

《原著》

MOM-Bentonite 투수성반응벽체를 이용한 PCE로 오염된 지하수의 정화

정성래¹ · 이달희^{2*}

¹한양대학교 토목 · 환경공학과

²연세대학교 지하수 · 토양환경연구소

Remediation of PCE-contaminated Groundwater Using Permeable Reactive Barrier System with MOM-Bentonite

Sung-Lae Chung¹ · Dal-Heui Lee^{2*}

¹Department of Civil and Environmental Engineering, College of Engineering, Hanyang University

²Institute of Groundwater and Soil Environment, College of Sciences, Yonsei University

ABSTRACT

The objectives of this research were to study the applicability and limitations of permeable reactive barrier (PRB) for the removal of tetrachloroethylene (PCE) from the groundwater. PRB column tests were conducted using reactive material with Moringa Oleifera Mass - Bentonite (MOM-Bentonite). Most of the PCE in the groundwater was degraded and/or captured (sorpted) in the zone containing activated material (MOM-Bentonite). The removal rate of PCE from the groundwater was 90% and 75% after 30 days and 180 days, respectively. The effect of micro-organisms on the long-term permeability and reactivity of the barrier is not well understood. MOM-Bentonite PRB system in this research has the potential to be developed into an environmentally and economically acceptable technology for the in situ remediation of PCE-contaminated groundwater.

Key words : PRB, PCE, MOM-Bentonite, Remediation, Groundwater

1. 서 론

경제규모의 확대와 산업발달로 인하여 부수적으로 발생되는 소수성 유기화합물(Hydrophobic Organic Compounds), 유류, 농약 등과 같은 유해물질에 의한 토양 및 지하수의 오염은 심각한 환경 문제를 발생시키고 있으며, 특히 비수용성 액체(NAPLs, Non-Aqueous Phase Liquids)중에서 밀도가 물 보다 큰 DNAPLs(Denser Non-Aqueous Phase Liquids)들은 비포화대(unsaturated zone)를 거쳐서 포화대(saturated zone)로 확산되어 궁극적으로는 식수원을 오염시킬 수 있다는데 그 심각성이 크다(Lee et al., 2002; Lee et al., 2008). 또한 물보다 밀도가 높은 비수용성액체는 낮은 용해도(low solubility)와 분해속도가 느려서 지하수의 장기 오염원-의 하나가 될 수 있다. DNAPLs의 대표적인 예로서는 PCE(tetrachloroethylene)와

TCE(trichloroethylene)를 들 수 있다. PCE는 국내에서 보고되는 염화물 성분 중 높은 비율을 차지하는 지하수의 오염 성분 중 한가지 이다(Heo et al., 2007). PCE로 오염된 지하수의 정화는, 효과적이고 친환경적인 반응물질 을 사용하여, 현장에 적절한 시공법을 사용한 투수성반응 벽체(PRBs, Permeable Reactive Barrier)를 이용하면 현장에서 저렴한 비용으로 처리 가능하다 (Blowes et al., 1997; USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001).

PRBs는 일반적으로 오염대(contaminant plume)가 존재하는 지중에 설치하며 지하수 오염대의 수리학적 흐름을 이용, 반응매질(reactive media)과 오염물질의 물리 · 화학적 및 생물학적 반응을 유도하여 오염을 제거하는 방법이다(Blowes et al., 1997; 이승학 외, 2003; Boni and Sbaffoni, 2009). 기존의 차폐벽은 오염물의 확산을 불투수층의 벽을 이용하여 주변지역으로 유입되는 것을 막는

*Corresponding author : dalheui@yonsei.ac.kr

원고접수일 : 2012. 8. 17 심사일 : 2012. 8. 28 게재승인일 : 2012. 8. 28

질의 및 토의 : 2012. 10. 31 까지

것이지만 반응벽체는 오염된 지하수의 흐름을 유지한 채로 그 위치에서 정화할 수 있으므로 별도의 후처리가 필요 없고, 현장에서 경제적으로 정화가 가능한 장점이 있다(이승학 외, 2003). 특히 짧은 시간 내에 오염정화가 용이하지 않고 지속적인 지하수 오염이 예상 되는 경우, 지하수 흐름의 변경 없이 정화가 가능한 점이 가장 유리한 장점의 하나이다(Blowes et al., 1997; 이승학 외, 2003). 반응벽체는 이러한 현장정화기법의 하나로 1990년대 중반부터 미국, 유럽을 중심으로 활발한 연구 및 현장 적용이 진행되고 있다. 반응벽체 기술은 오염된 지하수가 흐르는 길목에 투수성이 큰 반응물질로 벽체를 구성하고 지하수가 벽체를 통과하는 동안 오염물질이 처리되고, 정화된 지하수가 벽체를 빠져나가게 하는 기법으로서 사용되는 반응 물질의 선택이 중요하며, 효과적이면서 경제적으로 부담이 없는 반응제가 필요하다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003). 또한, PRB에 사용 될 반응물질은 소수성유기화합물을 효과적으로 처리(흡착/용해) 할 수 있어야 하며 혐기성 하에서도 반응이 일어나야 한다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001). 미국 환경청(USEPA)은 Technology Innovation Office(TIO)의 지원을 통해 활발한 연구를 진행하고 있으며, Powell & Associate Science Service, EnviroMetal Technologies INC, Horizontal Technologies INC 등에서 반응벽체의 반응 물질에 대하여 많은 연구가 진행 되었다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003; Boni and Sbaffoni, 2009).

