

研究報告

宮城県南部の小学校の除染 4 年後の除染効果

山口 敏朗^{1*}、佐藤 光義²、長久保 和義²、石井 慶造¹、新井 宏受¹、大沼 透¹、
荒井 宏¹、田久 創大¹、松山 哲生¹、松山 成男¹、寺川 貴樹¹、長谷川 晃¹

¹ 東北大学大学院工学研究科 (〒 980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 6-6-01-2)

² 国東北大学工学部工学研究科技術部 (〒 980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 6-6-04)

Radioactive Contamination Status of an Elementary School in Southern Miyagi Prefecture, Japan, Four Years after Decontamination

Toshiro YAMAGUCHI^{1*}, Mitsuyoshi SATO², Kazuyoshi NAGAKUBO², Keizo ISHII¹,
Hirotsugu ARAI¹, Tohru OHNUMA¹, Hiromu ARAI¹, Sodai TAKYU¹, Tetsuo MATSUYAMA¹,
Shigeo MATSUYAMA¹, Atsuki TERAOKA¹, and Akira HASEGAWA¹

¹Department of Quantum Science and Energy Engineering, Tohoku University
(6-6-01-2 Aramaki Aza-Aoba, Aoba-ku, Sendai, Miyagi 980-8579, Japan)

²Technical Division, School of Engineering, Tohoku University
(6-6-04 Aramaki Aza-Aoba, Aoba-ku, Sendai, Miyagi 980-8579, Japan)

Summary

We investigated the radioactive contamination status of an elementary school in southern Miyagi Prefecture, Japan, four years after decontamination. The radioactive dose rate was measured in the playground ($n = 36$), back yard ($n = 1$), parking lot ($n = 3$), and gutters ($n = 30$) with a thallium-activated sodium iodide scintillation detector. In addition, topsoil from the playground and gutters sediment were measured with a high-purity germanium semiconductor detector, and sand from the parking lot and sediment from gutters was imaged following an autoradiography method. The mean radioactive dose rate in the playground was almost $0.08 \mu\text{Sv/h}$. The dose rate was higher at sites facing the mountains, near the main gate, and by the front entrance of the school building. Meanwhile, the radioactive cesium (Cs) concentration of sediment imaged using autoradiography was $> 8,000 \text{ Bq/kg}$.

These results indicated that the radioactive dose rates in the decontaminated school were below the threshold for being a health hazard. However, the topsoil in the playground had been re-contaminated with radioactive Cs, which had likely been transported via dirt attached to children's shoes and car tires. In addition, the radioactive sediment in the gutters had likely been contaminated by rainwater, suggesting that radioactive protection is necessary when handling gutter sediment.

Key Words: Fukushima Daiichi nuclear power plant, Decontamination, Elementary school, 4 years, Re-contamination

1. はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震に続発した津波で福島第一原子力発電所が被災し、放射性同位元素が漏洩して発電所周囲を汚染した。その後、汚染地域に避難指示区域を設定し、年間積算線量が 20 mSv 以下を避難指示解除準備区域、 $20 \sim 50 \text{ mSv}$ を居住制限区域および 50 mSv 超を帰還困難区域に分類した。非避難指示区域でも放射性同位

元素の汚染があり、年間積算線量が 1 mSv を超えないように除染している。特に放射線被曝の健康被害を受け易いと考えられている小児が長時間生活する幼稚園および学校は、事故直後から運動場を表土剥離法、天地返し法および覆土法で、 $0.23 \mu\text{Sv/h}$ 未満になるように除染した。一方で除染していない汚染地域の空間線量率が放射性セシウム (Cs) の物理学的半減期よりも早く低下していることが報道されている。この原

*Corresponding author: TEL & FAX. 022-795-7943, E-mail: toshiro.yamaguchi@qse.tohoku.ac.jp

因として風雨による拡散（ウェザリング効果）が考えられている^{1,2)}。このことから、除染した幼稚園および学校の周囲で放射性Csが拡散して、除染した幼稚園および学校を再汚染することが危惧されている。そこで、4年前に除染した宮城県南部の小学校の除染効果を調査した。

