

平成 22 年 6 月 18 日現在

研究種目：基盤研究 (C)
 研究期間：2007～2009
 課題番号：19580389
 研究課題名 (和文) 土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間及び起源推定手法の開発
 研究課題名 (英文) Development of a method for estimating the travel time and origin of colloid particles in soil
 研究代表者
 江口 定夫 (EGUCHI SADA0)
 独立行政法人農業環境技術研究所・物質循環研究領域・主任研究員
 研究者番号：30354020

研究成果の概要 (和文)：土壌中のコロイド粒子に強く吸着する性質を持ち、環境中に存在する放射性核種 (^7Be , ^{137}Cs , ^{210}Pb) をコロイド粒子のトレーサーとみなすことにより、現場土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間及び起源を推定する手法を開発した。この手法により、粘土質土壌の暗渠排水及び砂質土壌の浸透水中のコロイド粒子の起源はいずれも主に表層土壌であること、粘土質土壌中のコロイド粒子輸送時間は約 35 日であること等を明らかにした。

研究成果の概要 (英文)：A novel method for estimating the travel time and origin of the mobile colloid particles in soil was developed by using the environmental radioisotopes of ^7Be , ^{137}Cs and ^{210}Pb strongly adsorbing to the soil colloids for tracing the mobile colloid particles. Based on this method, the colloid particles discharged from the tile drainage in a clayey soil and that moving downward through the subsoil of a sandy soil were found to be mainly originated from the surface soils; furthermore, the travel time of the colloid particles transported through the clayey soil was calculated to be approximately 35 d.

交付決定額

(金額単位：円)

	直接経費	間接経費	合計
2007 年度	2,700,000	810,000	3,510,000
2008 年度	600,000	180,000	780,000
2009 年度	500,000	150,000	650,000
年度			
年度			
総計	3,800,000	1,140,000	4,940,000

研究分野：農学

科研費の分科・細目：境界農学・環境農学

キーワード：コロイド粒子、放射性元素、土壌圏現象、水圏現象、水質汚濁

1. 研究開始当初の背景

土壌中のコロイド粒子は、主に水移動に伴って土壌中を輸送されると共に、リンや重金属など、土壌中のコロイド粒子に強く吸着す

る性質を持つ難溶性環境負荷物質を運搬する役割を果たす (Kretzschmar et al. 1999)。例えば、砂質土壌ではリン溶脱が極めて多いこと (稲坂・坂東 1998)、粘土質土壌の暗渠

から流出するリンは主に懸濁態であること（鈴木ら 2005）等が報告されている。したがって、土壌中における難溶性環境負荷物質の動態を解明するためには、土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間やその起源について明らかにする必要がある。しかし、これまで、現場土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間や起源を明らかにする手法がなく、コロイド粒子の動態及び輸送メカニズムの解明は、主に室内での土壌カラム実験等によって行われているのが現状である。

そこで、本研究では、土壌コロイドに強く吸着する性質を持つ放射性同位元素（ ^7Be 、 ^{137}Cs 、 ^{210}Pb ）に注目し、これらを土壌中のコロイド粒子のトレーサーとして利用することを試みる。この手法は、様々な土壌・複雑な土地利用が分布する広域での土砂輸送の解析に用いられているが（Bonniwell et al. 1999; Matisoff et al. 2005）、より単純・明瞭な境界条件を持つ圃場スケールでの土壌中のコロイド粒子輸送過程の解析では、より確実な根拠を与えるはずである。

これらの放射性核種のうち、 ^7Be （半減期：53.1 d）は、成層圏や上部対流圏で大気成分（O や N）と宇宙線との核反応（破砕反応）によって生成する宇宙線生成放射性核種である。一方、 ^{137}Cs （半減期：30.1 y）は、1960年代をピークとする大気圏内核実験等によって環境中へ放出された人工放射性核種である。また、 ^{210}Pb （半減期：22.3 y）は、土壌起源の ^{238}U が放射壊変により ^{222}Rn などを経て、土壌中または大気中で生成する放射性核種である。これらの放射性核種は、大気中ではいずれもエアロゾルに付着して輸送され、降水等によって地表面へ供給されると共に、土壌粒子に強く吸着する。したがって、土壌中におけるこれら放射性核種の動態を解明することにより、土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間及び起源を推定できる可能性がある。

