

NIRS-M-65

放射線医学総合研究所



890000150

放医研環境セミナーシリーズ No.13

放射性物質の農作物への移行

大桃洋一郎
田中義一郎 編

放射線医学総合研究所

放医研環境セミナーシリーズ No.13

放射性物質の農作物への移行

大桃洋一郎
田中義一郎 編

序にかえて

核実験が開始された1954年3月から、フォールアウトが³高い水準を維持していた1960年代半ばまでは、わが国においても核分裂生成物の陸圏における挙動や、農畜産物への移行に関する研究が盛んに行われた。大気圏内核実験に関するモラトリアムが米ソ間に締結されてからは徐々に原子力施設からの放出放射性核種に研究の重点が置かれるようになった。しかし、わが国では原子力施設のひとつすべてが沿岸立地であるため、原子力施設を放出源とするRadioecology研究は、主として海洋および海産生物を対象に進められてきた。しかし、放射性廃棄物の陸地並びに地層処分の方針が打ち出されてからは、わが国においても、再びTerrestrial Radioecologyの重要性が認識されるようになった。

Terrestrial Radioecologyの研究は、その間内陸に原子力施設を持つ欧米諸国で発展し、これまでに数多くの報告が発表されている。しかし、欧米諸国とわが国では、気候風土や食習慣が異なるので、海外での成果をそのまま持ち込むには問題がある。上述したように我国ではTerrestrial Radioecologyの研究が欧米諸国に比べて若干遅滞していたとはいえ、一方では、産業廃棄物に起因する重金属等有害元素による環境汚染が社会問題化し、その方面の研究が大きな進歩を遂げた。放射能汚染と重金属汚染とでは、人体に対する作用機序において質的に異なる面が多いが、環境中における挙動を解明する研究手法については類似するところが多い。

このセミナーの初日は、特に放射性核種にこだわることなく、各種元素の農作物への移行に係わる基礎的な問題をとり上げ、現在第一線で活躍しておられる諸先生方に解説していただき、それに対応するかたちで、放医研のグループが³特別研究の中で実施している放射性核種についての研究成果を発表するという組み合わせでプログラムを組んだ。2日目は、現在民間ベースで建設に向けて準備が進められている第二核燃料再処理工場の環境安全評価上問題となっている¹²⁹Iの米への移行をトピックスとしてとり上げ、集中的に議論することにした。

このセミナーが、今後の研究の発展に役立つことを期待するものである。

なおこの放医研環境セミナーは、毎年日本保健物理学会と共催で実施されており、同学会の諸先生から大変有益な御助言をいただいていることを申し添える。

第13回放医研環境セミナー

実行委員会副委員長

大桃洋一郎

目 次

序にかえて	大桃洋一郎	iii
1 葉面吸収と転流		
1.1 葉面吸収と転流（総論）	茅野 充男	3
1.2 放射性核種の葉面吸収と転流	柳澤 啓	14
2 経根吸収経路からの移行		
2.1 移行係数を用いる方法		
1 総論	山崎 慎一	25
2 移行係数法によるRIの農作物への移行	住谷みさ子	31
2.2 可給態測定法		
1 総論	後藤 重義	38
2 可給態Znの農作物への移行	本間 美文/大桃洋一郎	46
2.3 分配係数を用いる数学的方法		
1 総論	尾和 尚人	54
2 分配係数法	渡部 輝久	61
3 トピックス——¹²⁹Iの水稲への移行		
3.1 移行モデル		
1 総論	飯島 敏哲	71
2 移行モデルに対するコメント	成田 脩	83
3.2 パラメータ		
1 沈着と転流	大桃洋一郎	87
2 経根吸収	結田 康一	97
3 コメント	大和 愛司	109

4 総合討論——今後の研究課題

はじめに	座長 田中義一郎	115
4.1 葉面吸収と葉面付着, 経根吸収その他のパラメータについて	佐伯 誠道	115
4.2 セミナーの印象並びに今後の取り組み方について	梅林 正直	119
4.3 移行係数法に関するコメント	小畑 仁	121
4.4 放射性ヨウ素の土壌から農作物への移行を規制する因子について	天正 清	121
4.5 分配係数法について	桂山 幸典	123
4.6 モデリングについて	市川 龍資	126
4.7 ^{129}I の水稻への移行モデルについて	山県 登	127
おわりのことば	寺島東洋三	131

1 葉面吸収と転流

座長 佐伯誠道

1.1 葉面吸収と転流(総論)

茅 野 充 男*

Uptake and Translocation of Substance from Plant Leaf

Mitsuo Chino

Dept. of Agricultural Chemistry, Faculty of Agriculture
The University of Tokyo
Bunkyo-ku, Tokyo, 113 Japan

Abstract

This is a review on the translocation of substances which are applied to the surface of plant leaf. Especially, the method of collection of pure phloem sap from rice plants and the results of chemical analysis of the sap have been discussed because the substances applied to the leaf are transported mainly through phloem to the sink parts (fruits, grains and other storage organs).

When applied to leaf surface, the substances enter the free space of leaf physicochemically and are selectively transported through cell membrane with the aids of carriers into leaf cells.

The rate of absorption of the substances is the highest for urea-nitrogen and the lowest for phosphate. The rates of absorption of other ions like Ca^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} , and Cl^- are in the between of them.

The chemical analysis of pure phloem sap which is obtained by the Insect-Laser-Technique revealed that N, P and K are highly mobile from leaf to sink, while Ca and Mn immobile.

* 東京大学農学部農芸化学科

1 はじめに

植物は根だけでなく葉面からも物質を吸収する。葉表面に塵埃の形で、あるいは雨滴等に溶解した形で付着した物質は多かれ少なかれ葉に吸収されて、葉の細胞に入り、一部は葉から運び出され、子実に至るまで移動する。空中に存在する物質の葉面への付着性に関してはいくつかの係数が提案され、それぞれの値が実測されている。例えば、空気1cm³に存在する微粒子数とそのとき葉の表面1cm²に1秒間に沈着する微粒子数の比をdepositive velocityと称し、V_gとあらわす。また、空気中の微粒子が地表面に降下する際、植物群の葉にトラップされる率をabsorption coefficient(μ)、そして、地表面1m²あたりに存在する放射活性と葉の乾物1kgにトラップされた放射性の比をNormalised Specific Activity(NSA)などといわれている。これらのV_g、 μ 、NSAの値が諸要因によってどのように変動するかについては文末参考文献1に比較的詳細に検討されているので参考にされたい¹⁾。

次に、葉面に付着したものの吸収の問題であるが、この点に関する研究は1960年代に比較的多くなされ、ある程度の結論が得られている。それについては参考文献2と3に詳しく論じられているが、その概要は以下のようである^{2),3)}。

葉表面に付着した物質が葉の内部に入る経路は次のようになる。すなわち、葉表面→クチクラ層→細胞壁→細胞膜→細胞内である。気孔を経て葉表面を通過しても、気孔の内部の間隙に面した細胞はクチクラ層で掩われているので、やはりクチクラ層を通過して細胞内に入ることとなる。

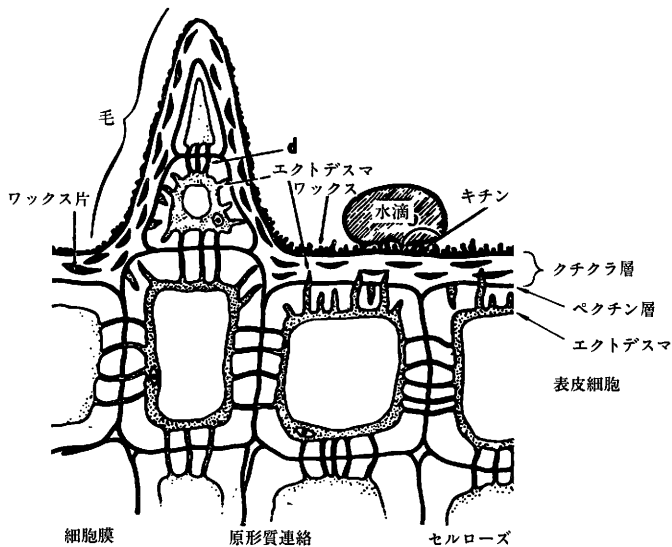


図1 葉表面断面図。クチクラ層と表皮細胞層の構造(文献2の433頁の図から)

1.1 葉面吸収と転流(総論)

クチクラ層は図1に示すように葉の表皮細胞壁の更に外側に存在し、ワックスを含み撥水性である。従って、特に水溶性のものは通過しにくい。表面が湿潤状態であったり、クチクラ層が薄かったり、クラックが形成されている場合は、通過しやすくなる。また、細胞からクチクラ層内にエクトデスマと呼ばれる構造が伸びており、物質がクチクラ層を通過する距離を実質的に短かくし、物質の透過を助けている。一般に、尿素のように電氣的に中性のものは通過しやすく、陰イオンは困難で、陽イオンは両者の中間となる。

RIを用いて、植物の葉の切片によるイオンの吸収速度の経時変化をみると図2のように初

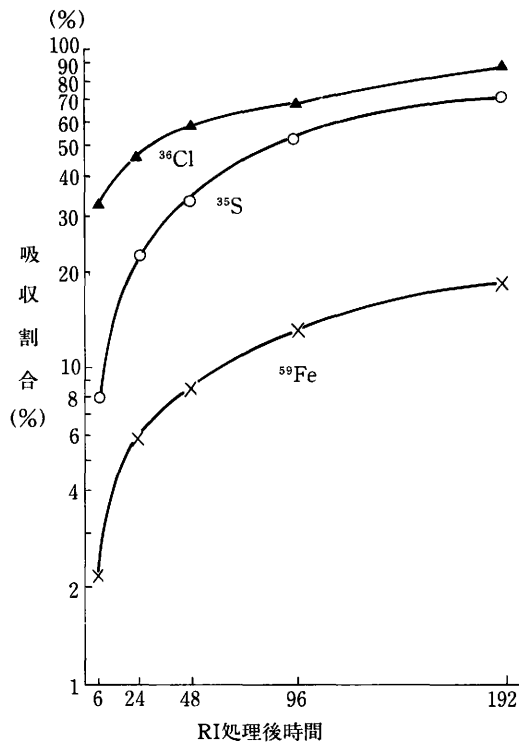


図2 各種元素のRIの葉面塗布後の時間と葉への吸収割合(菜豆葉への塗布量に対する吸収量の割合)

期に物理化学的吸着に基づく速やかなとりこみがある。このことは根へのとり込みと同様にイオンが自由に入りうる一種のフリースペースが葉にも存在することを示す。フリースペースを構成するのは根と同様に細胞壁および細胞間隙で、その大きさは SO_4^{2-} 吸収の場合には葉の容積の5~15%を占め³⁾、根のフリースペースの大きさに近い。物質はフリースペースに侵入したあと、細胞膜を通過して細胞内に入るが、この過程で、膜透過しやすい物質とそうでないものが選択され、ある物質は積極的吸収により濃縮され、他のものは受動的に吸収され、時には排除されると思われる。葉内への物質のとりこみ速度は共存する物質の種類や温度、液のpH等の環境要因とか、植物の年齢、種類等の要因によって変動するが、実験的に表1のよう

表1 各養分の経葉吸収速度*
(葉面塗布後50%が吸収されるのに必要な時間)

養分元素	植 物 種	50%吸収に必要な時間
窒素 (尿素態)	シトラス(オレンジ類)	1~2時間
	リンゴ	1~4時間
	キュウリ, 菜豆, トマト, トウモロコシ	1~6時間
	セロリ, ジャガイモ	12~14時間
リン	リンゴ	7~11日
	菜豆	6日
カリウム	菜豆, カボチャ	1~4日
カルシウム	菜豆	4日
マグネシウム	リンゴ	1時間で20%
硫黄	菜豆	8日
塩素	菜豆	1~2日
鉄	菜豆	24時間で8%
マンガン	菜豆	24~28時間
亜鉛	菜豆	24時間
モリブデン	菜豆	24時間で4%

* 文献2 443頁より抜粋

表2 葉面施与養分の移動性の比較
(各グループ内では上にある方が移動性が大きい)

易移動性	移動性	部分的移動性	非移動性
窒素	リン	亜鉛	ホウ素
ルビジウム	塩素	銅	マグネシウム
カリウム	硫黄	マンガン	カルシウム
ナトリウム		鉄	ストロンチウム
セシウム		モリブデン	バリウム

な値が得られている。

物質が葉から他の器官や組織に長距離を移動するプロセスは葉肉細胞への吸収されやすさとは全く別である。例えば Ca^{2+} と PO_4^{3-} を比較すると Ca^{2+} は吸収されやすいが、ほとんど移動せず、逆に PO_4^{3-} は吸収性では Ca^{2+} に劣るが、移動性は非常に大きい。各種元素の葉から他部位への移動しやすさについての元素間比較は表2に示すとおりである。葉から他部位への移動は主として師部師管内を転流することによってなされ、師管内に物質がとりこまれる段階——loading(荷積み)という——と、転流した部位(シンク sink)での放出の段階——unloading(荷おろし)という——を含む。他部位への移動性の違いは主としてloadingの際に決定される。葉に多くとりこまれてもloadingが少ないと移動しないこととなる。すなわち、葉の細胞にとりこまれてから師部近傍の細胞までは細胞から細胞へとシンプラズムによって移動していく。シンプラズムによる移動というのは細胞の内部を原形質流動に乗って移動し、隣接細胞へ

は細胞間連絡を通じて拡散するというプロセスで、この段階では物質の選択は生じにくい。物質が師部師管もしくは伴細胞に入る前には一度細胞の外、すなわちアポプラズムに出て、そこから師部内に膜透過を経て、選択的にloadingされる。師管内にとりこまれた物質は原則として、物質を供給する器官(source,ここでは葉)と受容する器官(sink,子実や生長点等)の間の膨圧の差によって生ずる圧流によって移動するため、管内の移動性は物質間で大きな差は生じないと推測される。sinkでのunloadingのプロセスについては未明のことが多く、時にはunloadingも移動性を制限する。しかし、師管へのloadingが物質の移動性を制限する主要な段階であることは確かであり、師管内を流れる液(師管液)に多く含まれる物質は移動性も大きいといえる。最近、筆者らはイネの師管液を採取し、その化学組成を明らかにしつつある。以下にその研究結果の一部を紹介し、移動性との関連を論じたい。

2 師管液採取法

師管液は前述のように膨圧差によって流れており、師管内は陽圧になっているので、管に孔をあけるか、切断すると自然に液は溢泌されてくる。従って師管液の採取は何らかの方法で師管を傷つけることによってなされる。従来から広く用いられている方法としてはincision method(切断法)というのがあるが、これは茎の表面をカミソリの刃などで浅い切り傷を入れて、茎表面に存在する師部を切断して、そこから溢泌する液を採取する方法であり、茎表面に師部が頻度高く分布しているヒマ(Ricinus)のような植物に応用され成功している⁴⁾。この方法の問題点は師管液以外の組織液の混入があること、切断後比較的速やかに溢泌の停止するplugging(師孔閉塞)が生ずること、そして液の組成が短時間内に急変することである。最近ではpluggingを防ぐためにEDTA処理などをする⁵⁾が、処理による植物の生理的変化の恐れもある。また、マメ科植物のサヤの部分、特にサヤの先端には通導組織が集中しており、この部分を薄切するとやはり師管液が溢泌し、採取できる。この方法はpod leakage technique(サヤの切断法)と呼ばれている⁶⁾が、マメ科植物にしか応用できないこと、組織液の混入のあること、plugging防止にEDTA処理の必要なこと、液組成に急激な変化のあることなどの問題がある。しかし、液の採取が比較的容易なことから最近、広く用いられている。これらとは別に特異な採取法としてアブラムシ(aphid)を用いて師管液を採取する方法——aphid technique——というのがある⁶⁾。アブラムシはその口針を植物の師部に挿入し、師管液を吸汁して栄養にしている昆虫である。アブラムシが師管液を摂取している際、その口針部を何らかの方法で切断すると口針切断面から師管液が溢泌する。この方法は口針が師部に直接挿入されているので、組織液の混入の恐れのない純粋な師管液を採取できる。またpluggingが生じにくいので長時間にわたって液を採取できることや、多くの植物に応用できることなどの利点がある。しかし、得られる液の量が微量のため、分析が困難であることと液を採取できる確率が小さいという欠点がある。

筆者は河部暹氏(農水省東北農試)らと協力して、最後に述べたaphid techniqueを応用して、

世界で初めてイネから師管液を採取し⁷⁾その組成を明らかにした^{8),9)}。

イネの場合は特定の部位に通導組織が集中して分布するということがないため、incision method等による液の採取は困難なので、aphid techniqueを応用した。この場合、アブラムシを用いるのが普通であったが、イネのアブラムシは小型で扱いにくいので、筆者らはイネの吸汁昆虫のトビイロウンカを用いた。また、口針の切断にはレーザー光線を用いた。アブラムシの場合は二酸化炭素気流中で麻酔して、ハサミやナイフ等で切断することも可能だが、トビイロウンカではそのような方法は適用できず、昆虫に接触することなく、離れたところから切断する必要があった。このような方法で、口針が切断され液を採取できる確率は低いものであるが、何回かの試行によってイネから師管液が採取される。うまくいく時には20時間に及んで溢泌することもあるが、多くの場合、採取される液量は10 μ l以下である。

3 師管液組成と元素の移動性

採取した微量の師管液の組成に関しては最近進歩した各種クロマトグラフィー等の分析手法のおかげで、確度の高い情報が得られている。液中の糖はTMS化してガスクロマトグラフィーで測定したところ、スクロースのみが検出され、その濃度は10~25%(W/V)であるこ

表3 イネ師管液のアミノ酸, アマイド

植物名 物質名	イネ
グルタミン	32.18 μ mol/ml
グルタミン酸	61.06 "
アスパラギン	142.89 "
アスパラギン酸	10.51 "
スレオニン	24.08 "
グリシン	4.41 "
アラニン	2.37 "
セリン	55.12 "
γ -アミノ酪酸	ND* ¹
バリン	27.98 "
イソロイシン	15.98 "
フェニルアラニン	20.01 "
ヒスチジン	6.83 "
ロイシン	13.36 "
リジン	21.45 "
アルギニン	18.14 "
システイン	痕跡
メチオニン	"
プロリン	12.80 "
チロシン	8.27 "
液の採取法	アブラムシ技法

* ND: 検出不能

とが判明した。糖の分析に要する液量は $0.1\mu\text{l}$ 程度であった。アミノ酸は液体クロマトグラフィーで測定され $0.1\sim 0.5\mu\text{l}$ 程度を用いれば蛍光検出法で表3に示すように15種類程のアミノ酸が定量される。このうち、アスパラギンの濃度、あるいはアスパラギンとアスパラギン酸の濃度比は品種によって、また、イネの栄養条件等によって変動しやすいことが知られた。有機酸も液体クロマトグラフィーで測定されており、リンゴ酸やコハク酢等が含有されている。

糖の分析結果に典型的に示されているように、師管への物質のloadingは選択的かつ積極的なプロセスである。すなわち、師管液にはスクロースのみが $10\sim 25\%$ の高濃度で検出されるが、イネの葉の組織にはこれほど高濃度にスクロースは存在せず、またスクロース以外にも多くの糖類が存在している。師管は葉の組織からスクロースを選択的に濃縮しているわけである。このような選択・濃縮機構としては図3のようなproton-sucrose co-transport機構が考え

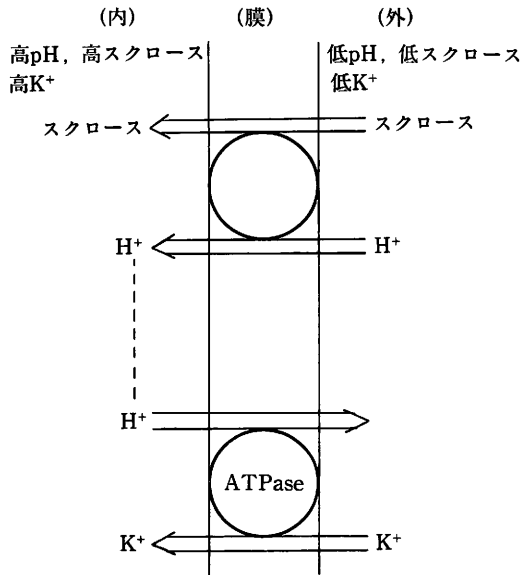


図3 プロトン・スクロースCo-transport(共輸送)のモデル図

られている¹⁰⁾。この説の詳しい説明は省くが、要するに師管あるいは伴細胞の細胞膜にスクロースのキャリアー(担体)が存在し、このキャリアーが膜外面でプロトンと結合することによってスクロースに対する親和性が高まってスクロースと結合し、膜内面に運ぶ。膜内は高pH条件のため、プロトンとスクロースが放出される。キャリアーから離れたプロトンは膜に存在するATPアーゼの働きで外に汲みだされ、膜内pHを膜外より高く保つ。プロトンが汲み出されると交換に電気的中性を保つために K^+ がとりこまれるわけである(図3)。この説から推定されるように師管液のpHはやや高く、弱アルカリ性(pH8)であり、陽イオンとしては K^+ が最も多い。同様なメカニズムはアミノ酸のとりこみにも働いていて、ある種のアミノ酸は濃縮され、他のものは僅かしかとりこまれないという選択がpHに依存した形でなされているよう

である。

このようなloadingにおける選択的・濃縮機構は、一般の無機元素の場合にも働いていると考えられる。微量な液中の無機元素の分析はICP-AESを用いてなされる。この場合も液量が少ないので、1 μ lの師管液を30 μ lの10ppm Sc Cl₂液で希釈し、その20 μ lを特殊加工したテフロンカップから瞬間的にICP-AESのプラズマ中に導入して、発光強度を測定するというマイクロサンプリング法^{(11)(7),(8))}によって測定したり、あるいは1 μ lの師管液を100 μ lに希釈し、その10 μ lをタングステン製炉(MFLA)(図4のC内)の上に移し、MFLAを加熱して液を乾燥→灰化→原子化させ、その原子化蒸気をICP-AESのプラズマ(図4のA)中に導入するという、いわば原子吸光のフレイムレス法と類似の手法で測定する(MFLA-ICP法)(図4)。このような方法でCa, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Znが定量され、その結果は表4に示してある。また、無機の各種アニオン(Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻)の分析はイオンクロマトグラフィー(IC)を用いることによって可能であり、図5にICのクロマトグラムが、表4には分析値が示されている。無機元素の分析結果(表4)からKが圧倒的に多いことがわかる。これは先述のスクロースのとりこみの機構(Proton-sucrose co-transport)から理解されることだが、同時にこの元素の移動性の大きいこともわかる。CaとMgを比較するとMgの方がCaより多く含まれ

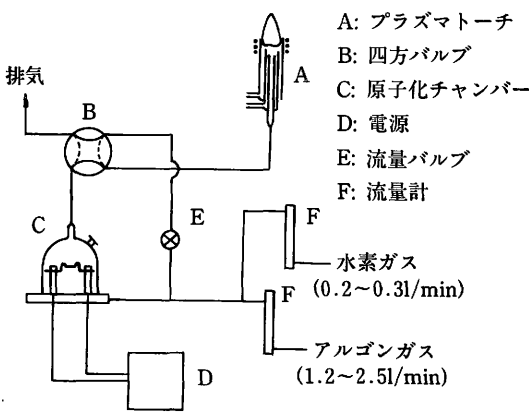


図4 MFLA-ICPシステムのモデル図

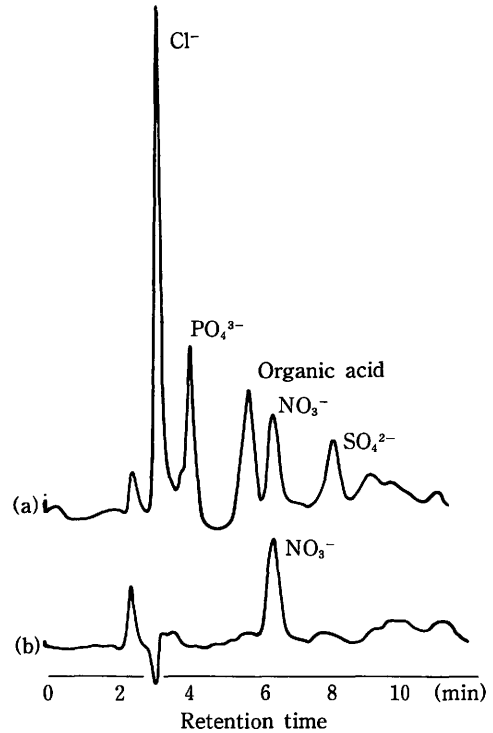


図5 アニオンのICクロマトグラム
 (a)は、電気伝導度 (b)はUV₂₁₀でそれぞれ検出した。

表4 ICP-AESとICによるイネ師管液中アニオンと無機元素分析値²⁾

物質名	植物名	イネ師管液
全 P		0.444mg/ml
ア HPO ₄ ²⁻ (PO ₄ ³⁻)-P*		0.144 "
ニ 全 S		0.066 "
オ SO ₄ ²⁻ -S*		0.051 "
ン Cl ⁻ *		1.989 "
NO ₃ ⁻ -N*		0.057 "
K ⁺		4.14 "
Na ⁺		
カ Ca ²⁺		0.045 "
チ Mg ²⁺		0.056 "
オ Cu ²⁺		0.010 "
ン Zn ²⁺		0.046 "
Mn ²⁺		0.007 "
Fe ³⁺		0.147 "
液の採取法		アブラムシ技法

注) 表のイオン種のうち*はIC(イオンクロマト)による分析, 他はMFLA-ICP(図4)による分析で得られた値。

ている。これはイネの成熟した茎葉の含有割合とは逆である。成熟した組織, すなわち, 師管液の source になる器官ではCaの方がMgより数倍多く含まれている。このことはCaよりMgの方がloadingされやすいこと, そして, Mgの方がCaより移動性の大きいことを意味している。Mgの移動性に関してはBukovacらがbeanではMgの移動性がCaと同様に小さいことを, 葉に塗布したMgのRIの分布状態(オートラジオグラム)から示唆している^{2),3)}。植物のMg欠乏症が古い組織にあらわれ, 新しい組織にあらわれにくいことから, Mgは移動性の大きい元素だと考えられていたが, これについてBukovacらは根から吸収されたMgは新しい組織に移動しやすいが, 葉からの再転流はあまりないと主張した。しかし筆者らの師管液の分析結果はMgがやはり再転流しやすい元素であることを示しており, Bukovacらの結果は何か別の要因(葉の年齢, MgのRIの葉面塗布方法や塗布量など)が働いて非移動性と判定されたものと思われる。

次に重金属類であるが, ZnがMnやFeより多いことが大きな特徴で, sourceである成熟葉中の含有率とは逆転している(表4)。すなわちZnは比較的移動性が大きく, MnやFeは小さいといえる。Cuも葉中の濃度が低い割には師管液中にMnと同程度か, それ以上含まれていて, 子実や若い組織へは比較的転流しやすい元素である。しかし, Cu欠乏になると転流しにくいようである¹²⁾。アニオンについてみると, Cl⁻が最も含まれ, 移動性が大きい。PO₄³⁻も比較的多いが, リンが師管内をどのような形態で移動しているかについては, 問題が残されている。

ICの結果とMFLA-ICPの結果を比較してみる限り(表4), 50%以上のPは, PO_4^{3-} (pH8.0の師管液ではほとんど HPO_4^{2-})の形で移動している。このことは師管液のpH8.0の条件ではFe, Mn, Ca, Zn, と PO_4^{3-} が不溶性のリン酸塩を形成する恐れのあることを示唆する。CuやZnは多分アミノ酸, 有機酸等との錯イオンを形成して安定化しているのであろうが, MnやCaはそのような安定な錯体を形成しにくい。これらの元素の師管液中の濃度が低く抑制されていることは, Pの移動に意義のあることであろう。 PO_4^{3-} -P以外の形態としてATPの存在が示唆されている。

以上のように師管液組成はソースである成熟葉の組成とは異なったものであり, 師管への物質とりこみに際しキャリアー(担体)の介在した選択的膜透過プロセスが関与している。ところでシンクである若い組織(未熟葉, 若い子実等)の化学組成と成熟葉のそれとを比較すると, 若い組織には比較的, N, P, Kが多く, MgがCaより多く, ZnやCuがMnより多いなどの特徴が認められる。これらの元素は若い組織の生長に特に必要なものと考えられ, これらの元素が師管内にとりこまれやすく, 従って葉からの移動性が高いということは興味深い。

われわれが食物にする部分は子実やイモなどの貯蔵組織が多い。ここへの無機元素の移動は主として師管転流による。葉から吸収されたRIの子実への移動も師管によるであろう。従って, CsのようなものはKと同様移動しやすく, SrはCaと同様で子実へは入りにくいであろう。著者は ^{109}Cd をイネの葉面に塗布し, それが子実へとりこまれる様子を解析したことがある¹³⁾。それによると, 葉に吸収されたもののうち2~3%が子実へ転流していた。ZnやCuはCd程度の移動性であろう。Fe, Mn, Caはそれより少ないものと思われる。ただし, これは元素が遊離のイオンとして与えられた場合である。キレート塩あるいは有機金属化合物のような形で与えられた場合については十分な研究がない。

参考文献

- 1) Martin, M. H. & Coughtrey, P. J. ; Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution. Land and Air Chapt. 3. The Use of Vegetation for Monitoring Airborne Heavy Metal Deposition, pp60-105, Applied Sciences, Publishers, London & New York, (1982)
- 2) Wittwer, S. H., Bukovac M. J. & Tukey, H.B.: Advances in Foliar Feeding of Plant Nutrients. In "Fertilizer Technology and Usage(Edt by M.H. McVichker, G. L. Bridger & L.B. Nelson) pp 429-455(1963)
- 3) Bukovack, M. J. & Wittwer, S. H.: Absorption and distribution of foliar applied mineral nutrients as determined with radioisotopes. In "Plant Analysis and Fertilizer Problems(Edt. by W. Reuter) pp215-230, American Institute of Biological Sciences, (1960)
- 4) Hall, S. M. & Baker, D. A.: The chemical composition of Ricinus phloem exudate. *Planta* 106, 131-140, 1972
- 5) Pate, J. S., Sharkey, P. J. & Lewis, O. A. M.: Phloem bleeding from legume fruits

- A technique for study of fruit nutrition. *Planta*, **120**, 229-243, 1974.
- 6) Weatherley, P. E., Peel, A. J. and Hill, G. P.: The physiology of the sieve tube, Preliminary experiments using aphid mouthparts. *J. Exp. Bot.* **10**, 1-16, 1959
 - 7) Kawabe, S., Fukumorita, T. & Chino, M.: Collection of rice phloem sap from stylets of homoptreous insects severed by YAG laser, *Plant & Cell Physiol.* **21**, 1319-1327, 1980
 - 8) Fukumorita, T. & Chino, M.: Sugar, amino acid and inorganic contents in rice phloem sap. *Plant & Cell Physiol.*, **23**, 273-283(1982)
 - 9) Hayasi, H. & Chino, M.: Nitrate and other anions in the rice phloem sap. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 325-330, 1985
 - 10) Giaquinta, R.: Possible role of pH gradient and membrane ATPase in the loading of sucrose into the sieve tubes. *Nature*, **267**, 369-370, 1977
 - 11) Uchida, H., Noziri, Y., Haraguchi, H. & Fuwa, K.: Simultaneous multielement analysis by inductively coupled plasma emission spectrometry utilizing microsampling techniques with internal standard. *Anal. Chim. Acta*, **123**, 57-63, 1981
 - 12) J.F. Loneragan, K.Snowball & A.D. Robson: *Ann. Bot.* **45**, 621-(1980)

1.2 放射性核種の葉面吸収と転流

柳 澤 啓*

Migration of Radionuclides from Leaf Surface to Edible Part of Radish

Kei Yanagisawa

Division of Radioecology

Nakaminato Branch, National Institute of Radiological Sciences,
Isozaki 3609, Nakaminato-shi, Ibaraki, 311-12 Japan

Abstract

Airborne radionuclides such as ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn are found in the atmosphere mostly as particulate form. Some of them have been detected in the vicinity of nuclear facilities.

It is known that the nuclides on the leaf surfaces partly dissolve in water-drops and/or dewdrops and enter inside the plants.

So foliar uptake-retention and foliar uptake-translocation of ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn in radish were examined. A radioactive aerosol exposure device was developed to attain uniform distribution of those nuclides on the leaf surfaces of the plant. Humidity is closely related to the retention and the translocation of the nuclides in the plants. So, after exposure, half of the radish was grown in the atmosphere whose humidity was 70% in the daytime and 100% in the night(Group A). The other half was grown under constant humidity of 70% through day and night(Group B). Outline of the device and the results obtained are summarized below.

* 放射線医学総合研究所環境放射生態学研究部

1) Outline of the device: The device consists of exposure chamber, aerosol generator, hydrophobic filter, cotton plug and HEPA filter.

Test run showed that almost all of the radioactive aerosol was trapped in hydrophobic filter, but negligible amount of radioactivities were sometimes found in cotton and HEPA filters.

2) Retention and translocation of ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn in radish : 24, 48, 72, 96 and 120 hours after exposure, the leaves were washed with water. Percentage retentions for Group B were always less than that for Group A. Percentage translocations of ^{60}Co and ^{137}Cs to the tubers of Group A were 10-30%, while those of Group B were about 10%. Only a few percentage translocations of ^{85}Sr and ^{54}Mn were observed for both Groups.

1 はじめに

原子力施設から大気中に放出された放射性物質の中で圃場に降下したものはまず農作物および土壤に沈着する。そして葉面あるいは土壤を経て農作物にとりこまれ、これらのうちの一部は可食部に蓄積される。地表単位面積当りの作物葉面に付着する放射性核種の量は農作物が小さい生育初期の段階では葉面積が小さいために少ないことが予想される。しかしながら最繁期には殆んど地表を葉でおおいつくす農作物もあり、農作物の生長に伴って葉面付着量は急激に増加する¹⁾。

放射性核種の農作物葉面への付着量および葉面からの降雨等による除染率を実験的に求めようとする試みは海外において、圃場および草地を用いたフィールド実験が行われている^{2),3),4)}。すなわち野外で実際に放射性核種の水溶液ならびにこれらを取りこませた微粒子を草本性植物群落に噴霧し、付着率ならびに残存率を経時的に求めている。しかしながら実際の農作物において各種の作物に付着したRI量と可食部に蓄積されたRI量を求めようとする実験は極めて少ない。わが国では実際に野外で放射性核種を使用したトレーサー実験を行うことが法的に不可能である。したがって農作物葉面へのRI付着実験はRI実験施設内の人工気象条件下において行わなければならない。今回実験に用いたRIは ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co , および ^{54}Mn であるが⁵⁾, ^{60}Co , および ^{54}Mn は原子力施設周辺の松葉から検出されたことのある核種であり⁵⁾, 農作物葉面に付着して吸収されうる可能性のある核種である。またSrとCsは核実験の際に大気中に放出された代表的な核種である。このような核種を葉面に付着させ、究極的に可食部に移行する放射性核種の量を推定するためには実際に葉面にRIを付着させてその移動の様子を実験的に追跡することが望ましい。簡易な実験手法で葉面にRIを付着させるにはいくつかの方法が考えられる。すなわち葉面が極めて強い疎水性であるために、RI溶液に界面活性剤を加えて付着させる方法およびRI溶液に葉を浸す方法などである。前者では付着が安定しているものの界面活性剤が溶液の乾燥に伴って濃縮され葉に損傷を与えることが考えられる。後者では最初

に付着した量がわからないと同時に、溶液中に葉を入れることから葉の呼吸を含めたガス交換を阻害して代謝を乱すことが考えられる。そこでRI溶液を微小な液滴として農作物葉面に付着させ、その後の挙動を追跡する方法を検討した。本報告は、①葉面に放射性核種の溶液の粒子を付着させる方法の検討、②付着した放射性核種の葉面からの吸収、③葉面からの吸収、転流に及ぼす湿度の影響、④水洗による除染率、について実験を行ったものである。

2 実験装置の開発とRIの葉面沈着に関する予備実験

放射性核種の水溶液を霧状に変える装置として市販の超音波型加湿機を使用した。加湿機は通常1.65MHzの超音波により直径10–30 μ の水滴を発生する。農作物の葉1枚に霧状水溶液を付着させるために使用した装置の概要をFig. 1に示す。RI溶液溜の下部に装着した超音波振

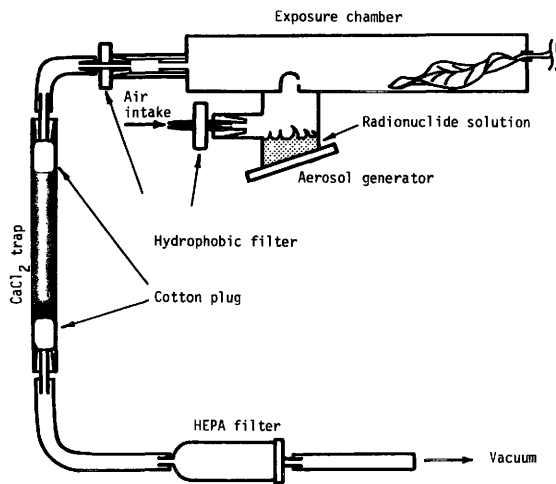


Fig. 1 Exposure apparatus for preliminary experiment.

