

福島第一原子力発電所事故から1年を迎えて 特別公開シンポジウム

放射能除染の土壌科学

一森・田・畑から家庭菜園まで一

日時: 3月14日(水)

13:00-17:00

場所: 日本学術会議講堂

主催: 日本学術会議土壌科学分科会 日本農学アカデミー

後援: 日本農学会 (財)農学会 東京大学大学院農学生命科学研究科

協賛: ワールドウオッチジャパン

13:00 開会の言葉 シンポジウムの趣旨について

総合司会

土壌科学分科会副委員長 宮崎 毅

13:05 放射能汚染の枠組

土壌科学分科会委員長 三輪 睿太郎 1

13:20 I 森林、土壌と作物の汚染

13:20 森林の放射能汚染と除染(独) 森林総合研究所立地環境領域長 金子 真司 9

13:40 農地と作物の汚染

13:40 福島県における作物と土壌の汚染 福島県農業総合センター

生産環境部 環境・作物栄養科長

佐藤 睦人 11

14:00 作物影響の新知見 東京大学生産・環境生物学専攻教授

根本 圭介 12

14:15 土壌汚染の新知見 東京大学生物・環境工学専攻教授

塩澤 昌 13

14:30 ショートコメント 放射能の生物濃縮

東京大学名誉教授 森 敏 15

14:40-14:50 _____ 休憩 _____

14:50 II セシウムの土壌科学 京都府立大学生命環境科学研究科助教 中尾 淳 16

15:10 III 森・田畑土壌の除染

15:10 農水省の除染マニュアルとその考え方 (独) 農業環境技術研究所理事長

宮下 清貴 17

15:30 農地と森林除染の新たな試み 東京大学農学国際専攻教授

溝口 勝 26

15:50 ショートコメント 建設土木技術の応用 日本土壌協会会長

松本 聡 30

16:00-16:10 _____ 休憩 _____

16:10-16:55 総合質疑

みんなの疑問・私の考え

司会 三輪 睿太郎

16:55-17:00 閉会の言葉

土壌科学の社会への貢献を目指して

日本学術会議会員 西澤 直子

序説

汚染の枠組み

日本学術会議土壌科学分科会委員長 三輪 睿太郎

何が起きたのか？

福島第一原子力発電所から3月11日の事故発生後、約1週間に、1時間当たり最大1万テラベクレルの放射性物質が放出され、

その後、放出は低減、4月上旬には
1時間当たり1テラベクレル程度まで落ちた
(4/12原子力安全委員会)。

3月11日から4月5日までの大気中への放出総量は

ヨウ素-137が 1.3×10^{17} Bq、
セシウム-137が 1.1×10^{16} Bq
(8/22原子力安全委員会)。

放出された核種の構成

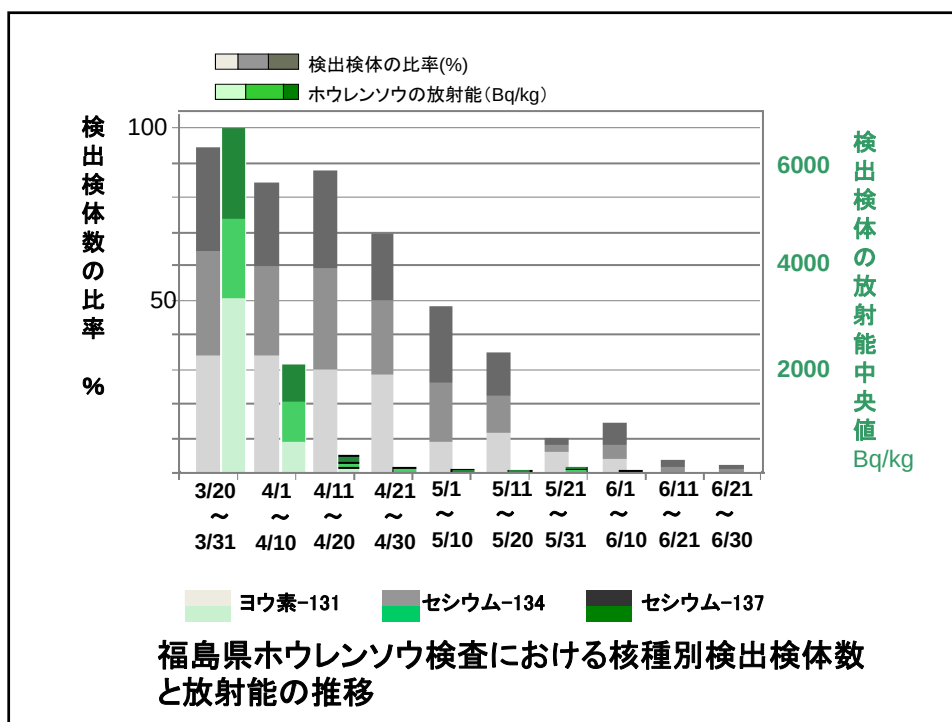
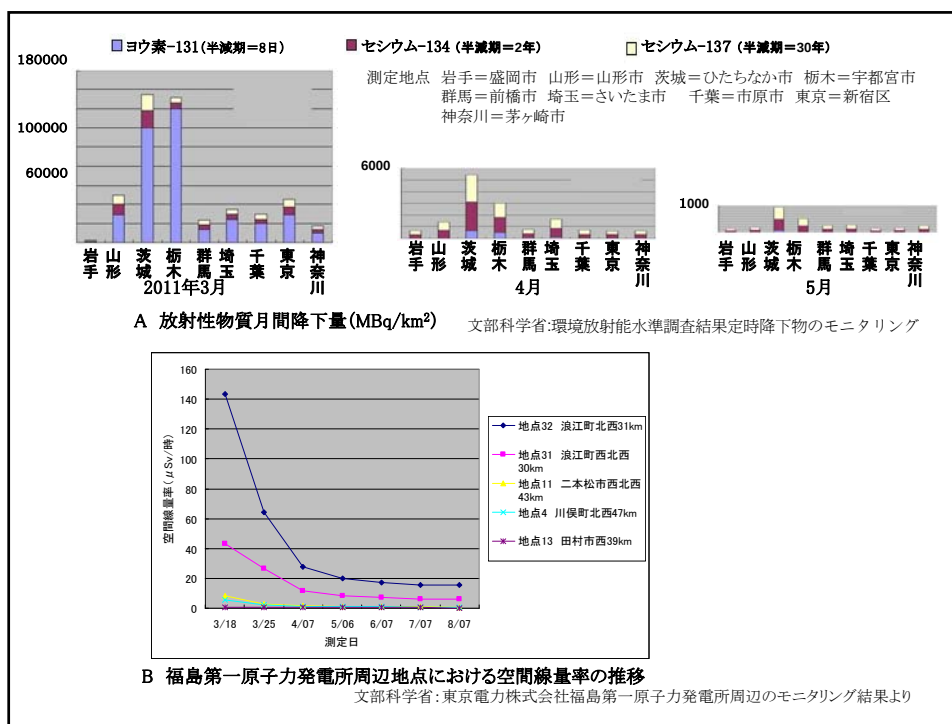
事故直後の近傍陸土の分析が放出核種を反映、気になるストロンチウムはセシウム-137の1/200(Sr-89)、1/1600、植物ではさらに低い比率

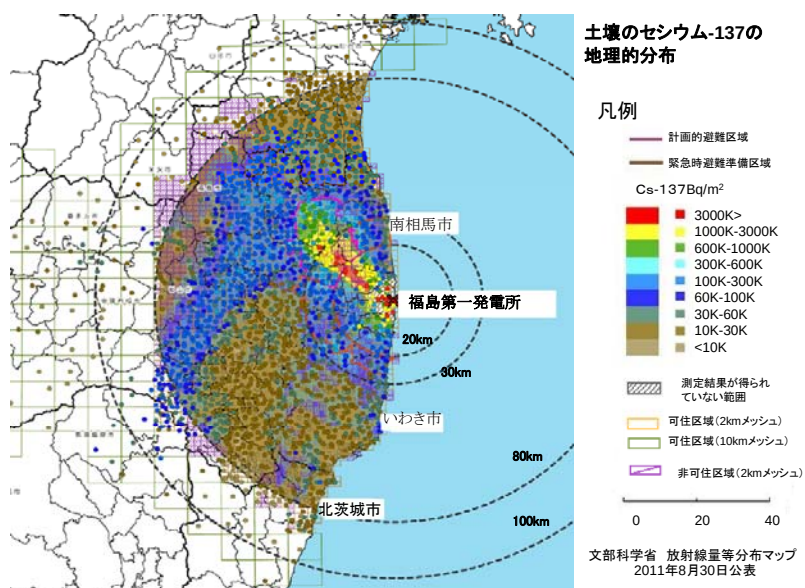
なお、1963年の核実験由来の放射能汚染によるものではストロンチウム-90=13.7Bq/kg、セシウム-137=38.9Bq/kg(いずれも全国平均、駒村・津村ら、農業環境技術研究所報告(2005))

表 土壌及び植物試料*1の分析結果一覧

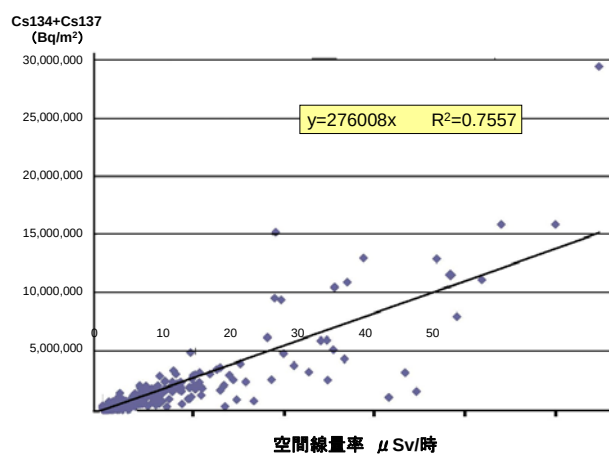
試料名	地点番号 または採取地	採取日	ヨウ素-131	セシウム-134	セシウム-137	ストロンチウム-89	ストロンチウム-90	単位
陸土	31*2	3月17日	30,000	2,300	2,300	13	3.3	Bq/kg湿土
陸土	32*2	3月16日	100,000	20,000	19,000	81	9.4	Bq/kg湿土
陸土	33*3	3月16日	160,000	52,000	51,000	260	32	Bq/kg湿土
陸土平均構成比			4.01	1.02	1	0.0049	0.00062	
植物	大玉村	3月19日	43,000	89,000	90,000	61	5.9	Bq/kg生
植物	本宮市	3月19日	21,000	57,000	57,000	28	3.7	Bq/kg生
植物	小野町	3月19日	22,000	12,000	12,000	12	1.8	Bq/kg生
植物	西郷村	3月19日	12,000	25,000	25,000	15	3.8	Bq/kg生
植物平均構成比			0.46	0.99	1	0.00063	0.000083	

