

Phenanthrene으로 오염된 저투수성 지반의 향상된 Electrokinetic 정화 처리

김강호¹ · 한상재^{2*} · 김수삼³

¹중앙대학교 토목환경공학과, ²한양대학교 공학기술연구소,

³한양대학교 토목환경공학과

Enhanced Electrokinetic remediation of low permeability soil contaminated with phenanthrene

Gang-Ho Kim¹ · Sang-Jae Han^{2*} · Soo-Sam Kim³

¹Dept. of Civil & Environmental Eng., Chung-Ang University

²The Research Institute Engineering & Technology, Hanyang University

³Dept. of Civil & Environmental Eng., Hanyang University

ABSTRACT

In this study, electrokinetic remediation tests were performed with spiked fine-grained soil by phenanthrene which is representative hydrophobic organic contaminant of petroleum hydrocarbon. And also, the enhanced method was used with surfactant concentration variation and elapsed time to achieve more higher removal efficiency than conventional electrokinetic treatment. In conventional electrokinetic treatment, most phenanthrene was not transported. But, in the enhanced method used by the surfactant, phenanthrene moved from anode to cathode region and accumulated in cathode region. Also, the transportation rate of phenanthrene was increased with surfactant concentration increase and elapsed time.

Key words : Electrokinetic Remediation, Phenanthrene, Surfactant, Advection

요약문

본 연구는 유류 화합물 중 대표적인 소수성 유기 오염물인 phenanthrene으로 오염된 세립질 지반을 실내에서 인위적으로 조성하여 Electrokinetic 정화 처리를 실시하였고, 또한 향상기법으로 계면활성제를 적용하여 정화효율과 거동을 분석하였다. 비향상된 EK 정화 처리에서는 phenanthrene의 이동은 거의 발생하지 않았고, 계면활성제를 이용한 향상기법에서는 양극(+) 근처의 phenanthrene이 음극(-)쪽으로 이동하여 누적되었다. 또한, 계면활성제의 농도가 높을 수록 이동 현상이 크게 나타났으며, 시간을 증가할수록 누적된 phenanthrene이 음극(-) 저수조로 전기삼투 흐름에 의해 제거되는 것을 알 수 있었다.

주제어 : 동전기 정화, phenanthrene, 계면활성제, 이류

1. 서 론

Phenanthrene은 대표적인 소수성 유기 화합물 중 하나인 다환방향족 탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbon

: PAH)로 2개 이상의 벤젠고리를 가지고 있고, 기름 유출이나 유기물의 불완전한 연소에 의해 생긴 분진의 낙진 등에 의해 지반 내로 유입된다(Chang *et al.*, 2000).

Phenanthrene과 같은 PAH는 물에 대한 용해도가 낮고 지반에 쉽게 흡착되기 때문에 작은 유출에 대해서도 장기간 넓은 범위의 지반과 지하수를 오염시키고(Harwell *et al.*, 1999), 낮은 용해도와 증기압 때문에 전통적인 지반

*Corresponding author : herp@orgio.net

원고접수일 : 2001. 12. 16 게재승인일 : 2002. 5. 24

정화 기법에 의한 정화 처리가 매우 어려워 최근 관심이 증대되고 있다(염익태 외, 1997). 특히, 세립질 지반에 오염된 경우 정화처리에 큰 어려움이 있어 그에 대한 대책이 필요하다.

최근 Ex-situ 정화 처리 시 굴착에 대한 과대한 비용과 굴착 시 오염물의 대기 및 작업자에 노출 때문에 In-situ 정화 처리가 선호되고 있지만, pump-and-treat, soil vapor extraction 및 bioremediation과 같은 전통적인 In-situ 처리는 오염된 저투수성 지반에 적용하기에 비효율적이다(Ho *et al.*, 1995, Li *et al.*, 2000).

이와 비교해 지반의 전기화학적인 특성을 이용하여 중금속이나 유기 오염물을 정화하는 기법인 Electrokinetic (이하 EK) 정화 처리는 현재 투수계수가 낮은 지반에 효율적인 In-situ 정화 기법으로 대두되고 있다(Acar *et al.*, 1992).

