

Title	核融合研究施設の放射線防護・管理における基礎的要素に関する研究
Author(s)	吉田, 茂生
Citation	大阪大学, 2004, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/1380
rights	
Note	

Osaka University Knowledge Archive : OUKA

<https://ir.library.osaka-u.ac.jp/>

Osaka University

**核融合研究施設の放射線防護・管理における
基礎的要素に関する研究**

**(Studies on the Fundamental Factor of
Radiation Protection and Management
for Fusion Research Facilities)**

2 0 0 4 年

吉 田 茂 生

(Shigeo Yoshida)

要 旨

本研究では、核融合研究施設における放射線防護・管理の基本となるモニタリングについての特徴、計画立案における着眼点、手法等を検討し、基礎的要素としてまとめ上げ、今後計画される大型核融合研究施設におけるモニタリングプラン検討時の資産とすることを目的とした。核融合研究施設において作業員や公衆にとって被ばく線量を評価する点で重要対象となる、中性子・2次 γ 線に対する外部被ばくモニタリングとトリチウムに対する内部被ばくモニタリングに着目し、それぞれの基礎的要素に関して実験的結果から検討を行った。さらに、放射線防護の根元となる放射線による生物影響についても注目し、基礎的な実験結果からその重要性を論じた。

第1章では、近年の放射線防護体制の概要と核融合研究施設の放射線源としての特徴に関して述べた。第2章では、核融合研究施設である日本原子力研究所核融合中性子源 FNS と大阪大学強力 14MeV 中性子工学実験装置 OKTAVIAN を利用したスカイシャイン実験を行い、モンテカルロ計算による解析計算から核融合研究施設周辺における中性子・2次 γ 線スカイシャインのメカニズム解析を行った。さらに原子炉施設である東京大学高速中性子源炉 YAYOI や近畿大学原子力研究所原子炉 UTR-KINKI での同実験との比較から、外部被ばくモニタリング対象としての核融合研究施設の特徴を明らかとした。第3章では、バイオアッセイサンプルを利用した測定から、尿による自由水型トリチウム(FWT)成分と有機結合型トリチウム(OBT)成分との排泄分布を表し、ヒトのトリチウム体内動態の特徴を明らかとした。また、今日最も汎用的なトリチウム代謝モデルである3コンパートメントモデルをベースに、2つの OBT コンパートメント間の移行を考慮した新モデルを構築し、それらに用いるパラメータを決定し、そのモデルの適応性を実際のヒト代謝データを用いて確認した。さらに、この様な代謝モデルを用いた連続的な分布管理による内部被ばくモニタリングの必要性を述べた。第4章では、植物（カイワレダイコン）や菌類（出芽酵母菌）に対する放射線照射による影響を基礎的な実験結果から例示し、中性子照射による生物学的効果の特異性の存在を説いた。特に核融合反応から生成される 14MeV 中性子に対する生物影響については放射線ホルミシス効果の可能性を示唆した。これらを総括した第5章において、核融合研究施設における外部及び内部被ばくモニタリングや放射線照射による生物学的影響への探究に関する基礎的要素を検討しまとめた。

Abstract

The objectives of this study are, (1) to discuss the characteristics of the monitoring for the radiation protection and management, the viewpoint of the monitoring plan, their methods, and so on, in the fusion research facility, (2) to summarize some fundamental factors of them, and (3) to investigate the monitoring plan for the future large-scale fusion reactor facility. Paying attention to the external exposure monitoring for neutrons and secondary gamma-rays and the internal exposure monitoring for tritium, which were important objects to estimate the exposure dose against the worker in the fusion research facility and the public surrounding it, we investigated their fundamental factors from some experimental results. Also we examined the biological effects due to radiation which were the origin of the radiation protection, and discussed the importance through some results of the basic experiments.

Section I outlined the recent system of radiation protection and characterized the fusion research facility as a radiation source. In Section II, the mechanism of neutron and secondary gamma-ray skyshine around the fusion research facility was discussed. We performed skyshine experiments at fusion research facilities, i.e., the Fusion Neutronics Source (FNS) of JAERI and the Intense 14 MeV Neutron Source Facility (OKTAVIAN) of Osaka University. The measured results were analyzed through the simulation calculations with a Monte Carlo code. In addition, the fusion research facility was characterized as a subject of the external exposure monitoring by comparing the results of skyshine experiments at research reactors, i.e., the Fast Neutron Source Reactor (YAYOI) of Tokyo University and the University Training Reactor (UTR-KINKI) of Kinki University. In Section III, the tritium behavior in human body was characterized, as a result of tritium concentration measurements with bioassay samples. We investigated the excretion distributions of free water tritium (FWT) component and organically bound tritium (OBT) component. A new tritium metabolic model was proposed based on (1) the three-compartment model, which is known as the most useful model, and (2) the transition of tritium between two OBT compartments. We finally determined parameters in the model and confirmed the applicability of the new model using measured metabolic data in human body. In addition, it was pointed out that the internal exposure monitoring was useful by managing the continuous distribution with such a simple compartment model. In Section IV, the existence of peculiarity of biological effects by neutron irradiation was discussed by illustrating the radiation effects with the results of basic experiments using the plant

(*Raphanus sativus*) and the fungi (*Saccharomyces yeast*). Especially, we suggested the existence of the radiation hormesis effect from the observed peculiarity of biological effects for 14-MeV neutrons generated with DT fusion reaction. In Section V, we summarized some fundamental factors concerning the external and internal exposure monitoring and research of the biological effect by radiation exposure.

目 次

第1章 緒言

1-1. 国際放射線防護委員会と放射線防護体系	1
1-2. 放射線管理とモニタリング	2
1-3. 核融合研究施設におけるモニタリング	3
1-4. 研究目的	5
1-5. 本論文の構成	7

第2章 放射線スカイシャイン解析と外部被ばくモニタリング

2-1. 放射線スカイシャイン研究の概要(研究経緯)	8
2-2. 中性子・2次 γ 線スカイシャイン	12
2-2-1. スカイシャイン測定方法	13
2-2-2. スカイシャイン実験解析方法	19
2-2-3. 空間中性子分布の評価	21
2-2-4. 空間2次 γ 線分布の評価	27
2-3. 核融合中性子源施設と核分裂中性子源施設との比較	44
2-4. まとめ	46
付録-1	47

第3章 体内トリチウム動態解析と内部被ばくモニタリング

3-1. 体内トリチウム動態研究の概要(研究経緯)	48
3-2. ヒトの体内トリチウム濃度測定の実際	49
3-2-1. バイオアッセイ測定法	50
3-2-2. バックグラウンドトリチウム濃度の補正	52
3-2-3. バイオアッセイサンプル依存特性	53
3-2-4. ヒト体内トリチウム濃度分布の推移	55
3-3. ヒトの体内トリチウム動態のモデル化	61
3-3-1. コンパートメントモデルと多重指数関数和式	61
3-3-2. 新トリチウム代謝モデルの提案	63
3-3-3. 新トリチウム代謝モデルの検証と適用性	65
3-4. まとめ	70

第4章 放射線照射による生物学的影響の基礎的解析	
4-1. 低線量・低線量率放射線被ばくにおける影響研究の概要(研究経緯) ……	72
4-1-1. トリチウム水による生物効果(Kada 効果) ……	72
4-1-2. 放射線照射による生物効果(Radiation Hormesis 効果) ……	74
4-2. 放射線照射による生物学的効果実験の実際 ……	77
4-2-1. 実験方法 ……	77
4-2-2. 植物(カイワレダイコン乾燥種子)に対する照射効果 ……	86
4-2-3. 菌類(出芽酵母菌)に対する照射効果 ……	95
4-3. まとめ ……	101
第5章 総括	
5-1. 核融合研究施設における外部被ばくモニタリング計画の検討 ……	102
5-2. 核融合研究施設における内部被ばくモニタリング計画の検討 ……	104
5-3. 放射線防護・管理と低線量・低線量率放射線照射による生物効果 ……	105
参考文献 ……	107

謝辞

論文リスト

第1章

緒 言

第1章 緒言

1-1. 国際放射線防護委員会と放射線防護体系

今日我が国の放射性同位元素等（放射線発生装置を含む）使用施設においては「放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律」（放射線障害防止法）に基づいた法的規制下においた安全管理を担っている。2000年10月、この放射線障害防止法並びに関係法令において、国際放射線防護委員会（International Commission on Radiological Protection, ICRP）1990年勧告（Publ. 60）の導入に伴い、改正が行われ、2001年4月からの施行となった。

ICRPの組織は主委員会のもとに、国籍を問わず、放射線医学、放射線防護学、物理学、生物学、遺伝学、疫学等の分野を代表する専門家による委員によって構成された4つの専門委員会（放射線影響、放射線被ばくからの線量、医療放射線防護、ICRP勧告の適用）から組織されている。そして、最新の科学的知見や技術的水準を基に、放射線防護の基本的な考え方、様々な防護基準、放射線防護の方策等について検討され、それらの検討結果は勧告あるいは報告の形で公開されている。

ここでICRP1990度勧告の放射線防護の基本的概念について簡単に紹介する[1-1]。放射線防護の目標・目的については、次のように述べられている。

- ① 便益をもたらす放射線被ばくを伴う行為を不当に制限することなく、人の安全を確保すること
- ② 個人に対する線量を「確定的影響」のそれぞれに対するしきい値よりも低く保つことによってその発生を防止すること
- ③ 少ない放射線量でもなんらかの健康に対する悪影響を起こすものと仮定して「確率的影響」の誘発を減らすためにあらゆる合理的な手段を確実にとること

また、これらを達成するために以下の「放射線防護体系」が提示されている。

- ① 行為の正当化：放射線被ばくを伴う行為（または線源）は十分な便益がある場合でなければ導入（利用）してはならない。
- ② 防護の最適化：正当化された行為（線源）からの放射線影響をできるだけ小さくするために、個人の被ばく線量、被ばくする人の数、被ばくする機会などを経済的、社会的な要因を考慮して合理的に達成可能な限り低く抑えなければならない。この場合、個人の線量

は線量拘束値を超えないようにしなければならない。

(ALARA: All exposures shall be kept as low as reasonably achievable, economic and social factors being taken into account.)

- ③線量限度：線量限度は、環境中に存在する正当化されたすべての行為（線源）から、一人の個人が受ける線量（リスク）の上限値として設定された。

日本における放射線防護関連法令並びにその諸基準は、基本的に ICRP 勧告を尊重して設定・規定する姿勢を採っている。また、歴史的裏付けもあり、国際原子力機関 (IAEA) をはじめとする国際機関や多くの国々の放射線防護関連の基準規範となり、検討が行われている。

1-2. 放射線管理とモニタリング

ICRP の 1990 年勧告 (Publ. 60) では「委員会の勧告の基本は、線量及び線量を受ける確率を制限することである。線量の測定又は算定は放射線防護の実務の基礎である」と述べられている[1-1]。また、同委員会報告書の Publ. 43「公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則」にあっては「モニタリングとは、放射線あるいは放射性物質に対する被ばくの推定または管理と関連づけて行われる放射線または放射能の測定であり、測定結果の解釈を含む。」とも述べられている[1-2]。そして、これらのことは取りも直さず「放射線防護の実務こそが放射線管理であり、その基礎がモニタリングである。」ことを意味している。

図 1-1. に放射線管理の考えを構築する上で便利となる 1990 年勧告中で述べられている「被ばくのネットワーク」について示した[1-1]。これは「人」の被ばくを引き起こす諸過程を事象と状態とのネットワークと考えるとしたものである。このネットワークの各部分は「線源」から始まり、最終的には個人（集団）である「人」が、1つあるいは複数の線源に由来して被ばくするとした、「線源-環境-人」の一連の過程から整理されている。この図においても明確となっている通り、放射線の発生源（線源）に対する防護・管理が確実に行われていれば、「環境」、「人（個人）」に対する管理の重要性は小さいこととなる。特に公衆の場合は、通常時にあっては個人を対象とした管理は行われることはない。

また、放射線防護・管理においては、1つの特定の線源（例えば図中の核融合研究施設）に着目して公衆（個人・集団）の被ばくを評価する見方で行うものと、1人の個人に着目し、その個人を取り巻く環境中の複数線源、例えば原子力・放射線

施設、生活環境中のコンシューマプロダクツや人間活動に伴って高められた自然放射線源 TMNR (Technologically Modified Natural Radiation、リン酸肥料、高度飛行など) 等、からの被ばくを評価する見方で行うものと考えられ、どちらも相互的に包括的に捉え、評価していくことが必要となる。

その上でも、通常時におけるモニタリングは充分にかつ有効に機能しなければならない放射線防護・管理の基礎となるべきことで、特に線源モニタリングさらに線源に関連した環境モニタリングは重要かつ効率性の高い要素として捉えることができる。

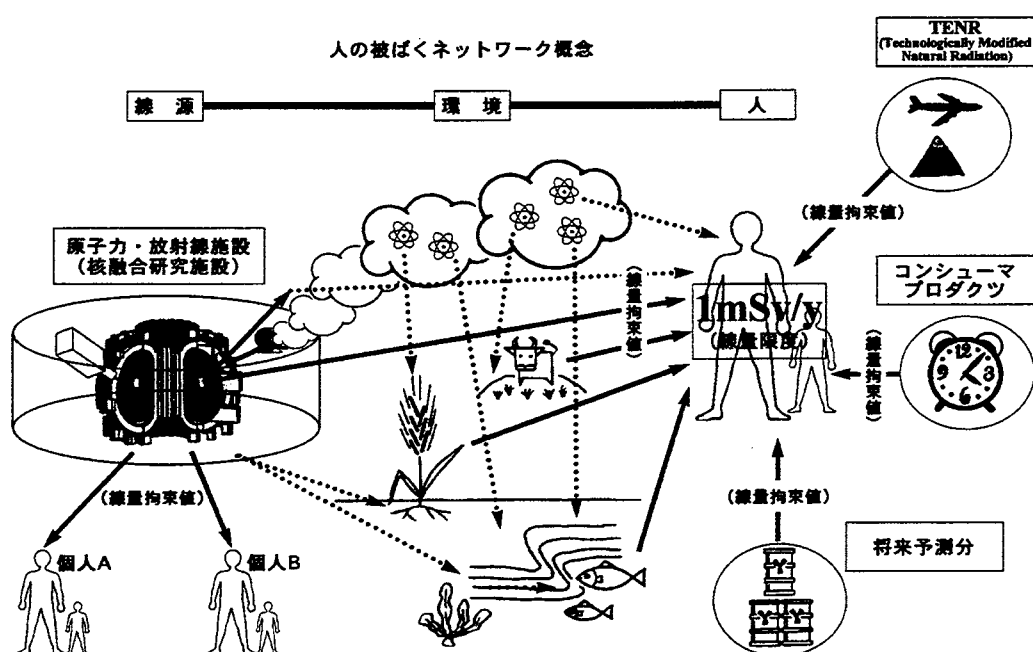


図 1-1. ICRP1990 年勧告における「人の被ばくネットワーク概念」と線量限度・線量拘束値

1-3. 核融合研究施設におけるモニタリング

次世代エネルギー源として有望視されている「核融合炉 (発電)」実現に向け、JT-60 (JAERI Tokamak-60), TFTR (Tokamak Fusion Test Reactor), JET (Joint European Torus) で代表される大型プラズマ実験装置による磁場閉じ込め核融合装置開発の基礎実験成果に基づき、DT 実験炉として国際熱核融合実験炉 (International Thermonuclear Experimental Reactor: ITER) による制御自己点火・燃焼や定常運転条件での実証ステージへと進行しつつある。

近年の核融合実験炉への研究開発の展開、また、大型・大強度加速器施設の建設に伴って、放射線防護・管理の考え方、計画はより一層重要となり、これまでの経験・経緯を踏まえ、十分なものが要求されることとなる。特に線源モニタリングの重要性については前節で述べた通りであるが、核融合研究施設の立地に伴って公衆における線源対象は「核融合研究施設」そのものとなるため、その施設に対する線源となる特徴・特性を明確にしておくことが必要かつ重要となる。ここで線源対象となる核融合研究施設からの運転中・停止中に想定される公衆の被ばくに影響を与える主たる放射線・放射性同位元素の種類について列記する。

● 運転中

- ・核融合中性子 (14MeV, 2.45MeV)
- ・トリチウム
- ・2次 γ 線、2次中性子
- ・放射化 γ 線
- ・制動X線
- ・放射化生成物

○ 停止後

- ・放射化 γ 線
- ・トリチウム
- ・放射化生成物

ここで一般公衆の外部被ばく線量評価に特に重要となる線源対象は、運転中発生される高エネルギー中性子とそれによって誘発される高エネルギー2次 γ 線とのスカイシャインによるものである。高エネルギー中性子(14MeV)は強い透過性と高い反応性(高エネルギー領域でのしきい値反応、放射化反応、非弾性散乱、熱化後の捕獲 γ 反応等)を有しており、主に施設天井部の遮蔽の薄い部分を透過後、大気で散乱され長距離にわたって伝播させられると共に、その際に施設構造物や大気中の原子核との相互作用から高エネルギーの2次 γ 線を誘発させ、直接またはスカイシャイン効果によって被ばくをもたらすこととなる。

また、核融合でのトリチウム取扱量は格段に多く、しかも他の放射性物質と比較して、透過しやすく、空間中での拡散速度も速く、様々な化学形を持つ等、閉じ込めが難しい核種である故に、内部被ばく線量評価において特に重要な線源対象となる。ITERの設計においては、施設全体でのトリチウム保有量は4kg以下の約 1×10^{18} Bq程度と見込まれ[1-3]、年間約110TBqのトリチウム(HT, HTO)が一般環境中へ放出されることが予想されている[1-4],[1-5]。

このように核融合研究施設において公衆を対象とする放射線管理の上で重要となる要素は、核融合中性子並びにその発生に伴って誘発される2次 γ 線による外部被

ばく要因と、トリチウムによる内部被ばく要因とによる線量算定と評価となる。これらに対するモニタリングの中心は行為が放射線計測で、正確性、迅速性、簡便性が要求される。

様々な対象、視点に応じて行われるモニタリングは総合的に評価され、放射線防護の目標が達成できているか否かを判断し、早期の問題発見や線源管理の改善等に提案されることとなる。この目標達成の基本的なガイドラインが法的な規制値であり、各施設が設けた目標線量値となる。そして、この制限値を超えることのないように低く抑え、さらに ALARA の根本原則に基づいて、可能な限り低く抑えるように計画を立案し、実施していくこととなる。表 1-1. に今日の核融合研究施設並びに原子炉施設における線量限度と目標線量値の一例を示す。

表 1-1. 原子力関連施設における線量限度と目標線量値

	管理区域境界		事業所境界	
	法定基準 (mSv/y)	線量目標値 (mSv/y)	法定基準 (mSv/y)	線量目標値 (mSv/y)
TFTR (U.S.A.)	50	10	1	0.1
JET (EU)	15	5	0.5	0.05
軽水炉 (日本)	50	-	1	0.1 ¹⁾
ITER	20 ²⁾	-	1	0.1 ³⁾

- 1) 発電用軽水炉施設の通常運転時における環境への放射性物質（放射性気体廃棄物及び放射性液体廃棄物）の放出に伴う施設周辺の公衆の受ける被ばく線量を実効線量で50 μ Sv/年、また、原子炉建屋、タービン建屋等の主要施設に起因する直接線量及びスカイシャイン線量は空気吸収線量で50 μ Gy/年（50 μ Sv/年相当）程度を下回るように線量目標値が定められている。
- 2) 通常運転時の従事者被ばく線量は、ICRP勧告を考慮して20mSv/年を超えないようにし、さらにALARAの原則を守る。
- 3) 通常運転時の公衆被ばく線量は、ICRP勧告の1/10の値である0.1mSv/年を超えないようにし、さらにALARAの原則を守る。

1-4. 研究目的

本研究の目的は、核融合研究施設における放射線防護・管理の基本となるモニタリングについての特徴、計画立案における着眼点、手法等を検討し、基礎的要素としてまとめ上げ、今後計画される大型核融合研究施設におけるモニタリングプラン検討時の資産としていくことである。

ここで公衆にとっての被ばく量を評価する上で基本となる、外部被ばくモニタリ

ングと内部被ばくモニタリングに着目し、それぞれの基礎的要素について検討をする。

外部被ばくモニタリングについては、一般公衆において線源対象となる施設からの漏洩放射線の挙動解析が重要であり、特に遠方まで線量的寄与を及ぼす可能性のあるスカイシャイン効果のメカニズム解明は、遮蔽設計、公衆被ばく線量評価等行っていく上でも最重要項目といえる。このために、既存の核融合研究施設を利用したスカイシャイン実験を行い、測定・解析から施設線源としての特徴を分析し、周辺におけるモニタリング要素に関して検討する。

内部被ばくモニタリングについては、核融合研究施設において大量に取り扱われるトリチウムに関して、ヒトの体内挙動とその分析評価方法について、これまでの実際のヒトのモニタリング値を解析し、モニタリング要素に関して検討を行う。さらに、トリチウム体内挙動のモデル化を検討し、その適用性について評価する。

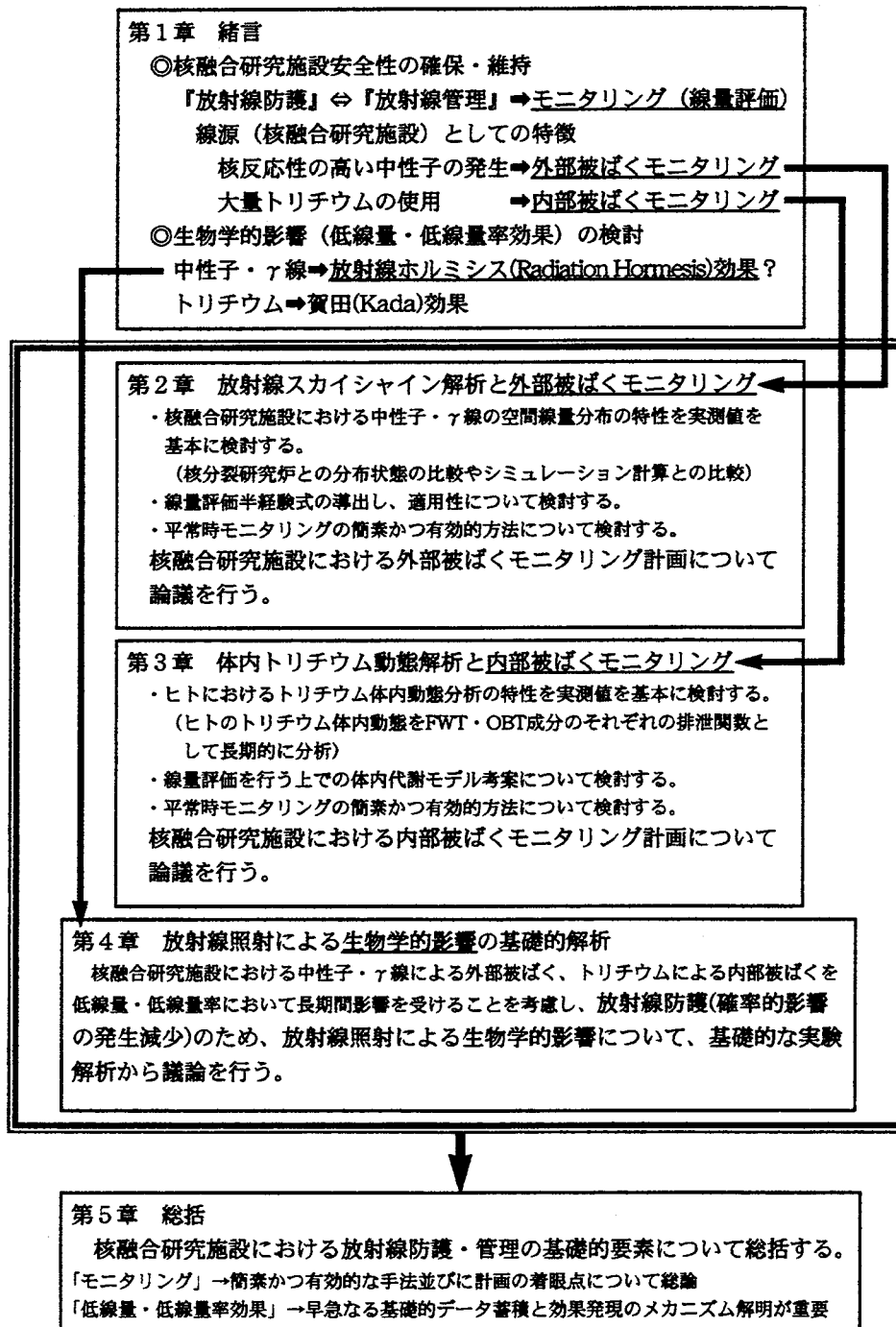
ALARA の根本原則により、「可能な限り低い線量」への管理を行っていく上で、低線量・低線量率における生物学的な効果において知見を深め、その生物学的な特異性の解明に関与するなかで、核融合中性子に対する生物作用の基礎的データの蓄積並びに生体対応のメカニズム解明に関しての早急なる対応の必要性を説く。

これらを通じ、核融合研究施設における放射線防護・管理に関する基礎的要素について論じる。

1-5. 本論文の構成

本論文の構成を以下に示した。

「核融合研究施設の放射線防護・管理における基礎的要素に関する研究」論文構成



第2章

放射線スカイシャイン解析と外部被ばくモニタリング

第2章 放射線スカイシャイン解析と外部被ばくモニタリング

2-1. 放射線スカイシャイン研究の概要（研究経緯）

磁場閉じ込め核融合装置の開発において、これまでの基礎的な実験成果に基づき、制御自己点火と燃焼並びに定常運転モードなどの実証を目的とした国際熱核融合実験炉(ITER: International Thermonuclear Experimental Reactor)の設計、建設が推進されている。核融合炉の設計にあたっては、D T反応で発生する 10^{19} n/cm²にも及ぶ大強度の14MeVの中性子及び炉構造体を構成する物質との相互作用から生じる二次中性子や γ 線に対する適切な遮蔽対策を講じなければならない。放射線遮蔽には炉の構成機器に対する一次遮蔽と人間を放射線から防護する生体遮蔽とに大別され、施設に働く人や周辺の地域住民に対する被ばく低減のためにも重要な課題である。

これまでの核分裂炉及び核融合中性子源からの中性子、 γ 線のスカイシャインの研究としては、オークリッジ国立研究所のTSF (Tower Shielding Facility)を使って行われた実験[2-1]及びネバダ実験場での Operation-BREN (Bare Reactor Experiment Nevada)と Operation-HENRE (High Energy Neutron Experiment)という一連の実験[2-2, -3, -4, -5, -6, -7, -8, -9, -10, -11, -12]が最初でありかつ代表的なものである。とりわけ、ネバダ実験場での実験は1956年から約15年の歳月を要して行われた中性子、 γ 線のスカイシャイン実験で、今日に至るまでこれに類するこれだけの規模での実験は行われていない。そして、これらの実験から得られたデータはまとめられ、ベンチマーク問題として作成されている[2-13]。しかし、これらの一連の実験はすべて裸状線源からの空中透過の実験であり、実際の中性子発生施設からのスカイシャインのように、建物の遮蔽構造の中で比較的薄い天井等の上部構造を透過して上空に漏洩した中性子が大気散乱によって地上に降り注ぐスカイシャインが主となるような実際の場合のものとは相当異なっている。

その後、研究用原子炉[2-14]、核融合研究施設[2-15]や大型加速器施設[2-16]での周辺環境において、スカイシャインに関連した測定や解析計算がされてきた。しかし、最近までの実験例のほとんどは中性子に関連した測定（中性子スカイシャイン測定）であり、中性子の伝播過程において物質（空気等）との相互作用によって誘発される高エネルギーの2次 γ 線に関与した測定（2次 γ 線スカイシャイン測定）は、実験例としては少なく、建屋構造を考慮しない粒子輸送計算に基づく解析によって算出されることが主となっている。これは施設からの放射線被ばくを想定した場合、公衆における外部被ばく線量のほとんどが中性子スカイシャイン線量による寄与として考えられ、2次的な γ 線の寄与は線量としては小さいとするものである[2-17]。

ところが、近年の TFTR(Tokamak Fusion Test Reactor, U.S.A.)の研究グループによって、DT 反応から発生される放射線の遮蔽効率試験のために中性子・ γ 線線量が施設周辺にて測定された。この報告では、核融合炉施設から約 200m まででは中性子の線量と γ 線の線量とが同等であることが図 2-1. のように示されている[2-18]。

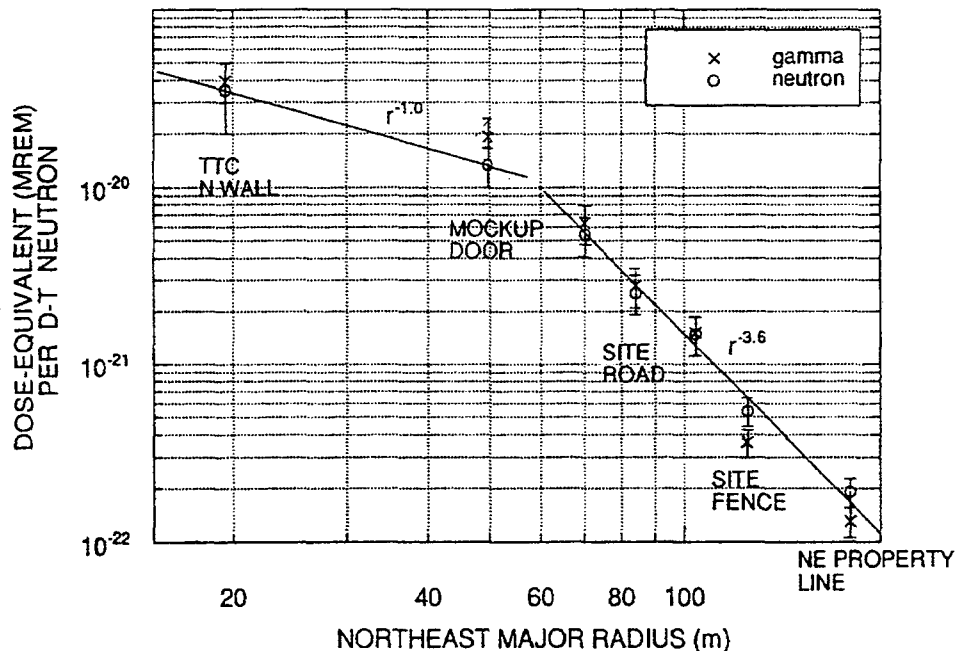


図 2-1. TFTR(Tokamak Fusion Test Reactor)における D-T 中性子発生時の中性子・ γ 線スカイシャイン線量測定例

また、JT-60(JAERI Tokamak-60)の次期装置として想定された核融合実験炉 (FER) におけるスカイシャイン線量率分布が SKYSHINE-II コードを用いて評価され、核融合炉中央からの距離の関数として図 2-2. の様に示された[2-19]。ここでは、DT 反応から発生した中性子による線量寄与、その中性子が炉本体や施設建屋の天井 (1.2m 厚) を透過する際に誘導される 2 次 γ 線による線量寄与と大気中を透過する際に誘導される 2 次 γ 線による線量寄与と、それぞれについて評価され、それらの総和として外部被ばく線量が見積もられている。

この計算からも大気中からの 2 次 γ 線スカイシャイン線量の寄与は、漏洩中性子による中性子スカイシャイン線量の寄与とは、約 500m 以上ではほぼ同等に評価されている。さらには、建屋遮蔽体からの 2 次 γ 線 (直接線) による線量寄与は、大気中からの 2 次 γ 線線量寄与と比べて 2 桁以上高い線量率と評価されている点が目立っている。

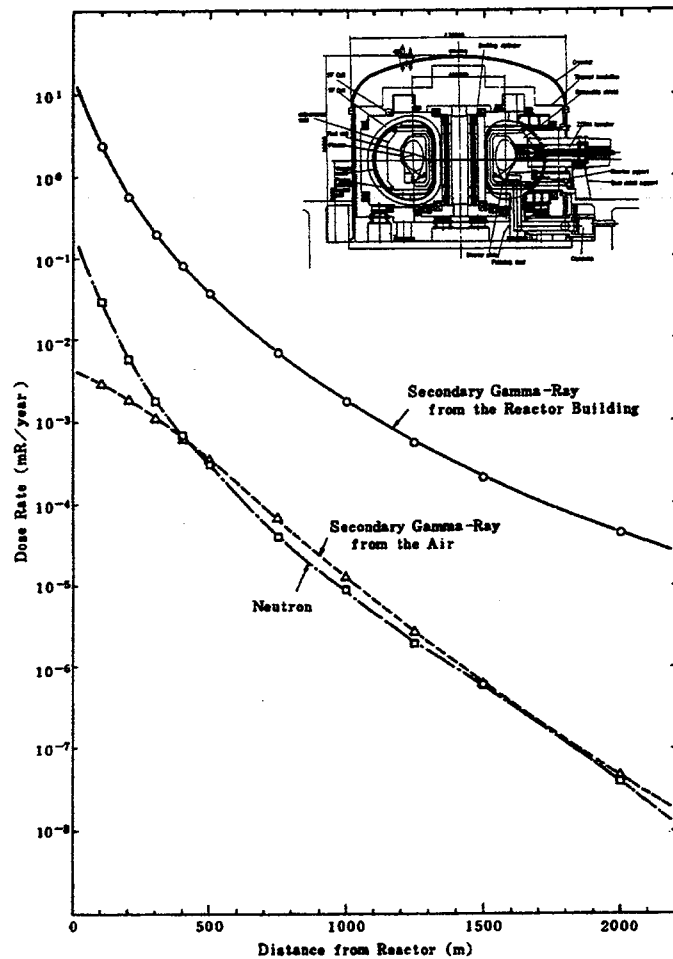


図2-2. FERにおける中性子・ γ 線のスカイシャイン線量計算例

これらの例を重視し、建屋遮蔽壁等の構造を考慮することによって、これまで線量的な寄与が少ないと考えられてきた2次 γ 線の存在が核融合研究施設等の中性子発生施設におけるスカイシャイン効果に重要な要素として関与するものとする。そして、核融合研究施設からの漏洩される中性子や1次 γ 線（ここでは核融合反応が生ずる比較的近傍で生じる γ 線を指す。）及び中性子伝播過程の際に誘発される2次 γ 線等、線源として対象となる核融合研究施設周辺における放射線挙動の特性を検討・評価することが外部モニタリングの重要要素の1つとして捉えることができる。それは取りも直さず、核融合研究施設周辺における中性子・ γ 線スカイシャイン現象のメカニズム解明を行っていくこととなる。特に2次 γ 線の発生から伝播の間の放射線挙動を実験的な解析を踏まえ、明確にしていくことが必要となる。

また、これまでの実験並びに解析計算の評価を基本として、線源からの距離 r (m)

に対する関数としてスカイシャイン線量 $D(r)$ を簡易に評価できる半経験式がいくつか導出されてきた。

その代表的な 2 例を示した。

① Nakamura, Kosako and Hayashi[2-17]

$$R(r, E, \theta) = \frac{Q_i(E, \theta)}{r} \exp\left(\frac{-r}{\lambda_i(E, \theta)}\right)$$

$\lambda_i(E, \theta)$: 実効的減弱距離(m)

E : 線源中性子のエネルギー

θ : 発生中性子の放出極角

熱中性子 \sim 400MeV 中性子に対するスカイシャイン中性子、2次 γ 線の線量分布を、地面レベル(0m)と高さ 15m の線源位置にて、2 km 範囲内の近似に適応。

②Stevenson and Thomas[2-20]

$$H(r) = \frac{Q}{r^2} \exp\left(\frac{-r}{\lambda(E_c)}\right)$$

Q : 1 \sim 400MeV のエネルギー範囲にて一定値をとる。

$Q=1.5\sim 3 \times 10^{-13}(\text{rem} \cdot \text{m}^2/\text{source neutron})$

$\lambda(E_c)$: カットオフエネルギー E_c での実効的減弱距離(m)

この①、②のように、 $D(r) = \frac{Q}{r^n} \exp\left(-\frac{r}{\lambda}\right)$, $n=1,2$, の線源からの距離 r と線量 $D(r)$ との半経験式では、線源の近傍領域では $\frac{1}{r^n}$ 項が減衰に有効に作用し、距離が遠ざかる

に従って $\exp\left(-\frac{r}{\lambda}\right)$ 項が減衰に大きく寄与した分布を示すこととなる。従って、線源

(施設) 近傍においては、建屋遮蔽構造において線源条件が異なり、 $\frac{1}{r^n}$ 項の n 値が 1 \sim 2 の間で変化することが推測できる。この点から建屋遮蔽壁等の構造を考慮したスカイシャイン線量評価(線源施設と公衆との間の放射線線量の距離依存性分布、放射線挙動特性、半経験式導出等の解析)やモニタリング計画が重要であることが明らかとなった。

ここで、本論の中で検討を行っている「スカイシャイン効果」に関して、簡単に定義付けをしておく。図2-3. に中性子源施設から漏洩した中性子から誘発される代表的な3つの位置からの2次 γ 線の公衆への伝播過程を簡単に示した。ここでは、建屋構造材中からの直接線(Direct)、地面からの反射的な舞い上がり成分(Groundshine)、そして大気からの反射的な降り下ろし成分(Skyshine)と大別して3方向からの被ばく成分に作業員・公衆は曝されることが想定される。この図に示すとおり、上空に放出された中性子が大気で散乱され長距離にわたって伝播する「Skyshine」の経路が、一般的なスカイシャイン効果として定義付けられている。しかし、作業員・公衆においてはこれらすべての成分を含め外部被ばく線量と評価され、また、比較的遠方に位置する公衆においてはそのほとんどがスカイシャイン効果に起因した線量であることから、特に指定のない限り本論文において「スカイシャイン線量」とは、選別的でなく総括的に図中の3方向すべてからの成分を含めた線量として取り扱っている。

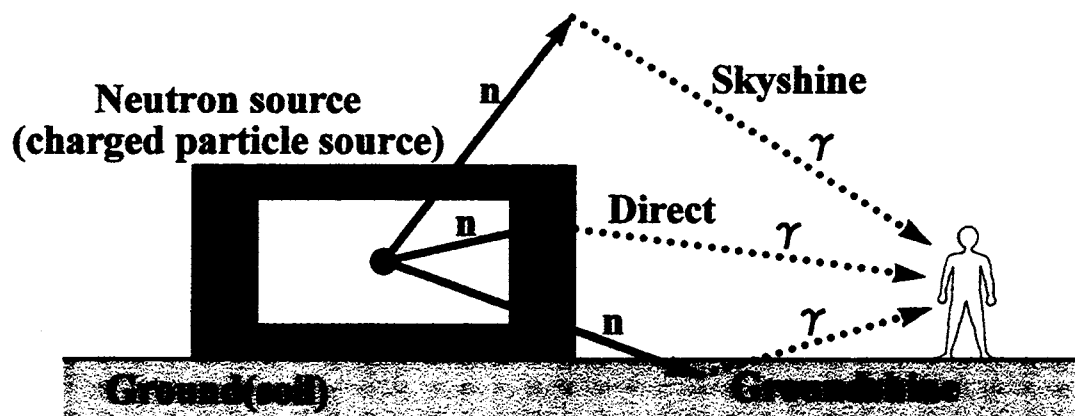


図2-3. 2次 γ 線スカイシャインと公衆への代表的伝播過程

2-2. 中性子・2次 γ 線スカイシャイン測定・解析の実際

この章では、本研究においてこれまでに行われてきたスカイシャイン実験に関する分析評価、検討を行った結果について報告する。線源対象となった施設は、日本原子力研究所の核融合中性子源 Fusion Neutronics Source (FNS)、大阪大学大学院工学研究科の強力 14MeV 中性子工学実験装置 OKTAVIAN、東京大学大学院工学系研究科の高速中性子源炉 YAYOI、そして近畿大学の原子力研究所教育用原子炉 UTR-KINKI の4施設であった。

2-2-1. スカイシャイン測定方法

1) 線源施設条件

本スカイシャイン実験は、中性子源として特徴のある線源施設を4ヶ所選定し、中性子・2次 γ 線スカイシャインの測定を行った。内2ヶ所を高速中性子源・熱中性子の原子炉施設周辺を測定対象に選定し、核融合研究施設周辺との相違点を確認するために同様な測定・分析を行った。ここで使用した線源施設の条件について簡単に述べる。

①日本原子力研究所核融合中性子源 Fusion Neutronics Source (FNS)

3相全波整流トランス積層型静電加速器を用い、約400keVに加速した D^+ をトリチウムターゲットに当て、D-T反応によって14MeV中性子を発生する。本スカイシャイン実験にて使用した第1ターゲット室内の大きさは縦横約15m、高さ約10mであり、側壁及び天井のコンクリート厚はそれぞれ2m及び1.15mである。第1ターゲット室内ターゲット直上7.1mの天井にはスカイシャイン実験孔(約0.9m \times 0.9m、1m厚)が設けられ、照射時にここに挿入された遮蔽プラグを抜き取り、開放状態にしてスカイシャイン実験を行った。なお、プラグを取り外した後は施設内の負圧維持、雨水侵入防止のため、2mm厚のSUS板にて2重に防護策がとられた。この第1ターゲット室にて発生できる最大中性子量は 3×10^{11} n/secである。(図2-3. 参照)

②大阪大学大学院工学研究科強力14MeV中性子工学実験装置 OKTAVIAN

コッククロフトワルトン型加速器を用い、約240keVに加速した D^+ をトリチウムターゲットに当て、D-T反応によって14MeV中性子を発生する。施設建屋は南北に16.4m、東西に31.5m、高さ10.5mの方形を呈し、遮蔽壁の厚さは天井が16cm(屋上全面には砂利が引き詰められており、実効的な厚さは約20cmとなる。)、側壁が上部20cm厚の下部が1m厚となっている。また、大実験室内中央にターゲット部があり、その周囲には80cm厚、高さ約4mの可動型遮蔽体が置かれ、側壁方向の遮蔽を補助している。この大実験室にて発生できる最大中性子量は 1×10^9 n/secである。(図2-4. 参照)

③東京大学大学院工学系研究科高速中性子源炉 YAYOI

高速中性子源炉「弥生」は γ 線や熱中性子の混入のほとんど無い高速中性子(平均エネルギー0.8~1.5MeV)を発生させることができ、最大炉心出力2kWにて運転している。炉室は側壁面2m厚、天井40cm厚で囲まれた内寸法30m \times 20m \times 高さ16mの空間である。スカイシャイン実験に使用した炉心は高さ3.5m、対辺距離8mの重

コンクリート遮蔽体内のB運転位置に設定され、その中央グローリー孔（Gy 孔）は炉心から遮蔽体内を貫通して、炉心部で約 2cmφ、上部コラム部で約 10cmφとなっている。この Gy 孔を開孔し、さらに炉室天井（高さ 12.5m）の Gy 孔直上に設けられたスカイシャイン実験用プラグ(60cmφ)を開孔することで、炉心からの発生中性子を直上に上仰角約 2.7° で建屋から空気中に放出することができる。このプラグ位置での中性子強度は炉出力 500W 当たり 1.07×10^8 n/sec と求められている[2-21]。(図 2-6. 参照)

④近畿大学原子力研究所教育用原子炉 UTR-KINKI

極低出力(1W)の軽水減速、黒鉛反射非均質型熱中性子炉である。炉心部で発生された中性子は、中心軸を貫通する中央ストリンガー部を通じ、遮蔽上蓋の 20cmφ可動プラグを取り外した部分から炉室内に放出される。(図 2-5. 参照)

2) 測定装置と測定位置

スカイシャイン実験においては、評価の際に実験データを基準化するために、中性子発生量の絶対測定が必要となる。FNS においては T(d, n)α 反応で発生する α 粒子をトリチウムターゲット後方（真空中）に取り付けた表面障壁型シリコンダイオード検出器にて測定し、中性子発生量を決定している。

OKTAVIAN においては $^{27}\text{Al}(n, \alpha)^{24}\text{Na}$ や $^{93}\text{Nb}(n, 2n)^{92\text{m}}\text{Nb}$ のしきい値反応による箔放射化法によって絶対量を評価し、NE-213 有機シンチレーション検出器を用いた相対的測定を行い、時間的変動を考慮した。

また、YAYOI や UTR-KINKI の原子炉に関しては、測定時間中の平均炉出力(W)をもって規格化した。

中性子の線量分布測定は、レムエリア NDN1NA12（富士電機(株)）、レムサーベイメータ TPS-451S（アロカ(株)）の 2 種類の積分型レムカウンタタイプの検出器を用いて行った。これらのレムカウンタの校正は既に中性子標準場にて校正された同種の検出器 TPS-451S とともに、 ^{252}Cf 標準中性子源を中心にそれぞれの検出器中心までの距離を 1m（地面からの高さ 1m）に設定した条件にて、それぞれのカウント率を比較することで、2 次的な校正を行った。これより、NDN1NA12、TPS-451S の 2 種類のレムカウンタに対して、それぞれに 0.359、0.684 ($\mu\text{Sv/h/cps}$) のカウント率-線量率換算係数を導き出した。

2 次 γ 線の線量分布測定には、5"φ×5"円筒型、8"φ×8"円筒型 NaI(Tl)シンチレーション検出器（NaI 検出器）を用いた波高分布測定を行った。ここで測定された波

高分布はアンフォールディングコード HEPRO[2-22]を用いて γ 線エネルギースペクトルに変換し、エネルギーごとに光子フルエンス-実効線量換算係数を乗じ、積分することによって、2次 γ 線の線量(率)分布を求めた。なお、大型で高検出効率の8"φ×8"検出器はFNS施設の遠方(300~400m付近)での2次 γ 線測定用に適用した。また、NaI検出器による測定と並行して、同位置にて、高いエネルギー分解能を有する結晶体積180ccの高純度ゲルマニウム半導体検出器(Hp-Ge検出器)を用いた波高分布測定を行った。これによって、測定位置における線量に寄与する2次 γ 線放出核種の同定と分布状態等の分析ができ、さらには2次 γ 線の発生位置、その位置からの伝播経路が推定できることを試みた。表2-1.及び図2-3.~図2-6.にて各線源施設の立地条件とその周辺での測定位置を示した。

表2-1. 各線源施設での測定位置と使用検出器

		対象線源施設			
		FNS	OKTAVIAN	YAYOI	UTR-KINKI
測定点	中性子	天井 (2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,11.2m) 環境 (40,74,104,134,163,194,225,253,284,311,332,342,373,419,491,512,548m)	屋内 (13.5,20m) 環境 (35,45,60,75,78,86,90,100,115,120,150,225,275,285,300m)	天井 (0,0.6,1.6,2,2.6,3,3.6,4.4,6.5,5.6,6.6,7.7,6.8,8.6,9,9.6,10,10.6,11,11.6m) 環境 (14,20,21,25,28,35,40,52,62,69,72,74m)	屋内 (4.3,5.9,6m) 環境 (17,21,35,47m)
	γ 線	天井 (3,6,10.5m) 環境 (11,19,20,61,104,213,308,419m)	環境 (35,43,55,85,100,115,150,300m)	環境 (14,25,35,40,52,72m)	環境 (17,38,53m)
検出器	中性子	中性子レムエリア NDNINA12 (富士電機製) 中性子サーベイメータ TPS-451S (Aloka製)			
	γ 線	NaI(Tl)シンチレーション検出器 (5"φ×5", 8"φ×8"(FNSのみ)) Hp-Ge半導体検出器 (結晶体積: 180cc)			

