

# Diffused Aeration System을 이용한 지하수 내 VOC 제거 효율성 평가

## Evaluation on Efficiency of VOC Removal in Groundwater Using Diffused Aeration System

서민우<sup>1)</sup> · 석희준<sup>†</sup> · 최두형<sup>2)</sup> · 김진훈<sup>3)</sup>

Seo, Minwoo · Suk, Heejun · Choi, Doohyoung · Kim, Jinhoon

**ABSTRACT** : Diffused Aeration System (DAS) is one of the remediation methods used for removing contaminants in groundwater and this method brings air bubbles in contact with contaminated water, afterwards transferring contaminants in liquid phase into air phase. In this study, three applicability tests using DAS were conducted in two highly contaminated sites. For these tests, diffused air bubbles are generated with a in-flow rate of 17.1, 44.8 and 76.5 (l/min), respectively. The concentrations of TCE in groundwater and air phase were measured during the tests. The measured results showed that TCE concentration hit the highest value after 6~8 min and afterwards decreased gradually. Also, it was observed that the TCE concentration in air phase changed depending on the rate of diffused aeration. In addition,  $K_{1a}$  values from liquid to air phase were calculated based on the test results and those of three tests (test 1, 2, 3) were 0.444, 1.158 and 1.836(1/hr), respectively. From the comparison of  $K_{1a}$  values, the faster air in-flow rate is, the higher the efficiency of the DAS is.

**Keywords** : Air-stripping, Groundwater contamination, TCE, Aeration, Overall transfer coefficient

**요지** : Diffused Aeration System (DAS) 기법은 휘발성 유기 화합물들을 포함하고 있는 지하수를 양수하여 반응조 내에서 폭기시킨 후, 액체 내에 존재하는 오염물질을 기체로 전이시켜 오염물질을 대기 중으로 배출시키는 정화법이다. 본 연구에서는 지하수 내 TCE 농도가 높은 2개 지역을 선정하여 3회에 걸쳐 DAS 기법의 적용성 평가 시험을 실시하였다. 반응조에는 각각 17.1, 44.8, 76.5 l/min의 속도로 공기를 주입하였으며, 시험 중 지하수 수질의 변화와 반응조에서 배출되는 TCE의 농도를 측정하였다. 처리 후 배출되는 기체의 농도를 측정한 결과, TCE 농도는 6~8 min 만에 최고 농도로 배출되었고, 시간이 지날수록 천천히 감소하는 모습이 관찰되었다. TCE의 농도 변화는 공기 유입 속도에 따라 매우 큰 변화를 보였다. 또한, 액체에서 기체로의 총괄물질전달계수( $K_{1a}$ )를 산정한 결과, test 1, 2, 3에서 각각 0.444, 1.158, 1.836 1/hr였으며, 이로부터 공기 주입률이 빨라지면 DAS의 효율성이 높아짐을 정량적으로 확인할 수 있었다.

**주요어** : 공기탈기법, 지하수 오염, TCE, 폭기, 총괄물질전달계수

## 1. 서론

산업화가 진행됨에 따라 심각한 오염을 유발하는 다량의 휘발성 유기 화합물들(Volatile Organic Compound, VOC)이 지하로 침투되고 있다. 이러한 VOC의 주요 유발원으로는 산업 폐수와 부적절하게 폐기된 유기 용제, 저장 탱크로부터 유출된 유류, 매립지의 침출수 등이 있다. 유기 화합물들이 지하로 침투하는 과정에서 유기물들은 토양입자에 흡착하거나 지하수에 용해되며, 일부 화합물들은 Non-Aqueous Phase Liquid(NAPL)를 형성하여 지하수 흐름에 따라 이동하는데 이러한 특성은 해당 오염물의 제거를 매우 어렵게 만든다. 이런 유기화합물들은 대부분이 토양 및 지하수 오염의 주원인으로 알려져 있는 난분해성 물질들로

서, PCE, TCE 그리고 BTEX 등이 있다(Bedient 등, 1999).

