
**Environmental Transfer of Radionuclides in Japan
following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear
Power Plant**

**福島第一原子力発電所事故後の
日本における放射性核種の環境中の移行**

Chapter 5: Forest ecosystems

第 5 章: 森林生態系

Report of Working Group 4
Transfer Processes and Data for Radiological Impact Assessment
Subgroup 2 on Fukushima Data

ワーキンググループ 4 の報告書
放射線影響評価のための移行プロセスとデータ
サブグループ 2（福島データ）

*IAEA Programme on Modelling and Data for Radiological Impact Assessments
(MODARIA II)*

*放射線影響評価のためのモデリングとデータに関する国際原子力機関の
プロジェクト (MODARIA II)*

This is a translation of Chapter 5 Forest Ecosystems from, “Environmental Transfer of Radionuclides in Japan following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, IAEA-TECDOC-1927”, © IAEA 2020. This translation has been prepared by the Japanese authors of the Chapter 5. The authentic version of this material is the English language version distributed by the IAEA or on behalf of the IAEA by duly authorized persons. The IAEA makes no warranty and assumes no responsibility for the accuracy or quality or authenticity or workmanship of this translation and its publication and accepts no liability for any loss or damage, consequential or otherwise, arising directly or indirectly from the use of this translation.

この翻訳は、"Environmental Transfer of Radionuclides in Japan following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, IAEA-TECDOC-1927", © IAEA 2020 から第 5 章森林生態系を抜粋したものである。この翻訳は、第 5 章の日本人著者が作成したものである。本資料の原本は、IAEA または IAEA を代表して正当な権限を有する者が配布した英語版である。IAEA は、本翻訳版およびその出版物の正確性や品質、信頼性や出来映えについて保証せず、責任を負わない。また、本翻訳版の使用から直接的または間接的に生じるいかなる損失や損害についても、結果的か否かにかかわらず、一切の責任を負わない。

翻訳版バージョン 1: 2022 年 3 月 10 日公開

第 5 章	森林生態系	4
5.1.	はじめに	5
5.2.	放射性セシウムの大気から樹木地上部の各部位への移行	11
5.2.1.	はじめに	11
5.2.2.	遮断と移行（ウェザリング）	11
5.2.3.	土壌から樹木への移行	18
5.2.4.	K（カリウム）施肥効果	23
5.2.5.	心材・辺材の ^{137}Cs 濃度比	26
5.2.6.	花粉中の放射性セシウム放射能濃度	28
5.2.7.	森林土壌中の放射性セシウムの移行	29
5.2.8.	葉、枝、樹皮の実効半減期	34
5.3.	きのこへの移行	36
5.4.	食用野生植物（山菜）への移行	41
5.5.	狩猟動物への移行	43
5.5.1.	狩猟動物の T_{ag} 値	43
5.5.2.	狩猟動物種の $CR_{\text{meat-soil}}$ および $CR_{\text{meat-water}}$ データ	47
5.5.3.	狩猟動物の実効半減期	48
5.5.4.	イノシシとツキノワグマの組織中の放射性セシウムの分布	49
5.5.5.	狩猟動物への移行：概要とデータの制限	50
5.6.	まとめと結論	51
第 5 章の引用文献		54
付録		65

第5章 森林生態系

橋本昌司、小松雅史、今村直広、大橋伸太
(森林総合研究所)

加藤弘亮 (筑波大学)

仁科一哉 (国立環境研究所)

田上恵子、内田滋夫
(量子科学技術研究開発機構)

GEORGE SHAW
(ノッティンガム大学)

MIKE WOOD
(サルフォード大学)

NICK BERESFORD、BRENDA J. HOWARD
(英国生態学水文学研究センター)

SERGEY FESENKO
(ロシア放射線・農業生態学研究所)

YVES THIRY
(フランス放射性廃棄物管理機関)

5.1. はじめに

福島第一原発事故の影響を受けた地域の約 70% は森林に覆われている（図 5.1）[5.1]。福島県の森林は、約 34 万 ha の人工林と約 58 万 ha の天然林・半天然林で構成されている[5.2]。

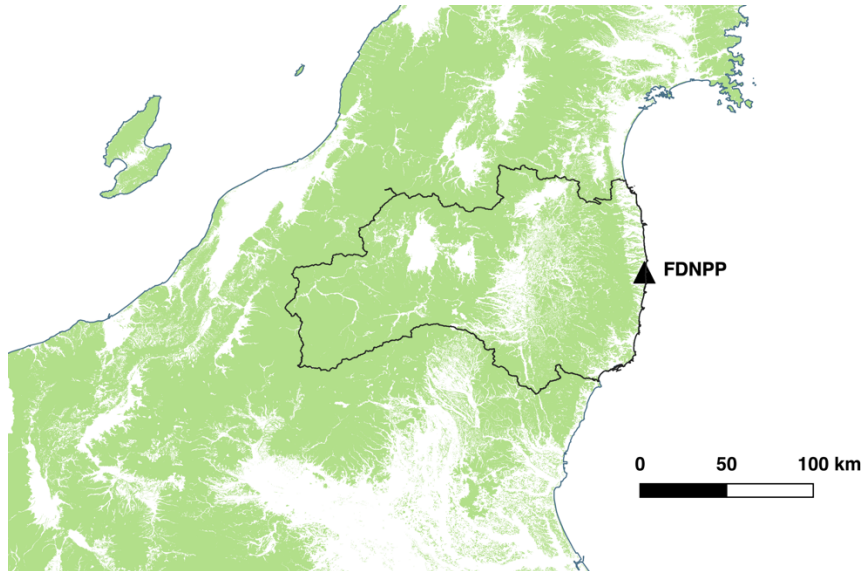


図 5.1. 福島第一原発周辺の森林の分布[5.3]。緑は森林地帯を示し、黒い線は福島県の県境を示す

日本の森林は、樹木の種の多様性に富んでいる。本章では、森林に広く分布する種の一般名を学名（ラテン語）とともに初出時に記す。針葉樹では、スギ（*Cryptomeria japonica*、図 5.2）、マツ（主にアカマツ *Pinus densiflora*、図 5.3）、ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）などがよく見られる。また、落葉広葉樹であるコナラ（*Quercus serrata*、図 5.4）もよく見られる。

森林地帯に広く分布しているのは褐色森林土（国連食糧農業機関の分類では Cambisols と Andosols）である。また、黒色土（Andosols）や未熟土（Regosols、Arenosols、Fluvisols、Leptosols）も存在する[5.3]（図 5.5）。主な狩猟動物は、ニホンジカ（*Cervus nippon*）、イノシシ（*Sus scrofa*）、ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）である。

林相の特徴は森林によって異なる（図 5.2–5.4）。筑波大学と森林総合研究所が運営する主な森林放射能モニタリングサイトの代表的な森林の説明を表 5.1 に示す。日本の森林の多くは、温暖湿潤な気候のために有機物の分解が早く、他の温帯地域の森林に比べて A_0 層（地表に堆積した有機物層）が比較的薄い[5.4]。

福島県の森林では、適度に湿った褐色森林土が最も一般的な土壌タイプである。褐色森林土には、よく発達した A_0 層があることが多い。この土壌には、一般に 1.5cm 程度の厚さの A_0 層（L、F、H 層）がある。厚い層の F-H 層の下には、乾燥のためによく発達した細かい堅果状や粒状の構造があることが多い[5.5]。

黒色土は、土壌表面の A₀ 層の下に厚い黒い A 層があり、他の森林土壌よりも相対的に高い有機炭素含有量を持つ。未熟なカテゴリーの土壌は、他の土壌よりも有機炭素含有量が低い[5.6]。

福島第一原発事故（第 3 章参照）で放射性物質が多く沈着した 2011 年 3 月には、落葉樹は葉を落としていた。

表 5.1. 福島県の森林の特徴の例

サイト名	樹種	林齢 (年)	胸高直径 (cm)	密度 (1ha あたりの 木の本数)	土壌の種類	文献
山木屋	スギ	33	32	800	褐色森林土/黒色土	[5.7]
山木屋	スギ	17	19	2400	褐色森林土/黒色土	[5.7]
山木屋	コナラ	— ^a	—	2500	褐色森林土/黒色土	[5.8]
川内	スギ/コナラ	43	18.8/14.3	975/569	褐色森林土	[5.9]
川内	ヒノキ	26	17.6	1330	褐色森林土	[5.9]
川内	コナラ	26	13.1	1750	褐色森林土	[5.9]
川内	スギ/コナラ	57	30.9/25.8	733/255	—	[5.9]
大玉	スギ	42	24.8	1117	黒色土	[5.9]
大玉	アカマツ/コナラ	43	19.0/17.5	550/654	褐色森林土	[5.9]
大玉	アカマツ/コナラ	44	18.8/15.6	938/375	褐色森林土	[5.9]
只見	スギ/コナラ	10	19.9/17.2	1105/133	褐色森林土	[5.9]
只見	ヒノキ	33	20.6	2133	—	[5.9]

^a データなし



図 5.2. 福島県大玉村のスギ人工林（写真：大橋伸太、2018 年 8 月撮影）



図 5.3. 冬の福島県川内村のアカマツの人工林（写真：橋本昌司、2017 年 11 月撮影）



図 5.4. 春の福島県川内村のコナラの二次林（写真：大橋伸太、2012 年 4 月撮影）



図 5.5. 福島県の土壌断面写真（左: 大玉村の黒色土（2012 年 6 月撮影）、中央: 川内村の褐色森林土（2017 年 8 月撮影）、右: 川内村の褐色森林土（2017 年 8 月撮影）、写真：金子真司、三浦寛）

樹木は多年生植物であり、森林は高度に構造化された生態系であるため、森林生態系内での放射性セシウムの動態は農地に比べて複雑である（図 5.6）。葉、枝、樹皮、林床、土壌表面の A_0 層は放射性核種が降下した時に最初に汚染された。湿性沈着の場合には、 A_0 層から鉍質土壌への放射性核種の浸透により、 A_0 層の下にある鉍質土壌層も汚染された可能性がある。地上の植物の表面に沈着した放射性セシウムは、部分的には葉に吸収され、残りは主に雨や葉の擦れによって徐々に植物表面から取り除かれ（ウェザリング／風化）地表の A_0 層に移行した。地表面の A_0 層に含まれる放射性セシウムは、その後、鉍質土壌層に移行した。樹木への長期的な汚染経路として重要なのは、根からの取り込みである。地表の A_0 層と鉍質土壌層の両方が、根や菌糸を介して樹木や下層植生が放射性セシウムを取り込む汚染源となる。以上の過程を経て、森林生態系内での放射性セシウムの再分配が行われ、最終的には樹木の各器官および土壌中における放射性セシウムの放射能濃度の準平衡定常状態が形成される。

本章では、移行パラメータの 2 つのグループを報告する。第 1 グループは、樹木および土壌-樹木系における放射性セシウムの動態を記述するパラメータを含む。第 2 グループは、食用林産物や樹木の各器官における放射性セシウムの放射能濃度を推定するためのパラメータである。本章で報告されているデータは、主に査読付きの論文や日本の関連機関の公式報告書に基づいている。

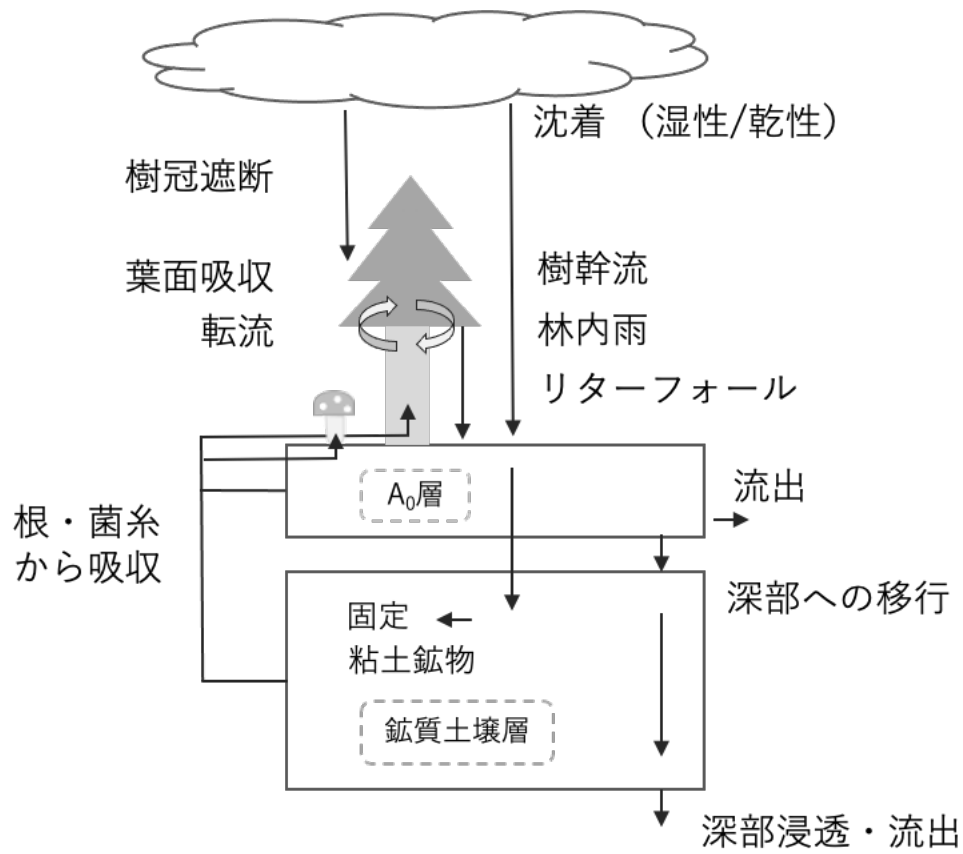


図 5.6. 森林に沈着した放射性核種の主な動態。IAEA 2006 より [5.10]

5.2. 放射性セシウムの大気から樹木地上部の各部位への移行

5.2.1. はじめに

森林生態系では、大気中から降下した放射性核種は、最初は遮断と呼ばれるプロセスによって大部分が樹冠に保持され、一部のみが土壌表面に直接沈着する。樹冠に遮断された放射性核種は、沈着後に降雨があった場合、樹冠から林床へと急速に移行する[5.8–5.10]。樹木から土壌への放射性核種の移行が進むと、土壌が放射性核種の最大の蓄積場所となる。土壌中の放射性核種の一部は、地下の根や菌糸を介して樹木や野生の食用植物・きのこ類に取り込まれる。一方、樹木に付着した放射性核種は、樹木の内部に移動することもある。

上記の現象はよく理解されていたが、チェルノブイリ事故後の緊急対応段階や移行段階では十分に定量化されていなかった。これは、遮断のような森林でのプロセスのいくつかは沈着後の最初の数時間から数日間で発生するが、チェルノブイリでは放射性核種の大気への放出と沈着のプロセスが 10 日間にもわたる長い期間で発生したため、初期段階の動きを捉えきれなかったためである。また、事故当時、チェルノブイリ地域の森林では、関連データを提供できる森林モニタリングシステムが確立されていなかった。次のセクションでは、福島第一原発事故の影響を受けた森林のモニタリングサイトで決定された、樹木の器官間および土壌内の移行を定量化するパラメータ値を報告する。

5.2.2. 遮断と移行（ウェザリング）

大気から沈着した放射性セシウムの樹冠遮断は、その後の森林における放射性セシウムの移行を説明する重要なプロセスであるため、定量的に評価する必要がある。しかし、事故による沈着の場合、樹冠遮断率（ f ）の定義で要求されているように、沈着時に直接測定することは困難である。植物や樹木の表面からの放射性セシウムの除去は、最初は急速であるが、時間とともに遅くなると仮定できる[5.11, 5.12]。そのため、現地観測により推定した f 値の多くは、(i) 沈着後すぐ（1–2 週間）に行われた測定か、または (ii) 沈着後数ヶ月から数年後に採取された樹冠内の放射性核種の放射能濃度の測定値をもとにした単純な指数関数モデルを用いた逆推定のいずれかに基づいている。本稿では、日本の森林の遮断率を推定するためにこの 2 つの方法を用いている。福島第一原発事故後の数年間に測定されたデータから、放射性核種濃度の時間的減少を記述するには 2 成分指数関数モデルが最も適切であることが確認された[5.8, 5.12, 5.14]。そこで、2 成分指数関数モデル（2 成分損失モデルともいう）と最小二乗法を、福島第一原発事故後の樹木の樹冠における放射性核種濃度の時間的变化を記述するデータに適用し、樹冠遮断率及び移行速度を記述するパラメータとして定量化した。

5.2.2.1. 遮断率

福島第一原発事故により汚染された森林について、いくつかの研究グループが遮断率の値を報告している（表 5.2）。「遮断率」の定義と計算方法の詳細は第 2 章に記載している^{下記訳者注参照}。

訳者注（第 2 章より転記）

遮断率（ f ）とは、単位面積当たりの植物に最初に保持された放射能（ A_i ：Bq/m²）と、地表（土壌＋植生）に沈着した総放射能（ A_t ：Bq/m²）の比である。

バイオマスあたり遮断率（ f_B ）は遮断率（ f ）をバイオマス（kg/m²、乾燥質量）で割ったものである。

遮断率を算出するための現地調査は 2011 年 3 月から 2012 年 2 月にかけて行われた。そのため、表 5.2 に示した遮断率の中には、初期遮断後の移行過程の影響を受けているものがあり、第 2 章で示した「遮断率」の厳密な定義に完全には従っていないものも含まれる。表 5.2 に示した遮断率の値（ f と f_B ）は、前述の 2 成分指数関数モデルを用いて推定した[5.13]。また、樹冠と初期沈着量のインベントリー（蓄積量）（Bq/m²）の比を「保持率」とした。大気からの初期沈着量は、表 5.2 に示した出典で報告されている放射性核種のインベントリー値に基づいている。

表 5.2. 福島第一原発事故後の樹木による放射性セシウムの遮断率の値

樹種	サンプリング期間 (特に記載のない限り、2011 年)	沈着後の経過時間 (d)	^{137}Cs の沈着量 (Bq/m ²) ^a	核種	遮断率 f または保持率	バイオマスあたり遮断率 f_B (m ² /kg)	方法 (データ数) ^b	文献
沈着後の短期間の測定に基づく遮断率の値								
スギ	3 月 11 日～28 日	16		^{137}Cs , ^{134}Cs	0.93 ^c	—	マスバランス (N=20)	[5.14]
				^{131}I	0.51 ^c	—		
スギ	3 月 11 日～25 日	13	2.0×10^3 – 2.2×10^4	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.76–0.86 ^c (0.81 ^f)	0.062–0.19	マスバランス (N=3)	[5.15]
	3 月 11 日～29 日 ^e	17			0.90 ^c	0.088		
	3 月 11 日～30 日 ^e	18			0.33–0.75 ^c (0.55 ^f)	0.016–0.050		
	3 月 11 日～30 日 ^e	18			0.78	0.041		
	3 月 11 日～4 月 7 日	26			0.40–0.50 ^c (0.45 ^f)	0.016–0.023		
ヒノキ	3 月 11 日～28 日	16	8.0×10^3	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.92 ^c	—	マスバランス (N=20)	[5.14]
				^{131}I	0.25 ^c	—		
ヒノキ	3 月 11 日～30 日 ^e	18	1.2×10^4 – 2.1×10^4	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.46 ^c	0.017	マスバランス (N=3)	[5.15]
ヒノキ	3 月 11 日～4 月 30 日 ^e	49	1.6×10^4	^{137}Cs	0.31 ^c	—	マスバランス (N=1)	[5.16]
ヒノキ	2012 年 2 月 16 日	341	3.3×10^4	^{137}Cs	0.56 ^c	0.019	直接測定 (N=12)	[5.9]

マツ	8 月 9 日	150	4.4×10^4	^{137}Cs	0.17 ^c	0.015	直接測定 (N=12)	[5.9]
常緑広葉樹	3 月 11 日～25 日	13	3.0×10^3	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.34 ^c	0.023	マスバランス (N=3)	[5.15]
コナラ	8 月 9 日	150	4.4×10^4	^{137}Cs	0.14 ^c	0.011	直接測定 (N=1)	[5.9]
落葉広葉樹	3 月 11 日～30 日 ^e	18	2.1×10^4	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.34 ^c	0.058	マスバランス (N=3)	[5.15]
逆算による遮断率の値								
スギ	3 月 12 日	110	4.4×10^5	^{137}Cs	0.70 ^d	0.024–0.026	2 成分損失モデル(N=7)	[5.13]
スギ	8 月 9 日	150	1.0×10^4 – 6.3×10^5	^{137}Cs	0.68 ^d (0.15 ^c)	0.0083	直接測定 (N=12)	[5.9]
	8 月 31 日	172			0.98 ^d (0.43 ^c)	0.031		
	9 月 7 日	179			0.85 ^d (0.29 ^c)	0.023		
	11 月 28 日	261			0.87 ^d (0.24 ^c)	0.0092		
コナラ、マツ	3 月 12 日	110	4.5×10^5	^{137}Cs	0.23 ^d	—	2 成分損失モデル(N=6)	[5.13]

- データなし

^a 複数の林分について測定した遮断率の算術平均値

^b 樹木の地上部バイオマスに含まれる放射性セシウムのインベントリーを測定または推定するための方法論

^c サンプル採取時の保持率

^d 初期沈着時（2011 年 3 月 11 日）の遮断率の推定値（2 成分損失モデルを用いた逆推定）

^e 事故前からサンプリングを開始している観測調査

^f 平均値

表 5.3. チェルノブイリ事故後に観測された樹木の放射性セシウムの遮断率の値

樹種	サンプリング期間	沈着後の経過時間 (d)	^{137}Cs の沈着量 (Bq/m ²)	核種	遮断率 f または保持率	方法 (データ数) ^a	文献
針葉樹	—	—	—	指定なし	0.70–0.90 ^b	—	[5.17]
針葉樹	1986 年 5 月 14 日	18	1.5×10^3	^{137}Cs	0.79 ^b	マスバランス (N=3)	[5.18]
針葉樹	1986 年 4 月 30 日	4	2.0×10^4	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.70 ^b	土壌および A ₀ 層 (表層有機物層) のサンプリング (N=1)	[5.19]
ヨーロッパトウヒ	—	—	—	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.70 ^b	—	[5.20]
針葉樹	1986 年 5 月	—	2.0×10^3	^{137}Cs	0.80–1.0 ^b	土壌サンプリング (N=25)	[5.21]
針葉樹	—	—	—	^{137}Cs	0.79–0.81 ^b	—	[5.22, 5.23]
ヨーロッパトウヒ	—	—	—	^{134}Cs	0.80 ^c	マスバランス (実験)	[5.24]
落葉樹	1986 年 5 月	—	2.0×10^3	^{137}Cs	0.10–0.40 ^b	土壌サンプリング	[5.21]
ブナ	—	—	—	^{137}Cs , ^{134}Cs	0.20 ^b	—	[5.20]

- データなし

^a 樹木の地上部バイオマスに含まれる放射性セシウムのインベントリーを測定または推定するための方法論

^b サンプル採取時の保持率を表す値

^c マスバランス計算による初期沈着時の遮断率の推定値

森林への総沈着量は以下の方法で推定した。

- 森林樹冠における放射性セシウムのマスバランスを計算。
- 森林樹冠への総沈着量が、森林の近傍の植生被覆がない地点で測定された沈着量で表されるという仮定に基づき、森林での放射性セシウムのインベントリーの比較により算出。
- 鉱質土壌層と土壌表面の堆積有機物層 (A_0 層) をサンプリング。
- 鉱質土壌層と土壌表面の堆積有機物層 (A_0 層) の放射性セシウムのインベントリーの測定。
- 地上の樹木バイオマス中の放射性セシウムの放射能濃度は、移行過程により時間とともに変化する。したがって、樹体からの放射性セシウムの損失をモデル化し、逆推定することで、初期沈着時の樹体の放射性核種インベントリーが得られる。

すべての基礎データは、土壌、水文学的移行経路（降雨、樹冠通過雨、樹幹流など）、および森林システムの各部位（針葉または葉、枝、リターフォール、木部（幹）等）の放射性セシウムの放射能濃度を測定することにより得られた。

針葉樹林（スギ、アカマツなど）は、落葉広葉樹林（コナラ、ブナなど）よりも f 値が高い傾向にあった（表 5.2）。これは、大気から森林への放射性核種の沈着が、落葉樹の葉がない早春に発生したためである。しかし、落葉広葉樹林における放射性セシウムの遮断率のデータは限られており、現在利用できる落葉樹林の f 値は、主に樹木の枝や樹幹の樹皮による遮蔽率である。

1986 年のチェルノブイリ事故の影響を受けた森林についても、福島で得られた遮断率と類似したデータが報告されている（表 5.3）。このことから、常緑針葉樹林と落葉樹林の遮断率は、森林の立地条件の影響を受けにくい共通のプロセスによって制御されていると考えられる。

5.2.2.2. データの制限

例えば、スギやヒノキなどでは採取したサンプル数が少ないため ($n \leq 3$)、他の森林で測定されたものよりも遮断率の信頼性が低い可能性がある。遮断率の推定値の不確かさのもう一つの原因は、主な沈着が発生してからサンプリングが行われるまでの経過時間の違いと、事故時の樹冠内の放射性核種濃度の逆推定に用いたモデルパラメータの信頼性に制限があるためである。

5.2.2.3. ^{137}Cs の樹冠から林床への移行

樹冠に遮断された放射性セシウムの林床への移行は、樹冠通過雨と樹幹流、リターフォールを介して行われる [5.8, 5.13–5.16, 5.25–5.29]。樹冠通過雨、樹幹流、リターフォールについて、単位面積当たりの ^{137}Cs 沈着量で正規化した ^{137}Cs 放射能濃度の時間変化を図 5.7 に示す。

福島第一原発事故後の最初の数日から数週間は、水文学的経路である樹冠通過雨と樹幹流が樹冠から林床への放射性セシウムの総フラックスに大きく寄与していた[5.13]。しかし、その後、これらの水文学的経路における放射性セシウムの放射能濃度は急速に減少し、リターフォールが林床への放射性セシウムの移行の主要な経路となった[5.8, 5.13, 5.14, 5.25, 5.26]。2成分を考慮した指数関数モデルのパラメータを表5.4に示す。

第1成分の実効半減期 (T_{eff}) (訳者注：物理的な崩壊による減少に加え、移動による減少(生物であれば排泄)を加え、これら両方の減少により実際に半分になるまでの時間のこと) は、樹冠の放射性セシウムを林床に移行させるすべての経路で1年未満であった。一方、第2成分の実効半減期は0.92~11年と長く、樹幹流が最も長い傾向にあった。

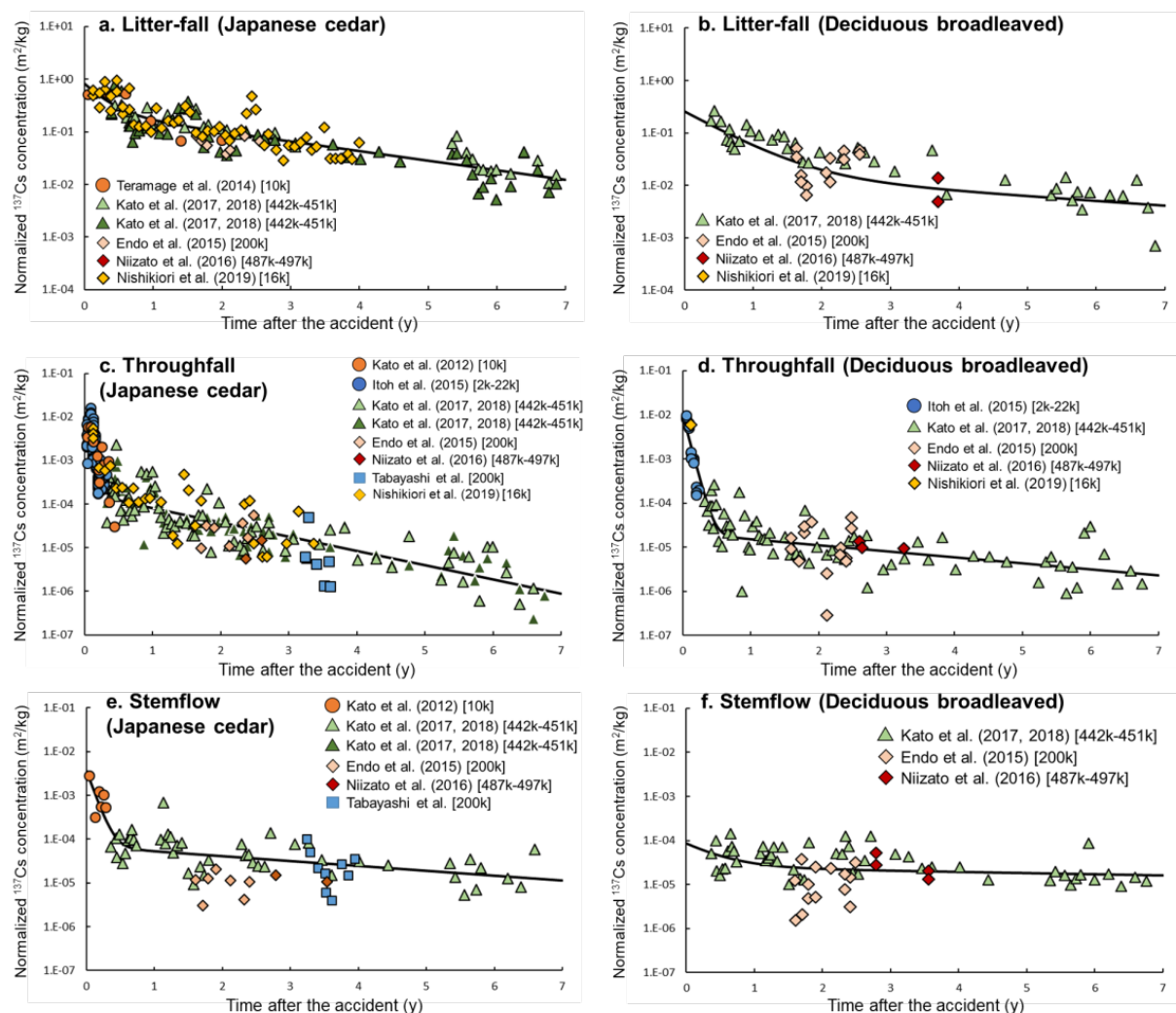


図 5.7. リターフォール、樹冠通過雨、樹幹流における ^{137}Cs 放射能濃度の時間変化。正規化した ^{137}Cs 濃度を 福島第一原発事故後の時間に対してプロットした

