研究論文

土壌-植物系における亜鉛の挙動に関する基礎的研究 (II)

—移行係数の推定手法に関する考察—

保田 浩志*1, 井上 頼輝*2

(1992年5月27日受理)
(1992年7月16日再受理)Behavior of Zinc in Soil-Plant System (II)
—Estimation of Transfer Factor—

Hiroshi YASUDA*1 and Yoriteru INOUE*2

Transfer factor (TF) is defined as the amount of material in the plant tissue divided by that in the soil. It is widely used to predict the amount of radionuclides transferred from the soil to edible parts of plant. But TF value varies greatly due to environmental factors and other growth conditions. In order to predict the precise amount taken up through plant roots using TF , the effect of those factors on TF should be considered.

In this study, a model to estimate TF through plant root was proposed. This model is described as follows:

$$TF = \frac{S \cdot T_c}{\theta_r + K_d},$$

where S is the selectivity [-]; T_c , the transpiration coefficient [ml/g]; θ_r , the soil water content by soil weight [ml/g]; and K_d , the distribution coefficient [ml/g].

In experiments, the fluctuation range of S was investigated. The S was not affected by the zinc concentration level in nutrient solution when there were less than 0.15 mmol zinc/l. The decrease of co-existing ion concentration in nutrient solution increased S , but the effect was considered to be small if no problem with the plant growth was observed. The TF calculated from the proposed model had considerably good agreement with the actual TF .

KEY WORDS : transfer factor, zinc, plant roots, selectivity, co-existing ion, distribution coefficient

I はじめに

土壌に付加された放射性核種や重金属等有害物質の多くは土壌固相表面に保持され、長期間にわたって土壌中に存在する。保持された物質は、土壌溶液中物質濃度の低下等に伴って徐々に固相から脱離する。土壌溶液中に溶解あるいは浮遊した物質は、移流や拡散によって根の表面に運ばれ、根に沈着・吸収される。その吸収プロセスは、さまざまな物理的・化学的・生物的要因の影響を受

*1 放射線医学総合研究所環境放射生態学研究部；茨城県那珂市磯崎町 3609 (〒311-12)

Division of Radioecology, National Institute of Radiological Sciences ; 3609, Isozaki, Nakaminato-shi, Ibaraki 311-12, Japan.

*2 京都大学工学部衛生工学教室；京都市左京区吉田本町 (〒606-01)

Department of Environmental and Sanitary Engineering, Kyoto University ; Yoshidahonmachi, Sakyo-ku, Kyoto 606-01, Japan.

け, そのメカニズムすべてをモデル化することは事実上不可能である。

このような吸収プロセスの複雑さから, 土壌から植物への物質移行量の予測にあっては, 植物中濃度と土壌中濃度との単純な比である移行係数(TF : transfer factor, 以下 TF と略記)を用いる方法(移行係数法)が一般に使用される。移行係数法は, 簡便でわかりやすく, 同一環境下では有用な方法であると思われる。しかし, 気象条件や土壌特性等の違いにより, TF は数オーダーにわたって大きく変動することが知られている¹⁾。生育環境の変化による TF の変動を定量的に把握しておくことは, 土壌-農作物経路からの被曝線量評価において, 評価結果の妥当性を示す上でも有用であると思われる。ただし, さまざまな影響因子を取り入れることは, モデルを複雑にし, 実用にあたっての障害となる。要求される予測精度に応じて, 寄与度の大きな因子を選択・集約してモデルに組み込んでいくことが望ましい。

本研究では, 上記の TF を物理的意味の明らかなパラメータにより説明する数学モデルを新たに提示した。モデルには, 土壌特性を表すパラメータとして分配係数(以下 K_d と略記)を使用し, 植物特性を表すパラメータとして選択吸収係数(以下 S と略記)を使用した。 K_d の変動については, すでに前報²⁾で実験的に検討した。 S は, 土壌溶液から植物根への物質の吸収されやすさを表す指標となりうるが, その有用性を裏づける情報が少ない。本報では, 前報と同様に亜鉛を対象物質として, S の変動を水耕実験により検討した後, 簡単な砂耕実験により提示したモデルの有用性について検討した。