2. 研究の目的

本研究の目的は、現場土壌中におけるコロイド粒子の輸送時間及び起源の推定手法を開発することである。

3. 研究の方法

(1) 調査地

調査地は、新潟県上越市高田の細粒グライ土（農研機構・中央農業総合研究センター・北陸研究センター内の水田転換大豆畑圃場、土性：軽埴土 LiC~重埴土 HC）、愛知県長久手の中粗粒灰色台地土（愛知県農業総合試験場内の野菜連作畑、化学肥料・牛糞堆肥・豚糞堆肥の各連用区が設置されている、土性：砂土 S~砂壤土 SL）、愛知県碧南市の矢作川河口付近の砂丘未熟土（一般農家の野菜畑、土

性：砂土 S）の3地点とした。

細粒グライ土（上越高田）及び砂丘未熟土（碧南）には、それぞれ、深さ 60 及び 80 cm に暗渠が設置されている。細粒グライ土の圃場では、表面排水（三角堰）及び暗渠排水流量（電磁流量計）の経時観測を行った。

(2) 土壌中の放射性元素濃度鉛直分布

各調査地土壌中の放射性元素濃度鉛直分布を調べるため、深さ 0~20 cm の土壌を、深さ 1.5 cm 間隔で、縦 15 × 横 30 cm のスクレイパープレート（Loughran et al. 2002）を用いて採取した。さらに、深さ 20~100 cm の土壌は、深さ 10 cm 間隔で、直径 65 mm のオーガーによって採取した。各土壌試料は、風乾した後、粉碎しながら孔径 2 mm のステンレス製の篩に通した。

この篩通過画分土壌に含まれる ^7Be (478 keV)、 ^{40}K (1461 keV)、 ^{137}Cs (662 keV)、 ^{210}Pb (46.5 keV) 等の放射性元素濃度をガンマ線スペクトロメーターによって測定した（測定時間 = 240000 s \approx 2.8 d）。また、 ^{210}Pb については、土壌中におけるウラン系列の放射平衡を利用することにより、土壌中での放射壊変によって生成した ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{soil}}$) と、大気中での放射壊変で生成し大気降下物として土壌へ供給された ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{air}}$) の各濃度を区別して算出した。

(3) コロイド粒子の放射性元素濃度

① 水試料のサンプリング方法

細粒グライ土（上越高田）からの表面排水・暗渠排水のサンプリングは、降雨イベントを対象として、現場採水用のペリスタ型ポンプを用いて行った。水試料は、1 サンプル当たり、20 L のサンプル容器がおよそ一杯になるまで採取した。約 20 L の水試料採取に要する時間は、高流量時はポンプの最大流量で吸引し約 15 分間であった。一方、低流量時は、表面排水・暗渠排水流量の観測に影響を及ぼさぬよう少しずつ採取したため、流量に応じて 30~100 分間を要した。

砂質土壌における浸透水採取方法としては、現場土壌中に埋設する passive suction lysimeter（図 1）及び suction-controlled flux collector（Higashi et al. 2005 を改

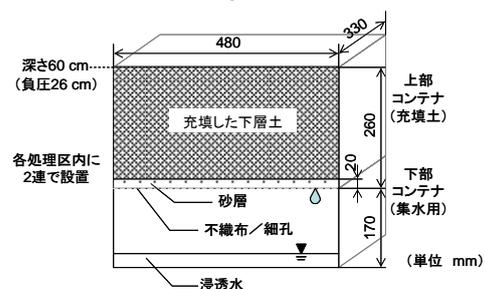


図1 中粗粒灰色台地土（長久手、野菜畑、化学肥料・牛糞堆肥・豚糞堆肥区）に埋設した、深さ 60 cm を通過する浸透水採取用の passive suction lysimeter の概要。

良したもの)の両者を採用した。前者は、中粗粒灰色台地土(長久手)の各区の深さ60 cmに2連で設置し、圧力-26 cmで採水した。各区の採水量がそれぞれ計20 L程度以上となるような大雨のイベント時を対象としてサンプリングした。一方、後者については、研究開始初年度より、研究費の大半を投じて海外業者と頻りに交渉の上、発注したものの、納品の遅れや製品の不具合などの問題が頻発し、その後も粘り強く交渉を続けたが海外への製品の差し戻し・修理等に多大な時間を費やし、研究期間終了間近になってようやく現場設置可能な状態となった。このため、採水システムの動作確認までは出来たが、現場設置には至らなかった。

