

## 생물벽체내 유기오염물질 TCE의 생물학적 분해 모의를 위한 수치모델개발

왕수균<sup>1\*</sup> · 오재일<sup>2</sup> · 배범한<sup>3</sup>

<sup>1</sup>이화여자대학교 환경학과

<sup>2</sup>중앙대학교 토목공학과

<sup>3</sup>경원대학교 토목환경공학과

### Developing a Numerical Model for Simulating In-Situ Biodegradation of an Organic Contaminant, TCE, in Biobarrier

Sookyun Wang<sup>1\*</sup> · Jeil Oh<sup>2</sup> · Bumhan Bae<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Dept. of Environmental Science & Engineering, Ewha Womans University

<sup>2</sup>Dept. of Civil Engineering, Chungang University

<sup>3</sup>Dept. of Civil & Environmental Engineering, Kyungwon University

#### ABSTRACT

This study presents a mathematical model for simulating the fate and transport of a reactive organic contaminant, TCE, degraded by cometabolism in dual-porosity soils during the installation of *in situ* biobarrier. To investigate the effect of dual-porosity on transport and biodegradation of organic hydrocarbons, a bimodal approach was incorporated into the model. Modified Monod kinetics and a microcolony concept were employed to represent the effects of biodegrading microbes on the transport and biodegradation of an organic contaminant. The effect of permeability reduction in biobarrier due to biomass accumulation on the flow field were examined in the simulation of a hypothetical field-scale *in situ* bioaugmentation. Simulation results indicate that the presence of the immobile region can decrease the bioavailability of biodegradable contaminants and that the placement of microbes and nutrients injection wells should be considered for an effective installation of biobarrier during *in situ* bioaugmentation scheme.

**Key words :** bioaugmentation, biobarrier, dual-porosity soils, bioaccumulation, permeability reduction

#### 요 약 문

본 연구에서는 원위치 생물학적 처리 과정에서 공대사 기작에 의해 분해되는 유기오염물질의 성상과 거동을 모의하기 위한 수학적 모델을 제기하였다. 토양구조 내에서 부동유역의 존재가 처리 과정에 미치는 영향을 고려하기 위하여 이중공극 개념을 적용하였으며, 유기오염물질의 거동과 생물학적 처리에 미치는 미생물의 영향을 수학적으로 표현하기 위하여 수정된 Monod 식과 토양상 미생물의 미소군집모형이 적용되었다. 가상의 원위치 생물학적 처리 과정에 대한 모델의 적용을 통하여 공극내 생체축적으로 인한 투수능의 감소가 지하수 흐름에 미치는 영향이 예시되었다. 가상의 생물학적 처리 과정에 대한 모델의 모의결과는 부동유역의 존재가 유기오염물질의 생물학적 가용성을 저감시키며, 생물벽체의 형성 및 처리과정에 있어 외부로부터의 미생물 및 영양물질 주입정의 위치가 효과적인 처리 계획의 수립을 위해 중요하다는 것을 보여 주었다.

**주제어 :** 생물학적 처리, 생물벽체, 이중공극토양, 생체축적, 투수능 감소

\*Corresponding author : sookyun@ewha.ac.kr

원고접수일 : 2003. 08. 05 게재승인일 : 2003. 11. 20

질의 및 토의 : 2004. 3. 30 까지

## 1. 서 론

지하 대수층에 산재하는 토착미생물은 인위적 조작이 없는 자연상태에서도 대부분의 유기오염물질들을 분해할 수 있는 것으로 알려져 있다. 그러나 토양 및 지하수의 오염 정도가 자연상태의 생분해 능력을 훨씬 초과하는 상태에서는 영양물질의 주입을 통하여 오염지역 내의 생지화학적(biogeochemical) 조건을 미생물 대사작용에 적합하도록 조절함으로써 유기오염물질의 생물학적 분해작용을 촉진할 수 있다. 더욱이 오염토양 내에 특정한 오염물질의 분해 능력을 가진 미생물이 부족할 경우, 배양된 미생물을 영양물질과 함께 외부로부터 주입하여 오염 토양 및 지하수의 생물학적 복원 능력을 증진하기도 한다.

이와 같은 생물학적 처리 및 복원의 성패는 유기오염물질에 대한 미생물의 생물학적 이용가능성(bioavailability)에 의해 주로 영향을 받게 되는데, 생물학적 이용가능성에 가장 큰 영향을 미치는 기작이 오염물질의 토양흡착이다. 최근 일부 연구에서 토양에 흡착된 유기오염물질도 미생물에 의해 분해될 수 있음을 나타내는 실험결과가 보고되고 있으나<sup>1,2)</sup>, 일반적으로 지하환경 내의 미생물은 지하수에 용존된 상태로 존재하는 유기오염물질만을 기질로 이용할 수 있는 것으로 여겨지고 있다<sup>3,5)</sup>. 생물학적 접근성에 영향을 미치는 또 하나의 주요 현상은 노화(aging)이다. 토양구조 속에는 상대적으로 크기가 큰 미생물에게는 물리적으로 접근이 불가능한 미소공극이 존재하는데, 이 미소공극 안으로 용존물질이 확산·유입됨으로써 이러한 미소공극 내의 유기물질은 미생물의 접근 및 이용이 배제된다. 따라서 생물학적 이용성은 생물학적 복원을 계획하거나 그 효과를 평가하는데 있어서 매우 중요한 요소이므로, 특히 지하환경에서 유기오염물질의 성장과 이동을 모의하기 위한 수학적 모델의 개발에 있어서 반드시 고려되어야 한다.

공극 크기와 토양 표면특성의 차이로 인해 발생하는 물리적 및 화학적 이질성은 용존물질의 이송 및 흡착기작에 있어서 nonequilibrium을 형성한다<sup>6)</sup>. 그러나 지금까지 생물학적 복원을 모의하기 위해 개발된 많은 모델에서 국지적인 이질성이 미생물의 대사활동에 미치는 영향이 간과되어 왔다. 따라서 본 연구에서는 이중공극개념(dual-porosity concept)을 적용하여 지하환경에서 미소공극영역이 유기물질의 이송과 성장에 미치는 영향을 고려하였다. 이중공극 모델에서는 하나의 이질성 매질을 상이한 수리지질학적 특성을 가진 두 개의 동질성 매질, 즉 유동유역(macropore region)으로 이루어진 매질과 부동유역(micropore region)

으로 이루어진 매질이 개념적으로 중첩되어 있는 것으로 고려한다. 두 영역 내에서의 흐름 특성을 비교하면, 부동유역을 이루는 미소공극은 미세한 공극 크기로 인하여 이류에 의한 흐름을 허용하지 않는 반면, 유동유역을 이루는 거대공극을 통해서는 용존물질과 미생물이 지하수의 흐름을 통해 자유롭게 이동할 수 있다. 즉, 유동유역 내에서는 이류(advection)와 수리적 분산(hydrodynamic dispersion)이 물질의 거동을 지배하고, 부동유역 내에서는 공극수의 흐름이 없이 정체된 채로 확산에 의해서만 물질이 이동되는 것으로 표현된다. 이러한 두 영역 사이에는 확산에 의한 물질이동이 발생하여, 부동유역은 유동유역에 대하여 상대적으로 느린 이송속도와 큰 흡착용량을 특성으로 하는 용존물질의 저장소 역할을 담당하게 된다<sup>7)</sup>.

