

0가 철과 직류전원을 이용한 TCE 오염 지하수의 정화기법 예비조사

문지원¹ · 문희수^{1*} · 노 열² · 이석영¹ · 송윤구¹

¹연세대학교 지구시스템과학과, ²오크릿지 국립연구소

Preliminary Experiments for the Remediation of Trichloroethene-Contaminated Groundwater Using Direct-Current and Zero-Valent Iron

Ji-Won Moon¹, Hi-Soo Moon^{1*}, Yul Roh², Suk Young Lee¹ and Yungoo Song¹

¹Department of Earth System Sciences, Yonsei University, 134 Shinchon-dong, Seodaemun-ku, Seoul, 120-749, Korea

²Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA

Reactive medium including zero-valent metals such as zero-valent iron (Fe^0) degrades chlorinated solvents as a contaminant plume flows through the treatment medium. Although the Fe^0 based reactive barrier has been demonstrated to be a cost effective for trichloroethene (TCE)-contaminated plume remediation, current approach is limited by low process efficiency and uncertain, effective life of the medium. The objective of this study is to develop an enhanced treatment method of TCE-contaminated groundwater using Fe^0 and direct current. The bench-scale test using flow-through Fe^0 reactor column confirmed that the application of direct current with Fe^0 is highly effective in enhancing the rate of TCE dechlorination. The dechlorination mechanism appears to be reductive, with the electrons supplied by the iron oxidation and external power supply serving as the additional source of electrons.

Key words : zero-valent iron, direct current, trichloroethene, groundwater remediation

Fe^0 등의 0가 금속을 포함하는 반응재들은 오염원이 반응벽을 통과하는 동안 염소계 용매들을 분해시킨다. Fe^0 를 이용한 투수성 반응벽은 특히 trichloroethene(TCE)이 주된 오염원인 경우 처리비용이 적다는 장점이 있는 반면, 반응속도가 느리고, 반응벽의 운영기간이 제한된다는 단점이 있다. 본 연구는 기존의 Fe^0 를 이용한 반응벽에 직류전원을 걸어주는 향상된 처리기술 개발의 예비연구이다. Fe^0 반응컬럼을 이용한 bench-scale의 실험을 통해 Fe^0 반응재와 직류전원의 조합은 TCE의 탈염소화를 촉진하는 것으로 나타났다. 탈염소화의 반응기작은 철의 산화와 부가적인 전자의 공급원인 외부전원에 의한 환원에 기인한다.

주요어 : 0가 철, 직류전원, 트리클로로에텐, 지하수정화

1. 서 론

Tetra-와 tri-chloroethene(PCE와 TCE)과 같은 염소계 유기용매는 주로 금속 표면의 기름 등을 제거시 사용된다. 토양과 지하수 내에서 염소계 화합물과 관련된 환경문제는 미국이나 다른 산업화된 국가에서는 매우 심각한 실정이다. 현재까지 국내에서는 오염의 정도는 발표되지는 않았지만, 우리나라에서도 매우 심각한 수준이라는 예상이다. TCE는 음용수 내에서의 최고오염

농도허용치(maximum contamination level, MCL) 가 0.005 mg/L인 매우 독성이 강한 불포화 지방족 염소계 탄화수소로서(Cotruvo and Vogt, 1990) 몇 가지 중요한 물리적 화학적 특성을 가지고 있다(Table 1). 일반적으로 TCE와 같이 짧은 탄소고리를 가지는 지방족 화합물들은 지하수 내에서 응고, 침전 혹은 여과와 같은 기존의 수처리 기술로는 제거되기 어렵다(Wood and DeMarco, 1980). 반면에 일반적으로는 air stripping과 흡착으로 처리 가능하다(Love and Eiler, 1982). 하지만 이들 제거방법 역시 잠재적인 독성화합물을 파괴하는 것이 아니기 때문에 2차 오염의 가능성이 있다.

*Corresponding author: hsmoon@yonsei.ac.kr

Table 1. Physical and chemical characteristics of trichloroethene.