2. 材料および方法

2011年4月に1.10 $\mu\text{Sv/h}$ で、2011年7月に運動場の表土に含まれている粘土を湿式分級で除去し(0.33 $\mu\text{Sv/h}$)、2012年8月に運動場の土を反転した後に非汚染土を覆土して0.14 $\mu\text{Sv/h}$ に除染し、4年間経過して運動場の地表100 cmで0.08 $\mu\text{Sv/h}$ (2016年7月)を示した宮城県南部の小学校を対象とした。小学校は、山の中腹に位置して、南西、南および東が崖、北西および北が山で、周囲は樹木で囲まれていた。

(1) 空間線量率の測定

a) 運動場

10 mのメッシュで36個(A-1～E-9)に区画し、各区画の

地表100 cmおよび1 cmの空間線量率をNaI(Tl)シンチレーションサーベイメーター(TSC-172、ALOKA、東京)で測定した(図1)。

b) 駐車場および校舎裏

駐車場(3箇所)および校舎裏(1箇所)の地表100 cmおよび1 cmでNaI(Tl)シンチレーションサーベイメーターで測定した(図1)。

c) 側溝

校舎周囲の側溝のコンクリート製の蓋の無い30箇所(No.1～30)の地表から1 cmの空間線量率をNaI(Tl)シンチレーションサーベイメーターで測定した(図1)。

(2) 放射性Csの測定

a) 運動場

運動場の空間線量率を測定した各場所の表土を採取し、樹脂製U-8容器に入れて高純度ゲルマニウム(HPGe)半導体検出器(GX218型、CANBERRA、USA)で2,000秒間測定し、放射性Csを同定して比放射能を求めた。

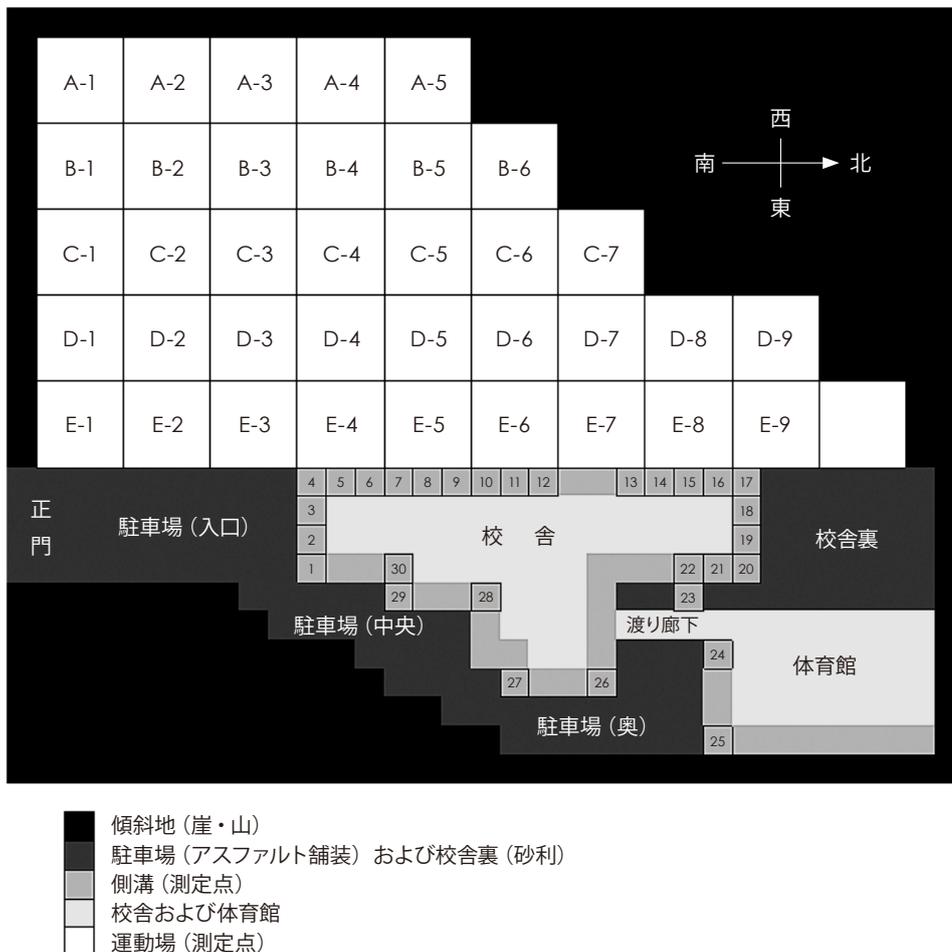


図1 被検小学校の略図および測定点

b) 側溝

側溝に蓋が無く底部に手が届いた3箇所(No.18、22、23)の側溝堆積物を樹脂製U-8容器に入れてHPGe半導体検出器で2,000秒間測定し、放射性Csを同定して比放射能を求めた(図1)。

