

## 放射性セシウムによる森林や木材への影響について

外崎真理雄  
(森林総合研究所 木材特性研究領域長)  
金子真司  
(同 立地環境研究領域長)  
清野嘉之  
(同 植物生態研究領域長)

### 1.はじめに

2011年3月11日に起きた東北地方太平洋沖地震とそれに伴う津波により、東京電力福島第一原子力発電所の1-4号機は大きな被害を受けた。

その後、1-3号機の炉心溶融や保管された燃料棒の曝露が生じ、圧力低減のためのベントや水素爆発により、大量の放射性物質が3月の中旬と下旬に大気中に排出され、福島県を含む東日本の広い範囲が汚染された。

当然のことながら汚染地域の大部分は森林域であり、特に福島県の林業・木材産業への影響が懸念された。森林総合研究所と林野庁は3月下旬から風評対応やQ&Aの作成などを進めていたが、5月から森林総合研究所の運営費交付金により緊急調査プロジェクトを立ち上げ、森林内の放射性物質の分布を調べることにした。

本稿ではこれまでに明らかになった結果を木材への影響に重点を置いて解説する。

### 2.放射性物質と森林

原発事故により最も大量に排出されたのは不活性ガスのキセノン133で、ヨウ素131がそれに次いで多いとされる。しかしこれらの半減期は5日と8日で、現時点では新たな排出がない限りほとんど影響はないと考えられる。

放射性セシウムには134と137があり、排出時にはベクレル量でほぼ1対1であったとされる。アルカリ金属であるセシウムは沸点が約680°Cで金属元素としては水銀に次いで蒸発しやすいそうである。

ストロンチウム90は半減期が29年と長く、核爆発を起こした1986年のチェルノブイリ原発事故ではかなりの比率で排出され、影響が大きかった。今回の事故では沸点が約1,400°Cと高いことが影響したのか、セシウム137の1%程度しか排出されなかったとされる。

セシウム134と137の半減期はそれぞれ2年と30年と長く、排出量の大きさからも、最も影響が大きい放射性物質と言える。

これらの放射性物質がどのような形態で移動し森林に蓄積したのかはよく分からない。原発からエアロゾルの様な形で排出され風に乗ってそのまま樹木の樹冠や土壌に捕捉された物、そのようなエアロゾルが雲状になったブルームが上空にあるときに降雨などに伴い降下した物などが考えられる。

チェルノブイリ事故のロシアの研究では、高く枝葉が茂った樹木からなる森林は草原などと比べて放射性物質の捕捉能力が高く、面積当たりの放射性物質量が3倍くらいになることがあると言われている。

しかし福島に行って測ってみたが、森林内と隣接する草原で地上1m高さの空間線量の値はあまり変わらなかった。樹冠にある放射性物質の影響など、今後の詳細な調査・解析を待つ必要があるだろう。もしかしたら雨による降下では樹木の高さはあまり関係ないと思えるので、同じ面積なら森林でも草原でも同じ量が蓄積したのかもしれない。

### 3.調査・試験方法

調査地として福島県浜通りの川内村、中通りの大玉村、会津の只見町の国有林の3ヶ所を選んだ。川内は立入り禁止措置がなされていない地域で空間線量が高いところ、只見は風評対応のため、またコントロールとして福島県内で低いところ、大玉は中間的な所というように、原発からの距離や汚染程度を考慮して選定した。しかし大玉は想定したよりも相対的に汚染程度が低かったため、後述するように追加調査を行った。

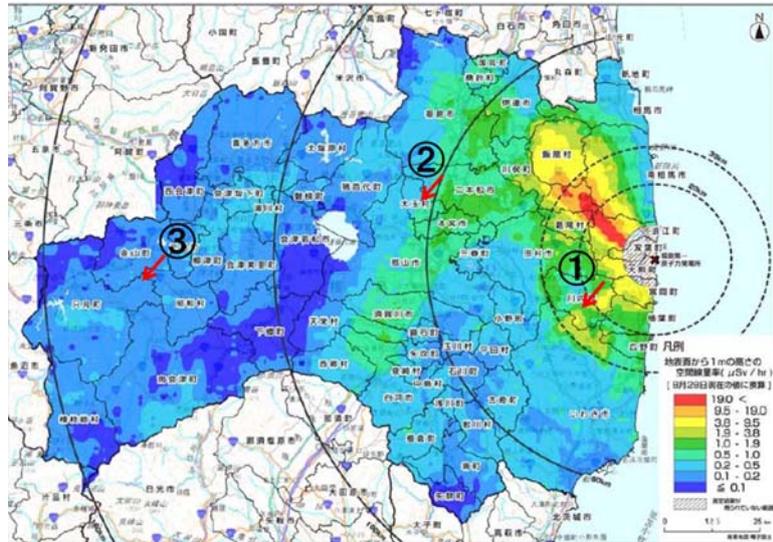
林の種類として、3ヶ所共通でスギ林、大玉村のみ福島県の主要造林樹種の一つであるアカマツ林とコナラを主とする広葉樹林も調査対象とした。