II 経根吸収モデル

1. 従来の経根吸収モデル

土壌から植物への経根吸収量を予測するためのモデルは, 時間的因子の有無によって動的モデルと静的モデルに大別できる。動的モデルには, 植物の生育時期ごとの移行速度を時間軸で積分する方法³⁾や, 根の平均距離の $1/2$ を半径として根長を長さとする円筒を想定して数値シミュレーションによって移行量を計算する方法(BARBER-CUSHMAN モデル)⁴⁾等がある。動的モデルによって亜鉛の経根吸収量を予測した例^{5,6)}がいくつか報告されている。動的モデルは, 土壌中物質濃度分布等の生育環境の時間的変動に対して柔軟に対応できる利点があり, 植物の生育に伴い土壌中の存在形態が変化するような物質⁷⁾に対しては動的モデルを用いる方が適当であると思われる。しかし, 用いるパラメータが多く実用性に劣ること, 生育段階ごとの検証が必要であること等の欠

点もある。

一方, 静的モデルは, ある時点における土壌中物質濃度を基礎データとして植物への移行量を推定するものである。以下に, 三つの静的モデルについて説明する。

1.1 移行係数法

TF を使用する移行係数法は, 最も代表的な予測手法であり, 放射性核種の TF に関するデータは世界中で数多く求められている⁸⁾。 TF は, 次式で定義される⁹⁾。

$$TF = \frac{C_{ve}}{C_{soil}} \quad (1)$$

ここで,

C_{ve} : 植物可食部中物質濃度 [Bq/kg] or [mg/kg]

C_{soil} : 乾土壌中物質濃度 [Bq/kg] or [mg/kg]

(1)式から明らかなように, TF は, 海産物等について用いられる濃度係数(CF ; concentration factor)と同様の意味をもつ。植物の場合 1.0 以下の値となる(濃縮されない)物質が多いことから慣例として移行係数と呼ぶ¹⁰⁾。植物中濃度を乾重と湿重のどちらを分母として表すかについてはとくに定義されていないが, 本研究では, 食品重量が通常新鮮重で表現されることから, 湿重を分母とした。

移行係数法は, 土壌中濃度以外の影響因子(生育状態, 気象条件等)を考慮しないため, 環境条件による変動を予測に組み入れることが困難である¹¹⁾。また, フィールドで得られた TF は植物地上部での沈着および吸収を含んでおり, 「土壌から植物への移行のしやすさを意味する指標」として不適切な場合も考えられる。

1.2 可給態移行係数法

移行係数法では, 乾土壌中に含まれる物質の存在形態や溶解度等は考慮しない。しかし, 植物根による吸収に関与するのは土壌溶液中に溶解可能な低分子量画分であることを考えると, 不溶態や高分子量で存在している画分を土壌中濃度を含めるのは適当ではないと考えられる。このような考えに基づき, 植物に吸収可能な形態, すなわち可給態として存在している量を定量し, この土壌中可給態濃度を分母として移行係数(TF')を計算する方法がある。この方法は可給態移行係数法と呼ばれ, 得られた TF' は可給態移行係数¹²⁾と呼ばれる。可給態量の測定方法には, 弱酸やキレート剤等の抽出剤を用いる薬品抽出法¹³⁾や, 放射性同位体を加える比放射能法¹⁴⁾等が提案されている。亜鉛については DTPA による抽出が適しているとの報告がある¹²⁾が, 標準法と呼べるものは存在しない。

可給態移行係数法は, 文字通り「供給可能な土壌中物質量を分母とする移行係数法」であり, 移行係数法と同

様に植物の生育状態等は考慮されない。土壌 pH の変化等により亜鉛の交換性は大きく変わる¹⁵⁾ことから、植物根から出される物質 (H^+ , 有機酸等) により可給化する固相中イオンの量は植物の生育期間や根の容積等に影響を受けると推察される。したがって、特定の抽出法によって得られた可給態量のみから移行量を推定する手法には精度的に限界があると思われる。

1.3 分配係数を用いた数学モデルによる方法

DORP ら¹⁶⁾は、土壌特性および植物成長因子を組み入れることにより、経根吸収量を計算する次のような数学モデルを提案した。

$$C_{ve} = F \cdot S \cdot \frac{P_t}{P_{ep}} \cdot T_c \cdot \frac{C_t}{L(\theta + \rho_b K_d)} \quad (2)$$

ここで、

C_{ve} : 植物可食部中の対象物質濃度 [mmol/g]

F : 対象核種の可食部移行割合

S : 選択吸収係数

P_{ep} : 単位面積あたりの植物の可食部生産量 [g/cm²/y]

P_t : 単位面積あたりの植物の総生産量 [g/cm²/y]

T_c : 蒸散係数 (植物 1 g 生産当り蒸散水量) [ml/y]

C_t : 単位面積の土壌に含まれる対象物質質量 [mmol/cm²]

L : 根圏域深度 [cm]

