

JAERI - M
90-065

未攪乱通気砂層試料を用いた放射性核種移動試験における
水流速, 分散長および遅延係数の評価

1990年3月

小川 弘道・向井 雅之・大貫 敏彦・山本 忠利

JAERI-Mレポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。
入手の間合わせは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11茨城県那珂郡東海村）あて、お申しこしください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11茨城県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費頒布をおこなっております。

JAERI-M reports are issued irregularly.

Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Division
Department of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-
mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

©Japan Atomic Energy Research Institute, 1990

編集兼発行 日本原子力研究所
印刷 株式会社高野高速印刷

未攪乱通気砂層試料を用いた放射性核種移動試験における
水流速、分散長および遅延係数の評価

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部

小川 弘道・向井 雅之・大貫 敏彦

山本 忠利

(1990年2月28日受理)

自然の通気砂層から未攪乱状態で採取した土壌層試料に対する放射性核種移動試験の結果から水流速、分散長および遅延係数を決定し、土壌特性値および試験条件から推定された水流速、分散長および遅延係数と比較した。核種移動試験における分散長は、土壌特性値から推定した値とほぼ同程度であったが、水流速は、土壌特性値および試験条件から推定した値よりもやや大きかった。 ^{137}Cs の遅延係数は、土壌特性値から推定した値とほぼ同程度であったが、 ^{60}Co および ^{85}Sr の遅延係数は、土壌特性値から推定した値の数倍から数十倍になった。

Evaluation of Water Flow Velocity, Dispersion Length and
Retardation Factor in Radionuclide Migration Test Using
Undisturbed Samples of Aerated Sandy Soil Layer

Hiromichi OGAWA, Masayuki MUKAI
Toshihiko OHNUKI and Tadatoshi YAMAMOTO

Department of Environmental Safety Research
Tokai Research Establishment
Japan Atomic Energy Research Institute
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received February 28, 1990)

The water flow velocity, dispersion length and retardation factor were determined from the result of the migration tests using the soil layer samples which were collected from a natural aerated sandy soil layer without any disturbance. Each value was compared with that estimated from the soil characteristics and the experimental conditions. Though the values of dispersion length in the tests were nearly the same as those estimated from the soil characteristics, the values of water flow velocity in the tests were slightly larger than those estimated from the soil characteristics and the experimental conditions. Though the values of the retardation factor of ^{137}Cs were nearly the same as those estimated from the soil characteristics, the values for ^{60}Co and ^{85}Sr were several times or even scores of times larger than those estimated from the soil characteristics.

Keyword: Water Flow Velocity, Dispersion Length, Retardation Factor,
Radionuclide Migration, Soil Characteristics, Undisturbed
Sample, Aerated Sandy Soil Layer

目 次

1. 緒言	1
2. 方法	1
2.1 水流速, 分散長および遅延係数の決定法	1
2.2 水流速, 分散長および遅延係数の推定法	3
3. 水流速, 分散長および遅延係数の決定例および推定例	3
3.1 決定例	4
3.2 推定例	4
4. 結果および検討	5
5. 結言	6
謝辞	6
参考文献	7

Content

1. Introduction	1
2. Methodology	1
2.1 Determination of Water Flow Velocity, Dispersion Length and Retardation Factor	1
2.2 Estimation of Water Flow Velocity, Dispersion Length and Retardation Factor	3
3. An Example of Determination and Estimation of Water Flow Velocity, Dispersion Length and Retardation Factor	3
3.1 An Example of Determination	4
3.2 An Example of Estimation	4
4. Results and Discussion	5
5. Conclusion	6
Acknowledgement	6
References	7

1. 緒 言

低レベル放射性廃棄物を浅地層中に処分する場合、通気層および帯水層からなる施設周辺の地層は、人工バリアである廃棄物パッケージ、処分施設等とともに、放射性核種の移動を阻止するバリアとして機能すると考えられ、天然バリアと呼ばれている。低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価を実施する場合には、天然バリア中における放射性核種の移動を評価することが不可欠であり、土壌中における放射性核種の挙動を明らかにするための種々の研究が行われている^{1)~5)}。これらの研究結果に基づき、放射性核種の土壌中移動は、水流速、分散係数、遅延係数を主要なパラメータとして評価され、低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価でも、これらのパラメータが用いられる。これらのパラメータは、土壌の有する基本的な物理的、化学的特性値（透水係数、放射性核種の分配係数等）から推定されることが多く、実際の地層のように不均質な土壌中での放射性核種の移動が、これらの推定値により予測できるかどうかを確認することは重要である。このために放射性核種を用いた屋外実験を実施することが考えられるが、我が国の場合、屋外での放射性核種の使用は不可能である。したがって、非放射性トレーサーを用いた屋外実験により放射性核種の移動を模擬することになる^{6),7)}が、非放射性トレーサーを用いた場合、検出感度の問題から、化学的濃度が高くなるため、実際の放射性核種の土壌中移動を精度良く模擬できない可能性がある。

日本原子力研究所では、自然状態の地層（30 cmφ×120 cm）を実験室内に持込んで行う放射性核種の地中移動試験（環境シミュレーション試験）を実施しており^{8)~10)}、試験中における水流速、分散係数および遅延係数が実測値として得られる。これらの実測値と土壌特性値等から推定される水流速、分散係数および遅延係数との比較は、低レベル放射性廃棄物浅地層処分の安全評価に用いる推定パラメータ値の妥当性を検討するためにも重要であると考えられる。

本報告では、通気状態の海岸砂層に関する環境シミュレーション試験¹⁰⁾の結果から決定した水流速、分散長および遅延係数と、土壌特性値および試験条件から推定された水流速、分散長および遅延係数との比較について報告する。

