

# 非破壊検査装置によるシイタケ原木中の 放射性セシウム濃度測定法の開発及び 原木栽培における放射性セシウム汚染 抑制方法の開発

Development of the method for measuring the concentration of radiocesium in Shiitake (*Lentinula edodes*) log woods using nondestructive inspection equipment and research on methods for controlling radiocesium contamination in log wood cultivation

福 井 陸 夫

2023





## 目次

### 第1章 序論

|  |    |
|--|----|
| 過去の民生原子力発電所事故の林業環境への影響及び東日本大震災に伴う<br>福島第一原子力発電所事故について .....            | 1  |
| 第1節 世界の原子力発電所事故とチェルノブイリ原子力発電所事故による、農業<br>環境、林業環境への影響 .....             | 1  |
| 第2節 チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質（放射性セシウム）の<br>きの子類および林木、土壌の汚染について .....     | 4  |
| 第3節 チェルノブイリ原子力発電所事故による森林生態系への放射性物質低減<br>対策について<br>木質灰とセシウム結合剤の処理 ..... | 7  |
| プルシアンブルー（PB）の使用について .....  | 8  |
| 第4節 東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所事故ときのこ原木栽培への影響<br>と対策の方向 .....                  | 10 |
| 第2章 きの子栽培用原木中の放射性セシウム新規測定法の開発とこれを用いた原木<br>林原木の測定 .....                 | 14 |
| 第1節 きの子栽培用原木中の放射性セシウム濃度測定のための非破壊検査装置<br>に係る条件の検討 .....                 | 14 |
| はじめに .....   | 14 |
| 材料と方法 .....  | 16 |
| 供試原木 .....   | 16 |
| 放射性セシウムの測定 .....   | 16 |

|  |    |
|--|----|
| 原木を模した標準体積線源                                   | 17 |
| 原木含水率の測定                                       | 20 |
| 原木密度の測定  | 20 |
| 統計解析   | 20 |
| 結果   | 21 |
| 栃木県内の原木林に生育するコナラ原木中の含水率と放射性セシウムの分布<br>(予備調査)   | 21 |
| GAGG (非破壊検査装置) と Ge 半導体検出器との相関                 | 23 |
| 非破壊検査装置における原木重量と BG (バックグラウンド) の関係             | 25 |
| 非破壊検査測定に際しての機器換算係数                             | 27 |
| 原木含水率の分布                                       | 29 |
| 栃木県さくら市, 市貝町適期伐採原木の含水率, 密度                     | 32 |
| 原木を標準体積線源とした試験の有効性検定                           | 34 |
| 考察   | 38 |
| 第2節 栃木県内 3 カ所の原木林原木の非破壊検査装置による放射性セシウム濃度<br>の測定 | 42 |
| 試験目的   | 42 |
| 材料と方法  | 42 |
| 調査原木林及び原木                                      | 42 |
| 放射性セシウムの測定                                     | 43 |
| 原木を模した標準体積線源                                   | 46 |
| 原木含水率の測定                                       | 46 |
| 原木密度の測定  | 46 |

|   |    |
|---|----|
| 統計解析  | 46 |
| 非破壊検査装置改良のためのシミュレーション   | 46 |
| 結果  |    |
| 調査地域原木林の地上からの高さ 1 m 地点での空間線量率   | 47 |
| 中汚染地域（さくら市）の立木別，垂直分布別含水率，密度，放射性 Cs<br>（ $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ）測定結果                                     | 47 |
| 中汚染地域（さくら市）の伐採玉切り原木 61 本の重量別，非破壊検査装置による<br>放射性 Cs 測定結果  | 55 |
| 低汚染地域（市貝町）の立木別，垂直分布別含水率，密度，放射性 Cs 測定結果  | 59 |
| 低汚染地域（宇都宮市上籠谷）の原木 85 本の重量別放射性 Cs 濃度   | 62 |
| 非破壊検査装置の改良  | 66 |
| 考察  | 69 |
| <br>  |    |
| 第 3 章 シイタケ原木栽培ほだ木，ほだ場からの放射性セシウム低減   | 79 |
| 第 1 節 シイタケ原木栽培におけるナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液<br>の原木への処理とほだ場でのプルシアンブルーフィルター（セシウムソーブ<br>フィルター，CSF）敷設による原木と子実体への放射性セシウム吸収抑制 | 79 |
| はじめに  | 79 |
| 試験材料及び方法  | 81 |
| 1) ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）処理による汚染原木からシイタケ<br>子実体への放射性 Cs 移行の低減   | 81 |
| 2) 汚染ほだ場におけるセシウムソーブフィルター（CSF）及び農業用遮光ネット<br>（ASN）処理による無汚染原木への放射性セシウム移行量の低減   | 83 |

|   |     |
|---|-----|
| 3) Ge 半導体検出器を用いた $\gamma$ 線分光分析による統計解析と検出限界について----   | 87  |
| 結果 -----  | 87  |
| 1) ナノ粒子不溶性プルシアンブルー (NPB) 処理による汚染原木からシイタケ<br>子実体への放射性 Cs 移行の低減 -----                         | 87  |
| 2) 汚染ほだ場におけるセシウムソーブフィルター (CSF) 及び農業用遮光ネット<br>(ASN) 処理による無汚染原木への放射性セシウム移行量の低減 -----          | 95  |
| 考察 -----  | 100 |
| 第 2 節 福島第一原発事故後のシイタケ露地栽培ほだ木と A <sub>0</sub> 層及び A 層の放射性<br>セシウムの挙動に及ぼす透水性防草シートの影響について ----- | 103 |
| はじめに-----   | 103 |
| 材料及び方法 -----  | 105 |
| 原木シイタケ露地栽培における透水性防草シート (WCS) 敷設区の設定 -----   | 105 |
| 放射性 Cs 濃度および含水率の測定 -----  | 108 |
| 空間線量率の測定-----   | 108 |
| 計算方法 -----  | 109 |
| 結果 -----  | 109 |
| 原木露地栽培試験 (那須町) における WCS の影響 -----   | 109 |
| 子実体中の放射性 Cs 濃度 -----  | 109 |
| ほだ木表面付着物の放射性 Cs 濃度 -----  | 112 |
| ほだ木放射性 Cs の経時変化 -----   | 112 |
| 28 ヶ月後におけるほだ木各部の放射性 Cs 濃度 -----   | 114 |
| A <sub>0</sub> 層と A 層の放射性 Cs 濃度の変化 -----  | 116 |
| 原木露地栽培試験 (大田原市) における WCS の影響 -----  | 120 |

|   |     |
|---|-----|
| 子実体の放射性 Cs 濃度   | 120 |
| ほだ木の放射性 Cs 濃度   | 120 |
| A 層の放射性 Cs 濃度と土壌含水率   | 122 |
| 考察  | 122 |
| <br>  |     |
| 第 4 章 総合考察  | 127 |
| 4-1 北関東以北のシイタケ原木不足（とくにコナラについて）に関する問題  | 127 |
| 4-2 北関東以北のシイタケ栽培に利用可能なコナラ原木の選定をどうするか  | 130 |
| 4-3 シイタケ原木，ほだ木中の放射性 Cs を減少させる方策   | 132 |
| 4-3-1 プルシアンブルー，ナノ粒子不溶性プルシアンブルー及びセシウム<br>ソープフィルターの効果と問題点   | 132 |
| 4-3-2 放射性 Cs 吸着剤としてのゼオライト及び放射性 Cs 吸収抑制剤としての<br>シイタケ原木林へのカリウム肥料の施用と問題点                                   | 135 |
| 4-3-3 放射性 Cs 汚染ほだ場での，土壌中からの汚染防止対策としての透水性<br>防草シート（WCS）とセシウムソープフィルター（CSF）の有効性，及<br>びその他土壌とほだ木の接触防止方法について | 136 |
| 4-3-4 放射性 Cs 濃度が樹木内部で経年変化することを想定した，原木から<br>子実体への移行係数の考え方について  | 137 |
| 4-3-5 野生食用きのこが野生動物に及ぼす影響  | 139 |
| 4-3-6 野生きのこへの対策   | 139 |
| 4-3-7 きのこと関連産業への提言  | 140 |
| 摘要  | 146 |
| Abstract  | 149 |

|            |     |
|------------|-----|
| 引用文献       | 152 |
| 謝辞         | 164 |
| 論文目録       | 165 |
| 参考論文       | 166 |
| 参考論文（査読なし） | 167 |

## 第 1 章 序論

過去の民生原子力発電所事故の林業環境への影響及び東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所事故について

### 第 1 節 世界の原子力発電所事故とチェルノブイリ原子力発電所事故による，農業環境，林業環境への影響

これまでの民生原子力発電所事故は 1946 年 USA のデーモン・コア事故を初めとして，1950 年代には 1952 年カナダのチョーク・リバー研究所の原子炉爆発事故，1957 年旧ソ連のウラル核惨事，同年イギリスのウィンズケール原子炉火災等 7 件が報告されている．1960 年代に入ると 7 件，1970 年代では 1979 年 3 月のスリーマイル島原子力発電所事故他 2 件が，1980 年代では，1986 年 4 月のチェルノブイリ原子力発電所事故，1987 年ブラジルのゴイアニア被爆事故等 7 件が報告されている．1990 年代では 7 件であるが，内 6 件が日本である．2000 年代ではイギリスのセラフィールド再処理施設の放射性物質の漏洩等 6 件が報告されている．中でも，2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災に伴う，福島第一原子力発電所の事故はチェルノブイリ原発事故と比較されることが多い．チェルノブイリ原発事故は，(Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ 2006) によると，ウクライナ（当時ソビエト連邦）のキエフから 100 km に位置する同発電所の爆発とそれに伴う 10 日間続いた原子炉火災による放射性物質の放出は，公衆および環境への悪影響を未曾有のものとした．そして，フランス西部，スペイン，ポルトガルを除く欧州全域に放射性核種が放出された．そして事故の影響を最も受けたのは，ベラルーシ，ロシア連邦，ウクライナの 3 カ国で，1986 年にヨーロッパに沈着した放射性セシウム 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) の総量約 64 TBq のうち，ベラルーシが 23%，ロシア連邦が 30%，ウクライナが 18% を占めており、その他オーストリア，フィンランド，ドイツ，ノルウェー，スウェーデンにも大きな汚染地域があったことが報告された．

当該報告では，放射性核種の放出と沈着，都市環境，農業環境，森林環境，及び水域環境等について詳細な調査を実施している．農業環境については，初期の段階で，多くの異なる放射性核種の直接的な表面沈着が農作物とそれを消費する動物の汚染が懸念されていた．とくに，放射性ヨウ素同位体 ( $^{131}\text{I}$ ) は急速に牛乳に移行し，この牛乳を接種した子供達に大きな甲状腺被爆をもたらすこ

ととなった。しかしながら、 $^{131}\text{I}$ は物理的半減期が短い（8日間）ため、問題は最初の2ヶ月間に限定された。緑葉野菜も、植物表面への沈着が懸念されたのは約2ヶ月であった。直接汚染の初期段階の後、土壌から植物の根を通しての放射性核種の取り込みが重要となり、強い時間依存性を示している。とくに、セシウムの放射性同位体（ $^{137}\text{Cs}$ と $^{134}\text{Cs}$ ）は、最も大きな問題となっている核種であり、 $^{134}\text{Cs}$ の崩壊後も、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの一部地域では $^{137}\text{Cs}$ が引き続き問題を引き起こしているとしている。これらの現象は福島第一原子力発電所事故でも全く同様のことが言え、植物や樹木については $^{137}\text{Cs}$ の影響が現在も継続している（Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ 2006. pp 29-40）。

森林環境についての同報告書（Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ 2006. pp 41-46）によると、チェルノブイリ原発事故の影響は、森林や山岳地帯の植生や動物は特に高い放射性セシウムの取り込みを示し、森林生態系における放射性セシウムの持続的なリサイクルにより、最も高い $^{137}\text{Cs}$ 放射能濃度が森林製品で記録されている。特に高い $^{137}\text{Cs}$ 放射能濃度は、きのこ類、ベリー類、狩猟肉から検出され、これらの高濃度は事故後も持続している。このように、農産物の摂取による被ばくの大きさは全般的に減少しているが、森林の食品には高いレベルの汚染が続いている。そして、森林食品の汚染度をさらに下げるには、主に土壌中の下方への移動と $^{137}\text{Cs}$ の物理的崩壊の組み合わせが、森林食品の汚染をさらに低減させることとしている。そして、結びに①食品中の放射能汚染の持続性とその季節・年変動について情報を伝えること、②生態系における放射性核種の持続性を決定するメカニズムを理解し、修復の可能性を探るために、あまり研究されていない生態系（例：森林における菌類の役割）における放射性核種の挙動メカニズムを明らかにすること、を掲げており、具体的な提言として、①森林が著しく汚染された地域や一般市民が野生食品を消費する地域では、きのこ、ベリー類、ジビエなど特定の林産物の長期的なモニタリングを継続的に実施する必要がある。②特定の森林サイトのより詳細で科学的根拠に基づいた長期的なモニタリングが必要である。そして、森林生態系における放射性セシウムの移動性と長期的な挙動における主要生物、例えば菌類とその役割についてさらに調査することが望まれる、と報告している。

技術的な対策としては、機械的な落葉の除去や土壌層の削り取り、皆伐や鋤取り、カルシウムやカリ



ウムを含む肥料の施用などが考えられる。しかし、これらの方法は、通常 of 林業作業のスケジュールから外れて適用された場合、森林の生態学的機能を損なう可能性があることは明らかである。そのため、経済的な負担も大きく、チェルノブイリ事故以降、小規模な実験以外では実用化には至っていない。

## 第2節 チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質（放射性セシウム）のきのこ類および林木，土壤の汚染について

チェルノブイリ原子力発電所事故に伴う，きのこ類の放射能汚染については，多くの論文が報告されている。

1986年のチェルノブイリ原発事故後，イタリア共和国ヴェネト州ベッルーノ県コルティーナ・ダンペッツォ近郊のトウヒ spruce 林内において，地上部の樹木の器官では， $^{137}\text{Cs}$ の放射能は1986年に比べて全般的に低くなっているが，きのことその周辺の表土は依然として高濃度に汚染されていること，トウヒの林床の有機物からは，樹冠からの浸みだしと古い針葉の落下により，1986年よりも高い放射能濃度が検出されたことが報告されている（Baldini et al. 1989）。

きのこ類ではチェルノブイリ原発事故後，放射性セシウム（ $^{137}\text{Cs}$ ）が高濃度に蓄積された種として，*Xerocomus (Boletus) badius*, *Xerocomus chrysenteron*, *Suillus var iegatus*, *Rozites caperata*, *Hydnum repandum*など森林内土壌生のきのこ類を挙げている（Karac 2001）。そして， $^{137}\text{Cs}$ 濃度は土壤汚染の程度，菌糸が栄養を摂取する地表面，土壤水分，経過時間など，いくつかの環境要因に影響されるとしている。さらに，1987年以降，南バイエルン州の3つの異なる針葉樹林土壤における放射性Cs分布とキノコ中の放射性Cs濃度を調査したところ，子実体におけるCs活性濃度は種固有の蓄積率を示したとしている（Kammerer, et al. 1994）。

吉田らは，日本の森林で採取した様々なきのこ，植物，土壤を対象に， $^{137}\text{Cs}$ ， $^{134}\text{Cs}$ ， $^{40}\text{K}$ の分析を行っており，森林土壌中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は，乾燥重量ベースで $< 0.6\text{-}175\text{Bq/kg}$ の範囲であったこと，土壌中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が最も高かったのは，主に表土層（0 - 5 cm）であったこと，リター層に含まれる $^{137}\text{Cs}$ の量は，表層の土壌層よりも有意に少なかったこと。植物中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は，一般的にきのこ中のそれよりもはるかに低かったこと，1989年と1990年に採取された81種のきのこの $^{137}\text{Cs}$ 濃度は， $< 4\text{-}16,300\text{Bq/kg}$ （乾燥重量）と非常に大きな差があったこと，を報告している（Yoshida and Muramatsu 1994）。続いて，放射性Cs濃度を支配する要因を明らかにするために，選択した地域から採取した65のきのこサンプルを，その菌糸の主な生育場所に応じて4つの異なるグループに分類（木材，リター層，表層の土壌層（0 - 5cm），次の土壌層（ $< 5\text{cm}$ ））し，表層土のきのこが最も

高い<sup>137</sup>Csの平均濃度を示した。そして各グループの平均移行係数は5.5 - 13の範囲内であったとしている (Yoshida, et al. 1994)

同様の調査は、環境汚染の指標として乾燥シイタケ中の<sup>137</sup>Csの濃度を北から南までの38都道府県で原木栽培されたシイタケを採取し、<sup>137</sup>Cs、<sup>134</sup>Cs、<sup>40</sup>Kを調査したところ (Shimizu and Anzai 2001) 、<sup>137</sup>Cs <0.003-61.1 Bq/kg、<sup>40</sup>K 378.7-667.3 Bq/kg、<sup>134</sup>Csは検出されなかった。また、<sup>137</sup>Cs濃度を地域別 (北海道・東北、関東、中部、近畿、中国、四国、九州) に分類して分散分析を行ったところ、各グループ間の分散が各グループ内の分散よりも有意に大きかったことから、<sup>137</sup>Cs濃度は主にこれらの環境因子の影響を受けていると考えられている。

一方、林木、とくに南ブルガリアの亜地中海性気候に位置する (夏の高温、降水量が少ない、頻繁な干ばつを特徴とする) 海拔 900 m の Maleshevska 山で、チェルノブイリ事故から 22 年経過した時点で 3 か所の実験サイトを設定し、異なるブナ *Quercus petrae* Liebl 中の部位別 <sup>137</sup>Cs 濃度と、土壌から植物への移行係数 (TF) 調査がおこなわれ、樹皮 > 枝 (直径 < 1 cm) > 葉 > 枝 (直径 > 3 cm) > 材というように区別され、新規に発生した枝葉に比較し樹皮の汚染度が比較的高いことから、<sup>137</sup>Cs の大部分はチェルノブイリ事故の際に直接吸着され蓄積されたものが、残存していること、また TF 値から原発事故 22 年後の樹木への <sup>137</sup>Cs の侵入の主たるメカニズムは根からの取り込みであること、を確認している (Zhiyanski, et al. 2010)

チェルノブイリ原発事故の影響を受けたオーストリアでは、1984 年 8 月から 1989 年 10 月までにシュタイアーマルク州 (Styria) 3 か所で採取した高等菌類 118 種 (668 サンプル) の <sup>137</sup>Cs 含有量を  $\gamma$  スペクトロメトリーで測定したところ、ほとんどのきのこの Cs 含有量は 1986 年 9 月 (チェルノブイリ原発事故) 以降に増加したとしている (Heinrich 1992)。さらに、<sup>137</sup>Cs 汚染度が高く、腐植層が厚く、腐植の含有量が多く、pH 値が低く、そして必須陽イオン、とくに K<sup>+</sup>の量が少ないほど、<sup>137</sup>Cs の植物利用可能度が多くなることを示した。そして <sup>137</sup>Cs のきのこへの汚染は、環境条件や土壌の特性よりもきのこが属する種の特性が大きい (移行値が大きい) としている。一方、<sup>40</sup>K の移行値は狭い範囲に収まっている。

同様にきのこ類による放射性 Cs の取り込みについては、チェルノブイリ原発事故後イタリアで

も行われており、ウンブリア州にある森林から採取した種々のきのことその土壌中の  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$  の放射能を測定したところ、様々なキノコで Cs 濃度が異なること、土壌からの K 取り込みが Cs の取り込みと競合していないように見えること、そして土壌中の Cs 含有量ときのこの Cs 含有量の間には信頼できる相関関係は無かったと報告されている (Borio, et al. 1991).

### 第3節 チェルノブイリ原子力発電所事故による森林生態系への放射性物質低減対策について

#### 木質灰とセシウム結合剤の処理

フィンランドでは1990年代以降、エネルギー生産のために木質燃料の使用が増加しており、生成される大量の木質灰は森林の施肥に利用されてきた。そして木質灰は調査した野生のベリー類およびきのこ類の<sup>137</sup>Cs汚染を増加させる可能性が低いことを示した。さらに木質灰は、散布後2回目の生育期において、スコツツパイン *Pinus sylvestris* L.の針葉に含まれる<sup>137</sup>Csの活性濃度を低下させた。そして、Kを含む肥料が樹木による<sup>137</sup>Csの長期的な取り込みを減少させることを示し、灰を施用した後の森林植生における<sup>137</sup>Cs活性の低下は、施肥される場所の栄養状態に合わせた適切な量の灰（栄養分）を施用することで達成できるとしている（Vetikko, et al., 2010）。

スウェーデンでは、トナカイの放射性Cs（<sup>137</sup>Cs）の蓄積および排泄に対するCs結合剤としての、ゼオライトとベントナイトの給餌試験を実施した。この結果、ベントナイトを飼料中に2%与えたトナカイの<sup>137</sup>Cs吸収率は約15%に減少し、ゼオライト2-4%を飼料中に添加した場合は、トナカイの吸収率は約35%となった。なお、ベントナイトはミネラルや電解質に特異的に結合するため、水分バランスに悪影響を及ぼすことから、ゼオライトの使用が望ましいとしている（Ahman, et al. 1990）

さらにスウェーデンの中央部の森林生態系において、1992年にカリウム（K）肥料を1回（100 kg/ha）施用して低成長の多年生低木3種（ヘザー *Calluna vulgaris*, リンゴンベリー *Vaccinium vitis-idaea*, ビルベリー *Vaccinium myrtillus*）と、野生真菌4種 *Cortinarius semi-sanguineus*, *Lactarius rufes*, *Rozites caperata* (*Cortinarius caperatus*), *Suillus variegatus* の<sup>137</sup>Cs活性濃度を測定した。K肥料を施用した圃場で生育した植物と菌類による<sup>137</sup>Csの取り込みは、K肥料を施していない対照区よりも有意に低かった。菌類の<sup>137</sup>Cs活性濃度は21-58%、植物では40-61%、対照区と比較してK肥料を施用した場所の真菌の子実体では40-61%低かった。<sup>137</sup>Cs活性濃度の低下は、真菌類よりも植物で一貫して見られたが、その効果はすべての種で統計的に有意であり、強く現れていた。K施肥による菌類と植物の<sup>137</sup>Cs活性濃度の減少効果は、時間の経過とともに減少したが、施肥後17年目の

2009年にはまだ有意であった。このことから、K肥料を森林に施用することは、植物や菌類への放射性セシウムの蓄積を減少させるための適切かつ効果的な長期的対策であると考えられるとしている (Rosen, et al. 2011)。

### プルシアンブルー (PB)の使用について

International Atomic Energy Agency (IAEA 1997) では1997年2月に、チェルノブイリ事故の影響を受けた地域で生産されたミルクや肉の放射性Cs汚染を低減するためのPBの使用について調査をおこなった。オーストリア、フランス、ドイツ、ギリシャ、ハンガリー、ノルウェー、ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ、イギリスなど多くの国で、PBを幅広い動物（牛、羊、豚、山羊、鹿、家禽）とその製品の放射性セシウム濃度を下げる対策として使用する調査を行ってきた。PB化合物を農業分野で実用化する際に重要なのは、その毒性の可能性である。PBの化学的安定性と毒性について多くの研究が行われてきており、実験用の齧歯類、家畜、人間を対象に行われてきている。ラットに関して、シアノ鉄 ( $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ) は経口投与された $^{137}\text{Cs}$ の組織への取り込みを阻止し、体内からの除去を促進し、毒性の副作用もないことが示された (Nigrovic, 1963; 1965)。

PBを60日間慢性的に摂取した労働者は、毒性作用は確認されなかったことを報告している (Richmond and Bunde 1966)。ヒトの研究の前段階として離乳期のラットに2%のニッケルフェロシアン化物／樹脂複合体を含む飼料を152日間与えて屠殺し、肝臓、腎臓、脾臓、胸腺、脳、精巣、大腿骨の病理組織学的研究を行った結果、病理学的変化は認められなかったとしている

(Iinuma, et al. 1971)。そしてIAEAはフェロシアン化ナトリウムが人間の食生活に使用するための食品添加物として承認されていることに留意するべきであるとしている。すなわち、プルシアンブルーの人体への毒性の可能性を考える上で、フェロシアン化ナトリウムが一般的な食卓塩の固結防止剤として15 ppmまで使用されていることを知っておくことは非常に重要であるとしている (Anon, 1969)。

また、これらの研究は、PB化合物が放射性セシウムの有効な対策となることを示している。また、PBは動物の健康や生産に悪影響を及ぼさず、同様に、PBを実験的または治療的に使用した場合、ヒトにも毒性作用は認められないことを示している。そして、PBを使用した動物の生産物を撰

取しても、人間の健康に影響を与えることはないと考えられるとしている。また、1987年以降、ドイツ、オーストリア、ノルウェーでは家畜への使用が正式に承認されていることが報告されている (IAEA,1997) .

#### 第4節 東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所事故ときのご原木栽培への影響と対策の方向

2011年3月11日に発生した東日本大震災は、福島第一原子力発電所の事故を引き起こし、その結果、放射性物質は東日本の広い範囲に飛散した（図1-4-1.）。

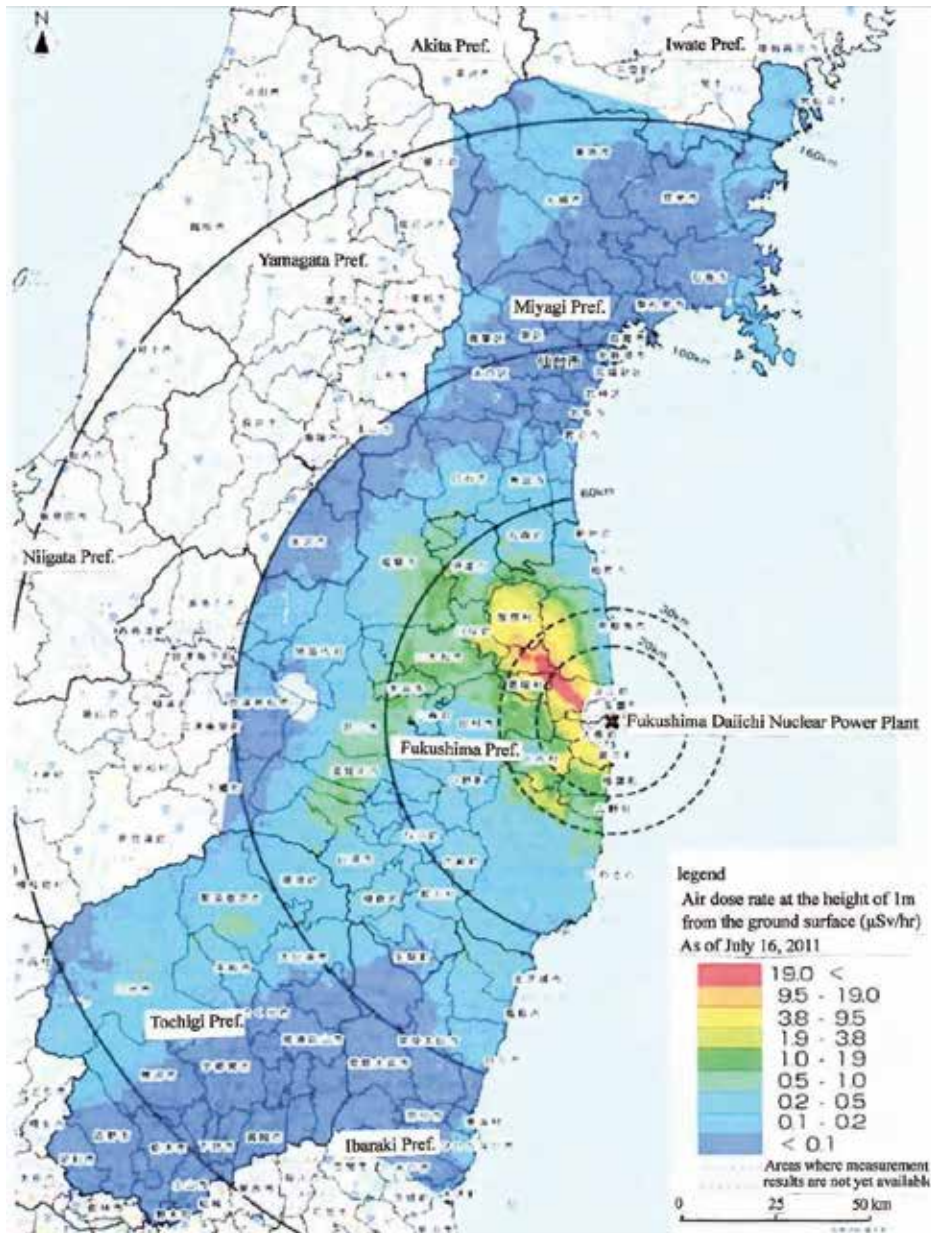


Fig. 1-4-1. Results of aircraft monitoring by MEXT and Tochigi prefecture as of July 16, 2011.

(Air dose rates in the area previously measured by MEXT and in southern Tochigi prefecture)



一方、福島第一原子力発電所の事故の過程で、放射性核種の大半（80%以上）が沖合に運ばれ、太平洋に堆積し、両方の事故の環境への影響は、チェルノブイリ事故の方が福島の事故よりもはるかに小さいことが明らかとなっている（Steinhauser, et al. 2014）。

福島第一原子力発電所の事故は、シイタケ栽培の原材料であるコナラ *Quercus serrata* を中心とした北関東以北を中心とする原木林にも汚染が広がった。とくに、東北地方、北関東、甲信越、中部地方、近畿地方及び中・四国地方のほぼ全域に亘る国内最大の生シイタケ用コナラ原木供給地である阿武隈山地は壊滅的な汚染に見舞われた。このため、原木による生シイタケ栽培は、福島原子力発電所事故前の2010年の12,460トンと比較すると、2011年10,735トン、2012年8,426トンそして2013年には7,707トンと激減している。県別に見るとそれまで、原木生シイタケの3大産地であった、群馬、栃木、茨城各県の低下が大きく、福島県はもとより、千葉県落ち込みも大きくなっている。2020年現在の全国原木生シイタケ生産量は5,396トンであり回復の気配は見えていない。コナラ原木価格についても2010年では全国平均237円/本（クヌギ *Quercus acutissima* は243円/本）であったが、2020年現在、北海道を除く北関東以北の各県ではコナラ247円/本～576円/本、クヌギ280円/本～675円/本となっている（林野庁、2020、令和2年特用林産基礎資料（特用林産物生産統計調査 結果報告書、2021年8月31日））。しかしながら、これはあくまで全国平均であり、北関東3県及び千葉県で見た場合、福島第一原子力発電所事故以降九州よりクヌギを中心とした移入が行われており、平成30年では実質500円/本の価格帯となっている。そして、東京電力の半額程度の補償を得て北関東生産者が購入する価格が250円/本程度となっているに過ぎない。さらに、クヌギ原木は従来多くは九州地区で使用されてきており、乾燥シイタケ用品種に適した自然露地栽培に用いられてきた。一方、原木生シイタケ用原木は、九州、北海道を除く全国でコナラが主として使用されてきた。その理由として、生シイタケ栽培では、ほだ木を浸水してシイタケ子実体を発生させる操作を実施す

るが、コナラは浸水作業の季節、回数を問わず栽培管理が容易であるが、クヌギの場合、浸水作業、特に夏季の浸水には不向き（樹皮が剥離しやすい）であり、栽培者から敬遠されてきた経緯がある（福井ら 2014）。

シイタケ原木栽培での生産量（2020年資料 生シイタケ換算：令和4年3月付け農林水産省大臣官房統計部、令和2年特用林産基礎資料）は、菌床栽培と比較し、原木栽培シイタケ生産量は5,396トンと、全生産量の7.7%まで減少している。しかしながら、東日本の原木林汚染は、菌床栽培の主原料である、コナラ、クヌギを中心とした広葉樹原木の汚染も大きく影響している。このようなことから単に、福島第一原子力発電所事故による、シイタケ原木林の放射性Csの影響、及び放射性Cs汚染対策から、将来に向けてシイタケ菌床栽培も含め、どのような課題を解決していかねばならないかも含め検討することとした。

### **原木中の放射性セシウムの効率的判定方法・非破壊検査装置の開発**

汚染原木の放射性Cs濃度を測定する方法としては、原木をおが粉に加工し、ゲルマニウム半導体検出器やヨウ化ナトリウム（NaI）シンチレーション・スペクトロメーター等で解析する方法が一般的に行われてきた。とくにゲルマニウム半導体検出器は解析精度が高いものの、立木林内での放射性Cs濃度値のバラツキを少なくするためには、多くの立木を伐採し、原木を玉切りし、さらにおが粉に加工して測定しなければならないことから、大変な労力と時間が費やされていた。そこで、原木をおが粉に加工せず、原木そのままの状態でも測定できる非破壊検査装置の開発をおこなうことを検討した。

### **非破壊検査装置を用いた栃木県内原木中の測定と統計的適正抜き取り本数の調査**

現在、原木林の伐採適否は対象林分から3本を検査して判定している。しかしながら、原木林の汚染のばらつきが大きいため伐採適否の判定精度は低く、伐採業者が検査し合格したものであっても、これらの原木を生産者側で検査した場合、不合格値となる場合が生じている。また、合格原木を使用して栽培し発生した子実体が一般食品基準の100 Bq/kgを上回

る場合がしばしば見られ問題となっている。そこで、栃木県内原木林原木中の放射性 Cs 測定効率化を図るため、県内空間線量の異なる 3 地域で、立木をランダムに伐採し、原木として非破壊検査装置を用いた検査を行ない、統計的適正抜き取り本数の調査をおこなった。

### シイタケ原木栽培ほだ木，ほだ場からの放射性セシウム低減対策

放射性 Cs に汚染されたシイタケ原木やシイタケほだ場において、シイタケ栽培を復活させ継続させる必要がある。第 1 章でチェルノブイリ事故後の放射性セシウム対策について過去の事例を調査したところ、プルシアンブルー (PB) のセシウム吸着能力が特異的に高いこと、そして PB は家畜、人体への影響が無いこと、また、ゼオライトの土壌処理やカリウム肥料が有効であることが判明している。また、福島第一原子力発電所事故後、シイタケ栽培での PB の使用は、試験的に多く試みられてきたが、当該報告においては、ナノ粒子不溶性プルシアンブルーの効果、並びに不織布の表面に PB を担持させたセシウムソーブフィルター (CSF) および遮光ネットの効果进行调查した。

### シイタケ原木栽培ほだ木，ほだ場からの放射性セシウム低減対策

福島第一原子力発電所事故後 1~2 年の間に、北関東各県や東北地域では、ほだ場からの放射性 Cs 汚染を防ぐ目的で、ほだ場に防草シートを敷設していたが、防草シート敷設ほだ場では、非敷設ほだ場よりホダ木および発生子実体の放射性 Cs 濃度が高いとの報告があり、防草シート敷設の影響を確認し、シイタケ原木栽培地域での使用可否について検討した。

## 第 2 章 きのこ栽培用原木中の放射性セシウム新規測定法の開発とこれを用いた原木林原木の測定

原木中の放射性セシウム濃度測定に関し、従来の検査法と非破壊検査装置の開発及び原木林における原木の調査本数（抜き取り数）についての概念図を Fig.2-1-1 に示した。

### 第 1 節 きのこ栽培用原木中の放射性セシウム濃度測定のための非破壊検査装置に係る条件の検討

#### はじめに

現在、一般食品の放射性物質の基準値は 100 Bq/kg 以下となっている（厚生労働省平成 24 年 4 月 1 日施行）。一方、汚染原木から発生したシイタケへの放射性セシウム（以下放射性 Cs）の移行係数については、2012 年の独立行政法人・現国立研究開発法人森林総合研究所が中心となり、栃木、茨城、群馬、千葉の各県で実施された試験結果から 2.0 の値が示された（根田，2013a）ことから、原木に含まれる放射性物質は 50 Bq/kg 以下であることが必須となり、これについて、林野庁は 2012 年 3 月 28 日及び同年 8 月 30 日付で「きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値設定について」一部改正を業界に通達した（農林水産省・林野庁，2012）。さらに、林野庁の各都道府県並びにきのこ業界に対する 2011 年 10 月 31 日付文書「きのこ原木及び菌床用培地中の放射性セシウム測定のための検査方法（農林水産省・林野庁，2011 制定）」によると、伐採前のきのこ原木の検査は、伐採を予定している同一市町村の累計 10 ha 以下の森林を 1 ロットとし、当該森林の林縁（林道脇等）のきのこ原木用立木からランダムに立木 3 本を選出し、各立木を伐採して各々から同量ずつおが粉を採取、混合して分析用試料を調整する、とある。一方、10 ha の原木林における平均的立木数は約

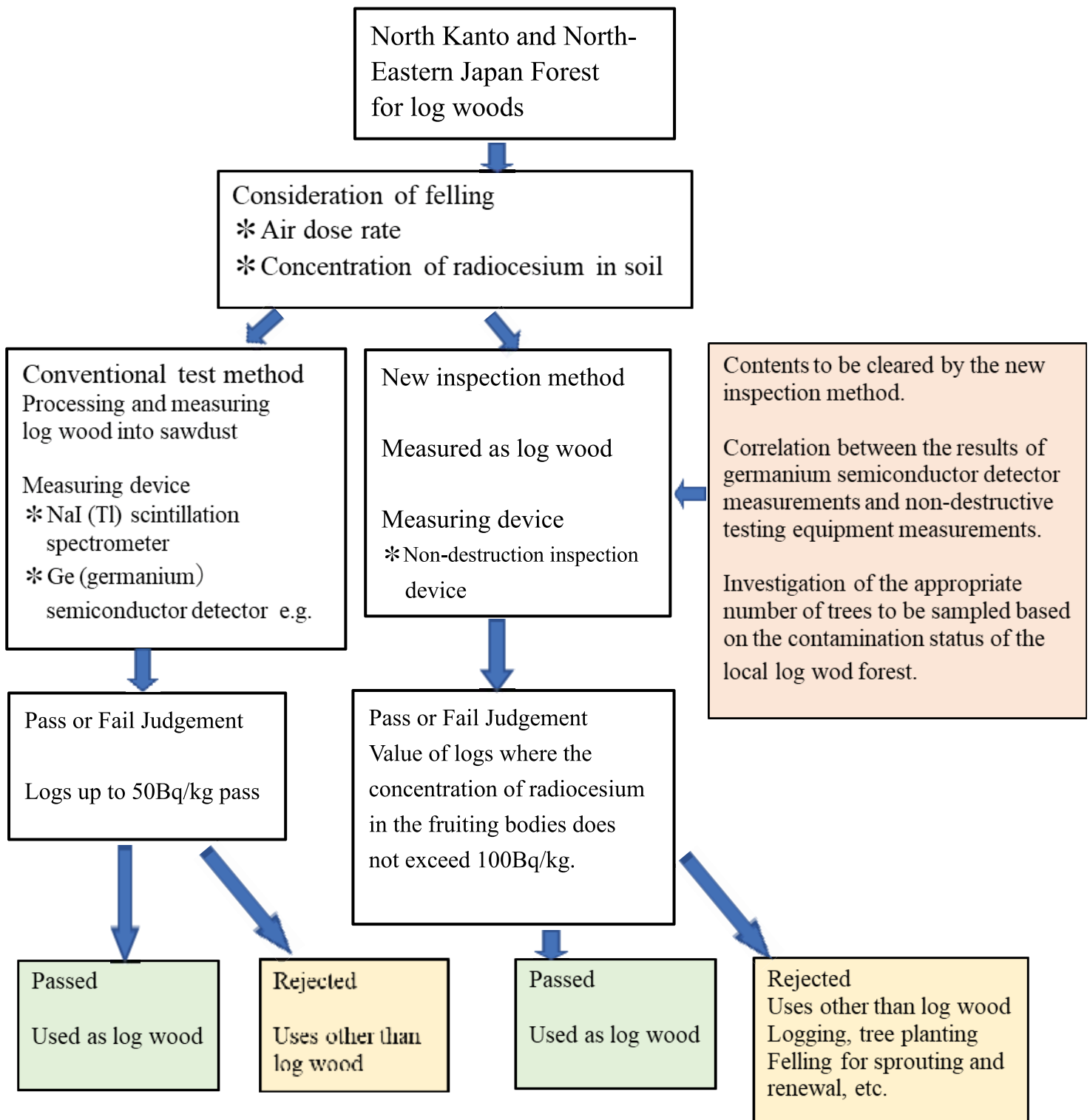


Fig.2-1-1. Development of a method for measuring radiocesium in log woods using non-destructive inspection device and Conceptual diagram of the number of log woods surveyed in felling forests.