(3) オートラジオグラフ(ARG)の作製

a) 駐車場の砂

駐車場の空間線量率を測定した3箇所(駐車場(入口)、駐車場(中央)、駐車場(奥))のアスファルトの表面に分散していた砂を粘着テープに貼り付けて採取し、イメージングプレート(IP;BAS-III、富士フィルム、東京)に3日間露光し、バイオイメージングアナライザー(BAS-1800II、富士フィルム、東京)でARGを作製した。

b) 側溝の砂利、石およびコンクリート片

側溝(No.18)で採取した砂利、石およびコンクリート片をIPに3日間露光し、BAS-1800IIでARGを作製した。

3. 結果および考察

(1) 運動場

運動場の空間線量率および表土の比放射能を図2に示した。運動場の地表1cmの空間線量率が0.06~0.11 $\mu\text{Sv/h}$ で、地表100cmの空間線量率が0.07~0.12 $\mu\text{Sv/h}$ だった。空

間線量率が地表100cmより1cmで高い箇所が53%(19箇所)で低い箇所が6%(2箇所)だった。このことから、運動場の空間線量率は、運動場の土を汚染している放射性同位元素が一因と考えられた。また、B-6の地表100cm(0.11 $\mu\text{Sv/h}$)および1cm(0.12 $\mu\text{Sv/h}$)の空間線量率は、周囲と比較して高かった。さらに、空間線量率は、運動場の山側で高かった。運動場に隣接する崖および山を除染していなかったことから、運動場の山側の空間線量率が高い理由として、山を汚染している放射性Csの放射線が影響していることが推察された。また、運動場の表土の放射性Csの比放射能は、27.7~661.0 Bq/kgで、測定箇所の83%(30箇所)が100 Bq/kg未満(平均86.5 Bq/kg)だった。このことから、2012年8月に覆土した運動場が再汚染していることが示唆された。最も高い比放射能を示したB-6(661.0 Bq/kg)は、隣接して植栽があった。これまでに樹木に付着した放射性Csが雨で流されて地表を汚染することが報告されている^{3,4)}。このことから、植栽近くの表土の比放射能が高かった理由として、植栽に付着していた放射性Csが雨で流され覆土を汚染したことが推察された。さらに、E-1(正門付近の駐車場に隣接)およびE-6(校舎入口前)の表土の比放射能が、100 Bq/kg以上を示した。これらの場所は、児童を含めたヒトの往来が集中することが想定された。また、対象小学校の学区は、除染対象となっていなかった。これらのことから、E-1およびE-6で比放射能

