研究論文

1033. 環境放射能モニタリングデータによる ^{90}Sr , ^{137}Cs の土壌への分配係数および 農産物への移行パラメータの決定

島田 洋子*, 森澤 眞輔*, 井上 頼輝*

Determination of Distribution and Transfer Coefficients of Sr-90 and Cs-137 Based on the Environmental Monitoring Data in Japan

By Yoko SHIMADA, Shinsuke MORISAWA and Yoriteru INOUE

The pathway of farm product intake are very important for evaluating the human health risks caused by the long term global radioactive contamination. The main parameters contained in this pathway: the distribution coefficient (k_d), the transfer coefficient by direct foliar absorption (K) and the transfer coefficient by root uptake (TF), were determined using the Sr-90 and Cs-137 environmental monitoring data in Japan. The major finding obtained in this study are as follows:

- (1) k_d can be determined by the monitoring data of radionuclide concentration in soil, K by the concentration in farm products during larger fallout period, 1960's, and TF by the concentration in farm products during smaller fallout period, after 1970's.
- (2) The ranges of k_d were determined as 10~300 for Sr-90 and 10~2,000 (ml/g) for Cs-137. These ranges are smaller than the reported ranges, thus the accuracy for estimating k_d were improved in this study. K are 0.03~1 for Sr-90 and 0.4~1 (cm²·month/g) for Cs-137; TF are 0.001~0.06 for Sr-90 and 0.0005~0.001 (—) for Cs-137.

KEYWORDS : strontium 90, cesium 137, fallout, radionuclide migration, soils, fallout deposits, distribution coefficient, direct foliar absorption, root uptake, mathematical model, Japan, radionuclide concentration, accuracy

I. はじめに

大気圏内に放出された放射性核種による環境の広域微量汚染が、長期にわたって人々の健康にどのような影響を及ぼすかを評価するためには、人につながる経路上を輸送される放射性核種量を評価する上で重要なパラメータの値を蓄積しておく必要がある。放射性核種による公衆の内部被曝線量を評価する方法には、フォールアウトから食品を経て人間に至る経路上のすべてのパラメータを1つのパラメータに統合して評価する方法と、放射性核種の移行を種々の経路に沿って順次モデル化する方法とがある。前者においては、評価に必要なパラメータとして、例えば降下量-食品摂取量換算係数が用いられる⁽¹⁾。後者においては、評価に必要なパラメータは多数になり、前者に比べてモデルも複雑になる。しかし、環境の広域微量汚染が人に及ぼす影響の構造を理解し、影響を低減する方法等について検討するためには、後者の方法が必要である。

1990年における日本人の各食品摂取量データ (Bq/p·d)⁽²⁾と農・畜・水産物中の放射性核種濃度 (Bq/kg)⁽³⁾とから農・畜・水産物の経口摂取量 (Bq/p·d)を概算し、日本人の放射性核種経口摂取量に占める割合を計算すると、農産物からの摂取量の占める割合が ^{90}Sr , ^{137}Cs ともに70%以上となる (Fig. 1 参照)。また、秋田市 (1983~85年)における ^{137}Cs 経口摂取量の食品別割合の報告⁽⁴⁾によると、農産物軽油の ^{137}Cs 経口摂取量は全経口摂取量の50%以上を占めている。

以上より、農産物を介する移行経路は、食品摂取経路による内部被曝線量を評価する上で特に重要な経路であるといえる。農産物を介する経路には (フォールアウト)→(土壌)→(農産物)→(人間)の経路、すなわち農産物経根吸収経路と、(フォールアウト)→(農産物)→(人間)の経路、すなわち農産物直接沈着経路とがある。前者は放射性核種の降下量が少ない期間で、また後者は降下量が多い期間で、特に重要であることが報告されている^{(5)~(7)}。

農産物経根吸収経路に関連するパラメータでは、土壌水 (地下水)から土壌への放射性核種の収着の強さを表す分配係数と、放射性核種の土壌から植物 (農産物)への移行の容

* 京都大学工学部地球環境工学教室 (Dept. of Global Environ. Eng., Kyoto Univ.)

