

20. 地球規模有害汚染物質によるリスク評価モデルの不確実性解析

Uncertainty Analysis of Global Environment Contamination Risk Evaluation Model

島田洋子* 森澤真輔*
Yoko SHIMADA, Shinsuke MORISAWA

ABSTRACT ; Most of the model estimation of the risk caused by the environmental contamination includes some uncertainty associated with the parameter uncertainty in the model. In this study, these uncertainty was analyzed by using the model for evaluating the human health risks caused by the long-term global low-level radioactive contamination with various uncertainty analysis methods : the sensitivity analysis, the percentile estimate, the robustness analysis and the fuzzy estimate. The model is mainly composed of five sub-models, which includes their own uncertainty ; we also analyzed these uncertainty. The major findings obtained in this study include that the possibility of the predicted value by the model simulation being discrepant from the observed data is less than 10% ; the Robustness Index of the predicted value is less before 1950 and after 1980 ; the Fuzziness of the predicted value is large in 1960-80 ; the uncertainty of the predicted value can be made lower by decreasing some of the uncertainty in the model ; the reliability of the model can definitively depend on the following environmental factors : transfer from stratosphere down to troposphere, residual by food processing and cooking, direct foliar absorption and sedimentation in ocean.

KEYWORDS ; Mathematical model, Uncertainty analysis, Global fallout, Dietary intake, Health risk

1 はじめに

人間の産業活動によって放出される有害環境汚染物質は、環境に放出された後、様々な経路を経て地球規模に拡散され、最終的には人体へ至る。このような汚染物質の放出から人体に至るまでの各過程を量的に評価し、人体へのリスク評価モデルを構築して環境のリスク・アセスメントを行う研究が、現在数多く発表されている。有害汚染物質によるリスク評価モデル研究は、地球環境問題の重要性を定量的に把握し、解決策を発見し、その効果を評価するための有力な手段となり、極めて重要である。しかしながら、リスク評価モデルを構築するのに必要なパラメータに関する情報は極めて少ない場合が多く、リスク評価の予測値には、構成するパラメータの持つ不確実性(あいまいさ)やモデルの構造に起因する不確実性が含まれることになる。よって、リスク評価モデルを構築しリスク・アセスメントを行う際には、モデルの持つ不確実性を評価し、モデルによるリスク評価の信頼性の幅を推定する必要がある。

本研究では大気圏内核実験によって環境中に放出された放射性核種を対象にして、その地球規模の環境汚染が種々の経路を経て人体に移行し、癌を誘発するリスクを評価する数学モデル^[1]の不確実性を、モデルに含まれる環境パラメータの感度解析、確率統計理論による変動解析および堅固度解析、ファジィ理論によるモデルの予測値のあいまいさ評価によって評価する。また、リスク評価モデルを構成するサブモデルの不確実性を同様に評価し、サブモデルの持つ不確実性が予測値に与える影響を解析する。さらに、各パラメータ値の持つ変動幅(あいまいさ)およびモデルを構成するサブモデルの不確実性が予測値に与える影響を、確率統計理論およびファジィ理論によって解析し、リスク評価の信頼性の幅を決定する環境因子を明らかにし、環境リスク評価の精度を向上させる工学的手法について検討する。

2 有害環境汚染物質によるリスク評価モデルの概要

本研究において用いるリスク評価モデルは、大気圏内核実験に由来する放射性核種である¹³⁷Csの地球環境内動態と食品摂取による人体への移行と蓄積を、食糧・飼料の輸入に伴う人為的輸送を考慮してモデル化し、放射性核種の長期低濃度曝露による健康リスクを評価するものである^[1]。モデルは、地球を合計54個の領域に分割し、(I) 大気圏内核実験により放出される¹³⁷Csの地球規模循環と地表面への降下量を評価するサブモデル、(II) 地表に降下した¹³⁷Csの農産物への移行と日本人の経口摂取量を評価するサブモデル、(III) 地表に降下した¹³⁷Csの畜産物への移行と日本人の経口摂取量を評価するサブモデル、(IV) 地表に降下した¹³⁷Csの水産物への移行と日本人の経口摂取量を評価するサブモデル、及び(V) ¹³⁷Csの人体内蓄積を評

* 京都大学大学院工学研究科環境地球工学専攻

Div. of Global Environment Engineering, Graduate School of Engineering, Kyoto University

