

放射性物質の土壌中での動き

土壌中の放射性物質が作物に吸収されるためには、土壌から土壌溶液に分配される必要がある。セシウム (Cs) はアルカリ金属、ストロンチウム (Sr) はアルカリ土類金属に属し、水に溶解すると陽イオンの Cs^+ 、 Sr^{2+} となる。土壌に降下した放射性 Cs、放射性 Sr は、カリウム (K)、ナトリウム (Na) やカルシウム (Ca)、マグネシウム (Mg) といった交換性塩基と同様に土壌の負電荷に吸着される。

土壌から土壌溶液への分配されやすさは、負電荷に Cs^+ または Sr^{2+} がどれだけ強く吸着されやすいかによって決まる。放射性 Cs、Sr が土壌に沈着した時点で、すでに負電荷の大半は K^+ や Ca^{2+} などの交換性塩基によって占有されている。放射性 Cs、Sr の溶液への分配されやすさを考えるうえで、これらの土壌中に多量に存在する陽イオンとの競合関係も重要となる。

ここでは、まず負電荷をもつ有機物や土壌鉱物によって Cs、Sr が吸着されるメカニズムを述べたうえで、土壌中の放射性 Cs、Sr の動態を解説する。東京電力福島第一原子力発電所事故により土壌に降下した放射性物質のうち長期的影響を考慮する必要があるのは Cs-137 であることから、とくに Cs の挙動に重点をおく。

(1) Cs、Sr の土壌からの抽出

土壌肥沃度の判断指標のひとつでもある交換性塩基の量を評価するためには、土壌と 1mol/l 酢酸アンモニウム溶液を 1:10 の割合で混合し、1時間振とう後、抽出された Ca、Mg、K、Na の濃度を測定する。このようにして抽出される陽イオンは、作物に吸収されやすい形態で土壌中に存在していると判断できる。

放射性物質の場合も同様であり、このような中性塩類溶液で抽出できる画分に存在する Sr-90 あるいは Cs-137 を、交換態 Sr-90、交換態 Cs-137 とよぶ (置換態と表現することもある)。酢酸アンモニウム溶液により土壌中 Sr-90 の 80 ~ 100 % を抽出できるのに対し、

Cs-137 では数% ~ 30% 程度しか抽出できない場合が多い。

酢酸アンモニウム溶液による交換性塩基の抽出は、陽イオンであるアンモニウムイオン (NH_4^+) を大量に土壌に添加することで、負電荷に吸着されていた陽イオンを NH_4^+ に置き換えることができることを利用している。土壌に吸着している陽イオンと溶液中の陽イオンが入れ替わる反応をイオン交換反応とよぶ。溶液中の陽イオン濃度が高いほど、土壌に吸着している陽イオンにアタックする頻度が増加する。このため、測定対象としない高濃度の陽イオン (たとえば NH_4^+) を含む溶液で抽出することで、土壌中のイオン交換可能な陽イオンを溶液中に追い出すことができる。

十分に高濃度の溶液を用いれば、酢酸アンモニウムのかわりに酢酸カルシウム、酢酸ナトリウムを抽出液とし、 Ca^{2+} や Na^+ によって陽イオンを置き換えても、一般的に陽イオンの抽出量に大きな差はない。ところが土壌中の Cs は、 Ca^{2+} や Na^+ ではほとんど抽出されず、抽出するためには K^+ あるいは NH_4^+ が必要である。 NH_4^+ による抽出効率が格段に高いのは、Cs の特徴である。

Sr-90 は交換態画分の割合が多く土壌溶液に分配されやすいのに対し、Cs-137 は交換態の割合が少ないため土壌溶液に分配されにくい。

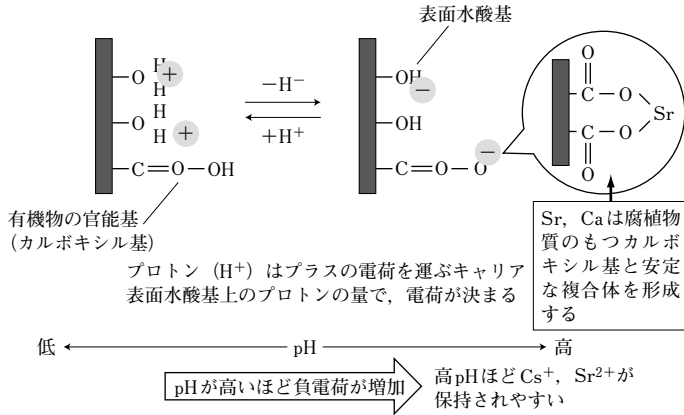
(2) 土壌の負電荷の性質と放射性 Cs、Sr の吸着との関係

土壌のもつ負電荷は、土壌 pH に依存して発現量が異なる負電荷と、土壌を構成する粘土鉱物の構造に由来する負電荷に大別できる。ある pH (通常 pH7) における鉱物の構造由来の負電荷と pH 依存性の負電荷の総量が陽イオン交換容量 (CEC) に相当する。