2. 方 法

2.1 水流速、分散長および遅延係数の決定法

間隙水中放射性核種濃度を C 、土壌中放射性核種濃度を Q 、土壌の密度を ρ 、土壌層の間隙率を f 、土壌層の水分率を θ 、放射性核種の分散係数を D 、水流速（平均間隙流速）を V 、時間を t 、距離を x とすると、放射性核種の通気層中における1次元移動は、放射性核種の保存を考慮して、次式で示される（崩壊は無視する）¹⁾。

1. 緒 言

低レベル放射性廃棄物を浅地層中に処分する場合、通気層および帯水層からなる施設周辺の地層は、人工バリアである廃棄物パッケージ、処分施設等とともに、放射性核種の移動を阻止するバリアとして機能すると考えられ、天然バリアと呼ばれている。低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価を実施する場合には、天然バリア中における放射性核種の移動を評価することが不可欠であり、土壌中における放射性核種の挙動を明らかにするための種々の研究が行われている^{1)~5)}。これらの研究結果に基づき、放射性核種の土壌中移動は、水流速、分散係数、遅延係数を主要なパラメータとして評価され、低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価でも、これらのパラメータが用いられる。これらのパラメータは、土壌の有する基本的な物理的、化学的特性値（透水係数、放射性核種の分配係数等）から推定されることが多く、実際の地層のように不均質な土壌中での放射性核種の移動が、これらの推定値により予測できるかどうかを確認することは重要である。このために放射性核種を用いた屋外実験を実施することが考えられるが、我が国の場合、屋外での放射性核種の使用は不可能である。したがって、非放射性トレーサーを用いた屋外実験により放射性核種の移動を模擬することになる^{6),7)}が、非放射性トレーサーを用いた場合、検出感度の問題から、化学的濃度が高くなるため、実際の放射性核種の土壌中移動を精度良く模擬できない可能性がある。

日本原子力研究所では、自然状態の地層（30 cmφ×120 cm）を実験室内に持ち込んで行う放射性核種の地中移動試験（環境シミュレーション試験）を実施しており^{8)~10)}、試験中における水流速、分散係数および遅延係数が実測値として得られる。これらの実測値と土壌特性値等から推定される水流速、分散係数および遅延係数との比較は、低レベル放射性廃棄物浅地層処分の安全評価に用いる推定パラメータ値の妥当性を検討するためにも重要であると考えられる。

本報告では、通気状態の海岸砂層に関する環境シミュレーション試験¹⁰⁾の結果から決定した水流速、分散長および遅延係数と、土壌特性値および試験条件から推定された水流速、分散長および遅延係数との比較について報告する。

2. 方 法

2.1 水流速、分散長および遅延係数の決定法

間隙水中放射性核種濃度を C 、土壌中放射性核種濃度を Q 、土壌の密度を ρ 、土壌層の間隙率を f 、土壌層の水分率を θ 、放射性核種の分散係数を D 、水流速（平均間隙流速）を V 、時間を t 、距離を x とすると、放射性核種の通気層中における1次元移動は、放射性核種の保存を考慮して、次式で示される（崩壊は無視する）¹⁾。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{(1-f)\rho}{\theta} \frac{\partial Q}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} \quad \dots\dots\dots (1)$$

最も基本的化学形である陽イオン性放射性核種の場合、間隙水中放射性核種濃度と土壤中放射性核種濃度との関係は、ヘンリー型の瞬時分配平衡を仮定して、 $Q = K_d C$ (K_d :分配係数)で表わされることが多く、 $R_d = 1 + (1-f)\rho K_d / \theta$ (R_d :遅延係数)とすると、(1)式は(2)式に変換できる。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R_d} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{V}{R_d} \frac{\partial C}{\partial x} \quad \dots\dots\dots (2)$$

したがって、放射性核種の土壤中移動を予測する場合、水流速、分散係数および遅延係数が主要なパラメータとなる。

上式は、適当な初期条件および境界条件を仮定すれば、解析的、または数値的に解くことが可能である。例えば、放射性核種を含まない土壤層中に一定濃度 (C_0) の放射性水溶液を定常的に流入した場合、(2)式に対する初期条件は $[t < 0$ で $C = 0]$ であり、境界条件は $[t \geq 0$ で $C_{x=0} = C_0, C_{x=\infty} = 0]$ である。このような初期条件および境界条件の下で(2)式を解くと、ラプラス変換により、次式が得られる。

$$C = \frac{C_0}{2} \left[\exp \frac{Vx}{D} \operatorname{erfc} \frac{x + \frac{Vt}{R_d}}{2\sqrt{\frac{Dt}{R_d}}} + \operatorname{erfc} \frac{x - \frac{Vt}{R_d}}{2\sqrt{\frac{Dt}{R_d}}} \right] \quad \dots\dots\dots (3)$$

また、土壤層表面における吸着濃度を $Q_0 (= K_d C_0)$ とすれば、土壤中核種濃度は次式で与えられる。

$$Q = \frac{Q_0}{2} \left[\exp \frac{Vx}{D} \operatorname{erfc} \frac{x + \frac{Vt}{R_d}}{2\sqrt{\frac{Dt}{R_d}}} + \operatorname{erfc} \frac{x - \frac{Vt}{R_d}}{2\sqrt{\frac{Dt}{R_d}}} \right] \quad \dots\dots\dots (4)$$

