

ESTIMATION OF GAMMA-RAY DOSE FROM NEUTRON-INDUCED
RADIOACTIVITY IN HIROSHIMA AND NAGASAKI

広島・長崎における中性子誘導放射能からのガンマ線量の推定

| | |
|--------------------------------|------|
| TADASHI HASHIZUME, M.D., Ph.D. | 橋詰 雅 |
| TAKASHI MARUYAMA, M.D. | 丸山隆司 |
| YOSHIKAZU KUMAMOTO, M.Sc. | 隈元芳一 |
| YOSHIO KATO, M.D. | 加藤義雄 |
| SHOICHI KAWAMURA, Ph.D. | 河村正一 |



ATOMIC BOMB CASUALTY COMMISSION

国立予防衛生研究所 - 原爆傷害調査委員会

JAPANESE NATIONAL INSTITUTE OF HEALTH OF THE MINISTRY OF HEALTH AND WELFARE

TECHNICAL REPORT SERIES
業 績 報 告 書 集

The ABCC Technical Reports provide the official bilingual statements required to meet the needs of Japanese and American staff members, consultants, advisory councils, and affiliated government and private organizations. The Technical Report Series is in no way intended to supplant regular journal publication.

ABCC業績報告書は、ABCCの日本人および日本人専門職員、顧問、評議会、政府等、並びに民間の関係者による要求に際するものの日本語による記録である。業績報告書集は決して通常の誌上発表に代るものではない。

ESTIMATION OF GAMMA-RAY DOSE FROM NEUTRON-INDUCED
RADIOACTIVITY IN HIROSHIMA AND NAGASAKI

広島・長崎における中性子誘導放射能からのガンマ線量の推定

| | |
|--------------------------------|------|
| TADASHI HASHIZUME, M.D., Ph.D. | 橋詰 雅 |
| TAKASHI MARUYAMA, M.D. | 丸山隆司 |
| YOSHIKAZU KUMAMOTO, M.Sc. | 隈元芳一 |
| YOSHIO KATO, M.D. | 加藤義雄 |
| SHOICHI KAWAMURA, Ph.D. | 河村正一 |



ATOMIC BOMB CASUALTY COMMISSION
HIROSHIMA AND NAGASAKI, JAPAN

A Cooperative Research Agency of
U.S.A. NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES - NATIONAL RESEARCH COUNCIL
and
JAPANESE NATIONAL INSTITUTE OF HEALTH OF THE MINISTRY OF HEALTH AND WELFARE

with funds provided by
U.S.A. ATOMIC ENERGY COMMISSION
JAPANESE NATIONAL INSTITUTE OF HEALTH
U.S.A. PUBLIC HEALTH SERVICE

原 爆 傷 害 調 査 委 員 会

広島および長崎

米 国 学 士 院 - 学 術 会 議 と 厚 生 省 国 立 予 防 衛 生 研 究 所
と の 日 米 共 同 調 査 研 究 機 関

米 国 原 子 力 委 員 会, 厚 生 省 国 立 予 防 衛 生 研 究 所 お よ び 米 国 公 衆 衛 生 局 の 研 究 費 に よ る

CONTENTS

目次

| | | |
|---|---|----|
| Summary | 要約 | 1 |
| Introduction | 緒言 | 1 |
| Activation Analyses of Soil and Building Materials | | |
| | 土壤および建築材料の放射化分析 | 2 |
| | Estimation of Gamma-ray Dose ガンマ線量の推定 | 5 |
| Results and Discussion | 調査結果と考察 | 12 |
| References | 参考文献 | 17 |

| | | | |
|--------|---|--|----|
| Table | 1 | The gamma-ray energy of neutron-induced radionuclides and energy band used in an activation analysis 中性子誘導の放射性核種のガンマ線エネルギーおよび放射化分析に用いられたエネルギー帯 | 5 |
| 表 | 2 | A 2 x 2 matrix solution for ^{56}Mn and ^{24}Na ^{56}Mn と ^{24}Na に関する $A 2 \times 2$ 行列 | 5 |
| | 3 | A 3 x 3 matrix solution for ^{46}Sc , ^{60}Co , ^{134}Cs ^{46}Sc , ^{60}Co および ^{134}Cs に関する $A 3 \times 3$ 行列 | 5 |
| | 4 | The content of ^{55}Mn & ^{23}Na of soil in Hiroshima 広島における土壤中の ^{55}Mn および ^{23}Na の含有量 | 6 |
| | 5 | The content of ^{55}Mn & ^{23}Na of soil in Nagasaki 長崎における土壤中の ^{55}Mn および ^{23}Na の含有量 | 6 |
| | 6 | The content of precursive nuclides in soil and building materials 土壤および建築材料内の先駆核種の含有量 | 6 |
| | 7 | The gamma-ray exposure rate due to neutron-induced radioactivities in soil 土壤中の中性子誘導放射能によるガンマ線の照射率 | 13 |
| | 8 | The specific activities of building materials 建築材料の比放射能 | 15 |
| | 9 | The gamma-ray exposure rate of neutron-induced radioactivities in roof-tile 屋根瓦における中性子誘導放射能のガンマ線の照射率 | 15 |
| Figure | 1 | Gamma-ray spectra of soil at various times after irradiation (short-lived nuclides) 種々の時間における土壤のガンマ線スペクトル(短寿命の核種) | 4 |
| 図 | 2 | Gamma-ray spectra of soil at various times after irradiation (long-lived nuclides) 種々の時間における土壤のガンマ線スペクトル(長寿命の核種) | 4 |
| | 3 | Integration geometry for equation (1) 方程式(1)に関する積分図形 | 7 |
| | 4 | Distributions of specific activities of ^{24}Na and ^{56}Mn in soil irradiated with fast neutrons and thermal neutrons 速中性子および熱中性子で照射した土壤中の ^{24}Na と ^{56}Mn の比放射能分布 | 9 |

| | | |
|----|--|----|
| 5 | Distribution of specific activity of ^{24}Na in brick (40 x 40 x 10 cm) irradiated with fast neutrons and thermal neutrons 速中性子および熱中性子で照射した煉瓦内(40×40×10cm)の ^{24}Na の比放射能分布 | 9 |
| 6 | Specific activity of ^{24}Na in soil on the ground surface in Hiroshima induced by neutrons from the A-bomb 原爆からの中性子によって誘導された広島地表土壌中の ^{24}Na の比放射能 | 10 |
| 7 | Specific activity distribution of ^{24}Na in soil at the hypocenter in Hiroshima 広島爆心地点における土壌中の ^{24}Na の比放射能分布 | 10 |
| 8 | Exposure rates of ^{24}Na and ^{56}Mn gamma-ray sources on or in the ground as a function of slant length between the source and the detector for various depths いろいろの深さにおける線源と検出器との間の直線距離の関数として、地表ないし土壌中のガンマ線源、 ^{24}Na 、 ^{56}Mn の照射率 | 11 |
| 9 | Attenuation curves of gamma-rays from ^{24}Na point source located in soil observed at a point 1 m above the ground surface 地表1mの地点で観察された土壌中に置かれた ^{24}Na の点線源からのガンマ線の減弱曲線 ... | 12 |
| 10 | Accumulated gamma-ray dose from various radionuclides in soil at the hypocenter in Hiroshima 広島爆心地点における土壌中のいろいろの放射性核種からの累積ガンマ線量 | 14 |
| 11 | Gamma-ray dose rate from induced-radioactivity in soil as a function of time after the explosion of the A-bomb at the hypocenter in Hiroshima 広島爆心地点における被爆後の時間の関数としての土壌中の誘導放射能からのガンマ線量率 | 14 |

ACKNOWLEDGMENT

謝 辞

We would like to express our profound appreciation to Dr. G. W. Beebe, Mr. H. Yamada and Mr. S. Tanaka of ABCC for their assistance in collecting the soil and the other samples. We are also indebted to Mr. Y. Kutsutani for his assistance in activation analysis, as well as to the citizens of Hiroshima and Nagasaki for the kindness shown during this study.

土壌ならびにその他のサンプルの収集にご援助をいただいた ABCC の Dr. G. W. Beebe, 山田広明氏および田中直氏に対して深謝する。また、放射化分析にご助力をいただいた久津谷謙氏および本調査実施中に示された広島・長崎両市の市民のご親切に対しても感謝の意を表明する。

A paper based on this report was published in the following journal:

本報告に基づく論文は下記の雑誌に発表した。

Health Physics 17:761-71, 1969

Approved 承認 1 July 1970

ESTIMATION OF GAMMA-RAY DOSE FROM NEUTRON-INDUCED
RADIOACTIVITY IN HIROSHIMA AND NAGASAKI

広島・長崎における中性子誘導放射能からのガンマ線量の推定

TADASHI HASHIZUME, M.D., Ph.D. (橋詰 雅)*; TAKASHI MARUYAMA, M.D. (丸山隆司);
YOSHIKAZU KUMAMOTO, M.Sc. (隈元芳一);
YOSHIO KATO, M.D. (加藤義雄); SHOICHI KAWAMURA, Ph.D. (河村正一)

Japanese National Institute of Radiological Sciences 放射線医学総合研究所

* Senior Consultant to ABCC ABCC 顧問

Summary — The gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil and building materials by neutrons was estimated on the basis of the experimental data. The chemical compositions of soil and building materials collected from Hiroshima and Nagasaki were determined by an activation analysis. It was found that ^{24}Na and ^{56}Mn contributed mainly to the gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil. The dose received by a person who entered the hypocenter area in Hiroshima one day after the bombing and remained there 8 hr would have been 3 rads. The doses at distances of 500 m and 1000 m from the hypocenter in Hiroshima were 18% and 0.07% respectively, of that at the hypocenter. The accumulated gamma-ray dose from immediately after the explosion of the A-bombs to infinity was about 80 rads at the hypocenter in Hiroshima, and about 30 rads in Nagasaki.

