

放射能核種の帯水砂層中での挙動に関する基礎的研究

THE MOVEMENT THROUGH SATURATED SAND ZONE OF
RADIOACTIVE NUCLIDES筒井 天尊*・西牧 研 壮**
By Tenson Tsutsui and Kenzo Nishimaki

予測できることを知った。

1. 緒 言

わが国においても原子力施設、特に原子力発電所は稼働中のもの、建設中のものおよび建設計画中のものを含めるとその数が急に増大してきた。その結果、これらの施設から放出される放射性廃棄物は莫大な量になると推定されている¹⁾。

放射性廃棄物の最終処分法としては一般には、海洋に投棄する海洋処分と地中に貯蔵する地中処分がある。後者は前者に比較すると、処分適地が海洋ほど広くないために、廃棄できる量では劣るが、処分した廃棄物が地中に貯蔵されるため常に有効な監視ができるという大きな利点がある。

地中に貯蔵された放射性廃棄物中の放射性核種が容器破損その他の事故などによって地下水中に漏洩した場合でも、有効な監視を行なうことができるように、これら核種が地中でどのような挙動をするかについて研究してきた。この報告では放射性核種としては保健物理上重要であると考えられる ^{90}Sr 、 ^{60}Co および ^{137}Cs を用い、放射性核種が帯水層中を移動する場合に重要な次の 3 つの場合について研究を行なったものである。

(1) 通常の帯水層中に放射性核種が混入した場合の移動状態。

(2) 一度硝酸性再処理廃液が帯水層を通過すると、帯水層中の土砂から大量の Ca などが溶出し、土砂のイオン交換能力が変化すると考えられるので、硝酸性廃液で侵された帯水層中に新たに放射性核種が混入した場合の移動状態。

(3) 放射性核種が再処理廃液のような硝酸性廃液に混入して帯水層を移動する場合の移動状態。

その結果、各条件下において放射性核種の移動状態を

2. 実験および結果の考察

試料砂としては、京都大学原子炉実験所構内の帯水層より採取した砂を用いた。この砂は密度 2.47 g/ml、交換容量 0.032 meq/g、透水係数 0.68 cm/min である。同様に構内の帯水層より採取した地下水を試水として用いたが、この試水には Ca^{++} が 30 ppm (as CaCO_3) 含まれている。

(1) 通常の帯水層中に放射性核種が混入した場合の移動状態

通常の帯水層中に放射性核種が混入した場合、放射性核種は地下水と同じ状態で移動せず、砂のイオン交換能力のため、砂に吸着され、次に地下水に主として含まれる Ca イオンによって脱離されるといった操作をくり返して帯水層中を移動することが知られている²⁾。そこで、カラムに試料砂をつめ、そこへ試水にそれぞれ ^{90}Sr 、 ^{60}Co 、 ^{137}Cs を混入したものを通水した。

a) ^{90}Sr — ^{90}Y の移動状態

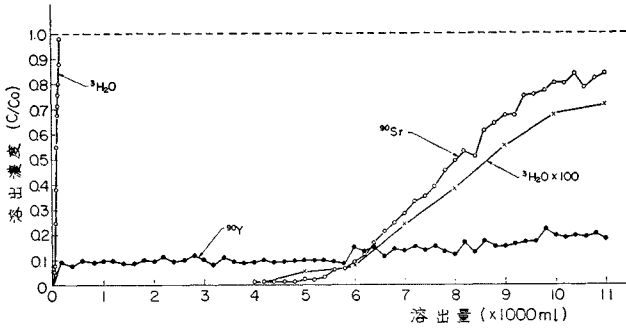
^{90}Sr が帯水層中に混入した場合を考えて、 ^{90}Sr を混入した試水を砂層に通水し、移動状態を測定した。

まず、カラムに試料砂 150 g を空げき率 0.45 で充填する。

試水に ^{90}Sr と三重水素水をそれぞれ $10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$ 程度混入させて原水とした。三重水素水は試水のトレーサーとして用いた。まず、カラムに核種を混入していない試水を通水して気泡を追い出し、帯水層と同じ状態とし、ついで原水を 5 ml/min (10 m/day) の速度で通水する。濾液をメスシリンダーで 100 ml ずつ採取して、そのうち 2 ml で ^{90}Sr — ^{90}Y の放射能濃度を GM 計数管で計測する。 ^{90}Sr の娘核 ^{90}Y は半減期が 2.7 日と非常に短いので、濾水を採取後すぐに放射能濃度を測定

