定であると仮定した。生長曲線としてシグモイド曲線を用いていることから、生育初期では Cs 濃度は比較的高いが、生長が顕著になると濃度は急激に減少する傾向がモデルによって再現されている。

放射性核種の大気からの沈着および灌漑水からの流入の2つの経路を考慮して構築したモデルを図4に示す (Takahashi *et al.*, 2006)。穂部は白米、ヌカとモミガラの3種類に、茎葉部は茎葉表面、茎葉内部、茎葉通過の3種類に区分している。「茎葉通過コンパートメント」は、Iのように揮散しやすい放射性核種を解析する場合に用いるが、Cs や Sr の場合は使用しない。この場合、土壌から茎葉通過コンパートメントへの TC は0となる。水田土壌の放射性 Cs および放射性 Sr は、移行が速い成分と遅い成分の2種類に区別し (高橋ら, 2000, 高橋・本間, 2001), 経根吸収は両方の成分からイネに移行すると仮定している。

大気からの沈着経路を評価するためには、沈着時に湛水しているか否かが、圃場への放射性核種の残留量に影響を与えると考えられるため、田面水コンパートメントも必要となる。田面水コンパートメントは、湛水している時のみ存在すると仮定し、落水時に田面水コンパートメントに存在する放射性核種は系外に移行することとなる。水田土壌中に存在する放射性核種は、経根吸収によって茎葉内部に移行する。白米、ヌカとモミガラへは、葉茎内部に蓄積した放射性核種の転流、あるいは水田土壌から直接経根吸収により移行すると仮定する。これらの移行量は、水稻の生育段階によって変化する。また、大気中に存在する放射性核種は、水稻の生育期間に応じて区分したイネの5種類の部分に直接沈着すると仮定する。大気からの乾性あるいは湿性沈着速度等は、生長曲線や参考文献を用いて設定される。

今回の事故において、放射性物質が大量に放出された時期は、水田に関しては休耕期であったため、このような直接沈着を評価するモデルは必ずしも適用する必要はない。しかし、水稻の生育期に放射性物質の沈着が生じるような場合には、このようなモデルを用いて、収穫期における白米中濃度を評価することが必要とされる。

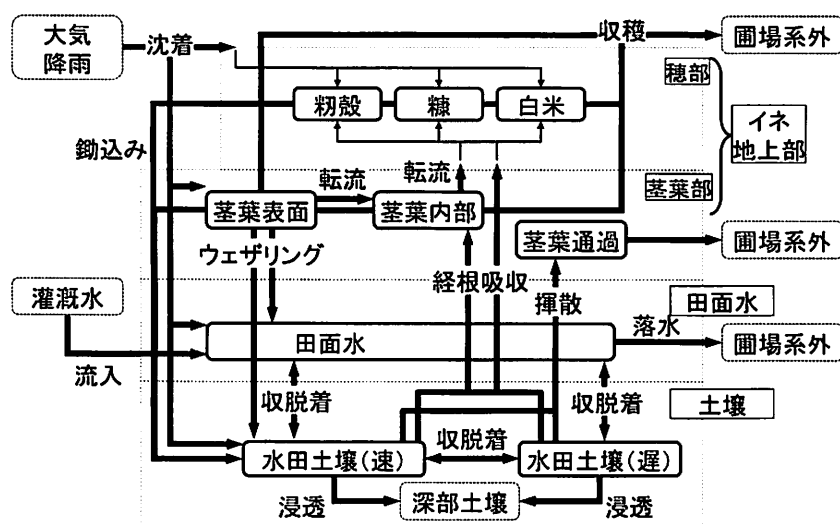


図4 水田系における放射性核種移行挙動評価のためのコンパートメントモデル例
(水田環境を総合的に模擬したモデル)

7. 集積植物と移行メカニズム

Broadley *et al.* (1999) は、植物の Cs 吸収について報告された 14 の論文結果を解析し、136 種の植物で 2 桁の濃度差のあることを示している。そのなかで、ヒユ科およびアカザ科の植物体中の Cs 濃度が高くなることを明らかにした。特に、ヒユ科のアマランサス、アオゲイトウ、アカザ科のビート、キヌアは Cs 濃度が高く、Cs 汚染土壌の浄化植物として利用できる可能性があるとしている。ファイトレメディエーションを考える場合、その技術を適用する環境や土壌によって栽培できる植物種が異なることも考えられる。ファイトレメディエーションに利用可能となる植物を選定する場合、Cs 濃度が高くても植物体が小さく生育が環境条件によってばらつくものは不適切である。一方、Cs 濃度が比較的高く植物体が横に広がらずに立ち上がり、大きく生育するものは有望である。また、日本における 670 種、180 科の植物種の葉中 Cs 含有率の解析から、*Equisetaceae* (トクサ科)、*Adiantaceae* (ウラボシ科)、*Polygonaceae* (タデ科)、*Convolvulaceae* (ヒルガオ科)、*Iridaceae* (アヤメ科) 等において含有率の高いことが報告されている (Watanabe *et al.*, 2007)。

