

## 特集「里山ランドスケープの放射能と除染」

# 里山ランドスケープの放射性物質汚染に関する問題と今後の展望

小林達明\*・山本理恵

千葉大学大学院園芸学研究科

### 1. 特集企画の趣旨

3月11日の地震と津波は、福島第一原子力発電所の全電源消失という事態を招き、引き続いた一連の事故は、大量の放射性物質を大気中に放出させ、その降下域は深刻な汚染に悩まされることになった。このような事態についての危惧は、原子力委員会においても、またそのような公式の会議の外でも、これまで何度か指摘されており、決して科学的に想定外だったわけではないが、国も電力会社もまじめに現実的な対策をとった形跡はない。

放射線生物学の研究は、厳重管理され閉じた「管理区域」における研究にほぼ限られてきた。自然環境下における放射性物質の動きについては、1950年代から60年代に行われた核実験による放出放射性物質のグローバルフォールアウトを利用した土壌浸食研究や同位体比を用いた生態系循環の研究が一部の研究者によって行われてきただけである。ましてや自然環境に広く拡散された高濃度放射性物質とそれに起因する放射線の対策に関する研究は、米口の核実験場周辺の研究かチェルノブイリ原子力発電所事故に関わる研究にほぼ限られる。

したがって、環境中に広く放出された放射性物質を適切処理して、健全な自然環境を再生する専門家は、2011年3月時点わが国にはいなかった。この原稿をまとめている2012年秋の時点では、住宅や道路等都市的な環境の除染、農地の除染については一定の知見が集積しつつあるが、森林・緑地の取り扱い方、それが人や農作物、さらには野生生物へ与える影響について取り組んでいるグループはまだ一部に限られる。

このような研究には、放射性物質・放射線に関する知識は不可欠だが、それだけで十分とは言えない。例えば、放射線防護の三原則は、Contain:放射線・放射性物質を限られた空間に閉じ込める、Confine:放射線・放射性物質を効果的に利用し、使用量は最小限にする、Control:放射線・放射性物質は制御できる状況で使用する、とされているが、自然環境下でこれらの原則は、すべて予め崩れている。体外放射線に対する防護の3原則とされる時間・距離・遮蔽と、体内放射線に対する防護の5原則とされる希釈・分散・除

去・閉じ込め・集中を、自然環境中でどのように選択し、組み合わせ、矛盾少なくいかに適切にリスク低減のプロセスを進めていくかが課題となる。

これらの措置は自然環境そのものにも影響を及ぼす。たとえば、森林の落葉落枝層の除去は放射性物質の除去には有効だが、土壌浸食の増加を促すので、その対処が必要である。そのようなことが、居住、飲食、教育などの生活面、農林業などの産業面で、様々に影響しあう。放射性物質管理は、社会に対して大きな影響を及ぼすので、リスクコミュニケーションは特に重要となる。

私たち緑化研究者・技術者は、環境の問題を把握し、それに対処して健全な自然環境を再生すべく、これまで研究を重ね、技術を積み上げてきた。その中で放射線・放射性物質に関する問題はほとんど扱われてこなかったが、自然環境の取扱いについてはプロであり、この問題についても果たすべきことは多々あると思われる。また、自然環境の再生を訴えてきた専門家集団の倫理としても、その汚染を黙って見過ごすことはできない。そのような問題意識から、2012年大会にて、有志とはかって「原子力災害被災地の生態再生（I）里山ランドスケープの放射能と除染」を企画した。本特集は、その際の発表をもとに、学会誌向けにとりまとめたものである。

本稿では、緑化と関連する放射線・放射性物質の問題の所在と研究の現状を見渡し、今後の展望について整理したい。

### 2. 放射線と放射能の基礎知識

本稿を始めるにあたり、ここで用いる放射線等に関わる基礎的な用語について簡単に説明する。

**放射線**:放射性元素の崩壊に伴い放出される粒子線または電磁波のうち、直接または間接に空気を電離する能力をもつもの。粒子線には $\alpha$ 線、 $\beta$ 線、中性子線等があり、電磁波には $\gamma$ 線とX線がある。 $\alpha$ 線は $\alpha$ 崩壊を起こす放射性核種が放出するもので、高速で放出されるヘリウム原子である。エネルギーは大きい透過力は小さく、紙一枚で遮蔽できる。 $\beta$ 線は $\beta$ 崩壊を起こす放射性核種が放出するもので、電子の流れである。透過力は $\alpha$ 線より強く、遮蔽には数ミリのアルミ板等を要する。 $\gamma$ 線は電磁波で透過力が非

常に高く、遮蔽には 10 cm の鉛板が必要である。外部被曝の主要な脅威は到達距離が長い  $\gamma$  線である。内部被曝の場合は透過力に関係なく体に影響を受けるが、主な脅威は  $\alpha$  線・ $\beta$  線である。

**放射能：**放射性物質が放射線を出す能力。単位は Bq (ベクレル) であり、1 Bq は 1 秒間の間に 1 個の放射性核種が崩壊することを表す。崩壊速度は核種毎に決まっているので、放射能は同時に放射性物質の量を反映している。通常は、物質の重量あたり濃度、あるいは面積あたり密度で表現する。外部からの放射線を遮断した室内条件で、ゲルマニウム半導体検知器などで測定し、内部被曝の原因となる食品や水の評価、外部被曝の原因となる土壌その他の物質の評価を行う。

**放射線量：**放射性物質が発した放射線を他の物質が受けた時のエネルギー量を表す。単位は Gy (グレイ)。1 Gy は物質 1 kg あたり 1 J のエネルギーを受けたときの線量である。吸収線量は、放射線源の放射能、放射線源との距離、放射線源との間の遮蔽物、被曝時間によって決まる。放射線が人体にあたった場合の影響を表すのが等価線量であり、単位は Sv (シーベルト) である。等価線量は、吸収線量に放射線の種類ごとに決まった放射線荷重係数を掛けて求められる。放射線荷重係数は  $\alpha$  線が 20、 $\beta$  線と  $\gamma$  線が 1 である。一般に空間線量という場合は、等価線量のことを示し、到達距離が長い  $\gamma$  線を主に計測しており、通常、 $\mu\text{Sv/h}$  や  $\text{mSv/y}$  など時間あたりの線量率で表現する。NaI シンチレーション式サーベイメーターなどを用い、現場での測定が可能で、外部被曝環境を評価できる。

**表面汚染密度：**物体の表面が放射性物質によって汚染されている状態を表し、そのレベルは、単位表面積あたりの放射能 ( $\text{Bq/cm}^2$ ) で表す。一般には、透過力の小さい  $\alpha$  線や  $\beta$  線を検出して評価する。GM 計数管式サーベイメーターなどを用い、現場での測定が可能で、特定の物質表面の汚染状況が把握できる。

