

## 広島原爆投下1-3年後に建築された家屋の床下土壌中の<sup>137</sup>Cs測定：広島原爆由来フォールアウトの降下量と分布を評価するための試み

山本政儀、川合健太（金沢大学）、K. Zhumadilov、遠藤 暁、坂口 綾  
星 正治（広島大学）、今中哲二（京都大学）、青山道夫（気象研）

### 1.はじめに

広島原爆による放射線の人体影響に関しては、多くの貴重な学術データがこれまでに提供されてきた。被爆生存者に対しての疫学的追跡調査が行われているが、同時に放射線被曝リスクを求めるためには被爆者の個人被曝量が必須である。現在DS02(Dose System 2002)と呼ばれる被曝線量評価システムが、爆発直後に放出された中性子やガンマ線からの線量を評価するために用いられている。

これら直接の放射線以外に、原爆投下20-30分後に広島市の北および北西方向に“黒い雨”が降り、これにより原爆で生成した核分裂放射性核種が降下したことが知られている。上記のDS02システムでは、この黒い雨に伴うフォールアウトからの被曝線量寄与が少なく考えられ考慮されていない。最近、黒い雨に含まれている放射性物質からの被曝が関心を呼ぶようになり、黒い雨の降下時間推移、降下範囲、この雨に放射性物質がどの程度含まれていたのかなどの検討が緊急の研究課題になっている。

広島原爆のフォールアウトに関しては、爆発直後（1945年9月）に爆心地から3km離れた民家の雨トイから採取した砂試料において<sup>90</sup>Zrや<sup>140</sup>Baが検出されており、レベルはともかくとして核分裂生成核種が降下したことは事実である。当時、測定範囲は限られ黒い雨の降った広域調査は行われなかった。その後、黒い雨の降下範囲のシミュレーションも検討されてきたが、検証するデータ不足のため解決には至らなかった。1976年と1978年に、厚生省が中心となり、広島市の爆心地30km圏内16方位で、きめ細かな土壌試料の採取を行い、残留放射能の調査を行った。物理的半減期の長い核分裂生成核種<sup>137</sup>Cs(T<sub>1/2</sub>=30.17y)を中心に測定が行われたが、1950年から1960年代はじめに行われた米ソの大気圏核実験からの大量の地球規模フォールアウト(global fallout)のために、広島原爆由来のフォールアウト<sup>137</sup>Csの痕跡を見出すことが極めて困難であった。このように、原爆投下から55年経過した今日においてでさえ、広島原爆のフォールアウト(close-in fallout)の実体、さらに、黒い雨による被曝線量評価は未解決のままであった。

解決すべき最重要事項は、いかにして大量にあるglobal falloutからclose-in falloutの痕跡を見つけ、その量と範囲を出来るだけ正確に評価することにあるが、上記したように極めて困難な状況にある。

そこで、global falloutの影響を受けず、当時のclose-in falloutの降下状況を保存している試料に目が向けられた。幸い、市民の協力が得られ、原爆直後(1-3年)に建築されて最近解体する建物が幾つか見つかり、その床下の土壌が最適な試料ではないかということで<sup>137</sup>Cs測定を試みる機会を得た。もし、<sup>137</sup>Csが検出されれば、この<sup>137</sup>Csはclose-in fallout由来の可能性が非常に高く、降下レベルや分布解明に非常に役立つ。また、黒い雨の降下分布とclose-in falloutの分布との関係解明にも多いに貢献出来る可能性が高い。

Hardy EP, Krey FW, Volchok HL, Global inventory and distribution of fallout plutonium. Nature 1973; 241:444-445.

日本公衆衛生協会「広島、長崎の残留放射能調査報告書」1976.

日本公衆衛生協会「広島、長崎の残留放射能調査報告書」1978.

Lee MH, Lee CW. Association of fallout-derived <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr and <sup>239+240</sup>Pu with natural organic substances in soils, Journal of Environmental Radioactivity, 2000;47:253-262.

増田善信「広島原爆後の“黒い雨”はどこまで降ったか」天気 36 1989 p69-79.

Ohtsuka Y, Iyogi T, Kakiuchi H, Takaku Y, Hisamatsu S, Inaba J, Evaluation of <sup>239+240</sup>Pu, <sup>137</sup>Cs and natural <sup>210</sup>Pb fallout in agricultural upland fields in Rokkasho, Japan, J Radioanal Nucl Chem 2004;261:625-630.

Reassessment of the atomic bomb radiation dosimetry for Hiroshima and Nagasaki - Dosimetry System 2002. vols. 1&2, Young RW and Kerr GD eds., Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima; 2005.

Sakaguchi A, Kawai K, Steier P, Quinto F, Mino M, Tomita J, Hoshi M, Whitehead N, Yamamoto M, First results on <sup>236</sup>U levels in global fallout Science of the Total Environment 2009;407:4238-4242.

Sakaguchi A, Yamamoto M, Shimizu T, Koahimizu S. Geochemical record of U and Th isotopes in bottom sediments of Lake Kawaguchi at the foot of Mt. Fuji, Central Japan, J Radioanal Nucl Chem 2004;262:617-628.

Sakaguchi A, Kawai K, Steier P, Imanaka T, Hoshi M, Endo S, Zhumadilov K, Yamamoto M, Feasibility using <sup>236</sup>U to reconstruct close-in fallout deposition from the Hiroshima Atomic Bomb (in prep.)

Seaman JC, Meehan T, Bertsch PM, Immobilization of Cesium-137 and Uranium in contaminated sediments using soil amendments, J Environ Qual 2001;30:1206-1213.

Shibata K, Kawano T, Nakagawa T, Iwamoto O, Katakura J, Fukahori T, Chiba S, Hasegawa A, Murata T, Matsunobu H, Ohsawa T, Nakajima Y, Yoshida T, Zukeran A, Kawai M, Baba M, Ishikawa M, Asami T, Watanabe T, Watanabe Y, Igashira M, Yamamuro M, Kitazawa H, Yamano N, Takano H. Japanese Evaluation Nuclear Data Library version 3 revision-3: JENDL-3.3, J Nucl Sci Tech 2002;39:1125-1133. Preston DL, Pierce DA, Shimizu Y, Cullings HM, Fujita S, Funamoto S, Kodama K, Effects of recent changes in atomic bomb survivor dosimetry on cancer mortality risk estimate. Radiation Research 2004; 162: 377-389.

Steier P, Dellinger F, Forstner O, Golser R, Knie K, Kutschera W, Priller A, Quinto F, Srncik M, Terrasi F, Vockenhuber C, Wallner A, Wallner G, Wild EM. Analysis and application of heavy isotopes in the environment. Nucl Instr and Meth B 2009; doi:10.1016/j.nimb.2009.10.094.]

Takada J, Hoshi M, Sawada S, Sakanoue M, Uranium isotope in Hiroshima black rain soil, Journal of Radiation Research.1983;24:229-236.

宇田道隆、菅原芳生、北勲「気象関係の広島原子爆弾被害調査報告」原子爆弾災害調査報告書刊行委員会編「原子爆弾災害調査報告集」第1分冊、p98-136、日本学術振興会・1953.

UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, Vol. 1, Source, Scientific Annexes C, United Nations Publication, New York, 2000; p. 157-291.

Yamamoto M, Komura K, Sakanoue M, <sup>241</sup>Am and Plutonium in Japanese Rice-field Surface Soils. J. Radiat Res 1983;24:237-249

Yamamoto M, Hoshi M, Takada J, Oikawa S, Yoshikawa I, Takatsuji T, Sekerbaev AKh, Gusev BI. Some aspects of environmental radioactivity around the former Soviet Union's Semipalatinsk nuclear test site: local fallout Pu in Ust'-Kamenogorsk district. J Radioanal Nucl Chem 2002;252:373-394.

Yamamoto M, Sakaguchi A, Sasaki K, Hirose K, Igarashi Y, Kim C. K. Seasonal and spatial variation of atmospheric <sup>210</sup>Pb and <sup>7</sup>Be deposition: features of the Japan Sea side of Japan, J Environ Radioact 2006;86:110-131.

Yamamoto M, Tomita J, Sakaguchi A, Imanaka T, Fukutani S, Endo S, Tanaka K, Hoshi M, Gusev BI, Apsalikov K. Spatial distribution of soil contamination by <sup>137</sup>Cs and <sup>239+240</sup>Pu in the village of Dolon near the Semipalatinsk Nuclear Test Site: New information on trace of the radioactive plume from the 29 August 1949 nuclear test Health Phys 2008;94:328-337.

