

# 福島原発事故後の東京大学演習林におけるキノコの放射性セシウム動態

誌名	水利科学
ISSN	00394858
巻/号	364
掲載ページ	p. 81-99
発行年月	2018年12月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター  
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council  
Secretariat



森林と放射性物質シリーズ  
福島原発事故後の東京大学演習林における  
キノコの放射性セシウム動態

山田利博

---

目次

- I. はじめに
- II. 材料と方法
- III. 結果と考察
  - 1. 空間線量率の変化
  - 2. 放射性セシウム蓄積の実態
  - 3. キノコへの放射性セシウム蓄積の要因
  - 4. キノコの放射性セシウム汚染の特徴—福島事故と事故以前の評価から
- IV. おわりに

要旨

東京大学演習林において森林内のキノコにおける放射性セシウムの福島原子力発電所事故後5年間の変化を土壤などの基質との関係から調べた。いくつかの種類キノコで放射性セシウム濃度は事故後1, 2年目に高く、その後低下した。しかし、多くのキノコでは放射性セシウムの変化は大きくなく、時間とともに放射性セシウムが集積することは一般的ではなかった。放射性セシウムはA<sub>0</sub>層では次第に減少する傾向がみられたが、A層における増加は事故後1, 2年目にみられたもののその後は明瞭でなかった。放射性セシウムはいくつかのキノコ種、特に菌根菌で高濃度に集積したが、他のキノコでは土壤環境の値を超えず、キノコがどの程度放射性セシウムを集積するかどうかには菌の種類や土壤条件が影響していると思われた。放射性セシウム134 (Cs-134) との比から計算した過去の残存放射性セシウム137 (Cs-137) の割合から、キノコや

土壌では福島事故以前からの Cs-137 を長期間保持しているだけでなく、福島事故で発生した Cs-137 は流動的であるのに対して、事故以前からの残存 Cs-137 は菌類の物質循環系に強固に保持されていることが示唆された。

キーワード：原発事故，チェルノブイリ，福島，核実験，放射性セシウム，東京大学演習林，キノコ

## I. はじめに

2011年3月に東北地方太平洋沖地震に伴い発生した福島第一原子力発電所事故（以下、福島事故）に起因する放射性物質の汚染は、東日本の広域に及んだ。福島事故による森林の放射性セシウム汚染については様々な調査が行われている。菌類は森林生態系の重要な一員であり、物質循環を通じて植物や動物に影響を及ぼしていることから、放射性物質の汚染を調べるにあたってはこうした観点も考慮する必要がある。菌類の子実体であるキノコは林産物としても重要であり、福島事故以降、行政によって食品としての汚染のモニタリングが行われており、結果が公表されている。キノコにおける放射性セシウムの動態に関しては、大気圏内核実験（以下、核実験）やチェルノブイリ原子力発電所事故（以下、チェルノブイリ事故）に起因する汚染について多くの報告があるが、福島事故に関しては森林生態系の観点からのキノコ汚染の体系的な調査報告はわずかである<sup>1)</sup>。

地表に降下した放射性セシウムは、地表の有機物と粘土鉱物、さらに生物に移行する。粘土鉱物はセシウムを吸着するが、植物も吸収し、加えて表層の有機物中ではセシウムは菌類などの微生物に保持されて森林内の物質循環に組み込まれる。こうした生物の中で、特にキノコは放射性セシウムを集積するとされ<sup>1)~8)</sup>、培養試験でもキノコへの培地からの移行係数は高く2.6~21と報告されている<sup>9)</sup>。しかし、フィールドでの研究ではキノコの土壌に対する放射性セシウム濃度比はしばしば1未満である<sup>10)</sup>。また、異なるキノコ種の放射性セシウム蓄積には大きな差異があるが<sup>1, 4, 10, 11)</sup>、一般に共生的な菌根性キノコは腐生菌より多量の放射性セシウム137 (Cs-137) を持つ傾向がみられる<sup>1, 11)</sup>。

菌類の放射性物質汚染のもう一つの特徴は、森林土壌中の Cs-137 のかなりの部分を菌類が保持し、生態系からのセシウムの除去を妨げていると考えられ

ることである<sup>12~15)</sup>。このように、放射性セシウムが菌糸と土壌との間で循環することで、菌の活動は、森林土壌の有機物層が放射性セシウムを長期間保持するのに関わっているとされる<sup>16~19)</sup>。放射性セシウムの生態系内の動態については、放射性セシウムの自然崩壊による物理的半減期に従う自然減と実際の変化、つまり移行、吸収、排出を考慮した生物学的あるいは生態学的半減期による変化とを比較することで推測することができる。その観点からの解析によれば、生態学的半減期は、植物では短いに対し、キノコでは長く、実際に森林中のキノコにCs-137が長期間保持されて動物に移行した例が報告されている<sup>20~22)</sup>。さらに Strandberg (2004)<sup>23)</sup>は、デンマークでショウゲンジのCs-137の実効半減期（物理的半減期に加えて生物学的、生態学的な移行を加味したもの）を調べ、核実験による世界的な放射性物質の降下（グローバルフォールアウト）で9.8年、チェルノブイリ事故で12.4年（1991~1994年は3.1年、1994~2001年は47年）とした。

東京大学演習林には7つの地方演習林があるが、そのうち秩父演習林には放射性ブルームが到達して最大の影響を受けた。次いで千葉演習林、富士癒しの森研究所も多少影響を受けたが、その他にはほとんど影響がないなど地方演習林によって汚染程度が異なる。そこで、各地方演習林でキノコがどの程度汚染されているかを知るため、また、汚染の動態や特徴を明らかにするため、森林における野生キノコと、土壌や樹木の材などの基質における放射性セシウムのモニタリングを続けている。前報<sup>24, 25)</sup>では福島事故半年後の東京大学演習林における野生キノコの汚染についてまとめ、キノコの1種で事故後の放射性セシウムの速やかな取り込みがあること、また事故以前の残存汚染があることを見出した。今回、その後の推移について、2011年から2015年までの5年間の結果をまとめたので報告する。

