資 料

チェルノブイリ原子力発電所事故起因の環境中超ウラン元素

山 本 政 儀^{*1}(1989年2月14日受理)
(1989年5月17日再受理)

Environmental Transuranium Elements from the Chernobyl Accident

Masayoshi YAMAMOTO^{*1}

The accident at the Chernobyl reactor site starting at 26th April 1986 caused a widespread distribution of radionuclides. In all countries radiation measurements and analyses of samples have been made to show the features to consider in a dosimetric evaluation, but transuranium elements have been less investigated.

In Europe, the determination of several transuranium elements, such as neptunium (Np-239), plutonium (Pu-238, 239, 240, 241), americium (Am-241) and curium (Cm-242) was possible. The total depositions (mBq/m²) at Monaca, Risø (Denmark) and Neuherberg (Munich) were estimated to be 10, 20 and 51, respectively. These levels are only 0.01-0.05% of the previous deposition from nuclear weapons tests. The activity ratios Pu-238/Pu-239, 240 (0.4-0.5) and Pu-241/Pu-239, 240 (80-90) from Chernobyl fallout were much higher than those from nuclear weapons tests. Here, a more detailed feature of transuranium elements released into environment from the Chernobyl reactor is presented comparing with that from nuclear weapons fallout, including the measurements of transuranium elements of the Chernobyl debris in Japan.

KEY WORDS : Chernobyl accident, transuranium elements, enviromental distribution

1. はじめに

チェルノブイリ原子力発電所の事故が発生(1986年4月26日)して以来、もう3年が経過した。この間、事故原因の究明はもとよりソ連、ヨーロッパを中心とした世界各国での環境汚染の状況、人体への影響が評価され、現在もなおそれらの調査や解析が継続して行われている。

環境放射能の立場から、今回の事故によって一般環境に放出された放射性物質をながめてみると、¹³¹Iや¹³⁷Csをはじめとする核分裂生成核種については、事故直後から相当数のデータが報告され、その実態も比較的早く明

らかになった。しかし、長寿命α線放射体の多いプルトニウム(Pu)やアメリシウム(Am)などの超ウラン元素については、直接測定が困難なこともあって、その情報は当初非常に乏しく、最近ようやくデータが報告されるようになってきた。

周知のように、92番元素ウラン(U)よりも原子番号の大きい元素を総称して超ウラン元素と呼ぶ。これらの元素(ここではNp, Pu, Am, Cmまでを対象)は、他の元素と異なり、①安定核種が存在しない、②物理的半減期の長い核種が多い、③生物学的に危険なα線放射体が多い、④一般環境で種々の酸化状態を含む化学形をとるためにその挙動は複雑であるなどの特徴をもっており、現在、核燃料サイクルのバックエンド問題ともからんで、環境保全や放射線長期被曝の観点から注目かつ重要視されている。それゆえ、チェルノブイリ原子炉事故

^{*1} 金沢大学理学部附属低レベル放射能実験施設; 石川県能美郡辰口町和気(〒923-12)
Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University; Tatsunokuchi-machi, Ishikawa 923-12, Japan.

によって環境に放出された超ウラン元素を過去の大気圏核実験からのフォールアウト超ウラン元素の蓄積量などと比較することも興味がある。

ここでは、これまでに報告されてきたチェルノブイリ原子炉事故に伴う超ウラン元素についてのヨーロッパのデータを中心に、事故による放出量、ヨーロッパでの検出状況、核種間の放射能比、さらに日本への影響について、主として図表を参照しつつ述べてみる。

2. 環境への超ウラン元素の放出量

今回の事故による環境への放射性物質の放出は、4月26日の爆発による炉心や建物の破壊、同時に発生した火災、ヘリコプターによる上空からの炭化ホウ素、ドロマイト、粘土、鉛の炉内への投下、その後の炉内温度の上昇など非常に複雑な経過をたどりながら事故後9日目の5月6日に終息したと報告されている。それゆえ、環境への放出率や放射性核種の成分も、瞬時にして起こる核実験と大きく異なり、事故後の時間によってさまざまな様相を呈した。この間に Xe や Kr の希ガスはほぼ