Trichloroethene			
Formula	CCl ₂ -CHCl	Specific gravity	1.46 at 20°C
Color	Colorless	Odor	Chlorinated solvent
Melting point	-87°C	Viscosity	Less than water
Boiling point	86.7°C	Solubility in water	1100 mg/L at 20°C
Vapor pressure	95 mm at 30°C	USEPA MCL	0.005 mg/L

Source: Verschuieren (1983); Cheremisinoff (1990); Cotruvo and Vogt (1990)

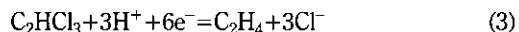
지표에 버려진 TCE는 강우나 토양 내의 수분에 의해 이들 화합물의 이동이 조장되어 매우 빠르게 비포화대를 통과하여 지하수면에 다다른다. 지하수에 도달한 이들 오염물은 DNAPL이므로 지하수를 통과 불투수층에 다다를 때까지 하강한다. 따라서 중력의 영향으로 분산되거나, 피압대수층의 균열을 통해 하강한다. 일단 DNAPL에 해당하는 PCE와 TCE가 자연환경으로 유입되면, 토양이나 지하수의 복원은 매우 어렵고, 비용이 많이 소요되며, 장시간의 복구시간을 요한다. TCE는 토양과 지하수에서 생물학적 및 무생물학적(abiotic) 분해과정(자연저감)을 거치며 dichloroethene (DCE) 이성질체들과 vinyl chloride(VC), 그리고 최종 분해산물인 ethene으로 변환된다. 미국 EPA에 의거한 할로젠 유기화합물의 음용수 허용기준은 각각 TCE, 0.005 mg/L; 1,1-DCE 0.007 mg/L; cis-1,2-DCE, 0.07 mg/L; trans-1,2-DCE, 0.1 mg/L; and VC, 0.002 mg/L 이다(Cotruvo and Vogt, 1990; Fetter, 1992).

휘발성 유기화합물로 오염된 지하수를 정화하기 위한 Fe⁰의 응용은 그동안 많은 연구가 있었다(Gillham and O'Hannesin, 1994; Matheson and Tratnyek, 1994; Burris *et al.*, 1995; Orth and Gillham, 1996; Roberts *et al.*, 1996; Schlimm and Heitz, 1996; Liang *et al.*, 1997a, b; Roh *et al.*, 2000). 대부분의 경우, Gillham과 O'Hannesin(1992)이 제안한 Fe⁰가 지하수 정화의 수동적인 접근방식의 탈염소화 매개체로 사용될 수 있다는 제안을 근본으로 시작한 것들이다. 열역학을 고려한 접근 즉, Fe⁰가 휘발성 유기화합물을 환원작용에 의한 탈염소화로 비독성 물질인 ethene과 ethane으로 변환된다는 연구도 이루어졌다(Roberts *et al.*, 1996)

염소계 화합물의 Fe⁰에 의한 환원적 탈염소화는 무생물, 무산소 환경(Matheson and Tratnyek, 1994)에서 물과 같은 양자반개가 존재할 경우, 할로알칸(RX)은 전형적으로 환원적 탈염소화 과정을 겪는다.



상기한 바와 같이 다양한 할로 알칸 계열 화합물의 반쪽반응에서 측정된 표준환원전위는 pH 7에서 +0.5 to +1.5 V의 범위를 가진다(Vogel *et al.*, 1987). 철에 의한 환원적 탈염소화의 총 반응은 산화제로 작용하는 할로알칸에 의한 철의 부식과 동량이다(Matheson and Tratnyek, 1994). 이들은 TCE의 환원적 탈염소화의 반응속도는 철이 다른 금속과 합금을 이루거나 철의 반응 표면적의 증가에 비례한다고 밝혔다. 또한 TCE의 분해과정은 직접적인 철의 산화에 따른 부식의 결과임을 제안하였다(Matheson and Tratnyek, 1994). TCE 분해의 최종산물은 ethene과 ethane이며, 만일 최종산물이 모두 ethene이라 가정한다면 redox couple은 다음과 같다.



따라서 TCE 1 mol의 완벽한 분해는 1 mol의 ethene과 각각 3 mol의 Cl⁻와 Fe²⁺를 용액에 생성시키게 된다. 일부 분해 부산물인 cis-1,2-dichloroethene (DCE), 1,1-DCE와 vinyl chloride(VC) 역시 음용수에 중요한 오염원이다. 반면 중간산물에서 최종산물로의 탈염소화 반응속도는 상대적으로 느린편이다.

