

埋立廃棄物層内における物質変換に関する研究

九州大学工学部 学○坂田 幸久 学 李 南 勲

同 上 正 楠田 哲也

福岡大学工学部 正 花嶋 正孝 正 島岡 隆行

1. はじめに

埋立地の安定化は、廃棄物中の汚濁物質が埋立槽内で生物・化学的および物理的作用を受けることによって促進されると予想される。一方、埋立地からの汚濁物質の排出は埋立地周辺の環境を左右する重要な因子となる。しかし、埋立地浸出水の水質だけを考慮しても層内部で起こっている非保存性成分の質変換現象を表現し難く、埋立地の安定化の評価は困難であると考えられる。また、前報^{1,2)}で埋立層内鉛直方向の非保存性物質濃度分布は、 Cl^- 等の保存性物質の傾向と大きく異なり、しかも、非保存性物質の濃度分布は埋立槽厚さに応じて幾つかの濃度のピークが現われていることを報告した。

本研究は、廃棄物層内での非保存性物質の濃度分布の形成に影響を与える要因について考察し、比較的濃度が高い埋立初期を対象に、埋立地における生物分解を考慮した非保存性物質の濃度分布の形成メカニズムについて数値計算で検討を行ったものである。

2. 埋立廃棄物層内における非保存性物質の質変換特性

図-1に廃棄物層内の実験開始31日目の鉛直方向における浸透水中のpH、DOC、 NH_4^+-N と $NO_3^- -N$ の濃度分布及び廃棄物間隙中の酸素と温度分布を示す。廃棄物層内浸透水のpHは、表層部で浸透水にアルカリ度成分が溶出し、急に8.5前後まで高くなるが、その後有機物の加水分解によって溶出した有機酸の生成によってpHが7.5まで低下したと考えられる。さらに、中層部では、pHの低下に伴い微生物の活性が高くなるため、DOCの分解が著しくなり、それに従いpHの上昇が生じたと考えられる。またpHの上昇が起こると微生物活性が低くなり、DOC、有機態窒素の溶出だけが盛んになるため、それに対応してpHの低下が起こると思われる。この現象は、廃棄物の組成や降雨条件によって多少異なると予想されるが、実測データによれば約200cmの廃棄物層厚ごとに一回繰り返されると考えられる。また下層部では、有機酸の微生物分解によってpHの上昇が著しくなる傾向が見られたが、集水管近傍の底部約100cm部位で硝化と脱窒活性が高くなり、その結果pHの低下と上昇が交互に若干起こっていることが確認された。なお、鉛直方向酸素侵入状態を見ると100cmまで酸素が侵入しており、底部集水管付近での有機炭素の分解及びアンモニア性窒素の硝化が促進されていると考えられる。また、DOC除去速度が高い上・下層部では全体的に高温を示している。特に、溶出したDOCが浸透水と共に流下するため、物理的除去が強い上層部よりも微生物による除去が速い下層部での温度が高いことが確認された。これは、廃棄物層内の鉛直方向での非保存性物質は、微生物の活性と溶出によって濃度分布が形成されることを裏付けていると考えられる。

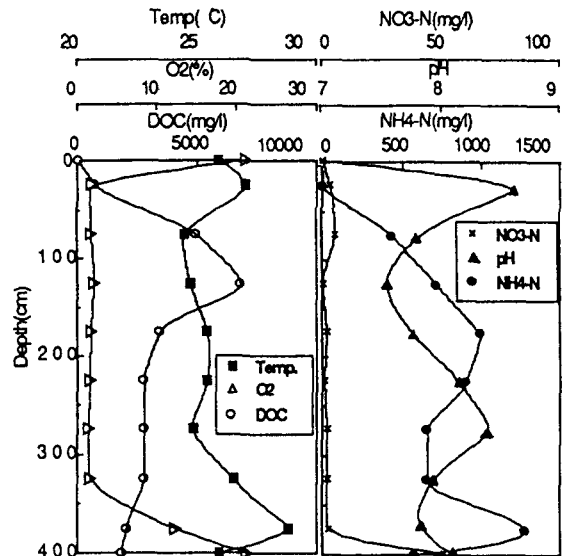


図-1 温度、pH及び非保存性物質の濃度分布
(31日目)