10,000 本である。原木数（長さ 90 cm, 直径 6 cm 以上）で計算した場合、原木は 1 本の立木から 7~8 本得ることができることから、70,000 本から 80,000 本となる。つまり、原木産地で立木 3 本をおが粉にしてゲルマニウム半導体検出器や NaI (TI)シンチレーションスペクトロメータ等で分析し、50 Bq/kg 以下の結果を得たとしても、実際に使用する現場において、再測定した場合、50 Bq を大きく上回る等、採取数についての信頼性が劣ることが懸念されてきた。しかしながら、信頼性を向上させるため、原木をおが粉化して測定する方法で調査本数を増加させることは、効率性や費用面からみて困難である。このことから、現在、玄米等の検査で実施されている非破壊検査装置による測定手法（Nihei et al. 2015）が、原木の放射性 Cs 濃度測定と測定数の増加による信頼度向上に利用できないかと考えた。当該開発研究に先立ち、2014 年に Ge 半導体検出器と非破壊検査装置での測定結果に高い相関があり、測定時間の短縮が図れる可能性を示唆するとともに、原木の径級（質量）により測定時間が異なることを明らかにしている（石川ら 2014）。このことから、原木専用の測定装置の開発と実際の原木林の原木において、非破壊検査装置による放射性 Cs 測定が実用化可能か否かを調査するための開発研究を実施した。

## 材料と方法

### 供試原木

供試原木は栃木県産で放射性 Cs の沈着量が異なる地域のコナラ立木を伐採し使用した。福島第一原子力発電所事故の影響を受けていない原木として、秋田県産と愛媛県産のコナラを使用した。

### 放射性セシウムの測定

非破壊検査は古河機械金属(株)のガンマ線に高感度のシンチレータ結晶 ((Ce:Gd<sub>3</sub>(Al, Ga)<sub>5</sub>O<sub>12</sub>(Ce:GAGG) 以下 GAGG) と半導体受光素子を組み合わせた検出器を採用した放射線測定装置を用い、原木中の <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs の計数率 (CPS) を測定した。さらに、供試した原木をおが粉にした後、セイコーイージーアンドジー社製 Ge 半導体検出器 γ 線スペクトロメータ (以下 Ge 半導体検出器) を用い、<sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs の Bq/kg を測定した。

### 原木を模した標準体積線源

原木を模した標準体積線源を作成するにあたって、あらかじめ産地別放射能汚染コナラ原木及びクヌギ原木の放射性 Cs 濃度について Ge 半導体検出器を用いて予備的に調査した。クヌギでは愛媛県産は <sup>134</sup>Cs が <2.97 Bq/kg, <sup>137</sup>Cs が <3.1 Bq/kg と検出下限値以下であった。栃木県さくら市産クヌギは <sup>134</sup>Cs が <3.98 Bq/kg で検出下限値以下であったが、<sup>137</sup>Cs は 8.8 Bq/kg 検出された。栃木県矢板市産クヌギは <sup>134</sup>Cs が 12.9 Bq/kg , <sup>137</sup>Cs が 31.9 Bq/kg 検出された。次に、コナラでは秋田県産は <sup>134</sup>Cs が <3.22 Bq/kg, <sup>137</sup>Cs が <3.89 Bq/kg 以下であり、いずれも検出下限値以下であった。栃木県さくら市産コナラは <sup>134</sup>Cs が 11.7 Bq/kg, <sup>137</sup>Cs が 37.5 Bq/kg 検出された。栃木県矢板市産コナラは <sup>134</sup>Cs が 9.44 Bq/kg , <sup>137</sup>Cs が 34.9 Bq/kg 検出された (Table 2-1-1)。次に、原木の樹皮から心材にかけての放射性物質の汚染分布を把握しておく必要があり、東京大学アイソトープ総合センターの IP (西谷源展ら 2014) (イメージングプレート ; 輝尽性蛍光板, FUJI FILM 製) 読取装置を使用して撮影した結果、大半の放射性物質が樹皮部 (外樹皮から内樹皮) に分布していることが判明した (Fig. 2-1-2)。

したがって、初期の標準体積線源作製は透明塩化ビニール製の筒を用意し、その筒の内側に放射性 Cs が筒全体の重量あたり 50 Bq/kg となるよう、福島原発事故由来の放射性 <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs 混合溶液を塗布した紙をチャック付ビニール袋へ密封し、塩ビ製筒の内側へ貼りつけた後、含水率 15% の玄米を密度 0.88 となるように調整充填して、両端を塩化ビニール製の

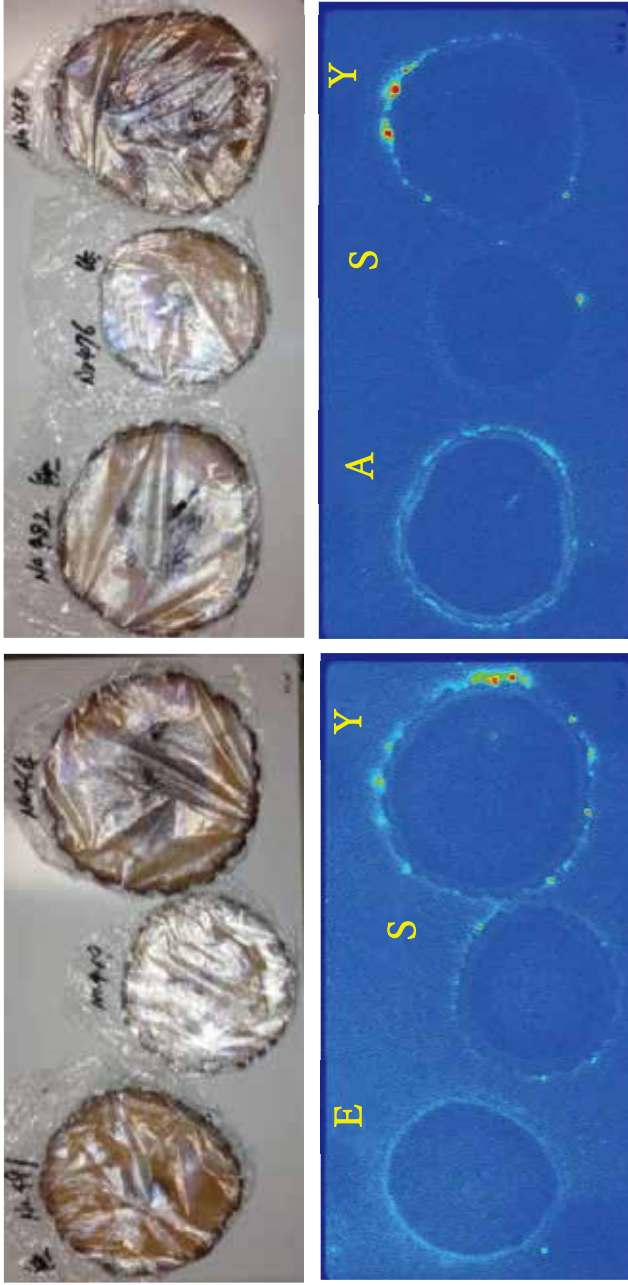
Table 2-1-1. Radiocesium concentration (Bq/kg) classified by local area production in *Quercus acutissima* and *Q. serrata*

| Log felling district | <i>Quercus acutissima</i> |                              |                             |                             | <i>Quercus serrata</i> |                              |                             |                             |
|----------------------|---------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
|                      | Elhime Pref.              | Sakura city<br>Tochigi Pref. | Yaita city<br>Tochigi Pref. | Yaita city<br>Tochigi Pref. | Akita Pref.            | Sakura city<br>Tochigi Pref. | Yaita city<br>Tochigi Pref. | Yaita city<br>Tochigi Pref. |
| Felling season       | March, 2014               | April, 2013                  | April, 2013                 | April, 2013                 | March, 2014            | April, 2013                  | April, 2013                 | April, 2013                 |
| <sup>134</sup> Cs    | < 2.97                    | < 3.98                       | 12.9                        | 12.9                        | < 3.22                 | 11.7                         | 9.44                        | 9.44                        |
| <sup>137</sup> Cs    | < 3.1                     | 8.82                         | 31.9                        | 31.9                        | < 3.89                 | 37.5                         | 34.9                        | 34.9                        |
| Cs Total             | < 6.07                    | < 12.8                       | 44.8                        | 44.8                        | < 7.11                 | 49.2                         | 44.3                        | 44.3                        |



1

2



*Quercus acutissima*

*Quercus serrata*

Fig. 2-1-2. Radioactivity distribution of round slices of shiitake logs in each locality measured with imaging plate

E: Ehime prefecture

S: Sakura city, Tochigi

Y: Yaita city, Tochigi

A: Akita prefecture

円盤で接着し、全体の長さを 90 cm とした。このような放射線量測定モデルとなる筒を、重量別に大 (12.18 kg, 外径 14 cm, 内径 13.1 cm), 中 (8.08 kg, 外径 11.4 cm, 内径 10.4 cm), 小 (3.59 kg, 外径 8.9 cm, 内径 7.9 cm) の 3 種類を準備した。

さらに、標準体積線源の構造 (含水率, 密度, 放射性 Cs の原木内分布) を原木に近づけるために、伐採直後の愛媛県産コナラ原木を用い、樹皮を除いた直幹丸太として直径 15 cm, 12 cm, 8 cm に加工したのち、玄米標準体積線源と同様、放射性 Cs が筒全体の重量あたり 100 Bq/kg となるよう放射性 Cs 溶液を塗布した紙を巻き付け、その上からポリエチレン (PE) フィルムで包むことで紙に染み込ませた放射性 Cs の拡散を防ぐことが可能な構造とした。その後、木口を含む表面全体を繊維強化プラスチック (FRP) 加工し、標準体積線源とした。

### 原木含水率の測定

原木含水率の測定は、 $103 \pm 2^{\circ}\text{C}$  に設定したオーブン内で重さが恒量ととなるまで乾燥する絶乾法を用いるとともに、佐藤製作所製電極式水分計 (木材水分チェッカー SK-540A) での測定を試みた。電極式水分測定については、伐採直後の原木を樹皮上部から、また、樹皮を剥皮後木質部上部から電極を突き刺し、同一点付近で 5 回測定し平均値を出した。電極式水分計で測定後、樹皮・材部に分割し、絶乾法で測定した。

### 原木密度の測定

原木切断 (円盤状) 部分の密度は、重量測定と水置換による体積の測定により算出した。

### 統計解析

実験から得られた結果は、ORIGIN 8.6 を使用し、各試料を 20 回以上繰り返し測定した平均値  $\pm$  標準偏差で表し、単回帰分析 (最小二乗法) により、相関係数及び回帰係数を求めた。

## 結果

### 栃木県内の原木林に生育するコナラ原木中の含水率と放射性セシウムの分布（予備調査）

栃木県内における高汚染，中汚染，低汚染地区の分け方は，2012年12月28日現在の空間線量率分布図（文部科学省）によりおこない，0.2 - 0.5  $\mu\text{Sv/hr}$  の地区（矢板市等）を高汚染地区，0.1 - 0.2  $\mu\text{Sv/hr}$  の地区（さくら市等）を中汚染地区， $\leq 0.1 \mu\text{Sv/hr}$  の地区を低汚染地区とした．矢板市並びにさくら市のコナラ原木林において，それぞれ半径 5 m 以内の立木 3 本ずつ合計 6 本を 9 月上旬に伐採し，95cm の玉切原木を矢板市立木から 16 本，さくら市立木から 22 本，合計 38 本採取した．玉切した原木は中央部 5cm を水分測定に使用したのち，残りを 1 cm 間隔でチェーンソーを用いておが粉にし，2l マリネリ容器に充填し，Ge 半導体検出器  $\gamma$  線スペクトロメータを用いて，放射性 Cs 濃度（ $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$ ）を測定した（Table 2-1-2.）．原木含水率は高汚染地域では平均値 40.4%，最大値 43.0%，最小値 37.6%， $\sigma=1.71\%$  となった．中汚染地域の原木含水率は平均値 38.0%，最大値 45.0%，最小値 31.3%， $\sigma=4.23\%$  となった．放射性 Cs については，高汚染地域での  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  合計の平均値は 166.7 Bq/kg，最大値 314 Bq/kg，最小値 62.6 Bq/kg， $\sigma=58.04 \text{ Bq/kg}$  とばらつきが見られた．一方，中汚染地域での  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  合計の平均値は 36.6 Bq/kg，最大値 59.7 Bq/kg，最小値 19.4 Bq/kg， $\sigma=8.87 \text{ Bq/kg}$  とばらつきは少ないものの，50 Bq/kg 以下と以上が混在していることが判明した．さらに，同一地域の近接した部分においても，原木ごとの放射性セシウム濃度にばらつきがみられ，放射性 Cs の同一立木における垂直分布並びに立木間のばらつきもみられた．このことから，調査数を増加させ調査する必要性が生じた．

Table 2-1-2. Distribution of radiocesium in log of a highly and a moderately polluted area  
radiocesium concentration

| Tree No.           | Height above ground (m) | Highly polluted area (Yaita city) |                           |                           |   | Moderately polluted area (Sakura city) |                           |                           |   |
|--------------------|-------------------------|-----------------------------------|---------------------------|---------------------------|---|--|---------------------------|---------------------------|---|
|                    |                         | Water content (%)                 | <sup>134</sup> Cs (Bq/kg) | <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) | <sup>134</sup> Cs + <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) | Water content (%)                      | <sup>134</sup> Cs (Bq/kg) | <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) | <sup>134</sup> Cs + <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) |
| 1                  | 0.4-1.6                 | 42.0                              | 42.5                      | 132.0                     | 174.5   | 36.3                                   | 8.2                       | 24.0                      | 32.2  |
|                    | 1.6-2.8                 | 41.7                              | 38.7                      | 123.1                     | 161.8   | 41.9                                   | 7.6                       | 25.7                      | 33.3  |
|                    | 2.8-4.0                 | 43.0                              | 50.6                      | 142.9                     | 193.5   | 34.9                                   | 10.3                      | 34.3                      | 44.6  |
|                    | 4.0-5.2                 | 38.1                              | 34.1                      | 113.9                     | 147.9   | 39.2                                   | 7.2                       | 23.2                      | 30.4  |
|                    | 5.2-6.4                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 34.6                                   | 9.3                       | 27.3                      | 36.6  |
|                    | 6.4-7.6                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 39.7                                   | 5.0                       | 14.4                      | 19.4  |
|                    | 7.6-8.8                 | -                                 | -                         | -                         | -   | -                                      | -                         | -                         | -   |
|                    | 8.8-10.0                | -                                 | -                         | -                         | -   | -                                      | -                         | -                         | -   |
|                    | 10.0-11.2               | -                                 | -                         | -                         | -   | -                                      | -                         | -                         | -   |
| 2                  | 0.4-1.6                 | 39.5                              | 30.8                      | 90.8                      | 121.6   | 38.4                                   | 6.7                       | 21.0                      | 27.7  |
|                    | 1.6-2.8                 | 38.9                              | 37.9                      | 109.3                     | 147.2   | 41.1                                   | 6.3                       | 26.7                      | 33.0  |
|                    | 2.8-4.0                 | 40.6                              | 35.1                      | 128.6                     | 163.7   | 39.6                                   | 9.2                       | 27.7                      | 36.9  |
|                    | 4.0-5.2                 | 40.0                              | 27.1                      | 101.3                     | 128.5   | 33.2                                   | 8.2                       | 38.3                      | 46.5  |
|                    | 5.2-6.4                 | 38.8                              | 29.5                      | 93.2                      | 122.7   | 33.2                                   | 16.2                      | 41.5                      | 59.7  |
|                    | 6.4-7.6                 | 37.6                              | 43.7                      | 138.1                     | 181.8   | 34.1                                   | 8.4                       | 31.8                      | 40.2  |
|                    | 7.6-8.8                 | 39.6                              | 50.6                      | 139.8                     | 190.4   | 31.3                                   | 7.6                       | 21.1                      | 28.7  |
|                    | 8.8-10.0                | 40.0                              | 58.5                      | 178.9                     | 237.5   | 33.1                                   | 8.3                       | 25.4                      | 33.7  |
|                    | 10.0-11.2               | 38.9                              | 76.3                      | 237.6                     | 314.0   | 36.8                                   | 5.6                       | 22.0                      | 27.6  |
| 3                  | 0.4-1.6                 | 42.2                              | 23.8                      | 85.6                      | 109.3   | 45.0                                   | 9.3                       | 29.3                      | 38.6  |
|                    | 1.6-2.8                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 44.1                                   | 11.0                      | 29.9                      | 40.9  |
|                    | 2.8-4.0                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 44.2                                   | 12.8                      | 32.5                      | 45.3  |
|                    | 4.0-5.2                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 43.3                                   | 10.9                      | 38.8                      | 49.7  |
|                    | 5.2-6.4                 | 42.3                              | 50.3                      | 160.1                     | 210.5   | 38.9                                   | 10.7                      | 24.2                      | 34.9  |
|                    | 6.4-7.6                 | -                                 | -                         | -                         | -   | 39.9                                   | 6.0                       | 30.5                      | 36.5  |
|                    | 7.6-8.8                 | 42.4                              | 16.8                      | 45.8                      | 62.6  | 32.5                                   | 8.5                       | 20.1                      | 28.6  |
|                    | 8.8-10.0                | -                                 | -                         | -                         | -   | -                                      | -                         | -                         | -   |
|                    | 10.0-11.2               | -                                 | -                         | -                         | -   | -                                      | -                         | -                         | -   |
| Average            |                         | 40.4                              | 40.4                      | 126.3                     | 166.7   | 38.0                                   | 8.8                       | 27.7                      | 36.6  |
| Standard deviation |                         | 1.7                               | 14.7                      | 43.6                      | 58.0  | 4.2                                    | 2.5                       | 6.7                       | 8.9   |

Water content of logs was calculated for 12%.

## GAGG（非破壊検査装置）と Ge 半導体検出器との相関

栃木県内の放射性 Cs の中汚染地域であるさくら市の原木，低汚染地域である市貝町原木について（いずれも原木含水率 40 - 41% のとき），GAGG で 20 回繰り返し測定をおこなった．次に，使用した原木を 1 cm 幅に輪切りにしておが粉を収集した．このおが粉を Ge 半導体検出器で測定し，先の GAGG 測定値平均値との相関を求めた．その結果（Fig. 2-1-3），相関係数は  $R=0.977$  と高い値を示し，非破壊検査による測定は，Ge 分析に代えて使用可能であることが示唆された．

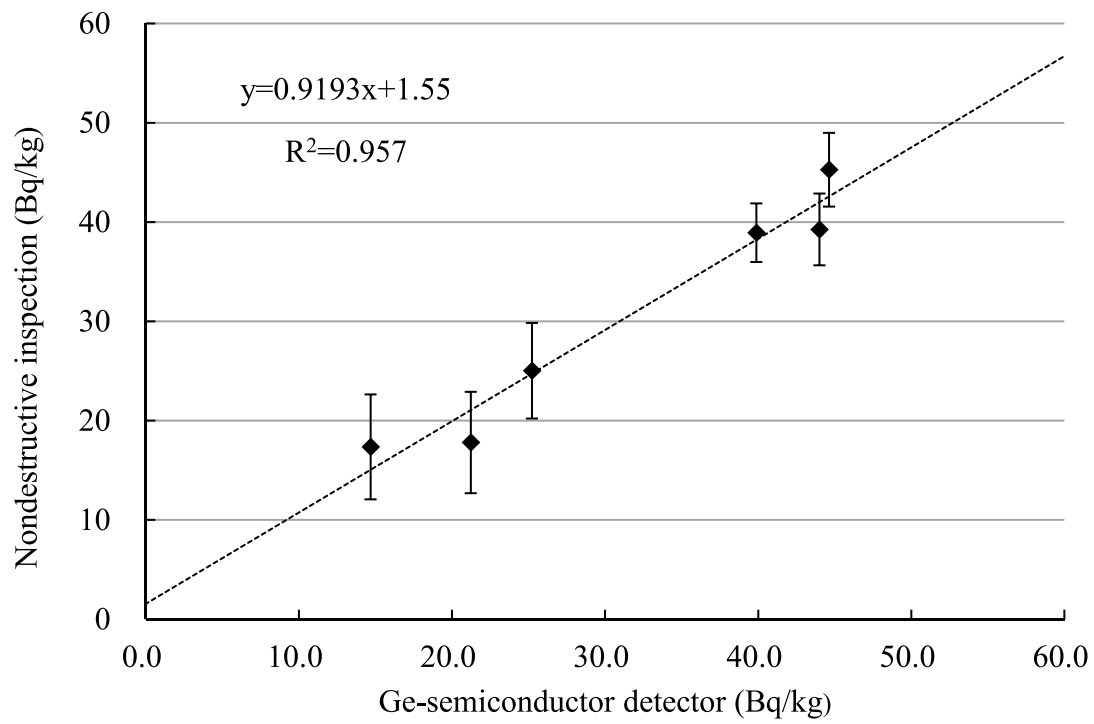


Fig. 2-1-3. Correlation of radioactivity on log of *Q. serrata* measured with Ge semiconductor detector and nondestructive inspection System

## 非破壊検査装置における原木重量と BG（バックグラウンド）の関係

愛媛県産無汚染原木を使用し、原木重量と BG の関係を調査した。その結果、原木重量が軽いと BG のカウント数は多く、原木重量が重いと BG のカウント数が少ない ( $R=-0.918$ ) ことが明らかとなった (Fig. 2-1-4)。

(註：解説) BG について：原木の放射能濃度を求める際には、対象原木を測定した際の計数率から環境放射能由来の計数率 (BG) を差し引く必要がある。

$$C = \frac{K}{W}(r_s - r_{bg})$$

$C$ ：放射性セシウム濃度(Bq/kg)

$K$ ：機器換算係数(Bq/cps)

$W$ ：対象原木の重量(kg)

$r_s$ ：対象原木の計数率(cps)

$r_{bg}$ ：BG の計数率(cps)

BG は測定対象物の密度や重量に応じて変化するため、その都度計算に用いる BG を変える必要がある。今、原木の密度を一定とするなら、BG は重量にのみ依存する。本研究では、密度一定の仮定のもとで、愛媛県産無汚染原木（福島第一原子力発電所の影響を受けていない）を使用して、原木重量と BG の関係を調査した。

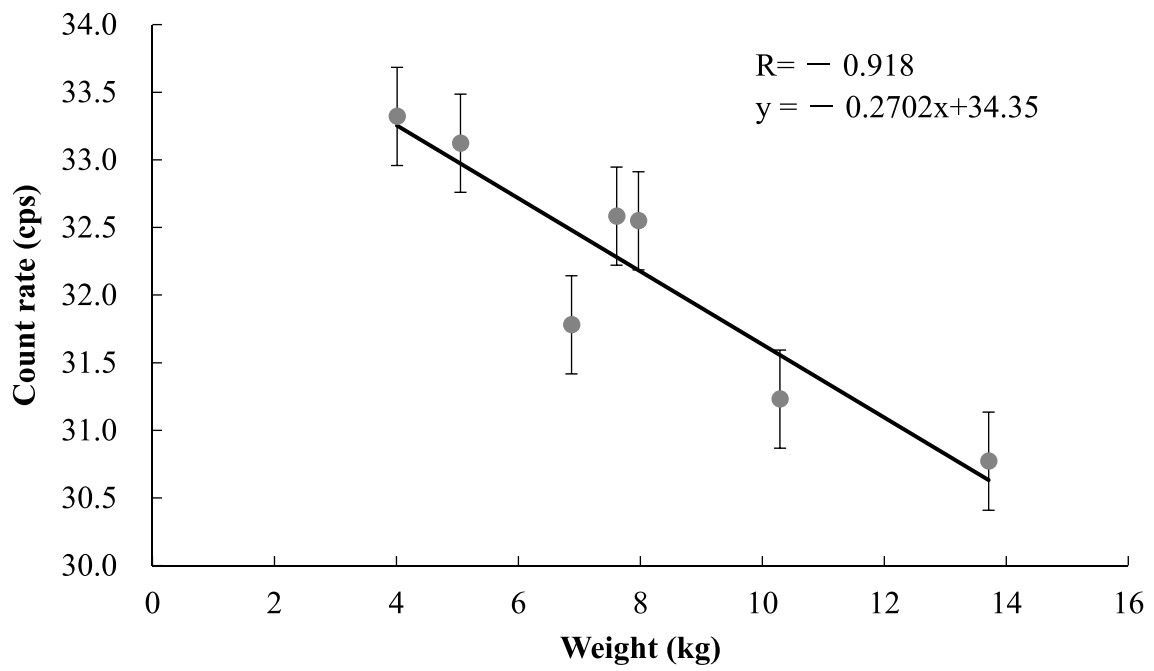


Fig. 2-1-4. Relation between weight of logs of *Q. serrata* and background count rate measured with the nondestructive inspection system



## 非破壊検査測定に際しての機器換算係数

Fig. 2-1-4 の試験結果から、原木の太さに応じて CPS から Bq/kg を求める機器換算係数 (Bq/CPS :  $K = Ge$  分析値×重量/真の計数率 (真の計数率=測定値-バックグラウンド値)) は変化すると推察された。このため、伐採直後の含水率 40%無汚染原木を重量別に 3 本、伐採後 3~4 ヶ月経過した含水率 34%無汚染原木を重量別に 5 本、そして放射性セシウム無汚染玄米 (含水率 15%, 密度 0.88) を充填した標準体積線源を重量別に 3 本を測定した。その結果、被検体の含水率により被検体重量と機器換算係数との回帰直線の傾斜は異なることが明らかとなった (Fig. 2-1-5)。このことから、測定時の原木中の含水率を把握すること、含水率を調整した標準体積線源が必要であることが明らかとなった。

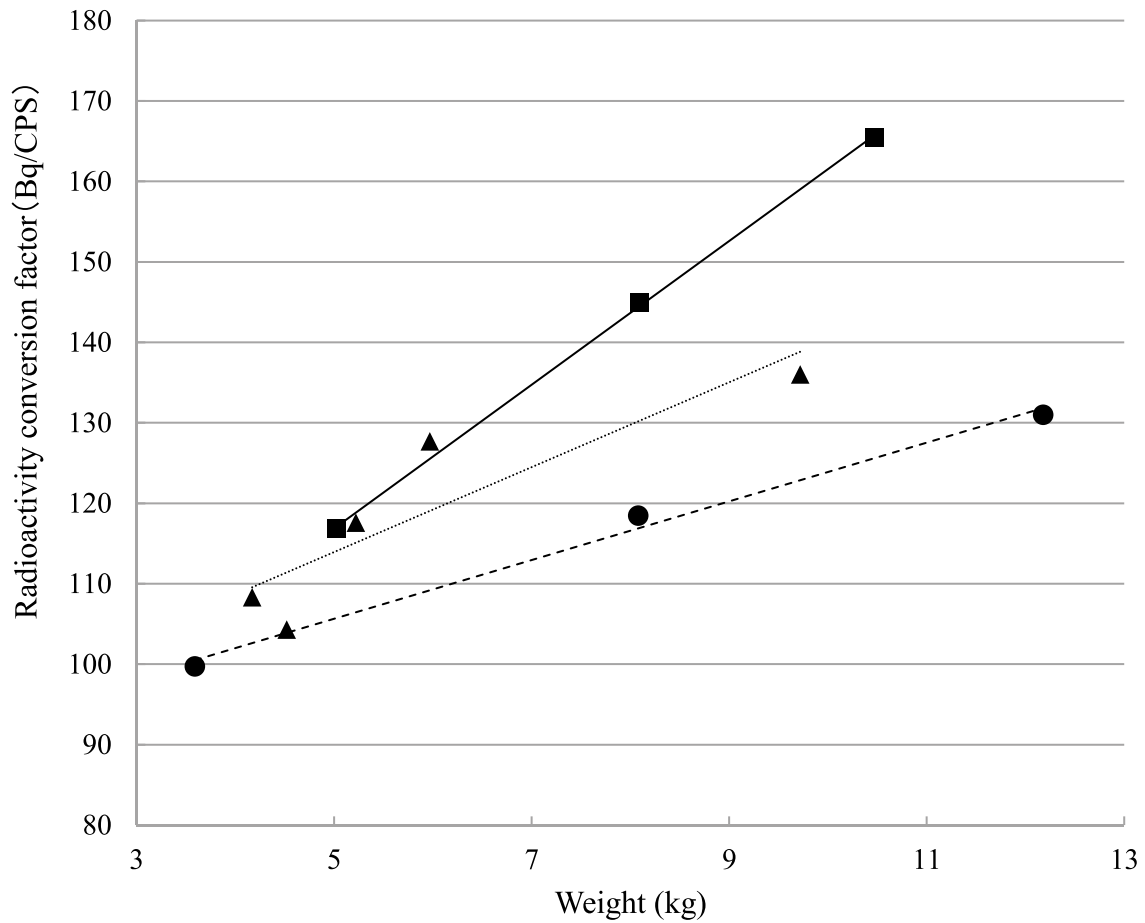


Fig. 2-1-5. Difference in log wood weight of *Q. serrata* and the apparatus conversion coefficient classified by Percentage of water content

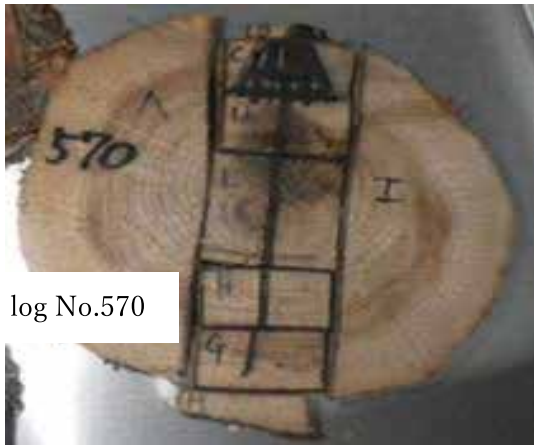
■ Logs: Water content was 40%.

▲ Logs: Water content was 34%.

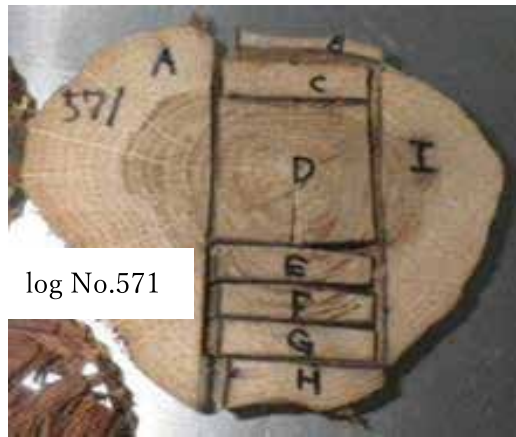
● Standard sample : Brown rice (Water content was 15%, Density is 0.88)

## 原木含水率の分布

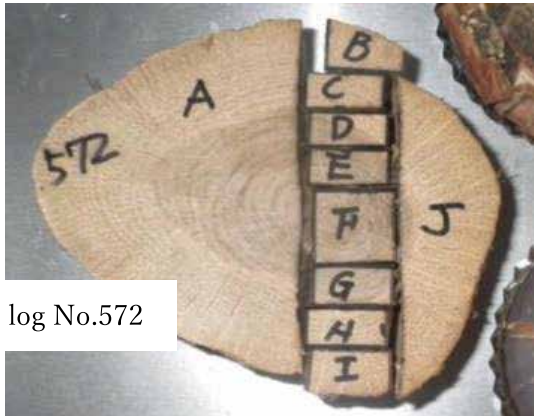
103°C ± 2°Cで質量一定となるまで乾燥装置で乾燥する絶乾法は、おが粉または木片を用いての測定法であり、非破壊検査測定工程では被検体の作成をおこなうことは非可逆的な測定となる。このことから、木材の水分測定に使用されている、電極式水分計を用いた調査をおこなった。原木は愛媛県産コナラ原木（8月末伐採，直径15，12，10，8cm）の各1本を用い，8月末から9月2日にかけてそれぞれの原木中央部を輪切りにしたのち，樹皮部と木質部に分別した。さらに，木質部は辺材と心材部をさらに細分化した（Fig. 2-1-6）。そして，各部分を絶乾法で測定し水平分布を調査した。樹皮部を含む各木質部位を絶乾法で測定した値，及び当該原木の樹皮剥皮前と剥皮後の木質部のみを，電極式水分計で測定した結果（Table 2-1-3）から，樹皮部分の水分は木質部分と比較し，3から5%低い傾向にあった。一方，木質部の水平分布では含水率に差はなかった。原木4本の木質部の平均水分は40.8%であり，伐採直後原木水分は39~42%程度の範囲内にあることが明らかとなった。一方，電極式水分計での測定では，剥皮前原木で水分は38.5から39.4%を示し，40%以上を示さなかった。電極式水分計はその仕様書において密度0.7 g/cm<sup>3</sup>程度のスギ，ヒノキであれば水分60%程度までは測定可能となっている。しかしながら，コナラ，クヌギの密度は栃木県さくら市，市貝町適期伐採原木の含水率，密度測定結果（Fig. 2-1-7）より1.07程度である事から，これらの原木において含水率40%以上の測定は電極式水分計の測定適合範囲を超え，40%以上を表示できなかったことから，測定は困難であると推察された。



log No.570



log No.571



log No.572



log No.573

Fig. 2-1-6. Cross-section of logs of *Q. serrata* used to measure the horizontal distribution of moisture content

The bark was removed and measured.

Moisture content was measured separately for sapwood and heartwood.

log No.570: A and I are not measured. B and C (hard to see) are sapwoods. D and G were discarded because they are boundaries. E and F are heartwood. H is sapwood.

log No.571: A and I are not measured. B and C are sapwoods. D and E are heartwood. F was discarded because it was boundary. H is sapwood.

log No.572: A and J are not measured. B and C are sapwoods. E and F are heartwood. D and G were discarded because they are boundaries. H and I are sapwood.

log No.573: A and I are not measured. B and C are sapwoods. E is heartwood. D and F were discarded because they are boundaries. G and H are sapwood.

Table 2-1-3. Results of the log (*Q. serrata*) water content on the horizontal distribution immediately after felling, and the results of the log water content by an electrode type

| Measuring Method of Water Content | Log No.                    | 570  | 571  | 572  | 573  | Average |
|-----------------------------------|----------------------------|------|------|------|------|---------|
| Diameter (cm)                     | 15                         | 12   | 10   | 8    |      |         |
| Bark thickness (mm)               | 12.4                       | 10   | 7.3  | 7.3  |      |         |
|                                   | A                          | 42   | 39   | 42   | 40   |         |
|                                   | B                          | 39   | 39   | 44   | 44   |         |
|                                   | C                          | 42   | 39   | 39   | 41   |         |
|                                   | D                          | 42   | 40   | 39   | 38   |         |
|                                   | E                          | 42   | 38   | 41   | 41   |         |
|                                   | F                          | 41   | 39   | 43   | 38   |         |
|                                   | G                          | 44   | 37   | 42   | 39   |         |
|                                   | H                          | 42   | 38   | 38   | 42   |         |
|                                   | I                          | 42   | 39   | 44   | 41   |         |
|                                   | J                          | -    | -    | 42   | -    |         |
|                                   | S.D.                       | 1.3  | 0.9  | 2.1  | 1.9  |         |
| Average                           | 42                         | 39   | 42   | 40.8 |      |         |
| Bark part                         | 36                         | 34   | 39   | 36.3 |      |         |
| Total average                     | 41                         | 38   | 41   | 40   |      |         |
| Electrode type                    | Pre peeling-off the bark   | 39.4 | 38.5 | 39.0 | 39.0 | 39.0    |
| (%)                               | After peeling-off the bark | 36.8 | 37.0 | 39.2 | 37.0 | 37.5    |

## 栃木県さくら市，市貝町適期伐採原木の含水率，密度

さくら市，市貝町原木とも立木を 11 月上旬に伐採しさくら市は立木 15 本を，市貝町は立木 7 本を供試した．1 本の立木を長さ 1m で玉切し，原木を 5 本から 7 本得たのち，両端から厚さ 3cm の円盤 2 枚を採取し，含水率と密度測定に供試した．残りの部分で 90 cm 原木に調整した．極端に曲りが強く機器内を通過しない原木を除外し，さくら市の原木数は合計 109 本（密度測定は 106 本）．同様にして市貝町原木については 85 本を得た．水分測定は絶乾法でおこなった．さくら市原木の水分ヒストグラム，および市貝町原木水分ヒストグラムから，さくら市原木水分は 34% から 42% に分布し，最多部分は 39% であった．市貝町原木水分については，36% から 44% に分布しており，最多部分は 42% であった．そして，原木密度については，さくら市原木の密度ヒストグラム，および市貝町原木密度ヒストグラムから，両者とも 1.0 から 1.1 の範囲にあること，最多密度は 1.07 近辺であることが明らかとなった（Fig. 2-1-7 A, B, C, D 参照）．

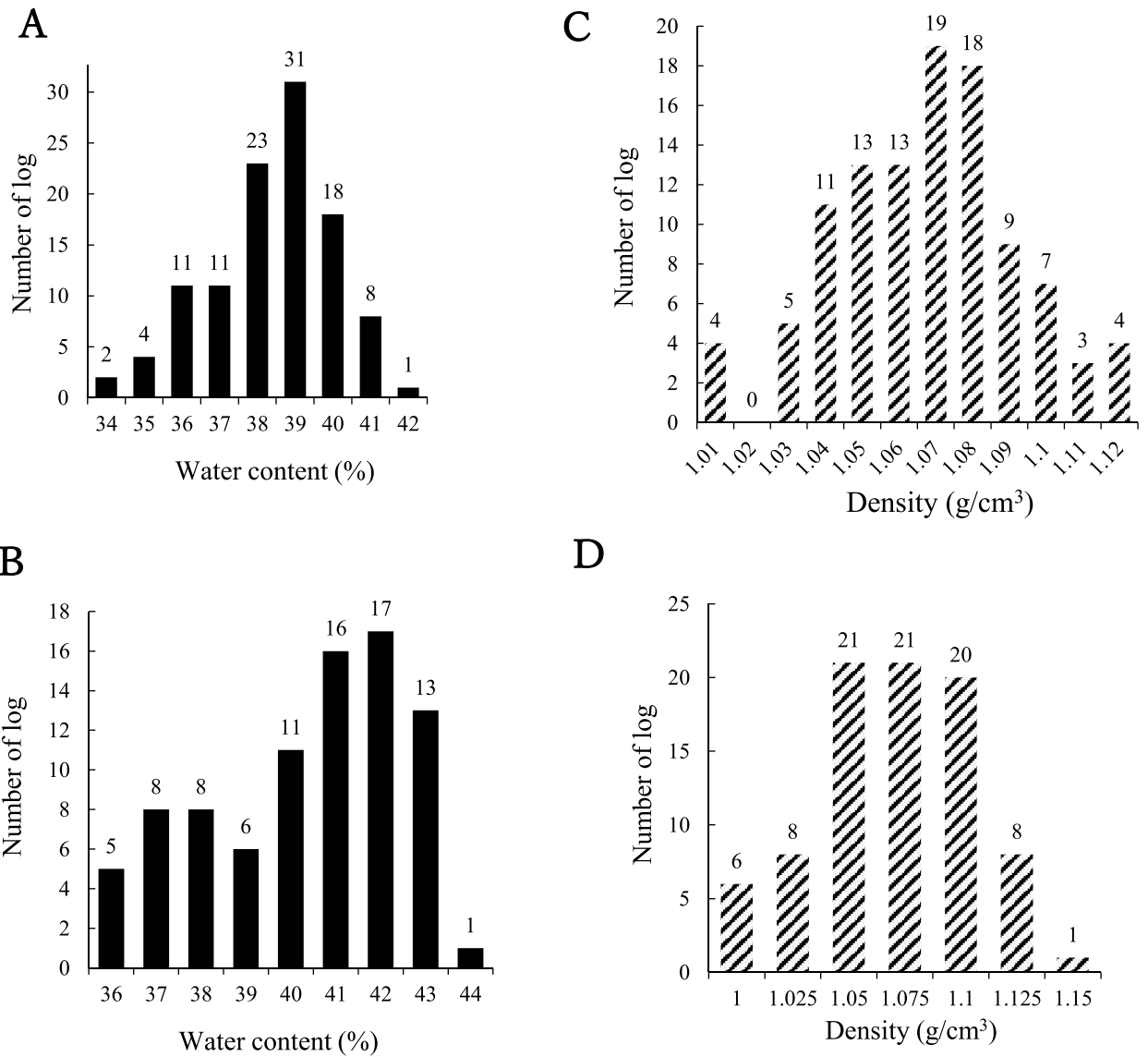


Fig. 2-1-7. Histogram of the water content and the specific gravity of logs (*Q. serrata*) of Sakura city and Ichikai town

- A: Histogram of water content of logs from Sakura city
- B: Histogram of water content of logs from Ichikai town
- C: Histogram of specific gravity of logs of Sakura city
- D: Histogram of specific gravity of logs of Ichikai town

## 原木を標準体積線源とした試験の有効性検定

栃木県さくら市，市貝町適期伐採原木の含水率，密度測定結果より，原木水分は 40% 近辺，密度は 1.07 近辺で標準体積線源を作成することが，原木の放射性 Cs 測定用標準体積線源として最適であると判断されることから，伐採直後の原木を加工して標準体積線源を作製した．愛媛県産原木（含水率 40%）を直径 12cm 長さ 90cm に直幹加工し，表面にポリエチレン（PE）フィルムでラッピングした後，原木全体の放射性 Cs 濃度が計算上 100 Bq/kg になるように，紙に所定量の放射性 Cs を塗布したものを巻き付け，さらにその上から PE フィルムでラッピングしたのち，全体を FRP 加工したものを標準体積線源とした．同様に放射性 Cs を塗布しないものを，バックグラウンド（BG）標準体積線源とした．100 Bq/kg 標準体積線源については，原木直幹加工の状態では 11.2 kg であったが，放射性 Cs 塗布及び FRP コーティングをおこなった後には 11.5 kg となった．放射性 Cs 処理後の経時変化を半減期で計算すると，試験実施時は計算上 97.7 Bq/kg となり，非破壊測定値（20 回測定）の平均値  $95.6 \pm 1.1$  Bq/kg とほぼ一致した．（Fig. 2-1-8 註；測定時間は長くすればバラツキは増え，長くすればバラツキは減るため，評価は平均値の標準偏差（ $\sigma/\sqrt{n}$ ）（標準誤差）でおこなった．）さらに，Table 2-1-4 に示したように 100 Bq/kg 標準体積線源の正確な放射性 Cs 濃度を確認するために，放射性 Cs を含ませた紙及び拡散防止用ラップを回収し，細かく破砕するとともに，標準体積線源コア部（無汚染原木部分）についてもチェーンソーで 5 - 10 mm 幅に輪切りし，おが粉を集めて Ge 半導体スペクトロメータによる分析を実施した．Table 2-1-4 から紙及びラップフィルムの放射性 Cs 含有量は， $1.95 \text{ (kg)} \times 553 \text{ (Bq/kg)} = 1,079 \text{ (Bq)}$  となる．また，標準体積線源コア部の測定結果から，コアに使用した原木は無汚染であり紙からの拡散も無いと判断できる．原木標準体積線源の元の重量は 11.5 kg であるため，Ge 半導体検出器で測定した標準体積線源の放射性 Cs 濃度は， $1,079 \text{ (Bq)} \div 11.5 \text{ (kg)} = 93.8 \pm 1.2 \text{ (Bq/kg)}$  となり，非破壊検査結果  $95.6 \pm 1.1 \text{ (Bq/kg)}$  と近似値となった（Fig. 2-1-9.）．



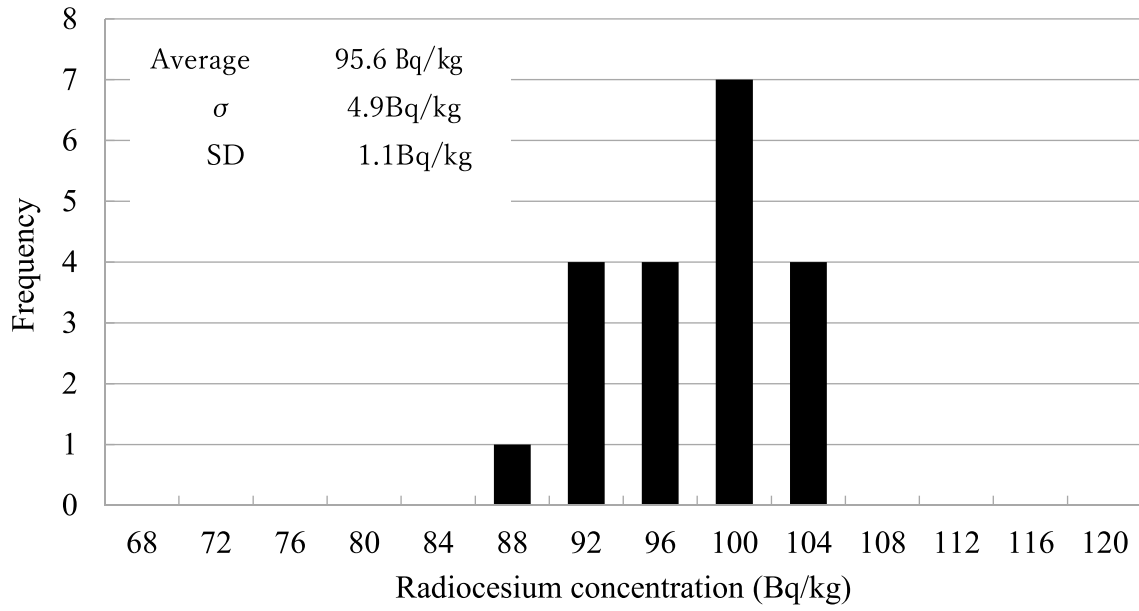


Fig. 2-1-8. Histogram of standard gamma volume source (100 Bq/kg) measured 20 times

Table 2-1-4. Results of radiocesium concentration analysis by the Ge semiconductor detector about the paper including radiocesium, wrapping film, and core part of the standard sample (wood from uncontaminated log).

| Materials for Ge semiconductor detector method         | Weight (kg) | <sup>134</sup> Cs (Bq/kg) | <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) | Total of radiocesium (Bq/kg) |
|--|-------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------|
| Paper including radioactive cesium and wrapping film   | 1.95        | 116 ± 3.13                | 437 ± 6.28                | 553                          |
| Core parts of the standard sample (uncontaminated log) | 0.747       | N.D. (< 2.08)             | N.D. (< 2.81)             | < 4.89                       |

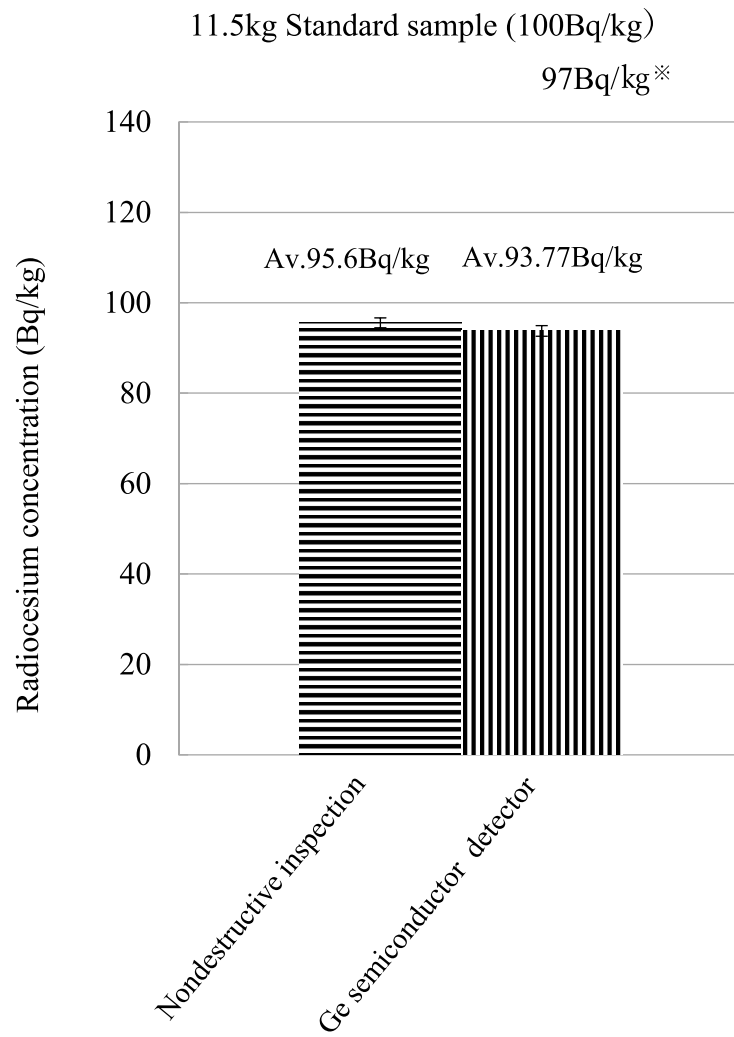


Fig. 2-1-9. Comparison of measurement results of nondestructive inspection system and Ge semiconductor detector about standard gamma volume source (100Bq/kg)

\* At the time of measurement

## 考察

栃木県内高汚染地域と中汚染地域の半径 5 m 範囲のコナラ立木について、放射性 Cs 濃度を Ge 半導体検出器により調査したところ、同一地域内の近接部分においても放射性 Cs 濃度にばらつきが見られたことから、当該原木林の使用の可否を判断するためには多くの立木を伐採し、玉切した原木を調査して信頼度を高める必要があることが推察された。非破壊検査装置の原木測定用標準体積線源については、実際の測定資料と同形で放射性 Cs 濃度が既知の標準体積線源を使用する必要がある。Ge 半導体検出器等による破壊式の放射能検査では、マリネリ容器用標準体積線源がアイソトープ協会から販売されているが、非破壊検査装置については測定する試料によって製作する標準体積線源の形状が異なるため、日本アイソトープ協会や日本分析化学会においても非破壊測定装置用の標準体積線源は玄米用を除いて取り扱っていなかった。2014 年時点で原木を輪切りにした状態での水平分布の汚染度合は Fig. 2-1-2 の IP 結果に示したように、放射性物質の大半は樹皮部に存在する。また、平成 26 年度日本特用林産振興会の試験結果（北・石川 2018）においても、同様の結果が示されている。したがって、無汚染原木を直幹丸太加工し、標準放射性 Cs を所定量紙に染み込ませたものをこの丸太上に巻き付け、PE フィルムで覆ったのち、さらにその上から繊維強化プラスチック（FRP）加工したものを作製した。この結果、当該試作品は伐採直後原木を測定するために最適な標準体積線源であることが明らかとなった。

さらに、非破壊検査装置での放射性 Cs の測定に関して、原木含水率や原木の太さ（重量）により、換算係数は異なってくる。実用化には補正係数の知見の集積が必要であるとしている（鈴木ら 2014）。伐採適期の原木含水率は 39 - 42% の範囲で分布しており、密度は 1.0 - 1.1 である。一般食品については、食品中の放射性セシウムスクリーニング法の一部改正

（厚生労働省医薬食品局食品安全部監視安全課 2012）によると一般的な  $\rho$  の範囲は、魚、

肉、卵は概ね1であるが脂肪が多いとやや小さくなる。果実、トマト等の実物野菜及び根菜は1付近となるが、クリは0.8程度である。葉物野菜は充填方法により詰められる量が大幅に変化するので注意を要する。米・麦等の穀類は0.85以上である。 $\rho$ が0.5以下となる乾燥品などの食品は、スクリーニング法の適用が可能かどうかは試験毎に確認すべきである、としている。このようなことから、当該調査で使用する標準体積線源については、できる限り適期伐採直後の原木を使用することが重要であると考えた。一方、測定試料の大きさが検出器面積の1.25倍以下であり、食品を構成する物質が水と炭水化物の場合、密度に依存せず、非破壊検査装置では試料の密度を考えなくても良いことになる、としている(石井 2015)。しかしながら、原木のように試料サイズが検出器よりもはるかに大きく、測定試料自体に放射能の内部分布が存在する場合には、本近似は適用できない。実際に、当該原木調査において、Fig. 2-1-5に示したように、密度や含水率により測定値が変化するので、補正が必要であることを明らかにした。

一方、含水率については、ほだ木等の含水率測定に使用される電極式水分計は、伐採直後のコナラ、クヌギでは40%以下の値しか示さなかった。原木含水率についても原木の水平分布位置(外樹皮、内樹皮、辺材、心材)により変化すると述べている(鈴木ら 2014)。このことから、適期伐採原木の含水率は絶乾法で測定することが必要である。ただし、全数を測定することは不可能であることから、サンプルを抜取して絶乾法で測定しておくか、食品中の放射性Csスクリーニング法においても正のバイアスは許容するとされていることから、伐採適期であれば、測定値が安全側に片寄る含水率40 - 41%程度に設定しておくことも一手法と考えられる。

以上のことを考慮して、当該非破壊検査装置の改良に当たっては、原木含水率、原木重量等を入力し、予め調査しておいた機器換算係数による補正に従い運用を開始している。

標準体積線源については、食品のように放射性 Cs の基準 ( $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  で 100 Bq/kg 以下) が定められているものを測定する場合は、「校正証明書が付された標準体積線源」を使用する必要がある(厚生労働省医薬食品局食品安全部監視安全課 2012)。一方で、きのこ用立木や原木を非破壊検査装置で測定する場合は、原木樹皮部や内部の放射性 Cs の分布は均一でないことが判明している(鈴木ら 2014, 石井 2015, Zhiyanski et al. 2010) ことから、原木中の放射性 Cs の分布を考慮した標準体積線源の使用は、より正確な測定を行う上で重要な要素となると考えられた。

そこで、今回開発した生原木を加工した標準体積線源を使用して、Ge 半導体検出器での測定値と近似の値が得られたことは、福島第一原子力発電所事故により汚染された東日本のきのこ用立木や原木の中から、安全に使用できるものを効率良く、かつ信頼度を高めて選別できる可能性を見出すことができたと考えている。

以上のことを踏まえて、栃木県では、筆者、栃木県林業センター、古河機械金属(株)と共同開発した非破壊検査装置(Fig. 2-1-10)で2015年より、栃木県内の原木林の判定を実施してきている。

今後の課題として、標準体積線源作製にあたっては、東日本汚染原木の放射性 Cs 分布の経年変化を毎年調査しながら調整していく必要があると考える。このことは、チェルノブイリ原子力発電所事故後22年経過した南ブルガリアサブ地中海地域のナラ・カシ類に於いて  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、樹皮 > 1cm 枝 > 3cm 枝 > 木質部の順に多くなっており、22年前の事故の時の直接吸着の結果として、樹皮部に多く含まれていることが示されている(Zhiyanski et al. 2010)。加えて、コナラの放射性 Cs 濃度は心材より辺材が高く、年輪の状況から放射性 Cs は樹皮や葉を経由せず、むしろ根からの吸収であることを示した(Mahara et al. 2014)。そして、コナラ木質部で放射性 Cs 濃度が最大になるのは、事故28年後であると推定している。

これについては、福島第一原子力発電所事故との関係からも留意すべき課題と考える。



Fig. 2-1-10. Non-destructive inspection device for log woods

This device was developed in 2015 by the author in collaboration with Tochigi Prefecture Forest Research Center and Furukawa Machinery & Metal Co. Ltd.

