技術論文

環境中の ^{137}Cs に起因する公衆の線量当量預託評価に係わる 降下量-摂取量換算係数について (I)

—東京, 北海道における放射能調査データから誘導した
国連科学委員会の線量当量評価モデルにおける
降下量-摂取量換算係数—

渡部 輝久^{*1,*}

(1992 年 12 月 25 日受理)

(1993 年 4 月 6 日再受理)

Transfer Factor of ^{137}Cs from Deposition to Total-diet : P_{23} for Assessing
Effective Dose Equivalent Commitment of the General Public through
Ingestion Pathways by the UNSCEAR's** Method (I)
—Application of the Radioactivity Survey Data to Preparation of the P_{23}
Values for Tokyo and Hokkaido—

Teruhisa WATABE^{*1}

The dose assessment study following the Chernobyl nuclear accident by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) was reviewed. A discussion on the advantageous feature of its methodology was made with emphasis on the simplicity in the determination of effective dose equivalent commitment through the ingestion pathway. The transfer factor of ^{137}Cs from deposition to total diet : P_{23} which was the key parameter in the Committee's calculation model was derived by a regression analysis of the radioactivity survey data reported for Tokyo and Hokkaido. The effective dose equivalent commitment was given as 15 and 23 μSv respectively for the population in Tokyo and Hokkaido as a result of the unit deposition density ($1 \text{ kBq}/\text{km}^2$) of ^{137}Cs . The contribution of the first year transfer to the total was significantly less in both cases than those reported for European countries and the United States, presumably owing to less consumption of dairy products and meat which could reflect radioactive contamination in the environment shortly after the release.

KEY WORDS : transfer factor, cesium-137, deposition, total diet, effective dose equivalent commitment, general public, ingestion pathways, UNSCEAR's method, assessment, radioactivity survey data, radioactive contamination

^{*1} 財団法人環境科学技術研究所; 青森県上北郡六ヶ所村大字尾駸字野附 504 番 20 号 (〒039-32)

Institute for Environmental Sciences; Nozuki 504-20, Obuchi, Rokkasho-mura, Kamikita-gun, Aomori 039-32, Japan.

* 現在 (平成 5 年 4 月 23 日より): 財団法人環境科学技術

研究所; 青森県上北郡六ヶ所村大字尾駸字家ノ前 1 番 7 号 (〒039-32)

Present Address: Institute for Environmental Sciences; Ienomae 1-7, Obuchi, Rokkasho-mura, Kamikita-gun, Aomori 039-32, Japan.

** United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

I 緒 言

環境中の放射性核種による被曝線量の評価は、公衆の放射線防護施策を実施するうえで必要不可欠である。原子力施設の事故時に放出される放射性物質や、自然放射線など人間の管理下に置くことのできない放射線源からの防護対策の検討が今日的な問題となり、対策実施を決定するための判断基準となる線量当量（以下では線量当量を単に線量と記す）評価の重要性が増大し、評価方法の確立が強く求められるようになっていく。発電用軽水型原子炉周辺については線量目標値が設定され、これを達成するように設計、運転が行われることが求められている。この線量目標に関する指針では、「外部被曝および呼吸摂取については、最大の被曝を与える地点に居住する人、また食物摂取については、現実に存在する被曝経路について、集落における各年齢グループの食生活の態様などが標準である人」の実効線量当量を計算するモデルとパラメータが与えられている¹⁾。これらのモデルとパラメータは、環境中の放射性核種に起因する公衆の線量評価等にも広く適用され得るが、一般に安全側に余裕が見込まれ、線量が過大に評価される傾向がある。一方、公衆の放射線防護対策を考慮する際には個人線量とともに集団線量に留意する必要がある、これらの目的にもかなった評価法が設定されることが期待される。

チェルノブイリ原子力発電所事故後、国連科学委員会には影響を受けた国々の線量評価を行った²⁾。内部被曝線量評価にはモニタリングデータとともに、過去の大気圏核爆発実験によってもたらされた環境汚染に関する知見に基づいた経験的なモデルが利用されている。ここで用いられたモデルは簡明で、パラメータに適切な値を選ぶことにより妥当性の高い線量推定が行えるものと考えられる。この方法はわが国における公衆の個人や集団の被曝線量評価にも適用し得るものであり、日本各地域固有のパラメータ値を整備しておくことは有意義なことと考えられる。

この報告では、環境に放射能汚染がもたらされた場合、線量当量預託を国連科学委員会の方法を用いて算出することを想定し、食品摂取にともなう内部被曝について計算に用いられるパラメータ、降下量-摂取量換算係数(P_{23})を誘導する方法について検討を行う。また、ケーススタディーとして、 ^{137}Cs を対象とし、過去の放射能調査の結果から北海道、東京の場合を例として P_{23} の誘導を試みた。

II 方 法

1. 国連科学委員会の用いた線量計算法

(1) 線量計算の概要

国連科学委員会専門家グループは、チェルノブイリ原発事故により放出された放射性核種からの主たる被曝経路として、1) 地表に降下した放射性核種からの外部被曝、2) 放射能汚染食品摂取による内部被曝に着目した。事故直後の短期間においては、1) 通過する放射性雲に起因する外部被曝、2) 放射性雲通過中の放射性核種吸入による内部被曝が重要であり、これらの経路についても検討が加えられた。線量計算は二つの成分、すなわち、1) 事故後最初の1年間の外部被曝に起因する実効線量当量、及び、食品摂取と吸入による内部被曝に起因する実効線量当量、2) この事故に起因する集団実効線量当量預託について行われ、さらに、放射性ヨウ素によって受けた甲状腺の線量当量も成人と1歳の幼児について求められた。

