1 解説

ICRP 勧告と放射性廃棄物処分の安全性評価

TRU などの長半減期核種

(日本原子力研究所) 笠 井 篤

現在、世界的に放射性廃棄物処分による環境安全性の評価が重要視されている。この安全性評価を行う基礎に ICRP のモデル、数値を用いた報告がいくつか見受けられる。しかし超ウラン元素 (TRU) などの長半減期核種についてこの ICRP モデル数値をそのまま用いると、いくつかの問題が生じる。ここに、ICRP 勧告およびそれに関連する報告書を解説しながら、問題点と解決方法および最近の動向を紹介する。

I. はじめに

放射性廃棄物処分に対する環境安全性評価は現在、世界各国および国際原子力関連機関で検討されている。放射性廃棄物はその中に含まれる放射性核種の種類および放射能レベルによって、処分方法が大きく異なることはいうまでもない。しかし、一たん放射性核種が人類の生活圏内に入ると、その後は処分方法に関係なく共通の問題としてとらえることができる。そして最終的には、人類集団に対する放射線被曝評価によって放射性廃棄物処分の安全性がきまることになる。したがって、処分の安全性評価は人類集団の被曝評価と共通する事柄でもある。

この人類集団の被曝評価、つまり安全性評価に、ICRP が示しているモデル、パラメータ、数値を用いて評価を試みた報告例がある^①。それは一つの手法として考えられる事柄ではあり、現在の放射性廃棄物処分の安全性評価法に新たな具体的提案がなされない限り、ICRP のモデル、数値を使わざるを得ないという背景もある。しかし、ICRP 勧告はあくまでも放射線防護を目的とし、放射線作業に従事する職業人(成人)を対象にしたものであるため、実際に被曝線量を計算する数値は、いずれも“成人”を基本としている。もちろん ICRP 勧告の中には一般公衆に対する線量限度についても述べている。しかし、それは基本的な事柄を示しているだけであり、この基本的な考え方や理念は、職業人に対しても一般公衆に対しても共通するものである。特に一般公衆に対し実際の線量を計算するために必要なモデル、数値はまだ与えられていない^{*}。したがって、対象とする人類集団の年齢構成と分布、性別、生活環境の差などにより放射性核種によっては、ICRP のモデル、数値をそのまま用いて安全性評価をすることが不適切な部分が出て来る。特に超ウラン元素 (TRU)

については、ICRP モデル数値をそのまま適用することが不適切である部分が多い。

本稿では、ICRP 勧告とそれに関連する ICRP 報告書の中味を具体的に解説しながら、廃棄物処分による安全性評価を行う上で問題となる点の指摘と、その解決方法について述べる。

II. ICRP 勧告の内容

現在 ICRP 勧告と称されているのは、いうまでもなく 1977 年に採択勧告された ICRP Publication 26^② のことである。そしてそれに関連した報告書が ICRP からいくつか出されている。一寸横道にそれらが、厳密に“ICRP 勧告”というのは、ICRP の親委員会 (Main Commission) が勧告を出したもので、それは今までに 4 つしかない。すなわち、1959 年勧告 (Publ. 1)^③、1964 年勧告 (Publ. 6)^④、1965 年勧告 (Publ. 9)^⑤、そして 1977 年勧告 (Publ. 26)^⑥ で、それまでの新しい知見を取り入れて過去の勧告を修正し、新たな勧告をしてきた。これが ICRP 勧告であって、それ以外の ICRP 報告書は、親委員会の下部にある 4 つの専門委員会がそれぞれ、勧告を具体的に実施する上で必要な事柄について報告書を作成し、親委員会で採択されたものである。“ICRP 勧告”というと広い意味では、ICRP が公刊した報告書をすべて含む場合もあるが、厳密に“勧告”というと前記したものに限られ、ICRP 自身も区別している。それは原典の表題に“Recommendations”と付いているものと、付いていないものとで区別できる。

1977 年勧告 (Publ. 26) は、その前の 1965 年勧告 (Publ.