表 5.4. 樹冠と林床の間の主要な放射性セシウム移行における ^{137}Cs 放射能濃度の時間変化傾向を記述する 2 成分指数関数モデルのパラメータ値（図 5.7 のデータを参照）

パラメータ	スギ			落葉広葉樹		
	樹冠通過雨	樹幹流	リターフオール	樹冠通過雨	樹幹流	リターフオール
C_1 (m^2/kg)	1.2×10^{-2}	3.5×10^{-3}	5.9×10^{-1}	9.8×10^{-3}	6.2×10^{-5}	2.4×10^{-1}
C_2 (m^2/kg)	1.7×10^{-4}	6.8×10^{-5}	2.3×10^{-1}	2.1×10^{-5}	2.5×10^{-5}	1.7×10^{-2}
λ_f (year^{-1})	15	9.8	3.5	13	2.2	1.7
λ_s (year^{-1})	0.75	0.26	0.42	0.31	0.061	0.21
T_{eff_f} (年)	0.046	0.070	0.19	0.053	0.32	0.41
T_{eff_s} (年)	0.92	2.7	1.7	2.2	11	3.3
R^2	0.72**	0.89**	0.77**	0.96**	0.29*	0.87**

** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

5.2.3. 土壌から樹木への移行

5.2.3.1. 樹木の各器官への面移行係数

森林生態系では、狩猟動物を含む様々な森林部位への放射性核種の移行を定量化するために、面移行係数 (T_{ag}) がよく用いられる。 T_{ag} は、植物やその他の天然・半天然産物中の放射性核種濃度 (Bq/kg FM (生重) または DM (乾重)) の土壌への放射性核種総沈着量 (Bq/m^2) に対する比として定義される [5.30] (第 2 章参照 下記訳者注参照)。

訳者注 (第 2 章より転記)

面移行係数は土壌中の単位面積当たりの放射エネルギーに対する、対象となる部位に含まれる放射性核種の放射能濃度である。

土壌への放射性核種の総沈着量は、堆積有機物 (A_0) と鉱質土壌の両方の層における単位面積あたりの放射性核種の総存在量を表している。 T_{ag} は、半自然の土壌 (森林土壌など) において放射性核種の根からの吸収深度が不明であっても移行の程度を評価するため便宜的に用いられる。また、Cs の土壌中の垂直分布は動的なプロセスであり、時間とともに変化する [5.31] ということも T_{ag} が使用される理由である。しかし、森林生態系に T_{ag} の概念を適用するには注意が必要である。なぜならば、土壌への放射性核種の総沈着量は、特に沈着が起こった直後には大きく変動する可能性があるからである。この変動は主に降下した放射性核種の樹冠による遮断とその後のリターフオール、樹冠通過雨、樹幹流による樹冠から林床への移行の空間的、時間的な差異によるものである。これらのプロセスは、森林土壌における放射性核種の沈着密度の顕著な不均一性にもつながる。

樹木は、葉、枝、樹皮、幹材（木部・材）で構成されている。 ^{137}Cs の T_{ag} の値は、樹木の各器官の ^{137}Cs 放射能濃度データと、 A_0 層と鉍質土壌層の ^{137}Cs 蓄積量データ（インベントリー）の両方を含む文献から導き出した。 ^{137}Cs 放射能濃度が検出限界以下のサンプルは評価対象から除外した。

^{137}Cs 放射能濃度とインベントリーの両方の情報を持つデータセットが少なかったため、 T_{ag} 値の導出に利用できたデータは少なかったが（付録 1）、樹皮や幹材の T_{ag} の値やその経年変動は樹種によって異なることが明らかになった（図 5.8）。スギ、ヒノキ、アカマツの針葉の T_{ag} 値の減少は全器官の中で最も急速であったが、コナラの葉では 2011 年から 2015 年の間、 T_{ag} 値に変化は見られなかった。常緑針葉樹と落葉広葉樹における葉の T_{ag} 値の違いは、常緑樹の針葉が放射性物質の沈着により直接汚染された一方で、コナラなどの落葉樹の葉は事故当時まだ展開していなかったことに起因する。枝の T_{ag} 値は時間とともに減少した。樹皮の T_{ag} 値の変化は、他の器官の変化よりもわずかに小さかった。幹材の T_{ag} 値は、スギ、ヒノキ、アカマツでは明確な変化傾向を示さなかったが、コナラでは沈着後の時間経過とともに増加した。

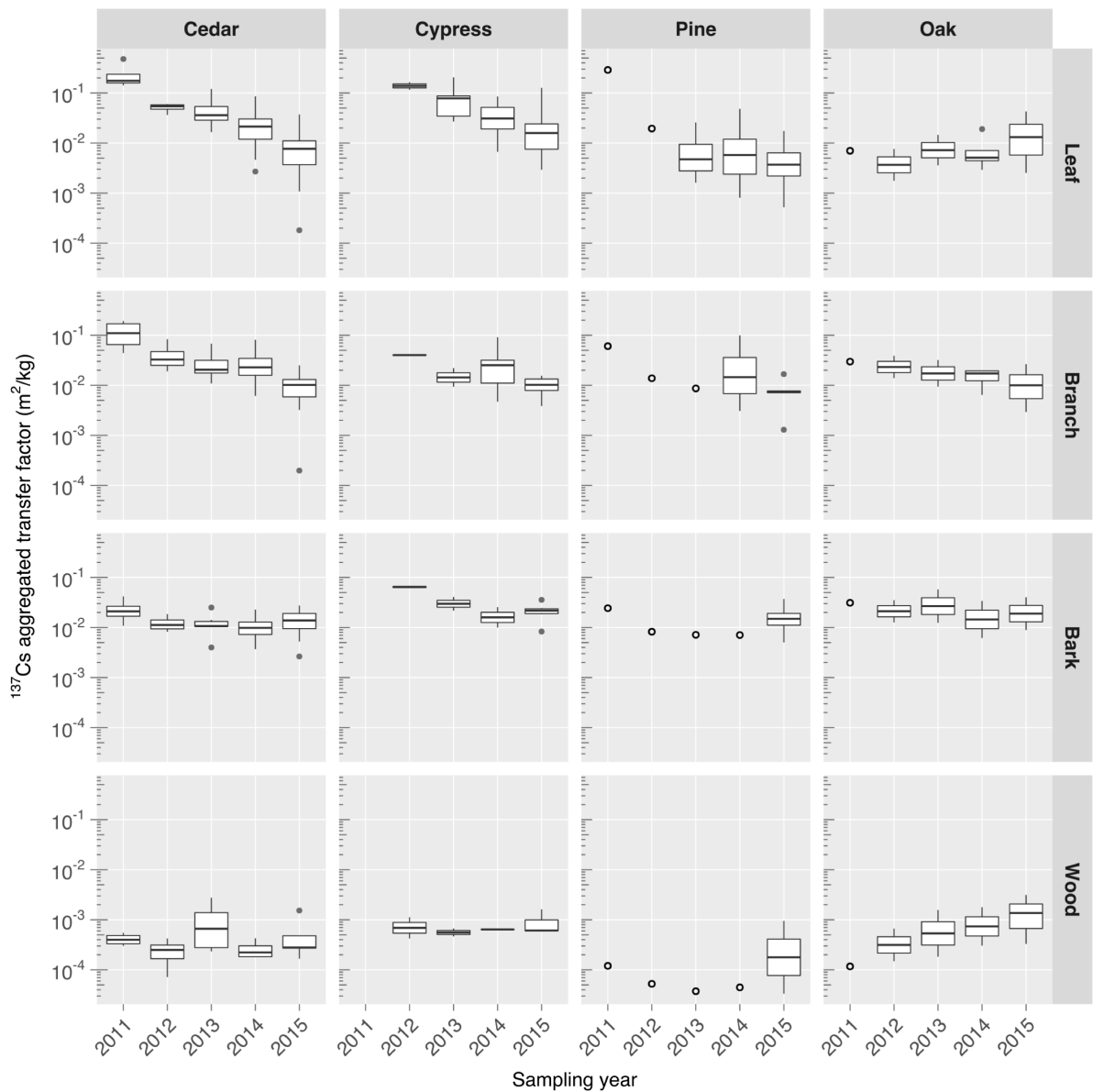


図 5.8. 樹木の各器官における ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)。白丸は反復のないデータ (N=1) を示す。[5.9, 5.21, 5.31–5.47] のデータに基づく

5.2.3.2. チェルノブイリの研究との比較

福島第一原発事故後に測定された T_{ag} の値は、時間経過とともに変化した。福島第一原発事故の 4 年後に得られた値を、チェルノブイリ原発事故の 5~15 年後に測定された値[5.48]と比較した (図 5.9)。チェルノブイリ原子力発電所と福島第一原子力発電所の周辺に共通して見られるマツ属とコナラ属の樹種については属ごとにまとめ、他の樹種についてはその他としてまとめた。

福島第一原発事故の影響を受けたコナラ属とマツ属を除く針葉樹の幹材および葉の T_{ag} 値は、チェルノブイリ原発事故後に観測された値と同程度であった。福島第一原発事故の影響を受けたマツ属の幹材および葉の T_{ag} 値の範囲は、チェルノブイリ原発

事故で報告されたものよりも低かった。これは、チェルノブイリ原発事故のデータには福島県の森林にはない水成土（すなわち有機質）で観測された比較的高い T_{ag} 値が含まれていたためである。ただし、全体的には幹材と葉の T_{ag} の幾何平均値は、チェルノブイリ原発事故と福島第一原発事故の影響を受けた地域の間で類似していた。

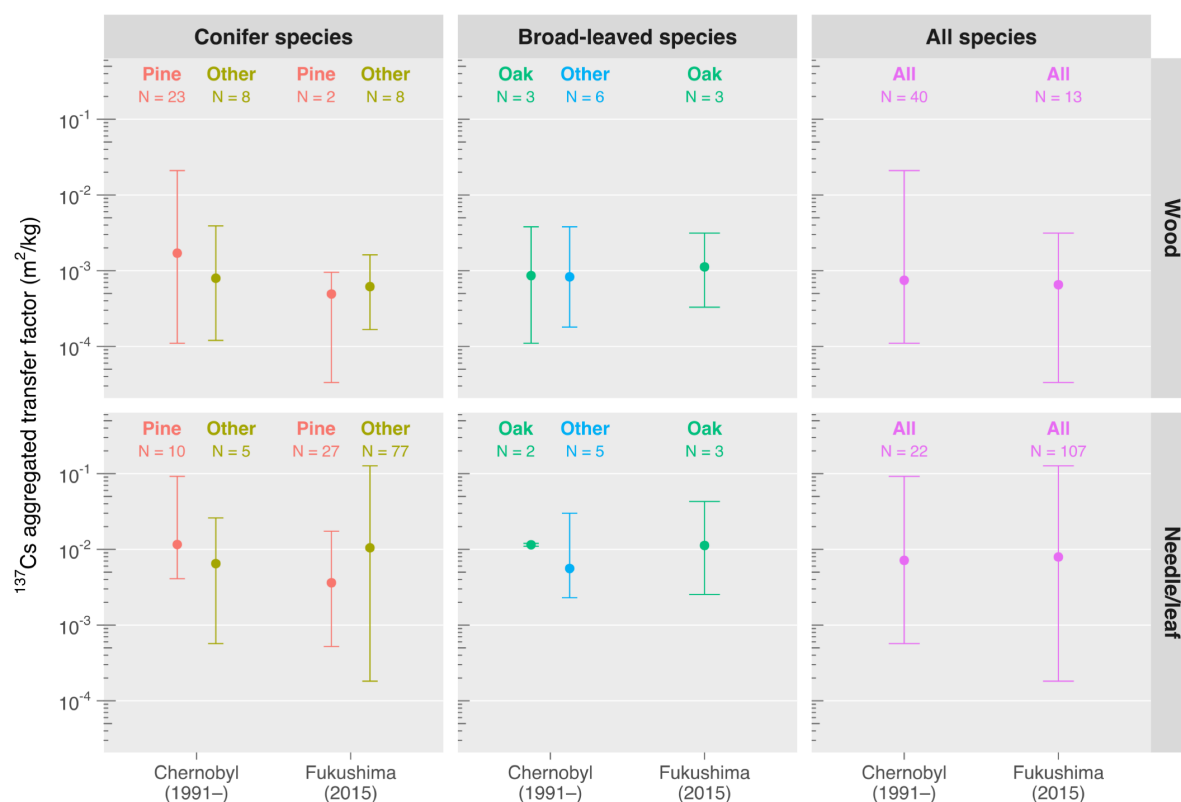


図 5.9. チェルノブイリ原発事故の影響を受けた樹木(1991–2001 年観測)と福島第一原発事故の影響を受けた樹木(2015 年観測)の幹材と葉の ^{137}Cs 面移行係数 (T_{ag} ; $\text{m}^2/\text{kg DM}$) の比較。点：算術平均 ($N=2$) または幾何平均 ($N>2$)、エラーバー：範囲（最小値と最大値）。[5.9, 5.21, 5.31–5.47] のデータに基づく

5.2.3.3. 樹木の各器官における正規化された ^{137}Cs 放射能濃度

福島第一原発の事故後、航空機モニタリングは汚染の空間分布とその時間依存性を決定する上で重要な役割を果たした。空中でのガンマ線量率の測定値は、総放射性セシウム沈着密度 (Bq/m^2) に換算された。福島第一原発事故後の数ヶ月から数年にわたる一連の上空からおよび地上での調査により、さまざまな種類の場における沈着量の空間的・時間的変化の推定が改善された。ここで紹介する分析では、第 3 次と第 5 次の航空機モニタリング調査のデータを使用した (Kato et al., 2019 [5.49])。

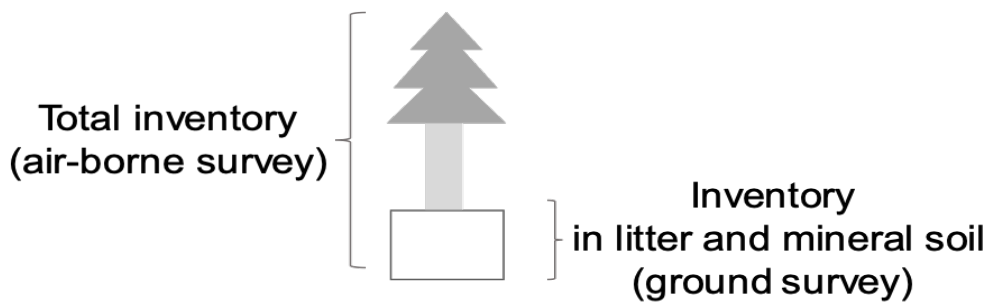


図 5.10. 総放射性セシウム沈着量(インベントリー)と土壌の放射性セシウム沈着量(インベントリー)の違いを説明する図

森林への初期総沈着量（事故発生時の沈着量）に対する樹木の各器官（葉、針葉、樹皮、幹材）の放射能濃度の比として定義される正規化放射能濃度（*NC*）を使用することで（第 2 章 下記訳者注参照；図 5.10 参照）、森林生態系内の放射性セシウムの移動を推定するためのより多くのデータを分析することができる。

訳者注（第 2 章より転記）

正規化放射能濃度は、各部位・器官（コンパートメント）の放射能濃度(Bq/kg)を、植物と土壌を含めた初期総沈着量(Bq/m²)で割ったものである。

汚染された森林における放射性核種の移行の推定に使用したデータを図 5.11 に示す。全てのデータの概要は付録 1 に記載されている。利用可能なデータのほとんどはスギの針葉に関するものであり、コナラ属のデータはより限定的であった。

スギ、ヒノキ、マツの針葉における ¹³⁷Cs の *NC* 値は時間とともに減少した。コナラ属の葉では時間とともに増加が見られたが、これは福島第一原発事故がコナラ属の木に葉がない 3 月中旬以前に発生したのに対し、常緑樹の葉は沈着によって直接汚染されたためと考えられる。これらのデータは、年や樹木の器官ごとのデータの数が異なるものの、沈着後の初期段階における放射性セシウムの動態を理解し、森林生態系の放射性核種移行モデルを検証するために有用な情報を提供するものである。

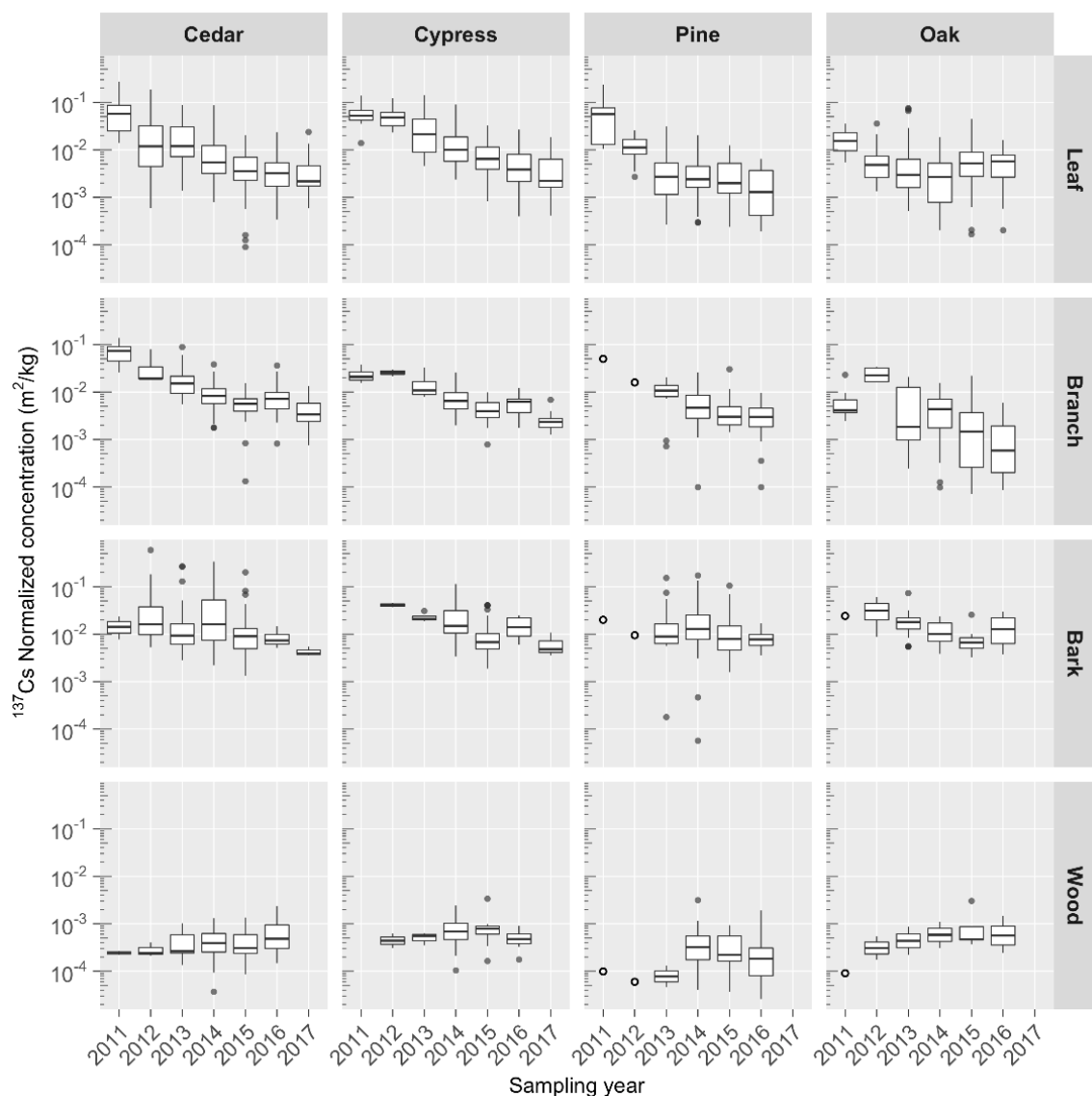


図 5.11. 樹木の器官における ^{137}Cs の正規化放射能濃度 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$) の時間変化。白丸は繰り返しの
ないデータ ($N=1$) を示す

5.2.4. K (カリウム) 施肥効果

幹材中の放射性セシウムの放射能濃度は、針葉や葉、枝、樹皮などの直接汚染された樹木部位よりも低かった。しかし、樹皮の汚染度は比較的高く、樹皮灰が一般廃棄物の基準値 (8000 Bq/kg FM) を超えることもあり、汚染された灰の管理には特別な取り決めが必要になるかもしれない。日本では、建築材料として使用される木材中の放射性セシウムの放射能濃度に関する基準値は設定されていない。福島県で入手した木材を使用した住宅に居住することによる外部被ばく量は小さい (0.064 mSv/年以下) と推定されている[5.50]。しかし、放射性セシウムは灰に濃縮されるため、燃焼灰が一般廃棄物の制限値を超えないように、木炭の基準値は 280 Bq/kg DM 、薪の基準値は 40 Bq/kg DM に設定されている。また、シイタケ栽培用の原木

には 50 Bq/kg DM の指標値が適用された。これらの指標値の適用は経済的な影響を及ぼし、福島県およびその周辺の県では、いまだにシイタケ用の原木の使用が制限されている。東日本の農家は、汚染度の低い原木を購入するために多くの費用を支払っているが、この追加費用は現在（2019 年 7 月時点）、東京電力の賠償金で賄われている。持続的で長期的な生産のためには、基準値に適合した原木を生産するための対策技術が必要である。

福島第一原発事故後に植えられたヒノキの苗では、カリウム散布により ^{137}Cs 放射能濃度の低下が観察された[5.51]。カリウムを 2 年間散布して総カリウム量を 83 kg/ha としたところ、 ^{137}Cs 放射能濃度は針葉樹で 88%、茎と根で 75% 減少した（図 5.12）。土壌中の交換性カリウムと針葉樹への T_{ag} の関係から、対照群（カリウム施肥無し）の苗へのセシウムの移行は、現地で測定された交換性カリウム濃度が高いほど減少することが示唆された（図 5.13）。実験終了時に測定された土壌中の交換性カリウム濃度は、施肥群と対照群で同程度であったことから、土壌中のカリウムの移動性が高いため、観察された効果は短期的なものであると考えられる。また、カリウムの施用はコナラの苗木による安定セシウム（ ^{133}Cs ）の取り込みを抑制することが報告されている[5.52]。

チェルノブイリ事故後、森林の土壌施肥に関するいくつかの研究が行われた（[5.36] [5.37]、[5.53]）。これらの研究では、樹木の器官と下層植生種（山菜とベリー類）の ^{137}Cs 放射能濃度に対する K 施肥の効果を調べた。約 100 kg/ha の割合でカリウムを施用すると、若木の幹材中の ^{137}Cs 放射能濃度が 1.5–2 分の 1 に減少することが報告されている[5.36]。また、5–79 kg/ha の割合でカリウムを一度および繰り返し散布した場合、新葉中の放射性セシウムの放射能濃度が約半分に減少したと報告されている[5.37]。

これらのデータをまとめると、汚染された森林の対策のために肥料やその他の改良剤の適用を最適化するためのメカニズムモデルが示唆された[5.37]。ベリー中の ^{137}Cs 放射能濃度は、湿地では無い森林にカリウムを施用した後、時間とともに徐々に減少した。放射能濃度はカリウム施用後 2 年目、3 年目、4 年目、5 年目にそれぞれ 85%、30%、12%、6% に減少した。全体的に、ここで参照されているチェルノブイリ事故のデータは、同様の K 散布率を用いた場合の福島県の研究データと一致している[5.51]。

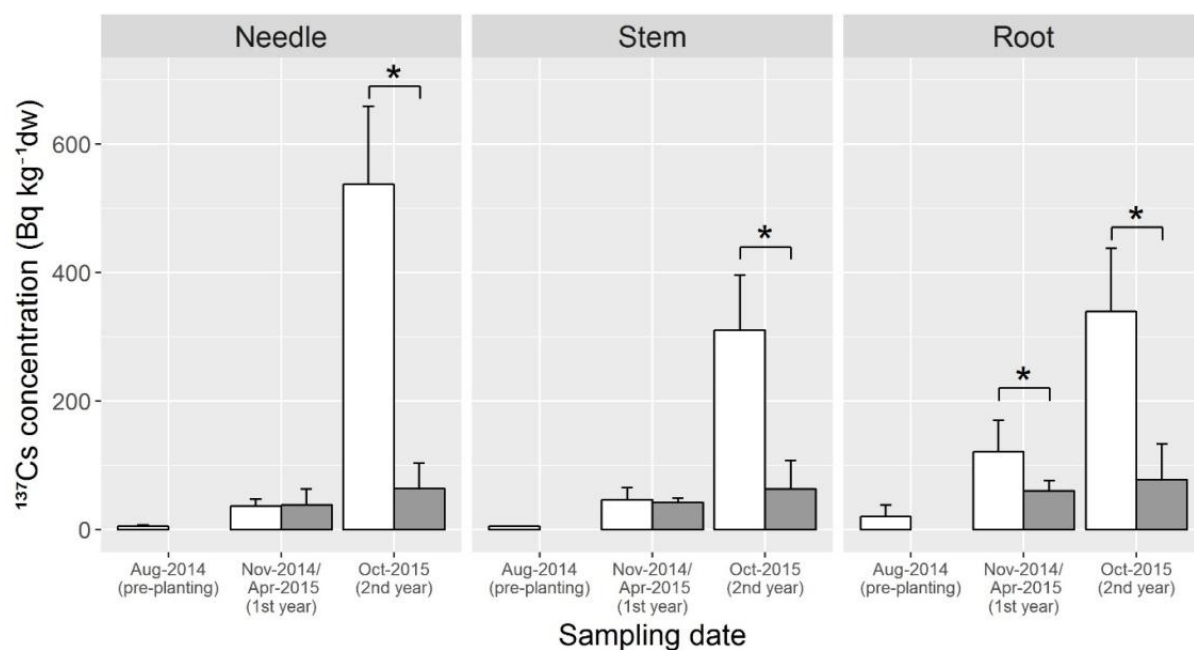


図 5.12. 対照区（白色）と K 施肥区（灰色）でサンプリングしたヒノキ苗の ^{137}Cs 放射能濃度 (Komatsu et al. 2017 [5.51])。アスタリスク(*)は、同時期に得られたサンプルが処理間で有意差があったことを示す(nested ANOVA、 $p < 0.05$)。植え付け前のサンプルは対照区について示した。植え付け前の幹のサンプルは、長時間（24 時間）の測定にもかかわらず、すべて検出限界値よりも低い値を示した。その後、植え付け前の幹のサンプルの値は、検出限界の平均値を示している