**半減期：**放射性核種は核崩壊を繰り返しながら、時間の経過とともに指数関数的にその物質量を減少させる。物質量が半減するのに要する時間が半減期であり、以下に述べる生物学的半減期と区別して物理的半減期とも呼ぶ。I (ヨウ素) -131 は甲状腺がんを引き起こすとされるが、その半減期は短く 8.0 日である。Cs (セシウム) -134 は 2.1 年だが、同位体である Cs-137 は 30.1 年である。骨腫瘍を引き起こすとされる Sr (ストロンチウム) -90 は 28.8 年である。毒性・発がん性ともに高い Pu (プルトニウム) は同位体によって半減期が異なるが、2 万年～8000 万年ときわめて長い。

**外部被曝：**身体の外側にある放射線源から放射線を受けること。

**内部被曝：**呼吸や食事等によって身体内に取り込まれた放射線源から放射線を受けること。

**生物学的半減期：**生物の体内に取り込まれた放射性物質が、代謝や排泄によっておよそ半量が体外に排出されるのに要

する時間。人間の場合ヨウ素は約 120 日、セシウムは約 70 日とされる。ヨウ素のそれが長いのは、甲状腺に集積する性質があるため、実際には物理的半減期が短いので I-131 の体内の実効半減期はずっと短く 7.5 日となる。セシウムの生理的半減期が物理的半減期に比べて著しく短いのは、それが同族元素のカリウムと似た生物的性質があって、比較的早く代謝・排出されるからだ。Cs-137 の体内実効半減期は物理的半減期が長いので約 100 日となる。

**放射線の確定的影響と確率的影響：**放射線が生物に及ぼす効果には、脱毛や白内障等、どの個体も一様に起き、一定の閾値がある確定的影響と、ガンや突然変異等、集団や細胞群の一部だけで起き、特定の閾値を持たない確率的影響がある。放射線防護の目標は、確定的影響を完全に防止し、確率的影響の発生を容認できるレベルに制限することとされている。

### 3. チェルノブイリ事故で得られた知見

1986 年 4 月 26 日に起きたチェルノブイリ原発事故は、1  $\text{km}^2$  あたり 1 キュリー (=37 GBq) 以上の区域が 15 万  $\text{km}^2$  にもおよぶ広域汚染を引き起こし、その後、自然環境中の放射性物質の挙動と対策について広範な科学的研究が行われた唯一の例であり、先例として学ぶべき点が多い。とくに事故から 25 年が経過しているため、現在、緊急対策が検討されているわが国被災地の里山生態系の将来の変化を見通すには参考になることが多い。ここでは、2006 年に IAEA から出版された報告<sup>1)</sup>“Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience” から、森林に関する要点部分を抜き出して紹介する。とくに引用を示している箇所を除き、この章の内容は同報告 3.4 節森林環境からの引用である。

チェルノブイリ事故でも、森林汚染の主体となった放射性物質はセシウムだった。特に汚染が甚だしかったのが、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ、フィンランド、スウェーデン、オーストリアであり、典型的な森林汚染は 1～5 万  $\text{Bq/m}^2$  のレベルだが、最も高いところでは 1,000 万  $\text{Bq/m}^2$  を超えていた。

事故以降現在まで、森林の放射性物質の自然減少はきわめてゆっくりとしか進んでいない。森林生態系からの Cs-137 の正味の年流出率は 1% 未満だった。したがって、人為的な介入がなければ、森林では、物理的半減期による減衰しか起きていない。森林から出て行く Cs-137 の量は少ないが、森林内部では生態系を循環している。

チェルノブイリ事故後、林冠 (とくに林縁) は、乾性降下物の効果的なフィルターとして機能し、大気放射性セシウムの 60～90% を吸着した。降雨時には湿性降下・沈着によって、高濃度汚染のホットスポットを作った。林冠層の放射性セシウムは、その後、林内雨と落葉によって林床に移行し、半年後には林冠の放射性セシウム量は汚染当初の 15%、1 年半後には 5% まで低下した (図-1)。

長期間の動態では、林冠から土壌に急速に集まった放射性

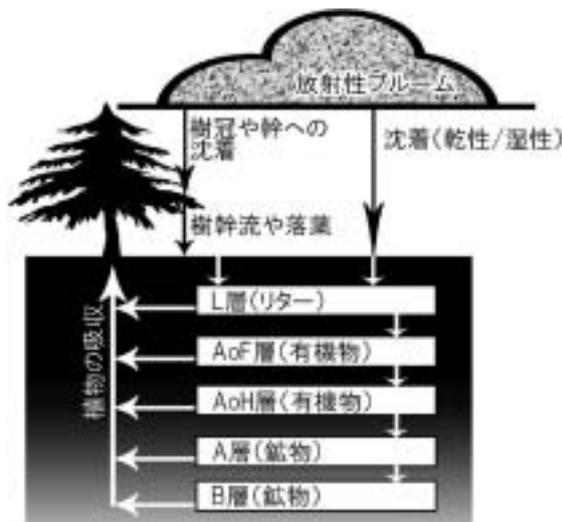


図-1 森林の土壌層と植物間における放射性物質の循環経路

物質は土壌断面に移行し、根から吸収されて樹木や下層植物を二次汚染していった。セシウムと生物学的性質が似ているカリウムは、着葉からも落葉落枝層からも容易に溶脱し、土壌層に入ると植物に素早く吸収されるため、森林生態系における循環速度が速いことがよく知られている<sup>12)</sup>。カリウムと同じように、森林における放射性セシウムの循環は速く、フォールアウトの数年後には準平衡状態に達していた。土壌表層の有機物層は放射性セシウムの長期間貯蔵庫として働く一方で、森林植生の汚染源としても機能する。

流出水による系外への放射性セシウムの放出は、雲母を含む粘土鉱物との強い結合によって、一般には制限される。ここで土壌中の放射性セシウムの形態について説明すると、それは、主に1価の陽イオン( $\text{Cs}^+$ )としてふるまうため、土壌中に存在する負電荷に吸着される。土壌中の負電荷は、pHによって荷電量が変わる変異荷電と、pHによらず荷電量が一定の永久荷電に大別される<sup>6)</sup>。変異荷電の主な担い手は、腐植物質中に含まれるカルボキシル基や水酸化鉄等の構造末端に位置する表面水酸基などである。変異荷電に対する $\text{Cs}^+$ の選択性は小さいため、他の陽イオンによって置換される<sup>6)</sup>(置換態セシウム)。