## 2. 床下土壌の採取

図1に示す H1-H7 地点の民家の庭先および床下で、3-5ヶ所選び 30cm (ステンレスパイプ:直径 5cm) 深さまでの土壌を採取した。ここに示す以外の民家の床下からも、すでに幾つかの試料を得ている。

表1に試料の詳細を示した。採取された土壌は深さ別に分けることなく全てパイプから取り出し、乾燥後、2mm 篩い分けを行い、出来るだけ均一になるように粉碎・混合した。下記に採取地点の様子を写真で示しておく。

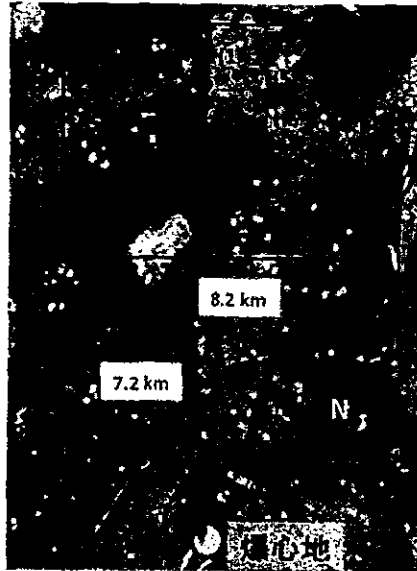
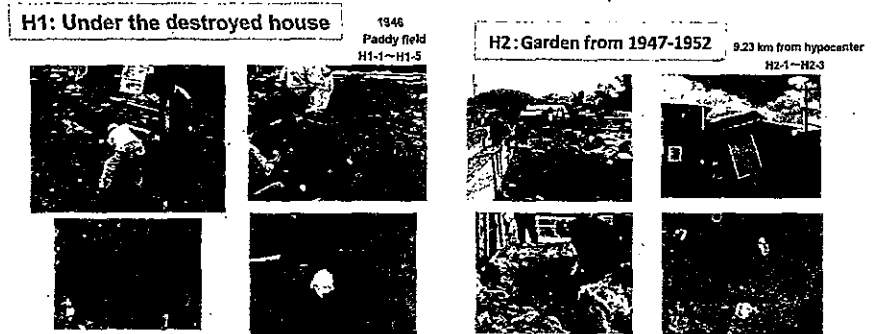


図1. 床下土壌試料の採取位置

表1. 広島島の黒い雨に絡む床下の土壌採取地点の詳細

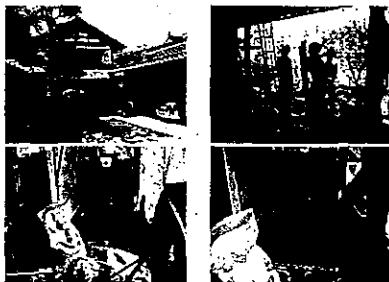
試料 No.	緯度	経度	建築年	採取日	試料数 No.	深度*
						(cm)
H1	34° 28' 34.7"	132° 27' 11.4"	1946	2008/7/2	H1-1	30
					H1-2	30
					H1-3	30
					H1-4	30
					H1-5	30
H2	34° 28' 38.6"	132° 26' 43.8"	1947-1952	2009/2/17	H2-1	30
					H2-2	30
					H2-3	30
H3	34° 27' 19.1"	132° 25' 29.1"	1948	2009/4/13	H3-1	30
					H3-2	30
					H3-3	30
H4	34° 28' 27.2"	132° 26' 48.2"	1946	2009/4/13	H4-1	30
					H4-2	30
					H4-3	30
H5	34° 28' 37.0"	132° 27' 24.0"	1948	2009/4/13	H5-1	30
					H5-2	30
					H5-3	30
H6	34° 28' 06.7"	132° 27' 33.1"	1946	2009/4/13	H6-1	30
					H6-2	30
					H6-3	30
H7	34° 28' 08.8"	132° 29' 11.9"	?	2009/4/13	H7-1	30
					H7-2	30
					H7-3	30

\*直径5 cm のステンレスパイプを用いて土壌コアを採取



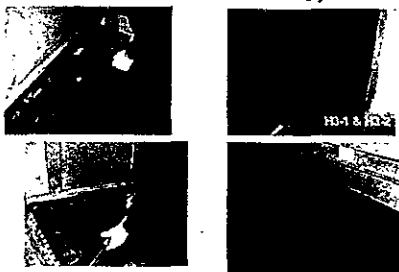
H3:1948(built up 1948)

元は畑だったそうです。家の長目の軒下から3本、H3-1、H3-2、H3-3。築昭和23年頃。



H3: Under the eaves of house

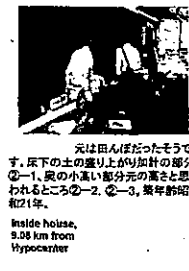
1948  
Dry field



元は畑だったそうです。家の長目の軒下から3本、H3-1、H3-2、H3-3。築昭和23年頃。

H4: Under floor

1946  
Paddy field  
H4-1~H4-3



元は田んぼだったそうです。床下の土の盛り上がり加計の部分①-1、奥の小高い部分元の溝とと思われるところ②-2、②-3。築昭和21年。

Inside house, 9.58 km from Hypocenter

H5: Under floor

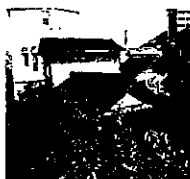
1948  
Paddy field  
H5-1~H5-3



(空家)、元は田んぼだったそうです。床下の溝の盛り上がり加計の部分から3本、①-1、①-2、①-3。築昭和23年頃。

H6: Under floor

1946  
Dry field  
H6-1~H6-3



(空家)、元は畑だったそうです。床下の小高い部分から3本、①-1、①-2、①-3。築昭和21年。

H6-3



3. <sup>137</sup>Cs 測定

土壌試料 60-80g をタッパーに入れ、金沢大学・低レベル放射能実験施設に備えてある通常の Ge 検出器で <sup>137</sup>Cs の測定を試みた。その一例を下記に示すが、長時間測定で辛うじて測定出来る試料と出来ない試料があった (図2)。検出された試料についても、さらに精度の良い測定が望まれた。

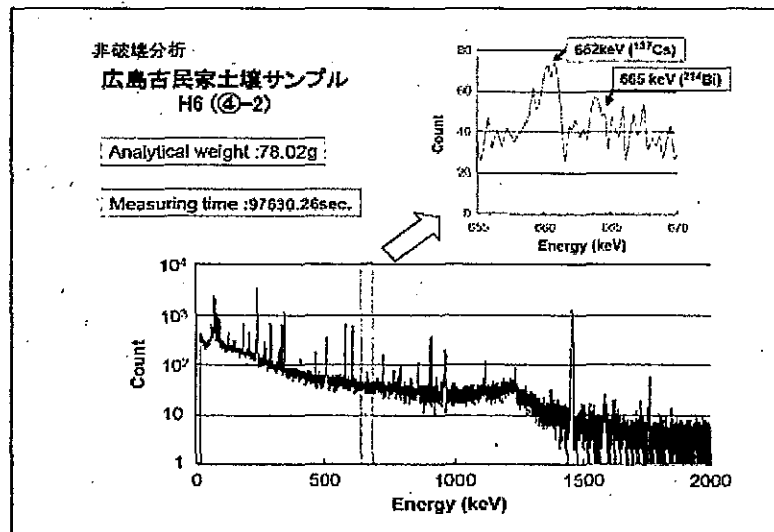
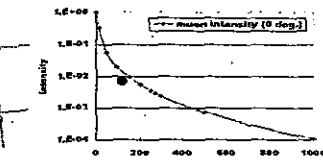
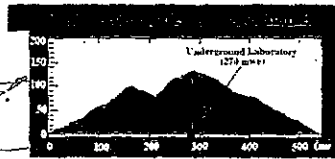
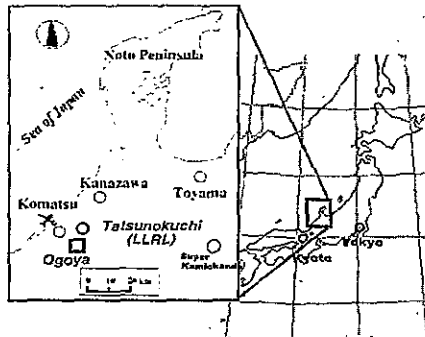


図2 非破壊γ線測定の一例 (H6試料)

そこで、採取した土壌試料全てに対して <sup>137</sup>Cs の粗化学分離 (測定に妨害となるウラン、トリウム系列核種、および <sup>40</sup>K の除去) を実施した。化学分離は、(財)九州環境管理協会に委託した。土壌中の <sup>137</sup>Cs は、HCl で抽出し、リンモリブデン酸アンモニウム (AMP) に <sup>137</sup>Cs を共沈させた。化学収率は 90% 以上であり、個々の試料毎に収率補正を行った。分析法の妥当性は、既知 <sup>137</sup>Cs を含む土壌試料でチェックし、この条件下で <sup>137</sup>Cs がほぼ 100% 抽出出来ることを確かめた。この AMP 試料について、今度はさらに低バックグラウンド測定が可能な当実験施設の尾小屋地下測定室の Ge 検出器で測定を行った。尾小屋地下測定室は、旧尾小屋銅鉱山跡地のトンネルを利用して作られた微弱放射能測定実験室である (図3)。測定室は、トンネル (約 500 m の長さ) 入り口から 270 m の中央部 (水深換算の深さ 270 mwe) にあり、地下 1000 m より深い地下測定室にひけを取らない微弱のガンマ線を放出する放射性核種の測定が可能である。現在極低バックグラウンド仕様のガンマ線測定装置 (Ge 半導体検出器) 18 台を備えており、バックグラウンドは地表の 1/100 で世界トップクラスにある (下記の写真を参照)。この検出器で AMP 試料を測定した結果を図3に示した。図4に示すように明瞭な <sup>137</sup>Cs ピークを得た。

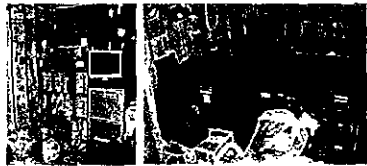
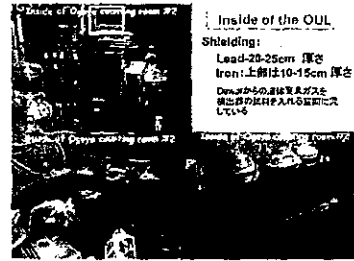
### Measurement of low level $^{137}\text{Cs}$ : Ogoya Underground Laboratory (OUL) of Kanazawa Univ. (LLRL)

Depth : 270 m w.e.  
 Muon intensity: 1/300?  
 Neutron intensity: 1/300?