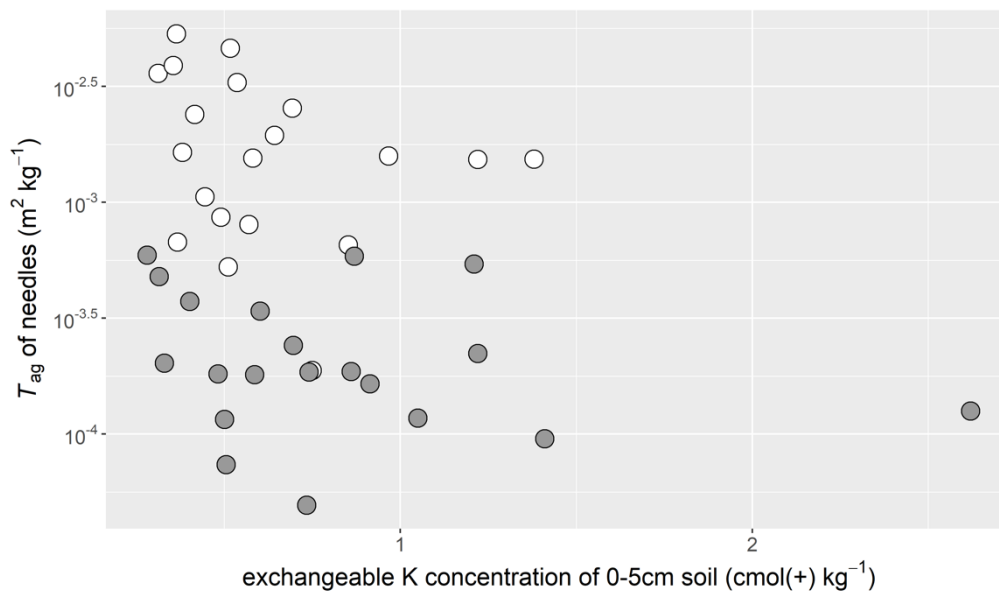


図 5.13. 対照区（白）と K 施肥区（灰色）における表層土壌（0–5cm）の交換性 K 濃度とヒノキ針葉の面移行係数 (T_{ag}) との関係 (Komatsu et al. 2017 [5.51])。苗は 2 回目の成長期の終わりの 2015 年 10 月に採取した

5.2.5. 心材・辺材の ^{137}Cs 濃度比

5.2.5.1. 福島データ

成熟した樹木の幹材は、辺材と心材からなり、それぞれ生理機能が異なる（図 5.14）。辺材（幹材の外側）には生きた柔細胞があり、栄養分や水分を半径方向および軸方向に輸送する機能を持っており、一般に辺材の含水率は心材よりも高い。心材（幹材の内側）は生きた細胞を持たず、水分の輸送も行わないが、樹種ごとに特有の心材成分を持ち、樹木の支持機能を果たしている。心材は通常、辺材よりも体積が大きく耐久性に優れているため、建築用材として広く利用されている。特に、心材の割合が比較的大きいスギの場合はそうである。したがって、心材と辺材の ^{137}Cs 濃度の比は、樹木内の ^{137}Cs の動態を理解し、幹材中の ^{137}Cs 汚染をモデル化する上で重要である。

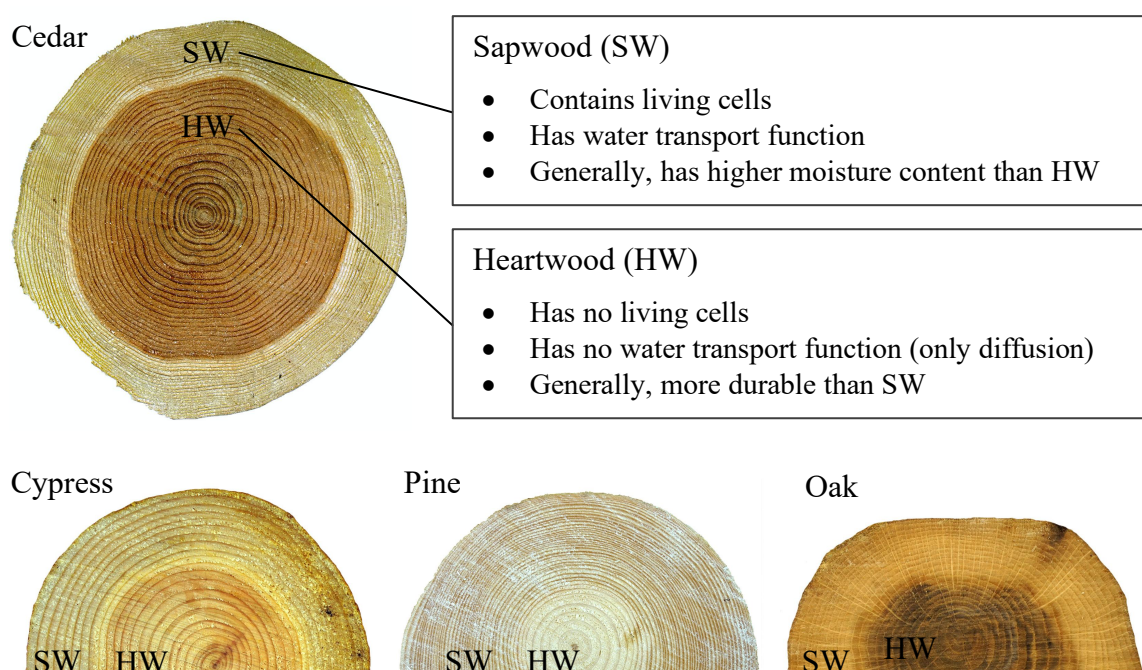


図 5.14. 辺材と心材

サンプリング年、調査地、樹種（スギ、ヒノキ、アカマツ、コナラ）ごとに胸高付近の心材／辺材（ CR_{hs} ）の ^{137}Cs 濃度比（乾燥質量ベース）を[5.7, 5.43–5.45, 5.54–5.74]のデータに基づき算出した。1つの調査地で複数個体の観測が行われている場合は、心材と辺材における ^{137}Cs 放射能濃度の平均値（ $N=2$ の場合は算術平均、 $N>2$ の場合は幾何平均）を計算に用いた。

CR_{hs} は強い種特異性を示した。 CR_{hs} の値は、スギ、ヒノキ、マツでは 2011 年から 2016 年にかけて増加し、スギでは平均値が 2.0 に達したが、ヒノキとマツでは 1.0

未満にとどまった（図 5.15）。これら 3 樹種の辺材の ^{137}Cs 放射能濃度は経年的にあまり変化していないため（図 5.16）、 CR_{hs} の増加は心材に ^{137}Cs が徐々に蓄積されたことによるものであることがわかる。一方、コナラでは CR_{hs} の値はほぼ一定（約 0.3）であった。しかし、コナラの辺材と心材の ^{137}Cs 正規化放射能濃度 NC はともに増加傾向を示しているため、コナラ材中の ^{137}Cs 分布が平衡状態にあったかどうかは不明である。全体的に CR_{hs} 値は 2016 年時点でも一定になっておらず、樹体内の ^{137}Cs は平衡状態に達してはいないようである。

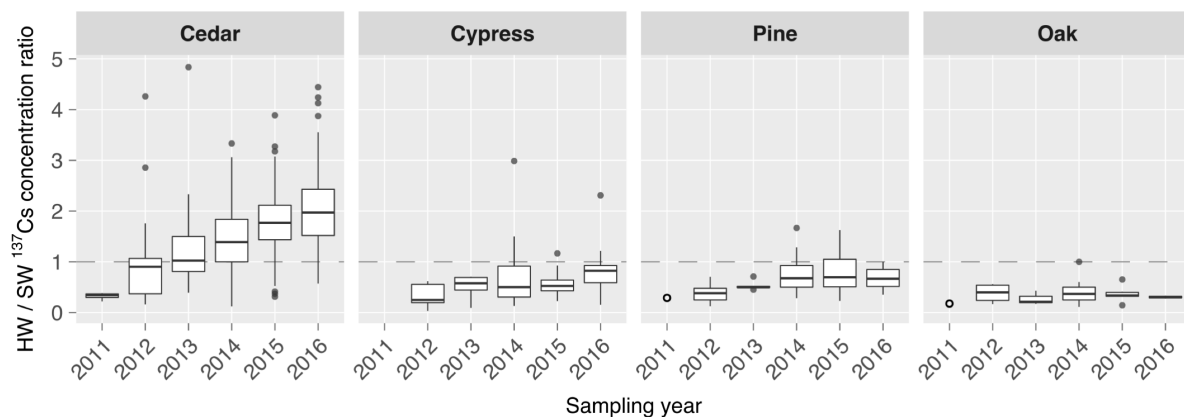


図 5.15. 心材(HW)/辺材(SW)の ^{137}Cs 濃度比(乾燥質量ベース)の時系列。白丸は反復なし (N=1) のデータを示す。データは[5.7, 5.43–5.45, 5.54–5.74]に基づく

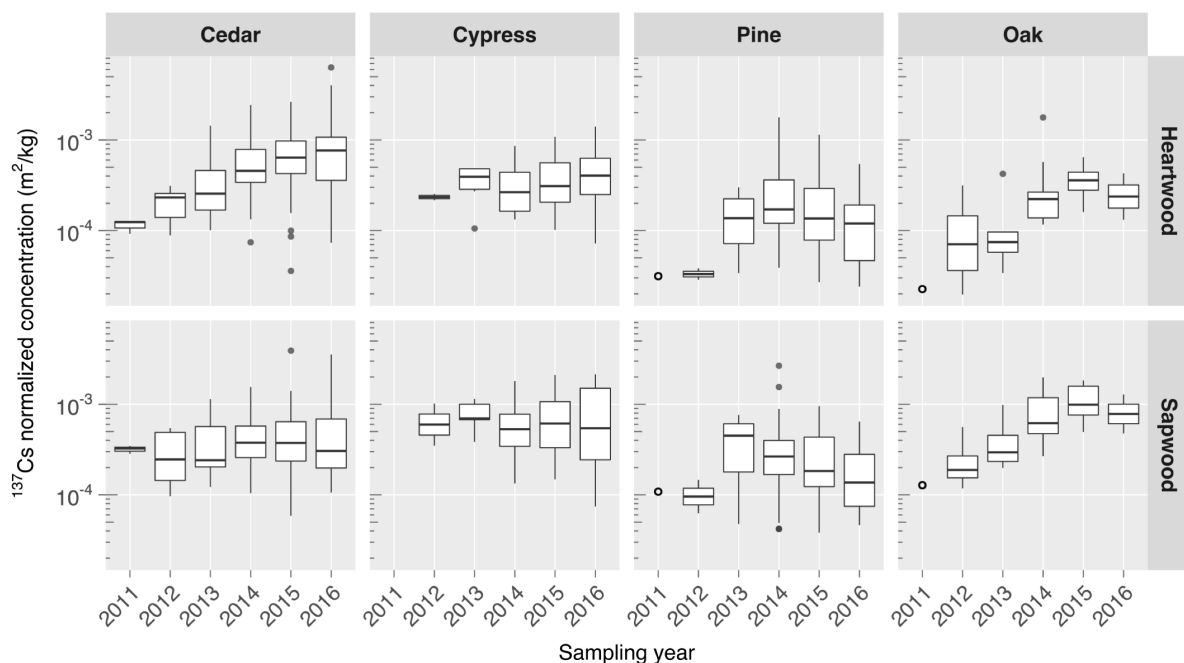


図 5.16.心材と辺材の ^{137}Cs 正規化放射能濃度 (NC ; $\text{m}^2/\text{kg DM}$) の時系列。白丸は反復のないデータ (N=1) を示す。データは[5.7, 5.43–5.45, 5.54–5.74]に基づく

5.2.5.2. 先行研究のデータとの比較

チェルノブイリ原発事故後のヨーロッパの樹種の CR_{hs} 値についてはいくつかのデータがある。ヨーロッパの主要な商業樹種の一つであるヨーロッパアカマツ (*Pinus sylvestris*) は、日本のヒノキ、アカマツ、コナラに見られるように、辺材よりも心材の ^{137}Cs 放射能濃度が低い（すなわち $CR_{hs} < 1$ ）[5.75, 5.76]。チェルノブイリ原発事故後の幹材の ^{137}Cs 汚染モデルは、心材の ^{137}Cs 放射能濃度が辺材よりも低いと仮定しているか、またはヨーロッパアカマツなどの種では心材と辺材を区別していなかった。日本のスギで見られた高い CR_{hs} 値は、チェルノブイリ原発事故後にヨーロッパアカマツで観測されたものとは異なる。

5.2.5.3. データ活用

日本で行われた多くの研究では、心材と辺材を区別し、それぞれの ^{137}Cs 放射能濃度を測定している。残念ながら心材と辺材の質量比については報告されていないことが多いため、多くのデータは材全体の放射能濃度には換算できない。

日本で得られたデータは、生理特性の違いから予想されたように、心材と辺材の ^{137}Cs 放射能濃度の関係が樹種間で異なることを示している。商業目的で使用する幹材の汚染レベルを予測するための森林内 ^{137}Cs 動態シミュレーションモデルでは、心材と辺材を区別することが適切であるかもしれない。

5.2.6. 花粉中の放射性セシウム放射能濃度

スギ花粉にさらされた後に起こるアレルギー反応は、公衆衛生上の問題である。「花粉症」と呼ばれるこの反応は、日本では広く知られている健康問題である。林野庁は、2011 年から福島県内の 10 地点でスギの雄花に含まれる放射性セシウム放射能濃度も継続的に測定している。 ^{137}Cs 正規化放射能濃度は、2011 年から 2014 年にかけて顕著に低下し、その後 2018 年まで緩やかに低下している（付録 2、図 5.17）。2012 年に福島県および隣接県の 115 地点で採取されたスギ花粉でも ^{137}Cs 放射能濃度が報告されている[5.77]（付録 2）。2012 年の ^{137}Cs の NC 値は、2 つの調査で類似していた。

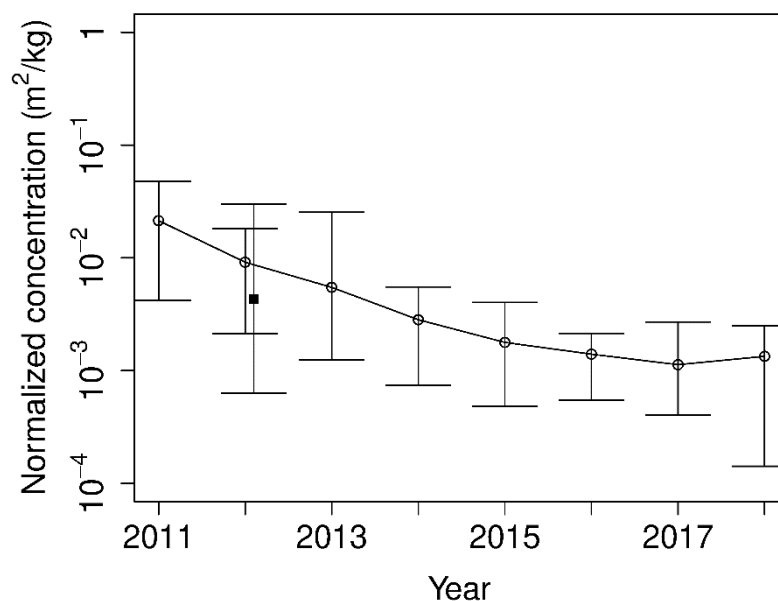


図 5.17. スギ花粉の ^{137}Cs 正規化放射能濃度 (NC ; $\text{m}^2/\text{kg DM}$) の時系列。林野庁の調査結果から得られた 10 地点のデータ（白丸）と、集中的な広域サンプリング調査[5.77]のデータ（黒い四角）である。バーは最小-最大を、点は算術平均を示す

雄花と針葉の放射性セシウム放射能濃度には強い相関関係があることが報告されており ($R^2=0.90-0.96$) [5.78]、花粉中の放射性セシウム放射能濃度が針葉中の放射性セシウム放射能濃度から予測できることを示唆している。

5.2.7. 森林土壌中の放射性セシウムの移行

5.2.7.1. A_0 層と鉍質土壌層の間の放射性セシウムの分布

樹冠によって遮断された放射性セシウムは、時間とともに徐々に土壌表層に移動する（セクション 5.2.2 参照）。したがって、 A_0 層（L、F、H 層）、そしてその後には鉍質土壌層（A、B 層）が、沈着後数週間から数年のタイムスケールで主要な放射性セシウムの蓄積の場となる（付録 3）。通常、 T_{ag} 値の算出には表層土壌における放射性セシウムの総沈着量が用いられる。

土壌中の放射性セシウム移動の傾向を示すために、航空機モニタリングで推定された ^{137}Cs 総沈着量に対する、 A_0 層および鉍質土壌層の ^{137}Cs 放射能量の比（以下、 ^{137}Cs インベントリー比）を算出した。福島第一原発事故当時、落葉樹林には葉がなかったため、常緑樹林に比べて樹冠による放射性セシウムの捕捉率は低く、放射性セシウムの大部分は林床に直接沈着した。そのため、 ^{137}Cs インベントリー比の幾何平均値は、落葉樹林（約 0.8）の方が常緑樹林（約 0.7）よりもわずかに高くなって

いる（付録 3；図 5.18、5.19）。したがって、落葉樹林の A_0 層と鉱質土壌層を合わせた ^{137}Cs インベントリーは、2011 年の総沈着量と近い値であった。

落葉樹林のインベントリー比は、 A_0 層では 2011 年から 2016 年にかけて減少したが、2012 年と 2013 年（幾何平均値の比が 1 の時）に増加し、2015 年と 2016 年に減少した。常緑樹林では、 A_0 層、鉱質土壌層ともに、インベントリー比に明確な傾向は見られなかった。常緑樹の A_0 層と鉱質土壌層の両方を合わせたデータにおけるインベントリー比の幾何平均値は 0.7 から 0.9 の間で変動していた。また、沈着した放射性セシウムのうち、常緑樹の樹冠や樹体に保持されている割合は、2011 年では 30% であったが沈着から 5 年後の 2016 年には約 20% に減少したことが示唆された。

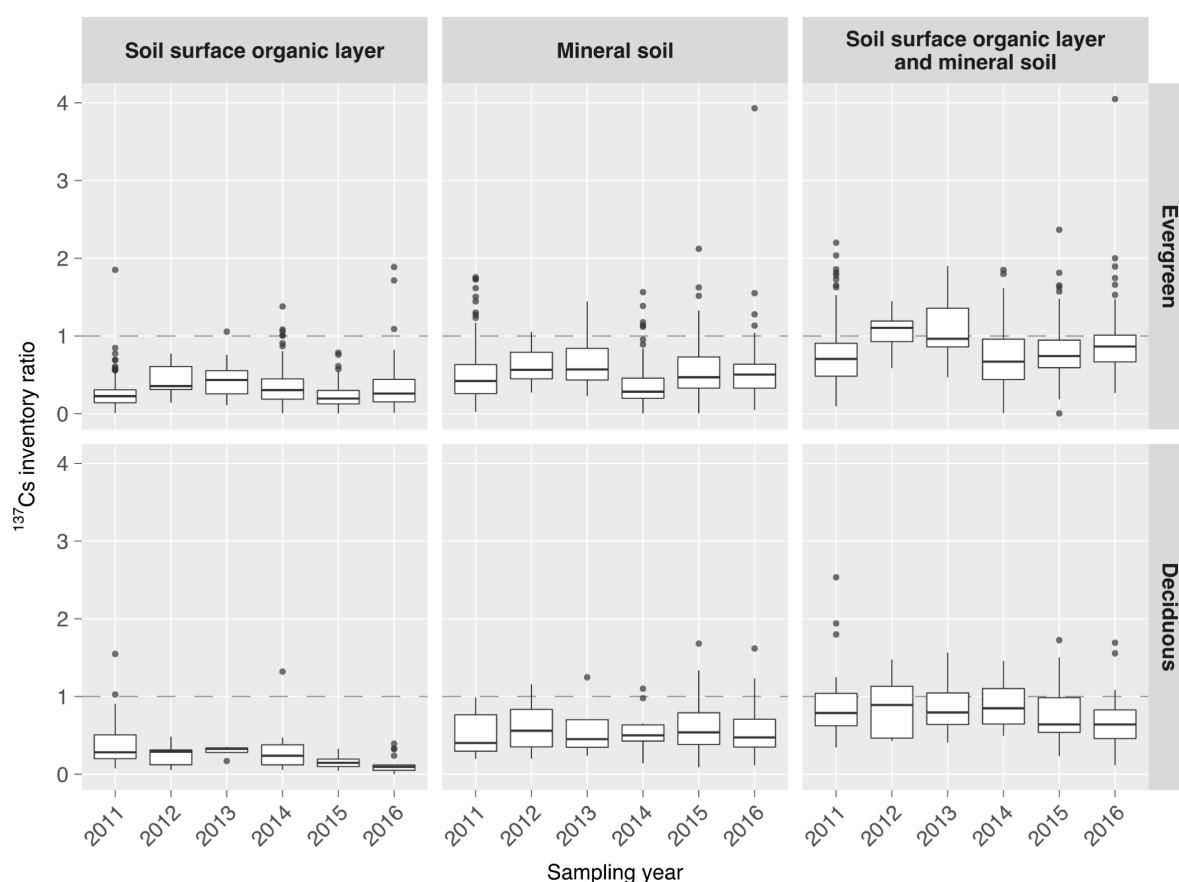


図 5.18. A_0 層および／または鉱質土壌層の ^{137}Cs インベントリーと航空機モニタリングから推定された ^{137}Cs 総沈着量の比。値が 1 であることは、土壌の ^{137}Cs インベントリーが総沈着量と等しいことを意味する。データは[5.7, 5.9, 5.44, 5.47, 5.55, 5.58, 5.59, 5.61–5.65, 5.79–5.90]に基づく

樹木の地上部から土壌（土壌表面の A_0 層を含む）への放射性セシウムの移動は、集中的に観測された研究サイトで行われた研究により、より明確に示されている（図 5.19）。このデータによると、樹木の種類によって、土壌層が全体のインベントリー（蓄積量）に占める割合が異なることがわかった。2011 年には、コナラとアカマツの森林では、土壌層が放射性セシウムの 80% 以上を占めていた。スギとヒノキの

森林の土壤に含まれる放射性セシウムの割合は、コナラとアカマツの森林よりも低く、サイトによって 50–80%と差があった。しかし、2014 年以降はその差が小さくなり、インベントリー全体の約 95%が A_0 層と鉱質土壌を含めた土壌層にあった。コナラの比率が高いのは、コナラは 2011 年 3 月には展葉していなかったため、スギやヒノキよりも放射性セシウムの遮断量が少なかったためと考えられる。アカマツは常緑針葉樹であるが、葉（針葉）の量はスギやヒノキの森林で観察されたものよりも少ない。

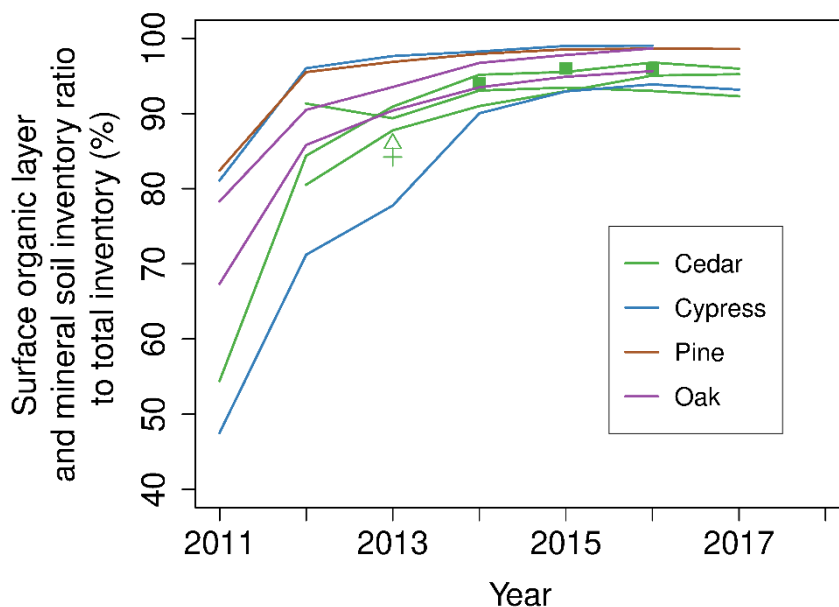


図 5.19. 集中的に調査されたサイトで観測された土壌表面の A_0 層と鉱質土壌層の ^{137}Cs インベントリーの総沈着量に対する比率。線は森林総合研究所の観測結果[5.9]。三角と十字は文献[5.7]のデータ、実線の四角は文献[5.73, 5.74]のデータ。これらの研究では、フィールド調査で測定された各インベントリーを合計して総インベントリーを推定した

5.2.7.2. A_0 層における放射性セシウムの放射能濃度

A_0 層の NC は、樹木からの流入と鉱質土壌層への流出のバランスで決まる。 A_0 層の正規化放射能濃度 NC は、時間の経過とともに減少した（付録 3）。したがって、 ^{137}Cs の A_0 層からその下にある鉱質土壌層への移行量は、樹木の地上部から A_0 層への移行量よりも大きかったと考えられる。

5.2.7.3. 森林土壌中の放射性セシウムの鉛直分布

土壌表層の A_0 層に含まれる放射性セシウムは、有機物の分解速度による溶出によって鉱質土壌層に移行する。一般に森林では、放射性セシウムは主に土壌表層に存在している。放射性セシウム放射能濃度は、深さが増すにつれて減少する。鉛直分布は、リターの分解により A_0 層内で時間とともに変化する。そして、サイトごとに異

なるが、長期的に見ると、森林土壌では一般的に鉍質土壌表層の放射性セシウムはより深い土壌層に移行する。したがって、森林土壌中の放射性セシウムの動態を理解し、放射性セシウムの移動を予測できるようにするためには、放射性セシウムの鉛直分布の定量化が必要である。

土壌中の放射性セシウムの深部への移行は、時間の経過とともに外部被ばく線量と樹木や下層植生への放射性核種の移行の両方を減少させる[5.31, 5.91]。土壌中の放射性セシウムの分布を予測するために、様々なモデルが使用されている [5.92, 5.93]。

5.2.7.4. 鉛直分布のパラメータ

このような予測のため、 ^{137}Cs に関する 2 つの単純なパラメータを導き出した。(1)土壌表層の A_0 層に含まれる割合、(2)移行の中心位置（平均深さ）。図 5.19 に示すように、かなりの量の放射性セシウムが樹冠から森林の土壌に移行している。

土壌表層の A_0 層における放射性セシウムの割合($F_{l/t}$)は、 A_0 層のインベントリーと A_0 層および鉍質土壌層の合計インベントリーの比率である。

$$F_{l/t} = \frac{A_0 \text{ 層のインベントリー}}{\text{鉍質土壌層と } A_0 \text{ の合計インベントリー}} \quad (5.1)$$

移行の中心位置(X_c)は、 ^{137}Cs の土壌中の深さ分布を考慮して以下の式で定義した [5.94–5.98]。

$$X_c = \frac{\sum_i x_i I_i}{\sum_i I_i} \quad (5.2)$$

ここで $I_i = q_i \Delta x_i$ は、厚さ Δx_i (cm)、平均放射性セシウム濃度 q_i (Bq/m³)、深さ x_i (cm) の中心である鉍質土壌層 i における ^{137}Cs インベントリー (Bq/m²) である。

土壌中の放射性セシウムの分布を明らかにするために、6 つの出版物（付録 3 参照）に掲載された 99 本の土壌鉛直分布の分析に基づいて、上記のパラメータの値を推定した。データ評価の例を図 5.20 と 5.21 に示す。

予想通り、 $F_{l/t}$ は 2011 年の約 50% から 2017 年の約 5% へと急激に減少した（線形回帰分析、 $p < 0.001$ ；図 5.20 参照）。これは、土壌表面の A_0 層から鉍質土壌層への放射性セシウムの移動が速いことを示しており、鉍質土壌層への移動による土壌表面の A_0 層からの放射性セシウムの損失が、樹冠から林床への投入量よりも大きいことを示している。

$F_{l/t}$ の急激な減少は、いくつかのモニタリング調査でも確認されている [5.9, 5.99]。 $F_{l/t}$ の値は、チェルノブイリ事故後にロシア連邦とウクライナで行われた研究でも報告されている [5.17, 5.31, 5.40]。しかし、これらの研究には事故直後の値は含まれていない。

移行の中心位置 X_c は、 $F_{l/t}$ と密接な関係がある。この 2 つのパラメータは、ある期間内に放射性セシウムが移動した深さを特徴づけるものである。 X_c は、時間の経過と

ともに有意な変化は見られず（図 5.21；線形回帰分析、 $p=0.15$ ）、平均で 3–4cm であった。これは、一度 ^{137}Cs が鈳質土壌層に到達すると、その後の移動が著しく遅くなり、鈳質土壌表層からより深い鈳質土壌層への ^{137}Cs の移動が遅いことを示している。しかし、 ^{137}Cs は特に初期の段階では土壌表面の A_0 層から鈳質土壌層に移行していた。したがって、この値は鈳質土壌層より上の層からの移行の影響を受けている。鈳質土壌層でのゆっくりとした移行はチェルノブイリ事故後の研究でも報告されており[5.17, 5.100]、鈳質土壌層でのゆっくりとした移行は森林土壌では一般的な挙動であると考えられる。

