

## 研究報告

スギ及びヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布比較と  
葉枯らし乾燥によるスギ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度低減効果

小川 秀樹 伊藤 博久 村上 香 吉田 博久\*

## 目 次

要 旨	
I はじめに	14
II スギ及びヒノキ幹材部の <sup>137</sup> Cs濃度分布比較	15
1 調査方法	15
2 結果及び考察	17
(1) スギ及びヒノキ幹材部の <sup>137</sup> Cs濃度分布	17
(2) スギ及びヒノキ幹材部の <sup>137</sup> Cs濃度の推移	20
III 葉枯らし乾燥によるスギ幹材部の <sup>137</sup> Cs濃度低減効果	22
1 調査地及び実験方法	22
2 結果及び考察	23
IV おわりに	26
V 引用文献	26

## 要 旨

2013年2月に福島県内の2箇所の森林において、隣接して生育するスギ (*Cryptomeria japonica*) とヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) を伐倒し、高さ別に辺材と心材を採取して<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。その結果、いずれの高さにおいても、スギでは辺材に対して心材の<sup>137</sup>Cs濃度が高いのに対し、ヒノキでは心材に対して辺材の<sup>137</sup>Cs濃度が高い傾向が得られた。さらに、別の箇所の森林内で隣接して生育するスギとヒノキ各4本から立木状態のまま成長錐を用いて材を採取し、辺材と心材の<sup>137</sup>Cs濃度を2012年から2014年まで継続的に測定した。その結果、スギの心材の<sup>137</sup>Cs濃度が年々増加する傾向にあることが明らかとなった。また、葉枯らし乾燥によるスギ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度低減効果を検証した。2013年10月に福島県内の森林において3本のスギを伐倒し、2本は8ヶ月間葉枯らし乾燥を行い、枝葉をすべて除去した1本の対照木と含水率と<sup>137</sup>Cs濃度の変化を比較した。その結果、葉枯らし乾燥を行ったスギでは、木材として利用価値の高い樹幹中央や元玉の辺材で<sup>137</sup>Cs濃度が低下し、逆に先端部の辺材で<sup>137</sup>Cs濃度が増加した。葉枯らし乾燥後の<sup>137</sup>Cs濃度の分布傾向から、葉枯らし乾燥による水の移動に伴い辺材の<sup>137</sup>Csが移動したと推察された。

受付日 平成28年4月25日

受理日 平成28年9月15日

\* 首都大学東京都市環境科学研究科

課題名 立木における放射性物質の汚染実態の把握及び対策 (県単課題 平成25~27年度)

本論文の一部は「第16回「環境放射能」研究会」及び「第4回福島の復興に向けて放射線対策に関するこれからの課題国際シンポジウム」でポスター発表を行っている。

一方、心材では葉枯らし乾燥による $^{137}\text{Cs}$ 濃度低減効果は確認されなかった。

## I はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故を原因として環境中に放出された $^{137}\text{Cs}$ により森林は広く汚染された。現在、森林内の $^{137}\text{Cs}$ の多くは地表面や樹木の表面部分に付着した状態にあると考えられる。樹皮や葉の表面の汚染（外部汚染）に比べれば、木材として利用される幹材部の汚染（内部汚染）は低いため、利用上の規制等はない。今後、木材を安心して長期的に利用するためには、その汚染状況を把握することが必要である。しかし幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の詳細な研究は少なく、Mahara et al. (2014)、Ohashi et al. (2014)、Ogawa et al. (2016) に報告があるのみである<sup>3), 8), 7)</sup>。以上の報告では幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が心材や辺材、あるいは樹木の高さ方向の位置により異なることが示されている。以上の調査ではスギ、コナラ、アカマツが対象とされ、木材として利用価値の高いヒノキについては調査がおこなわれていない。本研究ではヒノキの幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度分布状況を、研究事例の多いスギと比較することで、その汚染分布の特性を明らかにすることを目的とした<sup>6)</sup>。

また、幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の年次的な推移は、将来的な $^{137}\text{Cs}$ 濃度を推測する上で重要である。しかし、一般的に行われている伐倒調査では調査個体が毎年異なるため、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移を正確に把握することは困難である。林野庁は同一森林において毎年3本の立木を伐倒するモニタリング調査を実施し、幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移を示している<sup>9)</sup>。しかし、個体差の影響と考えられるばらつきのために $^{137}\text{Cs}$ 濃度の増加あるいは減少の判断は難しい。そこで、本研究では同一調査木（以下「継続調査木」）から伐倒によらず材のサンプリングを行う方法を試みた。材の採取に当たっては成長錐と呼ばれる器具を用いた（図-1）。成長錐は一般的には樹木の林齢や成長量を測定するために用いられる器具である。

また、幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は十分に低いレベルにあるため、現在は製材品について $^{137}\text{Cs}$ 濃度に関する規制等は設けられていない。しかし、より $^{137}\text{Cs}$ 濃度の低い製材品を求めるニーズも一部にはあることから、幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度を低減する方法について検討を進めておくことも必要と考えられる。福島県林業研究センターによる既報では木材小試験体を用いた2つの試験結果が報告されている。1つは製材過程で一般的に実施される人工乾燥処理により小試験体表面に $^{137}\text{Cs}$ が移動することが報告され<sup>5)</sup>、もう1つは各種溶液に木材小試験体を浸漬することにより木材小試験体から溶液中に $^{137}\text{Cs}$ が溶出することが報告されている<sup>2)</sup>。これらの結果から、木材に含まれる $^{137}\text{Cs}$ は水に可溶性状態で存在し、さらに乾燥時の水の移動とともに $^{137}\text{Cs}$ も木材中で移動すると考えられる。