*1 植物は福島県から提供された。*2 浪江町 *3 飯館村
上記7地点についてのみサンプリングし、測定。



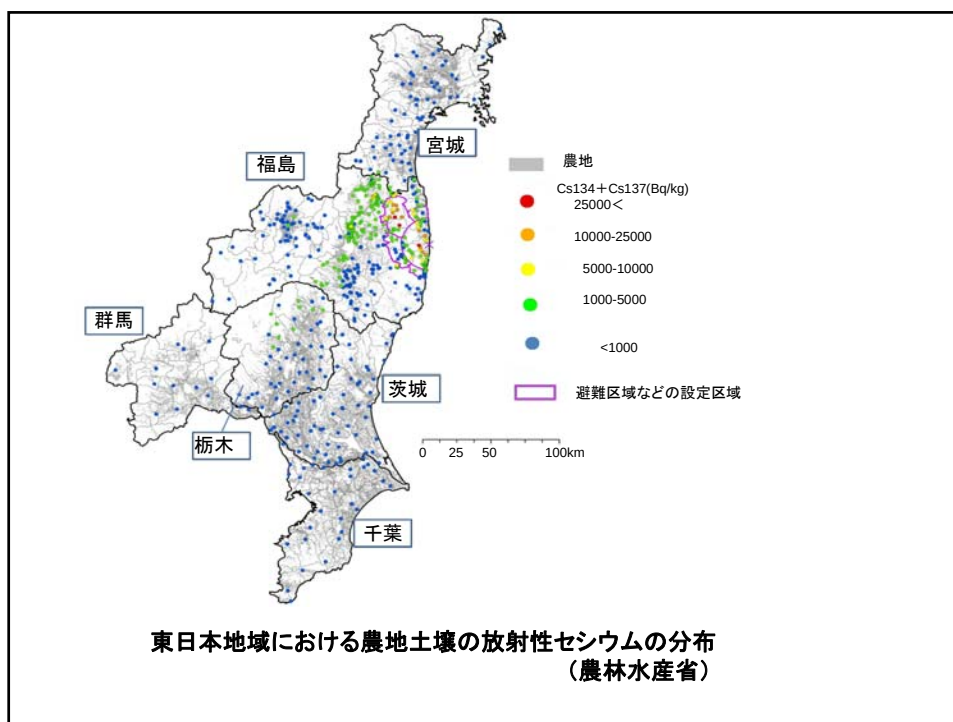


セシウム-137の土壌濃度マップ (文部科学省)



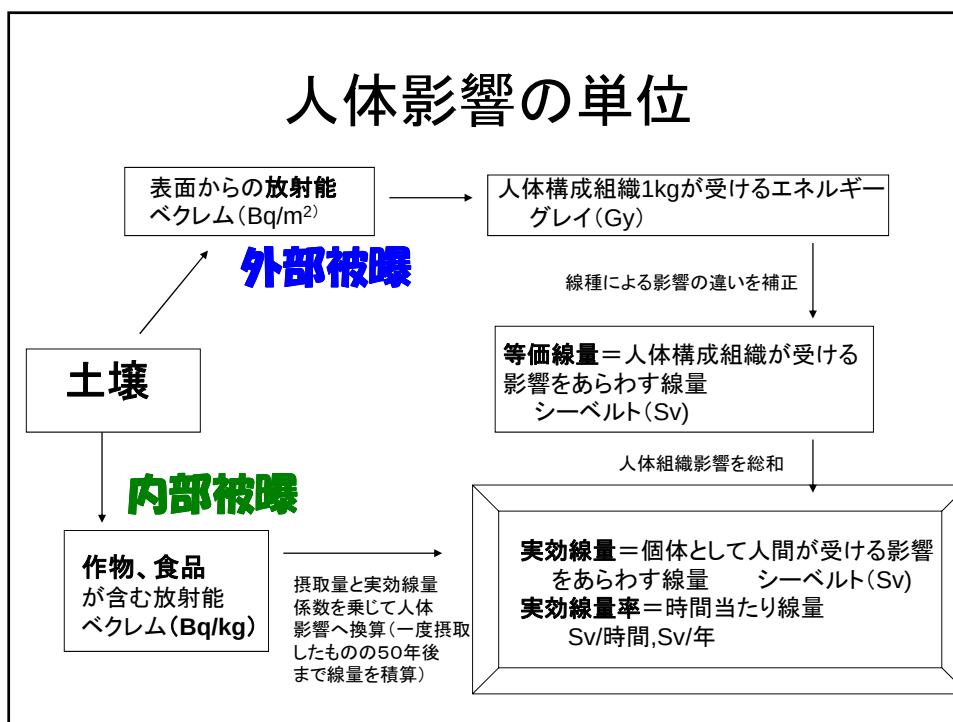
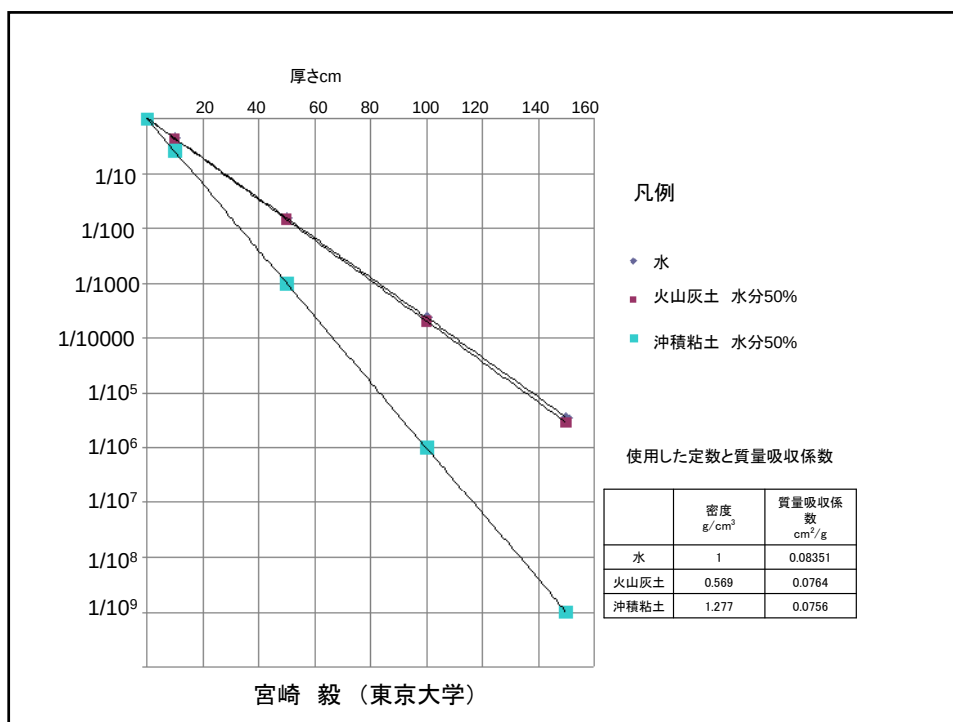
2011年度科学技術戦略推進費：放射性物質による環境影響評価基盤の確立—
放射性物質の分布状況等に関する調査研究から作成された「放射性セシウム
の土壌濃度マップ」(2011/8/30公表)

空間線量率と土壌の核種分析結果の関係 (文部科学省)



放射性セシウムの特徴

- 直接生きている植物体の表面に接触するとすみやかに吸収される
- 土壌に入ったもののほとんどは動かない。水に溶けださない。従って、植物に吸収されにくい。
- 人間の体内に入ると筋肉等の軟組織に蓄積、排出により、70-100日で半減する
- 土壌による放射能遮断効果大きい



2. 外部被曝の評価

	被ばく量 (ミリシーベルト)		
	時間 (マイクロ シーベルト)	年間 (ミリ シーベルト)	生涯(50 年) (ミリ シーベルト)
平常時	0.05	0.26	13
2011 年原子力発電所事故 に伴う被曝			
計画的避難区域(福島県浪江町 事故地から北西 31km)	15.4	79.54	1433
福島県 田村町(事故地の西 39km)	0.23	0.93	16.73
福島県福島市	1.23	6.12	92
東京新宿	0.057	0.03	0.5

内部被曝の試算

(2) 安全性の暫定基準

飲料水、牛乳・乳製品では<200Bq/kg

野菜、穀類、肉、卵、魚では<500 Bq/kg

(3) 食品摂取による内部被曝量の試算

一人当たり年間消費量

コメ 58.5kg、野菜 90.9kg、肉類 28.6kg、牛乳・乳製品 84.8kg

を用いて年間内部被曝量を試算する。

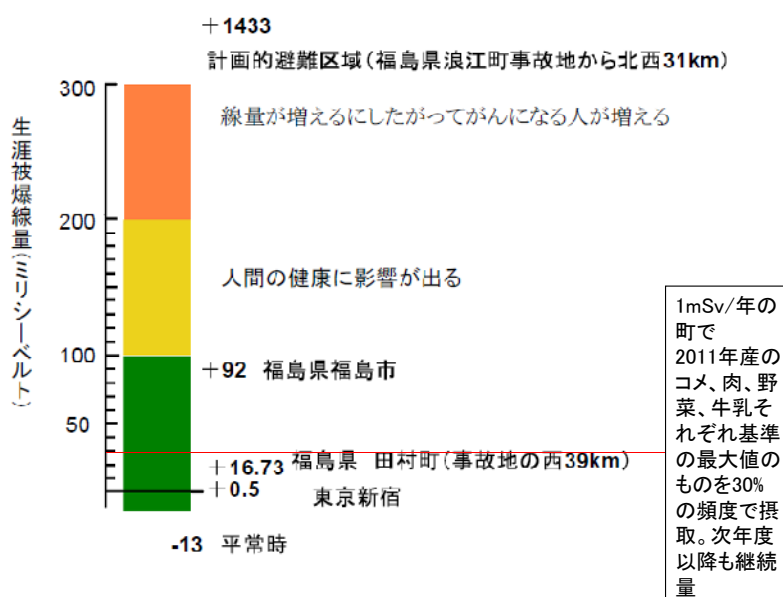
仮定として汚染食品の摂取機会を 30%とする。

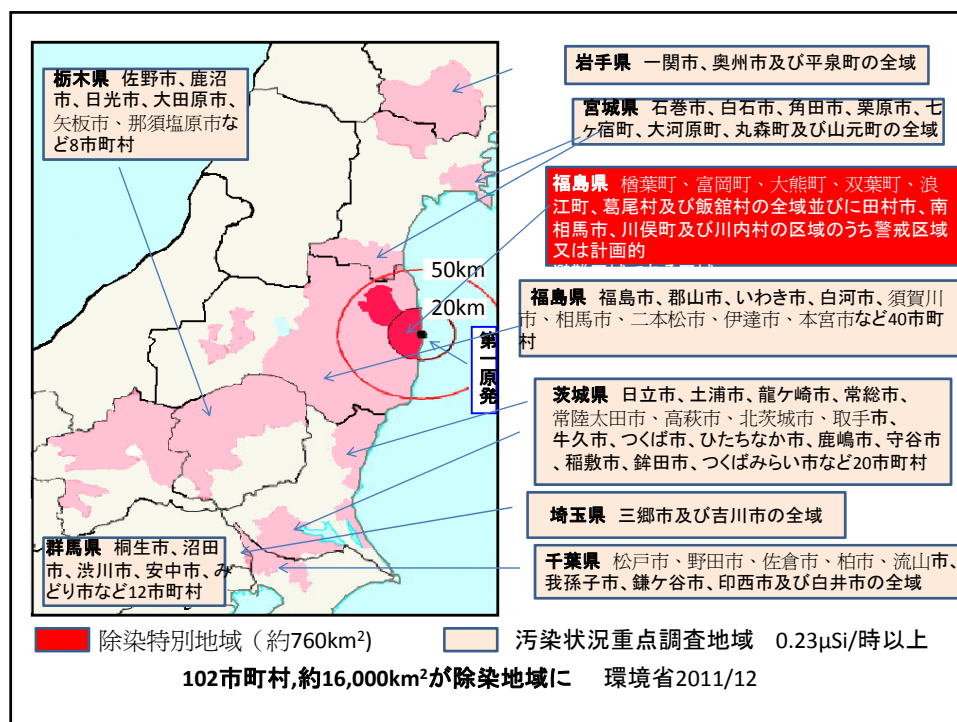
コメ の放射能を	50	100	500	1000	Bq/kg の 4 段階
野菜の放射能を	50	100	500	2000	Bq/kg の 4 段階
肉類の放射能を	50	100	500	1000	Bq/kg の 4 段階
牛乳の放射能を	50	100	200		Bq/kg の 3 段階

放射性セシウムによる内部被曝線量と外部被曝線量
外部被曝線量=1ミリシーベルト／年を想定

50年被曝量 mSv

食品摂取に伴う内部被曝線量 2011年産のコメ、肉、野菜、牛乳それぞれ基準の最大値のものを30%の頻度で摂取。次年度以降も継続量				外部被曝線量 2011年に1mSvの外部被曝を受けた状況を継続	計
	Cs-134	Cs-137	計		
成人	0.93	6.81	7.74	18.04	25.78
5歳幼児	0.63	5.04	5.67		23.71