(2) 事故後1年間の放射性核種の経口摂取による内部被曝に起因する実効線量当量

事故後1年間の放射性核種の経口摂取による内部被曝に起因する実効線量当量は、

$$H_{E,gl}(i) = C_g(i) \cdot I_g \cdot \Phi_g(i) \quad (1)$$

ここで、

$H_{E,gl}(i)$: 食品グループ g の消費にともない摂取した放射性核種 i から内部被曝に起因する実効線量当量 (Sv),

$C_g(i)$: 各食品群に属する個々の食品の核種 i の年積分濃度を消費量で重み付けした平均値 (Bq・a/kg),

I_g : 食品群 g の年間消費量 (kg/a),

$\Phi_g(i)$: 核種 i を経口摂取したときの实効線量当量換算係数 (Sv/Bq)

である。

食品は、乳製品、穀類、葉菜、その他の野菜及び果実類、肉類の5種類に分類され、放射能調査データから預託線量当量が計算された。測定値のない食品群については第1年目の移行係数と沈着量から、あるいは、他の食品群(牛乳)との比の値の経験値から推定された。食品消費量は統計から得られるが、幼児の栄養摂取に関しては値がまちまちであり、ここでは、全ての国の1歳以下の幼児に対して、乳製品 200 kg/a、穀類 20 kg/a、葉菜 5 kg/a、その他の野菜と果実類 5 kg/a、そして、肉類 15 kg/a を既定値として与えた。チェルノブイリ原発事故後、多くのモニタリングが実施されたが、調査は比較的高い汚染地域で重点的に実施されたこともしばし

ばである。このような放射能調査で得られたデータを用いた線量評価は、線量を過大に評価する可能性があることに注意が必要である。

(3) 将来において経口摂取が予想される放射性核種からの内部被曝による実効線量当量

核爆発実験由来の食品を通じて摂取する ^{90}Sr , ^{137}Cs に対する線量評価と同様の手法がここの評価に用いられた。すなわち、フォールアウト核種 i の食品群 g 中の濃度（個々の食品の濃度を消費量で重み付けして求めた食品群全体の平均濃度）は次式で表される。

$$C_g^*(i) = P_{23}(g, i) F(i) \quad (2)$$

ここで、

$C_g^*(i)$: 核種 i の食品群 g の将来の全期間で積分した濃度 ($\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}$),

$P_{23}(g, i)$: 地表沈着した核種 i (コンパートメント 2) の食品群 g (コンパートメント 3) への移行係数 ($\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}$ per kBq/m^2),

$F(i)$: 放射性核種の全降下量 (密度) (kBq/m^2) である。

この $P_{23}(g, i)$ は、次式で定義される⁹⁾。

$$P_{23}(g, i) = \left[\sum_{j=-\infty}^{\infty} C_g(i, j) \right] / \left[\sum_{j=-\infty}^{\infty} U(i, j) \right] \quad (3)$$

ここで、

$C_g(i, j)$: 年次 j の食品中の放射性核種 i の積分濃度 ($\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}$),

$U(i, j)$: 年次 j の放射性核種 i の降下量 (kBq/m^2) である。

また、この $C_g(i, j)$ は次のモデルで表されるものとされている⁹⁾。

$$C_g(i, j) = b_1 U(i, j) + b_2 U(i, j-1) + b_3 \sum_{m=1}^{\infty} \exp(-\lambda_s m) U(i, j-m) \quad (4)$$

ここで、

b_1, b_2, b_3 : 移行係数 ($\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}$ per kBq/m^2),

λ_s : 放射性核種の物理崩壊や土壌吸着等によってもたらされる農畜産物への移行低減化効果の定数 ($1/\text{a}$), である。

放射性核種の食品移行は、その年における降下量、前年の降下量、そして、物理崩壊あるいは土壌吸着など農畜産物移行に関しあらゆる低減効果を考慮した過去の降下物蓄積量の三者の寄与によるものとしている。式中の四つの係数は毎年得られたフォールアウトと食品中の放射性核種の測定値とを比較し求めることができる。上述の(3)、(4)式より、

$$P_{23}(g, i) = b_1 + b_2 + b_3 \exp(-\lambda_s) / [1 - \exp(-\lambda_s)] \quad (5)$$

が導かれる。この $P_{23}(g, i)$ は、一回放出により放射性核種が地表に沈着した場合、将来全期間にわたって食品に移行する量に等しく、線量預託を求めるためには大変都合のよいパラメータである。チェルノブイリ事故後には各国で農畜産物の放射能検査に多大の労力が注がれ、また、ばう大な量のモニタリング調査結果が報告された。国連科学委員会の専門家グループは事故後第1年目の食品摂取に起因する実効線量当量の評価には、これらの調査結果を用いたことは上述したとおりである。そして、(5)式右辺第二項と第三項の和を第2年目以降の食品への移行係数 ($P_{23,2+}(g, i)$) とし、線量預託を求めた。したがって、全食品についての移行係数を P_{23}^* とすると次式が得られる。

$$P_{23}^* = \sum_g w_g P_{23}(g, i) \quad (6)$$

ここで、 w_g は各食品 (群) の全食品に占める割合である。

以上より第2年目以降の食品からの放射性核種の経口摂取による内部被曝に起因する実効線量当量は、

$$H_{E,g2}(i) = P_{23,2+}(g, i) F(i) I_g \phi_g(i) \quad (7)$$

と表すことができる。なお、集団線量の算出には食品消費実態に基づき個人線量を求め人口を掛け合わせる方法と、食品の生産量から推定する方法がとられ、両者でよい一致がみられている。