要約—中性子によって土壌および建築材料に誘導された放射能からのガンマ線量を実験データに基づいて推定した。広島・長崎で収集した土壌および建築材料の化学的成分は放射化分析によって決定した。土壌中の誘導放射能からのガンマ線量は、主として ^{24}Na および ^{56}Mn に負うものであることが判明した。原爆投下後1日目に広島の爆心地付近にはいり、そこに8時間滞在した者の推定被曝線量は3 radである。広島の爆心地から500 mおよび1000 mの距離における線量は、それぞれ爆心地の線量の18%および0.07%であった。爆発直後から無限時までの累積ガンマ線量は、広島では爆心地で約80 rad、長崎では同じく約30 radであると推定された。

INTRODUCTION

THE RADIATION dose due to primary and scattered radiations released by A-bombs in Hiroshima and Nagasaki was already estimated as a function of distance from hypocenter.⁽¹⁻³⁾ In addition to these radiations, the survivors would have received radiations from fallout of

緒言

広島および長崎において、原子爆弾によって放出された一次および散乱放射線に基づいた放射線量は、すでに爆心地からの距離の関数として推定されている。⁽¹⁻³⁾ これらの放射線のほかに、被爆者は核分裂による生成降下物および中性子誘導の放射性物質による放射線を受け

fission products and neutron-induced radioactive materials. In order to analyse the data on late radiation effects on people who entered the city within several days after explosion for such purposes as rescue work and cleaning away debris (known as early entrants), there is need to estimate the gamma-ray dose from the induced-radioactivity which remained on and in the ground as a result of neutron activation of soil and building materials such as roof-tiles.

SHONO⁽⁴⁾ and ARAKAWA⁽⁵⁾ have estimated the gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil. There is considerable difference in the estimates made by two scientists, which may be due to the fact that there were still too many unknown factors. In this paper, the gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil and building materials was estimated by using the data determined experimentally. The chemical compositions of soil and building materials collected from Hiroshima and Nagasaki were determined by an activation analysis. A distribution of specific activity of the radionuclide induced in soil and building materials was determined by using neutrons released from the ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ reaction with a Van de Graaff accelerator. The attenuations of gamma-rays in soil and air were determined by using ${}^{24}\text{Na}$, ${}^{60}\text{Co}$ and ${}^{137}\text{Cs}$ gamma-ray sources which were placed at various depths in soil in an open field.

ACTIVATION ANALYSES OF SOIL AND BUILDING MATERIALS

Materials and methods

Fifty samples of soil were collected from 16 sites in Hiroshima and 8 sites in Nagasaki. Pieces of roof-tile, brick, asphalt, wood and concrete block were selected as samples of building materials. The soil samples were collected from sites which had not been disturbed (tilled or filled up) since the time of the explosion of the A-bombs. All samples were dried at 120°C in an oven before irradiation, and 5 g (dry weight) of each sample with MnO_2 , Na_2CO_3 and cobalt wires as standard samples were placed in polyethylene bottles and exposed to neutrons. The neutron fluences in the bottles were estimated from the induced-radioactivity in the standard samples.

The neutrons released from the ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ reaction with a Van de Graaff accelerator were used for analyses of radionuclides with short half life such as sodium and manganese. Paraffin

たと考えられる。焼跡整理や被爆者救助の目的で、爆発後数日以内に入市した人たち(初期入市者)への放射線の遅発性影響に関する資料を解析するためには、土壌や屋根瓦のような建築材料が中性子放射化した結果、地表や地中に残留するにいたった誘導放射能からのガンマ線量を推定する必要がある。

庄野⁽⁴⁾ および Arakawa⁽⁵⁾ は、土壌中に誘導された放射能からのガンマ線量を推定した。この2名の科学者が行なった推定には相当の差異があるが、その原因は依然として不明な因子が多過ぎることにあるのかもしれない。本報告では、実験で測定したデータを用いて、土壌および建築材料に誘導された放射能からのガンマ線量を推定した。広島・長崎で収集した土壌および建築材料の化学的成分は、放射化分析によって決定した。土壌および建築材料に誘導された放射性核種の比放射能分布は、Van de Graaff 加速器による ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ 反応で放出された中性子を用いて決定した。土壌および空気中のガンマ線の減弱は、遮蔽のない屋外の土壌中に種々の深さに設置した ${}^{24}\text{Na}$, ${}^{60}\text{Co}$ および ${}^{137}\text{Cs}$ ガンマ線源を用いて測定した。

土壌および建築材料の放射化分析

材料および方法

土壌試料は、広島では16か所から、また、長崎では8か所から、合計50個が採集された。屋根瓦、煉瓦、アスファルト、木材およびコンクリート・ブロック片が建築材料の試料として選択された。土壌試料は、原爆爆発時以来、耕作、埋め立て等の影響を受けたことのない場所から採集した。これらの資料は照射前に、炉内で120°Cの熱で乾燥させ、各試料5g(乾燥重量)および基準標本としての MnO_2 、 Na_2CO_3 およびコバルト線条を、ポリエチレン製の容器に入れ、中性子線を照射した。基準標本の誘導放射能から、容器内の中性子フルーエンスを推定した。

ナトリウムやマンガンのような短い半減期を有する放射性核種の解析には、Van de Graaff 加速器による ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ 反応で放出された中性子を用いた。多

blocks were used as a moderator to obtain a large number of thermal neutrons. Thermal neutron fluence was $5.1 \times 10^{11}(\text{n}/\text{cm}^2)$. HTR (Hitachi Training Reactor, Japan) was used for the analysis of elements which become radionuclides with long half life such as scandium and cobalt. Thermal neutron fluence was $3.2 \times 10^{16}(\text{n}/\text{cm}^2)$.

The gamma-ray spectra of the irradiated samples were measured with a gamma-ray spectrometer having a $1\frac{3}{4}$ in. \times 2 in. well-type NaI(Tl) crystal. The resolution of this spectrometer was 8.5% for 0.662 MeV gamma-rays from $^{137\text{m}}\text{Ba}$. The energy calibration of the spectrometer was performed by using the gamma-ray sources of ^{22}Na , ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{228}Th . After samples irradiated with the reactor were given a cooling time of 10 days to allow the radionuclides with short half life to decay, the gamma-ray spectra of samples were repeatedly measured for seven months. In order to determine whether there was any element that had been activated directly through the (n, p) reaction due to fast neutrons, soil and building materials in cadmium containers of 0.5 mm thickness were exposed to 500 rads of fast neutron beams.

Gamma-ray spectra of neutron-activated materials

Figure 1a shows the gamma-ray spectrum of soil at 5 min after irradiation with thermal neutrons through the paraffin-moderators. At 1 hr after irradiation ^{28}Al could hardly be detected (Fig. 1b). Further, at 48 hr after irradiation ^{56}Mn had almost all disintegrated and ^{24}Na was dominant (Fig. 1c). As soil contains a considerable amount of potassium, the presence of ^{42}K (half life; 12.5 hr) resulting from the (n, γ) reaction would be expected. However, it was masked by the photopeak of ^{24}Na , and could not be detected.

The gamma-ray spectra of soil activated by neutrons from the reactor are shown in Fig. 2. The spectra 'a' and 'b' in the figure were measured on 10th and 170th day after irradiation, respectively. On the 10th day after irradiation, ^{46}Sc and ^{60}Co were dominant instead of ^{24}Na and ^{56}Mn , and a small amount of ^{140}La was detected. Fe can be produced by thermal neutrons, but as the energy of gamma-rays released from ^{59}Fe approximates that of ^{46}Sc and ^{60}Co , ^{59}Fe could not be identified on the gamma-ray spectra. As ^{46}Sc disintegrated, the ^{134}Cs peak became more apparent. Similar spectra were obtained for building materials.

数の熱中性子を得るため、パラフィン・ブロックを減速材に用いた。熱中性子フルーエンスは $5.1 \times 10^{11}(\text{n}/\text{cm}^2)$ であった。スカンジウムやコバルトのような長い半減期を有する放射性核種となる元素の分析には、日立訓練用原子炉(HTR)を用いた。熱中性子フルーエンスは $3.2 \times 10^{16}(\text{n}/\text{cm}^2)$ であった。

照射された試料のガンマ線スペクトルは、 $1\frac{3}{4}$ インチ \times 2インチのNaI(Tl)ウェル型結晶を有するガンマ線スペクトロメーターで測定した。このスペクトロメーターの分解能は $^{137\text{m}}\text{Ba}$ からのガンマ線0.662MeVに対して8.5%であった。スペクトロメーターのエネルギー較正は、 ^{22}Na , ^{60}Co , ^{137}Cs , および ^{228}Th のガンマ線源を用いて実施した。原子炉で照射した試料に10日間の冷却期間をおき、短い半減期を有する放射性核種を崩壊させた後、試料のガンマ線スペクトルを7か月間にわたってくりかえし測定した。速中性子による (n, p) 反応を通じて直接放射化されていた元素の有無を判定するためには、厚さ0.5mmのカドミウム容器内の土壌および建築材料に、速中性子線束500 radを照射した。

中性子によって放射化された材料のガンマ線スペクトル

図1の曲線aはパラフィン減速材を用いた熱中性子を照射5分後の土壌のガンマ線スペクトルを示す。照射1時間後では、 ^{28}Al はほとんど検出されなかった(図1のb)。さらに照射後48時間では、 ^{56}Mn はほとんど全部崩壊し、 ^{24}Na だけが認められた(図1のc)。土壌には相当量のカリウムが含まれているから、 (n, γ) 反応の結果生ずる ^{42}K (半減期12.5時間)の存在が考えられる。しかし、それは ^{24}Na の光電ピークによって隠され、検出できなかった。