## II. 材料と方法

調査した地方演習林（図1）のうち、北海道演習林（以下、北演）、秩父演習林（秩父演）、富士癒しの森研究所（富士研）では広葉樹は落葉樹が主体であるのに対し、千葉演習林（千葉演）、樹芸研究所（樹芸研）、生態水文学研究所（生水研）では常緑樹が主体である。福島事故時の3月に降下した放射性セシウムは、常緑樹林では葉に捉えられてすぐに地表に落下したものは少なく、落

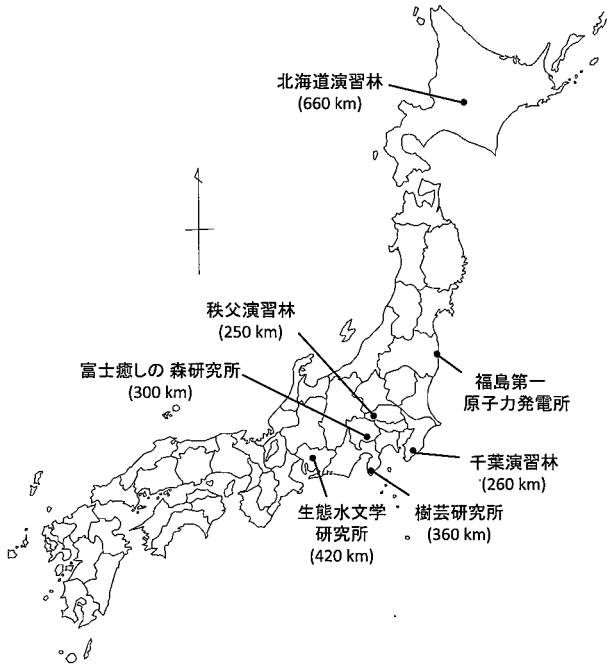


図1 試料を採取した東京大学演習林の位置と福島第一原子力発電所からの距離

葉樹林では地表に直接落下したとされるが、本研究の調査開始は福島事故の半年後であるため、その違いの影響は大きくないと思われる。当初は上記6演習林を調査対象としたが、3年目以降は秩父演、富士研、千葉演および対照として汚染がほほない北演を対象とした。

放射性核種の測定には、2011～2015年の秋に発生したキノコと、その基質としてキノコ下のA<sub>0</sub>層（堆積有機物層）、A層（鉱質土壤表層）、富士研の場合はA層に代わりHC層（C/O層<sup>26</sup>）-C層に部分的に有機物が混入するが、土壤生成作用はほとんど受けていない）、あるいは樹皮や材を採取した。キノコの採取に当たっては、キノコのサイズにもよるが可能な場合は1試料当たり複数個採取した。基本的に毎年、同じ地点付近で採取したため、年によって同じキノコが発生せず採取できない場合もあった。採取試料は生重を測定した後、乾燥し、乾燥した試料をU-8スチロール容器（100mL）にできる限り充填した。

乾燥した試料の放射性物質濃度を測定した。測定対象は、放射性降下物である放射性セシウム134 (Cs-134) および Cs-137, さらに天然の放射性カリウム40 (K-40) とした。これらの濃度はゲルマニウム半導体検出器 (ORTEC, セイコー EG&G) で測定し、ガンマ線スペクトロメトリ法により核種を同定した。Cs-134は604.7keV, Cs-137は661.7keV, K-40は1,460.8keV を定量に用いた。本報では特に断らない場合は核種濃度を乾重ベースで表記, 議論する。なお, 核実験やチェルノブイリ事故と異なり福島事故では Cs-134と Cs-137の放出量はほぼ同じとされている<sup>27, 28)</sup>ことから放出量の比を1:1とし, 半減期はCs-134で2.07年, Cs-137で30.1年を計算に用いた。

また, キノコ採取地の地上1mにおける空間線量率 ( $\mu\text{Sv/h}$ ) を CsI (TI) シンチレーション検出器を用いた空間線量計 ((株) テクノエーピー TC100S) で測定した。

なお, 東日本における2011年時点での放射性セシウムや空間線量率の分布と東京大学演習林の位置関係については Yamada (2013)<sup>24)</sup>を参照されたい。また, 2011年から2016年までの測定データについては Yamada ら (2018)<sup>29)</sup>で公表している。

### Ⅲ. 結果と考察

#### 1. 空間線量率の変化

空間線量率には地方演習林間で大きな差異があったが (図2), 時間とともに次第に低下する傾向がみられた。千葉演と富士研とは福島事故由来の汚染の程度には大きな違いがないと考えられ, 事故後当初から空間線量率は低い水準であった。空間線量率が収斂していく平常値は, 放射性セシウム汚染以外におそらく地質などの環境に起因すると推測されるが, 演習林間で差異がみられた。千葉演と富士研では平常値は低いと考えられた。北演は後述する放射性セシウムの測定値から福島事故による汚染はほとんど受けなかったと判断されるが, 空間線量率の推移からみた平常値は千葉演や富士研より高かった。秩父地域では福島事故による空間線量率の増加は $50\text{nGy/h}$  (放射性セシウムで $0.05\mu\text{Sv/h}$ 相当)程度と推定されているが<sup>30)</sup>, 福島事故から1年後の秩父演での測定値はこれと符合し, 空間線量率は他の演習林に比べてずっと高かった。