3. 質変換現象のモデル構成及び数値解析

3-1 モデル化及び計算方法

埋立層内の空間構造を廃棄物(固相)と廃棄物間隙(液相と気相)に大別し、廃棄物の間隙には水分が不飽和状態で保有されていると考える。ここで、固相(E_s)の廃棄物を溶解性物質からなる「溶解域(E_{s1})」と非溶解性物質からなる「非溶解域(E_{s2})」に、液相(E_L)を水分が移動している「流動域(E_{L1})」と淀んでいる「非流動域(E_{L2})」に、気相(E_g)を「流動域(E_{g1})」と「非流動域(E_{g2})」に分ける。物質変換モデルの作成に際しては、生物分解によって有機性炭素は CO_2 または CH_4 に、窒素は有機態窒素 $\rightarrow NH_4^+-N \rightarrow NO_3^- -N \rightarrow N_2$ に変化すると仮定した。表-1に埋立地における非保存性物質の質変換のモデル式を示す。有機性炭素あるいは窒素を分解する微生物として有機物分解細菌(好気性・嫌気性)、アンモニア生成細菌、硝化菌、脱窒菌を仮定し、菌体の増殖は液相の非流動域のみで起こるとし、各細菌の増殖速度を式(1)~式(5)の様に表した。さらに液相での細菌の移流分散及び交換を考慮した菌体収支式を式(6)と(7)の様に表す。なお、細菌の増殖速度はpHと温度の関数として扱った。埋立層内への酸素の侵入は底部集水管より起こるとし、そのフラックスは比較的小さいので層深さによる分布は無視して、気相、液相、固相中の酸素収支式を式(8)~式(12)の様に表した。さら