유기오염물질의 원위치(*in-situ*) 생물학적 처리 과정에서 발생하는 중요한 운영상의 문제점은 주입정의 스크린이나 주변 공극에서 과도하게 미생물이 성장·축적되어 일어나는 투수능 저하현상이다<sup>8)</sup>. 미생물의 대사작용을 촉진하기 위해 주입되는 영양물질은 주입정 주변 미생물을 과도하게 성장·축적시키게 되고, 이렇게 저하된 투수능을 극복하기 위해서는 더 큰 압력으로 주입하거나 주입량을 줄여야만 하게 된다. 이와 같은 미생물에 의한 막힘(bioclogging) 현상은 생물학적 분해과정을 촉진하기 위하여 영양물질과 미생물을 함께 주입하는 경우 더욱 심각하게 나타난다. Bioclogging에 대한 해결책으로 영양물질을 펄스형태로 주입하여 주입정 인근의 미생물의 성장을 억제하는 방안<sup>9)</sup> 혹은 전기극성을 이용해 미생물의 이송을 증가시키려는 전기동력학적 운송 방법(electrokinetic transport) 등이 활용되고 있다. 역으로, 이러한 막힘 현상에 의한 투수능 저하 현상은 지하수내 용존오염물질의 확산을 제어하기 위한 생물벽체의 설치에도 응용되고 있다. 두 경우 모두에서 미생물의 성장·축적으로 인한 막힘 현상과 이로 인한 국지적인 투수계수의 감소 및 지하수 흐름체계의 변화는 전체 시스템 내부의 다양한 지하학적 및 생물학적 현상들과 유기적으로 연결된다. 즉 미생물 성장은 다공성 매질의 수리지학적 특성을 변화시키며 이는 다시 용존오염물질 및 영양물질의 이동에 영향을 주어 미생물의 성장에 다시 영향을 미치게 된다. 따라서 시공간적 변화에 따른 다공성 매질 시스템 전체의 종합적인 이해가 필수적이며, 이러한 제반 현상들을 고려한 수학적 모델의 개발이 요구되어 왔다.

투수성 생물벽체의 형성과 활용에 관한 다양한 실험적 연구가 발표되는데 비하여, 생물벽체와 오염물질의 거동과 성장을 수학적으로 규명하는 연구는 관련 기작의 복잡성으로 인하여 초보적인 단계에 놓여 있다. Gupta와 Fox<sup>10)</sup>는 funnel-

and-gate 형태의 반응벽체를 이용한 유기오염물질 처리 과정에서 일어나는 수리학적 변화를 MODFLOW를 이용하여 계산하고 최적화된 설치방안을 제시하였으며, Eykholt 등<sup>11)</sup>은 대수층의 이질성과 반응기자의 불확실성이 투수성 반응벽체의 성능에 미치는 영향을 Monte Carlo Simulation 기법을 이용하여 모의하였다. Chen과 Kojouharov<sup>12)</sup>는 두 종류의 미생물로 이루어진 생물벽체의 성장과 이로 인한 투수계수의 변화를 모의하기 위한 일차원 모델을 발표하였다. 그러나 오염물질 및 미생물의 거동과 성장, 생물벽체의 성장과 소멸 등 생지화학적 기작과 생체축적으로 인한 투수계수의 변화와 대수층의 이질성 등 수리지질학적 고려가 복합적으로 고려된 모델은 아직 소개되지 않고 있다.

따라서 본 연구에서는 이중공극 개념을 적용한 이차원 수학적 모델의 개발과 적용을 통하여 대수층의 물리적 이질성과 이로 인한 부동유역의 존재가 지하환경에서의 유기오염물질의 이송과 생물학적 분해에 미치는 영향을 분석하고, 기존의 단일공극개념의 모델에 대한 보완적 모의수단을 제시하고자 하였다. 또한 개발된 모형을 투수성 생물벽체를 이용한 가상의 생물학적 복원 과정을 모의하는데 적용하여 미생물에 의한 막힘 현상을 활용하거나 고려하는 바람직한 토양 및 지하수 복원 계획을 수립하고자 하였다.

**2. 모델의 개발**

본 연구에서 제시하는 수학적 모델에서는 공대사에 의한 유기오염물질의 생분해 과정에 필수적인 네 가지 기본 요소의 지하 대수층 내 거동과 성상을 모의할 수 있도록 개발되었다. 네가지 기본 요소는 다음과 같다.

- (i) 분해작용을 담당하는 미생물
- (ii) 전자전달체 및 탄소원으로서의 성장기질
- (iii) 공대사에 의해 분해되는 비성장기질인 유기오염물질 및
- (iv) 전자수용체

또한, 다공성 매질의 이질성을 고려하기 위한 이중공극 개념이 적용되었으며, 미생물의 이동 및 토양흡착과 이로 인한 대수층 내의 수리학적 변화를 고려하였다. 모델링 영역은 이차원 포화대수층으로 국한되었으며, 온도, pH, 함수율 등 환경인자가 미생물의 대사작용에 미치는 영향은 고려되지 않았다.

**2.1. 이중공극토양**

이중공극 토양을 두 개의 서로 다른 수리학적 특성을 가진 등질성 대수층이 하나의 대수층으로 중첩되어 있는 것으로 표현하기 위하여 체적기중함수(volumetric weighting

function)를 적용하였다<sup>7)</sup>.

$$V_T = V_T^{ma} + V_T^{mi} = \phi V_T + (1 - \phi)V_T \tag{1}$$

여기서, 위첨자 *ma*와 *mi*는 각각 유동유역과 부동유역을 나타내며,  $V_T$ 는 다공성 매질의 전체 부피,  $\phi$ 는 체적기중함수 ( $=V_T^{ma}/V_T$ )이다. 같은 방법으로 두 유역의 공극률(*n*)은 각각  $n^{ma} = V_v^{ma}/V_T^{ma}$ 와  $n^{mi} = V_v^{mi}/V_T^{mi}$ 로 정의될 수 있는데, 여기서  $V_v$ 는 공극의 체적을 나타낸다. 또한 이중공극 토양 내의 지하수 흐름은 유동유역 내에서만 정의되므로, 지하수 흐름의 비유량과 유속은 각각  $q_w^{ma} = Q^{ma}/A_T^{ma}$ 와  $v_w^{ma} = q_w^{ma}/n^{ma}$ 로 표현되며, 여기서  $Q(=Q^{ma})$ 는 유량,  $A_T^{ma}(=\phi A_T)$ 는 단면적이다. 이송과 분산에 의해 흐름이 지배되는 유동유역으로부터 배제된 부동유역 내에서는 확산 기작을 통하여 부동유역 내 및 유동·부동 유역간의 물질분포에 영향을 미치게 된다.