価するサブモデルで構成されている (Fig.1 参照)。このモデルによって、日本人の¹³⁷Csの経口摂取量を予測し、経口摂取による内部被曝によって引き起こされる核種ガンによる致死率 (健康リスク) を評価することができる。

モデルを構成するパラメータの一覧を Table 1 に示す。モデルを構成するパラメータは合計18種類で、各パラメータ値は地球環境の領域毎、食品毎等に設定される。これらのパラメータに関する情報は極めて少なく、また報告値の変動幅が大きいので、モデルを構成するパラメータ値は大部分をパラメータフィッティングによって設定している。従って、構築したモデルによる予測値には、各パラメータ値の不確実性に起因する不確実性が含まれる。

モデルによって評価される健康リスクは¹³⁷Cs経口摂取量に比例し、¹³⁷Cs経口摂取量から健康リスクを評価するサブモデルを構成するパラメータは全てICRPによって定められたものを採用しており^{[2][3]}、これらの値の信頼度は高いとみなせる。従って、健康リスク評価モデルの信頼性は¹³⁷Cs経口摂取量の予測値の不確実性に依存していると考えられるため、本研究では健康リスク (放射線誘発ガン発症率) 予測値ではなく、¹³⁷Cs 経口摂取量の予測値の不確実性を評価する。

3 パラメータ感度解 析

上記のモデルを構成する 18 個の各パラメータのモデルの予測値に対する影響を分析するために、パラメータ値を個々に設定値の± 20%増減させて感度解析を実施した。経口摂取量の予測値に対する各パラ

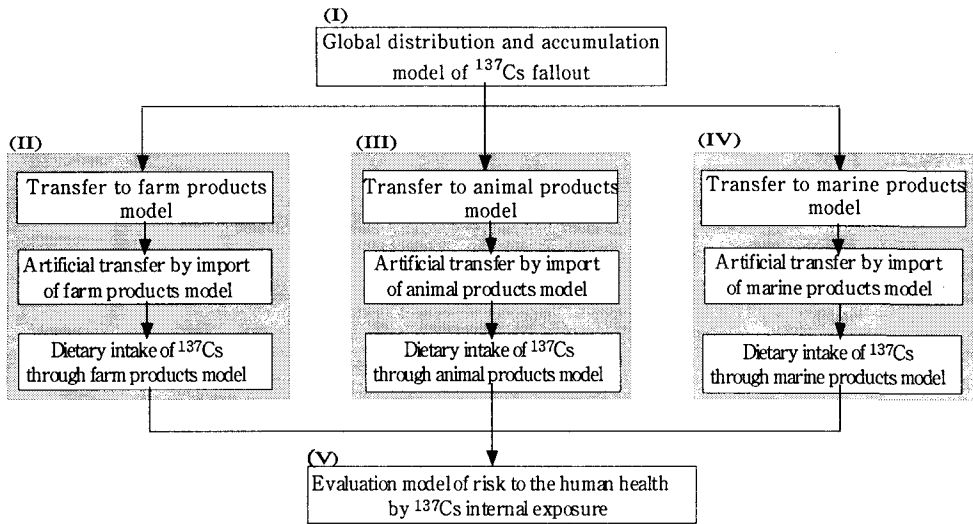


Fig. 1 Structure of the risk model used in this study.

Table 1 Summary of information about parameters used in the model.