参考文献

1. 日本農学会 東日本大震災からの農林水産業の復興に向けて
—被害の認識と理解、復興へのテクニカル リコメンデーション—
<http://www.ajass.jp/disaster.html>
2. 雑誌 農業と経済 2012.1 臨時増刊号 放射性物質と食品・健康リスク
昭和堂

森林の放射能汚染と除染

森林総合研究所 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・坪山良夫・大谷義一・高橋正通

東京電力福島第一原発事故によって放出された放射性物質は放射性プルームとして大気中を移動し、周辺の森林に対し広範囲に放射能汚染をもたらした。今回の事故では放出された放射性物質のなかで放射性セシウムの Cs134 と Cs137 は半減期が 2 年、30 年と長いことに加え土壤中の粘土による固定や森林生態系の内部循環のため、森林の放射能汚染は長期間続くと予想される。そこで森林総合研究所では福島県内の森林に試験プロットを設けて、森林の放射能汚染の実態調査を行った。さらに森林の下層植生（下草）と堆積有機物の除去による空間線量率の低減効果についても調査を行った。ここではこれら調査の結果について紹介する。

森林の放射能汚染の実態調査は、2011 年 8 月から 9 月にかけて行った。まず福島県内の川内村のスギ林（KS）、大玉村のスギ林（OS）、アカマツ林（OA）、落葉広葉樹林（OK）、只見町のスギ林（TS）に調査プロットを設定し、空間線量率を測定するとともに樹木の成育量調査により葉、枝、樹皮、樹材の現存量を推定した。次に各調査プロットから生育程度の異なる供試木 3 本（落葉広葉樹林ではコナラ）を選定し、樹木の周囲 4 か所から堆積有機物（25 cm×25 cm）と土壌（0-5cm 深）を採取するとともに（4 か所のうち 1 か所では 5-10、10-15、15-20 cm 深の土壌を採取）、供試木を伐採して、葉、枝、樹皮、幹材の試料を採取した。採取した試料は実験室内で乾燥・粉碎処理後、ゲルマニウム半導体検出器で Cs134 と Cs137 を定量した。

試験プロットの空間線量率は、KS、OS、OA、OK、TS が、それぞれ 3.11、0.31、0.33、0.33、0.11 $\mu\text{Sv hr}^{-1}$ であり、文部科学省の航空機モニタリング（文献）の結果とほぼ一致していた。隣接する OS、OA、OK を比べるとスギ林（KS）の Cs 濃度（Cs134+Cs137）は、樹木では葉>枝>樹皮>幹材の順であり、土壌では堆積有機物層>表層土壌（0-5cm）>土壌（5cm 以下）の順であった。アカマツ林（OA）の各部位間の濃度の関係はスギ林に類似していたが、落葉広葉樹林（OK）のコナラでは葉の Cs 濃度が枝や樹皮よりも低く、堆積有機物層で特に高かった。単位面積当たりの Cs 量に基づき森林内の Cs 分布割合を求めたところ、OS では森林全体の Cs の約半分が樹木に存在していたのに対して、OA や OK では Cs の多くは堆積有機物層や土壌に存在していた（図 1）。すなわち事故のあった 3 月時点で着葉していたスギでは樹冠に付着した Cs が多かったのに対して、落葉広葉樹林は新葉の展開前だったことにより、またアカマツ林では葉量や形状の違いから樹冠

への付着量は少なく、林床に沈着した Cs が多かった推察される。

森林からの下草と堆積有機物の除去による空間線量率の低下を調べる試験を、福島県林業研究センターと共同で、当センターの多田野試験地（郡山市）の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林において 2011 年 9 月から 10 月にかけて行った。い

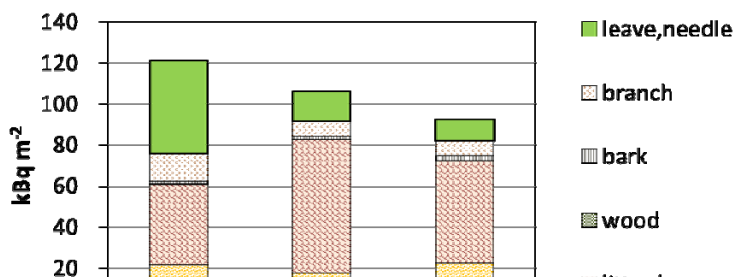


図 1 大玉村スギ林(OS)、アカマツ林(OA)、落葉広葉樹林(OK)の放射性セシウムの蓄積量

ずれの森林でも斜面中腹に正方形の調査区（20m×20m、長さは斜距離）を設け、中心から外側に向かって段階的に範囲を広げながら下草と堆積有機物を除去した。除去の各段階 20m×20m 除去で調査区中心の空間線量率を調べるとともに、除去前、12m×12m 除去、の際に、調査区内の空間線量率を 2m 間隔で調べた。除去した下草と堆積物はそれぞれ袋に詰めて重量を測定した。

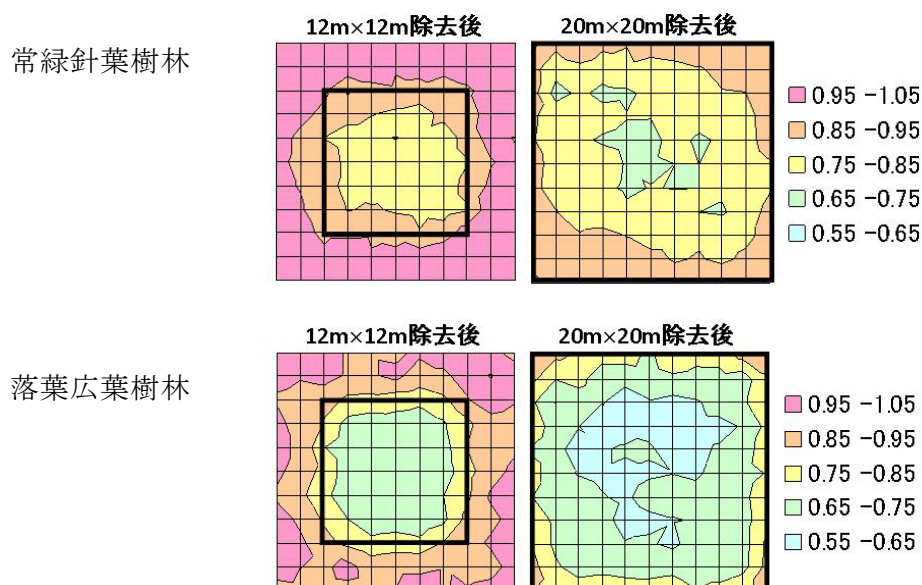


図2 下草・落葉除去による空間線量率（高さ 1m）の低下割合の分布（除去前の空間線量率に対する比）

下草と堆積有機物の除去によって、調査区中心の空間線量率（高さ 1m）は、常緑針葉樹林では除去前の $0.77 \mu \text{Svhr}^{-1}$ から $0.57 \mu \text{Svhr}^{-1}$ まで約 7 割に、落葉広葉樹林では $1.22 \mu \text{Svhr}^{-1}$ から $0.77 \mu \text{Svhr}^{-1}$ まで約 6 割低下した。両調査区とも除去範囲が拡大するにつれて中心の線量率が低下する割合は低下し、12m×12m 以降の線量率の

低下はわずかであった。プロット全体の線量率の平均値は、常緑針葉樹林では除去前($0.80 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に比べて 12m×12m 除去時では 94%($0.76 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に、20m×20m 除去時では 83%($0.76 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に低下し、落葉広葉樹林では除去前($1.16 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に比べて、12m×12m 除去時では 87%($1.01 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に、20m×20m 除去時では 72%($0.83 \mu \text{Svhr}^{-1}$)に低下した（図2）。除去によって発生した下草と堆積有機物の合計は常緑針葉樹林では 1,112kg(1ha 換算で 33.7 トン)、落葉広葉樹林では 1,270kg（同 35.3 トン）であった（いずれも除去直後に測定した湿重量）。

以上より、落葉等の堆積有機物の除去が森林の空間線量率の低下に効果的であることが示された（森林の除染ガイドライン）。ただし、これらの結果は事故から半年後の調査であり、その後降雨による洗脱、落葉・落枝、あるいは有機物分解によって、森林内の Cs の分布は変化していると推察される。堆積有機物は 1 年間に針葉樹林で約 25%が、広葉樹林で約 40%が分解するため、土壌の Cs 割合は時間の経過とともに高まっていくと予想される。そのため堆積有機物の除去による線量率の低下の効果も低減していくが、Cs は土壌中で移動しにくいことから大半の Cs は地表付近に留まるので、最表層の土壌を除去すれば線量率を低下することが期待される。しかし、土壌は堆積有機物に比べて単位面積当たりの重量が大きいので除去物の量は膨大になると予想される。また森林土壌の最表層には土壌の養分が多量にあり、細根が集中していることから、この部分の土壌の除去は森林生態系への影響がきわめて大きくなると予想される。細根は土壌浸食も防いでおり、下層植生や堆積有機物の除去に加えて最表層の土壌を除去すると土壌浸食を招く危険性が高まる。森林の地表面はフラットではなく、極表層の土壌だけを除去する場合、人力で頼らざるを得ない。そのため堆積有機物の場合に比べてはるかに労力が必要になるであろう。

福島県における作物と土壌の汚染

福島県農業総合センター 生産環境部 環境・作物栄養科 佐藤睦人

1. 放射性物質に関する研究テーマ

福島県では専門家のアドバイスのもと、7つの柱に沿った調査研究を進めている。

- (1) 県内農用地土壌の放射性物質の分布状況把握
- (2) 放射性物質の簡易測定法の開発(土壌)
- (3) 各種作物の放射性物質吸収量の把握
- (4) 放射性物質の除去・低減技術の開発
- (5) 放射性物質吸収抑制技術の開発
- (6) 農産物加工における放射性物質の除去技術開発
- (7) 農作業等における放射線被ばく低減技術の開発

※本シンポジウムでは、長期的に問題となる放射性セシウムについて、土壌と農作物の分布や吸収実態等についての調査結果から見えてきたことを報告する。

2. 農地土壌の放射性セシウムの分布状況の把握

3月末から8月上旬までに、計8回、約380か所について農地土壌を採取し、放射性セシウムの分布状況を調査した。なお、調査地点は福島県内の全市町村を対象とし、計画的避難区域や警戒区域内も含まれている。10月以降、農環研の協力のもと調査地点を県内2000か所以上に増やし、詳細な分布状況を調査中である。

また、事故後、放射性物質を測定するゲルマニウム半導体検出器が福島県内にほとんどなく、分析する手立てが限られていたため、空間線量測定に使用されるNaIサーベイメータを用いた土壌中の放射性セシウム簡易測定法の開発に着手し、5月下旬に実用化に至り、各地域での測定を実施した。

3. 農地の放射性セシウム測定結果から見えてきたこと

- (1) 地域レベルでの分布(事故地点からの距離と必ずしも比例しない実態)

山・谷等の大きな地形構造、風向き、降雪や降雨、地域の土地利用(住居、農地、森林等)等が放射性物質の沈着量と関係していると考えられる。また、空間線量との関係が認められる。

- (2) 圃場レベルでの分布

微地形による差、土地の利用状況(宅地、水田、畑、樹園地、草地等)、圃場周辺環境(森林、用水路など)、農作業による移動(耕うん深、水田の管理)、動物(牛、猪など)によるかく乱、降雨などによる移動が関係していると考えられるが、不明な点も多い。また、経時変化についての調査も重要と考えられる。

4. 農作物の放射性物質吸収

農作物への放射性物質の移行実態を知るため様々な研究を実施している。

また、農産物の安全性を確保するため福島県農業総合センター内にゲルマニウム半導体検出器10台を設置し、専門職員16名による体制で広範囲な農産物のモニタリングを行っている。

5. 農作物の放射性物質から見えてきたこと

土壌タイプにより吸収率が異なること、作物により吸収に違いが認められること、部位により濃度が異なること、水田と畑地では土壌中の放射性物質吸収率が異なること、交換性カリウムによる放射性セシウム吸収抑制効果等が確認されつつある。