* 正会員 工博 京都大学教授 原子炉実験所

** 正会員 工修 京都大学助手 原子炉実験所



図一1 ⁹⁰Sr の溶出曲線と理論曲線

し、さらにこの試料を ⁹⁰Sr と ⁹⁰Y が平衡状態に達する 2 週間後に測定し、その結果から濾水の ⁹⁰Sr と ⁹⁰Y の濃度を決定した。

この場合三重水素水からの β 放射能は計測されていない。なお、濾液の初めの 200 ml の部分は 10 ml ずつ採取し、蒸留により ⁹⁰Sr を分離してから三重水素水の濃度を液体シンチレーションカウンターで計測する。原水中放射能濃度を c_0 とし、各濾液の放射能濃度を c とし c/c_0 を計算し、通水量との関係をグラフに描くと、図一1 のような溶出曲線が得られた。

一般に地下水中に含まれる放射性核種 A は地下水中に主として含まれるイオン B と平衡状態にあると考えて行なった地中移動に関する理論的考察についてはすでに報告しているが、その要点は次のようである。すなわち、崩壊項を無視すると次の保存式が得られる²⁾。

$$\left\{ 1 + \frac{1-f}{f} \cdot \rho \cdot K^{1/b} \cdot \left(\frac{q_B}{c_B} \right)^{a/b} \right\} \frac{\partial c_A}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c_A}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c_A}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial c_A}{\partial z} \right) - v_x \frac{\partial c_A}{\partial x} - v_y \frac{\partial c_A}{\partial y} - v_z \frac{\partial c_A}{\partial z} \dots (1)$$

ここに、 f は土壌の空げき率、 ρ は土壌の密度、 K は放射性核種 A とイオン B の質量作用定数、 a, b は放射性核種 A、イオン B の原子価、 q_B はイオン B の土壌への吸着量、 c_A, c_B は放射性核種 A、イオン B の地下水中濃度である。式 (1) について

$$t = \left\{ 1 + \frac{1-f}{f} \cdot \rho \cdot K^{1/b} \cdot \left(\frac{q_B}{c_B} \right)^{a/b} \right\} T = K_f \cdot T$$

$$K_f = 1 + \frac{1-f}{f} \cdot \rho \cdot K^{1/b} \cdot \left(\frac{q_B}{c_B} \right)^{a/b} \dots (2)$$

という変換を行なえば、式 (1) は

$$\frac{\partial c_A}{\partial T} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c_A}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c_A}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial c_A}{\partial z} \right) - v_x \frac{\partial c_A}{\partial x} - v_y \frac{\partial c_A}{\partial y} - v_z \frac{\partial c_A}{\partial z} \dots (3)$$

となり、地下水の動きを示す式と同じ形式になる³⁾。

したがって理論的には質量作用定数 K を測定し、 K_f を求めてトレーサーの溶出時間に K_f を乗ずれば、放射性核種 A の溶出曲線が得られるはずである。

いま、図一1 について考えてみると、地下水中に主として含まれ、土壌のイオン交換能を支配するイオンは Ca^{++} (Mg^{++} も含む) であるから、まず ⁹⁰Sr と Ca^{++} の質量作用定数を測定する。このためにはビーカー内に試料砂と ⁹⁰Sr を混入した試水とを入れ、24 時間放置して測定した結果、 $K^{90Sr-Ca^{++}} = 9.5 \times 10^{-2}$ が得られた。この値を用いて計算すれば、式 (2) より $K_{f for 90Sr} = 100$ が得られる。したがって ⁹⁰Sr の理論溶出曲線はトレーサー 三重水素水の溶出曲線を横へ (溶出量の方向) 100 倍ひき伸ばしたものとなる。これを図一1 に描いてみる。これを見ると明らかに、⁹⁰Sr の実測溶出曲線は三重水素水の溶出曲線を 100 倍にひき伸ばした理論溶出曲線と一致することがわかる。したがって一般的には帯水層の土砂の空げき率、密度、交換容量、地下水中の Ca^{++} (Mg^{++}) の濃度がわかれば ⁹⁰Sr の移動速度は推定できる。

