

토양/대수층 처리(soil aquifer treatment)에서 유기물과 질소화합물 제거와 이송 모델링-(I) 모델 개발 및 검증

김정우¹ · 김정곤² · 차우석¹ · 최희철^{3*}

¹광주과학기술원 환경공학과, ²한국수자원공사 수자원연구원, ³광주과학기술원 물 연구센터

Modeling Fate and Transport of Organic and Nitrogen Species in Soil Aquifer Treatment-(I) Model Development and Verification

Jung-Woo Kim¹ · Jeongkon Kim² · Woosuk Cha¹ · Heechul Choi^{3*}

¹Department of Environmental Science and Engineering, Gwangju Institute of Science and Technology

²Korea Institute of Water and Environment, Korea Water Resources Corporation

³Center for Water Research, Gwangju Institute of Science and Technology

ABSTRACT

Soil aquifer treatment is a water reuse technology that secondary or tertiary treated wastewater is infiltrated into the aquifer in which physical and biochemical reactions occur. Major consideration in SAT is the removal and transport of DOC and nitrogen species. In this study, reaction mechanism in SAT was examined considering nitrification, denitrification and organic oxidation. In addition, SAT modeling system was developed as the reaction mechanism was applied to groundwater flow and transport model. In verification of the reaction module by 1-dimensional unsaturated soil column test, the experimental data of all of the species, ammonium, nitrate, DOC and DO, were well matched with the simulation results. In sensitivity analysis, ammonium partition coefficient, dissolved oxygen inhibition constant and biomass decay rate affect ammonium, DOC and DO concentration of effluent, respectively.

Key words : Soil aquifer treatment, DOC, Nitrogen species, Modeling, Unsaturated soil column

요 약 문

토양/대수층 처리(Soil Aquifer Treatment, SAT)는 하수처리장으로부터의 2차 또는 3차 처리수를 대수층으로 침투시켜, 토양 매질에서 일어나는 물리적/생화학적 반응에 의해 재처리하는 용수 재이용 기술이다. SAT에서의 주요 관심 대상은 유기물과 질소화합물의 제거와 이송에 있다. 본 연구에서는 암모늄의 질산화 반응, 질소산화물의 탈질 반응, 그리고 유기물의 산화반응을 고려하여 SAT에서 일어나는 반응 메커니즘을 규명하고 이를 지하수 흐름과 이송 모델에 접목시킴으로써 SAT 모델링 시스템을 구현하고자 하였다. 실험실 일차원 불포화 토양 컬럼 실험을 통한 모델 검증에서 암모늄, 질산성 질소, DOC, 용존산소 모두 일정한 농도 범위 안에서 일치하였다. 모델 변수에 대한 민감도 분석에서, 암모늄 분배계수는 유출부의 암모늄 농도에, 용존산소 저해상수는 유출부의 유기물 농도에, 그리고 미생물 감쇄계수는 유출부의 용존산소 농도에 영향을 주었다.

