

土壌中の放射性セシウムの深度分布調査

松田 規宏、斎藤 公明（原子力機構）

1. 調査目的

福島第一原発の事故に起因して自然環境中に放出された放射性セシウムの土壌中の深度分布を把握するため、スクレーパー・プレート法¹による土壌採取及び深度別土壌試料の放射能分析を実施する。これまで、本調査は福島県、宮城県南部及び茨城県北部の85箇所において実施してきており、平成23年12月、平成24年8月、平成24年12月、平成25年6月、平成25年11月、平成26年7月及び平成26年11月時点での放射性セシウムの土壌深度分布と、時間の経過に伴う土壌の深さ方向への移行状況を確認した。本調査は、①可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定の解析のための基礎データ、②外部被ばく線量の評価に際して重要な情報を与えるとともに、継続的な調査により③土壌深度分布の経時的な変化、すなわち放射性セシウムの地中への浸透の傾向を明らかにするものである。

また、放射性セシウムの土壌中深度分布と土壌の性質との関連を調査するため、放射性セシウムの土壌中深度分布の経時的な変化があまり見られなかった又は顕著に見られた一部の調査箇所について、粒径組成、交換性カリウム及び有機炭素量の分析を実施する。

2. 調査内容

(1) 土壌採取期間

平成27年8月24日～9月25日

(2) 土壌採取箇所

福島県、宮城県南部及び茨城県北部の85箇所（詳細は図-1参照）。

（原則的には、平成26年度の土壌採取箇所（5 km×5 kmメッシュ内）の近く。）

(3) 調査機関

原子力機構、（公財）環境科学技術研究所、（公財）日本分析センター

(4) 調査内容の詳細

土壌の採取は、地表面（0 cm）～0.5、0.5～1.0、1.0～1.5、1.5～2.0、2.0～3.0、3.0～4.0、4.0～5.0、5.0～7.0、7.0～10.0 cmの計9層で実施した。ただし、平成26年度の調査で土壌中への放射性セシウムの移行が著しいことがわかった採取箇所（015S020、015S055 及び 045N030）は、地表面（0 cm）～2.0、2.0～4.0、4.0～6.0、6.0～8.0、8.0～11.0、11.0～14.0、14.0～17.0、17.0～20.0、20.0～25.0 cmに層分割を変更して土壌採取を実施した。また、放射性セシウムの放射能の最大値が地中で見られ、除染が実施されたと考えられる採取箇所（040N050 及び 055N020）は、地表面（0 cm）～1.0、1.0～2.0、2.0～3.0、3.0～4.0、4.0～5.0、5.0～6.0、6.0～7.0、7.0～8.0、8.0～10.0 cmに層分割を変更して土壌採取を実施した。

¹ 土壌の表層から一定の間隔で土壌を削り取りながら採取できる装置（スクレーパー・プレート）を用いた土壌採取法。土壌採取時のクロス・コンタミネーション（層外からの混入）が僅かで、層中の正確な放射能濃度が測定できるため、国際原子力機関 IAEA においても標準的な土壌採取法として認められている。

採取した各層の土壌は、重量（小石等を含む）を測定した後、十分に攪拌し、既定量をU-8容器に封入した。U-8容器に封入した土壌（以下「土壌試料」という。）は、（公財）環境科学技術研究所及び（公財）日本分析センターに送付し、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトル解析でセシウム134とセシウム137の定量を行った。

採取した各層の土壌の重量と土壌試料の定量分析で得られた放射性セシウムの単位重量あたりの放射能（以下「放射能濃度」という。）を土壌採取箇所ごとにまとめ、横軸を放射能濃度(Bq/kg)、縦軸を単位面積あたりの土壌の重量で表される地表面からの深度（以下「重量深度」という。）(g/cm²)とした深度分布の図を作成した（典型的な例は図-2参照）。このとき、各層の重量深度（湿潤）は、地表面（0 cm）から土壌を採取した層の中間までの深度として、地表面から直上層までの土壌の重量及び当該層の土壌の重量の半分の重量を用い、また、土壌を採取した面積には、スクレーパー・プレートによる土壌採取で使用した枠の大きさ15(cm)×30(cm)=450(cm²)を用いて換算した。

放射性セシウムの深度分布は多くの場合、その放射能濃度が重量深度に対して指数関数的に減少すること²が知られているため（図-2(a)参照）、重量深度を ζ (g/cm²)、重量深度における放射能濃度を $A_m(\zeta)$ (Bq/kg)とし、下に示す指数関数式³（式-1）を用いて重量緩衝深度 β (g/cm²)を解析した。

$$A_m(\zeta) = A_{m,0} \exp(-\zeta/\beta) \quad (\text{式-1})$$

ここで、 $A_{m,0}$ は地表面における放射能濃度(Bq/kg)である。重量緩衝深度 β は、放射能濃度が地表面の $1/e$ ($\approx 1/2.7$)となる重量深度であり、放射性セシウムの地中（深さ方向）への移行状況を表す指標となる。 $A_{m,0}$ 及び β は、調査で得られた深度分布を基に、最小二乗法で算出した。

指数関数的な放射性セシウムの深度分布からの経時的な変化として、ある深さに放射能濃度のピークを持つ深度分布（図-2(b)参照）が、31箇所（全85箇所中）で観測された。このような放射性セシウムの深度分布の形状の変化は、平成26年度の前期調査では39箇所、後期調査では30箇所（それぞれ全85箇所中）で観測されてきており、全体に占める割合は大きく変わらなかった。このような深度分布に対しては、下に示す双曲線正割関数に基づく近似式⁴（式-2）を用いて重量緩衝深度 β (g/cm²)を解析した。

$$A_m(\zeta) = A_{m,0} \cosh(\zeta_0/\beta) \operatorname{sech}\{-(\zeta - \zeta_0)/\beta\} \quad (\text{式-2})$$

$$\ast \operatorname{sech}(x) = 1/\cosh(x), \cosh(x) = \{\exp(x) + \exp(-x)\}/2$$

ここで、 ζ_0 は放射能濃度が最大となる重量深度(g/cm²)である。 $A_{m,0}$ 、 ζ_0 及び β は、調査で得られた深度分布を基に、反復法アルゴリズムを利用した最小二乗法により算出した。式-2は、土壌の深部において式-1と同じ関数形となる特徴を有しているため、土壌の深部での単位 β あたりの放射能濃度の減少割合は $1/e$ ($\approx 1/2.7$)となる。

² Chernobyl forum expert group 'environment', "Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience," Report of the Chernobyl forum expert group 'environment', International Atomic Energy Agency (IAEA), Radiological assessment reports series, (2006).

³ Gamma-ray spectrometry in the environment, International Commission on Radiation Units and measurements (ICRU) report: 53, (1994).

⁴ Norihiro Matsuda, Satoshi Mikami, Susumu Shimoura, Junko Takahashi, Masakazu Nakano, Kiyotaka Shimada, Kiichiro Uno, Shigetomo Hagiwara, Kimiaki Saito, "Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan," Journal of Environmental Radioactivity, 139, pp. 427-434 (2015).

指数関数的な深度分布の場合は、式-1 が 2 パラメータ ($A_{m,0}$ 及び β) で構成されており、そのうちの重量緩衝深度 β を与えることで深度分布の形状を特定することができるため、in-situ 測定⁵ によって、土壌に沈着した放射性セシウムの単位面積あたりの放射能（以下「沈着量」という。）(Bq/cm^2) を定量することができる。しかし、ある深さに放射能濃度のピークを持つ深度分布の場合には、式-2 が 3 パラメータ ($A_{m,0}$ 、 ζ_0 及び β) で構成されているため、 β を与えるだけでは深度分布の形状を特定することができない。したがって、このような深度分布については、指数関数的な深度分布を仮定した実効的な緩衝深度（以下「実効的な重量緩衝深度 β_{eff} 」という。）を評価しておくことが土壌中の放射性セシウムの深度分布と空間線量率の係数に係る解析上便利である。そのために、式-2 で解析した深度分布の沈着量と空間線量率の関係が指数関数的な深度分布の沈着量と空間線量率の関係と同じになるよう、斎藤らの地中に沈着したガンマ線源の強度に対する環境中における地上 1 m 高さでの空気カーマへの換算係数⁶ を用いて実効的な重量緩衝深度を算出した。

実際には、空間線量率が等しいとする条件の式-3 と沈着量が等しいとする条件の式-4 を同時に満足する実効的な重量緩衝深度 β_{eff} を求めた。

$$\int_0^{\infty} A_{m,0,eff} \exp(-\zeta/\beta_{eff}) I_{\gamma} C(\zeta) d\zeta$$

$$= \int_0^{\infty} A_{m,0} \cosh(\zeta_0/\beta) \operatorname{sech}\{-(\zeta - \zeta_0)/\beta\} I_{\gamma} C(\zeta) d\zeta \quad (\text{式-3})$$

$$\beta_{eff} A_{m,0,eff} = \beta A_{m,\zeta_0} [(\pi/2) - \tan^{-1}\{-\sinh(\zeta_0/\beta)\}] \quad (\text{式-4})$$