무생물학적 환경에서 TCE의 ethene으로의 자연분해속도는 1.1×10^{10} h(Jeffers *et al.*, 1989)이다. Orth와 Gillham(1996)은 Fe⁰에 의한 분해시 평균 반감기는 3.25 h로, Pd로 처리한 Fe⁰ 경우, TCE 반감기는 35분이며, 중간산물도 보다 소량 생성된다(Liang *et al.*, 1997a). 환원적 탈염소화 반응은 두 개의 기작으로 대분되어 설명할 수 있는데(Campbell *et al.*, 1997): (1) hydrogenolysis(탄소-할로젠 결합이 깨지면서 수소가 할로젠 자리를 치환하는 과정에서의 환원)과 (2) reductive elimination(수소와 염소가 이웃하는 탄소로부터 떨어져 나가 이 부분이 이중결합을 형성하는 것)이다. Matheson과 Tratnyek(1994)의 환원 기작 연구에 따르면 환원적 탈염소화 반응에 참여

하는 철 입자는 주로 직접적인 전기분해의 환원으로 설명하였다. 철이 부식되는 동안 생성되는 수소에 의한 환원은 TCE의 분해 반응에 기여도가 낮은 것으로 나타난다. Fe^0 는 저렴하고 구하기 쉬운 물질이며, 이를 기반으로 하는 반응벽이 TCE 처리시 비용이 적게 드는 것은 입증되었으나, 현재의 분해과정은 반응속도가 느리고, 반응벽의 운영기간이 제한된다는 단점이 있다.

본 연구는 기존의 송유관 등의 부식을 막기 위해 공학적으로 활용되는 cathodic protection(Pourbaix, 1973)을 근간으로 출발하였다 따라서 본 연구를 통해 Fe^0 와 직류전원을 이용한 보다 향상된 처리기법을 제시하고자 한다.

2. 반응물질 및 연구방법

2.1. 반응물질

탈염소화 실험을 위해 오염된 지하수는 실내에서 증류수를 이용해 제작하였고, 이에 대한 화학조성을 Table 2에 나타내었다. 본 실험을 위해 Peerless Fe^0 를 Peerless Metal Powders and Abrasives사에서 구입하여 사용하였으며, 특징은 다음과 같다; 1) 8~50 mesh(i.e., 2.38~0.30 mm); 2) 86% Fe^0 , 3~4% carbon, <3% Si와 미량원소들; 3) 대부분 Fe^0 이며 소량의 마그네사이트를 함유한다(Roh *et al.*, 2000).

2.2. 반응컬럼

실험에 사용된 반응컬럼은 plexiglass 재질의 길이 30 cm, 내경 2 cm로 하부 주입구로부터 8과 29 cm 지점에 전극을 연결하였다. 전극의 재질은 iridium 코팅된 titanium oxide로 외부 직류전원에 연결하였다(Fig. 1). 컬럼의 양끝은 polypropylene end fitting과 O-링을 이용하여 밀폐하였다. 이와 같이 전극을 연결한 컬럼과 전극을 연결하지 않은 콘트롤 컬럼에 대해 TCE 제거 실험을 실시하였다. 직류전원이 연결된 컬럼의 전극은(Fig. 1A) 음극 전극이 Fe^0 충전물질과 접촉되어 있고(18 cm, 40 g) 양극 전극은 카

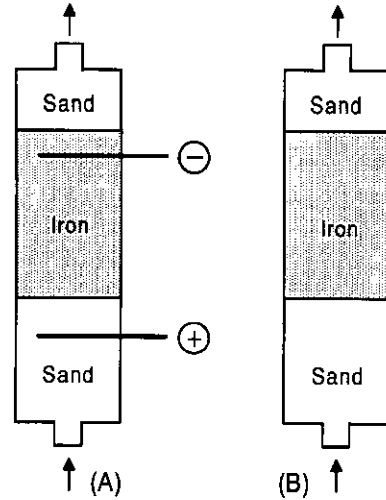


Fig. 1. Schematic diagram showing experimental setup used for TCE dechlorination.

본패드와 접촉되게(0.5 cm, 0.3 g) 하였다. 전류공급이 없는 콘트롤 컬럼은(Fig. 1B) 전극 없이 Fe^0 충전물질을 채워 넣고(18 cm, 40 g) 그 외의 부분은 오타와샌드로 충전하였다. 본 연구는 송유관 등의 부식을 막기 위해 기존에 사용되던 공학적 기술을 바탕으로 한 것이다. 즉 cathodic protection, 철 부식의 최소화를 목적으로 하였기에 이러한 전극 배열을 이용하였다.