Logs are brought in from the left, counted for radioactive materials in the device, and discharged from the right. The counted radioactivity is converted into a value of radiocesium concentration and displayed.

## 第 2 節 栃木県内 3 カ所の原木林原木の非破壊検査装置による放射性セシウム濃度の測定

### 試験目的

2011 年 3 月 11 日に発生した福島第一原子力発電所事故に伴い飛散した放射性物質により汚染された東日本のシイタケ用原木林は、シイタケ栽培にとって深刻な問題を引き起こしており、北関東以北の生産者は使い慣れたコナラから、未経験の西日本産クスギ原木を使用せざるを得ない現状が続いている。このようなことから、北関東以北産で 50 Bq/kg 以下（原木水分 12% のとき）のコナラ原木を効率よく選抜する方法が求められている。

「非破壊検査装置によるシイタケ原木中の放射性セシウム（ $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ；以下放射性 Cs）濃度の調査（II-1）」では、適期伐採原木の放射性 Cs 濃度は非破壊検査装置を用いて効率よく測定できる可能性を見出した。

今回の試験目的は、非破壊検査装置（古河機械金属（株）試作品）を用いて、50 Bq/kg 以下の原木を有する原木林を正確に効率良く選抜できる手法を開発し、原木シイタケ生産者に安全・安心な原木を提供することにより、消費者に対する信頼性の確保と出荷制限解除、東日本以北のシイタケ栽培と産地復興を目的とした。さらに、使用可能な原木林を検出することにより、放置シイタケ原木林の再利用と再生を目指した。

### 材料と方法

#### 調査原木林及び原木

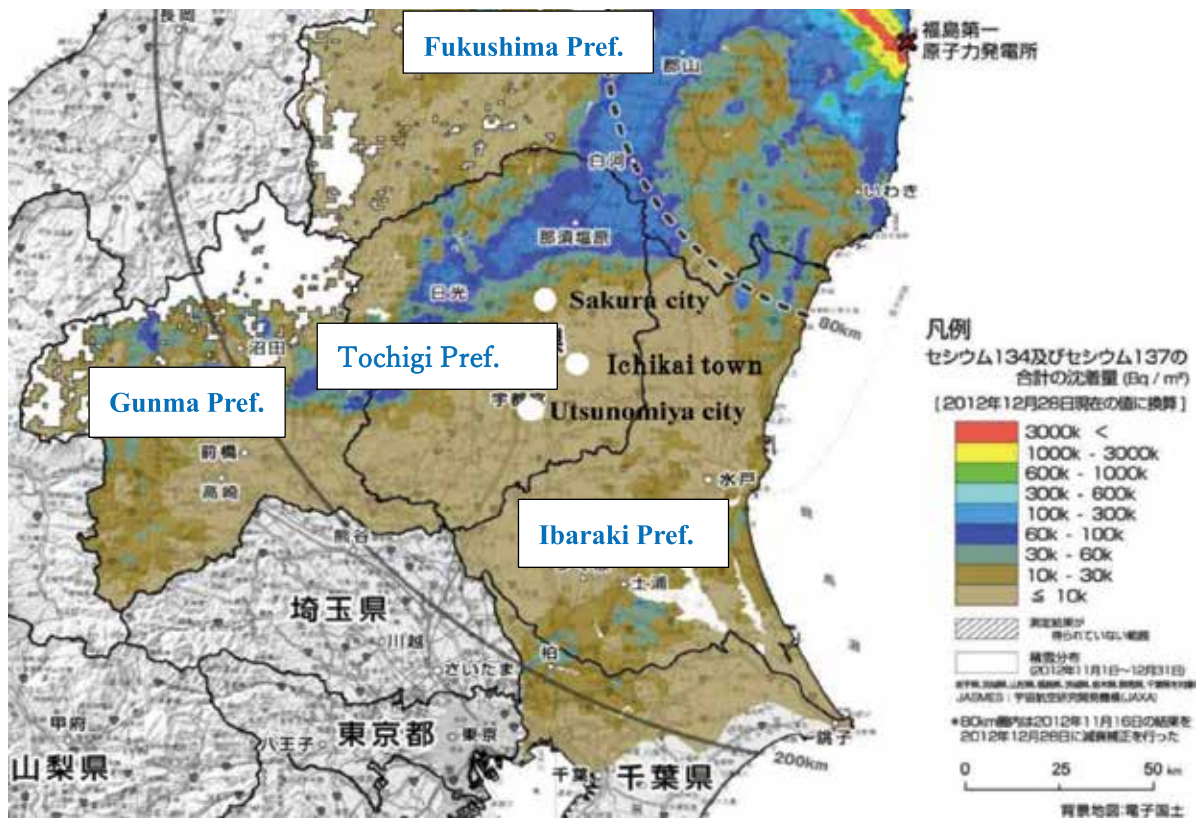
調査原木林は Fig. 2-2-1 の円形白抜き部分に示すように、栃木県内で放射性 Cs の沈着量



が異なる地域の中汚染地域（10–30 kBq/m<sup>2</sup>，さくら市）と低汚染地域（≤10 kBq/m<sup>2</sup>，市貝町，宇都宮市）で供試原木（コナラ，90cm）を採取した．原木採取時にヨウ化セシウム（CsI）シンチレーション式サーベイメータ（環境放射能モニターPA-1000，堀場製作所製）を用いて，地上から1 m 高さの空間線量率を測定した．なお，さくら市については，調査地域内で2014年11月5日に15本の立木を地上40 cmで伐倒した後，原木採取可能な位置で3.0 mの長さで玉切し（Fig. 2-2-2），非破壊検査装置のある栃木県林業センターに運んだ．その後，3.0 mの原木両端から90 cm 原木を2本採取した．さらに，中央の原木（約120 cm）の両端から，円盤を2枚を採取し，この円盤を含水率，及び密度の測定に使用した．

### 放射性セシウムの測定

原木中の放射性Cs濃度については，非破壊検査装置を使って測定を行った．非破壊検査については，古河機械金属(株)製の高感度シンチレータ結晶（(Ce:Gd<sub>3</sub>(Al, Ga)<sub>5</sub>O<sub>12</sub>(Ce:GAGG)）以下（GAGG）と半導体受光素子を組み合わせた検出器を採用した放射線測定装置を用い，原木中の放射性Cs（<sup>134</sup>Cs，<sup>137</sup>Cs）の計数率（CPS: Counts Per Minute）を測定し，第2章第1節で得られた換算係数（ $K = \text{Ge 分析値} \times \text{重量/真の計数率}$ （真の計数率 = 測定値 - バックグラウンド値））を用いて Bq/kg に変換した．さらに，適宜供試した原木をおが粉にした後，セイコーイーゲーアンドジー社製 Ge 半導体検出器  $\gamma$  線スペクトロメータ（以下 Ge 半導体検出器）を用い，<sup>134</sup>Cs，<sup>137</sup>Cs の Bq/kg を測定した．



Note: Three log production sites in Tochigi Prefecture were plotted on the results from the MEXT

Fig. 2-2-1. Sample log felling area (white circles)

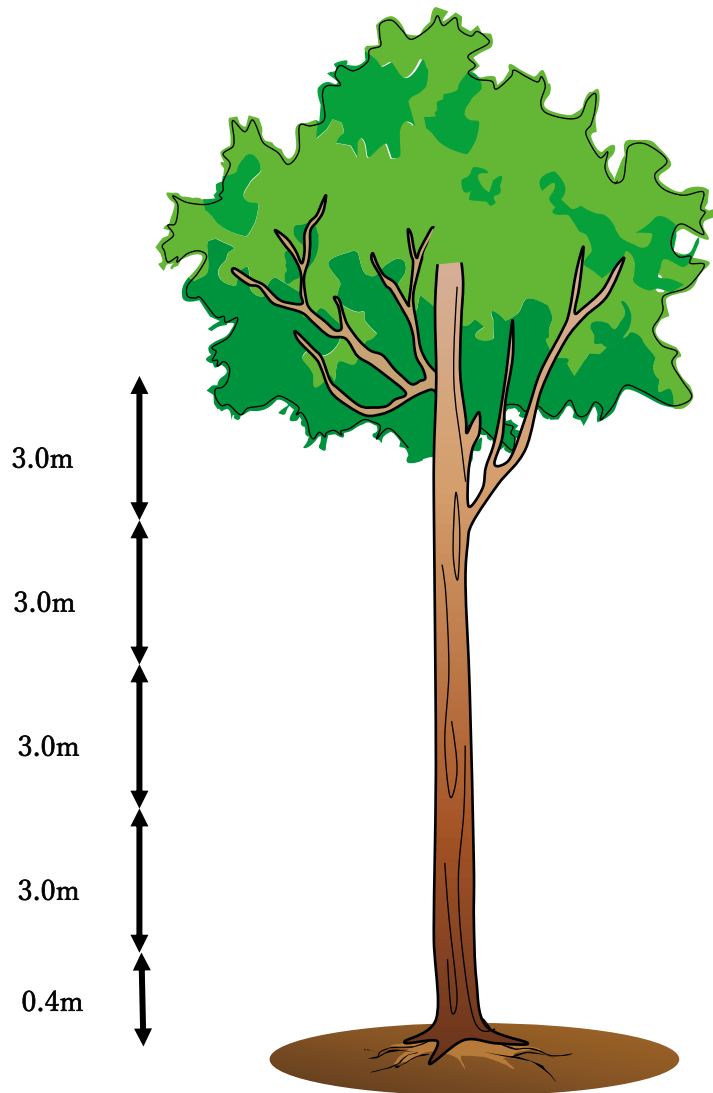


Fig. 2-2-2. Position where each tree was cut

### 原木を模した標準体積線源

伐採直後の愛媛県産コナラ原木を用い、樹皮を除いた直幹丸太として直径 10 cm, 12 cm, 15 cm に加工したのち、丸太表面外周の放射性 Cs 濃度が丸太全体の重量あたり、100 Bq/kg となるよう放射性 Cs 溶液を塗布した紙を巻き付け、その上をポリエチレン (PE) フィルムで包むことで、紙に染み込ませた放射性 Cs の拡散を防ぐことが可能な構造とした。その後、木口を含む表面全体を繊維強化プラスチック (FRP) で加工し、標準体積線源とした。

### 原木含水率の測定

原木含水率の測定は、 $104 \pm 2$  °C で質量一定となるまで規定した乾燥装置で乾燥する絶乾法を用いた。

### 原木密度の測定

原木切断 (円盤状) 部分の密度測定は、重量測定と水置換による体積の測定により算出した。

### 統計解析

実験から得られた結果は、(株) 社会情報サービス統計 2015 を使用し分散分析等を実施し、各部との比較において、両側検定で危険率 5% をもって有意、危険率 1% をもって高度に有意とした。

### 非破壊検査装置改良のためのシミュレーション

当該試験に用いた非破壊試験機は、魚測定用の機器を応用したもので、検出器は供試体品

に対し、垂直に上下に各 4 個ずつ配置したものである。一方、原木は縦長であるため、検出器を原木と平行に上下に 4 個ずつ配置したと仮定した場合のシミュレートを実施した。

## 結果

### 調査地域原木林の地上からの高さ 1 m 地点での空間線量率

中汚染地域（さくら市）、低汚染地域（市貝町、宇都宮市）の空間線量率を2014年10月（市貝町は2013年10月）に測定したところTable. 2-2-1に示すように、さくら市が 0.071  $\mu\text{Sv/hr}$ 、宇都宮市が 0.052  $\mu\text{Sv/hr}$ 、市貝町が 0.032  $\mu\text{Sv/hr}$ であった。

### 中汚染地域（さくら市）の立木別、垂直分布別含水率、密度、放射性Cs ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) 測定

## 結果

中汚染地域（さくら市）の原木林（南面 15 度傾斜地）のコナラ立木を道路面から尾根に向かって 15 本をランダムに伐採した。伐採した立木は 3m の長さに切断したのち、栃木県林業センターに持ち帰り所定の長さに切断し、各調査項目について立木の垂直方向での分布を測定した。結果を Table 2-2-2 に示す。含水率について、立木個体別と立木高さを因子として二元配置分散分析を実施したところ、立木間、立木高さとも危険率 1% で高度に有意であった。すなわち、含水率は立木個体間で差があること (Fig. 2-2-3 註；図中の SD は標準偏差, SE は標準誤差を表す。以下同じ)、また、垂直分布では高い位置になるほど、含水率は低い傾向にあった (Fig. 2-2-4)。含水率平均値は 38.45 %、最小 34.2 %、最大 42.1 %、 $\sigma=1.745$  であった。密度については、全体の平均値は 1.07、 $\sigma=0.025$  であるが、高さ 40 cm から 5 m までの標準原木についての平均密度は 1.08、 $\sigma=0.027$  であり、高さ 5 m 以上の直径が小さくなる原木の平均密度は 1.06、 $\sigma=0.024$  であった。このことは、立木の高さ位置別含水率とも関係していると考えられる (Fig. 2-2-4)。ちなみに、絶乾時の密度は平均値 0.653

で  $\sigma = 0.019$  であり、立木高さ位置による差はみられなかった (Table 2-2-2)。次に、立木別の放射性セシウム濃度を Fig. 2-2-5 に示した。Ge 半導体検出器での結果 (Table 2-2-2 の Ge) は立木個体間で有意の結果 (危険率 5%) となったが、非破壊検査装置での測定結果には有意差は認められなかった。非破壊検査での標準偏差が大きくなっていることが原因と考えられるが、立木ごとのグラフパターンは Ge 半導体検出器での測定結果とほぼ同様の傾向を示した。立木高さ別の放射性 Cs 濃度については、Ge 半導体検出器での測定結果は、高さ 7-8 m 程度までの放射性 Cs 濃度の変化は少ないものの、8-9 m では濃度は高くなった。非破壊検査装置での測定では、4 - 5 m 高さで放射性 Cs 濃度は高くなる傾向にあった (1% 危険率で有意)。このことは、Ge 半導体検出器においても、8 - 9 m 高さを除くと 4 - 5 m 付近の放射性 Cs 濃度が若干高い傾向にあったことと一致した (Fig. 2-2-6)。

Table 2-2-1. Air radiation dose rate of investigation areas.

| Investigation areas                     | Air radiation dose rate<br>( $\mu\text{Sv/hr}$ ) | Measurement season |
|---|--|--------------------|
| Moderately polluted area (Sakura city)  | 0.071  | October, 2014      |
| Lightly polluted area (Utsunomiya city) | 0.052  | October, 2014      |
| Lightly polluted area (Ichikai town)    | 0.032  | October, 2013      |





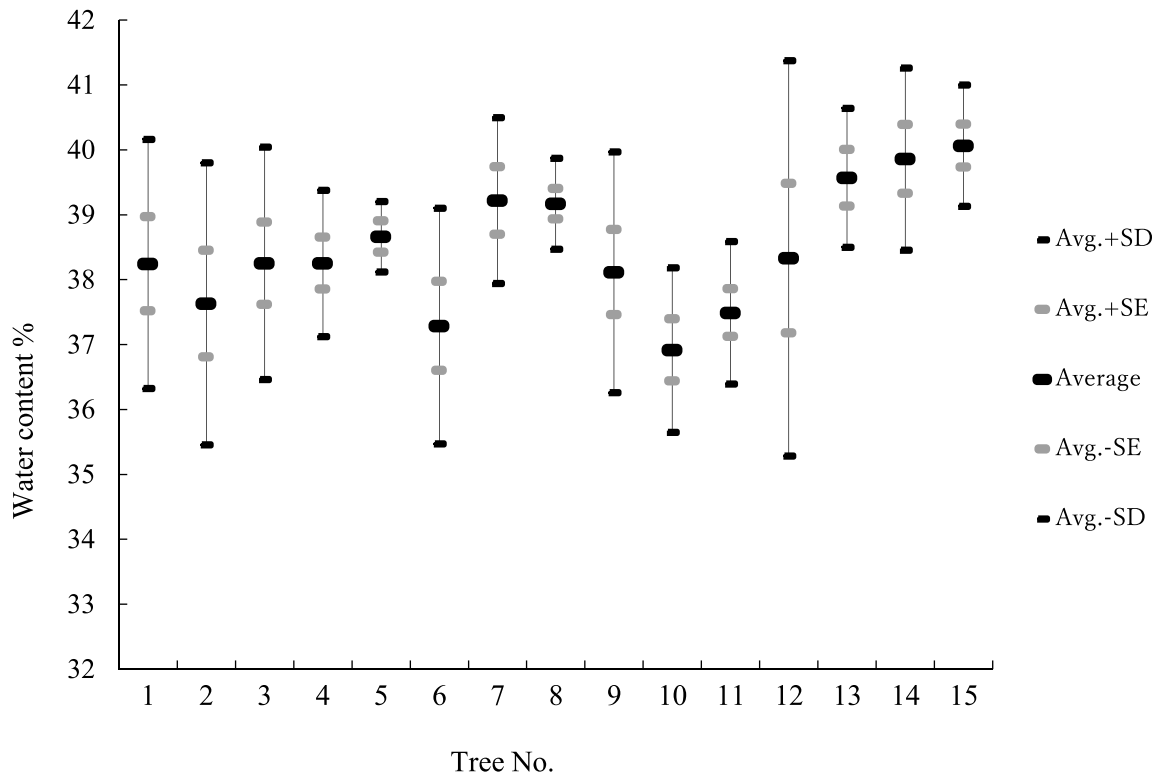


Fig. 2-2-3. Water content of each tree of *Q. serrata* in a moderately polluted area (Sakura city)

SD, standard deviations

SE, standard error

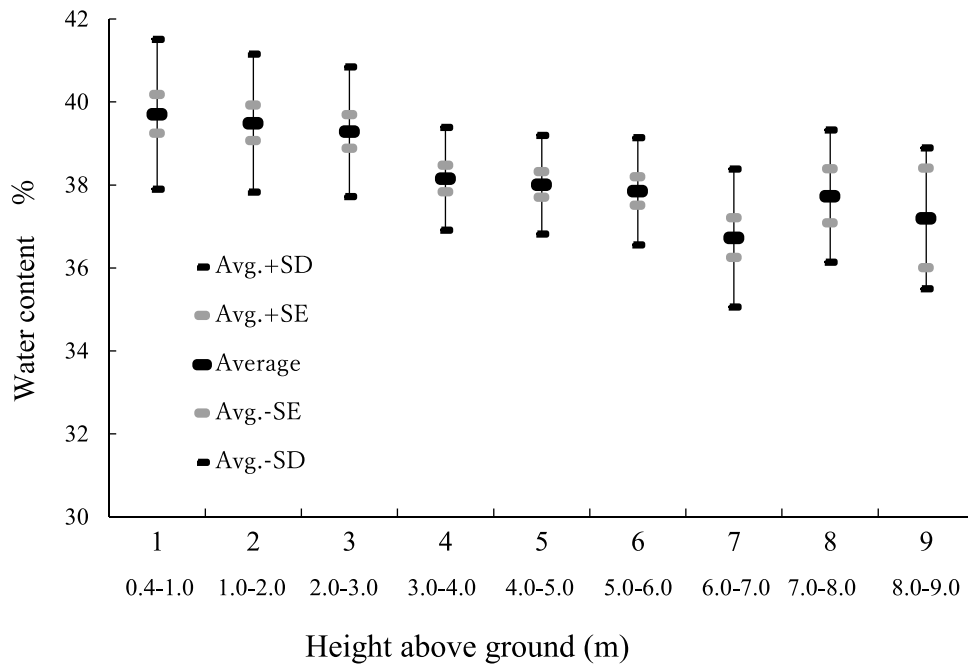


Fig. 2-2-4. Water content of trees of *Q. serrata* at various heights above ground in a moderately polluted area (Sakura city)  
Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD)

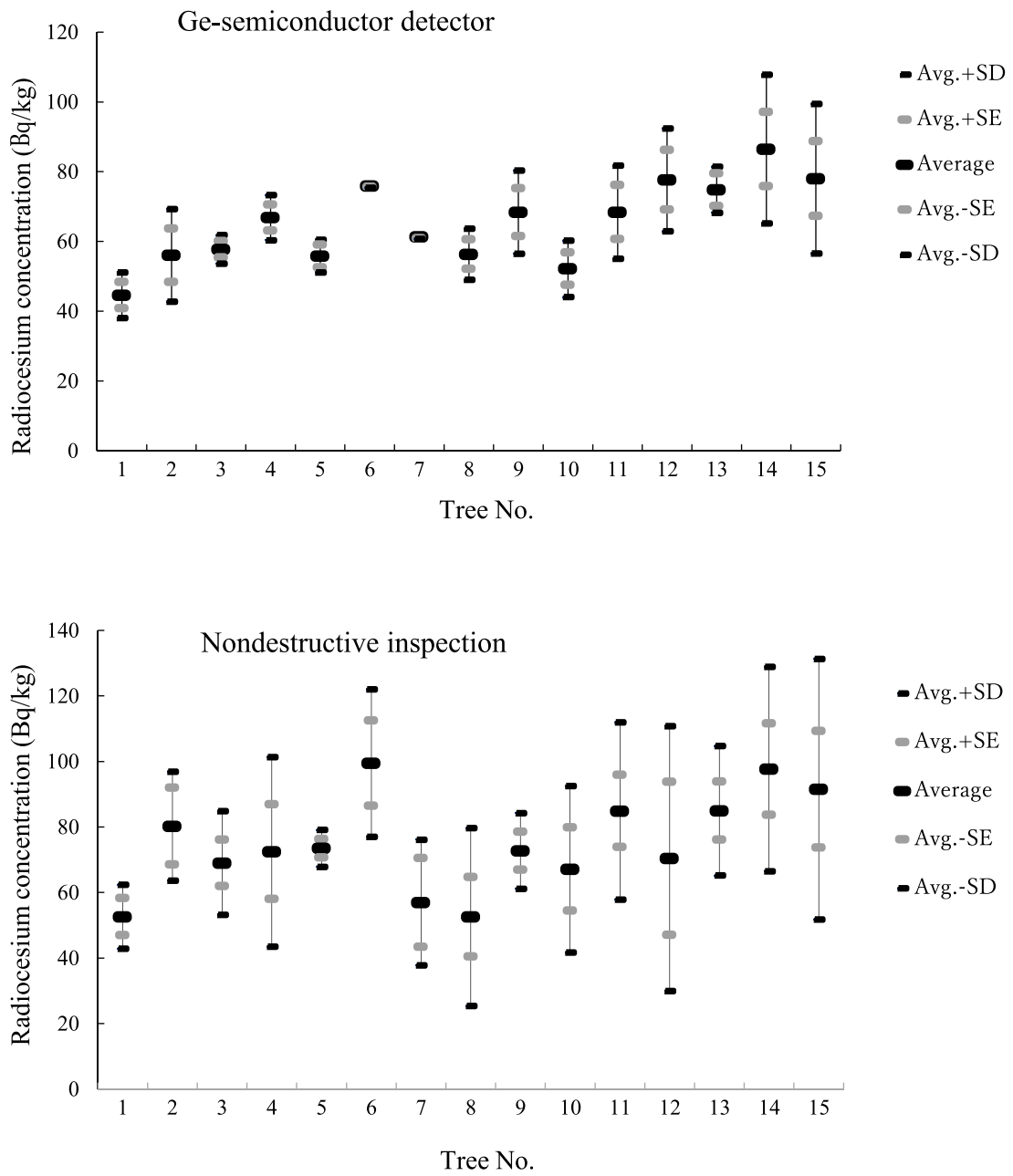


Fig. 2-2-5. Radiocesium concentration of each tree of *Q. serrata* in a moderately polluted area (Sakura city) as measured by nondestructive inspection method and Ge-semiconductor detector

Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD)

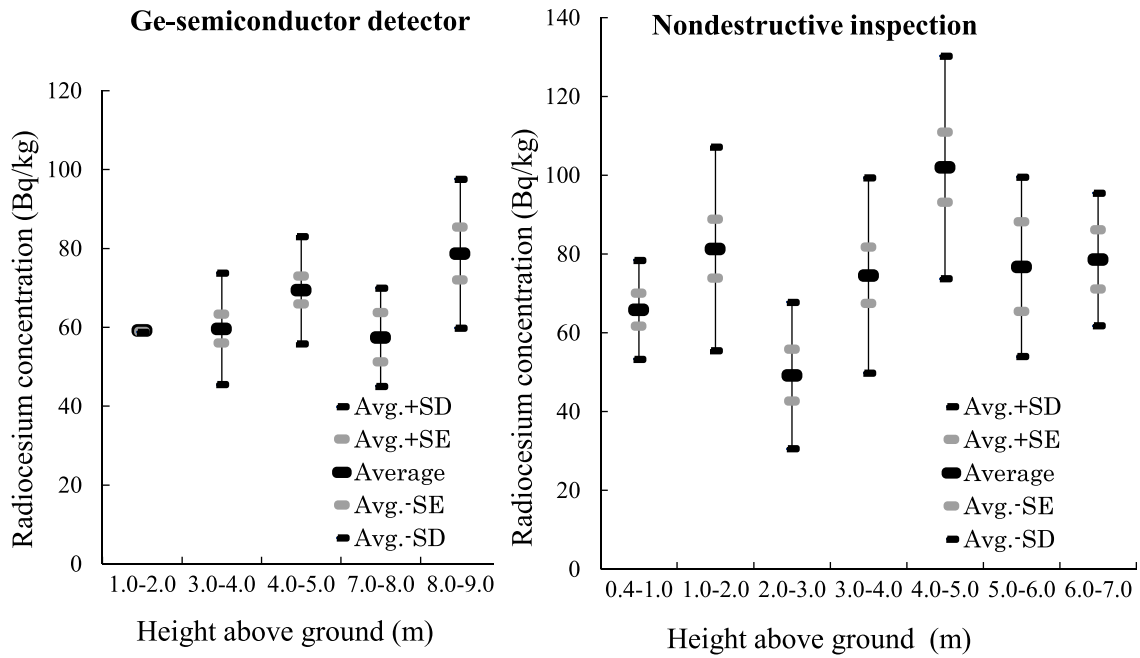


Fig. 2-2-6. Radiocesium concentration at different height increments of trees of *Q. serrata* in a moderately polluted area (Sakura city) as measured by nondestructive inspection method and Ge-semiconductor detector  
 Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD)

## 中汚染地域（さくら市）の伐採玉切り原木61本の重量別、非破壊検査装置による放

### 射性Cs測定結果

測定結果を Table 2-2-3 に示した。原木重量別放射性 Cs 測定結果について、分散分析をおこなったところ原木重量別には有意差がなく、シイタケ原木栽培に使用される限度の 4–5 kg の軽い原木から 15–16 kg の重い原木では、差がないことが示された (Fig. 2-2-7)。これらの原木を生木状態と仮定 (含水率 40%) したときの散布図を Fig. 2-2-8 に示した。林野庁の指標値は原木水分 12% のとき、原木の放射性 Cs 濃度は 50 Bq/kg 以下であることから水分 40% の場合、指標値は 34.1 Bq/kg となる。一方、スクリーニングレベル (註：厚生労働省が定める「食品中の放射性セシウムスクリーニング法」において、スクリーニングレベルは基準値 100 Bq/kg の半分である 50 Bq/kg 以上とすると定められている。原木については水分 12% のとき、林野庁が示す指標値は 50 Bq/kg (水分 40% のとき 34.1 Bq/kg) であり、その半分のスクリーニングレベルとした場合は、25 Bq/kg (水分 40% のとき 17.05 Bq/kg) である。) は指標値の 1/2 以上とすることとなることから、17.05 Bq/kg となる。Fig. 2-2-8 の散布図からさくら市原木の大部分は指標値を超える原木であることが判明した。

Table 2-2-3. Water content, density and radiocesium concentration of 61 logs (*Q. serrata*)  
in a moderately polluted area (Sakura city)

| Log No.  | Water content (%) | Density | Log weight (kg) | GAGG (Bq/kg) ※ | GAGG (Bq/kg) ※※ |
|----------|-------------------|---------|-----------------|----------------|-----------------|
| 1        | 40.9              |         | 11.10           | 49.5           | 73.7            |
| 2        | 40.3              |         | 10.60           | 52.8           | 77.8            |
| 3        | 39.1              | 1.05    | 6.78            | 17.3           | 25.0            |
| 4        | 39.2              |         | 6.14            | 63.0           | 91.2            |
| 5        | 39.5              |         | 7.09            | 68.2           | 99.2            |
| 6        | 39.2              | 1.06    | 5.50            | 21.6           | 31.3            |
| 7        | 37.5              | 1.05    | 6.40            | 62.8           | 88.4            |
| 8        | 37.4              |         | 5.44            | 81.5           | 114.5           |
| 9        | 37.3              | 1.03    | 5.23            | 66.9           | 93.9            |
| 10       | 36.7              | 1.05    | 4.77            | 73.1           | 101.6           |
| 11       | 39.0              | 1.07    | 7.07            | 52.7           | 76.1            |
| 12       | 39.0              |         | 5.81            | 83.8           | 120.9           |
| 13       | 39.8              | 1.08    | 13.19           | 81.2           | 118.7           |
| 14       | 39.8              |         | 11.50           | 33.7           | 49.3            |
| 15       | 39.0              |         | 12.36           | 46.8           | 67.6            |
| 16       | 38.8              | 1.11    | 11.10           | 49.8           | 71.6            |
| 17       | 38.9              | 1.07    | 7.16            | 31.2           | 44.9            |
| 18       | 40.1              | 1.07    | 5.79            | 69.2           | 101.6           |
| 19       | 39.7              |         | 5.29            | 99.7           | 145.5           |
| 20       | 41.7              | 1.07    | 11.35           | 41.8           | 63.1            |
| 21       | 41.0              |         | 9.27            | 70.3           | 104.9           |
| 22       | 40.4              | 1.10    | 7.38            | 30.5           | 45.0            |
| 23       | 40.3              | 1.08    | 13.09           | 35.2           | 51.9            |
| 24       | 39.9              |         | 8.71            | 44.5           | 65.1            |
| 25       | 39.5              | 1.05    | 7.50            | 20.3           | 29.5            |
| 26       | 39.1              | 1.08    | 11.35           | 47.5           | 68.7            |
| 27       | 38.4              | 1.09    | 7.31            | 27.8           | 39.7            |
| 28       | 38.7              | 1.03    | 14.17           | 49.1           | 70.5            |
| 29       | 37.6              | 1.05    | 4.72            | 30.8           | 43.4            |
| 30       | 38.1              | 1.10    | 10.94           | 57.0           | 81.1            |
| 31       | 37.4              | 1.08    | 9.31            | 52.0           | 73.1            |
| 32       | 40.1              | 1.10    | 11.89           | 35.7           | 52.5            |
| 33       | 40.2              | 1.06    | 8.46            | 43.5           | 64.1            |
| 34       | 38.6              | 1.08    | 10.72           | 51.0           | 73.0            |
| 35       | 38.6              |         | 7.25            | 83.6           | 119.8           |
| 36       | 38.7              | 1.07    | 6.40            | 59.7           | 85.7            |
| 37       | 41.3              | 1.07    | 9.71            | 61.3           | 91.9            |
| 38       | 41.1              |         | 8.89            | 56.3           | 84.1            |
| 39       | 40.9              | 1.08    | 7.56            | 41.4           | 61.7            |
| 40       | 38.2              | 1.07    | 9.73            | 38.2           | 54.4            |
| 41       | 38.3              |         | 12.35           | 67.7           | 96.5            |
| 42       | 42.1              | 1.07    | 6.54            | 38.6           | 58.7            |
| 43       | 41.6              |         | 5.62            | 76.6           | 115.3           |
| 44       | 41.0              | 1.03    | 4.95            | 24.9           | 37.1            |
| 45       | 38.9              | 1.09    | 11.87           | 35.3           | 50.8            |
| 46       | 39.2              |         | 10.59           | 47.5           | 68.7            |
| 47       | 39.5              | 1.09    | 9.81            | 60.6           | 88.1            |
| 48       | 39.7              | 1.07    | 6.97            | 71.8           | 104.8           |
| 49       | 39.5              |         | 6.37            | 100.3          | 145.8           |
| 50       | 39.5              | 1.10    | 5.65            | 47.1           | 68.5            |
| 51       | 39.9              |         | 4.63            | 28.6           | 41.9            |
| 52       | 36.6              | 1.04    | 4.55            | 75.1           | 104.3           |
| 53       | 41.6              |         | 12.57           | 46.2           | 69.7            |
| 54       | 41.5              | 1.07    | 11.04           | 54.9           | 82.6            |
| 55       | 38.0              | 1.06    | 5.09            | 56.3           | 79.9            |
| 56       | 37.9              |         | 4.57            | 56.0           | 79.3            |
| 57       | 38.0              | 1.05    | 5.43            | 48.5           | 68.9            |
| 58       | 37.9              |         | 4.94            | 58.8           | 83.3            |
| 59       | 36.7              | 1.08    | 4.72            | 39.7           | 55.2            |
| 60       | 40.5              |         | 13.29           | 26.5           | 39.2            |
| 61       | 35.5              | 1.04    | 4.45            | 57.5           | 78.4            |
| Average  | 39.3              | 1.07    | 8.2             | 52.5           | 76.0            |
| $\sigma$ | 1.4               | 0.02    |                 | 18.9           | 27.2            |

※GAGG (Bq/kg): Fresh logs

※※GAGG (Bq/kg): Water content of logs were calculated for 12%.

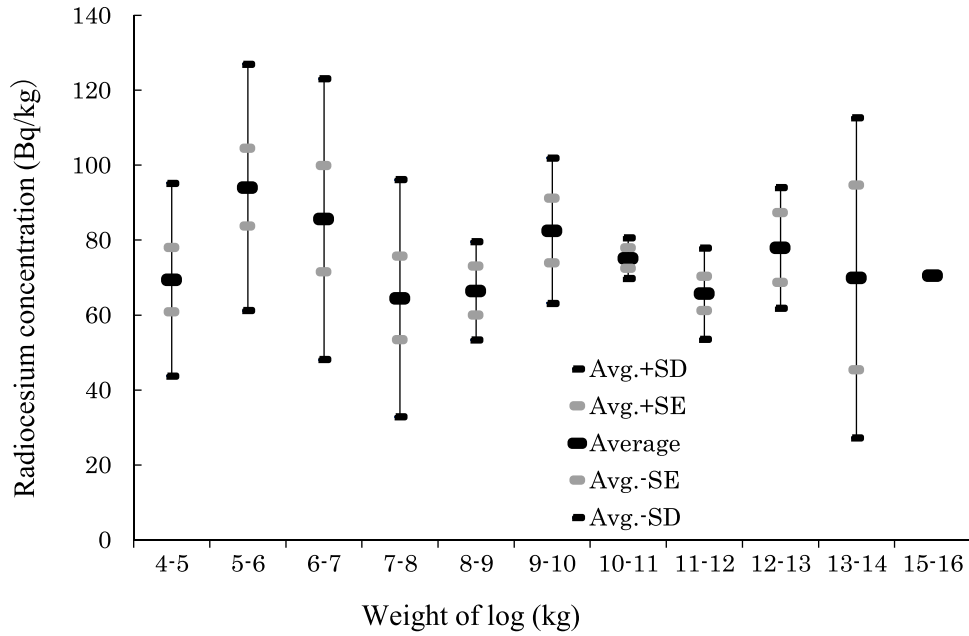


Fig. 2-2-7. Radiocesium concentration relative to log weight in a moderately polluted area (Sakura city)

Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD)

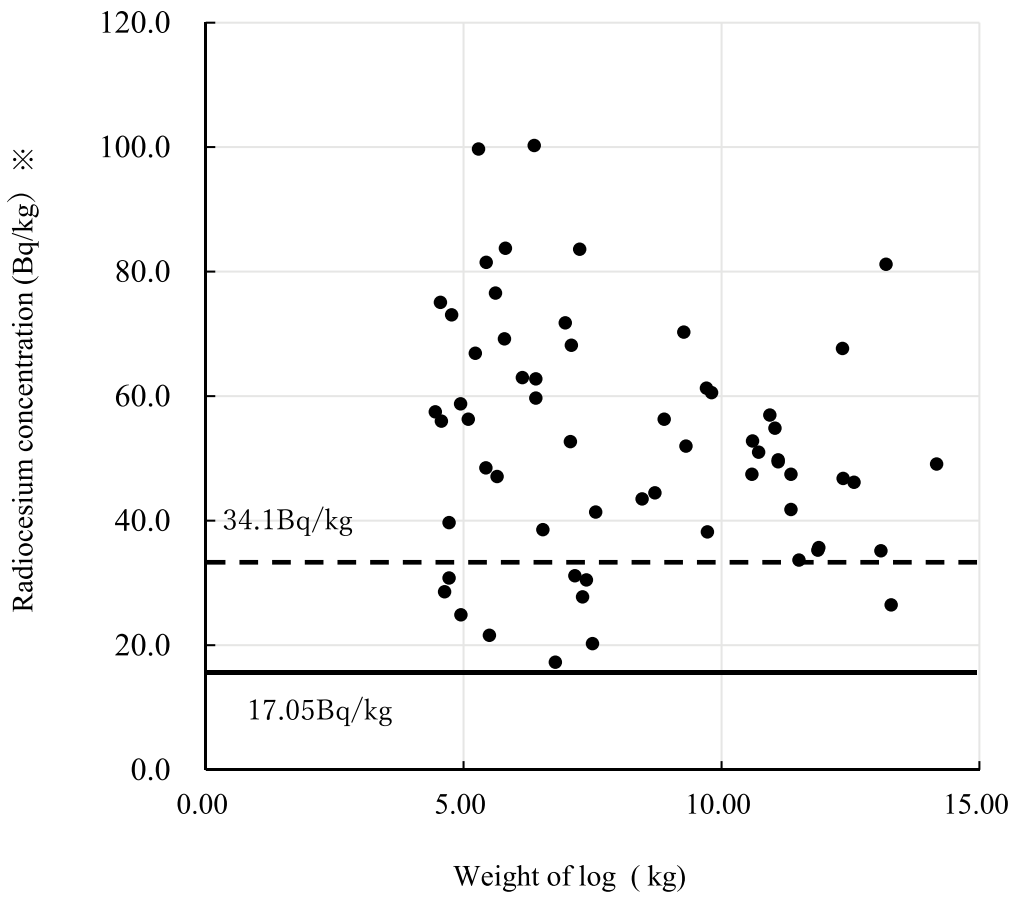


Fig. 2-2-8. Scatter diagram of radiocesium concentration vs. log wood (*Q. serrata*) weight (Sakura city) as measured by nondestructive inspection method.

--- , Line showing index value

— , Line showing screening level

\*We adjusted log water content to 40%.



### 低汚染地域（市貝町）の立木別，垂直分布別含水率，密度，放射性Cs測定結果

市貝町の立木別の各項目の調査結果は Table 2-2-4. に示した。立木伐採は 7 本で，90 cm の長さに玉切し，84 本の原木を採取した。放射性 Cs ( $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ) の測定は非破壊検査装置によりおこなった。測定数が 20 本と少なくなったのは，曲りの大きい（矢高が大きい）原木が多く，非破壊検査装置での測定が困難であったためである。（当該器は最大直幹直径 20 cm 原木を想定している。したがって，直径 12 cm 原木であれば，矢高 8 cm が限度。）原木含水率については，立木高さ別で 1% 危険率で有意差が認められ，先端部分の方が含水率は低い値となった。含水率は原木 85 本の平均値は 40.8%， $\sigma = 2.2$  で 36.1% から 43.9% の範囲でばらついた。密度は平均 1.08 であった。放射性 Cs 濃度は，立木の高さによる差は認められなかった。原木 20 本の放射性 Cs 測定結果の散布図を Fig. 2-2-9 に示した。この結果，スクリーニングレベル 17.05 Bq/kg 以下の原木は 7 本であったが，他の原木 13 本は指標値とスクリーニングレベルよりも高い値を示した。

Table 2-2-4. Water content, density, and radiocesium concentration of logs from trees of *Q. serrata* relative to height above ground in a lightly polluted area (Ichikai town)

| Height above ground<br>Log No. | 1                 |                              |               | 2                 |                              |               | 3                 |                              |               | 4                 |                              |               | 5                 |                              |               | 6                 |                              |               | 7                 |                              |               |
|--------------------------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|-------------------|------------------------------|---------------|
|                                | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) | Water content (%) | Density (g/cm <sup>3</sup> ) | GA/GG (Bq/kg) |
| 0.1                            | 42.8              | 1.07                         |               | 43.6              | 1.08                         |               | 42.6              | 1.06                         | 18.8          | 41.7              | 1.13                         |               | 43.4              | 1.07                         |               | 42.1              | 1.10                         |               | 44.1              | 1.13                         |               |
| 1.0                            | 42.7              | 1.06                         |               | 43.6              | 1.08                         |               | 42.4              | 1.06                         | 14.5          | 41.7              | 1.13                         |               | 43.4              | 1.09                         |               | 42.2              | 1.11                         |               | 43.9              | 1.13                         |               |
| 2.0                            | 42.6              | 1.06                         |               | 43.6              | 1.09                         |               | 42.3              | 1.06                         | 14.0          | 41.6              | 1.13                         |               | 43.4              | 1.11                         |               | 42.3              | 1.12                         |               | 43.8              | 1.13                         |               |
| 3.0                            | 41.6              | 1.08                         |               | 43.2              | 1.08                         |               | 41.6              | 1.09                         | 17.2          | 40.0              | 1.13                         |               | 43.4              | 1.07                         |               | 39.8              | 1.12                         |               | 42.4              | 1.14                         |               |
| 4.0                            | 42.2              | 1.07                         | 19.6          | 43.2              | 1.09                         |               | 41.8              | 1.08                         |               | 40.1              | 1.12                         |               | 43.0              | 1.07                         |               | 39.8              | 1.11                         |               | 40.1              | 1.12                         |               |
| 5.0                            | 42.8              | 1.07                         |               | 43.1              | 1.09                         |               | 42.0              | 1.07                         | 17.9          | 40.2              | 1.13                         |               | 42.6              | 1.07                         |               | 39.9              | 1.09                         |               | 37.8              | 1.11                         |               |
| 6.0                            | 41.5              | 1.05                         | 16.3          | 42.6              | 1.07                         |               | 41.3              | 1.05                         |               | 37.9              | 1.15                         |               | 40.0              | 1.02                         |               | 39.5              | 1.07                         | 12.5          | 40.6              | 1.12                         |               |
| 7.0                            | 41.3              | 1.04                         | 20.7          | 42.3              | 1.08                         |               | 40.9              | 1.08                         |               | 38.3              | 1.12                         |               | 39.0              | 1.02                         |               | 38.8              | 1.08                         |               | 40.6              | 1.12                         |               |
| 8.0                            | 41.1              | 1.04                         | 12.1          | 42.0              | 1.08                         | 18.7          | 40.5              | 1.10                         |               | 38.6              | 1.09                         |               | 38.0              | 1.02                         |               | 38.1              | 1.09                         |               | 39.8              | 1.11                         |               |
| 9.0                            | 41.2              | 1.02                         |               | 40.8              | 1.08                         | 24.9          | 41.9              | 1.04                         |               | 37.8              | 1.12                         |               |                   |                              |               | 38.1              | 1.09                         |               | 37.7              | 1.10                         | 12.5          |
| 10.0                           | 41.3              | 1.01                         |               | 41.2              | 1.07                         | 21.9          |                   |                              |               | 37.7              | 1.10                         |               |                   |                              |               | 38.1              | 1.09                         |               | 37.8              | 1.08                         |               |
| 11.0                           | 41.3              | 1.01                         |               | 41.5              | 1.05                         | 32.1          |                   |                              |               | 37.6              | 1.07                         |               |                   |                              |               | 38.1              | 1.09                         |               | 37.8              | 1.08                         |               |
| 12.0                           |                   |                              |               | 40.1              | 1.04                         | 23.4          |                   |                              |               | 36.4              | 1.10                         | 16.0          |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |
| 13.0                           |                   |                              |               | 38.1              | 1.04                         | 29.5          |                   |                              |               | 36.4              | 1.10                         | 32.5          |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |
| 14.0                           |                   |                              |               | 36.1              | 1.04                         | 23.3          |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |
| 15.0                           |                   |                              |               | 36.1              | 1.04                         |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |
| 16.0                           |                   |                              |               | 36.2              | 1.04                         |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |                   |                              |               |

GA/GG (Bq/kg): Water content of fresh logs was measured

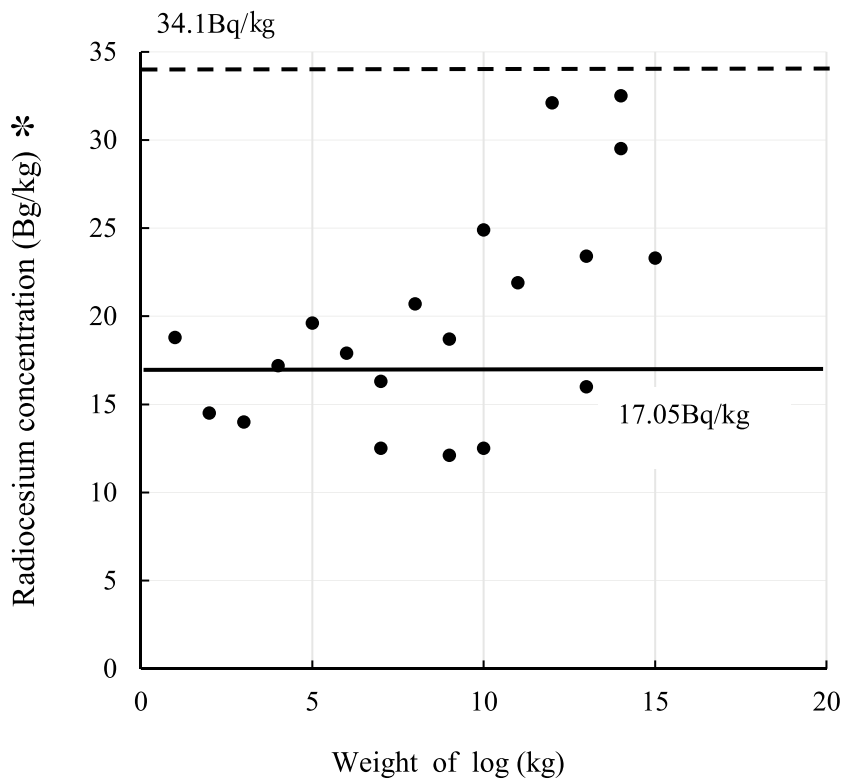


Fig. 2-2-9. Scatter diagram of radiocesium concentration vs. log wood (*Q. serrata*) weight (Ichikai town) as measured by nondestructive inspection method.

----- , Line showing index value

————— , Line showing screening level

\*We adjusted log water content to 40%.

