研究論文

チェルノブイル原子力発電所近傍モニタリングデータを用いた ^{137}Cs の外部被ばく線量評価パラメータの土質による 差異に関する検討

高橋 知之^{*1}, 本間 俊充^{*2}

(2000 年 10 月 20 日受理)

(2001 年 2 月 23 日再受理)

Investigation on the Differences of Parameter Values for External Dose
Assessment from ^{137}Cs Due to Soil Types by Using the Monitoring
Data around the Chernobyl Nuclear Power Plant

Tomoyuki TAKAHASHI^{*1} and Toshimitsu HOMMA^{*2}

An external exposure from ^{137}Cs deposited on the surface soil is one of the important exposure pathways after an accident in a nuclear facility. In our previous study, it was found that the ratio of rapid component to total activity was most important parameter for dose estimation by using a 2-component removal model from surface soil. In this study, the differences of the probability density functions of the ratios of rapid components due to soil types was investigated by using the monitoring data on the concentration of ^{137}Cs in the surface soil layers around the Chernobyl Nuclear Power Plant. It was discovered that the probability density functions of the ratios of rapid components vary with the soil types and these differences cause the differences in estimated values of integrated dose. This result indicated that information on soil types was useful for the reduction of uncertainty of dose estimation.

KEY WORDS: dose assessment model, external exposure, Chernobyl accident, cesium-137, surface soil, 2-component model, rapid component, soil type, parameter uncertainty

I 序 論

原子炉の事故等により、核分裂生成物が環境中に放出された場合、原子炉近傍における長期的な被ばくの観点では、地表面に沈着した放射性核種からの外部被ばくの

寄与が大きいと考えられる。地表面に沈着した核種は、降雨の浸透等に伴い土壌深部に移行するが、この鉛直方向の移行性の差異は、長期的な被ばく線量に大きな影響を与える。このため、核種の移行性に影響を与える要因について明らかにすることは、線量評価上極めて重要で

^{*1} 京都大学原子炉実験所原子炉安全管理研究部門；大阪府泉南郡熊取町野田（〒590-0494）

Division of Nuclear Safety Research, Research Reactor Institute, Kyoto University ; Kumatori-cho, Sennan-gun, Osaka 590-0494, Japan.

^{*2} 日本原子力研究所原子炉安全工学部；茨城県那珂郡東海村白方白根（〒319-1195）

Department of Reactor Safety Research, Japan Atomic Energy Research Institute ; Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1195, Japan.

ある。

著者らは、地表面に沈着した ^{137}Cs による長期的外部被ばく線量評価モデルとして従来用いられている、土壌表層からの核種の除去を2つの成分に区別して解析するモデル（以下「表面モデル」と記述する）¹⁻³⁾ の妥当性について検証するため、 ^{137}Cs の土壌中の分布を模擬する経験式を提案し、「表面モデル」による線量評価が妥当であることを明らかにした⁴⁾。

表面モデルに使用されるパラメータ値は、表層土壌における ^{137}Cs の鉛直方向の移行性に依存している。この鉛直方向移行性は、気象条件や土壌特性等、様々な環境因子の影響を受けると考えられる。特に、土壌の性状の差異は、核種の土壌-土壌溶液間の分配係数が土壌の種類によって大きく異なること等の理由により、鉛直方向移行性に大きな影響を与えることが推測される。このため本研究では、チェルノブイル原子力発電所近傍において測定された各土壌層における単位面積あたりの ^{137}Cs 量（以下、本論文ではこの値を「濃度」と記述する）のモニタリングデータ、及びウクライナ国における土質に関するデータを用いて、土質の差異が ^{137}Cs による長期的外部被ばく線量、及び表面モデルにおける移行の速い成分の割合の推定値に与える影響について検討した。

II データベースと予備解析

1. 核種濃度に関するデータベース

解析に使用する表層土壌中 ^{137}Cs のデータベースの概要は以下の通りである。このデータベースは、ウクライナのチェルノブイル国際研究科学技術センター (CHESCIR) が測定、作成したものであり、原研と

