

平成 2 3 年度安全な「きのこ原木」の安定供給対策事業 報告書

平成 24 年 2 月
森林総合研究所

目次

	頁
はじめに	2
成果報告	
1. 「きのこ原木」に与える放射性物質の影響に関する知見の収集・分析	3
1-1. シイタケ等栽培きのこの移行係数に係わる知見	3
1-2. きのことへの放射性物質の移行低減に係わる知見	5
2. 福島第一原発の周辺地域のサンプリング調査及び影響調査	6
2-1. きのこと原木の放射能濃度の初回調査	6
2-2. きのこと原木の放射能濃度の継続調査	15
2-3. 調査地の調査	17
2-4. きのこと原木の表面線量率と放射能濃度の関係	21
2-5. きのこと原木の玉切り部位による原木の放射能濃度について	22
2-6. きのこと原木の樹皮、辺材、心材の放射性セシウムの放射能濃度	23
2-7. シイタケ菌床栽培における移行係数調査	25
3. 原木シイタケの影響調査	28
3-1. シイタケ原木栽培における放射性物質の移行調査	28
4. 安全なきのこと原木の安定供給方策の取りまとめ	31
5. その他	32
6. まとめ	34
謝辞	35
引用文献等	35

はじめに

1) 事業の目的

東京電力福島第一原子力発電所事故（以後、原発事故と記す）による放射性物質の飛散と、それによる農作物への被害等が生じています。農作物の安全性の調査や必要に応じ出荷制限等の措置は講じられていますが、風評被害等の混乱も生じています。本事業では、食品としての「きのこ」だけでなく、その生産基盤である「きのこ原木」への放射性物質の影響について調査し、きのこ原木の安全性を検証するとともに、安全な「きのこ原木」等の安定供給方策等を取りまとめ、きのこ生産への風評被害等の防止を図ることとします。

2) 事業発注者

農林水産省林野庁

3) 事業期間

平成 23 年度（1 年間）

4) 事業内容

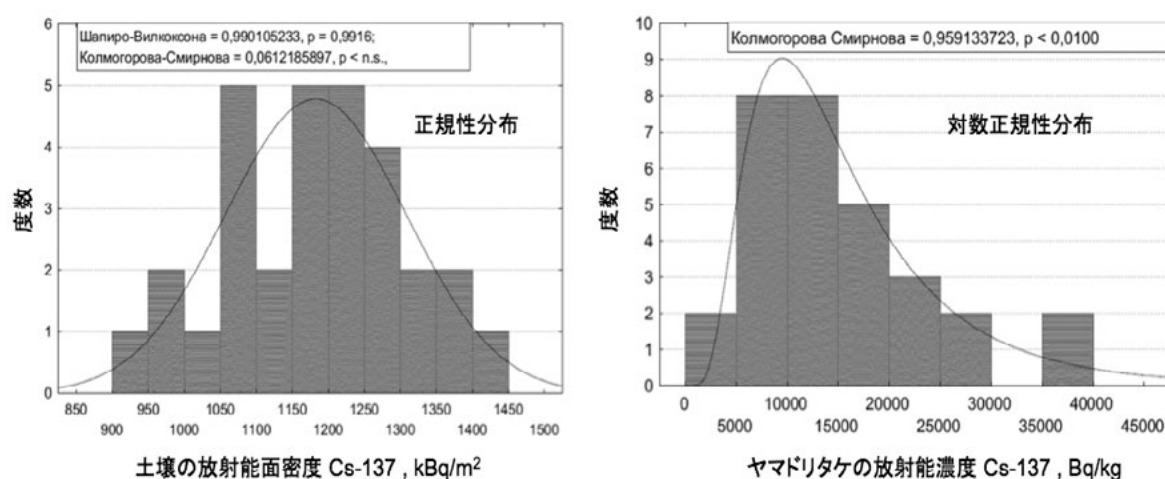
- (1) 「きのこ原木」に与える放射性物質の影響に関する知見の収集・分析
- (2) 福島第一原発の周辺地域のサンプリング調査及び影響調査
- (3) 原木シイタケの影響調査
- (4) 安全なきのこ原木の安定供給方策の取りまとめ

1. 「きのこ原木」に与える放射性物質の影響に関する知見の収集・分析

1-1. シイタケ等栽培きのこの移行係数に係わる知見

- 1) 杉山ら (1990)¹⁾は、チェルノブイリの原発事故 (1986 年 4 月) から 3 年 6 ヶ月後に収集した野生きのここと原木栽培シイタケの Cs-137 濃度の測定から、菌根性きのこ (キヌメリガサとクロカワ) が、野生の腐生性きのこ (クリタケとハイイロシメジ) と原木栽培シイタケに比べて Cs-137 濃度が 1 桁高いレベルであるが、3 者の移行係数は、0.1~1 の範囲にあり、大きな違いがないことから、きのこの Cs-137 濃度の違いは、きのこの生息基質 (の放射能濃度) に依存すると推察した。また、原木シイタケ栽培における移行係数 (シイタケの傘の Cs-137 濃度/樹皮の Cs-137 濃度、シイタケは生重量で、樹皮は乾重量当たり) として、コナラほだ木で、0.23、クヌギほだ木で、0.12 を報告した。ほだ木の履歴や、樹皮に付着した放射性セシウムの 3 年半の間の動態が不明なため、この移行係数を、本調査で得た移行係数と正確に比較することはできないが、仮に、p23 に示すコナラほだ木の樹皮と全体の放射性セシウムの放射能濃度比 1 対 0.28 を用いて、ほだ木全体の放射能濃度あたりに換算すると、移行係数は 0.82 となる。また、チェルノブイリの原発事故後に、新たに調製されたほだ木と仮定すれば、コナラ原木の樹皮と全体の放射性セシウムの放射能濃度比 1 対 0.146 を、換算の試算に用いることも有益と考える。この場合は、移行係数は 1.92 となる。これらのことから、杉山らの得た移行係数は、本調査で得た移行係数と同程度と判断する。
- 2) 三宅ら (2008)²⁾は、ヒラタケ、エノキタケ、ブナシメジ、エリンギ、ナメコ、マイタケ、シイタケの 7 種の栽培きのこの Cs-137 の放射能濃度の平均値が 0.25Bq/kg (生重量)、移行係数が、0.11~0.53 と報告し、移行係数は、杉山ら (1990) の報告の値と同程度と判断している。菌床シイタケの移行係数は、0.20~0.41 と、ヒラタケやエノキタケの移行係数の 0.11~0.19 と比べて高いが、最も高い移行係数は、マイタケの 0.53 となっている。栽培期間が不明なため、確かなことは言えないが、ヒラタケやエノキタケの様な栽培期間の短いきのこで、移行係数が低く、ナメコや、シイタケ、マイタケの様な栽培期間の長いきのこで、移行係数が高くなっていると推察できる。その他、論文のデータを解析すると、きのこの種類に係わらず、菌床の放射能濃度と子実体の放射能濃度には、正の相関性 (相関係数 0.935) が見られる。
- 3) Wang ら (1998)³⁾は、1994 年に台湾の施設栽培きのこ 16 種について、Cs-137 の放射能濃度を測定し、その平均値が 1.0Bq/kg (乾重量) 未満であること、エノキタケとシイタケの移行係数 (乾重量/乾重量) が、10 程度、3.8 未満であることを報告した。この値を、論文中の子実体の乾重量と生重量の比の値を用いて、子実体の生重量での移行係数の値に換算すると、それぞれ、0.93 程度、0.323 未満と算定できる。

- 4) Perevolotsky (2006)⁴⁾は、チェルノブイリ原発事故の環境への影響調査の報告をまとめた著書「森林 biogeocenosis における ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の分布」のなかで、50m四方の区画で調査した結果、土壌の放射能面密度(kBq/m^2)の分布は正規分布するが、収集したヤマドリタケ子実体 30 個体の Cs-137 の放射能濃度の分布は対数正規分布することを報告した(下図参照)。また、森林のきのこ子実体への汚染土壌からの Cs-137 の移行係数($\text{n} \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}$)を土壌の放射能面密度を基に、移行係数 $5 \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}$ 以下は、ナラタケ (*Armillariella mellea*)、マントカラカサダケ近縁種 (*Macrolepiota*)、ホコリダケ (*Lycoperdon perlatum*)、移行係数 $5 - 20 \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}$ は、アンズタケ (*Cantharellus cibarius*)、ヤマイグチ属 (*Leccinum*)、ヤマドリタケ、キンチャクヤマイグチ近縁種 (*Leccinum aurantiacum*)、シモフリシメジ (*Tricholoma portentosum*)、移行係数 $20 - 50 \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}$ は、ウグイスチャチチタケ (*Lactarius necator*)、ベニタケ属全種、*Masked Tricholoma*、カラハツタケ (*Lactarius torminosus*)、移行係数 $50 \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}$ 以上は、ニセイロガワリ (*Xerocomus badius*)、ヌメリイグチ (*Suillus luteus*)、ヒダハタケ (*Paxillus involutus*) と 4 群に分け報告した。



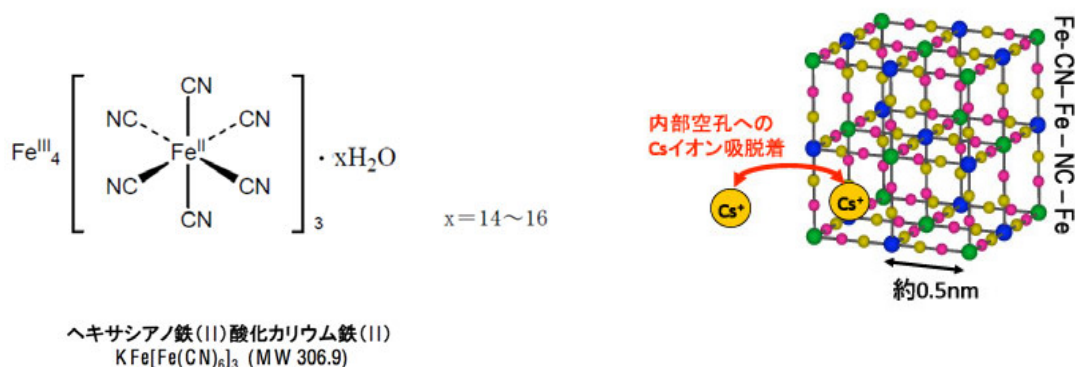
同一調査地における土壌の放射能面密度ときのこの放射能濃度の関係

出展: Perevolotsky (2006)

1-2. きのこへの放射性物質の移行低減に係わる知見

- 1) 杉山ら (1993、2000)⁵⁻⁶⁾は、ヒラタケの菌床栽培実験で、セシウムもカリウムも新たに添加しない条件での Cs-137 の移行係数を 21.2 (乾重量/生重量)、或いは、3.23 (生重量/生重量) と報告した。また、セシウムの安定同位体の移行係数は、Cs-137 とほぼ同じ値であることを報告した。さらに、培地のカリウム濃度を 0.1% とした場合、移行係数が、3 割程度減少することを報告した。
- 2) 杉山ら (2008)⁷⁾は、セシウムがヒラタケ菌糸中で、ポリリン酸と複合体を作り液胞等に捕捉されていると報告した。
- 3) 杉山ら (1994)⁸⁾は、富士山で採取した 32 種の野生きのこについて、Cs-137 の移行係数 (きのこは生重量で、基質は乾重量当たりで計算) の平均値を 0.96 ± 0.99 、最大値を 4.00 と報告した。一方、カリウムの移行係数は 0.7 ± 0.61 、最大値は 1.27 と報告した。さらに、土壌 (基質) pH が酸性側に傾くにつれ、移行係数と子実体の Cs-137 濃度が増加することや、移行係数と子実体の Cs-137 の濃度に正の相関があることを報告した。しかし、後者の相関は、本調査では、検出できなかった。この相関は、前者の pH の影響を踏まえることなしに、解析したため生じた結果と推察する。
- 4) 平出ら (2012)⁹⁾は、ヒラタケの菌床栽培でのセシウム含有量を調査し、塩化カリウム、プルシアンブルー (フェロシアン化鉄 (III))、ゼオライトを、培地に添加した培地では、培地からヒラタケ子実体へのセシウムの移行が低減されることを報告した。とりわけ、医薬として承認されているプルシアンブルーの培地への添加では、著しい低減効果を示すことを発見した。

プルシアンブルーの化学構造



(出展、放射線医学総合研究所)

(出展、産業技術総合研究所)