ここで、 $A_{m,0,eff}$ は地表面における実効的な放射能濃度 (Bq/kg)、 I_{γ} は放射性核種が崩壊したときのガンマ線の放出率、 $C(\zeta)$ は斎藤らの換算係数、 A_{m,ζ_0} は放射能濃度が最大となる重量深度における放射能濃度 (Bq/kg) である。式-1 のように放射能濃度が重量深度に対して指数関数的に減少する深度分布の場合は、式-4 の右辺が左辺と同じ数式になるため、式-1 で得られた重量緩衝深度は、そのまま、実効的な重量緩衝深度となる。

式-1 及び式-2 の重量深度 ζ (g/cm^2) を実際の深度 z (cm) に置き換えることで、式-1 及び式-2 の重量緩衝深度 β (g/cm^2) に相当する緩衝深度 $1/\alpha$ (cm) を算出できる。除染による土壌の剥ぎ取り深度の決定等に際して、どの程度の土壌を剥ぎ取れば十分なのか $1/\alpha$ 及び β からは直接には判断できないため、 $1/\alpha$ 及び放射能濃度が最大となる深度 z_0 をもとに 90% 深度（放射性セシウムの沈着量の 90% が含まれる地表面からの深度） $L_{90\%}$ (cm) を評価した。ちなみに 90% 深度は、式-1 及び式-2 の積分範囲を変えることで算出でき、式-1 の場合は $(1/\alpha)/\log_{10} e$ 、式-2 の場合は $(1/\alpha) \sinh^{-1}(\tan((9\pi/2 + \tan^{-1}(\sinh(-z_0/(1/\alpha))))/10)) + z_0$ となる。

放射性セシウムの土壌中深度分布と土壌の性質との関連を調査するため、放射性セシウムの土壌中深度分布の経時的な変化に特徴が見られた 5 箇所 ((a) 045S010、(n) 065N040、(c) 005S035、(d) 055N035 及び (e) 015S020) の深度別土壌試料について、粒径組成、交換性カリウム及び有機炭素量の分析を実施した（5 箇所の放射性セシウムの土壌中深度分布は図-3 (a)～(e) 参照）。図-3 の (a) 045S010、(b) 065N040 及び (c) 005S035 では、放射性セシウムの土壌中深度分布がほぼ指数関数分布のままであり、 $1/\alpha$ の値は、(a)

⁵ 本報告書（“平成 27 年度放射性物質測定調査委託費（東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約）事業” 成果報告書）の「放射性セシウム沈着量の面的調査」を参照のこと。

⁶ Kimiaki SAITO and Peter JACOB, “Fundamental data on environmental gamma-ray fields in the air due to source in the ground,” JAERI-Data/Code 98-001, (1998).

045S010 ($1/\alpha = 0.60 \sim 1.39$ cm) < (b) 065N040 ($1/\alpha = 0.67 \sim 1.39$ cm) < (c) 005S035 ($1/\alpha = 1.46 \sim 3.77$ cm) の大小関係にあった (図-3 (a)、(b) 及び(c) 参照)。一方、図-3 の(d) 055N035 及び(e) 015S020 では、放射性セシウムの土壌中深度分布がある深さに放射能濃度のピークを持つもので、その経時的な変化は顕著であった (図-3 (d) 及び(e) 参照)。粒径組成はピペット法⁷、交換性カリウムは酢酸アンモニウム抽出-フレイム原子吸光法⁷、有機炭素量はチューリン法⁷ で分析した。

3. 結果と考察

セシウム 134 とセシウム 137 は化学的性質が同じで深度分布も良く似ているため、物理半減期の長いセシウム 137 に注目した。

本調査で得られた全 85 箇所のセシウム 137 の深度分布を、目視により指数関数的な深度分布又はある深さに放射能濃度のピークを持つ深度分布に分類し、それぞれの深度分布に対して式-1 又は式-2 を用いて (式-1 を適用した深度分布は 45 箇所、式-2 を適用した深度分布は 31 箇所であった。)、重量緩衝深度 β の解析を行った。ただし、深度分布の全体像を把握することができなかった場合、又は、除染等で人の手が加わり、深度分布が不連続若しくは不自然であり、式-1 の指数関数及び式-2 の双曲線正割関数で近似することが不適当な場合 (図-2 (c) 参照：この調査箇所(045S055)は、地表面から約 2 cm までのセシウム 137 の放射能濃度が極端に少なく、その境界の深度で不連続、かつ、不自然な深度分布になっていた。) には、重量緩衝深度 β の解析を行わなかった。このような深度分布は、9 箇所(005S025、010N020、030S055、035N010、035N035、040N005、040N050、045S055 及び 065N010) で観察された。(本年度の調査で得られたセシウム 137 の深度分布は Appendix-1 を参照。上記、重量緩衝深度 β の解析を行わなかった調査箇所については、放射性セシウムの土壌中深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性を赤字で付した。Appendix-2 では、重量緩衝深度 β の解析を行わなかった 9 箇所について、実効的な重量緩衝深度の算出を試みた。)

(1) 重量緩衝深度 β

式-1 又は式-2 で解析した重量緩衝深度の頻度分布 (図-4 参照) は、対数正規分布に近い分布をとることがわかったため、幾何平均値を算出した。

重量緩衝深度の幾何平均値、幾何標準偏差及び最小値・最大値は、

幾何平均値 2.36 g/cm² (n= 76)、幾何標準偏差 1.80、
最小値 0.76 g/cm²、最大値 8.51 g/cm²

であった。

(2) 実効的な重量緩衝深度 β_{eff}

実効的な重量緩衝深度の幾何平均値は、

幾何平均値 2.95 g/cm² (n= 76)

であった。

(3) 90%深度 $L_{90\%}$

平成 23 年 12 月からの各調査実施期間における 90%深度及びその幾何平均値 (図-5 参照) は、時間の経過とともに、わずかずつ増加 (深さ方向に移動) してきていることがわかった。90%深度の幾何平均値は 4.1 cm (平成 27 年 8 月) であり、5 cm を下回ることがわかった。ただし、福島第一原発の事故に由来する放射性セシウムの 90%以上を除去するため

⁷ 土壤標準分析・測定法、土壤標準分析・測定委員会、博友社、(2003)。

に必要な土壌の剥ぎ取り深度が 5 cm を超える深度分布は、27 箇所（76 箇所中）で観測された。

(4) 土壌特性との関係

土壌中の放射性セシウムの深度分布の経時的な変化と土壌特性の関係を系統的に説明するのは簡単ではないが、平成 23 年 12 月から継続して実施してきた調査により明らかとなった土壌中深度分布の経時的な変化があまり見られなかった又は、顕著に見られた調査箇所の土壌試料に対して、土壌への吸着性に特に関係があると思われる土壌特性の分析を実施し、深度分布の形成と土壌特性との関連の分類を試みた。粒径組成、交換性カリウム、有機炭素量の分析結果を表-1 及び図-6 に示す。調査を実施した 5 箇所は、放射性セシウムの土壌中深度分布の経時的な変化のあまり見られなかったものと顕著に見られたものとして (a) 045S010、(b) 065N040 及び (c) 005S035 と、(d) 055N035 及び (e) 015S020 に大別でき、その経時的な変化があまり見られなかったもののうちの $1/\alpha$ の値は、(a) 045S010 < (b) 065N040 < (c) 005S035 の大小関係にあった。交換性カリウムの量は、季節によって大きく変動することがあるものの、その値は、 $1/\alpha$ の値が小さいもの < 大きいもの の大小関係が見られ、かつ、(a) 045S010 < (b) 065N040 < (c) 005S035 の関係が見られた。福島第一原発事故直後の放射性セシウムの土壌への初期沈着を考えると、交換性カリウムは、放射性セシウムの土壌（粒径組成のうち粘土（粒径が 0.002 mm 以下））への吸着又は非交換性吸着（例えば、粘土鉱物のフレイド・エッジサイトへの吸着）において競合の関係にあったと考えられるため、この結果は、 $1/\alpha$ の値の関係と矛盾しなかったものと考えられる。また、放射性セシウムの土壌への初期沈着における深度分布の形成に関しては、今回の調査では実施しなかったものの、孔隙率（土壌の隙間）も大きく関係するものと考えられる⁸。単純ではないものの、有機炭素量についても、 $1/\alpha$ の値が小さいもの < 大きいもの の大小関係が見られた。(a) 045S010 を除いて、粘土の割合は土壌の深さによらずほぼ一定で、交換性カリウムの量及び有機炭素量は土壌の深部に向かうにつれて小さくなる傾向にあった。ただし (a) 045S010 については、4 cm 以降で再び粘土の割合及び有機炭素量が増える傾向にあり、放射性セシウムの土壌中深度分布も、この深度で急な傾きが変わっていた。粘土の割合は、非交換性吸着を含む放射性セシウムの土壌への吸着にとって重要であることは明らかであるため、粘土の割合が増加したことにより (a) 045S010 の放射性セシウムの土壌中深度分布の傾きの変化（急な傾きへの変化）を説明することはできず、また、交換性カリウムの量の少なさも放射性セシウムの土壌中深度分布の傾きの変化を説明することはできなかった。