6. 今後の課題

放射性物質の動態については不明な点が多く、今後も長期にわたる調査・研究を行う必要がある。

放射性セシウムの水稻への吸収メカニズムの解明、農作物への吸収抑制技術の確立、土壌や農作物への移行実態の経時的変化等、長期的かつ継続的な調査が重要と考える。

これらの研究は福島県のみでは到底不可能であり、他の研究機関のご協力を切にお願いしたい。

作物影響の新知見

東京大学 根本圭介

昨年3月の福島原発事故により、様々な放射性核種が多量に漏出して農耕地が広範に被ばくした。とくに放射性セシウム(Cs)は漏出量が多い上に Cs-137 は半減期も長いために注意が必要であるが、被災地の代表的な農耕地土壌である灰色低地土には幸いにしてセシウムを強く吸着する性質があったため、作物による放射性 Cs の経根吸収は暫定規制値(500Bq/kg)を遙かに下回るケースが多かった。しかし、一部の山間地域(二本松市小浜地区、福島市大波地区、伊達市小国地区など)では、暫定規制値である 500Bq/kg に近い、あるいはこれを超える玄米が多数収穫され、被災地の農業復興にとって大きな障害となっている。実際、これらの水田でのイネの放射性 Cs 吸収を郡山の平坦地などと比較してみると百倍あるいはそれ以上と桁違いに大きく、早急な原因解明が求められている。

いったん植物体に吸収・蓄積された後での体内移動が少ない物質であれば、その体内分布から成長に沿った吸収パターンを読み取れることができるため、まず吸収された放射性 Cs の体内分布を調べた。郡山の福島県農業総合センター水田のイネ(玄米の放射性 Cs 濃度は 5Bq/kg 前後)では下の葉から上の葉へと放射性 Cs 濃度が低下したのに対して、470Bq/kg の玄米が穫れた小浜地区の水田では逆に上の葉ほど高かった。このことは、小浜地区の水田では上位の葉が成長した盛夏に多量の放射性 Cs がイネに吸収されたことを示唆しているが、その原因として可能性の高いのは高温下での有機物分解の促進であろう。①夏季に水田内の有機物が分解され、放出された放射性 Cs をイネが吸収した、②夏季に山林の落ち葉等が分解され、放出された放射性 Cs が水とともに水田に流れ込んでイネに吸収された、という2つのシナリオを想定し、目下、状況証拠の収集に取り組んでいる。

しかし、水田の内外に放射能汚染された多くの有機物があるという環境はこれらの地域に限ったことではない。そこでは、有機物由来の放射性 Cs をイネが容易に吸収できた何か特殊な条件が働いていたはずである。Cs は、土壌を介さずに水から直接に経根吸収されると、効率よく吸収される。実際、今回降下した放射性 Cs を含む水耕液でイネを水栽培したところ、1 Bq/l という低濃度の水耕液でも茎葉部に 600 Bq/kg (乾物)に近い高濃度の放射性 Cs が蓄積した。共同研究者の塩沢教授によると規制値超えの米が穫れた水田の多くは排水が極めて悪く、基盤整備の済んだ水田でも夏季に天水のみでイネが生育できるほど浸透量が少ないという。排水の悪い水田では放射性 Cs を含む水が田面水あるいは作土中に滞留し、その結果、放射性 Cs が土壌に吸着されてしまう前に経根吸収される機会が多かったのではなかろうか。今後、現場で検証していきたい。

有機物の貯留や灌漑水からの物質流入といったプロセスは、水田生態系の持続的な生産性の基盤をなすことを忘れてはならない。上記の仮説が正しければ、規制値越えのメカニズムは水田生態系の特長と表裏一体の関係にあることになる。目下注目を集めているカリウム施用の問題も例外ではない。規制値越え地域では水田土壌のカリウム濃度の低さが放射性 Cs 吸収に拍車をかけている可能性が指摘されており、実際、500Bq/kg 近い玄米の穫れた水田の土壌を用いた演者らの実験でも、カリウムの施用によって放射性 Cs の吸収量が約十分の一に低減できた。しかし、これらの地域でカリウムを施用してこなかったことは本来、その地の沢水が十分量のカリウムを天然供給していることを踏まえた、持続的な栽培法というべきものである。今回の問題をチェルノブイリ事故の類推だけで対処することは限界があり、その解決にはイネ学独自の視点と取り組みが必要である。なお本講の内容は本学の放射性同位元素施設、農地環境工学研究室および福島県農業総合研究センターとの共同研究による。

土壌汚染の新知見

東京大学農学生命科学研究科 塩沢 昌

実験室でのセシウム (Cs) の土壌への収着実験によれば Cs は土壌を構成する粘土粒子に強く固定されるため土壌中でほとんど移動しないと予想されたが、原発事故以降の福島県各地の現場の土壌サンプリングと土中 γ 線モニタリングで明らかになったのは、3 月中～下旬に土壌表面に降下した放射性 Cs は 6 月上～中旬までの 2～3 ヶ月間は降雨浸透によって予想外に速く移動し (1.5～3cm、水分子の移動距離との比 R が 1/10～1/20)、その後、移動速度が著しく低下している (3 ヶ月間で 2～6mm、 $R=1/100\sim 1/300$) という事実であり、これより、粘土粒子への強い固定は数ヶ月 (またはそれ以上) の時間を要するプロセスだということである。また、稲への Cs 移行が大きかった水田の調査とポット実験から、Cs フォールアウト時に水田表面を覆っていた雑草等の有機物に固定された放射性 Cs は土壌への固定が遅れ、有機物の分解によって可溶化して稲に吸収され大きな移行をもたらしたと考えられる。

土壌中の放射性 Cs 移動量の現場測定

Cs の降下以降に乱されていない水田土壌の放射性 Cs の鉛直分布では、5 月段階で 0～3cm に約 90%が止まっていたが (図 1)、10 月のクロボク土の水田の例では表層 0～4cm に約 90%である。

土壌サンプリングでは現場の全く同じ土壌で時間経過による Cs 鉛直分布の比較ができず、わずかな移動量を検知できないため、土壌サンプリングによらない土中 γ 線モニタリングシステムを新たに開発した。これはシンチレーションサーベイメータに側面にのみスリット窓をもつ鉛のコリメータを取り付け、土中に打ち込んだ塩ビパイプ内で水平方向からのみ入射するガンマ線を深さごとに計測できるようにしたもので (図 2)、土中の γ 線源量の

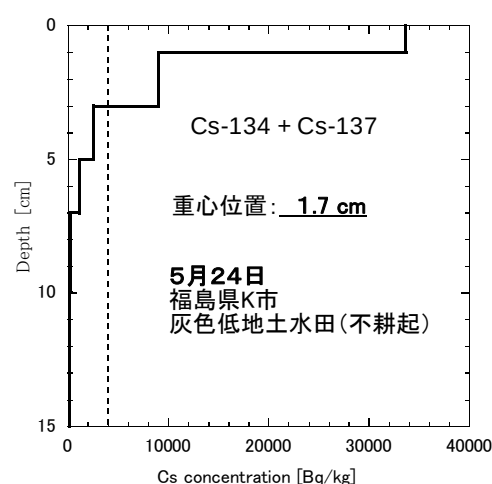


図1 水田土壌の放射性 Cs の鉛直分布例

鉛直分布自体は正しく得られないが、二つの時点の分布の比較から放射性 Cs の平均移動距離を正確に求められる。これにより、6 月中旬以降は、水分子と比較した Cs 移動速度が、それ以前より約一桁低下していることがわかった (図 3)。

水中で陽イオンとなる Cs は、粘土粒子および土壌有機物の負電荷によってクーロン力で表面に固定される (弱い固定) とともに、特定の粘土鉱物 (2:1 型層状珪酸塩) の結晶表面に強く固定される。強く固定された Cs は土壌水に溶解して移動する割合が極めて少なく、植物の根からもほとんど吸収されなくなる。弱い固定は短時間に平衡するが粘土表面への強い固定は時間を要し、弱い固定から強い固定への移行が時間をかけて進行していると考えられる。

有機物 (雑草、稲ワラ、落ち葉起源の腐食) を介した稲への Cs 移行

植物は根から土壌水とともに土壌水に解けた物質を吸収する。土壌中に多量 Cs が存在しても、土壌水に溶解した Cs イオンが根に接して存在しない限り、稲は吸収できない (図 4)。玄米 500Bq/kg レベルの高い移行は 7～8 月に

Cs を吸収したことで生じており、この時期に可溶性 Cs が高濃度で根の周囲に存在したのである。多くの水田では土壌への固定によって土壌水中の Cs イオン濃度は十分に低いにもかかわらず、なぜ特定の水田で、高濃

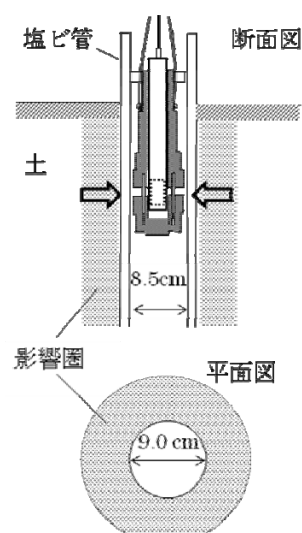


図2 土中 γ 線鉛直分布測定システム

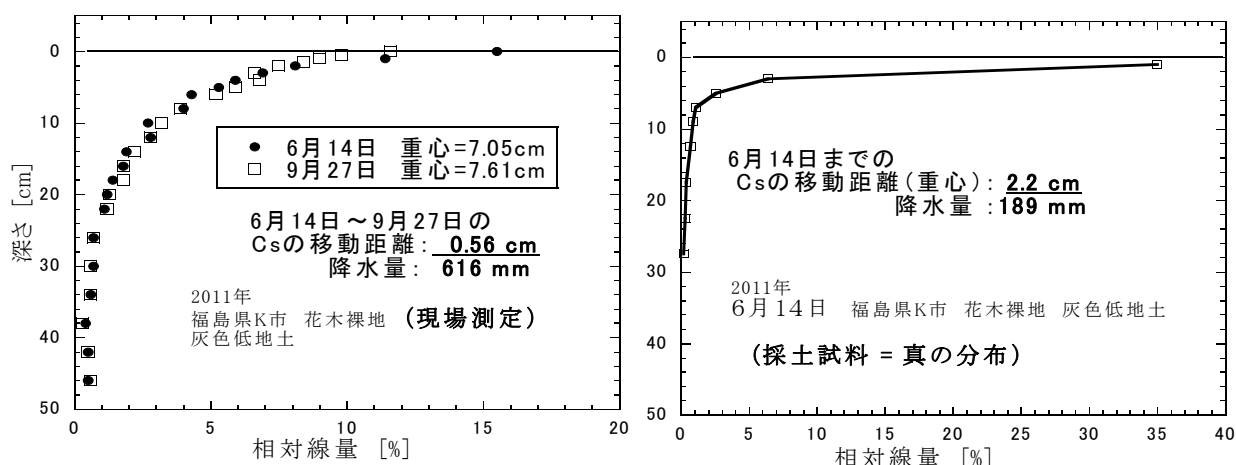


図3 土中の γ 線源鉛直分布測定と比較

度のCsイオンが根の周囲に存在できたのか。解明を要するメカニズムである。

Csは土粒子だけではなく有機物にも強く固定される。Cs降下(2011年3月下旬)の直後には比較的多くのCsが可溶性イオンとして植物(雑草)に吸収されやすい状態にあったと考えられる。Cs降下時に水田表面が有機物(雑草、稲ワラ、落ち葉起源の腐植など)が覆っていて、まずこの有機物に放射性Csが付着または吸収された場合、水田が耕起されてこの有機物が土壌中にすき込まれた後も放射性Csは粘土粒子への強く固定されずに有機物中で“生き残る”。有機物は土壌中で徐々に分解され、その過程で取り込まれていたCsは高濃度の可溶性Csとして土壌水に放出される。とくに温度の上昇する夏に急速に分解が進み、可溶性Csの多量放出が生じ、粘土粒子に固定される前に根に吸収されたと考えられる。