ここで、2ヶ所の核融合研究施設の立地条件について多少詳細に説明を加える。図2-3.のFNSは太平洋沿いの平坦な地形に位置して、海岸線まで約120mと近い距離にある。FNSの南側には高速炉臨界集実験装置(FCA)と西側には軽水炉臨界集実験装置(TCA)が位置している。スカイシャインの測定は施設より北東方向に広がった地面は砂地の、樹高約10mの松林が繁る中を縦断した約550mまでの中性子線量と約400mまでの γ 線線量の測定を行った。さらに以遠にはFNSより約950mの位置に日本原子力発電(株)東海第2発電所(沸騰水型原子炉110万kW)が稼働中である。

図 2-4. の OKTAVIAN は大学内の施設の小高い位置にあり、周囲の南側西側を約 20m の間隔で建家が隣接、また、施設の北側東側は近傍からすぐに小高い丘によって覆われた形状となっている。そして、この施設から遠方へと約 300m の測定位置まで緩い下り坂となっている。丘を挟んで東側には大型のサイクロトロン施設があり、西側に向かって地中に中性子 TOF 測定用の飛行路が 100m とのびている。反対の西側には丘を挟み直線加速装置施設が位置している。

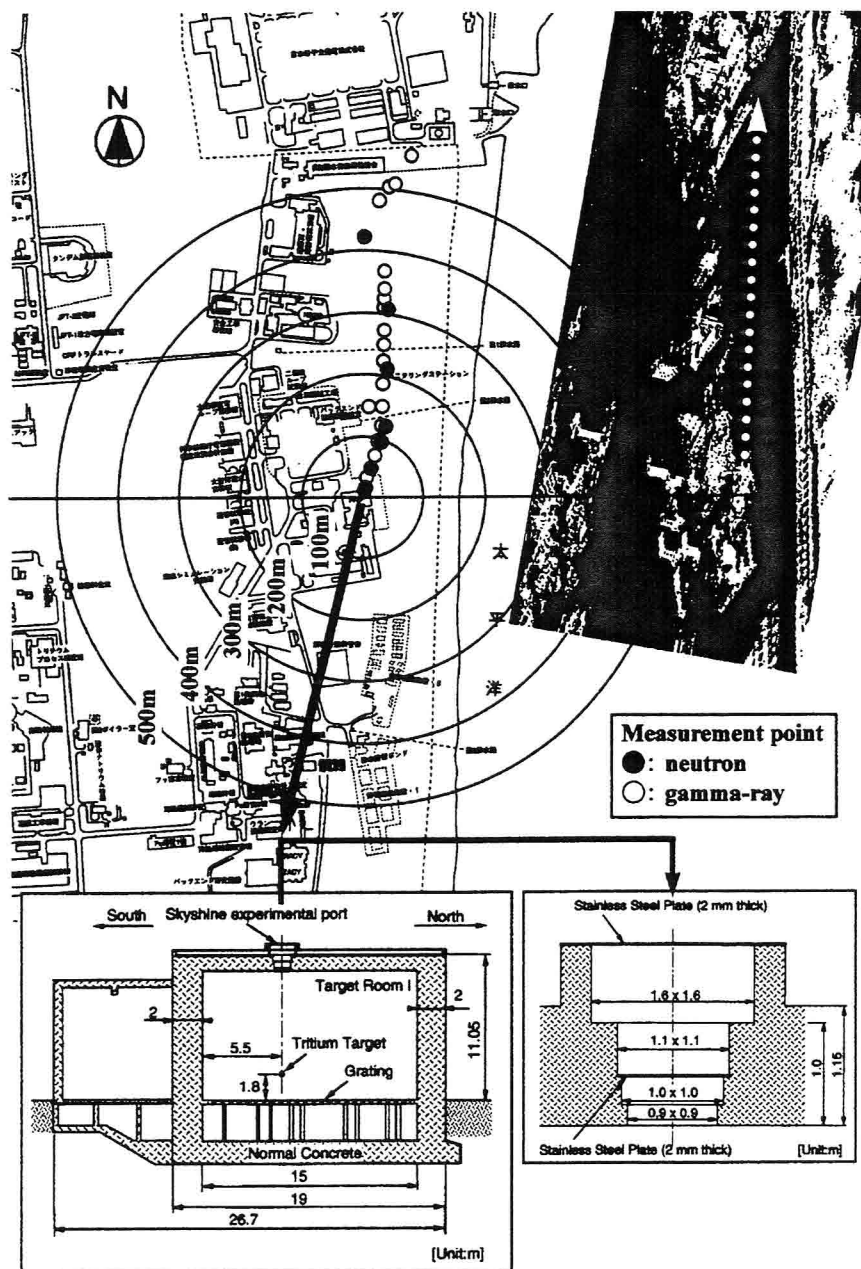


図 2-3. FNS 施設構造と周辺環境並びにスカイシャイン線量測定位置

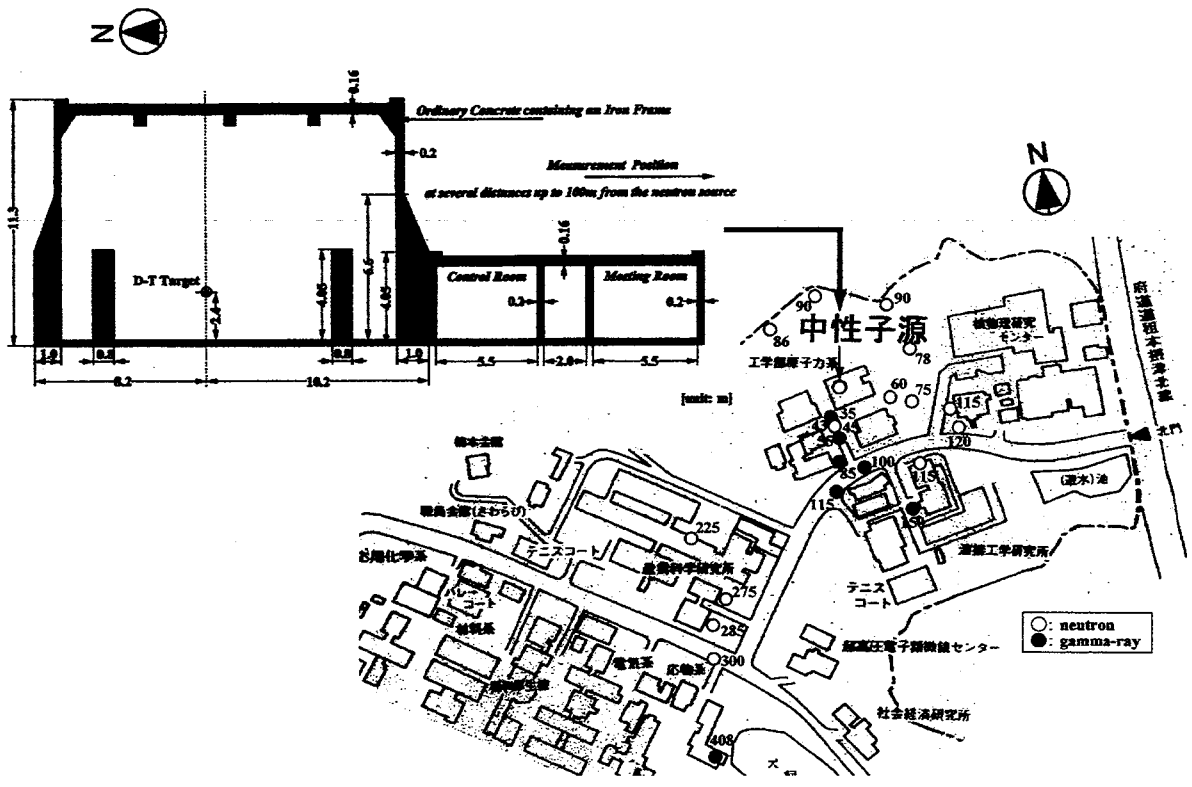


図 2-4. OKTAVIAN 施設構造と周辺環境並びにスカイシャイン線量測定位置

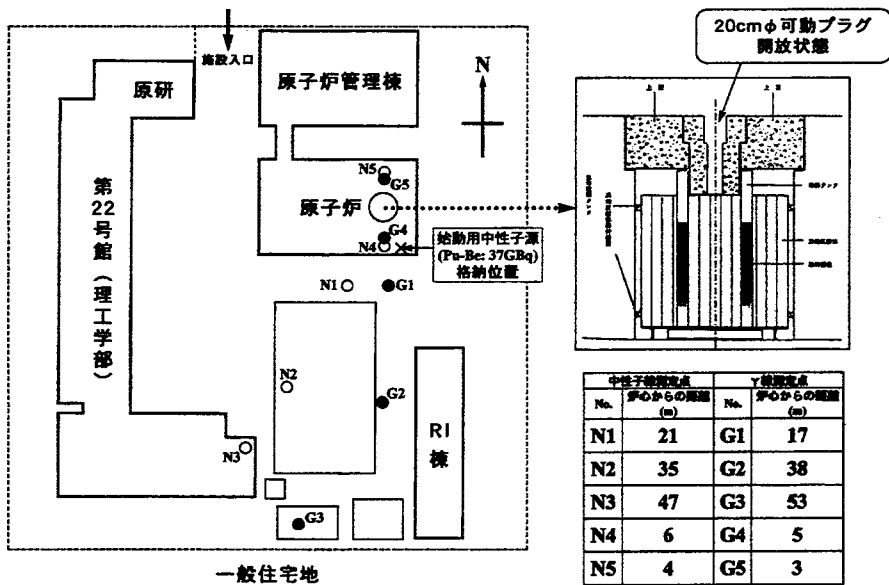


図 2-5. UTR-KINKI 施設構造と周辺環境並びにスカイシャイン線量測定位置

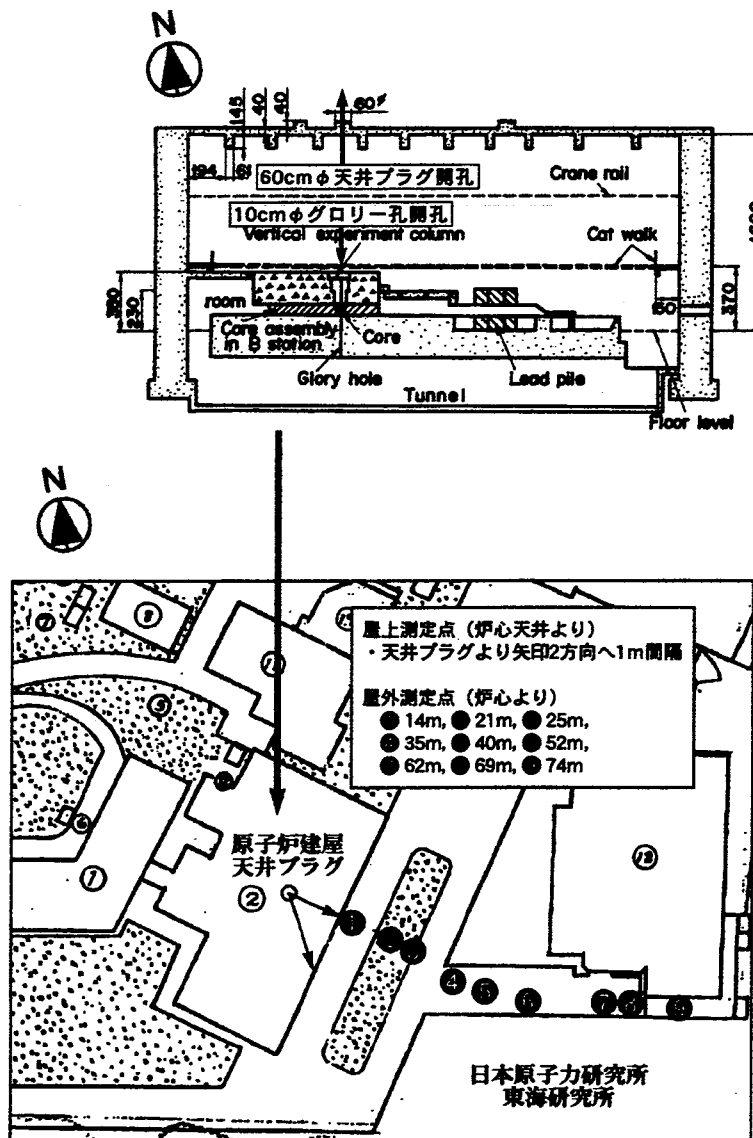


図 2-6. YAYOI 施設構造と周辺環境並びにスカイシャイン線量測定位置

また、4つの施設の線源としての特徴を簡単に比較して、図 2-7. に示す。線質としては FNS, OKTAVIAN の 14MeV 中性子源、YAYOI の高速中性子源（平均エネルギー 0.8~1.5MeV）、UTR-KINKI の熱中性子源である。建屋を線源とする条件に関しては、FNS, YAYOI のように側壁遮蔽能が強固で天井のスカイシャイン用実験ポートを有して、発生中性子をラインビーム状に垂直に放出することができる形状のものと、OKTAVIAN, UTR-KINKI のように比較的側壁遮蔽能が軽装で建屋全体の体積線源として想定できる形状のものとの比較を可能とした。

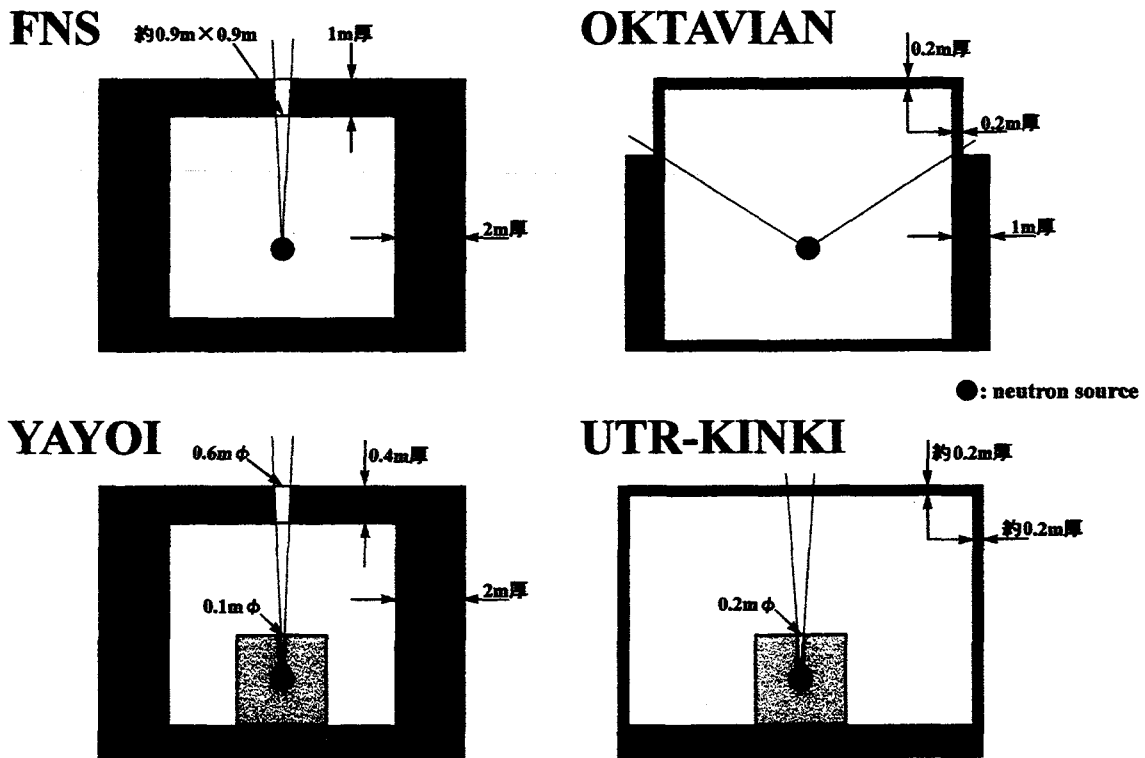


図 2-7. 4ヶ所の中性子発生施設の線源施設としての特徴

2-2-2. スカイシャイン実験解析方法

核融合研究施設スカイシャイン実験による測定結果は、モンテカルロ計算コード MCNP-4A と核データライブラリー JENDL-3.2 を用いてシミュレーション計算を行い、実験値との比較を行った。MCNP 計算における体系モデルを図 2-8. に示した。計算空間は中性子源を中心に半径 2000m の球体系として、上半球が大気、下半球が大地（地面）として、中心の中性子源周辺に軸対称の円筒体系にて建屋遮蔽構造を模擬した。計算空間における物質の元素組成を表 2-2. に示した。建屋遮蔽体は密度 2.42 g/cm^3 の普通コンクリートで、地面はコンクリート組成と同じと仮定し、密度を 2.35 g/cm^3 とした。大気組成は窒素と酸素を 3 : 1 にて、密度 0.0012 g/cm^3 とした。その他隣接する施設、松林等はモデル計算では考慮しなかった。実際の実験体系では発生中性子は 4π 方向に放出され、その一部がスカイシャイン実験ポートから放出されるが、解析計算で計算利得を良くする上で、線源（T ターゲット）位置からスカイシャインポートに向けてコーン状に放出するものと仮定した。FNS の場

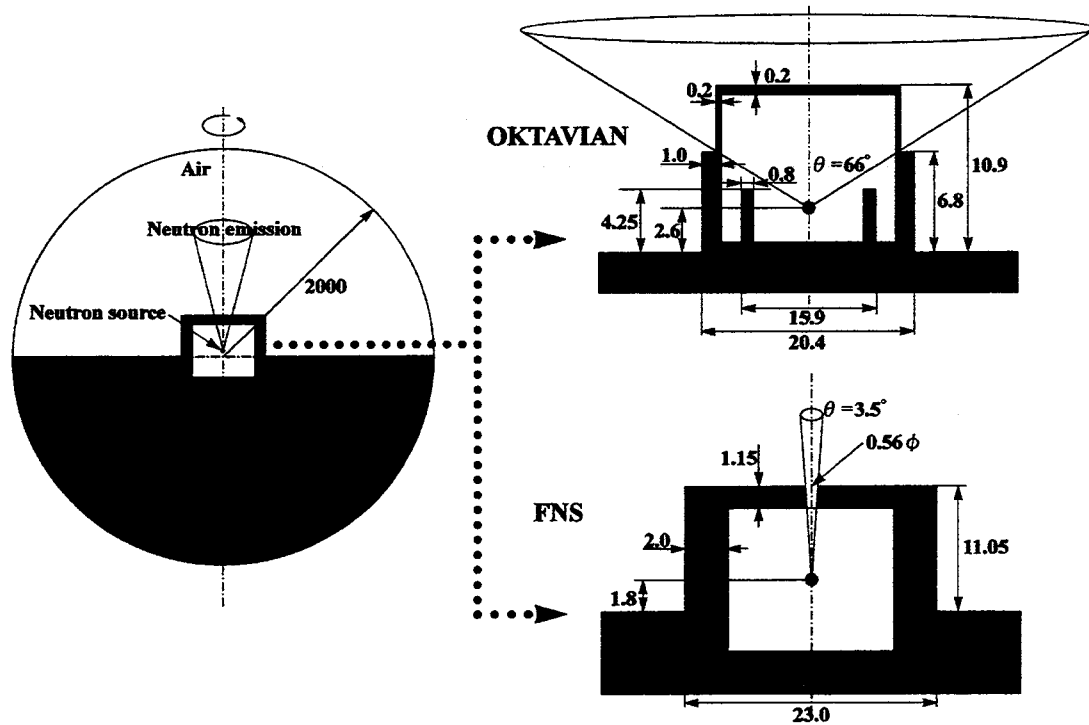


図 2 - 8. スカイシャイン実験解析のための MCNP 計算モデル体系
— OKTAVIAN 施設と FNS 施設 (単位: m) —

表 2 - 2. MCNP 計算モデルにおける構成物質の元素組成

元素	密度 (g/cm^3)	施設遮蔽 (普通コンクリート)	地面 (コンクリートと同組成)	大気
		2.42	2.35	0.0012
水素 (H)		0.54	0.56	
酸素 (O)		47.92	49.83	
ケイ素 (Si)		30.37	31.58	
アルミニウム (Al)		4.39	4.56	
カルシウム (Ca)		7.94	8.26	
イオウ (S)		0.12	0.12	
鉄 (Fe)		5.00	1.22	
マグネシウム (Mg)		0.23	0.24	
ナトリウム (Na)		1.64	1.71	
カリウム (K)		1.85	1.92	
窒素 (N)				75.5
酸素 (O)				24.5

(単位: 重量%)

合はコーン状の上仰角を 3.5° で、OKTAVIANの場合には上方の薄い遮蔽部分(約20cm厚)から主として漏洩するためコーン状の上仰角を 66° と広角に開いた形で仮定した。なお、FNS施設のポート以外の天井部及び横の遮蔽壁からの透過成分の寄与については、本計算においては考慮しなかった。(なお、それらの透過成分を考慮した計算結果との比較を、本章最後に付録1として追記した。)

2-2-3. 空間中性子分布の評価

1) 中性子線量率分布

単位中性子発生率当たりの線源からの距離に対する中性子線量率分布をFNSとOKTAVIANのそれぞれの実験値と計算値とを比較して、図2-9.に示した。

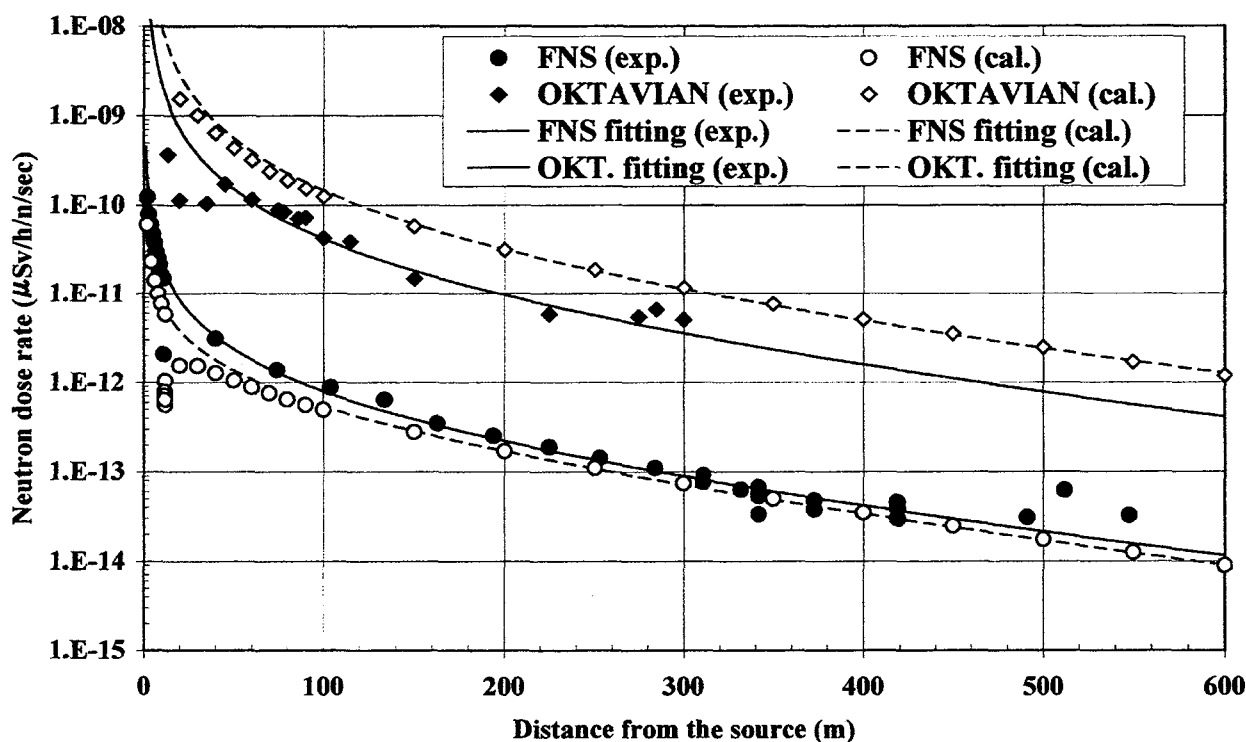


図2-9. FNSとOKTAVIANにおける線源からの距離に対する中性子線量率分布の測定値と計算値との比較(単位発生中性子当たりの分布)

実線、点線の分布はそれぞれ実験値、計算値の近似式を表している。

MCNP計算の結果では、FNS施設の120m以遠では誤差30%以内で良い一致を示している。これより近い距離の線源(施設)近傍にあっては、計算値は測定値をかなりの過小評価をした。これは計算では天井や遮蔽壁からの透過線の寄与は少ない

ものとしてビームポートに対してコーン状に中性子を発生したため、実際には天井等からの透過中性子がかなり施設近傍の中性子線量率分布に寄与をしていることを示している。

また、OKTRAVIAN 施設の計算結果では、実験値の3～5倍の過大評価をした。これは計算体系では平坦な土地条件にて線源施設の遮蔽のみを考慮した計算をしているが、実際には土地の高低差がかなり有り、しかも隣接する他施設や丘等がいくつも存在している。これらのすべてが遮蔽要因として全体的にスカイシャイン中性子線量を低減させていると考える。

実際の FNS 建屋天井でのスカイシャインビームポート開閉時におけるターゲット直上の天井点からの水平方向における中性子線量率分布を図2-10. に示した。

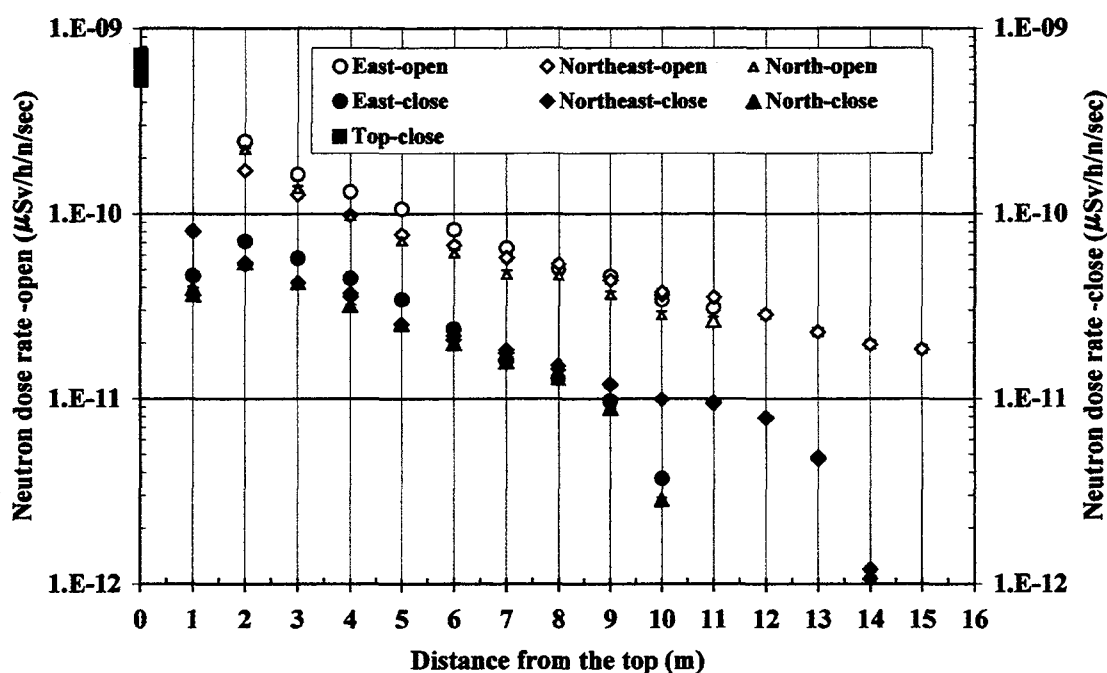


図2-10. FNS 天井でのスカイシャインビームポート開閉時における中性子線量率分布 (0はターゲット直上の天井位置を示す。)

ここでビームポート開孔時の中性子線量は、ポートより放出される中性子ビームラインからのスカイシャイン中性子による線量寄与と天井壁を透過してくる中性子による線量寄与を含んでおり、ビームポート閉孔時は天井壁を透過してくる中性子のみによる線量寄与と考えられるから、この両者の線量差がスカイシャイン中性子による線量寄与となる。このように天井透過成分は壁際付近での20%からターゲット直上点より3～4m位置での約35%までと、かなりの線量的寄与があることがわか

った。また、天井部分におけるスカイシャイン中性子線量分布は図 2-11 に分析結果を示したとおり、ライン状ビームからの距離 r に対して、 r の逆比例にてきれいに分布した。

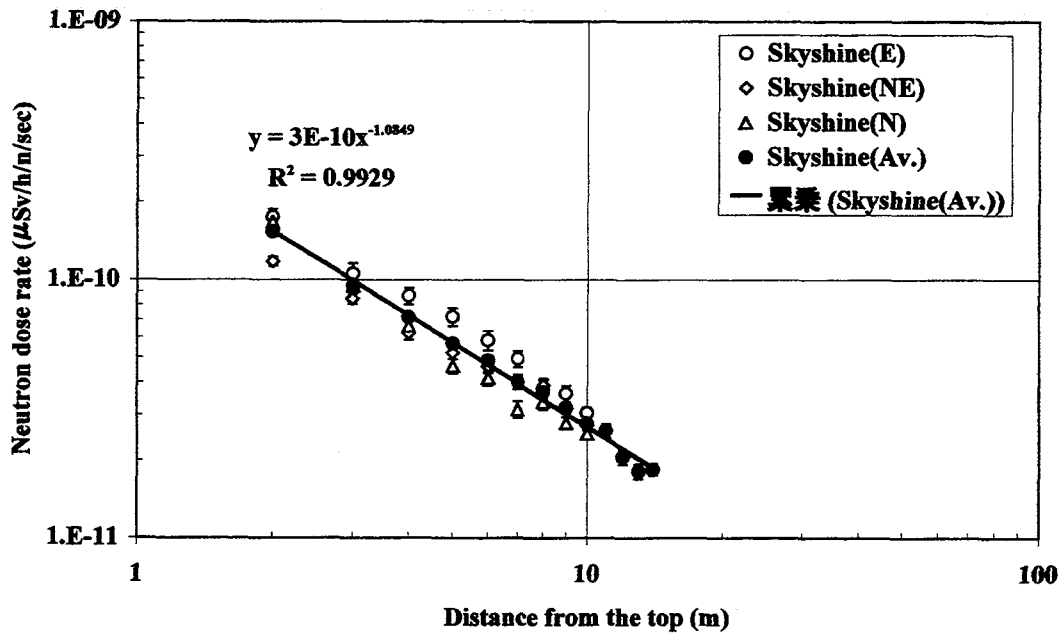


図 2-11. FNS 天井でのスカイシャイン中性子線量率分布
(0 はターゲット直上の天井位置を示す。)

2つの核融合研究施設周辺における中性子線量率分布の測定値並びに計算値のそれぞれを最小自乗法によって次式(2-1)でフィッティングした分布曲線(図中の実線、点線)から得られたパラメータ n , λ (m)の値を次に示す。

スカイシャイン線量率分布フィッティング式
$$D(r) = \frac{D_0}{r^n} \cdot \exp\left(-\frac{r}{\lambda}\right) \quad (2-1)$$

OKTAVIAN

測定値 : $n=1.6$, $\lambda=286$

計算値 : $n=1.7$, $\lambda=294$

FNS

測定値 : $n=1.3$, $\lambda=263$

計算値 : $n=1.0$, $\lambda=217$

FNS の場合、施設線源としてラインビーム状に中性子が放出され、その分布は $n=1$ に近い分布となっている。測定値の分布では天井部分の透過成分が実際には比較的

多く、この寄与分によって $n > 1$ となる分布で近似できた。計算値は理想的なビームライン状線源からのスカイシャイン効果計算であるため、理論的な $n=1$ 減衰分布で近似できた。OKTAVIAN の場合は絶対量では計算値の方が 3~5 倍の過大評価を示したが、近似式の比較からは、相対的な分布状態は良い一致を示した。これから、OKTAVIAN 施設からのスカイシャイン中性子には建屋からの直接透過成分がかなり含まれていることが考えられた。

また、原子炉からの中性子スカイシャイン実験に関して、図 2-12. に YAYOI、図 2-13. に UTR-KINKI の測定分布を示した。

先と同様に式 (2-1) でフィッティングすることを考えるが、両施設における測定点も線源からの距離が比較的近いいため、式の \exp 項の入値を決定することができなかった。しかも、MCNP 計算も行っていないので、実験値からの式 (2-2) での近似を行い、 n 値のみを決定した。

$$\text{スカイシャイン線量率分布フィッティング式} \quad D(r) = \frac{D_0}{r^n} \quad (2-2)$$

YAYOI

Plug Open (天井プラグ取外し)

測定値 (天井) : $n=1.1$

測定値 (施設周辺) : $n=1.0$

Plug Close (天井プラグ挿入)

測定値 (天井) : $n=2.1$

測定値 (施設周辺) : $n=2.1$

UTR-KINKI

測定値 (中性子) : $n=0.81$

測定値 (γ 線) : $n=1.8$

YAYOI での天井中性子線量率分布の測定では、天井遮蔽体の透過成分は 3% 以下であり、中性子スカイシャインとして降り注がれる成分がほとんどであるため、 $n=1$ の距離逆比例分布で近似ができた。また、天井プラグ挿入時は FNS の場合と多少条件が異なり、FNS では中性子発生部から 4 π 方向に放出され、比較的遮蔽能の弱い

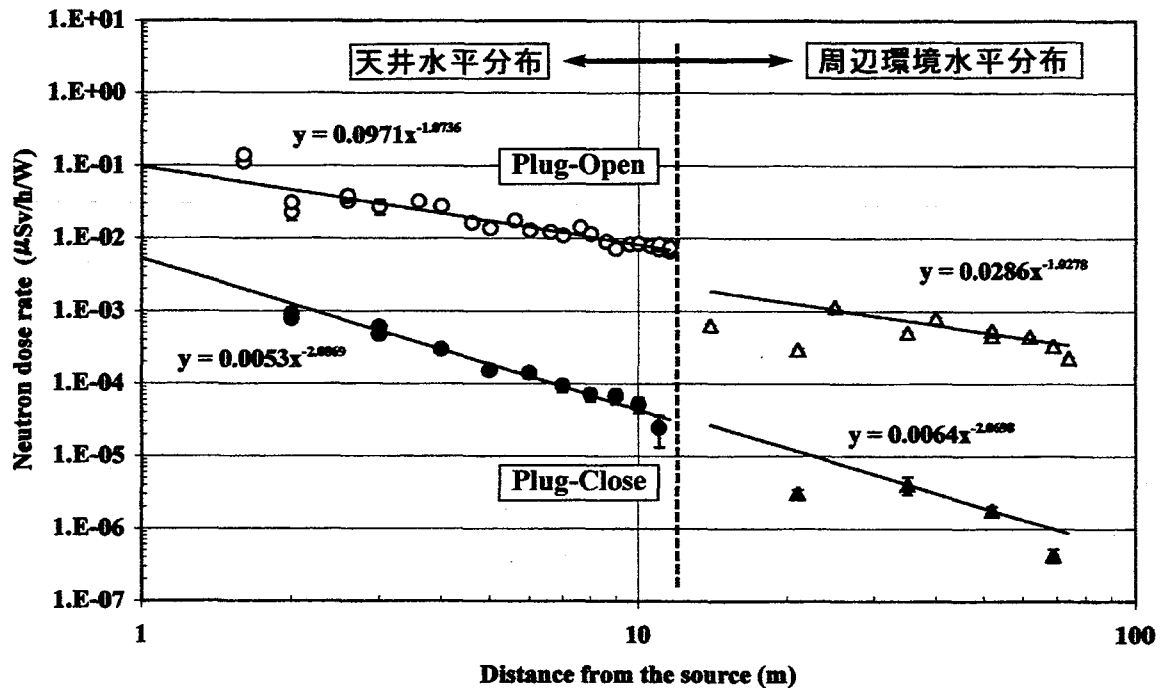


図 2 - 1 2. YAYOI における線源からの距離に対する中性子線量率測定分布
(実線の分布はそれぞれ実験値の近似式を表している。)

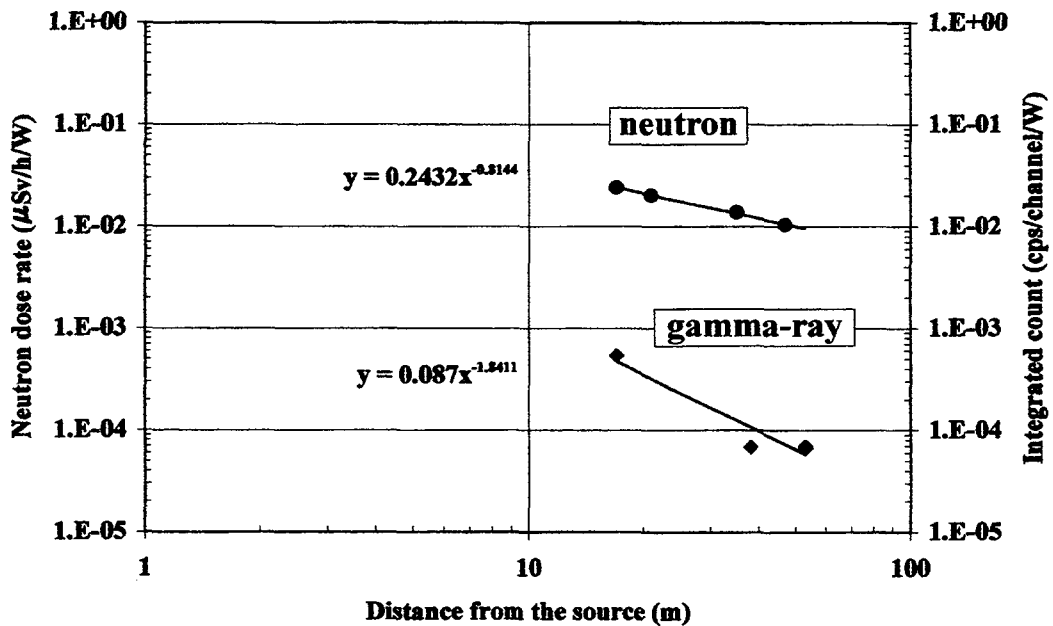


図 2 - 1 3. UTR-KINKI における線源からの距離に対する中性子・γ線線量率
測定分布 (実線の分布はそれぞれ実験値の近似式を表している。)

天井面を透過する、施設天井面が面線源状に作用するのに対し、YAYOI では十分に絞られたビーム状の中性子が直上の天井に当たった仮想的な中性子点線源として外部へ放出することが考えられ、再度内部に降り注がれた多重散乱によって再度天井面を透過して漏洩する分はかなり少ないため、線源直上の天井面における天井中性子源として作用するため $n=2$ の距離逆二乗分布で近似ができた。

また、UTR-KINKI についてラインビーム状に放出された中性子が天井面で減衰されながらもラインビーム状に作用するため、 $n=1$ の距離逆比例分布で近似ができると考え、測定点が少ないため、 $n=0.81$ はおおむね $n=1$ として評価した。

2) 中性子エネルギースペクトル

図 2-14. に MCNP 計算によって求められた両施設の 50, 100, 300 m の各測定位置における中性子エネルギースペクトルを示した。

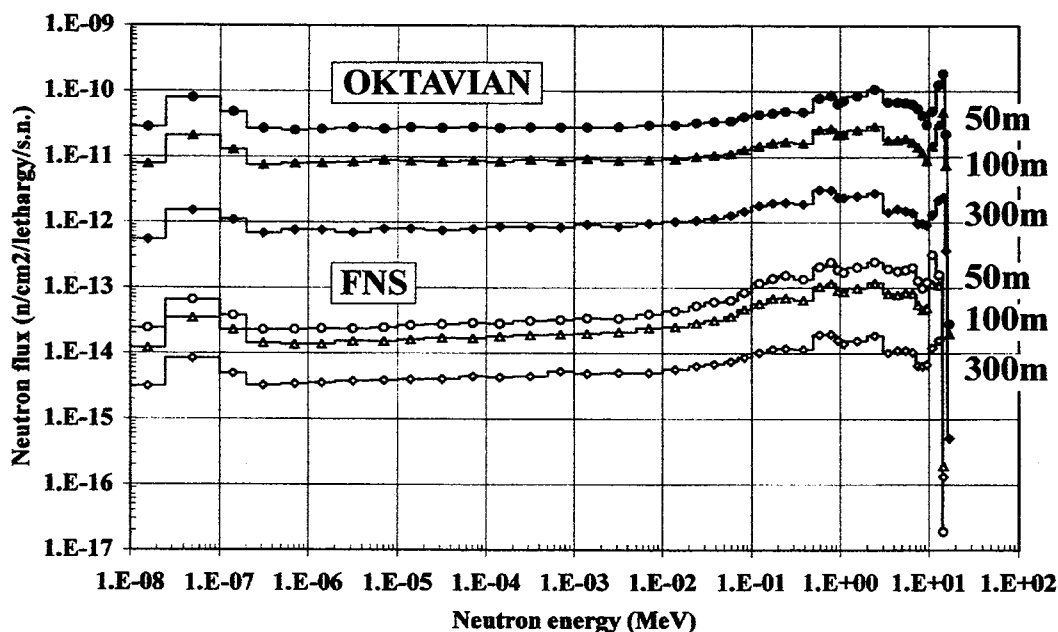


図 2-14. MCNP 計算による OKTAVIAN、FNS の各距離での中性子エネルギースペクトルの比較

OKTAVIAN と FNS との中性子スペクトルについて、絶対量的には 3 桁ほどのひらきがあり、幾分 FNS の方が 100keV 以上の高速中性子の割合が多いが、スペクトルの形状には大きな違いが見られなかった。また、距離の変化に対しても大きくスペク

トルの形状を変化させることもなく、ほぼ一定であり、全中性子束が減少していることがわかった。

2-2-4. 空間2次 γ 線分布の評価

1) 2次 γ 線波高分布

FNS, OKTAVIAN, YAYOI, UTR-KINKI 各施設の対象線源から約 50m 付近での NaI 検出器による γ 線波高分布を比較して、図2-15. に示した。

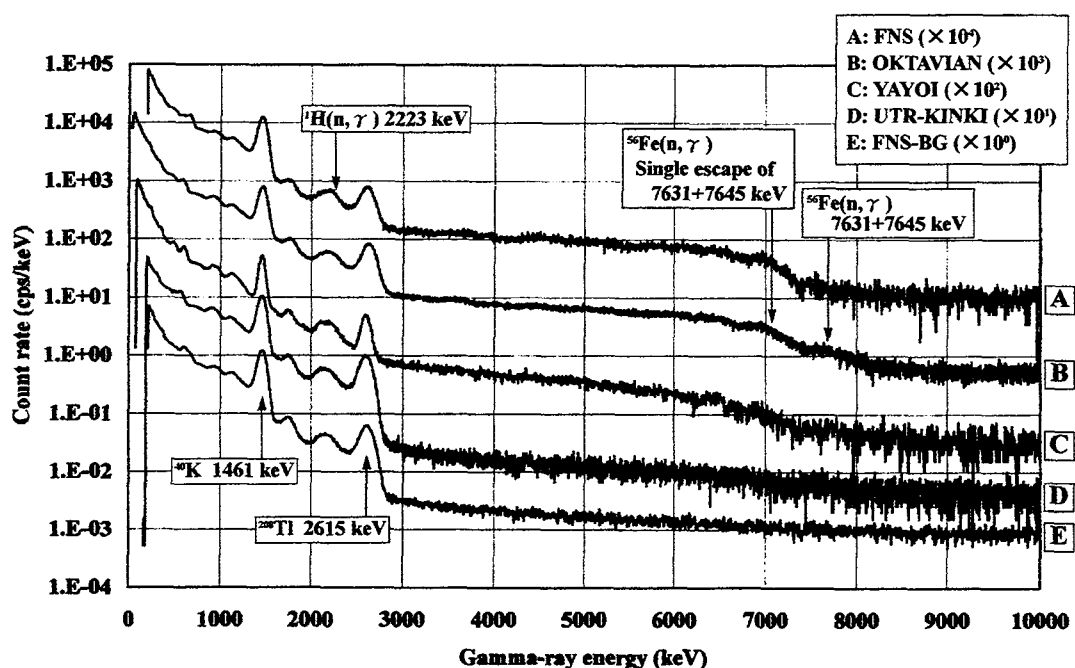


図2-15. 各線源から約 50m 付近での NaI(Tl)検出器による γ 線波高分布

波高分布の 3000keV 以下は代表的な ^{40}K (1462keV)や ^{208}Tl (2615keV)のバックグラウンド核種によって分布を占めている。このため図中の4施設の波高分布のすべてに大きな形状の違いは見られない。実際には後の Hp-Ge 検出器による波高分布測定野中で述べるが、水素の捕獲 γ 線放出反応 $^1\text{H}(n, \gamma)^2\text{H}$ からの 2223keV γ 線のピーク他が隠されている。また、7~8 MeV 付近には2ヶ所に隆起した部分が見られ、これも捕獲 γ 線放出反応 $^{56}\text{Fe}(n, \gamma)^{57}\text{Fe}$ の 7631keV γ 線と 7646keV γ 線のピークが重複した部分と、これらのピークのシングルエスケープピーク部分と、現れている。この様に多数の捕獲 γ 線放出反応から生成された高エネルギーの2次 γ 線離散ピークやその低エネルギー側に続くコンプトン散乱の連続部分によって、3000keV 以上の

高エネルギー領域は 9000keV 付近まで連続スペクトル状に形成されていることが推定できる。

図 2-16. に中性子源施設稼働時 (FG) の周辺における 2 次 γ 線波高分布と停止時 (BG) の自然放射線波高分布の測定例を、波高分布の変化状態を説明するために示した。

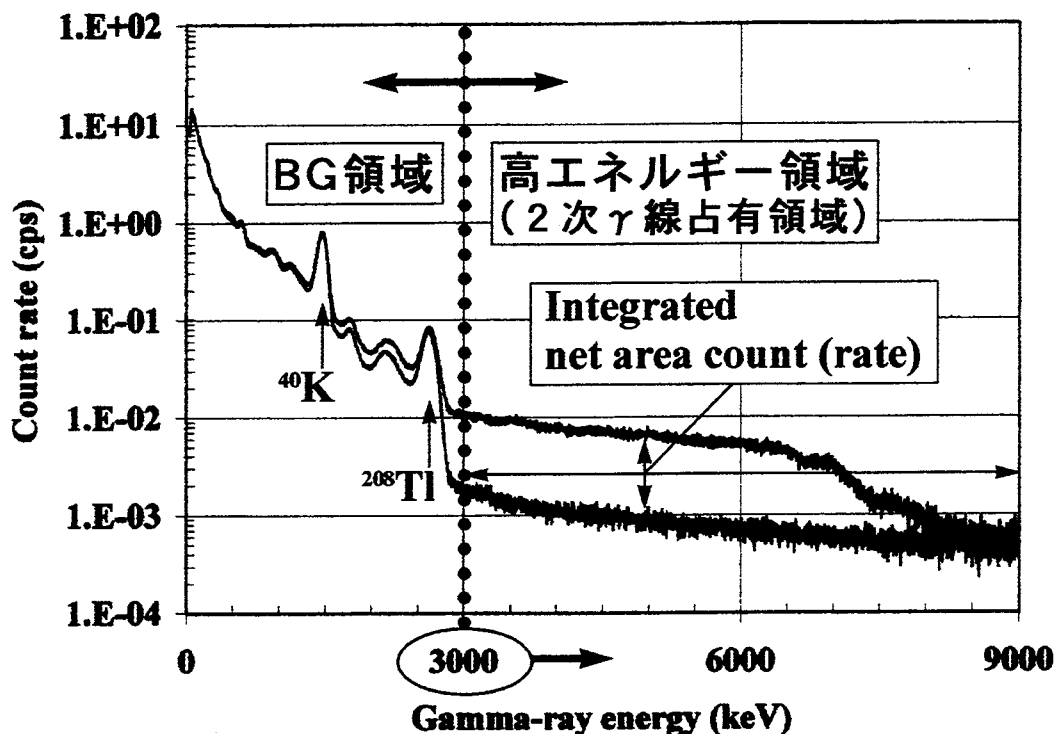


図 2-16. 中性子源稼働による周辺環境での 2 次 γ 線波高分布の変化

先の説明の通り 3000keV 以下の BG 領域は、高エネルギー領域からの 2 次 γ 線のコンプトン散乱連続部分にかさ上げされた分布となる。すなわち、2 つの波高分布の総積分値の差が 2 次 γ 線による寄与分であり、これが 2 次 γ 線の線量に比例した関係にあると考えた。実際には、FG と BG の波高分布で 3000keV ~ 9000keV の領域を積分し、単位時間、単位チャンネル (エネルギー) 当たりのネットエリアカウント率積分値 (cps/channel) として算出する。

