

広島原爆“黒い雨”にともなう放射性降下物に 関する研究の現状

2010年5月

広島“黒い雨”放射能研究会

はじめに

1945 年 8 月 6 日広島に原爆が投下された。多くの人々が犠牲となった。原爆の被害が通常の爆弾と異なるのは、その威力がすさまじく一つの市を破壊することが出来るほどであることである。しかし、それだけでなく放射線による被害があった。これが多数の犠牲者を出しただけでなく、生き残った人々にも長らく放射線の影響により苦しみを与えた。

私たちを中心とした研究グループは、放射線による影響解明のため、その基礎となる被ばく線量の推定の作業を 30 年以上にわたって行ってきた。その中で、直接被ばくによる放射線の影響は致死量にも達するほど大きいとその線量は解明された。それは原爆被ばく線量評価体系 2002 (DS02) という計算方式で、かなり正確な被ばく線量が分かるようになった。しかしながら、爆心から 2km 以遠や更に遠方の黒い雨の降雨地域の内外、爆発の後に入市した早期入市者、被ばく者の介護に当たった医療関係者などの被ばくについては、これまで継続して研究を続けてきたがその正確な被ばく線量についてはよく分からなかった。たとえば早期入市者については入市の時間とルートが分かれば物理的線量はある程度まで計算できるが、被ばく者の訴える体調の不調など説明できていない。

その間、チェルノブイリや、セミパラチンスクでの放射線の被ばくが世界的に問題になり、放射線の線量推定や人々への影響についての調査研究が格段に進んだ。この手法がそのまま広島・長崎の黒い雨の被ばく研究に応用できることが分かってきた。

広島・長崎の放射線の被ばくについて、未解明のまま残されている問題は多い。ここでは最近関心の高いことでもある広島の黒い雨について、その当時その地域に住んでいた人々が受けた放射線による被ばくがどの程度であったか、すなわちその被ばく線量をこれまでに解明されてきた各分野の知識や方法を駆使して推定した。

この報告はこれまで広島市役所での 2 年間の研究の結果をまとめたものである。どの程度の被ばくがあったか、更に降雨がどの範囲に広がっていたかを報告する。これは途中経過であり、今後約 1 年間で更に測定結果や線量推定の精度を上げそのとき最終的な報告を提出する。

2010 年 5 月

星 正治

広島“黒い雨”放射能研究会 世話人

広島“黒い雨”放射能研究会メンバー

青山 道夫	気象研究所地球化学研究部
◎ 今中 哲二	京都大学原子炉実験所
遠藤 暁	広島大学大学院工学研究科
大瀧 慈	広島大学原爆放射線医科学研究所
岡田 高旺	広島市健康福祉局
川野 徳幸	広島大学平和科学研究センター
坂口 綾	広島大学理学研究科
静間 清	広島大学大学院工学研究科
高辻 俊宏	長崎大学環境科学部
葉佐井 博巳	広島大学名誉教授
馬場 雅志	広島市立大学大学院情報科学研究科
◎ 星 正治	広島大学原爆放射線医科学研究所
山本 政儀	金沢大学環日本海域環境研究センター
米原 英典	放射線医学総合研究所
Evgeniya Granovskaya	Burnasyan Federal Medical Biophysical Center, Moscow
Harry Cullings	放射線影響研究所
Kassym Zhumadilov	広島大学原爆放射線医科学研究所
Neil Whitehead	元広島原爆放射線医科学研究所
Sarat Kumar Sahoo	放射線医学総合研究所
Sergey Shinkarev	Burnasyan Federal Medical Biophysical Center, Moscow
(◎ 世話人)	

世話人連絡先：

734-8553 広島市南区霞 1-2-3
広島大学原爆放射線医科学研究所
星正治

590-0494 大阪府泉南郡熊取町
京都大学原子炉実験所
今中哲二

Tel : 082-257-5872
Fax : 082-257-5873
mhoshi@hiroshima-u.ac.jp

Tel : 072-451-2443
Fax : 072-452-8193
Imanaka@rri.kyoto-u.ac.jp

広島原爆“黒い雨”にともなう放射性降下物に関する研究の現状

目次

1. 黒い雨の被ばく線量に関する研究の歴史と経緯および目標と意義... 星正治 (広島大学)	1
2. 広島原爆直後に実施された放射能調査活動..... 今中哲二 (京都大学)	11
3. これまでの黒い雨放射能研究..... 静間清 (広島大学)	25
4. 長崎の黒い雨..... 高辻俊宏 (長崎大学)	36
5. 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 星正治 (広島大学)	42
6. 従来の黒い雨気象シミュレーションの問題点と今後の展望 青山道夫 (気象研究所)	46
7. 広島原爆きのこ雲写真からの高さ推定 馬場雅志、浅田尚紀 (広島市立大学)	49
8. アンケート調査に基づく黒い雨の時空間分布の推定 大瀧慈 (広島大学)	55
9. Thermal ionization mass spectrometry measurement for uranium isotopes in Hiroshima soil samples S.K. Sahoo, H. Yonehara (NIRS), T. Imanaka (Kyoto Univ), S. Endo, M. Hoshi (Hiroshima Univ)	68
10. 広島原爆由来フォールアウトの降下量・分布評価の試み：土壌中の ^{236}U を利用して 坂口綾 (広島大学)、川合健太 (金沢大学)、P. Steier (ウィーン大学)、今中哲二 (京 都大学)、星 正治、遠藤 暁、K. Zhumadilov (広島大学)、山本政儀 (金沢大学)	72
11. 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 ^{137}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)	79
12. 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)	89
13. Theoretical consideration of fallout particles formation in case of atmospheric nuclear explosion and assessment of deposition density due to Hiroshima “black rain” E.O. Granovskaya (BFMBC), G.A. Krasilov (IGCE), S.M. Shinkarev, V.N. Yatsenko (BFMBC), M. Hoshi (Hiroshima Univ)	102
14. Methodology on estimation of internal dose due to Hiroshima “black rain” E.O. Granovskaya (BFMBC), G.A. Krasilov (IGCE), S.M. Shinkarev, V.N. Yatsenko (BFMBC), M. Hoshi (Hiroshima Univ)	108
15. On the unusual distribution of Pu/Cs activity ratios in Hiroshima soils. Can they be used to locate Black Rain sites? N.E.Whitehead (Hiroshima Univ), M.Yamamoto (Kanazawa Univ), A. Sakaguchi, M. Hoshi (Hiroshima Univ)	112
16. A preliminary geospatial analysis of ^{137}Cs measured in soil cores collected from Hiroshima H. Cullings (RERF)	121

Current status of studies on radioactive fallout with “black rain” due to the Hiroshima atomic bomb

Contents

1.	Historical background and the meaning of studies on radiation exposure by “black rain”	M. Hoshi (Hiroshima Univ)	1
2.	Records of radiation survey just after the Hiroshima bombing	T. Imanaka (Kyoto Univ)	11
3.	Previous studies on black rain by the Hiroshima atomic bomb	K. Shizuma (Hiroshima Univ)	25
4.	Black rain in Nagasaki	T. Takatsuji (Nagasaki Univ)	36
5.	Outlines of “Reports of special research on residual radiation of Hiroshima-Nagasaki in 1976/1978” and “Experts’ report on black rain in 1991”	M. Hoshi (Hiroshima Univ)	42
6.	Meteorological simulation of black rain: the previous study and perspective of new study	M. Aoyama (MRI)	46
7.	Estimation of the mushroom cloud height based a photo of the Hiroshima a-bomb cloud	M. Baba, N. Asada (Hiroshima City Univ)	49
8.	Spatial-time distribution of black rain based on questionnaire study	M. Ohtaki (Hiroshima Univ)	55
9.	Thermal ionization mass spectrometry measurement for uranium isotopes in Hiroshima soil samples	S.K. Sahoo, H. Yonehara (NIRS), T. Imanaka (Kyoto Univ) S. Endo, M. Hoshi (Hiroshima Univ)	68
10.	Trial to evaluate the spatial distribution of close-in fallout due to the Hiroshima atomic bomb using ^{236}U data in soil samples	A. Sakaguchi (Hiroshima Univ), K. Kawai (Kanazawa Univ), P. Steier (Vienna Univ), T. Imanaka (Kyoto Univ), M. Hoshi, S. Endo, K. Zhumadilov (Hiroshima Univ), M. Yamamoto (Kanazawa Univ)	72
11.	Trial to evaluate the spatial distribution of close-in fallout using ^{137}Cs data in soil samples taken under houses built 1-3 years after the Hiroshima atomic bombing	M. Yamamoto, K. Kawai (Kanazawa Univ), K. Zhumadilov, S. Endo, A. Sakaguchi, M. Hoshi (Hiroshima Univ), M. Aoyama (MRI)	79
12.	External radiation exposure from deposited radionuclides with black rain by the Hiroshima atomic bomb	T. Imanaka (Kyoto Univ)	89
13.	Theoretical consideration of fallout particles formation in case of atmospheric nuclear explosion and assessment of deposition density due to Hiroshima “black rain”	E.O. Granovskaya (BFMBC), G.A. Krasilov (IGCE), S.M. Shinkarev, V.N. Yatsenko (BFMBC), M. Hoshi (Hiroshima Univ)	102
14.	Methodology on estimation of internal dose due to Hiroshima “black rain”	E.O. Granovskaya (BFMBC), G.A. Krasilov (IGCE), S.M. Shinkarev, V.N. Yatsenko (BFMBC), M. Hoshi (Hiroshima Univ)	108
15.	On the unusual distribution of Pu/Cs activity ratios in Hiroshima soils. Can they be used to locate Black Rain sites?	N.E.Whitehead (Hiroshima Univ), M.Yamamoto (Kanazawa Univ), A. Sakaguchi, M. Hoshi (Hiroshima Univ)	112
16.	A preliminary geospatial analysis of ^{137}Cs measured in soil cores collected from Hiroshima	H. Cullings (RERF)	121

黒い雨の被ばく線量に関する研究の歴史と経緯および目標と意義

星正治

広島大学原爆放射線医科学研究所

広島・長崎の原爆の黒い雨にともなう人々の被ばくに関する研究は、被爆直後から現在に至るまで本研究グループを含む多くの研究者により継続的に進められてきた。しかしながらこれまでの研究では 30km までのいわゆる「宇田雨域」などでは原爆にともなう放射能も発見できず、ましてやそれにとともなう被ばく線量の見積もりもほとんど行われてこなかった。また健康影響についてもほとんど調査はなされていなかった。本研究は 30km 圏内での被ばく線量評価を目指す。ここでは、はじめに放射線の発生原因による分類、またその放射線による被ばくを生じた地域の種類について述べる。本研究グループは最終的には被ばく線量の見積もりを目指す、これら研究がなぜ難しかったのか、過去の歴史を概観し、今回の研究の目標と意義までを述べる。

(1) 黒い雨の降雨地帯の研究の目標と意義

広島・長崎の黒い雨地帯の研究は被爆直後から進められてきた。今回、本研究グループを立ち上げるにあたってその目標を定めた。

人の被ばくを考える上で、正しい被ばく線量を推定する意義は 2 通りあると考える。

- ① 被爆者個人々々の被ばく線量を推定し、被爆者自身の健康維持のための指標とすること。これは緊急被ばくの際に被ばく線量を推定することはその被ばく者の今後の健康管理に役に立てられる。
- ② もう一つは、放射線影響研究所のように、被ばく者のコホートを設定し、継続的に疫学的調査を進め発がんや線量の比からリスクを求めることである。原爆被ばく者のリスクは放射線の防護に採用され、放射線を扱う労働者や私たちの被ばくの限度を定める。このように放射線による健康影響が分かることである。

今回の、30km 圏での黒い雨の問題を検討するとき、黒い雨の地帯では健康影響の疫学的調査はなされていない。従って①の個人個人の物理学的被ばく線量推定までを目標とする。これによりこの地帯での健康影響が被ばく線量を通して推定できると考える。

30km 圏では広島原爆から降下したセシウム 137 などの確かな証拠は見つかっておらず、それにはまず、広島原爆からの放射能の検出が必要である。

従って、

- 1 広島原爆からの放射能(セシウム 137 等)の検出
- 2 それによる被ばく線量の推定

以上が今回の研究の目標である。

(2) 広島・長崎の原子爆弾から発生する放射線の種類の分類

原爆放射線の分類は、本研究グループとしてこれから何を指して研究を進めるのか明確にする上での基本である。広島・長崎の原子爆弾からの放射線には下記のようにそれぞれの発生原因から分けて考えることが出来る。

- ① 原子爆弾が炸裂した際数分程度で発生したガンマ線や中性子線。1.ウランやプルトニウムが核分裂を起こして分裂する際に発生したガンマ線や中性子、2.その際、短時間の内に核分裂を起こした破片(核分裂生成物)から発生したガンマ線、3.中性子が空気などと反応して発生した二次ガンマ線などである。”**直爆**”の放射線と表記することにする。
- ② 地表の残留放射線。中性子は爆心から 2km くらいの範囲で土壌を放射化する。誘導放射能という。その土壌から発生する放射線を、誘導放射能からの”**残留放射線**”と表記することにする。
- ③ 核分裂の際にウランは 2 つに分裂する。それを核分裂生成物といい、強い放射能を含んでいた。よく知られている核種はストロンチウム 90、セシウム 137、ヨード 131 などである。また、核分裂を引き起こさず残った、ウラン 235(広島原爆)やプルトニウム(長崎原爆)も、核分裂生成物とともに挙動した。これらは、広島や長崎の原爆では爆発高度が高いので火球は地表に接することなく上昇気流によって上昇した。その後、埃や雨（黒い雨）となって降下した。この放射能は核爆発で生じたキノコ雲の傘の部分に主に入っていたと考えられる。これらは上昇気流に乗って高々度(16km)まで達し、風に乗って北北西方向に流れ雨を降らせた。(高度については従来 8km とされたが、今回馬場らの写真解析から 16km と推定される。) **核分裂放射能を含む”放射性降下物”**と表記する。最も多くの放射能を含みほとんどの被ばくを生じたと考えられる。
- ④ ②で述べたように、中性子は地表の土壌を放射化した。原爆で生じた衝撃波が地表に当たると塵となって巻き上げる。キノコ雲の中では、キノコの柄の部分である。ここには放射化された成分(マンガン 56 やナトリウム 24 など)が含まれていた。この部分も上昇し気流に乗って、埃や雨となって降下した。**衝撃塵を含む”放射性降下物”**と表記する。
- ⑤ その後、火災が発生しその炎が上昇気流となって流れ雨となり降下した。火災の中にも誘導放射能が含まれていたと考えられる。これを**火災からの”放射性降下物”**と表記する。

(3) 降雨地域の分類。

降雨地域については、しばしば混乱がある。それで大きく 3 地域に分類する。図 1 を参照。これまで被ばく線量については測定や推定はほとんど 3km までの近距離で進められてきた。この範囲では直後の測定も存在している。問題なのはそれより以遠の 30km 圏でありそこで黒い雨の影響が問題となっているが、肝心のこの地域での直後の測定はなく推定もほとんど無い。更にそれ以遠も考えられ、例えば島根でも雨が降ったとの証言もあり、更に地球を周回してグローバルフォールアウトとなった部分もあると考えられる。本報告書では 30km までの黒い雨地帯を検討する。以下はその地域の分類である。

- ① 3km くらいまでの近距離。**3km 圏**と表記することにする。この範囲は 2km までの直ばくの放射線

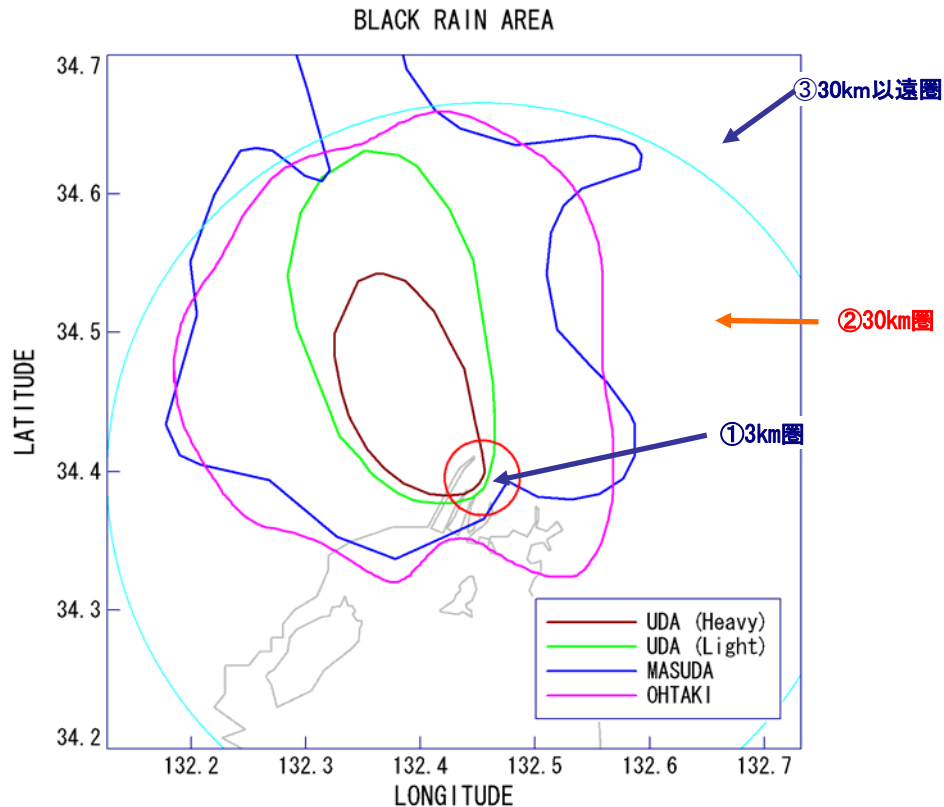


図 1. 黒い雨の雨域(宇田雨域、増田雨域、大瀧雨域)と研究対象地域(30km圏)。
①3kmは広島旧市街で被爆直後の測定など線量の計測結果のある地域、②30km圏。この地域が今回の対象地域。これまでに直後の測定はなく線量評価の確かな試みもない。③30km以遠圏。大部分のフォールアウトは30kmの範囲を超えて流れていったと考えられているがこの地域の研究は将来の課題である。(横軸と縦軸は経度と緯度)(大瀧氏より提供)

が注いだ地域と2km以遠の放射性降下物が主であった地域に分けられる。2km以内の一部の地域では放射性降下物もあったと考えられる。己斐、高須地区では黒い雨の雨だれの壁があるが、ここは約3kmで直ばくからの放射線は低く放射性降下物からの被ばくが主と考えられる。直後の測定があるのはこの地域だけである。

- ② それ以遠で30kmくらいまでの宇田雨域や増田雨域と言われている降雨地域。30km圏と表記する。ここに放射能が降っていると考えられるがここでは初期の測定がない。また放射能の証拠も見つかっていない。この地域は被ばく者などの関心の高い地域であり、以前から問題となっている黒い雨地域である。この地域はほとんど被ばく線量の研究が無いところであり、この30km圏を今回研究の対象とする。本報告書のEvgeniya Granovskayaの報告によると、広島原爆の核分裂で生じた放射能の0.5-0.6%が30km圏内に降下し、残りはそれより遠距離に到達しその一部は地球全体のグローバルフォールアウトとなったと考えられる。このように広島原爆の放射能による被爆はより遠距離にも及んだとも考えられる。しかしながら、この地域が過去の報告書にもあるとおり関心の高い地域となっていることもあり、今回はこの地域(30km圏)を研究対象とする。

- ③ 更にそれ以遠。30km以遠圏と表記する。一部は国内に降下し、その先は大気中を浮遊し世界中に拡散、世界的なグローバルフォールアウトとなった。

(4) 関連するこれまでの黒い雨研究の経緯

- ① 放射性降下物による被ばく者の被ばく線量の評価に関する研究で 1986 年までの報告は文献 1 に詳しく述べられている。広島・長崎における黒い雨の降雨地帯の直後の直接測定。その後の土壌やホールボディカウンターによる測定と被ばく線量推定、更に中性子による誘導放射能からの被ばくの計算と推定などである。しかしながら注意しておくことは、ここでは 3km 圏までしか取り扱っていないことである。またそれまでの線量評価もほとんどこの 3km 圏内であったことも事実である。ここでは初期の己斐、高須地区での直接測定のいくつかの結果が表に示されているが、それ以遠の 30km 圏での初期の測定が無いことが以降の研究を困難にして来たことを指摘しておく。初期の測定については今中が本報告書にまとめる。
- ② 直後から残されている被ばく資料としては、被爆数日後に爆心付近で収集した砂の試料、いわゆる仁科試料がある。また広島大学理学部地学教室で石の表面の熱線による変化を調べる目的で収集された石の試料がある。これらは、静間らが測定していて本報告に詳細が述べられている。これらの試料は重要である。すなわち、その後の研究が困難になった大きな原因の一つとして、広島・長崎の原爆投下の後旧ソ連、アメリカ、中国などが大気中核実験を行ったことで、セシウムなど世界中に放射能をまき散らした。セシウムで言うと、広島では広島原爆の 10 倍以上が降下しておりその後の表層土壌の測定ではこのグローバルフォールアウトに隠されて広島原爆由来のセシウムが見つけれなかったことである。従ってこの 2 つの試料は広島原爆の放射性降下物を調べる上では貴重な資料である。しかしながらこれらも 3km 圏までの試料であり、それ以遠のことは分らない。
- ③ 雨域については、宇田雨域(文献 2)、増田雨域(文献 3)に黒い雨の範囲に関する調査がある。これらの調査は 3km 圏以内を詳しく調査し、さらに 30km 圏までの範囲でも調査を行っている。これらの調査結果は、放射性降下物やそれに伴う被ばく線量調査を行う上で出発点となる地図であり重要である。しかしながら、これらは降雨についての聞き取り調査から雨域を推定したもので放射能や被ばくの調査は含んでいない。なお雨域としては、最近広島市役所を中心に被爆者及び黒い雨体験者等を対象とした「原爆体験者等健康意識調査」が行われ、この結果から得られた黒い雨体験状況について大瀧らによる解析結果が本報告書に詳述されている。これは、黒い雨降雨状況にかかる広島市域と周辺町を対象とした初めての公式な大規模調査であることが特筆される。この調査で行った基本調査（郵送による自記式質問紙調査）の中に、黒い雨の体験曝露、降雨の時間帯、強さや色等についての設問を加え、その結果をもとに統計解析を行って降雨地域等の推定がなされた。この結果、黒い雨は従来の宇田雨域よりも広範囲に降り、現在の広島市域の東側、北東側を除くほぼ全域と周辺部で降った可能性が示唆された。その明確な境界部分の設定は容易ではないかもしれないが、それを追求し、今後この結果が標準となるべきと考える。
- ④ そのほかの研究として、特筆すべき研究が岡島ら(文献 4)によって行われた。ヒューマンカウンターによる人の体内のセシウム 137 の測定、土壌中のセシウム 137 の測定を行った。長崎西山地区などを重点として研究した。結果として問題となるような被ばく線量は見いだせなかった。ただ、広島についてはこのような研究はない。
- ⑤ 広島の黒い雨地域の被ばく線量評価として唯一竹下による考察(文献 5)がある。この検討では 3km

圏の己斐高須だけでなく、30km 圏の伴村の前原地区(北北西 9km)の推定があり 440mGy の値を得ている。この見積もりにはグローバルフォールアウトの混入について注意深い検討が必要である。

- ⑥ 広島県と広島市は 1973 年に宇田雨域(大雨、小雨)地域に該当する地域の全家庭を対象にした初めてのアンケート調査を行い、黒い雨の降雨の状況や調査時の健康状況などを取りまとめた。その結果を踏まえて、国に黒い雨地域を被爆地域と指定するよう要望した。その結果 1976 年に宇田雨域の大雨地域が被爆地域(健康診断特例区域)に指定された。この結果で、地域内に黒い雨の降雨があったことを証明したが、宇田雨域の地域外については調査がなされていない。また残念ながら、当時の回答用紙はすでに廃棄されており、一部調査報告がメモとして残されているだけである。
- ⑦ その他の調査報告として取り上げるべきは、厚生省の委託研究による広島・長崎の残留放射能調査(文献 6)がある。これは、1976 年と 1978 年に厚生省の委託で、広島と長崎で爆心から 2km 間隔の同心円を書き黒い雨の方向の何本かの交点で土壌資料を採取しセシウム 137 やストロンチウム 90 を測定した。1976 年度報告ではその差は明確でなかったが、それらのデータの中で特にセシウムで大きな値が出たところを再度調査した。その結果が 1978 年の報告書に述べられている。結論はその後の原水爆実験で全世界に降下した放射性降下物が広島原爆と比べて多く、広島・長崎原爆の寄与が判別できないことであった。この土壌試料には、その後のグローバルフォールアウトを含むが、広島・長崎で系統的に 30km 圏の土壌を収集していて、これからのウランの同位体の測定など新しい測定法による新しい核種の測定が可能となっていることもあり、また将来の新しい方法の出現の可能性を考えると、後述するが貴重な資料といえる。
- ⑧ 更に、1991 年の黒い雨に関する専門家会議報告書(文献 7)がある。ここでは上記厚生省の委託研究で得られた結果の再検討や、土壌中のウラン 235 の測定、屋根瓦のセシウム 137 の測定、木の年輪の測定、気象シミュレーションによる線量評価、黒い雨の地域の体細胞の突然変異(血液型 MN 型の変異)、染色体異常を調査している。この中で注目しておくべき調査は、突然変異(MO 型)は黒い雨地域内と外と比較して有為であったことである。ただこの報告では、他の変異では有意でない場合もあり、全体として有意差はないと結論している。この MN 型の突然変異は、原爆の直爆者では放射線の影響が見られているので注意しておくべき調査である。さらに、ここで特筆されることは、気象のシミュレーションがはじめて試みられたことである。当時は技術的な限界などがあり、現在の知識から見ると問題は多いとしても、試みにより、降雨には 3 つの要素がある事が計算で示されたことである。それらは、①原爆雲(核分裂生成物を含む)、②衝撃雲(衝撃塵を含む雲で誘導放射能からの残留放射能を含む)、③火災雲(火災煙を含む)、それぞれに分けて計算したことで、そのメカニズムの理解を深めることが出来たことである。その線量の最大値としては、被ばく後 12 時間、場所は爆心からだいたい北北西 14km の付近で 106mSv/h の値を出している。本節と上記(6)は、後で節を立てて解説する。
- ⑨ 次に厚生省委託研究試料(6)の 1976 年採取の土壌を用いて U-234 からの α 線を測定した高田ら(文献 8)の結果がある。U-238 の α 線も同時に計測し U-234/U-238 の比を求めている。広島原爆は U-235 の濃縮ウランを利用しているが、ウランを濃縮する過程では U-235 と U-238 との重量の

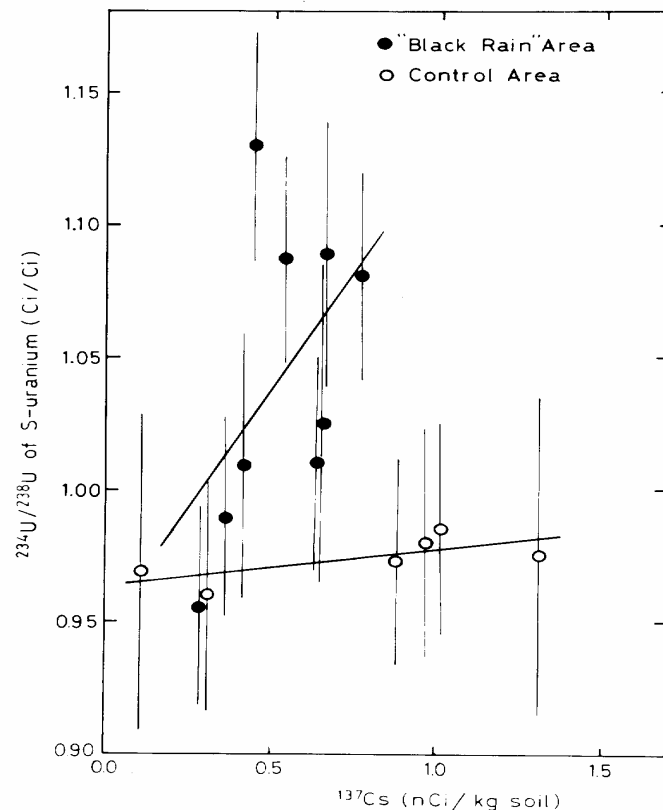


図 2. U-234/U-238 比と Cs-137 の結果の相関関係(文献 8 より転写)

違いを利用している。従って U-234 は U-235 より軽いので広島原爆には自然界より多い濃縮された U-234 が含まれていたと考えられる。また自然界の U-234 は U-238 から崩壊し生じるので、永続平衡の状態になっていれば放射能の比は 1 である。高田らはそれからのずれを議論している。図 2 は U-234/U-238 の比とセシウム 137 との相関を見た図で、セシウム 137 は小さい値から大きい値へ変動が大きいにもかかわらず、U-234/U-238 の比は黒い雨地帯でコントロールと比べて大きい。これははじめて黒い雨地帯での広島原爆由来の成分の可能性を指摘した結果である。

- ⑩ 山本らは、同様に厚生省委託研究試料(6)の試料からプルトニウムの同位体とアメリカシウム 241、セシウム 137 の測定を行っている(文献 9)。ここでは長崎の土壌からプルトニウムを見いだしている。広島原爆はウラン爆弾であることもあり、広島の土壌からはプルトニウムは見いだせなかった。
- ⑪ また静間らは、(2)で述べたグローバルフォールアウトの影響のない原爆直後の 2 種の試料を測定し、一部の試料から微量ながらセシウム 137 を見いだしている。この試料は爆心近くの試料である。このことは、セシウム 137 の本体は遠くへ流されていき本体は爆心近くには落ちていない、と考えられるがそれと矛盾しない。これは本報告に詳細が記述される。
- ⑫ 広島市の南に位置する似島に埋葬されていた遺骨が発見された。これらの遺骨は被爆直後広島市の南部から逃げてきた人々のものと考えられ、宇品港から船に乗ってたどり着いた人々で、そこでなくなった方を埋葬したものである。埋葬された地名は千人塚と呼ばれている。川村ら(文献 10)はその骨の中のストロンチウム 90 を分析した。ストロンチウム 90 は体内に取り込まれると骨に沈着することが分かっている。大腿骨や頸骨などの骨の骨端部と骨幹部のストロンチウム 90

を測定したが、その結果骨端部に $15-28\text{mBq}/(\text{gCa})$ 、骨幹部に $2.3-14\text{mBq}/(\text{gCa})$ の測定結果を報告している。このように骨端部により多くのストロンチウム 90 の集積があることを発見した。骨端部は成長が早いので急性に摂取された場合により多く沈着し、慢性的な摂取があった場合は骨幹も含め一様となる。従ってストロンチウム 90 が人体に摂取されそれが体内を循環し骨に沈着したと考えられる。またこれらの骨の周囲からセシウム 137 もゲルマニウムカウンターで測定されている。埋葬されていた深さは 1m 以上でありこれらから広島市の南部で被ばくし似島に逃げて来た人々から微量ではあるが放射能が発見されたことは、広島市内南部と思われる地域でも放射性降下物があったこと、および体内に取り込まれたことをはじめて証明した。1990 年にこの付近の再調査が行われ、火葬された炉跡を発見した。その中の骨灰に含まれるセシウム 137 は $7.6 \pm 3.6\text{mBq/g}$ あり、グローバルフォールアウトのある近くの表層土は $5.4 \pm 4.6\text{mBq/g}$ であった。微量であり骨灰の中のセシウム 137 はより高い値を示しているがこれが広島原爆由来のセシウム 137 かどうか断言できない。

- ⑬ ほかに内部被ばく研究例として長崎大学の七条らは、内部被曝の検出法を検討している(文献 11)。1945 年に亡くなられた原爆急性被爆症例および非被爆者症例について組織切片を作成した。症例は、1) 長崎原爆被爆者として急性被爆 7 症例、2) 非被爆者として、国立長崎医療センターより 4 症例、3) 内部被爆例としてトロトラスト症 1 症例を用いた。肺、肝臓、腎臓、骨、骨髓等についてオートラジオグラフィ法を行った。アルファ粒子飛跡の長さを顕微鏡下で計測し、乳剤内におけるエネルギーと飛程の関係を検討した。原子核乾板法を用いた測定も行った。その結果、長崎原爆急性被爆症例では、肺、腎、骨等の組織標本について非被爆者に比べて多くの数のアルファ粒子の飛跡が認められた。アルファ粒子飛跡の長さの測定から、 ^{239}Pu 特有のエネルギーを含む飛跡パターンが確認された。これは肺などに放射能が取り込まれた可能性を示した例である。今後確認されれば臓器に取り込まれる過程が分かる貴重な研究となる。
- ⑭ 最近になって、山本らのグループは、広島原爆の爆発の際、 U-235 が中性子を 1 つ吸収して U-236 が生成されることから、その測定を提唱した。サフーらや坂口らが厚生省委託研究試料(6)の土壤試料を使って U-236 を測定した。しかしながら坂口らは、コントロールの試料と考えられる金沢で採取した土壤試料からも U-236 を検出した。その後の山本らは、セミパラチンスク核実験場で水爆実験が行われたときの風下の村である、サルジェル村やカラウル村で多量の U-236 を検出した。これは、水爆で中性子の反射体(タンパー)に使われた U-238 に高速の中性子が入射し 3 個の中性子が飛び出す反応($n,3n$)反応で生成した、 U-238 から中性子が 2 個減った U-236 であることが分かった。過去の水爆実験で U-236 はグローバルフォールアウトとなって全世界に降下した。これにより、厚生省委託研究試料(6)をつかって U-236 を測定しても、グローバルフォールアウトと広島原爆由来との判別が難しいことが分かった。サフーらは U-235 も計測している。これらの測定の詳細は、は本報告書に坂口ら、サフーらが報告している。
- ⑮ その後、厚生省委託研究試料(6)の広島のセシウムの測定データを使って再検討をした。これは土壤中セシウムの値が北西の降雨地域のうち 15km くらいから 30km までの絶対値が他の地域の値と比べて大きい傾向が認められるからである。まず、星ら(文献 12)の検討がある。その他、大瀧、Neil Whitehead、Harry Cullings の検討がある。後者の 2 者は本報告にもあるが、統計的有意差は宇田雨域の小雨、大雨雨域、同様な増田雨域の内外でも明確な結論は出なかった。本報告書に

もある最近の坂口らの結果をみると Cs-137/Pu 同位体の比が黒い雨の雨域の内外でその差は見られない。プルトニウムの同位体は広島原爆由来でなくグローバルフォールアウト由来である。すなわちこれらの量的違いは降雨量の違いなどに原因があると考えられる。

- ⑩ 今回の黒い雨研究は 2008 年はじめより広島市役所と進めてきた。これまでも研究が進められて来たが、広島市と共同で進める可能性を高めたのはセミパラチンスクでの 15 年にわたる研究である。セミパラチンスク核実験場周辺の村や町での被ばくは、核実験場内で空气中爆発しそれが雲となって移動し、村や町での被爆を引き起こした。このケースがここでの黒い雨地域に相当する。セミパラチンスクでは核実験場内で爆発させた。近距離の範囲では黒い雨の地域の 3km 圏に相当するが、核実験場内には人はいなかった。そこから生じたキノコ雲が 100km からさらに 300km の遠距離に渡り風と共に流され被ばくをもたらした。これが広島での 30km 圏に相当する。風速がセミパラチンスクでは強いので雲は幅が 10km くらいと狭く長い距離を通過していった。しかしながら、以前のセミパラチンスクでの被ばく線量評価では各種の方法の間で大きな違いがあり、線量評価が可能なのかよくわからなかった。これが 2005 年に広島で開催された”3rd Dosimetry Workshop in Hiroshima (9-11 March 2005)(文献 13)”で解決したことが大きな契機となった。この会議では、100km 位の最も被ばく線量の高かったドロン村での外部被ばく線量を、各種の異なった方法と比較した。これらは、①煉瓦の熱蛍光法による測定、②爆発から放射能の雲が拡散して通過することを計算する方法、③地表のセシウム 137 の沈着量から逆算する方法、④歯のエナメル質を使った ESR 方、⑤染色体異常を解析した方法の 5 つの方法である。これらが、屋外の外部被ばく線量として 500mGy 位で一致した。これにより、地表のセシウム 137 の降下量がわかれば線量計算が可能ながことが分かり、広島原爆でもセシウム 137 の降下量を知ることが出来れば、外部被ばく線量の見積もりが可能となった。被爆直後に建てられた民家の床下の土壌にはグローバルフォールアウトの影響がないので、そのセシウム 137 は広島原爆に由来する。従って、その土壌を採取して、セシウム 137 の沈着量測定(本研究報告 山本ら)や、被ばく線量評価(本研究報告 今中ら)が可能となった。これらの研究結果は、3月3-4日のワークショップ、2月1日の市役所報告会で報告された。本報告書ではこれまでの経過を報告し、今後1年間くらいで研究を完成させたい。

(5) 今回の経緯と結果

- ① 2008 年 2 月 5 日、広島市役所で黒い雨放射能研究会としての最初の検討会を行った。以後を含め参加したグループは、
1. セミパラチンスクで土壌中のセシウム 137 等各種放射能を測定した山本グループ、
 2. 同様にセミパラチンスクでセシウム 137 から被ばく線量推定を行っている今中グループ、
 3. 今まで広島での黒い雨に関する放射能を測定してきた静間グループ、
 4. ウラン 236 の測定を行ってきた、米原、サフーグループ、
 5. 気象の専門家の青山グループ、
 6. 黒い雨の降雨地域アンケートの解析を行った大瀧グループ、
 7. その後写真解析から雲の高度を計算した馬場グループ、
 8. セミパラチンスクで計算による個人被ばく線量を計算する手法を開発し広島の黒い雨地域での線量計算に応用しているロシアの Shinkarev グループ、

9. 過去のセシウム 137 などの測定データの統計解析を行っている、Neil Whitehead, Harry Cullings ら、

10. 黒い雨地帯の古民家の床下の土壌を採取した、星、NHK グループである。

これらの研究報告はそれぞれ関連があり、今回の研究を進める上で有効であった。

その後、2008 年 7 月 29 日、2009 年 1 月 20 日、同年 7 月 29 日と合計 4 回の検討会を開催した。その間、30km 圏の広島古民家の床下の土壌採取に成功し、以下に述べるが、これにより線量評価が可能なが分かり、それまでの成果を 2010 年 2 月 1 日に広島市役所にて発表した。

- ② はじめは U-236 の測定がサフーらと坂口らとで可能となり広島原爆のフォールアウトが、(6)で述べた厚生省委託研究試料の測定から広島原爆からの放射能の降下量が特定可能と考えられた。しかしながら、広島原爆の影響のほとんど無い金沢で新たに採取した試料からも広島と同様な量が測定されたことでこれは水爆から生じた U-236 であることが分かった。従って U-236 にも多くのグローバルフォールアウトが含まれるので広島原爆の特定は困難な情勢となった。サフーらは U-235 も測定していて、U-235/U-238 の比が天然のより大きい結果も出ているのでこれらの結果から議論が出来る可能性が残されている。
- ③ 議論を進める内、最後の手段のようなアイデアが 青山から出た。それは、黒い雨が降った後で 3 年後くらいまでの間に立てられた古民家の床下の土壌採取である。まだグローバルフォールアウトがはじまる前に立てられた床の土壌を採取しセシウム 137 などを測定すれば広島原爆のセシウム 137 の降下量が分かる考えるものである。この提案を受け、広島市やNHK等の協力を得て調査候補地を探した結果、宇田雨域大雨地域の旧伴村と小雨地域の旧安村と、湯来地区等の合計 15 カ所で採取できた。
- ④ この、土壌試料は、金沢大学のゲルマニウムカウンターでセシウム 137 から放出される 662keV のガンマ線を測定した。検出が難しかったサンプルについては、日本分析センターと九州環境管理協会とで土壌からセシウム 137 を抽出し再測定した。これらの結果はまだ全て出ていないが、安東方面の土壌に関しては測定を進めている。その結果は本報告書に山本らが報告する。
- ⑤ その結果に基づいて、今中らが外部被ばく線量を計算した。最大で 60mSv であった。同様に本報告書に報告する。
- ⑥ その他、Shinkarev グループの Granovskaya らがセミパラチンスクでの方法を使って被ばく線量を最大で 46mGy と推定した。今中らとよく一致している。
- ⑦ 大瀧らは、広島市と県が行った、「原爆体験者等健康意識調査」をもとに統計解析した。この結果も本報告書に大瀧らが報告する。これは調査計画策定中であった広島市から本グループへ調査項目の追加が可能であるとのことで、追加するかどうか、またその内容に付いて相談があった。それに対し、調査項目に黒い雨の降雨時間帯（降り始め、降り止んだ時間）、雨の色、強さ、紙などの降下物の目撃の有無等の項目を追加するよう依頼し調査が行われた。その結果の報告である。この調査は広島市と県が行った広範囲を対象とした初めての本格的な調査であり、詳細な解析結果が得られた事に意義がある。アンケートを統計解析した結果、黒い雨は従来考えられていたよりも広範囲に降ったことが示されている。

- ⑧ さらに、サフーらや、坂口らのウラン 236 はグローバルフォールアウトの影響があることが分かったが、ウラン 235 の測定を含め今後も継続されるべきである。
- ⑨ 今後、青山グループによる気象データを使った線量計算の世界的な計算を募集する計画があるがこの成果を期待する。馬場らの雲の高さの推定が今までの倍の 16km であることは今後の計算に役立つと考える。

(6) おわりに

この研究グループは黒い雨にともなう物理学的な被ばく線量の評価を目標としている。これまでの歴史や研究の意義をまとめた。これにより放射線の被曝線量がわかれば人への影響のおおまかな予測が可能となる。被ばく者の健康管理などに役立てることもできれば幸いである。しかしながら、放射線の被曝の人体影響調査には放射線影響研究所で行っているような疫学的調査が必要となる。今となつては本格的な疫学調査は困難であるかもしれない。今回の被ばく線量推定が黒い雨地帯で起こった被ばくの実態解明に役立てられることが出来れば、そこに本研究の意義があると考ええる。

文献

1. 岡島俊三、藤田庄一郎、John H. Harley、原爆線量再評価 “広島長崎における原子爆弾放射線の日米共同再評価 第 6 章”残留放射線の放射線量”、第 1 巻 田島英三、重松逸造監修、DS86 翻訳事業会訳。
2. 宇田道隆、菅原芳生、気象関係の広島原子爆弾被害調査報告。日本学術振興協会編、原子爆弾調査報告集、第一分冊。Pp.98-135 1953.
3. 増田善信、「広島原爆の”黒い雨”はどこまで降ったか」天気 36:69-79 1989.
4. 岡島俊三、竹下健児、安德重敏、藤田庄一郎他、”Effects of the radioactive fallout of the Nagasaki atomic bomb 長崎における放射性降下物”、Atomic Bomb Casualty Commission, technical report (ABCC-TR) 12-75. Okajima et. al. “Radioactive fallout effects of the Nagasaki atomic bomb”. Health Phys. 34 621-633 1978.
5. 竹下健児、「被ばく線量の推定に関して 降雨地区、早期入市者における線量推定」広島医学 29 298-306 1976.
6. (財)日本公衆衛生協会編、広島、長崎の残留放射能調査報告書 昭和 51 年度、昭和 53 年度。
7. 黒い雨に関する専門家会議、黒い雨に関する専門家会議報告書および同資料編 平成 3 年 5 月。
8. Jun Takada, Masaharu Hoshi, Shozo Sawada and Masanobu Sakanoue, “Uranium isotopes in Hiroshima “Black rain” soil”. J. Radiat. Res. 24, 229-236 1983.
9. Masayoshi Yamamoto, Kazuhisa Komura, Masanobu Sakanoue, Masaharu Hoshi, Shozo Sawada and Shunzo Okajima, “Pu isotopes, ²⁴¹Am and ¹³⁷Cs in soils from the atomic bomb areas in Nagasaki and Hiroshima”. J. Radiat. Res. 26, 211-223 1985.
10. Hisao Kawamura, Masaharu Hoshi, Gi-Ichiro Tanaka, Takeshi Ohkita, Kenji Takeshita, Shozo Sawada, Etsko Nomura, Seiji Takeoka and Toshiyuki Kumatori, “Strontium-90 activity in bones of the A-bomb exposed in Hiroshima and exhumed on Nihnosima island”. J. Radiat. Res. 28 109-116 1987.
11. 七條和子、高辻俊宏、福本学、松山睦美、中島正洋、関根一郎、「長崎原爆被爆者の剖検・パラフィン標本を用いた残留放射能の検出法」第 51 回原子爆弾後障害研究会抄録、2010 年。
12. 星正治、澤田昭三、藤田庄一郎、長友恒人、市川米太、「広島原爆の残留放射能の検討」広島医学 43 388-390 1990.
13. Journal of Radiation Research, Supplement A: Semipalatinsk research A1-A224 2006.

広島原爆直後に行われた放射能調査活動

今中哲二

京都大学原子炉実験所

1. はじめに

黒い雨放射能の再検討に取り組むに至った動機のひとつは、原爆直後に実施された放射能調査の範囲が限定的であったため、山間部の広範な地域での黒い雨にともなうフォールアウト放射能が見逃されてきたではなかったのか、という疑問である。問題に取り組むにあたって、まず原爆直後にどのような放射能調査が実施されたのか、手持ちの資料の限りをまとめておく。

「広島に新型爆弾が投下され壊滅した」との知らせを受け、政府・大本営は、原子爆弾であるかどうかを確認するため、急遽、理研の仁科芳雄らの調査団を広島に派遣した[1]。調査団は空路 8 月 8 日夕刻に広島に到着している。この調査団とは別に、京都帝国大学理学部の荒勝文策らのグループは 8 日の夜行で京都を出発して 10 日の朝に広島入りした[1,2]。また、大阪帝国大学理学部・浅田常三郎らも 10 日に呉の海軍病院に到着している[1,3]。仁科らは、9 日に広島市内から金属や土壌を収集して理研の研究室に空輸し、10 日の夕方に木村一治が Lauritzen 検電器を用いて銅線から放射能を検出した。京大の荒勝らは、土壌などの試料を採取し 11 日に大学へ戻り、ガイガー計数器を用いて西練兵場の土壌から放射能を検出した。阪大の浅田らは、10 日午後に西練兵場で土を採取、その日の夜、呉の病院に設置したガイガー計数器でその放射能を確認している。このように、原爆投下後の放射能調査は、まだ戦争中であったにも拘わらず速やかにはじめられた。広島文理大学物理教室の藤原武夫らも、理研の協力を得て 9 月に残留放射能の測定を実施している[4]。

一方、原爆を落とした米国側にとっても、原爆の威力を調査することは最優先の課題であった。9 月 2 日に降伏文書が調印され連合軍占領統治がはじまったが、英国記者 Burchett は米軍を差し置いて 9 月 3 日に広島入りし、『初原爆がその街を破壊し世界に衝撃を与えた 30 日後、人々は次々に奇怪な死に方をして亡くなってゆく。あの大変異で負傷しなかった人々が、原爆症としか表現し得ない何ものかのために死んで行くのである』という記事を 9 月 5 日の英国紙に発表した[5]。これに対しマンハッタン計画調査団の Farrell 准将は、9 月 6 日に東京で『広島・長崎では死ぬべきものは死んでしまい、9 月上旬において、原爆放射能のために苦しんでいるものは皆無だ』という記者会見[6]を行っているが、米軍最初の調査チームが広島入りしたのは 9 月 8 日で、長崎に入ったのは 13 日だった[7]。その後、マンハッタン計画からは Tybout らの調査団[8]が 9 月～10 月にかけて長崎と広島を調査し、米国海軍医学研究所の Pace ら[9]も 10 月～11 月に長崎と広島の残留放射能を測定している。

文部省・日本学術研究会議は 1945 年 9 月 14 日、「原子爆弾災害調査研究特別委員会」を設置し、医学、理工学、生物など 9 つの分科会に分かれて当時の学会の総力をあげて原爆による被災状況の解明に取り組むこととなった。一方で連合軍総司令部は、9 月 19 日にプレスコードは設け、原爆災害の報道や発表を禁止した[6]。特別委員会に参加した研究者らは、敗戦後の困難な状況下で活発な調査を行い、1946 年春にはほぼ調査を終了しているが、その報告書の総括編[10]が出版されたのは 1951 年で、本編 2 分冊[11]が出版されたのは、サンフランシスコ講和条約（1952 年 4 月）後の 1953 年であった。

2. 日本側研究者の活動

上記のように、広島原爆直後に放射能調査を行ったのは、理研グループ、京大グループ、阪大グループ、広島文理大グループであった。本稿では、彼らの報告から、空間放射線量と土壌中放射能に関するデータを抜粋しておく。

2-1. 阪大グループ

大阪帝国大学理学部の浅田常三郎らは海軍の要請を受けて、箔検電器、ガイガー計数器を携帯し 8 月 10 日朝に呉の海軍病院に到着した。10 日の午後、箔検電器を携えて広島市内に入りし、西練兵場の砂に若干の放射能が認められたので、砂を呉に持ち帰ってガイガー計数器により測定し強い放射能を確認している[3]。翌 11 日に広島市内各所で砂を採取し呉に戻って測定している（表 1）。

表 1. 阪大グループによる広島市周辺地区放射能測定
(採取日、測定日ともに 8 月 11 日、自然計数は毎分 27)

番号	位置	毎分計数
1	護国神社	120
2	中国軍管区司令部	40
3	西練兵場入口	90
4	八丁堀	37
5	己斐駅付近	90
6	宇品	37
7	向洋駅	自然計数より稍少
8	東練兵場	同上
9	横川橋	同上
10	己斐駅付近	同上

表 1 のうち、護国神社、西練兵場は爆心のすぐ北側で距離は数 100m 程度。己斐駅は爆心から西へ 2.5km で黒い雨が降った地域。宇品は南へ 4～5km で被害は少なかった。

2-2. 京大グループ

➤ 第 1 次調査団

京都帝国大学では戦争中に海軍の要請を受けて、理学部の荒勝文策教授を中心に原爆研究を実施していた。広島の新爆弾が原爆かどうかを調査するため、理学部の荒勝教授、木村毅一助教授、清水栄講師ら第 1 次調査団が広島に着いたのは 10 日の正午頃だった。調査団は市内 10 数カ所から土壌を採取してその日の夜行で京都の研究室へ戻り、翌日 GM 計数管で放射能の測定を開始した。西練兵場の土から β 線が検出され、そのエネルギーは約 0.9MeV で半減期は約 20 時間であったと報告されている[2]。

➤ 第 2 次調査団

第 1 次調査隊の試料から放射能が検出されたことを受けて、広島の残留放射能をより詳細に調査するため、12 日の夜行で荒勝研究室から清水栄、石割隆太郎、近藤宗平ら第 2 次調査隊が出発した。一行は 13 日と 14 日に市内約 100 カ所から、土、金属、磚子、骨などの試料を採取し 15 日に京都に戻った。図 1 に試料の採取場所、表 2 に土試料の測定結果を示す[2]。

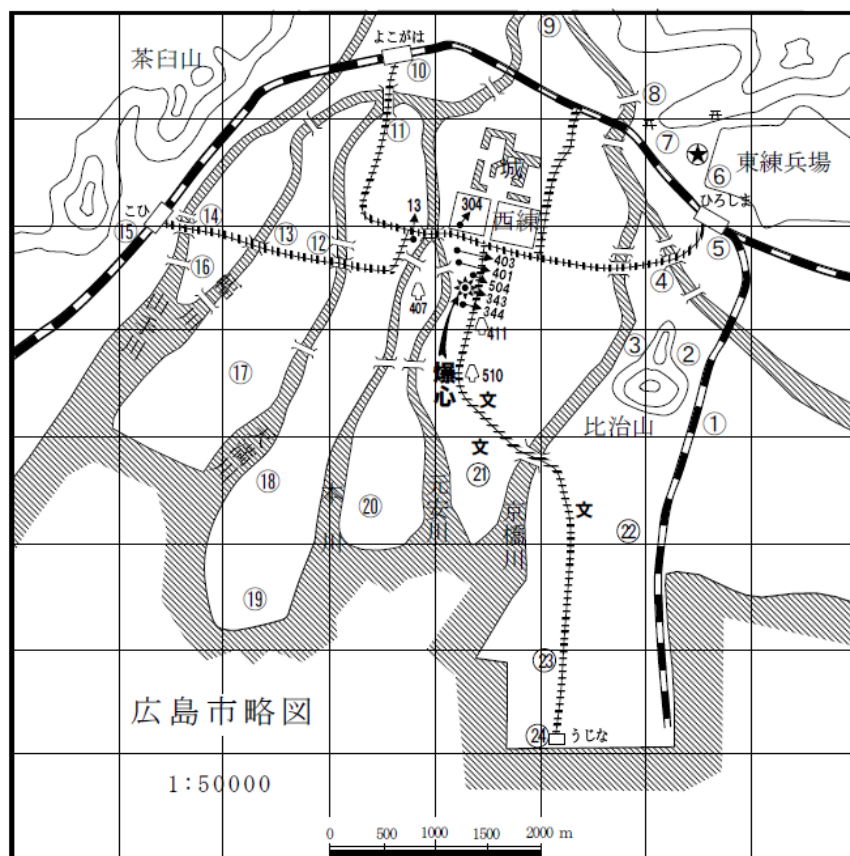


図1. 京大第2次調査隊のサンプル位置。○内数字は表2の土壌試料位置。

表2. 市周辺地区放射能測定（測定日8月15日及び16日）

（注：“なし”とは自然計数毎分18程度を意味する。）

番号	試料採集場所	爆心からの方向 及び距離	β 線放射能強弱
1	補給廠内	東南 約2.5 km	なし
2	比治山東麓	東南 2.5 km	なし
3	同西麓神社境内	東 2.0 km	なし
4	荒神橋西詰	東東北 2.5 km	弱 11～13
5	広島駅東側	東北 2.5 km	なし
6	東練兵場	東北 2.5 km	なし
7	饒津（にきつ）神社境内	東東北 2.0 km	なし
8	白島東中町	北北東 2.0 km	なし
9	工兵第5大隊裏門付近	北 2.5 km	弱 8～10
10	横川駅東側	北北西 2.5 km	弱 8～10
11	横川駅南側	北北西 2.5 km	なし
12	天満橋西詰	西 1.5 km	なし
13	福島橋東詰	西 2.5 km	弱 12～14
14	己斐橋東詰	西 3.0 km	なし
15	己斐駅西南方約300m	西 3.5 km	なし
16	旭橋東詰	西 3.5 km	強 106
17	南観音町郵便局付近	西南 2.5 km	なし
18	舟入川口町	南南西 2.2 km	なし
19	射撃場	南南西 3.0 km	なし
20	吉島飛行場	南南西 2.5 km	なし
21	工専校舎内のヨウ化水銀及び硫黄	南 2.0 km	なし
22	高校校舎内の硝酸銀	南南東 2.0 km	なし
23	宇品9丁目	南南東 4.0 km	なし
24	宇品4丁目	南南東 4.5 km	なし

表2のデータでは、『旭橋東詰』で強い放射能が認められている。このポイントは、静岡らによる仁科土壤試料の再測定で ^{137}Cs がもっとも大きかった『西大橋』から数100m西北西である。阪大調査(表1)で値の大きい己斐駅近辺(⑭、⑮)は『放射能なし』となっており、黒い雨にともなう放射能降下はかなりの不均一性があったことを窺わせる。また、他の放射能検出地点である荒神橋、工兵大隊裏門、横川駅、福島橋が、どちらかと言えば爆心から北側にあることにも留意しておきたい。

➤ 第3次調査隊

9月16日、木村助教授ら京大物理学教室の第3次調査隊6名は、広島市西方、宮島対岸の大野陸軍病院に到着し、すでに逗留していた10数名の医学部調査隊に合流した。翌9月17日、枕崎台風が中四国地方を襲った。午後10時半頃に大野浦の裏山で山津波が発生し、陸軍病院の建物は丸ごと瀬戸内海まで押し流された。京大調査隊では、真下俊一医学部教授ら11人が殉職し、調査活動は中止となった[12]。なお陸軍病院では入院中の被爆者、職員ら156人が死亡、広島県下では死亡者1119名、行方不明897名という被害が記録されている。

2-3. 理研グループ

理研の仁科芳雄は、大本営調査団の一員として8月8日の夕刻に広島に到着したが、放射線測定器は持参していなかった。9日に広島市内で金属や土壌などのサンプルを採取し、10日に東京へ空輸された。10日の夕方、理研研究員の木村一治らがLauritzen検電器を用いて銅線に放射能を認めた[13]。翌朝その放射能強度は4割に減少しており、原爆中性子と銅の(n,g)反応で生成した ^{64}Cu (半減期12.7h)であったと思われる。