調査を行った玄米500Bq/kg越え水田および移行係数が多い(約0.1かそれ以上の)水田に共通する特徴は、(1)Cs降下時に水田表面を有機物が覆っていたと考えられる(有機物の実体は、雑草(粘質土の水田)、落ち葉(砂質土の山間水田)、海洋性有機物(津波を受けた水田)、および稲ワラ、稲株起源の未分解有機物)；(2)近接水田と比較しても浸透量の非常に少ない排水不良田；である。浸透が小さいことは有機物の分解が遅いとともに、ほとんど土壌水が動かないことを意味し、有機物の分解で発生した可溶性Csが水とともに動かないために粘土粒子に接触しにくく、そのために粘土粒子への固定に時間がかかり、根に吸収されやすかったと考えられる。

玄米500Bq/kgを超えた粘質土水田土壌を用いたポット栽培実験により、放射性Csの薬品を撒布した直後の数週間は水田雑草はCsを根からもよく吸収するが、実際のフォールアウトから10ヶ月を経た土壌からはほとんど吸収しなくなっていること、および、この土壌で栽培した稲への移行は既に小さいことがわかった。

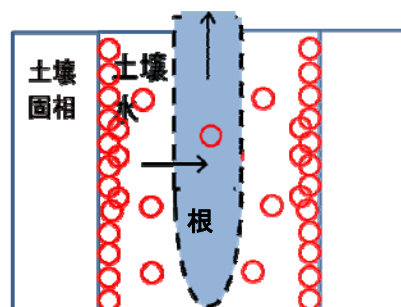


図4 根によるイオン吸収

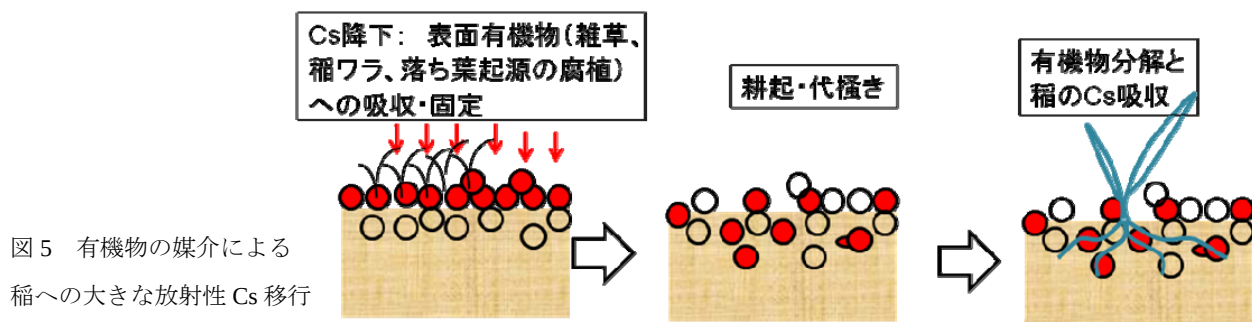


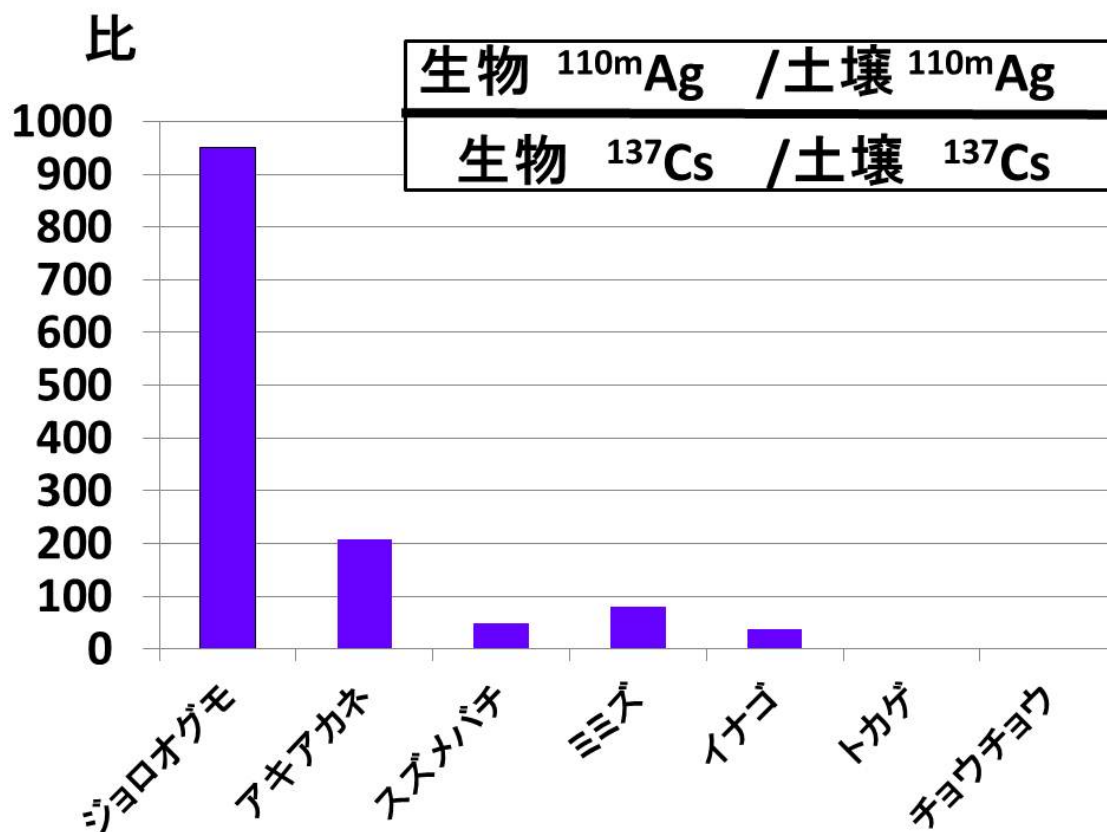
図5 有機物の媒介による
稲への大きな放射性Cs移行

放射能の生物濃縮

森敏（東京大学・石川県立大学・NPO法人WINEP）

東電福島第一原発由来の放射性降下物（fallout）により、陸域・内水面・海域にわたって広範囲な面的な汚染が起こった。その後 fallout は気象現象（weathering）によって拡散され、他方では局地的な高濃度濃縮が始まっている。一方、生物界ではいったん土壌や植生に降下した fallout は、土壌に一部が固着したり可溶性成分は下方移行するばかりでなく、食物連鎖を通じてさまざまな生き物に「生物濃縮」されつつある。本講演では生物濃縮の例を紹介する。

我々は福島でさまざまな植物の採取を行って来たが、台風の前日に出かけた時に、偶然多くのジョロウグモが林内で網を張っているところに出くわした。それを持ち帰って、 ^{137}Cs をゲルマニウム半導体で詳細に測定したところ、偶然 ^{137}Cs のピーク近傍に、メルトダウンした原子炉の制御棒由来である放射性銀 (^{110m}Ag) を見出した。その後多様な生物を採取して測定したところ、下図のようなデータが得られた(それぞれの元素の放射能の単位は Bq/kg 乾物重である)。生物界では「種」によっては、 ^{110m}Ag は ^{137}Cs （または ^{134}Cs ）や ^{40}K よりもはるかに速い速度で生体に濃縮されていることがわかった。



放射性セシウムが土壌に固定されるメカニズム

京都府立大学 中尾淳

土壌中には様々な負電荷を持つ有機・無機粒子が存在し、1 価の陽イオンとしてふるまう ^{137}Cs (Cs^+) を吸着する。その中でも、2:1 型層状ケイ酸塩（粘土鉱物）の一種である雲母類は特に強く Cs^+ を吸着する性質を持つ。雲母類とは、層間に存在する負電荷の大部分で K^+ が強く固定され「非膨潤層」が形成された 2:1 型層状ケイ酸塩のことを指す。2:1 型層状ケイ酸塩の Si 四面体シートと Al 八面体シートでは、Si の一部または Al の一部が価数の小さい陽イオンと置換する（同形置換）ことにより、負電荷が生じている（図 1）。また、2:1 型層状ケイ酸塩のケイ素四面体シートには六員環とよばれる空洞部分がある。この空洞の半径はおよそ $1.2 \text{ \AA}$ であり、水和していない状態の Cs^+ ($1.69 \text{ \AA}$)、 K^+ ($1.33 \text{ \AA}$) や NH_4^+ ($1.43 \text{ \AA}$) のイオン半径とほぼ等しい。そのため、ケイ素四面体シートが負電荷を持つ場合、水和しにくい Cs^+ 、 K^+ や NH_4^+ は六員環に引き付けられ、形状的にフィットした状態で固定される。六員環と陽イオンとの結合力は水和エネルギーの小さい順、すなわち、 $\text{K}^+ < \text{NH}_4^+ < \text{Cs}^+$ の順に大きくなるものの、通常はこれらの陽イオンの中で最も存在量が豊富な K^+ が六員環を占有し、層間距離が 1.0 nm に閉じた層、すなわち非膨潤層を形成している。

非膨潤層の大部分は、外部から土壌に加わった Cs^+ を固定できるサイトとして寄与しない。しかし、土壌溶液と接触している非膨潤層の外縁部分は、風化により層間距離が 1.4 nm に開いた状態（膨潤層）となっている（図 2）。膨潤層と非膨潤層との中間に位置するくさび形に開いた場所の層荷電部分をフレイド・エッジと呼ぶ。フレイド・エッジでは空間的な制約により水和陽イオンが排除されるため、最も水和エネルギーが低く、六員環に形状的にフィットする Cs^+ は、 K^+ に対しておよそ 1000 倍、 NH_4^+ に対しておよそ 200 倍の選択性でフレイド・エッジに固定される。

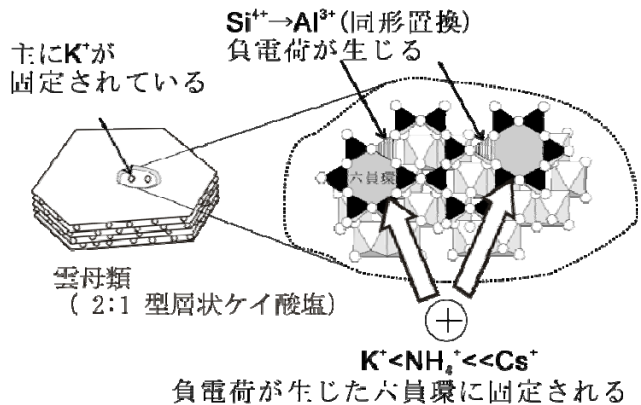


図 1. 雲母類（2:1 型層状ケイ酸塩）の構造

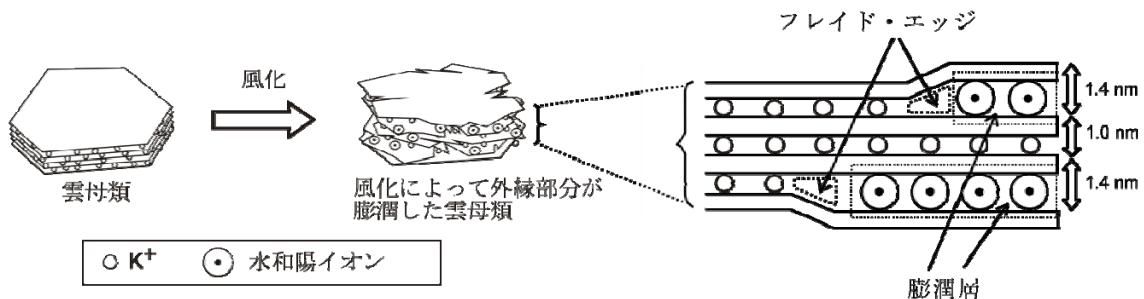


図 2. 雲母類の風化に伴う膨潤とフレイド・エッジの形成

農水省の除染マニュアルと その考え方

1. 農地土壌の放射性物質除去技術
2. 農地の放射性物質汚染の状況

独立行政法人農業環境技術研究所
宮下 清貴

2012年 4月 14日
日本学術会議

National Institute for Agro-Environmental Sciences



1. 農地土壌の放射性物質除去技術

関連する法律、ガイドライン等

平成23年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所事故により放出された放射性物質による環境の汚染への退所に関する特別措置法(特措法)
(平成23年8月交付)