(1995年 2月27日 受理), (1995年 11月24日 再受理)

Fig. 1 Percentage of radionuclide intake with each food in total dietary intake by Japanese in 1990

易さを表す経根移行係数とが特に重要である^{(6)~(8)}。経根移行係数は、海水中に含まれる放射性核種が海産物に移行する程度を表す、いわゆる濃縮係数に相当し、海水を構成する化学種や濃度組成が比較的安定しているのに対して、土壌や土壌水では環境要因によって大きく変動することから、その値が大きく変動し得ることが知られている。分配係数値も同様に、その測定方法(カラム法とバッチ法)や土壌の種類によって変わること⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾、経根移行係数値が植物の種類によって変わること⁽¹¹⁾、その変動特性を解明したり^{(9)~(12)}、パラメータ値の変動範囲を把握したりする⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾⁽¹³⁾等の研究例は多い。

海産物に対する放射性核種の濃縮係数が、野外調査から得られた値と、実験室内で得られた値との間で一致しないことがあるとの研究成果はよく知られている⁽⁵⁾⁽⁸⁾。しかし、分配係数や経根移行係数ではそのような知見は十分に整理されておらず、とりわけ分配係数については実験室に

おいて測定されたものが圧倒的に多い。生態学的な時間スケールで人の健康リスクを評価しようとする場合には、分配係数や経根移行係数についても、長期の野外モニタリングデータに基づいて、その数値を把握することが望ましい。

農産物直接沈着経路に関連するパラメータでは、葉面遮断によってフォールアウトが植物に捕捉される割合を表す係数と、葉面に沈着した放射性核種の農産物の可食部への転流率とが重要である⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾が、これらのパラメータに関しては、室内実験、野外調査ともに研究例^{(16)~(19)}が少なく、とりわけ個々の農産物については研究例⁽¹⁹⁾に限られている。また、 ^{90}Sr に比べて、 ^{137}Cs は土壌に降下するとその約85%が土壌に強く固定され⁽¹⁴⁾、農産物に経根吸収される割合が小さく、農産物への移行は直接沈着経路が重要となる。よって、直接沈着に関連するパラメータ(直接沈着係数)についても、モニタリングデータに基づいて農産物についての数値を把握する必要がある。

本研究では、放射線医学総合研究所が“Radioactivity Survey Data in Japan”⁽³⁾として報告し続けている環境放射能モニタリングデータ等に基づいて、 ^{90}Sr および ^{137}Cs のわが国における分配係数、直接沈着係数、経根移行係数を定めることを目的にしている。

II. 土壌-農産物経路における ^{90}Sr , ^{137}Cs の分布

“Radioactivity Survey Data in Japan”に報告されている ^{90}Sr , ^{137}Cs のモニタリングデータを用いて、農産物経路上にある環境構成要素中の ^{90}Sr , ^{137}Cs の分布特性を解析した。毎月の ^{90}Sr , ^{137}Cs フォールアウトデータ⁽³⁾を都道府県別に、1963年から91年まで積分して得た累積 ^{90}Sr , ^{137}Cs 降下量をFig. 2(a),(b)に示す。累積降下量の分布は ^{90}Sr , ^{137}Cs ともに、太平洋側に比べて日本海側の方が多いことがすでに報告されている⁽²⁰⁾が、本研究でも同様の結果が得られた。1990年夏(6~8月)の土壌中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度の平均実測値の分布をそれぞれFig. 3(a),(b)に示す。土壌中濃度は、モニタリングが開始された1963年から現在に至るまで、 ^{137}Cs 濃度の方が ^{90}Sr より大きくなっている。1990年夏の時点での深さ5 cmまでの表層土壌中濃度の分布(Fig. 3参照)は、 ^{90}Sr , ^{137}Cs ともに北海道、日本海側、茨城で比較的大きく、フォールアウト累積量分布(Fig. 2参照)と類似している。

都道府県ごとに測定された農産物の可食部中 ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度から全国平均値を算出し、ダイコン、ホウレンソウ、白米中濃度の経年変化をFig. 4(a)~(c)に示す。ダイコン(根菜)中濃度は、全期間を通じて ^{90}Sr の方が ^{137}Cs より大きい(Fig. 4(a)参照)。畑作地では ^{137}Cs はほとんどが土壌に吸着・固定された形態で存在し⁽⁵⁾、経根吸収は ^{90}Sr に比べて小さい⁽⁵⁾⁽⁷⁾ことが知られている。根菜の地表(葉)部に直接沈着

Fig. 2 Distribution of cumulative fallout radionuclide (1963~1991)

Fig. 3 Distribution of radionuclide concentration in soil in summer of 1990

Fig. 4 The observed ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in each crop in Japan

した ^{90}Sr , ^{137}Cs の可食部(根部)への転流率は小さく(甜菜で約1%以下)⁽¹⁷⁾無視できるので、根菜中の核種濃度は経根吸収される核種量を反映していると考えられる。