CHESCIR との研究協力協定に基づき入手した。

- ・ サンプル位置：発電所より 36 方位、5~45 km に位置する 315 地点
- ・ サンプル数：932 サンプル
(各地点 2~3 サンプル)
- ・ 測定年：1990 年
- ・ 土壌層：0~2 cm, 2~3 cm, 3~4 cm, 4~5 cm, 5 cm 以深

2. 核種沈着濃度の平面分布

事故直後における各サンプルへの ^{137}Cs 沈着濃度は、各土壌層の ^{137}Cs 濃度を用いることにより、以下の式で与えられる。

$$Q_i = \sum_{m=2}^6 Cl(m) / \exp(-\lambda t) \quad (1)$$

ここで、 Q_i は事故時におけるサンプルへの ^{137}Cs の沈着濃度 (Bq/m^2)、 $Cl(2)$ は 0~2 cm 層中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/m^2)、 $Cl(3)$ は 2~3 cm 層中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/m^2)、 $Cl(4)$ は 3~4 cm 層中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/m^2)、 $Cl(5)$ は 4~5 cm 層中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/m^2)、 $Cl(6)$ は 5 cm 以深層中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/m^2)、 λ は ^{137}Cs の物理的壊変定数 (y^{-1})、 t は事故からサンプリングまでの期間 (y) である。なお、ここでは再飛散や表面流出の効果は無視した。

各サンプリングポイントにおいて採取されたサンプルの事故における ^{137}Cs 沈着濃度の平均値を Fig. 1 に示す。サンプリングポイントは発電所より 5 km から 30 km までの圏内について、冷却池や河川の中で土壌のサンプリングが不可能な地域を除くほぼ全域を網羅しており、北西方向にはさらに発電所より 45 km の地点まで

Fig. 1 Spatial distribution of concentration of fallout ^{137}Cs at the moment of the accident.

Fig. 2 Spatial distribution of soil types at the sampling points.

測定されている。 ^{137}Cs の沈着濃度が高い地域は、発電所の近傍及び北東から北西方向に広がっている。また、発電所の西方向にも狭い範囲で沈着濃度が高い地域が存在している。

3. 土壌性状の平面分布

CHESCIR との研究協力協定に基づき入手したチェルノブイル原子力発電所近傍のウクライナ国内における土質の分布に関するデータベースを用い、土質による核種の移行性の差異について検討した。このデータベースにおける土質による分類は、疑似ポドゾル土 (soddy pseudopodzolic soil: SPP), ポドゾル土 (soddy podzolic soil: SP), 低ポドゾル土 (soddy low podzolic soil: SLP), 低湿地グライ土 (meadow greyed soil: MG), 沼地土 (bogged soil: B), 泥炭土 (bog peaty soil, peat-bog: P), 砂質小腐植質土 (sandy low humic soil: SLH) に大別される。なお、グライ森林土 (grey forest soil), 中ポドゾル土 (soddy middle podzolic soil) の項目もあるが、核種濃度のサンプリングポイントにはこれらの土質は存在しない。

土壌中核種濃度のサンプリングポイントにおける土質の平面分布を Fig. 2 に示す。本データベースはウクライナ国内に関するものであり、Fig. 1 において北東から北西方向に広がっていた沈着量の高い地域の多くはベラルーシ国内であるため、その土質については調査されていない。

4. 地表面沈着核種の主要な成分に関する解析

セシウムは揮発性が高いため、炉内にある燃料が爆発によって環境中に直接放出された成分 (以下「燃料成分」と記述する) だけではなく、その後に炉内が高温に

Fig. 3 Relationship between concentration of fallout radionuclides at the moment of the accident with criterion ($Ra_{\text{Cs-137}}=0.15$).