一方、永久荷電の担い手は層状ケイ酸塩(粘土鉱物)であり、負電荷を持つ層構造になっているため、粘土質の土壌では $\text{Cs}^+$ が層間に取り込まれ吸着される。さらに、日本の土壌に多く含まれる雲母は風化するとその風化膨潤部分と未風化部分の間に $\text{Cs}^+$ が収まるのにちょうどよい大きさの隙間(フレイドエッジサイト：図-2)が生じ、この隙間に捉えられたセシウムは強く固定され、移動しなくなる(固定態セシウム)<sup>6)</sup>。なお、パーミキュライト族鉱物やスメクタイト族鉱物でも、同様な機構による $\text{Cs}^+$ 固定が期待できる。ゼオライトは別の機構によって $\text{Cs}^+$ を固定する<sup>13)</sup>。

放射性セシウムの再循環における森林植生の重要な役割は、その一時的な貯蔵機能で、とくに大きな現存量を持つ木部の役割が大きい。森林の地上部分に蓄えられている放射性

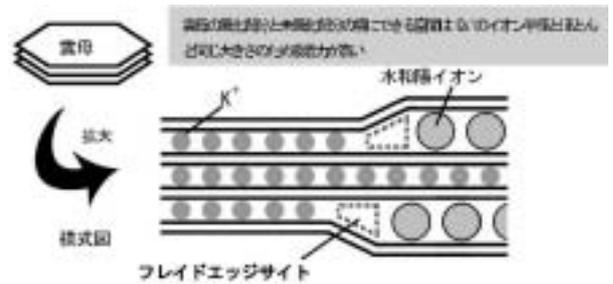


図-2 雲母類のフレイドエッジサイト模式図(中尾, 2012)

セシウムの量は、温帯性の森林生態系全体の放射能の約5%である。

森林の放射性セシウムは、植物に吸収されやすいため、土壌中での移動は限られており、土壌汚染のほとんどは長期的にも上層の有機物層に限られる。下層の鉱物質層への下向きの移動もゆっくりと進行するが、この速さは土壌の種類と気候に左右される。(著者註：チェルノブイリ事故による主な汚染地域であるヨーロッパ東部・北部に比べ、わが国の森林では、高温多雨で有機物分解速度が一般に早いため、有機物層での滞留が少ない等セシウムの挙動も異なる可能性がある)

森林土壌の水文体制は、森林生態系の放射性核種の移動の重要な要因である。それによって、土壌から植物やキノコへの移行係数は3桁も異なる。もっとも小さな移行係数は、乾性の森林や表面流出条件のよい斜面の土壌で見られる。もっとも大きな移行係数は、表面水が長期間停滞した条件で形成される湿生林で見られる。森林の放射性核種移動に影響する他の要因には、土壌断面における根系や菌糸の分布、植物による放射性セシウムの異なる蓄積能力などがある。

土壌における放射性セシウムの垂直分布は、植物や樹木、キノコによる吸収に影響する。それはまた、空間線量率の継時変化にも影響する。なぜなら、汚染のピークが土層下方に移行するにつれて、その上層は放射線の遮蔽効果を持つようになるからである。最も速い下方移行は湿生林で観察されている。(著者註：チェルノブイリ事故後の事例における湿生林の高い放射性セシウム移行係数や土壌下層への急速な浸透は、水分条件のほか、土性が砂質であることも原因ではないかと推察される)

ひとたび森林全体に放射性セシウムで汚染されると、さらなる分布変化は限定される。風による巻き上げや火事、浸食・流出を含む小規模な分布の変化はあり得るが、それらのプロセスによって大規模な移行は起きにくい。(著者註：森林火災によって放射性物質の長距離再移動が起きる可能性はあるし、日本の地形は急峻で降水量も多いので、分布変化は彼地以上に起きうと思われる)

チェルノブイリ事故で最も汚染がひどかった林産食品はキノコだった。キノコも種類によって移行係数が大きく異なる。ウクライナのマツ林(土壌の放射能は555 kBq/m<sup>2</sup>)で採取されたキノコは500 Bq~4,000 kBq/kgであった。一般に枯木や落葉を分解して養分とする腐生型のキノコ(ナメコ、

シイタケなど)よりも、生きた植物と共生する菌根型のキノコ(マツタケなど)でより汚染されやすい傾向にある。キノコの汚染は90年代にゆっくりと減少している。

キイチゴはキノコほどの汚染はなく、面移行係数は0.02~0.2 m<sup>2</sup>/kgと農産品と変わらない値であった。しかし、イノシシ、ヘラジカ、トナカイといった野生生物や、ウシやヒツジなどの放牧畜はこれらキノコや植物を大量に食べるため汚染が進んだ。スウェーデンのヘラジカに含まれるCs-137は1989年で平均800 Bq/kg以上だったが、1990年代半ばから減少傾向にある。南ドイツのノロジカの筋肉に含まれるCs-137はばらつきがあり、1989年では最大で約2,800 Bq/kgを記録したが、90年代初めに急激に減少した。スウェーデンの土壌からヘラジカへの面移行係数は0.006~0.03 m<sup>2</sup>/kgである。これら野生・半野生生物の汚染は事故当初著しかったが、Cs-137の物理的崩壊よりも早く減少している。

木材については、樹木が吸収するセシウムのうち幹に蓄えられる量は少なく、幹への面移行係数は0.0003~0.003 m<sup>2</sup>/kgである。しかし、木材加工で発生した廃棄物は汚染される可能性があり、パルプ工場で発生する粉塵は作業者の内部被曝につながる可能性があり、適切な管理が必要となる。バイオ燃料の普及により、北欧諸国では幹以外の部分を燃料として利用する機会が多くなっているが、汚染された樹木を燃焼することで生じる木灰は放射性セシウムが濃縮されており問題となってきた。

事故以来、森林の放射性セシウムの測定結果から今後の樹木の二次汚染を予測するモデルが開発されてきた。予測モデルは土壌の性質や樹齢に大きな影響を受ける。あるモデルによると、自成一土よりも半自成一土で、老齢木よりも若齢木で樹木の二次汚染の程度が高くなると予測されており、その差は最大で10倍以上となる。図-3はウクライナのマツ林で材木のセシウム137汚染を複数のモデルから予測したもののだが、年々予測値の最低値と最大値に開きが生じており、実測値も

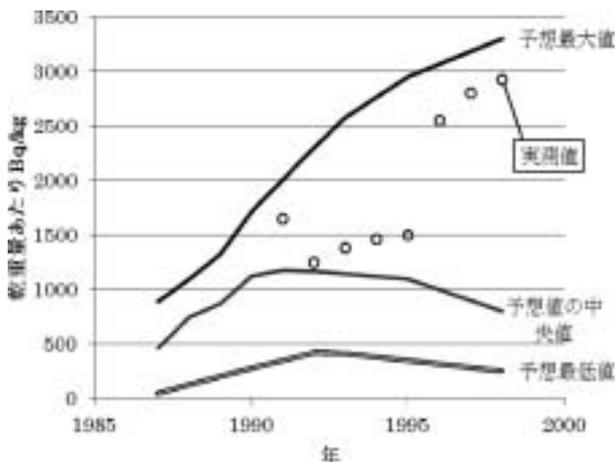


図-3 ウクライナ Zhytomyr 地区においてマツ材の Cs 137 汚染を 11 のモデルから予測した結果と実測値の関係。この地域の汚染は約 555 kBq/m<sup>2</sup>である (IAEA, 2006)。