2. 国連科学委員会の方法のわが国における線量評価への適用

(1) 線量計算のためのパラメータの導き方

線量評価を目的として現在まで多くの計算モデルが開発されてきている。これらのモデルによる評価の結果にはすべてある程度の的確さと、逆に、ある程度の不確実性が含まれているものと考えられるが、これは多くの場合、どのようなパラメータ値を採用したかという問題に帰結される。国連科学委員会の方法をわが国の線量評価に適用するということは、この方法で用いられるパラメータについてわが国の値を整備するというにほかならない。特に、内部被曝に関し、わが国には特色ある食品消費実態があり、これを反映したパラメータ値を整備しておくことは線量評価上非常に重要である。

上述したように食品中の放射性核種濃度は、その年における放射性核種の降下量、前年の降下量、そして、積算降下量の三者の寄与によって決定される。この関係を改めて次のように表すこととする。

$$C(b_1, b_2, b_3, \lambda_s, U(j)) = b_1 U(j) + b_2 U(j-1) + b_3 \sum_{m=1}^{\infty} \exp(-\lambda_s m) U(j-m) \quad (8)$$

^{90}Sr と ^{137}Cs については大気圏核爆発実験が行われて後の広範な放射能調査の結果、降下量、食品中の濃度など多数のデータがあり、これらのデータをもとに b_1, b_2, b_3, λ_s を求めることができる。いまこれらの係数の近似値 $b_{11}, b_{21}, b_{31}, \lambda_{s1}$ が与えられたとすると、

$$\begin{aligned} C(b_1, b_2, b_3, \lambda_s, U(j)) \\ = C(b_{11}, b_{21}, b_{31}, \lambda_{s1}, U(j)) + (b_1 - b_{11})fb_{11} \\ + (b_2 - b_{21})fb_{21} + (b_3 - b_{31})fb_{31} + (\lambda_s - \lambda_{s1})f\lambda_{s1} \end{aligned} \quad (9)$$

である。

$fb_{11}, fb_{21}, fb_{31}, f\lambda_{s1}$ は、 $Y = C(b_1, b_2, b_3, \lambda_s, U(j))$ としたとき、それぞれ、 Y の b_1, b_2, b_3, λ_s に関する偏微分係数、

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{\partial Y}{\partial b_1} &= U(j) \\ \frac{\partial Y}{\partial b_2} &= U(j-1) \\ \frac{\partial Y}{\partial b_3} &= \sum_{m=1}^{\infty} \exp(-\lambda_s m) U(j-m) \\ \frac{\partial Y}{\partial \lambda_s} &= -b_3 \sum_{m=1}^{\infty} m \exp(-\lambda_s m) U(j-m) \end{aligned} \right. \quad (10)$$

の $b_1 = b_{11}, b_2 = b_{21}, b_3 = b_{31}, \lambda_s = \lambda_{s1}$ における値である。いま、

$$\begin{aligned} Y_{\text{res}} &= C(b_1, b_2, b_3, \lambda_s, U(j)) \\ &\quad - C(b_{11}, b_{21}, b_{31}, \lambda_{s1}, U(j)), \end{aligned}$$

および

$$X_1 = fb_{11}, X_2 = fb_{21}, X_3 = fb_{31}, X_4 = f\lambda_{s1} \quad (11)$$

とすると、

$$\begin{aligned} Y_{\text{res}} &= (b_1 - b_{11})X_1 + (b_2 - b_{21})X_2 \\ &\quad + (b_3 - b_{31})X_3 + (\lambda_s - \lambda_{s1})X_4 \end{aligned} \quad (12)$$

となり、この式は変数 X_1, X_2, X_3, X_4 に対する Y_{res} の線形回帰を表すことになる。また、 X_1, X_2, X_3, X_4 に関する各係数 $(b_1 - b_{11}), (b_2 - b_{21}), (b_3 - b_{31}), (\lambda_s - \lambda_{s1})$ から b_1, b_2, b_3, λ_s に対する第二近似値 $b_{12}, b_{22}, b_{32}, \lambda_{s2}$ を得ることができる。このようにして順次近似値を求め、 b_1, b_2, b_3, λ_s の変化が無視できる程度に小さくなるまで計算を繰り返すことによって最適な値が求められる。

(2) わが国の放射能調査データの解析

わが国においては、大気圏の核実験に由来する放射性降下物の影響を評価する目的で、1960年代初頭より科学技術庁の主宰により広範な放射能調査が実施されてきた。これらのデータには放射性核種の降下量や食品中の

放射性核種濃度の測定値が含まれ、放射能調査研究成果論文集に、また、Radioactivity Survey Data in Japan (以下 RSD と記す) に発表され影響解析等の利用に供されている。放射性核種の降下量は最も基本的なデータであり、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr などについて対象都道府県において毎月測定が行われている。一方、食品は種々の農畜産物、水産物について測定が行われているが、頻度、対象とする地域の数、放射性降下物のそれに比べて必ずしも多いといえるものではない。しかし、食品を通じて放射性核種を摂取する経路の重要性は十分に認識されており、食品全体からの摂取量を把握するための日常食の分析は調査当初より東京、北海道を含め多くの地域で行われてきた。この報告では降下量-摂取量換算係数、 P_{23} を求めることを目的としているが、各食品群についてではなく、日常食のデータに基づいて解析することとする。

