

LNAPL에 의한 소수성 유기오염물질의 지하환경 내 이동성 변화가 위해성 증가에 미치는 영향: *p*-xylene과 benz[a]anthracene의 경우

류혜림 · 한준경 · 김영진 · 남경필*

서울대학교 공과대학 건설환경공학부

Enhanced Transport and Risk of a Highly Nonpolar Pollutant in the Presence of LNAPL in Soil-groundwater System: In Case of *p*-xylene and benz[a]anthracene

Hyerim Ryu · Joon Kyoung Han · Young-Jin Kim · Kyoungphile Nam*

Department of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University

ABSTRACT

Characterizing the risk posed by a mixture of chemicals is a challenging task due to the chemical interactions of individual components that may affect their physical behavior and hence alter their exposure to receptors. In this study, cell tests that represent subsurface environment were carried out using benz[a]anthracene (BaA) and *p*-xylene focusing on phase-transforming interaction to verify increased mobility and risk of highly sorbed pollutants in the presence of less sorbed, mobile liquid pollutants. A transport model was also developed to interpret results and to simulate the same process on a field scale. The experimental results showed that BaA had far greater mobility in the presence of *p*-xylene than in the absence of that. The main transport mechanisms in the vadose zone were by dissolution to *p*-xylene or water. The transport model utilizing Defined Time Steps (DTS) was developed and tested with the experimental results. The predicted and observed values showed similar tendency, but the more work is needed in the future study for more precise modeling. The field-scale simulation results showed that transport of BaA to groundwater table was significantly faster in the presence of NAPL, and the oral carcinogenic risk of BaA calculated with the concentration in groundwater was 15~87 times larger when mixed with NAPL than when solely contaminated. Since transport rate of PAHs is very slow in the subsurface without NAPL and no degradation of PAHs was considered in this simulation during the transport, the increase of risk in the presence of NAPL is expected to be greater for the actual contaminated site.

Key words : Risk assessment, Exposure assessment, Chemical mixture, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL), Phase transformation

요 약 문

물질 간 상호작용이 위해도에 많은 영향을 미칠 수 있다는 것은 널리 알려져 있지만 이를 위해성평가에 적용할 수 있는 방안은 아직 미미한 실정이다. 본 연구에서는 *p*-xylene이 토양 내에 존재할 때, 대수층으로의 이동성이 극히 제한적인 benz[a]anthracene (BaA)의 지하수로의 이동성 증가를 확인하고 그 증가된 위해도를 산정하기 위하여, 지하 환경을 모사한 셀을 제작하여 실험을 수행하였으며, 이를 해석하는 간단한 물질이동 모델을 개발하였다. 셀 실험 결과 BaA의 이동성은, BaA와 *p*-xylene이 혼합물질로 동시에 존재하는 경우에, BaA만으로 오염되어 있는 경우보다 월등히 높았다. 후자의 경우는 강우에 의한 이동이 주요 이동기작이었으며 그 정도는 아주 미미하였다. Defined Time

*Corresponding author : kpnam@snu.ac.kr

원고접수일 : 2007. 6. 20 게재승인일 : 2007. 8. 2

질의 및 토의 : 2007. 10. 31 까지

*본 논문은 2007년 춘계학술발표회 특별호 논문입니다.

Steps (DTS)을 이용하여 개발된 오염물질 이동모델은 두 물질 모두 실험결과와 유사한 경향을 보이며 변하는 것을 확인하였으나, 더욱 정확한 예측을 위하여 모델의 수정, 보완작업이 계속되고 있으며 이는 다음 연구의 주제가 될 것이다. 실험실 규모의 셀 실험의 경우 모세관대가 물질이동에 중요한 역할을 하기 때문에 실험실 규모의 시뮬레이션에서는 모세관대 모듈을 적용하는 것이 보다 적합한 것으로 나타났다. 현장규모 오염에서의 모델링 결과를 토대로 위해도를 산정하고 비교한 결과, 지하수 섭취를 통한 BaA의 발암위해도는 NAPL이 존재할 때, 존재하지 않을 때보다, 약 15~87배 크게 계산되었다. NAPL이 존재하지 않는 경우 BaA의 지중 이동속도는 매우 느리며, 실제 오염현장의 경우 이동 과정에서 물질분해가 일어나므로 NAPL의 존재 여부에 따른 실제 위해도 차이는 더 크게 발생할 것으로 예상된다.

