

# 계면활성제 탈착촉진법을 이용한 폴리클로네이티드 바이페닐(PCBs)과 페놀류(Phenols)에 의하여 오염된 지반의 정화방안

Remediation Technique for PCBs-and Phenols-Contaminated  
Soils by Surfactant-Enhanced Desorption

박 준 범<sup>\*1</sup>  
Park, Jun-Boum

윤 현 석<sup>\*2</sup>  
Yoon, Hyun-Suk

김 준 섭<sup>\*3</sup>  
Kim, Jun-Seop

---

## Abstract

Subsurface contamination of industrial hazardous organic substances is a serious social issue. Decomposing the hydrophobic organic compounds in the subsurface is technically difficult and the compounds can last as long-term contaminant sources of groundwater once they are sorbed on the soil. Although the danger of contaminated subsurface has long been recognized little was known about the effective remediation technique. Focusing on the remediation of the *p*-Cresol and 3,5-Dichlorobiphenyl among subsurface contaminants, this paper studies the surfactant-enhanced desorption technique. Nonionic surfactant(Triton X-100) and anionic surfactant(SDS) were used as desorbing solvents for extracting organic compound sorbed on soil particles. Sorption characteristics of soils and organic compounds were analyzed and the applications of surfactant solution were studied through batch tests and the flexible-wall permeameter tests. As a result of the sorption isotherm tests, a log-log linear relation was obtained between the linear-partition coefficient,  $K_p$  and the octanol-water partition coefficient,  $K_{ow}$  of each organic compound. The result of the batch test also showed that Triton X-100 at 0.5% of solution desorbs the

---

\*1 정회원, 서울대학교 공과대학 지구환경시스템공학부 조교수

\*2 정회원, 서울대학교 공과대학 지구환경시스템공학부 박사과정

\*3 동부엔지니어링 지반공학부

3,5-Dichlorobiphenyl 28 times more than the water in the batch tests. The surfactant-enhanced subsurface remediation technique becomes more effective when the contaminants are hydrophobic and hard to be decomposed.

## 요 지

유해 유기 오염물에 의한 지반 오염이 심각한 사회문제로 부각되고 있다. 지반 내로 유입된 소수성 유기 화합물은 대부분 난분해성이며, 일단 흙에 흡착되면 제거하기 어려워 오랜 기간에 걸쳐 지하수 오염원으로 작용하게 된다. 이러한 지반 오염의 심각성은 이미 인식되어 왔지만 이를 위한 적절한 정화 방법은 아직 제시되고 있지 않다. 본 논문에서는 유해 유기물 중 *p*-Cresol과 3,5-Dichlorobiphenyl에 대하여 계면활성제 용액을 이용한 정화 방법의 적용성을 실험을 통해 연구하였다. 중성 계면활성제, Triton X-100과 음이온성 계면활성제, SDS가 탈착용액으로 사용되었다. 먼저 흙과 유기화합물과의 흡착 특성을 파악하고, 계면활성제 용액을 이용한 회분식 탈착 실험과 연성벽체 투수기를 이용한 주상 실험을 실시하였다. 등온흡착실험에서 각 물질의 선형분배계수,  $K_p$ 와 옥탄올-물 분배계수,  $K_{ow}$ 는 대수 선형 관계식으로 나타났다. 3,5-Dichlorobiphenyl의 경우 회분식 실험에서 0.5 % 농도의 Triton X-100 용액으로의 탈착량이 물에 의한 탈착량에 비하여 28배의 향상을 나타내었다. 지반 오염물질이 소수성이며, 난분해성이 클수록 계면활성제 용액을 이용한 지반정화 효율이 높은 것으로 나타났다.

**Keywords :** PCBs, *p*-Cresol, Surfactant, Soil-washing, Sorption, Desorption,

## 1. 서 론

유기화합물에 의한 지반 오염의 원인으로는 쓰레기 매립장의 침출수, 노후된 유류 저장시설 및 지중 매설관의 기름 유출, 처리되지 않은 공장의 폐수 유입, 농약의 과다사용, 화공약품과 유류 운반 중 사고에 의한 누출 등 다양한 원인에 의하며, 그에 대한 피해는 여러 문헌에서 찾아볼 수 있다(U.S. EPA 1995). 특히 우리 나라의 경우는 다른 어느 나라보다 좁은 국토를 효율적으로 이용해야 하는 상황에서 수많은 유류 저장시설과 898여개의 사용 종료된 불량매립지에서 발생하는 침출수로 인한 주변 지역의 오염에 대해 적절한 대책을 수립하는 것이 무엇보다도 시급하다고 할 수 있다(환경부, 1997). 유해 물질로 오염된 흙과 지하수를 정화 및 처리하는 방법은 여러 가

지가 제시되고 있다(Bendient et al., 1994). 이 중 전통적으로 사용해 온 대표적 방법인 양수처리법(pump and treat : 오염된 지하수를 지속적으로 추출하여 처리하는 방법)은 오염물질이 소수성 유기화합물인 경우 물에 대한 용해도가 작고 그 유동성이 낮아 정화 처리 시간이 오래 걸리고, 비용이 많이 소요되는 단점이 있다(Mackay et al., 1989; Hunt et al., 1988). 결국 기존의 양수처리법에 의한 정화에서는 간극 사이에 존재하는 오염물만을 주로 제거하고 물리·화학적 작용(physico-chemical process)에 의해 흙 입자에 흡착된 오염물질은 제거하지 못하고 그대로 지반 내에 존재하게 함(leveling effect : 잔류효과)으로써 계속적인 지하수 오염원으로 작용하여 환경문제를 일으키게 되었다. 이러한 기존 정화 방법의 한계점을 극복하고 효율을 개선하기 위

하여 제기된 것이 계면활성제의 활용이다. 계면활성제는 수용액상에서 소수성 물질들의 용해도를 향상시키고, 흠에 흡착되어 있는 오염물질의 탈착을 증가시켜 결과적으로 오염물질의 회수(recovery)량을 향상시킬 수 있다. 이는 또한 NAPLs(nonaqueous-phase liquids) 방울들(ganglia)의 표면장력을 낮추어 유동성을 증가시키는 역할도 할 수 있다. 본 논문은 흡입자와 선정된 유기오염물질과의 기본 흡착 및 탈착 특성을 연구하고 흠에 흡착된 오염물질에 효과적인 탈착 용액인 계면활성제(surfactant) 용액을 선정하여 이를 이용해 흠에 흡착된 오염물질을 탈착·정화하여 지반을 안전하게 원상태로 복원시키는 현장정화법의 가능성을 제시하고자 하였다. 지반의 응력 조건 등을 고려하고 약액 주입으로 인한 지반의 수압파쇄(hydraulic fracturing) 및 지반의 공학적 성질 변화 등을 고려할 수 있는 연성벽체투수기(flexible wall permeameter)를 개발하고 이를 이용한 실험을 통하여 계면활성제 용액 주입·추출시의 현장의 수리 지질학적 상태를 실험실에서 모델링하고자 하였다.

계면활성제에 의한 지반의 2차 오염의 여부는 정화 작업이 수행된 이후 지반 내에 잔류되어 문제가 될 수 있다. 따라서 계면활성제에 의한 정화작업이 끝나고 나면, 지반내에 잔류하는 계면활성제의 제거는 필요하며, 이는 계면활성제 세척이 완료된 이후, 물만으로 세척함으로써 잔류 계면활성제 및 오염물을 제거할 수 있다. 또한 계면활성제에 의한 정화 이후에 연속적으로 생물학적 처리방법이 수행된다면 오염물질 뿐 아니라 잔류하는 계면활성제의 제거에 효과적일 것이다. 지반내에서 미생물에 의한 계면활성제의 지속적인 생분해는 오랜동안 폭넓게 연구되어왔다.(CH2M HILL, 1997; Yeom, 1995; Field et al., 1992; Swisher, 1987)

## 2. 계면활성제에 의한 오염물질 제거 메커니즘

계면활성제를 이용한 지반오염물질의 주요 제거 메커니즘을 살펴보면 다음과 같다.