(2)式の解は、核種移動速度 (V/R_d) および核種分散係数 (D/R_d) に依在することは明白である。したがって、(3)式、または(4)式のような(2)式の解を実測した放射性核種濃度分布と比較することによって、最適の核種移動速度および核種分散係数の組合せを決定できる。さらに、直接測定が比較的容易な水流速を測定することにより遅延係数および分散係数を決定することができ、分散係数と水流速との比として分散長が決定できる。

2.2 水流速，分散長および遅延係数の推定法

土壌間隙が水で飽和している場合， q を水の流量， A を土壌層の断面積， f_e を有効間隙率として，水流速は $V = q / (A f_e)$ で示される¹¹⁾。また，海岸砂層の構成粒子はほとんどが数100 μm の砂であるため，有効間隙率は間隙率(f)と等しいと考えられる。したがって，通気状態を想定すると，間隙の飽和度(s)を考慮した水分率($\theta = fs$)を導入することにより，次式が得られる。

$$V = \frac{q}{A\theta} \quad \dots\dots\dots (5)$$

一方，鉛直下方向への不飽和浸透流の場合，飽和浸透流に関するDarcyの法則を不飽和浸透流に拡張して， $q = AK(-\partial\phi/\partial x + 1)$ により流量が表示される(ϕ ；毛管ポテンシャル， K ；不飽和透水係数)¹²⁾。十分時間が経過した後の定常状態では，毛管ポテンシャルと1：1に対応している水分率が，すべての位置で一定となるため($\partial\phi/\partial x = 0$)， $q = AK$ で近似できる¹³⁾。また，一般的に，不飽和透水係数は，水分率の連続的な関数 $K(\theta)$ であり，逆関数 $K^{-1}(y)$ が存在する。

したがって，透水試験等により土壌の特性値としての不飽和透水係数と水分率との関係を求めておけば， $\theta = K^{-1}(q/A)$ を(5)式に代入することによって，水流速は単位断面積当りの水の流量(q/A)から次式で推定できることになる。

$$V = \frac{q/A}{K^{-1}(q/A)} \quad \dots\dots\dots (6)$$

また，前述したように，空隙率，飽和度，密度，分配係数は遅延係数と $R_d = 1 + (1-f)\rho K_d/\theta$ の関係にある。したがって，土壌の特性値として空隙率，密度および分配係数を測定しておけば，前述の飽和度を用いることにより遅延係数が推定できる。

分散係数の場合は，分子拡散の影響を無視すれば，水流速のべき乗関数により近似できることが報告されているため¹⁴⁾，未攪乱土壌層に対してトリチウムあるいは塩素イオン等の非吸着性トレーサーによって関数形($D = D_0 V^n$ ， D_0 および n は定数)を求めておけば，任意の水流速での分散係数を推定でき，水流速との比として分散長が推定できる。

3. 水流速，分散長および遅延係数の決定例および推定例

水流速，分散長および遅延係数の決定および推定の一例として，日本原子力研究所東海研究所敷地内の地表から1.4～2.6 mの深度で採取した通気層土壌試料(海岸砂層)に関して以下に示す。

2.2 水流速，分散長および遅延係数の推定法

土壌間隙が水で飽和している場合， q を水の流量， A を土壌層の断面積， f_e を有効間隙率として，水流速は $V = q / (A f_e)$ で示される¹¹⁾。また，海岸砂層の構成粒子はほとんどが数100 μm の砂であるため，有効間隙率は間隙率(f)と等しいと考えられる。したがって，通気状態を想定すると，間隙の飽和度(s)を考慮した水分率($\theta = fs$)を導入することにより，次式が得られる。

$$V = \frac{q}{A\theta} \quad \dots\dots\dots (5)$$

一方，鉛直下方向への不飽和浸透流の場合，飽和浸透流に関するDarcyの法則を不飽和浸透流に拡張して， $q = AK(-\partial\phi/\partial x + 1)$ により流量が表示される(ϕ ；毛管ポテンシャル， K ；不飽和透水係数)¹²⁾。十分時間が経過した後の定常状態では，毛管ポテンシャルと1：1に対応している水分率が，すべての位置で一定となるため($\partial\phi/\partial x = 0$)， $q = AK$ で近似できる¹³⁾。また，一般的に，不飽和透水係数は，水分率の連続的な関数 $K(\theta)$ であり，逆関数 $K^{-1}(y)$ が存在する。

したがって，透水試験等により土壌の特性値としての不飽和透水係数と水分率との関係を求めておけば， $\theta = K^{-1}(q/A)$ を(5)式に代入することによって，水流速は単位断面積当りの水の流量(q/A)から次式で推定できることになる。

$$V = \frac{q/A}{K^{-1}(q/A)} \quad \dots\dots\dots (6)$$

また，前述したように，空隙率，飽和度，密度，分配係数は遅延係数と $R_d = 1 + (1-f)\rho K_d/\theta$ の関係にある。したがって，土壌の特性値として空隙率，密度および分配係数を測定しておけば，前述の飽和度を用いることにより遅延係数が推定できる。

分散係数の場合は，分子拡散の影響を無視すれば，水流速のべき乗関数により近似できることが報告されているため¹⁴⁾，未攪乱土壌層に対してトリチウムあるいは塩素イオン等の非吸着性トレーサーによって関数形($D = D_0 V^n$ ， D_0 および n は定数)を求めておけば，任意の水流速での分散係数を推定でき，水流速との比として分散長が推定できる。

3. 水流速，分散長および遅延係数の決定例および推定例

水流速，分散長および遅延係数の決定および推定の一例として，日本原子力研究所東海研究所敷地内の地表から1.4～2.6 mの深度で採取した通気層土壌試料(海岸砂層)に関して以下に示す。