4. まとめ

福島第一原発の事故に起因して自然環境中に放出された放射性セシウムの土壌中の深度分布を把握するため、スクレーパー・プレート法による土壌採取及び深度別土壌試料の放射能分析を実施した。本調査では、①可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定の実施、及び②外部被ばく線量の評価のために、調査実施時における (1) 重量緩衝深度 β 及び (2) 実効的な重量緩衝深度 β_{eff} を評価した。現時点で既に、指数関数的な放射性セシウムの深度分布（図-2 (a) 参照）と、これからの経時的な変化である、ある深さに放射能濃度のピークを持った深度分布（図-2 (b) 参照）が観測されているが、従来からの式-1 に基づく重量緩衝深度を既知とした空間線量率に係る解析を行う場合には、実効的な重量緩衝深度 β_{eff} を用いることができる。また、③土壌深度分布の経時的な変化の傾向を

⁸ 私信：筑波大学高橋

明らかにするために、(3) 90%深度 $L_{90\%}$ を評価し、その経時的な変化の傾向から、福島第一原発の事故に由来する放射性セシウムが、時間の経過とともに、徐々に地中へと浸透してきていることを明らかにした。また、限られた土壌試料の結果ではあるが、放射性セシウムの土壌中深度分布の経時的な変化に特徴のある調査箇所について、(4) 粒径組成、交換性カリウム及び有機炭素量の分析を実施し、放射性セシウムの土壌への初期沈着における深度分布の形成 ($1/\alpha$ の値) に関して、交換性カリウムの量による大小関係を確認することができた (調査箇所は、(a) 045S010、(b) 065N040、(c) 005S035、(d) 055N0355 及び (e) 015S020 の5箇所)。

表-1 粒径組成、交換性カリウム及び有機炭素量の分析結果

試料名	粒径組成 %				交換性カリウム mg/kg*	有機炭素 C g/kg*	
	粗砂	細砂	シルト	粘土			
	2.0-0.2 mm	0.2- 0.02 mm	0.02- 0.002 mm	0.002 mm以下			
(a) 045S010	0.0~0.5	57.9	21.2	11.0	9.9	146	15.2
	0.5~1.0	56.4	21.3	11.3	11.0	133	11.5
	1.0~1.5	46.9	27.1	13.4	12.6	116	10.6
	1.5~2.0	48.6	26.0	13.6	11.8	108	8.3
	2.0~3.0	54.0	22.1	12.7	11.2	103	7.5
	3.0~4.0	51.8	24.7	12.0	11.5	91	8.1
	4.0~5.0	50.0	24.7	12.4	12.9	74	7.8
	5.0~7.0	42.1	27.0	14.8	16.1	89	10.4
7.0~10.0	32.7	30.9	16.8	19.6	68	12.3	
(b) 065N040	0.0~0.5	44.8	34.0	13.1	8.1	237	30.8
	0.5~1.0	44.8	34.4	12.7	8.1	207	30.3
	1.0~1.5	62.4	24.0	8.8	4.8	153	22.2
	1.5~2.0	61.4	23.5	9.9	5.2	101	13.4
	2.0~3.0	56.8	26.5	11.6	5.1	69	7.7
	3.0~4.0	56.1	29.3	9.7	4.9	52	6.7
	4.0~5.0	51.2	30.1	12.7	6.0	40	5.8
	5.0~7.0	48.6	28.8	14.5	8.1	50	10.2
7.0~10.0	54.0	28.7	12.6	4.7	57	4.1	
(c) 005S035	0.0~0.5	17.6	22.4	29.6	30.4	1130	34.0
	0.5~1.0	15.5	22.5	30.5	31.5	1040	32.6
	1.0~1.5	14.0	24.3	30.4	31.3	909	33.1
	1.5~2.0	14.6	22.8	30.0	32.6	794	31.0
	2.0~3.0	15.8	22.6	30.3	31.3	710	30.7
	3.0~4.0	16.3	23.4	29.4	30.9	624	28.8
	4.0~5.0	14.7	23.3	29.6	32.4	557	26.1
	5.0~7.0	15.1	23.5	29.5	31.9	534	24.6
7.0~10.0	16.0	23.5	29.4	31.1	498	22.1	
(d) 055N035	0.0~0.5	19.1	36.2	25.8	18.9	2450	35.9
	0.5~1.0	16.7	36.6	26.4	20.3	2090	29.8
	1.0~1.5	17.7	37.0	25.0	20.3	1740	22.3
	1.5~2.0	14.3	32.6	27.7	25.4	1950	33.3
	2.0~3.0	12.8	34.0	28.4	24.8	1840	27.9
	3.0~4.0	11.3	36.3	28.0	24.4	1690	23.6
	4.0~5.0	11.3	35.6	27.9	25.2	1640	21.4
	5.0~7.0	10.7	34.1	28.0	27.2	1550	20.3
7.0~10.0	12.8	32.6	27.5	27.1	1330	16.5	
(e) 015S020	0.0~2.0	41.3	27.7	16.8	14.2	865	54.1
	2.0~4.0	39.1	29.7	16.8	14.4	688	39.0
	4.0~6.0	40.1	30.4	15.6	13.9	677	32.7
	6.0~8.0	39.5	29.4	17.2	13.9	714	28.3
	8.0~11.0	39.1	30.1	16.7	14.1	635	31.3
	11.0~14.0	39.0	31.6	15.5	13.9	522	28.5
	14.0~17.0	44.7	27.5	15.0	12.8	423	21.0
	17.0~20.0	43.7	28.9	15.3	12.1	365	19.7
20.0~25.0	43.9	29.8	15.0	11.3	317	19.7	

※乾土の重量

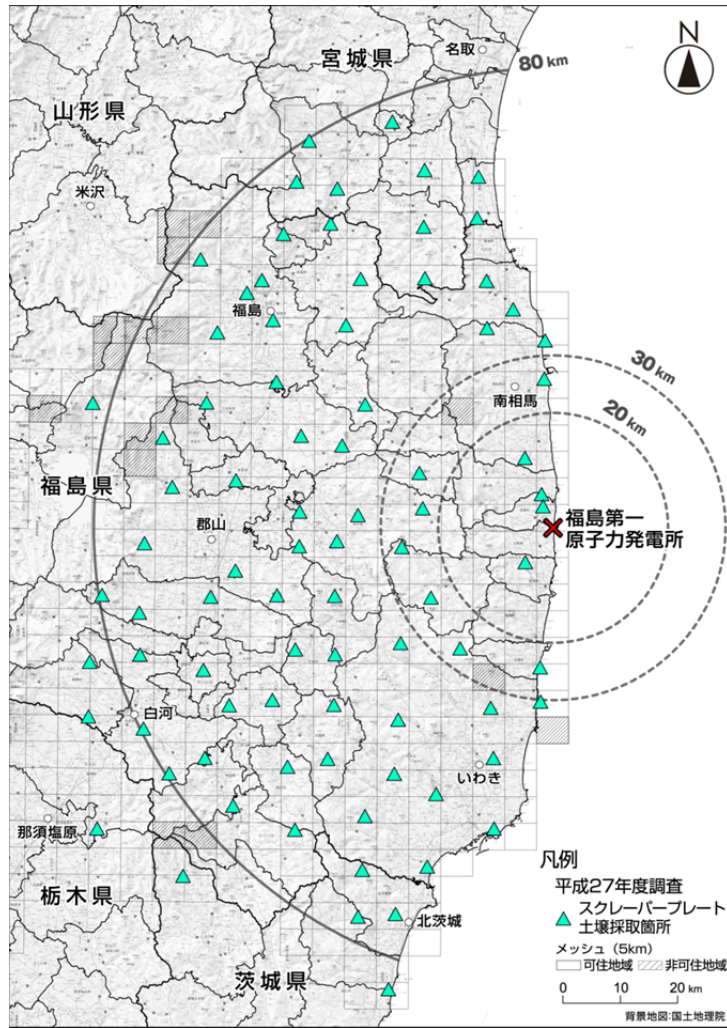


図-1 土壌採取箇所
(土壌採取法：スクレーパー・プレート法、採取期間：平成27年8月24日～9月25日)