100%、放射性 I, Te, Cs は 10~20%、その他の放射性核種は超ウラン元素諸核種も含めて3%前後が放出されたと推定されている (Table 1)¹⁾。

各核種の放出率は、炉心や建物の物理的な破壊に伴う放出以外に、その核種の元素の物理的・化学的特性、さらに炉内温度とも関係していると思われるので、各元素の核種の放出率をそれぞれの元素の金属や酸化物の融点および沸点とともに Fig. 1 に示した。希ガス諸元素について、沸点の低い I, Te, Cs は、沸点の高い他の元素よりも多く放出されている点などがうかがわれる。しかし、超ウラン元素などはどちらかといえば、核燃料の物理的破壊に伴って粒子状として放出され、プルームとともに拡散したものと考えるほうが理解しやすいように思われる。この超ウラン元素の放出量をもう少し理解しやすくするために、炉内存在量と放出量を、大気圏核実験に起因するフォールアウト超ウラン元素の全存在量(1988年1月1日現在)と比較して Fig. 2 に示した。図中のフォールアウト ²³⁸Pu は、核実験によるもの 0.3

Table 1 Core inventory and total release of radionuclides.

Radionuclide	Half-life	Inventory* (EBq)	Percentage released
Kr-85	10.7 y	0.033	~100
Xe-133	5.25 d	1.7	~100
I-131	8.04 d	1.3	20
Te-132	3.25 d	0.32	15
Cs-134	2.06 y	0.19	10
Cs-137	30.17 y	0.29	13
Mo-99	2.75 d	4.8	2.3
Zr-95	63.98 d	4.4	3.2
Ru-103	39.35 d	4.1	2.9
Ru-106	368 d	2.1	2.9
Ba-140	12.79 d	2.9	5.6
Ce-141	32.55 d	4.4	2.3
Ce-144	284.5 d	3.2	2.8
Sr-89	50.55 d	2.0	4.0
Sr-90	28.82 y	0.2	4.0
Np-239	2.35 d	0.14	3
Pu-238	87.74 y	0.001	3
Pu-239	24110 y	0.0008	3
Pu-240	6570 y	0.002	3
Pu-241	14.4 y	0.17	3
Cm-242	162.8 d	0.026	3

* Decay corrected to 6 May 1986.

Fig. 1 Relationship between total release of radionuclides from the Chernobyl accident, and melting and boiling points of their corresponding elements or oxides.

Fig. 2 Comparison of total amounts of global fallout transuranium elements in January 1988, and core inventory of transuranium elements in Chernobyl nuclear power reactor and their release.

PBq (8kCi) の他に SNAP-9A 衛星事故 (1964 年 4 月,

インド洋上空) による 0.6 PBq (16kCi) を加えて示してある。これからわかるように、炉内の超ウラン元素諸核種の存在量は核実験フォールアウトの現在の全存在量に匹敵するが、環境に放出された Pu 同位体, ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu 量は、核実験フォールアウトの全存在量のそれぞれ 3.4, 0.33, 0.65, 10% 程度であったといえる。 ^{239}Pu と ^{240}Pu の合計 ($^{239,240}\text{Pu}$) では 0.46% になる。 ^{241}Pu の割合が 10% と高いのは、この核種の半減期が 14.4 y と短く、核実験フォールアウト ^{241}Pu の半分以上がすでに壊変しているためである。

3. ヨーロッパでの超ウラン元素の検出と蓄積状況

では、このような複雑な経過をたどって他の核種とともに放出された超ウラン元素諸核種が、気象条件も加わって、一般環境でどのようなレベルで検出されてきたかについて、Fig. 3 に示すヨーロッパの研究所のデータを中心に見てみる。図中には、事故当初の 4 月 26 日、4 月 27 日～28 日、4 月 29 日～30 日にかけてのおもな放射性ブルームの流れとともに、それぞれの地点の $^{239,240}\text{Pu}$ 降下量もあわせて示してある。