なったことにより、炉内からガス状で放出され、エアロゾルに付着して燃料とは別に大気中に運ばれた⁵⁾ (以下「ガス状放出成分」と記述する)。このため、本解析領域における土壌サンプルに沈着した ^{137}Cs は、これらの2つの成分が混在していると考えられる。このように異なった成分間では、沈着後の鉛直方向移行性に差異がある可能性がある。このため、本解析では、各土壌サンプルにおいてどちらの成分が主要であるかを、 ^{144}Ce との放射能比を用いて解析し、主要な成分によって土壌サンプルを分類することを試みた。

まず、事故時における各サンプルの ^{144}Ce の沈着濃度と、 ^{137}Cs の沈着濃度との相関について、事故時における燃料中の放射能比の理論値 (0.062)⁶⁾ の直線とともに Fig. 3 に示す。 ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比が燃料

Fig. 4 Spatial distribution of activity ratio Ra .

成分の放射能比の理論値の近傍に分布しているサンプルと、 ^{137}Cs 沈着濃度の方が理論値より明らかに高いサンプルが見られる。すなわち、前者のサンプルにおいては、沈着している ^{137}Cs の原子炉からの放出挙動は ^{144}Ce とほぼ同様であると考えられるのに対し、後者においては沈着している ^{137}Cs の多くは ^{144}Ce と異なった機構で放出されたと考えられる。すなわち、セリウムは揮発性が低く、燃料粒子に付着している⁵⁾ことから、放射能比が燃料成分の理論値に近いサンプルは、沈着した ^{137}Cs の主要な性状が燃料成分であるのに対し、理論値よりも ^{137}Cs 濃度が高いサンプルにおける ^{137}Cs の主要な性状は、ガス状放出成分であると考えられる。

ここで、放射能比を用いて、地表面に沈着した ^{137}Cs の主要な性状について区分する。事故時における ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比は以下の式で表される。

$$Ra = Qi_{\text{Cs-137}} / Qi_{\text{Ce-144}} \quad (2)$$

ここで、 Ra は事故時における ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比、 $Qi_{\text{Cs-137}}$ 、 $Qi_{\text{Ce-144}}$ はそれぞれの核種の事故時における沈着濃度 (Bq/m^2) である。Fig. 3 の傾向から放射能比 Ra の目安値を 0.15 とし、 Ra が 0.15 より高いサンプルは、沈着している ^{137}Cs が明らかにガス状放出成分が主要なサンプルであると考えた。

地表面に沈着した ^{137}Cs の主要な性状について、 Ra の目安値を 0.15 で区分した場合の、各サンプリングポイントにおける放射能比の平面分布を Fig. 4 に示す。原子炉より北東から北西に位置する約 10 km 以遠の地域で、ガス状放出成分が主要なサンプルが多いことがわかる。本解析では、土質による移行性の差異について解

析するため、土質データが豊富である地域に多く存在する、 ^{137}Cs の主要な成分が燃料成分であると推定されるサンプル、すなわち $Ra < 0.15$ であるサンプルを対象として解析を行うこととした。

III 土質による分布特性の差異に関する解析

1. 深部移行割合の評価

核種の鉛直方向移行性について評価するため、本データベースが測定された 1990 年時点における核種の鉛直方向分布特性について検討した。ここで、核種の深部移行割合を以下の式で定義する。

$$Rv(z) = \frac{\sum_{m=z+1}^6 Cl(m)}{\sum_{m=2}^6 Cl(m)} \quad (3)$$

ここで、 $Rv(z)$ は z cm 以深への ^{137}Cs の深部移行割合であり、 z cm 以深に存在する ^{137}Cs 量の、全存在量に対する割合を表している。すなわち、同一深部における深部移行割合が高いほど、 ^{137}Cs が土壌深部へ移行しやすいことを示している。

著者らは既報⁴⁾において、 ^{137}Cs の深部移行割合の鉛直分布について以下の経験式を適用した。

$$Rv(z) = a \exp(-\lambda_v z) / \{1 + a \exp(-\lambda_v z)\} \quad (4)$$

ここで、 a は無次元定数 (—)、 λ_v は濃度分布に関する定数 (cm^{-1}) である。地表面に沈着した核種は、一部が地中に浸透して濃度分布を形成し、残りの部分が地表面に留まっていると考えられるが⁸⁷⁾、(4) 式では、 a は地表面から地中への移行性、 λ_v は地中における鉛直方向移行性を表すパラメータとなる。(4) 式より、各土壌サンプルにおける異なった深さ m 、 n (cm) の深部移

Fig. 5 CDFs of observed and estimated transfer ratio.