## 低汚染地域（宇都宮市上籠谷）の原木85本の重量別放射性Cs濃度

宇都宮市の原木については、生産者が2014年11月から12月に立木伐採し、玉切りし横棒積みしてあった原木85本を利用し、非破壊検査装置を用いて、放射性Cs濃度を測定した。結果をTable 2-2-5. に示した。なお、測定時の原木含水率は採取サンプル（原木5本）を用いて絶乾法による測定結果から、含水率の高い分布域である40%を採用した。

原木重量別の放射性Csを解析したところ、有意差は認められなかった。含水率12%に換算したときの原木85本の放射性Cs平均値は34 Bq/kgであった。しかしながら、5kgから10kg/本の原木において、指標値（34.1 Bq/kg）をオーバーするものが8原木認められた（Fig. 2-2-10）。ちなみに、当該原木の水洗を試み再度測定を実施した。85本の原木の中から大径木（木口径12cm程度）、中径木（木口径10cm程度）、小径木（木口径8cm程度）をランダムに採取、高圧洗浄機（吐水圧力5.5 MPa、水量5.0 l/分）を用いて、吐水ノズルを半拡散にセットして原木をよく水洗いしたコンクリートの上に置き、手前から奥に2回掃くように1回転させながら実施した。洗浄原木は風乾した後、非破壊検査装置で放射性Cs濃度を測定した。

測定結果を原木径別の洗浄前後で分散分析した結果をFig. 2-2-11 に示した。洗浄前後ともまた原木径別にみても1%危険率で高度に有意であり、原木は簡易な洗浄をおこなった方が表面に付着した放射性Csが減少することが明らかとなった。なお、大径木に比較して、中、小径木の方が洗浄効果は高かった。

Table 2-2-5. Water content, density and radiocesium concentration of 85 (*Q. serrata*) logs in a lightly polluted area (Utsunomiya city)

| Log No. | Log weight (kg) | GAGG (Bq/kg) ※ | GAGG (Bq/kg) ※※ | Log No.  | Log weight (kg) | GAGG (Bq/kg) ※ | GAGG (Bq/kg) ※※ |
|---------|-----------------|----------------|-----------------|--|-----------------|----------------|-----------------|
| 1       | 5.86            | 17.1           | 25.0            | 46   | 8.27            | 44.2           | 64.9            |
| 2       | 5.17            | 31.0           | 45.4            | 47   | 8.95            | 22.9           | 33.6            |
| 3       | 5.61            | 25.7           | 37.7            | 48   | 8.83            | 27.6           | 40.5            |
| 4       | 6.17            | 28.9           | 42.3            | 49   | 8.27            | 30.9           | 45.3            |
| 5       | 5.71            | 13.4           | 19.7            | 50   | 7.06            | 20.2           | 29.7            |
| 6       | 6.05            | 28.3           | 41.4            | 51   | 6.32            | 8.0            | 11.7            |
| 7       | 5.05            | 11.5           | 16.9            | 52   | 7.60            | 10.7           | 15.7            |
| 8       | 5.37            | 23.2           | 34.0            | 53   | 10.15           | 10.5           | 15.4            |
| 9       | 5.79            | 42.8           | 62.8            | 54   | 11.44           | 25.8           | 37.8            |
| 10      | 7.26            | 28.0           | 41.1            | 55   | 9.49            | 29.1           | 42.7            |
| 11      | 7.88            | 30.0           | 44.0            | 56   | 11.77           | 24.5           | 36.0            |
| 12      | 6.38            | 23.1           | 34.0            | 57   | 8.11            | 18.8           | 27.6            |
| 13      | 7.49            | 11.8           | 17.3            | 58   | 9.76            | 30.5           | 44.7            |
| 14      | 6.17            | 30.0           | 44.0            | 59   | 8.02            | 18.2           | 26.8            |
| 15      | 5.76            | 16.0           | 23.4            | 60   | 7.64            | 12.3           | 18.1            |
| 16      | 6.64            | 36.1           | 52.9            | 61   | 7.99            | 24.4           | 35.7            |
| 17      | 6.50            | 41.0           | 60.1            | 62   | 6.69            | 16.9           | 24.7            |
| 18      | 6.66            | 28.7           | 42.2            | 63   | 6.87            | 37.6           | 55.2            |
| 19      | 7.06            | 21.4           | 31.4            | 64   | 9.12            | 21.8           | 31.9            |
| 20      | 6.40            | 32.9           | 48.3            | 65   | 12.98           | 16.7           | 24.5            |
| 21      | 5.30            | 15.0           | 22.0            | 66   | 13.80           | 21.6           | 31.7            |
| 22      | 5.91            | 29.4           | 43.1            | 67   | 10.45           | 15.8           | 23.2            |
| 23      | 5.18            | 9.9            | 14.5            | 68   | 6.44            | 22.9           | 33.6            |
| 24      | 6.34            | 25.6           | 37.5            | 69   | 8.64            | 39.5           | 57.9            |
| 25      | 7.64            | 25.6           | 37.6            | 70   | 8.48            | 23.0           | 33.8            |
| 26      | 7.13            | 30.6           | 44.9            | 71   | 13.25           | 17.0           | 24.9            |
| 27      | 5.90            | 27.3           | 40.0            | 72   | 12.84           | 21.5           | 31.6            |
| 28      | 7.29            | 34.4           | 50.5            | 73   | 7.38            | 21.8           | 32.0            |
| 29      | 6.16            | 27.5           | 40.3            | 74   | 12.08           | 26.6           | 39.1            |
| 30      | 5.97            | 23.9           | 35.1            | 75   | 12.19           | 13.8           | 20.2            |
| 31      | 6.08            | 20.5           | 30.1            | 76   | 16.04           | 26.7           | 39.2            |
| 32      | 9.24            | 19.7           | 28.9            | 77   | 8.98            | 23.2           | 34.0            |
| 33      | 9.16            | 11.1           | 16.3            | 78   | 11.49           | 25.3           | 37.1            |
| 34      | 6.95            | 26.8           | 39.4            | 79   | 9.90            | 26.0           | 38.1            |
| 35      | 7.49            | 13.7           | 20.0            | 80   | 11.99           | 21.4           | 31.4            |
| 36      | 8.36            | 25.5           | 37.3            | 81   | 13.32           | 24.4           | 35.8            |
| 37      | 6.75            | 12.1           | 17.8            | 82   | 11.81           | 8.9            | 13.0            |
| 38      | 8.77            | 12.8           | 18.8            | 83   | 15.97           | 12.6           | 18.5            |
| 39      | 7.98            | 17.9           | 26.3            | 84   | 10.81           | 20.6           | 30.2            |
| 40      | 5.96            | 38.3           | 56.2            | 85   | 12.33           | 24.6           | 36.0            |
| 41      | 10.15           | 21.3           | 31.2            | Average  | 8.4             | 23.2           | 34.0            |
| 42      | 7.27            | 23.7           | 34.8            | $\sigma$   |                 | 8.0            | 11.8            |
| 43      | 8.08            | 23.1           | 33.8            | ※GAGG (Bq/kg): Fresh logs.                                     |                 |                |                 |
| 44      | 9.20            | 19.9           | 29.2            | ※※GAGG (Bq/kg): Water content of logs were calculated for 12%. |                 |                |                 |
| 45      | 8.90            | 25.2           | 36.9            |  |                 |                |                 |

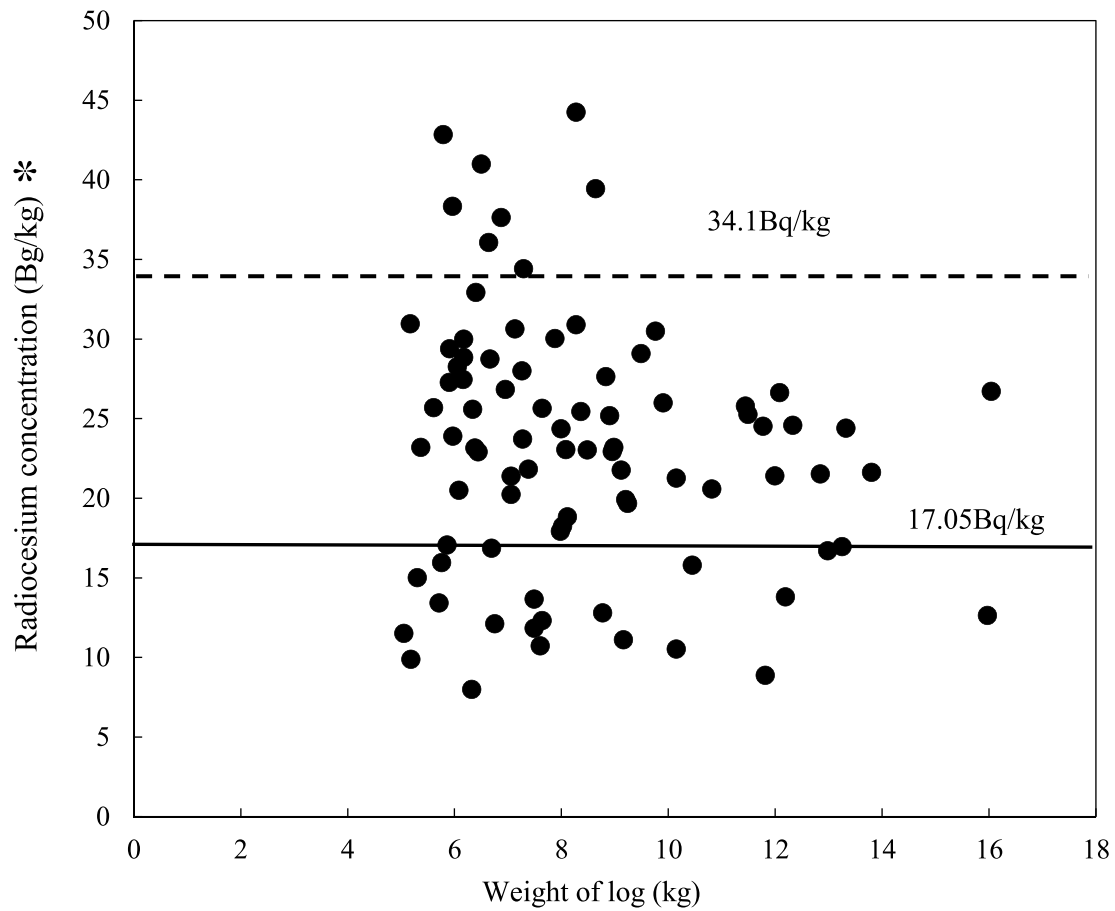


Fig. 2-2-10. Scatter diagram of radiocesium concentration vs. log log wood (*Q. serrata*) weight (Utsunomiya city) as measured by nondestructive inspection method.

- - - - - , Line showing index value
- , Line showing screening level

\*We adjusted log water content to 40%.

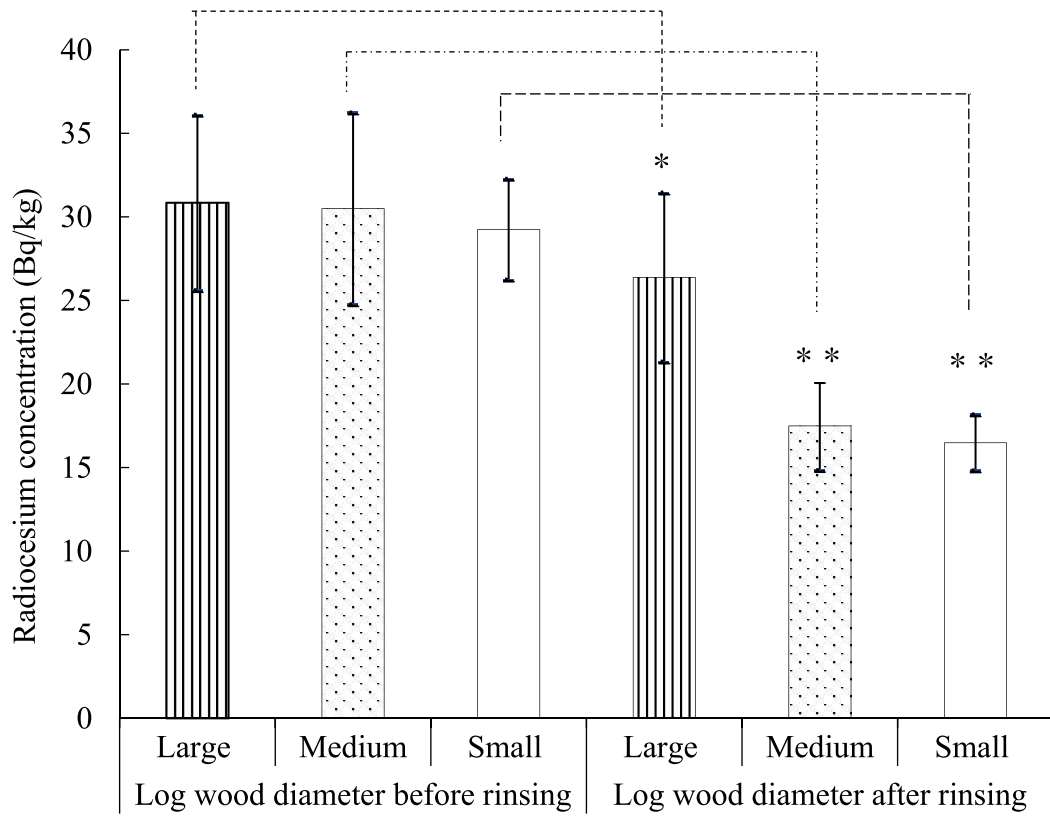


Fig. 2-2-11. Effect of log rinsing on radiocesium reduction relative to size of *Q. serrata* log wood

Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD)

\*,  $p < 0.05$ , \*\* ,  $p < 0.01$ , (a test of the difference in the population mean)

## 非破壊検査装置の改良

当該試験に用いた古河機械金属製非破壊検査装置は水産物（魚類）の放射性 Cs 測定装置を一部改良したものであったため、検出器は被検体に対して垂直に上下に配列したものである。そこで、検出器を被検体と平行に上下に配列し改良した測定器（Fig. 2-2-12）について、各原木重量別に測定時間を計測した結果を Table 2-2-6 に示した。これによると、検出限界を 12.5 Bq/kg とした場合、10 kg 原木（直径約 12 cm，長さ 90 cm）の測定時間は 120 秒であったものが、50 秒と 1/2 以下に短縮可能なことが明らかとなった。



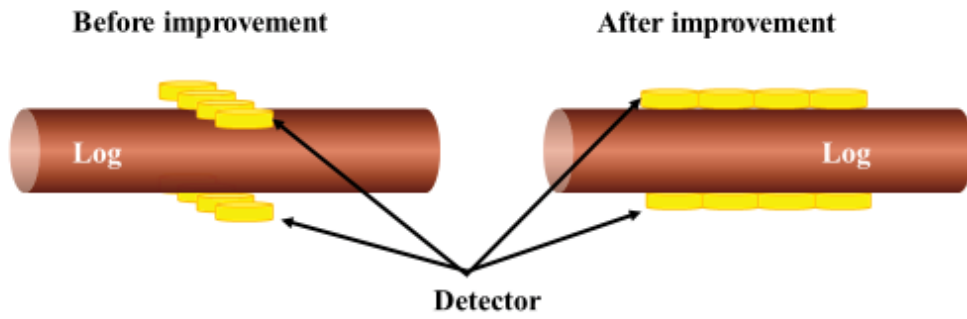



Fig. 2-2-12. Arrangement of detector of nondestructive inspection  
Equipment used in this study

Table 2-2-6. Investigation of the measuring time with improving the nondestructive inspection system

| Present., Crystal arrangement; Right angle to log |                       |             | Improvement.; Crystal arrangement;<br>Parallel to log                             |             |
|---|-----------------------|-------------|---|-------------|
| Minimum detection value<br>(Bq/kg)                | Fresh log weight (kg) | Time (sec.) |   | Time (sec.) |
| 12.5  | 7                     | 260         |   | 102         |
| 12.5  | 10                    | 120         |   | 50          |
| 12.5  | 13                    | 67          |   | 30          |
| 7.5   | 7                     | 1302        |  | 328         |
| 7.5   | 10                    | 382         |   | 141         |
| 7.5   | 13                    | 200         |   | 81          |

## 考察

放射性 Cs の沈着量の異なる栃木県内 3 か所（中汚染地域さくら市，低汚染地域市貝町と宇都宮市）のシイタケコナラ原木について，非破壊検査装置で放射性 Cs ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) 濃度の調査をおこなったところ，Table 2-2-1. に示すように 3 か所の空間線量率と Fig. 2-2-8 及び Fig. 2-2-10 の散布図からみて，空間線量が高い ( $0.071 \mu\text{Sv/h}$ ) 地域は指標値を超える原木が多く，空間線量率が低い ( $0.032 - 0.052 \mu\text{Sv/h}$ ) 地域はスクリーニングレベル以下の原木数が多くなると考えられる．成松・高橋 (2012) も，コナラ原木の放射性セシウム濃度は，1m 高さ空間線量率を変数として，べき乗式 ( $y = a \times b$ ,  $a$ ,  $b$  は定数) に近似可能な関係を示し，樹皮の放射性 Cs 濃度は地表面における空間線量率及び樹皮の表面線量と，高い相関を示した事を報告している．今後，経年で原木林の空間線量が低くなったとしても， $A_0$  層や A 層に存在する放射性 Cs は，森林内に留まり大きな低減はないと予想される．これについては，放射性医学研究所 (吉田・村松, 1996; 村松・吉田, 1997; 吉田, 2012a; 吉田, 2012b; 吉田, 2013) によっても，明らかにされているとともに，大橋ら, (2015) も，栃木県内で 3 年経過した林内の  $A_0$  層の放射性 Cs 濃度の調査からも明らかにしている．また，福島県の森林土壌は，放射性 Cs を固定し，樹木に移行しやすい条件にないことを示唆している (金子ら, 2013)．さらに，福島県で採取したコナラ樹皮について放射性  $^{137}\text{Cs}$  の溶出量を調べたが，殆ど溶出されず，一度樹皮に固定された Cs は容易に溶出されないことを明らかにしている (岩瀬ら, 2013)．そして，平成 27 年 3 月 27 日に林野庁からプレスリリースされた記事によると，落葉層の放射性 Cs 濃度は，2013 年に比べ 51 - 83% に低下したが，葉や枝など他の部位より高い濃度となっていること，土壌の濃度はこれまでと同様，表層土壌 0 - 5cm の層が最も高く，5 cm より深い層はその 10 分の 1 以下で，下層にいくほど低下する傾向を

示したとある。これらのことから、現時点で立木中の放射性 Cs 濃度が低く、シイタケ栽培に使用できる原木林を見出すことができれば、原木伐採後の萌芽更新や植栽により、恒常的にシイタケ原木林として使用できることが考えられる。

一方、立木の高さ位置による放射性 Cs 濃度は、中汚染地域（1本当たり 100 Bq/kg 以下）で、シイタケ栽培原木として使用可能な 4 kg 以上の原木の放射性 Cs 濃度については、分散分析の高さ位置別で有意差はなかった。しかしながら、Fig. 2-2-6 に示すように先端部の放射性 Cs 濃度は高い結果も見られる。岩澤ら（2013）や Zhianski ら（2010）は、立木先端部の細い部分の放射性 Cs 濃度が高いことを示している。とくに、自家伐採を実施するシイタケ生産者は、先端部の細い原木も使用することが多くあり、今後の応用試験で立木先端部の放射性 Cs 濃度を追跡・調査していく必要があると考える。

中汚染地域（さくら市）、低汚染地域（市貝町、宇都宮市）のシイタケ原木林における立木並びに玉切原木の放射性 Cs を測定した結果から、さくら市の当該地域原木は大半が指標値（水分 40% のとき、34.1 Bq/kg）以上で当面使用できないこと、市貝町の当該地域原木は、指標値以下にあるものの、スクリーニングレベル（水分 40% のとき、17.05 Bq/kg）との間にある原木とスクリーニングレベル以下に原木が混在することから、指標値とスクリーニングレベルの間の原木をどのように取り扱うか、栽培試験を繰り返し、安全性を確認していく必要がある。一方、宇都宮市の当該地域の原木は指標値を超えるものと、指標値とスクリーニングレベルの間にある原木と、スクリーニングレベル以下の原木が混在していた。指標値以上は使用不可となるが、指標値とスクリーニングレベルの間にある原木の取扱いは、市貝町と同様の対応をおこなっていく必要がある。さらに、宇都宮市原木を大、中、小径木に分け、洗浄をおこなったところ、洗浄前後で有意に放射性 Cs 濃度は低下した。北関東以北の各県で、ほぼ 100%スクリーニングレベル以下の原木林を見出すことは困難と思われるが、

指標値とスクリーニングレベルの間にある原木林はかなり多く存在すると考えられる。このため、栽培方法や子実体への放射性セシウム移行低減技術との併用が重要となってくると考える。現在は様々な研究者がほだ場やほだ木から子実体への放射性 Cs 移行低減技術を検討している(根田ら 2013, Neda et al. 2013, 杉本ら 2014, 大橋ら 2015a, 坂田・国友 2015, 杉本ら 2015)。今後、これらの技術が実用化されれば、指標値とスクリーニングレベルの間にある原木を使用できるようになる可能性が高いと考えられる。また、宇都宮市の原木については今回、高圧洗浄機での簡単な洗浄によって、放射性 Cs 低減効果が認められた。寺崎ら(2013) また、福井ら(2013) は原発事故直後では原木の洗浄効果について、ばらつきがあるものの洗浄効果は高く、経年により洗浄効果は低下することを報告している。今回、洗浄の効果が認められたことは、未だ立木の樹皮表面に溶出しやすい放射性 Cs が残留していたのか、または、新たに付着したのか、伐倒時や玉切時または運搬時の腐葉層や土壌接触に起因するのかどうか、今後調査を継続していく必要がある。

当該試験から得られた結果から、原木林の利用可否判断をする場合の抜取必要数の算出を試みた。立木または原木を全数検査するとした場合、当該非破壊検査装置を改良したとしても、シミュレーション結果 (Table 2-2-6.) より平均的な直径 10 cm 原木 (13 kg/本程度) は、1 本当たりの測定時間が 67 秒から改良後は 30 秒となるものの、装置への搬入、取り出しを考慮すると効率性については疑問が残る。このようなことから、抜取数についての検討をおこなった。JIS 規格についてロットサイズ 1,000 で JIS の計数抜取検査 (JISZ9015) によると、AQL 合格品質水準 1% の検査を 2 回抜取方式で行う場合、50 サンプル抜取り、0 個不良で合格、3 個で不合格、1-2 個不良は追加抜取り、追加 50 サンプル抜取で累計不良 3 個が合格、4 個で不合格としている。10 ha の原木林には、およそ 10,000 本の立木が存在し、原木数で計算した場合、70,000 本から 80,000 本となる。JISZ9015 に基づき AQL 合格品質水準 1% で 1 回抜取方式の検査を行った場合、抜取サンプル数は 500 本で、不適合品 10 本

以下で合格，11本以上が不合格となる．立木をロット（10,000本）とした場合は，抜取立木サンプル数は200本で，上記と同条件での判定は，不適合品5本以下で合格，6本以上で不合格となることが示されている．抜取数については，今後の実用段階での調査に負うところが大きい，林野庁の「きのこ原木及び菌床用培地中の放射性セシウム測定のための検査方法,2012.3.28」の2. 検査対象ロット及び検体の採取（1）きのこ原木及びほだ木伐採前のきのこ原木を検査する場合，及び（2）伐採後のきのこ原木を検査する場合に記述されている内容に準じて初回調査で行うことが良いと考える．すなわち，10ha以下の森林を1ロットし，当該森林の林縁（林道脇等）のきのこ原木用立木からランダムに立木3本を選出，または，検査対象となる同一の産地・保管先のきのこ原木を1ロットとし，ランダムに3本選出する，ことである．次いでこれらの被検体を非破壊検査装置で検査し，原木中の放射性Csが指標値より高濃度にある場合は，伐採中止，指標値以下やスクリーニングレベル未満である場合，本格的な抜取調査を行うことが良いと考える．しかしながら，上述したJIS規格は工業規格であり，この抜取検査手法がシイタケ栽培用の立木や原木に当てはまるかどうかは疑問が残る．そこで，公益財団法人日本住宅・木材技術センター発行の「最小サンプル数を  $t$  分布から計算する方法（小標本理論による方法），2011」を参考にした．

これによると適用条件として，

- ・母集団は正規分布に従うと仮定する．
- ・サンプル数  $n$  は小さくても良い（小標本）．
- ・母分散  $\sigma^2$  は未知で良い．としている．

すなわち，信頼水準  $\alpha$  と推定精度  $\beta$  を設定し，算出する方法である．当該試験における，さくら市原木 61 本，市貝町原木 20 本，宇都宮市原木 85 本の放射性 Cs 測定結果について，Fig. 2-2-13 から Fig. 2-2-15 に示すように正規性の検定（シャピローウィルク検定， $p < 0.05$  であった場合は「正規分布に従わない」， $p \geq 0.05$  であった場合は「正規分布に従う」）をお

こなつた。今回はエクセル統計 2015-Ver. 3 正規確率プロットと正規性の検定ソフトを使用した。この結果、さくら市では  $p = 0.412$ 、市貝町では  $p = 0.111$  そして宇都宮市では  $p = 0.122$  となり、全ての試験地の原木の放射性 Cs 濃度は正規分布に従う結果となった。これにより、変動係数  $CV = \sigma\sqrt{x}$  を想定できた (Table 2-2-7)。さらにこの変動係数に基づき、信頼水準、推定精度別の抜取本数の計算を試みた (Table 2-2-7)。この計算結果から、さくら市の抜取数は信頼水準 95%とした場合 202 本、市貝町では 123 本、そして宇都宮市では 188 本の抜取が必要であることが示された。このことから、同一地域で 1 ha 未満の原木林であれば、信頼水準 95%とした場合は、200 本程度抜き取れば良いこととなる。問題点としては、抜取数を決めたとしても、原木林としての利用の合否判断をどうするか、抜取原木全てがスクリーニングレベル以下である場合は、合格であるが、指標値とスクリーニングレベルの間の原木について考え方をどのようにするか。また、200 本抜き取った場合の不合格数の本数と全ロットの合否判断をどのようにするか。このような問題点については、今後更なる現地調査を踏まえて詳細な検討を加えていく必要があると考えている。原木中の放射性 Cs の動態は変化しており、空間線量や A<sub>0</sub> 層の状況とともに、毎年注意深くシイタケ用原木林、原木の調査を行っていく必要があると考える。

以上のことから、現行の農林水産省・林野庁の「きのこ原木及び菌床用培地中の放射性セシウム測定のための検査方法」(2011 年 10 月 31 日) の問題点と非破壊検査装置による原木中の放射性セシウム測定方法」試験結果に基づく提案を Fig. 2-2-16 に概念図を示した。

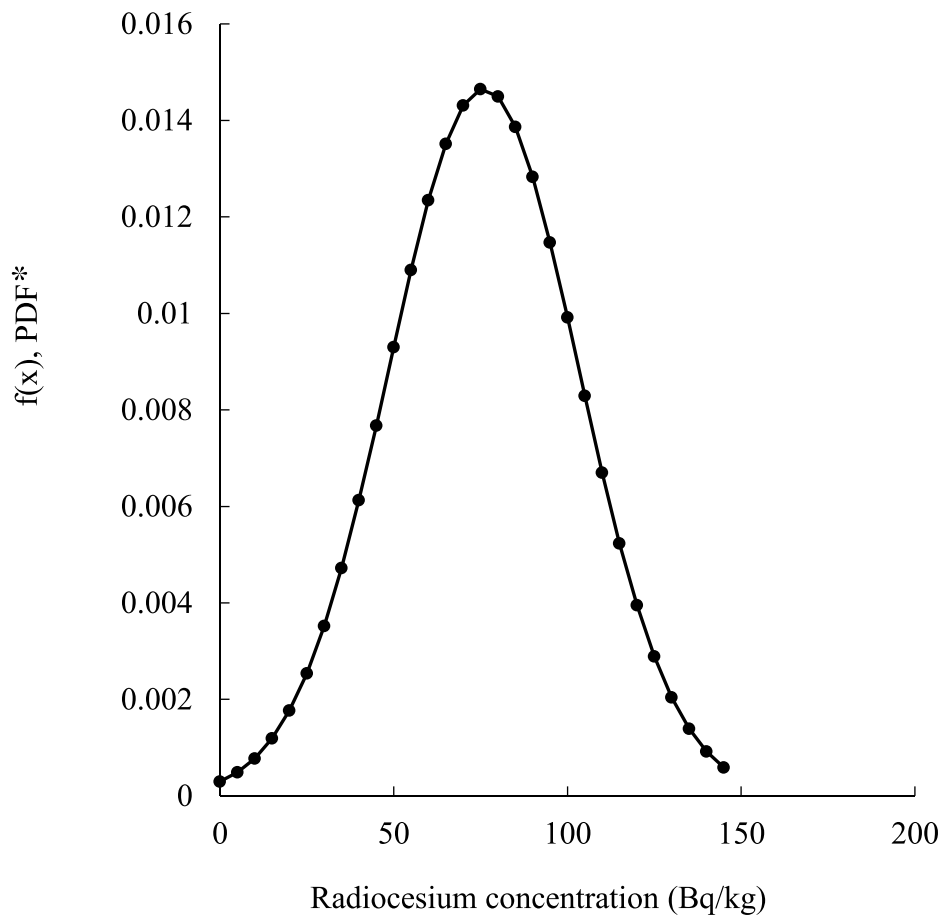


Fig. 2-2-13. Normal distribution curve of the radiocesium concentration of logs of *Q. serrata* from Sakura city.

PDF, Probability Density Function

Water content, 12%

df (degree of freedom), 61

average, 76.0

SD (standard deviation), 27.2

Shapiro—Wilk test,  $p = 0.412$



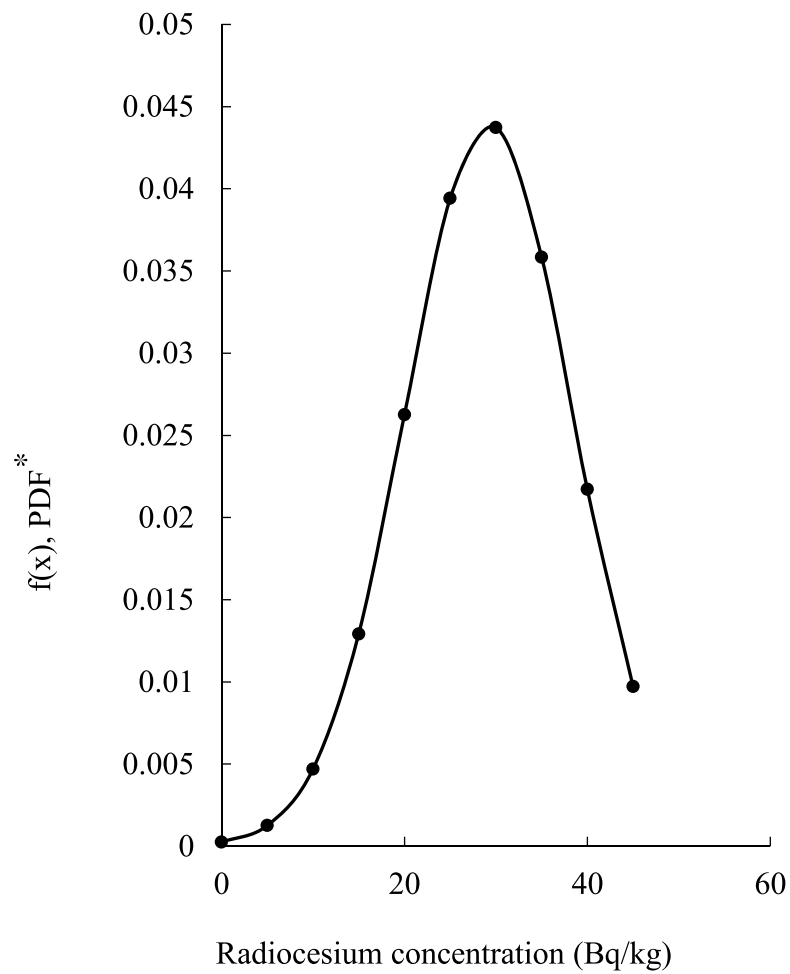


Fig. 2-2-14. Normal distribution curve of the radiocesium concentration of logs of *Q. serrata* from Ichikai town.

PDF, Probability Density Function

Water content, 12%

df (degree of freedom), 20

average, 29.2

SD (standard deviation), 9.1

Shapiro—Wilk test,  $p = 0.111$

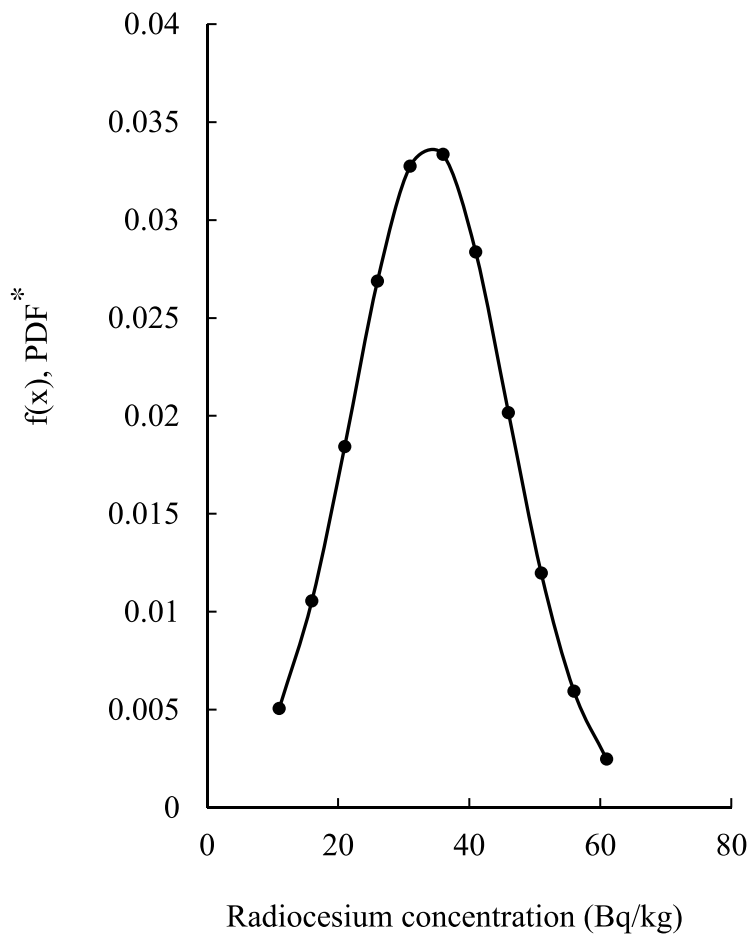


Fig. 2-2-15. Normal distribution curve of the radiocesium concentration of logs of *Q. serrata* from Utsunomiya city.

PDF, Probability Density Function

Water content, 12%

df (degree of freedom), 85

average, 34.0

SD (standard deviation), 11.8

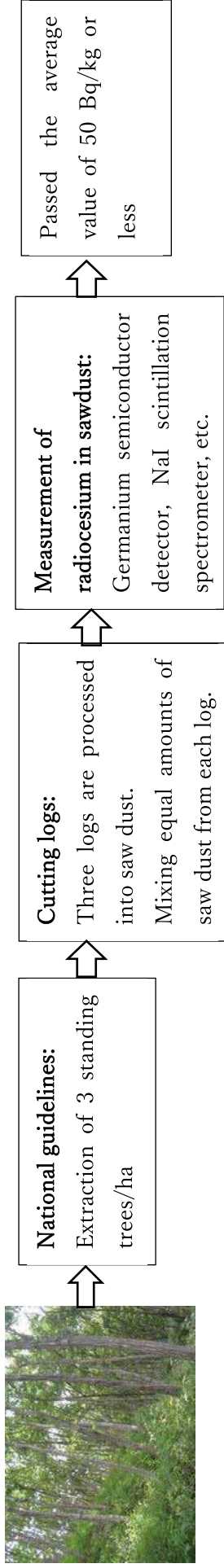
Shapiro—Wilk test,  $p = 0.122$

Table 2-2-7. Investigation of the required sampling number of each measurement area by calculating the minimum sample number from a  $t$ -distribution (based on small sample theory method).

|                                  | Sakura city (61 logs) |      |      | Ichikai town (20 logs) |      |      | Utsunomiya city (85 logs) |      |      |
|----------------------------------|-----------------------|------|------|------------------------|------|------|---------------------------|------|------|
| Confidence level                 | 0.95                  | 0.9  | 0.75 | 0.95                   | 0.9  | 0.75 | 0.95                      | 0.9  | 0.75 |
| $\alpha$                         | 0.05                  | 0.1  | 0.25 | 0.05                   | 0.1  | 0.25 | 0.05                      | 0.1  | 0.25 |
| Estimation accuracy ( $\beta$ )  | 0.05                  | 0.1  | 0.1  | 0.05                   | 0.1  | 0.1  | 0.05                      | 0.1  | 0.1  |
| Coefficient of variation (CV)    | 0.36                  | 0.36 | 0.36 | 0.28                   | 0.28 | 0.28 | 0.35                      | 0.35 | 0.35 |
| $t$ value ( $F(\alpha/2, n-1)$ ) | 1.97                  | 1.69 | 1.19 | 1.98                   | 1.72 | 1.21 | 1.97                      | 1.69 | 1.19 |
| Degree of freedom ( $n$ )        | 202                   | 37   | 18   | 123                    | 23   | 12   | 188                       | 35   | 18   |

"Inspection methods for measuring radiocesium in Shiitake mushroom log woods and culture media for Shiitake mushroom mycelial blocks"

Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries and Forestry Agency (October 31, 2011)



10 ha of *Quercus* virgin forest

Problem 1 : The average number of standing trees in 10 ha of virgin forest is about 10,000. Is the value measured by extracting three standing trees representative of the 10 ha virgin forest?

Problem 2 : Although the values of the germanium semiconductor detectors are accurate, the measurement time becomes longer when the concentration of radiocesium in the logs is low.

Problem 3 : The wood log is processed into sawdust, but it takes a long time to process and cannot be used as wood log.

Problem 4 : There have been many cases in which growers have purchased logs from wood log forests that passed this measurement method, and then when the growers requested other analysis laboratories to analyze the logs, many logs were found to exceed 50 Bq/kg, and the use of these purchased wood logs was discontinued.

Proposal based on the test results of "Method for measuring radiocesium in Shiitake mushroom log woods using non-destructive inspection equipment

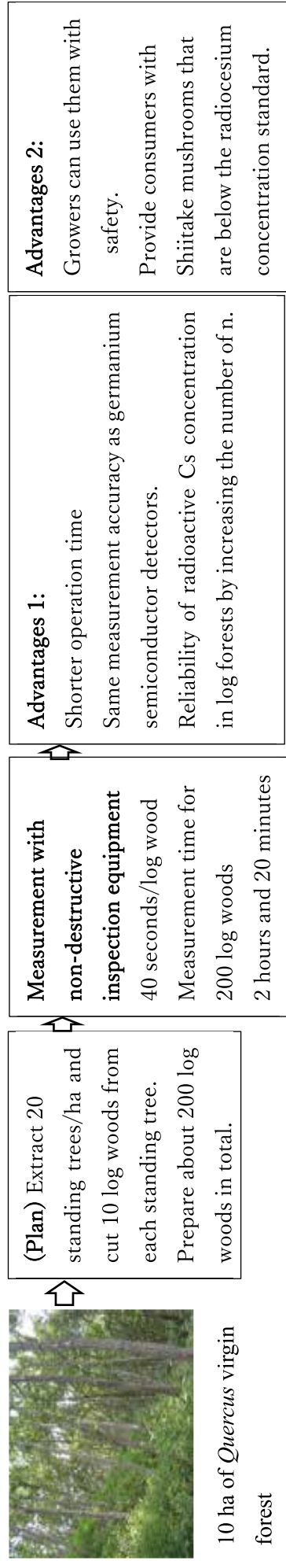


Fig. 2-2-16. Conceptual diagram of the change in the inspection method for measuring radiocesium in Shiitake mushroom log woods by the Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries and the Forestry Agency to a method using non-destructive inspection equipment

### 第3章 シイタケ原木及びほだ木，ほだ場からの放射性セシウム低減

#### 第1節 シイタケ原木栽培におけるナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液の原木への処理とほだ場でのプルシアンブルーフィルター（セシウムソープフィルター，CSF）敷設による原木と子実体への放射性セシウムの吸収抑制

##### はじめに

2011年の東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所の事故を受けて，厚生労働省は，生シイタケの放射性Cs濃度を他の食品と同程度の100 Bq/kg（厚生労働省医薬食品局食品安全部 2012）以下とすることを決定した．また，農林水産省（きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について，2012）は，根田（シイタケ原木の放射性Cs汚染，季刊，森林総研第22号，2012）の実験結果をもとに，シイタケ栽培における原木中の放射性Cs濃度の指標値を50 Bq/kg以下（含水率12%に換算）としている．生シイタケの含水率と原木含水率のばらつきを考慮し，原木から生シイタケへの移行係数（生シイタケの含水率を90%に換算して）を2.0と暫定的に設定した．

栃木県は福島県の南に位置し，福島第一原子力発電所から最短で約85 km 南西に位置している．原木を伐採した Y 市と S 市は福島第一原発の南西 120 km から 130km，実験を行った宇都宮市と日光市は福島第一原発から 145 km 離れている．栃木県では北から北西にかけての山間部で放射能汚染が発生した．

シイタケ原木およびほだ木，ほだ場からの放射性Csを除去する方法として，Csを特異的に吸着するプルシアンブルー（PB）が，多くの試験で使用されてきた．ほだ木をPB（商品名：ブルーキャッチャー1,000（30%分散液），大日精化工業株式会社）に浸漬することにより発生したシイタケ子実体基部（石突き部）への付着は見られるが，放射性Csの子実体への吸収を抑制することが確認されている（根田 2013, 2014）．様々なキノコの子実体への放射性Csの移行を抑制する方法は数多く検討されてきた．菌床栽培培養基へのPB添加による放射性Csの吸収抑制効果は，シイタケ *Lentinula edodes*，マイタケ *Grifola frondosa*，ナメコ *Pholiota microspora*，アラゲキクラゲ *Auricularia polytricha*

について、子実体収量への影響とともに調査されている（根田 2014）．これらの結果は、ヒラタケ *Pleurotus ostreatus* の菌床栽培実験でも裏付けられており、ヒラタケの培地にPB、そしてNPB分散液を使用することで、ヒラタケ子実体への放射性Csの移行を抑制することができたことを報告している（平出ら 2012, Hiraide et al. 2015）．さらにマイタケの菌床培地にPBを添加したところ、子実体への移行も抑制されたことが報告されている（國友ら 2015）．同様に、菌床培養におけるナメコ、アラゲキクラゲ、ブナシメジ *Hypsizygus marmoreus*、シイタケ子実体への放射性Csの移行は、PBを培地に添加することで抑制されることが報告されている（入澤ら 2013）．

菌糸が伸長したほだ木だけでなく原木もPB液（商品名、大日精化工業株式会社提供のセシウムソープフロワブル 200）に浸漬してシイタケの種菌を接種したところ、ほだ木をPB液に浸漬した場合と同等の子実体の放射性Csの減少が観察されたことが報告されている（坂田・國友 2015）．さらに、放射性Csで汚染された原木を0.5%のPB分散液に接種前に浸漬すると、子実体への放射性Cs移行が減少し、そしてPBの色素は一部の子実体の石突き部にしか付着しておらず、子実体や菌柄には付着していないことも報告されている（大橋ら 2015）．

ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液を用いた研究では、可溶性のPBよりも高い放射性Cs吸収能を有することが示されている（Hiraide et al. 2015, Kawamoto et al. 2017）．山口ら（2018）は放射性Csで汚染された原木を0.05% NPBに浸漬してマイタケを接種すると、子実体への移行が減少することを報告している．また、汚染されていないほだ木に様々な汚染防止処理を施した後、ほだ木への放射性Cs汚染と発生した子実体中の放射性Cs濃度を調査した．坂田（2014）はシイタケを用いて同様の実験を4ヶ月間行ったが、放射性Csの抑制効果は認められなかったとしている．このため、当該実験では、ほだ化期間を18ヶ月に延長して調査した．

PBの毒性については、第一章第3節で述べたように、PBの化学的安定性と毒性について多くの研究が行われてきている．ラットに関して、シアノ鉄（ $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ）は経口投与された $^{137}\text{Cs}$ の組織への取り込みを阻止し、体内からの除去を促進し、毒性の副作用もないことが示されている（Nigrovic 1963; 1965）．さらに、PBを60日間慢性的に接種した労働者への毒性作用は確認されなかったことを報告している（Richmond et al. 1966）．離乳期のラットに2%のニッケルフェロシアン

化物／樹脂複合体を含む飼料を152日間与えて屠殺し、肝臓、腎臓、脾臓、胸腺、脳、精巣、大腿骨の病理組織学的研究を行った結果、病理学的変化は認められなかったとしている（Inuma et al. 1971）。そして、IAEAはフェロシアン化ナトリウムが人間の食生活に使用するための食品添加物として承認されていること。PBの人体への毒性の可能性を考える上で、フェロシアン化ナトリウムが一般的な食卓塩の固結防止剤として15 ppmまで使用されていることも一般的知見であるとしている（Anon 1969）。IAEAとしては、これらの研究は、PB化合物が放射性セシウムの有効な対策となることを提示している。

原木を含むきのこ類培養着基へのPBおよび毒性の知見から、本研究ではシイタケの原木にNPBを適用した。当該試験では、原木をNPB分散液に浸漬することやPB担持セシウムソープフィルターシート（CSF）を敷設する汚染防止方法により、シイタケ子実体への放射性Csの吸収が抑制される効果について調査した。

## 試験材料及び方法

### 1) ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）処理による汚染原木からシイタケ子実体への放射性Cs移行の低減

NPB分散液（ $\text{Fe}_4^{3+}[\text{Fe}^{2+}(\text{CN})_6]_3$  10%）は、関東化学株式会社より入手した。シイタケ種菌は市販の菌興118号を使用した。放射性Csの測定には、ゲルマニウム（Ge）半導体検出器（セイコーイージーアンドジー社製、SEG-EMS）を用いた。栽培実験に使用したコナラ原木 *Quercus serrata* は、2014年5月（原発事故から3年後）に栃木県Y市とS市の2市で伐採し、栃木県林業センターに移送して栽培実験に供試した。2012年12月28日時点での放射性Cs沈着量（環境省2012）は、Y市では累積放射性Cs沈着量が30～60 kBq/m<sup>2</sup>、S市では累積放射性Cs沈着量は10～30 kBq/m<sup>2</sup>であった。原子力規制庁は2014年11月7日時点で福島県とその近隣県の空間線量率を航空機モニタリングに基づく1.0mの高さで報告している（原子力規制委員会2015）が、その分布図から、空間線量率はY市の伐採地域で0.1～0.2 μSv/h、S市の伐採地域で0.1 μSv/h未満となっている。Y市の原木46本、S市の原木70本の計116本の原木を採取し、すべての原木の放射性Cs濃度を測定した。原木は長

さ 1.3 m に切断し、直立した幹に近い枝を実験に使用した。各原木の末口と元口の直径は、丸太に対して直角に測定した。先端から 50 cm のところまでチェーンソーで細かく切断し、2L のマリネリ容器に採取したおが粉を充填し放射性 Cs 濃度を測定した。同じ試料について、加熱乾燥式水分計 (MX-50, A&D 社製) を用いて含水率を測定した。丸太材の放射性 Cs 濃度は含水率 12% に補正して重量当たりの濃度に換算した。次に、放射性 Cs 濃度、直径、形状から調査し、栽培実験の対象となる原木を選定した。2 つの伐採地 (Y 市と S 市) から選抜した原木を、0.1% と 0.5% の NPB 分散液に 24 時間浸漬し、対照区としてそれぞれの伐採地から採取した原木を井戸水に 24 時間浸漬した。5 日間風乾させた後、原木に菌興 118 号種菌を 1 本あたり 35~50 個の穴をあけ接種した。ほだ化は、栃木県林業センターの広葉樹林のほだ場でヨロイ伏せにより実施した。ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー、放射能測定法シリーズ 7 (原子力規制庁監視情報課, 原子力規制委員会, 2020) にあるように、各試験区で 100 g 以上の新鮮な子実体が収穫できた時点で、菌柄の基部を除去し、埃を拭き取り、子実体と菌柄をミキサーで粉碎した。試料を U8 容器 (100 mL) または 1 L マリネリ容器に充填し、Ge 半導体検出器を用いて子実体の放射性 Cs 濃度を測定し、日本食品標準成分表を参考に生シイタケ子実体の放射性 Cs 濃度を含水率 90% の時の値に換算した (文部科学省科学技術・学術審議会資源調査分科会, 2021. 日本食品標準成分表 2020 版 (八訂))。移行係数 (子実体と原木中の放射性 Cs 濃度の比率) は、原木の含水率を 12%、子実体の含水率を 90% (湿重量ベース) に換算して算出した。移行係数の算出は、福島第一原子力発電所事故後の根田 (2013) の報告を参考にした。また、参考までに乾重量ベースでの移行係数も算出した。2012 年 8 月に林野庁が移行係数の見直しテストを実施したところ、90% 信頼区間の上限が 1.785 であったため、移行係数 2.0 を引き続き使用することになった (吉村 2012)。



## 2) 汚染ほだ場におけるセシウムソープフィルター (CSF) 及び農業用遮光ネット (ASN) 処理による無汚染原木への放射性セシウム移行量の低減

不織布の表面にプルシアンブルーを付着させたセシウムソープフィルター (Cesiumsorb filter, CSF, PB100-5, 大日精化 (株) 製) を遮蔽に用いた (Fig. 3-1-1)). また, 遮蔽率 70%~75% の農業用遮光ネット (Agricultural shading net, ASN, ダイオシート 10 号, ダイオ化成 (株) 製) を用いた.