2. 福島第一原発の周辺地域のサンプリング調査及び影響調査

2-1. きのこ原木の放射能濃度の初回調査

調査方法等

- 1) 原木収集は、平成 23 年 7 月 26 日～8 月 10 日に実施した。
- 2) おが粉調製は、平成 23 年 8 月 3 日～8 月 12 日に実施した。
- 3) 放射能測定は、平成 23 年 8 月 10 日～9 月 2 日に実施した。測定日は、原発事故後 136 日～174 日にあたる。この間、総放射能セシウム量は 1.045%減衰するが、測定値は、測定日の結果で表示した。
- 4) 調査地は、図 1 に示すように東京電力福島第一原子力発電所（以後、原発と記す）からの距離で、30～50km 圏に 10 箇所、50～100km 圏に 11 箇所、100～150km 圏に 11 箇所、150～200km 圏に 8 箇所、計 40 箇所を設定した。県別では、岩手県に 1 箇所、山形県に 3 箇所、宮城県に 5 箇所、福島県に 23 箇所、新潟県に 2 箇所、栃木県に 3 箇所、群馬県に 2 箇所、千葉県に 1 箇所の計 8 県に跨る調査地を設けた。対照区には、原発から 700km 程度離れている兵庫県、岡山県、徳島県の調査地を選んだ。

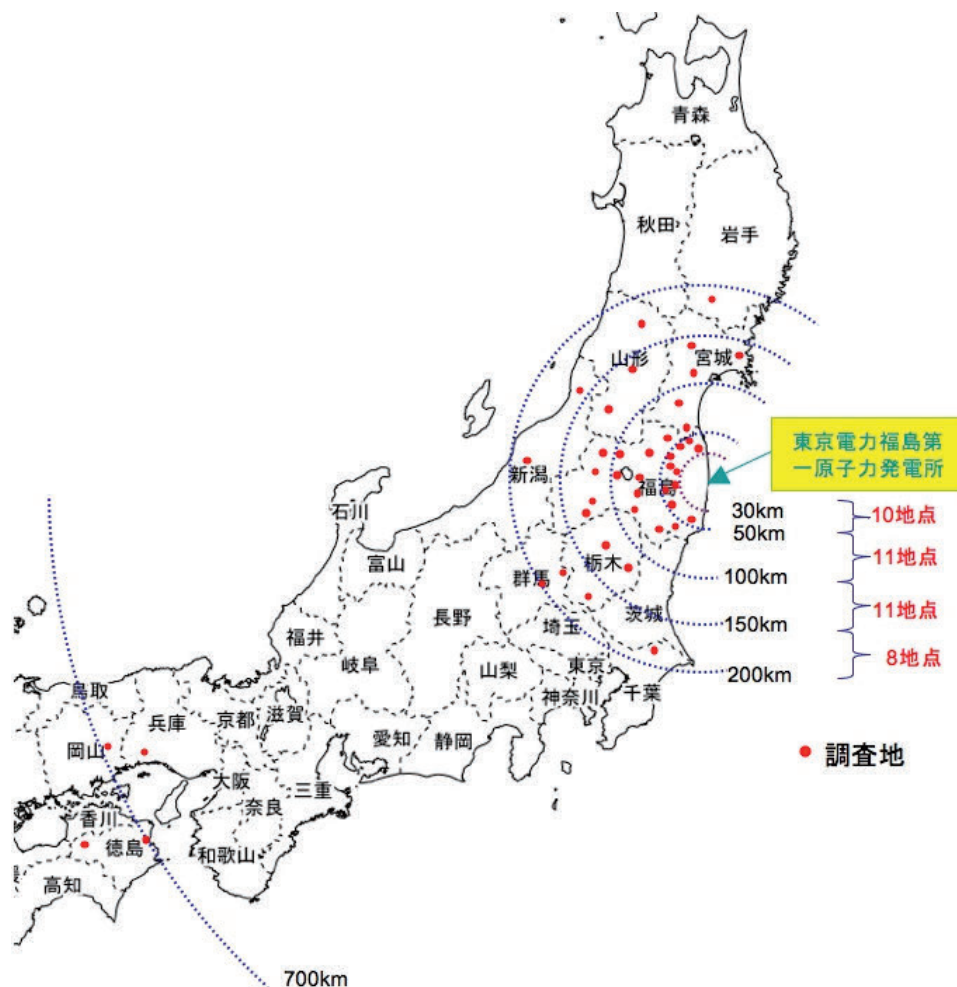


図 1. 調査地の設定

調査地の住所は表 1 等に示した。調査では、各調査地 3 本ずつコナラ立木を伐倒し、計 120 本の原木を収集した。また、対照区のお原木は、徳島県の 2 調査地からクヌギを各 1 本ずつ計 2 本、兵庫県の 1 調査地からコナラ 2 本、岡山県の 1 調査地からコナラ 1 本を譲り受けた。

- 5) 測定用検体の調製は、収集した原木（末口径の平均値 15.5cm (6.5～16.3cm)、長さ 120cm) を、端から 45cm と 75cm の位置で切断し、その中央部の 30cm 長の丸太を取り出し、軸方向に二等分、或いは、4 等分に切断後、等分した原木片から、おが粉を調製し、60℃ 2 日間以上乾燥後、測定試料（検体）とした。樹皮、辺材、心材のおが粉は、同様に、等分した原木片から調製し、検体とした（図 2）。

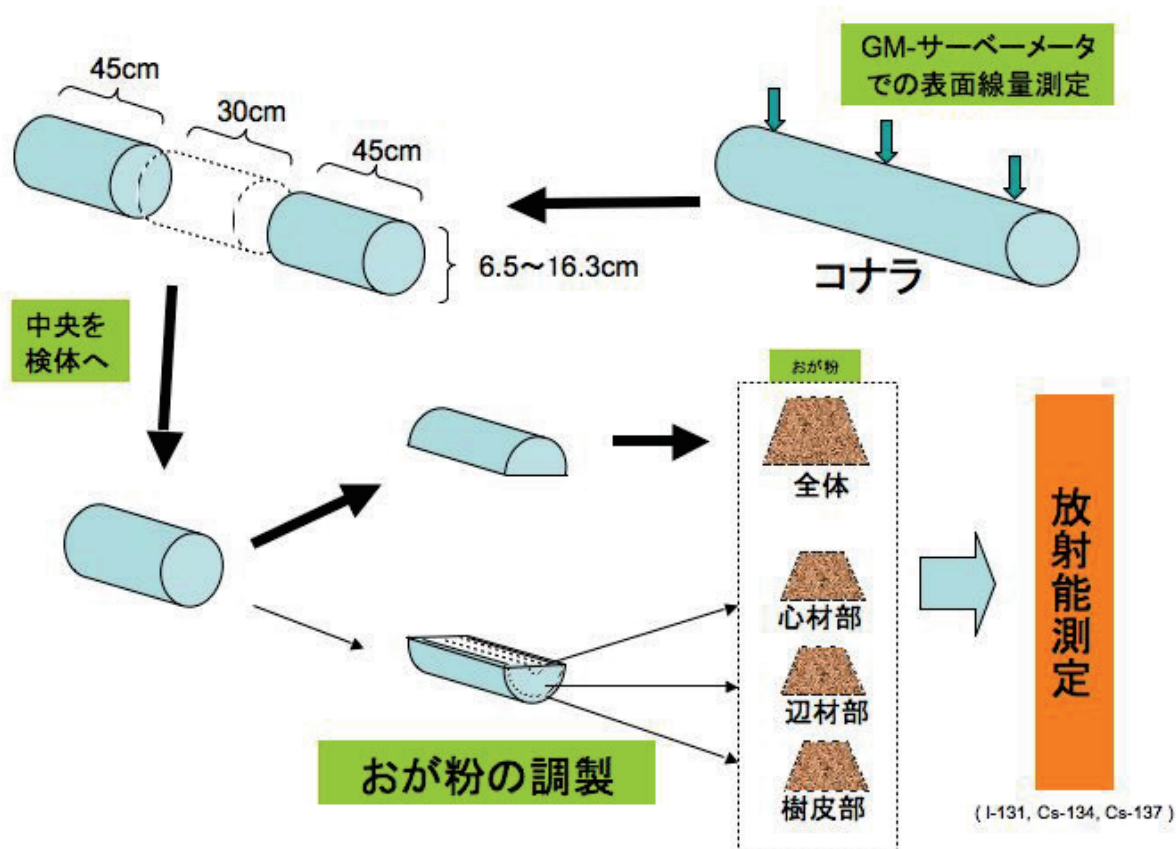


図 2. きのこ原木の放射能測定法

- 6) 放射能測定は、分析機関へ委託し、ゲルマニウム半導体検出器を用いて、検体の 3 核種、ヨウ素 131 (I-131)、セシウム 134 (Cs-134)、セシウム 137 (Cs-137) の放射能濃度を定量した。測定時間は、U8 容器では、3600 秒測定（検出下限は 30 ベクレル (Bq) /kg 程度）、2L マリネリ容器では、1800 秒測定（検出下限は 5Bq /kg 程度）で行った。検出下限値以下は、その値以下と表記した。原木の表面線量率は、Aloka 製、 $\beta(\gamma)$

GM-サーベーターの型式 TGS-121 を用いて、原木の両端から 4cm 程度の位置と中央の 3 箇所、樹皮表面に直立させるように検出部を接触させ、30 秒間の測定で求めた（写真参照）。

- 7) 調査地の原木の放射能濃度は、調査地で伐倒収集した 3 本の原木の総放射性セシウム放射能濃度の平均値として表記した。放射能濃度の単位は Bq/kg (乾重量) で表した。また、総放射性セシウムの放射能濃度は、セシウム 134 と 137 の測定値の和で表した。



きのこ原木の表面線量率の測定



おが粉の調製作業（切断された原木）

結果

測定検体全体の概要

- 1) ヨウ素 131 については、全検体で不検出であった。このため、単に、放射能濃度と表記した場合は、総放射性セシウムの放射能濃度を示す。
- 2) 検体の総放射性セシウムの放射能濃度の最大値は 3930.9Bq/kg、最小値は不検出（検出下限値 2.5Bq/kg）であった。
- 3) 各調査地の原木 3 本の平均値での総放射性セシウムの放射能濃度の最大値は 2215.2Bq/kg、最小値は 2.9Bq/kg、平均値は 452.9Bq/kg であった。対照区の木については、いずれも、総放射性セシウムは、不検出であった。
- 4) 各調査地の 3 本の測定値の最小と最大の比の最大値は 6.85、最小値は 1.12 で、平均値は 2.55 であった。
- 5) 総放射性セシウムの放射能濃度に占めるセシウム 134 とセシウム 137 の割合を、測定日での比の平均値で表すと、0.868 対 1 であった。
- 6) 原木の表面線量率の平均値は $0.53 \mu\text{Sv/h}$ 、最大値は $1.2 \mu\text{Sv/h}$ 、最小値は $0.3 \mu\text{Sv/h}$ であった。作業場所（つくば市）の地表から高さ 1m の空間線量は、 $0.5 \mu\text{Sv/h}$ （測定日、平成 23 年 8 月 3 日）であった。

調査地の原発からの距離とこの原木の放射能濃度の関係

原発からの距離と原木の放射能濃度の相関を調べた結果、相関係数は -0.497 で、弱い負の相関が見られた。調査地を原発からの距離で、30～50km 圏、50～100km 圏、100～150km 圏、及び 150～200km 圏の 4 群に分け、各群での原木の放射能濃度の平均値と中央値を求めると、30～50km 圏は、791.8Bq/kg と 599.5Bq/kg、50～100km 圏は、669.4Bq/kg と 513.8Bq/kg、100～150km 圏は、103.5Bq/kg と 56Bq/kg、150～200km 圏は、148.3Bq/kg と 64.3Bq/kg であった。原発からの距離が 100km 以上では、原木の放射能濃度の平均値や中央値が著しく低下することから、原発から 100km の距離が、一つの区切りとなることが分かった（表 1、図 3）。しかし、100～150km 圏と 150～200km 圏の調査地の原木の放射能濃度の中には、200Bq/kg 超える値や、565.1Bq/kg と 30～50km 圏の原木の放射能濃度の平均値程度の高い値を示す調査地（ホットスポット）が含まれるため、原木の放射能濃度の高低を原発からの距離のみで、判断することは適切でないことも明らかになった。

表1. きのこ原木の総放射性セシウムの放射能濃度分布
(原発から距離との関係)