行割合を用い、以下の式で λ_v を推定することができる。

$$\lambda_v = \ln \left[\frac{Rv(n)(1-Rv(m))}{Rv(m) \cdot (1-Rv(n))} \right] / (m-n) \quad (5)$$

各土壌サンプルにおいて、 $Rv(2)$ と、 $Rv(3)$ 、 $Rv(4)$ 、 $Rv(5)$ の組み合わせで、(5) 式より λ_v を算出し、その平均値を当該サンプルにおける λ_v の推定値とする。

(4) 式より、 a は以下の式で与えられる。

$$a = Rv(z) / \{ (1-Rv(z)) \exp(-\lambda_v z) \} \quad (6)$$

(5) 式によって得られた λ_v の推定値と、各層の深部移行割合から a を算出し、その平均値を当該サンプルにおける a の推定値とする。

(5) 式及び (6) 式から、各土壌サンプルにおける a 及び λ_v を推定し、それらの推定値を用いて (4) 式によって各土壌深さにおける深部移行割合を算出する。このようにして得られた深部移行割合の算出値と実測値について、累積分布関数 (Cumulative Distribution Function: CDF) を Fig. 5 に示す。いずれの土壌深さの深部移行割合も推定値と実測値は良く一致している。このことから、 a 及び λ_v の推定値について比較検討することにより、 ^{137}Cs の土壌中の分布特性について評価することが可能であると考えられる。

2. 土質による分布特性の差異の検討

まず、 λ_v の推定値を土質毎に分類し、その CDF を Fig. 6 に示す。いずれの土質においても、CDF は対数正規分布に近い分布型を示している。また、低湿地グライ土が最も低い傾向にあるなど、土質によって推定値の傾向が若干異なることがわかる。

次に、(4) 式において $z=0$ としたときの値、すなわち沈着した核種が地表面から地中に移行する割合につい

Fig. 6 CDFs of estimated λ_v values classified by soil type.

Fig. 7 CDFs of estimated R_0 values classified by soil type.

て評価検討する。

$$R_0 = a / (1+a) \quad (7)$$

ここで R_0 は沈着した核種が地表面から地中に移行する割合 (—) を表す。(6) 式で求められた a の値を (7) 式に代入することによって算出される R_0 の CDF を Fig. 7 に示す。いずれの土質も R_0 は 0.1~1.0 程度の範囲で分布しているが、その分布の傾向は土質により大きな差異が見られ、泥炭土は R_0 の値が高く、土壌表面に ^{137}Cs が残留しにくいのに対し、低ポドゾル土や低湿地グライ土は R_0 の値が低く、土壌表面に ^{137}Cs が残留しやすい傾向が見られる。

これらの推定値の分布の差を定量的に明らかにするため、ウィルコクソンの順位検定を実施した結果を Table 1 に示す。2つの母集団が等しいとする仮説が、有意水準 0.05 で棄却された組み合わせを○、有意水準 0.01 で棄却された組み合わせを◎で示している。低湿地グライ土は λ_v 、 R_0 とともに他の土質と分布が異なる傾

Table 1 Results of rank sum test between soil types.

Soil type	Soil type	λ_v	R_0
SPP	SP	—	—
	SLP	—	○
	MG	◎	◎
	B	—	—
	P	—	—
	SLH	—	—
SP	SLP	—	○
	MG	—	○
	B	—	—
	P	—	—
	SLH	—	—
SLP	MG	○	—
	B	○	—
	P	—	◎
	SLH	—	—
MG	B	◎	○
	P	○	◎
	SLH	—	—
B	P	—	—
	SLH	—	—
P	SLH	—	—

向が見られるが。その他の土質の組み合わせでは、 λ_v と R_0 で、棄却される組み合わせが異なっており、それぞれのパラメータ値の変動要因は異なった機構に基づいていることが推察される。

このような傾向をより明らかにするため、**Table 1**の結果を模式的に表し、**Fig. 8**に示す。縦方向に重なり合わない組み合わせが、2つの母集団が等しいとする仮説が有意水準0.05あるいは0.01で棄却された組み合わせである。 λ_v では低湿地グライ土で低く沼地土で高い傾向が見られる。 R_0 は低ポドゾル土、低湿地グライ土で低い傾向が見られる。このように、 λ_v 及び R_0 は土質によって、統計的に有意な異なった傾向が見られることから、 ^{137}Cs による長期的外部被ばく線量も、土質によって異なることが推察される。

Fig. 8 Tendency of parameter values by using rank sum test.