Table 1 (a), (b) に、それぞれ、東京、北海道の ^{137}Cs 降下量の測定値を示す^{4,5)}。東京に関しては上記二つの報告によって 1961 年からのデータをほぼ完全に得ることができる。東京以外の地域についてはデータの欠損がしばしば見られるが、本報告の方法によって降下量-摂取量との関係を求める場合には降下量のデータを完備することが必須であり、欠損は推定によって補う必要がある。ここでは北海道と東京において同年月に得られたデータを抽出し、両者の測定値の関係を直線で回帰し、回帰係数と東京のデータから北海道の欠損値を補完することとした。しかし、測定値の精度は放射能強度に依存しており、過去の高い放射能水準における測定値と現在の低い水準でのものとを同様に評価するのは適当ではない。したがって、二地点での測定値の組み合わせで東京における降下量が 3.7 MBq/km^2 より大きい場合と小さい場合とを便宜的に分け、それぞれについて回帰分析することとした。**Fig. 1** (a), (b) は北海道と東京都の間で ^{137}Cs 降下量を比較したものである。**Table 1** (b) の強調文字で表わした数値はこうにして得られた欠損値を補完した値である。放射性降下物はわが国において測定を開始した時点より以前に存在していたことは自明であり、これによる寄与も考慮に入れる必要がある。東京については最も早い時点、1957 年に 1954 年からの積算値としての値が報告されている。大気圏における核爆発(実験)の核爆発量は、1945 年の最初のものから今日にいたるものまで国連科学委員会の報告に述べられている⁶⁾。ここでは、1957 年の報告値は 1953 年より 1956 年に行われた核爆発に由来するとし、その間の核爆発量と 1945 年からの核爆発量とを比較し報告された値を補正することとした。ちなみに、1953 年から 1956 年までの核爆発量

Fig. 1 (a) Comparison of ^{137}Cs deposition density between Hokkaido and Tokyo (For the cases of deposition density less than 3.7 MBq/km^2 in Tokyo).

Fig. 1 (b) Comparison of ^{137}Cs deposition density between Hokkaido and Tokyo (For the cases of deposition density exceeding 3.7 MBq/km^2 in Tokyo).

は 1945 年から 1956 年までのそれに対して 85.8% にあたっている。

Table 2 (a), (b) には、それぞれ、東京、北海道における日常食の ^{137}Cs 放射能濃度を表した。測定は、市部と郡部、および、成人と小児について行われているが、市部と郡部の間には顕著な相違はみられず、また、小児については十分な頻度でデータは得られていない。したがって、ここでは成人について平均値を求め解析に供することとした。また、今回は、食品中の ^{137}Cs 年積分濃度の代わりに報告されている 1 日あたりの摂取量をそのまま用い検討を行った。ところでこの報告では、陸上環境に放出された放射性核種の食品経由の人体摂取量を対象としている。日常食には海産水産物が含まれており、放射性核種の摂取量に対する海産水産物の寄与を考慮する必要がある。水産物は全国各地で漁獲されたものについて ^{137}Cs をはじめとする放射性核種の分析が行われており、結果は RSD に報告されている。Table 3 は、

RSD に報告されている海産魚中の ^{137}Cs 濃度の一覧表である。また、食品摂取に対する各食品群の寄与を Table 4 に示した。表に示されたように海産魚中の ^{137}Cs 濃度には顕著な地域間差はみられない。したがって、この報告では水産食品を通じて摂取される ^{137}Cs は、海産魚の ^{137}Cs 濃度の全国平均値と水産食品摂取量の積で表すこととした。また、測定値の得られていない年次については、日常食から摂取される ^{137}Cs に占める水産食品の寄与の割合を測定値の得られている年次について平均を求め、この寄与を減じることとした。計算は、市販の表計算ソフトウェア、Lotus-123, R2.2J を用い、日本電気製 PC-9801DA 上で行った。計算にあたり降下量-摂取量換算係数を構成する四つの係数、 b_1 , b_2 , b_3 , λ_s に対し、前三者の寄与は同等と仮定し、初期値には 1 を与えた。また、 λ_s には ^{137}Cs の物理学的崩壊定数のみを、すなわち、初期値では土壌等の吸着など農作物吸収を低減化する効果を無視することとした。また、繰返しの計算は、すべての係数の近似値が前回のものと比較し、その変化が 1% 以下となった場合に停止することとした。

III 結果と考察

上記の計算条件で、北海道、東京については、およそ 20 回程度の繰返し計算で収束条件を満たす近似値を得ることができた。Table 5 には計算結果を示す。また、これらの移行係数と降下量のデータから算出した ^{137}Cs 摂取量の経年変化を測定値とともに、東京、北海道について、それぞれ、Fig. 2 および Fig. 3 に示した。得られた移行係数は、放射性核種の単位降下密度あたりの、1 人あたり 1 日あたりの ^{137}Cs 摂取量であり、国連科学委員会の報告値（放射性核種降下密度あたりの食品の年間積分濃度）と比較するためには単位の整合性をはかる必要がある。このモデルに用いられる移行係数は、アル

Fig. 2 Daily intake of ^{137}Cs by the population in Tokyo.