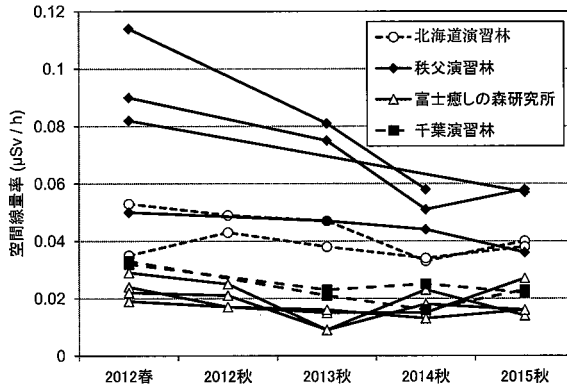


図2 東京大学の4演習林の試料採取地における空間線量率 ( $\mu\text{Sv/h}$ ) の変化  
地上1mでの測定値。

特に高標高地では平常値の2倍程度である $0.08\mu\text{Sv/h}$ を超えた。なお、秩父演習内の高汚染ドクベニタケ採取地の土壌は高汚染であったが<sup>5</sup>(図4)、空間線量率はむしろ周囲より低く(データ省略)、放射性セシウムがごく局所的なスポット状に降下したことが示唆された。

## 2. 放射性セシウム蓄積の実態

土壌およびキノコの放射性物質濃度測定は2011年以降毎年続けており、2011～2015年の5年間の結果について以下に述べる。図3では、例としてキノコ、 $A_0$ 層、A層の2015年のデータを示す。

### 1) 土壌

#### 〈北海道〉

北海道では $\text{Cs-134}$ は一貫して検出限界未満であったことから、福島事故由来の放射性セシウム汚染はほぼないと推定された。 $\text{Cs-137}$ も検出限界より低いことが多く、汚染程度は低かった。福島事故に起因する放射性セシウムは当初、 $A_0$ 層に多く、その後下部へ移行するが、 $\text{Cs-137}$ はA層より $A_0$ 層で多いという傾向はみられず、土壌中での下部への移行の観点からも汚染は福島以前からのものであることが示唆された。

#### 〈秩父演習〉

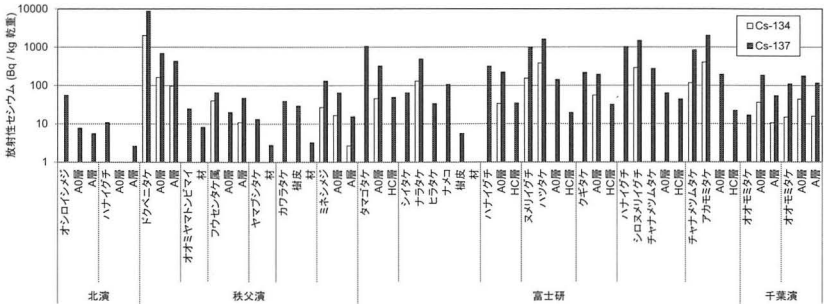


図3 2015年秋採取の試料の放射性セシウム濃度 (Bq/kg 乾重)  
 データがないのは検出限界以下であることを示す。キノコと同地点の基質をグループとして表示した (以下の図も同様)。

秩父演では事故半年後の A<sub>0</sub> 層の放射性セシウムのレベルは 200~4,400Bq/kg 乾重と高かったが、その後急速に低下した。半年後の時点でも A 層ではある程度の Cs-134 (20~120Bq/kg 乾重) が検出されており、既に A<sub>0</sub> 層から A 層への Cs-134 の移行が起こっていたと判断される。その後の A 層への移行は、例えばミネシメジ *Tricholoma saponaceum* 採取場所など一部でみられたが、多くの場所ではほとんど生じていない。ミネシメジ採取場所は平坦であるが、それ以外は急斜面であるためリターなど土壤表層が流出することが、A 層への移行がみられなかった要因の一つであるかもしれない。

〈千葉演〉

千葉演では A<sub>0</sub> 層では時間の経過とともに放射性セシウム濃度の低下が進んだ。2012年時点では既にある程度の割合の放射性セシウムが A 層へ移行したと思われたが、その後はさらなる移行の傾向は認められず、地表の状態や傾斜などに規定される流出、菌類を介した循環などの局所的な環境によって制御される安定状態に達した可能性がある。

〈富士研〉

富士研は富士山の火山灰由来の未熟土壤 (スコリア) に覆われ、A 層の代わりに HC 層となっている。A<sub>0</sub> 層、HC 層ともに Cs-137 濃度の変化は小さく放射性セシウムの地下への移行は少ないようである。A<sub>0</sub> 層の土壤汚染の一部は福島事故以前のものと考えられるが (HC 層については Cs-134 が少なく評



価できなかった), その割合は秩父演や千葉演に比べて高くはなかった。

## 2) キノコ

### 〈北演〉

北演のキノコからは低濃度であるものの Cs-137が一貫して検出されたが Cs-134は検出されなかった。福島事故の Cs-137と Cs-134の放出比がおおむね 1:1とされていることから、キノコの汚染は福島事故以前に由来するものと考えられた。

### 〈秩父演〉

秩父演のドクベニタケ *Russula emetica* は特に高いレベルの放射性セシウムを持っていたが、秩父演内のドクベニタケを採取した地点の土壌は、同じ秩父演の他の地点より汚染レベルは高かった。放射性ブルームからの降下、沈着が降雨などの気象や地形条件に影響され局部的に高濃度の汚染を生じたことが原因と推測される。他の菌根性キノコや地中に菌糸を伸ばすナラタケ *Armillaria mellea* も比較的高濃度の放射性セシウムを保持していた。

秩父演のカワラタケ *Trametes versicolor* は、2011年の放射性セシウム濃度は高くなかったが、Cs-134の割合から、その放射性セシウムはほぼ福島事故由来と考えられた。それが2012～2014年には濃度が高くなったことから、菌糸内への蓄積が進んだことが推測される。