実際の ^{137}Cs 汚染土壌における試験では、アマランサス (Fuhrmann *et al.*, 2003)、ビート (Evans and Dekker, 1968)、アオゲイトウ (Lasat *et al.*, 1998; Fuhrmann *et al.*, 2003) 等の植物地上部への吸収量が多かったとの報告例がある。福島原発事故以降に降下した ^{137}Cs の大部分は土壌表層に留まって存在していると考えられるため、表層の ^{137}Cs を効率よく除去するためには、ひげ根が土壌表層部に多く分布するイネ科植物による ^{137}Cs の除去が効率がよいとの考え方もある。ちなみに、イネ科植物体中の Cs 濃度はカモジグサ属 (*Agropyron*)、キビ属 (*Panicum*)、ハルガヤ属 (*Anthoxanthus*)、イチゴツナギ属 (*Poa*)、ドクムギ属 (*Lolium*) で高く、オオムギ属 (*Hordeum*)、

コムギ属 (*Triticum*)、ライムギ属 (*Secale*)、イネ属 (*Oryza*) では低いとする報告がある (Broadley *et al.*, 1999)。ファイトレメディエーションは、土壌中 ^{137}Cs の植物への可給性を低減する上で有効な手段であるが、同時に収穫方法、回収した植物体の処理および処分方法について検討する必要がある。

植物根による Cs 吸収を考える場合、根細胞レベルでのイオン吸収特性に加え、根の形態的特性 (ひげ根の発生等)、土壌中におけるイオンバランスに影響を与える有機酸等の分泌特性、酸化還元力、根圏微生物相等を考慮する必要があるが、ここでは根細胞レベルでのイオン吸収特性に限定して記述する。

植物の栄養素の吸収は主に若い根の先端で行われ、根細胞の膜にはイオンや有機物を細胞内外に吸収もしくは排出する輸送体タンパク質 (トランスポーター、チャンネル等) が存在する。Cs は同じアルカリ金属である K と化学的性質が類似しているため、K の輸送系を使って植物内に吸収されと考えられ、K 輸送系を用いた Cs の移行メカニズムに関する研究が多く報告されている。K の輸送系は、 K^+ チャンネル系、HKT トランスポーター系と KUP/HAK/KT トランスポーター系の 3 種類のグループに分けられ (魚住, 2011)、根における Cs の吸収がどの輸送系で主に行われているのかについての知見は、囲み詳説 (文末) にあるように、近年になってようやく一部が明らかになってきた。

Cs の輸送に関与している輸送体が明らかになることによって、輸送体の発現制御、輸送体遺伝子導入植物の作製が可能になり、遺伝子工学的手法によるファイトレメディエーション用植物の開発が可能になってくると考えられる。また、Cs の細胞への吸収輸送活性ばかりでなく、細胞外への排出輸送活性の研究も重要である。Cs は K に比べ果実、肥大根および種子へ移行しにくい元素ではあるが、可食部への再転流をより低減する上でも、導管や師管への排出機構の解明も視野に入れるべきである。

8. 森林生態系における動態

森林は陸上に広く分布する代表的な生態系の一つであり、多くの生物が共存すると同時に、地球環境において大気の組成や気候を調整する機能を果たしている。人にとっては、木材、食料、水、燃料等の供給源として重要であり、また、森林に蓄積した物質が侵食によって生活圏に移行することもあるため、そこでの汚染物質の挙動や影響を明らかにする意味は大きい。

森林の樹冠は表面積が大きいので大気中の汚染物質を捕集する機能を持つ。放射性核種の場合も同様で、ガスや粒子として樹冠に沈着することに加えて、雨とともに降下する放射性核種の一部も樹冠に捉えられる。落葉樹林で樹冠に葉が付いていない場合には、林床に直接沈着する割合が大きくなると考えて良い。こうして森林に入ってきた放射性核種は、森林内の物質循環に伴って移動する。特に ^{137}Cs は、必須元素であるKと同じアルカリ金属であるため、その動きは非常にダイナミックである (Schell *et al.*, 1996)。