주제어 : 토양/대수층 처리, 유기물, 질소화합물, 모델링, 불포화 토양 컬럼

*Corresponding author : hcchoi@gist.ac.kr

원고접수일 : 2004. 2. 23 게재승인일 : 2004. 1. 10

질의 및 토의 : 2005. 8. 31 까지

1. 서 론

토양/대수층 처리 (Soil Aquifer Treatment, SAT)는 하수처리장으로부터의 2차 또는 3차 처리수를 대수층으로 침투시켜, 토양 매질에서 일어나는 물리적/생화학적 반응에 의해 재처리하는 용수 재이용 기술이다. SAT는 자연 친화적인 기술로써 운영 면에서 다른 용수 재이용 기술에 비해 경제적이고, 재처리된 물이 지하 대수층에 저장됨으로써 용수의 저장과 이송에 대해서도 장점을 가지고 있어 물 부족을 겪고 있는 여러 나라에서 연구되어 왔다 (van Riper and Geselbracht, 1999; Nema et al., 2001; Kanarek and Michail, 1996; Fox et al., 2001; NCSWS, 2001). SAT 처리 효율에 영향을 주는 인자로는 1) 하수처리장 방류수의 수질 특성, 2) 토양/대수층의 수리학적 특성, 3) 주입 주기와 건조주기로 이루어지는 SAT 운영 계획 등이 있다. 이러한 인자들로부터 야기되는 SAT에서의 주요 관심대상은 유기물과 질소화합물의 제거와 이송에 있다 (NCSWS, 2001). SAT는 장기적인 운영 시스템으로 처리 효율에 가장 큰 영향을 미치는 대수층의 특성은 쉽게 조절되지 않으므로, SAT를 현지에 적용하기 전에 현지 대수층의 특성을 충분히 파악하여 앞으로의 처리과정을 예측할 필요성이 있다. Tang et al. (1996)이 이미 SAT 최적 운전조건에 관한 모델링 연구를 하였지만, 실측 데이터와의 비교를 통한 검증작업이 부족하였다. 따라서 본 연구에서는 기존의 불포화 또는 포화 대수층에서의 지하수의 흐름과 이송을 해석할 수 있는 모델에 SAT에서 일어나는 반응 모듈을 접목시킴으로써 새로운 SAT 모델을 개발하고 이를 실험결과와의 비교를 통해서 그 정확성을 검증하고자 하였다.

2. 실험방법

2.1. 모델 개발

SAT에서 원수가 토양으로 침투하는 현상은 불포화 흐름으로 볼 수 있기 때문에, Richards' equation을 지배 방정식으로 사용하였다 (MacQuarrie and Sudicky, 2001).

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} k_{rw} \frac{\partial(\psi+z)}{\partial x_j} \right) + q_n = S_{ew} S_s \frac{\partial \psi}{\partial t} + \theta_s \frac{\partial S_{sw}}{\partial t} \quad (1)$$

$i, j = x, y, z$

여기서, x_i 와 x_j 는 각각 i 축과 j 축 상으로의 거리 (L); K_{ij} 는 포화투수계수 (L/T); k_{rw} 는 토양의 상대비투수계수 (유효함수율의 함수) (-); ψ 는 모세관수두 (L); z 는 고도

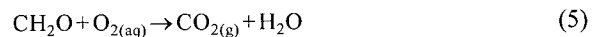
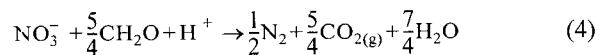
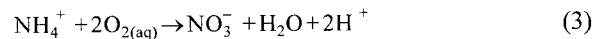
(L); q_n 는 지표로부터의 원수주입을 나타내는 source term (1/T); S_{ew} 는 유효포화도 (-); S_s 는 비저류계수 (1/L); t 는 시간 (T); θ_s 는 포화함수량 (-)이다. 다변 포화 다공체에서 오염물의 이송을 나타내기 위한 이류-분산 지배 방정식은 단위 부피당 질량 보존에 의해 유도된 편미분 방정식으로 나타낸다. 이를 오염물 n 에 대한 3차원상의 식으로 나타내면 다음과 같다 (MacQuarrie and Sudicky, 2001).

$$\frac{\partial [(\theta_w + \theta_g H_n + \rho_b K_d) C_n^w]}{\partial t} = -q_i \frac{\partial C_n^w}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[(\theta_w D_{ik_n}^w + \theta_g H_n D_{ij_n}^g) \frac{\partial C_n^w}{\partial x_j} \right] - rxn_n(C, X) + \Gamma_n \quad (2)$$