**2.2. 미생물의 성장과 이동**

이중공극토양에서 미생물의 분포는 size exclusion에 의해 미소공극으로 구성된 부동유역은 배제되고 유동유역에서만 존재하는 것으로 가정되는데, 이러한 유동유역내 미생물은 지하수의 흐름을 따라 부유하거나 토양 표면에 흡착하여 군체를 형성하고 액상의 용존물질을 소비하면서 유지·성장한다. 토양흡착 미생물의 군집형태를 수학적으로 표현하기 위해서는 일반적으로 생물막(biofilm)이나 미소군체(microcolony)의 구조로 간략화하여 정의되는데, Molz 등<sup>13)</sup>은 지하 대수층과 같이 영양물질의 농도가 비교적 낮은 환경에서는 미생물이 토양표면을 완전히 덮는 생물막을 형성하기 보다는 원반모양의 미소군체를 이루면서 토양입자의 표면에 흩어져 있다고 가정하는 미소군체모형을 제시하였다. 미소군체모형을 모델에 적용하여 토양표면에 흡착된 미생물의 분포와 체적을 정의하고, 성장기질과 유기오염물질 간에 경쟁적 저해(competitive inhibition)가 일어나는 미생물의 대사작용을 다중 Monod식으로 나타내고, 토양상 미생물의 흡·탈착기작을 일차 가역반응으로 표현하면, 액상과 토양상 미생물의 성장과 거동을 지배하는 물질평형방정식은 각각 다음과 같이 정의될 수 있다.

$$\frac{\partial \theta^{ma} C_c^{ma}}{\partial t} = \nabla \cdot \mathbf{J}_c^{ma} + \left[ \mu_m(C_P^{ma}, C_O^{ma}) \left[ \frac{C_P}{K_P + C_P^{ma} + (K_P/K_D)C_D^{ma}} \right] - \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O + C_O^{ma}} \right] - k_d - k_1 \right] \cdot \theta^{ma} C_c^{ma} \tag{2}$$

$$\frac{\partial N_c}{\partial t} = \left[ \mu_m(C_{Pc}, C_{Oc}) \left[ \frac{C_{Pc}}{K_P + C_{Pc} + (K_P/K_D)C_{Dc}} \right] \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] - k_d + \frac{k_1 \theta^{ma} C_c^{ma}}{m_c} \right] \cdot N_c - k_2 N_c \quad (3)$$

여기서, 아래첨자  $c, P, O, D$ 는 각각 미생물, 성장기질, 전자수용체, 공대사기질을 통하여 분해되는 유기오염물질을 나타낸다.  $\theta^{ma}$ 는 유동유역의 함수율로서, 공극율에서 토양입자상에 흡착된 미생물 군집의 체적율을 제외한 것이며,  $C$ 는 농도,  $K$ 는 Monod식의 반속도상수이다. 만약 고려되는 오염물질이 비성장기질로서 성장기질과 같은 효소에 의해 대사작용에 활용된다면, 성장기질과 비성장기질 사이에 경쟁적 저해가 일어나게 된다. 따라서 이를 모델에서 고려하기 위하여 미생물의 성장과 성장 및 비성장기질의 분해식에 사용되는 Monod 항에서 반속도계수  $K_P$ 와  $K_D$  대신에  $K_P(1+C_D/K_D)$ 와  $K_D(1+C_P/K_P)$ 이 적용되었다<sup>14)</sup>.  $\mathbf{J}^{ma}$ 는 미생물의 유동벡터,  $k_1, k_2, k_d$ 는 미생물의 토양입자상 각각 흡착, 탈착 및 사멸계수이다.  $N_c$ 는 미소균체의 밀도(단위부피의 대수층 매질당 미소균체의 수)이며,  $m_c$ 는 개당 미소균체의 질량( $=\rho_c \cdot \pi r_c^2 \tau$ ,  $\rho_c$ 는 단일 미소균체의 밀도,  $r_c$ 와  $\tau$ 는 원반형태를 가진 미소균체의 반지름과 두께)이다.  $\mu_m()$ 는 영양물질의 농도함수로 표현되는 미생물의 성장계수함수로, 미생물의 대사작용에 필수적인 기질과 전자수용체의 농도가 모두 대사작용에 필요한 최소농도를 초과할 때는 최대성장속도,  $\mu_{max}$ 를 유지하며, 그렇지 않을 때에는 0, 즉 대사작용이 일어나지 않는 것을 나타낸다.  $C_{Pc}, C_{Dc}, C_{Oc}$ 는 각각 미소균체 내의 기질, 오염물질, 전자수용체의 농도이다. 식 (2)에서 우변의 항들은 각각 액상에서 미생물의 유동, 성장, 사멸, 토양입자상 흡착 및 탈착을 나타내며, 식 (3)의 우변 항은 각각 토양입자상에서 미생물의 성장, 사멸, 흡착 및 탈착을 나타낸다.

### 2.3. 용존물질의 성장과 이동

지하수의 흐름을 따라 유동하는 성장기질, 유기오염물질, 전자수용체는 토양입자상 흡착과 유동·부동유역간 및 액상과 미소균체간의 물질교환을 거치면서 액상에 부유하거나 토양입자상에 흡착되어 미소균체를 이루고 있는 미생물에 의해 소비되거나 분해된다. 이 과정에 관한 수학적 표현은 각각의 물질들이 미생물의 대사활동에서 작용하는 기질들에 의해 결정된다. 본 연구의 목적에 따라 모의되는 미생물이 단일 성장기질을 대사작용에 활용하고, 유기오염물질은 공대사기질에 의해 분해되는 비성장기질이라고 가정하면, 유동 및 부동유역에서의 성장기질의 성장과 이동

은 다음과 같은 물질평형방정식으로 표현될 수 있다.