動子に高周波を入力すると、RI溶液は霧状となりRI溶液溜の上部の空間にたまる。フィルターを経て流入した外気とともに霧状水溶液は曝露容器中に流入し、底部の穴から葉の方向に流れる。ここで葉と容器の内側に付着しなかった霧状水溶液は空気とともに容器外に出され、疎水性フィルターで除去される。霧状水溶液を除いた排気は塩化カルシウム管で乾燥させた後、HEPAフィルターを通して外に放出される。本装置内の空気を循環させるためにHEPAフィルターの後部排気口を電動水流アスピレーターで吸引した。

本装置の安全性ならびに性能を試験するために過マンガン酸カリウム水溶液およびメチレンブルー水溶液を実際に本装置のRI溶液溜に入れ、試験的にこれらの水溶液の霧状溶液を発生させ、装置内に充満させるとともに回収装置の性能等を試験した。その結果安定した状態で霧状水溶液を発生させるためには水溶液が35-40ml必要であった。水に溶存する塩や色素は疎水性フィルター以後のフィルターには見出されなかったが、塩化カルシウム管には水蒸気の回収

にともなうCaCl₂粒子の潮解が認められた。また、疎水性フィルターは約3mlの水でフィルター全面がおおわれるために、排気口を吸引しても本実験装置内を外気が循環しないことがわかった。水溶液中の塩および色素が疎水性フィルターを通過しないことから実際にRIを使用することができるかと推察された。しかし同時に装置内の汚染を少なくし使用するRI量を少なくするための改良を行う必要があることを認めた。

ピーマンは葉の表面が平らで栽培が容易な農作物である。本装置を用いて発芽後2ヶ月間栽培したピーマンの葉1枚に⁶⁰Coを添加した溶液を90秒曝露した。曝露する際に葉の表面に小紙片を付着させて葉の単位面積あたりに付着した霧状水溶液の量を測定した。Table. 1に示す

Table 1 Deposited activity of ⁶⁰Co/unit area of front side and reverse side of pimento leaves. (cpm/cm²)

No. 1		No. 2		No. 3	
Front side	Reverse side	Front side	Reverse side	Front side	Reverse side
492.4±5.8	12.3±3.9	493.2±5.8	10.5±3.9	211.1±4.8	4.0±3.9
407.4±5.5	12.9±3.9	611.7±6.2	7.7±3.9	716.9±6.4	14.2±3.9
573.0±6.1	15.3±3.9	753.0±6.6	17.2±3.9	268.3±5.0	10.1±3.9
414.7±5.6	15.2±3.9	817.8±6.8	14.1±3.9	837.6±6.9	7.4±3.9
563.0±6.0	12.3±3.9	1018.7±7.3	14.8±3.9	582.4±6.1	15.3±3.9
Mean					
490.1±81.2	13.6±3.2	738.9±203.7	12.9±5.5	523.3±277.5	10.2±6.4

ように⁶⁰Co溶液は大部分が葉の表側に付着し、単位面積あたりに付着した⁶⁰Co量は1枚の葉全体で±50%程度の変動があることが示された。曝露実験後疎水性フィルターとこれに続く綿栓、塩化カルシウム粒子およびHEPAフィルターの放射能を測定したところFig. 2のように

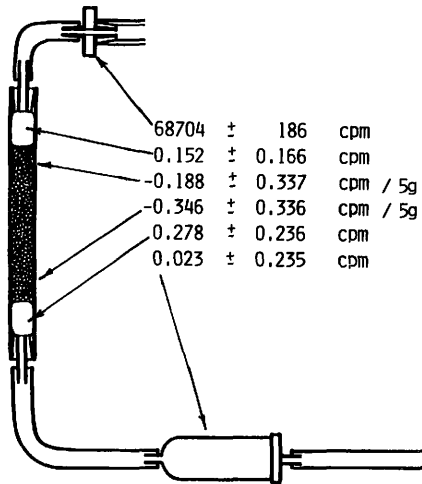


Fig. 2 Contamination of apparatus after exposure experiment.

疎水性フィルター以後のフィルターには殆んど放射能が検出されなかった。よって ^{60}Co 溶液は疎水性フィルターでほぼ完全に除去されると考えられる。 ^{60}Co 溶液を曝露して3日後、曝露した葉を水洗し、除染される割合、残存する割合および各器官に転流した割合を求めた。Fig. 3

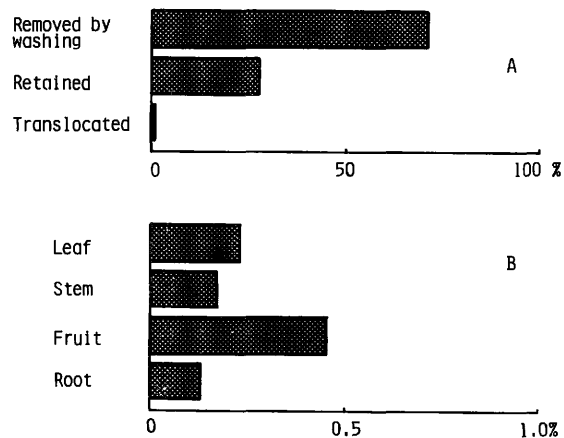


Fig. 3 Percentage removal of ^{60}Co from leaves by washing(A) and distribution in various organs(B).
72 hours after exposure.

に示すように付着した ^{60}Co のうち水洗で除去される割合は約70%であり他の大部分は曝露した葉に残存した。曝露した葉から他の器官に転流される割合は葉に付着した ^{60}Co のうち1%程度であった。これら他の器官に転流した ^{60}Co のほぼ半分が果実に見出された。

以上のように本装置を使用すると霧状のRI溶液を葉面に付着させることが可能であり、発生した霧状のRI溶液をほぼ完全に回収することが可能である。さらに詳細な実験を進める上での問題点として本実験は ^{60}Co 溶液を1枚の葉に曝露した後通常の栽培装置内で3日間栽培した後得られた結果であるが、葉に付着した ^{60}Co 溶液は曝露実験終了後すみやかに乾燥する。このために葉面からの吸収を連続的に維持することが困難であった。またRI溶液と超音波振動子が直接接触するために実験毎に超音波振動子を交換しなければならない等の問題点が明らかとなった。自然条件下においては降雨や夜露によって一旦乾燥したRIが水に接する機会が度々あり、葉面からの吸収が促進される可能性がある。しかし本実験ではこれに相当する加湿処理を行わなかったことから葉面における吸収量ならびに転流量が過少に評価されている可能性がある。このような問題点を解決するため装置の改良を行うと同時に湿度の影響について検討を加えることにした。

3 装置の改良と葉面吸収に及ぼす湿度の影響

放射性核種の葉面吸収は大気の湿度によって大きく変動し、高湿度の条件下では吸収が促進

される。これは大気中の水蒸気によってクチクラ層が拡張することおよび葉面に付着した放射性核種が溶解することが主たる原因であると考えられている。よって高温条件では葉から水洗で除去されないRIおよび葉から他の器官に転流されるRI量が大きくなることが予想される。以下加湿の有無が葉面吸収に及ぼす影響を ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{85}Sr および ^{54}Mn を用いて比較した実験についてその概要を述べる。

ハツカダイコンを砂上に播種し、播種後5日目に水耕栽培に移した。水耕栽培を開始して15日目に後述するような霧状水溶液発生装置を使用して ^{85}Sr , ^{54}Mn , ^{137}Cs および ^{60}Co を添加したRI溶液(1 $\mu\text{Ci}/\text{ml}$)をハツカダイコンの葉に曝露した。曝露終了後ハツカダイコンは2区に分けて人工気象室内で栽培を続けた。すなわち一方は夜間の相対湿度を95%以上に保持できるように加湿装置を使用して加湿し(加湿区)、他方はそのまま加湿しないで栽培した(無加湿区)。栽培条件は両区共通に昼12時間 25°C 20KLux, および夜12時間 20°Cであった。試料の採取は曝露終了後24時間, 48時間, 72時間, 96時間および120時間後に行った。採取後ハツカダイコンを各器官に解体しGe半導体検出器およびMCAを使用して各核種の器官別濃度を求めるとともに葉については水洗して除染されるRI量を求めた。

本実験に使用したRI溶液曝露装置をFig. 4に示す。本装置はハツカダイコン地上部全体に

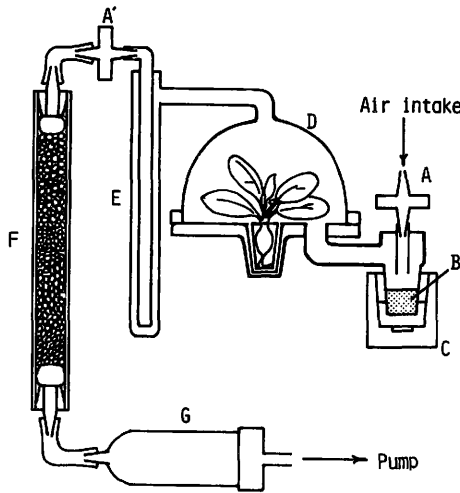


Fig. 4 Schematic diagram of exposure apparatus.
A, A': Hydrophobic filter, B: Radioisotope solution, C: Ultrasonic generator, D: Exposure chamber, E: Paper filter, F: CaCl_2 column, G: HEPA filter

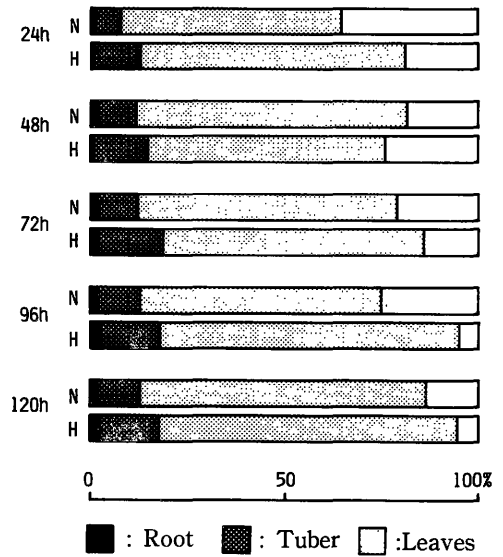


Fig. 5 Percentage distribution of ^{137}Cs in various organs of radish and percentage removal from leaves by washing as a function of time after exposure.
■ : Root ■ : Tuber □ : Leaves
□ : Removed by washing
N: Non humidified H: Humidified

霧状RI溶液を曝露できるようにするとともに以下に述べるような改造を行った。霧状水溶液の発生装置はRI溶液溜として合成樹脂製の容器を超音波振動子の 2 cm に装備し、超音波振動子からの超音波を水を通してRI溶液溜に導き、RI溶液を霧状に変化させるようにした。このような改良を行うことによってRI溶液により超音波振動子が直接汚染しなくなった。また曝露容器と疎水性フィルターの間にもろ紙フィルターを設け曝露容器から排出される空気中に含まれる霧状RI溶液の大部分をここで除去し、ろ紙フィルターを通過した霧状水溶液を疎水性フィルター以下の装置で除去するようにした。本装置を用い、ハツカダイコンについて得られた実験結果は下記の通りである。

ハツカダイコンの葉に付着した ^{137}Cs の除染率ならびに体内各器官における分配率の経時変化はFig. 5のようであった。水洗によって除去される割合は時間の経過に伴って小さくなった。加湿の有無で比較すると加湿区の方が無加湿区と比較して水洗されず葉に残存する割合が高くなる傾向がみとめられた。ハツカダイコン各器官における分配率をみると葉に最も高い割合で見出されるが可食部であるカブにも付着した ^{137}Cs のうちの $10\sim 30\%$ が見出される。カブでは加湿の有無で比較すると加湿区のハツカダイコンにおいて分配率が無加湿区よりも大きくなること認められた。葉および根に分配される ^{137}Cs については本実験の範囲で加湿の有無による差が明確ではなかった。

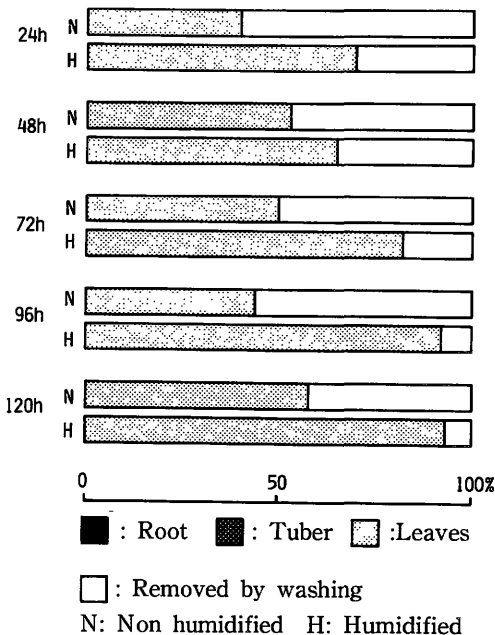


Fig. 6 Percentage distribution of ^{85}Sr in various organs of radish and percentage removal from leaves by washing as a function of time after exposure.

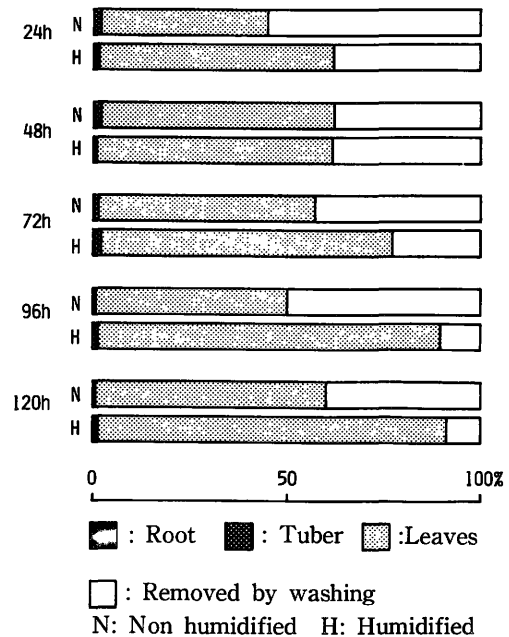


Fig. 7 Percentage distribution of ^{54}Mn in various organs of radish and percentage removal from leaves by washing as a function of time after exposure.

^{85}Sr ではFig. 6のように本実験期間中葉から他の器官への転流は加湿区においても無加湿区においても殆んど認められなかった。しかしながら水洗されずに葉に残存する割合は無加湿区において殆んど変化しないのに対し、加湿区では時間の経過に伴って大きくなった。最終的には無加湿区で約60%であるのに対し、加湿区では90%以上に達した。以上のようにSrとCsの挙動には大きな相違が認められる。Tukey⁵⁾らはアルカリ金属元素は転流しやすいが³⁾、アルカリ土類金属は転流し難い傾向のあることを報告しているが³⁾、本実験からもこれを支持する結果が得られている。

Fig. 7のように、 ^{54}Mn では ^{85}Sr と同様に葉に残存する割合は無加湿区と比較して、加湿区では時間の経過に伴って大きくなった。すなわち無加湿区においては、水洗されないで葉に残存する割合が実験期間中50~60%であり殆んど変化しないのに対し、加湿区では時間の経過に伴って大きくなり、120時間目には90%以上に達した。他の器官に対する転流も若干認められたが、これらは主としてカブに対する転流であり、最大で約3%であった。

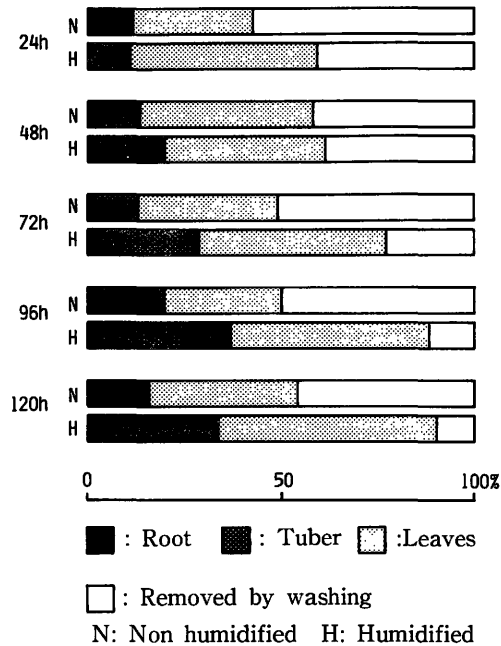


Fig. 8 Percentage distribution of ^{60}Co in various organs of radish and percentage removal from leaves by washing as a function of time after exposure.

^{60}Co ではFig. 8に示すように、加湿区においては無加湿区にくらべて除染されずに残存する割合が時間の経過に伴って大きくなると同時に、葉からカブおよび根に転流される割合も大きくなった。可食部であるカブへの分配率も経時的に大きくなり、120時間目までは加湿区において葉に付着したものの全体の約30%に達した。これは無加湿区のはほぼ2倍であった。 ^{54}Mn と比較すると水洗されずに植物体内に残存する割合はほぼ同様であるが、 ^{60}Co の方がカブに転流する割合が大きく ^{54}Mn のほぼ10倍であった。

おわりに

本実験の結果、新たに開発した霧状水溶液付着実験装置は葉面にRI溶液を付着させるために極めて有効であった。また本装置は発生した霧状RI溶液を外部に放出することなく安全に回収できることが示された。改良を加え、間接的に水を通して超音波をRI溶液に導くようにした結果、超音波振動子をRIで汚染することなく、少量のRI溶液を霧状とし、農作物葉面に付着させることが可能となった。

葉面からのRIの吸収は高湿度の条件下で促進されると考えられている。本実験で葉面に付着したRI溶液は極めて微小な粒子であるために、通常の栽培条件ではすみやかに乾燥すると考えられる。ピーマンの葉に曝露した⁶⁰Co溶液およびハツカダイコンにおける無加湿区の個体に曝露したRI溶液のうちで、植物体内に吸収転流したものは大部分溶液が乾燥するまでの短時間のうちに吸収されたものと考えられる。ハツカダイコンを使用した実験で葉から除染されないRI量が各核種について無加湿区では殆んど経時変化を示さないのに対し、夜間加湿された個体は徐々に除染されない割合が高くなった。

本実験に使用した各核種の挙動について比較すると、葉面に付着したRIは加湿区においても無加湿区においても葉に残存するRI量が増加する。このことから推察すると、葉を可食部とする農作物ではこれらの元素が葉面に付着した場合、葉に最も高濃度に蓄積される可能性のあることが推察される。一方、可食部が地下部である農作物について、ハツカダイコンのカブに転流される各核種の割合から推察すると、CsおよびCoが高い割合で葉から転流されるのに対し、SrおよびMnが低率で転流されることが示唆された。

参考文献

- 1) Muller, H., Einfeld, K., Matthies, M., and Pröhl, G.: Foliar Uptake of Radionuclides. The Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere, Dublin, 1983.
- 2) Chamberlain, A. C.: Interception and Retention of Radioactive Aerosols by Vegetation. *Atmospheric Environment*, 4 57-78. 1970.
- 3) Chadwick, R. C., Chamberlain, A. C.: Field Loss of Radionuclides from Grass. *Atmospheric Environment*, 4 51-56. 1970.
- 4) Witherspoon, J. P., Taylor, JR. F. G.: Retention of 1-44 μ Simulated Fallout Particles by Soybean and Sorghum Plants. *Health Physics*, 21 673-677. 1971.
- 5) Watabe, T., Kamada, H.: Airborne Radionuclides on to Pine Needles Collected in the Vicinity of the Nuclear Power Plant. *J. Radiat. Res.* 25 140-149. 1984.
- 6) Tukey, H. B., Wittwer, S. H., Bukovac, M. J.: Absorption of Radionuclides by Aboveground Plant Parts and Movement within the Plant. *Agr. Food Chem.*, 9 106-113. 1961.

2 経根吸収経路からの移行

2.1 移行係数を用いる方法

座長 梅林正直

2.2 可給態測定法

座長 天正 清

2.3 分配係数を用いる数学的方法

座長 桂山幸典

2.1 移行係数を用いる方法

1 総論

山崎 慎一*

Transfer Factor

Shin-ichi Yamasaki

National Institute of Agro-Environmental Sciences
3-1-1, Kannondai, Yatabe-cho, Tsukuba-gun, 305 Japan

Abstract

The concept of transfer factor seems to be not widely accepted among agricultural scientists. Experiments aimed to obtain the transfer factors are, therefore, rather scarce. But it was possible to calculate the transfer factors of several environmental polluting elements from a series of experiments conducted to clarify the adverse effects of contaminated soils on the yields and contents of heavy metals in brown rice.

The transfer factor of Cd, thus calculated, ranged from 0.01 to 5.00, and showed a nearly log-normal frequency distribution. The derived mean (x^*) and the "normal range" ($L-L'$) were respectively 0.32 and 0.03-3.02. ($x^* = \text{antilog } x$, $L = \text{antilog}(x-2s)$, $L' = \text{antilog}(x+2s)$; where x and s are respectively the mean and standard deviation of the log-transformed data.) The derived means and the normal ranges of Cu and Zn transfer factor were also found to be respectively 0.15, 0.03-0.76, and 1.16, 0.09-14.2.

* 農業環境技術研究所

1 はじめに

移行係数とは本来作物体中の可食部の単位重量当たりに蓄積される放射性物質の濃度と、土壌単位重量当たりに含まれる放射性物質の平均濃度の比として定義されたものである。しかし今日ではその解釈を広げて、放射性物質に限らず安定同位元素や環境中の有害物質の生物への取りこみについても用いられている。これらの場合、移行係数算出の分母となるべき土壌中の濃度には、分析の対象とされた植物体が実際に生育していた土壌の全量分析の値を用いるのが一般的である。

ただし農学関係の研究者の間では移行係数という用語にはなじみがうすく、濃縮係数という用語のほうがより一般的である。また濃縮係数を求めることを目的に行なった試験研究は多くは見いだせない。

2 移行係数の解釈

移行係数はその定義が明快なのとは対照的に、得られた値の解釈には、複雑で困難なことが多い。その理由の大半は土壌から植物体への元素の移行・吸収に関係する要因が数多くあり、加えてそれらの各要因同士が複雑に交錯していることに起因する。

植物体への吸収に特に大きく影響をおよぼしているとみられる土壌的要因としては、下記のものと考えられる。

1) 土壌のpH：金属元素、特に重金属元素類は土壌のpHが低いほど溶解性が増すことから、吸収されやすくなる。

2) 有機物含量：有機物の多くは金属元素に対して強い吸着能を示す。したがって、土壌からのこれら元素の流亡をおさえ、植物の吸収に対してプラスに作用する。しかし同時に、植物体に利用吸収されがたい形態への変化を促進して、吸収を抑制する作用をも持っている。

3) 粘土鉱物の種類と含量：有機物の作用に類似しており、元素を吸着して土壌中に保持することで有効性を増大させる能力と、不溶化させて有効性を減少させる能力とを合わせ持っている。

4) 酸化還元状態：重金属元素類の溶解性に支配的な影響力を持つ。例えば水稲中のこれら元素の濃度は酸化還元状態で大きく左右される。硫化物として沈殿する性質を持つ親銅元素は還元条件下ではその可溶性は大きく低下するが、逆にヒ素やリン酸では有効性が増大する。

5) 鉄、アルミニウム、マンガンの酸化沈殿物の形態とその量：主として土壌中で陰イオンとして行動するある種の元素、ホウ素、リン、ヒ素、セレン、モリブデンなどの主要な吸着母体として、有機物、粘土鉱物などと類似の働きをする。

したがって、単なる植物体中の濃度と土壌中の濃度の比にすぎない移行係数に、土壌間の上記諸要因の差異を超越して、明確な一定の一般的な関係を見いだすことができるとは考えがたい。

3 土壌における各種元素の濃度範囲及びそのヒストグラム

移行係数算出の分母となるべき土壌における各種元素の濃度はどのようなものであろうか。一例として種々のデータを基にして取りまとめられた結果をFig. 1に示す¹⁾。一見して言

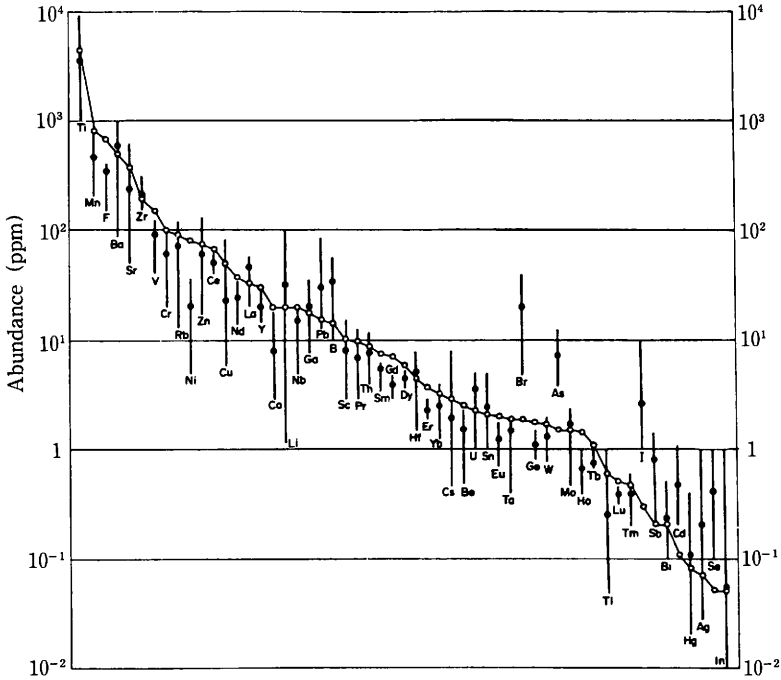


Fig. 1 Trace element in soils and the lithosphere.

Open circles, black circles, and vertical lines respectively denote mean content in the lithosphere, mean content in topsoils, and values commonly found in topsoils.

えることはその濃度範囲が特に微量元素に関しては、いちじるしく広がっていることである。土壌の定義に関する論議を行うのは本稿の目的ではないのでここでは省略するが、土壌の持つ大きな特徴の一つにその多様性がある。例えば、そのほとんどが二酸化ケイ素（石英）からなっているある種の砂も土壌であると言えるし、逆にほとんどが有機物である泥炭などもまた土壌となっている。上記の結果の一因はこの土壌の多様性に起因するものである。

さらに、それぞれの元素についても、上記の濃度範囲中に各試料が一様に分布しているのではなく、多くの場合大多数の試料はその下限付近に集中しており、いわゆる対数正規分布を示すのが普通である。Fig. 2—Fig. 4に土壌の全銅、全ニッケル、全クロム含量のヒストグラムをしめす²⁾³⁾。

したがって、土壌中での元素の濃度をその平均値および標準値差などから論ずると誤った結論に達する可能性が高い。対数変換を行ったのちに統計的な取り扱いを行うことが必要とな

る。この考えに従って上記の各元素の平均値及びその95%信頼限界の範囲（かっこ内の数字）を求めるとそれぞれ、10 (0.93-110) ppm, 27 (3.4-210) ppm, 62 (5.4-710) ppmとなる。なお対数変換を行わなければ、その平均値は高い値に影響されてそれぞれ18, 53, 150ppmとなる。

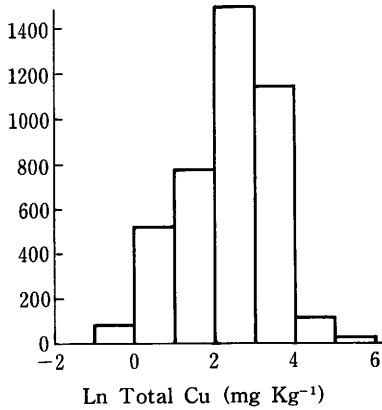


Fig. 2 Histogram showing the distribution of total copper contents after log-transformation.

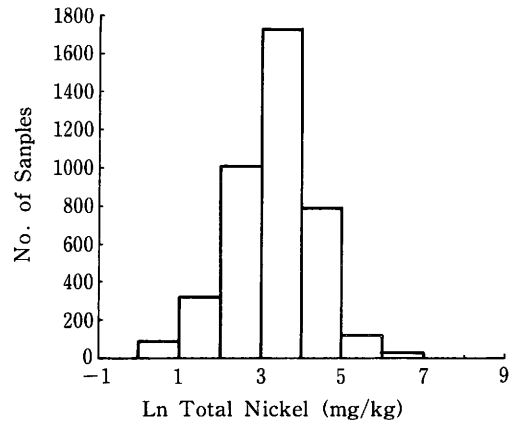


Fig. 3 Histogram showing the distribution of total nickel contents after log-transformation.

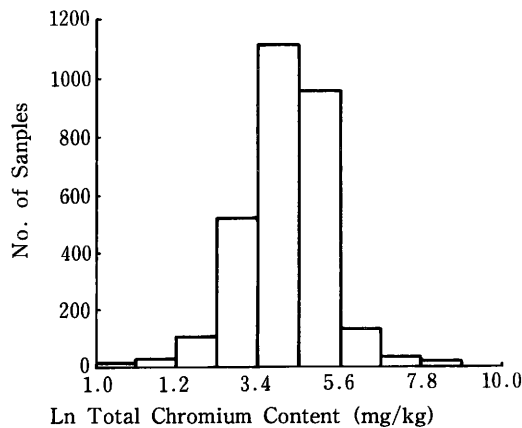


Fig. 4 Histogram showing the distribution of total chromium contents after log-transformation.

一方、植物体中の各種元素の濃度は、これまた種々の環境条件の影響を受けるが、いわゆる必須元素と呼ばれるものに関しては一定レベル以下では正常な生育が見られず、また多くの元素ではその濃度が高くなりすぎても過剰障害を起こして満足には生育できない。

したがって、両者の比として与えられる移行係数は土壤中での濃度を色濃く反映したのものとなることが予想される。

4 既往データから算出した移行係数

前述のように農学部門で移行係数を求めることを目的にした研究は多くは見いだせない。そこでそれに代わるものとして、土壤汚染問題に関連して全国的に行われた一連の研究の結果から、最もデータ数の豊富な玄米中のカドミウム濃度と、土壤中の0.1規定塩酸可溶カドミウム濃度（全量分析の値ではないので厳密には移行係数とはいえないが、ほぼ近似する値を示すと考えてよい）を用いてその比を算出してみた。

求められた移行係数は、0.01-5.0と非常に広い範囲内の値となったが、合わせて極端に低い方に片寄っていることが明らかとなった（Fig. 5）。当然予想されるように、対数変換を行うとききれいな正規分布を示すようになる（Fig. 6）。

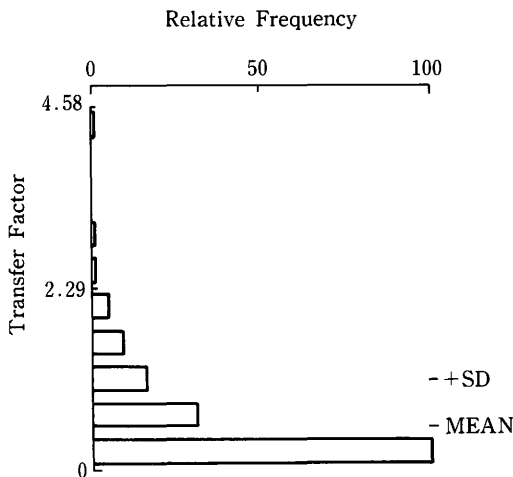


Fig. 5 Histogram showing the distribution of the transfer factor of cadmium before log-transformation.

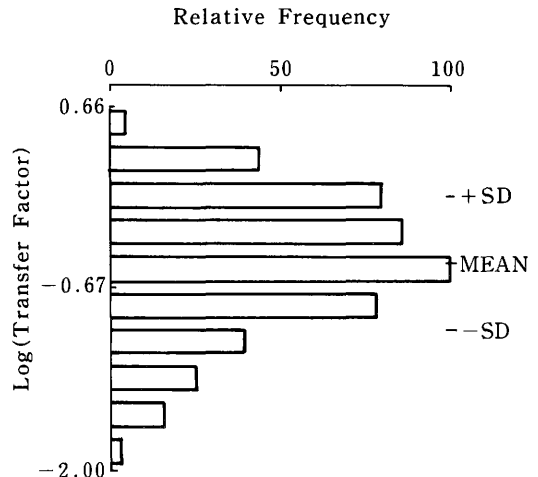


Fig. 6 Histogram showing the distribution of the transfer factor of cadmium after log-transformation.

種々の条件の差異を乗り越えて対数正規分布を取ることは注目すべき結果であるが、移行係数の範囲は（95%の信頼限界）平均値0.32を中心に0.03-3.02と100倍程度の幅があることとなる。この幅を大きいとみるか、小さいとみるかによって、移行係数法の評価は正反対となるが、2桁ほどのふれは一応常識的な値であるといえよう。

なお、ここでは紙面の都合もあってカドミウムのデータのみを示すが、同時に求めた銅、亜鉛の移行係数とその範囲はそれぞれ0.15 (0.03-0.76) , 1.16 (0.09-14.2) となり、銅でその範囲が多少狭くなっているがやはり2桁ほどのふれを示している。

5 おわりに

今後、土壌条件、栽培条件などの諸環境条件ごとにグループ分けなどを試みて、上記の移行係数の幅をさらに小さくする努力は当然続けていかなければならない。しかし、数多くの支配要因を組み込んで複雑な経根吸収モデルを作製していこうとする方向は現実的であるとは考えられない。

むしろ、移行係数法から経根吸収量を推定するに際しては、かなりの大きな幅をもって考える必要があることを十分考慮に入れて対応を進めていくのが、より現実的な解決策であると結論される。

参考文献

- 1) Kabata-Pendias, A., and Pendias, H.: Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, U. S. A. p 34, 1984.
- 2) Reaves, G. A., and Berrow, M. L.: Total Copper Contents in Scottish Soils. *J. Soil Sci.*, **35**, 583-592, 1984.
- 3) Berrow, M. L., and Reaves, G. A.; Total Chromium and Nickel Contents of Scottish Soils. *Geoderma*, **37**, 15-27, 1986.

2.1 移行係数を用いる方法

2 移行係数法によるRIの農作物への移行

住谷みさ子*

Method by Use of Transfer Coefficient

Misako Sumiya

Division of Radioecology
Laboratory for Radioecology, NAKAMINATO
National Institute of Radiological Sciences
3609, Isozaki, Nakaminato-shi, 311-12 Japan

Abstract

Transfer factor, TF value, is widely used as one of the key parameters in the equation for estimating the amount of radionuclides transferred from contaminated field to crops. This parameter is commonly defined as following;

$$TF = \frac{\text{radioactivity in crops accumulated in their life span (Bq/g} \cdot \text{wet)}}{\text{radioactivity in field soil (Bq/g} \cdot \text{dry)}}$$

This value is variable according to chemical properties of soil, plant species, chemical states of radionuclides and so on. Therefore preliminary experiments were carried out using solution culture to know the effects of those factors on the TF values. Komatsuna, Brassica campestris L., spinach, Spinacea oleracea L. and radish, Raphanus sativus L. in a definite growing stage were transplanted to culture solution in which ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{131}I , ^{54}Mn , ^{60}Co and ^{65}Zn were contained. Instead of TF values, 24 hours' uptake rates (TR values) were measured.

The effects of those factors mentioned above on the TF values were estimated from those on the TR values.

* 放射線医学総合研究所環境放射生態学研究部

はじめに

環境中に放出された放射性物質(以下RIと略す)による人体の被曝線量を予測する上で、土壌-農作物経路による被曝は重要な経路の一つである。一たん土壌に沈着したRIの農作物への移行量は、土壌の種類、作物種、作物の栽培条件、気温、湿度など、さまざまな条件により異なるため、諸外国のデータをそのままわが国に適用することには問題があると考えられている¹⁾。土壌から農作物へのRI移行量を算定するには、いくつかの方法がある。著者が今回分担することになった「移行係数法」の場合は、計算モデルそのものが非常に単純で、従って実用的である反面、これらの条件に起因する変動を補正することができないという欠点がある。従って、この移行係数(Transfer factor, TFと略す)を用いて農作物へのRIの移行量を予測する場合には、前述の変動要因に起因するTFの変動を十分把握しておく必要がある²⁾。

移行係数は、対象作物の可食部に、播種から収穫までの期間に蓄積したRIの濃度(Bq/g)と土壌(乾土)中のRI濃度の比として定義されている。従って^{1,2)}、作物の「ある生育時期」に蓄積されたRI濃度との比、(移行率)とは厳密に区別されなければならない。移行係数、移行率(Transfer Rate, TRと呼ぶことがある)ともに、通常は土耕栽培から求められるが、水耕栽培によっても求めることができる。しかし、土耕栽培で得られた値と水耕栽培で得られた値とは媒体が異なるため当然異なるものと考えられるが³⁾、TF値の核種間差、作物間差およびRIの化学形態によるTFの違いなどは、水耕栽培による短期間の吸収実験から得られる移行率からもある程度の情報が得られると考える。特に、土壌中におけるRIの化学形態を同定することはかなり難かしいので、水耕栽培実験のほうがその違いを明確に把握できるという利点がある。

著者等は、水耕法により、移行率の作物間差、核種間差、共存安定同位元素の影響、RIの化学形態の違いによる影響、作物の生育段階の違いによる影響等について実験した。ここでは実験を通じて得られた基礎的なデータについて述べる。なお、日本人の主食である米に関しては、生育段階別移行率、移行率の核種間差等について、最後にまとめて述べる。

1 移行率の作物間差、核種間差について

Table 1に、水耕法で収穫期まで育てたコマツナ、ハウレンソウ、ハツカダイコンを、¹³⁷Cs, ⁵⁴Mn, ⁶⁵Zn, ⁶⁰Co, ⁸⁵Sr, ¹³¹Iを添加した水耕液に移し、24時間の経根吸収実験を行い、その可食部への移行率を示した³⁾。水耕液にキャリヤフリーのRIを添加し、十分攪拌した後の濃度と、植物サンプリング時点の水耕液濃度の平均濃度(Bq/cm³)を分母にとり、作物の単位重量当りの濃度(Bq/g・fresh)を分子にとった比の値、(放射能比)で移行率を示した。農作物の種類はわずか3種類であるが、たてに見れば作物間差を、横に見れば核種間差の一端を知ることができる。

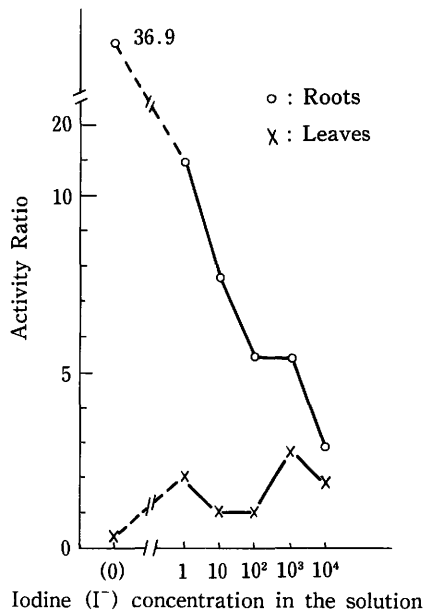
これら3種類の農作物の間では、¹³⁷Cs, ⁸⁵Sr, ¹³¹Iの3核種については、移行率にせいぜい

Table 1 Activity ratio of various radionuclides by one day uptake experiment.

Plant	Cs-137	Mn-54	Zn-65	Co-60	Sr-85	I-131
Komatsuna (Leaves)	0.87	0.84	1.23	0.38	0.70	0.31
Spinach (Leaves)	0.96	4.54	11.2	4.54	0.67	0.36
Radish (Tubers)	0.47	1.53	2.62	0.53	1.28	0.18

(Note)

- 1) Activity ratio is defined as activity per unit weight of plant sample divided by the mean activity in the culture solution.
- 2) Carrier free.

Fig. 1 Effect of stable iodine concentration on ^{131}I transfer to roots and leaves.