以上は小試験体での試験結果であり、実大レベルの木材であればその効果は低下することが予想される。そこで既報で明らかにされた特性を利用しつつ、実大レベルの効果を期待し、葉枯らし乾燥による幹材部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度低減の可能性を本研究では検証した。葉枯らし乾燥は、伐採木を枝葉が付いたままの状態の数ヶ月間林内に存置し、葉の蒸散作用により幹材部の含水率を低下させる木材乾燥方法の一つである。葉枯らし乾燥材は材色向上、防虫効果から一般的な材に比べて取引価格が高く、また乾燥や運搬コストを低減することができるといわれている。葉の蒸散に伴い材部の水分を数ヶ月かけてゆっくりと移動させる方法であることから、材の含水率の低下に伴い $^{137}\text{Cs}$ 濃度も低下する効果を期待して調査を実施した。



図－1 成長錐を用いたスギ立木からの材の採取状況（上図）と、採取した材サンプル（下図）

## Ⅱ スギ及びヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布比較

### 1 調査方法

スギとヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布を比較するため、スギとヒノキが混植、あるいはスギ林とヒノキ林が隣接している森林を汚染度別に3地点（Site-A, Site-B, Site-C）選定した。調査地の概要を表－1に示す。Site-A及びSite-Cはスギとヒノキの混交林であり、隣接するスギとヒノキを調査木とした。スギ林とヒノキ林が隣接するSite-Bでは、スギ林とヒノキ林の境界部で調査木を選定した。Site-AとSite-Bでは伐倒調査を、Site-Cでは成長錐を用いた調査を実施した。

表－1 調査地の概要

試験地	距離*1 (km)	<sup>137</sup> Cs 沈着量*2 (kBq / m <sup>2</sup> )	調査年	林況	採取方法
Site-A	36	460.0	2013	スギ・ヒノキ混交林	伐倒採取
Site-B	46	215.6	2013	スギ・ヒノキ林境界	伐倒採取
Site-C	70	99.2	2012,2013,2014	スギ・ヒノキ混交林	成長錐採取

\* 1 福島第一原子力発電所からの距離

\* 2 第3次航空機モニタリング<sup>1)</sup>の空間線量率を元に、空間線量率と<sup>137</sup>Cs沈着量の相関式<sup>4)</sup>から算出

調査木の詳細を表-2に示す。2013年2月14日に、Site-Aにおいてスギ2本（S1, S2）とヒノキ2本（H1, H2）を、Site-Bにおいてスギ2本（S3, S4）とヒノキ2本（H3, H4）を伐倒した。Site-Cではスギ（S5～S8）及びヒノキ（H5～H8）の各4本を継続調査木として選定し、2012、2013、2014年の夏期に材を採取した。なお、S5～S7とH5～H7は2012年から、S8とH8は2013年から調査を開始した。

表-2 調査木の特徴

Site-A				Site-B				Site-C							
No.*1	A*2	H*3	D*4	No.*1	A*2	H*3	D*4	No.*1	A*2	H*3	D*4	No.*1	A*2	H*3	D*4
	age	m	cm		age	m	cm		age	m	cm		age	m	cm
<b>S1</b>	29	16.3	12	<b>S3</b>	27	11.7	11	<b>S5</b>	30	21.1	31	<b>H5</b>	29	14.0	23
<b>S2</b>	29	15.2	12	<b>S4</b>	27	11.0	10	<b>S6</b>	30	20.6	34	<b>H6</b>	29	15.3	28
<b>H1</b>	29	14.5	10	<b>H3</b>	27	13.1	10	<b>S7</b>	30	20.5	37	<b>H7</b>	29	15.9	28
<b>H2</b>	29	14.8	13	<b>H4</b>	27	12.3	10	<b>S8</b>	30	21.2	42	<b>H8</b>	29	14.7	22

\*1 頭文字のSはスギ、Hはヒノキを示す。

\*2 Site-AとSite-Bは2013年、Site-Cは2012年の林齢。

\*3 樹高

\*4 胸高直径

伐倒調査の方法は以下のとおりとした。立木を地際で伐倒した後に、伐倒木の中段、下段で高さ約10cmの幹部を、上段で高さ約30cmの幹部を採取した。上段は立木の直径が約5cmとなる高さ、下段は地表面から約1.2mの高さ、中段は上段と下段の中間の高さとした。得られた各幹部は室内に持ち帰った後に樹皮を剥皮し、木工用ドリルを木口面から貫入して心材と辺材別に木粉を採取した。なお、辺材と心材の境界部や白線帯は採取対象から除外した。得られた木粉はU8型容器に密封し、Ge半導体検出器を用いて20,000～40,000秒で湿重量あたりの<sup>137</sup>Cs濃度を測定した（測定協力：日本放射線安全管理学会）。さらに木粉の一部を105℃で24時間乾燥させて全乾状態とし、含水率（Wc）を以下の（1）式により求めた。得られた含水率を用いて湿重量あたりの<sup>137</sup>Cs濃度を乾燥重量あたりの<sup>137</sup>Cs濃度に補正した。

$$\text{含水率 (Wc) [\%]} = (\text{生重量} - \text{乾燥重量}) / \text{乾燥重量} \times 100 \quad (1)$$

成長錐を用いた継続調査木からのサンプリング方法は以下のとおりとした。まず継続調査木の地表面から約1～1.2mの高さで、10×10cmの範囲で樹皮を形成層面を境としてノミを利用して剥皮した。剥皮後の材面に付着した樹皮等を拭きとった後、成長錐（内径10mmまたは12mm、長さ30cm）を髓心位置まで貫入し、髓心から形成層面までの円柱形の材を1～2本採取した。各年の採取位置は互いの影響を少なくするため、上下あるいは左右に10cm以上離すこととした。なお、採取後の穴はバルサ丸棒で塞ぎ、剥皮面には耐水及び殺菌効果のあるトップジンMペースト（㈱日本曹達）を塗布した。