Description	Parameter	Units	Range	Method of value determination
¹³⁷ Cs transfer coefficient in stratosphere	k_{ss}	month ⁻¹	0.042-0.25	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs transfer coefficient from stratosphere down to troposphere	k_{st}	month ⁻¹	0.021-0.17	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs transfer coefficient in troposphere	k_{tt}	month ⁻¹	1.7-7.5	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs deposition rate on surface land	d_L	month ⁻¹	0.03-2.3	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs deposition rate on surface ocean	d_o	month ⁻¹	0.83-0.42	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs runoff rate from surface land to surface ocean	r	month ⁻¹	0.052-0.79	parameter fitting ^a
¹³⁷ Cs transfer coefficient in ocean	w	month ⁻¹	8.3×10^{-8} - 8.3×10^{-3}	parameter fitting ^a
Sedimentation rate of ¹³⁷ Cs in ocean	s	month ⁻¹	0.0023-0.066	reported value
Fraction of ¹³⁷ Cs locally deposited at the site near the nuclear detonation test	p_{res}	-	0.01-0.1	considering the mass balance of the model
Distribution coefficient of ¹³⁷ Cs between soil and soil water	k_d	mL/g	200-17000	reported value
Soil bulk density	ρ_a	g/cm ³	0.84-1.96	reported value
Soil water content	θ	mL/cm ³	0.2-0.8	reported value
Environmental decay constant λ_{env}	β	-	0.6-0.9	reported value
Fraction of the effective precipitation	e	-	0.2-0.9	reported value
Evaporation rate	R	mm/year	400-1900	reported value
Precipitation	TF	cm ² ·month·g ⁻¹	0.01-0.1	parameter fitting
Direct foliar absorption factor	$T_0.5$	day	0.0003-0.8	reported value
Root uptake transfer factor	$T_{0.5}$	day	8-200	reported value
Biological half-life	F_{egg}	day/kg	0.34-0.53	reported value
Transfer factor from feed to egg contents	CF_{sw}	L/g	5-70	reported value
¹³⁷ Cs Concentration factor for seaweed	v	L/g·month	860-67000	parameter fitting ^b
Gill respiration rate of marine animals	a	-	5×10^{-7} - 6×10^{-2}	parameter fitting
¹³⁷ Cs absorption rate by muscle of marine animals	PR	-	0.01-0.93	reported value
¹³⁷ Cs residual rate by food processing and cooking				

^a based on the results of the meteorological study.

^b based on the results of the physiological study of marine animal

メータの感度を、式 (1) で定義される、Relative Sensitivity (以下 RS と略す) で表す。経口摂取量は、1945 年から 1990 まで 1 ヶ月毎に計算される。

$$RS = \frac{1}{\bar{E}} \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (E_i - \bar{E})^2} \tag{1}$$

ここで、 E_i : あるパラメータ値の設定値を 20% 増減させた場合の経口摂取量予測値の幅 [Bq/p・d]

$\bar{E}$: E_i の平均値 [Bq/p・d]
 n : 時点数

E_i は、次式で計算される。

$$E_i = |E_i^{+20} - E_i^{-20}| \tag{2}$$

ここで、 E_i^{+20} : あるパラメータの設定値を 20% 増大させた場合の経口摂取量予測値 [Bq/p・d]

E_i^{-20} : あるパラメータの設定値を 20% 減少させた場合の経口摂取量予測値 [Bq/p・d]

算出した各パラメータ毎の RS の値を Table 2 に示す。

モデルを構成するパラメータの内、 d_o 、 r 、 w 、 s および λ_{env} は、パラメータ値の設定値を増大させると経口摂取量予測値が減少し、負の感度を持つことが明らかになった。

次に、パラメータの経口摂取量予測値に対する影響を経年的に分析した結果、ピーク時においては、PR、K および k_{st} の値の増減に対する予測値の変動幅が特に大きく、1990 年 12 月においては、 k_{st} 、 s および PR に対する予測値の変動幅が特に大きいことがわかった。1990 年 12 月においての変動幅が大きい s は、RS の値は小さいが、長期低濃度汚染のリスク評価においては重要な意味を持つパラメータであるといえる。

4 モデルによる予測値の不確実性評価

4.1 確率統計理論による予測値の不確実性の評価

(A) 変動解析

Table 1 に掲げる 18 種類の環境パラメータが、それぞれの変動範囲でそれぞれ独立に変動するとき、 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値がどの程度変化しうるかを解析する。各パラメータは変動範囲内に一様に分布し、各々独立に変動するものとした。計算に際しては、計算機により一様乱数を発生させて各環境パラメータの実現値の組を得、そのパラメータの組について ^{137}Cs 経口摂取量を算出した。この試行を 100 回繰返し、各月の ^{137}Cs 経口摂取量の頻度分布を得て、そのパーセンタイル値を算出した。計算結果を実測値とともに Fig. 2 に示す。モデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値の変動は、特に 1960 年代で著しいことがわかる。実測値は 5 および 95 パーセンタイル予測値の範囲にほぼ収まっており、このことはパラメータ変動幅の設定条件下において数学モデルによる予測値が実測値と著しく食い違う可能性は 10% 以下であることを示している。

(B) 堅固度解析

構成した数学モデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値が、モデルに含まれるパラメータの変動に応じてどの程度変動するか、すなわちパラメータ変動に対する予測結果の "堅固さ" の程度を示すのに堅固度指数 (Robustness Index) が用いられる¹⁴⁾。堅固度指数 $R(p)$ は次式で定義される。

$$R(p) = \frac{\text{Min}\{D_{\text{std}}, Q(p)\}}{\text{Max}\{D_{\text{std}}, Q(p)\}} \tag{3}$$

ここで、 p : モデルを構成する環境パラメータの組

Table 2 Relative Sensitivity in the calculation of dietary intake of ^{137}Cs (in order of decreasing sensitivity).