θ : 土壌体積含水率 [ml/cm³]

ρ_b : 土壌見かけ密度 [g/cm³]

K_d : 分配係数 [ml/g]

上式では放射性核種は植物根圏域で均一に分布し、植物根は土壌溶液中濃度と蒸散量 (吸水量) に比例した物質を吸収すると仮定している。一般に、経根吸収速度は根表面における土壌溶液中濃度に対して MICHAELIS-MENTEN 型の関係にあり、水分吸収と直接的な関係はないと考えられている¹⁷⁾。しかし、根の表面に運ばれる物質量は土壌溶液中濃度と吸水量の積で計算することができ、その積と経根吸収量が比例関係にあるという (2) 式の仮定は MICHAELIS-MENTEN 型の吸収理論とは必ずしも矛盾しない。また、この式では時間的な C_t の変動を考慮していないが、 K_d が十分大きくかつ固相-液相間の濃度平衡が常に成立しているような場合には、生育期間中 C_t が一定であると仮定しても問題はないと考えられる。

2. 本研究で提示するモデル

(2) 式では、単位土壌面積あたりの濃度 C_t [mmol/cm²] を使用しているが、次式によって単位土壌重量あたりの濃度 C_{soil} [mmol/g] に変換が可能である。

$$C_{soil} = \frac{C_t}{L \cdot \rho_b} \quad (3)$$

C_{soil} を用いることにより、(2) 式は次のように変形される。

$$C_{ve} = F \cdot S \cdot \frac{P_t}{P_{ep}} \cdot T_c \cdot \frac{C_{soil}}{\theta_r + K_d} \quad (4)$$

ここで、 θ_r : 土壌含水比 ($=\theta/\rho_b$) [ml/g]

本研究では、土壌から植物への経根吸収量予測における S および K_d の利用可能性に焦点をあてて論じるため、可食部への移行 (F , P_t および P_{ep}) は考慮せず、植物全体への移行量を検討することとする。したがって、 $F=1$, $P_t/P_{ep}=1$ を代入して、

$$C_{ve} = S \cdot T_c \cdot \frac{C_{soil}}{\theta_r + K_d} \quad (5)$$

以上の変形により得られた式は、(1) 式で定義した TF を物理的意味の明らかなパラメータによって分解したものであることができる。すなわち、

$$TF = \frac{S \cdot T_c}{\theta_r + K_d} \quad (6)$$

(6) 式は、経根吸収経路における TF が右辺に含まれるパラメータから推定できることを意味している。ここで、 T_c , θ_r は実測が可能で変動範囲も比較的容易に把握することができる。 S および K_d については情報が少なく、予備実験を行って変動機構および変動範囲に関する情報を集める必要がある。

筆者らは前報²⁾において、亜鉛を対象物質としていくつかの環境因子 (土壌溶液中亜鉛濃度および共存元素濃度、土壌型、温度) が K_d に及ぼす影響について実験的に検討した。その結果、共存元素濃度変化による K_d の変動が比較的大きく、土壌型 (土壌 pH) の影響は土壌溶液が希薄になるほど大きくなることが示された。また別報¹⁸⁾において、土壌型や溶液組成の違いに関係なく、亜鉛の吸着量の変動がいくつかの主要な陽イオンとの競合から説明できる可能性を示した。これらの知見から、現実の場における亜鉛の K_d は、土壌 (溶液) 中に共存するイオン (H^+ も含む) の濃度組成から推定する必要があると考えられる。

本報では、まず、 K_d とともに変動範囲が不確定な S を取り上げ、水耕液中亜鉛濃度および共存元素濃度が S に及ぼす影響を検討する。次に、砂耕実験により、推定した K_d と S を (6) 式に代入して得た TF と実験で得られた TF とを比較し、提示した TF モデル ((6) 式) の有用性について検討する。

Table 1 Concentration of main constituents in nutrient solution.