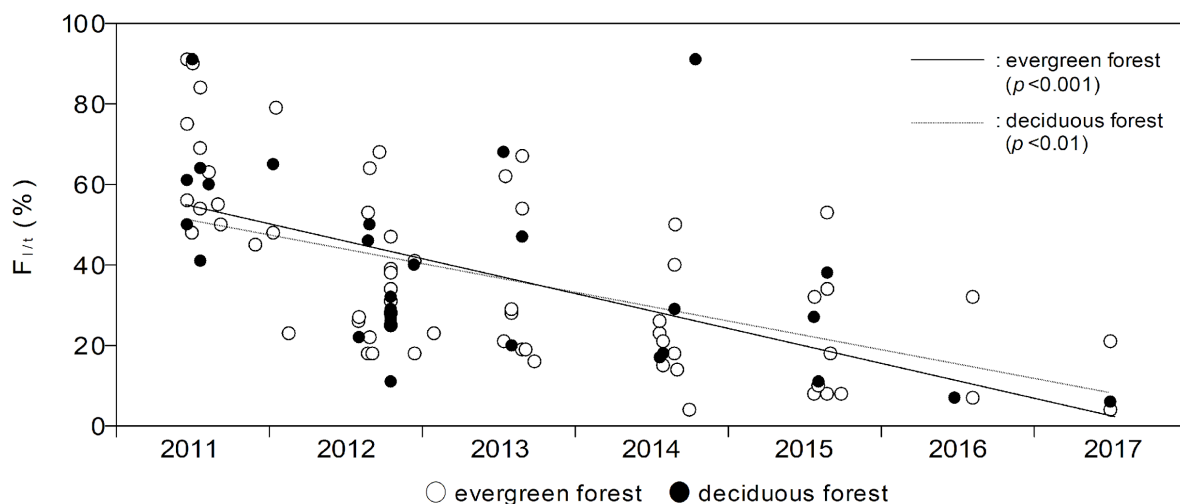


図 5.20. 2011–2017 年の常緑樹林 (evergreen forest) と落葉樹林 (deciduous forest) における、 A_0 層に保持された放射性セシウムの割合 $F_{l/t}$ (%)

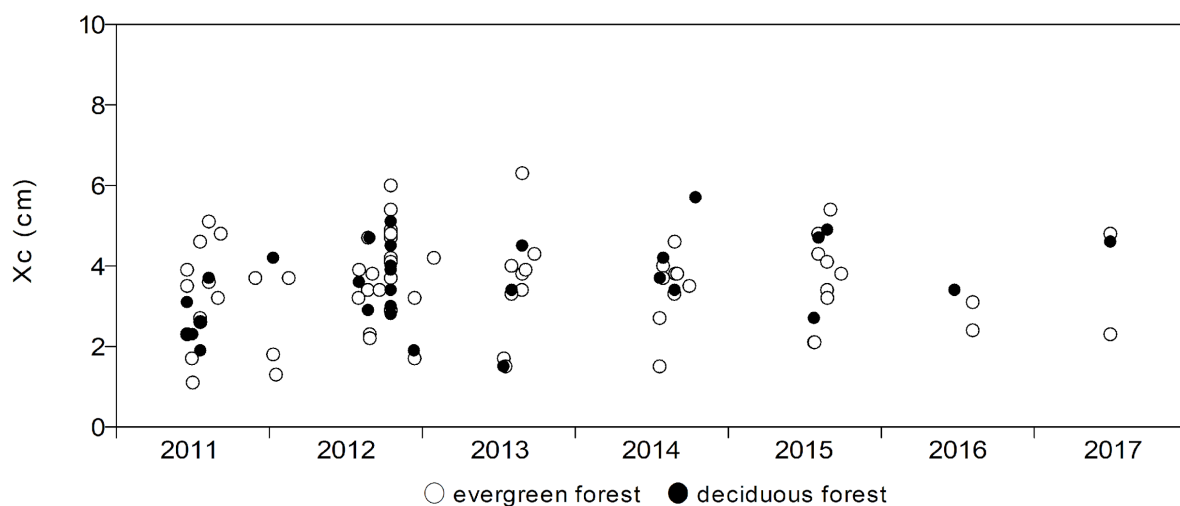


図 5.21. 2011–2017 年の常緑樹林 (evergreen forest) と落葉樹林 (deciduous forest) における、鈳質土壌中の ^{137}Cs の移行中心位置 X_c (cm)

5.2.8. 葉、枝、樹皮の実効半減期

樹木の葉（事故時に展葉していた常緑樹のみ）、枝、樹皮は福島第一原発事故からの放出物によって直接的に汚染された。これらの樹木の器官における放射性セシウム放射能濃度は、風化、バイオマス成長、新しい組織の発生、および放射性崩壊等により減少する。樹木のこれらの器官における放射性セシウム放射能濃度の減少速度は、放射能濃度の時系列を分析することによって定量化されている。ここでは 26 個のデータセットを分析し、表 5.5[5.8, 5.9, 5.101]に示すように、異なる樹種における ^{137}Cs の放射能濃度の実効半減期 (T_{eff}) （訳者注：物理的な崩壊による減少に加え、移動による減少（生物であれば排泄）を加え、これら両方の減少により実際に半分になるまでの時間のこと） を導き出した。ここでは統計的に有意な T_{eff} 値を示している。報告された実効半減期の値は、すべてバルク （訳者注：部位などを細かく分けずにまとまりとして） の ^{137}Cs 放射能濃度に基づいており、組織の年齢（針葉樹の場合は新葉か旧葉か）や樹皮が生きているか死んでいるかなどの要因によってサンプルを細分化することは行われていない。

表 5.6 は、さまざまな樹木の各器官における T_{eff} 値について示している。データセット中のスギの針葉の T_{eff} 値は 0.76 から 2.7 年まで変動し、その平均値は 1.9 年であった (N=9)。同じ針葉樹であるヒノキとアカマツの針葉の T_{eff} 値はこの範囲内であった。枝の T_{eff} の値は、1.0 年（アカマツ）から 3.8 年の範囲であった。アカマツを除き、針葉樹内の枝の T_{eff} 値は、その針葉の T_{eff} 値よりも高かった。多くの樹木種で樹皮の T_{eff} 値は針葉や枝の値よりも大きい、例外的にコナラの樹皮で T_{eff} 値が 1.3 年と小さい値を示すものがあった[5.8]（表 5.5）。

表 5.5. 樹木の各器官の実効半減期 T_{eff} 値

木の種類	樹種	器官	期間	T_{eff} (年)	文献
針葉樹	スギ	葉	2011–2014	0.76	[5.101]
	スギ	葉	2011–2016	1.6, 2.3, 1.8, 2.1	[5.9]
	スギ	葉	2011–2016	1.7, 2.7, 1.3, 1.3	[5.8]
	ヒノキ	葉	2011–2016	3.6, 2.2	[5.9]
	アカマツ	葉	2011–2016	1.0	[5.9]
	スギ	枝	2011–2016	2.5, 2.8, 3.3, 3.8	[5.9]
	ヒノキ	枝	2011–2016	3.5, 3.5	[5.9]
	アカマツ	枝	2011–2016	1.0	[5.9]
	スギ	樹皮	2011–2016	8.5	[5.9]
	ヒノキ	樹皮	2011–2016	3.9	[5.9]
	アカマツ	樹皮	2011–2016	6.4	[5.9]
落葉樹	コナラ	枝	2011–2016	3.6, 2.2	[5.9]
	コナラ	樹皮	2011–2016	6.7	[5.9]
	コナラ	樹皮	2012–2016	1.3	[5.8]

表 5.6 に含まれる 3 つの研究では、葉の ^{137}Cs 放射能濃度の時系列変化を一次指数関数でフィッティングしたが、統計的に有意でないため T_{eff} が算出できないケースもあった。したがって、提供されたデータは注意して適用する必要がある。

表 5.6. 樹木各器官の実効半減期 T_{eff} (年) のまとめ (すべての樹木データを含む)

器官	実効半減期 T_{eff} (年)			単純な指数関数の当てはめの報告	
	平均	最小-最大	標準偏差	統計的に有意	非有意
葉	1.7	0.76-3.6	0.78	12	3
枝	2.9	1.0-3.8	0.89	9	0
樹皮	5.3	1.3-8.5	2.8	5	7

福島第一原発事故後の樹木器官における放射性セシウムの減少は、通常、指数関数で記述できる。しかし、かなりのばらつきがあり、樹木器官によっては汚染の有意な減少が報告されていないこともある。指数関数的な減少が統計的に有意でなかった時系列データの数（主にコナラ）を表 5.6 に示す。例えば、コナラの葉からの指数関数的な損失については、3 件が有意でないと報告されている[5.9]。

なお分析したデータセットの中には、樹木組織中の放射性セシウム放射能濃度の経時的な増加を示すものはなかった。チェルノブイリ事故後、ジトミール地方（ウクライナ）で同様の研究が行われ、マツ葉の放射性セシウムの増加が報告されている（[5.102]）。福島第一原発事故後は、2015 年時点でコナラの葉の ^{137}Cs 放射能濃度の減少は報告されていない[5.9]。しかし、近い将来、土壌からの ^{137}Cs の根への取り込みにより、葉の放射性セシウム放射能濃度が上昇することが予想される（5.2.8 項参照）。したがって、これらの器官における長期的な動態を明らかにするためには、継続的なフィールド調査が必要である。

ここで示された T_{eff} 値の多くは、福島第一原発事故後の初期段階（3-5 年の観測期間に基づく）で行われた研究に基づいている。林冠に沈着した放射性セシウムの早い濃度減少を引き起こすプロセスは、おそらく福島で観測された実効半減期の値に強い影響を与えている。例えば、5.2.2 節で議論されているように、降雨によって洗い流される過程は、針葉樹の針葉及び樹皮中の ^{137}Cs 放射能濃度の減少を強く支配している。

一方で、実効半減期を報告するチェルノブイリ事故後の研究の大部分は、1986 年の事故から数年後に開始されている[5.74]。そのため、初期沈着の影響がほとんど見られないチェルノブイリの研究で得られた樹木の T_{eff} 値を、初期沈着の影響を捉えた福島 of データセットと比較することは難しい。

5.3. きのことへの移行

きのこは日本の重要な食材である。食用きのこの年間総生産量は 457,000 トン/年 [5.103]、成人のきのこの平均消費量は 17.0 g/日 [5.104] である。消費量からみると野生きのこの重要度は、栽培きのこに比べて低い（例えば、日本で最も親しまれている野生きのこの種であるマツタケ (*Tricholoma matsutake*) の年間採取量は、2016 年には 69 t であった [5.105])。しかし、日本の山間部では野生きのこの重要性が高く、きのこの採取は地域住民の重要なレクリエーション活動となっている [5.106, 5.107]。

福島第一原発の事故後、東日本の多くの地域で野生のきのこから放射性セシウムが検出された。日本政府は、放射性セシウムの放射能濃度が 100 Bq/kg（通常 FM ベース）を超える食品の出荷を制限した。食品モニタリング調査の結果、10 都道府県の 110 市町村で野生きのこの出荷が制限された（2019 年 6 月 26 日） [5.108]。この制限は地域単位で課され、きのこの種を区別せずにすべての出荷が制限された。現在では、特定のきのこの種について 12 の自治体で制限が一部解除されている。

土壌からきのこへの放射性核種の移行は、属と種に応じて集約された面移行係数 (T_{ag}) 値を用いて 定量化される。福島第一原発事故以前に得られた T_{ag} 値は IAEA TRS 472 [5.30] にまとめられており、このデータの要約は他の文献等で発表されている [5.109]。福島第一原発事故後、日本の野生きのこの T_{ag} 値はその後の研究で報告されている [5.110]（表 5.7）。

表 5.7. 福島第一原発 から 20–30km 離れた川内村の野生のきのこに含まれる ^{137}Cs の 2012 年の面移行係数 T_{ag} ($\text{m}^2/\text{kg DM}$) [5.110]

きのこグループ	幾何平均	算術平均	幾何標準偏差 ^a	標準偏差	最小	最大
菌根菌のグループ	0.24	0.65	1.7	0.77	0.01	3.0
腐生菌のグループ	0.10	0.24	1.1	0.49	0.03	1.8

^a 単位なし

T_{ag} の計算には、都道府県が実施している環境モニタリングデータを利用する方法もある。サンプリングサイトの土壌の汚染状況のデータが入手できなくても、航空機モニタリング調査から得られた汚染の推定値を用いて、きのこの正規化放射能濃度 (NC) を計算することができる（表 5.8 および付録 4）。 NC 計算のために、各自治体の放射性セシウム沈着量の幾何平均値を計算し、福島第一原発事故の発生日（2011 年 3 月 11 日）に減衰補正した。

NC 値はもともと生量ベース ($\text{m}^2/\text{kg FM}$) で算出されていたため、表 5.8 のデータは、論文 [5.111–5.120] に掲載されているきのこの種の乾湿比を用いて乾燥質量ベース ($\text{m}^2/\text{kg DM}$) に変換した。 NC 値は、種によって約 100 倍の差があった。ほとんどの菌根性の種は他の種類のきのこよりも高い NC 値を示したが、一部の腐生性の種は例外的に高い NC 値を示した（例：*Pholiota lubrica*、付録 4）。福島の研究で得られ

た NC 値を、一般的な 7 種について、ヨーロッパで報告された T_{ag} 値と比較した [5.109] (表 5.9 および図 5.22)。種数が少なく、回帰線の傾きは 0.28 であるが、比較の結果、欧州と日本で測定された同一種の放射性セシウムの T_{ag} 値は、同じオーダー内にあることが示された。

日本では、きのこ生産において、菌床栽培が原木栽培よりも普及している (図 5.23)。菌床栽培の 64 サンプルを用いて算出したシイタケ (*Lentinula edodes*) の CR 値 (Bq/kg FM きのこと Bq/kg DM 基材の比) 0.18 は、比較的低い値である (幾何標準偏差 1.6、範囲 0.062–0.63)。このような栽培されたきのこの放射性セシウム含有量は、汚染されていないオガ粉で培地を希釈することで、さらに抑えることができる。

原木 (東日本では通常コナラの木) を使ったシイタケの日本での年間生産量は 25,000 トン/年である [5.105]。原木栽培は通常、近隣の森林から伐採した原木を用いて森林内で行われる。菌床シイタケの CR 値の幾何平均値 0.43 は、菌床栽培の CR 値 ($N=48$, 幾何標準偏差 = 2.49, 最小 = 0.037, 最大 = 2.8, [5.121]) よりも高い。その結果、福島第一原発事故後の最初の数年間に、基準値を超える放射性セシウム放射能濃度を持つ原木シイタケが多くの自治体で報告された。対策の一環として、日本政府は汚染の少ない原木の使用や屋外栽培の制限など、安全な生産のためのガイドラインを提供した。原木シイタケの出荷制限を行っている自治体の数は、時間の経過とともに減少している [5.122]。

表 5.8. 野生のきのこに含まれる ^{137}Cs の正規化放射能濃度 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

きのこの種類	年	N	幾何平均 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)	幾何標準偏差	最小 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)	最大 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)
タイプ L 落葉分解菌	2011	12	1.6×10^{-2}	7.0	1.2×10^{-3}	5.6×10^{-1}
	2012	8	2.5×10^{-2}	4.0	4.1×10^{-3}	2.4×10^{-1}
	2013	14	1.6×10^{-1}	4.6	2.1×10^{-2}	2.0
	2014	9	6.9×10^{-2}	7.8	4.1×10^{-3}	8.2×10^{-1}
	2015	6	4.8×10^{-2}	8.5	5.2×10^{-3}	6.1×10^{-1}
	2016	2	1.4×10^{-2}	7.1	3.5×10^{-3}	5.6×10^{-2}
	2017	3	2.2×10^{-1}	1.2	1.9×10^{-1}	2.7×10^{-1}
タイプ M 菌根菌	2011	84	2.4×10^{-2}	5.6	6.2×10^{-4}	2.2
	2012	66	9.6×10^{-2}	5.6	3.7×10^{-3}	1.1×10
	2013	36	3.9×10^{-2}	4.1	3.9×10^{-3}	2.4
	2014	34	3.1×10^{-2}	3.6	3.5×10^{-3}	6.5×10^{-1}
	2015	29	1.8×10^{-2}	2.9	2.7×10^{-3}	2.4×10^{-1}
	2016	28	3.4×10^{-2}	2.9	6.2×10^{-3}	2.3×10^{-1}
	2017	34	2.2×10^{-2}	2.3	5.1×10^{-3}	1.4×10^{-1}
タイプ W 木材腐朽菌	2011	12	1.2×10^{-2}	4.2	1.2×10^{-3}	1.7×10^{-1}
	2012	20	3.6×10^{-2}	3.8	3.1×10^{-3}	7.7×10^{-1}
	2013	18	4.0×10^{-2}	3.2	1.6×10^{-3}	1.8×10^{-1}
	2014	30	3.6×10^{-2}	2.0	2.3×10^{-3}	3.4×10^{-1}
	2015	22	2.3×10^{-2}	3.0	4.0×10^{-3}	7.2×10^{-2}
	2016	21	2.9×10^{-2}	2.0	4.4×10^{-3}	2.0×10^{-1}
	2017	25	2.9×10^{-2}	2.4	6.6×10^{-3}	1.1×10^{-1}

表 5.9. 福島の研究から得られた NC 値とヨーロッパで報告された T_{ag} 値 ([5.36]、[5.109])との比較

和名	種名	D/F 比 ^a	N	幾何平均 (m^2/kg DM)	幾何標準偏差	ヨーロッパの T_{ag} (m^2/kg DM)
ナラタケ	<i>Armillaria mellea</i>	0.11	75	3.0×10^{-2}	2.85	4.0×10^{-2}
ショウゲンジ	<i>Cortinarius caperata</i>	0.10	2	3.1×10^{-1}	— ^b	2.3
ムレオオフウセンタケ	<i>Cortinarius praestans</i>	0.10	5	4.7×10^{-2}	2.08	2.0×10^{-2}
センボンイチメガサ	<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	0.11	1	1.4×10^{-1}	—	3.0×10^{-1}
ムラサキシメジ	<i>Lepista nuda</i>	0.09	10	5.8×10^{-2}	4.30	1.0×10^{-2}
ハナイグチ	<i>Suillus grevillei</i>	0.09	9	7.2×10^{-2}	2.09	4.0×10^{-1}
ヌメリイグチ	<i>Suillus luteus</i>	0.09	1	8.1×10^{-2}	—	1.1

^a D/F 比：発表論文から要約した乾重／生重比 (g/g)。属別の平均値を用いた。*Kuehneromyces mutabilis* の比率が得られなかったため、多孔菌の種（硬質菌、D/F 比が高い）を除く全データの平均値を使用した。

^b データなし

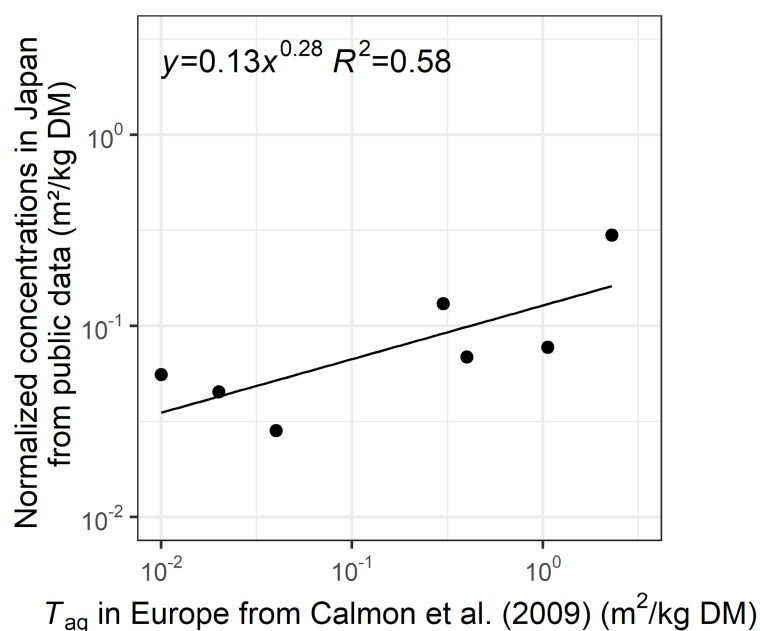


図 5.22. チェルノブイリ事故後にヨーロッパで報告された T_{ag} 値[5.109]と、福島事故後に日本で自治体がモニタリングした公的データから得られた NC 値の比較。2つの研究で共通する種の結果をプロットした。1つの点は、ヨーロッパと日本における1つの種の結果を表す

全体として、福島第一原発事故の影響を受けた地域で観察された異なるきのこの種の ^{137}Cs 取り込み量の比率は、チェルノブイリ事故後に同じきのこ種について観察されたものと類似している。いくつかの違いは、*CR* 値が得られた期間が異なることで説明できる。チェルノブイリのデータは、福島で得られたデータと比較して、環境への放射性物質の放出後、より長い期間を経てモニタリングが開始されている。



図 5.23. 栽培されたシイタケ (*Lentinula edodes*)。左：菌床栽培（写真：向井裕美）、右：原木栽培（写真：日本特用林産振興会）

5.4. 食用野生植物（山菜）への移行

第 4 章ですでに述べたように、食用シダや竹などの野生の食用植物は、通称「山菜」と呼ばれ、福島県民に広く食されている（図 5.24）。野生の植物種も森林で栽培されており、タケノコの年間生産量は約 36,000 トン/年、その他の野生植物の年間生産量は約 14,000 トン/年である[5.105]。福島第一原発事故の後、多くの都道府県で山菜の出荷が制限された[5.108]。山間部では山菜の消費量が多いため[5.106, 5.107]、山菜の汚染は、福島県とその周辺県の住民にとって大きな関心事であった。

査読付き論文から得られた 6 種類の山菜の面移行係数（ T_{ag} ）の集計を表 5.10 に示す。また、航空機モニタリングで測定された沈着量データに基づく NC 値を付録 5 に示す。生重ベースで得られた T_{ag} および NC 値は、5.3 節の野生きのこの場合と同様に、論文から得た乾燥・生重比を用いて乾燥重量ベースに換算した。

表 5.10. 山菜中の ^{137}Cs の面移行係数 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$) ([5.123]、[5.124]、[5.125]、[5.126])

和名	種名	部位	N	幾何平均 (D/F 比)	幾何 標準偏 差 ^a	最小	最大	文献
フキ	<i>Petasites japonicus</i>	茎	20	3.8×10^{-3}	3.3	4.3×10^{-4}	4.9×10^{-2}	[5.124]
コシアブラ	<i>Eleutherococcus sciadophylloides</i>	新芽	11	3.2×10^{-2}	3.7	3.5×10^{-3}	2.7×10^{-1}	[5.123]
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	新芽	20	2.5×10^{-3}	3.0	2.8×10^{-4}	4.2×10^{-2}	[5.125]
フキ（フキノ トウ）	<i>Petasites japonicus</i>	花茎	17	1.2×10^{-3} (0.13) ^b				[5.126]
イタドリ	<i>Fallopia japonica</i>	新芽	5	8.3×10^{-4} (0.06)				[5.126]
ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> <i>var. maximowiczii</i>	新芽	7	6.2×10^{-4} (0.15)				[5.126]

^a 単位なし

^b [5.126]の T_{ag} 値は新鮮な質量ベースで提供され、乾燥/新鮮質量比（D/F 比、g/g）を用いて DM ベースに変換された。

山菜の T_{ag} 値は、野生のきのこで計算した T_{ag} 値の約 10 倍となった。調査した種の中では、*Eleutherococcus sciadophylloides*（和名：コシアブラ）の T_{ag} 値と NC 値が最も高く、コシアブラの出荷は山菜の中で最も広く制限されてきた。カリウムの利用可能性は、*E. sciadophylloides* と他の植物種の両方、および *E. sciadophylloides* ファミリーの個体間における放射性セシウムの移行の違いを説明できなかった[5.88, 5.127]。*E. sciadophylloides*（コシアブラ）による高い放射性セシウムの取り込みは、

放射性セシウム放射能濃度の高い土壤腐植層内に細根が分布していること[5.128]や、共生する土壤微生物の活動[5.129]によるものと考えられる。

NC 値の時間的な傾向は、野生植物に特有のものであった。ほとんどの種では、*Petasites japonicus*（フキ）の葉柄やタケノコのように、放射性セシウム付着後に若干の減少が見られたが、*E. sciadophylloides*（コシアブラ）と *Aralia elata*（タラノキ）では NC 値の増加が報告された。文献[5.126]では、3 種の野生草本植物の T_{ag} 値の時間依存を報告し、野生植物の放射性セシウムの減少は二成分指数関数モデルで最もよく記述されると結論づけている（表 5.11）。

表 5.11. 3 種の野生植物における ^{137}Cs 放射能濃度の実効半減期（日）[5.126]

和名	種名	2 成分指数関数モデル			単一指数関数モデル	
		R^2	$T_{eff, fast}$ (日)	$T_{eff, slow}$ (日)	R^2	T_{eff} (日)
フキ	<i>Petasites japonicus</i>	0.794	230	970	0.784	530
イタドリ	<i>Fallopia japonica</i>	0.997	140	1700	0.835	420
ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i>	0.543	100	3800	0.809	530



図 5.24. 食用の野草の写真。左：フキノトウの花茎。中央：*Aralia elata*（タラノキ）の新芽。右：*Eleutherococcus sciadophylloides*（コシアブラ）の新芽。写真提供：清野嘉之

5.5. 狩猟動物への移行

福島第一原発事故後の狩猟動物の肉への放射性セシウムの移行は、家畜への移行に比べて相対的に高かった。この結果は、チェルノブイリ事故後に報告されたデータと一致している[5.130]。狩猟動物の摂取や販売は、チェルノブイリ事故の後、多くの国で禁止された。福島第一原発事故の後では、いくつかの狩猟動物の肉で放射性セシウムの規制値や基準値を超えたため、日本でも部分的に同様の措置が実施された。

福島第一原発事故以前は、 ^{137}Cs の放射能濃度が 370Bq/kg FM を超える食品は、日本に輸入できなかった。家畜の肉に含まれる放射性セシウムの暫定規制値は、当初 500Bq/kg FM に設定されていた。この規制値は、次の出荷のタイミングと福島第一原発事故後の数ヶ月間における家畜の餌の入手状況を考慮したものである。2012 年 10 月 1 日からは、さらに低く設定された基準値である 100 Bq/kg FM が農畜産物の肉にも適用された。

5.5.1. 狩猟動物の T_{ag} 値

T_{ag} （面移行係数）は、日本の野生動物への放射性セシウムの移行を説明するのに一般的に使われる。福島第一原発事故後に測定された T_{ag} 値は文献[5.131]に報告されており、さらなるデータは MODARIA I ワーキンググループ 4¹ の活動において収集が行われた。陸上の野生生物の放射性セシウム放射能濃度を調査した日本の環境省（MOE）は、野生動物のデータも報告している[5.132]。MOE のデータには、動物が捕獲された場所の近くで採取された土壌中の放射性セシウム放射能濃度（Bq/kg DM, 0–5 cm）が含まれており、いくつかの野生動物の組織の濃度比（ $CR_{\text{meat-soil}}$ ）を計算することができる。福島第一原発事故後に日本で報告された T_{ag} を以下に、 $CR_{\text{meat-soil}}$ の値を 5.5.2 にまとめた。

T_{ag} 値は哺乳類 3 種（ツキノワグマ、イノシシ、ニホンジカ）と鳥類 3 種（キジ、ヤマドリ、野生カモ）を対象に収集した。草食性のニホンジカを除き、いずれも植物を主な餌とする雑食性の動物である。

表 5.12 の T_{ag} データは、移行係数を示した研究報告[5.131]の値に基づいており、さらに最近報告されたデータ[5.133]および[5.134]を追加・補足している。これらの 3 つの研究では、以下に示すように若干異なるアプローチで T_{ag} 値を導き出している。

- (1) 5 県における 2011 年 5 月 8 日から 2015 年 12 月 31 日までの食品モニタリングによる野生鳥獣肉データ（厚生労働省[5.135]、福島県[5.136]、栃木県[5.137]のウェブサイト）を、対応する捕獲場所における沈着量（Bq/m²）の幾何平均値[5.131]と組み合わせた。その放射性セシウムの沈着量は、文部科

¹ MODARIA I は、2012 年から 2015 年まで実施された放射線影響評価のためのモデリングとデータに関する IAEA プログラムである。ワーキンググループ 4 は、IAEA テクニカルレポートシリーズの出版物に掲載されている放射生態学的データを分析し、人間や野生動物の被ばく評価に必要な主要放射性核種と関連パラメータ値を特定する作業を行った。