주제어 : 위해성 평가, 노출 평가, 복합오염, 다환방향족 탄화수소 (PAHs), LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid), 상 변화

1. 서 론

위해성 평가는 오염지역에서의 유해물질에 대한 위험성을 측정하는 지표로서, 그 중요성과 활용 범위가 점차 증가하는 추세에 있다. 그러나 수용체가 여러 오염물질에 대하여 한꺼번에 노출이 되는 복합오염의 경우 물질들 간의 상호작용에 의한 영향으로 그 정확성과 신뢰도가 떨어지게 된다. 현재까지 혼합물질에 대한 위해성 평가는 개별 구성물질들의 종류가 모두 파악이 되고 그 물질들에 대한 충분한 정보가 있는 경우에 한하여 개별 물질들의 위해성을 합산하는 방식으로 이루어졌으며, 그렇지 못한 혼합물에 대해서는 구성물질들 중 비슷한 물질끼리 묶어서 정보가 충분한 한 종류의 대표 물질로 여겨 평가를 실시하는 제한적인 방식만이 이루어졌다(US EPA, 2000, 2003; Brown, 1999).

물질 간 상호작용에는 여러 종류가 있고 그로 인한 영향도 매우 다양하며, 오염물질 전체 위해도 산정에 많은 영향을 미칠 수 있다는 것은 널리 알려진 사실이다 (Teuschler, 2006). 특히 상호작용에 의하여 독성을 가진 물질의 이동성이 높아짐으로써 수용체에 도달하는 노출량이 달라져 위해성평가에 크게 영향을 미칠 수 있다. Jafvert 등(2006)은 PAHs(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)와 NAPL(Non-Aqueous Phase Liquid)의 혼합물질이 방출된 가스저장소 인근 지역을 조사한 결과, 이동성이 극히 낮은 PAHs가 지하 2 m 깊이에서 검출되었음을 보고한바 있다. 혼합물질의 이동성 변화를 모형화하려는 시도도 있어왔으나(Ramaswami and Luthy, 1997; Russold et al., 2006) 실측 값을 바탕으로 위해성 평가에 적용하기에는 너무 복잡하여 실용성이 떨어지는 단점이 있다. 또한 현재까지 이루어진 물질 간 상호작용에 관한 연구의 대부분은 환경매질 내에서의 다양한 상호작용보다는 물질들의 독성학적, 병리학적 특성 변화에 초점을 맞추고 있으며, 이것 역시 초기단계에 머무르고 있어 위해

성 평가에서의 이용은 매우 제한적이다(Hertzberg and MacDonell, 2002).

본 연구는 오염물질 간의 상호작용, 특히 물질의 상 변화에 의한 이동성 변화가 위해성에 미치는 영향을 다루며, 이를 위하여 고체상 오염물질인 PAHs와 액체상 오염물질인 NAPL이 토양 내에서 혼합되었을 때 발생하는 현상을 증점적으로 다루었다. 이러한 현상은 실제로 PAHs와 NAPL이 혼재되어 있는 대부분의 유류오염지역에서 나타나고 있다(Potter and Simmons, 1998). 본 연구에서는 토양 내 물질 간 상 변화가 위해성에 미치는 영향을 입증하기 위하여, 지중에서 LNAPL을 형성하는 *p*-xylene과 대표적 발암물질 중의 하나인 benz[a]anthracene을 대상으로, 지하환경을 모사한 실험을 통하여 대상오염물질의 이동성 변화를 실제적으로 확인하고 이를 이론적으로 해석하는 모델을 제작하여, 이들을 이용함으로써 가상의 현장 규모 오염지역에서 NAPL의 유무에 따른 PAHs의 위해도 차이를 산정하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험 재료

Xylene은 BTEX(Benzene, Toluene, Ethylbenzene and Xylene) 중에서 가장 휘발성이 낮고 열역학적으로 안정한 물질로서, 휘발유로 오염된 지역을 열을 이용하여 정화할 때, 다른 탄화수소 물질들을 대표하는 분석적 지표로써 자주 이용된다(Knauss and Copenhaver, 1995). 본 연구에서는 xylene의 세 가지 이성질체 중 여러 연구에서 이용되어 상대적으로 많은 정보를 얻을 수 있는 *p*-xylene (Yakuri Pure Chemicals Co., Ltd, Kyoto, Japan)을 사용하였다.