3.1 決定例

^{60}Co , ^{85}Sr および ^{137}Cs の混合放射性水溶液 (^{60}Co ; $3.0 \times 10^{-3} \mu\text{Ci}/\text{ml}$, ^{85}Sr ; $2.7 \times 10^{-3} \mu\text{Ci}/\text{ml}$, ^{137}Cs ; $3.2 \times 10^{-3} \mu\text{Ci}/\text{ml}$) を未攪乱通気層土壌試料 ($30\text{cm}\phi \times 120\text{cm}$) の表面に、約 $5.7 \text{ l}/\text{hr}$ の一定流量で雨滴状に散布し、116 hr 経過した後 (流入量; 660 l) の土壌試料中心における鉛直下方向 15 cm までの土壌中放射性核種濃度分布は Fig. 1 に示す通りであった¹⁰⁾。各核種の土壌中濃度は、表面から 5 cm までは急激な減少を示すが、その後は深度とともに緩やかに減少する分布であった。また、流出液中にもわずかの放射性核種が検出されたが、流出後の河過により数 μm の粒子状であることが確認された¹⁰⁾ ため、イオン性放射性核種は土壌表面付近でほとんど吸着され、イオン性放射性核種は流出しなかったと考えられた。したがって、表面付近の濃度分布を(4)式と比較した。この場合、 ^{252}Cf から発生する高速中性子の間隙水による減衰効果を利用した中性子水流速測定装置¹⁵⁾ による測定値を実際的水流速として利用し、核種移動速度および核種分散係数から遅延係数および分散係数を決定した。

最小二乗法による(4)式と土壌表面の濃度分布との比較により、Fig. 1 に示した曲線が最適の濃度分布曲線として得られた (^{60}Co と ^{137}Cs の濃度分布曲線はほとんど一致していた)。この場合、 ^{60}Co に対して $1.5 \times 10^{-4} \text{ cm}/\text{min}$, ^{85}Sr に対して $1.6 \times 10^{-4} \text{ cm}/\text{min}$, ^{137}Cs に対して $1.5 \times 10^{-4} \text{ cm}/\text{min}$ が最適の核種移動速度として得られ、 ^{60}Co に対して $1.9 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{min}$, ^{85}Sr に対して $4.0 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{min}$, ^{137}Cs に対して $2.2 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{min}$ が最適の核種分散係数として得られた。また、中性子水流速測定装置による水流速の測定結果は、 $0.52 \text{ cm}/\text{min}$ ($\theta = 0.31$) であった。したがって、 ^{60}Co に対して 3,600, ^{85}Sr に対して 3,300, ^{137}Cs に対して 3,600 が遅延係数の実測値となる。また、分散係数についての実測値は、平均 $0.092 \text{ cm}^2/\text{min}$ となり、分散長は平均 0.18 cm となる。

3.2 推定例

土壌特性値測定用未攪乱土壌試料 ($10\text{cm}\phi \times 4\text{cm}$) に関して透水試験を実施した結果、Fig. 2 に示した水分率-不飽和透水係数の関係が得られた¹⁰⁾。水分率と不飽和透水係数との関係は、指数関数で近似できることが多く¹⁶⁾、Fig. 2 に対しても、データ数は少ないものの $K = 4.55 \times 10^{-12} \exp(51\theta)$ が近似式として得られる。核種移動試験中の平均流量は $1.58 \text{ ml}/\text{sec}$ $\{= 5.7 (\text{l}/\text{hr}) \times 1,000 (\text{ml}/\text{l}) / 3,600 (\text{sec}/\text{hr})\}$ 、断面積は 707 cm^2 $\{= \pi \times 15 (\text{cm}) \times 15 (\text{cm})\}$ であったから、不飽和透水係数は $2.2 \times 10^{-3} \text{ cm}/\text{sec}$ $\{= 1.58 (\text{ml}/\text{sec}) / 707 (\text{cm}^2)\}$ となり、近似式から逆算して水分率は 0.39 となる。したがって、土壌特性値および試験条件から推定される水流速は、(5)式より $0.34 \text{ cm}/\text{min}$ となる。

土壌特性値測定用未攪乱土壌試料の空隙率は 0.42 であった¹⁰⁾。また、土壌試料の密度は $2.69 \text{ g}/\text{cm}^3$ であり、10 g の攪乱土壌試料を用いて、バッチ法により分配係数を測定した結果、 ^{60}Co に対して $56 \text{ ml}/\text{g}$, ^{85}Sr に対して $81 \text{ ml}/\text{g}$, ^{137}Cs に対して $350 \text{ ml}/\text{g}$ が得られた¹⁰⁾。また、前述のように、実験中の水分率は 0.39 と推定される。したがって、土壌特性値から推定される遅延係数は、前述の換算式を用いて、 ^{60}Co , ^{85}Sr および ^{137}Cs に対して、それぞれ 230, 340 およ

び1,400となる。

土壤特性値測定用未攪乱土壤試料(5 cm ϕ × 20 cm)に対して、トリチウムをトレーサーとして分散係数を測定した結果、Fig. 3に示す分散係数と水流速の関係が得られた¹⁰⁾。分散係数の近似式は $D=0.51V^{1.7}$ であり、水流速が0.34 cm/minの場合、土壤特性値から推定される分散係数は0.079 cm²/minとなり、分散長は0.23 cmとなる。