8月12日、理研の玉木英彦、木村一治、村地孝一はLauritzen検電器(2台)を携えて、陸軍軍医の御園生圭輔らと夜行で出発し、14日の朝に広島へ到着している。このグループは8月17日まで滞在し、市内各所の放射線量を測定し、サンプルを採取している[13]。Lauritzen検電器による放射線測定は、帯電させて開いた状態の電離箱が空気セル(?)内での電離イオン生成にともなう閉じてゆく速度を読み取ることによって行う。検電器のNo.1とNo.2の似島でのBG値(ともに細菌検査室)を比べると、No.1のBGはNo.2の約2倍になっている。爆心地近辺の空間線量値は、No.1(西練兵場入口)で似島の約5倍、No.2(護国神社)で5~6倍である。表3は、文献13(仁科財団本)に報

表3. 理研グループの広島市内現場測定(1945年8月15~17日)

Lauritzen 検電器 No.1			Lauritzen 検電器 No.2		
測定場所	測定日時	[目盛の動き] [分]	測定場所	測定日時	[目盛の動き] [分]
東京理研 37 号館 1 階	8. 10	0. 15	①似島 細菌検査室 2 階	8. 14、8. 16	0. 10~0. 12
①似島 細菌検査室 2 階	8. 14	0. 20~0. 23	②同上 (地上 67cm)	8. 17 6h	0. 17
②東練兵場 テント中 (地上 64cm)	8. 15 12h	0. 28	③三篠橋東際 自動車上 (地上 150cm)	8. 17 12h	0. 08
④西練兵場 紙屋町側入 口 (地上 50cm)	8. 15 16h	1. 06	⑤護国神社鳥居南方 40m (車上)	8. 17 11h	0. 60
①再び似島	8. 16	0. 21	⑥同上 (地上 40cm)		0. 74
再び理研	8. 31	0. 161	⑦同上南方 100m 車上	8. 17 12h	0. 50
			⑧紙屋町交叉点車上	8. 17 13h	0. 10
			⑨安田生命前横町西 30m	8. 17 14h	0. 46
			⑩楠大木前	8. 17 15h	0. 18
			⑪日赤病院 門前	8. 17 15h	0. 08

表4. 理研の木村らによる広島市内測定（1945 年 8 月～10 月、同一 Lauritzen による測定）

測定日	場所	放射能強度 (自然漏洩差引)	条件	測定日	場所	放射能強度 (自然漏洩差引)	条件
8/17	三篠橋	～0	トラック上	10/2	郵便局跡	0.35	地上
〃	護国神社 鳥居南 40m	0.5 (div/min)	〃	9/4	柳橋	～0	車上
〃	鳥居南 125m (島病院前)	0.4	〃	〃	中国新聞	0.06	〃
〃	紙屋町交叉点	0.26	〃	〃	福屋デパート	0.04	〃
〃	安田生命西方	0.33	〃	〃	紙屋町	0.12	〃
〃	国泰寺楠木	0.08	〃	〃	鳥居（東北方）	0.22	〃
〃	日赤前	～0	〃	〃	電話局西分寺	0.03	〃
〃	鳥居南 40m	0.64	地上 40cm	〃	天満町	～0	〃
10/2	鳥居南 40m	0.36	地上	10/20	島病院西方	0.35	地上
〃	鳥居南 125m (島病院)	0.32	〃	〃	数地点	0.34 0.38	〃

告されている空間放射線量で、表4は文献14（原災報第Ⅰ分冊）に報告されている値である。表3と表4で、8月17日の紙屋町や安田生命は同じ測定であろうが、値が若干違っていることを留意しておきたい。

理研からはさらに、8月30日に山崎文男らのグループが広島入りし、9月はじめにかけて広島市内の放射能調査を行った。図2は、9月3日～4日に山崎らが、Lauritzen 検電器を車に積んで広島市西部の国道2号線沿いに空間放射線量の分布を測定したデータである[15]。己斐駅西側から強度が増加し高須・古江を越えると減少する分布が認められる。図3は、9月初旬の山崎らの測定データを図2のデータを含めて静岡ら[16]が図示したもので、値はBG値に対する比である。

図2や図3、さらには宮崎らの図5を見ると、黒い雨フォールアウトの分布は、己斐、高須、古江の全域で一様であったというより、スポット的であったことを窺わせる。己斐峠近辺で強い放射能が認められていないことが、もっと山間部へと調査を広げなかったことに関連しているかも知れない。

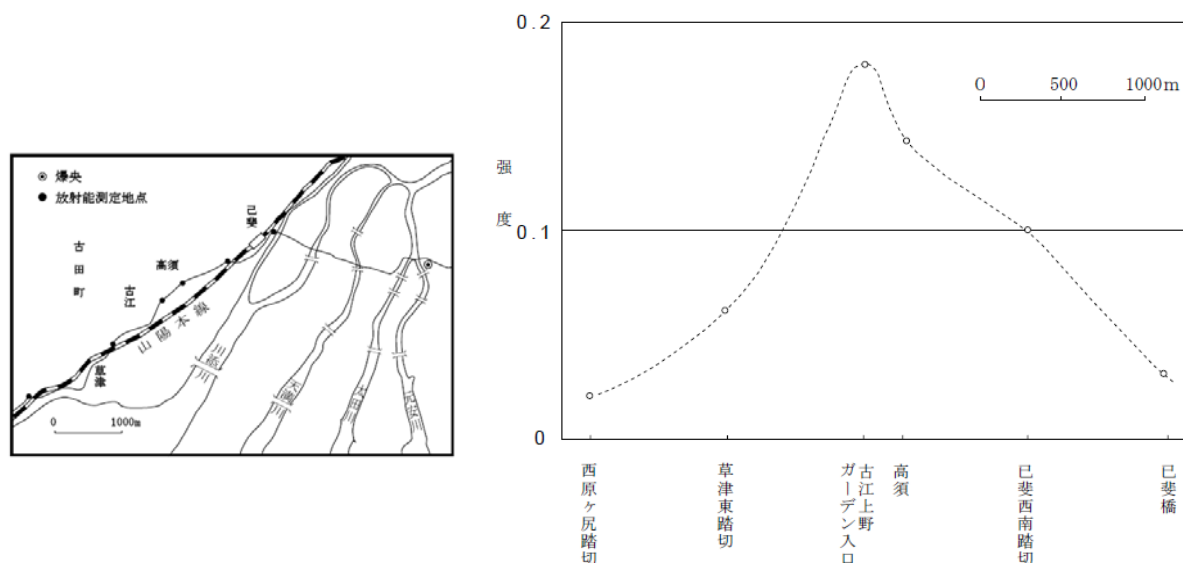


図2. 山崎らによる9月3-4日の国道沿い測定：縦軸はBG(0.073)を差し引いた相対強度

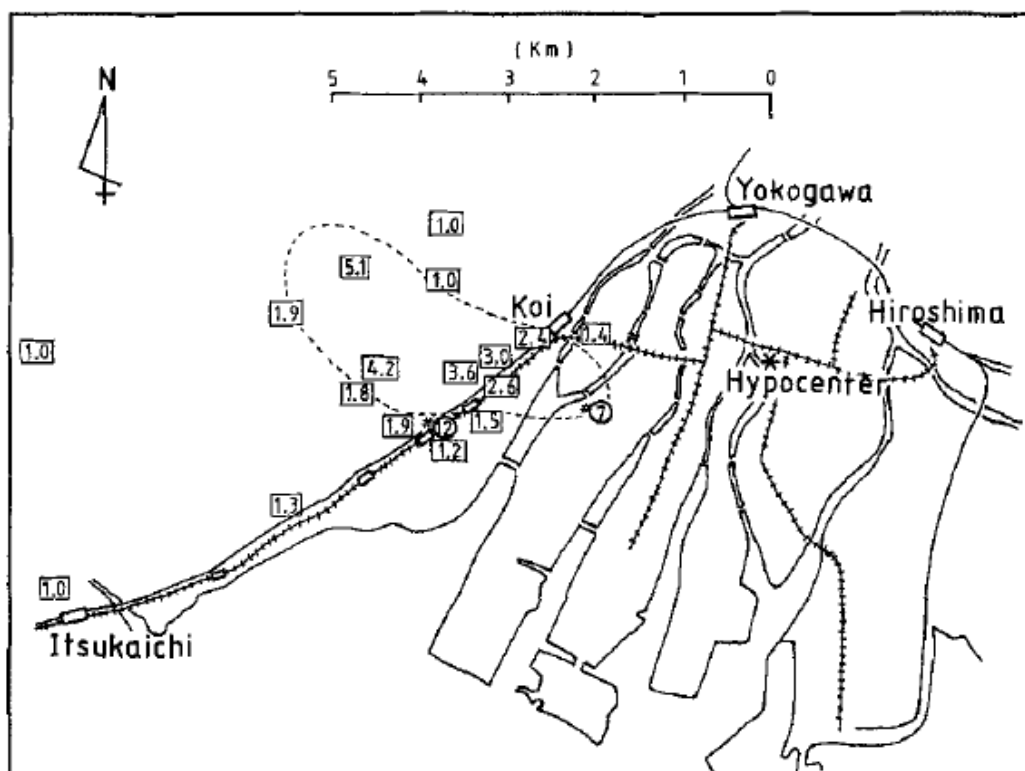


図3

Fig. 6. The dashed line area indicates the distinct fallout area of Hiroshima atomic bomb over about 0.25 mC kg^{-1} (1 R) of the cumulative exposure. The values in the square are the early survey data measured by Yamasaki (1953) representing the ratio of external radiation to natural background.

9月14日の学術研究会議特別調査委員会の発足後、理研の宮崎友喜雄らは Neher 型宇宙線計を用いて、1945年10月1日～22日に広島市の爆心地周辺約70カ所で放射線量を測定し、図4のような線量率の分布を報告している[17]。Neher 型宇宙線計は、アルゴンガスを詰めた金属球に電圧をかけ、球内での放電割合を「目盛／分」で読み取る。宮崎らの報告ではその読み取りを Joule に換算している（今中としては、放射線量率が Joule 単位になっていることが理解できていないが）。最大値は、爆心での 74.4 Joule。BG 値は 8～10 Joule と思われるので、その 8～10 倍である。図4をおおざっぱに眺めて、爆心から 500m で 15～20 Joule (BG の約 2 倍)、1 km では 8～10 Joule でほぼ BG とみてよいであろう。

宮崎らは、1946年1月27日～2月7日には、同じく Neher 型宇宙線計を用いて己斐・高須地区の放射線調査を実施している（図5）[18]。最大値は 22.3 Joule となっている。1946年2月頃の己斐・高須地区の最大値は BG の 2～3 倍であったといってよいであろう。

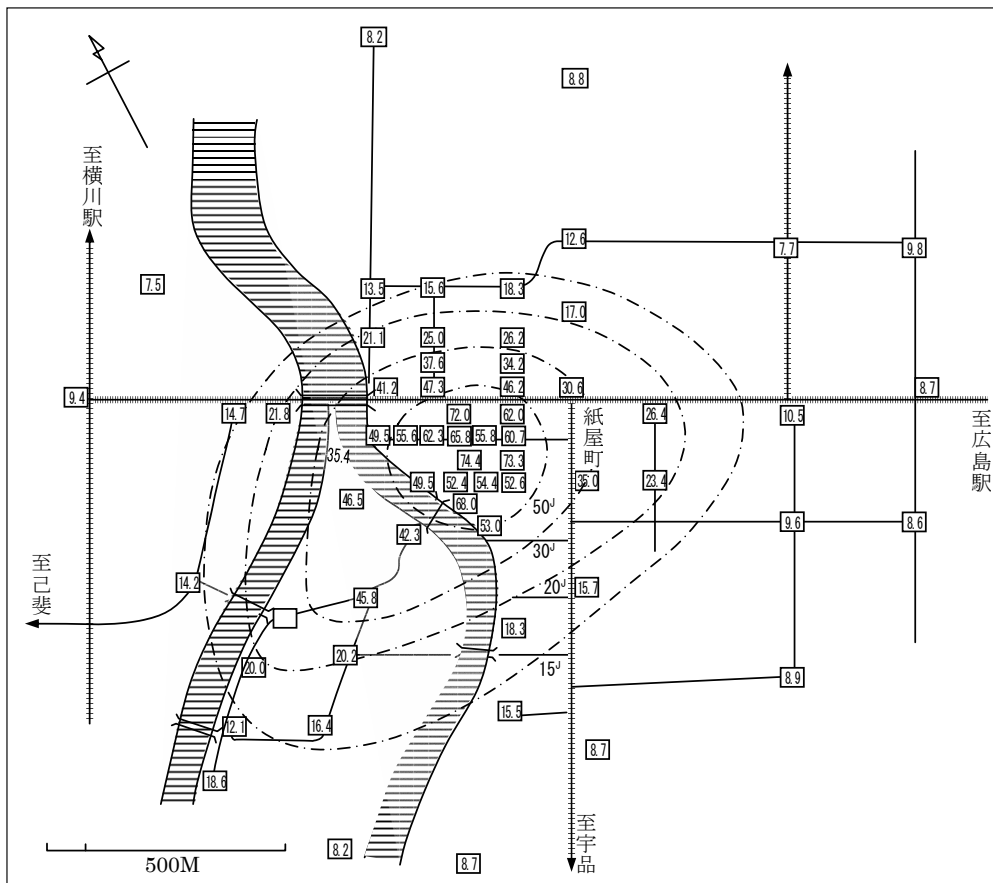


図4. 宮崎らの Neher 型宇宙線計による爆心地近辺の放射線量分布
1945.10.1~10.22.

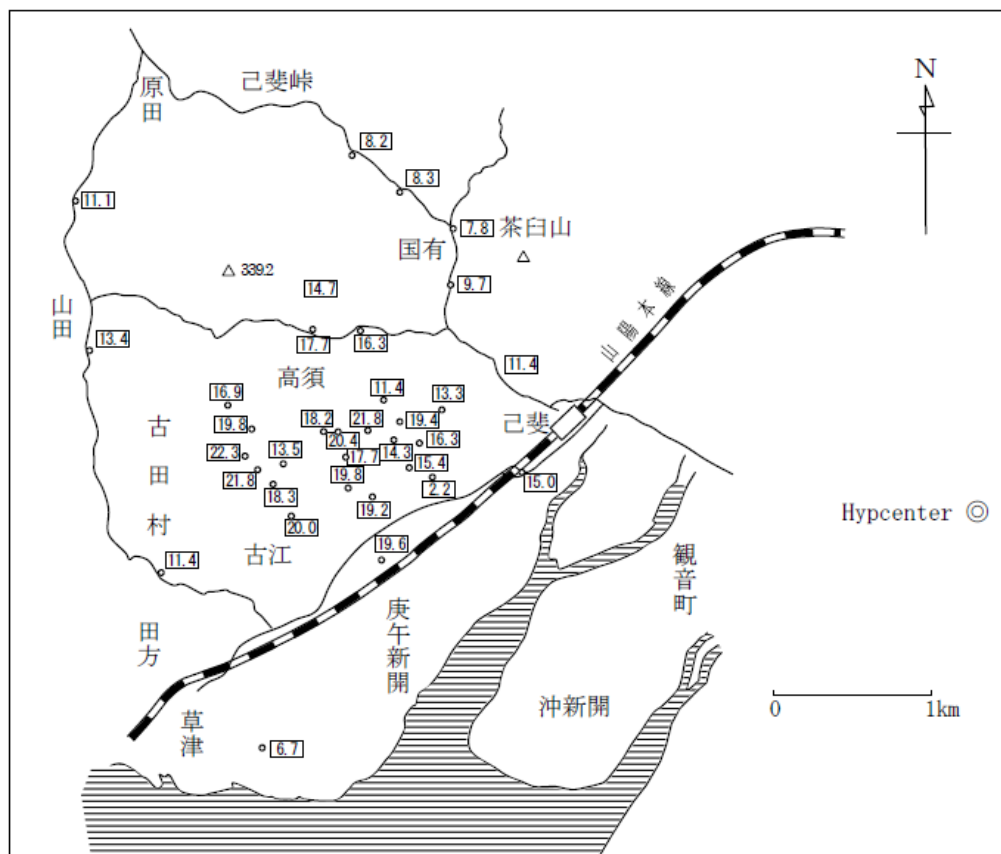


図5. 宮崎らの Neher 型宇宙線計による己斐・高須地区測定
1946.1.27~2.7.

2-4. 広島文理大グループ

広島文理大・物理学教室の藤原武夫らは、理研グループの Lauritzen 検電器を借り受けて、1945年9月、1946年8月、1948年1月及び6月の3回にわたって、広島市内各所と己斐高須地区の放射線サーベイを実施している[4]。ここでは、己斐高須地区のデータを引用しておく（表5、図6）。

表5. 藤原らによる己斐・高須地区の放射線サーベイ測定：Lauritzen 検電器

番号	測定場所	爆心からの方向 及び距離	放射能強度（BG 値に対する比）			
			第 I 回（1945）調査		第 III 回（1948）調査	
			強度	日付	強度	日付
35	市内庚午新開	西南西 4 km	1.0	(理研杉本測定)	1.5	1月7日
36	市内高須	西南西 3.5 km	1.8	同上	1.0	1月7日
37	市内古田町上野ガーデン	西南西 4 km	1.0	同上	1.0	1月7日
38	市内古田町福蔵寺	西 4 km	4	同上	1.4	1月7日
39	福蔵寺裏山	西 4.3 km	6	同上	1.5	1月7日
40	市内古田町古江	西南 4 km			1.0	1月7日
41	市内草津町荒手	西南 5.5 km			1.0	1月27日
42	安佐郡安村大須	北 7.5 km			1.0	1月27日
43	市内己斐町上町区	北西 3.5 km			1.1	1月29日
44	市内己斐上町	西北西 3 km			1.3	1月29日
45	市内己斐西本町	西 2.5 km			1.5	1月29日
46	市内己斐町報徳社	西北西 2.5 km			2.4	2月12日
47	市内打越町	北西 2.5 km			1.4	2月12日
48	市内打越町下山手	同上			1.2	2月12日
49	市内打越町山麓	同上			1.4	2月12日
50	市内三篠町三滝橋	北北西 2.5 km			0.8	4月29日
51	市内三篠町三滝神社	北西 3.5 km			0.8	4月29日
52	市内三篠町三滝山頂	北西 4 km			0.7	4月29日
53	安佐郡安村下大町	北 6.5 km			1.7	6月8日
54	同上山腹	北 6.5 km			0.9	6月8日
55	安佐郡安村武田山中腹	北 5.5 km			1.0	6月8日
56	同上山頂付近	北 6.8 km			0.6	6月8日
57	安佐郡祇園町青原	北 5.5 km			1.3	6月8日
58	安佐郡祇園町東山本	北 5 km			0.9	6月8日
59	安佐郡祇園町西山本	北北西 5.5 km			1.2	6月8日
60	安佐郡祇園町安芸長束駅	北 4 km			1.5	6月9日
61	安佐郡祇園町長束山麓	北 4 km			1.1	6月9日
62	安佐郡祇園町長束山腹	北北西 4 km			1.0	6月9日
63	安佐郡伴村前原	北西 8.5 km			2.5	6月10日
64	同上山麓	北西 7.5 km			1.5	6月10日
65	同上山腹	北西 7 km			1.3	6月10日
66	同上権現峠	北西 6.5 km			1.3	6月10日
67	安佐郡祇園町山本山腹	北北西 6 km			1.6	6月10日
68	同上山麓	北北西 5.5 km			1.0	6月10日
69	同上専念寺境内	北北西 5 km			1.2	6月10日
70	安佐郡伴村大塚	北西 7 km			1.6	1月27日
71	同上山麓	北西 6.5 km			1.6	6月11日
72	安佐郡伴村畑峠	北西 5 km			0.9	6月11日
73	広島市畑山腹	北西 4.5 km			1.2	6月11日
74	広島市畑	北西 4 km			1.6	6月11日
75	佐伯郡石内村原田	西北西 6 km			1.1	6月12日
76	佐伯郡石内村己斐峠中腹	西北西 5.2 km			1.0	6月12日
77	佐伯郡石内村己斐峠	西北西 4.2 km			1.2	6月12日
78	広島市己斐町己斐山腹	西北西 4.3 km			0.9	6月12日

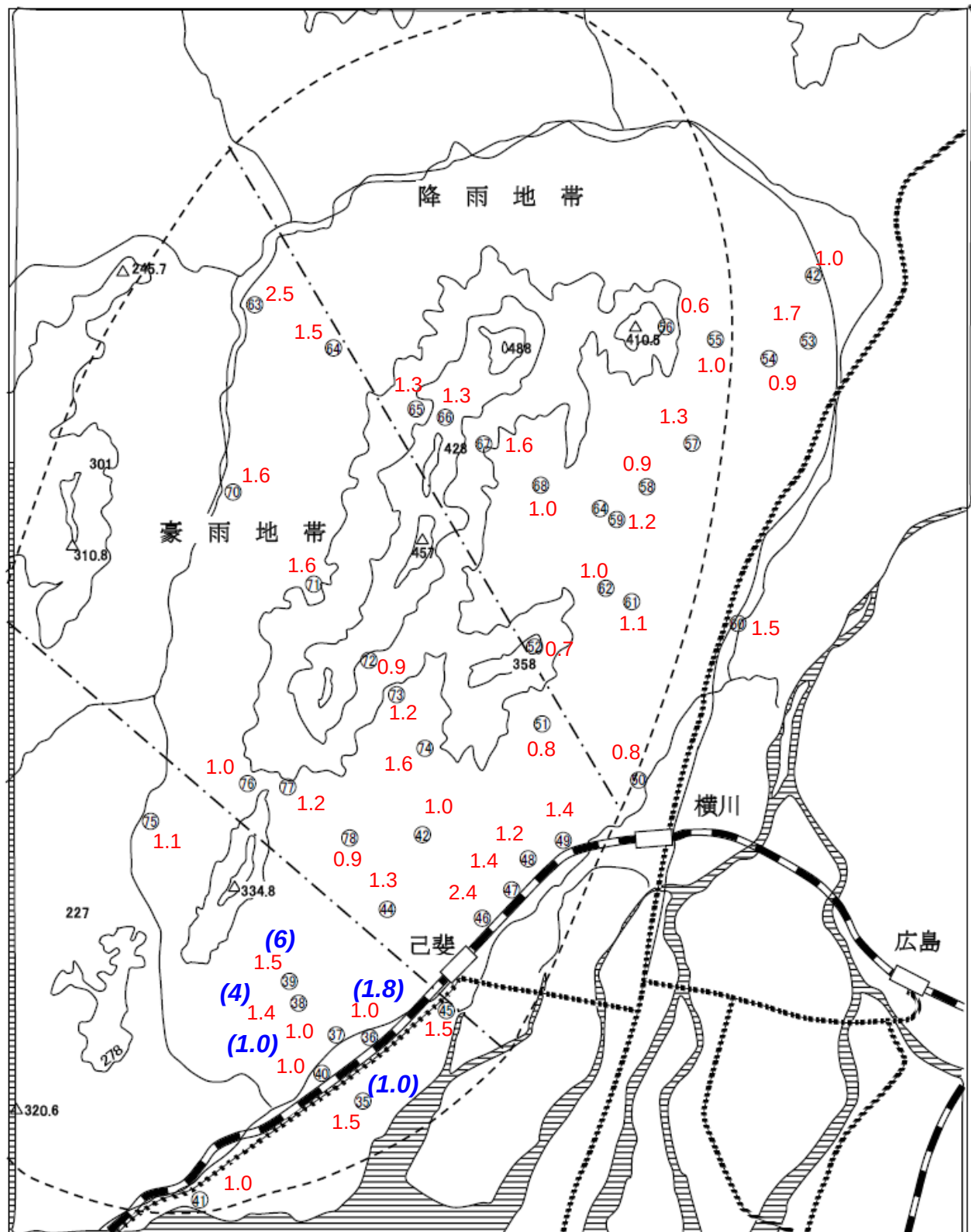


図6. 藤原らによる放射線量調査点：1948年データ。○数字は表4の番号で、値はBG値に対する比。()内は、1945年9月のデータ。

1945年9月データでは、No.38(福蔵寺)とNo.39(福蔵寺裏山)で大きな値が認められる。1948年データの最大値は、No.63(安佐郡伴村前原)の2.5であるが、後に図11に示すように、原爆由来のフォールアウトとは考えがたく、自然BGと測定のパラッキ変動と考えた方が無難であろう。

2. 米国側の放射能調査活動

2-1. 1945 年 9 月の調査

米軍で最初に放射線サーベイを行ったのは、マンハッタン計画の調査チームで、9 月 8－9 日に広島、13・14 日に長崎の調査を実施している[7]。しかし、どのような測定器でどこを測定したかなど、調査の細かいことは明らかでない。このとき広島の調査に同行した Farrell 准将は、9 月 12 日の記者会見で『廃墟となった街に放射能の危険はない』と強調している[19]。

2-2. 1945 年 10－11 月の詳細調査

マンハッタン計画（MED : Manhattan Engineering District）調査団は 2 手に分かれ、9 月 20 日～10 月 6 日に長崎、10 月 3 日～7 日に広島の詳細調査を行っている[8]。広島の調査には 2 つの Lauritzen 検電器と 2 つのガイガー計数管を用いている。また、米軍海軍医学研究所（NMRI : Navy Medical Research Institute）の Pace と Smith は、ガイガー計数管で、10 月 15 日～27 日に長崎（約 900 カ所）、11 月 1 日～2 日に広島（約 100 カ所）の測定を実施している[9]。MED 調査団と Smith & Pace が報告している広島放射線量の等高線図[20]を図 7 に示す。

図 7 の左（MED 調査団）と右（Pace&Smith）では中心部の線量分布が明らかに異なっている。Pace&Smith では爆心を中心にはほぼ円形の分布を示しているが、MED では北へ延びている。線量値も MED 調査団の方が大きい。

今年（2010 年）3 月 3－4 日に広島大原医研で行った“Black rain workshop”において、鎌田七男先生から（Wilson 論文[21]を引用して）『MED 調査団の線量分布が北へ延びているのは、fallout 放射能のせいではないか』とのコメントがあったので、MED 調査団で放射線測定を担当していた Tybout 報告に示されている個別の測定データを検討してみた（図 8）。

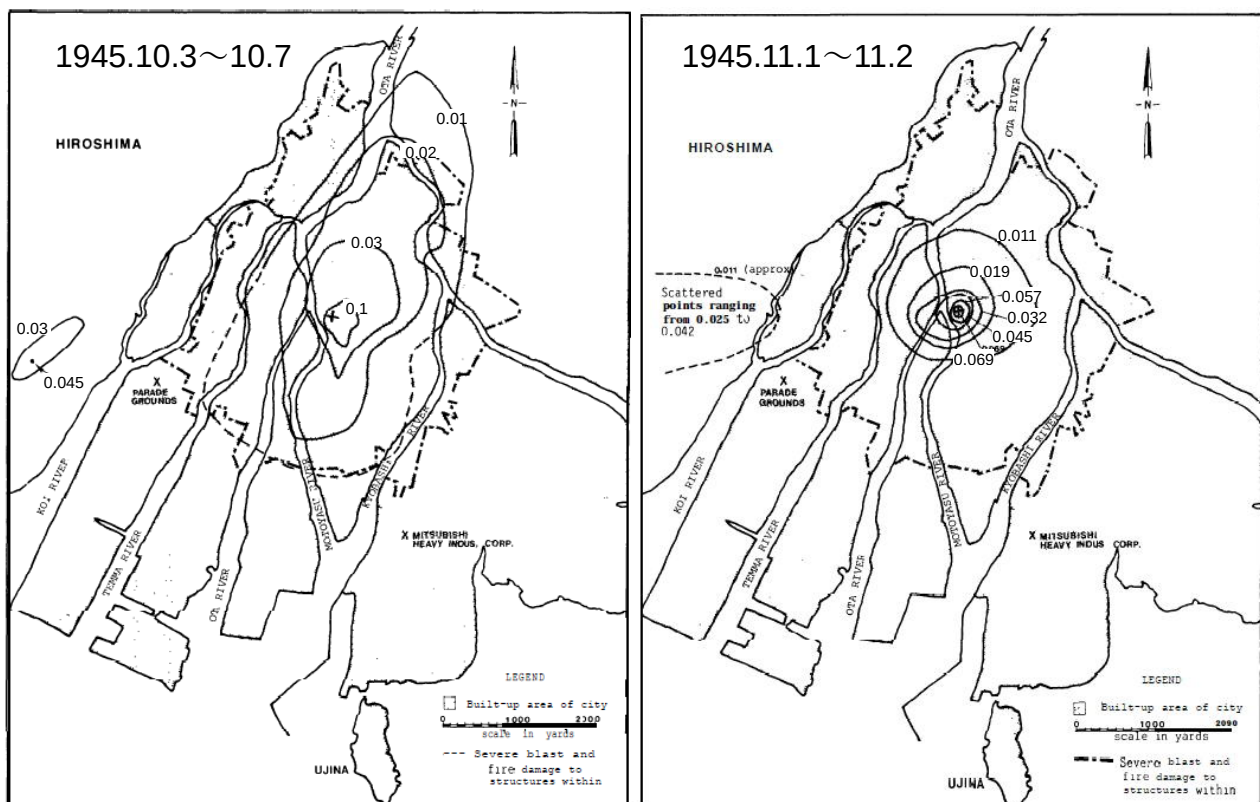


図 7. マンハッタン計画調査団：MED（左）と米軍海軍医学研究所：NMRI（右）による残留放射線の等線量図。単位は mR/h。

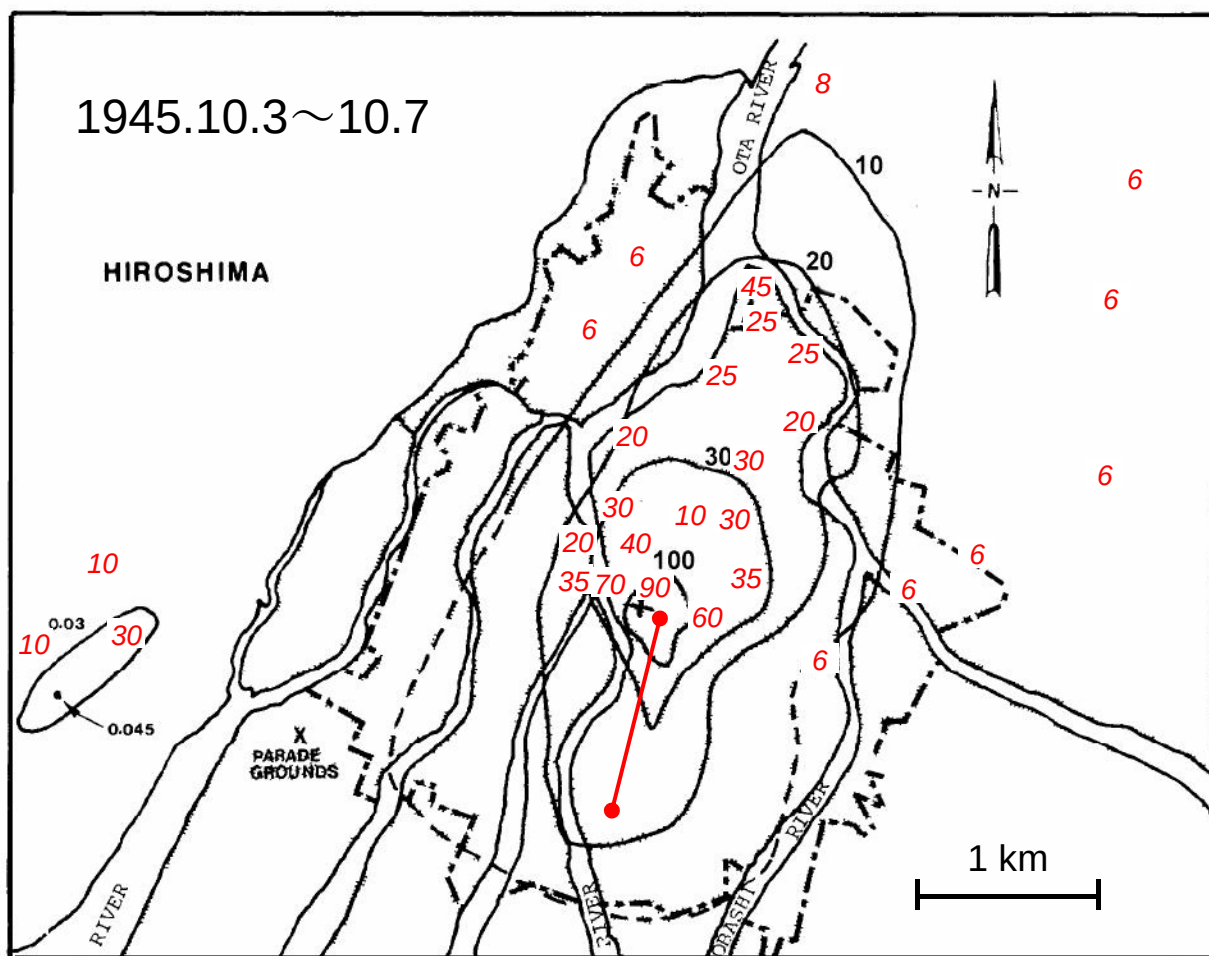


図8. MED 調査団の等線量線に Tybout 報告の測定データを書き入れたもの。単位は $\mu\text{R}/\text{h}$ 。中心から南南西への線は、3つの通り（電車通りと裏通り？）に沿った、150 ヤード毎のデータがある（100 から約 20 に減少）が省略。測定器は Victreen 社製の GM 管と思われる。

図8は、己斐・高須地区以外に、爆心から北北東 2km の白島町あたりにもフォールアウトスポットのあった可能性を示唆している。表2の京大データで工兵橋と横川駅付近で若干の放射能が報告されていることも、その可能性を支持する方向であるが、図4の宮崎らや図7の Pace&Smith データでは、北方向でのスポットは示されていない。参考に、広島誘導放射線量に関する今中の計算[22]を図9に示す。爆心から1 km 離れると、線量率は2桁以上下がるはずで、図8のような分布は誘導放射能では説明できない。

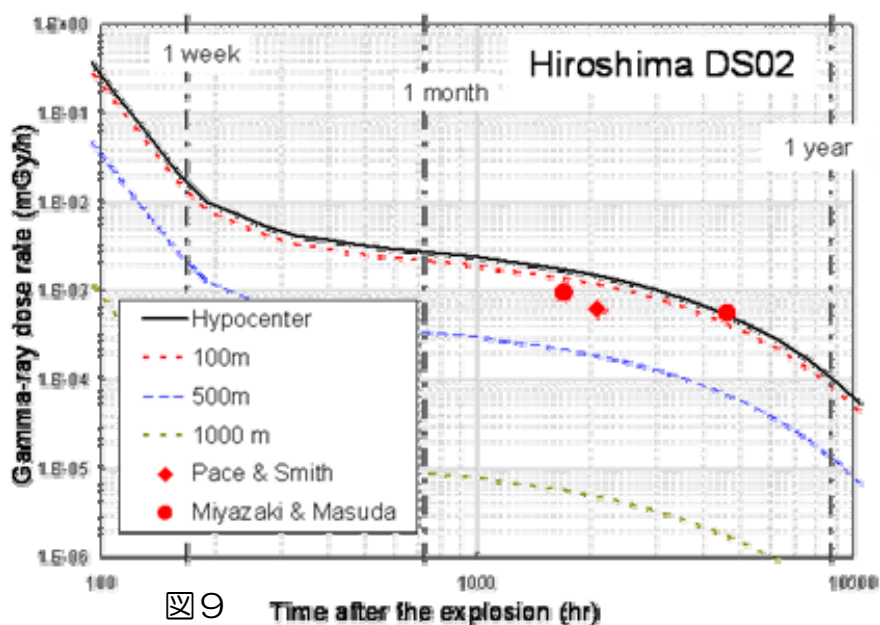


図9 Time after the explosion (hr)

2-3. Tybout 報告 Appendix

(昨年オーストラリアの国会図書館から入手した) Tybout 報告をめくっていて奇妙なデータがあったので紹介しておく。図 10 の A~D は、爆心を通る線上での放射線量測定値のプロットである。A は、西から東への 9 月 3 日の測定値で、木村による表 4 の 9 月 4 日測定データに対応している（表では東から西の順）。注目されるのは、C の [北西-南東(?)方向] データで、爆心より北西 1000m がピークになっている。Tybout 報告書には「御園生少佐によって行われたガンマ線の相対強度測定値を、日本側の図から再プロットした」とだけ書いてある。

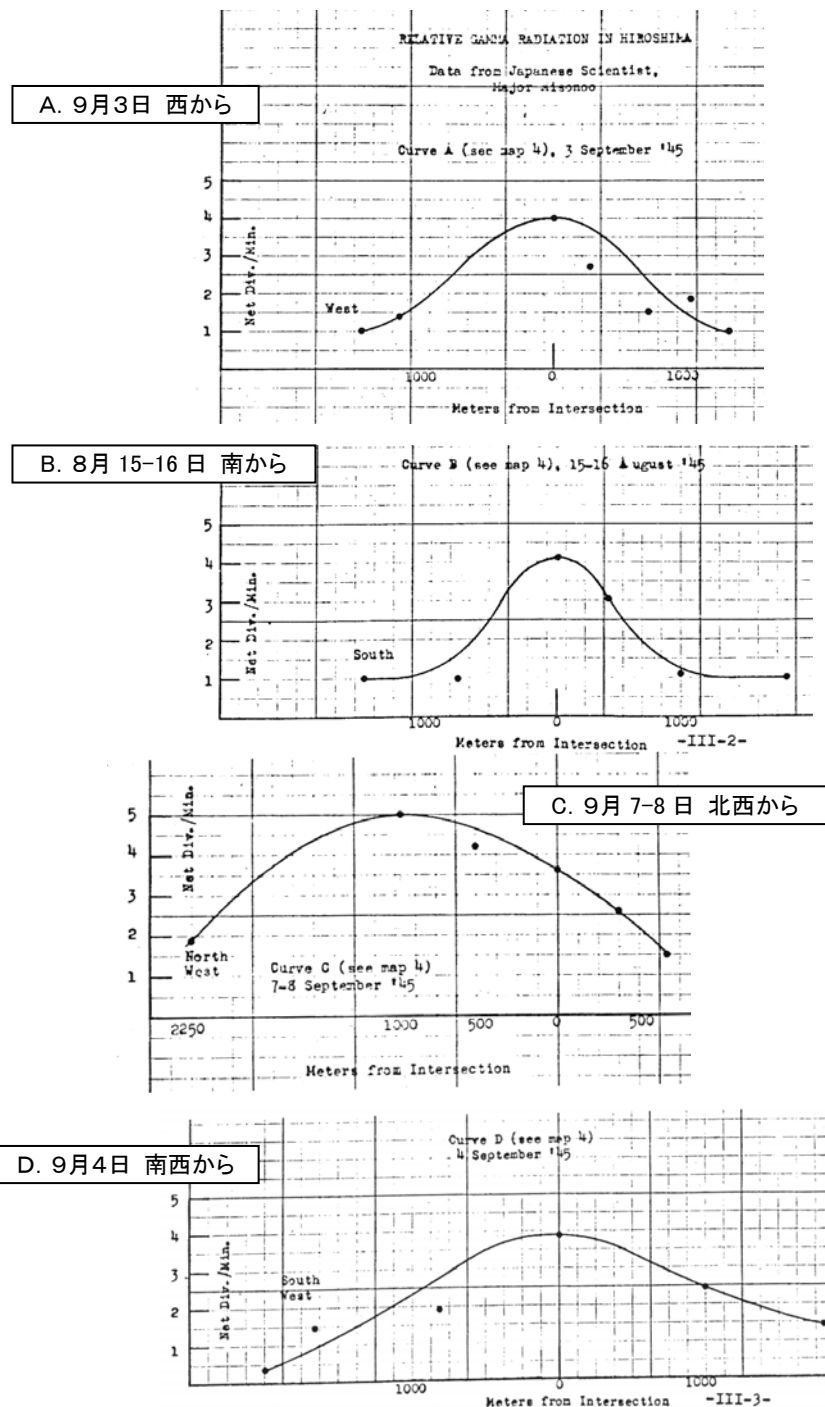


図 10. 爆心を通る線上での放射線量分布. Tybout 報告 Appendix.

3. まとめ

◇ 原爆直後に山を越えた大雨地域の放射能調査は行われていない

己斐・高須地区のファールアウトについては、日米ともに、原爆直後に活発な放射能調査が行われた。しかし、己斐峠を越えたいわゆる『豪雨地帯』での放射能調査は実施されなかった。1948 年になって広島文理大・藤原らが Lauritzen 検電器を用いた調査を実施しているが、図 10 に示したように、その段階では、黒い雨とともに原爆由来ファールアウトの沈着があったとしても、その放射線の検出は不可能であったと考えてよいであろう。

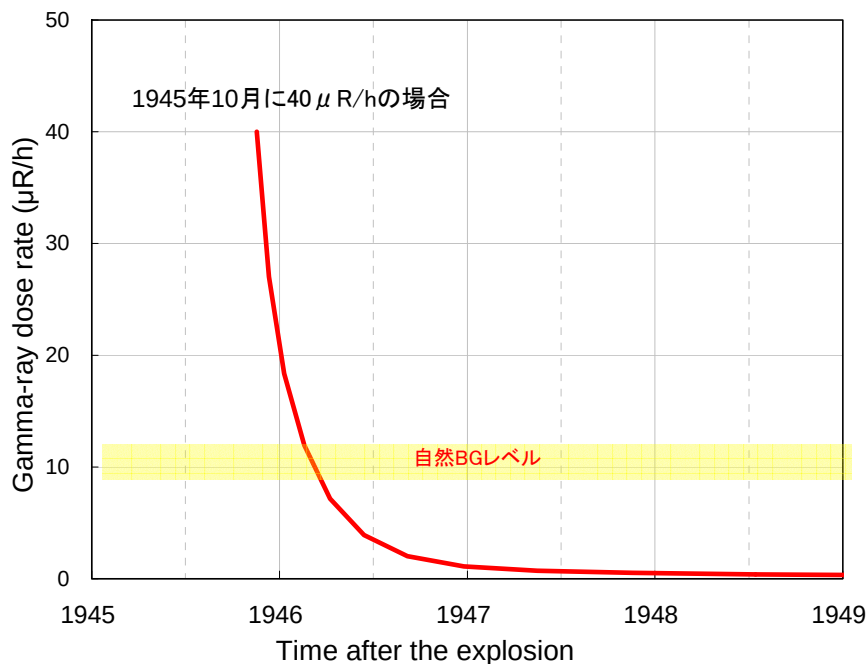


図 11. 地表に沈着した FP 放射能からの空間線量率の減衰。

◇ 爆心から1～2km 北側にも黒い雨ファールアウトスポットのあった可能性がある

図 7、8 に示されているように、マンハッタン計画調査団データからは、白島町北部一帯にも己斐・高須地区程度のファールアウト放射能の沈着があった可能性が示唆される。また、データの素性ははっきりしていないものの、図 10・C もその可能性を示している。

これまでも、仁科土壌試料や広大理学部に保存されていた被爆岩石試料に関する静間測定[16,23]、刀鏢など爆心地近辺サンプルの小村測定[24]などで、市内中心部においても ^{137}Cs が検出されていたが、そのレベルは己斐・高須地区の数 10 分の 1 以下と思われ、(今中の判断としては) 被曝源としては無視できるものとしてきた。白島町北部に己斐・高須地区と同等またはそれ以上の FP 放射能スポットがあったとしたら、『DS02 では考慮されていない黒い雨放射能が LSS 調査集団の被曝に寄与している可能性』について、もっとキチンと検討する必要がある。

といっても、結論を急ぐ前にまずは、日本側調査担当者の手記や、Pace & Smith のよりオリジナルなデータなどを含めて再検討しておきたい。

文献

1. 仁科記念財団編纂「原子爆弾 広島・長崎の写真と記録」(以下、仁科財団本) 光風社書店、1973
2. 荒勝文策「爆発後数日間に行える広島市の放射能学的調査に関する報告」原災報第1分冊 p5-10
3. 山岡静三郎ほか「広島原子爆弾災害報告」原災報第1分冊 p1-4
4. 藤原武夫、竹山晴夫「広島市付近における残存放射能について」同上 p75-83
5. W・バーチェット著、成田良雄・文京洙 訳「広島 TODAY」連合出版、1983
6. 高橋博子「封印されたヒロシマ・ナガサキ」凱風社、2008
7. “Hiroshima and Nagasaki occupation forces” Defense Nuclear Agency FACT SHEET 6 August 1980
8. Tybout R. A. “Section B Radiation in Hiroshima and Nagasaki” 6 April 1946
9. 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
10. 日本学術会議・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書 総括編」日本学術振興会 1951
11. 日本学術会議・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」(以下、原災報) 第1分冊、第2分冊、日本学術振興会 1953
12. 木村毅一「枕崎台風による遭難 回想」仁科財団本 p119-120
13. 村地孝一ほか「放射能の測定 原子爆弾(広島)調査・中間報告」仁科財団本 p59-62
14. 木村一治「ローリツェン電気計による広島爆央地付近における放射能の測定」原災報第1分冊 p40-41
15. 山崎文男「原子爆弾後、広島西方に残った放射能について」原災報第1分冊 p25-33
16. Shizuma K. et al. “Cesium-137 Concentration in Soil Samples from an Early Survey of Hiroshima Atomic Bomb and Cumulative Dose Estimation from the fallout” Health Phys. 71 (1996) 340-346.
17. 宮崎友喜雄ほか「原子爆弾により生じた広島市内およびその付近の放射能について (その1)」原災報第1分冊 p34-35
18. 宮崎友喜雄、増田時男「原子爆弾により生じた広島市内およびその付近の放射能について (その2)」原災報第1分冊 p35-38
19. Lawrence W. H. “No radioactivity in Hiroshima ruin”, New York Times, September 13, 1945
20. W. McRaney, J. McGahan “Radiation dose reconstruction U.S. occupation forces in Hiroshima and Nagasaki, Japan, 1945-1946”, DNA 5512F, 6 August 1980
21. Wilson R. R. “Nuclear radiation at Hiroshima and Nagasaki”, Radiation Research 4 (1956) 349-359
22. Imanaka T. et.al. “Gamma-ray exposure from neutron-induced radionuclides in soil in Hiroshima and Nagasaki based on the DS02 calculation” Radiation Environ Biophys 47 (2008) 331-336
23. Shizuma K. “Fallout in the Hypocenter Area of the Hiroshima Atomic Bomb” Health Phys. 57 (1989) 1013- 1016.
24. 小村和久「 ^{108m}Ag を用いる新しい原爆中性子評価」放射化学ニュース No.13 (2006)11-17

これまでの黒い雨の測定結果等について

静間 清

広島大学大学院工学研究科

1. 広島原爆の初期調査およびその後の調査

初期調査については主として原子爆弾災害調査研究特別委員会の報告書¹⁾にまとめられている。この委員会は原子爆弾の災害を総合的に調査研究するために、1945 年 9 月に文部省学術会議により設立され、物理化学地学科会をはじめ 9 分科会で構成された。

1945 年、8 月 8 日に理化学研究所の仁科芳雄氏は陸軍調査団とともに空路、広島に入った。8 月 9 日には仁科氏の指導のもとに陸軍関係者により爆心から 5km 以内の 28 カ所から土壌試料が採取された²⁾。試料は使用済みの封筒などに入れられて 8 月 10 日に東京に空輸され、その日の内に理研において測定されて、銅線から放射能が検出された。これにより原爆であることが確かめられた。この他、初期調査としては 8 月 10 日に大阪調査団³⁾が入市し、携帯用箔検電器を使用して西練兵場の砂から放射能を検出した。翌 11 日には市内の数ヶ所から砂を採取し、己斐駅付近で放射能が高いことが確かめられた。8 月 10 日には京都大学調査団⁴⁾も入市し、市内で砂を採取して 11 日に帰京ののち放射能を検出した。そして、9 月 3 日、4 日には山崎文男氏⁵⁾（理研）がローリッツェン検電器を自動車に乗せて外部放射線量の現場測定を行った。

渡辺武男氏（東京帝国大学教授）は地学班長として 1945 年 10 月 11 日に広島に入り、11, 12, 13 日に広島の調査を行った⁶⁾。14 日には長崎に向かい、15-19 日に長崎の調査を行った。さらに、1946 年 5 月 7 日に広島、13 日に長崎を再調査した。渡辺氏の収集した資料は東京大学総合研究試料館（現、東京大学総合研究博物館）で保管されていた。これらの試料は平成 16 年 1 月 24-4 月 12 日に「石の記憶-ヒロシマ・ナガサキ」として初めて特別展示されるとともに、写真集⁷⁾にまとめられている。渡辺氏の調査のあと小島丈児氏（広島文理大）らは独自に調査を行った。実際の現地調査と試料収集は 10 月 27 日、11 月 4, 5, 9, 13 日、12 月 2, 3 日に当時学生であった秀 敬氏（広島大学名誉教授）が行った。これらの試料は岩石学的調査のあと、広島大学理学部岩石学教室で保管されていた。

原爆後、1945 年 10 月 3 日～7 日には、日米合同調査団の調査⁸⁾が行われた。この調査では携帯用ガイガーミュラー計数管を用いて広島の 100 ヶ所、その後、長崎で 900 ヶ所について行われた。そして、両市の爆心地と風下にあたる広島市の西方 3.2km の高須地区、長崎市の東方 2.7km の西山地区で高いことが確かめられた。

近年の調査として、昭和 51 年度および 53 年度に厚生省は広島において爆心地から半径 30km の範囲の 107 地点、長崎で 98 地点について土壌を採取し、フォールアウトに含まれる ^{137}Cs 、 ^{90}Sr の調査を実施した⁹⁾。しかしながら、当時はすでに核実験フォールアウトの影響があり、広島原爆に起因する明らかなデータは得られなかった。また、黒い雨地域と他の地域との違いも認められなかった。

爆発の 20～30 分後から黒い雨が降ったことが知られている。1953 年、宇田道隆氏ら¹⁰⁾は、雨域、降雨開始時刻、降雨継続時間などについて 116 のアンケート調査を行った。宇田氏らは 1 時間ないしはそれ以上激しい降雨のあった区域は長径 19km、短径 11km の楕円ないしは長卵型で、少しでも降雨のあった区域は長径 29km、短径 15km の長卵型の区域であった。この降雨地域を図 1 に示す。その後、

1987 年 8 月(昭和 62 年 6 月)に増田善信氏は宇田氏の調査データに加えて再度、170 のアンケート調査を実施し、さらに気象データをもとに降雨地域は従来よりも広い説¹¹⁾を発表した。その降雨地域を図 2 に示す。

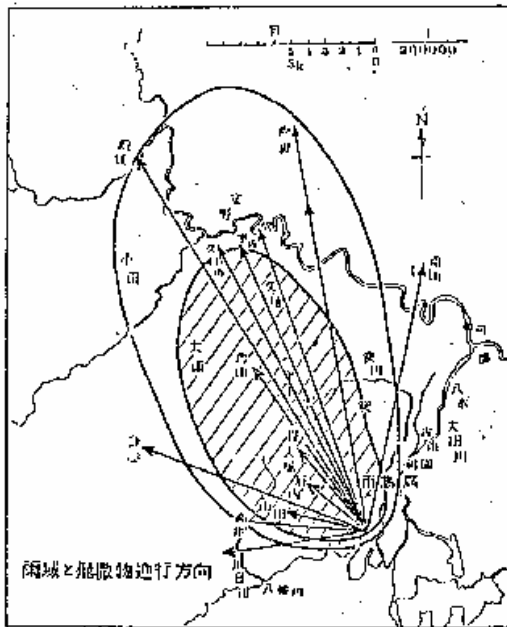


図1 宇田雨域(文献 10)

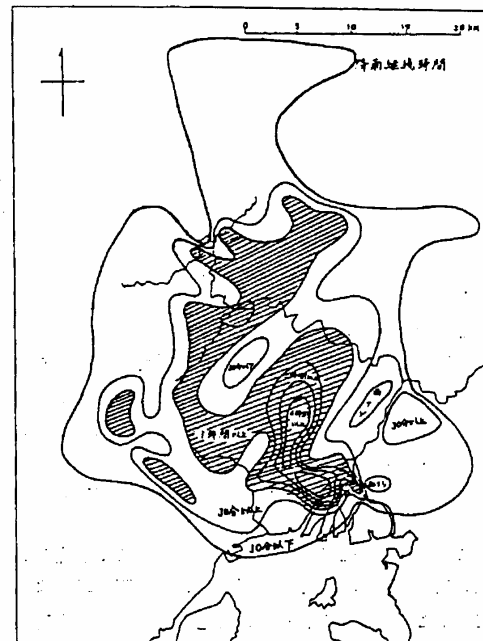


図2 増田雨域(文献 11)

昭和 62 年 6 月に我々は(株)中国放送より、広島市の近郊で黒い雨にあったといわれる農具等の放射能測定を依頼された。それらは、(1) 背負子(湯来町白砂)、(2) ベニヤ板(加計町穴)、(3) 雨戸(広島市口田)であった。これらの測定結果は文献 12 に報告した。

本報告においては、1. 湯来町試料等の測定、2. 広島大学理学部岩石学教室の被爆試料、3. 理化学研究所の土壌試料、4. 広島市原爆資料館の黒い雨壁面の測定についてまとめる。

2. 湯来町試料等の測定

中国放送より提供を受けた 3 点の試料、背負子、ベニヤ板、雨戸の写真を図 3 に示す。また、それらの位置を図 4 に示す。

(1) 背負子(背負子 1 とする)(湯来町白砂)

現在の小雨地域の外にある農家の所有のものである。原爆当日、屋外にいた所有者が降り始めた雨を避けるためにこの背負子を傘代わりに使用したとのことであった。この背負子の保存状態を調べるために現地で聞き取りを行ったところ、この背負子はその後、納屋の軒先に掛けられていた。この納屋は昭和 60 年頃に取り壊されて、その後は倉庫の中に収められていた。

(2) ベニヤ板(加計町穴)

原爆当日、広島市内から舞い上がった紙や板切れが加計町まで飛んできたものの一つ。台枠に張りつけられて保存されていた。黒い雨をあびたかどうかについては不明。

(3) 雨戸(広島市口田)

民家の 2 階の雨戸で、黒い雨をあびたとされるもの。この雨戸はその後も、昭和 62 年当時まで使

用されていたので核実験フォールアウトの影響を受けている。

図3 広島市近郊で集められたサンプル

A：背負子1、B：ベニヤ板、C：雨戸

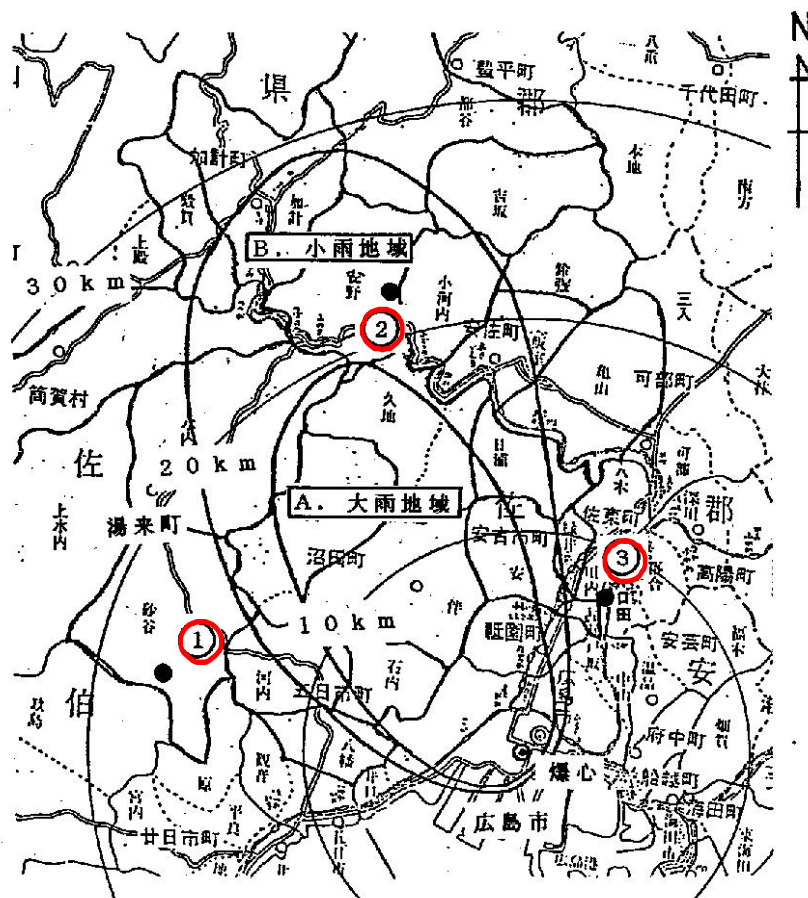
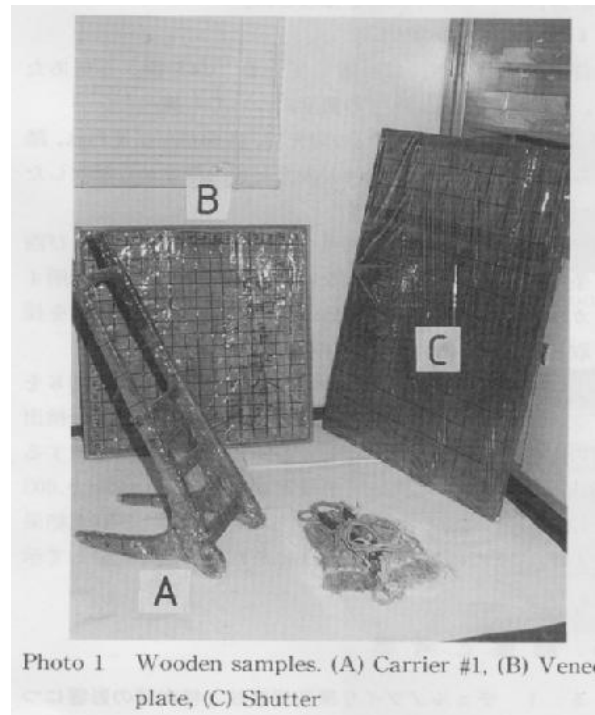