原子炉からの中性子によって放射化された土壌のガンマ線スペクトルは、図2に示す。図示のスペクトル(a)および(b)は、照射後10日目および170日目にそれぞれ測定されたものである。照射後10日目に、 ^{24}Na および ^{56}Mn に代わって、 ^{46}Sc および ^{60}Co の光電ピークが顕著になり、また少量の ^{140}La が検出された。Feは、熱中性子によって生成されることができ、 ^{59}Fe から放出されたガンマ線のエネルギーは、 ^{46}Sc および ^{60}Co のそれに類似している、ガンマ線スペクトルで ^{59}Fe は識別できなかった。 ^{46}Sc が崩壊するにつれて、 ^{134}Cs のピークがさらに明白となった。建築材料についても同じようなスペクトルを入手した。

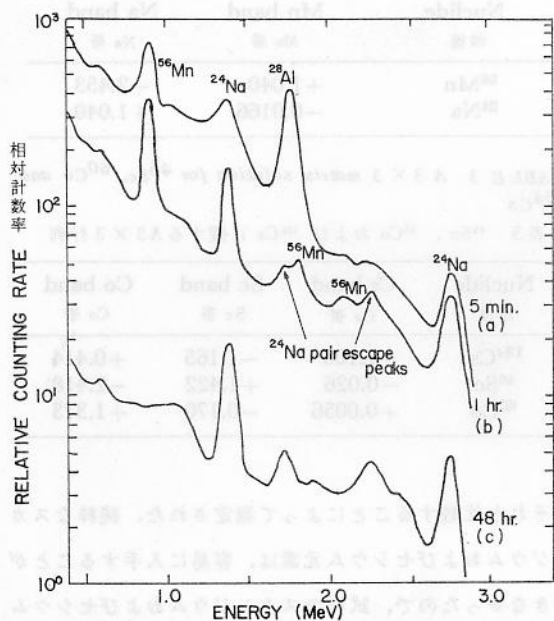


FIGURE 1 Gamma-ray spectra of soil at various times after irradiation (short-lived nuclides).

図1 照射後、種々の時間における土壌のガンマ線スペクトル(短寿命の核種)

The gamma-ray spectra of samples obtained with the fast neutron irradiation demonstrated no gamma-ray peaks from the radionuclides produced by the (n, p) reaction due to fast neutrons but showed the presence of a small amount of the radionuclides produced by thermal neutrons. So only the above mentioned ^{24}Na , ^{56}Mn (short lived nuclides), ^{46}Sc , ^{60}Co and ^{134}Cs (long lived nuclides) will be used in the calculation of the gamma-ray dose from the neutron-induced radioactivity.

Determination of chemical composition

Counting rates of the five nuclides were obtained from the gamma-ray spectra by applying the 2×2 and 3×3 matrices.⁽⁶⁾ The energy band used for the evaluation of counting rates is shown in Table 1. The 2×2 and 3×3 matrices are shown in Tables 2 and 3, respectively. The amount of sodium, manganese and cobalt contained in 1 g of the test samples were determined by comparing the counting

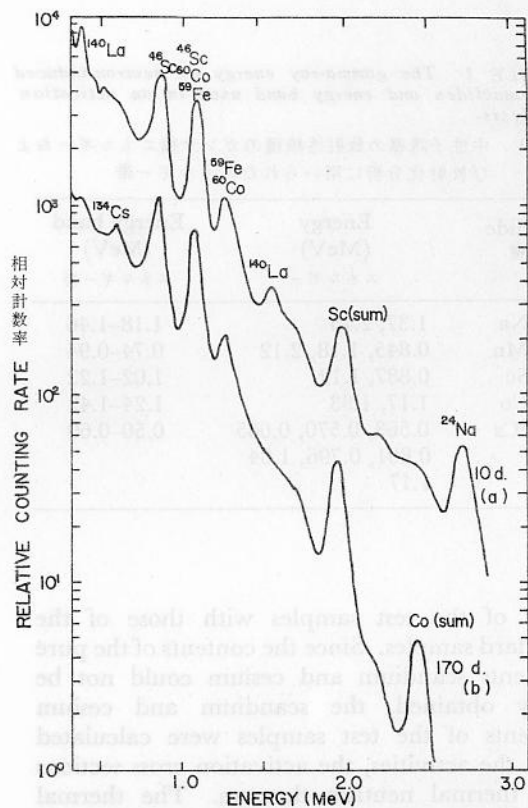


FIGURE 2 Gamma-ray spectra of soil at various times after irradiation (long-lived nuclides).

図2 照射後、種々の時間における土壌のガンマ線スペクトル(長寿命の核種)

速中性子照射で得られた試料のガンマ線スペクトルでは、速中性子による (n, p) 反応で生成された放射性核種からのガンマ線ピークは認められなかったが、熱中性子によって生成された少量の放射性核種が認められた。したがって、上述の ^{24}Na , ^{56}Mn (短寿命の核種)のみが認められる。中性子誘導放射能からのガンマ線量の計算には、 ^{46}Sc , ^{60}Co および ^{134}Cs (長寿命の核種)が使用される。

化学的成分の測定

五つの核種についての計数率は 2×2 および 3×3 の行列⁽⁶⁾を応用してガンマ線スペクトルからそれぞれ入手した。計数率の評価に用いたエネルギー帯を表1に示す。 2×2 と 3×3 との行列は、それぞれ表2と表3とに示す。試料 1 g 中に含有されるナトリウム、マンガンおよびコバルトの量は、試料の計数率を標準サンプル

TABLE 1 The gamma-ray energy of neutron-induced radionuclides and energy band used in an activation analysis

表1 中性子誘導の放射性核種のガンマ線エネルギーおよび放射化分析に用いられたエネルギー帯

| Nuclide 核種 | Energy (MeV) エネルギー | Energy band (MeV) エネルギー帯 |
|-------------------|---|--------------------------------|
| ²⁴ Na | 1.37, 2.75 | 1.18-1.46 |
| ⁵⁶ Mn | 0.845, 1.18, 2.12 | 0.74-0.94 |
| ⁴⁶ Sc | 0.887, 1.12 | 1.02-1.22 |
| ⁶⁰ Co | 1.17, 1.33 | 1.24-1.42 |
| ¹³⁴ Cs | 0.563, 0.570, 0.605 0.801, 0.796, 1.04 1.17 | 0.50-0.69 |

rates of the test samples with those of the standard samples. Since the contents of the pure elements scandium and cesium could not be easily obtained, the scandium and cesium contents of the test samples were calculated from the activities, the activation cross sections and thermal neutron fluences. The thermal neutron fluences were estimated from induced-radioactivities in the cobalt wires used as the standard samples.

The sodium and manganese content of soil of Hiroshima and Nagasaki is shown in Tables 4 and 5, respectively. The variation of sodium and manganese contents of soil collected from the same site was within 10%. The contents of five nuclides in building materials are shown in Table 6. The manganese content of roof-tiles and bricks were two to three times as large as those of soil. From the fact that a number of roof tiles and other building materials were scattered around at the time of the explosion of the A-bombs, these materials would make it difficult to estimate the gamma-ray dose from the neutron-induced radioactivity.

ESTIMATION OF GAMMA-RAY DOSE

Methods

The gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil and building materials in an infinitely extended field was calculated on the following basis:

(1) The five nuclides of sodium, manganese, scandium, cobalt and cesium are activated in

TABLE 2 A 2 × 2 matrix solution for ⁵⁶Mn and ²⁴Na

表2 ⁵⁶Mn と ²⁴Na に関する A2 × 2 行列

| Nuclide 核種 | Mn band Mn 帯 | Na band Na 帯 |
|------------------|-----------------|-----------------|
| ⁵⁶ Mn | +1.040 | -2.453 |
| ²⁴ Na | -0.0166 | +1.040 |

TABLE 3 A 3 × 3 matrix solution for ⁴⁶Sc, ⁶⁰Co and ¹³⁴Cs

表3 ⁴⁶Sc, ⁶⁰Co および ¹³⁴Cs に関する A3 × 3 行列

| Nuclide 核種 | Cs band Cs 帯 | Sc band Sc 帯 | Co band Co 帯 |
|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| ¹³⁴ Cs | +1.106 | -1.165 | +0.414 |
| ⁴⁶ Sc | -0.026 | +1.422 | -2.418 |
| ⁶⁰ Co | +0.0056 | -0.170 | +1.373 |

のそれと比較することによって測定された。純粋なスカンジウムおよびセシウム元素は、容易に入手することができなかったので、試料のスカンジウムおよびセシウムの含有量は、放射能、放射化断面積および熱中性子フルーエンスから計算された。熱中性子フルーエンスは、標準標本として用いられたコバルト線条における誘導放射能から推定した。

広島および長崎の土壤中のナトリウムおよびマンガンの含有量は、それぞれ表4および表5に示す。同じ場所から採集した土壤中のナトリウムおよびマンガンの含有量の差異は10%以内であった。建築試料の五つの核種含有量は表6に示す。屋根瓦や煉瓦のマンガン含有量は、土壤中のそれらよりも2-3倍大であった。多くの屋根瓦やその他の建築材料は原子爆弾の爆発時に散乱したため、これらの物質の中性子誘導放射能からのガンマ線量を推定することは困難であった。

ガンマ線量の推定

方法

無限に広い放射線野における土壌および建築材料の誘導放射能からのガンマ線量は、次の基準をもとに計算した:

(1) ナトリウム、マンガン、スカンジウム、コバルトおよびセシウムの五つの核種は、原爆からの中性子によ

TABLE 4 The content of ^{55}Mn and ^{23}Na of soil in Hiroshima表4 広島における土壌中の ^{55}Mn および ^{23}Na の含有量

| Place | 場所 | Distance from hypocenter (m) | ^{55}Mn (mg/sample g) | ^{23}Na (mg/sample g) |
|-----------------------------|---------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Ote-machi, 1-chome | 大手町一丁目 | 60 | 0.72 | 10.7 |
| Nakajima-cho | 中島町 | 130 | 0.70 | 18.7 |
| Ote-machi, 1-chome | 大手町一丁目 | 130 | 0.77 | 12.3 |
| Fukuro-machi | 袋町 | 470 | 0.56 | 17.5 |
| Dobashi-cho | 土橋町 | 520 | 0.75 | 30.3 |
| Kawara-machi | 河原町 | 620 | 1.04 | 20.8 |
| Moto-machi | 基町 | 770 | 0.73 | 9.8 |
| Moto-machi | 基町 | 880 | 0.73 | 15.4 |
| Kitaeno-machi | 北榎町 | 1050 | 0.80 | 18.5 |
| Moto-machi | 基町 | 1120 | 0.86 | 16.9 |
| Tera-machi | 寺町 | 1150 | 0.60 | 13.1 |
| Higashi Senda-machi 1-chome | 東千田町一丁目 | 1400 | 0.98 | 18.6 |
| Kami Nobori-cho | 上鞆町 | 1420 | 0.92 | 17.4 |
| Nishi Hakushima-cho | 西白島町 | 1600 | 1.05 | 13.9 |
| Funairisaiwai-cho | 舟入幸町 | 1870 | 0.74 | 21.8 |
| Hijiyama-cho | 比治山町 | 1920 | 1.42 | 27.0 |