① pH 依存性の負電荷による Cs、Sr の吸着

pH 依存性の負電荷は土壌有機物である腐植物質の官能基 (カルボキシル基など) や、粘土鉱物の構造末端、黒ボク土に含まれるアロフェンやイモゴライトのもつ表面水酸基に由来する (第1図)。電荷ゼロ点 (正味の電荷量がゼロと

放射性物質による汚染とその対策



第1図 pH依存性の負電荷への Cs^+ , Sr^{2+} の吸着

なるpHでPZCと呼ばれる)を境に、PZCより低pH側では正電荷を、高pH側では負電荷を帯びている。土壌中にはフェリハイドライトなどの金属水酸化物由来の表面水酸基も存在するが、PZCが10程度と高く、通常の土壌pHでは正に帯電しているため Cs^+ や Sr^{2+} を吸着できない。

正電荷が強いイオンほど負電荷に吸着されやすい傾向にある。したがって、pH依存性の負電荷には、 K^+ や Cs^+ よりも Ca^{2+} や Sr^{2+} のほうが吸着されやすい。さらに Ca^{2+} , Sr^{2+} は、腐植物質のもつカルボキシル基と親和性が高く、腐植物質と比較的安定な複合体を形成する。 K^+ や Cs^+ も腐植物質のカルボキシル基に吸着はするが、安定な複合体は形成しない。

pH依存性の負電荷は、 Ca^{2+} や Sr^{2+} を吸着しやすく、土壌にとどめておく機能をもつが、 K^+ や Cs^+ を土壌にとどめる力はそれほど強くないといえる。さらに、 Ca^{2+} が多量に存在する場合は Cs^+ の吸着が妨害され、一度吸着したとしても容易に他の陽イオンによって追い出されてしまう。

②粘土鉱物の構造由来の負電荷による Sr の吸着

2:1型層状ケイ酸塩鉱物の構造 2:1型層状ケイ酸塩鉱物とよばれる粘土鉱物は、その構造に由来する負電荷をもつ。2:1型層状ケイ酸塩鉱物は、ケイ素原子のまわりを4つの酸素

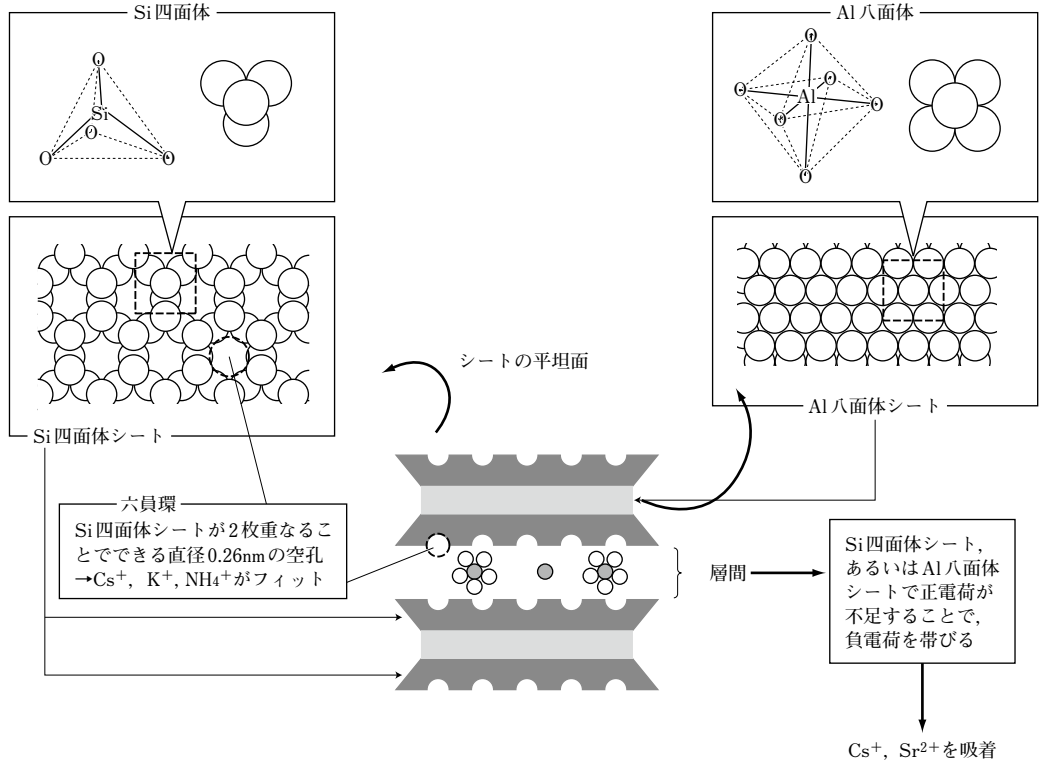
原子が取り囲んだ四面体がシート状につらなったケイ素四面体シートと、アルミニウム原子ひとつを酸素原子6個が取り囲んだ八面体がつらなったアルミニウム八面体シートからできている(第2図)。2枚のケイ素四面体シートの間にアルミニウム八面体シートがサンドイッチされた構造を基本単位とし、この基本単位が何枚も積み重なった層状構造をしている。