따라서, 본 연구는 phenanthrene으로 오염된 저투수성 지반을 실내에서 인위적으로 조성하여 EK 정화 처리 시 거동과 계면활성제를 이용한 항상기법을 연구하고자 한다.

2. EK 정화 메커니즘

2.1. 유기 오염물 EK 정화 메커니즘

극성이 없거나 적은 유기 오염물은 EK 정화 처리 시 정전기적 인력에 의한 전기이온이동에 의한 정화 효과를 기대할 수 없으므로, 전기삼투흐름에 의한 이류와 분산이 주 정화 메커니즘이다(Acar *et al.*, 1992, Li *et al.*, 2000). 따라서, 유기 오염물의 EK 정화 처리 시 지반 내의 간극을 통한 오염물의 이동은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \frac{D_i}{\tau^2} \frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} + \frac{\partial C_i}{\partial z} u_c + R_i \quad (1)$$

여기서, C_i : 물질 i 의 모세관에서의 평균농도

D_i : 물질 i 의 분산계수

u_c : 이류속도(동수경수가 없다면 전기삼투흐름속도)

τ : 모세관의 굴곡도(dx/dz)

R_i : 물질 i 의 외부반응 속도($\partial C_i / \partial t$)

2.2. 계면활성제에 의한 오염물질 정화 메커니즘

계면활성제는 소수성 유기 오염물의 정화 처리를 위해 사용될 때, 계면장력을 낮춤으로 인한 유기 화합물의 유동(mobilization)과 계면활성제 용액에서 화합물의 유동상용해도(mobile phase solubility)를 증가시키는 역할을 한다(Sabatini *et al.*, 1990, Harwell *et al.*, 1999).

또한, 지반 내의 지하수와 같은 느린 속도를 갖는 흐름에 계면활성제를 주입하면 지연계수 R_d 는 다음과 같이 변화하여 PAH와 시료의 흡착/탈착에 의한 지연을 최소로 하여 정화효율을 향상시킬 수 있다(Danzer *et al.*, 1998).

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b}{n} \cdot \frac{K_{d,app} + K_{adm} \cdot C_{surf}}{1 + K_{mic} \cdot C_{mic}} \quad (2)$$

여기서, ρ_b : 시료의 밀도

n : 시료의 간극율

$K_{d,app}$: 토립자 표면과 용액 사이에서 PAH의 분배계수

K_{adm} : 토립자 표면에 흡착된 계면활성제와 용액 사이에서 PAH의 분배계수

K_{mic} : 계면활성제의 마이셀과 용액 사이에서 PAH의 분배계수

C_{surf} : 용액상의 계면활성제의 총농도

C_{mic} : 계면활성제의 한계마이셀농도(CMC: critical micelle concentration)

3. E/K 정화 실험

3.1. 대상 시료 및 시약

본 연구에서는 실내에서 세립질 지반을 인위적으로 조성하기 위해 공장제품인 플로리다산 EPK 카울린과 국내 건축자재용 모래를 ASTM D 422 기준에 근거하여 카울린과 모래를 중량비로 3:7 혼합하여 사용하였다. 압밀실험을 통해 구한 혼합토의 수리학적 투수계수 k_h 는 $1.5 \times 10^{-5} \text{ cm/sec}$ 이었다.

각 시료와 혼합토의 기본 물성치는 Table 1~Table 2에 제시되어 있는 것과 같다.

대상 유기 오염물은 PAH 중 물에 대한 용해도가 낮고,

Table 1. Soil properties used in this test

Sand					EPK Kaoline					
Coefficient of uniformity C_u	Coefficient of curvature C_g	Effective grain size D_{10} (mm)	Specific gravity	pH at w=500%	Liquid limit (%)	Plastic limit (%)	Specific gravity	Plastic index	Specific surface area (m^2/g)	pH at w=500%
2.80	0.91	0.10	2.56	7.65	54.5	30.9	2.65	22.6	24.25	4.84

Table 2. Mixed soil properties used in this test

Liquid limit(%)	Plastic limit(%)	Specific gravity	Plastic index	pH at w=500%
54.5	30.9	2.65	22.6	4.84

Table 3. Physical · chemical properties of phenanthrene

Name	Chemical formula	Molecular weight	Specific gravity	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Water solubility (mg/l, 25°C)	Henry's law constants (atm-m ³ /mole)	Vapor pressure (mmHg, 20°C)
phenanthrene	C ₁₄ H ₁₀	178	0.98	100	340	1.29	2.56×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻⁴

Table 4. Physical and chemical properties of Triton X-100

Name	Structure	Molecular weight	HLB*	CMC** (mg/L)
Triton X-100		625	13.5	628

*HLB: Hydrophilic Lipophilic Balance.