その範囲内で大きくばらついている。このように、森林の二次汚染の推移を予測することは現実的には難しい。(著者註:図-3からは、事故後10年が経過した1990年代後半になっても、材の汚染は進行しており、汚染された森林生態系では、木部の二次汚染がもっともゆっくり進み、またその減衰には物理的半減期以上の時間を要することが示唆される)

チェルノブイリ報告書に記された内容は以上のものであるが、森林を含む土壌-植物系における放射性セシウムの挙動については、福島第一原発事故後に、山口ら(2012)<sup>13)</sup>による詳細な総説が書かれているので、とりわけ農地土壌について詳しく知りたい場合は、そちらを参照されたい。

#### 4. 福島第一原子力発電所事故で放出された放射性物質の里山における動態

チェルノブイリ周辺と比較して、今回の被災地域の主体である阿武隈山地は傾斜があり、丘陵と平地が入り組んだ複雑な地形を呈している。温暖多雨で植生が異なり、人口も多い。そのため、放射性物質の分布と放射線影響の実情を調べながら適切な対策をたてる必要がある。ここでは、災害後行われた調査研究のうち、文部科学省、森林総合研究所、福島県林業研究センターそして私たち千葉大チームの成果を中心に、森林をはじめとした自然環境中の放射性物質の動態に関する知見を整理する。

なお、この性質上、すでに学会等の査読を経て発表された論文は限られており、各種報告書の他、web上に公開された情報も参考にした。研究の進展によって異なる知見が今後得られる可能性もあり、そうした性質のある暫定整理として捉えていただきたい。また、発表のプライオリティの制約上、図は定性的な表現に留めざるをえなかったことをご了解いただきたい。

##### 4-1 里山景観における放射性物質の分布

福島第一原子力発電所から北西にのびた赤い帯の空間線量分布図は広く知られるようになった。しかし、地域の里山空間における放射性物質の分布はよく知られてはいない。近藤<sup>1)</sup>(2012)はγ線スペクトロメータと小型GPSを連動したシステムをザックに入れて里山を歩き、空間線量を自動記録する方法によって里山景観における線量分布の詳細な把握を行っている。

詳しくは、本特集の近藤の記事をご覧ください。放射線量の分布の様相は以下の通りで、植生・土地利用や斜面の方位、土質などによって線量が異なっていた。植生・土地利用では、森林で線量が一般に高く、草草がそれに次ぎ、農地が低く、道路・住宅周辺でもっとも低かった。原則的には、粗度の高い植生ほど大気中の放射性物質の初期沈着が進んで線量が高く、植被が少ない植生・土地利用ほど流出・浸食によって降下した放射性物質が滞留せず線量が低いと思われる。同じ森林でも常緑で林冠部にも放射性物質を集積しているスギ林では線量が高い傾向があり、伐採後の林冠が疎開した幼齢林では線量が低い傾向にあった。農地では、一般に畑地が高く、水田は低い傾向があった。また、斜面方位等に

よっても線量に違いが見られ、フォールアウト時の放射性ブルームの動きによって、その流入側の斜面では放射線量が高いとする意見もある。

我々は、2011 年末と 2012 年に、コルクボーラーを用いて採取した試料をγカウンターで測定するという簡便法によって、200 m および 300 m のトランセクトの表層土壌の放射能分布を調べた（小林ら、未発表）。その結果、農地土壌で認められるような空間線量と土壌の放射能の強い相関関係<sup>10)</sup>は認められなかった。林内の空間線量は落葉層の放射能の影響が最も強く、次に葉層の放射能の影響が強いと考えられた。厚い落葉層がある森林内では土壌の放射能は低かったが、林外の法面や畑地では落葉層という被覆がないために、土壌の放射能は高かった。同じ森林でも、伐採後の疎開した幼齢林では落葉層が薄く、表層土壌の放射能はやや高かった（図-4）。

同じ場所ならば、放射性物質はどのように分布しているのでしょうか。森林総合研究所が、2011 年に森林の部位毎に放射能を測定し、単位面積あたりの現存量とかけあわせて得られた放射性セシウム蓄積量の推定値によると、空間線量が 3.11 μSv/h と高い川内村スギ林における 1 m<sup>2</sup>あたり約 1,400 kBq/m<sup>2</sup>の放射性セシウムは次のように分布していた<sup>11)</sup>。56% が地上部の樹体に、44% が落葉層と土壌にあった。より詳細には、葉に 40%、枝に 13% で 5 割強が樹冠部にあって、幹には樹皮に 3% が付着していたのみだった。落葉層と土壌はそれぞれ 22% で半々だった。なお、乾物重量あたりの放射能濃度でみると、着葉は 339 kBq/kg、落葉層では 319 kBq/kg であって、密度では同様だった<sup>11)</sup>。

主たる汚染地域とは離れており、空間線量が 0.33 μSv/h とあまり高くない大玉村のスギ林の報告<sup>11)</sup>でも、150 kBq/m<sup>2</sup>弱の放射能は、49% が地上部、51% が土壌・落葉層に分布し、地上部の大部分は樹冠部にあった。土壌では、51% の放射能の 2/3 にあたる 33% が落葉層に分布していた。ここでは、着葉の乾物重量あたりの放射能濃度は 12 kBq/kg、落葉層では 24 kBq/kg で、落葉層の濃度が倍あった。

一方、後者と同じ大玉村のコナラ林の報告<sup>11)</sup>では、全放射能の 66% が落葉層にあり、土壌の 18% とあわせると、84% が地面にあった。一方、事故発生時の 3 月には着葉して

いなかった樹冠部には 14% しか分布していなかった。乾物重量あたりの放射能濃度でみると、着葉は 0.6 kBq/kg、落葉層では 55 kBq/kg で、落葉層の濃度が約 100 倍あった。

同じ大玉村のアカツ林の報告<sup>11)</sup>では落葉層に 50%、土壌に 21% と、全体の 71% が地面にあった。アカツは常緑樹だが、樹冠には 27% しか分布していなかった。