Paremter	Relative Sensitivity
k_{ss}	1.97
λ_{env}	1.92
d_o	1.73
k_{tt}	1.68
$T_{0.5}$	1.67
k_{st}	1.66
PR	1.65
TF	1.63
K	1.60
r	1.59
d_L	1.53
F_{egg}	1.44
P_{res}	1.37
CF_{sw}	0.81
v	0.76
a	0.76
w	0.48
s	0.45

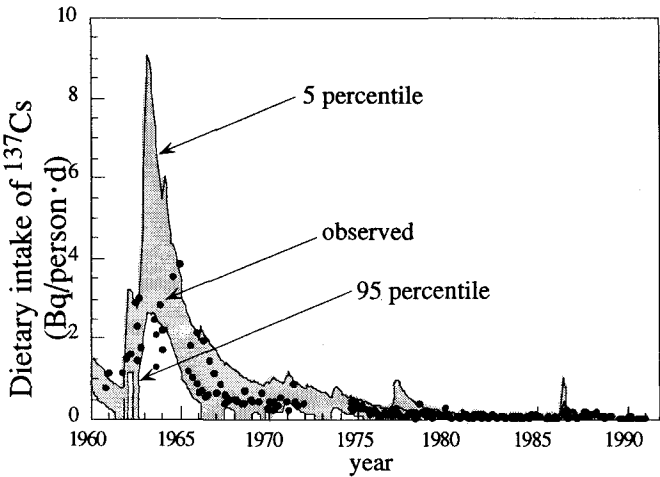


Fig. 2 The 5 and 95 percentile estimates of dietary intake of ^{137}Cs by Japanese.

D_{std} : p が本研究で設定した値をとる場合の経口摂取量予測値

$Q(p)$: p が任意の値をとる場合の経口摂取量予測値

$R(p)$ は式 (3) より、0~1 の範囲にわたる値をとり、パラメータの変動による予測値の変動が小さい、すなわち予測値が"堅固である"ほど1に近い値をとることになる。

100回の試行により得た ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、堅固度指数を式 (3) より各月毎に計算し、その結果をFig. 3に示す。Fig. 3より、1945~51年と1980年以降の予測値が他の期間に比べて"堅固でない"ことがわかる。1951~81年の期間での堅固度指数の20パーセンタイル値は0.3より小さくないので、この期間のパラメータ変動に起因する ^{137}Cs 経口摂取量予測値の変動範囲はほぼファクター3以下であり、ファクター3以上の変動が生じる可能性は20%以下であると推定される。

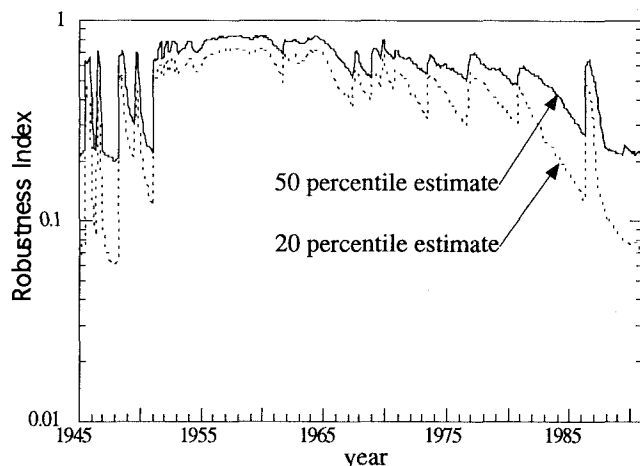


Fig. 3 Robustness Index of calculated dietary intake of ^{137}Cs by Japanese

4.2 ファジィ理論による予測値あいまいさの評価

本研究で用いているリスク評価モデルに含まれる各パラメータの変動幅は、パラメータの持つ"あいまいさ"であるといえる。そこで各パラメータをファジィ理論で使われる

"ファジィ数"とみなし、 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルをファジィパラメータモデルとし、 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさを評価する。ファジィ理論において、ある情報やデータのあいまいさは、メンバーシップ関数で定量的に表現される。ここでは、モデルを構成する環境パラメータが、非対称三角型ファジィ数で与えられる場合について検討する。非対称三角型ファジィ数を定義するメンバーシップ関数として以下の式を用いる。

$$\begin{aligned} \mu(p) &= 1.0 - |p - p_{std}| / (p_{std} - p_l) : p_l \leq p \leq p_{std} \\ &= 1.0 - |p - p_{std}| / (p_{std} - p_u) : p_{std} \leq p \leq p_u \end{aligned} \quad (4)$$