層と層にはさまれた領域(層間)に陽イオンを吸着する能力をもつ。これは、鉱物生成の過程でケイ素四面体のケイ素原子のあるべきところ、あるいはアルミニウム八面体のアルミニウム原子のあるべきところが、大きさは近いが正電荷の少ない別の原子に置き換わることで層の正電荷が不足し、それを層間で補う必要があるためである。たとえば、ケイ素四面体のケイ素(4価)がアルミニウム(3価)に、アルミニウム八面体のアルミニウム(3価)がMg(2価)に置き換わっており、この現象を同形置換とよぶ。同形置換によって発生する層間の負電荷が、粘土鉱物の構造由来の負電荷であり、層電荷とも呼ばれる。

吸着の強さを決める要因 pH依存性の負電荷への吸着と同様に、層間の負電荷へも正電荷の大きいイオンほど吸着されやすい傾向がある。また、同じ電荷をもつイオンであれば、原子番号が大きいほど吸着されやすい。吸着選択性は、 $Na^+ < NH_4^+ < K^+ < Cs^+ < Mg^{2+} < Ca^{2+} < Sr^{2+}$ の順に増加する。

2:1型層状ケイ酸塩の層間における吸着の強さを決定づけるのは、イオンの電荷の強さと、イオンの電荷中心と粘土の負電荷の発現部位との距離である。 Cs^+ のように水和しにくい性質をもつイオンほど、イオンの正電荷中心と粘土の負電荷との距離が近くなり、相互作用が強く働くことで強く吸着されやすい。

同様に、同形置換の位置も、吸着されやすさ



第2図 2:1型層状ケイ酸塩の基本構造と層間へのCs⁺, Sr²⁺の吸着

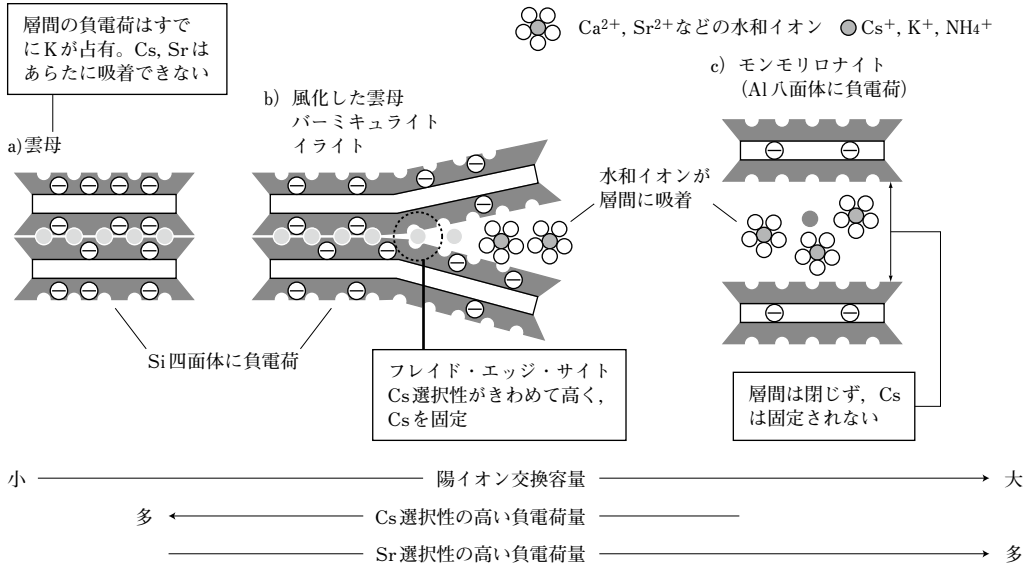
を決める重要な要因となる。モンモリロナイトは、アルミニウム八面体シートで同形置換がおきており、負電荷は、アルミニウム八面体シートで発現している。層間の陽イオンと負電荷の発現位置が離れているため、そのぶん層間の陽イオンを引き付ける力が小さくなる。モンモリロナイトの層間にいったん吸着されたSr²⁺やCs⁺は、Ca²⁺など土壤中に多量に存在する他の陽イオンとイオン交換し、土壤溶液に放出される(第3図c)。