⁹⁰Sr の娘核 ⁹⁰Y に注目してみると、⁹⁰Y は 3 価のイオンであるためガラス管壁とか土砂とかに非常に良く吸着され溶出がおこりにくいと考えられる。しかし、図一1 をみってみると原液濃度の 1~2 割の ⁹⁰Y が三重水素水と同じほど速く溶出する現象が認められた。これは ⁹⁰Y の全量がイオンとして存在するのではなく、その一部分がいわゆるラジオコロイドのような形で溶存しているためであると考えられる。この現象を逆の立場から見ると、⁹⁰Y が地下水と同じ速度で移動するため、万一事故等で ⁹⁰Sr が地下水中に混入した場合、貯蔵場所の周辺で、⁹⁰Y をモニターしていれば ⁹⁰Sr が漏洩したことをより早い時期に知ることができる可能性があることがわかる。しかし ⁹⁰Y の半減期が 2.7 日と非常に短いために、検出限界よりみて地下水中に混入する ⁹⁰Sr の放射能濃度が $10^{-3} \mu Ci/ml$ 程度の場合には ⁹⁰Y を検知することによって ⁹⁰Sr が監視地点に到達する時期をせいぜい 20 日前に予知することができるにすぎない。

b) ⁶⁰Co の移動状態

⁶⁰Co が帯水層中に混入した場合を考えて、カラムに試料砂 50 g を空げき率 0.45 でつめ、そこへ試水に ⁶⁰Co を $10^{-4} Ci/ml$ 程度混入したものを通水した。2. (1) a) と同様の手順で実験を行なった。

結果は図一2 に示すとおりである。試水中に主として含まれるイオンを Ca^{++} (Mg^{++}) と考え、式 (2) の K_f の値を ⁶⁰Co と Ca^{++} について求めてみる。まずビーカ

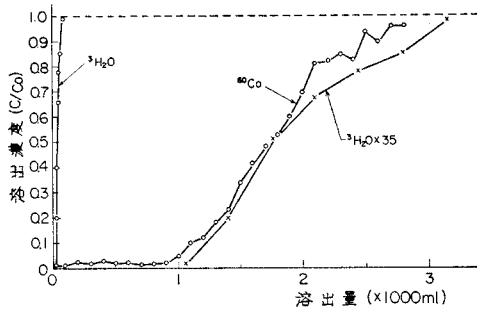


図-2 ⁶⁰Co の溶出曲線と理論曲線

一内で、質量作用定数 $K^{60\text{Co}-\text{Ca}^{++}}$ を測定してみると $K^{60\text{Co}-\text{Ca}^{++}}=1.12 \times 10^{-2}$ が得られた。この値より同様な計算により、 $K_f=35$ が得られる。したがって図-2 の三重水素水の溶出曲線を横へ 35 倍ひき伸したものが ⁶⁰Co の理論溶出曲線である。これを図-2 に描いてみると理論溶出曲線と実測溶出曲線は割り合い良く一致していることがわかる。したがって ⁶⁰Co も ⁹⁰Sr と同じように帯水層の土砂の空き率、密度、交換容量がわかればその移動速度が推定できる。⁶⁰Co はしばしば一部がラジオコロイドのようなものを作り、地下水と同じ速度で移動することが知られているが本実験では ⁶⁰Co がラジオコロイドを作ったような現象は見られなかった。

c) ¹³⁷Cs の移動状態

¹³⁷Cs は前述 2 核種に比較して、土砂に非常によく吸着される。したがってカラムに砂をつめ、そこへ ¹³⁷Cs を混入した試水を通水しても短時間では溶出曲線が得られない。そこで原水を十分通水した後、カラム上部の砂を 10 g 程度取り出して、砂に吸着されている ¹³⁷Cs の量を測定して質量作用定数 $K^{137\text{Cs}-\text{Ca}^{++}}$ を求めた。その結果、 $K^{137\text{Cs}-\text{Ca}^{++}}=6.10 \times 10^3 \text{ ml/g}$ となり、 $K_f=1900$ を得た。