TABLE 5 The content of ^{55}Mn and ^{23}Na of soil in Nagasaki表5 長崎における土壌中の ^{55}Mn および ^{23}Na の含有量

| Place | 場所 | Distance from hypocenter (m) | ^{55}Mn (mg/sample g) | ^{23}Na (mg/sample g) |
|--------------------------------|----------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Peace Park (Now) | 平和公園(現在) | 100 | 1.5 | 5 |
| Oka-machi | 岡町 | 250 | 1.5 | 11 |
| Matsuyama-machi | 松山町 | 500 | 4.8 | 15 |
| Nagasaki Hospital | 長崎病院 | 700 | 4.6 | 32 |
| Ohashi-machi | 大橋町 | 900 | 0.36 | 60 |
| Takenokubo Fuchi Middle School | 竹の久保測中 | 1200 | 1.6 | 17 |
| Zenza School | 銭座小学校 | 1700 | 2.2 | 17 |
| Inasa School | 稲佐小学校 | 2200 | 5.6 | 17 |

TABLE 6 The content of precursive nuclides in soil and building materials

表6 土壌および建築材料内の先駆核種の含有量

| Sample | 標本 | ^{55}Mn | ^{23}Na | ^{45}Sc | ^{59}Co | ^{133}Cs |
|------------------|--------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
| Soil (Hiroshima) | 土壌(広島) | 0.9 | 18.1 | 0.006 | 0.02 | 0.01 |
| Soil (Nagasaki) | 土壌(長崎) | 2.7 | 22.0 | | | |
| Roof-tile | 屋根瓦 | 4.9 | 17.1 | 0.02 | 0.05 | 0.03 |
| Brick | 煉瓦 | 3.7 | 26.8 | 0.01 | 0.04 | 0.01 |
| Concrete | コンクリート | 1.0 | 7.7 | 0.01 | 0.03 | 0.02 |
| Asphalt | アスファルト | 1.2 | 41.9 | 0.003 | 0.01 | 0.005 |
| Wood* | 木材 | 0.12 | 7.0 | | | |

* Ash has the same amount of activity. 灰にも同量の放射能がある

soil and building materials by neutrons from the A-bombs. These nuclides are distributed uniformly in soil and building materials.

(2) Thermal neutron fluences on the ground surface can be estimated from the specific activity of ^{60}Co in iron materials on the surface of existing ferro-concrete buildings which were exposed to neutrons from the A-bombs.⁽⁷⁾

(3) Concrete and soil have the same albedo for neutrons.

(4) As fast neutrons are converted into thermal neutrons within a medium, they contribute indirectly to the activations of soil and building materials. The results of a previous paper⁽¹⁾ can be used for the fast neutron dose on the ground surface in Hiroshima and Nagasaki.

The specific activity induced in soil and building materials per unit fast neutron dose can be determined experimentally. If it is possible to represent the distribution of specific activity in soil and building materials with an analytic function, and if the build-up factor is unity, dose calculation can be performed by integrating over the dimensions of soil and building materials. However, since the distributions of specific activity in soil and building materials could not be represented with a simple analytic function as shown in Figs. 4 and 5, and the build-up factor was not unity, dose calculation was performed by using a numerical method.

て、土壌および建築材料内で放射化される。これらの核種は、土壌および建築材料中に均一に分布している。

(2) 地表の熱中性子フルーエンスは、原爆からの中性子に被曝した鉄筋コンクリートビルの表面にあった鉄材中の ^{60}Co の比放射能から推定することができる。⁽⁷⁾

(3) コンクリートおよび土壌は、中性子に対して同じ反対係数を示す。

(4) 速中性子は媒体物質内で熱中性子に変化するので、それらは土壌および建築材料の放射化に間接的にあずかる。前の報告⁽¹⁾における研究結果を、広島および長崎における地表の速中性子線量として用いることができる。

単位当たりの速中性子線量によって、土壌および建築材料中に誘導された比放射能は実験的に測定しうる。もし、土壌および建築材料の比放射能分布を解析関数で表わすことができ、しかも、ビルドアップ(増強)因子が単一であるならば、土壌および建築材料の寸法を積算することによって線量計算を行なうことができる。しかし、土壌および建築材料の比放射能分布は、図4、図5に示すように、単純な解析関数で表わすことはできず、しかもビルドアップ因子が単一でなかったために、線量計算は数値法を用いて行なった。

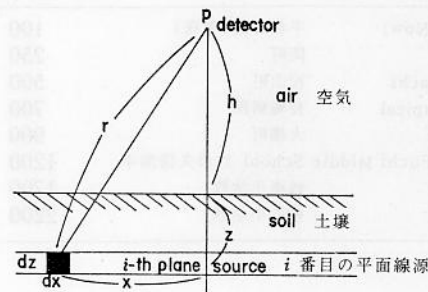


FIGURE 3 Integration geometry for equation (1)

図3 方程式(1)に関する積分図形

When there is a semi-infinite plane gamma-ray source of thickness ΔZ cm located at a depth of Z cm from the ground surface (i th plane source), the gamma-ray exposure rate D_{ij} from the i th plane source at a point P , h cm above the ground surface, can be given by the following equation (Fig. 3);

$$D_{ij} = 2\pi\Delta Z I_{ij} R_{ij} \int_0^{\infty} x \exp(-k_{ij}r(x)) dx \quad (1)$$

where I_{ij} is the amount of the radioactivity for a j th nuclide in 1 cm^3 of the i th plane source, and

地表から Z cm の深さの所 (i 番目の平面線源) に厚さ ΔZ cm の半無限平面ガンマ線源がある場合、地表から h cm 上にある i 番目の平面線源から P 点におけるガンマ線の照射率 (exposure rate) D_{ij} は、次の方程式 (図3) で表わすことができる;

ただし、 I_{ij} は i 番目の平面線源の 1 cm^3 における j 番目の核種についての放射エネルギーであって、 mCi/cm^3 で表わ

is expressed in mCi/cm³. R_{ij} is the exposure rate measured at the point P from 1 mCi of the j th radionuclide in the i th plane source and is expressed in mR/hr/mCi. k_{ij} is the attenuation factor for the gamma-rays which were released from the j th radionuclide in the i th plane source and is the value for the two phases of air and soil. This factor includes the build-up factor caused by air and soil, and the attenuation due to distances.

When x is converted into r by a change of variable, the integral of equation (1) produces equation (2).

$$D_{ij} = \frac{2\pi\Delta I_{ij}R_{ij}}{k_{ij}^2} \times \{1 + k_{ij}(h+z)\} \exp\{-k_{ij}(h+z)\} \quad (2)$$

The equation for total exposure rate from the j th radionuclide, D_j , is as follows,

$$D_j = \sum_i D_{ij} \quad (3)$$

In order to perform the dose calculation in accordance with the method described above I_{ij} , R_{ij} and k_{ij} were determined experimentally.

Experiments

(1) *Distributions of specific activities in soil and building materials.* In order to determine I_{ij} for soil and building materials, the distributions of the specific activity of the radionuclides induced in soil and building materials were measured by using neutrons released from the ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ reaction with a Van de Graaff accelerator. These neutrons were obtained from $\frac{1}{8}$ in. thick beryllium target in the direction of the deuteron beam at an energy of 2.3 MeV. Na_2CO_3 and MnO_2 pellets were used as detectors. Soil in a $60 \times 60 \times 60$ cm wooden box was kept in its natural state as much as possible and exposed to neutrons. A neutron incident side of the box was covered with an aluminium sheet of 3 mm thickness instead of wood. The water content of soil was about 30%. Bricks were laid to a size of $40 \times 40 \times 10$ cm wall. The incident fast neutron fluence and incident thermal neutron fluence on the surface of soil was measured by sulfur pellets and gold foil, respectively. The fast neutron fluence was converted into the first collision dose (rad).⁽⁸⁾

The distribution of the specific activity of ${}^{24}\text{Na}$ and ${}^{56}\text{Mn}$ in soil and the bricks produced by unit incident fast neutron dose and by 10^{12}n/cm^2 of thermal neutron fluence is shown in Figs. 4 and 5, respectively.

