

京都大学工学部	正会員	井上 裕輝
京都大学工学部	正会員	○森 聖輔
大 阪 市	正会員	山口 泰正

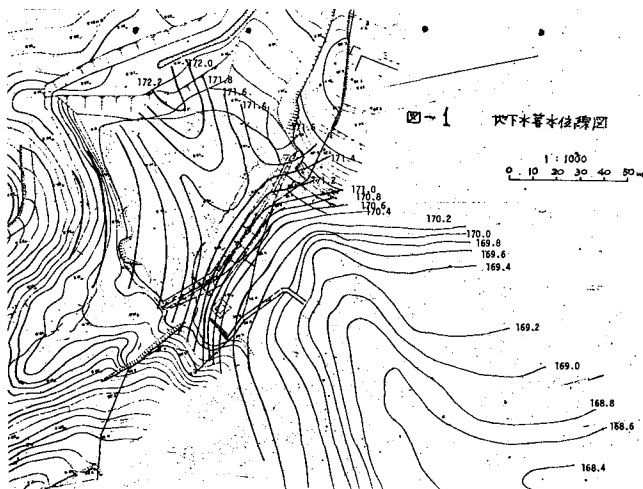
廃棄物を環境に放出する場合、特に人間の生活環境の内部で廃棄物を処分する場合には、必ず何らかの応答が環境および人間に現れる。その形態の汚染、例えば大気汚染・海洋汚染等と異なり、地下水汚染をめぐり問題にはつぎのような特徴があるといえる。すなわち、(1)汚染は比較的狭い範囲に陥り、(2)汚染原因物質の移動・伝播速度が遅いこと、したがって影響が現れ始めるまでに長時間を要すること、(3)一度汚染が生ずるとその継続時間が極めて長いこと、(4)汚染源の数も通常は単数で、汚染の経年時間と共に変化する、(5)一度汚染した地下水を浄化するための有効な工学的方策も現在では皆無に近く、地下水取水を放棄して水道水に切替えることにより問題が解決する場合も多し、等々である。したがって、同じく水質汚染の将来を予測するにしても、一般に予測の時間スケールは長くなるのが普通である。本報告では山内谷筋に埋立てた一般廃棄物によって埋立場周辺の地下水が汚染する場合を想定し、その汚染の将来どのように進行していくかを数値モデル(主として拡散モデル)を用いて推定する。

一般廃棄物による地下水汚染問題を考える場合の汚染物質には、 CN^- イオン、 Cl^- イオン、 SO_4^{2-} イオン、 PO_4^{3-} イオン等の陰イオン、 Cd 、 Pb 、 Cu 、 Hg 等極微量の無機陽イオン、 COD ・ BOD 等の指標で表わされる有機物、その他臭気・色等種々のものがある。ここでは前二者、すなわちイオン性の汚染物質による地下水の汚染について考える。陽イオン性の無機重金属イオンは、イオン交換・物理吸着等によって地層を構成する土壌により保持固定されるため、 Cl^- イオンのような地下水とほぼ同速度で移動する陰イオンよりも遅れて移動する。しかしながら、重金属等の移動遅れの地下水流速に対する割合は一定であると考えられるので、陰イオン性汚染物質の移動を把握することによって重金属等による汚染を間接的に把握することとする。この移動遅れの割合は K_d -ファクター(時間遅延係数)で表わされる⁽¹⁾。これは汚染物質と地下水および地層とを定まれば定まる係数であると考えられる。したがって本報告の目的は、 Cl^- イオン等の動きで表わされる地下水そのものの移動状況を把握することによって導かれる。

対象とする地下水は、上下を粘土層で挟まれた厚さ約10mの被圧地下水であるから、2次元非定常拡散方程式を適用することとできると考えられる。すなわち、

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}(D_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(D_y \frac{\partial C}{\partial y}) - \frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) \quad \text{----- (1)}$$