FNS 施設で測定された各測定位置での波高分布に対するネットエリアカウント率積分値とアンフォールディング処理、線量換算後の線量率との関係を図 2-17. に示した。なお、これは 5" ϕ \times 5" NaI 検出器相当で求めたものであり、8" ϕ \times 8" NaI

検出器に対しては相対的な検出効率を考慮して5"φ×5" NaI 検出器相当に換算した。図中の対角に引いた実線は、ネットエリアカウント率積分値と評価線量率とが等しく、それぞれの値が1対1で対応ができる関係を示している。この両数値の関係は充分対応できる関係にあると考えた。すなわち、アンフォールディング処理の必要なく、ネットエリアカウント率積分値をそのまま線量率として評価できることがわかった。

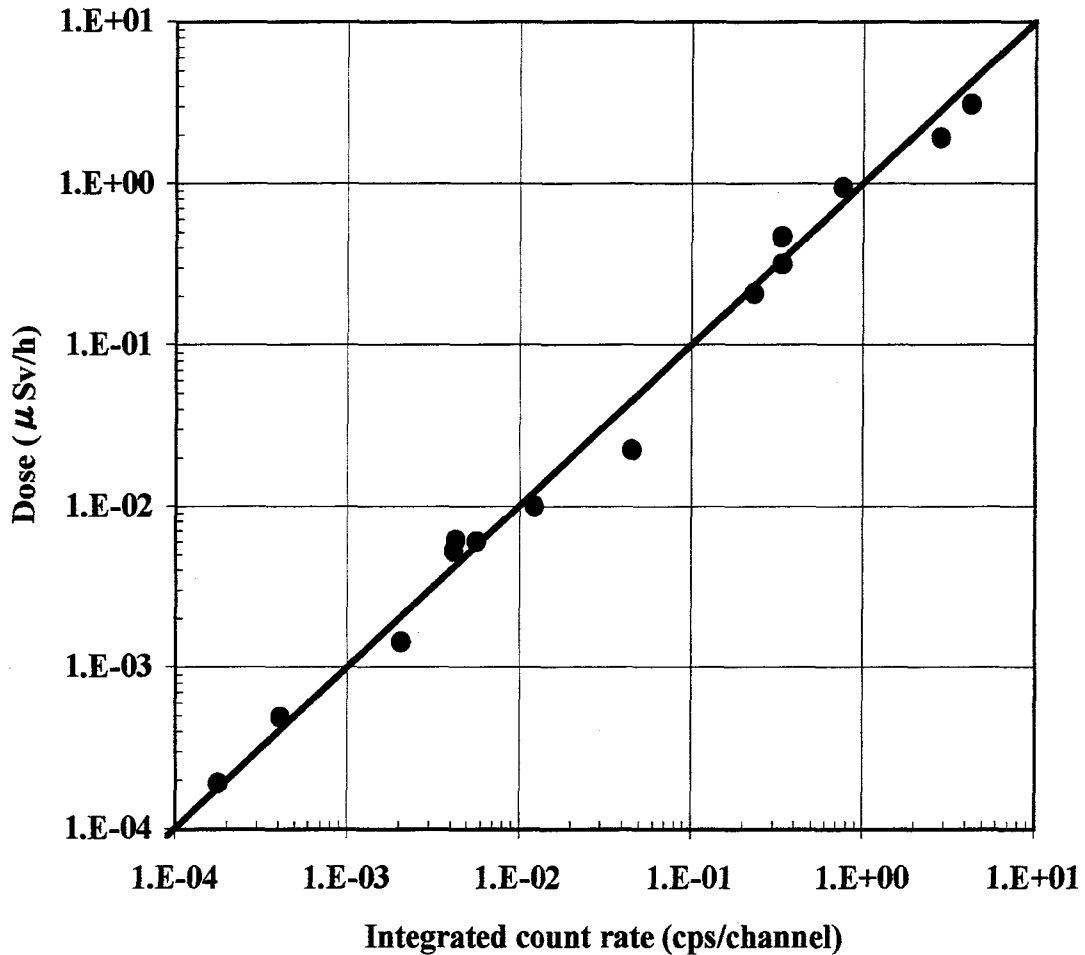


図2-17. 波高分布におけるネットエリアカウント率積分値と線量評価値との関係

この 3000keV 以上の高エネルギー領域の構造を明確にし、いかなる核種によるγ線が関与し、それらがどの位置にて発生しているのかを分析するために Hp-Ge 検出器による波高分布測定を行った。Hp-Ge 検出器は NaI 検出器に比べて検出効率が小さいが、エネルギー分解能に優れている点を活用した。

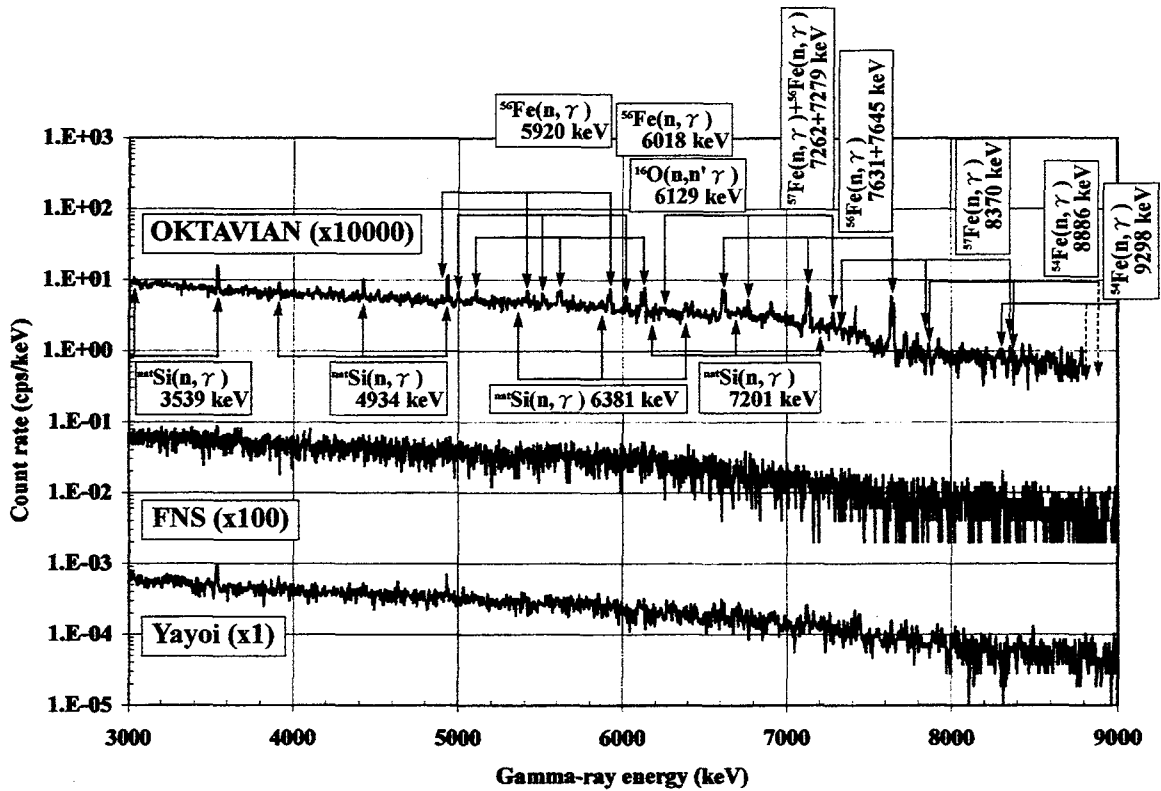
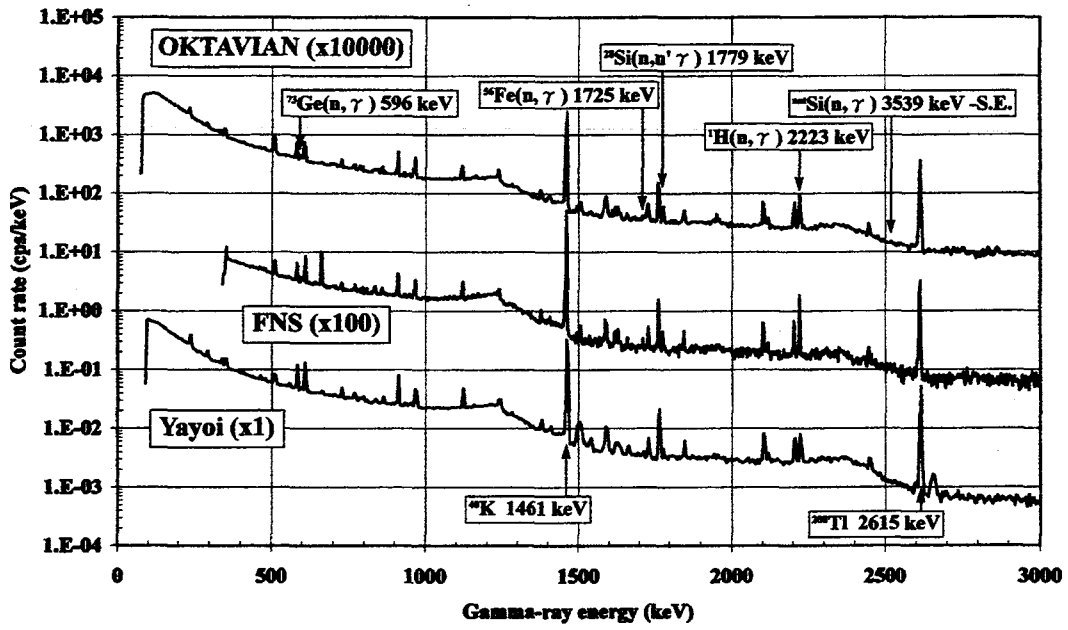


図 2-18. 各線源から約 50m 付近での Hp-Ge 検出器による γ 線波高分布

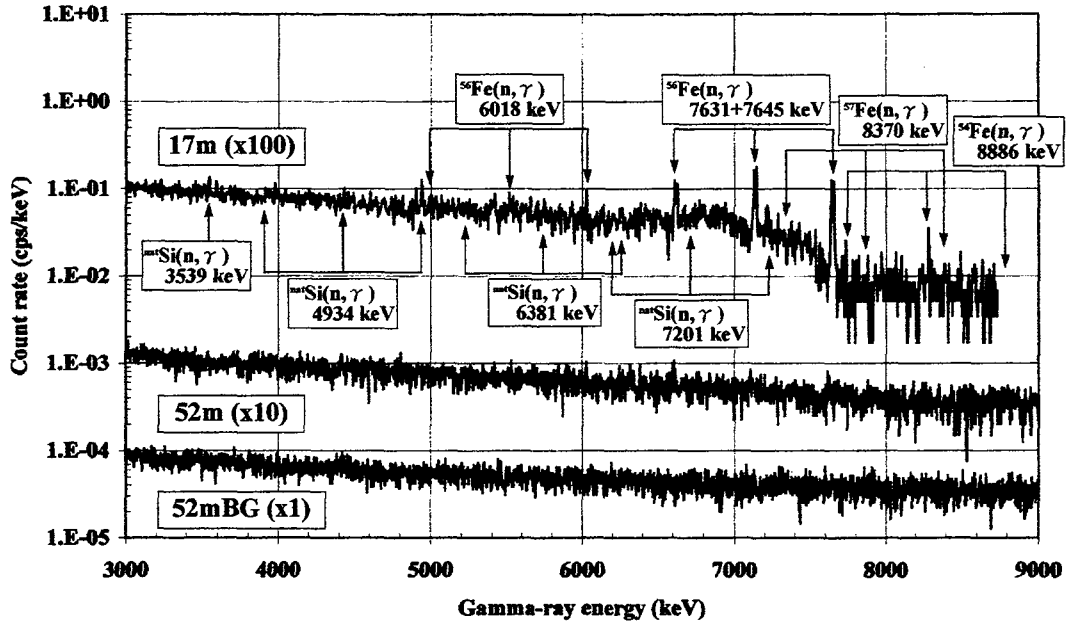
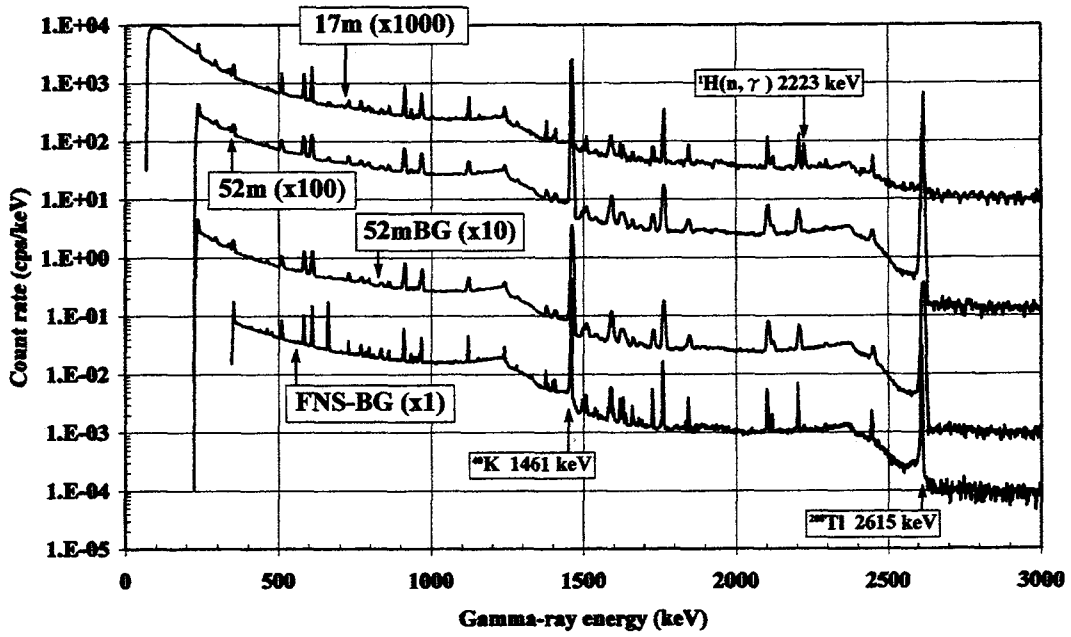


図 2 - 1 9. UTR-KINKI における約 50m 付近の Hp-Ge 検出器による γ 線波高分布

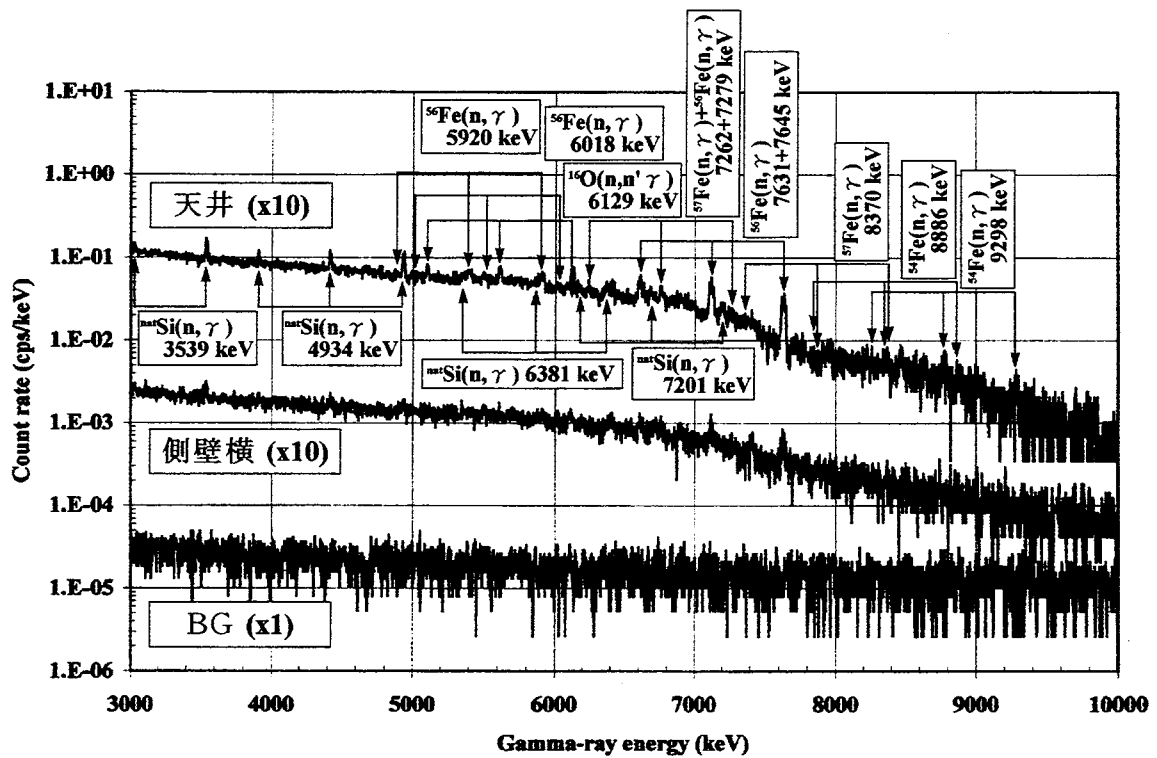
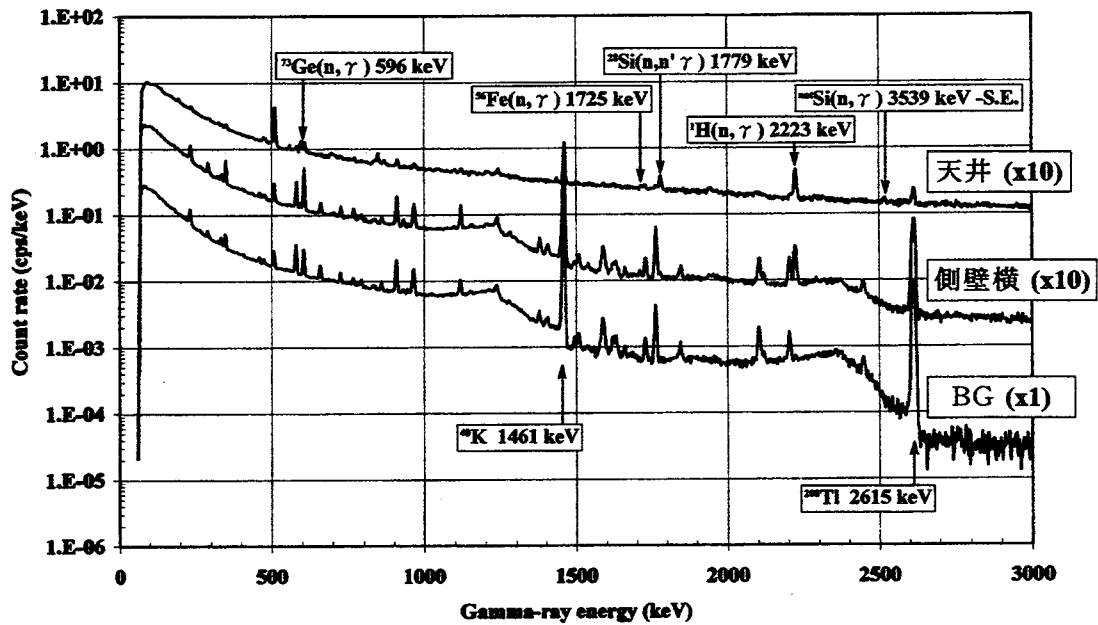


図 2 - 2 0 . FNS 建屋表面における Hp-Ge 検出器による γ 線波高分布

図2-18. と図2-19. に4施設における、線源部分から約50m測定位置における低エネルギー領域 ($E_\gamma < 3000\text{keV}$) と高エネルギー領域 ($E_\gamma \geq 3000\text{keV}$) でのHp-Ge検出器による波高分布を示し、主だった離散 γ 線ピークに対する γ 線放出核種の分析も行った。これより、高エネルギー領域にて多くの確認された離散 γ 線ピークの主たるものは、 ^{54}Fe 、 ^{56}Fe 、 ^{57}Fe 、 $^{\text{nat}}\text{Si}$ の核種との $\text{Fe}(n, \gamma)$ 反応、 $\text{Si}(n, \gamma)$ 反応の捕獲 γ 線放出反応からの2次 γ 線であり、それらの全エネルギー吸収ピークに引き続き、511keV、1022keV分の低いエネルギー側にそれぞれシングルエスケープピーク、ダブルエスケープピークも検出した。低エネルギー領域には $^1\text{H}(n, \gamma)$ 反応からの捕獲 γ 線2223keVを検出した。その他、しきい値反応(非弾性散乱)による2次 γ 線として低エネルギー領域には $^{28}\text{Si}(n, n'\gamma)$ 反応からの1779keVの離散 γ 線ピークを、高エネルギー領域には $^{16}\text{O}(n, n'\gamma)$ 反応からの6129keVの γ 線ピークも検出することができた。また、低エネルギー領域の596keVは $^{73}\text{Ge}(n, \gamma)$ 反応(^{73}Ge は7.73%の天然存在比に対し、15バーンの捕獲 γ 線放出反応断面積を有している。アイソトープ手帳より)によるもので、Hp-Ge検出器のGe結晶部分との相互作用から生じる。これによって、その場(測定位置)に熱中性子の存在を確認することができ、これは熱中性子存在を示すフラッグ(以下、Geピークフラッグと呼ぶ。)として活用した。

施設区分で分析すると、高エネルギー領域波高分布で、FNSでは $^{\text{nat}}\text{Si}(n, \gamma)$ 反応からの3539keVと4934keVの γ 線ピークの存在が疑われるが、OKTAVIANのような多数の顕著な離散 γ 線ピークの検出はできなかった。低エネルギー領域では $^1\text{H}(n, \gamma)$ 反応からの2223keVの γ 線ピークが目立ち、すぐ近傍の自然放射線成分のピークと比較して、特にFNSは高くなった。これは松林の中で、しかも大地の砂地に枯れ松の葉で覆われ、それらが十分な水分を保持していたため2223keV γ 線の生成が高まったものと考えられる。また、これらの水分によって熱中性子は吸収され、 $^{\text{nat}}\text{Si}(n, \gamma)$ 反応の寄与が減り、捕獲 γ 線が検出できものと考えた。図2-20. でFNS建屋表面の天井面と側壁面での波高分布で、1m厚遮蔽の天井面では透過中性子やスカイシャイン中性子によってSiやFe核種との捕獲 γ 線放出反応から多数の捕獲 γ 線をはじめ、しきい値反応である $^{28}\text{Si}(n, n'\gamma)$ 反応や $^{16}\text{O}(n, n'\gamma)$ 反応による1779keV、6129keVのそれぞれの γ 線も検出できた。これに対し2m厚遮蔽の側壁面では、これらのしきい値反応による γ 線のピークはほとんど確認できず、Geピークフラッグの存在から、透過できた中性子は十分に熱化した状態で存在しているものと考え、その熱中性子量は $^1\text{H}(n, \gamma)$ 反応からの2223keVのピーク強度比から、天井面の約1/50程度と見込まれた。

YAYOI では ^{28}Si (n, γ) 反応からの 3539keV と 4934keV のはっきりとした γ 線ピークの存在を確認した。Ge ピークフラッグの確認からも熱中性子の存在が確かであり、これら 2 つのピークには建屋からの 2 次 γ 線だけでなく、その測定位置周辺の大地中の Si から生成する 2 次 γ 線も含むことが考えられた。

UTR-KINKI では施設近傍では Si、Fe 核種との捕獲 γ 線放出反応からの γ 線ピークが多数確認されたが、50m 付近では ^{56}Fe (n, γ) 反応からの 7631keV+7645keV γ 線ピークが疑わしいのみで、顕著な離散 γ 線ピークの検出はできなかった。これは Ge ピークフラッグが施設外の周辺の波高分布からは検出できなかった点から、熱中性子の存在は極めて少なく、波高分布に現れる γ 線のピークは、線源周辺の建屋遮蔽体等で生成された 2 次 γ 線が周辺に放出されたものと考え、空気中での減弱係数が比較的少ない高エネルギーの 7631keV+7645keV γ 線のみが遠方での検出の可能性が高いためと考えた。

これまでの Hp-Ge 検出器による波高分析の結果から、NaI 検出器による高エネルギー領域での滑らかな連続スペクトル部分には減速され熱化された熱中性子と Fe や Si を主とする標的核種との (n, γ) 反応から生成された多数の 2 次 γ 線が存在することが明らかとなった。低エネルギー領域においても、NaI 検出器では弁別できなかった ^1H (n, γ) 反応からの 2223keV γ 線ピークも確認できた。また、熱中性子との (n, γ) 反応からの捕獲 γ 線だけでなく、しきい値反応である ($n, n' \gamma$) 反応からの高エネルギーの中性子による 2 次 γ 線も確認できた。2 次 γ 線の生成位置や割合は、中性子源のエネルギー分布や建屋構造材の組成・形状等、また、周辺環境の状態によっても、様々に変化する可能性があり、それらを考慮した遮蔽計算やモニタリング計画を検討する必要がある。

2) 2 次 γ 線線量率分布

単位中性子発生率当たりの線源からの距離に対する 2 次 γ 線線量率分布を FNS と OKTAVIAN のそれぞれの実験値と計算値とを比較して、図 2-21. に示した。

MCNP 計算の結果は、FNS 施設では測定値を誤差 30%~50% 以内で良い一致を示した。また、OKTRAVIAN 施設でも測定された約 400m 内で $\pm 50\%$ 以内で良い一致を示した。ここで、OKTAVIAN 周辺の約 400m での測定点のみが計算値より低い評価値となっているが、この測定点のみが他の 150m までの測定点とは地形的に異なり、直接線の寄与を全く受けていないため、この点を含めた計算値と比べると低くなっていると考えた。150m までの測定点と同条件を想定すると、図中の一点鎖線の線量分布のようになることを、100m 以上の測定値分布から推定した。

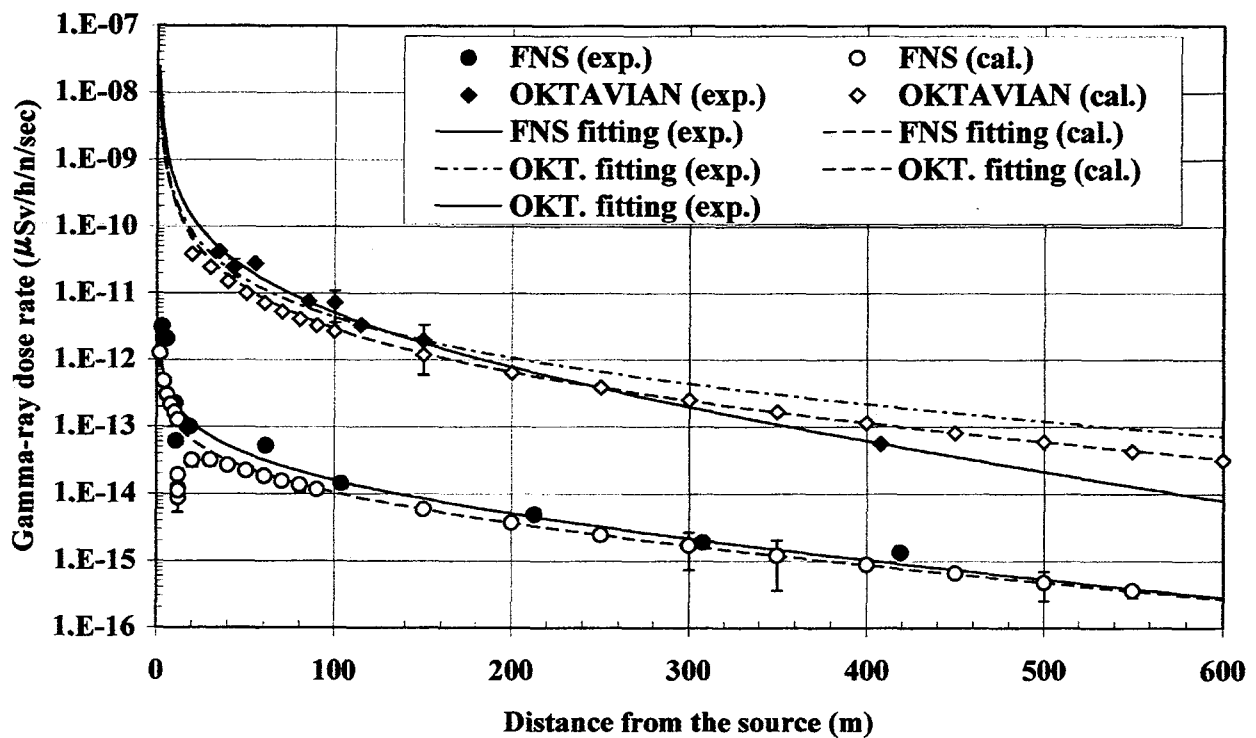


図 2-21. FNS と OKTAVIAN における線源からの距離に対する 2 次 γ 線線量率分布の測定値と計算値との比較 (単位発生中性子当たりの分布)
 実線 (一点鎖線)、点線の分布はそれぞれ実験値、計算値の近似式を表している。

FNS、OKTAVIAN の核融合研究施設周辺における 2 次 γ 線線量率分布の測定値並びに計算値を式 (2-1) でフィッティングした分布曲線 (図中の実線、点線、一点鎖線) から得られたパラメータ n , λ (m) の値を次に示す。

OKTAVIAN

測定値 : $n=1.7$, $\lambda=147$

計算値 : $n=1.8$, $\lambda=400$

(測定値-推定 : $n=1.7$, $\lambda=476$)

FNS

測定値 : $n=1.0$, $\lambda=222$

計算値 : $n=0.93$, $\lambda=250$

2 次 γ 線線量率分布については、約 400m までの測定範囲内で FNS、OKTAVIAN ともに測定値と計算値は良い一致を示した。しかしながら、OKTAVIAN の場合は遠方 (200m 以上) でのデータ数がほとんど無いため、 λ 値を決定することができなかった。 n 値については中性子スカイシャインの場合と同傾向にあり線源施設近傍にお

いては、FNS はラインビーム状線源として想定でき、 $n \approx 1$ として距離 r に反比例して線量が減衰する分布、OKTAVIAN は中性子放出を可能とする上仰角がかなり広いため、点状線源として想定でき、 $n \approx 2$ として距離 r の逆 2 乗に比例して線量が減衰する分布となることがわかった。

また、原子炉からの 2 次 γ 線スカイシャイン実験に関連して、図 2-22 に YAYOI での測定結果を中性子線量率分布と比較して示した。なお、UTR-KINKI の測定結果については図 2-13 に示している。

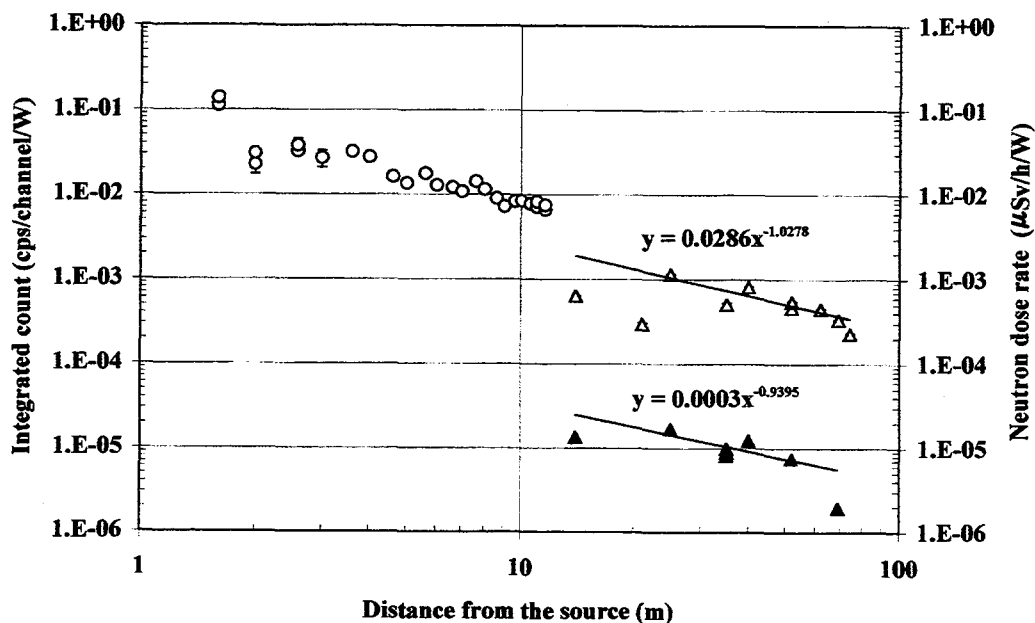


図 2-22. YAYOI における線源からの距離に対する 2 次 γ 線線量率測定分布
(実線の分布はそれぞれ実験値の近似式を表している。)

先と同様に式 (2-2) でフィッティングする場合の n 値を次のように求めた。また、UTR-KINKI についても再度記述した。

YAYOI

Plug Open (天井プラグ取外し)

測定値 (施設周辺) : $n=0.94$

UTR-KINKI (前述)

測定値 (γ 線) : $n=1.8$

これらは、中性子の距離に対する線量分布と同様な傾向にあり、YAYOI のラインビーム状線源として想定できる点、UTR-KINKI の炉心直上の天井点での点線源として

想定できる点から、YAYOI の分布が $n \approx 1$ の近似式によって、また、UTR-KINKI の分布が $n \approx 2$ の近似式によって表現できることがわかった。

3) 2次 γ 線エネルギースペクトル

図 2-23. に MCNP 計算によって求められた両施設の 50, 100, 300 m の各測定位置における中性子エネルギースペクトルを示した。

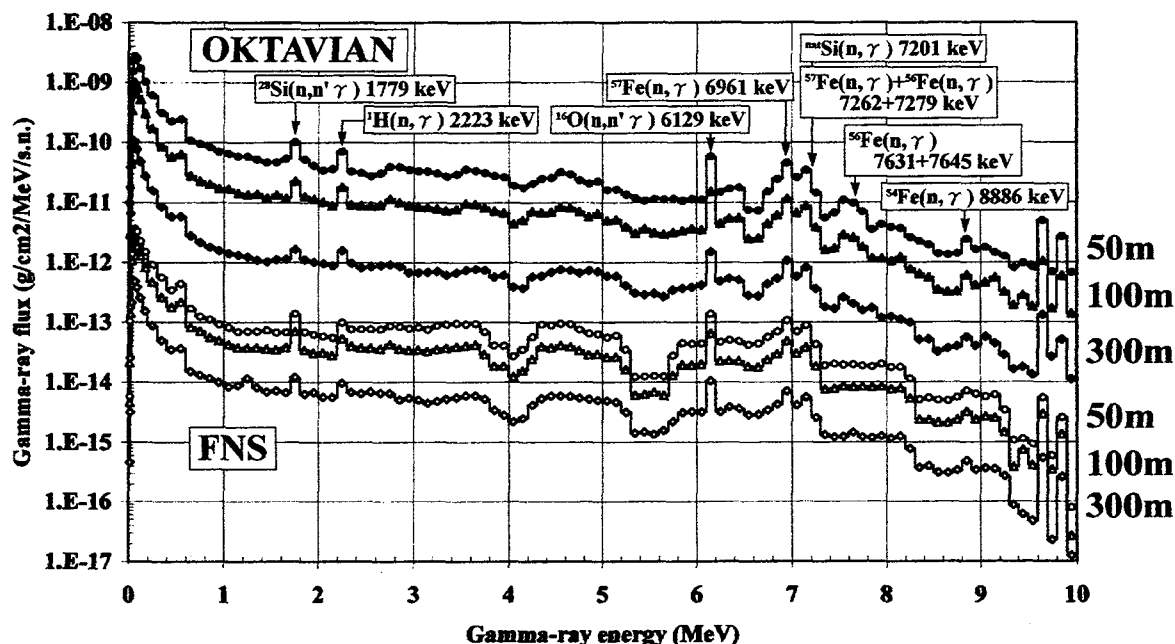


図 2-23. MCNP 計算による OKTAVIAN、FNS の各距離での 2次 γ 線エネルギースペクトルの比較

OKTAVIAN と FNS との 2次 γ 線スペクトルについて、中性子のスペクトルと同様に絶対量的には 3桁ほどのひらきがあるが、分布状態には大きな違いは見られなかった。エネルギー間隔は 100keV 間隔で計算した。低エネルギー領域では $^{28}\text{Si}(n, n'\gamma)$ 反応による 1779keV γ 線と $^1\text{H}(n, \gamma)$ 反応による 2223keV γ 線が、高エネルギー領域では Fe 核種との (n, γ) 反応による多数の γ 線が、比較的反応確率が高いためか、他に目立ちピーク状になっている。実際の Hp-Ge 検出器による波高分布ではわずかなピークでしか確認できなかったが、反応断面積が高いためか、計算ではかなり強く放出されている。10MeV 付近に見られる放出 γ 線が何であるかは不明で、断面積を詳細に調査する必要があると考える。また、3~6MeV 付近には目立って強度の高い

γ 線が見られないが、実際の測定値では Si, Fe 核種との(n, γ)反応による2次 γ 線が多数検出した領域である。計算から得られたエネルギースペクトルでは、Hp-Ge 検出器による波高分析結果とほぼ同様な2次 γ 線放出核種と分布状態を確認した。

4) 2次 γ 線ピーク強度の距離依存性分布

Hp-Ge 検出器による波高分布から検出した分散 γ 線ピーク強度と線源からの距離との分布状態を計算値と比較して図2-24. ~図2-29. に示した。ここで、代表とする2次 γ 線生成反応および γ 線エネルギーは次のようである。

- (1) ^{28}Si (n, n' γ) 1779 keV
- (2) $^{\text{nat}}\text{Si}$ (n, γ) 3539 keV
- (3) $^{\text{nat}}\text{Si}$ (n, γ) 4934 keV
- (4) ^1H (n, γ) 2223 keV
- (5) ^{16}O (n, n' γ) 6129 keV
- (6) ^{56}Fe (n, γ) 7631+7646 keV

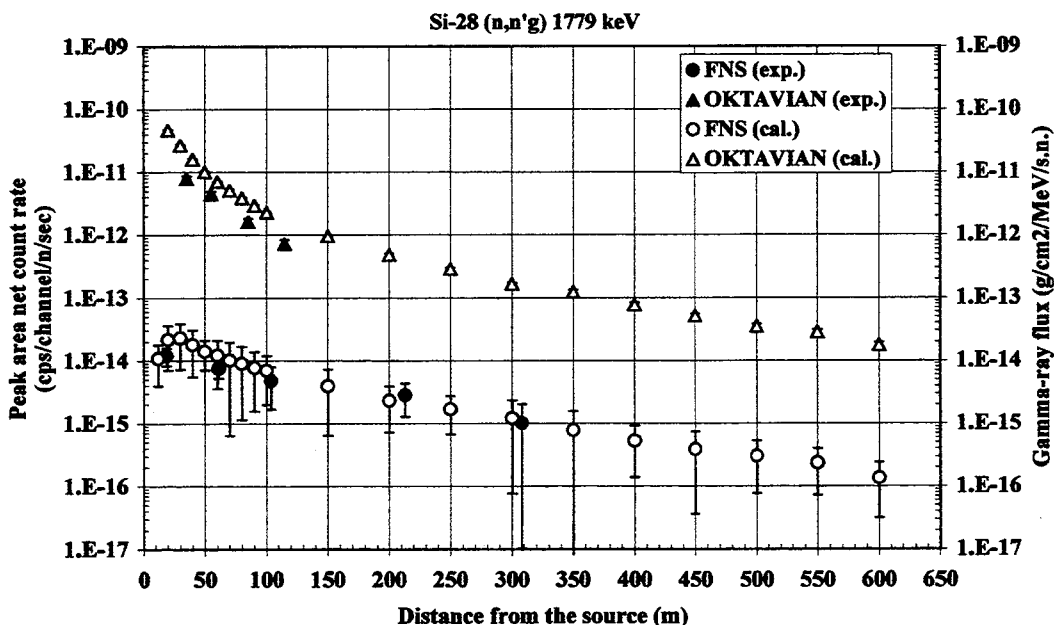


図2-24. ^{28}Si (n, n' γ) 1779 keV 2次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

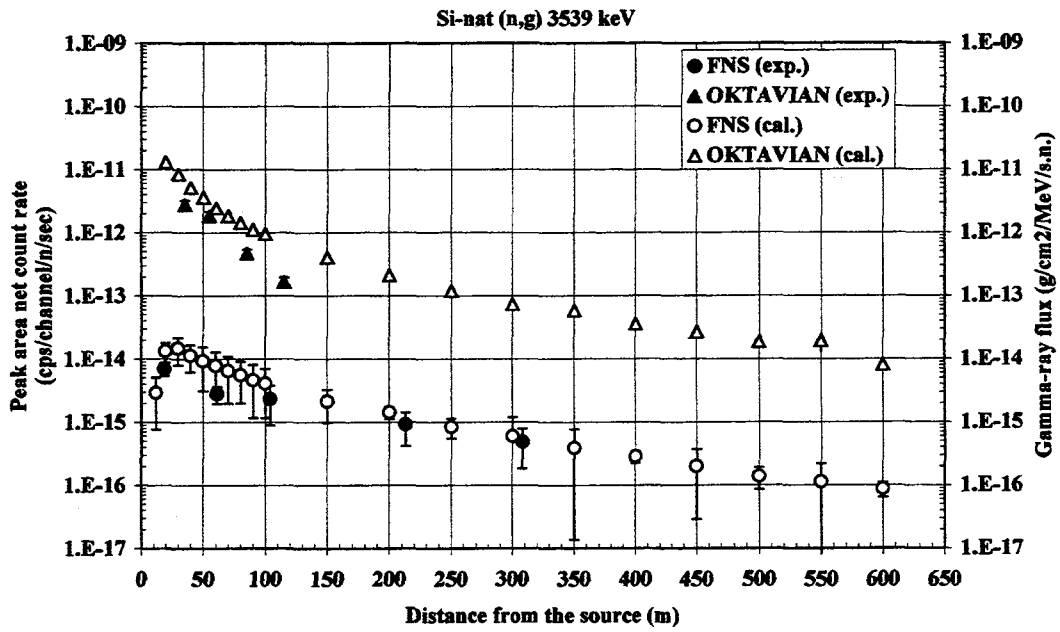


図 2 - 2 5. ^{nat}Si (n, γ) 3539 keV 2次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

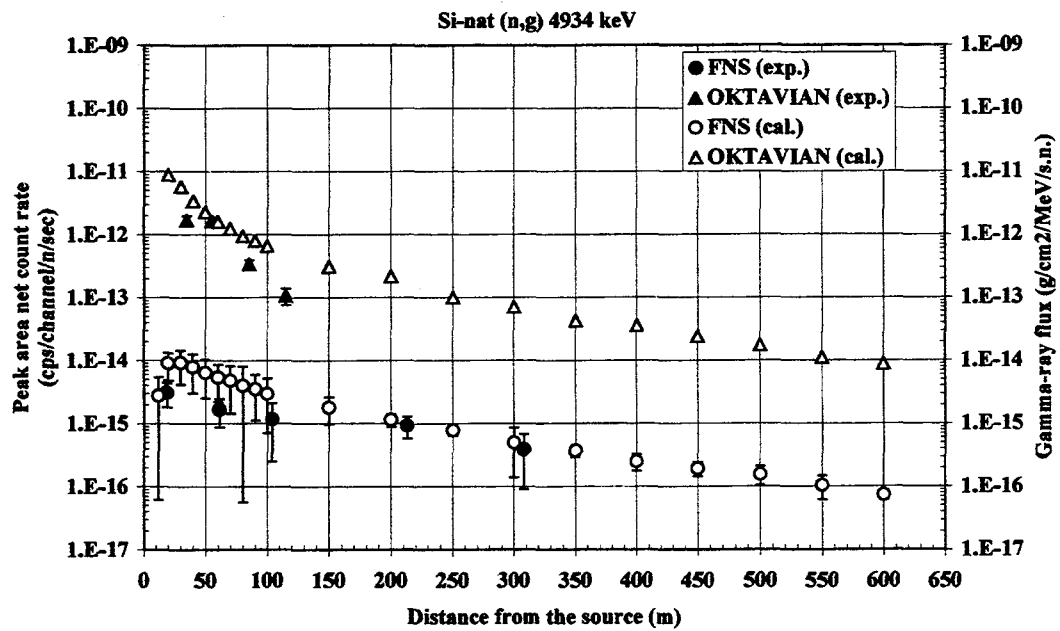


図 2 - 2 6. ^{nat}Si (n, γ) 4934 keV 2次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

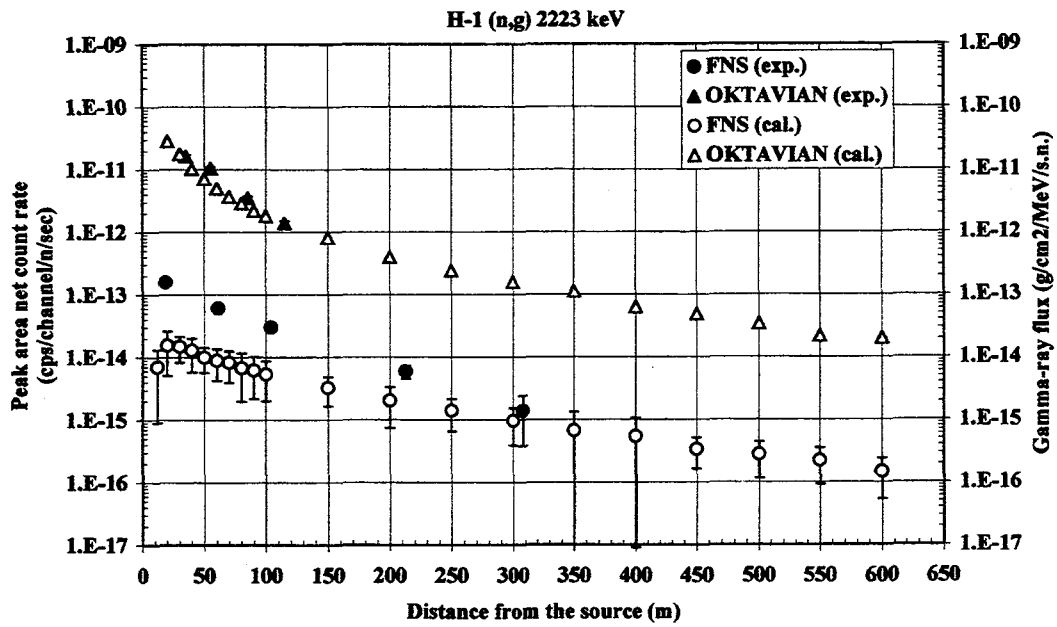


図 2 - 2 7. $^1\text{H}(\text{n}, \gamma) 2223 \text{ keV}$ 2 次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