반응벽체 기법에서 사용하는 반응 물질은 충분한 기초 실험을 통하여 지반환경과 오염물질에 적합한 물질을 사용하여야 한다(Blowes et al., 1997; Hong et al., 2002). 이는 반응벽체에서 사용하는 반응물질이 대수층의 오염물

질과 반응 시 오염농도를 증가시키는 반응을 보이거나 환경에 위해한 부산물을 생성하거나, 또한 반응물질 자체가 2차 오염을 유발시킬 우려가 있기 때문이다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003).

그러므로 본 연구의 목적은 PCE로 오염된 지하수가 이동을 통해 오염시킨 대수층을 현장에서 처리하는 반응벽체 반응 물질의 적합성 및 한계성을 평가 하는데 있다.

2. 실험재료 및 실험방법

2.1. 실험 재료

본 연구에서 선택된 실험 재료는 친환경적이며 인체에 무해한 천연 물질인 Moringa Oleifera Mass(Powder)

Table 1. Characteristics of the crude water extract of Moringa Oleifera Mass

Parameter	Characteristics
pH	5.8
Conductivity (u mho cm ⁻¹)	1,700.0
Alkalinity (mg l ⁻¹ as CaCO ₃)	60.0
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	15.2
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	30.6
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	24.4
K ⁺ (mg l ⁻¹)	63.6
Fe ³⁺ (mg l ⁻¹)	5.0
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	11.0
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	8.0
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	140.0
PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	187.0
TOC (mg l ⁻¹)	3,678.0
COD (mg l ⁻¹)	9,630.0
TKN (mg l ⁻¹)	802.0



(a)



(b)

Fig. 1. The leaf (a) and seed (b) of Moringa tree.

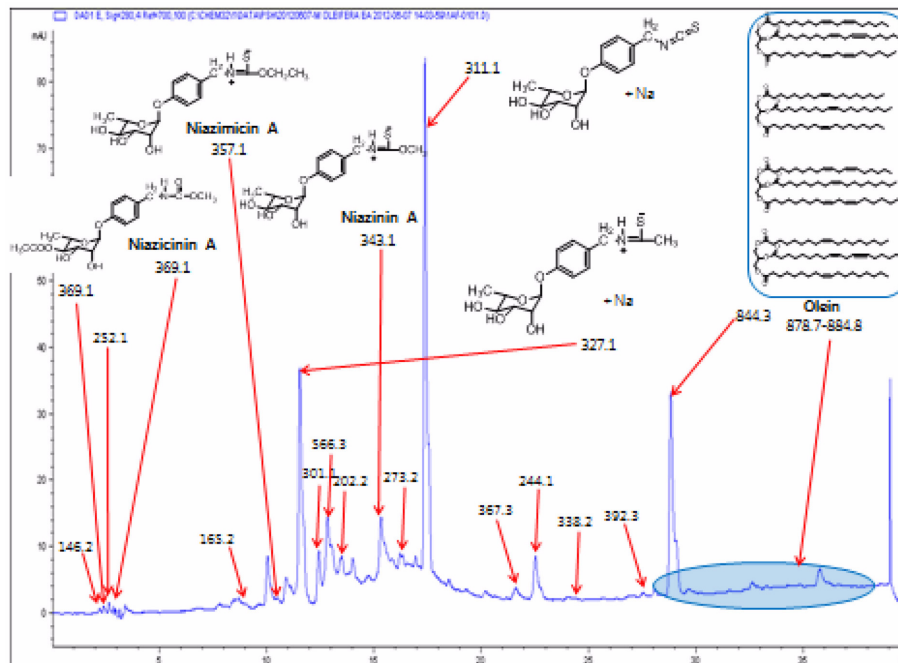


Fig. 2. The compounds analyses of *Moringa Oleifera* mass.