ICRP Recommendations and Safety Evaluation on Disposal of Radioactive Wastes, Transuranic Elements: Atsushi KASAI.

(1983 年 8 月 18 日 受理)

* 現在 ICRP 第 4 専門委員会にて検討中である。

9)と大幅に変わった内容となっていることは、よく知られている。

1. 実効線量当量

1977年勧告 (Publ. 26) で大きく変わった内容の一つに実効線量当量 (Effective Dose Equivalent) という概念の導入がある。この実効線量当量 H_E^* は次のように定義されている。

$$H_E = \sum_T H_T \cdot W_T$$

ここで、 H_T : ある臓器の線量当量、すなわち

$H = DQN$, D は吸収線量, Q は線質係数, N はその他の修正係数で現在では1の値をとっている。

W_T : 荷重係数 (Weighting Factor)

この荷重係数 W_T は次のようにして導き出される。

$$W_T = r_T / r_0$$

ここで、 r_0 : 全リスク係数

r_T : ある臓器の確率的影響のリスク係数

つまり W_T は“リスク”から得られた値である。ICRP ではこの全リスク係数 r_0 を 0.0165 Sv^{-1} としている。このように実効線量当量は“リスク”で重みづけされた線量といえることができる。第1表に ICRP の各臓器別のリスク係数と荷重係数を示す。

第1表 ICRP の各臓器に対する
リスク係数と荷重係数

組 織	リスク係数 (Sv^{-1})	荷重係数 (W_T)
生殖腺(最初の2世代)	約 $10^{-2}\dagger$	0.25
生殖腺(その後の世代)	約 10^{-2}	
乳 房	2.5×10^{-3}	0.15
赤色骨髄	2×10^{-3}	0.12
肺	2×10^{-3}	0.12
甲状腺	5×10^{-4}	0.03
骨表面	5×10^{-4}	0.03
残りの全組織	5×10^{-3}	0.30

† 職業被曝の場合、生涯の線量当量のうち遺伝的に有意な割合を考慮して、最初の2世代の遺伝的影響の平均リスク係数は $4 \times 10^{-3} \text{ Sv}^{-1}$ とする。

2. 荷重係数

荷重係数は、第1表からもわかるように各臓器ごとに1つの数値しか与えていない。これはある幅をもった平均的な値をとっている。成人に対してはこの数値で十分である。しかし、年齢に大きく差がある場合および男女では、明らかにこの荷重係数に差が出てくる。例えば乳房に対しては男女では異なるし、生殖腺に対しては年齢によって異なる。この年齢依存性は他の臓器に対しても同じことがいえる。ICRP でもこのこと

は認めている。

幅広い年齢構成を持つ集団の個人に対しては、年齢、性別を考慮した荷重係数が必要となる。その荷重係数(ここでは仮に“一般化荷重係数” V_K と呼ぶ)は次のように表わされる。

$$V_K = r_K(a, \text{Sex}, \dots) / r_0(a, \text{Sex}, \dots)$$

つまり年齢(a), 性別(Sex)依存性の関数としての荷重係数となり、男女別はもちろんのこと広い年齢層に対しても適用できる。しかしながら、この一般化荷重係数を求めるのに必要なリスク係数に年齢、性別に依存した具体的数値がまだはつきり与えられていない。

もう一つ具体例をあげると、第1表にも示したように生殖腺のリスク係数は最初の2世代に対してのものとその後の世代に対するものと同じ値をとっている。これに関し、ICRP Publ. 26 の全確率的リスクの項に次のように述べられている。

「ある与えられた被曝からの放射線による全集団損害の算定には、その後の全世代に現われるであろう遺伝的損傷の全リスクも計算に入れるべきである。このリスクは、単位線量当り、最初の2世代だけに現われるものの約2倍と考えられる。」

つまり、最初の2世代より後の世代の遺伝的影響を考慮しなければならないような場合のリスクは異なることが示されている。これは廃棄物処分の安全性評価が非常に長い期間をとるため、それに適用するためにはこの生殖腺に対するリスク係数、つまり荷重係数の値をより妥当なものにしなければならない。