樹冠に沈着した ^{137}Cs は、降雨による洗い落としや、落葉・落枝 (リター) と共に、林床に移行する。林床の上部に堆積したリターの生物分解や、リターからの溶脱が進むと、 ^{137}Cs は腐植層のより下部に移行し、最終的には腐植層に接している土壌 (A層) の最上部付近に蓄積して長期間保持される傾向がある。このような ^{137}Cs の分布に強く関わっているのが、森林生態系の栄養塩サイクルに伴うCsの循環である。即ち、土壌中の ^{137}Cs が植物によって経根吸収されて葉に至り、これが再び溶脱やリターと共に林床に還るといふ、一種のポンプの様な作用が働いている。こうして循環している ^{137}Cs は、粘土鉱物等に吸着されず、植物にとって利用されやすい存在形態を維持し、それ故、土壌の表層付近に菌糸や根を伸ばすキノコや植物中の ^{137}Cs は比較的高濃度に維持される (例えばYoshida *et al.*, 2004)。森林内における放射性核種の分配に関して、我が国ではYamagata *et al.* (1969) によって、フォールアウト起源の ^{137}Cs と ^{90}Sr について松林における分布が調査されている。全沈着量のうち ^{137}Cs の80%、 ^{90}Sr の63%が深さ5 cmまでの表層土壌に存在していることが報告されている。残りの部分は、より深い土壌と植物 (主として樹木) に存在する。樹木中のKは、個体内の生物活動が活発な部分に集まることが知られており、 ^{137}Cs もほぼ同様の傾向を持つ。例えば、チェルノブイリ事故によって汚染されたマツの場合は、若い葉や、樹幹の形成層付近で濃度が高いことが確認されている (Yoshida *et al.*, 2011)。

森林から採取される食物として重要なものにキノコがある。一口にキノコと言っても、分類学上は子囊菌類、担子菌類等多様な種類が含まれている (Webster & Webster, 2007)。全世界に生息するキノコの正確な種類数もわかっておらず、日本でも自生するキノコの半分近くが名前もつけられていない (今関・本郷, 1987, 1989)。一方で、生態学的な側面からキノコを分けると、腐生性と菌根性の2つ

のグループに大別することができる。

腐生性キノコ (腐生菌) とは、落葉や枯死木、動物の排泄物や死骸等を分解して主な栄養源とするグループで、代表的なキノコにはシイタケ、ナメコ、ヒラタケ等比較的栽培しやすい種類が多い。菌根性キノコ (菌根菌) とは、主として生きた植物 (木本植物) に炭素源を依存しているグループで、マツタケ、トリュフ等が代表的なキノコである。多くの菌根菌は植物と共生関係を保てないと長期間の生存が困難になることも多く、人工的な栽培がむずかしい (柴田, 2000)。腐生性、菌根性に限らず、キノコの菌糸は生息基質中あるいは地中にコロニーを形成している。これまで知られている中で最も巨大なコロニーは、同一の遺伝子構成をもつナラタケの仲間の菌糸が15 haの範囲に巨大なコロニーを形成していた例がある (Smith *et al.*, 1992)。

チェルノブイリ原子力発電所の事故以降、キノコ中放射性Cs濃度は高いことが数多く報告されている (例えば, Battiston *et al.*, 1989; Bem *et al.*, 1990; Kammerer *et al.*, 1994)。日本においても一般の食品に比べ、キノコ中 ^{137}Cs 濃度は高いことが知られ (杉山ら, 1993; Ban-nai *et al.*, 1997)、チェルノブイリ事故以降から1990年代において食品摂取により人体へ移行する ^{137}Cs の約30~50%がキノコ由来であると推定されている (五十嵐ら, 1989; Ban-nai *et al.*, 1997)。また、野生種のキノコ中 ^{137}Cs 濃度は、人工栽培されたキノコより高い濃度にあることが報告されている (杉山ら, 1990; Ban-nai *et al.*, 1997)。キノコの菌糸が生育する基質中 ^{137}Cs 濃度によるが、一般に腐生性キノコに比べ菌根性キノコ中 ^{137}Cs 濃度で高い値にある。さらに、基質中 ^{137}Cs 濃度が比較的一様であってもキノコ中 ^{137}Cs 濃度は種類によって数桁の広い範囲にある (Kammerer *et al.*, 1994; Tsukada *et al.*, 1998; Yoshida and Muramatsu, 1994)。キノコの ^{137}Cs 移行係数 (乾燥基質1 kg当たりの放射能濃度 (Bq kg^{-1}) に対する乾燥キノコ1 kg当たりの放射能濃度 (Bq kg^{-1} 乾物) の比) の平均値は、15 (Eckl *et al.*, 1986)、9.3 (Tsukada *et al.*, 1998) 等と報告されている。また、菌糸が存在する基質毎にキノコの種類を分けて調査した ^{137}Cs 移行係数は、>10 (木質)、5.5 (リター)、13 (表層0~5 cm土壌)、11 (>5 cm土壌) との報告もある (Yoshida and Muramatsu, 1994)。

