

けることがわかる。これらの事実は、特に洪水調節用の貯水池において、よほど慎重にゲートの操作を行わないと、下流流域の洪水の危険をかえつて増大させる場合も考えられ、特に注意しなければならないことである。なお、以上の諸性質は従来から唱えられてはいたが、試作した貯水池用アナログ・コンピューターを用いて、系統的にさらに多くの演算を行うことによつて、その特性を適確に把握できるものと考えており、これらについて目下研究を行つている。

6. 結 論

以上貯水池用アナログ・コンピューターの試作について述べたのであるが、結論的に要約すると、

1. わが国に設けられている程度の貯水池に洪水が流入するときは、運動方程式中の加速度及び慣性の項を無視し、摩擦項及び水面勾配の項のみを考えれば、実用上さしつかえないようである。
2. 貯水池用アナログ・コンピューターの非線型要素は、2極真空管を用い折線近似によつて、十分な精度をもつて適確に実現することができる。
3. 貯水池の条件を同じとすると、最大流量の通減率は、洪水波形が急峻なものほど大である。

4. 貯水池における洪水波の変ヒズミに最も大きい影響を考えるものは、ダム地点における境界条件である。

5. 従つて、ゲートの操作をよほど慎重に行わないと洪水調節の効果が減少し、かえつて洪水の危険を増大するような場合も想像される。

本研究は昭和 29 年度建設省建設技術研究補助金の交付を受けて、京都大学防災研究所において、速水教授、林教授及び近藤助教授等と協同で行つた研究の一部であり、ここに関係方面に感謝の意を表するものである。

参 考 文 献

- 1) 物部長穂：水理学，岩波書店，昭・8，pp 359～364.
- 2) 建設省関東地方建設局：洪水追跡法，昭・27.5，pp 22～25.
- 3) 石原藤次郎・石原安雄：洪水追跡用アナログ・コンピューターについて，土木学会論文集，第24号，昭・30.4，pp 44～57.
- 4) 伊藤 剛：河道に設けた貯水池の水利，土木試験所報告，第46号，昭・14.7，pp 49～63

(昭・30.5.21)

緩速濾過による水中放射能除去の実験的研究

正員	工学博士	岩 井 重 久*
正員		合 田 健**
准員		神 山 桂 一***

EXPERIMENTAL RESEARCH ON REMOVAL OF RADIOACTIVE SUBSTANCES FROM WATER BY SLOW SAND FILTRATION

(JSCE Feb. 1956)

Dr. Eng. Shigehisa Iwai, C.E. Member, Takeshi Gōda, C.E. Member, Keiichi Kōyama, C.E. Assoc. Member

Synopsis In the authors' previous paper, a theory and its experimental verification were introduced about the removal of some dissolved substances in raw water by sand layer. So in this paper, experiments performed with practical slow sand filter, using radioisotopes, Co^{60} and Ce^{144} , were described and showed good efficiencies to remove these isotopes. The results were discussed with the above mentioned theory on the standpoint of municipal water supply and of disposal of radioactive wastes.

要 旨 砂層による溶解性物質除去の機構は著者等の前論文¹⁾で一応明らかにされたが、実際の緩速濾過池における放射性物質の除去能を知るため Co^{60} , Ce^{144} 等の放射性同位元素溶液を用いて濾過実験を行つた。