**CMC: Critical Micelle Concentration

독성이 낮아 실내 실험에서 비교적 사용하기 용이한 phenanthrene을 선택하였다. phenanthrene의 물리·화학적인 특성은 다음 Table 3과 같다.

향상 기법에 사용된 계면활성제는 자체의 용해도, 대상 유기오염물질의 용해도, 토양 흡착성 등을 고려하고, 이온 결합이나 이온교환에 의하여 지반 내에 포집되어 흐름을 저해할 우려가 적은 비이온계 계면활성제 중에서 효과가 뛰어나고 독성이 거의 없는 것(Chang *et al.*, 2000)으로 알려진 Triton X-100을 사용하였다.

Triton X-100의 기본적인 물성치는 Table 4와 같다.

본 연구에서 사용한 phenanthrene와 Triton X-100은 Aldrich chemical company, Inc에서 구입하였다.

3.2. 시료 조성

폐기된 가스생산공장(manufactured gas plant; MGP) 부지에서의 일반적인 phenanthrene의 분포는 26~333 mg/kg 정도로 분포하고(염익태 외, 1997), 유류 오염물로 오염된 지역의 일반적인 phenanthrene 오염 분포는 2.67 µg/kg ~3,600 mg/kg 정도로 매우 다양한 분포를 나타낸다(Page *et al.*, 1998).

따라서, 초기 phenanthrene의 오염 농도를 일반적인 MGP 부지와 유류오염지역에서 오염 분포의 평균치인 약 100 mg 이하로 오염시켰다.

소수성 유기 오염물인 경우에는 물에 거의 용해되지 않기 때문에 아세톤과 같은 유기용제에 적정 농도로 오염시키고, 시료와 교반한 후, 용제를 휘발시켜 시료를 오염시켰다.

균질한 시료 조성과 액성한계 21.5% 근처의 일정한 함

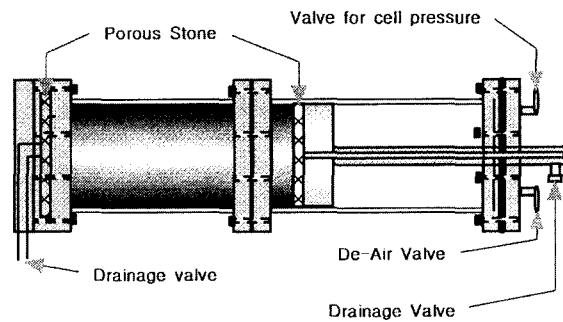


Fig. 1. The schematic diagram of the reconstitute apparatus.

수비로 맞추기 위해 Fig. 1과 같은 예압밀 장치를 이용하여 0.7 kg/cm²의 압력으로 초기 함수비를 액성한계 근처, 압밀도 90%로 압밀시켜 균일한 시료를 조성하였다.

아세톤을 휘발시키고 교반하는 과정에서 유기 화합물이 손실되기 때문에 최종 시료 내의 유기오염물의 초기 농도는 실험전 샘플링을 한 후, GC를 이용하여 결정하였다.

3.3. EK 정화 실험

소수성 유기 오염물의 양수 처리 시 향상기법으로 계면활성제를 적용할 때, 대상지반에 흡착되어 향상효율이 저감된다. 따라서, 향상기법으로 계면활성제를 이용할 때, 대상지반과의 흡착에 대한 사전연구가 필요하여 회분식 흡착 실험을 실시하였다.

EK 정화 실험은 phenanthrene의 제거 효율과 향상기법으로 계면활성제를 이용할 때, 농도와 시간에 따른 효율을 분석하였다.