採取した材サンプルは室内に持ち帰り、形成層面が付いた面の辺材を約1mm幅で切断除去したのちに、コンプレッサーを用いて付着物を除去した。さらに辺材と心材別に切断後に、ハサミを用いて1mm角に粉碎した。なお、白線帯は辺材に含めることとした。その後、105℃で24時間乾燥させて全乾状態として含水率を(1)式により求め、U8型容器に密封してGe半導体検出器(CANBERRA:GC2518)を用いて、20,000~230,000秒で乾燥重量あたりの<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。なお伐倒調査及び成長錐を用いた調査のどちらにおいても、<sup>137</sup>Cs濃度はすべて2011年3月15日時点に減衰補正した。

Site-AとSite-Bの調査木下段における辺材と心材の<sup>137</sup>Cs濃度はAggregated Transfer factor(以下「Tag値」)( $\text{m}^3/\text{kg}$ )に換算した。Tag値はチェルノブイリ事故後の森林調査で土壌から林産物への<sup>137</sup>Cs移行を評価するために用いられた指標値である<sup>10)</sup>。Tag値は(2)式により算出した。なお、<sup>137</sup>Cs沈着量は表-2で示した航空機モニタリングによって測定された値を利用した。

$$\text{Tag} (\text{m}^3/\text{kg}) = {}^{137}\text{Cs} \text{ 濃度 } (\text{Bq}/\text{kg}) / {}^{137}\text{Cs} \text{ 沈着量 } (\text{Bq}/\text{m}^2) \quad (2)$$

さらに、円盤の放射性物質の2次元分布を明らかにするためにイメージングプレート(IP)(FUJI-FILM: BAS-MS)を用いて、Site-Aのスギ(S1)とヒノキ(H1)の中段から採取された円盤を樹皮を剥皮後に9日間曝写し、読取装置(GE Healthcare Japan: Typhoon FLA7000)で放射性物質の2次元分布を読み取った。

## 2 結果及び考察

### (1) スギ及びヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布

Site-A及びSite-Bのスギとヒノキ下段の心材と辺材のTag値を図-2に示す。Site-Aの各Tag値を比較すると、スギでは心材のTag値は辺材に比べて大きく、逆にヒノキでは辺材のTag値は心材に比べて大きい傾向にあった。またスギとヒノキのTag値を比較すると、辺材のTag値はスギとヒノキで同程度であったが、心材のTag値はスギがヒノキよりも明らかに高い傾向にあった。また、この傾向はSite-Bでも同様であった。スギとヒノキは隣接していたことから、当初のフォールアウト量や土壌の汚染レベルもほぼ同じであったと考えられる。また各調査地におけるスギとヒノキの直径や樹高がほぼ同じであったことから、スギはヒノキに比べて心材の<sup>137</sup>Cs濃度が高くなる傾向があると考えられた。

また、サイト間でTag値を比較すると、Site-AよりSite-Bが全体的に高い値となった。Tag値は生育する森林の<sup>137</sup>Cs沈着量で標準化した値であることから、フォールアウトした<sup>137</sup>Csの樹体内への移行率が一定であれば、サイト間でTag値はほぼ同じ値となると考えられる。サイト間でTag値が異なった原因として、Site-Bの調査木がSite-Aに比べて樹高や胸高直径が小さかったことが考えられるが、土壌環境や林況等の違いも影響した可能性があり、本研究結果だけではその原因を特定することはできなかった。

Site-Aのスギ(S1)とヒノキ(H1)の中段から採取された円盤のIP画像を図-3に示す。辺材ではほぼ同様の反応が確認されたが、心材ではヒノキに比べるとスギで強い反応がみられた。これは図-2のTag値の傾向と一致した。このことから、IPで測定され

たスギの心材の放射性物質は放射性Csであると考えられる。IP画像では心材全体に放射性Csが見られるが、特に髓心位置に放射性Csが蓄積されており、心材における放射性Csの分布が一様ではないことが推察された。