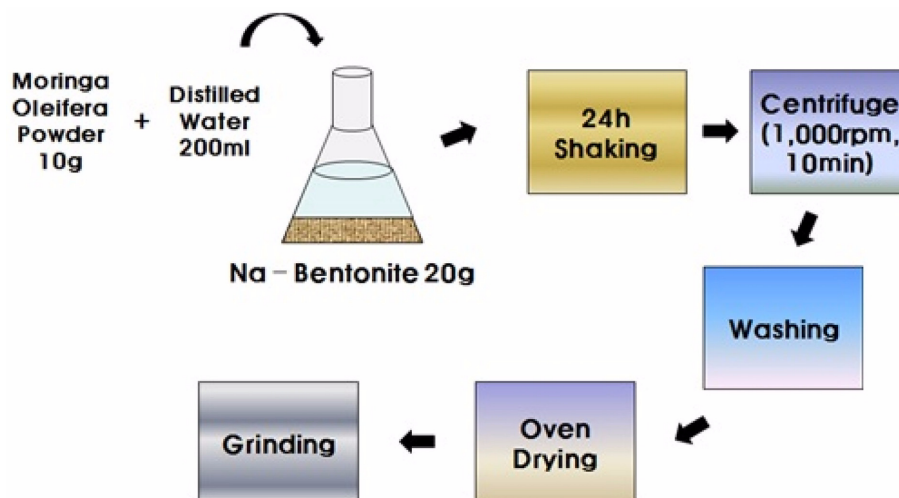


Fig. 3. The schematic diagram for MOM-Bentonite manufacturing process.

(MOM)를 지질매체의 하나인 벤토나이트에 부착하여 제조한 천연(자연) 신소재인 MOM-Bentonite를 반응물질로 선택 하였다. MOM은 이미 동남아시아 또는 인도의 남부 지방에서 약재(민간 치료제) 또는 화장품 원료로 사용하고 있는 물질로서 2000년도 이후에는 각종 환경 응용제품에 많이 적용되고 있다. MOM의 물리/화학적 특징은 Table 1에 정리 하였다(Lee et al., 2010). Fig. 1은 Moringa나무 잎과 씨(seed)를 보여 주고 있다(Lee et al., 2010). 씨(seed)는 Shelled seed와 Non-shelled seed로

구분하여 사용 되고 있으며, 본 실험에서 사용된 MOM은 Non-shelled seed에서 추출 된 것을 사용하였다. Fig. 2는 질량분석기를 사용(한국과학기술원 강릉분원 분석실)하여 MOM물질의 성분을 분석한 자료를 보여주고 있다. 밝혀진 MOM의 주요한 구성 성분은 Olein, Niazinin(A), Niazicin(A), Niazimicin(A) 등이다. MOM-Bentonite 제조에 이용한 Na-벤토나이트($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 4\text{SiO}_2 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$)의 주 구성광물은 몬모릴로나이트 와 바이테라이트 계통의 스멕타이트이며, 주 사용처는 누수방지제, 토양 개선제, 흡착

제 등에 이용되고 있다. 벤토나이트의 성질은 미립의 점토로 팽윤성과 증금속의 흡착성 및 이온 교환성이 우수한 천연 지질매체의 하나로 현장에서 많이 사용되고 있다. MOM-Bentonite의 간략한 제조 방법 및 과정은 Fig. 3에 설명 하였다(Lee et al., 2010). 제조된 MOM-Bentonite의 interlayer spacing은 20 Å이고, organic C content는 15%이다. Interlayer spacing과 Organic C content의 측정은 연세대학교 기초분석 실험실에 의뢰하였다.

2.2. 실험 방법

실험방법은 컬럼 테스트(column test)를 선택하였으며, 시행된 컬럼 시험은 오염물질의 제거율 산정 및 반응물질과 오염물질의 요구되는 접촉시간(residence time)산정에 적합한 시험 방법의 하나이다(Lee et al., 2002; Boni and Sbaffoni, 2009). 안정성이 우수한 pyrex를 사용하여 컬럼을 제작(35 cm in length, 2.5 cm in inner diameter)하였고, 컬럼 재질 두께는 2.5 mm이고 이용한 튜브는 Teflon(1/8" × 1/16")을 사용하였다. 양쪽 끝에 3way 밸브를 연결하여 샘플채취를 용이하게 하였다. 또한, 주사기를 꼽아서 용액을 뽑아낼 수 있도록 옆에 샘플링 포트를 7개 설치하였다(Fig. 4). 컬럼 내부 층(column inner layer)의 구성은 Fig. 5에 묘사 하였다. PRBs의 모사컬럼은 내부 층의 구성에 따라 3종류로 구성 하였다. Fig. 5의 컬럼 a)는 Ottawa sand로서 기본적인 지질매체를 대표하였고, 컬럼 b)는 반응물질 MOM-Bentonite를 사용하여 컬럼 중간층에 24 cm 길이의 1개의 PRB 층을 형성하였다. PRB 층의 양쪽은 Ottawa sand로 충전 시켰다. 컬럼 c)는 MOM-Bentonite의 PRB층을 각각 12 cm 길이의 2개 층으로 나타내고 양끝과 중간에는 Ottawa sand를 이용하여 그림 Fig. 5의 컬럼 c)처럼 형성 하였다. 컬럼 b)와 컬럼 c)에서 사용된 MOM-Bentonite의 양은 같다.