林野庁は広葉樹の落葉時期である 2012 年 1 月～2 月、福島県広野町の 49 年生スギ人工林（空間線量率 0.52 μSv/h と 0.48 μSv/h）、アカツ広葉樹混交林（46～63 年生、空間線量率 0.65 μSv/h）、広葉樹二次林（59 年生、空間線量率 0.82 μSv/h）にて、森林の部位別に放射性セシウムの分布を調べている<sup>11)</sup>。その結果、スギ林では、林冠の葉と枝に 41%、落葉落枝層に 20%、土壌に 32～35% が分布していた。アカツ広葉樹混交林では、林冠の葉と枝に 14%、落葉落枝層に 47%、土壌に 37% が分布していた。広葉樹二次林では、林冠の葉と枝に 5%、落葉落枝層に 35%、土壌に 58% が分布していた。

文科省プロジェクトの恩田筑波大学教授チームが 2011 年に川俣町山木屋地区で行った調査<sup>9)</sup>では、ポータブルゲルマニウム半導体検知器を用いて、スギ壮齢林と若齢林、コナラを主体とした広葉樹混合林のそれぞれの森林内の放射性セシウムの分布状況が現場測定された。その結果、スギ若齢林では、樹冠中央部において、放射性セシウム放射能濃度が高いことが確認された。スギ壮齢林では、樹冠上部で放射能が最も高く、樹冠の下端に向かって減少していたが、地表面付近に近づくにつれて再び高くなった。広葉樹混合林では、樹冠の放射能濃度はほぼ一定で、地表に近づくにつれて高くなった。

高さごとに採取された試料を測定した恩田チームの結果<sup>9)</sup>では、スギ若齢林の葉のセシウム放射能濃度は 93.7 kBq/kg、スギ壮齢林の葉のセシウム放射能濃度は 85.9 kBq/kg だったが、落葉落枝層の放射能濃度は 100 kBq/kg 以下だった。すなわち、樹冠と落葉層の放射能濃度は同様の値で、森林総研の川内村のデータと同様であるから、全体の分布も川内村と同様に地上部と地面で半々という状態が類推される。恩田チーム広葉樹混交林のデータ<sup>9)</sup>では、着葉の放射能濃度は 30 kBq/kg であったのに対し、落葉落枝層は 350 kBq/kg と 10 倍以上の値を示した。

深度 5 mm ごとに正確に土壌を採取できるスクレーパープレートを用いた恩田チームの広葉樹混交林の土壌の測定結果<sup>9)</sup>では、落葉層に地面の放射能の 91% が分布していた。スギ若齢林でも同様に落葉落枝層に地面の放射能の 90% が分布していた。一方、スギ壮齢林では、落葉層に分布していたのは、地面の放射能の 50% 弱だった。なお、土壌深 5 cm までにはほとんどの放射性セシウムが分布していた。永井ら（2012）は、直径 9.5 cm、深さ 25 cm のコアサンプラーを用いた 2011 年の福島市の森林・草地・農耕地の調査から、植生やリター層に存在している放射性セシウムの割合は、植生やリターの量に比例するとしている。

以上の知見から、2011 年の時点では、落葉広葉樹林と常

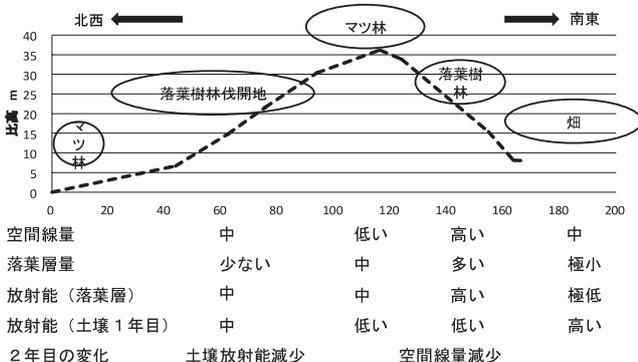


図-4 川俣町山木屋地区の里山丘陵の線量と放射能の変化（小林、未発表）

緑のスギ林では、著しく放射能の分布が異なり、事故当時落葉していた落葉広葉樹林では、放射性物質の大部分は落葉落枝層と土壤層に分布するのに対し、常緑のスギ林では、放射性物質は、樹冠と地面に約半分ずつ分布するという傾向があることがわかる。一方、落葉落枝層と土壤層の放射性物質の分布は、調査地によって様々だが、一般に落葉落枝層の量に比例しており、それが多いほど多くの放射性セシウムを蓄積している。

土壤中の放射性セシウムの深度分布を調べた例では、その多くは表層 5 cm 以内に分布し、10 cm 以内に大部分が分布する例が多かった<sup>7),9),5)</sup>。セシウムは前章に述べた理由で土壤に吸着しやすく、そのために、深部への浸透が起きにくかったと推察される。

しかしながら、砂質の土壤では、10 cm 以深への放射性セシウムの浸透が見られている（小林ら、未発表）。2011 年度の収穫で 500 Bq/kg の玄米が見つかった二本松市の水田土壤を調べた村松<sup>5)</sup> (2012) は、その土壤に砂の割合が多いことが、イネへの移行率を高めたのではないかと文部科学省における報告会にてコメントしている。

#### 4-2 森林の放射性物質の移行

以上のように、2011 年時点では、森林の放射性セシウムの多くは、スギ林では林冠層と落葉落枝層に、落葉広葉樹林では落葉落枝層に集積していた。少なくとも、2011 年時点で枝葉や幹にあったセシウムの多くは付着した状態で存在していたと考えられる。落葉落枝層においても、放射性セシウムの多くは水溶態か置換態で存在していると考えられる。したがって、林冠層と落葉落枝層の放射性セシウムは、現時点でも移動しやすい状態で存在していると言える。

一方、永井ら<sup>7)</sup> (2012) は、2011 年に福島市周辺の様々なタイプの土地利用の土壤を調べた結果、0~5 cm 層では、水溶態の Cs-137 は全体の 1.5% 以下と少なかった。置換態の Cs-137 は一点の試料を除き 7~15% で、従来報告されているわが国の畑地土壤の平均値と同様のレベルだった。このため、福島の土壤中のセシウムはすでに、移動性の低い固定態となっていることを示唆している。

恩田ら<sup>9)</sup> (2012) は、川俣町山木屋地区において、林冠から林床への放射性セシウムの移行を林内雨として把握した。2011 年 7~8 月のスギ壮齢林の林内雨中に含まれる放射性セシウムの濃度は、Cs-134 で 34.5~243.2 Bq/L、Cs-137 で 47.5~327.3 Bq/L だった。落葉広葉樹混合林では、Cs-134 で 8.1~67.0 Bq/L、Cs-137 で 12.2~86.2 Bq/L で、スギ林の約 1/4 だった。

その結果、林床の放射能分布パターンが広葉樹林では変化せず全体に減少傾向だったのに対し、スギ林では、林冠下で放射能の増加が、林冠空隙下で放射能の減少が見られるなどパターンの変化が見られた<sup>9)</sup>。