$(i, j = x, y, z)$

여기서, θ_w 는 수율 (-); θ_g 는 공기량 (-); p_b 는 토양의 밀도 (M/L³) K_d 는 오염물의 분배계수 (L³/M); H_n 는 Henry 계수 (-); C_n^w 는 오염물 n 의 액상 농도 (M/L³); q_i 는 단위면적당 이류에 의한 유량 (L/T); $D_{ij_n}^w$ 는 수리동역학적 액상 확산계수 (L²/T); $D_{ij_n}^g$ 는 수리동역학적 기상 확산계수 (L²/T); Γ_n 는 흡착과 반응 이외에 의한 오염물의 변화량이다. $rxn_n()$ 는 반응 모듈; C 는 반응 모듈에 관여하는 오염물 농도 벡터; X 는 반응 모듈에 관여하는 미생물 농도 벡터를 나타낸다. 식 (1)의 흐름 방정식과 식 (2)에서의 반응 모듈 ($rxn_n()$)을 제외한 오염물 이송 지배 방정식은 기존의 MODFLOW-SURFACT 프로그램 (Hydrogeologic, Inc., 1996)에 의해 해석되었고, 여기에 MacQuarrie and Sudicky (2001)가 제시한 반응식들을 고려하여 SAT에 적합한 반응 모듈 ($rxn_n()$)을 operator splitting method를 이용하여 다음과 같이 적용하였다.

SAT에서의 주요 제거 반응들로는 다음과 같이 질산화 반응과 탈질화반응, 그리고 유기물 산화반응이 있다.



이들은 모두 미생물에 의한 생화학적 반응으로 산소와 미생물의 농도에 의해서 영향을 받는다. 따라서 용존산소와 미생물 농도의 변화도 모델개발에서 오염물 농도의 변화와 함께 고려되었다. 이러한 생화학적 반응들은 다음과 같이 다중 Monod 식에 의해 동역학적 형태로 나타낼 수 있다 (MacQuarrie and Sudicky, 2001; Essaid et al., 1995).

$$\mu^p = \mu_{\max}^p X^p \left[\frac{C_1}{C_1 + K_1} \right] \left[\frac{C_2}{C_2 + K_2} \right] \dots \left[\frac{C_N}{C_N + K_N} \right] I_b(X^p) [I_{O_2}(C_{O_2})] \quad (6)$$

여기서, μ^p 는 반응 기질의 성장률 (1/T); μ_{\max}^p 는 최대

기질 이용률 (1/T); X^p 는 미생물 농도 (M/L³); C_N 는 오염물 N 의 농도(M/L³); K_N 는 오염물 N 의 반포화 계수 (M/L³); $I_b(X^p)$ 는 미생물에 의한 저해상수 (-); $I_{O_2}(C_{O_2})$ 는 용존산소에 의한 선택적 저해상수 (-); C_{O_2} 는 용존산소 농도 (M/L³)를 나타낸다. 미생물은 호기성과 혐기성 미생물로 크게 두 가지로 분류하였다. 이러한 미생물들은 충분한 영양분의 공급이 있더라도 토양내의 수리화적인 영향에 의해 그 최대 농도에 제약을 받는다. 그리고 혐기성 미생물은 부분적으로 있을 수 있는 용존산소에 의해서 그 성장률에 영향을 받는다. 이에 따른 미생물과 용존산소에 의한 저해상수들이 함께 고려되었다. 이러한 저해상수들은 그 값이 작을수록 성장률에 더 큰 영향을 미쳐 실제 성장률을 저하시킨다.

Table 1. Stoichiometric coefficients of nitrate, DOC and DO in nitrification, denitrification and organic oxidation

Parameters	Values
$\xi_{NO_3^-}^{nit}$	3.437
$\xi_{CH_2O}^{denit}$	0.605
$\xi_{O_2}^{nit}$	3.550
$\xi_{O_2}^{ox}$	1.066

Table 2. Reaction modules for ammonium, nitrate, DOC and DO, and growth rate of autotrophs and heterotrophs