前論文の理論的成果とあわせて、この実験結果とその検討及び考察は、都市水道や廃水処理における放射能除去の予察に役立つものである。

1. 概 説

昭和 29 年春以来、日本各地に降つた放射能雨による都市水道汚染の実態は、まだ測定資料が十分とはいえないが、少なくともわれわれの観測²⁾した範囲で

* 京都大学教授，工学部土木教室

** 同 助教授，

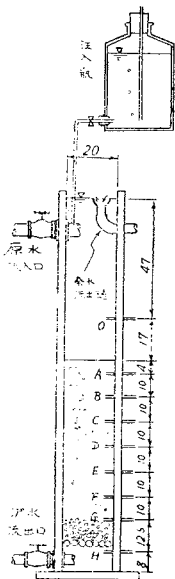
*** 同 助 手，

は、降水にかなり強い放射能が認められたのに対し、浄水場の原水はさほどでもなく、また濾過水は飲用にさしつかえるようなことはなかつた。その他、わが国で行われた二、三の測定^{3),4)}、および米国における実測例⁵⁾から考察すると、現在までに経験された程度の弱い放射性汚染に対しては、浄水場の放射能除去率は平均して30~50%である。しかし高度の汚染に対しては、この数字は当然異なるであろうし、また浄水の放射能が飲用の許容限度以上となるものと想像されるので、原子力産業の廃水や強い放射能雨等による公共水汚染に対し、いかに対処すべきかという重要な問題が衛生工学者に対し課せられている。

急速濾過法による放射能除去については、すでに米国等で相当活潑な研究が行われている^{6),7)}。これに対し、緩速濾過に関する実験研究はごく少ない⁸⁾。わが国水道の既有施設で、緩速濾過が占める割合は相当高いことから、われわれは手始めとして、前処理を行わない緩速砂濾過法による水中放射性物質除去については実験的研究を行うこととした。

前論文¹⁾では、砂層による溶解性物質の吸着除去を理論的、実験的に説明したが、雨水中にみとめられた前記の人工放射能は、大部分が不溶性の物質（主として原子爆発による灰）に起因する⁹⁾。浮遊物であれば、砂濾過によるその除去機構に対して、従来の理論や実測の結果を相当善延することができる。しかし溶解している放射性物質の除去は、結局砂層の有する吸

図一 模型濾過槽
及び注入装置



着、吸収能、あるいは人為的なイオン交換反応等にたよらざるを得ない。

将来考えられる原子力利用にともなう廃水等による汚染にさいして、放射性物質が画一的に溶解性であるか、または不溶性であるということは少なく、多種多様なものが混在していると思われるべきであるから、実際には個々の放射性物質の種別ごとに精細な実験、検討がなされるべきであろうが、さしあたり半減期、排出量（濃度）及び人体に与える影響から考えて、量的、質的に重要なものにつき重点的に研究を進めるのが基礎的な研究段階では必要である。

2. 実験装置および放射性物質

模型緩速濾過槽には、図一のごとき前面ガラス張り、ヒノキ製方形断面（20×20×150 cm）のものを使用した。砂層厚および砂上水深はともに64 cmとし、側壁には損失水頭計測用の真鍮製側管が9本取付けてある。損失水頭は緩速濾過であるから直立ガラス管マンメーターで計った。なお側管には、砂層間隙水採水用の分岐管がついており、このため側管の砂中浸入深さは4 cmとしている。濾過砂は京都市松ヶ崎浄水場の補砂用のもので、u.c.=2.16, e.s.=0.34 mm; u.c.=2.13, e.s.=0.32 mmの2種を用いた。使用にさきだち洗砂機で洗砂の上、濾槽に充てん後、さらに2,3回洗滌をくりかえした。放射能を人工的に与えた場合と、そうでない場合の濾過を比較するため、同型の濾過槽2基を並列し、京都市水道原水と同じ琵琶湖疏水を原水として導いた。放射性物質水溶液は、図一右上のような定量注入装置（容量10 l）から、一方の濾過槽の原水流入口に注入した。

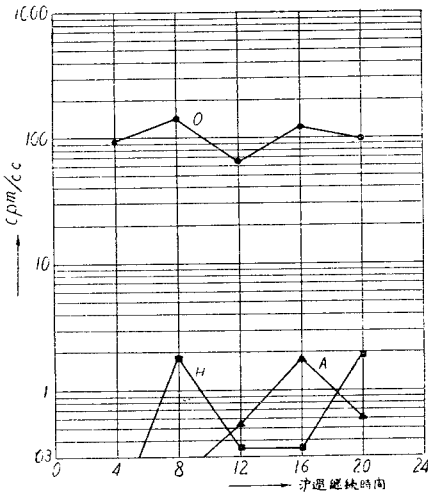
使用した放射性物質は Co^{60} および Ce^{137} であるが前者は γ -線源として現在最も広く、かつ多量に使用されており、また後者は稀土類元素で、核分裂生成物の主要成分の一つである。これらはいずれも塩化物の塩酸溶液として入手したが、使用に際し蒸留水で稀釈し、さらに原水で稀釈した。原水濃度としては 10^{-4} ~ 10^{-6} μ c/ccのオーダーであるが、これは前記放射能雨のさいにみとめられた水道原水の放射能、約 2×10^{-4} μ c/ccに比しかなり高いものである。