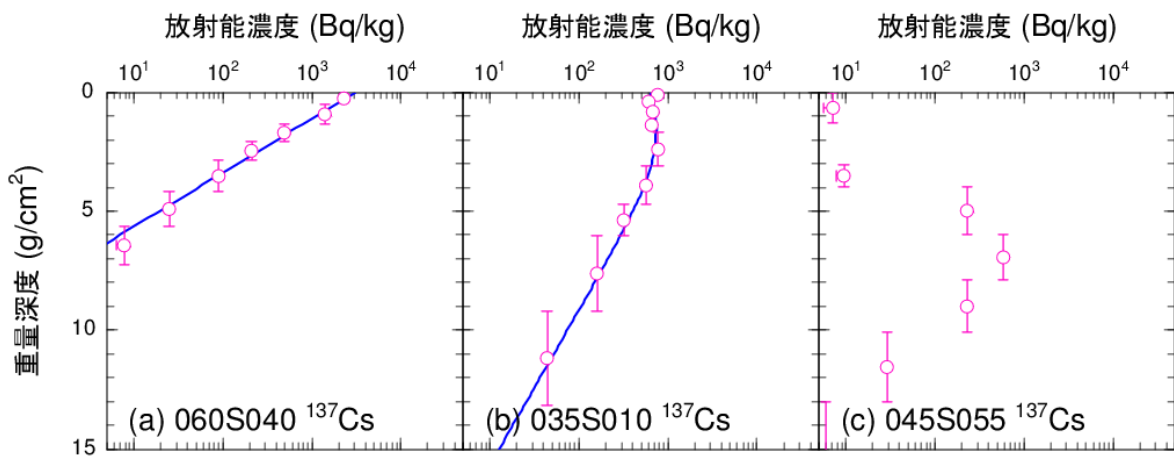


図-2 セシウム 137 の深度分布の典型的な例
((c) 045S055 の深度分布は、地表面から 4 g/cm² 付近までのセシウム 137 の放射能濃度が極端に少なく、その境界の重量深度で不連続かつ不自然であった)

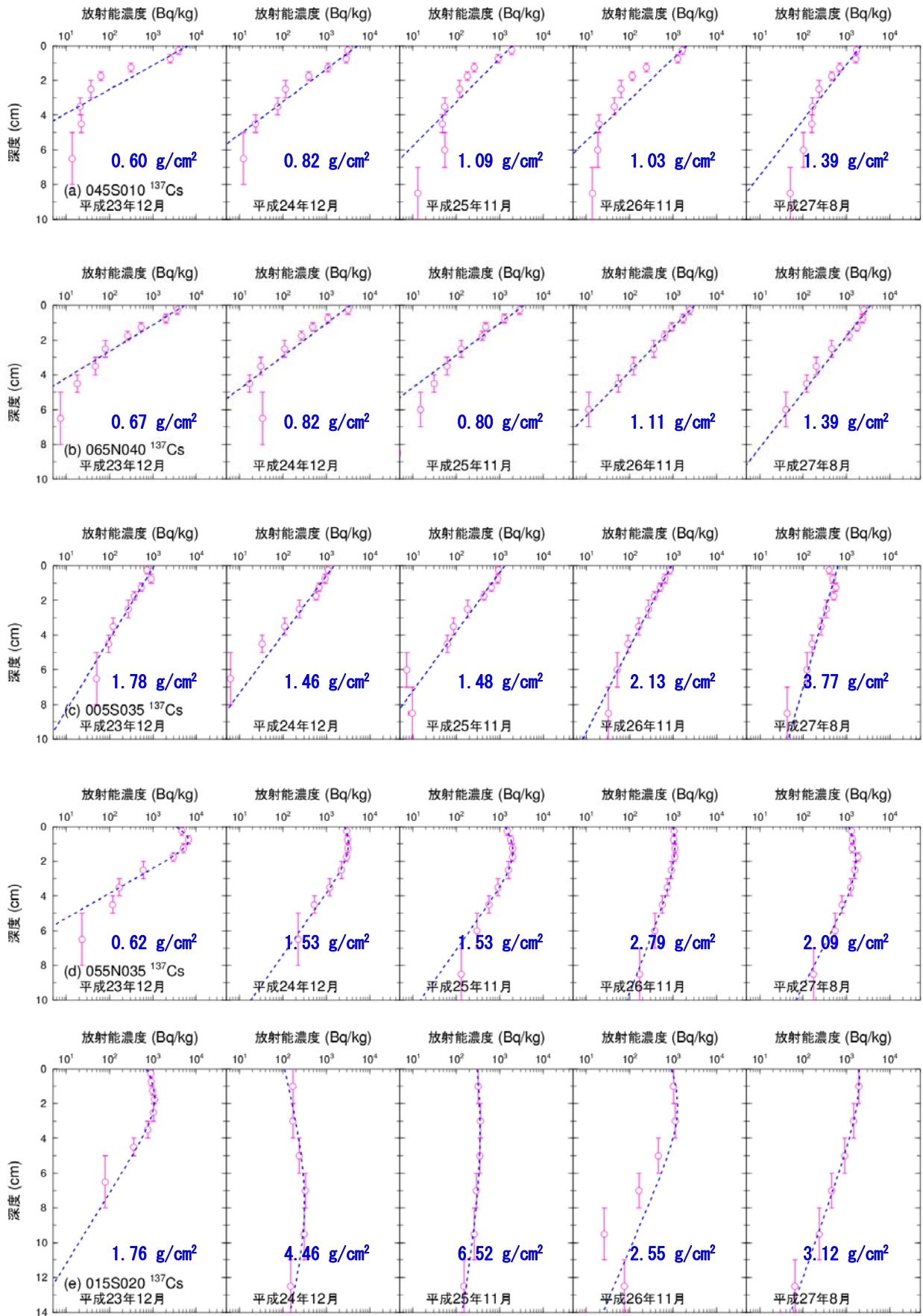


図-3 粒径組成、交換性カリウム、有機炭素量の分析を実施した土壤採取箇所のセシウム 137 の土壤中深度分布の経時的な変化
 ((a) 045S010、(b) 065N040、(c) 005S035、(d) 055N035、(e) 015S020)