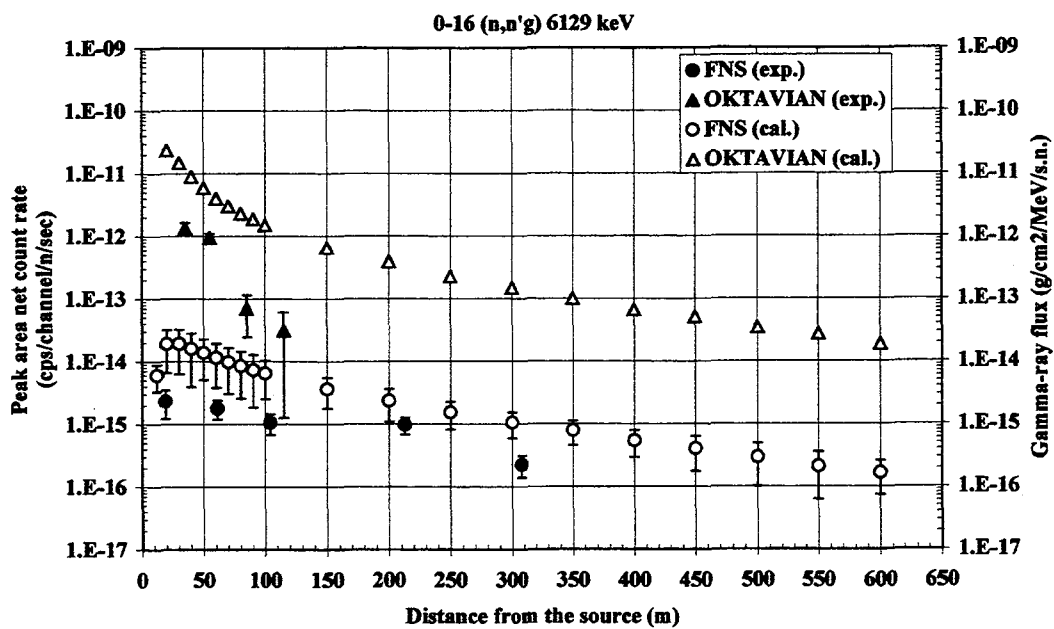


図 2 - 2 8. $^{16}\text{O}(\text{n}, \text{n}' \gamma) 6129 \text{ keV}$ 2 次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

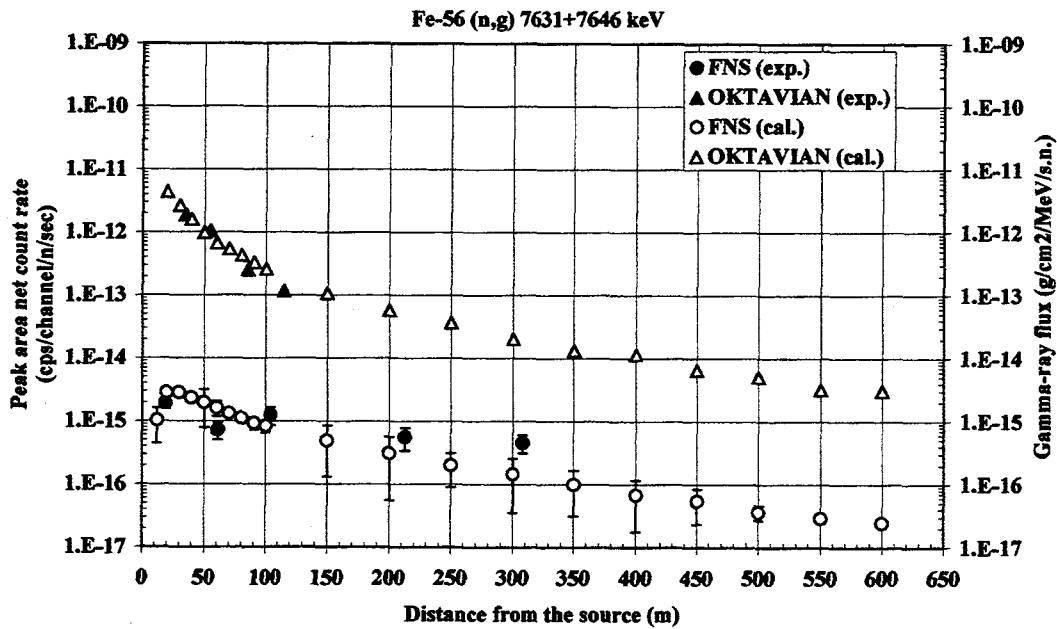


図 2 - 2 9. $^{56}\text{Fe} (n, \gamma) 7631+7646 \text{ keV}$ 2 次 γ 線強度の線源からの距離依存性分布

これらの図は、2 次 γ 線ピーク強度（ここでは測定による全エネルギー吸収ピークのピークネットエリアカウント率の算出値）と γ 線フラックス（ここでは MCNP 解析計算による 2 次 γ 線該当エネルギービンにおける γ 線フラックス値）との相対的な分布を比較したものである。従って縦軸の絶対的は評価ができないので、FNS 及び OKTAVIAN における測定値と計算値との分布を、先のスカイシャイン線量率分布フィッティング式 (2-1) にて近似し、 n 値、 λ 値を決定した。距離 0 での測定値と計算値との初期値を 1 に規格化し、分布状態の相対的比較を行った。1779keV, 3539keV, 4934keV, 2223keV, 6129keV, 7631+7646keV のそれぞれの施設での、実験値と計算値とに対する分布近似式のパラメータ群を表 2-3 にまとめて示した。計算値の近似式では FNS については $n \cong 1$, $\lambda \cong 0.004$ の値で、OKTAVIAN については $n \cong 2$, $\lambda \cong 0.0025$ の値で 6 本の 2 次 γ 線すべてに対して、同様な減衰傾向で分布が変化していることが計算よりわかった。広角に放出された OKTAVIAN の方がより遠方まで線量的に影響を及ぼすことが λ 値の大きさから判断できる。

OKTAVIAN の場合は、線源施設近傍での測定データでしかないので、 λ 値の決定はできなかったが、近傍で支配的に減衰する r^{-n} 項についての n 値が決定できたので近傍のみでの比較を行うと、 ^{16}O による 6129keV の γ 線ピーク以外は実験値と計算値は $n \cong 2$ で一致した。しかし、FNS の場合は、 ^1H による 2223keV γ 線ピーク以外

を除いてすべてに $n < 1$ となる分布を近傍では示し、その後の \exp 項の変化率を示す λ 値についてはおおよその一致を示した。また、これらの値は空気中での γ 線線減弱係数に近い値で減衰傾向を表した。この測定値と計算値との比較結果を説明するために、実験体系と計算体系との相違について、図 2-30. に示した。

表 2-3. 2次 γ 線ピーク強度距離分布における近似式パラメータ値の比較

生成核反応	2次 γ 線 エネルギー (keV)	20°C空気 線減弱係数 μ (m ⁻¹)	対象	FNS		OKTAVIAN	
				n	実効減衰係数 λ (m ⁻¹)	n	実効減衰係数 λ (m ⁻¹)
²⁸ Si (n,n' γ)	1779	0.0057	exp.	0.52	0.0048	2.0	-
			cal.	1.0	0.0042	2.0	0.0028
¹ H (n, γ)	2223	0.0051	exp.	0.96	0.0100	2.1	-
			cal.	0.84	0.0042	1.9	0.0027
^{nat} Si (n, γ)	3539	0.0040	exp.	0.67	0.0041	2.0	-
			cal.	1.1	0.0039	1.8	0.0020
^{nat} Si (n, γ)	4934	0.0034	exp.	0.57	0.0023	1.8	-
			cal.	0.94	0.0041	1.7	0.0028
¹⁶ O (n,n' γ)	6129	0.0031	exp.	0.43	0.0052	3.5	-
			cal.	0.92	0.0041	1.8	0.0026
⁵⁶ Fe (n, γ)	7631+7646	0.0027	exp.	0.35	0.0031	2.3	-
			cal.	1.1	0.0035	1.9	0.0024

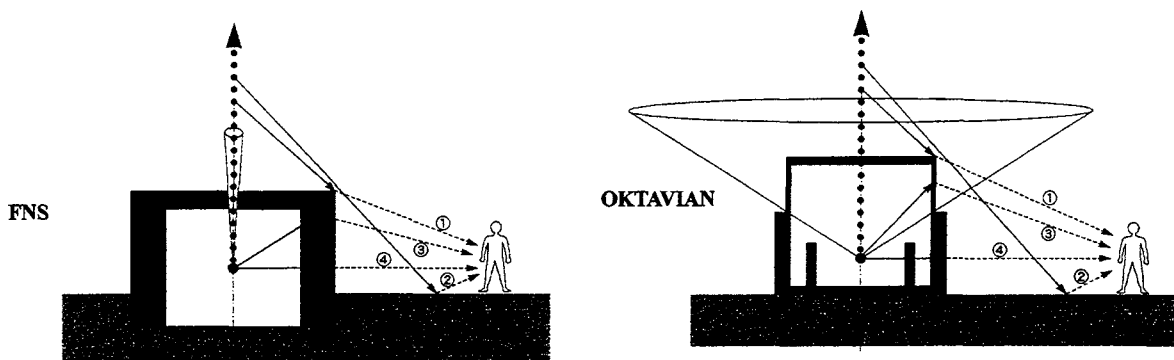


図 2-30. FNS と OKTAVIAN での実験体系と計算体系との相違点

OKTAVIAN の場合には、計算における γ 線到達経路としては代表する①～③過程のすべてを考慮した計算となっており、④成分のような経路のみが実際の実験体系と相違する点で考慮できてない。しかしながら、実験体系においても実際にはこち

らの方向には隣接する建屋があり実際には遮蔽効果として作用し、④成分が測定値においても少なくなったため、近傍では測定値と計算値とが良い一致を示した。

FNS の場合には、スカイシャインポート外の天井や横遮蔽体方向の中性子・2次 γ 線の透過成分がポートからの成分と比較してかなり少ないものと仮定し、計算においては代表する①と②の過程のみが計算に考慮された。しかし、実際には建屋遮蔽体を透過する際に生成される2次 γ 線の透過が比較的高く(③, ④)、その透過する直接成分が近傍への照射に寄与し、減衰が緩和される条件となったものとする。そのため高エネルギーの γ 線ほど遠方までの寄与も多くなり、 n 値は低いエネルギーの γ 線のものと比較して、より小さな値を示すこととなったものとする。また、 ^1H からの2223keV γ 線ピークの測定値については他と著しく異なり、上空に放出された中性子のスカイシャイン効果によって、天井の側壁側表面にて、建屋内より側壁を透過して漏れ出る成分と比較してかなり多く生成されて、近傍への照射に寄与したため、 r^{-1} に近い減衰条件となったものとする。これはFNS建屋表面が雨水や近辺の太平洋からの波しぶき等による保水状態から、 ^1H の2223keV γ 線の放出確率を高めたものとした。

全体的に測定値が少ないため(特に遠方での)、正確な判断はできないが、 $^{28}\text{Si}(n, n' \gamma) 1779 \text{ keV } \gamma$ 線、 $^{nat}\text{Si}(n, \gamma) 3539 \text{ keV } \gamma$ 線、 $^{nat}\text{Si}(n, \gamma) 4934 \text{ keV } \gamma$ 線、 $^{56}\text{Fe}(n, \gamma) 7631+7646 \text{ keV } \gamma$ 線は全体的に相対的な分布状態は、計算値は測定値をおおむね再現できているものとする。 $^1\text{H}(n, \gamma) 2223 \text{ keV } \gamma$ 線と $^{16}\text{O}(n, n' \gamma) 6129 \text{ keV } \gamma$ 線とは測定値と計算値とは多少分布を異にしている。 $^{16}\text{O}(n, n' \gamma) 6129 \text{ keV } \gamma$ 線の生成する酸素(O)の存在形態としては、大気中の酸素(O_2)として、量的な多さから考えられるが、大気中組成でさらに多い窒素(N_2)からの非弾性散乱等の2次 γ 線の確認がないことから、コンクリート、大地中に多く含まれる水(H_2O)や酸化ケイ素(SiO_2)としての存在形態による酸素原子核との相互作用となる。さらに、このしきい値反応は高いしきいエネルギー(6.43MeV)を有しており、エネルギーの高さから線源周辺または線源施設近傍でのみの確認が予想され、この分布については更なる検討を要する。また、 $^1\text{H}(n, \gamma) 2223 \text{ keV } \gamma$ 線の分布については、水素の存在形態はほとんどが水(H_2O)と考えられる。線源施設より放出された低エネルギーの中性子が大気中でさらに減速を受け、環境中にて熱中性子となり周囲の水素との相互作用を可能とするプロセスも考えられる。先のFNSでのHp-Ge検出器による波高分布の中でも述べた松林効果の仮定においても、このプロセスが結びついてくる。このプロセスへの移行比率が高い場合には、周辺環境中での水の存在が重要となってくる。

2-3. 核融合中性子源施設と核分裂中性子源施設との比較

4施設のスカイシャイン線量率測定、解析計算から導き出された近似式(2-1)のパラメータ群を表2-4. に、解説を図2-31. にまとめて示す。

表2-4. スカイシャイン線量率分布の近似式パラメータ群

線源施設	比較対象		D_0 ($\mu\text{Sv/h/n/sec}$)	n	λ^{-1} (m^{-1})	λ (m)
FNS	実 験 値	中性子	4.64E-10	1.3	0.0038	263
		γ 線	2.52E-12	1.0	0.0045	222
	計 算 値	中性子	8.57E-11	1.0	0.0046	217
		γ 線	1.14E-12	0.93	0.0040	250
OKTAVIAN	実 験 値	中性子	9.39E-08	1.6	0.0035	286
		γ 線	1.35E-08	1.7	0.0021*	476
	計 算 値	中性子	5.13E-07	1.7	0.0034	294
		γ 線	1.51E-08	1.8	0.0025	400

線源施設	比較対象		D_0 ($\mu\text{Sv/h/W}$)	n	λ^{-1} (m^{-1})	λ (m)
YAYOI	実 験 値 (γ 線無)	中性子	0.029	1.0	-	-
		γ 線	0.0003	0.94	-	-
	実 験 値 (γ 線有)	中性子	0.0064	2.1	-	-
		γ 線	-	-	-	-
UTR-KINKI	実 験 値	中性子	0.243	0.81	-	-
		γ 線	0.087	1.8	-	-

*100~150mの測定値から近似した値を示す。

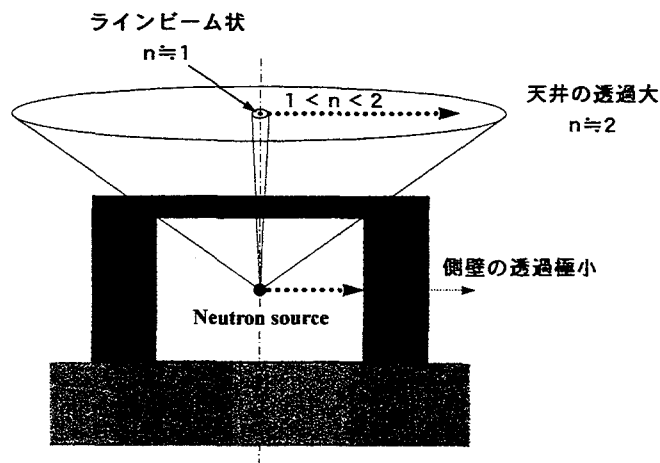


図2-31. 近似式解説図

FNS や YAYOI のようにスカイシャインビームポートを有し、それより垂直にラインビーム状に放たれた中性子の場合、中性子・2次 γ 線スカイシャイン線量率分布は線源施設近傍においては距離 r に対して $n \approx 1$ にて r^{-1} 項が優勢的に減衰に寄与することとなった。また、天井面の遮蔽能が弱く、中性子の透過が強い場合には、その天井面の大きさによって（中性子源が天井を仰ぎ見る角度によって）、 $n \approx 2$ にて r^{-2} 項として減衰に寄与することが実験的に明らかとなった。これは、核融合中性子源施設だけでなく、核分裂中性子源施設にても同様のことが示された。入値については、核分裂中性子源施設からの測定値からは決定できなかったが、核融合中性子源施設については約 400m までの測定値から決定された。OKTAVIAN のほうが幾分大きな値となっている。

図 2-3 2. に施設としての線源条件が同型の核融合中性子源施設 FNS と核分裂中性子源施設 YAYOI とのスカイシャイン実験結果の比較を行った。どちらも線源となるターゲット、炉心の直上の天井面にスカイシャイン実験用のポートが用意され、そこから発生中性子をラインビーム状に放出ができるものである。

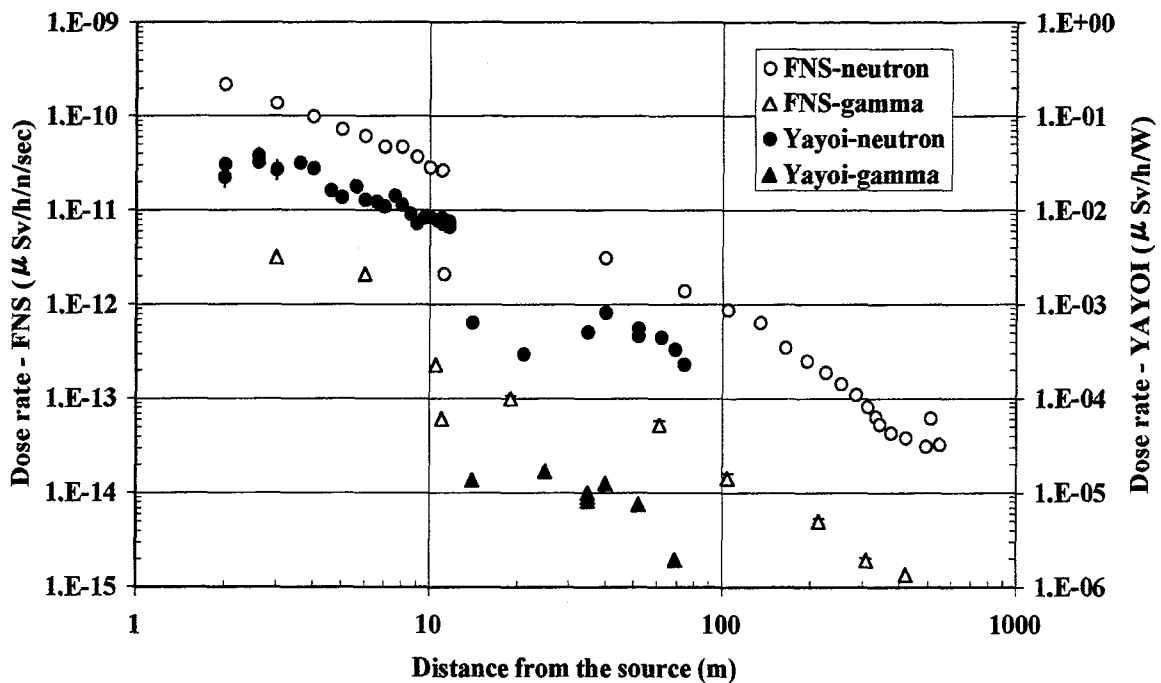


図 2-3 2. FNS と YAYOI 周辺における中性子・2次 γ 線スカイシャイン線量率分布の比較

YAYOI における測定データが施設近傍の 100m 以下のデータでしか判断できないが、

明らかに核融合中性子源施設の周辺の方がスカイシャイン効果によってより遠方に線量の寄与を及ぼしていることがわかった。スカイシャイン線量率フィッティング式(2-1)を用いた近似では、ともにラインビーム状線源からの寄与として $n \approx 1$ として r^n の項は決定される。その後の \exp 項の寄与は核融合中性子源では 200~300m 付近から、核分裂中性子源では 100m 以下から効果を現すことが、図中より推定できた。

2-4. まとめ

核融合中性子源施設 FNS と OKTAVIAN を利用したスカイシャイン実験を行い、中性子、2次 γ 線スカイシャイン線量率分布の測定を線源から約 400m の位置までを行った。また、高速中性子源 YAYOI と熱中性子源 UTR-KINKI との原子炉施設周辺でも同様のスカイシャイン実験を行い、比較した。測定値は MCNP4A 計算コードによるシミュレーション計算を行い、計算値は 30~50% 範囲内で測定値と一致した。中性子と2次 γ 線の測定値、計算値から次式によるフィッティングを行い、パラメータ n 値と λ 値とを決定し、半経験式を導出した。4施設での比較も行った。ただし、原子炉周辺での測定値は施設近傍のみのため、 n 値を決定するのみに至った。

$$\text{スカイシャイン線量率分布フィッティング式} \quad D(r) = \frac{D_0}{r^n} \cdot \exp\left(-\frac{r}{\lambda}\right)$$

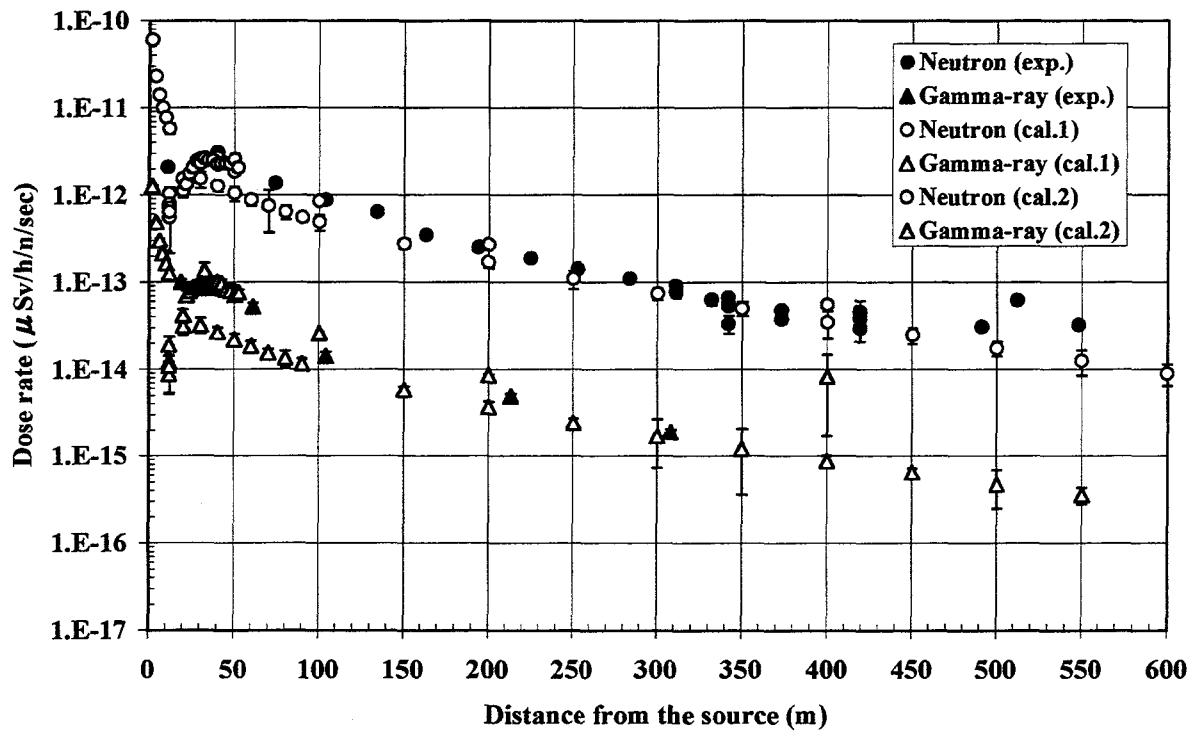
NaI 検出器を用いた波高分布測定から、3000keV 以上の高エネルギー領域で2次 γ 線のコンプトン散乱による緩やかな連続分布が形成され、この領域の積分値が2次 γ 線の線量に比例関係にあることが明らかとなり、これを用いた γ 線線量率への換算を容易にすることができた。

Hp-Ge 検出器を用いた波高分布測定を行い、NaI 検出器による波高分布で見られた連続部分の分析を行い、生成2次 γ 線の核種弁別を行った。検出された γ 線の主たるものは ^{nat}Si 、 ^{nat}Fe 、 ^1H からの熱中性子との (n, γ) 反応による捕獲 γ 線であった(例えば、 $^{nat}\text{Si} (n, \gamma)$ 3539 keV、 $^{nat}\text{Si} (n, \gamma)$ 4934 keV、 $^1\text{H} (n, \gamma)$ 2223 keV、 $^{56}\text{Fe} (n, \gamma)$ 7631+7646 keV)。これにより、核融合中性子源施設周辺では熱中性子の測定が重要となることがわかった。また、建屋周囲・近傍では $^{28}\text{Si} (n, n' \gamma)$ 1779 keV、 $^{16}\text{O} (n, n' \gamma)$ 6129 keV の非弾性散乱であるしきい値反応も一部確認できた。検出された γ 線ピーク強度の距離分布を測定値と計算値とで比較を行い、おおむねの一致を得た。ただし、一部 ($^1\text{H} (n, \gamma)$ 2223 keV γ 線ピーク) では計算値と異なり、周辺環境に大きく依存する可能性があることを推定した。

付録－1

FNS 施設のスカイシャイン実験ポート以外の天井部及び横方向遮蔽壁の透過成分を考慮した計算結果を、本実験・計算結果と合わせて、以下の付図－1. に比較して示した。計算体系は本論にて述べた同体系にて行われた。

なお、この計算結果は大阪大学大学院工学研究科原子力工学専攻、村田 勲氏のご厚意により、FNS スカイシャイン実験計画の予備計算の際に用いた結果を使用させていただいた。



付図－1. スカイシャイン実験測定値と解析計算結果との比較
(cal.1 は本解析計算の計算値、cal.2 は村田氏より提供された計算値)

第3章

体内トリチウム動態解析と内部被ばくモニタリング

第3章 体内トリチウム動態解析と内部被ばくモニタリング

3-1. 体内トリチウム動態研究の概要（研究経緯）

トリチウムは水素の放射性同位体であるため、呼吸器系からの吸入、経皮からの吸収、また、経口摂取による飲食物から体内に摂取されると内部被ばくを生じることとなる。そして、体重のおおよそ60%の水を含んだヒトの体内に取り込まれると、大部分は自由水型トリチウム（Free Water Tritium, FWT）として全身の体内水と急速に混合され一様な分布として挙動することとなるが、その一部は有機分子内の酸素、窒素等に結合した水素との置換反応や、生化学的反応による炭素との結合によって生体構成分子の一部となった有機結合型トリチウム（Organically Bound Tritium, OBT）として体内（組織内）に長期に滞在することとなる。

有機結合型トリチウムは有機分子内の酸素(O)、窒素(N)、硫黄(S)、リン(P)と結合した水素との速い（数秒から数時間以内）交換反応による交換可能型トリチウム（Exchangeable tissue bound tritium）と酵素の介在を要した生合成過程を通じ、炭素(C)に結合する非交換型トリチウム（Tightly bound tritium）とに分類される。

ヒトでのトリチウム摂取経路並びに体内動態については、自ら被験者となつての例、あるいはボランティアの手を借りての例、また、作業時の被ばく例等、多数の測定例が報告されてきた。例えば、トリチウム水を経口摂取した場合[3-1]、トリチウム水蒸気雰囲気中に曝させ吸入と経皮による摂取の場合[3-2]、トリチウム汚染させた金属表面に接触させ経皮による摂取の場合[3-3]、真空ポンプ中のトリチウム化オイルの皮膚汚染による摂取の場合等[3-4]、トリチウムの様々な化学形態で、代表的な経口・吸入・経皮による内部被ばく経路からの摂取での測定例である。また、様々な動物実験によるモデル実験（マウス、ラット、豚、子牛等）とも合わせてトリチウムの体内動態が解明されてきた[3-5]。

トリチウムによる内部被ばくの線量評価をするためには、摂取後の体内でのトリチウム濃度分布やその経時的データが必要となる。これを直接的な手段で得ることは難しく、尿、呼気、糞、血液、汗、唾液、毛髪等に含まれるトリチウム量を間接的に測定するバイオアッセイ法と液体シンチレーションカウンタ(LSC)測定法によって得られた測定データにから推定することが一般的である。そして、尿や呼気等のバイオアッセイサンプル間でのトリチウム濃度の差異はなく、いずれのサンプルを用いた測定結果からも体液中のトリチウムレベルを把握できることが報告されている[3-1, -6]。また、血液、尿、糞便のバイオアッセイサンプルを用いた測定結果から、FWT と OBT との成分についてそれぞれのサンプルごとの比放射能に違いは見られ

ず、平衡状態にあることも報告されている[3-7]。

これまでに大阪大学強力 14MeV 中性子工学実験施設オクタビアン (OKTAVIAN) では、作業者の内部被ばく線量評価のために収集された尿や呼気水のバイオアッセイサンプルを用いた LSC 測定を行ってきた。そして、これらの得られた多くのヒトのトリチウム代謝データを分析した結果から、これまでの報告とは相違したバイオアッセイサンプルの特徴を見出した[3-8]。さらに、この特徴を生かした体内トリチウムの化学形(FWT と OBT)ごとの挙動を分析するための新しい評価方法について論議した。ここで体内のトリチウムの移行を数学的に表現するために最も一般的なコンパートメントモデルを使用した。中でも比較的取扱の容易となる3コンパートメントを用い、新たなトリチウム代謝モデルを構築し、必要となるパラメータ群を選出し、それらを「OKTAVIAN モデル」として提案した[3-9]。さらにはこれまでに提唱されてきた他のモデルとの比較を行い、これまでの実際のヒトのトリチウム代謝データに適用させて、この新モデルの検証を行った。

3-2. ヒトの体内トリチウム濃度測定の実際

将来の核融合炉実現へ向けての大学研究施設である大阪大学強力 14MeV 中性子工学実験施設オクタビアン(OKTAVIAN)において、炉設計に関連した基礎的データの収集を目的とした多様な実験・研究が長年にわたり行われてきた。オクタビアンは最大出力 300kV、20mA のコッククロフト・ワルトン型加速装置で、加速された重水素イオンビーム(D⁺)をビームライン先端に取り付けられたトリチウム(T)ターゲットに照射することでD-T反応による 14MeV の高エネルギー中性子を発生させることができる。トリチウムターゲットは 370GBq(10Ci)の空冷式固定型と 7.4TBq(200Ci)~29.6TBq(800Ci)の水冷式ディスク回転型との2タイプが取り扱われた。大量のトリチウムターゲット取扱作業(年間平均 29.6TBq)の他、金属製のターゲットアセンブリやビームライン真空ポンプの潤滑オイル等のトリチウム汚染物の取扱作業を多頻度に経験してきた[3-10]。通常の手扱作業はコットン製の厚手(数 mm)のオーバーオールとゴム手袋にてしっかりと顔面以外の皮膚表面を覆った数人の男性作業員にて行われた。その作業内容は様々で、14.8TBq または 370GBq のトリチウムターゲットの交換作業、使用済みターゲットの保管・廃棄作業、汚染された真空ポンプ潤滑オイルの交換作業が主として行われた。この際に収集された内部被ばく評価のための個人モニタリングデータは承諾のもと、トリチウム体内動態分析のために研究利用した。

3-2-1. バイオアッセイ測定法

トリチウムは純 β -線放出核種で、その最大エネルギーは 18.6keV (平均エネルギー5.69keV) と低エネルギーであり、平均飛程 (水中) も $0.56\mu\text{m}$ 、最大でも $6\mu\text{m}$ と極めて短い。そのため内部被ばくによる測定評価に関して、体外計測法 (直接法) は不可能であり、被験者から採取された尿、糞、呼気水等の試料中の放射エネルギーを LSC を用いて測定するバイオアッセイ法 (間接法) が一般的に用いられる。リアルタイムな測定は不可能であるが、低エネルギー β -線放出核種の ^3H 、 ^{14}C や α -線放出核種に対して高い精度と感度を有することが特徴である。

本研究においては、バイオアッセイサンプルとして尿および呼気水を、また一部体液 (精液) を採取して、それぞれのサンプル中のトリチウム濃度の測定を行い、時間経過による代謝トリチウムの体内動態分析を行った。次に、サンプリング条件と測定・評価方法について詳細を述べる。

(1) バイオアッセイサンプルのサンプリング方法

バイオアッセイサンプルのサンプリングは、取扱前に最低 1 回と、取扱後、摂取初期には 1 日 1 回、その後 2~3 日に 1 回と適度な時間間隔をとって継続的に行った。これらのバイオアッセイサンプルを用い、次のような前処理・方法によって、FWT と OBT との成分ごとのトリチウム濃度測定を行った。それらの処理工程を図 3-1. に示す。

- 1) 原尿サンプル S_U は、原尿よりそのまま直接に尿 1 ml を採取し、尿中の全トリチウム濃度 (C_T) を測定するために用いた。
- 2) 呼気水サンプル S_E は、簡易コールドトラップ法にて捕集された呼気水 1 ml を採取し、尿中の FWT 成分の濃度 (C_{E-FWT}) を測定するために用いた。

この簡易コールドトラップ法[3-12]は氷水中に浸された捕集ビン (20ml ポリエチレンバイアル) 中にプラスチックストローを使って呼気を約 10 分間吹き込み、呼気水としてコールドトラップされる方法である。

- 3) 尿蒸留水サンプル S_D は、約 20ml の原尿から簡易低温蒸留法によって処理され、捕集された蒸留水 1 ml を採取し、尿中の FWT 成分の濃度 (C_{D-FWT}) を測定するために用いられた。

この簡易低温蒸留法[3-13, -14]は直径 10cm 程の背高ガラス製シャーレに原尿約 20ml を、 $40\sim 50^\circ\text{C}$ に保温されたホットプレート上に置き、しばらく放置の後、上蓋の裏表面に水滴が付き始めたら、静かに上蓋を取り、ひっくり返

し水滴（蒸留水）を捕集される方法である。

- 4) 尿中の OBT 成分の濃度 (C_{OBT}) は、尿中の全トリチウム濃度から尿中の FWT 成分の濃度を差し引くことで評価した。
- 5) 捕集されたバイオアッセイサンプル S_U 、 S_E 、 S_D は、ポリエチレン製の 20ml 用バイアル中で液体シンチレーション溶液(Aquasol-2)15ml と混合し、測定サンプルとして調整した。
- 6) その後、測定に邪魔となる化学ルミネッセンスを除去するために冷暗室に 24 時間放置の後にトリチウム濃度の測定を行った。測定はアロカ社製 LSC の LSC-5101 を用い、1 サンプル当たり 500~1500 分（50 分 / 1 回の測定を 10~30 回の繰り返し）の測定を行った。

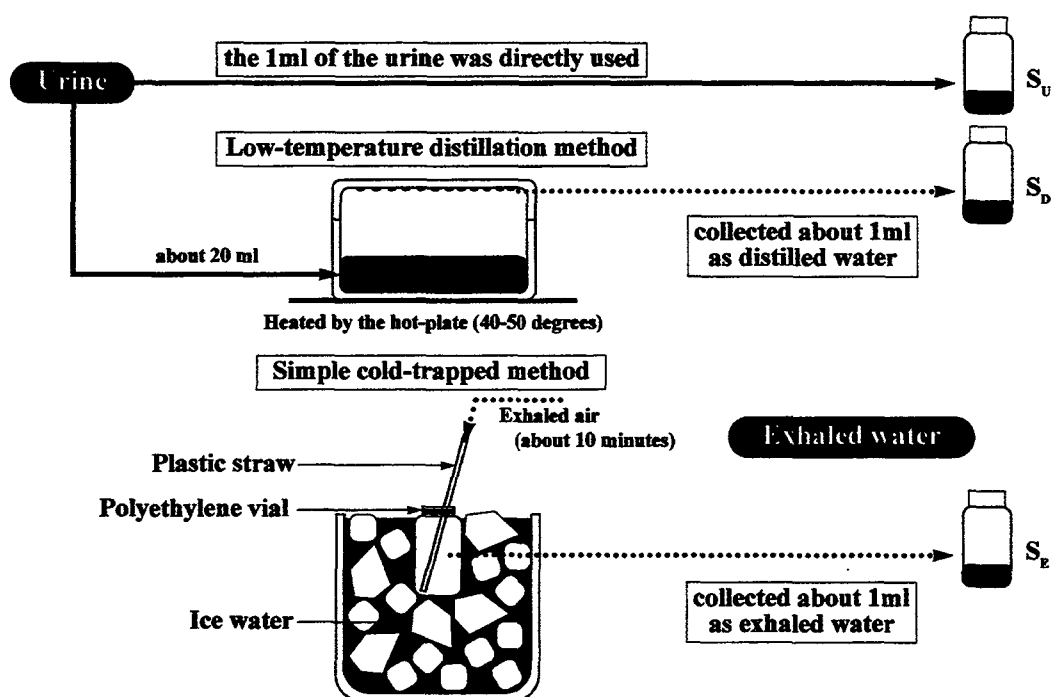


図 3-1. バイオアッセイサンプルのサンプリングと前処理の方法

(2) 液体シンチレーション検出器(LSC)のクエンチング補正曲線

使用した LSC (アロカ社製 LSC-5101) の計数効率は、 ^{137}Cs γ 線源による外部標準法 (external standard method) からトリチウム測定に対するクエンチング補正を行うことで得られる。このために外部標準チャンネル比 (ESCR 値) と計数効率との関係を表したクエンチング補正曲線を予め作成する必要がある。標準クエンチング試料

は 16 サンプル中に同濃度 ($1.01 \times 10^5 \pm 1.24 \times 10^3$ dpm/g) のトリチウム水 1g を入れ、液体シンチレータ Aquasol-2 とクエンチャーとしてアセトンとを混ぜ合わせ、全容量を 15ml となるように調整したものを使用した。また、アセトン量の変化から ESCR 値を 0.4~4.0、計数効率を数%~50%の間で適度に散らばるように工夫した。ESCR 値と LSC 計数効率(%)との関係を図 3-2. に示し、両者の関係を図中の 3 次関数にて近似した。以降すべての測定データはこのクエンチング補正曲線によって補正し、トリチウム放射能強度(Bq)として算出できた。

◎ESCR 値-LSC 計数効率(%)関係式

$$E = -0.692e^3 + 2.96e^2 + 12.37e - 4.51$$

ここで、 E は LSC の計数効率(%)を、 e は ESCR 値を示している。

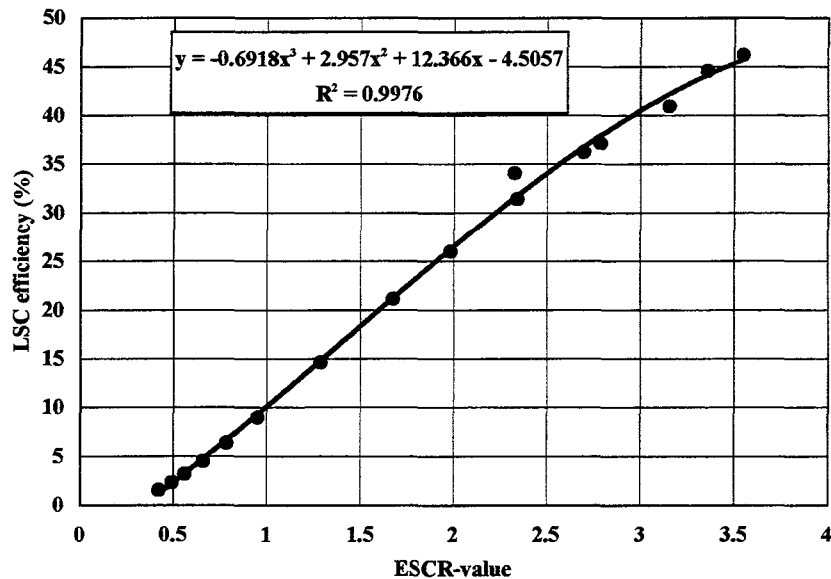


図 3-2. トリチウムに対する LSC 測定のためのクエンチング補正曲線

3-2-2. バックグラウンドトリチウム濃度の補正

今回の測定において、全測定データはトリチウムや放射性同位元素 (RI) の使用経験の全くない 11 人の男性から得られた原尿(7 サンプル)、呼気水(7 サンプル)、尿蒸留水(2 サンプル)のバイオアッセイサンプル中のトリチウム濃度をバックグラウンド(BG)値としてその補正を行った。BG 値測定対象者ごとの各バイオアッセイサンプル中のトリチウム濃度の測定結果を表 3-1. にまとめて示す。BG 値測定対象者はすべて男性で、年齢と体重は、それぞれ 22~25 歳と 55~86kg との範囲にあった。また、3 種類のバイオアッセイサンプルに関して、トリチウム濃度(Bq/kg)はバイア

ル中のバイオアッセイサンプル重量(kg)当たりのトリチウム放射エネルギー(Bq)として求めた。

取扱前作業者のバイオアッセイサンプル中のトリチウム濃度を BG 値として、測定データの補正を行うために 11 人の RI 取扱未経験者から得られた原尿、呼気水、尿蒸留水中における平均トリチウム濃度はそれぞれに、 496.1 ± 15.7 、 456.3 ± 14.5 、 485.6 ± 49.4 (Bq/kg)の測定値から得られた。それぞれの値をバイオアッセイサンプル中トリチウム濃度測定値から差し引くことで、BG 値の補正を行った。

表 3-1. RI 取扱未経験者による各バイオアッセイサンプル中のトリチウム濃度

Individual	Weight (kg)	Tritium concentration (Bq/kg)		
		Urine	Exhaled water	Distilled water
A	60	478.7 ± 43.6		
B	67	494.6 ± 35.9		
C	73	499.3 ± 41.4		
D	86	505.6 ± 51.3		
E	53		532.6 ± 62.7	
F	62		391.6 ± 33.2	
G	62		476.5 ± 27.7	
H	73		508.9 ± 23.8	
I	55	532.8 ± 55.5	466.9 ± 39.7	522.1 ± 35.1
J	63	493.2 ± 27.1	402.4 ± 29.6	
K	70	468.6 ± 26.9	415.1 ± 39.0	449.2 ± 34.2
Average		496.1 ± 15.7	456.3 ± 14.5	485.6 ± 49.4

ただし、ここで求められた BG 値は取扱前のそれぞれのバイオアッセイサンプル中のトリチウム計数値を放射能換算したものであり、本来の無トリチウム水による測定値を差し引いた正味のトリチウム濃度値とは異なっていることを述べておく。参考値として日本各地で行われた血液試料分析の結果として報告された人体中トリチウム濃度レベルについて列記すると、FWT、OBT 平均濃度はそれぞれ 1.4 ± 0.4 (Bq/l)、 1.0 ± 0.4 (Bq/l-燃焼水)である[3-15]。上記のものとはレベル的にも大きく異なっている。

3-2-3. バイオアッセイサンプル依存特性

図 3-3. に作業者の 3 種類のバイオアッセイサンプルによるトリチウム濃度の時間分布を示す。作業者は、第 1 回目の取扱作業後 66 日目に第 2 回目の取扱作業を

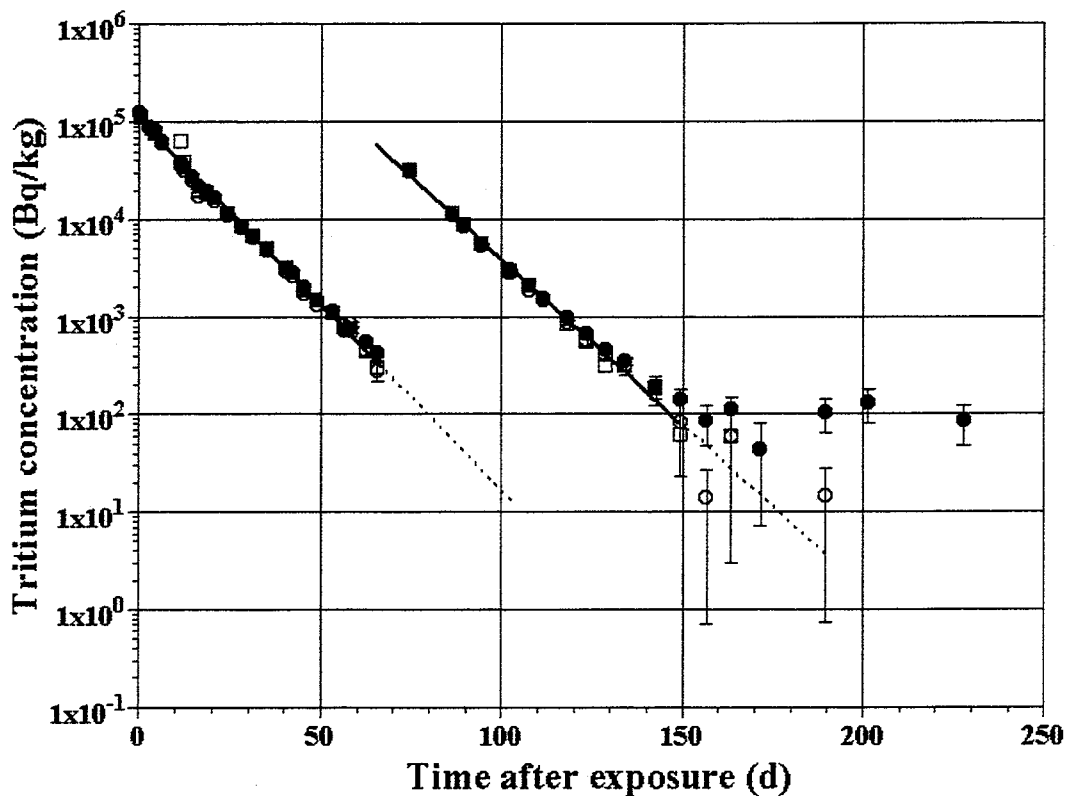


図3-3. 各バイオアッセイサンプル中トリチウム濃度の時間経過分布と単一指数関数による近似

行い、連続2回のトリチウム摂取を受けた。図中の原尿・呼気水・尿蒸留水、それぞれ3種類のトリチウム濃度時間分布について、摂取後約60日間ほどのサンプルにおいても濃度値は同じに測定された。しかし、それ以降は原尿中トリチウム濃度と呼気水・尿蒸留水中のトリチウム濃度とに差を生じ、第2回目の摂取後123日目（第1回目摂取後189日目）には原尿中トリチウム濃度と呼気水中トリチウム濃度との間には、約5倍の測定値のひらきを示した。このことは体内残留トリチウム量を評価するうえで、長期間の測定を行う場合には、バイオアッセイサンプルの選択によって違いを生じ、長期残留成分による被ばく線量を過小評価することが考えられる。

また、呼気水と尿蒸留水中とのトリチウム濃度との相関関係を図3-4. に示した。図中の対角に引いた実線は両者のトリチウム濃度値が等しい条件を示している。これらの測定データが示す通り、呼気水中トリチウム濃度と尿蒸留水中トリチウム濃度とは等しいことを表している。すなわち、 $C_{E-FWT} = C_{D-FWT} = C_{FWT}$ （尿中FWT成分濃度）の関係が明らかとなった。