모든 실험 장치가 준비된 후, 증류수에 PCE를 녹여서 10 mg/L 용액을 만들었다. 준비 후, 2.5 mL/h(pumping rate) 속도로 10 mg/L 농도의 PCE를 peristaltic pump (0.25 rpm)를 이용하여 컬럼으로 흘려주고 매회 일정 한 시간에 전반부 실험 기간(3개월)에는 10일 간격으로 9회 샘플을 채취 하였고, 후반부 실험 기간(3개월)에는 15일 간격으로 6회 샘플을 채취 하였다. 샘플은 주사기를 이용하여, 컬럼 a), b), c) 추출구(outlet)의 3way 밸브 지점에서 각각 채취하여 본 실험 기간 180일(6개월)에 걸쳐 총 45개의 샘플을 얻었다. 이들의 PCE 농도 분석을 위하여 샘플 채취와 동시 밀봉 처리 후 즉시 환경부 지정 국립 분석 기관에 의뢰 하였다.

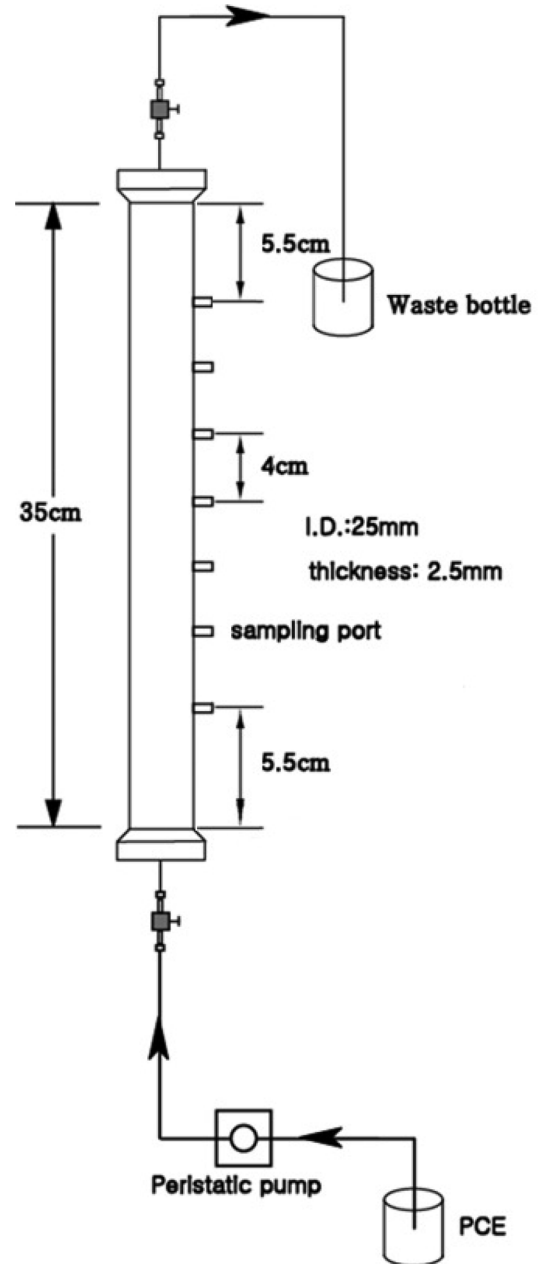


Fig. 4. The schematic diagram of used test column.

3. 결과 및 고찰

3.1. 투수반응벽체내의 반응물질의 효과 및 수명

Fig. 6에 PRB 모의실험에 의한 반응물질의 효과를 요약, 제시 하였다. Fig. 6에서 보여주듯이 Ottawa sand 컬럼 a)는 실험 기간 180일 동안에 PRB 반응효과가 거의 나타나지 않았다. 실험초기 15일간은 약 5%의 PCE 흡수 효과가 있었으나 그 이후는 대부분의 PCE가 통과 하였고