$$\left[ 1 + \frac{K_{3P}^{ma} \rho_b}{\theta^{ma}} \right] \frac{\partial (\theta^{ma} C_P^{ma})}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{J}_P^{f,ma} - D_{Pb} N_c A_c \left[ \frac{C_P^{ma} - C_{Pc}}{\delta} \right] - \frac{\alpha_P}{\phi} (C_P^{ma} - C_P^{mi}) - \frac{\mu_m(C_P^{ma}, C_O^{ma}) \theta^{ma} C_P^{ma}}{Y_P} \left[ \frac{C_P^{ma}}{K_P + C_P^{ma}} \right] \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O + C_O^{ma}} \right] \quad (4)$$

$$\left[ 1 + \frac{K_{3P}^{mi} \rho_b}{\theta^{mi}} \right] \frac{\partial (\theta^{mi} C_P^{mi})}{\partial t} = \nabla \cdot \mathbf{J}_P^{f,mi} + \frac{\alpha_P}{1-\phi} (C_P^{ma} - C_P^{mi}) \quad (5)$$

여기서,  $K_{3P}$ 는 기질의 평형흡착계수,  $\rho_b$ 는 대수층 매질의 건조밀도,  $\delta$ 와  $D_{Pb}$ 는 확산경계층의 두께와 기질의 확산계수,  $A_c$ 는 단일 미소균체의 상부 단면적 ( $=\pi r_c \tau$ ),  $\alpha_P$ 는 유동·부동유역간 기질의 일차 물질교환계수,  $Y_P$ 는 기질에 대한 수율계수이다. 식 (4) 우변의 각 항들은 각각 유동유역 내에서 기질의 이동, 미소균체와 부동유역으로의 물질 이동, 액상에서 미생물에 의한 소비를 나타내며, 식 (5)의 우변 항들은 부동유역에서 기질의 확산에 의한 이동 및 유동유역과의 물질이동을 나타낸다. 유동유역과 부동유역의 액상간 물질이동은 두 영역의 액상농도차에 의해 동력학적으로 지배되는데<sup>15)</sup>, 이 때 물질교환계수는 용질의 분자 확산계수와 토양입자 및 공극 구조에 의해 결정된다.

지하환경의 미생물은 동화작용과 cell maintenance를 위하여 전자수용체를 필요로 한다. 따라서 전자수용체의 소비율은 각각 미생물의 성장율과 사멸율에 비례하는 이 두 가지 필요성의 합으로 나타내진다. 식 (6)과 (7)은 각각 유동유역과 부동유역에서의 전자수용체의 이동과 성장을 나타내는 물질평형방정식이다.

$$\begin{aligned} & \left[ 1 + \frac{K_{3O}^{ma} \rho_b}{\theta^{ma}} \right] \frac{\partial (\theta^{ma} C_O^{ma})}{\partial t} \\ &= -\nabla \cdot \mathbf{J}_O^{f,ma} - D_{Ob} N_c A_c \left[ \frac{C_O^{ma} - C_{Dc}}{\delta} \right] - \frac{\alpha_O}{\phi} (C_O^{ma} - C_O^{mi}) \\ & - \gamma_P \mu_m(C_P^{ma}, C_O^{ma}) \left[ \frac{C_P^{ma}}{K_P + C_P^{ma} + (K_P/K_D)C_D^{ma}} \right] \\ & \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O + C_O^{ma}} \right] \cdot \theta^{ma} C_c^{ma} \\ & - \gamma_D \mu_m(C_P^{ma}, C_O^{ma}) \left[ \frac{C_P^{ma}}{K_P + C_P^{ma}} \right] \left[ \frac{C_D^{ma}}{K_D + C_D^{ma} + (K_D/K_P)C_P^{ma}} \right] \\ & \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O + C_O^{ma}} \right] \cdot \theta^{ma} C_c^{ma} - \alpha k_d \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O' + C_O^{ma}} \right] \cdot \theta^{ma} C_c^{ma} \quad (6) \end{aligned}$$

$$\left[ 1 + \frac{K_{30}^{mi} \rho_b}{\theta^{mi}} \right] \frac{\partial(\theta^{mi} C_O^{mi})}{\partial t} = \nabla \cdot \mathbf{J}_D^{f,mi} + \frac{\alpha_O}{1-\phi} (C_O^{ma} - C_O^{mi}) \quad (7)$$

여기서  $\gamma_p$ 와  $\gamma_b$ 는 각각 성장기질과 비성장기질인 유기오염물질의 분해과정을 위한 전자수용체의 소비계수,  $\alpha$ 는 미생물의 개체유지를 위한 전자수용체의 소비계수이다. 또한 공대사에 의해 분해되는 유기오염물질의 성장과 거동에 관한 물질수지식은 유동유역과 부동유역에서 각각 식 (8)과 (9)와 같이 표현될 수 있다.

$$\left[ 1 + \frac{K_{3D}^{ma}}{\theta^{ma}} \right] \frac{\partial(\theta^{ma} C_D^{ma})}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{J}_D^{f,ma} - D_{Db} N_c A_c \left[ \frac{C_D^{ma} - C_{D,c}}{\delta} \right] - \frac{\alpha_D}{\phi} (C_D^{ma} - C_D^{mi}) - \frac{\mu_m (C_P^{ma}, C_O^{ma}) \theta^{ma} C_c}{Y_D} \left[ \frac{C_P^{ma}}{K_P + C_P^{ma}} \right] \left[ \frac{C_D^{ma}}{K_D + C_D^{ma} + (K_D/K_P) C_P^{ma}} \right] \left[ \frac{C_O^{ma}}{K_O + C_O^{ma}} \right] \quad (8)$$

$$\left[ 1 + \frac{K_{3D}^{mi} \rho_b}{\theta^{mi}} \right] \frac{\partial(\theta^{mi} C_D^{mi})}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{J}_D^{f,mi} + \frac{\alpha_D}{1-\phi} (C_D^{ma} - C_D^{mi}) \quad (9)$$

용존물질들은 유동유역의 액상으로부터 확산을 통해 미소균체 내로 유입된 후 미생물의 대사작용에 의해 분해된다. 따라서 미소균체 내 용존물질의 농도는 액상과 미소균체 사이의 확산경계층을 경계로 하는 물질평형방정식으로 부터 계산될 수 있다. 식 (10)-(12)의 좌변항은 액상으로부터 미소균체 안으로 확산 유입되는 용존물질의 비유량을 나타내며, 우변항은 미소균체 내 미생물에 의한 각 용존물질의 소비율을 나타낸다.