水中放射能の測定には採取した試料水を、直径2.5 cmのステンレス製試料皿に2~6 ccとり、赤外線乾燥を行つたのち、End-window型GM管（TEN-GM 132, windowは 1.98 mg/cm^2 ）によつて測定した。測定距離は試料皿の底面から窓の中央まで2 cmとし各試料ごとに予想放射能に応じて適当な測定時間¹⁰⁾を選んだ。

3. 実験方法ならびに結果

4種の実験を行つたが、いずれも放射性同位元素（以下R.I.と略する）溶液を注入するまで、原水により通常の濾過を行い、毎日定時に水質試験（濁度、pH、アルカリ度、一般細菌数）と各層ごとの損失水頭の計測とを行つて、濾層が希望の条件になるのを待った。これらの水質、損失水頭のデータは誌面の都合上すべて省略するが、濾速は実験（b）以外は5 m/day、実験（b）のみは8 m/dayとした。各実験ともR.I.液注入後は一定時間間隔で原水、濾水、砂層間隙水を採り、放射能を測つてそのR.I.濃度を算出した。なお砂層は各実験ごとに新しい砂と取替えたことはもちろんである。

図-2 実験 (a)



実験 (a) : 濾過膜がよく発達してから (濾過開始後 18 日) Co^{60} を注入した。行つたのは冬季で、平均水温 4°C 、 Co^{60} は連続 20 時間にわたり 計画原水濃度 $2.5 \times 10^{-2} \mu\text{c/cc}$ (約 $7 \times 10^{-1} \text{ppm as Co}$) で注入した。濾水および砂層各深さの間隙水中に含まれる放射能強度の時間的変化は 図-2 に示される。图中曲線 O は原水、A は砂面下 4 cm における間隙水、H は濾水の放射能を示す。その他の各層間隙水については省略するが、曲線 A に示される濾過膜通過直後の放射能をみると、すでに大部分の Co^{60} が除去されていることがわかる。ここで原水の濃度が時間的に多少変動しているのは、溶液が完全に原水に混合されなかつたこと、および原水流入量、従つて余水量が変動したためであると思われる。

実験 (b) : 濾過膜が未発達であるが、すでに濾過効力は発現している 濾過開始後 4 日目の砂層に対して (a) と同様 Co^{60} を注入した。やはり冬季の実験であ

図-3 砂層内の Co^{60} 分布状態

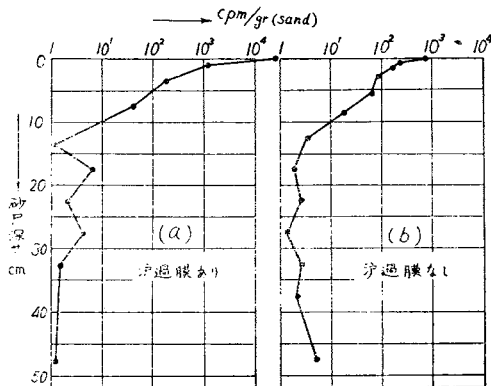
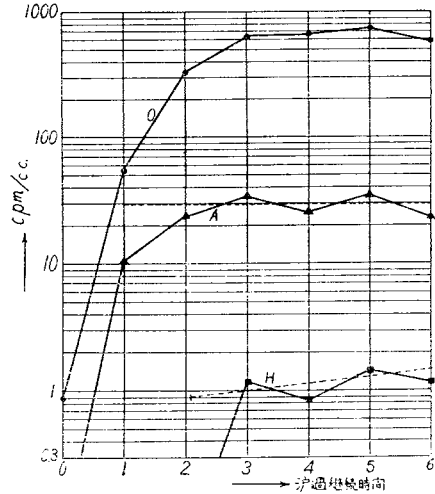