表-1 埋立地における非保存性物質の質変換のモデル式

1. 細菌の成長速度 $G_C^{L2} = \mu_{\max C} \frac{C_C^{L2}}{C_C^{L2} + K_C} \frac{C_{DO}^{L2}}{C_{DO}^{L2} + K_{DOC}} X_C^{L2}$ $G'_C^{L2} = \mu_{\max C} \frac{C_C^{L2}}{C_C^{L2} + K_C} \frac{C_{DOC}^{L2}}{C_{DOC}^{L2} + K_{DOC}} X_C^{L2}$ $G_{AM}^{L2} = \mu_{\max AM} (1 - \frac{C_{DO}^{L2}}{C_{DO}^{L2} + K_{DOAM}}) \frac{C_{AM}^{L2}}{C_{AM}^{L2} + K_{AM}} X_{AM}^{L2}$ $G_{NH4}^{L2} = \mu_{\max NH4} \frac{C_{NH4}^{L2}}{C_{NH4}^{L2} + K_{NH4}} \frac{C_{DO}^{L2}}{C_{DO}^{L2} + K_{DONH4}} X_{NH4}^{L2}$ $G_{NO3}^{L2} = \mu_{\max NO3} \frac{C_{NO3}^{L2}}{C_{NO3}^{L2} + K_{NO3}} \frac{C_C^{L2}}{C_C^{L2} + K_C} \frac{K_{DONO3}}{C_{DO}^{L2} + K_{DONO3}} X_{NO3}^{L2}$	4. 基質の物質収支 1) 液相流動域 $\frac{\partial(\epsilon_{L1} C_i^{L1})}{\partial t} + \frac{\partial(UC_i^{L1})}{\partial Z} = \eta_i(C_i^{L2} - C_i^{L1}) + \frac{\partial}{\partial Z}(D_L \frac{\partial C_i^{L1}}{\partial Z}) + B1i \quad (13)$ 2) 液相非流動域 $\frac{\partial(\epsilon_{L2} C_C^{L2})}{\partial t} = -\epsilon_{L2}(\frac{G_C^{L2}}{Y_C} + \frac{G'_C^{L2}}{Y'_C} + c \frac{G_{NO3}^{L2}}{Y_{NO3}}) + \eta_L(C_C^{L1} - C_C^{L2}) + B2C \quad (14)$ $\frac{\partial(\epsilon_{L2} C_{AM}^{L2})}{\partial t} = -\epsilon_{L2} \frac{G_{AM}^{L2}}{Y_{AM}} + \eta_L(C_{AM}^{L1} - C_{AM}^{L2}) + B2AM \quad (15)$ $\frac{\partial(\epsilon_{L2} C_{NH4}^{L2})}{\partial t} = -\epsilon_{L2} \frac{G_{NH4}^{L2}}{Y_{NH4}} - \frac{G_{AM}^{L2}}{Y_{AM}} + \eta_L(C_{NH4}^{L1} - C_{NH4}^{L2}) \quad (16)$ $\frac{\partial(\epsilon_{L2} C_{NO3}^{L2})}{\partial t} = -\epsilon_{L2}(\frac{G_{NO3}^{L2}}{Y_{NO3}} - \frac{G_{NH4}^{L2}}{Y_{NH4}}) + \eta_L(C_{NO3}^{L1} - C_{NO3}^{L2}) \quad (17)$ 3) 固相分解域 $\frac{\partial(\epsilon_{S1} C_C^{S1})}{\partial t} = -B1C - B2C \quad (18) \quad \frac{\partial(\epsilon_{S1} C_{AM}^{S1})}{\partial t} = -B1AM - B2AM \quad (19)$
2. 細菌の物質収支 $\frac{\partial(\epsilon_{L1} X_i^{L1})}{\partial t} + \frac{\partial(UX_i^{L1})}{\partial Z} = \eta_i(X_i^{L2} - X_i^{L1}) + \frac{\partial}{\partial Z}(D_L \frac{\partial X_i^{L1}}{\partial Z})$ $\frac{\partial(\epsilon_{L2} X_i^{L2})}{\partial t} = \epsilon_{L2} G_i^{L2} - \epsilon_{L2} K_{di} X_i^{L2} + \eta_i(X_i^{L1} - X_i^{L2})$ 3. 酸素の物質収支 $\frac{\partial(\epsilon_{L1} C_{DO}^{L1})}{\partial t} + \frac{\partial(UC_{DO}^{L1})}{\partial Z} = \eta_L(C_{DO}^{L2} - C_{DO}^{L1}) + \frac{\partial}{\partial Z}(D_L \frac{\partial C_{DO}^{L1}}{\partial Z}) - \alpha_1 \epsilon_{L1} C_{DO}^{L1} + Ag1,1 + Ag2,1 \quad (8) \quad (\text{溶解項})$ $\frac{\partial(\epsilon_{L2} C_{DO}^{L2})}{\partial t} = \eta_L(C_{DO}^{L1} - C_{DO}^{L2}) - \epsilon_{L2} a \cdot G_C^{L2} - \epsilon_{L2} b \cdot G_{NH4}^{L2} - \alpha_2 \epsilon_{S1} C_{DO}^{L2} + Ag1,2 + Ag2,2 \quad (9) \quad (\text{溶出項})$ $\frac{\partial(\epsilon_{S1} C_{O2}^{S1})}{\partial t} + \frac{V \partial(C_{O2}^{S1})}{\partial Z} = r_g(C_{O2}^{S2} - C_{O2}^{S1}) + \frac{\partial}{\partial Z}(D_s \frac{\epsilon_{S1}}{\lambda^2} \frac{\partial C_{O2}^{S1}}{\partial Z}) - \alpha_3 \epsilon_{S1} C_{O2}^{S1} - Ag1,1 - Ag1,2 \quad (10)$ $\frac{\partial(\epsilon_{S2} C_{O2}^{S2})}{\partial t} = r_g(C_{O2}^{S1} - C_{O2}^{S2}) - \alpha_4 \epsilon_{S1} C_{O2}^{S2} - Ag2,1 - Ag2,2 \quad (11) \quad \frac{\partial(\epsilon_{S1} C_{O2}^{S1})}{\partial t} = -\alpha_1 \epsilon_{S1} C_{DO}^{L1} - \alpha_2 \epsilon_{S1} C_{DO}^{L2} - \alpha_3 \epsilon_{S1} C_{O2}^{S1} - \alpha_4 \epsilon_{S1} C_{O2}^{S2} \quad (12)$	