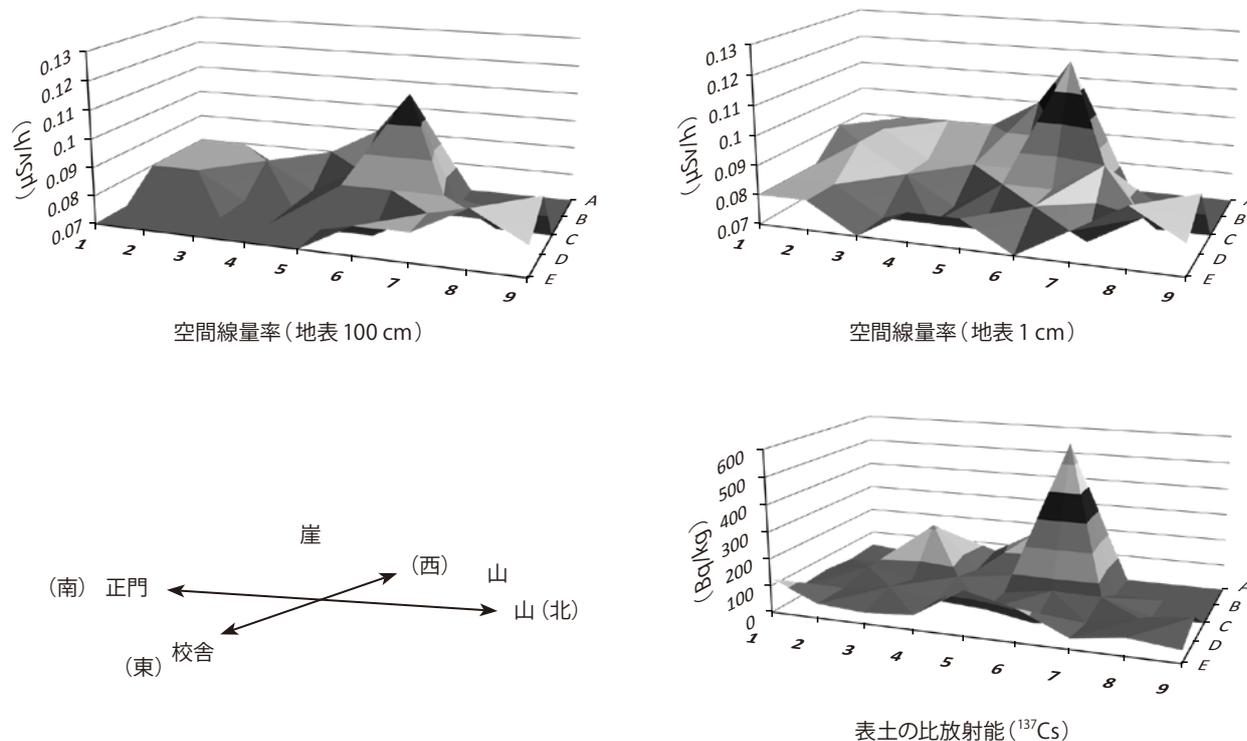


図2 運動場の空間線量率および土壌の比放射能

が高かった理由として、汚染土が登校する児童や来校者の靴に付着して校内に持ち込まれたことが推察された。

風雨およびヒトの移動に伴った放射性Csの拡散による運動場の再汚染は、4年間で¹³⁴Csおよび¹³⁷Csそれぞれおよそ9および81 Bq/kgだった。今後、児童や来校者の靴に付着して校内に持ち込まれる放射性Cs量を推定するための対象小学校の学区の土地開発および登校児童の増減の予測が容易でないため、これまでの汚染割合を指標として運動場の空間線量率の経時変化を推定した。校舎の耐用年数(鉄筋コンクリート造・事務所用のもの; 50年)の2倍に相当する100年間の空間線量率の推移は、前半の50年間で増加するが、後半の50年間で放射性Csの物理学的半減期(¹³⁴Cs; 2.0年、¹³⁷Cs; 30.0年)の減衰によって低下することが推定された(図3)。また、自然放射線(0.05 μSv/h)を除いた放射性Csの再汚染による空間線量率は、最も高くなる30から50年後でも0.23 μSv/h未滿と推定された(図3)。

(2) 駐車場および校舎裏

駐車場の地表100 cmの空間線量率は、地表1 cmの空間線量率よりも66% (2箇所) で高かった。校舎裏の空間線量率は、地表100 cmおよび1 cmで共に0.08 μSv/hだった。これまでに放射性Csは、粘土に吸着して土壌に留まる事が報告されている⁵⁻⁸⁾。駐車場はアスファルトで舗装されて粘土が表面に少なかった。また、校舎裏は、砂利が敷き詰められており粘土粒子が砂利の下に堆積していた。これらのことから、空間線量率が地表100 cmよりも1 cmで低かった理由として、放射性Cs汚染した粘土粒子が地表面に少なかったことが考えられた。

駐車場の砂のARGは、粘着テープに付着した砂の粒子を画

像化した(図4-a)。砂の粒子を粘着テープに付着させたまま、HPGe半導体検出器で3,600秒間測定し、得られたγ線スペクトルで0.605、0.662、0.795 および1.461 MeVのγ線を検出し¹³⁴Cs、¹³⁷Csおよび⁴⁰Kを同定した。¹³⁴Cs(0.658 MeV: 70.2%、0.415 MeV: 2.5%、0.089 MeV: 27.3%)、¹³⁷Cs(1.174 MeV: 5.4%、0.512 MeV: 94.6%)および⁴⁰K(1.33 MeV: 89.3%)のβ線は、IPを感光する⁹⁻¹²⁾。砂に含まれている鉱物は、Kを多く含有することが知られている。また、天然のKには⁴⁰Kが0.012%含まれている。これらのことから、ARGは、砂に含まれている⁴⁰K、砂を汚染した放射性Csおよび粘土に吸着した放射性Csの分布を画像化したと考えられた。ただし、汚染していた砂が、事故直後に汚染したのか、除染後に来校者の靴あるいは自動車のタイヤに付着して持ち込まれた汚染粒子か、風雨によって拡散した放射性Csで再汚染したかの鑑別は、汚染の履歴の詳細な分析が必要と思われた。