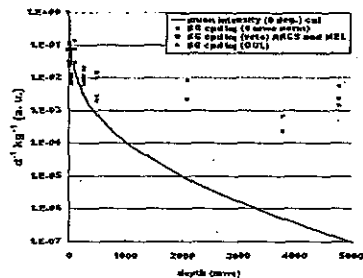


It takes  
 25 min from LLRL and  
 35 min from Komatsu Airport.

Depth profile of muon intensity from Miyake, Proc. 13<sup>th</sup> Int. Cosmic Ray Conf. Rep., 5, 3638(1973), Denver



### Depth Profiles of Muon Intensity and Background Count Rates of Ge Detectors in the OUL and the CELLAR

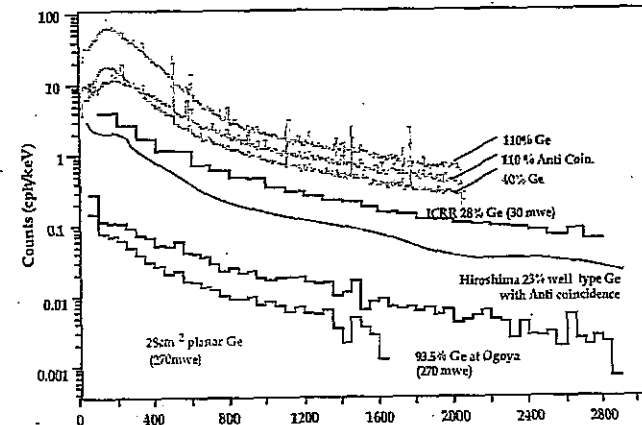


> The muon intensity decreases with depth, but the background count rate of the detectors does not decrease so much.  
 > The background count rates of the OUL detectors (green points) are:  
 ✓ about 1/100 of the aboveground values.  
 ✓ almost the same level as in facilities deeper than 1000 m.  
 > Active shield (veto counter) makes background effectively reduce (about 90%).

\*Data are normalized to aboveground values.  
 \* Solid line: muon intensity from Miyake, (1973)  
 \* Orange: CELLAR (passive shield)  
 \* Blue: CELLAR (active shield)  
 \* Green: OUL (passive shield)

図3. 尾小屋地下測定室の概要

### Comparison of background spectra in OUL with other facilities in Japan



### Example of $^{137}\text{Cs}$ measurement made by using extremely low-background Ge detector installed at the Ogoya underground laboratory at LLRL

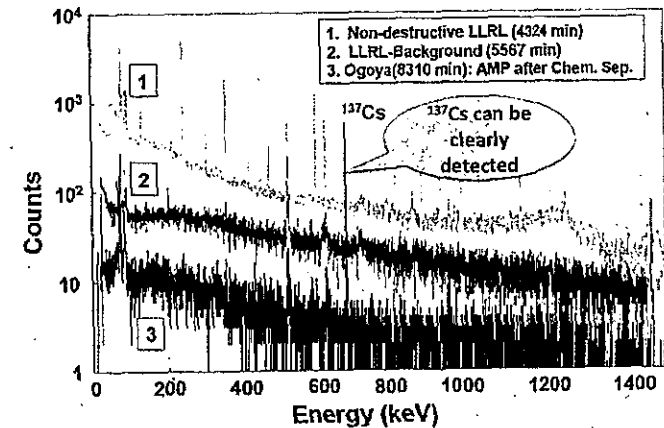


図4 尾小屋地下の Ge 検出器で測定した AMP 試料のガンマ線スペクトル (地上での測定とそのバックグラウンド・スペクトルの比較)

#### 4.測定結果と考察

表2に、これまでに測定した結果を示す。これらのデータは、再度測定を必要とする試料があり、値が多少変更になる可能性もあるのでここでは「暫定値」として示しておく(使用に当たっては注意)。

今回、測定した全ての試料で<sup>137</sup>Csが検出され、レベルは、100 Bq/m<sup>2</sup>以下の地点(10-80 Bq/m<sup>2</sup>)と100 Bq/m<sup>2</sup>を超える地点(200-500 Bq/m<sup>2</sup>)が見出された。検出された<sup>137</sup>Csは、広島原爆のclose-in falloutに由来するものと考えられるが、レベルも含めて採取地点の土地利用状況、降雨状況、床下土壌の整地状況なども踏まえてさらに詳細な検討が必要である。現時点で検討すべき課題が多くあるが、ともかく床下の土壌において<sup>137</sup>Csが検出されたことは非常に意義があり、今後の降下レベルや分布解明、さらに、黒い雨の降下分布とclose-in falloutの分布との関係解明に多いに役立つ。

表2 **Result of <sup>137</sup>Cs measurement in soil**

(All data are as of the measurement date)

Site (Built year)	Sampling No.	Underground Ge after Chemical Sep.		Non-destructive (LLRL)	
		Cs-137 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/m <sup>2</sup> )	Cs-137 (Bq/m <sup>2</sup> )	Cs-137 (Bq/m <sup>2</sup> )
H1 (1946)	H1-1	0.028 ± 0.004	10.2	1.6	
	H1-2				Low
	H1-3				
	H1-4				
	H1-5				
H2 (1947-1952)	H2-1	1.613 ± 0.033	354.5 ± 7.2		276.4 ± 18.6
	H2-2	1.755 ± 0.021	500.9 ± 6.0	High	417.6 ± 22.3
	H2-3	1.494 ± 0.029	402.1 ± 7.9		278.6 ± 21.3
H3 (1948)	H3-1	0.497 ± 0.024	160.6 ± 7.7		
	H3-2			High	
	H3-3				250.8 ± 25.2
H4 (1946)	H4-1	0.029 ± 0.004	9.7 ± 1.5		
	H4-2	0.027 ± 0.004	9.4 ± 1.4	Low	
	H4-3	0.222 ± 0.009	78.5 ± 3.1		
H5 (1948)	H5-1				
	H5-2	0.090 ± 0.011	36.4 ± 4.3	Low	
	H5-3	0.131 ± 0.007	52.4 ± 2.8		
H6 (1946)	H6-1				
	H6-2	1.073 ± 0.017	313.6 ± 5.0	High	268.3 ± 29.2
	H6-3	1.496 ± 0.053	271.9 ± 9.7		208.3 ± 21.2
H7 (?)	H7-1	0.086 ± 0.006	15.2 ± 1.1		
	H7-2	0.239 ± 0.014	52.0 ± 2.9	Low	
	H7-3				
	H7-4				

床下の今回見出された土壌中<sup>137</sup>Csは、床下以外の地域の土壌中<sup>137</sup>Csと比べるとどの程度なのだろうか？

広島での現在の未攪乱地域(主に森林)の<sup>137</sup>Cs蓄積量を評価するために、2009年に図5に示す●地点で30cm深さの土壌を採取した。<sup>137</sup>Cs測定の結果、1000-2500 Bq/m<sup>2</sup>の範囲で見出され、2000 Bq/m<sup>2</sup>前後の蓄積があることが分かった。

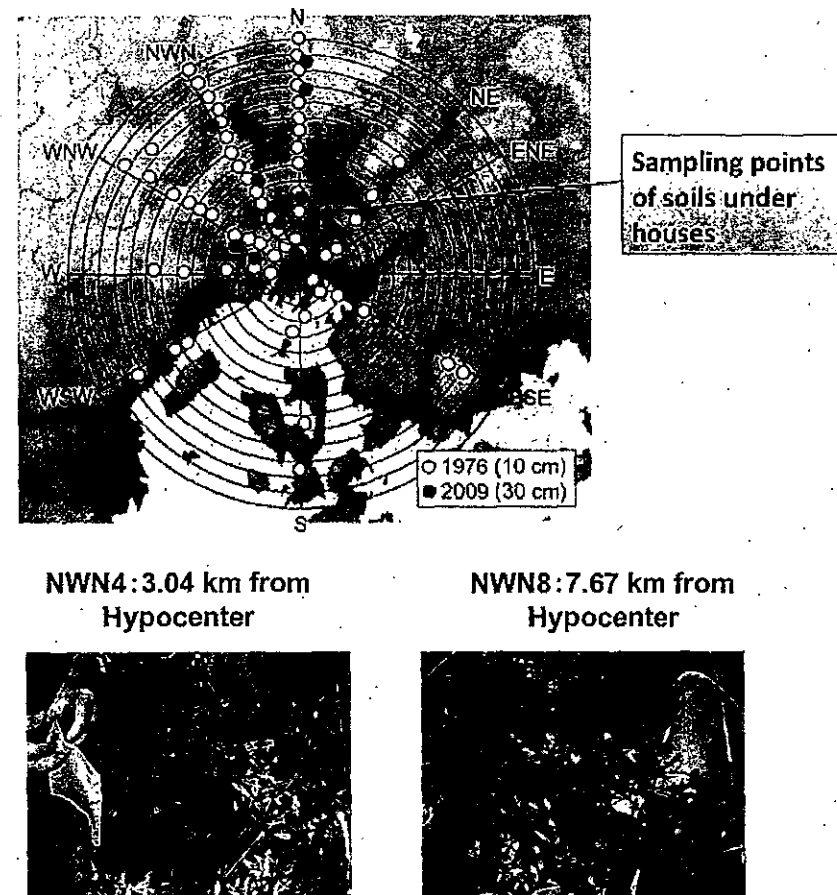


図5. 2009年の未攪乱土壌サンプリング

これらの結果から、広島原爆のclose-in fallout<sup>137</sup>Csはglobal fallout<sup>137</sup>Csを含む2000 Bq/m<sup>2</sup>の中に含まれていることになる。この関係をもう少し分かりやすく図6に示した。