Table 1 (a) Cs-137 deposition

	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960
Jan										
Feb										
Mar										
Apr										
May										
Jun										
Jul										
Aug										
Sep										
Oct										
Nov										
Dec										
Total							1073.00*	422.17	873.20	229.40
* 1954-1957										
	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Jan	1.443	5.18	0.74	0.74	2.59	0.222	0.259	0.777	0.666	0.37
Feb	1.924	4.44	0.74	1.85	1.85	0.74	0.555	2.146	1.406	0.148
Mar	8.103	4.07	0.74	5.18	4.81	1.11	1.813	4.327	2.183	0.888
Apr	16.872	5.92	2.59	11.1	7.03	1.85	2.035	9.694	2.701	1.258
May	9.916	5.18	2.59	7.4	6.66	1.11	1.961	7.955	3.219	1.295
Jun	17.686	8.14	2.59	15.91	5.55	1.11	5.55	4.144	0.518	0.962
Jul	15.947	4.44	1.48	9.99	2.22	0.74	4.07	0.74	1.258	0.999
Aug	3.404	1.85	0.74	1.85	0.74	0.37	5.55	0.444	0.592	0.296
Sep	4.588	4.44	1.11	2.59	1.11	0.333	1.961	1.85	0.444	0.407
Oct	2.664	0.74	0.259	1.85	2.22	0.74	1.517	0.925	0.629	0.259
Nov	0.333	0.74	0.74	1.11	2.22	0.74	1.961	1.184	0.481	0.37
Dec	0.185	1.11	0.259	1.85	0.74	0.222	0.925	0.703	0.222	0.259
Total	83.07	46.25	14.58	61.42	37.74	9.29	28.16	34.89	14.32	7.51

ゼンチン、デンマークおよび米国において様々な食品について求められており、従来より国連科学委員会の線量評価に用いられてきた。今回得られた値を単位変換したもの、および上記の国についての国連科学委員会の値もあわせて **Table 5** に示した。核爆発実験に由来する環境の放射能汚染は、季節変動等はあるものの連続的であり、旧ソ連の原発事故時の短期的な放射性核種放出とは放射能汚染の態様は相違する。特に、事故時は北半球において穀物栽培期にあたっており、穀物の放射能汚染を評価するためには地域ごとに栽培状況を考慮することが

必要とされている。表中の国連科学委員会の値には、核爆発実験および原発事故に由来する放射能汚染のそれぞれに適用すべき移行係数として与えられたものを示した。これらの値には、それぞれの国の食品摂取状況が加味されており、デンマーク、米国では年間、それぞれ、487, 695 kg の食品が消費されるとされている。また、上述のように食品を、乳製品、穀類、葉菜類、他の野菜類と果実類、および肉類の5種類の範疇に分類し、それぞれの全食品に対する寄与は、デンマークについて、35.5, 16.4, 3.7, 30.8, 13.6%, 米国について、25.0,

density in Tokyo (MBq/km^2).

1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
3.33	32.93	7.03	45.88	14.43	7.4	10.73	3.7	2.22	2.59
3.33	28.86	26.27	39.22	16.65	19.98	9.25	1.48	3.33	2.96
7.4	69.93	179.45	55.5	62.16	21.83	14.43	7.77	5.55	4.44
13.69	116.92	126.54	143.19	56.98	21.83	10.36	15.91	7.03	11.84
8.51	146.89	206.46	99.53	78.44	41.07	8.14	12.58	11.84	17.02
21.09	154.66	547.6	95.46	67.34	40.7	12.21	15.91	12.58	35.52
4.07	59.2	188.33	29.97	18.13	9.99	3.7	16.28	12.58	11.1
2.96	25.9	262.33	19.61	35.89	7.03	2.96	6.29	4.81	4.44
11.1	11.47	197.21	21.09	17.76	4.81	2.96	10.36	7.4	4.44
119.14	64.01	158.36	23.31	11.84	3.33	3.33	6.29	7.03	3.7
50.69	74.74	19.61	13.32	8.14	3.33	1.11	1.48	3.7	2.96
26.27	25.53	15.54	10.73	4.44	1.85	1.11	3.7	1.11	1.11
271.58	811.04	1934.73	596.81	392.20	183.15	80.29	101.75	79.18	102.12

1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
0.148	0.074	0.111	0.074	0.037	0.037	0.666	0.075		
0.592	0.037	0.111	0.111	0.111	0.074	0.962	0.037		
3.071	0.851	0.259	0.444	0.111	0.111	0.259	0.148		
4.07	1.036	0.259	0.111	0.148	0.111	0.111	0.111		
5.55	0.629	0.259	0.185	0.037	177.6	0.185	0.074		
2.701	0.888	0.222	0.111	0.074	17.39	0.111			
1.961	0.518	0.111	0.037	0.037	1.702	0.185			
0.999	0.148	0.074	0.111	0.037	0.592	0.148			
0.592	0.148	0.074	0.037	0.037	0.296	0.074			
0.37	0.111	0.111	0.074	0.074	0.222	0.074			
0.259	0.111	0.185	0.037	0.037	0.111	0.037			
0.111	0.037	0.074	0.074	0.037	0.518	0.111			
20.42	4.59	1.85	1.41	0.78	198.76	2.92	0.44		

13.1, 3.6, 37.4, 21.0%, 一方, 日本については, 573 kg の食品を消費し, 各食品群の寄与は, 8.7, 33.7, 5.2, 31.4, 20.9% とされている。この食品消費量は, Table 4 の値と比較して 43% 大きく, 過大に見積もられている可能性がある。今回の計算で得られた値と西欧型諸国について得られた値との顕著な相違点は移行係数 b_1 の P_{23} に対する寄与である。すなわち, わが国においては, 食品摂取にともなう ^{137}Cs 取込みに対してその年の降下量の影響が他の諸国よりも小さい。これは, その年の降下量の影響を受けやすい乳製品や肉類等の食品群摂取

が, わが国においては他の国よりも少ないことに依っている。

降下量-摂取量換算係数, P_{23} が得られれば与えられた降下量に対する体内負荷量, そして, 線量当量預託を算出することが可能である。ここでは, 国連科学委員会専門家グループの方法を用いて, 東京と北海道において単位量の ^{137}Cs の降下 ($1 \text{ kBq}/\text{m}^2$) があったときの体内負荷量および線量当量預託算出を試みる。摂取量より体内負荷量に換算する係数は, この一連のモデルの中で P_{34} として与えられているが, 食品消費態様によって変動す