TCE로 오염된 가상의 지하수(Table 2)는 TCE의 휘발여부를 막기 위해 10L 용량의 collapsible Tedlar sample bag에 담아 컬럼 실험동안 사용하였다. Reservoir에서부터 일정한 유량을 공급하기 위해 MasterFlex Digi-Staltic pump를 사용하여 유속을 조절하였다. 펌프의 롤러부분과 다른 연결부는 viton 튜브를 그 외의 연결부는 테프론 튜브를 사용하였다. 컬럼실험 동안 TCE의 휘발을 알아보기 위해 오타와 샌드로만 충전된 컬럼을 운전한 결과, 전형적인 비반응물질의 파괴곡선(breakthrough curve)을 보인다(반응한 용출액의 농도가 초기반응농도에 도달하는데 약 0.5 공극 부피 소요).

Table 2. Chemical composition of the simulated TCE-contaminated water.

Constituents	Values	Constituents	Values
pH	6.1	Total iron (mg/L)	0.3
Eh (mV)	+420	Magnesium (mg/L)	15
Dissolved oxygen (mg/L)	4.5	Potassium (mg/L)	2
Chloride (mg/L)	40	Sodium (mg/L)	20
Calcium (mg/L)	20	TCE (mg/L)	500~4740

2.3. 시료채취 및 분석

TCE와 분해산물은 주입용액과 용출용액을 5.0 mL 유리주사기를 이용해 채취하였다. TCE와 분해산물은 purge and trap(Tekmar 3000)에서 농축되어 FID가 장착된 가스 크로마토그래피로(HP-5890 series II) 분석하였다. 컬럼은 내경 0.53 mm capillary column (DB624)을 사용하였다. TCE와 탈염소화 반응에 의해 생성된 분해산물들의 retention time은 다음과 같다: TCE, 9.6분; cis-1,2-DCE, 6.5분; trans-DCE, 4.8분; 1,1-DCE, 3.7분; vinyl chloride(VC), 2.2분; ethane/ethane, 1.7분.

산화환원전위는 시료채취 후 바로 백금 microelectrode가 장착된 ORION EATM 920 Expandable Ion Analyzer를 이용하여 측정하였고, pH 측정은 combination pH/reference electrode와 ORION EATM 920 expandable ion Analyzer를 이용하여 보정 후 실

시하였다. 용존 Fe^{2+} 이온은 Hach사의 calorimetric test kits로 측정하였고, 용존산소는 CHEMetrics사의 CHEMets 모델을 이용하여 측정하였다.

3. 결과 및 토의

직류전원을 사용하는 것과 사용하지 않는 Fe^0 반응벽으로 유입된 TCE의 탈염소화 반응에는 여러 가지 요소들이 영향을 미친다. 가능한 요소들은 1) 사용된 전압과 전류, 2) 유속, 3) 용액의 전해질, 4) 전극의 배열, 5) 양극과 음극간 거리, 6) 공극 부피, 7) 반응기간 등이 그것이다(Roh *et al.*, 2000). 이외에도 많은 변수들이 TCE의 탈염소화 반응에 영향을 미칠 것이나 몇 번의 실험만으로 모든 변수들의 조합으로 나온 결과를 설명하기는 불가능하다. 따라서 이번 실험에서는 전류의 세기, 유속 및 반응기간에 따른 영향을 살펴보기로 한다.