(3) 側溝

側溝の地表1 cmの空間線量率と堆積物の比放射能を表1に示した。地表1 cmの空間線量率は、平均が0.16 ± 0.06 μSv (n = 30) で運動場の平均の0.08 ± 0.01 μSv (n = 36) よりも高かった。また、堆積物の比放射能は、採取した3箇所の67% (2箇所) で8,000 Bq/kg以上の比放射能を示した。このことから、空間線量率が運動場より側溝で高かった原因として、放射性Csで汚染した土砂が側溝に堆積していたことが考えられた。これまでに、放射性Cs汚染した土壌の微粒子が水に沈降し難いことが報告されている¹³⁾。これらのことから、汚染堆積物は、校庭に持ち込まれた放射性Cs汚染した微粒子が、雨水に浮遊して側溝に流され、側溝を流される間に沈降して形成したことが推定された。

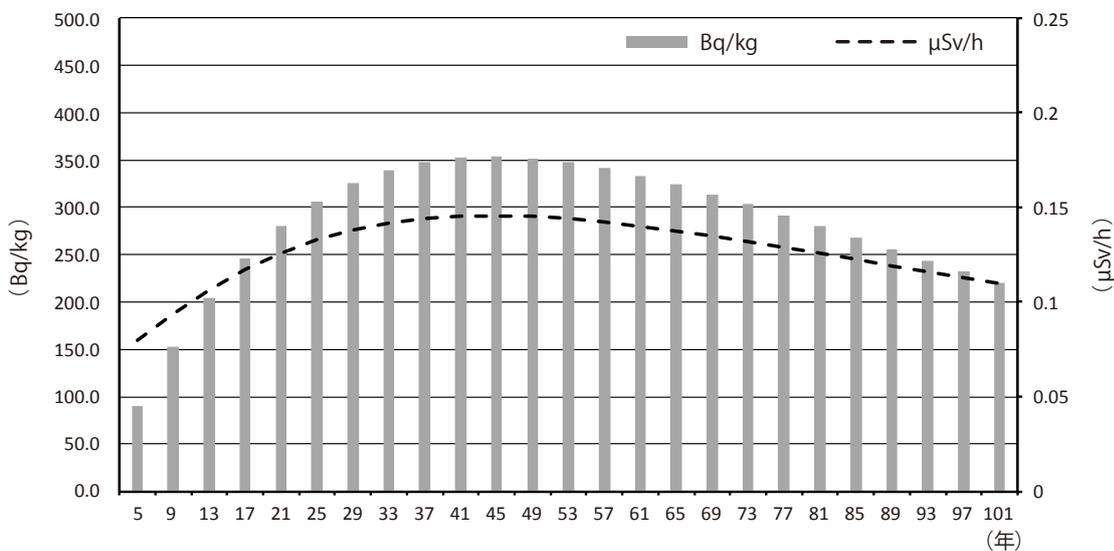


図3 事故から100年間の放射性Csの比放射能(Bq/kg)および空間線量率(μSv/h)の推移

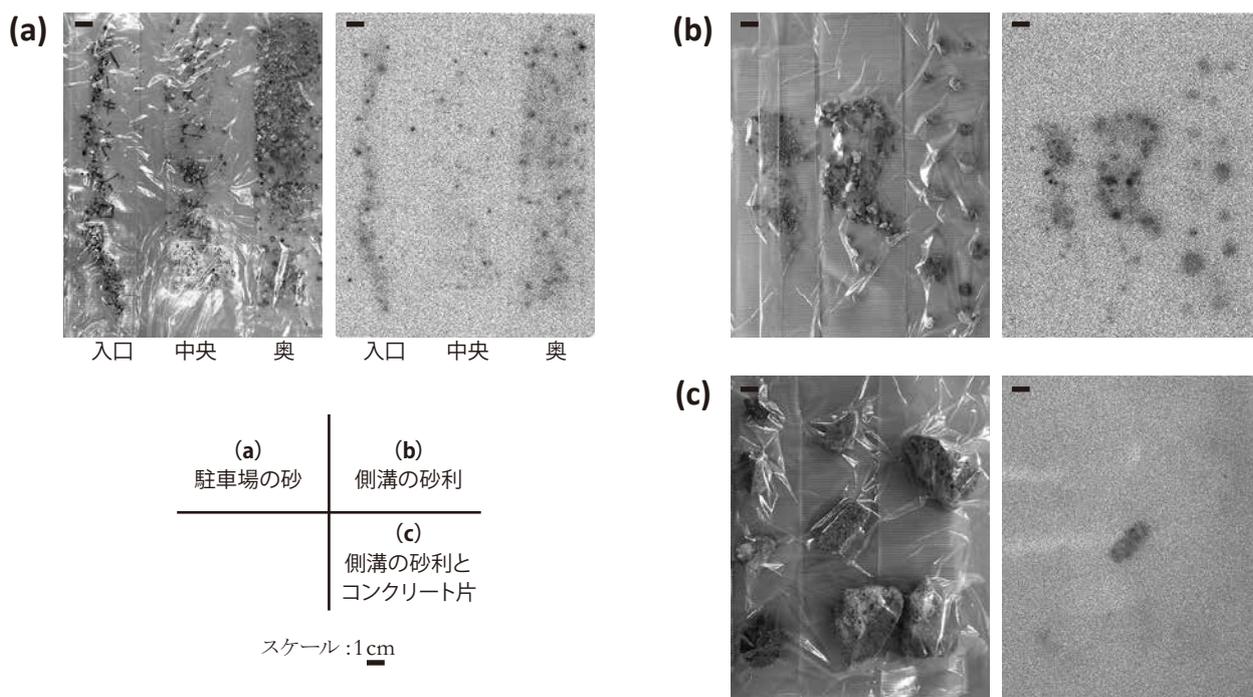


図4 駐車場の砂および側溝の砂利のオートラジオグラフ(ARG)

表1 側溝の地表1 cmの空間線量率(μSv/h)および堆積物の比放射能(Bq/kg)

測定場所	空間線量率 (μSv/h)	比放射能(Bq/kg)		
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	放射性Cs
1	0.28	-	-	-
2	0.12	-	-	-
3	0.11	-	-	-
4	0.21	-	-	-
5	0.13	-	-	-
6	0.10	-	-	-
7	0.10	-	-	-
8	0.09	-	-	-
9	0.12	-	-	-
10	0.10	-	-	-
11	0.09	-	-	-
12	0.13	-	-	-
13	0.18	-	-	-
14	0.15	-	-	-
15	0.15	-	-	-
16	0.13	-	-	-
17	0.13	-	-	-
18	0.14	3,158.1	17,292.6	20,450.7
19	0.16	-	-	-
20	0.30	-	-	-