される。 R_{ij} は、 i 番目の平面線源における j 番目の放射性核種 1 mCi から P 点で測定された照射率であり、mR/hr/mCi で表わされる。 k_{ij} は、 j 番目の平面線源における j 番目の放射性核種から放出されたガンマ線の減弱係数であり、空気と土壌の二面についての値である。この因子には、空気と土壌によって生じたビルドアップ因子および距離による減弱が含まれる。

変数の変換によって x が r に変えられる場合、方程式(1)を積分すれば、方程式(2)ができる。

j 番目の放射性核種からの総照射率についての方程式 D_j は次のとおりである。

上記の方法によって線量計算を実施するために、 I_{ij} 、 R_{ij} および k_{ij} を実験的に決定した。

実験

(1) 土壌および建築材料における比放射能の分布。土壌および建築材料についての I_{ij} を決定するために、Van de Graaff 加速器による ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ 反応から放出される中性子を用いて、土壌および建築材料に誘導された放射性核種の比放射能分布を測定した。これらの中性子は 2.3 MeV のエネルギーを与えた重陽子線束の照射方向に置かれた $\frac{1}{8}$ インチの厚さのベリリウム・ターゲットから得られた。 Na_2CO_3 および MnO_2 のペレットを検出器として用いた。 $60 \times 60 \times 60$ cm の木箱に、できる限り自然の状態に土壌を保ち、中性子を照射した。この箱の中性子入射側に木の代わりに厚さ 3 mm のアルミニウム板による被覆を施した。土壌中の水の含有量は約 30% であった。煉瓦を $40 \times 40 \times 10$ cm 大の壁状に積んだ。地表の入射速中性子フルーエンスおよび入射熱中性子フルーエンスは、硫黄ペレットおよび金箔でそれぞれ測定した。速中性子フルーエンスは一回衝突線量 (rad) に変えられた。⁽⁸⁾

単位入射速中性子線量および熱中性子フルーエンスの 10^{12}n/cm^2 によって産成された、土壌および煉瓦中における ${}^{24}\text{Na}$ および ${}^{56}\text{Mn}$ の比放射能分布はそれぞれ図 4、および図 5 に示す。

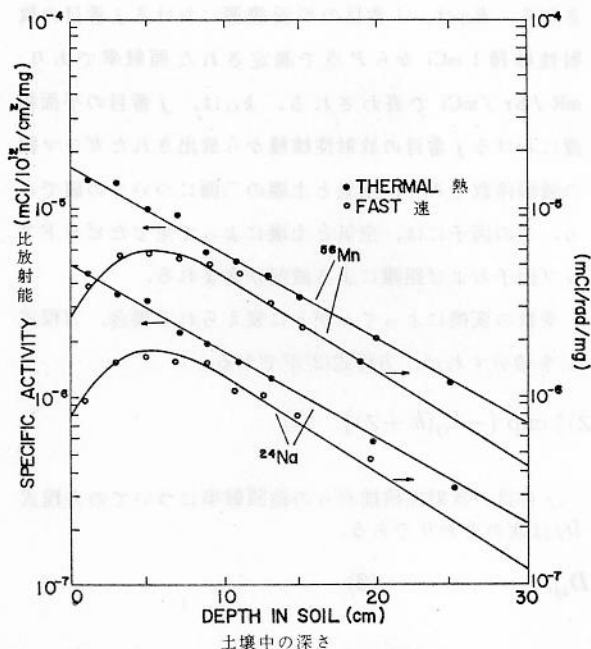


FIGURE 4 Distributions of specific activities of ^{24}Na and ^{56}Mn in soil irradiated with fast neutrons and thermal neutrons

図4 速中性子および熱中性子で照射した土壌中の ^{24}Na と ^{56}Mn の比放射能分布

(2) *Determination of I_{ij} .* Thermal neutron fluence on the ground surface in Hiroshima and Nagasaki was estimated from the activity of ^{60}Co induced in iron materials on the surface of concrete buildings. In order to obtain thermal neutron fluence from the activity of ^{60}Co , the iron materials of the same shape were irradiated with a known thermal neutron fluence. The fast neutron dose on the ground surface was already reported in the previous paper.⁽¹⁾

The results of activation analysis showed the presence of 18.1 mg of sodium in 1 g of soil in Hiroshima. From Fig. 4, the specific activity of ^{24}Na produced in soil per 10^{12}n/cm^2 of thermal neutron fluence and unit fast neutron dose was $5.0 \times 10^{-6}(\text{mCi}/10^{12}\text{n/cm}^2/\text{mg})$ and $8.1 \times 10^{-7}(\text{mCi}/\text{rad}/\text{mg})$ at the ground surface, respectively. Therefore, the specific activity of ^{24}Na induced in 1 g of soil per 10^{12}n/cm^2 of thermal neutron fluence and per unit fast neutron dose was $9.0 \times 10^{-5}(\text{mCi}/10^{12}\text{n/cm}^2/\text{g of soil})$ and $1.5 \times 10^{-5}(\text{mCi}/\text{rad}/\text{g of soil})$ at the hypocenter in Hiroshima immediately after the explosion, respectively. The specific activity of ^{24}Na

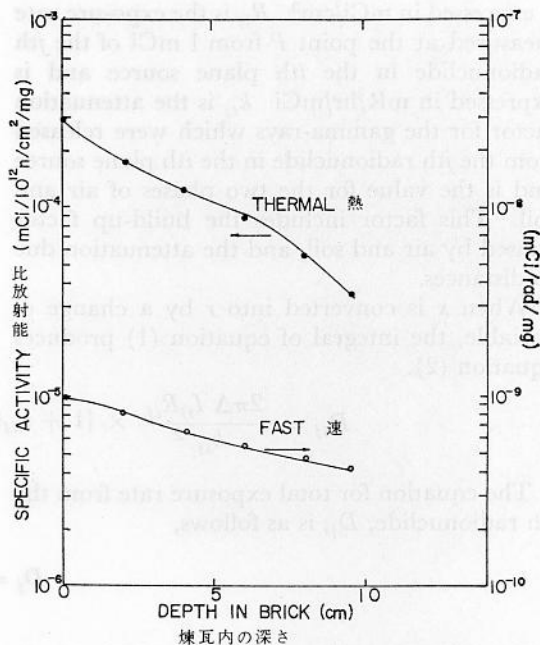


FIGURE 5 Distribution of specific activity of ^{24}Na in brick ($40 \times 40 \times 10\text{cm}$) irradiated with fast neutrons and thermal neutrons

図5 速中性子および熱中性子で照射した煉瓦内 ($40 \times 40 \times 10\text{cm}$) の ^{24}Na の比放射能分布

(2) I_{ij} の測定. 広島および長崎の地表での熱中性子フルーエンスは、コンクリート建造物表面にあった鉄材中の ^{60}Co の誘導放射能から推定した。 ^{60}Co の放射能からの熱中性子フルーエンスを求めるために、同型の鉄材を既知の熱中性子フルーエンスで照射した。地表における速中性子線量はすでに以前の報告で発表した。⁽¹⁾

放射化分析の結果、広島における土壌 1 g 中にナトリウム 18.1 mg のあることがわかった。図 4 から、土壌中に発生した ^{24}Na の熱中性子フルーエンス 10^{12}n/cm^2 当たり、および単位速中性子線量当たりの比放射能は、地表でそれぞれ $5.0 \times 10^{-6}(\text{mCi}/10^{12}\text{n/cm}^2/\text{mg})$ および $8.1 \times 10^{-7}(\text{mCi}/\text{rad}/\text{mg})$ であった。したがって、土壌 1 g 中に誘導された ^{24}Na の熱中性子フルーエンス 10^{12}n/cm^2 当たりおよび単位速中性子線量当たりの比放射能は、爆発直後広島の爆心地においてそれぞれ $9.0 \times 10^{-5}(\text{mCi}/10^{12}\text{n/cm}^2/\text{土壌g})$ および 1.5×10^{-5}

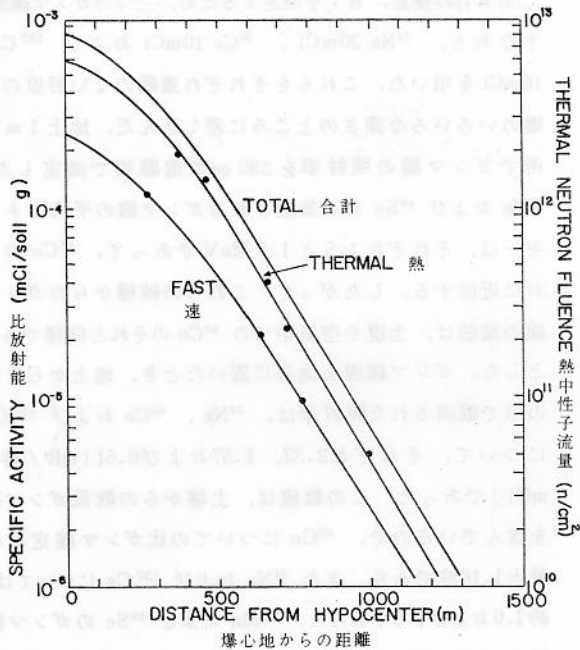


FIGURE 6 Specific activity of ^{24}Na in soil on the ground surface in Hiroshima induced by neutrons from the A-bomb. Curves were obtained from the sodium contents of soil and from the fast neutron dose and thermal neutron fluence estimated from the induced activities of ^{60}Co in iron materials in and on the ferro-concrete buildings

図6 原爆からの中性子によって誘導された広島地表土壌中の ^{24}Na の比放射能。曲線は、土壌中のナトリウムならびにコンクリート中および表面にあった鉄材の ^{60}Co の誘導放射能から推定した速中性子線量と熱中性子フルエンスにより得られたものである。

induced in 1 g of soil at the ground surface is shown in Fig. 6 as a function of distance from the hypocenter.

As the burst point of the A-bombs was high in Hiroshima and Nagasaki, the neutrons reached the ground not only from the direction of the epicenter but also from all other directions. Therefore, I_{ij} was corrected by the "globe operation" used in the previous paper.⁽¹⁾ I_{ij} was determined by the distribution of the specific activity as shown in Fig. 4 and the specific activity at the ground surface as shown in Fig. 6. The density of soil was assumed to be 2.6 g/cm^3 . Figure 7 shows I_{ij} for ^{24}Na at the hypocenter in Hiroshima. The values of I_{ij} for the other radionuclides were determined with the similar method.