- 계면활성제의 마이셀(micelle) 형성과 오염물질의 용해도 증가의 메커니즘
- 지반오염물질에 대한 각 계면활성제의 세척력
- 계면활성제 용액을 이용한 오염물의 흠으로부터의 탈착

계면활성제의 이름에서 알 수 있듯이 서로 다른 상(phase)간 경계면을 활성화시킬 수 있는 이유는 바로 계면활성제의 한 분자 내에 소수성과 친수성을 띠는 두 부분이 있는 양친성(amphiphilic) 분자 구조 때문이다(그림 1).

계면활성제의 소수성 부분( $[-CH_2-]_n$ )과 물분자들의 접촉은 열역학적으로 불안정한 상태로 되어 두 부분이 서로 분리되려는 성향을 나타낸다. 하지만 그와는 반대로 계면활성제 내의 친수성 부분은 물과 접촉하려는 성향이 있어 계면활성제 분자가 물로부터 완전히 분리되는 것을 방지한다. 따라서 서로 상반되는 두 가지 조건을 동시에 충족하기 위해서 친수성 부분은 물과 접촉하고 소수성 부분은 물과 분리되는 형태로 존

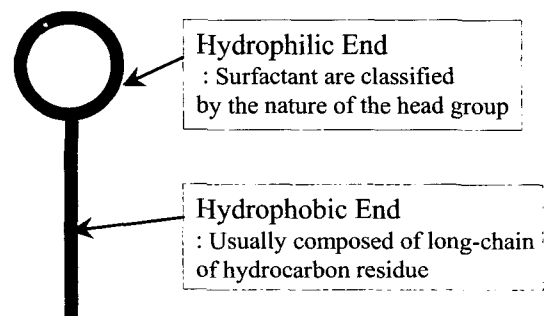


Fig. 1 Structure of surfactant

재하게 되는데 그 한 방법이 계면활성제 분자들이 물과 다른 상의 계면(공기, 기름, 고체 등)에 정렬하는 것이다. 이런 현상을 계면활성제의 흡착(adsorption)이라 하며 이로 인하여 물 표면에는 소수성 부분의 탄화수소가 늘어지게 되어 물 표면은 그 자체의 표면장력이 아닌 탄화수소의 표면장력에 접근한다. 계면활성제의 농도를 증가시키면 표면으로 흡착되는 양도 커져서, 표면장력은 점점 더 탄화수소 값에 가까워져, 결과적으로 표면장력은 낮아진다. 계면활성제의 소수성 부분과 물과의 접촉을 최소화하는 또 하나의 방법은 계면활성제 분자들이 서로 마이셀(micelle)이라 불리는 집합체를 이루는 것이다. (Rosen, 1989)

그림 2는 구형 마이셀을 나타내는 것으로 친수성기는 원형으로, 소수성 탄화수소 사슬은 꼬리로 나타내었다. 마이셀은 임계 마이셀 농도(CMC, critical micelle concentration) 이상에서 형성되며, 이온성 계면활성제의 경우 Krafft Point라는 특정 온도 이상에서 형성된다. 이때 마이셀에서 소수성 부분은 이 집합체의 안쪽으로 정렬되어 물과 분리되고, 친수성 부분은 바깥쪽으로 정렬되어 물분자와 접하는 형태를 이루는 것이다. 일반적으로 농도가 낮을 때는 계면활성제 분자들의 계면으로의 정렬 형태가 열역학적으로 더 유리하나, 농도가 점차 높아져 일단 계면이 계면활성제 분자들로 포화되면 그 이후로는 마이셀의 형성이 시스템의 자유에너지를 줄이는 주요 메커니즘이 된다. 마이셀의 크기는 직경이 약 3~4nm 정도이다. 유기오염물의 제거에서 마이셀 형성이 중요한 이유는 마이셀이 불용성 또는 난용성 물질들을 녹일 수 있기 때문이다. 계면활성제 분자의 소수성 부분처럼, 소수성 유기물질들은 수소 결합으로 연결되어 있는 물분자들과 친화되지 못하여 미량을 제외하고는 물에 녹지 못하고 분리된 형태(결정체 또는 NAPLs)로 존재하게 된다. 하지만 물 속에 마이셀

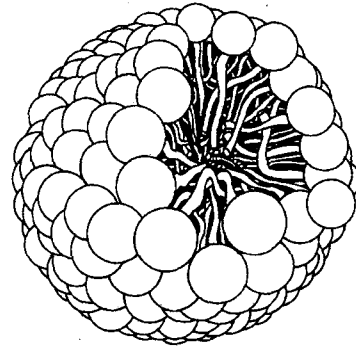


Fig. 2 Micelle

이 존재할 때에는 소수성 물질들도 전체적인 자유에너지를 증가시키지 않고 물에 용해될 수 있다. 즉, 용액으로부터 분리되는 대신 소수성 물질들은 마치 탄화수소 용매와 같은 상태인 마이셀의 중심 부분으로 녹아 들어갈 수 있기 때문이다. 마이셀이 형성되기 시작하는 농도인 CMC는 계면활성제의 종류, 온도, 경도(hardness) 등에 대한 함수로 알려져 있다(Rosen, 1989). 계면활성제에서 소수성부분이 증가할수록, 수용액상의 CMC값은 작아진다. 대체로 CMC값의 일반적인 범위는 0.1~10mM이다. CMC값이 작은 계면활성제가 오염물질의 용해도를 더 잘 향상시킨다. 일반적으로 중성 계면활성제가 CMC값도 작고, 또한 오염물질의 용해도 향상제로 많이 사용되고 있다. 지중 내 포화영역으로부터 계면활성제의 NAPL 제거에 있어 계면활성제 용액에서 오염물질의 유동상 용해도(mobile-phase solubility)의 증가의 한 예로 TCE(trichloroethylene)의 물에서의 용해도(water solubility)는 15°C에서 약 7.5mM(980mg/L)인데, 0.5M SDS(sodium dodecyl sulfate)수용액에서는 150mM(19,600mg/L)로 약 20배의 용해도 향상을 나타내었다(West, 1992). 그림 3은 수용액 내에서 계면활성제의 농도가 증가함에 따른 수용액의 물리적 성질의 변화를 나타낸 것이다.

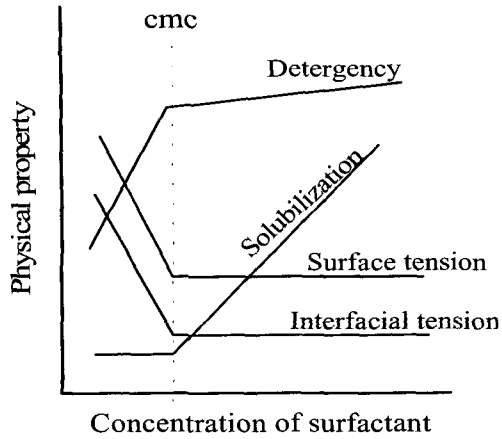


Fig. 3 Changes in properties of an aqueous solution of surfactant (Rosen, 1989)

### 3. 실험 내용 및 방법

본 연구의 실험은 난지도 매립장 인근에서 채취한 흙과 주문진 표준사 및 부식토를 섞은 혼합토(mixing soil)를 인위적으로 유기화합물로 오염시킨 후, 오염된 흙을 계면활성제 용액을 이용하여 흡착된 오염물을 탈착시키는 것으로 회분식 실험과 제작한 연성벽체 투수기를 이용한 연속 탈착 실험으로 구성된다.