우리나라의 환경오염은 급속도로 이루어지는 산업화로 인해 공단을 중심으로 매우 심각한 상황이다. 특히 유기용매를 사용하는 공단의 경우, TCE, PCE 등의 염소계 유기 화합물에 의해 토양 및 지하수가 오염된 것으로 보고되고 있으며, 염소계 유기화합물의 지하수 내 허용치(TCE : 0.03 mg/l, PCE : 0.01 mg/l)는 상당히 낮아 그 위해성이 높다. TCE는 반도체 산업 및 유류, 유기용제 등의 degreaser, 페인트, 드라이클리닝, 염색약, 직물, 용제, 냉매 및 열교환액체, 훈증약, 중간물, 우주항공산업용 기계류 등에, PCE는 반도체 산업 등의 degreaser, 드라이클리닝, 용제, 건조제, 열전도체, 화학약품 제조공정, 구충제 등에 널리 쓰이는 화학약품이다.

1) 비회원, 전) 한국수자원공사 수자원연구원 선임연구원, 현) UIUC 박사후 연수 연구원

† 정희원, 한국지질자원연구원 선임연구원(E-mail : sxh60@kigam.re.kr)

2) 정희원, 한국수자원공사 수자원연구원 연구원

3) 비회원, POSCO 대리



기체가 일정한 횡단면을 확산하는 속도는 분자의 크기와 형태 및 농도구배(gradient of mass)에 따라 달라지며, 액체막을 통한 휘발성 화합물의 이전 속도는 Fick의 확산 방정식으로부터 얻어진다. 기체가 계 면적 A의 물과 접하고 있는 경우, 수중에서 휘발성 화합물질의 분자 확산에 따른 질량 전달률  $\frac{dM}{dt}$ 은 Fick's law에 의하여 다음과 같이 표시된다.

$$\frac{dM}{dt} = D \times A \times \frac{dC}{dL} \quad (1)$$

여기서,  $\frac{dM}{dt}$ : 물질전달(이전)속도(M/t)

D : 확산계수(L<sup>2</sup>/t)

A : 확산횡단면적, 즉 기체상과 액체상 사이의 접촉면적(L<sup>2</sup>)

$\frac{dC}{dL}$  : 액체막 거리에 따른 물질농도구배(M/V·L)

여기서, dM은 dt 시간에 농도구배가  $\frac{dC}{dL}$ 일 때 단면 A를 통과하는 휘발성 물질의 양을 의미한다.

식 (1)은 농도 C가 시간과 액체막의 거리에 따른 함수, 즉 C=f(t,L)이고, 실제 액막의 두께는 대단히 작으므로 다음 식으로 표현된다.

$$\frac{dM}{dt} = -D \times A \times \frac{C_g - C_L}{L} = D \times A \times \frac{C_L - C_g}{L} \quad (2)$$

식 (2)의 양변을 액체의 체적 V로 나누면 식 (3)과 같이 표현된다.

$$\frac{1}{V} \frac{dM}{dt} = D \times \frac{A}{V} \times \frac{C_L - C_g}{L} \quad (3)$$

식 (3)의 좌변 항은 M/V·t(질량/부피·시간) 차원이며, 이는 단위시간에 대한 농도 변화를 나타내므로  $\frac{1}{V} \frac{dM}{dt} = \frac{dC}{dt}$ 로 할 수 있다.

따라서, 식 (3)은 다음 식 (4)와 같이 표현할 수 있다.

$$\frac{dC}{dt} = D \times \frac{A}{V} \times \frac{C_L - C_g}{L} \quad (4)$$

액체막의 두께는 측정하기 어려우므로 새로운 상수항을 정의하기 위하여 D와 연관한  $\frac{D}{L} = K_L$ (기체전달계수)로 나타내고, 또한 실측하기 어려운 접촉면적 A는 액체용적

V와 같이 하여 단위부피당 접촉경계 면적을 나타내는  $\frac{A}{V} = a$ 로 나타내면 식 (4)는 다음과 같이 정리된다.

$$\frac{dC}{dt} = K_L a \times (C_L - C_g) \quad (5)$$

여기서, K<sub>L</sub>a : 총괄물질전달계수(t<sup>-1</sup>)

C<sub>L</sub> : 액체 중의 물질 농도(M/V)

C<sub>g</sub> : 기체 중의 물질 농도(M/V)

(C<sub>L</sub>-C<sub>g</sub>) : 액체막 표면에서의 액체 중의 물질 농도와 기체 중의 물질 농도와의 차 (M/V)