$$D_{Pb} \frac{[C_P^{ma} - C_{Pc}]}{\delta} = \frac{\mu_m (C_{Pc}, C_{Oc}) m_c}{A_c Y_P} \left[ \frac{C_{Pc}}{K_P + C_{Pc} + (K_P/K_D) C_{Dc}} \right] \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] \quad (10)$$

$$D_{Pb} \frac{[C_D^{ma} - C_{Dc}]}{\delta} = \frac{\mu_m (C_{Pc}, C_{Oc}) m_c}{A_c Y_D} \left[ \frac{C_{Pc}}{K_P + C_{Pc} + (K_P/K_D) C_{Dc}} \right] \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] \quad (11)$$

$$D_{Ob} \left[ \frac{C_O^{ma} - C_{Oc}}{\delta} \right] = \frac{\gamma_p \mu_m (C_{Pc}, C_{Oc})}{A_c} \left[ \frac{C_{Pc}}{K_P + C_{Pc} + (K_P/K_D) C_{Dc}} \right] \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] + \frac{\gamma_D \mu_m (C_{Pc}, C_{Oc}) m_c}{A_c} \left[ \frac{C_{Pc}}{K_P + C_{Pc}} \right] \left[ \frac{C_{Dc}}{K_D + C_{Dc} + (K_D/K_P) C_{Pc}} \right] \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] + \frac{\alpha k_d m_c}{A_c} \left[ \frac{C_{Oc}}{K_O + C_{Oc}} \right] \quad (12)$$

### 2.4. 이중공극토양에서 미생물의 토양흡착으로 인한 투수계수의 감소

지하대수층 미생물의 대부분은 토양입자의 표면에 군집을 이루며 흡착되어 있다. 이때 흡착된 미생물은 성장과 증식을 통하여 섬유질 matrix인 extracellular polymer로 생성된 군집형태를 이루게 되는데, 이렇게 부착 형성된 미생물군과 extracellular polymer의 군집현상을 생체축적(biomass accumulation)이라고 한다. 축적된 미생물은 공극을 차지하여 지하수의 흐름을 방해하고 통수능을 감소시키는데, 이러한 영향을 수학적으로 표현하기 위해서는 생물막이나 미소균체와 같은 단순화 가정을 통하여 축적된 미생물의 체적과 실험을 통하여 측정된 투수계수의 상관관계를 나타내는 회귀식을 도출하여 활용하는 방법을 사용한다. 본 모델에서는 미소균체 모델을 통하여 토양흡착 미생물의 체적을 계산한 후, Clement 등<sup>16)</sup>이 제안한 macroscopic 개념의 반경험적 해석식에 이중공극토양의 체적가중합수,  $\phi$ ,를 적용하여, 부동유역의 존재가 대수층의 투수계수 감소에 미치는 영향을 고려하였다. 따라서 포화 대수층 내에서 미생물의 토양흡착에 의해 감소된 투수계수,  $k_s$ 는 다음과 같은 식으로 계산될 수 있다.

$$\frac{K_s}{K_{s0}} = \left( 1 - \frac{\sigma_c}{\phi n^{ma}} \right)^{19/6} \quad (13)$$

여기서  $K_{s0}$ 는 생체축적 이전의 초기 투수계수이며,  $\sigma_c$ 는 토양흡착 미생물의 체적율로, 식 (3)에서 계산된 미소균체의 밀도,  $N_c$ 에 개당 미소균체의 부피 ( $=\pi r_c^2 \eta$ )를 곱하여 계산된다. Clement의 식을 비롯하여 기존에 발표된 모델에서는 미세토양의 경우 투수계수의 감소가 과소예측되는 경향을 나타내었다. 하지만 일반적으로 입자의 크기가 작은 토양에서  $\phi$ 가 상대적으로 작은 값을 가지므로, 이중공극토양 개념이 적용된 식 (13)의 경우 기존의 식들에 비하여 미세토양에서 보다 정확한 투수계수 감소의 예측이 이루어질 수 있는 것으로 나타났다.

## 3. 모델의 적용 및 분석

### 3.1. 생물벽체를 이용한 TCE 오염원의 생물학적 처리

본 연구에서 제안된 모델의 적용성을 예시하기 위하여 생물벽체를 통한 유기오염물질의 생물학적 처리 시나리오를 모델에 적용하였다. 예시된 시나리오에서 고려된 유기오염물질은 대표적인 염소계 오염물질인 trichloroethene (TCE)으로, 흔히 TCE는 지표면 유출로 인해 지하환경에 유입된 후 대수층의 저면에 DNAPL의 형태로 존재하면서

지하수에 용해되어 오염운을 형성하고 지하수의 흐름을 따라 거동하면서 오염이 확산된다. 이동하는 TCE 오염운을 현장 처리하기 위한 방안으로 지하 대수층에 투수성 반응벽체나 고정상 생물벽체를 설치하는 기술에 대한 연구와 실제 적용이 최근 활발하게 진행되고 있다. 특히 호기 및 혐기 상태 모두에서 미생물의 공대사기작에 의해 분해될 수 있는 TCE의 특성을 이용한 생물벽체 활용 방안이 본 모델의 적용성을 예시하기 위한 시나리오에 적용하였다.

그림 1은 제시된 처리 시나리오의 구성을 개략적으로 나타내고 있다. 2m×2m 크기의 TCE 오염운이 지하수의 흐름을 따라 진행되고 있는 포화대수층의 하류부에 이를 차단·처리하기 위한 생물벽체를 설치하였다. 생물벽체는 TCE 분해능을 가진 미생물을 외부에서 배양하여 하류부에 설치된 주입정을 통하여 초기 5일 동안 대수층 내로 주입함으로써 설치하였다. 이러한 설치과정에서 토양 흡착과 성장으로 발생하는 주입정 주변의 미생물 과축적은 원활한 지하수 흐름을 차단하여, 주입되는 영양물질 및 미생물의 확산과 생물벽체의 성장을 저해하고 처리 효율을 떨어뜨리는 원인이 될 수 있다. 이를 완화하기 위하여 영양물질-용존상태의 메탄(성장기질)과 산소(전자수용체)의 주입정을 미생물 주입정의 상류부에 별도로 설치하고 이를 통하여 영양물질을 모의 전기간에 걸쳐 계속적으로 주입함으로써 생물벽체의 형성을 조절하였다. 모의대상영역에 대한 지질수리학적 제원과 주입조건은 표 1과 2에 나타나 있으며, 모의에 사용된 계수들은 Wang과 Corapcioglu<sup>(7)</sup>

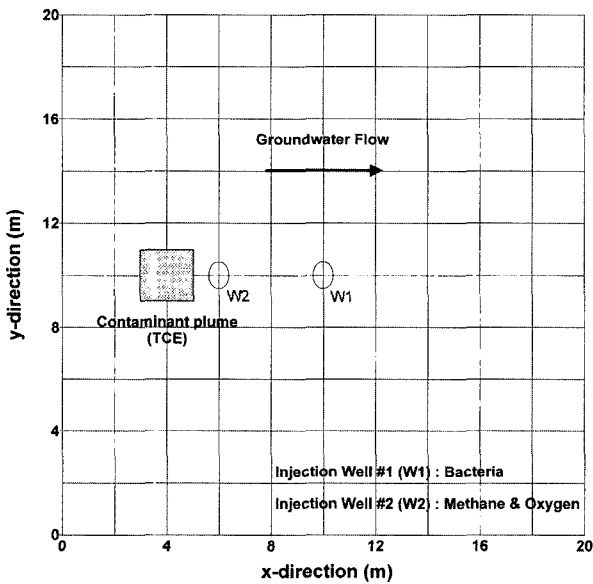


Fig. 1. Areal view of model domain in hypothetical simulation.