다환방향족 탄화수소(PAHs, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)의 하나인 Benz[a]anthracene(Acros Organics Co. Ltd., NJ, USA)은 상온에서 고체 상태로 존재하며,

Table 1. Properties of Joomoonjin standard sand

Property	Value
Particle Size (% Retained)	#10 mesh (0%), #40 mesh (100%) Medium sand (USCS)
Porosity	0.43
Buld Density (g/cm ³)	1.50
Particle Density (g/cm ³)	2.63
Organic Matter Content (%)	0.138

IARC(1998a, 1998b)와 US EPA(2006)에서는 이를 각각 group 2A(probably carcinogenic to human)와 group B2(probable human carcinogen)로 분류할 만큼 높은 발암가능성을 지니고 있어 위해도 차이를 확인하는 실험을 하기에 가장 타당한 물질이라 할 수 있다. 또한 발암성이 확인된 PAHs 중에서 물에 대한 용해도 값이 가장 높아 분석하기 용이한 장점을 가지고 있다.

지하 환경 내에서의 물질 이동 확인을 위한 셀(cell) 실험에는 주문진 표준사(Joomoonjin Silica Sand Co., Ltd, 강릉, 한국)를 사용하였다. 주문진 표준사는 토양의 통일 분류법(Unified Soil Classification System)에 따른 중간 크기의 모래(medium sand)의 조건을 맞추기 위하여 10번 체(2 mm)를 통과하고 40번 체(0.425 mm)에 남은 부분을 물로 충분히 세척하여 부유물질을 제거한 후 건조시켜 사용하였다. 주문진 표준사의 주요 물성들은 실험을 통하여 구하였다(Table 1).

2.2. 셀 (cell) 실험

주문진 표준사로 충전된 두 개의 셀에 *p*-xylene, benz[a]anthracene을 일정 비율로 혼합한 용액과 benz[a]anthracene만을 각각 불포화대에 주입한 후, 시간의 경과에 따라 유출수 내 물질 농도를 비교하였다. 셀은 높이 40 cm, 폭 20 cm, 너비 7.5 cm의 크기로, 불포화층과 포화층을 모두 모사할 수 있도록 설계되었으며, 토양 내 물질 움직임의 재현에 대한 타당성을 향상시키기 위하여 주기적인 강우도 함께 가정하여 모사하였다. 셀의 하단부에는 지하수를 모사하기 위한 유수구가 양쪽에 5 cm의 높이 차이를 두고 설치되었으며, 하단의 낮은 쪽 유수구에 3 mL/min의 일정한 유량으로 물을 유입시켜 지하수대를 형성하고 반대쪽의 높은 유수구를 통해 유출수가 흘러나오도록 하였다. 유수구를 통하여 충전 매질인 주문진 표준사가 유출되지 않도록 유리 비드(직경 4 mm)와 철망(눈금 0.425 mm)을 유수구 입구에 설치하였다. 셀 내부의 환경 특성은 Table 2에 나타내었다.

강우는 셀의 뚜껑에 달린 밸브 구멍을 통해 Syringe로

Table 2. Condition of the test cell

Property	Value		
Capillary fringe	7.96 cm		
Groundwater flow rate	3 mL/min		
Groundwater retention time	2 hr		
Water saturation	Depth (cm)	1.0	0.230
		5.2	0.180
		9.4	0.033
		13.6	0.025
		17.8	0.034
		22.0	0.169
Effective crosssection area	Depth (cm)	26.2	0.583
		30.4	0.807
		1.0	100.000 cm ²
		5.2	78.202 cm ²
		9.4	14.435 cm ²
		13.6	10.979 cm ²
Effective crosssection area	Depth (cm)	17.8	14.979 cm ²
		22.0	100.000 cm ²
		26.2	100.000 cm ²
		30.4	100.000 cm ²