다시 식 (5)를 정리하여 t=0일 때 C=C<sub>0</sub>의 조건으로 적분을 취하여 K<sub>L</sub>a에 대해 풀면

$$\int_{C_{g0}}^{C_{gt}} \frac{dC}{C_L - C_g} = K_L a \int_0^t dt \quad (6)$$

$$-\ln \frac{C_L - C_{gt}}{C_L - C_{g0}} = K_L a \cdot t \quad (7)$$

$$K_L a = \frac{1}{t} \ln \frac{C_L - C_{g0}}{C_L - C_{gt}} \quad (8)$$

식 (8)을 함수식으로 정리해 보면 다음 식으로 정립된다.

$$\ln C_L - C_{gt} = -K_L a \cdot t + \ln(C_L - C_{g0}) \quad (9)$$

식 (9)는 y=ax+b 형태의 함수식이므로, 시간 t에 따른 ln(C<sub>L</sub>-C<sub>g</sub>)를 도시하면 기울기가 K<sub>L</sub>a인 직선을 얻을 수 있다(Figure 2).

일반적으로 농도차(C<sub>L</sub> - C<sub>g</sub>)는 공기탈기법(air-stripping)에서 휘발성 유기 화합물 제거율에 커다란 영향을 미친다. 그리고 헨리상수는 공기탈기법(air-stripping) 실험시 화합물의 제거 가능성을 예측하게 한다. 일반적으로 헨리상수가 높은 물질들이 헨리상수가 낮은 물질보다 더욱 쉽게 제거될 수 있다.

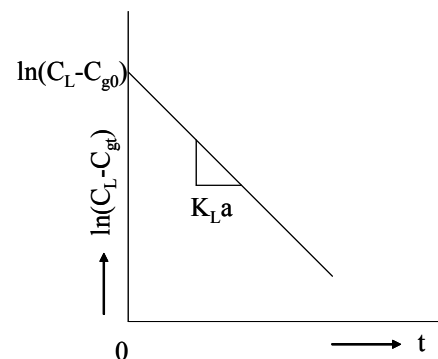


Figure 2. Determination of K<sub>L</sub>a through plot

### 3. 실험 방법

#### 3.1 현장특성

본 연구는 TCE가 0.26~0.36mg/l로 오염된 대수층에서 수증펌프를 이용하여 양수한 지하수를 이용하여 실험하였다. 본 실험은 2개(GW-1, GW-2)의 관정을 이용하여 실시되었다. 실험에 이용된 관정은 내경이 50.8mm, 심도 15.0m였으며, 스크린(screen)은 7.5~15.0m에 위치하였다. 대수층의 지질특성은 0.8~3.0m 깊이에 매립층이 분포하고 있으며, 그 하부에 3.0~9.0m 구간에서는 황갈색의 풍화층이 존재하였다. 풍화층 3.0~5.7m 구간에서는 가는 모래와 굵은 모래가 혼재하며, 그 하부에는 풍화암이 9.0~15.0m 깊이까지 분포하는 것으로 조사되었다. 순간 수위 변화시험을 실시한 결과 수리전도도는  $7.42 \times 10^{-5} \sim 4.62 \times 10^{-4}$  cm/sec의 범위로 추정되었다. 지하수의 배경 수질을 조사하기 위해 현장 수질검사를 실시하였다. 지하수의 초기 현장 수질 검사 결과는 Table 1과 같다.

#### 3.2 DAS 실험방법

반응조는 용량 1,000L 물 저장탱크를 사용하여 구축하였다. 물 저장탱크 바닥에는 diffusor를 설치하여 공기가 일정한 크기로 분출되도록 설계하였고, diffusor를 설치한 후 diffusor에서 약 30cm정도 위에 diffusor에서 분출된 공기가 반응조 전체에 균등하게 분포하게 하기 위해 지름 3mm로 이루어진 격자방식의 wire mesh를 설치하였다. 공기의 주입은 주입량 조절이 가능한 2.5 HP의 air blower를 사용하였고, 공기의 주입량을 측정하기 위해 유량계(flow meter)를 설치하여 주입되는 공기의 양을 측정하였다. DAS에 의해 용액 내에 존재하던 TCE가 대기로 방출되어 2차 대기 오염의 유발을 방지하기 위해 반응조 상부에 공기 배출구를 설치하고, 이를 활성탄 칼럼에 연결하였다. 그리고 DAS에 의해 액체에서 기체로 전이된 TCE의 농도를 측정하기 위해 배출구와 활성탄 칼럼 사이에 가스 포집 장치를 설치하였다(Figure 3).