Table 5. Test conditions

Code		Test conditions					Soil type
		Contaminant	Initial concentration (mg/kg)	Surfactant	Duration (days)	Voltage (V)	
회분식 흡착 실험	BAT	×	×	100, 200, 300, 400, 600, 700, 800, 900, 1000, 1200, 1500	3	×	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 EK 정화처리	EK	phenanthrene	79.16	×	28	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 I	EKE 1C	phenanthrene	76.50	ICMC	28	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 II	EKE 2C	phenanthrene	80.22	2CMC	28	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 III	EKE 3C	phenanthrene	78.13	3CMC	28	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 IV	EKE 4C	phenanthrene	94.48	4CMC	28	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 V	EKE 4CL	phenanthrene	72.84	4CMC	56	32	sand 70% kaolin 30%
phenanthrene의 향상된 EK 정화 처리 VI	EKE 10C	phenanthrene	82.34	10CMC	28	32	sand 70% kaolin 30%

본 논문의 실험 조건은 Table 5와 같다.

회분식 실험은 주입된 계면활성제의 양과 최종 평형 농도와의 차를 이용하여 지반에 흡착되는 계면활성제를 정량화 하였다. EK 정화 실험은 시료를 담고 있는 셀의 양 쪽 끝단에 토립지의 유출을 방지하기 위해 종이필터(paper filter)를 설치하여 저수조와 연결하고, 양쪽 저수조에 초순수수를 채운다. 여기서, 계면활성제를 이용한 향상기법은 양극저수조에 일정 농도의 계면활성제 용액을 CMC 기준으로 1배 CMC 용액(1 CMC), 2배 CMC 용액(2CMC) 등으로 채우고, 일정 수위를 유지하기 위해 mariotte bottle에도 계면활성제 용액을 채워 양극(陽極)에서 계면활성제를 주입한다. 실험기의 조립이 끝나면, 저수조 상부의 양극(兩極)에 전압 32V를 가하여 실험을 진행한다. 실험 진행 중 각 조건별로 유출수의 양, pH 및 전류분포 등을 측정하였고, 실험이 종료된 후 시료를 10등분하여 셀 내부의 시료에 남아있는 phenanthrene의 양과 pH, 함수비를 분석하였다.

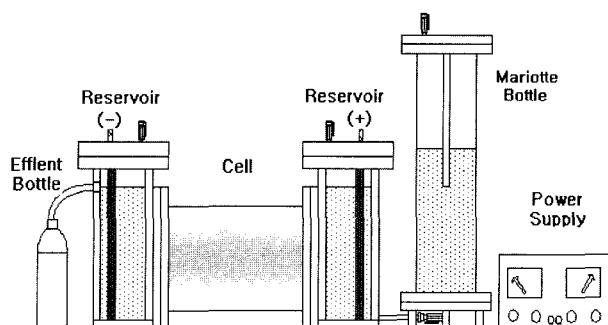


Fig. 2. The schematic diagram of the electrokinetic remediation apparatus set up.

본 논문에서 사용한 EK 정화 시험기의 구성도는 Fig. 2와 같다.

계면활성제는 일정한 수위를 유지하기 위해 설치한 mariotte bottle과 양극(+) 저수조를 통해 양극(+)에서 주입하였고, 유기 화합물의 휘발을 방지하기 위해 양쪽 저

수조는 밀폐형으로 제작하였다.

3.4. 분석

실험 종료 후 시료 내부의 phenanthrene을 분석하기 위해 셀을 10등분하였고, 각 등분에서 흙 샘플 3g을 유리병에 담고, 9 ml의 methylene chloride와 methyl alcohol을 1:1로 혼합한 용액을 첨가하여 테프론 처리된 마개로 막고, 200 rpm(revolutions per minute)으로 24시간 동안 shaker table을 이용하여 교반하였다. 교반 후 상부 액상부분을 분리시켜 원심분리 투브관에 넣은 후 약 1500 rpm으로 30분간 원심 분리하여 상등액을 채취하여 분석하였다.

액상 샘플은 5 ml를 유리병에 담고, 5 ml의 methylene chloride 용액과 혼합하여 캡으로 막은 후, 200 rpm으로 6시간 동안 shaker table을 이용하여 교반하였다. 교반 후 상부 액상부분을 분리시키고, 원심분리 투브관에 넣은 후 1500 rpm으로 30분간 원심 분리하여 하부층(혼합용액)을 채취하여 분석하였다.

phenanthrene은 FID 검출기를 가진 GC(Varian 3800)를 이용하여 분석하였고, 분석 조건은 EPA Method 5515를 참조하였다.