4. 結果および検討

通気状態の海岸砂層に関する環境シミュレーション試験では、同一深度で採取した2個の土壤試料に対して異なる流量で放射性水溶液を流入し、4深度の土壤試料について試験を行った。8個の土壤試料に対する試験結果から決定した分散長および遅延係数を土壤特性値から推定した値とともにTable 1およびTable 2に示す(分散係数は流速依存性を除くために水流速で割った分散長 $D_m = D/V$ として表示する)。同様に、中性子水流速測定装置により実測した水流速と土壤特性値および試験条件から推定した水流速をTable 3に示す。なお、各項の上段下段は放射性水溶液の流量変化を示し、上段は5.7 l/hr、下段は1.5 l/hrに対応している。また、放射性核種試験の結果から逆解析により決定した分散長および遅延係数は、水平方向に得られた複数個の放射性核種濃度分布に対して決定した平均値であり、誤差範囲も示した。

分散長を土壤採取深度ごとにTable 1により比較すると、土壤中濃度分布から決定した分散長は、土壤特性値から推定した値とほぼ同程度であり、流速依存性も小さい。実際のフィールドでの分散係数は、水みち等の影響のため、室内実験から予想される分散係数に比べて大きいことが報告されている¹⁷⁾が、本研究ではそのような傾向が得られなかった。したがって、浅地層処分に関する安全評価を実施する場合にも、土壤特性値から決定した分散長を用いることに問題は少ないものと考えられる。

遅延係数についてTable 2で比較すると、⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの場合、実際の土壤中での遅延係数は、土壤特性値から推定した値よりも大きく、数倍から数10倍である。一方、¹³⁷Csの場合、実際の土壤中での遅延係数は、土壤特性値から推定した値とほぼ同程度である。この原因としては、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等の共存陽イオンの核種の吸着性に及ぼす影響が考えられる¹⁸⁾。バッチ法による分配係数の測定では、放射性核種の土壤への吸着を減少させるNa⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等の陽イオンが土壤から溶出するのに対して、蒸留水に放射性核種を混合した放射性水溶液を流入した方式の環境シミュレーション試験では、pHの調整のために添加したNaOHに起因するNa⁺を除いて共存陽イオンが少ない。したがって、Na⁺の存在のために¹³⁷Csの吸着性はほとんど変化しないが、Ca²⁺およびMg²⁺の影響を受けやすい⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの吸着はバッチ実験に比べて大きくなり、遅延係数も増大する。逆に、共存陽イオン量を多くすれば、遅延係数が減少することも考えられる。このため、今後、遅延係数の測定に際しては、測定条件の設定に十分な注意を払う必要があると考えられる。

Table 3によると、試験中の水流速は土壤特性値および試験条件から推定した水流速よりもや

び1,400となる。

土壤特性値測定用未攪乱土壤試料(5 cm ϕ × 20 cm)に対して、トリチウムをトレーサーとして分散係数を測定した結果、Fig. 3に示す分散係数と水流速の関係が得られた¹⁰⁾。分散係数の近似式は $D=0.51V^{1.7}$ であり、水流速が0.34 cm/minの場合、土壤特性値から推定される分散係数は0.079 cm²/minとなり、分散長は0.23 cmとなる。

4. 結果および検討

通気状態の海岸砂層に関する環境シミュレーション試験では、同一深度で採取した2個の土壤試料に対して異なる流量で放射性水溶液を流入し、4深度の土壤試料について試験を行った。8個の土壤試料に対する試験結果から決定した分散長および遅延係数を土壤特性値から推定した値とともにTable 1およびTable 2に示す(分散係数は流速依存性を除くために水流速で割った分散長 $D_m = D/V$ として表示する)。同様に、中性子水流速測定装置により実測した水流速と土壤特性値および試験条件から推定した水流速をTable 3に示す。なお、各項の上段下段は放射性水溶液の流量変化を示し、上段は5.7 l/hr、下段は1.5 l/hrに対応している。また、放射性核種試験の結果から逆解析により決定した分散長および遅延係数は、水平方向に得られた複数個の放射性核種濃度分布に対して決定した平均値であり、誤差範囲も示した。

分散長を土壤採取深度ごとにTable 1により比較すると、土壤中濃度分布から決定した分散長は、土壤特性値から推定した値とほぼ同程度であり、流速依存性も小さい。実際のフィールドでの分散係数は、水みち等の影響のため、室内実験から予想される分散係数に比べて大きいことが報告されている¹⁷⁾が、本研究ではそのような傾向が得られなかった。したがって、浅地層処分に関する安全評価を実施する場合にも、土壤特性値から決定した分散長を用いることに問題は少ないものと考えられる。

遅延係数についてTable 2で比較すると、⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの場合、実際の土壤中での遅延係数は、土壤特性値から推定した値よりも大きく、数倍から数10倍である。一方、¹³⁷Csの場合、実際の土壤中での遅延係数は、土壤特性値から推定した値とほぼ同程度である。この原因としては、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等の共存陽イオンの核種の吸着性に及ぼす影響が考えられる¹⁸⁾。バッチ法による分配係数の測定では、放射性核種の土壤への吸着を減少させるNa⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等の陽イオンが土壤から溶出するのに対して、蒸留水に放射性核種を混合した放射性水溶液を流入した方式の環境シミュレーション試験では、pHの調整のために添加したNaOHに起因するNa⁺を除いて共存陽イオンが少ない。したがって、Na⁺の存在のために¹³⁷Csの吸着性はほとんど変化しないが、Ca²⁺およびMg²⁺の影響を受けやすい⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの吸着はバッチ実験に比べて大きくなり、遅延係数も増大する。逆に、共存陽イオン量を多くすれば、遅延係数が減少することも考えられる。このため、今後、遅延係数の測定に際しては、測定条件の設定に十分な注意を払う必要があると考えられる。