原発からの距離	調査地(記号)	平均値(Bq/kg)	順位(※1)
30～50km圏	福島県伊達市 (ウ, I, N)	2064.9	2
	福島県田村市 (リ)	2033.0	3
	福島県相馬市 (ト)	1173.7	5
	福島県南相馬市 (ス)	643.9	8
	福島県二本松市 (ヒ, F, M)	607.7	9
	福島県二本松市 (ヌ)	591.3	10
	福島県いわき市 (サ)	314.0	14
	福島県田村郡小野町 (ヘ)	191.2	22
	福島県田村市 (ル, L, X)	154.9	24
	福島県田村郡大越町(フ)	142.8	25
平均値(30～50km圏)		791.8	12.2
50～100km圏	福島県伊達市 (タ, H, O)	2215.2	1
	福島県郡山市三穂田町	1303.6	4
	福島県郡山市 (ソ)	1030.4	6
	福島県白河市	883.0	7
	福島県二本松市	543.8	12
	宮城県伊具郡丸森町	513.8	13
	福島県東白川郡鮫川村	268.2	16
	福島県耶麻郡北塩原村	219.6	19
	福島県会津若松市 (メ, E, T)	193.0	21
	福島県いわき市 (コ, A, W)	104.4	26
	宮城県柴田郡川崎町	87.8	28
平均値(80～100km圏)		669.4	13.9
100～150km圏	宮城県大崎市	311.6	15
	栃木県塩谷郡塩谷町	266.4	17
	福島県河沼郡柳津町 (ム, D, U)	206.2	20
	福島県喜多方市 (ノ, G, V)	89.5	27
	栃木県芳賀郡茂木町 (カ, K, Q)	83.9	29
	宮城県登米市	56.0	31
	福島県南会津郡南会津町	48.6	33
	宮城県仙台市	31.4	34
	福島県南会津郡南会津町	22.4	37
	山形県西村山郡西川町	12.8	38
	山形県西置賜郡小国町	9.2	39
平均値(100～150km圏)		103.5	29.1
150～200km圏	群馬県みどり市 (イ, B, R)	565.1	11
	群馬県前橋市 (ア, C, S)	253.1	18
	千葉県成田市 (テ, J, P)	182.9	23
	栃木県栃木市	78.6	30
	新潟県村上市	50.0	32
	山形県最上郡真室川町	27.5	35
	岩手県奥州市	26.5	36
	新潟県見附市	2.9	40
平均値(150～200km圏)		148.3	28.1

※1)総放射性セシウムの放射能濃度の最大値を1とし、最小値を40とした。

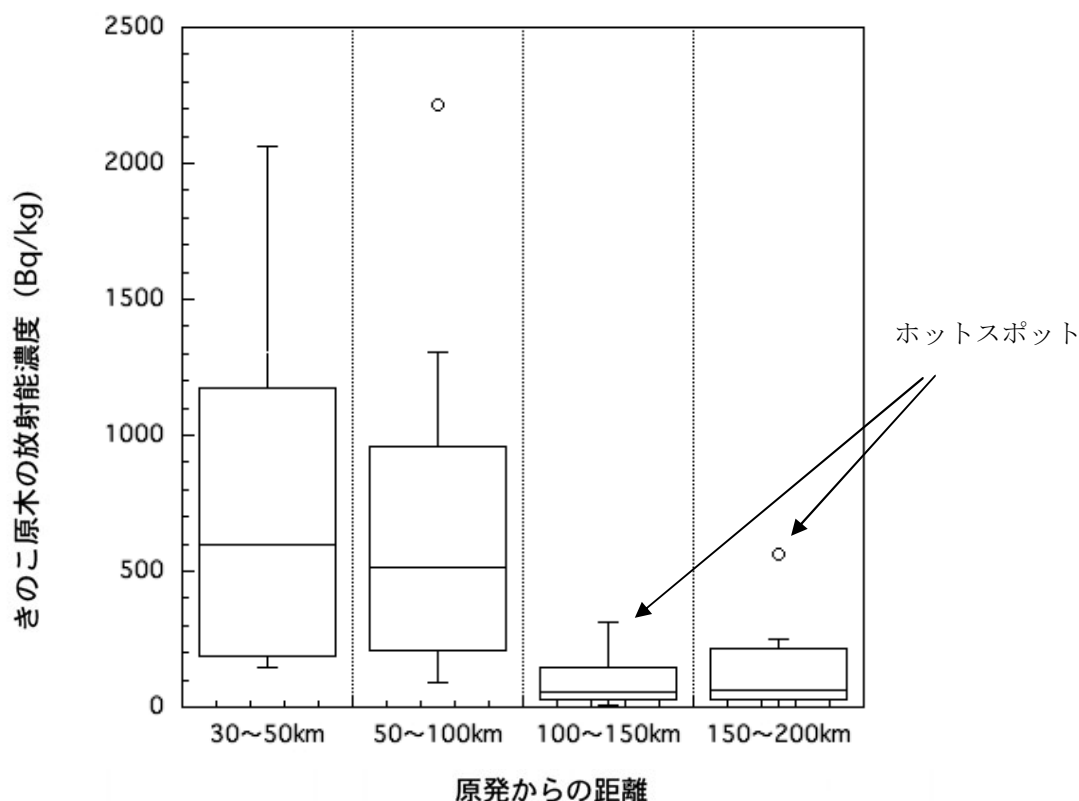


図3. 調査地の原発からの距離ときのご原木の放射能濃度
(箱ヒゲ図)

汚染マップときのご原木の放射能濃度の関係

調査地ときのご原木の放射能濃度の値を文部科学省が公表している航空機モニタリング結果の空間線量率マップ及び、放射性セシウム（セシウム 134 とセシウム 137 の和）の土壌への沈着量マップ¹¹⁻¹²⁾に上書きした結果(図 4、5)、ときのご原木の放射能濃度が 100Bq/kg 未満の調査地は、概ね、空間線量率 $0.1 \mu\text{Sv/h}$ 未満、或いは、放射性セシウムの土壌への沈着量 $10,000\text{Bq/m}^2$ 未満の地域に分布することが分かった。そこで、これらマップから調査地の空間線量率と放射性セシウムの土壌への沈着量を読み取り(表 2)、その値と調査地ときのご原木の放射能濃度の関係を調べた。ときのご原木の放射能濃度と空間線量率、並びに、ときのご原木の放射能濃度と放射性セシウムの土壌への沈着量の Spearman の順位相関係数(r_s)は、0.911 と 0.930 で、Kendall の順位相関係数(τ)は、0.794 と 0.808 であった。両相関係数の有意検定でも、相関性が強く支持できた (p 値 $< 4.89\text{e-}11$ 、統計ソフト R を用いた)。これらのことから、未調査地域のときのご原木の放射能濃度の推定に、公表されている空間線量率や放射性セシウムの土壌への沈着量のマップが役立つ可能性が示唆された。

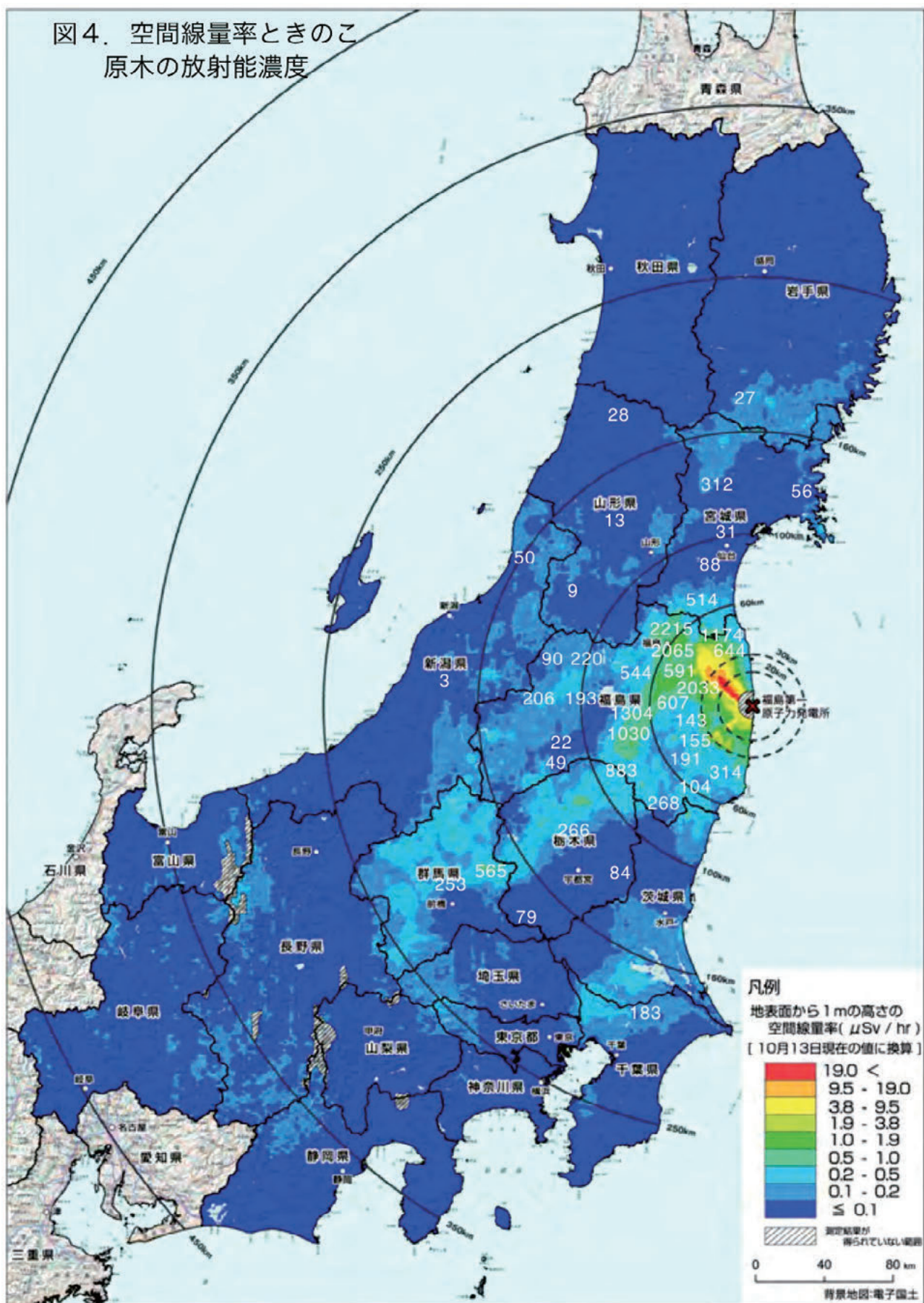
表2. きのこ原木の総放射性セシウムの放射能濃度、表面線量率、文科省等の航空機モニタリングの測定結果との関係

番号	調査地	原木の総放射性セシウムの放射能濃度(Bq/kg)(※2)	文科省等のモニタリング値(※3)		表面線量率(μSv/h)
			Cs-134+Cs-137の土壌への沈着量(Bq/m2)	空間線量率(μSv/h)	
1	福島県伊達市	2215	300K-600K	1.0-1.9	0.63
2	福島県伊達市	2065			0.64
3	福島県田村市	2033			0.90
4	福島県郡山市	1304	100K-300K	0.5-1.0	0.62
5	福島県相馬市	1174			0.51
6	福島県郡山市	1030			0.53
7	福島県白河市	883	60K-100K	0.2-0.5	0.59
8	福島県南相馬市	644			0.54
9	福島県二本松市	608	100K-300K	0.5-1.0	0.50
10	福島県二本松市	591			0.50
11	群馬県みどり市	565			0.53
12	福島県二本松市	544	60K-100K	0.2-0.5	0.49
13	宮城県伊具郡丸森町	514			0.52
14	福島県いわき市	314			0.61
15	宮城県大崎市	312	30K-60K	0.1-0.2	0.50
16	福島県東白川郡鮫川村	268			0.43
17	栃木県塩谷郡塩谷町	266			0.44
18	群馬県前橋市	253	60K-100K	0.2-0.5	0.53
19	福島県耶麻郡北塩原村	220	10K-30K		0.49
20	福島県河沼郡柳津町	206			0.49
21	福島県会津若松市	193		0.47	
22	福島県田村郡小野町	191	30K-60K	0.2-0.5	0.47
23	千葉県成田市	183	10K-30K	0.1-0.2	0.51
24	福島県田村市	155	30K-60K	0.2-0.5	0.49
25	福島県田村郡大越町	143			0.46
26	福島県いわき市	104			0.69
27	福島県喜多方市	90	10K-30K	0.1-0.2	0.49
28	宮城県柴田郡川崎町	88	10K以下	0.1以下	0.48
29	栃木県芳賀郡茂木町	84			0.54
30	栃木県栃木市	79			0.62
31	宮城県登米市	56			0.48
32	新潟県村上市	50	10K以下	0.1以下	0.51
33	福島県南会津郡南会津町	49			0.44
34	宮城県仙台市	31			0.49
35	山形県最上郡真室川町	28			0.50
36	岩手県奥州市	26	10K-30K	0.1-0.2	0.42
37	福島県南会津郡南会津町	22	10K以下	0.1以下	0.47
38	山形県西村山郡西川町	13			0.50
39	山形県西置賜郡小国町	9			0.46
40	新潟県見附市	3			0.56