¹³⁷Cs は K あるいは K_f を貫流試験によって求めるには日数がかかるために、カラムから分割採取した砂を用いて推定することしかできないが、この値はいわゆる安全側の値であると考えられる。すなわちカラム上部の砂に対する ¹³⁷Cs の吸着量が完全には平衡に達していないと考えられ、したがって、実際の平衡吸着量はもう少し大きい値になる。その結果として、質量作用定数 $K^{137\text{Cs}-\text{Ca}^{++}}$ の値および K_f の値がさらに大きくなる。 K_f の値は核種の移動速度が地下水流速より遅れる割り合いを示すものであるから K_f の値を真の値より低く取ったことは安全側であることを意味する。

このように ¹³⁷Cs の移動速度が地下水の移動速度の約 2000 分の 1 であり、地下水の流速は一般にはきわめて小さいために前述の ⁹⁰Sr や ⁶⁰Co にくらべて、地下水中に混入した場合の危険性は、はるかに少ないといえ

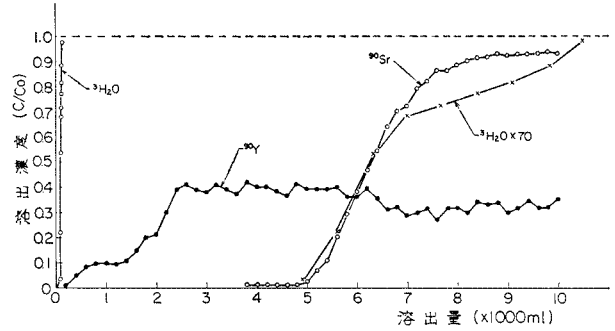


図-3 2 N 硝酸で洗滌した砂に対する ⁹⁰Sr の溶出曲線

る。

(2) 硝酸性廃液で侵された帯水層中に放射性核種が混入した場合の移動状態

通常の帯水層に再処理廃水のような硝酸濃度の高い廃水が混入すると、土砂の表面および土砂自身から大量の Ca が溶出し、土砂の長石、石灰石なども溶解することがわかった²⁾。そこで、すでに硝酸性廃液で侵された帯水層中にとから放射性核種が混入した場合、放射性核種がどのような移動状態を示すか、すなわち帯水層中の土砂が、酸に侵される以前のように放射性核種の移動速度を遅らす能力を有するかどうかを調べた。放射性核種としては前述実験と同様に ⁹⁰Sr、⁶⁰Co、¹³⁷Cs を用いた。

a) ⁹⁰Sr-⁹⁰Y の移動状態

カラムに砂をつめ、まず 2 N 硝酸溶液を 500 ml/day ぐらゐの速度で 1 か月間通水し、カラムから Ca が流れ出なくなるのを確認する。このとき、試料砂は肉眼で観察すると半透明に見える。また試料砂の表面に存在する交換基は完全に H⁺ で置換されているものと考えられる。このカラムに 2. (1) a) と同じ順序で試水に ⁹⁰Sr-⁹⁰Y と三重水素水を混入したものを通水する。結果は 図-3 に示す。

地下帯水層中では表面に存在する交換基が H⁺ で置換されている土砂に、含まれる陽イオンが主として Ca⁺⁺ である地下水中に ⁹⁰Sr が混入した状態で接触すると Ca⁺⁺ とのイオン交換で溶出した H⁺ は前方におし流され、⁹⁰Sr と Ca⁺⁺ だけについてのイオン交換がおこる。しかるに、ビーカー内で同じ状態で土砂と地下水とを接触させると溶出した H⁺ はビーカー内の地下水中に溶存するため、H⁺ と Ca⁺⁺ との 2 つのイオンで支配される ⁹⁰Sr の質量作用定数を測定することになり、地下帯水層の状態とは一致しない。