Element	Concentration [mmol/l]
Cl ⁻	1.67
NO ₃ ⁻	0.20
PO ₄ ³⁻	0.23
SO ₄ ²⁻	0.51
NH ₄ ⁺	0.83
K	0.83
Na	1.02
Mg	0.24
Ca	0.46
Si	0.41
Fe	0.13
pH	5.2±0.2

III 溶液中亜鉛濃度が*S*に及ぼす影響

1. 実験方法

土壌溶液中亜鉛濃度の違いが亜鉛の*S*に及ぼす影響を調べるため、ヘチマ (*Luffa cylindrica* ROEM.) を用いて恒温室内 (23°C) で水耕ポット実験を行った。ヘチマを用いたのは、比較的丈夫で栽培が簡単である、蒸散量が多いため短期間の実験で選択吸収の現象が確認しやすい、等の理由による。照明には植物育成用蛍光灯 (National, FL20S-PG) を使用し、照射時間は 6:00~20:00、照度は幼葉位置で 5,000 lx、頂端部で 7,000~10,000 lx に設定した。水耕液は **Table 1** に示した組成の溶液 (以下標準水耕液と呼ぶ) に臭化亜鉛を加えて作成した。亜鉛濃度は 0.015, 0.076, 0.15 mmol/l の 3 段階に設定し、各濃度ごとに 2 ポットずつ計 6 ポット用意した。植物は、恒温室内で水耕により育てた播種後 30 日のヘチマを使用し、1 ポットに 2 個体ずつとした。水耕液の蒸発を防ぐため、ポット上面を発泡スチロールで覆った。ポット内の水耕液 (約 250 ml) は毎日交換し、交換時にポット重量を測定し蒸散量を計算した。実験期間は 5 日および 10 日とし、各ポット 1 個体ずつを割り当てた。

植物試料は、実験終了後ただちに地上部と地下部に分けて、おのおのを 50 ml ガラスビーカーに入れて新鮮重を測定、脱イオン水で表面を洗浄後、乾燥器内で 60°C・24 時間以上で乾燥させた。乾燥後 25 ml の濃硝酸を加えて 90°C のホットプレート上で加熱、泡だったら温度を 140°C に上げて、ビーカーの内壁を脱イオン水で洗いながら約 5 ml に濃縮した。冷却後 1% 硝酸で 50 ml に定容し、

0.45 μm のミリポアフィルタでろ過して測定用試料とした¹⁹⁾。亜鉛濃度は原子吸光分析装置 (HITACHI, Z-6100) で測定した。なお、亜鉛無添加の水耕液で同時に生育させた植物の亜鉛濃度は検出限界以下 (<10⁻⁵ mmol/g) であった。

2. 実験結果

各植物について、水耕液中亜鉛濃度、実験期間、実験終了時の植物重量、成長比 (=終了時重量/初期重量)、実験期間中総蒸散量、総亜鉛吸収量を **Table 2** にまとめて示す。ここで 5 日目までの各植物の総蒸散量は、ポットごとの蒸散量を植物の平均地上部重量の比で配分して与えた。平均地上部重量は、実験開始時と 5 日目の植物重量の平均値に、5 日目の植物の地上部重量割合を乗じたものである。R3-B3 (水耕液中亜鉛濃度 0.15 mmol/l、実験期間 10 日) の場合には、亜鉛過剰が原因と思われる葉脈間の黄化およびネクロシス (え死) が見られ、成長比は 1 以下となった。

さて、土壌溶液中濃度 C_1 [mmol/ml] と土壌中濃度 C_{soil} [mmol/g] との関係は、次式で表される。

$$C_1 = \frac{C_{soil}}{\theta_r + K_d} \quad (7)$$

よって、(5)式は、

$$C_{ev} = S \cdot T_e \cdot C_1 \quad (8)$$

と変形できる。さらに、総亜鉛吸収量を W_{zn} [mmol]、実験開始までの亜鉛吸収量を W_{bef} [mmol]、実験期間の総蒸散量を T_e [ml] で表すと、

$$W_{zn} = S \cdot T_e \cdot C_1 + W_{bef} \quad (9)$$

となる。本実験では、 $W_{bef} = 0$ であるので、

$$W_{zn} = S \cdot T_e \cdot C_1 \quad (10)$$

(10)式より、蒸散量×水耕液中濃度と実測亜鉛吸収量との比から*S*が求められる。

植物ごとの蒸散量×水耕液中濃度と実測亜鉛吸収量との関係を **Fig. 1** に示す。なお、交換直後と 1 日後の水耕液中亜鉛濃度の変化はわずか (5% 以下) であったので、交換直後の濃度を計算に用いた。両者はきれいな線形関係を示し ($r=0.90$)、実験期間や亜鉛濃度による差は見られなかった。この結果から、水耕液中亜鉛濃度が 0.15 mmol/l 以下の範囲では、亜鉛濃度にかかわらず選択吸収係数はほぼ一定の値をとると考えられる。また、*S* (回帰直線の傾き) が 2.0 で 1 よりも大きな値であることは、植物根が亜鉛を積極的に取り込んでいることを示している。

Table 2 Experimental conditions and results of RUN 3.