調査は8月上旬から9月上旬に行った。

1,600~2,400m<sup>2</sup>の調査プロットを設定し、10mメッシュで空間線量を測定すると共に、

胸高直径 10cm 以上の樹木の全木調査を行った。伐倒木は各プロットで近接する 3 本とし、樹冠に達している樹木から大きめ・中くらい・小さめの物を選んだ。伐倒木の周囲 4 方向から落葉層と 0-5cm の土壌を採取し、その内 1ヶ所では 5-10、10-15、15-20cm の土壌も採取した。

伐倒前に樹皮が落葉層で汚染されないようブルーシートで胸高部あたりから 3m 高さ位まで覆った。伐倒後、ブルーシー



ト上で樹皮を剥いて採取し、剥皮後、厚さ 5cm 程度の木部円盤を 10 枚程度採取した。また葉と枝の試料を採取した。数 m 間隔で幹を鋸断し、樹皮・辺材・心材の比率を計測した。

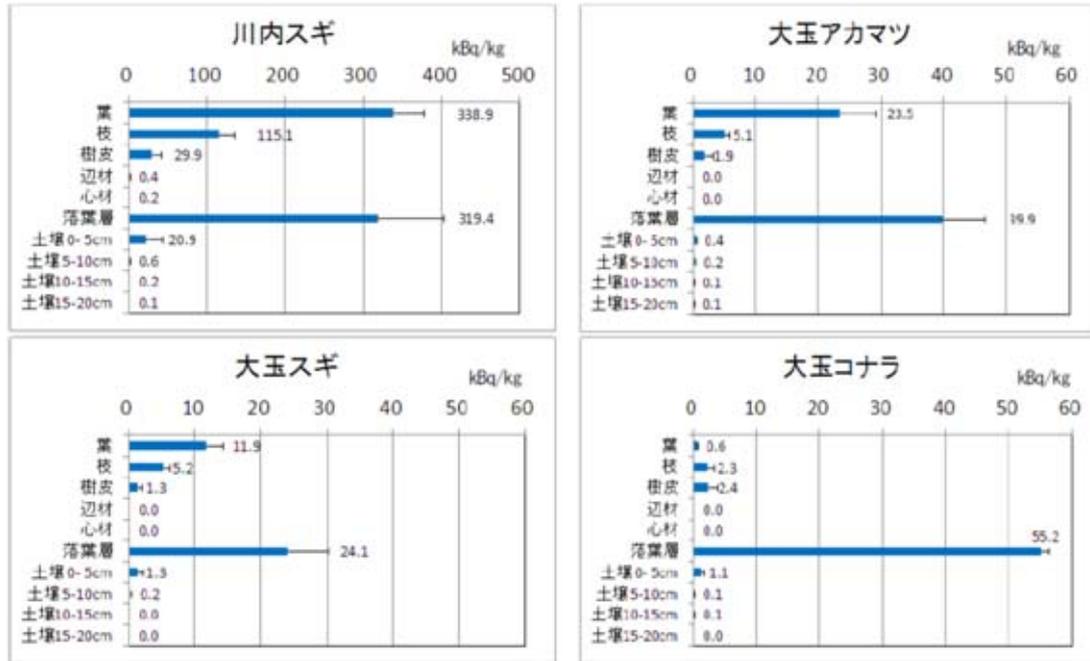
試料の粉碎は 6mm 径篩板のカッティングミルで行った。葉・枝・樹皮・落葉層は乾燥後に粉碎した。木部円盤は鉋でミカン割りして鑿で辺材・心材に割裂し、粉碎後に乾燥した。粉碎乾燥試料を検査機関に送付し、ゲルマニウム半導体検出器γ線スペクトロメータでセシウム 134 と 137 の濃度(Bq/kg)を測定するよう依頼した。

木部試料は 2L マリネリ容器、その他は 100mL の U-8 容器に入れて測定し、定量下限値としてセシウム 134 と 137 のそれぞれで、木部は 10Bq/kg 未満、その他は 100Bq/kg 未満となるような測定時間で依頼した。