※2) 小数点以下を四捨五入した値で表示

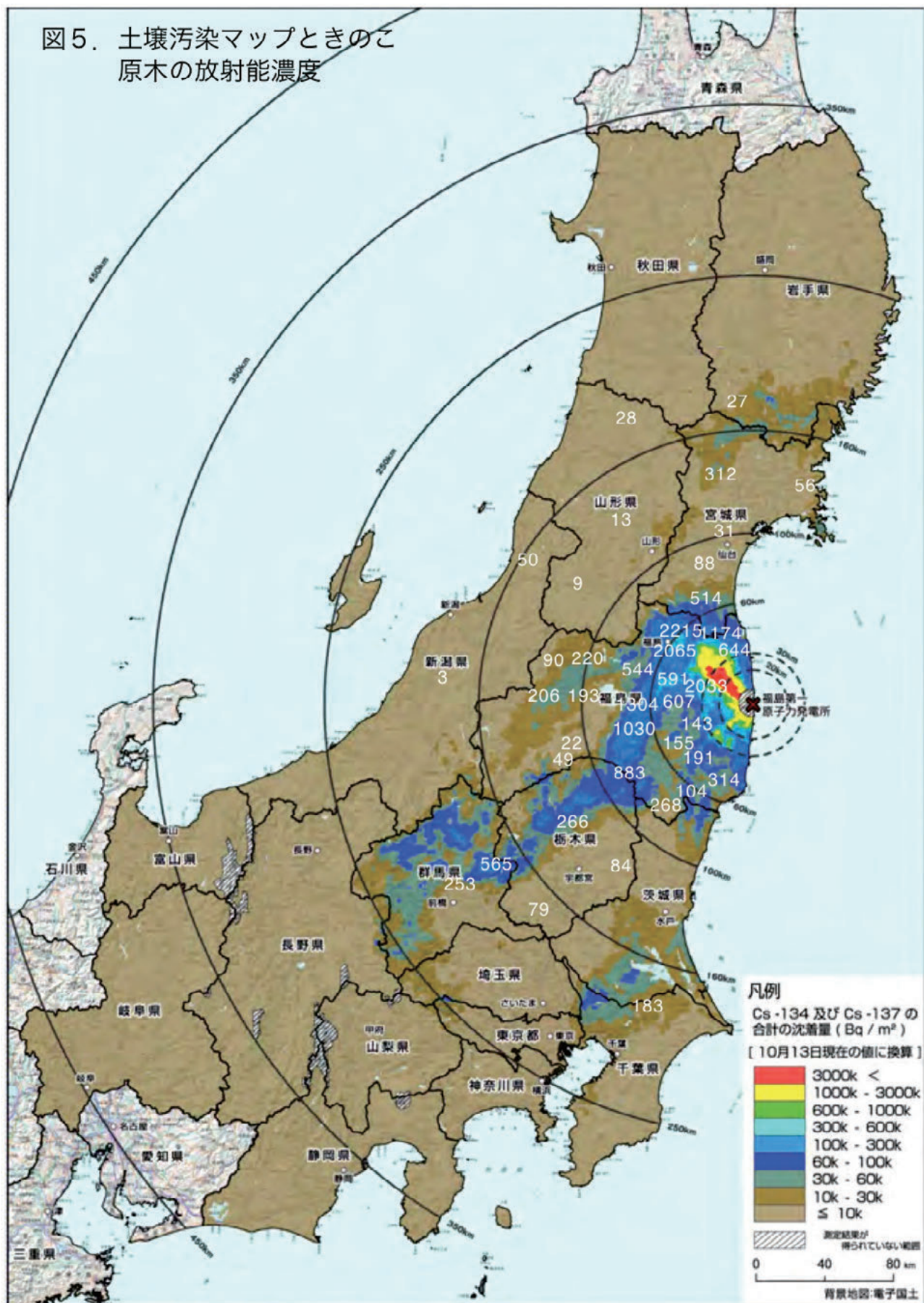
※3) 文部科学省による、岩手県、静岡県、長野県、山梨県、岐阜県、及び富山県の航空機モニタリングの測定結果、並びに天然核種の影響をより考慮した、これまでの航空機モニタリング結果の改訂について(報道発表、平成23年11月11日、文部科学省)

図4. 空間線量率とときのこ
原木の放射能濃度



※本マップには天然核種による空間線量率が含まれています。

図5. 土壌汚染マップときのこ
原木の放射能濃度



2-2. きのか原木の放射能濃度の継続調査

初回調査で設定した 40 調査地の中から、12 調査地を選び、10 月上旬及び 12 月上旬に、きのか原木の放射能濃度の継続調査を実施した。方法等は、初回の調査法に則して行った。空間線量測定は、NaI シンチレーションサーベメータ AlokaTCS-172B、時定数 10 秒で行った。表 3 は、各継続調査地で収集した 3 本の原木の放射性セシウムの放射能濃度の平均値を、調査月別に示す。図 6 は、各調査地での、原木の放射能濃度の経時的な変化を示す。また、図 7 は、各調査地での 3 本の原木の放射能濃度のばらつきの指標となる変動係数の分布を示す。変動係数の平均値は、0.4 程度であるため、10 月、12 月の各調査地での、きのか原木の放射能濃度は、初回調査で得た原木の放射能濃度と概ね同じ値であることが分かった。このことから、原木に付着した放射性セシウムは、4 ヶ月間程度では、雨水等による溶出作用により、著しく、原木から流出或いは、消失することがないことが分かった。

表3. 継続調査地のきのか原木の放射能濃度と、調査地の環境調査結果

調査地 (記号)	きのか原木の放射能濃度(Bq/kg)			空間線量率 (μ Sv/hr)1mの高さ ¹⁾	土壌の放射性セシウムの 放射能濃度(Bq/kg) ²⁾
	8月調査	10月調査	12月調査		
伊達市2 (ウ, I, N)	2064.9	2607.0	1551.4	2.362	8109.0
伊達市1 (タ, H, O)	2215.2	2260.0	1677.2	1.603	5818.0
二本松市 (ヒ, F, M)	607.7	830.5	649.9	0.532	4584.8
みどり市 (イ, B, R)	565.1	400.9	270.7	0.282	2084.7
田村市 (ル, L, X)	154.9	182.7	149.9	0.209	919.5
いわき市 (コ, A, W)	104.4	221.1	141.2	0.206	1685.0
河沼郡柳津町 (ム, D, U)	206.2	269.6	186.3	0.168	2349.8
前橋市 (ア, C, S)	253.1	207.1	174.1	0.168	1272.1
喜多方市 (ノ, G, V)	89.5	299.3	99.7	0.158	333.0
千葉県成田市 (テ, J, P)	182.9	91.7	99.4	0.120	1685.0
会津若松市 (メ, E, T)	193	139.2	369.5	0.106	550.0
芳賀郡茂木町 (カ, K, Q)	83.9	44.3	62.8	0.069	362.5

注1: 調査地の空間線量率と土壌の収集は、11月中旬～12月上旬に実施した。

注2: 土壌は、採取原木の根本の位置で、深さ5cmまでの土壌を、各調査地3箇所集め、その3つ土壌を混合し測定した。

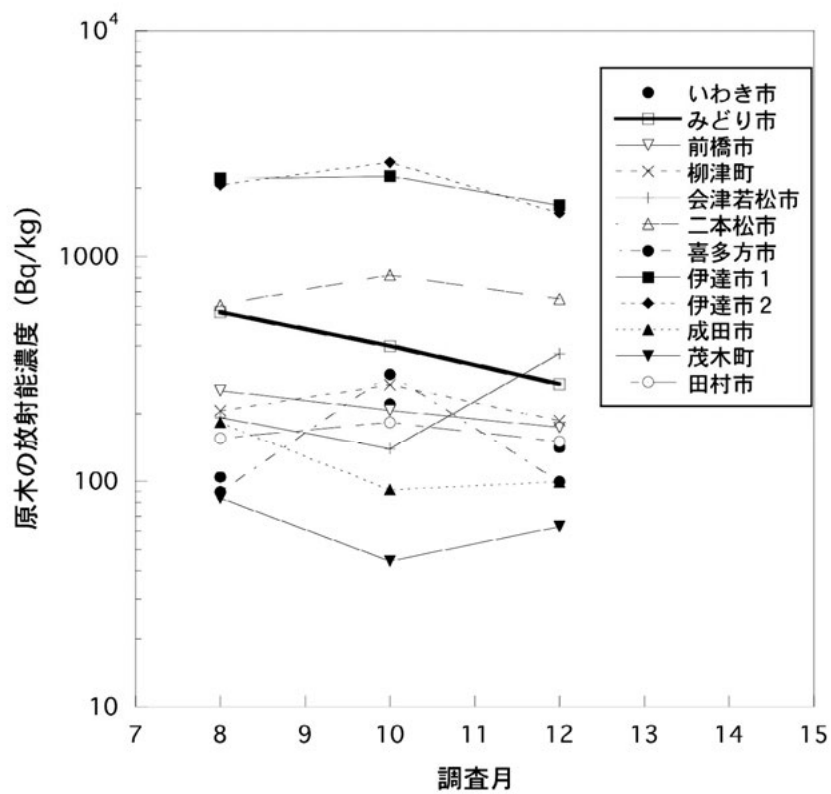


図6. 原木の放射能濃度の経時変化

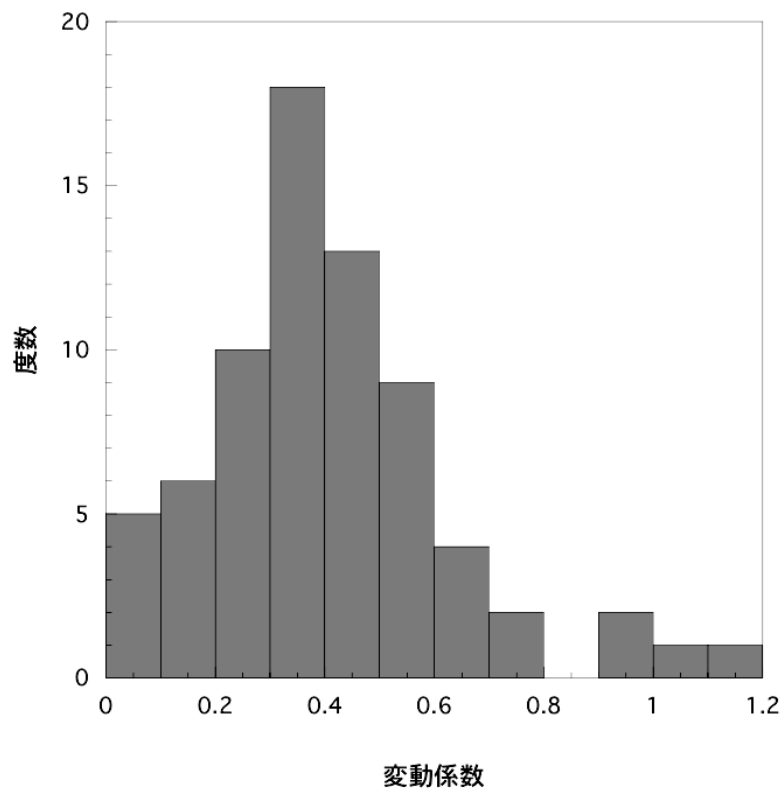


図7. 同一調査地で採取した原木の放射能濃度の変動係数の分布

2-3. 調査地の調査

継続調査では、選定した 12 調査地の現地調査を行い、収集した原木の伐根の位置で、地表から 1m の高さの空間線量測定と、地表から深さ 5cm 程度までの土壌収集を、各調査地当たり 3 箇所程度行った。収集した土壌は調査地毎、一緒に混合し一つの検体とし、放射能濃度を測定した(表 3)。図 8 は、調査地の空間線量率と、土壌ときこの原木の放射性セシウムの放射能濃度の関係を示す。図 9 は、調査地の土壌の放射能濃度と収集いたきのこの原木の放射能濃度の関係を示す。空間線量率(x)ときこの原木(y)及び土壌の放射性セシウムの放射能濃度(z)は、一次の対数関数式 $y = 1115.4 + 1133\log(x)$ 及び $z = 5399.9 + 4993\log(x)$ で回帰出来ることが分かった。また、土壌ときこの原木の放射性セシウムの放射能濃度の関係も、一次直線式 $y = 0.212 z - 73.30$ で回帰できることが分かった。一方、文部科学省の公表する汚染マップでは、土壌の放射能の測定値に放射能面密度(Bq/m²)が用いられている。土壌の放射能面密度 a から放射能濃度 z (Bq/kg)に換算することは、厳密には出来ないとされているが、日本弁護士連合会の資料¹⁰⁾を参照すると、 $z = 0.015384 a$ の換算式や、空間線量率 x と放射能面密度 a の換算式として、 $a = 283650 x$ の式を導くことが可能である。これらの換算式を用いて、表 3 の調査地(伊達市 2)の空間線量率 2.362 μ Sv/h から、土壌の放射能濃度を算定すると、10,307.0 Bq/kg となる。実測した土壌の放射能濃度は、8,109 Bq/kg であることから、換算式では 20%程度高く見積もられることが分かった。これは、空間線量の測定では、主に γ 線量が影響するため、調査地の空間線量では、周辺の γ 線量も影響するためと考えられる。とりわけ、周囲に山が迫る調査地の空間線量率は、仮に、土壌の放射能濃度が同じである場合でも、平地の調査地と比べ、よりは高い空間線量率を示すことが考えられる。文科省の空間線量率の汚染マップの値を、きのこの原木の放射能濃度の推定に活用する場合は、調査地の周囲の地形等環境の影響で、空間線量率が高く算定される可能も考慮することが必要である。