キノコから高濃度の ^{137}Cs が検出されることは国内外で知られているが、その高濃縮特性を説明しうる知見は明らかではない。ここでは、おもに腐生性のヒラタケを用いた培養実験に基づく ^{137}Cs の動態の一端を示す。通常、国内産キノコ中の ^{137}Cs 濃度は市場流通の多くを占める腐生性では野生種の菌根性のものに比べて低い数値を示す。しかしながら、培地の ^{137}Cs 濃度に応じてヒラタケ子実体中濃度も増加することから (杉山ら, 1993)、子実体中濃度は菌糸の種類のみならず、基質中 ^{137}Cs 濃度にも大きく依存すると考えられる。キノコによるCsの取込みについて同族のアルカリ元素共存下における影響を検討した結果、ヒラタケ菌糸による ^{137}Cs の取込みは、安定元素のCs、K、

あるいはルビジウム (Rb) 濃度の増加により減少し、互いに拮抗的な取込みにあることが示されている (Terada *et al.*, 1998). 培地に Cs を添加したヒラタケ培養菌糸の NMR 測定からはイオン態 Cs とは別の存在形態を示唆するピークの存在が認められており、Cs の高濃縮性との関連が推察される (Kuwahara *et al.*, 1998). 走査電子顕微鏡－元素分析装置により Cs の組織内での局在性が観察され、細胞分画実験においては細胞小器官 (液胞分画) におけるポリリン酸との関連が示唆されている (Sugiyama *et al.*, 2008).

9. おわりに

福島第一原発事故後しばらくは、葉面に沈着した放射性核種によって汚染された農作物が食品衛生法の暫定規制値を超え、出荷規制となった。2011 年 4 月以降放射性核種の大気中への放出は限定的であり、陸域環境への追加的な汚染も最小限に留まっているものと思われる (8 月現在)。福島第一原発の安定的な冷却状態が持続されれば、あらたな大気中への放出は極めて少ないものと考えられる。そうすると、今後、作物への放射性核種の主な移行経路は経根吸収となる。土壌から作物への放射性 Cs の移行は、作物種、土壌種、粘土鉱物組成等の様々な要因によって異なってくる。幸い、「総合科学技術会議」で進められている「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」の土壌サンプリングが終了 (2011 年 7 月) し、土壌汚染状況の詳細マップが公開された (文部科学省, 2011b)。汚染状況に応じた詳細マップとこれまでに得られている土壌特性等の多くの知見を組み合わせることでより具体的な作物中濃度の低減化対策が可能になると考えられる。

我が国においては、これまでも大気圏核実験やチェルノブイリ原子力発電所事故等に由来する放射性核種が陸域環境を比較的一様に汚染した。しかしながら、今回想定以上の地震と津波による影響ではあったが、国内ではじめての

原子力発電所の大規模な事故によって放出した大量の放射性核種によって、環境汚染の大きな偏在化をもたらした。特に、半減期の長い ^{137}Cs については、今後も多くの課題が残っていることは事実である。一方で、放射性 Cs を論ずるときにしばしば Cs と同じアルカリ金属に属する天然放射性核種の ^{40}K (存在比 0.0117%) と比較されるので、ここでも少し触れてみたいと思う。土壌中の平均的な K 濃度を 10 g kg^{-1} とすると土壌中には 300 Bq kg^{-1} の ^{40}K が存在する。また、 K_2O 含量 60% の K 肥料中 ^{40}K 濃度は、 15000 Bq kg^{-1} である。他にも土壌中には、天然放射性核種として U, Th やその子孫核種である ^{212}Pb , ^{210}Po 等、 ^{14}C , ^{87}Rb , $^{7,10}\text{Be}$ 等多数の放射性核種が含まれている。また、根菜類、葉茎菜類、果菜類等の作物中には、乾物 1 kg あたり数百から数千 Bq の ^{40}K が存在している。

2011 年 8 月現在、福島第一原発から全方位半径 20 km の避難区域 (警戒区域) と計画的避難区域は同発電所から北西方向半径 50 km まで及んでいる。一刻も早く福島第一原発事故が収束し、復興に向けた段取りが効果を挙げ、これまでどおりの平穏な生活に戻れるように関係機関は現在も必死に取り組んでいる。被ばく線量の低減化が効果的に実現されるためにも、これまでの知見や現在福島県等で行われている実証試験に基づく科学的な裏付けのある対策をすみやかに実行することが求められる。