4. 실험 결과 및 분석

4.1. 계면활성제 Triton X-100의 흡착특성

Triton X-100과 혼합토의 회분식 흡착 실험 결과는 Fig. 3과 같이 Triton X-100의 CMC인 628mg/l보다 약간 상회하는 값에서 수렴하는 경향을 보였다. 이를 시료의 단위 질량에 대한 흡착량으로 계산하면 약 230 mg/g까지 흡착되었고, 더 이상의 흡착은 발생하지 않았다.

이는 CMC 이하일 때 용액 상에 monomer 형태로 존재

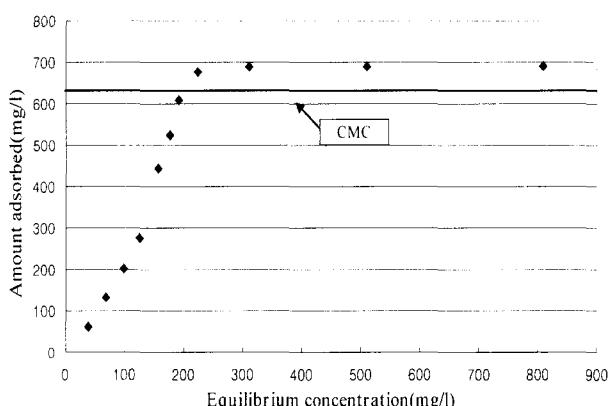


Fig. 3. Adsorption isotherm of TX-100.

하는 계면활성제는 토립자 표면의 수산기와 polyoxyethylene 체인에 수소 결합에 의해 쉽게 흡착하는 반면, CMC 이상에서는 용액 상에서 마이셀 형태로 존재하여 계면활성제는 토립자와 상대적으로 낮은 친화도를 보이기 때문이다(Tahani *et al.*, 1996).

이와 같이 계면활성제와 토립자의 표면 흡착은 계면활성제의 농도, 특히, CMC에 따라 크게 영향을 받는다. 이러한 CMC는 계면활성제 종류, 구조 및 온도 등에 따라 큰 영향을 받는다(Rosen, 1989, Mohamed *et al.*, 1998). 따라서, 향상기법으로 계면활성제를 이용할 때, 낮은 CMC를 가지는 계면활성제를 이용하는 것이 요구된다.

흡착된 계면활성제는 소수성 유기 오염물의 가용성과 유동성 증진에 제역할을 기대하기 어렵기 때문에 실제 향상기법으로 계면활성제를 이용할 때는 실내 흡착 실험을 통해 대상 토립자 표면에 흡착되는 계면활성제 양을 고려하여 효율적인 농도를 선택해야 한다.

본 실험 결과로 볼 때, 사용된 시료에서 향상기법으로 계면활성제를 이용할 때 1CMC 이상의 농도가 요구됨을 알 수 있다.

4.2. EK 정화 실험

EK 정화 실험 동안 양쪽 저수조의 pH는 양극(+) 저수조에서는 pH 2-3으로 산성화되었고, 음극(-) 저수조에서는 pH 11-12로 염기화되었다. 이는 일반적으로 전기분해에 의해 발생하는 H^+ , OH^- 이온의 영향인 것으로 사료된다.

이에 대한 시료 내의 pH의 변화는 양극(+)으로부터 정규화한 거리비 0.9 지점까지 산성화되었는데, 이는 양극(+) 저수조에서 전기분해에 의해 발생되는 H^+ 이온이 전기삼투에 의한 이류, 정전기적 인력에 의한 전기이온이동 및 확산에 의해 음극(-) 저수조에서 생성되는 OH^- 이온보다 약 1.8배 더 빨리 이동하기 때문이다(Acar *et al.*, 1993).

가동시간이 증가함에 따라 시료 내의 전류의 변화는 동일한 전압에서 약 150시간까지는 증가하다가 이후 약 1mA로 수렴하는 경향을 보였다.

phenanthrene의 EK 정화 실험이 종료된 후, 시료 내의 분포하는 농도를 초기 농도로 정규화하면 Fig. 4와 같이 나타났다.