Table 3によると、試験中の水流速は土壤特性値および試験条件から推定した水流速よりもや

や大きめとなっており、土壌試料のスケールアップ（5倍程度）の効果が観察されていると考える。一般に未攪乱土壌試料の透水性は、試料の大きさが大きくなるにしたがって増大するとされており、その原因として、大きな試料の方が採取時の圧密の影響を受けにくいこと、透水性の高い部分（水みち等）が連続する可能性がより大きくなること等があげられている¹⁹⁾。特に後者は、不飽和状態の透水性に大きな影響を与えらる。本研究で観察されたスケールアップの効果が採取時の圧密によるものか、水みちの連続性によるものかは区別できないが、浅地層処分に関する安全評価を実施する場合、スケールアップの効果を考慮して水流速を決定する必要があると考えられる。

5. 結 言

未攪乱状態で採取した通気層状態の海岸砂層に対して行った環境シミュレーション試験の結果から水流速、分散長、遅延係数を決定し、土壌特性値および試験条件から推定された値と比較した。

逆解析によって得られた分散長は、土壌特性値から推定された値とほぼ同程度となったが、中性子水流速測定装置により実測した水流速は、土壌特性値および試験条件から推定された値に比べてやや大きくなった。また、逆解析により得られた¹³⁷Csの遅延係数は土壌特性値から推定された値とほぼ同程度であったが、⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの遅延係数は土壌特性値から推定された値の数倍から数十倍となり、共存陽イオンの影響と考えられた。したがって、土壌の状態、測定条件等によっては、実際の地層中における水流速および遅延係数は予想される値と異なる可能性があり、低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価を行う場合には、十分な余裕を持たせた値を設定すべきであると考えられる。

謝 辞

本報告を作成するにあたり、有益な御助言を頂いた環境安全研究部和達嘉樹次長ならびに浅地処分研究室神山秀雄室長に感謝致します。

や大きめとなっており、土壌試料のスケールアップ（5倍程度）の効果が観察されていると考える。一般に未攪乱土壌試料の透水性は、試料の大きさが大きくなるにしたがって増大するとされており、その原因として、大きな試料の方が採取時の圧密の影響を受けにくいこと、透水性の高い部分（水みち等）が連続する可能性がより大きくなること等があげられている¹⁹⁾。特に後者は、不飽和状態の透水性に大きな影響を与えられられる。本研究で観察されたスケールアップの効果が採取時の圧密によるものか、水みちの連続性によるものかは区別できないが、浅地層処分に関する安全評価を実施する場合、スケールアップの効果を考慮して水流速を決定する必要があると考えられる。

5. 結 言

未攪乱状態で採取した通気層状態の海岸砂層に対して行った環境シミュレーション試験の結果から水流速、分散長、遅延係数を決定し、土壌特性値および試験条件から推定された値と比較した。

逆解析によって得られた分散長は、土壌特性値から推定された値とほぼ同程度となったが、中性子水流速測定装置により実測した水流速は、土壌特性値および試験条件から推定された値に比べてやや大きくなった。また、逆解析により得られた¹³⁷Csの遅延係数は土壌特性値から推定された値とほぼ同程度であったが、⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの遅延係数は土壌特性値から推定された値の数倍から数十倍となり、共存陽イオンの影響と考えられた。したがって、土壌の状態、測定条件等によっては、実際の地層中における水流速および遅延係数は予想される値と異なる可能性があり、低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価を行う場合には、十分な余裕を持たせた値を設定すべきであると考えられる。

謝 辞

本報告を作成するにあたり、有益な御助言を頂いた環境安全研究部和達嘉樹次長ならびに浅地層処分研究室神山秀雄室長に感謝致します。

や大きめとなっており、土壌試料のスケールアップ（5倍程度）の効果が観察されていると考える。一般に未攪乱土壌試料の透水性は、試料の大きさが大きくなるにしたがって増大するとされており、その原因として、大きな試料の方が採取時の圧密の影響を受けにくいこと、透水性の高い部分（水みち等）が連続する可能性がより大きくなること等があげられている¹⁹⁾。特に後者は、不飽和状態の透水性に大きな影響を与えられられる。本研究で観察されたスケールアップの効果が採取時の圧密によるものか、水みちの連続性によるものかは区別できないが、浅地層処分に関する安全評価を実施する場合、スケールアップの効果を考慮して水流速を決定する必要があると考えられる。

5. 結 言

未攪乱状態で採取した通気層状態の海岸砂層に対して行った環境シミュレーション試験の結果から水流速、分散長、遅延係数を決定し、土壌特性値および試験条件から推定された値と比較した。

逆解析によって得られた分散長は、土壌特性値から推定された値とほぼ同程度となったが、中性子水流速測定装置により実測した水流速は、土壌特性値および試験条件から推定された値に比べてやや大きくなった。また、逆解析により得られた¹³⁷Csの遅延係数は土壌特性値から推定された値とほぼ同程度であったが、⁶⁰Coおよび⁸⁵Srの遅延係数は土壌特性値から推定された値の数倍から数十倍となり、共存陽イオンの影響と考えられた。したがって、土壌の状態、測定条件等によっては、実際の地層中における水流速および遅延係数は予想される値と異なる可能性があり、低レベル放射性廃棄物の浅地層処分に関する安全評価を行う場合には、十分な余裕を持たせた値を設定すべきであると考えられる。