Table 1. Groundwater chemical properties in 2 test wells

Well	GW-1		GW-2	
	Test 1	Test 2	Test 2	Test 3
Temp. (°C)	19.14	14.3	14.3	13.4
DO (mg/L)	4.75	3.88	3.88	4.01
pH	5.63	5.93	5.93	5.91
EC (uS/cm)	1046	269	269	254
ORP (mV)	211.6	220.9	220.9	222.4
TCE(mg/L)	0.360	0.263	0.263	0.317

지하수 내에 존재하는 TCE의 농도를 측정하기 위해 Teflon-lined cab을 갖춘 40 ml VOA vial을 이용하여 지하수 시료를 채취하였다. 채취된 지하수에 용존되어 있는 TCE의 농도는 일정량의 지하수를 뽑아내어 headspace에 존재하는 gas를 이용하여 TCE의 농도를 측정하는 방법을 이용하였다.

액체 내 TCE 농도 분석은 FID(flame ionization detector)를 장착한 Hewlett Packard model 5890 Series II gas chromatography(GC)를 이용하였다. 운전 조건은 helium carrier gas flow rate = 2 mL/min, sample volume = 100 uL, temperature of the injection port = 150°C, initial oven temperature = 75°C, initial time = 0 min, rate = 30°C/min, final temperature = 180°C, final time = 5min, detector temperature = 250°C 이다.

그리고, 실시간으로 감소하는 TCE의 농도를 관측하기 위해 PID(photo ionization detector)와 검지관을 사용하여 실험 동안의 TCE 농도를 조사하였다. 또한 시험 과정 중 변화하는 지하수의 수질을 측정하기 위해 온도, DO, pH를 실시간으로 측정, 저장할 수 있는 다항목 수질 측정기를 설치하였다.

본 실험은 공기의 주입량을 변화시키며 총 3회 실시하였다. 두 번째 시험(test 2)은 첫 번째 시험(test 1)을 수행하였던 관정으로부터 약 100m 가량 떨어진 곳의 관정을 이용하였다. 그리고, 두 번째 및 세 번째(test 2 & test 3)에서 사용된 반응조는 새로운 설계법을 적용하여 wire mesh와 diffusor를 조정하였다.

처음 test 1에서 사용한 wire mesh는 지름이 너무 작아 공기 방울들이 충분히 wire mesh를 통과하지 못하였고, wire mesh 하부에 넓게 공기 방울 plume이 형성되었다. 따라서,

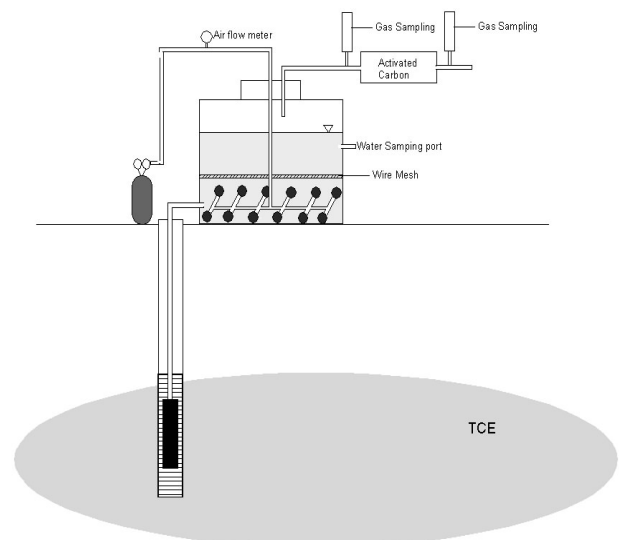


Figure 3. Field experiment set-up(Not to scale)

test 2, test 3에서는 wire mesh의 지름을 1mm에서 3mm로 증가시켰으며, diffusor의 배치도 중앙 집중형에서 분산형으로 수정하여 설치하였다.