(mCi / rad / 土壌 g) であった。地表で土壌 1 g 中に誘導された ^{24}Na の比放射能は、爆心地からの距離の関数として、図6に示す。

広島および長崎における原子爆弾の炸裂点は高かったので、中性子は炸裂点の方向からばかりでなく、他のあらゆる方向からも地面に到達した。したがって、 I_{ij} は、前の報告⁽¹⁾で使用した「グローブ操作」によって修正された。 I_{ij} は、図4に示すように、放射能分布により、また図6に示すように、地表での比放射能により決定された。土壌の密度は 2.6 g/cm^3 とした。図7は、広島爆心地における ^{24}Na の I_{ij} を示す。その他の放射性核種の I_{ij} 値は同様の方法で決定した。

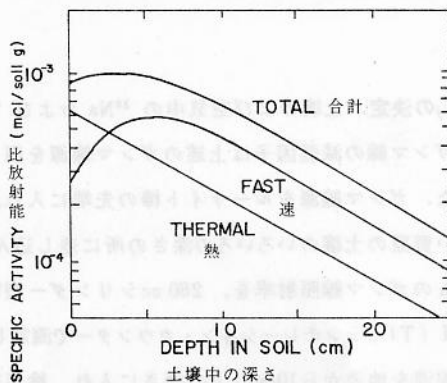
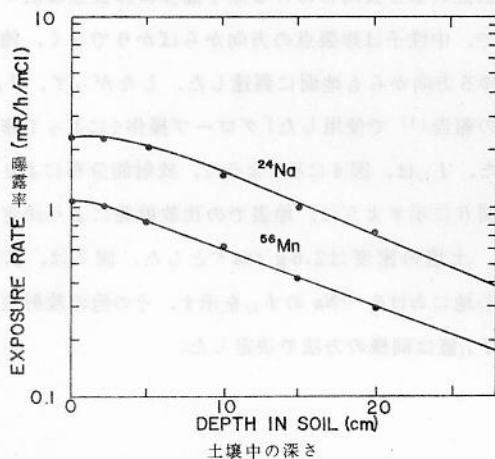


FIGURE 7 Specific activity distribution of ^{24}Na in soil at the hypocenter in Hiroshima. Curve "Fast" and "Thermal" shows the distribution of specific activity of ^{24}Na produced by incident fast neutrons and incident thermal neutrons, respectively

図7 広島爆心地における土壌中の ^{24}Na の比放射能分布。「速」および「熱」の曲線は、入射速中性子および入射熱中性子によってそれぞれ生成された ^{24}Na の比放射能分布を示す。

(3) *Determination of R_{ij} .* To determine R_{ij} , three gamma-ray point sources, 20 mCi of ^{24}Na , 10 mCi of ^{60}Co and 16 mCi of ^{137}Cs , were used. Each of them was inserted into soil at various depths in an open field. The exposure rate at a point 1 m above the ground surface was measured with 280 cc cylinder-type air chamber. The mean energy of gamma-rays released from ^{56}Mn and ^{46}Sc was 1.5 and 1.0 MeV, respectively, which approximates to that of ^{60}Co . Therefore, it was assumed that the gamma-rays from these nuclides attenuated similarly to that of ^{60}Co in soil and air. When the gamma-ray source was placed on the ground surface, the exposure rate at the point 1 m above the source was 2.32(mR/hr/mCi), 1.57(mR/hr/mCi) and 0.51(mR/hr/mCi) for ^{24}Na , ^{60}Co and ^{137}Cs , respectively. Since this value includes the scattered gamma-rays from soil, it was 1.16 times as large as the specific gamma-ray constant for ^{60}Co . For ^{24}Na and ^{137}Cs , it was about 1.0 and 1.5. If the ^{56}Mn and ^{46}Sc gamma-ray sources were placed on the ground surface, the exposure rate at 1 m above the source would be obtained by multiplying each of respective values in air by 1.16. Further, the value for ^{134}Cs was determined to be 1.5. The R_{ij} values of ^{24}Na and ^{56}Mn are shown in Fig. 8.



(4) *Determination of k_{ij} .* The attenuation factors of gamma-rays from ^{24}Na and ^{60}Co in the phases of soil and air were determined by using the gamma-ray sources described above. The gamma-ray sources were placed in the tip of a lucite rod and inserted in soil at various depths in the open field. The gamma-ray exposure rate at 1 m above the ground surface was determined with the 280 cc cylinder-type air chamber and NaI(Tl) scintillation counter.

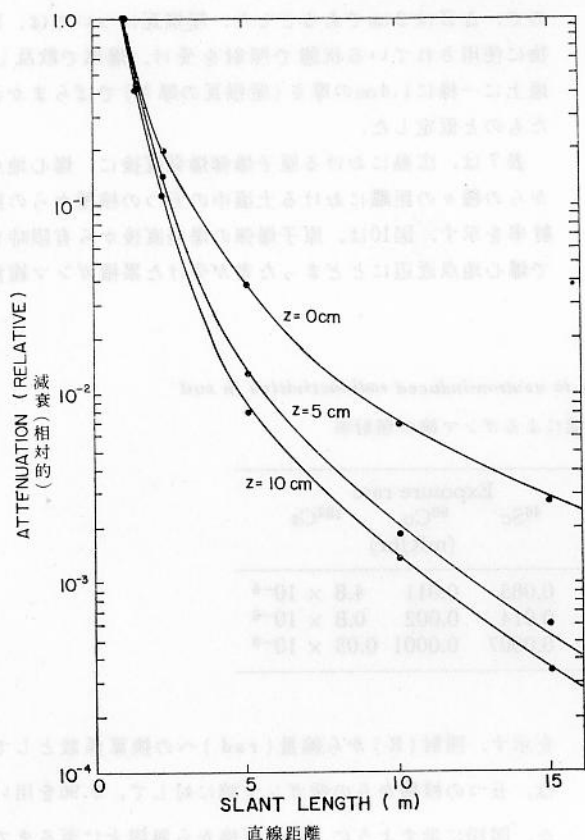
(3) R_{ij} の決定. R_{ij} を決定するため、三つのガンマ線源、すなわち、 ^{24}Na 20mCi、 ^{60}Co 10mCi および ^{137}Cs 16mCiを用いた。これらをそれぞれ遮蔽のない野原の土壌のいろいろな深さのところに差し込んだ。地上1mの所でガンマ線の照射率を280ccの電離箱で測定した。 ^{56}Mn および ^{46}Sc から放出されるガンマ線の平均エネルギーは、それぞれ1.5と1.0 MeVであって、 ^{60}Co のそれに近似する。したがって、これらの核種からのガンマ線の減弱は、土壌や空気中の ^{60}Co のそれと同様であるとした。ガンマ線源を地表に置いたとき、地上から1mの点で観測された照射率は、 ^{24}Na 、 ^{60}Co および ^{137}Cs について、それぞれ2.32、1.57および0.51 (mR/時/mCi)であった。この数値は、土壌からの散乱ガンマ線を含んでいるので、 ^{60}Co についての比ガンマ線定数の最大1.16倍であり、また ^{24}Na および ^{137}Cs については、約1.0および1.5であった。 ^{56}Mn および ^{46}Sc のガンマ線源を地表に置いた場合は、線源の上1mでの照射率は、空気中のそれぞれの値に1.16を掛けて得られる。なお、 ^{134}Cs の値は1.5と決定された。 ^{24}Na および ^{56}Mn の R_{ij} 値は図8に示す。

FIGURE 8 Exposure rates of ^{24}Na and ^{56}Mn gamma-ray sources on or in the ground as a function of slant length between the source and the detector for various depths. The curves were determined at a point 1 m above the ground surface when 1 mCi point gamma-ray source of ^{24}Na and ^{56}Mn was located at various depths in soil

図8 いろいろの深さにおける線源と検出器との間の直線距離の関数として、地表ないし土壌中のガンマ線源、 ^{24}Na 、 ^{56}Mn の照射率。曲線は、土壌中のいろいろの深さの所に ^{24}Na と ^{56}Mn の1mCiガンマ点線源が置かれた場合の地上1mの地点での測定値から得たものである。

(4) k_{ij} の決定. 土壌および空気中の ^{24}Na および ^{60}Co からのガンマ線の減弱因子は上述のガンマ線源を用いて決定した。ガンマ線源をルーサイト棒の先端に入れ、遮蔽のない野原の土壌のいろいろの深さの所に差し込んだ。地上1mのガンマ線照射率を、280ccシリンダー型電離箱とNaI(Tl)シンチレーション・カウンターで測定した。ガンマ線源を地表から10cm以上の深さに入れ、検出器と

When the gamma-ray source was located at the depth of more than 10 cm and the distance between the detector and the source was greater than 5 m, the exposure rate could not be measured with the air chamber. However, when the energy spectra of such weak gamma-rays were measured with the counter, it was verified that there was not so much variation in the gamma-ray spectra in a region beyond these depths and these distances described above. So, under such conditions, the exposure rate was measured with the counter. The attenuation curves of ^{24}Na in soil and air are shown in Fig. 9 as a function of distance for the various depths.



線源との距離を5 m以上にしたときの照射率は、電離箱で測定することはできなかった。しかし、このような弱いガンマ線のエネルギースペクトルをカウンターで測定した場合、上述の深さおよび距離以上のときにはガンマ線スペクトルにそれほど多くの変動はないことが証明された。したがって、このような状態の場合には、照射率はカウンターで測定した。土壌および空気中の ^{24}Na の減弱曲線は、いろいろの深さでの距離の関数として図9に示す。

FIGURE 9 Attenuation curves of gamma-rays from ^{24}Na point source located in soil observed at a point 1 m above the ground surface. The curves include the attenuation due to soil and air and the build-up factors

図9 地表1 mの地点で観察された土壌中に置かれた ^{24}Na の点線源からのガンマ線の減弱曲線。曲線には、土壌、空気およびビルドアップ因子による減弱が含まれている。

RESULTS AND DISCUSSION

Although the results of the activation analysis showed that ^{24}Na , ^{56}Mn , ^{46}Sc , ^{60}Co and ^{134}Cs were the important nuclides for the calculation of the gamma-ray dose, other radionuclides were expected to be produced in soil and building materials by neutrons from the A-bombs. A radiochemical separation of soil

調査結果と考察

放射化分析の結果によって、 ^{24}Na 、 ^{56}Mn 、 ^{46}Sc 、 ^{60}Co および ^{134}Cs がガンマ線の線量計算に重要な核種であることが証明されたが、原子爆弾からの中性子によって、土壌や建築材料にその他の放射性核種が生成されるということが考えられた。中性子によって放射化さ

activated by neutrons showed that soil contained small amounts of ^{59}Fe , ^{65}Zn and ^{40}K .⁽⁹⁾ Since these nuclides were masked by ^{46}Sc , ^{60}Co and ^{24}Na in the gamma-ray spectroscopy, these nuclides could not be detected in the activation analysis. In the estimation of chemical composition, the number of these nuclides would be counted as those of ^{24}Na , ^{60}Co and ^{46}Sc . Although the amount of ^{28}Al is very large at time zero, the half life of this nuclide is so short that the gamma-ray dose due to it may be left out of consideration.