ここで、 p : モデルを構成するパラメータ

p_{std} : 本研究で設定したパラメータ

p_u : パラメータの上限値

p_l : パラメータの下限値

パラメータの上限値 p_u は、3章で行った感度解析において負の感度を持つことがわかったパラメータについてはその下限値、それ以外のパラメータ (正の感度を持つ) についてはその上限値 p_u で与えられ、パラメータの下限値 p_l は負の感度を持つパラメータの上限値と正の感度を持つパラメータの下限値で与えられる。式 (4) で定義される各パラメータによって構成されるモデルによって ^{137}Cs 経口摂取量を予測し、その予測値の持つあいまいさを評価した。その結果をFig. 4に示す。 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさの幅は1960~80年に特に大きく、予測値のピーク時ではあいまいさの幅は約10

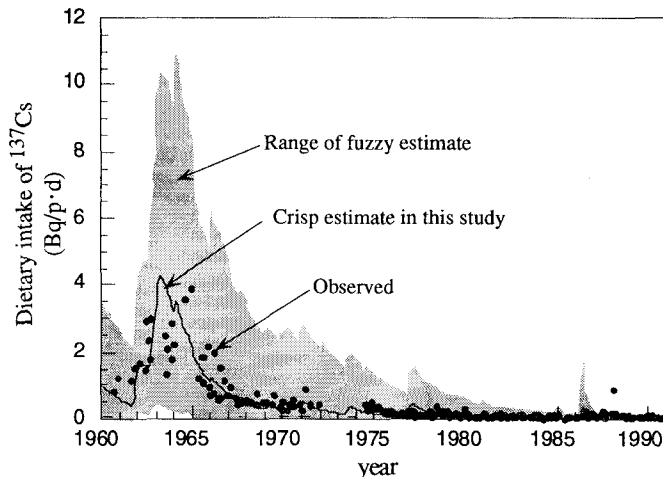


Fig.4 Fuzzy estimates of calculated dietary intake of ^{137}Cs by Japanese

[Bq/p·d]である。ファジィパラメータ解析では、"あいまいさの幅"が特に大きい1960~80年の期間は、堅固度解析において比較的"堅固な"期間となっており、評価方法によって予測値のあいまいさの評価が異なっている。これはモデルの信頼性を多面的に評価し、その向上を検討する必要があることを示している。

5 予測値の不確実性に対するパラメータ感度解析

5.1 堅固度感度解析

^{137}Cs の経口摂取量評価モデルを構成する各パラメータの変動幅が、式 (3) で定義される堅固度指数

(Robustness Index) にどのような影響 (感度) を及ぼすかを解析し、パラメータ変動に対する予測分布の"堅固さ"を向上させる可能性を検討する。モデルを構成するパラメータの内、3章で行ったパラメータ感度解析においてRSが特に大きい k_{st} と λ_{env} 、また3章で、"堅固でない"期間である1980年以降に予測値に対する感度が比較的大きいことがわかった k_{st} と s の変動幅を各々独立に1/2にする場合について、100回の試行により得た ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、各月毎の堅固度指数を計算した。その結果、 k_{ss} と λ_{env} については堅固度指数はほとんど変化せず、 k_{st} と s については、1980年以降において堅固度指数の増大がみられた。特に k_{st} は、その変動幅を1/2にすると1980年以降の堅固度指数が約2.2倍に増大した。従って、 k_{st} の変動を小さくすることにより、1950年以降のパラメータ変動に対する予測分布の"堅固さ"を向上させることができることがわかる。1945~50年の期間ではパラメータの変動幅の減少による"堅固さ"の向上はみられなかった。Fig. 5に k_{st} についての結果を示す。