## 4. 결과 및 고찰

### 4.1 공기 주입량

DAS에서 중요한 요소인 공기의 주입비율은 air blower와 반응조 사이에 설치한 flow meter를 통하여 관측하였다. DAS에서는 공기의 주입비율뿐만 아니라 공기가 균등하게 주입되는 것도 역시 중요하다. 그림 4는 계측기를 통해 주입된 공기 비율과 균등성을 나타내었다. 공기의 주입량과 주입률은 세 번의 실험에서 각각 약 2배정도 증가시키며 수행되었으며 주입량과 주입률은 Table 2에 나타내었다. 총 3번의 실험에서 공기의 주입비율은 매우 균등했으며, 따라서 본 실험에서는 주입공기의 불균등성이 실험 결과에 미치는 영향은 무시하였다.

### 4.2 DAS 실험 결과

DAS 실험이 시작되면 폭기로 인해 물속에 용해되어 존재하던 TCE가 대기 중으로 배출되기 시작한다. 배출구를 통해 배출되는 기체 속의 TCE 농도를 측정하기 위해 현장에서 PID를 사용하였다. PID 사용으로 인해 기체속의 TCE 농도 변화 및 DAS 실험의 종료 시점을 결정할 수 있었다. Figure 5는 PID를 사용하여 배출되는 TCE의 농도를

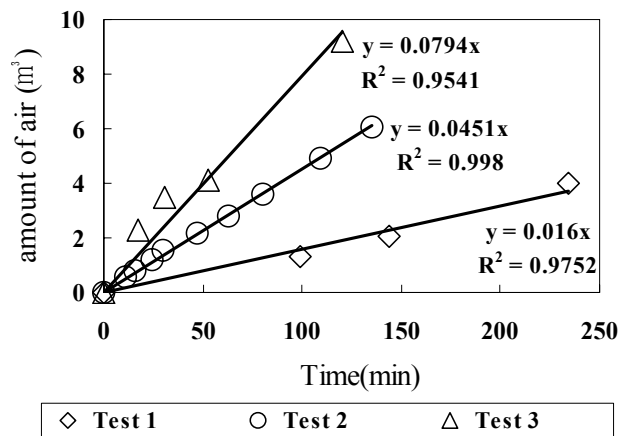


Figure 4. Comparison of air flow rate

Table 2. Injected air mass and air flow rate

Test	Air mass (L)	Air flow rate (L/min)
Test 1	4,011.5	17.1
Test 2	6,045.9	44.8
Test 3	9,181.5	76.5

나타내었다.

배출구로 나오는 TCE는 DAS 실험이 시작되면서 검출되기 시작한다. 그리고 약 5분 후부터 최고 농도가 검출되고, 이후 농도가 점차적으로 줄어들기 시작한다. 공기 주입량에 따라 TCE 농도가 최고점에 도달하는 시간과 농도의 최고점의 90%가 저감되는 시점이 짧아진다. TCE의 농도가 최고치를 나타낸 후 시간이 지남에 따라 TCE 농도가 줄어드는 것은 액체에 존재하는 TCE 농도의 저감에 따라 기체로 전이되는 TCE의 농도가 줄어들어 나타난 것으로 판단된다.

본 실험에서는 DAS 실험 기간 동안 변화하는 지하수의 수질(온도, DO, pH)을 조사하기 위해 실시간 저장 가능한 다항목 수질측정기 YSI 6130(YSI, Ohio, USA)을 사용하여 DAS 실험 기간 동안 변화한 수질을 조사하였다(Figure 6). 수질조사는 현장 사정으로 인해 test 1과 test 2에서만 수행되었다. 지하수의 온도는 18°C 내외로 실험 당시의 대기온도보다 낮았다. 따라서 시간이 경과함에 따라 지하수의 온도는 대기온도와 평형상태를 이루기 위해 초기에는 증가하다가 대기온도와 평형상태를 유지하면서 일정해졌다.

DAS에 주입된 공기는 대기를 이용하였으므로 DO는 계속적인 폭기로 인해 농도가 증가하다 주입 공기가 적은 test 1에서는 약 50분, 공기 주입량이 약 2배정도 증가한 test 2에서는 약 20분이 경과해서 포화상태가 되어 농도가 일정해지는 것으로 나타났다. 한편 pH는 계속적인 공기 유입으로 인해 수중에 용존하는 CO<sub>2</sub>가 탈기되어 pH 5.8에서 pH 8까지 증가하였다.