	Zinc conc. in nutrient solution [mmol/l]	Period [days]	Final weight of plant [g]	Growth ratio*	Total transpiration [ml]	Total absorbed zinc [10^{-3} mmol]
R3-A1 (1)	0.015	5	1.43	1.14	15.5	0.43
(2)	0.015	5	4.70	1.20	44.3	1.74
R3-A2 (1)	0.076	5	2.49	1.06	26.0	2.54
(2)	0.076	5	4.15	1.12	39.3	8.88
R3-A3 (1)	0.15	5	4.20	1.23	32.4	8.30
(2)	0.15	5	1.14	1.24	10.1	2.96
R3-B1 (1)	0.015	10	2.82	1.18	45.4	1.63
(2)	0.015	10	3.31	1.28	50.1	2.12
R3-B2 (1)	0.076	10	2.06	1.12	37.9	6.17
(2)	0.076	10	4.20	1.22	68.6	9.35
R3-B3 (1)	0.15	10	1.45	0.77	21.8	9.43
(2)	0.15	10	3.81	0.87	50.8	11.81

* Growth ratio=final weight/initial weight

IV 溶液中共存元素濃度がSに及ぼす影響

1. 実験方法

土壌溶液中共存元素濃度の違いが亜鉛のSに及ぼす影響を調べるため、III節1と同様の手法で水耕ポット実験を行った。ただし、水耕液は亜鉛濃度が同じ(0.022 mmol/l)で共存元素濃度が異なる三つの溶液を用いた。各溶液は、標準水耕液、標準水耕液を2.5倍に希釈したもの、および10倍に希釈したものに臭化亜鉛を加えて作成した。

2. 実験結果

各植物について、水耕液の濃度比、実験期間、実験終了時の植物重量、成長比(=終了時重量/初期重量)、実験期間中総蒸散量、総亜鉛吸収量をTable 3に示す。R4-C3およびR4-D3の植物は、葉にクロロシス(褐色)が生じ、成長比は1.0以下となった。

Fig. 2に総蒸散量×亜鉛濃度と実測亜鉛吸収量との関係を示す。全試料では、両者の相関($r=0.36$)は低くなったのに対し、各共存元素濃度レベルごとではきれいな線形関係($r=0.93\sim0.99$)が得られた。前節の実験と同じ共存元素濃度の場合(R4-C1およびR4-D1)のSは1.7で、前節で得られた2.0に近い値となった。R4-C1およびR4-D1(8月に実施)の蒸散量はR3(12月に実施)の蒸散量に比べて有意に大きかった($p<0.05$)が、このことはSが気象条件に影響を受けにくいパラメータであることを示唆している。一方、共存元素濃度が1/2.5, 1/10と低下するにつれ、Sは3.7, 5.9と有意に

Fig. 1 Relationship between transpiration volume (V_e) times zinc conc. in solution and actual zinc uptake (RUN3).

大きくなり(Fig. 2)、共存元素濃度が亜鉛のSに影響を及ぼすことが示された。ただし、10倍希釈のポットでは植物の生育に障害が見られたことから、生育に問題のない植物ではSの変動はかなり小さい(2倍程度)と考えられる。

V 砂耕実験におけるTFの推定

実際のフィールドにおける K_d , S, θ_r および T_e の頻度分布が得られれば、(6)式によって植物への移行量を確率情報として提示することが可能である。土壌溶液中濃度 C_1 を測定すれば K_d の推定を省略できるが((7)式)、微量元素の土壌溶液中濃度を測定するには多

Table 3 Experimental conditions and results of RUN 4.

	Conc. ratio of nutrient solution	Period [days]	Final weight of plant [g(wet)]	Growth ratio*	Total transpiration [ml]	Total absorbed zinc [10^{-3} mmol]
R4-C1 (1)	1	5	2.63	0.94	34.1	1.11
(2)	1	5	3.72	1.28	58.5	2.49
R4-C2 (1)	1/2.5	5	1.72	1.01	27.4	2.38
(2)	1/2.5	5	2.13	1.00	33.2	2.84
R4-C3 (1)	1/10	5	1.83	0.83	15.8	2.01
(2)	1/10	5	3.99	0.90	35.1	3.93
R4-D1 (1)	1	10	2.80	1.75	96.6	3.06
(2)	1	10	3.14	1.66	103.4	4.57
R4-D2 (1)	1/2.5	10	2.35	1.10	59.4	4.08
(2)	1/2.5	10	4.06	1.19	104.1	8.67
R4-D3 (1)	1/10	10	2.54	0.89	39.3	5.29
(2)	1/10	10	3.68	0.93	57.2	7.76

* The ratio of co-existing cation equivalent in nutrient solution divided by that in the standard solution shown in **Table 1**.