謝 辞：本資料をまとめるに当たり、チェルノブイリ原子力発電所事故対策で多くの経験と知見を有する Cremers 名誉教授および Smolders 教授 (共にルーヴァン・カトリック大学) から助言を頂いた。また、両者との接点を設けていただいたベルギー大使館に感謝申し上げます。さらに、内田滋夫博士 (放射線医学総合研究所)、藤原徹教授 (東京大学)、信濃卓郎博士 (北海道農業研究センター) から多数の助言とコメントを頂き、ここに感謝申し上げます。

K および Cs の輸送系についての研究状況の詳説

K⁺ チャネル系に含まれるシロイヌナズナの AKT1 や KAT1 の K 輸送は、Cs の存在で著しく抑制されることはよく知られており (Ichida and Schroeder, 1996; Broadley *et al.*, 2001), K⁺ チャネルの孔に Cs が入り込み、K の通過を妨げていると考えられる。一般に、植物個体レベルにおいて K 欠乏条件下で Cs の取り込みが促進される現象が観察されるが、AKT1 や KAT1 輸送体はその現象に直接関与しているかについては明らかにされていない。シロイヌナズナの AKT1 欠損株である *akt1* 破壊株は K の吸収は低下するが、Cs の吸収は正常株と差異がなかったことから、AKT1 は Cs 吸収には関与しないことが明らかになっている (Broadley *et al.*, 2001)。同じく、HKT トランスポーターに関して Cs の取り込みに直接関与するか否かの知見は不明な点が多い。コムギやオオムギの HKT トランスポーターは K 欠乏条件下になると発現が増大し (Wang *et al.*, 1998)、K イオン選択性は低いことから、K 欠乏時の Cs 吸収増大に関与している可能性が示唆されるが、*hkt* 破壊株での証明はされていない。近年、KUP/HAK/KT トランスポーター系の HAK5 が、K 欠乏下において Cs 取り込みに関与していることが明らかになった。シロイヌナズナの *AtHAK5* の欠損株である *hkt5* 破壊株は、Cs の吸収が野生株に対して 50% 以下に抑制された。また、*AtHAK5* のシロイヌナズナでの発現は K 欠乏および NH_4 欠乏の条件下で増大した。さらに、酵母に *AtHAK5* を発現させた系での Cs 吸収は NH_4 濃度が低い条件下で増大した (Qi *et al.*, 2008)。Kobayashi *et al.* (2010) はシロイヌナズナの *AtKUP/HAK/KT9* が、K と比較すればわずかであるが Cs 輸送活性を持つことを大腸菌の発現系解析で明らかにしている。

White and Broadley (2000) は Cs の輸送系として、上記の K 輸送系に加えて、非選択的な陽イオン輸送系である VICC (Voltage-independent Cation Channel) が考えられることを述べている。シロイヌナズナの VICC には大きく分けて *AtCNGC* と *AtGLR* の 2 種類が存在し、CNGC グループには 20 種の CNGC 輸送体がある。*AtCNGC17* を大腸菌の発現系に発現させて Cs の輸送活性を ^{134}Cs の取り込みで調べた結果、Cs 輸送活性を見出している (Yamagami *et al.*, 2007)。また、シロイヌナズナの RI ライン (Recombinant Inbred Lines) の Cs 濃度差異を指標として QTL 解析した結果、*AtCNGC1* が Cs の体内濃度の増加に関与している可能性があることが明らかになった (Kanter *et al.*, 2010)。加えて、EMS による変異処理によって複数の Cs 吸収促進株が獲得されていることから、遺伝子レベルでの変異が Cs 吸収を制御している可能性が認められている (山上・久松, 2009)。