2:1型層状ケイ酸塩の単位層の外側に位置するケイ素四面体シートで同形置換が起きている場合、層間に陽イオンを吸着する力が強くなる。このことにより、陽イオンをはさむケイ素四面体シートが引き寄せられ、層間が狭くなる。このように2枚のケイ素四面体シートが密接するようになると、ケイ素四面体のもつ形状の特徴も、陽イオンの吸着されやすさを支配するようになる。

第2図に示すように、ケイ素四面体シートには、6つのケイ素四面体に取り囲まれた空孔がある。2枚のケイ素四面体シートが対面した層間には、六員環とよばれる直径0.26nmの空孔ができる。ここに入り込めるのは、Cs⁺, K⁺, NH₄⁺のみである。いずれも水和力が小さく、水を配位せずに層間に吸着されることができるイオンである。一方、イオンサイズそのものは小さくても水和力が強いNa⁺やCa²⁺, Sr²⁺のようなイオンは、配位した水和水が障壁となるため、六員環にはおさまらない。CsとSrの土壤中における挙動が異なるのは、この六員環の存在が原因である。

六員環の部分にCs⁺, K⁺, NH₄⁺が入り込むと、層同士が強く引き付けられることにより層間が閉じる。そしてCs⁺, K⁺, NH₄⁺が接着剤のように機能し、閉じた層間を容易に引き離すことができなくなる。このような反応を固定反応という。Cs⁺は固定されるが、Sr²⁺は固定さ

放射性物質による汚染とその対策



第3図 2：1型層状ケイ酸塩鉱物の構造由来の負電荷とCs, Srの吸着の関係

れない。いったん固定されたCs⁺を他の陽イオンによるイオン交換反応で脱離させるのは非常に困難である。

フレイド・エッジ・サイトへの固定 ケイ素四面体シートに負電荷をもつ2：1型層状ケイ酸塩では、アルミニウム八面体シートに負電荷をもつモンモリロナイトに比べ、Cs⁺の吸着選択性が高い。ケイ素四面体シートの負電荷量の多い雲母のような鉱物では、六員環をK⁺が占有している。K⁺が占有することで、すでに層間がしっかりと閉じているため、他の陽イオンが入り込む余地がない（第3図a）。

しかし風化によって部分的に層の末端部がほつれていくように膨潤すると、他の陽イオンが入り込んでいくことができる。とくに膨潤している層と膨潤していない層の境界に存在する六員環にCs⁺が到達すると、きわめて強固に固定されることとなる。このような膨潤層と非膨潤層の境界に存在する部分はフレイド・エッジ・サイトと呼ばれる。

フレイド・エッジ・サイトをもつ土壤鉱物として、風化した雲母、イライトやパーミキュライトが重要である（第3図b）。フレイド・エッジ・サイトは、K⁺、NH₄⁺も強固に固定するこ

とができるが、選択性はCs⁺が最も高い。フレイド・エッジ・サイトにいったん固定されたCs⁺は他の陽イオンによって置き換えることが困難となり、溶脱されることなく土壤中に留まることとなる。ただし、フレイド・エッジ・サイトへCs⁺がアクセスするためには、膨潤層内に存在する水和イオンとのイオン交換反応を繰り返し、層間の内部へ入り込んでいく必要がある。Cs⁺がフレイド・エッジ・サイトに到達して固定されるには、土壤の乾燥と湿潤の繰返しが必要であるとの研究報告もある（Wang・Staunton, 2010）。

フレイド・エッジ・サイトにCs⁺が固定されるまでには時間がかかるため、放射性Csの土壤への沈着後、間もないうちはほかの負電荷にCs⁺が一時的に吸着されている。しかし十分な時間が経過すれば、土壤に沈着した放射性Csのほとんどがフレイド・エッジ・サイトに固定される。

フレイド・エッジ・サイトはCECの2%に満たない場合がほとんどである。フレイド・エッジ・サイトに由来する負電荷は、土壤全体の負電荷からすればごくわずかである。土壤のCECはおおよそ10～100cmol_c/kgである。た