これらの“リスク”に関するデータとしては、1980年米国の「電離放射線の生物学的影響に関する委員会」が報告書(BEIR-III 報告書)⁶⁾を出している。この報告書は放医研の方々によって全訳がなされ日本語版⁷⁾が出版されている。この中に広い年齢層の人類集団に対する“リスク”のデータが集録されている。この委員会は自然放射線や医療被曝も含め、低 LET 放射線被曝によるリスク推定値を検討し求めることが目的である。これは米国民は自然放射線量と同レベルの医療被曝を受けており、さらに職業被曝として年間50~400 mrem を受ける職業人が70万人もいてその数は年々増加している。このような背景から低線量放射線のリスクを明らかにしておく必要が生じた。しかし身体的障害評価の部分では、担当委員の間で意見の不一致があり、こ

* この線量はシーベルト(Sv)で表わされ、1 Sv = 100 rem である。これは SI 単位の補助単位である(ICRU Rep. 19)。

れは最後まで残され、報告書にもその両者の意見が掲載されている⁽⁹⁾。

また国連科学委員会(UNSCEAR) 1977年報告書⁽⁹⁾および1982年報告書⁽¹⁰⁾にも、世界的な“リスク”のデータが集録されているので、これらは重要な参考資料となる。

3. 預託線量当量

人類集団に放射線被曝を与える事象が起こったとき、その被曝が長期間にわたる場合、それを線量当量預託(Dose-equivalent Commitment, H_c)として次のように定義されている。

$$H_c = \int_0^{\infty} \bar{H}(t) dt$$

これはある特定の集団における1人当りの線量当量率 $\bar{H}(t)$ の無限大時間積分値として表わされるものである。これは国連科学委員会が、大気圏内核爆発実験のフォールアウトによる、人類集団の放射線被曝を将来にわたって推定するために導入した概念である。

一方ICRPでは、この線量当量預託 H_c の特別な場合として、放射性物質摂取後の積分時間を50年とした預託線量当量(Committed Dose-equivalent, H_{50})を定義した。すなわち、

$$H_{50} = \int_{t_0}^{t_0+50Y} \dot{H}(t) dt$$

ここで50年という時間をとっていることに注目する必要がある。つまり放射線作業者はその就業年齢が20歳前後であるから、その後の50年をとれば個人の生涯として十分であるからである。

ICRPの内部被曝線量を計算するための数値、すなわち以前のPubl. 2⁽¹¹⁾に示されている値および身体負荷量、最大許容濃度(MPC)_a、(MPC)_w、そして現在新しく導入されたPubl. 30⁽¹²⁾の年摂取限度(ALI)などは、すべてこの50年時間積分値から導き出された値である。また、内部被曝線量算出に用いる各臓器質量および代謝のデータはすべて成人の値をとっている。このため“成人”つまり年齢20歳以上の個人に対してはこの値が妥当であるが、乳幼児をも含む広い年齢層にこの値をそのまま用いることは不適切となる。

単純には、まず積分時間を50年ではなく人の一生70年にとることである。現に米国の環境保護省(U.S. EPA)では、一般公衆に対する預託線量当量に70年積分値を用いることを提案している。しかし、摂取した放射性核種の人体内での滞留時間、すなわち次式で与えられる有効半減期(T_{eff})

$$T_{eff} = \frac{T_B T_R}{T_B + T_R}$$

ここで、 T_B : 生物学的半減期

T_R : 物理学的半減期

が50年に対して極めて短かければ、50年線量と70年線量とでは計算結果に変わりはない。つまり排泄速度が早く50年までにその全部が体内から排泄されてしまうからである。そして大部分の放射性核種の有効半減期は100日前後かそれ以内である。したがって、結果的には50年線量と70年線量とで変わらないものが多い。

ところが有効半減期が10年以上の放射性核種がいくつかある。その代表的な核種は⁹⁰Sr, ²²⁶Ra, そして超ウラン元素の大部分である。第2表に有効半減期が約10年以上の放射性核種を示す。これらの核種の50年線量と70年線量とでは預託線量当量は異なり、当然70年線量の方が大きい値となる。特にPuのような超ウラン元素の有効半減期は10⁴日つまり約30年であるので、50年線量と70年線量とではかなりの違いになる。