② 水試料中コロイド粒子の放射性元素濃度測定のための前処理とガンマ線分析

(i) 従来法の検討

従来、水試料中の放射性元素濃度分析では、大量の水試料をホットプレート上で蒸発乾固させた後にガンマ線分析に供する方法がとられている。そこで、まずこの従来法を中粗粒灰色台地土(長久手)の各施肥処理区の浸透水(約20 L)に適用したところ、 ${}^7\text{Be}$ 、 ${}^{137}\text{Cs}$ 、 ${}^{210}\text{Pb}$ のいずれのピークも検出できなかった。この浸透水中には肥料由来のカリウム塩が高濃度($1\sim 5\text{ mmol L}^{-1}$)で含まれており、主に ${}^{40}\text{K}$ 由来ピークの妨害により、他のピークが検出されなかったと考えられる。

そこで、メンブレンフィルターによる濾過によってフィルター上に残ったもの(コロイド粒子)を風乾した後、ガンマ線分析に供したところ、 ${}^{210}\text{Pb}$ 濃度については検出できるようになった。次に、細粒グライ土(上越高田)の表面排水・暗渠排水試料についても、同じように濾過をしてコロイド粒子の放射性元素濃度を測定したところ、塩濃度が低かった(電気伝導度 $\text{EC} = 0.05\sim 0.12\text{ dS m}^{-1}$)こともあり、目的とする放射性元素すべてのピークが検出できた。なお、両圃場の水試料中のコロイド粒子の ${}^{40}\text{K}$ 濃度は、 $200\sim 1100\text{ mBq g}^{-1}$ であった。

この結果より、カリウムを高濃度で含むような浸透水であっても、メンブレンフィルター濾過によってコロイド粒子を分別すれば、目的とする放射性元素濃度の測定が可能であることが分かった。

(ii) 濾過方法の検討

水試料濾過用のメンブレンフィルターの孔径は、できるだけ小さいもの($0.1\ \mu\text{m}$)を選定・使用していたが、後に、さらに孔径の小さい $0.025\ \mu\text{m}$ のものが市販されていることを知り、途中で孔径 $0.025\ \mu\text{m}$ に変更した。これにより、数十nm以上のコロイド粒子は確実に捕捉できるようになったが、その

一方で、濾過に要する時間はより長くなった。

一試料当たり約20 Lの水試料をできるだけ速く濾過するため、まず遠心器によってあらかじめコロイド粒子を沈殿させてから濾過する方法を検討した。しかし、大容量の遠沈管では、微細なコロイド粒子を沈殿させることの出来る回転数まで上げることが出来ないこと、これに対して、小容量の遠沈管では作業に多大な時間・手間がかかることから、結局、できるだけ直径の大きな(90 mm)メンブレンフィルターを用いる吸引濾過セットをできるだけ多く(7台)並べて濾過する方法(写真1)が、濾過時間を最も短縮できることが分かった。しかし、それでもなお、1試料当たり1週間前後を要した。



写真1 孔径 $0.025\ \mu\text{m}$ 、直径90 mmのメンブレンフィルターを用いた吸引濾過システム(7台)による水試料(中粗粒灰色台地土、長久手、野菜畑、豚糞堆肥区)の吸引濾過の様子。濾液は、容量2 Lのポリ瓶によって受ける。

(iii) コロイド粒子の放射性元素濃度の分析

約20 Lの水試料の濾過で得られるコロイド粒子の量は、細粒グライ土の表面排水・暗渠排水試料では $2.0\sim 5.5\text{ g}$ 、中粗粒灰色台地土の浸透水では $0.2\sim 1.4\text{ g}$ であった。この全量を、ガンマ線スペクトロメーター(井戸型)による放射性元素濃度分析に供した。コロイド粒子試料についてのガンマ線スペクトロメータ(井戸型)の測定時間は、何回かの試行の後、 300000 s ($\approx 3.5\text{ d}$)に統一した。

(iv) 濾液中の放射性元素濃度の分析

細粒グライ土(上越高田)の表面排水・暗渠排水試料の濾液については、従来法と同様に、ホットプレート上で蒸発乾固させた後、ガンマ線分析に供した。これにより、溶存態の放射性元素が検出されるかどうかは確かめられる。測定時間は、上記のコロイド粒子と同じ時間に設定した。