Table 1. Physical parameters used in the simulation

	값
모의대상영역의 크기	20 m×20 m
수리 경사	0.001
초기 포화투수계수	100 m/day
축방향 분산계수	50 cm
횡방향 분산계수	10 cm
유동영역과 부동영역의 공극율	0.333, 0.333
체적가중계수	0.7
토양의 건조밀도	1.60 g/cm <sup>3</sup>

Table 2. Input concentrations used in the simulation

	배경 농도	주입 농도	한계 농도
TCE	0 mg/L	2 mg/L (TCE 오염운 내)	-
용존 메탄	2 mg/L	50 mg/L	0.01 mg/L
용존 산소	6 mg/L	8 mg/L	0.01 mg/L
부유 미생물	0 mg/L	200 mg/L	-
미소균체 밀도	500 cm <sup>-3</sup>	-	-

에 적용된 값들을 사용하였다.

영양물질과 미생물의 주입시작 6일 후, 유동유역내의 액상의 용존물질농도와 미소균체 밀도의 공간적 분포를 그림 2에 나타내었다. 초기 5일 동안의 주입된 외부 미생물은 지하수의 흐름을 따라 하류로 거동하면서 주입정 W1 주변에 고밀도의 미소균체로 이루어진 타원형의 생물벽체를 형성하였다. 토착 미생물의 자연 정화에 의한 TCE의 분해가 모의 영역 전체에서 이루어지는 가운데, 생물벽체 내부에서는 초기상태의 용존 영양물질을 빠르게 소비한 후 주로 주입정 W2로부터 공급되는 고농도의 영양물질에 의해 비교적 빠른 속도의 대사작용을 유지하며 유입되는 TCE를 분해한다. 생물벽체의 하류부에서는 상류로부터의 영양물질 이송이 생물벽체에 의해 차단된 채 분산과 확산 기작을 통해 주변으로부터 공급되는 낮은 농도의 영양물질을 기반으로 매우 낮은 속도의 대사작용을 유지한다. 고밀도의 미소균체 밀도와 고농도의 영양물질 공급으로 인해 대부분의 TCE 분해는 생물벽체의 내부에서 발생한다.

그림 3은 모의 6일 이후 유동 및 부동유역에서의 오염물질 농도의 분포를 나타내고 있다 이 때, 오염운에 대한 초기조건으로 두 유역 내에 같은 농도의 오염물질이 존재하는 것으로 가정하였다. 모의 실험 결과, 이송과 분산에 의해 거동하는 유동유역 내의 오염물질은 빠른 속도로 하류를 향해 이동한 후 생물벽체에 접하여 생물벽체를 이루는 미생물의 대사작용에 의해 분해되었다. 그러나, 확산기작에 의해서만 거동이 지배되는 부동유역 내의 오염물질은 생물학적 분해에서 배제된 채 초기농도에서 크게 감소

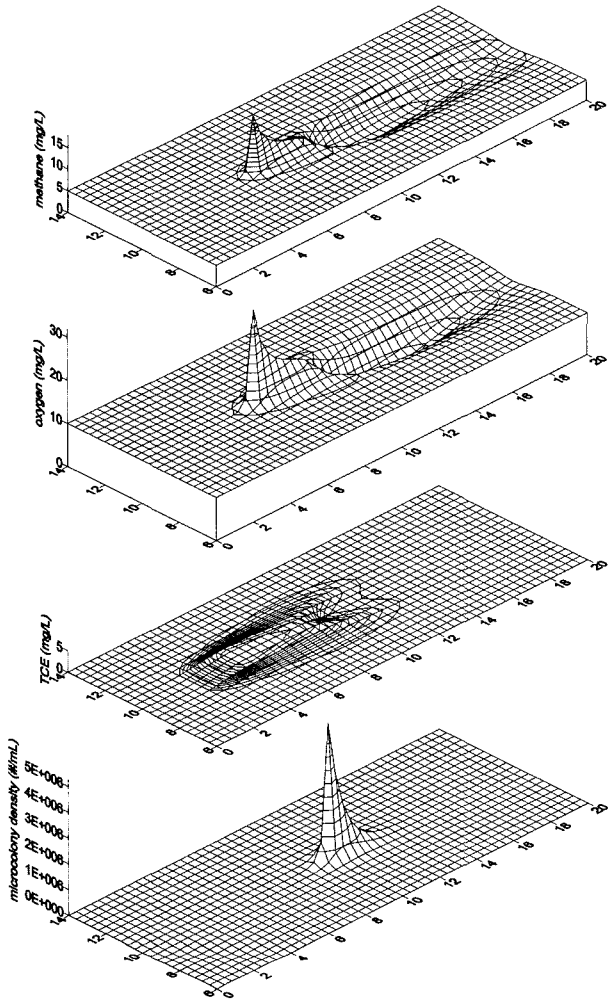


Fig. 2. Areal distributions of aqueous phase methane, oxygen, and TCE concentrations in the mobile region and microcolony density at Day 6.

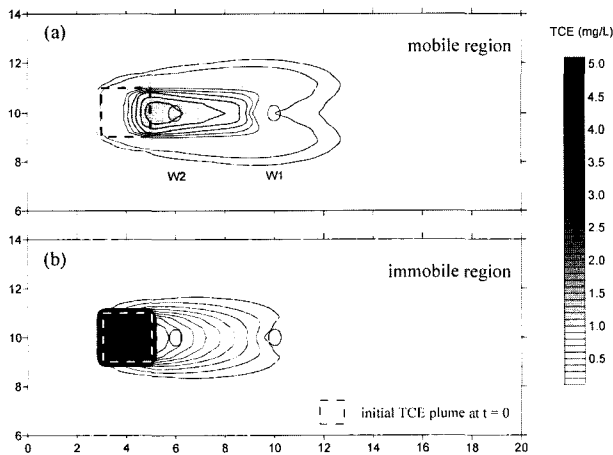


Fig. 3. Areal distribution of aqueous phase TCE concentrations in the (a) mobile and (b) immobile region at Day 6.