SPP: soddy pseudopodzolic soil, SP: soddy podzolic soil, SLP: soddy low podzolic soil, MG: meadow greyed soil, B: bogged soil, P: bog peaty soil or peat-bog, SLH: sandy low humic soil.

IV 外部被ばく線量に関する解析

1. 規格化積算線量の評価

前章で解析した土質の差異による ^{137}Cs の分布特性の差異に起因する長期的外部被ばく線量への影響について検討するため、既報⁴⁾と同様に2成分1コンパートメントモデル（以下「浸透モデル」と記述する）を使用する。この場合吸収線量率の経時変化は以下の式で与えられる。

$$D(t) = \sum DF_{z'-z} Qi(p_z - p_{z'}) \{ \exp(-\lambda_1 t) - \exp(-\lambda_2 t) \} \exp(-\lambda t) \quad (8)$$

ここで、 $D(t)$ は評価時点 t における空気吸収線量率($\mu\text{Gy/y}$)、 $DF_{z'-z}$ は z' cmから z cmの土壤層における外部被ばく線量係数($(\mu\text{Gy/y})/(\text{Bq/m}^2)$)、 p_z は0 cmから z cmの土壤層における移行が速い成分の割合(—)、 $p_{z'}$ は0 cmから z' cmの土壤層における移行が速い成分の割合(—)、 λ は ^{137}Cs の物理的壊変定数(y^{-1})である。 λ_1 及び λ_2 はそれぞれ移行が速い成分及び移行が遅い成分の移行による減衰定数(y^{-1})である。なお、各成分の移行による減衰定数は、各成分の移行による半減期（以下「環境半減期」と記述する）を用いて、以下の式で表される。

$$\lambda_1 = \ln 2 / T_1 \quad (9)$$

$$\lambda_2 = \ln 2 / T_2 \quad (10)$$

ここで、 T_1 は移行が速い成分の環境半減期(y)、 T_2 は移行が遅い成分の環境半減期(y)である。

本解析では ^{137}Cs の浸透による外部被ばく線量の減少の効果について検討するため、地表面へ沈着した核種による積算線量の、浸透を考慮しない場合の積算線量で規格化した値（以下、「規格化積算線量 (Normalized val-

Fig. 9 CDFs of estimated NID values classified by soil type.

ue of Integrated Dose: NID)」と記述する)を評価対象とする。規格化積算線量は、以下の式で定義される。

$$D_n(t_i) = \int_0^{t_i} D(t) dt / \int_0^{t_i} DF_0 Q_i \exp(-\lambda t) dt \quad (11)$$

ここで DF_0 は地表面における外部被ばく線量係数 ($(\mu\text{Gy/y})/(\text{Bq/m}^2)$) である。(8) 式を (11) 式に代入すると以下の式が得られる。

$$D_n(t_i) = \sum DF_{z'-z} (p_z - p_{z'}) [\{ 1 - \exp(-(\lambda_1 + \lambda) t_i) \} / (\lambda_1 + \lambda) - \{ 1 - \exp(-(\lambda_2 + \lambda) t_i) \} / (\lambda_2 + \lambda)] / DF_0 \{ 1 - \exp(-\lambda t_i) \} \quad (12)$$