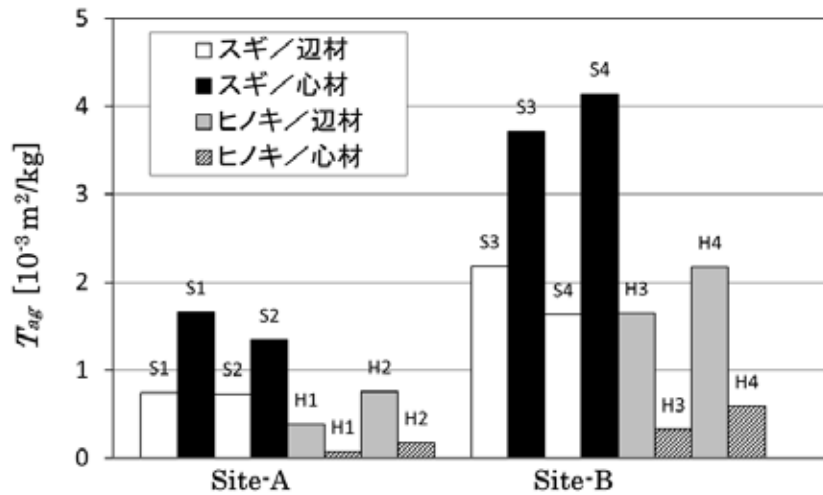


図-2 スギとヒノキの辺材及び心材の Tag 値

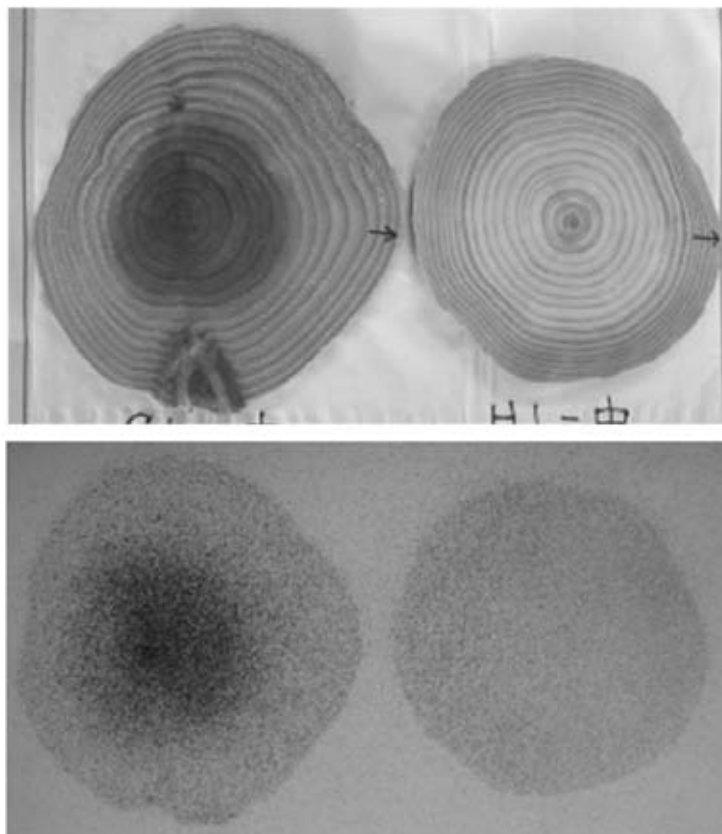


図-3 隣接するスギ (左) とヒノキ (右) の写真 (上) と IP 測定結果 (下)

Site-A と Site-B における心材及び辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度の垂直分布をスギとヒノキ別に図-4に示す。各調査木の材の<sup>137</sup>Cs 濃度 (C) は下段の辺材<sup>137</sup>Cs 濃度 (C<sub>sap</sub>) に対する比率 (C/C<sub>sap</sub>) で示した。C/C<sub>sap</sub> を用いて<sup>137</sup>Cs 濃度分布を相対化することで、各調査木の<sup>137</sup>Cs 濃度の垂直分布傾向を比較することが可能となる。なお、すべての調査木において上段では心材は形成されていないかった。

その結果、スギとヒノキの垂直分布の傾向は Site-A と Site-B の計 4 本でほぼ共通していた。スギおよびヒノキともに辺材の C/C<sub>sap</sub> は垂直方向ではほぼ一定であるのに対し、心材の C/C<sub>sap</sub> は下段より中段で高くなる傾向が見られた。またスギの心材の C/C<sub>sap</sub> は辺材より大きかったが、ヒノキの心材の C/C<sub>sap</sub> は辺材より小さかった。

以上から、幹材部の<sup>137</sup>Cs 濃度分布傾向には樹種により共通性があることが示唆された。また、スギ及びヒノキともに辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度はいずれの高さにおいてもほぼ一定であるのに対し、心材では垂直方向の位置が高くなるほど<sup>137</sup>Cs 濃度が高くなる傾向にあると考えられた。また、スギでは心材の<sup>137</sup>Cs 濃度が辺材より高い傾向にあり、逆にヒノキでは辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度が心材よりも高い傾向にあると考えられた。

筆者らは今回調査の9ヶ月前となる2012年5月に、川俣町内の5つの森林で計10本のスギ幹材部の<sup>137</sup>Cs 濃度分布傾向を調査している<sup>7)</sup>。その結果、辺材と心材それぞれの<sup>137</sup>Cs 濃度の垂直分布は今回のスギと同様であり、辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度は垂直方向ではほぼ一定であるのに対し、心材では先端に近づくほど<sup>137</sup>Cs 濃度は高くなっていった。しかし、前回調査では下段の心材の<sup>137</sup>Cs 濃度は辺材よりも小さく、今回の調査結果とは異なっていた。このことから心材と辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度分布は、2012年から2013年に変化したと考えられた。