中粗粒灰色台地土の浸透水の濾液はK濃度が高過ぎるため、そのまま蒸発乾固する方法では、目的とする放射性核種のピークを検出

することが出来ない。本研究期間は既に終了したが、現在、共沈等を利用して放射性核種を沈殿させた後、濾過によって⁴⁰K濃度の低いコロイド粒子のみ回収する方法(Inoue and Komura 2007)の適用を検討中である。

(v) ガンマ線分析による測定可能試料数

このガンマ線分析装置(井戸型)は、農環研内に一台しかなく、通年でのランタイム確保は困難である。仮に、一年間の25%のランタイムをこの研究課題のために確保できたとしても、上記の測定時間(1試料当たり3.5d)で分析可能な試料点数は、年間20点に過ぎない。すなわち、一年間で、水試料10サンプル(=コロイド粒子試料10+濾液試料10)しか分析できない。そこで、多数試料の

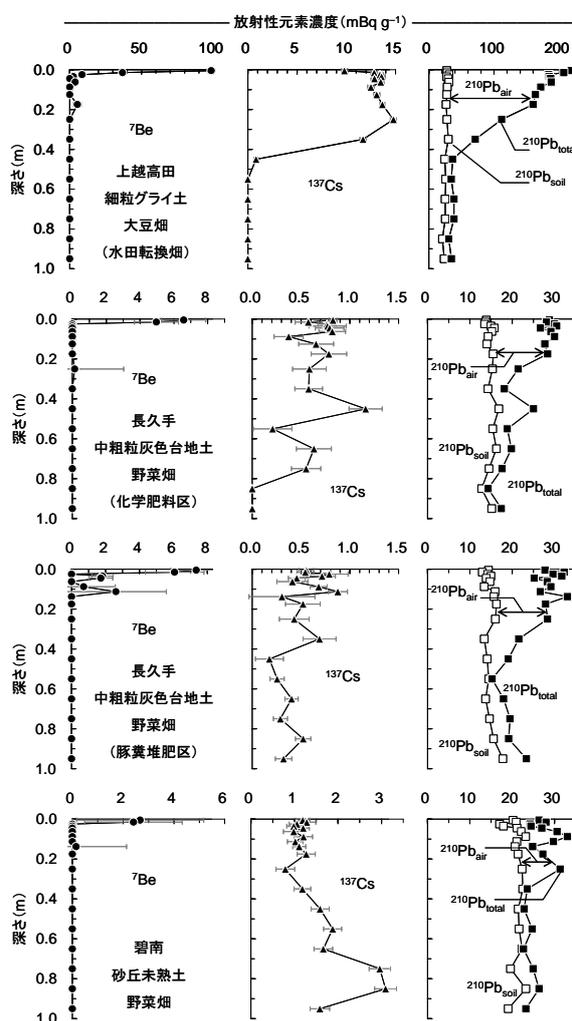


図2 各調査地(上越高田、長久手・化学肥料区、長久手・豚糞堆肥区、碧南)におけるバルク土壌(風乾後、孔径2mmの篩通過画分)中の放射性元素濃度鉛直分布。下付き文字のair, soil, totalは、それぞれ、大気中で生成し大気降下物として供給されたもの、土壌中で生成したもの、この両者の合計を表す。エラーバーは、ガンマ線スペクトロメーターの測定誤差を示す。

ガンマ線分析を想定していた当初の研究計画を大幅に見直し、室内実験の省略や調査地の絞込み(上越高田と長久手の2地点に限定)を行った。

4. 研究成果

(1) 放射性元素濃度の鉛直分布

図2に示すように、いずれの調査地土壌においても、表層付近には、半減期の短い(53.1d) ⁷Beの大きなピークが見られた。また、定量限界以下ではあるが、いずれの圃場でも作土層の下部付近(深さ10~30cm)に、⁷Beピークが検出された。

大気降下物由来の²¹⁰Pb_{air}についても、⁷Beと同様に、概して表層ほど濃度が高い傾向にあった(図2)。しかしながら、いずれの土壌でも、²¹⁰Pb_{air}は深さ100cm以下まで定量可能であった。すなわち、⁷Beよりも半減期のずっと長い(22.3y) ²¹⁰Pb_{air}は、長い時間をかけて深さ100cm以下まで到達していた。