図-4 実験 (c)



るが、R.I. 注入は連続 8 時間、また原水計画濃度は実験 (a) と同じである。間隙水については放射能計測を行わなかつたが、濾過速度 8 m/d という悪条件にもかかわらず、濾水に見出された放射能は実験 (a) とほとんど同じであつた。そこで実験終了後、砂層を Core Sampling して調べたところ、蓄積された Co^{60} の分布状態は 図-3 (b) のごとく、実験 (a) の場合 (図-3 (a)) と比較して注入時間が短いのにむしろ Co^{60} は深く浸入していることがわかつた。

実験 (c) : 濾過開始後 15 日目、損失水頭からみて閉塞に近づいた状態で Ce^{144} を用いた。春季、平均水温 19.1°C における実験であるが、計画濃度は $1 \times 10^{-2} \mu\text{c/cc}$ とし、連続 6 時間注入、間隙水および濾水について放射能の時間的変化を調べた。その結果は 図-4 に示すとおりであるが、この場合は、濾過膜直下の間隙水 (曲線 A) にやや Ce^{144} が浸透している。しかしこれは濾水 (曲線 H) ではほとんど完全に除去されてしまつている。なお、どの実験でも認められることであるが、間隙水および濾水の放射能は時間の経過とともに増大する傾向がみとめられる。

実験 (d) : 濾過開始後 10 日目に、かなり生育した濾過膜を表層約 3 cm の砂層とともに削りとり、同種の砂を補砂してもとの砂層厚とし、実験 (c) 同様 Ce^{144} を、連続 8 時間にわたり注入した。計画濃度は $6 \times 10^{-3} \mu\text{c/cc}$ である。濾水、各間隙水にあらわれた放射能の変化は 図-5 に示すごとくで、大体実験 (c) と同様な結果であるが、間隙水の放射能はかなり原水のそれに近づいてきており、また濾水中にも若干の Ce^{144} が出てきたことが認められる。間隙水の放射能は下層に行くにつれ規則的に減少するという予想で

図-5 実験 (d)

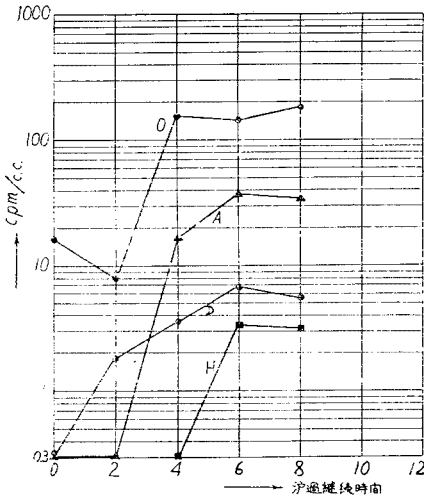
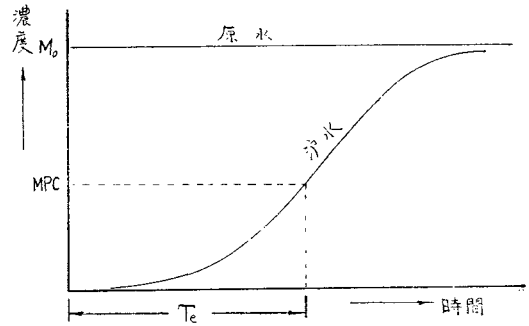