図4 黒い雨雨域（宇田雨域）と広島市近郊で集められたサンプル①：背負子1（湯来町白砂）、②ベニヤ板（加計町穴）、③：雨戸（口田）

各試料の検査に先立ち、GM サーベイメータ（Aloka 製 GP-1013C）で表面汚染のチェックを行った。いずれの試料も測定値はバックグラウンドと同程度で、サーベイメータにより検出されるような表面汚染は無かった。

次に、各試料から小片を切り出し、低バックグラウンド Ge 検出器を使用して ^{137}Cs の測定を行った。この検出器は Ge 検出器（結晶体積 124cm^3 ）と鉛遮蔽（ 20cm ）から構成されている。この低バックグラウンド装置では ^{137}Cs 662keV γ 線に対するバックグラウンド計数率を $1/140$ に低減することができる。

背負子 1 から $2\text{cm}\times 2\text{cm}\times 3\text{mm}$ の木片を 40 片切り出し、Ge 検出器で測定した。木片の部位を図 5 に示す。背負子 1 の ^{137}Cs の測定結果を図 6 に示す。このほかに対照試料として原爆以降に作られた背負子 2、加茂郡黒瀬町の農家からいただいた背負子 3、荷車、納屋の梁、鋤についての ^{137}Cs の測定結果を図 7 に示す。

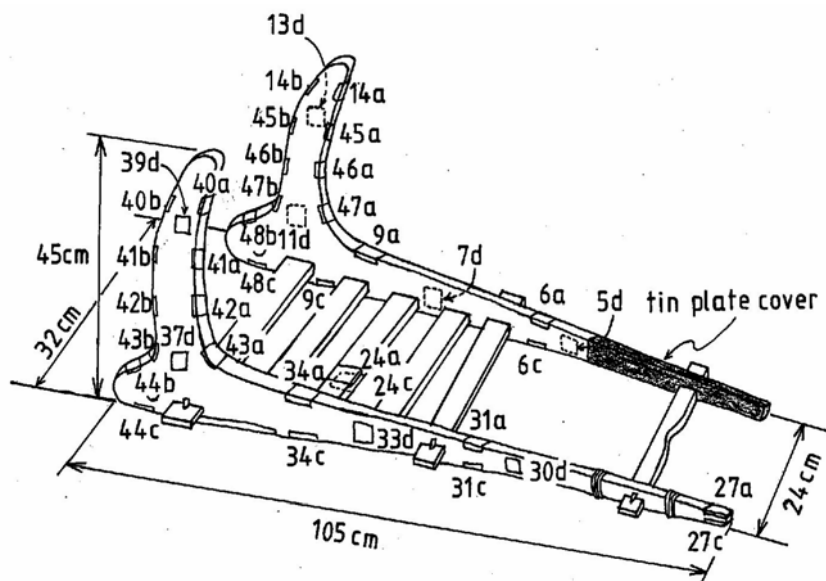


図5 背負子 1 から切り出した測定用木片サンプルの位置

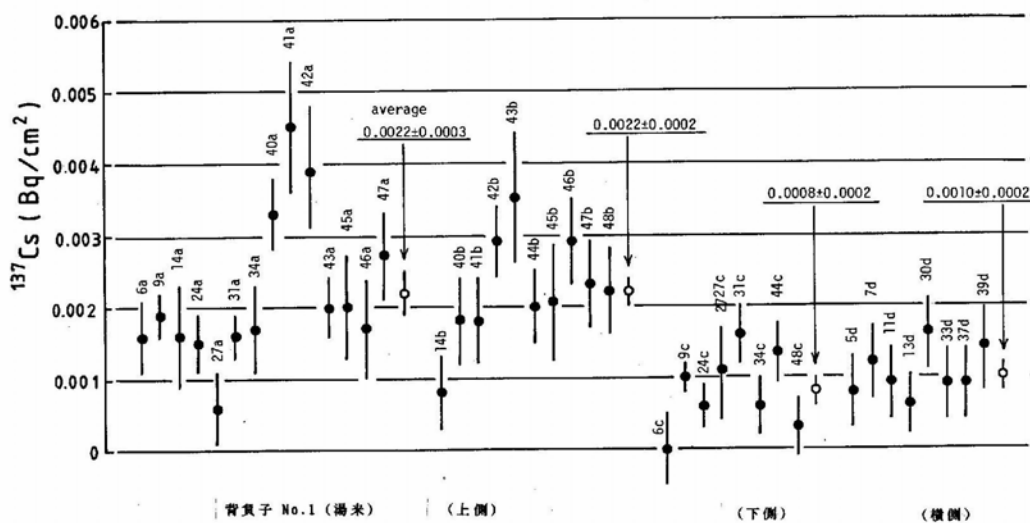


図6 背負子 1 の ^{137}Cs 測定結果

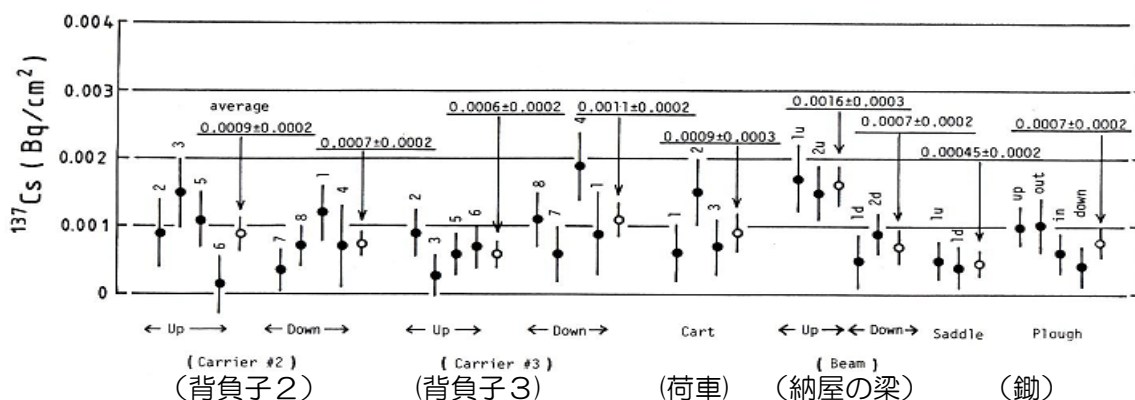


図7 背負子2、背負子3、荷車、納屋の梁、鋤の ^{137}Cs 測定結果

また、背負子以外に土壌試料も採取して ^{137}Cs の測定を行った。背負子1の所有者の庭先の土と、対照試料として広島大学工学部（東広島市）のキャンパス内、古い神社など4ヶ所の土を採取した。その ^{137}Cs の測定結果を図8に示す。

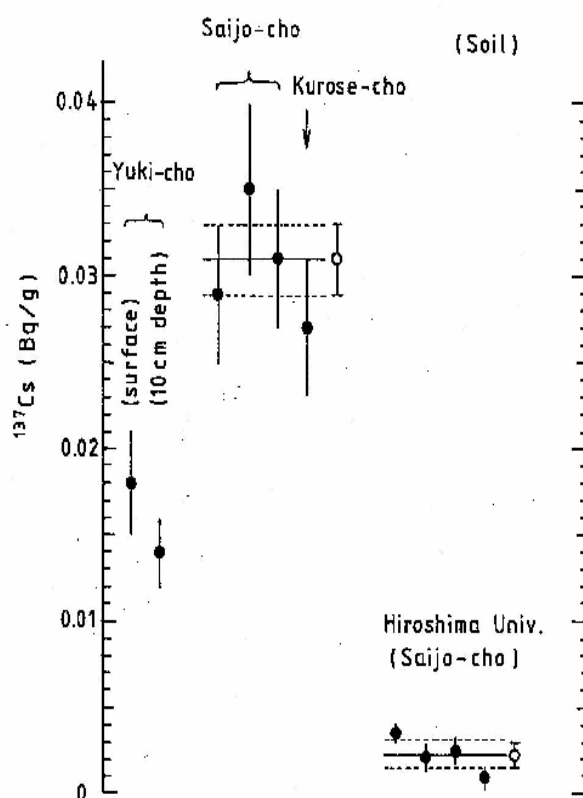


図8 土壌試料の ^{137}Cs の測定。
湯来町、東広島市西条町4サンプル、
広島大学工学部キャンパス内（東広島市）

図6に示すように背負子1の上側(荷物側)において、背中側より約2倍高い結果が得られた。しかしながら、その後、この背負子が納屋の軒先に長年掛けられていたために核実験フォールアウトが付着したことが考えられる。このため、背負子1の上側が原爆の ^{137}Cs が付着したためとは結論づけられない。また、土壌試料からも湯来町より東広島市の方が高くなっており、これは核実験フォールアウトの降下の地域差と考えられる。なお、広島大学工学部キャンパス内の ^{137}Cs はチェルノブイリ原

子炉事故によるものである。従って、原爆フォールアウトのみを見出すには核実験フォールアウトの影響を受けないように保存された試料でなければ困難であるといえる。

3. 広島大学理学部岩石学教室の調査試料

原爆線量の見直しが1980年頃から日米で開始された。その結果は1986年にDS86線量システム¹⁸⁾としてまとめられた。我々は1985年頃から原爆中性子による残留放射能の測定を行っていた。その間、1987年に、広島大学理学部岩石学教室に被爆試料が保管されていることを知った。これらの試料は倉庫のなかに14箱、別の部屋に3箱の合計17箱あった。図9に試料の一部を示す。



図9 理学部岩石学教室の原爆調査試料

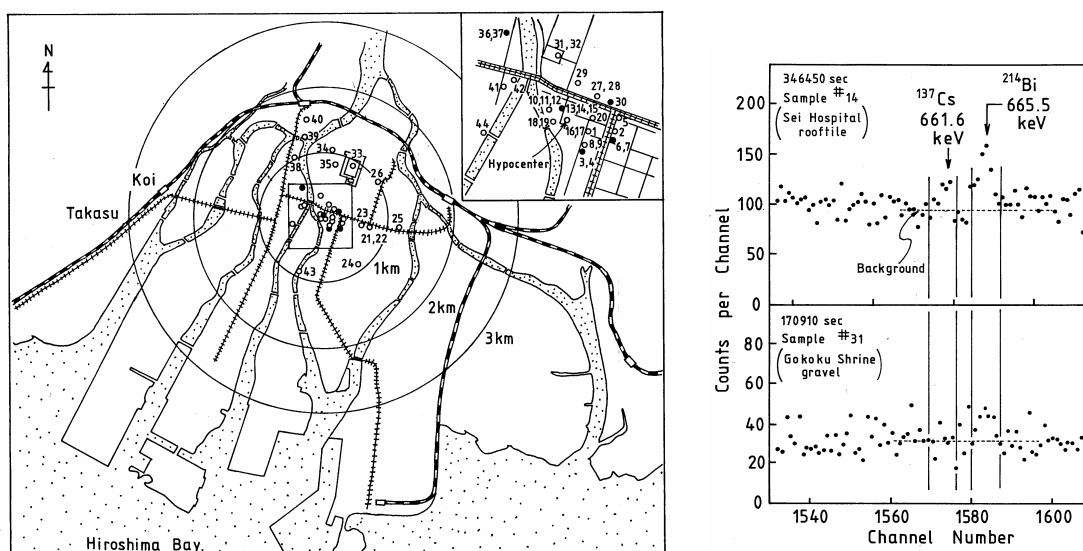


図10 理学部岩石学教室の被爆試料とガンマ線スペクトルの例¹⁴⁾

これらの試料採取を行った秀氏はフィールドノートと地図を保管されていた。フィールドノートから全サンプル 115 のうち、40－50 個の採取場所を確認できた。これらの試料は原爆の熱線による岩石学的調査の目的のために集められたので、爆心付近の試料が多く、己斐、高須付近の試料は含まれていなかったが、現在では存在していない爆心付近にあった広島郵便局、清病院、島病院などの建物の試料が数多く含まれていた。我々はこれらの試料についてまず、非破壊のままで、試料表面に付着しているフォールアウト成分 ^{137}Cs の測定を行い¹⁴⁾、続いて原爆中性子誘導放射能 ^{152}Eu の測定を行った¹⁵⁾。試料の採取位置と ^{137}Cs の 662keV 付近のガンマ線スペクトルの例を図 10 に示す。 ^{137}Cs が検出されたのは爆心付近の 5 サンプルのみであった。

4. 理化学研究所の土壌試料

我々は己斐、高須付近の被爆試料を探す中で、仁科氏により集められた土壌試料を岡野真治氏（元理研）が保管されていることを知った。これらの試料は 1992 年に広島市に返還された。試料の写真を図 11 に示し、試料の採取位置と、ガンマ線スペクトルの例を図 12 に示す。我々は低バックグラウンドガンマ線スペクトロメータを使用して ^{137}Cs の測定を行い、爆心から 5km の範囲内のフォールアウトの分布を調べた。そして、宇田雨域および増田雨域との比較を行い、旧広島市内の降雨域は増田雨域により近いと推定されることを示すとともに、フォールアウトによる放射線量の推定¹⁵⁾を行った。また、降雨地域との比較を図 13 に示す。



図 11 理化学研究所 仁科芳雄氏らにより集められた土壌試料

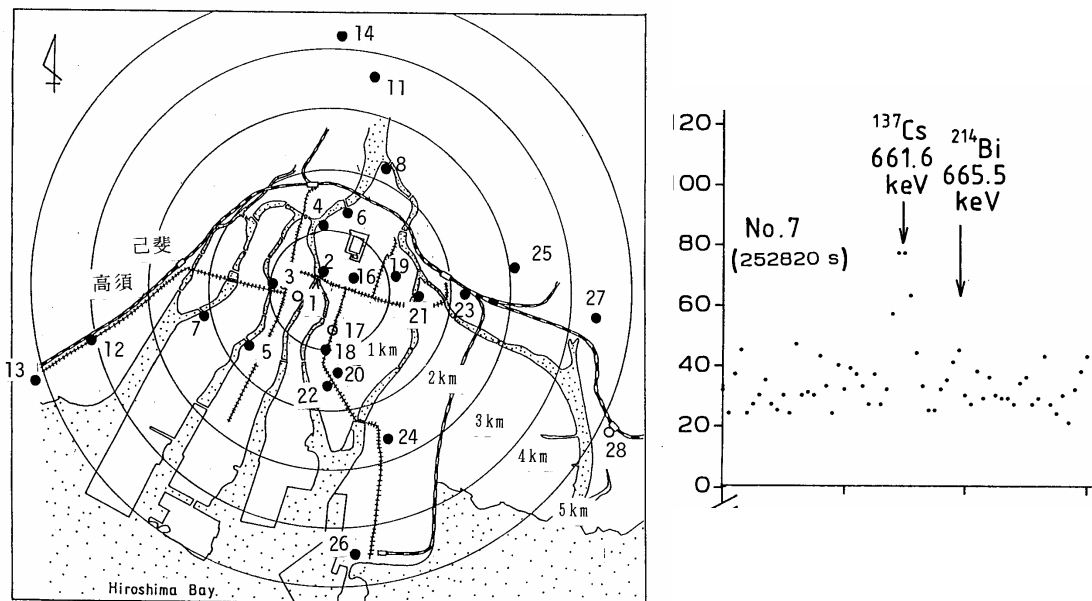


図 12 仁科芳雄氏らにより集められた土壌試料（白丸は現存しない試料）

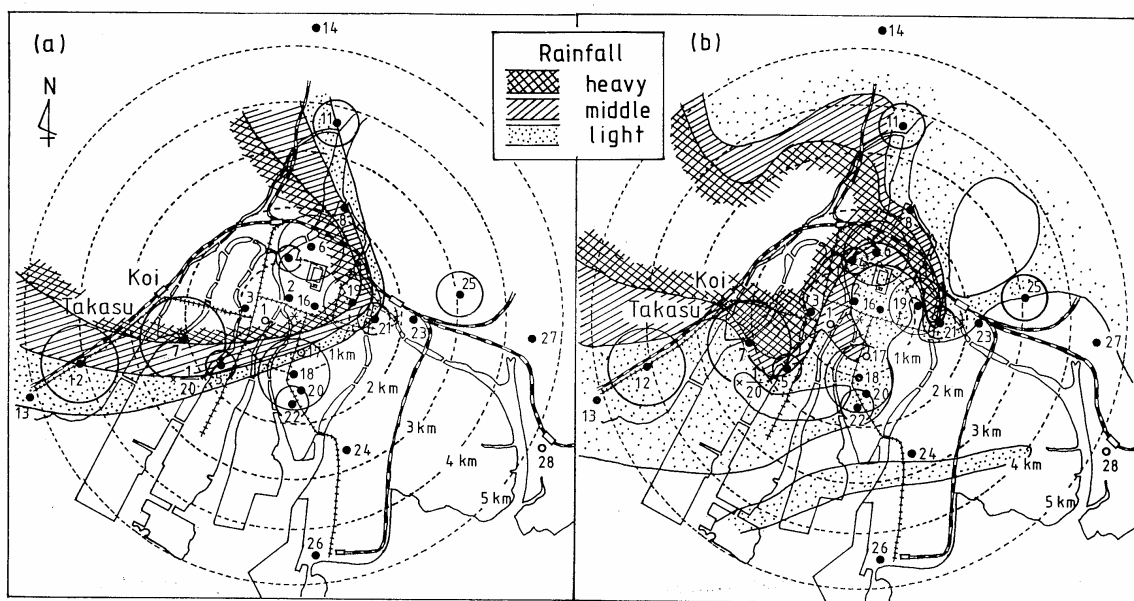


図 13 広島市内における ^{137}Cs の分布と宇田雨域（左）および増田雨域（右）との比較

しかしながら、仁科試料においても、もっともフォールアウトの激しかった、己斐、高須付近のサンプルは無かった。最も近いのは己斐橋付近（図 12 の No. 7）であったので、そこでの測定をもとに己斐、高須付近でのフォールアウトを推定した。

5. 広島市原爆資料館の「黒い雨」壁面

現在、原爆資料館（平和記念資料館）には黒い雨の痕跡の残る壁が2つ所蔵されている。いずれも広島市西区高須の八島秋次郎氏から寄贈されたものである。原爆による爆風で八島氏宅の屋根がずれ、屋根と洋間の内側の壁の間に隙間ができて、そこから黒い雨が降り込んで壁に跡が残った。雨は粘着性が強く、跡は少し厚みがあった。その跡を雑巾で拭いたので、現在は平らになっている。昭和42年に自宅改装の際、壁の一部が切り取られて原爆資料館に寄贈された。

その後、昭和60年にNHKにより黒い雨の特集番組が製作・報道された。その際、壁の一部が切り取られた。八島氏宅を図14に示し、この壁の写真を図15に示す。

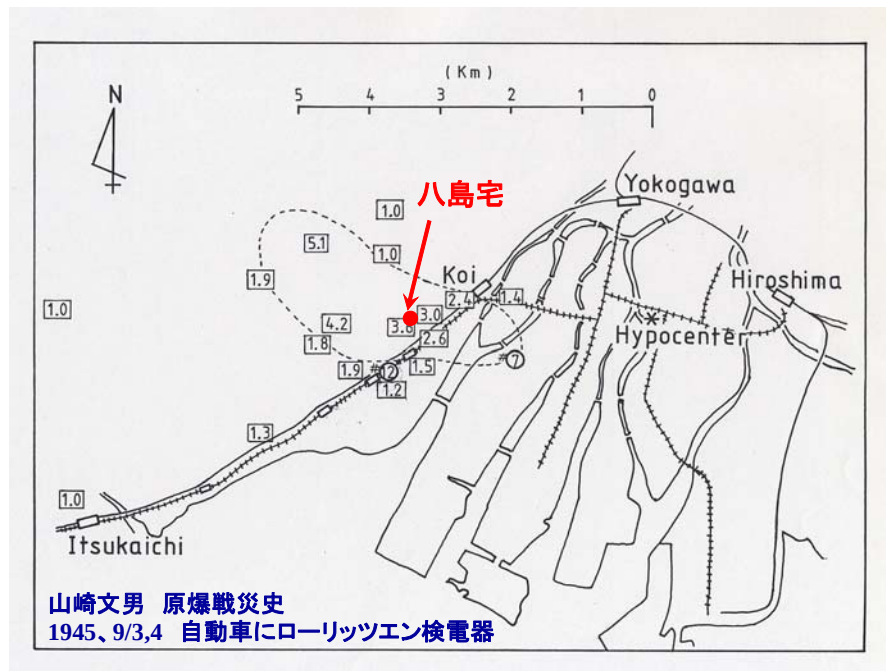


図14 黒い雨壁面の八島宅と山崎文男氏のヒロシマシ西部地域における線量測定

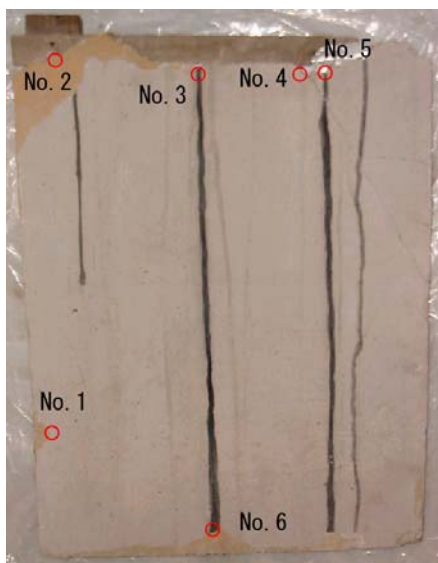


図15 昭和60年に切り取られた壁面

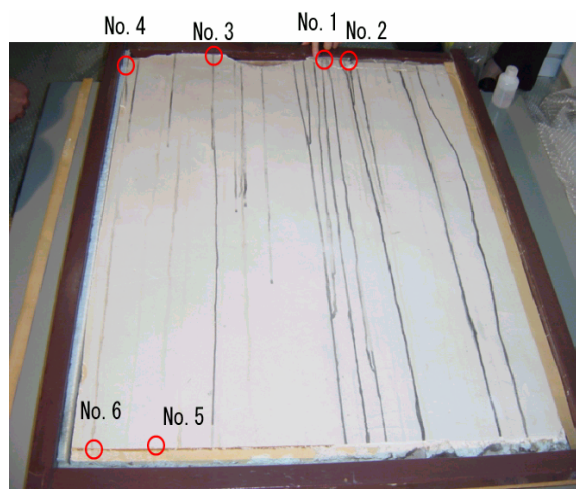


図16 昭和42年に切り取られた壁面

そして、イメージングプレートを用いてオートラジオグラフィを行った結果、黒い雨に原因する放射線像が検出された¹⁶⁾。この壁は平成 12 年 5 月に原爆資料館に寄贈された。我々はこの壁について 1) 高須地区の黒い雨の痕跡を残していることから、己斐・高須地区における ^{137}Cs の降下量を推定できること、2) 広島原爆に由来する濃縮ウランが検出できる可能性があることの 2 点を研究目的として調査を行った。広島原爆は濃縮したウラン 235 (U-235) を使用した唯一の爆弾であった。使われたウランは約 51kg であり、そのうち核分裂を起こしたのは 1kg 程度で残り約 50kg は爆弾のケース、核分裂片とともにガス化し、原子雲に含まれて飛散したと考えられている。黒い雨に原爆由来のウランが含まれていれば ^{235}U と ^{238}U の原子数比が天然比 (0.00726) よりも高くなることが予想される。ウランの原子数比を測定するには誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS) が最適であるので、広島の黒い雨地域の土壌の分析を試みていた藤川陽子氏 (京都大学原子炉実験所) と共同研究を進めた。まず、この壁の端から 6 個の小片を採取することの許可を得て、耳搔き一杯程度の小片 (重量 0.017g～0.275g) を採取した。採取位置を図 16 に示す。これらの試料をガンマ線検出器で測定することにより、黒い雨部分から ^{137}Cs が検出された。

広島における ^{137}Cs 測定データのまとめを表 1 に示す。数値は原爆直後に半減期補正をした値である。理学部岩石学教室の被爆試料のうち ^{137}Cs が測定された 5 サンプルから推定した爆心近くでの ^{137}Cs の降下量は $0.13 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$ であった。理研土壌試料のうち、己斐に近い No. 7 を除く試料から推定した ^{137}Cs 降下量は $0.15 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$ であり、前者とよく一致した。次に「黒い雨」壁面から求めた ^{137}Cs の平均表面密度は $4.9 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$ であった。この値は理研土壌試料のうちで、己斐に近い No. 7 試料から推定した ^{137}Cs の降下量とよく一致した。

表 1 広島における ^{137}Cs 測定データのまとめ

サンプル	^{137}Cs 濃度		強度比
1) 爆心付近	$1.3 \pm 0.7 \text{ mBq/cm}^2$	$0.13 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$	1/37
2) 理研土壌サンプル			
・ 10 サンプル平均 (No. 7 を除く広島市内)	$1.5 \pm 0.2 \text{ mBq/cm}^2$	$0.15 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$	1/32
・ No. 7	$49.3 \pm 5.2 \text{ mBq/cm}^2$	$4.9 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$	1
3) 「黒い雨」壁面	$48.5 \pm 22.5 \text{ mBq/cm}^2$	$4.85 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$	1
4) 核実験フォールアウト (1980 年以前、北緯 30—40° UNSCEAR1982)		$37 \times 10^8 \text{ Bq/km}^2$	7.6

^{137}Cs 降下量の相対的比較のために己斐・高須でのフォールアウト中の ^{137}Cs 降下量を 1 とすると、土壌試料のうち、No. 7 を除く試料から推定した旧広島市内の平均値の 38 倍、核実験フォールアウトの 1/8 である結果が得られた。

次に、ICP-MS 分析による U-235/U-238 同位体比は黒い雨の部分で天然比より有意に高いことがわかった。本研究の一部は 2004 年に開催された京都大学原子炉実験所専門研究会¹⁸⁾で報告した。

6. まとめ

1. 広島原爆のフォールアウトの影響を調べるためには核実験フォールアウトの影響を受けていない試料が必用である。
2. 広島市内で集められた被爆土壌試料（理学部、理研）からは、降雨地域は宇田雨域よりも増田雨域に合うことが示された。
3. 原爆資料館に展示されている「黒い雨壁面」からは ^{137}Cs だけでなく、濃縮 ^{235}U が検出された。

参考文献

- 1) 原子爆弾災害調査報告集、第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953）
- 2) 「原子爆弾 広島・長崎の写真と記録」 仁科記念財団（風光社、昭和 48 年）
- 3) 山岡静三郎、山田正明、桑田岩雄、中田、浅田常三郎、尾崎誠之助：“広島原子爆弾災害報告” 原子爆弾災害調査報告集、第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953） pp. 1-4.
- 4) 荒勝文策：“爆発後数日間に行える広島市の放射能学的調査に関する報告” 原子爆弾災害調査報告集、第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953） pp. 5-10.
- 5) 山崎文男：“原子爆弾爆発後、広島西方に残った放射能について” 原子爆弾災害調査報告集 第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953） pp. 25-33. および広島原爆戦災誌、第五巻資料編（広島市、昭和 46 年）、p. 899.
- 6) 渡辺武男、山崎正男、小島丈児、長岡省吾、平山 健：“広島および長崎両市における原子爆弾災害物の地質学および岩石学的観察” 原子爆弾災害調査報告集、第一分冊理工学編（日本学術会議、1953） pp. 143-158.
- 7) 田賀井篤平編「石の記録ーヒロシマ・ナガサキ」（東京大学出版会、2004）
- 8) N. Pace, R.E. Smith :” Measurement of the Residual Radiation Intensity at the Hiroshima and Nagasaki Bomb Sites” Hiroshima, ABCC TR26-59, 1959
- 9) 橋詰雅他：“広島、長崎の残留放射能について” 広島医学 31 巻 4 号（1978） pp. 455-458.
- 10) 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集、第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953） pp. 98-135.
- 11) 増田善信：“広島原爆の黒い雨はどこまで降ったか” 天気、Vol. 35, No.2（1989） pp. 69-79
- 12) 静間 清、岩谷和夫、葉佐井博巳、“広島原爆フォールアウト ^{137}Cs の調査：広島市近郊から集められた木製農具等について” 広島大学工学部研究報告 39（1990） 63-72.
- 13) W.C. Roesh (ed), US-Japan Joint Reassessment of Atomic Bomb Radiation Dosimetry in Hiroshima and Nagasaki, Final report. Hiroshima RERF, Vol.1 and 2 , 1987.
- 14) K. Shizuma, K. Iwatani, H. Hasai, M. Hoshi : Fallout in the Hypocenter Area of the Hiroshima Atomic Bomb, Health Phys. 57 (1989) 1013- 1016.
- 15) K. Shizuma, K. Iwatani, H. Hasai, M. Hoshi, T. Oka and M. Okano:” Cesium-137 Concentration in Soil Samples from an Early Survey of Hiroshima Atomic Bomb and Cumulative Dose Estimation from the fallout” Health Phys. 71 (1996) 340-346.
- 16) 宮原諄二：“オートラジオグラフィとラジオグラフィ” Radioisotopes, 47 (1998)143-154.
- 17) Y. Fujikawa, K. Shizuma, S. Endo and M. Fukui: “ Anomalous U-235/U-238 Ratio and Metal Elements Detected in the Black Rain from the Hiroshima A-Bomb” Health Phys. 84(2003) 155-162.
- 18) “広島・長崎原爆放射線量評価システム DS02 に関する専門研究会” KURRI-KR-114 （2005） 京都大学原子炉実験所 <http://hlweb.rri.kyoto-u.ac.jp/shibata-lab/DS02/KURRIKR114.html>

長崎の黒い雨

高辻俊宏

長崎大学環境科学部

1. はじめに

広島黒い雨が最近注目されているのに比較して、長崎黒い雨については、あまり広く知られていない。しかし、科学的文献によれば、黒い雨を含むフォールアウトによる外部被ばく線量は、広島より遙かに高かったと見積もられている。

詳しい状況を体系的にまとめた文献は見当たらないが、科学的文献やインターネットのウェブ上にある公的な記述、人々の体験談などをまとめることにより、ある程度その状況を知ることができるので、ここに示す。

2. 黒い雨の降ったところ

長崎の「黒い雨」の科学的な記録は限られている。その記録によれば、爆心地から3 km東にある西山地区には、爆発後20分後に雨が降り出した。図1に雨の降ったと報告されているところを示す。西山と本原に降った雨は、黒かったと報告されている。雨が降ったという報告は、住吉トンネル工場、川平、医大附属病院、瓊浦中学校（現「長崎西高等学校」）、穴弘法、金比羅山、寺町にあるが、色は不明である¹⁾。塩月正雄医師によると、爆心から北東方向に約20 kmはなれた大村海軍病院には、爆発10分後に晴天に無色の雨が降り始めた²⁾。また、爆発後に生じたキノコ雲は、40分後には見えなくなったとのことである。



- 黒い雨
- 雨（色は不明）
- 無色の雨



図1. 雨が報告されている所。キノコ雲は、熊本県荒尾市と雲仙から見る事ができた。爆発時は広範囲に晴れていたと思われる。

三菱の工場の伝票が爆心から直径3 kmの範囲に散乱していたという記録がある¹⁾。

また、「黒い灰」と微軽量物が矢上、戸石、古賀、田結、江の浦などに降り、サツマイモ畑は薄白くなり、サトイモの葉には、はっきり字が書けるように積もったとされている¹⁾。このことから、フールアウトには、「黒い雨」などの降雨に伴うものと、黒い灰や微軽量物からなる乾燥したものの2種類があったことがわかる。

有馬氏の証言では、熊本県荒尾市から、キノコ雲が見えたらしい³⁾。また、雲仙岳測候所から見たキノコ雲のスケッチというものがある。このことからすれば、爆発時は広範囲に晴れ渡っていたと考えられるが、爆発をきっかけとして爆心地周囲を含めて広範囲に雨が降ったらしい。

3.放射能濃度の測定

1990年採集の試料では、図2 (a)に示すように、爆心から真東の地域の^{238, 239}Puの放射能濃度は、バックグラウンドよりも有意に高かった(島崎他⁴⁾)。また、その有意に高かった地点の爆心からの距離と放射能濃度を両対数グラフ上にプロットすると図2 (b)のように、ほぼ直線上に並んだ。¹³⁷Csの放射能濃度がバックグラウンド値より有意に大きい地点は少なかったが、^{238, 239}Puと¹³⁷Csの比は図2 (c)に示すような関係を示した。

黒い雨にともなう¹³⁷Csの放射能濃度を直接測定することは困難であるが、図2 (b) (c)で示す関係を用いて推定することが可能である。^{238, 239}Puの全放射能濃度を Pu_N 、バックグラウンド値を Pu_B 、正味の長崎原爆による値を $Pu_N = Pu_T - Pu_B$ とあらわし、¹³⁷Csの濃度を同様に Cs_T 、 Cs_B 、 Cs_N とあらわすと、爆心から x kmの地点における放射能に関しては、

$$Pu_N = f_1(x) \quad (1)$$

$$\frac{Pu_T}{Cs_T} - \frac{Pu_B}{Cs_B} = f_2(x) \quad (2)$$

である。(2)を変形して(1)を代入すると

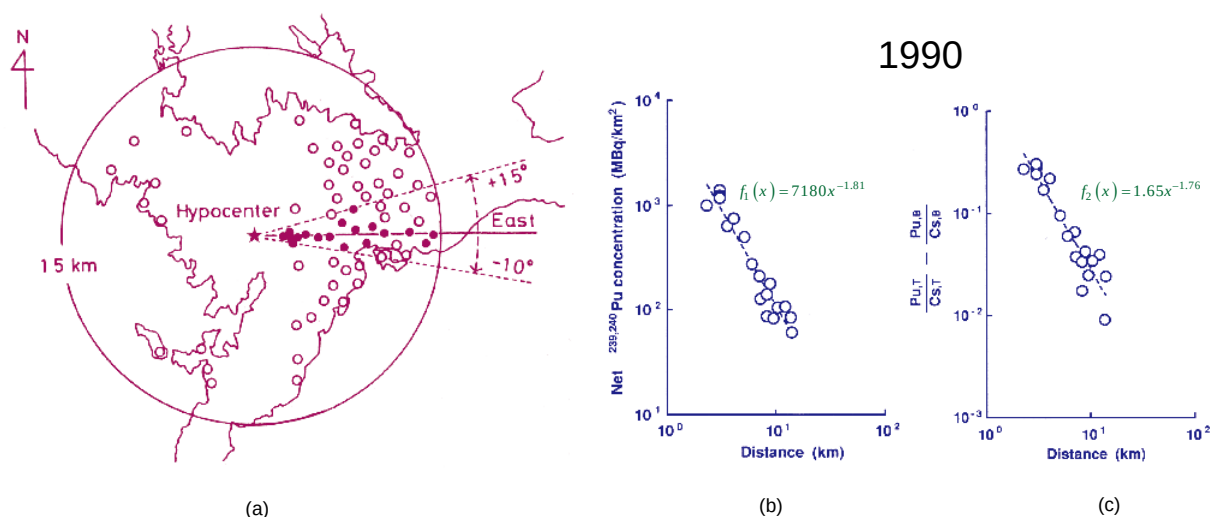


図2. (a) ^{238,239}Pu試料の採取地。●:放射能がバックグラウンドより有意に高かったところ。○放射能がバックグラウンドより有意に高くなかったところ。(b) バックグラウンドより有意に高かった地点における距離と^{238,239}Puの放射能濃度の関係。(c) 同じく距離と^{238,239}Puと¹³⁷Csの放射能濃度の比。放射能濃度は、1990年10月15日現在。バックグラウンド値は爆心地より西側の15km以上離れた5地点の平均値を用いた。 f_1 および f_2 は、回帰直線の方程式である。いずれも、島崎他⁴⁾による。

$$Cs_T = \frac{Pu_T}{f_2(x) + \frac{Pu_B}{Cs_B}} = \frac{Pu_N + Pu_B}{f_2(x) + \frac{Pu_B}{Cs_B}} = \frac{f_1(x) + Pu_B}{f_2(x) + \frac{Pu_B}{Cs_B}} \quad (3)$$

となるから、

$$Cs_N = Cs_T - Cs_B = \frac{f_1(x) + Pu_B}{f_2(x) + \frac{Pu_B}{Cs_B}} - Cs_B \quad (4)$$

となり、 Cs_N を求めることができる。

同様の測定は、馬原，工藤（2004）^{5）}によっても行われている。そこでは、 $^{238,239}\text{Pu}$ の放射能濃度は、爆心から東に2.8 kmのところが最大値であり、それから東に行っても西に行っても濃度が減少することが示されている。

4. 西山地区の地形と $^{238,239}\text{Pu}$ 、 ^{137}Cs の放射能濃度

西山地区は、今も昔も山林と畑が主の傾斜地の多い山間地で、長崎市中心部に比べれば人口がまばらな地域である。ここにある西山水源地は、1904年に完成したもので、原爆投下時にはすでに存在し、飲用に供されて来た。西山水源地の集水域は、西山地区のほぼ全体を覆っている。

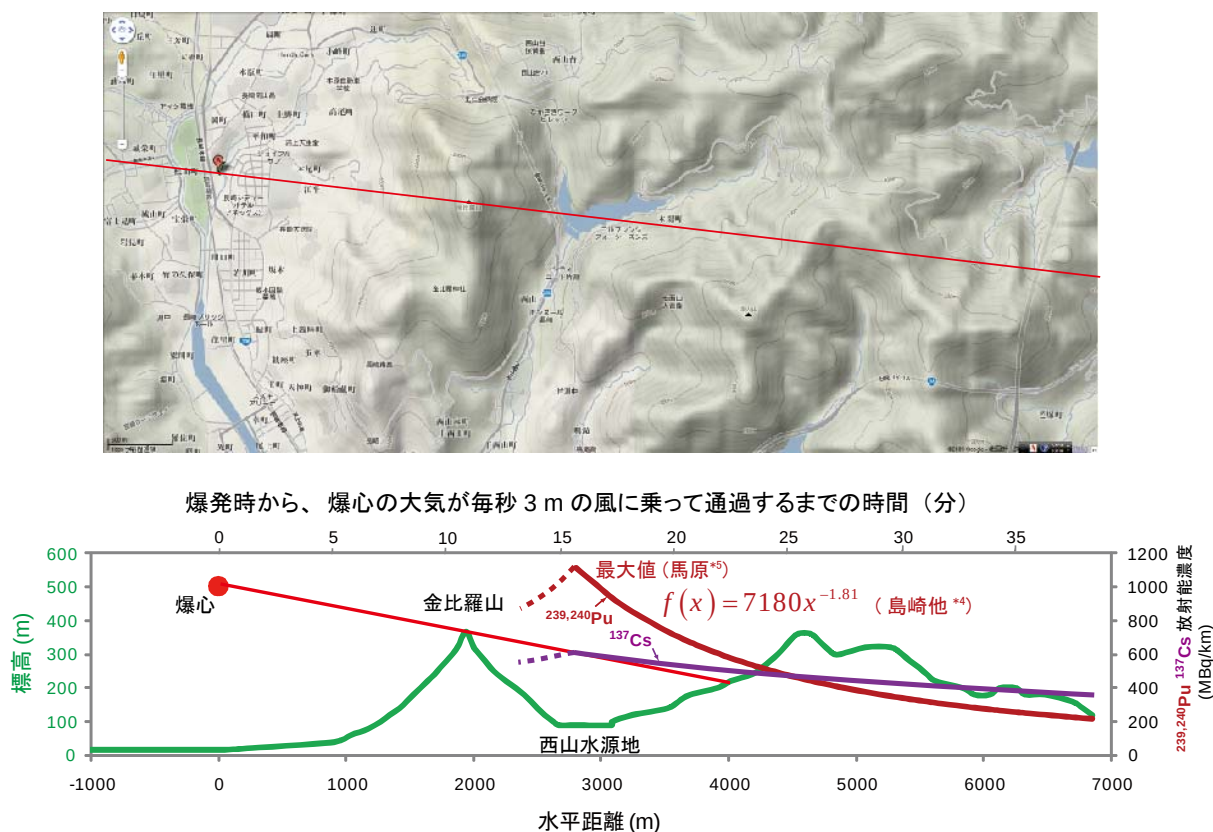


図3. 上の地図上の赤い線は、爆心と金比羅山頂上を通る直線である。下の図の緑の線は、地図上の赤い線が通る地点の爆心からの水平距離と標高をプロットしたもの。下の図で、爆心から金比羅山山頂を通る直線（赤い線）を見ると、西山地区の大部分は、金比羅山によって、爆心からの放射線からさげられていたことがわかる。茶色い線は、島崎らによる $^{238,239}\text{Pu}$ の放射能濃度、紫の線は、同じく ^{137}Cs の濃度である。馬原による放射能濃度の最大値点は、爆心から 2.8 km であるが、そこから西側の地点における放射能濃度については、見積もられていないため、点線で示した。

図3で示した、爆心と金比羅山山頂を通る直線は、東西方向から少しだけ南に傾いているが、 $^{238,239}\text{Pu}$ の放射能濃度がバックグラウンドより有意に高かった地域を通っており、地形もわかりやすいので、この直線上で、爆心地から東方向に降ったフォールアウトの放射能濃度を検討する。図3のように、西山地区の大部分は爆心から金比羅山で遮られているため、爆心からの直接被ばくはない。長崎市のWebページの記述では、当時、毎秒3 mの南西の風が吹いていたとされている¹⁾。しかしながら、この記述には、風下を「長崎市東北部の矢上、戸石」（実際には爆心からほぼ東）とするなど、方角に関して混乱が見られる。 $^{238,239}\text{Pu}$ の分布からすれば、西風に近かったのではないかと思われる。馬原らによる、フォールアウトの最大地点は、爆心から2.8 kmであり、西山水源地の西岸にあたる。風速毎秒3 mを信用すれば、この最大地点に爆心の大気が到達するのは15分後となる。西山地区に雨が降り出したとされる20分後にこの大気が到達する地点は、西山水源地の東岸にあたる。西山地区に雨が降っているときには、爆心から風で流されてきた大気が上空にあったと考えられる。黒い灰が降ったといわれている戸石にも、爆心の大気は1時間以内に到達することになる。

5. 西山地区の外部被ばく線量の評価

西山地区で線量計によって測定された外部被ばく線量率は、表1の通りである。線量率は、次式によって、爆発後1時間の値に換算されている。

$$X_t = X_1 t^{-1.2} \quad (5)$$

ここで、 X_t は、爆発後 t 時間の線量率をあらわし、 X_1 は、爆発後1時間の線量率をあらわす。この式は、フォールアウトの線量率が爆発後1時間から4000時間の間において、ほぼこの式に従って減少していくことに基づいている⁶⁾。DS86には、原爆によって放射化された土砂からの線量率の変化が計算されている⁷⁾。そこにあげられているグラフによれば、多くの放射性核種の減衰が重なり合うことによって、(5)式が大まかには成り立っていることが確かめられるが、 t の値によっては、一桁以内の誤差はある。

表2は、広島県の己斐・高須地区における測定値である。西山地区の線量率は己斐・高須地区よりもかなり高いことがわかる。

(5)を積分することにより、積算線量を求めると、

$$\int_1^\infty X_t dt = 5X_1 \quad (6)$$

となる。表1より、西山地区の爆発後1時間の線量率(X_1)が最大約8 R/h (約0.08 Gy/h)とすると、積算外部線量は、40 R (約0.4 Gy)となる。この数値は、放射線荷重係数を1としてICRPのリスク係数($5.5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$)を単純に当てはめると、この放射線が原因となってがんになって死亡する確率は、2.2 %となる。(6)式で、爆発後1時間から積分していることについては、特別な理由はないようだ⁶⁾。それに、これを黒い雨が降り出したとされる20

表1. 西山地区における線量率

高さ1 m で線量計によって測定されたもの。測定日のN+53は、長崎原爆爆発後53日目を表す。線量率は、(5)式に基づき、爆発後1時間後の値に換算している。(参考文献6による)

観察者	測定日	線量率 (R/h)
Shinohara 他	N+53	0.05~0.14
Tybout	N+57	5.8
	N+48	4.7~8.5
Peace, Smith	N+73	8.4
	N+96	7.6

表2. 広島県の己斐・高須地区における線量率

高さ1 m で線量計によって測定されたもの。測定日のH+188は、広島原爆爆発後188日目を表す。線量率は、(5)式に基づき、爆発後1時間後の値に換算している。(参考文献6による)

観察者	測定日	線量率 (R/h)
Miyasaki, Masuda	H+188	0.6
		0.5
Fujiwara, Takeyama	H+49	0.19
	H+920	1.8
Tybout	H+60	0.23
Pace, Smith	H+87	0.11~0.33

分（0.33時間）後からにしても、積算外部線量は25%程度増加するにすぎない。

6. 西山地区の内部被ばく線量の評価

ホールボディカウンタによる住民の ^{137}Cs 体内量や染色体検査が行われたが、高線量内部被ばくの兆候は見られなかった。しかし、この調査が始められたのは1969年であり、爆発より24年以上経過している⁸⁾。

当時の住民は西山水源地の水を毎日飲んでいたところ、1年ほどのち、のどがひどく腫れて痛くなり、なかなか治らなかったという報告がある⁹⁾。

7. 原爆認定訴訟における原告の主張とその論拠

原爆認定訴訟で、原告は、爆発直後は西山地区を含むもっと広い範囲にフォールアウトによるもっと強い放射能があったはずだと主張している。以下はその論拠の主な2つである¹⁰⁾。

1. ほとんどのフォールアウトは、測定される前に風で吹き飛ばされているはずである。
2. 黒い灰や微軽量物は、爆心から遠く離れたところに到達する。従って、強い放射能が爆心から遠いところに降った可能性がある。

8. 考察

敗戦間近の当時の状況からすれば、遠隔地から多くの飲み水や食べ物を得ることは難しいと考えられる。それならば、当時の西山地区の住民は、フォールアウトによって汚染した水を飲み、フォールアウトの降り積もった畑の野菜を食べていたことになる。西山水源地の集水域は西山地区の大部分を含んでいるので、水源地の水には多量の放射性物質が含まれていた可能性を検討しなければならない。 ^{137}Cs の生物学的半減期は短く、ホールボディカウンタによる測定値は、爆発より24年も経過した後のことで、飲食物の入手経路も、汚染状況も当時の状況とは違うので、内部被ばくの実態を明らかにするものではないと考えられる。染色体検査については、高線量の被ばくがあれば、安定型染色体異常の増加が見られるはずであるが、これも爆発より年月がたっているので、有意な増加が見られないからといって、高線量の被ばくがなかったと判断するのは難しい。

チェルノブイリ発電所周辺の ^{137}Cs 汚染は、きわめて不均一であり、建物の軒下などに集中していたり、一見なんの変化もないところに複雑な分布が見られたことは著者の体験するところである¹¹⁾。これらの不均一な分布は、自然あるいは人工の要因によって次第に均一化していくはずであるから、48日目の分布と直後の分布がほとんど同じであるとは考えにくい。従って、最大の積算線量が約0.4 Gyという見積については、大きな誤差がありうると考えられる。

原爆認定訴訟における原告の主張の論拠は、市民が今までの原爆研究の問題点を明らかにしようとするものであるから、今後の原爆研究には最も参考にしなければならないものであると思う。

1. の、風に吹き飛ばされたという主張に関しては、そのようなことが起こりうるのかどうか、実験やシミュレーション、核実験のデータの解析などによって、探っていく必要があると考える。2. の、黒い灰や微軽量物によるフォールアウトの地域拡大の可能性については、考えにくい。 $^{238, 239}\text{Pu}$ 、 ^{137}Cs の放射能濃度は、黒い雨、黒い灰、微軽量物すべてが合わさった結果として存在しており、調査時の $^{238, 239}\text{Pu}$ 、 ^{137}Cs の放射能濃度が距離に応じて連続的に変化しているからである。しかしながら、もし、1の主張のように、風に吹き飛ばされたということがあれば、可能性として否定できない。

9. 結論

- 雨は、爆発後、爆心地を取り巻く広範囲な地域に降ったらしい。
- 西山地区および本原の雨は黒く、遠く離れた大村に降った雨は無色であった。その他の雨の色は不明である。
- 黒い灰や微軽量物は爆心の東側10km以上の地域にまで降った。
- フォールアウトの放射能は主として西山地域で検出された。
- 西山地域のフォールアウトによる外部被曝線量は最大約0.4 Gyと見積もられている。これは、広島フォールアウトに対する見積より遙かに大きな値であるが、当時の住人からは、本当はもっと大きかったのではないかと疑われている。
- 西山地域での激しい内部被ばくを示す兆候は見つかっていない。しかしながら、内部被ばくの調査は爆発より24年もたった、1969年に始まったものであるから、初期の内部被ばく線量については、明らかでないと考ええる。

参考文献

1. 長崎市, 2009, 長崎市平和・原爆 原爆の記録－黒い灰、黒い雨,
<http://www1.city.nagasaki.nagasaki.jp/peace/japanese/record/black.html>
2. NBC長崎放送, 被爆者の証言, 第16回,
<http://www2.nbc-nagasaki.co.jp/peace/voices/no16.php>
3. 有馬富穂, 2005, 長崎の原爆雲を遠望して, 有馬富穂の自分史
<http://blogs.yahoo.co.jp/arimatomiho2000/76007.html>
4. 島崎達也, 奥村 寛, 吉田正博, 高辻俊宏, 1994, 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, 418-422
5. 馬原保典, 工藤 章, 2005, 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, KURRI-KR-114 「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, 169-183
6. Okajima, S. Fujita, S. and Harley, J. H., 1987, Chapter 6 Radiation doses from residual radioactivity, DS86, Vol. 1, 205-226
7. Grinzner, M. L. and Woolson, W. A., 1987, Chapter 6 Appendix 2 Calculation of doses due to atomic bomb induced soil activation, DS86, Vol. 2, 342-351
8. 岡島俊三, 竹下健児, 安德重敏, 塩見敏男, Russell, W. J., 藤田正一郎, 吉永春馬, 鎌石昇太郎, 河本定久, 法村俊之, 1975, 長崎における原爆の放射性降下物の影響調査, 原爆傷害調査委員会業績報告書 (ABCC Technical Report) 12-75
9. 伊藤明彦, 2008, ナガサキの「黒い雨」, 伊藤明彦 ヒロ・ナガ.com アーカイブス,
http://blogs.yahoo.co.jp/ito_86_89/2507520.html
10. 高見澤 昭治他, 2008, 平成18年(行ウ)第561号外 原爆症認定申請却下処分取消等請求事件原告第3準備書面, http://shoruisouko.xsrv.jp/kntk/Tokyo_DC_080418Jun3.pdf
11. Takatsuji, T., Sato, H., Takada, J., Endo, S., Hoshi, M., Sharifov, V. F., Veselkina, I. I., Pilenko, I. V., Kalimullin, W. A. F., Masyakin, V. B., Kovalev, A. I., Yoshikawa, I., Okajima, S., 2000, Relationship between the ¹³⁷Cs whole-body counting results and soil and food contamination in farms near Chernobyl, Health Physics 78, 86-89

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「黒い雨に関する専門家会議報告書」の概要

星正治

広島大学原爆放射線医科学研究所

1953 年の日本学術振興会編、原子爆弾災害調査報告集は、原爆被災に関する物理学的、生物学的な調査を行った結果をまとめたものである。この研究は考えられる全ての学術分野を含み総合的に行われていて、今では当時の貴重な資料となっている。この中に黒い雨に関する物理学的また気象学的な調査結果が発表されている。黒い雨の宇田雨域もここで報告されている。その後、公的な機関による研究、調査は 1976 年までしばらく行われなかった。その後の本格的な研究としては、1976 年と 1978 年に厚生省委託で行われた黒い雨の残留放射能の調査と、1991 年の「黒い雨に関する専門家会議」の 2 つの調査報告がある。ここではその 2 つの報告に関して概要を説明する。

(1) 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」

厚生省委託研究による広島・長崎の残留放射能調査(文献 1)である。目的は広島・長崎の原子爆弾によるセシウム 137 およびストロンチウムが土壌中に含まれているかどうかを調査する目的ではじめられた。30km 圏では唯一の調査であり、ここから収集された広島・長崎の土壌は現在でも貴重な試料である。以下その内容の概略をまとめる。

◇ 1976 年の調査

① 試料採取と処理にあたって、下記の点に留意して行われた。

- 1 爆心から 30km 以内の範囲に注目する。
- 2 爆心から 2km 間隔に同心円を描きその同心円状に 6 点取り出来るだけ均等に採取地点を分散させる。
- 3 日本学術振興会編、原子爆弾災害調査報告集(文献 2)に指摘された広島の「黒い雨の雨域」と長崎の「西山地区」には特別の地点を設ける。
- 4 コントロール地域にも採取地点を設ける。
- 5 結果として広島では均等に 6 方向を放射線状に取り「黒い雨の降雨域」に北北西と西方向を追加する。長崎は 20 カ所を「西山地区」に取った。
- 6 採取地点は地図上にあらかじめ定めた地点を基準に、
 - 6-1 爆発直後から人畜によって踏み荒らされた形跡がないこと、
 - 6-2 下水や雨水など自然の力で土砂の流入や流出が無く爆発当時の状態を保っていると思われる地点から土壌を採取した。
- 7 採取法は 1976 年報告書の別添資料 3 に詳しく記述されているが、概要は以下の通りである。まず表面の腐葉土の層を取り除き、内径 10cm 高さ 15cm の鉄のパイプを地表面から目的の深さまで打ち込み採取する。更に 30cm の深さまで採取する場合もある。30cm 採取する場合は、耕地や水田の土壌の採取の時である。また、あらかじめ採取した容積と乾燥土の重量の比(容

積重)も求めておく。基本的にデータのばらつきを押さえるため、最低でも未耕地で 12 地点、畑地で 8 地点、水田で 5 地点の採取を原則とする。

- 8 試料処理は土壌を板の上で広げ日陰で乾燥させる。十分乾燥させた後重量を測定する。その後 2mm メッシュの篩で小石を取り除く。その後残された乾燥土壌の重量を測定し全体の重量%を求める。試料はポリエチレン袋または広口瓶で保存する。

- ② 測定は 15cm³ の Ge(Li)を用いて行った。土壌は化学処理をせずに測定した。その測定法は文献 3 によった。また広島・長崎の試料の一部は化学分析の後ストロンチウム 90 とセシウム 137 を測定した。

- ③ 結果は本報告書でもセシウム 137 の測定結果について Whitehead らや Cullings らがその統計解析を行っている。この調査での測定結果は、広島 の 107 地点の全平均で $68.36 \pm 37.47(\text{mCi/km}^2)$ であり、長崎の 98 地点で平均が $140.39 \pm 53.21(\text{mCi/km}^2)$ であった。統計解析の結論として、長崎の西山地区を除き、黒い雨の内外で広島・長崎の原爆由来のセシウム 137 は認められなかった。これはその後の核実験によるグローバルフォールアウトの降下が大きく、明らかな広島・長崎の原爆由来の放射能を含む値として見いだせなかったことを意味する。ただいくつかの地点では大きい値があったため、2 年後の 1978 年の再調査が行われた。

◇ 1978 年の調査

- ① 1976 年の調査ではその後の核実験によるグローバルフォールアウトの影響で広島・長崎の原爆のフォールアウトとしてのセシウム 137 は見いだせなかった。しかしながら少数の点で大きな値があったので再調査が行われた。
- ② それらは広島では、N-14,NNW-22 であり、長崎では NW-14,NW-22,E-6 である。(N 北の頭文字、W は西の頭文字 NNW は北北西でその後の数字は km で表した採取地点の距離。) また異常に低い値を取った地点も広島で 2 カ所、長崎で 4 カ所選び参考地区として同様な調査を行った。
- ③ それぞれに対して比較対象地点を選び、それぞれの地点で 10 地点以上のサンプリングを行った。
- ④ 1986 年調査と同様にセシウム 137 を測定し、コントロール地域と比較し有意差はないと結論した。
- ⑤ ここでは原因として地形などの影響を可能性に上げている。最近の調査で、坂口らが本報告書で述べているように、広島原爆にはなくてグローバルフォールアウトにのみ含まれるプルトニウムとセシウム 137 との比が一定であることを見いだされている。これは雨量などの影響と考えると自然である。

(2) 1991 年の「黒い雨に関する専門家会議報告書」

その後のもう一つの調査報告として、1991 年に広島県・広島市が行った黒い雨の検討があり、黒い雨に関する専門家会議報告書(文献 2)にその結果が述べられている。この検討会議が発足した経緯として、1987 年増田雨域が発表され、それまでの宇田雨域より地域が約 4 倍に広がる(文献 8)とされたことがある。この報告書によると、増田報告によりこの問題に関する関心が地域住民を中心として高

まり、被ばく地域の拡大を要望する運動が起きたことがその経緯としてあげられている。
調査報告の内容と結果は以下の通りである。

① 原爆による残留放射能

1) 1976 年、1978 年の厚生省委託の土壌調査結果の再検討

宇田雨域および増田雨域の内外でセシウム 137 の測定結果が有意に高いかどうか統計解析が行われ、セシウム 137 の結果にその内外で有意差がないと結論づけた。

2) $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ 比をもとめるため、質量分析計による測定と α 線測定を行ったが有意な結果が出なかった。

3) 屋根瓦を集めその表面のセシウム 137 を測定したが、有意差を見いだせなかった。

4) 柿の木の年輪の中のストロンチウム 90 を測定した。年輪は過去の放射能の吸収の結果を残していると考えられるからである。しかしながら黒い雨のとの関連は確定できなかった。

5) 結論として、その時点においては物理学的な測定からはなにも分からなかった。

② 気象シミュレーション法による降下放射能線量の推定

1) 広島・長崎それぞれについて気象シミュレーションによる放射性降下物の地上での分布について計算を行った。降下物の粒子の大きさを仮定した風の向きも測定結果をしらべた。降下物の原因として、原爆の核分裂生成物本体を含む”原爆雲”、衝撃波によって巻き上げられた土壌を含む”衝撃雲”、その後の火災により発生した”火災雲”の 3 種に分けて計算している。その結果広島では原爆雲からの塵は北西 9—22km 付近に降下し、雨の場合は北西 5—9km に降下した。衝撃雲と火災雲は北北西 3—9km に降下した。長崎についてはこれまで物理学的な測定で証明されている地域と一致した。

2) この結果に基づき、放射能の降下量と被ばく線量を計算した。結果は爆発から 12 時間後の値を求めている。その結果、

2)-1 原爆雲からは最大の放射能密度は $1,600\text{mCi/m}^2$ 、照射線量率は 12.7R/h 、

2)-2 衝撃雲からは、 ^{24}Na の計算を求め、最大の放射能密度は $270\mu\text{Ci/m}^2$ 、照射線量率は 15mR/h 、

2)-3 火災雲からは、最大の放射能密度は $90\mu\text{Ci/m}^2$ 、照射線量率は 5mR/h 、

となった。また最終的な結論として、豪雨による流出を考慮し、炸裂 12 時間後で最大約 5R/h としている。また同時に無限時間の積分は約 25rad としている。これは 250mGy である。

3) 結論として、気象シミュレーションは風の向きなど多数の初期値や入力データなどの多くの仮定を必要とすることもあり、その結果は予想の一つであり結論とすることはできない。しかし、ここでのシミュレーションは初めての試みであること、原爆雲、衝撃雲、火災雲と 3 種に分けメカニズムの理解を助けることが出来たこと、またこの降雨地域でのだいたいのシミュレーションが可能なことを示したことで評価される。放射能の降下量と照射線量率の計算も同様であり、最大の積算線量で約 250mGy の値を出している。放射能の全てがこの地域で降下していないことなどを考慮に入れるとそれほど大きく外れていない。

③ 体細胞突然変異と染色体異常による人体への影響

黒い雨地帯の人体への影響調査としては下記の 2 種類の調査が行われた。これらは原爆被ばく者については放射線の影響が分かることが証明されている方法である。いずれの調査でも有意な差

は見られなかったが、初めての試みとして意味があり、今後のさらなる調査の可能性も示唆していると考ええる。

- 1) 赤血球のMN型血液型決定抗原グリコフォリンA タンパク質の遺伝子に生じた突然変異の調査。

己斐町、古田町、庚午町、祇園町の降雨地域に当時いた人 40 名(男性 20 名、女性 20 名)、宇品町、翠町、皆実町、東雲町、出汐町、旭町の対照地域に当時いた人 53 名(男性 21 名、女性 32 名)について調査した。MO 型については黒い雨地帯で高かったが、NO 型は差が無く、MM 型は逆であった。結論としては明確な違いは見いだせなかった。

- 2) 染色体異常についての調査。

体細胞突然変異の調査と同様に行った。調査人数は、降雨地域 60 名(男性 29 名、女性 31 名)、対照地域 132 名(男性 65 名、女性 67 名)について検討した。これらからは、統計的有意差は証明されなかった。

(3) 終わりに

1976 年と 1978 年の調査では、はじめて 30km 圏で系統的な土壌調査を行われた。残念ながら、このときまでに大気中核実験が多数行われていたため、グローバルフォールアウトの影響が大きく有意な差は見いだせなかった。しかしながら、その後、ウラン 234、235、236 などの新しい測定方法が開発され、ここで収集された試料は現在でも貴重である。今後更に新しい測定法が開発される可能性を考えると今後も保存する必要がある。

1991 年の黒い雨専門家会議報告書では、結論としてはいずれも明確な違いは見いだされなかった。しかしながらここで注目しておくことは、はじめて、気象シミュレーションを行い、さらに人体への影響が調べられたことである。気象シミュレーションにより、原爆雲、衝撃雲、火災雲と 3 種に分けメカニズムの理解を助けることが出来たこと、また降雨地域のだいたいのシミュレーションが可能なことを示したことで評価される。また最大の積算線量で約 250mGy の値を出していることも注目すべきである。更に、人体影響について、放射線影響研究所で原爆被ばく者の人体影響として確立されている、血液型の MN 型の突然変異と染色体異常を調査したことも今後の調査の可能性などが分かり、有意義な調査であった。問題点として 1983 年の高田ら(文献 6)のウラン 234 の測定が引用されていないことである。はじめて降雨地域に有意な放射能降下があった可能性を示している文献が議論の対象になっていないことは残念である。

なお、気象シミュレーションの初期条件の設定方法等、本調査報告について多くの問題点が指摘されていたことも付け加えておく。

文献

1. (財)日本公衆衛生協会編、広島、長崎の残留放射能調査報告書 昭和 51 年度、昭和 53 年度(1976, 1978).
2. 日本学術振興協会編、原子爆弾調査報告集、第一分冊。pp.98-135 1953.
3. 科学技術庁原子力局編、「Ge(Li)半導体検出器を用いた機器分析法」1979.
4. 黒い雨に関する専門家会議、黒い雨に関する専門家会議報告書および同資料編 平成 3 年 5 月 (May, 1991).
5. 増田善信、広島原爆の”黒い雨”はどこまで降ったか。天気 36:69-79 1989.
6. Jun Takada, Masaharu Hoshi, Shozo Sawada and Masanobu Sakanoue, Uranium isotopes in Hiroshima “Black rain” soil. J. Radiat. Res. 24, 229-236 1983.