そこで 2. (1) のように質量作用定数を測定して理論式より理論溶出曲線を求めることがむずかしいので、地下帯水層と同じ状態であると考えられるカラムより得られ

た実測溶出曲線から直接 K_f 値を求めてみる。

図-3 をみると ^{90}Sr の溶出曲線は三重水素水の溶出曲線を 70 倍横へ引き伸ばしたものと非常に近い曲線を示す。そこで図-3 より $K_f=70$ と考える。2. (1) a) によれば ^{90}Sr が通常の帯水層中を移動する時の K_f は 100 だったから、硝酸に完全に侵蝕され半透明になった試料砂でも、 ^{90}Sr の移動を遅らせることに関してはまだ 7 割程度の能力を有することが明らかになった。 ^{90}Y は 2. (1) a) と同様にラジオコロイドのようなものを作り、3 割程度が地下水と同じ速度で移動することがわかった。

b) ^{60}Co の移動状態

前述 2. (1) a) と同様にカラムに砂をつめ、2 N 硝酸を 1 か月間通水した。

このカラムに、試水に ^{60}Co と三重水素水を混入したものを通水し、図-4 のような溶出曲線を得た。図-4 によれば ^{60}Co の溶出曲線は三重水素水の溶出曲線を横へ約 35 倍引き伸ばした曲線と良く一致する。したがって硝酸で侵された砂に対する ^{60}Co の K_f は約 25 と考えられる。通常の帯水層中を ^{60}Co が移動する時の K_f は 35 なので、 ^{60}Co が硝酸性廃液で侵された帯水層を移動する時も ^{90}Sr と同様に帯水層中の砂は、約 7 割の移動を遅らせる能力を有することを知った。

c) ^{137}Cs の移動状態

^{137}Cs は硝酸性廃液で侵された土砂にも非常に良く吸着され、カラム実験を行なっても溶出曲線が容易に得られない。そこで ^{137}Cs を混入した試水を十分通水した後、カラム上部の試料砂を取り出して砂に吸着されている ^{137}Cs の量を測定し、イオン交換は Ca^{++} に支配されていると考えて質量作用定数 $K^{137\text{Cs}-\text{Ca}^{++}}$ を求めた。

その結果、 $K^{137\text{Cs}-\text{Ca}^{++}}=3.27 \times 10^3 \text{ ml/g}$ となり、 $K_f=1400$ を得た。

^{137}Cs が通常の帯水層中を移動する時の K_f は 1900 と推定したので、この場合の帯水層中の砂は ^{90}Sr 、 ^{60}Co などと同様に ^{137}Cs の移動を遅らせる能力を約 7 割程度有することが推定できた。

(3) 硝酸濃度が放射性核種の移動におよぼす影響

核燃料再処理廃液のように非常に硝酸濃度の高い廃液中に放射性核種が混入して帯水層中を移動する場合は、多量の H^+ のため放射性核種はあまり土砂に吸着されずに地下水と同じような速度で移動する。ただこの場合も、 ^{137}Cs はわりあい良く吸着され危険性が少ないと考えられた²⁾。そこで 2 個の核種として前述の実験で

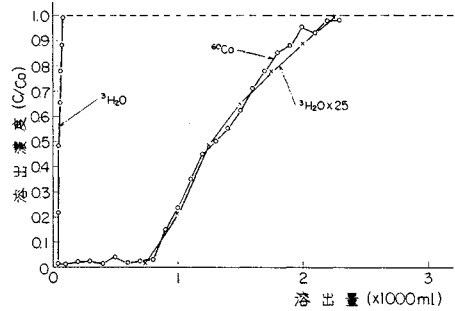


図-4 2 N 硝酸で洗滌した砂に対する ^{60}Co の溶出曲線

比較的扱いやすいと考えられる ^{60}Co をまず使用して実験を行なった。

まず、再処理廃液の平均的な硝酸濃度は 2 N 前後と考えられるので¹⁾、カラムに試料砂をつめ、そこへ 2 N 硝酸溶液に ^{60}Co と三重水素水を混入したものを模擬廃液として通水した。この結果 ^{60}Co は模擬廃液とほぼ同じ速度で溶出した。これは同じく 2 個の ^{90}Sr と似た挙動である²⁾。

そこで次に再処理廃液が徐々に地下水でうすめられていく場合を考える。

試水に硝酸溶液を加えて 0.5 N, 0.25 N, 0.05 N, 0.04 N, 0.03 N, 0.01 N の濃度にしたものにそれぞれ ^{60}Co と三重水素水を混入して模擬廃液とする。