文 献

- Amano, H., Takahashi, T., Uchida, S., Matsuoka, S., Ikeda, H., Hayashi, H., and Kurosawa, N. 2003. Development of a code MOGRA for predicting the migration of ground additions and its application to various land utilization area. *J. Nucl. Sci. Tech.*, **40**, 975–979.
- Arapis, G., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., and Ivanova, T. 1997. Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus. *J. Environ. Radioactiv.*, **34**, 171–185.
- Ban-nai, T., Muramatsu, Y., and Yoshida, S. 1997. Concentration of ^{137}Cs and ^{40}K in edible mushrooms collected in Japan and radiation dose due to their consumption. *Health Phys.*, **72**, 384–389.
- Battiston, G. A., Degetto, S., Gerbas, R., and Sbrignadello, G. 1989. Radioactivity in mushrooms in northeast Italy following the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioactiv.*, **9**, 53–60.
- Bem, H., Lasota, W., Kuśmierk, E., and Witusik, M. 1990. Accumulation of ^{137}Cs by mushroom from Regozno area of Poland over the period 1984–1988. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **145**, 39–46.
- Broadley, M., Willey, N., and Mead, A. 1999. A method to assess taxonomic variation in shoot caesium concentration among flowering plants. *Environ. Poll.*, **106**, 341–349.
- Broadley, M.R., Escobar Gutiérrez, A.J., Bowen, H.C., Willey, N.J., and White, P.J. 2001. Influx and accumulation of Cs^+ by the akt1 mutant of *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. lacking a dominant K^+ transport system. *J. Exp. Bot.*, **52**, 839–844.
- Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., and Yamazawa, H. 2011. Preliminary estimation of release amount of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. *J. Nucl. Sci. Tech.*, **48**, 1129–1134.
- Comans, R.N.J., and Hockley, D.E. 1994. Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **58**, 1157–1164.
- Delvaux, B., Kruijts, N., Maes, E., and Smolders, E. 2001. Fate of radiocesium in soil and rhizosphere. In: Gobran, G.R., Wenzel, W.W. and Lombi, E. (ed) *Trace elements in the rhizosphere*, pp 61–91. CRC.
- Dumat, C., Quiquampoix, H., and Staunton, S. 2000. Adsorption of cesium by synthetic clay-organic matter complexes: Effect of the nature of organic polymers. *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 2985–2989.
- Evangelou, V.P., and Phillips, R.E., 2005. Cation exchange in soils (Chapter 7). In: Tabatabai M.A. and Sparks, D.L. (ed) *Chemical processes in soils*, pp 354. Soil Sci. Soc. Am., Madison, USA.
- Evans, E.J., and Dekker, A.J. 1968. Comparative Cs – 137 content of agricultural crops grown in a contaminated soil. *Can. J. Plant Sci.*, **48**, 183–188.
- Fuhrmann, M.L., Ebbs, M., Cornish, S., and Kochian, J. 2003. Uptake and release of cesium–137 by five plant species as influenced by soil amendments in field experiments. *J. Environ. Qual.*, **32**, 2272.
- Fukuyama, T., and Takenaka, C. 2004. Upward mobilization of ^{137}Cs in surface soils of *Chamaecyparis obtuse* Sieb. Et Zucc. (hinoki) plantation in Japan. *Sci. Total Environ.*, **318**, 187–195.
- IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No. 472.
- Ichida, A., and Schroeder, J. 1996. Increased resistance to extracellular cation block by mutation of the pore domain of the *Arabidopsis* inward-rectifying K^+ channel KAT1. *J. Membr. Biol.*, **151**, 53–62.
- 五十嵐修一・長嶋純一・吉岡満夫・塩谷勝夫 1989. 福井県における日常食による ^{137}Cs の摂取量. 平成元年度福井県衛生研究所年報, **28**, 55–58.
- 今関六郎・本郷次雄 1987. 原色日本新菌類図鑑 I. 保育社.
- 今関六郎・本郷次雄 1989. 原色日本新菌類図鑑 II. 保育社.
- Kamei-Ishikawa, N., Tagami, K., and Uchida, S. 2008. Estimation of ^{137}Cs Plant Root Uptake Using Naturally Existing ^{133}Cs . *J. Nucl. Sci. Technol. Suppl.*, **6**, 146–151.
- Kammerer, L., Hiersche, L., and Wirth, E. 1994. Uptake radiocaesium by different species of mushroom. *J. Environ. Radioactiv.*, **23**, 135–150.
- Kanter, U., Hauser, A., Michalke, B., Dräxl, S., and Schäffner, A.R. 2010. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects. *J. Exp. Bot.*, **61**, 3995–4009.
- Kobayashi, D., Uozumi, N., Hisamatsu, S., and Yamagami, M. 2010. AtKUP/HAK/KT9, a K^+ Transporter from *Arabidopsis thaliana*, Mediates Cs^+ Uptake in *Escherichia coli*. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, **74**, 203–205.
- 駒村美佐子・津村昭人 1994. 誘導結合プラズマ質量分析法による土壌から白米への放射性核種の移行係数算定. *Radioisotopes*, **43**, 1–8.
- 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. *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.
- Kuwahara, C., Watanuki, T., Matsushiba, K., Nishimura, M., and Sugiyama, H. 1998. Studies on uptake of cesium by mycelium of the mushroom (*Pleurotus ostreatus*) by ^{133}Cs -NMR. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **235**, 191–194.
- Lasat, M.M., Fuhrmann, M., Ebbs, S.D., Cornish, J.E., and Kochian, L.V. 1998. Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: evaluation of cesium–137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *J. Environ. Qual.*, **27**, 165–169.
- 文部科学省 2011a. 環境放射線データベース <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top>.
- 文部科学省 2011b. 農林水産会議 農地土壌の放射性物質濃度分布図の作成について <http://www.saffrc.go.jp/docs/press/110830.htm>.
- Nakao, A., Funakawa, S., and Kosaki, T. 2009. Hydroxy-Al polymers block the frayed edge sites of illitic minerals in acid soils: studies in southwestern Japan at various weathering stages. *Euro. J. Soil Sci.*, **60**, 127–138.
- 農業環境技術研究所 2011. 主要穀物および農耕地土壌の ^{90}Sr と ^{137}Cs 分析データ一般公開システム http://psv92.niaes3.affrc.go.jp/vgai_agrip/sys_top.html
- Qi, Z., Hampton, C.R., Shin, R., Barkla, B.J., White, P.J., and Schachtman, D.P. 2008. The high affinity K^+ transporter AtHAK5 plays a physiological role in planta at very low K^+ concentrations and provides a caesium uptake pathway in *Arabidopsis*. *J. Exp. Bot.*, **59**, 595–607.
- Rosén, K., Öborn, I., and Lönsjö, H. 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987–1995. *J. Environ. Radioactiv.*, **46**, 45–66.
- Sawhney, B.L. 1972. Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: A review. *Clays Clay Miner.*, **20**, 93–100.
- Schell, W.R., Linkov, I., Myttenaere, C., and Morel, B. 1996. A dynamic