ここで、 T_1 及び T_2 はそれぞれ既報⁴⁾と同様に1年及び5,000年とし、鉛直方向の土壤層の分割方法も同様の手法を用いる⁴⁾。また既報⁴⁾で明らかにしたように、 p_z は本解析に使用した1990年時点のモニタリングデータから得られた a 及び λ_v を用い、以下の関数によって推定することが可能である。

$$p_z = a \exp(-\lambda_v z) / \{ 1 + a \exp(-\lambda_v z) \} \quad (13)$$

前章において各サンプルについて推定された a 及び λ_v を用い、 $t_i = 70$ 年としたときの $D_n(t_i)$ の CDF を土質毎に分類して Fig. 9 に示す。いずれの土質も規格化積算線量は0.3~0.9程度、すなわち浸透を考慮しない場合の30~90%の積算線量であり、全てのサンプルについて解析した結果とほぼ同じである⁴⁾が、その分布の状態には差があり、泥炭土では低く、低ポドゾル土や低湿地グライ土では高い傾向が見られる。

このような規格化積算線量の分布の差を定量的に明らかにするため、前章の分布特性のパラメータと同様にウィルコクソンの順位と検定を実施した結果の模式図を Fig. 10 に示す。縦方向に重なり合わない組み合わせが、2つの母集団が等しいとする仮説が有意水準0.05で棄

Fig. 10 Tendency of estimated NID values by using rank sum test.

却された組み合わせである。なお、 λ_v 及び R_0 の値が大きくなると規格化積算線量は小さくなるため、Fig. 8 と Fig. 10 は傾向が逆転している。規格化積算線量を λ_v 及び R_0 と比較すると、低ポドゾル土や低湿地グライ土で低い傾向は R_0 の傾向と同一である。 λ_v で見られた沼地土において線量が低くなる傾向は規格化積算線量では見られない。

これらのことから、積算線量に対しては土壤層内における移行性よりも土壤表面から土壤中に対する移行性の差異の方が影響が大きいことが推定される。すなわち、土質による積算線量の差異は、その土質における土壤表面から土壤中への ^{137}Cs の移行性、すなわち土壤表面に残留する ^{137}Cs の割合について着目すべきであることが示唆される。なお、泥炭土に関しては規格化積算線量では低い傾向が見られるが、 λ_v 及び R_0 では明確には見られていない。ただし、泥炭土のサンプル数が他の土質に比べ比較的少ない(20サンプル)ことから、泥炭土の R_0 が実際には線量を低くするような傾向にあるにも関わらず、低ポドゾル土や低湿地グライ土以外のいくつかの土質に対して、他の土質と母集団が等しいとする仮説

Fig. 11 CDFs of estimated p_s values classified by soil type.

が偶然棄却されなかった可能性が考えられる（第2種の過誤）。

2. 移行が速い成分の割合の評価

原子炉事故時における公衆の放射線影響を解析するコードシステム OSCAAR²⁾ や MACCS³⁾ では, GALE 等¹⁾ の研究に基づき, 地表面に沈着した ^{137}Cs に起因する外部被ばく線量率について, 地表面からの核種の除去を2つの成分で表す表面モデルを用いている。表面モデルは吸収線量率の経時変化を以下の式を用いて評価する。

$$D_s(t) = DF_0 Q_i [p_s \exp(-\lambda_1 t) + (1 - p_s) \exp(-\lambda_2 t)] \exp(-\lambda t) \quad (14)$$

ここで $D_s(t)$ は表面モデルによる評価時点 t における吸収線量率 ($\mu\text{Gy/y}$)、 p_s は表面モデルにおける移行が速い成分の割合 (－) である。既報⁴⁾ より, 表面モデルは適切な p_s を選択することによって地中における浸透を考慮したモデルと同等の評価ができるため, ここで, ある積分期間における積算線量が浸透モデルにおける積算線量と等しくなるような p_s を各サンプルについて求める。すなわち

$$\int_0^t D_s(t) dt = \int_0^t D(t) dt \quad (15)$$

となるような p_s を算出する。(8) 式及び (14) 式を (15) 式に代入することにより以下の式が得られる。

$$p_s = \frac{\sum DF_{x-z} (p_z - p_x) / DF_0}{- [1 - \exp(-(\lambda_2 + \lambda) t)] / (\lambda_2 + \lambda)} \quad (16)$$