気象シミュレーションの課題と再検証の可能性について

青山 道夫

気象研究所地球化学研究部

1、はじめに

広島原爆による人工放射能の局地的な降下物の実態調査については、土壌などの試料のサンプリングとそれらの放射線測定による結果が直接的な証拠である。しかし、1945 年から既に 65 年という長い時間を経過し、「戦後 2-3 年以内に建築された古い民家の床下の土壌」等の限られた試料しか入手できない状態にあることを考慮すると、コンピュータを使った放射性降下物の再現計算も黒い雨の実態解明の役に立つと考えられる。

再現の基本は、核爆発によって生じた核分裂生成物あるいは誘導放射能が風に乗って流れて、そこで雨と共に、あるいは粒子として降下する状況を計算するものである。

このような計算は、「黒い雨に関する専門家会議」（1988 年～1991 年）において、吉川友章博士により試みられている。この時は、当時としては最先端であると考えられたモデルを使い、降下物の再現計算と 12 時間後の線量率を計算しているが、時代の制約もあったと考えられる。また、初期条件の設定において、例えば増田善信博士のコメント（表 1）のように雲の高さが低すぎるといったような不十分な点もある。

広島原爆による局地的な放射性降下物のモデル計算による再検証が科学として成立するかどうかは、「より良い初期条件と境界条件を設定することができるか」ということと、「モデル計算を行う人たちの協力が得られ、非静力の式を使った最新のモデルが使えるか。あるいは使えない場合の回避策があるか。」ということにかかっている。さらに、「非静力の式を使った最新のモデルが使えても、シミュレーションは初期条件と、境界条件でいくらでも変ること。」及び「モデルが変われば初期条件と、境界条件が同じでも結果は変わる。」という二つを常に意識して議論する必要がある。

2、過去の計算とそれに対するコメント

「黒い雨に関する専門家会議」（1988 年～1991 年）での吉川博士のシミュレーション結果とそれに対する増田博士のコメントと要約すると表 1 のようになる。

表 1 吉川博士のシミュレーション結果とそれに対する増田博士のコメント

◇ 黒い雨専門家会議（吉川博士のシミュレーション結果）

- ① 降雨範囲の推定では、これまでの降雨地域（宇田大雨雨域）の範囲とほぼ同程度
- ② 原爆雲の乾燥大粒子：北西 9-22km
- ③ 原爆雲の雨：北西 5-9km
- ④ 衝撃雲や火災雲による雨（いわゆる黒い雨）：北北西 3-9km

◇ 増田博士（元気象研究所室長）のコメント

- ① モデルの限界：静力学の式を使用（上昇気流を無視している。）
 - ② 初期条件と境界条件に問題がある。
 - ア 雲の高さ：8km は低すぎる。
 - イ 火災の燃焼率：燃焼時間が短すぎる。
 - ウ 原爆雲と粉塵、火災煙：砂漠の実験データであり適切でない。
 - エ 一般流は一様な南南東 3m/s：実際には時計方向に回転しているはず。
-

3、初期条件と境界条件の準備

今後行なう初期条件と境界条件の準備についての要点は下記のとおりである。

- ア 雲の高さ・・・雲の 3 次元構造の再構成
 - ⇒ 当時の写真を画像処理（広島市立大学馬場講師のグループが実施）
- イ 火災の燃焼率・・・モデルで変更可能
- ウ 原爆雲と粉塵、火災煙・・・
 - 放射能の正確な初期値を与えるには別な分野の専門家の助力が必要
- エ 雲の 3 次元構造ができれば一般風もよりよい推定が可能
 - また、夏の平均像から作成も可能

初期条件、境界条件の一番内側の領域として下記が適当であると考える。

- ・水平 1 km × 1 km
- ・領域 爆心を中心に 50 km × 50 km
- ・鉛直 1 km 地表から 20 km
- ・時間間隔 10 分 (600 秒)
- ・緯度経度で表すときは少なくとも 1 分 (30 m) の解像度

また、初期条件及び境界条件およびモデルの検証データとして下記に掲げるデータセットが必要であろう。

1) 雲画像の解析

雲の 3 次元構造

水平 1 km × 1 km 領域 爆心を中心に 50 km × 50 km

鉛直 1 km 地表から 20 km

時間 10 分 (600 秒)

可能なら風速場 上記の時間微分

2) 核分裂生成物と誘導放射能の分布

核分裂生成物の分布

誘導放射能の分布

3) 検証データ

原爆由来の ^{137}Cs の分布 単位 Bq m^{-2}
原爆由来の ^{238}U の分布 単位 適切なもの
雨の降った領域
・ 水平 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$
・ 領域 爆心を中心に $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$
・ 30 分おきに 8 月 6 日 8 時から 17 時まで
・ 単位 mm h^{-1}
雨の化学的性状

4) その他の条件

可燃物の量（原爆投下前の家屋の状態） 単位 kg m^{-2}
火災後の状態 単位 kg m^{-2}
標高 単位 m
地表面の状態

これらの準備過程で作成される規格化されたデータセットは、再現計算をやり直すかどうかは別にして、広島原爆の実体解明そのものでもある。

4、再現計算の国際共同実験

上記3で述べた初期値と境界条件が準備できたとして、再現計算をやり直すことが可能であると判断されたなら、世界中に呼びかけて希望者の間で複数のモデルによる再現計算の国際共同実験（国際相互比較）を行なう。

これがより確からしい結果を得る上で最善の方法であると考えられるため、世界の科学者の協力を得て広島原爆による局地的な放射性降下物のモデル計算をやり直すことを広島市に対して提案している。

広島原爆きのこ雲写真からの高さ推定

馬場雅志、浅田尚紀

広島市立大学大学院 情報科学研究科 知能工学専攻

概要

広島への原爆投下によって発生したきのこ雲の高さについては様々な意見がある。我々は、米軍によって撮影された1枚の画像のみからきのこ雲の高さを推定する試験的研究を行った。使用した写真が愛媛県松山市上空で撮影されており、画角が約55度であることを仮定している。当時の地図をスキャナで取り込み、地形データとして海岸の位置を79点取得した。これらの点を透視投影した時、写真と最も一致するカメラの位置と向きを計算することにより、この写真を撮影した位置と高度を推定することができる。その結果、撮影された場所は爆心地から東に33km、南に45kmの地点であり、高度は8680mであると推定された。次に、爆心地に高さを変えた棒状の物体を仮想的に配置し、推定されたカメラ位置からの画像を生成することによりきのこ雲の高さを推定した。我々の実験では、雲の高さはおおよそ16kmであるという結果が得られた。推定には様々な誤差を含む要因が考えられるため、推定結果の精度を増すためにはさらなる検討が必要である。

1. はじめに

広島に原爆を投下した爆撃機（エノラ・ゲイ）や観測機の搭乗者たちの証言記録には、きのこ雲の高さについての記述がある。その中には「巨大な雲はすでに8千メートルの高さに達し」、「高度1万4千メートルに達していた」、「高さは4万フィート（約12000m）以上にちがいない」などの記述がある。また、地上から撮影された写真から雲の高さを推定する試みも行われており、高度8kmと推定されている。このように、きのこ雲の高さには様々な意見があり、長い間議論されてきた。今回、我々は1枚の写真のみから雲の高さ推定を行った。

2. 実験内容

2.1. 撮影位置の推定

今回使用したのは、原爆投下直後に米軍によって撮影された有名な1枚の写真（図1）である。まず、我々は広島平和記念資料館からこの写真のフィルムの提供を受け、スキャナで高解像度の画像として取り込んだ。スキャン解像度は 2900×2355 である。この画像から海岸線を構成する特徴的な場所を79ヶ所選び、その画像上での画素位置を取得した。特徴点の一部を図2に、79点の特徴点を線でつなぎ写真上に合成した結果を図3に示す。次に、当時の地図を2枚スキャンした。スキャン解像度は、 943×767 と 943×727 である。得られた地図の画像を図4に示す。そして、写真画像上の特徴点に対応する地図上の画素位置を79カ所取得した。得られた特徴点を図5に示す。地図から得られた地形データを透視投影し、写真から得られた特徴点に最もよく一致するカメラの視点位置・注視点位置を求めることで、この写真の撮影位置を求めることができる。ここで、前提知識

としてカメラの撮影画角を55度、大まかな撮影位置を松山市沿岸の上空とした。推定結果として、撮影位置は爆心地から約56km（東に33km、南に45km）の地点であり、高度は8600mという推定結果が得られた。図6に現在の地図での視点位置、注視点位置、爆心地の位置関係を示す。推定されたカメラ位置から地形データを透視投影し、写真上に合成した結果を図7に示す。

2.2. きのか雲の高さ推定

次に、きのか雲の高さを推定するために、高さを変えた棒状の物体を爆心地に配置し、写真の雲の高さとの比較を行った。その結果、高さ16kmの物体を配置した時、ほぼ雲の高さと等しくなった。高さ16kmの棒状物体を合成した結果を図8に示す。

2.3. 撮影時間に関する考察

図1の写真の撮影時間については、米軍の記録によれば1時間後となっているが、4時間後ではないかという意見もある。今回、1時間後（9：15）と4時間後（12：15）について、太陽の方位角と高度を求め、影を付加することによって撮影時間の考察を行った。1時間後と仮定した場合には、太陽の仰角は46度となり、太陽の方位角は真北を0度、東側を正の方向とすると、約102度となる。これは、太陽は東から照らしており、影は西側にできることになる。一方、4時間後と仮定した場合には、太陽の仰角は73度、方位角は179度となる。これは、太陽が高く、南から照らすことになり、影は雲のすぐ下から北側にかけできることになる。図1の写真と比較した結果、影は西側にできており、1時間後と考えるのが妥当である。

3. まとめ

我々は、1枚の画像のみからきのか雲の高さを推定する試験的研究を行った。まず、写真をスキャナで高解像度の画像として取り込み、この画像から海岸線を構成する特徴的な場所を79ヶ所選び、その画像上での画素位置を取得した。次に、当時の地図をスキャナで取り込み、写真画像上の特徴点に対応する地図上の79点の画素位置を取得した。写真は愛媛県松山市上空で撮影されており、画角が約55度であることを仮定している。地図から得られた地形データを透視投影し、写真から得られた特徴点に最もよく一致するカメラの視点位置・注視点位置を求めることで、写真を撮影した位置と高度を推定した。その結果、撮影された場所は爆心地から約56km（東に33km、南に45km）の地点であり、高度は8680mであると推定された。次に、高さを変化させた複数の棒状の物体を爆心地に配置し、推定されたカメラ位置からの画像を生成して雲の高さと比較することでのきのか雲の高さを推定した。我々の実験では、雲の高さはおよそ16kmであるという結果が得られた。また、時刻を変化させて太陽の方位角と高度を求め、影を付加した画像を生成することによって撮影時間に関する考察を行った。その結果、撮影されたのは1時間後と考えられる。今回の研究によって、きのか雲の高さは従来考えられていたよりも高いことが分かった。しかし、画像からの高さ推定には様々な誤差を含む要因が考えられるため、推定結果の精度を増すためにはさらなる検討が必要である。例えば、きのか雲の中心位置は爆心地と一致しておらず、場所が変化していれば高さも変化することになる。また、撮影画角が変化すれば、撮影位置が変化し高さの推定結果も変化する。このような様々な要因を考慮し、推定結果の幅などの誤差評価をすることも今後の課題である。



図 1 使用した写真

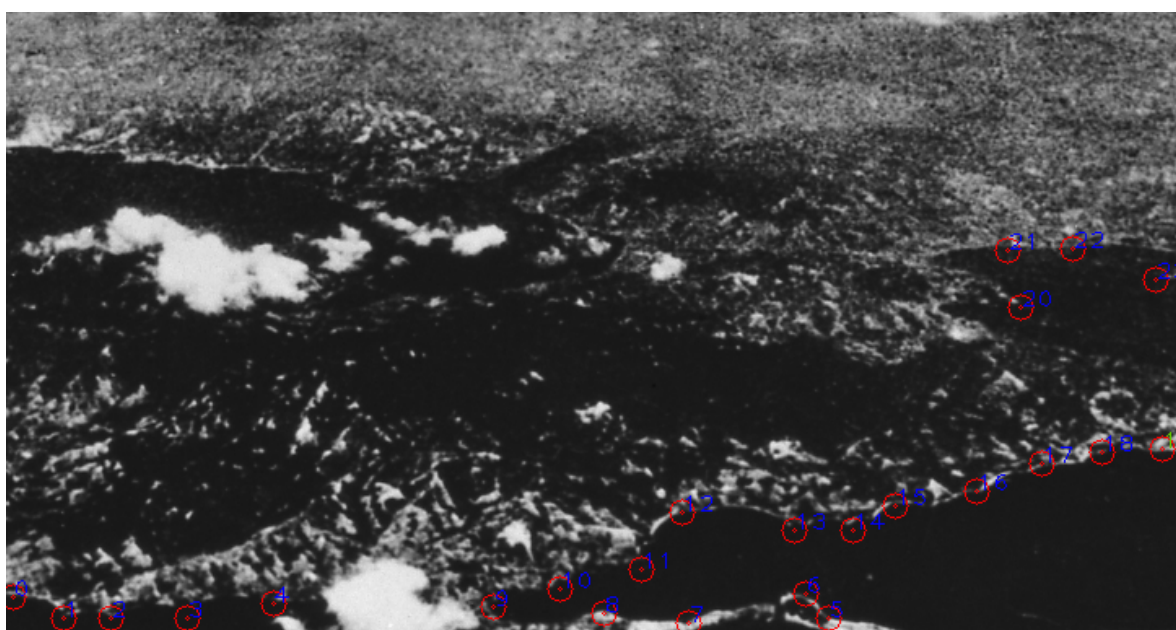


図 2 取得した特徴点の一部

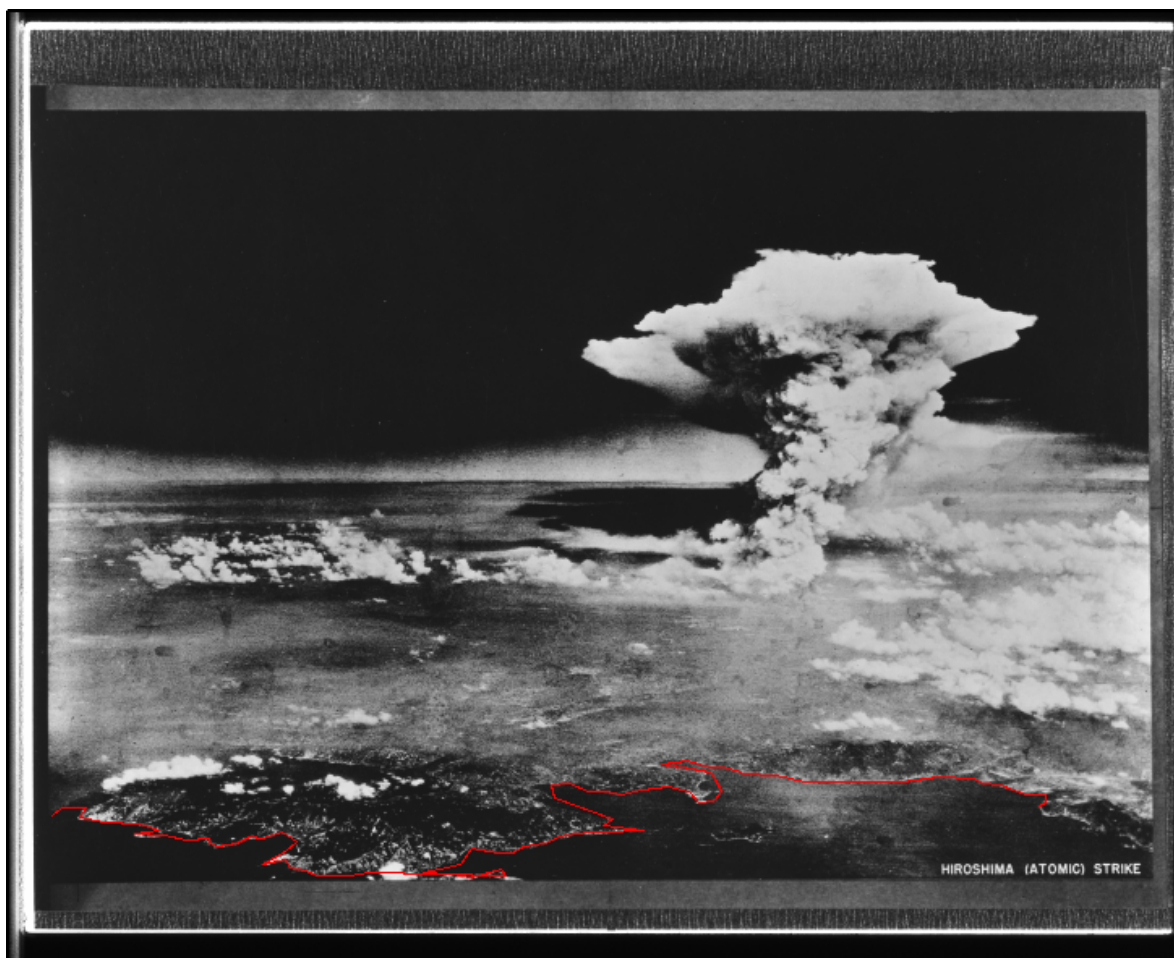


図 3 特徴点を線でつなぎ写真と合成した結果

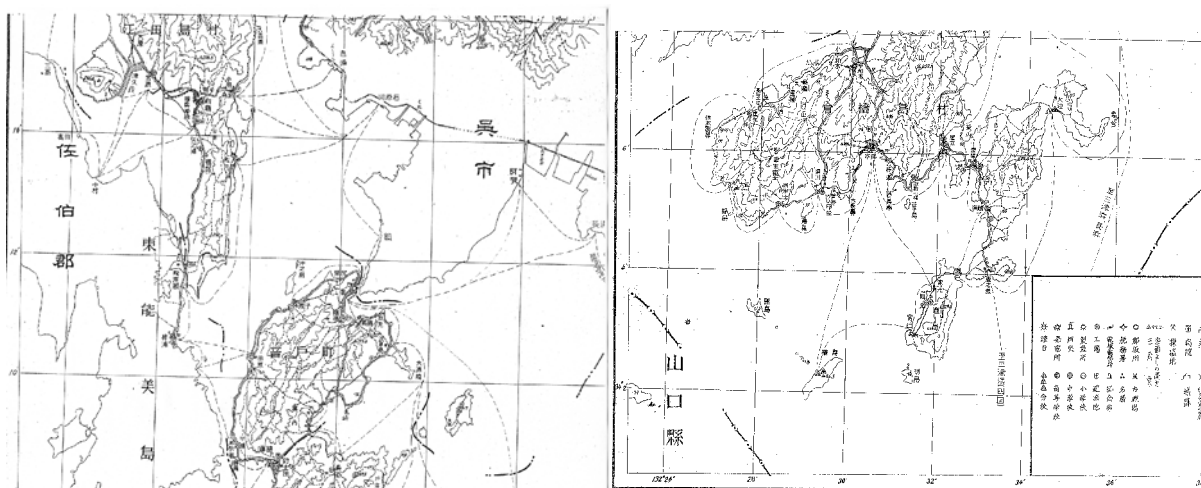


図 4 当時の地図をスキャンした画像

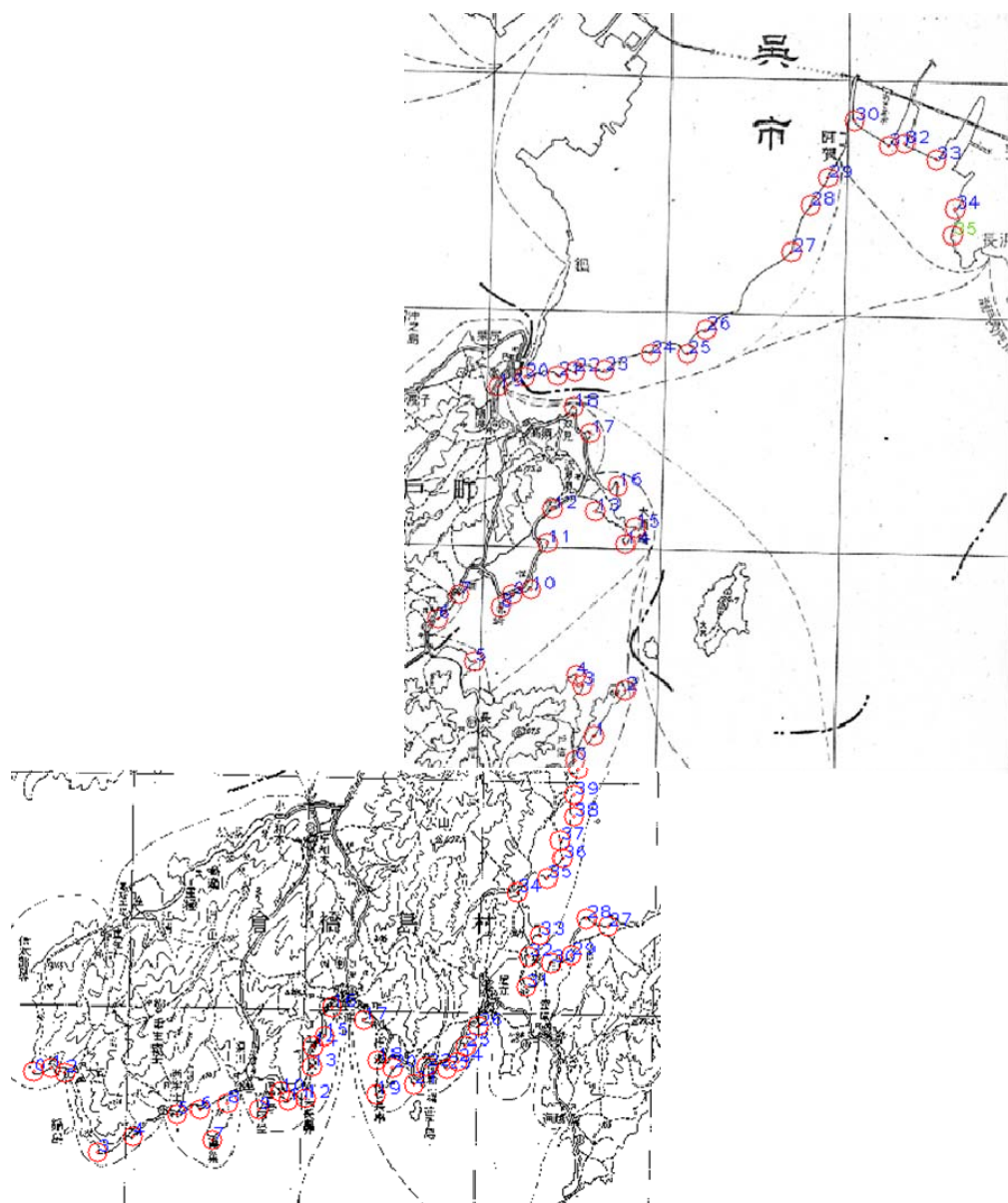


図 5 特徴点の取得結果



図 6 視点位置、注視点位置、爆心地の位置関係

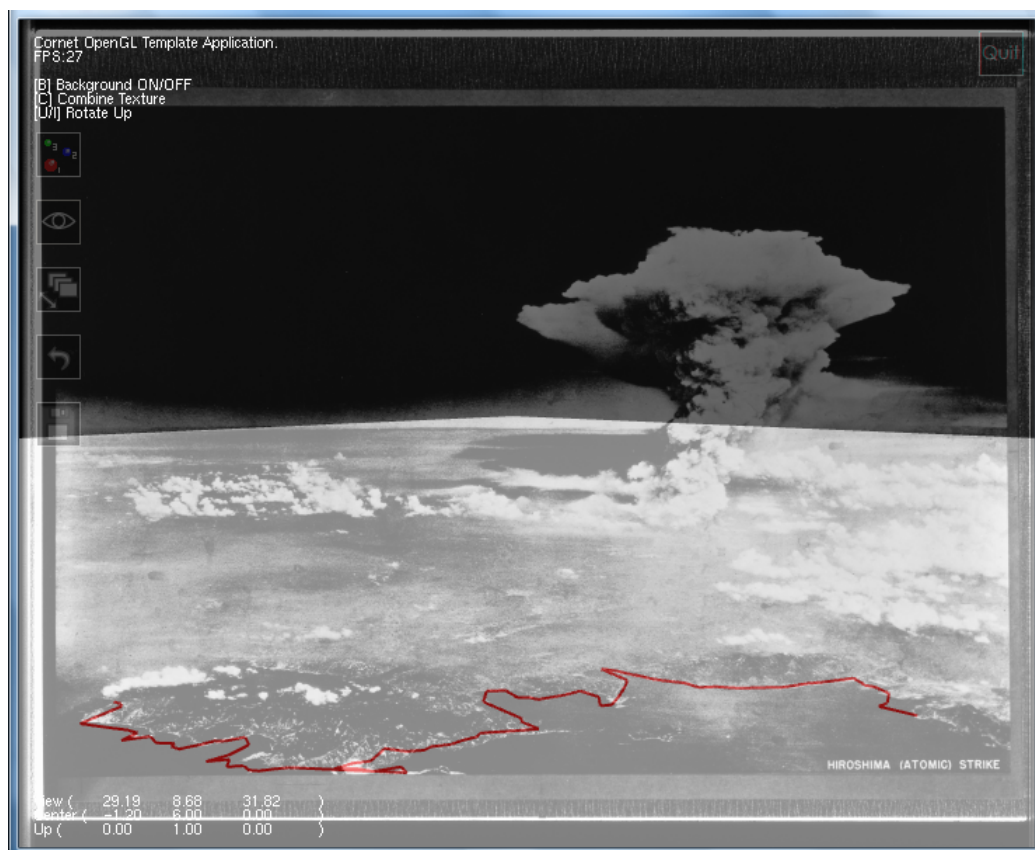


図 7 地形データを透視投影し写真上に合成した結果

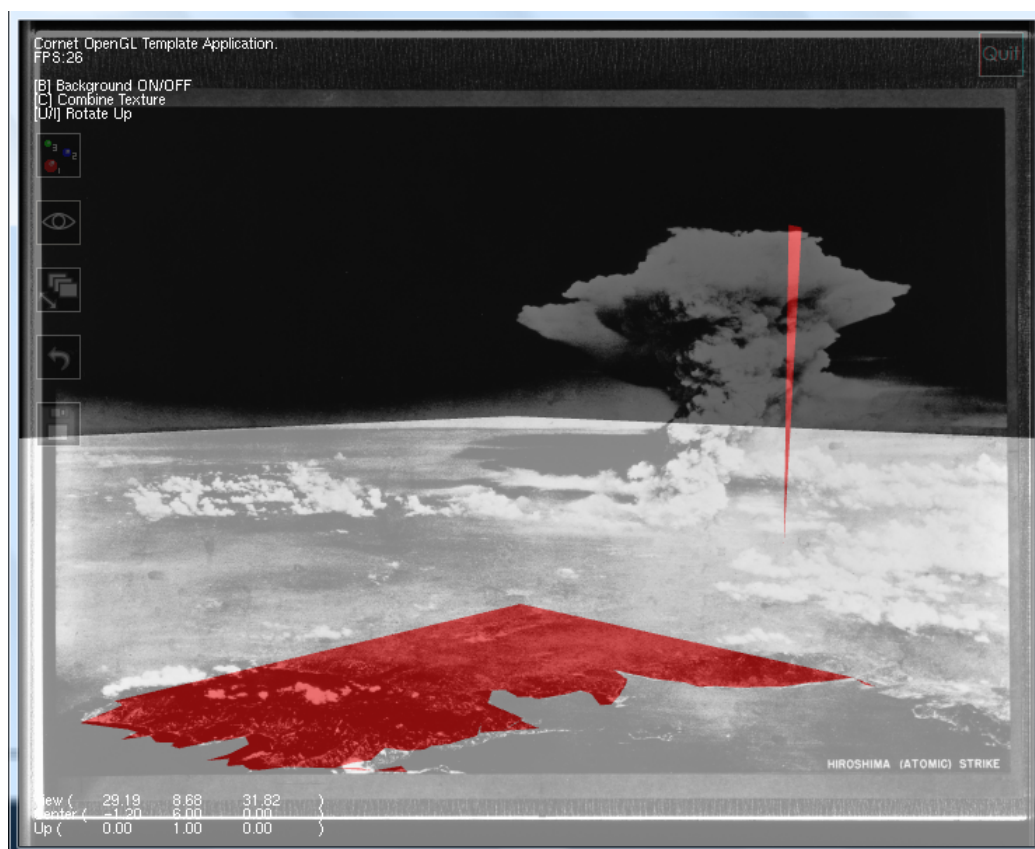


図 8 高さ16 kmの物体を配置し写真と合成した結果

アンケート調査に基づく黒い雨の時空間分布の推定

大瀧 慈

広島大学原爆放射線医科学研究所、計量生物研究分野

要約

広島市（一部、広島県による）は、2008 年に、原爆投下直後に黒い雨を体験した可能性のある広島市及びその近郊の居住している 31598 名を対象としたアンケート調査を行った。その調査では、黒い雨を体験したか否かの他、体験者の場合には、その場所（役場や学校など）、雨の降り始めの時刻（時単位）、同降り止んだ時刻（時単位）、雨の強さ、雨の色、飛遊物の目撃の有無について郵送による自記式回答が得られている。各回答者のうち黒い雨体験者に関しては、その場所毎に類別され、それぞれの調査項目について、平均値や比率により要約を行った。さらに、その要約値に対して局所線形回帰モデルに基づいたノンパラメトリック回帰分析を適用し、黒い雨の各特性値に関する 1945 年 8 月 6 日当時の時空間分布を推定した。その結果、広島での黒い雨は午前 9 時頃広島市西方郊外で降り始め雨域を北西に拡大しながら 10 時頃沼田・湯来東部付近で最強になりその後衰弱しつつ雨域を縮小しながら北上し午後 3 時頃加計付近で消滅したことが推測された。また、線形変換による調整後の降雨時間が 1 時間未満と推定される領域の外縁が、従来からいわれていた宇田雨域よりも広く、現在の広島市域の東側および北東部側を除くほぼ全域と周辺部に及んでいた（場所によってはいわゆる増田雨域の外縁部に近似している）結果が得られた。

1. はじめに

黒い雨の雨域に関する調査・研究については、これまでのところ 2 人の気象学者からの報告が行われている。1953 年に宇田らにより 107 名を対象にした聞き取り調査が行われ、いわゆる「大雨地域」と「小雨地域」が示された¹⁾。その後、増田により追加的な聞き取り調査が行われ、小雨地域より広範囲に及ぶ雨域の存在が示唆された²⁾。今回の調査の目的はより多くの人々からの情報に基づいて黒い雨の雨域をより詳細に特定し、それによる放射線被曝の影響の実態を把握しようとするものである。解析対象となったデータは、2008 年に広島市内及び周辺部に住み続けているもの 31598 人に対して実施したアンケート調査により収集されたもので、そのうちの約 75%にあたる 23780 人から得られた自書式回答に基づいている。本調査の目的は、このアンケート調査に基づいて黒い雨の時空間分布を推定することである。

図 1 は、今回のアンケート調査の対象となった広島市およびその郊外の町村の地図を示す。爆心から 10km 圏内には、似島、矢野、船越、中山、戸坂、古市、緑井、伴、己斐、石内、八幡、五日市などの町村が位置している。また、爆心から 10km～20km のドーナツ状領域には、呉、深川、志屋、可部、飯室、鈴張、安野、久地、水内、戸山、砂谷、廿日市などの市町村が含まれる。さらに爆心から 20km～30km のドーナツ状領域には、都谷、加計、筒賀などの町村が位置している。

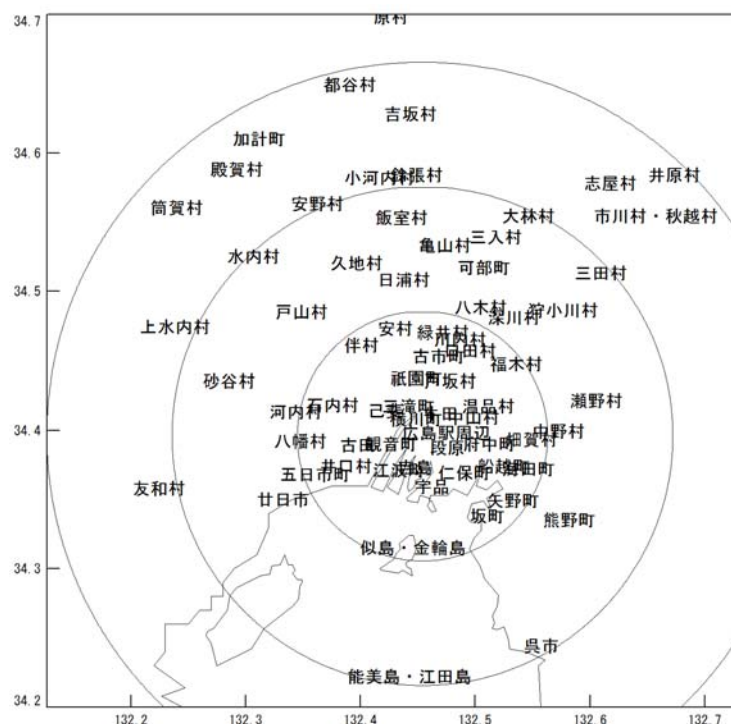


図1．広島市近郊の町村の位置および原爆の爆心からの距離

2. 調査項目

調査項目は、黒い雨体験の有無、雨の降り始めと降り止んだ時刻（時単位）、雨の強さ（強い、中程度、弱い）、雨の色（真っ黒、黒っぽい、茶色、透明に近い）、飛遊物の目撃の有無などである。なお、本研究では、解析対象を「黒い雨を体験した」と回答した者のうちその場所情報が答えられている者で調査時の年齢が71歳以上の者に限定した。なお、解析に際して、場所情報については、その町村の代表地点（例えば、役場や学校）の位置情報（経度と緯度）に変換を行った。

表1は、黒い雨の降り始めおよび降り止んだ時刻に関する回答形式別の度数分布を示す。雨の降り始めと降り終わりの双方の時刻が回答されている場合をタイプA、降り始めの時刻のみが回答されている（降り止んだ時刻は不明）となっている場合をタイプBと呼ぶことにする。タイプAであるデータは1084件、タイプBであるデータは481件あった。タイプAのデータについて、雨の降り始め時刻別、降り止んだ時刻別の2次元度数を表2に、タイプBのデータの降り始めの時刻別度数を表3に示す。図2は、雨の降り始めの時刻と雨の降り止んだ時刻のヒストグラムを示す。

表1．回答内容別回答者度数

タイプ	降り始めの時刻(時)	降り止んだ時刻(時)	回答者度数
A	8:00～16:00	8:00～18:00	1084
B	8:00～16:00	不明	481
計	—	—	1565

表2. タイプAデータの黒い雨の降り始めの時刻別降り止んだ時刻別回答度数

降り始めの時刻 (時)	降り止んだ時刻 (時)												計
	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18		
8	12	110	19	2	8	2	4	2	0	0	0	159	
9	0	25	147	52	26	13	4	9	2	2	0	280	
10	0	0	13	157	69	32	18	13	2	1	1	306	
11	0	0	0	9	62	28	22	10	7	2	0	140	
12	0	0	0	0	6	25	9	6	3	1	0	50	
13	0	0	0	0	0	1	24	12	4	3	1	45	
14	0	0	0	0	0	0	2	39	8	1	2	52	
15	0	0	0	0	0	0	0	2	25	13	2	42	
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2	10	
計	12	135	179	220	171	101	83	93	51	31	8	1084	

表3. 降り止んだ時刻が不明の降り始めの時刻別回答者度数

降り始めの時刻（時）									
8	9	10	11	12	13	14	15	16	計
89	138	118	57	18	21	19	17	4	481

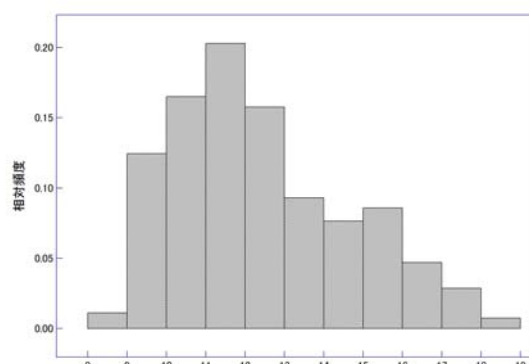
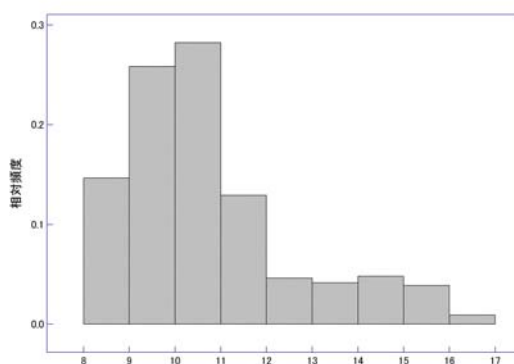


図2. 黒い雨の降り始めの時刻のヒストグラム(左図)と降り止んだ時刻のヒストグラム(右図)

雨の降り止んだ時刻と降り始めの時刻の差により求められた雨の降雨時間について、そのヒス

トグラムを図3に示す。これらの図表より、黒い雨は午前10時辺りをピークに1時間～2時間程度降ったという地点がかなりあることが分かった。

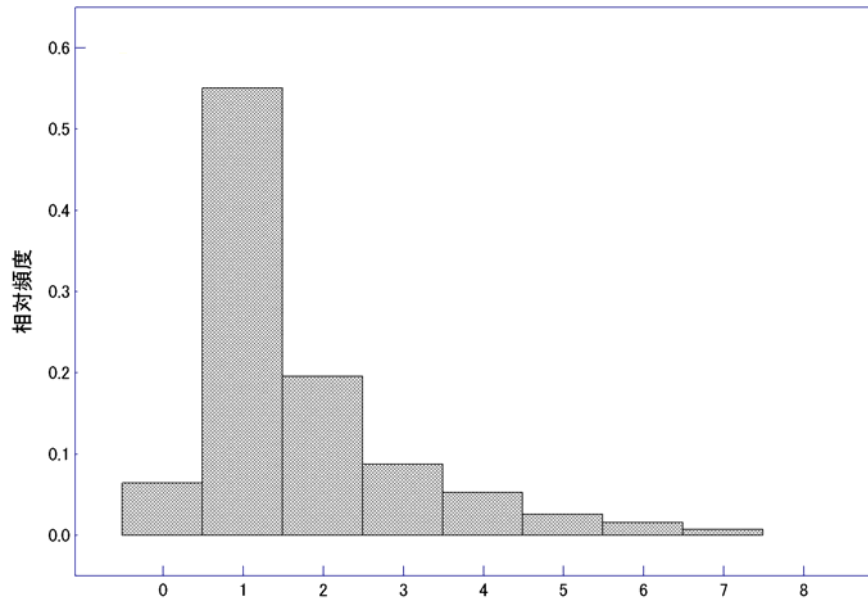


図3. 黒い雨の降雨時間のヒストグラム

図3より、降雨時間が1時間の頻度に比べて0時間の頻度がかなり低くなっていることが示されているが、1時間未満のものの大半が1時間とされたことによる（すなわち、雨の降り止んだ時刻が降り始めの時刻と同一の時刻とされるよりも1時間経った時刻にされた傾向の存在が示唆されている）。

2. 黒い雨の諸特性値の時空間分布

2.1 降雨時間の地理分布

黒い雨の降雨時間の地理分布を推定するために、局所線形モデルに基づくノンパラメトリック平滑化法³を適用した。まず、黒い雨の降雨時間は地理的に滑らかな分布を持つことを想定し、降雨時間の定数変換値が地点 $p=(u,v)$ の近傍で、下記の式で近似できるものとした。

$$h_p(x,y)=c_p+a_p\cdot(x-u)+b_p\cdot(y-v).$$

ここで a_p , b_p および c_p は、 $p=(u,v)$ に関して滑らかな関数である。このとき、 (a_p,b_p,c_p) の重み付き最小自乗推定値は、リッジ回帰分析⁴を用いて、

$$(\hat{a}_p,\hat{b}_p,\hat{c}_p)'=(X_p'W_pX_p+\lambda I)^{-1}X_p'W_ph$$

により記される。ただし、

$$X_p=\begin{pmatrix} 1 & 1 & \cdots & 1 \\ x_1-u & x_2-u & \cdots & x_{94}-u \\ y_1-v & y_2-v & \cdots & y_{94}-v \end{pmatrix},$$

$$h = (h_1, \dots, h_{94})', \quad h_i = \log(1 + l_i), \quad i = 1, \dots, 94,$$

l_i は地区 i での平均降雨時間であり、 λ はリッジ定数である。なお、重みに関しては、

$$w_i^{(p)} \propto n_i e^{-\rho \{(x_i - u)^2 \cos^2(\pi \cdot y_i / 180) + (y_i - v)^2\}}, \quad w_i^{(p)} = 0 \text{ if } n_i \leq 9, \quad i = 1, \dots, 94,$$

$$W_p = \text{diagonal}(w_1^{(p)}, w_2^{(p)}, \dots, w_{94}^{(p)}),$$

である。ここで、 ρ は近傍の大きさを規定する尺度母数（未知）であり、その値は λ とともにデータに基づいて最適化されるべきものである。そこで、94 個の代表点での降雨時間の平均値に対して交差確認法（CV 法）^{5,6}を用いて、最適化を行った。図4にその結果を示す。

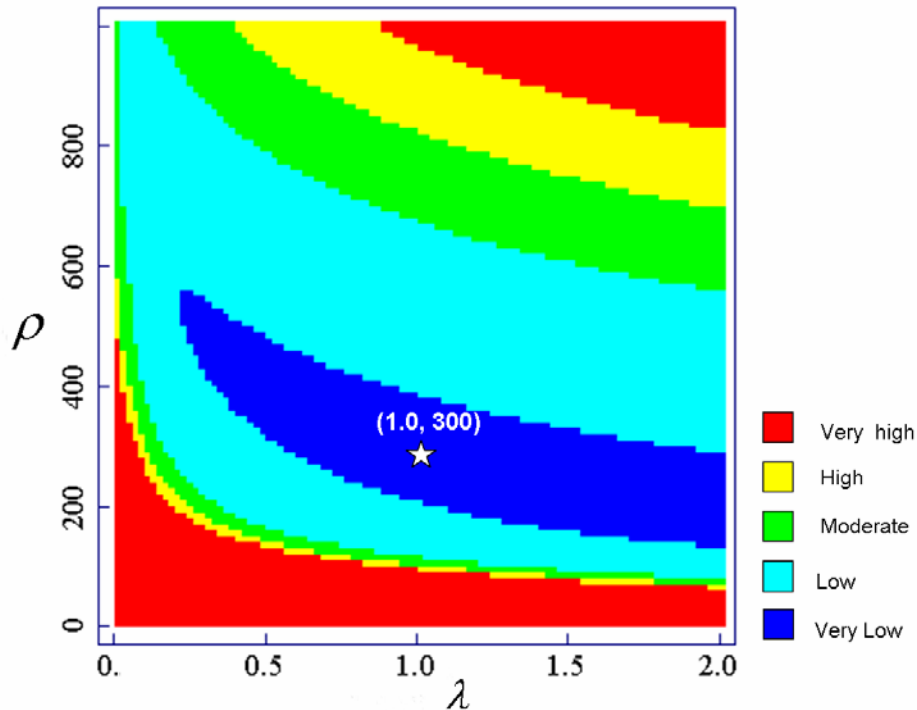


図4. 平滑化母数 (λ, ρ) の最適化のための CV 基準量のプロット

この図は、 (λ, ρ) に対して実測値と予測値の差の平方和（CV 基準量）をプロットしたものであり、 $(\lambda, \rho) = (1, 300)$ の辺りで最も CV 基準量の値が小さくなっていることが分かる。

平滑化のための母数 (λ, ρ) の値としては、最適化の結果に基づき、 $(\lambda, \rho) = (1, 300)$ を用いた。降雨時間の 0 時間での低頻度に対して、以下のような線形変換による調整を行った。オリジナルな降雨時間を y 、調整値を y^* とするとき、 $y^* = 2(y - 1.03)$ とした。図5は、その結果得られた黒い雨の降雨時間の地理分布を示す。上図は、町村毎の降雨時間の平均値を地図にプロットしたものであり、各プロットの大きさは（有効）回答者数を反映したものである。また、赤色のプロットは、2 時間以上、黄色は 1.5 時間以上 2.0 時間未満、緑色は 1.0 時間以上 1.5 時間未満、水色は 1.0 時間未満の降雨時間であったことを示す。下図は、広島市近郊を含む 400×400 の格子点上で表現したものである。これらの図より、黒い雨は、爆心の北西近郊を中心に現広島市の東部を除くほぼ全域で 1 時間～2 時間程度降ったことが示されている。

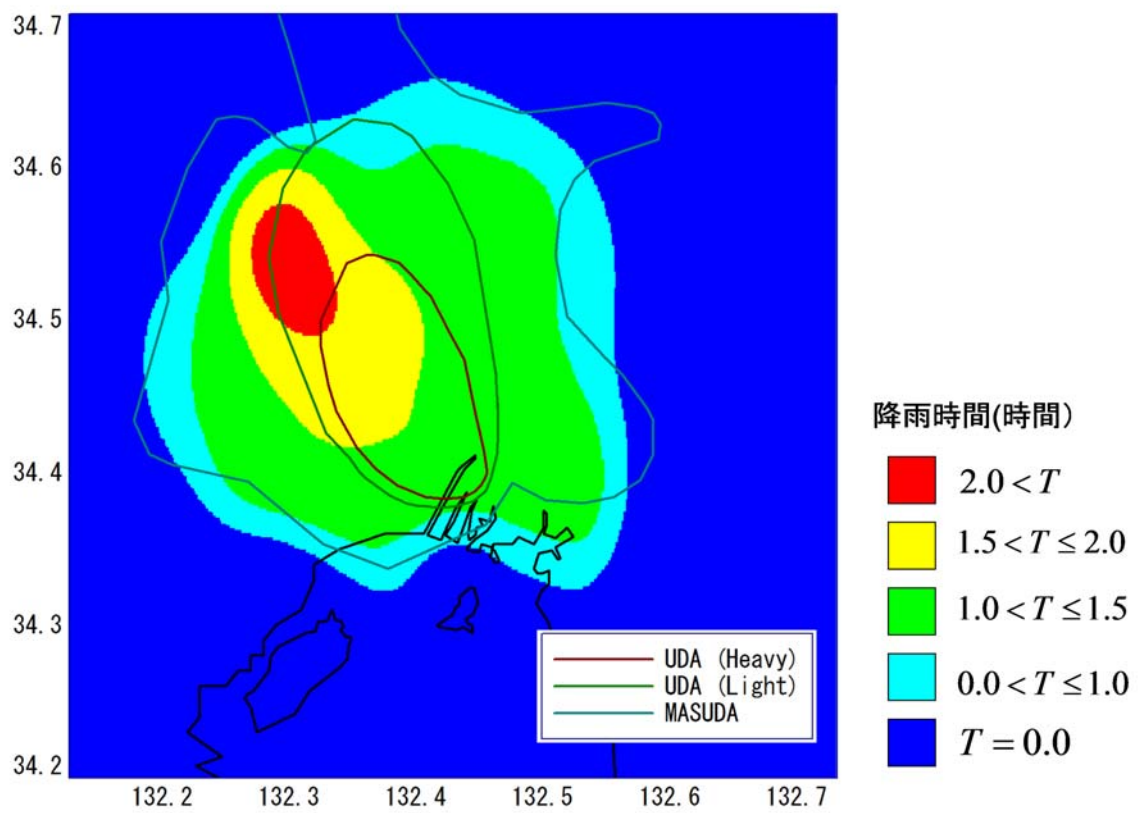
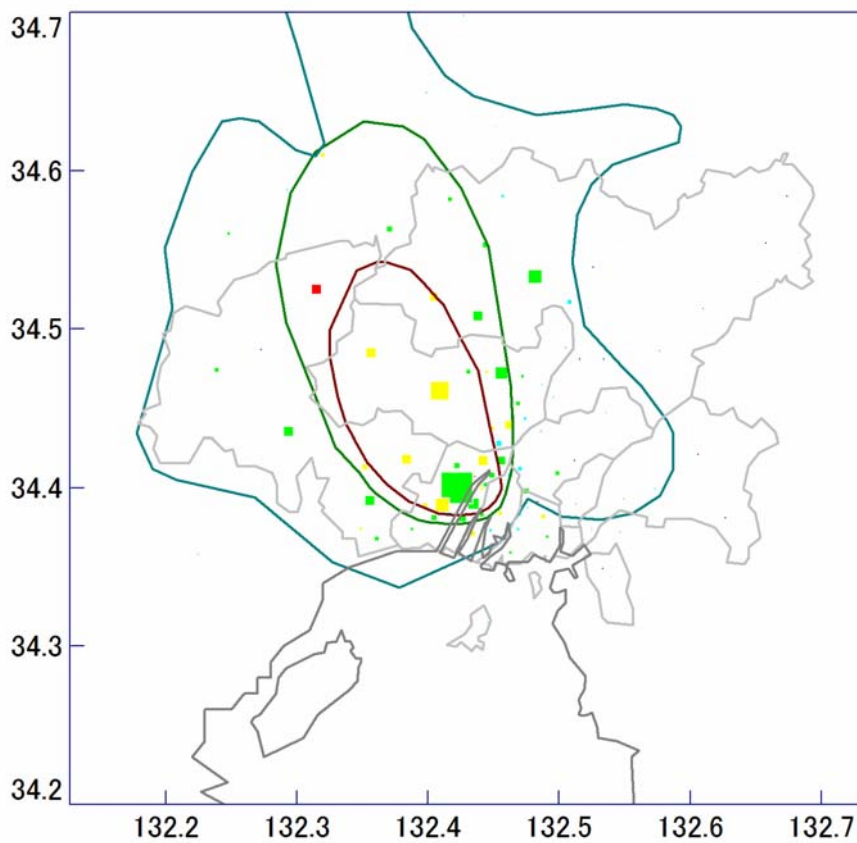