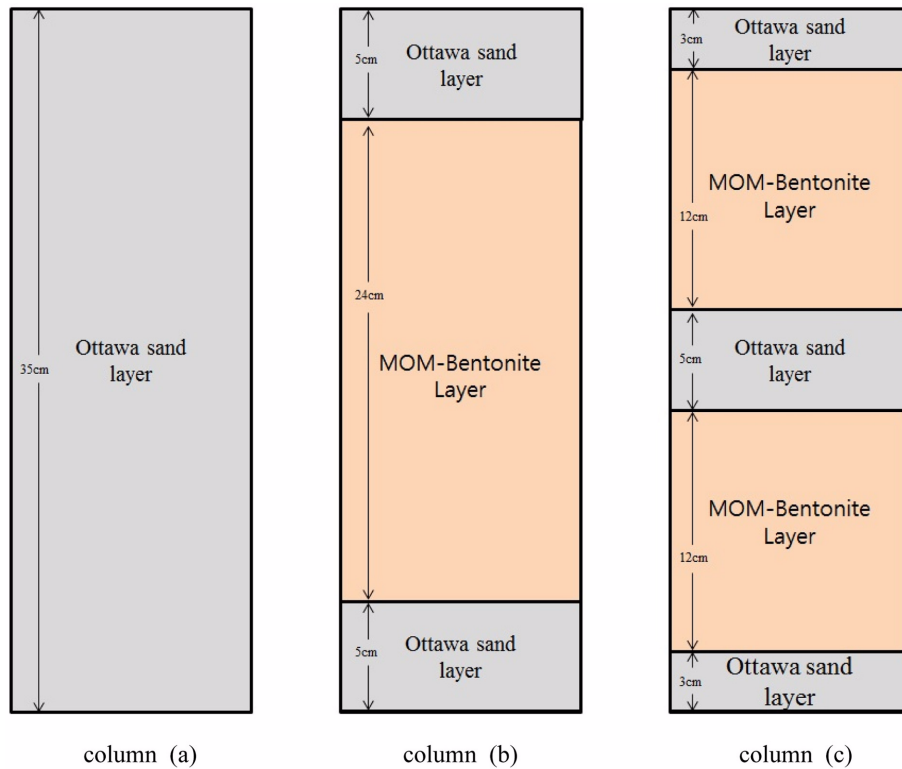


Fig. 5. The schematic diagram of used PRB structure in column.

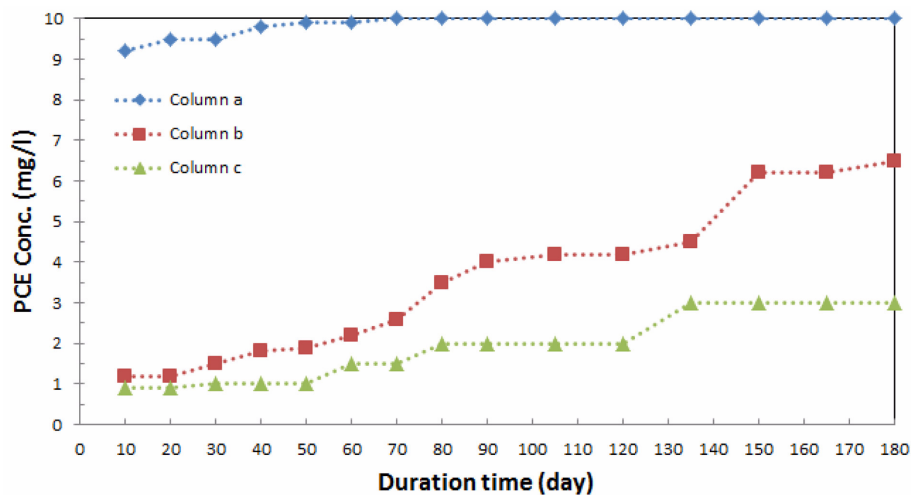


Fig. 6. The results of PCE concentration at outlet site during the column test periods.

따라서 PRB 반응효과는 없었다. 이러한 결과는 실험을 하기 전에 예측된 결과로서 Ottawa sand가 석영을 주성분으로 하는 거의 균질한 실험용 토양으로서 PCE의 흡착 또는 탈염반응이 나타나지 않기 때문이다. 컬럼 b와 컬럼 c에서는 대부분의 PCE가 반응 물질 층(MOM-Bentonite layer)에서 흡착 또는 분해되었다. 컬럼 b와 컬럼 c의 차

이점은 같은 양의 반응물질을 이용하여 컬럼의 투수반응벽체 구성을 다르게 하였다(Fig. 5). 실험 기간 180일 이후의 결과는 각각 약 75%, 45%의 매우 다르게 PRB 반응효과가 형성되었고, 이러한 데이터는 투수반응벽체의 설계 시 중요한 참고 자료가 될 수 있다(Fig. 6). 즉 같은 양의 반응물질이라도 PRB 시스템 구성에 따라 결과는 다