계면활성제를 주입하지 않은 EK 정화 실험에서는 손실율을 감안하고 시료 내에 일정한 농도분포를 보이는 것으로 판단하여 거의 제거되지 않은 것을 알 수 있었다. 한편, 계면활성제를 CMC 농도의 2배, 3배, 4배, 10배 (2CMC, 3CMC, 4CMC, 10CMC)를 주입한 향상된 EK 정화 처리에서 시료 내의 phenanthrene의 분포는 양극(+)

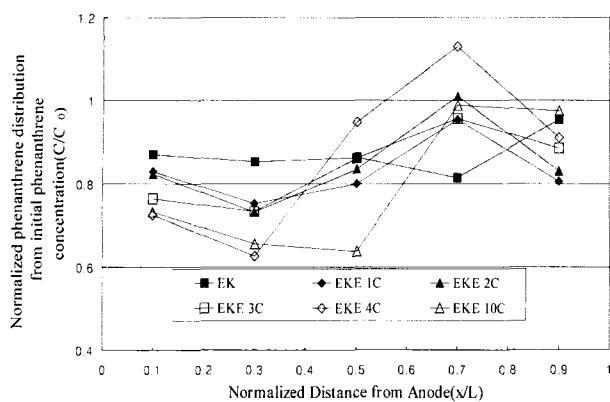


Fig. 4. Normalized phenanthrene distribution from initial phenanthrene concentration with surfactant concentration after EK test.

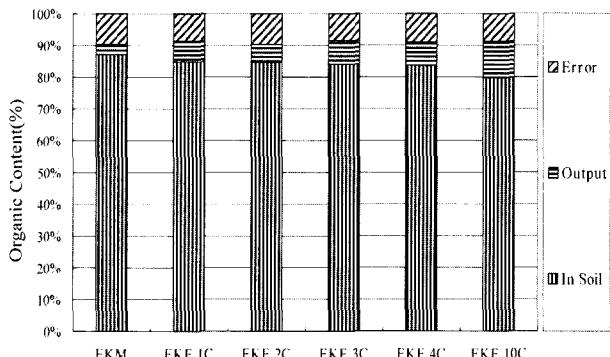


Fig. 5. Mass balance for phenanthrene.

으로부터 정규화한 거리비 0.3 지점에서는 초기 농도에 비해 감소하였고, 0.7 지점 근처에서는 누적되는 자연현상을 보였다. 또한, 유출수와 저수조에서 각각 8.28, 7.57, 9.84, 12.02 및 15.9 mg의 phenanthrene이 검출되어 전기 삼투에 의한 이류로 제거됨을 알 수 있었다.

10CMC를 주입한 EKE 10C에서는 4CMC를 주입한 EKE 4C보다 음극(-)에서 자연되는 현상을 적게 보여 계면활성제 농도가 클수록 누적으로 인한 자연이 적게 발생함을 보였다.

이를 시료 내의 잔류하는 phenanthrene과 음극(-) 저수조로 제거된 양으로 질량수지를 계산하면, 다음 Fig. 5와 같이 나타났다.

모든 실험에서 약 10% 내외의 손실은 시료를 축출하는 과정에서 발생하는 휘발과 정화셀이나 전극(탄소봉)에 흡착, 분석기기의 검출한계 미만의 양 등의 원인으로 판단된다.

시료 내에 잔류하는 phenanthrene과 손실율을 감안하여, 계면활성제 농도에 따른 정화효율로 나타내면 Fig. 6과

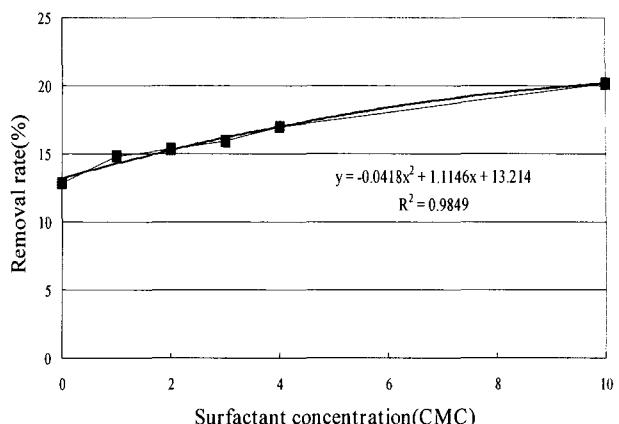


Fig. 6. Removal rate of phenanthrene with surfactant concentration.