암모늄	$rxn_{NH_4^+} = -\mu_{\max}^{nit} \left[\frac{C_{NH_4^+}}{C_{NH_4^+} + K_{NH_4^+}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_A}^I}{K_{X_A}^I + X_A} \right]$
질산성 질소	$rxn_{NO_3^-} = -\mu_{\max}^{nit} \left[\frac{C_{NH_4^+}}{C_{NH_4^+} + K_{NH_4^+}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_A}^I}{K_{X_A}^I + X_A} \right] \xi_{NO_3^-}^{nit}$ $-\mu_{\max}^{denit} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{NO_3^-}}{C_{NO_3^-} + K_{NO_3^-}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right] \left[\frac{K_{O_2}^I}{K_{O_2}^I + C_{O_2}} \right]$
유기물	$rxn_{CH_2O} = -\mu_{\max}^{denit} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{NO_3^-}}{C_{NO_3^-} + K_{NO_3^-}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right] \left[\frac{K_{O_2}^I}{K_{O_2}^I + C_{O_2}} \right] \xi_{CH_2O}^{denit}$ $-\mu_{\max}^{xo} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right]$
용존산소	$rxn_{O_2} = -\mu_{\max}^{nit} \left[\frac{C_{NH_4^+}}{C_{NH_4^+} + K_{NH_4^+}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_A}^I}{K_{X_A}^I + X_A} \right] \xi_{O_2}^{nit}$ $-\mu_{\max}^{xo} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right] \xi_{O_2}^{ox}$
Autotrophs	$\frac{dX_A}{dt} = Y^{nit} \mu_{\max}^{nit} X_A \left[\frac{C_{NH_4^+}}{C_{NH_4^+} + K_{NH_4^+}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_A}^I}{K_{X_A}^I + X_A} \right] - X_A k_A^d$
Heterotrophs	$\frac{dX_H}{dt} = Y^{denit} \mu_{\max}^{denit} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{NO_3^-}}{C_{NO_3^-} + K_{NO_3^-}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right] \left[\frac{K_{O_2}^I}{K_{O_2}^I + C_{O_2}} \right]$ $+ Y^{ox} \mu_{\max}^{xo} X_H \left[\frac{C_{CH_2O}}{C_{CH_2O} + K_{CH_2O}} \right] \left[\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right] \left[\frac{K_{X_H}^I}{K_{X_H}^I + X_H} \right] - X_H k_H^d$

반응 물질들의 전체 농도 변화는 각 반응 물질들이 연관되어 있는 모든 반응에 의한 변화량의 합으로 다음과 같이 표현된다.

$$rxn_n(C, X) = \sum_p \mu^p \xi_n^p \quad (7)$$

여기서, ξ_n^p 는 각 반응식에서 실질적으로 생산되거나 소모된 반응물질들의 양을 고려하기 위하여 해당 기질에 대한 질량비로 나타내어지는 stoichiometric coefficient이다. Table 1에 식 (3)-(5)에서의 각 반응물질들에 대한 stoichiometric coefficients를 정리하였다. 이상으로 각 반응물질들에 대한 반응 모듈과, 수율계수 (Y)와 감쇄계수 (k_d)로 나타낸 미생물의 농도 변화를 Table 2에 나타내었다.

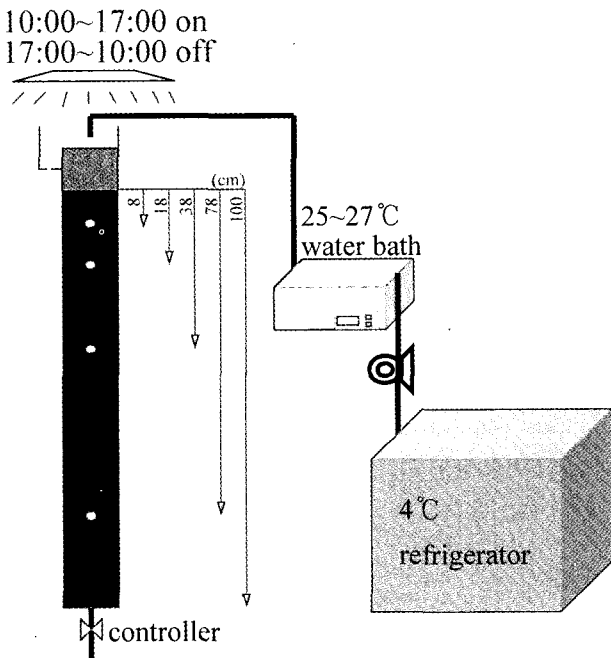


Fig. 1. Schematic of 1-dimensional unsaturated soil column test.