図5. 推定された広島黒い雨の降雨時間の地理分布

2.2 黒い雨体験率の時空間分布

本節では、黒い雨の体験率について論ずる。時刻を固定したとき、黒い雨の体験率は、体験者数 e の回答者数 n に対する比率として規定される。我々は、この比率 e/n に対して逆正変換を適用し分散安定化を図った。すなわち、 n が十分大きいとき、漸近的に、

$$\sin^{-1}\left(\sqrt{\frac{e}{n}}\right) \sim N\left(\sin^{-1}(\sqrt{p}), \frac{1}{4n}\right)$$

が成立し、左辺の変換値の分散が真の体験率 p （未知）に依存しなくなり、 n の逆数に比例するようになる。今回の解析対象者は全て「黒い雨を体験した」人であるので、時間を固定しない場合、黒い雨の体験率は 100% になり、その地理分布を求めることはできない。そこで、体験率の地理分布の時間経過の概要を把握するために、時刻を固定したときの条件付体験率を求めることとした。その場合の条件付体験率の分母とすべき時刻別対象数は今回の調査からは把握できないので、今回の解析ではその地点での回答者数を代用している。すなわち、回答者と同数の者がその地点に居たことを仮定したものである。

黒い雨の条件付体験率は地理的に滑らかな分布を持つことを想定し、体験率の分散安定化変換後の値が地点 $p = (u, v)$ の近傍で、下記の式で近似できるものとした、

$$z_p(x, y) = c_p + a_p \cdot (x - u) + b_p \cdot (y - v).$$

このとき、降雨時間分布の推定方法と同様な方法を適用して、 (a_p, b_p, c_p) の重み付き 最小自乗解を以下のように求められる、

$$(\hat{a}_p, \hat{b}_p, \hat{c}_p)' = (X_p' W_p X_p + \lambda I)^{-1} X_p' W_p z$$

ここで、 $z = (z_1, \dots, z_{94})'$,

$$z_i = \sin^{-1}\left(\sqrt{\frac{e_i}{n_i}}\right), \quad i=1, \dots, 94,$$

$$X_p = \begin{pmatrix} 1 & 1 & \dots & 1 \\ x_1 - u & x_2 - u & \dots & x_{94} - u \\ y_1 - v & y_2 - v & \dots & y_{94} - v \end{pmatrix},$$

λ はリッジ母数であり、重みに関しては、

$$w_i^{(p)} \propto n_i e^{-\rho \{(x_i - u)^2 \cos^2(\pi \cdot y_i / 180) + (y_i - v)^2\}}, \quad w_i^{(p)} = 0 \text{ if } n_i \leq 9, \quad i=1, \dots, 94,$$

$$W_p = \text{diagonal}(w_1^{(p)}, w_2^{(p)}, \dots, w_{94}^{(p)}),$$

である。平滑化母数 (λ, ρ) の値としては、降雨量の場合と同様な手法を用いた最適化による $(\lambda, \rho) = (1, 400)$ を用いた。

図6は推定された黒い雨の条件付体験率について、午前9時から午後3時の時刻毎の地理分布を示している。黄色の領域は、条件付体験率が50%超を、緑色の領域は30%~49%、水色の領域は10%~29%の領域を表している。この図より、黒い雨は午前9時頃に広島市西方近郊から降り始め、その後北西方向に広がり 午前10時~11時に最も広い範囲で降り、その後縮し午後3時頃加計付近で消失したことが示唆されている。

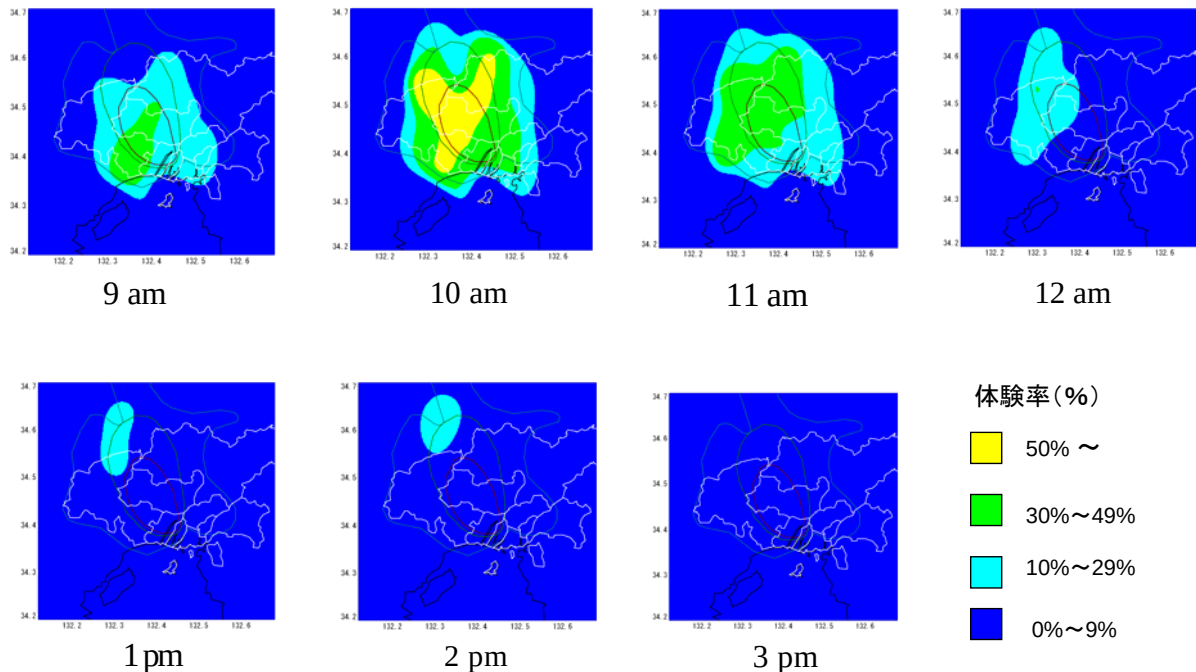


図6. 推定された黒い雨の体験率の時空間分布

2.3 黒い雨のその他の特性の時空間分布

体験率の時空間分布の推定方法と同様な方法を用いて、降雨強度、雨の色、飛遊物の目撃の有無に関する時空間分布の推定を行った。地区別の時刻別降雨強度は、その地区で黒い雨を体験した者が10人を超える場合に、申告した降雨強度を、「強い雨」を3、「中程度の雨」を2、「弱い雨」を1、「降雨無し」を0として、算術平均を行い指標化した。図7は、推定された降雨強度の時空間分布を表す。黄色の領域は強い雨、緑色の領域は中程度の雨、水色の領域は弱い雨が降ったと推定される領域を表している。この図より、黒い雨の降雨強度は午前10時頃最強となり、その中心は沼田地区（戸山、伴）に位置していることが示されている。図8は、推定された‘黒い雨’の雨の色の時空間分布を表す。黄色の領域は「真っ黒」、緑色の領域は「黒っぽい」、水色の領域は「茶色っぽい」の雨が降ったとされる領域を表している。図9は、推定された（黒い雨に伴う）飛遊物の目撃率の時空間分布を示す。黄色の領域は、目撃率が50%超を、緑色の領域は30%~49%、水色の領域は10%~29%の領域を表している。この図より、飛遊物の目撃率の分布は既述した黒い雨の強度分布や雨の色の分布と比較すると、やや北西方向にずれていることが示唆されている。なお、本来、飛遊物の目撃は降雨に直接随伴する事象ではなく、この解析は、降雨時間帯に飛遊物の目撃があったと想定して行ったものであり、必ずしも正確なものではない。

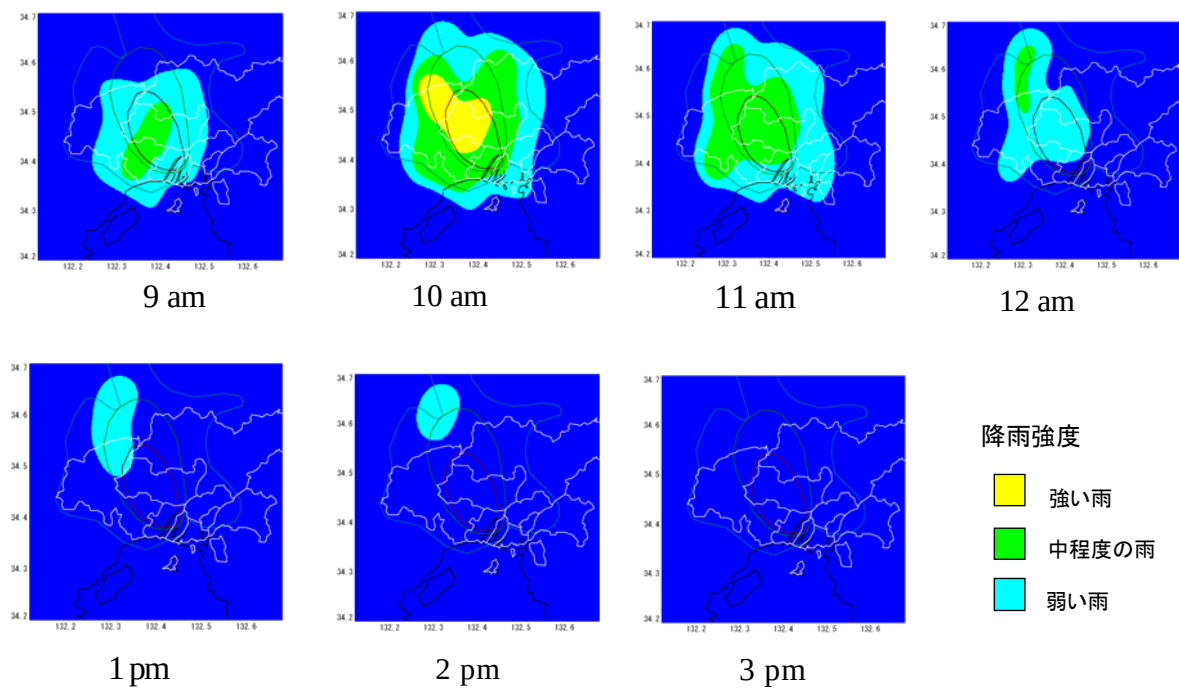


図7. 推定された黒い雨の降雨強度の時空間分布

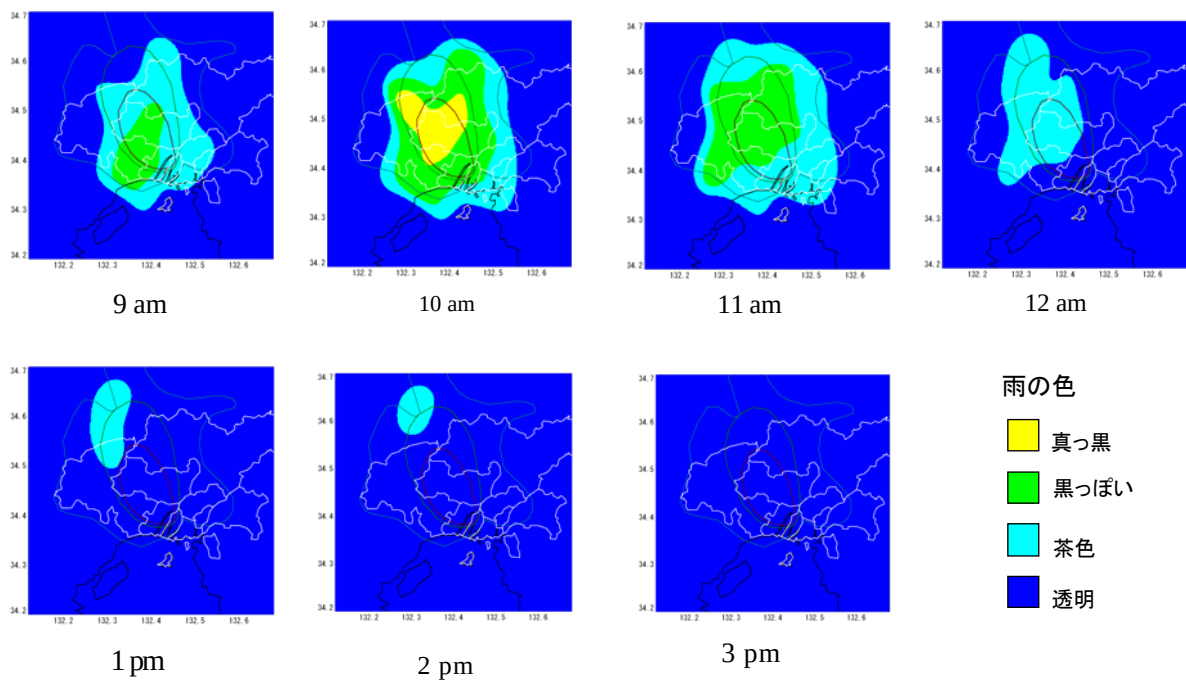


図8. 推定された‘黒い雨’の色の時空間分布

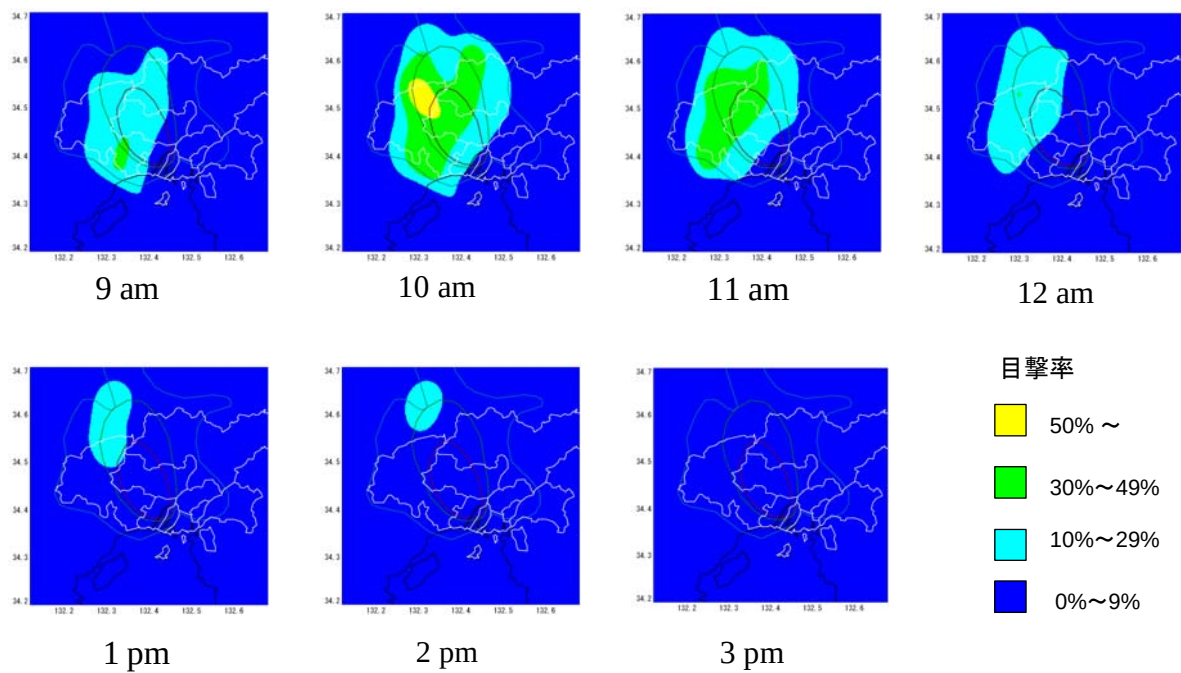


図9. 推定された黒い雨に伴う飛遊物の目撃率の時空間分布

上記の、降雨強度、雨の色、飛遊物の目撃の有無に関する時空間分布の推定結果に基づいて、それらの最大値の地理分布に関して、以下の図10、図11および図12を求めた。図10は、図7の時刻別降雨強度の推定分布を重ね合わせて得られた最大降雨強度の地理分布を示す。図11は、図8の時刻別雨の色の推定分布を重ね合わせて得られた雨の色の黒さの度合いの地理分布を示す。図12は、図9の時刻別飛遊物の目撃率の推定分布を重ね合わせて得られた飛遊物の目撃率の地理分布を示す。

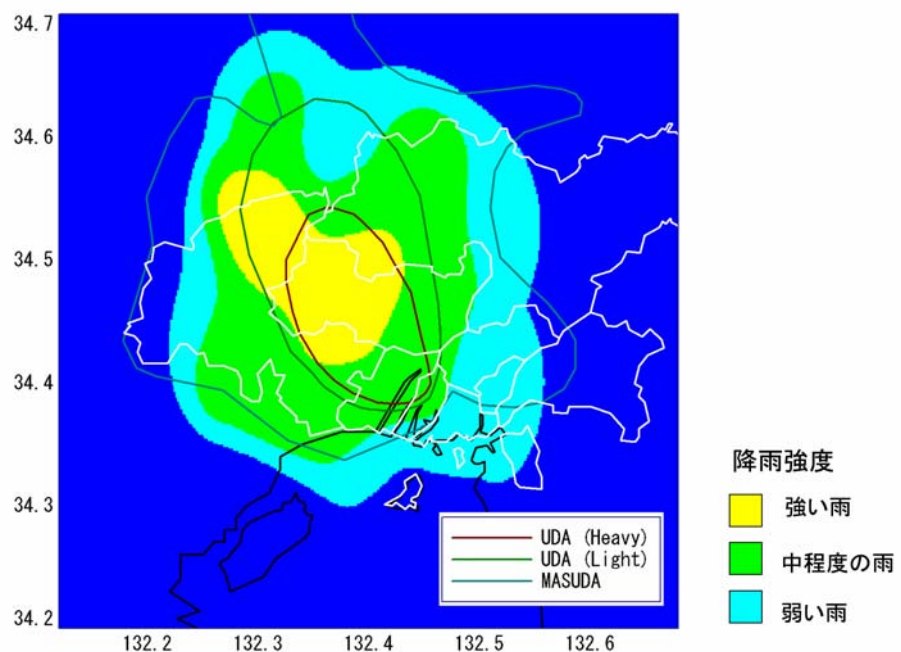


図10. 最大降雨強度の地理分布

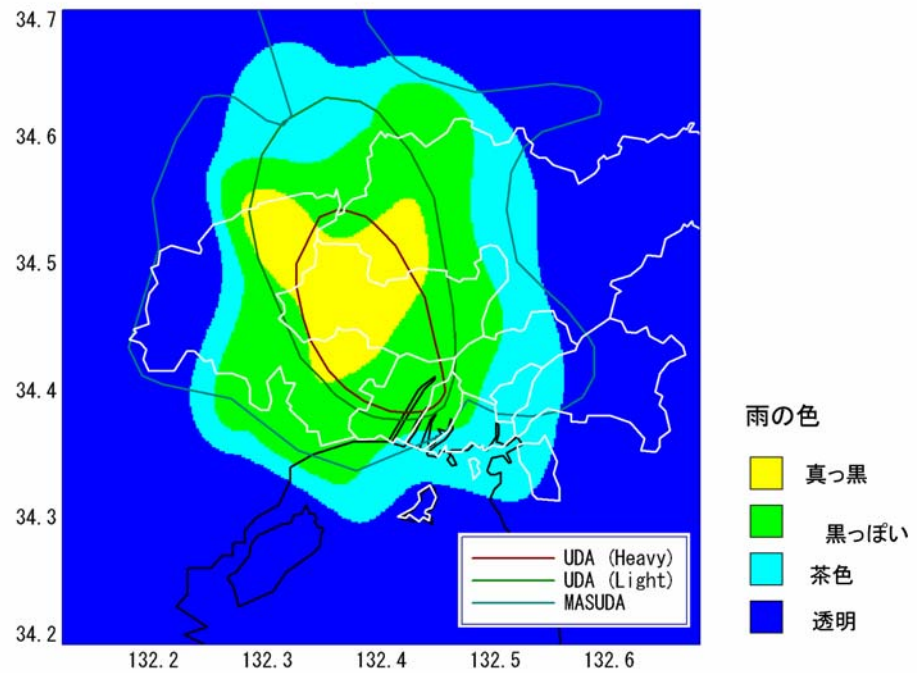


図11. 黒い雨の色の黒さの地理分布

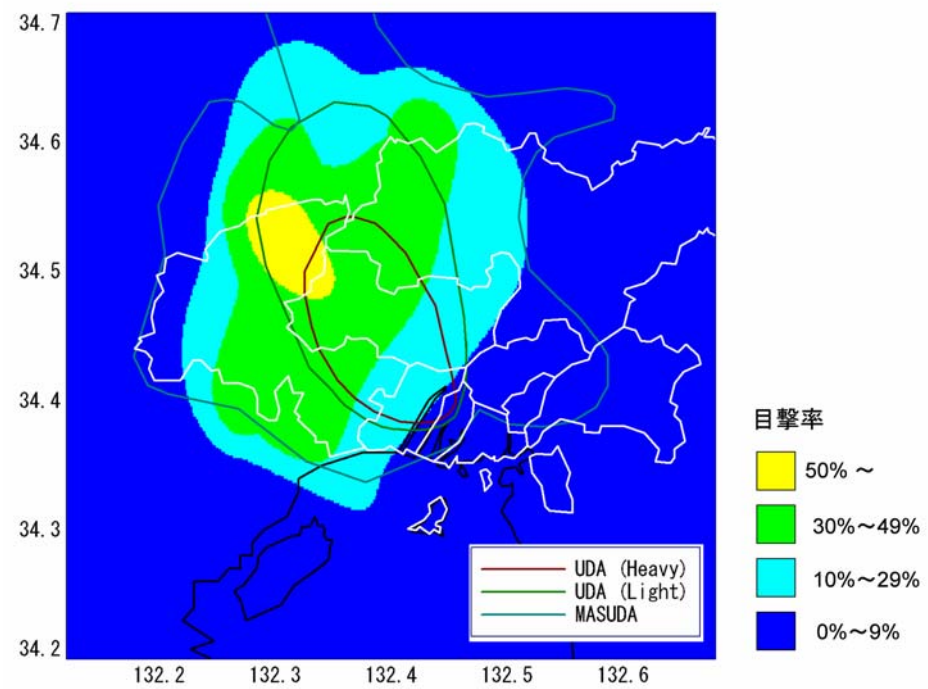


図12. 黒い雨に伴う飛遊物の目撃率の地理分布

3. 考察

今回の調査・研究の目的は、広島原爆投下直後において、黒い雨がいつ何処でどのように降ったかを明らかにすることである。実際の解析は、「黒い雨を体験した」という回答に基づいている。よって、黒い雨の体験率は体験した時刻を無視すると、100%となる。そこで、原爆投下当日の午前8時から16時までの8時間を1時間おきに分割し、各時刻での「黒い雨の体験率」を求めた。統計解析の理念からすると、非体験者も含めた無作為抽出による回答に基づくべきであるのだが、現実には、この8時間における回答者の時刻毎の所在地情報が入手できないという事情があり、黒い雨体験者から、雨を体験した時間帯（降り始めの時刻と降り終わりの時刻）の情報を得たにすぎない。時刻を固定したときの、その時刻が降り始めの時刻と降り終わりの時刻に挟まれているならば、その個人は、その時刻で、「黒い雨を体験した」とみなし、そうでなければ、その時刻には、「黒い雨を体験していない」と定めた。従って、標本は「どこかの時点で黒い雨を体験した」という人から得られたものであり、その結果、時刻別の「黒い雨の体験率」が若干過大に見積もられている可能性がある。このことを、数式を使って表現すると以下ようになる。

いま、任意の回答者を1人固定するとき、その回答者が時刻 t で黒い雨を体験した場合を $X_t = 1$ 、そうでない場合を $X_t = 0$ と記すこととする。このとき、時刻 t での黒い雨体験率は $\Pr(X_t = 1)$ と表せる。さらに、 $X_* = X_8 + \dots + X_{16}$ とすると、黒い雨体験者は $X_* \geq 1$ であるので、体験者における時刻 t での体験率は、 $\Pr(X_t = 1 | X_* \geq 1)$ により表される。条件付き確率の定義により、 $\Pr(X_t = 1) = \Pr(X_t = 1 | X_* \geq 1) \Pr(X_* \geq 1)$ であるので、 $\Pr(X_* \geq 1) \cong 1$ であるときには、 $\Pr(X_t = 1) \cong \Pr(X_t = 1 | X_* \geq 1)$ となり、黒い雨体験者における時刻 t での条件付き体験率を時刻 t での体験率への近似として用いることができる。一方、 $\Pr(X_* \geq 1) \cong 0$ の場合は、上記の近似は過大評価することになり偏りが生じる。その偏りは、真の「黒い雨の体験率」が低い地点で大きくなるが、その補正は困難である。また、真の「黒い雨の体験率」が高い地点でも、黒い雨を体験していない時点での所在地が不明であるため、厳密には体験率を規定することはできない。「各回答者は黒い雨を体験した地点で留まっていた」とみなして時刻毎の体験率を算出している。上記のような事情により、今回推定された「黒い雨の条件付体験率の時空間分布」に基づいて「黒い雨の雨域」を特定することは難しいと考えられる。

「黒い雨の降雨時間」については、黒い雨の体験者にとっても降り止んだ時刻が降り始めの時刻と一致する場合（単位を「時」としているため、この状況は生じうる）、降雨時間の長さは0時間となり、黒い雨非体験者にとっても黒い雨の降雨時間（必然的に、それは0時間である）と同じ値となる。雨域と雨域外との境界付近では、降雨時間は0時間に近い値になっているはずであるので、黒い雨の雨域を特定するには、その降雨時間の推定値に基づくことが妥当と考えられる。なお、今回の解析では、線形変換による調整後の降雨時間が1時間未満と推定される領域の外縁が、従来からいわれていた宇田雨域よりも広く、現在の広島市域の東側および北東部側を除くほぼ全域と周辺部に及んでいた（場所によってはいわゆる増田雨域の外縁部に近似している）結果が得られた。

「黒い雨」の強度や雨の色の時空間分布の推定においては、時刻を固定する毎に「雨を体験していない」と答えた人を除外せずに、値として0を付与して地区別平均値を求め、それらの値を基に平滑化処理を行っている。そのため、降雨確率の低い領域では、降雨強度や雨の色の黒さが過小評価されている可能性も存在している。例えば、「煤のような極弱い黒い雨」の場合は、それが降った領域があったとしても、空間分布には反映されない可能性がある。別法として、時刻毎に「雨を体験してい

ない」と答えた人を除外して、地区別平均値を求め平滑処理を行うことも考えられるが、それぞれ長短が想定され、現時点ではとりあえず前者の方法を採用した。今後の検討課題としたい。

参考文献

1. 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書” 原子爆弾災害調査報告集、第一分冊理工学編（日本学術振興会、1953）pp.98-135.
2. 増田 善信： 広島原爆の黒い雨はどこまで降ったか、*天気*、**35** 卷(2), 69-79, 1989
3. Jianqing Fan： Local Linear Regression Smoothers and Their Minimax Efficiencies, *The Annals of Statistics*, **21**(1), 196-216, 1993.
4. Hoerl AE and Kennard RW： Ridge regression: Application to nonorthogonal problems, *Technometrics*, **12**(1), 69-82, 1970.
5. Shao J： Linear model selection by cross-validation, *J. of the American Statistical Association*, **88**, 486-494, 1993.
6. Stone M.： Asymptotics for and against cross-validation, *Biometrika*, **64**, 29-35, 1977.

Thermal ionization mass spectrometry measurement for uranium isotopes in Hiroshima soil samples

Sarata Kumar Sahoo¹, Hidenori Yonehara¹, Tetsuji Imanaka², Satoru Endo³ and Masaharu Hoshi⁴

¹*Research Centre for Radiation Protection, National Institute of Radiological Sciences, 4-9-1 Anagawa, Inage-ku, Chiba 263-8555, Japan*

²*Research Reactor Institute, Kyoto University, Osaka, Japan,*

³*Graduate School of Engineering, Hiroshima University, Hiroshima, Japan,*

⁴*Research Institute for Radiation Biology and Medicine, Hiroshima University, Japan*

Introduction

On August 6, 1945 “Little Boy” the ^{235}U bomb was exploded above Hiroshima and about twenty to thirty minutes after the explosion, there was “black-rain” in a wide area that extended outside Hiroshima city extending to more than 30 km to the north-west direction from the hypocenter. Subsequently, there were two reports summarised in Dosimetry System 1986 and Dosimetry System 2002 based on the radiation dose estimation due to gamma rays and neutrons received by survivors of the Hiroshima A-bomb. There is less information on the distribution of radioactive fallout in the case of Hiroshima A-bomb (Little Boy) compared to the Nagasaki A-bomb. The amounts of fission product (FP) generated by Little Boy were much smaller than those deposited in Hiroshima from other atmospheric nuclear test explosions and analysis of FP contents in soil samples do not show the distribution of bomb fallout. According to some reports, about 51Kg of ^{235}U was loaded in the Hiroshima bomb of which about 912g was consumed by the 16-kt explosion. It can be interpreted that one of the potential nuclides that was unique to the Hiroshima A-bomb was ^{235}U . There are various assumptions about enriched ^{235}U present in the A-bomb.

Uranium has three long-lived isotopes of masses 234, 235 and 238 with average abundances of 0.0054%, 0.720% and 99.275%, respectively. The principal isotopes e.g. ^{235}U and ^{238}U are of primordial origin and ^{234}U is present in radioactive equilibrium with ^{238}U . ^{236}U occurs in nature at ultra trace concentrations with a $^{236}\text{U}:$ ^{238}U atom ratio of 10^{-14} . Anthropogenic uranium also contains small amount of ^{236}U , formed by neutron capture of ^{235}U in nuclear industrial processes and to a lesser extent, the alpha decay of ^{240}Pu . Some ^{236}U has only been found in geological samples specimens (e.g. samples from the Oklo reactor) which can be explained due to higher neutron fluxes in uranium ores. ^{236}U is a potentially “fingerprint” for the presence of uranium originating from a nuclear reactor in the environment. The abundance of long-lived radionuclides and their decay products provide information on the chemical evolution of the system of their origin. In case of environmental sciences, soil and sediments are the most suitable materials that would be likely to preserve any remains of anthropogenically altered uranium. Natural isotopic composition of $^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0.00725$. However, there are no two isotopes of uranium which are in secular equilibrium and not affected by any possible contamination. Therefore, determination

of U isotopes in soil samples is expected to provide us with information to evaluate the possible contamination of uranium.

Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and thermal ionization mass spectrometry (TIMS) have been used for determining total concentration of uranium and isotopic measurement of uranium from soil samples respectively. TIMS provides highest precision (normally 0.2% at the 95% uncertainty level compared with approximately 1-2% for ICP-MS). The advancement of thermal ionization mass spectrometry with high abundance sensitivity enabled us to measure directly all possible uranium isotopes. TIMS measurements produced data with much better precision than conventional alpha counting methods and reduced the sample amount as well as time required for measurements. The purpose of our study is to make clear the distribution of uranium as well as precise measurement of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratios of uranium chemically separated from soil samples around Hiroshima hypocenter using a thermal ionization mass spectrometry equipped with a WARP filter to detect trace levels of nuclide contamination by artificially produced uranium isotope.

2. Materials and methods

2.1 Samples

A standard reference material NBS U010 was used to check the reproducibility of the calibration of TIMS. Eleven soil samples were selected for this study: sediment reference material supplied by Geological Survey of Japan (JLK-1) and surface (0-10 cm) soil samples collected at a distance from 2 to 30 km from Hiroshima hypocentre in 1976 under the auspices of a project sponsored by the Ministry of health and welfare, Japan. The samples were dried at 110 °C then crushed and sieved through a nylon sieve.

2.2 Chemical procedures

Digestion with an acid bomb was performed in a closed vessel (PTFE vessels) microwave unit (MLS 1200 mega, Italy) using a mixture of HNO_3 -HF- HClO_4 for sediment sample, JLK-1 and soil samples. After digestion, samples were evaporated to dryness on a hot plate. Then the residue was dissolved in 8M HNO_3 to yield a sample solution.

2.3 Chemical separation

Three columns were prepared for each sample. Eichrom UTEVA resin in prepacked columns with 2 ml resin was placed immediately below the second column containing a strong anion exchange resin Biorad Dowex 1X-8 (200-400 mesh, Cl^- form). Both columns were conditioned with 8 M HNO_3 . The sample was transferred to the anion exchange column and eluent passed directly onto the UTEVA column. The two columns were eluted with 10 ml of 8M HNO_3 , followed by 20 ml of 3M HNO_3 . Uranium was eluted from UTEVA column using 5 ml of 0.02 M HCl . Concentration of eluent was adjusted to 9 M HCl . The resulting solution was loaded onto an anion exchange column preconditioned with 9 M HCl and washed with 10 ml of 9 M HCl . Finally, U was eluted with 10 ml of 0.02 M HCl and the eluent was evaporated to yield a small drop in a Teflon beaker prior to TIMS filament loading.

2.4 Mass spectrometry

The isotopic analyses of uranium were performed on a single focussing VG (Micromass) Sector 54-30 thermal ionization mass spectrometer (TIMS) at National Institute of Radiological Sciences and is equipped with nine Faraday collectors and a Daly ion-counting system detector positioned behind axial Faraday and wide aperture retardation potential (WARP) energy filter. The large ratios between decay constants result in extreme isotope ratios in secular equilibrium, the analysis of which requires high abundance sensitivity. This has been achieved with introduction of wide aperture retardation potential (WARP) energy filter. Very high abundance sensitivity, high transmission, and high stability ion optics, extremely low dark noise level, high linearity of the detection system and sophisticated sample preparation techniques to minimize molecular interferences and contaminations of the sample are essential to achieve the ultimate precision and accuracy in TIMS measurements of very large isotope ratios. A triple filament assembly was used for the thermal ionization of uranium isotopes. Uranium isotopes ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U and ^{238}U were measured dynamically using the Daly-ion counting system and three Faraday cups with mass jumps.

3. Results and discussion

Concentrations of uranium measured by ICP-MS in different soil samples are summarized in Table 1. We have studied the total concentration of U from soil samples. The mean concentration of U varied from 2.61 to 4.8 ppm. Taking into account natural uranium concentration, it is difficult to examine the possibility of contamination due to uranium. (Wedepohl has reported U in the earth's crust as 1.7 ppm.)

We have carried out the isotopic measurement of uranium from soil samples around the hypocenter with the objective of detecting the presence and potential source of anthropogenic uranium. A representative duplicate set of samples is given in Table 1. Samples from location station ESE fall in the range expected for natural uranium. However, samples collected from other places show a spread in uranium isotope ratio well outside the 99.7% confidence limit, showing a little enrichment of $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$.

Table 1

Sample No	Distance* (km)	Soil density (kg/l)	^{238}U Concentration (ppm)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	$^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$
ESE	4	1.21	4.01	5.51E-05	0.007258
ESE	6	1.33	2.63	5.48E-05	0.007269
N	4	1.15	2.61	5.56E-05	0.007278
N	8	1.13	2.91	5.61E-05	0.007279
N	10	1.24	4.85	5.53E-05	0.007271
NWN	4	1.13	2.74	5.72E-05	0.007368
NWN	6	0.86	3.78	5.63E-05	0.007349
NWN	8	1.14	3.41	5.50E-05	0.007238
W	4	1.16	3.35	5.48E-05	0.007306
W	6	0.94	4.46	5.49E-05	0.007266

ESE-East-southeast, N-North, NWN-North west north, W—West *: Distance from hypocentre

This indicates heterogeneity in the distribution of isotopically enriched U within the soil. Data from duplicate runs of each sample, one can confirm that such deviations from natural ratios were readily reproducible at statistical levels predicted by standard measurements. Therefore, we thought it worthwhile to discuss $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ as well as $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratios.

When we use $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratio, disequilibrium ratio varies from lowest i.e. 1.005 to the highest 1.117 at sampling point - which is within 10 km radius from the hypocenter. In case of secular equilibrium, ^{238}U , with a half-life of 4.47×10^9 years would be in secular equilibrium with all its daughters, including ^{234}U , with half-life of 2.45×10^5 years. Therefore, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ atomic abundance ratio would be $2.45 \times 10^5 / 4.47 \times 10^9 = 54.8 \times 10^{-6}$ (or 54.8 ppm) which is the expected ratio. This indicates about ~1% of enrichment of ^{234}U is present in soil samples. The results reported here are comparable with Takada et al., whose data was obtained with an alpha-spectrometer.

$^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratio in the soil samples varied between $(1.1-4.6) \times 10^{-8}$. The presence of ^{236}U in the soil samples can be attributed to some nuclear fallout from some nuclear accident (global fallout) or may be due to contamination in the black rain. Therefore, it still remains as a problem to be studied to estimate neutron fluence quantitatively based on the data from soil samples to investigate the presence of ^{236}U in detail.

All these studies are preliminary and joint efforts have been taken to assess doses to Hiroshima residents due to the “black rain”. One of the main problems relating to dose assessment is estimation of qualitative and quantitative composition of fallout deposition. In case of ^{236}U measurement, since there are no international standards available, it will be desirable to calibrate TIMS measurement with accelerator mass spectrometry (AMS). This will result in more accurate determination of $^{236}\text{U}/^{235}\text{U}$ ratio in soil samples and will be helpful for the assessment of external doses due to radionuclides deposited on the ground in the “black rain area”.

Literature cited

1. J. Takada, M. Hoshi, S. Sawada and M. Sakanoue, J. Radiat. Res., **24**, 229-236, 1986.
2. Y. Fujikawa, K. Shizuma, S. Endo and M. Fukui, Health Physics, **84**, 155-162, 2003.
3. S.K. Sahoo, H. Yonehara, M. Hoshi et al. 51st Annual Meeting of the Japan Radiation Research Society. Kitakyushu, November 2008.
4. O.J. Marsden, F.R. Livens, J.P. Day, L.K. Fifield and P.S. Goodall, Analyst, **126**, 633-636, 2001.
5. S.K. Sahoo, Y. Nakamura, K. Shiraishi and A. Masuda, Intern. J. Environ. Anal. Chem., **84**, 919-926, 2004.

広島原爆由来フォールアウトの降下量・分布評価の試み — 土壌中の ^{236}U を利用して —

坂口 綾¹, 川合健太², P. Steier³, 今中哲二⁴, 星 正治⁵, 遠藤 暁⁶,
K. Zhumadilov⁵, 山本政儀²

¹ 広島大学 理学研究科 地球惑星システム学専攻

² 金沢大学 環日本海域環境研究センター 低レベル放射能実験施設

³ VERA-Laboratory, Fakultät für Physik - Isotopenforschung, Universität Wien

⁴ 京都大学 原子炉実験所

⁵ 広島大学 原爆放射線医科学研究所

⁶ 広島大学 工学研究科機械システム工学専攻

1. はじめに

原爆投下 20–30 分後に、爆心地から北西方向の地域十数キロの範囲で数時間の降雨があった。これは“黒い雨”と呼ばれ、地上に原爆組成物質や核分裂生成核種をもたらし、その後の人体被曝に影響を与えたのではないかと考えられている。この黒い雨の正確な降雨範囲および人体影響は、戦後 65 年経過した今日でさえ明らかになっておらず、現在一般的に利用されている「広島・長崎原爆被曝線量評価システム DS02」(Young and Kerr, 2005)にもその影響は考慮されていない。1976 年と 1978 年に、当時の厚生省による広島市内および周辺地域の大規模土壌調査が行われ、107 地点から 1000 個以上にもわたる表層土壌試料が採取された(日本公衆衛生協会, 1976, 1978)。採取した表層土壌試料中に含まれる核分裂生成核種(^{137}Cs)や原爆材料であるウラン同位体($^{234,235,238}\text{U}$)を測定することで、黒い雨地域の特定を試みたが、1960 年代の大気核実験によるグローバルフォールアウト核種や土壌中に大量に含まれる天然放射性核種の影響により、広島原爆由来の核種識別は困難であった(日本公衆衛生協会, 1976, 1978; Takada et al., 1983)。

広島原爆では、大気圏内核実験で使用された原爆の材料としては希である濃縮 ^{235}U が使用されており、 ^{235}U の核分裂以外に、核反応 $^{235}\text{U}(n, \gamma)$ により ^{236}U ($T_{1/2} = 2.342 \times 10^7$ y, α -decay) が生成される。この核種も黒い雨と共に降下したと考えられ、 ^{137}Cs にかわりうる有用なツールとなる可能性がある。従来の放射線測定技術では ^{236}U 測定は非常に困難であったが、測定技術の進歩にともない表面電離型質量分析装置 (TIMS) や加速器質量分析装置 (AMS) などの分析機器により、環境中の極微量 ^{236}U も測定可能になりつつある。

ここでは (1) グローバルフォールアウト ^{236}U 量を ^{137}Cs や $^{239+240}\text{Pu}$ と共に石川県で採取した土壌コア試料中の蓄積量や深度分布で明らかにし (2) それらの結果と広島市内およびその周辺で採取した土壌コア試料中の ^{236}U 蓄積量・空間分布、さらに $^{236}\text{U}/^{137}\text{Cs}$ や $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ と比較することで、広島原爆・黒い雨によるフォールアウトレベルやその分布を明らかにすることを目的として行った結果を報告する。

2. 試料採取および分析

2.1 土壌試料

グローバルフォールアウト ^{236}U 降下量を評価するために石川県能美市に位置する金沢大学・低レベル放射能実験施設の裏山にて 2008 年 8 月に、直径 4.7 cm、深さ 10、20 および 30 cm の土壌コアサンプルを合わせて 8 本採取した。この地点はすでに我々の研究グループによって長年 ^{137}Cs 、Pu 同位体、 ^{241}Am や ^{237}Np がモニタリングされており、グローバルフォールアウト以外の人工的な放射能汚染は受けていないということが明確になっている場所である。これら土壌コア中の ^{236}U 、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 測定結果はすでに報告した (Sakaguchi et al, 2009)。この場所で、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{236}U 濃度の詳細な深度分布を検討するために 2009 年 2 月に、同径の 30 cm 土壌試料を採取した。土壌コアは 5 cm ごとに切断して風乾後、2 mm の篩いにかけて、グラインダーで均一化したものを分析試料とした。

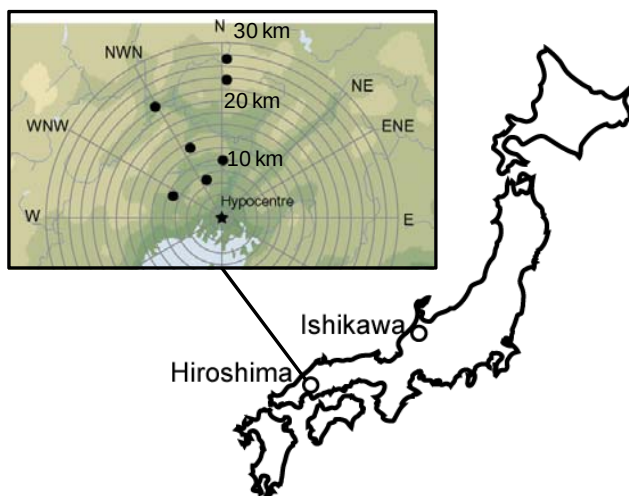


図 1 石川および広島での試料採取地点。星印は爆心地を示す。

同様な深さ 30 cm の土壌コアを、2009 年 1 月に広島市周辺の図 1 に示す地点において採取した。採取場所は 1976 年に採取した試料中の ^{137}Cs 降下パターンを参考にして選定した。それぞれの土壌コア試料を 10 cm ごとに分画し上記の石川県試料と同様に前処理を行った。

2.2 放射能測定

2.2.1 ^{137}Cs および Pu 同位体測定

それぞれの土壌試料を直径 6 cm、高さ 2 cm のプラスチック容器に詰めてガンマ線測定試料とした。ゲルマニウム半導体検出器(Princeton Gamma Tech, 相対効率 40%)にて約 172000 秒測定することで ^{137}Cs 濃度を求めた。キャリブレーションには New Brunswick Laboratory (NBL) reference materials No. 42-1 (4.04 % uranium)と高純度 KCl を用いた。 ^{137}Cs (662 keV)の測定効率は 4.8 %であった。

ガンマ線測定後の試料から 20-30 g 分取し、電気炉で 3-5 時間 450℃で加熱後、収率トレーサーとして ^{242}Pu を既知量加え 8M HNO_3 約 300 ml で 3-5 時間 Pu を加熱抽出した。抽出された Pu は、イオン交換カラム分離操作を主とする Yamamoto et al. (2002, 2008)の方法で Pu の精製を行った。精製した Pu はステンレス板に電着し、その放射能を α スペクトロメトリーにて約 480000 秒測定し濃度を定量した。

2.2.2 ウラン同位体分析

ガンマ線測定した土壌試料から一部(3-5 g)を分取し、電気炉で 3-5 時間 450℃の加熱後、約 50 ml の 8M HNO_3 で 3-5 時間抽出した溶液を U 同位体 ^{238}U 、 ^{236}U 分析用試料とした。この抽出方法は、簡便かつ全ての ^{236}U を土壌から抽出できる方法として Sakaguchi et al. (2009)においてすでに確認済みである。抽出溶液の 2/3 を α スペクトロメトリーによる ^{238}U 測定用、残りを AMS による $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ 原子

数比測定用のとして分取した。 α スペクトロメトリー用試料に収率トレーサーとして既知量の ^{232}U を添加後、それぞれ分取した抽出溶液中のウランを Sakaguchi et al. (2004)により精製した。 α スペクトロメトリー用精製ウランは Pu 同様にステンレス板に電着したものを線源とした。測定時間はそれぞれ約 320000 秒とした。 $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ 原子数比測定用のウランは 3 mg の水酸化鉄で供沈し、乾燥後 800 度で約 3 時間加熱することにより鉄酸化物化した。鉄酸化物試料をケトルに詰めたものを $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ 測定用カソードとした。今回使用した AMS のアバンダンス感度は $^{236}\text{U}/^{238}\text{U} = 10^{-13}$ である。AMS 測定の詳細は Steier et al. (2009)や Sakaguchi et al. (in prep.)を参照されたい。

3. 結果と考察

3.1 バックグラウンド土壌試料-石川県能美市-

石川県能美市で採取した土壌中の ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ および ^{236}U の各層の蓄積量（インベントリー）の深度分布をそれらの比も併せて図 2 に示す。いずれの核種も 5-10 cm で最大インベントリーを示し、それ以深では急激に減少する。 ^{236}U と $^{239+240}\text{Pu}$ は 25-30 cm の深度においても検出された。表層 0-10 cm の ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{236}U インベントリーはそれぞれ全インベントリーの約 80%、62%、58%を占めており、25 cm の深度までは 100%、98%、98%が蓄積している。これらの結果より、年間 2000 mm を超えるような降水量の多い石川県においても、土壌深度 30 cm までにグローバルフォールアウトによりもたらされたこれら放射性核種は殆ど 100%保持されていることが明らかになった。また、 $^{236}\text{U}/^{137}\text{Cs}$ や $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ 比の深度分布から、土壌中の ^{236}U は ^{137}Cs よりも $^{239+240}\text{Pu}$ と見かけ上同様な挙動をしていることが明らかになった。

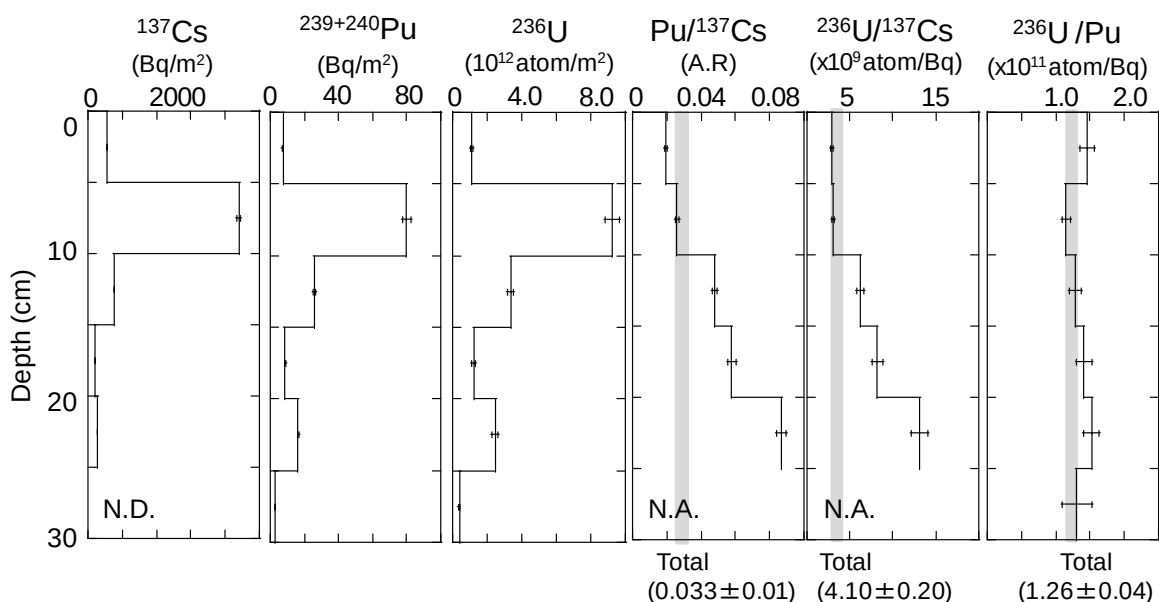


図 2 石川県で採取した 30 cm 土壌コア試料中の ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{236}U 深度分布とそれら放射性核種の比。 N.D.: 検出限界以下 N.A.: 未解析

3.2 広島土壌試料

30 cm 土壌コアの分析結果から得た深度分布の例を図 3 に示す。爆心地から北北西 4 km 地点 (NWN4-2) の試料以外は、表層 0-10 cm の土壌中に全インベントリーの 70-95% の ^{137}Cs 、60-95% の $^{239+240}\text{Pu}$ および ^{236}U が見いだされた。広島土壌試料の分析結果からも、石川県で採取した土壌試料と同様に ^{137}Cs が他の核種に比べてより表層土壌に保持されており、さらに ^{236}U は $^{239+240}\text{Pu}$ と同様の深度分布であることが明らかになった。表層土壌中では、Cs はアルカリ金属として粘土層中の K と交換反応を起こし下方への移行が制限されている、と報告されている(たとえば Bunzl et al., 1998; Lee and Lee, 2000; Seaman et al., 2001; Everett et al., 2008)。一方、Pu は粒子吸着性の元素と考えられているが、グローバルフォールアウト由来の Pu 同位体は土壌中の有機物と錯形成し移行しやすい状態であると報告されている(たとえば Bunzl et al., 1998; Lee and Lee, 2000; Seaman et al., 2001)。図 3 に示すように、 $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ 値 (atom Bq^{-1}) が深度を通してほぼ一定の値であることなどからも、表層土壌中ではおそらく ^{236}U も Pu 同位体と同様に有機物錯体を形成しているのではないかと考えられる。

^{137}Cs と $^{239+240}\text{Pu}$ のインベントリーはそれぞれ 1,100-2,500 および 36-77 Bq m^{-2} の範囲であり、平均 1,790、59 Bq m^{-2} と試算された。これらのインベントリーは、これまでに報告されている北緯 $30^{\circ}\sim 40^{\circ}$ におけるグローバルフォールアウトレベル (e.g. Hardy, 1973; Yamamoto et al., 1983; Aoyama et al., 2006) の範囲内であった。 ^{236}U インベントリーは $4.30\times 10^{12}\sim 1.14\times 10^{13}$ atoms m^{-2} の範囲で見いだされ、平均 7.44×10^{12} atoms m^{-2} であった。これらの値は石川県で採取された土壌試料から得たインベントリ

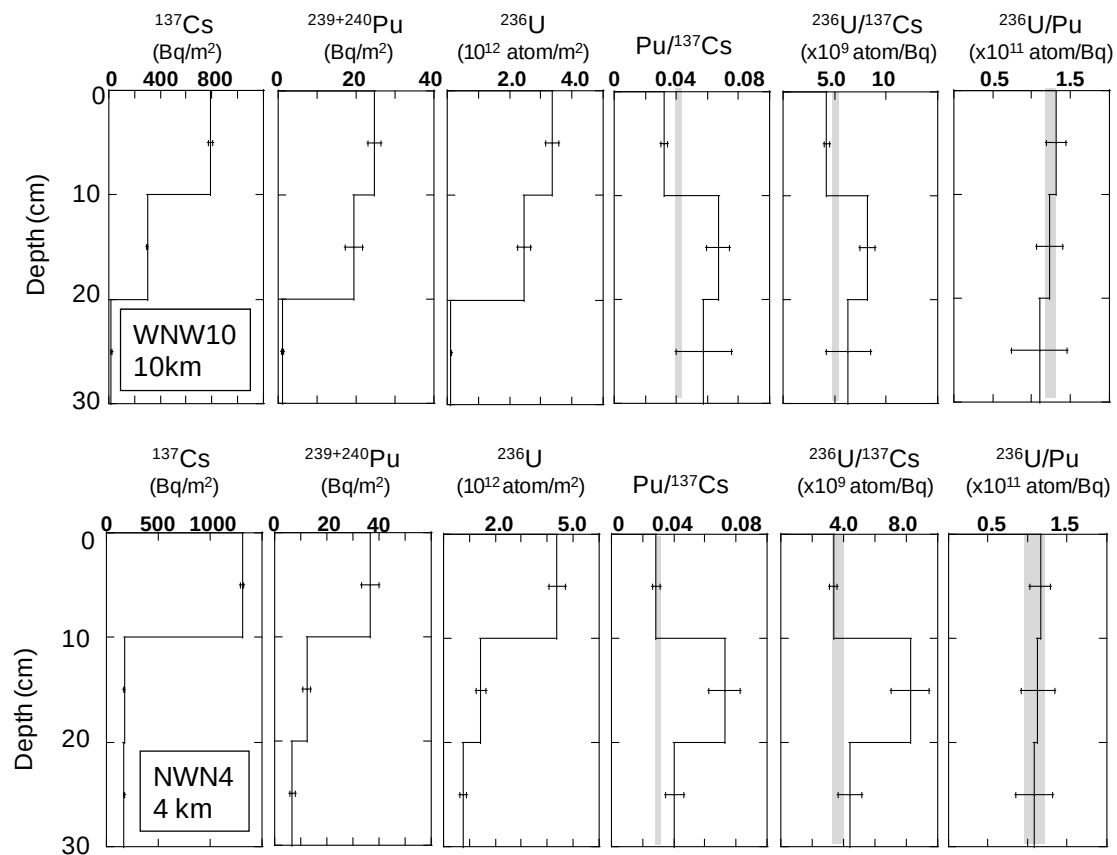


図 3 広島市内およびその周辺で採取した 30 cm 土壌コア試料中の ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{236}U 深度分布とそれら放射性核種の比。WNW10: 爆心地から北北西に 10 km 地点; NWN4: 爆心地から北北西に 4 km 地点

一と比較すると約半分であった。これは主に石川県($2,200 \text{ mm y}^{-1}$)と広島県($1,500 \text{ mm y}^{-1}$)での降水量の違いや、Yamamoto et al. (2006)に示されるような地理的条件や地上にもたらされる降下条件の違いなどに起因すると考えられる。 $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は $0.030\text{--}0.042$ (平均 0.033) であり、これまで Yamamoto et al. (1983)、UNSCEAR(2000)、Ohtsuka et al. (2004)で報告されているグローバルフォールアウトの比の範囲内にあった。 $^{236}\text{U}/^{137}\text{Cs}$ および $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ 比は $3.40\times 10^9\text{--}5.34\times 10^9 \text{ atoms Bq}^{-1}$ 、 $1.10\times 10^{11}\text{--}1.48\times 10^{11} \text{ atoms Bq}^{-1}$ の範囲内であり平均はそれぞれ $(4.18\pm 0.69)\times 10^9 \text{ atoms Bq}^{-1}$ 、 $(1.25\pm 0.12)\times 10^{11} \text{ atoms Bq}^{-1}$ であった。これらの値は石川県で採取した土壤中放射性核種の比および Sakaguchi et al. (2009)に報告されている比と同程度であった。これらの結果より、広島市周辺で採取した土壌試料中の ^{236}U の大部分はグローバルフォールアウト起源だと考えられる。

3.3 原爆フォールアウト地域再現における ^{236}U の利用可能性

広島原爆投下から 20–30 分後、広島市内および周辺地域に降雨があった。この雨は“黒い雨”と呼ばれ原爆材料や核分裂生成核種を地上にもたらし、残留放射能による被曝に寄与したと考えられている。宇田(1953)によると、この降雨範囲は図 4 の白線に示すように、爆心地から北西方向に $11\times 19 \text{ km}$ (66 km^2)であったと報告されており、これが現在一般的に言われている“黒い雨”の範囲である。また、増田(1989)の調査結果では、降雨地域は図 4 の黄色線で示すさらに広い範囲であると報告されている。2009 年の広島市による大規模聞き取り調査の結果からも、これまでの降雨範囲よりもかなり広い範囲で降雨が確認されている(大瀧ら, 2010:本報告書)。

広島原爆由来の ^{236}U は主として $^{235}\text{U}(\text{n}, \gamma)$ 反応により生成される。広島原爆の組成や威力についての詳細は明らかでないが、 64.15 kg の 80%濃縮ウランが使用され (Coster-Mullen, 2008)、TNT にして 16 kton の爆発威力であった(Young and Kerr, 2005)と仮定すると、広島原爆では 910 g の ^{235}U が核分裂し

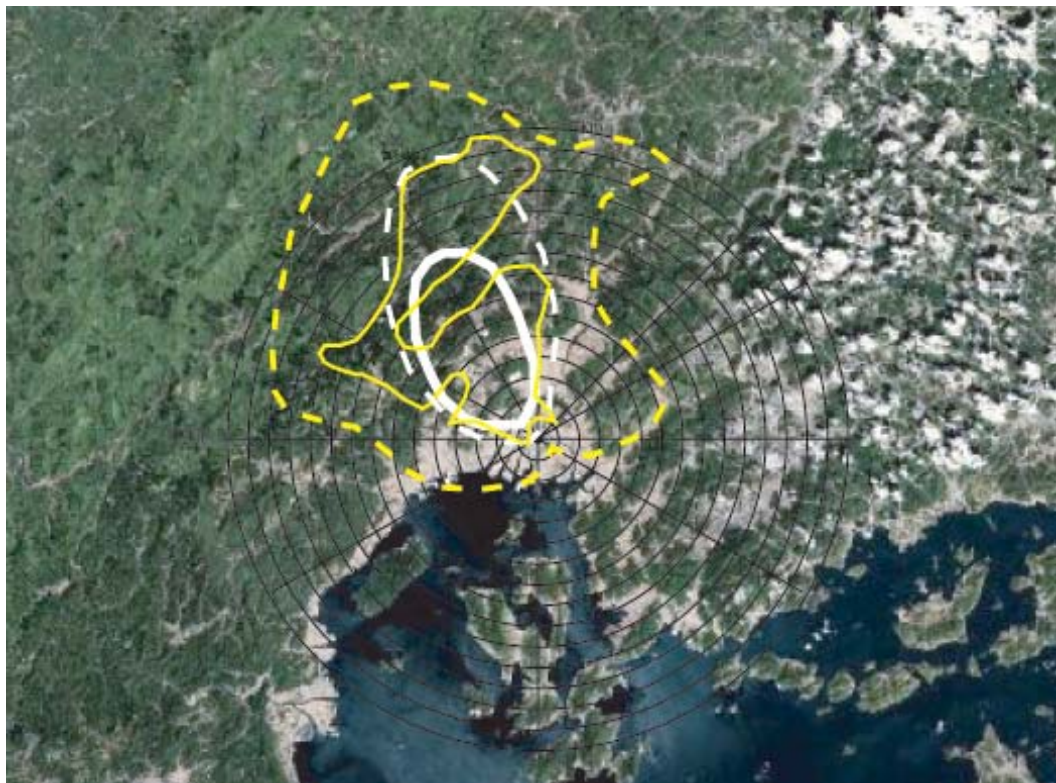


図 4 宇田(1953)、増田(1989)による黒い雨降雨地域。太実線：宇田豪雨地域、大点線：宇田小雨地域、細実線：増田豪雨地域、小点線：増田小雨地域

たと試算される(1 kton の収率のためには 57 g の核分裂物質が消費される (Glasstone and Dolan, 1977))。 $^{235}\text{U}(\text{n},\gamma)$ 反応により生成する ^{236}U は、 $^{235}\text{U}(\text{n}, \text{fission})$ に対する $^{235}\text{U}(\text{n},\gamma)$ 反応の反応断面積の比を用いることにより計算できる。JENDL3.3 neutron cross section library (Shibata et al., 2002)に示される $^{235}\text{U}(\text{n},\gamma)^{236}\text{U}$ と $^{235}\text{U}(\text{n}, \text{fission})$ のクロスセクションはそれぞれ 0.091 barn および 1.2 であることから、広島原爆により生成された ^{236}U は 69 g と見積もられる。

仮にこの ^{236}U の全量が、現在報告されている 66 km² の降雨範囲に沈着したとすると、土壌中のインベントリーは 1 μg m⁻² または 2.7×10^{15} atoms m⁻² と試算され、グローバルフォールアウトの 10^{12} - 10^{13} atoms m⁻² より遙かに大きな値となる。

しかし今回得た広島土壌中の ^{236}U インベントリーは、上記計算値よりも二桁も少ない。これにより、広島原爆由来の ^{236}U は生成量の 1-数%も満たない程度の降下量であったと考えられる。さらに、広島市内の土壌中 $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ 比が石川で採取した土壌中の比とほぼ等しいことから、グローバルフォールアウトに比べて広島原爆黒い雨による降下量の寄与は非常に少ないと推測できる。今後、原爆後および大気核実験が始まる前に建てられた民家の床下から得た土壌試料を分析するなどさらなる研究が必要である。

4. 結語

広島原爆の原料として使用された ^{235}U の $^{235}\text{U}(\text{n}, \gamma)$ 反応により生成される ^{236}U 蓄積量・深度分布および空間分布を ^{137}Cs や $^{239+240}\text{Pu}$ も併せて明らかにし、石川県で採取した土壌中のこれら放射性核種の測定結果と比較することで、黒い雨降雨地域特定の可能性を考察した。結果、石川および広島の両地点においても ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ および ^{236}U の何れの核種ともに表層 30 cm 以浅に蓄積していることがわかった。 $^{236}\text{U}/^{137}\text{Cs}$ および $^{236}\text{U}/^{239+240}\text{Pu}$ 深度分布から表層土壌中における ^{236}U の挙動は $^{239+240}\text{Pu}$ に類似していることがわかった。広島市内およびその周辺から採取した合計 7 試料の土壌コアサンプル(0-30 cm)中の ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{236}U 測定結果および石川県の土壌測定の結果との比較から、黒い雨によってもたらされた広島原爆由来の ^{236}U 降下量はグローバルフォールアウトによる ^{236}U 降下量に比べて非常に少ないものと考えられ、黒い雨の放射能実態の解明には今後グローバルフォールアウトの影響の少ない試料を用いてのさらなる検討が必要であると考えている。

本稿の内容は暫定的なものであり、最終的な結果は学術誌に報告する予定である。測定結果などの引用にあたっては事前に著者に連絡されたい。

*Corresponding author: e-mail: ayaskgc@hiroshima-u.ac.jp,

Tel: +81-82-424-7463, Fax: +81-82-424-0735,

References

- Aoyama M, Hirose K, Igarashi Y, Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout, J Environ Monit 2006;8:431-438.
- Bunzl K, Kracke W, Schimmack W, Zelles S., Forms of Fallout ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in Horizons of a Forest Soil Successive, J Environ Radioact 1998;39:55-68 .
- Everett SE, Tims SG, Hancock GJ, Bartley R, Fifield LK, Comparison of Pu and ^{137}Cs as tracers of soil and sediment transport in a terrestrial environment, J Environ Radioact 2008;99:383-393.
- Glasstone S, Dolan PJ. The Effects of Nuclear Weapons, United States Department of Defense and the Energy Research and Development Administration 1977; p13.