現在、大気中からの供給がほとんどない¹³⁷Cs(半減期:30.1y)の濃度は、必ずしも表層で高濃度を示さなかった(図2)。粘土含量の高い細粒グライ土では、表層で高い値を示し、深さ50cm以下からは¹³⁷Csが検出されなかったが、粘土含量の低い中粗粒灰色台地土と砂丘未熟土では、深さ80~100cm以下まで¹³⁷Csが検出された。

これらの結果より、土壌固相に強く吸着される性質を持つ放射性元素であっても、¹³⁷Csや²¹⁰Pb_{air}のように半減期の長いものは、深さ80~100cm以下まで輸送されていることが明らかとなった。

(2) コロイド粒子の起源と土壌中輸送時間

細粒グライ土(上越高田)における表面排水・暗渠排水中のコロイド粒子濃度は、主に100~250mg L⁻¹程度であり(図3上段)、降雨・排水条件の大きく異なる他のイベントでもおよそこの範囲内にあった。

各排水中のコロイド粒子の放射性元素濃度(図3中段)は、いずれも、バルク土壌中の濃度(図2)よりも高い値を示した。特に、ごく表層でしか検出されない⁷Be(図2)が暗渠排水中のコロイド粒子に高濃度で含まれていたことは、このコロイド粒子の起源が主に表層土壌であること、このコロイド粒子の土壌中輸送時間は数ヶ月前後と比較的短時間であること、このコロイド粒子は土壌マトリックスを迂回して(亀裂などの粗孔隙中を選択的に流れて)土壌中を輸送され、急速に暗渠から流出したことを強く示唆する。

ところで、これらの推定は、⁷Beがすべてコロイド粒子に吸着していることを仮定している。しかし、幾つかの表面排水・暗渠排水試料については、濾液中から少量の⁷Beが

検出された (図 3 下段)。特に、表面排水試

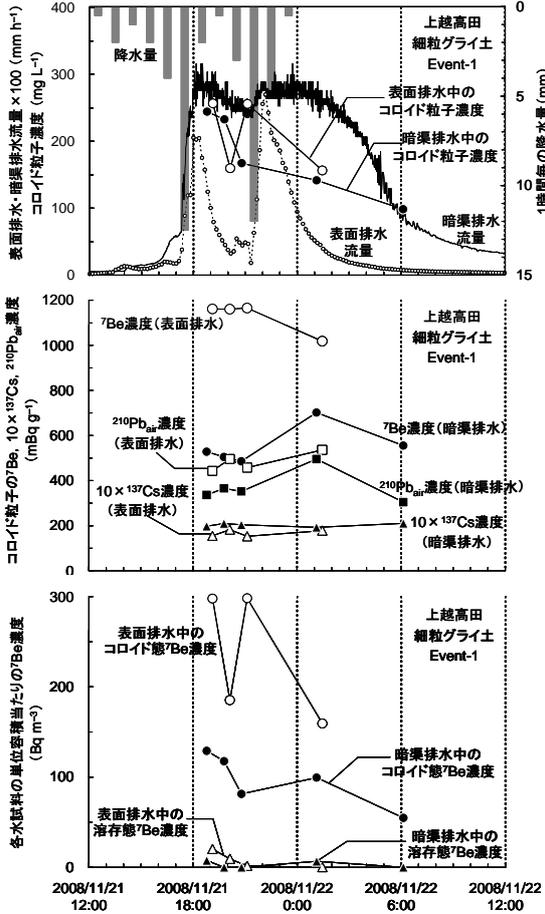


図 3 2008 年 11 月 21-22 日の降雨イベント (event-1) における細粒グライ土 (上越高田) からの表面排水・暗渠排水流量とコロイド粒子濃度 (上図)、コロイド粒子の放射性元素濃度 (中図)、各排水の単位容積当たりのコロイド態及び溶存態 ${}^7\text{Be}$ 濃度 (下図) の変化。