例えば土壌中Cs-137濃度が5,000Bq/kgであるとして、これをCECと同じ単位に換算すると、 10^{-9}cmolc/kg となる。5,000Bq/kgのCs-137は、CECのせいぜい1～10億分の1程度であるということになる。フレイド・エッジ・サイト由来の負電荷は量的には少ないが選択性がきわめて高いため、物質質量としてはごくわずかなCs-137を吸着するためには十分である。

土壌中に存在するフレイド・エッジ・サイトの量は、Cremersら(1988)が提案したRadiocaesium Interception Potential (RIP)という値を指標として表わされる。RIPを求める方法は、第1表で詳説した。

(3) 土壌中の放射性 Cs, Sr の挙動

土壌有機物のもつpH依存性の負電荷や膨潤性の粘土鉱物のもつ負電荷は、土壌のCECの主体である。Srは主として土壌中の負電荷の主要な部分に吸着され、大部分が交換態として存在する。一方、Csは選択性の高いフレイド・エッジ・サイトに吸着される割合が高い。Ca塩などで土壌中Csを抽出できないのは、 Ca^{2+} とのイオン交換が可能なpH依存性の負電荷や、アルミニウム八面体シートに負電荷をもつ膨潤性の粘土鉱物の層間のCs吸着量が少ないことを意味する。

大気圏内核実験由来のSr-90の畑作土からの減少傾向は、土壌のCECと高い相関があり、

第1表 Cs選択性の高い負電荷(フレイド・エッジ・サイト)量の推定法

土壌中に存在するフレイド・エッジ・サイトの量は、土壌中でのCs-137の動きやすさを知るうえで重要な情報だが、土壌分類や一般理化学性から予測することはむずかしい。この容量を表わすには、Cremersら(1988)が提案したRadiocaesium Interception Potential (RIP)という値を指標とする。RIPは、フレイド・エッジ・サイトへのKに対してCsがどの程度吸着されやすいかの目安となる選択係数($K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})}$)と、フレイド・エッジ・サイトの容量([FES])の積として定義される。 $K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})}$ はおおよそ1,000であると推定されており、RIPを1,000で割ることでフレイド・エッジ・サイト量を概算できる。 $K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})}$ および[FES]は、直接測定することがむずかしいため、特定の土壌-溶液系で実測されたCsの分配係数([土壌に吸着したCs濃度]/[溶液中のCs濃度]; K_D^{Cs})と溶液中のK濃度(mK)の積によって近似的に導かれる。その関係は次式のように表わすことができる。

$$\text{RIP} \equiv K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})} \cdot [\text{FES}] = K_D^{\text{Cs}} \cdot \text{mK} \text{ (mol/kg)} \cdots \cdots 1\text{式}$$

上記の式の関係が成り立つための条件について説明する。まず、土壌中に存在するフレイド・エッジ・サイト以外の負電荷にチオ尿素銀イオンを選択的に吸着させ、CsとKの吸着がフレイド・エッジ・サイトのみで起こるようにする。その結果、CsとKは土壌中でフレイド・エッジ・サイトにみに分配されることになり、次の関係が成り立つようになる。

$$K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})} = ([\text{CsFES}] \cdot \text{mK}) / ([\text{KFES}] \cdot \text{mCs}) \cdots \cdots 2\text{式}$$

[CsFES]、[KFES]はそれぞれ土壌中でフレイド・エッジ・サイトに吸着したCsとKの濃度を表わし、mCs、mKはそれぞれ溶液中に存在するCsとKの濃度を表わす。つづいて、土壌—溶液系に加えるCs濃度がKと比べて無視できるほど小さくなるように、Cs:K濃度比を調整する。実験にはCs-137を用いる。Cs-137から放出されるγ線を計数することで、きわめてわずかな量のCs-137でも感度良く測定することができる。その結果、式2において[KFES]は[FES]と同一であるとみなされ、次の近似が成立する。

$$K_c^{\text{FES}}_{(\text{Cs-K})} (\text{Cs} \rightarrow 0) = K_D^{\text{Cs}} \cdot \text{mK} / [\text{FES}] \cdots \cdots 3\text{式}$$