르다는 점을 제시 해 주었다. 컬럼 b와 컬럼 c의 두 컬럼의 PRB 반응효과는 실험기간의 초기 20일간은 비슷하였으나, 실험 시작 후 1달후부터 실험 종료까지는 컬럼 c가 더 좋은 결과를 유지하였다(Fig. 6). 또한, 컬럼 b와 컬럼 c의 시험기간 중의 PCE 농도 변화를 살펴보면 그 변화 양상이 거의 유사하며 대략 3구간으로 구성됨을 알 수 있었다. PCE 농도 변화가 3구간으로 구분되어 나타나는 이유는 실험 초기에는 MOM-Bentonite의 흡착 기작이 우세하고, 실험 중기에는 흡착과 미생물 반응이 우수한 기작이고, 실험 후기에는 미생물 반응이 우세한 기작으로 작용되어 나타난 것으로 사료 된다(Lee et al., 2010). 3구간의 기간은 실험 처음부터 50일까지, 80일 후부터 120일, 150일부터 180일까지로 구분되며 이기간은 각각 PRB의 시스템에서 반응물질의 평형기간으로 해석할 수 있다. 각각 기간에서의 컬럼 c의 PRB 반응효과는 90%, 85%, 75%로 평가 되었다. 친환경적이며 경제성이 증명된 biomass의 일종인 Moringa Oleifera powder는 탁도 및 색도 제거에도 탁월한 것으로 알려진 물질이다(Preston et al., 2010). 중금속으로 오염된 폐수를 이용한 배치실험에서 Moringa Oleifera powder 물질은 중금속을 응집 후 침전하여 Cd, Zn, Cu를 각각 80, 90, 90% 제거 하였고, pH를 6.8-7.0으로 일정하게 유지 하였다(Lee et al., 2010). 제안된 biomass의 중금속 제거 기작은 complex mechanism involving proton exchange와 chemisorption으로 유추되며, Moringa Oleifera powder 물질은 중금속으로 오염된 지표수 및 지하수 정화에도 천연 지질 매체와 응용하여 사용 될 수 있음이 증명 되었다(Lee et al., 2010). 본 실험에서도 실험기간(180일)중의 pH값(6.9)은 거의 일정하게 유지 되었다. 따라서, 본 실험에서 적용된 반응벽체 시스템의 반응 물질(MOM-Bentonite)은 PCE로 오염된 지하수를 친환경적 및 경제적으로 처리 할 수 있는 반응물질로 판명 될 수 있다.

오염대의 지질 및 수리 지구화학적 특성(ORP, Eh, EC, pH 등)은 반응벽체내의 반응물질의 수명(내구성)과 관련하여 매우 중요한 인자가 된다. 예를 들면, 탈염반응(reductive dehalogenation)으로 PCE와 같이 난분해성이고 발암성인 물질을 분해 가능하고 무해한 물질로 전환시킨다. 이러한 반응을 가능케 하는 것은 철(Fe), 니켈(Ni), 구리(Cu), 알루미늄(Al), 아연(Zn)등의 영가금속(zero-valent metal)이며 현재 철(Fe₀)이 많이 쓰이고 있다(Longmire et al., 1991; USEPA, 2001; Boni and Sbaffoni, 2009). 반응물질을 영가 철(Fe₀)을 사용한 경우 PCE로 오염된 지하수와 반응하여 화학적 작용과 pH의

증가 등으로 산소가 고갈되고 황산염이 황화물로 환원되어 영가 철을 녹이게 된다. 이러한 화학적 변화는 반응물질 표면에 침전물 등을 유발하고 결국 반응성을 떨어뜨려 반응벽체의 수명을 단축시킨다. PCE로 오염된 지하수가 반응물질과 접촉하여 침전 등으로 인한 반응물질의 크기가 커지고 이에 따른 접촉시간이 줄어들어 DCE, VC와 같은 부산물을 생성, 전체적인 시스템 효율을 저하시키기도 한다(Roberts et al., 1996). 이러한 반응이 지속적으로 일어나면 반응물질은 초기 성질에서 변화를 일으키고 더 이상 예측한 반응을 이루지 못하므로 결국 교환해 주어야 하며, 이 시점을 피로점(exhausting point)이라 한다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003). 또한 피로점에 이르게 되면서 지하수의 흐름속도를 낮추거나 미세입자 등의 부유물을 만들어 반응지역(reactive zone)의 간극을 막아 pore clogging이 일어나고, 투수율을 불균일하게 만드는 성질이 있다. 따라서 반응물질의 선정에 있어서 이러한 성질을 최소화시킬 수 있는 물질을 선택 할 필요가 있다. MOM-Bentonite 물질을 사용한 본 실험 기간 동안(180일)에는 수리전도도값 K(Hydraulic Conductivity)의 변화는 발생하지 않았다. 또한 본 실험 결과 컬럼 c의 반응벽체 구성은 수명뿐만 아니라 수리전도도값의 변화 측면에서도 탁월한 시스템이 될 수 있음을 보여 주었다.