料のほとんどで、濾液中に ${}^7\text{Be}$ が含まれていた。暗渠排水については、高流量イベント時に溶存態 ${}^7\text{Be}$ が検出される傾向にあった。溶存態 ${}^7\text{Be}$ は、これらの排水に含まれる全 ${}^7\text{Be}$ の 1~6% 程度を占めた。さらに、このときの ${}^7\text{Be}$ について固液分配係数 K_d を求めると、 $10^6 \sim 10^7 \text{ L kg}^{-1}$ となり、Be の既報値 (Bonniwell et al. 1999) と同じかむしろやや高い値であったことから、粒径が非常に小さな (<25 nm) 沈殿物等ではなく、溶存態として存在していたと考えられる。なお、この K_d 値は、Cs や Pb の K_d の既報値よりも数オーダー以上大きいものであることから、検出はされなかったが、 ${}^{137}\text{Cs}$ や ${}^{210}\text{Pb}$ の一部も溶存態として存在していたと考えられる。

暗渠排水中のコロイド粒子が主として表層土壌起源であることは、 ${}^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ と ${}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}$ の関係 (図 4) から明示された。すなわち、暗渠排水中の両者の比 ${}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}/{}^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ ($= 0.96$) は、表面排水中のそれとほぼ等しく、流量や

イベントに関係なくほぼ一定だった。したが

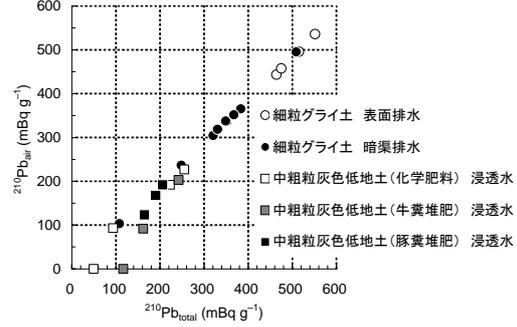


図 4 細粒グライ土 (上越高田) からの表面排水・暗渠排水および中粗粒灰色台地土 (長久手) における浸透水に含まれるコロイド粒子の ${}^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ 濃度と ${}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}$ 濃度の関係。

って、表層起源のコロイド粒子が、ほぼそのまま、下層起源のコロイド粒子の付加をほとんど受けずに土壌中を流下し、暗渠から流出したと考えられる。また、他のイベントでは、 ${}^7\text{Be}$ 、 ${}^{137}\text{Cs}$ 、 ${}^{210}\text{Pb}$ のいずれの濃度も低い赤褐色の鉄酸化物様コロイド粒子を多く含む暗渠排水が得られ、これらの濃度そのものが、コロイド粒子の起源推定にとって重要な情報となることが示された。

中粗粒灰色台地土 (長久手) の浸透水中に含まれるコロイド粒子の起源についても、 ${}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}/{}^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ (図 4) より、主に表層土壌と考えられた。ただし、この比は大きく変動しており ($0 \sim 0.99$)、 ${}^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ 濃度が低いときほど、下層起源のコロイド粒子の割合が増加したと考えられる。

以上のように、当初の想定を超える実測データも得られているが、目的とする各放射性元素のほとんどがコロイド態として表面排水・暗渠排水中に存在していたことは明らかである。そこで、細粒グライ土の event-1 (図 3) の表面排水・暗渠排水中コロイド粒子の ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}$ 濃度比 (表面排水は 2.26 ± 0.30 ; 暗渠排水は 1.45 ± 0.17) を指標として、土

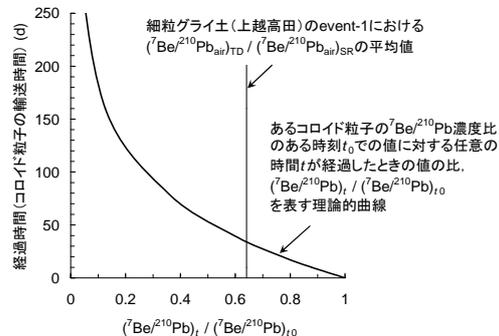


図 5 細粒グライ土 (上越高田) からの表面排水・暗渠排水中コロイド粒子の ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}_{\text{air}}$ 濃度比を利用した、コロイド粒子の輸送時間推定方法。下付き文字の SR、TD は、それぞれ、表面排水 (surface runoff)、暗渠排水 (tile drainage) を表す。