#### 4.測定・解析結果

空間線量が異なる 3ヶ所のスギ林の結果を見ると、各部位のセシ





ウム 134 と 137 の濃度は概ね空間線量との比例関係が認められた。最も空間線量が高い川内調査地の結果を見ると、葉の平均値が 338.9kBq/kg、落葉層 319.4kBq/kg、枝 115.1kBq/kg、樹皮 29.9kBq/kg、土壌 0-5cm が 20.9kBq/kg と高い値を示した。辺材は約 400Bq/kg、心材は約 160Bq/kg と他の部位に比べて相対的に低いものの、事故後約半年で材内にも移行していることが明らかになった。土壌の 5cm より深い部分

採取地	樹種・部位	セシウム134 (Bq/kg-dry)	セシウム137 (Bq/kg-dry)	セシウム合計値 (Bq/kg-dry)	空間線量率 (μSv/hr)
川内	スギ心材	72	84	156	3.11
	スギ辺材	180	220	400	
	スギ樹皮	13,284	16,013	29,296	
大玉	スギ心材	4	5	8	0.31
	スギ辺材	12	15	26	
	スギ樹皮	576	736	1,312	
	アカマツ心材	2	2	3	0.33
	アカマツ辺材	4	6	10	
	アカマツ樹皮	815	1,053	1,868	
大玉	コナラ心材	1	1	2	0.33
	コナラ辺材	6	7	12	
	コナラ樹皮	1,076	1,280	2,356	
只見	スギ心材	>6	>6	-	0.09
	スギ辺材	>6	>7	-	
	スギ樹皮	>134	177	-	
上川内	スギ心材	15	24	38	1.17
	スギ辺材	58	86	124	
	スギ樹皮	1,176	1,456	2,631	
川内宮渡	スギ心材	7	8	14	0.47
	スギ辺材	14	22	36	
	スギ樹皮	620	715	1,335	

は約 600Bq/kg 未満と低く、土の放射性セシウムの大部分は落葉層と土壌の浅い部分に存在することが分かった。

これら濃度の測定結果に、プロット内の各部位の存在量を掛け合わせると森林内の放射性物質の分布状況が分かる。

川内調査地のスギ林では、葉に 40%、枝 13%、樹皮 3%、木材部 0%と、樹木の地上部に森林全体の半分程度の放射性セシウムが存在した。残りは落葉層に 22%、濃度は低いものの重量的に多い土壌に 22%であった。

大玉調査地の約半分、只見調査地では全ての辺材・心材の放射性セシウム濃度が定量下限値未満であったため、11月下旬に川内村の協力を得て、2ヶ所の村有林のスギ林で追加サンプリングを行った。

12月上旬より森林総研が購入したγ線スペクトロメータが稼働開始し、大玉調査地の定量下限未満の木部試料については、測定時間を長くして再測定も行っている。

スギ材では空間線量と辺材・心材の放射性セシウム濃度には非常に高い相関があることが分かった。

## 5.森林の放射性セシウムと今後の推移

降下した放射性セシウムは葉・枝・樹皮・落葉層にまず付着し、樹木に付いた物の内、水溶性の部分はその後の降雨により林内雨・樹幹流として落葉層さらに土壌表層に移行したと考えられる。

土壌中の水溶性の物は、根から吸い上げられ辺材の外側部分を通り、さらに葉から内樹皮の

師部を降って形成層に至り、材と樹皮が形成され、放射組織にも移動すると考えられる。

また葉や若枝の表面や、場合によっては外樹皮を通っての移行も考えられる。

セシウムはアルカリ金属元素でカリウムなどと同様な挙動を示すとされ、樹木中の生きてる細胞に主として存在すると考えられる。土壌中の粘土に固定されるが一部は樹木の根から吸収されると予想される。農作物についての実験で、セシウムの植物への移行はカリウムによって抑制されるが、森林では農地のようにカリウム施肥は行われていないので、樹木にセシウムは移行しやすいと考えられる。ただし生物として必要な量を超えて過剰に取り込まれることはないだろう。

大玉調査地のコナラの葉は事故時に着葉していなかったが、半年後の濃度は約600Bq/kg という値を示した。ほぼ同じ空間線量のスギとアカマツの葉は、11.9kBq/kg と23.5kBq/kg と桁違いに高い濃度を示している。樹種間で葉のミネラル濃度の違いはあったとしても、大部分は葉の細胞中ではなく、物理的・化学的形態は不明なものの、降雨くらいでは流れない形で付着しているものと考えられる。

枝・樹皮についても、チェルノブイリ事故後10年程度経過した時点で測定された、同程度の空間線量率の地点における樹木の枝・樹皮の濃度と比べて一桁以上高いことから、外部付着が大部分であると推察できよう。