ヨーロッパでは事故 2～3 日後から降下物や浮遊塵などに超ウラン元素の ^{239}Np が他の核分裂生成核種とともに検出され、その後放射化学分析が進むにつれて Pu 同

Fig. 3 Locations of some institutes and deposition of $^{239,240}\text{Pu}$ (plumes A, B and C show the plume movements derived from Chernobyl on 26 April, 27-28 April and 29-30 April, respectively).

Fig. 4 Ground depositions of ^{137}Cs , ^{239}Np , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{242}Cm at Munich-Neuherberg, Federal Republic of Germany.

位体 (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$), ^{241}Am , ^{242}Cm などの存在が明らかになってきた。Fig. 4 にその例としてドイツ (Munich-Neuherberg) での結果²⁾を示した。4月26日の爆発事故当初の影響を最も強く受けたフィンランドでは、4月28日に採取した大気浮遊塵に多量の ^{239}Np が

極微量の ^{241}Am , ^{242}Cm とともに検出され、降下量の多かった4月29~30日にかけての降下物や新雪には、Table 2 に示すような事故由来の Pu 同位体, ^{241}Am , ^{242}Cm を検出している³⁾。Fig. 5 は、モナコ (IAEA) の大気浮遊塵と雨水の $^{239,240}\text{Pu}$ データ⁴⁾ を、ドイツ

Table 2 Concentrations of ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{242}Cm in deposition samples or top layers of snow taken at some sampling stations (mBq/m^2).

Place	Time	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{242}Cm
Deposition					
Jyväskylä ^{a)}	1. -30. 4.		<10	<15	<15
Riihimäki ^{a, b)}	29. -30. 4.		13±3	8.1±4.4	195±14
Helsinki					
Konala	29. -30. 4.	30	20		
Nurmijärvi	29. -30. 4.	8	6		
Nurmijärvi ^{a)}	30. 4. -1. 5.		<10	<30	303±31
Snow					
Lahti ^{c)}	29. 4.	9±2	16±2		
Vaassa	29. 4.	—	3		
Kotka	30. 4.	1.3±0.3	4±1		
Mikkeli	30. 4.	12±3	22±4		
Joensuu	30. 4.	10	50		

a) determined at the Department of Radiochemistry of Helsinki University.

b) results given as mBq l^{-1}

c) results given as mBq kg^{-1}

Fig. 5 $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations in air and rain at Monaco, Risø and Munich-Neuherberg following the Chernobyl accident.

(Munich-Neuherberg)²⁾ とデンマーク (Roskilde, Risø)⁴⁾ の大気浮遊塵のデータと比較して示したものである。この結果を見てわかるように、4月下旬から5月上旬にかけての大気浮遊塵には通常レベル ($\leq 0.05 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) の 100~200 倍高い $^{239,240}\text{Pu}$ が検出されている。モナコでの雨水についても大気浮遊塵と検出パターンは多少異なるが、あきらかな増加が認められる。それぞれの地点の大気浮遊塵の $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度の変化についてもう少し詳細にながめてみると、デンマークでは4月28日に最も高い Pu 濃度を検出。その後急減しながら、5月28日にわずかではあるが再び Pu レベルの上昇を観測している。この第2のピークは、原子炉の火災期間中に放出された Pu に由来したものであろうと推定している。ドイツでは4月30日から放射能レベルが上昇し、大部分の放射能がその日の午後の雨によってもたらされた。最初の大気浮遊塵の $^{239,240}\text{Pu}$ レベルは、デンマークのそれと似ているが、第2のピークは観測されていない。一方、モナコではドイツと同じ4月30日に採取した大気浮遊塵において初めて事故由来の放射能を検出。5月4~6日の雨で最大の降下量があった。しかしこ