Table 1 (b) Cs-137 deposition

	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960
Jan										
Feb										
Mar										
Apr										
May										
Jun										
Jul										
Aug										
Sep										
Oct										
Nov										
Dec										
Total						1173.24*	363.33	568.51	275.64	
	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Jan	1.85	2.22	1.00	1.00	1.74	0.70	0.26	5.92	1.96	0.67
Feb	1.11	1.85	1.00	2.20	1.26	1.11	0.63	4.07	1.22	0.93
Mar	3.33	1.85	1.00	16.63	5.18	1.07	0.85	4.44	2.26	1.04
Apr	6.29	16.97	3.00	19.32	3.00	0.78	2.26	4.81	1.33	0.89
May	4.07	16.63	3.00	4.44	4.44	0.74	2.66	4.81	1.11	1.60
Jun	8.51	17.98	3.00	8.14	2.66	0.67	0.89	4.44	0.85	1.18
Jul	8.14	16.29	1.80	18.82	2.11	0.33	2.78	2.15	1.41	0.59
Aug	1.85	2.20	1.00	3.44	1.15	0.59	6.66	2.52	0.26	0.48
Sep	2.22	16.29	1.40	1.89	0.56	0.33	3.70	1.37	0.52	0.22
Oct	2.22	1.00	0.48	3.15	1.11	1.70	2.00	1.85	0.63	0.37
Nov	2.22	1.00	1.00	2.07	0.67	0.89	2.96	1.59	0.59	0.30
Dec	2.22	1.40	0.48	2.37	0.63	0.74	4.44	0.96	0.44	0.59
Total	44.03	95.67	18.14	83.46	24.49	9.66	30.08	38.92	12.58	8.85

* : 1954-1957. Cells with bold face : values estimated for the deficits of data.

る係数である。 ^{137}Cs の放出後の全期間にわたる食品の積分濃度が単位濃度 ($1 \text{ Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}$) であるとき、体重 70 kg の成人の ^{137}Cs 積分濃度は、次式により得られる。

$$1 (\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}) \times 373 (\text{kg}/\text{a}) \times 143 (\text{d}) \div 365 (\text{d}/\text{a}) \div 70 (\text{kg}) = 2.1 (\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg})$$

P_{34} は、人体中の ^{137}Cs 積分濃度と食品の積分濃度との比であり、 $2.1 (\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg} \text{ per } \text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg})$ が得られる。ただし、 $373 \text{ kg}/\text{a}$ は、わが国における水産物を除いた食品の年間摂取量、 $143 (\text{Bq} \cdot \text{d}/\text{Bq})$ は、人体が単位量の Cs を摂取したときの体内残留量 (10% は、生物学的半

減期 2 日、90% は、110 日の半減期で残留) の時間積分、 70 kg は、標準人の体重である。したがって、単位量の ^{137}Cs 降下に対する体内負荷量 (降下後の全期間にわたる積分濃度) は、 P_{23} と P_{34} の積であり、東京、北海道でそれぞれ、 6.0 、 $9.0 (\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg} \text{ per } \text{kBq}/\text{m}^2)$ が得られる。一方、 1 Bq の ^{137}Cs を摂取したとき標準人は、 $0.014 \mu\text{Sv}$ の線量当量を受ける⁷⁾。(7)式により、東京および北海道において、それぞれ、 15 、 $22 (\mu\text{Sv} \text{ per } \text{kBq}/\text{m}^2)$ 、このうちの 2 年目以降の寄与は、それぞれ、 13 、 $19 (\mu\text{Sv} \text{ per } \text{kBq}/\text{m}^2)$ が得られる。ただし、これ

density in Hokkaido (MBq/km^2).

1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
	51.43	73.63	55.50	12.21	11.47	19.15	1.85	2.59	1.48
	57.35	66.60	69.19	31.08	6.66	18.48	2.96	1.85	2.22
29.23	95.09	211.27	26.64	29.60	16.65	20.84	2.59	4.07	4.81
	44.03	237.91	84.73	15.17	12.21	4.81	1.48	9.99	4.07
	58.46	298.22	58.09	26.27	19.61	5.18	4.07	5.55	4.92
15.54	124.69	154.66	93.98	29.97	5.92	4.44	1.85	7.03	10.36
	34.04	89.91	55.87	14.80	5.18	3.70	2.96	6.29	4.44
34.41	69.19	118.77	24.42	6.29	3.33	2.22	3.70	8.51	4.07
12.58	49.58	99.90	27.75	37.74	3.33	2.59	2.59	4.44	2.59
15.17	32.56	41.44	274.17	6.29	3.33	2.22	3.70	2.22	2.22
25.90	61.42	50.69	17.02	12.58	4.07	1.85	2.59	1.85	3.33
24.42	92.13	67.71	18.50	7.77	3.70	1.11	2.96	2.22	1.11
157.25	769.97	1510.71	805.86	229.77	95.46	86.59	33.30	56.61	46.62
1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
1.22	0.67	0.15	0.07	0.15	0.11	0.22	0.07		
0.70	0.48	0.11	0.11	0.07	0.04	0.15	0.04		
2.70	0.44	0.11	0.07	0.15	0.04	0.30	0.19		
2.48	0.67	0.63	0.11	0.15	0.19	0.56	0.26		
4.81	0.59	0.37	0.11	0.07	48.10	0.48	0.11		
2.89	0.81	0.22	0.11	0.15	31.45	0.22	0.07		
0.78	0.44	0.11	0.04	0.07	1.44	0.19			
3.07	0.15	0.11	0.04	0.04	0.52	0.26			
0.63	0.15	0.11	0.04	0.04	0.52	0.07			
0.63	0.15	0.11	0.11	0.07	0.30	0.11			
0.41	0.15	0.07	0.15	0.04	0.37	0.15			
0.30	0.11	0.07	0.04	0.07	0.22	0.07			
20.61	4.81	2.18	1.00	1.07	83.29	2.78			