21	0.17	-	-	-
22	0.31	15,978.8	83,241.6	99,220.4
23	0.24	776.3	4,105.3	4,881.6
24	0.21	-	-	-
25	0.11	-	-	-
26	0.18	-	-	-
27	0.20	-	-	-
28	0.13	-	-	-
29	0.16	-	-	-
30	0.13	-	-	-

-: 未測定

側溝(No.18)の砂利、石およびコンクリート片のARGは、砂利、石およびコンクリート片の一部を画像化した(図4-b)。砂利やコンクリートは、Kを含有するため、得られた画像は、砂、砂利およびコンクリート片に含まれている⁴⁰Kおよび付着していた放射性Cs汚染粘土の分布を画像化したと考えられた。そこで、高い密度を示した砂利7個とコンクリート片を水洗して表面に付着していた粘土粒子を除去し、IPを3日間露光してARGを得た(図5)。また、各砂利およびコンクリート片をHPGe半導体検出器で36,000秒間測定してγ線スペクトルを得た。水洗で密度が無くなった砂利Fで¹³⁴Cs、¹³⁷Csおよび⁴⁰Kを同定する明らかなγ線スペクトルを得られなかった。また、僅かに密度を示した砂利C、均一に画像化した砂利Eおよび部分的に画像化した砂利Dおよび砂利Gで0.605、0.662、0.795 MeVおよび1.461 MeVのγ線を検出し¹³⁴Cs、¹³⁷Csおよび⁴⁰Kを同定した(図6)。また、砂利を均一に画像化した砂利Aおよび砂利Bのγ線スペクトルでは、1.462 MeVのγ線のみを検出し⁴⁰Kを同定した。これらのことから、砂利に付着した放射性Cs汚染物あるいは放射性Csは、水洗可能なものと不可能なものがあることが考えられた。さらに、コンクリート片のγ線スペクトルは、0.605、0.662、0.795 MeVおよび1.461 MeVのγ線を検出し¹³⁴Cs、¹³⁷Csおよび⁴⁰Kを同定した。コンクリート片で高い密度を示す部位は、Kを含むモルタルに一致しなかった。これらのことから、コンクリート片のARGは、汚染した放射性Csを画像化したと考えられた。ただし、砂利およびコンクリート片の放射性Csが、事故直後の汚染か風雨によって拡散した放射性Csの再汚染かの鑑別