같이 계면활성제의 농도가 높아질수록 정화 효율은 증가하는 경향을 보였는데, 이는 계면활성제의 농도가 높을수록 더 많은 마이셀을 형성하기 때문에 토립자 표면에 흡착된 phenanthrene을 더 많이 탈착·용해시키기 때문이다.

계면활성제 농도와 제거율을 회귀분석하면, $R^2 = 0.9850$ 인 $y = -0.0418x^2 + 1.1146x + 13.214$ 로 나타났다. 이는 가동시간 28일 동안 계면활성제 Triton X-100을 사용했을 때, 계면활성제 농도와 제거율을 상관관계를 나타내는 식이다.

이 식에 의하면, 계면활성제 농도가 13 CMC 이상일 때 제거효율이 감소함을 보이는지, 이는 세립질 지반과 같이 간극의 크기가 작은 경우 계면활성제 농도가 높아지면, 간극 내에 포집되어 흐름을 방해할 수 있기 때문이다. 따라서, 제거효율을 높이기 위해 가동시간을 증가시킬 필요성이 제기되었다.

계면활성제 4CMC를 주입한 EKE 실험에서 가동시간을 56일로 증가시킨 EKE 4CL이 종료된 후, 시료 내의 phenanthrene의 분포는 Fig. 7과 같이 나타났다.

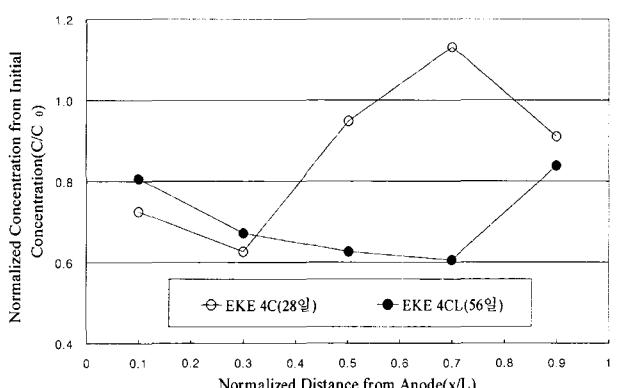


Fig. 7. Phenanthrene distribution with time after EK test.

가동시간 28일인 EKE 4C에서는 음극(-)부 근처에서 누적되어 지연되는 현상을 보였지만, 56일 가동한 EKE 4CL에서는 누적된 phenanthrene이 전기삼투에 의한 이류로 음극(-) 저수조로 제거되는 것을 알 수 있었다.

이와 같이 가동시간이 증가하면, 음극(-)에서 누적으로 인해 지연된 phenanthrene이 전기삼투 흐름에 의해 제거되어 정화효율이 증가하는 것을 알 수 있었다.

따라서, 소수성 유기 오염물의 효율적인 EK 정화 처리는 계면활성제 농도를 증가시키는 것보다 가동시간을 증가시켜 전기삼투 이류를 증가시키는 것이 보다 효율적이라고 판단된다.

5. 요약 및 결론

소수성 유기 오염물인 phenanthrene의 EK 정화 처리 시 거동과 향상기법으로 계면활성제를 이용한 실내 연구에서 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. phenanthrene은 수소 결합으로 연결되어 있는 물분자들과 친화하지 못하여 미량을 제외하고는 물에 녹지 못하고 물로부터 분리되어 토립자에 흡착됨으로써 전기삼투에 의한 이류만으로는 쉽게 제거되지 않기 때문에 일반적인 EK 정화 처리에서 낮은 정화효율을 보였다.

2. 계면활성제와 토립자의 흡착은 한계마이셀농도를 약간 상회하는 값에서 수렴하였고, 그 이상에서는 거의 흡착되지 않았다. 이와 같은 결과는 한계마이셀농도 이하에서 용액상에 monomer 형태로 존재하는 계면활성제는 토립자와 친화성이 큰 반면, 그 이상의 용액에서 마이셀로 존재하는 계면활성제는 낮은 친화성을 보이기 때문이다.