Fig. 2 Relationship between transpiration volume (V_e) times zinc conc. in solution and actual zinc uptake (RUN4).

くの土壌試料を必要とし、濃度レベルが小さくなるために測定精度が低下する²⁰⁾という欠点がある。一方、乾土壌中濃度を基礎データとすることにより、測定値の信頼性を向上させることができるが、現実の場での K_d を精度よく推定することが要求される。

本節では、簡単な砂耕実験を行い、間隙水中陽イオン当量濃度から推定した K_d および S を(6)式に代入することによって TF を推定し、実際に得られた TF との比較から本手法の有用性について考察した。

1. 実験方法

試料砂には、前報²⁾ で用いられたH型砂と同じものをを用いた。これは京都府城陽市内の山砂を 0.1 N HCl に

Table 4 Physicochemical properties of sample sand.

Density [g/cm ³]	Effective diam. [mm]	Uniformity coeff.	CEC [mmol (+)/100 g]
2.63	0.265	2.50	0.82

1 日程度浸漬した後水道水でよく洗浄し、 110°C で乾燥させたものである。試料砂の物理化学的特性を **Table 4** に示す。亜鉛溶液は、**Table 1** に示した標準水耕液に亜鉛濃度が 0.075 mmol/l となるように臭化亜鉛を加えて作成した。なお、実験は2連で行った。

容器には底部にナイロンメッシュを張り付けた内径 5.0 cm のアクリルカラムを使用し、 220 g (高さ 7.0 cm) の試料砂を充填した。亜鉛溶液供給に先立ち、カラム上部より亜鉛を加えていない標準水耕液をカラム内間隙容積の約 10 倍量通水して、土壌溶液が標準水耕液と等しくなるようにした²⁾。通水後、下部をビニールで覆って上部から亜鉛溶液 50 ml を供給、湛水状態で2時間静置した後ビニールを除去して重力排水させた。なお、排水中には亜鉛は検出されず、供給した亜鉛はすべてカラム内に留まっていると考えられる。重力排水後、再び底部をビニールで密封し、土壌表面に発芽直後のヘチマの幼苗を植えて実験を開始した。蒸発を抑制するため、実験開始時はカラム上部をビニールで覆い、双葉が出そろった後(3日後)は葉の部分だけが外に出るよう

Table 5 Experimental conditions and results of RUN 5.

	Zinc conc. in nutrient solution [mmol/l]	Final weight of plant [g(wet)]	Transpiration coeff. (T_e) [ml/g]	Soil water content by weight (θ_r) [ml/g]	Total absorbed zinc [10^{-3} mmol]
R5-E (1)	0.075	1.36	13.6	0.150	0.427
(2)	0.075	1.07	13.1	0.144	0.336

Table 6 Chemical properties of soil solution and calculated parameters.

	pH	Zinc conc. [mmol/l]	Cation eq. [mmol(+)/l]	K_d^* [ml/g]	S^*	TF	TF_{pred}^{**}
R5-E (1)	5.76	0.0068	3.30	1.18	2.60	20.4	26.6
(2)	5.25	0.0073	2.95	1.31	3.03	19.9	27.3

* K_d and S were estimated from cation equivalent in soil solution.

** TF_{pred} was calculated by equation 6.

にパラフィルムで土壌表面を覆った。1～2日ごとにカラム重量を測定し、蒸散量を計算した。なお蒸散量は、植物を植えないカラムで測定した蒸発量によって補正した。実験期間は10日間とし、実験終了後カラムを分解してただちに試料砂を遠心分離機 (KOKUSAN, H-65S) にかき (10,000 rpm : $PF=1.83$, 60分), 間隙水を採取した。採取した間隙水は $0.45\ \mu\text{m}$ ミリポアフィルターでろ過した後, pH および NH_4^+ , K, Na, Mg, Ca, Fe, Zn 濃度を測定した。一方, 植物試料はⅢ節と同様の方法で湿式分解し, Zn 濃度を測定した。なお, NH_4^+ 濃度はインドフェノール法²¹⁾により比色計 (CENTRAL KAGAKU, HC-1000) で, KおよびNa濃度は原子吸光分析装置 (HITACHI, Z-6100), Mg, Ca, Fe, Zn濃度はプラズマ発光分光分析装置 (SHIMADZU, ICPS-1000TR)により測定した。