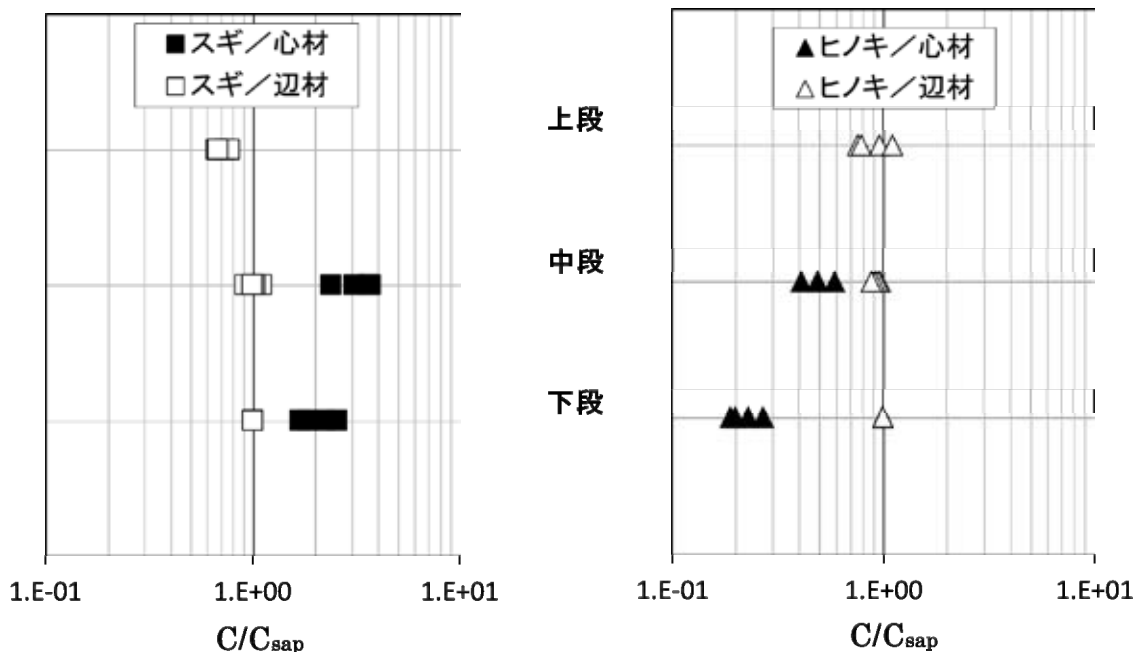


図-4 スギ (左図) とヒノキ (右図) の心材と辺材の<sup>137</sup>Cs 濃度の垂直分布

(2) スギ及びヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度の推移

Site-C に設定したスギ (S5～S8) 及びヒノキ (H5～H8) の継続調査木の辺材及び心材の<sup>137</sup>Cs濃度の推移を図-5に示す。なお、各測定値のサンプル数は1であり、エラーバーは<sup>137</sup>Cs濃度の計数誤差を表している。スギの心材(左上)では2012年には3本中2本が検出下限値以下であったが、2013年には4本とも<sup>137</sup>Csが検出され、2014年には4本すべての<sup>137</sup>Cs濃度が2013年に比べて増加していた。唯一3年連続で検出されたS5は年々<sup>137</sup>Cs濃度が増加していた。スギの辺材(右上)では2012年から2013年にはすべての個体で<sup>137</sup>Cs濃度が増加したが、2013年から2014年は調査木で増減傾向が異なっていた。またいずれの測定値も誤差が大きく増減を判断することはできなかった。ヒノキ心材(左下)の<sup>137</sup>Cs濃度の増減は調査木で異なり、2013年から調査を開始したH8では減少傾向にあったが、H6では一定かやや増加傾向、H5とH7では増加傾向にあった。ヒノキの辺材(右下)ではH6とH7では明らかに増加傾向があったが、一方H5とH8では測定誤差が大きく増減傾向は不明であった。

以上から、調査木共通の傾向として確認されたのはスギ心材の<sup>137</sup>Cs濃度の増加であった。スギとヒノキの辺材では測定誤差が大きく、増減の判断は難しかった。これは辺材では一度に採取できるサンプル量が1～3gと非常に少ない事が原因であった。なお、2本のヒノキ(H6, H7)の辺材では明らかに<sup>137</sup>Cs濃度が増加しており、今後とも観察が必要と考えられた。

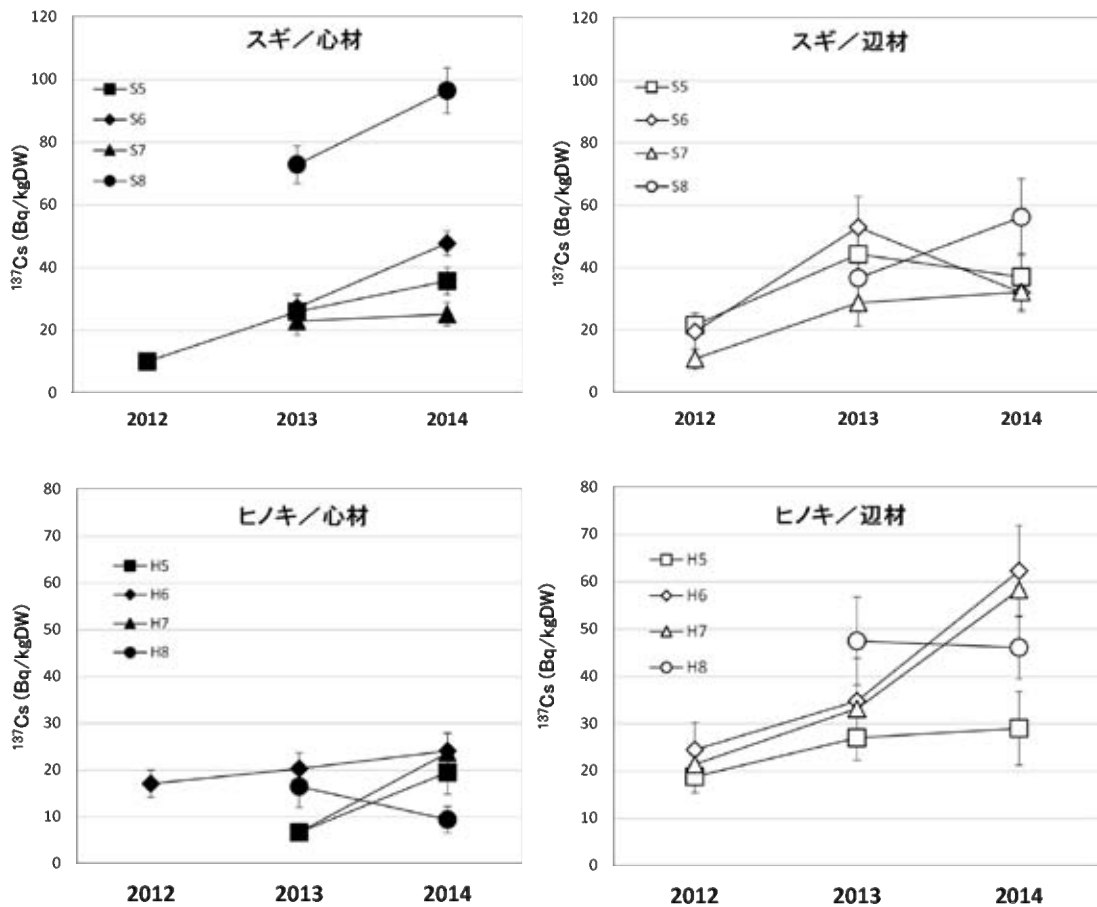


図-5 2012年から2014年にかけてのスギとヒノキの心材及び辺材の<sup>137</sup>Cs濃度の推移

また Site-A と Site-B の結果から、スギはヒノキに比べると辺材から心材に<sup>137</sup>Cs が移行しやすい特性があると考えられた。筆者らはスギ心材においては<sup>137</sup>Cs が拡散的に広がっている可能性があることを報告している<sup>8)</sup>。心材に含まれる水は<sup>137</sup>Cs 拡散の媒体となっていると考えられ、心材の含水率と辺材から心材への<sup>137</sup>Cs の移行性については関連性があることが推察される。