The gamma-ray exposure rates from the five nuclides were calculated from the equations (2) and (3), where ΔZ was put to be 2 cm, because I_{ij} and k_{ij} could be treated as being constant within every 2 cm in soil. As for the roof-tiles, it was assumed that they were irradiated in a state as they were used in buildings, and were scattered by the blast and spread uniformly 1.4 cm thick (roof-tile thickness) over the ground surface.

Table 7 shows the exposure rate from the five nuclides in soil at various distances from the hypocenter immediately after the explosion of the A-bomb in Hiroshima. Figure 10 shows the

れた土壌の放射化学的な分離で、少量の ^{59}Fe , ^{65}Zn および ^{40}K が土壌に含まれていることが証明された。⁽⁹⁾ ガンマ線のエネルギー分析時には、これらの核種は ^{46}Sc , ^{60}Co および ^{24}Na に隠されていたので、放射化分析では、これらの核種を検出することはできなかった。化学成分についての推定では、これらの核種の数値は、 ^{24}Na , ^{60}Co および ^{46}Sc の核種数として計算されるであろう。爆発直後における ^{28}Al の量は非常に大であるが、この核種の半減期はきわめて短いので、Al によるガンマ線の線量は考慮する必要はないであろう。

五つの核種からのガンマ線の照射率は方程式(2)および(3)により計算した。ただし、土壌中では、その層の厚さ 2 cm ごとでは I_{ij} および k_{ij} は一定であるとしてよかったので、 ΔZ は 2 cm であるとした。屋根瓦については、建物に使用されている状態で照射を受け、爆風で散乱し、地上に一樣に 1.4 cm の厚さ(屋根瓦の厚さ)でばらまかれたものと仮定した。

表 7 は、広島における原子爆弾爆発直後に、爆心地点からの種々の距離における土壌中の五つの核種からの照射率を示す。図10は、原子爆弾の爆発直後から有限時まで爆心地点近辺にとどまった者が受けた累積ガンマ線量

TABLE 7 The gamma-ray exposure rate due to neutron-induced radioactivities in soil

表 7 土壌中の中性子誘導放射能によるガンマ線の照射率

| Distance from hypocenter 爆心地からの距離 (m) | ^{56}Mn (R/hr) | ^{24}Na (R/hr) | Exposure rate | | |
|--|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|------------------------------|
| | | | ^{46}Sc | ^{60}Co | ^{134}Cs (mR/hr) |
| 0 | 4.81 | 2.95 | 0.085 | 0.011 | 4.8×10^{-6} |
| 500 | 0.81 | 0.50 | 0.014 | 0.002 | 0.8×10^{-6} |
| 1000 | 0.037 | 0.023 | 0.0007 | 0.0001 | 0.03×10^{-6} |

accumulated gamma-ray dose received by a person who remained in the vicinity of the hypocenter from immediately after the explosion of the A-bomb to a finite time. As a value of conversion factor from exposure (R) to dose (rad), 0.96 was used for the whole gamma-rays from the five nuclides. As shown in Fig. 10, the accumulated gamma-ray dose from immediately after the explosion to infinity was about 80 rads. Total dose rate due to the five nuclides is shown in Fig. 11 as a function of time from immediately after the explosion of the A-bomb in Hiroshima. It was found that two nuclides of ^{24}Na and ^{56}Mn contributed dominantly to the gamma-ray dose from the radio-

を示す。照射(R)から線量(rad)への換算係数としては、五つの核種からの総ガンマ線に対して、0.96を用いた。図10に示すように、原爆直後から無限大に至るまでの累積ガンマ線量は約80 radであった。図11には、五つの核種による総線量率を、広島における原爆爆発直後からの時間の関数として示す。土壌中の誘導放射能からのガンマ線量には主として ^{24}Na および ^{56}Mn の二つの核種がわずかっていることがわかった。誘導放射能から放出されたガンマ線による外部曝露を考察した限りでは、

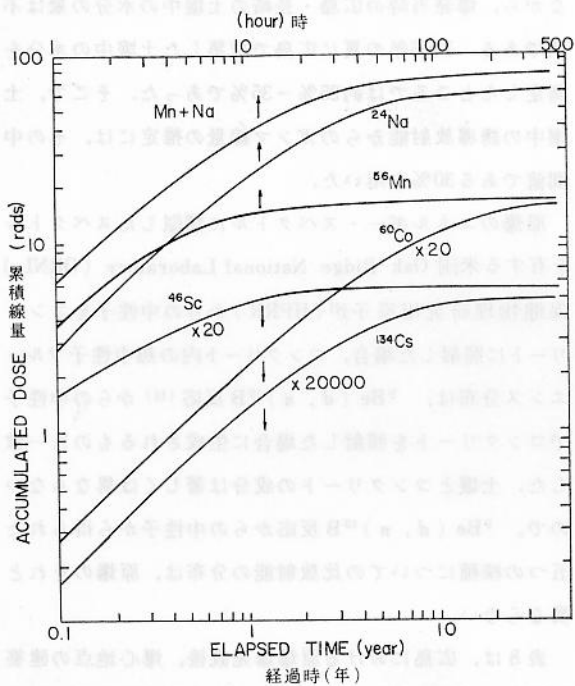


FIGURE 10 Accumulated gamma-ray dose from various radionuclides in soil at the hypocenter in Hiroshima

図10 広島 の爆心地点における土壌中のいろいろの放射性核種からの累積ガンマ線量

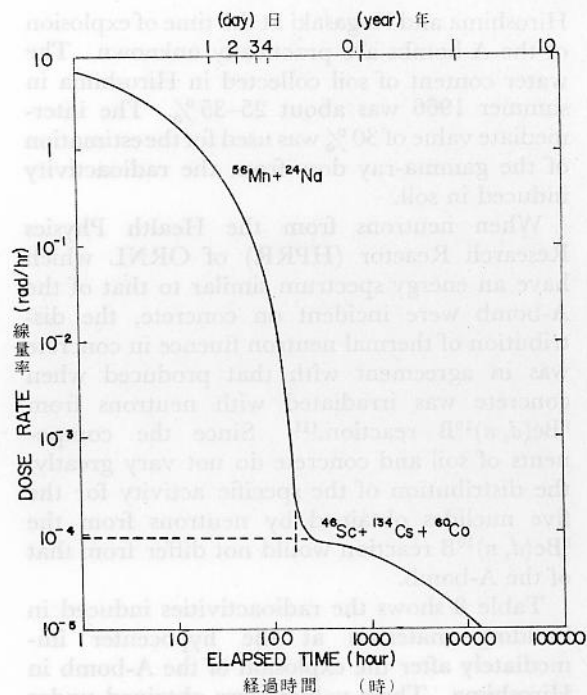


FIGURE 11 Gamma-ray dose rate from induced-radioactivity in soil as a function of time after the explosion of the A-bomb at the hypocenter in Hiroshima

図11 広島 の爆心地点における被爆後の時間の関数としての土壌中の誘導放射能からのガンマ線量率

activities induced in soil. As far as the external exposure due to the gamma-rays released from the induced radioactivity was considered, the gamma-ray dose from the other nuclides was negligibly small in comparison with that from ^{24}Na and ^{56}Mn . Although the exposure rate was calculated by putting the contents of the various elements in soil constant in all sites, the sodium and manganese content varied up to 1.5 times as large as the average values in some sites. Therefore, the gamma-ray dose can vary by a factor of 1.5 from the estimated dose.

The distribution of thermal neutron fluence in soil is dependent on the water content of soil. R. L. MATHER⁽¹⁰⁾ has studied the variation in the distribution of thermal neutron fluence in soil caused by the water content. As a result of his study, it was found that as the water content increased from 20 to 30%, thermal neutron fluence at the various depths increased by about 10%. Unfortunately, the water content of soil in

その他の核種からのガンマ線量は、 ^{24}Na および ^{56}Mn からのそれと比べて、無視してよいほどの少量であった。土壌中の種々の元素の含有量を各測定場所において一定であるとして照射率を計算したが、ナトリウムおよびマンガンの含有量は、ある場所では平均値の最大1.5倍までの変動を示した。したがって、ガンマ線量は推定線量から1.5倍の因数によって変動することがありうる。

土壌中の熱中性子のフルーエンス分布は、土壌中の水分に左右される。R. L. Mather⁽¹⁰⁾ は、水分によって生じた土壌中の熱中性子フルーエンス分布の変動について研究した。その結果、土壌中の水分が20%から30%に増加すると、地中のいろいろの深さでの熱中性子フルーエンスは約10%増加することがわかった。ところが残念

Hiroshima and Nagasaki at the time of explosion of the A-bombs are practically unknown. The water content of soil collected in Hiroshima in summer 1966 was about 25–35%. The intermediate value of 30% was used for the estimation of the gamma-ray dose from the radioactivity induced in soil.

When neutrons from the Health Physics Research Reactor (HPRR) of ORNL which have an energy spectrum similar to that of the A-bomb were incident on concrete, the distribution of thermal neutron fluence in concrete was in agreement with that produced when concrete was irradiated with neutrons from ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ reaction.⁽¹¹⁾ Since the components of soil and concrete do not vary greatly, the distribution of the specific activity for the five nuclides obtained by neutrons from the ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ reaction would not differ from that of the A-bomb.