K_D^{Cs} は2式の[CsFES]/mCsと等しい。最終的に、3式の右辺の分母にある[FES]を移項すると1式が得られる。その後、Wautersら(1996)によってチオ尿素銀イオンの代わりに0.1mol/lの Ca^{2+} を用いる簡易法が開発され、現在ではその方法がおもに利用されている。RIPはCs-137の作物による吸収されやすさの目安である移行係数(TF)と高い負の相関を示す。そのため、Cs-137によって汚染された農耕地で栽培された作物中のCs-137濃度を推定する際に有効な指標となる。ただし、RIPの測定のためにはCs-137を用いた試験が可能な放射線管理区域とγ線測定装置が必要となるため、測定可能な研究機関に限られてしまう。広域多地点の土壌についてCs-137を固定する容量を推定するためには、RIPの代わりとなる指標値を確立することが必要である。

放射性物質による汚染とその対策

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Sr-90が作土から失われやすい傾向が認められている。一方、Cs-137の土壌における動態は、土壌の種類や粘土含量などの一般理化学性では十分説明できない。表層における鉱物組成が土壌中におけるCsの動態を決定づける要因としてもっとも重要であるためと考えられる。

①土壌鉱物の性状とCs-137を固定する容量(RIP)の関係

RIPは粘土鉱物や土壌がCs-137を固定する容量を比較するうえで有効な指標である。土壌中に存在する代表的な粘土鉱物であるカオリナイト、モンモリロナイトのRIPは、それぞれ0.006mol/kg、0.1mol/kgである。また、有機物含量が90%を超える土壌では、RIPは0.02mol/kg以下の値を示す。これらの値はイライトのRIP(11.8mol/kg)と比べると無視できるほど小さい。層電荷をもたずCECがきわめて小さい1:1型鉱物のカオリナイトだけでなく、CECそのものはイライトよりも大きいモンモリロナイトや土壌有機物も、Cs-137を固定する容量は乏しいことがよくわかる。

雲母が風化変性してできるパーミキュライトのRIPは、25.9mol/kgとイライトよりもかなり大きい。また、粗粒なイライトからKを抽出すると、RIPの値は徐々に増加する。これは、イライトの層電荷に固定されていたKが放出されて部分的にパーミキュライトに変性する過程で、新しいフレイド・エッジ・サイトが形成されるためだろうと考えられる。

このように、土壌を構成する粘土鉱物や有機物のRIPの値を比較することにより、イライトやパーミキュライトを多く含む土壌ほど、Cs-137を固定する容量が大きいことが予想できる。バイドライトなどの四面体シートに負電荷をもつ鉱物は比較的大きなRIPを示すことや、アロフェンやイモゴライトなどのpH依存性の負電荷を主体とする準晶質鉱物は小さなRIPを示すことなどが予想されるが、これらの鉱物に関する実証データは不足している。

②土壌の種類、鉱物組成とRIPとの関係

土壌の種類とCsの吸着能との関係について知ることは、対策を立てるうえで有効であろうと考えられる。そこで、世界土壌資源照合基準(WRB)の照合土壌群ごとにRIPを比較した研究(Vandebroekら、2012)を参考にすると、アンドソル(日本の黒ボク土とほぼ対応する)やフェラルソル(熱帯に分布する強風化土壌)ではRIPの平均値が1mol/kg以下と比較的小さい。これは、アンドソルではアロフェンやイモゴライトなどの準晶質鉱物、フェラルソルではカオリナイトといった、Cs-137を固定する容量が小さい鉱物が土壌粘土中で卓越するためであろう。原因はそれぞれだが、イライトやパーミキュライトの含有量が少ない土壌群では、Cs-137を固定する容量は小さいといえる。

そのほか、極端に有機質または砂質な土壌を除けば、とくにRIPが小さい土壌群というものはない。イライトやパーミキュライトは、たいていの土壌にはある程度含まれているためであろう。とくに日本の場合、雲母類やパーミキュライトを主成分とする大陸起源の風成塵が、微量ずつだが地質時代を通じて国土の大部分に堆積し続けている。そのため、アロフェンやイモゴライトを主体とする黒ボク土であっても、風成塵由来のパーミキュライトなどの影響でCs-137を固定する容量がそれほど小さくない可能性がある。

また、頁岩が風化してできた土壌でRIPが大きい傾向が示されており、基岩の種類も土壌がCs-137を固定する容量に影響を及ぼしていることが考えられる。

土壌が風化する過程でパーミキュライトの層間にアルミニウムポリマーが入り込むと、Cs-137の吸着が阻害されるようになり、RIPは減少する。この阻害効果は、日本では土壌pHが4.0～5.0の範囲の酸性森林土壌で顕著に示されるものの、より酸性に傾いた土壌ではアルミニウムポリマーが層間から失われ、RIPの値は大きく増加する。