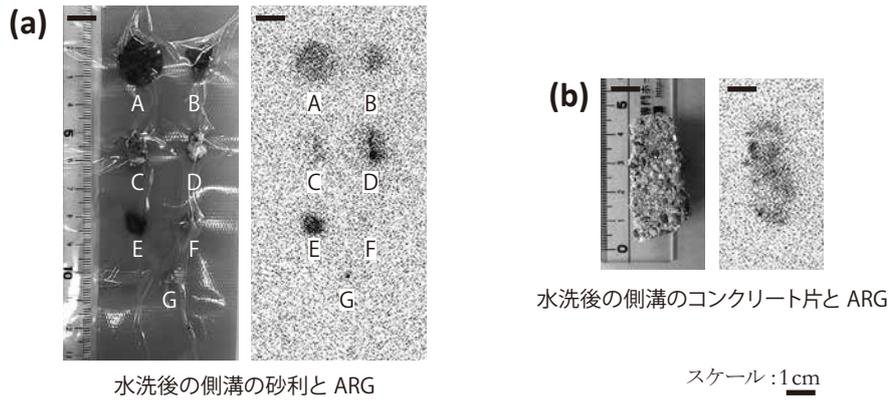


図5 水洗後の側溝の砂利およびコンクリート片のオートラジオグラフ(ARG)

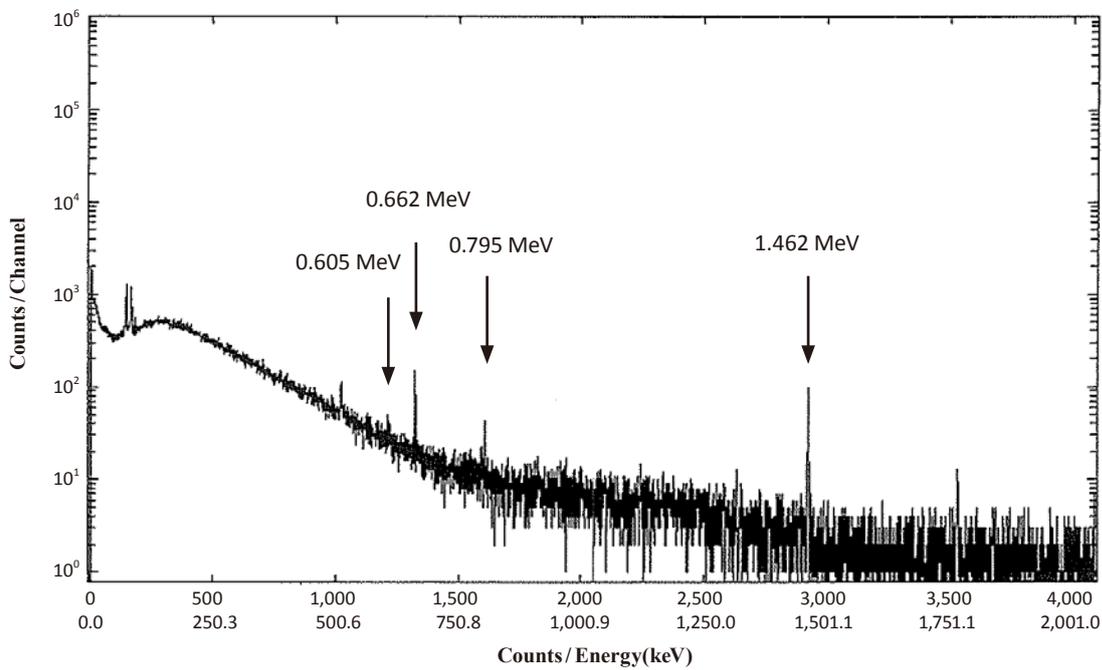


図6 洗浄後の側溝砂利 No.D の γ 線スペクトル

は、汚染の履歴の詳細な分析が必要と思われた。

これらのことから、4年前に除染した小学校の校庭は再汚染していたが、再除染の必要性が低いことが考えられた。なお、側溝の堆積物の比放射能が高い可能性があるため、処理する際には放射線防護が必要と思われた。

参考文献

- 1) 飽本 一裕：福島第一原発事故が及ぼしたセシウム起源空間線量率の福島県における経時変化と場所依存性. *RADIOISOTOPES*, **61**, 373-378 (2012).
- 2) M.S.Al-Masri: Vertical distribution and inventories of ^{137}Cs in the Syrian soils of the eastern Mediter-

ranean region. *J. Environ. Radioact.*, **86**, 187-198 (2006).