この点を明らかにするために、Site-C における2013年の心材の<sup>137</sup>Cs 濃度と含水率の関係を図-6 に示す。その結果、S8、S8以外のスギ (S5~S7)、ヒノキ (H5~H7) はほぼ同一直線並ぶ結果が得られた。スギとヒノキ各4本のみ結果ではあるが、心材の含水率が高いほど<sup>137</sup>Cs 濃度が高くなるという関係が、スギ同士だけではなくスギとヒノキ間にも共通していた。このことからスギとヒノキ幹材部の<sup>137</sup>Cs 濃度分布の違いについて、心材の含水率の違いで説明できる可能性もある。この点については今後スギ・ヒノキ以外の樹種や本数を増やし、さらに材密度等の違いも考慮に入れながら、引き続き調査をすることが必要と考えられる。

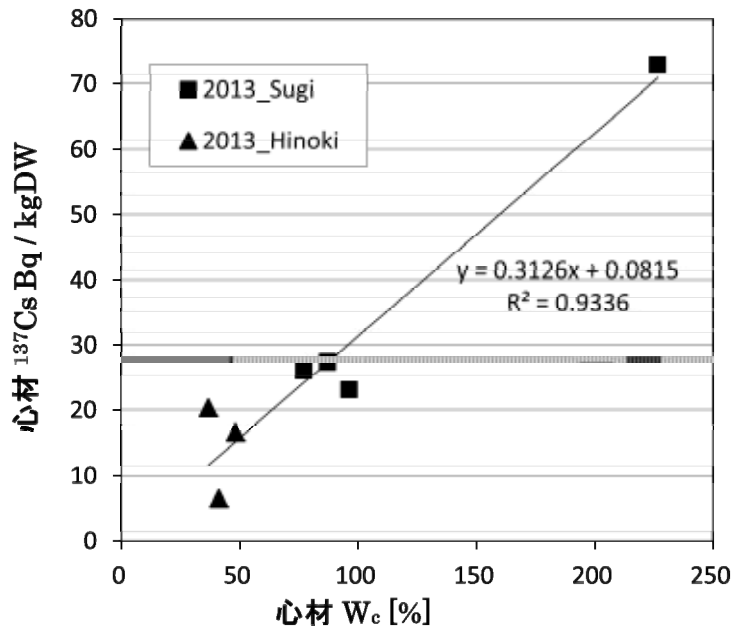


図-6 スギとヒノキにおける心材の含水率 (Wc) と<sup>137</sup>Cs 濃度の関係



### Ⅲ 葉枯らし乾燥によるスギ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度低減効果

#### 1 調査地及び実験方法

福島第一原子力発電所から40.7kmに位置し、第3次航空機モニタリングによると空間線量率 $1.6\mu\text{ Sv/h}$ 、汚染面密度 (<sup>137</sup>Cs)  $230\text{ kBq/m}^2$ の森林において調査を実施した。2013年10月に隣接して生育する38年生のスギを3本伐倒した。各調査木の特徴を表-3に示す。3本のうち2本(No.1, No.2)は枝葉を付けたままとし、残り1本のコントロールとして伐採後に枝葉をすべて除去した。また伐倒から8ヶ月後の2014年6月まで林内に存置した(図-7)。

表-3 調査木の特徴

	樹高 (m)	枝下高 (m)	胸高直径 (m)
No. 1	18.1	12.7	0.26
No. 2	17.2	10.2	0.24
コントロール	16.8	—	0.23

※コントロールの枝下高は未測定

伐採時、伐採から1ヶ月後、伐採から8ヶ月後の3回、調査木から心材と辺材を採取して含水率及び<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。調査木からの材の採取位置は、樹木の先端からの距離が5m、10m、15mの3カ所とした。5mは樹木の先端部、10mは中央部、15mは元玉に位置する。木材として利用価値が高いのは10m及び15mとなる。なお、採取位置を根元からの距離ではなく先端からの距離とした理由は、筆者らの調査によりスギ幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布が立木先端からの距離に依存することが明らかとなったためである<sup>8)</sup>。

調査木からのサンプリングは以下により行った。伐採時と伐採から1ヶ月後では、調査木を伐倒後に樹皮を $10\times 10\text{ cm}$ で剥皮し、剥皮面に成長錐(直径12mm, 長さ300mm)を貫入して、髓心から形成層までの円柱形の材を採取した(図-7)。伐採から8ヶ月後には、チェーンソーを用いて調査木から厚さ30cmの円盤を採取し、成長錐のサンプリングと同じ位置になるように、形成層面から髓心までの延長で幅20mm、厚さ20mmの直方体サンプルを円盤から採取した。いずれのサンプルも辺材と心材の境界を色調から判断して切断した。なお白線帯は辺材に含めることとした。

各サンプルを $105^\circ\text{C}$ で24時間乾燥して全乾状態として(2)式により含水率を求め、その後粉碎してゲルマニウム半導体検出器(CANBERRA:GC2518)で3,000~14,400秒で乾燥重量あたりの<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。