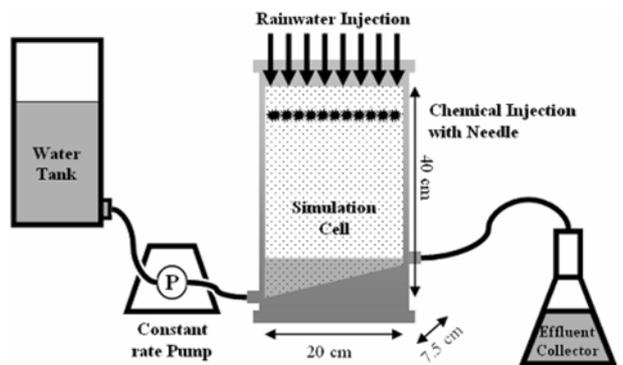


Fig. 1. Scheme of cell experiment.

주입할 수 있도록 하였는데, 이때 주입한 강우가 충전제 상층부에 골고루 퍼질 수 있도록 일정한 간격으로 직경 ≤1 mm의 구멍이 뚫린 불투수성 막을 2단으로 충전 모래 상층부에 모래와 함께 설치하였다. 강우량은 우리나라 평균 1일 강우량에 해당하는 0.37 mL/cm²(기상청 기후자료팀, 2001)으로 하였으며, 24시간 간격으로 7일간 주입하였다. 셀 실험장치 구성도는 Fig. 1과 같다.

셀 1에는 *p*-xylene과 BaA을 1000 : 1 비율로 혼합한 용액을 주입하고, 셀 2에는 BaA만을 주입하여 그 결과 차이를 비교하였다. 두 물질의 혼합비율은, 원유를 포함하여 휘발유나 윤활유와 같이 상업적으로 매매 되는 다양한

제품 유통에서 발견되는 NAPL과 PAH 구성비가 40 : 1에서 4000 : 1까지 다양하게 분포함을 고려하여 채택한 중간값이다(ATSDR, 1995; Potter and Simmons, 1998). 셀 1에는 주사기를 사용하여 상부로부터 5 cm 깊이에 혼합용액을 끌고루 주입하였고 주입을 20 mL와 60 mL로 다르게 하여 두 번의 실험을 실시하였으며 이때 혼합용액에 들어간 BaA의 양은 각각 17.22 mg과 51.66 mg이다. 셀 2에는 60 mL의 혼합용액 내에 용해된 것과 동일한 양인 51.66 mg의 benz[a]anthracene을 고체 상태로 같은 깊이에 끌고루 주입한 후 복토하였다.

2.3. 이론적 분석 모델

한편 실험결과를 이론적으로 모사할 수 있는 불포화층에서의 물질이동 모델을 개발하기 위하여 다음과 같은 가정을 세웠다. ① 지하수와 오염물질은 아래쪽 한 방향으로만 이동하며, ② 각 매질에 대한 오염물질의 농도 평형은 즉각적으로 이루어지고, ③ 강우는 모든 양이 지하수면에 도달한다. 또한, ④ BaA는 이동 중 분해나, 휘발이 발생하지 않으며, ⑤ NAPL은 흡착이나 분해가 일어나지 않는다. ⑥ 물질은 용해된 상태로만 이동가능하며, ⑦ NAPL은 지하수면 위에 축적되고 ⑧ 지하수 농도 측정 지점은 오염지역 인근이다. 불포화층에서 내려온 물질은 지하수에 바로 유입되지 않고 float zone이라는 부유상태의 층으로 존재하다가 지하수에 가능한 만큼 용해되는 것으로 가정하였다.