- 3) H. Kato, Y. Onda, T. Gomi: Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophys. Res. Lett.*, **39**: L20403, doi: 10.1029/2012GL052928 (2012).
- 4) 小林 政広：森林における放射性 Cs の動態. *J. Jpn. Soc. Soil Phys.*, **126**, 31-36 (2014).
- 5) 中尾 淳：セシウムの土壌吸着と固定. 学術の動向, **10**, 2-7 (2012).
- 6) 石川 奈緒, 内田 滋夫, 田上 恵子：放射性セシウムの水田土壌への収着挙動における粘土鉱物の影響.

- RADIOISOTOPES*, **56**, 519-528 (2007).
- 7) T. Kogure, K. Morimoto, K. Tamura, H. Sato, A. Yamagishi: XRD and HRTEM evidences for fixation of cesium ions vermiculite clay. *Chem. Lett.*, **41**, 380-382 (2012).
- 8) H. Mukai, T. Hatta, H. Kitazawa, H. Yamada, T. Yaita, T. Kogure: Speciation of radioactive soil particles in the Fukushima contaminated area by IP autoradiography and microanalyses. *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 13053-13059 (2014).
- 9) L. Hammarström: Autoradiography and histochemistry of mineralized tissues by means of the Ullberg freeze-sectioning technique. *Ups J. Med. Sci.*, **91**, 239-243 (1986).
- 10) T. Yamaguchi, K. Sawano, K. Furuhashi, C. Mori, K. Yamada: An autoradiogram of skeletal muscle from a pig raised on a farm within 20 km of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *J. Vet. Med. Sci.*, **75**, 93-94 (2013).
- 11) T. Yamaguchi, C. J. Chen, M. Sasaki, K. Furuhashi, K. Yamada: History of internal radiation exposure in a wild masked palm civet (*Paguma larvata*) at Fukushima assessed by autoradiography of vibrissae. *Bull. Vet. Inst. Pulawy*, **57**, 433-435 (2013).
- 12) 箕輪 はるか: 松竹梅の放射線を見る～イメージングプレートを使った解析～. *放射化学*, **27**, 45-52 (2013).
- 13) 野川 徳夫, 橋本 健, 田野井 慶太郎, 中西 友子, 二瓶 直登, 小野 勇治: 福島県の水田および畑作土壌からの ^{137}Cs , ^{134}Cs ならびに ^{131}I の溶出実験. *RADIOISOTOPES*, **60**, 311-315 (2011).
- 2016年10月20日受付
2017年2月6日受理

和文要約

除染して4年後の宮城県南部の小学校の除染効果を調査した。除染した運動場 (n=36)、校舎裏 (n=1)、駐車場 (n=3) および校舎周囲の側溝 (n=30) の空間線量率をNaI(Tl)シンチレーション検出器で測定した。また、測定地の運動場の表土および側溝の堆積物を高純度ゲルマニウム半導体検出器で測定した。さらに、駐車場表面の砂および側溝の堆積物 (砂利、石、コンクリート片) のオートラジオグラフを作製した。運動場の空間線量率は、平均 0.08 $\mu\text{Sv/h}$ だった。また、運動場の土の比放射能は、正門近く、校舎玄関近くで高い値を示した。また、側溝の堆積物は、放射性セシウムで 8,000 Bq/kg 以上の汚染があり、オートラジオグラフで画像化された。これらのことから、この小学校の空間線量率は、今後、健康被害を生じないレベルに維持されることが推測できた。一方、除染で覆土した運動場の土が放射性Csで再汚染していた一因として、生徒の靴あるいは学校関係者の車両のタイヤに付着して汚染土が持ち込まれたことが考えられた。さらに、側溝の堆積物の比放射能の高いことから、側溝堆積物の清掃で被曝防護が必要と思われた。