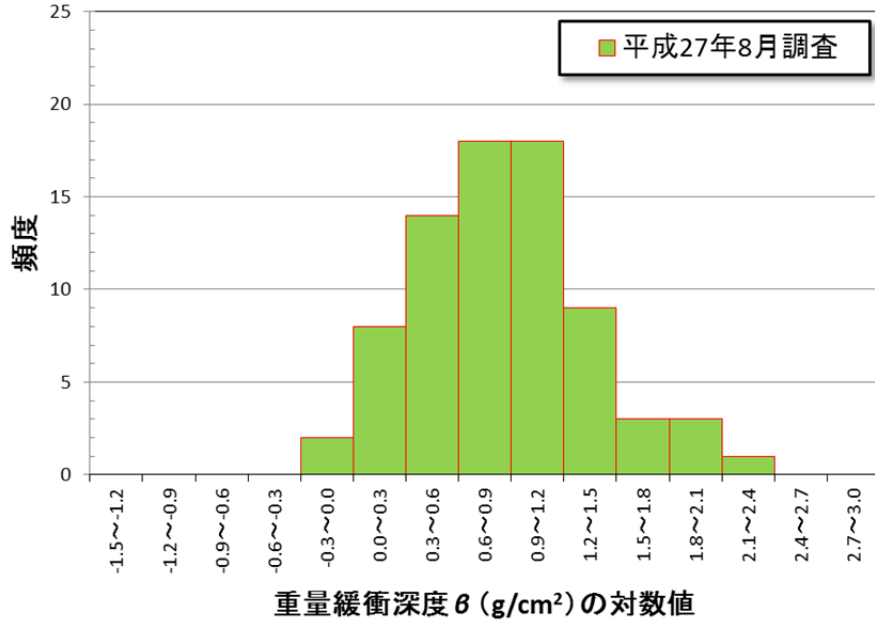


図-4 重量緩衝深度 β を対数値としたときの頻度分布

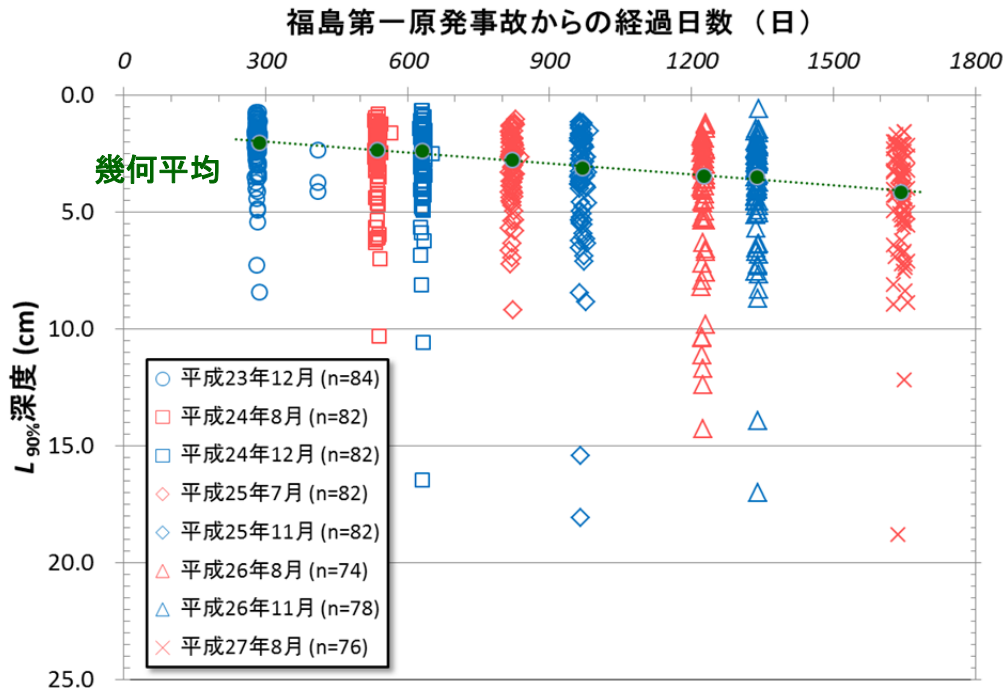


図-5 平成23年12月からの90%深度 $L_{90\%}$ の経時的な変化

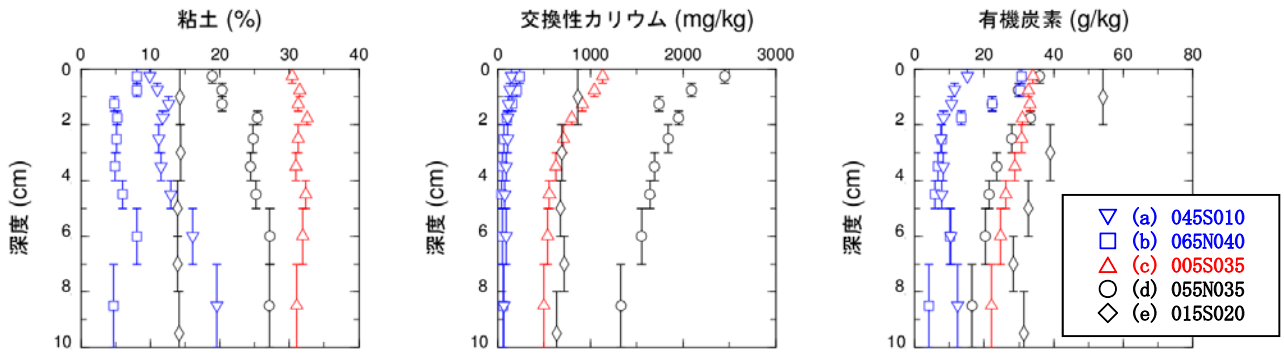
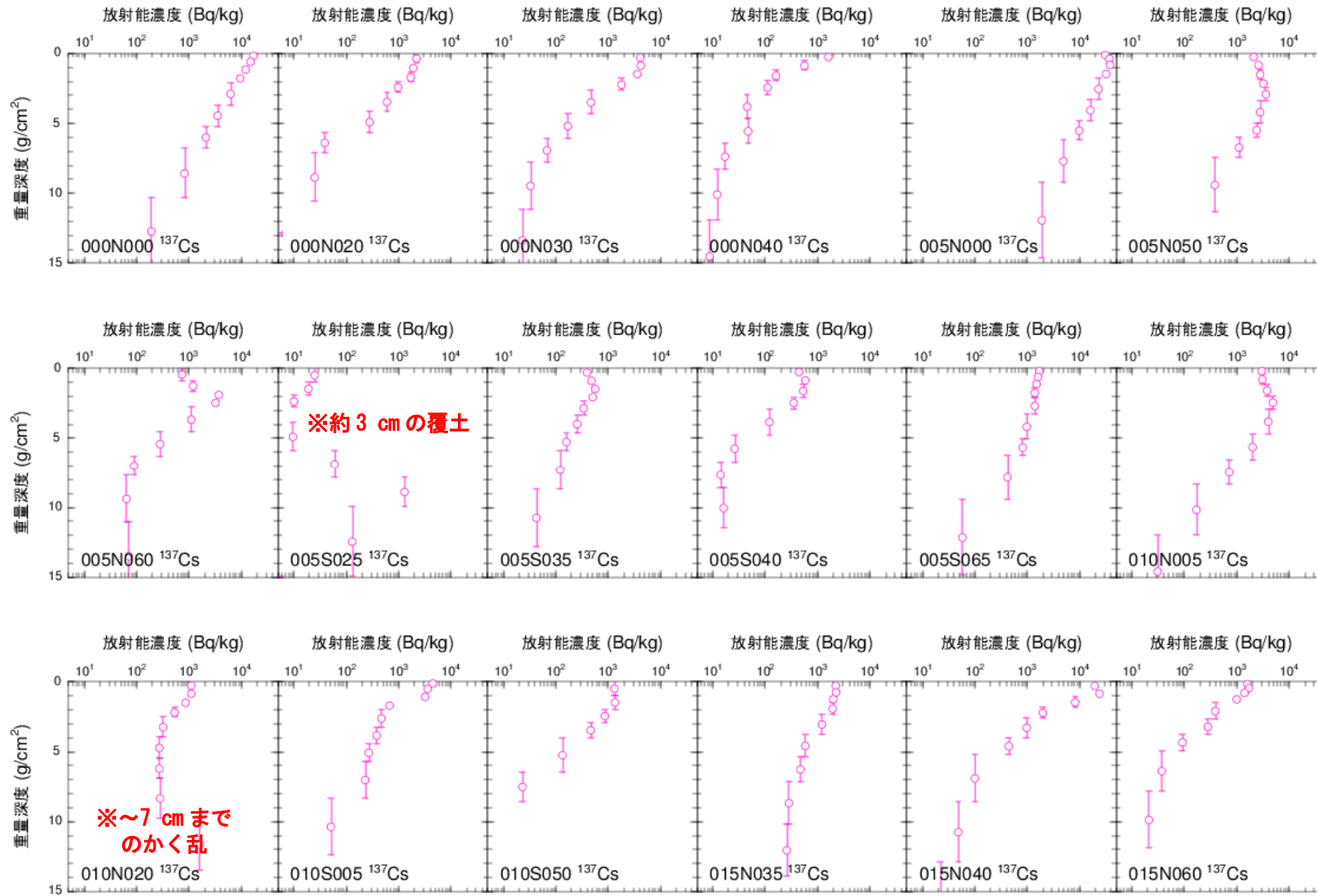


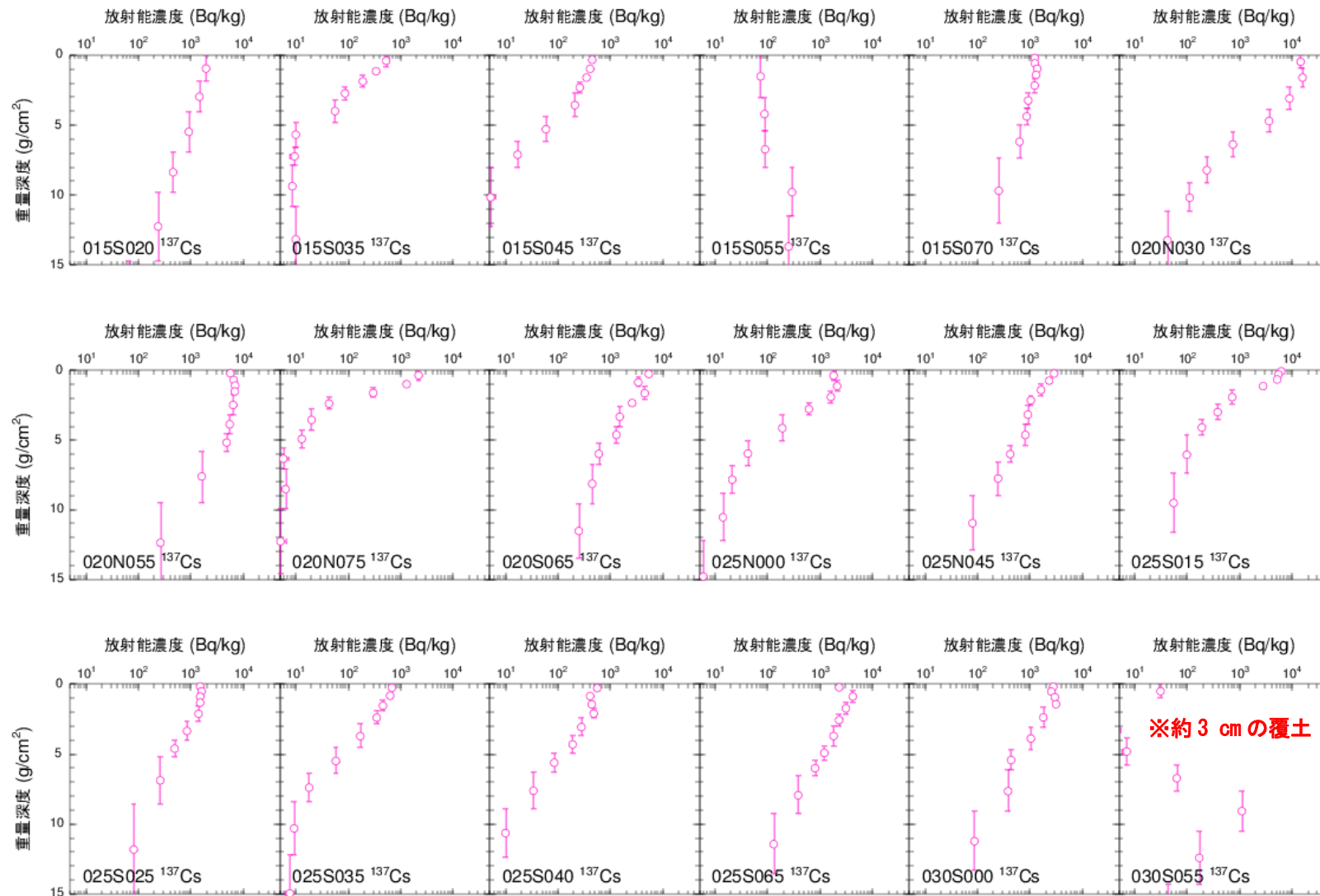
図-6 粒径組成（このうち、粘土の割合）（左）、交換性カリウム（中）及び有機炭素量（右）の分析結果