ホウレンソウ(葉菜)中濃度は、フォールアウトの大きい期間は ^{90}Sr と ^{137}Cs はほぼ同じで、フォールアウトが小さくなる1970年代以降は ^{90}Sr の方が大きい(Fig. 4(b)参照)。葉菜は葉部が可食部であるので、フォールアウトが大きい期間は直接沈着による影響も大きいと考えられる。 ^{137}Cs は、 ^{90}Sr に比べて経根吸収が小さいのに加えて、経根吸収分の10%程度しか転流しない⁽¹⁴⁾。

一方、 ^{90}Sr は経根吸収分の50~90%が葉や茎に転流す

る⁽¹⁴⁾ことから、フォールアウトが少ない期間には、葉菜中では ^{90}Sr 濃度の方が ^{137}Cs 濃度より大きくなると考えられる。白米(穀物)中濃度は全期間を通じて ^{137}Cs の方が大きい(Fig. 4(c)参照)。水田では、 NH_4^+ の存在下で ^{137}Cs は土壌水中に遊離するものが多くなる⁽⁵⁾ため、 ^{137}Cs の経根吸収の効果が大きくなる。経根吸収された ^{90}Sr は穀粒(白米)へは2%程度しか転流しない⁽¹⁴⁾のに対して、 ^{137}Cs は約10%が転流する⁽¹⁴⁾こと、さらに穂部に直接沈着した ^{90}Sr の穀粒(白米)への転流率が1%以下である⁽²¹⁾のに対して、 ^{137}Cs では約10%が転流する⁽²¹⁾。これらの効果により、 ^{137}Cs の白米中濃度が ^{90}Sr より大きくなっているものと考えられる。

農産物中濃度のモニタリング地点は少なく、各作物中濃度の地域分布を詳細に分析することは難しいので、ここでは大まかな分布特性を述べるにとどめる。1990年秋時点のダイコン、ホウレンソウ、白米中 ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度の都道府県分布をそれぞれFig. 5(a)~(c), Fig. 6(a)~(c)に示す。ダイコン中の ^{90}Sr , ^{137}Cs はともに北海道、太平洋側に比較的多く分布している。ホウレンソウ中濃度は、 ^{90}Sr では分布に偏りは見られず、 ^{137}Cs では四国と九州の太平洋側(高知、宮崎)で大きくなっている。白米中濃度は、 ^{90}Sr は北海道、中部、北陸、九州で大きく、 ^{137}Cs は岩手と鹿児島が比較的大きくなっている。

III. 環境パラメータの決定

1. 数学モデル

(1) 放射性核種の土壌への移行

大気圏内核実験によって大気中に放出された放射性核種の一部は、核爆発による上昇気流に乗って対流圏、さらには成層圏にまで運ばれ、大気移動に伴い地球規模に分散し長時間にわたって地表に降下する。地表に降下した放射性核種は、雨水の浸透等により深層土壌へ運ばれる。 ^{90}Sr や ^{137}Cs 等の放射性核種は土壌水により運ばれる間に、土壌の表面に吸着されて土壌水から除去される。よって、土壌においては次の物質収支式が成立する。

$$d(C\rho_a L)/dt = f_{in} - f_{out} \quad (1)$$

ここに、 C : 土壌中の放射性核種濃度(Bq/g-drysoil)

L : 土壌の深さ(cm)

ρ_a : 土壌粒子のみかけの密度(g/cm³)

f_{in} : 表層土壌へのフォールアウト降下量

(Bq/cm²·month)

f_{out} : 深層への浸透等によって表層土壌から

除去される放射性核種量

(Bq/cm²·month)

f_{out} は表層土壌中の放射性核種の存在量に比例すると仮定すると

$$f_{out} = (\lambda_{env} + \lambda_{phy}) C \rho_a L \quad (2)$$

Fig. 5 Distribution of ^{90}Sr concentration in crop in autumn of 1990 Fig. 6 Distribution of ^{137}Cs concentration in crop in autumn of 1990

ここに, λ_{env} : 環境減衰速度係数(1/month)

λ_{phy} : 放射性核種の物理的崩壊係数(1/month)

環境減衰速度係数は分配係数を用いて, 次のように決定する。放射性核種の鉛直方向の浸透速度は,

$$v = v_w / \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\} \quad (3)$$

と書ける⁽²²⁾。

ここに, v_w : 土壌水の浸透速度(cm/month)

k_d : 分配係数(ml/g)