恩田ら<sup>9)</sup> (2012) はまた、川俣町山木屋地区において、緩傾斜のタバコ畑、急傾斜の畑、採草地、牧草地、スギ弱齢林における放射性セシウムの土壤流出による移行についても調べている。その結果、いずれのプロットにおいても、夏期 1

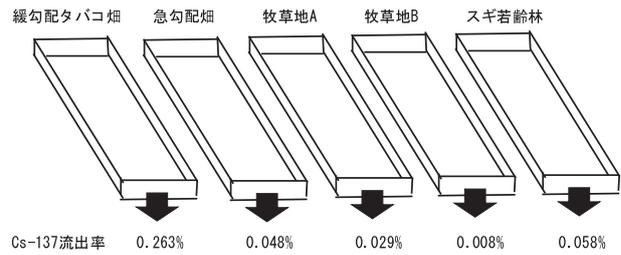


図-5 土壤浸食によるCs-137の流出率比較。境界区分の面積は各 110.5 m<sup>2</sup> (恩田ら, 2012 より作図)

か月半の放射性セシウムの流出率は、プロット内の残存量の 0.008~0.26% だった。スギ林の放射性セシウムの流出量は Cs-134 で 0.13 kBq/m<sup>2</sup>、Cs-137 で 0.15 kBq/m<sup>2</sup> だった。タバコ畑では流出水量がスギ林の 60 倍、流出土砂量が 15 倍と多かったため、放射性セシウムの流出量も多く、Cs-134 で 1.0 kBq/m<sup>2</sup>、Cs-137 で 1.2 kBq/m<sup>2</sup> スギ林の約 8 倍だった。なお、流出率は、流出全量をプロット面積 110.65 m<sup>2</sup> で除したものである (図-5)。

0.5% 以下の流出率は低いと評価されがちだが、農地を丘陵地森林が取り囲む里山環境では、森林面積の比率が高く、一概に低いとは評価できない。かりに現在の政府方針通りに、農地までが除染され、森林は放置されることになると、モザイク状に大きな放射性セシウム濃度勾配ができることになり、無視できない状況になる。例えば、恩田ら (2012) が得た流出率を 50 m 長の斜面に単純適用すると、スギ林では 7.5 kBq/m、タバコ畑では 60 kBq/m の Cs-137 が下方に流出することになる。下方の農地が除染されて Cs-137 が 10 kBq/m<sup>2</sup> の放射能面密度になっていたとし、一月半で浸食土壤が奥行き 10 m の範囲まで除染農地に供給され堆積すると仮定すると、スギ林下位の除染農地では当初より 7.5% 増の 10.8 kBq/m<sup>2</sup>、タバコ畑下位の除染農地では 60% 増の 16 kBq/m<sup>2</sup> となり、かなりの影響があるとも考えることができる。

これまで発表されているのはここまでで、例えば、落葉落枝層から土壤層への放射性セシウムの移行、さらには植物への移行や落葉広葉樹林斜面から下方への放射性セシウムの移行量などは未解明である。とりわけ、水溶態セシウムは植物に容易に吸収されることから、農業復興にとっては重要な問題である。

関連して、私たち千葉大学と日本植生のチームは、川俣町山木屋地区農業振興協議会と連携して、林縁の放射性物質流出防止について研究を行っている。その結果については、機会を改めて報告したい (写真-1)。

#### 4-3 森林除染の効果

福島県林業研究センターは、川俣町山木屋の 40 年生スギ人工林と 30 年生広葉樹天然林において除染実験を 2011 年に行った<sup>8)</sup>。それぞれの 40 m×40 m の林分の下草と落葉落枝層の除去試験、皆伐・間伐試験を行った。スギ林の落葉落枝除去試験では、地上 1 m の空間線量が除去前の 4.90 μSv/h から 76% の 3.74 μSv/h に低下した。広葉樹林では、地上



写真-1 川俣町山木屋地区における林縁法面浸食・放射性物質移行抑制試験の様子

1 m の空間線量が除去前の  $4.11 \mu\text{Sv/h}$  から 65% の  $2.69 \mu\text{Sv/h}$  に低下した。広葉樹林の方が、落葉落枝除去による空間線量低減効果が高かったが、これはスギ林が林冠にも多量の放射性セシウムを蓄積しているのに対し、落葉樹林ではその大半が落葉落枝層にあるためと考えられる。スギ林試験区と同じ場所で 30% の間伐を行うと、空間線量はさらに 7% 減少し、50% 間伐では 9%、皆伐では 11% 減少した。

また、飯館村八木沢地区の 26 年生ヒノキ林の林分で 2012 年 1 月～2 月枝打ち試験を行った結果、 $40 \text{ m} \times 40 \text{ m}$  の処理では、試験前の  $2.24 \mu\text{Sv/h}$  の地上 1 m 空間線量率が、4 m の高さまでの枝打ちでは変化がなく、6 m までの枝打ちでは 96% の  $2.24 \mu\text{Sv/h}$ 、9 m までの枝打ちでは 89% の  $1.99 \mu\text{Sv/h}$  になった<sup>11)</sup>。

森林総合研究所は、郡山市の福島県林業研究センター多田野試験地の 47 年生スギ・ヒノキ林と 59 年生落葉広葉樹林を用いて、下草と落葉落枝層を除去し、空間線量率の変化を調べた<sup>11)</sup>。その結果、空間線量率は、スギ・ヒノキ林で  $0.77 \mu\text{Sv/h}$  から  $0.57 \mu\text{Sv/h}$  と約 7 割まで、落葉広葉樹林では  $1.22 \mu\text{Sv/h}$  から  $0.77 \mu\text{Sv/h}$  と約 6 割まで低減した。また、スギ・ヒノキ人工林、コナラ等落葉広葉樹林ともに除去範囲が拡大するにつれて線量率が低下する割合が小さくなり、 $12 \text{ m} \times 12 \text{ m}$  以上除去しても空間線量率はほとんど変化しなかった。

林野庁は 2012 年 1 月～2 月、福島県広野町のアカマツ広葉樹混交林 (46～63 年生、空間線量率  $0.65 \mu\text{Sv/h}$ )、広葉樹

二次林 (59 年生、空間線量率  $0.82 \mu\text{Sv/h}$ ) にて皆伐・間伐を行い、放射性物質の流出状況を調査した<sup>11)</sup>。3 月中旬の 12 日間で 30 mm の降雨があったが、アカマツ広葉樹混交林対照区では  $17.2 \text{ g/m}^2$  の土砂が流出したのに対し、皆伐し枝条散布などの地拵えを行った 4 区では、 $4.0 \sim 14.9 \text{ g/m}^2$  の土砂流出にとどまり、当然放射性セシウムの流出も少なかった。降雨量の少ない季節のデータだが、皆伐を行っても、適切な地拵えによって、土砂流出は抑制されたと考えられた。