Appendix-1 セシウム 137 の深度分布 (平成 27 年度調査) 1/5



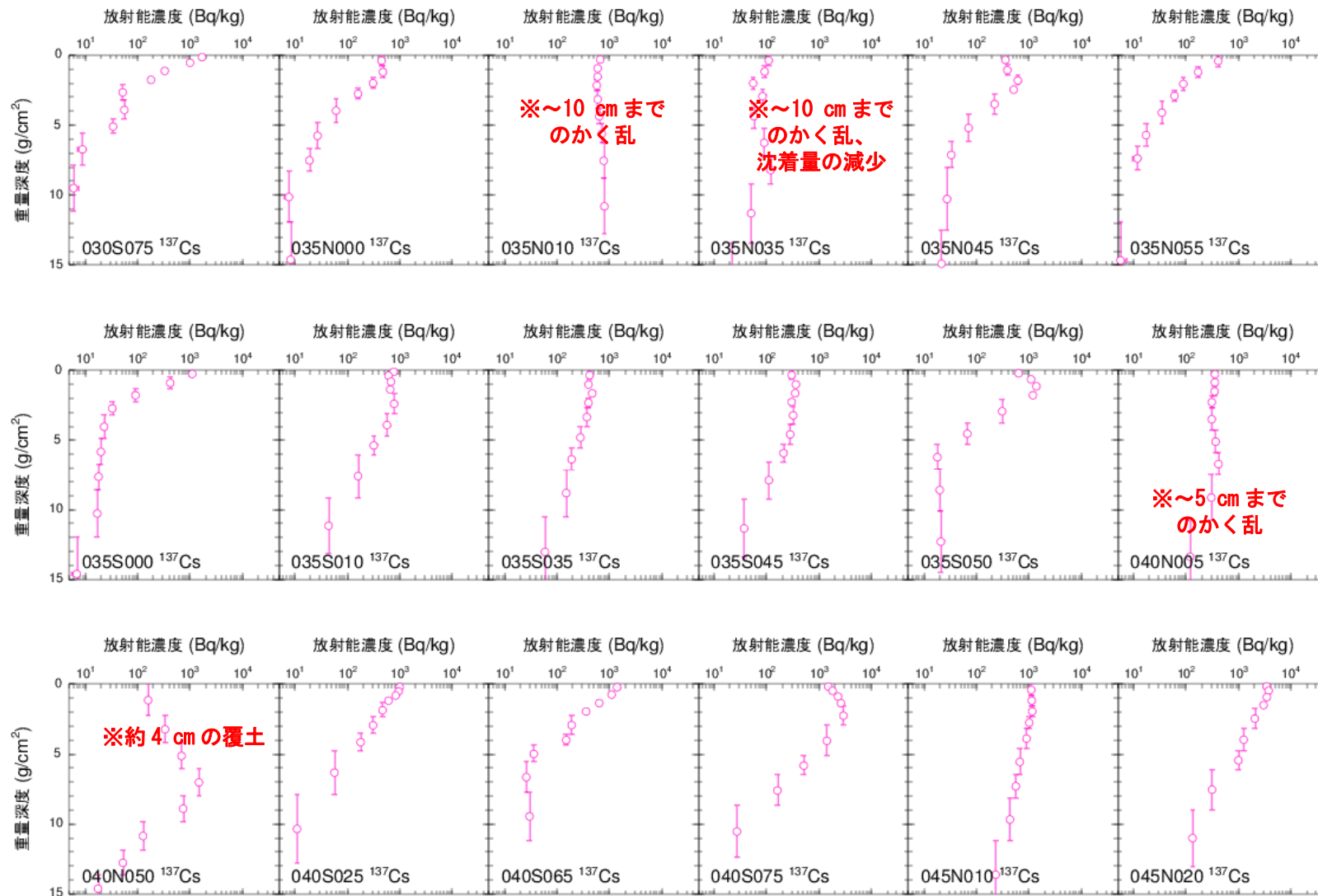
※深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性

Appendix-1 セシウム 137 の深度分布 (平成 27 年度調査) 2/5



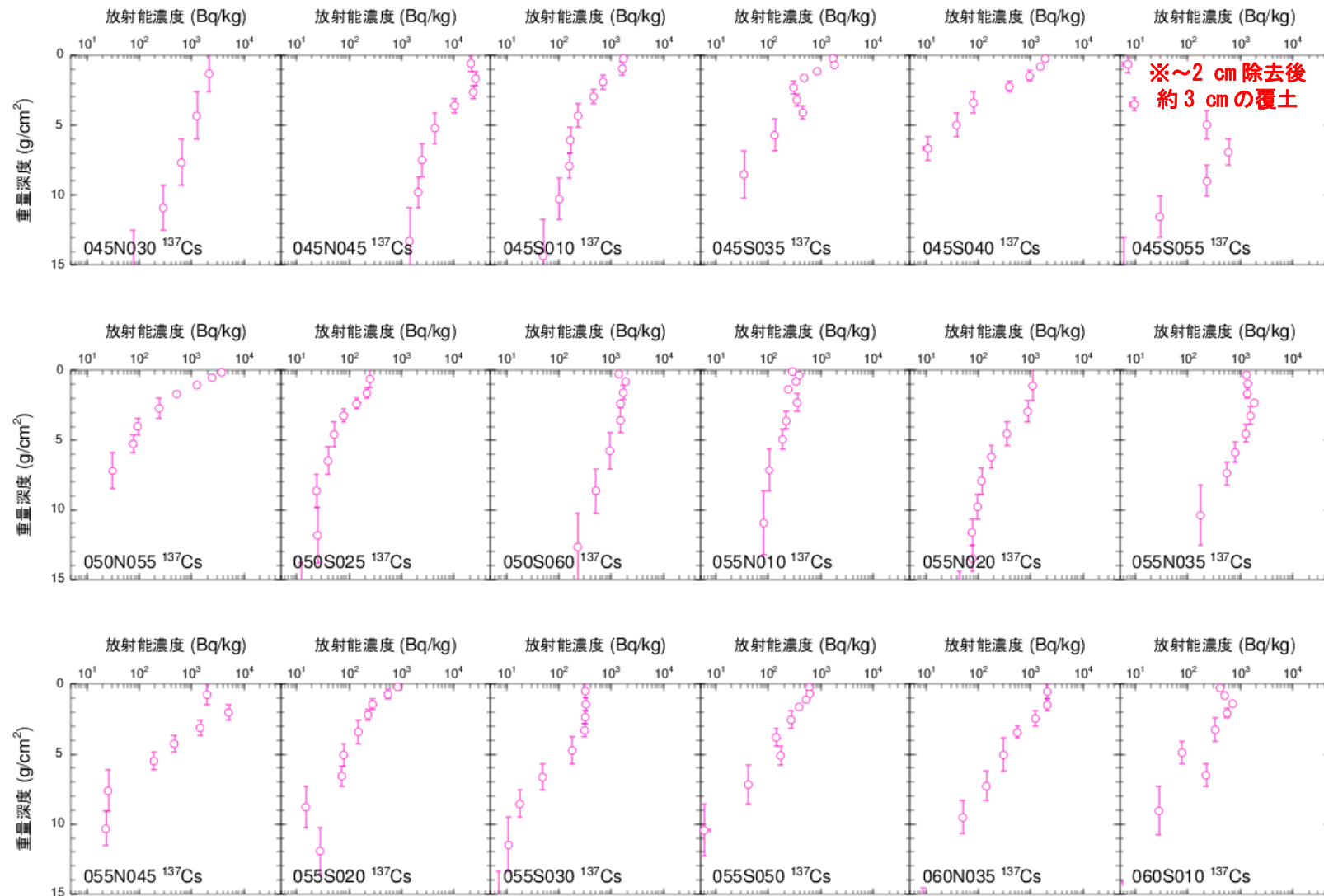
※深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性