### 3.1 실험 재료

#### 3.1.1 흙 시료

실험에 사용 할 시료는 난지도 매립장 인근 야산에서 채취한 흙을 건조 후 #40체를 과시킨 다음 주문진 표준사, 그리고 부식토를 혼합하여 사용하였다. 이러한 혼합토를 사용하게 된 이유는 예비 실험에서 #40번체를 통과한 균일한 난지도 시료만으로 실험을 실시한 결과 연성벽체 투수실험에서 투수계수가 너무 낮아 실험의 효율성이 떨어졌기 때문이다. 주문진 표준사는 현장 지반과 유사한 적정 투수계수를 위해서 사용되었고, 유기오염물의 완전한 흡착을 위해 가장 중요한 인자인 유기물의 함량을 위해 부식토를 첨가하여 토양 시료를 성형하게 되었다. 시료는 난지도 흙 : 주문진 표준사 : 부식토를 무게비 2 : 6 : 1로 성형하였다. 실험 흙의 유기물의 함량은 강열감량법(NSSC, 1996)으로 측정하였고, 양이온 치환능(CEC, Cation Exchange Capacity)은 EPA Method 9080, 비중은 KS F2308-91 방법에 의하여 측정하였고 그 밖의 물성치는 KS 규정에 의하여 측정하였다. 실험 결과 유기물의 함량은 6.7%, CEC는 25.1meq/100g, 비중(Gs)은 2.53 이었다.

#### 3.1.2 오염 물질

Table 1. The physical and chemical properties of *p*-Cresol & 3,5-Dichlorobiphenyl at 25° C

Compound Name	Structure Formula	Formula	Mol.wt	Melt/Boil pt.( °C)	Specific Gravity	Solubility mg/L	Vapor Press (mm Hg)	log K <sub>ow</sub>
<i>p</i> -Cresol		C <sub>7</sub> H <sub>8</sub> O	108.14	34.7/202	1.035	2.15E+4	1.10E-1	1.94
3,5-Dichlorobiphenyl		C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>2</sub>	223.10	36/166*		7.95E-2	1.91E-4	5.41

Howard, P.H. and Meylan, W.M. (1997)

\* Erickson, M.D. (1992)

실험에 사용될 오염 물질은 토양환경보전법(법률 제4906호)에서 토양오염 유기화합물로 분류된 폴리클로리네이트드 바이페닐(PCBs)과 페놀류(Phenols)를 선택하였는데, 본 연구에서는 이러한 PCBs의 물질 중 단독물질인 3,5-Dichlorobiphenyl(순도 99.9%, ULTRA Scientific, USA)를 사용하였고, 페놀류 물질 중에서는 *p*-Cresol(순도 99%, Sigma Chemical Co., USA)을 사용하였다. 각 물질의 기본 특성치를 표 1에 정리하였다.

### 3.1.3 계면활성제(Surfactant)

탈착용액으로 사용될 계면활성제는 음이온성(anionic) 계면활성제인 SDS(Sodium Dodecyl Sulfate, Sigma Chemical Co., USA)와 중성(nonionic) 계면활성제인 Triton X-100 (t-Octylphenoxypolyethoxyethanol, Sigma Chemical Co., USA)을 선정하였다. 각 계면활성제의 물성치는 표 2에 나타내었다. 그리고 그림 4는 각 계면활성제의 분자 구조를 나타낸 것이다.

## 3.2 분석 방법

대상 유기화합물인 *p*-Cresol과 3,5-PCB는

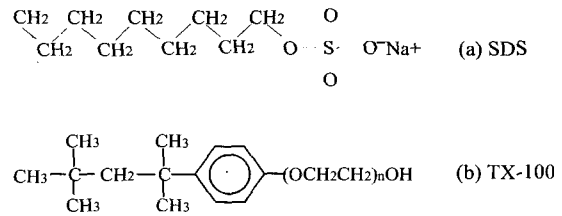


Fig. 4 SDS and TX-100

Gas Chromatography(6890 Series, Hewlett Packard Co. USA)로 분석하였다. 사용된 컬럼은 HP-5(capillary column coated with cross-linked 5% phenyl methyl siloxane, 320nm-thickness, 30m-length, 0.25mmdiameter), 그리고 검출기(detector)는 *p*-Cresol은 FID(flame ionization detector), 3,5-PCB는 ECD(electron capture detector)를 이용하여 분석하였다.

### 3.3 계면활성제의 흡으로의 흡착 실험

오염된 지반 정화를 위한 계면활성제 용액의 이용에 있어서 계면활성제의 흡으로의 흡착은 탈착 용액 중의 계면활성제의 농도를 낮추어 정

Table 2. Physical and chemical characteristics of selected surfactants

Trade Name	Chemical	Structure	Type	CMC(mM)	MW	HLB <sup>c)</sup>
SDS	Sodium dodecyl sulfate	C <sub>12</sub> H <sub>25</sub> O <sub>4</sub> SNa	A	8 <sup>a)</sup>	288	N/A <sup>d)</sup>
Triton X-100	POE(10)octylphenol	C <sub>8</sub> PE <sub>10</sub>	N	1.7 × 10 <sup>1b)</sup>	646	13.5

C represents alkyl chain length (-CH<sub>2</sub>-)  
P represents a phenol ring (-C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>-)  
E represents an ethoxylate group  
A : anionic, N : nonionic

a) Clarke, et al. (1991)  
b) Edwards et al. (1991)  
c) Hydrophile/Lipophile Balance  
d) N/A : not available

화 작용의 효율성을 저하시키고, 또한 흡착된 계면활성제는 유기물로 작용하여 유기오염물의 흡에 대한 흡착을 촉진시킬 수 있다. 흡에 흡착되는 계면활성제의 양을 평가하기 위하여 본 연구에서는 계면활성제 용액의 표면장력 측정법을 적용하였다. 즉, 계면활성제 용액에 흡을 첨가하기 전·후의 표면장력을 측정, 비교함으로써 흡착되는 양을 정량적으로 구하였다. 표면장력은 Surface Tensiometer Model 20 (Fisher Scientific, USA)으로 측정하였다.

### 3.4 회분식 실험

대상 유기오염물질인 *p*-Cresol, 3,5-PCB의 흡에 대한 흡착 특성을 분석하기 위해 등온흡착실험을 실시하였다. 그리고 등온흡착실험과 같은 방법으로 오염시킨 흡을 각각의 탈착 용액으로 세척함으로써 탈착능을 분석하였다. *p*-Cresol의 회분식 실험은 16×100mm Culture c-tube(with teflon-faced cap, Wheaton Co., USA)의 원심분리용 시험관을 사용하였다. 그리고 3,5-PCB의 회분식 실험은 재질이 COREX<sup>®</sup>이고, teflon coating screw cap이 달린 표준 용액 25ml의 원심분리용 시험관(Corning Glass, USA)을 사용하였다.

#### 3.4.1 흡에 대한 오염물질의 등온흡착실험

실험 흡에 대한 대상 유기화합물의 흡착 특성을 분석하기 위하여 등온흡착실험을 실시하였다. 이에 앞서 흡착평형실험을 통하여 대상 유기화합물의 흡에 대한 흡착평형 도달시간을 분석하였다. 원심 분리용 시험관에 흡과 오염용액을 담고 항온항습실(20±1℃)에서 교반시키면서 일정시간(12시간 단위)마다 시료를 채취하여 농도 변화를 살펴보았다. 실험 결과 24시간 이후에 흡착 평형에 도달하는 것으로 나타났으며, 이후

의 등온흡착실험 및 탈착실험시 흡착평형에 충분히 도달되도록 하기 위하여 2일 이상 항온항습실에서 교반시킨 후 실험을 실시하였다.

*p*-Cresol의 등온흡착실험은 흡 5g과 일정 농도의 *p*-Cresol 용액(농도 5~100mg/L)을 원심분리용 시험관에 빈 공간(headspace)이 없도록 넣은 후 시험관을 항온실에서 교반기로 흡착평형에 도달하도록 충분히 교반 시키고, 이를 원심분리기(Maraton 8K, Fisher Scientific, USA)로 고액 분리시킨 후 상등액(Supernatant)을 채취, GC-FID를 이용하여 농도를 측정하였다.

3,5-PCB는 유기 용매인 hexane에 3,5-PCB를 녹여 1000mg/L의 stock solution을 만든 다음 이를 물 25mL와 흡 3g이 들어있는 원심분리용 시험관에 마이크로 실린지(microsyringe)를 이용하여 일정량을 주입한 후 흡착 평형에 도달하도록 교반한 후 원심분리기를 이용하여 고액 분리시키고, 채취한 상등액을 hexane을 이용, 용매 추출하여 GC-ECD로 농도를 분석하였다.