同地区の 49 年生スギ人工林 (空間線量率  $0.52 \mu\text{Sv/h}$  と  $0.48 \mu\text{Sv/h}$ ) において、25% の定性間伐を行った区、同じく 25% の列状間伐区で落葉落枝除去による放射性セシウム流出量の変化が調べられた<sup>11)</sup>。その結果、定性間伐区・列状間伐区ともに、間伐処理よりも落葉落枝除去によって、土砂等の流出が増加し、放射性セシウムの流出も増加した。例えば定性間伐試験において、対照区の土砂流出量は  $3.1 \text{ g/m}^2$ 、セシウム流出量は  $10.7 \text{ g/m}^2$  だったのに対し、間伐を行わず落葉落枝除去を行った区では、土砂流出量は  $29.1 \text{ g/m}^2$  に増え、セシウム流出量は  $177.8 \text{ Bq/m}^2$  に増加した。間伐区ではセシウム流出量は  $29.3 \text{ Bq/m}^2$ 、間伐・落葉除去区ではセシウム流出量は  $71.8 \text{ Bq/m}^2$  だった。

同地区の別のスギ人工林 (平均空間線量率  $0.51 \mu\text{Sv/h}$ ) で落葉落枝除去を行った区と行っていない区でセシウム流出量を比較したところ、落葉落枝除去を行った区の流出量が行っていない区の 2～9 倍になった<sup>11)</sup>。しかし、セシウム量を比較すると、落葉落枝除去を行った区で  $13.7 \sim 42.4 \text{ Bq/m}^2$  流出したのに対し、行っていない区では  $17.0 \sim 40.4 \text{ Bq/m}^2$  が流出し、顕著な差はなかった。流出土砂のセシウム濃度を調べたところ、落葉落枝除去を行っていない所では平均  $6,880 \text{ Bq/kg}$  だったのに対し、落葉落枝除去した区では  $3,426 \text{ Bq/kg}$  で、落葉落枝除去によってセシウム濃度が低下していたために、流出土砂量は多くとも、流出セシウム量には違いがなかったと考えられる。

同条件での反復数も少なく、これらの結果は必ずしも整然としたものではないが、2011 年から 2012 年春の時点では、落葉落枝層除去によって、常緑針葉樹人工林では 20～30%、落葉広葉樹林では 35～40% 程度の空間線量の低減効果があるようである。一方、常緑針葉樹人工林では落葉落枝除去に加えて間伐処理すると 10% 弱、皆伐で 10% 強の空間線量低減効果が観察されている。

空間線量低減にもっとも効果があると考えられる落葉落枝層除去だが、それによって増加しがちな土砂流出に伴う放射性セシウム流出量の変化については大幅に増加するという結果と変化しないという結果が得られている。変化しない理由としては、除染処理による浸食斜面の放射性物質の低減が考えられている。放射性セシウムの流出が増加した間伐試験区では、落葉落枝除去区の流出土砂中のセシウム濃度が対照区に比べて低下しておらず、十分な除染が行われなかった可能性がある。したがって、事前調査によって効果的な処理が可能か判定し適切な対処方法を選択すること、除染を行う場合は丁寧で効果的な施工を実施することがその後の放射性物質

流出を抑制すると言えそうである。また、効果的な表土流出防止工の適用によって、森林除染地からの土砂流出を抑え、放射性物質の流出抑制をはかることも大切である。

## 5. 里山対策の今後

高濃度汚染地域が広がる阿武隈山地をはじめ、福島には山が多く、森林が多い。阿武隈の農山村では上水道はないのが普通で、人々は湧水を飲用水とし、沢水を農用水としている。シイタケほだ木、炭、タバコ作のための堆肥など、里山の産業利用は今でも盛んである。田畑を包む里山は、季節のキノコや野菜などを得るまさに宝の山だった。拡大造林期にも無闇に針葉樹人工林化を進めなかった地区も多く、広葉樹の雑木林が残っている。

このように、生活に密着した山だから計画的避難を強いられた阿武隈の人々の山に対する愛着は深く、私たちが震災後現地に入り始めた当初から「ヤマのことを一番心配している」とたびたび聞かされてきた。除染に対しても、放射性物質の移動を考慮して上位の山から除染を始め、次第に下方の農地・住宅地に進めていくという地元の声は強く、実際に、飯館村ではそのような除染計画が村によって当初策定された。

しかるに、国は、対策コストの上昇をおそれ、森林は住居等近隣を除いて除染対象としないとする放置方針が従来とられてきた<sup>3)</sup>。

2012年春になると、原子力災害からの福島復興再生基本方針の検討などを通じて、地元から森林除染の要望がやっと中央に届くようになり、政府も重い腰を上げた。半年間開かれていなかった国の環境回復検討会が、森林の放射性汚染物質対策の検討を目的として、7月9日に再開された。4回の検討会における審議を経て「今後の森林除染の在り方に関する当面の整理について」が9月に取りまとめられた<sup>2)</sup>。その要点は以下の通りである。

### (住居等近隣の森林 (エリア A))

- 森林の除染については、基本方針に従い、住居等近隣の森林を優先的に実施することとし、除染特別地域においては、計画に従い、平成24、25年度に住居等近隣の林縁から20mを目安に落葉落枝の除去を進める。その中で、線量が高く谷間の居住地を取り囲む森林等における空間線量率の低減効果の評価を実施した上でその対応について検討するとともに、除染特別地域などにおける住民が利用する沢水に関するモニタリングを強化する。

### (利用者や作業者が日常的に立ち入る森林 (エリア B))

- ほだ場やキャンプ場等の人が日常的に利用する場所について、利用の目的や利用の頻度などの活動形態や空間線量率の高低等を踏まえつつ、除染の具体的な進め方を検討する。

### (エリア A, B 以外の森林 (エリア C))

- 放射線量の低減の観点からは、落葉落枝の除去が効果的であるが、広範囲にわたり落葉落枝の除去を行うことにより土壌流出等が懸念される。また、間伐については、常緑樹林で8%程度の効果があるが、今後数年のうち

に落葉するため効果がさらに小さくなると考えられる。

- 放射性物質の流出、拡散については、現時点でのデータを踏まえると、流域単位でとらえた場合は、かなり小さいものと考えられる。一方で、部分的には下層植生が衰退した箇所があり、放射性物質が流出する可能性も否定できないが、このような箇所がどの程度あるか、また、どの程度下流への流出の要因となるかについては、不明な点が多い。
- このように現時点において知見が十分ではないことから、今後、調査・研究を進め、その結果を踏まえた上で判断することが適当である。
- また、福島県関係者からのヒアリングにおける意見を踏まえて、地域の復興に向けて、政府としてどう対応すべきかといった、大きな視点からの検討が必要である。その中で、森林施策と放射性物質対策を組み合わせた方策について、検討していくことも肝要である。