図-7 林内における葉枯らし乾燥状況（上図）と伐採時のサンプル採取状況（下図）

## 2 結果及び考察

伐採時、伐採から1ヶ月後、伐採から8ヶ月後における各調査木の含水率及び $^{137}\text{Cs}$ 濃度を図-8に示す。伐採時の値からの変化傾向を明らかにするため、それぞれの含水率及び $^{137}\text{Cs}$ 濃度は伐採時の値を1とした場合の比率で示した。

その結果、いずれの調査木でも辺材では伐採から8ヶ月後には含水率が低下していた。特に葉枯らし乾燥を行ったNo.1とNo.2の含水率の低下はコントロールに対して著しく大きく、8ヶ月後には伐採時の3～4割程度に含水率は低下していた。このことから、No.1とNo.2における辺材の含水率の低下は、葉枯らし乾燥の影響が大きいと考えられる。また、いずれの調査木でも辺材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度には伐採時から変化が見られたが、その変化率と含水率の変化率とはほとんど一致していなかった。このことは辺材に含まれる水分の増減量と $^{137}\text{Cs}$ の増減量が異なることを示唆している。

ただし、葉枯らし乾燥の影響と考えられる辺材の $^{137}\text{Cs}$ の移動が確認された。No.1とNo.2の辺材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、5mで5～8割ほど増加し、10mと15mでは6～9割程度に $^{137}\text{Cs}$ 濃度は減少していた。葉枯らし乾燥した調査木では、葉の蒸散により辺材に含まれる水分の多くが枝葉方向に移動したと考えられる。その過程で、辺材中の $^{137}\text{Cs}$ が立木先

端方向に移動したために、5 mで<sup>137</sup>Cs濃度が増加し、10mと15mで<sup>137</sup>Cs濃度が減少したと推察された。

一方、心材でも辺材ほどでは無いが葉枯らし乾燥による含水率の低下が認められた。No. 1とNo. 2では、15mでは含水率に大きな変化はなかったが、5 mと10mでは2～6割ほど含水率は低下していた。この変化傾向はコントロールとは異なっており、葉枯らし乾燥による影響と考えられた。一方、No. 1とNo. 2の心材の<sup>137</sup>Cs濃度は、No. 1の15mで増加していた以外では大きな変化は見られなかった。このことから、葉枯らし乾燥により心材の含水率が低下するものの、心材の<sup>137</sup>Csはほとんど移動しなかったと考えられた。

なお、枝葉をすべて除去したコントロールでの含水率や<sup>137</sup>Cs濃度の変化は、葉枯らし乾燥した調査木と大きく異なっていた。特に心材の5 mと10mでは含水率が上昇し、併せて<sup>137</sup>Cs濃度も若干ではあるが増加していた。このことから林内に存置された8ヶ月の間に、辺材に含まれる水分が心材方向に移動し、それに伴い<sup>137</sup>Csの一部も辺材から心材方向に移動した可能性があると考えられた。