2倍程度の差しか認められなかったが、 ^{54}Mn については5倍以上、 ^{65}Zn 、 ^{60}Co については10倍の差が認められた、核種間差に関しては、コマツナでは比較的小さかった。すなわち ^{65}Zn と ^{131}I の間に認められる核種間差が最も大きい、それでもせいぜい4倍程度であった。しかし、ハウレンソウやハツカダイコンでは核種間で移行率が大きく異なり、特にハウレンソウでは、 ^{54}Mn と ^{131}I で10倍、 ^{65}Zn と ^{131}I の間では30倍近い差が認められた。

2 共存する安定元素濃度の影響について

水耕液の中に、前述の6核種のそれぞれについて、安定同位元素の濃度を1ppbから10,000

ppbまで変えて、RIの移行率を24時間の経根吸収実験で見たが、この濃度範囲では、地上部へのRIの移行率にはほとんど影響が認められなかった。一例として、 ^{131}I についての実験結果をFig. 1に示す。すなわちFig. 1には水耕液に ^{131}I を添加して十分攪拌し、水耕液中の安定ヨウ素イオン濃度が、1, 10^1 , 10^2 , 10^3 , 10^4 ppbになるようKIを加え、そこに収穫前のコマツナを移植し、24時間後の移行率(activity ratio)を示してある⁴⁾。根における移行率は、根表面への沈着率あるいは付着率と表現した方がよいのかもしれないが、安定ヨウ素イオン濃度が高いほど顕著に少なくなってゆくことが認められた。これは同位体希釈効果によるものと思われる。しかし、地上部に関しては、 ^{131}I の移行率にはあまり大きな変化が認められなかった。もし安定ヨウ素の移行率が一定ならば、同位体希釈効果により、 ^{131}I の移行率は減少するはずであるが、この実験では、減少が認められなかった。つまり水耕液の安定ヨウ素濃度が高ければ、それだけ多くのヨウ素が経根吸収されていることを示している。このような結果はヨウ素だけでなくCs, Co, Sr, に関しても同様に認められている。これは、土壌間差の一面として、共存する安定同位元素濃度の違いがかなりあっても、移行率にはあまり影響しないことを示唆している。しかし、移行係数を求める際には、前にも述べたように、播種から収穫までの長期間の間に植物の可食部に蓄積したRIの濃度と、土壌中のRI濃度との比をとるわけであるから、24時間の吸収実験では出現しなかった安定ヨウ素の過剰障害や、植物側の生理学的諸反応により、短時間の吸収実験による反応とは、異なった様相を示してくることも充分考えられる。

3 移行率に及ぼす化学形の影響について

村松等は⁵⁾、水耕法で $^{131}\text{I}^-$ と $^{131}\text{IO}_3^-$ との経根吸収の違いを見る実験をしている。水耕液に $^{131}\text{I}^-$ と $^{131}\text{IO}_3^-$ を加え、十分攪拌した後、収穫期のコマツナを移植したときの24時間後の地上部へのRIの移行率をFig. 2に示した。 $^{131}\text{I}^-$ の移行率は、 $^{131}\text{IO}_3^-$ よりも高いことがわかる。更に村松等は水耕液に $^{131}\text{I}^-$ 及び $^{131}\text{IO}_3^-$ をそれぞれ添加し、しばらく放置しておいても、 $^{131}\text{I}^-$ から $^{131}\text{IO}_3^-$ への化学変化も、それと反対の $^{131}\text{IO}_3^-$ から $^{131}\text{I}^-$ への変化もあまり認められなかった

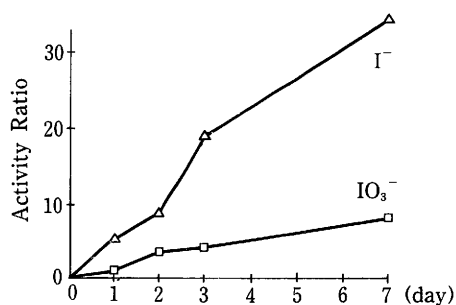


Fig. 2 Accumulation of iodine (iodide and iodate) in shoots of Komatsuna, *Brassica Rapa var pervidis*, as a function of time.

が、 $^{131}\text{IO}_3^-$ を添加した水耕液に植物を移植すると、 $^{131}\text{IO}_3^-$ から $^{131}\text{I}^-$ への変化が顕著に進行すると報告している。これによれば、 $^{131}\text{IO}_3^-$ を添加した水耕液から地上部に移行したヨウ素は IO_3^- ではなく、 IO_3^- から変化した I^- であるとの見方もできる。そこで村松らはコマツナをミキサーでくだいてジュースを作り、そのジュース中のヨウ素の化学形を調べたところ、その90%が I^- 、10%が IO_3^- であった。これら一連の実験結果から、 I^- のほうが IO_3^- よりも吸収されやすいが、 IO_3^- も吸収されないわけではないと考えられる。

4 農作物の生育段階と経根吸収について

同一作物でもその生育段階によって移行率が異なることは良く知られている。村松等の実施した、コマツナについての実験結果の中から、若いコマツナと収穫期のコマツナの $^{131}\text{I}^-$ と $^{131}\text{IO}_3^-$ の可食部への移行率をFig. 3に示した。若いコマツナのほうがヨウ素の移行率が高いことがわかる。水稻に関しても同じ結果を得ているが、それについては後述する。

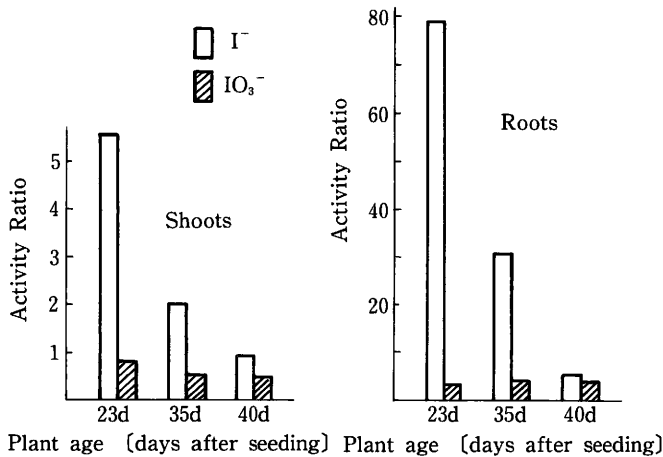


Fig. 3 One day uptake of iodide and iodate by Komatsuna, *Brassica Rapa var pervidis*, of different growth stages.

以上、水耕栽培により短期間の経根吸収実験から得られた移行率の核種間差、作物間差、共存安定元素濃度の影響、RIの化学形の影響及び植物の生育段階による移行率の違い等について、放医研で実施している実験結果につき述べてきたが、これらの事実は移行係数を求める際にもほぼ同じように認められる変動要因であろう。しかし移行係数の場合は、対象作物のlife spanに蓄積されたRIの総量と、土壤中のRI濃度との比を問題とするため、生育段階による吸収率の違い等は、幼植物と成長した植物が共に消費されているような、たとえば、かいわれと大根、もやしと枝豆、大豆などの場合を除き、直接の関係は無いと思われる。尚今後は水耕及び土耕栽培により長期の栽培実験を行い、移行係数を実際に求めると同時に、短期間の吸収実験でえられた移行率の変動要因の個々の寄与と、それらが複合された場合の寄与についても研

究を進めていく予定である。

5 経根吸収によるRIの水稲への移行^{4,6)}

著者等は^{4,6)}春日井水耕液を用い、春日井等の行なった完全栽培法に準じて水稲を予備栽培し、栽培各期間につき5日～2週間RIを添加した水耕液に稲を移し、水稲によるRIの経根吸収実験を行った。すなわち分けつ期、幼穂形成期、開花から乳熟期にかけての葉へのRIの移行率の経日変化をみたところ、¹³⁷Cs、⁵⁴Mn、⁶⁵Zn、⁶⁰Co、⁸⁵Sr、¹³¹Iのいずれの核種に関しても若い時期の稲の方がRIの移行率が高い結果を得た。

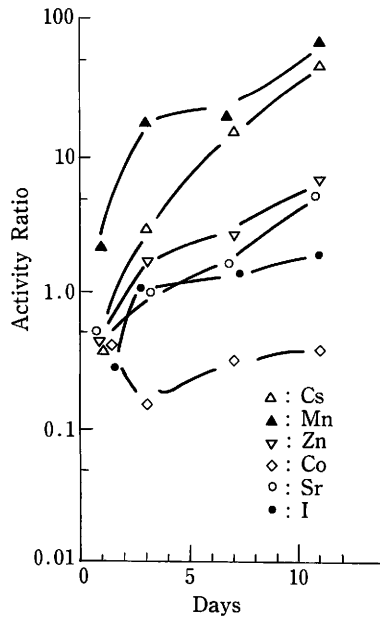


Fig. 4 Activity ratios of various radionuclides in ears of rice plants as a function of time.

しかし、¹³⁷Csに関しては、幼穂形成期よりも、開花から乳熟期にかけての移行率が高いことが認められた、このシリーズの実験では、モミが完熟するまでの全期間を追うことができなかったため、乳熟期のモミへの移行率しか求められなかった。開花期の稲をRI添加水耕液に移し、11日間の経根吸収を追った。その結果をFig. 4に示す。Fig. 4から明らかであるように11日目の乳熟期のモミへのRIの移行率は⁵⁴Mn>¹³⁷Cs>⁶⁵Zn>⁸⁵Sr>¹³¹I>⁶⁰Coの順で、それぞれ66>45>7>5.3>2>0.3であり、6核種の間で、2けたの違いが認められた。

一方、著者等は現在、土耕法で稲を栽培し、ヨウ素に重点を置いて研究を続けているが、モミに経根吸収された¹³¹Iは、そのほとんどがモミガラにあり、玄米に含まれている¹³¹Iはわずかであることを確認している。水稲に関しても、今後米の移行係数を求めることと同時に、それに及ぼす変動要因の寄与について研究を進めてゆく所存である。

おわりに

以上、土壌から農作物へのRIの移行量を算定するための一つの方法である移行係数法に関して、放医研で実施している水耕法による短期間の経根吸収実験から、移行率を求めて、その変動要因をさぐる実験の一端を報告してきた。しかし、前述したように、移行係数とは、対象作物の可食部に、播種から収穫までの期間に蓄積したRIの濃度と、土壌(乾土)中のRI濃度の比として定義されている。従って、われわれの実験も最終的には土耕栽培によらなければならないのは当然のことである。世の中には、standard土壌なるものは存在しない。粘度鉱物、砂等、さまざまな構成成分の混り具合、pH、有機物含量等について全く同じ土壌など、どこにもない。それ故に、水耕液を一種のstandardと考えて、水耕法により移行率の変動要因をさぐることから、実験に着手せざるを得なかった。しかし、水耕栽培にも実験上の問題が生じてきている。まず、移行率を算出する際の分母になる値のとり方の問題がある。たとえばヨウ素の場合、かなりの量が急速に根に付着してしまい、水耕液中のRI濃度が減少してしまう現象が起こる。移行率を計算する場合にも水耕液にRIを添加した直後、初期濃度 C_0 を分母にとる方法、作物を移植し、吸収実験を行った際の作物サンプリング時の濃度 C_t を分母とすることもできる。われわれは C_0 と C_t の平均濃度を分母として移行率を計算しているが、根への付着も移行であると考えれば、初期濃度をとるほうが良いのかもしれない。

実際のフィールドでは、土壌中のRIは不均一分布をしていると考えられているが、その際にも移行率、ひいては移行係数を求める際の分母の値として何を使うかは、重要な問題であろう。

参考文献

- 1) 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
- 2) USNRC: Regulatory Guide, 1. 109, 1977
- 3) 内田滋夫, 柳沢啓, 住谷みさ子: 土壌-農作物-人体経路における放射性物質並びに安定元素の移行に関する研究(その5)経根吸収によるRIの農作物への移行(II)日本放射線影響学会第27回口頭発表, 要旨集, 188, 1984
- 4) 佐伯誠道, 内田滋夫, 住谷みさ子, 鎌田博, 大桃洋一郎: 経根吸収による放射性ヨウ素(I-)の農作物への移行, 文部省科学研究費総合研究A研究成果報告書, 31~33, 1985
- 5) MURAMATSU, Y., CHRISTOFFERS, D. and OHMOMO, Y.: Influence of Chemical Forms on Iodine Uptake by Plant, *J. Radiat. Res.*, 24, 326~338, 1983
- 6) 住谷みさ子, 内田滋夫, 大桃洋一郎: 土壌-農作物-人体経路における放射性物質ならびに安定元素の移行に関する研究(その8)経根吸収によるRIの農作物への移行(IV), 日本放射線影響学会第28回大会口頭発表, 要旨集, 236, 1985

2.2 可給態測定法

1 総論

後藤重義*

Soil Nutrient Availability Test

Shigeyoshi Gotoh

National Institute of Agro-Environmental Sciences
Kannondai, Yatabe-cho, Tsukuba-gun, 305 Japan

Abstract

Soil nutrient availability has been used to determine the need for P, lime and K fertilization. The general concept used in terms of availability for lime, P and K are also applicable for micronutrients. The availability of soil nutrients is related to the amounts of nutrient in the various solid forms that are in equilibrium with those in soil solution, and the rate at which the solution phase is renewed. Ideally, a test of soil nutrient availability would measure the portion of the solid phase that is controlling the availability of the nutrient, and also would characterize how rapidly solid phase would go into solution. At our present knowledge, this is not almost possible. Therefore, nutrient soil tests generally attempt to measure one or several forms of the nutrients in the soil that is related to plant availability. This is closely associated with the principle of soil nutrient pool as exemplified with the following forms: dissolved in soil solution, sorbed on the soil particle surface, or as constituents of the solid phase (sparingly soluble minerals, organic matter, oc-

* 農業環境技術研究所

cluded material).

The concept of soil nutrient availability is carried out by 1) the extraction of available nutrients with chemicals, 2) physico-chemical or 3) radioisotopic method. Recently, a dynamic approach to nutrient availability has also been presented for uptake model in terms of mass flow and diffusion. This has placed some aspects of the nutrient supplying power of soils in a quantitative framework. The idea of chemical pool operationally separable by chemical extraction sets the stage for subsequent studies on the use of sequential or selective extractants, especially with regard to micronutrient cations. In general, the chemical extraction procedure do have the convenience and rapidity of measurements not afforded by all of other methods, and employed in routine analysis of soils for available nutrients. The results obtained by chemical extraction are calibrated against field tests with crop plants to allow for the different nutrient availability of different crop species, under various environmental conditions.

1 はじめに

土壌は固相(約50%)、液相(約25%)、気相(約25%)からなる多相系である。固相は岩石の風化物であり、1次鉱物や第2次鉱物より形成されている。また、固相は無機成分のみでなく、主として植物や微生物の遺体に由来する有機物を含んでいる。土壌は動的自然体であり、絶えず周囲の環境に支配されて、その性質は変化してゆく、その結果、母材を基盤とする土壌断面に特徴をもつグループが形成される。わが国の土壌は、大まかに18グループに分類されている。したがって、作物生育の場である表層土の養分含有量も多様性をもっている。

土壌中には、殆んどすべての元素が含まれている。水素および酸素を除いて、これらのうち比較的含有量が多く、植物の生育に最も関係の深い元素は窒素、リン酸、カリウムおよびカルシウムの4元素である。他の元素は微量に含まれているにすぎない。これらの元素の多くは、植物に吸収される。吸収されるものは、植物体内における機能が判明しているものもあり、不明なものもある。現在、約60の元素が植物中に見出されている。土壌中の主要無機成分は、一般に植物中にも多量に含まれている。その他の元素は含有量が少なく、微量成分または微量元素と呼ばれている。この微量成分中には、植物に対して必須なものがある。必須微量元素にはB, Mn, Zn, Coなどがあり、これらは農業上重要である。主要無機成分の含有量は土壌により著しい差はないが、微量成分は非常に変異が大きく、1,000倍から100,000倍の差がある場合がある。それゆえに、土壌中におけるこれら有用な微量成分の分布が問題となる。また、含有量が多いため、植物に有害作用を与える場合がある。逆に、含有量が少ない場合、人為的に土壌に添加されて、これが農業上大きな影響を及ぼすことがある。

土壌中のこれらの成分全量が、植物に吸収利用されることはない。実際には、これらの成分のうちごく一部しか植物に利用されない。このように植物によって吸収利用される成分(元素)を可給態成分または可給態養分という。可給態法は、土壌中の各元素の植物への可給性を判定する方法である。そのためには、土壌成分の存在形態や可給性を支配する要因についての知識が必要である。

2 土壌成分の存在形態と動態

土壌養分(成分)は、多くの反応過程を通して形態変化しながら、次のような行動を示す。

- a. 土壌への吸着や沈殿により残留
- b. 土壌水とともに下方へ移動 (Mass flow)
- c. 蒸発して大気中へ拡散
- d. 土壌微生物による代謝
- e. 植物根による吸収を経由して地上部へ移動

さらに、土壌成分は次のような形態で存在し、一種のプールを形成している (Fig. 1)。す

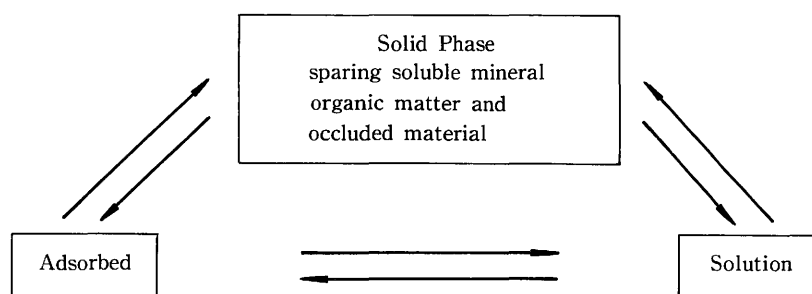


Fig. 1 Nutrient pools present in the soil.

なわち、1)水溶態、2)置換態もしくは吸着態、3)キレート態、4)2次鉱物および不溶性酸化物、5)1次鉱物の5プールであり、イオン態から固体(沈殿態)の広範囲な形態をとる。これらのプールは、植物の生育期間を通して土壌成分の供給に重要な役割を果たしている。そして、プール間の関係は独立的なものではなく、お互いに影響を及ぼし合っている。特に、最初の3プールは相互間に平衡状態にあり、そのうちの一つでも変化すれば他に影響を与える。

可給態法の目的は、これらの供給源の一部または全体を抽出することである。換言すれば、土壌養分の可給度はその土壌中の含有量と土壌溶液を経由しての植物吸収による損失を定量することであり、また、その固相部分が溶解する容易さを特徴づける方法である。そのためには、土壌成分の動きを規制する要因を知る必要がある。

3 可給性を支配する土壌因子

植物の生育に必要な各種成分の可給化は、土壌の性質や環境条件に基づく諸要因によって支配される。主要因としては下記のものがある。

a. 土壌pH：耕地土壌においては肥料、可溶性物質、植物残渣、粘土、植物根などが混在して複雑な状態にあり、その総合結果がpHの変化として発現される。わが国の土壌の大部分は酸性を示す。一般に、重金属を中心とする元素の溶解度は土壌pHの低下に逆比例して増加する傾向がある。

b. 土壌有機物：土壌中の有機物で、實際上、重要な意義があるのは腐植と称する黒色の物質である。粘土と同様、腐植は植物養分を吸収保持し、貯蔵場所となる。また、重金属とは分子量の増加につれて易溶性から難溶性の有機コンプレックスを形成する。その結果、植物による重金属の吸収や土壌断面内の移動に大きな影響を与える。

c. 粘土：土壌粘土は風化無機複合体であり、アロフェン以外は結晶性を示す。腐植とともに、土壌中での養分保持に多くの場合主体性をもっている。

d. 酸化還元状態 土壌の通気性に関連してEh価で代表される。Ehの高低とともに、脱窒作用、重金属の溶解度変化を通して養分の可給性に変化が生ずる。

e. 鉄およびマンガン酸化物：土壌中に存在するコロイド状鉱物の一種として普遍的に存在している。特に、重金属は両酸化物の表面に陽イオン吸着や共沈殿吸着によって保持される。リン酸の吸着にも重要な位置を占めている。Eh変化の影響を受けやすく、その低下とともに吸着元素を解放する。

f. 土壌水：土壌中の水の存在は、各種土壌成分間の平衡反応の媒体として重要な意味をもつ。また、土壌水の運動エネルギーは、植物根による養分吸収に密接な関係がある。

g. 土壌微生物：土壌中における種々の微生物は、多様な生化学的代謝の積極的な発現によって特徴づけられる。その結果、植物養分の可給性に変化がもたらされる。根系附近の微生物の作用は、直接、間接に最も著しい影響を与える。植物栄養に関連して重要なのは、根系附近の土壌であり、この部分の微生物の活動は、植物養分の可給化に対して最も効果的である。

h. 植物：植物の間では、必要とする養分の種類や量が異なる傾向がある。また、同一種に属しても、品種間で養分の吸収力が相違することが多い。極端な場合には、植物によって土壌が著しく特徴づけられるほどである。

最後に強調すべきことは、個々の土壌養分は上記の諸要因に対する反応性において、別々の行動を示すことが多い。これらの事実は、土壌養分の可給態測定法が容易な手段ではないことを示唆している。

4. 可給態成分の測定法

土壌を化学分析して分析値を得た場合に、ある成分の値が大きくても実際問題として、可給

態のものが多く含まれていなければ意味がない。植物が根から養分を吸収するのは、一種の酸を分泌し、これによって溶解された養分が、植物体に移行すると考えられていた。植物の養分吸収は、これ以外にも接触吸収説やその他の説がある。いずれにしても、どのようにして可給態成分量を知るかは困難な問題で、いまだに完全な方法はない。したがって、比較的合理的と認められる方法について述べる。

1. 化学的方法

a. 水を用いる方法

一般に、土壤の水抽出は、可給態プールの一部を代表するに過ぎないので、可給態養分を求める方法としては不適當である。唯一の例外として、土壤ホウ素の熱水抽出量は、植物のホウ素吸収量と密接な相関関係があることが知られている。

b. 弱酸や強酸を用いる方法

植物根の汁液の酸度に相当するものとして1%クエン酸抽出法は、カリウムおよびリン酸の可給態測定法として歴史も古く一般化されている方法である。同様に、植物根から放出される炭酸ガスに由来する炭酸水が、植物養分を可溶性にするという考え方に基づく炭酸水法がある。強酸としては、0.1N HCl, 0.05N HCl+0.02N H₂SO₄, 0.1N H₃PO₄, 1N H₃PO₄などが可給態金属の抽出剤として用いられている。

c. 中性塩および酸を用いる方法

可給態養分は、吸着態および酸可溶形態で存在するという考え方に基づく方法である。たとえば、可給態リン酸の測定には、0.03N NH₄F+0.1N HClを用いて土壤を抽出する方法がある。中性塩のみの場合は、代表的な抽出剤として1N 酢酸アンモニウムがありカリウム、カルシウム、重金属について応用されている。さらに、重金属の可給態評価に用いられる抽出剤としては、1M MgCl₂, 0.5M 酢酸アンモニウム(pH4.8), 0.2M MgSO₄がある。

d. 緩衝溶液法

植物根と土壤粒子の接触点における溶液の水素イオン濃度に等しいpH値をもつ緩衝溶液により、一定pHにおいて可給態養分を抽出定量する方法である。一例として、硫酸アンモニウム添加0.002N H₂SO₄を用いる可給態リン酸測定法がある。

e. キレート剤を用いる方法

一般に、可給態重金属抽出剤として現在最も有望視されている。本法によって抽出される重金属はキレート化合物を形成しており、土壤養分プールと関連して強度因子と容量因子の双方を満足させる傾向がある。さらに、抽出液pHを土壤pHに調整できる利点をもっている。キレート剤としては、一般にEDTA, ジチゾン, しゅう酸アンモニウム, DTPAが使用されている。

f. 酸化還元剤を用いる方法

土壤中には可逆的な酸化還元系としての機能をもつ成分が存在する(たとえば鉄, マンガ

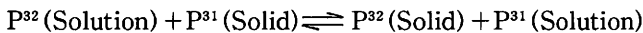
ン)。これらの元素は、通常土壤中では遊離酸化物としてプール化され、還元剤を加えることによって可溶化される。同時に、酸化物の表面や内部に吸着保持されている他の重金属も解放される。一例として、ハイドロキノンに0.2%添加された1N酢酸アンモニウム(pH7.0)で抽出する土壤中の可給態マンガンの測定法がある。

上述のように、化学的抽出剤としては一般に稀薄な酸、アルカリ、塩類などが用いられている。この方法の有用性または実用性は、成分抽出量を圃場やポットレベルでの植物による吸収量とCalibrateすることによって決定される。しかし、この方法の欠点は、その適用が限定され、さらに、抽出時に土壤自体の性質や恐らく可給態成分プールも変化させる可能性がある。このような欠点を補うものとして下記の手法が開発された。

2. 放射性同位元素法

放射性同位元素を用いる植物養分に関する研究は、Hevessey(1923)にさかのぼることができ。しかし、本法が可給態養分測定法に一般的に利用されるようになったのは、人為的に生産された放射性同位元素が容易に入手可能となった第2次大戦後である。この方法は、ある元素(E)を含む土壤にごく少量のラベル化した元素(E*)を加えることによって交換反応を平衡的に成立させ、可給態元素の定量を可能とするものである。

たとえば、土壤中の可給態リン酸は次のようにして求めることができる。



平衡状態においては

$$\frac{P^{32}(\text{Solid})}{P^{32}(\text{Solution})} = \frac{P^{31}(\text{Solid})}{P^{31}(\text{Solution})}$$

$$\text{ゆえに、} P^{31}(\text{Solid}) = \frac{P^{32}(\text{Solid}) \times P^{31}(\text{Solution})}{P^{32}(\text{Solution})}$$

上式において得られた土壤の P^{32} 交換性Pは、E valueと呼ばれている。さらに、植物の P^{32} 吸収によって得られた値はA valueまたはL valueとして知られている。

この測定法は、リン酸のほか重金属の可給性に関する研究に用いられつつある。

3. 物理化学的方法

Schofield(1947)が、土壤固相と液相との平衡系において、土壤養分の可給性はその化学ポテンシャルと容量によって決定されることを提唱して以来、熱力学的平衡理論に基づいての土壤養分供給力を測定する多くの試みがなされた。たとえば、Schofieldは土壤溶液中のリン酸($H_2PO_4^-$)の植物による吸収について、リン酸濃度よりも $1/2pCa + p(H_2PO_4^-)$ で示される化学ポテンシャルによって決定されるとした。さらに、Woodruff(1955)はカチオン置換体の土壤固相からカリウムを置換するのに必要な標準自由エネルギー $\Delta F = RT \ln [aK/\sqrt{a(Ca+Mg)}]$ は、植物のカリウム吸収に必要なエネルギーに相当すると考えた。この概念は活量比(Activ-

ity ratio)として知られている。一方、Beckett(1964)は、土壌のカリウム供給力について強度因子の表示である活量比とともに、供給上の容量因子(Potential buffering Capacity)が重要な表示であることを強調した。

一般に、物理化学的な方法は、化学的方法に比べて操作上困難が多く、また時間を要する。そのために、一般に日常的可給態養分の測定法として利用されることはない。しかし、本法は土壌養分の可給性解明に基礎的な根拠を与えている。そして現在も有力な研究手段として用いられている。

4. 土壌水の運動に伴う養分の可動性に基づく方法

Barber(1962)は、植物に対する土壌の養分供給力が根への養分供給速度によって決定されることを提案した。その速度は、根の伸長とともに、土壌水の動きに伴う重力排水(mass flow)や拡散(Diffusion)によって支配されるとしている。このことは次式によって示される。

$$J = D_1 \frac{dC_1}{dx} + D_2 \frac{dC_2}{dx} + C_3 V + a$$

J は単位時間内に根の単位面積に到達するイオンの総量、 $D_1 D_2$ は土壌粒子表面からの近接距離(x)に伴うイオンの拡散係数、 C_1 、 C_2 は D に関連してのイオン濃度、 C_3 は土壌溶液中のイオン濃度、 V は土壌水の根方向への移動速度、 a は定数である。

Barberはさらに、1)土壌中の重力排水は植物生育に必要なカルシウム、マグネシウム、窒素の大部分を供給できるが、カリウムやリン酸の要求はみたせないこと。2)リン酸やカリウムの大部分は拡散によって植物根に接近、吸収されることを明らかにした。この場合、リン酸やカリウムの根による吸収分に相当する濃度差が根と土壌粒子の界面に生じて拡散を引き起こすことをみいだした。これらの知見をもとにして、多量要素のみでなく微量要素についても本概念の適用がなされつつある。

5. 今後の研究方向

可給態法が日常的に利用されるためには、長時間を要せず、操作が容易であるなど実際に則した合理性が求められる。この意味において、これまで言及した方法のうち、この要求に合致するものとして化学的測定法が挙げられるであろう。多くのポット試験や圃場試験によれば、可給態法の成否は作物や土壌の種類、気候の変化によって異なることが知られている。すなわち、ある土壌に適用できても他の土壌には適用できないことが多い。このことは植物についても同様である。土壌の養分供給力をより確実に推定するには、今後の研究方向として土壌の性質や環境因子(温度、pH、水分含有量、有機物量)をより一層考慮する必要がある。

さらに、化学的抽出法をより発展させたものとして、土壌養分の形態別連続抽出法が開発されつつある。この方法は、土壌養分を各プールごとに分別定量して作物の吸収量に関連させることを目的としている。主として、重金属の研究分野において利用されている。本法は、水や

塩類などの弱い抽出剤から粘土鉱物の結晶構造を破壊しうる強い抽出剤を連続的に作用させて、各プールを分画定量するものである。一例を挙げる。

- i) 水溶態 水抽出
- ii) 吸着態 1M MgCl₂抽出
- iii) 特異吸着態 酢酸緩衝液(pH5.0)抽出
- iv) Fe-Mn酸化物結合態 0.04M NH₂OH・HCl添加
25%酢酸抽出
- v) 有機態 過酸化水素処理後、酸および酢酸アンモニウム抽出
- vi) 結晶構造中 フッ化水素酸分解

参考文献

下記の論文より普遍的に引用した。

- 1) 山崎 慎一, 土壤中の可給態成分の分析, ぶんせき, No12, 85~89(1985)
- 2) Soon, Y. K. (ed.) Soil Nutrient Availability. Van Nostrand Reinhold Soil Science Series, A Hutchinson Ross Publication, Van Nostrand Reinhold Company, New York (1985)
- 3) Walsh, L. M. and Beaton, J. D. (ed.) Soil Testing and Plant Analysis. Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin, USA(1973)
- 4) Cox, F. R. and Kamprath, E. J., Micronutrient Soil Tests. In Micronutrients in Agriculture, J. Mortvedt, P. M. Giordano, and W. L. Lindsay(ed.), Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA(1972), p. 289-317.
- 5) Lake, D. L., Kirk, P. W. W. and Lester, J. N., Fractionation, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: a review. *J. Environ. Qual.*, **13**, 175-183(1984)
- 6) Amano. Y. Classification of cultivated soils in Japan. *JARQ*, **18**, 275-283(1985)

2.2 可給態測定法

2 可給態 Zn の農作物への移行

本間 美文* / 大桃 洋一郎*

Determination of plant available Zn

Yoshifumi Homma and Yoichiro Ohmomo

Division of Radioecology

Laboratory for Radioecology Nakaminato

National Institute of Radiological Sciences

3609, Isozaki, Nakaminato-shi, 311-12 Japan

Abstract

Aging effect of ^{65}Zn , chemical states of Zn and the determination methods of Lp Zn values in 2 soils were examined. Lp Zn value is determined as follows;

$$\text{LP Zn} = \frac{(^{65}\text{Zn})_{\text{total}} \times (\text{stable Zn})_{\text{extract}}}{(^{65}\text{Zn})_{\text{extract}}}$$

Results obtained were summarized as follows;

- 1) The aging effect was not clearly observed because ^{65}Zn introduced in the soils remained in an available fraction for relatively long days.
- 2) There were at least 3 kinds of Zn forms in the soils from the isotopic exchange point of view, i.e., rapid exchange form (possibly soil solution), exchange form (several tens of days are needed to reach exchange equilibrium), and very slow exchange form (several thousand days are needed to reach exchange equilibrium).
- 3) There are two ways to determine labile pool Zn in soil, recommended by Lopez et al and Lauer, respectively.

* 放射線医学総合研究所環境放射生態学研究部

Both methods were precisely compared. From the isotopic exchange point of view, it is considered that Lauer's method is too much time consuming but more reasonable than Lopez's method.

土壌中には、各種の元素がさまざまな形態をとって存在している。その中で植物に吸収されやすい形態の元素を、可給態の元素と呼んでいる。この可給態に相当する英語は'available'であるが、Lopezら¹⁾は通常可給態Znの抽出剤とされる0.005M DTPA、0.1M酢酸ナトリウムおよび0.01M塩化カルシウム混液で抽出されるZnを、Labile pool Zn(Lp Zn)と呼んでいる。後述するように、このLp Znはその計算手法からみて同位体交換しやすい形態のZnに相当する。土壌に負荷された放射性核種の可給態については、フォールアウト起原の⁹⁰Sr、¹³⁷Csを対象に1950年代半ばから1960年代初めにかけて、三井ら、川瀬ら、渋谷、小平、小林らによって研究され、1M酢酸アンモニウムで抽出される⁹⁰Srおよび¹³⁷Csを可給態としている。植物栄養学的見地からの可給態測定法については、後藤氏の記述にゆだねることにし、ここでは、1)土壌に⁶⁵Znを添加したあとのagingの様子と、2)⁶⁵Znをトレーサーとして用いることによって得られた安定Znの存在形態と、3)Lp Zn測定法につて記述する。

Table 1 Physical and chemical properties of the 2 soils.

Soil	Particle-size distribution(%)				pH	Total C (%)	Total N (%)	CEC (me/100g)	Exchangeable base (me/100g)			
	Coarse Sand	Fine Sand	Silt	Clay					Ca	Mg	K	Na
Tanashi	7.0	21.5	45.4	26.1	5.92	4.51	0.33	21.0	7.57	0.91	0.22	0.28
Nakagawa	9.2	54.2	22.6	14.0	5.70	0.82	0.12	9.37	4.12	0.46	0.80	0.23

用いた2土壌の理化学的性質をTable. 1に示す。粒径組成に関しては、田無土壌ではシルトの量が多く、那珂川土壌では細砂が半分以上を占めた。また全炭素、全窒素、陽イオン交換容量については、田無土壌のほうが那珂川土壌に比べてかなり高い値を示した。

Fig. 1は、可給態Znの抽出剤であるDTPA溶液を用いて、⁶⁵Znを添加したのち300日程度に至るまで経日的に安定Znと⁶⁵Znを抽出した実験のうち土壌単位重量あたりの安定Znの抽出量を示したものである。ここでいうDTPA溶液とは、0.005M DTPAと0.1Mトリエタノールアミンと0.01M塩化カルシウム混液のことである。抽出条件のうち土壌対抽出溶液の重量比は1対2で混合しんとう抽出時間は48時間である。尚⁶⁵Znの濃度は土壌400gにつき27.4 μ Ciである。

一方、土壌中の全Zn量であるが土壌を硝酸-過塩素酸で分解して得られる土壌単位重量あたりの全Zn量は、田無土壌では105ppm、那珂川土壌では78ppmであった。従ってFig. 1に示されるように、DTPAで抽出されるZn量は全Zn量のうちのごく僅かであった。抽出Zn量を経日的にみると、ばらつきは認められるものの規則的な変動は認められなかった。この結果は、Boawn²⁾の実験結果、すなわちDTPA溶液で抽出されるZn量は経日的にほぼ一定していると

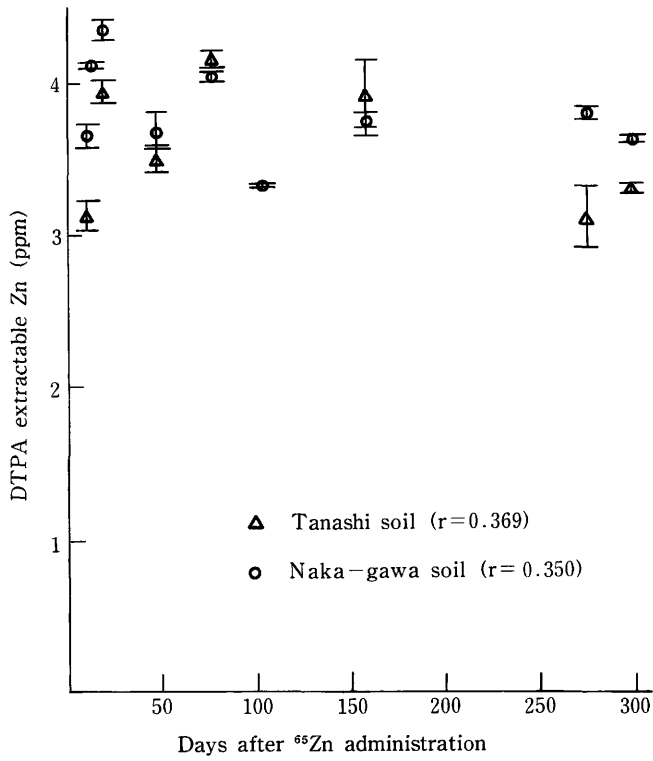


Fig. 1 DTPA extractable Zn as a function of time after ⁶⁵Zn administration.

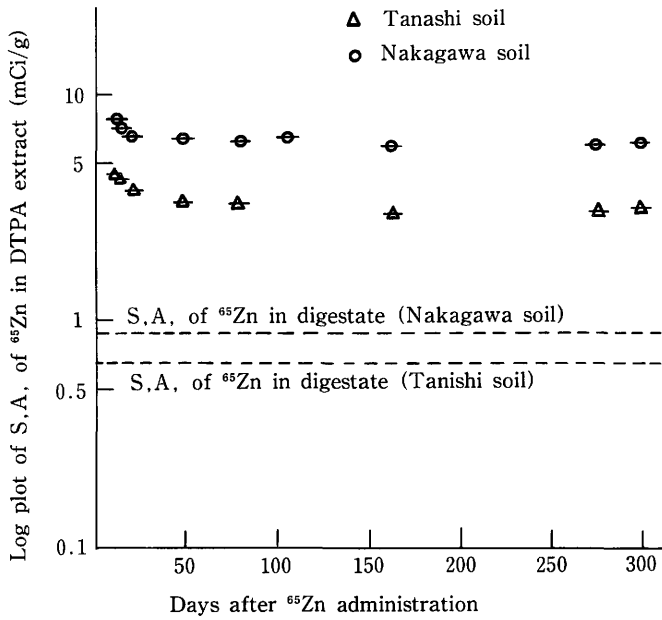


Fig. 2 Log plot of S.A. of ⁶⁵Zn in DTPA extract as a function of time after ⁶⁵Zn administration.