さらに、尿蒸留水中のトリチウム濃度は尿中のFWT成分濃度を示すことから、呼

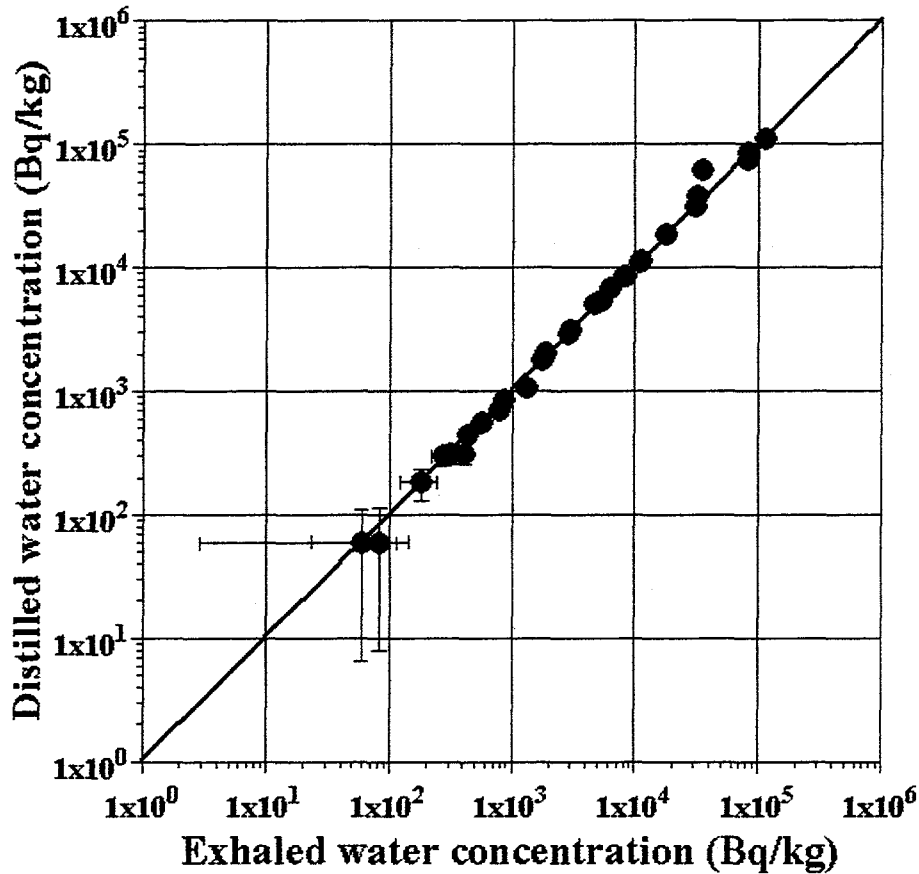


図3-4. 呼気水と尿蒸留水とのサンプル中トリチウム濃度の相関関係

気水中トリチウム濃度の測定を並行して行うことによって、原尿の蒸留処理に多くの時間を費やすこともなく、尿中の FWT 成分濃度を評価出来ることとなった。ここで、尿中の OBT 成分濃度は、原尿中トリチウム濃度から尿中 FWT 成分濃度を差し引くことで評価でき、原尿及び呼気水中のトリチウム濃度の両測定値から、尿中の全トリチウム濃度並びに FWT 成分と OBT 成分ごとの濃度分析を容易に可能とすることができた。すなわち、 $C_T - C_{D-FWT} = C_{OBT} = C_T - C_{E-FWT}$ の関係が明らかとなった。

3-2-4. ヒト体内トリチウム濃度分布の推移

3-1. で述べたように、体内に摂取されたトリチウム水は急速に体内水と混合し、残留分布は3つの指数関数の和によって表すことが出来るので、測定されたヒトの体内トリチウム濃度分布の分析は次式を用いて行った。

$$C(t) = c_1 e^{-\lambda_1 t} + c_2 e^{-\lambda_2 t} + c_3 e^{-\lambda_3 t}, \quad \lambda_{1,2,3} = \frac{0.693}{T_{1,2,3}}, \quad T_{1,2,3}: \text{生物学的半減期(日)}$$

図3-5. に作業員 X (男性、33 歳、身長 178cm、体重 65kg) の連続 3 回のトリチウム取扱作業期間における原尿中トリチウム濃度測定による排泄分布を示す。作業内容は第 1 回目の真空ポンプ潤滑オイル交換作業、第 2 回目の 370GBq 固定ターゲット交換作業、さらに第 3 回目の 7.4TBq 回転ターゲットディスク交換作業であった。作業員 X の排泄された尿中トリチウム濃度分布は、2 重指数関数和近似式によって表され、この分析によって求められたパラメータ群を表. にまとめて示した。

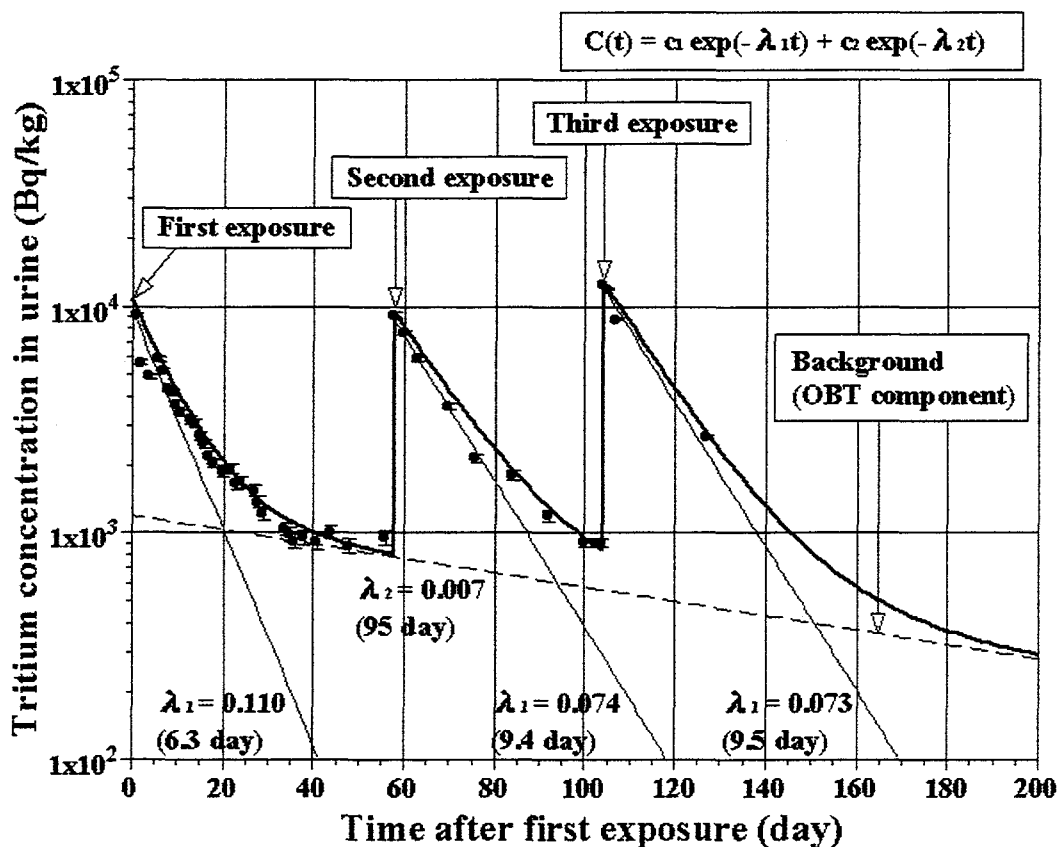


図3-5. 作業員 X における作業後の尿中トリチウム濃度の時間経過分布と 2 重指数和関数による近似

ここで、第 1 回目の作業にて摂取された OBT 成分がバックグラウンド成分として後々まで体内トリチウム濃度の減衰に影響を及ぼすと考えると、FWT 成分の排泄速度が支配的な第 1 項部分の生物学的半減期は、6.3 日、9.4 日、9.5 日と伸長していることがわかる。

また、図3-6. に作業員 Y (男性、35 歳、身長 163cm、体重 65kg) の連続 2 回のトリチウム取扱作業期間における原尿、呼気水中トリチウム濃度並びに両測定

値から求められた尿中 OBT 成分濃度の排泄分布を示す。作業内容は第 1 回目並びに第 2 回目ともトリチウムターゲット貯蔵室内での使用済みターゲット保管作業を行った。貯蔵室内、貯蔵箱内のそれぞれの空気中トリチウム濃度は 3、500(Bq/cm³)がモニタリングされた。

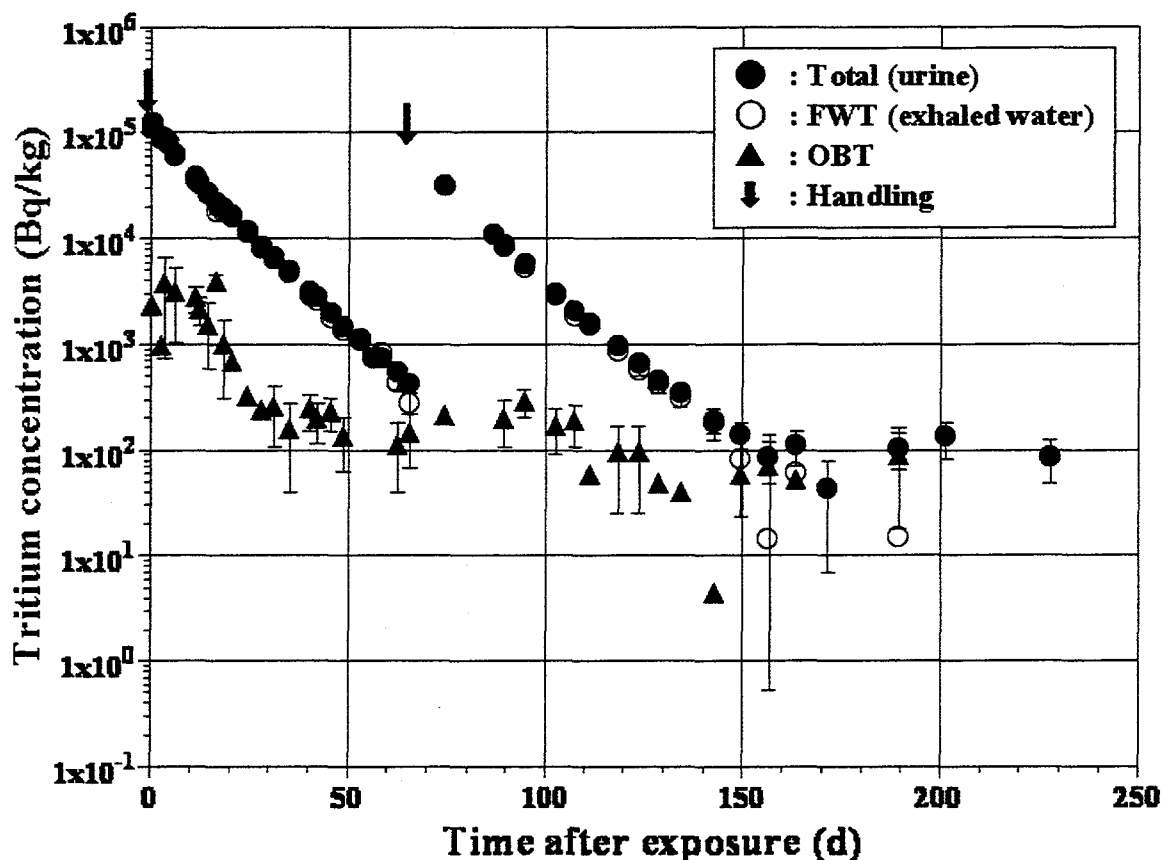


図 3-6. 作業員 Y における作業後の原尿中トリチウム濃度と FWT 成分・OBT 成分トリチウム濃度の時間経過分布

図中の 2 回の取扱作業後に測定された排泄トリチウム濃度分布について、それぞれ摂取後約 50 日間は FWT 成分の最も排泄速度が速い第 1 項部分が支配的となって体内トリチウムは主力的に減衰され、単一の指数関数として近似することができた。これより求められた原尿・呼気水サンプルによる 2 回の摂取後の排泄率 λ と生物学的半減期 T の値を表 3-2. にまとめて示した。ここに示すように、原尿・呼気水サンプルによる両測定値ともに、第 2 回目の摂取後における排泄関数の生物学的半減期について、約 1 日の遅れが見かけ上生じていることがわかった。すなわち、繰返し摂取によって摂取後早期の主力的な減衰を単一指数関数で表現する場合には、

2回目以降について生物学的半減期の伸長を考慮しなければならないことがわかった。

表3-2. 作業員Yにおけるトリチウム濃度分布から単一指数関数*によって分析された移行係数 λ (d⁻¹)と生物学的半減期(d)の値

	First intake			Second intake		
	c ₁ (Bq/kg)	λ (d ⁻¹)	T _{1/2} (d)	c ₁ (Bq/kg)	λ (d ⁻¹)	T _{1/2} (d)
Urine	107.5	0.088	7.9	55.2	0.078	8.9
Exhaled water	101.2	0.090	7.7	57.7	0.081	8.6

$$* C(t) = c_1 \exp(-0.693 t / T_{1/2})$$

$$** \lambda = 0.693 / T_{1/2}$$

また、原尿中トリチウム濃度と呼気水中トリチウム濃度の時間推移を近似する曲線式は2重または3重の指数関数の和として表現でき、図3-7. 中の実線と点線とで示した。さらにこれらの近似曲線解析から求められたパラメータ群の値を表3-3. にまとめて示した。

原尿中トリチウム濃度の分布については、第2回目の摂取以降の測定値から生物学的半減期7.7日、21日そして148日による3重指数関数之和の近似式によって表現できた。第1回目と第2回目との摂取では、FWT成分の排泄速度が支配的な第1項(i=1)、中間的な第2項(i=2)とOBT成分の排泄速度を表す第3項(i=3)への配分率が、99.7:0.3から97.8:2.2へとOBT成分への寄与が大きくなっている。また、呼気水中トリチウム濃度の分布については、第3項の排泄成分に関しては検出されず、生物学的半減期7.7日と21日との2重指数関数之和の近似式によって表現できた。さらに、第2回目の摂取に伴ったFWT成分とOBT成分との配分率についても尿サンプルと同様にOBT成分への寄与が大きくなっている。

すなわち、多重指数関数之和による近似曲線式の比較解析から、繰返し摂取後、生物学的半減期には変化は生じないが、FWT成分とOBT成分への配分率に変化を生じ、OBT成分に対する寄与が大きくなり、これが見かけ上の生物学的半減期の伸長に起因していることがわかった。

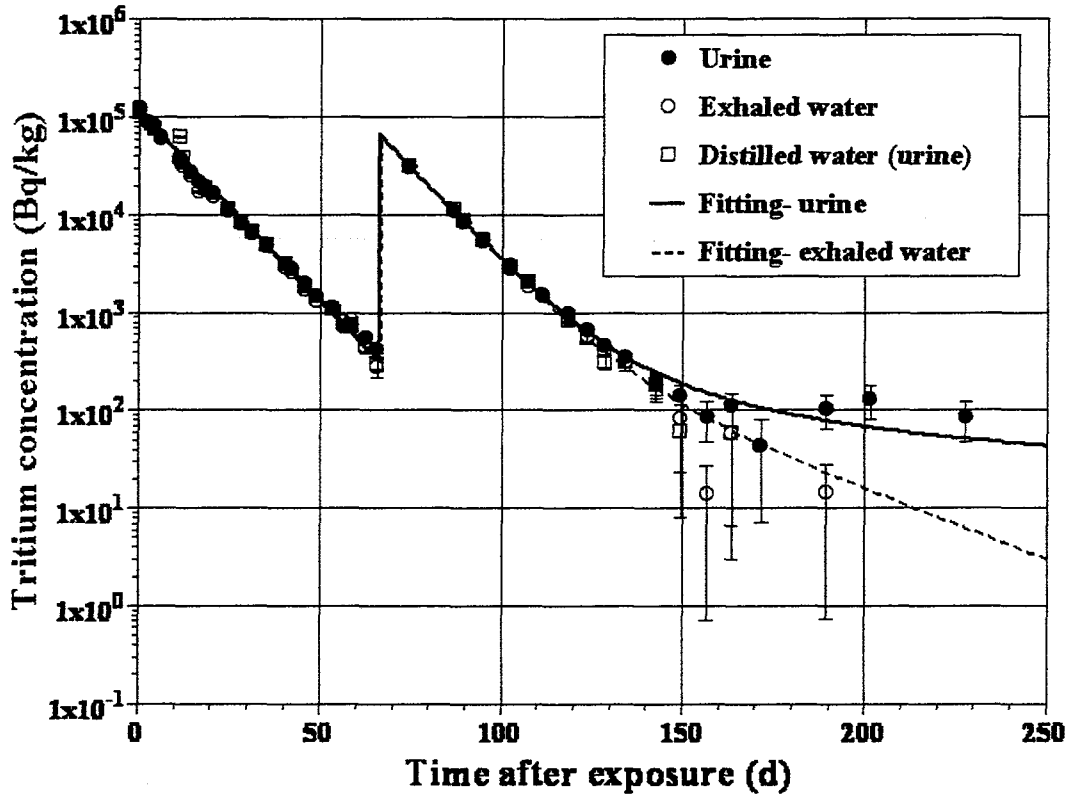


図3-7. 作業員Yにおけるトリチウム濃度分布の多重指数関数による近似

表3-3. 作業員Yにおけるトリチウム濃度分布近似式に用いられたパラメータ群

	Component	First intake				Second intake			
		c_i (Bq/kg)	c_i (%)	λ_i (d ⁻¹)	T_i (d)	c_i (Bq/kg)	c_i (%)	λ_i (d ⁻¹)	T_i (d)
Urine	Fast (FWT) i=1	114	99.7	0.090	7.7	65.1	97.8	0.090	7.7
	Middle (OBT) i=2	0.29	0.3	0.033	21.0	1.4	2.1	0.033	21.0
	Slow (OBT) i=3	-	-	-	-	0.095	0.1	0.0047	147.5
Exhaled water	Fast (FWT) i=1	108	99.8	0.090	7.7	65.1	98.0	0.090	7.7
	Middle (OBT) i=2	0.26	0.2	0.033	21.0	1.3	2.0	0.033	21.0
	Slow (OBT) i=3	-	-	-	-	-	-	-	-

$$* C(t) = c_1 \exp(-0.693 t/T_1) + c_2 \exp(-0.693 t/T_2) + c_3 \exp(-0.693 t/T_3)$$

$$** \lambda_1 = 0.693/T_1$$

この点からも連続的な取扱作業を行う作業員における体内挙動も網羅できる、OBT成分の寄与を十分に考慮したトリチウム体内動態モデルの構築と線量評価が重要と考える。

連続的なトリチウムの取扱に伴い、生体内でのトリチウム濃縮（比放射能の増大）が派生するのか。この点についてはこれまでのマウスやウサギでの動物実験等において、比放射能の等しいトリチウム化飼料(OBT)とトリチウム水(HTO)とを長期間投与し続け、組織中トリチウム濃度の分析が行われた。その結果、定常状態では組織中の FWT 成分と OBT 成分の比放射能は、飼料中と飲料水中のトリチウムの比放射能に等しく、生体内でのトリチウム濃縮は見られていない[3-16]。

また、トリチウム(HTO)摂取後、体内トリチウム濃度の減少はその成分によって異なり、FWT 成分は組織に依らずほぼ同じ生物学的半減期にて減少するが、OBT 成分については結合した組織に特異的な減少を示し、体内のトリチウム残存曲線に大きな違いが示されている[3-17]。

これに関するヒトのデータは極めて少なく、今後は何らかの方法での調査・分析の必要性を生じる。遺伝的要因を持った生殖組織におけるトリチウム分布データは組織による違い等を考慮するためにも重要となる。次の図3-8. に作業員Yにおける原尿・呼気中のトリチウム濃度と精液中のトリチウム濃度の分布状態を比較

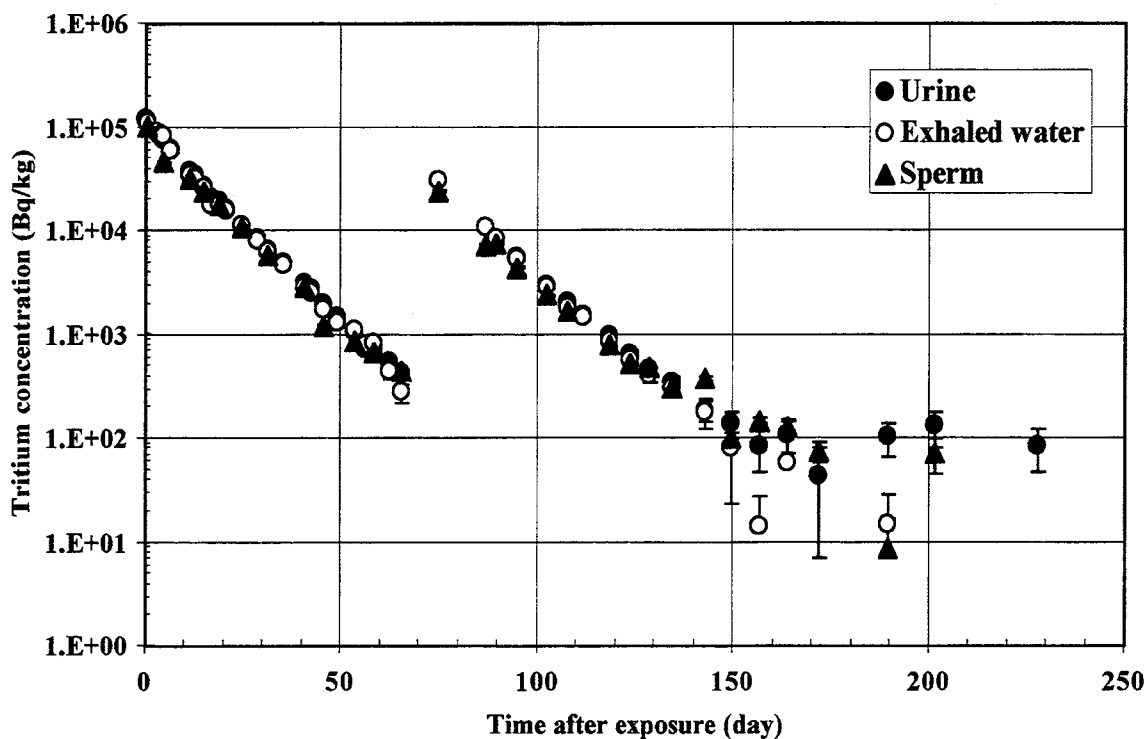


図3-8. 作業員Yにおける原尿・呼気水中のトリチウム濃度と精液中トリチウム濃度分布の比較

して示した。この期間の測定値からは他のバイオアッセイサンプルのトリチウム濃度と大きく減少が異なっていることはなく、原尿の減衰状態と同様に減少する分布を示した。

3-3. ヒトの体内トリチウム動態のモデル化

3-3-1. コンパートメントモデルと多重指数関数和式

これまでに幾つかのトリチウム体内動態モデルが提唱されてきた。その代表的な3つのモデルを図3-9. に示す。

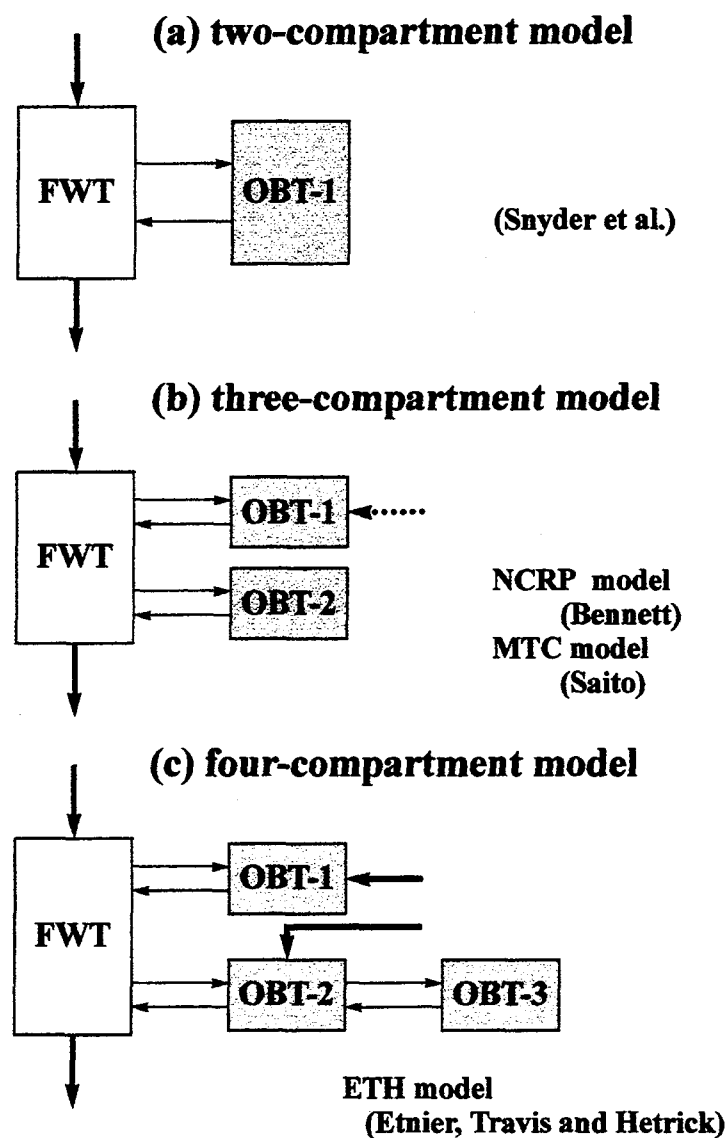


図3-9. 代表的なトリチウム代謝モデル (コンパートメントモデル)

これらのモデルは、人体をひとつのブラックボックスとして、その中に FWT と OBT といったトリチウムの存在形態を代表させたコンパートメントと呼ばれる容器を幾つか設定して考える方法が採られている。

Snyder らによる 2 つのコンパートメント[3-18]のものは最も簡単なトリチウム動態モデルで、人体に摂取されるトリチウムは FWT のみであり、すべて FWT コンパートメントに一旦取り込まれると仮定された。また、ICRP ではこのモデルに使用されるパラメータに年齢依存性を考慮した値を採用し、年齢依存型 2 コンパートメントモデル[3-19]として与えた。

今日最もよく知られた Bennett の 3 コンパートメントは、NCRP(National Council on Radiation Protection and Measurements)にも採用され、NCRP モデル[3-20]として広く呼ばれている。このモデルは、摂取されたトリチウムは全て一旦半減期 9.6 日の体内水である FWT コンパートメントに入り、胃腸管に入った食物は水にまで酸化された後に OBT コンパートメントに入ると仮定された。それぞれのコンパートメントのボリュームを示す水素原子量は ICRP 標準人における水分の想定値に基づいて決められ、OBT コンパートメントへの直接取り込みについては考慮されていない。

また、この NCRP モデルには改善が加えられ、体内水素収支に基づいた 3 コンパートメントモデル(Modified three compartment model, MTC model) [3-21]として提唱されている。このモデルで飲食物中の FWT は全て直接体内 FWT コンパートメントに取り込まれ、一方、飲食物中の OBT の一部は OBT-1 コンパートメントに取り込まれ、一部は体内取り込み後直ちに酸化され FWT コンパートメントに取り込まれる。

ETH モデル(Etnier, Travis and Hetrick model) [3-22, -23]と略式に呼ばれる 4 コンパートメントモデルは、従来の 3 コンパートメントの NCRP モデルに速く代謝される脂肪のコンパートメントが加わっている。NCRP モデルでは OBT も全て FWT コンパートメントに入るが ETH モデルでは OBT の大部分が 2 つのコンパートメント(OBT-1 と OBT-2)に直接取り込まれ、残りは人体へ取り込み後直ちに酸化されて FWT コンパートメントに入る。

このようにトリチウムの体内では様々な化学形、複雑な分布状態、体内残留時間の違い等にてかなり複雑な挙動であるため、ヒトの体内移行モデルを研究するためには、トリチウムの挙動を可能な限り単純に、すなわち、簡潔かつ必要なパラメータを容易に決定できるモデルを構築する必要がある。また、実際のトリチウム被ばくの現場に合わせて容易にパラメータの修正が可能なことも必要となる。

3 つのコンパートメントから、体外への時間依存の排泄関数は 3 つの指数関数の和として前式(3-2-4章)のように表すことができた。ここで ICRP Publication

54[3-24]の中では生物学的半減期を示す T_1, T_2, T_3 についてそれぞれ 6~18 日、21~34 日、250~550 日と代表的な範囲が述べられ、後の 2 つのコンパートメントは OBT コンパートメントで、この 2 つの大きさ ($c_2 + c_3$) は c_1 に比べて小さいため、線量的寄与については約 10% として評価され、最も排泄の速く大きさを占める成分のみで十分に評価できるものとして仮定されている。

3-3-2. 新トリチウム代謝モデルの提案

この研究の中で我々は新しいヒトのトリチウム代謝モデルを構築し、必要となるパラメータ群を決定して、その新トリチウム代謝モデルについての検討を行った。この新モデルの構成図及びパラメータの一例を図 3-10. に示す。このモデルの特徴は、第 2 の OBT コンパートメント (OBT-2) と自由水コンパートメント (FWT) との間での移行がなく、2 つの OBT コンパートメント間での移行を考慮した点が同類の MTC モデルとは大きく異なる。

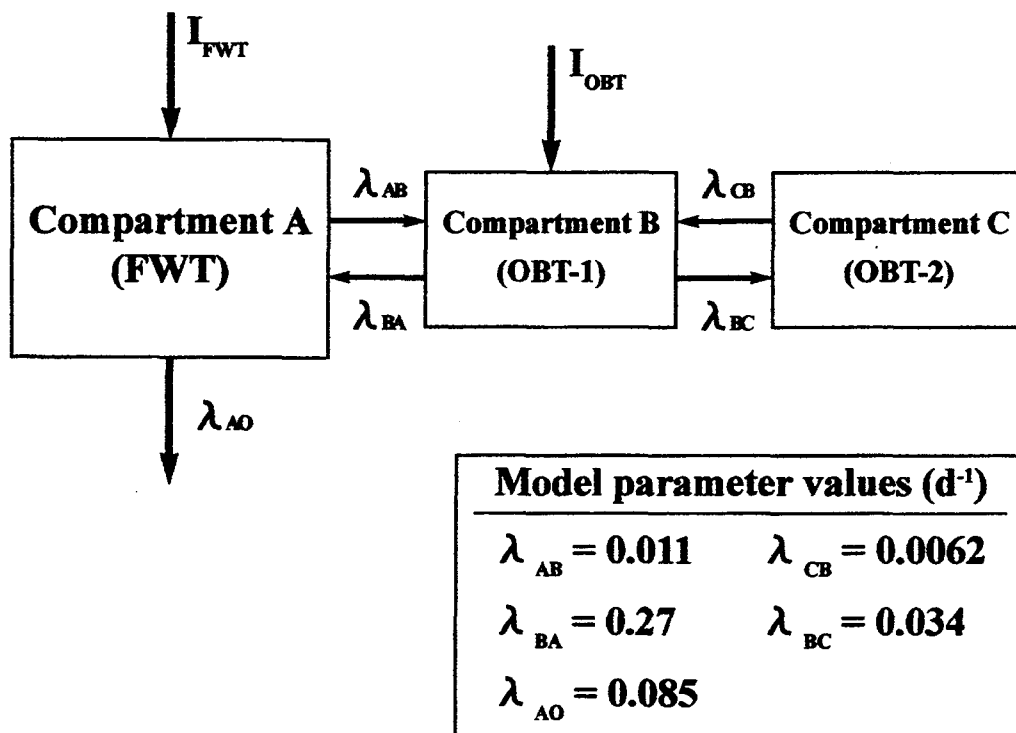


図 3-10. 新トリチウム代謝モデル (OKTAVIAN モデル) の構成図とパラメータ群

このモデルの中で、ヒトの体はひとつのFWTコンパートメント(Compartment A または FWT)と2つのOBTコンパートメント(Compartment BとC または OBT-1とOBT-2)として構成されている。摂取された自由水型トリチウム (I_{FWT})はFWTコンパートメント(Compartment A)に取り込まれる。また、有機結合型トリチウム (I_{OBT})については大部分が直接 OBT-1 コンパートメント(Compartment B)に取り込まれ、残りは体内への取り込み後、直ちに酸化されてFWTコンパートメントに入るとする。そして、体内からのトリチウムの排泄は、FWTコンパートメントを通じて行われる。コンパートメント間のトリチウムの移行係数 λ_{ij} はコンパートメント*i*からコンパートメント*j*への移行率(d^{-1})を表し、体外への排泄率は λ_{AO} として表される。このシステム全体は次の微分方程式によって表現できた。

$$\frac{dA}{dt} = \lambda_{BA}B - (\lambda_{AB} + \lambda_{AO})A$$

$$\frac{dB}{dt} = \lambda_{AB}A + \lambda_{CB}C - (\lambda_{BA} + \lambda_{BC})B$$

$$\frac{dC}{dt} = \lambda_{BC}B - \lambda_{CB}C$$

これらの方程式の解法は、初期条件として $t=0$ にて $A(0)=A_0$, $B(0)=B_0$, $C(0)=0$ とおき、 $dt=1$ (日)の条件で数値計算によって求めた。また、トリチウムの摂取経路は取扱作業の内容によって異なってくるが、有機型で存在する雰囲気での作業はほとんどなく、大部分がFWT(I_{FWT})としてコンパートメントAへ取り込まれ、OBT(I_{OBT})として直接にコンパートメントBへ取り込まれる傾向は少ないと考えられるので、 $A(0)=A_0$, $B(0)=C(0)=0$ の初期条件としてモデルに適用した。

しかし、多頻度の取扱作業者の場合、前回との作業間隔が近い時には、 $B(0)=B_0$ 、さらには $C(0)=C_0$ として蓄積成分を考慮した初期条件を設定する必要があると考える。

また、図中に示したモデル使用パラメータ群は作業員Yから採取されたバイオアッセイサンプルの測定データを十分にトレースできるような近似曲線を最小自乗法によって決定できた。そして、これらのパラメータ群を採用し、構成された新トリチウム代謝モデルを「OKTAVIANモデル」として提案する。

3-3-3. 新トリチウム代謝モデルの検証と適用性

先の作業員 Y は、その後もトリチウム取扱作業を繰り返し、第 1 回目摂取後約 400 日間に計 8 回のトリチウム取扱作業を行い、それぞれに幾らかのトリチウム摂取を受けている。そのため継続して原尿と呼気水中のトリチウム濃度並びに両濃度値の差から求められた OBT 濃度評価値のそれぞれのモニタリングを行ってきた。この期間の排泄されたトリチウム濃度の時間経過分布を図 3-11 に示した。

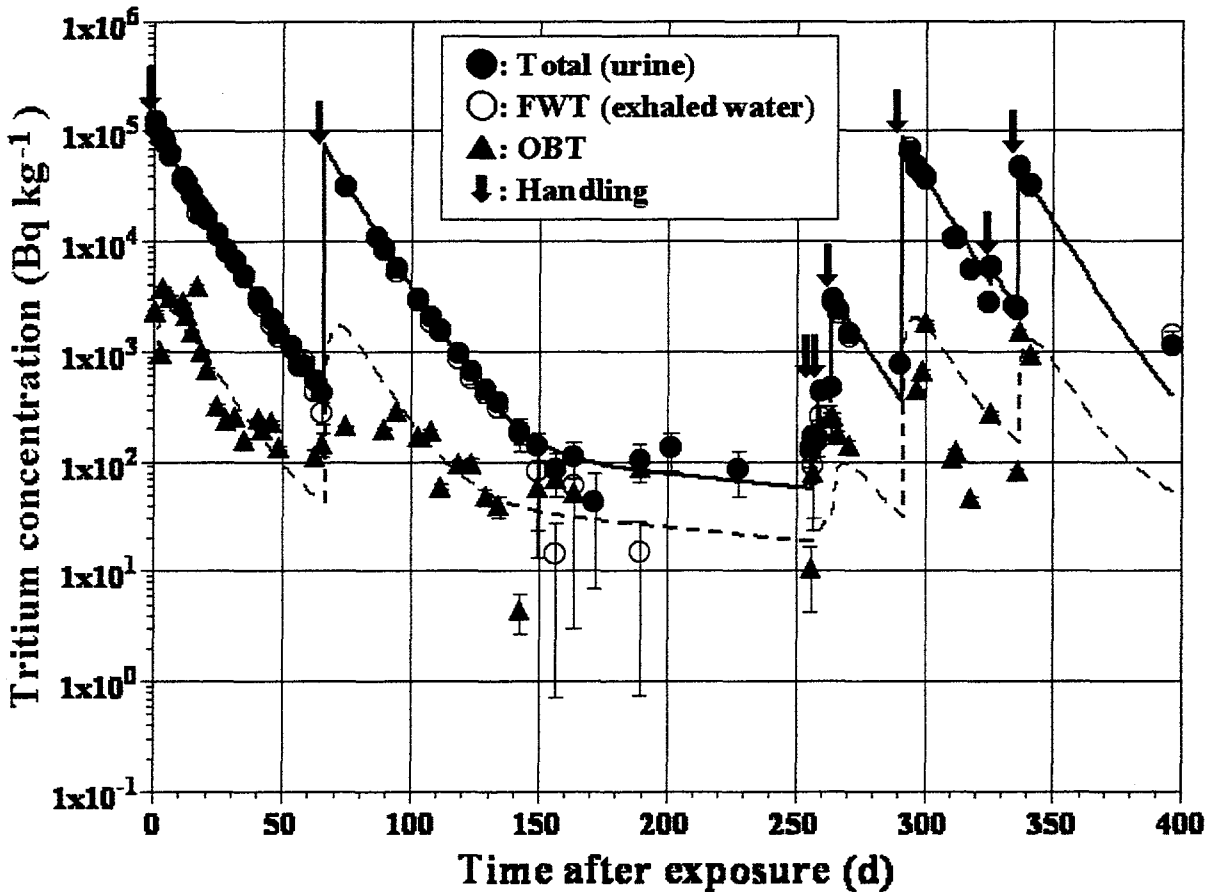


図 3-11. 作業員 Y におけるトリチウム原尿中トリチウム濃度と FWT 成分・OBT 成分トリチウム濃度の時間経過分布と OKTAVIAN モデル計算近似 (約 400 日間 8 回のトリチウム取扱作業を繰り返し行った。)

また、同図中には決定されたパラメータ群を用いた OKTAVIAN モデルによる推定トリチウム濃度分布曲線を表示し、測定データに適用させた場合の、モデルにおけるコンパートメント A (FWT) とコンパートメント B (OBT) の推移を合わせて示す。ここでモデル中の摂取量 I_{FWT} , I_{OBT} については、すべて通常の作業方法にて行われた

ため、摂取経路は HTO 形の吸入が圧倒的に多いと考えられ、 I_{OBT} 摂取については無視($I_{OBT} = 0$)し、 I_{FWT} のみを仮定し、作業前後の測定トリチウム量の差異から推定された。これより、コンパートメント A の時間的推移は測定された尿中の全トリチウム濃度をよくトレースでき、また、コンパートメント B の推移は尿中の OBT 濃度評価をよよくトレースできていることが示された。

また、図 3-12. に示される標準日本人の体内水素収支に基づいて改善が加えられた MTC モデルとパラメータ群[3-21]を、今回の測定データに適用させて、比較を行った。

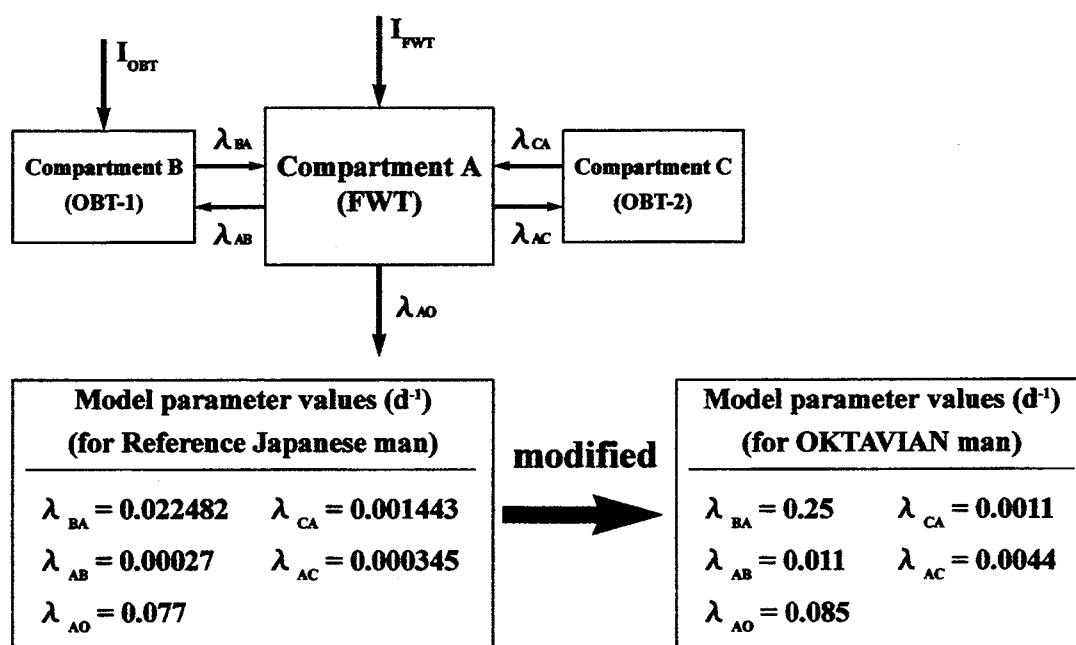


図 3-12. MTC モデルの構成図と使用パラメータ群並びに修正パラメータ群 (修正パラメータ群は今回の測定データを近似できるように選出した。)

標準日本人によるパラメータ群をそのまま使用した場合を図 3-13. に、また、測定データをきれいにトレース出来るようにパラメータ群(OKTAVIAN man として)に修正を加え、モデルに適用させた場合を図 3-14. に、それぞれの場合でのコンパートメント A と B との時間的推移を測定データとともに示す。図 3-13. に示されるように、MTC モデルで標準日本人パラメータを用いたモデル計算では、摂取後の約 60 日間、最も排泄の速い成分が主力となる範囲においては、尿中の

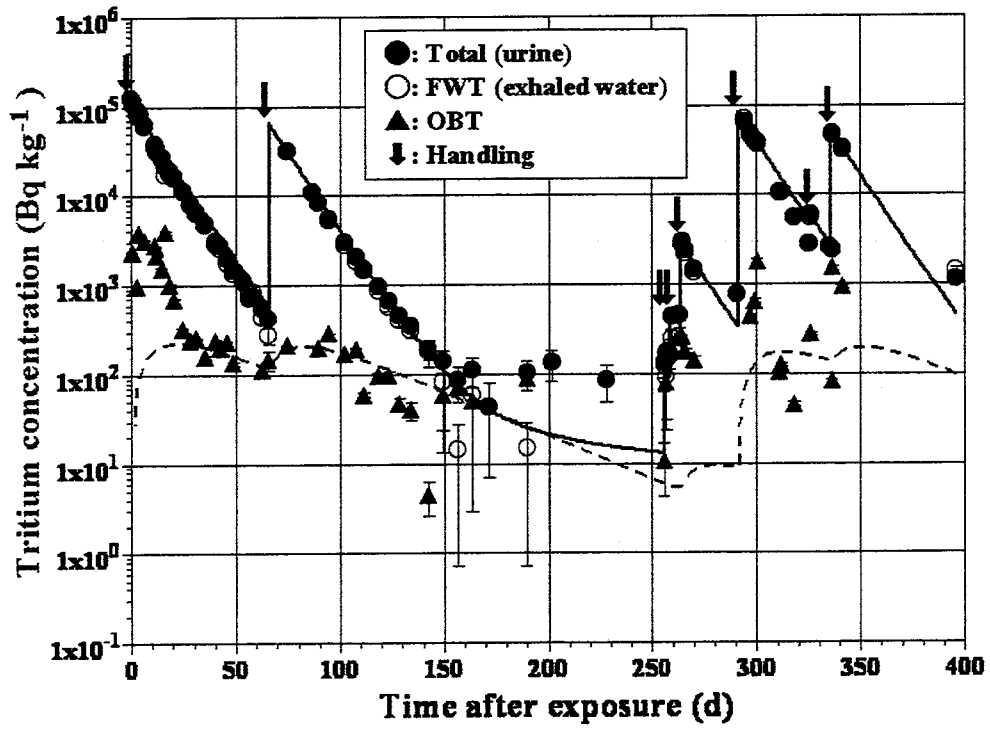


図 3-13. MTC モデルによる各成分トリチウム濃度の近似
(標準日本人の体内水素収支に基づいて改善された
MTC モデルによる)

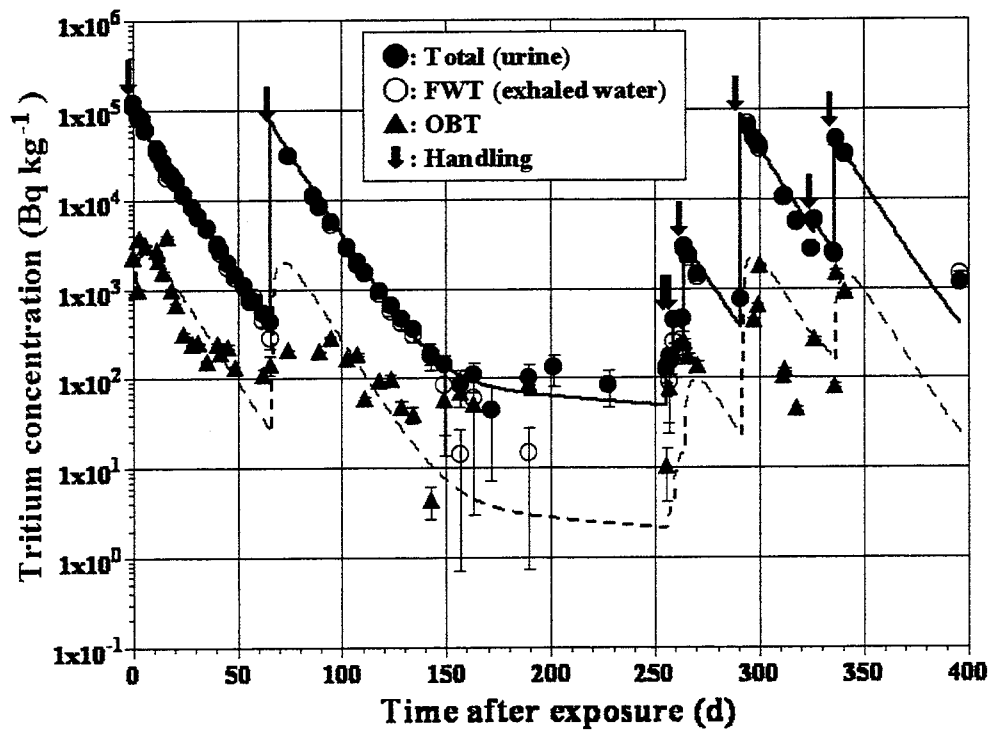


図 3-14. MTC モデルの修正パラメータ群による各成分トリチウム濃度の近似

全トリチウム濃度の測定データをよく近似できた。しかし、第2回目の摂取において、その後約100日以降の遅い成分が有効となる範囲（全経過時間で150～250日の範囲）においては、計算値はかなりの過小評価となってくる。また、尿中のOBT濃度についても、計算値は摂取後約30日間の盛り上がり部分については近似できず、測定値の約1/10の評価となっている。この点を改善するためにモデルパラメータを修正することで、図3-14. に示すようにさらに測定データをよくトレースできるモデルとなることがわかる。しかしながら、新しいOKTAVIANモデルを採用したモデル計算（図3-11.）とMTCモデルに修正されたパラメータを用いた計算（図3-14.）とを比較すると、尿中の全トリチウム濃度についてはどちらのモデルを採用しても測定データを十分に近似できた。表3-4. に両モデルから推定した各取扱作業における摂取量を求めた値を示した。