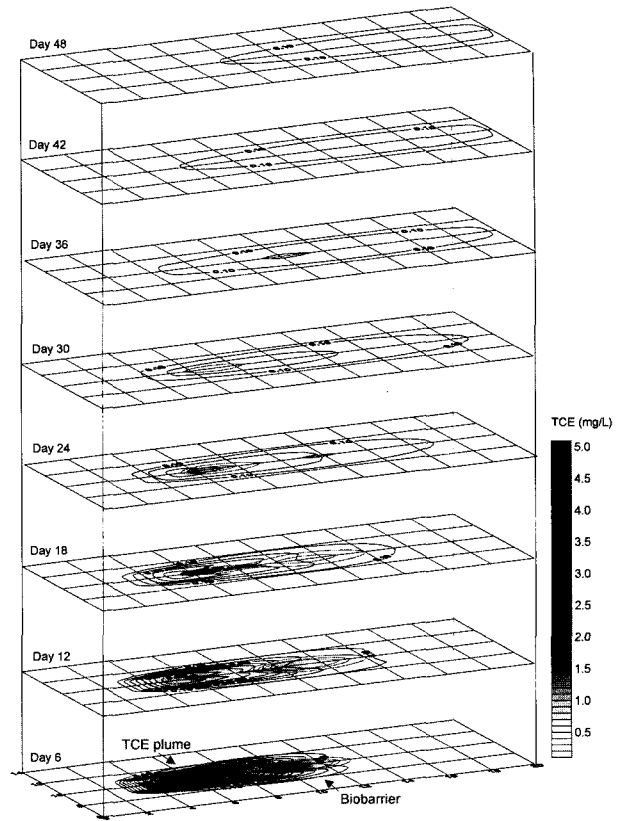


Fig. 4. The fate and transport of the TCE plume passing through an in situ biobarrier.

하지 않은 상태에서 이송에 의해 농도가 낮아진 유동유역으로 물질교환을 통해 확산 유입되었다. 하류부에 분포된 부동유역 오염물질은 유동유역을 통해 빠르게 이동된 오염물질이 유동·부동유역간의 농도차에 의해 부동유역으로 유입된 것으로, 이 때 부동유역은 유기오염물질의 reservoir로 작용하여 전반적인 생물학적 분해 과정의 효율을 떨어뜨리게 된다.

그림 4는 모의기간 48일 동안 미생물과 영양물질 주입에 따른 생물벽체의 형성과 소멸, 오염물질의 성상과 거동을 나타낸 것이다. 토양흡착으로 인해 주입정을 중심으로 형성된 타원형의 생물벽체 내에 급격하게 증가한 미생물 군집은 상류의 영양물질 주입정으로부터 공급되는 용존 영양물질을 소비하며 활발한 대사작용을 통하여 유입되는 오염물질을 분해하여, Day 12~18에서는 생물벽체를 통한 유기오염물질의 농도가 빠르게 감소하는 것을 볼 수 있다. 시간이 흐름에 따라 풍부한 영양물질이 존재하는 영양물질 주입정 부근에 존재하는 토착 미생물들이 급속하게 성장하면서 W2를 통하여 주입되는 영양물질의 대부분을 소비하고 하류 생물벽체로의 영양공급을 차단하게

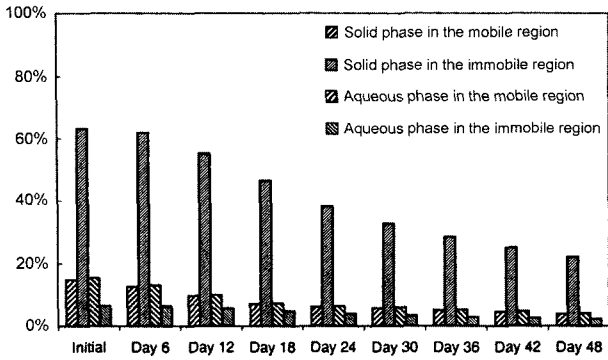


Fig. 5. The distribution of TCE in the aqueous and solid phases in the mobile and immobile regions during bioaugmentation.

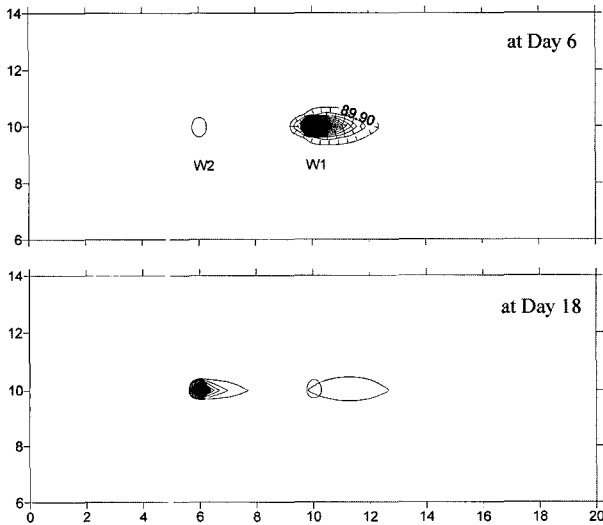


Fig. 6. Hydraulic conductivity reduction due to biomass accumulation at Day 6 and 18.

되어, 생물벽체는 급속도로 감소하게 된다. Day 24~30에서는 생물벽체의 대부분이 소멸되고 매우 낮은 속도의 대사작용만이 잔류하는 오염물질을 분해한다. 모의기간 동안 유동 및 부동 유역 내 액상과 토양상 TCE의 분포를 그림 5에 표시하였다. 유동유역 내 액상 TCE만이 미생물에 의한 생분해에 활용될 수 있으므로 유역간 및 상간 물질교환은 이러한 TCE의 거동과 분해기작에 의해 발생하는 농도차에 의해서 지배된다. 모의기간 내내 많은 양의 TCE가 부동유역 토양상의 높은 흡착능과 두 유역간의 낮은 물질교환율로 인해 부동유역 내에 존재하므로써 부동유역의 존재가 생물학적 처리의 효율을 떨어뜨리는 중요한 요인이 된다는 것을 보여주고 있다.

그림 6에서 나타난 바와 같이 미생물의 축적, 생물벽체의 형성으로 인한 투수계수의 감소는 초기에는 미생물 주입정을 중심으로, 말기에는 영양물질 주입정을 중심으로

한 다원형의 국부지역에서 발생한다. 초기의 투수계수 감소가 주로 미생물의 주입으로 인한 급속한 토양흡착으로 발생한다면, 말기의 현상은 고농도의 영양물질 주입으로 인한 고영양상태가 영양물질 주입정 W2 부근 토착 미생물의 성장을 촉진하여 발생한 현상이다. 이러한 현상이 발생하는 경우 주입되는 영양물질은 유입 직후 주입정 주변 미생물에 의해 소비되어 생물벽체를 이루는 미생물에게 전달되지 못하여 생물벽체는 빠른 속도로 소멸하게 된다. 따라서, 대수층 내의 수리학적 변화를 고려하여 효과적으로 영양물질을 주입함으로써 생물벽체의 활성을 유지할 수 있는 방안이 복원 공정의 최적화를 위해 반드시 필요할 것이다.