Table 8 shows the radioactivities induced in building materials at the hypocenter immediately after the explosion of the A-bomb in Hiroshima. These values were obtained under the same principles as that employed for soil. The manganese content of roof-tiles and bricks are several times as large as that of soil. Table 9 shows the exposure rate from the radioactivities in roof-tiles at various distances from the hypocenter immediately after the explosion of the A-bomb in Hiroshima.

ながら、爆発当時の広島・長崎の土壌中の水分の量は不明である。1966年の夏に広島で採集した土壌中の水分を測定したところでは約25%–35%であった。そこで、土壌中の誘導放射能からのガンマ線量の推定には、その中間値である30%を用いた。

原爆のエネルギー・スペクトルに類似したスペクトルを有する米国 Oak Ridge National Laboratory (ORNL) 保健物理研究用原子炉 (HPRR) からの中性子をコンクリートに照射した場合、コンクリート内の熱中性子フルエンス分布は、 ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ 反応⁽¹¹⁾ からの中性子でコンクリートを照射した場合に生成されるものと一致した。土壌とコンクリートの成分は著しくは異ならないので、 ${}^9\text{Be}(d, n){}^{10}\text{B}$ 反応からの中性子から得られた五つの核種についての比放射能の分布は、原爆のそれと異なる。

表8は、広島における原爆爆発直後、爆心地点の建築材料内の誘導放射能を示す。これらの数値は土壌に対して適用したと同じ原理によって得られた。屋根瓦や煉瓦のマンガン含有量は、土壌のその数倍である。表9は、広島原爆爆発直後の爆心地点からいろいろの距離における屋根瓦中の放射能からの照射率を示す。

TABLE 8 The specific activities of building materials

表8 建築材料の比放射能

| Material | 材料 | ${}^{56}\text{Mn}$ | ${}^{24}\text{Na}$ | ${}^{46}\text{Sc}$ | ${}^{60}\text{Co}$ | ${}^{134}\text{Cs}$ |
|-----------------------------|--------|--------------------|--------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| ($\mu\text{Ci/sample g}$) | | | | | | |
| Soil | 土壌 | 2.99 | 0.89 | 5×10^{-5} | 0.5×10^{-5} | 2×10^{-7} |
| Roof-tile | 屋根瓦 | 16.3 | 0.84 | 17×10^{-5} | 1.3×10^{-5} | 5×10^{-7} |
| Brick | 煉瓦 | 12.3 | 1.32 | 11×10^{-5} | 1.1×10^{-5} | 2×10^{-7} |
| Concrete | コンクリート | 3.32 | 0.38 | 9×10^{-5} | 0.8×10^{-5} | 4×10^{-7} |
| Asphalt | アスファルト | 3.99 | 2.06 | 2×10^{-5} | 2.2×10^{-5} | 1×10^{-7} |
| Wood | 木材 | 0.40 | 0.34 | | | |

TABLE 9 The gamma-ray exposure rate of neutron-induced radioactivities in roof-tile

表9 屋根瓦における中性子誘導放射能のガンマ線の照射率

| Distance from hypocenter (m) | ${}^{56}\text{Mn}$ | ${}^{24}\text{Na}$ | ${}^{46}\text{Sc}$ | ${}^{60}\text{Co}$ | ${}^{134}\text{Cs}$ |
|------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|----------------------|-----------------------|
| 爆心地からの距離 | (R/hr) | | | ($\mu\text{R/hr}$) | |
| 0 | 2.8 | 0.30 | 35 | 0.35 | 1.5×10^{-3} |
| 500 | 0.5 | 0.05 | 6 | 0.06 | 0.2×10^{-3} |
| 1000 | 0.02 | 0.002 | 0.3 | 0.003 | 0.01×10^{-3} |

The Japanese house was mainly constructed from wood. The quantity of wood used for constructing a house is on the average 50 kg/m². Assuming that wood was equally activated and all burnt into ash, the specific activity of ²⁴Na and ⁵⁶Mn was 16 mCi/m² and 20 mCi/m², respectively. These ashes gave an exposure rate of 0.58 R/hr at the hypocenter immediately after the explosion of the A-bomb in Hiroshima. The specific activities of brick, concrete and asphalt were as large as those of soil and roof-tiles. There were some multistory, brick and concrete buildings in Hiroshima and in Nagasaki. Since the interior and contents of these buildings had not been activated by neutrons, even if someone entered these buildings, he would not receive the gamma-ray dose from these materials. No one could be for long times on asphalt which was used in making roads. And rescue work and cleaning away were mainly performed at the places burnt down by fires of wooden houses. For these reasons, it would be very rare that people were exposed to the gamma-rays from brick, concrete and asphalt.

A person who entered the hypocenter on the next day after the explosion and worked for 8 hr around there would have received a gamma-ray dose of 3 rads. The accumulated gamma-ray dose for infinite time at sites of 500 m and 1000 m from the hypocenter in Hiroshima was about 18% and 0.07% of that at the hypocenter, respectively.

The manganese content of soil of Nagasaki was about two times as large as that of Hiroshima and neutron dose on the ground was about $\frac{1}{3}$ times that in Hiroshima. The total accumulated gamma-ray dose from the five nuclides was about 30 rads.

The distributions of the specific activities of ²⁴Na and ⁵⁶Mn in soil, and values of R_{ij} and k_{ij} , were determined within the error of 3%. However, the precision of the fast neutron dose estimated from ⁶⁰Co activity in iron materials imbedded in concrete was about 0.15.⁽¹⁾ And for the thermal neutron fluence estimated from ⁶⁰Co activity in iron materials on the surface of the ferro-concrete buildings, it can be considered to be 0.08. Therefore, the precision of I_{ij} is about 0.18. The precision of the gamma-ray dose estimated is less than 0.23.

日本家屋は主として木材で構築されている。家屋一戸を建てるのに用いられる木材の量は、平均1 m²当たり50kgである。木材が一様に放射化され、全部灰になったとした場合、²⁴Naと⁵⁶Mnとの比放射能は、それぞれ1 m²当たり16m Ciと20m Ciとであった。この灰から広島における原爆爆発直後の爆心地点での照射率は0.58R/時であったとの値が得られた。煉瓦、コンクリートおよびアスファルトの比放射能は、土壌および屋根瓦のそれと同じであった。広島・長崎には数階建ての煉瓦やコンクリートのビルが若干あった。これらのビルの内部および内容物は中性子で放射化されていなかったから、たとえだれかがこれらのビルにはいったとしても、これらの建築材料からガンマ線を受けることはなかったであろう。道路舗装用のアスファルト上に長時間とどまっていた者はなかったと思われる。また、救出作業および焼け跡の整理は、主として火災で燃えつきた木造家屋の跡で行なわれていた。これらの理由から人々が煉瓦、コンクリートおよびアスファルトからのガンマ線に曝露されたということは、きわめてまれなことであると考えられる。

原爆投下の翌日爆心地点にはいり、その付近で8時間作業に従事した者は、3 radのガンマ線量を受けたことになろう。広島において爆心地点から500mおよび1000mの場所で無限時までには受ける累積ガンマ線量は、爆心地点のそのそれぞれ約18%および0.07%であった。

長崎の土壌中のマンガン含有量は、広島のその約2倍であり、地表の中性子線量は広島の約 $\frac{1}{3}$ であった。五つの核種からの累積ガンマ線量合計は約30 radであった。

土壌中の²⁴Naおよび⁵⁶Mnの比放射能分布ならびに、 R_{ij} および k_{ij} の値は3%の誤差範囲内で決定された。しかし、コンクリート中に埋没していた鉄材の⁶⁰Co放射能から推定した速中性子線量の精度は約0.15であった。⁽¹⁾また、鉄筋コンクリートビルの表面にあった鉄材中の⁶⁰Coから推定した熱中性子フルエンスは0.08と考えることができる。したがって、 I_{ij} の精度は約0.18である。推定されたガンマ線量の精度は0.23以下である。

REFERENCES

参考文献

1. T. HASHIZUME, T. MARUYAMA, A. SHIRAGAI, E. TANAKA, M. IZAWA, S. KAWAMURA and S. NAGAOKA, Estimation of the air dose from the atomic bombs in Hiroshima and Nagasaki. *Health Phys.* **13**, 149 (1967).
2. J. A. AUXIER, J. S. CHEKA, F. F. HAYWOOD, T. D. JONES and J. H. THORNGATE, Free-field radiation dose distributions from the Hiroshima and Nagasaki bombings. *Health Phys.* **12**, 425 (1966).
3. R. H. RITCHIE and G. S. HURST, Penetration of weapons radiation; Application to the Hiroshima-Nagasaki studies. *Health Phys.* **1**, 390 (1959).
4. N. SHONO, The physical effects of the atomic bombs in Hiroshima and Nagasaki. The reports of Hiroshima Jogakuin College, **10**, 163 (1960).
5. E. T. ARAKAWA, Residual radiation in Hiroshima and Nagasaki, ABCC Technical Report 02-62 (1962).
6. B. T. WATSON, Computers in activation analysis. *J. nucl. Med.* **4**, 306 (1963).
7. S. KAWAMURA, M. IZAWA, T. MARUYAMA, E. TANAKA and T. HASHIZUME, Determination of ^{60}Co to Co ratio for the estimation of fast neutron dose from the A-bombs in Hiroshima and Nagasaki. *Health Phys.* **13**, 801 (1967).
8. T. MARUYAMA, Neutron dosimetry based on activation of human body and personal possession. *Tokushima J. exp. Med.* **15**, 107 (1968).
9. S. OHNO, T. MARUYAMA and M. SUZUKI, Activation analysis of trace elements in soil (to be published).
10. R. L. MATHER, Neutron flux distribution near an air-soil boundary as a function of soil-water content, USNRDL-TR-530.
11. T. MARUYAMA, K. KAWACHI, A. SHIRAGAI and T. HASHIZUME, Neutron distribution in concrete (to be published).