θ : 土壌水分量(ml/cm³)

よって, 地表面に降下したフォールアウトが厚さ L (cm) の表層土壌中に滞留する平均時間 T は,

$$T = L / \{v / \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\}\} \quad (4)$$

となる。耕耘により耕作土壌が完全混合されるとみなすと, 環境減衰速度係数 λ_{env} は, 平均滞留時間 T の逆数として次のように与えられる。 λ_{env} は, 雨水等により深部土壌へ運び去られることによる放射性核種の減少効果を表す係数である。

$$\lambda_{\text{env}} = v_w / L \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\} \quad (5)$$

v_w は, 浸透が平均的に進むと仮定すると, 月平均降雨量を r (cm/month), 蒸発散量を e (cm/month)として,

$$v_w = \beta(r - e) / \theta \quad (6)$$

と表すことができる。ここに, β は, 有効降雨($r - e$)(cm/month)のうち, 地下浸透する割合を表す係数である。

結局, 土壌中の放射性核種濃度 C の変化を記述する方程

式として、次式を得ることができる。

$$dC/dt = f_{in}/\rho_a L - (\lambda_{env} + \lambda_{phy})C \quad (7)$$

境界条件として f_{in} に毎月の ^{90}Sr , ^{137}Cs の実測降下量⁽³⁾を、初期条件として C にモニタリング開始時の土壌中濃度の実測値⁽³⁾を与え、かつ(5)式で λ_{env} の値を定め、(7)式を数値的に解くことにより、土壌中放射性核種濃度の経時変化を算出できる。

(7)式を離散化し1ヶ月単位に数値シミュレーションを行い、算出される土壌中放射性核種濃度を非耕作土壌中の実測値⁽³⁾にフィッティングすることにより分配係数 k_d の値を決定する。 λ_{env} を定める際、(6)式で r にはフォールアウト測定時に同時に測定された各都道府県ごとの月別降水量データ⁽³⁾を用いる。降水が地表から表面流出する割合は、開墾された土地では30~35%⁽²³⁾という報告があるので、本研究では $\beta=0.7$ とする。降水の50%が蒸発散すると仮定し、 $e=0.5r$ とする。また、 $L=5(\text{cm})$, $\rho_a=1.3(\text{g}/\text{cm}^3)$, $\theta=0.5(\text{ml}/\text{cm}^3)$ と設定する。 λ_{phy} は、 ^{90}Sr では $0.024(1/\text{month})$, ^{137}Cs では $0.023(1/\text{month})$ である。

本研究では、フィッティングによって分配係数 k_d を定めたが、この k_d には他の要素(例えば(5)式中の θ や(6)式中の β)が影響を与えるおそれがある。特に θ や β の値は灌漑条件等の影響をうけて大きく変わる。そこで、これらのパラメータが分配係数 k_d に与える影響を調べるため、 β および θ の値を、大きくした場合($\beta=0.9$, $\theta=0.9$)、小さくした場合($\beta=0.6$, $\theta=0.4$)について、土壌中 ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度の実測値にフィッティングして k_d の値を決定した。その結果、 k_d 値はほとんど変化せず、 k_d は β および θ に対して独立であるとみなせる。

農産物経口摂取経路による被曝線量評価では、水田や畑などの耕作土壌に対する k_d が必要となる。しかし、本研究で用いた土壌中核種濃度のモニタリングデータは、非耕作土壌について得られた表層5cmの平均値である。モニタリングデータは、土壌試料採取時にのみ表層5cmで完全混合されるが、モデルでは表層5cmにおいて常に耕耘による完全混合を想定している。耕耘によって人為的に土壌中の核種濃度を平均化することの効果は、地表面において最高濃度を有し、深部に向かって減少する濃度分布を示すケースでは、地中への浸透を促進し(k_d を小さくし)、最近のように、最高濃度が地表面より深い位置に形成されるケースでは、地中への浸透を抑制する(k_d を大きくする)側に現れるものと推定される。ここでは、過去30年にわたる土壌中濃度の実測値にモデルをフィッティングすることにより、これらの効果を平均化していることになる。すなわち、本研究で推定した k_d は、表層5cmの土壌中濃度が均一であるとみなした場合の土壌(非耕作土壌あるいは耕作土壌)に対する値であるといえる。