반응물질과 오염물질의 반응기작의 정확한 분석은 매우 중요한데 이는 반응벽체 설계의 최적화를 위한 기본적 특성을 갖기 때문이다. 이러한 최적화를 위하여 MINTEQA2 같은 Geochemical Model을 사용하여 포화상태의 광물에서 침전, 용해, 흡착작용에 대한 화학적 관계를 구한다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003). 반응성 평가는 대상물질과 반응물질간의 반응을 평가하기 위하여 시행하며 화학적 반응경로를 분석하고 반응기작의 과정 중에 발생하는 부산물 등을 분석한다. 또한 반응에 걸리는 시간과 제거율을 산정 하여 반응에 요구되는 접촉시간(residence time)을 산정 한다. 여기서 산정된 접촉시간과 지하수계의 동수 역학적 인자는 반응벽체의 두께를 결정하는 인자로 작용하게 된다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003; Paria and Khilar, 2004). 본 연구에서는 컬럼 c에서 시도한 반응벽체의 두께 계산 시 적용 하였으나 좀 더 정밀한 연구가 필요 하다. 생물학적 활성도 또한 고려되어 박테리아가 대상물질과 반응물질의 반응에 미치는 영향을 분석 할 필요가 있다. 추후에는, Control 실험으로 살균된 매질을 이용하여 미생물에 의한 영향과 물리화학적인 영

Table 2. Comparison of PRB system with different reactive materials

Location	Demonstration Facility, Portland, OR, USA	Demonstration Facility, Kyungki-do, South Korea
Contamination material	PCE (12 mg/L)	PCE (11 mg/L)
Reactive material	SMZ (Surfactant Modified Zeolite)	MOM-Bentonite
Soil structure	sand, sandy clay	sandy clay
Construction type	Hanging Barrier in Perforated Metal Frame	Funnel and Gate
Expenses	\$600,000	\$550,000
Results	PCE (0.7 mg/L)	PCE (0.9 mg/L)
Test periods	3 months	3 months

향을 구분할 수 있을 것으로 판단되며, 컬럼 내 Redox 변화도 측정이 필요하다. 이러한 생물학적 조건을 충족시켜 줄 수 있는 procedure의 개발과 화학적 기작의 상호작용(interaction)을 분석하여 두 기작의 최적화가 요구되고 있다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003).

3.2. 반응물질의 현장 예비적용 및 외국 사례와의 비교

세계적으로 반응벽체의 반응효율의 향상을 위한 새로운 반응물질들이 연구되고 있다. 예를 들면, pillared treated clays(organophilic clays)는 \$2,000/ton으로 철(Fe^0)에 비해 고가이나 벤젠, 시안, PAH 등의 성분에 대해 효과가 탁월하며, sodium dithionite 또는 polysulfide는 \$500/ton으로 경제적이고 크롬 제거에 효과적인데, 특히 깊은 곳(15 m~18 m)에 설치해야 하는 Funnel & Gate® system 등에 있어 주입이 용이하여 반응벽체의 효율을 높이는 것으로 알려져 있다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003; Paria and Khilar, 2004). Zeolite은 \$20/ton으로 매우 경제적인 반응물질로서 SiO_4 와 AlO_4 로부터 제조하며 양이온성 물질, 유기물, 시안 등에 폭 넓게 사용할 수 있다(Morrison and Spangler, 1993; 이승학 외, 2003). 또한 계면활성제 등을 이용하여 선택된 반응물질의 표면의 전하를 조절하여 반응벽체 시스템에 주입함으로써 효율을 높이는 경우도 있다(USEPA, 1995; USEPA, 1998; USEPA, 2001; 이승학 외, 2003; Paria and Khilar, 2004). 본 연구에서는 실내 컬럼 시험에서 우수성을 보인 MOM-Bentonite 물질을 현장 test site 내에서 시범적으로 적용하였다. 환경적으로 무해하고 생태적으로도 안전한 물질이지만, 그 예비 결과는 외국의 다른 지질 및 지하 환경 경우의 결과와 비교 시 약 12% 정도 효과가 적었다(Table 2).

시험에 사용된 반응물질의 원가 계산이 시도 되었고, 가격은 \$1,500/ton으로 원가가 계산 되었다.

반응벽체 기술이 발달한 외국 선진국의 경우 최근의 연구동향은 이미 설치된 벽체의 적절한 운전여부를 판단하는 모니터링에 초점이 맞추어 지고 있다(이승학 외, 2003; Paria and Khilar, 2004). 우리나라의 경우에도 새로운 물질의 현장 적용 및 각 오염물질에 적절한 반응성을 갖는 반응물질을 개발하고 모니터링에 주안점을 두고 연구를 할 필요가 있다.