- Hardy EP, Krey PW, 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 ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$ 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 $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs and natural ^{210}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 ^{236}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 ^{236}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;39:1125-113. 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, Sencik 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, ^{241}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 ^{210}Pb and ^7Be 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, Apsalikhov K. Spatial distribution of soil contamination by ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ 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.

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 ^{137}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いと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と呼ぶようになり、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 3 km 離れた民家の雨トイから採取した砂試料において ^{95}Zr や ^{140}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 30 km 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 ^{137}Cs ($T_{1/2}=30.17$ y) 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 ^{137}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 65 年経過した今日においてさえ、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 ^{137}Cs 測定を試みる機会を得た。もし、 ^{137}Cs が検出されれば、この ^{137}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。

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ヶ所選り 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。

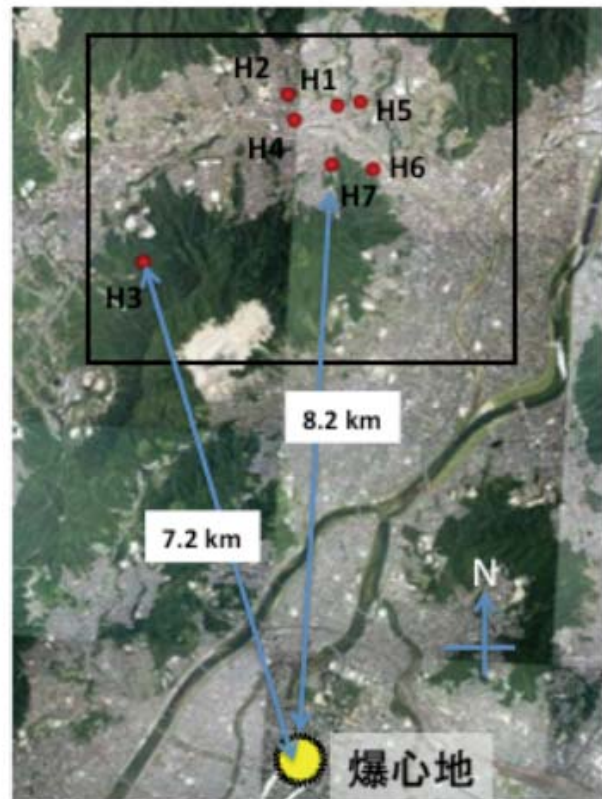


図1. 床下土壌試料の採取位置

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

H1: Under the destroyed house



1946
Paddy field
H1-1~H1-5

H2: Garden from 1947-1952



9.23 km from hypocenter
H2-1~H2-3

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算の部分②-1、奥の小高い部分元の高さと思われる②-2、②-3。築年齢昭和21年。

Inside house,
9.08 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。床下の縁側の盛り上がった坂の部分から3本。③-1、③-2、③-3。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。④-1、④-2、④-3。築昭和21年

H6-3



3. ^{137}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 ^{137}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。

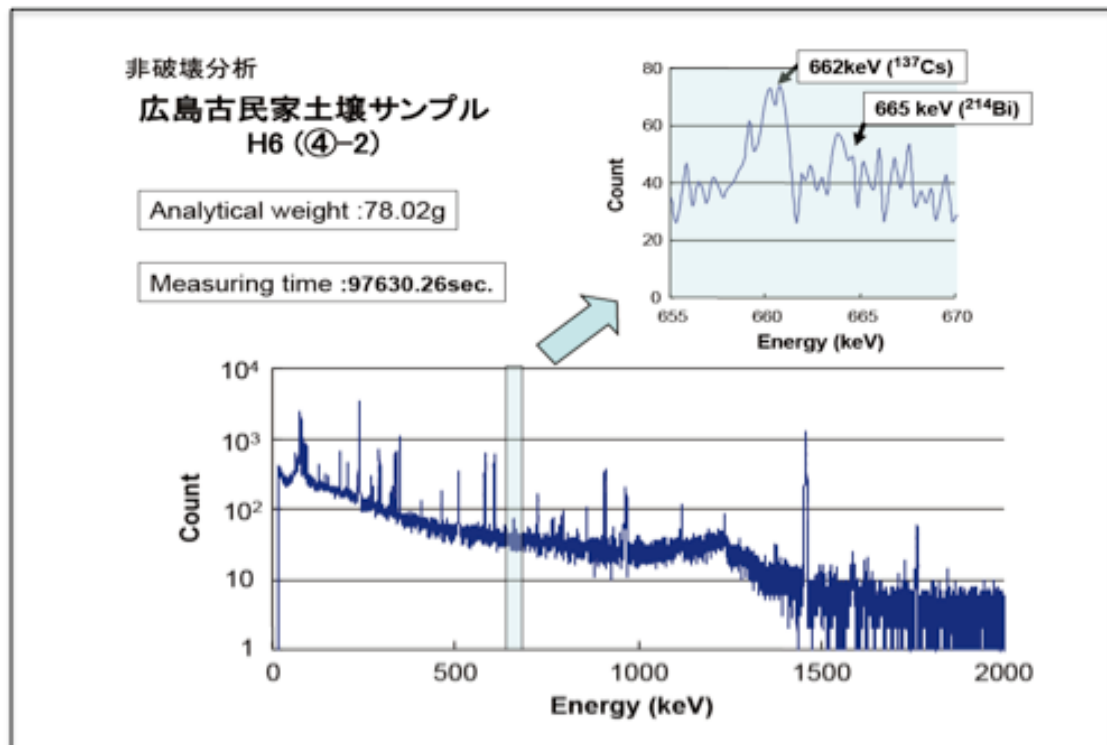
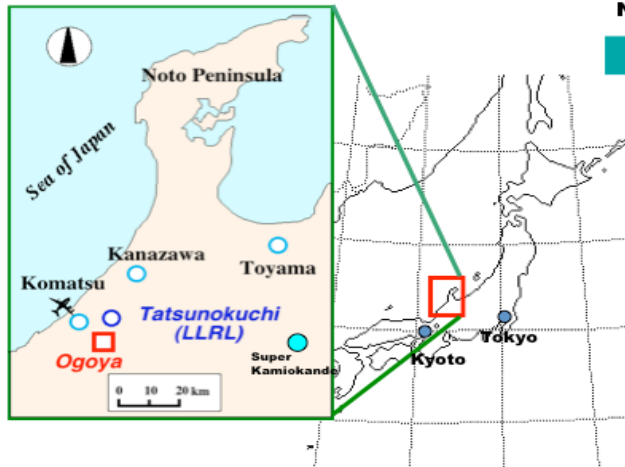


図 2 非破壊 γ -線測定の一例（H6 試料）

そこで、採取した土壌試料全てに対して ^{137}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 ^{40}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 ^{137}Cs は、 HCl で抽出し、リンモリブデン酸アンモニウム（AMP）に ^{137}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 ^{137}Cs を含む土壌試料でチェックし、この条件下で ^{137}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 ^{137}Cs ピークを得た。

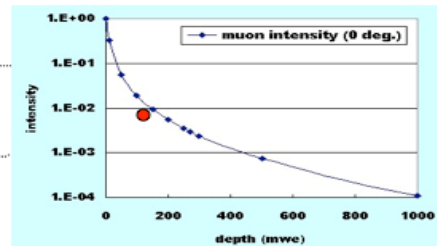
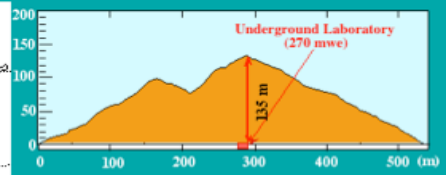
Measurement of low level ^{137}Cs : Ogoya Underground Laboratory (OUL) of Kanazawa Univ. (LLRL)

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.

Cross sectional view of Ogoya tunnel



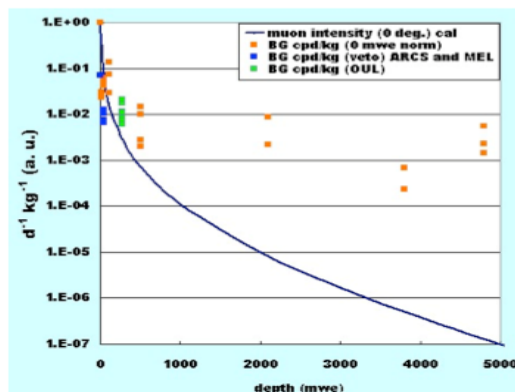
Depth profile of muon intensity from Miyake, Proc. 13th Int. Cosmic Ray Conf. Rep., 5, 3638(1973), Denver



Inside of the OUL

Shielding:
Lead-20-25cm 厚さ
Iron: 上部は10-15cm 厚さ
Dewarからの液体窒素ガスを
検出器の試料を入れる空間に流
している

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

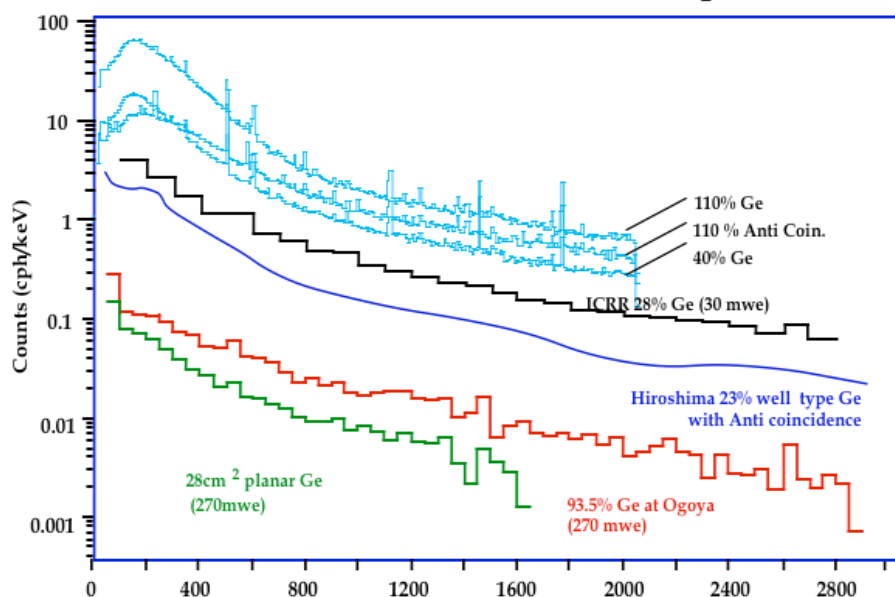


*Data are normalized to aboveground values.
* Solid line: muon intensity from Miyake, (1973)
* Orange: CELLAR (passive shield)
* Blue: CELLAR (active shield)
* Green: OUL (passive shield)

- 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%).

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}Cs measurement made by using extremely low-background Ge detector installed at the Ogoya underground laboratory at LLRL

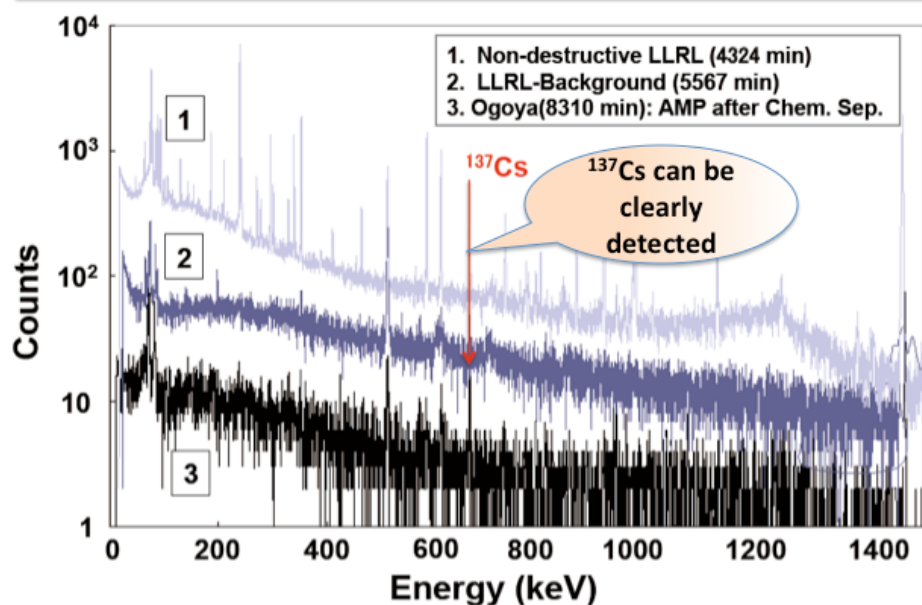


図4 尾小屋地下の Ge 検出器で測定した AMP 試料のガンマ線スペクトル（地上での測定とそのバックグラウンド・スペクトルの比較）

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¹³⁷Csが検出され、レベルは、100 Bq/m²以下の地点（10-80 Bq/m²）と100 Bq/m²を超える地点（200-500 Bq/m²）が見出された。検出された¹³⁷Cs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、とにかく床下の土壌において¹³⁷Cs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。

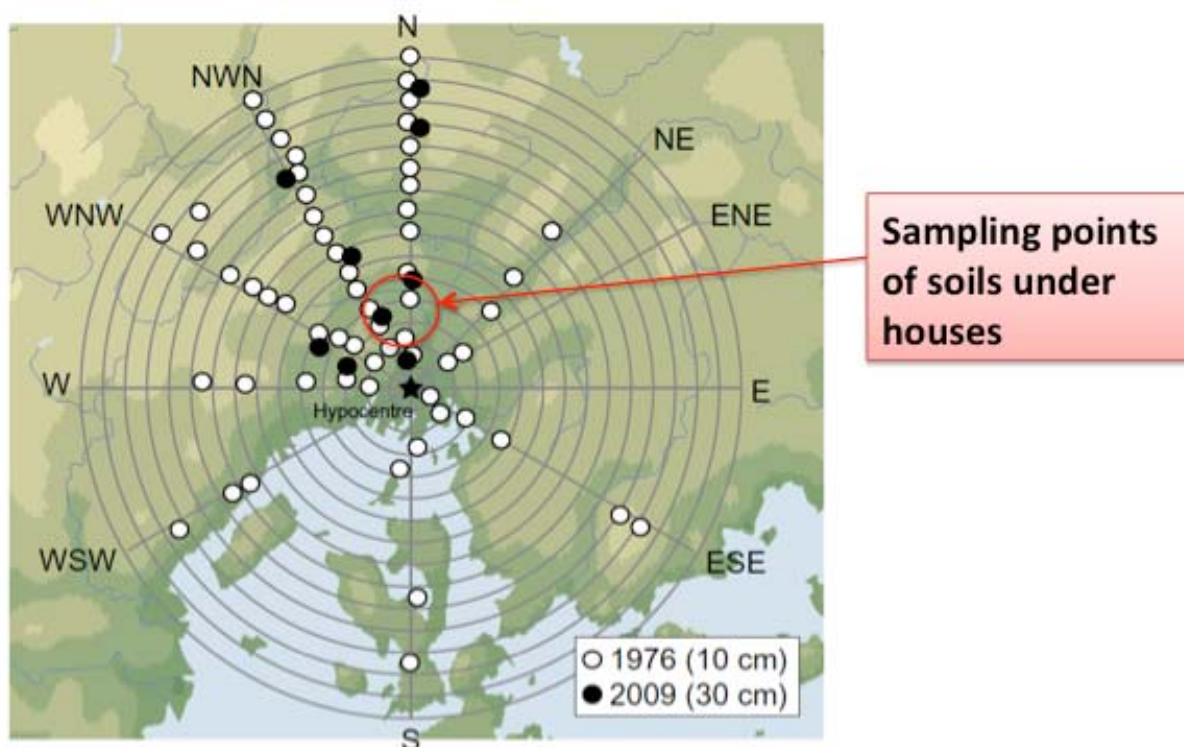
表2

Result of ¹³⁷Cs 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 ²)	Cs-137 (Bq/m ²)	
H1 (1946)	H1-1	0.028 ± 0.004	10.2 1.6	Low	
	H1-2				
	H1-3				
	H1-4				
	H1-5				
H2 (1947-1952)	H2-1	1.613 ± 0.033	354.5 ± 7.2	High	276.4 ± 18.6
	H2-2	1.755 ± 0.021	500.9 ± 6.0		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	High	250.8 ± 25.2
	H3-2				
	H3-3				
H4 (1946)	H4-1	0.029 ± 0.004	9.7 ± 1.5	Low	
	H4-2	0.027 ± 0.004	9.4 ± 1.4		
	H4-3	0.222 ± 0.009	78.5 ± 3.1		
H5 (1948)	H5-1			Low	
	H5-2	0.090 ± 0.011	36.4 ± 4.3		
	H5-3	0.131 ± 0.007	52.4 ± 2.8		
H6 (1946)	H6-1			High	268.3 ± 29.2
	H6-2	1.073 ± 0.017	313.6 ± 5.0		
	H6-3	1.496 ± 0.053	271.9 ± 9.7		
H7 (?)	H7-1	0.086 ± 0.006	15.2 ± 1.1	Low	
	H7-2	0.239 ± 0.014	52.0 ± 2.9		
	H7-3				
	H7-4				

床下の今回見出された土壤中 ^{137}Cs は、床下以外の地域の土壤中 ^{137}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 ^{137}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。 ^{137}Cs 測定の結果、1000-2500 Bq/m² の範囲で見出され、2000 Bq/m² 前後の蓄積があることが分かった。



**NWN4: 3.04 km from
Hypocenter**



**NWN8: 7.67 km from
Hypocenter**



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 ^{137}Cs は global fallout ^{137}Cs を含む 2000 Bq/m² 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。

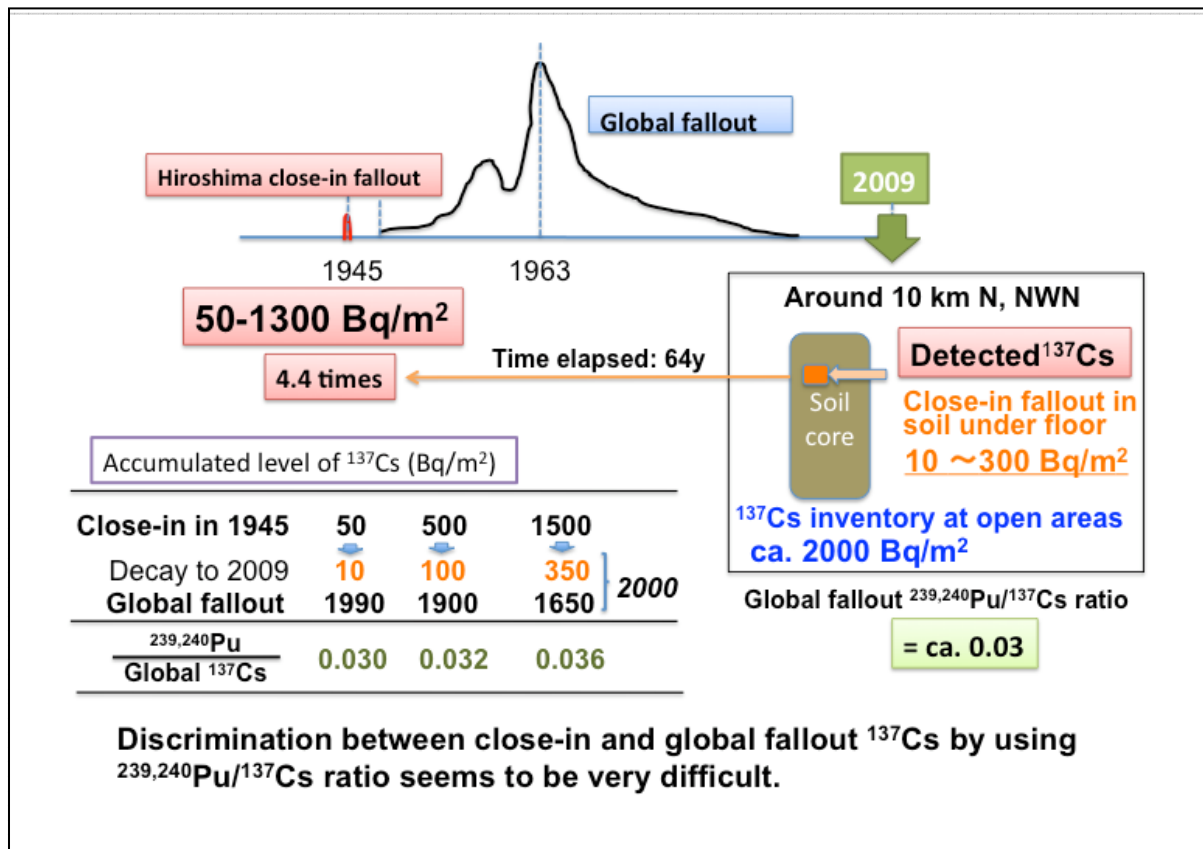


図6. 黒い雨由来 ¹³⁷Cs (close-in-fallout) と地球規模降下物 ¹³⁷Cs (global fallout) の関係

上記に示すように現在、広島には約 2000 Bq/m² の ¹³⁷Cs が蓄積しており、この中に、広島原爆に由来する close-in fallout ¹³⁷Cs が 10-300 Bq/m² 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 年経過しているので床下土壌で見出された ¹³⁷Cs 量を減衰補正すると当時の降下量は、50-1300 Bq/m² と予想される。これまで ^{239,240}Pu/¹³⁷Cs 放射能比から、広島原爆由来 ¹³⁷Cs 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/m² と大きな幅があるが、今回測定した地点（地域）で 1000-1500 Bq/m² 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）九州環境管理協会の皆様に深謝致します。

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。

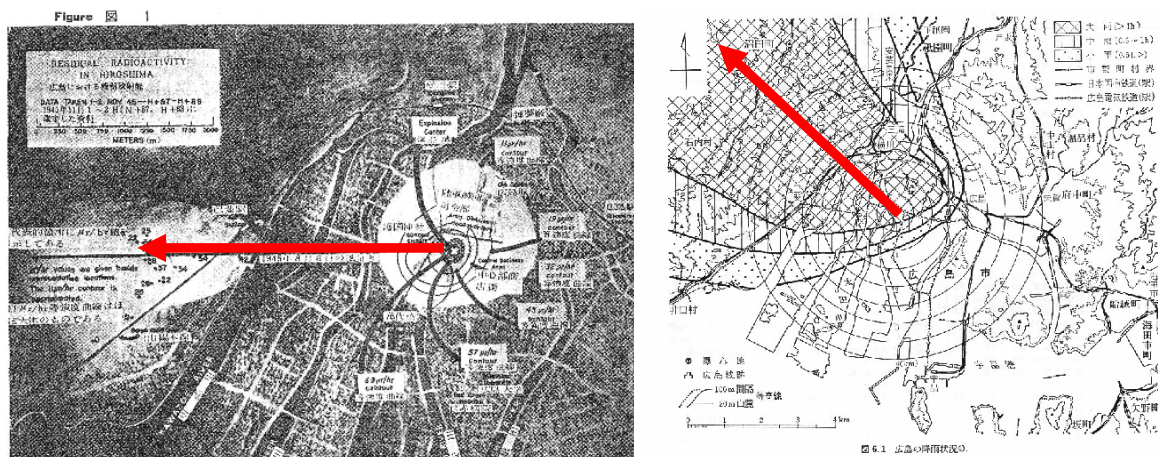


図1. 広島黒い雨にともなう放射能汚染（左）[7]と雨の範囲（右）[8].

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能調査[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う。

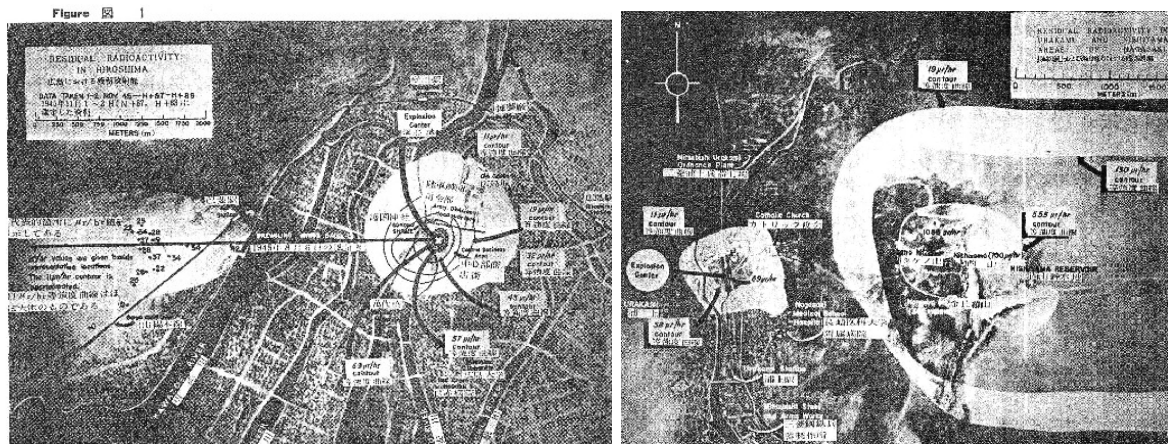


図2. 広島の放射能汚染(左: 1945.11.1)と長崎の放射能汚染(右: 1945.10.18)) [7].

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 (mR/h)。照射線量 1 mR は、 $8.7 \mu\text{Gy}$ として空気カーマに換算できる。

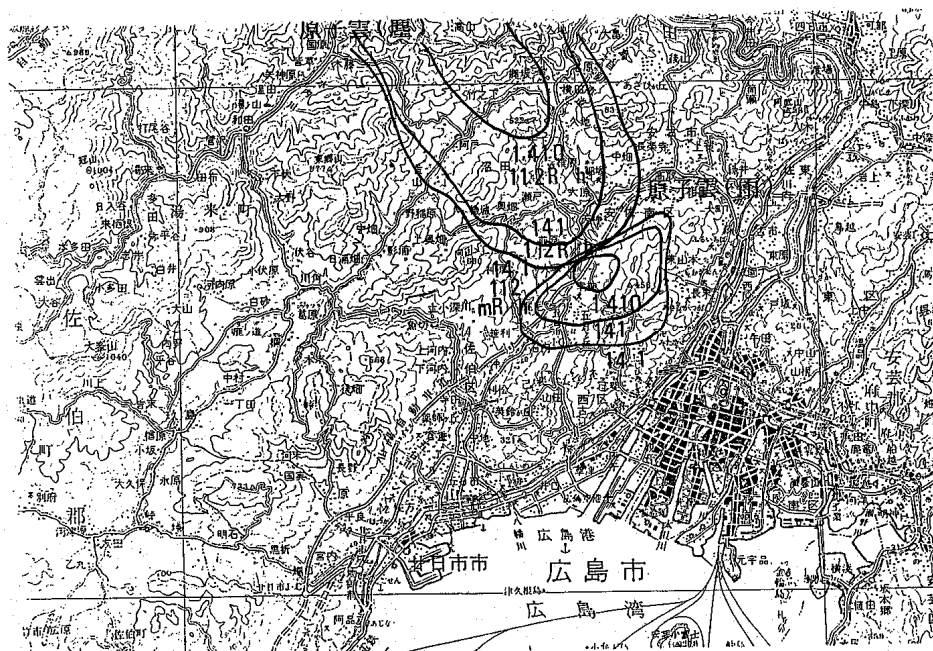


図3a 原爆雲から塵および雨としての落下した放射性物質。

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、12.7R/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、その後の大気圏内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、黒い雨にともなう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、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ることができる。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、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もる作業であり、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。）

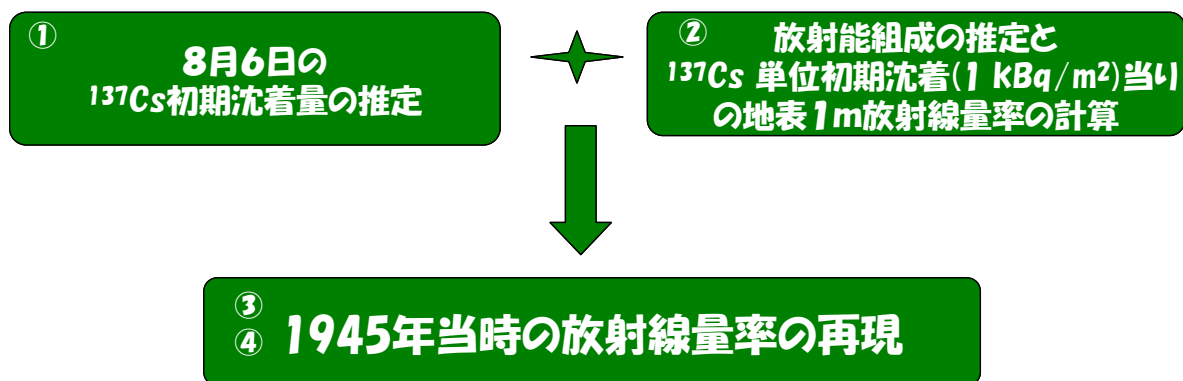


図4. 外部被曝量の見積り手順

- 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：kBq/m²）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 kBq/m² 当りの地

表 1 mでの放射線量率（空間線量率）』を求める（単位：(mGy/hr) / (kBq/m²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（mGy/h）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（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 kBq/m² 幾何標準偏差（GSD）= 1.07
- 対照方向： 幾何平均（GM）= 2.02 kBq/m² 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

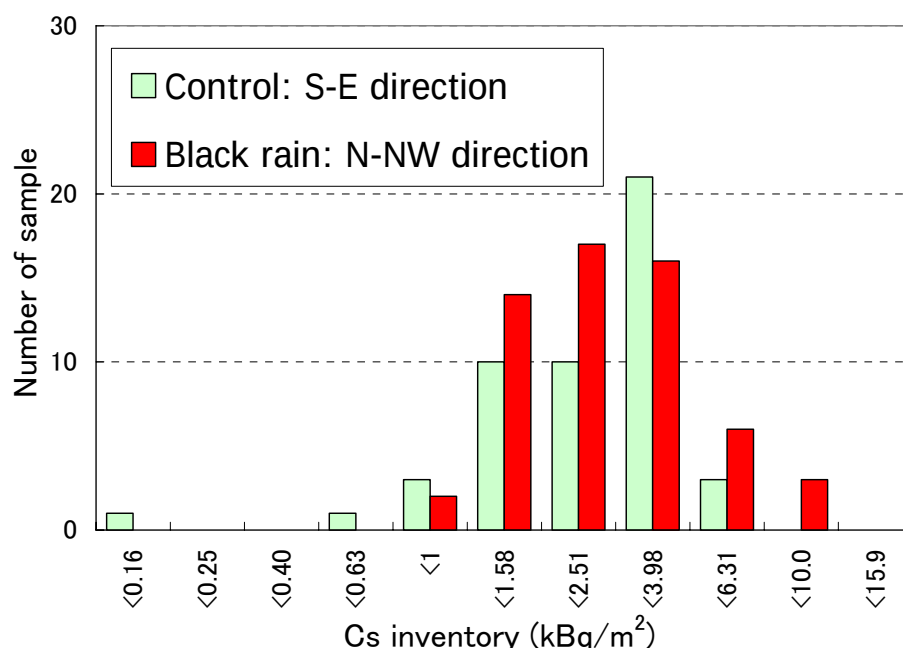


図5. 1976 年土壌サンプルのセシウム 137 インベントリーヒストグラム
N-NW 方向：黒い雨地域、S-E 方向：対照地域

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^2 、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だろう』という値を求めると、約 2 kBq/m^2 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 0.2 kBq/m^2 および 0.8 kBq/m^2 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 $0.2 \sim 0.8 \text{ kBq/m}^2$ 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。

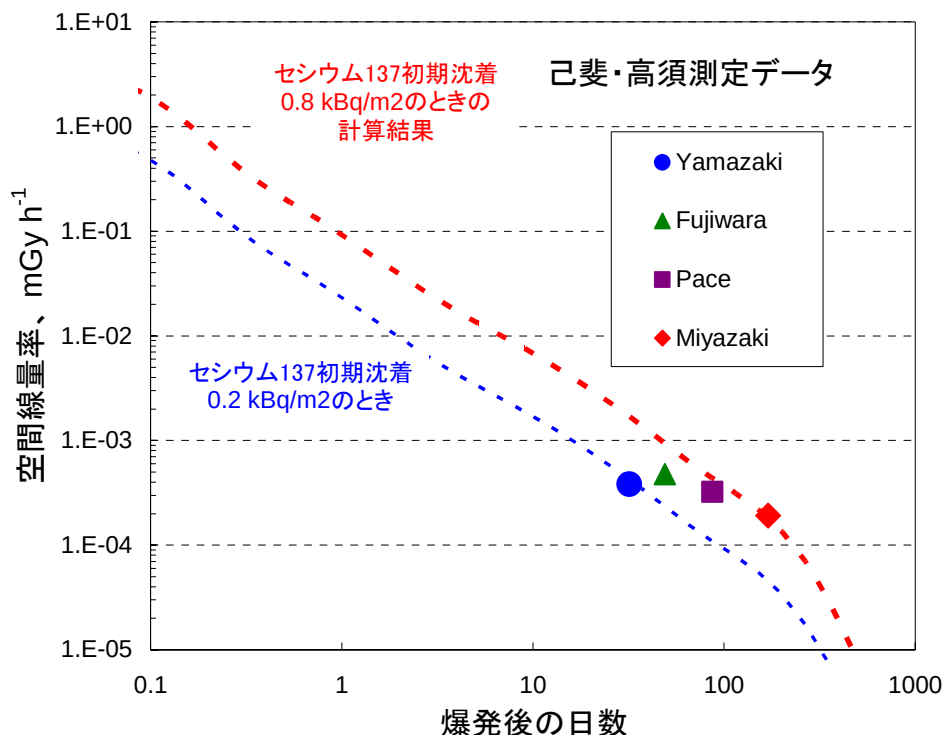


図 6. 己斐・高須地区の空間線量測定値と計算値：R/V 比=1 のとき。

➤ 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『有意義な量のセシウム 137』が検出されている。

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

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^2 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、黒い雨にともなって地表に沈着した『セシウム 137 初期沈着量の平均値は 0.5～2 kBq/m²』の範囲であったものとする。

3-3. セシウム 137 初期沈着 1 kBq/m² 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^{24} 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^{23} 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^{-10} ）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、 $(1.4 \times 10^{23}) \times (7.3 \times 10^{-10}) = 1.1 \times 10^{14}$ 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]。考え方を変えると、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『フラクショネーション（fractionation、分画）』と呼ばれ、放射能の沈着を考える際に重要になる。

フラクショ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』をとま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ョネーション：R/V 比

報告者	1945 年での Pu/Cs 比 (論文データから計算) (A)	爆弾の組成と出力か ら計算した値 (1945) (B*)	R/V 比 (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。

タから広島の〔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 分後の放射エネルギーに寄与する 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 ε と表し、フラクショネーションファクター 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 の放射エネルギーを $a_i(t)$ 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 の放射エネルギーが分かれば他の 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 1 m 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、土壌表面の粗さにとまなう減衰を考慮した 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 γ 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 ($10^{-9} \text{ Gy h}^{-1}$)/(kBq m ⁻²)
⁹¹ Sr	9.48 h	0.2	2.59
^{91m} Y	49.7 m	0.2	2.08
⁹² Sr	2.71 h	1	4.66
⁹² Y	3.54 h	1	0.92
⁹⁵ Zr	64.1 d	1	2.82
⁹⁵ Nb	35.0 d	1	2.92
⁹⁷ Zr	16.9 h	1	0.65
⁹⁷ Nb	1.20 h	1	2.54
^{97m} Nb	60.0 s	1	2.80
⁹⁹ Mo	2.75 d	1	0.61
¹⁰³ Ru	39.4 d	0.5	1.85
¹⁰⁵ Ru	4.44 h	0.5	2.96
¹⁰⁶ Ru	1.02 y	0.5	0.79
^{128m} Sb	10.4 m	1	7.34
¹²⁹ Sb	4.32 h	1	5.08
^{130m} Sb	40.9 m	1	9.88
^{131m} Te	1.25 d	0.7	5.29
¹³¹ I	8.04 d	0.7	1.49
¹³² Te	3.20 d	0.5	0.80
¹³² I	2.28 h	0.5	8.61
^{133m} Te	55.4 m	0.15	8.46
¹³³ I	20.8 h	0.15	2.35
¹³⁴ Te	41.8 m	0	3.27
¹³⁴ I	52.6 m	0	9.71
¹³⁵ I	6.55 h	0	5.48
¹³⁷ Cs	30.17 y	0	2.18
¹⁴⁰ Ba	12.7 d	0.6	0.57
¹⁴⁰ La	1.68 d	0.6	7.83
¹⁴² La	1.545 h	1	8.32
¹⁴³ 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_d から t までの積算空間線量 $D(t)$ は

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

➤ 計算結果

図7は、セシウム137初期沈着量が 1 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）に基づくと、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 mGy/h で、1日後に 0.12 mGy/h 、

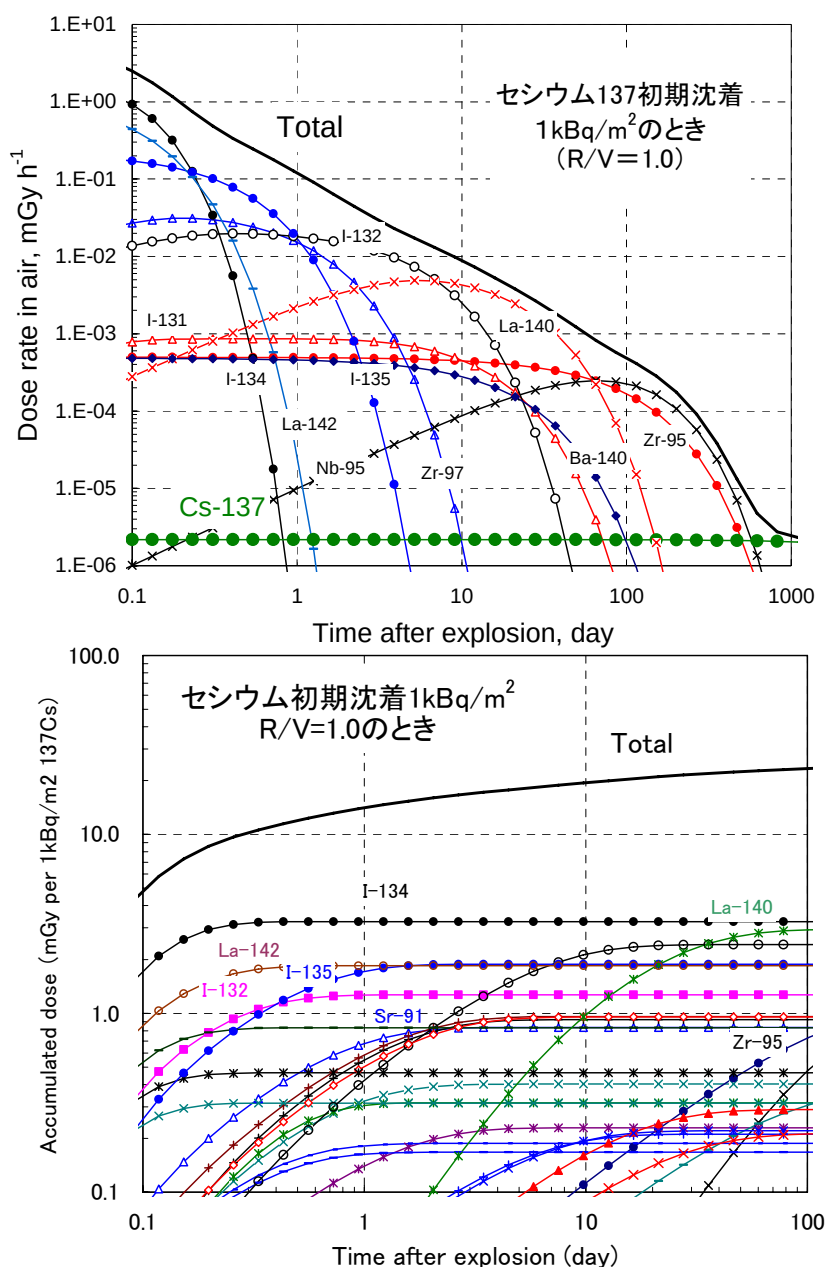


図7. R/V 比 = 1 の時の計算結果。上：空間線量率 mGy/h、下：積算線量 mGy。

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。

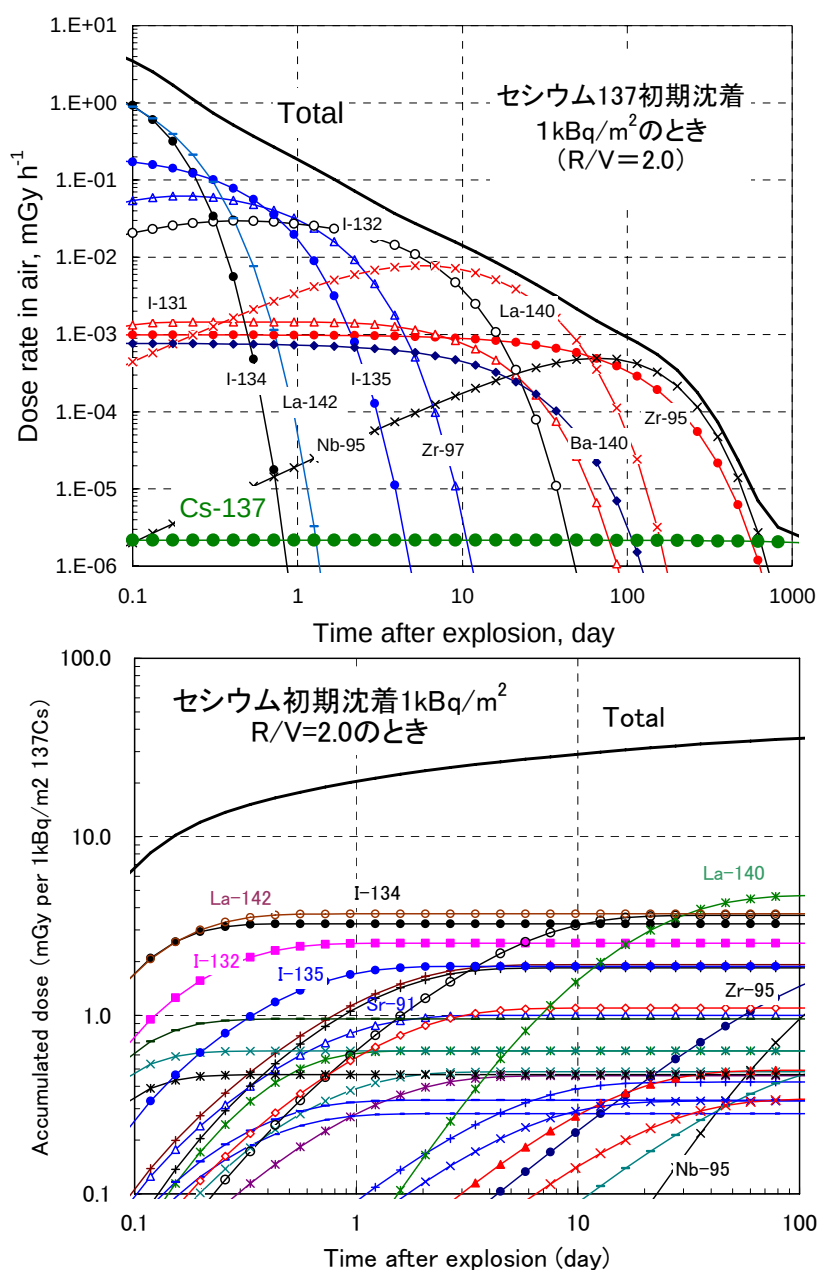


図8. R/V比=2の時の計算結果。上：空間線量率 mGy/h、下：積算線量 mGy。

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つの主な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 1 m 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、 $0.5 \text{ [kBq/m}^2\text{]} \times 20 \text{ [(mGy)/(kBq/m}^2\text{)]} = 10 \text{ mGy}$
- 大きい側で、 $2.0 \text{ [kBq/m}^2\text{]} \times 30 \text{ [(mGy)/(kBq/m}^2\text{)]} = 60 \text{ mGy}$

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ういて、広島原爆“黒い雨”にともなう外部被曝量を見積もってみたら、地表 1 m 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^2 （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 1 m 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つて、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ので取り組んでいない。
- 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 日に広島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. 葉佐井博巳ほか編、「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.rri.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, ²⁴¹Am and ¹³⁷Cs 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 ²³⁹Pu 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 TIMS 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 TIMS 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 TIMS 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、TIMS の値が AMS に比べてかなり大きく、AMS 測定と TIMS 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 TIMS 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 TIMS 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 倍強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て『うまい話』が出来あがる可能性もあり、断定的に考えず、柔軟に構えておきたい。

Theoretical consideration of fallout particles formation in case of atmospheric nuclear explosion and assessment of deposition density due to Hiroshima “black rain”

E.O. Granovskaya¹, G.A. Krasilov², S.M. Shinkarev¹, V.N. Yatsenko¹, M. Hoshi³

¹*Burnasyan Federal Medical Biophysical Center, Moscow, Russia*

²*Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, Russia*

³*Research Institute for Radiation Biology and Medicine, University of Hiroshima, Hiroshima, Japan*

On August 6, 1945 an A-bomb “Little Boy” exploded above Hiroshima. In about 20 minutes it began to rain from the radioactive cloud. The rain drops were black and big as balls [1]. The cloud moved north-west from the hypocenter. Precipitations from the radioactive cloud covered the area of about 66 km² hereinafter referred to as the “black rain” area.

Since 2008 joint international efforts to assess doses to Hiroshima residents due to the “black rain” have been under way. One of the central problems relating to dose assessment is estimation of qualitative and quantitative composition of fallout deposition. So, the purpose of this work is to reconstruct a realistic radioactive contamination of the “black rain” area on the basis of known theoretical statements, analysis of a few experimental measurements and plausible thoughts.

Three tasks have been set:

- 1) reconstruction of radioactive particles formation in case of an atmospheric nuclear explosion;
- 2) estimation of the radionuclides deposition density due to Hiroshima “black rain”;
- 3) preliminary assessment of external doses due to radionuclides deposited on the ground in the “black rain area”.

Reconstruction of radioactive particles formation in case of an air nuclear explosion

An air nuclear explosion that has the reduced height of burst more than 100 m/kt^{1/3} is called “air explosion”. Under these conditions the expanding fireball doesn’t touch the ground surface. Hence, no soil is involved in the fireball. In this case a single-phase multi-component thermodynamic system, formed in the fireball soon after the explosion, consists of device construction materials vapors, nuclear fuel, fission products and device-related activation products and hot air. Then the fireball begins to cool down. It inevitably leads to vapors condensation resulting in creation of the liquid phase in the form of ferrous oxide drops because ferrum is the main construction material of the device. While drops are growing, molecules of radionuclides are condensing on these drops in accordance with their thermodynamic properties. This process continues till the drops have solidified and changed into spherical solid particles with practically uniform volume distribution of radionuclides.

To obtain numerical results a two-phase multi-component vapor-liquid system in thermodynamic equilibrium was considered. This system can be described using several assumptions. The first assumption: the processes, which progress in both phases of the system, can be considered as

combination of consecutive short-time events. All equilibrium conditions are kept in every event (so-called quasi-thermodynamic equilibrium principle). The second assumption: the liquid phase, which is a combination of great amount of different size spherical drops, is a highly diluted multi-component solution, which behaves as an ideal solution. The third assumption: vapors of solvent and soluble behave as ideal gases.

We can break the process of fallout particles formation into several intervals according to the fireball temperature.

The first interval: $T > 1641\text{ }^{\circ}\text{K}$. Under this condition vapor phase molecules interact with liquid drops of ferrous oxide. Consolidation of the drops totally finishes by $T = 1641\text{ }^{\circ}\text{K}$. Within the frame of this interval behavior of radionuclides in the fireball could be described according to one of kinetic interpretations of Henry law. Firstly, radionuclides of refractory elements and their oxides formed till consolidation of the liquid drops are concentrated in the volume of these drops. Secondly, most of radionuclides of halogens, noble gases and volatile elements, such as rubidium and cesium, remain in vapor phase.

The second interval: $373^{\circ}\text{K} < T < 1641^{\circ}\text{K}$. The radionuclides remained in vapor phase or newly formed according to the corresponding decay chains are adsorbed on the surface of the solidified drops in accordance with Langmur physical adsorption theory.

Langmur's assumptions were as follows:

- there is a certain quantity of adsorption sites on solid body (adsorbent) surface. Vapor phase molecules can be adsorbed on these sites;
- adsorption site is an atom or a molecule of adsorbent, which possesses an unsaturated bond. This bond creates force field. It should be noted that each adsorption site is able to capture and to keep on its surface for some time one and only one strange molecule which has entered its force field;
- adsorption sites are equivalent, each adsorbed molecule is equally strongly bonded to the adsorbent. Surface migration of the adsorbed molecule is impossible.

In case of equilibrium between isobars adsorbed on the particles surface and isobars remained in vapor phase only a part of adsorption sites is occupied.

Isobars of decay chains involve wide range of compounds from noble gases and halogens to refractory metallic oxides. Their behavior in the fireball after consolidation of the particles depends on their thermodynamic properties. Firstly, time of residence on the particles surface of refractory isobar molecules is rather large and the probability of their sorption is close to 1. Secondly, radionuclides of volatile and intermediate elements are partly adsorbed on the particles surface. Thirdly, sorption of noble gases on the surface of condensation particles is improbable. Finally, radionuclides not related to the particles are presented as a part of aerosols and form global fallout.

The third interval: $T < 373^{\circ}\text{K}$. By this moment adsorption of the radionuclides practically finishes. Intensive condensation of atmospheric moisture vapors begins. Then this moisture evaporates or sublimates resulting in loose aerosols.