図-6



あつたが、図にみるとおりそれほど規則的ではない。

4. 考 察

まず、以上4種の実験結果につき、原水濃度が大体一定となつたと思われる時間の放射能除去率を計算し

表-1

	Co ⁶⁰		Ce ¹⁴⁴	
実験開始時の損失水頭	13.1 cm	—	34.9 cm	3.8 cm
〃 終了時 〃	15.3 cm	—	40.9 cm	3.8 cm
濾 過 膜 の 状 態	発達良好	未発達	濾 過 膜 濾 過 膜 削り取り前	削り取り後
A (濾膜直下) における除去率	99.4%	—	94.4	82.3
H (濾水) における除去率	99.7	98.8	99.8	98.2

比較すると表-1 のようである。これらの結果は、一見、除去率が非常に高いようにみえるが、ここに次のような問題が含まれている。

(i) 前論文¹⁾の理論の適用例として、実験(c)をとりあげ、実験結果と理論を比較してみた。砂層のみを考える場合、濾水中の濃度 M は次式(1)であらわされる。

$$M = \frac{M_0}{1 - \exp[Kz/v] / \exp[M_0 K(t - \phi z/v) / S_e]} \dots\dots\dots (1)$$

ここに M_0 : 原水濃度, S_e : 吸着平衡に達した砂層の単位容積中に吸着された物質質量, ϕ : 砂層空隙率, v : 濾速, z : 砂層深さ, K : 常数, である。実験(c)の状態では表層はとくに閉塞がいちじるしいからこれをさげ、A点の間隙水濃度を M_0 としたときの濾水(H)に対する、時間-濃度曲線を式(1)から求め、換算すれば点線のごとくなり、時間とともに放射能が増加し、除去率は低下してゆくことになる。

(ii) 上記の結果から、たとえば放射能が主として

溶解物質にもとづく場合、式(1)が成立するとし、かつその物質の種類に応じた K, S_e 等がわかれば、濾水中にあらわれる放射能の時間的変化が計算から求まり、要求される許容限度¹¹⁾(MPC)に適合する濾水をうるために、ある危険な原水濃度 (M_0) に対して濾過池の使用可能な時間 (T_e) を求めうる (図-6)。

(iii) 濾水中にあらわれる R.I. 濃度の計算結果は、定性的には実験結果とにているが、時間的なずれを生じている。その原因はいろいろ考えられるが、第一に原水中に存在する放射能が溶解しているものだけでなく、浮遊物が含まれており、従つて抑留率は当然異なり、おそらく濾水中の濃度は溶解物のみの場合より低くなると思われ、また実験初期における原水と溶液の混合の不十分、濾過膜の存在や砂層間隙に存在する汚泥、膠質物などの影響も見逃すことができない。

(iv) また Ce^{144} は崩壊して Pr^{144} にかわるが、前記実験(c),(d)ではこの Pr^{144} も Ce^{144} と常と同じ割合で濾過層内を動くものと仮定した。もし一方が抑留されやすく、濾過水中での Ce^{144} と Pr^{144} の割合が原水中と異なるならば、図-4,5の測定値はこれら二つの元素に対して個々に除去率を調べなければならない。この点も前項(iii)に記した原因の一つと考えられる。

(v) なお、 $CoCl_2$ 溶液は pH が高くなると Co がコロイド状となり、凝集沈澱の作用を受けやすい。実験(a),(b)では原水の pH が 7.0~7.5 の範囲であり、このような作用を受けていたことも想像される。さらに、実験(c),(d)の場合には原水の pH は 7.5~8.5 の範囲であつたから、その傾向はより顕著であつたことと想像される。

5. 結 語

本論文は都市水道に現存の緩速濾過池を対象として、いままで経験したよりも強い R.I. 濃度に対する阻止能をしらべたが、結局、(1) 浮遊濁質に対すると同様、濾膜の存在は砂層の阻止能を顕著にプラスする

ということがいえる。(2) また当然のことであるが、砂層の阻止能は放射性物質によつて異なり、その詳細はなお今後の研究にまつはかない。(3) 単なる砂層に R.I. 溶液を通す場合の時間-濃度曲線は、定性的には理論式 (1) で表わされる。その場合、常数 K は溶質、砂層の状態および濾速によつて変わるが、 K が大なるほど、濾過有効時間 T_e が長くなる。