学省が 2011 年から 2014 年の間に 7 回にわたって収集したデータであり、福島県では $5.5 \times 4.7 \text{ km}^2$ のサンプリンググリッドで、他の県では市町村のエリア単位で整理したものである。各エリアにおける土壌サンプリング地点の数は、放射性セシウムの沈着量が少ない地域では 2 地点、多い地域では 14 地点が含まれていた（文部科学省のウェブサイト[5.138]）。

- (2) イノシシとツキノワグマの肉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を、日本原子力研究開発機構が東日本で実施した第 5 回航空機モニタリング調査（2016 年 10 月 31 日時点）から、対応する土壌データ (Bq/m^2) と組み合わせた[5.139]、[5.133]。これらのデータの一部は、文献[5.131]で使用されたデータと重なっている。文献[5.133]では、2011 年 5 月から 2016 年 3 月までのデータを用いて、一般化加法混合モデルを適用し、イノシシの ^{137}Cs 放射能濃度の平均値は、夏（7–8 月）よりも冬（2–3 月）の方が一貫して 6 倍高いことを示した。
- (3) 文献[5.134]では、イノシシの測定値を、捕獲場所で採取した 3 つの土壌サンプルの平均値と比較した。 ^{137}Cs の沈着量データとイノシシの ^{137}Cs 濃度はよく相関しており、実試料を使っているため、この T_{ag} 値の不確かさは、土壌モニタリングや航空機モニタリングからの集約された沈着データを用いた上記の他の 2 つのアプローチよりも低い。

これら 3 つの膨大な数のデータセットの分析結果は、要約された値として報告されているため（表 5.12. に集約）、個別の値から成るデータセットを作成することはできなかった。 T_{ag} の幾何平均値（単位： m^2/kg ）は、ニホンジカが 4.7×10^{-3} – 8.1×10^{-3} 、イノシシが 2.6×10^{-3} – 6.8×10^{-3} 、ツキノワグマが 3.0×10^{-3} – 5.5×10^{-3} であった。福島第一原発事故後における狩猟鳥類の T_{ag} の幾何学的平均値（表 5.13.）は、鳥類の放射性セシウム放射能濃度データが検出下限値以下であったためデータが追加されず、結果として文献[5.131]で報告された値と変わらなかった。その値は、キジ（ $N=86$ ）では 1.0×10^{-4} – 8.9×10^{-4} 、ヤマドリ（ $N=50$ ）では 1.6×10^{-3} – 4.8×10^{-3} 、野生カモ（ $N=104$ ）では 2.2×10^{-4} – 8.7×10^{-4} である。

表 5.12. 3 種の狩猟動物における ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} ($\text{m}^2/\text{kg FM}$)

年	N	T_{ag} (m ² /kg FM)					文献
		算術平均	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大	
ニホンジカ (<i>Cervus nippon</i>)							
2011	47	1.5×10^{-2}	8.1×10^{-3}	2.6	1.3×10^{-3}	2.3×10^{-1}	MODARIA I WG4
2012	134	1.0×10^{-2}	5.9×10^{-3}	2.6	3.6×10^{-4}	1.4×10^{-1}	MODARIA I WG4
2013	150	9.2×10^{-3}	5.8×10^{-3}	2.5	9.5×10^{-4}	7.5×10^{-2}	MODARIA I WG4
2014	133	1.1×10^{-2}	5.9×10^{-3}	3.0	4.6×10^{-4}	1.2×10^{-1}	MODARIA I WG4
2015	111	8.1×10^{-3}	4.7×10^{-3}	2.9	5.2×10^{-4}	3.7×10^{-2}	MODARIA I WG4
イノシシ (<i>Sus scrofa</i>)							
2011	167	1.4×10^{-2}	6.8×10^{-3}	2.7	4.7×10^{-4}	5.4×10^{-1}	MODARIA I WG4
2012	458	9.7×10^{-3}	4.4×10^{-3}	2.6	2.1×10^{-4}	1.2	MODARIA I WG4
2013	501	9.8×10^{-3}	4.3×10^{-3}	3.3	2.9×10^{-4}	1.5×10^{-1}	MODARIA I WG4
2014	546	4.3×10^{-3}	2.6×10^{-3}	2.6	4.7×10^{-5}	8.3×10^{-2}	MODARIA I WG4
2015	612	6.1×10^{-3}	3.1×10^{-3}	2.8	8.9×10^{-5}	2.9×10^{-1}	MODARIA I WG4
2011–2016	1031	—	3.2×10^{-3}	3.4	9.2×10^{-5}	9.1×10^{-1}	根本ら (2018) [5.133]
2015	72	1×10^{-3}	9×10^{-4}	3	8×10^{-5}	6×10^{-3}	アンダーソンら (2019 年) [5.134]
ツキノワグマ (<i>Ursus thibetanus</i>)							
2011	26	8.2×10^{-3}	5.5×10^{-3}	2.3	1.6×10^{-3}	4.7×10^{-2}	MODARIA I WG4
2012	174	6.0×10^{-3}	3.9×10^{-3}	2.4	3.2×10^{-4}	6.7×10^{-2}	MODARIA I WG4
2013	83	7.0×10^{-3}	4.8×10^{-3}	2.4	9.1×10^{-4}	4.2×10^{-2}	MODARIA I WG4
2014	205	5.0×10^{-3}	3.0×10^{-3}	2.6	3.4×10^{-4}	8.0×10^{-2}	MODARIA I WG4
2015	66	5.7×10^{-3}	4.4×10^{-3}	2.2	6.0×10^{-4}	1.9×10^{-2}	MODARIA I WG4
2011–2016	271	—	2.2×10^{-3}	2.3	2.2×10^{-4}	5.3×10^{-2}	根本ら (2018) [5.133]

表 5.13. MODARIA I WG4 のデータを用いて得られた鳥類の ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} ($\text{m}^2/\text{kg FM}$)

年	N	T_{ag} (m ² /kg FM)				
		算術平均	幾何平均	幾何標準偏差 ^a	最小	最大
キジ (<i>Phasianus versicolor</i>)						
2011	27	1.4×10 ⁻³	9.1×10 ⁻⁴	2.3	2.7×10 ⁻⁴	7.7×10 ⁻³
2012	37	1.2×10 ⁻³	8.0×10 ⁻⁴	2.6	5.9×10 ⁻⁵	3.8×10 ⁻³
2013	12	4.3×10 ⁻⁴	2.7×10 ⁻⁴	3.2	3.3×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻³
2014	6	4.4×10 ⁻⁴	3.3×10 ⁻⁴	2.4	1.2×10 ⁻⁴	8.6×10 ⁻⁴
2015	4	1.6×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻⁴	2.6	5.4×10 ⁻⁵	4.2×10 ⁻⁴
ヤマドリ (<i>Syrmaticus soemmerringii</i>)						
2011	10	3.3×10 ⁻³	2.5×10 ⁻³	2.2	7.3×10 ⁻⁴	9.0×10 ⁻³
2012	21	2.6×10 ⁻³	1.6×10 ⁻³	2.8	2.5×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻²
2013	8	8.3×10 ⁻³	4.8×10 ⁻³	3.0	8.3×10 ⁻⁴	3.4×10 ⁻²
2014	6	3.3×10 ⁻³	1.7×10 ⁻³	3.4	6.1×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻²
2015	5	2.2×10 ⁻³	1.9×10 ⁻³	1.7	1.3×10 ⁻³	4.6×10 ⁻³
野生カモ (<i>Anas zonorhyncha</i> 、 <i>Anas platyrhynchos</i>)						
2011	16	1.1×10 ⁻³	8.7×10 ⁻⁴	2.0	1.9×10 ⁻⁴	2.9×10 ⁻³
2012	46	1.3×10 ⁻³	6.1×10 ⁻⁴	2.9	9.6×10 ⁻⁵	2.3×10 ⁻²
2013	18	8.2×10 ⁻⁴	5.5×10 ⁻⁴	2.7	6.2×10 ⁻⁵	2.3×10 ⁻³
2014	14	5.0×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻⁴	2.9	7.4×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻³
2015	10	3.3×10 ⁻⁴	2.4×10 ⁻⁴	2.6	3.3×10 ⁻⁵	7.7×10 ⁻⁴

^a 単位なし

チェルノブイリ事故 (IAEA TECDOC-1616) [5.48] と 福島第一原発事故後について、共に最初の 5 年間の同時期に得られた T_{ag} 値の範囲と幾何平均値を、表 5.14 にまとめた。狩猟動物種 (シカ、イノシシ、キジ) の T_{ag} 値は、両事故ともに同じような値であった。IAEA TECDOC-1616[5.34]に記載されているヒグマ (*Ursus arctos*) の T_{ag} データは、ツキノワグマのデータよりも一桁高い。クマは非常に多様な食事をする雑食動物であるため、比較的高いばらつきが予想される。ツキノワグマは主に草食であるのに対し、ヒグマは肉を多く食べる。

チェルノブイリ事故と福島第一原発事故の影響を受けた地域で算出された野生カモの T_{ag} 値も異なるが、データ数が少ないことから、福島第一原発事故で測定された平均 T_{ag} データの不確実性は大きい。福島第一原発事故とチェルノブイリ事故で推定された野生カモの T_{ag} 値が有意に異なるかどうかを明らかにするには、さらなるデータ収集が必要である。

表 5.14. 福島原発事故およびチェルノブイリ原発事故後の 5 年間に得られた ^{137}Cs の T_{ag} 値の比較

種または グループ	福島事故 (2011–2015)		チェルノブイリ事故 (データは文献[5.48]より抜粋)	
	N	幾何平均 T_{ag} の値の範囲 ($\text{m}^2/\text{kg FM}$)	N	幾何平均 T_{ag} の値の範囲 ($\text{m}^2/\text{kg FM}$)
シカ	575	4.7×10^{-3} – 8.1×10^{-3} (ニホンジカ)	>807 – ^a	7.6×10^{-3} – 9.4×10^{-2} (ノロジカ) 2.8×10^{-2} – 5.0×10^{-2} (アカシカ)
イノシシ	2284	9×10^{-4} – 6.8×10^{-3}	>37	4.0×10^{-3} – 6.7×10^{-2}
クマ	554	3.0×10^{-3} – 5.5×10^{-3} (ツキノワグマ)	84	4.3×10^{-2} – 7.1×10^{-2} (ヒグマ)
キジ	86 50	1.0×10^{-4} – 9.1×10^{-4} (キジ) 1.6×10^{-3} – 4.8×10^{-3} (ヤマドリ)	3	3.2×10^{-4}
野生カモ	104	2.4×10^{-4} – 8.7×10^{-4}	51	2.4×10^{-3} – 1.3×10^{-2}

^a データなし

5.5.2. 狩猟動物種の $CR_{\text{meat-soil}}$ および $CR_{\text{meat-water}}$ データ

$CR_{\text{meat-soil}}$ 値は、肉中の放射能濃度 (Bq/kg FM) と土壌中の放射能濃度 (Bq/kg DM) の比である。キジ (*Phasianus versicolor*) の利用可能な $CR_{\text{meat-soil}}$ データは少ないが、環境省のデータを用いて表 5.15 に示した[5.103]。土壌中の放射能は、0–5 cm の層の平均濃度を示している。

また、肉中の放射能濃度 (Bq/kg FM) と水中の放射能濃度 (Bq/L) の比を $CR_{\text{meat-water}}$ 値とした。アメリカウシガエル (*Lithobates catesbeianus*) の食用部分の $CR_{\text{meat-water}}$ を、文献[5.103, 5.139]から得られたデータを用いて算出した[5.103, 5.139]。

表 5.15. その他の狩猟動物種の ^{137}Cs の土壌または水との関係における CR 値

種	組織	年	N	CR				
				中央値	幾何平均	幾何標準偏差 ^a	最小	最大
<i>CR_{meat-soil}</i> (kg DM/kg FM)								
キジ	むね肉	2014–2015	4	1.1×10^{-2}	1.0×10^{-2}	1.3	8.3×10^{-3}	1.4×10^{-2}
	もも肉	2014–2015	2	1.0×10^{-2}	— ^b	—	8.9×10^{-3}	1.2×10^{-2}
	砂肝	2014–2015	2	7.2×10^{-3}	—	—	6.7×10^{-3}	7.7×10^{-3}
	肝臓	2014–2015	2	4.5×10^{-3}	—	—	3.5×10^{-3}	5.4×10^{-3}
<i>CR_{meat-water}</i> (L/kg FM)								
アメリカ ウシガエル	もも肉	2014–2017	2	3.0×10^3	—	—	1.7×10^3	4.3×10^3
	体全体	—	4	8.6×10^2	7.9×10^2	1.6	5.6×10^2	1.6×10^3

^a 単位なし^b データなし

5.5.3. 狩猟動物の実効半減期

狩猟動物中の ^{137}Cs 濃度の時間依存性を分析するために、採取日（2011 年 3 月 11 日からの経過日数）に対して T_{ag} 値をプロットすることにより、狩猟動物中の ^{137}Cs の実効半減期（ T_{eff} ）を算出した。結果として得られた T_{eff} 値は表 5.16 にまとめられている。ニホンジカとキジについては、時間と対数変換した T_{ag} との間に相関が見られなかったため（ $p > 0.05$ ）、これらの動物種の T_{eff} 値は記載していない。日本で採取されたツキノワグマ、イノシシ、ニホンジカの ^{137}Cs 放射能濃度は、福島第一原発事故後の最初の数年間、顕著な減少は見られなかった。ドイツ（バイエルン州）では、イノシシの T_{eco} （生態学的半減期・生物学的半減期）（訳者注：物理的な崩壊による減少を含めず、移動や排泄によって半分になるまでの時間のこと）が 10.5 年（1986–1999）であり、他のほとんどの国ではイノシシの T_{eco} の減少は報告されていない。チェルノブイリ事故後（1986–2002）のノロジカの T_{eco} 値として 5.8–128 年という大きい変動も報告されている[5.140]。ヨーロッパ諸国で観察されたデータとのより詳細な比較を行うためには、福島第一原発事故後のより長い観察期間が必要である。

種間で観察される T_{eff} の違いの理由はまだ特定されていない。IAEA TECDOC1616 [5.48]で示されているイノシシの餌は、日本のイノシシにもあてはまるが、野生のきのこ類の摂取による T_{eff} への影響については明らかになっていない。しかし、野生動物の餌の種類や摂取量の季節的な変化が T_{eff} に影響を与えと考えられる。

表 5.16. 狩猟動物動物の ^{137}Cs 実効半減期 T_{eff} (年)

動物名	日本 2011–2015	ヨーロッパ諸国 1986–1999 [5.48] [5.141]
ニホンジカ	— ^a	ノロジカ：5.8–128 アカシカ：6.1–18
イノシシ	3.2	10.5
ツキノワグマ	5.6	—
キジ	1.2	—
野生カモ	1.8	—

^a データなし

5.5.4. イノシシとツキノワグマの組織中の放射性セシウムの分布

イノシシの組織中の放射性セシウム放射能濃度について、2012 年 11 月と 2013 年 12 月に採取された成獣 4 頭と幼獣 3 頭で測定したところ、筋肉部が他の 24 組織中よりも放射性セシウム放射能濃度が高かった[5.142]。イノシシの様々な筋肉部における放射性セシウム放射能濃度は、脂肪含量の増加に伴い減少したが [5.143]、これはおそらく脂肪中への放射性セシウム含量が比較的低いことに起因すると考えられる。同様の関係が牛肉についても報告されている [5.144]。

イノシシとツキノワグマ[5.109, 5.138]の 5 つの組織について、筋肉中の放射性セシウム放射能濃度に対する各組織中の放射性セシウム放射能濃度の比を求めた。各組織の濃度比の平均値は 1 以下であり、肝臓を除いた各組織の濃度比は 2 つの動物種間で有意な差はなかった（図 5.25）。

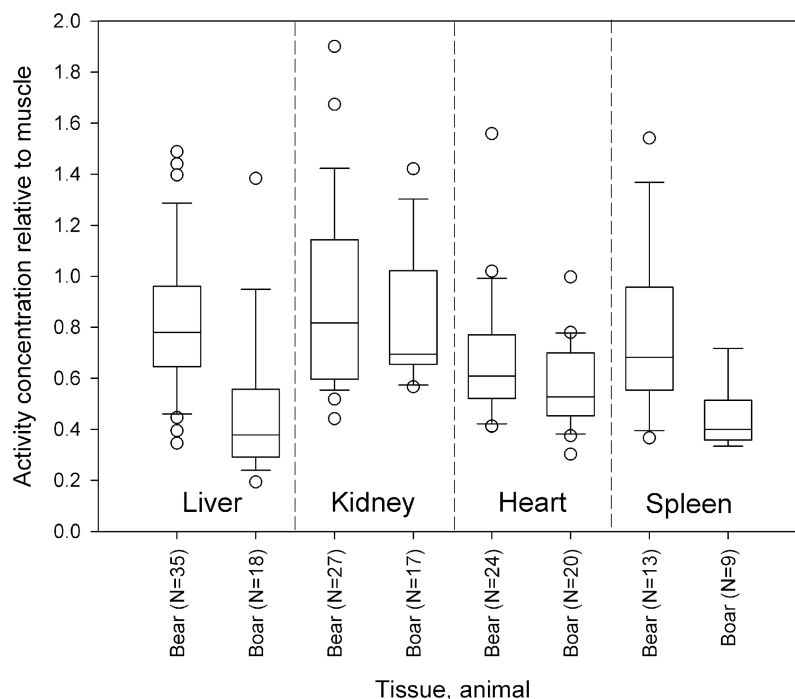


図 5.25. 肝臓、腎臓、心臓、脾臓の放射性セシウム放射能濃度の濃度比と筋肉の濃度比の比較

5.5.5. 狩猟動物への移行：概要とデータの制限

5.5.5.1. 概要

福島地域のイノシシでは季節変動が観察された[5.133]。チェルノブイリ事故後に見られたような秋ではなく、冬の終わりに最も高い値が見られた。

組織それぞれの放射能濃度は異なっており、放射性セシウムの放射能濃度は筋肉で最も高かった。

5.5.5.2. データの制限

日本では、放射性セシウムの放射能濃度と様々な狩猟種の餌の違いとの関係を調べた研究は比較的少ない。広大な地域について平均化した土壌濃度を用いて狩猟動物の T_{ag} の推定に用いると、特に個々の動物の生息範囲や地域の生息数の範囲が小さい場合には、不確実性の原因となる可能性がある。さらに、動物の生息地の土壌汚染は非常に不均一であることが多い。イノシシの食生活の季節性に関するさらなる情報は、季節変化の理由を理解するのに役立つだろう。アジアのツキノワグマとヨーロッパのヒグマの食性の違いが、ヨーロッパで見られる高い T_{ag} 値の説明になるかもしれない。

5.6. まとめと結論

福島森の特徴

- 福島第一原発事故の影響を受けた地域では、森林が最も多くの面積を占めている。森林に覆われた山地流域（福島第一原発事故の影響を受けた地域の約70%）は、農地に覆われた地域（10%）よりもはるかに広い。
- 被災地には樹齢の異なる天然林や人工林など、多様な種類の森林がある。
- 日本の森林は、経済活動やレクリエーション活動など、さまざまな生態系サービスの面で非常に重要である。
- 日本における林産物の利用は、概ね世界の他の地域と同様である。しかし、広範な野生の食用植物（山菜）が広く消費されていることは、これまで考えられてきた状況とは異なる。
- 日本の森林は河川の上流に位置しており、水資源の保全に重要な役割を果たしている。被災した山間部では、森林が水田のある農業地域に隣接しており、森林流域から流出する河川水を利用して灌漑が行われることが多い。

福島原発事故後に観測された森林での放射性物質の移動プロセスの主な特徴

- 日本政府が提供した航空機モニタリングに基づく総沈着量データは、異なる森林サイトの放射生態学的特徴を明らかにするために不可欠であった。
- 2011年3月の沈着時に葉がなかった落葉樹による放射性核種の遮断は、常緑針葉樹に比べてはるかに少なかった（全インベントリーの約30%未満）。
- 沈着事故後の初期および中期の森林生態系における放射性セシウムの動態を研究するため、新しいデータを収集した。事故後の初期段階で測定された樹冠の放射性セシウムの減少は、2成分の指数関数モデル（損失モデル）によってよく説明された。
- 沈着後最初の200日間は、樹冠から林床への放射性セシウムの移行には樹冠通過雨と樹幹流が主に寄与していたが、その後はリターフォールが主な移行プロセスとなった。
- 針葉、樹皮、枝の T_{ag} （面移行係数）値は一貫して針葉が最も高く、次いで枝、樹皮の順であったが、幹材では最も低い T_{ag} 値が測定された。チェルノブイリ事故後、森林の樹木への放射性セシウムの移行について同様のパターンが観察された。
- T_{ag} 値は時間の経過とともに減少する傾向にあったが、その減少幅は樹木の器官によって異なっていた。 T_{ag} 値の減少は、他の樹木器官よりも針葉でより急速に見られた。しかし、ナラ属の葉の放射能濃度は、5年間でほとんど変化しなかった。
- ナラ属の T_{ag} 値（幹材と葉）は、最初の沈着から同じような時期にはチェルノブイリ事故後に観測された値と同程度であった。逆に、福島第一原発事故の影響を受けた針葉樹の幹材の T_{ag} 値は、チェルノブイリ事故後に報告された値に比べて低かった。系統的な違いを明らかにするためには、継続的なモニタリングが必要である。

- 放射性セシウムは幹材の中で不均一に分布していた（辺材と心材）。汚染のパターンと時間依存性は、2種類の材と対象となる樹種で異なっていた。
- 事故後2年以内に A_0 層および鉱質土壌層が森林内の放射性セシウムの最大の蓄積場所となった。
- 初年度に形成された土壌の放射性セシウムの鉛直分布は、その後はゆっくりと変化していった。
- スギの針葉に含まれる放射性セシウムの T_{eff} 値は0.76–2.7年の範囲で、平均値は1.7年だった。ヒノキとアカマツの針葉樹の T_{eff} 値はこの範囲内であった。枝の T_{eff} 値は1.0年（アカマツの場合）から3.8年までの範囲であった。
- 福島県の T_{eff} 値は、チェルノブイリ原子力発電所周辺の被災地で観測された T_{eff} 値よりも概して短い。しかし、観測時期が異なるため、より良い比較を行うためには、日本での継続的なモニタリングが必要である。
- スギ花粉の放射性セシウム放射能濃度は、葉と同じように数年で急速に減少した。
- カリウム肥料を森林土壌に施用すると、樹木への放射性セシウムの移行が大幅に減少（80–90%）したが、これはチェルノブイリ事故後に報告されたデータと一致している。カリウム処理を汚染された森林の修復オプションとして実施するには、今後のさらなる研究と費用対効果の評価が不可欠である。
- 幅広い種類のきのこ類と山菜への放射性セシウムの移行が、政府のモニタリングプログラムによって広範囲に測定された。一般的なきのこ7種について、福島第一原発事故後に得られた NC 値は、チェルノブイリ事故後に報告された T_{ag} 値と同程度であった。
- 日本におけるニホンジカとイノシシの T_{ag} 値は、チェルノブイリ事故後の研究でTRS472に報告された他の陸生狩猟哺乳類の T_{ag} 値と同様であった。ツキノワグマの T_{ag} 値は、日本のニホンジカとイノシシについて報告されたものと同様であった。
- 狩猟動物における放射性セシウムの実効半減期は、一般的にチェルノブイリ事故後に決定されたものよりも短かった。しかし、日本のニホンジカの T_{ag} 値は、2011年から2015年の間、低下しなかった。

制限事項、他の森林／状況への適用可能性、および今後の課題

- いくつかの研究では、サンプリングのサイトの数が限られていたため、リターフォール、樹冠通過雨、樹幹流における ^{137}Cs の時間依存性など、いくつかのデータの解析に不確実性が生じていた。
- 森林における放射性セシウムの蓄積を理解するために必要な補足的な環境データ（狩猟動物の餌、森林土壌中の根の分布、土壌の性質など）は、ごく一部の研究でしか得られなかった。このような生態系のデータが放射生態学的プロセスに与える影響についての知識が限られており、観測されたデータの解析や放射性セシウムの長期的な挙動の予測には制約がある。例えば、土壌中における放射性セシウムの移動性と分布に影響を与えることが知られている様々な土壌の特性について、十分に分析されていない。このようなデータ

がないため、森林の植物やきのこ、狩猟動物への放射性セシウムの移行の長期的な動態を予測することが難しい。

- 樹木の幹材に含まれる放射性セシウムのサンプリングは、ほとんどが辺材と心材に分けて行われており、幹材全体の汚染の評価には限界がある。
- チェルノブイリ事故後に測定された林産物（きのこ、狩猟動物、ベリー類など）の放射性セシウムの実効半減期は、農作物のそれよりもはるかに長かった。福島森林でもそのような違いがあるのかどうかは不明である。
- 商業的に最も重要な林産物である木材中（幹材中）の放射性セシウム放射能濃度の時間依存性が異なる理由（例えば、スギの緩やかな増加とナラの急激な増加）については、まだ十分に研究されていない。

第 5 章の引用文献

- [5. 1] HASHIMOTO, S., UGAWA, S., NANKO, K., SHICHI, K., The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan., Sci. Rep. 2 (2012) 416.
- [5.2] FUKUSHIMA PREFECTURE, AGRICULTURE, Forestry. and Fisheries Department, Statistics of Forest and Forestry in Fukushima Prefecture, (2017) 202 pp.
- [5.3] NATIONAL LAND INFORMATION DIVISION, NATIONAL SPATIAL PLANNING AND REGIONAL POLICY BUREAU, M. of J., National Land Numerical Information Download Service, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj-e/index.html>.
- [5.4] TAKAHASHI, M. et al., Carbon stock in litter, deadwood and soil in Japan's forest sector and its comparison with carbon stock in agricultural soils, Soil Sci. Plant Nutr. 56 1 (2010) 19.
- [5.5] FORESTRY AND FOREST PRODUCTS RESEARCH INSTITUTE, Atlas of Forest Soil Profiles in Japan. -(2), (1981) 83 pp.
- [5.6] MORISADA, K., ONO, K., KANOMATA, H., Organic carbon stock in forest soils in Japan, Geoderma 119 1–2 (2004) 21.
- [5.7] COPPIN, F. et al., Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution, Sci. Rep. 6 November (2016) 1.
- [5.8] KATO, H. et al., Six-year monitoring study of radiocesium transfer in forest environments following the Fukushima nuclear power plant accident, J. Environ. Radioact. July (2018).
- [5.9] IMAMURA, N. et al., Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Sci. Rep. 7 1 (2017) 1.
- [5.10] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience, Vienna (2006) 166 pp.
- [5.11] ERTEL, J., VOIGT, G., PARETZKE, H.G., Weathering of $^{134/137}\text{Cs}$ following leaf contamination of grass cultures in an outdoor experiment, Radiat. Environ. Biophys. 28 4 (1989) 319.
- [5.12] MADOZ-ESCANDE, C., GARCIA-SANCHEZ, L., BONHOMME, T., MORELLO, M., Influence of rainfall characteristics on elimination of aerosols of cesium, strontium, barium and tellurium deposited on grassland, J. Environ. Radioact. 84 1 (2005) 1.
- [5.13] KATO, H., ONDA, Y., HISADOME, K., LOFFREDO, N., KAWAMORI, A., Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, J. Environ. Radioact. 166 (2017) 449.
- [5.14] KATO, H., ONDA, Y., GOMI, T., Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies, Geophys. Res. Lett. 39 20 (2012) 1.