カラムに試料砂をつめ、そこへそれぞれの模擬廃液を

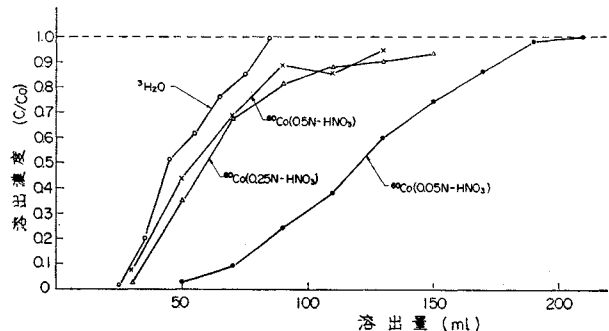


図-5 H^+ 濃度が ^{60}Co の溶出曲線に与える影響 (その 1)

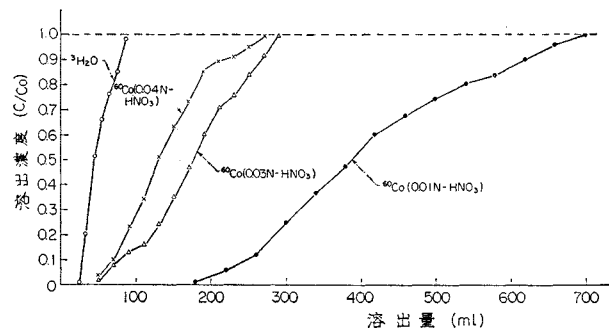


図-6 H^+ 濃度が ^{60}Co の溶出曲線に与える影響 (その 2)

表—1 ⁶⁰Co の移動と H⁺ の関係

H ⁺ 濃度	0.5 N	0.25N	0.05N	0.04N	0.03N	0.01N
K_f	1.19	1.24	2.46	2.71	3.58	8.01
K^{60Co-H^+} (g/ml)	1.53×10^1	4.85×10^0	1.18×10^0	8.85×10^{-1}	7.51×10^{-1}	2.26×10^{-1}
K'^{60Co-H^+}	9.8×10^{-1}	6.2×10^{-1}	7.6×10^{-1}	7.1×10^{-1}	8.0×10^{-1}	7.2×10^{-1}

平均 $K'^{60Co-H^+} = 7.7 \times 10^{-1}$

表—2 ⁹⁰Sr の移動と H⁺ の関係

H ⁺ 濃度	0.5N	0.05N	0.03N	0.01N
K_f	1.23	3.05	4.98	13.76
K^{90Sr-H^+} (g/ml)	1.86×10^1	1.66×10^0	1.16×10^0	4.13×10^{-1}
K'^{90Sr-H^+}	1.2×10^0	1.1×10^0	1.2×10^0	1.3×10^0

平均 $K'^{90Sr-H^+} = 1.2 \times 10^0$

通水する。通水結果を図—5, 図—6 に示す。模擬廃液のトレーサーとして用いた三重水素水の溶出曲線は本来廃液ごとに別々のものであるが、各実験とも同じ形のカラムを使用したので、ほぼ同じ溶出曲線が得られたので各平均値を用いて代表的溶出曲線とした。

さて地下水中の Ca⁺⁺ などにくらべて H⁺ が圧倒的に多いので帯水層中でのイオン交換を支配するのは H⁺ であると考えられる。そうすると 2.(1) a) の式 (2) は

$$K_f = 1 + \frac{1-f}{f} \cdot \rho \cdot K^{60Co-H^+} \left(\frac{q_{\infty}}{c_{H^+}} \right)^2 \dots\dots\dots (4)$$

となる。一般に質量作用定数 K は ⁹⁰Sr⁺⁺ と Ca⁺⁺, ⁶⁰Co⁺⁺ と Ca⁺⁺ のように等価イオン間ではほぼ一定であるが、⁶⁰Co⁺⁺ と H⁺ のような異価イオン間では一定値を示さない⁵⁾。

したがって式 (4) の K^{60Co-H^+} の値がどのような変化を示すかを検討してみる。図—5, 図—6 より近似的に各 H⁺ 濃度における K_f を求めると表—1 のようになる。そこで式 (4) において空けき率 $f=0.45$, 砂の密度 $\rho=2.47$ g/ml, 砂の交換容量 $q_{\infty}=0.032$ meq/g であることがわかっているので、これから、質量作用定数 K^{60Co-H^+} を求め、この値を表—1 にあわせて示す。表—1 をみると K^{60Co-H^+} はやはり一定値を示さず、ほぼ H⁺ 濃度に比例していると考えられる。そこで、

$$K'^{60Co-H^+} = K^{60Co-H^+} \cdot \frac{q_{\infty}}{c_{H^+}} \dots\dots\dots (5)$$