#### 3.4.2 오염된 흡에 대한 계면활성제를 이용한 탈착 실험

대상 유기화합물로 오염된 흡에 대하여 계면활성제의 종류별, 농도별, 그리고 첨가물에 의한 세척효율 특성을 분석하기 위하여 회분식 탈착 실험을 실시하였다. *p*-Cresol의 탈착 실험에서는 흡착실험에서 실시했던 방법으로 흡(5g)과 오염용액(50mg/L)을 원심 분리용 시험관에 headspace없이 채운 후(흡/용액의 비는 1:2, 무게비), 흡착평형에 도달 할 때까지 항온실에서 교반시켰다. 평형에 도달한 시험관을 원심분리기로 고액 분리시킨 후 상등액을 채취하고, 남은 상등액을 버린 후, 탈착 용액(계면활성제 용액, 이온제거수(deionized water))을 시험관에 다시 채운 후 항온실에서 탈착평형에 도달할 때까지 교반시켰다. 그리고 원심분리기로 고액 분리시

킨 후 상등액을 채취하였다. 연속 탈착 실험(SRI test : successive reverse isotherm test)을 실시하는 경우에는 위의 단계를 반복 실시하였다.

3,5-PCB의 탈착 실험은 먼저 원심분리용 시험관에 흙(3g)과 이온 제거수(25mL)를 채우고 hexane을 용매로 한 1000mg/L의 stock solution 100 $\mu$ l를 syringe로 시험관에 주입하여 3,5-PCB : Soil : Water = 0.1mg : 3g : 25mL이 되도록 하였다. 이후 등은 흡착 실험에서와 같이 등은 흡착 평형에 도달하도록 24시간 이상 교반시키고, 원심분리 시킨 후 상등액을 추출하였다. 그리고 남은 상등액을 버리고 탈착 용액인 계면활성제 용액 또는 이온 제거수로 시험관을 다시 채웠다. 그리고, 탈착 평형에 도달 할 때까지 교반시키고, 원심분리 시킨 후, 상등액을 채취하였다. 분리한 상등액을 hexane 용액을 이용하여 용매 추출하여 물질을 분리하고 GC-ECD를 이용하여 분석하였다.

### 3.5 연성벽체 투수기에 의한 주상 실험

#### 3.5.1 연성벽체 투수기

오염된 흙을 계면활성제 용액으로 현장에서 세척·정화하는 방법(in situ remediation)을 실험실에서 모사하기 위해 삼축압축시험기를 응용한 연성벽체 투수기(flexible-wall permeameter)를 제작하였다(그림 5, 6). 연성벽체 투수기는 일반적으로 고정벽체 투수기와 비교하여 연성 멤브레인(membrane)에 구속압을 가함으로써 시료의 현장 응력상태를 효과적으로 모사할 수 있고, 실험 도중 발생하는 측벽누수(side wall flow effects)를 최소화 할 수 있다. 연성벽체 투수기 전체 시스템은 그림 6에서 보는 바와 같이 ① 투수기 본체, ② 탈착 용액 공급기(influent accumulator), ③ 배출액수집 장치(buret), ④ 압력공급장치(gas cylinder)로 구성된다. 구속압과 동수경사압력을 조절하는 압력 공급장치는 비활성 기체인 질소( $N_2$ ) 가스를 이용하

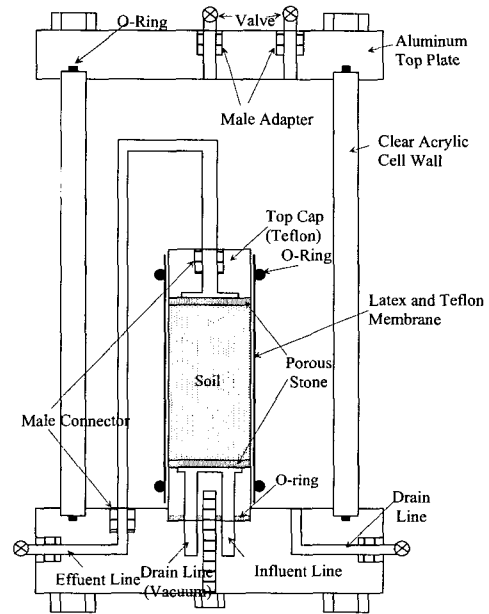


Fig. 5. Flexible-wall permeameter

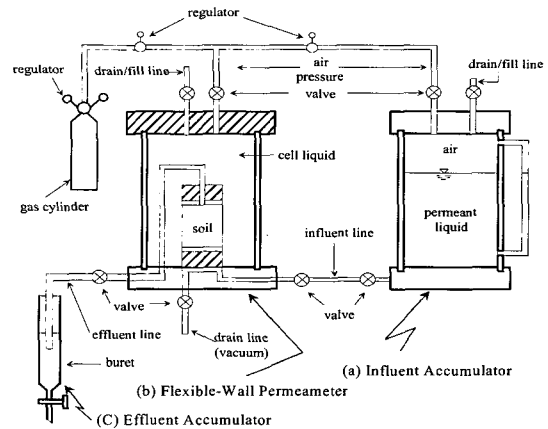


Fig. 6 Schematic diagram of the flexible-wall permeameter

였고, 총 3개의 압력조절기(pressure regulator)를 이용하여 투수기 안의 cell pressure와 탈착 용액의 동수경사를 조절하였다. 탈착용액 공급통은 탈착 용액으로 사용될 용액과의 반응성을 막기 위해 stainless steel로 제작하였다. 그리고 각 장치간의



연결관은 teflon tube를 이용하였다. 연성벽체 투수기 본체의 그림에서 보는 바와 같이 cell 안에 설치된 오염된 시료는 cell liquid에 의해서 구속압력을 받게되고, 탈착 용액 공급통에서 공급되는 탈착 용액은 연결관을 통해 시료의 바닥에서 위로 시료를 통과하면서 오염된 흡을 세척한 후 여과 과정을 거쳐 뷰렛에 수집할 수 있도록 구성하였다. 그리고 물질과 반응성이 있으리라고 예상되는 부분의 부품은 반응성이 없는 teflon이나 silicon의 재료를 사용하였다.

### 3.5.2 투수기 탈착 실험

건조한 흙 110g 정도에 농도가 100mg/L인 *p*-Cresol 용액을 섞어 함수비가 약 16%이상 되도록 Harvard Miniature 다집기를 이용하여 길이 70mm, 직경 35mm의 시료를 만들었다. 이때 *p*-Cresol 용액 제조시  $\text{NaN}_3$ (Sodium Azide)를 중량비 0.5%를 첨가하여 토양 속 미생물에 의한 생분해를 막고자 하였다. 여기서 첨가되는  $\text{NaN}_3$ 의 양은 phenol을 이용한 예비 실험에서 다른 영향을 미치지 않음이 확인되었다(Park, 1994). 오염 용액의 농도 100mg/L 에서 흙 110g의 흡착능에 의해 대부분의 오염물질이 흡에 흡착된다. 따라서 이는 오염제거시 간극 사이에 존재하는 오염 물질을 주입과 추출에 의한 밀어내기 식의 오염 제거가 아닌 흡착된 오염물질의 성질을 변화시켜 흡입자로부터 완전 탈착시키는 보다 난해한 상황을 투수기로 재현하는 것이 된다. 성형된 시료는 mold에 담겨진 채로 항온실에서 보관하여 흡착 평형에 도달하도록 하였다. 이 후 시료를 mold에서 추출하여 반응성이 없는 teflon membrane으로 씌운 후 latex membrane으로 다시 씌웠다. 그리고 투수기 안에 그림 5와 같이 시료를 설치한 후, 구속응력을 가해주고, 탈착 용액을 동수경사에 의해 시료 바닥으로부터 시료의 상부로 흐르게 하고 오염된 흡을 통과한 약액은 배출관

(effluent line)을 통하여 배출되어 약액이 오염물질을 흡으로부터 분리 추출해 낼 수 있도록 하였다. 분리 추출된 오염물질은 뷰렛에서 수집되고, 일정 시간당 배출되는 용액의 부피를 측정하므로써 투수계수를 측정하였다. 이때 구속압력은 약  $0.7\text{kg/cm}^2$  (10psi)을 가해 주는데 이는 지반의 깊이가 대략 2-4m인 곳의 구속응력을 모사하기 위함이었다. 그리고 동수경사는 50-60이 되도록 가해 주었다.