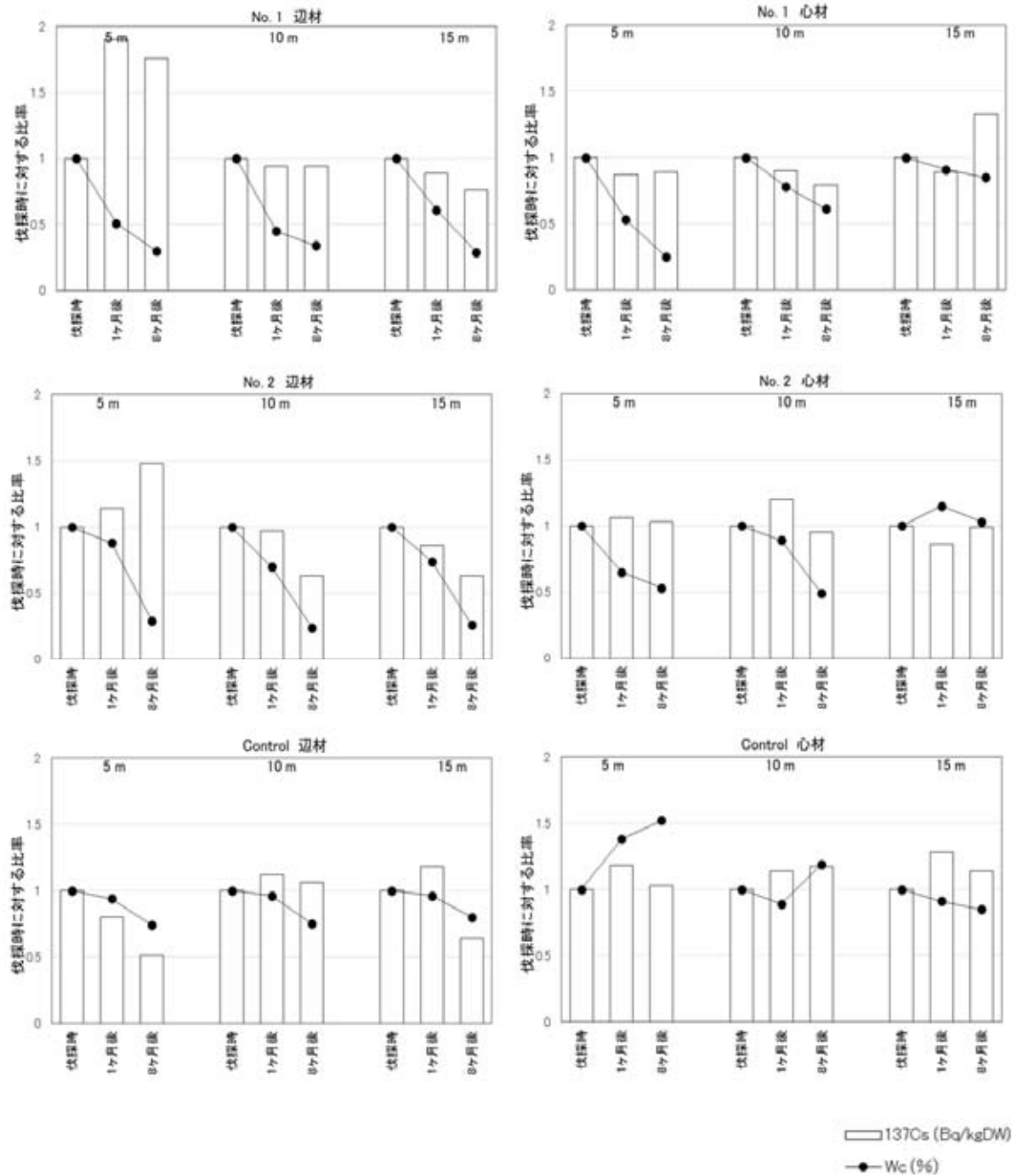


図-8 各調査木の伐採時、伐採から1ヶ月後、伐採から8ヶ月後の含水率 (Wc (%)) 及び $^{137}\text{Cs}$ 濃度

#### Ⅳ おわりに

2013年2月に福島県内の2箇所の森林において、隣接して生育するスギとヒノキを伐採し、高さ別に辺材と心材の<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。その結果、スギでは辺材に対して心材の<sup>137</sup>Cs濃度が高いのに対し、ヒノキでは心材に対して辺材の<sup>137</sup>Cs濃度が高い傾向が確認された。以上の結果から、スギとヒノキの樹種の違いが、幹材部における<sup>137</sup>Cs濃度の分布に大きな違いをもたらしていると考えられた。このような樹種による幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度分布の違いは、より<sup>137</sup>Cs濃度の低い製材品を造る際の参考となると考えられる。ただし、今回の研究で幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度が年々変化していることが明らかとなり、さらに同樹種であっても生育環境や直径、樹高、林齢等によって幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度が異なる可能性があることから、今後はそれらとの関係性についても検討を行う必要がある。

また、別の箇所の森林内で隣接して生育するスギとヒノキ各4本の辺材と心材の<sup>137</sup>Cs濃度の推移を2012年から2014年まで調査した。その結果、スギでは心材の<sup>137</sup>Cs濃度が年々増加する傾向が得られた。この結果は成長錐を用いて同一木を追跡的に調査することにより、初めて明らかにすることができたものであり、本調査方法の有効性が示されたと考えられる。ただし、スギやヒノキの辺材では測定分量の少なさや<sup>137</sup>Cs濃度の低さから、<sup>137</sup>Cs濃度の増減傾向の判断が困難であった。この点は調査方法や測定方法を今後検討する必要がある。

さらに既報の木材小試験体を用いた試験結果を元に、葉枯らし乾燥によるスギ幹材部からの<sup>137</sup>Cs濃度低減効果を検証した。その結果、葉枯らし乾燥による材の含水率の低下がそのまま<sup>137</sup>Cs濃度の低下にはつながらないものの、木材として利用価値の高い中央部と元玉部の辺材では<sup>137</sup>Cs濃度の低下傾向が確認された。ただし、心材では葉枯らし乾燥の効果は見られなかった。スギでは辺材に比べて心材の<sup>137</sup>Cs濃度が高くなる傾向にあることから、葉枯らし乾燥の効果はスギでは限定的と考えられる。ただし、今回の調査でヒノキは辺材に比べて心材の<sup>137</sup>Cs濃度が低い傾向にあったことから、葉枯らし乾燥により幹材部の<sup>137</sup>Cs濃度を低減化できる効果はスギよりもヒノキの方が高い可能性が示唆された。

本研究を実施するにあたり、高エネルギー加速器研究機構放射線科学センターの榎本和義教授にIP測定をして頂きました。また、日本放射線安全管理学会の測定協力機関の皆様、独立行政法人森林総合研究所の小林政広先生に放射性Cs測定に関して協力をして頂きました。また福島県相双農林事務所の皆様には現地においてサンプルを採取して頂きました。ここに厚く御礼申し上げます。

#### Ⅴ 引用文献

- 1) 原子力規制委員会. “福島県及びその近隣県における航空機モニタリング（平成23年5月31日～7月2日測定）”. <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html>, (参照2015\_04\_14).
- 2) 伊藤博久・小川秀樹・村上海ら (2013) 原木における放射性セシウム汚染軽減技術の開発. 福島県林業研究センター放射性物質関連研究発表会要旨. <http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/13330.pdf>, (参照2015\_07\_22).
- 3) Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H. et al. (2014) Atmospheric direct uptake and



long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. Scientific Reports (4):7121.

- 4) 文部科学省. “東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果”. [http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5235/24/5253\\_20120615\\_1\\_rev20130701.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5235/24/5253_20120615_1_rev20130701.pdf), (参照2015\_04\_24).
- 5) 村上香・小川秀樹・伊藤博久ら (2014) スギ木片の乾燥処理による放射性セシウム汚染の低減効果. 福島県林業研究センター放射性物質関連研究発表会要旨. [http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/life/110976\\_210768\\_misc.pdf](http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/life/110976_210768_misc.pdf), (参照2015\_07\_22).
- 6) 小川秀樹・伊藤博久・横田かほりら (2015) スギ及びヒノキ立木における幹材部の放射性Cs分布及び推移. Proceedings of the 16th Workshop on Environmental Radioactivity: 302-309.
- 7) Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S. et al. (2016) Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. Journal of Environmental Radioactivity (161): 51-57.
- 8) Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A. et al. (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. Journal of Environmental Radioactivity (134): 54-60.
- 9) 林野庁 (2014) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について. [http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken\\_sidou/140401.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/140401.html), (参照2015\_08\_20).
- 10) Tikhomirov, F.A., Shcheglov, A.I. (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. Science of the Total Environment (157): 45-57.