では、デンマークやドイツで検出された ^{239}Np は検出されていない。それゆえ図中の5月5日ごろの Pu のピークはデンマークで観測した第2のピークと同じ由来の Pu であるとしている。一方、Fig. 6 には Pu 以外に、 ^{241}Am や現在一般環境で検出されない ^{242}Cm の放射能レベルとその変動を示した⁴⁾。

次に $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の変動を Fig. 7 に示す。図中には、前述してきた研究所の大気浮遊塵や雨水についてのデータの他に、爆発事故当初の放射性ブルームがポーランド上空を通過中に Brest (チェルノブイリ原子炉から約 450 km 西北西) にあわせて汚染をうけたデンマークのトラックのほろより採取した dust (Lorry dust Brest)、およびその放射性ブルームがバルト海上空を通過中にバルト海 (チェルノブイリ原子炉より約 1,150 km 北西) で魚釣りに使用されていたボートのエンジンフィルターより採取した dust (Boat filter Baltic Sea) についての結果⁵⁾ もあわせて示してある。

この図からわかるように、 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は、核実験フォールアウトについての 10^{-2} オーダーから事故後は $10^{-4} \sim 10^{-6}$ オーダーに急減しており、しかも測定されたいずれの値も、ソ連報告値 (10^{-3}) とくらべる

Fig. 6 ^{241}Am and ^{242}Cm concentrations in air and rain at Monaco and Risø following the Chernobyl accident.

Fig. 7 Activity ratios of $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ in air and rain at Monaco, Risø and Munich-Neuherberg following the Chernobyl accident.

と、試料採取の時期によって多少異なるが、チェルノブイリ原子炉からの距離が遠くなるにつれてより低くなっている傾向にある。このような結果を総合的に考えると、Pu はチェルノブイリ近くに多く降下し、他方 ^{137}Cs はより遠くまで拡散したといえる。 $^{239,240}\text{Pu}$ の降下量に関しては、Fig. 1 に示すようにデンマークで 20 mBq/m^2 、ドイツで 51 mBq/m^2 、モナコで 10 mBq/m^2 となっている。フィンランド（ヘルシンキ）の値は、4月29～30日の2日間での降下量であるが、 20 mBq/m^2 である。なお、ドイツの降下量 51 mBq/m^2 は、核実験フォールアウトからの $^{239,240}\text{Pu}$ の土壌中の蓄積量 110 Bq/m^2 (1982年の時点におけるMunichでの土壌中の値)²⁾ の0.05%に相当することを付け加えておきたい。

4. 超ウラン元素諸核種間の放射能比

それでは次に、事故によって環境に放出された超ウラン元素の諸核種間の放射能比はどのようになっていたで

あろうか。このような情報を得ることは、事故後の一般環境で見いだされる超ウラン元素、とくにPuについての汚染の由来や、すでに広く分布存在している核実験フォールアウトPuとの識別などを行う上で非常に注目されるところである。Fig. 8に核実験フォールアウトと比較してそれらの結果（4月26日に減衰補正）をまとめて示した。世界的な核実験フォールアウトについて現在広く見いだされている $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 、 $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 、 $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比はそれぞれ、 $0.03 \sim 0.04$ 、 $3 \sim 4$ (陸土)、約0.3 (陸土) であるが、事故由来のそれらは、それぞれ $0.4 \sim 0.5$ 、 $80 \sim 90$ 、約0.1であっていずれの放射能比も核実験フォールアウト値と大きく異なっていることがこの図からわかる。なお、事故由来の $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比は ^{238}Pu の親核種 ^{242}Cm の壊変によって将来(1990年)0.55程度にまで、また同様に $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比も ^{241}Pu の壊変によって将来(2060年)2.7前後まで増加すると考えられる⁴⁾。 ^{242}Pu も $^{242}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比で約0.02存在していたことがわかる。一方、現在一般環境で検出が非常に困難なCm同位体、 ^{242}Cm 、 $^{243,244}\text{Cm}$ も検出されており、それらの $^{239,240}\text{Pu}$ に対する放射能比はそれぞれ14, 0.14前後である。とくに前者の値は、核実験直後のフォールアウト値0.003の約5,000倍と非常に高い。このような超ウラン元素以外に、ウランについては、デンマークで採取した事故当初の大気浮遊塵で $^{237}\text{U}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比（4月26日に減衰補正）が0.96であり、またモナコで採取した雨水で $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比が 1.27 ± 0.07 であって事故からのウランの寄与は明らかではないと報告されている⁴⁾。