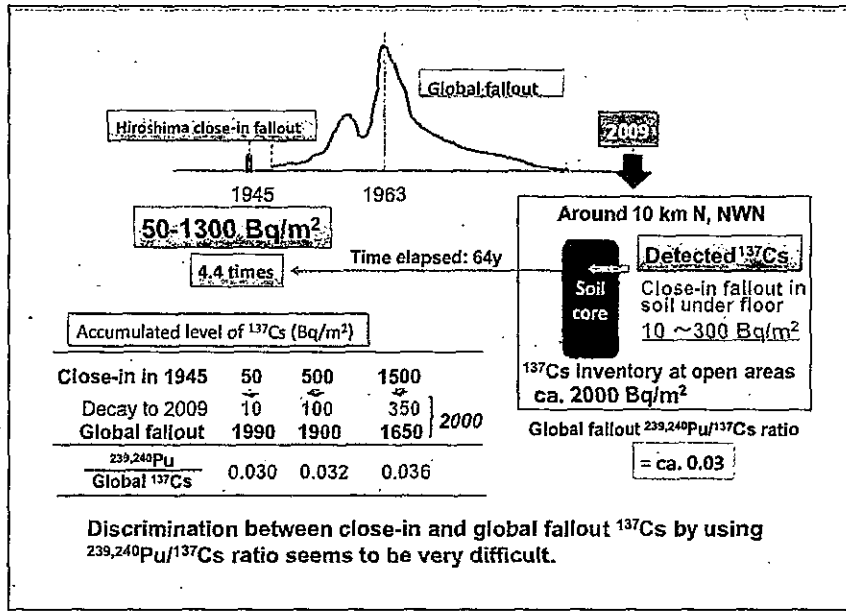


図6. 黒い雨由来 <sup>137</sup>Cs (close-in-fallout) と地球規模降下物 <sup>137</sup>Cs (global fallout) の関係

上記に示すように現在、広島には約 2000 Bq/m<sup>2</sup> の <sup>137</sup>Cs が蓄積しており、この中に、広島原爆による close-in fallout <sup>137</sup>Cs が 10-300 Bq/m<sup>2</sup> 含まれていると推測される。全量の約 1/10-1/100 に当たる。原爆投下からすでに 64 年経過しているため地下土壌で見出された <sup>137</sup>Cs 量を減衰補正すると当時の降下量は、50-1300 Bq/m<sup>2</sup> と予想される。これまで <sup>239,240</sup>Pu/<sup>137</sup>Cs 放射能比から、広島原爆由来 <sup>137</sup>Cs の識別可能性を検討してきたが、現在の土壌中の両核種からの検討からは困難である。評価した値は 50-1300 Bq/m<sup>2</sup> と大きな幅があるが、今回測定した地点（地域）で 1000-1500 Bq/m<sup>2</sup> の降下量が予測出来る。

今後、出来ることならば、黒い雨が降ったかどうかに関わらず、多くの地点で原爆直後に建築された家屋の床下土壌の採取を行い、close-in fallout の降下範囲とレベルを把握することが被曝量を推定する上で重要であると考えている。

謝辞

床下土壌のサンプリングにご協力頂いた黒い雨地域住民の皆様、ならびに放射性 Cs の化学分析にご協力頂いた（財）九州県境管理協会の皆様へ深謝致します。

広島原爆の黒い雨にともなう沈着放射能からの空間放射線量の見積り

今中哲二  
京都大学原子炉実験所

1. 問題意識と仮説の設定

原爆直後に広島市の北から北西方向にあたる山間部で黒い雨がふったことはよく知られている。黒い雨とともに降った放射能（フォールアウト）については、これまで様々な研究や調査が行われてきたが、山間部に降った黒い雨関連の放射能に関する知見は限定的で、『市内西方の己斐・高須地区には放射能が降ったが、山間部の雨には放射能はなかった』と解釈されることもあった。

広島・長崎原爆による初期放射線量の評価には現在、日米共同で策定された DS02 が用いられている。今中らは日本側ワーキンググループ（WG）のメンバーとして DS02 の策定作業に参加し、DS02 の作業が終わった後の 2004 年 7 月に、日本側 WG のまとめの会として、京都大学原子炉実験所で DS02 に関する専門研究会を開催した[1]。その際に、残留放射線に関連して、誘導放射線について今中[2]が、黒い雨放射能について静岡[3]、丸山[4]、藤川[5]、馬原[6]が報告を行った。その報告書を編集する過程で今中は、次のような仮説が成り立つのではないかと考えるようになった。

◇ 己斐・高須地区の放射能は、黒い雨による広範な放射能汚染の一部に過ぎなかった。

この仮説を検証すべき、と考えるに至ったのは以下のような知見からである。

- 『黒い雨の降った地域』と『放射能汚染のあった地域』が違っている。

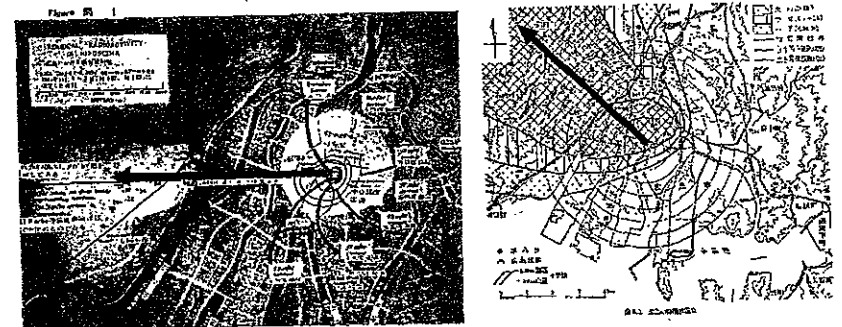


図1. 広島の黒い雨にともなう放射能汚染（左）[7]と雨の範囲（右）[8].

上の2つの図を比べたときの今中の以前の解釈は、『核分裂生成物を含む最初のキノコ雲は真西に流れて己斐・高須地区に放射能を含む黒い雨をもたらした。一方、原爆炸裂に続く大火災（放出エネルギー量は原爆より火災の方が断然大きい）の雲は北西に流れて（放射能の少ない）大雨をもたらした』というものであった。この解釈の裏には、（1976年に行われた黒い雨地域の土壌放射線調査[9]で、原爆由来のセシウム 137 が認められなかったこともあって）『右図の大雨地域には、（誘導放射能はともかく）、強い放射能である核分裂生成物は降らなかった』という判断があった。図1を素直に見れば、むしろ北西山間部が放射能汚染の中心であったとしても不思議ではない。

また、原爆で舞い上がった戸板やトタンなど飛散物の落下方向も、西向きというより、北西から北の方向に分布している。

- 長崎と広島で、黒い雨地域の広さと放射能の強さが全然違っている。

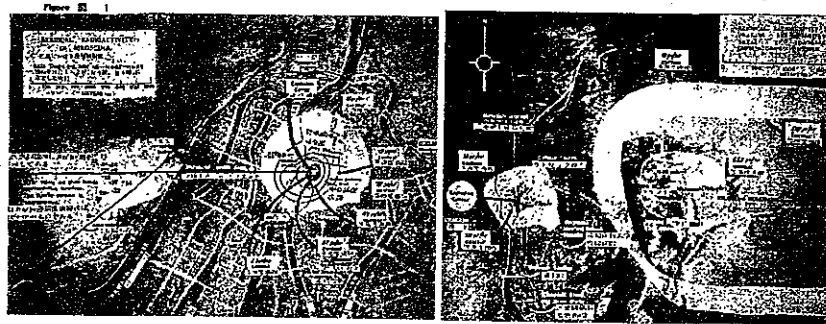


図2. 広島の放射能汚染(左: 1945.11.1)と長崎の放射能汚染(右: 1945.10.18) [7].