第2表 有効半減期 T_{eff} が10³日以上の放射性核種†

核種名	有効半減期(日)	核種名	有効半減期(日)
⁹⁰ Sr	6.4×10^3	²³⁷ Np	7.3×10^4
⁹³ Zr	1×10^3	²³⁸ Pu	2.3×10^4
¹⁴⁴ Nd	1.5×10^3	²³⁹ Pu	7.2×10^4
¹⁴⁷ Sm	1.5×10^3	²⁴⁰ Pu	7.1×10^4
¹⁵¹ Sm	1.4×10^3	²⁴¹ Pu	4.5×10^3
¹⁵² Eu	1.1×10^3	²⁴² Pu	7.3×10^4
¹⁵⁴ Eu	1.2×10^3	²⁴¹ Am	5.1×10^4
²¹⁰ Pb	2.4×10^3	²⁴³ Am	7.1×10^4
²²⁶ Ra	1.6×10^4	²⁴³ Cm	1.1×10^4
²²⁸ Ra	2.1×10^3	²⁴⁴ Cm	6.1×10^3
²²⁷ Ac	7.2×10^3	²⁴⁵ Cm	7.2×10^4
²³⁰ Th	7.3×10^4	²⁴⁶ Cm	7.1×10^4
²³² Th	7.3×10^4	²⁴⁹ Cf	5.1×10^4
²³¹ Pa	7.3×10^4	²⁵⁰ Cf	3.5×10^3

† ICRP Publ. 2の値による。核種によっては臓器により多少の差があるが、その中で一番大きい値を示した。

さらに、前述したように積分時間を70年にとることによってその中に放射線に対する感受性の高い年齢が含まれることになるので、積分時間の違い、つまり50:70の差だけではなくることにも注意する必要がある。

一方、超ウラン元素の大部分は α 放射線を放出する核種である。この α 放射性核種が摂取されて体内に蓄積すると、その体内組織に与える線量当量は γ , β 放射性核種より大きくなる。すなわち前述したように、線量当量 H は吸収線量 D と線質係数 Q の積として与え

られる。この Q は γ , β 線に対しては“1”であるのに対し, α 線は“20”である。つまり早くいうと, 体内組織に与える生物学的影響が, α 線は γ , β 線より20倍大きいということである。

超ウラン元素はその大部分が物理的半減期が極めて長いので, 廃棄物処分後も最後まで残る核種であり, さらに人類の生活圏内に入った後体内での滞留時間も長く, α 放射性核種であることから体内組織に与える生物学的影響も大きい。超ウラン元素の安全性評価が廃棄物処分でも最も重要視される点がここにある。

4. 集団線量当量

ICRP では“個人の線量”をその主な対象としているが, 集団に対する線量も定義している。すなわち集団線量当量 S は,

$$S = \sum_i H_i P_i$$

で表わされる。すなわち, H_i は被曝の対象となる集団 i グループ内の構成 P_i 人の1人当りの線量当量である。

この集団線量当量を求める場合に最も注意しなければならないのが集団のとり方で, 上式の P_i である。特に廃棄物処分による被曝評価にこの集団線量当量がよく用いられる。その場合にどの範囲の集団をとるか極めて重要な要因となる。処分後の比較的短い期間では, 単純には処分地に近い集団が対象になり, これはごく限られた集団であろう。さらに長い期間をとると, その集団は1つの国全体の集団ともなり, 全地球規模で考えると世界全人口が対象となる。

一方この集団線量当量を, 集団線量当量預託として考えると, 時間の無限大積分値をとるので地球全体が対象になり, その集団は全世界人口をとることになる。つまり“時間”の長さのとり方によって, 対象集団が異なって来ることになる。無限大時間積分値をとるのが集団線量預託の基本概念ではあるが, 現実的には有限の時間をとることになる。ではこの有限の時間をどのようにとるかである。もちろん処分条件によっても異なり, 一義的に決るものでもない。