以上のように、従来の方針を踏まえながらも、沢水のモニタリングを行うこと、今後の調査・研究の成果を踏まえながら、地域の復興に向けて検討を進めるといった内容が示された。里山対策に前進とは言えないまでも、問題意識の共有はなされ半歩前進と言えるのではなかろうか。

今後の里山の放射性物質対策に向けた課題を以下に列記する。まず、もっとも大きな問題は、未だに中間貯蔵施設の具体的な計画が進まず、それによって処理物質の一次保管場所の決定もできないという状況の改善である。この点がすべての除染事業が進まない最大の原因である。ひとえに政治の問題であり、その責任において至急に解決していただきたい。

関連して、有機物の燃焼減容が安全に実施可能なことは、すでにモデル除染事業等の中でも明らかにされている。里山対策では、どうしても多量の有機処理物が発生するので、その対処を行政が責任を持って行える体制を早急に整備していただきたい。

以下は、緑化に関わる科学技術に関わる事項にしぼって列記する。

森林とその周辺における放射性物質の動態に関しては、全体的に未だ研究事例が少ない。とくに落葉樹林からの流出、落葉樹林の除染後の浸食防止対策については、ほとんど研究されていないので、早急にとりくみ成果を出す必要がある。

里山の土地利用では、通常、山裾に住居があり、谷底に農地があるので、その周辺を除染するとなると、斜面末端林縁の法面が対象になることが多い。林縁は、林冠の構造上、降下物を捕捉しやすいため、一般に線量が高い。その上、法面には落葉落枝層が発達していないため、放射性物質は直接土壌に浸透している。したがって、効果的な空間線量の低減策と放射性物質の流出抑制対策を講じる必要がある。これまで研究されていないが、空間線量の低減のためには、表土の削り取りばかりでなく、資材被覆による放射線遮蔽などの方策も検討されるべきだろう。

広面積の森林対策を行う場合は、空間線量の分布把握と放射性物質の土層分布状況の把握がまず行われるべきで、それ

によって適切な対処計画が策定されなければならない。例えば、落葉落枝除去によって、放射性物質蓄積の効果的な低減ができないと見込まれれば、その実施は放射性物質流出の危険性を増やすばかりとなるので、むしろ現場での封じ込め対策が選定されるべきだろう。放射性物質の低減が見込まれ、落葉落枝層除去などの対策をとる場合は、効果的な表土流出防止対策をあわせて行う。

放射性物質は、主として水の動きに伴って移行するので、水流の制御とその浄化対策は重要である。特に飲用水源、次に農用水源、その次に住宅地・農地と接する里山からの流入水の処理について、監視とさらなる研究が行われなければならないし、適切な対策がとられなくてはならない。

今後は、里山の土壤に移行した放射性物質が、キノコや植物・動物へ二次移行していくと予想され、その監視が必要となる。また、市場に出る農作物のモニタリングは広く行われるようになってきたが、自家消費用に山菜等の利用が行われることも考えられるので、住民の健康管理対策をとる必要がある。

以上のような対策の実施には、信頼できる情報がスムーズに開示されることが前提となる。事故発生後に行われた国の調査結果は、住民説明が行われてこなかった。2011年に行われた国の除染モデル事業では、そもそも、モデル調査事業では不可欠な事後のモニタリングが継続されていない。そればかりでなく、参加した調査員や作業員に対して、住民への情報提供に関する箝口令が敷かれてきたのが事実である。現在、原子力災害被災地の対策事業が進んでいない大きな理由は、国・行政と住民の間の信頼関係の欠如にあると思われる。信頼できる情報が早急に共有されないために、流言が飛び、住民の不安をますますあおるといふ悪循環を引き起こしている。わが国ではじめて起きた大規模原子力災害に対して、事故当初一時、混乱を避けるために特殊な対策が行われるのはやむをえないとしても、その後については、関係者が信頼できる情報を共有して対策を進めるという公共事業の基本が守られるべきであろう。

行政・東京電力と住民が、地域の復興再生という目的をもつこと、そうした目標に向かって、科学的な分析結果を共有しながら、関係者が前向きに協働して問題解決にあたるのが、今、何よりも求められている。

## 引用文献

- 1) International Atomic Energy Agency (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience/Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Vienna: IAEA, 165 pp.
- 2) 環境回復検討会 (2012) 今後の森林除染の在り方に関する当面の整理について、[http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=20719&hou\\_id=15731](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20719&hou_id=15731)
- 3) 環境省 (2011) 平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法 基本方針、[http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=18581&hou\\_id=14431](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=18581&hou_id=14431)
- 4) 近藤昭彦 (2012) 里山流域単位の除染を目指した GIS 整備、日緑工誌, 38: 274-277.
- 5) 村松康行 (2012) 農地土壤における放射性セシウムの深度分布と動態, 農林水産省農林水産技術会議事務局編, 農地土壤の放射性物質濃度分布マップ関連調査研究報告書, 3: 50-56.
- 6) 中尾淳 (2012) 放射能汚染土壤の環境修復を目指して, 日本農学会編「環境の保全と修復に貢献する農学研究」, 養賢堂, pp. 141-157.
- 7) 永井晴康・佐藤努・長尾誠也 (2012) 土壤狭域内における放射性物質の分布状況の確認, 文部科学省原子力災害対策支援本部編, 放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書, 2: 3-24
- 8) 新津修・橋内雅敏・内山寛 (2012) 森林の放射線量低減技術の開発に関する研究, 福島県林業研究センター, [http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/ringyokenc\\_R\\_niitu.pdf](http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/ringyokenc_R_niitu.pdf)
- 9) 恩田裕一・田村憲司・辻村真貴・若原妙子・福島武彦・谷田貝重紀代・北和之・山敷庸亮・吉田尚弘・高橋嘉夫 (2012) 放射性物質の包括的移行状況調査, 文部科学省原子力災害対策支援本部編, 放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書, 2: 118-214
- 10) 高田裕介・神山和則・小原洋・前島勇治・平館俊太郎・木方展治・谷山一郎・鷲尾英樹・齋藤隆・池羽正晴・鈴木聡・庄司正・斉藤研二 (2012) 農地土壤放射性セシウム濃度の面的分布の把握と推定図の作成, 農林水産省農林水産技術会議事務局編, 農地土壤の放射性物質濃度分布マップ関連調査研究報告書, 3: 1-38.
- 11) 林野庁 (2012) 森林における放射性物質の除去及び拡散抑制等に関する技術的な指針, 参考資料, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/pdf/120427-03.pdf>
- 12) 堤利夫 (1989) 森林生態学, 朝倉書店, 166 pp.
- 13) 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・平館俊太郎 (2012) 土壤—植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因, 農環研報, 31: 75-129.