らの値には水産物の寄与が考慮されていないことが明記されなければならない。また、今回の報告では、輸入食品の寄与が考慮されていないことも付記すべきである。

今回の解析では、個々の食品ではなく日常食についての分析値を利用した。この方法によれば食料品構成や食品摂取量等、煩雑な変動要因を考慮する必要はないが、分析に供した日常食の試料の代表性について吟味を加える必要が生じてくる。これらはすべて利用される分析データの質に依っており、十分に吟味されたモニタリング計画立案の重要性が喚起される。

IV 結 語

線量評価には食品摂取状況等対象とする地域特有の自然・社会的環境条件を考慮する必要がある。本法は、これらの煩雑な要因を捨象し、地域特性を包含した降下量と摂取量のみに着目した極めて簡便な方法である。しかし、測定値から演繹的に推定する方法であり信頼性の高い推定ができるものと考えられる。わが国においては、放射能測定網が発達しており、各地域に固有の移行パラメータを得ることも可能である。線量評価法としては、

Table 2 (a) Daily intake of Cs-137 through foodstuff by the population in Tokyo (mBq/d/p).

	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
Urban adults												2590	2627	4736	2642	784	777	518	648	
												1258	2427	4262	1580	1647	618		433	
												1665			1602				777	
												2220							570	
Rural adults											1998	2697	3389		1203	807	588	411	488	
											1036		4817		1598	640		570		585
Urban infants											2405									
											962									
Rural infants											592	814	3271							
											999	2435	4159							
Average for adults											1795	2584	4301	2111	1367	710	553	570	488	
Urban adults	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1888	1989	1990
				329	241	196	155	196	130	122	137	318	104	107	59	148	118			
				355	170	126	174	141	144	100	189	155	74		59	144				
Rural adults																				
Urban infants																				
Rural infants																				
Average for adults				342	205	161	165	168	137	111	163	237	89	107	59	146	118			

Table 2 (b) Daily intake of Cs-137 through foodstuff by the population in Hokkaido (mBq/d/p).

	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
Urban adults									1591	1665	2553	3027	4792	3134	2760	1177	592	910		
									1184	1295		4274	5269	2446	1243	1140	1140	881		
															1550	696		525		
Rural adults										1480	3034	1376	3793	3219	3504	1295	907	1106	377	
										1036	888	3822	5014	3811	1029	1476	1036	1262	596	
											1517				2220	1328		566	655	
Rural infants											1073	1495	2575							
												2557	2930							
Average for adults										1388	1369	1998	3125	4717	3152	2051	1185	919	875	543
	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Urban adults	455			226	226	137	107	159	192	163	122	152	167	144	78	315	178			
	474			344	222	274	155	266	170	107	122	126	141	200		204	370			
				877																
Rural adults	485																			
	659																			
Rural infants																				
Average for adults	518			482	224	205	131	213	181	135	122	139	154	172	78	259	274			

Code	Refecture	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970
31	Tottori																				
32	Shimane																				
33	Okayama																				
34	Hiroshima														769	977	455				
35	Yamaguchi																				
36	Tokushima																				
37	Kagawa																				
38	Ehime																				
39	Kochi																				
40	Fukuoka																				
41	Saga																				
42	Nagasaki																				
43	Kumamoto																				
44	Oita																				
45	Miyazaki																				
36	Kagoshima																				
47	Okinawa																				
Average														3003	710	1109	605	688	837	319	

Table 3 (cont.)

Code	Prefecture	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
01	Hokkaido					231		241		233	318	259	289	252	322	226	326	192			
02	Aomori	135			229	159	281	259		174	207	178	130	178		130	248	218			
03	Iwate																				
04	Miyagi	93			481	133	67	167		172	126	70	141	89	115	78	137	137			
05	Akita					163	163		152		531	137	167	141	237	204	555				
06	Yamagata				294	163	228	104		59	78	59	59	104	63	89	237	93			
07	Fukushima	181			67	370		407	407	370	518	592	303	196	189	204	278	263			
08	Ibaraki	215			192																
09	Tochigi																				
10	Gunma																				
11	Saitama																				
12	Chiba																				
13	Tokyo					237	292	344		292	126	370	204	207	196	303	207	152			
14	Kanagawa					322	370	303		237	233	289	370	137	263	215	192	370			
15	Niigata	232			411	181	141	200	178	104	159	107	70	96	93	104	189	229			
16	Toyama																				
17	Ishikawa	189			518	555	407	355		444	481	181	296	333	318	218	307	255			
18	Fukui	110	255		629	407	278	340	252	67	181	185	237	204	148	226	196	133			
19	Yamanashi																				
20	Nagano						274		183	133	174	241	222	137	107	59	348	133			
21	Gifu																				
22	Shizuoka					518	407	307		352		239	274	192	292	252	7	289			
23	Aichi	113			213	318	244	215		196	170	126	144	196	126	141	200	78			
24	Mie																				
25	Shiga																				
26	Kyoto					491	444	363		344	274	318	289	144	207	204	370	229			
27	Osaka					407	318	303		263	26	292	274	259	204	237	555	252			
28	Hyogo					444	481	407		348	370	252	233	292	229	285	407	238			
29	Nara																				
30	Wakayama					407	237	215		237	207	155	81	170	130	185	189	178			