積分期間を70年とした場合の p_s を (16) 式により各サンプルについて求め, そのCDFを土質毎に分類し Fig. 11 に示す。何れの土質も分布の範囲は0.1~0.7程度であるが, その分布の状態には大きな差がある。例えば中

央値で見た場合, 泥炭土では約0.45と大きく, 線量が低くなる傾向が見られるのに対し, 低ポドゾル土や低湿地グライ土では約0.3と, 線量が高くなる傾向が見られる。なお, p_s 値と規格化積算線量は積分期間が同じであれば単調な関数であるため, ウィルコクソンの順位検定では規格化積算線量と同じ結果が得られる。このように, 表面モデルにおける移行が速い成分の割合の分布は土質によって異なるため, 土質に関する情報を考慮することにより, 線量評価の不確実性を低減し得ることが示唆される。

3. 移行が速い成分の割合の分布型

モンテカルロシミュレーション等を使用するパラメータ不確実性解析では, 変動を考慮する評価パラメータについて, 中央値や平均値等の代表的な一点に関する情報ではなく, パラメータ値の確率分布に関する情報が必要である。このためここでは, 前節で求めた p_s の分布型の土質による差異について検討する。Fig. 11 に示した p_s の推定値の分布の傾向から, p_s の分布型は一様分布あるいは対数一様分布, あるいはその中間的な分布を示していることが推察される。この傾向について詳細に検討するため, それぞれの土質毎に, ペキ乗を使用した以下の数式による非線形回帰分析を試みる。

$$CP = b \cdot p_s^p + c \quad (17)$$

ここで, CP は当該 p_s 値の累積確率 (－), p, b, c はいずれも回帰係数である。ペキ乗 p が1の時はその回帰曲線は一様分布の累積分布関数と同一であり, 0に近くなるほど回帰曲線は対数一様分布の累積分布関数に近い状態となる。

各土質の回帰分析の結果を, $CP=0$ の場合の値 (下限値), $CP=0.5$ の場合の値 (中央値) 及び $CP=1$ の場合の値 (上限値) とともに Table 2 に表す。ペキ乗 p

Table 2 Results of regression analysis.

	p	b	c	$CP=0$	$CP=0.5$	$CP=1$
Soddy pseudopodzolic soil	0.67	1.96	-0.46	0.11	0.35	0.64
Soddy podzolic soil	0.49	1.93	-0.68	0.12	0.36	0.75
Soddy low podzolic soil	0.54	2.39	-0.75	0.12	0.30	0.56
Meadow greyed soil	0.29	2.74	-1.41	0.10	0.29	0.64
Bogged soil	0.70	1.69	-0.31	0.09	0.35	0.70
Bog peaty soil, peat bog	1.36	1.78	-0.11	0.13	0.46	0.71
Sandy low humic soil	1.23	1.99	-0.05	0.05	0.35	0.60

は低湿地グライ土の0.29から泥炭土の1.36まで幅広く分布しており、土質によって分布型に差異があることが示唆される。また、下限値は0.05~0.13、上限値は0.60~0.75と、土質の差異を考慮しなかった場合の値(下限値:0.09, 上限値0.69)⁴⁾近傍に分布しており、上限値の方が変動幅が若干大きい。

次に(17)式で表される回帰曲線(Power regression curve)のCDFを、線形回帰分析した場合の回帰曲線(Linear regression curve)、対数値を線形回帰した場合の回帰曲線(Logarithmic regression curve)及び p_s の推定値のCDFとともにFig. 12(a)~(g)に示す。疑似ポドゾル土、沼地土、泥炭土、砂質小腐植質土($p=0.67\sim1.36$)は明らかに線形回帰曲線の方が適合しており、これらの土質については p_s は一様分布を示すことが推定される。これに対しポドゾル土($p=0.49$)及び低ポドゾル土($p=0.54$)は、(17)式の回帰曲線が一様分布と対数一様分布のほぼ中間に位置している。また、低湿地グライ土($p=0.29$)は明らかに対数一様分布の方が適合している。これらの結果から、 p_s の分布型としては一様分布が一般的であるが、一部の土質については対数一様分布あるいはその中間的な分布を示すことが示唆される。