ムキタケ *Sarcomyxa edulis* は1年目に放射性セシウムの濃度が高かったが、2013～2014年には濃度が低下しカワラタケと同レベルになった。なお、このカワラタケとムキタケの地点の土壌は同程度に汚染されていた。

### 〈富士研〉

富士研のハナイグチ *Suillus grevillea*, タマゴタケ *Amanita caesareoides*, ホンシメジ *Lyophyllum shimeji*, シロヌメリイグチ *S. viscidus*, アカモミタケ *Lactarius laeticolor* 等の菌根菌では Cs-137に比して Cs-134は少なく、過去の汚染による Cs-137が残存していると考えられた(詳細はⅢ. 4.を参照)。

富士研で材から発生していた腐生性キノコである、シイタケ *Lentinula edodes*, ヒラタケ *Pleurotus ostreatus*, ナラタケ *Armillaria mellea*, ナメコ *Pholiota microspora* の放射性セシウムは、基質である樹皮、材の濃度より高い傾向があった(例外は2012年の樹皮のデータ)。シイタケ、ヒラタケの放射性セシウム濃度は比較的低いが、ナラタケでは蓄積がみられた。腐生菌は基質の汚染程度

に応じて放射性セシウムを取り込むと考えられるが、菌根菌ほどは集積しないように思われる。富士研ではA層が存在しないため、特に菌根菌の菌糸が表層のA<sub>0</sub>層に偏在することでキノコの放射性セシウム濃度が高くなった可能性が考えられる。

### 3) 同じ採取地点での変化

物理的半減期から計算すると、2011～2015年の間に、Cs-137は0.912倍に、Cs-134は0.262倍に減少する。A<sub>0</sub>層では千葉演や富士研のいくつかの地点のようにCs-137濃度の変化の傾向がはっきりしない場所もあるものの、全体的に物理的半減期によるもの以上に低下する傾向があった(図4)。チェルノブイリ事故後のベラルーシでCs-137は上層からA層にゆっくり移動することが示されたが<sup>7, 31, 32)</sup>、今回の調査では、放射性セシウムのA<sub>0</sub>層からA層、A<sub>0</sub>層からHC層への明瞭な移行や、逆にA層、HC層での放射性セシウム濃度の低下はみられなかった。この結果は、放射性セシウムが土壤中で下層へ移行しただけでなく、系外へ流出したためとも考えられる。

キノコでは、富士研のチャナメツムタケ *Pholiota lubrica* の1地点、千葉演のオオモミタケ *Catathelasma imperiale* の1地点で放射性セシウムは一貫して低下する傾向が明瞭であった。ヨーロッパではチェルノブイリ事故後2、3年間

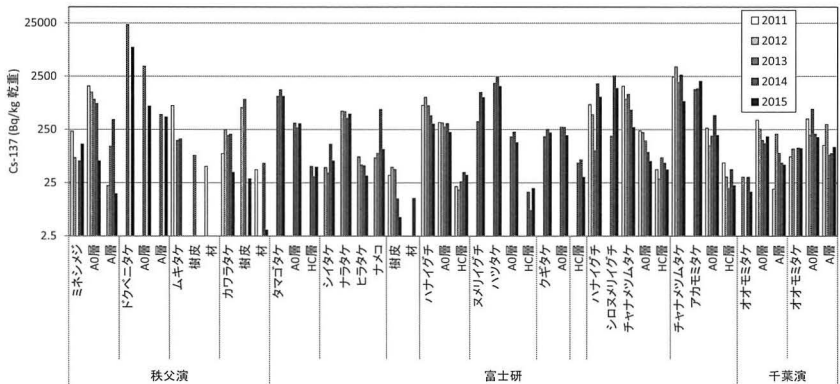


図4 同じ地点から採取した試料のCs-137 (Bq/kg 乾重) の年次変化  
データがないのは検出限界以下、あるいは年によってキノコが採取できなかったことを示す。

はキノコの放射性セシウム濃度が増加したことが報告されているが<sup>33, 34)</sup>、富士研のチャナメツムタケの上記とは別の1地点と、ハナイグチの1地点で同様なパターンを示し、2011年から2012年にかけて一旦増加しその後は低下する傾向がみられた。しかし、他の地点や他のキノコでは放射性セシウムの低下は明瞭でなかった。

富士研におけるチャナメツムタケの上記両地点でのCs-137濃度の変化は、A<sub>0</sub>層の濃度と相関がみられ、菌糸の分布している範囲の基質の濃度を速やかに反映しているようであった。本菌の、この性質が事故後1年目に放射性セシウムを高濃度に蓄積した要因と考えられる。放射性セシウム濃度は土壌の深さによって異なり、時間の経過による変化の度合も異なる。したがって、菌糸分布の深さの異なるキノコ種によって、放射性セシウム濃度や時間による変化もまた異なるとされる<sup>16, 32)</sup>。今回の調査での地点間の動態の差異は地理的あるいは土壌要因のためであることが考えられる。

年次間を比較する散布図(図5)をみると時間が経つにつれてCs-137が低下する傾向があり、特にA<sub>0</sub>層でその傾向が顕著であった。キノコの種類の間ではCs-137レベルの時間的変化に大きな差異があり、低下するもの、低下しないもの、あるいは増加するものと様々であったが、一般的にキノコは放射性セシウムを保持する傾向が窺われた。増加した例としては、ハナイグチ(1地点)、オオモミタケ(1地点)、ヌメリイグチ *Suillus luteus*、シロヌメリイグチ、アカモミタケがあった。A層では福島事故後当初は当然Cs-137量は少ないが、その後も特に明瞭な連続した増加や低下の傾向はみられなかった。この