## 4. 결과 분석

### 4.1 계면활성제의 흙 입자로의 흡착 분석

본 연구에서 사용된 두 가지 계면활성제 중 음이온성인 SDS는 토양 입자의 음전하와 상충되어 흡착량이 적을 것으로 생각되었으나, 반면 중성인 TX-100은 기존의 연구(Adeel and Luthy, 1995)에서도 볼 수 있는 바와 같이 흡착되는 양이 많으리라 판단되었다. 흡착량 분석을 위한 표면장력 실험결과를 그림 7에 나타내었다. 실험결과 TX-100 0.5 CMC 용액의 경우 흡 단위 질량당(g) 0.45mg, 그리고 1 CMC(약

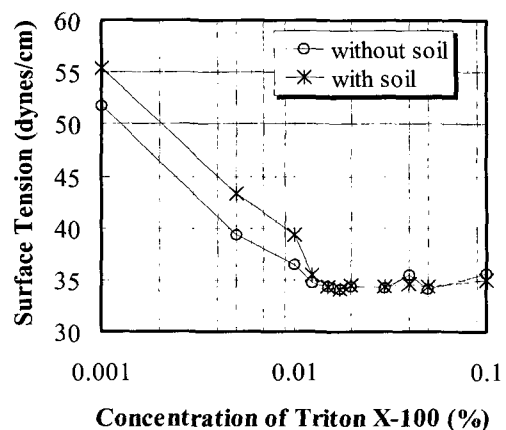


Fig. 7 Sorption of TX-100 onto soil

0.01%) 용액의 경우 단위 흙 질량당(g) 1.13mg 이 흡착되는 것으로 분석되었다.

## 4.2 회분식 실험 결과

### 4.2.1 등온흡착실험결과

흡착 평형에 도달한 이후 흙에 어느 정도의 유기 오염 물질이 흡착되었는지는 다음 식을 이용하여 계산하였다.

$$C_s = \frac{(C_o - C_e) \times V}{M} \quad (1)$$

여기서,

$C_s$  = amounts of the solute sorbed in the soil, (mg/kg)

$C_o$  = concentration of the solution in the blank test, (mg/L)

$C_e$  = concentration of the solution in equilibrium with soil, (mg/L)

$V$  = volume of the solution, (mL)

$M$  = weight of the soil, (g)

그리고 오염 물질과 대상 흙과의 흡착 특성을 파악하기 위하여 선형 흡착 평형 모델을 이용하여 분석하였고, 그 식은 다음과 같다.

$$K_p = \frac{C_s}{C_e} \quad (2)$$

여기서,

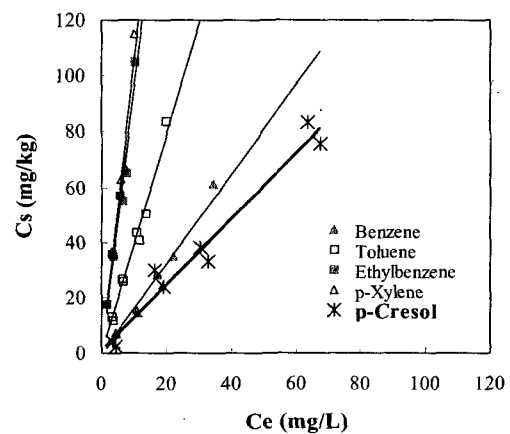
$K_p$  = linear equilibrium partition coefficient

그림 8은 등온 흡착 실험 결과를 선형 흡착 평형 모델을 이용하여 나타낸 것이다. 흡착강도의 비교 평가를 위해 대상 흙에 대한 유기화합물인 BTEX(benzene, toluene, ethylbenzene, xylene)

**Table 3. Sorption isotherm parameter on soil**

	$K_p$	$\log K_{ow}$
<i>p</i> -Cresol	1.21	1.94
3,5-PCB	2.46	5.41
Benzene	1.61	2.13 <sup>a)</sup>
Toluene	1.94	2.69 <sup>a)</sup>
Ethylbenzene	9.58	3.15 <sup>a)</sup>
<i>p</i> -Xylene	10.55	3.18 <sup>a)</sup>

a) Schwarzenbach, R.P. et al. (1993)



**Fig. 8 Linear sorption isotherm**

의 기존의 등온흡착특성 실험 결과를 함께 도시하였다. 그림 8에서 각 직선의 기울기가 선형분배계수  $K_p$ 이며 이 값을 표 3에 정리하였다. *p*-Cresol의  $K_p$  값은 1.21, 그리고 3,5-PCB의  $K_p$  값은 246 이었다. 표 3에서 보듯이 물질의 소수성을 나타내는 옥탄올-물 분배계수(octanolwater partition coefficient,  $K_{ow}$ )값이 클수록 실험 흡시료에 더 잘 흡착되는 것을 알 수 있다.

회분식 실험으로 직접 구한 분배계수를 이용

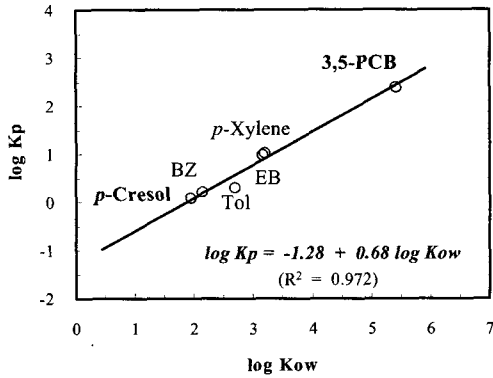


Fig. 9 Relationship between  $K_p$  and  $K_{ow}$

하여 다른 유기화합물의 분배계수를 예측하는 방법으로 가장 널리 적용되는 것은 옥탄올-물 분배계수 값을 이용하는 것이다. 그림 9는 *p*-Cresol, 3,5-PCB, BTEX의 흡으로의 분배계수와 옥탄올-물 분배계수 값의 관계를 도시한 것이다. 그림에서 분배계수간의 관계를 선형화된 log-log 관계식으로 나타낼 수 있으며, 그 식은 다음과 같다.

$$\log K_p = -1.28 + 0.68 \log K_{ow}, \quad (R^2 = 0.972) \quad (3)$$

위의 식을 이용하여 실험을 통하지 않고 다른 유기오염물질의 옥탄올-물 분배계수를 이용하여 대상 흡에 대한 분배계수의 예측이 가능하며, 이를 통해 오염물질의 흡·탈착 특성을 파악할 수 있다.