#### 4. 결 론

본 연구에서는 지하 환경 내에서 지하수의 흐름을 따라 이동하는 유기오염물질을 현장 처리하기 위한 방안의 하나인 생물벽체를 이용한 생물학적 처리 과정을 모의하기 위한 수학적 모델을 제시하였다. 모델의 적용성을 예시하기 위하여 사용된 가상적인 생물학적 처리 시나리오에서는 문헌에서 보고된 변수 및 상수값들이 사용되었으므로 모의 결과의 활용에 대한 한계가 존재하기는 하지만, 전반적인 모의 결과의 거동은 본 연구에서 제시된 모델이 생물벽체를 이용한 생물학적 처리 과정을 적절하게 모의할 수 있다는 가능성을 보여 주었으며, 실제 처리과정의 설계에서 고려되어야 할 요소들에 관한 중요성을 예시하였다고 사료 된다.

대수층 내에 존재하는 미소공극이나 사류영역 등 지하수 흐름에서 배제된 부동유역은 용존 유기오염물에 대한 reservoir로서 복원 공정의 효율을 떨어뜨리고 처리기간의 장기화를 유발하는 요인이 될 수 있다. 따라서 처리과정 설계를 위한 사전 모의에 사용되는 모델에서는 이러한 부동유역의 존재를 충분히 고려하여 처리 효율이 과대산정되는 것을 경계하여야 한다. 또한 미생물의 대사과정을 촉진하기 위하여 외부 미생물이나 영양물질을 대수층 내로 공급하는 경우 주입정 주변에서의 미생물 과다 축적으로 인하여 주입정 주변의 투수계수를 저하시키고 지하수 흐름 양상을 변화시키는 등 지질수리학적 변화를 일으킬 수 있다. 주입정 주변의 급속한 미생물 축적으로 인한 투수계수의 저하는 유입유량의 감소나 주입압력의 증가 등 원활한 미생물 및 영양물질 주입의 저해요인으로 작용할 뿐만 아니라 생물벽체 유지를 위한 영양물질의 공급을 차단하여 전반적인 처리 효율을 떨어뜨리는 원인이 된다. 따



라서 처리과정의 계획 단계에서 생물학적 대사작용이 야기할 수 있는 대수층 내의 지질수리학적 변화를 충분히 고려하여 생물벽체의 설치 및 유지 방안을 수립하여야 할 것이다.

따라서 미생물에 의한 오염물질의 처리가작 이외에 다공성 매질의 이질성 및 지질수리학적 변화를 고려할 수 있도록 개발된 본 모델이 생물벽체를 이용한 유기오염물질의 생물학적 처리 공정의 설계와 효율성 제고 방안 도출에 효과적으로 활용될 수 있을 것으로 사료된다.

## 사 사

본 연구는 환경부의 “차세대핵심환경기술개발사업(Eco-technopia 21 project)”으로 지원받은 과제입니다.

## 참 고 문 헌

1. Tang, W.C., White, J.C., and Alexander, M. “Utilization of sorbed compounds by microorganisms specifically isolated for that purpose”, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **49**(1), pp. 117-121 (1998).
2. Laor, Y., Strom, P.F., and Farmer, W.J. “Bioavailability of phenanthrene sorbed to mineral-associated humic acid”, *Water Res.*, **33**(7), pp. 1719-1729 (1999).
3. Ogram, A.V., Jessup, R.E., Ou, L.T., and Rao, P.S.C. “Effects of sorption on biological degradation rates of (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid in soils”, *Appl. Environ. Microbiol.*, **49**, pp. 582-587 (1985).
4. Smith, S.C., Ainsworth, C.C., Traina, S.J., and Hicks, R.J. “Effect of sorption on biodegradation of quiniline”, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, pp. 737-746 (1992).
5. Zhang, W., Bouwer, E.J., and Ball, W.P. “Bioavailability of hydrophobic organic contaminants: Effects and implications of sorption-related mass transfer on bioremediation”, *Ground Water Monitoring and Remediation*, **18**(1), pp. 126-138 (1998).
6. Brusseau, M.L. and Rao, P.S.C. “Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media”, *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, **19**(1), pp. 33-99 (1989).
7. Corapcioglu, M.Y. and Wang, S. “Dual-porosity groundwater contaminant transport in the presence of colloids”, *Water Resour. Res.*, **35**(11), pp. 3261-3273 (1999).
8. Taylor, S.W. and Jaffe, P.R. “Substrate and biomass transport in a porous medium”, *Water Resour. Res.*, **26**(9), pp. 2181-2194 (1990).
9. Semprini, L., Hopkins, G.D. and Roberts, P.V. “A field evaluation of in-situ biodegradation of chlorinated ethenes: Studies of competitive inhibition”, *Ground Water*, **29**(2), pp. 239-50 (1991).
10. Gupta, N. and Fox, T.C. “Hydrogeologic modeling for permeable reactive barriers”, *J. Hazard. Mater.*, **68**, pp. 19-39 (1999).
11. Eykholt, G.R., Elder, C.R. and Benson, C.H. “Effects of aquifer heterogeneity and reaction mechanism uncertainty on a reactive barrier”, *J. Hazard. Mater.*, **68**, pp. 73-96 (1999).
12. Chen, B.M. and Kojouharov, H.V. “Non-standard numerical methods applied to subsurface biobarrier formation models in porous media”, *Bull. Math. Biol.*, **61**, pp. 779-798 (1999).
13. Molz, F.J., Widdowson, M.A. and Benefield, L.D. “Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media”, *Water Resour. Res.*, **22**(8), pp. 1207-1216 (1986).
14. Semprini, L., and McCarty, P.L. “Comparison between model simulations and field results for in-situ bioremediation of chlorinated aliphatics, part 2. cometabolic transformations”, *Ground Water*, **30**(1), pp. 37-44 (1992).
15. Coats, K.H. and Smith, B.D. “Dead-end pore volume and dispersion in porous media”, *Soc. Pet. Eng. J.*, **4**, pp. 73-84 (1964).
16. Clement, T.P., Hooker, B.S. and Skeen, R.S. “Macroscopic models for predicting changes in saturated porous media properties caused by microbial growth”, *Ground Water*, **34**(5), pp. 934-942 (1996).
17. Wang, S. and Corapcioglu, M.Y. “Simulation of bioaugmentation involving exogenous bacteria injection”, *Water Resour. Res.*, **38**(12), 1293, doi:10.1029/2001WR000344 (2002).