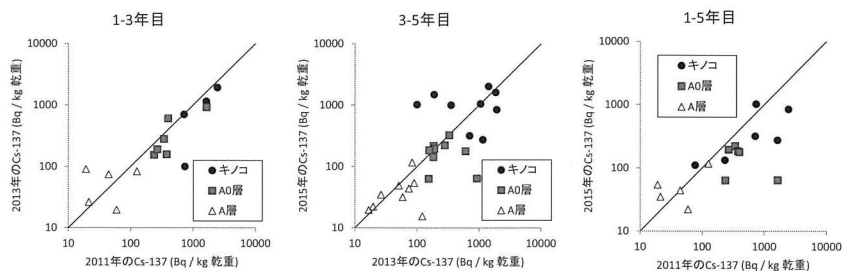


図5 2011~2013年(左), 2013~2015年(中), 2011~2015年(右)のCs-137濃度(Bq/kg乾重)の比較  
Cs-137濃度に変化がない場合は直線(Y=X)上に乗る。

結果は、Cs-137の一部がA<sub>0</sub>層からA層に移行したものの、多くはA<sub>0</sub>層に残った、あるいは浸透せずに外部に移動したことを示唆している。

### 3. キノコへの放射性セシウム蓄積の要因

#### 1) 土壌とキノコの放射性セシウム

なぜキノコに放射性セシウムが蓄積するのかを野外データから推理するために、同じ地点でのCs-137濃度のキノコとA<sub>0</sub>層の比(キノコ/A<sub>0</sub>層)あるいはキノコとA層(富士研ではHC層)の比(キノコ/A層またはキノコ/HC層)とその変化を比較した(図6)。その結果、この比は富士研で高く千葉演で低いことが見出された。ただし、キノコ、A<sub>0</sub>層、A層のデータが揃ったサンプル数は多くなく、どのような環境要因がこの差異を引き起こしているのかを明らかにするためには、例えば秩父演と富士研で同じキノコ種の比較をするなど、さらにデータの積み重ねが必要である。

乾重ベースでみると、秩父演と富士研ではキノコ/A<sub>0</sub>層比で1~10、キノコ/A層比で10前後~100程度の高い値を示す場合が多かった。ただし、セシウムは同じく水溶性のカリウムと同じような挙動を示すことから、含水率の高いキノコ(柔らかいキノコでは一般的に90~95%が水分)内での分布を考えると生重ベースで比較するのが適切だと考えられる。そこで、生重ベースでこの比をみると、ばらつきはあるもののキノコ/A<sub>0</sub>層比で1弱、キノコ/A層比で1強を中心に分布しており、特に富士研のキノコで高い傾向があった。きわめて高濃度の放射性セシウムを蓄積した秩父演のドクベニタケの場合も他の菌

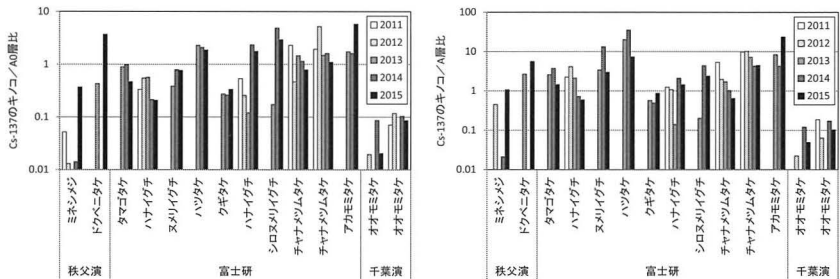


図6 Cs-137濃度のキノコ/A<sub>0</sub>層比(左)とキノコ/A層比(右)の年次変化  
生重ベースで示す。キノコの含水率が高いので、乾重ベースでは10倍前後の値になる。

根性のキノコと比較してこの値は高くはなかった。本菌の高濃度汚染は、菌が特にセシウムを集積するというよりは土壤の汚染が高かったためと推測される。千葉演の菌根菌のオオモミタケではキノコ/A<sub>0</sub>層あるいはキノコ/A層比は生重ベースでせいぜい0.1と低かった。富士研、秩父演、千葉演の間で同じ種類のキノコの比較例がないため断定はできないが、富士研ではスコリアという地質条件の影響が結果に表れたのかも知れない。

## 2) 放射性セシウムとカリウム

セシウムとカリウムは似た特性をもち、生物や土壤中で同じような挙動をする。K-40は天然の放射性核種なので全カリウムの量と比例するが、Cs-137は原発事故により放出されたものなので、全セシウム量とは連動しない。全セシウムあるいは安定同位体のCs-133の濃度が分かっている方が正確な解析ができるが、今回はCs-137だけで考察した。当然、Cs-137と全セシウムの比率は放射性セシウムの汚染レベルによって変わるので、同一地点、あるいは土壤の汚染が同程度の地点同士のキノコと土壤を比較することが必要である。

一例として2014年採取試料の結果を図7に示す。Cs-137のK-40に対する割合(Cs-137/K-40比)は、キノコでは一般にA<sub>0</sub>層より低く、A層と同程度であった。例外として高いのは、富士研のいくつかの菌根性キノコ、ハツタケ、

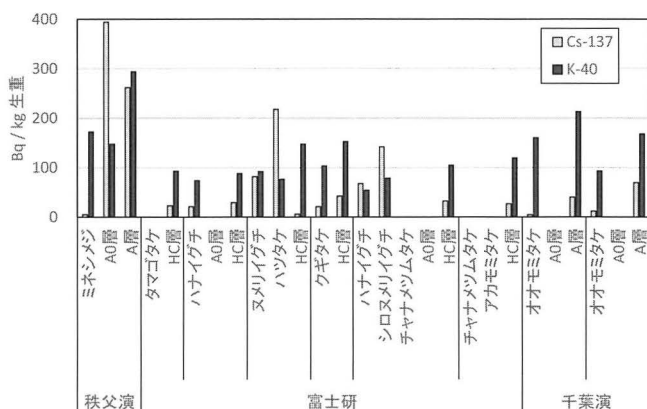


図7 2014年採取試料のCs-137およびK-40濃度(Bq/kg生重)データがないのはCs-137あるいはK-40が測定できなかった試料であるが、キノコと土壤の対応を示すために表示した。