- model for evaluating radionuclide distribution in forests from nuclear accidents. *Health Phys.*, **70**, 318–335.
- 柴田 尚 2000. 本州中部の亜高山帯針葉樹林のきのこ. *森林科学*, **30**, 8–13.
- Smith, M., Bruhn, J., and Anderson, J.B. 1992. The fungus *Armillaria bulbosa* is among the largest and oldest living organisms. *Nature*, **356**, 428–431.
- 杉山英男・岩島 清・柴田 尚 1990. キノコ類およびその基質中における放射性セシウムの分布. *Radioisotopes*, **39**, 499–502.
- 杉山英男・寺田 宙・塚田祥文・柴田 尚 1993. キノコへの放射性セシウムの移行特性. *Radioisotopes*, **42**, 683–690.
- Sugiyama, H., Takahashi, M., Terada, H., Kuwahara, C., Maeda, C., Anzai, Y., and Kato, F. 2008. Accumulation and localization of cesium in edible mushroom (*Pleurotus ostreatus*) mycelia. *J. Agri. Food Chem.*, **56**, 9641–9646.
- 高橋知之・駒村美佐子・内田滋夫 2000. 水田土壌中⁹⁰Srの移行に対する2成分モデルの適用. *保健物理*, **35**, 359–364.
- 高橋知之・本間俊充 2001. チェルノブイリ原子力発電所近傍モニタリングデータを用いた¹³⁷Csの外部被ばく線量評価パラメータの土質による差異に関する検討. *保健物理*, **36**, 111–121.
- 高橋知之 2002. 陸域生態圏における物質移行シミュレーション. *シミュレーション*, **21**, 15–19.
- Takahashi, T., Tsukada, H., Uchida, S., and Amano, H. 2003. An analysis for migration of cesium from a paddy field to rice plant by using a code MOGRA. Proceedings of the International Symposium on Radioecology and Environmental Dosimetry, Rokkasho, Aomori, Japan, 480–483.
- Takahashi, T., Tomita, K., Yamamoto, K., and Uchida, S. 2006. Development of dynamic compartment models for prediction of radionuclide behaviors in rice paddy fields. Proceedings of the International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, Rokkasho, Aomori, Japan, 189–195.
- Takeda, A., Tsukada, H., Takaku, Y., and Hisamatsu, S. 2009. Aging effect on caesium phytoavailability in an allopanic Andisol. *Proceedings of 10th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*. Chihuahua, Mexico.
- 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¹³⁴Cs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.
- Terada, H., Shibata, H., Kato, F., and Sugiyama, H. 1998. Influence of alkali elements on the accumulation of radiocesium by mushrooms. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **235**, 195–200.
- Tsukada, H., Shibata, H., and Sugiyama, H. 1998. Transfer of radiocaesium and stable caesium from substrata to mushroom in a pine forest in Rokkasho-mura, Aomori, Japan. *J. Environ. Radioactiv.*, **39**, 149–160.
- Tsukada, H., and Nakamura Y. 1998. Transfer factors of 31 elements in several agricultural plants collected from 150 farm fields in Aomori, Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **236**, 123–131.
- Tsukada, H. and Nakamura, Y. 1999. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from soil to potato in agricultural fields. *Sci. Total Environ.*, **228**, 111–120.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., and Hisamatsu, S. 2001. Distributions of alkali and alkaline earth metals in several agricultural plants. *Radioprotection*, **37**, C1–555–C1–540.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S., and Yamasaki, S. 2002a. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *J. Environ. Radioactiv.*, **59**, 351–363.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S., and Yamasaki, S. 2002b. Rice uptake and distributions of radioactive ¹³⁷Cs, stable ¹³³Cs and K from soil. *Environ. Poll.*, **117**, 403–409.