いう結果と比較的よく一致しているといえる。

とはいえFig. 1のように抽出亜鉛量についてはばらつきが認められたので、添加された ^{65}Zn の経日的な挙動については、Fig. 2のようにDTPA抽出画分の ^{65}Zn の比放射能を指標とする方がよいと考えた。この図に明らかなように比放射能は、 ^{65}Zn 添加後数日目程度までは比較的急激に減少した。その後もきわめてゆるやかであるが減少の傾向を示した。これらの傾向は2土壤について共通に認められた。また300日経過後のDTPA抽出画分の ^{65}Zn の比放射能が、土壤の全分解液中の比放射能よりも顕著に高いことも両土壤に共通に認められた。以上の結果は、土壤に添加された ^{65}Zn は添加後数十日の間に徐々にその存在形態を変えていくが、その形態を含めてかなりの部分が可給態フラクションに留まることを意味している。

^{65}Zn の物理学的半減期は約8ヶ月であるが、農作物の栽培期間は3ヶ月から6ヶ月程度であるので、播種期に ^{65}Zn が土壤に降下したとして、降下した ^{65}Zn の半分以上が土壤中の可給態フラクションに留まることになる。しかし可給態フラクションに留まるとしても、作物は際限なく土壤中のZnを吸収するわけではないので、可給態の安定Znの濃度が高ければ希釈されて ^{65}Zn の移行絶対量は低くなる。従って可給態の安定Znの量あるいは安定Znによる希釈の程度が問題となる。Fig. 2の2土壤の比較からわかるように、土壤の種類によって希釈の程度が異なるようである。従って同じ量の ^{65}Zn が降下しても、土壤によって希釈率が異なるので作物に移行する ^{65}Zn の量は異なることが予想される。

このように ^{65}Zn の農作物への移行に関して安定Znの存在量、存在形態が密接に関係していることがわかった。そこでこれからは安定Znの存在形態と可給態、正しくはLp Znの測定法について記述したいと思う。

まず土壤中の安定Znの存在形態であるが、これはFig. 2の比放射能の経日的変化から推測することができる。土壤中には、気相、液相、固相の3相があるが、Znが存在するのは液相と固相である。土壤に塩化物として添加した ^{65}Zn は、まず液相の安定Znと同位体交換し、次いでこの液相の媒体である土壤溶液を介して固相との反応が行なわれる。土壤溶液中の ^{65}Zn と土壤固相との反応には、3通りの反応があると考えられる。ひとつは同位体交換反応、2つめは陽イオン交換反応、3つめは不可逆反応である。これら3つの反応のうち、著者らは同位体交換反応が最も起りやすい反応であると考えた。何故ならばFig. 1に示したように、土壤中における抽出安定Zn量については経日的変化が少なく、土壤中においては安定Znについては化学平衡が成立していると考えられるからである。

Table. 2は、Fig. 2のデータについて同位体交換の様相を明らかにすべく ^{65}Zn 添加後数十日目までの速いcomponentとその後の遅いcomponentについて回帰式を求め、かつこの回帰式の相関係数を求めたものである。この結果速いcomponentについては、田無土壤では48日目までが、那珂川土壤では20日目までが高い相関係数を与えていた。また遅いcomponentについては、田無土壤では48日目以降に、那珂川土壤では20日目以降に高い相関係数が得られた。以上のように土壤中には同位体交換という観点から考えて、Fig. 2からは良くわからない

Table 2 Regression lines and coefficients of correlation expected from log plot of S.A. in DTPA extract.

Component	Days after ⁶⁵ Zn administration	Tanashi soil	Nakagawa soil
Fast component	(1) 11, 13, 20	$y=0.697-5.65 \times 10^{-3}t$ ($r=0.958^*$)	$y=0.982-8.43 \times 10^{-3}t$ ($r=0.958^*$)
	(2) 11, 13, 20, 48	$y=0.656-2.99 \times 10^{-3}t$ ($r=0.972^{**}$)	$y=0.887-1.72 \times 10^{-3}t$ ($r=0.723$)
Slow component	(1) 20, 48, 77, 104, 158, 275, 299	$y=0.544-2.31 \times 10^{-4}t$ ($r=0.785^*$)	$y=0.815-1.09 \times 10^{-4}t$ ($r=0.843^*$)
	(2) 48, 77, 104, 158, 275, 299	$y=0.513-1.24 \times 10^{-4}t$ ($r=0.906^*$)	$y=0.813-1.09 \times 10^{-4}t$ ($r=0.805^*$)

*significant at 5% level. **significant at 1% level,

Table 3 Extractable ⁶⁵Zn and Zn concentrations and specific activities in the extracts under variant shaking conditions.

Extractant (shaking hour, soil:extractant weight ratio)	Tanashi soil			Nakagawa soil		
	⁶⁵ Zn in extract (nCi/g.soil)	Zn in extract (μ g/g.soil)	Specific activity (mCi/g)	⁶⁵ Zn in extract (nCi/g.soil)	Zn in extract (μ g/g.soil)	Specific activity (mCi/g)
DTPA (2 hours,1:2)	7.48	1.44	5.19	9.04	0.97	9.32
DTPA (48 hours,1:2)	16.71	3.54	4.76	31.95	3.45	9.30
DTPA (48 hours,1:10)	35.46	7.37	4.81	35.78	3.82	9.36
EDTA (1 hours,1:10)	40.44	7.69	5.26	34.16	3.65	9.36
EDTA (24 hours,1:10)	62.67	12.94	4.84	51.87	6.09	8.52
0.1N HCl (24 hours,1:10)	75.19	19.77	3.80	77.52	11.72	6.61

Soils incubated for 60-65 days were submitted to the experiments.

い³が土壤溶液としての迅速交換態のZnと、平衡に到達するのに数十日を要する同位体交換し
やすい形態のZnとが³存在することがわかった。このうち同位体交換しやすい形態のZnは計算
してみるとわかるのであるが量的には少なく、かなりの部分のZnは難交換態として存在する
ことがわかった。植物吸収との関連でいうならば、土壤溶液中に存在するZnと同位体交換し
やすい形態のZnとが³、可給態Znに相当すると考えらる。また可給態法との関連でいえば、土
壤中には難交換態のZnが多量に存在するので、安定Znのデータを使って土壤から農作物への
移行係数を決定する際には、土壤中の全亜鉛量を分母にもってくるのは不適當で、分母には、

可給態Zn量をもってくるのが適当であると考えられる。ここで問題となるのは、可給態抽出剤の選定である。

Table. 3は、2土壤についてDTPA溶液と、EDTA溶液、および0.1N HClが抽出する土壤単位重量あたりの⁶⁵Znの量、安定Znの量、および抽出液画分の⁶⁵Znの比放射能を示したものである。抽出条件として、混合振とう時間および土壤対抽出液の重量比を何段階かに変えてある。なおDTPA溶液については先程述べたと同じ組成の混液で、EDTA溶液については0.01 M EDTAと1M酢酸アンモニウムを含む混液である。また実験には、⁶⁵Zn添加後60日か65日経過した土壤を用いた。

この表からわかるように、混合振とう時間が増大したり、土壤に対する抽出液の重量比が増大すると⁶⁵Znと安定Znの抽出量は増大する傾向にあるが、比放射能に注目するとDTPA溶液とEDTA溶液の場合には抽出条件が変わってもほぼ等しい値が得られた。一方、0.1N塩酸に関しては⁶⁵Znと安定重鉛の抽出量はかなり多いが、比放射能については、DTPA溶液とEDTA溶液に比べて明らかに低い値を与え、可給態ではない安定Znを一部抽出しているものと考えられる。従って0.1N塩酸についてはこのような抽出条件下で抽出するのは適当ではないと推察される。

最後にLp Zn測定法について述べる。このLp Znは冒頭に記述したように同位体交換しやすいZnを意味し、添加した⁶⁵Znの全量が土壤中の同位体交換画分の安定Znと平衡に到達しているとの仮定のもとに下記の式に基づく計算方法にてその値を求める。Lp Znの値を求めること

$$\text{Lp値} = \frac{(\text{全添加}^{65}\text{Zn量}) \times (\text{しんとう後の抽出液中のZn量})}{(\text{しんとう後の抽出液中の}^{65}\text{Zn量})} \dots\dots\dots (1)$$

は、可給態Zn量を求めるうえから、また土壤に混入した⁶⁵Znの希釈度を知るうえからも大変重要と考えられる。

このLp Znの値を求めるについては、2通りの方法がある。ひとつはLopezらが採用している方法である。Lopezらは⁶⁵Znを添加したDTPAと、一定量の土壤を48時間混合振とうし、その抽出液のデータよりLp Znの値を求めているが、ここではこの方法をLopezの方法とする。他方Lauer³⁾は、これとは反対に土壤のほうに⁶⁵Znを添加し、60日間incubationしたのち⁶⁵Znを添加していないDTPA溶液とこの土壤を2時間混合振とうし、その抽出液のデータを用いて同様にLp Znの値を計算しているが、ここではこの方法をLauerの方法とする。このようにLp Znの値は別々の研究者により2つのことなる方法で求められているが、両方法の比較をした例は今までにみあたらない。そこで両方法の比較を試みることにする。

Table. 4にみるように、抽出条件としてはDTPA溶液に関しては混合振とう時間は2時間と48時間の場合について、土壤対抽出液の重量比は1対2と1対10の場合を組み合わせで調べた。またDTPA溶液以外の抽出剤としてEDTA溶液を採用して、土壤対抽出液の重量比は1対10にして1時間の混合しんとうの場合と24時間の混合しんとうの場合について調べた。

Table 4 Lp Zn obtained under variant shaking conditions.

Extractant (shaking hour, soil:extractant weight ratio)	Tanashi soil		Nakagawa soil	
	Lp Zn ($\mu\text{g/g}$.soil)		Lp Zn ($\mu\text{g/g}$.soil)	
	Lopez's method	Lauer's method	Lopez's method	Lauer's method
DTPA (2 hours,1:2)	4.89	19.25	1.61	10.73
DTPA (48 hours,1:2)	10.69	21.06	4.19	10.81
DTPA (2 hours,1:10)	5.07	—	1.78	—
DTPA (48 hours,1:10)	10.78	20.80	5.01	10.68
EDTA (1 hours,1:10)	9.48	19.02	3.44	10.68
EDTA (24 hours,1:10)	16.09	20.65	6.73	11.74

この表からわかるように、Lauerの方法についてはDTPA溶液の場合、土壌対抽出液の重量比を一定にして混合振とう時間を変動させるとLp Znの値は大幅に変動するが、混合しんとう時間を一定にして土壌対抽出液の重量比を変動させた場合には、Lp Znの値はほぼ一定の値を示した。またEDTA溶液については、混合振とう時間が24時間の場合Lopezの方法の中では最も高いLp Znの値を示した。いずれにせよ、Lopezの方法では抽出剤や抽出方法のちがいでよってLp Znの値が、大幅に変動する場合があることを示している。

他方Lauerの方法の場合は、抽出剤を変えてもまた抽出条件を変えても、Lp Znの値はほぼ等しい値を示し、またLopezの方法よりもLp Znの値はかなり高い値を示した。また2土壌間で比較すると、Lauerの方法の場合には田無土壌では那珂川土壌よりも常に約2倍高いLp Znの値が得られたが、Lopezの方法の場合には田無土壌の方が高いという傾向は認められても、Lauerの方法の場合のような規則性は認められなかった。このLopezとLauerの方法の違いに基づくLp Znの値の差違の原因としては ^{65}Zn と土壌の接触時間の差違が考えられる。つまりLopezの方法では接触時間はたかだか48時間であるが、Lauerの方法では60日か65日間も接触している。60日か65日間という、表2に明らかなように土壌に添加した ^{65}Zn が同位体交換しやすい形態のZnと平衡に達し終えた時期にあたる。

Lopezの方法の場合には実用性の観点から考えて定性的に調べる場合には有効な方法である。

他方Lauerの方法の場合には60日間も経過した土壌を用いることから考えて、実用性の観点

からは大変手間がかかる方法であるが、DTPA溶液やEDTA溶液のような可給態抽出剤の種類や抽出条件の違いによってLp Znの値は変動しないこともあって、定量的にLp Znの値の相互比較を行なう場合には有効な方法である。

参考文献

- 1) Lopez, P. L. and Graham, *Soil Sci.* **110**, 24-30(1970)
- 2) Boawn, L.C., *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **38**, 800-803(1974)
- 3) Lauer, D. H., PH. D. Thesis, Department of Agronomy, Collorad State University, Fort Collins, Univ. Microfilms, Ann Arobor. Mich. (Diss. Abst. 31: 61 57B) (1971)

2.3 分配係数を用いる数学的方法

1 総論

尾 和 尚 人*

Mathematical Models for Predicting Nutrient Transfer from Soil to Plant by Distribution Coefficient of Nutrient between Soil Solid and Solution.

Naoto Owa

National Institute of Agro-environmental Sciences
Kannondai, Yatabe-cho, Tsukuba-gun, 305 Japan

Abstract

A mechanistic model has been developed to describe the nutrient uptake by plant roots growing in soil. In this model, equations describing nutrient influx are combined with equations describing plant growth in order to predict nutrient uptake.

This model has eleven parameters: I_{\max} , maximum influx at high concentrations, K_m , nutrient concentration in solution $C_{m/2}$ where Influx is one-half I_{\max} , C_{min} , concentration in solution below which Influx ceases, L_0 , initial root length, k , rate of root growth, r_0 , mean root radius, v_0 , mean water influx, r_1 , half-distance between root axes, D_e , effective-diffusion coefficient for the nutrient in the soil, b , buffer power of nutrient on the solid phase for nutrient in solution, C_{i1} , initial concentration of the nutrient in the soil solution.

This model has been validated with a series of pot and field experiments using a range of plant species and soils and may be useful for predicting the radionuclide transfer from soil to plant.

* 農業環境技術研究所

はじめに

作物は土壤溶液に溶解している養分を吸収するが、土壤溶液がそのまま作物体内に移行するのではなく、作物根の作用により養分は選択的に吸収される。したがって、土壤溶液中の養分濃度、作物根の水分吸収量と養分の選択吸収係数が推定できれば養分の作物への移行量が推定できる。土壤溶液(液相)と土壤(固相)に存在するRIの分配係数をキーパラメータとする農作物へのRI移行量を求める計算モデルは以上のような考え方に基づいて組立てられている。しかし、近年において土壤肥料学や植物栄養学が進展するなかで、水分吸収と養分吸収の間には特殊な場合を除いて相関がないことが明らかになり、養分の「選択吸収係数」という概念も一般的には使われなくなっている。これに代って作物根の生理学的研究の成果に基づいた養分吸収モデルと土壤中における養分の移行モデルを結合したダイナミックなモデルを活用して作物の養分吸収過程の解析と養分吸収予測が行われている¹⁾。この新しいモデルでも土壤中における養分の分配係数は活用されており、放射性物質を直接取り上げることはできないが原理的には放射性物質の作物への移行モデルの改良に多少とも役立つと考えられたので、モデルの概要とその応用例について述べることにした。

1 モデルの概要

この養分吸収モデルは円柱状の作物根が土壤溶液と接している状態を想定し、作物根の養分吸収特性と土壤中における養分の動態特性を根表面における養分濃度を共通項として結合して組立てられている。

まず、土壤中における作物根の根表面への養分移行量(flux to root) J_r は次式(1)で表わされる。

$$J_r = D_e \frac{\partial C_s}{\partial r} + v_o C_i \quad (1)$$

ここで D_e は有効拡散係数(effective diffusion coefficient)、 C_s は土壤固相の溶液中の養分と容易に平衡に達する養分の濃度、 r は根中心からの距離、 v_o は根表面への水分移行量である。上式(1)の右辺の第1項は拡散による養分移行量、第2項は水分移行に伴う養分の移行(mass flow)量である。有効拡散係数 D_e は $D_e = D_i \theta f_i dC_i / dC_s$ の式を使って比較的測定が容易な土壤パラメーターから求められる。ここで、 D_i は水中の拡散係数、 θ は容積水分率、 f_i は土壤固相の孔げきの構造の複雑さの指標でありインピーダンスファクター(impedance factor)である。 dC_i / dC_s は対象とするイオンの土壤緩衝力(soil buffer power)の逆数である。

根表面に達した養分量と土壤中の養分移行量は等しくなるので、根周辺全体として次式(2)が成立する。

$$\frac{\partial 2\pi r J_r}{\partial r} = \frac{2\pi r \partial C_r}{\partial t} \quad (2)$$

式(1)と式(2)から,

$$\frac{\partial(rD_e\partial C_s/\partial r + r\nu_0 C_l)}{\partial r} = \frac{r\partial C_s}{\partial t} \quad (3)$$

この式を, $\partial C_s = \partial C_l b$ ($b = \partial C_s / \partial C_l$) の関係式を使って, C_s を C_l に変えて整理すると

$$\frac{\partial C_l}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(rD_e \frac{\partial C_l}{\partial r} + \frac{r_0 \nu_0 C_l}{b} \right) \quad (4)$$

となる。ここで r_0 は根の半径である。

式(4)により根の円周に沿った養分の濃度勾配を算出するためには, 初期条件と2つの限界条件を設定することが必要である。初期条件としては, $t=0$, $C_{li} = C_{lo}$ となり, C_{li} と C_{lo} はそれぞれ土壌溶液の初期養分濃度と根表面養分濃度であり, 根周辺における養分濃度が均一であることを規定している。

2つの限界条件のうち根表面における条件を規定する限界条件は, 作物の養分吸収が Michaelis-Menten の式にしたがって行われると想定し, 次のような手続きで導入される。

$$J_r = \frac{K_1 C_l}{1 + K_1 C_l / I_{\max}} - E, \quad r = r_0 \quad t > 0 \quad (5)$$

この式に式(1)の J_r を代入し, $bC_l = C_s$ の関係式を使うと次式が得られ, 内部限界条件が規定される。ここで, E は根から排出される養分量である。

$$D_e b \frac{\partial C_l}{\partial r} + \nu_0 C_l = \frac{K_1 C_l}{1 + K_1 C_l / I_{\max}} - E, \quad r = r_0 \quad t > 0 \quad (6)$$

外部限界条件は, 隣接する根の間に養分吸収の競合がない場合には,

$$C_l = C_{li} \quad r = r_1, \quad t > 0 \quad (7)$$

と規定される。ここで r_1 は隣接する2本の根の中心から中間点までの距離を示している。もし, 隣接する根の養分吸収により中間点の養分濃度が低下し競合する場合には, 外部限界条件は,

$$J_r = 0, \quad r = r_1 \quad t > 0 \quad (8)$$

となる。

以上の関係式を解くと, 根表面からの養分吸収量を経時的に算出することが²⁾できる。根の生長がないと仮定した場合には, ある期間 t_m における養分吸収量 T は次式で表わされる。

$$T = 2\pi r_0 L_0 \int_0^{t_m} J_r(r_0, S) dS$$

ここで L_0 は初期の根長, $J_r(r_0, S)$ は根表面 S における養分吸収量である。

この関係式で根の生長を考えに入れると,

$$T = 2\pi r_0 L_0 \int_0^{t_m} J_r(r_0, S) dS + 2\pi r_0 \int_0^{t_m} \frac{df}{dt} \int_0^{t_m-t} J_r(r_0, S) dS dt \quad (9)$$

となる。ここで df/dt は根の伸長速度であり、この式により均質な土壤に生育する作物根による養分吸収量を算出することができる²⁾。

2 モデルのパラメータと測定法

これまで述べてきたモデルのパラメータをまとめると次の11となる。

1. I_{max} maximum influx at high concentrations, $\text{nmol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$
2. K_m nutrient concentration in solution- C_{min} Where I_n is one-half I_{max} , $\mu\text{mol}/\text{L}$
3. C_{min} concentration in solution below which I_n ceases, $\mu\text{mol}/\text{L}$
4. L_0 initial root length, cm
5. κ rate of root growth, cm/s
6. r_0 mean root radius, cm
7. v_0 mean water influx, cm/s
8. r_1 half-distance between root axes, cm
9. D_e effective-diffusion coefficient for the nutrient in the soil, cm^2/s
10. b buffer power of nutrient on the solid phase for nutrient in solution, dimensionless
11. C_{i0} initial concentration of the nutrient in soil solution, $\mu\text{mol}/\text{L}$

最初の3つのパラメータは水耕法により養分吸収量と水耕液の養分濃度の関係から求められる。次の4～6のパラメータは根の表面積や生長速度あるいは分布状態を示すもので、土壤中に生育する根の根長と根径を数回測定して決める。7番目の v_0 は根表面の経時変化と水分消費量から算出する。 r_1 は土壤中の根密度 L_v から、 $r_1 = 1/(\pi L_v)^{1/2}$ の近似式により決めることができる。

最後の3つのパラメータは、土壤の養分供給特性を決めるものであり、実験室内で実際の試験地と同一の条件下で測定する。

3 モデルの検定

1 ポット試験

このモデルは一連のポット試験で有効性が確かめられている。ClassenとBarber³⁾は、特性の異なる4種類の土壤でトウモロコシを栽培し、カリウムの吸収量についてモデルによる予測値と植物体を分析して得られた値を比較している。結果はFig. 1に示したように両者の値の間には $r^2 = 0.87$ の高い相関が認められる。しかし、全体的に予測値は分析値を上まわっていて、この原因は、ここで用いたモデルの限界条件が式(7)であり、隣接する根の間でカリウム吸収について競合が起らないと仮定しているが、実際には根密度がかなり高くなって競合が起っているためであると推定されている。

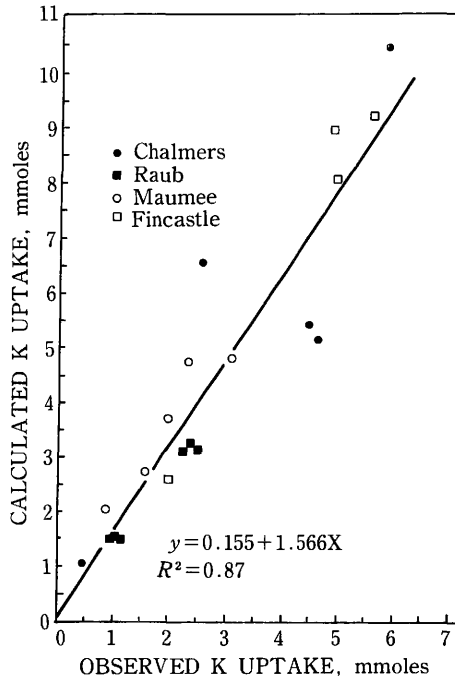


Fig. 1 Relation between predicted potassium uptake by the Claassen-Barber model and observed potassium uptake for 18-day-old corn growing in four soils in the pots in a controlled climate chamber.

Table 1 Correlation and regression coefficients for the relation between predicted and observed nutrient uptake obtained in a series of pot experiments conducted to validate the model.

Nutrient	Plant species	Soil	Treatment	Model Used ^a	Correlation coefficient	Regression coefficient
Potassium	Corn	Raub silt loam	T×K level	A	0.98	1.10
Phosphorus	Corn	Raub high P	Five corn cultivars	A	0.98	0.97
Phosphorous	Corn	Raub low P		A	0.90	0.49
Phosphorus	Six species	Raub silt loam	One P level	C	0.89	0.98
Potassium	Corn	Four Indiana soils	One K level	B	0.96	1.11
Phosphorous	Corn	Raub and Wellston	P placement	A	0.85	0.98
Potassium	Soybeans	Raub silt loam	2K×2bulk density	B	0.90	1.19
			2P×2K levels	B	0.97	1.09
Potassium	Soybeans	Raub and Chalmers	3 cultivars×2 soils	B	0.96	1.08
Phosphorous	Soybeans	Chalmers,Raub	3 cultivars×2 soils	B	0.95	0.95
				B	0.97	1.53
Phosphorous	Sorghum	Six Malaysian soils		B	0.96	0.79
	Carrot			B	0.93	0.84

^aModels were A, Claassen and Barber, B, Cushman; and C, Itoh and Barber.

一方, SherkとBarber⁴⁾が6種の特性の異なる土壌でトウモロコシのポット栽培試験を行ない, リン酸の吸収量について分析値と予測値を比較した結果では, 両者の値は1:1に近く, 相関係数も $r=0.93$ と高かった。

このようにカリウムとリン酸については, このモデルの評価は異なるが, これはリン酸がカリウムに比べて土壌において拡散し難く, マスフローによる養分供給が少ないので, 隣接する根の間でリン酸の吸収について競合が起らないためであると推定されている。

この他にTable 1に示すようにポット試験によるこのモデルの検定が多数行われ, その有効性が確認されている。

2 圃場試験

このモデルは実際の畑における栽培試験でも検定が行われている。SilberbushとBarber(5)はChalmers silt loamで5種類の大豆を栽培し, 隣接する根の間で養分吸収の競合が起ることを想定した外部限界条件(式(7))を設定したCushmanのモデルを使ってカリウムの吸収についてモデルの検定を行っている。この場合土壌の養分供給特性のパラメータは土層の位置によって違ってくるので, 土層を表層から0~15, 15~30および30~76cmの3層に分けてそれぞれのパラメータを測定している。結果はFig. 2のように分析値と予測値がよく一致している。

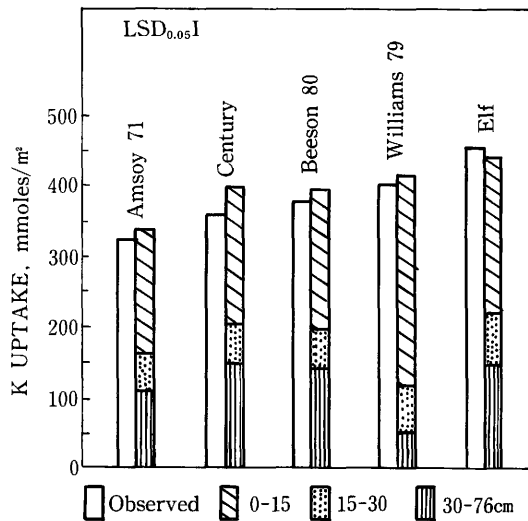


Fig. 2 Predicted and observed K uptake by five soybean cultivars grown in the field on Chalmers silt loam in 1980. Predicted K uptake is shown for each soil depth.

おわりに

このモデルでは分配率はよりダイナミックな土壌緩衝能 (soil buffer power: dC_s/dC_i) とし

て組み入れられている。また水分移行量 w_0 は、養分吸収とは直接何らの関係がないと想定されているし、植物の養分吸収特性も「選択吸収係数」という概念ではなく、Michaelis-Mentenの式を用いて組み込まれている。実際の数値計算はコンピュータを利用することになるが、一度プログラミングを終えれば、各種のパラメータを入れてその変動を調べることができるので、放射能核種などについてもこのモデルの有効性について検討できるものと考えられる。

参考文献

- 1) Baber, S.A. : Soil Nutrient Bioavailability-A Mechanistic Approach. Wiley-Interscience. pp. 114-135. 1984.
- 2) Baber, S.A., and Cushman, J.H., Nitrogen uptake model for agronomic crops. In Iskandar, I.K., Ed. Modeling Waste Renovation-Land Treatment. Wiley-Interscience. New York. pp. 382-409.
- 3) Classen, N., and Barber, S.A., Simulation Model for nutrient uptake from soil by a growing plant root system. *Agron. J.* **68** : 961-964. 1976.
- 4) Shenk, M.K., and Barber, S.A., Phosphate uptake by corn as affected by soil characteristics and root morphology. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **43** : 880-883. 1979.
- 5) Silberbush, M., and Barber, S.A., Phosphorus and potassium uptake of field-grown soybeans predicted by a simulation model. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **48** : 592-596. 1984.

2.3 分配係数を用いる数学的方法

2 分配係数法

渡部輝久*

Application of Soil Kds to Prediction Models of the Soil-to-plant Transfer of Radionuclides

Teruhisa Watabe

Division of Radioecology
Laboratory for Radioecology, NAKAMINATO
National Institute of Radiological Sciences
3609, Isozaki, Nakaminato-shi, 311-12 Japan

Abstract

The uptake of radionuclides by plants is dependent on the circumstances under which plants are grown. It is important to take the site-specific conditions into consideration for assessing the radioactive contamination of agricultural crops due to the release of radionuclides from nuclear industries. The factors influencing the availability of radionuclides by plants include their solubility in soil, which is reined by the sorption properties of soil varying from site to site. Van Dorp and his coworkers have developed a prediction model describing the soil-to-plants transfer of radionuclides. They introduce the term of the distribution coefficient (K_d) to the model for expressing the sorption properties of soil. This new approach could be readily applied to widely varying conditions of soil in the course of the assessments.

In the present paper, the availability of this new approach was compared with that of the conventional one in which concentration factors (CF) were used to describe the soil-to-plants transfer of radionuclides.

* 放射線医学総合研究所那珂湊支所

はじめに

土壤に添加された放射性核種は、土壤の液相および固相に分配される。この分配の程度は核種や土壤の種類によって異なり、最も簡易な方法として分配係数(K_d)*を用いて定量化される。植物は土壤水分を吸収し、同時に溶存する放射性核種を吸収する。しかし、植物の吸収、可食部移行は核種により相違する。このような一連の考え方にもとづいて放射性核種の土壤・農作物間の移行を表わした数学モデルを「分配係数法」と呼んでいる。¹⁾

農作物の栽培環境、栽培条件は多様である。土壤の放射能汚染に起因する農作物汚染の評価にあたっては、それらの多様性に留意することが必要である。分配係数法は、放射性核種の土壤吸着、植物の吸収機構をもとに展開された移行モデルであり、栽培環境・条件は、この吸着、吸収に影響を及ぼす要因としてモデル中でパラメータ化が図られている。パラメータ値の選択によって農作物の生産地特有の条件を考慮した汚染評価が可能であり、異なる栽培環境や条件に対して適用性が高いことが、分配係数法を実用に供する上で大きな利点になるものと考えられる。ここでは、分配係数を用いた計算モデルについて解説し、あわせて、放射性核種の植物吸収と土壤吸着の関係について検討した実験の結果を紹介する。

1 分配係数を用いた計算モデル

土壤の放射能汚染に起因する農作物汚染の推定には、移行係数を用いる方法（移行係数法と記す。）が汎用されている。言うまでもなく放射性核種の農作物中濃度を土壤中濃度に移行係数を乗じて求める方法である。この方法では、予め、移行係数に合理的な値を選択し、整備しておくことが重要である。移行係数は、放射性核種あるいはその安定同位体の植物中濃度と土壤中濃度の測定値や推測値の対比等によって導かれている。しかし、異なる栽培環境・条件に適用できる普遍的な値を求めることは容易ではない。栽培環境・条件の相違によって農作物汚染にはどのような相違がもたらされるか、あるいは移行係数にどの値を採るべきか、またその適用可能な栽培環境、条件がどのようなものであるか、などに関して明確な知見が得られぬ点に移行係数法の短所がある。評価の対象となる地域で得られた測定値を用いるなどの方策を講じることも必要であろう。表1には移行係数の推奨値の例と報告値の最小・最大値の幅を表わした。

分配係数法は、移行係数法の短所に着目し、この是正を試みた改良モデルであるということがができる。放射性核種の農作物中の濃度を推定するために土壤中の濃度に乘ぜられるのは、移行係数として与えられた定数ではなく、土壤および植物パラメータから導かれる値である。

分配係数法では放射性核種は植物根圏域で均一に分布するとして土壤溶液中の放射性核種濃度を次式で与えていることが特色である。

$$* \text{分配係数}(K_d) = \frac{\text{平衡時における土壤中の放射性核種濃度}}{\text{平衡時における溶液中の放射性核種濃度}}$$

表1 元素の移行係数と土壌分配係数

原子番号	元素	移行係数 ²⁾	報告値の範囲 ³⁾	植物中の元素濃度 (ppm) ⁴⁾		分配係数 (Kd)	
				土壌中の元素濃度 (ppm)	文献 ⁵⁾	文献 ⁶⁾	文献 ⁷⁾
1	H	4.8×10^0			0		
4	Be			$2.50 \times 10^{-3}/6.00 \times 10^0$	75		
6	C	5.5×10^0			2		
11	Na	5.2×10^{-2}	$8.2 \times 10^{-4}-2.6 \times 10^{-2}$		10		
15	P	1.1×10^0					
17	Cl			$5.00 \times 10^2/1.00 \times 10^2$	0		
18	Ar			$6.00 \times 10^{-1}/1.00 \times 10^0$	0		
19	K			$5.00 \times 10^3/1.36 \times 10^4$	35		
24	Cr	2.5×10^{-4}	$5.4 \times 10^{-3}-2.2 \times 10^{-2}$				200
25	Mn	2.9×10^{-2}	$6.9 \times 10^{-3}-3.4 \times 10^0$			14-10000,	4-20
26	Fe	6.6×10^{-4}	$2.4 \times 10^{-4}-6.8 \times 10^{-4}$		150,	5-1000,	300-700
27	Co	9.4×10^{-3}	$2.2 \times 10^{-3}-2.0 \times 10^{-1}$		75,	10-400,	7-50
28	Ni	1.9×10^{-2}	$7.0 \times 10^{-3}-1.5 \times 10^{-1}$		80		
29	Cu	1.2×10^{-1}	$3.0 \times 10^{-3}-8.2 \times 10^{-1}$				
30	Zn	4.0×10^{-1}	$7.2 \times 10^{-3}-1.6 \times 10^0$			20-8000,	20-300
34	Se			$1.30 \times 10^{-1}/1.00 \times 10^{-1}$	20		
36	Kr			$3.00 \times 10^{-4}/1.00 \times 10^{-4}$	0		
37	Rb	1.3×10^{-1}			125		
38	Sr	1.7×10^{-2}	$1.6 \times 10^{-3}-1.7 \times 10^0$		20,	10-700	
39	Y	2.6×10^{-3}			2000		
40	Zr	1.7×10^{-4}	$3.4 \times 10^{-6}-1.8 \times 10^{-2}$		2000		
41	Nb	9.4×10^{-3}			2000		
42	Mo	1.2×10^{-1}			5,	1-400	
43	Tc	2.5×10^{-1}			0		
44	Ru	5.0×10^{-1}	$4.8 \times 10^{-5}-1.4 \times 10^{-1}$				90-800
45	Rh	1.3×10^1					
46	Pd			$5.00 \times 10^{-3}/1.00 \times 10^{-3}$	250		
47	Ag	1.5×10^{-1}				10-1000,	2000,4000
48	Cd			$1.50 \times 10^{-1}/5.00 \times 10^{-1}$	2000		
50	Sn			$2.50 \times 10^{-2}/1.00 \times 10^1$	250,		200-1000
51	Sb			$2.5 \times 10^{-2}/1.00 \times 10^1$	15		
52	Te	1.3×10^0					
53	I	2.0×10^{-2}	$2.0 \times 10^{-4}-1.2 \times 10^{-1}$		0		
55	Cs	1.0×10^{-2}	$1.5 \times 10^{-5}-5.9 \times 10^{-2}$		200,	200-8000,	90-500
56	Ba	5.0×10^{-3}	$4.9 \times 10^{-5}-3.7 \times 10^{-2}$				20-200
57	La	2.5×10^{-3}					
58	Ce	2.5×10^{-3}	$4.6 \times 10^{-6}-1.8 \times 10^{-2}$				500-2000
59	Pr	2.5×10^{-3}			600		
60	Nd	2.4×10^{-3}					
62	Sm			$1.6 \times 10^{-2}/6.4 \times 10^0$	600		
63	Eu			$2.5 \times 10^{-3}/1.0 \times 10^0$	600		
67	Ho			$1.8 \times 10^{-3}/7.0 \times 10^{-1}$	600		
74	W	1.8×10^{-2}					
81	Tl			$2.5 \times 10^{-2}/1.0 \times 10^{-1}$	2		
82	Pb			$6.8 \times 10^{-1}/1.0 \times 10^1$	4000		
83	Bi			$1.5 \times 10^{-2}/1.0 \times 10^{-1}$	10		
84	Po			$1.0 \times 10^{-11}/1.0 \times 10^{-11}$	25		

85	At		$2.5 \times 10^{-20} / 1.0 \times 10^{-19}$	0
86	Rn		$3.5 \times 10^{-13} / 1.0 \times 10^{-13}$	0
87	Fr		$1.0 \times 10^{-20} / 1.0 \times 10^{-18}$	200
88	Ra		$2.5 \times 10^{-10} / 8.0 \times 10^{-7}$	100
89	Ac		$2.5 \times 10^{-13} / 1.0 \times 10^{-10}$	1000
90	Th		$2.5 \times 10^{-2} / 6.0 \times 10^0$	15000
91	Pa		$2.5 \times 10^{-10} / 1.0 \times 10^{-7}$	4000
92	U		$2.5 \times 10^{-9} / 1.0 \times 10^0$	3000
93	Np	2.5×10^{-3}	$2.8 \times 10^{-2} - 1.3 \times 10^{-1}$	15
94	Pu		$2.5 \times 10^{-17} / 1.0 \times 10^{-10}$	2000
95	Am		$2.5 \times 10^{-34} / 1.0 \times 10^{-30}$	2000
96	Cm		$2.5 \times 10^{-33} / 1.0 \times 10^{-30}$	600
97	Bk		$2.5 \times 10^{-33} / 1.0 \times 10^{-30}$	700

$$C_s = \frac{C_t}{L(\theta + \rho K_d)} \quad (1)$$

ここで、

- C_s : 土壤溶液中の放射性核種濃度 (Bq/ml)
- C_t : 単位面積の土壤に含まれる放射性核種の量 (Bq)
- L : 根圏域深度 (cm)
- θ : 水分含量 (ml/cm³)
- ρ : 土壤仮比重 (g/cm³)
- K_d : 分配係数

である。

分配係数法は、Van Dorp らによって提唱されたが³、彼らは、式(1)の放射性核種の土壤中の分布の項に植物による吸収項を乗じ、植物の可食部濃度を次式により表わした⁸⁾。

$$C_{ep} = F \cdot S \cdot \frac{P_t}{P_{et}} \cdot TC \cdot \frac{C_t}{L(\theta + \rho K_d)} \quad (2)$$

ここで、

- C_{ep} : 植物可食部の放射性核種濃度 (Bq/g)
- F : 放射性核種の可食部移行割合
- S : 選択係数
- TC : 蒸散係数 (乾物重量 1 g の植物生長に要する水吸収量, ml/g)
- P_t : 単位面積あたりの植物の年間生産量 (g/cm²/y)
- P_{et} : 単位面積あたりの植物の可食部の年間生産量 (g/cm²/y)

である。

このように分配係数では多くのパラメータが用いられているが、いずれも現実的な意味を持ち、値を経験的あるいは実験的に求め得るものである。表1にはパラメータの一つである分配係数の報告値を移行係数と対比し記載した。Van Drop らは、式(2)によって求めた農作物

中の放射性核種濃度は、 N_g らの値と比較し、少数の例外を除き1桁以内の差で一致することを報告している。

筆者らは、土壤放射能汚染が時間的な変動を示す場合を想定し、速度論的見地より次式により農作物汚染の記述を試みた。⁹⁾

$$\begin{aligned} d(P \cdot f_g) / dt &= k_b \cdot f_g \cdot C_s - k_p(P \cdot f_g) \\ &= k_b \cdot f_g \cdot C_t / \{L(\theta + \rho K_d)\} - k_p(P \cdot f_g) \end{aligned} \quad (3)$$

ここで、

- P : 植物中の放射性核種濃度
- f_g : 植物の生長函数
- k_b : 植物の放射性核種の吸収係数
- k_p : 放射性核種の物理崩壊定数

である。

元素の経根吸収が、吸収部位でのキャリアの介在する輸送によるとすると k_b として次式を用いることができる。

$$V = V_{max} \cdot C / (K_m + C) \quad (4)$$

ここで、

- V : 植物の元素の吸収速度
- V_{max} : 最大吸収速度
- K_m : ミハエリス定数
- C : 培地中元素濃度

である。

安定同位体の存在量が少ない場合の放射性核種の吸収は、式(4)で $C \ll K_m$ の場合に相当するとみることができ、吸収速度は次式で近似される。

$$V = V_{max} \cdot C / K_m \quad (5)$$

V_{max} や K_m は、核種、植物の種類によって固有の値をもつものと期待される。

土壤中の放射性核種濃度を決定するパラメータは、式(1)において根圏域深度、水分含量、仮比重と分配係数である。これらのパラメータの値の範囲は、根圏域深度については20~50 cm、水分含量について0.05~0.5ml/cm³、仮比重について1~1.7g/cm³が与えられている。表1に表わしたように分配係数は土壤間で大きな変動があるものと考えられる。すなわち、土壤の相違にとまなう土壤溶液中の放射性核種濃度の相違に対し、最も大きな影響を及ぼす要因は、一般に、分配係数であるということが出来る。農作物の汚染評価において、分配係数を土壤間差異の指標として利用することもできよう。

土壤の分配係数と放射性核種の植物移行との間の定量的な関係については、また、分配係数法の適用性に関しては、さらに実証的な検討を加えることが必要である。

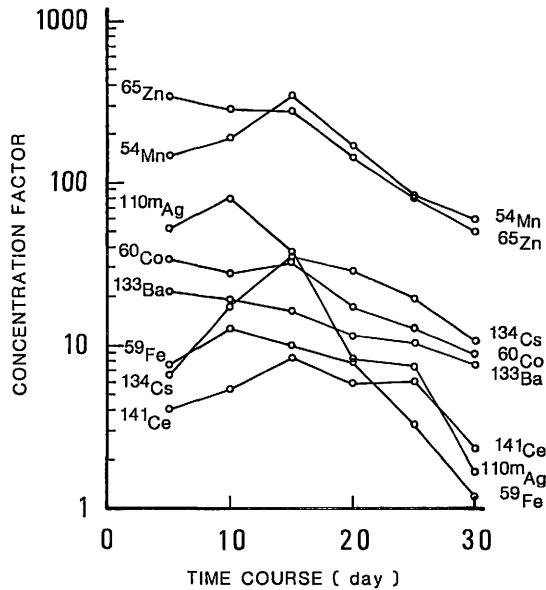


図1 放射性核種の移行係数値の植物の成長ともなう推移

2 事例研究

図1は、コマツナによる放射性核種の吸収を乾燥土壌中濃度に対する乾燥植物中濃度の比(移行係数)の経日変化として表わしたものである。植物は栽培装置内で1/2000アールのポットに充填した砂質ローム土壌で栽培し、放射性核種は灌水中に添加し、連続的に土壌表面より注入した。移行係数の値は植物の生育とともに減少し、放射性核種の植物との親和性、あるいは、植物の吸収力は生長にともない減少することが示唆された。栽培終了時における移行係数は、表1に与えられた値と比較し、かなり大きな値となっている。しかし、植物の湿重量を乾燥重量に変換する係数、0.25を考慮し、また放射性核種の土壌中での不均一分布、すなわち、実験終了時に放射性核種のポット土壌中の深度分布を測定したところ、90%以上が表面より5cm(1/5の量の土壌)に分布しており、移行係数算出にはこの高濃度の土壌をもとにすることが合理的であるという事実も考慮に入れると、図に示された値が著しく大きいとは必ずしも言うことはできない。一般的に、ポット実験においては植物の根の現存量に対する土壌量が自然環境における状態より小さいため、添加した放射性核種はより効率的に植物に利用されることが知られている。

実験に用いた土壌の「バッチ法」で求めた分配係数は、表1の分配係数(右端の)欄に示したとおりである。この栽培実験では水収支等は正確に管理され、上述の式(2)に示したパラメータ値の把握もはかられた。したがって、植物の吸収量から式(2)により土壌溶液中濃度が逆算され、植物栽培時の分配係数値を推定することができる。一方、栽培一ヶ月後に地上部を刈取った個体に対しては溢泌液を採取し、放射性核種分析を行った。溢泌液中の放射性核種濃度から土壌溶液中濃度が推定され、同様に、分配係数の推定値を得ることができる。このように

表2 バッチ法で求めた分配係数値及び植物吸収量より推定した分配係数

radionuclide	method A	method B	method C
^{110m} Ag	4000	2100	580
¹³³ Ba	200	420	34
¹⁴¹ Ce	2000	1200	210
⁶⁰ Co	50	360	81
⁵¹ Cr	1000	na	na
¹³⁴ Cs	500	300	130
⁵⁹ Fe	700	2500	200
⁵⁴ Mn	20	60	22
¹⁰³ Ru	800	na	na
¹¹³ Sn	1000	na	na
⁶⁵ Zn	300	27	10

metod A : Kd obtained by a batch equilibrium method.

metod B : Kd in van Dorp et al's calculations, appropriately determining the plant uptake observed.

metod C : Kd derived from radioactivity concentration in xylem exudate.

na : non-available by plants.