調査地の環境調査

9 調査地の環境



調査地（前橋市）



調査地（いわき市）



調査地（二本松市）



調査地(田村市)



調査地（伊達市 2）



調査地（会津若松市）



調査地（喜多方市）



調査地（柳津町）



調査地（茂木町）

きのこ原木の採取作業
調査地（群馬県）



伐倒作業 1



伐倒作業 2



伐倒作業 3（みどり市）



玉切り作業



搬出作業

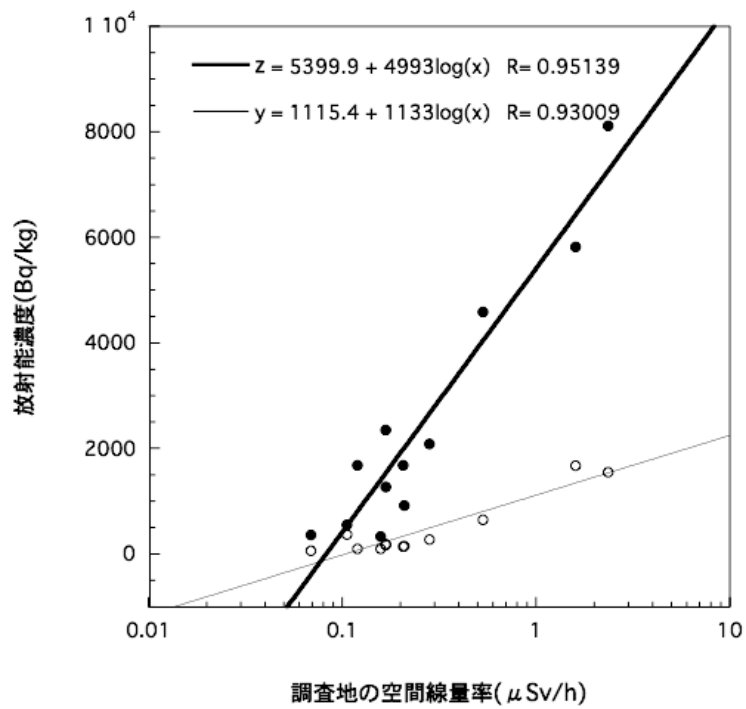


図8. 空間線量率、土壌の放射能濃度、原木の放射能の関係

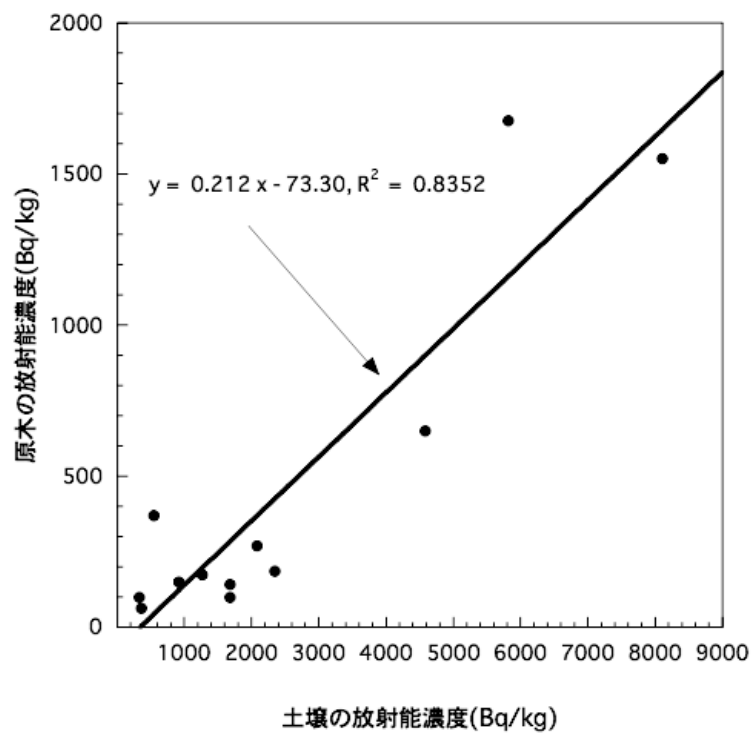


図9. 調査地の土壌の放射能濃度と原木の放射能濃度の関係

2-4. きのか原木の表面線量率と放射能濃度の関係

きのか原木の放射能濃度の簡易な指標として、原木の表面線量率の利用の可能性を検討した。各調査地の3本の原木の両端と中央の3箇所表面線量率を測定し、その平均値を調査地のきのか原木の表面線量率とした(表2)。原木の表面線量率の平均値は $0.53 \mu\text{Sv/h}$ 、最大値は $1.2 \mu\text{Sv/h}$ 、最小値は $0.3 \mu\text{Sv/h}$ であった。調査地単位での原木の表面線量率の平均値は 0.52 、最大値は $0.9 \mu\text{Sv/h}$ 、最小値は $0.38 \mu\text{Sv/h}$ であった。図10は調査地単位での原木の放射能濃度と表面線量率の関係を示す。原木の表面線量率と放射能濃度の相関係数は 0.648 ($r^2 = 0.420$)で、相関係数が 0.6 以上なので弱い正の相関があることが分かった。しかし、局所的に分析すると、原木の放射能濃度が 500Bq/kg 以上では、相関係数は 0.749 で正の相関が強くなるが、逆に、 500Bq/kg 未満では、相関係数は 0.027 と無相関を示した。このため、原木の放射能濃度が 500Bq/kg 未満と低い場合では、表面線量率のばらつきが大きく、表面線量率をきのか原木の放射能濃度の高低を測る簡易な指標に出来ないことが分かった。

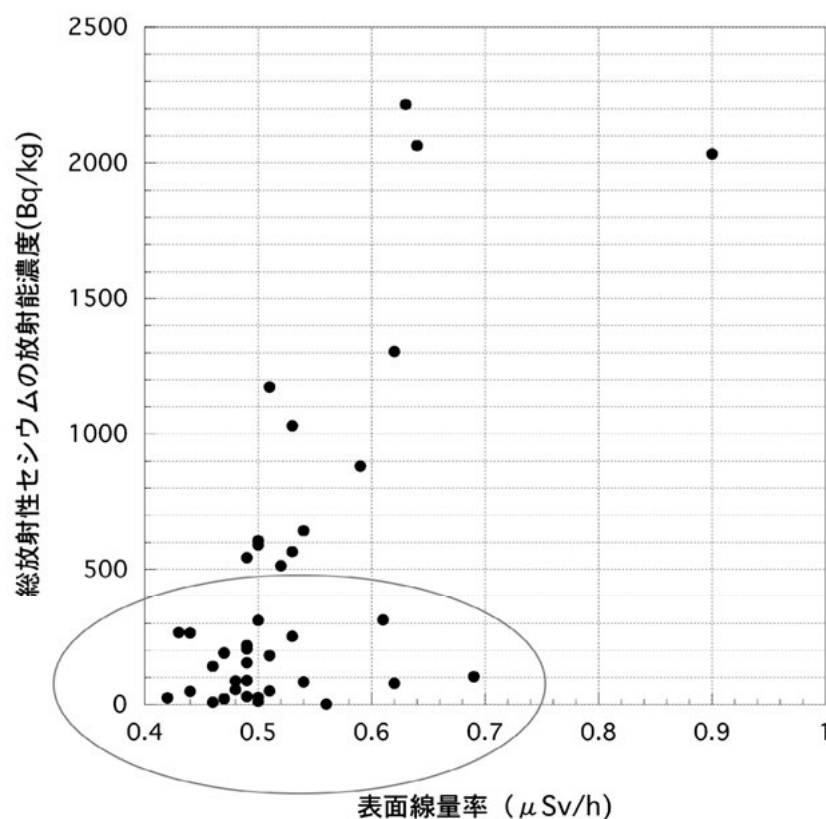


図10. きのか原木の放射能濃度と表面線量率

2-5. きのか原木の玉切り部位による原木の放射能濃度について

30～50km 圏の 3 調査地から収集したきのか原木 24 本を用いて、玉切り位置の違いによる原木の放射能濃度を比較した（表 4）。同一コナラ立木の根本側と空側の原木の放射能濃度（測定位置は 120cm 離れている）を対にして、根本側の放射能濃度を 1 とした、空側の原木の放射能濃度の比、つまり、相対値について、対応 2 サンプル平均値検定を行った結果、 t 値は -1.8229 であった。この値は、危険率 5% で判定しても、原木の放射能濃度に玉切り位置の違いが影響しないことを示した。また、この相対値に対して一元配置分散分析を行った結果においても、 F 値 (3.32) は、 F 値の境界値 (4.05) より小さく、 p 値も 0.075 となり、危険率 5% で判断しても、根本側と空側の原木の放射能濃度の分布に違いがないという帰無仮説を破棄出来ないことが分かった。実測値での平均値検定、分散分析も同じ結論となった。このため、きのか原木の放射能濃度の調査では、玉切り位置を考慮する必要はないと結論した。

表 4. きのか原木の玉切り位置と放射能濃度

検体名	きのか原木の放射能濃度			
	実測値 (Bq/kg)		相対値	
	根本側	空側	根本側	空側
L-4	219.4	300.5	1	1.37
L-5	66.9	253.5	1	3.79
L-6	132.4	123.2	1	0.93
F-4	1160	436.4	1	0.38
F-5	577.6	1582.4	1	2.74
F-6	427	799.6	1	1.87
I-4	1672.1	3111.7	1	1.86
I-5	2927.8	3838.2	1	1.31
I-6	1884.3	2207.9	1	1.17
X-1	79.4	151.7	1	1.91
X-2	169.4	122.3	1	0.72
X-3	235.4	141.2	1	0.60
M-1	207.6	1244.3	1	5.99
M-2	619.9	436.19	1	0.70
M-3	484.1	907.6	1	1.87
N-1	1692.43	968.7	1	0.57
N-2	1990.5	1734.2	1	0.87
N-3	1993.6	928.9	1	0.47
フ-1	142.4	104.2	1	0.73
フ-2	77.2	233.2	1	3.02
フ-3	208.9	202.5	1	0.97
リ-1	1899.5	1133.9	1	0.60
リ-2	2069.9	1208.5	1	0.58
リ-3	2129.6	1370.6	1	0.64

分散分析表

ソース	自由度	平方和	平均平方	F値	p値
合計	47	42.043389	0.8945402		
A	1	2.8324082	2.8324082	3.3228135	0.07483
残差	46	39.210981	0.8524126		

対応2サンプル平均値検定

平均差	-0.485833
自由度	23
t値	-1.8229
t検定におけるp値	0.08135

2-6. きのこ原木の樹皮、辺材、心材の放射性セシウムの放射能濃度

30～50km 圏の 3 調査地のきのこ原木については、初回（8 月）10 月、12 月の全ての調査で、図 2 に示すように全体と樹皮部、辺材部、心材部に分け、おが粉を調製し、それぞれの放射能濃度を測定した（表 5）。調査地は記号で表記しているが、例えば、調査地 M、F、ヒは、同一の調査地を初回の調査では、カタカナのヒを記号とし、10 月の調査では、アルファベットの前半に位置する F を記号とし、12 月の調査では、その後半に位置する M を記号と用いたため、同一調査地に 3 つの記号を付けている。相対値は、樹皮部の放射能濃度を 1 とした場合の、辺材部、心材部及び、全体の放射能濃度の比を示す。初回調査で収集した原木の辺材部、心材部及び、全体の放射能濃度は、樹皮部の値を 1 とすると、9 検体の平均値として、それぞれ、検出下限（0.02）以下、検出下限（0.03）以下、0.19 であった。10 月の継続調査では、それぞれ、検出下限（0.03）以下、検出下限（0.02）以下、0.20 であった。同様に、12 月の継続調査でも、それぞれ、検出下限（0.07）以下、検出下限（0.05）以下、0.25 であった。調査日が 8 月～12 月と 4 ヶ月も異なるにもかかわらず、樹皮部、辺材部、心材部、全体の放射能濃度の比が変化していないこと、きのこ原木の総放射性セシウムの放射能濃度は、樹皮部が材部に比べて約 40 倍高いこと、原木全体と比べても 8 倍程度高く、放射性セシウムの分布が樹皮部に集中していることが分かった。辺材部、心材部の検体の多くで、その放射能濃度が検出下限以下であるため、これらの部位については、統計的には検証できないが、樹皮部に対する全体の放射能濃度の相対値が、8 月、10 月及び 12 月で、同一と判断してよいか、分散分析で検証した結果、8 月から 12 月まで、相対値が変わっていないと判断できることが分かった。アルカリ金属であるセシウムは、容易に水に可溶化し、材全体に拡散する可能性も考えられるが、本結果は、樹皮部に付着した放射性セシウムは、4 ヶ月程度の期間では、雨水等で溶出し洗い流されることや、材部内部へ拡散することが見られないことが分かった。一方、予備実験としてに実施した、シイタケほだ木 12 本を用いた放射性セシウム放射能濃度の調査では、ほだ木の樹皮部の放射能濃度の値を 1 とした場合、材部は 0.12、全体では 0.28 であった。この結果は、きのこ原木（立木）の方が、より多く樹皮部に放射性セシウムを留めていることを示す。