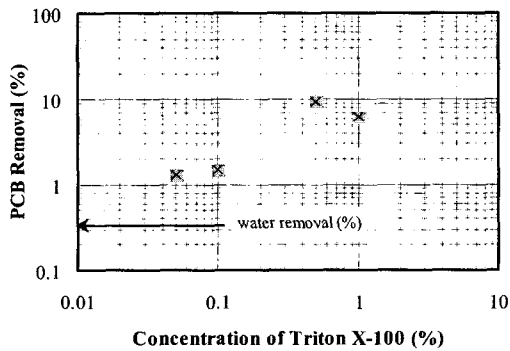


Fig. 10 Desorption of 3,5-PCB w/ TX-100

#### 4.2.2. 등온탈착실험결과

##### (1) 3,5-PCB의 탈착 특성

3,5-PCB를 등은 흡착 실험에서와 같은 방법에 의해 흡에 흡착시켜 인위로 오염된 시료를 만들었다. 이 때 시험관 내에 주입한 3,5-PCB의 양(0.1mg) 중 약 97%가 흡(3g)에 흡착되었고, 흡착된 3,5-PCB의 계면활성제의 종류와 농도의 변화에 따른 탈착량 변화를 실험을 통하여 분석하였다. 실험 결과를 그림 10과 그림 11에 도시하였다. 그림 10은 TX-100의 여러 농도의 용액으로 탈착 실험한 결과를 나타낸 것이고, 그림 11은 서로 다른 농도의 SDS 용액으로 탈착 실험한 결과를 나타낸 것이다. 또한 계면활성제 용액의 탈착 향상능을 비교하기 위하여 물로 탈착 실험한 결과를 함께 나타내었다. 실험 결과 물로 세척하였을 경우 흡착된 3,5-PCB 중 0.35%의 적은 양만이 탈착되어 나옴을 알 수 있었다. 즉, 본 연구에서 사용한 흡과 유사한 흡에 3,5-PCB

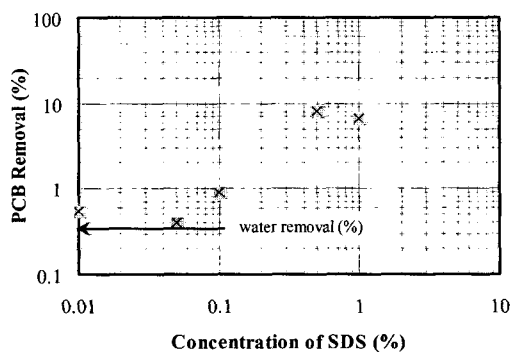


Fig. 11 Desorption of 3,5-PCB w/ SDS

가 흡착될 경우 물로의 세척을 통해서 거의 정화가 이루어지지 않음을 알 수 있었다. 반면 계면활성제 용액을 이용할 경우 TX-100 부피비 0.5%(약 50 CMC)농도의 용액으로 탈착 실험을 실시한 결과 10% 정도의 탈착능을 나타내었다. SDS의 용액의 경우에도 무게비 0.5%(약 2 CMC)농도의 용액으로 세척하였을 때 8%정도의 탈착능이 있었다. 그러나 SDS의 경우 무게비 0.1% 미만의 용액으로 탈착실험을 실시하였을 때에는 급격히 탈착능이 떨어지는 결과를 나타내는 데 이는 SDS 0.1% 미만의 농도는 1 CMC 농도 이하여서 마이셀이 형성되지 않아 소수성 유기물이 물 속에서 잘 용해되지 않는 것으로 판단되었다.

## (2) p-Cresol의 탈착 특성

① TX-100의 농도 변화에 따른 탈착능을 알아보기 위해 여러 농도의 용액으로 탈착실험을 실시하였다. 실험 결과를 그림 12에 나타내었다. 실험 결과 TX-100의 농도가 0.05%에서 0.1% (약 5 CMC에서 10 CMC)로 농도를 증가시키면 따라 탈착능이 25%에서 43%로 큰 향상 폭을 나타내었다. 반면 1%에서 2%농도로의 증가에서는 56%에서 60%로 계면활성제 용액의 큰 증가에 비해 탈착능의 향상은 크지 않은 것으로 나타났다. 이는 중성 계면활성제의 경우 CMC 부근에서 농도 변화에 따라 탈착량의 변화가 큰 것으로 분석되었다. 비교를 위한 물로 세척한 결과 탈착능은 18% 이었다.

② 음이온성인 계면활성제 SDS의 농도 변화에 따른 탈착능을 알아보기 위해 농도 0.01%, 0.05%, 0.1%, 0.5%, 1%, 2%(무게비)로 변화시켜 탈착실험을 실시하였다. 실험 결과를 그림 13에 나타내었다. SDS의 농도의 증가에 따라 그 탈착량이 점진적으로 증가함을 알 수 있었다. 0.01%의 농도에서 탈착량이 25%로 물로 세척하였을

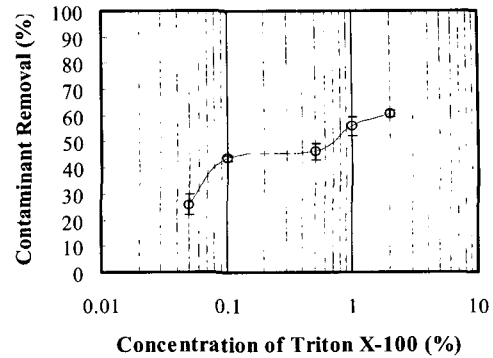


Fig. 12 Desorption of p-Cresol w/ TX-100

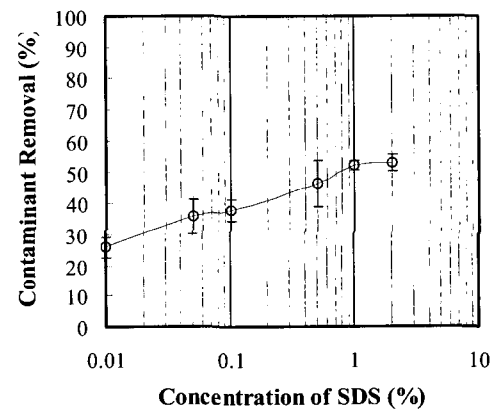


Fig. 13 Desorption of p-Cresol w/ SDS

경우의 탈착량 18%보다 7%정도 향상된 것이다. 그리고 1% (약 4CMC) 농도에서는 탈착능이 52%로 TX-100 1% 용액의 56%보다는 작았다. ③ 첨가물에 의한 영향 : 음이온성 계면활성제 SDS는 1 CMC의 농도가 퍼센트 농도로 약 0.24%(무게비)로 CMC의 농도를 늘리기 위해서는 중성 계면활성제에 비하여 많은 양의 SDS가 요구된다. 그러므로, 이러한 많은 양의 계면활성제의 사용을 줄이는 대신 그 효율을 높이기 위하여 첨가물에 의한 탈착능 향상을 살펴보고자 하였다. 본 연구에선 이온성 계면활성제의 CMC는 염의 첨가에 크게 영향을 받는다는 것에 착안하

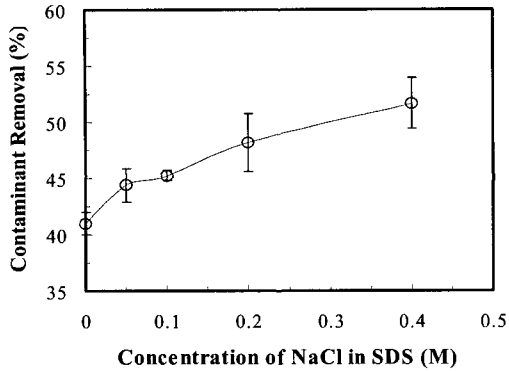


Fig. 14 Effect of NaCl addition for *p*-Cresol desorption

여 NaCl을 첨가물로 사용하였다. 이온성 계면활성제 수용액에 염을 첨가하는 것은 그 이온이 마이셀 표면에 보다 밀착하여 군(群)을 형성하여 전기이중층이 압축된다. 이리하여 계면활성제 이온 사이의 반발력이 저하되고 마이셀이 안정화되므로 인해 CMC가 저하된다. SDS의 경우 NaCl 0.4M(바다물의 NaCl의 농도는 약 0.6M)을 첨가하면 CMC가 형성되는 농도가 SDS 8mM에서 1mM이하로 떨어진다(남기대, 1991). 본 실험에서는 1 CMC의 SDS용액에 NaCl을 첨가하여 0.05M, 0.1M, 0.2M, 0.4M 농도의 용액을 만들어 각각에 대하여 탈착실험을 실시하였다. 그림 14는 1 CMC의 SDS 용액에 첨가되는 NaCl의 농도에 따른 *p*-Cresol의 탈착량을 도시한 것이다. 실험 결과 NaCl의 첨가에 따라 탈착능의 향상이 있었는데, 0.4M의 NaCl 농도에서는 첨가하지 않았을 경우와 비교하여 41%에서 50%로의 탈착능 향상이 있었다. 그리고 첨가되는 NaCl의 농도가 0.2M까지는 탈착능의 향상이 뚜렷했다. 그러나, SDS 1 CMC 용액에 0.4M이상의 NaCl 농도를 첨가하였을 때 장시간(2-3주) 방치 할 경우 침전물이 발생하는 것이 확인되었는데, 실제 현장 정화 적용 시 침전에 의한 손실을 고려해야 할 것으로 판단되었다.