表3-4. OKTAVIANモデルとMTCモデルから推定された各作業ごとの体内トリチウム摂取量(kBq/kg)の比較

Intake-day (d)		MTC model			OKTAVIAN model		
		A	B	C	A	B	C
1st	0	107	0	0	114	0	0
2nd	66	63	0	0	71	0	0
3rd	256	0.1	0	0	0.1	0	0
4th	259	0.4	0	0	0.4	0	0
5th	264	2.5	0	0	2.6	0	0
6th	291	80	0	0	86	0	0
7th	326	0.9	0	0	1.6	0	0
8th	336	48	0	0	50	0	0

尿中の全トリチウム濃度についてはどの回も10%程度で良く一致しているが、尿中のOBT濃度については第2回目の摂取後約100日以降（全経過時間で150～250日の範囲）では、MTCモデルではOKTAVIANモデルの約1/10に評価され、排泄の遅い成分を十分に考慮できなかった。実際の現場において得られたヒトのトリチウム代謝データをもとに構築されたOKTAVIANモデルを適用することで尿中トリチウム濃度の測定データをよくトレースすることができた。

先の3-2-4. にて例示した作業員X並びに作業員Z（男性、29歳、身長165cm、体重58kg）によるバイオアッセイサンプル（原尿）から得られたトリチウム濃度

表3-5. 作業者X、Zに対するOKTAVIANモデル適用パラメータ(推定初期濃度)

Individual X					
Intake	Compartment			Exposure path	Handling
	A	B	C		
1st	5.9	2.9	6.7	Inhalation Skin absorp.	Vacuum pump oil
2nd	10	0	0	Inhalation	³ H target
3rd	14	0	0	Inhalation	³ H target

Individual Z					
Intake	Compartment			Exposure path	Handling
	A	B	C		
1st	6.2	7.1	11	Inhalation Skin absorp.	Vacuum pump oil
2nd	2.2	0	0	Inhalation	³ H target

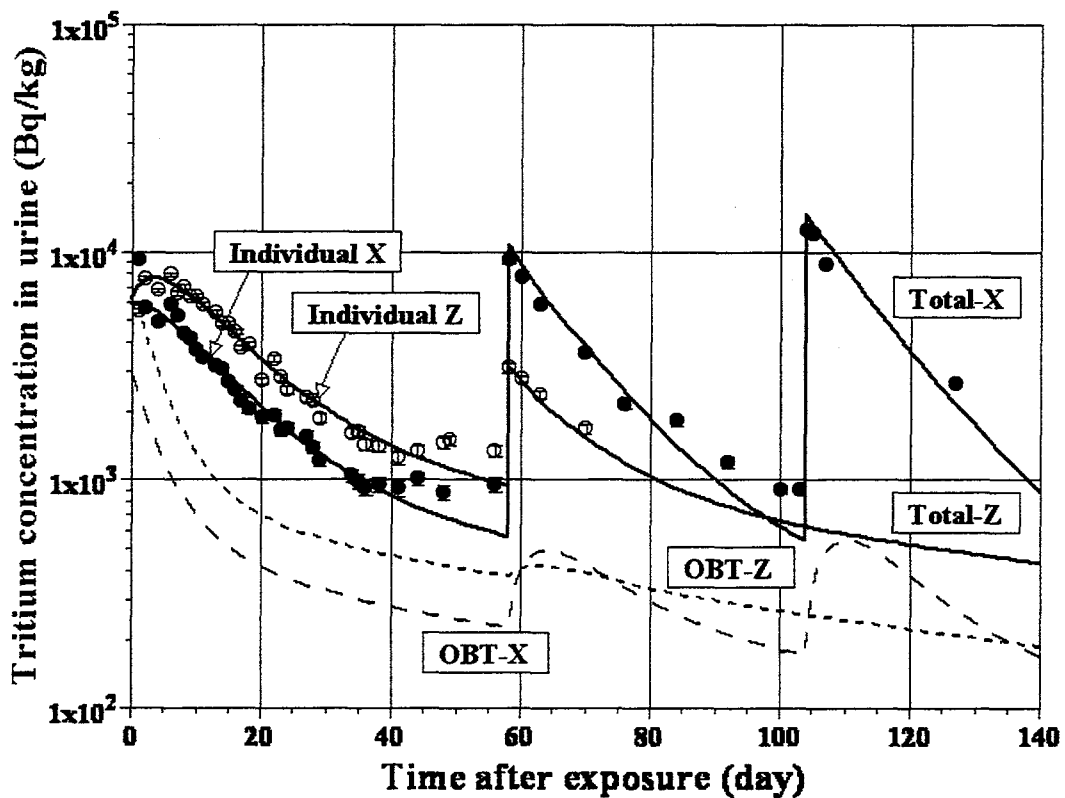


図3-15. 作業者X、Zにおけるトリチウム原尿中トリチウム濃度とOKTAVIANモデル計算近似及び尿中OBT成分濃度推定分布

分布に OKTAVIAN モデルを適用させた結果を表 3-5、図 3-15 に示した。なお、作業員 Z は第 1 回、第 2 回のトリチウム取扱において作業員 X と共同して同作業を行った。この場合には呼気中または尿蒸留水中のトリチウム濃度の測定値がないため、尿中の OBT 成分の測定値への適応性が確認できないが、図中の点線のように両作業員の排泄分布を推定することができた。トリチウムで汚染されたオイル（OBT 成分の比放射能が高い可能性）と接する作業のため、コンパートメント B（OBT-I）への直接取り込みの可能性を評価した。また、コンパートメント C においても数値が代入されているが、これは両作業員ともこの測定が開始された以前の期間より、トリチウム汚染物を取り扱った作業に従事しており、このバックグラウンド的影響を考慮している。

両作業員の 2 回あるいは 3 回のトリチウム摂取後の排泄分布後半において、モデル値が測定値を過小評価している部分は、両者の取扱作業前のトリチウム濃度によるバックグラウンド補正が不十分なためと考える。今回の場合は、3-2-2 に示したバックグラウンド値を代表値として一律に差し引いている点によるものと考えた。

3-4. まとめ

最後にこれまでの論議について、簡単にまとめる。

作業員の内部被ばく線量を評価するために、原尿と呼気水のバイオアッセイサンプルを用いて LSC によるトリチウム濃度の測定を行った。原尿中トリチウム濃度と呼気中トリチウム濃度とは摂取後約 60 日間まではどちらのサンプルを用いても同濃度の測定値を得られたが、その後は両測定値に差を生じ、摂取後 123 日目には尿中トリチウム濃度は呼気中トリチウム濃度の約 5 倍にも濃度測定値にひらきを生じることがわかった。このため、長期にわたる測定についてはサンプルの選択によって、長期残留成分の評価に大きく影響を及ぼす可能性を示唆した。

原尿の低温蒸留処理から得られた尿蒸留水中トリチウム濃度と呼気水中トリチウム濃度との比較から、両濃度は同等と考え、この特徴を応用して、尿中の OBT 成分濃度を得るための評価方法を改善した。これには通常、尿中の全トリチウム濃度（原尿中トリチウム濃度）から尿中の FWT 成分濃度を示す尿蒸留水中トリチウム濃度を差し引く操作を行うことで OBT 成分評価値を得ていたが、この尿蒸留水の代用として呼気水のトリチウム濃度を求めることから、測定サンプルを得るまでの時間を費やす前処理を行わずして、直接測定サンプルを得ることができるようになった。

連続したトリチウム摂取の場合、それぞれの摂取後約 50 日間は最も排泄の速い成

分が優勢的に働くため、単一の指数関数として近似できた。これによって求められる第 2 回目摂取による生物学的半減期は、第 1 回目の摂取によるものと比べて、見かけ上の生物学的半減期に伸長が見られるが、分析の結果、正味の生物学的半減期には変化はなく、排泄の速い FWT 成分と遅い OBT 成分とに対する配分率の変化が、すなわち、OBT 成分への配分率の増加が見かけ上の生物学的半減期の伸長に起因していることが明らかとなった。

これまでに得られたヒトのバイオアッセイサンプルの測定結果を基に、新たな 3 コンパートメントトリチウム代謝モデルである「OKTAVIAN モデル」を構築し、必要なパラメータ群を決定することができた。また、今日一般的となった MTC トリチウム代謝モデルと比較して OKTAVIAN モデルの有効性について、ヒトのトリチウム代謝データを用いた検証を行い、それを確認した。

汎用性のあるトリチウム代謝モデルにて、対象集団を代表できるようなパラメータ群（例えば標準日本人によるもの）を用いたモデル計算を行う場合、摂取後早期の排泄の速い成分が主流となる期間では、よい近似値を得られるが、排泄の遅い成分が有効となる期間ではその現場（作業）においてのパラメータ群の修正が必要となることが予想される。また、代表的なトリチウム代謝モデルの適用に関しても、ヒトデータによるその現場でのモデルの検証を行っていくことが重要となる。

第4章

放射線照射による生物学的影響の基礎的解析

第4章 放射線照射による生物学的影響の基礎的解析

4-1. 低線量・低線量率放射線被ばくにおける影響研究の概要（研究経緯）

ALARA の根本原則「合理的に達成可能な限り低く抑えなければならない。」に基づいた指針のもと、将来的にも放射線防護・管理が行われていくことは明らかなことである。そして、放射線防護の基本的目標こそが、社会において安全に安心した放射線・原子力の利用を可能にすることであるならば、「放射線防護の歴史は放射線障害の歴史である」とした歴史の流れを省み、「放射線と生物影響」に関連した問題に対して、正しく理解をすべきであると考ええる。

核融合等の研究に携わる者、放射線取扱作業等に携わる者においては、中性子・ γ 線による外部被ばくやトリチウムによる内部被ばくが核融合炉施設による放射線影響の対象となるが、それらによる生物影響に未だ不明瞭さを残している点は、早急に対処すべき重要かつ基本点要素と考える。すなわち、放射線の被ばく（照射）量に応じて、いかなる作用、損傷・障害、効果が現れ、どのように進行し、また回復するのか、放射線の線質、線量・線量率でいかなる差を生じるものなのか等、を踏まえた上での「放射線の安全性」の議論をすることが放射線防護においての重要要素となる。

また、ICRP においては「人」の安全が確保されていれば、他の生物種の生態系に対する影響はないであろうとする前提のもと、科学的な検討がなされている状況であり、今後は「人」以外の生物種に対する影響も考慮に入れ、総括的に検討すべきものと考ええる。

そこで本章においては、これまでに議論されてきた、線源対象である核融合研究施設から一般公衆に対して影響を及ぼす可能性の高い、そしてモニタリング対象として重要要素となる、「中性子」と「トリチウム」による生物効果に関する議論を加える。特に低線量・低線量率の線量域での、線量と生物学的効果との関係における特異性、すなわち、高線量域からの外挿では推定できないような現象・効果について考えていく。それらの焦点となる代表が、トリチウムに対する「賀田(Kada)効果」であり、中性子に対する「放射線ホルミシス効果(Radiation hormesis 効果)」である。以下にそれらの概要を簡単に紹介する。

4-1-1. トリチウム水による生物効果（Kada 効果）

一般に生物に対する照射効果は、単位時間当たりの照射線量である線量率に依存している点があり、低線量率照射や分割照射の場合には、線量率が低く、分割回数

が多いほど生物に対する照射効果が低くなる。これを線量率効果と呼び、生物の持つ修復・回復機能によるものである。

ところが、1981年賀田、定家[4-1]らによる³H-グリセロール照射によるDNAを枯草菌への取り込ませた形質転換能（DNAを宿主細胞に取り込ませ、そのDNAの持つ遺伝情報を細菌に発現させる機能）の不活性化を研究する実験において、トリチウム濃度が少ないほど、すなわち、トリチウム照射線量率が低いほど、形質転換におけるDNA不活性化効率が增大する現象を実験結果から得て、これまでの線量率効果とは逆の関係を明らかとした。これが賀田(Kada)効果で、その後のトリチウム水[4-2]や大腸菌[4-3, -4]等を用いた実験からも、同様の結果を見出している。

その一例を図4-1. に示した。

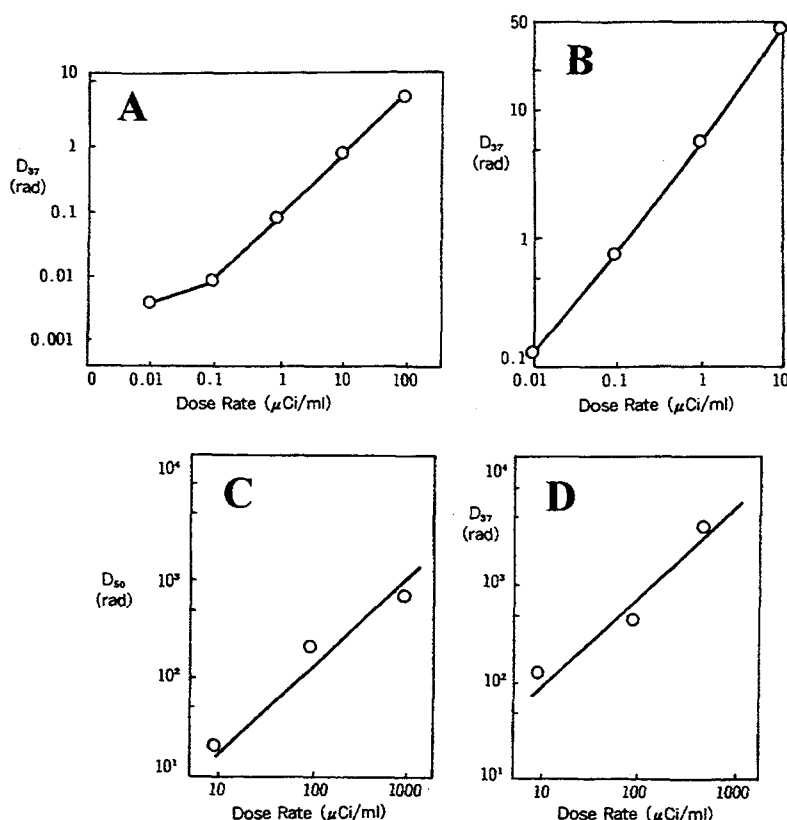


図4-1. 賀田効果を示す形質転換の不活性化の実験例

A : 枯草菌-³Hグリセロール[4-1]

B : 枯草菌-トリチウム水[4-2]

C : 大腸菌-トリチウム水[4-3, -4]

D : 大腸菌-トリチウム水[4-5, -6]

D₃₇, D₅₀ は 37%、50%それぞれの残存活性を与える線量値を示す。

どの実験例においてもトリチウム濃度(照射線量率)が減少する程、37%致死線量(D₃₇), または 50%致死線量(D₅₀) は減少する、すなわち照射効果が増大するという結果を示している。

この効果はトリチウム照射だけでなく、⁶⁰Co γ 線照射においても見られ、その発現メカニズムに関して確立はされていないが、水の放射線化学(ラジカル生成・反応)に起因するものと考え、研究が進展している。

4-1-2. 放射線照射による生物効果 (Radiation Hormesis 効果)

古くより放射線生物学におけるパラダイムとして、

- ①放射線被ばくは有害である、
- ②どんな低い線量でも放射線被ばくは有害である、
- ③高線量影響の研究から予測できない、低線量影響はない

(高線量影響の外挿から全ての低線量影響が予測できる)と信じられ、放射線防護の安全側に立った見地として捉えられている。

しかし、今日の放射線計測技術並びにバイオ解析技術の進展に伴い、低線量域での生物影響研究を十分可能なものとし、国連科学委員会(UNSCEAR)や国際放射線防護委員会(ICRP)の国際機関においても、「低線量放射線に対する生体影響」に関しては、検討を要する重要課題の一つとして現在では捉えられている。

以前の 1980 年代においては、絶対的な放射線生物学のパラダイムの背景に隠され、その存在は無視され続けてきた。この中 1982 年米国ミズーリ大学の生化学者であった T. D. Luckey 教授によって「放射線ホルミシス効果」の概念が提唱され[4-7, -8]、多くの研究者間で低線量放射線照射による生物系への刺激効果について注目が寄せられ、放射線ホルミシス効果の実証実験やメカニズムの解明に関心が高まり、国際間にわたる多くの議論がなされながら、今日に至っている。日本においても電力中央研究所が中心となり概念発表当初より、放射線ホルミシス効果に関する研究が行われ、多数の報告がなされている[4-9]。さらに 2000 年 10 月よりは低線量放射線研究センターとして、次の研究ステップへと進みつつある。

T. D. Luckey 教授による「放射線ホルミシス効果」[4-8, 10]の概念は、

- 1) Bio-positive effects of low dose radiation : 低線量域で生じる放射線影響は、「高線量域のそれとは全く異なり、低線量域の放射線では、逆に生理学的に有益な効果をもたらす。」ことである。これについて Luckey 教授によって提唱された放射線ホルミシス効果の概念図を図 4-2. に示した。

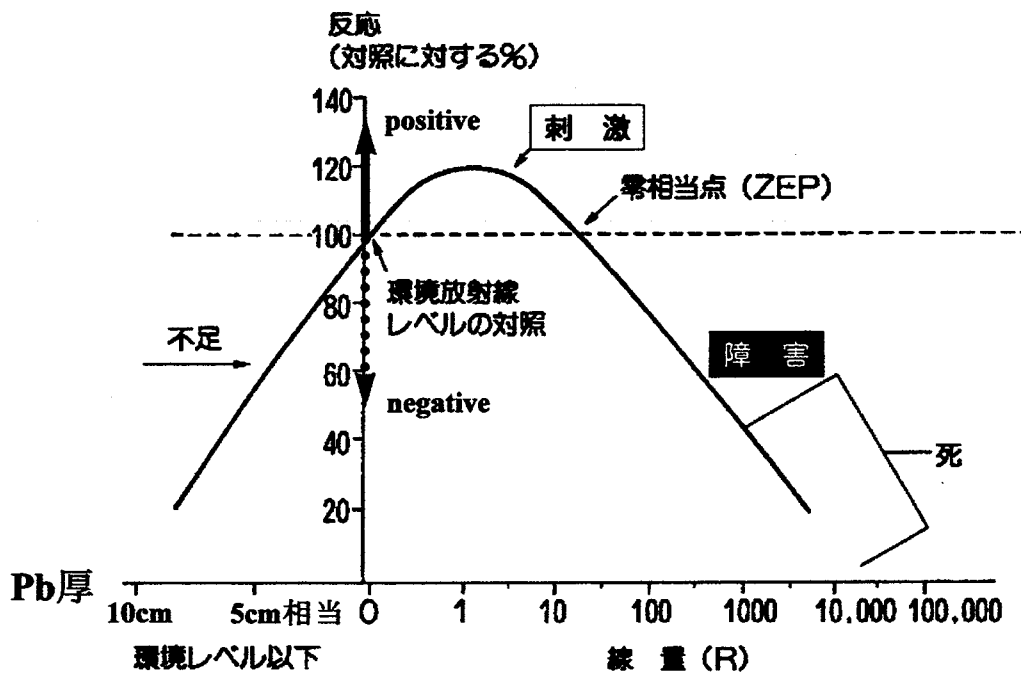


図4-2. T. D. Luckey 教授による「電離放射線の完全な線量-効率曲線」

ここでは縦軸をバックグラウンド放射線に対する応答を100%で基準化して表し、この基準値よりも上を良い（正の；positive）効果、下を悪い（負の；negative）効果とし、生物学的プラス効果と生物学的マイナス効果が相殺され、実質的にバックグラウンド点と同等な点をZEP(Zero Equivalent Point)と定義している。これより放射線ホルミシス効果を生じる領域はZEPより左側でプラス効果を及ぼす線量域を示している。

2) Radio-adaptive response：放射線も生物に対してはストレスとして作用する。

「放射線も前もって少し照射しておく、そのストレス（放射線）に対する防御反応が強まり、その結果、反応が見かけ上弱まった現象を起こす。」ことである。これについて米澤（府大・先端科学研）による電力中央研究所において行われた実験結果の一部を図4-3. に示した[4-11]。

これは6週齢雄マウスに2.5~10cGyのX線事前照射し、2ヶ月間静置の後、半致死線量（照射後10~20日間で照射マウスの半数が死んでしまう線量）で本照射を行った場合の、30日後の生存率を示したものである。事前照射を行わなかった対照群に対して5cGy10vGyの事前照射を行ったマウスは生存率に有意な差を示した。

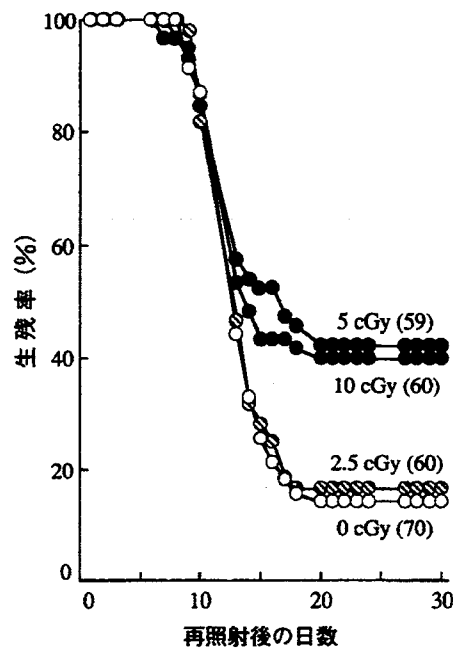


図4-3. 放射線適応応答の実験例

—低線量事前照射によるマウス放射線抵抗性の誘導実験—

()内の数値は実験に使用したマウス数を表す。

今日、これらの2点を総称して「放射線ホルミシス効果」と呼ばれている[4-12]。

この概念が Luckey 教授によって提唱された後、この効果についての検証・研究が様々な動物や植物に対して行われた。特に植物に関しては、この刺激効果（促進効果）が観察できる線量域が数 10mGy～数 10Gy と、動物の場合の数 10mGy～数 100mGy の線量域と比べて幅広く、実験個体数も十分多く採れたため、多くの研究成果が報告されてきた[4-7, -8, -13, -14, -15, -16, -17]。しかし、これらの研究の多くは照射された線量の評価やその再現性に乏しく、現象発現のメカニズムが特定されていない等が問題点として残している。

このため、放射線ホルミシス効果の発現メカニズムを解明する上でも、十分な知見と系統的な分析データの集積が必要となる。

このようにトリチウムβ線や中性子・γ線の放射線による低線量・低線量率において、それぞれに「賀田効果」、「放射線ホルミシス効果」といった放射線照射（被ばく）によるある特異的な生物効果を引き起こす可能性があることが予想される。

本論では、この内の実験の再現性に欠け、基礎的な実験データが乏しく、発現メ

カニズムの特定されていない放射線ホルミシス効果に、特に中性子線に対する効果に関して焦点を絞り、実験的検討を行った。

4-2. 放射線照射による生物学的効果実験の実際

図4-4. に本研究における生物学的効果を研究するために用いられた照射対象試料に関する生物分類学的な位置関係について示した。これはホイタッカー氏による生物界の分類法の一例で、生物界をDNAが核膜によって核内に取り込まれた細胞の「真核生物界」とそうでない「原核生物界」とに2分し、さらに動物界、植物界、菌類界、原生生物界、そしてモネラ界の5界に分類したものである。この5界の中の植物界のカイワレダイコン、菌類界の酵母菌、原生生物界のゾウリムシ・アメーバを照射実験対象に選定して、実験解析を行っている。

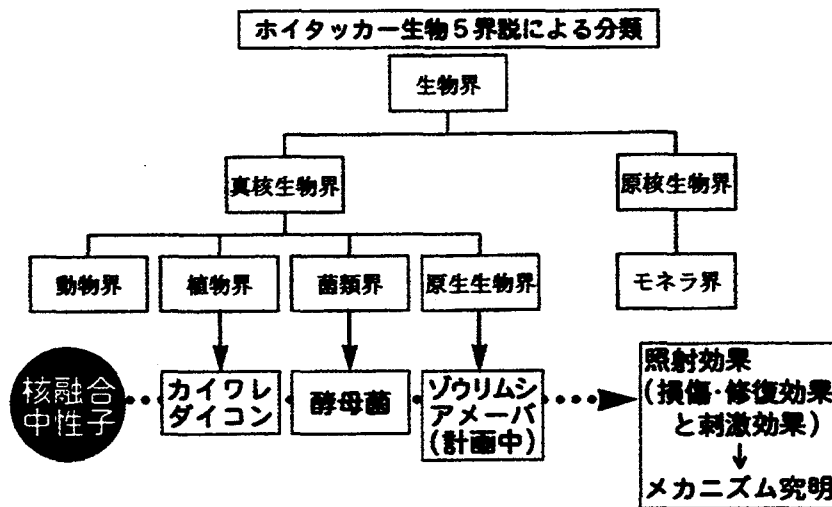


図4-4. 照射実験試料における生物分類上の位置関係

4-2-1. 実験方法

1) 植物試料の場合 (カイワレダイコン)

①特徴

植物照射試料としては、一般に市販されているカイワレダイコンの乾燥種子を使用した。種子は植物の生育サイクルの中で最も安定した状態で、しかも、固体で小さく、貯蔵や運搬が容易なため照射に都合がよい[4-18, -19]。また、カイワレダイコンの栽培には容易な水耕栽培が可能であり、下胚軸 (または全長) の長さが10数cmとなるまでの期間も一週間と短期間であるため環境条件を比較的同一に保つことが

容易となった。図4-5. に植物における放射線ホルミシス効果の概念図を示した。通常レベル（現在の自然放射線レベル）の放射線環境下での生育よりも、より高線量な放射線環境下の方がよく生育し、さらに高線量となると ZEP を経て、線量増加に伴い生長抑制（照射損傷）を増しながら最終的な枯死へと至ることとなる。この放射線ホルミシス効果を示す刺激効果（促進効果）が数 10mGy～数 10Gy の比較的広い線量域にて観察できることが想定できる。

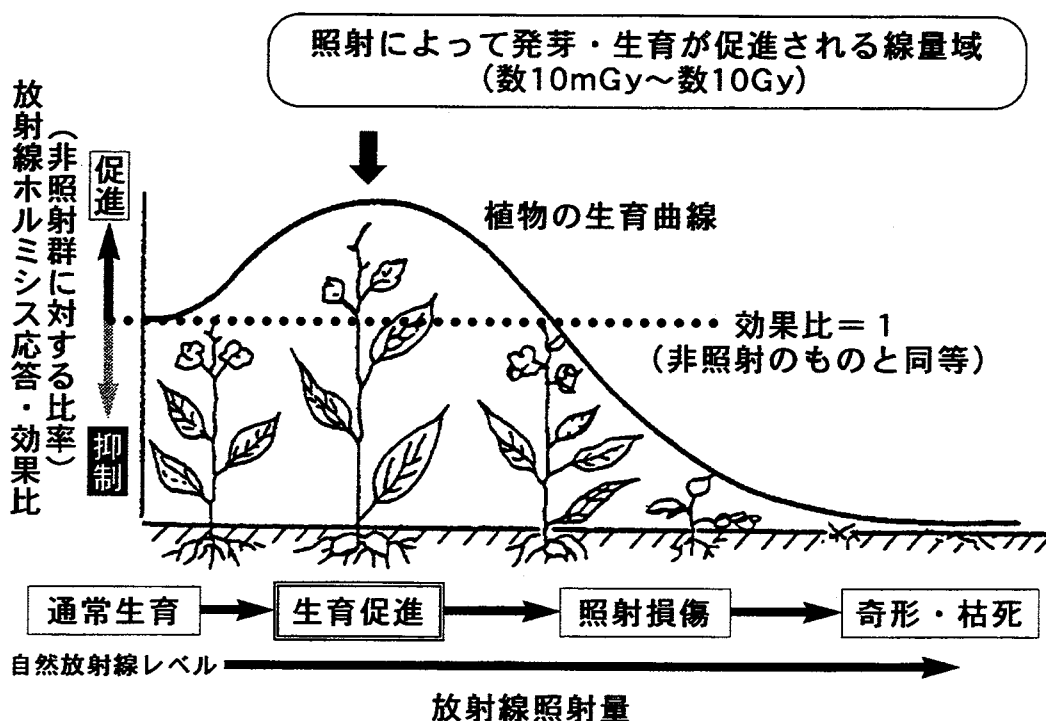


図4-5. 植物における放射線ホルミシス効果の概念図

②実験手順

図4-6. に照射から栽培・測定までの実験方法と、測定値からの放射線ホルミシス効果（効果比）の評価を含めた作業過程を示した。種子は適当量をポリプロピレン（PPP）製の円筒形カプセル（直径 2.0cm×高さ 4.0cm）内に詰め込み、照射用と非照射用（対照群）サンプルと区別して用意した。照射用サンプルは、それぞれの放射線照射場にて遮光状態で必要とする線量まで照射し、また、非照射用サンプルも同時間、遮光された常温室内にて放置した。照射後、両サンプルは栽培開始までの期間、真っ暗な低温室内にて保管した。（ほとんどのサンプルは、照射後1週間以内に実験栽培を開始した。）

生育は水耕栽培法にて行い、直径 10cm×高さ 1.0cm の大きさのプラスチックシャ

ーレの底にろ紙を敷き、このろ紙床上に計 250 粒の種子を 1 シャーレ 25 粒ずつを播種し、10 シャーレを一群 (1 トレー) とした。また、照射種子群と同時に対照群の非照射種子群についても、同栽培室内にて並行して栽培した。栽培中の室内は、遮光し空調管理を施し、栽培環境条件確認のために 2 時間間隔で気温・湿度を自動計測した。

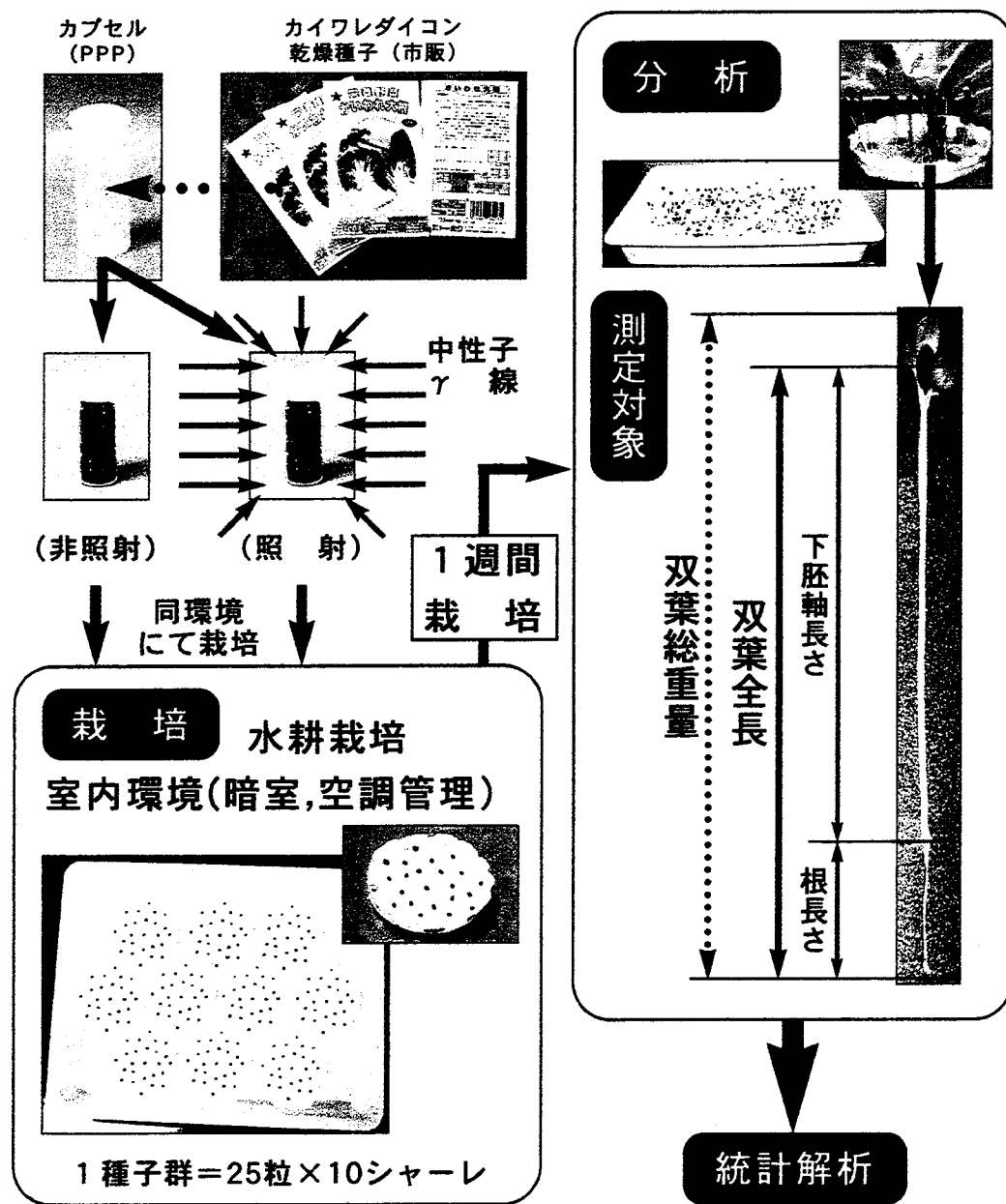


図 4-6. 植物 (カイワレダイコン) 照射実験の作業工程

③測定対象

栽培開始から7日目に種子の発芽率と双葉の生長量を測定した。発芽率は種子からの芽（または根）の出現の有無のみで判断し、双葉生長量の測定対象となる部位は、図4-6. に示すように双葉の下胚軸の長さ、根の長さ、それらを合わせた双葉全長と双葉総重量であった。

④準備実験

市販されたカイワレダイコン種子1袋中には約1,500粒の乾燥種子が入っており、これらの重量分布は $N(\mu=0.016g, \sigma^2=0.0025)$ の正規分布となっていることが、任意の2袋の検査結果から明らかとなった。その調査結果を図4-7. に示した。

照射または非照射のサンプルは播種時に1群250粒の種子を任意に取り出し、栽培した。このため、栽培前（入水前）の乾燥種子の重量と、栽培開始後第7日目の双葉の下胚軸長さ（または全長）や総重量との間に相関関係があるかどうかを予め明確にしておく必要がある。この予備実験の結果を図4-8. に示した。評価サンプル数は128本で、栽培前の乾燥種子重量に対する栽培後の下胚軸長さの分布も双葉総重量の分布も、それぞれに両者の関連度合いを示す相関係数 R^2 が、0.0003と0.153とそれぞれに十分小さく、相関が無いことを示した。すなわち、栽培前の乾燥種子の重量（大きさ）とは無関係に、発芽後の双葉の測定値（長さ・重量）をそのまま用いることで生長量を比較評価できることが明らかとなった。

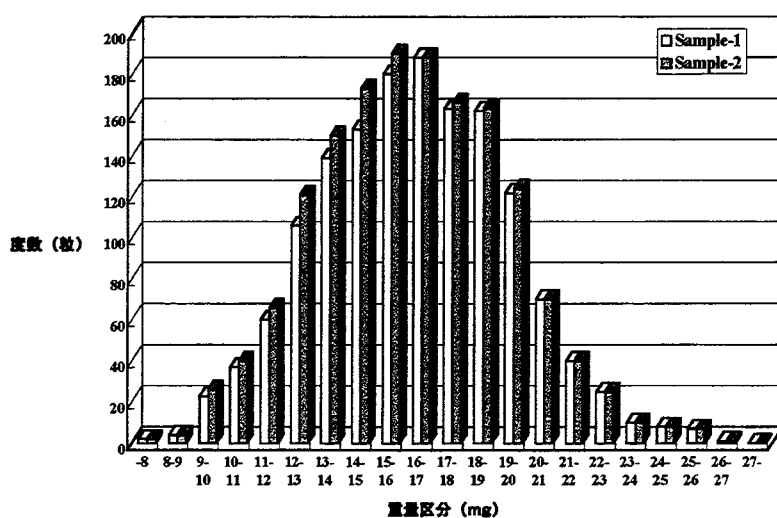


図4-7. 市販カイワレダイコン種子の1袋当たりの重量ヒストグラム

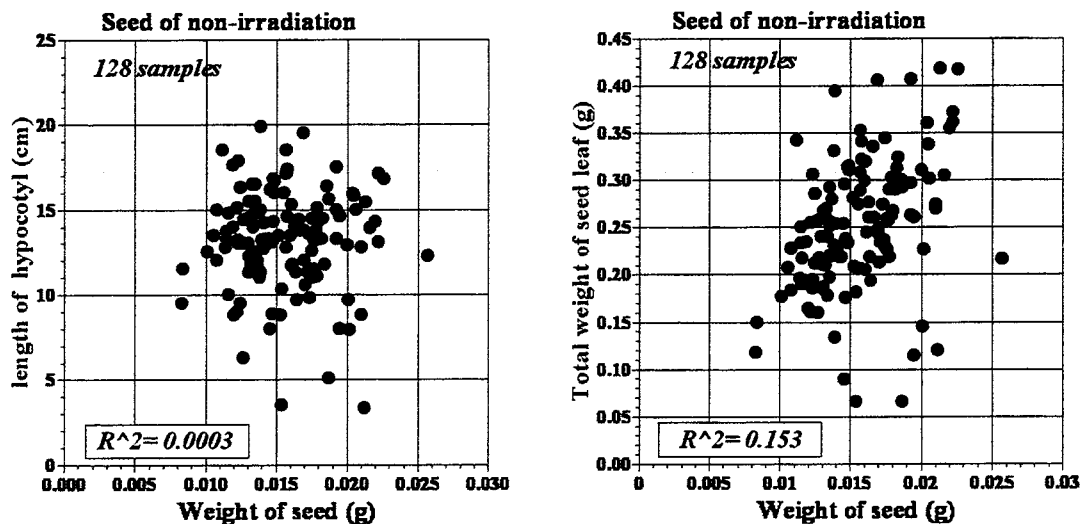


図4-8. 栽培前乾燥種子重量と栽培後双葉下胚軸長さ(左図)、並びに双葉総重量(右図)との相関

2) 菌類試料の場合 (酵母菌)

①特徴

酵母菌は真核細胞 (DNA が核膜によって核内に取り込まれた細胞) として、細胞の機能や構造、基本的な調節機能等を解明するための分子生物学、生理学、遺伝学等の研究材料として種類も豊富に幅広く利用され、その歴史も古く、培養手法等も確立され、モデル生物として多く用いられている。本研究にて用いる酵母菌はこの内の代表的な *Saccharomyces cerevisiae* 酵母菌である S288c (野生株) と rad3 (放射線、特に紫外線に対する感受性株) と呼ばれるものである。

②実験手順

実験手順は図4-9. に示した通りである。酵母菌は一定量の液体培地中で培養すると、ある期間で飽和し、増殖を停止し休眠状態となる。この飽和酵母菌溶液から 1ml を YPD 液体培地 9ml 中に採り、30℃ 1時間環境下で増殖活動を再開させた。この調整溶液 1 から滅菌水 9ml 中に 1ml を採り、さらに、YPD 液体培地 9.9ml 中に 0.1ml を採り、照射・非照射 (対象) 用の試料溶液に調整した。ここで、滅菌水中に混入させることによって放射線照射中の酵母菌増殖を抑止させた。照射後適度な時間間隔ごとに、照射・非照射両試料からそれぞれ 1μl ずつを YPD 固体培地上に滴下

し、均一にこすりのぼした。これらは 25℃の恒温装置内で培養し、2日間放置後生成されたコロニーの数をカウントする。

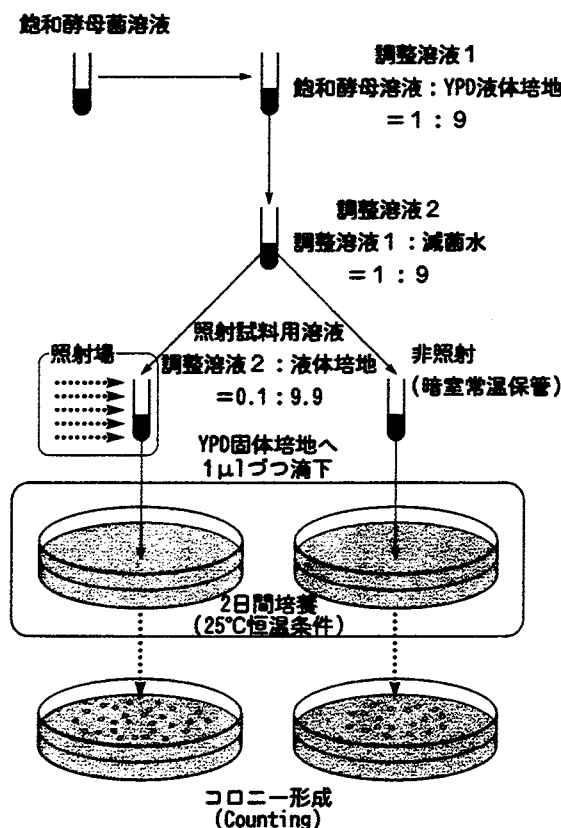


図4-9. 酵母菌照射実験の作業工程

ここで用いた YPD 固体（液体）培地の成分は、

- Yeast extract : 10g
- Polypeptone : 20g
- Dextrone : 20g
- Agar (寒天): 20g (固体培地のみ)

で、蒸留水 1l のボトル内で調整の後、オートクレーブにて 121℃、20 分間加熱・加圧滅菌の後、自然冷却して用いた。固体培地の場合は、オートクレーブ後溶液が固化しない内に、シャーレに分配し、寒天表面が気泡等無く平滑な状態となるよう培地を作成した。

②測定対象

2日後、適度の時間間隔にて培養が開始されたそれぞれの YPD 固体培地表面に生成されたコロニー数をカウントし、時間経過に伴い増加するコロニー数の変化率から酵母菌の倍加時間（1細胞が分裂して、2細胞となる平均時間。成長速度の目安となる。）を次式から算出した。

$$\text{倍加時間} = \ln 2 / [\text{コロニー数時間分布より近似した指数関数式の傾き}]$$

3) 照射場と照射線量評価

表4-1. に対象試料への照射に利用した放射線の種類と放射線発生場施設の一覧を示した。線質は中性子と γ 線で、混合放射線場として原子炉での照射を行った。中性子とともに加速器を用いた核融合反応による DT（重水素-トリチウム）反応と DD（重水素-重水素）反応から生じた 14MeV、2.45MeV の単色エネルギーの中性子線を、 γ 線は ^{60}Co γ 線源による平均エネルギー1.25MeV の γ 線（1.17MeV、1.33MeV の2本のガンマ線を放出）を利用した。原子炉照射の内、KUR 原子炉での照射では3種類の照射モードである Mix neutron mode（以下、Mix-mode と呼ぶ）、Epi-thermal neutron mode（以下、Epi-mode と呼ぶ）、そして、Thermal neutron mode（以下、Thermal-mode と呼ぶ）の中性子エネルギースペクトルの異なった条件にても照射を行った。それらの中性子エネルギースペクトルを図4-10. に比較して示した。

表4-1. 試料照射に利用した放射線場施設

放射線線質		エネルギー	照射場
中性子線	加速器(DT反応)	14 MeV	大阪大学工学部 (OKTAVIAN)
	加速器(DD反応)	2.45 MeV	日本原子力研究所東海研究所 (FNS)
ガンマ線	^{60}Co 線源	1.25 MeV (Av.)	大阪大学ラジオアイソトープ総合センター
			大阪大学産業科学研究所附属放射線実験所
中性子・ガンマ線	原子炉	熱～高速中性子	近畿大学原子力研究所 (UTR-KINKI)
			京都大学原子炉実験所 (KUR)

また、照射された放射線によるカイワレダイコン乾燥種子の吸収線量の評価に関しては、中性子線については金属箔のしきい反応を利用した箔放射化法にて、 γ 線については熱蛍光線量計（TLD 素子）を用いて照射された線量をモニタした。放射化箔は高速中性子用のニオブ(Nb)、インジウム(In)、アルミニウム(Al)と熱中性子用

の金(Au)を用い、熱中性子照射量はカドミウム(Cd)フィルターとを合わせ用いた Cd 差分法によって求めた。

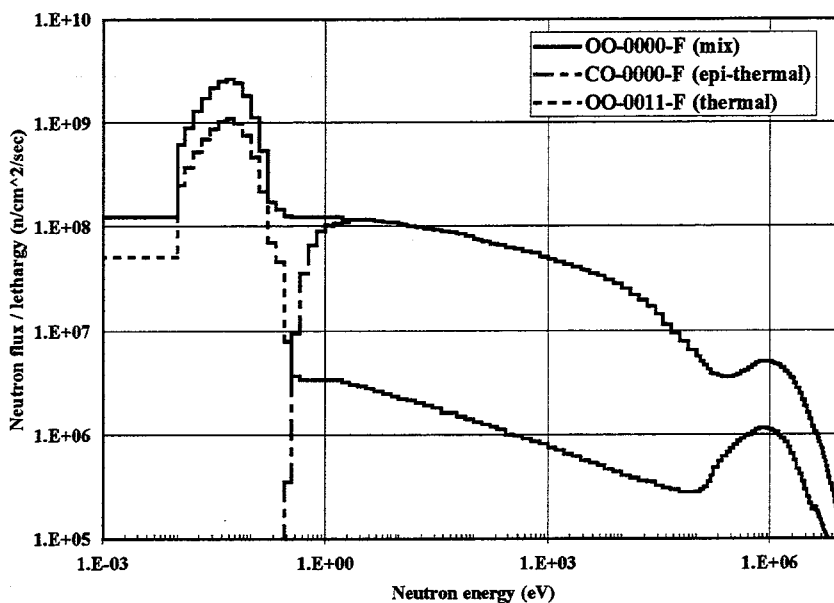


図 4-10. 京都大学原子炉実験所 KUR における 3 モード照射における
中性子エネルギースペクトル

モニタされた中性子のフルエンス(n/cm^2)とガンマ線の照射線量(mSv)から種子への吸収線量(Gy)への換算は、種子の主構成元素を炭素(C)、水素(H)、酸素(O)の $(CH_2O)_n$ として考慮し、モンテカルロシミュレーション計算 (MCNP-4A 計算コード+JENDL-3.2 評価済核データ) から得られた換算係数($Gy \cdot cm^2$)と ICRP-51 による換算係数 (Gy/Sv)[4-20]とのそれぞれを用いて線量評価した。また、酵母菌については水(H_2O)の吸収線量として評価した。なお、使用した TLD 素子は ^{60}Co ガンマ線標準場にて校正され、 ^{60}Co ガンマ線相当量として線量評価した。

4) 評価方法

植物から得られた各測定値の統計処理は次のように行った。各測定対象の母平均 μ の推定値 \hat{p} を双葉 n 本の標本から得られる各測定対象平均値 x/n とし、信頼率 95% (有意水準 $\alpha=0.05$) の信頼区間にて *Student* の t 分布を用いた区間推定 (誤差) から評価した。すなわち、