長崎の黒い雨の降雨量は広島より少なかったと言われている。長崎のキノコ雲は東側に流れ、その放射能汚染は広島より広くて強かった。図2左の広島己斐・高須地区の空間線量率最大値は  $42 \mu\text{R/h}$  であるが、右図の長崎西山地区の最大値は  $1080 \mu\text{R/h}$  となっている。爆発規模(広島 16kton、長崎 21kton)、爆発高さ(広島 600m、長崎 503m)、気候条件(8月6日と8月9日)を考えると、広島でも長崎同様に広範囲の降下物汚染があったとしても不思議ではない。

- 吉川・丸山の気象シミュレーションでは北西方向にホットスポットがある。

図3は、1991年の『黒い雨専門家会議』の際に行われた気象シミュレーション結果を京大原子炉専

図3. 広島に投下された原子爆弾により8月6日午前9時から同日15時までに地上に降下した放射性物質からの投下12時間後における被ばく線量率 ( $\text{mR/h}$ )、照射線量  $1\text{mR}$  は、 $8.7 \mu\text{Gy}$  として空気カーマに換算できる。



図3a 原爆雲から塵および雨としての降下した放射性物質。

門研究会で報告してもらったものである[4]。黒い雨放射能の降下地域は、己斐・高須地域ではなく、北西方向の山間部になっている。原爆から12時間後での空間線量率の最大値として、 $12.7\text{R/h}$  という大きな値が得られている。

## 2. 仮説の検証材料

先の仮説が妥当かどうかを判断するにあたって、以下の事項を検討することとした。

### A. 原爆直後に山間部の放射能調査は行われていなかった。

本書の今中報告『広島原爆直後に行われた放射能調査活動』で詳述したように、原爆直後には山間部の放射能調査は実施されていない。調査チームは市内の残留放射能測定で手一杯だったように思える。敗戦直後の情報不足、さらに交通の不便さなども調査されなかったことと関連しているであろう。

### B. その後の土壌調査などの結果では、広島原爆由来の放射能と大気圏核実験の影響(グローバルフォールアウト)とを区別できなかった。

星報告『1976年および1978年の厚生省委託の「広島・長崎の残留放射能調査」と1991年の広島市による「黒い雨に関する専門家会議報告書」の概要』で述べられているように、1970年代の土壌調査では、広島原爆黒い雨由来の放射能(セシウム137)を、その後の大気圏核実験によるグローバルな汚染と弁別できなかった。これは、原爆由来汚染がなかったということではなく、その後の汚染に隠れてしまったと解釈できる。

### C. 広島市内の原爆直後採取試料から原爆由来のセシウム137が検出された。

静間報告『これまでの黒い雨の測定結果等について』で述べられているように、原爆直後に市内各所からサンプリングされた土壌や岩石から、爆弾由来のセシウム137が検出されている。静間報告で認められている放射能強度は、己斐・高須地区の汚染レベルより一般的には小さいものの、黒い雨にもなる放射能降下の分布が複雑で広範だったことを示唆している。

### D. 最新の技術を用いたウラン同位体測定結果では、山間部土壌でウラン236が観察されたが、測定方法による不一致があり、広島原爆由来ウランかどうかは断定できていない。

Sahoo 報告では、TIMS(表面電離型質量分析)測定法を用いて広島原爆由来と思われるウラン235やウラン236が黒い雨地域の土壌中に観察されている。一方、AMS(加速器質量分析)測定法を用いた坂口報告では、観察されたウラン236は、その分布などに基づくと、グローバルフォールアウトと考えられる。このように、TIMSとAMSの測定結果に不一致が認められ、この問題の解決を目指して『相互比較測定』を実施している。

### E. 原爆後、核実験グローバルフォールアウトがはじまる前に建築され家屋の床下土壌からセシウム137が測定された。

黒い雨が降った後、1950年以前に建てられた家屋の床下は、その後の核実験グローバルフォールアウトによっては汚染されておらず、その土壌から検出されたセシウム137は広島原爆由来のものと考えられる。山本報告にあるように、その床下土壌からセシウム137が検出されたことは、黒い雨放射能に関する直接的な証拠とみなすことができる。(その後の雨水などが流れ込んだ可能性は、これからウラン同位体やプルトニウムの測定で検証する。)

F. 黒い雨に関する住民アンケートによると、己斐・高須地区が黒い雨地域の辺縁であった。黒い雨地域の住民アンケートを解析した大瀧報告に基づくと、黒い雨が降った中心地域は、空間的にも時間的にも北西方向山間部であり、『己斐・高須地区は雨域の端っこであった』という考え方と一致している。

以上の知見を整理すると、EとFは仮説を積極的に支持、Cは示唆、Aは否定せず、Bは原爆由来汚染レベルの上限と関連、Dは今後の検討課題、となる。まとめると、仮説を支持・示唆する知見はあるが、積極的に否定するものはない。

☆ 己斐・高須地区の放射能は、黒い雨による広範な放射能汚染の一部に過ぎなかった。

上記の仮説は成立するものとして、次に、どれくらいの放射能が沈着し、どれくらいの被曝があったかという推定に移る。

### 3. 外部被曝量の見積り

この課題は、65年前に起きた放射能汚染と被曝を見積る作業であり、各プロセスで様々な仮定を設定することが必要となる。得られる値がどれくらい確かかは、『設定された仮定の確かさ』に依存する。それぞれの仮定は、手持ちの知識のなかで『合理的』と思われる値を採用したつもりだが、十分に吟味することが不可能で、『さじ加減』（専門家風に言うと、モデルパラメータのチューニング）の入った仮定もあることを指摘しておく。また、ここでの見積もりは外部被曝だけで、不確定要因が大きい内部被曝の評価は当面行わない。

#### 3-1. 計算手順

計算手順は、図4に示すように、『セシウム137初期沈着量の推定』と『セシウム137単位沈着量当りの空間線量率の推定』の2つの部分の組み合わせである。『推定』とは、ホントの値は分からないのだが、得られたデータやこれまでの知見をもとに、『この程度だろう』と見積もること。

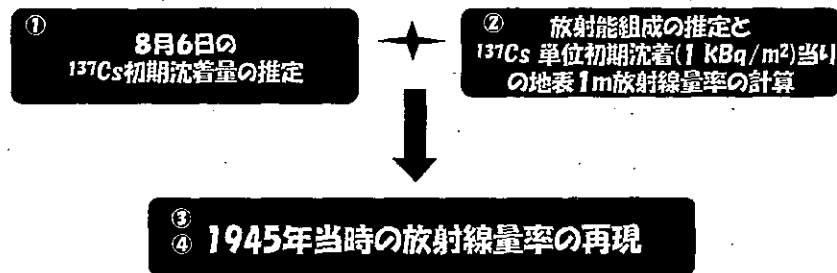


図4. 外部被曝量の見積り手順

- ① (半減期が長くて土壌の吸着性が大きく、検出が簡単な) セシウム137の『初期沈着量』(単位:  $\text{kBq/m}^2$ ) の平均値を推定する。
- ② 黒い雨とともに沈着した時(爆発後の時間  $t_d$ ) の放射能組成(とりあえず約30種類)を推定し、各放射能から放出される放射線の強さを考慮して、『セシウム137初期沈着量  $1 \text{ kBq/m}^2$  当りの地

表1mでの放射線量率(空間線量率)』を求める(単位:  $(\text{mGy/hr}) / (\text{kBq/m}^2 \text{ のセシウム } 137)$ )。

- ③ [①×②] によって、放射能沈着時(時間  $t_d$ ) でのその場所の放射線量率( $\text{mGy/hr}$ )が求まる。各放射能成分の半減期は決まっているので、(沈着した放射能が移動せずにじっと留まっていると仮定して) その後の放射能の量と空間線量率の時間変化を計算する。
- ④ ③で得られた空間線量率のカーブを時間積分(各時刻の線量率の足し合わせ)すれば、沈着後の積算空間線量( $\text{mGy}$ )が得られる。

この推定手法は、旧ソ連セミパラチンスク核実験場周辺の村落での放射能汚染にともなう外部被曝量を評価するために開発したものである[10]。

#### 3-2. 黒い雨地域でのセシウム137初期沈着量平均値の推定

##### > 1976年土壌調査

山間部の黒い雨について、これまでもっとも広汎に行われた調査は、1976年の厚生省委託調査である[9]。黒い雨地域と対照地域合わせて土壌試料107個のセシウム137分析が行われている。残念ながら、1960年代の核実験による『グローバル・ファールアウト』の影響が大きく、黒い雨地域での広島原爆による『ローカルフォールアウト』の痕跡を認めることは出来なかった、と報告されている。

今回このデータを再検討し、セシウム137の汚染密度(インベントリー)のヒストグラムを横軸対数でプロットしたものが図5である(N-NWが黒い雨方向サンプルでS-Eが対照方向サンプル)。

対数正規分布を適用して、黒い雨方向(58サンプル)対照方向(49サンプル)のそれぞれの幾何平均とその差を計算すると。

- 黒い雨方向: 幾何平均(GM) =  $2.31 \text{ kBq/m}^2$  幾何標準偏差(GSD) = 1.07
- 対照方向: 幾何平均(GM) =  $2.02 \text{ kBq/m}^2$  幾何標準偏差(GSD) = 1.11
- 上記の差(対数分布では比) = 1.14 この差のGSD = 1.13

となる。図5から直感的にも明らかなように、黒い雨方向と対照方向の違いは統計的には有意ではな

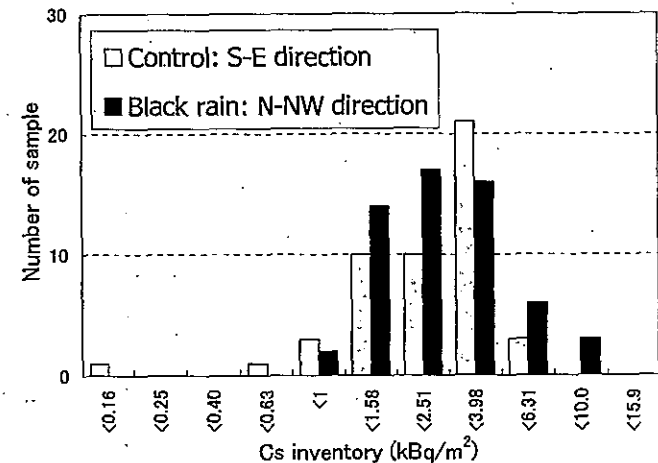


図5. 1976年土壌サンプルのセシウム137インベントリーヒストグラム  
N-NW方向: 黒い雨地域、S-E方向: 対照地域



い。対数正規分布としての扱いから、差の90%信頼区間を求めると[0,0.95] (kBq/m<sup>2</sup>, 1976年)となった。これを1945年に崩壊補正すると[0, 1.91]となる。つまり、黒い雨地域と対照地域のセシウム137量に有意な差が認められないというデータから、1945年に黒い雨として降った最大平均値は『これ以上ではなかったらう』という値を求めると、約2kBq/m<sup>2</sup>ということになる。