実験に使用した無汚染ほだ木は, 2012 年春に宮崎県で植菌した完熟ほだ木 (*Quercus acutissima*, 森 290 号を植菌, 森産業株式会社) を使用した. 2014 年 7 月 3 日に栃木県日光市の針葉樹林のほだ場に伏せ込み栽培を開始した (Fig. 3-1-2). 調査開始時, ほだ場内の 5 箇所を CsI シンチレーションサーベイメータ (堀場, PA-1000 Radi) を用いて調査した. この結果, 空間線量率 (高さ 1 m) の平均値は  $0.188 \pm 0.0044 \mu\text{Sv/h}$ , 表面線量の平均値は  $0.212 \pm 0.025 \mu\text{Sv/h}$  であった.  $A_0$  層は 20 cm の方形木枠内を採取し, 破碎後の含水率を測定した. A 層は, 手動式土壌採取器 (深さ 0~5 cm, 1 コア当り 100 mL 容量) (HS-30S, 藤原製作所) を用いて採取した. その結果,  $A_0$  層の平均放射性 Cs 濃度は 16,750 Bq/kg, A 層の平均放射性 Cs 濃度は 520 Bq/kg であった. 以下の 5 つの実験条件のそれぞれについて,  $4.0 \text{ m} \times 4.0 \text{ m}$  の面積に, ヨロイ伏せにて 30 本のほだ木を伏せ込んだ (Fig. 3-1-2. A). 対照区はほだ木を土壌の上に直接伏せ込んだ (Fig. 3-1-2. B); CSF 敷設, 汚染土壌の上に CSF シートを敷きその上にほだ木を伏せ込んだ (Fig. 3-1-2. C); CSF 敷設, CSF 被覆, ほだ木を CSF シートの上に伏せ込み, 別の CSF シートで覆った (Fig. 3-1-2. D); CSF 敷設なし, ASN 被覆; ほだ木を直接土壌上に伏せ込み, ASN シートで覆った (Fig. 3-1-2. E); CSF 敷設および ASN 被覆, ほだ木を CSF シート上に伏せ込み, ASN シートで覆った (Fig. 3-1-2. F).



Fig. 3-1-1. Cesiumsorb filter (CSF, Prussian blue filter) sheet with a thickness of 10 mm and width of 1 m

Left, cesiumsorb filter product;

Right, cesiumsorb filter thickness indicates (10 mm).

子実体の発生は2014年10月2日（設置から4ヶ月後）から始まり、11月27日（設置から約6ヶ月後）まで断続的に子実体を収穫した。子実体の放射性Cs濃度は、採取毎に測定した。子実体の発生が終了した2015年12月18日（設置後約17ヶ月）に、各実験区から5本のほだ木を抜き取った。ほだ木の両端10 cmを除く全てをチェーンソーでおが粉に加工した。このおが粉をマリネリ2 L容器に充填し、林野庁の検査方法（2012）に従い、ほだ木ごとに放射性Csの濃度を測定した。

実験条件毎に5本の原木から取り出したおが粉の放射性Cs濃度の平均値を算出した。2015年に引き続き、3月から5月（設置後8~10ヶ月）に子実体を収穫して調査を行った。その後、2015年10月から2016年1月（設置後15ヶ月から18ヶ月）にかけても子実体の収穫を行った。ほだ木周辺の5箇所のそれぞれにおいて、実験開始時と実験終了時のA<sub>0</sub>層とA層（0~5 cm）の放射性Cs（<sup>134</sup>Cs、<sup>137</sup>Cs）濃度を測定した。また、実験終了時には、ほだ木を覆っていたCSF、ほだ木の下に敷設したCSF、ほだ木を覆ったASNについても放射性Cs（<sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Cs）濃度を測定した。



Fig. 3-1-2. Experimental conditions for testing cesiumsorb filter and agricultural shading net at the fruiting yard in Nikko City, Tochigi Prefecture, Japan.

- A, view of fruiting yards with all test conditions;
- B, control;
- C, CSF (cesiumsorb filter) insulation;
- D, CSF insulation and shielding;
- E, no insulation and ASN (agricultural shading net) shielding;
- F, CSF insulation and ASN shielding;

### 3) Ge 半導体検出器を用いた $\gamma$ 線分光分析による統計解析と検出限界について

統計解析計算はすべて BellCurve Excel Statistics (株式会社 社会情報サービス) を用いて行った。なお, Ge 半導体検出器を用いた  $\gamma$  線スペクトロメトリーの検出下限値は, 原子力規制庁監視情報課, 原子力規制委員会, 2020. ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー, 放射能測定シリーズ 7, 令和 2 年 9 月改定, 101-103 頁を参考とした。

## 結果

### 1) ナノ粒子不溶性プルシアンブルー (NPB) 処理による汚染原木からシイタケ子実体への放射性セシウム移行の低減

原木の放射性 Cs ( $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{134}\text{Cs}$ ) 濃度, 含水率, 直径を Table 3-1-1 に示した。放射性 Cs 濃度は, 栃木県 Y 市 (257.8 Bq/kg, SD=107.4, n=46) が S 市 (62.4 Bq/kg, SD=18.7, n=70) に比べて有意に高かった。Fig. 3-1-3 に示すように, NPB 分散液の濃度が高いほど樹皮表面の着色が進行していた。Fig. 3-1-3 の上写真は左から 0.5% NPB, 0.1% NPB, 及び井戸水に浸漬した原木を示す。0.5% NPB 浸漬区原木では樹皮への着色が顕著に見られた。Fig. 3-1-3 の下写真の原木は, 上から順に井戸水, 0.1% NPB, 及び 0.5% NPB に浸漬したものである。上の写真と同様に, 0.5% NPB 区原木の樹皮は濃い色をしている。Fig. 3-1-4 は, 0.5% NPB 分散液に浸漬した直後の原木の木口面と中央部の断面を拡大したものである。樹皮は NPB で着色され, 木口面 (左の写真) は完全に着色していたが, 浸漬後の中央部切断面 (右の写真) では辺材に着色が見られたものの, 心材は着色していなかった。種菌は 2014 年 7 月に接種し, 8 月末までスプリンクラー散水 (降雨時を除く週 2 日, 2 時間/日) を行った。9 月から 11 月は降雨のみであったが, ほだ木上面の NPB は流出し, 下面は NPB が残留していた (Fig. 3-1-5)。子実体発生は, 栽培開始から 8~10 ヶ月後 (2015 年 3~5 月) の翌年春に, また栽培開始から 19~21 ヶ月後 (2016 年 2~4 月) の翌年春にも観察された。0.5% NPB 分散液に浸漬したほだ木については, 設置から 8~10 ヶ月後, 19~21 ヶ月後に収穫した子実体の状態を調査したところ, 石突き, 菌柄, 傘には PB の着色は見られなかった。19~21 ヶ月で収穫した子実体中の放射性 Cs 濃度を Fig. 3-1-6 に示した。Y 市の未処理の原木で栽培した子実体中の放射性 Cs ( $^{134}\text{Cs} +$

$^{137}\text{Cs}$ ) 濃度が最も高く ( $103 \pm 31.1 \text{ Bq/kg}$ ), 0.1% NPB 処理区では  $35.25 \pm 8.3 \text{ Bq/kg}$ , 0.5% NPB 処理区では  $26 \pm 17 \text{ Bq/kg}$  と有意に減少した (多重比較 Tukey-Kramer,  $** p < 0.01$ ). S 市産の原木については, 未処理のほだ木から発生した子実体の放射性 Cs 濃度は  $51.6 \pm 22.1 \text{ Bq/kg}$  で, 0.1% NPB 処理区では  $33.5 \pm 19.5 \text{ Bq/kg}$  まで減少したが, 有意差は認められなかった. 一方, 0.5% NPB 処理区では, 未処理のほだ木に比べて  $17.6 \pm 11.3 \text{ Bq/kg}$  と有意な減少を示した (多重比較 Tukey-Kramer,  $** p < 0.01$ ). このように, 原木を NPB 分散液で浸漬処理することにより, 子実体の放射性 Cs 濃度を低下させることができた. このデータについて, 林野庁の方法と乾燥重量基準法の両方を用いて移行係数を算出した (Table 3-1-2). 生シイタケの湿重量基準 (子実体含水率 90%換算) 及び原木含水率 12%換算での移行係数 (子実体と原木の放射性 Cs 濃度の比) は, Y 市の未処理原木で 0.46, S 市の原木で 0.77 であった. 乾燥重量ベースの移行係数は, Y 市の未処理原木で 4.04, S 市の原木で 6.79 であった. また, 原木を NPB に浸漬すると, 原木採取場所にかかわらず, NPB 濃度の上昇に伴って移行係数が低下することがわかった.

Table 3-1-1. Characteristics of Tochigi Prefecture log woods (*Q.serrata*) used in this experiments

| Log woods<br>felling area in<br>Tochigi | n  | Moisture content<br>of log woods(%) |     | Radiocesium concentration of log<br>woods (Bq/kg) |                   |       | Average diameter of<br>log woods (cm) |          |     |
|---|----|-------------------------------------|-----|---|-------------------|-------|---------------------------------------|----------|-----|
|   |    | Measured value                      | ±SD | <sup>134</sup> Cs                                 | <sup>137</sup> Cs | Total | ±SD                                   | Diameter | ±SD |
| Y City                                  | 46 | 43.3                                | 2.1 | 69.5  | 188.3             | 257.8 | 107.4                                 | 11.5     | 4.9 |
| S City                                  | 70 | 41.4                                | 1.8 | 16.6  | 45.8              | 62.4  | 18.7                                  | 9.1      | 3.9 |

Log woods were felled on May 22, 2014 and assayed in June.

SD, standard deviations



Fig. 3-1-3. Coloring of the log woods (*Q. serrata*) bark soaked in different concentrations of NPB (nano particle insoluble Prussian blue) dispersion liquid.

A, from left to right, 0.5% NPB, 0.1% NPB, control;

B, from top to bottom, control, 0.1% NPB, 0.5% NPB



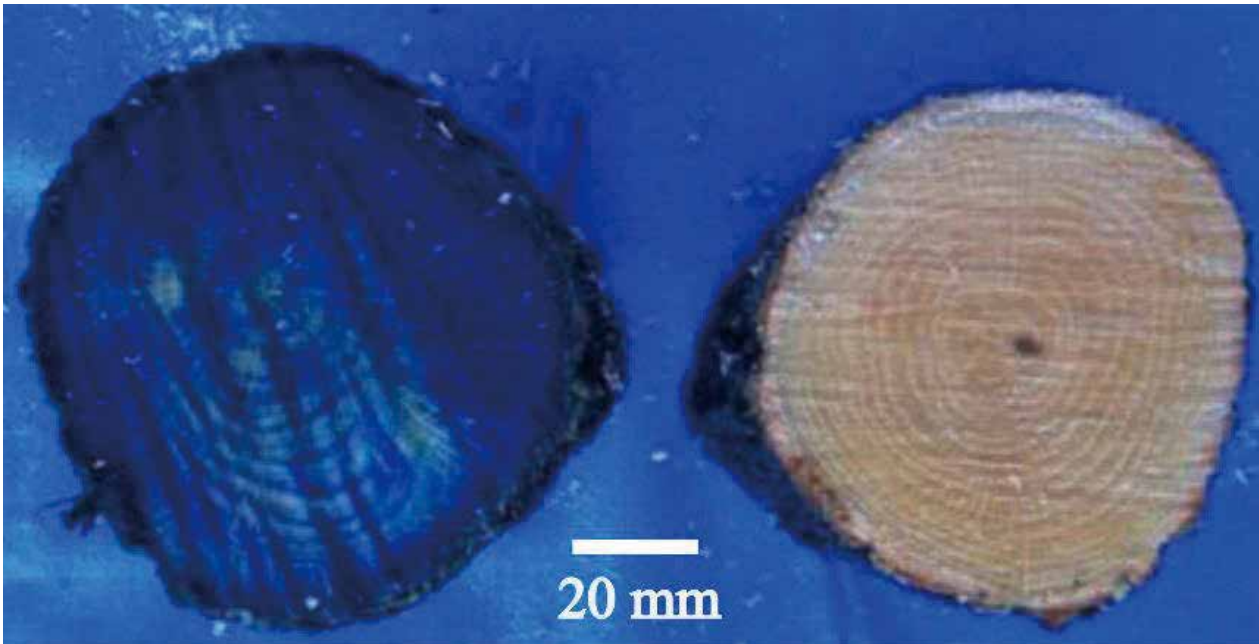


Fig. 3-1-4. Close up view of cut-end and cross-section surface from the middle of the log wood (*Q. serrata*) that was soaked in 0.5% NPB (nano particle insoluble Prussian blue) dispersion liquid.

Left, cut-end surface

Right, cross-section

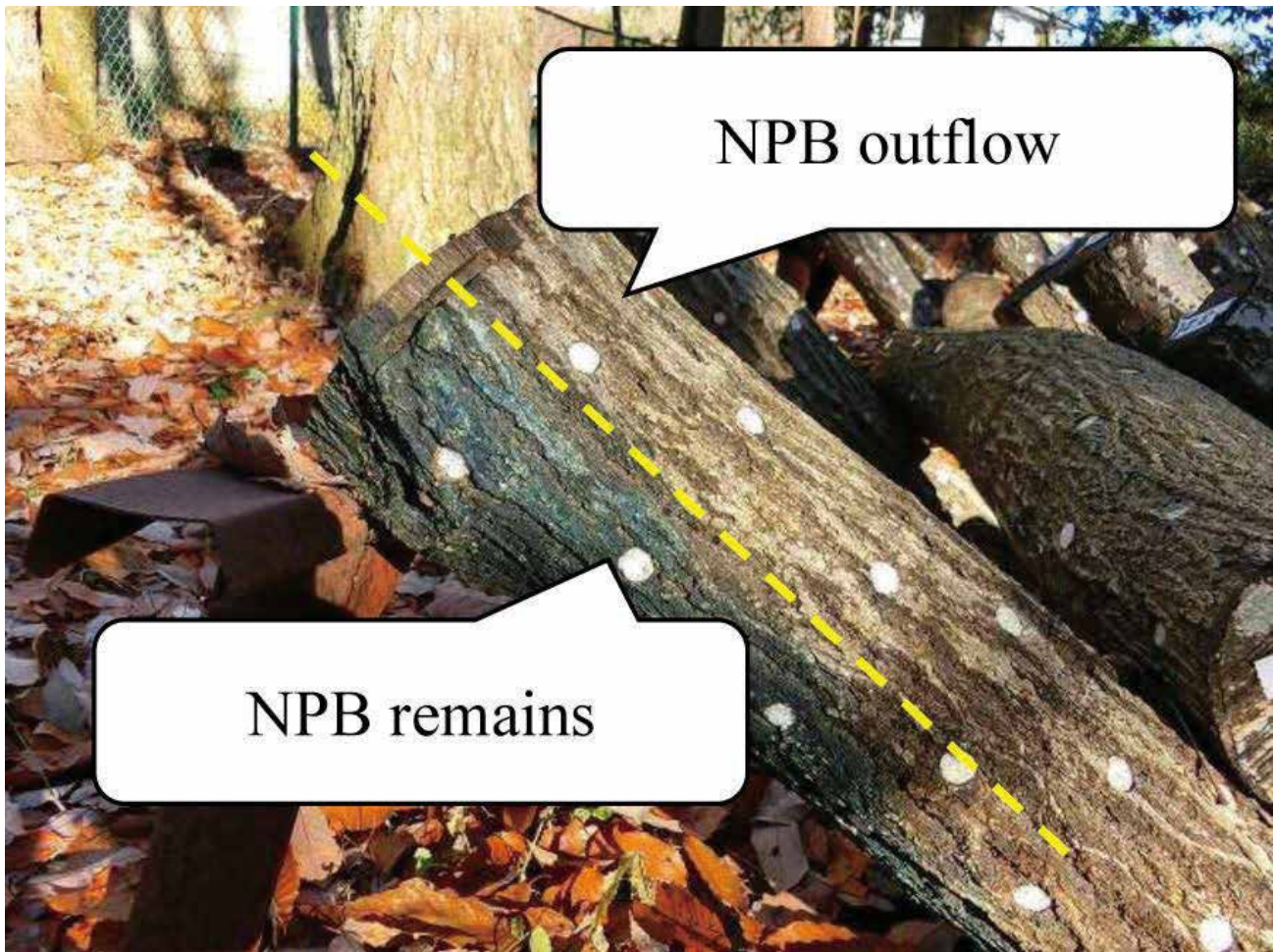


Fig. 3-1-5. Bed log (*Q. serrata*) at 4 months after soaking in 0.5% NPB dispersion liquid.

Log wood was soaked in July 2014 and assayed in November 2014.

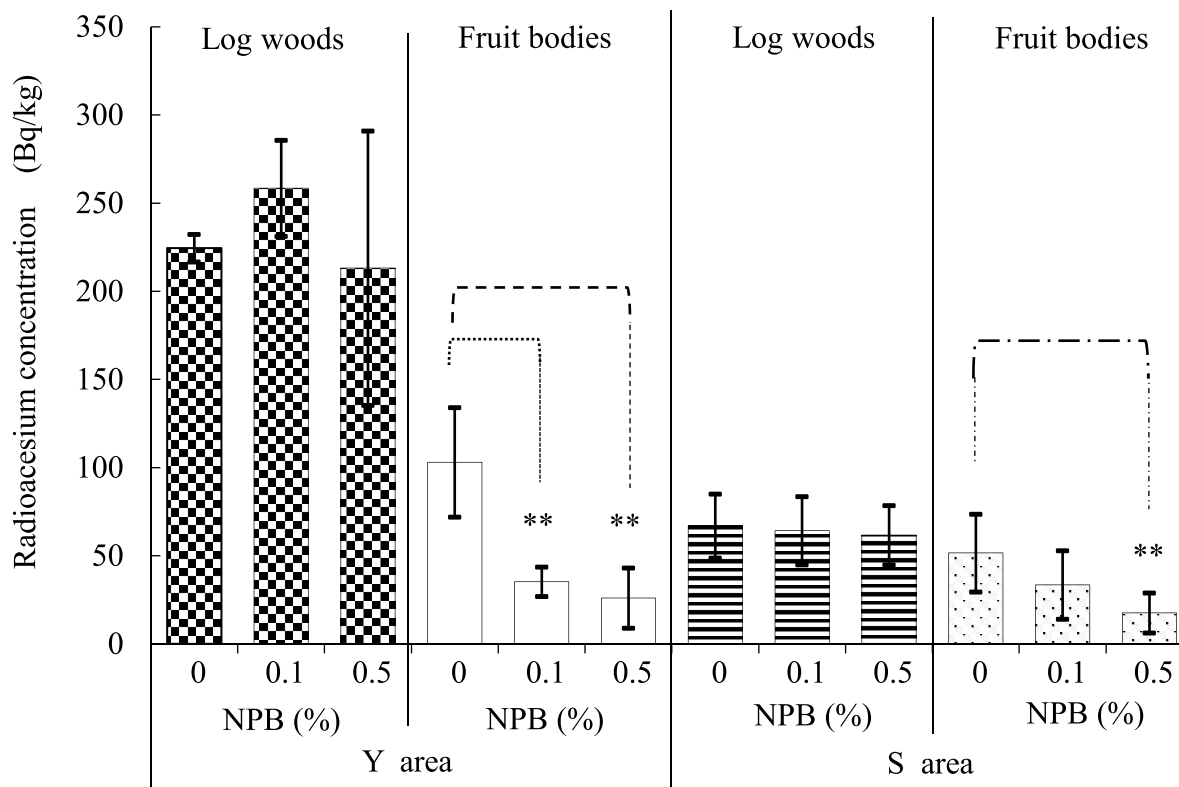


Fig. 3-1-6. Radiocesium concentration in *L. edodes* fruit bodies of after immersing log woods (*Q. serrata*) sampled from different locations (Y City & S City) in Tochigi Prefecture in the NPB (nano particle insoluble Prussian blue) dispersion liquid and cultivating.

Radiocesium concentration of log woods normalized to 12% moisture content and fruit body moisture content to 90%.

Y area, Y City; S area, S City; 0, control

0.1, 0.1% NPB (nano particle insoluble Prussian blue) dispersion liquid soaked

0.5, 0.5% soaked in NPB dispersion liquid.

Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD).

Multiple comparison Tukey-Kramer, \*\* $p < 0.01$

Table 3-1-2. Transition coefficients of the radiocesium from Tochigi Prefecture log woods (*Q. serrata*) that were soaked NPB dispersion liquid to fruit bodies of *L. edodes* in this experiment.

| Site      | NPB concentration (%) | Based on the standard in Japan method |                          |                        | Based on the dry weight basis ratio method |                  |                        |
|-----------|-----------------------|---------------------------------------|--------------------------|------------------------|--|------------------|------------------------|
|           |                       | Log woods                             | Fruit bodies             | Transition coefficient | Log woods                                  | Fruit bodies     | Transition coefficient |
|           |                       | MC at 12% (n)<br>(Bq/kg)              | MC at 90% (n)<br>(Bq/kg) |                        | MC at 0% (Bq/kg)                           | MC at 0% (Bq/kg) |                        |
| Y<br>City | 0                     | 224.5 (2)                             | 103.0 (2)                | 0.46                   | 255.1                                      | 1,030            | 4.04                   |
|           | 0.1                   | 258.5 (4)                             | 35.3 (2)                 | 0.14                   | 293.8                                      | 353              | 1.20                   |
|           | 0.5                   | 213.2 (4)                             | 26.0 (2)                 | 0.12                   | 242.3                                      | 260              | 1.07                   |
| S<br>City | 0                     | 66.9 (15)                             | 51.6 (15)                | 0.77                   | 76.0                                       | 516              | 6.79                   |
|           | 0.1                   | 64.2 (13)                             | 33.5 (13)                | 0.52                   | 73.0                                       | 335              | 4.58                   |
|           | 0.5                   | 61.7 (7)                              | 17.6 (7)                 | 0.28                   | 70.1                                       | 176              | 2.51                   |

MC, moisture content

n, number of sample when multiple samples are collected; mean of all samples is presented

NPB, nanoparticle insoluble Prussian blue

## 2) 汚染ほだ場におけるセシウムソープフィルター (CSF) 及び農業用遮光ネット (ASN)

### 処理による無汚染原木への放射性セシウム移行量の低減

子実体の放射性 Cs 汚染に対する CSF と ASN 処理による抑制効果を試験し、試験ほだ場の状態を Fig. 3-1-2 に示した。実験開始時のほだ場 5 箇所 の平均空間線量率は 0.188  $\mu\text{Sv/h}$  であった。なお、収量については、各処理区 の原木及び子実体中の放射性 Cs 濃度を調べることを目的としたため、今回の試験では記録しなかった。各処理試験区において、設置 (処置) 後 4~6 ヶ月の間に得られた新鮮な子実体から放射性 Cs は検出されなかった。設置後 8~10 ヶ月 (2015 年 3 月~5 月) 及び設置後 15~18 ヶ月 (2015 年 10 月~2016 年 1 月) の間に収穫した新鮮な子実体の放射性 Cs 濃度を Fig. 3-1-7 に示す。そして子実体放射性 Cs ( $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ) の分散分析を行った。

いずれの実験条件においても、含水率 12% に換算したほだ木の放射性 Cs 濃度は、設置後 17 ヶ月経過した (2015 年 12 月) 時点では、全ての処理区において実験開始時と同様に検出限界値以下であった (Table 3-1-3)。また、試験期間を通じて、実験区に隣接する林地での降雨について、放射性 Cs ( $< 0.049 \text{ Bq/kg}$  (検出限界)) は検出されなかった。また、設置後 15~18 ヶ月の時点では、処理資材 (CSF 及び ASN) 及び土壌から放射性 Cs が検出された (Table 3-1-4)。CSF シートの平均放射性 Cs 濃度 (4,735 Bq/kg, SE : 1,647 Bq/kg, n=4) は、リター層 ( $A_0$  層) の平均放射性 Cs 濃度 (3,612 Bq/kg, SE : 651 Bq/kg, n=5), A 層 (764 Bq/kg, SE : 79 Bq/kg, n=5), CSF 被覆シート (355 Bq/kg, SE : 121 Bq/kg, n=4) そして ASN 被覆シート (591 Bq/kg, n=1) より高濃度であった。原木を地面 (地面の放射性 Cs) から隔離するために使用した CSF シートの放射性 Cs を土壌 (A) とリター層 ( $A_0$ ) 中の放射性 Cs と比較したところ、CSF シートが多くの放射性 Cs を吸着していることが分かった。実験開始時 (2014 年 8 月) の濃度と比較すると、リター層の放射性 Cs 濃度は約 78.4% 減少し (2015 年 12 月), 表土の放射性 Cs 濃度に変化は見られなかった (2015 年 12 月) (Fig. 3-1-8)。

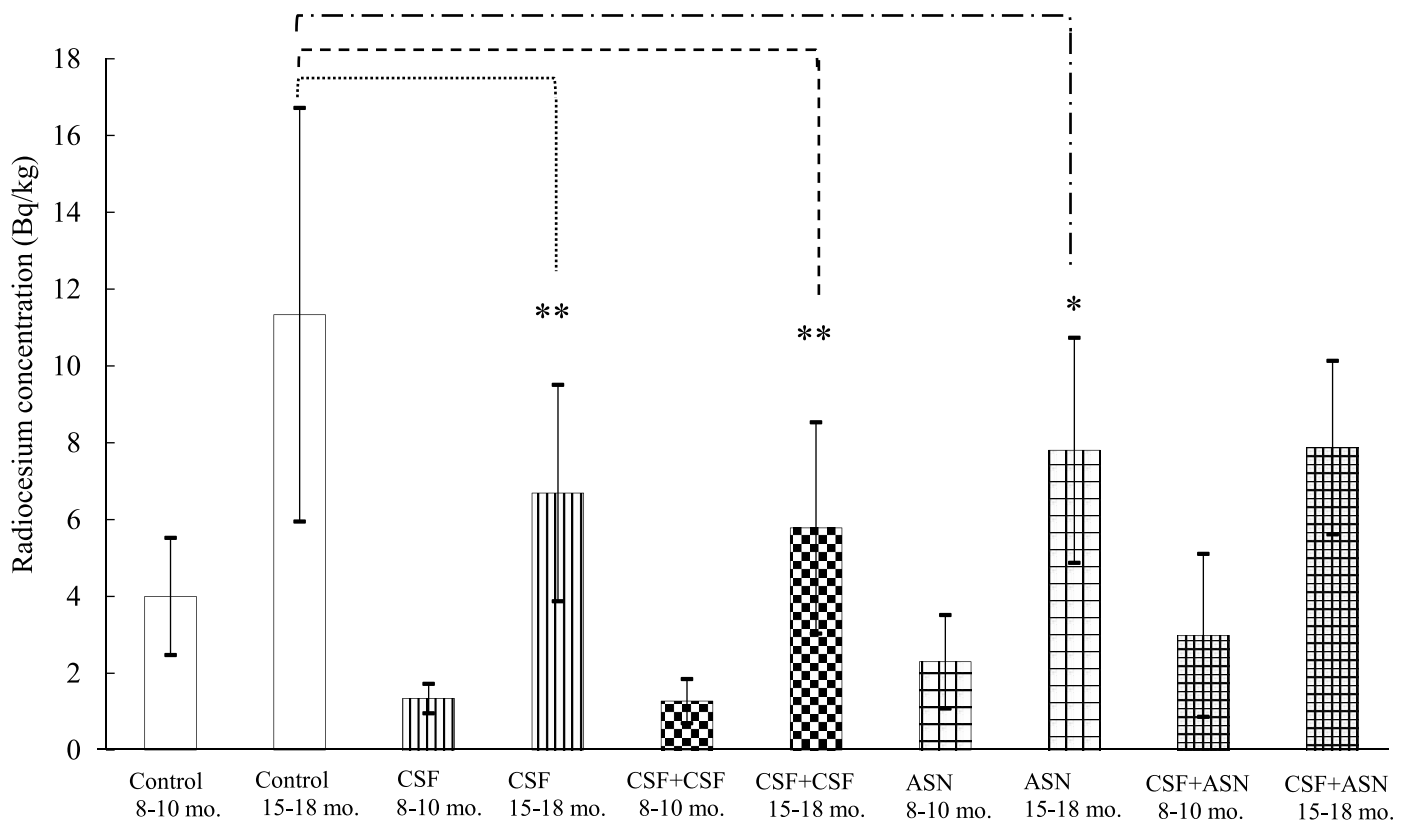


Fig. 3-1-7. Radiocesium concentration of *L.edodes* fruit bodies harvested from March to May 2015 (8 to 10 months after treatment) and from October 2015 to January 2016 (15 to 18 months after treatment) (Nikko City, Tochigi Prefecture, Japan)

Radiocesium content normalized to fruit body moisture content of 90%.

CSF (cesium sorb filter), CSF insulation.

CSF+CSF, CSF insulation and shielding.

ASN (agricultural shading net), No insulation and ASN shielding.

CSF+ASN, CSF insulation and ASN shielding

mo., months.

Error bars indicate standard deviations ( $\pm$ SD).

3 to 4 fruit bodies were used as a 100 g sample.

Results below the detection limit were excluded from this analysis.

Tukey, \*\* $p < 0.01$ , \* $p < 0.05$

Table 3-1-3.  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in bed logs (*Q. acutissima* in Miyazaki prefecture) after 17 months at the fruiting yard in Nikko City, Tochigi Prefecture, Japan (Bq/kg)

|      | Control at start of experiment (n = 3) |                   | Control at end of experiment (n = 5) |                   | CSF insulation (n = 5) |                   | CSF insulation and CSF shielding (n = 5) |                   | No insulation and ASN shielding (n = 5) |                   | CSF insulation and ASN shielding (n = 5) |                   |
|------|--|-------------------|--------------------------------------|-------------------|------------------------|-------------------|--|-------------------|---|-------------------|--|-------------------|
|      | $^{134}\text{Cs}$                      | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$                    | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$      | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$                        | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$                       | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$                        | $^{137}\text{Cs}$ |
|      | <3.9                                   | <3.6              | <7.0                                 | 7.8               | <4.2                   | <5.3              | <5.3                                     | <6.1              | <5.0                                    | <6.9              | <4.7                                     | <5.1              |
|      | <1.7                                   | <1.9              | 4.6                                  | 7.6               | <6.6                   | 7.5               | <5.2                                     | <6.5              | <6.8                                    | <6.9              | <4.1                                     | <4.6              |
|      | <3.1                                   | <3.9              | <4.0                                 | <5.3              | <4.3                   | <5.2              | <4.4                                     | <5.3              | <4.9                                    | <7.9              | <5.8                                     | <6.7              |
|      |  |                   | <4.6                                 | <5.5              | <5.2                   | <4.9              | <5.3                                     | <5.0              | <5.2                                    | <5.5              | <5.0                                     | <5.5              |
|      |  |                   | <4.3                                 | <4.2              | <1.4                   | 2.7               | <4.5                                     | <6.2              | <5.1                                    | <5.6              | <4.9                                     | <4.9              |
| Mean | n.c.<br>(<2.9)                         | n.c.<br>(<3.1)    | 2.9                                  | 4.6               | n.c.<br>(<4.3)         | 3.3               | n.c.<br>(<4.9)                           | n.c.<br>(<5.8)    | n.c.<br>(<5.4)                          | n.c.<br>(<6.6)    | n.c.<br>(<4.9)                           | n.c.<br>(<5.4)    |

<, below the detection limit.

If the measured value is lower than the detection limit determined by J. A. Cooper's method (Monitoring and Information Division, Nuclear Regulation Authority, Nuclear Regulatory Commission, Japan, 2020), it considered to be below the detection limit, and is expressed as an inequality sign with the detection limit.

n.c. (<), for calculating mean  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  concentrations including values lower than the detection limits, we used one half of the detection limit values as a substitution. When values for all bed logs were below the detection limit, the mean was not calculated (“n.c.” followed by the mean detection limit).

CSF, cesium sorb filter

ASN, agricultural shading net

Table 3-1-4. Radiocesium ( $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) concentrations in soil surface (A), litter layer (A<sub>0</sub>), CSF covering, CSF sheet and ASN covering at the fruiting yard in Nikko City, Tochigi Prefecture, Japan (Bq/kg)

| A layer (n=5)     |                   | A <sub>0</sub> layer (n=5) |                   | CSF after shield (n=4) |                   | CSF after insulate (n=4) |                   | ASN after shield (n=1) |                   |     |       |       |     |     |     |
|-------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|------------------------|-------------------|--------------------------|-------------------|------------------------|-------------------|-----|-------|-------|-----|-----|-----|
| $^{134}\text{Cs}$ | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$          | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$      | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$        | $^{137}\text{Cs}$ | $^{134}\text{Cs}$      | $^{137}\text{Cs}$ |     |       |       |     |     |     |
| total             | total             | total                      | total             | total                  | total             | total                    | total             | total                  | total             |     |       |       |     |     |     |
| 7                 | 450               | 44                         | 2,356             | 35                     | 162               | 197                      | 497               | 2,170                  | 2,667             | 114 | 477   | 477   | 591 |     |     |
| 22                | 864               | 66                         | 2,927             | 116                    | 151               | 267                      | 1,840             | 7,790                  | 9,630             | -   | -     | -     | -   |     |     |
| 21                | 929               | 51                         | 2,268             | 126                    | 114               | 240                      | 564               | 2,360                  | 2,924             | -   | -     | -     | -   |     |     |
| 13                | 609               | 118                        | 4,862             | 149                    | 567               | 716                      | 708               | 3,010                  | 3,718             | -   | -     | -     | -   |     |     |
| 22                | 881               | 116                        | 5,251             | 5,367                  | -                 | -                        | -                 | -                      | -                 | -   | -     | -     | -   |     |     |
| Mean              | 17.2              | 747                        | 764               | 79                     | 3,533             | 3,612                    | 107               | 249                    | 355               | 902 | 3,833 | 4,735 | 114 | 477 | 591 |
| SE                | 3                 | 93                         | 96                | 16                     | 635               | 651                      | 25                | 107                    | 121               | 316 | 1,331 | 1,647 | -   | -   | -   |

Treatment of bed logs was carried out in July 2014.

SE, standard error CSF, cesiumsorb filter ASN, agricultural shading net

CSF sheet was collected and assayed in October 2015. ASN sheet was collected and assayed in February 2016.

A<sub>0</sub> and A layers were collected in December 2015 and measured in January 2016.

A<sub>0</sub> and A layer radiocesium concentration (Bq/kg) uses absolute dry weight.



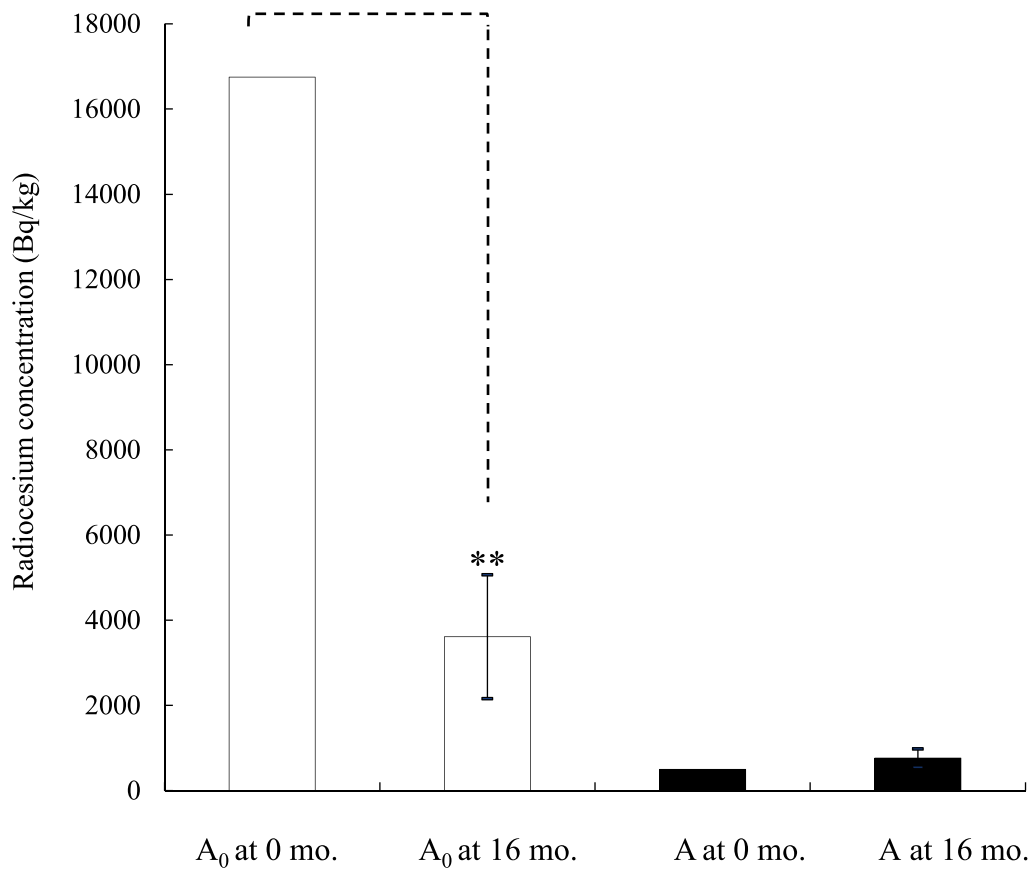


Fig. 3-1-8. Radiocesium concentration of litter layer (A<sub>0</sub>) and soil surface (A) after 16 months in Nikko City, Tochigi Prefecture, Japan

0 mo., 0 months

16 mo., 16 months

Error bars indicate standard deviation ( $\pm$ SD).

Tukey-Kramer,  $**p < 0.01$

## 考察

2011年度と2012年度に実施した森林総合研究所報告書（根田 2013a）では、シイタケの放射性 Cs 濃度（単位湿重量当たり）を原木の放射性 Cs 濃度（単位乾燥重量当たり、実際には含水率 12%）で除した結果、平均値は 0.429（対数正規分布を想定）であり、分布の 90% を含む上限値は 1.922 となった。この調査結果をもとに、農林水産省と林野庁は、厚生労働省が定めた一般的な食の安全のための国内基準である 100 Bq/kg 以下にとどまるシイタケを栽培するために、原木の指標値を 50 Bq/kg 以下に設定している。本研究では、原木から子実体への放射性 Cs の移行係数は、NPB 処理濃度が高くなるほど減少傾向を示した。シイタケの原木栽培における移行係数は、現在 2.0 であるが、本研究における移行係数は 0.46–0.77 であり、根田（根田仁 2013a）が報告した範囲内であった。石川ら（2018）は、シイタケの汚染は室内栽培ではほとんど発生しないと報告している。むしろ、栽培シイタケの高放射性 Cs 汚染の原因は、汚染された原木の使用によるものと考えられるとしている。放射能汚染の影響を受けた地域から原木を伐採する場合に現在一般的に実施されている方法は、原木伐採する立木の汚染レベルを推定するために、10 ha までの面積にある立木のうち、3 本の木のみ放射性 Cs レベルを測定することである（林野庁 2012）。このような場合、その後のモニタリングで高い放射性 Cs 濃度を有する原木が検出されることが多い。放射能汚染地域の原木用立木の検査・選定には信頼性の高い方法が必要であり、指標値や移行係数を継続的に評価し見直す必要がある。福井ら（2018）は、宮崎県から移入した福島第一原子力発電所の影響を受けていない *Q. acutissima* 原木に種菌を接種したところ、空間線量率約 0.1  $\mu\text{Sv/h}$  のほだ場で 3 年間栽培しても放射能汚染は増加しないことを報告している。しかし、同様に西日本から持ち込んだ原木については、空間線量率が 0.2  $\mu\text{Sv/h}$  以上のほだ場で栽培した場合、放射性 Cs 汚染が認められている（今井ら 2016）。平出（2018）は兵庫県から移送した原木をスギ林内のほだ場（0.04~0.23  $\mu\text{Sv/h}$ ）で栽培し、収穫した子実体の放射性 Cs

量と積分線量 (mGy) との間には有意な回帰直線が認められたことを報告している。原木の放射性物質、すなわち子実体の放射能は積算線量の増加に伴って増加することが報告されている (平出 2018)。2016 年春に栃木県の汚染コナラ原木 *Q. serrata* を用い、シイタケを空間線量率 0.39  $\mu\text{Sv/h}$  のほだ場で 1 年間栽培した。その結果、子実体の放射性 Cs 濃度は高濃度の値を示し、移行係数は 2.7 となった (杉本ら 2017)。

本研究では、汚染された原木を NPB 処理した場合、子実体中の放射性 Cs 濃度が減少し、NPB 処理量が多いほど原木から子実体への放射性 Cs の移行係数が減少することを明らかにした。NPB 処理で着色した子実体は観察されなかった。福島第一原発事故直後の原木中の放射性 Cs は樹皮中に多く分布していることが示されていたが、経年変化に伴い、辺材や心材の内部まで汚染されていることが明らかになってきた (Zhiyanski et al. 2010; Wang et al. 2018; Kobayashi et al. 2019; Murakami et al. 2019)。このことから、放射性 Cs の汚染が疑われる場合には、原木を NPB 分散液で処理することも有効であると考えられる。放射性 Cs に汚染されたほだ場でほだ木を CSF シートで遮蔽することは、18 ヶ月後に収穫した子実体の放射性 Cs 濃度が低かったことから、放射性 Cs の汚染を回避するのに有効であることが示された。また、ASN による遮蔽もある程度有効であることがわかった。空間線量率 0.188  $\mu\text{Sv/h}$  のほだ場に 17 ヶ月間設置した区では、ほだ木の二次放射能汚染は極めて軽微であった (Table 3-1-3)。実験終了時に遮蔽後の CSF と敷設後の CSF の放射性 Cs 濃度に大きなばらつきがあったこと (Table 3-1-4) は、敷設場所の土壌環境や森林環境、特に風雨により針葉樹立木から落下した放射性物質の飛散に起因するものと考えられた。放射能汚染割合が比較的高い栃木県北部 (空間線量率 0.252  $\mu\text{Sv/h}$ ) では、宮崎県から移送された未汚染の原木を防草シート (ポリプロピレン材, モリリン株式会社) の上に敷設した場合、CSF シートを使用した場合と比較して高い放射性 Cs 濃度を示した (福井ら 2018)。有機層 (A<sub>0</sub>) からシイタケの菌床栽培ブロックへの放射性 Cs の移行メカニズムは、菌床袋の下側のみを開

封し、スギ *Cryptomeria japonica* 林内ほだ場で直接地面に置いた試験をおこなったところ、培養した菌床ブロックの下半分の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、セット後 1~2 ヶ月でオートクレーブにて滅菌処理した菌床ブロックに比べて 2 倍にまで上昇していた。これらの結果から、 $^{137}\text{Cs}$  の A<sub>0</sub> 層から菌糸体ブロックへの移行には、シイタケ菌糸体の活動が関与していることが示唆されている（成松 2017）。

放射性 Cs で汚染された地域できのこを栽培するための良い方法として、CSF やゼオライトのような放射性 Cs を吸着する材料を使用するか、コンクリートブロックや木製の列車の枕木のような材料を使用して、リターや土壌層との接触を防ぐことを行うべきである。菌糸を通過させるシートでは、ほだ木の放射性 Cs 汚染を防ぐことはできないと考えられる。PB 液や NPB 分散液の使用については、栽培用の原木を浸漬処理した後の廃液をどのように扱うかが課題となってくる。菌床の放射性 Cs 汚染防止に PB 液や NPB 分散液を含む混合液を培養基に使用しているが、これについても廃菌床の処分を検討する必要があると考える。しかし、原木栽培に CSF シートを使用する場合は、CSF シートからは超微量の PB のみが排出される（メーカー説明）のみである。CSF シートは単価が高いという制約はあるが、長期使用ができ、費用対効果を含めて今後の検討が必要と思われる。今回の知見は、シイタケ栽培の優良事例の普及に寄与するものと考えている。

## 第2節 福島第一原発事故後のシイタケ露地栽培ほだ木と A<sub>0</sub>層及び A 層の放射性セシウム (Cs) の挙動に及ぼす透水性防草シートの影響について

### はじめに

福島第一原子力発電所の事故により環境中に放出された放射性 Cs の大部分は関東地方から東北地方にかけて降下した。大気から森林に降下した放射性 Cs は樹幹の葉、枝、樹幹、および土壌有機物層を経て直下の土壌へ移行し、その後大部分は土壌有機物層を含めた土壌表層部に蓄積されるが、一部は樹木に吸収されることにより、長期間に渡り森林内で循環するとされている（恩田ら 2020）。また、コナラ *Quercus serrata* の辺材および樹木全体の放射性 Cs 濃度が 2011 年から 2016 年にかけて増加したことが報告されている（Ohashi et al. 2017）。そのため、原発事故からやがて 10 年を迎える 2021 年現在でも、これらの地域におけるシイタケ栽培用原木林では、原木の放射性 Cs 濃度は農林水産省・林野庁（2012）が定めた指標値（50Bq/kg）を超える、若しくは超える可能性があるため使用できなくなっている。とくに福島県阿武隈山系を中心としたコナラ林は中国地方から本州以北における主要な原木の供給地であったことから、未だに原木生産は停滞し原木不足は深刻な問題となっている。一方、福島第一原子力発電所事故の影響を受けていない、いわゆる無汚染ほだ木を被災地のほだ場に設置した場合、時間の経過とともに子実体は汚染される傾向が確認され、また追加汚染が同一ほだ場全体に生じることが判明している（福井ら 2018）。そのため、汚染地域で原木栽培を再興するためには、使用可能な原木の選別と追加汚染の防止が不可欠である。前者については福井ら（2016-1 報, 2016-2 報）により原木の放射性 Cs 濃度を非破壊的に検査する装置が開発され、汚染原木の選別に成功したが、後者については有効な手法が開発されていない。

福島第一原子力発電所事故から 2 年後、リターフォール、スルーフォール、ステムフローによる林冠から林床への <sup>137</sup>Cs は、落葉期にはリターフォールに伴う <sup>137</sup>Cs の輸送量

が増加し、雨季にはスルーフォールとステムフローによる  $^{137}\text{Cs}$  の輸送が増加したとしている (Endo et al. 2015). また、樹冠の葉や枝に沈着した放射性 Cs が降水や林内雨等によりほだ木に付着する可能性が示唆されている (恩田ら 2020). そのため、追加汚染のメカニズムとしてほだ木樹皮に付着した Cs のほだ木内部への移動が考えられる. 原発事故当初に直接または林内雨等により原木樹皮に付着した放射性 Cs については、PB 分散液

(根田 2013b, 2014, 大橋ら 2015) および NPB 分散液 (山口ら 2018, 福井ら 2018) に浸漬することにより、放射性 Cs の吸着や原木およびほだ木内部への移行を抑制することが認められている. しかしながら、PB および NPB は内樹皮までの浸透であり、木質部や心材部への浸透は認められず (Fukui et al, 2020), 現時点で木質部や心材部に存在する放射性 Cs の抑制効果は期待できない. さらに、原木の高圧洗浄は外樹皮でのみ放射性 Cs の低減が認められ、それ以外の内樹皮および材部での洗浄効果はなく、発生する子実体への低減効果は期待できないとされている (目黒ら 2018, 石川ら 2013).