このように、土壌がCs-137を固定する容量は鉱物の種類だけでなく、風化程度によっても

さまざまである。RIPに代わる指標値の検討も含めて、日本の土壌についてその容量と分布状況を明らかにしていくことは今後の対策を考えるうえで重要な課題である。

③農耕地土壌におけるCs-137, Sr-90の動態

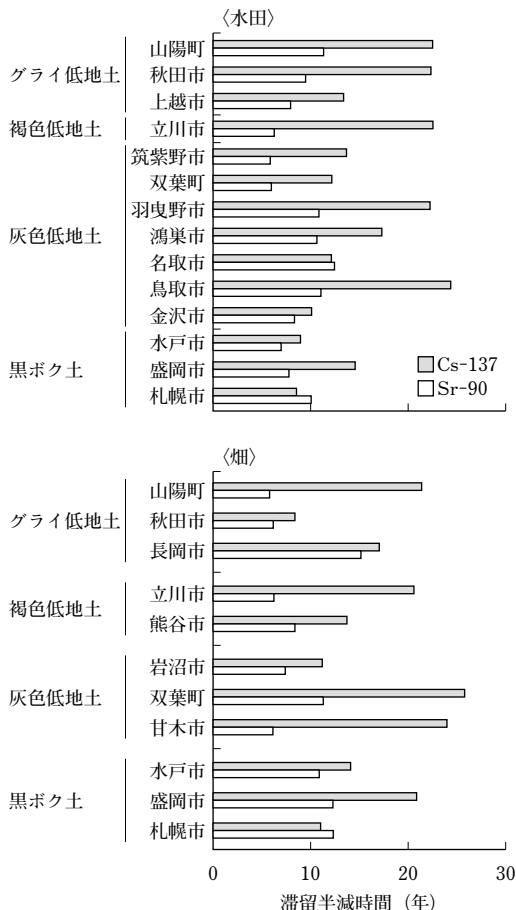
放射性物質の滞留半減時間 農耕地では、土壌表層に沈着した放射性物質は耕起により作土全体に混合され、希釈される。大気圏内核実験により、国内の農耕地に沈着した放射性物質の濃度が、作土中で半分になるまでの時間（滞留半減時間）を調べた研究では、Cs-137の滞留半減時間は水田作土で9～24年、畑作土で8～26年であり、Sr-90の滞留半減時間は水田作土で9～13年、畑作土で6～15年であることが示された（第4図、駒村ら、2006）。

これらの滞留半減時間が放射壊変による半減期（約30年）よりも短いのは、下層への溶脱や作土表層の侵食、あるいは作物による吸収によって作土から失われるためである。Cs-137の滞留半減時間がSr-90よりも長い傾向にあるのは、Cs-137は土壌と強く結合し、Sr-90と比べると作物に吸収されにくく作土にとどまる傾向を示すためである。

Cs-137の滞留半減時間が観測地点によって異なるおもな原因は、固定に寄与する層電荷量の多寡にあると考えられる。Sr-90の大部分は交換態であるため、CECが大きい土壌ほど滞留半減時間が短くなる。Cs-137の吸着や固定のおもな担い手は粘土粒子である。しかし、Cs-137の滞留半減時間は、土壌中の粘土含量だけでは十分に説明できない。粘土粒子に固定されたCs-137は容易には脱離しないものの、水田では作土からの消失要因として、土壌溶液に溶出しなくても、粘土粒子に吸着したCs-137が粘土粒子とともに懸濁態として流亡することも考慮する必要があるだろう。

エージング効果とカリウム・アンモニウム濃度 作土に残ったCs-137のうち、沈着直後には有機物などにゆるく吸着していたものも、時間の経過とともにフレイド・エッジ・サイトに固定されるようになる。そのため、Cs-137が作物に吸収される割合や動きやすさは時間の経

放射性物質の土壌中での動き



第4図 日本の農耕地におけるCs-137, Sr-90の滞留半減時間（駒村ら、2006）
この図における双葉町は山梨県北巨摩郡双葉町を指す

過とともに低下する。これをエージング効果とよぶ。

Sr-90ではこのエージング効果が小さい。これは、Cs-137にはアクセスしにくい部位に強くCsを吸着できるフレイド・エッジ・サイトが存在するのに対し、Sr-90を吸着しやすい負電荷にSrがアクセスするまでの障壁が少ないことによる。

層電荷に固定されたCs-137の一部は K^+ によって交換されるため、施肥によって K^+ 濃度が増加するとCs-137が土壌溶液に溶出しやすくなる。一方で、土壌溶液中での K^+ 濃度の増加は作物によるCs-137の吸収を抑える効果が