4. 결 론

대부분의 PCE는 반응 물질 층에서 흡착 또는 분해되었다. 모델 PRB에서의 선택된 반응물질의 반응효과는 초기 30일에는 90%, 180일 후에는 75%로 평가 되었다. 또한, 실험기간(180일)중의 pH값(6.9)은 거의 일정하게 유지 되었다. 본 실험에서 적용된 반응벽체 시스템의 반응 물질(MOM-Bentonite)은 PCE로 오염된 지하수를 친환경적 및 경제적으로 처리 할 수 있는 가능성 있는 PRB 반응 물질로 판명된다.

반응벽체의 현장적용이 초보적인 국내의 경우는 무엇보다 현장규모의 반응벽체 시공경험이 중요하고, 이를 바탕으로 지속적인 모니터링을 통한 반응벽체 운영의 효율성을 평가해 국내 지반조건과 각 오염물질에 적합한 반응물질을 개발하고, 표준화하는 작업이 필요하다.

사 사

본 연구는 미국 아이오와 주의 DOE(Department of Energy of IOWA, USA) Research Fund의 일부 도움을 받았으며, 또한 연세대학교 산학협력단의 재정적 도움에도 감사드립니다. 또한 개인적으로 많은 조언을 해주신 미국 아이오와 주립대학의 Dr. Robert Horton Jr. 와 Dr. Robert D. Cody에게도 감사드립니다.

참 고 문 헌

- 이승학, 이광현, 이성수, 이달희, 이재영, 박준범, 2003, 오염지하수 정화를 위한 반응벽체의 외국 시공사례 및 연구동향, 한국지반공학회, **19**(12), 35-42.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Jambor, J.L., 1997, In-Situ remediation of chromate contaminated groundwater using permeable reactive walls, *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 3348-3357.
- Boni, M.R. and Sbaffoni, S., 2009, The potential of compost-based biobarriers for Cr(VI) removal from contaminated groundwater, Column test, *J. Hazard. Mater.*, **166**, 1087-1095.
- Heo, J.-H., Lee, D.-H., Koh, D.-C., and Chang, H.-W., 2007, The effect of ionic strength and hardness of trichloroethylene-contaminated synthetic groundwater on remediation using granular activated carbon, *Geosciences Journal*, **11**(3), 229-239.
- Hong, K.J., Tokunaga, S., and Kajiuchi, T., 2002, Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils, *Chemosphere*, **49**, 379-387.
- Lee, D.-H., Kim, J.-H., and Kim, H.-K., 2010, The removal of heavy metals by use of Moringa Oleifera, *Proceedings of Korean Society of Soil and Ground Water Environment*, Fall Meetings, 175-177.
- Lee, D.-H., Chang, H.-W., and Kim, C., 2008, Mixing effect of NaCl and surfactant on the remediation of TCB contaminated soil, *Geosciences Journal*, **12**(1), 63-68.
- Lee, D.-H., Cody, R.D., Kim, D.-J., and Choi, S., 2002, Effect of soil texture on surfactant-based remediation of hydrophobic organic-contaminated soil, *Environment International*, **27**, 681-688.
- Longmire, P.A., Brookins, D.G., Thomson, B.H., and Eller, P.G., 1991, Application of sphagnum peat, calcium carbonate, and hydrated lime for immobilizing uranium tailing leachate, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, **212**, 623-631.
- Morrison, S.J. and Spangler, R.R., 1993, Chemical barriers for controlling groundwater contamination, *Environmental Progress*, **12**(3), 175-181.
- Paria, S. and Khilar, K.C., 2004, A review on experimental studies of surfactant adsorption at the hydrophilic solid water interface, *Advances in Colloid and Interface Science*, **110**, 75-95.
- Preston, K., Kotlarz, N., and Jellison, K., 2010, Turbidity and chlorine demand reduction using slum and moringa flocculation before household chlorination in developing countries, *Journal of water and health*, **8**(1), 60-70.
- Roberts, A.L., Totten, L.A., Arnold, W.A., Burris, D.R., and Campbell, T.J., 1996, Reductive elimination of chlorinated ethylenes by zero-valent metals, *Environ. Sci. Technol.*, **30**(8), 2654-2659.
- U.S. EPA., 1995, In-situ remediation technology status report, treatment walls, USEPA, 542-K-94-004.
- U.S. EPA., 1998, Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation, USEPA, 600-R-98-125.
- U.S. EPA., 2001, Cost analyses for selected groundwater cleanup projects; pump and treat system and permeable reactive barriers, solid waste and emergency response(5102G), USEPA, 542-R-00-013.