3. 계면활성제를 이용한 향상된 EK 정화 실험에서 양극(+)부 근처의 phenanthrene^{c)} 음극(-)부 근처로 이동하여 누적되었고, 계면활성제 농도가 높을수록 더 많은 phenanthrene이 이동되었다. 이는 계면활성제 농도가 높을수록 더 많은 마이셀이 생성되어 토립자에 흡착된 phenanthrene을 탈착·용해시키기 때문이다.

4. 계면활성제 농도와 시간을 증가시킨 향상된 EK 정화 실험에서 농도의 증가보다 가동 시간을 증가시키는 것이 효율적으로 나타났다. 이는 계면활성제의 농도가 증가하면 지반내의 간극에 포집되어 흐름을 방해할 수 있고, 계면활성제의 잔류 독성에 의한 2차 오염문제가 제기될 수 있기 때문이다.

참 고 문 헌

1. 염의태, Ghosh, M. M., 안규홍, “계면활성제를 이용한 오염된 토양으로부터의 Polycyclic Aromatic Hydrocarbon(PAH)의 세척”, 대한환경공학회지, **19**(9), pp. 1111-1124 (1997).
2. Acar, Y. B. and Li, H., “Phenol Removal From Kaolinite By Electrokinetic”, J. of Geotechnical Engineering, **118**(11), pp. 1837-1852 (1992).
3. Acar, Y. B. and Alshawabkeh, A. N., “Principles of electrokinetic remediation”, ES&T, **27**(13), pp. 2638-2647 (1993).
4. ASTM, “Standard Test Method for Particle Size Analysis of Soils”, Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08 Designation: D420-D4914 (1997).
5. Chang, M. C., Huang, C. R. and Shu, H. Y., “Effects of surfactants on extraction of phenanthrene in spiked sand”, Chemosphere, **41**, pp. 1295-1300 (2000).
6. Danzer, Z. and Grathwohl, P., “Coupled Transport of PAH and Surfactants in Natural Aquifer Material”, Phys. Chem. Earth, **23**(2), pp. 237-243 (1998).
7. Hamed, J., Acar, Y. B., and Gale, R. J., “Pb(II) removal from kaolinite by electro- kinetics”, J. of Geotechnical Engineering, **117**(2), pp. 240-271 (1991).
8. Harwell, J. H., Sabatini, D. A., and Knox, R. C., “Surfactants for ground water remediation”, Colloids and Surfaces, **151**, pp. 255-268 (1999).
9. Ho, S. V., Athmer, C. J., Heitkamp, M. A. and Brackin, J. M., “Integrated in situ soil remediation technology: The Lasagna process”, ES&T, **29**(10), pp. 2528-2534 (1995).
10. Li, A., Cheung, K. A. and Reddy, K. R., “Cosolvent-enhanced electrokinetic remediation of soils contaminated with phenanthrene”, J. of Environmental Engineering, **126**(6), pp. 527-533 (2000).
11. Mohamed, A. M. O. and Antia, H. E., Geoenvironmental Engineering, Elsevier Science B. V. 1998.
12. Page, D. S., Boehm, P. D., Douglas, G. S., Bence, A. E., Burns, W. A., and Mankiewicz, P. J., “Petroleum sources in the Western Gulf of Alaska/Shelikoff Strait Area”, Marine Pollution Bulletin, **36**(12), pp. 1004-1012 (1998).
13. Rosen, M. J., Surfactants and interfacial phenomena, 2nd edition, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY., 1989.
14. Sabatini, D. A. and Austin, T. A., “Adsorption desorption and transport of pesticides in groundwater: A Critical Review”, J. Irrig. Drainage Div. ASCE **116**, pp. 3-15 (1990).
15. Tahani, A., Van Damme, H., Noik, C. and Levitz, P., “Adsorption of nonionic surfactants on kaolins”, J. of Colloid and Interface Science, **184**, pp. 469-476 (1996).
16. USEPA., SW-846 Manual; Method 5515, 1996.
17. Watt, R. J., Hazardous wastes: Sources Pathways Receptors, John Wiley & Sons, Inc., 1997.