して三つの推定法で得られた分配係数値を表2に示す。これらの分配係数の値は、三者の間で、およそ一桁の誤差以内で一致した。すなわち、今回の実験系で、土壌・植物間の放射性核種移行の推定には、移行係数法より分配係数法の方が適用性が高いということが出来る。土壌に可溶性の放射性核種を添加した場合、これらは土壌中に既存の安定同位体より植物に吸収され易いことが知られている。このような、添加された放射性核種と既存の安定同位体との間で、いわゆる「生態学的平衡」が成り立っていない場合には、分配係数法の適用性は高いものがあると考えられる。

おわりに

陸圏環境に放射性核種が放出された場合、それらはさまざまな食物連鎖を経て人体に摂取される。放射性核種が大気放出された場合、農作物汚染をひき起こす最も重要な汚染機構は、放射性核種の農作物への直接沈着である¹⁰⁾。しかし、長半減期核種による土壌汚染が一旦ひき起こされると、人体は長期にわたり土壌-農作物経路を経てこれらを摂取することとなる。特に⁹⁹Tcのように環境中での溶存性が高く、植物親和性の高い核種は重要である。ウラン濃縮工場より⁹⁹Tcの放出実績から被曝線量を試算したとき、土壌-植物の移行係数の採用の仕方によっては許容線量と同等の線量が得られる場合もあることが報告されている¹¹⁾。土壌・農作物間の放射性核種の移行に関してはさらに正確な知見を収集し、異なる状況に対しても適用性の高い移行モデルを確立することが望まれる。

参考文献

- 1) 内田滋夫, 大桃洋一郎, 鎌田博, 佐伯誠道(1984) : 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.
- 2) USNRC(1977) Regulatory Guide 1.109 Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I (Revision 1).
- 3) Ng, Y. C., Thompson, S. E. and Colsher, C. S. (1982) Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments. NUREG/CR-2975.
- 4) Ng, Y. C., Barton, C. A., Thompson, S. E., Kretner, R. K. and Pratt, M. W. (1968) Prediction of the maximum dosage to man from the fallout of nuclear devices IV. Handbook for estimating the maximum internal dose from radionuclides released to the biosphere. UCRL-50163 Part IV.
- 5) Denham, D. H., Baker, D. A., Soldat, J. K. and Corley, J. P. (1974) Radiological evaluations for advanced waste management studies. BNWL-1764.
- 6) 井上頼輝, 森澤真輔(1976) 放射性核種の土壌と水との間の分配係数値, 日本原子力学会誌, **18**, 524-534.
- 7) Watabe, T. and Kamada, H. Solubility in soil and transfer to plants of radionuclides. (to be published).
- 8) Van Dorp, F., Eleveld, R., Frissel, M. J. (1979) A new approach for soil-plant transfer calculations. In : Biological Implication of Radionuclides Released from Nuclear Industries, Vol. II, IAEA Publication STI/PUB/522, IAEA, Vienna, pp. 399-406.
- 9) Watabe, T., Uchida, S. and Kamada, H. (1984) Transfer of radionuclides through soil-plant pathway. *J. Radiat. Res.*, **25**, 274-282.
- 10) ICRP(1979) ICRP Publication 29, Radionuclide release into the environment: Assessment of doses to man. *Annals of ICRP* Vol. **2**, No. 2.
- 11) Till, J. E., Hoffman, F. O. and Dunning, D. E., Jr. (1979) A new look at ⁹⁹Tc releases to atmosphere. *Health Phys.*, **36**, 21-30.

3 トピックス—— ^{129}I の水稻への移行

3.1 移行モデル

座長 市川龍資

3.2 パラメータ

座長 山県 登

3.1 移行モデル

1 総論

飯嶋敏哲* (大桃洋一郎・結田康一・山県登)

Compartment Model for Migration of ^{129}I to Rice plant

Toshinori Iijima

Dept. of Environmental Safety Research

Japan Atomic Energy Research Institute

2-4, Shirakata Shirane, Tokai-mura Naka-gun, 319-11 Japan

Abstract

The construction of a commercial fuel reprocessing plant is under planning in Rokkasho-mura/Aomori Prefecture, north in mainland of Japan. It is predicted that ^{129}I is one of the most important nuclides from the view point of radiation protection. The cumulative characteristics of this isotope continuously discharged from the site to the atmosphere should be emphasized because of its long half life of 1.57×10^7 years. The probable scheme of exposure is considered to be the uptake of this isotope through foods.

In European countries, the consumption of milk and dairy products is so high that the transfer route of airborne ^{129}I to dairy cow via pasture has been critical path. In our country, however, attention must be directed to vegetables and rice in addition to milk because of their high consumption and high frequency of consumption. There are a lot of information on the deposition of short-lived airborne radioiodine to vegetables and pasture grass, but only a few on the root uptake. Very few information is available specifically for the

* 日本原子力研究所環境安全研究部

migration of radioiodine to rice plant.

In this paper compartment model for estimating the amount of ^{129}I in rice is presented. Parameters used for the model are also discussed.

1 はじめに

核燃料再処理施設の平常運転時に放射性ヨウ素 ^{129}I が放出される。その放出量は微量ではあるが、放射性半減期が1,600万年と長いため、長期にわたり環境中に蓄積し、主として食物を経由して人間に甲状腺被ばくをもたらすことが注目されている。

原研では最近、再処理施設からの放射性気体廃棄物による周辺環境中の被ばく線量を試算した。このうち ^{129}I による甲状腺線量を被ばく経路別に示すと次のようになる。ただし呼吸摂取による甲状腺線量との比較である。

大気放出されるI-129の被ばく経路別甲状腺線量寄与

(放出高 100m)

呼吸摂取	1 mrem/y
葉菜摂取	25
穀物摂取	68
他農作物摂取	67
牛乳摂取	57
肉類摂取	38

これから理解されるように、大気中に放出される ^{129}I については食物摂取経路が最大の線量寄与となり、特にわが国の主要農作物である米類への ^{129}I の移行を注目する必要がある。このため、われわれは ^{129}I の水稲への移行について、移行モデル、移行パラメータなどの検討を進めてきた。今回の報告ではその検討の現状を紹介する。

2 検討から得られた知見

水稲の栽培方法、安定ヨウ素の挙動などについては、次のような知見が得られている。

(1) 水稲の栽培方法及び水管理

非耕作期間：10月頃から翌年3月頃。（畑状態）

耕作開始：4月頃、田土壌の混合、湛水

水稲栽培：5月頃から9月頃

田植期 深水

分けつ期 5月～8月

浅水

伸長期

落水

結実期 9月 浅水

完熟期 落水

水消費：田水面蒸発，稲葉面からの蒸散，土壤浸透

蒸発散量 3.5~7.5mm/日

浸透量 18 ~ 20mm/日 地方差大

稲乾燥重量 1g生産に約300g必要

(2) ヨウ素の挙動

沈着：放出される¹²⁹Iにはガス状のものと降雨に捕捉された溶液状のものが考えられ，沈着の様子が異なる。

吸着：田土壤が畑状態のときは99%以上土壤に吸着する。(IO₃が主体)

溶出：畑状態時には水相への溶出は極めて小さい。湛水時には田水への溶出が大きい(還元化)。

稲の吸収：ヨウ素は栄養元素ではないので，水の吸収に伴って稲にとり込まれるであろう。

田水の重要性：結田等が得た安定ヨウ素の水稲中分布をまとめると次の表のようになる。

		福井水田(A)	栃木水田(B)	(B)/(A)
濃度	土壤	1.6ppm	14ppm	8.8
	田水	0.5	0.71	1.4
	茎葉部	9.8	23	2.3
	玄米	0.060	0.14	2.3
全量	土壤	8.3mg	57mg	6.9
	田水	1.6	3.4	2.1
	茎葉部	0.48	0.83	1.7
	玄米	2.4×10^{-3}	4.5×10^{-3}	1.9

このように，安定ヨウ素の土壤中量とその他の相関はよくないが田水中量，茎葉部中量，玄米中量の相関はよい。したがって田水中のヨウ素量を決定することが重要である。

高城等の研究(保健物資20 p.251~257, 1985)も同様の結論を示している。

2 ¹²⁹Iの水稲への移行過程の想定

以上のような知見から，空気中の¹²⁹Iが水稲へ移行する過程を，稲の栽培手順を考えて次のように想定する。

(1) 田植え前(非耕作期)

稲刈り後の10月頃から翌年の3月頃までの5~6ヶ月には，空気中の¹²⁹Iは田土壤に直接沈

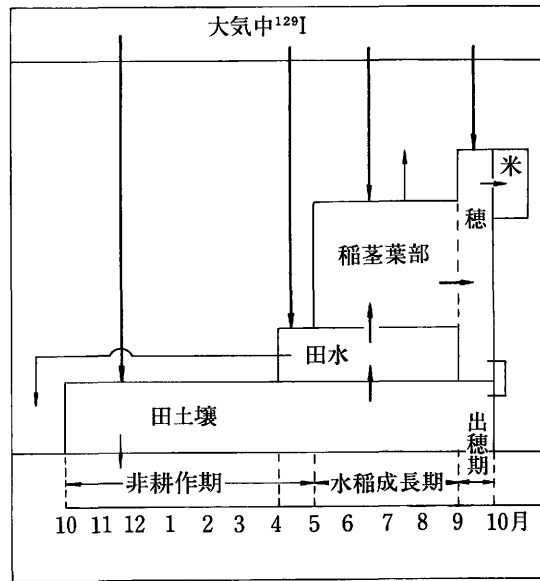
着、蓄積する。さらに稲の根に蓄積した ^{129}I は田土壤に残留する。その後3月から4月の約1ヶ月には、田は湛水状態となるため、土壤に蓄積した ^{129}I は田水に浸出する。一方空気中の ^{129}I は田水に沈着、蓄積する。

(2) 田植えから出穂までの期間（水稻成長期）

5月に田植えが行われ、その後稲が成長するが、この間、田水中の ^{129}I は根から稲に吸収され、同時に土壤中の ^{129}I が田水中に補給される。一方空気中の ^{129}I は稲茎葉部に直接沈着し吸収されるとともに一部が水田に沈着する。

(3) 出穂から米粒が成長する期間（出穂期）

8月頃には稲茎葉部の成長は停止し、出穂期に入り、米粒が9月～10月に成長するが、この時期には ^{129}I の経根移行は停止し、茎葉部に蓄積された ^{129}I が米粒に移行する。一方空気中の ^{129}I は茎葉部及び穂に沈着し米粒に移行する。



3 ^{129}I の移行過程のモデル化とパラメータの検討

前述のように、水稻中のヨウ素量は田水中のヨウ素量との良い相関にあること、田土壤への ^{129}I 蓄積は長期間であり蓄積過程がやや複雑であることなどから、はじめに水稻成長期における ^{129}I 移行過程のモデル化を試みる。

(1) 水稻成長期

移行過程は基本的には次のように表現できよう。

$$A_L = A_L^G + A_L^S \tag{1}$$

A_L : 茎葉中の ^{129}I 蓄積量 (pCi/m²)

A_L^G : 茎葉中のガス状 ^{129}I の量 (pCi/m²)

A_L^S : 茎葉中の溶液状 ^{129}I の量 (pCi/m²)

$$\frac{dA_L^G}{dt} = f_g^L V_g X_o - \lambda_g^L A_L^G \quad (2)$$

$$\frac{dA_L^S}{dt} = \lambda_w A_w + (f_s^L \Lambda \int X dz) \frac{T_{pR}}{T_p} \quad (3)$$

ただし溶液状ヨウ素は水稻から脱離しないと仮定する。

X : ^{129}I の空气中鉛直濃度 (pCi/m³)

X_o : ^{129}I の水稻附近空气中濃度 (pCi/m³)

V_g : ^{129}I の水稻への沈着速度 (m/d)

Λ : 降雨の空气中 ^{129}I 洗浄係数 (1/d)

f_g^L : ガス状 ^{129}I の茎葉取込み比

f_s^L : 雨水中 ^{129}I の茎葉取込み比

λ_g^L : ガス状 ^{129}I の茎葉からの脱離率 (1/d)

A_w : 田水中 ^{129}I の量 (pCi/m²)

λ_w : ^{129}I の田水から茎葉への移行率 (1/d)

T_p : 成長期間の日数(d)

T_{pR} : 成長期中の降雨日数(d)

各パラメータを一定とすれば(2)式は解ける。一方(3)式は、田水中の ^{129}I 量の時間変化が明らかでないと解けない。ここでは次のように仮定する。

- a) 土壌中の ^{129}I は湛水開始後数日のうちに一定の溶出比で溶出し、田植え開始まで田水中存在量は一定とする。
- b) 稲成長期間中は一定の溶出率で土壌中 ^{129}I が田水に移行する。
- c) 空气中の ^{129}I は田水へ沈着する。
- d) 田水中の ^{129}I の一部は田水とともに一定の流亡率で系外へ流出する。

以上の仮定を使うと、 A_w は次のように与えられる。

$$\frac{dA_w}{dt} = (\lambda_o + \lambda_w) A_w + \lambda_{sw} A_s + I \quad (4)$$

$$A_w(t=0) = f_E A_{s,o}$$

λ_o : ヨウ素の流亡率(1/d)

λ_{sw} : 土壌から田水へ溶出率(1/d)

A_c : 土壌中の ^{129}I 存在量(pCi/m²)

I : 空气中 ^{129}I の沈着率(pCi/m²・d)

$A_{s,o}$: 湛水直前の土壌中 ^{129}I 存在量(pCi/m²)

f_E : 田植え前、土壌から田水へのヨウ素溶出比

次にパラメータについて検討する。

V_g (ガス状ヨウ素の茎葉への沈着速度)

元素状ヨウ素 I_2 の沈着実験は豊富であり、それらを平均すると約1 cm/s (9×10^2 m/d)となる。

λ_g^L (ガス状ヨウ素の茎葉からの脱離率)

I_2 に関して野外調査データがあり、大きいバラツキはあるが平均値として15日が得られる。これを使うと

$$\lambda_g^L = 5 \times 10^{-2} (1/d)$$

となる。放医研の実験でも同じ値が得られている。

f_g^L (ガス状ヨウ素の茎葉取込み比)

現在まだほとんどデータがないが、最近開始された放医研の研究では、 I_2 の茎葉への沈着率は $2 \text{ cm}^2/\text{g} \cdot \text{s}$ である。米の単位面積当り生産量($500 \text{ g}/\text{m}^2$)から推定すると、この値は $0.1 \text{ cm}/\text{s}$ に対応する。上記のように沈着速度は $1 \text{ cm}/\text{s}$ とみられるので、 f_g 値は次のように考えられる。

$$f_g^L = 0.1$$

詳細は後で大桃氏から報告されよう。

Λ (降雨の空气中 ^{129}I 洗浄係数)

西ドイツの研究では I_2 に対する Λ を降雨強度 I (mm/h)の関数として次のように得ている。

$$\Lambda = 8 \times 10^{-5} I^{0.6} \times 3.6 \times 10^3 \times 24$$

I : 降雨強度 (mm/h)

I が約 $2 \text{ mm}/\text{h}$ と考えると、 $\Lambda = 10 (1/d)$

安定ヨウ素の空气中濃度と雨水中濃度から類推するとこれよりやや小さい値となる。

f_s^L (雨水中ヨウ素の茎葉取込み比)

現在全くデータが無く、放医研が研究を開始したところであり、後に大桃氏から報告があらう。上記の西ドイツにおける研究から得られている洗浄係数 Λ は主として牧草に対する値であり、 $f_s^L = 1$ と考えてよいであろう。しかし、水稻葉の内部吸収の場合には、 $f_s^L < 1$ となると思われる。ここではとり合えず次の値を設定する。

$$f_s^L = 0.1$$

λ_o (田水の流亡率)

田水の地中浸透率は平均 $2 \text{ cm}/\text{d}$ とみられている。田水深は約 20 cm であるから λ_o として次の値が考えられる。

$$\lambda_o = 0.1 (1/d)$$

λ_w (溶液状ヨウ素の田水から茎葉への移行率)

結田等は実際の水田土壌を用いて室内で水稻栽培を行ない、土壌中ヨウ素の茎葉部や玄米への移行比を求めた。これらの結果から推定すると2種の溶出比が全く異なる土壌に関しても、田水から茎葉への移行率は等しく $\lambda_w = 1.1 \times 10^{-3} (1/\text{日})$ となる。なお、ヨウ素は非栄養元素なので稲の吸水作用により移行すると考え、葉面からの蒸散による減水深から λ_w を推定すると λ_w

は約 0.01(1/日)となる。

(蒸発散による減水深は3.5~7.5mm/日, 稲1g生育に必要な水量は300g程度なので, 120日の成長期間を考えると蒸散率は約2mm/日となる。)

f_E (ヨウ素の初期溶出比)

結田等の実験では, 30°C, 1ヶ月放置のとき溶出比は全量比で5~50%である。また高城等の実験では20°C, 15日間放置のとき濃度比で1~2%である。これを全量比での値に換算すると10~20%となる。ここでは一応 $f_E=20\%$ として以後検討を続ける。

λ_{sw} (土壌から田水への溶出率)

結田等及び高城等の実験から理解されるように, 田水中のヨウ素量は土壌中のヨウ素存在量にあまり依存せず, ほぼ一定である。すなわち溶出したヨウ素のみが稲に吸収されるといえる。換言すると土壌から田水への溶出量は田土壌により大きく異なるにちがいない。

結田等の実験から λ_{sw} を推定すると,

$$\begin{aligned}\lambda_{sw} &= 7.8 \times 10^{-3} \text{ (1/d)} && \text{(福井水田)} \\ &= 2.3 \times 10^{-3} \text{ (1/d)} && \text{(栃木水田)}\end{aligned}$$

初期溶出比を上記のように20%とすると, $\lambda_{sw}=8 \times 10^{-3}$ (1/d)程度となる。

(2) 出穂期

次に, 茎葉部の成長が止り, 米が成熟する時期における ^{129}I の移行過程についてモデル化を試みる。はじめに述べたように, この時期にはヨウ素の経根移行は停止し, 茎葉部に蓄積したヨウ素及び穂に沈着するヨウ素が米に移行すると考える。したがって移行過程は次のように表わされるであろう。

$$A_R = A_R^G + A_R^S \quad (5)$$

A_R : 玄米中の ^{129}I 蓄積量(pCi/m²)

A_R^G : 玄米中のガス状 ^{129}I 蓄積量(pCi/m²)

A_R^S : 玄米中の溶液状 ^{129}I 蓄積量(pCi/m²)

茎葉中の ^{129}I は溶液状と考える。

$$\frac{dA_R^G}{dt} = f_g^R V_g X_o - \lambda_g^R A_R^G \quad (6)$$

$$\frac{dA_R^S}{dt} = \lambda_{LR} A_L + (f_s^R \Lambda \int X dz) \frac{T_{E,R}}{T_E} \quad (7)$$

$$A_L = A_L(t = T_p) e^{-\lambda_{LR} t} \quad (8)$$

ただし茎葉の場合と同様, 溶液状ヨウ素は脱離しないと仮定する。

記号は次のように定義される。

f_g^R : ガス状ヨウ素の玄米への移行比

λ_g^R : ガス状ヨウ素の玄米からの脱離率(1/d)

λ_g^R : 茎葉中ヨウ素の玄米への移行率(1/d)

f_s^R : 雨水中ヨウ素の玄米への移行比

T_E : 玄米成育期間(d)

$T_{E,R}$: この期間の降雨日数(d)

次にパラメータについて検討する。

f_g^R (ガス状ヨウ素の玄米への移行比)

放医研が進めている研究から、玄米の I_2 uptake rate として約 $0.1\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{s}$ の値が得られた。玄米の作付面積当り収穫量は約 $500\text{kg}/10^3\text{m}^2$ であるので、実効沈着速度は $5\times 10^{-3}\text{cm}/\text{s}$ となる。一方、通常の沈着速度を $1\text{cm}/\text{s}$ と考えると f_g^R は次の値とみることができる。

$$f_g^R = 5 \times 10^{-3}$$

λ_g^R (ガス状ヨウ素の玄米からの脱離率)

放医研の研究では、 $\lambda_g^R \approx 0$ とみられる。したがって前出の(6)式は次のようになる。

$$A_R^G = f_g^R V_g X_o T_E \quad (6')$$

f_s^R (雨水中ヨウ素の玄米への移行比)

f_s と同様、現在全くデータがないので、放医研の今後の研究に期待して、とりあえず、 $f_s^R = 0.1$ とする。

λ_{LR} (茎葉中ヨウ素の玄米への移行率)

結田等の実験によると、安定ヨウ素の茎葉から玄米への移行比は濃度比で 0.006 と比較的一定な値が得られている。この実験は室内で行われたものであり、降雨沈着はない。したがって、(7)、(8)式から簡単に λ_{LR} を推定することができる。茎葉重量と玄米重量の比はこの実験でほぼ 1 となっているので、濃度比は全量比と等価といえる。

$$\lambda_{LR} = 2 \times 10^{-4} \quad (1/\text{d}) \quad (\text{玄米成長期間30日を想定})$$

$$= 1 \times 10^{-4} \quad (1/\text{d}) \quad (\text{玄米成長期間60日を想定})$$

(3) ヨウ素の玄米から白米への移行

ヨウ素の玄米から白米への移行では、移行後白米中に蓄積するのみと考え、実験等から得られている移行比を用いる。

$$A_{RP} = f_{RP} A_R \quad (9)$$

f_{PR} (玄米から白米へのヨウ素移行比)

高城等の実験では、全国13ヶ所の米について次の移行比が得られている。 $f_{PR} = 0.53$

(4) 非耕作期

大気中へ放出される ^{129}I は長期にわたり田土壌に蓄積する。しかしその大部分は非耕作期に田水が排除された状態(畑水分状態)のときに沈着する。そして湛水期に土壌に蓄積した ^{129}I は田水に溶出し流亡する。これらの特徴に注目して、次に ^{129}I の田土壌への移行過程をモデル化する。

$$\frac{dA_F}{dt} = f_R I_A - (\lambda_{sw}^* - \lambda_{RS}) A_F \quad (10)$$

A_R : ^{129}I の田土壤中蓄積量 (pCi/m²)

I_A : 大気中 ^{129}I の沈着率 (pCi/m²・y)

λ_{sw}^* : 土壤中 ^{129}I の流亡率 (1/y)

λ_{RS} : 溶出した ^{129}I のうち土壤への還元率(1/y)

f_R : 沈着した ^{129}I の土壤中吸着比

$$I_A = T_U V_g X_o + T_{UR} \Lambda \int X dz \quad (11)$$

X : 畑水分状態期間における ^{129}I の空气中平均鉛直濃度 (pCi/m³)

X_o : $X(Z=0)$ (pCi/m³)

V_g : 平均沈着速度(m/d)

Λ : 平均降水洗浄係数(1/d)

T_U : この期間の年間日数(d/y)

$T_{U,R}$: この期間の降水日数(d/y)

$\lambda_{sw}^*, \lambda_{RS}$ を一定とすると(10)式は次のようになる。

$$A_F = \frac{I_A}{\lambda_{sw}^* - \lambda_{RS}} (1 - e^{-(\lambda_{sw}^* - \lambda_{RS})t}) \quad (11')$$

次にパラメータの検討を行う。

f_R (沈着ヨウ素の土壤吸着比)

結田等の実験によると安定ヨウ素の土壤への吸着比は土壤が畑水分状態のとき99%以上となる。したがって、

$$f_R = 1$$

λ_{sw}^* (田水への溶出率)

前述のように結田等の実験では、30°C、1ヶ月の放置のとき、安定ヨウ素の溶出比は全量比で5~50%である。また高城等の実験では20°C、15日間の放置のとき、濃度比で1~2%である。溶液の重量は土壤試料重量の10倍とのことであるから、全量比で見ると10~20%の溶出比といえよう。これが年間の流亡率とみることでできるので $\lambda_{sw}^* = 0.2(1/y)$ となる。なおこの値は流亡半減期約3.5年に対応する。

湛水期間中にさらに溶出が進むと考えると、この値は $\lambda_{sw}^* = 0.7(1/y)$ 程度となる。これは約1年の流亡半減期に対応する。

λ_{RS} (溶出 ^{129}I の土壤への還元率)

^{129}I は稲に吸収されるが、根部、茎葉部に残留するものの一部は田土壤中に残る。この部分は理論的には田土壤への流入量となる。

^{129}I の放出期間を30年と考え、前述の移行モデルとパラメータの値を使って、田土壤中の ^{129}I 存在量と茎葉部中の存在量を計算すると大体次のようになる。

$$\text{田土壤中} \quad A_F(30\text{年}) = 2 \times 10^5 X_0 + 2 \times 10^2 \int X dz$$

$$\text{稲葉中} \quad A_L = 6 \times 10^{-3} A_F(30\text{年}) + 2 \times 10^3 X_0 + 8 \int X dz$$

これを比較すると、 ^{129}I の年間還元量は無視できると考えてよいといえる。すなわち $\lambda_{sw} \approx 0(1/y)$

4 再処理施設の安全評価のための移行モデル

以上では、ヨウ素の水稻に移行する過程を追跡し、重要なパラメータは何か、またパラメータ間に実際はどのような関係があるかを調べるため、いわゆる動力学的モデルと呼ばれる多少複雑な移行モデルについて検討を行った。

再処理施設の平常運転における周辺公衆の被ばく線量の評価ではもっと簡単な移行モデルが望ましい。しかし反面できる限り現実的な評価もできる必要がある。この観点から、以上の検討結果を基に線量評価用モデルについて次に考察する。

大気中に放出される ^{129}I のような核種が農作物に移行する場合には、線量評価用モデルとして一般に次のようなものが使われる。

$$C_R = \frac{\omega}{W\lambda_{eff}} + \frac{B_v \omega (1 - e^{-\lambda_w t_0})}{P\lambda_w} \quad (12)$$

$$\omega = f_r^G V_g X_0 + \frac{f_r^S T_R}{T_y} \Lambda \int X dz \quad (13)$$

C_R : 農作物中の核種濃度 (pCi/kg)

ω : 核種の沈着率 (pCi/m² · d)

λ_{eff} : 核種の農作物からの減少率 (1/d)

λ_w : 核種の土壌からの減少率 (1/d)

f_r^G : 直接沈着するガス状核種が農作物に吸収される割合

f_r^S : 直接沈着する溶液状核種が農作物に吸収される割合

B_v : 核種の土壌から農作物への移行比

W : 農作物可含部の生産密度 (kg/m²)

V_g : 核種の農作物への沈着速度 (m/d)

Λ : 降雨の核種洗浄係数 (1/d)

T_y, T_R : 年間日数及び降雨日数 (d)

X_0, X : 核種の地表濃度及び鉛直濃度 (pCi/m³)

そこで、ここでは上式(12)、(13)が ^{129}I の水稻への移行についてどこまで適用できるかについて考えてみる。

前に述べた動力学的移行モデルはパラメータの値を使うと、玄米中のヨウ素量は次のようになる。

$$\text{親根移行} \quad A_R^r = 8.8 \times 10^{-4} A_F^o + 8.9 X_0 + 9 \times 10^{-2} \int X dz$$

$$\text{直接沈着 } A_R^d = 2 \times 10^2 X_o + 3 \int X dz$$

一方土壤中のヨウ素存在量は、

$$A_F^o = 2 \times 10^5 X_o + 2 \times 10^2 \int X dz$$

したがって玄米へのヨウ素移行量は

$$\text{経根移行 } A_R^r = 2 \times 10^2 X_o + 2 \times 10^{-1} \int X dz$$

$$\text{直接沈着 } A_R^d = 2 \times 10^2 X_o + 3 \int X dz$$

これをみると直接沈着の寄与と経根移行の寄与はほとんど同程度である。この結果は土壤中ヨウ素の流亡率(λ_o)を0.1 1/dとした場合であり、 $\lambda_o = 0.01$ 1/dとすれば、経根移行の寄与は10倍ほど大きくなる。いずれにしても(12)式のような形のモデルは必要である。

これまでに示したヨウ素の米への移行式から近似式を求め、米中の濃度を直接沈着と土壤からの移行の各部に分けて表現すると次のようになる。

$$C_R = \frac{f_{RP}}{W} \left[\left(\frac{\lambda_{LR}}{\lambda_g^L} f_g^L + f_g^R \right) V_g X_o (T_p) T_E + (\lambda_{LR} T_E \frac{T_{PR}}{T_{ER}} f_S^L + f_S^R) T_{ER} \Lambda \int \bar{X} (T_{PR}) dz \right. \\ \left. + \frac{\lambda_w \lambda_{LR} T_E}{\lambda_o} \left\{ \frac{1 - f_E}{1 - \lambda_{sw}/\lambda_o} A_F (T_o) (1 - e^{-\lambda_{sw} T_p}) \right. \right. \\ \left. \left. + (V_g \bar{X}_o (T_p) T_p + T_{PR} \Lambda \int \bar{X} (T_{PR}) dz) \right\} \right]$$

上式中、[]内の第一項は直接沈着、第二項は経根移行に対応する。

また土壤中蓄種量は次式のとおりである。

$$A_F (T_o) = \frac{1}{\lambda_{sw}^*} (T_U V_g X_o (T_U) + T_{UR} \Lambda \int \bar{X} (T_{PR}) dz)$$

移行式を上式のように近似するために次の仮定をした。

- a) (田水→葉)移行率(λ_w)≪流亡率(λ_o)
- b) 稲の成長期間を5月～8月の4ヶ月($T_p = 120$ 日)
- c) 乾燥沈着ヨウ素の葉中蓄積は平衡となっている。
- d) 葉部成長期間中のヨウ素の空気中平均濃度は玄米成長期間中のものとほとんど等しい。

したがってこれらの仮定の妥当性は今後検討する必要がある。また各パラメータの値が明らかになれば評価式としての上式はさらに簡単になる可能性がある。

5 まとめ

以上の検討結果をまとめると次のようになる。

1) 田水中ヨウ素存在量をベースとする移行モデルの開発

結田等や高城等の実験から理解されるように、通常の水田では土壤中のヨウ素量にあまり関係なく田水中のヨウ素は一定している。したがってヨウ素の水稲への移行をモデル化する場合には田水中のヨウ素量を出発点にすることが良い。この考え方は、他の非栄養元素の水稲以外の植物への移行についても適用できると考えられる。

2) ヨウ素の土壌から田水への溶出率の決定

上述のことを換言すると、ヨウ素の土壌から田水への溶出率を決定することが極めて重要となる。溶出率は地域によって異なるらしいので、平均値を求めるのではなく、評価の対象となる地域の溶出率を求める必要がある。

前述の移行モデルを用いた解析結果では初期溶出比はあまり重要なパラメータではなく、むしろ稲の成長期間にわたる長期の平均溶出率(比ではない)を知る必要がある。

3) 土壌中ヨウ素の流亡率の決定(1～3年の流亡半減期)

田土壌中の安定ヨウ素量はほぼ一定しているようである。したがってヨウ素の土壌からの流亡がある筈である。

本報告では、田土壌から田水に溶出したものが流亡すると考えて、湛水期間の溶出比を年間流亡率とした。その結果0.7 l/年が得られた。これは流亡半減期約1年に相当する。今後一層の研究を期待したい。また田水の減水深から推定した流亡率も本報告で使っているが、このパラメータは経根移行量にほとんど逆比例的に作用するので、この機構の解明も必要である。

4) 降雨の空気中のヨウ素捕捉率の決定

本報告では降水強度を2 mm/hと想定して洗浄係数 $1 \times 10^{-4}/s$ を使っている。使用したモデルでは降雨沈着率は洗浄係数に比例するので、洗浄係数(Λ)の値の精度向上が重要である。

5) 降雨沈着ヨウ素の茎葉部や玄米への移行比

ガス状ヨウ素の茎葉部や玄米への移行率は放医研の研究から得られはじめている。その量は $cm^2/g \cdot s$ で示されるので、本報告では茎葉部や玄米の成育密度から沈着速度1 cm/sに相当する移行比を推定することができた。しかし、降雨沈着する溶液状ヨウ素についてはデータがないため、根拠のないままそれぞれに0.1を想定した。前述の洗浄係数とこれら移行比を用いた結果では、降雨沈着ヨウ素の玄米への移行量は比較的大きい。したがって降雨沈着ヨウ素の寄与が重要であるかのようにみられる。寄与の重要性を判断するためには、降雨沈着ヨウ素の移行挙動に関する精力的な研究が必要である。

次に、再処理施設の設置地域で取得の必要なデータを挙げてみる。

1) 田土壌から田水へのヨウ素溶出率

前述の理由から地域固有の溶出率を得る必要がある。

2) 非耕作期間、稲成長期間、穂成熟期間のそれぞれにおける風向、風速、大気安定度

本報告で述べた移行モデルでは、これらの各期間におけるヨウ素の平均空気中濃度を用いている。このように定義された濃度の間には大きな差がある可能性がある。この点を調べる必要がある。

3) 上記各期間における降雨時の風向、風速、大気安定度、降雨強度及びその頻度分布

本報告で述べた移行モデルでは、これらのパラメータに関するデータも必要となる。それぞれの値は地域により大きく異なる可能性がある。

3.1 移行モデル

2 移行モデルに対するコメント

成 田 脩*

Comment on the radionuclides transfer model

Osamu Narita

Safety Division

Power Reactor & Nuclear Fuel Development Corporation

9-3, Akasaka 1 chome, Minato-ku, 107 Japan

Abstract

Two methods is available for the resulting dose quantities by releases of radioactive material from nuclear facilities into the environment.