なる K'^{60Co-H^+} を計算してこの値を表—1 に示す。

表—1 で K'^{60Co-H^+} が硝酸濃度 0.5 N, 0.25 N の場合は他の場合と少しかけはなれているが、この場合には、 K_f の値が 1 に近づくために測定誤差が大きく影響するためと考えられる。しかし地中での移動という見地からながめてみると K'^{60Co-H^+} はほぼ一定と考えてさしつかえないのでその平均値をとって $K'^{60Co-H^+}=7.7 \times 10^{-1}$ とした。この結果式 (4) は

$$K_f = 1 + \frac{1-f}{f} \cdot \rho \cdot K'^{60Co-H^+} \cdot \frac{q_{\infty}}{c_{H^+}} \dots\dots\dots (6)$$

となる。式 (6) において c_{H^+} 以外はすべて定数なので、

c_{H^+} すなわち廃液中の H⁺ 濃度を測定することによって容易に K_f の値を計算することができる。

また ⁹⁰Sr⁺⁺ についても同様の実験を行なった結果表—2 を得た。表—2 をみると ⁹⁰Sr の場合においても ⁶⁰Co の場合と同様に質量作用定数 K^{90Sr-H^+} は H⁺ 濃度にほぼ比例しており、 K'^{90Sr-H^+} はほぼ一定値を示す。

そこで各 K'^{90Sr-H^+} の平均値をとって $K'^{90Sr-H^+}=1.20 \times 10^0$ とした。したがって式 (6) において K'^{60Co-H^+} のかわりに K'^{90Sr-H^+} を代入すれば ⁹⁰Sr に対する K_f が容易に計算できることを知った。

3. 総 括

以上、まず帯水層の状態の変化によって放射性核種がどのような挙動をするかについて検討した。この結果、たとえ帯水層が硝酸性廃水が通過することによってその外観が変化しても、⁹⁰Sr, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs は帯水層をわりあいゆっくり移動し、その遅れるわりあいは硝酸性廃水が通過する以前の帯水層をこれら核種が移動する場合の遅れるわりあいの約 7 割程度 (すなわち 3 割程度早く移動する) であることを知った。

また特に ⁹⁰Sr の場合は娘核の ⁹⁰Y が普通は土砂や管壁に良く吸着し溶出しないと考えられているが、帯水層の状態にかかわらず ⁹⁰Y の 3~4 割は地下水と同じ速度で溶出することを知った。

最後に硝酸性廃水中に放射性核種が混入して帯水層を移動する場合に硝酸濃度が核種の移動にどのような影響を与えるかを知るため、⁶⁰Co, ⁹⁰Sr について実験を行ない、溶出理論式中の質量作用定数は、⁶⁰Co⁺⁺, ⁹⁰Sr⁺⁺ のような 2 価のイオンの場合は、水素イオンが 1 価であるために、水素イオン濃度に比例することを実験的に確かめたので溶出理論式の補正を行なった。

この研究に際し、ご指導下さった京都大学工学部岩井重久教授、ご助言をいただいた京都大学工学部井上頼輝教授および実験の一部に協力いただいた京都大学大学院赤木文行氏に深く感謝する。

参 考 文 献

- 1) 原子力安全研究協会編：原安協報告—15, 固体廃棄物処理専門委員会中間報告書, 1969.
- 2) 岩井重久・井上頼輝・西牧研士：日本原子力学会誌, Vol. 10, No. 8, pp. 435~440, 1968.
- 3) Inoue, Y. and Kaufman, W.J. : Health Physics, Vol. 9, p. 705, 1963.
- 4) Amphlett, C.B. : Treatment and Disposal of Radioactive Waste, Pergamon Press, p. 7, 1961.
- 5) 井上頼輝：放射性廃棄物の地中処分に関する基礎的研究, 京都大学学位論文, p. 24, 1970.