- [5.15] ITOH, Y., IMAYA, A., KOBAYASHI, M., Initial radiocesium deposition on forest ecosystems surrounding the Tokyo metropolitan area due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, *Hydrol. Res. Lett.* 9 1 (2015) 1.
- [5.16] NISHIKIORI, T. et al., Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident, *Sci. Total Environ.* 502 (2015) 611.
- [5.17] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., SIDOROV, V.P., Forests and forestry: radiation protection measures with special reference to the Chernobyl accident zone, *Sci. Total Environ.* 137 1–3 (1993) 289.
- [5.18] RONNEAU, C., CARA, J., APERS, D., The deposition of radionuclides from Chernobyl to a forest in Belgium, *Atmos. Environ.* 21 6 (1987) 1467.
- [5.19] BUNZL, K., SCHIMMACK, W., KREUTZER, K., SCHIERL, R., Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand, 78 (1989) 77.
- [5.20] SCHIMMACK W, BUNZL K, KREUTZER K, RONDENKIRCHEN E, S.R., Influence of spruce (*Picea abies* L. karst) and beech (*Fagus sylvatica* L.) on the migration of radiocaesium in the soil (in German), *Forstw Forschungen* 39 (1991) 242.
- [5.21] MELIN, J., WALLBERG, L., SUOMELA, J., Distribution and retention of cesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 93.
- [5.22] SOMBRÉ, L. et al., Long-term radiocesium behaviour in spruce and oak forests, *Sci. Total Environ.* 157 C (1994) 59.
- [5.23] SOMBRE L, VANHOUCHE M, THIRY Y, RONNEAU C, LAMBOTTE JM, M.C., “Transfer of radiocesium in forest ecosystems resulting from a nuclear accident”, *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments* (DESMET, G.G. et, Ed), Elsevier Applied Science (1990) 74–83.
- [5.24] THIRY, Y., GARCIA-SANCHEZ, L., HURTEVENT, P., Experimental quantification of radiocesium recycling in a coniferous tree after aerial contamination: Field loss dynamics, translocation and final partitioning, *J. Environ. Radioact.* 161 (2016) 42.
- [5.25] HISADOME, K., ONDA, Y., KAWAMORI, A., KATO, H., Migration of radiocesium with litterfall in hardwood-Japanese red pine mixed forest and sugi plantation, *J. Japanese For. Soc.* 95 (2013) 267.
- [5.26] TERAMAGE, M.T., ONDA, Y., KATO, H., GOMI, T., The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor, *Sci. Total Environ.* 490 (2014) 435.
- [5.27] LOFFREDO, N., ONDA, Y., KAWAMORI, A., KATO, H., Modeling of leachable ^{137}Cs in throughfall and stemflow for Japanese forest canopies after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, *Sci. Total Environ.* 493 (2014) 701.
- [5.28] ENDO, I. et al., Estimation of radioactive ^{137}Cs transportation by litterfall, stemflow and throughfall in the forests of Fukushima, *J. Environ. Radioact.* 149 (2015) 176.

- [5.29] NIIZATO, T. et al., Input and output budgets of radiocesium concerning the forest floor in the mountain forest of Fukushima released from the TEPCO's Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, J. Environ. Radioact. 161 (2015) 11.
- [5.30] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Technical Reports Series No. 472 Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Vienna (2010) 194 pp.
- [5.31] FESENKO, S. V et al., Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident, Radiat. Environ. Biophys. 40 2 (2001) 105.
- [5.32] BELLI, M., SEMINAT Long Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling, (2000) 105 pp.
- [5.33] FOGH, C.L., ANDERSSON, K.G., Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in trees of the Briansk region, Russia, Sci. Total Environ. 269 1–3 (2001) 105.
- [5.34] GOOR, F., THIRY, Y., Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations, Sci. Total Environ. 325 1–3 (2004) 163.
- [5.35] HUS, M., KOŠUTIĆ, K., LULIĆ, S., Radioactive contamination of wood and its products, J. Environ. Radioact. 55 2 (2001) 179.
- [5.36] IPATYEV, V., BULAVIK, I., BAGINSKY, V., GONCHARENKO, G., DVORNIK, A., Forest and Chernobyl: Forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986-1994, J. Environ. Radioact. 42 1 (1999) 9.
- [5.37] KAUNISTO, S., ARO, L., RANTAVAARA, A., Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire, Environ. Pollut. 117 1 (2002) 111.
- [5.38] MCGEE, E.J. et al., Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem, J. Environ. Radioact. 48 1 (2000) 59.
- [5.39] PLAMBOECK, A.H., NYLÉN, T., GRIP, H., Uptake of cations under two different water regimes in a boreal Scots pine forest, Sci. Total Environ. 256 2–3 (2000) 175.
- [5.40] SHCHEGLOV, A., Biogeochemistry of Anthropogenic Radionuclides in Forest Ecosystems of Central Part of South-European Plain (in Russia), Moscow State University (1997).
- [5.41] STRANDBERG, M., Radiocesium in a Danish pine forest ecosystem, Sci. Total Environ. 157 C (1994) 125.
- [5.42] STREBL, F., GERZABEK, M.H., BOSSEW, P., KIENZL, K., Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand., Sci. Total Environ. 226 1 (1999) 75.
- [5.43] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Iitate Village) FY2016, 100 (2017).
- [5.44] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Kuzuo Village) FY2015, Tokyo (2016).

- [5.45] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Kawauchi Village) FY2015, Tokyo (2016) 105 pp.
- [5.46] FORESTRY AGENCY, Monitoring of Environmental Radioactivity in National Forests in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order FY 2015, (2016).
- [5.47] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Kawauchi Village) FY2016, Tokyo (2017).
- [5.48] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments; IAEA-TECDOC-1616, (2009).
- [5.49] KATO, H., ONDA, Y., GAO, X., SANADA, Y., SAITO, K., Reconstruction of a Fukushima accident-derived radiocesium fallout map for environmental transfer studies, J. Environ. Radioact. 210 (2019) 105996.
- [5.50] TAKAHASHI, M., “To revive the forestry after the Fukushima nuclear accident”, Forest Environment 2016, Forest culture association (2016).
- [5.51] KOMATSU, M., HIRAI, K., NAGAKURA, J., NOGUCHI, K., Potassium fertilisation reduces radiocesium uptake by Japanese cypress seedlings grown in a stand contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident, Sci. Rep. 7 1 (2017) 1.
- [5.52] KOBAYASHI, R., KOBAYASHI, N.I., TANOI, K., MASUMORI, M., TANGE, T., Potassium supply reduces cesium uptake in Konara oak not by an alteration of uptake mechanism, but by the uptake competition between the ions, J. Environ. Radioact. 208–209 March (2019) 106032.
- [5.53] SPIRIDONOV, S.I., FESENKO, S. V., SANZHAROVA, N.I., Modelling of ¹³⁷Cs behaviour in the soil-plant system following the application of ameliorants, Radioprotection 40 (2005) S119.
- [5.54] FORESTRY AGENCY, Validation and Development of Technology for Forest Operations FY2012, Tokyo (2013).
- [5.55] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest FY2012, 100 (2013).
- [5.56] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest FY2013, (2014).
- [5.57] FORESTRY AGENCY, Validation and Development of Technology for Preventing Spread of Radionuclides in Forests FY2013, (2014).
- [5.58] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Minamisouma City) FY2014, (2015).
- [5.59] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Tamura Village Broadleaf) FY2014, 100 (2015).

- [5.60] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Minamisouma City) FY2015, (2016).
- [5.61] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Tamura City) FY2015, Tokyo (2016).
- [5.62] FORESTRY AGENCY, Monitoring of Environmental Radioactivity in National Forests in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order FY 2016, (2017).
- [5.63] FORESTRY AGENCY, Monitoring of Environmental Radioactivity in National Forests in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order FY 2017, (2018).
- [5.64] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Tamura Village Needleleaf) FY2016, 100 (2017).
- [5.65] FUKUSHIMA PREFECTURE, Monitoring Survey Results of Environmental Radionuclides in Forests in Fukushima Prefecture, (2016).
- [5.66] KURODA, K., KAGAWA, A., TONOSAKI, M., Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident, J. Environ. Radioact. 122 (2013) 37.
- [5.67] MASUMORI, M., NOGAWA, N., SUGIURA, S., TANGE, T., Radiocesium in Stem, Branch and Leaf of *Cryptomeria japonica* and *Pinus densiflora* Trees: Cases of Forests in Minamisoma in 2012 and 2013 (in Japanese with English abstract), Japanese J. For. Res. 97 (2013) 51.
- [5.68] OGAWA, H. et al., Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013, J. Environ. Radioact. 161 (2016) 51.
- [5.69] OHASHI, S., OKADA, N., TANAKA, A., NAKAI, W., TAKANO, S., Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster, J. Environ. Radioact. 134 (2014) 54.
- [5.70] OHASHI, S. et al., Temporal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016, J. Environ. Radioact. 178–179 (2017) 335.
- [5.71] OHTE, N. et al., Monitoring of radiocesium dynamics in forests located at the north of Fukushima prefecture following the Fukushima accident (in Japanese), Gakujiyutunodoukou 10 (2015) 16.
- [5.72] PUMPANEN, J. et al., ¹³⁷Cs distributions in soil and trees in forest ecosystems after the radioactive fallout – Comparison study between southern Finland and Fukushima, Japan, J. Environ. Radioact. 161 (2016) 1.
- [5.73] YOSCHENKO, V. et al., Radiocesium distribution and fluxes in the typical *Cryptomeria japonica* forest at the late stage after the accident at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, J. Environ. Radioact. 166 (2017) 45.

- [5.74] YOSCHENKO, V. et al., Radioactive and stable cesium isotope distributions and dynamics in Japanese cedar forests, J. Environ. Radioact. 186 April 2017 (2018) 34.
- [5.75] THIRY, Y., GOOR, F., RIESEN, T., The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), J. Environ. Radioact. 58 2–3 (2002) 243.
- [5.76] YOSHIDA, S., WATANABE, M., SUZUKI, A., Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree, Radiat. Prot. Dosimetry 146 1–3 (2011) 326.
- [5.77] KANASASHI, T., SUGIURA, Y., TAKENAKA, C., HIJII, N., UMEMURA, M., Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in Eastern Japan: Translocation from needles to pollen, J. Environ. Radioact. 139 (2015) 398.
- [5.78] AKAMA, A., KIYONO, Y., KANAZASHI, T., SHICHI, K., Survey of radioactive contamination of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) shoots and male flowers in Fukushima prefecture, Japanese J. For. Environ. 55 2 (2013) 105.
- [5.79] FORESTRY AGENCY, Results of Measurements of Radiocesium Concentration in Forest Soils in Fukushima Prefecture, 100 (2012).
- [5.80] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Decontamination in Forest in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Iitate Village) FY2014, Tokyo (2015).
- [5.81] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Iitate Village) FY2015, 100 (2016).
- [5.82] FORESTRY AGENCY, Demonstration Experiments for Revival of Forestry in Zones in Preparation for the Lifting of the Evacuation Order (Kuzuo Village) FY2016, Tokyo (2017).
- [5.83] IMAMURA, N., LEVIA, D.F., TORIYAMA, J., KOBAYASHI, M., NANKO, K., Stemflow-induced spatial heterogeneity of radiocesium concentrations and stocks in the soil of a broadleaved deciduous forest, Sci. Total Environ. 599–600 (2017) 1013.
- [5.84] SHOKO, I., HIDEKI, T., TATSUHIRO, N., SEIJI, H., Effect of mass of organic layers on variation in ¹³⁷Cs distribution in soil in different forest types after the Fukushima nuclear accident, J. For. Res. 23 1 (2018) 28.
- [5.85] KOARASHI, J. et al., Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions, Sci. Total Environ. 431 (2012) 392.
- [5.86] KOARASHI, J., ATARASHI-ANDOH, M., MATSUNAGA, T., SANADA, Y., Forest type effects on the retention of radiocesium in organic layers of forest ecosystems affected by the Fukushima nuclear accident, Sci. Rep. 6 November (2016) 1.
- [5.87] NAKANISHI, T., MATSUNAGA, T., KOARASHI, J., ATARASHI-ANDOH, M., ¹³⁷Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, J. Environ. Radioact. 128 (2014) 9.

- [5.88] SUGIURA, Y., KANASASHI, T., OGATA, Y., OZAWA, H., TAKENAKA, C., Radiocesium accumulation properties of *Chengiopanax sciadophylloides*, J. Environ. Radioact. 151 (2016) 250.
- [5.89] TAKADA, M., YAMADA, T., TAKAHARA, T., OKUDA, T., Spatial variation in the ¹³⁷Cs inventory in soils in a mixed deciduous forest in Fukushima, Japan, J. Environ. Radioact. 161 (2016) 35.
- [5.90] TAKAHASHI, J., TAMURA, K., SUDA, T., MATSUMURA, R., ONDA, Y., Vertical distribution and temporal changes of ¹³⁷Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, J. Environ. Radioact. 139 (2015) 351.
- [5.91] FESENKO, S. V et al., ¹³⁷Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems., Sci. Total Environ. 269 1–3 (2001) 87.
- [5.92] OTA, M., NAGAI, H., KOARASHI, J., Modeling dynamics of ¹³⁷Cs in forest surface environments: Application to a contaminated forest site near Fukushima and assessment of potential impacts of soil organic matter interactions, Sci. Total Environ. 551–552 (2016) 590.
- [5.93] MUTO, K., ATARASHI-ANDOH, M., MATSUNAGA, T., KOARASHI, J., Characterizing vertical migration of ¹³⁷Cs in organic layer and mineral soil in Japanese forests: Four-year observation and model analysis, J. Environ. Radioact. 208–209 February (2019) 106040.
- [5.94] RAMZAEV, V., BARKOVSKY, A., Vertical distribution of ¹³⁷Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.), J. Environ. Radioact. 184–185 September 2017 (2018) 101.
- [5.95] ARAPIS, G. et al., Effective migration velocity of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr as a function of the type of soils in Belarus, J. Environ. Radioact. 34 2 (1997) 171.
- [5.96] KANG, S. et al., Interpreting the deposition and vertical migration characteristics of ¹³⁷Cs in forest soil after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Environ. Monit. Assess. 189 8 (2017).
- [5.97] FORSBERG, S., ROSÉN, K., FERNANDEZ, V., JUHAN, H., Migration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions, J. Environ. Radioact. 50 3 (2000) 235.
- [5.98] FUJII, K. et al., Effects of radiocesium fixation potentials on ¹³⁷Cs retention in volcanic soil profiles of Fukushima forests, J. Environ. Radioact. 198 October 2018 (2019) 126.
- [5.99] TAKAHASHI, J., ONDA, Y., HIHARA, D., TAMURA, K., Six-year monitoring of the vertical distribution of radiocesium in three forest soils after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, J. Environ. Radioact. 192 May (2018) 172.
- [5.100] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, Sci. Total Environ. 157 (1994) 45.
- [5.101] YOSHIHARA, T., MATSUMURA, H., HASHIDA, S. Nosuke, NAKAYA, K., Radiocesium contamination in living and dead foliar parts of Japanese cedar during 2011–2015, J. Environ. Radioact. 164 (2016) 291.

- [5.102] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems, Report of the Forest Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Programme, Theme 3, Vienna (2002) 127 pp.
- [5.103] MINISTRY OF AGRICULTURE, F. and F., Trends in Supply and Demand of Mushrooms and Timber, <http://www.maff.go.jp/j/tokei/sihyo/data/25.html>.
- [5.104] NATIONAL INSTITUTE OF HEALTH AND NUTRITION, Nutritional Intake Status Survey, http://www.nibiohn.go.jp/eiken/kenkounippon21/eiyouchousa/koumoku_syoku_hin_chousa.html.
- [5.105] MINISTRY OF AGRICULTURE, F. and F., Production Survey of Special Forestry Products, http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tokuyo_rinsan/.
- [5.106] KAWARASAKI, S.H., SUGIMURA, K., Estimation of Frequency and Locality of Collection of Wild Mushroom and Wild Vegetables by Internet Search, J. Japanese For. Soc. 94 2 (2012) 95.
- [5.107] MATSUURA, T., HAYASHI, M., SUGIMURA, K., TANAKA, N., MIYAMOTO, A., Ecosystem services valuation of harvesting edible wild plants/mushrooms - A case study in Tadami Town, Fukushima prefecture-, Japanese J. For. Plan. 47 2 (2013) 55.
- [5.108] FORESTRY AGENCY, Shipping Restriction of Mushrooms and Wild Edible Plants.
- [5.109] CALMON, P., THIRY, Y., ZIBOLD, G., RANTAVAARA, A., FESENKO, S., Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: A review, J. Environ. Radioact. 100 9 (2009) 757.
- [5.110] NAKAI, W., OKADA, N., OHASHI, S., TANAKA, A., Evaluation of ^{137}Cs accumulation by mushrooms and trees based on the aggregated transfer factor, J. Radioanal. Nucl. Chem. 303 3 (2015) 2379.
- [5.111] IRISAWA, A., Research of Uptake Mechanisms of Radioactive Cesium by Mushroom and Its Behavior in Environment (in Japanese), Tohoku University (2016) 131 pp.
- [5.112] YOSHIDA, S., MURAMATSU, Y., Concentrations of radiocesium and potassium in Japanese mushrooms, Environ. Sci. 7 1 (1994) 63.
- [5.113] YOSHIDA, S., MURAMATSU, Y., Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests, Sci. Total Environ. 157 1–3 (1994) 197.
- [5.114] YAMADA, T. et al., Radiocaesium accumulation in wild mushrooms from low-level contaminated area due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident -a case study in the University of Tokyo Forests-, Radioisotopes 62 3 (2013) 141.
- [5.115] KUWAHARA, C. et al., Accumulation of radiocesium in wild mushrooms collected from a Japanese forest and cesium uptake by microorganisms isolated from the mushroom-growing soils, Sci. Total Environ. 345 1–3 (2005) 165.

- [5.116] NAKASHIMA, K. et al., Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi Village after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, PeerJ 3 (2015) e1427.
- [5.117] KAWAI, H. et al., Mineral contents in edible mushrooms., Nippon Shokuhin Kogyo Gakkaishi 33 4 (1986) 250.
- [5.118] SAWADA, M., Studies on chemical components of wild mushrooms and toadstools in Japan., Bull. Univ. Tokyo For. 59 (1965) 33.
- [5.119] YOSHIDA, H., Hanabiratake mushroom [*Sparassis crispa* (Wulf.: Fr.)] chemical composition cultivated on sawdust substrate beds, Mushroom Sci. Biotechnol. 12 4 (2004) 157.
- [5.120] MURAMATSU, Y., YOSHIDA, S., SUMIYA, M., Concentrations of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan, Sci. Total Environ. 105 C (1991) 29.
- [5.121] FORESTRY AND FOREST PRODUCTS RESEARCH INSTITUTE, Report of Stable Supply Projects of Safe “Mushroom Logs”, (2012) 36 pp.
- [5.122] TAGAMI, K., UCHIDA, S., ISHII, N., Effects of indoor and outdoor cultivation conditions on ^{137}Cs concentrations in cultivated mushrooms produced after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, J. Sci. Food Agric. 97 2 (2017) 600.
- [5.123] AKAMA, A., KIYONO, Y., Radioactive Cesium Contamination of *Eleutherococcus Sciadophylloides* - Comparisons between the Regions of Different Contamination Level and the Seasons - (In Japanese with English abstract), Kanto J. For. Res. 66 2 (2015) 255.
- [5.124] KIYONO, Y., AKAMA, A., IWAYA, M., YOSHIDA, Y., The Transfer of Radiocesium Released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident to Petioles of Wild Butterbur (*Petasites Japonicus*) (in Japanese with English abstract), Bull. For. For. Prod. Res. Inst. 17 3 (2018) 249.
- [5.125] KIYONO, Y. et al., The Transfer of Radiocesium Released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident to Leaves of Wild *Osmunda japonica*, an Edible Fern (in Japanese with English abstract), Bull. For. For. Prod. Res. Inst. 17 3 (2018) 217.
- [5.126] TAGAMI, K., UCHIDA, S., Changes of effective half-lives of ^{137}Cs in three herbaceous plants and bioavailable ^{137}Cs fraction in soil after the Fukushima nuclear accident, Appl. Geochemistry 85 (2017) 162.
- [5.127] KENZO, T. et al., Relationship between leaf radiocesium and potassium concentrations in various tree species after the accident of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Kanto J. For. Res. 69 1 (2018) 39.
- [5.128] MURAMATSU, Y. et al., Transfer of radiocaesium into forest product, J. Sci. soil manure 85 2 (2014) 117.
- [5.129] YAMAJI, K. et al., Root endophytic bacteria of a ^{137}Cs and Mn accumulator plant, *Eleutherococcus sciadophylloides*, increase ^{137}Cs and Mn desorption in the soil, J. Environ. Radioact. 153 (2016) 112.
- [5.130] ALEXAKHIN, R.M., SANZHAROVA, N.I., FESENKO, S. V., SPIRIDONOV, S.I., PANOV, A. V., Chernobyl radionuclide distribution, migration, and environmental and agricultural impacts, Health Phys. 93 5 (2007) 418.

- [5.131] TAGAMI, K., HOWARD, B.J., UCHIDA, S., The Time-Dependent Transfer Factor of Radiocesium from Soil to Game Animals in Japan after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Accident, *Environ. Sci. Technol.* 50 17 (2016) 9424.
- [5.132] MINISTRY OF ENVIRONMENT, Monitoring Results for Wildlife (in Japanese), http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-wl.html.
- [5.133] NEMOTO, Y., SAITO, R., OOMACHI, H., Seasonal variation of Cesium-137 concentration in Asian black bear (*Ursus thibetanus*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Fukushima Prefecture, Japan, *PLoS One* 13 7 (2018) e0200797.
- [5.134] ANDERSON, D. et al., A comparison of methods to derive aggregated transfer factors using wild boar data from the Fukushima Prefecture, *J. Environ. Radioact.* 197 (2019) 101.
- [5.135] MINISTRY OF HEALTH LABOR AND WELFARE, Levels of Radioactive Contaminants in Foods Tested in Respective Prefectures, http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index_food_press.html.
- [5.136] FUKUSHIMA PREFECTURE, Monitoring of Wild Animals (in Japanese), <http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/wildlife-radiationmonitoring1.html>.
- [5.137] TOCHIGI PREFECTURE, Wild Boar Monitoring (in Japanese), <http://www.pref.tochigi.lg.jp/g02/houdou/h23nakagawainoshishi.html>.
- [5.138] MINISTRY OF EDUCATION, CULTURE, SPORTS, S. and T., Extension Site of Distribution Map of Radiation Dose, <https://ramap.jmc.or.jp/map/eng/>.
- [5.139] JAPAN ATOMIC ENERGY AGENCY, Results of Deposition of Radioactive Cesium of the Fifth Airborne Monitoring Survey and Airborne Monitoring Survey Outside 80 Km from the Fukushima Dai-Ichi NPP, <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/en/portals/b1020201/>.
- [5.140] MOKUDAI, T. et al., Radiocesium contamination of wild animals in Gunma Prefecture based on samples from October, 2010 to August, 2014, *Bull. Gunma Museum Nat. Hist.* 20 (2016) 169.
- [5.141] PRÖHL, G. et al., Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems, *J. Environ. Radioact.* 91 1–2 (2006) 41.
- [5.142] TANOI, K. et al., Investigation of radiocesium distribution in organs of wild boar grown in Iitate, Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 307 1 (2016) 741.
- [5.143] HAYASHI, C. et al., Surveillance of Radioactive Cesium in Meats of Wild Animals Caught in Chiba Prefecture, *Food Hyg. Saf. Sci. (Shokuhin Eiseigaku Zasshi)* 57 2 (2016) 32.
- [5.144] NABESHI, H., KIKUCHI, H., TSUTSUMI, T., HACHISUKA, A., MATSUDA, R., Concentrations of Radioactive Cesium in Different Cuts of Beef, *Food Hyg. Saf. Sci. (Shokuhin Eiseigaku Zasshi)* 54 6 (2013) 415.
- [5.145] KOMATSU, M. et al., Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, *J. Environ. Radioact.* 161 (2016) 2.

- [5.146] FUKUSHIMA PREFECTURE, Monitoring Results of Radionuclides in Forests, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/shinrinhouseyasei2.html>.
- [5.147] MATSUNAGA, T. et al., Comparison of the vertical distributions of Fukushima nuclear accident radiocesium in soil before and after the first rainy season, with physicochemical and mineralogical interpretations, *Sci. Total Environ.* 447 (2013) 301.
- [5.148] TSUKADA, H., SHIBATA, H., SUGIYAMA, H., Transfer of radiocaesium and stable caesium from substrata to mushrooms in a pine forest in Rokkasho-mura, Aomori, Japan, *J. Environ. Radioact.* 39 2 (1998) 149.
- [5.149] YOSHIDA, S., MURAMATSU, Y., OGAWA, M., Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan, *J. Environ. Radioact.* 22 2 (1994) 141.
- [5.150] KURASAWA, S., SUGAWARA, T., HAYASHII, J., Proximate and dietary fibre analysis of mushrooms, *Nippon Shokuhin Kogyo Gakkaishi* 29 7 (1982) 400.
- [5.151] ITABASHI, M., TAKAMURA, N., Nutritional compositions of the leaves of Fuki (*Petasites japonicus* Miq.), Tsuwabuki (*Ligularia tussilaginea* Makino), Gobo (*Arctium lappa* L.) and Gishigishi (*Rumex japonicus* Houttuyn), *Nippon Shokuhin Kogyo Gakkaishi* 32 2 (1985) 120.
- [5.152] SAITO, Y., IZUMI, M., Amount of mineral elements in edible wild plants, *J. Home Econ. Japan* 36 5 (1985) 351.
- [5.153] SAITO, Y., IZUMI, M., OHSAWA, A., Amounts of Dietary Fiber and the Other General Components in Edible Portion of Wild Plants, *Eiyo To Shokuryo* 34 5 (1981) 468.
- [5.154] ISAKARI, K., Calcium Contents in Certain Foods (Part 9), *J. Home Econ. Japan* 21 5 (1970) 301.
- [5.155] ONO, M., HAYASHI, M., ABE, M., The Composition of Some Wild Plants, *J. Home Econ. Japan* 28 1 (1977) 76.
- [5.156] SHISHIDO, I., KODAMA, E., Nutritional Ingredients of Wild Vegetables of the Akita District (1), Report of the Akita Prefecture Institute of Public Health, Vol. 10 (1966) pp. 55–60.
- [5.157] SHISHIDO, I., KODAMA, E., Nutritional Ingredients of Wild Vegetables of the Akita District (3), Report of the Akita Prefecture Institute of Public Health, Vol. 12 (1968) pp. 202–206.
- [5.158] SHISHIDO, I., KODAMA, E., Nutritional Ingredients of Wild Vegetables of the Akita District (4), Report of the Akita Prefecture Institute of Public Health, Vol. 13 (1969) pp. 239–243.
- [5.159] SHISHIDO, I., KODAMA, E., Nutritional Ingredients of Wild Vegetables of the Akita District (5), Report of the Akita Prefecture Institute of Public Health, Vol. 14 (1970) pp. 173–177.
- [5.160] SHISHIDO, I., KODAMA, E., Nutritional Ingredients of Wild Vegetables of the Akita District (6), Report of the Akita Prefecture Institute of Public Health, Vol. 15 (1971) pp. 297–302.