表5. きのこと原木の樹皮、辺材、心材、及び、全体の放射能濃度の分布

初回調査(8月)		原木の採集調査地と検体の放射能濃度(Bq/kg)									平均値	標準偏差
実測値	調査地	M. F. ヒ			N.ウ.1			X.ル.1				
	樹皮	2859.6	2205.6	1913.0	26608	14860.2	11816.8	992.5	1168.9	767.9		
	辺材	<32.8	<22.2	<36.7	200.4	294.8	130	<22.28	<35.4	<22.3		
	心材	<20.8	<33	<21.8	131.1	103.5	158	<35.1	111.5	<52.4		
	全体	545.7	1011.2	266.2	1727	3003.2	1464.6	80.9	176.3	207.4		
相対値	樹皮	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	0.00
	辺材	<0.01	<0.01	<0.02	0.01	0.02	0.01	<0.02	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01
	心材	<0.01	<0.01	<0.01	0.00	0.01	0.01	<0.04	0.10	<0.07	<0.03	<0.03
	全体	0.19	0.46	0.14	0.06	0.20	0.12	0.08	0.15	0.27	0.19	0.12
継続調査(10月)		原木の採集調査地と検体の放射能濃度(Bq/kg)									平均値	標準偏差
実測値	調査地	M. F. ヒ			N.ウ.1			X.ル.1				
	樹皮	1647.1	7701.3	3381.1	29643	9538.3	14345.8	1143.8	1582.3	981		
	辺材	<48.9	43.5	<39.6	376.1	334.3	330.7	<55.2	<31.2	<43.3		
	心材	<34.9	91.7	<30.9	102.9	76.2	138.7	<29.6	<49.4	<40.8		
	全体	1160.0	577.6	427.0	1672.1	2927.8	1884.3	219.4	66.9	132.4		
相対値	樹皮	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	0.00
	辺材	<0.03	0.01	<0.01	0.01	0.04	0.02	<0.05	<0.02	<0.04	<0.03	<0.01
	心材	<0.02	0.01	<0.01	0.00	0.01	0.01	<0.03	<0.03	<0.04	<0.02	<0.01
	全体	0.70	0.08	0.13	0.06	0.31	0.13	0.19	0.04	0.13	0.20	0.21
継続調査(12月)		原木の採集調査地と検体の放射能濃度(Bq/kg)									平均値	標準偏差
実測値	調査地	M. F. ヒ			N.ウ.1			X.ル.1				
	樹皮	1796.5	2093.7	3097.2	14603.3	12406.3	12021.6	293.6	1142.6	284.9		
	辺材	<38.3	90.7	<35.1	258.5	388.8	471.2	<77.6	<73	<35.8		
	心材	35.6	<90.4	<28.7	207.3	79.5	486.4	<43.6	<73.2	<32		
	全体	207.6	619.9	484.1	1692.4	1990.5	1993.6	79.4	169.4	235.4		
相対値	樹皮	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	0.00
	辺材	<0.02	0.04	<0.01	0.02	0.03	0.04	<0.26	<0.06	<0.13	<0.07	<0.08
	心材	0.02	<0.04	<0.01	0.01	0.01	0.04	<0.15	<0.06	<0.11	<0.05	<0.05
	全体	0.12	0.30	0.16	0.12	0.16	0.17	0.27	0.15	0.83	0.25	0.22

分散分析表

変動要因	変動	自由度	分散	観測された分散比	P-値	F 境界値
グループ間	0.021191988	2	0.010595994	0.295516504	0.746816024	3.402826105
グループ内	0.860540263	24	0.035855844			
合計	0.881732251	26				

2-7. シイタケ菌床栽培における放射性物質の移行調査

調査方法等

表 6 に示す検体番号 1～59 の調査では、コナラおが粉は、8 月の初回調査で収集したコナラ原木から調製した。対照区は、原発事故前に購入し保管していたブナおが粉を用いた。栄養材は、フスマを主体として用いた。耐熱性栽培袋は、1.2kg 用のフィルター付きポリプロピレン製の袋を用いた。培地組成は、水を除き絶乾重量%でおが粉 25%、栄養材 10%、水 65%とした。培地は、高圧蒸気滅菌（1.2 気圧、121℃）で 1 時間滅菌し放冷した。翌日、シイタケ種菌北研 600 号を滅菌した培地に接種した。培養は、温度 22℃、湿度 70%の培養室で 53 日間行った。一番発生は、栽培袋を剥がした培養済み菌床を温度 15℃、湿度 100%の発生室に移すことで行った。二番発生処理は、培養後 76 日目に、一番発生させた菌床を、水に一夜浸漬し、翌日、再度、温度 15℃、湿度 100%の発生室に移すことで行った。放射能測定は、接種前の培地、一番発生シイタケ（検体番号 1～29）および二番発生したシイタケ（検体番号 30～59）、二番発生後の菌床とした。放射能測定は、ゲルマニウム半導体検出器を用いて、検体の 3 核種、ヨウ素 131（I-131）、セシウム 134（Cs-134）、セシウム 137（Cs-137）の放射能濃度を定量した。子実体及び培地、菌床の測定は、U8 容器では、3600 秒間の条件で行った。検出の下限値は、30Bq/kg 程度であった。放射能濃度は、セシウム 134 と 137 の放射能濃度の和の値とし、子実体については生重量当たりで、培地と菌床については、水分量 12%程度の乾重量当たりで表した。一番発生と二番発生の比較等の放射能の減衰を補正する必要がある場合は、実測値を適正な値に補正した（放射能測定日は平成 24 年 1 月 7 日～1 月 29 日、この間、約 1%の放射能の減衰が起こる）。移行係数は、子実体の放射能濃度（Bq/kg）を接種前の培地の放射能濃度（Bq/kg）で割った比の値で表した。また、原木の指標値の根拠とする移行係数の値は、稲の作付けの考え方（平成 23 年 4 月 8 日、農林水産省・原子力災害対策本部）で示された「移行係数の分布のモデル化」に従って、収集した移行係数の値の分布を解析して求めた。表 6 に示す検体番号 60～64 の調査は、福島県で実施した。

結果

ヨウ素 131 は、全ての検体で検出下限値以下であったため、表 6 は、放射性セシウムについてのみの結果を示す。移行係数の相加平均値は 0.196、相乗平均値は 0.176、最大値は 0.63、最小値は 0.062、中央値は 0.186 であった。図 11 は、移行係数の度数分布図を表す。移行係数の分布の正規性を、対数正規確率紙や、Shapiro-Wilk の検定法を用いて検証した結果、前者では、図 12 に示す様に移行係数の分布が対数正規性を示す直線性を示した。後者の Shapiro-Wilk の検定法では、W 値は 0.982、p 値は 0.473 であり、p 値が 0.05 以上であるため、移行係数の分布を対数正規分布と見なせること

が分かった。対数正規分布と仮定した場合、平均値は、0.176、標準偏差は、1.604 であるため、両側検定で、移行係数の分布の 90%が含まれる値の上限の値（平均値+1.645 x 標準偏差）を 0.383 と算定した。

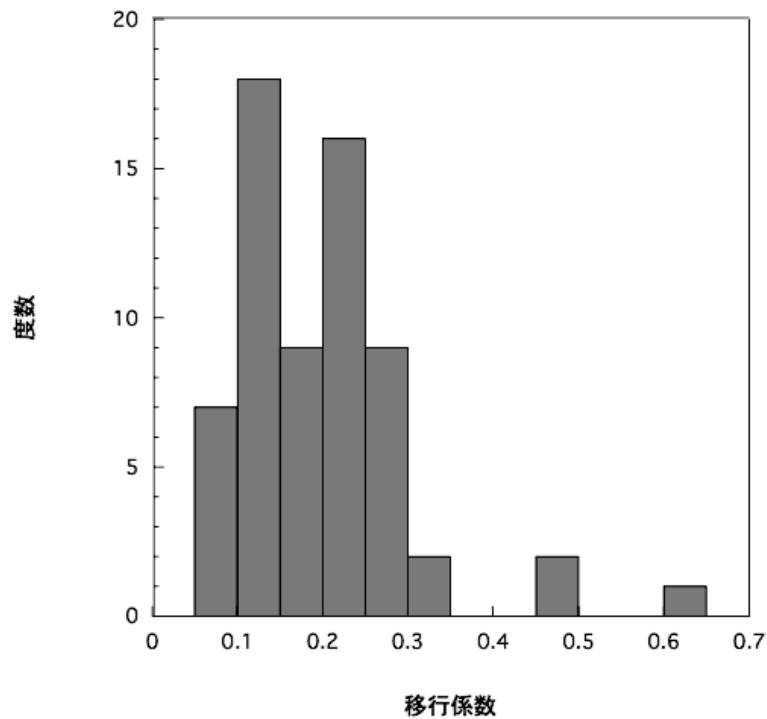


図11. シイタケ菌床栽培における移行係数の分布

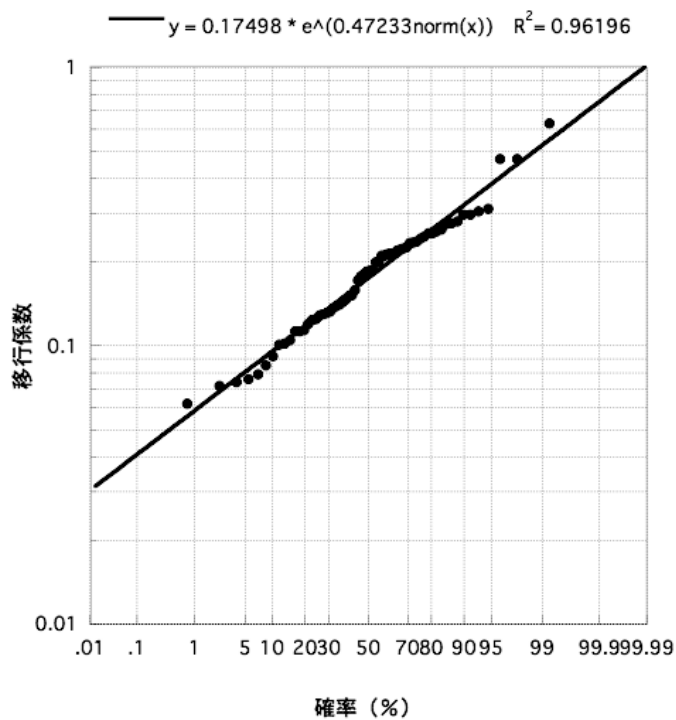


図12. 対数正規確率紙を用いた移行係数の分布の正規性の確認

表6. 菌床栽培における放射性セシウムの移行の調査

検体No.	放射能濃度(Bq/kg)		移行係数	移行係数の 対数値
	子実体 (生重量)	菌床用培地 (乾重量)		
1	419.1	1791.9	0.234	-0.631
2	179.4		0.215	-0.668
3	203.1		0.243	-0.614
4	154.3	835	0.185	-0.733
5	178.9		0.214	-0.669
6	212.1		0.254	-0.595
7	96.4		0.254	-0.594
8	93.5		0.247	-0.608
9	103.8		0.274	-0.562
10	112		0.296	-0.529
11	118		0.311	-0.507
12	112	378.9	0.296	-0.529
13	106.2		0.280	-0.552
14	84		0.222	-0.654
15	99.1		0.262	-0.582
16	81.4		0.215	-0.668
17	104.4		0.276	-0.560
18	89.1		0.235	-0.629
19	57.4		0.131	-0.882
20	69.4	437.3	0.159	-0.799
21	56.2		0.129	-0.891
22	358.2		0.200	-0.698
23	233.8		0.130	-0.881
24	270.4	1791.9	0.151	-0.818
25	401.1		0.224	-0.647
26	462.8		0.258	-0.584
27	176.4		0.211	-0.672
28	148.9		0.178	-0.745
29	253.8		0.304	-0.514
30	104.3		0.125	-0.900
31	143.4		0.172	-0.762
32	116	835	0.139	-0.854
33	114.4		0.137	-0.860
34	126.9		0.152	-0.814
35	156.3		0.187	-0.724
36	197.6		0.237	-0.622
37	176.3		0.211	-0.672
38	120.6		0.144	-0.836
39	68.7		0.181	-0.737
40	70.4		0.186	-0.727
41	43.1		0.114	-0.940
42	32.3		0.085	-1.065
43	45.3	378.9	0.120	-0.918
44	50.3		0.133	-0.873
45	55.8		0.147	-0.828
46	46.8		0.124	-0.904
47	35		0.092	-1.030
48	85.6		0.226	-0.642
49	34.7		0.079	-1.098
50	32.5		0.074	-1.125
51	26.9		0.062	-1.207
52	31.3		0.072	-1.141
53	33.3		0.076	-1.114
54	61.6	437.3	0.141	-0.847
55	49.2		0.113	-0.944
56	46		0.105	-0.974
57	44.8		0.102	-0.985
58	44.1		0.101	-0.992
59	49.2		0.113	-0.944
60	66	140	0.47	-0.328
61	11	50	0.22	-0.658
62	14	30	0.47	-0.328
63	22	110	0.20	-0.699
64	36	57	0.63	-0.201