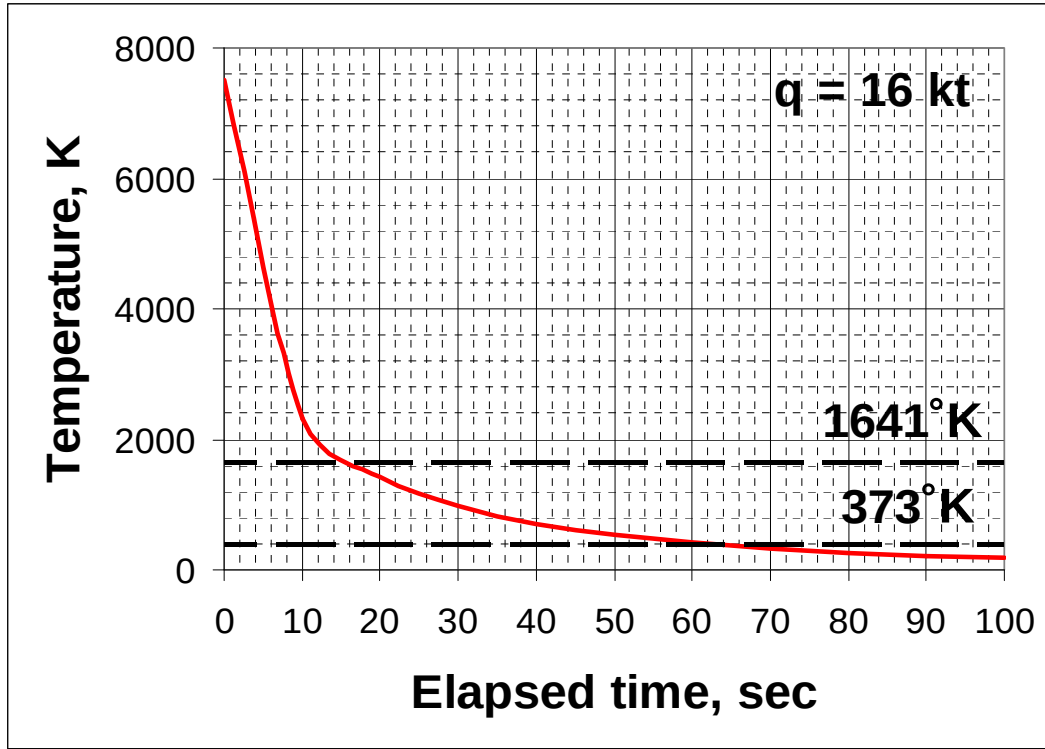


Fig. 1 Temperature of the fireball versus time.

According to Fig.1 we can conclude that consolidation of drops finishes in about 15 seconds after the explosion and formation of fallout particles finishes in about one minute after the explosion.

Estimation of the radionuclides deposition density due to Hiroshima “black rain”

Several assumptions have been made in order to estimate the deposition density. They are as follows:

- the “black rain” began just after the explosion;
- fission yield of the explosion “Little Boy” was equal to 16 kt;
- the “black rain” area was equal to 66 km²;

To assess deposition density we need to estimate the fraction of the nuclear explosion particles deposited in the “black rain” area.

The ²³⁸U surface density in the “black rain” area is mainly determined by natural uranium and it is equal to $\rho h k$:

ρ – soil density at the soil sampling point, g·cm⁻³;

h – soil depth in the case of the standard sampling, which is equal to 10 cm;

k – relative mass content of natural uranium in soil at the soil sampling point.

The ²³⁶U deposition density can be written as: $\frac{\alpha \cdot m_{236}}{S}$

α – the fraction of the nuclear explosion particles deposited in the “black rain” area;

S – the “black rain” area, which is equal to 66 km².

$$\text{Then, } \frac{{}^{236}\text{U}}{{}^{238}\text{U}} = \frac{\alpha \cdot m_{236}}{S} \cdot \frac{1}{\rho \cdot h \cdot k} = \frac{m_{236}}{\rho \cdot h \cdot S} \cdot \frac{\alpha}{k} \quad (1)$$

Let's assume that energy release of the A-bomb "Little Boy" was 16 kt in TNT equivalent. Taking into account that there are $1.45 \cdot 10^{23}$ fissions per 1 kt, we can assess that $2.32 \cdot 10^{24}$ atoms or ~ 905 g of ^{235}U were fissioned.

The ratio between radioactive-capture cross-section and fission cross-section is equal to 0.0738. Hence, during nuclear fission $0.0738 \cdot 2.32 \cdot 10^{24} = 1.71 \cdot 10^{23}$ atoms or 67.1g of ^{236}U were formed as a result of radioactive capture. So, $m_{236} = 67.1$ g.

$\frac{^{236}\text{U}}{^{238}\text{U}}$ - is an experimental ratio which characterizes the soil sampling point.

We can estimate the magnitude of the $\frac{\alpha}{k}$ using equation (1) and experimental data [2]. It fairly characterizes a certain average value for the "black rain" area. In accordance with the calculations,

$$\frac{\bar{\alpha}}{k} = 2658.$$

Uranium is a rock-forming but rather trace element. The clark content of natural uranium is equal to $3 \cdot 10^{-6}$. However, density of natural uranium essentially depends upon a kind of rock, so it can vary over rather a wide range. Therefore k depends upon composition of the rock, which forms sub-base at the sampling point. Assuming k is equal to the clark of natural uranium, we obtain that $\alpha = 2658 \cdot 3 \cdot 10^{-6} \approx 0.8\%$.

Values of surface contamination density were calculated using the following formula:

$$\sigma_j = \frac{\varphi_j \cdot 1.45 \cdot 10^{23} \cdot q \lambda_j \frac{N_j}{N_{t_j}} \alpha}{3.7 \cdot 10^{10} \cdot S}, \quad (2)$$

where: φ_j - independent yield of j-th isobar decay chain in case of ^{235}U fission by fission spectrum neutrons;

$1.45 \cdot 10^{23}$ fissions per kt - amount of fissions which corresponds to the fission yield of 1 kt;

q - fission yield of the explosion "Little Boy" which is equal to 16 kt;

λ_j - decay constant of the main isobar of j-th decay chain, s^{-1} ;

$\frac{N_j}{N_{t_j}}$ - the fraction of j-th decay chain isobars which relates to the nuclear explosion particles

(according to our estimate);

α - the fraction of the nuclear explosion particles deposited in the "black rain" area, which is equal to 0.8%;

$3.7 \cdot 10^{10}$ - decays per second to Ci conversion coefficient;

S - the "black rain" area, which is equal to 66 km^2 .

The values of independent yields of isobar decay chains were copied from the guide [3] and the values of decay constants were calculated using data presented in the guide [4].

Values of ratio $\frac{N_j}{N_{t_j}}$ for the series of isobar decay chains which take place in case of an atmospheric

atomic explosion with fission yield of about 20 kt and average values of fission fragments contamination density of the “black rain” fallout are presented in Table 1.

Table 1

The decay chain number	The main radionuclide	$T_{1/2}$	$\frac{N_j}{N_{t_j}}$	σ , kBq/m ²
89	⁸⁹ Sr	50.55 d	0.0023	4.44
90	⁹⁰ Sr	28.6 y	0.012	0.11
91	⁹¹ Y	58.51 d	0.056	1.15 10 ²
95	⁹⁵ Zr	64.05 d	1	2.4 10 ³
	⁹⁵ Nb	34.97 d	1	
99	⁹⁹ Mo	66.02 h	0.94	4.81 10 ⁴
103	¹⁰³ Ru	39.35 d	0.44	1 10 ³
106	¹⁰⁶ Ru	368.2 d	0.29	8.51
131	¹³¹ I	8.04 d	0.42	3.71 10 ³
132	¹³² Te	78.2 h	0.45	1.4 10 ⁴
	¹³² I	2.3 h	0.45	
137	¹³⁷ Cs	30.174 y	0.015	0.19
140	¹⁴⁰ Ba	12.789 d	0.28	2.8 10 ³
	¹⁴⁰ La	1.68 d	0.28	
141	¹⁴¹ Ce	32.5 d	0.62	2.3 10 ³
143	¹⁴³ Ce	33.0 h	1	9.6 10 ²
144	¹⁴⁴ Ce	284.31 d	1	5.9 10 ²

Based on our results we can make some conclusions: 1) Condensation particles mainly are the cause of radioactive contamination in intermediate fallout zones; 2) Such radionuclides as ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs are predominantly condensed on the atmospheric dust particles and aerosols and form the basis of global fallout; 3) Qualitative and quantitative composition of radioactive contamination of air explosion particles depend upon a nuclear explosion yield.

Preliminary assessment of external doses due to radionuclides deposited on the ground in the “black rain” area

We have obtained deposition density of different radionuclides in the “black rain” area. Hence, we can assess external doses due to the “black rain”. Preliminary estimates of external doses for the first year after deposition from different radionuclides are presented in Table 2.

Table 2. Preliminary estimates of external doses.

Radionuclide	External absorbed dose, mGy y ⁻¹
⁸⁹ Sr	2.64 10 ⁻²
⁹¹ Y	3 10 ⁻³
⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb	14.5
⁹⁹ Mo	2.4
¹⁰³ Ru	2.6
¹³¹ I	1.45
¹³² Te	14.2
¹³⁷ Cs	4 10 ⁻³
¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La	9.3
¹⁴¹ Ce	0.7
¹⁴³ Ce	5.4 10 ⁻²
¹⁴⁴ Ce	0.23

According to our calculations the preliminary maximum estimate of the external dose accumulated during one year after the explosion from all deposited fallout particles to the residents in the “black rain” area is about 46 mGy.

Main conclusions are as follows:

1. The process of radioactive particles formation in case of an air nuclear explosion has been reconstructed step-by-step.
2. Quick fractionation of the radionuclides took place in case of Hiroshima “black rain”. Mixture of deposited particles was depleted with such radionuclides as ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, ⁹¹Y and ¹³⁷Cs.
3. Radionuclides not related to the particles were condensed on the atmospheric dust particles and loose aerosols.
4. The deposition density of various radionuclides due to Hiroshima “black rain” has been estimated.
5. Condensation particles mainly are the cause of radioactive contamination in intermediate fallout zones.
6. Only small amount of fission products was deposited in the “black rain” area. Such radionuclides as ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs were depleted in fallout particles. The major part of fission particles was globally deposited.
7. Qualitative and quantitative composition of radioactive contamination of fallout particles depend upon conditions and yield of a nuclear explosion.
8. The preliminary maximum estimate of the external dose from all deposited fallout particles to the residents in the “black rain” area is about 46 mGy.

REFERENCES

1. E.A. Melvin-Hughes, Physical Chemistry (Russian translation), Vol.2, Izd. Inostr. Lit., Moscow 1962
2. T. Imanaka. Private communication
3. M.P. Grechushkina Tables of instantaneous fission products composition for U-235, U-238, Pu-239 Atomizdat Moscow 1964
4. N.G. Gusev, P.P. Dmitriev Radioactive chains. Atomizdat Moscow 1978

Methodology on estimation of internal dose due to Hiroshima “black rain”

E.O. Granovskaya¹, S.M. Shinkarev¹, G.A. Krasilov², V.N. Yatsenko¹, M. Hoshi³

¹*Burnasyan Federal Medical Biophysical Center, Moscow, Russia*

²*Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, Russia*

³*Research Institute for Radiation Biology and Medicine, University of Hiroshima, Hiroshima, Japan*

On August 6, 1945 an A-bomb exploded above Hiroshima. Shortly it began to rain from the radioactive cloud. The cloud moved north-west from the hypocenter. Precipitations from the radioactive cloud covered the area of about 66 km², so-called the “black rain” area. Deposited radionuclides could be the cause of external and internal exposure to the Hiroshima residents. The purpose of this work is to present the method of reconstruction of internal doses to critical organs for the inhabitants of the “black rain” area.

In 2000 the methodology “Assessment of absorbed and effective doses from ionizing radiation to the populations living in areas of local fallout from atmospheric nuclear explosions” was developed by Russian scientists (K.I. Gordeev and colleagues) [1]. This methodology has been adapted to the Hiroshima “black rain” fallout conditions. Also the paper by H. Muller and G. Prohl “ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents” [2] was used. The resulting methodology is described.

The main input parameters related to the nuclear explosion were as follows: 1) date of the explosion: August 6, 1945; 2) type and composition of fission material: ²³⁵U ~ 80%, ²³⁴U ~ 3%, ²³⁸U ~ 17%; 3) total yield of the explosion: q ≈ 16 kt in TNT equivalent.

We have made several assumptions related to residence history and dietary habits: 1) the inhabitants permanently lived in the “black rain” area at the time of the explosion and at least a year following it; 2) diet wasn’t changed after the deposition.

Absorbed dose in organ to age-group k from internal exposure of radionuclide i (D_{int,i,k}) is equal to the sum of dose from inhaled nuclide i (D_{inh,i,k}) and dose from ingested nuclide i (D_{ing,i,k}):

$$D_{int,i,k} = D_{inh,i,k} + D_{ing,i,k} \quad (1)$$

Let’s consider internal dose from inhaled nuclide i. It is directly-proportional to the integral concentration of nuclide i in air, which in its turn depends upon deposition velocity of nuclide i:

$$D_{inh,i,k} \sim C_{\infty} = \frac{\sigma}{V_d} \quad (2)$$

where

C_{∞} is integral concentration of nuclide i in air;

σ is deposition density of nuclide i;

V_d is deposition velocity of nuclide i.

In case of dry deposition $V_d \approx 0.1-0.3 \text{ m s}^{-1}$, while in case of wet deposition $V_d \approx 5-10 \text{ m s}^{-1}$. So we can conclude that in case of wet deposition internal dose due to inhalation is ~ 100 times less than that in case of dry deposition. It's well known that usually (in case of dry deposition) the contribution to total internal dose from inhalation intake is much less than that from ingestion intake. Hence, we can assume that in case of Hiroshima, where wet deposition took place, internal dose has been totally determined with the dose from ingestion intake:

$$D_{\text{int},i,k} \cong D_{\text{ing},i,k} \quad (3)$$

Let's consider internal dose from ingestion of radionuclides. The first task is to determine the main route of intake. We have results of some interviews of Hiroshima residents regarding typical diet in 1945, which was kindly furnished by Professor M. Hoshi. We have carefully analyzed it and made the following conclusions: 1) Consumption of leafy vegetables was less than in case of Chernobyl and Semipalatinsk. So we can neglect this route of intake; 2) For the Hiroshima residents the goat's (not cow's) milk was determined as typical. Furthermore, it's well known that concentration of ^{131}I in goat's milk is 5-7 higher than that in cow's milk. We can conclude that intake of radionuclides with goat's milk was predominant. It should be noted that it is correct only for those people who used to drink goat's milk. On the basis on the foregoing the internal dose from ingestion of nuclide i can be written as follows:

$$D_{\text{ing},i,k} = DF_{\text{ing},i,k} \times V_{m,k} \times \int_0^{t_2} C_{m,i}(t) dt / p_{m,i,k} \quad (4)$$

where

$DF_{\text{inh},i,k}$ is age-dependent organ dose factor from ingestion of i -th nuclide, Gy Bq^{-1} ;

$V_{m,k}$ is age-dependent milk consumption rate, L d^{-1} ;

$C_{m,i}(t)$ is concentration of i -th nuclide in milk, Bq L^{-1} ;

t_2 is time limit for integration, d ;

$p_{m,i,k}$ is age-dependent fraction of intake of nuclide i with milk in the entire intake, dimensionless.

To assess concentration of nuclide i in milk we need to know concentration of this nuclide in pasture grass.

Total intake of ^{131}I is determined by ingestion intake during the first two months after the explosion. Taking into account the Chernobyl experience, the ingestion intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr during the first two months after the explosion is about 10% of lifetime dose. So, we will consider internal doses due to ^{137}Cs and ^{90}Sr intake during two months in order to make an estimate of total lifetime dose. It is worth noting that the concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in pasture grass during the first two months is mainly determined by aerial contamination of pasture vegetation.

It was an air explosion. Consequently the size of the fallout particles didn't exceed 10-25 microns and the average size was less than 1 micron. Hence, all fallout particles were related to biologically active fraction and were readily retained by the pasture grass. Equation to assess the concentration of nuclide i in grass can be written as follows:

$$C_{\text{gr},i}(t) = (\sigma_i/Y) \times \exp(-(\lambda_{\text{gr},i} + \lambda_i) \times t) \quad (5)$$

where

σ_i is deposition density of the i-th nuclide in the “black rain” area, Bq m⁻²;

Y is yield of pasture grass in the “black rain” area, kg m⁻²;

$\lambda_{gr,i}$ is weathering removal rate of the i-th radionuclide from pasture grass, d⁻¹;

λ_i is radioactive decay constant for the i-th nuclide, d⁻¹;

t is time counted from the date of the explosion, d.

Now we can write an equation to assess concentration of nuclide i in milk:

$$C_{m,i}(t) = \beta_i \times TF_{m,i} \times \sum_{j=1}^N A_{j,i} \times \int_0^t C_{gr,i}(\tau) \times Q_f \times \lambda_{cj,i} \times e^{-(\lambda_{cj,i} + \lambda_i) \times (t-\tau)} d\tau \quad (6)$$

where

TF_{m,i} is feed-to-milk transfer factor for i-th nuclide, d L⁻¹;

Q_f is daily intake rate of pasture grass by goat, kg d⁻¹ wet;

A_{j,i} and $\lambda_{cj,i}$ are empirical constants related to biological removal rate of nuclide i from goat's milk;

N=1 (one component model) for ¹³¹I and N=2 (two component model) for ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr

β_i is solubility of nuclide i in the fallout particles;

λ_i is radioactive decay constant for the i-th nuclide, d⁻¹;

When internal dose is defined by ingestion intake, the following cases should be considered: 1) internal dose to thyroid from ¹³¹I; 2) internal dose to red marrow from ⁹⁰Sr; 3) internal dose to whole body from ¹³⁷Cs. Hence, we need to know concentration of ¹³¹I, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in goat's milk.

The equation to assess the time-integrated concentration of ¹³¹I in milk during two months, C_{m,131}(0 – t₂), can be written as follows:

$$C_{m,131}(0 - t_2) = C_{m,131}(0 - \infty) = X_0/X_1 \quad (7)$$

where

$$X_0 = \beta_i \times TF_{m,i} \times (\sigma_i/Y) \times Q_f \times \lambda_{c,i};$$

$$X_1 = (\lambda_{gr,i} + \lambda_{131}) \times (\lambda_{c,i} + \lambda_{131});$$

$$t_2 = 2 \text{ months.}$$

The equation to assess the concentration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in milk, C_{m,i}(t), can be written as follows [Muller and Prohl, 1993]:

$$C_{m,i}(t) = \beta_i \times TF_{m,i} \times \sum_{j=1}^2 A_{j,i} \times \int_0^t C_{gr,i}(\tau) \times Q_f \times \lambda_{cj,i} \times e^{-\lambda_{cj,i} \times (t-\tau)} d\tau \quad (8)$$

For cesium:

$$A_{1,Cs}=0.8 \text{ and } A_{2,Cs}=0.2, \text{ dimensionless;}$$

$\lambda_{c1,Cs}=0.46 \text{ d}^{-1}$ and $\lambda_{c2,Cs}=0.046 \text{ d}^{-1}$ are biological removal rates of cesium from goat to goat's milk, corresponding to A₁ and A₂, respectively, d⁻¹.

For strontium:

$$A_{1,Sr}=0.9 \text{ and } A_{2,Sr}=0.1, \text{ dimensionless;}$$

$\lambda_{c1,Sr}=0.23 \text{ d}^{-1}$ and $\lambda_{c2,Sr}=0.007 \text{ d}^{-1}$ are biological removal rates of strontium from goat to goat's milk, corresponding to A₁ and A₂, respectively, d⁻¹.

The equation (8) can be written as follows:

$$C_{m,i}(0-t_2) = W_{0,i} \times (W_{1,i} + W_{2,i}) \quad (9)$$

where

$$\begin{aligned} W_{0,i} &= \beta_i \times f_{m,i} \times C_{gr,i}(0) \times Q_f \\ W_{1,i} &= A_{1,i} \times \lambda_{c1,i} / (\lambda_{c1,i} - \lambda_{gr,i}) \times (Z_0 - Z_1) \\ W_{2,i} &= A_{2,i} \times \lambda_{c2,i} / (\lambda_{c2,i} - \lambda_{gr,i}) \times (Z_0 - Z_2) \\ Z_0 &= [1 - \exp(-\lambda_{gr,i} \times t_2)] / \lambda_{gr,i} \\ Z_1 &= [1 - \exp(-\lambda_{c1,i} \times t_2)] / \lambda_{c1,i} \\ Z_2 &= [1 - \exp(-\lambda_{c2,i} \times t_2)] / \lambda_{c2,i} \\ t_2 &= 2 \text{ months.} \end{aligned}$$

According to our assessment the preliminary estimate of internal dose to thyroid from ^{131}I for children of about 1 year who constantly consumed 0.3 L d^{-1} of goat's milk in case of maximum solubility of ^{131}I in fallout particles can be up to 1 Gy.

Main conclusions are as follows:

1. Due to the fact that wet deposition took place in the "black rain" area, the contribution to the total internal dose from inhalation intake can be neglected. So, internal dose has been totally determined with the dose from ingestion intake.
2. According to analysis of Hiroshima inhabitants typical diet, the main intake route was ingestion of radionuclides with goat's milk.
3. Ingestion intake of ^{131}I , ^{137}Cs and ^{90}Sr during the first two months after the explosion has been considered. Hence only aerial contamination of pasture grass should be considered to assess concentration of nuclide i in pasture grass.
4. All fallout particles were related to biologically active fraction and were readily retained by the pasture grass.
5. According to our assessment preliminary estimate of internal dose to thyroid from ^{131}I for children about 1 year who constantly consumed goat's milk in case of maximum solubility of ^{131}I in fallout particles can be up to 1 Gy.

REFERENCES

1. K. Gordeev et al. Assessment of absorbed and effective doses from ionizing radiation to the populations living in areas of local fallout from atmospheric nuclear explosions. Methodical guidance MU 2.6.1.1001-00. Official publication. Ministry of Public Health of the RF, Sanitary State Service of the RF, Moscow. 2000 (in Russian)
2. H. Muller and G. Prohl. ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. Health Phys. 1993 Mar;64(3):232-52

On the unusual distribution of Pu/Cs activity ratios in Hiroshima soils. Can they be used to locate Black Rain sites?

N.E.Whitehead¹, M.Yamamoto², A. Sakaguchi³ and M. Hoshi¹

¹Research Institute of Radiation Biology and Medicine, Hiroshima University, Hiroshima

²Low Level Radiation Laboratory, Kanazawa University, Kanazawa

³Faculty of Science, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima.

Abstract. The previous conclusions of authors are confirmed: One cannot use by present methods, ¹³⁷Cs analyses alone, to detect fallout due to the Black Rain. Work by Yamamoto et al. (1985) also showed that no soils he analysed for ^{239,240}Pu and ¹³⁷Cs could be used to detect sites of black rain. The present paper greatly extends that analysis with many more points and confirms that the Pu/Cs ratio still cannot be used to detect black rain by current methods. In passing it is shown that the ¹³⁷Cs results of Hashizume et al. (1978) are systematically too low compared with analyses of the same soils by Yamamoto et al. When this correction is made it is found that the resulting data points cannot be distinguished from global fallout. It is calculated that the Pu/Cs ratio from the Hiroshima bomb would have had a value of 0.00055, and the lowest result in the data series is about 0.01 – much higher. There is therefore no trace of local Hiroshima fallout detected – it is hidden by the large amounts of later fallout from global testing. The likely chemistry of black rain is surveyed and it is concluded that the carbon created could have had many of the characteristics of activated carbon and absorb many of the radionuclides which normally would stay volatile. This would be a possible explanation if the refractory/volatile ratios in soils and wall streaks differ from those found from other fallout in soils.

¹³⁷Cs is not a good sole indicator of black rain

According to (Shizuma et al. 1996) (following early collection by Nishina) the ¹³⁷Cs in soil at Hiroshima collected soon after the explosion was much less than the subsequent global fallout from nuclear weapons testing. The contrast is shown in Fig. 1. This means the task is very difficult.

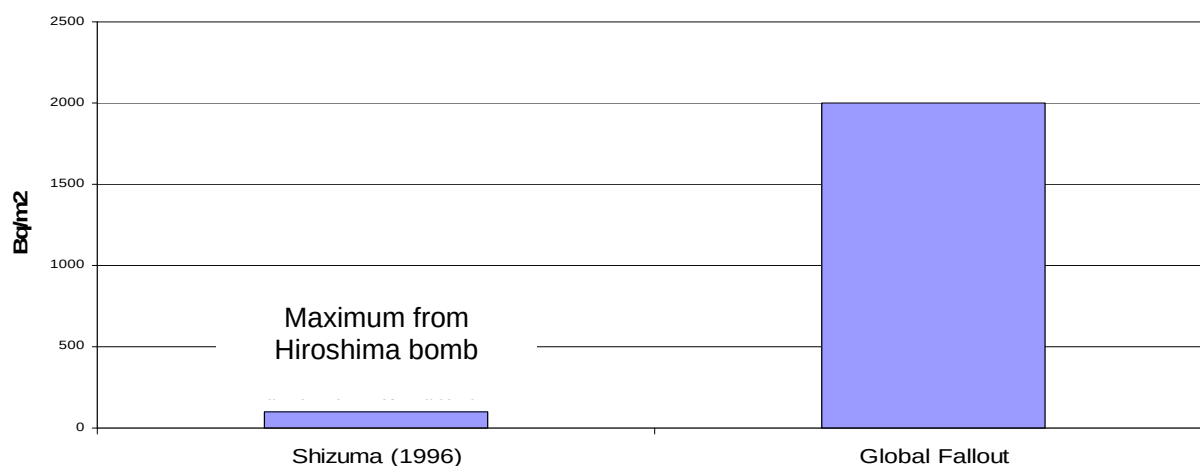


Fig. 1. Effects on global testing on ¹³⁷Cs

The following diagram (Fig. 2) shows that even at one latitude there is much variation in ^{137}Cs deposition. This is often due to differing rainfall. This diagram is due to (Aoyama and Hirose, 2003).

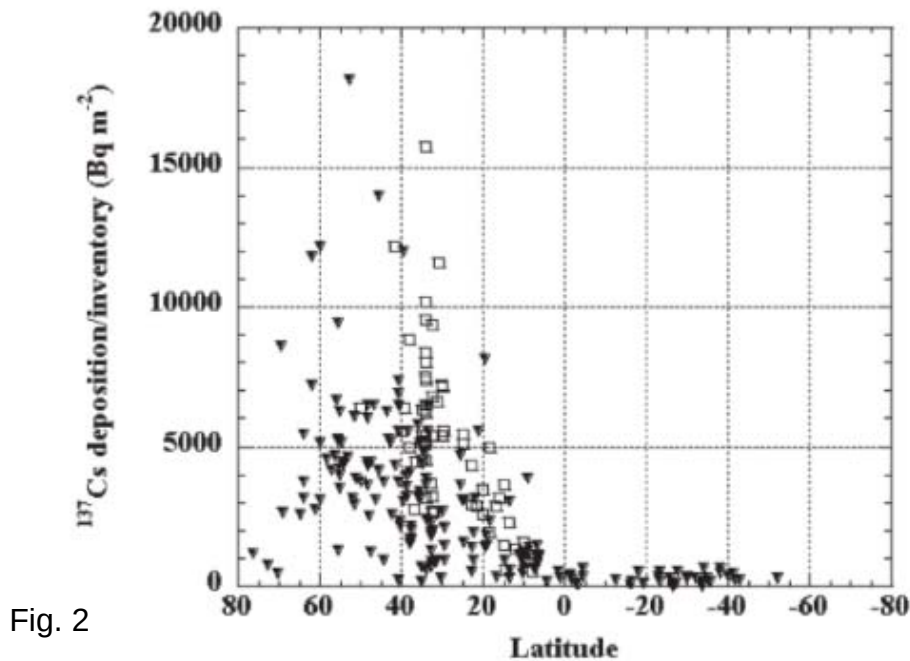


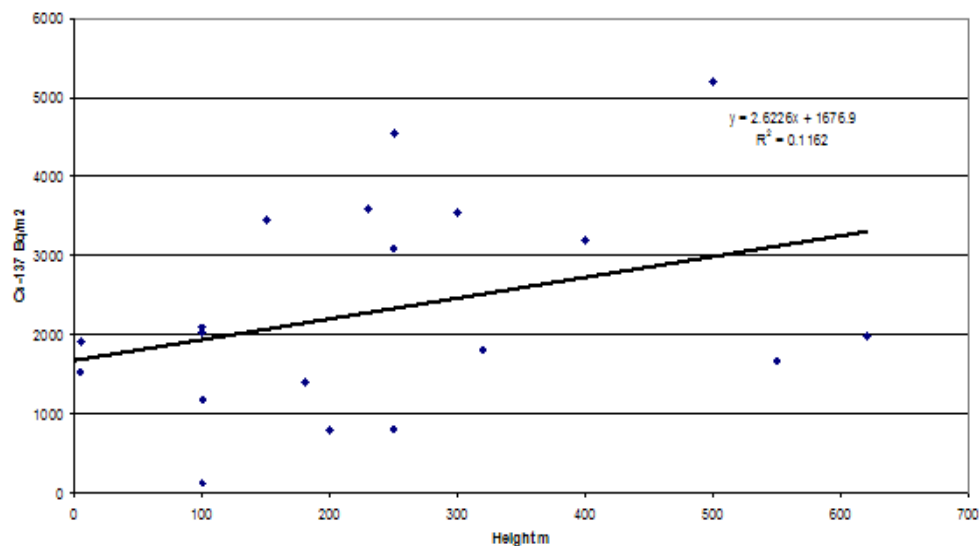
Fig. 2

Fig. 1. Meridional distribution of ^{137}Cs inventory at the stations in the North Pacific in the 1960s and decay corrected cumulative deposition at world-wide land stations as of end of 1965. Open square: ^{137}Cs inventory at the stations in the North Pacific in the 1960s Solid triangle: Decay corrected cumulative deposition of ^{137}Cs at land stations as of end of 1965.

There is more rain with greater height. A world-wide rule-of-thumb is that there is an increase of 100mm of rain a year with 100 m increase in height. Since fallout deposition depends heavily on rainfall, it should increase if we compare the amounts found, for example by (Hashizume et al. 1977) with the heights of the sample sites from a topographical map; we should find that there is an increase. This is shown in the following diagram (Fig. 3):

These points were taken from a southern traverse supposed to be relatively free from local fallout, because the bomb debris was blown away to the north-west. The diagram shows an increase with height,

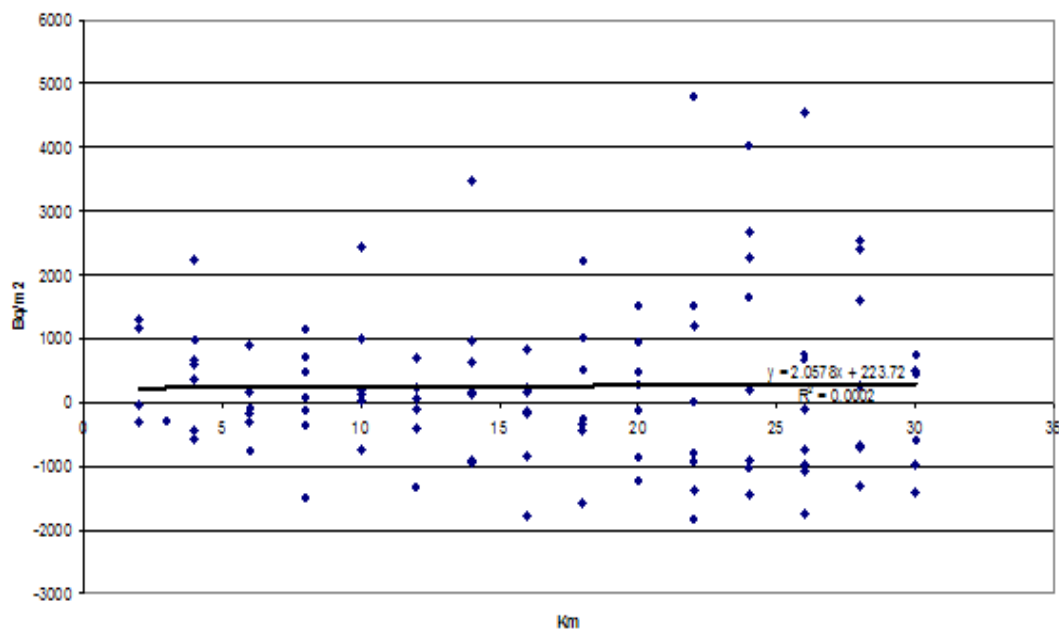
Fig. 3 **Hiroshima, E,ESE (>8km)**



but only 12% of the relationship is explained that way – in other words, there is lots of scatter; the ^{137}Cs deposition is erratic. This is because the local rainfall does not depend just on height but on the local topography and may vary a lot in just a hundred meters horizontally, even at the same height.

Nevertheless an attempt was made to correct for the effect of height on ^{137}Cs deposition. From the above graph ^{137}Cs increases by about 300 Bq.m^{-2} for each 100 m increase in height. When it is remembered the amount sought as local fallout (black rain) is about 100 Bq.m^{-2} , it is obvious that this may not succeed. However the estimated deposition at each sampling height was calculated and subtracted from the actual data and gave the following graph (Fig. 4).

Fig. 4 **Hiroshima Cs-137 Predicted less Found**

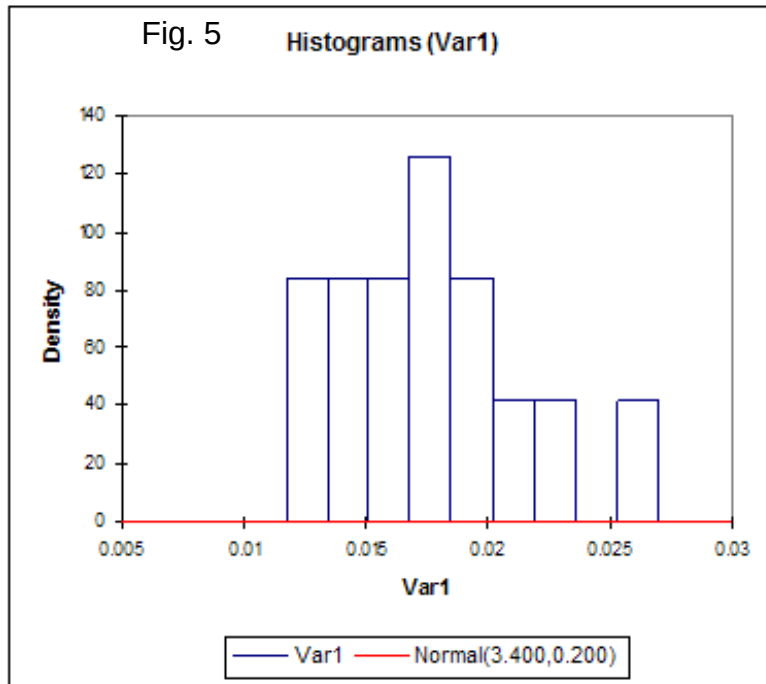


The above diagram shows that there is no significant trend with distance from the hypocenter, but an increase would have been expected, as ^{137}Cs is increasingly deposited. This means we cannot detect black rain by ^{137}Cs alone, at least using this method. However the approach adopted by Dr Cullings which examines the data by a different mathematical procedure to see whether nearby points are more like each other than would be expected has a better chance of detecting black rain.

The conclusion of this section is that the approaches above using ^{137}Cs alone, are not sensitive enough to detect black rain.

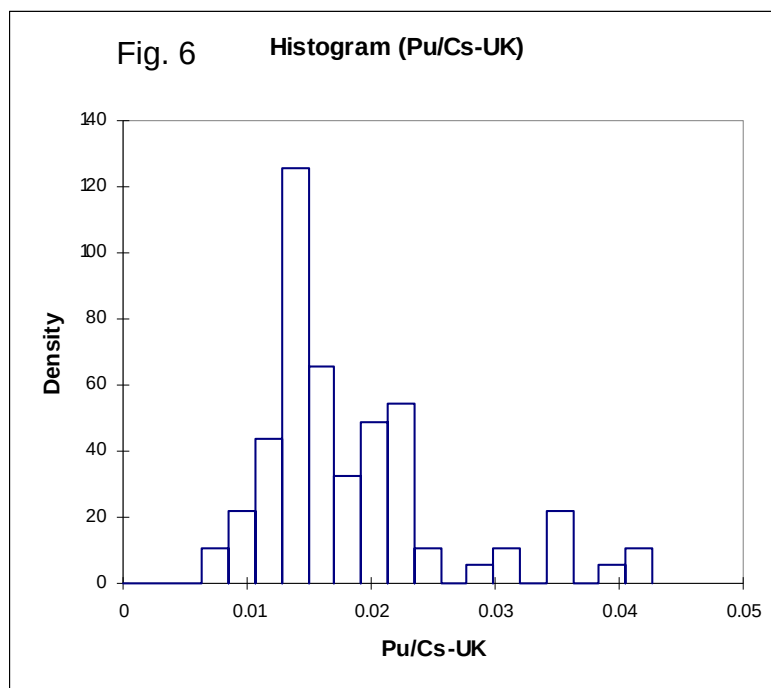
$^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$.

It is commonly thought that ratios of fallout radionuclides should give more information. This is because in general they both are attached to particles and both precipitate in rain. The amount of rain is hardly important. This principle has already been applied to several Hiroshima soils from the Hashizume et al. survey by (Yamamoto et al. 1985). All values of the ratio were calculated as they would have been at the time of the Hashizume et al. survey in the last part of the '70s. The values were as follows (Fig. 5: "Density" means the number of observations for a particular X-axis Pu/Cs ratio):



The median is about 0.015, and that was the global mean at that date. The authors concluded that there was probably no evidence of black rain, or local fallout.

The best set of similar soil data from that time is from the UK. (Cawse and Horrill, 1986; Cawse et al. 1988) They are as follows (Fig. 6):



These data appear similar to the above Yamamoto et al. data.

However the number of samples in the above Yamamoto sample were limited, and subsequently our author from Kanazawa analysed many more of the soils from the survey for ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$. We present the results shortly, but first calculate what Pu/Cs ratio would be expected at Hiroshima.

Using the detailed neutron fluxes between 10 keV and 1 MeV for the Hiroshima bomb published in (White et al. 2005), and $^{238}\text{U}(n,\gamma)^{239}\text{Pu}$ cross-sections for the same energy range published in

(Panitkin and Tolstikov, 1972) which correspond well with previous estimates, the weighted mean cross-section which would correspond to this energy range is 128 millibarn.

We can calculate the estimated ^{239}Pu production and get $5.5 \cdot 10^{10}$ Bq compared with 10^{14} Bq for ^{137}Cs , or a Pu/Cs ratio of 0.00055. This is much less than 0.015 for global fallout. But selective early Pu deposition as (e.g.) found between the Semipalatinsk testing ground and Dolon could increase this to 0.0055.

Black rain ought to have a distinctive signature: quite low Pu/Cs ratios. But the results from the data were as follows (Fig. 7):

Fig. 7 Hiroshima and Global Background Pu/Cs

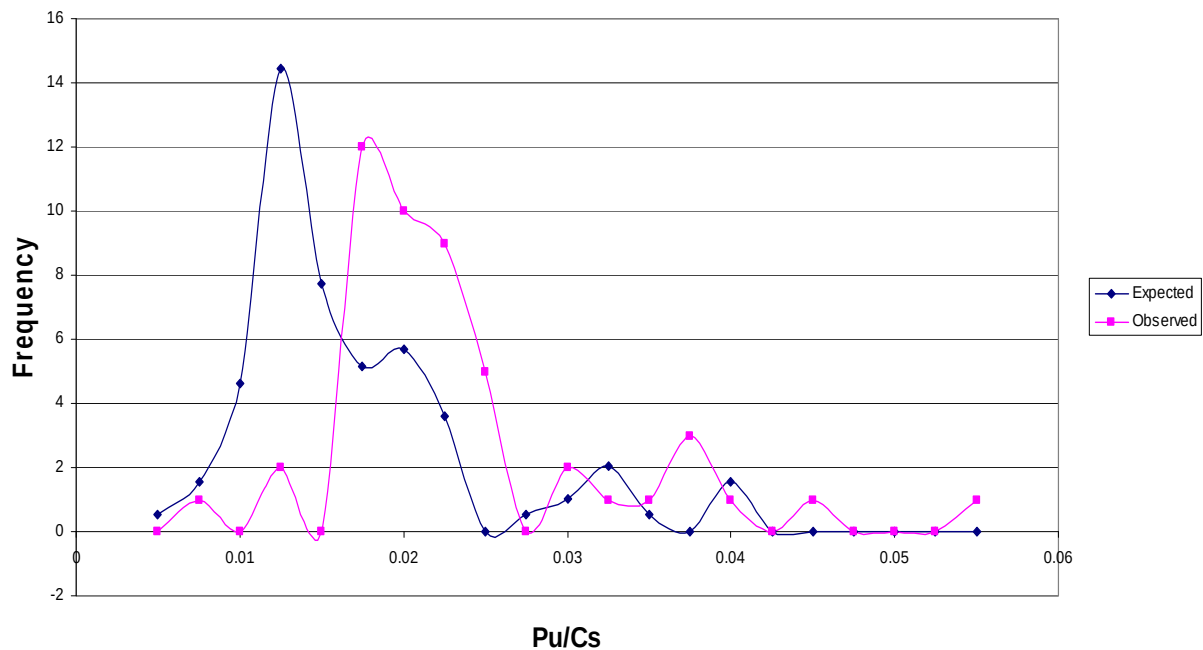
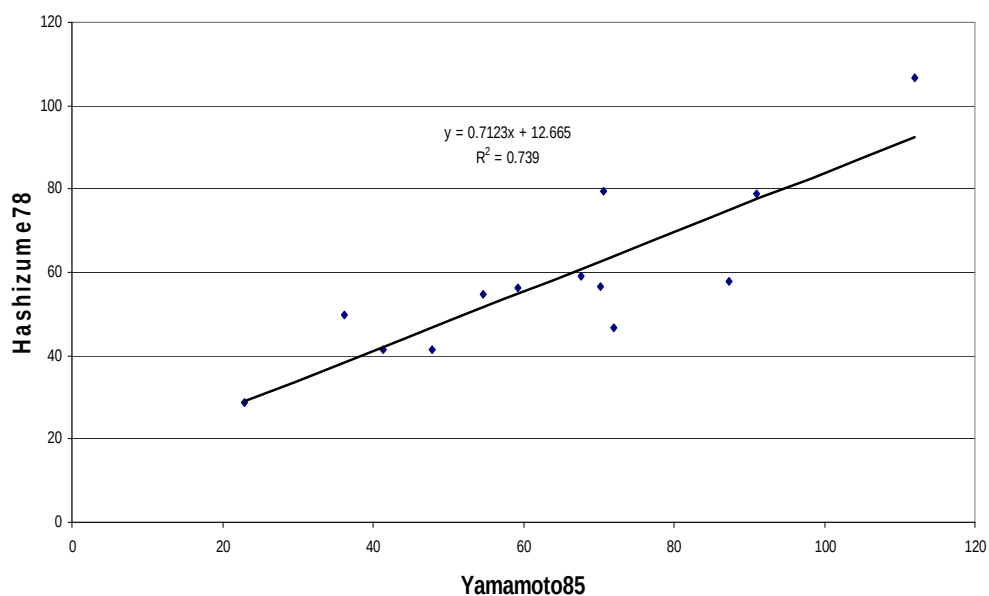


Fig. 8 Comparison of ^{137}Cs -137, Yamamoto and Hashizume



The above diagram is a kind of histogram, but presented as a graph, and the expected values are the background values from Cawse et al. The two curves are offset and it seems that the medians are not the same. It would seem that the observed values have a median of about 0.02 instead of 0.015. This is the opposite of what was expected - to detect black rain one would imagine obtaining Pu/Cs values lower than the global ratios.

The above diagram used the Hashizume et al. ^{137}Cs values. Our second author had analysed many of these same samples for ^{137}Cs . The next diagram (which eliminates one obvious outlier) compares the two analyses (Fig. 8). If there are no analytical problems, the points should all lie tightly clustered along a line with a slope of 1.00.

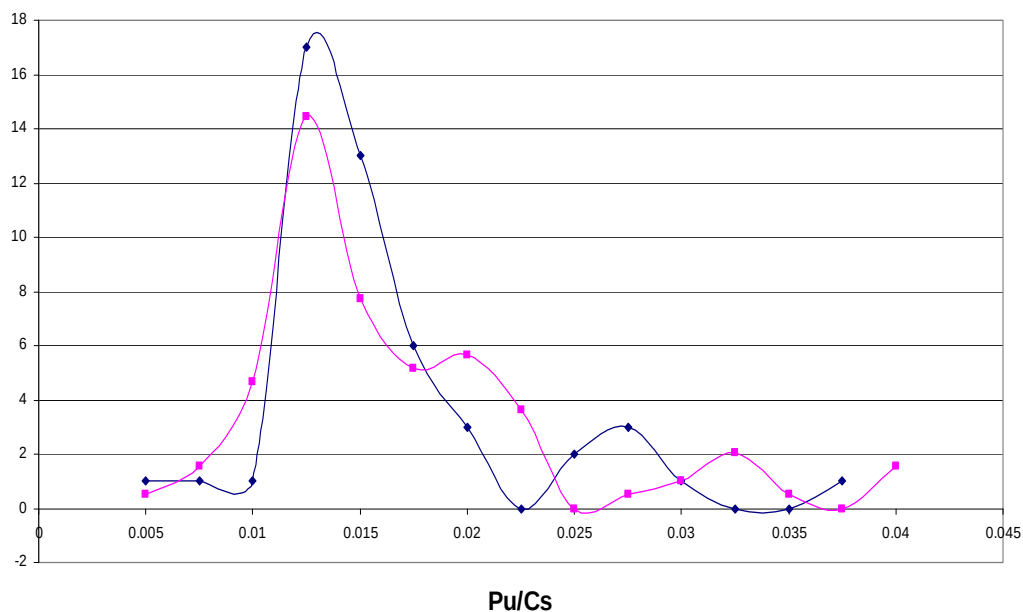
73.9% of the variance is explained which is reasonable, but the slope of the line is 0.71, not 1.00. This implies that there is a systematic error in the Hashizume data. Accordingly the Hashizume data are all divided by 0.71 and compared again against the background data (Fig. 9). This assumes that the Yamamoto Cs analyses are correct, but they have been tested internationally.

This shows that the two distributions are now almost coincident. They could be tested by a Chi-squared test to confirm this, but the numbers are rather small and the sensitivity would be not very great. A better test is a Normal Plot. This tests in a visual way whether more than one distribution is present. In the present case because the data look log-normal, a logarithmic transformation was used. The results of this plot for the Hiroshima data and the Cawse et al data looked complex, but generally the same except for three points with unusually low Pu/Cs ratios in the Hiroshima data which might have been local fallout.

Perhaps those lowest three points are black rain? These Pu values are fairly typical of global fallout, but the Cs values (7311, 5575 and 3304 Bq.m⁻²) are high compared with the mean of about 2000 Bq.m⁻² for Hiroshima. Since we expected a maximum of 100 Bq.m⁻², for black rain it is clear we are instead seeing global fallout, even for those three lowest points.

We expected a Pu/Cs ratio of 0.00055 and instead the lowest value is about 0.01. There is therefore no evidence by this method of local fallout, or black rain.

Fig. 9 Hiroshima Corrected Pu/Cs Ratios



The entire data set for Hiroshima with other analyses is being prepared for publication. It may be that the best demonstration of black rain at Hiroshima remains the work of (Fujikawa et al. 2003) which found anomalous $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratios. However the precision required is high and MC-ICPMS, TIMS or AMS would be needed. Some of this data is being produced by Sahoo et al. from NIRS at Chiba, and we believe is being reported elsewhere.

Some other characteristics of the carbon particles within black rain.

It was universally observed that the colour of the mushroom cloud was mostly white and other colours (including black) were minor. This arises from the chemistry of the cloud, which consisted of bomb particles, wood decomposition products including water vapour, and other debris from the ground.

First the many tonnes of the bomb material were volatilized and all chemical compounds decomposed, then rapidly as temperatures dropped most elements became oxide particles, chiefly ferrous oxide. Secondly and very rapidly, products from the decomposition of the buildings of Hiroshima were added.

Meteorologists from the Hiroshima Meteorological Bureau observed and sketched the mushroom cloud (sketches are in the Memorial Peace Museum) and recorded that black smoke was sucked up towards the fireball even in the first seconds and continued for hours afterwards.

The fireball which created temperatures on the ground of about 3-4000°C instantly created a mixture of black pyrolysed wood, (partial ashing, the black smoke) and further decomposition products of it. It is the partial ashing which gave the black particles visible in the black rain. Ashing of wood at higher temperatures of about 700°C gives a residue of white carbonates and silicates, chiefly of potassium and calcium, with some other more minor elements. Minute particles of silicon dioxide from the silicon content of wood would also be produced directly or indirectly. At the much higher temperatures of the bomb these will decompose, first to the elements, but as temperatures drop, to the oxides of the elements. Much of the organic matter is transformed to carbon dioxide and lost. It is only at temperatures much lower than 700°C, that unburnt carbon survives from the pyrolysis of wood to be carbon particles.

This carbon was therefore presumably mixed with radionuclides and could absorb them. The first black rain was recorded within about 15-20 minutes, and increased thereafter for several hours. It theoretically would contain absorbed radionuclides, and also less visible particles from the ashing of wood, which had also adsorbed radionuclides.

It should be noted that the black particles particularly were formed in a time range which extended much later than the bomb particle formation. This could easily lead to differences in radionuclides absorbed.

Particles of either bomb fragments or completely volatilized wood would be similar, in that both would be oxides, and ^{137}Cs and other volatile elements would not attach well. One figure frequently encountered in the literature is that perhaps 1.5% of ^{137}Cs would attach to such oxidic particles in general. Even less would attach of volatile elements as Iodine, Xenon and Tellurium. Other radionuclides are generally known to attach much more readily to such particles, particularly the rare earth elements. Eventually, but on a time scale of many days ^{137}Cs particularly, does attach to larger particles and precipitates with rain.

It should be noted that the volatilization of wood structures leads to another oxide – water - which when temperatures are low as in the upper atmosphere, will form rain. This did not happen in the desert

Trinity test in Nevada where negligible organic matter was volatilized. The appearance of some parts of the mushroom cloud at Hiroshima was thought by the observing meteorologists to be very like cumulus clouds and did contain much water, obviously enough to produce rain shortly thereafter.

The oxidic particles are mostly very soluble in water and if they predominate, any rain will be transparent, but may still have significant radionuclides attached. The fact that rain was not black is no guarantee of radiological safety.

Is the chemistry of the carbon particles any different from that of oxide particles? Does ^{137}Cs attach to black rain particles and precipitate as black rain? This brief survey will answer that indeed, even elements normally thought volatile attach to black rain particles in a way not seen for the higher temperature oxide particles. Black rain particles are a kind of sponge.

This is because burning most material of vegetable origin even under relatively uncontrolled conditions creates the substance called activated carbon, though controlled burning is necessary for good yields. By activated carbon is meant a very spongy structure caused by extreme volatilisation of volatiles within the solid. This substance has been well known for many years for its absorptive properties, (both in the gas and liquid phase) and this depends not on chemical bonds but on physical absorption. Almost all substances are absorbed regardless of chemical form. Thus non-volatiles will be absorbed, but so will the volatiles. In fact activated carbon is already well known for absorbing Iodine, rare inert gases, like Radon, Xenon and Krypton, (which usually do not react chemically with other compounds) and was used historically for removing ^{137}Cs and ^{131}I from reactor waste water streams, though now supplanted by more efficient extractants.

There are two possible consequences of the presence of carbon particles. The first is that their chemistry probably leads to absorption of different radionuclides from other oxide particles. The second is that their occurrence may not be the same in time as the other oxide particles from the bomb, and they may be exposed to a different composition of radionuclides in the atmosphere. This means that there could be a different kind of element fractionation at early and later stages of rain. One would expect early rain to contain relatively few volatiles, including ^{137}Cs . Thus there would be early preferential precipitation in rain of elements such as the rare earths, and other refractory elements. If this process is continued long enough, the radionuclides left in the air would be greatly depleted in refractory elements. This happens even with dry deposition and is well known in soil samples from traverses away from Semipalatinsk, for example, but will be even faster when rainout occurs. At the latest stages, it could be in the extreme case that ^{137}Cs and the inert gases are predominant in the air and after absorption within activated carbon are deposited as black rain. This is hypothetical, but reasonable.

From the foregoing material we expect that some carbon particles are carried into the upper atmosphere quite early, and absorb various elements, but that refractory elements are likely to be predominant in any rainout. In late stages of black rain, we expect the composition may be quite different and volatile elements may even predominate.

Although it is not known for certain it is therefore possible that the black rain visible particles could affect the rain composition expected from other studies which do not involve it. Detailed modeling might be needed if this was important.

This could be an explanation of the patterns noted by Imanaka if explanation proves to be needed. He finds in areas where there is excess ^{235}U in soils which is a marker of bomb influence, that calculated refractory/volatile ratios should be high, as measured by $^{235}\text{U} / ^{137}\text{Cs}$ ratios, but they are found to be not

nearly as high as the 100/1.5 (about 60) expected. This suggests some influence already of carbon particles. For black rain found in streaks on walls he calculates that the $^{137}\text{Cs}/^{235}\text{U}$ ratio has a value of 1.9-16.3, in other words the volatile element ^{137}Cs predominates.

Without a lot more data it is impossible to be completely sure that the above scenario is the explanation for the results he found, but it is not unreasonable.

Conclusion

A conclusion would be that probably all rain experienced at Hiroshima regardless of colour had the potential to contain significant quantities of radionuclides. In calculation of dose, the refractory/volatile ratios calculated from the $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratios in soils are likely to be most generally applicable.

Reference List

- Aoyama, M. and Hirose, K. (2003) Temporal variation of ^{137}Cs water column inventory in the North Pacific since the 1960's. *Journal of Environmental Radioactivity*. **69**, 107-117.
- Cawse, P.A., Cambray, R.S., Baker, S.J. and Burton, P.J. (1988) AERE-R-12535, London: Harwell.
- Cawse, P.A. and Horrill, A.D. (1986) AERE-R-10155, London: Harwell.
- Hashizume, T., Okajima, S., Kawamura, S., Takeshita, K., Tanaka, E., Tanaka, H., Nishimura, K., Maruyama, T., Yamada, H. and Yoshizawa, Y. (1977) 52pp Not cited. (Tokyo): Japan Public Health Association.
- Panitkin, Y.G. and Tolstikov, V.A. (1972) Radiative capture of neutrons by U^{238} in the 1.2-4.0 MeV range. *Atomnaya Energiya* **33**, 782-283.
- Shizuma, K., Iwatani, K., Hasai, H., Hoshi, M., Oka, T. and Okano, M. (1996) ^{137}Cs concentration in soil samples from an early survey of Hiroshima atomic bomb and cumulative dose estimation from the fallout. *Health Physics* **71**, 340-6.
- White, S.W., Whalen, P.P. and Heath, A.R. (2005) Source term evaluations. In: Young, R.W. and Kerr, G.D., (Eds.) *Reassessment of the Atomic Bomb Radiation Dosimetry for Hiroshima and Nagasaki, Dosimetry System 2002*, 1 edn. pp. 62-138. Hiroshima, Japan: Radiation Effects Research Foundation]
- Yamamoto, M., Komura, K., Sakanoue, M., Hoshi, M., Sawada, S. and Okajima, S. (1985) Pu isotopes, ^{241}Am and ^{137}Cs in soils from the atomic bombed areas in Hiroshima and Nagasaki. *Journal of Radiation Research* **26**, 211-223.

A preliminary geospatial analysis of ^{137}Cs measured in soil cores from Hiroshima

Harry M. Cullings

Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima and Nagasaki, Japan

Abstract

In the 1970s researchers collected a large number of soil samples at distances up to 30 km from the hypocenter of the Hiroshima A-bomb in various directions. Those samples were measured for several key, long-lived fallout radioisotopes including ^{137}Cs . The ^{137}Cs results are of particular interest in regard to evaluating the possible presence of local radioactive fallout from the Hiroshima bomb in places where soil samples were not taken in 1945 and area radiation survey measurements were not made in 1945. Unfortunately, various countries were testing nuclear bombs in the 1950s and 1960s, in above-ground tests that ejected large amounts of ^{137}Cs into the upper atmosphere, producing fallout around the world. The deposition of this “global fallout” at different locations a few km apart can be quite different due to factors that affect local rainfall and retention of Cs in the soil. Any fallout from the Hiroshima bomb that remained in the 1970s in particular parts of the sampled area would have to be of a certain size in order to create a pattern that would emerge from the noise of the variable global fallout. A key statistical problem is to establish the relationship between amounts of residual ^{137}Cs from the Hiroshima bomb and the statistical power to detect a related pattern in the context of the global fallout, using methods such as geospatial hotspotting. A first step to solving this is to characterize the spatial covariance structure of the measurement data. A simple variogram plots the squared difference between pairs of measured values versus the distance between them, using a scalar distance for an isotropic variogram. This shows some spatial structure, i.e., spatially closer pairs are more alike. We can standardize the variogram by converting the measurements to counts and dividing each squared difference by its expected value under the assumption that each count is a Poisson variate with mean equal to some average deposition of ^{137}Cs in mCi/km^2 across the entire Hiroshima area, times a “size” of the measurement. By “size” we mean a value in counts per mCi/km^2 that is proportional to the product of bulk sample mass, chemical recovery of Cs, counting efficiency, and counting time. The standardized variogram, under certain reasonable assumptions of stationarity in the spatial process being measured, confirms a variation in deposition at different locations that is much larger than the variation expected from the counting statistics. We explore the relationship between ^{137}Cs in mCi/km^2 and terrain elevation based on the idea that average annual rainfall and the corresponding deposition of global fallout ^{137}Cs from the atmospheric inventory are functions of elevation. As the data on ^{137}Cs in mCi/km^2 appear lognormally distributed, we investigate the application of a spatial scan statistic for normally distributed data to the logarithms of the data.