5.2 ファジィ感度解析

予測値のあいまいさを減少させるためには、モデルを構成する個々のパラメータのあいまいさを減少させなければならない。個々のパラメータ値の変動幅を小さくする、即ち"あいまいさの幅"を減少させることによって経口摂取量予測値のあいまいさの軽減を試みた。モデルを構成する18種類のパラメータについて、その変動幅を各々独立に1/2に減少させて感度解析を実施した。その結果、 k_{st} 、 K 、 d_o 及びPRの4つのパラメータについては、その変動幅を減少させると、予測値のあいまいさが減少することが明らかになり、ファジィパラメータモデル解析において、これら4つのパラメータが経口摂取量予測値のあいまいさに対する感度が大きいと考えられる。Fig. 6に、 K についての結果を示す。Fig. 6に示すように、 K の変動幅を1/2に減少させたことによって、経口摂取量予測値のピーク時のあいまいさの幅が約66%に減少している。

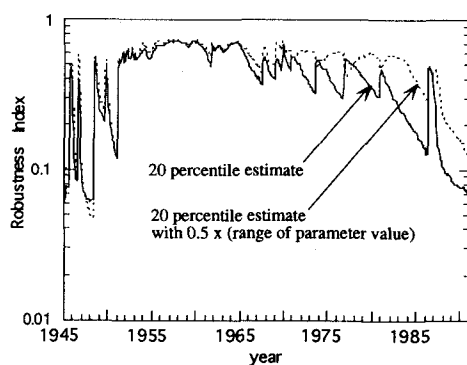


Fig.5 Sensitivity analysis of Robustness Index for transfer coefficient from stratosphere down to troposphere : k_{st}

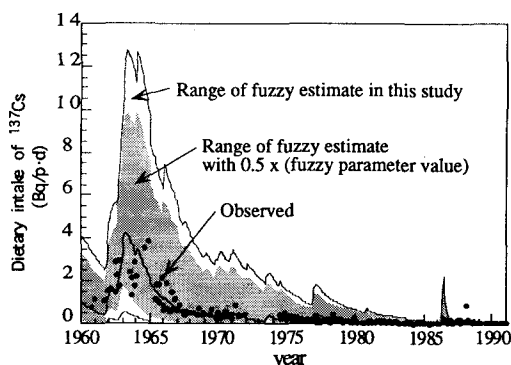


Fig.6 Fuzzy parameter sensitivity analysis for direct foliar absorption factor : K

6 リスク評価システムのサブモデル不確実性解析

本研究で用いるリスク評価モデルは、Fig.1に示すように、大きく分けて5つのサブモデルで構成されている。(I) から (II)、(III)、(IV) への結合および、(II)、(III)、(IV) から (V) の結合は直列で、(II)、(III)、(IV) の各サブモデルは並列に結合されている。直列システムでは、リスク評価予測値の不確実性はシステムを構成する各ユニット (サブモデル) の不確実性の積として表され、並列システムでは和で表され、並列システムを構成する個々のサブモデルの不確実性がリスク評価予測値の不確実性に及ぼす影響の度合は相違している。従って、本章では、(II)、(III)、(IV) のサブモデルの不確実性を、4章と同様に評価する。

6.1 サブモデルの不確実性評価

(A) 堅固度解析

100回の試行により得た農・畜・水産物経由の各 ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、各サブモデル毎の堅固度指数を式 (3) より各月毎に計算した結果、各サブモデルの堅固度指数も、全体モデルと同様に、"堅固な"期間と"堅固でない"期間が存在し、各サブモデル共に"堅固な"期間は1953~1984年で、堅固度は、農産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデル、水産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデル、水産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルの順で大きい。"堅固でない"1990年12月の時点における堅固度指数の50パーセンタイル値を比較すると、水産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルでの値が最も大きく、次いで畜産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデル、水産物経由 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルの順になっている。

(B) サブモデルファジィ解析

4.2と同様に、各サブモデルをファジィパラメータモデルとし、農・畜・水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさを評価する。式 (4) で定義される各パラメータによって構成されるサブモデルによって農・畜・水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量の予測値を予測し、その予測値の持つあいまいさを評価した。各サブモデルのあいまいさの幅は、予測値のピーク時では、農産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルが他のサブモデルと比べて特に大きい。1990年12月時点においては、水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデル予測値のあいまいさの幅が特に大きくなっている。