Appendix-1 セシウム 137 の深度分布 (平成 27 年度調査) 3/5

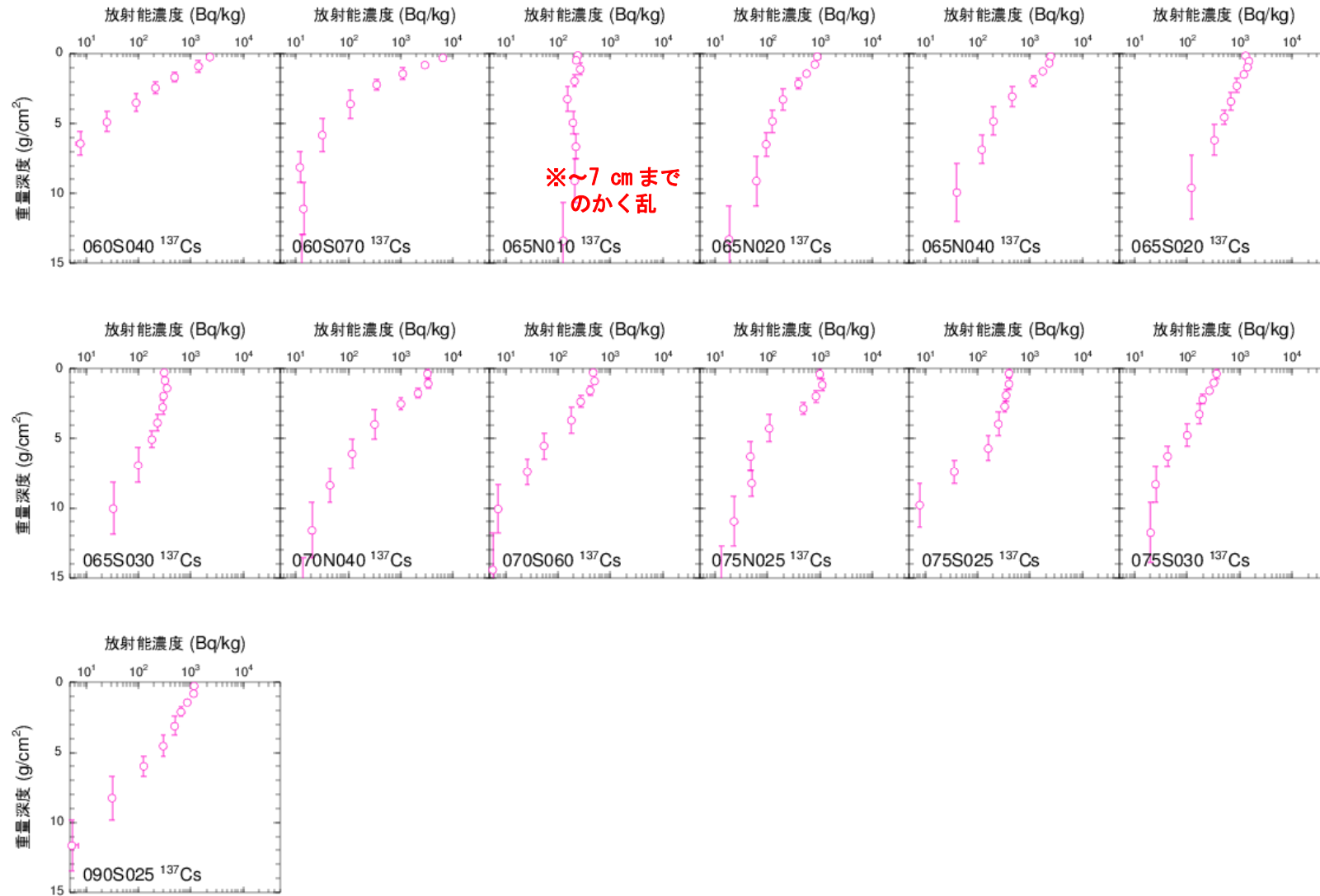


※深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性

Appendix-1 セシウム 137 の深度分布 (平成 27 年度調査) 4/5



Appendix-1 セシウム 137 の深度分布 (平成 27 年度調査) 5/5



※深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性

Appendix-2

深度分布の解析式にのらない深度分布に対する実効的な重量緩衝深度の算出

目的：

指数関数式（本文の式-1 参照）及び双曲線正割関数に基づく近似式（本文の式-2 参照）で近似することが不適當な深度分布（例えば、10 cm までの土壤採取では全体像を把握することができない、又は、除染等で人の手が加わり、不連続若しくは不自然な深度分布。これらをまとめて、以下「除染等で人の手が加わったと考えられる場所」という。）（本文の図-2(c)参照）に対して、土壤中の放射性セシウムの深度分布と空間線量率の関係における指標となる実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の算出を試みる。

算出対象とする深度分布：

除染等で人の手が加わったと考えられる場所での深度分布の例として、本文の図-2 で示した「セシウム 137 の深度分布の典型的な例」から、横軸を放射能濃度 (Bq/kg)、縦軸を単位面積あたりの土壤の重量で表される地表面からの深度 (g/cm^2) とした (c) 045S055 の深度分布を図-7 に示す。

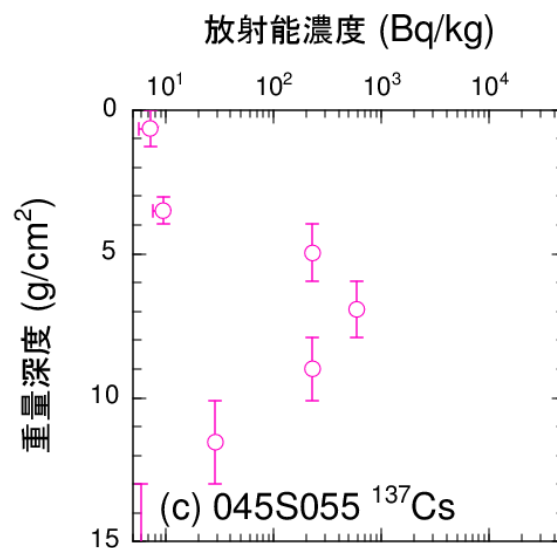


図-7 セシウム 137 の深度分布の典型的な例
(本文の図-2(c))

実効的な重量緩衝深度の算出式：

実効的な重量緩衝深度 β_{eff} は、土壤中の放射性セシウムの深度分布と空間線量率の関係において指数関数的な深度分布を仮定したときに、実際の空間線量率 ($\mu\text{Sv}/\text{h}$) と沈着量 (Bq/m^2) とを同時に満足するように、斎藤らの地中に沈着したガンマ線源の強度に対する環境中における地上から 1 m 高さでの空気カーマへの換算係数⁹ を用いて算出した係数であ

⁹ Kimiaki SAITO and Peter JACOB, "Fundamental data on environmental gamma-ray fields in the air due to source in the ground," JAERI-Data/Code 98-001, (1998).