2014年採取のシロヌメリイグチ、2015年採取のアカモミタケである。同じく例外の一つとしてチャナメツムタケ（データ省略）、特に2011年のものは極めて高い比を示した。前述したように、この菌はおそらくA<sub>0</sub>層に菌糸が分布しているため、福島事故後1年目に放射性セシウムを急速に吸収したと思われる。逆に、菌根菌であっても秩父のミネシメジ、千葉演のオオモミタケではCs-137/K-40比がA<sub>0</sub>層、A層よりはるかに低かった。富士研のキノコと、秩父演や千葉演のキノコでCs-137/K-40比が違っているのがキノコの特性的な特性なのか、土壤環境によるものかは今後の課題である。

乾重ベースでのK-40濃度は、キノコで高く、A<sub>0</sub>層やA(HC)層では低い傾向があった。キノコで放射性セシウム汚染レベルが高い理由の一つとして、カリウムの含量が多いことが指摘されている<sup>35)</sup>。しかし、生重ベースでは3者のK-40濃度はほぼ同じレベルであり、キノコにカリウム、セシウム吸収の特別なメカニズムがあると考えする必要はないかも知れない。乾重ベースでキノコのK-40が多いのはキノコの含水率が高いためもあろう。図7には示していないが秩父演のドクベニタケで2015年のCs-137/K-40比が高かった。これは、土壤の汚染度が高い地点であるからと考えられる。ただし、前述のキノコ/A<sub>0</sub>層、キノコ/A層比について、ドクベニタケは富士研のキノコ類と比べると高くないものの、秩父演や千葉演の他のキノコよりは高いことから、セシウムを集積する生物学的あるいは生態学的な機構もあるかも知れない。

#### 4. キノコの放射性セシウム汚染の特徴—福島事故と事故以前の評価から

わが国ではキノコによる1950～1960年代の大気圏内核実験由来の放射性セシウムの吸収がみられた<sup>8, 17, 18)</sup>。このグローバルフォールアウトによる汚染は日本では1963年頃がピークであった<sup>36)</sup>。チェルノブイリ事故は1986年に起こったが、わが国のキノコへの影響はチェルノブイリ事故より核実験の方が大きく、Cs-134/Cs-137比からチェルノブイリ事故の寄与率は試料によって7～60%の範囲（各報告の平均値では10～30%）におさまると推定されている<sup>6, 16, 37～39)</sup>。いずれにせよ、福島事故以前にわが国の森林土壤表層では100 Bq/kg前後のCs-137が残存していた<sup>40)</sup>。

今回の調査では、キノコと土壤の放射能汚染の生態学的特徴について、福島事故由来の汚染と核実験あるいはチェルノブイリ事故由来の汚染とを比較することで検討した。Cs-134/Cs-137比から放射性セシウムの由来や動態を推定す

る手法は、上記の調査以外でも用いられている。例えば、Yamada (2013)<sup>24)</sup>、山田ら (2013)<sup>25)</sup>は、キノコと土壌で、福島事故とそれ以前の放射性セシウム汚染の寄与を算出し、Zalewska ら (2016)<sup>41)</sup>はイタリア (1992~1999年採取試料)でのCs-137汚染のチェルノブイリ事故の寄与は68%、残りが核実験によるものと推定した。また、田上ら (2017)<sup>42)</sup>は福島事故以前のグローバルフォールアウトによるキノコの残存汚染の程度から、キノコの種類による放射性セシウムの保持のしやすさを推定した。

本報告では、Cs-137汚染の生物学的、生態学的な動態を評価するため、福島事故と過去の核実験あるいはチェルノブイリ事故によるCs-137の寄与を、各サンプル採取時の値に補正して比較した。ただし、時間がたつとCs-134が減少して検出限界を下回り計算できない試料が多くなった。また、放射性セシウムの濃度が低い場合には誤差が大きくなることにも注意が必要である。

福島事故の半年後、秩父演、富士研、千葉演でのA<sub>0</sub>層のCs-137における福島事故の寄与は福島事故以前からの残存よりずっと大きかった。キノコは毎回まったく同じ場所に出ないため土壌の採取位置も毎回少しずつ異なる。また同じキノコが採取できなかった地点、濃度が低くて測定できなかった試料もあり、測定値の変動は大きい。この3演習林を込みにしたラフな計算であるが、福島事故から半年後の2011年秋時点のA<sub>0</sub>層ではCs-137における福島事故由来の割合は平均88%と計算された。この数値は2012年に86%、2013年に77%、2014年に65%、2015年に73%程度と時間が経過するに従い低くなる傾向があった。このことは、単に放射性セシウムがキノコによく保持されているだけでなく、福島事故で放出された放射性セシウムは比較的早くA<sub>0</sub>層外に移行したのに対し、福島以前からのCs-137は移行しないでA<sub>0</sub>層に残ったものが多いことを示唆している。つまり、A<sub>0</sub>層中の古くからあるCs-137は粘土鉱物に吸着されておらず、本来は移行しやすいはずであるが、その多くが土壌表層の物質循環系に保持されていることを意味している。量的な評価はできないが、一つの要因として菌糸内に保持されていることも推測される。A層やHC層については、2011年の59%から2012年には73%に上昇した後、2013年、2014年、2015年には65、66、73%と推移し、A<sub>0</sub>層と同程度のレベルで落ち着いた。この変化は、福島事故で放出されたCs-137がA<sub>0</sub>層からA層への移行に加え、さらに系外への移行などもあって平衡状態になってきたためと推測される。