모델의 가장 큰 특징은 Defined Time Steps(DTS) 라는 시간 개념을 도입한 것인데, DTS란 시스템 안에 어떠한 작용이 일어났을 때를 시작으로 그것으로 인한 모든 물질 움직임이 멈출 때까지의 시간을 일컫는 것으로 물질 이동을 모사하는 미분방정식을 사용하는 것보다 간단하게 모델을 구현할 수 있다. 본 연구에서는 실시간 물질 이동보다는 이동성 변화에 따른 최종적인 노출량에 초점을 두고 있기 때문에 이러한 DTS 기반의 모델이 적합하다. 이 모델은 NAPL과 PAH의 평형 방정식을 기본으로 하고 있다(한, 2007). 방정식은 지하수 흐름은 오염지역 통과에 걸리는 DTS 만큼의 영역으로 나누어지면, 한 DTS가 지날 때마다 흐름 방향으로 한 영역 이동하는 것으로 하였다.

2.4. 발암위해도 계산

발암위해도는 간단한 계산식을 이용하여 계산이 가능하며, 식을 이용하여 실제 위해도를 계산하기 위해서는 오염물질의 농도와 노출인자, 독성인자들에 대한 자료들은 물론, 수용체에 대한 정보도 필요하다. 발암위해도를 계산

하는 방법은 식 1과 같다.

$$Carcinogenic Risk = C \times \frac{EF \times ED \times IR \times AF}{BW \times AT} \times SF \quad (1)$$

- C: 오염물질의 농도(Concentration)
- EF: 노출빈도(Exposure Frequency, days/year)
- ED: 노출기간(Exposure Duration, years)
- IR: 수용률(In-take Rate, mg/day)
- AF: 흡수계수(Absorption factor)
- BW: 수용체의 체중(body weight, kg)
- AT: 평균기간(Averaging Time, years)
- SF: 발암효력계수(Slope Factor, kg-day/mg)

본 연구에서는 체중 65 kg의 성인남성이 하루 2 L씩 30년 간 지하수를 음용한다고 가정하여 발암물질인 benz[a]anthracene에 대한 발암위해도를 계산하였다. 일반적으로 발암물질의 목표 위해성수준은 10⁻⁶~10⁻⁴로 정하고 있다(US EPA, 1991).

3. 결과 및 고찰

셀 1과 2의 유출수 내 BaA의 농도를 측정하여 시간에 따라 나타내었다(Fig. 2.). 실험시작 후 각각 6, 30, 54시간 후에 강우를 주입하였으며, 강우시각을 그래프에 회색 실선으로 표시하였다. 유출수 내 BaA는 p-xylene과 함께 주입되었을 때보다 고체상으로 주입되었을 때 더 낮은 농도로 검출되었으며, 같은 BaA 양이 주입된 혼합용액 60 mL의 경우와 비교하면 매우 낮은 값을 나타내었다. 세 경우 모두 강우 발생 시 유출 농도가 증가하는 경향을 보이며, 특히 p-xylene이 있는 경우 강우의 영향을 더 많

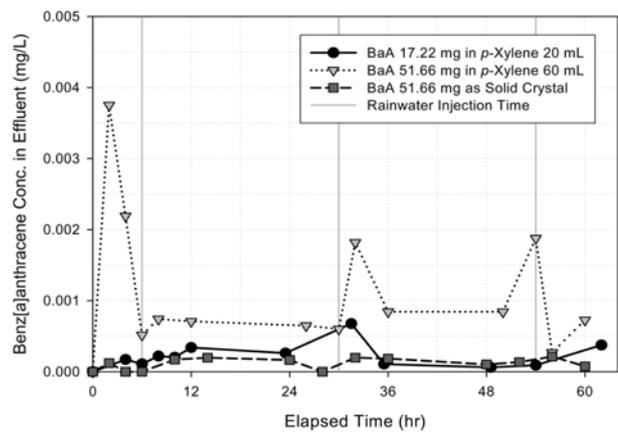


Fig. 2. Comparison of benz[a]anthracene concentrations in effluent at different test conditions.

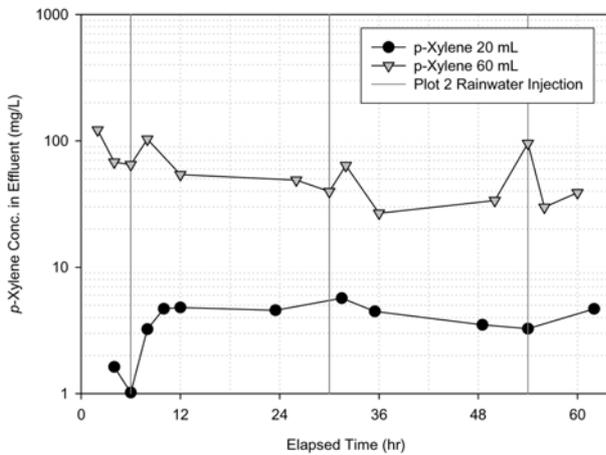


Fig. 3. Comparison of *p*-xylene concentrations in effluent at different test conditions.