スギやアカマツなど常緑(針葉)樹の葉は寿命数年で落葉しながら置き換わり、外樹皮も幹の肥大成長と共に剥がれ落ちていく。相対的に高濃度で付着していた物が落葉層に移行し、さらに落葉層の分解により土壌表層に移行する。土壌表層の濃度は数年掛けて上昇すると考えられる。

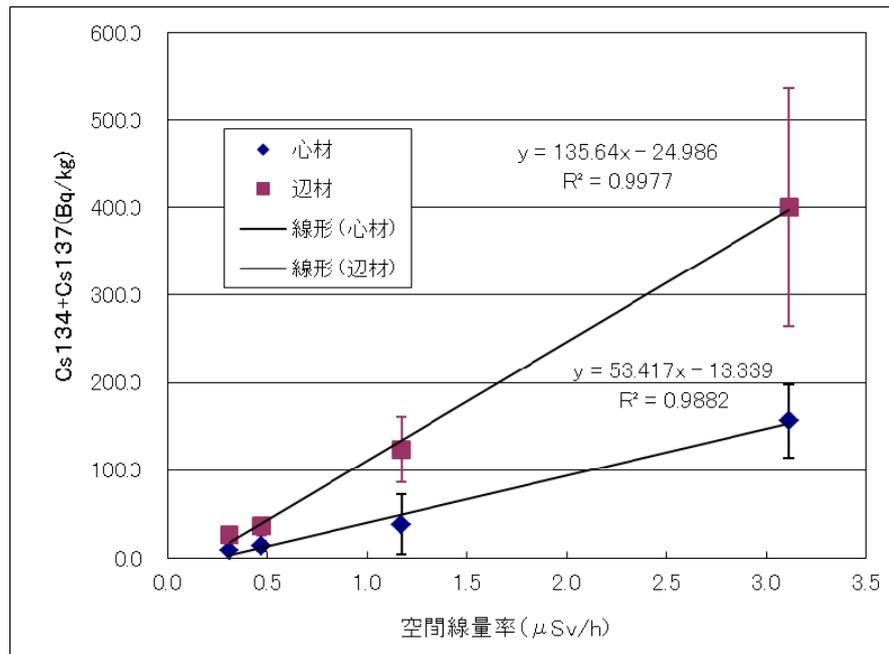
土壌中の粘土はセシウムを強固に吸着し溶脱できない状態に固定するとされるが、初めは水溶性・イオン交換性の放射性セシウム量が相対的に多いので、今後しばらくは樹木に吸収されやすい状態が続き、根からの吸収量が増加し、樹木の生きた細胞中の濃度も上昇すると考えられる。ただしセシウム134は半減期が2年であるので崩壊して減少していくことも考慮する必要がある。

チェルノブイリ事故後に樹木への移行を調べた研究が数多くなされ、土壌タイプ・水分条件・森林タイプ・林齢・樹種によって移行係数が変わることが明らかにされている。気候条件など様々に異なる日本の樹木ではどうなるのか今後の研究が必要である。

## 6. 木材中の放射性セシウム濃度

木部の細胞は辺材・移行材部の放射組織などを除いて、死んで内容物を失った物である。従って生きた細胞の関与がない限り、積極的に放射性セシウムを集積したりすることは考えられず、物理化学的な拡散しか起こりえない。

辺材の内、根から葉への水分通導を行っているのは外側の数年輪であるが、その部分以外の辺材も水に満たされているため、通過する水中の放射性セシウム濃度が上昇する



と辺材全体の濃度も拡散により上昇すると考えられる。

現在 2011 年の春・夏が過ぎ、1 年輪が形成されたわけである。広島やチェルノブイリの研究で、事象以前に形成された辺材にも同じ程度の放射性セシウム濃度が測定されていることから、形成された(仮道管)細胞に固着されず拡散が起こっていることが分かる。

辺材・心材の境界にある移行材部では放射組織が細胞死すると共に心材化が生じている。スギの移行材では早材仮道管の一部が自由水を失っているが、心材への何らかの拡散経路が存在すると思われる。また心材含水率も移行材と同程度と低いままの木もあるが、心材含水率が高くなっている木もあり、そのような場合は水が何らかの状態で再集積しているわけで、放射性セシウムがそれに伴って移行する可能性もある。

スギ(とヒノキ)については心材のセシウムを含むアルカリ金属濃度が辺材の 10 倍近く高いという特異な性質が報告されている。広島原爆由来のセシウム 137 が、投下以前に形成されたスギ心材にも高い濃度で測定されているなど、放射組織が能動的にセシウムを心材に輸送・蓄積していると考えられる。