2.2. 일차원 불포화 토양 컬럼 실험

SAT 반응 모델의 검증을 위해 2차 처리된 하수처리장의 방류수를 원수로 사용하여 일차원 불포화 토양 컬럼 실험을 시행하였다. Fig. 1에서처럼 내경이 11.3 cm, 길이가 1 m인 일차원 불포화 토양 컬럼을 통해 불포화 대수층을 모사하였다. 컬럼의 유입수로는 K 하수처리장의 2차 방류수를 이용하였다. 유입수는 장시간의 보존을 위해서 4°C의 냉장고에 보관하였고, 컬럼 주입시에는 water bath를 이용하여 25~27°C의 온도를 유지하였다. 현장의 SAT basin을 재현하기 위해서 컬럼 상부에는 10 cm의 head space를 두었다. SAT에서 불포화 대수층에서의 물의 흐름은 아래의 포화 대수층과 만나면서 infiltration rate에 영향을 받는다. 본 실험에서는 컬럼 유출부의 밸브를 이용하여 infiltration rate에 영향을 주는 유출 유량을 조절하였다. 컬럼에 사용된 토양은 K 하수처리장 주변의 토양으로 poorly graded sand로 분류되고, bulk density는 1.57 g/cm³, porosity는 0.344이다. 컬럼 운전은 4일의 주입주기와 3일의 건조주기를 한 사이클로 하여 12 사이클 (84일) 동안 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 일차원 불포화 토양 컬럼 실험을 통한 검증

Fig. 2는 시간에 따른 유출 유량의 변화와 유입수의 농도 분포를 나타낸 것이다. 컬럼 내의 clogging layer의 형성으로 유출 유량이 시간에 따라 줄어들지만 이를 컬럼 유출부의 조절기를 통해 주기적으로 재조절하였다. 하수처리장의 2차 처리수인 유입수의 농도분포에서 유기물과 용존산소의 농도는 어느정도 일정한 반면에 암모늄과 질산성 질소는 후반부에 농도가 높았다.

암모늄, 질산성 질소, DOC, 그리고 용존산소에 대해서

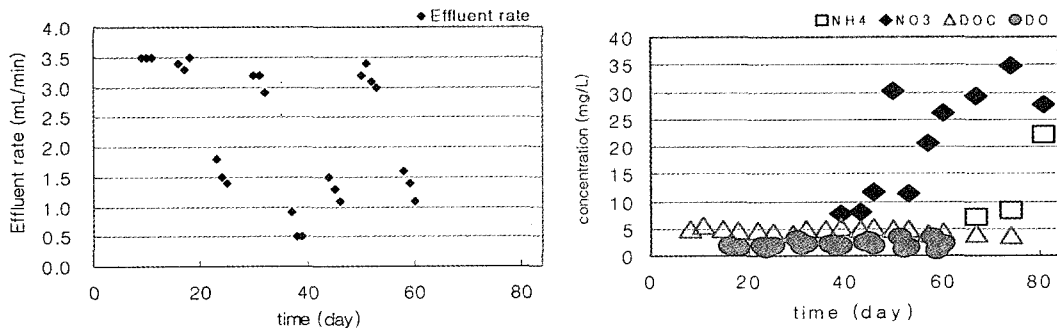


Fig. 2. Effluent rate and concentrations of ammonium, nitrate, DOC and DO in source water in 1-dimensional unsaturated soil column (experimental results).