2. 実験結果および考察

各カラムについて, 供給液亜鉛濃度, 分解時の植物重量, 総蒸散量, 分解時の土壌含水比, 総亜鉛吸収量を **Table 5** に示す。また, 採取した間隙水の pH, 亜鉛濃度, 総陽イオン当量濃度を **Table 6** に示す。成長比および総蒸散量はすべてのカラムで同程度であり, 生育障害等はどのカラムにも見られなかった。

土壌中亜鉛濃度と植物中亜鉛濃度から, (1)式により各カラムの TF を計算した (**Table 6**)。土壌中亜鉛濃度は, カラムに加えた総亜鉛量と植物中総亜鉛量から計算した。次に, (6)式により TF を推定した。推定にあたっては, **Fig. 2** で示した 2.5 倍希釈の場合の S と無希釈 (1倍) の場合の S を水耕液の濃度比について線形補間し, 実験終了時の間隙水中陽イオン当量濃度を無希釈水耕液の総陽イオン当量濃度で除した値を濃度比として

S を計算した。 K_d は, 実験終了時の間隙水中総陽イオン当量濃度を前報²⁾ で得られた回帰式 (H型砂のもの) に代入して求めた。なお, 陽イオン当量濃度の計算にあたっては, NH_4^+ , K, Na を1価, Ca, Mg, Zn を2価と想定した。Fe は Fe-EDTA で与えているため計算には加えなかった。推定 S 値, 推定 K_d 値および (6) 式に両パラメータ値を代入して求めた TF 値 (以下 TF_{pred} と略記) を **Table 6** に併せて示す。 TF_{pred} は若干実際の TF を上回ったが, 比較的良好に一致した。今後試料数を増やして検討する必要があるものの, (6) 式によって根根吸収経路の移行量を精度よく推定できると思われる。実際の TF が推定値より小さい理由として, 根の積極的吸収によって生じる根近傍での亜鉛濃度が低下していることが考えられる。このような根近傍における土壌中物質濃度の変化の程度を把握しておくことは, 「物質が根圏域内において均一に分布する」という (6) 式の仮定の妥当性を検証する上で重要であると思われる。

得られた TF は報告値¹⁾ と比較して大きな値となったが, この理由として 1) 植物種が異なること, 2) K_d の小さな砂を培地として使用したこと (すなわち (6) 式の分母が小さいこと), 3) 亜鉛要求量の多い生育初期の段階での実験であること, 等が考えられる。文献に報告されている移行係数との比較を行うには, 同一の植物でへ種から収穫までの期間で実験を行い, 植物の生育に伴う S の変動と, 根からの働きかけによる K_d の変動について検討する必要がある。

VI おわりに

本研究で得られた結論を以下に列記する。

1) 移行係数を推定するための数学モデルを提示し

た。同モデルは、選択吸収係数、分配係数、蒸散量、土壌含水比を使用することにより、土壌特性、植物特性および気象条件の影響を評価できる。

2) 水耕液中共存元素濃度が一定の場合、亜鉛濃度が0.15 mmol/l以下の範囲では、亜鉛濃度にかかわらず選択吸収係数はほぼ一定となった。

3) 水耕液中共存元素濃度の低下にともない、亜鉛の選択吸収係数は大きくなった。しかし、生育障害などの特別な問題がなければその変動範囲はわずか(2倍以下)であると考えられる。

4) 砂耕実験結果より、本研究で提示したモデルによって経根吸収経路の移行係数を比較的精度よく推定できると考えられる。

本報では、従来から一般的に用いられている *TF* に着目し、DORP のモデル ((2)式) を基にして、物理的意味の明らかないくつかの環境パラメータによって *TF* を記述するモデル ((6)式) を新たに提示した。このモデルは、*TF* の推定において土壌-植物系における物質移動の物理的・生物学的機構を組み込むため、実際のフィールドでの物質挙動予測に際し、より柔軟に対応できると思われる。すなわち本手法の利点として、1) 生育環境の変化が予想される長期的なシナリオに対応できる、2) 環境情報のみで *TF* の実測データが存在しない状況での予測が可能である、3) モデル中のパラメータに関する情報から移行量の変動範囲を推定できる、等の点が挙げられる。一方、移行係数法と比較して測定項目や必要なパラメータが多く、それらに関する情報が不足しているという欠点もある。とくに、変動が比較的大きい K_d に関する情報(土壌種ごとの K_d の確率分布、土壌の物理化学的特性と K_d との関係等)を汎用性のある形でまとめる必要があると思われる。

今後は、対象物質、物質形態、土壌種、植物種、植物の生育時期を変えて実験を行い、 K_d や S の変動に関する情報を拡充するとともに、本手法の予測精度についてさらに検討する予定である。

本研究を進めるにあたって、関西電力(株)の西谷英樹氏、京都大学原子炉実験所の玉井忠治先生および颯田尚哉先生、京都大学工学部衛生工学教室の森澤眞輔先生にご協力いただいた。ここに深謝いたします。

参 考 文 献

- 1) US NRC; Regulatory Guide 1.109, Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluat-

ing compliance with 10 CFR Part 50, Appendix 1 (1977).