6.2 サブモデルの不確実性に対するパラメータ感度解析

(A) 堅固度感度解析

農・畜・水産物経由の各 ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルを構成する各パラメータの変動幅が、式(3)で定義される堅固度指数にどのような影響(感度)を及ぼすかを解析し、パラメータ変動に対する予測分布の"堅固さ"を向上させる可能性を検討する。各サブモデルを構成するパラメータについて、各々の変動幅を各々独立に1/2にする場合について、100回の試行により得た農・畜・水産物経由の各 ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、各月毎の堅固度指数を計算した結果、農産物経由および畜産物経由の各 ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルでは、Kの堅固度指数が1951~65年の期間に若干の増大がみられたものの、他の期間ではほとんど変化しなかった。水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルでは、sの堅固度指数が1945~53年の期間に約2倍に、1970年以降は約1.2倍に増大し、sの変動を小さくすることにより、1945~53年の期間と1970年以降の予測値の"堅固さ"を向上させることができた。

(B) ファジィ感度解析

農・畜・水産物経由の各 ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルを構成する各パラメータの値の変動幅を小さくする、即ち、"あいまいさの幅"を減少させることによって、各サブモデル予測値のあいまいさの低減を試みた。各サブモデルを構成するパラメータについて、その変動幅を各々独立に1/2に減少させて感度解析を実施した。その結果、農産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルにおいては、Kおよび $T_{0.5}$ 、畜産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルにおいてはK、水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルにおいてはwおよびsの変動幅を減少させると、予測値のあいまいさが特に大きく減少することが明らかになり、これらのパラメータの予測値のあいまいさに対する感度が大きいと考えられる。

7 おわりに

7.1 本研究で得られた結論

本研究で得られた主な結論を以下に示す。

- 1) 経口摂取量予測値が実測値と著しく食い違う可能性は10%以下である。
- 2) 1945~51年と1980年以降の経口摂取量予測値は他の期間に比べて"堅固でない"。
- 3) ファジィパラメータ解析によって評価した経口摂取量予測値の"あいまいさの幅"は、1960~80年の期間に大きい。
- 4) リスク評価モデルの信頼性の幅を決定する環境因子は、成層圏から対流圏への ^{137}Cs の移行、食品の調理・加工による除去効果による ^{137}Cs 残留および農産物や飼料への ^{137}Cs の直接沈着である。
- 5) 農・畜・水産物経由の ^{137}Cs の経口摂取量を評価するサブモデル共に"堅固な"期間は1953~1984年である。
- 6) ファジィパラメータ解析によって評価した各サブモデル予測値のあいまいさの幅は、1960年代では、農産物経由の ^{137}Cs 経口摂取モデルが最大だが、1990年12月時点では、水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取モデルのあいまいさの幅が最大である。
- 7) 農産物および畜産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルの信頼性の幅を決定する環境因子は、 ^{137}Cs の作物への直接沈着、水産物経由の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するサブモデルの信頼性の幅を決定する環境因子は、海洋での ^{137}Cs の移行と沈降である。

7.2 モデル信頼性向上のための課題

本研究で行ったリスク評価モデルとその構成要素であるサブモデルの不確実性評価によって、モデルを構成する18種類のパラメータの内、モデル予測値の信頼性に大きく影響を及ぼすパラメータ(環境因子)を5種類特定することができた。モデル予測の信頼性を向上させるためには、これらのパラメータに関する情報量を増やすことが最優先課題であると言える。ファジィパラメータ解析では、"あいまいさ"の幅が特に大きい1960~80年の期間は、堅固度解析において比較的"堅固な"期間となっており、評価方法によって予測値の不確実性の評価が異なっている。これはモデルの信頼性を多面的に評価し、その向上を検討する必要があることを示している。さらに、複雑な構造を持つモデルでは、本研究で行ったように、システムの構造に着目して不確実性を評価することも必要である。本研究で用いた評価手法を用いて、他の様々なリスク評価モデルの不確実性評価を行っていくことが今後の課題である。

参考文献

- [1] 島田洋子、森澤真輔、井上頼輝：地球規模放射性フォールアウトによる食品汚染と健康リスクの評価、第4回地球環境シンポジウム講演集、(1996)。
- [2] ICRP：Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Pub.30 Suppl. to Part
- [3] ICRP：Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides：Part 1, ICRP Pub.56, Pergamon Press, (1989)。
- [4] ICRP：放射性核種の環境への放出：人に対する線量の算定、ICRP Publication 29、(社)日本アイソトープ協会、(財)仁科記念財団 (1983)。