One is dose evaluation based on actual radiation dose rate or radionuclide observed in the environment, another is based on the modeling of released radioactive material transfer through pathways to man. The transfer model is useful in both evaluation of operational dose and assessment of pre-operational dose.

There are two mathematical methods (Concentration Factor and Systems Analysis method) in the transfer model.

For the purpose of reasonable dose estimation, it requires that the models should be as realistic as possible.

It is important to select the appropriate pathways and transfer parameters, also with reasonable transfer model set up.

In particular, the survey and laboratory or field experiment to obtain the

* 動力炉・核燃料開発事業団安全部

reliable and effective transfer parameter by intercomparison between national laboratories or universities are required for the public assessment.

はじめに

原子力施設から環境への放射性物質の放出に伴う陸上環境影響評価は、環境放射線(能)の測定により、あるいは放出源から人への移行モデルを用いて行うが、後者は事前評価のみならず、施設寄与が通常バックグラウンドとの弁別の困難なレベルであることから、施設操業時の評価にも有用な手法である。移行モデルを用いた手法はモデルの適切さと、用いるパラメータの精度が、評価の精度を左右し、特に移行のメカニズムが複雑な食物経路については、それらの選択が重要となる。

1 陸上の食物移行モデル

原子力施設の環境影響評価としては、事故時と平常時とが考えられるが、前者では緊急の対応という観点から、まず問題となるのは外部被曝と呼吸経路の被曝であり、後者では食物経路の被曝が特に問題となる。このことから食物経路の移行は主として定常状態でのモデルが用いられる。定常状態であっても移行形態は複雑であり、移行状況も食物の種類、核種等の条件により変化する。

評価に必要な精度を確保するには移行に係る種々のデータを用意することになるが、調査対象を重点的なものに絞り込むため、評価にクリティカルとなる食物、核種等を選択する。それについて移行過程を簡略化し、平衡状態での媒体(空気)中濃度から評価対象物(食物)の濃度を濃縮係数を用いて求める、いわゆる濃縮係数法が、食物移行モデルとして現在よく使われている。

事前線量評価の結果は、許容値あるいは目安値を超えないことの確認に用いられるため、モデルに用いるパラメータ中、精度の十分でないものは安全側に設定する傾向にあった。

最近の傾向としてはICRPのPubl.26に示されるように、放射線影響のリスクを考慮して放射線作業、放射線防護の最適化、正当化を図ることから、線量の評価も合理性、現実性が要求されてきている。また、現象の定量的な解明、時間依存傾向の把握、移行経路の合理的な選定、重要経路で解明が不十分な部分についての集中的効率的な研究調査による最適値の設定等、評価精度の担保も移行モデルを組むうえで必要となってきた。

移行形態を多重コンパートメントにモデル化し、移行過程をシステム化して解く方法(SA法)が人の線量を評価する場合も(ICRP, Publ.30)、放射性物質の環境放出に起因する環境影響を評価する場合にも(ICRP, Publ.29)用いられる傾向にある。

2 放射性ヨウ素の水稻への移行モデル

陸上食物経路のうち、主食であり、全国的に作付されている水稻への移行の評価は、軽水炉では比較的半減期の長い粒子状放射性物質の食物経路が主要経路ではなく、また放射性ヨウ素

の半減期が短かく、水稻への経路がクリティカルとならないため、対象となっていない。

一方、核燃料サイクルの再処理あるいは廃棄物の処理・処分を受け持つ施設では、対象となる放射性ヨウ素に長半減期の ^{129}I を含むため、水稻への移行経路は評価対象となり得る。東海の再処理施設では、この経路の環境への影響を評価している。

ヨウ素の水稻（特に可食部である米）への移行は原子力施設周辺での主要作物ではなく、また主要食物でもないことから、欧米での調査データが少ないこと、日本でもヨウ素が稲の赤枯病の原因となることから、生育阻害の調査はされているものの、肥料元素のように稲あるいは米への移行（特に葉面からの移行）が関心を持たれていなかったことから、他の経路に比べ十分なデータは得られていない。

更に、稲は、可食部分の米のデータを得るのに、長時間の生育期間が必要となり、放射性ヨウ素をトレーサとして用い、稲あるいは米への各部位からの移行を、生育全期間にわたって実験することが容易でないため、移行のメカニズムを適切に表現できるモデルも、モデル中で用いる精度の高いパラメータも、必ずしも十分整備されている状態とはなっていないが、放射線医学総合研究所、農業環境技術研究所等で現在調査・研究が進められてきている。

稲への移行については、根から導管または篩管を通して各組織に行く経路、大気中から気孔または葉茎表面を通して各組織に行く経路等が考えられるが、可食部となる米への移行については、上述の直接ルートとは別に、組織内に蓄えられたものが移行するルート、開花期に付着したものが残留するルート等、更に複雑になる。一方、第一日目の発表にあったように、環境から植物への移行、植物体内の移行については、環境条件、生育時期、核種、測定方法によって変化し、厳密・詳細に検討すればする程、代表値として推奨できる移行パラメータの設定が困難となるという現実もあり、ヨウ素の米への詳細な移行モデルを組む上で解決すべき問題が相当ありそうである。

濃縮係数法の長所は、途中のメカニズムはどうあれ、雰囲気濃度と最終的な米の濃度が測定できればよいというモデルの簡明さにあり、SA法のように各過程での誤差の集積の問題はないが、代表値を得るため種々の条件下で生育させた米の濃度のデータを数多く集める必要がある。

SA法については、長所として適切なモデルとパラメータの取り得る範囲がわかっているれば、

- イ 米の濃度の時間変化を追える。
- ロ 米への移行の主要経路が求まり、必要な調査項目の選定が可能となる。
- ハ 種々の条件下のシミュレーションが可能となり、植付けから稔りまでの多種、多量の実測データを必要としなくなる。

等の長所がある一方、以下の問題点が考えられる。

- イ 主要メカニズムを網羅した適切なモデリング
- ロ 生育、環境条件の変化に対応可能な線型モデルの構築
- ハ 各メカニズム毎の、独立条件下のパラメータの入手または設定

- ニ 複合系の各部分の誤差の集積による総合精度の低下
- ホ 必要な調査項目の増加による研究の分散

3 移行モデルと施設の環境影響評価

原子力施設の安全審査または施設操業時の影響評価に用いる評価モデルは、信頼性が求められ、また使用するパラメータは選定の妥当性が求められる。このため理論的には優れていると思われても、実証性に乏しいモデル、データの積極的な使用は避け、多少保守的となっても使用実績のあるものを用いる傾向にあった。

軽水炉以外の核燃料サイクル関係施設についても実証化、実用化が図られつつあり、民間でプラントを設置する段階となってきたが、安全評価については、従来に増して信頼性、妥当性の証明を要求されることが考えられる。一方、合理的、実用的な評価方法の採用も求められる傾向もあり、過少評価だけでなく、過度の保守的評価も見直しが必要となろう。このような観点から、たとえ精緻ではあっても実証性に乏しいモデルの、施設の環境影響評価への適用は適切ではないといえよう。

特にヨウ素の米への移行については、実証性のあるモデル及びデータが十分とは言えず、今後も大学、国公立研究所等、権威ある機関の研究・調査に期待するところが大きく、民間の施設設置者に精緻なモデルの実証の役割を分担させることは、現実的とは思われない。

稲の移行メカニズムの解明には向かないが、最終的な可食部である米の部分の濃度推定という点では、集中して調査を行うことによりある程度の精度が得られる、濃縮係数法による評価方法の確立(推奨パラメータの設定)のため、当面各関係者のベクトルを合せを行う。それが一段落した後、各専門家、特に稲の生理の専門家の意見を十分反映した、稲の移行メカニズムを解明するためのシステム解析モデルを開発し、主要コンパートの洗い出しと、それらのコンパートに係る移行係数を得ることに研究を集中するという方向で、施設の環境影響評価に用いる移行モデルを整備していくことが一つの現実的な方法と思われる。

3.2 パラメータ

1 沈着と転流

大桃 洋一郎*

Deposition and Translocation of Iodine to Rice Plant

Yoichiro Ohmomo

Division of Radioecology

Laboratory for Radioecology, Nakaminato

National Institute of Radiological Sciences

3609, Isozaki, Nakaminato-shi, 311-12 Japan

Abstract

Transfer rate of gaseous elemental iodine from the atmosphere to rice plants was investigated. The estimated transfer rates of iodine to rough rice and leaves, which were given as the ratios of iodine uptake rate per unit weight of plants to iodine concentration in the air, were approximately 0.08 to 0.1 and $2.0\text{cm}^3/\text{g}\cdot\text{sec}$, respectively. These values are concordant with those previously reported for other plants. Almost all iodine deposited on rough rice is maintained in the hulls and only about 10% of total iodine is contained in brown rice. The pattern of loss of iodine from rice plants are largely different among organs of the plants. Iodine concentration in leaves decreased exponentially with the half life of about 14 days, whereas that in rough rice seemed to depend only its weight. Migration of iodine in rice plants was barely perceptible.

Translocation of ^{131}I to ears of rice plant at the end of milky stage was also investigated. A small piece of absorbent cotton wool containing 185 kBq

* 放射線医学総合研究所環境放射生態学研究部

(5 μ Ci) of Na¹³¹I solution was placed on the flag leaf(n-th leaf) surfaces. Three days after that, ¹³¹I was detected in the ears autoradiographically. In the same way, the cotton was placed on the lower leaf surfaces. More than 10 days were needed to find ¹³¹I in the ears. A 20 μ l of Na¹³¹I solution(3.7 kBq(0.1 μ Ci)) was administered to the basal part of the flag leaf by using micropipet. Only two days after administration, ¹³¹I was clearly found in the ears also autoradiographically though the dose was only one-fiftieth for foliar administration. It can be supposed that the translocation of ¹³¹I to the ears from basal part of the flag leaf is faster than that from the leaf surfaces. Rice plants were grown in the beaker containing 25 ml of deionized water with 740kBq(20 μ Ci) of Na¹³¹I for 0.2, 1 and 2days. Iodine-131 was detected almost all parts of the plants. In general, there are two transport systems in the plants, that is, xylem system and phloem system. Foliar and basal part uptake-translocations are taken place through the phloem system, while root uptake-transport is through the xylem system. It was observed that ¹³¹I in the xylem system was transported to hull, while that in the phloem system more to brown rice than to hull.

はじめに

放射性ヨウ素の農作物への移行については、これまでかなりのデータの蓄積のあるものと、これから研究を進めなければならない問題とがある。¹³¹Iに関する問題は前者に属し、¹²⁹Iに関する問題は後者に属する¹⁾。農作物を大きく水稻と畑作物に大別した場合、畑水分状態では、ヨウ素は土壌中の有機物や土壌の固相に保持されて、土壌溶液中には溶出しにくいといわれているので、畑作物については、根からの吸収は少ないと予想される。しかし¹²⁹Iの場合は、物理学的半減期が極めて長いので(1.6 \times 10⁷年)、長期的には土壌表層への蓄積が考えられるので経根吸収経路からの移行についても研究をしておく必要がある。水稻の場合は、湛水状態で栽培されるので、土壌中のヨウ素は還元されてI⁻となり、水中に溶出してくるので、経根吸収からの寄与は畑作物に比して大きいと考えられる。しかし、いずれの経路からとり込まれても、とり込まれるものが¹³¹Iである場合は、刈入、乾燥、脱穀、精米を経て人の口に入るまでの期間と、米の保存性の良さを考えると、その間に¹³¹Iは減衰してしまうので、あまり問題にはならない。水稻への移行が問題になるのは¹²⁹Iの場合である。¹²⁹Iの経路吸収経路からの移行については、次の演者にゆずるとして、ここでは主として沈着経路からの移行について述べる。しかし、相互比較のため、経根吸収についても若干ふれることにする。

1 ガス状ヨウ素の水稻の移行について²⁾

1.1 ヨウ素ガス曝露法

放医研東海施設屋外に手製のビニルハウスをつくり、そこで「コシヒカリ」を苗から開花期まで育てた。開花5日目及び12日目の水稻をヨウ素チェンバーに入れ、元素状ヨウ素雰囲気中に2時間及至4時間接触させた。曝露は明条件下で行い、室温は $27^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ 、湿度は80~90%であった。ヨウ素は自然昇華法によった。曝露実験装置(ヨウ素チェンバー)をFig. 1に、ヨウ素チェンバー内の水稻と昇華に用いたヨウ素結晶の入った容器との位置関係をFig. 2に示した。

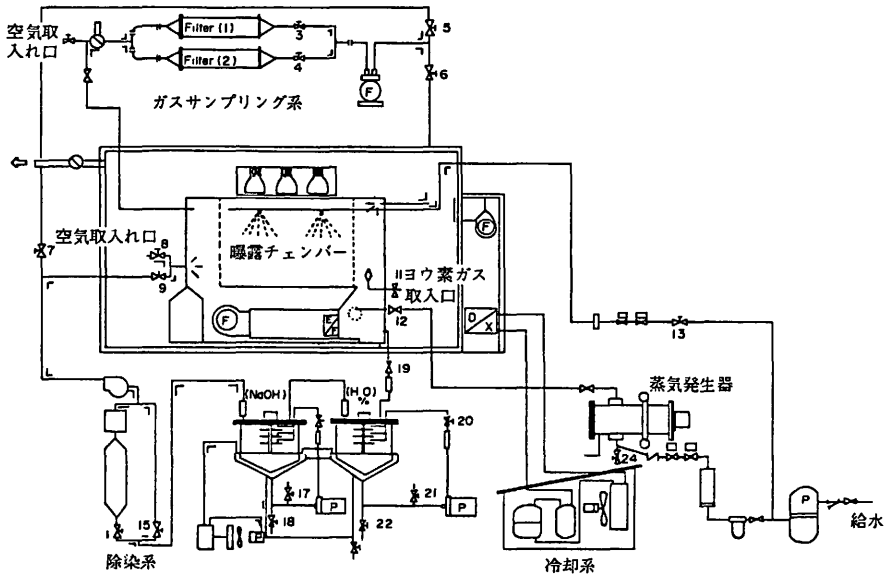


Fig. 1 Schematic diagram of gaseous iodine exposure chamber.

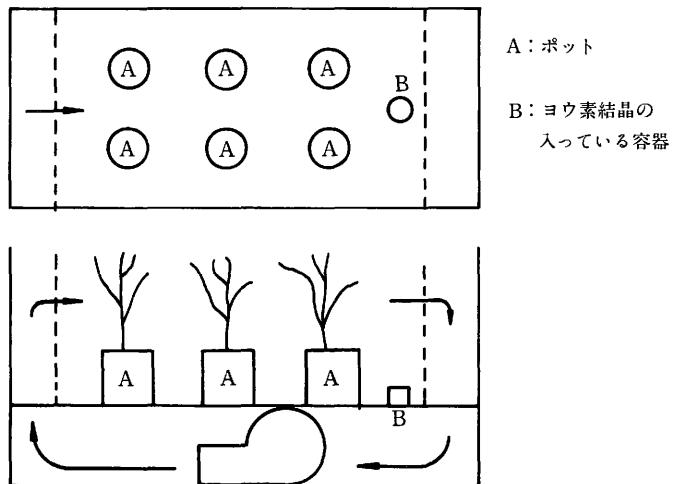


Fig. 2 Arrangements of pots and vessel containing iodine crystals in the chamber.

Fig. 2 に示したように、ヨウ素の結晶は風下に置かれているので、昇華したヨウ素ガスは後壁面のスノコ状小穴から一旦ファンルームに入り、前壁からほぼ一様な流れとなって水稻に接触することになる。

1.2 チェンバー内ヨウ素の濃度の測定

チェンバー内のヨウ素濃度は計算により求め、後に実測して計算値が実測値と比較的良好一致を確認した。すなわち①昇華したヨウ素のチェンバー内壁への沈着は一次反応で表わされる。②昇華したヨウ素は短時間のうちにチェンバー内で均一分布する。③一旦チェンバー内壁に沈着したヨウ素の脱着速度は、沈着速度に比して極めて小さいとすると、チェンバー内分囲気中のヨウ素濃度(Ca)は次式で表わされる。すなわち、

$$\frac{dCa(t)}{dt} = -\frac{1}{V} (U_w \cdot S_w + P_s \cdot W_s) Ca(t) + \frac{E(t)}{V} \dots\dots\dots (1)$$

- ここで、 V：チェンバーの有効体積 (cm³)
- U_w：チェンバー内壁への沈着速度 (cm/sec)
- S_w：チェンバー内壁の有効表面積 (cm²)
- P_s：作物への沈着率 (cm²/g・sec)
- W_s：チェンバーに入れる作物の総重量(g)
- E(t)：ヨウ素の単位時間当りの昇華量(g/sec)

チェンバー内に入れる作物の量を可能なかぎり少なくし、P_s・W_s ≪ U_w・S_wとなるようにすると(1)式は、

$$\frac{dCa(t)}{dt} = -\frac{U_w \cdot S_w}{V} Ca(t) + \frac{E(t)}{V} \dots\dots\dots (1)'$$

チェンバー内の温度を一定に保持し、ヨウ素の量およびヨウ素を入れておく容器の表面積を一定にすると、単位時間当りのヨウ素昇華量は一定(たとえば、本実験の場合およそ100mg/hであった)となるので、E(t)は常数(Ei)で表わすことができる。従って(1)'式は

$$\frac{dCa(t)}{dt} = -\frac{U_w \cdot S_w}{V} Ca(t) + \frac{Ei}{V} \dots\dots\dots (1)''$$

となる。 $\frac{U_w \cdot S_w}{V} = \alpha$ とおいて(1)式をとくと(2)式が得られる。

$$Ca(t) = \frac{Ei}{\alpha V} (1 - e^{-\alpha t}) \dots\dots\dots (2)$$

チェンバー内壁と同質の金属片に対する沈着速度を求めておくと、αの値がきまるので、時間(t)におけるチェンバー内のヨウ素濃度を計算することができる。

1.3 水稻試料の作成：

曝露直後に水稻の葉と籾を採取し、沈着率(沈着速度)の測定試料とした。残りの水稻は、再びビニルハウス内に移し、雨が直接当たらない条件下で栽培を続けた。完熟期に至る間、数回籾、葉等を採取し、一旦沈着したヨウ素の転流あるいは排泄の状況を知るための測定試料とした。完熟期には籾を採取し、手動式の籾すり器で籾がらと玄米とにわけ、可食部(玄米)中のヨウ素含量の測定試料を得た。上述の試料から、各々0.5~1gをとり(新鮮重で)、LiOHを極少量添加したあと凍結乾燥し、ポリエチレン袋に二重封入して中性子放射化分析用試料とした。

1.4 ヨウ素の測定並びにヨウ素濃度の表示法

武蔵工大原子力研究所の原子炉、TRIGA-II(熱中性子密度： $1.5 \times 10^{12} \text{n/cm}^2 \cdot \text{sec}$)で5分間照射し、 ^{127}I から生成される ^{128}I の γ 線のphotopeak(441keV)から、 ^{127}I を求めた。測定にはGe(Li)半導体検出器(coaxial type)を用いた。測定結果は、乾燥重量当りのヨウ素含量($\mu\text{gI/g} \cdot \text{dry}$)として表示した。しかし必要に応じ、新鮮重当りのヨウ素含量を計算により求めた。

1.5 結果の概要並びに考察：

ヨウ素の水稻諸器官への沈着量(換言すれば水稻諸器官中のヨウ素濃度) $C(t)$ は、沈着率 R を用い、次式で表わすことができる。

$$C(t) = \frac{R \cdot E_i}{\alpha V} \left(t - \frac{1}{\alpha} \right) \dots\dots\dots (3)$$

$C(t)$ の値は実測値として得られる値であり、また α の値を別途求めておくと、沈着率 $R(\text{cm}^3/\text{g} \cdot \text{sec})$ を計算することができる。金属片に対する沈着量の時間変化から α の値として0.48(h)が得られているので、これを用いて R の値を計算した。その結果をTable. 1に示した。葉に対

Table 1 Transfer rate of iodine to rice plants.

Sample	Exposure (hr)	Ei ($\mu\text{gI/sec}$)	Gaseous Iodine saturated* ($\mu\text{gI/cc}$)	Iodine conc. ($\mu\text{gI/g}$)	Transfer rate ($\text{cm}^3/\text{g} \cdot \text{sec}$)
G-I RR	2.0	41.7	2.40×10^{-2}	63 \pm 9	0.48 \pm 0.07
	L	41.7		302 \pm 10	2.30 \pm 0.08
G-II RR	4.0	30.0	1.73×10^{-2}	39 \pm 9	0.18 \pm 0.04
	L	30.0		472 \pm 69	2.16 \pm 0.32

Ei indicates the sublimation rate of iodine. Saturated concentration of gaseous iodine (*) in the air is estimated from the equation (1) using $(1/\alpha) = 0.48 \text{ hr}$ and $v = 3 \times 10^6 \text{ cm}^3$. Transfer rates are also calculated using the same α and V .

する沈着率は、開花5日目の水稻と12日目の水稻で非常によい一致が認められている。水稻の葉の水分含量から新鮮重当りに換算すると $1 \sim 2 \text{ cm}^3/\text{g}\cdot\text{sec}$ となる。一方粃への沈着率は、開花5日目のもみと、開花12日目の粃では異なっているように見えるが、Fig. 3 に示すように両者間には胚の成長に大きな違いがある。Fig. 3 から胚の成長の違いを読みとり、新鮮重に対す

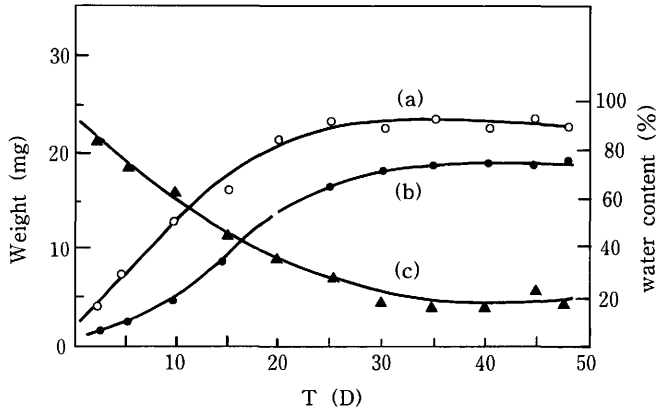


Fig. 3 Temporal variations in (a) wet weight, (b) dry weight per grain and (c) water content of rough rice.

る沈着率に換算すると、およそ $0.1 \text{ cm}^3/\text{g}\cdot\text{sec}$ となり、葉の場合と同様よい一致を示すようになる。

一旦水稻諸器官に沈着したヨウ素の時間変化は興味ある問題である。水稻の器官*i*のヨウ素量*M_i*の変化量は、次式で表わされる。

$$dM_i = -dO_i + dI_i \dots\dots (4)$$

ここで、*O_i*は水稻の器官*i*からのヨウ素の脱離量

*I_i*は水稻の器官*i*が取込むヨウ素量(転流量)

である。

もし、水稻諸器間相互における転流が極めて少ないものと仮定すると、

$$\frac{dM_i}{dt} = -O_i(t) \dots\dots\dots (5)$$

脱離量*O_i*は試料の重量(*W_i*)とヨウ素濃度(*C_i*)に依存しているから、(5)式は次のように書き換えることができる。すなわち、

$$\text{すなわち} \frac{d(W_i \cdot C_i)}{dt} = -K_i(t) \cdot W_i \cdot C_i \dots\dots\dots (6)$$

この式の解は次のようになる。

$$C_i(t) = \frac{W_i(0) \cdot C_i(0)}{W_i(t)} \exp \left(- \int_0^t k_i(t) dt \right) \dots\dots\dots (7)$$

$W_i(0), C_i(0)$ は、実験に使用した水稻の器官*i*の初期重量と初期濃度である。 $k_i(t)$ が一定であるとすると、

$$C_i(t) = \frac{W_i(0) \cdot C_i(0)}{W_i(t)} e^{-k_0 t} \dots\dots\dots (8)$$

水稻の葉は、開花後の成長(重量増)は無視できるので、 $W_i(0) \doteq W_i(t)$ となり、(8)式は $C_i(t) \doteq C_i(0) e^{-k_0 t} \dots\dots (9)$ となる。

籾の場合は開花後3週間位は重量増加が続くので(Fig. 3 参照)、そのヨウ素含量の変化は(8)式で示される。

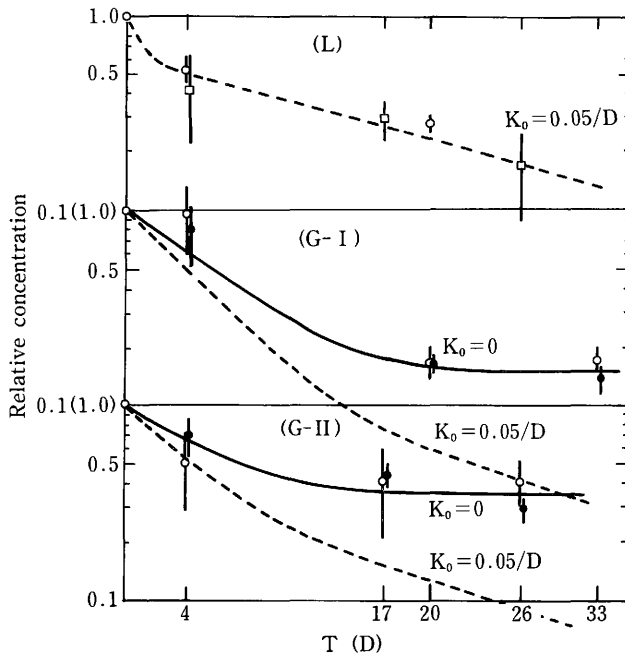


Fig. 4 Decrease of iodine in rice plants.

Fig. 4 に葉と籾からのヨウ素の脱離パターンを示した。葉からの脱離パターンは、 $k_0 = 0.05 d^{-1}$ の点線によくのっている。一方開花5日目に曝露した水稻の籾 (G-I)、12日目に曝露した籾(G-II)からの脱離パターンは、 $K_0 = 0.05 d^{-1}$ の点線から大きくはずれ、 $k_0 = 0$ の実線によくのっている。Fig. 4 より、葉からのヨウ素の半減期はおよそ14日($k_0 = 0.05 d^{-1}$)、籾からの脱離は事実上認められないことが明らかにされた。葉からの有効半減期はその他の作物で得られている値と極めてよい一致を示している。 ^{129}I の経口摂取による被曝線量の算定という立場からみると、ガス状ヨウ素の水稻への移行に関する研究の最終目的は、ガス状ヨウ素の大

気中濃度と可食部である米との関係を明らかにすることである。ガス状ヨウ素に曝露後完熟期まで新鮮空気中で栽培を続け、籾を採取し、籾と玄米中のヨウ素濃度を測定した。その結果を Table. 2 に示した。単位重量当りのヨウ素含量で比較すると、玄米中のヨウ素濃度は籾の1/5~1/10程度となる。

Table 2 Distribution of iodine in rough rice samples.

Sample	Iodine concentration ($\mu\text{gI/g}$)	
	G-I	G-II
RR	10.6 \pm 0.5	15.5 \pm 0.7
BR	1.8 \pm 0.9	1.6 \pm 0.7

Synbols of RR and BR indicate rough rice and brown rice, respectively.

もしガス状(I_2)で葉面に沈着したヨウ素が可食部へ転流しないとすると、米への移行に関与するのは出穂期以降に籾に直接沈着したヨウ素の移行ということになる。従って大気中の I_2 ガス濃度、籾への沈着率、出穂期から完熟期までの日数および籾と玄米間のヨウ素の分配比が与えられれば、 I_2 ガスの玄米への移行量を計算することができる。この場合籾への沈着率が常に一定であること、籾と玄米間のヨウ素の分配比が籾の成長に関係なく常に一定であることが前提となる。これを実験を通じて証明することが今後の課題のひとつである。

2. 雨にとけたかたちでの葉面吸収について

大気中に粒子状で、あるいはガス状で存在しているヨウ素が、どれ位雨水中にとけ込むか、また雨水がどの程度作物体に保持されるかは、湿性沈着経路からのヨウ素の米への移行量を算定するうえで極めて重要な問題である。これらに関する実験は行っていないので、ここでは既知量の Na^{131}I を含む水溶液を葉面塗布あるいは茎葉基部に投与したときにどれ位米へ移行するかについて山口らが実施した予備的な実験結果の概要を紹介するにとどめる。

2.1 材料および実験方法：

1/5000アール・ワグネルポットと30×35cmのバットに水田土壌を入れ、6月18日にあらかじめ育苗しておいた農村29号と日本晴の苗を、前者には1ポット当り4株ずつ、後者については密植栽培し、8月下旬に ^{131}I のとり込み実験に供した。転流の様子をオートラジオグラフにより追跡するには、通常の草丈では大きすぎるので、矮性化する必要があるため、施肥は1/5000アール当りハイポネックス(市販の液肥)原液10mlを6月下旬に1回投与するにとどめた。

葉面吸収実験の場合は、 Na^{131}I 水溶液5 μCi を含ませた綿球を葉の表面に密着させ、テープで簡単に固定して2日間水分を補給したのちに綿球をとりはずした。基部吸収の場合は葉の基

部に Na^{131}I の $0.1\mu\text{Ci}$ (液量にして $20\mu\text{l}$)をマイクロピペットで滴加した。

^{131}I の転流の様子は、オートラジオグラフにより検出した。転流の様子をできる限り目で見ること重点を置いたので、露出時間や現象条件は適宜選定した。オートラジオグラフ用のフィルムとしては、フジX線フィルムRX(254×305)を使用した。また完熟粒を選んで粃がらと玄米にわけ、両者の分配比を求めた。

2.2 結果の概要並びに考察：

Na^{131}I $5\mu\text{Ci}$ を含む綿球を止め葉(第 n 葉と称する)のほぼ中央にのせ、3日目のオートラジオグラフをみると、止め葉の綿球接点より上部には濃く、下部には極めてうすく、 ^{131}I の移動が認められた。穂先にもわずかながら転流が観察された。 $n-1$ 葉については10日後に穂への転流が認められた。水稻には生育段階に応じて物質合成の中心とな葉(活動中心葉)がきまっており、水稻の生育に必要な物質をその葉が中心となって合成し、積極的に合成物質を他の諸器官に送り出している。供試した水稻の生育段階から判断して、 n 葉次いで $n-1$ 葉が活動中心葉になっていたと考えられる。 n 葉と $n-1$ 葉に認められた単位時間当りの移行量の違いは、活動中心葉の違いによるものと推定されるが、今後更に検討を加えてゆく必要がある。

止め葉の基部に $0.1\mu\text{Ci}$ の Na^{131}I 水溶液を滴加し、転流の様相を観察した。葉面吸収のわずかに $1/50$ 量の ^{131}I を投与したにもかかわらず、2日後に穂への移行が顕著に認められた。作物体内には物質輸送のシステムが2つあり、一方を導管、他方を篩管という。導管は根から地上部へ向う一方向の輸送システムであるが、篩管はあらゆる方向への移送が可能なシステムである。葉面及び基部吸収された ^{131}I の転流は、篩管流によるものである。篩管流によって運ばれ

Table 3 Distribution of iodine in unhulled rice.

	Sampling date	Number of ripe unhulled rice used	Hull		Brown rice obtained	
			g	cpm	g	cpm
(A) In case of basal uptake						
1) 16 days after administration of $5\mu\text{Ci}$ of ^{131}I solution to the basal part of flag leaf (n -th leaf).	85-09-13	63	0.20	632	0.96	4590
2) 20 days after administration of $5\mu\text{Ci}$ of ^{131}I solution to the basal part of ($n-1$)th leaf.	85-09-17	75	0.50	361	1.55	381
3) 16 days after administration of $5\mu\text{Ci}$ of ^{131}I solution to the basal part of ($n-2$)th leaf.	85-09-13	61	0.32	464	1.02	438
(B) In case of root uptake						
1) After 2 days' root uptake experiment using 25ml of de-ionized water containing $20\mu\text{Ci}$ of ^{131}I .	85-09-21	13	0.045	98	0.20	47
2) After 2 days' root uptake experiment using 25ml of de-ionized water containing $20\mu\text{Ci}$ of ^{131}I and paddy soil.	85-09-21	12	0.052	205	0.18	5
3) After 2 days' root uptake experiment using 25ml of de-ionized water containing $20\mu\text{Ci}$ of ^{131}I and 1ml of 1N KI solution.	85-09-21	9	0.037	19500	0.15	507

(note) cpm: counts per minutes

た¹³¹Iの籾での分布を知るために、¹³¹Iを基部吸収させ、完熟粒について籾がらと玄米を分取し、両者の放射能を測定し、その分配を調べた。その結果をTable 3に示した。Table. 3には比較のため導管流にのって運ばれた¹³¹Iの籾での分布も合わせて示した。

Table 3から明らかであるように、止め葉の基部に投与した場合は玄米の方に、 $n-1$ 及び $n-2$ 葉基部に投与した場合は籾がらと玄米の相方にはほぼ1:1の割合で分布するが³、経根吸収させた場合は籾がらの方により多く分布することがわかった。

籾の生長には大きく分けて2期ある。すなわち澱粉貯りゅう細胞が形成される時期と澱粉が貯蔵されて行く時期である。物質代謝の様相も生長の時期によって異なるものと予想される。澱粉が貯蔵されていく過程にしても、初期と後期では胚への通路が異なることが明らかにされている⁴。ヨウ素の米への転流も、おそらく籾の生長段階によって異なるものと考えられる。

今後籾の生長段階に対応した吸収実験を行なうことにより、¹²⁹Iの米への移行モデルを構築してゆく予定である。

参考文献

- 1) 大桃洋一郎他：日本原子力学会誌，**27**，338-394，1985.
- 2) Nakamura, Y. et al: *J. Radiat. Res.*, **27**, 171-182, 1986.
- 3) 山口秀甫他：*Radioisotopes*, **35**, 311-317, 1986.
- 4) 川原治之助他：*Japan. Jour. Crop Sci.*, **46**, 82-90, 1977.

3.2 パラメータ

2 経根吸収

結 田 康 一*

Uptake of ^{129}I by the Rice Plant Root

Kouichi Yuita

National Institute of Agro-Environmental Sciences
3-1-1, Kannondai, Yatabe-cho, Tsukubagun, 305 Japan.

Abstract

The major parameters on the ^{129}I transfer to the rice plant after falling onto soil was estimated from the transfer data of stable iodine.

During the non-rice cultivation periods when paddy soils are kept under up-land field moisture, almost 100% of the ^{129}I falling from the atmosphere onto the soil surface is absorbed and retained by the soil.

During rice cultivation for 4-5 months of every year paddy soils are kept under submergence by the irrigation water, within a few days in this submerged condition, about 10% of the ^{129}I in the soil is dissolved into the soil water, and is leached out with the irrigation water but is also uptaken in large amounts by the rice plant roots.

During the rice cultivation ^{129}I fallen from the atmosphere to the surface water of the paddy field is scarcely adsorbed by soils and leached out with the irrigation water, and is uptaken in large amounts by the rice plant roots.

When the paddy soil is drained at the ripening stage of the rice plant, the

* 農業環境技術研究所

solubility of ^{129}I in the soil is markedly lowered, and the amount of ^{129}I uptaken by the root is negligible compared to that during the irrigation period.

^{129}I concentration in rice straw/ ^{129}I concentration in soils is about 20, ^{129}I concentration in the unpolished rice/ ^{129}I concentration in the rice straw is 0.001, and ^{129}I concentration in the polished rice/ ^{129}I concentration in the unpolished rice is 0.5. ^{129}I concentration in the polished rice/ ^{129}I concentration in the soil is about 0.01. From these value the ratio of ^{129}I in the soil transferred to the polished rice is estimated about 0.01.