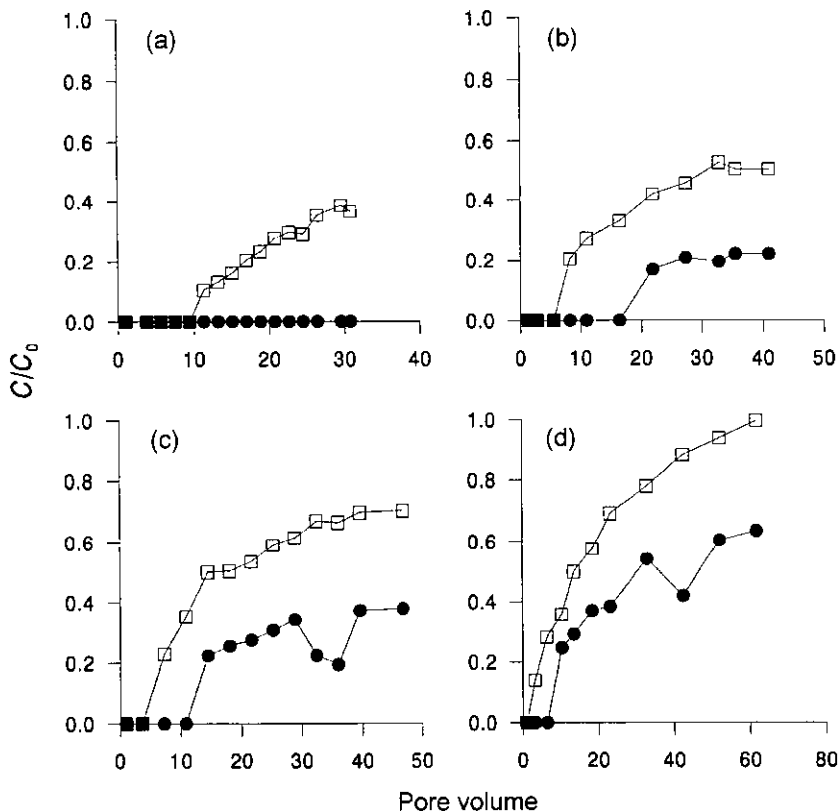


Fig. 2. Effect of flow rate on TCE dechlorination. (a) flow rate (FR)=1.724 ml/min, $C_0=783$ ppb, residence time (RT)=15.95 min, direct current (DC)=1.12 mA. (b) FR=2.5 ml/min, $C_0=783$ ppb, RT=11 min, DC=0.86 mA. (c) FR=3.3 ml/min, $C_0=783$ ppb, RT=8.33 min, DC=0.9 mA. (d) FR=4.416 ml/min, $C_0=783$ ppb, RT=6.227 min, DC=0.9 mA under the same condition composed of column volume 56.5 ml, pore volume 27.5 ml, porosity 48.6%, and voltage 19.5V. Symbols are circle, column with direct current and square, control column without direct current.

3.1. 직류전원 공급의 유무와 유속의 영향

유속의 영향을 같은 컬럼 내(컬럼용량 56.5 ml)에서 동일한 공극부피(27.5 ml)와 공극률(48.6%)로 충전하고 유속을 달리하여 직류전원을 공급한 컬럼과 공급이 없는 control 컬럼을 운전하였다(Fig. 2). 외부의 직류전원을 공급한 것은 Fe⁰의 산화에 의해 공급되는 전자와 더불어 외부전자를 계 내에 공급하기 위함이다. 네 가지의 다른 유속을 설정하여 TCE의 탈염소화를 알아보았다; (a) 1.7 ml/min(residence time=16 min), (b) 2.5 ml/min(residence time=11 min), (c) 3.3 ml/min(residence time=8.3 min), (d) 4.4 ml/min(residence time =6.2 min) (Fig. 2).

본 연구를 통해 외부의 직류전원을 이용하는 경우, 그렇지 않은 경우보다 TCE의 탈염소화 효율은 분명히 증가됨을 보여준다. 전류를 이용하는 경우 Fe⁰ 산화 뿐만 아니라 외부 전류 역시 TCE의 탈염소화 과정에 기여한다. 그러나 외부전류가 없는 경우, Fe⁰의 산화만이 탈염소화를 일으킨다. 이 실험을 통해 투수성 반응벽의 충전물이 Fe⁰와 직류전원을 동시에 이용하는 경우, 탈염소화 반응속도를 매우 향상시킬 수 있음을 확인하였다. 탈염소화의 반응기작은 철의 산화와 전자의 공급원 역할을 하는 외부 직류전원에 의해 공급되

는 전자에 의한 환원적 탈염소화 작용이다.

직류전원이 공급되는 컬럼의 경우, TCE의 탈염소화를 위한 전자의 공급은 단지 Fe⁰의 산화 뿐만 아니라 외부 전원에 의한 전자의 공급 또한 기여한 것으로 보인다.