国連科学委員会1982年報告書に, 世界全体の核燃料サイクルの系全体からの人類集団の集団実効線量当量預託があげられており, この中に廃棄物処分による集団実効線量当量預託が示されている(第3表参照)。ここでは人類集団に有意な被曝を与えるのは10⁴年からとなっている。この根拠は, 特に高レベル廃棄物に対しては10⁵年までは完全に封じ込めるとしていることにある。

第3表 放射性廃棄物処分による集団実効線量当量預託† (man·Sv/GW(e)·yr)

	期 間 (yr)				
	10 ¹	10 ²	10 ⁴	10 ⁶	10 ⁸
核燃料サイクルの稼働による 寄与(世界全人口)					
³ H	0.015	0.02	0.02	0.02	0.02
⁸⁵ Kr	0.9	1.9	1.9	1.9	1.9
¹⁴ C	3	10	70	110	110
¹²⁹ I	—	0.02	0.2	28	560
計	3.9	12	72	140	670
廃棄物処分による寄与 Mill Tailing から					
Rn	0.25	0.25	250	2,800	2,800
U	—	—	460	460	460
高レベル廃棄物	—	—	—	30	30

† 国連科学委員会 1982年報告書。

この国連科学委員会1982年報告書にある放射性廃棄物処分による線量評価は, 2050年までの世界各国原子力発電所の建設計画, 稼働状況, その中には高速増殖炉などの新型原子炉も含めてそこから発生する廃棄物を予想している。また世界人口は10¹⁰人でほぼ一定となることを予測している。将来この報告書の中には, 古くなった原子炉解体に伴う廃棄物をも含めて評価されることになる(13)(14)。

放射性廃棄物処分による安全性評価の未来に対する時間の限度は, 10³~10⁴年を目途に安全性評価を行うのが, いま考えられる最も現実的な時間ではなかろうか。

II. 危険度指標の考え方

廃棄物処分の安全性評価の基準として危険度指標 (Hazard Index) がよく用いられている。この危険度指標 R は, 廃棄物中の放射性核種の放射能 A_i と ICRP の最大許容濃度 (MPC)_{a,w}, または年摂取限度 (ALI) とから導き出されている。すなわち

$$R = A_i / (\text{MPC})_{a,w} \text{ または } (\text{ALI})$$

相対的な危険度の比較にはこれで大きな間違いとはならない。しかし前述したように, ICRP の最大許容濃度もしくは年摂取限度を危険度指標の基礎に置くに際しては, その対象が限定されたものであることに留意する必要がある。

ここで, 一般公衆に対しては, (MPC)_{a,w} または (ALI) の1/10をとるから良いという反論があるかも知れない。実際上はそれで十分かも知れないが, 結果が

満たされているならば、その過程は不適切でもよいというのは科学的ではない。やはり、より現実的な妥当性を追求してゆかねば本来の安全性評価にはならない。しかし現段階では、止むを得ず ICRP モデル数値を使わねばならない事情もあろう。その場合にはその妥当性、適不適を吟味理解した上で、あるいは条件付きで用いるべきであろう。特に超ウラン元素に対してはその配慮が必要である。

Ⅲ. 安全性評価の現状

放射性廃棄物処分の安全性評価は、世界各国ともそれぞれ基本的には共通した評価モデルを用いている。異なるのは核種の自然環境中での移行パラメータなどの数値をどれだけ、その国の、あるいは処分地の実情に適合させるかである。また IAEA などの国際機関でも評価方法を検討している^{(15)~(17)}。しかしそれらはまだ原則論の段階であって、具体的な方法が提示されるにはまだ時間がかかるものと思われる。

この安全性評価を行うに当たって2つに区分して考えることができる。1つは処分地に放射性核種をどれだけの期間封じ込めるかの問題である。これは、いわゆる人工および自然バリアのとり方でもあり、廃棄物の種類と処分条件に依存する。もう1つは廃棄物中の放射性核種が人類の生活圏に入った後の問題である。