(2) 放射性核種の農産物への移行

放射性核種の農産物への移行経路には、前述したよう

に、経根吸収経路と直接沈着経路があり、農産物中の放射性核種濃度 P は、次式で与えられる。

$$P = P_{\text{root}} + P_{\text{leaf}} \quad (8)$$

ここに、 P_{root} : 経根吸収により農産物に取り込まれた放射性核種濃度(Bq/g)

P_{leaf} : 直接沈着により農産物に取り込まれた放射性核種濃度(Bq/g)

土壌中の放射性核種の経根吸収による農産物への移行に関する数学モデルを構築する場合、移行係数を用いる方法と、分配係数、選択吸収係数、蒸散係数などのパラメータを用いる方法とがある⁽⁸⁾。本研究では、環境安全評価で広く採用されている移行係数を用いてモデル化する。移行係数 TF は、農産物の種類ごとに、生の農産物可食部中の放射性核種濃度の乾燥土壌中の放射性核種濃度に対する比で定義される。すなわち、経根吸収によりある農産物中に取り込まれた放射性核種濃度 P_{root} (Bq/g)は、(7)式により計算した土壌中濃度 C (Bq/g)を用いて、

$$P_{\text{root}} = TF \cdot C \quad (9)$$

と表せる。

移行係数の報告値⁽¹¹⁾には大きな幅がある。移行係数値の変動要因としては、土壌中での放射性核種の存在形態、植物種、土壌の性質(pH, 有機物含有量, イオン交換容量, 共存元素量等)、気象条件、栽培条件などが挙げられる⁽⁸⁾⁽¹¹⁾。本研究では、(8)式による計算値を農産物中濃度実測値にフィッティングさせることにより移行係数を決定する。

直接沈着経路に関するパラメータには、沈着速度、農産物葉面による遮断率および環境半減期が挙げられる⁽⁸⁾。本研究では、これらのパラメータを個々には設定せず、経根吸収による移行係数に相当する直接沈着係数 K を定義する。直接沈着係数 K は、ある月における農産物可食部の単位乾重量当たりに含まれる核種濃度のフォールアウトに対する比で定義される。すなわち、 K には、可食部が葉部ではない作物における、葉部から可食部(根や穀粒)への転流の効果も含まれている。放射性核種の農産物可食部中濃度 P_{leaf} (Bq/g)は、月ごとのフォールアウト実測値⁽³⁾ f_{in} (Bq/cm²・month)を用いて、

$$P_{\text{leaf}} = K \cdot f_{in} \quad (10)$$

と表せる。ダイコンの可食部(根部)の肥大期間やホウレンソウの栽培期間は1ヶ月程度⁽²⁴⁾⁽²⁵⁾であり、またコメの種実の成熟期間も約1ヶ月⁽²⁷⁾であることから、ここでは、 P_{leaf} を収穫月の核種降下量と関連づけてモデル化している。本研究では、各農産物の収穫月を全国一律にダイコンは12月、ホウレンソウは11月、コメは10月とした。

(8)~(10)式より、農産物中の放射性核種濃度 P は、

$$P = P_{\text{root}} + P_{\text{leaf}} = TF \cdot C + K \cdot f_{in} \quad (11)$$

となる。本研究では、各都道府県ごとに測定されたダイコン(根菜)、ホウレンソウ(葉菜)、コメ(穀類)中の核種濃度実測値⁽³⁾に注目し、これらの作物ごとに放射性核種濃度を算

出する。(7)式により農産物ごとに土壤中濃度 C を計算する際、初期濃度として計算開始時点の前年の実測値を取り、土壌の深さ L を各農産物の根圏深度を考慮して、ダイコンは $L=40(\text{cm})^{(24)}$ 、ホウレンソウは $L=60(\text{cm})^{(25)}$ 、コメは $L=23(\text{cm})^{(26)}$ とした。また、ホウレンソウでは、水洗後の実測値で与えられているので、計算値に際しては直接沈着した核種の30%が水洗によって除去される⁽¹⁹⁾ものとした。

2. パラメータ感度解析

農産物中の放射性核種濃度を算定するために定めるべきパラメータは、環境減衰速度係数 λ_{env} (より正確には分配係数 k_d :(5)式参照)、経根移行係数 TF および直接沈着係数 K の3つである。そこで、この3つのパラメータの農産物中濃度に対する感度を解析した。3つのパラメータにそれぞれ初期値を設定し、分配係数は既報告値⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾のバラツキが大きいので、初期設定値の10倍、1/10倍に変化させ、また経根移行係数と直接沈着係数については初期設定値の2倍、1/2倍に、それぞれ変化させて解析を行った。感度解