農林水産省:
農地土壌の放射性物質除去技術(除染技術)について(平成23年9月14日)

環境省:
除染関係ガイドライン
(平成23年12月 第1版)

厚生労働省:
除去等業務に従事する労働者の放射線障害防止のためのガイドライン
(平成23年12月22日)

農地土壌の放射性物質除去技術(除染技術)について (平成23年9月14日 農林水産省)

これまで得られた研究成果をとりまとめ、地目や放射性セシウム濃度に応じた農地土壌除染の技術的な考え方を整理

平成23年度科学技術戦略推進費「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」

農林水産省、内閣府総合科学技術会議、文部科学省、経済産業省

(試験の概要)

福島県の飯舘村及び川俣町の現地圃場等において、表土の削り取り、水による土壌攪拌・除去、反転耕による汚染土壌の埋め込み、及び高吸収植物による除染等の実証試験を実施。除染に伴って生じる汚染土壌や植物体の処理・保管技術についても研究。

農地汚染土壌に関する基礎的知見

1) 放射性セシウム (^{134}Cs 、 ^{137}Cs の合計) は、耕起していない農地土壌の表面から 2.5 cm の深さに 95% が存在 (図 1)。

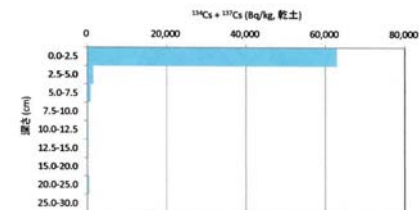


図 1：飯舘村伊丹沢の水田土壌の放射性セシウム濃度

2) 放射性セシウムは農地土壌中の粘土粒子等と強く結合しており、容易に水に溶出しない (表 1)。一方、ため池や用水等、水の汚染は軽微 (表 2)。

表 1：福島県の農地土壌からの放射性セシウム (^{134}Cs + ^{137}Cs) 抽出試験

土の種類	水抽出	酢酸アンモニウム抽出
福島の水田土壌	ND	2.3%
福島の畑土壌	ND	5.3%

注) 検出限界値 (0.4 Bq/L)

表 2：飯舘村の実証試験水田周辺の水場の放射性セシウム濃度 (^{134}Cs + ^{137}Cs) 測定

水の種類	放射性物質濃度
水源ため池水	ND
近傍の新田川河川水	ND
観測井地下水	ND
用排水中	ND

注) 検出限界値 (4~7 Bq/L)

3) 放射性セシウムは粘土やシルトなど細かい土粒子に多く結合している(表3)。

表3:事前サンプリング土壌表層(0-2.5 cm、伊丹沢)の粒径別の放射性セシウム濃度の測定結果

試料深さ	国際土壌学会法による 粒径区分		組成割合 (%)	Bq/kg(各 組成)	Bq/試料 全体	Bq 割合 (%)
0-2.5cm	粘土	～2μm	4.8	174,300	8,400	13
	シルト	20～2μm	29.6	103,300	30,600	46.4
	細砂	200～20μm	45.2	48,000	21,700	32.9
	粗砂	2mm～200μm	20.4	25,900	5,280	8.0

注)0-2.5cm 表層全体の放射線濃度は、65,923 Bq/kgである。採土は平成23年6月。

汚染土壌の除染

表土削り取り

放射性物質が蓄積している表層土壌を削り取って除去



水による土壌 攪拌・除去

汚染表層土壌を攪拌し、濁水を排水した後、水と土壌を分離し、土壌のみを排土とする



反転耕

放射性物質が蓄積している表層土壌と下層土を反転



表土削り取り(実証試験の成果の概要)

方法

結果の概要

- 1) 基本的な削り取り
農業機械等で表土を薄く削り取る。
約4 cmの削り取り
10,370 Bq/kg → 2,599 Bq/kg (75 %減)
廃棄土量 約40m³/10a
- 2) 固化剤を用いた削り取り
土を固める薬剤により土壌
表層を固化させて削り取る。
約3 cmの削り取り
9,090 Bq/kg → 1,671 Bq/kg (82 %減)
廃棄土量 約30m³/10a
- 3) 芝・牧草のはぎ取り
農地の牧草や草ごと土を専用
の機械で削り取る。
約3 cmの削り取り
13,600 Bq/kg → 327 Bq/kg (97 %減)
廃棄土量 約40トン/10a(草も含む)



基本的な削り取り



固化剤を用いた削り取り



芝・牧草のはぎ取り

反転耕(実証試験の成果の概要)

技術の項目

土壌の放射性セシウム濃度の移動度合い

・プラウ耕により30 cm以上の反転耕起を行い、放射性物質を土中に深く埋め込む

表層に局在していた放射性物質は、15-20 cmの深さを中心に0-30 cmの土中に拡散。

地表面の空間線量率

0.66μSv → 0.30μSv

0.40μSv (通常のプラウ耕)

45 cmの反転で、表土は25-40 cmの土中に移動

60 cmの反転で、表土は40-60 cmの土中に移動

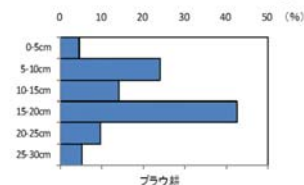


図: 本宮市における反転プラウ(30cm)耕後の放射性セシウムの深度分布



ジョイント付きプラウによる反転耕

水による土壌攪拌・除去

技術の項目

土壌の放射性セシウム濃度の移動度合い

表層土壌を攪拌(浅代かき)し、濁水を排水した後、水と土壌を分離し、土壌のみを排土とする

低減率は予備試験で約30～70%と推定(土壌の種類による)

飯舘村の実証試験

15,254Bq/kg → 9,689Bq/kg (36%減)

地表面線量 7.55μSv → 6.48μSv

廃棄土量 1.2～1.5トン/10a

分離した水の放射性Csは検出限界以下



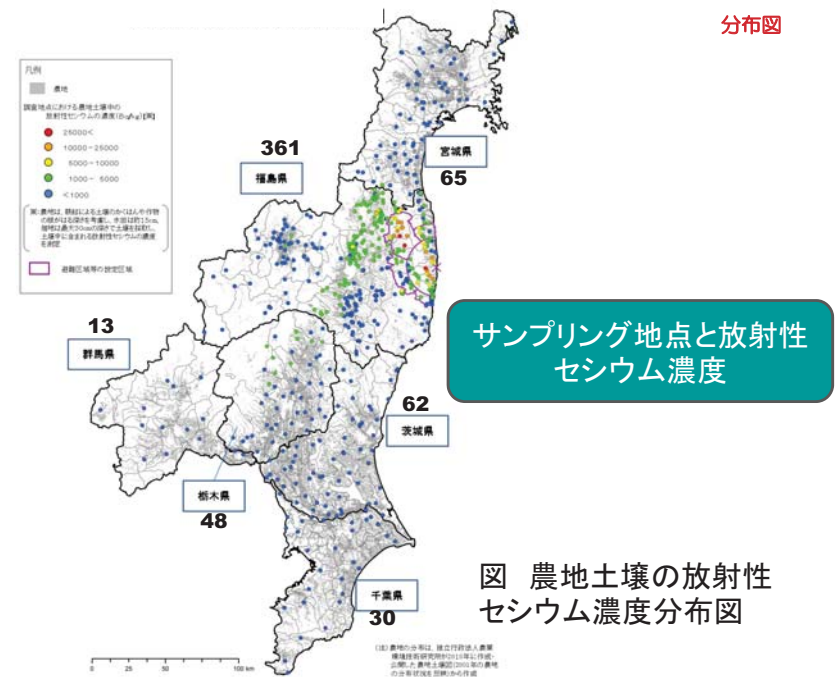
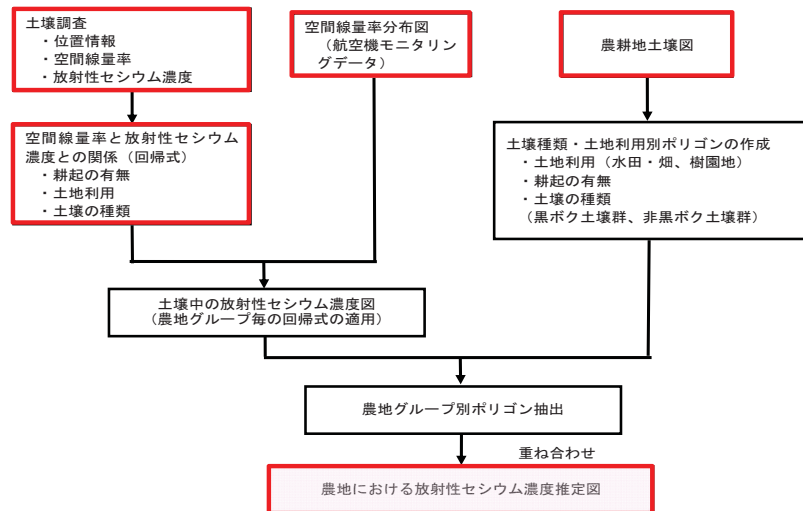
26

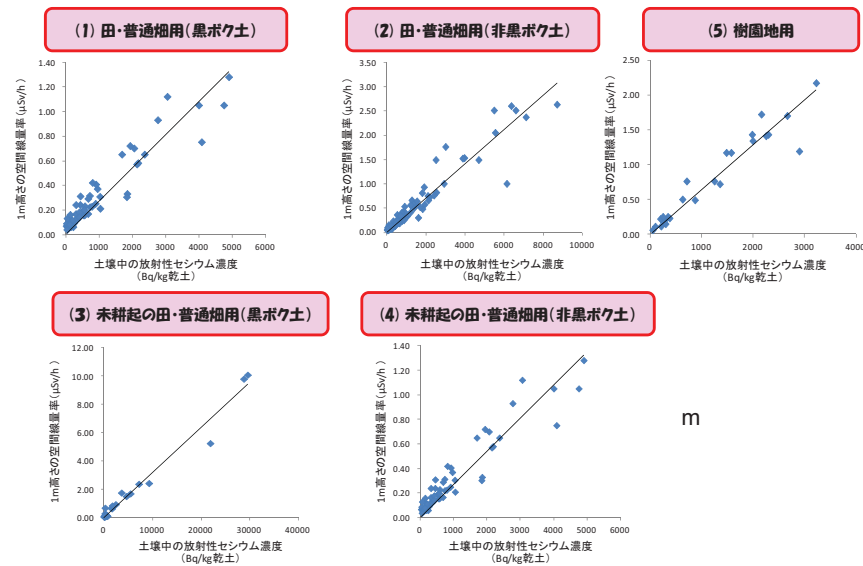
農地土壌除染技術適用の考え方(農水省 2011)

当面、5,000Bq/kg以上の農地をそれ未満に下げることが目標

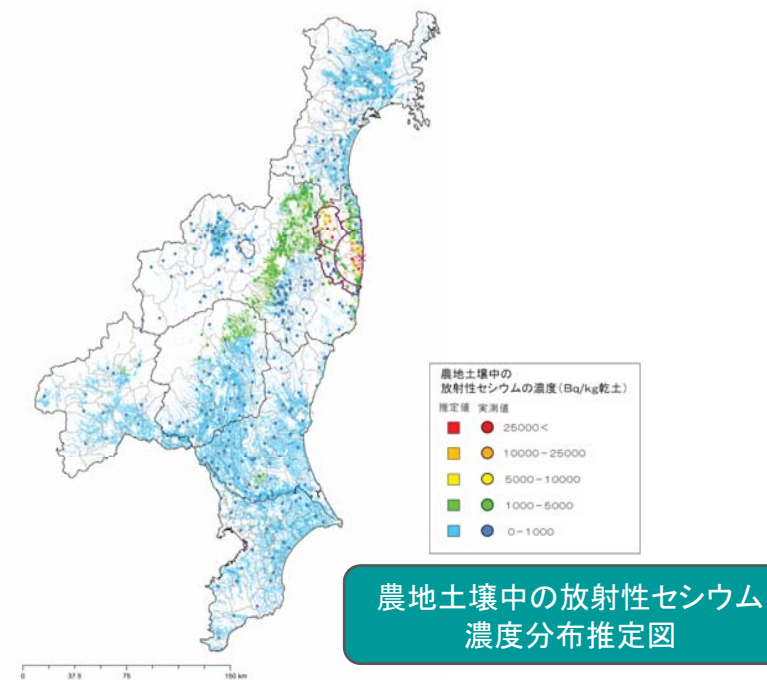
土壌の放射性 Cs 濃度 (Bq/kg)	畑		水田	
～ 5,000	必要に応じて反転耕などにより農作物への移行低減対策、空間線量率低減対策を講じる。			
5,000 ～ 10,000	地下水位		土壌診断・地下水位	
	低い場合 ●表土削り取り ○反転耕	高い場合 ●表土削り取り	低地土 ●表土削り取り ●水による土壌攪拌・除去 ○反転耕 (耕盤が壊れる)	低地土以外 ●表土削り取り ●水による土壌攪拌・除去(低地土より効果低) ○反転耕 (耕盤が壊れる) (地下水位が低い場合のみ適用)
10,000 ～ 25,000	●表土削り取り			
25,000 ～	●表土削り取り 5cm以上の厚さで削り取り。ただし、高線量下での作業技術の検討が必要。(例えば土ぼこりの飛散防止のための固化剤の使用)			