【記号説明】 a=7.44, b=3.57, c=0.926, ϵ_{L1} , ϵ_{L2} , ϵ_{S1} , ϵ_{S2} , ϵ_{g1} , ϵ_{g2} : L1, L2, S1, S2, g1, g2の体積分率 [-], i: 成分 (C:有機性炭素, AM:アミノ酸, NH4:アンモニウム性窒素, NO3:硝酸性窒素, DO:溶解酸素), j: 細菌 (C,C':好気性,嫌気性の有機物分解菌, AM:脱アミノ菌, NH4:硝化菌, NO3:脱窒菌), r_L , r_g :水分,酸素の交換係数 [day⁻¹], C_{eqi} :平衡濃度 [mg・l⁻¹], C_{sado} :酸素の飽和濃度 [mg・l⁻¹], C_{iij} :成分の濃度 [mg・l⁻¹], G_j :細菌の増殖速度 [mg・l⁻¹・day⁻¹], D_L , D_g :水,酸素の拡散係数 [cm²・day⁻¹], K_i :飽和定数 [mg・l⁻¹], K_{DOC} :DO飽和定数 [mg・l⁻¹], K_{dj} :細菌の死滅係数 [day⁻¹], U , V :水分,ガスflux [cm・day⁻¹], X_j :細菌濃度 [mg・l⁻¹], Y_j :菌体収率 [-], α :吸収係数 [day⁻¹], β :溶出速度係数 [day⁻¹], δ_i :固相でのi成分の含有率 [-], k_{L2} :DO溶解速度係数 [day⁻¹], λ :屈曲係数 [-], μ_{maxj} :最大比増殖速度 [day⁻¹]

に、各非保存性物質の物質収支式を移流分散、交換、溶出、菌体の増殖・死滅等を考慮し式(13)～式(19)のように表わす。なお、数値計算に必要な各パラメータ値は実験値または文献から引用した値を用いた。これらのモデルの計算は単純差分(水分フラックスの計算はRunge-kutta法)し、差分近似時間ステップ Δt を40sec、空間ステップ ΔZ を10cmとして行った。

3-2 計算結果及び考察

31日目における浸透水のDOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N濃度及び層内酸素濃度分布の計算結果を図-2に示す。本モデルの計算値を図-1の実験値と比較して見ると、埋立深さ約280cmで実測値と異なるDOC分布での濃度ピークが現われる結果が得られたが、その他の濃度分布は全体的に実測値の分布と妥当と思われる程度に良く一致していると考えられる。計算によると、廃棄物層内では上層部でDOCの溶出によって、またNH₄⁺-Nの脱アミノ反応によっての両成分の濃度上昇が起こり、中層部では温度とpHに起因し、DOC及びNH₄⁺-N濃度の増加と減少が生じている様子が伺える。また、下層部では底部からの酸素侵入によってDOCの好気性分解やNH₄⁺-Nの硝化によって両成分の濃度が減少することが分かった。

以上のことより、廃棄物層内鉛直方向における非保存性物質の濃度減少と増加が生じる現象は、温度とpHの変化に起因していることが明らかになったと考えられる。今後、下層部におけるDOC濃度分布についてさらに検討し、埋立地において廃棄物層内浸透水及び浸出水の水質について長期予測を試みる予定である。

【参考文献】1)李ら：第46回土木学会年次講演会講演集,PP.978-979(1990)

2)李ら：第2回廃棄物学会研究発表会講演論文集,PP.361-364(1990)

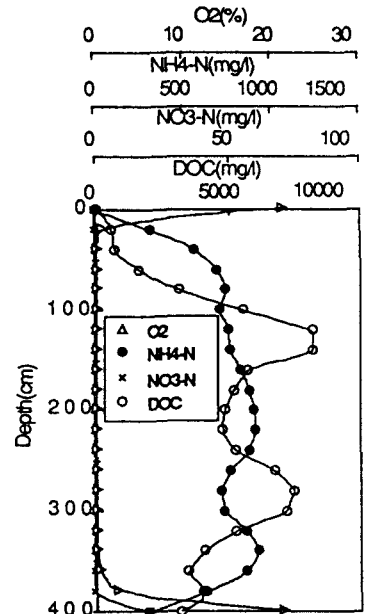


図-2 計算結果(31日目)