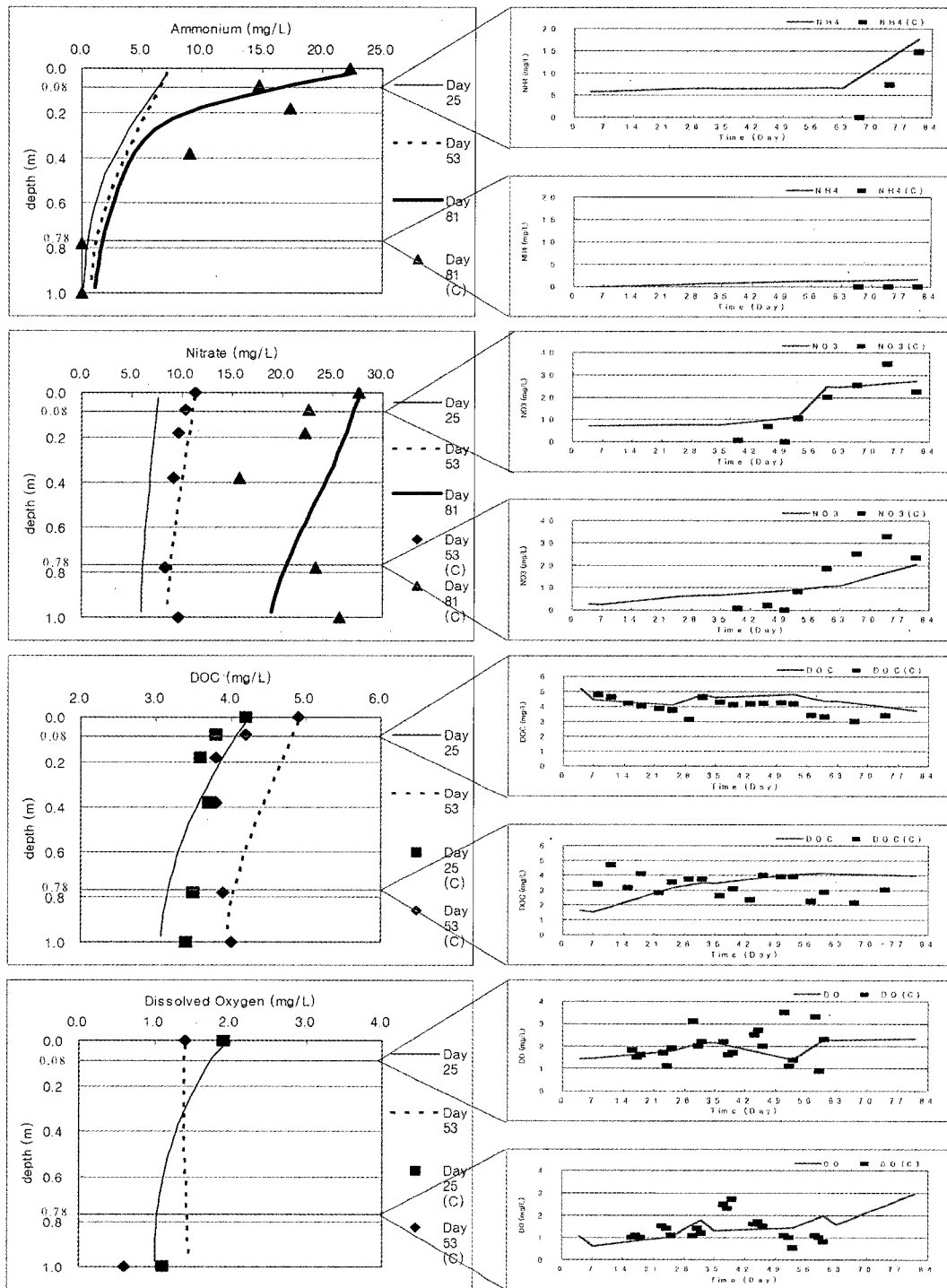


Fig. 3. Profiles of ammonium, nitrate, DOC and DO concentration and each concentration distributions at the depth of 0.08 and 0.78 m from the top of the column (experimental results (dots) and simulation results (lines)).