- Tsukada, H., and Hasegawa, H. 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., Takeda, A., Takahashi, T., Hasegawa, H., Hisamatsu, S., and Inaba, J. 2005. Uptake and distribution of ⁹⁰Sr and stable Sr in rice plants. *J. Environ. Radioactiv.*, **81**, 221–231.
- 塚田祥文・武田 晃・大塚良仁・久松俊一・稲葉次郎 2005a. 水田および畑圃場における⁹⁰Sr, ¹³⁷CsおよびPuの鉛直分布. 第42回アイソトープ・放射線研究発表会要旨集.
- 塚田祥文・武田 晃・久松俊一・稲葉次郎 2005b. 土壌中フォールアウト⁹⁰Srと安定Srの存在形態と植物移行. 日本原子力学会2005年春の大会講演要旨集.
- Tsukada, H., Takeda, A., Hisamatsu, S., and Inaba, J. 2008a. Concentration and specific activity of fallout ¹³⁷Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *J. Environ. Radioactiv.*, **99**, 875–881.
- Tsukada, H., Takeda, A., Hasegawa, H. 2008b. Uptake and distributions of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in rice plants. 16th Pacific Nuclear Conference (16PBN), Aomori, Japan. P16P1121.
- 塚田祥文・武田 晃・中尾 淳・久松俊一 2010a. 土壌に添加した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・武田 晃・久松俊一 2010b. 土壌に添加した放射性セシウムの抽出率と経根吸収の及ぼす肥料と土壌改良資材の影響. 第47回アイソトープ・放射線研究発表会要旨集.
- 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.
- Uchida, S., Tagami, K., and Hirai I. 2007a. Soil-to-plant transfer factors for upland field crops collected in Japan. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **44**, 628–640.
- Uchida, S., and Tagami, K. 2007b. Soil-to-plant transfer factors of fallout ¹³⁷Cs and native ¹³³Cs in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **273**, 205–210.
- 魚住信之 2011. トランスポーター研究が土壌・肥料・植物栄養学にもたらすインパクト (5) 植物のNa循環系と耐塩性. *土壌誌*, **82**, 65–69.
- Wang, T.-B., Gassmann, W., Rubio, F., Schroeder, J.I., and Glass, A.D.M. 1998. Rapid up-Regulation of HKT1, a high-affinity potassium transporter gene, in roots of barley and wheat following withdrawal of potassium. *Plant Physiol.*, **118**, 651–659.
- Watanabe, T., Broadley, M.R., Jansen, S., White, P.J., Takada, J., Satake, K., Takamatsu, T., Tuah, S.J., and Osaki, M. 2007. Evolutionary control of leaf element composition in plants. *New Phytol.*, **174**, 516–523.
- Webster & Webster (2007) Introduction to Fungi 3rd ed. Cambridge USP.
- White, P.J., and Broadley, M.R. 2000. Tansley Review No. 113. *New Phytol.*, **147**, 241–256.
- 山上 睦・久松俊一 2009. シロイヌナズナのCs耐性に関わる原因遺伝子の同定. *土肥要旨集*, **89**.
- Yamagami, M., Kobayashi, D., Hisamatsu, S., and Uozumi, N. 2007. Expression and functional characterization of AtCNGC17 transporter in *E. coli*. XIV International Workshop on Plant Membrane Biology, Valencia, Spain.
- Yamagata, N., Matsuda, N., and Chiba, M. 1969. Radioecology of cesium-137 and strontium-90 in a forest. *J. Rad. Res.*, **10**, 107–112.

- Yamaguchi, N., Seki, K., Komamura, M., and Kurishima, K. 2007. Long-term mobility of fallout ^{90}Sr in ploughed soil, and ^{90}Sr uptake by wheat grain. *Sci. Total Environ.*, **372**, 595–604.
- Yoshida, S., and Muramatsu, Y. 1994. Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *J. Environ. Radioactiv.*, **22**, 141–154.
- Yoshida, S., and Muramatsu, Y. 1998. Concentrations of alkali and alkaline earth elements in mushrooms and plants collected in a Japanese pine forest, and their relationship with ^{137}Cs . *J. Environ. Radioactiv.*, **41**, 183–205.
- Yoshida, S., Muramatsu, Y., Dvornik, A. M., Zhuchenko, T. A., and Linkov, I. 2004. Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *J. Environ. Radioactiv.*, **75**, 301–313.
- Yoshida, S., Watanabe, M., and Suzuki, A. 2011. Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. *Radiat. Prot. Dosim.*, **146**, 326–329.
-