Table 3. Carcinogenic risk results

Tendency	with NAPL	without NAPL
	Instantly reaches saturation concentrations	Gradually increases to a specific concentration
Carcinogenic risk at 60 th day	3.71×10^{-2}	4.82×10^{-4}
Maximum carcinogenic risk	3.71×10^{-2}	2.48×10^{-3}

이 받는 것을 확인할 수 있다. 이는 강우에 의하여 *p*-xylene의 유출량 역시 증가하여 NAPL 내에 녹아있는 BaA가 함께 유출되기 때문이다. 반면, 고체로 존재하는 BaA는 자체가 이동성을 가지지 않으며 강우 주입 시 소폭의 유출농도 증가가 발견되었으나, 물에 대한 용해도가 매우 작기 때문에 더 적은 양이 주입된 20 mL 혼합물질에 대한 실험 결과보다도 낮은 유출량을 나타내었다.

한편 *p*-xylene의 주입량에 따라 BaA의 유출량 역시 크게 달라지는 것을 발견할 수 있는데, 이는 *p*-xylene의 유출량이 월등히 다르게 나타났기 때문이며(Fig. 3.), 이를 통하여 NAPL이 존재하는 경우 NAPL에 용해하여 이동하는 것이 BaA의 주된 기작임을 확인할 수 있다. *p*-xylene의 주입량에 따라 유출량이 크게 변하는 것은, 20 mL 주입 시 액상오염물질이 대부분 공극 속에 갇히는 반면, 60 mL 주입 시에는 많은 양이 지하수면에 도달할 수 있게 되기 때문이다.

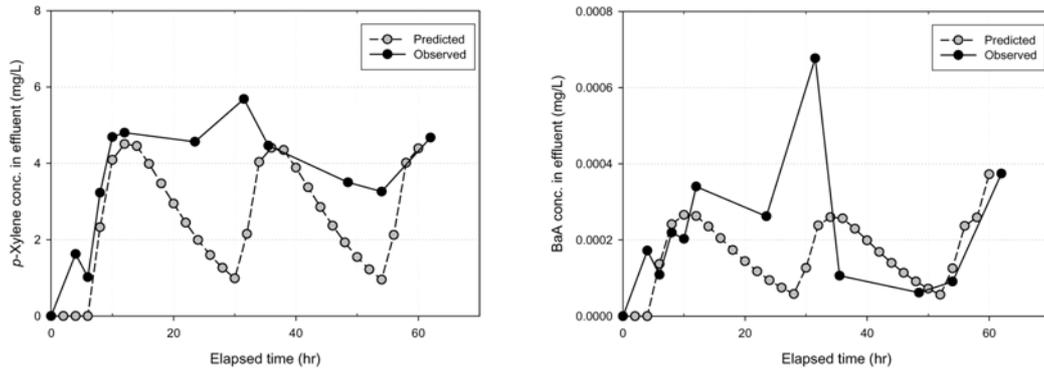
앞서 언급한 대로 개발한 두 개의 이론모델을 이용하여 실험값과 비교, 검증하였다(Fig. 4.). 실험실 규모의 셀 실험의 경우 모세관대가 물질이동에 중요한 역할을 하기 때문에 실험실 규모의 시뮬레이션에서는 모세관대 모듈을

적용하는 것이 보다 적합한 것으로 나타났다. 그림(Fig. 4.)은 각각 20 mL, 60 mL 혼합용액 및 고체 BaA 주입 셀에서의 실험 결과와 이론적 모델예측 결과를 비교한 것으로, 정확한 예측은 어려웠으나 두 물질 모두에 대해서 유사한 경향을 보이며 변하는 것을 확인하였다. BaA의 경우 실제 물 용해도가 이론값에 도달하기 위해서는 상당 시간 접촉하고 있어야 하기 때문에, 60 mL 주입 시 모델 예측 결과가 높게 나온 것이라 생각된다. 개발된 모델이 실험값과 유사한 경향을 보여주시는 하였으나, 보다 정교한 예측을 위하여 수정, 보완 작업이 계속되고 있으며 이는 다음 연구의 주제가 될 것이다.