る。空間線量率（正確には空気カーマ率）が等しいとする条件の式を式-5 に、沈着量が等しいとする条件の式を式-6 に示す。

$$D = \int_0^{\infty} A_{m,0,\text{eff}} \exp(-\zeta/\beta_{\text{eff}}) I_{\gamma} C(\zeta) d\zeta \quad (\text{式-5})$$

$$A_{\text{inv.}} = \beta_{\text{eff}} A_{m,0,\text{eff}} \quad (\text{式-6})$$

ここで、 $A_{m,0,\text{eff}}$ は地表面における実効的な放射能濃度 (Bq/kg)、 ζ は重量深度 (g/cm²)、 I_{γ} は放射性核種が崩壊したときのガンマ線の放出率、 $C(\zeta)$ は斎藤らの換算係数である。D は、図-7 に示したような土壌採取時の層分割にあたる深度幅を持った分布に対して斎藤らの換算係数を用いて算出した空気カーマ率 ($\mu\text{Gy/h}$) で、この調査箇所 (045S055) における空気カーマ率は 0.013 $\mu\text{Gy/h}$ であった。また、 $A_{\text{inv.}}$ は実測に基づく沈着量 (Bq/m²) で、この調査箇所における地表面から深さ 10 cm までの土壌採取により得られたセシウム 137 の沈着量は 22.3 kBq/m² であった。このとき、空気カーマ率 D がサーベイメータ等による実測値でないのは、除染等で人の手が加わったと考えられる場所での空気カーマ率は、その場所の周辺環境（除染の有無・範囲）に大きく依存するためである。

実効的な緩衝深度の算出：

空気カーマ率及び沈着量に関する式を同時に満足する深度分布は一意に求まり、その実効的な重量緩衝深度は 14.4 g/cm² であった（図-8 参照）。

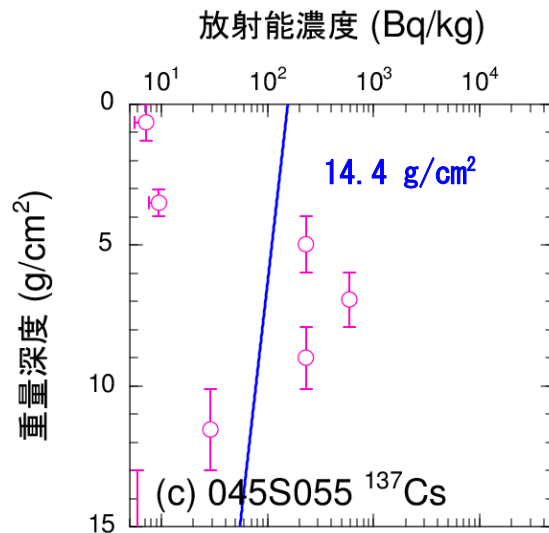


図-8 セシウム 137 の深度分布 (045S055) に対する実効的な重量緩衝深度の算出例

重量緩衝深度 β 及び実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の解析を行わなかった深度分布は、045S055 を除いて 8 箇所 (005S025、010N020、030S055、035N010、035N035、040N005、040N050 及び 065N010) あり、このような調査箇所に対しても同様に、実効的な重量緩衝深度 β_{eff} を算出した。その結果を実際の深度分布とともに図-9 の (a) ~ (h) に示す。

ここでは、除染等で人の手が加わったと考えられる場所での深度分布に対してのみ実効

的な重量緩衝深度の算出を行ったが、実際の深度分布から直接算出する方法は、いかなる深度分布に対しても適用可能である。

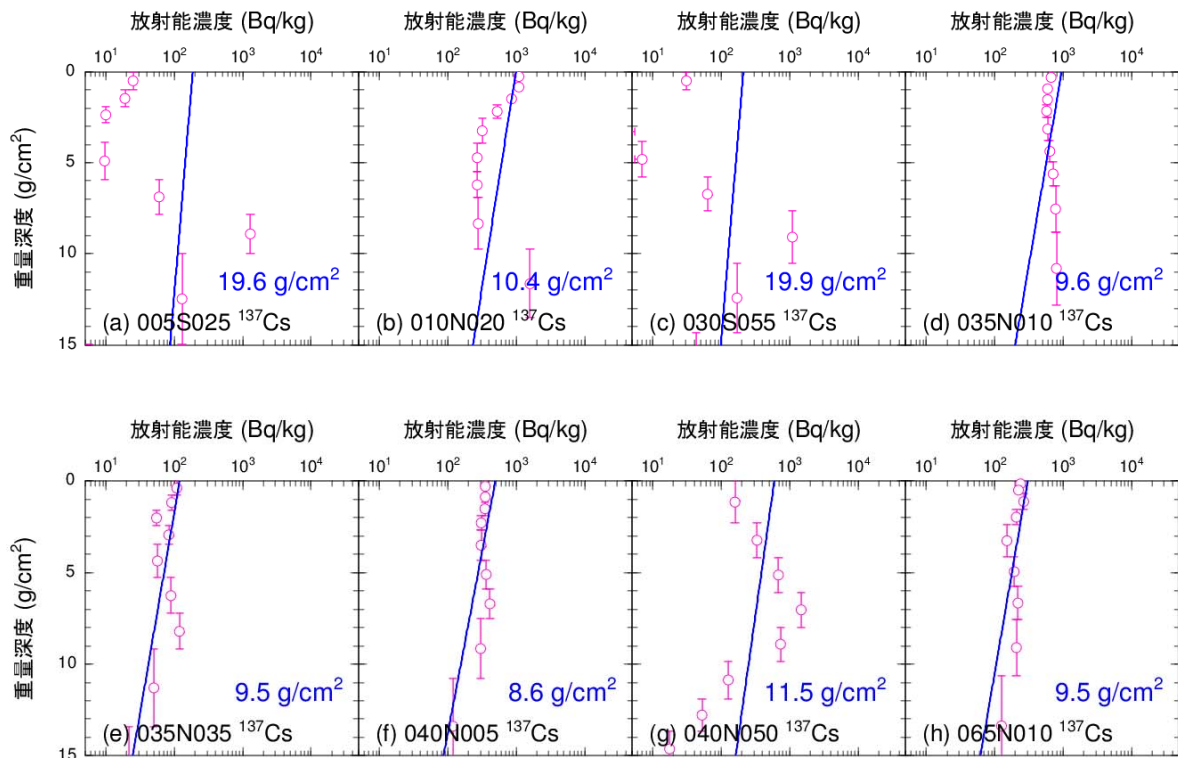


図-9 8箇所のセシウム 137 の深度分布に対する実効的な重量緩衝深度の算出
(005S025、010N020、030S055、035N010、035N035、040N005、040N050 及び 065N010)

算出にあたっての注意事項：

実測に基づくセシウム 137 の沈着量は、実際に土壌を採取した深さまでの放射能から求められ、その放射能は、実際の土壌採取において削り取る層幅分の誤差を持っている。一方、指数関数式（本文の式-1 参照）及び双曲線正割関数に基づく近似式（本文の式-2 参照）を用いた解析で決定された深度分布より求めた沈着量は、実際に土壌を採取した深さ以降の推定を含み、その放射能は、過去の知見に基づいた近似式により細かく補完されている（図-10 参照（本文の図-2(b)の抜粋））。したがって、両者を比較した場合、実測に基づくセシウム 137 の沈着量は一般的に低く見積もられてしまうため、また、地表に近い放射能の方が空間線量率への寄与は大きくなるため、実際の深度分布から実効的な重量緩衝深度を直接算出する方法は、図-9 (d)、(e)、(f) 及び (h) のように、実際の深度分布の傾きよりも値を小さく算出する可能性がある。このことを考慮すると、除染等で人の手が加わったと考えられる場所での深度分布に対する実効的な重量緩衝深度の値は、おおよそ 10 g/cm^2 を超えると考えられる。

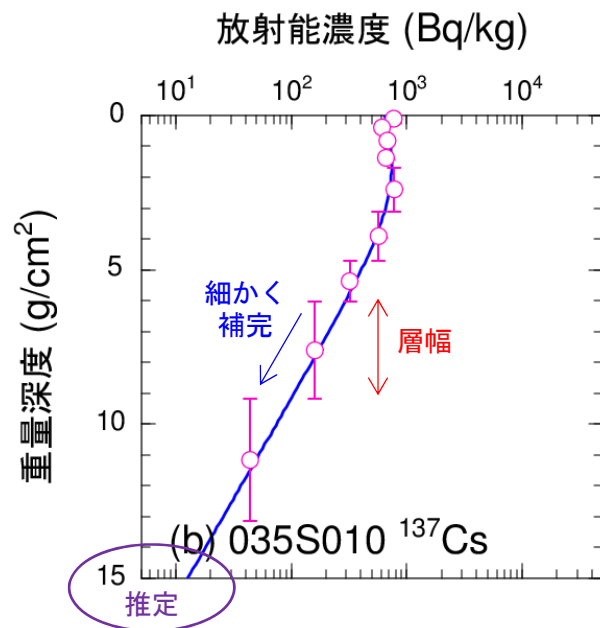


図-10 セシウム 137 の深度分布の典型的な例
(本文の図-2(b))

まとめ：

除染等で人の手が加わったと考えられる場所での深度分布に対し、斎藤らの換算係数を用いて実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の算出を試みた。形式上においては、除染されたと思われる深度分布に対しても実効的な重量緩衝深度を算出することができた。ただし、除染等で人の手が加わったと考えられ、放射能濃度が土壌の深さによって単純に減少しない深度分布に対し緩衝深度という用語を使用することについては、再度検討の必要があると考えられる。また、除染された場所での in-situ 測定による空間線量率や沈着量の評価にこの係数を用いるにあたっては、評価結果はその場所の周辺環境（除染の有無・範囲）に大きく依存するため、注意が必要である。