キノコの種類別では図8に2014年の例を示したが、富士研のタマゴタケ、ハ

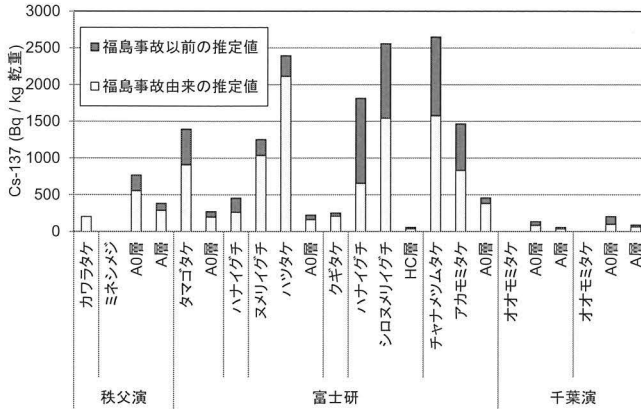


図 8 2014年秋採取の試料における福島事故および福島以前のCs-137濃度 (Bq/kg 乾重) の推定値  
データがないのはCs-134が検出限界以下で計算できなかった試料であるが、キノコと土壌の対応を示すために表示した。

ナイグチ、ホンシメジ、シロヌメリイグチ、チャナメツムタケ、アカモミタケ、ヌメリイグチといったキノコで、福島事故以前のCs-137の割合が高いと評価された。福島事故以前のCs-137の比率はハナイグチが特に高いほか、タマゴタケ、ホンシメジでも福島以前の分が半分以上を占める場合が多かった。Sugiyamaら(2000)<sup>43)</sup>は1996年に富士山周辺で採取したチャナメツムタケとハナイグチでCs-137が高いと報告している。これらの菌類はセシウムを保持する能力が高いと言える。これらのキノコには菌根菌が多いが、菌根菌でもCs-137を保持する能力には差異が大きく、例えばハタケシメジ、マツタケ、シャカシメジは低い<sup>42)</sup>。不思議なことに、キノコでは福島事故由来の汚染の影響を受けても過去のCs-137の寄与率が高いままであった。細胞や組織の回転率が高い、つまり物質循環が早いはずの菌類が、土壌における過去のCs-137の比率よりはるかに高い割合の過去のCs-137を保持し続けているメカニズムは不明であるが、時間をかけて取り込んだものを菌糸とその直近の圏内で循環させ系外に排出しない、閉鎖的な何らかのメカニズムの存在が推測される。A<sub>0</sub>層やA層の試料はその菌糸の圏内だけに限らないため、その傾向が表れにくかったと考えられる。



#### IV. おわりに

5年間のモニタリングにより、福島事故で放出された放射性セシウムは森林内において菌類に強く保持されている実態が明らかになった。放射性セシウムの蓄積はキノコの種類によって、濃度や時間的な経過が様々であり、核実験やチェルノブイリ事故に関する報告からの予想とは違ってキノコに時間と共に集積していく現象は一般的でなかった。過去の汚染の影響については、福島事故のCs-137は移行しても、福島以前のCs-137は選択的に保持される傾向がみられた。放射性セシウムの動態におけるキノコ間の差異には、キノコの生物・生態学的な特性のほかに地理・地質・土壌学的な特性が影響していると思われる。本調査のようなモニタリングは、キノコや土壌における放射性セシウムの蓄積や保持に関する有用な情報を提供するが、本調査の試料数や期間は十分ではない。Cs-134の測定は短い半減期のため困難になりつつあるが、放射性セシウムの長期間のモニタリングは正確な汚染の動態を明らかにするために必要である。今後もモニタリングを続け、放射性セシウムの動態を詳細に解析していく予定である。

#### 謝辞

東京大学演習林のスタッフには試料の収集と調製を、東京大学農学部アイソトープ農学教育研究施設の中西友子博士、田野井慶太郎博士、小林奈通子博士には放射性核種の分析と調査結果に対する貴重な助言をいただいた。ここに深謝する。

#### 引用文献

- 1) Nakai W, Okada N, Ohashi S, Tanaka A (2015): Evaluation of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by mushrooms and trees based on the aggregated transfer factor. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 303:2379-2389
- 2) Mascanzoni D (1987): Chernobyl's challenge to the environment: a report from Sweden. *The Science of the Total Environment* 67:133-148
- 3) Byrne AR (1988): Radioactivity in fungi in Slovenia, Yugoslavia, following the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 6:177-183
- 4) Bakken LR, Olsen RA (1990): Accumulation of radiocaesium in fungi. *Canadian*

- Journal of Microbiology* 36:704-710
- 5) 杉山英男・岩島清・柴田尚 (1990): キノコ類およびその生息基質中における放射性セシウムの分布. *RADIOISOTOPES* 39:499-502
  - 6) Muramatsu Y, Yoshida S, Sumiya M (1991): Concentrations of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan. *The Science of the Total Environment* 105:29-39
  - 7) Kammerer L, Hiersche L, Wirth E (1994): Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity* 23:135-150
  - 8) Sugiyama H, Shibata H, Isomura K, Iwashima K (1994): Concentration of radiocesium in mushrooms and substrates in the sub-alpine forest of Mt. Fuji Japan. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan* 35:13-22
  - 9) 坂内忠明・吉田聡・村松康行 (1994): キノコへの放射性核種の移行に関する培養実験. *RADIOISOTOPES* 43:77-82
  - 10) Heinrich G (1992): Uptake and transfer factors of  $^{137}\text{Cs}$  by mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics* 31:39-49
  - 11) 杉山英男・寺田宙・磯村公郎・塚田祥文・柴田尚 (1993): キノコへの放射性セシウムの移行特性—野生キノコおよび培養キノコ—. *RADIOISOTOPES* 42:683-690
  - 12) Brückmann A, Wolters V (1994): Microbial immobilization and recycling of  $^{137}\text{Cs}$  in the organic layers of forest ecosystems: relationship to environmental conditions, humification and invertebrate. *The Science of the Total Environment* 157:249-256
  - 13) Guillitte O, Melin J, Wallberg L (1994): Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *The Science of the Total Environment* 157: 207-215
  - 14) Vinichuk MM, Johanson KJ (2003): Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity* 64:27-43
  - 15) Vinichuk MM, Johanson KJ, Rosén K, Nilsson I (2005): Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 78:77-92
  - 16) Yoshida S, Muramatsu Y (1994): Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Science of the Total Environment* 157:197-205
  - 17) 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. *日本菌学会報* 37:25-30
  - 18) 村松康行・吉田聡 (1997): キノコと放射性セシウム. *RADIOISOTOPES* 46: 450-463
  - 19) Steiner M, Linkov I, Yoshida S (2002): The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*