事故後半年の時点ではスギ心材の放射性セシウム濃度は辺材よりも低いが、今後数年で辺材よりも高くなっていくことが予想される。

このような性質がないアカマツ・コナラについては、大玉調査地の空間線量が相対的に低すぎたため、辺材部ではセシウム 134 と 137 の合計で 10Bq/kg 程度有り、移行していると思えるが、心材の濃度は数 Bq/kg で 20 時間の測定でも検出限界近いものがあり、確証が持てないレベルである。今後より高濃度な地域でのサンプリング調査が必要と考える。

前項で述べたように森林土壌中の放射性セシウム濃度は今後上昇すると考えられる。チェルノブイリ後の研究では、モデル的な試算により放射性セシウムの崩壊も考慮すると事故後 15 年目に木材部の濃度がピークとなるという解析結果もある。

## 7. 木材製品の基準値

今の所、木材関連の放射性物質濃度の基準値で示されているのは、堆肥・家畜敷料用のパークで 400Bq/kg、きのこ原木・培地用オガ粉 150Bq/kg、調理加熱用の薪と木炭で 40Bq/kg と 280Bq/kg である。

これらは全て食品に移行する可能性を踏まえ、食品の暫定基準値に達しないよう、実験結果などから決められている。

また関連するものとして、焼却灰の埋立て基準として 8,000Bq/kg というものもある。

今の所、建材などとして使われる木材製品の濃度基準は示されていない。しかし汚染砕石による二本松市のマンション問題で、経済産業省や国土交通省が非難されたりしていることから、早急に何らかの基準値を示すべきであろう。

国際的には IAEA(国際原子力機関)やチェルノブイリ周辺国などで、木質建材の基準値などが公表されている。

IAEA のレポートでは、林業・木材産業・家庭内木材利用のそれぞれの場面で追加被曝限度量を 0.1mSv/年と決めている。それぞれの被曝可能性量を計算して比較すると、安全に林業作業ができるような地域から伐採された木材は、それ以降の過程でも限度を下回るという表が載せられている。

川内調査地のスギ辺材で放射性セシウム 134 と 137 の合計値が約 400Bq/kg であった。この値そのものの意味はともかく、調査地の空間線量は 3.11  $\mu$  Sv/時であり、ここに 24 時間 1 年間居ると被曝量は 27mSv/年となり、人が住んではいけない場所である。このような場所で通常の作業を行って良いわけではなく、林業作業についても基準を設けるべきであろう。

一方、大玉調査地の材などは 10Bq/kg のオーダーで食品の新基準値 100Bq/kg よりはるかに低い。材の安全性をアピールする意味でも、基準値の策定とデータ公表を進めていくべきである。

今の所、樹皮は 1,000Bq/kg のオーダーになっているが、数年で外樹皮に付着している物が剥がれ落ちれば濃度はかなり下がるだろう。それでも焼却時に放射性セシウムが灰に濃縮される可能性を考慮すると、埋立て基準値を上回る可能性は残る。現在でも製材所などで樹皮の処理に苦慮しておられることはよく聞く。

CCA 保存処理木材のエネルギー利用で、揮発するヒ素は捕集し、灰に残る銅とクロムはセメント固化して安全に処理するシステムが稼働している。放射性セシウムが含まれる樹皮なども安全にエネルギー利用する技術はあるだろう。

木質建材などの基準値が決められたとしても、どのように検査して保証するかという

問題は残る。

牛などは全頭検査がされているが、牛肉の価格が高く検査コストが上乗せできるからである。量が多く価格が相対的に安い米など、全量検査は到底不可能であろう。製材品などにも同じ事が言える。

サンプリング検査をすることとなっても、放射性セシウム濃度を測定できるゲルマニウム半導体検出器やヨウ化ナトリウムシンチレーション検出器は高価でもあるし手間も掛かる。安価にラインで濃度を測定できるシステムの開発が求められる。

#### 8.おわりに

放射性物質について「安全・安心」とか言われても「納得」できないのは、一つにはリスクがよく分からないことだろう。発ガンリスクについてはよく聞くが、それ以外のリスクがあるのかどうかよく分からない。もう一つはメリットが全く無いことである。酒を飲んだり、車に乗ったり、リスクがあることは分かっているけどもメリットがあるからと納得しているわけである。

そういうことを考えたとしても、京都から始まり、福岡・愛知・大阪と本当に信じられないような風評被害を福島・東日本の人たちは被っている。

森林総研の研究者としては、一刻も早く科学的事実を明らかにし将来のビジョンを示していくことが義務であると考えている。