なお、本実験では原水は比較的清澄で、常に濁度 5° 以内であつた。従つて、浮遊濁質による溶質の吸着などの影響は、大して考慮の必要はなかつた。また、R.I. 溶液注入が濾過機能におよぼす影響も認められなかつた。

最後に実験廃水の処理であるが、濾水および原水の余水は、それぞれ貯留槽に貯え、硫酸バンド、石灰を用いて凝集沈澱を行い、砂濾過のうへ、濾水の放射能が許容限度をはるかに下まわることを確認したのち、下水に放流した。実験に用いた砂は地下埋没処分とした。

本実験はその性質上多くの資料をうることができず、従つて今後の研究にまつべき点が多いが、基礎研究の段階として、一応二、三の注目すべき事実を指摘することができた。

なお本研究は文部省科学研究費、厚生省原爆被害対策費による研究成果の一部で、実験にあたり京都市水道局の終始好意ある御援助を得た。ここに厚く謝意を表する次第である。

参 考 文 献

1) 岩井重久・合田 健・神山桂一・井上頼輝：砂層による溶解性物質の除去について（水中放射性物質除去に関連して）、土木学会誌 41 巻 1 号。
 2) 岩井重久・神山桂一・井上頼輝：水中放射性物質の除去について（第 1 報）、第 5 回上下水道

研究発表会講演概要集、(1954 年 10 月)。
 3) 宮川 正、他 3 名並びに横浜市水道局：横浜市水道原水並びに浄水の汚染測定、並びに雨水、井水の検査、厚生省原爆症調査研究協議会環境衛生小委員会報告、(1954 年 10 月)。
 4) 加藤彰二：水道放射能の考察、第 6 回上下水道研究発表会講演概要集、(1955 年 6 月)。
 5) 例えば C.G. Bell, Jr., H.A. Thomas, Jr. and B.L. Rosenthal : Passage of Nuclear Detonation Debris through Municipal Water Treatment Plants, (日米放射能会議配布資料), 1954.
 6) 例えば C.P. Straub, R.J. Morton and O.R. Placak : Studies on the Removal of Radioactive Contaminants from Water., Jour. of Am. W.W. Assoc., Vol.43, No.10, p.773 (Oct. 1951).
 7) S. Goodgal, E.F. Gloyne and D.E. Carrit : Reduction of Radioactivity in Water., Jour. of Am. W.W. Assoc., Vol.46, No.1, p.66 (Jan. 1954)
 8) G.E. Eden, G.H.J. Elkins and G.A. Truesdale : Removal of Radioactive Substances from Water by Biological Treatment Process., Jour. of Brit. W.W. Assoc., No.274, (July 1954)
 9) M. Ishibashi, S. Shimizu, et al. : The Radioactive Dust from the Nuclear Detonation. Bulletin of the Institute for Chemical Research, Kyoto Univ., (Nov. 1954). Supplementary Issue.
 10) 清水 栄・石割隆太郎：放射能の測定法、化学の領域、増刊 17 号、(アイソトープ実験技術)。
 11) National Bureau of Standards : Maximum Permissible Amounts of Radioisotopes in the Human Body and Maximum Permissible Concentrations in Air and Water. Handbook 52, (1953)

(昭.30.7.19)

……………優良取次書籍案内……………

書 名	著 者	定 価	送 料	出 版 社
井筒の設計と施工	後藤清	200	30	理工図書 K K
最新土木施工法	磯崎 伝作	600	50	"
隧道の施工	佐藤 周 一郎	750	50	白 亜 書 房
土木設計便覧	{ 土木設計便覧会	並上 1600	80	丸 善 K K
基礎の支持力論	星 楚 委 員	2000	80	コ ロ ナ 社
セメント注入	渡辺 俊 和	400	50	松 尾 書 店
地耐力調査法	{ 池田 俊 彦	140	20	鉄 道 現 業 社
橋台、石垣、橋脚、井筒の設計	{ 柴 野 直 輝	350	40	"