- 58:217-241
- 20) Kiefer P, Pröhl G, Müller G, Lindner G, Drissner J, Zibold G (1996): Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of southern Germany. *The Science of the Total Environment* 192:49-61
  - 21) Zibold G, Drissner J, Kaminski S, Klemt E, Miller R (2001): Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: Measurement and modeling. *Journal of Environmental Radioactivity* 55:5-27
  - 22) Fielitz U, Klemt E, Strebl F, Tataruch F, Zibold G (2009): Seasonality of  $^{137}\text{Cs}$  in roe deer from Austria and Germany. *Journal of Environmental Radioactivity* 100:241-249
  - 23) Strandberg M (2004): Long-term trends in the uptake of radiocesium in *Rozites caperatus*. *Science of the Total Environment* 327:315-321
  - 24) Yamada T (2013): Mushrooms: Radioactive Contamination of Widespread Mushrooms in Japan. In: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident. Nakanishi TM, Tanoi K (eds), 204pp., Springer, Tokyo
  - 25) 山田利博・村川功雄・齋藤俊浩・大村和也・高德佳絵・井口和信・井上淳・才木道雄・齋藤暖生・辻和明・田野井慶太朗・中西友子 (2013): 福島第一原子力発電所事故に起因する放射性物質低汚染地域におけるキノコ類への放射性セシウムの蓄積—東京大学演習林における事例—. *RADIOISOTOPES* 62:141-147
  - 26) Soil Survey Staff (2014): Keys to Soil Taxonomy Twelfth Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 360pp.
  - 27) Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011): Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45: 9931-9935
  - 28) Aoyama M, Tsumune D, Uematsu M, Kondo F, Hamajima Y (2012): Temporal variation of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activities in surface water at stations along the coastline near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident site, Japan. *Geochemical Journal* 46:321-325
  - 29) Yamada T, Omura K, Saito T, Igarashi Y, Takatoku K, Saiki M, Murakawa I, Iguchi K, Inoue M, Saito H, Tsuji K, Kobayashi NI, Tanoi K, Nakanishi TM (2018): Radiocesium contamination of wild mushrooms collected from the University of Tokyo Forests over a six-year period (2011-2016) after the Fukushima nuclear accident. *Miscellaneous Information of The University of Tokyo Forests* 60:31-47
  - 30) Minato S (2011): Distribution of dose rates due to fallout from the Fukushima Daiichi reactor accident. *RADIOISOTOPES* 60:523-526
  - 31) Pietrzak-Flis Z, Radwan I, Rosiak L, Wirth E (1996): Migration of  $^{137}\text{Cs}$  in soils and

- its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. *The Science of the Total Environment* 186:243-250
- 32) Rühm W, Steiner M, Kammerer L, Hiersche L, Wirth E (1998): Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 39: 129-147
- 33) Borio R, Chiocchini S, Cicioni R, Esposti PD, Rongoni A, Sabatini P, Scampoli P, Antonini A, Salvadori P (1991): Uptake of radiocesium by mushrooms. *The Science of the Total Environment* 106:183-190
- 34) Smith JT, Beresford NA (2005): Radioactive fallout and environmental transfers. In: Smith JT, Beresford NA (eds) Chernobyl — Catastrophe and Consequences, 310pp., Springer, Berlin
- 35) Seeger R (1978): Kaliumgehalt höherer Pilze. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung* 167:23-31
- 36) 駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治・小平潔 (2006): わが国の米、小麦および土壌における<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Cs濃度の長期モニタリングと変動解析. 農業環境技術研究所報告 24:1-21
- 37) 五十嵐修一・富山猛 (1991): きこの中の放射性核種濃度. 福井県衛生研究所年報 29:70-73
- 38) Yoshida S, Muramatsu Y, Ogawa M (1994): Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 22:141-154
- 39) 清水雅美・安斎育郎・福土政広・乳井嘉之 (1997): 日本産干椎茸中の放射性セシウムの地域分布に関する研究. *RADIOISOTOPES* 46:272-280
- 40) Takenaka C, Onda Y, Hamajima Y (1998): Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon. *Science of the Total Environment* 222:193-199
- 41) Zalewska T, Cocchi L, Falandysz J (2016): Radiocaesium in *Cortinarius* spp. mushrooms in the regions of the Reggio Emilia in Italy and Pomerania in Poland. *Environmental Science and Pollution Research* 23:23169-23174
- 42) 田上恵子, 内田滋夫 (2017): 自然環境下において放射性セシウム濃度が低いキノコの種類の推定. *RADIOISOTOPES* 66:277-287
- 43) Sugiyama H, Terada H, Shibata H, Morita Y, Kato F (2000): Radiocesium concentrations in wild mushrooms and characteristics of cesium accumulation by the edible mushroom (*Pleurotus ostreatus*). *Journal of Health Science* 46:370-375

(原稿受付2018年6月1日, 原稿受理2018年7月19日)