点推定 $\hat{p} = \frac{S}{n} = \bar{x}$

区間推定 $\bar{x} \pm t(f, \alpha) \sqrt{\frac{V}{n}}$

ここで、 S , n , \bar{x} はそれぞれ測定値の総和、個数、平均値を、 $t(f, \alpha)$ は自由度 $f (= n-1)$ 、有意水準 α に対する *Student t* 分布値を、 V は測定分布における分散値をそれぞれ示している。

また、放射線ホルミシス効果の指標として、同一の測定対象についての非照射群（対照群）の平均値に対する照射群の平均値との比で表す「効果比（relative effectiveness）」を定義した。

効果比 = $\frac{\text{照射種子群の平均値}}{\text{非照射種子群（対照群）の平均値}}$

すなわち、

$$relative_effectiveness = \frac{\bar{x}_F \pm \frac{\bar{x}_F}{\bar{x}_B} \times \sqrt{\left(\frac{t(f_F, \alpha)}{\bar{x}_F} \sqrt{\frac{V_F}{n_F}}\right)^2 \pm \left(\frac{t(f_B, \alpha)}{\bar{x}_B} \sqrt{\frac{V_B}{n_B}}\right)^2}}{\bar{x}_B}$$

ここで、下付けの添字 F , B は照射群、非照射群（対照群）を表している。

上記の定義から、効果比 = 1 とは見かけの生育に放射線による効果がない状態で、非照射種子群と同等であることを意味し、T. D. Luckey 教授の放射線ホルミシス効果の概念図（図.）における ZEP 位置を示している。効果比 < 1 となる領域では放射線による生長抑制効果がより作用することとなり、反対に効果比 > 1 となる領域では生長促進効果が強まって見える放射線ホルミシス効果を示す領域となる。

なお、酵母菌に対する放射線ホルミシス効果指標については、コロニー数時間依存分布から求められた倍加時間を測定対象とする場合、生育が促進する（倍加時間が短い）方向を効果比 > 1 として示すため、上記植物の場合の効果比の定義式中の分母分子を逆にとって次のように表現した。

$$\text{効果比} = \frac{\text{非照射酵母菌群（対照群）の平均倍加時間}}{\text{照射酵母菌群の平均倍加時間}}$$

4-2-2. 植物（カイワレダイコン乾燥種子）に対する照射効果

これまでに分析した結果を、14MeV 中性子照射、2.45MeV 中性子照射、Mix-mode 照射、Epi-mode 照射、Thermal-mode 照射、⁶⁰Co γ線照射と放射線の線質ごとに、それぞれの測定対象に対する吸収線量-効果比分布として図4-11. ~図4-16. に比較して示す。また、図4-17. の分布図は発芽率に対する吸収線量-効果比関係を線質の違いで比較して示した。なお、図4-12. については、照射線量が不十分であったため、有効な分析結果としては得られていない。

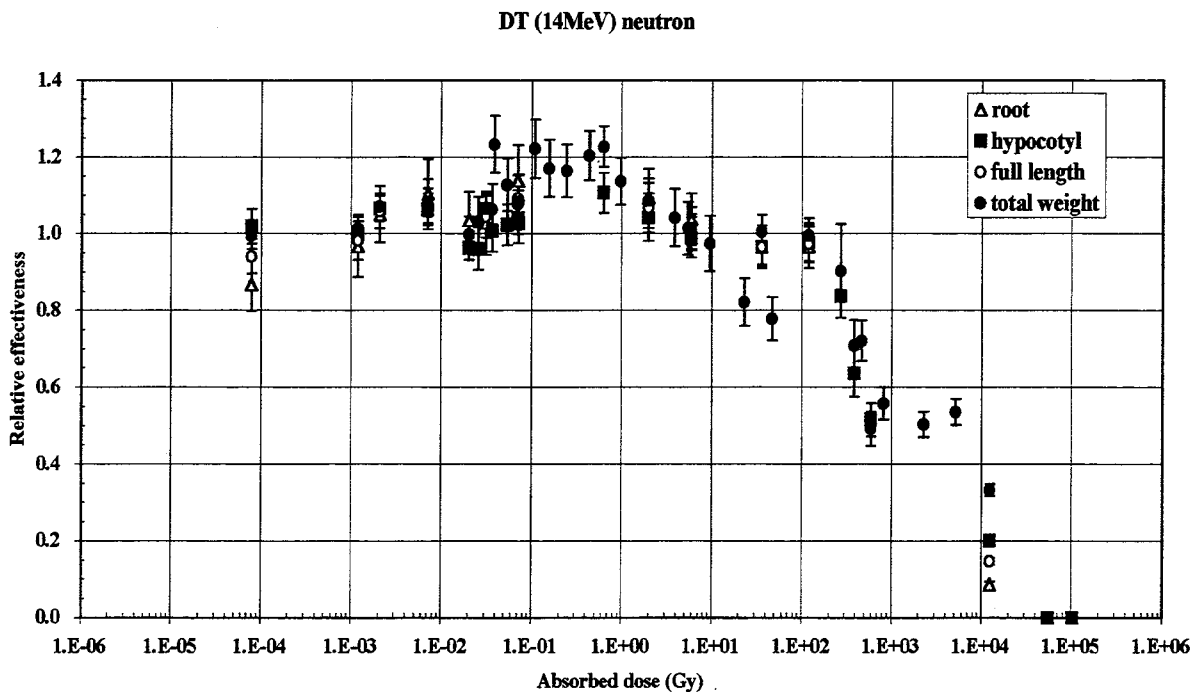


図4-11. 14MeV 中性子照射による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

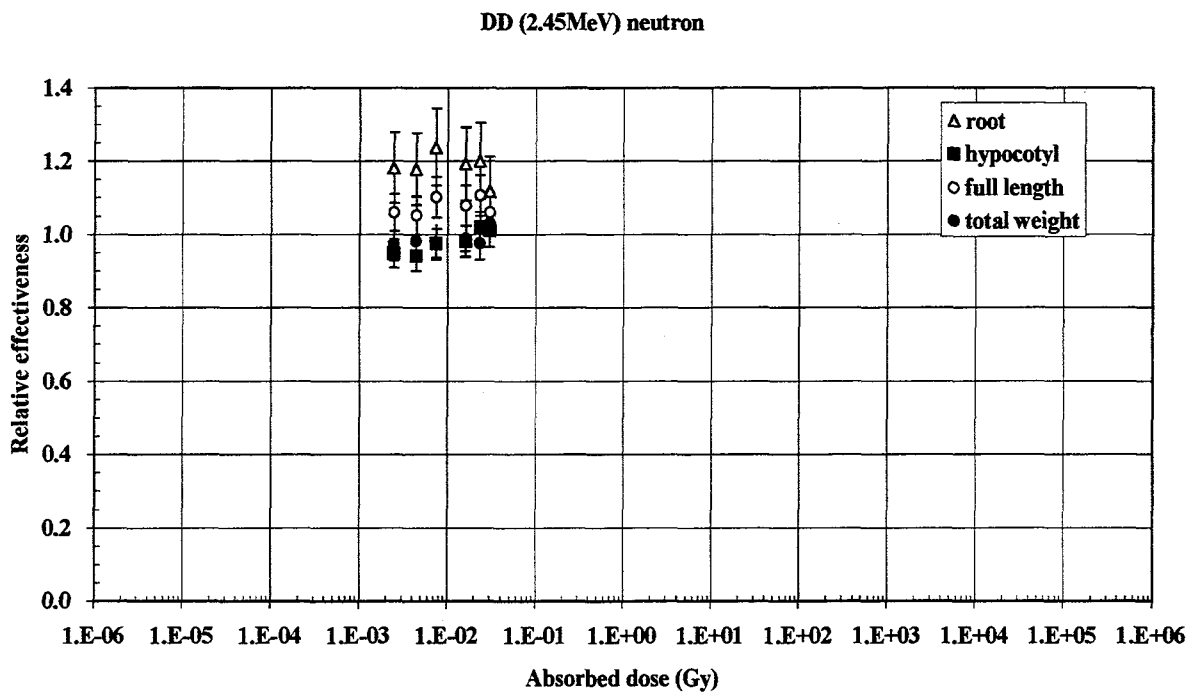


図 4 - 1 2. 2.45MeV 中性子照射による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

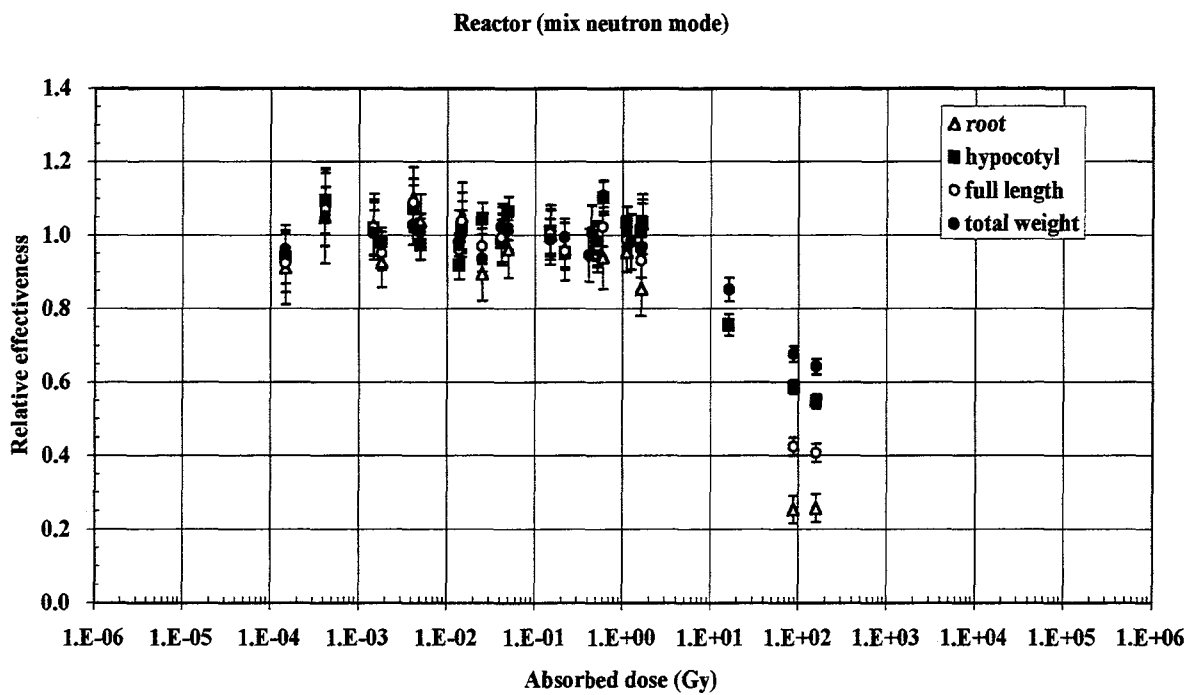


図 4 - 1 3. 原子炉照射(mix-mode)による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

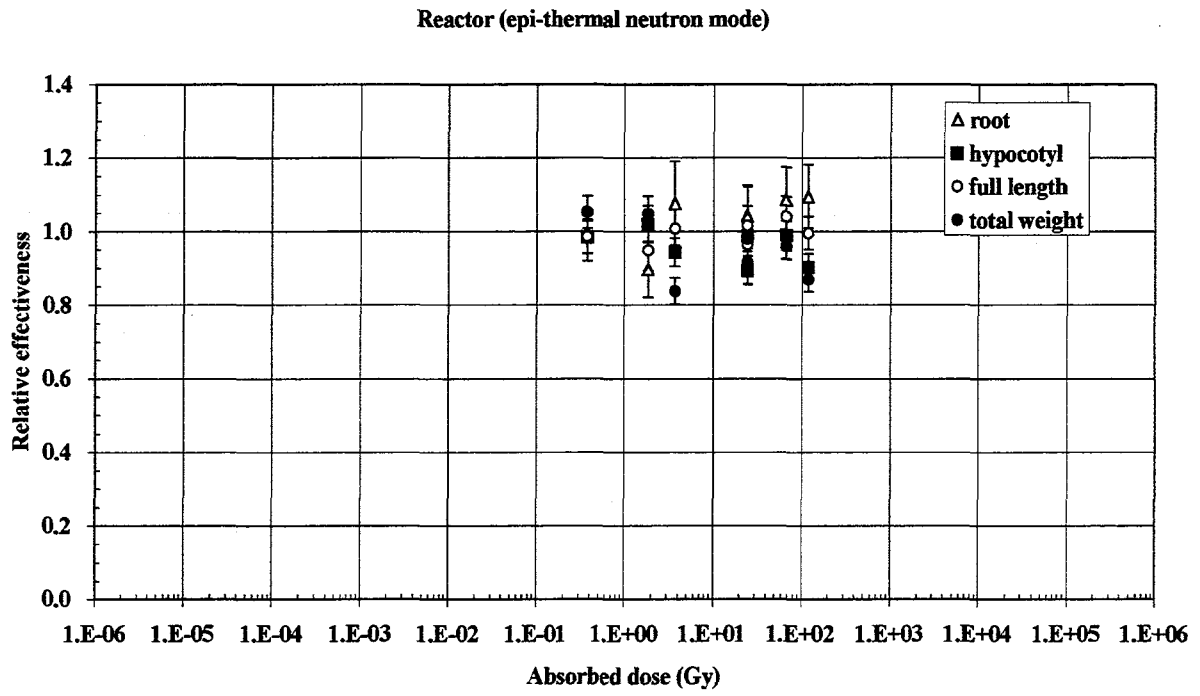


図 4 - 1 4 . 原子炉照射(epi-mode)による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

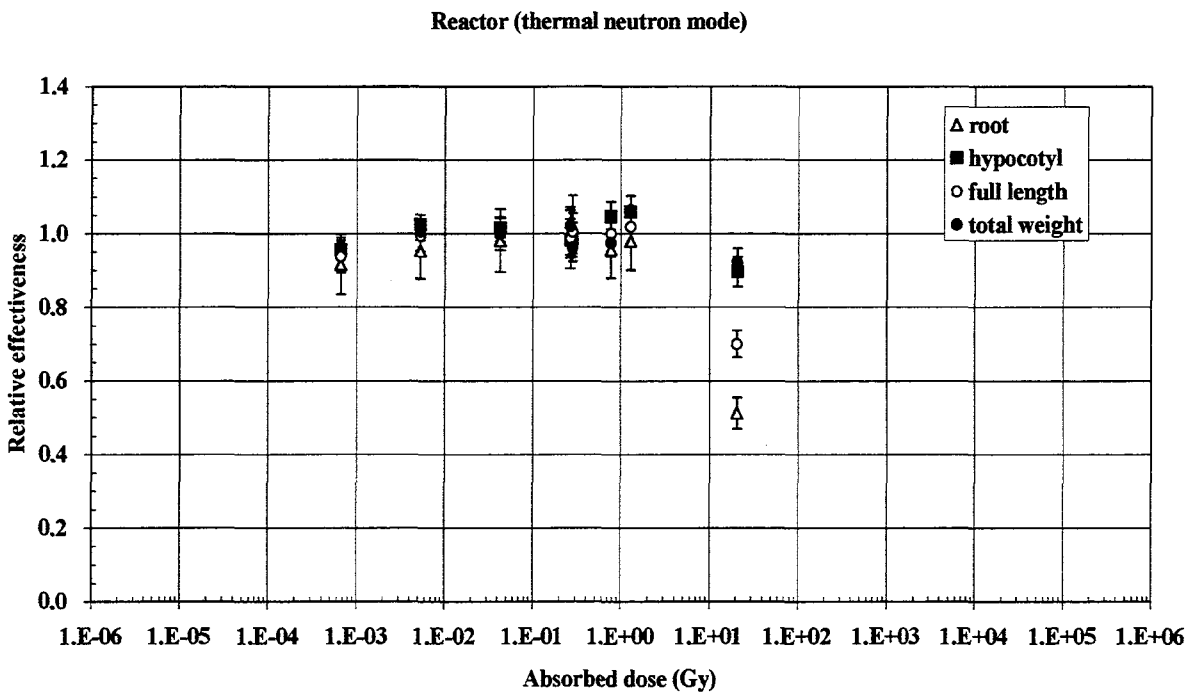


図 4 - 1 5 . 原子炉照射(thermal- mode)による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

Co-60 (1.25MeV) gamma-ray

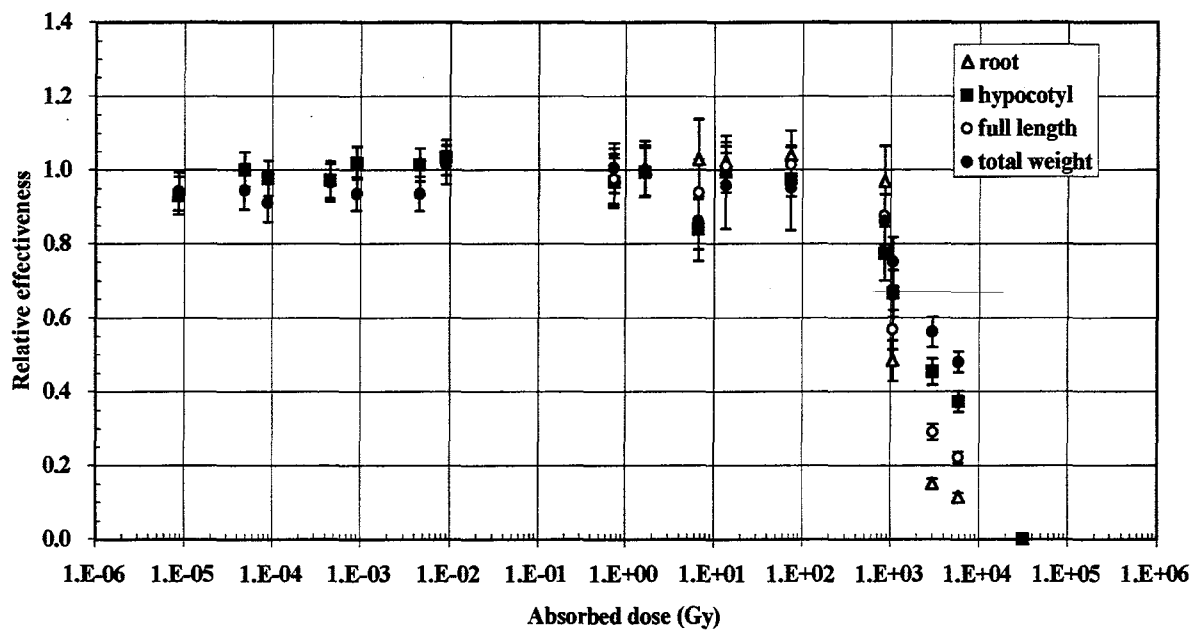


図 4-16. コバルト 60 γ 線照射による各測定対象に対する吸収線量-効果比分布

Germination rate

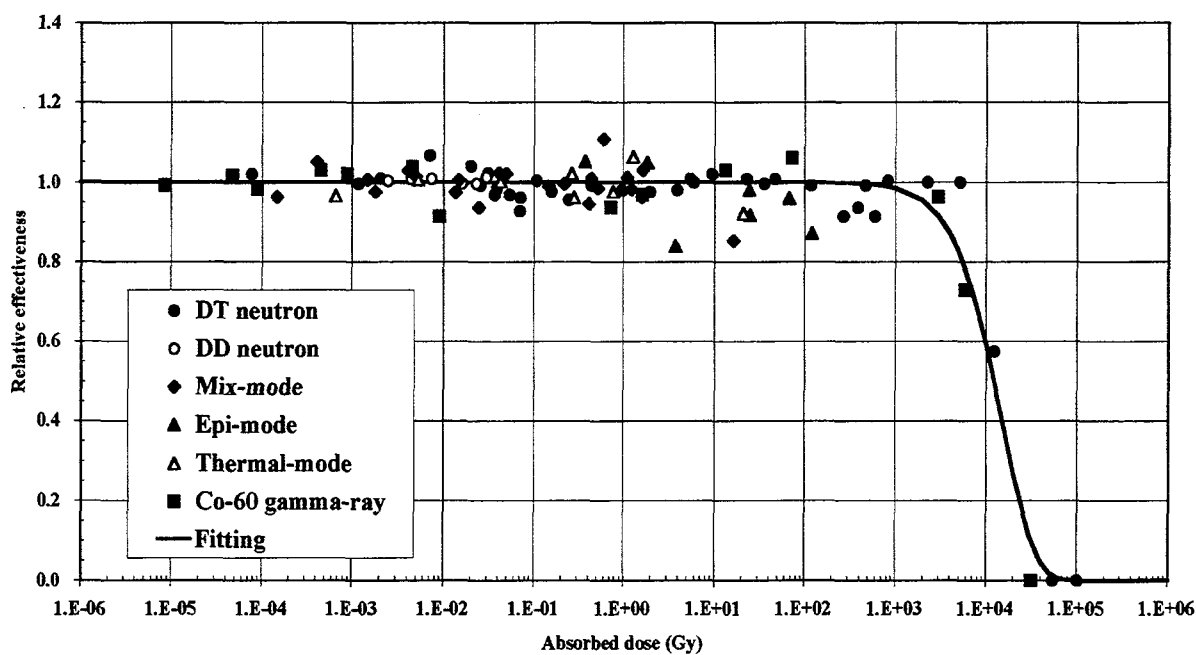


図 4-17. 各放射線照射による発芽率に対する吸収線量-効果比分布

図4-17. から発芽率に対する効果比は、核融合中性子照射、原子炉照射、 γ 線照射と線質の違いにも関わらず、1kGy までは発芽する個体数が非照射群と見かけ上変わりがない状態を示し、効果比をほぼ1に保っていた。しかし、それ以上の高線量域では効果比が急激に減少し、10kGy を超えると未発芽の状態を示した効果比0となった。

これに対して図4-11. と図4-16. との比較から、生長率に関する中性子線と γ 線との放射線照射効果においては大きな違いを示した。図4-16. の ^{60}Co ガンマ線照射については、照射による生長抑制効果の現れ出す線量が100~1000Gyの区間に観察でき、100Gy よりも低い線量域では効果比1を保ち、1000Gy を超える高線量域では発芽率と同様に効果比は急激に減少して、10kGy を超えて未発芽状態の効果比0を示した。

数100Gy まで放射線の損傷に対応し効果比1を維持の後、急激な生長抑制のみを現す効果とは反対に、図4-11. の14MeV 中性子照射については、10mGy までは効果比1を示しているが、それ以上の10mGy~10Gy の線量区域においては、効果比は1を有意に上回り、最大で効果比1.25 となり、非照射に比べて放射線照射によって約25%の生長促進効果を示す領域を確認することができた。すなわち、非照射の種子群に比べ、双葉の生長率（単位期間当たりの生長速度）に促進効果を示す「放射線ホルミシス効果」の存在領域を確認することができた。さらに、10Gy~10kGy の高線量領域となると、効果比は減少化を示すが、 γ 線照射による効果比の減少に比べると、それは緩やか進行していることがわかった。なお、10kGy を超える高線量では他の線質と同様に効果比0の未発芽状態を示した。

これまでの分析結果から10mGy~10Gy の線量区域にて、14MeV 中性子照射のみに双葉の生長促進効果を確認することができた。なお、2.45MeV 中性子照射による効果の分析においても照射促進傾向が示されているが、評価する上での十分なデータの不足及び誤差の大きさから、有意な促進効果とは判断していない。

また、いずれの放射線線質の照射においても、損傷効果を最も敏感に受けている部位は根であり、生長過程にあつて最も細胞分裂が活発な部分となっているためである。この根の伸縮の影響が全長の長さの変化と連動し、下胚軸の長さの伸縮が総重量の変化と連動して変化する分布となっている。

同じ中性子照射であってもエネルギー的に異なり、熱中性子が主となる原子炉での照射では、図4-13. ~図4-15. に示すように促進効果領域は確認できなかった。また、高線量域での生長抑制効果を示す効果比1からの減少化に関しては、中性子線と γ 線とで効果比0の未発芽状態となる線量はともに10kGy を超えた線量

で等しく、この線量値に向かい、 γ 線照射では100Gyを超えた線量から効果比の「急激な減少化」を示した。これに対して、中性子照射の方はより低い線量（約10Gyから）から生長抑制効果を受け始め、 γ 線照射と比較して効果比の「緩やかな減少化」を示す点が大きく異なった。さらに同じ原子炉照射においても、熱中性子が優性を占める mix-mode 照射や thermal-mode 照射については効果比1を下回った抑制効果が始まる線量が1Gy程度であるのに対し、熱中性子領域をカットした epi-mode 照射では100Gyまで効果比1のままを維持している。このように中性子に関してはそのエネルギー条件によって、その生じる効果が異なったものになった。中性子は核反応性が多様で、低エネルギーにおける弾性散乱や捕獲 γ 線放出反応から、エネルギーの増加に伴い共鳴反応、非弾性散乱、放射化反応や多種多様なしきい値反応と、そのエネルギーに相応した核反応断面積によって様々な反応を物質との相互作用から生じてくる。この点が中性子照射による生体効果の違いに起因することと考える。特に先の14MeV中性子のみ促進効果を示す特異的な線量領域があることは、発現メカニズムに何らかのしきい値反応が関与している可能性があると考えられる。

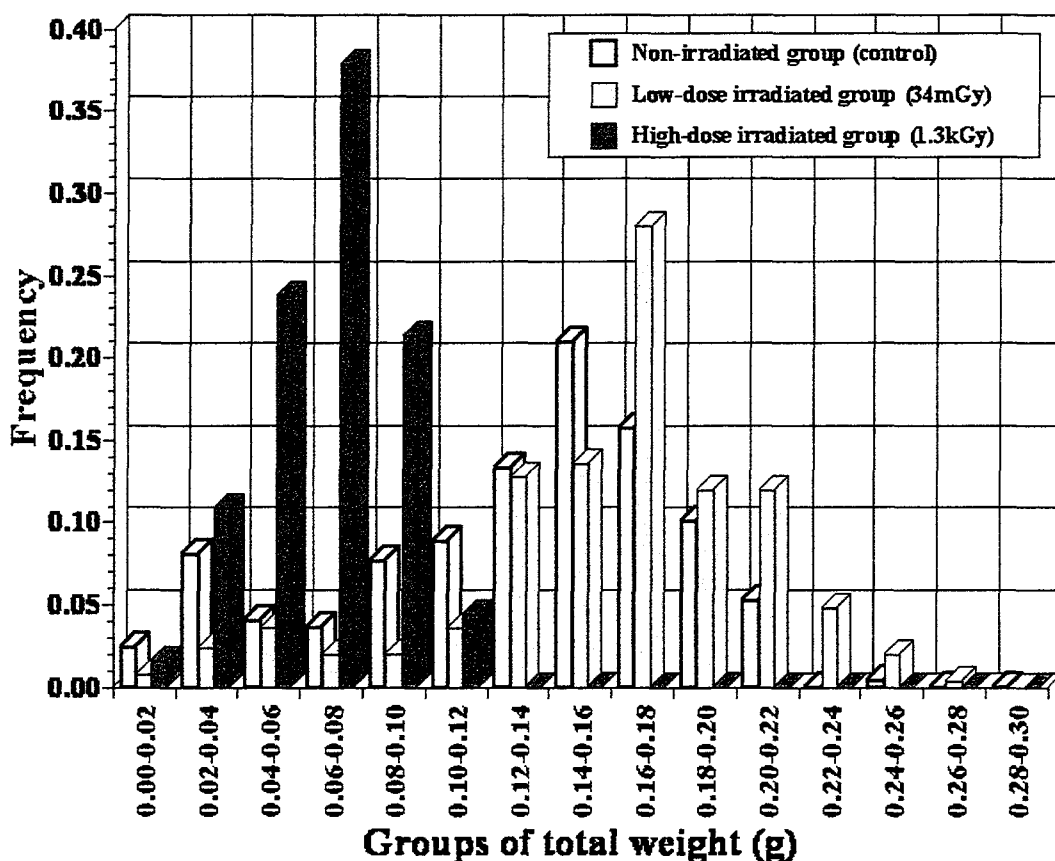


図4-18. 非照射種子群と照射種子群との双葉総重量ヒストグラムの比較

一週間栽培後における双葉総重量のヒストグラムを効果比 1.25 の低線量照射種子群 (34mGy) によるものと、効果比 0.5 の高線量照射種子群 (1.3kGy) によるものとを、非照射種子群のものと比較して図4-18. に示す。非照射種子群による双葉総重量分布の分布型と他者の分布型とを比べてみる限り、大きく分布形状を変化させてはおらず、低線量照射種子群では分布全体が高い側に移行することで全体的に重量増加傾向を示していることがわかる。これに対して高線量照射種子群では重量分布全体が低い側に圧縮されるような状態に移行することで全体的に重量減少を示していることがわかる。

14MeV 中性子によって照射された種子がどのような経過を経て、吸水後の発芽生長過程でその促進効果を生じるのか、このメカニズムを解明するために、14MeV 中性子や原子炉による中性子による照射によって種子中に核反応的にどのような変化が生じているのかを分析した。非破壊的には照射種子の高純度ゲルマニウム半導体検出器 (Hp-Ge 検出器) を用いた γ 線パルス波高分析から生成 γ 線放出核種の弁別を行った。他方、照射された種子を粉状にすりつぶし、その 1g をとって液体シンチレータとよく混合させ、液体シンチレーション検出器(LSC)を用いた測定から、種子内部に生じた外部からは検出できない β 線放出核種の弁別も合わせて行った。

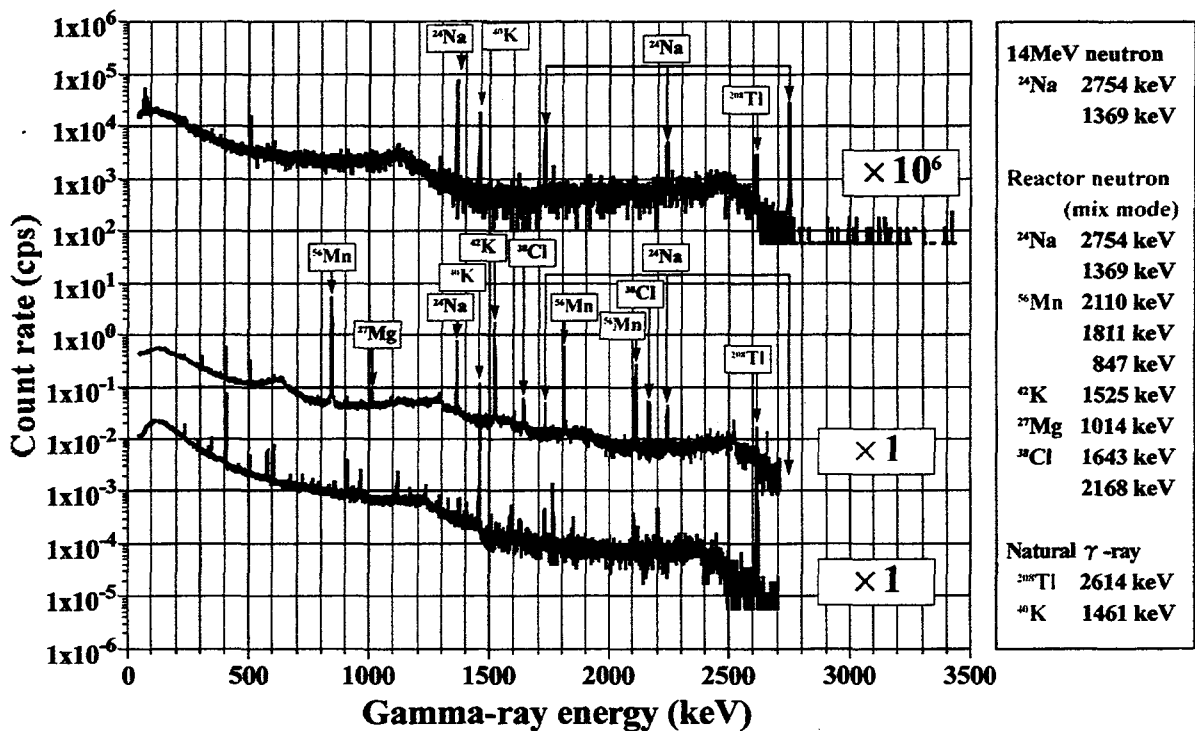


図4-19. Hp-Ge 検出器による中性子照射された種子からの放出 γ 線の分析

それらの結果を、14MeV 中性子照射の場合と原子炉照射の場合とを比較して、Hp-Ge 検出器による分析を図4-19に、LSCによる分析を図4-20に示した。

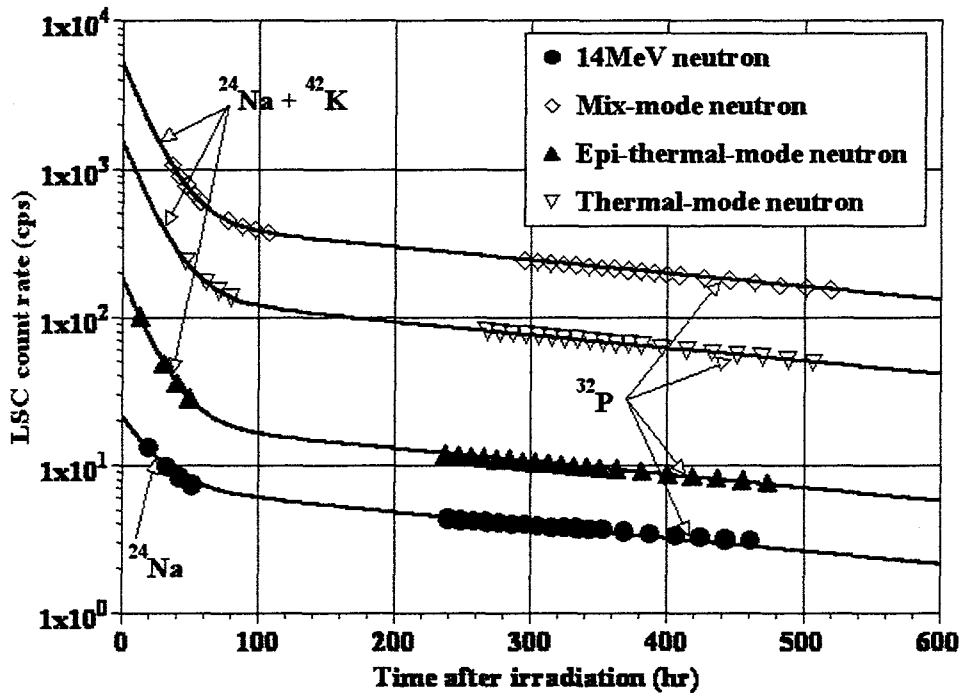


図4-20. LSC測定による中性子照射された種子中のβ線放出核種の分析

原子炉照射の場合は熱中性子が圧倒的に優勢となるため、種子中の微量元素との捕獲γ線放出反応 (n, γ) 反応) が占有しておこる。γ線の波高分析からは主に ^{24}Na , ^{56}Mn , ^{42}K , ^{27}Mg , ^{38}Cl の放射性核種生成を検出できた。これらは $^{23}\text{Na} (n, \gamma) ^{24}\text{Na}$ のように、反応前後が同位体となる過程で生成されている。これに対し、14MeV 中性子照射については (n, p) 反応や (n, α) 反応といったしきい値反応が支配的となる。このγ線分析からは ^{24}Na の核種だけが検出できた。ここで生成された ^{24}Na 核種は、原子炉照射での ^{24}Na 核種の生成とは過程が異なり、 $^{24}\text{Mg} (n, p) ^{24}\text{Na}$ や $^{27}\text{Al} (n, \alpha) ^{24}\text{Na}$ のように標的核が核変換され、その標的核の存在率及び反応断面積によって、どの反応が優勢的に寄与するかが推定された。なお、照射試料は 14MeV 中性子照射に対しては照射終了 40 分後から 24 時間の測定を、原子炉照射に対しては照射終了 10 分後から 18000 秒の測定を行った。

LSC 測定では照射終了後からの種子中β線放出核種の減衰状態を分析した。この減衰曲線は、照射終了後約 60 時間を優勢的に作用する減衰の速い (半減期の短い) 成分とそれ以降の減衰の遅い (半減期の長い) 成分との大きく 2 種類から形成されていることが明らかであり、この分布を 2 重指数関数 and によって近似することがで

きた。よってそれぞれの指数関数の傾きから半減期を求め、対応核種の選定を行った。その結果、原子炉照射の場合、速い成分は ^{24}Na (14.96h), ^{42}K (12.36h)、遅い成分は ^{32}P (14.26h) の核種により、また、14MeV 中性子照射の場合、速い成分は ^{24}Na 、遅い成分は ^{32}P の核種によるものであることがわかった。

また、これらの分析結果から選定された生成放射性核種の半減期、生成過程、反応断面積等をまとめ、表4-2. に示した。

表4-2. β - γ 線分析から選定された生成放射性核種の諸特性
(上表: Hp-Ge 検出器— γ 線スペクトル測定による、
下表: LSC による β 線放出核種計数測定)

β - γ 放出核種 (γ 線スペクトル測定)

生成核種	半減期	標的核	存在比(%)	生成核反応	種子中の存在 (ppm)	2200-m/s	14-MeV	
Mn-56	2.579 h	Mn-55	100	(n, γ)	Δ	630	1.34E+01	6.65E-04
		Fe-56	91.72	(n, p)	Δ	140	-	1.14E-01
		Co-59	100	(n, α)	\times	0.48	-	3.22E-02
Mg-27	9.458 m	Mg-26	11.01	(n, γ)	\circ	3200	3.83E-02	2.12E-05
		Al-27	100	(n, p)	Δ	550	-	7.80E-02
		Si-30	3.1	(n, α)	Δ	200	-	6.79E-02
Na-24	14.96 h	Na-23	100	(n, γ)	\circ	1200	5.31E-01	1.50E-04
		Mg-24	78.89	(n, p)	\circ	3200	-	1.97E-01
		Al-27	100	(n, α)	Δ	550	-	1.22E-01
K-42	12.36 h	K-41	6.7302	(n, γ)	\odot	14000	1.46E+00	1.74E-05
		Ca-42	0.647	(n, p)	\odot	18000	-	2.07E-01
		Sc-45	100	(n, α)	\times		-	5.35E-02
Cl-38	37.24 m	Cl-37	24.23	(n, γ)	\circ	2000	4.33E-01	2.87E-04
		Ar-38	0.0632	(n, p)	\times		?	?
		K-41	6.7302	(n, α)	\odot	14000	-	2.97E-02

純 β 放出核種 (LSC測定)

生成核種	半減期	標的核	存在比(%)	生成核反応	種子中の存在 (ppm)	2200-m/s	14-MeV	
P-32	14.26 d	P-31	100	(n, γ)	\circ	2300	1.66E-01	9.90E-06
		S-32	95.02	(n, p)	\circ	3400	-	2.54E-01
		Cl-35	75.77	(n, α)	\circ	2000	8.00E-05	1.37E-01

ここで注目すべき点は、14MeV 中性子照射の場合にも、原子炉照射の場合にも ^{32}P の放射性核種が生成されることである。原子炉では(n, γ)反応のみを考慮すればよいので生成される標的核種は ^{31}P であることは明白である。これに対し、14MeV 中性子照射の場合では ^{31}P (n, γ) ^{32}P による生成過程での反応断面積は極めて低く、この過程からの生成は考えられない。14MeV 中性子に対して反応断面積が高く、核反応の標的として種子中に存在し得る核種を選出すると、 ^{32}S , ^{35}Cl の2核種があげられ、

それぞれ(n, p)反応、(n, α)反応によって ^{32}P を生成することが考えられ、種子中の存在量を考慮して、14MeV 中性子照射による ^{32}P の生成過程は $^{32}\text{S} (n, p) ^{32}\text{P}$ が主となると判断した。

特に P (リン) は DNA を構成する重要要素の1つであり、これに関連した放射性核種 ^{32}P を生成する点、並びに原子炉照射と 14MeV 中性子照射で $^{31}\text{P} (n, \gamma) ^{32}\text{P}$ と $^{32}\text{S} (n, p) ^{32}\text{P}$ とのそれぞれ ^{32}P の生成過程が異なる点、生成に要する標的核種の核反応による元素転換等の点において、14MeV 中性子照射のみに放射線による刺激的な効果が生じる原因が、またメカニズムを解明するためのキーポイントが存在するものと考えている。

4-2-3. 菌類（出芽酵母菌）に対する照射効果

これまでに分析した結果を、14MeV 中性子照射、原子炉照射、 ^{60}Co γ 線照射の放射線の線質ごとに、照射終了後の時間経過に伴った酵母菌の増殖数（コロニー数）の分布を図4-21. ~図4-26. に比較して示す。