V 結 論

本研究により、燃料成分が主要なフォールアウト成分である土壌について、土壌表面から土壌中への核種の移行性、及び土壌層内における核種の移行性の土質毎の差異を明らかにした。その結果、70年積算線量は土壌表面から土壌中への核種の移行性の差異が大きな影響を与えており、低ポドゾル土や低湿地グライ土では土壌表面に ^{137}Cs が残留しやすく、積算線量が高くなる傾向が見られるのに対し、有機分の多い泥炭土では、表面から土壌層への ^{137}Cs の移行性が高く、積算線量が低くなる傾向にあることを明らかにした。また、表面モデルにおけ

る移行が速い成分の割合の分布は土質によって異なり、その分布型は一様分布が一般的であるが、一部の土質については対数一様分布あるいは一様分布と対数一様分布の中間的な分布を示すことが明らかとなった。

実環境における多数のモニタリングデータを使用して評価に用いるパラメータを推定する場合、環境因子の不均質性等によって評価パラメータの推定値は変動し、それに伴って評価結果も不確かさを包含することは避けられない。しかし、本解析に見られるように、土質等の環境条件に関する情報を考慮して、より適切なパラメータ値あるいは確率密度関数を選択することにより、評価の不確かさを低減することが可能である。このように、評価結果に影響を与える要因を把握し、その影響について定量的に明らかにすることは、評価の不確かさを低減化し、より信頼度の高い評価を行う上で極めて重要である。

本研究は、実環境におけるモニタリングデータに基づいている。今後、土壌の物理的、化学的性質、あるいは降雨浸透水量等の様々な環境条件が核種移行に与える影響を評価する研究、すなわち、核種移行機構の解明に関する研究を進めることにより、一般的な環境条件下における被ばく線量評価の不確か性の低減化に寄与する事が出来ると考えられる。

本研究は原研とウクライナのチェルノブイル国際研究科学技術センター(CHESCIR)との研究協力協定に基づく研究の一部をとりまとめたものである。

本研究に使用したデータベースを作成したCHESCIRのDr. A. ARKHIPOV及び元CHESCIRのDr. S. PONOMAREV、ご助言をいただいた京都大学大学院工学研究科の米田稔助教授、放射線医学総合研究所の内田滋夫博士に感謝いたします。

Fig. 12 CDFs of estimated p_s values and regression curves.

参 考 文 献

- 1) H.L. GALE, D.L.O. HUMPHREYS and E.M.R. FISHER; Weathering of caesium-137 in soil, *Nature*, **4916**, 257-261 (1964).
- 2) T. HOMMA, O. TOGAWA and T. IJIMA; Development of accident consequence assessment code at JAERI, EUR-13013/2, p. 1049-1063 (1990).
- 3) H-N JOW, J.L. SPRUNG, J.A. ROLLSTIN, L.T. RITCHIE and D.I. CHANIN; MELCOR Accident Consequence Code System (MACCS), Model description, NUREG/CR-4691, Vol. 2 (1990).
- 4) 高橋知之, 本間俊充; チェルノブイル原子力発電所近傍の表層土壌中 ^{137}Cs 濃度に関するモニタリングデータを用いた外部被ばく線量評価モデルの妥当性の検証, 保健物理, **34**, 365-374 (1999).
- 5) An appraisal by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health; "Chernobyl Ten Years on Radiological and Health Impact," p. 28 (1995), OECD, Paris.
- 6) N. LOSHCHILOV, V. KASHPAROV, E. YUDIN, V. PROTSAK, M. ZHURBA, Yu. IVANOV and A. PARSHAKOV; Physical-chemical forms of Chernobyl's fall-out, Materials to the first co-ordinate meeting "The radiobiological impact of hot beta particles from the Chernobyl fall-out—risk assessment," The Ukrainian Institute of Agricultural Radiology Physics & Chemistry Department, p. 5-22 (1991).
- 7) 天野 光, 渡辺美紀, 半沢有希子, 松永 武, 上野隆, 長尾誠也, 小沼義一; チェルノブイル周辺環境中長半減期放射性核種の動態, KURRI-KR-18, p. 201-212 (1998).