付録

付録 1. 土壌から樹木への移行

表 1.1. 2011 年から 2015 年までの各樹木器官における ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

樹種	年	T_{ag}			T_{ag}		
		平均 ¹	範囲	N ²	平均 ¹	範囲	N ²
		幹材			樹皮		
スギ	2011	4.0×10^{-4}	3.0×10^{-4} – 5.5×10^{-4}	4	2.1×10^{-2}	1.1×10^{-2} – 4.2×10^{-2}	4
	2012	2.1×10^{-4}	7.2×10^{-5} – 4.2×10^{-4}	4	1.2×10^{-2}	8.2×10^{-3} – 1.9×10^{-2}	4
	2013	6.9×10^{-4}	2.3×10^{-4} – 2.8×10^{-3}	6	1.1×10^{-2}	4.0×10^{-3} – 2.5×10^{-2}	6
	2014	2.5×10^{-4}	1.8×10^{-4} – 4.3×10^{-4}	4	9.5×10^{-3}	3.7×10^{-3} – 2.3×10^{-2}	4
	2015	3.9×10^{-4}	1.7×10^{-4} – 1.5×10^{-3}	5	1.5×10^{-2}	2.6×10^{-3} – 2.7×10^{-2}	19
ヒノキ	2011	-	-	0	-	-	0
	2012	7.8×10^{-4}	4.2×10^{-4} – 1.1×10^{-3}	2	6.5×10^{-2}	6.2×10^{-2} – 6.7×10^{-2}	2
	2013	5.7×10^{-4}	4.6×10^{-4} – 6.7×10^{-4}	2	3.1×10^{-2}	2.2×10^{-2} – 4.1×10^{-2}	2
	2014	6.4×10^{-4}	6.3×10^{-4} – 6.5×10^{-4}	2	1.8×10^{-2}	1.0×10^{-2} – 2.5×10^{-2}	2
	2015	8.4×10^{-4}	6.0×10^{-4} – 1.6×10^{-3}	3	2.0×10^{-2}	8.3×10^{-3} – 3.6×10^{-2}	8
マツ	2011	1.2×10^{-4}	-	1	2.4×10^{-2}	-	1
	2012	5.3×10^{-5}	-	1	8.2×10^{-3}	-	1
	2013	3.7×10^{-5}	-	1	7.1×10^{-3}	-	1
	2014	4.5×10^{-5}	-	1	7.1×10^{-3}	-	1
	2015	4.9×10^{-4}	3.3×10^{-5} – 9.5×10^{-4}	2	1.4×10^{-2}	5.0×10^{-3} – 3.7×10^{-2}	4
ナラ属	2011	1.2×10^{-4}	-	1	3.1×10^{-2}	-	1
	2012	4.1×10^{-4}	1.5×10^{-4} – 6.7×10^{-4}	2	2.4×10^{-2}	1.3×10^{-2} – 3.5×10^{-2}	2
	2013	8.7×10^{-4}	1.8×10^{-4} – 1.6×10^{-3}	2	3.5×10^{-2}	1.2×10^{-2} – 5.8×10^{-2}	2
	2014	1.0×10^{-3}	3.0×10^{-4} – 1.8×10^{-3}	2	2.0×10^{-2}	6.1×10^{-3} – 3.4×10^{-2}	2
	2015	1.1×10^{-3}	3.3×10^{-4} – 3.1×10^{-3}	3	2.5×10^{-2}	8.9×10^{-3} – 4.0×10^{-2}	2

		葉			枝		
スギ	2011	2.1×10^{-1}	1.4×10^{-1} – 4.8×10^{-1}	4	1.0×10^{-1}	4.4×10^{-2} – 1.9×10^{-1}	4
	2012	5.0×10^{-2}	3.7×10^{-2} – 6.0×10^{-2}	4	3.6×10^{-2}	1.9×10^{-2} – 8.3×10^{-2}	4
	2013	3.9×10^{-2}	1.7×10^{-2} – 1.2×10^{-1}	25	2.4×10^{-2}	1.1×10^{-2} – 6.8×10^{-2}	6
	2014	1.8×10^{-2}	2.7×10^{-3} – 8.6×10^{-2}	47	2.4×10^{-2}	6.1×10^{-3} – 8.1×10^{-2}	42
	2015	6.9×10^{-3}	1.8×10^{-4} – 3.7×10^{-2}	57	7.8×10^{-3}	2.0×10^{-4} – 2.5×10^{-2}	21
ヒノキ	2011	-	-	0	-	-	0
	2012	1.4×10^{-1}	1.2×10^{-1} – 1.7×10^{-1}	2	4.0×10^{-2}	4.0×10^{-2} – 4.1×10^{-2}	2
	2013	6.7×10^{-2}	2.7×10^{-2} – 2.1×10^{-1}	5	1.6×10^{-2}	9.3×10^{-3} – 2.2×10^{-2}	2
	2014	3.5×10^{-2}	6.7×10^{-3} – 8.5×10^{-2}	15	2.7×10^{-2}	4.7×10^{-3} – 9.1×10^{-2}	13
	2015	1.4×10^{-2}	2.9×10^{-3} – 1.3×10^{-1}	20	9.7×10^{-3}	3.9×10^{-3} – 1.6×10^{-2}	9
マツ	2011	2.9×10^{-1}	-	1	6.1×10^{-2}	-	1
	2012	1.9×10^{-2}	-	1	1.4×10^{-2}	-	1
	2013	5.5×10^{-3}	1.6×10^{-3} – 2.6×10^{-2}	4	8.7×10^{-3}	-	1
	2014	5.7×10^{-3}	8.1×10^{-4} – 4.8×10^{-2}	28	1.6×10^{-2}	3.1×10^{-3} – 9.9×10^{-2}	27
	2015	3.6×10^{-3}	5.2×10^{-4} – 1.7×10^{-2}	27	6.1×10^{-3}	1.3×10^{-3} – 1.7×10^{-2}	5
ナラ属	2011	7.0×10^{-3}	-	1	3.0×10^{-2}	-	1
	2012	4.7×10^{-3}	1.8×10^{-3} – 7.6×10^{-3}	2	2.6×10^{-2}	1.4×10^{-2} – 3.9×10^{-2}	2
	2013	9.1×10^{-3}	3.6×10^{-3} – 1.5×10^{-2}	2	2.1×10^{-2}	9.4×10^{-3} – 3.2×10^{-2}	2
	2014	6.2×10^{-3}	2.9×10^{-3} – 1.9×10^{-2}	4	1.4×10^{-2}	6.4×10^{-3} – 1.9×10^{-2}	4
	2015	1.1×10^{-2}	2.5×10^{-3} – 4.3×10^{-2}	3	9.2×10^{-3}	2.9×10^{-3} – 2.6×10^{-2}	3

¹算術平均値 (N=2)、幾何平均値 (N>2)、単一値 (N=1)、² 研究サイト数。

文献：[5.7]、[5.59]、[5.61]、[5.43]、[5.44]、[5.45]、[5.46]、[5.45]、[5.65]、[5.9]、[5.145]。

表 1.2. 針葉・葉の ^{137}Cs の正規化放射能濃度、 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

樹種	年	N	NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)				
			中央値	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
スギ	2011	22	5.8×10^{-2}	5.2×10^{-2}	2.3	1.4×10^{-2}	2.7×10^{-1}
	2012	338	1.2×10^{-2}	1.2×10^{-2}	3.4	5.9×10^{-4}	1.9×10^{-1}
	2013	90	1.2×10^{-2}	1.4×10^{-2}	2.5	1.4×10^{-3}	8.9×10^{-2}
	2014	141	5.4×10^{-3}	6.6×10^{-3}	2.7	8.0×10^{-4}	8.7×10^{-2}
	2015	94	3.6×10^{-3}	3.6×10^{-3}	2.7	9.0×10^{-5}	2.0×10^{-2}
	2016	83	3.2×10^{-3}	3.1×10^{-3}	2.4	3.4×10^{-4}	2.4×10^{-2}
ヒノキ	2011	15	5.2×10^{-2}	5.2×10^{-2}	1.7	1.4×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	2012	7	4.8×10^{-2}	4.7×10^{-2}	1.8	2.3×10^{-2}	1.2×10^{-1}
	2013	19	2.1×10^{-2}	2.1×10^{-2}	2.8	4.6×10^{-3}	1.4×10^{-1}
	2014	51	1.0×10^{-2}	1.1×10^{-2}	2.4	2.4×10^{-3}	9.0×10^{-2}
	2015	43	6.5×10^{-3}	6.8×10^{-3}	2.3	8.2×10^{-4}	3.3×10^{-2}
	2016	26	3.9×10^{-3}	3.7×10^{-3}	3.0	4.0×10^{-4}	2.7×10^{-2}
マツ	2011	7	5.6×10^{-2}	3.9×10^{-2}	3.3	1.0×10^{-2}	2.4×10^{-1}
	2012	11	1.1×10^{-2}	1.1×10^{-2}	2.0	2.7×10^{-3}	2.6×10^{-2}
	2013	31	2.7×10^{-3}	2.5×10^{-3}	2.7	2.7×10^{-4}	3.1×10^{-2}
	2014	75	2.4×10^{-3}	2.4×10^{-3}	2.2	2.9×10^{-4}	2.0×10^{-2}
	2015	35	2.0×10^{-3}	2.2×10^{-3}	2.6	2.4×10^{-4}	1.2×10^{-2}
	2016	21	1.3×10^{-3}	1.3×10^{-3}	3.0	1.9×10^{-4}	6.4×10^{-3}
ナラ属	2011	6	1.6×10^{-2}	1.5×10^{-2}	2.0	5.4×10^{-3}	3.5×10^{-2}
	2012	21	4.8×10^{-3}	5.2×10^{-3}	2.5	1.3×10^{-3}	3.6×10^{-2}
	2013	27	3.0×10^{-3}	3.9×10^{-3}	4.2	5.2×10^{-4}	7.6×10^{-2}
	2014	19	2.7×10^{-3}	2.3×10^{-3}	3.3	2.0×10^{-4}	1.9×10^{-2}
	2015	24	5.2×10^{-3}	4.2×10^{-3}	3.8	1.7×10^{-4}	4.5×10^{-2}
	2016	10	5.7×10^{-3}	3.7×10^{-3}	4.0	2.0×10^{-4}	1.6×10^{-2}

表 1.3. ^{137}Cs の枝の正規化放射能濃度、 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

樹種	年	N	NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)				
			中央値	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
スギ	2011	4	7.4×10^{-2}	7.4×10^{-2}	1.7	4.1×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	2012	4	3.8×10^{-2}	3.8×10^{-2}	1.8	1.9×10^{-2}	8.0×10^{-2}
	2013	8	1.9×10^{-2}	1.8×10^{-2}	2.2	6.7×10^{-3}	8.9×10^{-2}
	2014	43	1.1×10^{-2}	1.2×10^{-2}	1.7	3.5×10^{-3}	3.8×10^{-2}
	2015	12	6.5×10^{-3}	2.5×10^{-3}	9.9	6.0×10^{-6}	1.5×10^{-2}
	2016	48	7.8×10^{-3}	7.6×10^{-3}	2.0	8.2×10^{-4}	3.6×10^{-2}
ヒノキ	2011	0	NA	NA	NA	NA	NA
	2012	2	2.6×10^{-2}	2.6×10^{-2}	1.2	2.2×10^{-2}	3.0×10^{-2}
	2013	3	8.7×10^{-3}	1.0×10^{-2}	1.5	7.9×10^{-3}	1.7×10^{-2}
	2014	13	9.1×10^{-3}	9.5×10^{-3}	1.7	3.7×10^{-3}	2.5×10^{-2}
	2015	8	4.4×10^{-3}	3.8×10^{-3}	2.0	7.9×10^{-4}	8.3×10^{-3}
	2016	18	6.6×10^{-3}	5.9×10^{-3}	1.7	1.8×10^{-3}	1.2×10^{-2}
マツ	2011	1	5.0×10^{-2}	5.0×10^{-2}	NA	5.0×10^{-2}	5.0×10^{-2}
	2012	1	1.6×10^{-2}	1.6×10^{-2}	NA	1.6×10^{-2}	1.6×10^{-2}
	2013	3	9.5×10^{-4}	1.9×10^{-3}	4.4	7.2×10^{-4}	1.1×10^{-2}
	2014	40	5.5×10^{-3}	5.4×10^{-3}	2.7	9.9×10^{-5}	2.6×10^{-2}
	2015	8	2.2×10^{-3}	1.1×10^{-3}	8.6	6.0×10^{-6}	5.0×10^{-3}
	2016	32	3.0×10^{-3}	3.0×10^{-3}	3.1	9.9×10^{-5}	5.4×10^{-2}
ナラ属	2011	1	2.3×10^{-2}	2.3×10^{-2}	NA	2.3×10^{-2}	2.3×10^{-2}
	2012	2	2.4×10^{-2}	2.3×10^{-2}	1.6	1.6×10^{-2}	3.2×10^{-2}
	2013	21	1.7×10^{-3}	2.1×10^{-3}	4.0	2.3×10^{-4}	2.1×10^{-2}
	2014	20	2.7×10^{-3}	2.0×10^{-3}	4.9	9.4×10^{-5}	1.6×10^{-2}
	2015	46	1.4×10^{-3}	1.0×10^{-3}	4.7	7.0×10^{-5}	2.2×10^{-2}
	2016	21	5.8×10^{-4}	5.8×10^{-4}	3.8	8.5×10^{-5}	5.9×10^{-3}

表 1.4. 樹皮の ^{137}Cs の正規化放射能濃度、 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

樹種	年	N	NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)				
			中央値	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
スギ	2011	3	1.4×10^{-2}	1.4×10^{-2}	1.8	7.8×10^{-3}	2.4×10^{-2}
	2012	22	1.6×10^{-2}	2.4×10^{-2}	3.5	5.3×10^{-3}	5.9×10^{-1}
	2013	29	9.3×10^{-3}	1.3×10^{-2}	3.2	2.8×10^{-3}	2.7×10^{-1}
	2014	73	1.6×10^{-2}	2.1×10^{-2}	3.3	2.2×10^{-3}	3.4×10^{-1}
	2015	56	9.0×10^{-3}	8.8×10^{-3}	2.6	1.3×10^{-3}	2.0×10^{-1}
	2016	12	7.4×10^{-3}	8.0×10^{-3}	1.4	5.1×10^{-3}	1.5×10^{-2}
ヒノキ	2011	0	NA	NA	NA	NA	NA
	2012	2	4.1×10^{-2}	4.1×10^{-2}	NA	3.7×10^{-2}	4.6×10^{-2}
	2013	5	2.1×10^{-2}	2.2×10^{-2}	1.2	1.9×10^{-2}	3.1×10^{-2}
	2014	32	1.5×10^{-2}	1.8×10^{-2}	2.4	3.3×10^{-3}	1.1×10^{-1}
	2015	27	6.8×10^{-3}	8.0×10^{-3}	2.3	1.9×10^{-3}	4.1×10^{-2}
	2016	10	1.5×10^{-2}	1.3×10^{-2}	1.8	6.0×10^{-3}	2.5×10^{-2}
マツ	2011	1	2.0×10^{-2}	2.0×10^{-2}	NA	NA	NA
	2012	1	9.5×10^{-3}	9.5×10^{-3}	NA	NA	NA
	2013	14	8.9×10^{-3}	1.1×10^{-2}	4.8	1.8×10^{-4}	1.5×10^{-1}
	2014	66	1.3×10^{-2}	1.4×10^{-2}	3.1	5.7×10^{-5}	1.7×10^{-1}
	2015	34	7.9×10^{-3}	9.1×10^{-3}	2.7	1.6×10^{-3}	1.0×10^{-1}
	2016	6	7.8×10^{-3}	7.7×10^{-3}	1.7	3.6×10^{-3}	1.7×10^{-2}
ナラ属	2011	1	2.4×10^{-2}	2.4×10^{-2}	NA	NA	NA
	2012	18	3.1×10^{-2}	3.0×10^{-2}	1.7	8.8×10^{-3}	6.0×10^{-2}
	2013	18	1.8×10^{-2}	1.6×10^{-2}	2.0	5.4×10^{-3}	7.3×10^{-2}
	2014	17	1.0×10^{-2}	1.0×10^{-2}	1.7	3.8×10^{-3}	2.4×10^{-2}
	2015	9	6.7×10^{-3}	7.0×10^{-3}	1.8	3.3×10^{-3}	2.6×10^{-2}
	2016	6	1.3×10^{-2}	1.2×10^{-2}	2.3	3.8×10^{-3}	3.0×10^{-2}

表 1.5. 幹材の ^{137}Cs の正規化放射能濃度、 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

樹種	年	N	NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)				
			中央値	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
スギ	2011	3	2.5×10^{-4}	2.4×10^{-4}	1.1	2.2×10^{-4}	2.6×10^{-4}
	2012	3	2.5×10^{-4}	2.8×10^{-4}	1.4	2.2×10^{-4}	4.0×10^{-4}
	2013	8	2.7×10^{-4}	3.6×10^{-4}	2.1	1.4×10^{-4}	1.0×10^{-3}
	2014	62	3.9×10^{-4}	3.8×10^{-4}	1.9	3.7×10^{-5}	1.3×10^{-3}
	2015	28	3.1×10^{-4}	3.6×10^{-4}	2.0	8.5×10^{-5}	1.4×10^{-3}
	2016	15	4.8×10^{-4}	5.3×10^{-4}	2.2	1.5×10^{-4}	2.4×10^{-3}
ヒノキ	2011	0	NA	NA	NA	NA	NA
	2012	2	4.7×10^{-4}	4.7×10^{-4}	NA	3.1×10^{-4}	6.2×10^{-4}
	2013	3	5.6×10^{-4}	5.0×10^{-4}	1.4	3.5×10^{-4}	6.4×10^{-4}
	2014	24	6.9×10^{-4}	6.7×10^{-4}	2.1	1.0×10^{-4}	2.4×10^{-3}
	2015	15	7.8×10^{-4}	7.1×10^{-4}	1.9	1.6×10^{-4}	3.4×10^{-3}
	2016	8	4.8×10^{-4}	4.7×10^{-4}	1.7	1.8×10^{-4}	9.0×10^{-4}
マツ	2011	1	9.9×10^{-5}	9.9×10^{-5}	NA	NA	NA
	2012	1	6.0×10^{-5}	6.0×10^{-5}	NA	NA	NA
	2013	2	8.9×10^{-5}	8.9×10^{-5}	NA	4.6×10^{-5}	1.3×10^{-4}
	2014	42	3.2×10^{-4}	3.1×10^{-4}	2.3	4.1×10^{-5}	3.1×10^{-3}
	2015	16	2.2×10^{-4}	2.6×10^{-4}	2.4	3.7×10^{-5}	9.3×10^{-4}
	2016	9	1.8×10^{-4}	1.9×10^{-4}	4.2	2.6×10^{-5}	1.9×10^{-3}
ナラ属	2011	1	9.1×10^{-5}	9.1×10^{-5}	NA	NA	NA
	2012	2	3.6×10^{-4}	3.6×10^{-4}	NA	1.7×10^{-4}	5.5×10^{-4}
	2013	2	5.4×10^{-4}	5.4×10^{-4}	NA	2.2×10^{-4}	8.6×10^{-4}
	2014	2	7.0×10^{-4}	7.0×10^{-4}	NA	3.1×10^{-4}	1.1×10^{-3}
	2015	5	4.7×10^{-4}	7.3×10^{-4}	2.4	3.7×10^{-4}	3.0×10^{-3}
	2016	6	5.9×10^{-4}	5.8×10^{-4}	2.0	2.5×10^{-4}	1.5×10^{-3}

付録 2. 花粉中の放射性物質の放射能濃度

表 2.1. 森林庁の調査[5.146]で得られたスギ花粉（雄花）中の ^{137}Cs の正規化放射能濃度、 NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

年	N	平均	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
2011	10	2.1×10^{-2}	1.7×10^{-2}	2.0	4.2×10^{-3}	4.8×10^{-2}
2012	10	9.2×10^{-3}	7.6×10^{-3}	2.0	2.1×10^{-3}	1.8×10^{-2}
2013	10	5.5×10^{-3}	3.4×10^{-3}	2.5	1.3×10^{-3}	2.5×10^{-2}
2014	10	2.8×10^{-3}	2.4×10^{-3}	1.9	7.4×10^{-4}	5.5×10^{-3}
2015	8	1.8×10^{-3}	1.5×10^{-3}	1.9	4.8×10^{-4}	4.0×10^{-3}
2016	8	1.4×10^{-3}	1.3×10^{-3}	1.6	5.5×10^{-4}	2.1×10^{-3}
2017	8	1.1×10^{-3}	9.3×10^{-4}	1.9	4.1×10^{-4}	2.7×10^{-3}
2018	10	1.3×10^{-3}	9.9×10^{-4}	2.6	1.4×10^{-4}	2.5×10^{-3}

表 2.2. 林野庁の調査から得られたスギ花粉（雄花）データから求めた T_{eff} 値（年）[5.146]

期間	N	平均	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
2011–2014	10	1.27	1.17	1.49	0.76	2.98
2011–2018	10	2.07	1.86	1.60	0.94	4.65

表 2.3. 広域調査で報告されたスギ花粉の ^{137}Cs の NC ($\text{m}^2/\text{kg DM}$) [5.77]

年	N	平均	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
2012	67	0.0043	0.0045	2.2	0.00062	0.03

付録 3. 土壌

表 3.1. A₀ 層、鉍質土壌層、その両方に蓄積する放射性セシウムの、航空機モニタリングに基づく総蓄積量に対する比率

森林 タイプ	年	A ₀ 層		鉍質土壌層		A ₀ および鉍質土壌層		N ²
		平均 ¹	範囲	平均 ¹	範囲	平均 ¹	範囲	
常緑	2011	2.1×10^{-1}	9.0×10^{-3} –1.9	3.9×10^{-1}	2.4×10^{-2} –1.8	6.5×10^{-1}	9.5×10^{-2} –2.2	210
	2012	3.8×10^{-1}	1.4×10^{-1} – 7.7×10^{-1}	5.7×10^{-1}	2.7×10^{-1} –1.1	1.0	5.9×10^{-1} –1.4	14
	2013	3.7×10^{-1}	1.1×10^{-1} –1.1	5.8×10^{-1}	2.3×10^{-1} –1.4	1.0	4.7×10^{-1} –1.9	23
	2014	2.5×10^{-1}	3.3×10^{-3} –1.4	2.9×10^{-1}	2.9×10^{-3} –1.6	6.1×10^{-1}	6.2×10^{-3} –1.8	93
	2015	1.8×10^{-1}	8.6×10^{-4} – 7.9×10^{-1}	4.5×10^{-1}	3.2×10^{-3} –2.1	6.9×10^{-1}	4.1×10^{-3} –2.4	99
	2016	2.5×10^{-1}	1.4×10^{-2} –1.9	4.6×10^{-1}	4.7×10^{-2} –3.9	8.3×10^{-1}	2.7×10^{-1} –4.0	90
落葉	2011	3.0×10^{-1}	7.5×10^{-2} –1.5	4.5×10^{-1}	2.0×10^{-1} – 9.9×10^{-1}	8.1×10^{-1}	3.4×10^{-1} –2.5	27
	2012	2.0×10^{-1}	5.6×10^{-2} – 4.8×10^{-1}	5.2×10^{-1}	2.0×10^{-1} –1.2	7.7×10^{-1}	4.3×10^{-1} –1.5	7
	2013	2.8×10^{-1}	1.7×10^{-1} – 3.5×10^{-1}	4.9×10^{-1}	2.4×10^{-1} –1.2	8.0×10^{-1}	4.1×10^{-1} –1.6	4
	2014	2.2×10^{-1}	5.6×10^{-2} –1.3	5.1×10^{-1}	1.4×10^{-1} –1.1	8.6×10^{-1}	4.9×10^{-1} –1.5	10
	2015	1.4×10^{-1}	4.6×10^{-2} – 3.3×10^{-1}	5.2×10^{-1}	8.8×10^{-2} –1.7	7.1×10^{-1}	2.3×10^{-1} –1.7	11
	2016	7.3×10^{-2}	7.7×10^{-4} – 3.9×10^{-1}	4.7×10^{-1}	1.2×10^{-1} –1.6	5.9×10^{-1}	1.2×10^{-1} –1.7	17

¹ 算術平均(N=2)または幾何平均(N>2)

² 調査サイトの数

文献：[5.7]、[5.79]、[5.55]、[5.80]、[5.59]、[5.61]、[5.81]、[5.44]、[5.46]、[5.62]、[5.58]、[5.82]、[5.47]、[5.64]、[5.64]、[5.65]、[5.9]、[5.83]、[5.84]、[5.85]、[5.86]、[5.87]、[5.88]、[5.89]、[5.90]

表 3.2. A₀層の ¹³⁷Cs 正規化放射能濃度、NC (m²/kg DM)

樹種	年	N	NC (m ² /kg DM)				
			中央値	幾何平均	幾何標準偏差	最小	最大
スギ	2011	120	2.9×10^{-1}	2.9×10^{-1}	1.7	1.6×10^{-2}	9.9×10^{-1}
	2012	5	1.4×10^{-1}	1.2×10^{-1}	2.1	3.6×10^{-2}	2.9×10^{-1}
	2013	12	1.4×10^{-1}	1.5×10^{-1}	1.7	7.5×10^{-2}	4.4×10^{-1}
	2014	63	1.4×10^{-1}	1.3×10^{-1}	1.9	6.0×10^{-3}	4.4×10^{-1}
	2015	59	1.0×10^{-1}	1.1×10^{-1}	1.6	3.6×10^{-2}	3.3×10^{-1}
	2016	53	8.4×10^{-2}	8.4×10^{-2}	1.6	2.8×10^{-2}	2.0×10^{-1}
ヒノキ	2011	20	2.5×10^{-1}	2.6×10^{-1}	1.9	4.7×10^{-2}	6.5×10^{-1}
	2012	3	1.1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	2.6	5.6×10^{-2}	3.8×10^{-1}
	2013	4	1.5×10^{-1}	1.6×10^{-1}	1.6	1.1×10^{-1}	2.9×10^{-1}
	2014	23	1.1×10^{-1}	1.0×10^{-1}	1.7	3.1×10^{-2}	3.0×10^{-1}
	2015	27	1.0×10^{-1}	9.5×10^{-2}	1.8	2.0×10^{-2}	3.8×10^{-1}
	2016	24	7.2×10^{-2}	5.8×10^{-2}	2.6	7.6×10^{-3}	2.6×10^{-1}
マツ	2011	69	3.8×10^{-1}	3.6×10^{-1}	1.6	7.2×10^{-2}	8.0×10^{-1}
	2012	1	2.1×10^{-1}	2.1×10^{-1}	NA	NA	NA
	2013	9	1.7×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.7	8.0×10^{-4}	4.8×10^{-1}
	2014	57	1.6×10^{-1}	1.3×10^{-1}	2.3	1.7×10^{-3}	4.7×10^{-1}
	2015	33	1.0×10^{-1}	8.8×10^{-2}	2.8	6.4×10^{-4}	3.8×10^{-1}
	2016	30	9.8×10^{-2}	7.2×10^{-2}	2.6	5.9×10^{-3}	2.0×10^{-1}
ナラ属	2011	16	4.3×10^{-1}	1.8×10^{-1}	4.9	7.9×10^{-3}	9.5×10^{-1}
	2012	5	6.6×10^{-3}	2.4×10^{-2}	9.0	3.2×10^{-3}	3.5×10^{-1}
	2013	4	1.4×10^{-1}	8.4×10^{-2}	3.4	1.5×10^{-2}	2.2×10^{-1}
	2014	8	1.0×10^{-1}	7.2×10^{-2}	3.2	4.9×10^{-3}	1.7×10^{-1}
	2015	12	6.5×10^{-2}	6.4×10^{-2}	2.0	2.0×10^{-2}	2.0×10^{-1}
	2016	6	6.4×10^{-2}	2.9×10^{-2}	8.8	5.9×10^{-4}	2.3×10^{-1}

表 3.3. A₀層に残存する割合 (*F-lit*: %) と移行の中心位置 (*X_c*: cm)

樹種	サンプリング日	<i>F-lit</i> [%]	<i>X_c</i> [cm]	N	深さ [cm]	文献
スギ	2011/6/18	75	3.5	5	14.3	[5.85]
スギ	2011/6/18	91	3.9	5	14.9	[5.85]
スギ	2011/7/19	69	2.7	5	12.9	[5.147]
スギ	2011/7/20	84	2.6	5	13.8	[5.147]
スギ	2011/6/30	48	1.7	15	9.5	[5.99]
スギ	2011/7/2	90	1.1	9	4.3	[5.99]
スギ	2011/8/9	63	3.6	4	20.0	[5.9]
スギ	2011/9/7	50	4.8	4	20.0	[5.9]
スギ	2011/8/31	55	3.2	4	20.0	[5.9]
スギ	2011/11/28	45	3.7	4	20.0	[5.9]
スギ	2012/1/10	48	1.8	15	9.5	[5.99]
スギ	2012/1/17	79	1.3	15	9.5	[5.99]
スギ	2012/8/1	26	3.2	4	20.0	[5.9]
スギ	2012/8/23	18	3.4	4	20.0	[5.9]
スギ	2012/8/28	22	2.3	17	17.5	[5.99]
スギ	2012/8/28	64	2.2	17	17.5	[5.99]
スギ	2012/9/3	18	3.8	4	20.0	[5.9]
スギ	2012/9/20	68	3.4	4	20.0	[5.9]
スギ	2012/10/17	47	2.9	7	17.5	[5.96]
スギ	2012/10/17	39	4.2	6	9.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	25	4.9	6	9.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	34	4.1	8	25.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	28	5.4	8	25.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	31	4.7	8	25.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	34	3.7	8	25.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	28	4.8	8	25.0	[5.96]
スギ	2012/10/17	38	6.0	7	17.5	[5.96]
スギ	2012/12/13	41	3.2	17	17.5	[5.99]
スギ	2012/12/13	18	1.7	17	17.5	[5.99]
スギ	2013/7/14	21	1.7	17	17.5	[5.99]
スギ	2013/7/18	62	1.5	17	17.5	[5.99]
スギ	2013/8/1	28	4.0	4	20.0	[5.9]
スギ	2013/8/26	19	3.4	4	20.0	[5.9]
スギ	2013/8/27	67	3.8	4	20.0	[5.9]
スギ	2013/9/4	19	3.9	4	20.0	[5.9]
スギ	2014/7/21	23	2.7	17	17.5	[5.99]
スギ	2014/7/21	26	1.5	17	17.5	[5.99]

スギ	2014/7/29	15	4.0	4	20.0	[5.9]
スギ	2014/8/25	18	3.3	4	20.0	[5.9]
スギ	2014/8/27	50	3.8	4	20.0	[5.9]
スギ	2014/9/1	14	3.8	4	20.0	[5.9]
スギ	2015/7/25	8	2.1	17	17.5	[5.99]
スギ	2015/7/26	32	2.1	17	17.5	[5.99]
スギ	2015/8/4	10	4.3	4	20.0	[5.9]
スギ	2015/8/25	8	3.4	4	20.0	[5.9]
スギ	2015/8/26	34	3.2	4	20.0	[5.9]
スギ	2015/9/2	18	5.4	4	20.0	[5.9]
スギ	2016/8/7	7	3.1	17	17.5	[5.99]
スギ	2016/8/7	32	2.4	17	17.5	[5.99]
スギ	2017/7/2	4	4.8	17	17.5	[5.99]
スギ	2017/7/2	21	2.3	17	17.5	[5.99]
ヒノキ	2012/2/16	23	3.7	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2012/8/24	53	4.7	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2013/1/28	23	4.2	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2013/8/27	54	6.3	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2013/9/25	16	4.3	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2014/8/26	40	4.6	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2014/9/30	4	3.5	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2015/8/25	53	4.1	4	20.0	[5.9]
ヒノキ	2015/9/28	8	3.8	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2011/6/18	61	3.1	5	14.0	[5.85]
落葉樹	2011/6/18	50	2.3	5	14.8	[5.85]
落葉樹	2011/7/20	41	2.6	5	12.1	[5.147]
落葉樹	2011/7/20	64	1.9	5	12.7	[5.147]
落葉樹	2011/8/9	60	3.7	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2012/8/2	22	3.6	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2012/8/24	46	2.9	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2012/10/17	29	3.9	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	11	5.1	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	25	3.4	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	32	2.8	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	25	3.0	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	27	2.8	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	26	4.5	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	28	3.9	8	25.0	[5.96]
落葉樹	2012/10/17	27	4.0	7	17.5	[5.96]
落葉樹	2013/8/2	20	3.4	4	20.0	[5.9]