一方、ほだ木の追加汚染のメカニズムとして土壌中に含まれる Cs がほだ木の土壌面と接した木口からほだ木内部へ移動する経路が考えられる. そのため、土壌からの放射性 Cs の移行とその移行抑止策に関する研究がいくつか行われている. 土壌からの追加汚染対策として、砂利、チップ、客土、および枕木などの敷設材を処置し、汚染された地面に接しない伏せこみを推奨した (岩澤 2015) が、敷設材によっては土壌から水分が補給されないためほだ化への影響が懸念された. さらには、非透水性のブルーシートを敷設しても子実体収量に影響を及ぼさないことを明らかにした (関谷 2018) が、試験地は平坦地であったため、降水によりブルーシート上に水が溜まり、この水がほだ木に供給されたためと考察している. しかしながら、ほだ場は平坦地とは限らず、斜面においては逆に水分補給が阻害されるため、ほだ化への影響が懸念される. 一方、土壌からの水分補給を考慮して PB を担持した不織布であるセシウムソープフィルターを  $A_0$  層又は土壌

表面に敷設した場合、子実体への放射性 Cs の移行が抑制されることを明らかにした

(Fukui et al. 2020). セシウムソープフィルターの耐用年数は 5 - 6 年とされているが、単価が高いことから初期投資の負担が課題として挙げられている。

以上のように、ほだ木の追加汚染経路として、土壌からの放射性 Cs の移行が注目されており、土壌からほだ木への放射性 Cs 移行抑制能力に優れ、ほだ化に影響せず、そして安価な敷設材が求められている。その中で、土壌からのほだ木への泥跳ね防止対策として安価な透水性防草シート（以下 WCS ; Water-permeable weed control sheet）が北関東の一部地域で使用されている。しかし、ほだ木やシイタケへの放射性 Cs の移行抑制効果は不明である。そこで本研究では、福島第一原発事故の影響を受けていないほだ木を用いた林内での栽培試験を行い、WCS 敷設による追加汚染抑制への影響について検討した。

## 材料及び方法

### 原木シイタケ露地栽培における透水性防草シート（WCS）敷設区の設定

試験地として、2014 年 8 月 11 日時点で、空間線量率が地上高 1.0 m で 0.25  $\mu\text{Sv/h}$ 、また同 0.1 m で 0.28  $\mu\text{Sv/h}$  のスギ林内ほだ場（栃木県那須町斜面）を使用した。試験区として、2014 年 8 月 11 日に無処理区および、WCS（モリリン株式会社、BSB250）敷設区の 2 区を設定した。

ほだ木として、大分県産のクヌギ *Q. acutissima* 原木に、森産業株式会社のシイタケ種菌春太（駒菌）を 2013 年 2 月に植菌した後、大分県でほだ化したほだ木を使用した。2014 年 8 月 11 日に試験区を設定すると共に、各区 30 本ずつをヨロイ伏せにてほだ木を設置した (Fig. 3-2-1)。設置してから 5 ヶ月後、16 ヶ月後、および 28 ヶ月後に各区 5 本ずつほだ木を回収し、ほだ木の放射性 Cs 濃度を測定した。5 ヶ月後および 16 ヶ月後のほだ木につ

いては、ほだ木全体の放射性 Cs 濃度を測定し、28 ヶ月後のほだ木については、上下に分割し、ほだ木の上下別に樹皮（形成層を含む）、辺材部、および樹皮が入らないように刷毛で収集したほだ木上の付着物を採取し、それぞれの放射性 Cs 濃度を測定した。

ほだ場の A<sub>0</sub> 層および A 層は、ほだ木設置時ならびにほだ木を設置してから 16 ヶ月後および 28 ヶ月後に採取した。A<sub>0</sub> 層は、20 cm の方形木枠を用いて採取し、その後細断した。A 層（深さ 0–5 cm、1 コア当たり 100 mL）は、手動式土壌採取器（藤原製作所、HS-30S）を用いて採取した。ほだ木を設置して 8 ヶ月後の 2015 年 4 月 3 日から 4 月 28 日、および 20 ヶ月後の 2017 年 4 月 11 日に発生した子実体を各区 100g 以上収穫し、放射性 Cs 濃度を測定した。

栃木県大田原市の平坦なスギ林内において WCS 敷設の作用について再試験を実施した。本試験には宮崎県産のクヌギに森産業株式会社のシイタケ種菌 290 号を 2016 年 2 月に植菌したほだ木を使用した。2017 年 4 月 14 日に試験区を設定すると共に栃木県那須町における試験と同様、無処理区と WCS 敷設区を設定した。試験区設定時における試験地の空間線量率は地上高 1.0 m で 0.16 μSv/h、また同 0.1 m で 0.20 μSv/h であった。無処理区および WCS 敷設区を各 3 試験区、計 6 試験区を設定し、各試験区にはほだ木を 20 本ずつヨロイ伏せにて設置した。ほだ場の A<sub>0</sub> 層および A 層は、ほだ木を設置してから 2 ヶ月後および 7 ヶ月後に、那須町の試験と同様に採取した。さらに、9 ヶ月後に無処理区および WCS 敷設区の A 層（A<sub>0</sub> 層のスギ落葉はまばらであり取り除いた）を採取した。子実体は、伏せ込み約 6 ヶ月後の 2017 年 10 月 11 日、10 月 24 日、および 11 月 10 日に収穫した。2017 年 11 月 21 日に各試験区のほだ木を 5 本回収し、樹皮と辺材部に分けて放射性 Cs 濃度を測定した。



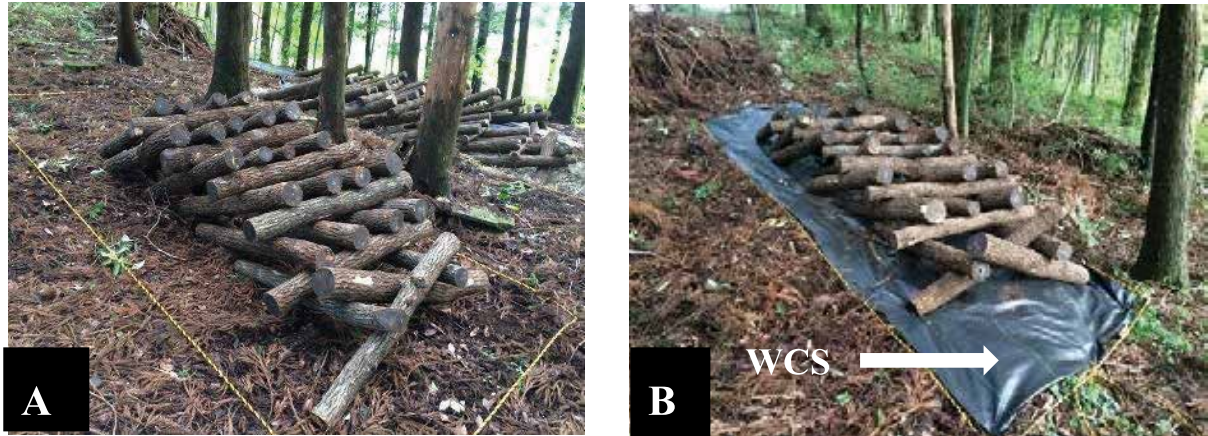


Fig. 3-2-1. Experimental conditions for testing water-permeable weed control sheet (WCS) at the fruiting yard (cedar forest), Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

A, control

B, WCS insulation

### 放射性 Cs 濃度および含水率の測定

回収したほだ木の木口 2 cm を除去した後、チェーンソーを用いて切断した際に得られたおが粉を 1-L 若しくは 2-L のマリネリ容器に充填した。子実体は同一発生期間内で各試験区 100 g 以上の新鮮な子実体が収穫できた時点で、菌柄の基部を除去し埃を拭き取り、子実体と菌柄をミキサーで粉砕した。試料は、U-8 容器もしくは 1-L マリネリ容器に充填した。調製した試料は、ゲルマニウム半導体検出器  $\gamma$  線スペクトロメータ（セイコーイージーアンドジー社、SEG-EMS）を用いて測定した。検出限界値は、Cooper, JA（1970）および原子力規制庁監視情報課・原子力規制委員会（2020）による  $3\sigma$  法（ $k=3$ ）により決定した。

那須町の原木栽培では、ほだ木から得られたおが粉は 2-L マリネリ容器に 652 - 745 g 充填し、1,000 秒間測定した。子実体については U-8 容器を使用の場合、25 - 36 g 充填し、50,400 秒間測定した。1-L マリネリ容器の場合、681 - 979 g 充填し 1,000 秒間測定した。大田原市のほだ木栽培では、ほだ木から得られた材部おが粉について、2-L マリネリ容器に 595 - 1,220 g 充填し、2,000 - 3,000 秒間測定した。樹皮の場合は粉砕機（大阪ケミカル株式会社、Vita Mix Blender, ABSOLUTE3）で粉砕した後、U-8 容器に 38 - 83 g 充填し 10,000 - 50,400 秒間測定した。子実体は U-8 容器に 82 - 87 g 充填し、4,000 - 6,000 秒間測定した。

土壌の放射性 Cs 濃度については、 $A_0$  層を樹皮と同様に粉砕した後、U-8 容器に 14 - 43 g 充填し 315 - 3,600 秒間測定した。A 層は U-8 容器に 14 - 64 g 充填し 315 - 3,600 秒間測定した。

全ての試料の含水率は、加熱乾燥式水分計（株式会社エーアンドデイ、MX-50）により測定した。乾燥条件は 200°C、また測定終了条件は水分変化率が 0.5%/分以下に達した時とした。

### 空間線量率の測定

地上高 1.0 および 0.1 m の空間線量率は、CsI (TI) シンチレーション式サーベイメータ

(堀場製作所, PA-1000 Radi) を用いて測定した。

## 計算方法

得られた放射性 Cs 濃度については減衰補正を行い, 試料採取時の放射性 Cs 濃度として示した。ほだ木中の放射性 Cs 濃度は, 林野庁 (2011) で示している指標値を算出する際の含水率である 12% の値に換算した数値で示した。子実体については, 含水率 90% の値 (文部科学省科学技術・学術審議会資源調査分科会報告, 2015) に換算した数値で示した。A<sub>0</sub>層および A 層における放射性 Cs 濃度は乾燥重量基準で算出した。A<sub>0</sub>層および A 層の放射性 Cs 沈着量は, 以下に示した式 (1) により算出した。

$$\text{沈着量 (kBq/m}^2\text{)} = \frac{\text{乾燥土壌の Cs 濃度 (kBq/kg)} \times \text{土壌乾燥重量 (kg)}}{\text{採取面積(m}^2\text{)}} \quad (1)$$

式 (1) において A<sub>0</sub>層および A 層の採取面積はそれぞれ 0.20<sup>2</sup> m<sup>2</sup> および 0.025<sup>2</sup> π m<sup>2</sup> とした。各統計処理の有意水準は 0.05 とした。

## 結果

### 原木露地栽培試験 (那須町) における WCS の影響

#### 子実体中の放射性 Cs 濃度

ほだ木を設置してから 7-9 ヶ月後に収穫した子実体中の放射性 Cs 濃度は, 無処理区および WCS 敷設区とも全て検出限界値以下であった。以上の結果, 設置してから 7-9 ヶ月後のほだ木には追加汚染が認められなかった。ほだ木を設置してから 19-20 ヶ月後に収

穫した子実体の放射性 Cs 濃度を Fig. 3-2-2 に示した。無処理区および WCS 敷設区のほだ木から収穫した子実体の放射性 Cs 濃度は、それぞれ  $5.6 \pm 1.5$  Bq/kg ( $n = 4$ ) および  $20.5 \pm 11.0$  Bq/kg ( $n=3$ ) であり、無処理区および WCS 敷設区における子実体の放射性 Cs 濃度間に有意差が認められた ( $t$ -test,  $p = 0.04$ )。以上の結果、ほだ木を設置してから 19 - 20 ヶ月後のほだ木には追加汚染が認められると共に栽培期間の経過に従って WCS 敷設区の子実体中の放射性 Cs 濃度は無処理区より増加することが明らかとなった。

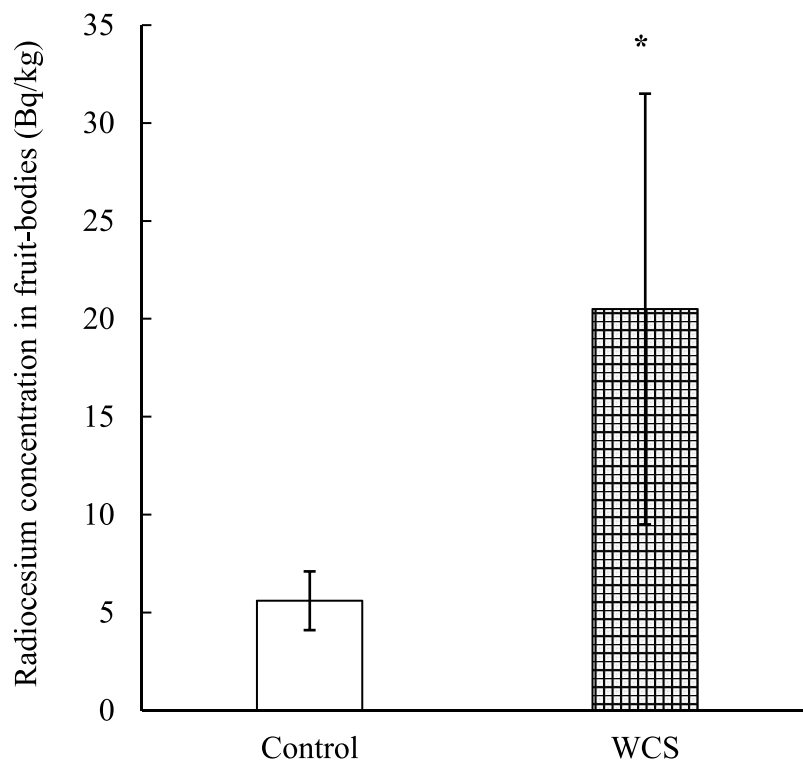


Fig. 3-2-2. Radiocesium concentrations in fruit-bodies harvested 19 to 20 months after treatment

in Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

WCS: water-permeable weed control sheet

Error bars indicate the standard deviations ( $\pm$ SD)

### ほだ木表面付着物の放射性 Cs 濃度

ほだ木を設置してから 28 ヶ月後の無処理区および WCS 敷設区におけるほだ木表面付着物の放射性 Cs 濃度は、それぞれ  $2,698 \pm 436$  Bq/kg ( $n = 3$ ) および  $3,291 \pm 280$  Bq/kg ( $n = 3$ ) であり、有意差は認められなかった ( $t$ -test,  $p = 0.12$ )。以上の結果、両試験区におけるほだ木表面付着物の放射性 Cs 濃度に差異は無いと思われた。

### ほだ木放射性 Cs の経時変化

ほだ木を設置してから 28 ヶ月後におけるほだ木放射性 Cs 濃度の経時変化を Fig. 3-2-3 に示した。無処理区および WCS 敷設区におけるほだ木放射性 Cs 濃度と栽培期間間の Pearson 相関係数 ( $r$ ) は、両者とも 0.92 ( $p < 0.01$ ) であり、有意な正の相関が得られたことから、両処理区におけるほだ木の放射性 Cs 濃度は経時的に増加することが明らかとなった。さらに、28 ヶ月目における無処理区と WCS 敷設区の放射性 Cs 濃度間には有意差が認められ ( $t$ -test,  $p < 0.01$ )、WCS 敷設区におけるほだ木放射性 Cs 濃度は無処理区より増加する事が明らかとなった。

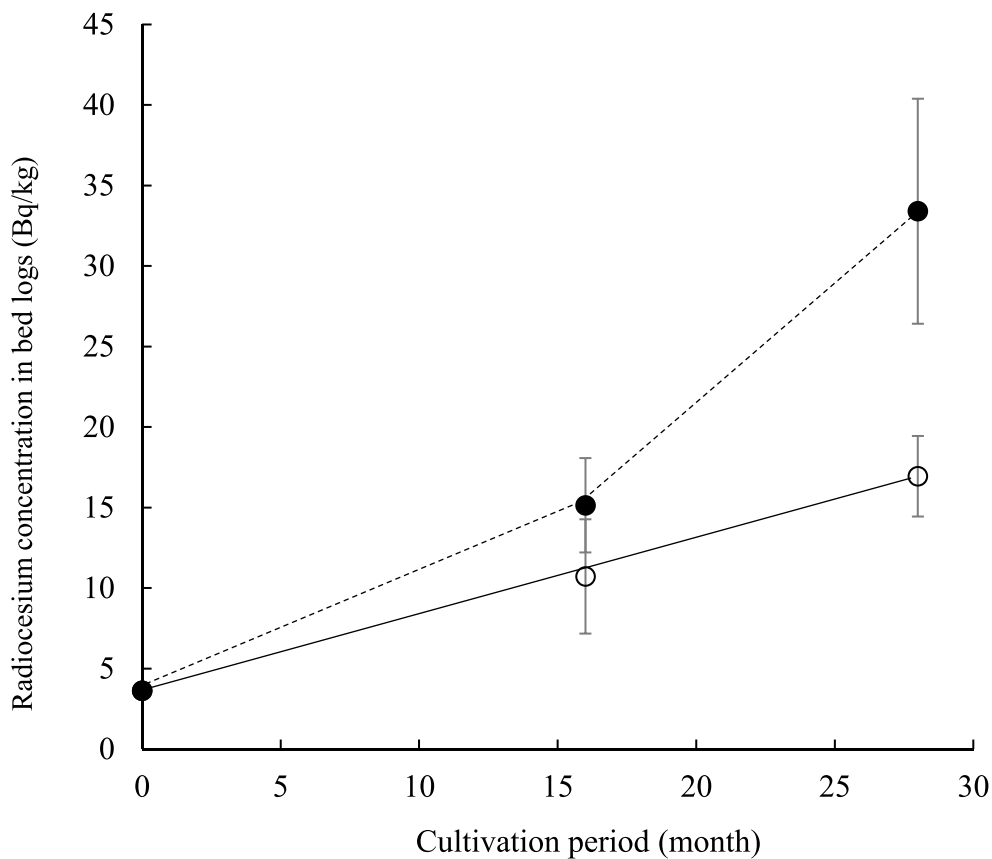


Fig. 3-2-3. Temporal variation of radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in bed logs after 16 and 28 months of cultivation with WCS as treatments at the laying yard in Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

WCS, water-permeable weed control sheet

○——○: changes over time in the concentration of radiocesium in the control area

●-----●: changes over time in the concentration of radiocesium in the WCS area

Error bars indicate the standard deviations ( $\pm\text{SD}$ )

## 28ヶ月後におけるほだ木各部の放射性 Cs 濃度

無処理区と WCS 敷設区におけるほだ木下部，上部，および横木の樹皮放射性 Cs 濃度を Fig. 3-2-4 に示した．無処理区と WCS 敷設区のほだ木上部間，下部間および横木間の樹皮放射性 Cs 濃度にはそれぞれ有意差が認められた (*t*-test, 上部  $p < 0.01$ , 下部  $p < 0.01$ , 横木  $p = 0.045$ )．このことから，WCS 敷設区におけるほだ木下部，上部および横木の樹皮放射性 Cs 濃度は，無処理区の対応する部位より増加している事が明らかとなった．無処理区におけるほだ木各部間の樹皮放射性 Cs 濃度に有意差は認められなかった (ANOVA,  $p = 0.56$ )．WCS 敷設区におけるほだ木各部間の樹皮放射性 Cs 濃度は，ほだ木下部と上部間および上部と横木間に有意差は認められなかったが，下部と横木間には有意差が認められた (Tukey-Kramer, 下部－上部  $p = 0.12$ , 上部－横木  $p = 0.73$ , 下部－横木  $p = 0.04$ )．以上の結果，WCS 敷設区におけるほだ木樹皮の放射性 Cs 濃度は無処理区より増加する事，また横木樹皮の放射性 Cs 濃度は下部より低い事が明らかとなった．

無処理区と WCS 敷設区におけるほだ木下部，上部および横木の材部放射性 Cs 濃度は，それぞれ  $< 5.0$  Bq/kg (検出限界値以下) ( $n = 4$ ) および  $20.2 \pm 4.0$  Bq/kg ( $n = 4$ )， $< 5.0$  Bq/kg (検出限界値以下) ( $n = 4$ ) および  $12.2 \pm 1.1$  Bq/kg ( $n = 4$ )，並びに  $< 5.0$  Bq/kg (検出限界値以下) ( $n = 2$ ) および  $13.7 \pm 1.6$  Bq/kg ( $n = 2$ ) であった．以上の結果，WCS 敷設区におけるほだ木材部には追加汚染が認められた．



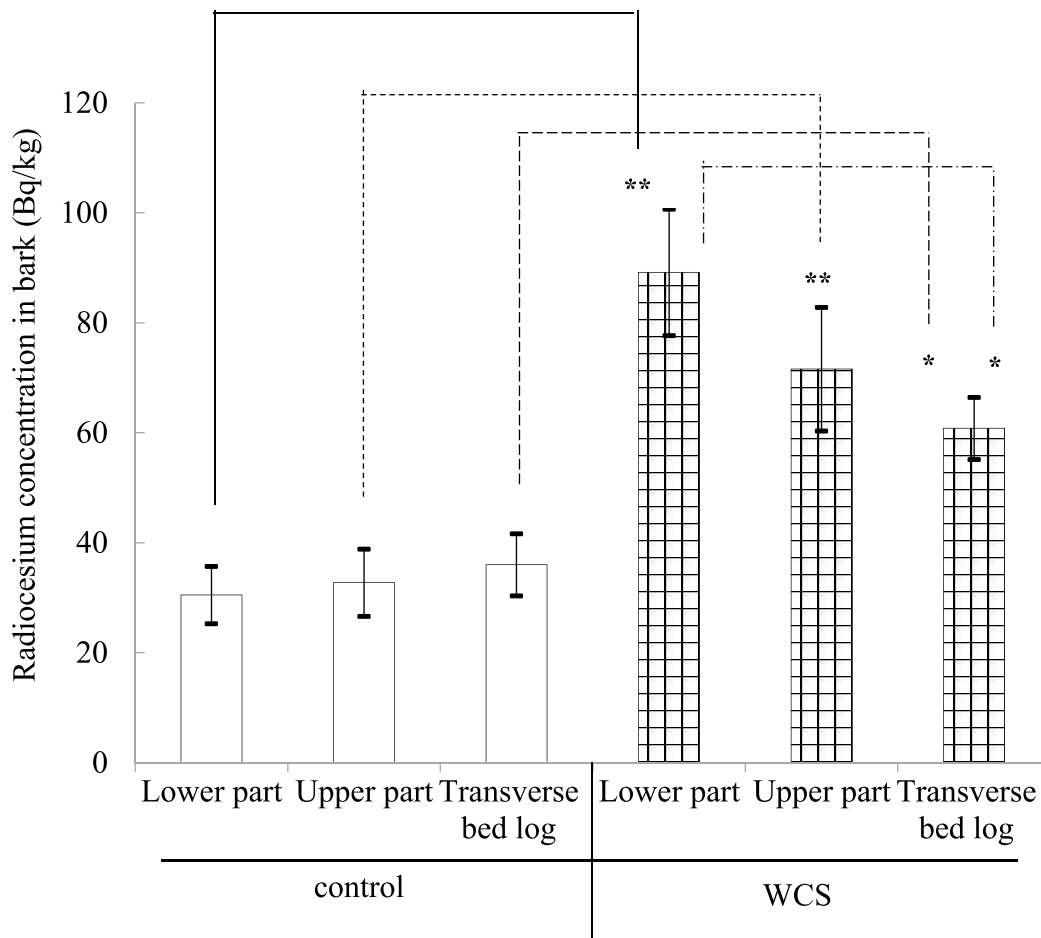


Fig. 3-2-4. Radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) concentrations in the bark of the upper part, lower part and transverse log for bed logs placed in lean-to stacks after 28 months of cultivation with water-permeable weed control sheets as treatments at the laying yard in Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

□ : Control

▣ : WCS

WCS: water-permeable weed control sheet

Lower part: lower part of the bed log in lean-to stack (Yoroibuse) cultivation

Upper part: upper part of the bed log in lean-to stack (Yoroibuse) cultivation

Transverse bed log: transverse bed log in lean-to stack (Yoroibuse) cultivation

Error bars indicate standard deviations ( $\pm\text{SD}$ )

\*\* $p < 0.01$ , \* $p < 0.05$ , Tukey-Kramer test

### A<sub>0</sub>層とA層の放射性Cs濃度の変化

無処理区における16-17ヶ月後および26-30ヶ月後におけるA<sub>0</sub>層とA層の放射性Cs濃度をFig. 3-2-5に示した。試験開始時におけるA<sub>0</sub>層の放射性Cs濃度は $15.2 \pm 1.4$  kBq/kg ( $n=3$ )であったが、16-17ヶ月後には開始時の57%に相当する $8.6 \pm 2.4$  kBq/kg ( $n=5$ )、また26-30ヶ月後には同33%に相当する $5.0 \pm 1.3$  kBq/kg ( $n=5$ )であった。A<sub>0</sub>層の放射性Cs濃度と栽培期間との関係に対して $r$ を求めたところ、 $-0.92$  ( $p < 0.01$ )であり、A<sub>0</sub>層の放射性Cs濃度は経時的に減少することが明らかとなった。試験開始時におけるA層の放射性Cs濃度は $2.7 \pm 0.9$  kBq/kg ( $n=3$ )であったが、16-17ヶ月後には $5.6 \pm 2.6$  kBq/kg ( $n=5$ )に、また26-30ヶ月後には $5.8 \pm 3.0$  kBq/kg ( $n=5$ )となった。A層放射性Cs濃度と栽培期間間の $r$ を求めたところ $0.41$  ( $p = 0.15$ )となり、栽培期間とA層の放射性Cs濃度間に有意な相関は認められなかった。一方、土壌中の放射性Csの動態は、土壌固相における放射性Csの選択的な吸着量に支配されるとされていることから(中尾淳 2012)、無処理区における放射性Csの沈着量をFig. 3-2-6に示した。試験開始時のA<sub>0</sub>層の放射性Cs沈着量は $31.6 \pm 4.3$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=3$ )であったが、16-17ヶ月後には開始時の15%に相当する $4.8 \pm 1.0$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=5$ )、また26-30ヶ月後には同11%に相当する $3.6 \pm 1.2$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=5$ )となり、16ヶ月目まで減少した後顕著な変化は認められなかった。試験開始時のA層の放射性Cs沈着量は $103.4 \pm 34.0$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=3$ )であったが、16-17ヶ月後には開始時の58%に相当する $59.9 \pm 30.3$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=5$ )、また26-30ヶ月後は開始時の58%に相当する $60.1 \pm 26.4$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=5$ )となり、A<sub>0</sub>層の放射性Cs沈着量と同様に16ヶ月目まで減少した後顕著な変化は認められなかった。

28ヶ月経過したWCS敷設区におけるA<sub>0</sub>層は土壌化しており採取できなかった。同時期のWCS敷設区におけるA層の放射性Cs濃度は $6.1 \pm 1.4$  kBq/kg ( $n=5$ ) (Fig. 3-2-5)、またA層の放射性Cs沈着量は $26.5 \pm 15.5$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n=5$ )であった (Fig. 3-2-6)。28ヶ月経

過した無処理区と WCS 敷設区における A 層の放射性 Cs 濃度間に有意差は認められなかった ( $t$ -test,  $p = 0.86$ ). 一方, 無処理区と WCS 敷設区間における A 層の放射性 Cs 沈着量には有意差が認められた ( $t$ -test,  $p = 0.04$ ). 以上の結果, 28 ヶ月経過した WCS 敷設区における放射性 Cs の沈着量は無処理区よりも減少していることが明らかとなった.

28 ヶ月経過した無処理区および WCS 敷設区における A 層の土壌含水率は, それぞれ  $25.1 \pm 2.7\%$  ( $n = 5$ ) および  $47.6 \pm 6.7\%$  ( $n = 5$ ) であり, 有意差が認められた ( $t$ -test,  $p < 0.01$ ). 以上の結果, WCS 敷設区の土壌含水率は無処理区より高いことが明らかとなった.

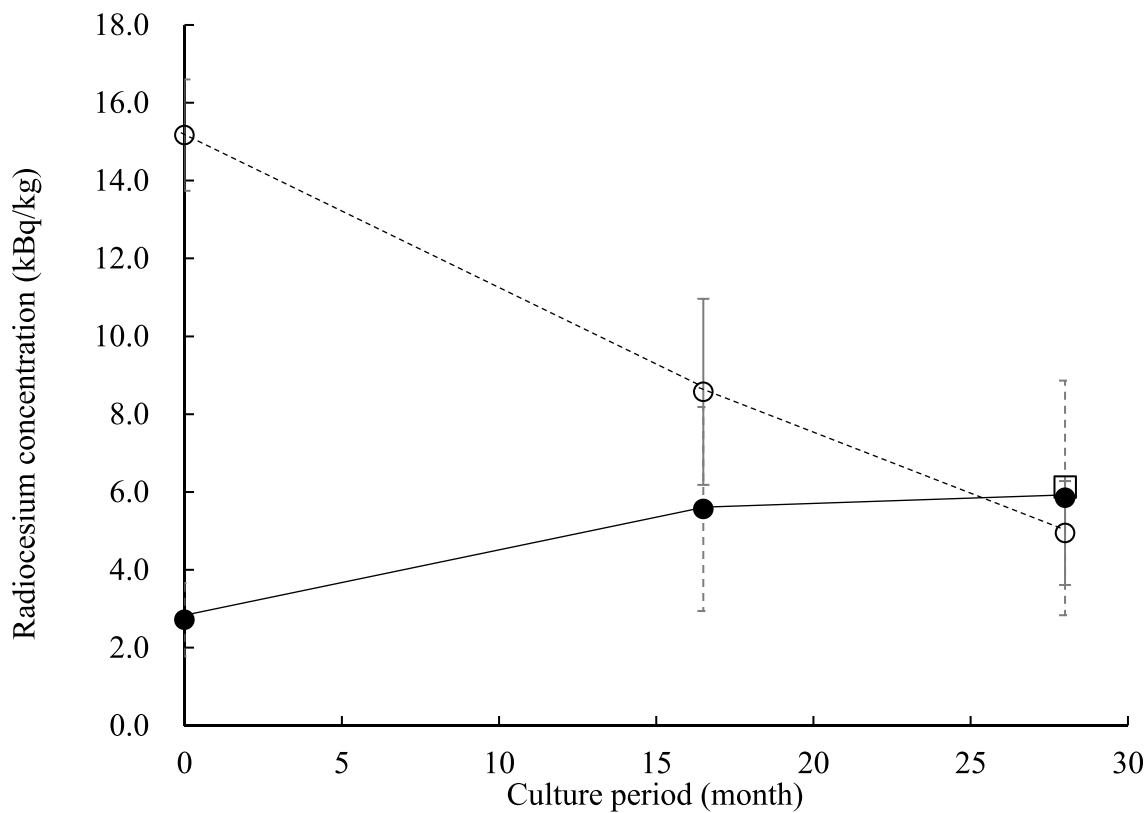


Fig. 3-2-5. Temporal variation in radiocesium concentrations in the A<sub>0</sub> and A layers at the laying yard in Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

○-----○: changes over time in the concentration of radiocesium of the A<sub>0</sub> layer in the control area in Nasu Town

●————●: changes over time in the concentration of radiocesium of the A layer in the control area in Nasu Town

□, the concentration of radiocesium of the A layer under the WCS in Nasu Town

Error bars indicate the standard deviations ( $\pm$ SD)

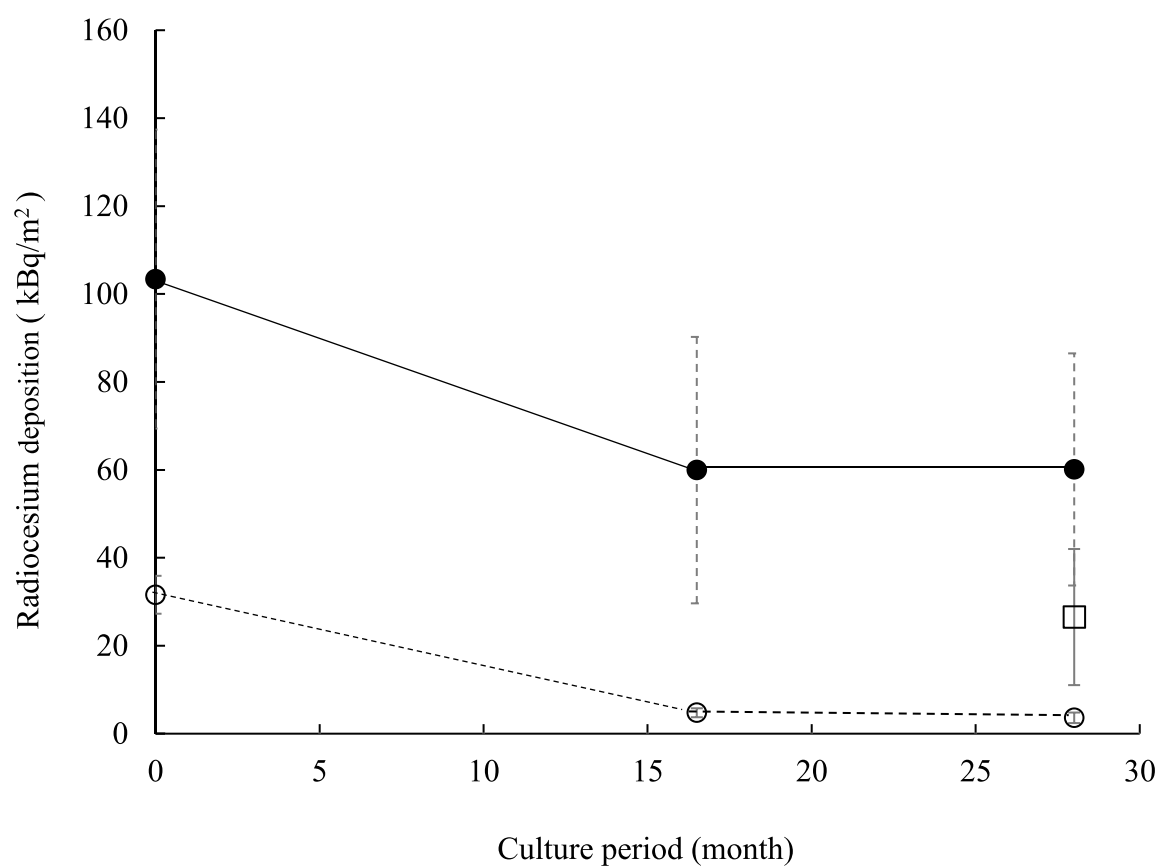


Fig. 3-2-6. Temporal variation in radiocesium deposition (kBq/m<sup>2</sup>) in the A<sub>0</sub> and A layers at the laying yard in Nasu Town, Tochigi Prefecture, Japan

○-----○: changes over time in the deposition of radiocesium of the A<sub>0</sub> layer in the control area in Nasu Town

●-----●: changes over time in the deposition of radiocesium of the A layer in the control area in Nasu Town

□, the deposition of radiocesium of the A layer under the WCS in Nasu Town

Error bars indicate the standard deviations (±SD)

## 原木露地栽培試験（大田原市）における WCS の影響

### 子実体の放射性 Cs 濃度

ほだ木を設置してから約 6 - 7 ヶ月（2017 年 10 月 11 日から 11 月 10 日）の間に発生した子実体の放射性 Cs 濃度は、検出限界値以下であった（各 n = 9）。以上の結果、設置してから約 6 - 7 ヶ月後のほだ木に追加汚染は認められなかった。

### ほだ木の放射性 Cs 濃度

ほだ木設置してから約 7 ヶ月後の 2017 年 11 月 21 日に各試験区のほだ木を 5 本回収し、樹皮と材部に分割した。無処理区および WCS 敷設区における樹皮放射性 Cs 濃度を Fig. 3-2-7 に示した。無処理区および WCS 敷設区における樹皮放射性 Cs 濃度の中央値は、それぞれ 7.0 Bq/kg および 9.7 Bq/kg であり、放射性 Cs 濃度間に有意差は認められたが（Mann-Whitney U-test,  $p = 0.049$ , 各 n = 15）、その差は僅かであった。また、ほだ木材部の放射性 Cs 濃度は何れも検出限界値以下であった（各 n=15）。

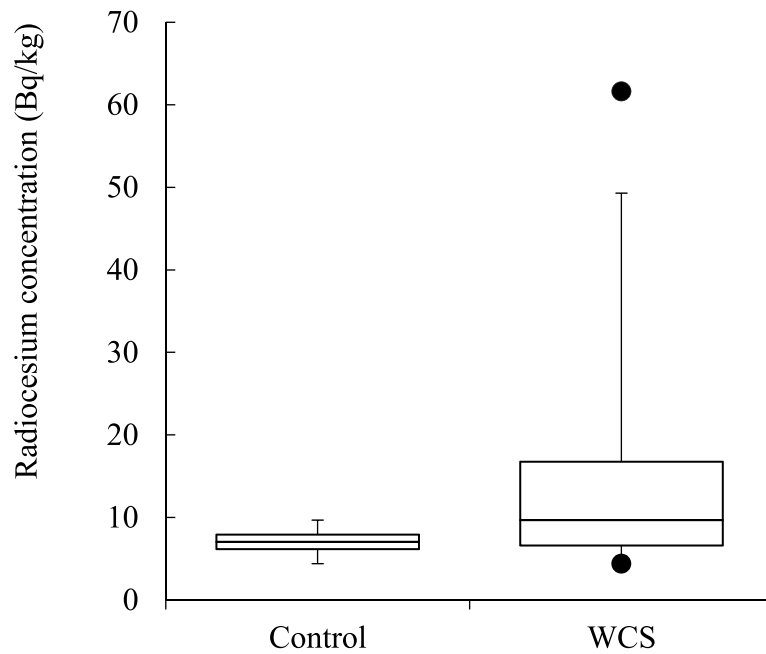


Fig. 3-2-7. Concentration of radioesium in the bark of bed logs after 7 months of treatment with water-permeable weed control sheets at the laying yard in Ohtawara City, Tochigi Prefecture, Japan

WCS: water-permeable weed control sheet

●: Upper and lower outliers in the boxplot are shown.