	実測値		対数値		対数値に対する 真数
平均値(m)	116.0	558.5	0.196	-0.755	0.1759
最大値	462.8	1791.9	0.630	-0.201	0.5300
最小値	11.0	30.0	0.062	-1.207	0.0621
標準偏差(σ)			0.100	0.205	1.6043
90%値			$m+1.645\sigma$	-0.417	0.3828

3. 原木シイタケの影響調査

3-1. シイタケ原木栽培における放射性物質の移行調査

調査方法等

福島県等で、原発事故前から露地栽培されていたほだ木（接種後 2 年目のもの）42 本を収集し、ほだ木毎に、ほだ木と発生した子実体（シイタケ）の放射能濃度を調査し、ほだ木から子実体への放射性セシウムの移行係数を求めた。また、平成 23 年春に接種した新ほだ木と低放射能汚染の 2 年ほだ木の調査（表 7 の検体 43～46 及び、検体 47, 48）は、福島県で実施した。前者の検体の調製では、福島県の協力の下に、浸水発生と林間での自然発生によりシイタケを発生させ、発生した子実体を検体として収穫するとともに、検体とした子実体毎に、その子実体の柄の付け根の位置左右 1 cm 幅程度の部位を、電動の丸鋸、或いはチェーンソーを用いて、ほだ木の軸に垂直に輪切りにする形で鋸断しながらおが粉を調製し、そのおが粉を集めて、乾燥後、ほだ木の放射能測定用の検体とした。後者では、ホダ木区からランダムにホダ木 3 本のおが粉と 500g のシイタケを収集し、それぞれを均一に混合した検体を調製した。放射能測定では、検体の 3 核種、ヨウ素 131 (I-131)、セシウム 134 (Cs-134)、セシウム 137 (Cs-137) の放射能濃度を定量した。U8 容器とゲルマニウム半導体検出器で測定する場合は、検出の下限値が 30Bq/kg 程度となるように、測定時間を 2000 秒、又は 3600 秒とした。350ml ポリ容器と NaI 半導体検出器で測定する場合は、測定時間を 900 秒とした。検出の下限値は 50/kgBq であった。放射能濃度は、セシウム 134 と 137 の放射能濃度の和の値とし、子実体については生重量当たりで、おが粉については、水分量 12%程度の乾重量当たりで表し、移行係数は、子実体の放射能濃度 (Bq/kg) をほだ木の放射能濃度 (Bq/kg) で割った比の値で表した。また、原木の指標値の根拠とする移行係数の値は、稲の作付けの考え方（平成 23 年 4 月 8 日、農林水産省・原子力災害対策本部）で示された「移行係数の分布のモデル化」に従って、収集した移行係数の値の分布を解析して求めた。

結果

表 7 は、収集した 48 組のほだ木と子実体の放射能濃度、並びに、その値をもとに算定した移行係数を示す。ヨウ素 131 は、全ての検体で検出下限値以下であったため、放射性セシウムについてのみ解析した。移行係数の相加平均値は 0.619、相乗平均値は 0.429、最大値は 2.764、最小値は 0.037、中央値は 0.472 であった。図 13 は、移行係数の度数分布図を表す。移行係数の分布の正規性を、対数正規確率紙や、Shapiro-Wilk の検定法を用いて検証した結果、前者では、図 14 に示す様に移行係数の分布が対数正規性を示す直線性を示した。後者の Shapiro-Wilk の検定法では、W 値は 0.981、p 値は 0.628 で

あり、p 値が 0.05 以上であるため、移行係数の分布を対数正規分布と見なせることが分かった。対数正規分布と仮定した場合、平均値は、0.429、標準偏差は、2.489 であるため、両側検定で、移行係数の分布の 90%が含まれる値の上限の値（平均値+1.645 x 標準偏差）を 1.922 と算定した。ほだ木の放射能濃度、子実体の放射能濃度、及び、移行係数の 3 者の間には、詳細は示さないが、強い相関性は見られなかった。

表7. 原木栽培における放射性セシウムの移行の調査

検体No.	放射能濃度(Bq/kg)		移行係数	移行係数の対数値
	子実体 (生重量)	ほだ木 (乾重量)		
1	460	736.5	0.625	-0.204
2	713.5	645.9	1.105	0.043
3	469.7	515.9	0.910	-0.041
4	839.7	564.6	1.487	0.172
5	434.2	453.7	0.957	-0.019
6	6389.4	4424.4	1.444	0.160
7	416.2	344.7	1.207	0.082
8	843.4	488.3	1.727	0.237
9	898.1	324.9	2.764	0.442
10	2076.1	2738.0	0.758	-0.120
11	520.1	440.3	1.181	0.072
12	394.9	1525.0	0.259	-0.587
13	603.5	2894.2	0.209	-0.681
14	272.4	2465.0	0.111	-0.957
15	424.4	1883.6	0.225	-0.647
16	79.5	182.4	0.436	-0.361
17	640.7	1211.4	0.529	-0.277
18	399.6	1741.1	0.230	-0.639
19	1022.4	2189.5	0.467	-0.331
20	1939.8	4708.4	0.412	-0.385
21	2039.1	10573.7	0.193	-0.715
22	359	3245.8	0.111	-0.956
23	177.4	257.2	0.690	-0.161
24	409.1	2461.3	0.166	-0.779
25	333.4	2860.4	0.117	-0.933
26	294.2	7866.6	0.037	-1.427
27	950.6	8885.8	0.107	-0.971
28	1272.7	2665.1	0.478	-0.321
29	679.3	3233.7	0.210	-0.678
30	20.1	142.9	0.141	-0.852
31	32.6	135.1	0.241	-0.617
32	316.1	954.4	0.331	-0.480
33	394.7	580.7	0.680	-0.168
34	2938.8	5244.9	0.560	-0.252
35	1859.4	4798.8	0.387	-0.412
36	191.2	1034.0	0.185	-0.733
37	1128.5	1151.3	0.980	-0.009
38	620.5	962.0	0.645	-0.190
39	433.3	904.4	0.479	-0.320
40	1322.1	828.4	1.596	0.203
41	456.3	501.2	0.910	-0.041
42	1007.9	888.3	1.135	0.055
43	30	120	0.25	-0.602
44	14	40	0.35	-0.456
45	8.2	50	0.16	-0.796
46	77	120	0.64	-0.194
47	27	120	0.23	-0.638
48	41	60	0.68	-0.167

	実測値		対数値	対数値に対する真数	
平均値(m)	776.5	1899.2	0.619	-0.368	0.429
最大値	6389.4	10573.7	2.764	0.442	2.764
最小値	8.2	40.0	0.037	-1.427	0.037
標準偏差(σ)			0.541	0.396	2.489
90%値			m+1.645*σ	0.284	1.922

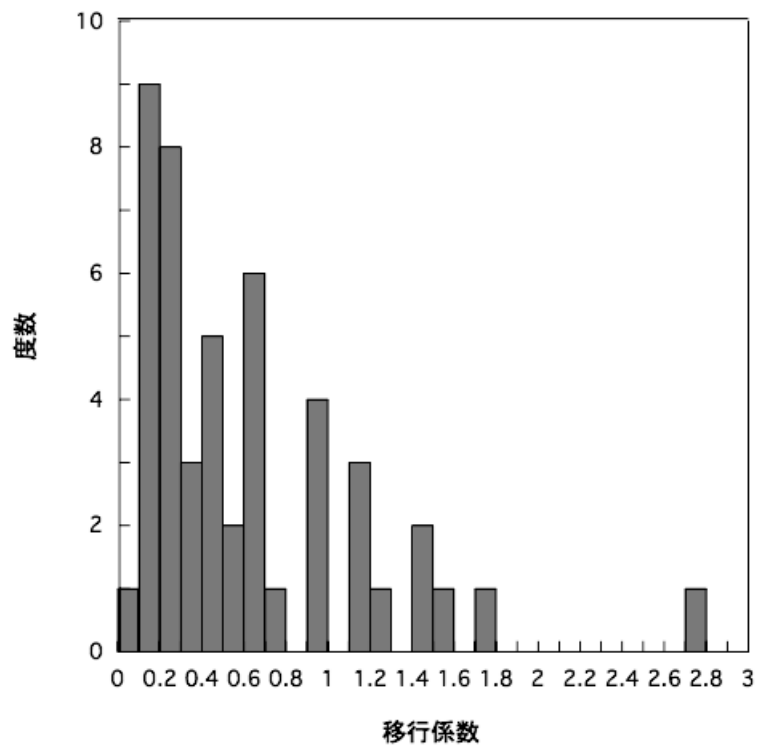


図13. 原木栽培シイタケの放射性セシウムの移行係数の分布

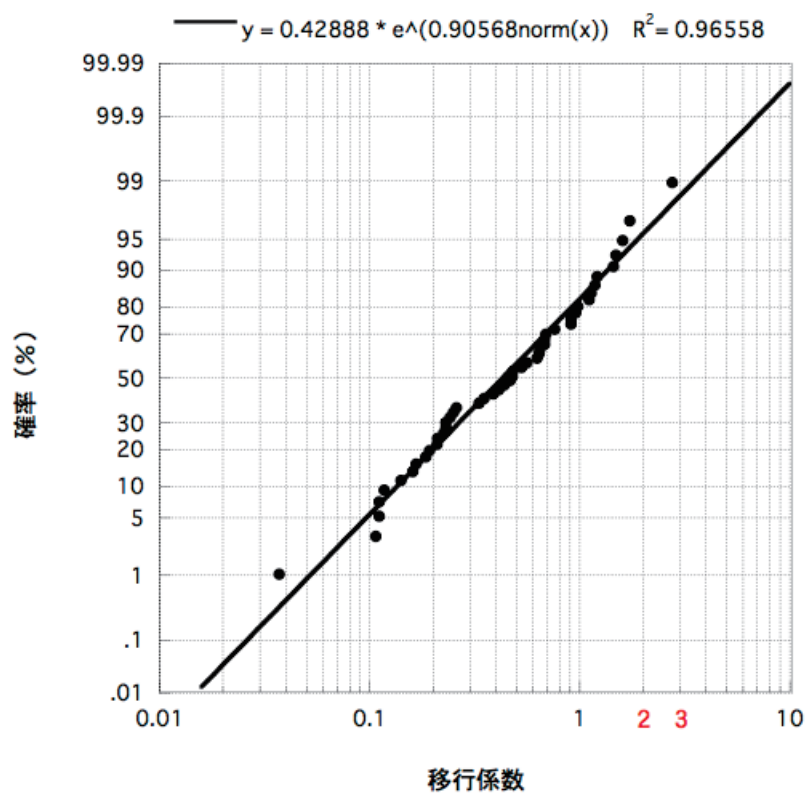


図14. 対数正規確率紙を用いた移行係数の分布の正規性の確認

4. 安全なきのこ原木の安定供給方策の取りまとめ

この部分は、背景と本事業の成果から考えられることについて、簡単に記述します。

背景

1. 平成 24 年 4 月より、きのこを含む野菜の放射能濃度の規制値が 100Bq/kg となる予定である。
2. 平成 23 年 10 月 6 日に、きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値 150Bq/kg が設定された。
3. 30Bq/kg 以下の放射能濃度を測定することは、一般的には難しい作業である。
4. 東日本地域の放射能汚染マップが公開されており利用できる。