3.2. TCE의 탈염소화에 대한 반응기간의 영향

직류전원의 영향을 확인하기 위해 탈염소화의 경향을 비교적 긴 시간(2,500 pore volumes) 동안 콘트롤 컬럼과 비교 관찰한 결과, 소량의(<2%) TCE가 양쪽 컬럼 모두에서 용출되었으나(Fig. 3). 콘트롤 컬럼에서 용출되는 용액 내의 TCE 농도가(1,000 ppb) 음극 컬럼에서 용출되는 용액에서의 농도에(200 ppb) 비해 훨씬 높다. 두 컬럼 모두 실험 초기에 용출 용액의 pH는 7~8.5까지 증가한다. 관찰되는 탈염소화의 반응 속도는 Fe⁰ 충전물 표면에 철수산화물이 침전되어 보호막을 형성하므로 점점 감소할 것으로 예상된다. 따라서 분해 과정이 열역학적으로 가역반응이라도 이러한 표면 코팅물질은 탈염소화를 저해할 것이다. 철의 부식으로 형성된 침전물은 컬럼 내의 수리전도도를 감소시켜, 오염된 지하수로부터 TCE 제거의 운전이 가능한 컬럼의 수명을 단축시킨다.

Table 3. Chemical composition in influent and effluent water in reactive Fe⁰ barrier used in the laboratory.

Parameters	Simulated TCE-contaminated water		
	Influent	Effluent with current	Effluent without current
pH	6.1	7.5~9.1	7.0~8.7
Eh (mV)	+420	-80~2	0~200
Dissolved oxygen (mg/L)	4.5	<0~0.1	0.01~0.02
Fe ²⁺ (mg/L)	<0.01	2~9	7~15
TCE (µg/L)	150~3200	<2~180	<2~1000

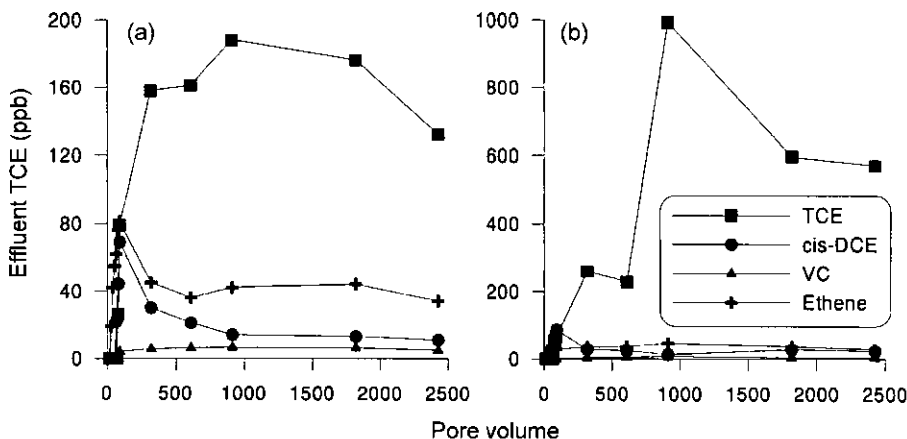


Fig. 3. Effect of experiment duration on TCE dechlorination (Influent TCE concentration = 4740 µg/L).

TCE의 탈염소화 반응 중에, DCE 이성질체들(1,1-DCE와 cis-1,2-DCE), vinyl chlorinate(VC), 그리고 완전히 탈염소화된 탄화수소들(ethane and ethene)이 생성되며, trans-1,2-DCE는 모든 컬럼에서 검출되지 않았다. 탈염소화 과정 중에 철 원자는 염소원자와 탄소간에 결합이 파괴되기 위해 전자를 제공하고, 결합이 파괴된 염소는 수소에 의해 치환된다(Vogel *et al.*, 1987). 염소화된 ethene은 환원적 탈염소화 반응에서 전자받개 역할을 한다. TCE의 분해과정은 용출용액 내에서 완전히 탈염소화 되지 않은 부산물이 소량으로 검출되는 것으로 보다 순차적인 분해반응으로 생각된다. 음극 컬럼과 콘트롤 컬럼간의 부산물의 상대적인 양적 차이는 미미하다.