Fig. 7 Sensitivity analysis of transfer coefficient

析の結果の一部を、ダイコン中の ^{90}Sr 濃度についてFig. 7(a)~(c)に示す。分配係数と経根移行係数の感度は、 ^{137}Cs については小さく、 ^{90}Sr ではフォールアウトの多い1960年代では小さいが、フォールアウトの少なくなる1970年代以降で大きくなっている。直接沈着係数の感度は、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 共に、1960年代に大きく、以降は小さくなっている。

以上より、放射性核種の農産物への移行は、フォールアウト量が多い1960年代には直接沈着経路が支配的であり、1970年代以降は経根吸収経路が支配的であることがわかる。

3. 分配係数の決定

分配係数値を変化させて(7)式により算出する各都道府県ごとの土壌中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の変動の範囲に、実測データの90%以上が含まれるように分配係数値の上下限值を決定する。上述したように、(7)式によって土壌中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度を算出する場合、その初期条件としてモニタリング開始時の土壌中濃度の実測値(3)を与えているが、モニタリング開始時のデータにはバラツキがある。よって初期条件には実測値の変動幅を与え、土壌中濃度の変動幅を算出する。 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分配係数を決定するためのシミュレーション結果を、福井県についてFig. 8(a),(b)に示す。また、得られた分配係数の分布をFig. 9(a),(b)に示す。得られた分配係数値は、日本全体で ^{90}Sr については10~300(ml/g)で、 ^{137}Cs では10~2,000(ml/g)であった。

Fig. 8 Comparison between the calculated and observed concentration in soil in Fukui prefecture

4. 直接沈着係数, 経根移行係数の決定

(11)式により算出した農産物中, ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度と実測値との残差の2乗和を最小にする代表値を選ぶことにより, 各都道府県ごとに直接沈着係数値と経根移行係数を決定した。その際, 感度解析により, 直接沈着係数の感度は降下量の大きい1960年代に特に大きいことがわかったの

で, まず1960年代の実測値と計算値の残差2乗和を最小にするような直接沈着係数を選び, 次いで1970年代以降の実測値と計算値の残差2乗和を最小にするよう経根移行係数を定めた。直接沈着係数, 経根移行係数を決定するためのシミュレーション結果を, Fig. 10(a)~(c)に示す。また都道府県ごとに決定した各パラメータ値の日本全体での変動範囲をTable 1に示す。経根移行係数については既報告値⁽¹¹⁾と共に示す。

Table 1 Values of transfer coefficient to food estimated in this study

Parameter	Food		^{90}Sr	^{137}Cs
Transfer coefficient by direct foliar absorption : $K(\text{cm}^2 \cdot \text{month/g})$	Japanese radish	Estimated	0.32 ~1.28	0.368 ~1.84
	Spinach	Estimated	0.192 ~0.96	1.294
	Rice	Estimated	0.025 ~0.1	0.833 ~1.25
Transfer coefficient by root uptake : TF	Japanese radish	Estimated	0.005 ~0.06	0.0005~0.001
		Reported ⁽¹¹⁾	0.06	0.005 ~0.1
	Spinach	Estimated	0.005 ~0.03	0.0005~0.001
		Reported ⁽¹¹⁾	0.04 ~0.3	0.001 ~0.8
	Rice	Estimated	0.0001~0.02	0.0001~0.0005
		Reported ⁽¹¹⁾	0.005 ~0.03	0.04 ~0.6

IV. 考 察

1. 分配係数

日本の ^{90}Sr の分配係数の既報告値は3~400 (ml/g)⁽¹⁰⁾, ^{137}Cs の既報告値は5~3,000 (ml/g)⁽¹⁰⁾であり, その変動範囲は非常に大きい。本研究で決定した ^{90}Sr の分配係数値は日本全体で10~300 (ml/g), ^{137}Cs では10~2,000 (ml/g)の範囲となり, その変動幅が ^{90}Sr で約3/4, ^{137}Cs で約2/3になった。都道府県ごとに決定した分配係数値(Fig. 9参照)を個々にみると, 本研究で決定した値の変動幅は, ^{90}Sr では日本全体の既報告値の変動幅の約1/3(高知)から1/40(兵庫, 岡山, 鳥取, 佐賀)に, ^{137}Cs では約1/2(高知)から1/300(青森, 兵庫, 佐賀)に減少しており, 分配係数値の推定精度を向上することができた。分配係数値は ^{90}Sr , ^{137}Cs ともに中部, 北陸地方と高知県で他地域より大きくなっている。また, 他のパラメータに比べて地域によるバラツキが大きい。