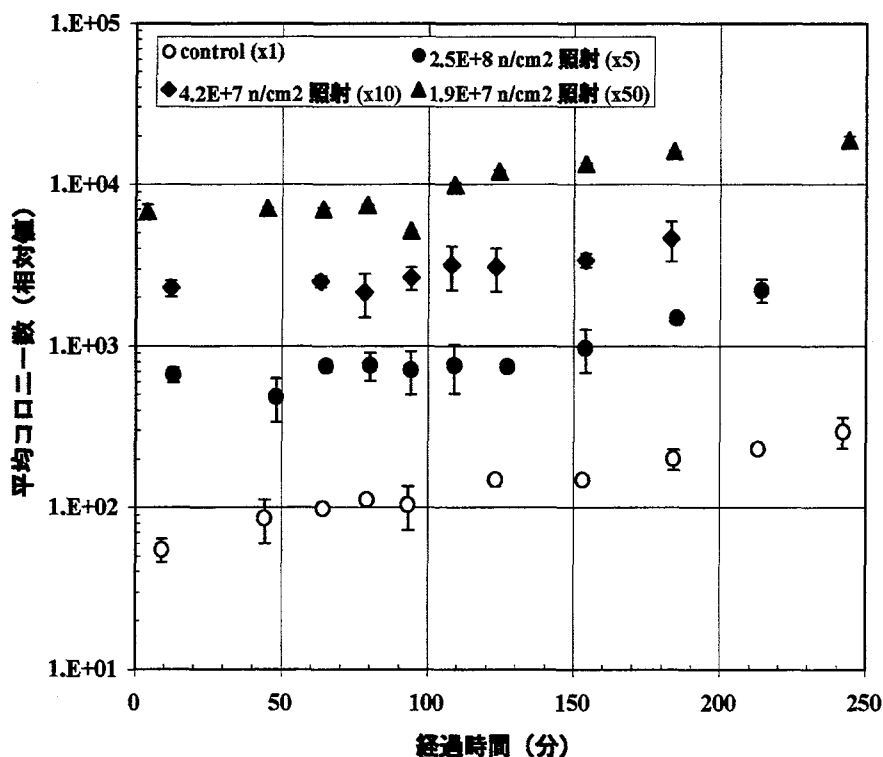


図4-21. S288c 酵母菌の 14MeV 中性子照射による倍加速度の変化

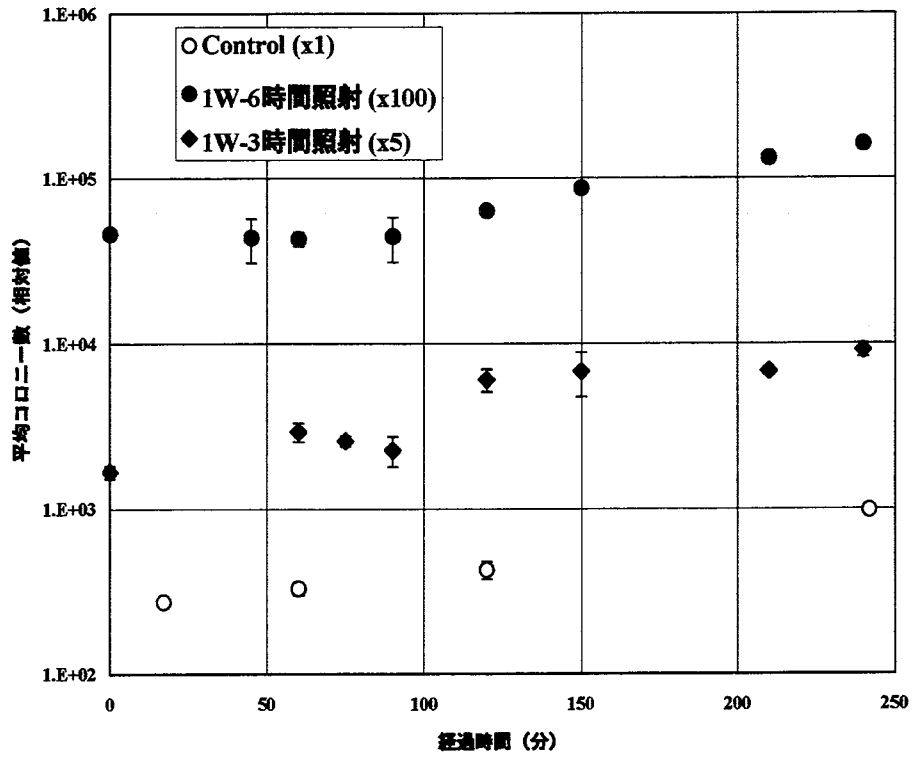


図 4 - 2 2. S288c 酵母菌の原子炉照射による倍加速度の変化

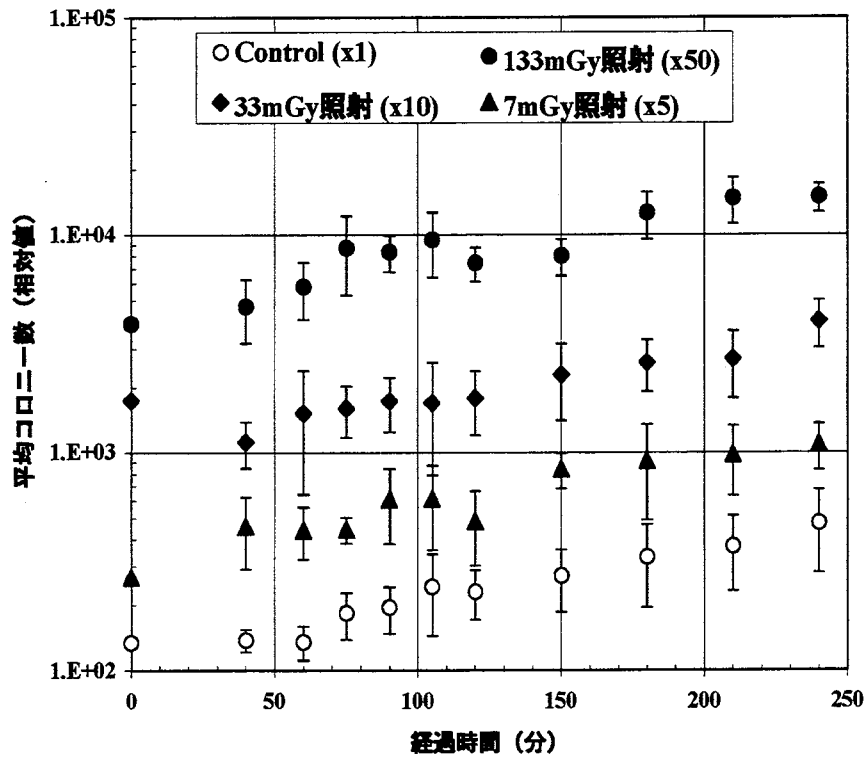


図 4 - 2 3. S288c 酵母菌のコバルト 60 γ 線照射による倍加速度の変化 - 1

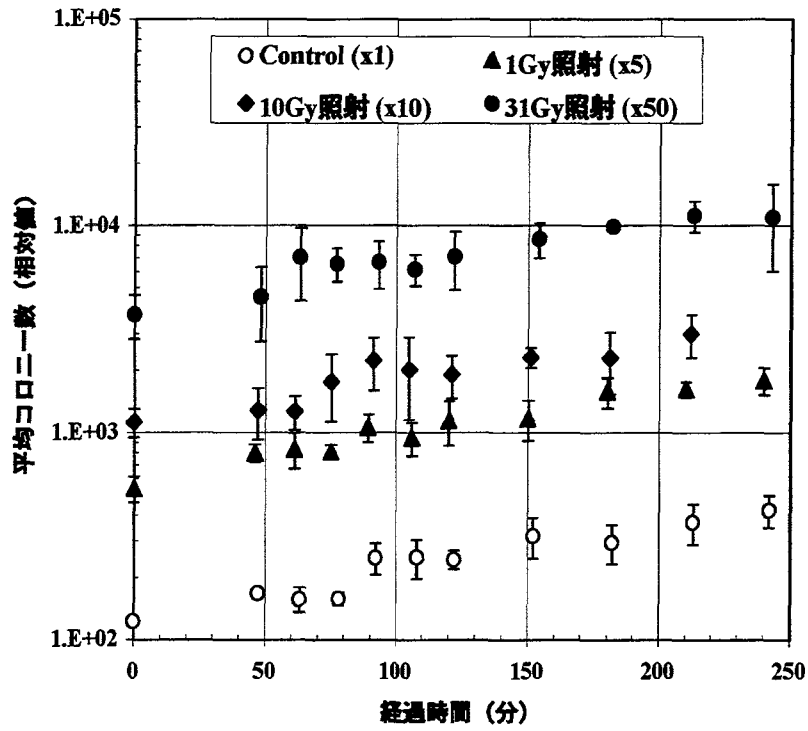


図 4 - 2 4. S288c 酵母菌のコバルト 60 γ 線照射による倍加速度的変化 - 2

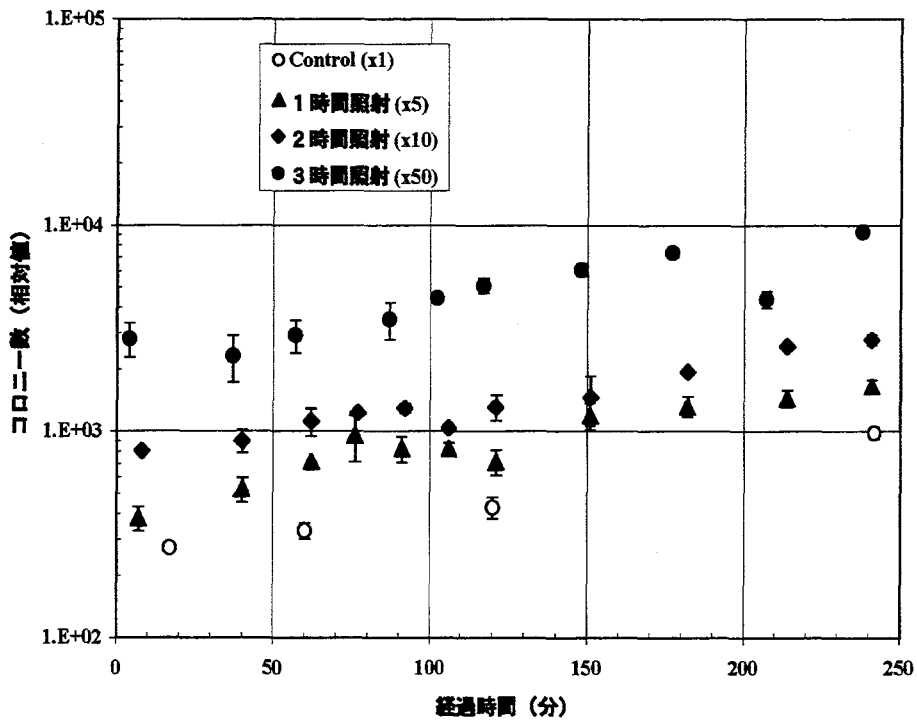


図 4 - 2 5. S288c 酵母菌の原子炉照射による倍加速度的変化

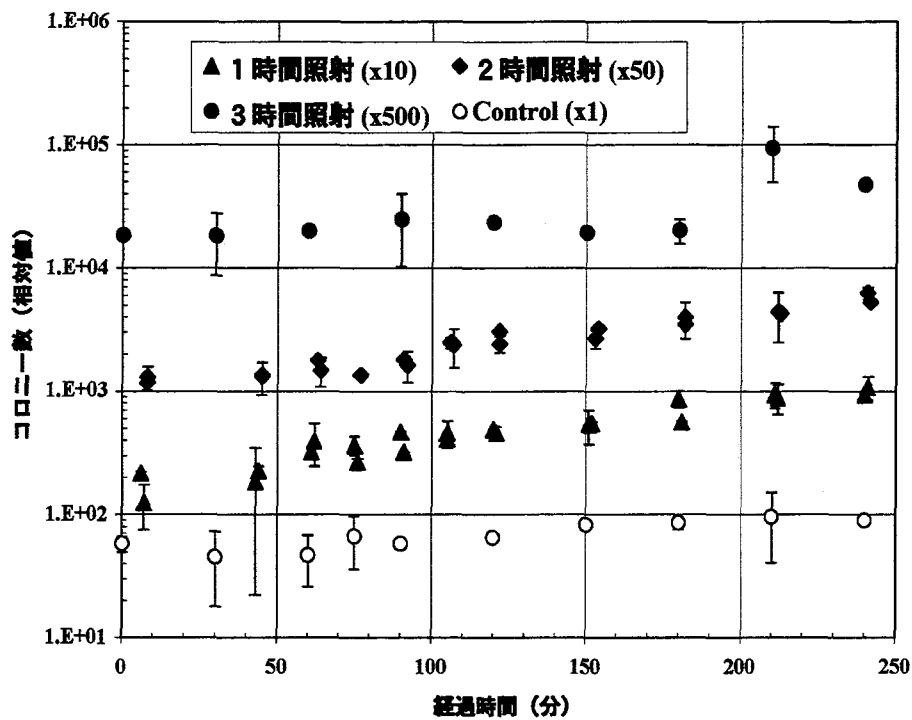


図4-26. rad3 酵母菌の原子炉照射による倍加速度の変化

ここで、中性子・ γ 線の照射による S288c 酵母菌の倍加速度の変化を分析する上での視点について説明を加えるため、図4-27. を表した。

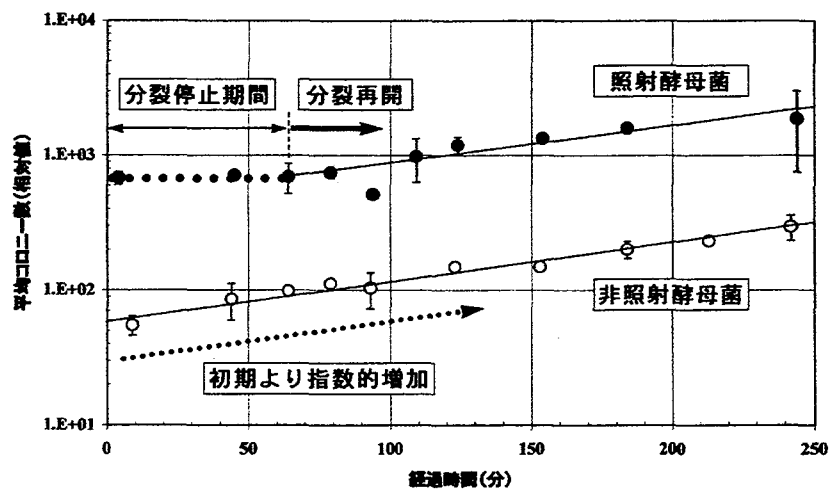


図4-27. 放射線照射による酵母菌の倍加速度変化のための説明図

一般に、酵母菌は図4-27. の非照射酵母菌の場合のように、倍加時間に応じ

て指数関数的に増加する。S288c 酵母菌の倍加時間は約 120 分ほどである。(すなわち、平均約 120 分で1つの酵母菌が2つに分裂することを意味する。) これに対して、放射線を照射した酵母菌の場合、線質、線量によって、倍加の始まる時間が遅れ、一時的に分裂が停止した状態を示す期間が現れる。これを「分裂停止期間」と呼ぶこととする。また、分裂開始が遅れた時間、あるいは分裂停止期間の後、分裂活動が再開された意として、この時間を「分裂再開時間」と呼ぶこととする。この2点を考慮し、分裂停止期間存在の有無、その期間の長さ、分裂開始時間、その後の倍加時間について分析を行った。

表 4-3. S288c, rad3 酵母菌の放射線照射による倍加時間の変化のまとめ

照射場	酵母菌	照射量		分裂再開時間* (推定期間:分)	分裂再開後の倍加時間 (分)
		(Gy)			
14MeV中性子	S288c	0.092	2.48E+08 n/cm ²	109~127	54.6
		0.015	4.16E+07 n/cm ²	63~78	112
		0.007	1.89E+07 n/cm ²	45~64	120
			control	0	107
原子炉	S288c	2.5	1W-6hr.	60~90	91
		1.2	1W-3hr.	4~37	114
		0.82	1W-2hr.	0	131
		0.41	1W-1hr.	0	121
			control	0	121
	rad3	1.2	1W-3hr.	120~180	49
		0.82	1W-2hr.	45~64	100
		0.41	1W-1hr.	6~44	95
	control	0	193		
⁶⁰ Co-γ線	S288c	0.007	7mGy	0	133
		0.033	33mGy	0	124
		0.133	133mGy	0	139
			control	0	182
		1	1Gy	0	131
		10	10Gy	0	154
		31	31Gy	0	178
			control	0	165

* 照射終了後からの経過時間 (分)

まず、図 4-2 1., 図 4-2 2. と図 4-2 3., 図 4-2 4. との、中性子照射とγ線照射との変化の相違を比較する。γ線照射の場合、約 10mGy~30Gy の線量域では、その線量の強さに関連無く、酵母菌は照射終了後、一時的な分裂停止期間は存在せず、すぐに分裂を開始した。しかし、14MeV 中性子や原子炉中性子での照射においては、高線量で照射した酵母菌の分裂活動に分裂停止期間が現れ、その後

に分裂を再開し始めた。すなわち、非照射の酵母菌の分裂開始に比べ、照射酵母菌は遅れて分裂活動をスタートさせている。

図4-21.～図4-26. より分析された分裂再開時間とその後の倍加時間について、表4-3. にまとめて示した。この表の分析結果から明らかなように、中性子照射に伴った分裂停止期間の長さは線質の違いにもよるが、照射線量が高いほど長くなり、反対に低い線量では確認することができなかった。また、分裂再開後の倍加時間の変化は分裂停止期間が長いほど、非照射酵母菌の倍加時間と比較して短くなった。 γ 線照射の場合には分裂停止期間が確認することができず、すぐに分裂を開始しており、その後の倍加時間は線量に応じて分布をもって変化をしている。

ここで、 γ 線照射による酵母菌の倍加時間に対する効果比を評価し、その分布を図4-28. に示した。

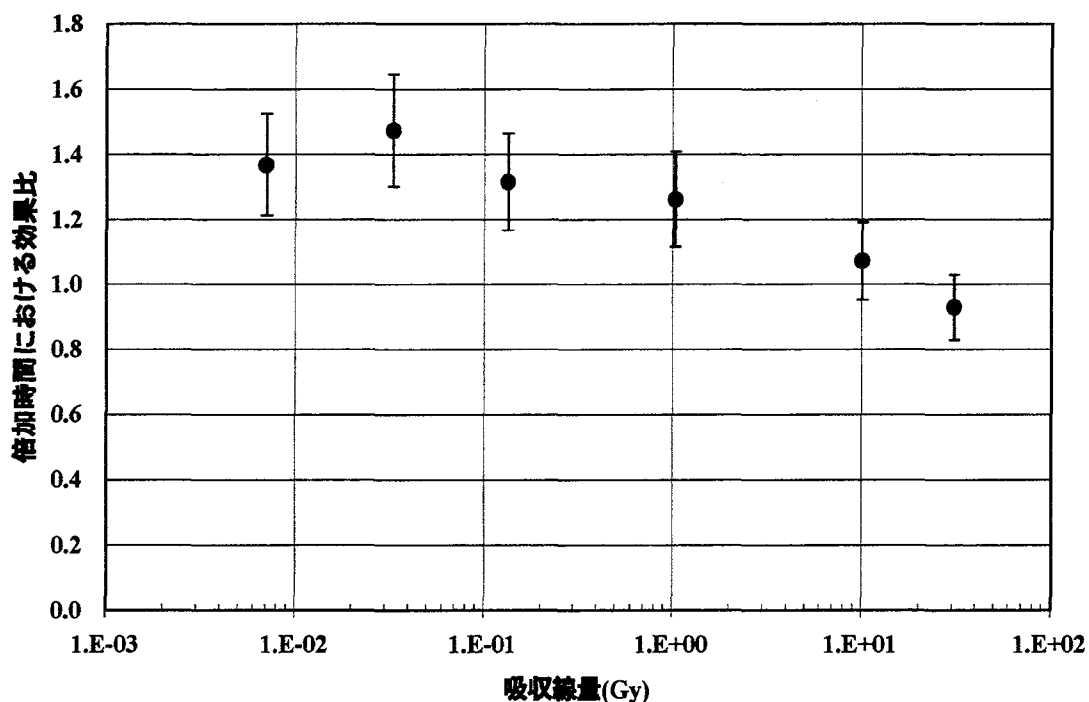


図4-28. ^{60}Co γ 線照射による S288c 酵母菌の吸収線量と倍加時間に対する効果比との関係

これより、 γ 線照射に伴って酵母菌の倍加時間は非照射のものと比較して短くなり、分裂速度が速まった様を示された。その刺激的な効果を示す線量領域は図4-28. より、約数 mGy～数 Gy であることが推測できた。

4-3. まとめ

これまでの分析結果から、促進効果（放射線ホルミシス効果）の見られた 10mGy～10Gy の線量域は、先人の研究者らによって多数報告されている線量域と良く一致しており（図 4-5. 参照）、その再現性を物語っている。また、この効果に対する突然変異の関与については、突然変異は照射の第 1 世代には通常現れることはなく、しかも、誘発される突然変異は多数の現象を引き起こすため、ほとんど均一な状況は有り得ない。従って、双葉の重量・長さの分布にも乱れを生じ、非照射種子群のものとは異なった分布を形成することとなり、この効果に突然変異が関与している可能性はないものと判断できる。

ここで、原子炉（主として熱中性子）照射やガンマ線照射では促進効果は発現せず、14MeV 中性子照射のみに発現する、放射線線質に対する生物学的効果の特異性を示した。また、このことから高エネルギー中性子と種子構成元素（原子核）とのしきい値反応が、この効果発現に何がしらか起因している可能性を推定した。この点を明らかにするためにも、2.45MeV（DD 核融合反応）中性子等の様々な単色エネルギーの中性子による照射から、それぞれの吸収線量-効果比分布を比較することで、種子内でどのような核反応が寄与し、また、それらの生成物質等がどのような挙動をとり、個体としてどのような効果を生じるのかを分析することで、複雑な植物の生理機能や細胞の放射線に対する適応機構等を解きほぐすためのヒントとなるものと考えている。

また、酵母菌等の利用により、単細胞の基本的な細胞構造の変化を探ることから複雑な植物等の個体内での変化を解明するための基礎的知見が得られるものと考えられる。酵母菌への放射線照射による倍加時間の変化については、中性子照射と γ 線照射とでは大きく異なった結果を得た。これは低 LET 放射線である γ 線と高 LET 放射線である中性子との違いから生じる効果の違いが関与しているであろうことは推定できる。しかし、これらが先の植物同様に、いかなるメカニズムによってどのように作用し、どのような効果を生じるのかを検討することが重要となる。それゆえに、ミクロ、マクロからの照射実験を介して、複雑な生態系の低線量・低線量率放射線環境下における生体の対応プログラムを解明していくことが必要となる。

ALARA の根本原則に基づき、放射線線量に対してより低線量・低線量率への管理が行われる中、生体が放射線による低線量・低線量率環境下で、いかなる適用・作用を展開しているのかを理解できるかが、「放射線を正しく防護できる」基本となるものと考えている。

第5章

総括

第5章 総括

5-1. 核融合研究施設における外部被ばくモニタリング計画の検討

核融合反応による中性子源施設周辺においての外部被ばくモニタリングとしての測定対象がスカイシャイン効果による中性子と2次 γ 線であることに相違ない。中性子モニタリングに関しては、発生される中性子エネルギーが14MeVと高エネルギーであり、線量への寄与も熱中性子に比べ、格段に高くなる。例えば、中性子フルエンス ϕ からの実効線量への換算係数を比較した場合、前方照射条件で0.025eVの熱中性子に対して7.60pSvcm²であるのに対し、1MeV、14MeVの中性子に対する換算係数は282、496pSvcm²と37倍の、65倍と桁違いに大きくなっている[5-1]。従って高エネルギーの中性子に対する計測がモニタリングとしては重要となる。

しかしながら、核融合中性子源施設周辺においては、中性子の遮蔽等の透過、大気中での伝播の際に、減速され、さらには熱化されて、周辺構成物質(核種)との(n, γ)反応によって、また、高エネルギーの段階においてはしきい値反応(非弾性散乱)によって、高エネルギーの2次 γ 線を放出することがわかった。特に多数の核種と熱中性子との(n, γ)反応からは多くの γ 線が確認できた。この点を考慮すると、中性子の線量評価の目的でなく、2次 γ 線発生率の評価、あるいは γ 線分析から得られた測定値の検証等のために熱中性子束分布の計測が重要と考えた。

これらを総合的に捉え、中性子の線量評価に対しては、今日中性子発生施設周辺にて多用された熱中性子から14MeV中性子の幅広いエネルギーレンジでレムレスポンスに対応した積分型レムカウンタ(レムエリアモニタ)の選定は適切である。さらに、測定された中性子線量の評価や2次 γ 線分析の評価を検証する上でも、熱中性子から高速中性子までの中性子束分布測定(エネルギースペクトル計測)を可能とすることが、核融合中性子源施設周辺における外部被ばくモニタリングをより効果的にできるものと考えた。不幸にも先のJCO事故に際しては中性子計測の遅れが懸念され、緊急時の対応のためにも、中性子のエネルギースペクトル測定が重要として検討されている。この様な背景からも核融合研究施設周辺における中性子外部被ばくモニタリングにおいて、中性子エネルギースペクトル計測が重要要素となることを説く。

2次 γ 線に関しては、FNSやOKTAVIANでの実験解析より、線量的には中性子の数%~約10%と評価できた。しかしながら、実際に近い体系での測定例(TFTR)や計算例(FER)からも明らかのように、中性子線量に対する2次 γ 線線量の寄与率は同等か桁違いに高くなることも考えられるわけで、建屋遮蔽の構造形態や構成される元

素組成に大きく依存することとなった。この点を考慮すると、約 10MeV 近い高エネルギーから数 100keV までの低エネルギーの 2 次 γ 線に対して、総線量値として評価された連続的な測定が必要であることは明確な点である。これと合わせて 2 次 γ 線波高分布の連続的な測定がモニタリングにおける重要点と考えた。連続的な測定とは、中性子発生時と停止時とのそれぞれの一定期間における積分的な波高分布測定を行うことである。 γ 線の検出器としては、検出効率の高い大口径の NaI 検出器とエネルギー分解能に優れた大容量の Hp-Ge 検出器とを合わせて用いることが効果的であることがわかった。NaI 検出器による波高分布からは、アンフォールディング処理による γ 線エネルギースペクトルを用いることで、検出器の応答関数から導き出された G 関数を用いることで、また、本論文にて明確としたその場での簡易波高分布積分処理による換算法を用いることによって、 γ 線線量（率）への換算を行い、連続 γ 線線量率モニタ値との検証も可能にすると考えた。Hp-Ge 検出器の波高分布から、多数の (n, γ) 反応による、また、複数の $(n, n' \gamma)$ しきい値反応による、高エネルギー 2 次 γ 線の離散 γ 線ピークを検出できることがわかった。これによって 2 次 γ 線の発生ポイント、伝播経路が推定でき、線量評価値と関連させることによって有効な γ 線計測を可能にすると考えた。平常時のこれらの波高分布測定、離散 γ 線ピーク分析のデータ蓄積により、中性子源施設の異常を早期に判断でき、適切な放射線防護策を準備できることを可能にするものと考えた。

モニタリングの位置については、地表面や施設壁面等にて保水性のある条件では波高分布に変化を及ぼす可能性を示唆した。そして、安全側に立った線量評価を考慮する上で、施設からの直接線、スカイシャイン成分、グランドシャイン成分のすべてが検出可能な位置が望ましいと考えた。核融合研究施設周辺におけるモニタリング位置としては、建屋からの直接線が優勢的に寄与する最端となる約 100m 付近、事業所境界直前、さらに可能とするならばこの間の中間点に、すべての位置において核融合中性子源施設が直接に望め、測定点周辺を覆うものも比較的少なく周囲の条件も同様となった、そして、これらのすべてのポイントが同ライン上にある位置関係が理想的と考えた。すなわち、各モニタリング位置でのエネルギー（線量）分布のそれぞれを距離の分布で連携させ、その延長線上に公衆が存在する関係から線量評価を行っていくことが、ICRP1990 年勧告における「線源－環境－人」の被ばくネットワーク関係を具現化できるものと考えている。外部被ばくモニタリングにおける重要要素とは、これまでの規制線量（線量限度や線量目標値）を超えるか超えないかとする 1 元的な捉え方だけでなく、例えば、線量変化が放射線のエネルギー分布のどのような変化から起因しているのか、とする多元的な捉え方をしていくこ

とである。

5-2. 核融合研究施設における内部被ばくモニタリング計画の検討

核融合研究施設から放出されるトリチウムの環境中での挙動を捉え、環境移行モデルとして構築していくことは、公衆の被ばく線量を評価していく上で非常に重要となる。特に緊急時の予測計算から早急な対応策を講じることで、被ばく線量を低く抑える放射線防護策としても機能を可能とすることができる。しかし、これらトリチウムの挙動の終端は、放射線防護に関連しては被ばく線量の評価されるべき個人であり、ヒトとなる。すなわち、自然環境から体内環境へと移行し、体内環境での線量寄与評価を内部被ばくモニタリングの対象とするわけである。それ故に、トリチウム体内代謝モデルの構築がより重要な基本要素であると考えた。

モデル構築にあっては多くのパラメータを導入し、パソコン等を駆使してシミュレーション計算を行うことで、可能な限りに測定データを模擬し、トリチウム体内挙動を明確に表現できるであろうが、パラメータの選定に多くの手間と時間が必要となる。できるだけ選定すべきパラメータは少なく、測定データをより正確に近似でき、また、現場においてのパラメータの修正（主として排出係数 λ_{AO} 、最も速い排泄関数項の生物学的半減期の逆数）も容易に行えることで、モニタリングの「正確性」、「迅速性」、「簡便性」の要素を満たすことができると考えた。

考案した OKTAVIAN モデルは5つの構成パラメータを有した3コンパートメントモデルで、今日汎用的に用いられた NCRP モデル、MTC モデルと同類の形式となっている。しかし、その構築の過程は大きく異なり、ヒトの体内水素収支データを基に構成された既存のモデルに対し、OKTAVIAN モデルはこれまでの実際のヒトのバイオアッセイデータに基づくように構成された、いわば半経験モデルと言える。これ故に、長期の多頻度トリチウム作業員に対する原尿及び尿中 OBT 成分の排泄分布を良く近似することができた。原尿中トリチウム濃度を用いて体内軟組織における内部被ばく線量が評価することができる。ここでモデルの良し悪しを検討するつもりは全くない。問題とすべき点は、今後 DT 反応による核融合研究施設においては多数の作業員が多頻度でのトリチウム取扱作業の現場に携わることが予想されることである。そして、内部被ばく（個人）モニタリングに関しては、作業員自らが自主的にトリチウム内部被ばく管理に携わり、管理者はそのための情報・技術を正しく伝えていくことが必要と考える。このためにも、トリチウム代謝簡易モデルの構築並びに簡易トリチウム測定技術及び評価方法の開発が重要要素と考える。

しかし、トリチウムの特性から外部からのモニタリングは不可能であり、環境濃

度レベルのトリチウム検出を行うためには、現在においてはバイオアッセイサンプルの採取、処理による液体シンチレーション測定法が最も効果的であり、唯一の検出法と言える。そのためのバイオアッセイサンプルの特徴を明らかとし、簡易に尿中の OBT 成分濃度を分析できることがわかった。これらの測定法から評価されたトリチウム濃度と OKTAVIAN モデルとを活用して、構成パラメータの修正を行った自己トリチウム代謝モデルによる自主的な内部被ばく管理を可能にできるものと考えている。また、この点においてもモニタリングの分布評価が重要であると考えた。すなわち、作業員の体内トリチウム濃度に対する連続的な時間分布による評価である。このトリチウム代謝モデルを用いることで、将来的な被ばく線量だけでなく、被ばく線量を考慮した作業計画等、放射線防護における基本計画を検討することができる。

通常、公衆は個人モニタリングの対象とならないが、例えば、日本人標準の 1 日呼吸量（率）と等価の機能を持たせたエアサンプラーにて採取した空気中のトリチウム濃度（自由水型トリチウム濃度及び有機結合型トリチウム濃度）を測定した結果から、トリチウム代謝モデルに基づくことよって、公衆における線量評価を可能とし、その後の適切なる放射線防護策も案じることができると考える。

5-3. 放射線防護・管理と低線量・低線量率放射線照射による生物効果

今日の放射線防護方針においては LET 仮説（しきい値無し直線仮説）に基づき、「どんなに微量の放射線でも人体にとっては有害なもの」として安全側に立った管理が行われている。ALARA の根本原則に基づき、可能な限りの低い線量に制限することが基本となっている。しかしながら、低線量（率）領域での生物効果に関する技術・研究の向上に伴って、見出されてきた放射線ホルミシス効果のような特異的な生物効果の事実確認、メカニズム解明等、調査対象の重要項目として ICRP を初めとした国際機関においても掲げられるようになってきた。この点を考慮し、核融合研究施設における生物効果に関連した研究が展開されることが重要な要素と考えた。DT 反応による 14MeV 中性子による生物学的効果を分析した照射データは γ ・X線と比較すると極めて少なく、植物の照射例にも見られた 14MeV 中性子照射に見られた生物学的な特異効果に関しても明確な解明ができていない点を考えると、早急なる基礎的データの蓄積と生物効果のメカニズム解明が重要要素となる。

この点に関して、直接的には放射線防護・管理に関与してくるとは考えにくいですが、放射線利用の歴史の始まりから、放射線障害の歴史が始まり、放射線安全の重要性、すなわち放射線防護の重要性が認識されてきた背景を考えると、放射線に対する生

物効果への正しい認識が基本的な重要要素として捉えることができる。

最後ではあるが、これらの核融合研究施設における放射線防護・管理の基礎的要素を踏まえ、検討された適切なるモニタリングプランに基づき、核融合研究施設の研究目的達成の後、さらなる原型炉、実用炉へのステージへと展開できることを祈って止まない。

参考文献

第 1 章

- [1-1] ICRP : ICRP Publication 60, “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, Pergamon Press, Oxford (1991).
- [1-2] ICRP : ICRP Publication 43, “Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population”, Pergamon Press, Oxford (1985).
- [1-3] 関 昌弘他 : プラズマ・核融合学会誌 73, Supplement (1997).
- [1-4] 渡邊輝雄 : ITER 設計報告書 III.3 ITER の安全性、プラズマ・核融合学会誌 73, Supplement (1997).
- [1-5] ITER Technical Basis, Chapter 5

第 2 章

- [2-1] Mackenthaler, F. J. et al., “In-Air Measurements in the Vicinity of the TSR- II ,” ORNL-3288 (1963).
- [2-2] Sanders, F. W. et al., “Operation Plan and Hazards Report-Operation BREN,” CEX-62.02 (1962).
- [2-3] Auxier, J. A. et al., “General Correlative Studies-Operation BREN,” CEX-62.03 (1963).
- [2-4] Thorngate, J. H. et al. “General Correlative Studies-Operation BREN,” CEX-62.12 (1967).
- [2-5] Haywood, F. F. et al., “An Experimental Investigation of the Spatial Distribution of Dose in an Air-over-Ground Geometry,” CEX-62.14 (1964).
- [2-6] Henderson, B. J. et al., “Conversion of Neutron or Gamma-ray Flux to Absorbed Dose Rate,” XDC 59-8-197 (1959).
- [2-7] Alleen, F. J. et al., “Neutron Reflection and Flux versus Depth for Nevada Test Site Soil,” BRL-1190 (1963).
- [2-8] Haywood, F. F. et al., “Operation Plans for Operation HENRE,” CEX-65.03 (1965).
- [2-9] Provenzano, T. G. et al., “Feasibility Study; Intense 14 MeV Neutron Source for Operation HENRE,” CEX-65.01 (1966).
- [2-10] Burson, Z. G., “Radiation Output Description from the T(d, n) 4He Reaction in a Large Target (1000 cm²) - Operation HENRE,” CEX-65.04 (1971).

- [2-11] Fritzsche, A. E. et al. "Measured Low-Altitude Neutron and Gamma Dose Distributions due to a 14 MeV Neutron Source," EGG-1183-1449 (1969).
- [2-12] Thorngate, J. H. et al. "Energy and Angular Distribution of Neutrons and Gamma Rays- Operation HENRE," CEX-65.11 (1969).
- [2-13] 田中俊一他, "スカイシャイン計算コード評価のための標準問題," JAERI-M 7288 (1977).
- [2-14] Nakamura, T. and Kosako, T.: "A Systematic Study on the Neutron Skyshine from Nuclear Facilities – Part I. Monte Carlo Analysis of Neutron Propagation in Air-over-Ground Environment from a Monoenergetic Source," Nucl. Sci. Eng., 77, 168-181 (1981).
- [2-15] Nakamura, T. et al.: "Neutron Skyshine from Intense 14-MeV Neutron Source Facility," Nucl. Sci. Eng., 90, 281-297 (1985).
- [2-16] Hayashi, K. and Nakamura, T.: "Evaluation of Neutron Skyshine from a Cyclotron," Nucl. Sci. Eng., 87, 123-135 (1984).
- [2-17] Hayashi, K. and Nakamura, T.: Nucl. Sci. Eng., 91, 332 (1985).
- [2-18] Kugel, H. W. et al. "Measurements of tokamak fusion test reactor D-T radiation shielding efficiency," Fusion Eng. Des. 28, 534-544 (1995).
- [2-19] 炉設計研究室:「核融合実験炉 (FER) 概念設計 (昭和 59,60 年度)」、JAERI-M86-134 (1986).
- [2-20] Stevenson, G. R. and Thomas, R. H.: Health Phys., 46, 115 (1984).
- [2-21] Nakamura, T. and Hayashi, K.:「原子力施設からの中性子スカイシャイン」、日本原子力学会誌 26, No. 11, 917-926 (1984).
- [2-22] Matzke, M.: "Unfolding of pulse height spectra: The HEPRO program system, Physikalisch Technische Bundesanstalt Report, PTB-N-19, 1994.

第 3 章

- [3-1] Pinson, E. A. and Langham, W. H. : "Physiology and Toxicology of Tritium in Man." J. Appl. Physiol. 10, pp. 108-126 (1957).
- [3-2] Osborne, R. V. : "Absorption of Tritiated Water Vapour by People." Health Phys. 12, pp. 1527-1537 (1966).
- [3-3] Eakins, J. D., Hutchinson W. P. and Lally, A. E. : "The Radiological Hazard from Tritium Sorbed on Metal Surfaces." Health Phys. 28, pp. 213-224 (1975).
- [3-4] Trivedi, A. : "Percutaneous Absorption of Tritium-Gas-Contaminated Pump Oil."

- Health Phys. 69, No. 2, pp. 202-209 (1995)
- [3-5] 近藤宗平、米澤司郎、齋藤眞弘、辻本 忠：核融合科学研究会委託研究報告書「低線量放射線の健康影響に関する調査」、pp. 166-221 (2003)
- [3-6] ICRP : ICRP Publication 30, "Limits for the Intake of Radionuclides by Workers, Part-1." Pergamon Press, Oxford (1979).
- [3-7] Trivedi, A., Richardson, R. B. and Galeriu, D. : "Dynamics of Tritiated Water and Organically Bound Tritium after an Acute Tritiated Water Intake in Humans." Fusion Tech. 28, pp. 982-987 (1995).
- [3-8] 吉田茂生：「バイオアッセイ法によるヒトのトリチウム排泄に関する分析」、日本放射線安全管理学会誌、1-1、pp. 56-60 (2002).
- [3-9] Yoshida, S., Murata, I. And Takahashi, A.: "Evaluation of Tritium Behavior in Man Using a Three-Compartment Model." Fusion Sci. Tech., 41, pp. 432-436 (2002).
- [3-10] 吉田茂生：「核融合研究施設(OKTAVIAN)におけるトリチウムモニタリングの現状」、OKTAVIAN Report A-91-02 (1991).
- [3-11] (財)原子力安全技術センター：「被ばく線量の測定・評価マニュアル 2000、第2部 内部被ばく線量の測定・評価マニュアル、pp. 10-11 (2000)
- [3-12] Nogawa, N. and Yoshihiro, M.: "A Simple Trapping Method of Exhaled Water Using an Ice-cooled Tube to Monitor the Tritium Level in Human Body." Radioisotopes, 43, No. 4, pp. 24-26 (1993)
- [3-13] Trivedi, A. and Duong, T.: "An Evaluation of an Organically Bound Tritium Measurement Method in Artificial and Natural Urine." AECL-10802, COG-93-101 (1993)
- [3-14] Trivedi, A., Duong, T., Leon, J. W. and Linauskas, S. H.: "Measurement of Organically Bound Tritium in Urine and Feces." AECL-10925, COG-93-313 (1993)
- [3-15] 新 麻里子, 天野 光, 一政 満子, 一政 祐輔, 柿内 秀樹, 佐久間 洋一, 野口 宏, 久松 俊一, 百島 則幸, 横山 須美：「核融合炉内外におけるトリチウム挙動－6. 自然環境中トリチウム挙動」、プラズマ・核融合学会誌、73-12、pp. 1347-1356 (1997)
- [3-16] Moghissi, A. A., Bretthauer, E. W. and Patzer, R. G., Health Physics 53, 385 (1987).
- [3-17] Takeda, H., NIRS-M-41, 187 (1982).
- [3-18] Snyder, W. S., Fish, B. R., Bernard, S. R., Ford, M. R. and Muir, J. R.: "Urinary Excretion of Tritium following Exposure of Man to HTO - a Two Exponential Model." Phys. Med. Biol. 13, 547 - 559 (1968)

- [3-19] ICRP : ICRP Publication 56, "Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides Part-1." Pergamon Press, Oxford (1990).
- [3-20] NCRP : NCRP Report No.63, "Tritium and Other Radionuclide Labelled Organic Compounds Incorporated into Genetic Material", (1979)
- [3-21] Saito, M.: "A Modified Three-Compartment Model for Tritium Metabolism in Man." Radiat. Prot. Dosim., 42, No. 1, 17-24 (1992)
- [3-22] Etner, E. L., Travis, C. C. and Hetrick, D. M.: "Metabolism of Organically Bound Tritium in Man." Radiat. Res., 100, 487-502 (1984)
- [3-23] Bogen, D. C., Welford, G. A. and White, C. G.: "Tritium Distribution in Man and his Environment." In Behaviour of Tritium in the Environment (S. Freeman, Ed.), 567-572, IAEA, Vienna (1979)
- [3-22] ICRP : ICRP Publication 54, "Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation, Pergamon Press, Oxford (1989).

第 4 章

- [4-1] Sadaie, Y., Inoue, T., Mochizuki, H. and Kada, T.: "Efficiencies of DNA inactivation and mutation induction by tritiated glycerol in bacterial systems." J. Rad. Res., 22, 387-394 (1981).
- [4-2] Kada, T., Sadaie, Y. and Inoue, T.: "Tritium effects on DNA. Tritium concentration dependency of RBE in solution." NIRS-M-52, 64-74 (1985).
- [4-3] 山本 修、綾木 仁：エネルギー特別研究（核融合）第2班「トリチウム環境動態及び生物影響」総括班（研究代表者岡田重文）、昭和61年度文部省科学研究費補助金研究成果報告「トリチウムに関する総合研究－研究成果報告集」、112-113 (1987).
- [4-4] Yamamoto, O., Ayaki, O. and Munesada, K.: Biochemistry International 20, 903 (1990).
- [4-5] 高倉かほる、定家義人：核融合特別研究総合総括班事業、昭和62年度文部省科学研究費補助金研究成果報告「トリチウム資料集・1988」、219-226 (1981).
- [4-6] Takakura, T. and Ishikawa, M. : Reports on Progress in Polymer Physics in Japan 29, 773 (1986).
- [4-7] Luckey, T.D.: "Hormesis with Ionizing Radiation." CRC Press, Inc., Boca Raton (1980).
- [4-8] Luckey, T.D. (松平寛通監訳) : 「放射線ホルミシス－微量放射線の生物刺

- 激効果一」、ソフトサイエンス社 (1990).
- [4-9] 例えば、山岡聖典：「低線量放射線が生体に及ぼす影響に関する研究」、電力中央研究所総合報告 T34 (1994).
- [4-10] Luckey, T.D. (松平寛通監訳) : 「放射線ホルミシス II-ヒトおよび動物のデータを中心に」、ソフトサイエンス社 (1993).
- [4-11] Yonezawa, M., et al.: J. Radiat. Res., 31, 256 (1990).
- [4-12] 大山ハルミ, 山田 武: 「低線量放射線の健康影響-放射線ホルミシス」、Radioisotopes, 46, 360-370 (1997).
- [4-13] Miller, M.W. and Miller, W.M.: “Radiation Hormesis in Plants.” Health Physics, 52 (5), 607-616 (1987).
- [4-14] Sheppard, S.C., and Regitnig, P.J.: “Factors Controlling the Hormesis Response in Irradiated Seed.” Health Physics, 52(2), 599-605 (1987)
- [4-15] Stan, S., and Jinga, A.: “The Effect of Low Gamma Ray Doses of Co on Bean and Soybean Plants.” Ann. Inst. Cercet. Pentru, Cereale Plante Teh. Fundulea. 34, 369 (1966).
- [4-16] Suess, A. : “The Effect of Small Radiation Doses in Seed Grain Irradiation.” Bayer. Landwirtsch. Jahrb. 42, 42 (1965).
- [4-17] 田野茂光: 「植物における放射線ホルミシス研究の概要」、放射線生物研究, 23, 245-248 (1988).
- [4-18] 菅沼浩敏, 御園生 淳, 重光 司: 「植物種子への低線量放射線照射が発芽に及ぼす効果 I、発芽床の水分量、種子中の水分含有率及び貯蔵期間の影響」、電力中央研究所・研究報告, U-90048, (1991)
- [4-19] 菅沼浩敏, 御園生 淳, 重光 司: 「植物種子への低線量放射線照射が発芽に及ぼす効果 II、照射線量、品種、貯蔵期間との関係」、電力中央研究所・研究報告, U-94046, (1995)
- [4-20] “Data for Use in Protection Against External Radiation”, ICRP Publication 51 (1987)

第5章

- [5-1] (財)原子力安全技術センター: 「放射線施設のしゃへい計算実務マニュアル 2000」、111 (2001)

謝 辞

本研究論文におきまして、18年間の大阪大学在職の長き期間に渡り、研究の機会、環境、そしてご指導を受け賜りました、本論文審査主査であります大阪大学大学院工学研究科 高橋 亮人 教授に、心より感謝の意を表します。また、本論文の副査を快くお引き受け下さり、研究の視点に適切なるご助言を頂戴いたしました、大阪大学大学院工学研究科 飯田 敏行 教授、大阪大学ラジオアイソトープ総合センター 齋藤 直 教授に、さらに、副査として、共同研究者として、多大なるご協力と価値あるデータのご提供をいただきました大阪大学大学院工学研究科 村田 勲 助教授に、心より感謝の意を表します。

本論文の作成にあたり、研究展開に適切なるアドバイスをいただき、公私にわたり励ましのお言葉とお時間をいただきました大阪大学大学院工学研究科 宮丸 広幸 助手に、また、大阪大学在職の間、事務的な面でサポートをいただき、常に笑顔にて本研究を見守り下さいました磯部 (旧姓、宮田) あい事務補佐員に感謝の意を表します。

本研究の主となる実験の共同利用施設として多大なるご協力いただきました施設関係者の皆様に感謝の意を表します。数週間の OKTAVIAN 連続運転によるスカイシャイン実験に際し、良好なチーム条件と機器管理をいただきました大阪大学工学部技官 杉本 久司 氏、伊達道 淳 氏、に感謝の意を表します。日本原子力研究所 FNS 施設における、大規模スカイシャイン共同実験の実施に多大なるご尽力をいただくと共に貴重なる資料のご提供をいただきました日本原子力研究所那珂研究所核融合工学部室長 西谷 健夫 氏に深く感謝の意を表します。また、同共同実験に惜しみないご協力をいただきました同核融合工学部研究員 落合 謙太郎 氏に感謝の意を表します。東京大学附属原子力研究施設弥生炉でのスカイシャイン実験を実現いただき、貴重な測定データの取得を可能といただきました東京大学大学院工学系研究科附属原子力工学研究施設 齋藤 勲 助手、仲川 勉 技術官に感謝の意を表します。近畿大学原子力研究所での原子炉実験に際し、本実験の主旨をご理解いただき、適切なる実験環境をご提供いただきました、近畿大学原子力研究所 伊藤 哲夫 教授、伊藤 眞 助教授、同理工学部 藤川 和男 教授に感謝の意を表します。京都大学原子炉実験所 KUR における重水熱中性子設備照射実験にて、深夜に及ぶ照射実験にご協力をいただき、資料のご提供をいただきました京都大学原子炉実験所 櫻井 良憲 助手に感謝の意を表します。大阪大学ラジオアイソトープ総合センターにおける γ 線照射場の利用を快くご承諾いただき、多くの励ましのお言葉を頂戴いたしました 山本 幸佳 大阪大学名誉教授に感謝の意を表します。産業科学研究所における長期のコバルト 60 γ 線照射にご協力をいただきました大阪大学産業科学研究所 池田 稔治 助手に感謝の意を表します。

本論文作成に当たりまして、外部よりご助言、励ましのお言葉を多数頂戴いたしました皆様に感謝の意を表します。放射線防護関連の貴重な資料をご提供いただきました NPO 安心科学アカデミー理事長 辻本 忠 氏に感謝の意を表します。スカイシャイン解析に関しまして適切なるご助言をいただきました摂南大学工学部 山本 淳治 助教授に感謝の意を表します。また、放射線管理の事務手続き等において共同利用をスムーズに進行できるようサポートいただきました、大阪大学工学部 吉岡 潤子 技官、大阪大学ラジオアイソトープ総合センター 尾崎 みち子 事務補佐員に感謝の意を表します。

本論文の締めにあたり、今日までの研究活動を陰となり内より愛情にて支え続けていただきました妻 美奈子、長男 裕史、次男 健郎に心より感謝の気持ちと「ありがとう」の言葉を添えさせていただきます。そして、千葉の遠い地より、絶え間ない愛情を降り注ぎいただいた父 常吉、母 理依子に心よりの感謝と深い愛敬を込めて、本研究論文の締め括りとさせていただきます。

2004年1月

家族と共に大阪の自宅にて 吉田 茂生

論文一覧

【研究論文】

Murata, I., **Yoshida, S.**, Saito, N. and Takahashi, A.: Mechanism of Secondary Gamma-ray Skyshine from Intense 14 MeV Neutron Source Facility with Hp-Ge Detector, *Fusion Technology*, **34**, pp. 997-1001 (1998).

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Measurement of Biological Half-Life of Tritium in Handling Worker at Fusion Research Facility, *Fusion Technology*, **34**, pp. 656-660 (1998)

Murata, I., **Yoshida, S.**, and Takahashi, A.: Effect of Heterogeneity for Heavy Concrete on Shielding of Fusion Neutrons, *Fusion Technology*, **36**, pp. 181-193 (1999)

Murata, I., **Yoshida, S.**, and Takahashi, A.: Effect of Aggregate Specification in Heavy Concrete for Fusion Reactor Shield on Neutron Dose Evaluation, *J. Nuclear Science and Technology*, **Sup. 1**, pp. 798-802 (2000)

Yoshida, S., Morotomi, R., Kondo, T., Murata, I. and Takahashi, A.: Measurement of Secondary Gamma-ray Skyshine and Groundshine from Intense 14 MeV Neutron Source Facility, *J. Nuclear Science and Technology*, **Sup. 1**, pp. 650-654 (2000)

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Evaluation of Tritium Behavior in Man Using a Modified Three-Compartment Model, *Fusion Science and Technology*, **41**, pp. 432-436 (2002).

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Assessment of Tritium Behavior in Man Using a Modified Three-Compartment Model, *J. Nuclear Science and Technology*, **39**, No.4, pp. 316-322 (2002).

吉田茂生：バイオアッセイ法によるヒトのトリチウム排泄に関する分析、日本放射線安全管理学会誌、第1巻第1号、pp. 56-60 (2002)

Yoshida, S., Nishitani, T., Ochiai, K., Kaneko, J., Hori, J., Sato, S., Yamauchi, M., Tanaka, R., Nakao, M., Wada, M., Wakisaka, M., Murata, I., Kutsukake, C., Tanaka, S., Sawamura, T., and Takahashi, A.: Measurement of radiation skyshine with D-T neutron source, *Fusion Engineering and Design*, **69**, pp. 637-641 (2003).

【国際会議報告】

Yoshida, S., Saito, N., Murata, I. and Takahashi, A.: Measurement of Secondary Gamma-ray Skyshine from Intense 14 MeV Neutron Source Facility with Hp-Ge Detector, *Proceedings of the International Conference on Nuclear Data for Science and Technology*, Trieste, Italy, May 1997, Conf. 59, Italian Physical Society, pp. 1392-1394 (1997).

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Tritium Behavior and a Modified Three-Compartment Model in Man, *Proceedings of the International Workshop on Environmental Behavior and Biological Effects of Tritium*, Osaka, Japan, May 2000, KURRI-KR-61, Research Reactor Institute, Kyoto University, pp. 184-194 (2000).

Yoshida, S., Masui, H., kurisu, Y., Murata, I., Yamamoto, T., Iida, T., and Takahashi, A.: Stimulatory Effects of Low Ionizing Radiation on Plant, *Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association*, Hiroshima, Japan, May 2000, Japan Health Physics Society, P-2a-117 (2000).

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Tritium Behavior and Modeling in Man, *Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association*, Hiroshima, Japan, May 2000, Japan Health Physics Society, P-3a-130 (2000).

Yoshida, S., Murata, I. and Takahashi, A.: Assessment of Tritium Behavior in Man Using a Modified Three-Compartment Model, *Proceedings of the International Symposium on Isotope Effects in Physics, Chemistry and Engineering*, Nagoya, Japan, August 2001, Department of Nuclear Engineering, Nagoya University, pp. 41-43 (2001).

【論説・解説等】

Kinoshita, S., Masui, H., **Yoshida, S.** and Murata, I.: Radiation Hormesis – Stimulatory Effects of Low Level Ionizing Radiation on Plant -, *Technology Reports of the Osaka University*, **49**, No. 2340, pp. 19-28 (1999).