1,000 공극부피 이후에 다스 탈염소화가 진행되는 한 가지 이유는 주로 Fe^{2+} 로 구성된 iron oxide가 반응하는 Fe^0 의 표면을 덮어 직류전원의 전자를 전달해주는 semiconductor의 역할을 하기 때문으로 생각된다(Sherer *et al.*, 1999). 따라서 전류를 공급하는 컬럼에서 장시간의 반응기간에 TCE의 분해능이 향상되는 것은 oxide film이 semiconductor의 역할을 하므로 Fe^0 에 의한 산화가 없어도 외부전원에 의해 공급된 전자로 탈염소화가 진행되는 것으로 사료된다.

본 연구가 Fe^0 반응벽에서의 외부 직류전원의 효과를 알아보기 위해 설계되었으나, 실제 현장 적용을 위해서는 컬럼 수준이 아닌 보다 확장된 규모의 반응벽에 대한 모사가 필요하다. 또한 가상의 현장 환경에서 탈염소화의 반응속도, 철의 용해속도, 전극의 배열, 입력 전류 및 전압의 세기 등을 포함하는 모델과 최적조건을 결정하기 위해서는 유속 및 TCE 농도 등을 고려한 많은 연구가 연속적으로 뒤따라야 할 것이다.

3.3. 수리화학

TCE의 탈염소화 과정을 위해 외부 직류전원을 공급하는 컬럼과 공급하지 않는 콘트롤 컬럼에서 용출 용액은 실험 초기에 pH의 증가가 관찰되었다. 증가양상은 직류전원이 공급되는 컬럼에서 더욱 현저하게 나타났다. 이는 똑같이 오염된 지하수가 컬럼으로 유입되는 경우, 둘의 원충능력은 동일해야 한다. 따라서 용출 용액에서의 pH의 차이는 Fe^0 충전물과 직류전원을 통한 전기분해에 의한 영향에 기인한 것으로 여겨진다. 전원을 걸어준 컬럼에서의 용출 용액의 pH는 Fe^0 충전에 의한 전기분해가 전원 공급이 없는 컬럼에서의 것보다 보다 강하게 일어난다는 것을 지시한다.

또한 양쪽 컬럼 모두 용출 용액에서의 산화환원전위

가 시간에 따라 감소하였다. 산화환원전위는 초기 +420 mV에서 전원공급이 없는 콘트롤 컬럼에서는 0 mV, 그리고 직류전원을 걸어준 컬럼에서는 -80 mV까지 감소하였다. 이는 양쪽 컬럼에서 공히 Fe^0 충전물이 산화되면서 강한 환원제, 즉 redox-labile 금속의 환원과 염소계 유기화합물의 탈염소화를 일으키는 역할을 하였음을 지시한다. TCE 오염된 지하수가 통과하는 Fe^0 충전된 투수성 반응벽에 대한 직류전원의 공급은 전기분해를 기반으로 발생하여 화학적인 변화를 일으킨 것이다. 외부 회로를 통해 투수성 반응벽으로 공급되는 전자는 환원적 탈염소화 반응에 참여하였다. 용존산소량 역시 초기 주입 용액에서 4.2 mg/L이었으나, <0.01~0.02 mg/L로 용출 용액에서는 감소하였다. 양쪽 컬럼에서 용존산소량의 감소는 산화환원반응을 통해 용존 산소가 소비되었음을 의미하며, 컬럼 내에는 강한 환원 환경이 만들어짐을 의미한다.

4. 결 론

Bench scale의 컬럼 실험을 통해 TCE는 환원적 탈염소화를 보이며, 이는 1) Fe^0 표면에서 흡착된 TCE로의 전자의 이동, 2) Fe^{2+} 에서 Fe^{3+} 로의 산화, 3) 물의 전기분해에 의한 수소의 발생 등에 의거하여 발생한다. TCE의 전기화학적 탈염소화 반응의 이해를 위해 우선 몇가지 변수들에 대해 알아본 결과, 1) 유속이 느린 경우(<3 ml/min), TCE 분해 효과는 탁월하여 용출 용액에서의 TCE의 농도는 검출한계(2 μ g/L) 미만으로 나타났으며, 유속이 증가하면서(4~20 ml/min) 탈염소화 효율은 감소하며, 2) Fe^0 충전물을 음극에 배열하면 TCE의 탈염소화를 촉진함이 밝혀졌다.

사 사

본 연구는 1999년도 연세대학교 교내학술연구와 일부 한국과학재단 목적기초연구(2000-2-13100-004-3) 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다. 또한 논문을 심사해 주신 가톨릭대학교 이상훈 교수님과 한림대학교 김현기 교수님의 건설적 비평과 조언에 감사드립니다.