각각 모델 시뮬레이션 결과와 컬럼 실험 결과를 비교하였다 (Fig. 3.). 암모늄은 후반부에 유입수에서의 농도가 증가하였지만 유출수의 암모늄의 농도는 전반부와 같이 거의 나타나지 않았다. 모델 시뮬레이션 결과에서도 실험 결

과가 잘 나타나고 있다. 시간에 따른 암모늄 농도 변화도 각 주입일자에서 실험치와 모델 예측이 비슷한 경향을 보이고 있다. 질산성 질소는 암모늄의 질산화 반응에 의한 생성물과 유기물 산화에서의 전자수용체로서의 반응물로

그 최종농도가 영향을 받는다. 컬럼 실험의 결과에서 질산성 질소의 제거는 크게 일어나지 않았지만, 컬럼 상층부에서 그 제거가 대부분 일어났다. 이는 컬럼 상층부에 생기는 clogging layer의 영향이라 하겠다. 시간별 질산성 질소 농도 분포에서 모델 시뮬레이션 결과가 컬럼 실험 결과와 비슷한 경향을 보인다. 하지만 clogging layer의 영향을 고려하지 않은 본 모델은 컬럼 상층부에서의 급격한 질산성 질소의 제거를 나타내지 못했다. DOC와 용존산소는 유입수에서의 농도가 크지 않아서 큰 제거율을 나타내지는 않았다. DOC에서도 컬럼 상층부에서의 clogging effect가 나타났다. DOC의 시간별 분포에서는 컬럼 상층부에서의 모델 시뮬레이션 결과와 컬럼 실험 결과가 컬럼 하층부보다 더 잘 일치하였다. 용존산소의 시간별 분포에서는 컬럼 실험 결과가 일정한 경향을 나타내지는 않았지만 좁은 농도 범위 안에서 큰 변화가 일어나지 않았고, 모델 시뮬레이션의 결과가 이를 나타내고 있다.

3.2. 모델 민감도 분석

각각의 모델 변수들이 SAT 모델에 어떻게 영향을 주는 지 확인하기 위한 민감도 분석을 하였다. 암모늄 이송과 관련된 암모늄 분배계수가 컬럼 유출부의 암모늄 농도에 미치는 영향을 조사하였다. Fig. 4와 같이 암모늄 분배계수가 증가할수록 컬럼 유출부에서의 암모늄 농도는 감소하였다. 이는 분배계수가 증가함에 따라 토양내에 흡착하는 암모늄의 농도가 증가하여 나타나는 결과이다. 토양내 탈질화 반응에 영향을 주는 용존산소 저해상수에 대한 민감도 분석에서는 유기물의 농도 변화가 상대적으로 크게 나타났다. 용존산소 저해상수의 변화에 따른 컬럼 유출부의 유기물 농도 변화에서는 저해상수가 클수록 유기물 농도가 작게 나타났다. 이는 용존산소의 저해 정도가 낮아짐에 따라 토양내 탈질화 반응이 증가했음을 나타낸다. 또한, 미생물 감쇄계수가 증가함에 따라 컬럼 유출부의 용

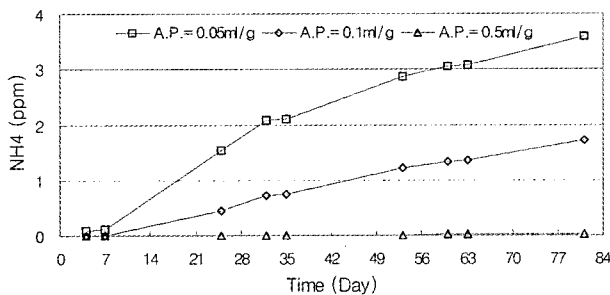


Fig. 4. Ammonium concentration at the depth of 0.78 m from the top of the column when ammonium partition coefficient (A.P.) is 0.05, 0.1 and 0.5 ml/g.