ここに、 C は地下水中 Cl^- イオン濃度、 D_x 、 D_y は x, y 方向の拡散係数、 u_x, u_y は x, y 方向の地下水流速、 x, y, t は各々地下水層を固定するための座標と時間である。式(1)において、拡散係数 D_x, D_y 、流速 u_x, u_y は場所の関数ではあるが時間の関数ではないものと仮定する。各位置における u_x, u_y はボーリング調査によって得た地下水位から Darcy の法則を



用いて決定した。拡散係数は次式で与えた。ただし、 D_d は地下水の分子拡散係数、 D_m は摩率拡散係数である。

$$D_x = D_m \cdot |v_x| + D_d, \quad D_y = D_m \cdot |v_y| + D_d \quad \text{----- (2)}$$

D_m は土壌を透過したカラムを用いて行った基礎実験によつて定められた値を用いる。現場付近の地下水位等高線図を図1に示す。塩素イオンの初期濃度分布は、調査対象区域の各地点で実施した塩素イオン濃度の推定して用いた。また境界における塩素イオン濃度の時間変化については、充分な実験データがないため、調査対象区域の地下水の塩素イオンの平衡濃度を仮に200ppmであると仮定し、塩素イオン濃度の計算値を200ppmに達するとその後は同濃度を維持するものと仮定した。

式(1)の計算は、同式をCrank-Nicolson法によつて差分近似した後、逐次過緩和法(S.O.R)により電子計算機を用いて実行した。同時に数値計算によつて生ずる誤差を評価するために、(1)差分近似の時間ステップ幅・空間ステップ幅と変化させることによる数値解の安定性誤差、およびBella⁽²⁾の提案した類似拡散係数を用いることによる打ち切り誤差の改善について検討したほか、(2)特に、流速と場特性によつて変化する場を想定し、式(1)の数値解と解析解との差についても検討した。一方、地下水層中での汚染物質の移動を式(1)の拡散モデルで近似することの妥当性を評価するために、均一な地下水層構造に三重水素($^3\text{H}_2\text{O}$)を流し、 $^3\text{H}_2\text{O}$ の地層内分布の実測値と式(1)の数値計算値とを比較した。地下水層構造による実験・検討により、実験誤差・計算誤差の範囲内で、式(1)を用いて地下水(塩素イオン)の移動を予測することとほぼ妥当であることを知った。時間ステップ幅を12時間、空間ステップ幅をx,y方向とも500cmとして、前述の境界条件・初期条件の下に式(1)を数値計算して得た塩素イオン濃度分布の予測例を図2に示す。

本論文によつて得られた結論および問題点を整理すると次のようになる。まず基礎式の数値計算については、

(1) Bellaの提案した類似拡散係数を採用することによる、打ち切り誤差の改善の効果は本研究の計算条件下では、認められなかった。

(2) 式(1)の解析解と数値解との差は境界上で他よりも大きく、このことは、境界条件の設定あるいは境界における差分近似法等によるものと考えられることを示している。

(3) 差分近似法については、前進法、Crank-Nicolson法、後進法について検討した。Crank-Nicolson法が最も有効であった。また、拡散モデルにより地下水汚染を予測することについては、

(4) 拡散モデルは地下水層中の汚染物質の移動を予測する方法としてはほぼ妥当であると思われる。また同方法による予測誤差は、計算誤差・現場での汚染物質の測定誤差、および汚染物質濃度の変動範囲内に修まると思われる。

(5) 現場付近では、境界における汚染物質濃度の時間変動など必要な資料の収集が不十分であるため、長期に渡る濃度予測をするのに本方法を適用することは無理である。

(6) 非定常拡散方程式を数値的に解く場合には、計算時間による制約が大きいため、計算方法を改良して計算時間を短縮させる努力が必要である。

本研究では、拡散モデルによる濃度予測のほかに、拡散を考慮しない場合の濃度予測についても検討した。後者については満期時に報告する。本研究の計算には京都大学 FACOM 230-75を用いた。

(1) Y. Inoue, et al.; Health Physics, vol. 9, pp. 705, (1963)

(2) D.A. Bella, et al.; Proc. ASCE, vol. 94, SAS, pp. 915, (1968)