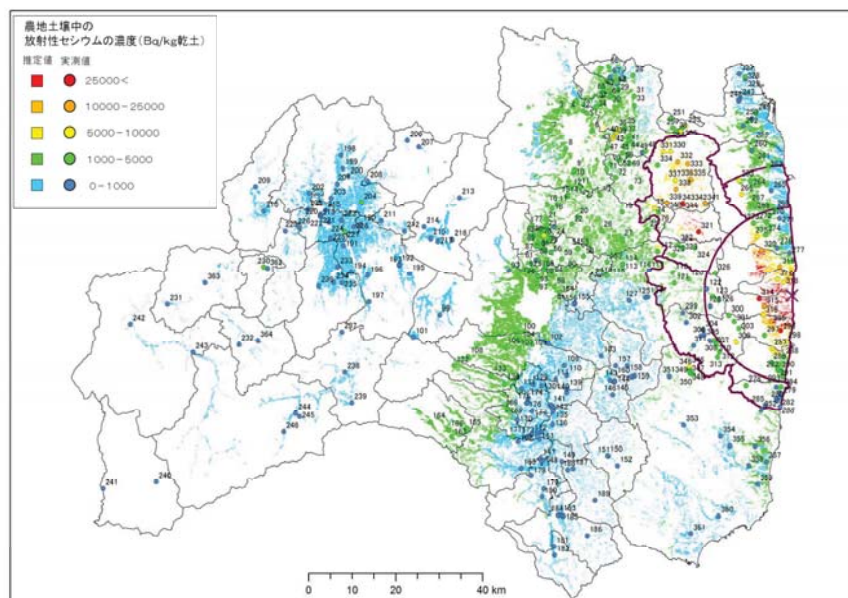
2. 農地の放射性物質汚染状況 汚染の面的広がり把握





土壤中の放射性セシウム濃度と地上1メートルの空間線量率との関係





福島県の農地土壌中の放射性セシウム濃度分布推定図(福島県)

福島県の農地土壌中の放射性セシウム濃度区分別の面積

放射性セシウム濃度	水田	畑	計
Bq/kg	ha	ha	ha
0-1,000	59,942	22,022	81,964
1,000-5,000	39,164	14,658	53,822
5,000-10,000	1,958	796	2,754
10,000-25,000	2,757	751	3,508
25,000-	1,646	581	2,227
計	105,467	38,808	144,275

3. まとめ(農地土壤汚染対策)

(目的)

外部被爆の低減 (=空間線量の低減)

内部被爆の低減 (=農作物への移行の低減)

外部被爆低減 除染

- 表土削り取り
- 水による攪拌・除去
- 反転耕 等

移行低減対策

- 吸収抑制資材の施用
- 施肥管理、耕起
- 低吸収品種・品目への転換
- 果樹、茶の剪定・改植 等
- 除染

対策

表 チェルノブイリ原発事故後における対策技術の効果の概要
(IAEA, 2006)

方法	Cs-137放射能濃度の減少効果
耕起(希釈効果, 初年度のみ)	2.5-4.0
深耕・天地返し	8-16
石灰施用	1.5-3.0
無機肥料の施用	1.5-3.0
有機物施用	1.5-3.0
表層の改良	2-3
栽培作物の変更(低吸収作物の選択)	3-6
屠殺前の家畜に非汚染の飼料を給与	2-5
家畜へのセシウム吸着剤の給与	2-5
ミルクからバターへの加工	4-6
ナタネから搾油と油かす利用	250

18

農地と森林除染の新たな試み

東京大学大学院農学生命科学研究科

農学国際専攻 溝口勝

1. はじめに

福島第一原発から放出された放射性セシウムは粘土粒子に強く固定されているため、土壌表層 5cm 以内に大部分が蓄積されているとの報告があります。こうした現状を踏まえて、①表土剥ぎ取り、②代かき、③反転耕の農地除染技術の現場実証実験が進められています。しかしながら、これらは夏場に作業することを前提とした技術です。東京大学・明治大学・高エネルギー加速器研究機構の有志研究者はボランティアグループ「ふくしま再生の会」と連携し、飯舘村農業委員会の協力を得ながら、土壌の凍結融解を利用した除染技術の開発に取り組んでいます。このシンポジウムでは、その方法について説明すると共に、ふくしま再生の会が実施している森林除染の取り組みについても紹介したいと思います。

2. 凍土剥ぎ取り法—冬の間に凍土を剥ぎ取れ！

福島県飯舘村では雪が少なく気温が低いために冬期に土壌が凍結します。自然凍結した土壌（凍土）はアスファルトのように固いために、数 cm の厚みの凍土を地元農家が所有する重機で容易に剥がすことができます。私たちは 2012 年の 1 月上旬に 5cm 程度凍結している水田土壌を剥ぎ取ることで地表面からの放射線量(コリメータ付)が $1.28 \mu\text{Sv/h}$ から $0.16 \mu\text{Sv/h}$ に低下することを現場実験で確認しました

(写真・1, 2)。この放射線量の劇的な低下は凍土の剥ぎ取りによって土壌表層の放射性セシウムが除去できたことを意味します。実験では $4\text{m} \times 5\text{m}$ の面積の凍土がバックホーにより 20 分程度で効率的に剥ぎ取られていきました。この方法は自然の寒さに任せるだけで良く、前処理に伴う作業員の被爆リスクを低減させることができます。

凍土が厚すぎると肥沃な表土を剥ぎ取りすぎることになります。したがって、この方法では凍土剥ぎ取り作業のタイミングが重要になります。私たちは着色料の水溶液を入れた凍結深度計を農地に埋設することで簡単に目視できることも確認しています。(写真 3)

飯舘村では毎年秋に水田を耕耘するために水田の地表面は平らではなく凸凹状態になっています。また、2011 年夏には耕作をしなかったために水田の至る所に夏草が繁茂したり、その夏草を刈り取った地区があったり、イノシシが穴を掘っていたり、地表面状態は地区や水田ごとに異なります。こうした水田では凍土剥ぎ取りの効果が低いでしょ



写真1 飯舘村佐須字滑の水田における
凍土剥ぎ取り実証実験（2012年1月8日）



写真2 板状の塊のまま
重機で剥ぎ取られた凍土



写真3 凍結深度計による凍土厚の確認

う。しかし、春から夏にかけて水田を湛水し、代かきし、水を自然に下方浸透させれば、放射性セシウムを吸着した粘土粒子が表層に集積しますので、その状態で次の冬を待って凍土を剥ぎ取れば効率的に水田土壌の除染ができると思われます。畑地や牧草地に関しても凍土の剥ぎ取り法が使えそうです。ただし、これらの農地では剥ぎ取りやすい凍土をつくるために、冬前に重機で転圧したり、散水するなど、表層土壌の条件を整えておく必要があります。

3. 融解土掃出し法－春には解けた凍土を掃き出せ！

2月の時点で飯舘村の水田土壌の凍結深は既に10cm以上に達していました。この状況で「凍土剥ぎ取り法」を適用すると、肥沃な表土を無駄に失うこととなります。一方、春になると地表面の雪や凍土が融解し、泥水が地中に残る凍土に行く手を阻まれるために、水田のあちこちに放射性セシウムを含んだ泥んこや水溜りが

ができることが予想されます。この状態の時に雨ががあると大量の放射性セシウムが土壌浸食で拡散するリスクがあります。飯舘村と同じように嬬恋村のキャベツ畑土壌は冬期に凍結し春先に地表面から融解するので、土壌浸食のリスクがあります（写真4）。畑ですらこのような泥んこ状態になるのですから、飯舘村の水田はもっとドロドロの状態になることでしょう。

しかし、春先にはこの土の性質を利用した除染作業が可能です。すなわち、5cm ぐらいまで凍土が解けるタイミングを見計らって、地表面の泥んこを掃き集めれば良いのです。嬬恋村のキャベツ畑では土壌浸食防止の技術が求められていましたが、飯舘村の水田では逆に均等に土壌浸食を促進する技術が必要です。これには、たとえば、テニスコートやグラウンド整備に使われる「トンボ」や「ブラシ」による表土回収が有効だと思います。バキュームポンプを使えばなお効果的でしょう。



写真4 春先の凍土融解（群馬県嬬恋村キャベツ畑の例；2002年3月11日；著者撮影）



写真5 汚染凍土の埋設実験
(2012年1月14日)

4. 覆土による放射線量低減法－汚染土壌を地中に埋めろ！

除去された汚染土壌の処理は大きな課題です。廃土処分場を飯舘村内に作るとしてもその場所の選定が難しく、仮に場所が決まったとしても処分場の容量はすぐに飽和状態となることでしょう。また、廃土処分場への搬入順番待ちの間の周辺への粉塵による放射性物質拡散リスクがあり、さらに、放射性物質を含む汚染土壌を処分場に移動させる途中で除染を済ませた地域へ放射性物質を再拡散させるリスクもあります。このような状況下で考えられる現実的な対策は、農地の一角に穴を掘って汚染土壌を埋設し、汚染されていない土壌で覆土することです。室内実験の結果によると 50cm 程度覆土すれば放射線

量を 1/100 くらいに減衰できることが報告されています。そこで、私たちは1月に現地で汚染凍土の埋設実験を行いました（写真5）。その効果については評価できていませんが、作業そのものは至って簡単でした。

農地内における覆土保存に関しては、原位置の水条件や処理土量と関わる汚染土保存溝の物理的な配置と放射性汚染土からの放射性物質漏出の防止という課題があります。農地の下層に砂層や礫層がある場合には地下水位が浅いので、これら粗粒の土層よりも浅い溝を掘る必要があります。深さにもよりますが、たとえば、表層 5~10cm の土壌を 1m 深さの溝に投げ込んで保存すると考えると、溝の面積は水田面積の 10%あれば十分でしょう。

5. 森林の除染法

飯館村の 74%は山林です。宅地や農地のある平坦地を除染しても降雨の度に山林から少しずつ放射性セシウムを含んだ粘土粒子が流れ込んでくることが考えられます。また、風の強いときには土埃として粘土粒子が舞い上がって運ばれることもあるでしょう。集落をクリーンに保つためには流域全体での除染方法を考える必要があります。集落に環濠を作り、山林からの粘土粒子が入り込むのを防ぐことも有効かも知れません。しかし残念ながら、農水省と林野庁で管轄が違うこともあり、こうした総合的な除染技術については議論があまり進んでいないようです。

このような状況の中、ふくしま再生の会では、森林の落葉を除去することで 1m 高さの空間線量が広葉樹林で最大で 40%、針葉樹林で 20%減少することを確認しています（写真6）。また、落葉を山奥から連続的に運搬する方法についても実証実験を行っています。しかし、広大な面積に対して具体的にどのような手順で森林除染を進めるべきかについては見通しが立っていません。