공기 주입량에 따른 TCE의 농도 감소는 각각의 공기 유입량에 따라 차이를 나타내었다. 공기 주입량에 따라 초기 농도의 50%로 감소되는 지점까지 걸리는 시간은 test 1과 test 3을 비교해 보면 약 3.3배 정도의 차이를 보였다.

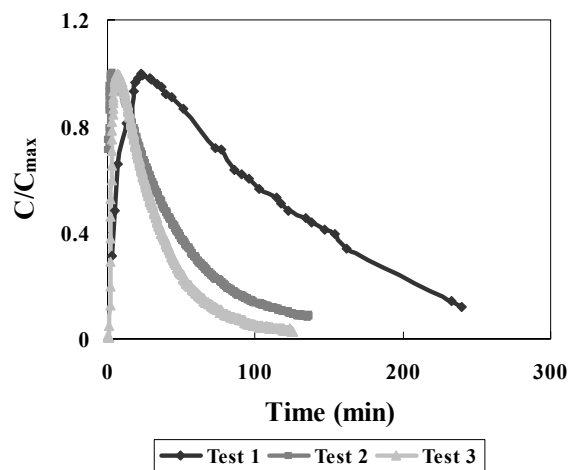


Figure 5. Emission of TCE in reactive tank

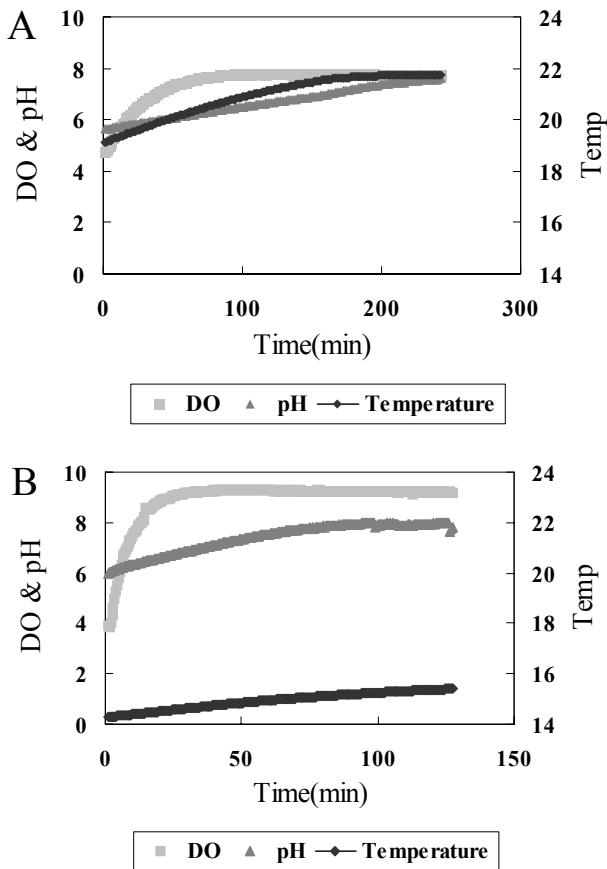


Figure 6. Comparison of DO, pH and Temperature change during the DAS  
(A : test 1, B : test 2)

이 결과는 공기 주입량을 높이면 수중에 용존해 있던 TCE가 질량 전이할 수 있는 공기의 표면적이 커지므로 더욱 빨리 저감된다는 사실을 나타낸다. 실험결과는 Table 3과 Figure 7에 정리하였다.

한편 Test 1에서는 DAS를 적용한 결과 TCE의 농도가 초기 10분 동안 오히려 증가하는 경향을 보였다. 이것은 액체 시료를 채취할 때 튜브 내에 존재하던 액체를 충분히 배출시키지 않아 반응조 전체의 농도를 나타내지 못하고 양수 초기에 채워진 지하수 내 TCE 농도를 나타내어 발생한 것으로 보인다. Test 1에서 초기 농도의 64%가 제거되는데 약 2.7시간이 소요되었다. 농도 감소의 폭이 적은 것은 wire mesh의 설계상의 문제점으로 인하여 공기방울이 제대로 분산되지 않은 것과 적은 공기 주입 때문이었다.