2. 直接沈着係数, 経根移行係数

直接沈着係数 K は, 農産物可食部の単位乾重量当たりに含まれる核種濃度のフォールアウト量に対する比で定義したが, さらに詳細には, 農産物の葉面に捕捉される核種量と葉面から可食部への転流率との積で定義される。前者はChamberlain⁽¹⁵⁾が提案したN.S.A. (m²·d/g)という指標に相当すると考えられ, 直接沈着係数 K は, 葉面から可食部への転流率を TL とすると次のようになる。

$$K = TL \cdot \text{N.S.A.} / 30 (\text{m}^2 \cdot \text{month}) \quad (12)$$

ここで, 30は時間の単位を日から月へ変換する係数である。N.S.A.の報告値⁽¹⁵⁾は核種による違いはほとんどないが, 葉面から可食部への転流率 TL の報告値⁽¹⁷⁾⁽²⁰⁾は核種による相違が著しく, ^{137}Cs の方が ^{90}Sr よりもはるかに大きい。これは本研究で推定したが ^{137}Cs 直接沈着係数値が ^{90}Sr よりも大きいという結果に対応している。

また, 本研究で決定した直接沈着係数値は, ^{137}Cs については農産物の種類による相違は小さいが, ^{90}Sr については根菜が最大で, 白米が根菜, 葉菜よりはるかに小さく

なっている。これは, ^{90}Sr については葉面に保持されるよりも葉から可食部(根部)への転流量が大きいことを示しているが, 葉面から可食部への転流率が ^{137}Cs の方が ^{90}Sr よりもはるかに大きいという報告⁽¹⁷⁾⁽²⁰⁾と違った結果となっている。この点に関しては今後, さらに検討する必要がある。農産物の種類による転流率の相違については, 根菜や野菜⁽¹⁷⁾, 白米⁽²⁰⁾について報告されているが, N.S.A.については報告されていない。したがって本研究で得られた直接沈着係数値の農産物による相違が, 転流率, 葉面遮断率のいずれに起因するのかを論じることはできない。

本研究で推定した経根移行係数値は, ^{90}Sr の方が ^{137}Cs よりも大きく, ^{90}Sr のコメに対する経根移行係数が他の作物より小さくなっている。これは, 経根移行係数の既報告値⁽¹¹⁾も ^{90}Sr の方が ^{137}Cs よりも大きいこと, ^{90}Sr では経根吸収分の約2%しかコメの可食部(穀粒)へ転流しない⁽¹⁴⁾のに対し, ^{137}Cs は約10%が転流する⁽¹⁴⁾ことを反映していると考えられる。経根移行係数の既報告値⁽¹¹⁾(Table 1参照)と比較すると, 本研究で推定した値はかなり小さいことがわかる。これらの係数の報告値は, ポット実験や気象チャンバーを用いて決定されたものが多く, フィールド調査の結果から定められたものは少ない。本研究の検討範囲内では, フィールドデータから定められたパラメータ値は実験室で定められたパラメータ値より小さい傾向があるといえる。パラメータ値の地域的な分布に関しては, 各農産物ともモニタリング地点が少ないためにすべての府県について直接沈着係数, 経根移行係数を特定することは難しい。

V. 結 論

本研究で得られた主な結論を以下に要約する。

- (1) ダイコン(根菜)中 ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度は, 1960~90年の期間で ^{90}Sr の方が大きく, 白米(穀類)中濃度は ^{137}Cs の方が大きい。ホウレンソウ(葉菜)中濃度は, フォールアウトの多い1960年代ではほぼ同じで, フォールアウトが少なくなる1970年代以降は ^{90}Sr の方が大きい。
- (2) 構築したモデルによって推定した農産物中濃度値を実測データにフィッティングさせることによって ^{90}Sr ,

^{137}Cs の分配係数, 直接沈着係数, 経根移行係数を都道府県別に定めた。推定した分配係数値は, 日本全体で ^{90}Sr については10~300(ml/g), ^{137}Cs では10~2,000(ml/g)となり, とともに日本の既報告値の変動幅より小さくなって推定精度を向上することができた。また, 直接沈着係数値は農産物の種類による相違は顕著ではなく, 日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約0.03~1($\text{cm}^2 \cdot \text{month/g}$), ^{137}Cs では約0.4~1($\text{cm}^2 \cdot \text{month/g}$)で ^{137}Cs の方が大きい。経根移行係数も農産物の種類による相違は顕著ではなく, 日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約0.001~0.06, ^{137}Cs では約0.0005~0.001で ^{90}Sr の方が大きい。