前者は処分方法によって可能な限り長い期間封じ込める方策を取るのであるが、それは ICRP 勧告の“最適化”の理念がそのままあてはまる。つまり利益損失解析による最適化と、可能な限りの被曝の低減化という精神が生かされなければならない。各国とも、また IAEA でもこの ICRP の基本理念を基礎にしている点は共通している。この廃棄物処分の安全性評価に“最適化”を行う具体的方法をここに述べる余裕はないが、ICRP Publ. 37に「放射線防護の最適化に関する利益損失解析」の報告書⁽¹⁸⁾が出されているので、それを参照して頂きたい。

ここで誤解のないように再び述べると、廃棄物処分の安全性評価の基本理念として ICRP 勧告を基本にすべきであることに変わりはないが、具体的なモデル数値として ICRP の数値のまま用いると不適切な部分が多々出てくるということが問題である。それは前述した通りである。

ICRP 報告書の中にも環境影響評価に直接つながる報告書が出ている。それは ICRP Publ. 29「放射性核種の環境への放出：人に対する線量の算定」(ICRP 第4専門委員会報告書)⁽¹⁹⁾である。この報告書は1965年

に刊行されたPubl. 7「放射性物質の取り扱いに関する環境モニタリングの諸原則」の報告書⁽²⁰⁾を補足するものとして作成されたものである。Publ. 7は表題のとおり、“環境モニタリングの原則”を示したものであるが、Publ. 29は環境中への放射性核種の放出と、その結果生じる人への被曝とその関連を予測する数学的手法が述べられている。その方法は2つ示されており1つは濃縮係数法で、他はシステム解析法である。そして放射性物質の陸圏と水圏への短期、長期放出に伴う種々な被曝線量の推定を具体例を上げて述べてある。核種の移行経路、被曝経路などはモデルを単純化して用いている。

廃棄物処分の安全性評価、つまり核種が生活圏に出た後の被曝評価にはこの Publ. 29は参考になる。ただし、この Publ. 29は方法論を示したものであり、これは1つの“例示”であると本文中にも明記してある。したがってPubl. 29に示されている数値は普遍的、平均的なものでないことに十分留意する必要がある。Publ. 29に示されている方法を適用する場合の各パラメータ、数値はそれぞれの条件に合った適切な値、現実的な値を用いなければならないことはいうまでもない。

ここで1つの具体的手法を提案すると、現在地球上には自然放射性核種としてのUとその娘核種が、特に地殻中に多く存在し、その一部は絶えず人類の生活圏内に出て来ている。これは人類が地球上に発生した時点からはほぼ一定の状態が続いている。つまり地殻中のU-娘核種と生活圏に出て来ているそれら核種とは平衡状態になっているとみてよい。

この状態を明らかにすることによって、そこから得られる核種の移行メカニズム、パラメータを廃棄物処分後の核種の移行過程および人類の被曝評価に適用することができる。さらに過去に行われた核爆発実験によるフォールアウト核種が現在地球全体に存在している。この中には²³⁹Pu、²⁴¹Amなどの超ウラン元素が検出可能な量で存在するので、環境中でのその移行過程の解明もまた同じことがいえる。いわばそれら核種をトレーサーとして考えることである。

これは極めて現実的でしかも確度の高い安全性評価手法の1つになり得ると思う。これらの試みは、わずかではあるがすでに着手されている。

Ⅳ. おわりに

現在廃棄物処分の安全性評価が各国で進められている。やがていくつかの完成された安全性評価が提示されるであろう。しかし、その中には多くの不確定要素

が必ず入ってくる。特に複雑な自然環境条件との関連、そして予測の限界を超えるほど長い期間の先まで予測しての安全性評価であればなおのことである。けれど、そうであるからといって科学的アプローチに妥当性を欠いたものであって良いことにはならない。

その意味で ICRP のモデル数値を、廃棄物処分の安全性評価に用いる場合には、その科学的妥当性を十分吟味した上で、より現実的な手法、数値を用いることが肝要であろう。