한편 test 2에서는 농도의 93%가 제거되는데 약 2.2시간이 소요되었으며, test 3에서는 농도의 95%가 제거되는데 약 2시간이 소요되었다. Test 1보다 test 2, 3의 TCE 농도감소 시간이 줄어든 것은 공기 주입량을 증가시킨 것과 diffusor의 배치와 wire mesh 격자 크기 증가, 균등한 공기의 배분 등에 기인한다.

현장에서 수집한 자료를 이용하여 식 (9)의  $K_L a$  값을 산

Table 3. Comparison of air injection rate,  $C_{50\%}$  and  $C_{90\%}$

Test	Air injection rate (L/min)	$C_{50\%}$ (min)	$C_{90\%}$ (min)
Test 1	17.14	107	- <sup>a</sup>
Test 2	44.78	53	121
Test 3	76.51	32	73

<sup>a</sup>: finish the test 1 when concentration degradation comes at 64% of initial concentration (it takes 160 minute at 64%)

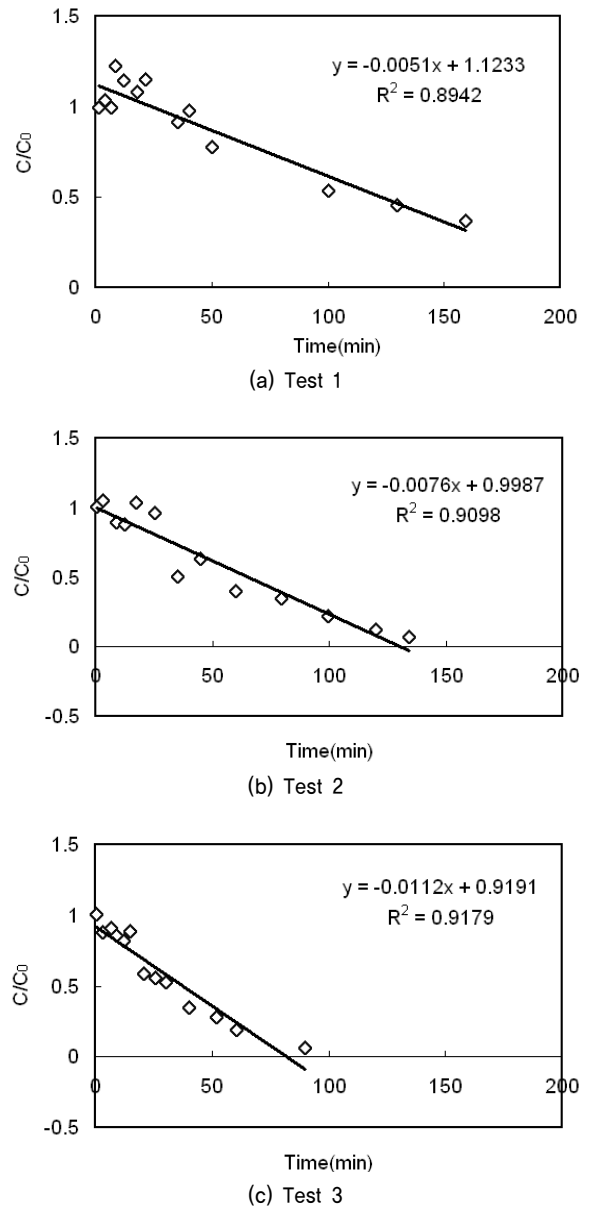


Figure 7. Removing concentration of TCE by Air stripping

출하였다(Figure 8). 각각의  $K_L a$  값은 Table 4에 나타내었다.

현장에서 수행한 실험의  $K_L a$  값을 비교해보면 공기의 주입률이 높은 실험에서 낮은 실험 순서로 감소하였다. 이것은 총괄물질전달계수가 액체와 접하는 기체의 단면적과 관련이 있으므로, 주입 공기량을 증가시키면 액체와 접하는 기체의 단면적이 증가하여 결과적으로 물질 전달이 빠르게 이루어지는 것을 보여주는 결과이다.