壤表層から暗渠流出までのコロイド粒子の輸送時間を算出した(図5)。その結果、土壤表層から暗渠までのコロイド粒子の土壤中輸送時間は、約35dと推定された。

(3) 今後の課題

細粒グライ土(上越高田)の暗渠排水中コロイド粒子の ^{137}Cs 濃度は、表面排水中のそれよりも高かった。これは、当初の想定とは逆の結果であり、土壤中でのコロイド粒子の輸送過程で、 ^{137}Cs 濃度の高いコロイド粒子の付加またはこれとの交換が生じたことを示唆する。一方、暗渠排水中コロイド粒子の $^{210}\text{Pb}_{\text{air}}/^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ 比は、表面排水中のそれとほぼ等しく(図4)、土壤中でのコロイド粒子の付加・交換は見かけ上ほとんど生じなかったことを示唆する。これらの結果は、コロイド粒子に対する ^{137}Cs 及び ^{210}Pb の挙動がそれぞれ異なるために生じたと考えられる。今後、各放射性元素の挙動が異なることを踏まえた上で、本法をさらに改良する必要がある。

(4) 引用文献

- Bonnivell EC et al. 1999. *Geomorphology* 27:75–92.
Higashi N et al. 2005. *Soil Sci. Plant Nutr.* 51:1023–1033.
稲坂恵美子, 坂東悟. 1998. 近畿中国農試研究成果情報 p. 153–154.
Inoue M, Komura K. 2007. *J. Radioanalyt. Nuclear Chem.* 273:177–181.
Kretschmar R et al. 1999. *Adv. Agron.* 66:121–194.
Loughran RJ et al. 2002. *Sampling methods.* p. 41–57. *In* F Zapata (ed.) *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation using Environmental Radionuclides.* IAEA, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
Matisoff G et al. 2005. *Earth Surf. Processes Landforms* 30:1191–1201.
鈴木克拓ら. 2005. *日本土壤肥料学雑誌* 76:43–47.

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

[雑誌論文] (計2件)

- ① Fukuyama T, Fujiwara H. 2008. Contribution of Asian dust to atmospheric deposition of radioactive cesium (^{137}Cs). *Science of the Total Environment* 405:389–395 (査読有)
- ② Eguchi S, Hasegawa S. 2008. Determination and characterization of preferential water flow in unsaturated subsoil of Andisol. *Soil Science Society of America Journal* 72:320–330 (査読有)

[学会発表] (計2件)

- ① Eguchi S, Yamaguchi N, Fujiwara H,

Fukuyama T, Mori Y, Seki K, Suzuki K, Adachi K. Cosmogenic, anthropogenic, and airborne radionuclides for tracing the mobile soil particles in a tile-drained heavy clay soil. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 1–6 August 2010, Brisbane, Australia. Published on CDROM.

- ② 江口定夫, 山口紀子, 藤原英司, 福山泰治郎, 池田彰弘, 恒川歩, 今井克彦. 砂質土壤畑からの難溶性環境負荷物質の下方流出. 日本土壤肥料学会中部支部第88回例会-中部土壤肥料研究会第98回例会講演要旨集 p. 21–22. 2008年10月30–31日, 富山.

6. 研究組織

(1) 研究代表者

江口 定夫 (EGUCHI SADA0)

独立行政法人農業環境技術研究所・物質循環研究領域・主任研究員
研究者番号: 30354020

(2) 研究分担者

山口 紀子 (YAMAGUCHI NORIKO)

独立行政法人農業環境技術研究所・土壤環境研究領域・主任研究員
研究者番号: 80345090

(H19→H20: 連携研究者)

藤原 英司 (FUJIWARA HIDESHI)

独立行政法人農業環境技術研究所・土壤環境研究領域・主任研究員
研究者番号: 20354102

(H19→H20: 連携研究者)

森 也寸志 (MORI YASUSHI)

国立大学法人島根大学・生物資源科学部・准教授

研究者番号: 80252899

(H19→H20: 連携研究者)

関 勝寿 (SEKI KATSUTOSHI)

学校法人東洋大学・東洋大学・経営学部・准教授

研究者番号: 40313069

(H19→H20: 連携研究者)

(3) 連携研究者 なし

(4) 研究協力者

今井 克彦 (IMAI KATSUHIKO)

愛知県農業総合試験場・企画普及部

恒川 歩 (TSUNEKAWA AYUMI)

愛知県農業総合試験場・基盤研究部

辻 正樹 (TSUJI MASAKI)

愛知県農業総合試験場・基盤研究部

足立 一日出 (ADACHI KAZUHIDE)

独立行政法人農業食品産業技術総合研究機構・中央農業総合研究センター・北陸研究センター