謝 辞

本報告を作成するにあたり、有益な御助言を頂いた環境安全研究部和達嘉樹次長ならびに浅地層処分研究室神山秀雄室長に感謝致します。

参 考 文 献

- 1) Y. Inoue and W. J. Kaufman : Health Phys., 9, 707 (1963).
- 2) H. M. Selim, J. M. Davidson and P. S. C. Rao : Soil Sci. Soc. Am. J., 41, 3 (1977).
- 3) 山本忠利, 武部慎一, 和達嘉樹 : Radioisotopes, 29, 373 (1980).
- 4) H. Bachhuber, K. Bunzl and W. Schimmack : Nucl. Technol., 59, 291 (1982).
- 5) T. Ohnuki and T. Tanaka : Health Phys., 56, 47 (1989).
- 6) 五十嵐敏文, 馬原保典, 河西基, 満木泰郎, 荒木洋 : “不飽和ローム層中の物質移行に関するフィールド試験”, 電力中央研究所報告, U87087 (1988).
- 7) 竹内恒夫他 : 原子力学会昭63秋年会, J65~69 (1988).
- 8) 山本忠利, 大塚芳郎, 小川弘道, 和達嘉樹 : 原子力誌, 30, 942 (1988).
- 9) 大塚芳郎, 山本忠利, 武部慎一, 和達嘉樹 : 原子力誌掲載予定 (1989).
- 10) 山本忠利他 : JAERI-M (投稿予定)
- 11) 榎根勇 : “水文学”, 大明堂, 185 (1980).
- 12) 八幡敏雄 : “土壌の物理”, 東京大学出版会, 99 (1975).
- 13) 榎根勇 : “水文学”, 大明堂, 150 (1980).
- 14) D. A. Rose : Soil Sci., 123, 277 (1977).
- 15) 大貫敏彦, 山本忠利 : JAERI-M 85-96 (1985).
- 16) D. R. Nielsen, K. Reichardt and P. J. Wierenga : IAEA-SM-267/40, 55 (1983).
- 17) B. U. Dresden : “Planung, Durchföhrung und Auswertung von Gutepumpversuchen-Geohydrodynamische Erkundung-25.”, Zeitschrift für Angewandte Geologie, 29, 482 (1983).
- 18) 筒井天尊, 西牧研壯 : 保健物理, 10, 203 (1975).
- 19) 木村重彦 : 農業土木試験場報告 第9号 (1971).

Table 1 Determined and Estimated Dispersion Length.

Depth (m)	Dispersion Length (cm)	
	Estimated	Measured
0.6~1.8	0.36	0.27±0.16
	0.099	0.13±0.10
1.4~2.6	0.23	0.17±0.08
	0.094	0.16±0.27
1.9~3.1	0.23	0.23±0.13
	0.12	0.21±0.36
2.6~3.8	0.25	0.32±0.33
	0.15	0.17±0.17

Table 2 Determined and Estimated Retardation Factor.

Depth (m)	Retardation factor					
	⁶⁰ Co		⁸⁵ Sr		¹³⁷ Cs	
	Estimated	Measured	Estimated	Measured	Estimated	Measured
0.6~1.8	1300	5000±1900	350	4600±1500	4300	4200±1100
	1500	2600±1600	420	1900±300	5200	2200±200
1.4~2.6	230	3400±400	340	3500±400	1400	3300±200
	230	2700±1800	330	2400±600	1400	2300±500
1.9~3.1	560	2300±100	320	2500±200	3000	2400±100
	630	3400±600	360	3300±800	3400	3700±600
2.6~3.8	190	5500±600	180	5200±600	1100	5300±500
	220	7600±2000	200	7700±3800	1200	7200±1300

Table 3 Determined and Estimated Water Flow Velocity.

Depth(m)	Water flow velocity (cm/min)	
	Estimated	Measured
0.6~1.8	0.31	0.88
	0.099	0.12
1.4~2.6	0.34	0.52
	0.096	0.13
1.9~3.1	0.38	0.42
	0.11	0.20
2.6~3.8	0.34	0.82
	0.11	0.42

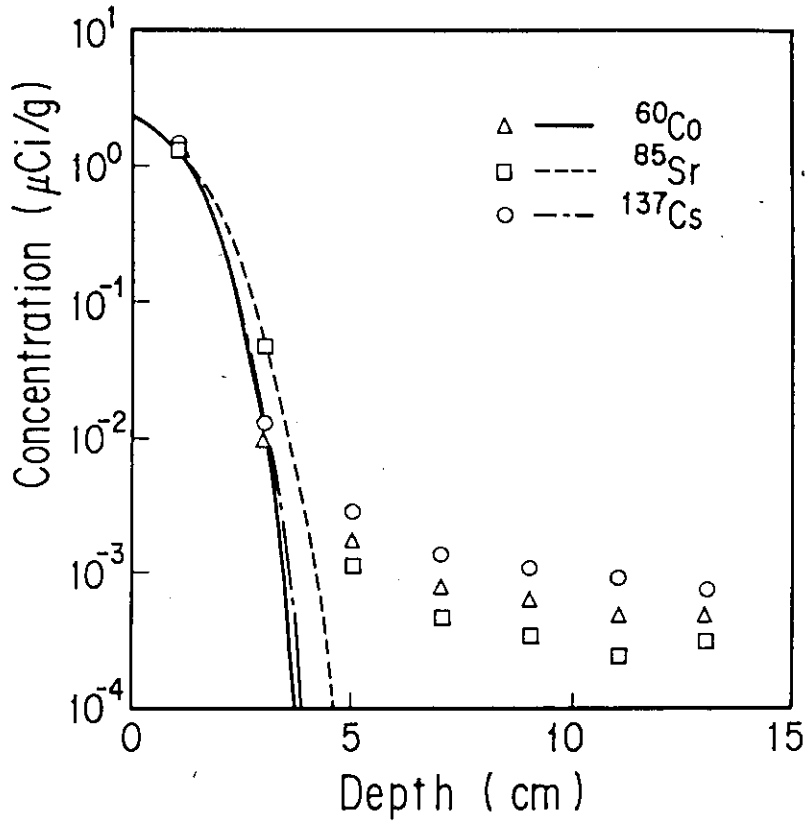


Fig. 1 Concentration Profiles of Radionuclide in a Migration Test (Symbol: Measurement, Line: Estimated Curve).