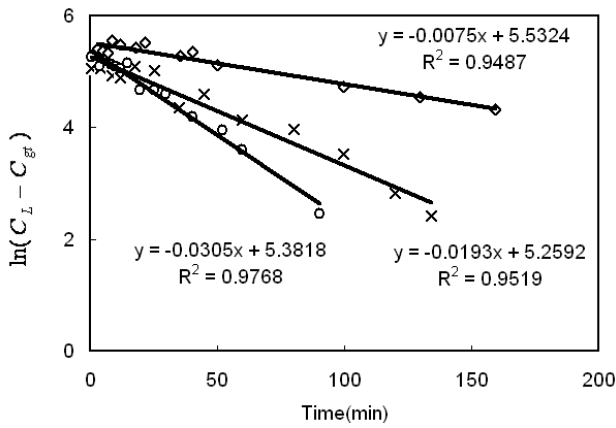


Fig. 8. Evaluation of  $K_{La}$  through DAS ( $\diamond$  : Test 1,  $\times$  : Test 2,  $\circ$  : Test 3)

Table 4. Comparison of  $K_{La}$

	Test 1	Test 2	Test 3
$K_{La}$ (1/hr)	0.45	1.16	1.83

## 5. 결 론

본 연구에서는 DAS를 적용하여 액체와 기체 사이의 물질전달에 의한 지하수 내 TCE 제거 현장 실험을 수행하였다. 현장 DAS 실험은 공기 주입률을 변화시키며 진행하였으며, 공기 주입률에 따른 TCE 저감 정도 변화를 정량적으로 평가하였다.

공기 주입률에 따라 다소 차이는 있지만 초기 농도의 90%를 저감시킬 때 약 2시간 정도 소요되는 것으로 나타났다. 본 실험 결과를 통해 공기 방울의 지름을 최대한 작게 하고 공기 주입률을 증가시킨다면 지하 내의 TCE 저감에 소요되는 시간을 상당히 감소시킬 수 있음을 확인하였다. 본 연구에서 제시한 DAS 실험 방법 및 결과 해석 방법은 TCE를 포함한 VOC로 오염된 지하수의 복원 타당성 평가 방법으로 적용될 수 있을 것이다.

향후 TCE로 오염된 현장에 DAS 방법을 적용하고자 할

경우, 본 연구 결과를 바탕으로 추가로 공기 주입률과 wire mesh의 격자의 영향에 대한 연구를 수행한다면 본 공법은 효과적인 오염 지하수 정화안으로 활용될 수 있을 것이다.

## 감사의 글

본 연구는 “21세기 프론티어연구개발사업” 중 “수자원의 지속적 확보기술개발사업단(지속가능한 지하수 개발 시스템 구축 및 상용화, 과제번호 3-4-3)”의 연구비 지원에 의해 수행되었으며, 또한 한국지질자원연구원 기본사업인 ‘청정 대용량 지하수자원 확보 기술개발(08-3211)’과제의 일환으로 수행되었습니다.

## 참 고 문 헌

1. Bedient, P. B., Rifai, H. S. and Newell, C. J.(1999), *Ground Water Contamination*, Prentice Hall PTR, NJ, USA, 2nd Ed., pp. 6~12.
2. Canter, L. W. and Knox, R. C.(1985), *Ground Water Pollution Control*, LEWIS publishers, Chelsea, Mich., pp. 89~95.
3. James, M. and Montgomery, A.(1985), *Water Treatment Principles & Design*, John wiley & Sons, New York, pp. 237~261.
4. Kosuko, M., Mullins, M. E., Ramanathan, K. and Roger, T. N.(1988), Catalytic Oxidation of Groundwater Stripping Emissions, *Environ. Prog.*, pp. 136~143.
5. McGregor, F. R., Piscaer, P. J. and Aieta, E. M.(1988), Economics of Treating Waste Gases from an Air Stripping Tower Using Photochemically Generated Ozone, *Ozone - Science & Engineering*, Vol. 10, No. 4, pp. 339~352.
6. Mead, E. and Leibbert, J. A.(1998), Comparison of Packed-column and Low-profile Sieve Tray Air Strippers, *proceedings of the 1998 conference on hazardous waste research*, pp. 328~334.
7. Roberts, P. V., Munz, C. and Dandliker, P.(1984), Moderling Volatile Organic Solute Revoal by Surface and Bubble Aeration, *J. Water Pollution Control Federation*, Vol. 56, No. 2, pp. 157~163.
8. US EPA(1999), *Groundwater cleanup: Overview of operating experience at 28 Sites*, EPA 542-R-99-006, pp. 24~37.

(접수일: 2007. 9. 14 심사일: 2007. 9. 28 심사완료일: 2007. 12. 10)