Introduction

In 1976 the Japan Public Health Association collected a large number of soil cores from the Hiroshima area as part of a program funded by the Ministry of Health, and measurements were made by researchers at Hiroshima University (Takeshita et al. 1976). Those cores were collected at approximately two kilometer intervals of radial distance from the hypocenter, along several traverses at fixed compass angles.

The angles, measured clockwise from due north, were approximately 0, 30, 60, 90, 120, 180, 270, and 330 degrees. The angles are concentrated in northerly through westerly directions because the area of black rain after the bombing, except at shorter distances within the main part of the city, was principally in those directions, and the direction of prevailing winds after the bombing at the level of the resulting cloud of radioactive debris from the fireball was to the northwest. The other directions were used for comparisons. Areas where samples could be collected in the southerly directions were limited by the areas covered by the Seto Inland Sea.

Among other radionuclides, the long-lived gamma emitter ^{137}Cs , a common radioisotope in radioactive fallout, was measured in the samples. In soil that was exposed to rainfall and essentially undisturbed between 1945 and 1976, any deposition that occurred as local radioactive fallout from the Hiroshima bomb should show up as an additive excess above the levels from global fallout that occurred during the period from approximately 1948, when atmospheric nuclear weapons testing began in the former Soviet Union, until 1976.

We began this work by looking for a way to compare areas of reported black rain from other areas. Conventional statistical tests did not find a difference between levels measured in the areas of black rain as reconstructed by Uda et al. (1953) or Masuda (1989) vs. other areas. We then turned to the use of geospatial hotspotting with a spatial scan statistic, which is a way of finding areas of high concentrations. Along the way, we made a number of basic statistical calculations and exploratory analyses of the data, which are reported here.

Methods

Map Work

The sample locations are recorded on 1:200,000 scale topographical maps of Hiroshima prefecture, which were supplied in the form of digital images of the maps associated with the report of Takeshita et al. (1976). In order to obtain accurate sample locations, we took the associated image rasters and located them in geographical coordinates, i.e., longitude and latitude in the Tokyo datum, using their markings of longitude and latitude. For this work we used geographical information system (GIS) software: ArcGIS (Earth Sciences Research Institute, 2009). This allowed direct comparison to digital maps and other features such as the DS02 estimate of the Hiroshima hypocenter. We used the tools in the GIS to obtain estimates of the geographical coordinates of sample locations marked on the 1:200,000 scale topographical map, which we then used to obtain estimates of elevation above sea level with digital topographic maps. For some calculations, we converted the geographical coordinates to simple Cartesian coordinates in km, with an origin at the DS02 estimate of the Hiroshima hypocenter (Cullings et al. 2005), by the approximations

$$x_i = (long_i - long_0)(111.111) \left[\cos\left(\frac{34.3\pi}{180}\right) \right], \quad y_i = (lat_i - lat_0)(111.111), \text{ where } long_0 \text{ and } lat_0 \text{ are the}$$

coordinates of the DS02 estimate of the Hiroshima hypocenter in the Tokyo datum: 132.457307 degrees east longitude and 34.391349 degrees north latitude.

Reconstruction of Raw Sample Counts

Unfortunately, the data available from Takeshita et al. (1976) include count rates and estimated standard deviations of those rates based on counting statistics, but not actual counting times. To obtain estimates of raw counts that could be expected to have Poisson distributions, we estimated the original counting times as the count rates divided by the squares of their estimated standard deviations, under the assumption that

the background count in the spectral region of interest for ^{137}Cs (i.e., the 662 keV peak) was small, i.e., $< 1/10$ of the net count, for all samples. More details are given in Appendix I. We also calculated a “size” for each measurement in units of counts per mCi/km^2 , by dividing the reconstructed count by the reported value of mCi/km^2 .

Geospatial Hotspotting

For the purpose of geospatial hotspotting, we assumed that each measured location represents the average deposition of ^{137}Cs in a geographical area (geospatial cell) containing it that consists of a sector of radial width 2 km and angular width $\frac{\pi}{6}$ (i.e., 30°) in the polar grid used to set up the sample locations. We used the spatial scan statistic SaTScanTM, available online at www.satscan.org to search for “hotspots” of ^{137}Cs that would have a probability < 0.05 of occurring under the null hypothesis assumed by SaTScan. The null hypotheses we used are described further under Results, for the specific settings that we used, but they essentially amount to assuming that measurements at different locations are independently statistically distributed with means consistent with a uniform areal deposition of ^{137}Cs across the geographical area under consideration. SaTScan is a well-tested package that considers potential hotspots on the basis of spatial proximity, i.e., the centroid of any geospatial cell can be the center of a hotspot, and for various radii, the collection of all cells within a given radius constitutes a zone considered as a possible hotspot (Kulldorff 1997). Because of its method of constructing candidate zones to be considered as possible hotspots, SaTScan is generally limited to finding circular hotspots, although it has an option for a certain range of elliptical hotspots. We did not use the settings for elliptical hotspots in this work, but the version we used has good properties for detecting elliptical hotspots even though the hotspot as shown by the software would have a circular shape (Kulldorff et al. 2006). Further details of the settings used are given below in Results.

Results

Map Work

Figure 1 shows the alignment of the 1:200,000 scale map that was done in the GIS using its markings of longitude and latitude. In this image, the 1:200,000 map is shown as a transparent overlay, i.e., a black line drawing of the map and an associated array of rays and concentric circles for marking sample locations at regular intervals in polar coordinates, which were part of the same image raster. One of the points used for alignment is the small, circular, magenta-colored marker near the bottom-left corner of the picture. It is aligned with the markings of longitude and latitude on the 1:200,000 scale map, which are the vertical and horizontal lines intersecting it. In the picture, the 1:200,000 map has been superimposed on portions of a new, 1:25,000 scale map dated April 1, 2002 (the colored blocks), to confirm its alignment using visible map features. Some features of the 1:200,000 scale map are not clear and well-defined even in the image raster shown here, which is the best available copy. Also, there are some areas along the seacoast on the newer map that are not shown in the older map, probably because they were reclaimed from the sea in the time between the production of the older and newer maps. However, it seems apparent that the older map is properly aligned, based on the outlines of major portions of the seacoast, islands etc.

When the image raster of the 1:200,000 scale map is geographically located in the GIS as described above, it appears that the hypocenter suggested by the origin of the sample grid of concentric circles and rays is misaligned with the DS02 estimate of the hypocenter: it is about 750 m from the DS02 estimate, almost due south. This relationship is shown near the top of Figure 1, in which the DS02 hypocenter is marked by a cross-shaped symbol, colored red to enhance its visibility.

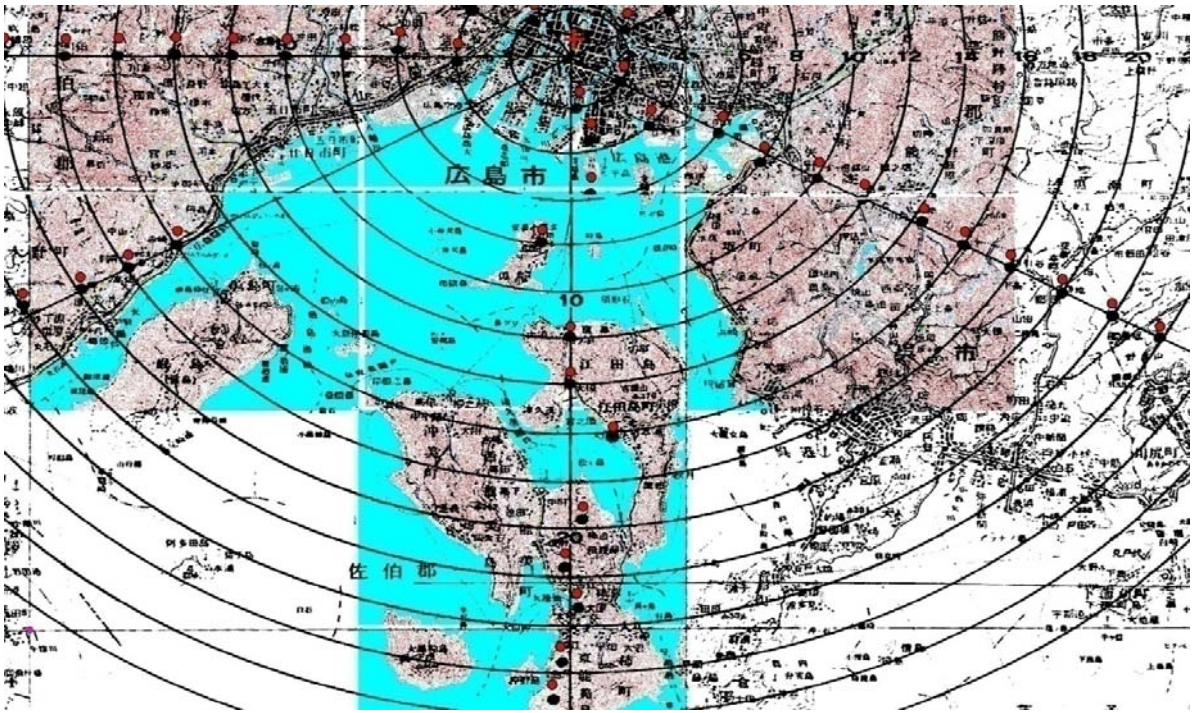


Figure 1. Alignment of sample map.

The implications of this misalignment for the sample locations depend on whether the sample locations in the image of the 1:200,000 scale map were determined by the sample grid, which is misaligned, or by the underlying features of the map itself. It appears more likely that the sample locations were determined by the sample grid, and are therefore about 700 m too far south. For example, there is a problem with the location of Sample No. 294, slightly less than 6 km south of the hypocenter, just east of due south, visible in the image of Figure 1 as the upper half of a black circle. (This location is more clearly seen in other images of the same map, not shown here.) The sample location as marked is about 700 m south of the southern tip of the small island associated with Ujina Port (Motoujinamachi). That location is inconsistent with the map features on the 1:200,000 scale map because it is in the sea, but is consistent with being drawn about 700 m too far south. We confirmed the misalignment by examining two of the 1976 sample locations, 12 and 14 km north of the hypocenter, that are depicted on much larger scale (about 1:10,000) maps associated with a later sample collection in 1978 (Hashizume et al.). It seems likely that the most correct estimates of the 1976 sample locations in geographical coordinates, except for those shown in the larger-scale maps from the 1978 work, are obtained by taking locations about 700 m north of those marked on the supplied image of the 1:200,000 scale map, i.e., the red circles in Figure 1. In the original paper map, at 1:200,000 scale, this 700 m shift represents only a 3.75 mm misalignment, which could easily have occurred in manual work with a paper map and something such as a transparent overlay of the sample location grid.

In the remainder of this work, we used sample locations based on geographical coordinates 700 m north from those marked on the map. That really only affects the elevations used for evaluating the relationship between measured values and elevation—because it is a uniform translation (all sample locations move by the same amount in the same direction), it does not affect the spatial variograms or the geospatial hotspotting described below. Unlike direct dosimetry with the A-bombs, the exact ground distance from the hypocenter to the measured locations is not critical in this work and is not as serious an issue in relation to the misalignment. For completeness, the map coordinates and the associated elevations that were obtained from digital topographic maps are shown in Table 1 for both sets of locations.

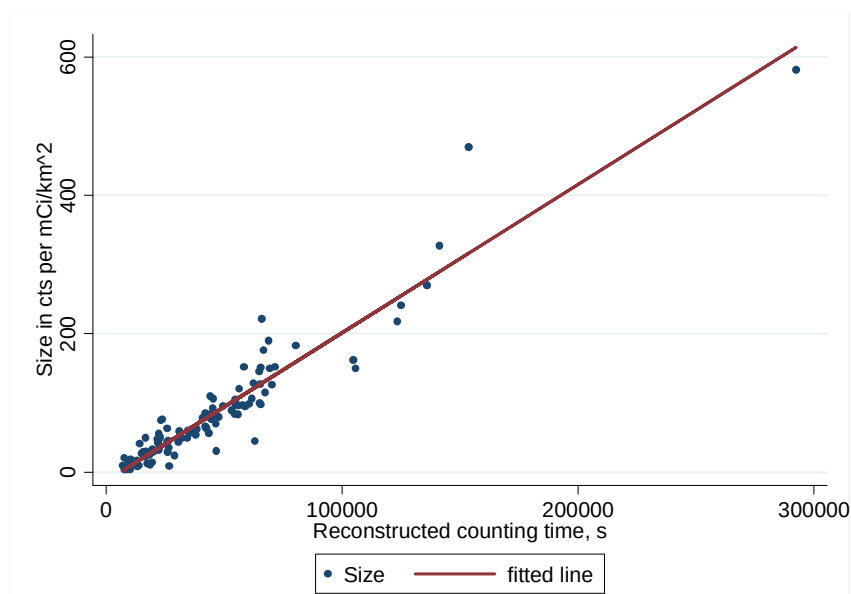


Figure 2. Linear relationship of sizes and counting times for the samples.

Reconstructed Counting Times and Sizes

The reconstructed counting times varied widely, with most samples being $< 86,400$ s (24 hrs) but about 8 samples having considerably larger counting times. A regression of “size” on counting time gave a strongly linear and plausible relationship, as illustrated in Figure 2, suggesting that the calculated “sizes” in counts per mCi/km^2 were primarily determined by counting times, as one might expect, and determined to a much lesser extent by variation in other factors, e.g., the mg amount of Cs recovered in each sample.

Distribution of Measured Values

Examination of the data revealed one extremely low value: Sample No. 529, $3.3 \text{ mCi}/\text{km}^2$. That sample has an unusually high estimated counting standard error of 0.059, i.e., a coefficient of variation = 0.174, whereas the coefficient of variation of the estimated counting error is less than 0.067 for all other samples and about 0.02 to 0.03 for almost all samples. When Sample No. 529 is omitted, the logarithms of the measured values are quite consistent with a normal distribution, based on standard statistical tests such as

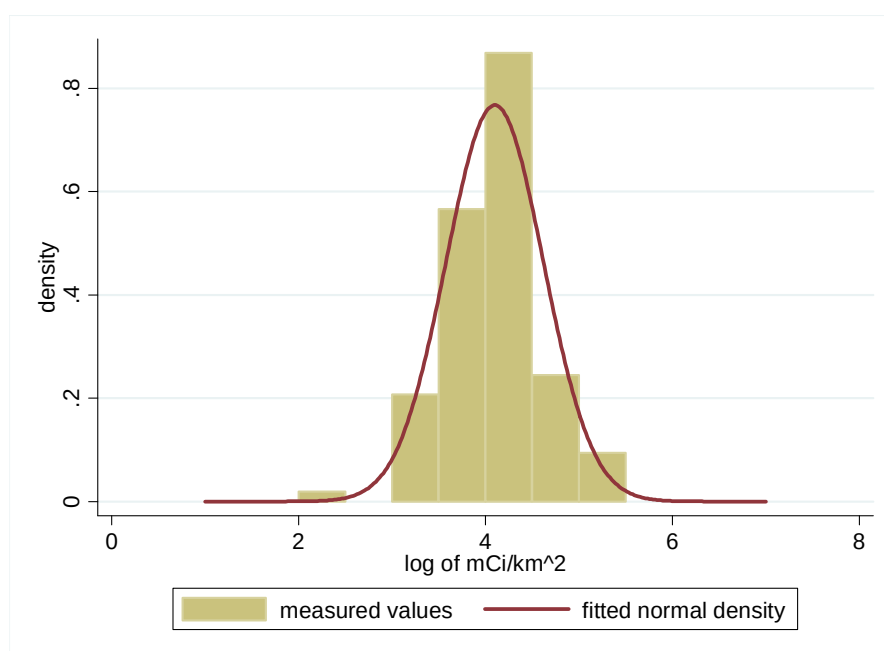


Figure 3. Distribution of logarithms of measured values.

those using estimates of skewness and kurtosis. A histogram of the logarithms of the measured values is compared to the normal distribution with the same mean (4.1) and standard deviation (0.52) in Figure 3. In most of the remaining work we omitted the result for Sample No. 529 and assumed the measured values to be distributed lognormal.

Classification by Rainfall Patterns

Using one of the supplied map images on which the rainfall patterns of Uda et al. (1953) and Masuda (1989) had been drawn, we classified the measurements as shown in Figures 4 and 5, with respect to the rainfall patterns. When we performed standard analysis of variance (ANOVA) procedures on the logarithms of the data, separately for the Uda and Masuda classifications by rainfall level, no statistically significant result was found. This is consistent with the relationships shown in the histograms in Figure 6.

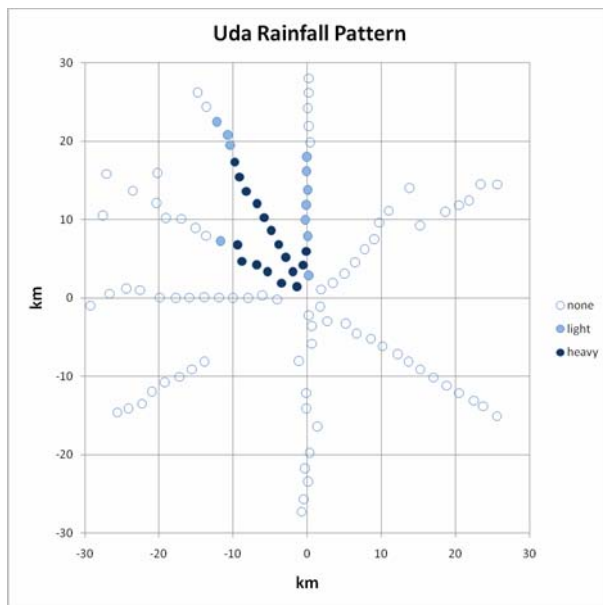


Figure 4. Soil core locations classified by the rainfall patterns of Uda.

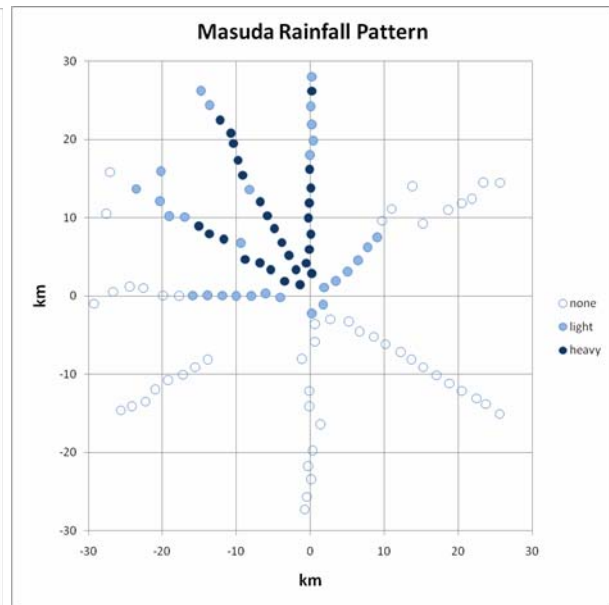


Figure 5. Soil core locations classified by the rainfall patterns of Masuda.

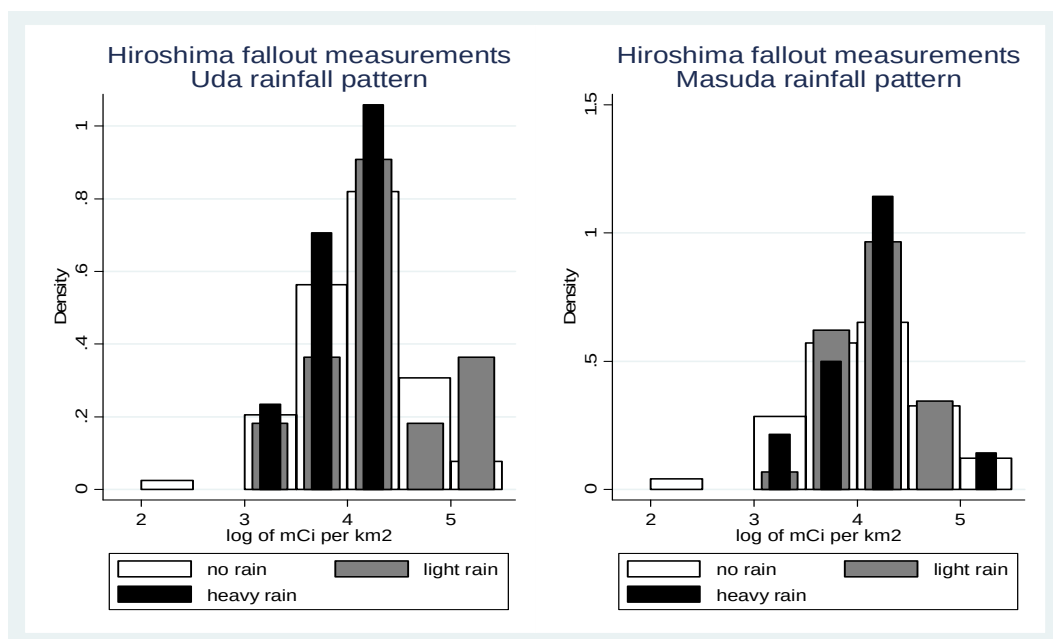


Figure 6. Histograms of logarithms of measured values classified by rainfall pattern.

Measured Amounts vs. Elevation

The measured values are plotted vs. elevation in Figure 7, using the elevations determined by the “700 m north” locations. The error bars are one standard deviation of the estimated counting uncertainty. The value measured by Shizuma et al. (1996) in a very early sample taken three days after the bombing, for the Koi-Takasu area of known fallout, corrected for radioactive decay to 1976, is shown as a red horizontal line for comparison. The very low measured value of Sample No. 529 is shown in this plot as well. When a simple linear regression (ordinary least-squares regression) of measured value on elevation is performed, a statistically significant slope estimate is obtained. The result is shown in Figure 7 as a trend line.

However, a linear regression of this type is inappropriate for lognormally distributed errors. Although one might consider a log-log regression, which would yield an estimated power function of measured value as a power of elevation, there are problems with this approach. One is that the data appear heteroscedastic: the dispersion increases with increasing elevation, as seen in Figure 8, in which we plot the logarithms of the measured values against the logarithms of the elevations. Another is that there are substantial errors in the elevations due to uncertainty in the exact sample locations. For those reasons, no attempt is made in the following calculations to adjust for elevation based on the linear regression.

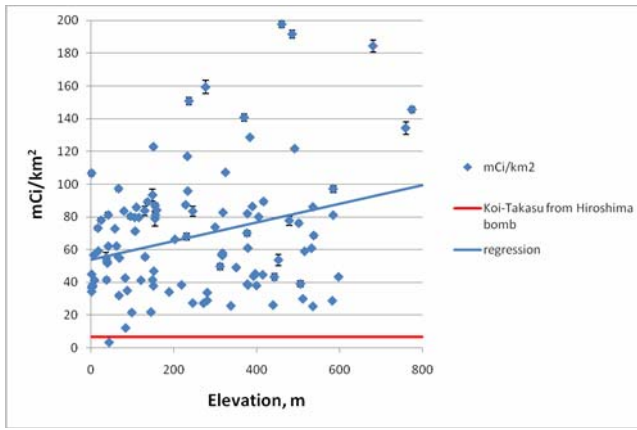


Figure 7. Measured values vs. elevation at sample location.

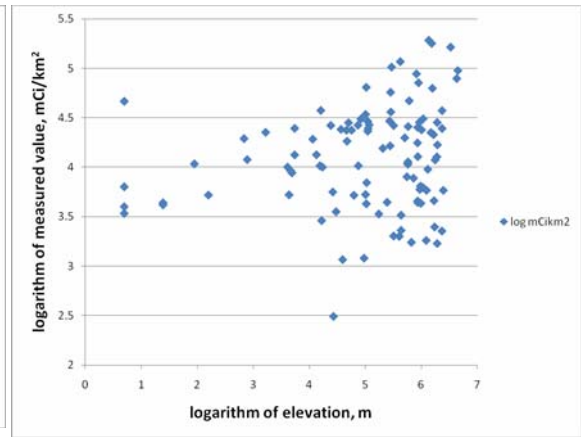


Figure 8. Logarithms of measured values vs. logarithms of elevations.

Spatial Patterns and Spatial Covariance Structure

The measured values are plotted in two dimensions in Figure 9, using a color scale running from dark blue (lowest values) through lighter blue, green, yellow, orange, light red to dark red (highest values), to illustrate the spatial patterns involved. To obtain an isotropic variogram (Cressie 1983) that is standardized with respect to the variance in measurements expected on the basis of the estimated counting uncertainty,

we calculated $\frac{(A_i - A_j)^2}{\hat{\sigma}_i^2 + \hat{\sigma}_j^2}$ for all possible pairs of measured sample locations $\{(i, j)\}$, where $\hat{\sigma}_i$ is the

estimated standard deviation of the uncertainty in the measured value A_i in mCi/km², based on the measurers' estimate of counting error. Then we divided the resulting values into 1,000 distance categories based on quantiles of the scalar distances d_{ij} between the locations in each pair, calculated the average of this quantity for each distance category, and used a lowess smooth with a bandwidth of 0.7 to produce the plot in Figure 10. There is considerable covariance among measured values at distances less than about 20

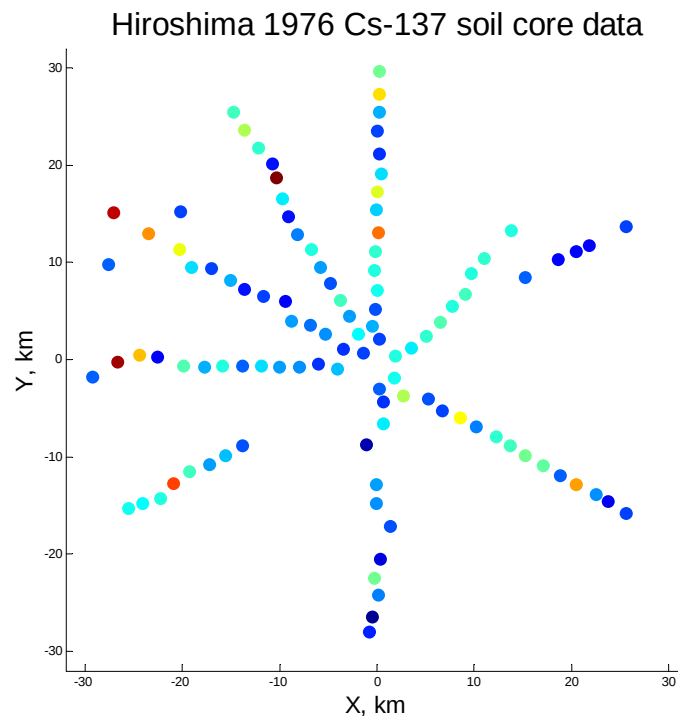


Figure 9. Plot of measured mCi/km^2 (marker color) vs. location.

km, as seen in the trend of the variogram at these distances. This is reflected in the patterns visible in Figure 9, where local areas of similar measured values are evident.

Moreover, the variogram is $\gg 1$ for all distances, consistent with the data's being much more disperse than the counting statistics would justify. This is also apparent in Figure 7, as the vertical dispersion of the plotted measured values is much larger than would be suggested by the error bars on the individual plotted values.

Geospatial Hotspotting

When we set out to use the spatial scan statistic SaTScan to look for hotspots, we first tried using the setting for Poisson distributed values, and applied it to the reconstructed raw gross counts. For that exercise, we calculated a “size” of each measured result, which SaTScan requires for Poisson data. We

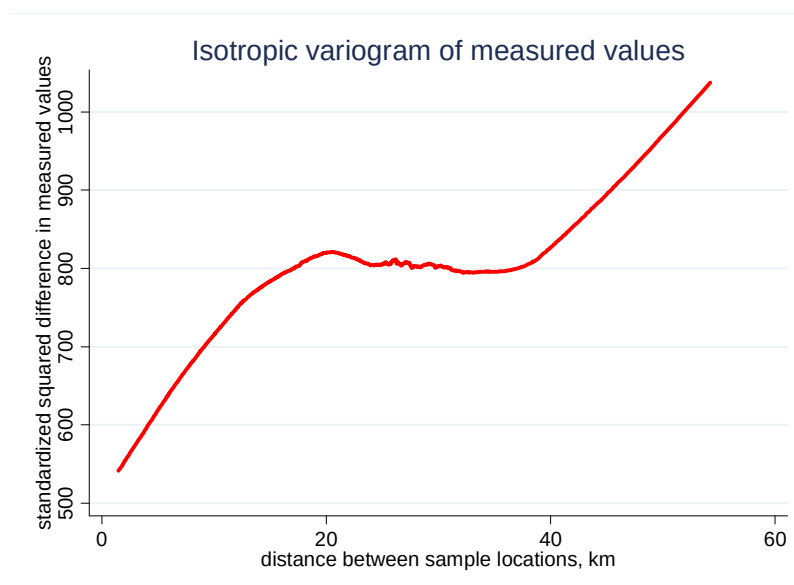


Figure 10. Standardized isotropic variogram of measured mCi/km^2 .

specified “size” s_i in counts per mCi/km², calculated from the data by simply dividing the reconstructed raw count of a sample by its reported value in mCi/km². That calculation embodies the measurers’ calculations that were based on the bulk sample mass, chemical and physical recovery of Cs, counting efficiency, and counting time for each sample. Then we multiplied this value times the weighted average value of mCi/km² for the entire set of samples, to obtain an expected value of the Poisson distributed count for each sample that is consistent with the null hypothesis of the spatial scan statistic, that the true value of mCi/km², say $\tilde{A}$, is constant over the geographical area of the measurements, and the variation among measurements is due to the variation in independently distributed Poisson random variables A_i , one at each measured location, with expected value $E\{A_i\} = \mu_i = s_i \tilde{A}$.

The Poisson application of SaTScan yielded many apparent hotspots, > 10 , many of which consisted of individual measured locations, and those putative hotspots were distributed throughout the area covered by the sample grid. The result is consistent with the gross over-dispersion relative to the Poisson distribution that is noted above, but it is not very useful.

A more realistic application of SaTScan is obtained by noting that the data appear to be lognormally distributed overall. As SaTScan has a setting for normally distributed data, we can use this with the logarithms of the measured values. Unfortunately, there is no straightforward way to use SaTScan for a compound model in which we would assume as a null hypothesis that the true value at each sample location is a sample from a lognormal distribution but is measured with uncertainty that depends on the measurement “size” through Poisson counting statistics and the “size” of the sample/measurement. For example, attempting to adjust the analysis for the varying precision of the measurements by setting the “number of cases” equal to the “sizes” of the samples in mCi/km² is not correct because SaTScan uses a permutation routine in Monte Carlo trials to determine the distribution of its likelihood ratio test statistic under the null hypothesis for the normal model (SaTScan™ User Guide, available at www.satscan.org). The permutation method used by SaTScan does not preserve the covariance structure of a “lognormal plus Poisson” null hypothesis.

However, we can assume that all measurements are effectively measured with equal uncertainty, by setting the “number of cases” = 1 for all measurements in the SaTScan input file, and we can apply SaTScan, with a setting for normally distributed data, to the logarithms of the measured values. That is, in doing so we assume as a null hypothesis that the measured values are independently and identically distributed (“iid”) lognormal, with parameters that SaTScan implicitly estimates by permuting measured values among geospatial locations to form the distribution of its likelihood ratio test statistic in Monte Carlo replications under the null hypothesis. This is not strictly true, because we believe that there is an effect of terrain elevation, and for that reason among others we might expect some spatial covariance structure that violates the assumption of independence. However, spatial scan statistics have generally not been developed for null hypotheses involving known spatial covariance structures, and the “iid” assumption may still be a useful null hypothesis for geospatial hotspotting in the present work. We just need to be aware that any apparent hotspots might be due to effects of elevation or other factors with local spatial structure, on the deposition or retention of global fallout. It seems reasonable to ignore the variable precision of the measurements in this analysis, in light of the fact that the estimated measurement uncertainty has a coefficient of variation on the order of 0.02 to 0.03, maximum 0.066, as noted above, which is much smaller than the coefficient of variation of the measured values among locations, which is

0.55. The result is that SaTScan does not find any statistically significant hotspots. The output from SaTScan is given in detail in Appendix II.

Discussion

It seems reasonable that the spatial covariance structure in the data is due primarily, if not completely, to factors such as terrain elevation and slope, soil type, and other factors that have similar spatial structure and affect the deposition of global fallout and the retention after weathering of all fallout including that from the Hiroshima bomb. The lognormal distribution of the data, which is a common observation in environmental samples, is presumably due to a combination of multiplicative factors that affect the final measured results. Some of these factors may be associated with the original deposition of ^{137}Cs from global fallout, which varies from place to place, but many of them are undoubtedly associated with local variations in the retention of all deposited ^{137}Cs , both that from the Hiroshima bomb and that from global fallout, under the process of weathering.

It is unfortunate that we cannot make a simple adjustment for elevation that would presumably capture the effect of elevation on deposition of global fallout via its effect on long-term average rainfall. Unfortunately, however, it seems clear that this effect of elevation, even if we are certain it had a linear effect on deposition, preceded a large part of the variation that produced the lognormal distribution of the data, and therefore is multiplied by a succession of multiplicative factors that in the aggregate impart a lognormal variation. Accordingly, if a simple adjustment based on the slope of the linear regression of mCi/km^2 on elevation is made to the data, they no longer appear lognormal in overall distribution. More specifically, the simple linear regression is not correct for a number of reasons:

- The overall distribution of the data among sample locations is lognormal, not normal, and it is reasonable to assume that the dispersion about the mean function in the regression should be a combination of
 - a lognormal variation in the true values of mCi/km^2 at sample locations of equal elevation and
 - a much smaller measurement error that is dominated by Poisson counting statistics;
- A simple linear regression is not correct for lognormal errors;
- The errors are heteroscedastic, as described above, i.e., they increase with increasing elevation and the corresponding size of the mean function in the regression, which requires some form of weighting or estimation of a variance function in the regression; and
- There is non-negligible error in the estimates of site elevations (the independent variable in the regression), which creates an “errors in variables” problem in the regression (Carroll et al. 2006).

Therefore, it does not appear to be possible to make corrections for elevation without 1) a specific and rather complicated stochastic model for local area specific deposition and weathering and 2) a sophisticated method for a regression or other estimation procedure to relate elevation to the eventual measured values. This does not appear feasible at present.

Unfortunately, it is not possible to directly compare the 1976 measurements to measurements of 1945 samples in the known fallout area of Koi-Takasu. The closest to Koi-Takasu of the 1976 samples is 4 km due west of the hypocenter. This is about 2.1 km northwest of the location of sample No. 7 of Shizuma et al. (1996), which was much hotter than their other samples and is the sample on which the horizontal line in Figure 7 of this work is based. The location of sample No. 7 of Shizuma et al. (1996) was part of an area extensively reconstructed after the typhoons of 1945, with rerouting of the rivers (Yamate-gawa and Fukushima-gawa), and it may have been impossible to find undisturbed soil for sampling in 1976 in the generally acknowledged fallout area of Koi-Takasu.

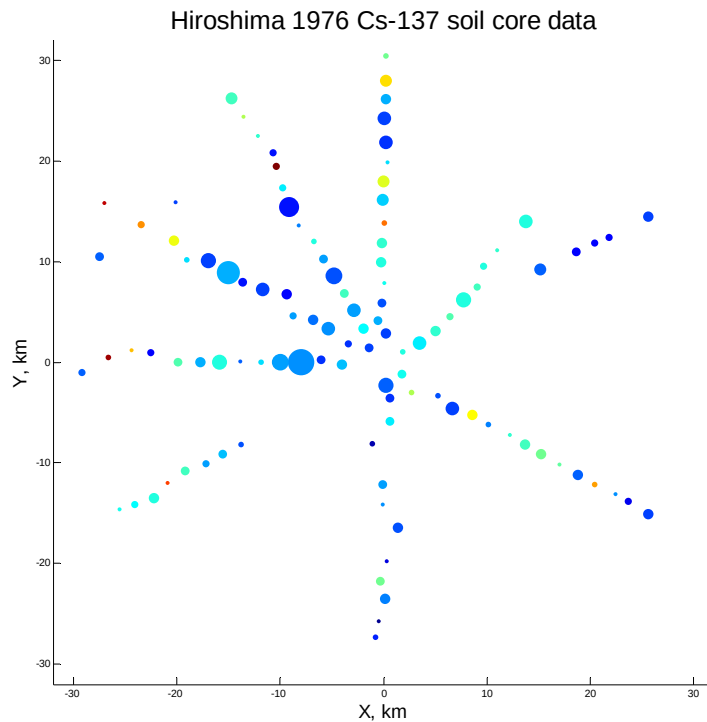


Figure 11. Measurement size. Key: marker size = measurement size marker color = mCi/km^2

Because the application of SaTScan for normal data to the logarithms of the measured values does not produce a significant hotspot, it would be of interest to know how large an original deposition of ^{137}Cs from the Hiroshima hotspot would have a given probability of being detected by this method. Although it is generally accepted that a deposition similar to the known local fallout area at Koi-Takasu would not be detectable in the context of accumulated global fallout (Shizuma et al. 1996), and that appears to be correct, even if spatial methods are used, larger amounts presumably would be detectable. Future work may focus on using alternative models of deposition and weathering/retention to make such calculations by Monte Carlo simulation, akin to a statistical power calculation. Because of the asymmetrical geospatial distribution of the measured locations, simulations must make fairly specific assumptions about the locations of areas of deposition in relation to sampled locations, at least for the original deposition from the Hiroshima bomb. They could be performed for complementary models that assign all of the lognormal variation to deposition vs. models that assign all of it to weathering. They could also include an effect of elevation on deposition of global fallout. It may also be possible to use a hierarchical model to add some form of spatial covariance to the simulations, similar to what is reported here and described in the variogram.

There is another problem with evaluating the power of the geospatial hotspotting to detect an effect of some specified size and pattern, which relates to the way in which the sample “sizes” were determined by choice of counting times, which is not random. The sample sizes are shown in Figure 11, in which the size of each marker is proportional to the size of the sample and the color of the marker is related to the measured result in mCi/km^2 as in Figure 9. As shown in the figure, almost all of the really large sample sizes are in westerly to northerly directions, and involve relatively low measured values. It is logical to surmise that those came about because the measurers extended the measuring times of some of the samples, mainly those initially yielding low results in areas where higher results were expected. Correcting for that intervention in a post hoc analysis, especially without detailed knowledge of how the decisions about counting times were made, is a very difficult statistical problem. It may still be necessary

to rely on the assumption, as noted above, that the variation in counting precision can be neglected because the counting uncertainty is small compared to the assumed variation of the true values of mCi/km² among sample locations.

Conclusions

Under reasonable statistical assumptions for a null hypothesis (i.e., that the measured values are independent samples (single values) drawn from a single lognormal distribution, due to effectively random variation in deposition and retention of global fallout at each sampled location, with a variance much larger than the variances of the measurements due to counting statistics), the spatial scan statistic found no significant hotspots. An interesting question that remains to be answered is, if we assume as an alternative hypothesis 1) a specific amount of deposition in 1945 from the Hiroshima bomb in specific areas associated with the black rain, 2) a later deposition of global fallout that has a certain spatial variation from place to place in the sampled area, and 3) a model for removal of both of these by weathering; how big would the deposition from the Hiroshima bomb have to be, in order to have a given probability of being detected with the spatial scan statistic under the null hypothesis described above? That question can be answered under certain restrictive but reasonable assumptions with a future simulation study.

Acknowledgements

The Radiation Effects Research Foundation (RERF), Hiroshima and Nagasaki, Japan is a private, non-profit foundation funded by the Japanese Ministry of Health, Labour and Welfare (MHLW) and the U.S. Department of Energy (DOE), the latter in part through the National Academy of Sciences. This publication was supported by RERF Research Protocol RP #18-59. SaTScanTM is a trademark of Martin Kulldorff. The SaTScanTM software was developed under the joint auspices of Martin Kulldorff, the National Cancer Institute, and Farzad Mostashari at the New York City Department of Mental Health and Hygiene.

References

- Carroll RJ, Ruppert D, Stefanski LA, Crainiceanu CM. *Measurement error in nonlinear models: a modern perspective* (2nd ed.). Chapman & Hall, Boca Raton, Florida, USA (2006).
- Cressie NAC *Statistics for spatial data* (revised edn). John Wiley & Sons, New York, NY (1993).
- Cullings HM, Fujita S, Hoshi M, Egbert SD, Kerr GD Alignment and referencing of maps and aerial photographs. In: Young RW, Kerr GD (eds) Reassessment of the atomic bomb radiation dosimetry for Hiroshima and Nagasaki – Dosimetry System 2002. Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima, Japan, pp 139-222 (2005). <http://www.rerf.jp/shared/ds02/index.html> Accessed 28 March 2010
- Hashizume T, Okajima S, Kawamura S, Takeshita K, Tanaka E, Nishimura K, Tanaka H, Maruyama T, Yamada H, Yoshizawa T. Study on residual radioactivity in Hiroshima and Nagasaki. *J Hiroshima Med Ass* 31: 455-458 (1978).
- Kulldorff M A spatial scan statistic. *Commun Stat Theory Methods* 26:1381-1496 (1997).
- Kulldorff M, Huang L, Pickle L, Duczmal L An elliptic spatial scan statistic. *Stat in Med* 25:3929-3943 (2006).
- Masuda, Y. Re-investigation about “black rain” after Hiroshima A-bomb. *Tenki* 36: 69-79 (1989).
- Shizuma K, Iwatani K, Hasai H, Hoshi M, Oka T, Okano M. ¹³⁷Cs in soil samples from an early survey of Hiroshima atomic bomb and cumulative dose estimation from the fallout. *Health Phys* 71(3): 340-346 (1996).
- Takeshita K, Sunayashiki T, Takeoka S, Kato K. ¹³⁷Cs in soil of the black rain area northwest of the Hiroshima hypocenter. Hiroshima: pages 109-115. Research Institute for Nuclear Medicine and Biology, Hiroshima University, Hiroshima, Japan (1976).
- Uda M, Sugahara Y, Kita I. Meteorological conditions related to the atomic bomb explosion in Hiroshima. In: Collection of reports on investigations of the atomic bomb casualties, pages 98-136. Science Council of Japan, Tokyo (1953).

Appendix I: Reconstruction of Raw Counts for the Hiroshima University Data on ^{137}Cs Measured from Soil Cores

Assumptions and notation:

- t is the counting time in seconds.
- N_p is the total count in m_p channels selected as the region of interest (ROI) for the 662 keV peak.
- N_B is the total count in m_B neighboring channels used to determine background.
- The sample net count is calculated as $N_{net} = N_p - N_B \frac{m_p}{m_B}$ and the sample net count rate cps is

calculated as $cps = \frac{N_{net}}{t}$.

- N_B is distributed $\text{Poisson}(\mu_B)$, where μ_B is the same for all samples (assuming no significant artifacts due to interfering signal in the areas selected for background, which should be true, and no significant changes in signal gain or other causes of a change in μ_B from count to count).
- N_p is distributed $\text{Poisson}(\mu_B + \mu_p)$, where μ_p is the true mean net count rate in the peak ROI for the sample being measured.

- SD is calculated as $SD = \frac{\sqrt{N_p + \frac{m_p}{m_B} N_B}}{t}$.

This results in the relationship $\frac{cps}{SD^2} = t \frac{N_p - \frac{m_p}{m_B} N_B}{N_p + \frac{m_p}{m_B} N_B}$.

- For very low net count rates, $\frac{cps}{SD^2} \rightarrow 0$ as $N_p \rightarrow \frac{m_p}{m_B} N_B$, i.e., as the sample net count rate approaches background for a proper blank containing no ^{137}Cs .
- At high net count rates, for $N_p \gg \frac{m_p}{m_B} N_B$, $\frac{cps}{SD^2} \rightarrow t$.

Appendix II SaTScan Results for the Assumption of Lognormally Distributed Values

SaTScan v7.0.3

Program run on: Fri Apr 09 14:52:22 2010

Purely Spatial analysis
scanning for clusters with high values
using the Normal model.

SUMMARY OF DATA

Study period.....: 1976/1/1 - 1976/12/31
Number of locations.....: 106
Total number of cases.....: 106
Mean.....: 68.97
Variance.....: 1378.00
Standard deviation.....: 37.12

MOST LIKELY CLUSTER

1.Location IDs included.: 429, 424, 494, 419, 289, 414, 444, 449
Coordinates / radius.: (-27.5827,9.81943) / 10.02
Number of cases.....: 8
Mean inside.....: 116.00
Mean outside.....: 65.13
Unexplained variance.: 1195.75
Standard deviation....: 34.58
Log likelihood ratio.: 7.518513
Monte Carlo rank.....: 302/1000
P-value.....: 0.302

SECONDARY CLUSTERS

2.Location IDs included.: 264, 209, 269, 204, 504, 259, 509,
254, 514, 219, 454
Coordinates / radius.: (0.164747,21.2153) / 10.83
Number of cases.....: 11
Mean inside.....: 94.63
Mean outside.....: 66.00
Unexplained variance.: 1301.07
Standard deviation....: 36.07
Log likelihood ratio.: 3.044578
Monte Carlo rank.....: 990/1000
P-value.....: 0.990

Table 1. Locations, elevations and mCi/km² of ¹³⁷Cs measured in samples.

Sample No.	mCi/km ²	As marked			Shifted 700 m north			diff. in elev., m
		longitude	latitude	elev., m	longitude	latitude	elev., m	
234	38.2	132.459104	34.411089	3	132.459104	34.417389	4	1
239	59.1	132.451157	34.422679	27	132.451157	34.428979	18	-9
194	41.2	132.455462	34.438573	18	132.455462	34.444873	121	103
199	78.8	132.45778	34.456124	150	132.45778	34.462424	155	5
214	79.6	132.454468	34.474667	39	132.454468	34.480967	116	77
219	82.6	132.455462	34.492218	408	132.455462	34.498518	319	-89
254	150.7	132.458111	34.509437	261	132.458111	34.515737	237	-24
259	66.2	132.456124	34.53063	420	132.456124	34.53693	203	-217
204	116.9	132.456786	34.547187	168	132.456786	34.553487	233	65
209	67.9	132.461422	34.563743	218	132.461422	34.570043	231	13
264	33.7	132.459104	34.582287	180	132.459104	34.588587	281	101
269	38.9	132.45778	34.603149	370	132.45778	34.609449	378	8
504	60.9	132.459436	34.620699	378	132.459436	34.626999	379	1
509	128.5	132.459104	34.637256	411	132.459104	34.643556	384	-27
514	97	132.459767	34.65878	754	132.459767	34.66508	585	-169
134	81.1	132.477539	34.394902	3	132.477539	34.401202	42	39
15	72.7	132.494856	34.402239	39	132.494856	34.408539	58	19
17	83.5	132.511879	34.413099	17	132.511879	34.419399	80	63
14	89.1	132.527435	34.426013	168	132.527435	34.432313	137	-31
19	79.6	132.541523	34.440982	161	132.541523	34.447282	106	-55
24	86.9	132.555611	34.452428	98	132.555611	34.458728	155	57
84	80.3	132.562949	34.471506	36	132.562949	34.477806	96	60
139	83.7	132.577037	34.485301	155	132.577037	34.491601	130	-25
499	43.7	132.622823	34.468278	331	132.622823	34.474578	393	62
149	81.9	132.607561	34.511423	149	132.607561	34.517723	378	229
524	27.3	132.660392	34.484127	307	132.660392	34.490427	246	-61
529	27.2	132.68035	34.491758	253	132.68035	34.498058	272	19
534	26.1	132.695319	34.497041	403	132.695319	34.503341	440	37
539	0	132.712342	34.515825	412	132.712342	34.522125	418	6
544	38.3	132.736703	34.515238	434	132.736703	34.521538	379	-55
60	77.9	132.476072	34.374943	2	132.476072	34.381243	25	23
244	106.6	132.486638	34.358214	2	132.486638	34.364514	2	0
65	41.4	132.513934	34.355572	3	132.513934	34.361872	38	35
249	36.7	132.529783	34.344126	17	132.529783	34.350426	2	-15
70	122.8	132.550622	34.338255	245	132.550622	34.344555	151	-94
75	49	132.567938	34.329744	257	132.567938	34.336044	351	94
89	83.4	132.590538	34.320645	252	132.590538	34.326945	246	-6
94	86.3	132.606094	34.31184	349	132.606094	34.31814	390	41
99	95.7	132.62341	34.303035	197	132.62341	34.309335	234	37
104	93.3	132.643075	34.293643	165	132.643075	34.299943	149	-16
109	45.2	132.662153	34.284544	577	132.662153	34.290844	397	-180
114	140.7	132.68035	34.275739	504	132.68035	34.282039	370	-134
119	53.6	132.702363	34.267228	504	132.702363	34.273528	453	-51
124	21.8	132.715864	34.260771	158	132.715864	34.267071	145	-13
129	37.8	132.736409	34.249324	137	132.736409	34.255624	151	14
574	44.9	132.459342	34.364964	0	132.459342	34.371264	2	2
339	34.3	132.463745	34.352931	3	132.463745	34.359231	2	-1
294	73.1	132.463745	34.332385	13	132.463745	34.338685	17	4
344	12.1	132.44496	34.312721	100	132.44496	34.319021	84	-16
299	56.6	132.45582	34.275739	36	132.45582	34.282039	7	-29
304	54.8	132.45582	34.258423	7	132.45582	34.264723	37	30
309	41.3	132.471963	34.237584	2	132.471963	34.243884	9	7
314	21.5	132.460516	34.207353	97	132.460516	34.213653	99	2

Sample No.	mCi/ km2	As marked			Shifted 700 m north			diff. in elev., m
		longitude	latitude	elev., m	longitude	latitude	elev., m	
319	97.2	132.453765	34.189449	121	132.453765	34.195749	67	-54
324	51.7	132.458168	34.174187	3	132.458168	34.180487	40	37
329	3.3	132.452004	34.153935	19	132.452004	34.160235	44	25
334	31.9	132.448776	34.139554	45	132.448776	34.145854	68	23
349	42.6	132.306133	34.312134	7	132.306133	34.318434	83	76
354	62.1	132.287349	34.303035	19	132.287349	34.309335	62	43
359	55.5	132.269152	34.294523	66	132.269152	34.300823	131	65
364	87.3	132.247139	34.28836	384	132.247139	34.29466	229	-155
369	159.2	132.228648	34.2775	423	132.228648	34.2838	277	-146
474	79.9	132.213973	34.263706	278	132.213973	34.270006	405	127
479	76.1	132.194015	34.258423	499	132.194015	34.264723	502	3
484	77.7	132.177872	34.253726	479	132.177872	34.260026	479	0
30	62	132.412968	34.383455	2	132.412968	34.389755	42	40
35	34.1	132.390956	34.387858	200	132.390956	34.394158	189	-11
224	52.9	132.370117	34.385216	39	132.370117	34.391516	39	0
229	55.5	132.347811	34.385216	66	132.347811	34.391516	66	0
374	70	132.327559	34.38551	377	132.327559	34.39181	377	0
379	43.3	132.305546	34.385803	443	132.305546	34.392103	443	0
384	81	132.283827	34.38551	585	132.283827	34.39181	585	0
389	58.9	132.263575	34.385216	516	132.263575	34.391516	516	0
434	89.3	132.240095	34.38551	407	132.240095	34.39181	417	10
439	25.3	132.210744	34.394021	584	132.210744	34.400321	536	-48
444	134.2	132.190786	34.396076	670	132.190786	34.402376	760	90
449	191.5	132.166425	34.389912	47	132.166425	34.396212	486	439
489	44.6	132.138249	34.376117	482	132.138249	34.382417	415	-67
40	34.9	132.419425	34.401946	79	132.419425	34.408246	88	9
45	54.8	132.39888	34.415153	154	132.39888	34.421453	69	-85
50	46.8	132.382738	34.423372	76	132.382738	34.429672	152	76
55	57.8	132.361312	34.427187	167	132.361312	34.433487	318	151
154	25.6	132.354561	34.445971	355	132.354561	34.452271	338	-17
159	38	132.329613	34.450374	378	132.329613	34.456674	400	22
274	28.7	132.308481	34.456537	693	132.308481	34.462837	583	-110
279	60.8	132.292925	34.465343	559	132.292925	34.471643	533	-26
284	38.4	132.271793	34.475909	373	132.271793	34.482209	219	-154
289	68.6	132.249193	34.476789	486	132.249193	34.483089	538	52
419	121.6	132.235399	34.494106	488	132.235399	34.500406	492	4
414	39	132.236902	34.528462	512	132.236902	34.534762	506	-6
424	145.5	132.200472	34.508194	788	132.200472	34.514494	775	-13
429	43.3	132.156446	34.479724	653	132.156446	34.486024	598	-55
494	184.3	132.161729	34.527565	822	132.161729	34.533865	681	-141
174	37.4	132.442025	34.39813	3	132.442025	34.40443	4	1
164	73.7	132.436155	34.415447	205	132.436155	34.421747	300	95
169	56.7	132.425589	34.43159	419	132.425589	34.43789	316	-103
179	85.8	132.415316	34.446558	109	132.415316	34.452858	110	1
184	41.5	132.404163	34.462701	159	132.404163	34.469001	149	-10
189	56.4	132.393597	34.477376	221	132.393597	34.483676	318	97
394	81	132.383325	34.493519	232	132.383325	34.499819	156	-76
399	49.7	132.367475	34.507314	540	132.367475	34.513614	312	-228
404	29.9	132.357496	34.524043	423	132.357496	34.530343	512	89
409	71.2	132.350746	34.541066	223	132.350746	34.547366	107	-116
454	197.6	132.343995	34.560438	370	132.343995	34.566738	461	91
459	28.9	132.339886	34.572471	364	132.339886	34.578771	281	-83
464	84	132.32433	34.58744	162	132.32433	34.59374	159	-3
469	107.1	132.308775	34.604463	248	132.308775	34.610763	325	77
519	86	132.296154	34.620899	544	132.296154	34.627199	536	-8

おわりに

自分の原稿でも述べたように、京都大学原子炉実験所で開催した DS02 研究会の報告書をまとめながら、“黒い雨”放射能についていま一度キチンと問題を詰めておきたいと5年ほど前に考えはじめた。まずは、原爆直後の日米の研究者による放射能調査について、古い資料の検討をはじめた。一方、広島の人たちも同じような問題意識をもっていたようで、彼らが放医研のサフーさんに測定を依頼していた、黒い雨地域のウラン 236 のデータを見せってもらう機会があった。サフーさんのデータについて遠藤さん（当時広島原医研）らと discussion を深めながら、『ウラン 236 データが広島黒い雨放射能問題の break through になりそうだ』と思いはじめたところに、広島市役所の方から『黒い雨放射能の実態解明に関する検討会』をやりたいので協力してほしいという話が入ってきた。サイエンスの側と行政の側では『土俵とルール』が違っているので、行政と組むのには躊躇するところがあったが、行政と一緒にの方がものごとを進め易いことも確かなので、市役所お膳立てではじめての検討会を開いたのが2008年2月だった。

広島市側としては、検討会の結論をもって黒い雨地域の被爆者援護策拡充のために役立てたい、という思惑がある。市の立場は理解できるし、我々の仕事の成果がその役に立つのは望むところでもある。しかしながら、行政の土俵で相撲をはじめてしまうと、意識的にしろ無意識的にしろ、どこかで自由度に制限を受けることになる。個人的には、『研究者の趣味としてやっているんであって、市に頼まれてやっているんじゃない』というスタンスで関わっていたが、足場がないと何かとやりにくい。そこで、みなさんをお願いして研究者の側として『広島“黒い雨”放射能研究会』という形を作らせてもらった次第であった。

本報告書は、市役所主催での4回の検討会、広島原医研で行った2回のワークショップなどをふまえた、研究の現状を『広島“黒い雨”放射能研究会』としてまとめたものである。言うまでもないことだが、原稿の中味についての責任はそれぞれの著者にあり、研究会として何かの結論を出したりするものではない。

広島市には、検討会の開催、土壌サンプリングの便宜など物心両面でお世話になっている。とりわけ健康福祉局の岡田さんの熱意が私たちを後押ししてきた。広島市役所の関係者のみなさん、また土壌サンプリングに協力して頂いた黒い雨地域の方々に、改めて感謝の意を表しておきたい。

2010年5月

今中 哲二

広島“黒い雨”放射能研究会 世話人