- 2) 保田浩志, 井上頼輝, 森澤眞輔, 堀内将人, 西谷英樹; 土壌-植物系における亜鉛の挙動に関する基礎的研究(I)—亜鉛の分配係数に関する実験的考察—, 保健物理, 27, 123-134 (1992).
- 3) 内田滋夫, 住谷みさ子, 大桃洋一郎; 放射性物質の経根吸収経路による農作物への移行—放射性ヨウ素—, *Radioisotopes*, 36, 332-339 (1987).
- 4) S.A. BARBER and J.H. CUSHMAN; Nitrogen uptake model for agronomic crops, "Modeling Waste Water Renovation-Land Treatment", pp. 382-409 (1981), Wiley Interscience, New York.
- 5) S.A. BARBER and N. CLASSEN; A mathematical model to simulate metal uptake by plants growing in soil, Proc. Fifteenth Hanford Life Sciences Symposium, pp. 358-364 (1977).
- 6) B. BAR-YOSEF, S. FISHMAN and H. TALPAZ; A model of zinc movement to single roots in soil, *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 44, 1272-1279 (1980).
- 7) Y. MURAMATSU, S. UCHIDA, M. SUMIYA, Y. OHMOMO and H. OBATA; Tracer experiments on transfer of radioiodine in the soil-rice plant system, *Water Air and Soil Pollution*, 45, 157-171 (1989).
- 8) たとえば, IUR; Vth report of workgroup on soil to plant transfer factors, pp. 92-156 (1987).
- 9) IAEA; Safety Series No. 57, Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, pp. 61-65 (1982).
- 10) 内田滋夫, 鎌田 博, 横須賀節子, 大桃洋一郎; 移行係数(土壌—農作物)の変動について, 保健物理, 22, 511-522 (1987).
- 11) 内田滋夫, 大桃洋一郎, 鎌田 博, 佐伯誠道; 土壌から農作物への放射性核種の移行に関する計算モデル, 日本原子力学会誌, 26, 935-941 (1984).
- 12) 大桃洋一郎, 内田滋夫, 横須賀節子, 本間美文; 亜鉛の可給態移行係数に関する研究, *Radioisotopes*, 38, 190-195 (1989).
- 13) 後藤重義; 可給態測定法, "放射性物質の農作物への移行(大桃洋一郎/田中義一郎編)", NIRS-

- M-65, pp. 38-45 (1987).
- 14) P.L. LOPETZ and E.R. GRAHAM; Isotopic exchange studies of micronutrients in soils, *Soil Sci.*, **110**, 24-30 (1970).
 - 15) S.G. DOLAR and D.R. KEENEY; Availability of Cu, Zn, Mn in soils— I. Influence of soil pH, organic matter, and extractable phosphorus—, *J. Sci. Fd. Agric.*, **22**, 273-382 (1971).
 - 16) F. Van DORP, *et al.*; A new approach for soil-plant transfer calculations, IAEA-SM-237/13, pp. 399-406 (1979).
 - 17) A.H. FITTER and R.K.M. HAY (太田安定, 森下豊昭, 橋 泰憲, 岩橋 誠訳); “植物の環境と生理”, pp. 74-80 (1988), 学会出版センター, 東京.
 - 18) 保田浩志, 井上頼輝, 西谷英樹; 土壌溶液中イオン濃度組成の変化に伴う亜鉛の分配係数の変動, 土木学会第 47 回年次学術講演会要旨集 (1992).
 - 19) 小山雄生; プラズマ発光分光法, “植物栄養実験法”, pp. 142-147 (1990), 博友社, 東京.
 - 20) 山崎慎一; 分析上の問題点, “土壌の有害金属汚染”, pp. 43-58 (1991), 博友社, 東京.
 - 21) たとえば, 菅原 潔, 副島正美; 蛋白質の定量法, “生物化学実験法 7”, pp. 48-60 (1977), 学会出版センター, 東京.