참고문헌

- Burris, D.R., Campbell, T.J., and Manoranjan, V.S. (1995) Sorption of trichloroethene and tetrachloroethene in a batch reactive metallic iron-water system. *Environ. Sci. Technol.*, v. 29, p. 2850-2855.

- Campbell, T.J., Burris, D.R., Roberts, A.L., and Wells, T.R. (1997) Trichloroethene and tetrachloroethylene reduction in a metallic iron-water-vapor batch system. *Environ. Sci. Technol.*, v. 16, p. 625-630.
- Cheremisinoff, P.N. (1990) Calculating and reporting toxic chemical releases for pollution control. *Matewan*, New Jersey, USA. Scitech Publishers.
- Cotruvo, J.A. and Vogt, C.D.. (1990) Water quality standards and goals. In *Water quality and treatment: A hand book of community water supplies*. 4th ed., McGraw-Hill, New York.
- Fetter, C.W. (1992) Contaminant hydrology. Macmillan Publishing Company, New York.
- Gillham, R.W. and O'Hannesin, S.F. (1994) Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. *Ground Water*, v. 32, p. 958-967.
- Jeffers, D.M., Ward, L.M., Waytowitc, L.M., and Wolfe, N.L. (1989) Homogeneous hydrolysis rate constants for selected chlorinated metanes, ethanes, ethenes, and propanes. *Environ. Sci. Technol.*, v. 23, p. 965-969.
- Liang, L., Korte, N., Goodlaxson, J.D., Clausen, J., Fernando, Q., and Muftikian, R. (1997a) By product formation during the reduction of TCE by zero-valent iron and palatist iron. *Ground Water Monitoring and Remediation*. Winter p. 122-127.
- Liang, L., West, O.R., Korte, N.E., Goodlaxson, J.D., Pickering, D.A. Zutman, J.L., Anderson, F.J. Welch, C.A., Pelfery, M.J., and Dickery, M.J. (1997b) The X-625 groundwater treatment facility. A field-scale test of trichloroethylene dechlorination using iron filing for the X-120/X-749 groundwater flume. ORNL/TM-13217. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Love, T. and Eiler, R.G., (1982) Treatment of drinking water containing trichloroethylene and related industrial solvents. *J. Am. Water Works Assoc.*, v. 74, p. 413-425.
- Matheson, L.J. and Tratnyek, P.G. (1994) Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, v. 28, p.2045-2053.
- Orth, W.S. and Gillham, R.W. (1996) Dechlorination of trichloroethene in aqueous solution using Fe(0). *Environ. Sci. Technol.*, v. 30, p. 66-71.
- Pourbaix, M. (1973) Lectures on electron chemical corrosion. Plenum Press, New York-London., 336 p.
- Roberts, A.L., Totten, L.A., Arnold, W.A., Burris, D.R., and Campbell, T.J. (1996) Reductive elimination of chlorinated ethelenes by zero-valent metals. *Environ. Sci. Technol.*, v. 30, p. 2654-2659.
- Roh, Y., Lee, S.Y., and Elless, M.P. (2000) Characterization of corrosion products in the permeable reactive barriers. *Environ. Geol.*, v. 40, p. 184-194.
- Schlimm, C. and Heitz, E. (1996) Development of a wastewater treatment progress: Reductive dehalogenation of chlorinated hydrocarbons by metals. *Environ. Prog.*, v. 15, p. 38-47.
- Sherer, M.M., Balko, B.A., and Tratnyek, P.G. (1999) The role of oxides in reduction reactions at the metal-water interface. In: "Kinetics and mechanism of reactions at the mineral/water interface." D.L. Sparks and T. Grundl (Eds.) ACS Symp. Ser. No. 715. 301-322.
- Verschueren, K. (1983) Handbook of environmental data on organic chemicals. New York. Van Nostrand Reinhold.
- Vogel, T.M., Criddle, C.S., and McCarty, P.L. (1987) Transformation of halogenated aliphatic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, v. 21, p. 722-736.
- Wood, P.R. and DeMarco, J. (1980) Effectiveness of various adsorbents in removing organic compounds for water. Part I. Removing purgeable halogenated organics by activated carbon adsorption of organics from aqueous phase. Ann Arber Science Publishers, Inc., Ann Arber, Michigan.