はじめに

土壤に負荷された ^{129}I (半減期1700万年)の水稻への移行に関するデータは未だ見当たらないので、主に安定ヨウ素のデータから移行のパラメータについて推定を行ってみる。

水稻は、多くの作物が畑水分状態で生育するのに対し、栽培期間の大部分を湛水状態の土壤中に根を張り生育する。この水稻栽培の特徴をふまえて、パラメータについて言及していきたい。

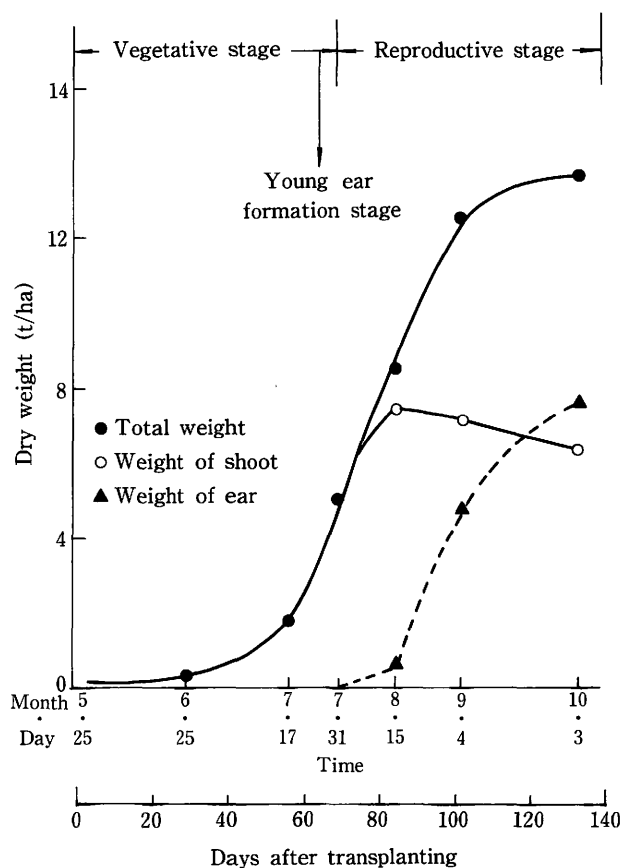


Fig. 1 Time course in dry weight of each organ of rice plant(K. Shiga¹¹⁾)

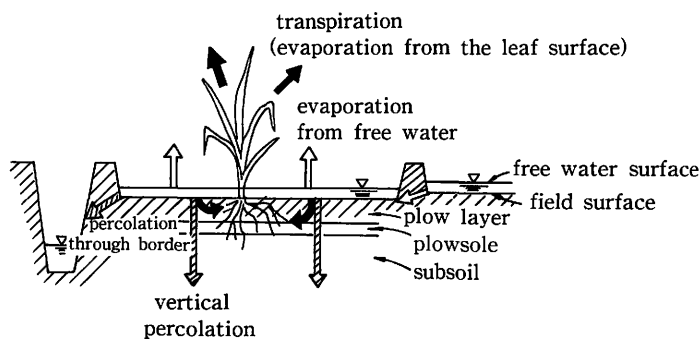


Fig. 2 Dynamic of irrigated water in unit paddy field (S.Nakagawa²⁾)

1 水稻の生育と水田での水の動態

水稻の生育過程の概要はFig. 1 に示すごとく、茎葉部の生育期である栄養生長期と、子実(穂)を成熟させる生殖生長期の2つに大別される。幼穂形成が始まった時点から生殖生長期となり、茎葉部の乾物重の増加が止まり、替って穂の生育、穂重の増加が著しくなってくる。栄養生長期、生殖生長期はいずれも約80日間で、全生育期間は160日程度となる。

次に、標準的な水管理法の概要²⁾を述べる。まず耕起した水田に用水路を通じてかんがい水を取水し、代かきにより水浸透を抑えて湛水状態にした後田植を行う。最高分けつ期を過ぎた頃一時的に落水し、約1週間の中干しを行って土壤を乾かした後、幼穂形成期以降は再び湛水状態とし、出穂後30日頃に落水する。

かんがい期(湛水期)の水田における水の動きを単位水田でみた場合、Fig. 2 に示すごとく、大気中への蒸発散と土壤への浸透の2つに大別される。蒸発散は水面から大気中への直接蒸発と、水稻に経根吸収された後主として葉面から大気中へ蒸発されるいわゆる蒸散にわけられる。浸透は土壤下層へ垂直に浸透する降下浸透(耕盤浸透)と、耕盤より上層の畦畔(ケイハン)を通過して下位水田や排水路に流入する畦畔浸透(横浸透)にわけられる。

蒸発散量と浸透量を合計して、単位水田の平均水深で表わしたものを“減水深”といい、通常1日当りの水深として“日減水深(mm/日)”で表示される。減水深で最も重要なのは降下浸透量である。降下浸透量は水理的落差(田面上の湛水位と排水路水位の落差、地下水位など)と最小透水土層の透水性によって決まる。わが国における減水深の平均値は、湿田地帯で5~10mm/日、乾田地帯で30mm/日、漏水田地帯30~100mm/日程度で、全国水田の平均値としては18~20mm/日程度である。この内、蒸発散量は地域別・栽培法別に大差なく3.5mm~7.5mm/日程度である。なお、蒸散量は水稻の生育、生理に直接必要とする水量であり、水稻の乾物重量1gを生産するのに全生育期間を通じて300g程度の水が必要といわれている。従って、土壤水中の溶存ヨウ素が土壤水と共に水稻体内にそのまま吸収されたとすると、乾物1g当たり平均して土壤水中含量の300倍程度のヨウ素が吸収されることになる。

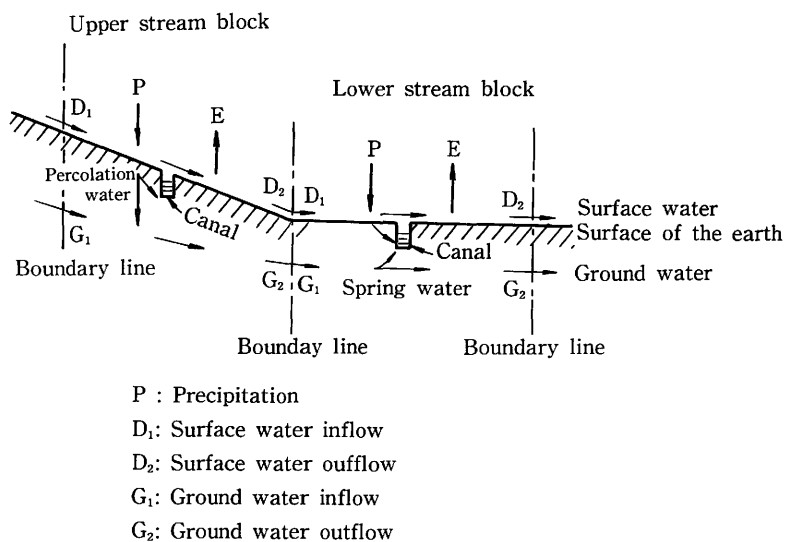


Fig. 3 Explanation of the water balance in the regional paddy field (S.Nakagawa²⁾)

次に、広域水田地帯の水の動きをFig. 3に示す。その特徴は上流ブロックからの残水の反復利用であり、蒸発散量を除く大部分の水は、排水路や河川に還元された後再び用水路を通じて下流部水田のかんがい水として再利用される。一旦降下浸透して地下水となったものも、下流域で湧出して再び地表水となり反復利用される部分が少なくない。一般に地形傾斜が小さいほど浸透水はすぐ付近の地表水となって湧出しやすい。反復利用の最小単位のブロックは、傾斜の大きい扇状地で数百ha、沖積平坦地で数十haと考えられている。なお、水田のかんがい水は、その上流域の森林を主体とする集水域(水田面積の10倍前後)からの水供給に支えられている。集水域内の降水は、一旦地下に浸透したのも再び地表に流出し、主に河川に集められ水田地帯に流下し、取水施設、かんがい水路を通じて水田に導入・利用される。

土壌水中に溶存するヨウ素もまた、以上述べた水の動きに従って流動することになる。

2. ヨウ素の土壌による吸・脱着と土壌水分との関係

土壌の水分状態を風乾状態から湛水状態まで変化させ、3週間放置後の土壌中ヨウ素の土壌水中への溶出率をFig. 4に示す。最も低い溶出率を示すのは水分飽和度40~60%の畑水分状態であり、これにより水分が増加あるいは減少すると溶出率は著しく増大する。特に湛水状態ではいずれの土壌においても畑水分状態の2~3桁以上の濃度に増大し、溶出率は5.4~52.6%にも達する。しかもこの高いレベルに達するには数日以内の短い日時しか必要としない³⁾。従って、100日以上にわたる湛水期間中には、かんがい水がほとんど排水されない場合

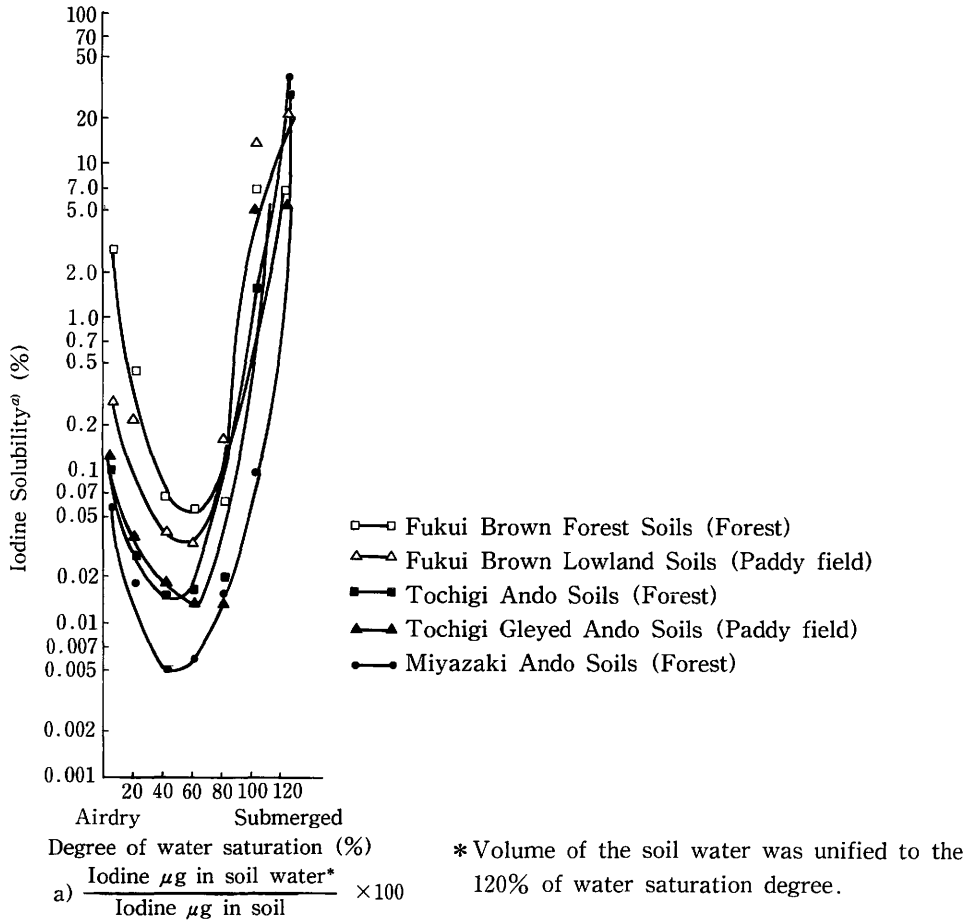


Fig. 4 Liberation of native iodine from soils in relation to the soil moisture condition.

Table 1 Comparison of iodine concentration in soils and plants between paddy fields and forest lands which are adjacent each other and have same parent rocks.

Land utilization	Number of sampling sites *	Iodine concentration						Ratio of iodine concentration Plant/Soil
		Soil			Plant			
		Horizon	Number of samples	ppm/dry matter (Min. ~Max.)	Plant	Number of samples	ppm/dry matter (Min. ~Max.)	
Paddy field	8	Plow layer	8	3.0 (1.1~5.5)	Rice plant	8	1.71 (0.13~8.8)	0.57
Forest land	8	A	20	27 (12~61)	Arbors	16	0.24 (0.09~0.51)	0.0089
					Herbs	9	0.51 (0.15~1.4)	0.00189
					Average	25	0.33 (0.09~1.4)	0.0122

* All samples were gathered in the river basins of the Miomote and Nagara Rivers.

Table 2 Absorption of $^{131}\text{I}^-$ by soils

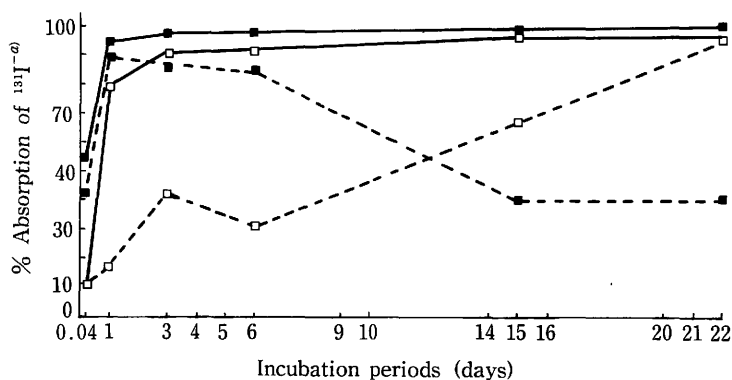
Soil	Number of samples	Absorption (%) of added $^{131}\text{I}^-$ ^{a)}	
		Upland field	Submerged field
Non-volcanic ash soils	8	96.7(87.6~99.7)	48.1(16.7~98.4)
Volcanic ash soils	5	99.4(98.9~99.8)	84.0(60.2~94.5)
Average of the both soils	13	97.7(87.6~99.8)	61.9(16.7~98.4)

$$a) 100 - \left(\frac{^{131}\text{I} \text{ activity in soil solution (filtrate)}}{^{131}\text{I}^- \text{ activity added to th soil}} \right) \times 100$$

Experimental procedure : ① 20g of air-dry soils were enough mixed in a polyethylene centrifuge tube with 5 ml of $^{131}\text{I}^-$ solution for the upland field moisture treatment (0.1ml of carrier free $^{131}\text{I}^-$ solution was diluted with the rain water (iodine concentration 0.0025 ppm) , in case of the submerged condition treatment, additional 45ml of the rain water was also mixed.

② The soils thus prepared were kept at 30°C for 3 weeks, after it, for the upland field moisture treatment, 45ml of the rain water was added, then centrifuge tubes were shaken one hour, centrifuged and then filtered.

③ Radioactivities of ^{131}I in the filtrate were measured with the scintillation counter.



Upland field Submerged

Fukui Brown Forest Soils □—□ □---□

Tochigi Ando Soils ■—■ ■---■

$\text{I}^- : 0.0025\text{ppm}$

$$a) 100 - \left(\frac{^{131}\text{I} \text{ activity in soil water}^*}{^{131}\text{I}^- \text{ activity added to th soil}} \right) \times 100$$

* Soil : Water = 1 : 2.5

Fig. 5 Time course of the absorption (%) of $^{131}\text{I}^-$ by soils.

を除き、土壌中のヨウ素の相当部分はんがいが水の浸透に伴い流亡してしまうと推定される。Table 1に水田と、これに隣接した水田と土壌母材を同じくする森林の土壌中のヨウ素濃度を示す。水田作土は平均3.0ppmで森林表層土の平均27ppmの約1/9の低濃度であることからこの推定の正しさが裏づけられている。

次に、土壌に添加した低濃度ヨウ素(^{131}I)の土壌吸着率と土壌水分、特に湛水状態と畑水状態との関係をTable 2に示す。これは3週間土壌と反応させた時点での吸着率であるが、畑水分状態下では平均97.7%ときわめて高い。Fig. 5に低濃度Iの土壌吸着率の経時変化を示すが、畑水分状態下では1~3日で90%以上の高い吸着率に達している。従って、森林や畑、さらに非かんがい期の水田においては、土壌表層に降下した低濃度(雨水レベル)ヨウ素(I)は、そのほとんどが表層土壌に吸着、集積すると推定される。現にわが国の土壌は、Table 3に示すごとく水田を除くと平均して40~50ppmのヨウ素を含有しているが、土壌の母材とな

Table 3 Average concentration of iodine in soils and plants^{a)} classified according to land utilization (ppm/dry matter).

District	Land utilization	Soil	Soil			Plant			Plant leaves and stalks and stalks Soil ^{b)}
			Horizon	Number of samples	Iodine (Min. ~ Max.)	Plant	Number of samples	Iodine (Min. ~ Max.)	
Central Honshu of Japan	Paddy fields	Gray Lowland Soils	Plow layer	24	1.7 (0.49~5.5)	Rice plant	23	1.0 (0.08~8.8)	0.59
	Upland fields ^{c)}	Ando Soils	Plow Layer	17	46 (17~105)	Upland field crops ^{d)}	19	0.74 (0.1~5.7)	0.016
	Forest land	Brown Forest Soils	Surface soil	33	40 (9.8~92)	Wild plants	49	0.33 (0.09~1.4)	0.0083
		Ando Soils	Surface soil	64	46 (9.0~135)	Wild plants	66	0.60 (0.084~2.5)	0.013
Average		Surface soil	97	44 (9.0~135)	Average of wild plants	115	0.48 (0.084~2.5)	0.011	
World average ^{e)}	Average of Soil			5.0	Average of plant		0.42	0.084	

a) Plant leaves and stalks b) Iodine concentration ratio c) Orchards included

d) Fruit tree and tea plant contained e) Bowen, H.J.M. (1966)

る岩石のヨウ素濃度はほとんどが 1.0ppm 以下(例:火成岩 0.1ppm ⁴⁾)である。すなわち、ヨウ素の主要な供給源は海であり、海水面より大気中に蒸発したガス状ヨウ素として、あるいは砕波によって大気中に飛び散った海塩粒子の構成成分となったイオン状ヨウ素として風で陸地に運ばれ、直接又は雨水等に伴われて地表に降下し、その多くが土壌に吸着・集積され続けた結果であることがうかがえる。

次に、 ^{129}I の未耕地土壌における層位別濃度分布をみると、0~5cmないし10cmの表

層土壤中にその大部分が分布し、これより下層への移行はごくわずかであることが報告されて^{7),8)}おり、0~10cmの土層中に吸着され集積すると考えられる。

地表面に降下したヨウ素の化学形態は放射性、安定を問わず明確ではなく、また一様でもないと思われるが、以上のような層位別分布実態からみて、非湛水土壤(非かんがい期の水田土壤を含む)に負荷された低濃度レベルのヨウ素は、化学形態や放射性か安定かを問わず、そのほとんどが表層土壤に吸着・蓄積されると考えてよいだろう。

一方、湛水状態土壤の3週間後のΓの平均吸着率は61.9%と低いのみならず、吸着率はなかなか安定せず、Fig. 5 からわかるとおりに3週間かけて徐々に吸着率を増加させたり、わずか1日で畑水分状態土壤なみに高くなってもその後は漸減し35%程度に低下している。湛水状態下の水田では土壤粒子間を浸透するかんがい水の量、速度共大きいので、水田表面に降下・流入してきたヨウ素は、土壤に吸着される間もなく浸透するかんがい水と共に流亡したり、水稻に吸収されることになろう。

3 土壤から水稻へのヨウ素の移行

1. 水田(熟田)土壤中に存在する天然ヨウ素の水稻への移行

水田、畑、森林を含む本州中央部各地から採取(時期は水稻収穫期)した土壤と植物茎葉中のヨウ素濃度をTable 3 に示す。水田は開田後少なくとも10年以上経過した熟田を対象とした。水田作土層中のヨウ素濃度は平均1.7ppmで、森林土壤のA層中の平均44ppmや畑土壤の作土層中の平均46ppmと比べると1/25以下と低い値を示している。一方、植物茎葉中のヨウ素濃度は水稻の平均が1.0ppmで、野生植物の0.48ppmや畑作物の0.74ppmより若干高い。そのため、ヨウ素の植物茎葉中濃度/土壤中濃度の比(経葉吸収されたヨウ素も含まれており土壤→植物移行比と同じではない。以下同様)は、水稻では0.59で野生植物や畑作物での0.01前後に比べ40~50倍も高くなっている。

2. 森林・畑土壤(非湛水土壤)中の天然集積ヨウ素の水稻への移行

天然の安定ヨウ素を高濃度に含有する森林土壤をポットに入れ、湛水状態と畑水分状態に維持しながら収穫期まで栽培した水稻のヨウ素濃度をTable 4 に示す。ヨウ素の茎葉中の濃度は、湛水状態での栽培では平均290ppmで畑水分状態での栽培の平均0.37ppmより800倍も高い。1)の熟田土壤の湛水状態で栽培した場合の平均1.0ppmに比べても290倍も高い。また、ヨウ素の水稻茎葉中濃度/土壤中濃度の比は、湛水状態での栽培で平均16と畑水分状態での栽培の0.020より800倍も高い。1)の熟田土壤の場合の0.59に比べても27倍も高い。熟田土壤とのこの大きな差異は、森林土壤が初めて湛水化されたことにより、土壤中のヨウ素が多量に土壤水中に溶出してきて水稻にも大量に吸収されたのに対し、熟田土壤では連年の湛水化によって、土壤中に残留しているヨウ素は大部分は溶出しがたく、従って水稻に吸収されがたい形態で存在していることを反映したと考えられる。

Table 4 Uptake of native iodine accumulated in forest soils by rice plant cultivated under submerged and upland field moisture condition (a/5,000 pot experiment).

Soil		Iodine concentration (ppm/dry matter)							Ratio of iodine concentration					
		Rice Straw			Unpolished rice				Rice straw		Unpolished rice		Unpolished rice	
		Upland field	Submerged field	Submerged/Upland	Upland field	Submerged field	Submerged/Upland	Upland field	Submerged field	Upland field	Submerged field	Upland field	Submerged field	
Fukui	1	15	0.41	330	805	0.029	0.61	21	0.027	22	0.002	0.041	0.071	0.0018
Brown Forest	2		0.32	220	688	0.025	0.55	22	0.021	15	0.022	0.037	0.078	0.0025
Soils	Average		0.37	275	747	0.027	0.58	21	0.025	19	0.002	0.039	0.073	0.0021
Tochigi	1	26	0.30	260	867	0.020	0.45	23	0.012	10	0.0008	0.017	0.067	0.0017
Ando Soils	2		0.42	330	786	0.029	0.51	18	0.016	13	0.0011	0.020	0.069	0.0015
Soils	Average		0.36	295	827	0.025	0.48	19	0.014	12	0.0010	0.019	0.068	0.0016
Total average		21	0.37	285	787	0.026	0.53	20	0.020	16	0.0015	0.029	0.071	0.0019

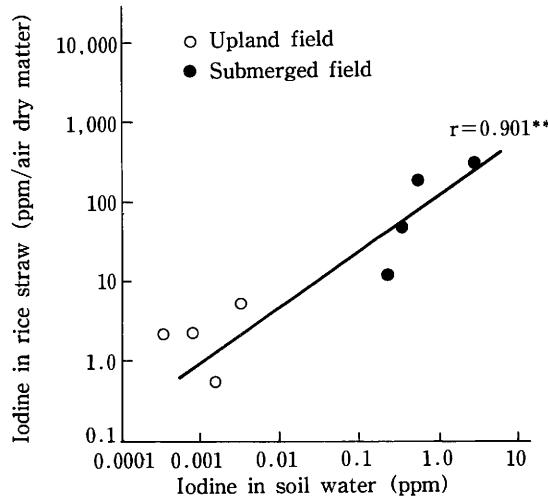


Fig. 6 Relationship between iodine concentration in rice straw and iodine concentration in soil water.

—Pot experiment of rice plant under submerged and upland moisture condition—

次に、湛水状態と畑水分状態の土壤で栽培した水稻の茎葉中濃度とそれぞれの土壤水中のヨウ素濃度との関係をFig. 6に示すが、両者の間には高い正の相関が認められる。これより、湛水状態で栽培した水稻中のヨウ素濃度が高いのは、水稻のヨウ素吸収力が特異的に大きいからではなく、土壤水中のヨウ素濃度が高いからということが読みとれる。また、畑水分状態で栽培した水稻中のヨウ素濃度が畑作物や野生植物なみの低濃度となっているのも土壤水中のヨウ素濃度を反映していることがわかる。

玄米中のヨウ素濃度は、湛水状態での栽培の平均が0.53ppmで畑水分状態での栽培の0.026 ppmに比べて20倍ほど高いが、茎葉部の場合ほどの差はない。また、ヨウ素の玄米中濃度/茎葉中濃度の比は、湛水状態での栽培が0.0019、畑水分状態での栽培が0.071といずれも小さい

が、特に湛水状態での栽培の場合の値が小さいのが目につく。

なお、本実験では白米中のヨウ素は分析していないが、高城⁹⁾によると白米は玄米の1/2の濃度となっている。

3. 土壌に添加したヨウ素の水稲への移行

1, 2 はいずれも土壌中既存の天然ヨウ素の水稲への移行であった。ここではΓをポット土壌(熟田土壌)に添加後、湛水状態で収穫期まで栽培した水稲によるヨウ素の吸収濃度を明らかにした。結果をTable 5に示すが、ヨウ素の水稲茎葉中濃度/土壌中濃度の比は平均21.2で、

Table 5 Uptake of iodine added to soils by rice straw and unpolished rice cultivated under submerged field condition (a/5,000 pot experiment).

Concentration of added iodine Γ ppm/air dry soil in the pot	Iodine concentration (ppm/dry matter)				Ratio of iodine concentration ^{a)}					
	Rice straw		Unpolished rice		Rice straw/Soil		Unpolished rice/Soil		Unpolished rice/ Rice straw	
	Gifu ^{b)}	Tochigi ^{b)}	Gifu	Tochigi	Gifu	Tochigi	Gifu	Tochigi	Gifu	Tochigi
0	1.4	12	0.0034	0.0055						
1	23	56	0.014	0.013	21.6	44.0	0.0106	0.0075	0.00049	0.00017
3	53	69	0.048	0.061	17.2	19.0	0.0149	0.0185	0.00086	0.00017
10	124	142	0.113	0.200	12.3	13.0	0.0110	0.0195	0.00089	0.00150
	Average (Except for 0 ppm)				17.0	25.3	0.0122	0.0152	0.00075	0.00061
	Total average (Except for 0 ppm)				21.2		0.0137		0.00068	

a) Gifu Gray Lowland Soils (Paddy field soil). Native iodine concentration 1.3ppm

b) Tochigi Gleyed Ando Soils (" "), " " " 14 ppm

c) Calculation was done after subtracting the iodine concentration of the control (0 ppm)

2の湛水状態の森林土壌で栽培した水稲の平均16とほぼ同じレベルとなっている。また、ヨウ素の玄米中濃度/茎葉中濃度の比は平均0.00068で、森林土壌での0.0019の約1/3となっているが、ヨウ素添加レベルや土壌の違いによってかなり幅があることを考慮すると大略同レベルといえる。

以上のごとく、熟田中に存在するヨウ素は別にして、新たに土壌に添加されたヨウ素も、非湛水(畑水分)状態下で長年月かけて土壌に吸着・蓄積したヨウ素も、湛水条件下におかれると、ほとんど同じ程度の溶出率で土壌水中に溶出し、水稲にも同レベル吸収されるといえる。

4. 水田土壌に負荷された¹²⁹Iの動態

¹²⁹Iは原子力関連施設から大気中に放出された時点では、その化学形態は天然の安定ヨウ素と異なるかも知れない。しかし、大気中を遊泳して地表に降下し、土壌と反応する間に環境に適応を起し、あるいは質量的に桁違いに高い安定ヨウ素と同位体交換反応し、その環境における安定ヨウ素と同じ形態になると推定される。従って、基本的には水田土壌から水稲への移行も安定ヨウ素と同じということになるが、ここであらためて¹²⁹Iの経根吸収を想定して総括してみる。

水田は、通常収穫間近の登熟期から次の年の田植期までの7～8ヵ月は湛水化されず畑水分状態となる。この非かんがい期に水田作土の表面に降下した ^{129}I は、そのほとんどが土壤に吸着され蓄積され続けることになる。4～6月にかけて田植の前に作土が耕起されると、土壤の表層に蓄積した ^{129}I は作土層全体に混合される。その後取水が始まり湛水化されると、これまで土壤中に蓄積されていた ^{129}I は、数日以内にその10%前後も土壤水中に溶出され、かんがい水の浸透や表面流出に伴い流亡する一方、水稲にも大量に吸収される。

かんがい期に水田に大気中から降下した ^{129}I は、水稲地上部に直接沈着・吸収される部分もあるが、残りは田面水中に降下、溶存し、かんがい水と共に浸透する一方、水稲にも経根吸収される。なお、湿田等一部水はけの悪い水田は別として、作土層中の ^{129}I は4～5ヶ月のかんがい期間中にその大半が根圏外に流亡することが予想される。

水稲の生育過程が登熟期に入り落水されると、土壤の水分が減少しいわゆる畑水分状態となり、土壤中 ^{129}I の溶出率も著しく低下する。さらに、水稲の水分吸収量も少なくなり、 ^{129}I の経根吸収量はかんがい期に比べると無視できる程度となろう。

以上は、一枚の水田における ^{129}I の動態であるが、広域水田レベルでみると、かんがい水の浸透に伴い上流域の水田から流失した ^{129}I は、次々とより下流域の水田に再流入することになる。そのため、水稲に幾度も経根吸収される機会がめぐってくるわけで、一枚の水田作土層から流失した ^{129}I がすべて地下水や河川水中へ移行してしまうことにはならない。

さらに、流域全体でみれば、水田地域より上流域の森林や畑の表層土壤や植物・同遺体に捕獲・蓄積されている ^{129}I も、その一部は雨水や風による浸食によって下流域に運ばれ、水田へも搬入されることになる。

以上のごとく、 ^{129}I の経根吸収は湛水期(かんがい期)に限られるが、経葉吸収の場合と異なり非かんがい期や水稲の非作付期間(水田の休耕ならびに畑作等への転換期間、開田以前の森林や畑としての利用期間)中に、土壤に蓄積された ^{129}I も水稲栽培期となり湛水化されると著しく土壤水中に溶出してきて水稲に吸収されることになる。従って畑水分状態下での ^{129}I の土壤への蓄積状況を把握しておくことも大切である。

次に、 ^{129}I の土壤→白米への移行比について推定を行う。 ^{129}I の水稲茎葉中濃度/土壤中濃度の比は、森林や畑土壤中の天然集積安定ヨウ素や土壤添加安定ヨウ素のポット試験で得られた湛水状態で栽培した水稲での平均値16および21.2より20前後と仮定する。

同様にして、 ^{129}I の玄米中濃度/水稲茎葉中濃度の比は0.0019および0.0068より0.001前後、 ^{129}I の白米中濃度/玄米中濃度の比は高城らのデータより0.5前後とすれば、 ^{129}I の白米中濃度/土壤中濃度の比は0.01前後となる。土壤→白米移行比もこれに近い値になると考えられる。

おわりに

^{129}I の土壤→水稲(白米)の移行比の値は、排水のない土耕ポット試験から得られた値を用いたもので、圃場と異なり土壤水中に溶出してきたヨウ素は、水稲根圏外へ流亡することなく

ポット内にとどまり、水稻根から吸収され続けることになる。従って、土耕ポット試験から得られた土壤→水稻(白米)移行比は、圃場での最高の移行比、すなわち、土壤水の浸透が全くない湿田での移行比に近いものと考えらるべきであろう。また、ヨウ素濃度のレベルがきわめて高く、水稻のヨウ素過剰吸収害さえ発生したポット試験に基づく移行比を、ヨウ素濃度としてはきわめて低い¹²⁹Iの場合の移行比として用いることには疑問が残る。

さらに、移行比の計算のもとになった水稻中ヨウ素濃度には、経葉吸収分も含まれており、本来の経根吸収によるヨウ素の土壤→水稻(白米)移行比はもっと小さくなる。

今後の研究課題としては、①土壤に添加した極低濃度ヨウ素の水稻への移行率を、経葉吸収の寄与分を排除できるよう放射性ヨウ素¹²⁵Iを用いた土耕ポット試験により把握する。②水田圃場で土壤水の浸透量が大きい条件下での土壤添加ヨウ素の水稻への移行率を把握する。③直接吸収(経葉・籾)と間接吸収(経根)の比率を把握することは極めて大切であるので、経根吸収実験に対比できる直接吸収実験を行う。

①、②、③はいずれも収穫期まで生育段階別に把握しておく必要がある。

参考文献

- 1) 志賀一一：第2編のI，イネ科穀類，作物比較栄養生理(田中 明編)，P141，学会出版センター 1982.
- 2) 中川昭一郎：水田を主体とした農業水利と水の動き，科学，48(10)，605～613 1978.
- 3) 結田康一：土壤ヨウ素の化学形，放射性核種の化学形が被曝線量評価に及ぼす影響(放射線医学総合研究所編)，p46～52，実業公報社 1986.
- 4) 山県 登：微量元素，—環境科学特論—，P242，産業図書 1977.
- 5) 結田康一・信沢由美子・赤部誠一・渋谷政夫・麻生末雄：三面川(新潟県)および長良川流域の土壤および植物中ヨウ素，臭素および塩素含量，日土肥誌，55，62～70 1984.
- 6) 結田康一：本州中央部の黒ボク土壤および植物中ヨウ素，臭素および塩素含量，日土肥誌，55，117～122 1984.
- 7) Muramatsu, Y. and Ohmomo, Y. : Iodine-129 and Iodine-127 in environmental samples collected from Tokaimura/Ibaraki, Japan. *The Science of the Total Environment*, 48, 33～43 1986.
- 8) 池田長生：土壤中における放射性ヨウ素の分布，シンポジウム「環境放射線による被曝線量の評価」，p17～27 1985.
- 9) 高城裕之・木村敏正・小林宏信・岩島 清・山県 登：水田土壤から米への安定ヨウ素の移行について，保健物理，20，251～257 1985.

3.2 パラメータ

3 コメント

大 和 愛 司*

ただ今までの御講演、あるいはディスカッションの中で、ほとんどの問題は出つくしていると思いますので、重複する所があるとは思いますが植物体の中での転流、吸着、吸収等について、ヨウ素の化学形、あるいは反応という点に注意を払うということについて、簡単にコメントさせていただきます。

豆科の植物の葉の一部に ^{14}C を含んだ炭酸ガスを曝露した場合の ^{14}C の植物体内の移動の様子をみると、良く知られているように、曝露部の葉から位置的に近い果実部や、より若い成長端の果実部に多く検出されます。また、他の葉にも検出されます。曝露部の葉から入った ^{14}C は、より根に近い葉にも検出されており、時間的に少し前に成長の進んでいる葉にも ^{14}C が検出されます。このような分布から曝露部分と受入れ部分の役割上および相互の位置関係によりそれぞれ異なる転流現象が起こると考えられます。

石塚、田中等²⁾による稲の各成長段階における、窒素、リン、カリウム、石灰、マグネシウム、イオウ等の絶対量としての分布をFig. 1に示します。図中の成長段階は、A：移植期、B：活着期、C：分けつ期、D：幼穂形成期、E：伸長期、F：開花期、G：乳熟期、H：黄熟期、I：完熟期を示しています。必須元素である窒素及びリンについては、開花期以後、茎葉部から穂への転流が認められます。カリウムの場合も少し異ってはいますが、同様の現象が認められます。マグネシウム、イオウでも、類似の現象が起っています。ところが、ヨウ素に関しては、文献を調べましても、演者の知る限り、この様な研究はほとんど見出すことができません。植物体の栄養源として必須なものに関しては、この様な転流が起きておりますが、ヨウ素についてはどうなるのかを考える上で、ヨウ素の化学形、存在形態を考えておくことが必要だと思われまふ。Table 1に、ヨウ素の反応の代表的な例を示しました。ヨウ素が原子力施設等から放出される形としては、まず I_2 が考えられます。これは、固体状態と、ガス状のものがあります。ヨウ素そのものは、若干は水に溶解、 I^- と HIO のような形になりますから、

* 動力炉・核燃料開発事業団東海事業所

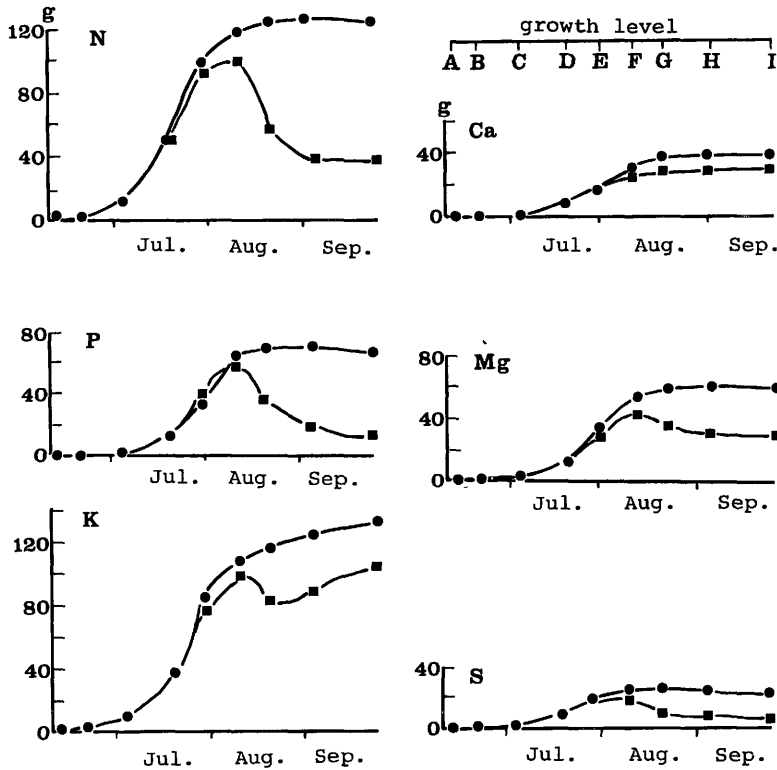


Fig. 1 Variation of elements contents in rice plant in different growth level.

—●— Ear of rice, —■— Stem & leaves

Table. 1 Chemical form and reaction of Iodine.