— 参 考 文 献 —

- (1) COHEN, B.L.: *J. Health Phys.*, **42**, 133 (1982).
- (2) ICRP Publ. 26, *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, (1977), Pergamon Press. (和訳, 日本アイソトープ協会).
- (3) ICRP Publ. 1, *ibid.*, (1951), (同上).
- (4) ICRP Publ. 6, *ibid.*, (1964), (同上).
- (5) ICRP Publ. 9, *ibid.*, (1965), (同上).
- (6) *The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: 1980*, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, (1980), National Academy Press.
- (7) 低線量電離放射線の被曝によるヒト集団への影響 (BEIR-III 報告書: 1980), (監訳 放医研), (1983).
- (8) 松平寛通: 放射線リスク推定の最近の動向, BEIR-III 報告書を中心に, 保健物理, **16**, 277 (1981).
- (9) Sources and effects of ionizing: *UNSCEAR 1977 Rep.*, (1977).
- (10) Ionizing radiation: sources and biological effects, *UNSCEAR 1982 Rep.*, (1982).
- (11) ICRP Publ. 2, 体内放射線の許容線量, (1960), 日本アイソトープ協会.
- (12) ICRP Publ. 30, *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, (1978), Pergamon Press. (和訳, 日本アイソトープ協会).
- (13) 笠井 篤: 原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR) 1982年報告書について, (I), 放射線のレベルと被曝線量, 保健物理, **17**, 542 (1982).
- (14) 小林定喜: 同上 (II), 生物学的影響, 同上, **17**, 547.
- (15) Shallow ground disposal of radioactive wastes, *IAEA Safety Ser. No. 53*, (1981).
- (16) Underground disposal of radioactive wastes, *IAEA Safety Ser. No. 54*, (1981).
- (17) Criteria for underground disposal of solid radioactive wastes, *IAEA Safety Ser.*, No. 60, (1983).
- (18) ICRP Publ. 37, *Cost-Benefit Analysis in the Optimization of Radiation Protection*, (1982), Pergamon Press.
- (19) ICRP Publ. 29, *Radionuclide Release into the Environment: Assessment of Dose to Man*, (1978), (和訳, 日本アイソトープ協会).
- (20) ICRP Publ. 7, *Principle of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials*, (1965), (同上).

理 研 シ ン ポ ジ ウ ム

〇 レ ー ザ ー 科 学 (第6回)〇

主 催 理研レーザー科学研究グループ

日 時 12月1日(木), 2日(金) 9:30~17:30

場 所 理化学研究所レーザー棟会議室(和光市広沢2-1)
(交通)東武東上線・和光市駅下車, 徒歩20分

〇 プ ロ グ ラ ム 〇

12月1日(木) 9:30~17:30

レーザーによる同位体分離

- ①レーザーによる重金属同位体分離(分子法と原子法, 同位体スペクトル分光, レーザー源の開発)
- ②トリチウム等のレーザー同位体分離
- ③同位体分離のための基礎反応(多光子解離, 固体表面反応)
- ④新しい同位体材料

12月2日(金) 9:30~17:30

レーザーと化学反応

- ①化学反応への分光的アプローチ
- ②エンジン(燃焼)中の化学反応

③紫外レーザーによる光化学反応

④エキシマーレーザーを用いた光プロセス

問合せ先 (〒351)和光市広沢2-1

理化学研究所レーザー科学研究グループ

田代英夫(Tel. 0484-62-1111, 内4073), 事務局(内4080)

第15回「炉物理・夏の学校」テキスト

実費頒布中!!

B5判オフセット印刷, 169p. (1983)

定価 2,000円(会員特価1,500円), 〒250円

内 容 ①核燃料サイクルの炉物理, ②核融合研究開発と炉物理, ③Pu 利用軽水炉の炉物理, ④高速増殖炉「もんじゅ」発電所の概要, ⑤FBR 非均質炉心の炉物理, ⑥放射線遮蔽設計 計算法(基礎, 高速炉, 核融合炉), ⑦炉物理研究トピカルテーマ(炉物理の応用研究, FNSにおける最近の成果, 関数量の不確定性表現における分解能の重要性)

ご希望の方は本会事務局へ。