▶ 1945年己斐・高須地区空間線量率データ:

広島市西方の己斐・高須地区は、原爆直後に黒い雨による放射線量の上昇が認められており、日本の研究者や米軍関連研究者により調査が行われ、1945年8月後半から1946年はじめにかけての空間線量測定データが報告されている(本報告書『広島原爆直後に行われた放射能調査活動』)。図6は、そうした原爆直後の空間線量率測定データと、セシウム137の初期沈着量を0.2kBq/m<sup>2</sup>および0.8kBq/m<sup>2</sup>として今中が計算した空間線量率とを比較したものである(計算方法は後述)。セシウム137初期沈着を0.2~0.8kBq/m<sup>2</sup>とすれば、己斐・高須地区での原爆直後の測定値が計算値の範囲に入っていることを示している。

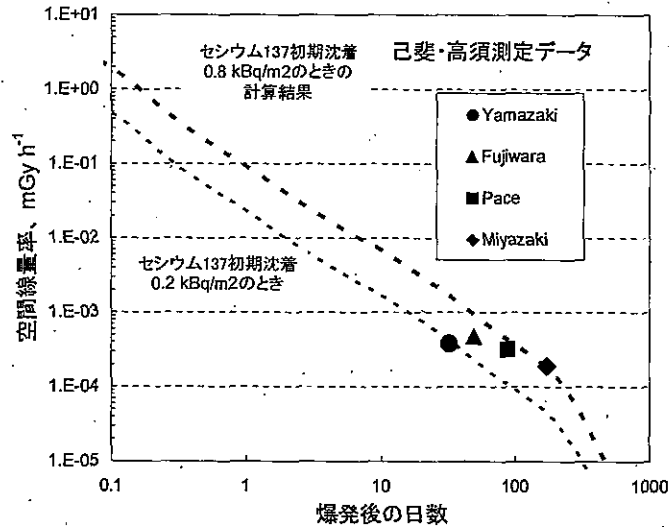


図6. 己斐・高須地区の空間線量測定値と計算値: R/V比=1のとき。

▶ 床下土壌データ

本書の山本報告によると、これまでに測定した7カ所の床下土壌のうち3カ所から以下のように『有意な量のセシウム137』が検出されている。

- H-2: 3サンプル平均 0.37 kBq/m<sup>2</sup> → 1945年換算 1.6 kBq/m<sup>2</sup>
- H-3: 2サンプル平均 0.21 kBq/m<sup>2</sup> → 1945年換算 0.89 kBq/m<sup>2</sup>
- H-6: 3サンプル平均 0.27 kBq/m<sup>2</sup> → 1945年換算 1.3 kBq/m<sup>2</sup>

これらの値を広島原爆由来と考えると、山間部での黒い雨にともなう初期セシウム137沈着量の平均は1.2 kBq/m<sup>2</sup>となる。

▶ 初期沈着のまとめ

1976年土壌調査、1945年原爆直後空間線量測定データ、床下データを考慮し、いわゆる“黒い雨地域”で、黒い雨にともなう地表に沈着した『セシウム137初期沈着量の平均値は0.5~2 kBq/m<sup>2</sup>』の範囲であったものとする。

3-3. セシウム137初期沈着1kBq/m<sup>2</sup>当りの空間線量率

ウランやプルトニウムの原子核が核分裂すると、核分裂当り約200MeVのエネルギーが解放され、2つの『核分裂生成物(FP)』ができる(その他に中性子やガンマ線が放出される)。核分裂生成物は、セシウム137やヨウ素131といったさまざまな放射能(放射性物質)で、いわゆる“死の灰”であるが、核分裂の際にどの放射能ができるかは、原子核の『割れ方』によって決まる。そして、それぞれの放射能がどれくらいできるかは割れ方の確率で決まっている(『核分裂収率』)。たとえば、『速中性子によるウラン235の核分裂のときのセシウム137の収率は6.2%』なので、10000個の核分裂があればセシウム137原子核が620個できる。

広島原爆の爆発力が16ktonであったとすると、その際の核分裂数は2.3×10<sup>24</sup>個と計算できる。したがって、生成したセシウム137の数は1.4×10<sup>23</sup>個となる。セシウム137は半減期30.07年でβ崩壊する(つまり、セシウム137原子核が1秒間に崩壊する確率は7.3×10<sup>-10</sup>)ので、広島原爆によって出来たときのセシウム137の総量は、(1.4×10<sup>23</sup>) × (7.3×10<sup>-10</sup>) = 1.1×10<sup>14</sup>Bqと計算できる。

▶ 沈着放射能比

原爆で生まれたFPが、『全部じっとしたまま動かない』と仮定したときには、そこにそれぞれの放射能がどれくらい残っているかの時間変化は容易に計算できる[11]。考え方を変わると、各放射能の比が分かるので、セシウム137の量さえ分かれば、他の放射能の量を簡単に求めることができる。

前節で、黒い雨地域の『セシウム137初期沈着量』を推定した。しかし、『放射能がみんな同じように挙動した』という仮定は一般には成立しない。たとえば、ガス状の放射能は地上に沈着しないし、揮発性(volatile)と難融性(refractory)でも沈着挙動が異なってくる。こうした効果は『フラクシオネーション(fractionation、分画)』と呼ばれ、放射能の沈着を考える際に重要になる。

フラクシオネーションについては、米国ネバダや旧ソ連セミパラチンスクなどの核実験で熱心に調べられている[12-14]が、広島・長崎のような『黒い雨』をともなう核実験はないので、広島・長崎に直接適用できるようなデータはない。幸いというか、長崎については、黒い雨が降った西山地区で、揮発性核種であるセシウム137と難融性核種であるプルトニウムの測定データがあるので、そのデー

表1. 長崎西山地区でのフラクシオネーション: R/V比

報告者	1945年でのPu/Cs比	爆弾の組成と出力から計算した値(1945)	R/V比(A/B)
	(A)	(B*)	
Yamamotoら(1985)[15]	0.16	0.092	1.7
Kudoら(1991)[16]	0.07-0.14	0.092	0.8-1.5
Okajimaら(1990)[17]	0.06-0.25	0.092	0.7-2.8
島崎ら(1994)[18]	0.09-0.37	0.092	1.0-4.0
Saito-Kokubuら(2007)[19]	0.27	0.092	2.9
(広島への適用値)			1.0-2.0

\*: 長崎原爆に6.2kgのPu239が使われ、そのうち5.2kgが核分裂せずに飛散したという計算。

タから広島【難融性】と【揮発性】の【沈着比: R/V比】を類推することにする(プルトニウムはFPではないが難融性の典型)。表1に西山地区土壌でのプルトニウム/セシウム137比のデータを示す。

表1のデータから広島黒い雨地域でのR/V比は1.0~2.0であったと仮定する。

日本原子力研究所でまとめられた、FPに関するデータベース(JNDC FP Library 1989)には、質量数66から172までの1227 FP核種について収率などの情報が格納されている。今中は、このLibraryを用いて核分裂後の放射能組成を計算するソフトFPCOMP.xlsを開発した[11]。ライブラリーに含まれる核種の大部分は短半減期なので、まず爆発から20分後の放射線量に寄与する74核種を選択した。それから、地表に沈着しガンマ線を放出して外部被曝に寄与する核種として表2の30核種を選び出した。

先に、『セシウム137は揮発性』で『プルトニウムは難融性』と述べたが、核種によってはその中間の挙動を示すものもあり、それぞれの核種*i*について『難融性指数 refractory index  $r_i$ 』という量を与える。 $r_i=1$ が完全難融性で、 $r_i=0$ が完全揮発性である。先のR/V比を $\varepsilon$ と表し、フラクション係数  $w_i$  とすると、

$$w_i = (1-r_i) + \varepsilon \cdot r_i \quad (1)$$

となる。『 $w_i$ : 分画係数, fractionation factor』は、沈着した場合にそのFP核種のセシウム137に対する比が、すべてのFPがじっとしている場合に比べて何倍になったかを示している。時間*t*での核種*i*の放射線量を  $a_i(t)$  とすると、

$$a_i(t) = w_i \times f_i(t) \times a_{Cs}(t) \quad (2)$$

となる。ただし、 $f_i(t)$ は、じっとしていたときの核種*i*のセシウム137に対する比である。

(2)式により、セシウム137の放射線量が分かれば他のFP核種の量も計算できる。

#### ➤ 沈着放射能からの空間放射線量

ガンマ線を出す放射能が地面に広がっている場合に、地表1mでどれくらいの空間放射線量率になるかは、それぞれの核種について、沈着密度から空間放射線量率を求める『換算係数  $k_i$ 』が与えられている。表2の換算係数には、土壌表面の粗さにもなる減衰を考慮したBeckらの値[20]を用いた。