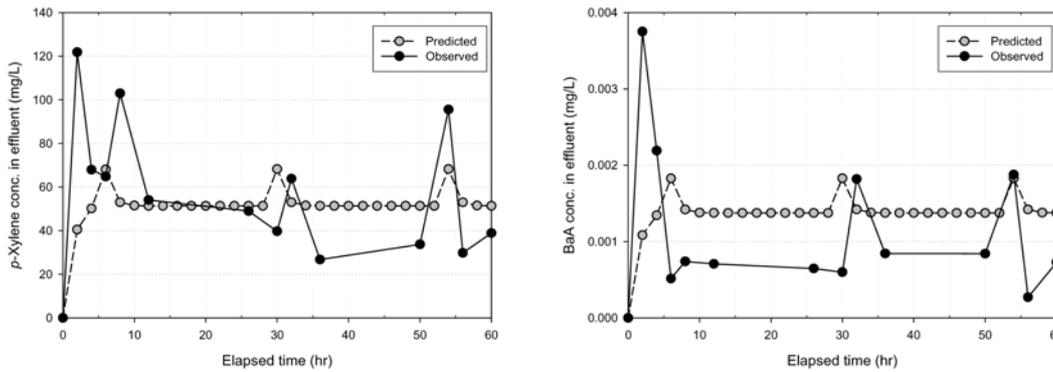
앞서 수행한 현장규모 오염에서의 모델링 결과값들과 한국인의 경우에 맞는 노출인자들을 이용하여 위해도를 산정하고 비교하였다. NAPL이 있는 경우 BaA의 지하수 유출농도는 지속적으로 포화농도인 0.011 mg/L를 나타내었으며, 발암위해도는 약 0.0371로 기준치인 10^{-4} ~ 10^{-6} 보다 최저 370에서 최고 37000배 정도 높은 위험한 수치를 나타내었다. 반면 NAPL이 존재하지 않을 경우, 낮은 용해도로 인하여 BaA의 지하수 유출농도가 서서히 증가하며 60일 경과 후 0.000127 mg/L의 농도를 나타내어 발암위해도가 0.00428이며, 충분한 시간이 경과한 후에는 지하수 내 농도가 0.000735 mg/L로 일정한 값을 나타내며, 이때 발암위해도는 0.00248로 나타났다. 즉, 지하수 섭취를 통한 BaA의 발암위해도는 NAPL이 존재할 때, 존재하지 않을 때보다, 약 15~87배 크게 산정되었다.

4. 결 론

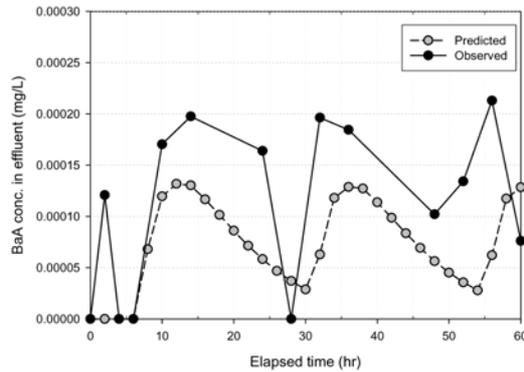
본 연구에서는 실험실 내 셀 실험과 이론적 해석 모델을 이용하여 토양 내 고체 상태의 PAH가 액상의 NAPL에 용해되었을 때, 이동성의 향상으로 지하수 섭취에 의한 발암위해도가 급격히 증가하는 것을, BaA와 *p*-xylene의 예를 이용하여 증명하였다. 또한 소수성 유기오염물질인 PAH는 토양의 수분함량 및 유기물 함량 등에 의해 그 이동 정도가 크게 영향을 받을 수 있으나, 실험 및 모델링 결과에 따르면 NAPL이 존재하는 경우 PAH의 가장 주요한 이동은 NAPL에 용해되어 이동하는 것이므로, 이러한 환경인자들의 영향이 상대적으로 감소하여 NAPL의 존재 여부에 따른 실제 위해도 차이는 더 크게 발생할 것으로 예상된다. 따라서 혼합물질의 위해성 평가 과정에서 구성 물질 간 상 변화를 유발시키는 상호작용이 전체 위해도에 많은 영향을 미칠 수 있으며, 이를 고려한 평가방법이 시급히 마련되어야 할 것이다.