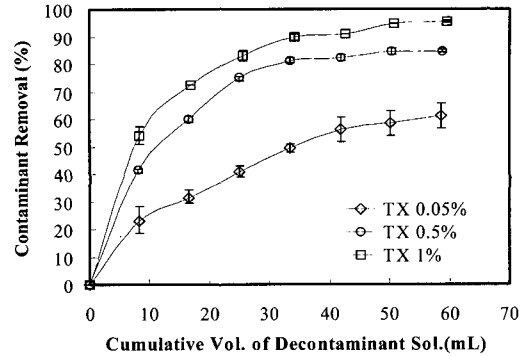


Fig. 15 SRI test for *p*-Cresol w/ TX-100

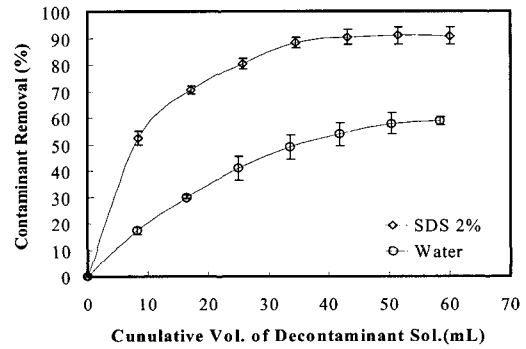


Fig. 16 SRI test for *p*-Cresol w/ SDS

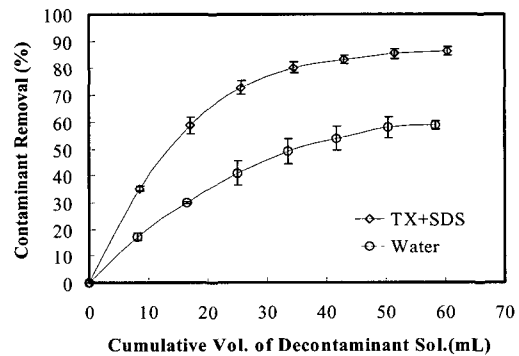


Fig. 17 SRI test for *p*-Cresol w/ SDS+TX-100

④ 연속 탈착 실험(SRI Test : successive reverse isotherm test)

*p*-Cresol에 대한 연속 탈착 실험의 결과를 그림

15 ~ 그림 17에 도시하였다. 그림 15는 TX-100의 농도를 달리하여 연속 탈착 실험 결과를 나타낸 것이다. 여기서 농도 1%의 TX-100 용액으로 탈착 실험을 실시하였을 경우 1회 세척 후 탈착량은 56%, 그리고 7회 세척 후 총 탈착량은 95%까지 탈착시키는 것으로 나타났다. 그림 16은 SDS 2% 용액으로 연속 탈착 실험한 결과와 물로 연속 탈착 실험한 결과를 나타낸 것이다. SDS 2% 용액으로 연속 세척한 결과 탈착량은 1회 = 52%, 7회 = 91%로 나타났다. 물로 연속 탈착 실험한 결과 탈착량은 1회 = 18%, 7회 = 58% 이었다. 또한 서로 상이한 음이온성 계면활성제와 중성 계면활성제를 혼합하였을 경우(그림 17) 그 탈착량 향상을 알아보기 위하여 각각 2CMC의 계면활성제 (TX-100 : 2 CMC = 0.02%, SDS : 2CMC = 0.5% 정도)의 혼합 용액을 이용한 연속 세척 실험 결과, 1회 = 35%, 7회 = 86%의 탈착량을 나타냈다. 이는 음이온성 계면활성제 용액에 중성 계면활성제의 적은 양을 첨가하여 mixed surfactant system을 구성하였을 경우 그 탈착 효율의 향상을 있음을 알 수 있었다.

### 4.3 투수기로의 *p*-Cresol 탈착 실험 결과

현장지반의 지반응력을 고려할 수 있는 연성벽체 투수기를 이용한 탈착 실험을 실시하였다. 실험 결과 투수계수가 *p*-Cresol의 탈착량에 큰 영향을 주는 것을 알 수 있었다. 즉, 물로서 투수 실험을 한 결과 투수계수가  $8 \times 10^{-6}$  cm/sec인 경우에는 *p*-Cresol의 회수율(recovery)이 18%밖에 안되었다. 그러나,  $8 \times 10^{-7}$  cm/sec 인 경우(그림 22, 23)에는 회수율이 51%가 되었다. 즉, 이는 탈착 용액이 오염된 토양의 간극사이로 흘러 갈 때 탈착 용액과 토양간의 접촉시간이 상당히 중요한 인자임을 나타내는 것이다. 계면활성제 용액을 탈착 용액으로 사용한 투수 실험에서

TX-100 2% 농도의 용액으로의 실험에서는 *p*-Cresol의 회수율이 평균 87% (그림 18, 19)로 나타났다. 이는 물로의 회수율에 비하여 1.7배 이상의 탈착능 향상을 나타낸 것이다. 또한 TX-100 2% 용액으로의 투수 실험 중 2 pore vol.(1 pore vol. = 22~24ml)이 통과한 후의 탈착 용액에서 가장 높은 탈착능을 나타내는 것을 확인 할 수 있었다. 그리고 이 때의 순간 탈착능은 약 25mg/L로 물로의 순간 탈착능 약 5-10mg/L에 비하여 4배 이상 높은 값을 나타내었다. SDS 0.5% 농도의 용액으로의 투수 탈착 실험에서 전체 회수율은 75%이었다. 그리고, SDS 2% 농도의 용액으로의 투수 실험에서는 전체 회수율은 87%이었으며(그림 20, 21), 2 pore vol. 이 흐른 후 순간 탈착능은 약 35mg/L로 TX-100 2% 용액으로의 순간 탈착능 보다 높았다. 그러나, SDS 2% 농도 용액으로의 투수 실험에서는 시간이 지남에 따라 계속적인 투수계수 하락을 보였으며 탈착 용액이 150mL(약 6.5 pore vol.)이 흐른 후에는  $1.5 \times 10^{-7}$  cm/sec까지 떨어지는 것으로 나타났다. Gabr 등(1995)은 SDS(농도 10mM)를 이용한 Sand/Kaolinite(80/20) 흡을 정화한 실험에서 25 pore vol. 이후 투수계수가 급격히 감소( $10^{-4}$  cm/sec에서  $10^{-6}$  cm/sec)함을 확인하였다.

이는 SDS가 분산효과가 커서 점토 입자를 분산시켜 간극을 막는 현상 때문으로 판단된다. 따라서 계면활성제를 이용한 현장지반정화법에 있어서 투수계수의 감소(특히 SDS)는 중요한 인자로서 고려되어야 할 것이다. 그림 24는 *p*-Cresol로 오염된 흡에 대한 연속 탈착 실험(SRI test)과 연성벽체 투수 실험 결과를 함께 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 물로의 세척으로는 흡착된 양의 50% 정도까지를 탈착시킬 수 있었으나, 계면활성제 용액으로의 세척으로 흡에 흡착된 *p*-Cresol 중 약 90%정도의 탈착 효율이 있는 것을 알 수 있다