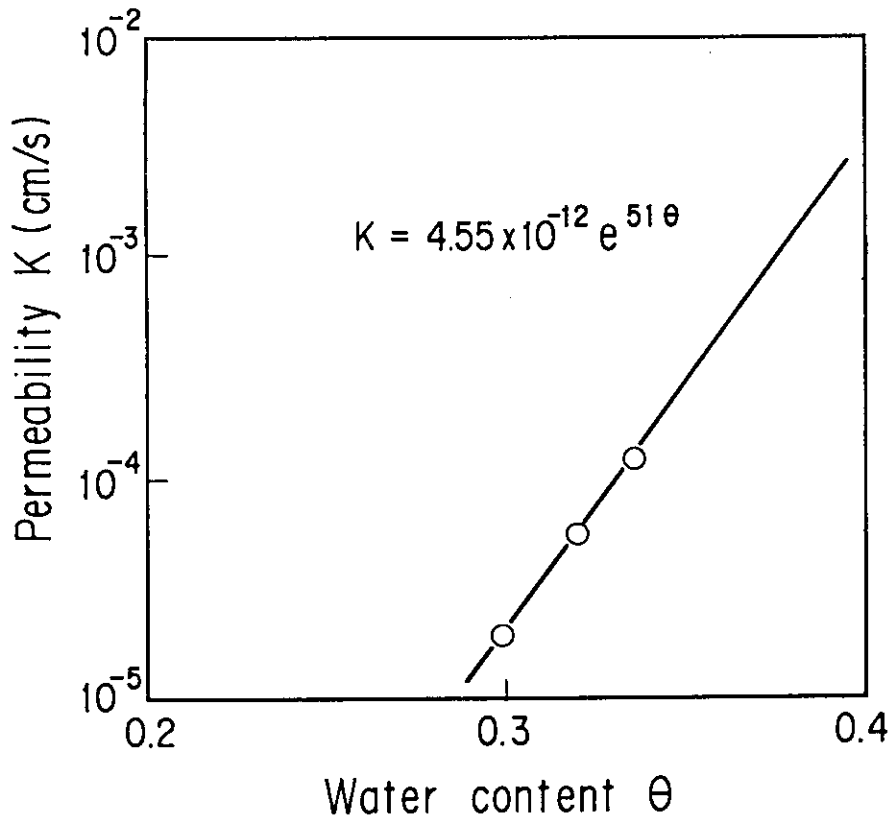


Fig. 2 An Example of Relationship between Water Content and Permeability.

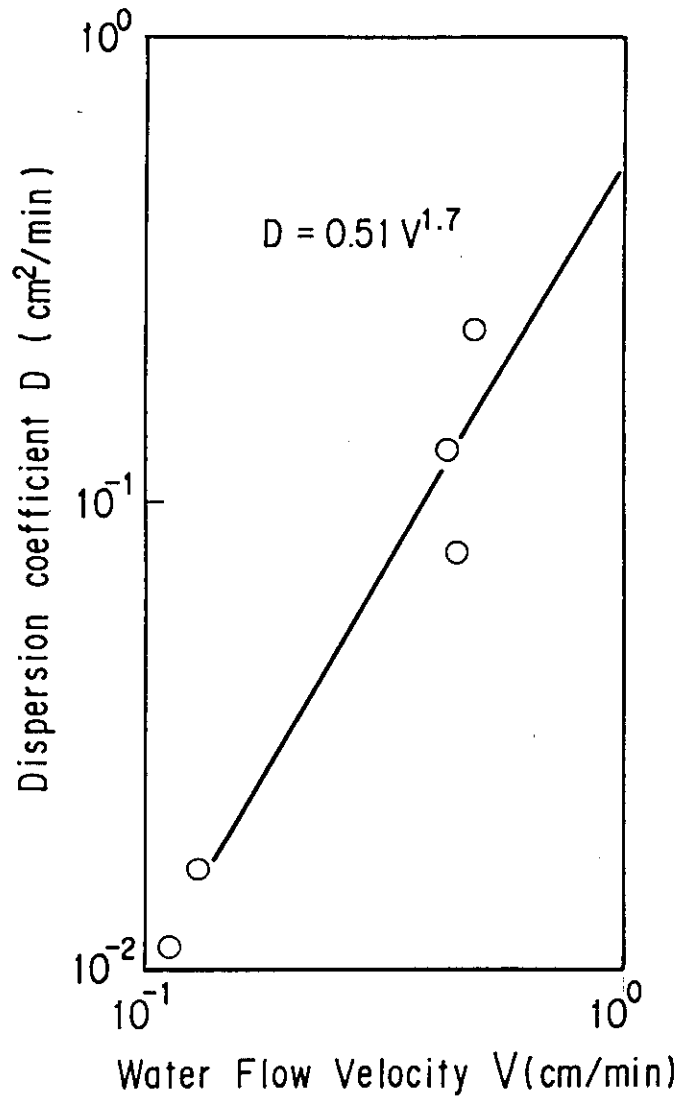


Fig. 3 An Example of Relationship between Dispersion Coefficient and Water Flow Velocity.