本事業の成果

1. きのこ原木の放射能濃度は、調査地の空間線量率や放射性セシウムの土壌への沈着量と相関がある。
2. 樹皮部が材部に比べて約 40 倍高いこと、原木全体と比べても 8 倍程度高く、放射性セシウムの分布が樹皮部に集中している。
3. 樹皮に付着した放射性セシウムは、雨水等では、容易には、洗い流されることはない。
4. 4 ヶ月程度の時間経過では、原木の放射能濃度に変化はない。
5. シイタケ原木栽培における、移行係数の値は、2.5 以下に概ね含まれる。
6. シイタケ菌床栽培での移行係数の値は、0.5 以下に概ね含まれる。
7. 菌床栽培では、添加物により、移行係数を低減できる可能性がある。
8. 空間線量率や土壌の放射能濃度を基に、ある程度、きのこ原木の放射能濃度の推定ができる。

方策として考えられること

1. 原木栽培用のきのこ原木は、移行係数 2 程度を基準として考える。従って、原木の放射能濃度の低い地域からの原木の調達を行うことや、奨励するばかりでなく、これらの地域で、きのこ原木の新たな造成、育成を振興する必要がある。
2. 菌床栽培用のきのこ原木は、0.5 程度を基準として考えることもできる。また、樹皮部を含まないおがこ調製が可能であれば、樹皮部を含まないおがこを用いる菌床栽培で、より、放射能濃度の低いきのこ生産が可能となる。

III. その他（基礎データの調査）

1. ほだ木から調製したおが粉の乾燥による重量減少率

降雨後2日目のほだ木12本から調製したおが粉(85～235g)をクラフト紙袋に入れ60℃で2日間風乾した場合、重量減少率は 0.32 ± 0.055 （平均値±標準偏差）で、最大値は0.41で、最小値は0.23であった。

2. コナラ原木から調製したおが粉の乾燥による重量減少率と水分量

平成23年10月上旬に伐倒した原木45本から、伐倒後10日以内に調製した生おが粉(0.72～1.78kg)をクラフト紙袋に入れ60℃で2日間以上風乾した場合、重量減少率は 0.36 ± 0.022 （平均値±標準偏差）で、最大値は0.42で、最小値は0.31であった。同時に、平成23年8月上旬に伐倒し、屋内に放置していた原木から調製したおが粉を、同条件で乾燥した結果、重量減少率は0であった。このことから、本乾燥条件は、コナラ原木を、夏季に伐倒し、屋内に2ヶ月程度放置することと同等であることが分かった。また、第1回目、きのこ原木の放射能濃度の調査で、検体とした乾燥おが粉(15検体)の重量に対する水分量を調べた結果、水分量の平均値は11.1%で、最大値は13.52%、最小値は7.57%であった。

3. 原木栽培ナメコの移行係数の調査

つくば市で、露地栽培されている原木栽培ナメコについて、原木が伏せ込まれている場所の土壌と、その原木から発生したナメコの放射能濃度を測定し、土壌の放射能濃度に対するナメコ子実体の放射能濃度の比として移行係数を算定した(表8)。土壌は、表面から深さ5cmまでの土壌を収集し、そのまま放射能濃度を測定した。また、ナメコの放射能濃度も生重量当たりで求めた。検体数は8検体と少ないが、移行係数(図15)は、正規分布し(図16)、平均値は0.523で、標準偏差は0.22、分布の95%を含む上限の値は0.96であった。

表8. ナメコの原木露地栽培における移行係数の調査

検体名	移行係数	平均値	最大値	最小値
N-1	0.512	0.523	0.844	0.155
N-2	0.844			
N-3	0.513	標準偏差 0.22	95%境界値 0.96	99%境界値 1.16
N-4	0.356			
N-5	0.426			
N-6	0.614			
N-7	0.766			
N-8	0.155			

注1)測定日:平成23年12月14～15日(ナメコ)

平成23年12月15日(土壌)

注2)原木の半埋設場所の土壌の放射性セシウムの放射能濃度

つくば市1 1277.9 Bq/kg

つくば市2 1571.1 Bq/kg

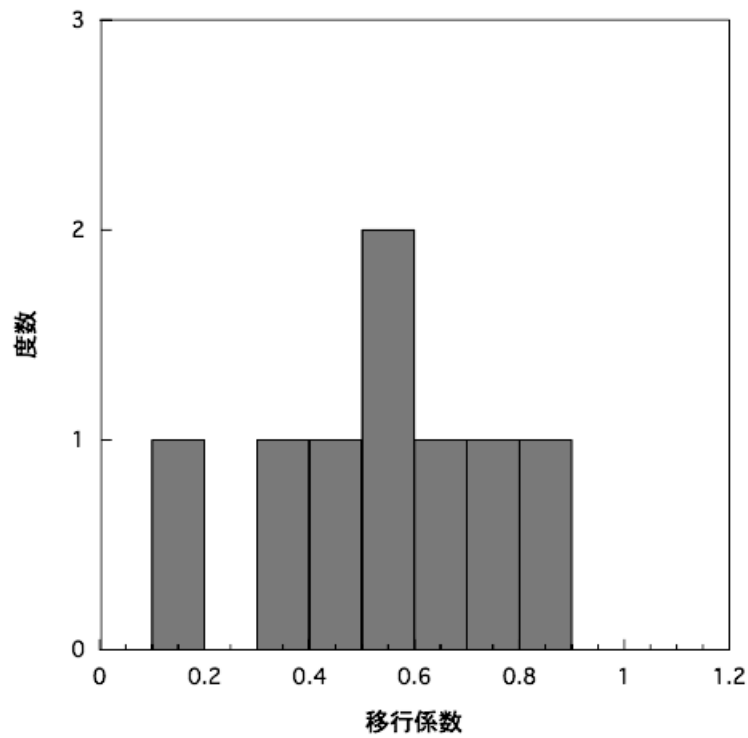


図15. 原木露地栽培ナメコにおける放射性セシウムの
土壌からの移行係数

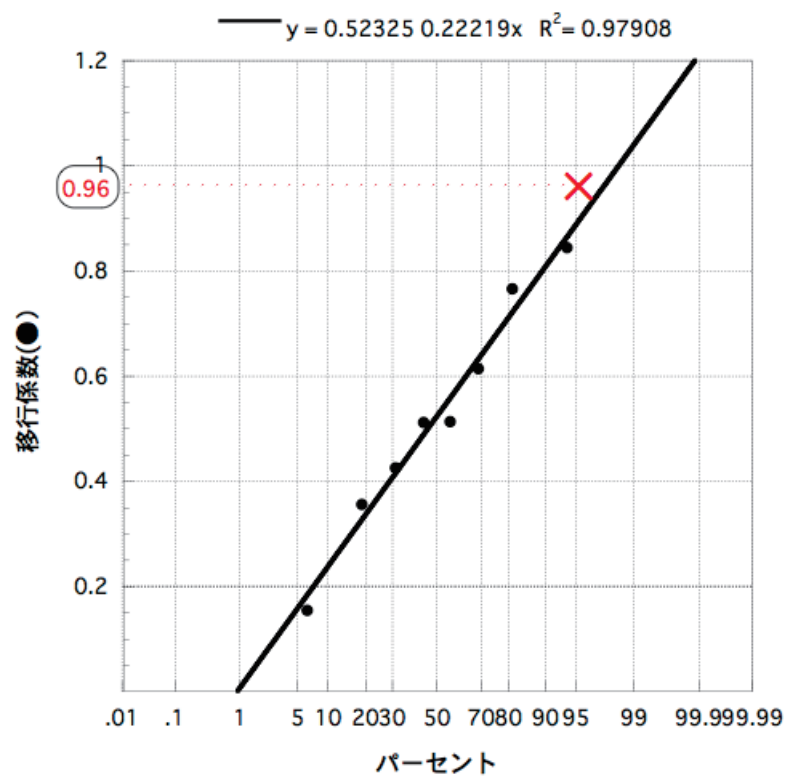


図16. 正規確率紙による移行係数の正規分布性の確認
(ナメコの原木露地栽培における放射性セシウムの移行係数の分布)



なめこの原木露地栽培（つくば市）

まとめ

平成 23 年 8 月上旬に、東京電力福島第一原子力発電所から 200km 圏内の 40 調査地で収集したコナラ原木 120 本の放射能濃度を測定した結果、最大値は 3930.9Bq/kg、最小値は不検出（検出下限値 2.5Bq/kg）であった。調査地毎の原木の放射能濃度では、最大値は 2215.2Bq/kg、最小値は 2.9Bq/kg、平均値は 452.9Bq/kg であった。また、12 調査地については、2 ヶ月後、4 ヶ月後と同様の継続調査を行った結果、各調査地の原木の放射能濃度に大きな変化がないことが分かった。きのこ原木の放射能濃度は、原発からの距離よりは、むしろ、調査地の空間線量率や放射性セシウムの土壌への沈着量と相関があることが分かった。部位別の調査では、樹皮部が材部に比べて約 40 倍高いこと、原木全体と比べても 8 倍程度高く、放射性セシウムの分布が樹皮部に集中していることが分かった。継続調査でも、部位別の調査を実施したが、4 ヶ月程度の時間経過では、樹皮部、辺材部、心材部、全体の放射能濃度の相対値に変化がないことが分かった。2 年ほど木を主体とする 48 本のほだ木を用いて、ほだ木から子実体への放射性セシウムの移行係数を調べた結果、移行係数の分布は対数正規性を示し、その分布の平均値は 0.429、標準偏差は 2.489 であった。その移行係数の分布の 90%が含まれる値の上限の値は 1.922 と算定した。同様に、シイタケ菌床栽培の移行係数について、64 組のデータを基に解析した結果、その分布は対数正規性を示し、平均値は 0.176、標準偏差は 1.604 であった。また、移行係数の分布の 90%が含まれる値の上限の値は 0.383 と算定できた。

謝辞

本調査の実施において、調査地の紹介をはじめ、沢山のご協力を頂いた岩手県、宮城県、山形県、福島県、栃木県、群馬県、新潟県、千葉県、並びに、対照区の原木を提供頂いた兵庫県、岡山県、徳島県に深謝致します。また、収集したきのこ原木の製材作業で協力を頂いた木工室の方々に感謝いたします。

引用文献等

- 1) 杉山英男、岩島清、柴田尚、キノコ類およびその生息基質中における放射性セシウムの分布、Radioisotopes、39:11、499-502 (1990)
- 2) 三宅定明、日笠司、浦辺研一、原口雅人、大村外志隆、栽培キノコ及び培地中における放射性セシウム濃度、Radioisotopes、57:12、33-37 (2008)
- 3) Wang J-J., Wang C-J., Lai S-Y., and Lin Y-M., Radioactivity Concentrations of ^{137}Cs and ^{40}K in Basidiomycetes Collected in Taiwan, Appl. Radiat. Isot. 49, 29-34 (1998)
- 4) Perevolotsky A.N., 森林 biogeocenosis における ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の分布、Gomel 市：共和国科学研究統一事業「放射線学研究所」、255pp (2006)
- 5) 杉山英男、寺田宙、磯村公郎、塚田祥文、柴田尚、キノコへの放射性セシウムの移行特性、Radioisotopes、42:12、683-690 (1993)
- 6) Sugiyama H., Terada H., Shibata H., Morita Y., and Kato F., Radiocesium Concentrations in Wild Mushrooms and Characteristics of Cesium Accumulation by the Edible Mushroom(*Pleurotus ostreatus*), J. Healt. Sci. 46:5, 370-375 (2000)
- 7) Sugiyama H., Takahashi M.N. Terada H., Shibata H., Morita Y., and Kato F. Accumulation and Localization of Cesium in Edible Mushroom (*Pleurotus ostreatus*) Mycelia J. Agric. Food Chem. 56, 9641-9646 (2008)
- 8) Sugiyama H., Shibata H., Isomura K., and Iwashima K. Concentration of Radiocesium in Mushrooms and Substrates in the Sub-Alpine Forest of Mt. Fuji Japan, J. Food Hyg. Soc. Japan, 35:1, 13-22 (1994)
- 9) 平出政和、砂川政英、根田仁、吉田聡、ヒラタケ (*Pleurotus ostreatus*) のセシウム含有量、第 62 回日本木材学会大会講演要旨集 (札幌), (2012. 3)
- 10) 日本弁護士連合会編、原発事故・損害賠償マニュアル
www.nichibenren.or.jp/library/ja/special_theme/data/manual02.pdf
- 11) 文部科学省による放射線量等分布マップ (放射性セシウムの土壌濃度マップ) の作成について (平成 23 年 8 月 30 日、文部科学省、報道発表)
http://radioactivity.mext.go.jp/ja/1940/2011/08/1940_0830_1.pdf

- 12) 文部科学省による、岩手県、静岡県、長野県、山梨県、岐阜県、及び富山県の航空機モニタリングの測定結果、並びに天然核種の影響をより考慮した、これまでの航空機モニタリング結果の改訂について(報道発表、平成 23 年 11 月 11 日、文部科学省) http://radioactivity.mext.go.jp/ja/1910/2011/11/1910_111112.pdf



放射性物質で汚染されたほだ木より
発生したシイタケ