5. 日本への超ウラン元素の影響

これまでヨーロッパのデータを中心にして見てきたが、最後に日本への超ウラン元素の影響はどのようにであったかについて述べる。日本では5月3日の夜に降った雨からいくつかの県でチェルノブイリ原子炉事故によると思われる放射性核種が検出されはじめた。

Fig. 9は、気象研究所(筑波)で測定した大気浮遊塵についての $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度および $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比を示したものである⁶⁾。この図からわかるように、5月上旬から5月下旬にかけての $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度は事故前のフォールアウトレベル約 $0.01 \mu\text{Bq/m}^3$ の数倍から数十倍高いレベルにあり、しかもその間の $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比は $0.06 \sim 0.33$ で通常の0.03より高く、明らかにチェルノブイリ原子炉事故Puの寄与があることがわかる。また同時に測定した $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比も $10^{-5} \sim 10^{-6}$ オーダーであり、このことから上記のこと

Fig. 8 Comparison of activity ratios among transuranium elements in global fallout and in Chernobyl fallout.

Fig. 9 $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations and their activity ratios $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ in air at Tsukuba from March to July 1986.

が強く裏づけられる。

なおこのようなハイボリウムエアサンプラーによる大気浮遊塵の採取以外にアンダーセン・ハイボリウムエアサンプラーを用いての粒径別の大気浮遊塵も採取され、それらの Pu 濃度が ^{137}Cs 濃度とともに Fig. 10 に示すように測定されている⁶⁾。この図からサンプリング期間の異なる 2 試料ともに、Pu 濃度は浮遊塵の粒径によらずほぼ一定した値を、一方、 ^{137}Cs は粒径の細かい分画にうつるにつれて高くなっていることがわかる。この Pu 分布は、核実験フォールアウトの Pu では、今回の ^{137}Cs と同じような分布を示していた点^{7,8)}で大きく異なっている。Pu の空気力学的放射能中央径 (AMAD: Activity Median Aerodynamic Diameter) は、1982~1984 年の核実験フォールアウトの値 1.0~1.9 μm (平均 1.5 μm)⁹⁾ と比べて 3.8~4.7 μm と大きくなっており、このようなデータからも事故由来の Pu が前述してきたように原子炉の爆発に伴い粒子状として放出された可能性が示唆される。

一方、日本海側の福井県や石川県においても降下物や大気浮遊塵などについて、超ウラン元素の測定が行われており、そのデータを Table 3 に示した¹⁰⁾。表中の

$^{239,240}\text{Pu}$ 濃度のみからではチェルノブイリ原子炉事故に起因する Pu の影響の有無は定かではないが、 $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比は気象研究所のデータと同様に通常のレベル 0.03 前後より数倍高くなっている。また ^{241}Pu も降下物および松葉で測定され、その $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比はそれぞれ 18, 14 で通常の値よりもかなり高い。ちなみに、福井県の 1986.4~1987.3 月の 1 年間の降下物の $^{239,240}\text{Pu}$ について、 $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比を基にチェルノブイリ原子炉事故由来の $^{239,240}\text{Pu}$ の寄与を見積もると約 17%, 1.3 mBq/m^2 となる。この量は、日本海側での核実験フォールアウト $^{239,240}\text{Pu}$ の土壌中の蓄積量 100~110 Bq/m^2 (1976 年の時点における値)¹¹⁾ の 0.001% に相当する。