Code	Prefecture	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
31	Tottori						555	303	237	189	348	348	355	270	278	229	263	333			
32	Shimane	181	61		296	248		189		244	241	263	200	174	167	44	248	170			
33	Okayama					278	137	104	189	167	178	266	126	185	152	144	296	233			
34	Hiroshima	285			285	303		407	105		167	130	126	122	133	122	70	167			
35	Yamaguchi						213		215	152	107	181	174	189	218	207	130	233			
36	Tokushima																				
37	Kagawa																				
38	Ehime							270		322	274	366	222	233	222	241	407	318			
39	Kochi				740	666		703		85	629	703	629	518	518	444	703	518			
40	Fukuoka				263	263		289		311	259	300	270	274	311	296	274	274			
41	Saga				181	133		159		174	130	155	111	163	133	115	174	107			
42	Nagasaki	142			389	518		366		259	333	344		259	200	204	244	278			
43	Kumamoto																				
44	Oita																				
45	Miyazaki																				
46	Kagoshima				226	226		322	407	289	281	307	255	289	252	300	248	185			
47	Okinawa				292	191		340		244	289	270	278	207	167	204		174			
	Average	179	158		340	324	284	302	213	231	266	266	225	209	205	197	276	220			

Table 5 Transfer factors of Cs-137 from deposition to total diet.

	Present study				UNSCEAR Report*				
	Tokyo (mBq/d/p)	Hokkaido per MBq/km ²)	Tokyo (Bq a/kg)	Hokkaido per kBq/m ²)	Argentina	Denmark	USA	Average	Japan
b_1	0.4139	0.6801	0.4049	0.6655	5.3	4(1.0)	1.9(2.0)	4.1	(1.1)
b_2	1.4640	1.4782	1.4315	1.4463					
b_3	0.5586	0.7613	0.5465	0.7449					
μ	0.4158	0.2919	0.4158	0.2919					
P_{23}	2.9611	4.4046	2.8974	4.3098	8.1	12.0	5.4	8.4	
$P_{23,2+}$			2.4925	3.6443	1.8	8(2.6)	3.5(3.9)	4.4	(4.4)

* Values in parentheses : transfer factors derived for dose assessment study by UNSCEAR.

Fig. 3 Daily intake of ¹³⁷Cs by the population in Hokkaido.**Table 4** Daily consumption of food by an adult (g/d/p)³².

Food category	Consumption rate
Cereals	422
Beans & bean products	35
Potatoes	85
Milk & dairy products	180
Eggs	30
Meats	30
Fish & fishery products	75
Leafy vegetables	144
Root vegetables	96
Total	1097

放射性核種の移行経路を順次モデル化する方法も広く用いられるが、様々な環境要因や生態学的条件を考慮する煩雑さを逃れることはできず、必ずしも有利ということ

はできない。特に、土壌や他の環境媒体中において動植物による放射性核種利用の時間経過にともなう低減化現象等定量化しがたい要因もあり、評価法の確立には困難が伴う。一方、本法で得られるパラメータは、概念的なものであり、生態学的な、あるいは、動植物生理学的な対応を求めることが容易ではないこともあり得る。環境放射能の被曝評価にあたっては、それぞれの評価法の利害得失を十分に考慮することが重要である。

参 考 文 献

- 1) 原子力委員会；発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針(昭和51年9月28日，原子力委員会決定；一部改訂 平成元年3月27日，原子力安全委員会)(1976)。
- 2) United Nations；Sources, effects and risks of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988 Report to the General Assembly, with annexes, p. 309, United Nations Publication, New York (1988)。
- 3) United Nations；Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1977 Report to the General Assembly, with Annexes, p. 115, United Nations Publication, New York (1977)。
- 4) National Institute of Radiological Sciences；Radioactivity survey data in Japan, No. 1 (1963)；Nos. 1-5 (1964)；Nos. 6-9 (1965)；Nos. 10-13 (1966)；Nos. 14-17 (1967)；Nos. 18-21 (1968)；Nos. 22-25 (1969)；Nos. 26-29 (1970)；Nos. 30-33 (1971)；Nos. 34-37 (1972)；

- No. 38 (1973) ; No. 39 (1974) ; No. 40 (1975) ;
No. 41 (1976) ; Nos. 42-43 (1977) ; Nos. 44-47
(1978) ; Nos. 48-51 (1979) ; Nos. 52-55 (1980) ;
Nos. 56-59 (1981) ; Nos. 60-63 (1982) ; Nos.
64-67 (1983) ; Nos. 68-71 (1984) ; Nos. 72-75
(1985) ; Nos. 76-77 (1986) ; Nos. 78-79 (1987) ;
Nos. 80-83 (1988) ; Nos. 84-87 (1989) ; Nos.
88-91 (1990).
- 5) 科学技術庁；第 15 回放射能調査研究成果発表会
論文抄録集 (昭和 48 年 11 月 29-30 日), 第 16
回放射能調査研究成果論文抄録集 (昭和 48 年度)
(1973).
- 6) United Nations; Ionizing radiation : Sources
and biological effects, United Nations Scientific
Committee on the Effects of Atomic Radiation
1982 Report to the General Assembly, with
annexes, United Nation Publication, New York
(1982).
- 7) The International Commission on Radiological
Protection; Limits for intakes of radionuclides
by workers, A Report of Committee 2 of
ICRP, ICRP Publication 30 Supplement to
Part 1, Pergamon Press, Oxford (1977).