I_2	;	$I_2(\text{solid}) \rightleftharpoons I_2(\text{gas})$
I^- , IO^-	;	$I_2 + H_2O \rightarrow I^- + HIO + H^+$
IO_3^-	;	$3IO^- \rightarrow IO_3^- + 2I^-$ OH ⁻
CH_3I	;	$3CH_3OH + PI \rightarrow 3CH_3I + H_3PO_3$
	;	$CH_3I + R'-NH_2 \rightarrow CH_3R'-NH + HI$

IO^- という化学形のものも考えられます。この IO^- は、特にアルカリ性の中では、不均化反応をおこし、 IO_3^- と I^- の形になります。従って、環境中で、重要な化学形としては、 IO_3^- 、 I^- 、 I_2 であると思われます。他に、原子力施設から放出されるヨウ素の中では、メチルヨウ素があります。実験室内では、Table 1に示す反応で生成できますが、実施内では、それぞれ別の反応で、生成してくると思われます。このメチルヨウ素が、アミンと反応すると、含チッ素

有機物を生成します。又、 I_2 は、不飽和化合物に対して、きわめて反応性が高いので、土壌中の有機物や、植物体内の有機物と結合して、植物体の中を移動する、あるいは吸収されていくという事が考えられるのではないかと思います。

このようなことが、稲の各成長段階で、どういう機作で、どの位吸収あるいは蓄積されていくかということは、興味深く、今後の研究課題であると思われます。これらの問題は、一挙に、全て同時に解決できるということは大変難しいことであると思われます。しかしながら、線量評価上、全てが判らなければ評価できないというものでもありません。線量評価等を実際に行う場合に、このトピックスで議論されておりますように、できるだけ実効的なプラクティカルなモデルについて、最も重要なルートと最も効いてくる化学形を押さえていくことが必要かと思われます。たとえば、葉面沈着した時に、ガス状で気孔を介して吸収されていくのか、あるいは、葉の表面から直接浸透していくのかは、ヨウ素の化学形によってかなり異なるのではないかと考えられます。そういう意味でガス状ヨウ素の曝露とか、溶液からの吸収、あるいは経根吸収についても、化学形の相異によってどう分布するのかを押さえておくことが、一つの重要なポイントになるものと考えられます。

参考文献

- 1) 石塚・田中, 土肥誌 23:23 (1952) [岡島秀夫著「イネの栄養生理」農山漁村文化協会 (1975) より引用]

4 総合討論——今後の研究課題

座長 田中義一郎 (放射線医学総合研究所)

指定発言者 佐伯誠道 (放射線医学総合研究所)

梅林正直 (三重大学農学部)

小畑 仁 (三重大学農学部)

天正 清 (日本原子力環境工学研究協会)

桂山幸典 (京都大学原子炉実験所)

市川龍資 (放射線医学総合研究所)

山県 登 (日本分析センター)

4 総合討論

今後の研究課題

はじめに

田中義一郎（座長）

ただ今より総合討論を始めさせていただきます。

プログラムに載っている指定発言者の先生は、お一人をのぞきこのセミナーの座長さん達でございますので、セッションの順に、発言をお願いいたしたいと思います。そのセッションで行われた議論を結論づけるとともに、放医研で行われている実験につきましても、一つの方針を与えていただければ今後の研究成果に大きな寄与を期待できるものと存じます。ではまず、農作物への移行計算モデルとパラメータ、葉面吸収のセッションの座長をされた佐伯誠道先生からお願いいたします。

4.1 葉面吸収と葉面付着，経根吸収その他のパラメータについて

佐伯 誠道（放射線医学総合研究所）

葉面吸収について

放医研の佐伯でございます。ただいま御紹介にありましたように私の担当のセッションは、葉面吸収でありました。かつて30年ほど前、つまりピキニの水爆実験の時代に農林省の研究所の塩田常三氏(1954年)が、 ^{32}P -リン酸塩の水溶液を葉面に塗布し、 ^{32}P が他の葉へ移行し分布する状態を測定されまして、 ^{32}P と結合するカチオンの種類によってその透過に難易があり、 $\text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ \geq \text{k}^+ > \text{Ca}^{++}$ という順序で、いわゆるイオンの離液系列(Lyotropic series)といいますが、つまりイオンの水和の強さの系列に一致するということを発表されたと記憶しております。このような古い知見が今もって有効であるかどうかは、植物生理学が専門ではない私には定かではありませんが、このような葉面からの転流という問題は、農作物汚染を採り上げるに

あたって、誠に大切なことなのだという印象が記憶に新しかったわけです。

昨日の発表にごさいましたように、放医研の環境特別研究の一環としても葉面からの転流が採り上げられ、柳沢啓君等による研究が始められたことは、大変に結構なことと考えております。さて、今回のセミナーで有難かったことは、東大の茅野充男氏から、葉面吸収と転流機構に関しまして、最近の知識を総説していただけたことです。しかも、茅野先生が開発された研究法での成果をお話しいただきましたことは幸いでございました。すなわち、葉面に付着した物質が子実等に移動する経路を4つに分けて、「①葉の表面から葉内細胞まで、②葉内細胞から篩管内まで、③篩管内における移動、④篩管から子実等の細胞に移動するまで」の4段階に分けて、いろいろ検討されたわけです。なにしろ、採取できる篩管液が1 μ l程度の微量な液にもかかわらず、その溶液中の糖、アミノ酸、無機元素、アニオン等を定量した成果が示されましたのは、私共にとりまして大変に印象的でした。そして、無機元素に関しましては、Kが最も多くて、Na、MnがCaより多く、重金属ではZnが多く、CuとMnが少ないという傾向が出されております。アニオンでは、Clが多くて、 PO_4^{--} 、 SO_4^{--} の順でこれに次ぎ、 NO_3^- も検出されております。液のpHは8.0でありまして、検出された PO_4^{--} や SO_4^{--} 濃度から考えまして、高濃度のカルシウムやマンガン等は、リン酸塩として沈殿を生じ易いこと、また、Zn、Cu等は、アミノ酸や有機塩とキレート形成をして保護されて移動するであろうとの識見を示されたわけであります。これらの成果は、放射性核種の転流についての基礎的知見を得る上に、貴重な御助言でありました。

また、放医研での研究として、柳沢等は、放医研・環境特別研究の一部として実施中の転流に関する成果を発表されました。すなわち、新たに開発した葉面へのRIの曝射装置を用いて、数種のRIの転流について調べ、 ^{85}Sr や ^{54}Mn に比べて ^{137}Cs や ^{60}Co は葉面からハツカダイコンの株(可食部)に転流しやすいことを明らかにしました。転流率が数字的にも示されたことは、高く評価されることと思います。茅野氏の開発された篩管液採取分析法を活用し、柳沢・鎌田氏等により開発されたRI・エアゾル葉面曝射装置とでも言いましうか、この様な実験装置を駆使して、今後とも大いに研究を進展させていただきたいものと願っております。

葉面付着について

今回のセミナーにおきましては、葉面付着の問題は採り上げられませんでした。これについては、すでに第7回の放医研環境セミナー等で採り上げられたからという経緯によるもので、葉面付着の重要なことは申すまでもありません。例えば、放射性降下物に由来する放射性物質による作物汚染は、土壌を介してよりも葉面付着に負うものが多大であります。特に ^{137}Cs は、土壌を通じての寄与はいたってわずかで、植物体への直接汚染が人体への主経路であることは、すでに皆様御承知の通りであります。これらの問題については、農環技研の小林宏信氏が古くから ^{90}Sr や ^{137}Cs の作物汚染について、また本日の講演でもヨウ素について、貴重な研究が発表されましたが、改めて葉面付着問題の重要性をここに付言しておきます。オークリッジのハワイ

ト・オークレイクにおける作物汚染は経根吸収に限られているのに対しまして、サバンナリバー施設の近傍では、排気筒からの大気汚染が主体であります。従いまして、後者のほうがPuの作物への移行係数が一けた高い値が示されているわけです。日本におけるこのような粒子に関する研究をとりあげとみますと、フォールアウト中の巨大粒子(ジャイアント・パーティクル)に関しましては、真室哲夫氏(元・大放研)が多くの研究を発表して来られました。原子力施設由来の粒子状物質につきましては、放医研の渡部輝久氏等は、 ^{60}Co の松葉への付着等を実際に観測しておられますものの、何れにしても、日本ではこの種のデータはかなり限られたものです。核燃料再処理施設、あるいは燃料加工等の核燃料サイクル施設の開設に伴って、施設からの排出も非常に多様化致しますが、既設の動力炉のサイトにおきましても、放射性廃棄物の減容のために、焼却炉を増設する傾向になってきております。このような時点におきまして、微粒子の葉面付着に対する検討も、やはり忘れてはならない研究課題であろうと考えております。

経根吸収について

私の座長のセッションではございませんが、経根吸収に関して一言触れさせていただきますと、原子力施設の周辺環境における公衆の放射線被曝推定のために、海産魚類について濃縮係数(CF)を再検討した折に、既報の文献値に非常に大きなフレがあること(佐伯ら：原子力工業14(10), 10-32, 1968)に驚いた次第です。その後、この数値は、「①RIを添加した水槽で魚を飼う実験によったもの、②野外試料の海産生物と海水のフォールアウト放射能を測定したものの、③海産生物と海水との安定微量元素を定量して濃度比を求めたもの」の3方法による差が主原因と認められました。この他に当然のことながら、さまざまな環境要因による変動も考えられましたが、水温による変動はせいぜい2~3倍しかフレの幅がないことが、小柳卓氏等によって実験されて分ってまいりました。このような実験を重ねることにより、CFに対する信頼性は、向上しつつあるわけでございます。

さて、作物についてみますと、パラメータとしての移行係数にもフレがあるように見うけられます。米国のNCRP(National Council on Radiation Protection and Measurements)のレポート(No.76, 1984)にも指摘されているように、再検討が必要な課題でございます。海産生物のCFで経験しましたように、実験測定法の相違が大きく影響していると考えます。つまり、米国において発表されている移行係数のパラメータは、野外ライシメータによるRI実験、室内RI実験、それから安定元素定量法で求めた方法の集計でございます。しかも、安定元素定量により移行係数を算出する場合に、必ずしもその作物が生育した土壤の値を用いていない場合が多いとNCRP自身も指摘しております。海水の場合には、その成分の無機元素が比較的均一であるけれども、土壤に関しては、平均値を採用するということは、ナンセンスなのはなかろうかと考えます。さて、住谷氏、大桃氏等によって、移行係数の変動要因についての実験的な検討が始められたことは、大いに意義があると存じます。

その他のパラメータについて

このセミナーにおける2日間の勉強を通じての感想は、かつてフォールアウトの ^{90}Sr , ^{137}Cs を主体として体内被曝線量を評価していた時代には、この2核種について説明がつけば、それがあたかも自然界の法測であるように安易に考え勝ちで、私共ラジオエコロジー関係者も環境を単純化し過ぎていたようにも思います。海洋におきましても、海水に入るとaging効果による化学形変化でRuの生物濃縮が変化してくることに悩まされたりも致しました。農作物につきましても、Sr, Cs以外の核種を採り上げるようになった折に、いろいろな問題が出てまいりました。昨日の可給態の話題を通じて、思い知らされた事でありまして、酢酸アンモン抽出法をとれば「事足れり」と考えていた古い頃を、なつかしく思い出しました。多くの元素を対象として安全評価をする必要が生じた今日では、それに対応する新しい可給態の考え方を練りなおす必要にせまられているわけです。陸上に関しましては、一般の汚染問題、つまり重金属汚染の調査結果が放射能問題にも大いに参考になります。

カドミウムに関する多くの研究結果からみますと、土壤に吸着されやすいけれども、硫化物生成による不溶化以外には、どの吸着機構によっても強固に結合されることは望み難く、その大部分が植物に有効に吸収されると報じられています。このようなことを全ての元素について検討することは、なかなか大変であろうと存じます。しかし、本日の討論を拝聴しますと、少なくともヨウ素に関しましては、非常に周到に計画され多くの実験に基づいての試算が確立されつつあり、しかも、残された問題点が、具体的に詳細に指摘されたわけで、大変に心強い限りでございました。

おわりに

さて幸いに農業関係の各研究施設、つまり農業環境技術研究所等や大学におきましてはRI施設を持たれているところが多く、誠に心強い次第でございまして。本日は農学、植物生理学関係の研究機関から多数御参加いただいておりますが、各機関におかれましても、この機会に陸上環境放射能の安全評価上の問題をご認識いただきまして、放医研、原研、動燃などのいわゆる環境放射能を研究しているグループに、今後も引きつづいて農業的な知見を御教授願えれば幸いに存じます。有難うございました。

田中義一郎

佐伯先生ありがとうございました。

それでは次に移行係数法のセッションの座長をされました三重大大学の梅林先生お願い致します。なお引き続き小畑先生にも一言コメントをいただければ幸いです。

4.2 セミナーの印象並びに今後のとり組み方について

梅林 正直（三重大学農学部）

このセミナーには、初めて参加させて頂きました。線量やパラメーターの問題についての知識はあまりないので、座長はお断わりしたのですが、本年度外来研究員の義務としてということで、お引き受けいたしました。心強いことに、本日は放医研の陸グループの発表の場であるために、土壤肥料関係者が10名以上もおられますので、その方々の助けをかりて、様々な問題を考えてみたいと思います。

植物は動物と異なり、その場所から動けないので、土壤中に根をおろして、養分や核種を吸収し、最後にヘテロトローフである人間に食べられるわけですが、移行係数を考える場合には、可食部が一番問題になります。移行係数という概念は常識であるのかも知れませんが、農学や土壤肥料分野では、山崎先生も述べられたように、あまりなじみのない言葉であります。たとえば濃縮係数とか、あるいは逆に希釈される係数とか、環境汚染での汚染係数や除染係数はわかるのですが……。

さて土壤から植物への系を考えますと、まず移行係数を出して掛算をするという単純な問題ではなさそうです。それに自然界のnatural bodyのなかで、土壤ほど複雑でわかりにくいものはないことが、2日間の議論でおわかり頂いた点にも問題が残されています。山崎先生は、植物体への吸収に大きな影響を及ぼしている土壤の要因として、土壤の反応（pH）、有機物、コロイドなどをあげられました。

重金属元素はpHが低くなるほど溶けやすく、吸収されやすくなる。有機物の含量では、有機物とキレートする場合には吸収を促進し、除去の面からは不利になるということです。またコロイドとしての土壤粘土鉱物には、1：1型や2：1型やアロフェンなどがあり、土壤中にいろいろな割合で混って存在し、有機コロイドも含めてこれらがイオンや物質を吸着置換して、植物による吸収の場面で大きな影響を及ぼす点についても述べられました。

また日本での大きな問題としては、われわれ日本人が米を主食として食べているので、諸外国のデータはあてはめにくいことを、結田先生がまとめられました。水田と畑の状態の違い、すなわち酸化還元状態の相違が、ヨウ素の例でも、重金属元素の溶解の場合にも認められます。Cdの場合でも、酸化還元状態に大きく支配されるという点を、山崎先生が示されました。

そのほか、酸化物の量や土壤微生物の作用なども、植物の養分吸収に影響を及ぼしているものとしてあげられます。

山崎先生は、土壤中の元素の濃度とそこから吸収した植物体の濃度との間に、明確な一定の関係を一般的に得ることはあまり期待できないといわれましたが、お示しになったデータでは、0.1NHClで抽出した可給態の土壤中濃度と移行係数をlog-logでとると、きれいな負の相関が認められ、銅の場合も同じように負の相関が得られております。ところが、土壤汚染で

一番大きな問題になったCdの場合はそのようにならず、これが土壤汚染防止法の制定にいたるまでにわれわれ土壤肥料関係者が苦勞した点であります。

一般的には土壤中の可給態のものを調べれば、植物にどれだけ吸収されるかを推定できるはずですが、実際には0.1NHClに溶けてくるいわゆる可給態のCdと米の中に入ったCdとの間には、あまり相関がなかったのです。同じ土壤で、生育条件や環境条件を変えた場合に、移行係数がある線上に並ぶというデータはありますが、ZnやCuに対してCdを比べてみると結果が違ってくるのはどうしてかという問題なのです。山崎先生は、植物側の生理的な違い、すなわち必須元素であるか否かの違いがきいてくるのではないかと指摘されましたが、私どもの研究室でも小畑らが、根によるCdの吸収に関連してメタロチオネイン様物質が吸収を抑えているという結果を得ております。

次に移行係数を考える場合の分母と分子をどうとるかという問題では、分母に土壤中Zn, Cu, Cdなどの全量をとるのは適当でなく、可給態量をとるべきだということはおわかり頂けたと思います。分子の方は、人間が食べる玄米または白米中の量を考えた方がよいでしょう。移行係数を求める場合に、短期間の吸収実験の結果から行うのは簡単であっても危険です。移行係数を有効に利用するには、土壤中の可給態の養分や核種の濃度がどのように接続されていくか、実際の土壤中では可給態の動的変化が問題となります。最初多くて減少していく場合と、水田のように還元が進んで増加してからまただんだん減少していく場合とがあるので、これらの点を軽く扱うわけにはいかないという感じが致します。

次に放医研の住谷・内田・大桃さんの研究では、水耕のポット試験のデータが実際にどの程度使えるか、また土耕のポット試験でも個体レベルの結果を実際の圃場にどのようにあてはめるかは、古くからの問題であります。住谷さんらの実験は、Cs, Co, Mn, Zn, Sr, Iを経根あるいは接触吸収させたものですが、根の場合には単なる付着なのかそれとも吸収されているのかをはっきり分けて考えるために、根をコールドの液で洗って付着したものを取り除いて測定したものと比較するなどの考慮が必要ではないかと思います。また濃度レベルは10ppmでは高過ぎますので、もう少し低い濃度で生育時期別に実験してみたらいかかかと思えます。生長に伴って移行係数が小さくなっていくということを含めて、研究を更に発展されることを期待します。

以上私が申し上げたかったことは、結田先生と動燃の大和先生が非常にきれいな形でまとめられました。植物体中での化学的な形態、たとえばIの場合もみがらに付着したIはどのような形なのか、更にもみがらの中で登熟しつつある玄米のぬか層、胚、胚乳のどの部分に入ることかという問題も、米を食べた人間の体内でどう消化吸収されるかという点に関連して重要になります。結局、移行係数はlong termの実験を積み重ねて、ある特定の時期だけでみる微分値ばかりでなく、それを積分してtotalなものとしてみる必要があります。

植物は、栄養生長から生殖生長への転換点において、大きな違いがあったりするので、大桃先生らのイネの経葉吸収実験でも、もう少し長い期間をとって実際にもみ米のどの部分に入っ

ていくかがわかるとよいと思います。茅野先生が指摘されましたように、オートラジオグラフィの場合には、かなり長い時間露出しないと出てこないということもあります。

これらのことを含めて、over allな移行をみていく方向で、今後の研究が進展していくことを期待して、座長のまとめとさせていただきます。

最後に、先ほどのメタロチオネイン様物質について、三重大の小畑助教授にコメントしてもらいます。

4.3 移行係数法に関するコメント

小畑 仁 (三重大学農学部)

移行係数と土壌中の元素濃度の相関関係は、縦軸、横軸を共に対数で取ると、ZnとCuでは直線に乗るがCdの場合にはうまく乗らないことを山崎先生が述べておられます。先程梅林先生が発言されたように、Cdが投与されると動物ではメタロチオネインの生成がみられることがよく知られています。植物でも、Cdが投与されることによってメタロチオネイン様物質(フィトケラチン)が誘導生成されることがつい最近明らかになってきましたので、移行係数を考える場合、植物側のレスポンスを考慮すると、この直線に乗らなかった理由が更に明確になるのではないかと思います。

田中義一郎 (座長)

梅林先生、小畑先生どうもありがとうございました。続きまして、天正先生から可給態法につきまして、お話を賜りたいと思います。

4.4 放射性ヨウ素の土壌から農作物への移行を規制する因子について

天正 清 (日本原子力環境工学研究協会)

放射性ヨウ素の土壌から植物への移行、すなわち土壌・植物系における挙動を規制する主要因子としてつぎの2点を指摘したい。

1 土壌中のヨウ素含量 (担体効果)

核分裂生成物の場合、無担体の放射性核種が新たに土壌に加わることになる。この場合、 ^{131}I や ^{137}Cs 等についてすでに実験的に明らかにされているように、これら核種の土壌中における吸着、固定、溶脱等の諸作用は、ごく微量の担体の有無あるいは天然の安定同位元素量の多寡により著しい影響が見られ、このことが植物根に対する可吸度あるいは植物への移行性に対し大きな変動要因となると思われる。このことは、トレーサ実験等の研究調査に際し、そ

の立案，データの解析等に当って，とくに考慮を要する事項と思われる。

2 土壤の酸化還元状態（湛水土壌・水稻系）

嫌氣的な土壤条件，すなわち湛水土壌においては土壤の酸化還元的対応の結果，無機成分の植物根に対する可吸度に変動がみられる特性が著しい。核分裂生成核種についてもこのことは例外ではなく，いくつかの核種について湛水土壌・水稻系における特異性として明らかにされている。この端的な証左として，ヨウ素，テクネチウム等について下表のようなデータが得られている。

2.3の放射性核種の稲幼植物への移行と土壤条件

核種 (化学形態)	土 壤 の 種 類	土 壤 の 水分条件	吸収割合 ¹⁾ (%)	移行係数 ²⁾ (対乾物)
⁷⁵ Se (SeO ₃ ²⁻)	壤質 (関東火山灰)	畑	0.033	0.21
		湛水	0.099	0.55
	砂質 (冲積)	畑	0.056	0.39
		湛水	0.369	2.07
⁹⁹ Tc (TcO ₄ ⁻)	壤質	畑	24.3	127
		湛水	2.4	14.1
	砂質	畑	35.5	204
		湛水	18.8	86.4
¹³¹ I (I ⁻)	壤質	畑	0.10	0.79
		湛水	4.95	34.2
	砂質 (冲積)	畑	0.63	3.98
		湛水	14.1	140

注：

- 1) 土壤と均一混合施用した量に対する稲体（茎葉部+根部）への移行割合
- 2) 文献値よりの試算値

参考文献

1. Tensho, K. and Yeh, K. L.: Radio-iodine Uptake by Plant from Soil with Special Reference to Lowland Rice. *Soil Sci. Plant Nutr.* (Tokyo), **16**, 30-37(1970).
2. 天正 清：湛水土壌・水稻系における微量無機成分の挙動に関するRI技法による研究。近代農業における土壤肥料の研究(養賢堂)，第4集，65—71 (1973)。

田中義一郎

天正先生どうもありがとうございました。引き続き分配係数法につきまして桂山先生お願いいたします。

4.5 分配係数法について

桂山 幸典（京都大学原子炉実験所）

桂山でございます。私が座長のセッションでお聞きしました内容を、少しハイドロロジカルな面から、ながめてみたいと思います。私が座長をおおせつかりましたセッションは分配係数法でございます。この分配係数とは、尾和先生のお話にもございましたように、土壌中には水と固層の土粒子が存在致しまして、その土粒子の表面に吸着保持されているイオンの量と土壤溶液中の濃度の分配係数でございます。これは要するに水に溶けた養分が植物に行くだろうということから、分配係数法で植物への移行の難易を判断するとのことですが、その間には尾和先生が述べられたように植物根の選択吸収の問題もございます。しかし、一番測り易いのは、土壌に吸着されている量です。風乾状態の土壌を適当な方法で抽出し、付着あるいは吸着しているものを測定すれば、そこにあるRI、放射性物質の量は測定できるわけでございます。それと、最終的には人が食べる可食部分の量とで、移行係数の形で求めることが、いろいろなモデルを、作ってゆく場合大切なことでございます。けれども、分配係数が必要な理由は、土壌中に存在する水というのは、雨が降ると流れてゆくわけですが、一般にその状態で、重力水、毛管水、付着水、吸着水と分けられております。重力水というのは重力で下方へ浸透していってしまう様な、荒いポーラスな所に存在している水でございます。毛管水というのは、毛管の負圧で、ある程度地下水面のレベルよりもすい上げられている水でございます。それと付着水の一部までは植物の根が有効に利用できる水でございます。吸着水と付着水の一部につきましては、植物はこれを直接利用することができずに、これしかない状態では枯れてしまうということ。土壌を取ってきて100℃位で乾燥させますと、土壌によっても異なりますが、数パーセントの水が残っているわけですが、その状態で植物が枯れるということは、その水は植物が利用できないということでございます。要するに分配係数というのは、砂のように荒い土壌の場合には、固層と液相の間の分配係数が小さいわけですから、土壌中の濃度が少なくとも溶液中の濃度はそれより比較的高いというわけですし、分配係数が大きな土壌、粘土鉱物のようなもの場合には、相当たくさん放射性物質あるいは公害物質を吸着していても、水中に溶解している濃度は小さいことを意味しているのでありまして、その意味からは、分配係数というものは使い道があるだろうと思われま。

また、さまざまなモデルを組んでいく上で、たとえばわが国での特色的なものは水田であろうと思います。また畑についても欧米と違って集約的な農業でありますから、年に2～3回は耕作しているようです。つまり表面から20ないし30cmをたがやすわけ。従って、長い年月をとってみれば、表面から20～30cmの耕土は土壤溶液濃度としてコンスタントな濃度になっているわけです。先ほど、どうやって土壌にまぜるかという話がありましたが、耕土につきましては比較的濃度分布が平坦になっているわけです。そのような場合における状態から植物への

移行を考えれば、長い目で見れば平衡状態に達するはずでありまして、そういう条件でモデルを考えるのが一つの方法であると思います。平常運転時の放出放射性物質、つまり原子力発電所から現在も放出しておりますような非常に微量な放射性物質というのは、物理量にすると非常に少ないわけです。天然の土壤に吸着されているキャリアがたくさんあるのに比べて、放射性物質の量はnegligible smallでありまして、溶液濃度にすれば非常に微量な濃度になるわけですし、そのような濃度のものの動きをシュミレーションしようと思えば、経年的な動きの平衡に達する動きのモデルを考えてみても、ほぼ同じ結果になるのではないかと思います。しかし事故時を考えますと一番問題になるものは、風で運ばれて耕地に到達するという場合でありまして、これは植物の茎葉部に付着して植物体内に入るわけですが、その場合には、その過渡的な現象が大変重要になってまいります。土壤につきましても、定常的に考える場合と過渡的に考える場合とでは非常に異なってまいります。一たん非常にインパクトの強い濃度の高い雨がふったとしますと、それは土壤の表面だけに吸着されて、そこには大きな濃度勾配ができるわけで、次に耕作するまではこの濃度勾配が残るわけです。そういう状態で植物の根が吸収するわけですから、濃度勾配のある土壤の場からのモデルを考えなければならぬわけです。また、1mm以下の雨ですと地上に到達しないわけでありまして、その場合は、茎葉からの移行転流がcritical pathになってこようかと思えます。もう一つ非常に雑駁なことを申し上げて恐縮ですが、ハイドロロジカルにながめると、日本はアメリカ等と非常に異なりまして、年間平均的に1,500mmもの雨が降っているわけでありまして、1,500mmの雨で一般の畑の場合どうなるかと申しますと、大体20~30mmの雨までは土によって異なりますが、浸み込む早さ(infiltration coefficient)ですが、大部分土の中に入って、根からあるいは表面から蒸発していきます。それ以上の雨では、保水力が小さくなりますから、表面を流れて川に出ていくということになります。平均的に見ますと、降った雨の7割が川に流れて、1割位が地下水に到達していて、残りの2割が有効に使われています。しかし、雨の量が多いものですから、人工的に補っているのは、水深にして20cm分位のもんです。水田の場合も同じようでありまして、水深にして30cm位を補給しているわけです。そのように、水のハイドロロジカルな流れ方の中で、分配係数は大きな役割をはたしておりまして、土の中のいろんな要素が洗われて無くなるのも水と土の分配係数により変わりますし、下方に浸透するのも同じように要素を持って逃げますし、川に流れるものも、要素を溶かした状態で流れますし、分配係数からいけば、植物に吸収されるのも同じように分配係数に従うわけです。全体として畑に補給された物質がどう動くかという中で、この分配係数というものは大きな役割を果たすのではなからうかと思っております。渡部さんが今回実験なさったのも、一つの例かと思えます。それもどちらかと言うとワグナーポットで実験されたのは、過渡現象に近いものでありまして、平衡状態に近いものであれば、霧吹きなどで必要量のRIを土の上に吹きつけてあらかじめ吸着させておいて通常の水管理をすればよいのであって、下へ流れてくる部分をロスとして測ればよいわけで、そのロスというのは、そんなに大きなものではないと思うのです。ですから畑地状態で灌溉されるのな

ら水をかけない限り、下の方へ流亡するRIの量は考えなくてよいのではないかと思います。下の方でサンプリングしておられましたが、あれは非常にわずかであろうと思いますので、そういう実験の手法として何をねらっているのか、すなわち、過渡現象としてcriticalなpathのある部分をねらっているのか、平衡状態をねらっているのかということで、実験の方法をずいぶん変えられる可能性があるのではないかと考えている次第です。何はともあれ、こういった問題に関するdataは非常に少ないものでありまして、今後、下北半島で始まっておりますような、放射性廃棄物を浅い所に埋設処分するとか、高レベル廃棄物を深層に処分するということを考えますと、この分配係数法というのは大きな役割を果たします。現在もさまざまなシミュレーションモデルが考えられておりますし、アメリカのレギュラトリーガイドにも載っておりますし、わが国でもさまざまな所で試算が行われております。

このような将来の問題として、今日のヨウ素129なども問題の核種でございますが、将来の廃棄物の処分などを考えますと、テクネシウムなどが浮かび上がってきます。その他、ラジウム、トリウム、ウランなどがございしますが、これらは、天然のキャリアの存在量よりは少ないものだと思います。テクネシウムは天然にあまり存在しないものでありますが、このようなものに関しましても移行係数等が重要な問題になろうかと思えます。ウランにつきましては、ナチュラルに関しての若干のdataがあるようです。特に、長半減期のものについては、私個人としては過渡現象といったことは考えなくてもよいのではないかと考えております。

田中義一郎

桂山先生ありがとうございました。一言私から話をさせていただきますが、私どもの研究最終目的は、放射性物質が人体内に入ってリスクという形で評価されるということが、問題でありまして、いわゆる目的研究であります。原子力施設が稼動している現在、生物地球化学的に、あるいはラジオエコロジカルにRIの農作物への移行をどう説明していくかということに、今回の問題の焦点があります。先ほど来、梅林先生及び大学の諸先生が考えておられる、農学の基礎科学というような観点よりも、被曝線量算定の結果を急いでいるというようなところがありますので、短絡的、かつ簡単に結論が引き出せるようなものではないとの先生方の御意見が、上記の目的研究のねらいとの間に齟齬があるように思われます。

私どもは、比較的短い期間にある程度の結論をださなければならない宿命的なところがあるのですが、一つのテーマで長年研究を進めてそこに起こる現象を洞察されている諸先生の御意見に常に立ち返り、御教示に従って、今後の研究を進めてゆきたいと思っております。

次に¹²⁹Iの水稲への移行の中の移行モデルについてのセッションの座長、市川先生お願い致します。

4.6 モデリングについて

市川 龍資（放射線医学総合研究所）

私の担当したモデリングのセッションに関して2、3の感想を述べたいと思います。ここでいうモデリングとは、核燃料再処理施設などの操業にともなって放出される放射性物質に関し、人体の被曝線量を予測評価するという特定のことを目的として、環境や食物連鎖を通じて放射性核種が移動する現象を定量的に取扱うためのモデルを設定することをいいます。

本日の演者である原研の飯嶋さんはわが国でのこの分野における第1人者であり、 ^{129}I の水稲経路における移行をダイナミックモデルでつくりあげる試みについて主として述べられ、従来一般的に使われてきた平衡モデルについても紹介されたわけです。

一般に長寿命放射性核種に関する環境移行モデルの設定には多くの困難さが伴ない、同じ放射性ヨウ素でも ^{131}I は比較的容易にモデルがつけられるのに対して、 ^{129}I についてはいくつかの不確かさが未だ残っていて研究が望まれています。さらに、水田とか稲とかは諸外国で研究されていないことから情報が不足しているわけです。モデリングにおいては昨日来いろいろ発表がありましたように、稲や水田のヨウ素の移動、分布その他の研究があり、それら挙動の知識を取り入れてくわしいモデルを設定することはできます。しかし、それに要する多数のパラメータには、その値を得ることが困難であるもの、多くの値が得られているがそのばらつきが大きいために一定の数値を使うことに問題がある場合がみられます。このようなことは、安全評価における人体の放射線被曝線量の算定値を大きく変化させる原因となる場合がしばしばみられます。これをどのようにして解決してゆくかがモデリングを行う人の腕の見せどころといえます。すなわち、工夫の余地があるのです。

まず、変動幅の大きいパラメータを避け、変動幅が比較的せまいパラメータを使ってモデルをつくる工夫は或る程度可能です。これまでもいろいろこのような工夫はなされています。

2番目になされるべきことは、感度解析を行って、どのパラメータが、最終結果である人体の被曝線量予測値に大きくかかわっているのかを知ることである。そしてかなり変動幅が大きくても、最終予測値を大きく左右しないものについてはそのままとし、研究開発努力を最終予測値に大きく寄与するパラメータの改良に集中することです。つまり重点のおきどころをフォーカスすることが実用上有効な方法です。

しかし、それでもまだ変動の大きいパラメータが残ることは避けられないことがあります。その中には地域特性に関与するものがあり、土壌の性質の差異により、パラメータの値が大きく変わる場合はその代表的な例といえます。それゆえ、第3番目の手段としてsite specificな値を用いるという救済方法が有効な場合がしばしばあります。こうすれば一般的な値としては極めてバラツキが大きいものでも、特定の場所のものは比較的せまい範囲におさまることが可能です。もちろん、コメントの成田さんが指摘したように、site specificな値を得ることに

については現実に社会的、行政的、その他いろいろな困難さが発生することも覚悟する必要があります。しかし、これが克服されると、極めて有効である場合が期待されることもたしかです。

そのあともなお不確かさとして残る部分はあるでしょう。第4の手段として操業後のモニタリングや研究的調査を実施し、現実の環境にて移行データをとることにより、事前評価モデルやパラメータの値を補正することにより、さらに適切な評価に近づけることが可能となります。

このことは長期間の蓄積を考慮した将来の人体被曝線量を予測評価していますから、操業後しばらくの期間に得た環境測定データを使って補正することは十分有益であります。操業が開始されてからでもすでに取り返しがつかないと思っている人がありますが、それは間違いです。放射性廃棄物の深海処分の安全評価についても、そのように一寸でも処分したらもう取り返しがつかないと主張している人がありますが、安全評価で予測計算しているのは約1,000年、数万年も処分を続けたあとの被曝線量を計算しているので、途中で新しい情報やデータが入手できた時点においてそれを利用して補正して行くことは至極当然に可能なのです。

このことは事前の安全評価につきまとう不確かさの部分に対する有効なバックアップということが出来ます。

田中義一郎

市川先生ありがとうございました。最後に山県先生にパラメータのセッションについてのまとめと将来の展望についても併せてお願いしたいと存じます。

4.7 ^{129}I の水稻への移行モデルについて

山 県 登 (日本分析センター)

ヨウ素の地球化学と ^{129}I の水稻への移行のモデル化について述べる。

大陸内部に風土病としての甲状腺腫が多く発生することはよく知られているが、これがヨウ素欠乏によるものではないかと最初に示唆したのはフランスの植物学者A. Chatinであった(1850~54年ごろ)。しかし世人の認識は得られず、今世紀に入ってヨウ素の生理機能が発見されるようになってようやく認められることになった。地球化学の大先達V. M. Goldschmidtによると、ヨーロッパにおいて甲状腺腫発生地地域の土壤中にヨウ素が少いのは、最近の氷河作用によって、それ以前に海から降水による供給で蓄積されていたヨウ素を含む土壤が運び去られ、後氷期になって新たな土壤が形成されたが、そこにはまだ海からの十分なヨウ素の供給がないからであるという。したがって、地域によって土壤中のヨウ素が不足している主要な原因は、(1)最近の氷河作用、(2)海からの距離、および(3)年間降水量の3者であると考えられる。

(2)と(3)の原因について、たとえば北アメリカの大西洋岸の平原では、降水により毎年1,000㎡当り5~13mgのヨウ素が降下するのに対し、甲状腺腫発生率の高い五大湖地域ではわずかに0.2mgにすぎないといわれる。

ヨウ素の経口摂取量は¹³¹Iによる被曝線量推定に関しても重要なパラメータであるが、欧米ではたとえばBostonで150μg/日、西欧で75μg/日というデータがあるのに対し、日本では少なくとも300μg/日とされる。“少くとも”というのは、海藻(とくにコンブ)の摂取量が人によって著しく異なるので平均値を求めるのが困難だからである。海藻の摂取によってヨウ素摂取量が増大するのはいわば、「食習慣因子」とでも呼ぶべきものであるのに対し、前記(2),(3)のような因子により土壌、ひいては陸産食品中のヨウ素含量が高まるのは「地理的因子」とでも呼ぶべきものである。日本でアメリカ式の献立で食事をすれば、日本産の材料を用いるかぎり、日本式の献立の場合と大差ないヨウ素摂取量となる。

Goldschmidtによると、ヨウ素含量は火成岩0.2~0.4ppmに対し土壌は0.6~0.8ppmで、土壌中ヨウ素含量の低いものは後氷期にできた若い土壌および内陸地方であるという。これに対して沿岸や島では土壌中ヨウ素含量が高い。日本では結田の調査によると、森林や畑の表層や作土層で平均44、および46ppmとなっており、Goldschmidtの示す最高値よりさらに高い。しかし水田作土層ではこれらの値の1/25以下である1.7ppmが平均値となっている。したがって水田ではヨウ素が溶脱される。また森林を新たに開田した場合は、土壌中のヨウ素は約1年で半減するといわれる。これらの事実はヨウ素の地上への供給が主として降水(およびドライフォールアウト)により海からなされるという事実とともに、¹²⁹Iの水稲への移行をモデル化する場合に十分考慮すべきことであろう。

移行モデルについて飯嶋ほかから発表があったが、きわめて複雑で多数のパラメータを含んでいる。パラメータのうちには信頼度の低いものもあり、これら多くのパラメータを決定するには、さらに実験・観察を続けなくてはならない。一方、いわゆる比放射能法(同位体比法)は、これを適用しうるための条件がいくつかあるとはいえ、複雑な移行経路それぞれによる寄与を考慮する必要がなく単純明快に予測を行うことができる。

¹²⁹Iの半減期の長いことを考えれば、ヨウ素の地球化学的サイクルの中に十分吸収され、長時間では平衡関係を想定することができよう。化学形についても同様である。比放射能法のモデルによれば、茎葉吸収か経根吸収かといった区別は必要ではなくなり、サイト周辺におけるヨウ素の降下量を分母として、施設からの¹²⁹Iの放出量を分子とした比放射能が決まれば、あとは白米中のヨウ素濃度がわかれば直ちに計算できよう。

必要なことは、このような単純なモデルで計算された結果が安全側の予測になるということと、真実との隔り(安全猶度)があまり大きくないという保証である。安全側になることの一つの要因は、この系への土壌固相からのヨウ素の供給であるが、それはあまり大きくないことが予想される。問題は、どれだけの精度で予測しなければならないのかということ、それは、究極の結果として計算される人の被曝線量は何mrem/年以下なら問題としてなくてよいか、

といういわゆるすそ切りに関係してくるのである。

田中義一郎

山県先生どうもありがとうございました。7名の先生方の示唆に富んだ御意見を伺いまして、私どもも大いに得るところがございました。将来にわたり役立たせていただきたいと思えます。最後に、今回のセミナーで大学、ならび農環技研の先生方には貴重な御研究を細部にわたり御説明いただき、私どもたいへん参考になりましたことにお礼申し上げます。ほんとうにありがとうございました。

おわりのことば

二日間にわたり、大変結構な議論をいただきました。私自身二日間出席させていただき、大変感銘致しました。ことに、ただ今の「今後の課題」に関する諸先生方の御意見は、一つ一つ私の頭に深い印象を与えた様な気が致します。ところで昨日は移行モデルの基礎知識を大変システムティックに各エキスパートの先生方からティーチンしていただきました。これは放射線のエコロジーの基盤的知識かと思えます。私は、この分野で素人ですが、土壤中の物理化学、形態学、あるいは作物生理学、果ては微生物の影響に至るまで、非常に複雑な要因があるということが身にしみてわかりました。これを全部解決するのは大変なことですが、学問とはそういうものでしょう。他方では、先ほど市川先生が言われましたが、radioecologyはわれわれの環境と人間を守るテクノロジー、技術体系の一つであります。そういう考え方に立つと、第一近似でも大変有用です。そして時々刻々その内容の質が高められてゆくということになるのですがそういう意味からも昨日のセッションは相当役に立つであろうと思いました。また、本日のヨウ素の水稲への移行のセッションは、飯島先生の細かいモデリングを含めて、きわめて興味深いものでした。ご存知のようにヨウ素は人間にとり重要な核種であり、米はわれわれにとって重要な食品であり、このセッションはヘルスサイエンスにとってもきわめて意味のあることです。また私個人にとりまして自分の知的興味を満たしていただけたように思います。

最後に一つ、このセミナーで非常に良かったのは、時間があったということです。プログラムを組むときにずいぶん苦勞されたことと思いますが、今回のように時間をたっぷり使って、思うように意見開陳をしていただいたことは初めてでした。この会議はその点でも大成功だったと思います。当セミナーにご参加いただいた方々、共催いただきました保健物理学会に対し、また実行委員会のご努力に対し、感謝申します。

放射線医学総合研究所
所長 寺島東洋三

第13回放医研環境セミナー実行委員会委員

委員長 田中義一郎

副委員長 *大桃洋一郎

鎌田 博

委員 新井 清彦

河内 清光

今井 靖子

平野 茂樹

渡部 輝久

田中 昭

事務局 進士 賀一

* 編集責任者

放医研セミナーシリーズ NO.13

放射性物質の農作物への移行

昭和62年3月1日発行

編集 大桃洋一郎

田中義一郎

編集協力 住谷みさ子

田中 昭

進士 賀一

放射線医学総合研究所

260 千葉市穴川4-9-1

電話 0472-51-2111