以上より、時刻*t*での空間線量率  $d(t)$ は、

表2. 沈着放射能からの $\gamma$ 線被曝を検討した30核種

核種	半減期	難融性指数 $r_i$	空間線量率換算係数 $(10^{-9} \text{ Gy h}^{-1})/(\text{kBq m}^{-2})$
<sup>91</sup> Sr	9.48 h	0.2	2.59
<sup>91m</sup> Y	49.7 m	0.2	2.08
<sup>92</sup> Sr	2.71 h	1	4.66
<sup>92</sup> Y	3.54 h	1	0.92
<sup>95</sup> Zr	64.1 d	1	2.82
<sup>95</sup> Nb	35.0 d	1	2.92
<sup>97</sup> Zr	16.9 h	1	0.65
<sup>97</sup> Nb	1.20 h	1	2.54
<sup>97m</sup> Nb	60.0 s	1	2.80
<sup>99</sup> Mo	2.75 d	1	0.61
<sup>103</sup> Ru	39.4 d	0.5	1.85
<sup>105</sup> Ru	4.44 h	0.5	2.96
<sup>106</sup> Ru	1.02 y	0.5	0.79
<sup>128m</sup> Sb	10.4 m	1	7.34
<sup>129</sup> Sb	4.32 h	1	5.08
<sup>130m</sup> Sb	40.9 m	1	9.88
<sup>131m</sup> Te	1.25 d	0.7	5.29
<sup>131</sup> I	8.04 d	0.7	1.49
<sup>132</sup> Te	3.20 d	0.5	0.80
<sup>132</sup> I	2.28 h	0.5	8.61
<sup>133m</sup> Te	55.4 m	0.15	8.46
<sup>133</sup> I	20.8 h	0.15	2.35
<sup>134</sup> Te	41.8 m	0	3.27
<sup>134</sup> I	52.6 m	0	9.71
<sup>135</sup> I	6.55 h	0	5.48
<sup>137</sup> Cs	30.17 y	0	2.18
<sup>140</sup> Ba	12.7 d	0.6	0.57
<sup>140</sup> La	1.68 d	0.6	7.83
<sup>142</sup> La	1.545 h	1	8.32
<sup>143</sup> Ce	1.375 d	1	1.00

$$d(t) = \sum_i k_i \cdot w_i \cdot f_i(t) \cdot a_{Cs}(t) \quad (3)$$

となり、沈着時刻  $t_0$  から  $t$  までの積算空間線量  $D(t)$  は

$$D(t) = \int_{t_0}^t d(t) dt = \sum_i k_i \cdot w_i \int_{t_0}^t f_i(t) \cdot a_{Cs}(t) dt \quad (4) \quad \text{となる。}$$

#### ➤ 計算結果

図7は、セシウム137初期沈着量が  $1 \text{ kBq/m}^2$  で R/V比=1 ときに空間線量率(上)と沈着後の積算空間線量(下)の変化をプロットしたものである(沈着時刻は爆発後1時間)。図7(上)に基づく、8月6日12時ころ、つまり原爆から約4時間後の空間線量率は  $1.3 \text{ mGy/h}$  で、1日後に  $0.12 \text{ mGy/h}$ 、

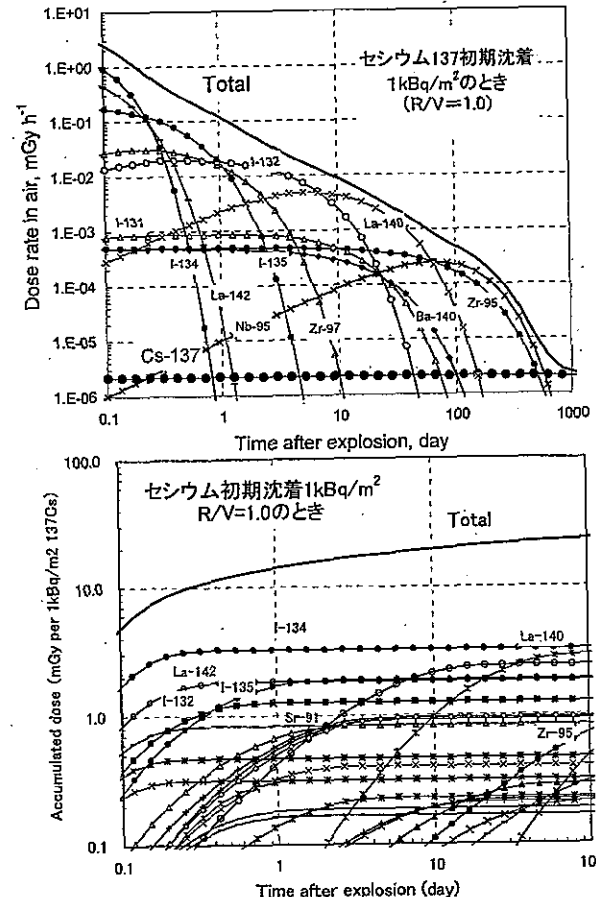


図7. R/V比=1の時の計算結果。上:空間線量率 mGy/h、下:積算線量 mGy。

1週間後に0.013 mGy/hと急速に減少する。積算線量は、1日後で14 mGy、1週間で19 mGy、2週間で20 mGy、1カ月で22 mGy、1年で24 mGyである。

R/V=2の場合(図8)では、4時間後、1日後、1週間後の空間線量率は1.8、0.19、0.020 mGy/hとなり、1日、1週間、2週間、1カ月、1年の積算線量は、20、28、30、33、38 mGyとなる。

### 3-4. 外部被曝量のまとめ

積算線量の増え方を見ると、最初の1日だけで1年間分の50~60%、2週間で約80%の被曝がもたらされることになる。この計算は、黒い雨と一緒に地表に沈着した放射能は、地面でじっとしたまま攪乱されず移行もしないということが前提になっている。実際の地面の状態は、人間活動の影響を受けるだろうし、放射能も地面にしみこんだりする。そこで、本稿での外部被曝評価値としては、そうした影響の少ないと思われる、2週間分の積算空間線量値を用いておくことにする。

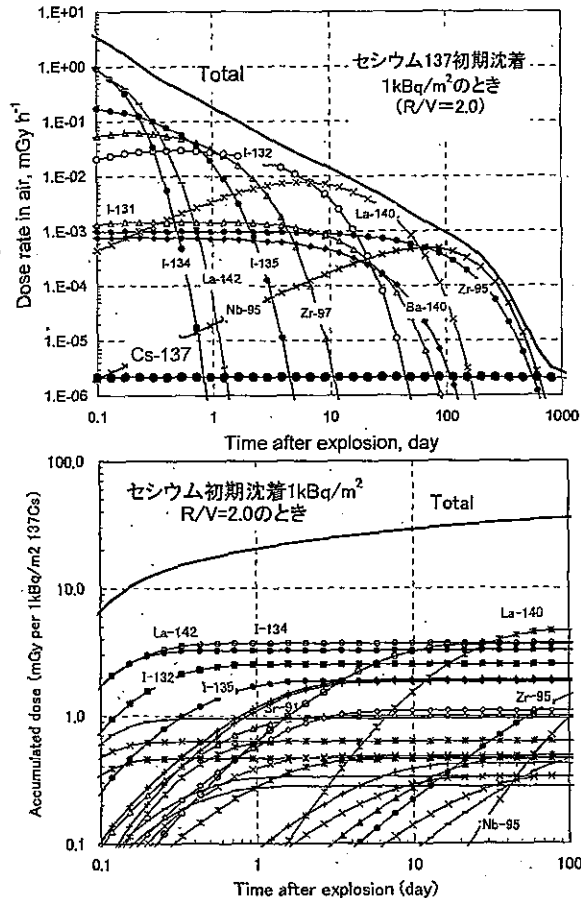


図8. R/V比=2の時の計算結果。上：空間線量率 mGy/h、下：積算線量 mGy。

ここでの計算の目的は、広島山間部で降ったとされる黒い雨にともなう『平均的な外部被曝量』を推定することである。これまで述べてきたように、本計算手法では、『初期セシウム 137 沈着量』と『R/V 値』の2つの主要パラメータについて、値の変動幅を考えてきた。したがって、黒い雨とともに地表沈着した放射能による、平均的な外部被曝量(地表1mでの2週間積算空間線量)は、これまでの計算より、

- 小さい側で、 $0.5 \text{ [kBq/m}^2] \times 20 \text{ [(mGy)/(kBq/m}^2)] = 10 \text{ mGy}$
  - 大きい側で、 $2.0 \text{ [kBq/m}^2] \times 30 \text{ [(mGy)/(kBq/m}^2)] = 60 \text{ mGy}$
- すなわち、10~60mGyと見積もっておく。

### 4. まとめ

手持ちで使えるデータの限りを用いて、広島原爆“黒い雨”にともなう外部被曝量を見積もって見たら、地表1mでの2週間の積算空間放射線量として10~60mGyという値が得られた。

本計算の中味を説明するのに、『恐竜の尻尾のホネの化石から、生きていたときの体重や顔つきを推定するような作業』という喩えを使っている。図7や図8の線量率プロットにあるセシウムデータ(尻尾の化石)を眺めて頂ければ、『本計算の大胆さ』を理解頂けるものと思っている。