— 参 考 文 献 —

- (1) 渡辺輝久: 保健物理, 28, 325~341 (1993).
- (2) 厚生省: “国民栄養調査”, (1990).
- (3) Natl. Inst. Radiol. Sci.: “Radioactivity Survey Data in Japan”, Nos.1~97, (1963~92).
- (4) Hisamatsu, S., Takizawa, Y.: *J. Environ. Radioact.*, 11, 267~278 (1990).
- (5) 佐伯誠道編著: “環境放射能”, ソフトサイエンス社, (1984).
- (6) 森澤眞輔, 他: 原子力誌, 36 [7], 676~686 (1994).
- (7) 小林宏信: 放医研環境セミナー報文集 No. 6, 136~153 (1978).
- (8) 佐伯誠道, 他: 原子力誌, 34 [5], 382~407 (1992).
- (9) 井上頼輝, 森澤眞輔: 同 上, 18 [8], 524~534 (1976).
- (10) 原子力環境整備センター: “土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数(環境パラメータシリーズ2)”, (1990).
- (11) 原子力環境整備センター: “土壌から農産物への放射性物質の移行係数(環境パラメータシリーズ1)”, (1988).
- (12) Schuller, P., et al.: *Health Phys.*, 55 (3), 575~577 (1988).
- (13) 保田浩志, 内田滋夫: 保健物理, 28, 413~419 (1993).
- (14) Coughtrey, P. J., Thorne, M. C.: “Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, A Critical Review of Data, Vol. 1”, A. A. Balkema Publ., (1983).
- (15) Chamberlain, A. C.: *Atmos. Environ.*, 4, 57~78 (1970).
- (16) Middleton, L. J.: *Nature*, 181, 1300~1303 (1958).
- (17) Middleton, L. J., Squire, H. M.: *Int. J. Radiat. Biol.*, 6 [6], 549~558 (1963).
- (18) Miller, C. W.: *Health Phys.*, 38, 705~712 (1980).
- (19) Oestling, O., et al.: *J. Radiat. Appl. Instrum., Part C*, 33 [6], 551~554 (1989).
- (20) 池田長生: 昭和41年度文部省研究報告集録—放射能影響編, 53~60 (1967).
- (21) 原子力学会「環境被曝線量評価」研究専門委編: “環境被曝線量評価”, (1975).
- (22) 井上頼輝, 赤木文行: 土木学会第26回年次学術講演会講演集, II-228, 633~634 (1971).
- (23) 気象学ハンドブック編集委員会編: “気象学ハンドブック”, 技報堂, (1959).
- (24) 農耕と園芸編集部編: “根菜栽培技術マニュアル”, 誠文堂新光社, (1991).
- (25) 農文協編: “野菜全書—基礎生理と応用技術”, 農山漁村文化協会, (1976).
- (26) 戸荻義次, 菅 六郎: “食用作物”, 養賢堂, (1959).
- (27) 野口弥吉, 川田信一郎監修: “農学大事典”, 養賢堂, (1987).

原子力発電プラントの水化学管理の実績と将来展望

「原子炉水化学」研究専門委員会 成果報告書

1995年6月発行(限定出版) 好評発売中

A4判オフセット印刷, 288頁, 会員 4,000円(定価5,000円), 千450円
◎ご希望の方は学会事務局へ。(TEL 03-3508-1261; FAX 03-3581-6128)

「原子炉水化学」研究専門委員会は1991年4月から95年3月まで4年間にわたり, 我が国の原子力発電プラントの水化学における運転実績, 新しい技術動向およびその基礎となる科学基盤などについて調査研究を行い, これに基づいて技術の将来展望を行った。

本報告書はこの4年間の調査研究を中心に, 下記のような目次で書き下ろしたものである。この分野における最新の情報が盛り込まれており, 現場での運転管理を行う上で極めて有用であるばかりでなく, 今後の技術の動向を知ることができるものと期待される。

目 次 (概 要)

1. はじめに
2. 原子力発電所の運転実績
3. 放射性腐食生成物の挙動
4. 除染技術
5. 冷却材と構造材の相互作用
6. 軽水炉におけるジルカロイの腐食と水質の影響
7. 原子炉水科学の基礎技術
8. 水科学の将来課題
9. おわりに