6. 土壌環境モニタリング法

農地や森林の除染を行ったときに、その効果を評価する必要があります。そのためにはいくつかの重要なポイント（ホットスポット）で継続的に放射線モニタリングを行うことが必要です。特に、降水量や風向風速などの気象と放射線量の関係、降水量と小河川の流出量や濁水量との関係を注意深く観測することが重要でしょう。私の研究室では農地モニタリングシステムを開発し、世界各地の農地から画像情報や気象・土壌情報を集めていました。福島原発事故直後はこのシステムに若いボラ



写真6 森林の落葉除去実験（2011年10月22日）



写真7 森林内に設置された
モニタリング装置

ンティアグループが開発した放射線センサーを取り付けて、飯舘村の森林内と宅地の3か所で環境モニタリングを実施しています（写真7）。現在、そのデータ解析を進めているところですが、積雪により空間線量が低下することや晴天で乾燥した日には空間線量が高くなる傾向があることなどがわかってきています。

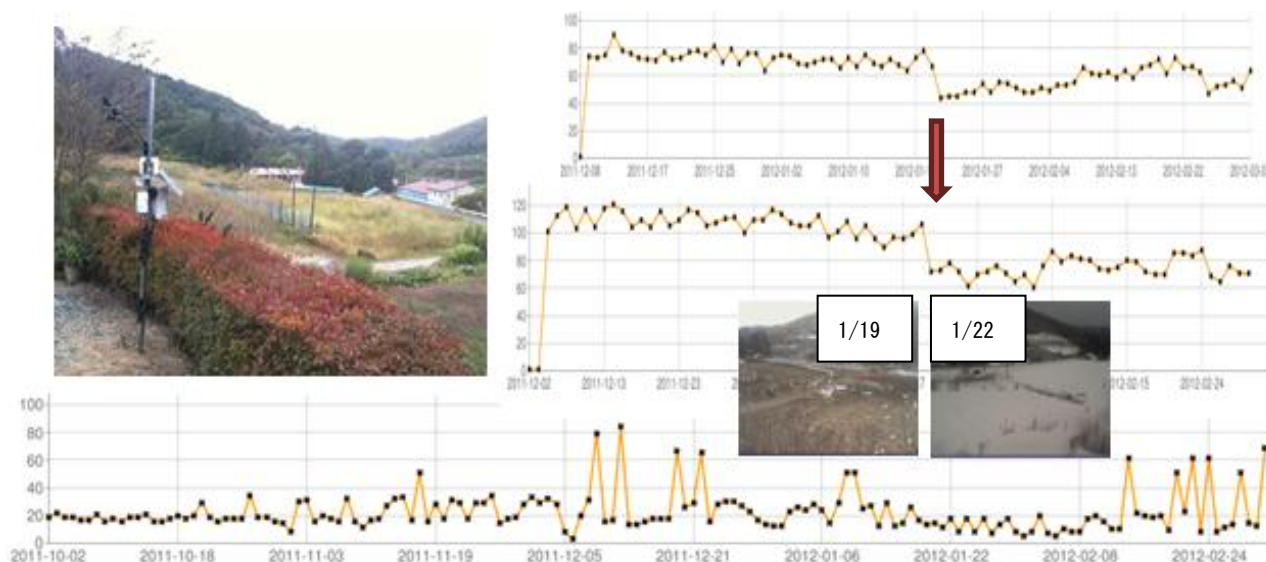


図1 飯舘村に設置された環境モニタリングデータ。気象データの他に1m高さの空間線量、土壌データ、現地画像が自動送信されてくる。グラフは(A) 森林内、(B) 森林伐採地、(C) 民家の庭の空間線量。積雪により空間線量が低下することがわかる(1/19と1/22)。

7. おわりに

農地と森林の除染はかつて人類が経験したことのない挑戦です。目の前に放射性物質で汚染された農地と森林がある、という現実に対して、一人でも多くの人々が知恵を出し、現場実証試験をするしかないのでしょう。

冬と春限定ではありますが、飯舘村における土壌の凍結融解を利用した除染技術は単に待つだけで良いのでコスト的にも大変有望です。この技術で最も重要なのは、施工の“タイミング”です。すなわち、凍土深と融解深の予測とモニタリングが鍵になります。そのためには、土壌科学、特に土壌物理学の知見が不可欠です。また、総合的観点からは農地工学などの農業土木学や砂防工学などの森林科学の経験が重要になります。ここで提案した融解土掃出し法はこれまでの私が実施してきた凍土研究の知見に基づき予見でしかありません。この3月の実証試験を経て来年度に実践できる技術にしていきたいと思っています。

参考資料：

- 1) 福島土壌除染技術：<http://www.iai.ga.a.u-tokyo.ac.jp/mizo/edrp/fukushima/fsoil/>
- 2) ふくしま再生の会：<http://www.fukushima-saisei.jp/>

福島第一原子力発電所事故から1年を迎えて 特別公開シンポジウム
 主催：日本学術会議土壌科学分科会 日本農学アカデミー
 平成12年3月14日（於 日本学術会議講堂）

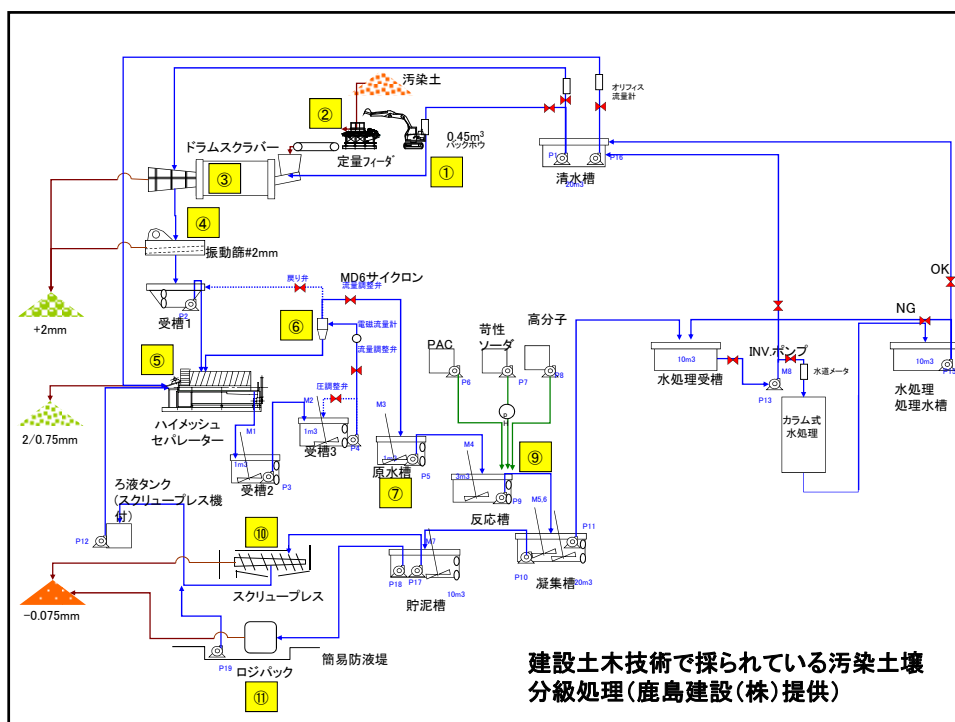
放射能除染の土壌科学 — 森・田・畑から家庭菜園まで —

III. 森・田畑土壌の除染 ショートコメント 建設土木技術の応用

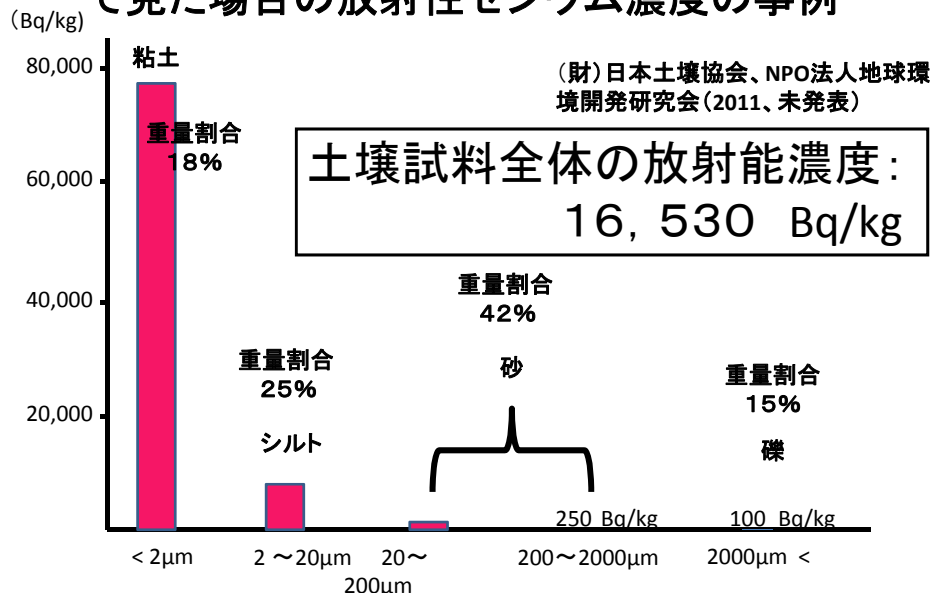
（財）日本土壌協会・会長
 松本 聡

建設土木技術で行われている 汚染土壌に対する除染の基本

- ① 土壌は種々の粒子径をもった主として、**無機鉱物粒子の集合体**であると見なし、これを物理的（篩を用いる）に分画（分級）する。
- ② 粗い粒子径（礫、砂など2mm以上）を持つ画分はイオン吸着座がきわめて少ないので、**放射性物質（ ^{137}Cs ）の吸着はほとんど起こらない。** **再利用土**
- ③ 細かい粒子径（粘土、シルトなど0.075mm以下）を持つ画分はイオン吸着力が強く、**放射性物質の吸着量が大きい。** → 高速凝集剤添加による凝集沈殿 → 現場保管（上澄液の放射線量は低レベルであるので再生水として利用する）。（**無放流方式**）

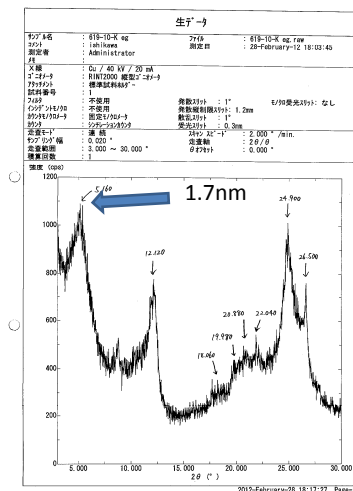


福島県下の汚染土壌を国際法による粒径組成 で見た場合の放射性セシウム濃度の事例



福島県下汚染水田土壌の粘土鉱物組成の事例

粘土鉱物試料のX線回折図



粘土鉱物組成をX線回折で調べると、エチレングリコール処理で、1.4nm → 1.7nm にシフトする粘土鉱物、すなわち、モンモリロナイトを多く含む水田土壌が多いことが明らかになった。その他、パーミキュライト、クロライトを含む水田土壌もある。このような(2:1)型粘土鉱物を含む水田土壌では、放射性セシウムの一部は粘土格子内に取りこまれ、非交換態として強く「固定」される可能性が高い。非交換態として強く固定された放射性セシウムが水稻栽培期間中でも安定的に固定されているならば、この部位からの水稻による放射性セシウムの吸収は起こり難いと考えられる。

今後は粘土鉱物に固定された放射性セシウムの水田土壌中での動態を水稻の栽培期間に合わせて検討することが必要と考えられる。

メモ

総合討議用

質問票

質問 コメント (どちらかを○で囲み、お書きください)

(お立場)

(例) 府中市

(お名前)

(例) 井崎

アンケート

今後、学術会議などが行うシンポジウムへの

1. 案内を希望する。 はい いいえ

(どちらかを○で囲んでください)

2. その場合の関心テーマ

$$\left(\begin{array}{c} \text{ } \end{array} \right)$$

3. 「除染の土壌科学」に対する感想・意見

ご氏名

連絡先

ご住所

電話

E-mail (一番迅速にご案内が可能です)