放射性物質による汚染とその対策

あるため、Cs-137の吸収量はむしろ減少する。ただし、土壤溶液中の K^+ 濃度の増加によるCs-137吸収量の低減効果が見込めるのは土壤溶液中 K^+ 濃度 1mmol/l までであるとの報告もあり (Smoldersら, 1997), これ以上 K^+ 濃度を増加させるとむしろ K^+ 濃度の増加によって、土壤から土壤溶液へのCs-137溶出をさせる影響のほうが強くでる可能性もある。

NH_4^+ は K^+ よりも層電荷からCs-137を交換抽出する力が大きく、作物の根において Cs^+ の吸収と競合しないため、土壤中での NH_4^+ 濃度の増加は作物のCs-137吸収量を増加させる。畑条件では、施肥により土壤中 NH_4^+ 濃度が增大しても、大部分が微生物による硝化作用により比較的短期間で消失してしまう。しかし栽培期間中、土壤が還元状態にある水田では、 NH_4^+ が硝化されずに保存されやすい。畑条件で栽培したイネよりも水田条件で栽培したイネのほうが放射性Cs吸収量が多いのは、 NH_4^+ によって土壤中放射性Csが土壤溶液中に溶出されやすくなるためであることを指摘する研究もある (天正ら, 1961)。

ヨーロッパの草地を対象とした研究では、泥炭土でCs-137が動きやすいことが指摘されている。これは、2:1型層状ケイ酸塩鉱物を含む粘土が乏しく、Cs-137をゆるく吸着する有機物が負電荷のおもな担い手であるためである。このような土壤では、比較的Cs-137を強く吸着する鉱物資材 (ゼオライトやベントナイト) の添加が、Cs-137を動きにくくする対策として有効である。

④森林土壤における放射性Cs, Srの動態

表面積の大きい樹幹が土壤を覆う森林では、畑地や水田といった土地利用に比べ、放射性物質の沈着量が多い。樹木に付着した放射性物質は雨によって洗い流されるか、落葉・落枝とともに地表に到達する。森林では、農耕地のように耕起による表層の攪乱がないことに加え、下方への浸透が起こりにくいため、大気から沈着した物質は、有機物に富む表層にとどまりやすい傾向にある。

さらに、農耕地と違い施肥をしないため、常

になんらかの養分が不足した状態にある。したがって、森林生態系では効率よく養分を利用するために、有機物に富む表層から養分を吸収した後、落葉・落枝として再び土壤表層に戻った養分を、有機物の微生物分解を経て再び根から吸収する、といったように養分を再循環させている。

粘土鉱物に富む農耕地土壤では動きにくい放射性Csも、森林生態系では、粘土鉱物と接触する機会が制限されることから、土壤から土壤水へ比較的溶出されやすい形態にあるといえる。そのため、森林土壤の表層付近に菌糸を伸ばすキノコなどは、比較的高い濃度のCs-137を含む傾向がある。

ヨーロッパの森林を対象とした研究では、森林系外への放射性物質の流出は著しく少なく、放射性物質は長期にわたり森林生態系に滞留することが指摘されている。しかし、日本の森林の地形は急峻であり、豪雨などによる森林系外への放射性物質の流出を考慮する必要があるだろう。

執筆 中尾 淳 (京都府立大学)

山口紀子 ((独) 農業環境技術研究所)

参考文献

- Cremers, A., A. Elsen, P. Depreter and A. Maes. 1988. Quantitative-analysis of radiocesium retention in soils. *Nature*. **335**, 247—249.
- 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, 麦および土壤における ^{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.
- Smolders, E., K. Vandenbrande and R. Merckx. 1997. Concentrations of Cs-137 and K in soil solution predict the plant availability of Cs-137 in soils. *Environ. Sci. Technol.* **31**, 3432—3438.
- 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.
- Vandebroek, L., M. Van Hees, B. Delvaux, O. Spaargaren and Y. Thiry. 2012. Relevance of Radiocesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to

- ^{137}Cs contamination. *Journal of Environmental Radioactivity*. **104**, 87—93.
- Wang, G. and S. Staunton. 2010. Dynamics of caesium in aerated and flooded soils: experimental assessment of ongoing adsorption and fixation. *Eur. J. Soil Sci.* **61**, 1005—1013.
- Wauters, J., A. Elsen, A. Cremers, A. V. Konoplev, A. A. Bulgakov and R. N. J. Comans. 1996. Prediction of solid/liquid distribution coefficients of radiocaesium in soils and sediments. 1. A simplified procedure for the solid phase characterisation. *Appl. Geochem.* **11**, 589—594.