\* $p = 0.049$ , Mann-Whitney  $U$ -test,

## A層の放射性Cs濃度と土壌含水率

ほだ木を設置してから9ヶ月経過した無処理区およびWCS敷設区におけるA層の放射性Cs濃度は、それぞれ $2.3 \pm 0.6$  kBq/kg ( $n = 6$ )および $2.3 \pm 0.4$  kBq/kg ( $n = 6$ )であり、無処理区およびWCS敷設区におけるA層の放射性Cs濃度間に有意差は認められなかった ( $t$ -test,  $p = 0.95$ )。また、同期間経過した無処理区およびWCS敷設区におけるA層の放射性Cs沈着量は、それぞれ $29.3 \pm 8.5$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n = 6$ ) および $26.8 \pm 11.0$  kBq/m<sup>2</sup> ( $n = 6$ ) であり、無処理区とWCS敷設区におけるA層の放射性Cs沈着量間には有意差は認められなかった ( $t$ -test,  $p = 0.67$ )。

さらに、同期間経過した無処理区およびWCS敷設区におけるA層の土壌含水率は、それぞれ $55.5 \pm 5.1$  % ( $n = 6$ ) および $59.2 \pm 9.5$  % ( $n = 6$ ) であり、有意差は認められなかった ( $t$ -test,  $p = 0.42$ )。以上の結果、大田原市の試験区ではWCS設置の有無により9ヶ月間では子実体の放射性Cs濃度等に変化が生じないと思われた。

## 考察

WCS敷設による追加汚染の抑制効果を調査するにあたり、放射性Csにより被災した地域で追加汚染の可能性について調査した。那須町および大田原市にて7-9ヶ月後に採取した子実体の放射性Cs濃度は検出限界値以下であり追加汚染は認められなかったが、栽培期間を延長した那須町の19-20ヶ月後に採取した子実体および28ヶ月後のほだ木からは放射性Csが検出され、処理区に関わらず追加汚染が確認され、特にWCS敷設区の追加汚染は顕著であった。福井ら(2018, 6)は、放射性Csにより被災した地域に約2年設置したほだ木の放射性Cs濃度は増加したと報告している。以上のことから、追加汚染はほだ木の進行に伴って生じるが、追加汚染が顕在化するには少なくとも7-9ヶ月以上を要すると考えられた。そのため、WCS敷設による追加汚染の抑制効果については那須町



の結果に着目した。

追加汚染源は、林内雨等の泥跳ねによりほだ木表面に付着した付着物中に含まれている放射性 Cs と土壌からほだ木へ吸収される土壌中の放射性 Cs の2つと考えられた。そのため、WCS の敷設は放射性 Cs を含む物質の付着防止および土壌中の Cs 吸収抑制を目的としている。那須町の結果から、28 ヶ月後における無処理区と WCS 敷設区に設置したほだ木表面に付着した付着物中に含まれている放射性 Cs 濃度に有意差は認められなかった。ほだ木表面に付着した付着物中に含まれている放射性 Cs が追加汚染源ならば、両試験区におけるほだ木の樹皮、ほだ木材部、および子実体の放射性 Cs 濃度はほぼ等しくなると考えられるが、両試験区における28 ヶ月後のほだ木樹皮、材部および19 - 20 ヶ月後に採取した子実体の放射性 Cs 濃度には有意差が認められた。以上の結果、ほだ木樹皮に付着した放射性 Cs は追加汚染源ではないと思われた。そのため、追加汚染源は土壌からほだ木へ吸収される土壌中の放射性 Cs と推測された。また、ほだ木表面に付着した付着物中に含まれている放射性 Cs 濃度に有意差は認められなかったことから、WCS による放射性 Cs を含む物質の付着抑制効果は限定的であると考えられた。

追加汚染源は土壌中の放射性 Cs であると那須町の結果からは推測されたが、それを示す直接的な結果は得られていない。しかし、那須町における28 ヶ月後のほだ木放射性 Cs 濃度の結果から、放射性 Cs はほだ木下部から上部へ、そしてほだ木下部からほだ木横木へと移動していると推測された。放射性 Cs に被災したほだ場において原木栽培試験を行い、ほだ木下部の放射性 Cs 濃度は高いことは報告されている（高橋 2015）。この報告は土壌中の放射性 Cs が追加汚染源であることを示していると考えられた。なお、本試験結果からほだ木の追加汚染は、土壌からほだ木へ移動する放射性 Cs の影響だけではなく、ほだ木からほだ木へと移動する放射性 Cs の影響も考慮する必要があると考えられた。

WCS は土壌からほだ木への放射性 Cs の移動を抑制することも目的として敷設した

が、那須町における WCS 敷設区にて 19 - 20 ヶ月後に採取した子実体および 28 ヶ月後のほだ木の放射性 Cs 濃度は無処理区より有意に増加していた。追加汚染源は土壌中の放射性 Cs であると仮定し、追加汚染が認められた同試験区の 7 - 9 ヶ月後以降における土壌中の放射性 Cs の挙動に着目すると、A<sub>0</sub>層では 0 ヶ月と比較すると Cs 蓄積量は大きく減少していることから、有機物層の分解に伴い遊離体の Cs が供給源になりうることを示している。そして、鉍物中に溶解した Cs の移動速度は遅いが、有機物が存在すると移動速度は速くなると報告している（西村 2017）。さらに、A<sub>0</sub>層にて分解溶出された Cs は有機物に富む A<sub>0</sub>層を速やかに通過し、その後 A 層に移動しても土壌有機物により土壌固相への吸着が妨げられると推測している（山口 2014）。WCS 敷設区における 28 ヶ月後の A<sub>0</sub>層は観察されなかったこと、A 層の土壌含水率は無処理区より増加していたこと、また A 層の放射性 Cs 沈着量は無処理区より減少していたことから、WCS 敷設区では無処理区よりも多くの有機物が A 層に供給されると共に土壌含水率の増加に伴って WCS 敷設区の A<sub>0</sub>層から A 層に沈降した放射性 Cs の移動度は速くなり、系外への流出量が無処理区より増加したと推測された。A<sub>0</sub>層の分解消失により透水性の WCS を介して移動度の速い放射性 Cs が存在している A 層とほだ木が接触することにより、WCS 敷設区に設置したほだ木の追加汚染はほだ木の進行と共に生じたと考えられた。他の試験報告では、シイタケ原木露地栽培における放射性 Cs 移行抑制素材として、高線量スギ林において種々の林地被覆材を用いて栽培試験を行った結果、対照区と比べて麻布は放射性 Cs の移行を促進する可能性があることを報告している（山口ら 2017）。麻布を敷設した場合においても WCS を敷設した場合と同様の現象が生じ、ほだ木の追加汚染を促進していると考えられた。

那須町にて実施した試験結果を再確認するため、那須町から約 10 km 南南西に位置する大田原市において同様の試験を那須町の試験から 3 年後に実施したところ、子実体の追加汚染およびほだ木材部の放射性 Cs による汚染は認められず、また無処理区と WCS 敷設区

におけるほだ木樹皮の放射性 Cs 濃度にごく僅かの差異が認められた。更に、追加汚染と関連が深いと推測される A 層の放射性 Cs 濃度についても那須町にて認められた無処理区と WCS 敷設区間における顕著な差異は認められなかった。大田原市の試験は那須町の試験と比較して短期間であること、試験地の自然条件が異なること、また原発事故からの経過年数が異なることを考慮すると、WCS の敷設による A 層の放射性 Cs の移動度は追加汚染が認められるほど顕在化せず、結果として WCS 敷設による影響を受けなかったと思われた。

当該試験の調査目的である WCS 敷設がほだ木への追加汚染にどのように関与しているか、すなわち、放射性 Cs 吸収に及ぼす影響を調査したが、WCS を敷設することにより場合によってはほだ木への追加汚染を増加させることが明らかとなった。このことから汚染ほだ場における WCS 敷設使用は避けるべきであり、そして土壌からほだ木へ移動する放射性 Cs を抑制するためには、WCS 敷設とは異なる有効な手法、または Cs を選択的に固定し容易に放出しない物質（山口 2014）（風化雲母、バーミキュライト、イライト等）のほだ場土壌への処理を検討する必要があると考えられた。

Fig. 3-2-8 に第 3 章 シイタケ原木及びほだ木、ほだ場からの放射性セシウム低減対策の第 1 節シイタケ原木栽培におけるナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液の原木への処理とほだ場でのプルシアンブルーフィルター（セシウムソープフィルター、CSF）敷設による原木と子実体への放射性セシウムの吸収抑制、および第 2 節福島第一原発事故後のシイタケ露地栽培ほだ木と A<sub>0</sub> 層及び A 層の放射性セシウム（Cs）の挙動に及ぼす透水性防草シートの影響について、の試験結果に伴う概念図と今後の課題について記載した。

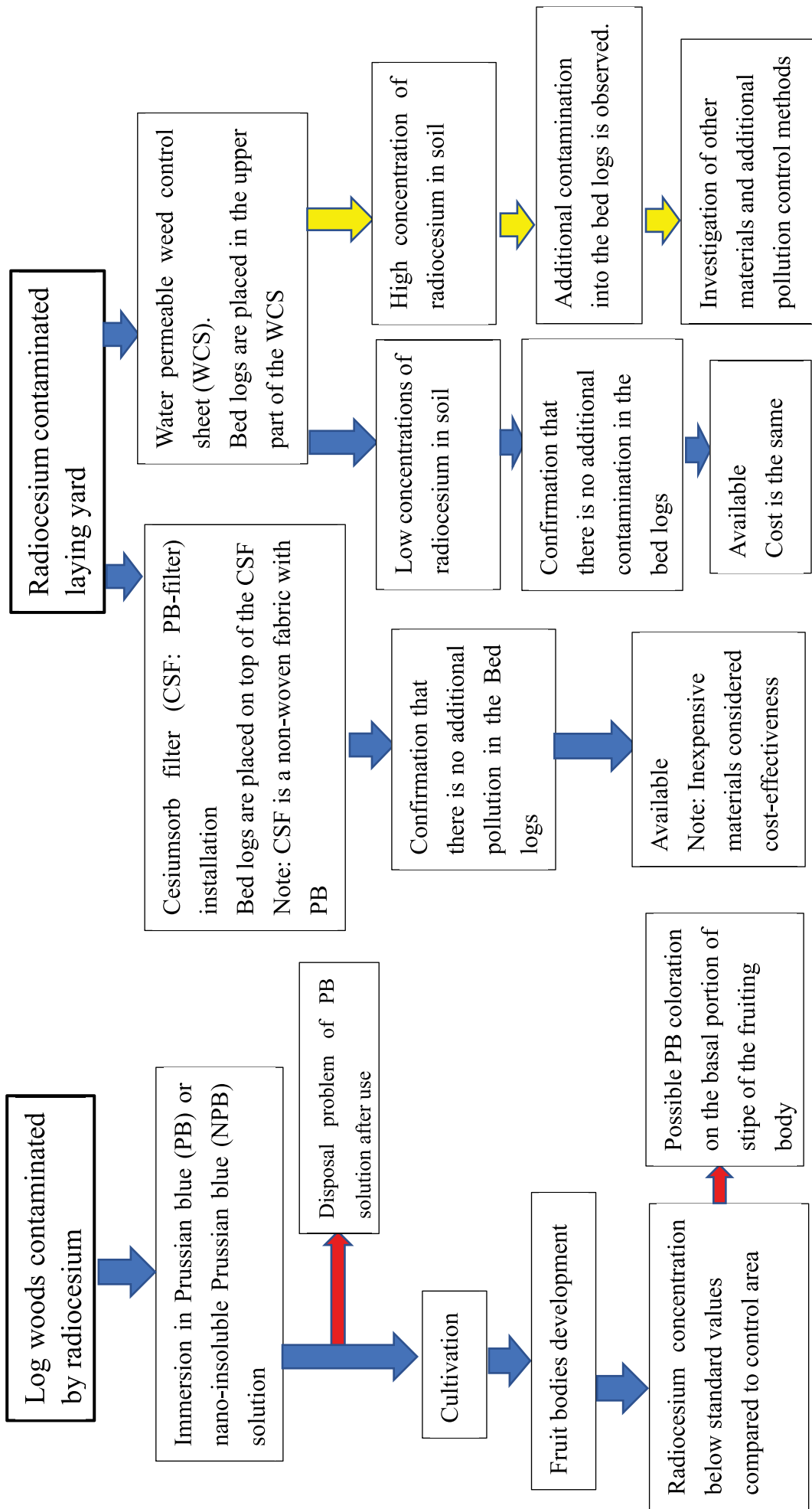


Fig. 3-2-8. Measures to reduce radiocesium from shiitake mushroom logs, bed logs, and laying yard

## 第4章 総合考察

2011年3月の東日本大震災に続く東京電力福島第一原子力発電所事故により福島県はもとより、太平洋側の宮城県、岩手県をはじめ、群馬県、茨城県、栃木県の北関東各県及び、千葉県、長野県等の原木林とシイタケ原木生産地が広範囲に放射性物質の影響を受けた。このような放射性物質による汚染に関して、過去の事例、とくに1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故の調査報告を参考として、放射性物質が森林、樹種およびキノコ類に及ぼす影響とともに、放射性Csの吸着剤としてのプルシアンブルー（PB）およびゼオライト、そしてCs吸収抑制剤としてのカリウム肥料の効果に関する知見が報告されている。

また、チェルノブイリ原発事故報告から、放射性Csは森林内リター層に多く蓄積し、かつ樹木内には22年経過しても根からの吸収により、放射性Csは減少していないことも報告されている（Zhiyanski, et al. 2010）。

そこで、本研究では、きのこ栽培用原木中の新規放射性セシウム測定法の開発とシイタケ原木林での適正抜き取り本数の調査について（第2章）、また、シイタケ栽培用原木、ほだ場からの放射性セシウム低減対策について（第3章）議論した。本総合考察では、本研究において得られた知見とこれまでの先行調査報告において蓄積された知見をもとに、原木林原木中の放射性Csのより一層効率化された検査法の方向性、汚染原木林および汚染ほだ場の放射性Cs低減対策と追加汚染防止対策の方向について議論する。

### 4-1 北関東以北のシイタケ原木不足（とくにコナラについて）に関する問題

シイタケ等木材腐朽性食用きのこ栽培に使用する原木は、ミズナラ *Quercus crispula*、ポプラ *Populus*、サクラ *Cerasus*、クヌギ *Q. acutissima*、コナラ *Q. serrata*、ブナ *Fagus crenata*、カキ *Diospyros kaki*、クリ *Castanea crenata*、クルミ *Juglans*、シラカンバ *Betula platyphylla*、ヤナギ *Salix* L.、ケヤキ *Zelkova serrata*、シデ *Carpinus*、クワ

*Morus australis*, エノキ *Celtis sinensis*, カエデ *Acer* などの落葉広葉樹が利用される。その中でも本州の西日本地区の乾燥シイタケ用にはクヌギ、東日本を中心とする東海、近畿、中国、四国地区の生シイタケ栽培ではコナラが主要原木として使用されている。コナラは北海道の一部から本州、四国、九州にかけて広く分布し、クヌギは岩手県南部と宮城県の一部、日本海側では新潟の一部と能登半島北部に生息するほか北関東、長野岐阜以南の沖縄までの西日本地区全般に分布している（学研グラフィック百科、週刊日本の樹木、コナラ・クヌギ、2004年8月、No. 20）。関東甲信越から東北地方にかけて、生シイタケ原木栽培に使用するコナラ原木は、主として自県の購入原木か生産者が有する原木を使用していた。福島第一原子力発電所の西側に位置する阿武隈山地では、民有林面積は 51,531 ha で原子力発電所事故前はきのこ栽培用の高品質な広葉樹原木の生産を目指して、安定して大きな利益を上げていた（Miura, 2016）。しかしながら、この日本最大のコナラ原木供給産地は、原発事故により壊滅的な状況となった。このため、原発事故以降にシイタケ原木を調達する方法としては、長野県、千葉県を含めて、北関東以北の日本海側を除く東北地方（Fig.1-4-1 参照）で、使用可能な原木林及び原木を調査して使用するか、あるいは、浸水発生をおこなう生シイタケ栽培に不向きである西日本産クヌギを北関東以北に移送して使用するかの選択が迫られることとなった。西日本産のクヌギ原木の長野県、千葉県を含む北関東以北への移入は、原発事故以降現在に至るまで継続しており、その需給のミスマッチは解消されていない（Table 4-1）（日本特用林産振興会、2020）。

浸水発生生シイタケ栽培にクヌギが不向きである理由としては、クヌギはきのこの発生量や品質に優れる子実体を発生させることができるが、ほだ木作りが難しいこと、降雨の少ない地域での管理が難しい面がある。一方、コナラについては、ほだ木作りが容易で管理もしやすいが、クヌギに比べ発生量、子実体品質が劣るとともに、老木になると、萌芽更新しにくい面がある。コナラとクヌギの樹皮回りの組織については Fig. 4-1 に示した。

Table 4-1. Desired and available supply by tree species as of September 2020

| Tree species          | Number of log woods desired (A) | Number of log woods available for supply (B) | (B) - (A) |
|-----------------------|---------------------------------|--|-----------|
| <i>Q. serrata</i>     | 330,000                         | 59,000                                       | -271,000  |
| <i>Q. accutissima</i> | 36,000                          | 193,000                                      | 157,000   |
| Other broadleaf trees | —                               | 65,000                                       | 65,000    |
| Total                 | 365,000                         | 317,000                                      | -48,000   |

*Q. serrata* includes *Q. crispula*

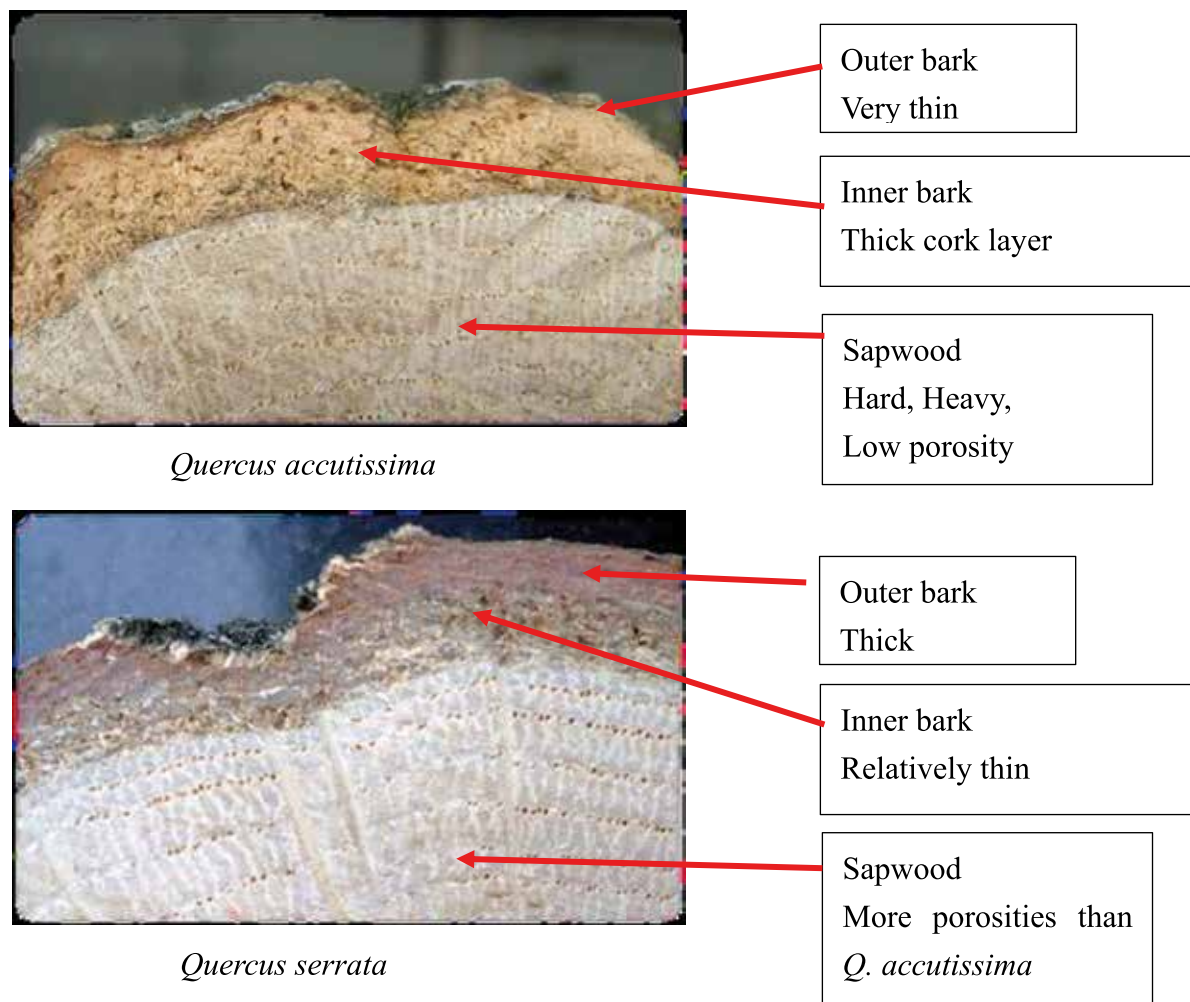


Fig. 4-1. Differences in the tissue around the bark of *Q. serrata* and *Q. accutissima*

西日本産クヌギ原木を使用した東日本での原木シイタケ栽培指針（福井ら，2014）を作成し，北関東以北シイタケ生産者の栽培にクヌギを使用することの留意点を記載した。

前述した原木樹種需給のミスマッチは，未だに北関東以北の生産者にとって，コナラ原木を使用することへの要望が強いことを示している。

#### 4-2 北関東以北のシイタケ栽培に利用可能なコナラ原木の選定をどうするか

本研究においては，北関東以北のコナラ原木林原木中の放射性 Cs 汚染の程度を効率良く調査し，生産者の使用に供する必要性が高くなってきた。原木全体をおが粉に加工して，マリネリ容器に充填し，Ge 半導体スペクトロメータで測定する方法は樹皮，辺材，木質部，心材までの原木全体を正確に測定できるものの，おが粉加工の労力や検査に長時間がかかる欠点があり，当然の結果として1地区または1ha当りの検査本数を少なくせざるを得ない。

原木中の放射性 Cs の効率的な測定方法を検討するにあたって，多くのメーカーに打診し，非破壊検査手法で2-3社のメーカーが採用できる可能性を得たものの，開発費等の負担により多くは断念し，最終的に古河機械金属（株）と，栃木県林業センターが進めることとなった。

結果は，第2章1節に記述したとおりであり，Ge 半導体スペクトロメータとの高い相関を得ることができた（Fig. 2-1-3）。そして，第2章2節に記述したように，非破壊検査装置を用いて，栃木県内の原木林の空間線量率，および放射性 Cs の沈着量が異なる地域の汚染程度に従って，原木抜き取り本数を定めることが出来た。

なお，原木中の放射性 Cs を効率的に調査する方法として，非破壊検査装置を開発したが，特記すべき事項として，福島第一原子力発電所事故数年後の原木汚染状況を参考

（Fig. 2-1-2）に，独自の標準体積線源を開発したことである。当時の原木汚染の水平分布からみて，樹皮が主たる汚染源として標準体積線源を作成した。そして，原発事故の影響



を受けていない、西日本産コナラを直幹加工した後、調整した放射性 Cs 溶液を塗布した紙を巻き付け、その上からポリエチレン (PE) フィルムで包むことで紙に染み込ませた放射性 Cs の拡散を防ぎ、その後、木口を含む表面全体を繊維強化プラスチック (FRP) 加工し、標準体積線源とした。したがって、コナラ樹木中の放射性 Cs が年々樹皮から木質部へ移行、または、樹木の根から吸収され、木質部や心材部に広がる可能性についての考慮は少なかった。コナラの放射性 Cs 濃度は心材より辺材が高く、年輪の状況から放射性 Cs は樹皮や葉を経由せず、むしろ根からの吸収であるとしており (Mahara et al. 2014)、コナラ材部で放射性 Cs 濃度が最大となるのは事故 28 年後であるとしている。さらに、コナラとスギの両立木では木材部分の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量が増加していることから、樹木と土壌の間で循環が起こっていること、樹木体内の  $^{137}\text{Cs}$  は葉に運ばれ、リターフォールを通じて林床に移動する。そして、リターフォールの分解により、 $^{137}\text{Cs}$  は有機土壌層および浅い鉱物土壌層内の根域に放出される。このため、 $^{137}\text{Cs}$  は樹木の根系を通じて吸収される可能性があり、このサイクルは、森林内の  $^{137}\text{Cs}$  の保持システムとして機能している (Murakami, M, 2019) ことから理解できる。

原木内部の放射性 Cs 濃度分布は経時変化してきているが、栃木県は毎年、一定地区の原木林立木の、樹高別、水平面別 (樹皮、辺材、心材等) 放射性 Cs 濃度を、Ge 半導体スペクトロメータで測定し、この結果を、非破壊検査装置の計算システムに反映させてきている。一方、非破壊検査装置は検出器のバックグラウンドの影響をできる限り低く抑えるため鉛で覆っている。このため、測定器全体の重量は 3 トン近くとなり、検査施設での据置き型とならざるを得ない。2016 年にはこの問題を解決するために、栃木県林業センターと三菱電機プラントエンジニアリング (株) と共同して、可搬型立木の放射性 Cs 検査装置の開発に取り組んだ。基本的には放射性 Cs のガンマ線スペクトルに着目した。一般的な測定方法では、 $^{137}\text{Cs}$  が放出する 662 Kev の  $\gamma$  線を測定しているが、低エネルギーの 32

KeV の X 線を測定することを検討した。放射線検出器は半導体検出器とし、検出限界は立木含水率 40%、密度 1.1 で評価し、使用条件は屋外で温度帯は -5°C から 40°C に設定した。また、放射線バックグラウンドは 0.05 - 0.3  $\mu\text{Sv/h}$  の地区での測定を条件とした。そして、複数の半導体検出器を立木表面に沿ってスパイラル状に並べる方法で検討した。この結果、半導体が 30°C 以上の高温に耐えられないこと、測定を満足させるためには、数十 kg 以上の鉛遮蔽が必要なことから開発を断念した。しかしながら、この 32 keV 特性 X 線を利用して  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定する開発研究は、2022 年 9 月時点で、仙台高専、茨城大学大学院理工学部、茨城県林業センター等により引き続き進められている。一方、栃木県林業センターでは、未来イメージング株式会社（古河機械金属（株）の子会社）とともに、第 2 章第 1 節で使用した検出器（高感度のシンチレータ結晶（ $\text{Ce:Gd}_3(\text{Al,Ga})_5\text{O}_{12}(\text{Ce:GAGG})$ ）と半導体受光素子の組合せ）を使用し、検査する樹木自身を遮蔽材として利用し、樹木に開けた穴（直径 20mm 程度）へ検査装置の検出器を挿入して樹木の放射性 Cs を測定し、検査装置と Ge 半導体検出器の測定値には一定の相関があることを見出している。価格は 1 台あたり 100 万円以下を目標としており、さらに改良を進め、放射能汚染シイタケ等原木林の効率的な選別を行える体制を整えつつある（2022 年 9 月現在）。

近い将来における原木選別の方法として、1. 空間線量率からみた伐採可能原木林の選定、2. 空間線量率から選んだ原木林での可搬型非破壊検査装置を使用した、立木の調査、3. 合否の判定、4. 合格林原木の伐採・玉切、5. 据置型非破壊検査装置による高精度の放射性 Cs 濃度の確認、5. 原木としての使用。を行っていくべきと考える。

#### **4-3 シイタケ原木、ほだ木中の放射性 Cs を減少させる方策**

##### **4-3-1 プルシアンブルー（PB）、ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）及びセシウムソーブフィルター（CSF）の効果と問題点**

シイタケ原木やほだ木中の放射性 Cs を減少させる方法として、多くの試験研究が実施

されてきているが、中でも福島第一原子力発電所事故当時は PB を使用した試験が多く行われた。ほだ木を PB に浸漬することにより発生したシイタケ子実体基部（石突き部）への付着は見られるが、放射性 Cs の子実体への吸収を抑制することが確認されている（根田 2013, 根田 2014）。菌床栽培培養基への PB 添加による放射性 Cs の吸収抑制効果は、シイタケ *Lentinula edodes*, マイタケ *Grifola frondosa*, ナメコ *Pholiota microspora*, アラゲキクラゲ *Auricularia polytricha* について、子実体収量への影響とともに調査されている（根田 2014）。さらに、ヒラタケ *Pleurotus ostreatus* の菌床栽培実験でも裏付けられており、ヒラタケの培地に PB そして分散液を使用することで、ヒラタケ子実体への放射性 Cs の移行を抑制することができたことを報告している（平出ら 2012, Hiraide et al. 2015）。さらに マイタケの菌床培地に PB を添加したところ、子実体への移行も抑制されたことが報告されている（國友ら 2015）。同様に、菌床培養におけるナメコ、アラゲキクラゲ、ブナシメジ *Hypsizygus marmoreus*, シイタケ子実体への放射性 Cs の移行は、PB を培地に添加することで抑制されることが報告されている（入澤ら 2013）。以上のように、PB の放射性 Cs の特異的な吸着能力は、栽培きのこへの放射性 Cs の移行蓄積を減少させることが証明されてきた。

一方、PB はシアン（CN）化合物であり、毒性が懸念されるが、PB の科学的安定性と毒性については、第一章第 3 節で述べたように、多くの研究が行われてきており、毒性や副差用のないこと（Nigrovic 1963; 1965）、慢性的摂取の安全性が報告されている

（Richmond, C.R., et al. 1966）。離乳期のラットに 2% のニッケルフェロシアン化物／樹脂複合体を含む飼料を 152 日間与えて屠殺し、肝臓、腎臓、脾臓、胸腺、脳、精巣、大腿骨の病理組織学的研究を行った結果、病理学的変化は認められなかったとしている（Inuma et al. 1971）。そして、IAEA はフェロシアン化ナトリウムが人間の食生活に使用するための食品添加物として承認されていること。PB の人体への毒性の可能性を考える上で、フ

ェロシアン化ナトリウムが一般的な食卓塩の固結防止剤として 15 ppm まで使用されていることも一般的知見であるとしている (Anon, 1969) .

このような、安全性に関しての知見が多くあるにも関わらず、原木やほだ木の浸漬液に可溶性 PB を使用した場合、浸漬した後の PB 廃液は廃液中に高いレベルの CN を含む可能性がある (鵜原ら 2014) . 可溶性 PB は原木やほだ木中の放射性 Cs 吸着後の排水により、全シアン (T-CN) 濃度が地域の排水基準を超える可能性がある。したがって、放射性 Cs に汚染された原木やほだ木を、PB 溶液に浸漬して使用する手法はできないことと判断される。なお、CN の分解については、(新・公害防止の技術と法規・水質編・技術編, 2020) によると、アルカリ塩素法 (NaOCl) や紺青法 (難溶性錯化合物沈殿法) 等を用いて分解処理する方法が記述されており、PB 使用後の溶液中の CN 分解が可能か否かを調査する必要があると考える。

一方、鵜原ら (2014) は、汚染水中で可溶性 PB を不溶化する新規技術を使えば、福島県排水条例の排水基準値のレベルに低減でき、そのまま放流できるとしている。

これについては、放射性セシウムイオンの分離回収方法及び PB の吸着剤として、フッ素系界面活性剤を添加して放射性セシウムを捕捉した PB と接触させ、この界面活性剤に吸着させ、水溶液相とフッ素系界面活性剤相に分離して回収する工程が特許出願 (国立研究開発法人物質・材料研究機構他, 公開特許公報 (A) 特開 2017-9392, 2017) されており、きのこ栽培において PB の使用を継続して検討する場合は、留意すべき情報と考える。

CSF については、PB を担持した不織布での試験であり、腐植層上面に敷設し、ほだ木を CSF 上に伏せ込んだ場合、敷設後 4~6 ヶ月の間に得られた新鮮な子実体から放射性 Cs は検出されなかったこと、設置後 15~18 ヶ月の間に収穫した新鮮な子実体の放射性 Cs 濃度は無処理区に比較し、子実体中の放射性 Cs は有意に低濃度であった (Fig. 3-1-7) .

原木を地面 (地面の放射性 Cs) から隔離するために使用した CSF シートの放射性 Cs を土

壤 (A) とリター層 (A<sub>0</sub>) 中の放射性 Cs と比較したところ、CSF シートが多くの放射性 Cs を吸着していることが分かった (Table 3-1-4)。これらの結果から、ナノ粒子不溶性プルシアンブルー (NPB) を担持した場合等、放射性 Cs に汚染された腐植層及び A 層の土壤、原木、及びほだ木から溶出される、放射性 Cs の吸収と溶出される T-CN の違いを、当該試験で使用した可溶性 PB を担持した CSF と、NPB 担持 CSF との比較が必要なこと、そして資材としての価格低減が望まれるところである。

#### 4-3-2 放射性 Cs 吸着剤としてのゼオライト及び放射性 Cs 吸収抑制剤としてのシイタケ 原木林へのカリウム肥料の施用と問題点

PB 以外のセシウム吸着剤としては、ゼオライト等が検討されている。クリタケ原木栽培 (土壤中に埋設する栽培方法)、ナメコ原木栽培 (原木を横にする接地型栽培方法) 及びヒラタケ原木栽培 (短木を 2/3 程度土壤中埋設する栽培方法) で、各ほだ木の接地部分に 100 - 500 g/m<sup>2</sup> のゼオライトを含む紙 (パルプ製と合成繊維製) を処置したところ、子実体への放射性 Cs の移行抑制が確認できた (福井ら 2017, 12)。また、汚染ほだ場でのゼオライトの散布は A<sub>0</sub> 層、A<sub>1</sub> 層の放射性 Cs を減少させる傾向を確認している (福井ら 2017, 13)。また、福島第一原子力発電所事故で発生した汚染水について、結晶性シリコチタン酸 (Crystalline Silicotitanate) は NaCl 共存下で Cs の非常に高い吸着性能を有することが明らかにされている (伴ら, 2012)。ゼオライトについては、ほだ場全体に散布することは価格面や生態系の維持から考えて困難であり、通常使用するほだ場に限定して使用すべきと考える。

カリウムについては、ヒラタケによる放射性 Cs の蓄積メカニズムを調査したところ、菌糸体による Cs の取り込みは、K と Rb の存在によって影響を受けていることが報告されている (Terada, et al. 1998)。そして、カリウム肥料については、原木林への放射性 Cs の吸収抑制効果として施用が検討されてきた。茨城県では原発事故後に伐採更新し、1 - 6 年経

過したコナラ萌芽林へカリ肥料（塩化カリウム）を散布し、1年後の当年枝の放射性 Cs 濃度を散布前と比較したところ、カリ肥料を散布した調査区における放射性 Cs 濃度は 27-49%に低下したことを報告している（福田ら 2018）。そして、カリ肥料散布の散布方法とコストについては、2018 年当時で、散布量を 800 kg/ha では肥料代が 7.6 万円、散布時間は約 8 分/100 m<sup>2</sup>を要するとしている。残された問題としては、無人ヘリコプターやドローンによる省力化及び原木林内土壌層の違いによる、カリウム肥料の原木への吸収抑制の違い等を調査していく必要があると考える。

#### 4-3-3 放射性 Cs 汚染ほだ場での、土壌中からの汚染防止策としての透水性防草シート（WCS）とセシウムソープフィルター（CSF）の有効性、及びその他土壌とほだ木の接触防止方法について

第 3 章第 2 節では、福島第一原発事故後のシイタケ露地栽培ほだ木と A<sub>0</sub>層及び A 層の放射性セシウム（Cs）の挙動に及ぼす WCS の影響について調査した。その結果、ほだ木樹皮に付着した放射性 Cs は追加汚染源ではないことが判明し、追加汚染源は土壌からほだ木へ吸収される土壌中の放射性 Cs によるものと推測された。ほだ木伏せ込み後、追加汚染が認められた同試験区の 7-9 ヶ月後以降における土壌中の放射性 Cs の挙動は、A<sub>0</sub>層では 0 ヶ月と比較すると Cs 蓄積量は大きく減少していることから、有機物層の分解に伴い遊離体の Cs が供給源になりうることを示した。鉱物中に溶解した Cs の移動速度は遅いが、有機物が存在すると移動速度は速くなると報告している（西村 2017）。チェルノブイリ原発事故については、ベラルーシのゴメリ近郊のヨーロッパアカマツ Scots pine 林の土壌調査によると、1992 年に比較し 1997 年の土壌表層の放射性 Cs は減少しているものの、1992 年と同様、放射性 Cs の存在はほぼ土壌表層（0-5cm）にあり、森林土壌内での移動は限られており、長期的な汚染の大部分は上部有機層に存在しているとされている（Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’, IAEA, 2006. pp 41-46）。

福島第一原子力発電所事故後、10年間の森林土壌中の放射性Cs動態の解明について、森林総合研究所の研究グループは、事故による汚染程度の異なる福島県3町村、及び茨城県1市の森林10地点を対象に、森林土壌の落葉層・鉍物質土層垂直分布の経年変化を明らかにするため、事故後10年間継続して調査した。その結果、落葉層における放射性Csの蓄積は指数関数的に減少していること、そして、深さ5cm以内の鉍質土層表層に移動し、ほぼ一定値となっていること、より深い鉍質土層下層(5-20cm)では、明確な増加または減少傾向はなかったとしている(Manaka, et al., 2022)。

WCS試験結果からは、汚染ほだ場におけるWCS敷設使用は避けるべきであり、そして土壌からほだ木へ移動する放射性Csを抑制するためには、WCS敷設とは異なる有効な手法、またはCsを選択的に固定し容易に放出しない物質(山口2014)(風化雲母、バーミキュライト、イライト等)のほだ場土壌への処理を検討する必要があると考えている。

CSFについては、第4章、4-3-1で今後の方向についての考えを記載しているが、NPBを使用することのメリットと経済性、耐用使用年数、使用後のCSFからのNPBの回収問題やT-CNの処理方法を解決しなければならない。

#### 4-3-4 放射性Cs濃度が樹木内部で経年変化することを想定した、原木から子実体への移行係数の考え方について

2013年、国立研究開発法人森林総合研究所では、きのこ原木の放射性物質濃度の指標値を検討するための調査を開始し、とくに2011年春に原木に植菌し2012年春以降に発生したシイタケ子実体とそのほだ木の検体採取をおこなった。この結果、ほだ木とシイタケ子実体の放射性Cs濃度には正の相関がみられ、ほだ木からシイタケ子実体への移行係数の90%(片側:高い方)が含まれる値は1.785であり、最終的には安全な値として、移行係数2.0が林野庁で採用され現在に至っている(根田2013)。さらに、菌床栽培については、移行係数0.5が採用されている(農林水産省生産局農産部園芸作物課長・林野庁林政

部経営課長・林野庁林政部木材産業課長，2012).

2014年頃からは，原木調達時の業者測定放射性Cs濃度と収穫された子実体の濃度から，生産者からも移行係数が2.0よりも高くなっているとの意見が多く聞かれるようになった。栃木県では，2016年春に県内の汚染コナラ原木を用い，シイタケを空間線量率0.39  $\mu\text{Sv/h}$ のほだ場で1年間栽培した。その結果，子実体中の放射性Csは高濃度を示し，移行係数は2.7となることを報告している(杉本ら2017)。また，原木及び子実体の放射能は積算線量の増加に伴って増加することが報告されている(平出2018)。シイタケのほだ木部位別放射性Cs濃度と子実体中の放射性Csの関係については，汚染の直接的影響を受けた外樹皮よりも内樹皮や辺材，心材の放射性Cs濃度と高い相関のあることが報告されている(岩澤2017)。

原木栽培のシイタケに対する放射性セシウムの移行係数は異なる場合が大きいため，移行係数に影響を与える因子について，原木栽培と同様の移行係数を持つ培地(安定セシウム $^{133}\text{Cs}$ と米ぬかを5%添加したおが粉培地)を用いて，どのような要因が移行係数に影響を与えるかを調べたところ，Cs濃度と栄養源濃度(窒素濃度に代表される)が移行係数に負の要因として関係することが報告されている(Hiraide, 2021)。

安定セシウム( $^{133}\text{Cs}$ )を使用することは，移行係数を決定する手法として，確かで効率的な方法であり，おが粉を利用することで，試料採取・調製にかかる時間が大幅に短縮され、東日本のより多くの原木をサンプリングして、汚染された原木からシイタケまでの放射性セシウムの将来の移行係数を予測することが容易になること、すなわち、おが粉はlog-to-shiitakeの移行係数を決定するための代替として使用でき、サンプルの収集と調製に必要な時間が大幅に短縮できることが報告されている(Martin, et al. 2019)。

以上の文献情報から，年々変化する原木から子実体への移行係数は，年度毎におが粉を用いて $^{133}\text{Cs}$ の移行係数を測定し，原木供給産地の県毎，あるいは各県の打合せにより，原木取扱業者，生産者に周知するシステムを整える必要があると考える。



#### 4-3-5 野生食用きのこが野生動物に及ぼす影響

ドイツのいくつかの地域では、イノシシの放射性セシウム汚染は、平均してほぼ一定か僅かに増加しているとともに、異常な変動性を示している。この特異な汚染パターンについて、2002年から2004年にかけて、バイエルン州の森に位置する地域で調査された。その結果、イノシシの好物である鹿トリュフ *Elaphomyces granulatus*（ツチダンゴ）が重要な役割を担っていることが判明した。この菌は、食用きのこや他の食品成分の汚染レベルを桁違いに超え、食用キノコや他の食品成分よりも一桁以上高い汚染レベルを示したことが報告されている（Steiner et al., 2009）。

このような事例から、福島第一原子力発電所事故の影響を受けた東日本山間部では、イノシシの狩猟が少なくなったため、個体数は年々増加している。したがって、これら野生動物への放射性Csの蓄積が懸念される。ジビエの問題ではあるが、原因が土壌発生性きのこ類であることから、問題点として残る。

#### 4-3-6 野生きのこへの対策

野生きのこの種類によっては、特定の土壌層を栄養源とするものがあり、そのような種の汚染の動態は、これらの層の汚染レベルと関連していること、そのため、きのこ類における高レベルの汚染は、一般に土壌からきのこへの移行係数が高いことに反映されているものの、これらの移行係数はかなりのばらつきがあるとしている。またきのこの種類によって、放射性セシウムの蓄積量に大きな違いがあり、一般に、ナラタケ *Armillaria mellea* のような木材分解菌や腐生菌は汚染が少なく、木の根と共生する菌類（*Xerocomus* やチチタケ属 *Lactarius* などの菌根菌）は高い取り込みを示すことを報告している（Chernobyl Forum Expert Group, 2006. IAEA. pp 41-46）。なお、きのこの汚染は1990年代には汚染が緩やかに減少する傾向も見られるものの、イグチ科アワタケ属 *Xerocomus*、ヌメリイグチ科 *Suillus* は高濃度汚染が続いている。

福島第一原子力発電所事故以降,我が国の野生きのこや山菜の多くは,2020年11月現在,中部地方や北関東以北の11県117市町村で出荷制限が課せられている(林野庁,2022).一般食品の基準値100Bq/kgを超える食品は,野生の山菜と野生きのこが大半である.

福島第一原子力発電所事故に由来する放射性Csの沈着による影響は,福島県で野生きのこの放射能モニタリング調査が行なわれ,福島県川内村で2011年9月から11月に採取したキノコの放射性<sup>137</sup>Cs濃度の調査結果では,ムラサキアブラシメジモドキ *Cortinarius salor* (7,589Bq/kg),ムラサキシメジ *Lepista nuda* (6,429Bq/kg)が高濃度を示したが,木材腐朽性のナメコにおいても,653Bq/kgと高濃度あり,きのこによる放射性Csの汚染レベルは種や属に依存する可能性のあることが報告されている(Nakashima, et al. 2015).さらに,2017年の追跡調査報告(Orita, et al. 2017)によると,2015年に同川内村で採取した野生きのこの放射性<sup>137</sup>Cs濃度は,共生性菌類は腐生性菌類と比較し高濃度であるものの,腐生性菌類の中でもシイタケについては1サンプルの値であるが,650Bq/kgであったことは興味深い.

東日本の野生きのこに含まれる放射性Cs濃度の広範にわたる解析については,2011年8月から2017年11月までに,265市町村が収集した107種3,189個体のモニタリングデータとともに,航空機モニタリングデータによる放射能沈着量を解析し,種,採取場所,採取年,地域偏差の影響を階層的に評価している.この結果から,野生きのこの濃度特性を比較すると,一般に菌根菌のきのこの放射性Cs濃度が高い傾向にあるが,種によって大きく異なり,現時点ではそのメカニズムは明らかになっていないとしている(Komatsu, et al. 2019).

野生きのこの放射性Cs汚染については,引き続き公的機関での調査をおこない,種ごとの経年変化の傾向を明らかにしていく必要がある.

#### 4-3-7 きのこと関連産業への提言

##### きのこ種菌メーカーへの提言

栽培きのこ類への種菌開発については,放射性Csの取り込みが少ないきのこ種の開

発が期待される。例えば、現在使用されているシイタケ品種やその他栽培きのこの中で  
の選抜や放射性 Cs 吸収に関する遺伝子解析をおこなうとともに、ゲノム編集による放  
射性 Cs 吸収抑制型新品種開発が早急に必要であると考え。このことにより、放射性  
Cs を高濃度に含む原木やおが粉の利用による各種きのこの菌床栽培が可能となると思  
う。さらに、種菌メーカーのみならず、業界全体としてきのこを中心として食育の機会  
を広げ消費拡大に向けて活動していくことが必要と考える。

### 原木供給業者への提言

2011 年福島第一原子力発電所事故以前、発電所の西側に位置する阿武隈山地は、  
北関東のみならず、西日本及び東北地方への大規模なきのこ原木（コナラを主体とす  
る）産地であったが、事故により伐採、出荷ができなくなってしまった。放射性  $^{137}\text{Cs}$   
は 90 年後には現在の 12 - 13% 程度には自然減衰するものの、原木栽培に使用できるの  
は、事故当時 200 Bq/kg 以下であった原木のみと考えられる。このような約 1 世紀にも  
わたる時間を原木栽培再生のために、待つことはできない。現時点で、シイタケ原木栽  
培の場合、移行係数から見て 30 Bq/kg 以下の立木または原木を調達することが必要であ  
る。現在の原木調達費用はバイオマス燃料の調達費用と比較し、作業的にも非効率であ  
り価格は高くなっている。しかも、調達した立木の放射性 Cs の値はバラツキが大き  
い。現在開発中の可搬型非破壊検査装置による効率的な立木検査の導入が早急に求めら  
れ、近い将来効率的に利用可能な原木選別に繋がることを期待している。

### きのこ生産者への提言（原木栽培生産者、菌床栽培生産者）

国や地方自治体において、またその研究機関において原木中の放射性 Cs 濃度の効率的  
測定方法、及び低減のための開発試験は継続して行われている。原木栽培生産者は、伐  
採され玉切された原木を使用して、子実体中の放射性 Cs 濃度が確実に、一般食品の 100  
Bq/kg 基準値を超えない原木中の放射性 Cs の値を確認して使用していくことが肝要であ

る。このためには、国や地方自治体、公的研究機関及び大学等の研究機関による新規情報の入手や開発試験結果による継続した指導が求められている。

一方、菌床栽培きのこには現時点で出荷制限は殆どない。中国からの輸入菌床も 2022 年 9 月及び 10 月に入ってから前年比 25%程度と大幅に減少してきている。これについては、2022 年 10 月 1 日から施行された食品表示基準 Q&A の一部改正（接種したところが原産地）の義務化が大きく影響していると考えられる。菌床の移行係数は、0.5 とされており、菌床培養基中の放射性 Cs 濃度は 200 Bq/kg が最大となる。このことから、原木栽培では使用できない 50 から 150 Bq/kg の原木や原木林については、積極的に使用いただき、原木生産業者が皆伐後の植樹や萌芽更新作業が行いやすくなるよう期待するところである。

#### きのこ流通業界への提言

福島第一原子力発電所事故当初は、きのこ取扱い業者は、放射性 Cs の値が 0 のものを出荷するようにとの、産地への意見が多かったと聞く。この数値は穀物、野菜、果実、水産物、そしてきのこ類全ての食品をみてもあり得ない数値であり、1945 年代から始まる原子爆弾実験やチェルノブイリ原発事故により、きのこの放射性 Cs 濃度は数ベクレル存在することが知られている。日本で採取した 25 種、約 60 個のきのこ子実体中の放射性  $^{137}\text{Cs}$  の濃度は 3 - 1,520 Bq/kg（乾燥重量）と非常に大きな差はあるものの、検出されている（Muramatsu, et al. 1991）。したがって、流通業界の皆様も現状を把握するとともに、日本の一般食品基準における放射性 Cs 濃度の値は、100 Bq/kg であるということと、世界標準からみて最も厳しい基準値が設定されることを認識していただきたい。

ちなみに、現時点での CODEX ならびに各国の放射性 Cs の一般食品の基準値は、CODEX が 1,000 Bq/kg, EU が 500 Bq/kg, USA が 1,200 Bq/kg, 韓国が 370 Bq/kg, そして中華人民共和国が 210 Bq/kg である。

### きのこ消費者への提言

野生きのこはもとより，栽培きのこについてもモニタリング検査は継続されており，市場には安全・安心なきのこが届けられている．きのこに関する調理については，日本料理の他，イタリア，フランス，東欧・北欧諸国を含め，中国，東南アジアにおいても多彩な料理が知られており，特徴のある海外野生きのこを除いて，国内生産の栽培きのこで，殆どの外国料理に使用されるきのこの代替が可能である．また，多くの料理法が出版されており，ぜひ試作をして国産きのこの消費拡大に繋げていただきたい．

纏めとして，Fig.4-2-1. 及び Fig. 4-2-2. に本研究の概要と問題解決に向けた今後の課題について図示した．今後の問題解決の一助になれば幸いである．

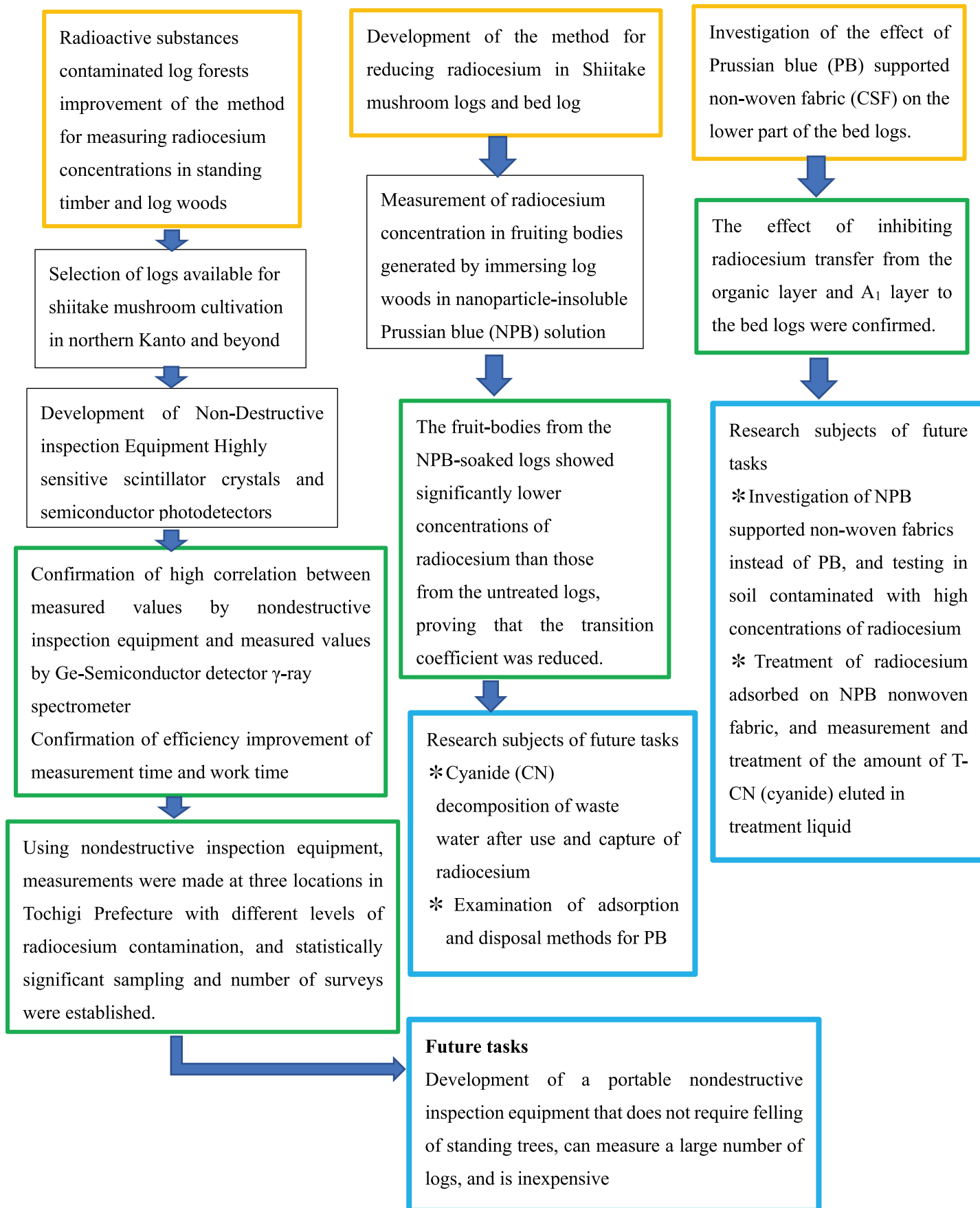


Fig.4-2-1. Research outline in this study and future tasks toward problem solutions on radiocesium contamination of Shiitake mushrooms