(a) 20 mL mixture



(b) 60 mL mixture



(c) solid Benz[a]anthracene

Fig. 4. Comparison of observed and predicted concentration of *p*-Xylene and Benz[a]anthracene in effluent.

사 사

원에도 감사 드립니다.

본 연구는 과학기술부/한국과학재단 우수연구센터지원 사업(R11-2003-006-05001-0)과 서울대학교 SIR BK21(안전하고 지속가능한 사회기반건설) 사업단의 연구비 지원으로 수행되었으며, 서울대학교 공학연구소의 기술적 지

참 고 문 헌

기상청 기후자료팀, 2001, 평년값 자료: 1971-2000년 서울지역 년평균 강수량 자료, 서울, 대한민국.

한준경, 2007, LNAPL에 의한 benz[a]anthracene의 상변화가 benz[a]anthracene의 위해도에 미치는 영향. 서울대학교 대학원 지구환경시스템공학부 석사학위 논문.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995, Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, USA., p. 209-221.

ATSDR, see Agency for Toxic substances and Disease Registry.

Brown, D.G., Knightes, C.D., and Peters, C.A., 1999, Risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbon NAPLs using component fractions, *Environ. Sci. Technol.*, **33**(24), 4357-4363.

Hertzberg, R.C. and MacDonell, M.M., 2002, Synergy and other ineffective mixture risk definitions, *Sci. Total Environ.*, **288**, 31-42.

IARC, see International Agency for Research on Cancer.

International Agency for Research on Cancer, 1998a, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Volume 3. Certain Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heterocyclic Compounds-Summary of Data Reported and Evaluation, World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.

International Agency for Research on Cancer, 1998b, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Volume 32. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data-Summary of Data Reported and Evaluation, World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.

Jafvert, C.T., Lane, D., Lee, L.S., and Rao, P.S.C., 2006 Partitioning of mono- and poly-cyclic aromatic hydrocarbons in a river sediment adjacent to a former manufactured gas plant site, *Chemosphere*, **62**(2), 315-321.

Knauss, K.G. and Copenhaver, S.A., 1995, The solubility of *p*-xylene in water as a function of temperature and pressure and calculated thermodynamic quantities, *Geochim. Cosmochim.*

Acta, **59**(12), 2443-2448.

Potter, T.L. and Simmons, K.E., 1998, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 2: Composition of Petroleum Mixtures, Amherst Scientific Publishers, MA, USA.

Ramaswami, A. and Luthy, R.G., 1997, Mass transfer and bio-availability of PAH compounds in coal tar NAPL-slurry systems .1. Model development, *Environ. Sci. Technol.*, **31**(8), 2260-2267.

Russold, S., Schirmer, M., and Piepenbrink, M., 2006, Modeling the impact of a benzene source zone on the transport behavior of PAHs in groundwater, *Environ. Sci. Technol.*, **40**(11), 3565-3571.

Teuschler, L.K., 2006, Deciding which chemical mixtures risk assessment methods work best for what mixtures, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, in press, Online ver. available, <http://www.science-direct.com/science/journal/0041008X>.

US Environmental Protection Agency, 1991, Role of the Baseline Risk Assessment in Superfund Remedy Selection Decisions (OSWER Directive 9355.0-30), Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D. C. , USA.

US Environmental Protection Agency, 2000, Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA.

US Environmental Protection Agency, 2003, Framework for Cumulative Risk Assessment, Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA.

US Environmental Protection Agency, 2007, Updated Monthly, Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, OH, USA.

US EPA, see US Environmental Protection Agency.