존산소의 농도가 증가하였는데, 이는 미생물 감쇄계수의 증가에 따른 미생물의 감소로 용존산소의 소모가 줄어들었음을 의미한다.

4. 결 론

다중 Monod equation에 의해서 SAT에서의 주요 제거 반응식인 암모늄의 질산화 반응과 질산성 질소의 탈질화 반응, 그리고 DOC의 유기물 산화반응을 동역학적 모델로 하여 기존의 지하수 흐름과 이송모델에 접목시켜 새로운 SAT 모델을 개발하였다. 반응 모듈의 영향을 보기위한 모델 시뮬레이션 결과에서, 모델 개발과정에서 가정한 암모늄과 DOC의 제거가 용존산소의 다량 소모와 함께 일어났다. 그리고 암모늄의 분해는 질산성 질소 농도의 증가를 초래하였다. 모델 검증을 위한 컬럼 실험 결과와 모델 시뮬레이션 결과의 비교에서, 암모늄, 질산성 질소, DOC, 용존산소 모두의 결과가 일정한 농도 범위 안에서 거의 일치하였다. 이러한 컬럼 실험 결과와 모델 시뮬레이션 결과의 유사성을 볼 때 본 연구에서 개발한 모델은 본 실험조건과 유사한 조건에서 시행될 예정인 파일럿 규모 및 실제 현장 규모의 최적 SAT 운전조건을 도출하는데 유용하게 사용되리라 예측된다. 또한, 컬럼 실험에서 발견된 clogging layer의 영향은 앞으로의 SAT 모델 개발에 고려해야 할 주요 영향 인자로 밝혀졌다.

사 사

본 연구는 21세기 프론티어연구개발사업인 수자원의 지속적 확보기술사업단의 지원(과제번호 4-1-1)을 받는 광주과학기술원 물 연구센터 연구비에 의해 수행되었습니다.

참 고 문 헌

- Essaid, H.I., Bekins, B.A., Godsy, E.M., Warren, E., Baedeker, M.J., and Cozzarelli, I.M., 1995, Simulation of aerobic and anaerobic biodegradation processes at a crude oil spill site, *Water Resour. Res.*, **31**(12), 3309-3327.
- Fox, P., Narayanaswamy, K., Genz, A., and Drewes, J.E., 2001, Water quality transformation during Soil Aquifer Treatment at the Mesa Northwest Water Reclamation Plant, USA, *Water Sci. Technol.*, **43**(10), 343-350.
- Hydrogeologic, Inc., 1996. MS-VMS software (version 1.2) documentation. Herndon, USA.
- Kanarek, A. and Michail, M., 1996, Groundwater recharge with

municipal effluent: Dan region reclamation project, Israel, *Water Sci. Technol.*, **34**(11), 227-233.

MacQuarrie, K.T.B. and Sudicky, E.A., 2001, Multicomponent simulation of wastewater-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers I. Model formulation and performance, *J. Contam. Hydrol.*, **47**, 53-84.

National Center for Sustainable Water Supply (NCSWS), 2001, Investigation on Soil-Aquifer Treatment for sustainable water reuse, Arizona State University, Tempe, Arizona, U.S.A.. [Research Project Summary]

Nema, P., Ojha, C.S.P., Kumar, A., and Khanna, P., 2001, Techno-

economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent at Ahmedabad, India, *Water Res.*, **35**(9), 2179-2190.

Tang, Z., Li, G., Mays, L.W., and Fox, P., 1996, Development of methodology for the optimal operation of Soil Aquifer Treatment systems, *Water Sci. Technol.*, **33**(10-11), 433-442.

Van Genuchten, M.Th., 1980, A Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 892-898.

Van Riper, C. and Geselbracht, J., 1999, Water reclamation and reuse, *Water Environ. Res.*, **71**(5), 720-728.