落葉樹	2013/8/27	47	4.5	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2014/7/30	18	4.2	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2014/8/26	29	3.4	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2014/10/15	91	5.7	4	17.5	[5.88]
落葉樹	2015/8/5	11	4.7	4	20.0	[5.9]
落葉樹	2015/8/26	38	4.9	4	20.0	[5.9]
マツ	2011/6/18	56	2.3	5	14.7	[5.85]
マツ	2011/7/19	54	4.6	5	13.7	[5.147]
マツ	2011/8/9	56	5.1	4	20.0	[5.9]
マツ	2012/8/2	27	3.9	4	20.0	[5.9]
マツ	2013/8/1	29	3.3	4	20.0	[5.9]
マツ	2014/7/29	21	3.7	4	20.0	[5.9]
マツ	2015/8/4	10	4.8	4	20.0	[5.9]
混交林	2011/7/1	91	2.3	15	9.5	[5.99]
混交林	2012/1/10	65	4.2	15	9.5	[5.99]
混交林	2012/8/27	50	4.7	17	17.5	[5.99]
混交林	2012/12/11	40	1.9	17	17.5	[5.99]
混交林	2013/7/13	68	1.5	17	17.5	[5.99]
混交林	2014/7/22	17	3.7	17	17.5	[5.99]
混交林	2015/7/25	27	2.7	17	17.5	[5.99]
混交林	2016/6/25	7	3.4	17	17.5	[5.99]
混交林	2017/7/2	6	4.6	17	17.5	[5.99]

付録 4. き の こ へ の 移行

表 4.1. き の こ の ^{137}Cs 正規化放射能濃度、 NC 値 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)

種 (和名)	タイプ ^a	F/D ^b	年	N	幾何平均	幾何標準 偏差	最小	最大
<i>Armillaria mellea</i> (ナラタケ)	W	0.11	2011	9	1.0×10^{-2}	3.8	1.2×10^{-3}	7.2×10^{-2}
			2012	12	5.5×10^{-2}	3.4	9.1×10^{-3}	7.7×10^{-1}
			2013	5	3.7×10^{-2}	3.7	5.9×10^{-3}	1.8×10^{-1}
			2014	12	3.5×10^{-2}	2.2	3.8×10^{-3}	9.4×10^{-2}
			2015	11	2.4×10^{-2}	1.5	1.3×10^{-2}	5.2×10^{-2}
			2016	15	2.5×10^{-2}	2.6	4.4×10^{-3}	2.0×10^{-1}
			2017	11	3.1×10^{-2}	2.0	6.6×10^{-3}	8.4×10^{-2}
<i>Entoloma sarcopum</i> (ウラベニホテイシメ ジ)	M	0.09	2011	6	1.2×10^{-2}	2.4	2.5×10^{-3}	3.5×10^{-2}
			2012	8	2.6×10^{-2}	4.5	4.9×10^{-3}	4.3×10^{-1}
			2013	7	2.4×10^{-2}	3.3	7.4×10^{-3}	2.6×10^{-1}
			2014	7	1.9×10^{-2}	3.9	4.3×10^{-3}	2.8×10^{-1}
			2015	7	9.7×10^{-3}	1.8	5.5×10^{-3}	3.5×10^{-2}
			2016	5	1.9×10^{-2}	3.8	6.2×10^{-3}	1.7×10^{-1}
			2017	5	2.3×10^{-2}	3.3	7.1×10^{-3}	1.4×10^{-1}
<i>Hygrophorus russula</i> (サクラシメジ)	M	0.13	2011	6	1.9×10^{-2}	1.7	1.0×10^{-2}	3.2×10^{-2}
			2012	6	4.2×10^{-2}	2.2	1.4×10^{-2}	1.1×10^{-1}
			2013	2	9.1×10^{-2}	1.1	8.4×10^{-2}	1.0×10^{-1}
			2014	6	3.0×10^{-2}	1.8	1.4×10^{-2}	7.3×10^{-2}
			2015	2	4.1×10^{-3}	1.7	2.9×10^{-3}	5.9×10^{-3}
			2016	2	3.2×10^{-2}	2.4	1.7×10^{-2}	6.0×10^{-2}
			2017	2	3.9×10^{-2}	1.4	3.1×10^{-2}	5.0×10^{-2}
<i>Hypholoma sublateritium</i> (クリタケ)	W	0.10	2013	2	5.2×10^{-2}	2.2	3.0×10^{-2}	9.0×10^{-2}
			2014	6	7.4×10^{-2}	3.0	1.9×10^{-2}	3.4×10^{-1}
			2015	2	2.1×10^{-2}	3.8	8.2×10^{-3}	5.5×10^{-2}
			2016	1	6.7×10^{-2}		6.7×10^{-2}	6.7×10^{-2}
			2017	3	4.4×10^{-2}	2.2	1.8×10^{-2}	7.4×10^{-2}
<i>Lactarius hatsudake</i> (ハツタケ)	M	0.11	2011	10	8.0×10^{-2}	3.8	3.2×10^{-3}	4.1×10^{-1}
			2012	2	3.9×10^{-1}	20.3	4.7×10^{-2}	3.3
<i>Lactarius volemus</i> (チチタケ)	M	0.11	2011	24	4.0×10^{-2}	7.1	2.0×10^{-3}	2.2
			2012	19	3.3×10^{-1}	5.1	1.9×10^{-2}	1.1×10
			2013	3	5.3×10^{-2}	2.1	2.2×10^{-2}	8.2×10^{-2}
			2014	7	3.3×10^{-2}	5.2	4.5×10^{-3}	6.5×10^{-1}

			2015	3	2.0×10^{-2}	3.0	5.9×10^{-3}	4.8×10^{-2}
			2016	3	3.4×10^{-2}	1.6	2.1×10^{-2}	5.6×10^{-2}
			2017	6	2.4×10^{-2}	2.3	9.5×10^{-3}	6.3×10^{-2}
<i>Lepista nuda</i>	L	0.09	2011	2	2.5×10^{-1}	3.1	1.1×10^{-1}	5.6×10^{-1}
(ムラサキシメジ)			2012	1	1.8×10^{-2}		1.8×10^{-2}	1.8×10^{-2}
			2013	2	5.9×10^{-2}	1.2	5.1×10^{-2}	6.8×10^{-2}
			2015	2	4.1×10^{-2}	4.8	1.4×10^{-2}	1.2×10^{-1}
			2016	2	1.4×10^{-2}	7.1	3.5×10^{-3}	5.6×10^{-2}
			2017	1	2.1×10^{-1}		2.1×10^{-1}	2.1×10^{-1}
<i>Leucopaxillus giganteus</i>	L	0.10	2011	8	5.1×10^{-3}	2.5	1.2×10^{-3}	2.6×10^{-2}
(オオイチョウタケ)			2012	4	1.5×10^{-2}	3.8	4.1×10^{-3}	7.4×10^{-2}
			2013	2	2.9×10^{-2}	1.1	2.7×10^{-2}	3.1×10^{-2}
			2014	2	3.1×10^{-2}	1.5	2.3×10^{-2}	4.2×10^{-2}
			2015	1	5.7×10^{-3}		5.7×10^{-3}	5.7×10^{-3}
<i>Panellus serotinus</i>	W	0.10	2011	1	1.7×10^{-1}		1.7×10^{-1}	1.7×10^{-1}
(ムキタケ)			2012	1	2.4×10^{-2}		2.4×10^{-2}	2.4×10^{-2}
			2013	7	5.5×10^{-2}	1.9	2.3×10^{-2}	1.8×10^{-1}
			2014	4	7.1×10^{-2}	2.1	3.5×10^{-2}	1.7×10^{-1}
			2015	4	3.2×10^{-2}	2.5	1.2×10^{-2}	7.2×10^{-2}
			2016	3	5.0×10^{-2}	1.5	3.4×10^{-2}	8.0×10^{-2}
			2017	1	1.0×10^{-2}		1.0×10^{-2}	1.0×10^{-2}
<i>Pholiota lubrica</i>	L	0.08	2011	1	2.6×10^{-1}		2.6×10^{-1}	2.6×10^{-1}
(チャナメツムタケ)			2013	7	2.2×10^{-1}	3.0	2.1×10^{-2}	5.7×10^{-1}
			2014	4	2.3×10^{-1}	4.2	5.2×10^{-2}	8.2×10^{-1}
			2015	2	5.0×10^{-1}	1.3	4.1×10^{-1}	6.1×10^{-1}
			2017	2	2.3×10^{-1}	1.3	1.9×10^{-1}	2.7×10^{-1}
<i>Ramaria botrytis</i>	M	0.12	2011	8	6.8×10^{-3}	3.0	1.9×10^{-3}	3.1×10^{-2}
(ホウキタケ)			2012	1	5.1×10^{-1}		5.1×10^{-1}	5.1×10^{-1}
			2014	2	3.9×10^{-2}	1.3	3.3×10^{-2}	4.7×10^{-2}
			2015	2	2.6×10^{-2}	1.6	1.9×10^{-2}	3.5×10^{-2}
			2016	3	2.6×10^{-2}	1.6	1.6×10^{-2}	4.1×10^{-2}
			2017	4	1.1×10^{-2}	1.5	6.8×10^{-3}	1.5×10^{-2}
<i>Sarcodon aspratus</i>	M	0.13	2011	3	2.0×10^{-2}	2.5	1.1×10^{-2}	5.7×10^{-2}
(コウタケ)			2012	4	1.1×10^{-1}	2.8	4.0×10^{-2}	4.4×10^{-1}
			2013	6	5.1×10^{-2}	2.9	1.9×10^{-2}	3.7×10^{-1}
			2014	2	5.8×10^{-2}	10.9	1.1×10^{-2}	3.2×10^{-1}

			2015	2	3.9×10^{-2}	1.2	3.5×10^{-2}	4.4×10^{-2}
			2016	4	6.1×10^{-2}	3.7	1.2×10^{-2}	2.3×10^{-1}
			2017	5	4.4×10^{-2}	1.2	3.3×10^{-2}	5.2×10^{-2}
<i>Suillus bovinus</i>	M	0.09	2011	4	6.6×10^{-2}	1.7	3.7×10^{-2}	1.1×10^{-1}
(アミタケ)			2012	9	7.1×10^{-2}	5.5	7.8×10^{-3}	1.2
			2015	1	2.7×10^{-3}		2.7×10^{-3}	2.7×10^{-3}
			2017	3	1.1×10^{-2}	1.6	6.6×10^{-3}	1.6×10^{-2}
<i>Tricholoma matsutake</i>	M	0.10	2011	5	6.7×10^{-3}	6.0	8.7×10^{-4}	9.9×10^{-2}
(マツタケ)			2012	3	2.4×10^{-2}	6.7	3.7×10^{-3}	1.6×10^{-1}
			2013	9	9.8×10^{-3}	2.0	3.9×10^{-3}	2.8×10^{-2}
			2014	3	1.9×10^{-2}	4.7	3.5×10^{-3}	6.9×10^{-2}
			2015	2	2.3×10^{-2}	1.4	1.8×10^{-2}	3.0×10^{-2}
			2016	4	1.7×10^{-2}	1.4	1.1×10^{-2}	2.4×10^{-2}
			2017	6	1.7×10^{-2}	3.0	5.1×10^{-3}	6.5×10^{-2}
<i>Tricholoma portentosum</i>	M	0.10	2011	3	2.7×10^{-1}	2.8	1.4×10^{-1}	9.0×10^{-1}
(シモフリシメジ)			2012	1	3.1×10^{-2}		3.1×10^{-2}	3.1×10^{-2}
			2013	1	1.6×10^{-1}		1.6×10^{-1}	1.6×10^{-1}
			2014	1	5.5×10^{-3}		5.5×10^{-3}	5.5×10^{-3}
			2015	3	6.8×10^{-2}	3.0	3.0×10^{-2}	2.4×10^{-1}
			2016	2	3.9×10^{-2}	1.5	2.9×10^{-2}	5.3×10^{-2}

^aきのこのタイプ：L（リター分解菌）、M（菌根菌）、W（木材腐朽菌）

^bD/F 比：以下の論文からまとめた乾燥重量と湿重の比率：[5.111, 5.112, 5.114-5.116, 5.118, 5.119, 5.148, 5.149]を参照。

付録 5. 山菜への移行

表 5.1. 政府のモニタリングデータによる山菜の ^{137}Cs 正規化放射能濃度、 NC 値 ($\text{m}^2/\text{kg DM}$)^{a,b}

タイプ	和名	種名	可食部 (乾/湿 比)	年	N	幾何平均	幾何 標準 偏差	最小	最大
落葉樹	コシアブラ	<i>Eleutherococcus sciadophylloides</i>	シュート (新 芽、若芽) (0.13)	2012	57	5.2×10^{-2}	3.4	2.9×10^{-3}	8.6×10^{-1}
				2013	59	6.9×10^{-2}	2.9	3.6×10^{-3}	1.1×10
				2014	23	7.6×10^{-2}	2.6	1.4×10^{-2}	7.2×10^{-1}
				2015	21	1.1×10^{-1}	2.6	2.3×10^{-2}	6.4×10^{-1}
				2016	19	1.3×10^{-1}	3.1	1.0×10^{-2}	1.0×10
				2017	14	7.6×10^{-2}	2.6	4.9×10^{-3}	2.1×10^{-1}
				2018	48	8.7×10^{-2}	2.7	6.4×10^{-3}	4.2×10^{-1}
	クルミ	<i>Juglans sp.</i>	種子 (NA ^c)	2012	8	4.6×10^{-4}	3.1	1.3×10^{-4}	2.9×10^{-3}
				2013	12	5.0×10^{-4}	2.3	1.4×10^{-4}	2.7×10^{-3}
				2014	15	3.8×10^{-4}	1.6	1.6×10^{-4}	6.4×10^{-4}
				2015	19	3.3×10^{-4}	2.2	6.6×10^{-5}	1.1×10^{-3}
				2016	14	3.6×10^{-4}	2.9	5.1×10^{-5}	3.2×10^{-3}
				2017	16	3.8×10^{-4}	2.6	5.8×10^{-5}	2.3×10^{-3}
落葉低木	サンショウ	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	シュート (新 芽、若芽) (0.17)	2012	14	1.5×10^{-2}	2.9	2.0×10^{-3}	9.7×10^{-2}
				2013	10	5.4×10^{-3}	2.5	2.2×10^{-3}	2.3×10^{-2}
				2014	4	3.9×10^{-3}	3.5	8.2×10^{-4}	1.7×10^{-2}
				2015	3	4.2×10^{-3}	2.1	1.9×10^{-3}	8.0×10^{-3}
				2016	6	2.8×10^{-3}	1.6	1.1×10^{-3}	3.8×10^{-3}
				2017	2	5.9×10^{-3}	1.2	5.3×10^{-3}	6.6×10^{-3}
				2018	4	3.0×10^{-3}	3.6	6.9×10^{-4}	1.4×10^{-2}
	タラノメ	<i>Aralia elata</i>	シュート (新 芽、若芽) (0.12)	2012	77	1.0×10^{-2}	3.5	5.9×10^{-4}	2.7×10^{-1}
				2013	75	9.3×10^{-3}	4.1	2.5×10^{-4}	2.4×10^{-1}
				2014	46	1.2×10^{-2}	4.8	5.5×10^{-4}	3.4×10^{-1}
				2015	57	2.5×10^{-2}	2.9	1.1×10^{-3}	1.4×10^{-1}
				2016	93	1.2×10^{-2}	4.4	2.3×10^{-4}	4.3×10^{-1}
				2017	91	1.3×10^{-2}	3.6	2.5×10^{-4}	1.3×10^{-1}
				2018	123	1.7×10^{-2}	3.5	4.4×10^{-4}	4.1×10^{-1}
多年生草本	フキ	<i>Petasites japonicus</i>	葉柄 (0.07)	2012	21	3.6×10^{-3}	5.3	3.6×10^{-4}	1.9×10^{-1}
				2013	42	2.4×10^{-3}	3.4	3.2×10^{-4}	6.8×10^{-2}
				2014	16	1.3×10^{-3}	4.0	1.7×10^{-4}	3.8×10^{-2}
				2015	21	7.9×10^{-4}	2.2	1.7×10^{-4}	4.3×10^{-3}

			2016	18	9.2×10^{-4}	2.9	2.1×10^{-4}	1.1×10^{-2}
			2017	2	4.2×10^{-4}	1.3	3.6×10^{-4}	5.0×10^{-4}
			2018	4	9.5×10^{-4}	1.7	5.2×10^{-4}	1.6×10^{-3}
フキ (フキ ノトウ)	<i>Petasites japonicus</i>	花茎 (0.13)	2011	3	2.4×10^{-3}	1.5	1.5×10^{-3}	3.2×10^{-3}
			2012	51	3.2×10^{-3}	2.9	3.7×10^{-4}	6.7×10^{-2}
			2013	24	2.6×10^{-3}	3.1	5.1×10^{-4}	2.5×10^{-2}
			2014	30	1.4×10^{-3}	2.4	2.8×10^{-4}	1.2×10^{-2}
			2015	21	1.2×10^{-3}	2.4	1.9×10^{-4}	4.7×10^{-3}
			2016	29	1.3×10^{-3}	2.3	3.7×10^{-4}	9.0×10^{-3}
			2017	11	8.7×10^{-4}	1.9	3.6×10^{-4}	3.2×10^{-3}
			2018	15	1.5×10^{-3}	2.1	5.5×10^{-4}	8.2×10^{-3}
ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> <i>var. maximowiczii</i>	茎 (0.15)	2013	1	1.8×10^{-3}	NA	1.8×10^{-3}	1.8×10^{-3}
			2014	1	6.4×10^{-4}	NA	6.4×10^{-4}	6.4×10^{-4}
			2017	2	4.5×10^{-3}	2.1	2.6×10^{-3}	7.6×10^{-3}
セリ	<i>Oenanthe javanica</i>	茎,根 (0.09)	2011	7	6.1×10^{-3}	5.0	5.8×10^{-4}	1.0×10^{-1}
			2012	6	1.5×10^{-2}	7.0	1.3×10^{-3}	1.6×10^{-1}
			2014	2	1.5×10^{-3}	1.6	1.1×10^{-3}	2.1×10^{-3}
			2015	21	1.2×10^{-2}	1.4	6.1×10^{-3}	2.8×10^{-2}
			2017	1	5.3×10^{-3}	NA	5.3×10^{-3}	5.3×10^{-3}
ミヤマイラ クサ	<i>Laportea cuspidata</i>	茎 (0.08)	2012	3	2.9×10^{-3}	1.8	1.8×10^{-3}	5.5×10^{-3}
			2013	6	4.5×10^{-3}	2.2	1.7×10^{-3}	1.7×10^{-2}
			2014	3	6.7×10^{-3}	2.3	3.2×10^{-3}	1.7×10^{-2}
			2015	3	6.8×10^{-3}	1.1	6.2×10^{-3}	7.2×10^{-3}
			2016	7	5.9×10^{-3}	3.8	1.0×10^{-3}	4.6×10^{-2}
			2017	5	3.8×10^{-3}	2.0	1.5×10^{-3}	9.8×10^{-3}
			2018	1	6.5×10^{-3}	NA	6.5×10^{-3}	6.5×10^{-3}
モミジガサ	<i>Parasenecio delphiniifolius</i>	シュート (新 芽、若芽) (0.09)	2012	11	7.0×10^{-3}	3.4	1.0×10^{-3}	3.5×10^{-2}
			2013	9	4.3×10^{-3}	2.4	1.1×10^{-3}	1.7×10^{-2}
			2014	9	2.5×10^{-3}	2.2	8.3×10^{-4}	1.2×10^{-2}
			2015	5	2.0×10^{-3}	2.4	8.3×10^{-4}	7.8×10^{-3}
			2016	12	4.6×10^{-3}	3.0	7.8×10^{-4}	1.8×10^{-2}
			2017	9	2.8×10^{-3}	4.7	6.9×10^{-4}	4.3×10^{-2}
			2018	8	3.3×10^{-3}	2.2	1.1×10^{-3}	7.7×10^{-3}
オオバギ ウシ	<i>Hosta sieboldiana</i>	シュート (0.07)	2012	1	3.4×10^{-3}	NA	3.4×10^{-3}	3.4×10^{-3}
			2013	4	1.2×10^{-3}	2.3	4.0×10^{-4}	2.9×10^{-3}
			2014	5	2.5×10^{-3}	3.9	3.6×10^{-4}	1.6×10^{-2}

				2015	5	4.9×10^{-3}	3.0	1.4×10^{-3}	2.1×10^{-2}
				2016	2	1.4×10^{-2}	1.7	9.5×10^{-3}	2.0×10^{-2}
				2017	2	1.4×10^{-3}	1.9	8.9×10^{-4}	2.2×10^{-3}
				2018	3	6.4×10^{-4}	4.0	2.4×10^{-4}	3.1×10^{-3}
ウド	<i>Aralia cordata</i>	シュート（新芽、若芽），茎 (0.09)		2012	12	2.1×10^{-3}	4.8	2.1×10^{-4}	2.6×10^{-2}
				2013	22	2.6×10^{-3}	3.3	1.6×10^{-4}	1.5×10^{-2}
				2014	21	2.0×10^{-3}	4.3	1.3×10^{-4}	3.4×10^{-2}
				2015	13	1.1×10^{-3}	3.6	2.1×10^{-4}	1.0×10^{-2}
				2016	4	1.5×10^{-3}	1.7	9.2×10^{-4}	2.9×10^{-3}
				2017	4	1.7×10^{-3}	2.0	8.1×10^{-4}	3.7×10^{-3}
				2018	1	2.6×10^{-3}	NA	2.6×10^{-3}	2.6×10^{-3}
ウワバミソウ	<i>Elatostema umbellatum</i>	茎 (0.10)		2012	30	6.9×10^{-3}	3.9	7.2×10^{-4}	8.0×10^{-2}
				2013	32	7.6×10^{-3}	3.4	1.1×10^{-3}	9.6×10^{-2}
				2014	22	3.4×10^{-3}	2.2	6.8×10^{-4}	1.4×10^{-2}
				2015	13	5.1×10^{-3}	2.8	5.3×10^{-4}	2.6×10^{-2}
				2016	25	1.0×10^{-2}	3.6	8.5×10^{-4}	1.2×10^{-1}
				2017	22	5.0×10^{-3}	2.8	7.9×10^{-4}	2.2×10^{-2}
				2018	17	3.5×10^{-3}	3.9	5.3×10^{-4}	4.8×10^{-2}
竹	タケノコ	<i>Phyllostachys bambusoides</i> , <i>P. heterocycle</i> , <i>P. nigra</i> var. <i>henonis</i> etc.	シュート（新芽、若芽） (0.11)	2011	69	2.4×10^{-2}	1.7	7.1×10^{-3}	9.3×10^{-2}
				2012	206	2.2×10^{-2}	3.0	1.8×10^{-3}	1.9×10^{-1}
				2013	426	9.4×10^{-3}	2.5	8.0×10^{-4}	6.5×10^{-2}
				2014	629	5.7×10^{-3}	2.3	4.6×10^{-4}	5.7×10^{-2}
				2015	330	4.7×10^{-3}	2.7	4.3×10^{-4}	6.8×10^{-2}
				2016	690	5.0×10^{-3}	3.1	4.4×10^{-4}	3.8×10^{-1}
				2017	497	4.3×10^{-3}	3.2	2.9×10^{-4}	3.1×10^{-1}
				2018	455	4.8×10^{-3}	3.3	2.6×10^{-4}	4.0×10^{-1}
	チシマザサ （ネマガリタケ）	<i>Sasa kurilensis</i>	シュート（新芽、若芽） (0.07)	2011	7	6.4×10^{-3}	1.7	3.1×10^{-3}	1.2×10^{-2}
				2012	11	8.6×10^{-3}	4.6	9.4×10^{-4}	1.8×10^{-1}
				2013	8	6.3×10^{-3}	2.3	2.2×10^{-3}	3.0×10^{-2}
				2014	11	8.3×10^{-3}	3.0	2.1×10^{-3}	7.1×10^{-2}
				2015	7	4.4×10^{-3}	3.2	1.4×10^{-3}	4.1×10^{-2}
				2016	10	9.3×10^{-3}	2.8	2.9×10^{-3}	8.7×10^{-2}
				2017	6	6.8×10^{-3}	2.1	2.9×10^{-3}	1.9×10^{-2}
				2018	51	1.7×10^{-2}	3.2	1.5×10^{-3}	1.3×10^{-1}
多年生シダ	クサソテツ	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	シュート（新芽、若芽）	2012	60	1.0×10^{-2}	3.5	8.8×10^{-4}	3.9×10^{-1}
				2013	61	9.9×10^{-3}	4.7	2.5×10^{-4}	3.6×10^{-1}

			(0.11)	2014	68	1.5×10^{-2}	3.9	4.5×10^{-4}	3.4×10^{-1}
				2015	42	9.5×10^{-3}	7.0	3.5×10^{-4}	2.1×10^{-1}
				2016	80	1.2×10^{-2}	3.4	1.5×10^{-4}	2.1×10^{-1}
				2017	92	9.5×10^{-3}	2.6	3.2×10^{-4}	9.9×10^{-2}
				2018	28	8.3×10^{-3}	3.3	4.4×10^{-4}	4.3×10^{-2}
ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i>	シュート（新芽、若芽）	(0.09)	2012	54	5.4×10^{-3}	5.1	1.4×10^{-4}	3.3×10^{-1}
				2013	57	4.5×10^{-3}	6.0	3.0×10^{-4}	5.1×10^{-1}
				2014	52	3.0×10^{-3}	4.6	1.8×10^{-4}	9.1×10^{-2}
				2015	52	1.5×10^{-2}	8.5	3.7×10^{-4}	1.2
				2016	46	4.1×10^{-3}	5.3	3.1×10^{-4}	6.4×10^{-1}
				2017	25	2.2×10^{-3}	2.9	3.3×10^{-4}	1.6×10^{-2}
				2018	73	2.0×10^{-2}	5.9	2.4×10^{-4}	8.3×10^{-1}
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	シュート（新芽、若芽）	(0.09)	2012	20	3.2×10^{-2}	4.3	3.2×10^{-3}	3.8×10^{-1}
				2013	23	8.9×10^{-3}	4.0	7.6×10^{-4}	1.5×10^{-1}
				2014	15	8.0×10^{-3}	5.9	4.5×10^{-4}	1.2×10^{-1}
				2015	27	4.2×10^{-2}	4.5	2.1×10^{-3}	8.6×10^{-1}
				2016	22	1.8×10^{-2}	4.6	5.1×10^{-4}	3.5×10^{-1}
				2017	18	8.5×10^{-3}	3.2	1.1×10^{-3}	3.8×10^{-2}
				2018	24	2.0×10^{-2}	3.4	1.1×10^{-3}	2.1×10^{-1}
ツル	アケビ	<i>Akebia quinata</i> (<i>A. trifoliata</i>)	果実 (0.16)	2011	13	3.0×10^{-3}	2.2	6.4×10^{-4}	1.1×10^{-2}
				2012	8	1.7×10^{-3}	2.9	4.0×10^{-4}	6.2×10^{-3}
				2013	5	1.8×10^{-3}	3.1	4.9×10^{-4}	1.0×10^{-2}
				2014	3	1.1×10^{-3}	2.9	3.2×10^{-4}	2.0×10^{-3}
				2015	5	3.0×10^{-4}	3.1	9.6×10^{-5}	1.4×10^{-3}

^a NCは、湿潤／乾燥比[5.124, 5.125, 5.158–5.160, 5.150–5.157]を用いて、生重ベース（m²/kg FM）から乾燥重量ベース（m²/kg DM）に変換した

^b 栽培物のデータは分析から除外した。しかし、2011年のデータでは栽培を識別する情報がなかった。

^c クルミの乾湿比がわからないため、結果は生重量ベースで示した。