己斐・高須地区の(無限時間)積算空間線量については、DS86報告書でOkajimaらが10~30mGyと評価している[21]。本計算の手法で、己斐・高須地区の初期セシウム137沈着量を0.5 kBq/m<sup>2</sup>(図6)として、50年間積算線量を求めると12~18mGyとなった。大胆ながらも、本計算もそんなに間違ってもいないだろうと思っている。

### ◇ 注

- 本稿で求めた『外部被曝量』は、地上1mでの空気吸収線量であり、人への具体的な『外部被曝量』評価を試みたものではない(人が2週間じっと地面の上にいることは不自然)。『人の被曝量』を求めるには、建物の遮蔽効果、屋外・屋内の滞在割合、人体そのものでの減衰効果などを考慮する必要がある。
- 黒い雨地域での『平均的な値』を見積もったものである。黒い雨にホットスポットがあって、ここでの評価の5倍、10倍大きかった可能性を排除するものではない。
- 『内部被曝』(汚染空気の吸入や汚染飲食物の体内取込にともなう被曝)については、今の段階では不確定要因が大きいため取り組んでいない。
- 本稿で扱っている外部被曝はガンマ線によるもので、ベータ線は考慮していない。遠藤らが現在ベータ線被曝の検討をやっているが、Preliminaryな結果によると、ベータ線による『皮膚線量』は、ガンマ線空気吸収線量より一桁程度大きくなりそうである。
- 床下データが『ホントに原爆由来か?』と疑う余地は残っている。この問題をキチンと詰めるためのデータとして、床下土壌でのプルトニウムやウラン同位体の測定に期待している。
- ウラン236やウラン235のデータとの整合性の確認、fractionationに関する仮定の補強が、これからの重要な検討課題であろう(補足参照)。
- 本稿は、3月3-4日に広大原医研で開催した黒い雨ワークショップでの議論をふまえたもので、ワークショップ前にまとめた2010-2-26付メモの内容とは若干異なっている。

## 文献

1. 薬佐井博巳ほか編、「広島・長崎原爆放射線量新評価システムDS02に関する専門研究会」報告書、京都大学専門研究会報告書、KURRI KR-114、2005  
<http://hlweb.ri.kyoto-u.ac.jp/shibata-lab/DS02/KURRIKR114.html>
2. 今中哲二、DS02に基づく誘導放射線量の評価、同上 pp150-4.
3. 静間清、「黒い雨」にともなう積算線量、同上 pp155-63.
4. 丸山隆、吉川友章、広島原爆の黒い雨による残留放射能と被ばく線量、同上 pp184-195.
5. 藤川陽子ほか、広島原爆黒い雨の中のU-235/U-238比、同上 pp164-8.
6. 馬原保典、工藤章、長崎原爆によるPu フォールアウトの環境中での分布と挙動：長崎でのローカル・フォールアウト調査とアガシ・アイス・キャップでのグローバル・フォールアウト調査、同上 pp169-83.
7. Pace E. and Smith R. E. "Measurement of the residual radiation intensity at the Hiroshima and Nagasaki atomic bomb sites" ABCC Technical Report 26-59, 1959
8. 広島市・長崎市 原爆災害誌編集委員会編、広島・長崎の原爆災害、岩波書店、1979.
9. 日本公衆衛生協会「広島、長崎の残留放射能調査報告書」1976.
10. Imanaka T. et al. "External radiation in Dolon village due to local fallout from the first USSR atomic bomb test in 1949". J Radiat Res 47suppl (2006) A121-A127
11. 今中哲二、黒澤直弘、核分裂生成物組成計算ソフトFPCOMP.xlsの開発と応用、第9回環境放射能研究会プロシディンクス、KEK Proceedings 2008-9、2008.
12. Freiling E. C. "Radionuclide fractionation in bomb debris" Science 133 (1961)1991-1998
13. Hicks H. G. "Calculation of the concentration of any radionuclide deposited on the ground by offsite fallout from a nuclear detonation" Health Physics. 42 (1982) 585-600.
14. Izrael Yu. A. "Radioactive fallout after nuclear explosions and Accidents" Progress-pogoda, St. Petersburg, 1996 (in Russian).
15. Yamamoto M. et al. "Pu isotopes, <sup>241</sup>Am and <sup>137</sup>Cs in soils from the atomic bombed areas in Nagasaki and Hiroshima", J Radiat. Res. 26 (1985) 211-223.
16. Kudo A. et al., "Geographical distribution of fractionated local fallout from the Nagasaki A-bomb" J Environ Radioactivity 14 (1991) 305-316.
17. Okajima S. et al. "Measurement of <sup>239</sup>Pu in soil and plants in the Nishiyama district of Nagasaki", Health Physics 58 (1990) 591-596.
18. 島崎達也ほか、長崎原爆フォールアウトによるプルトニウムおよびセシウムの分布、広島医学 47 (1994) 418-422.
19. Saito-Kokubu Y. et al., "Geographical distribution of plutonium derived from the atomic bomb in the eastern area of Nagasaki", J. Radioanal Nucl Chem 273 (2007) 183-186.
20. Beck H. L. "Exposure rate conversion factors for radionuclides deposited on the ground. EML-378 USDOE, 1980.
21. Okajima S. and Fujita S. "Radiation doses from residual radioactivity" In US-Japan joint reassessment of atomic bomb radiation dosimetry in Hiroshima and Nagasaki. DS86 Final Report Vol. 1 pp205-226 RERF 2007.

## 補足

Open Question-1：ウラン 236 測定に関する TMS 測定データと AMS 測定データの不一致

“黒い雨”放射能問題にチームとして取り組もうと今中が思ったきっかけは、Sahoo らの TMS によるウラン 236 測定データだった。黒い雨地域土壌（1976 年試料）の Preliminary な測定結果は、『（広島原爆の特徴であろう）ウラン 236 が検出されていること』、『降雨地域でのウラン 236 値が大きそうなこと』から、まずはウラン 236 データを中心にして問題を展開しようと考えた（今中ら、「広島原爆による黒い雨地域での放射能降下量の再検討」、放射線影響学会 2008 年、ポスターFP-14）。一方、坂口・山本らが、オーストリアのウィーン大学との共同研究で AMS によって土壌中ウラン 236 を測定してみると、global fallout の寄与を無視できないことが示唆された。global なウラン 236 の起源は、水爆タンパーに用いられたウラン 238 の (n, 3n) 反応と推察される。

AMS 測定に基づく本報告書の坂口論文に従うと、広島市周辺土壌に観察されるウラン 236 の主要な起源は global fallout となる。一方、本報告書の論文では詳細は示されていないものの、Sahoo らの最近の TMS 測定データは依然として黒い雨地域でのウラン 236 濃度が大きい傾向を示している。両者の結果を、1976 年土壌の同一ポイントで比較してみると、TMS の値が AMS に比べてかなり大きく、AMS 測定と TMS 測定とで測定誤差では説明しがたい不一致が認められている。不一致の原因としては、試料の化学的処理方法や、同位対比測定の校正手法などの影響が考えられ、現在この不一致問題の解決を目指し、同一試料を用いて TMS と AMS の相互比較測定を実施している。

## Open Question-2：Fractionation データに関する不一致

本稿では、広島原爆黒い雨にともなう fractionation を、長崎データを参考に R/V 沈着比=1~2 と仮定して外部被曝を見積もった。R/V 沈着比については、他にも以下のような知見が得られている。

- a. 本報告の静間論文で紹介されているように、静間らは己斐・高須地区の民家の壁に残っていた黒い雨の痕跡から、濃縮ウランとセシウム 137 を検出している。雨の痕跡は拭かれたりしているため、どれだけ元の組成比が残っていたかは定かではないが、濃縮ウラン分を広島原爆由来としてそれらの放射能比から無理やりに R/V 沈着比を求めると、R/V 比=0.06~0.5 となる。これは、Volatile（セシウム 137）が原爆由来ウランに比べ 2~16 倍ほど多くなっていることに相当している。
- b. 本報告の Sahoo 論文で述べられているように、1976 年土壌試料の TMS によるウラン同位体分析では、黒い雨地域のいくつかの土壌でウラン 235/ウラン 238 比が天然比より大きい。Preliminary な解析であるが、ウラン 235 の過剰分を広島原爆由来と考えて、ウラン 235/セシウム 137 比から沈着比を求めると R/V 比=10~20 となった。つまり、こちらのデータでは Refractory（ウラン 235）が多く、壁の黒い雨痕跡データとはまったく逆の傾向となっている。

その他に、原爆直後に己斐・高須地区の雨樋沈積物を放射化学的に分析した理研の山崎らは、ストロンチウム 91 とセリウム 144 の放射能強度を比較し、核分裂生成比に基づいて予測される値に比べてストロンチウム 91 が約 20 倍多かったと報告している（原災報第 1 分冊 p25-33、1953）。

黒い雨にともなってどんな放射能がどれくらい降ったかを考えるうえで、fractionation は重要なファクターである。本稿ではとりあえず R/V 比=1~2 として外部被曝を計算したが、大瀧によるアンケート解析で示唆されているように、黒い雨が広範囲に複雑に降ったとすると、場所によって R/V 比も大きく変化したかも知れない。青山らの気象シミュレーションと組み合わせ、『うまい話』が出来る可能性があるも、断定的に考えず、柔軟に構えておきたい。