6. おわりに

以上、報告されている数少ないヨーロッパのデータを中心にチェルノブイリ原子力発電所事故に伴う環境中超ウラン元素について述べてきたが、ここで紹介したデータを見るかぎり超ウラン元素は ^{131}I や ^{137}Cs などにくらべてはるかに小さい環境影響しか与えていない。しかし、チェルノブイリ周辺には、放出された超ウラン元素の大部分が沈着しているものと予想されるので、この地

Fig. 10 Size distributions of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs bearing particles for air and $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ activity ratios corresponding to each particle size.

Table 3 Concentration of $^{239,240}\text{Pu}$ and activity ratios of $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ and $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ in precipitation, air dust and pine needle taken at Fukui or Ishikawa Prefecture.

Sample	Sampling date	$^{239,240}\text{Pu}$ (mBq/m ²)	$^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$
Fukui Prefecture				
(Fukui-shi)				
Precipitation	1986, 4. 1-1986, 6. 30	4.81 ± 0.74	0.19 ± 0.07	
Precipitation	1986, 7. 1-1987, 3. 31	7.77 ± 0.72	0.05 ± 0.02	
(Wakasa district)				
Precipitation	1986, 4. 1-1987, 3. 31	7.40 ± 0.37	0.11 ± 0.02	18 ± 2
Air dust	1986, 5. 2-1986, 6. 6	$0.034 \pm 0.004^{\text{a)}}$	0.28 ± 0.07	
Pine needle	1987, 2. 21	$1.48 \pm 0.15^{\text{b)}}$	0.09 ± 0.03	14 ± 4
Ishikawa Prefecture				
(Tatsunokuchi)				
Precipitation	1986, 5. 1-1986, 5. 31	3.70 ± 0.76	0.24 ± 0.07	

a) : $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$, b) : mBq/kg-fresh.

域の情報が事故に由来する超ウラン元素の環境動態などをさらに解析していく上で強く望まれる。

なお、本文は1988年10月5日～7日、広島県民文化センターで開催された「日本放射線影響学会第31回大会」での「チェルノブイリ原子力発電所事故による環境影響」に関するシンポジウムで述べた講演内容を取りまとめたものである。また本文を草するにあたっていくつかの資料や貴重なご意見をいただいた金沢大学名誉教授阪上正信、放射線医学総合研究所 河村日佐男、気象研究所 廣瀬勝巳の諸氏をはじめとする関係各位、原稿とりまとめにご協力いただいた当施設 中本美智代氏に深く感謝の意を表します。

参 考 文 献

- 1) International Atomic Energy Agency; Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Safety Series No. 75-INSAG-1. IAEA, Vienna (1986).
- 2) H. HOTZL, G. ROSNER and R. WINKLER; *Radiochim. Acta*, **41**, 181 (1987).
- 3) O. PAAKKOLA *et al.*; Second Interim Report: Radiation Situation in Finland from 5 to 16 May 1986, STUK-B-VALO 45 (1986).
- 4) E. HOLM; Personal discussion (1987).
- 5) A. AARKROG; *J. Environ. Radioact.*, **6**, 151 (1988).
- 6) K. HIROSE and Y. SUGIMURA; *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, in press.
- 7) 阪上正信, 山本政儀; 昭和58年度文部省科学研究費総合研究(A)長寿命放射性核種の放射生物学的挙動とその被曝線量評価に関する研究(II)報告書, p.24 (1984).
- 8) K. HIROSE and Y. SUGIMURA; *Health Phys.*, **46**, 1281 (1984).
- 9) A. KASAI; Personal discussion (1987).
- 10) 五十嵐修一, 山本政儀, 伊藤希一郎; 福井県衛生研究所年報, 第26集, 60 (1987).
- 11) M. YAMAMOTO, K. KOMURA and M. SAKANOE; *J. Radiat. Res.*, **34**, 237 (1983).