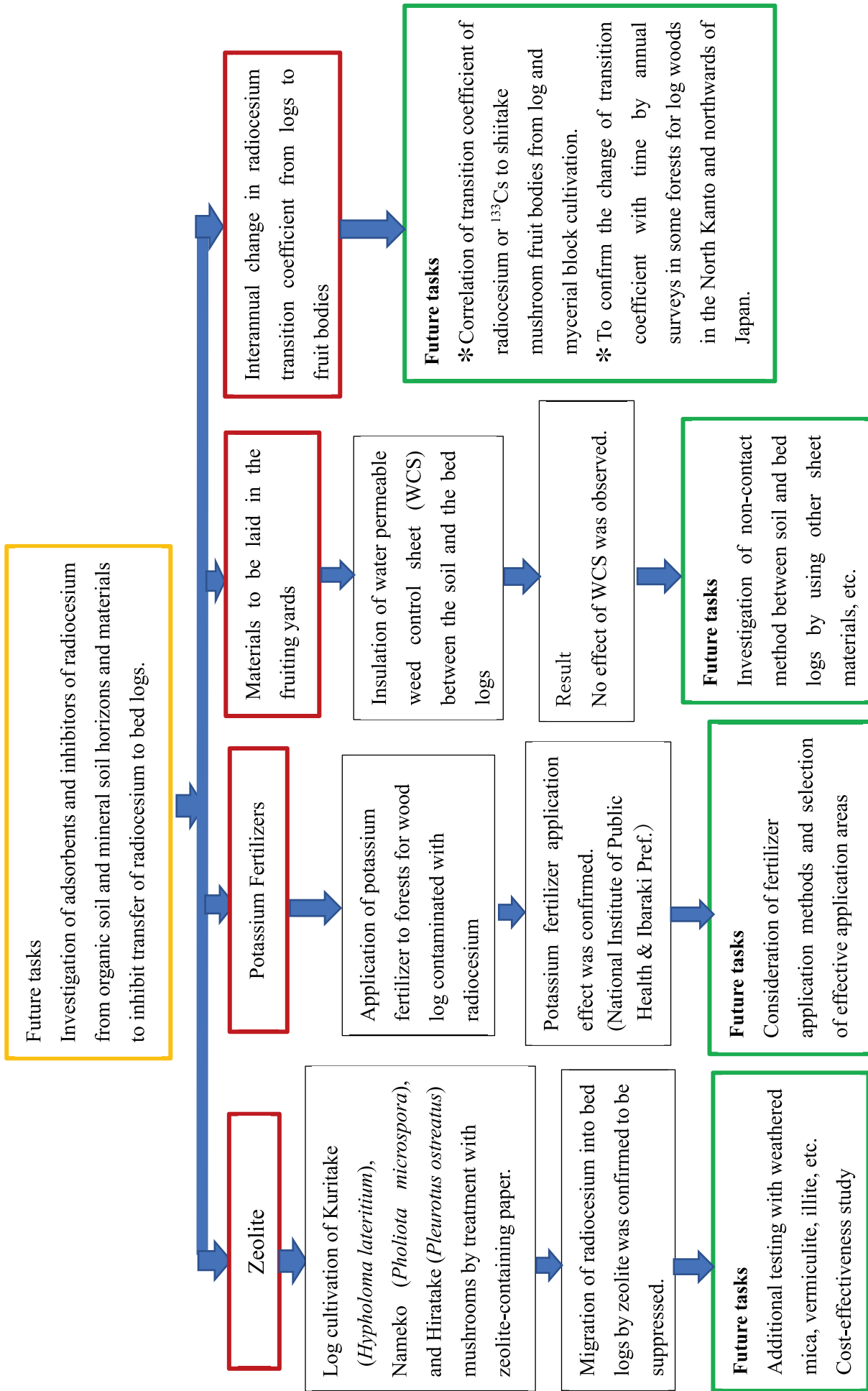


Fig.4-2-2. Future tasks toward problem solutions on radiocesium contamination of Shiitake mushrooms

## 摘要

シイタケ原木中の放射性 Cs 濃度につき、非破壊検査装置を用いて検体原木数の増加による信頼性向上と効率性を目的として、検査装置に係る条件の検討及び測定方法の検討をおこなった。非破壊検査装置は高感度シンチレーター結晶 ((Ce:Gd<sub>3</sub>(Al, Ga)<sub>5</sub>O<sub>12</sub>(Ce:GAGG)) 以下 GAGG) と半導体受光素子を組み合わせた検出器で構成されている。非破壊検査装置で測定した原木中の放射線 (CPS) は Bq/kg に換算した。伐採適期 (9 月下旬から 10 月下旬) の原木含水率は 40 から 43% の範囲であった。原木密度は 1.0 - 1.1 の範囲にあった。被検体重量と機器換算係数の回帰直線の傾斜は原木や標準体積線源の含水率により異なることが明らかとなった。そこで、標準体積線源については生木原木を直幹円筒状に加工したものに、一定量の放射性 Cs を染み込ませた紙を巻き付けた後、PE フィルムで覆い、さらに、その表面を繊維強化プラスチック (FRP) で加工したものに改良したところ、良好なデータの近似性が確認できた。

次に上記非破壊検査装置を用いて、放射性 Cs の沈着量の異なる栃木県内 3 カ所のシイタケ栽培用コナラ原木 *Quercus serrata* について、放射性 Cs (<sup>134</sup>Cs + <sup>137</sup>Cs) 濃度の調査をおこなったところ、さくら市では、林野庁が示す指標値 (原木水分 12% のとき、50Bq/kg 以下) を上回る原木が大半であり、シイタケ原木としては使用できないことが明らかとなった。一方、市貝町では、指標値を超える原木はなかった。さらに、宇都宮市では指標値以上の原木は 9.4% あった。宇都宮市の原木について表面洗浄を実施し、非破壊検査装置で再測定をおこなったところ、全体として 20 Bq/kg 低減される洗浄効果が認められた。

今回の試験結果に基づき、信頼できる抜取数の計算を「最小サンプル数を *t* 分布から計算する方法 (小標本理論による方法)」に基づきおこなった。この結果、信頼水準を 95% としたとき、さくら市では 202 本、宇都宮市では 188 本の抜取が必要であることが



示された。

今までの原木中の放射性 Cs の濃度測定は、伐採した原木をおが粉に加工し、ゲルマニウム半導体検出器等を用いて測定する方法が中心であったが、新規に開発した非破壊検査装置を用いた当該試験により伐採したシイタケ原木を破壊することなく、効率的（直径 10 cm の平均的原木を凡そ 40 秒から 60 秒以内で測定可能）に測定する方法を見出し、かつ、対象原木林の抜取本数を統計的に信頼できる数量を導き出すことができた。

次に、放射性 Cs 汚染原木の Cs 減少に関する方法および放射性物質汚染ほだ場での追加汚染防止対策として、ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液に浸漬することや不織布（プルシアンブルー担持セシウムソープフィルター（CSF）シート）を敷設した汚染防止方法により、シイタケ子実体への放射性 Cs の吸収を抑制することを検討した。ナノ粒子不溶性プルシアンブルー（NPB）分散液については、放射性 Cs 汚染原木を用いて浸漬し効果を検証した。発生した子実体は無処理区子実体の放射性 Cs 濃度と比較して明らかに減少した。250 Bq/kg 程度の原木では NPB 分散液に浸漬することにより、発生する子実体の放射性 Cs 濃度は 40 Bq/kg 以下になることが期待される。第 2 の試験では、放射性物質汚染ほだ場（空間線量率 0.19  $\mu$ Sv/h）に CSF シートを敷設し、福島第一原子力発電所事故の影響を受けていないほだ木を伏せ込んだ試験では、15–18 ヶ月後の CSF 敷設区の子実体中の放射性 Cs 濃度（4.0  $\pm$  1.8 Bq/kg）は対照区（7.8  $\pm$  4.0 Bq/kg）と比較し放射性 Cs の吸収抑制する効果が認められた。さらに、敷設した CSF は土壌中の放射性 Cs を特異的に吸着する（土壌（0–5 cm）：764 Bq/kg, CSF: 4,735 Bq/kg）ことが明らかとなった。当該試験による知見は今後のシイタケ栽培に寄与するものと考えられる。

次に、ほだ木への泥跳ね並びに A<sub>0</sub> 層および A 層からの放射性 Cs の移行抑制を目的として、ほだ場に敷設されている透水性防草シート（WCS）の追加汚染への影響を調査した。原発事故から 3 年後に実施した長期の調査では、WCS の敷設により子実体およびほだ木の

放射性 Cs 濃度は無処理区より増加した。また、ほだ木下部から吸収された放射性 Cs は、その後ほだ木上部および横木へと移動していることも示唆され、WCS の敷設はほだ場に設置されたほだ木全体の汚染も促進していると考えられた。一方、原発事故 6 年後に実施した短期の追試では、WCS 敷設による追加汚染は認められなかった。栽培期間が長期に渡る場合、WCS の敷設よりも土壌中の放射性 Cs を選択的に固定し容易に放出しない物質を用いる異なる手法を検討する必要があると考えられた。

## Abstract

The conditions and methods for measuring radiocesium concentrations in shiitake mushroom (*Lentinula edodes*) logs were investigated using a nondestructive inspection device to improve reliability and efficiency by increasing the number of logs sampled. The nondestructive inspection system consists of a detector combining a highly sensitive scintillator crystal ((Ce:Gd<sub>3</sub>(Al,Ga)<sub>5</sub>O<sub>12</sub>(Ce:GAGG)) (GAGG) and a semiconductor photodetector. Radiation (CPS) in logs measured by the nondestructive inspection system was converted to Bq/kg.

Log wood moisture content ranged from 40 to 43% during the best felling season (late September to late October). Log wood density ranged from 1.0 to 1.1. The slope of the regression line between specimen weight and instrument conversion coefficients varied depending on the moisture content of log woods and standard gamma volume sources. Therefore, the standard gamma volume source was modified to be made of a raw log wood, which was processed into a straight cylindrical trunk, wrapped with paper soaked with a certain amount of radiocesium, covered with polyethylene (PE) film, and then the surface was processed with fiber-reinforced plastic (FRP), and then good data approximation was confirmed.

Then, using the above-mentioned nondestructive inspection system, the concentration of radiocesium (<sup>134</sup>Cs + <sup>137</sup>Cs) in *Quercus serrata* logs for shiitake cultivation at three locations in Tochigi Prefecture with different amounts of radiocesium deposition was investigated. In Sakura City, most of the logs exceeded the index value specified by the Forestry Agency (50 Bq/kg or less at 12% log moisture), indicating that the log woods cannot be used as shiitake log woods. On the other hand, there were no log woods exceeding the index value in Ichikai Town. In Utsunomiya City, 9.4% of log woods exceeded the index value. The surface of log woods in Utsunomiya City was cleaned and re-measured by a non-destructive inspection system, and the overall cleaning

effect of 20 Bq/kg reduction was observed.

Based on the results of this study, the number of reliable sampling was calculated based on the "method of calculating the minimum number of samples from *t*-distribution (method based on small sample theory). The results showed that 202 samplings were necessary in Sakura City and 188 samplings in Utsunomiya City when the confidence level was set at 95%. Until now, the concentration of radiocesium in log woods has been measured mainly by processing log woods into sawdust and measuring it using the Ge-semiconductor detector. However, a newly developed nondestructive inspection device was used in the test to find an efficient method of measuring the radiocesium in felled shiitake log wood (an average log wood with a diameter of 10 cm can be measured within 40 to 60 seconds) without destroying the log wood. The number of log woods removed from the target forests was statistically reliable.

Then, as the method for Cs reduction in log woods contaminated with radiocesium and as a measure for preventing additional contamination of radioactive material-contaminated Hodaba, we investigated the suppression of radiocesium absorption by shiitake mushroom fruit bodies by immersion in a nanoparticle insoluble Prussian blue (NPB) dispersion solution and by laying nonwoven fabric (Prussian blue-carrying cesium sorb filter (CSF) sheets). The effect of the nanoparticle-insoluble Prussian blue (NPB) dispersion was verified by immersing log woods contaminated with radiocesium. The concentration of radiocesium in the fruit bodies of the NPB dispersion was clearly reduced compared to the concentration of radiocesium in the fruit bodies of the untreated log woods, and it is expected that the concentration of radiocesium in the fruit bodies of the log wood of about 250 Bq/kg will be less than 40 Bq/kg when the log wood is immersed in the NPB dispersion.

In the second test, in which CSF sheets were laid in a radioactive contaminated Hodaba (air dose

rate:  $0.19 \mu\text{Sv/h}$ ) and bed logs unaffected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident were placed on the sheets, the concentration of radiocesium in bed logs in the CSF-laid area ( $4.0 \pm 1.8 \text{ Bq/kg}$ ) after 15 - 18 months was lower than that in the control area ( $7.8 \pm 4.0 \text{ Bq/kg}$ ). In addition, it was found that the CSF specifically adsorbed radiocesium in the soil (soil (0-5 cm):  $764 \text{ Bq/kg}$ , CSF:  $4,735 \text{ Bq/kg}$ ). The findings of this study will contribute to the future cultivation of Shiitake mushrooms.

Then, in order to suppress mud splashing onto the bed logs and the transfer of radiocesium from layer  $A_0$  and layer A, this study was investigated the effect of the water permeable weed control sheets (WCS) on additional contamination. In a long-term study conducted three years after the nuclear accident, the concentration of radiocesium after the installation of WCS in the fruit bodies and bed logs increased than untreated area.

## 引用文献

- Ahman, B, Forberg, S, and Ahman, G, 1990, Rangifer, Special Issue, 3, 73-82
- Anon, 1969, Short-term feeding study of sodium ferrocyanide in rats, Food and Cosmetics Toxicology 7, 409-410 <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/5823978>
- Baldini, E, Bettoli, M, G, and Tubertini, O, 1989, Radiochimica Acta 46, 143-144
- 伴泰俊・山岸功・森田泰治, 2012, 無機吸着剤による塩化ナトリウム水溶液中の Cs 吸着特性, 日本原子力開発機構, JAEA-Research, 2011-037
- Borio,R, Chiocchini,S, Ciocioni,R, Degli Esposti,P, Rongoni,A, Sabatini,P, Scampoli, P, Antonini,A, and Salvadori, P, 1991, Uptake of radiocesium by mushrooms, Science of the Total Environment, 15:106 (3):183-90 Doi:10.1016/0048-9697(91)90055-j.
- Chernobyl Forum Expert Group, 2006 ‘Environment’, Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty years of Experience, Agriculture environment, IAEA. pp 29-40
- Chernobyl Forum Expert Group, 2006 ‘Environment’, Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty years of Experience, Forest environment, IAEA. pp 41-46
- Cooper, J A, 1970. Factors determining the ultimate detection sensitivity of Ge (Li) gamma-ray spectrometers, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, **82**, 273-277 [https://doi.org/10.1016/0029-554X\(70\)90361-7](https://doi.org/10.1016/0029-554X(70)90361-7)
- Endo, I, Ohte, N, Iseda, K, Tanoi, K, Hirose, A, Kobayashi, N, Murakami, S, Tokuchi, N, and Ohashi, M, 2015. Estimation of radioactive 137-cesium transportation by litterfall, stemflow and throughfall in the forests of Fukushima, 149, 176-185 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.07.027>
- 福井陸夫・寺崎正孝・山口晶子・二元隆・梶間昭男, 2013. 放射性物資に汚染されたきのこ原木・ほだ木の除染と洗浄水の処理について, 日本きのこ学会第 17 回大会講演要旨, 40, (2013)
- 福井陸夫・石川洋一・大橋洋二・杉本恵里子・片庭将道, 2014. 西日本産クヌギ原木を使用した, 東日本での原木しいたけ栽培指針. 平成 26 年 10 月, 日本特用林産振興会

- 福井陸夫・石川洋一・吉野将生・大橋洋二・薄善行, 2016-1. 非破壊検査装置によるシイタケ原木中の放射性セシウム濃度の調査 (1 報) —きのこ栽培用原木中の放射性セシウム測定のための非破壊検査装置に係る条件の検討—, 日本きのこ学会誌, 24, 85-93  
[https://doi.org/10.24465/msb.24.2\\_85](https://doi.org/10.24465/msb.24.2_85)
- 福井陸夫・石川洋一・吉野将生・大橋洋二・薄善行, 2016-2. 非破壊検査装置によるシイタケ原木中の放射性セシウム濃度の調査 (2 報) —栃木県内 3 か所の原木林原木の非破壊検査装置による放射性セシウム濃度の測定—, 日本きのこ学会誌, 24, 94-104  
[https://doi.org/10.24465/msb.24.2\\_94](https://doi.org/10.24465/msb.24.2_94)<https://www.jstage.jst.go.jp/article/syntheng/9/3/9139/pdf/-char/en>
- 福井陸夫・今井芳典・杉本恵里子・石川洋一, 2018, 6 栃木県空間線量率 0.2  $\mu\text{Sv/h}$  地域での追加汚染の実態調査, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 14-15 <https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>
- 福井陸夫・杉本恵里子・今井芳典・石川洋一, 2018, 12 ゼオライト紙を用いた原木きのこ露地栽培における放射性セシウム吸収抑制試験, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 26-27  
<https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>
- 福井陸夫・大橋洋二・今井芳典, 2018, 13 露地栽培におけるほだ木・きのこ汚染の状況調査と汚染抑制対策, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 28-29 <https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>
- 福井陸夫・大橋洋二・杉本恵里子, 2018, 16 フェロシアン化鉄を利用した放射性セシウム吸収抑制試験, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp36-37 <https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>
- Fukui, R, Ohashi, Y, Sugimoto, E, Ishikawa, Y, and Imai, Y, 2020. Reduction of radiocesium in Shiitake (*Lentinula edodes*) bed logs and fruit bodies by culture with nanoparticle insoluble Prussian blue dispersion liquid and cesium sorb filter sheet, Mushroom Science and Biotechnology, **28**, 107-116

- 福井陸夫・今井芳典・大橋洋二・杉本恵理子・石川洋一・斎藤香織里, 2021. シイタケ露地栽培ほだ木の放射性セシウム追加汚染に及ぼす透水性防草シートの影響, 日本きのこ学会誌, 29 (2), 67-74 [https://doi.org/10.24465/msb.29.2\\_67](https://doi.org/10.24465/msb.29.2_67)
- 福田研介・高田守男・寺内瞳, 2018, しいたけ原木林にける放射性セシウムに関する研究, (2) コナラ幼齢木及び萌芽枝のカリウムによる放射性セシウム吸収抑制効果, 茨城県林業技術センター業務報告 No.54, 15-16  
[https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28\\_gyoumuhoukoku.pdf](https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28_gyoumuhoukoku.pdf)
- 福田研介・高田守男・寺内瞳, 2018, 放射能汚染地域におけるシイタケ原木林の利用再開・再生技術の開発, 萌芽枝へのカリウム等施用効果の実証試験, 茨城県林業技術センター業務報告 No.54, 17-18  
[https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28\\_gyoumuhoukoku.pdf](https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28_gyoumuhoukoku.pdf)
- 学研グラフィック百科, 週刊日本の樹木, コナラ・クヌギ, 2004年8月, No.20
- 原子力規制委員会, 2015. 福島県及びその近隣県における航空機モニタリング.  
<https://radioactivity.nsr.go.jp/ja//list/362/list-1.html>
- 原子力規制庁監視情報課, 原子力規制委員会, 2020. ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー, 放射能測定シリーズ 7, 令和2年9月改定, pp 101-103  
<https://www.kankyo-hoshano.go.jp/wp-content/uploads/2020/12/No7.pdf>
- Heinrich, G, 1992. Uptake and taransfer factors of <sup>137</sup>Cs by mushrooms, Radiation and Environmental Biophysics 31, 39-49
- 平出政和・砂川政英・根田仁・吉田聡, 2012. ヒラタケの放射性セシウム吸収を抑えた栽培法を開発, 森林総合研究所平成24年版研究成果集, pp 64-65  
<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/seikasenshu/2012/documents/24seika.pdf>
- Hiraide, M, Sunagawa, M, Neda, H, Humaria, N, Abdullah, L bt, and Yoshida, S, 2015; Reducing radioactive cesium transfer from sawdust media to *Pleurotus ostreatus* fruiting bodies, Journal of wood science 61, 420-430  
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10086-015-1483-x>
- 平出政和, 2018, 露地栽培原木シイタケの二次汚染状況調査, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 10-11  
<https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>



- Hiraide, M, 2021; Factors affecting the cesium transfer factor to shiitake (*Lentinula edodes*) Cultivated in sawdust medium, Journal of wood science 67:17, pp 1-12  
<https://doi.org/10.1186/s10086-021-01949-9>
- 今井芳典・石川洋一・杉本恵里子, 2016. 栃木県高汚染地域での追加汚染の実態調査, 栃木県林業センター業務報告, No.48, 14  
[http://www.pref.tochigi.lg.jp/d57/documents/28gyoumuhoukoku2\\_tokusan.pdf](http://www.pref.tochigi.lg.jp/d57/documents/28gyoumuhoukoku2_tokusan.pdf)
- IAEA, 1997. The use of Prussian Blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chernobyl accident, Report of United Nations Project E11
- Iinuma, T.A, Izawa, M, Watari, K, Enomoto, Y, Matsusaka, N, Inaba, J, Kasuga, T, and Nagai, T, 1971. Application of metal ferrocyanide-anion exchange resin to the enhancement of elimination of  $^{137}\text{Cs}$  from human body, Health Physics 20, 11-21
- 入澤歩・木野康志・嶋原隆・木村栄一・関根勉, 2013. トレーサー実験による栽培キノコの放射性セシウム移行の研究, Isotope News. No.714: pp 16-18  
[https://www.jrias.or.jp/books/pdf/201310\\_RIYOGIZYUTSU\\_ENLIGHTENING.pdf](https://www.jrias.or.jp/books/pdf/201310_RIYOGIZYUTSU_ENLIGHTENING.pdf)
- 石井慶造, 2015. 食品の汚染検査のための放射能非破壊検査装置, Isotope News, 729, 21-27
- 石川洋一・福井陸夫・大森敬久・吉野将生・大橋洋二・杉本恵里子, 2014. 原木中の放射性 Cs 測定に関する非破壊検査装置での測定と Ge 半導体検出器  $\gamma$  線スペクトロメータ測定との相関に係る調査, 日本きのこ学会 25 周年記念大会講演要旨集, pp 160
- 石川洋一・大橋洋二・杉本恵里子, 2013. シイタケ原木栽培における放射性物質の影響に関する研究, 高圧水洗浄によるしいたけほだ木の除染技術①, 栃木県林業センター業務報告, No.45, pp 7  
<http://www.pref.tochigi.lg.jp/d57/documents/25gyoumuhoukoku.pdf>
- 石川洋一・杉本恵里子・今井芳典・福井陸夫, 2018. 放射能汚染地域内で生産された原木の使用適否判定方法の適合性, 日本きのこ学会誌, 25, 145-149  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/msb/25/4/25\\_145/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/msb/25/4/25_145/_pdf)
- 岩澤勝巳・堀口正昭・後藤周平・横田正彦, 2013. コナラ林におけるシイタケ原木の放射性セシウム濃度のばらつき, 日本きのこ学会第 17 回大会講演要旨, pp 77
- 岩澤勝巳, 2015. 放射性セシウム濃度の低い原木シイタケを生産するために, 千葉県農林水

- 産技術会議技術指導資料, pp 1-7  
<https://www.pref.chiba.lg.jp/lab-nourin/nourin/documents/sesiumugenbokusiitake.pdf>
- 岩澤勝巳, 2017. ほだ木各部位とシイタケとの放射性セシウム濃度の関係及び育成期間による影響, 関東森林研究, 68, 157-160
- 岩瀬香・富岡利恵・杉浦祐樹・金指努・竹中千里, 2013. スギとコナラ樹皮におけるセシウム吸着特性について, 森林立地 55 (2), pp 69-73
- 金子真司・池田重人・赤間亮夫・三浦覚・高橋正道, 2013. 福島第一原発事故による森林放射能汚染調査地の土壤理化学性, 森林立地 55 (2), 75-81, (2013)
- 環境省, 2012. 放射性セシウムと放射性ヨウ素の沈着状況  
<https://www.env.go.jp/chemi/rhm/kisoshiryo/attach/201510mat1s-03-2.pdf>
- Kalac, P, 2001, A review of edible mushroom radioactivity, Food Chemistry 75, 29-35
- Kammerer, L, Hiersche, L. and Wirth, E., 1994, Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms, Radioactivity 23, 135-150  
[https://doi.org/10.1016/0265-931X\(94\)90057-4](https://doi.org/10.1016/0265-931X(94)90057-4)
- Kawamoto, T, Tanaka, H, Hakuta, Y, Takahashi, A, Parajuli, D, Minami, K, Yasutaka, T and Uchida, T, 2017. Radioactive cesium decontamination technology for ash, -Utilization and application of nanoparticles as an adsorbent-, Synthesiology -English edition, 9, 139-154 [https://www.jstage.jst.go.jp/article/syntheng/9/3/9\\_139/\\_pdf/-char/en](https://www.jstage.jst.go.jp/article/syntheng/9/3/9_139/_pdf/-char/en)
- 北実・石川洋一, 2018. IP 解析による汚染状況調査, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 12-13 <https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bfl64f7c9231e5.pdf>
- Kobayashi, N.I, Ito, R and Masumori, M, 2019. Radiocesium contamination in Forests and the Current Situation of Growing Oak Trees for Mushroom Logs, Chapter 11, In: Nakanishi, T. M, O'Brien, M and Tanoi, K (eds), Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III), After 7 Years, Springer Open, pp 107-122  
[http://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0\\_11](http://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0_11)
- Komatsu, M, Nishina, K, and Hashimoto, S, 2019. Extensive analysis of radiocesium concentrations in wild mushrooms in eastern Japan affected by the Fukushima nuclear accident: Use of open accessible monitoring data. Environmental Pollution 255:113236

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113236>

国立研究開発法人物質・材料研究機構，国立大学法人茨城大学，2017，公開特許公報（A）特開 2017-9392，発明の名称，放射性セシウムイオンの分離回収方法及びプルシアンブルーの吸着剤

公害防止の技術と法規編集委員会，2020，新・公害防止の技術と法規 水質編

厚生労働省医薬品局食品安全部，2012．食品中の放射性物質の新たな基準値，ダイジェスト版 [https://www.mhlw.go.jp/shinsai\\_jouhou/dl/leaflet\\_120329\\_d.pdf](https://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/leaflet_120329_d.pdf)

厚生労働省医薬品局食品安全部監視安全課，2012．食品中の放射性セシウムスクリーニング法の一部改正について，都道府県・保健所設置市・特別区，衛生主幹部長宛，平成 24 年 3 月 1 日

國友幸夫・根田仁・坂田春生，2015．プルシアンブルーを用いた菌床マイタケへの放射性セシウム移行低減，群馬県林業試験場研究報告. 19: 27-36

<https://www.pref.gunma.jp/contents/000336283.pdf>

Mahara Y, Ohta, T, Ogawa, H, and Kumata, A, 2014. Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident, *Scientific Reports*, 7121, 4

Manaka, T, Komatsu, M, Sakashita, W, Imamura, N, Hashimoto, S, Hirai, K, Miura, S, Kaneko, S, Sakata, T, and Shinomiya Y. 2022. Ten-year trends in vertical distribution of radiocesium in Fukushima forest soils, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 251-251,106967 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106967>

Martin, O'B, Hiraide, M, Ohmae, Y, Nihei, N, Miura, S, and Tanoi, K, 2019. Efficient sampling of Shiitake-inoculated oak logs to determine the log-to mushroom transfer factor of stable cesium. *PeerJ* 7: e7825. <https://peerj.com/articles/7825/>

目黒渚・渡邊広大・今埜実希，2018．原木しいたけ生産再開に向けた生産実証試験と原木林及びほだ場の汚染状況・生産物への放射性物質移行に関する基礎調査，宮城県林業技術総合センター研究報告，第 27 号, pp 37-54

<https://www.pref.miyagi.jp/uploaded/attachment/774009.pdf>

Miura, S, 2016. The Effects of Radoactive Contamination on the Forestry Industry and Commercial Mushroom Log Production in Fukushima. Japan. *Agricultural Implications*

- of the Fukushima Nuclear Accident The First Years, Springer Open, pp 145-160  
<https://doi.org/10.1007/978-4-431-55828-6>
- 文部科学省科学技術・学術審議会資源調査分科会, 2021. 日本食品標準成分表 2020 年版(八訂), 第2章本表きのこ, 蔦友印刷, 東京, pp 146-147
- Murakami, M, Miyata, T, Kobayashi, N, Tanoi, K, Ishii, N and Ohte, N, 2019. The spatial distribution of radiocesium over a four-year period in a forest ecosystem in North Fukushima after the nuclear power station accident. Chapter 13, In: Nakanishi, T. M, O'Brien, M and Tanoi, K (eds), Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III), After 7 Years, Springer Open, pp 141-152  
[https://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0\\_13](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0_13)
- Muramatsu, Y, Yoshida, S, and Sumiya, M., 1991. Concentration of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan, Science of the Total Environment ,105, 29-39
- 村松康行・吉田聡, 1997. キノコと放射性セシウム, RADIOISOTOPES, 46, 450-463,  
 中尾淳, 2012. セシウムの土壌吸着と固定, 特集1 放射能除染の土壌科学, 学術の動向, 10月号, pp 2-7 <https://www.kpu.ac.jp/cmsfiles/contents/0000002/2873/nakao.pdf>
- Nakashima, K., Orita, M., Fukuda, N., Taira, Y., Hayashida, N., Matsuda, N., and Takamura, N., 2015. Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi village after the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant. PeerJ 3, e1427. <https://doi.org/10.7717/peerj.1427>.
- 成松眞樹・高橋健太郎, 2012. コナラの丸太に含まれる放射性セシウム濃度と空間線量率, 丸太の表面線量率の関係, 日本特用林産振興会, 平成24年度特用林産物安全供給推進事業, きのこ原木等の安定供給事業 (安全証明システムの検討及び試行), 163-167
- 成松眞樹, 2017. 完熟菌床を用いた A<sub>0</sub> 層からシイタケ菌床へのセシウム 137 移行経路の推定, 日本きのこ学会誌, 25, 59-65 [https://doi.org/10.24465/msb.25.2\\_59](https://doi.org/10.24465/msb.25.2_59)
- Neda, H, Fukui, R, Kunitomo, S, Takahashi, S, Sakata, H, Yamauchi, T, and Sunagawa H, 2013. Effect of Prussian blue on radioactive cesium degradation by mushrooms, 10<sup>th</sup> ISTERH (International Society for Trance Element Research in Humans) Tokyo, 7036
- 根田仁・福井陸夫・國友幸夫・坂田春生・砂川政英, 2013. プルシアンブルーによるシイタケ原木栽培における放射性セシウムの移行低減について, 日本きのこ学会第17回大会講演要旨, 31, (2013)

- 根田仁, 2013a. シイタケ原木の放射性セシウム汚染, 季刊, 森林総研第 22 号,16-17 頁  
<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/kikan/documents/kikanffpri-22.pdf>
- 根田仁, 2013b. プルシアンブルーを用いた栽培きのこの放射性セシウム低減技術, 国立研究開発法人森林総合研究所, 季刊森林総研第 23 号, pp 9-10  
[http://www. ffpri. affrc. go. jp/pubs/kikan/documents/kikanffpri-23.pdf](http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/kikan/documents/kikanffpri-23.pdf)
- 根田仁, 2014. きこの汚染と対策, 原発事故と福島の森林再生, 森林科学, 72, 13-16  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/jjsk/72/0/72\\_KJ00009596387/\\_pdf/-char/ja](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jjsk/72/0/72_KJ00009596387/_pdf/-char/ja)
- Nigrovic, V, 1963. Enhancement of the excretion of radiocesium in rats by ferric cyanoferrate (II), International Journal of Radiation Biology 7, 307-309
- Nigrovic, V, 1965. Retention of radiocesium by the rat as influenced by Prussian Blue and other compounds, Physics in Medicine and Biology 10, 81-91
- Nihei, N, Tanoi, K, and Nakanishi, T M, 2015. Inspection of radaiocesium concentration levels in rice from Fukushima Prefecture after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Scietific Reports, 8653, 5, Published online
- (公財) 日本住宅・木材技術センター, 2011. 構造用木材の強度試験マニュアル, pp 107-112, 2011 年 3 月
- 日本特用林産振興会報告書, 2013. カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験 (露地栽培・施設栽培), 平成 25 年度特用林産物安全供給推進事業・特用林産物産地再生対策事業, pp 22-28
- 日本特用林産振興会報告書, 2014. カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験 (露地栽培・施設栽培), 平成 26 年度特用林産物安全供給推進事業・特用林産物産地再生対策事業, pp 10-17
- 日本特用林産振興会報告書, 2020, 令和 2 年度広葉樹を活用した成長産業化支援対策事業. 原木需給関連情報の収集・分析・提供, 生産資材導入支援報告書
- 西村拓, 2017. 土壌中の Cs の移動: 速い現象 遅い現象, 土壌物理学学会 No.135, 25-31  
<https://js-soilphysics.com/downloads/pdf/135025.pdf>
- 西谷源展・山田勝彦・前越久, 2015. 日本放射線技術学会 (監修), 「放射性技術学シリーズ, 放射線計測学」, (株)オーム社, pp 59-60
- 農林水産省生産局農産部園芸作物課長・林野庁林政部経営課長・同庁木材産業課長, 2011.

- きのこ原木及び菌床用培地中の放射性セシウム測定のための検査方法，関係団体の長宛て，平成 23 年 10 月 31 日
- 農林水産省生産局農産部園芸作物課長・林野庁林政部経営課長・林野庁林政部木材産業課長，2012. きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について，平成 23 生産第 4743 号，<https://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/shiitake/sihyouti.html>
- 大橋洋二・石川洋一・杉本恵里子，2013. シイタケ原木栽培における放射性物質の影響に関する研究，きのこ用原木における放射性セシウムの分布調査，栃木県林業センター業務報告，45，9
- 大橋洋二・石川洋一・杉本恵里子・福井陸夫・二元隆，2015a. プルシアンブルーを利用した原木栽培シイタケへの放射性セシウムの移行低減について，関東森林研究 66，101-102 <http://www.kantoforest.jp/papers/pdf/66-1-S13.pdf>
- 大橋洋二・石川洋一・杉本恵里子，2015b. 露地栽培地におけるほだ木・きのこ汚染の状況調査と汚染抑制策，平成 26 年度特用林産物安全供給推進復興事業，特用林産物産地再生対策事業，日本特用林産振興会，pp 24-27
- Ohashi, S, Kuroda, K, Takano, T, Suzuki, Y, Fujiwara, T, Abe, H, Kagawa, A, Sugiyama, M, Kubojima, Y, Zhang, C, and Yamamoto, K. 2017, Temporal trends in <sup>137</sup>Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016, Journal of Environmental Radioactivity 178, 335-342  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X17304290?via%3Dihub>
- 恩田裕一・加藤弘亮，2020. 福島第一原発事故に伴う放射性核種の長期環境動態と将来予測，陸域における放射性セシウムの環境動態と長期移行予測—森林における放射性セシウムの移行と循環—，Radioisotopes, **69**, 67-77  
[https://www.jstage.jst.go.jp/article/radioisotopes/69/2/69\\_690203/\\_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/radioisotopes/69/2/69_690203/_pdf)
- Orita, M., Nakashima, K., Taira, Y., Fukuda, T., Fukushima, Y., Kudo, T., Endo, Y., Yamashita, S., and Takamura, N. 2017. Radiocesium concentrations in wild mushrooms after the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station: follow-up study in Kawauchi village. Scientific Reports 7, 6744.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-05963-0>.
- 林野庁，2011. 「きのこ原木および菌床用培地中の放射性セシウム測定のための検査方法」

の制定について, pp 1-10

[http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/pdf/120330\\_1.pdf](http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/pdf/120330_1.pdf)

林野庁, 2012. 「きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について」の一部改正について, 23 林政経営第 388 号, 平成 24 年 3 月 28 日

林野庁, 2018. 特用林産基礎資料 (特用林産物生産統計調査 結果報告書)

林野庁, 2022. きのこと山菜の出荷制限等の状況について: 林野庁 (maff.go.jp)

Richmond, C.R., Bunde, D.E., 1966. Enhancement of caesium-137 excretion by rats maintained chronically on ferric ferrocyanide, *Proceeding of the Society of Experimental Biology and Medicine*, 121, 664-670

Rosen, K, Vinichuk, M, Nikolova, I, and Johanson, K, 2011. Long-term effects of single potassium fertilization on <sup>137</sup>Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem. *J Environ Radioact*, 102, 178-184

坂田春生, 2014. きんこの放射性物質に関する研究 (2)各種資材により汚染を低減する実証 (1), 群馬県林業試験場業務報告, pp 52-53

<https://www.pref.gunma.jp/contents/000335975.pdf>

坂田春生・國友幸夫, 2015. 原木シイタケ子実体への放射性セシウム移行低減技術の開発, 群馬県林業試験場研究報告. 19: 15-26

<https://www.pref.gunma.jp/contents/000336282.pdf>

坂田春生, 2015. シイタケ原木プルシアンブルー浸漬による放射性セシウム移行低減技術の検討, 日本きのこ学会第 19 回大会講演要旨, pp 101

関谷敦, 2018. 栽培管理の実証-ブルーシートが収穫量に与える影響, 特用林産物の放射性セシウム対策にかかる調査成果集, 日本特用林産振興会, pp 48-49

<https://nittokusin.jp/nittokusin/wp-content/uploads/2020/03/df208152b6a2aa2129bf164f7c9231e5.pdf>

Shimizu, M, and Anzai, I, 2001. Concentration of <sup>137</sup>Cs in dried *Lentinula edodes* (Shiitake) as an indicator of environmental contamination. *Journal of Oral Science* 43(2):145-149.

新・公害防止の技術と法規 2020 水質編・技術編, IV. 9 シアン排水の処理, 一般社団法人産業環境管理協会, pp 261-269

Steinhauser, G, Brandl A, Jhonson TE, 2014. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. *Science of the Total*

- Environment 470, 800-817 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.029>
- Steiner, M, Fielitz, U, 2009. Deer truffles – the dominant source of radiocaesium contamination of wild Boar. Radioprotection 44:585-588
- 杉本恵里子・福井陸夫・石川洋一・大橋洋二・二元隆, 2014. 原木シイタケ栽培におけるカリウム化合物による放射性セシウム吸収抑制効果, 日本きのこ学会第 18 回大会講演要旨, pp 166
- 杉本恵里子・福井陸夫・石川洋一・大橋洋二・二元隆, 2015. 原木シイタケ栽培におけるカリウム化合物による放射性セシウム吸収抑制効果, 日本きのこ学会第 19 回大会講演要旨, pp 104
- 杉本恵里子・石川洋一・今井芳典, 2017. ホダ木から子実体への放射性 Cs の移行係数調査, 栃木県林業センター業務報告, No.49,14  
<http://www.pref.tochigi.lg.jp/d57/documents/h29gyoumuhoukoku-tokuyourinnsan.pdf>
- 鈴木靖之・松崎辰夫・鈴木金一・山田心一, 2014. シイタケ原木の放射性セシウム測定のための検査装置の開発, 日本きのこ学会 25 周年記念大会講演要旨集, pp 159
- 高橋健太郎, 2015. 安全なシイタケ栽培のための環境改善(A<sub>0</sub>層除去)の効果, A<sub>0</sub>層除去区と非除去区に代替ほだ木を伏せこんで約 25 ヶ月後までの結果, 岩手県林業技術センター林業技術情報 No.73  
<http://www2.pref.iwate.jp/~hp1017/shitake/pdf2/73.pdf>
- Terada, H, Shibata, H, Kato, F, and Sugiyama, H. 1998. Influence of alkali elements on the accumulation of radiocesium by mushrooms, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 235, 195-200
- 寺崎正孝・小林久泰・山口晶子・飯泉厚彦・梶間昭男・大木貴博, 2013. シイタケ原木洗浄機を用いた放射性セシウムの低減対策, 日本きのこ学会第 17 回大会講演要旨, pp 32
- 鵜原寿・結城英二・月山和樹・神澤真人・妹尾幸一・太田幸平・嶋本文夫・大田成幸, 2014. 新規なプルシアンブルー複合体による Cs 汚染水の処理方法, 日本原子力学会和文論文誌, 13 (4), 127-135 doi:10.3327/taesj.J14.008
- Vetikko, V, Rantavaara, A and Molianen, M. 2010: Uptake of <sup>137</sup>Cs by berries, mushrooms and needles of Scots pine in peatland forests after wood ash application, Journal of Environmental Radioactivity 101,1055-1060
- Wang, W, Takenaka, C, Tomioka, R and Kanasashi, T. 2018: Absorption and



- translocation of cesium through Konara oak (*Quercus serrata*) bark, Journal of Forest Research 23,35-40 <https://doi.org/10.1080/13416979.2018.1426898>
- 山口晶子・小林久泰・富田莉奈, 2017. 茨城県のシイタケ原木露地栽培における各種資材による放射性セシウム移行抑制について, 関東森林研究, 68 (2), 121-123
- 山口晶子・小林久泰・小室明子・大谷美佳, 2018. きのこと類露地栽培における放射性セシウムの動態及び移行メカニズムの解明 (4)原木露地栽培マイタケにおけるセシウムの移行状況, 茨城県林業技術センター業務報告, No.54, 41-42  
[https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28\\_gyoumuhoukouu.pdf](https://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/ringyose/documents/h28_gyoumuhoukouu.pdf)
- 山口紀子, 2014. 土壌への放射性 Cs の吸着メカニズム, 土壌物理学会 No.126, 11-21. 2014  
<https://js-soilphysics.com/downloads/pdf/126011.pdf>
- Yoshida, S, and Muramatsu Y, 1994: Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests, Science of the Total Environment 157,197-205
- Yoshida, S, Muramatsu, Y, and Ogawa, M,1994: Radiocesium Concentrations in Mushrooms Collected in Japan. Journal of Environmental Radioactivity 22, 141-154
- 吉田聡・村松康行, 1996. 菌類と地球環境：地球規模の放射能汚染と菌類, 日菌報 37, 25-30
- 吉田聡, 2012a. 森林生態系での放射性物質の動態－過去の研究事例から予測される状況と課題－, 森林科学, 65, 31-33
- 吉田聡, 2012b. 原発事故による環境汚染と森林生態系への影響, 平成 24 年度独立行政法人森林総合研究所公開講演会要旨, 1-6
- 吉田聡, 2013. 福島原発事故による放射能汚染と森林・木材：チェルノブイリに学ぶ長期生態系影響, 学術の動向, 78-79
- 吉村洋, 2012. 安全な特用林産物の安定供給を目指して, 日本きのこ学会誌, 20, 161-164
- Zhiyanski, M, Sokolovska, M, Bech, J, Clouvas, A, Penev, I and Badulin, V, 2010. Cesium-137 contamination of oak (*Quercus petrae* Liebl.) from sub-mediterranean zone in South Bulgaria, Journal of Environmental Radioactivity 101, 864-868  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.05.011>

## 謝辞

本論文を草するにあたり，終始懇切なる御指導と御鞭撻を賜りました，鳥取大学農学部附属菌類きのこ遺伝資源研究センター菌類育種栽培学研究室の霜村典宏教授に深く感謝の意を表します。さらに，指導教官として数々のご助言と御指導を賜りました鳥取大学農学部微生物資源学研究室の会見忠則教授に深く感謝いたします。各実験に当っては終始御助言，御指導いただいた国立研究開発法人森林総合研究所元きのこ・微生物研究領域長根田仁博士，現きのこ・森林微生物研究領域長平出政和博士，同主任研究員小松雅史博士，および国立大学法人信州大学大学院総合理工学研究科准教授山田明義博士に深く感謝いたします。そして，イメージングプレート（輝尽性蛍光板，FUJI FILM 製）読取装置を使用して，クヌギ，コナラの原木横断面の撮影をいただいた野川憲夫先生（現福島大学うつくしまふくしま未来支援センター農・環境復興支援部門特任教授）に深く感謝いたします。最後に，実験に際して一緒に研究し，熱心なご協力を得た栃木県林業センターきのこチームの石川洋一特別研究員，大橋洋二主任研究員（現栃木県西環境森林事務所），今井芳典主任研究員（現栃木県西環境森林事務所），杉本恵里子主任，古河機械金属（株）つくば研究所薄善行氏（現未来イメージング（株）代表取締役），吉野将生氏（現国立大学法人東北大学金属材料研究所助教）の諸氏に感謝の意を表します。

# 論文目録

## 学術論文

1. 非破壊検査装置によるシイタケ原木中の放射性セシウム濃度の調査 (1 報)  
一きのこ栽培用原木中の放射性セシウム測定のための非破壊検査装置に係る条件の  
検討—  
福井陸夫・石川洋一・吉野将生・大橋洋二・薄 善行  
日本きのこ学会誌 Vol.24(2) 85-93, 2016. 2  
(第 2 章第 1 節に記載)
2. 非破壊検査装置によるシイタケ原木中の放射性セシウム濃度の調査 (2 報)  
一栃木県内 3 か所の原木林原木の非破壊検査装置による放射性セシウム濃度の測定—  
福井陸夫・石川洋一・吉野将生・大橋洋二・薄 善行  
日本きのこ学会誌 Vol.24(2) 94-104, 2016. 2  
(第 2 章第 2 節に記載)
3. Reduction of radiocesium in Shiitake (*Lentinula edodes*) bed logs and fruit bodies by culture  
with nanoparticle insoluble Prussian blue dispersion liquid and cesium sorb filter sheet  
Rikuo FUKUI, Yoji OHASHI, Eriko SUGIMOTO, Yoichi ISHIKAWA and Yoshinori IMAI  
Mushroom Science and Biotechnology. Vol.28(3) 107-116, 2020. 10  
(第 3 章第 1 節に記載)
4. シイタケ露地栽培ほだ木の放射性セシウム追加汚染に及ぼす透水性防草シートの影響  
(ノート) 福井陸夫・今井芳典・大橋洋二・杉本恵理子・石川洋一・斎藤香織里  
日本きのこ学会誌 Vol.29 (2) 67-74, 2021. 7  
(第 3 章第 2 節に記載)

## 参考論文

1. 食用キノコ栽培上の害菌防除薬剤に関する研究 I. 各種薬剤の害菌に対する防除効果と食用キノコに対する影響  
福井陸夫・小川輝美・片山功・小笠原雅雄・松本邦臣・渡辺哲郎・関沢泰治  
日本菌学会報 15 (2) : 147-154, 1974. 7
2. 食用キノコ栽培上の害菌防除薬剤に関する研究 II. 食用キノコ栽培上におけるトリコデルマ菌類に対するベンレート水和剤の防除効果  
小川輝美・福井陸夫・野田稔・室岡治義・本江一郎・庄司当・前沢芳樹・白鳥保  
日本菌学会報 16 (3) : 311-323, 1975. 10
3. Mycobial enhancement of ergothioneine by submerged cultivation of edible mushroom mycelia and its application as an antioxidative compound  
Pramvadee Tepwong, Anupam Giri, Fumito Sasaki, Rikuo Fukui and Toshiaki Ohshima  
Food Chemistry 131(1), 247-258, 2012. 3  
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2011.08.070>
4. (総説) 最近のきのこ新品種に関する種苗法 (知的財産権) 概要～国内外の種苗法概要, 植物品種等海外流出防止緊急対策のための中国, 韓国への品種登録推進について  
～ 福井陸夫  
日本きのこ学会誌 Vol.26 (3) 99-111, 2018. 10

参考論文（査読なし）

1. 安全・安心な食用きのこ栽培取組みの現状

福井陸夫

日本きのこ学会誌 Vol.20 (4) : 215-222, 2013. 1

2. 日本国内外のきのこ品種保護に関する最近の情報

福井陸夫

日本きのこ学会誌 Vol.24 (3) : 143-152, 2016. 10

3. (茸伝播) 2020 年度日本きのこ学会「普及振興賞」受賞, 業績題目: 「安全で安心なきのこ

産業の振興に向けた技術開発と規格・認証の普及促進」に関する内容

3-1. その 1. 福井陸夫 日本きのこ学会誌 Vol.30 (1) 38-44, 2022. 4

3-2. その 2. 福井陸夫 日本きのこ学会誌 Vol.30 (2) 89-94, 2022. 7