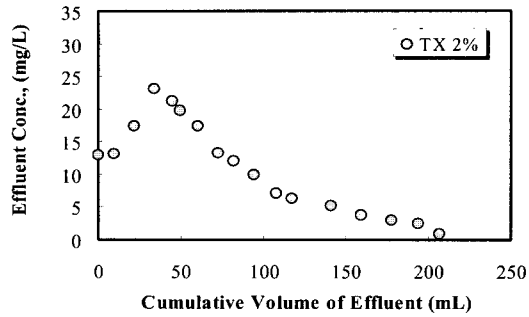


Fig. 18 Permeameter test for p-Cresol with TX-100

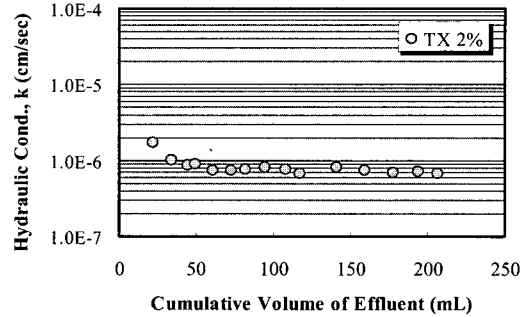


Fig. 19 Hydraulic conductivity with TX-100

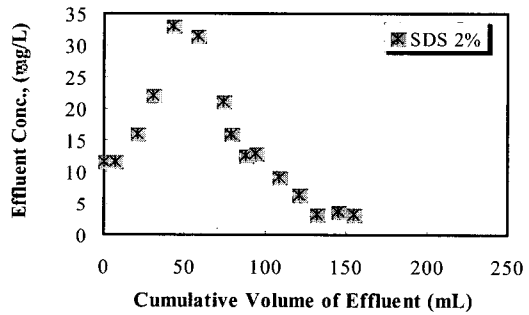


Fig. 20 Permeameter test for p-Cresol with SDS

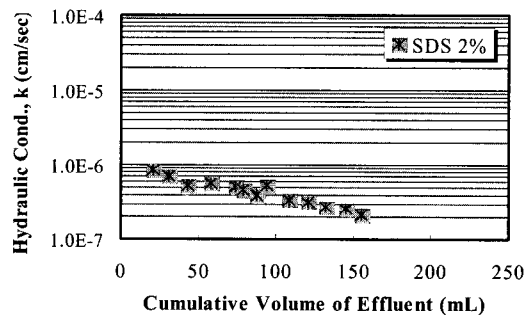


Fig. 21 Hydraulic conductivity w/ SDS

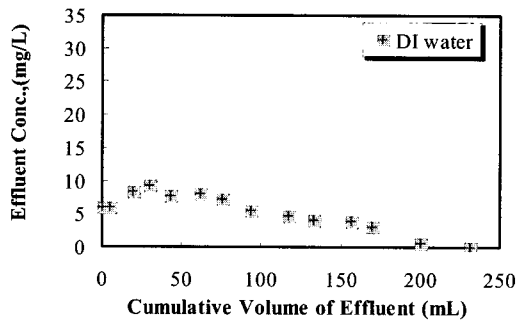


Fig. 20 Permeameter test for p-Cresol with DI water

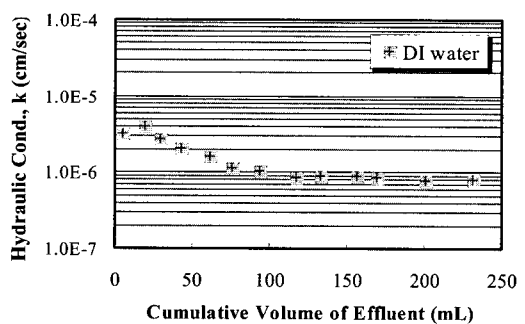


Fig. 23 Hydraulic conductivity w/ DI water

## 5. 결론

본 연구는 난지도 인근 야산토와 주문진 표준사, 부식토를 섞은 혼합토에 대하여 유해성 유기화합

물인 3,5-PCB(3,5-Dichlorobiphenyl)와 p-Cresol의 흡착특성과 오염된 지반 정화를 위하여 세척용액으로 사용될 계면활성제 용액의 적합성과 농도 및 첨가물에 따른 탈착능 실험을 통하여 정화 조건

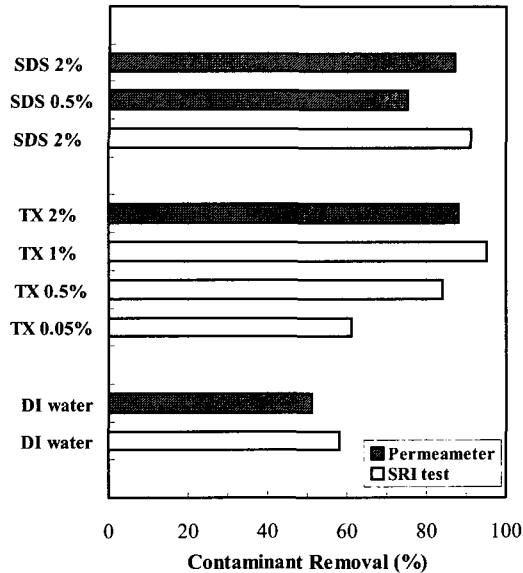


Fig. 24 Comparison of SRI and permeameter tests for p-Cresol

을 도출해 보고자 하였다. 그리고 현장 정화의 적용성을 검토하기 위해 연성벽체투수기 실험을 통해 실제 현장에서 계면활성제 용액으로 세척하고자 할 때 그 타당성을 검토하였다. 이상의 연구를 통해 얻어낸 결론은 다음과 같다.

- 1) 대상 흙(유기물 함량 6.7%)에 대한 등온흡착 실험 결과 선형분배계수  $K_p$  값은  $p$ -Cresol = 1.21 이었으며, 3,5-PCB = 246 이었다. 실험을 통해 구한 선형분배계수와 유기 화합물의 특성 값인 옥탄올-물 분배계수( $K_{ow}$ ) 값의 관계에서 선형 관계식(  $\log K_p = -1.28 + 0.68 \log K_{ow}$  )을 구했으며, 이 식을 이용하여 다른 유기 화합물의 대상 흙에 대한 흡착특성을 예측할 수 있다.
- 2) 계면활성제의 농도에 따른 흡착된 3,5-PCB의 탈착실험에서 TX-100 0.5% 이상 농도의 용액으로 세척하였을 경우, 물로의 탈착량에 비하여 28배 향상이 있었으며, SDS의 경우도 0.5%이상의 농도 일 때 물의 세척보다 22배

향상을 나타내었다. 유기 오염물의 소수성이 클수록 물로의 정화는 더욱 어려워지고, 상대적으로 계면활성제 용액의 탈착능 효율은 큰 것으로 나타났다.

- 3)  $p$ -Cresol 회분식 탈착 실험에서 TX-100 용액의 농도별 탈착량을 실험한 결과 탈착 용액의 적정 농도는 1% 미만이었다. SDS 용액의 농도 변화에 따른 탈착 실험 결과에서 정화를 위한 적정 농도는 1% 이상으로 판단되었다. 음이온성 계면활성제 SDS에 NaCl의 첨가에 따른  $p$ -Cresol 탈착능 변화에서는 1 CMC의 SDS에 용액에 NaCl 용액 0.4M정도를 첨가했을 때 탈착능은 41%에서 50%로 향상되었다.
- 4) 연성벽체투수기를 이용한  $p$ -Cresol로 오염된 흙의 탈착 실험을 실시한 결과 TX-100 2% 용액으로 세척했을 경우(회수율, 87%) 물로 세척했을 경우보다 1.7배 이상의 탈착능 향상이 있었다. SDS의 경우 0.5% 용액으로 세척하였을 경우는 회수율이 75%, 농도 2%의 용액으로 세척하였을 경우는 87%로 나타났으나, SDS의 경우 시간이 지남에 따라 투수계수의 감소에 의한 정화 시간의 지연 현상이 나타났다. 따라서 SDS를 실제 지반 현장 정화 적용 시에는 지반의 특성과 계면활성제용액의 농도를 중요 인자로서 고려해야 한다.
- 5) 본 연구에서는 대표적으로 구분되는 중성, 음이온성 계면활성제를 이용하여 지반오염물질 중에서 난분해성이며, 처리가 곤란한 두 유기 화합물로 오염된 흙의 정화의 적용성을 평가해 보았다. 연구 결과 특히, 소수성이 큰 물질인 PCBs의 경우 계면활성제 용액에 의한 탈착의 효율이 큼을 알 수 있었다. 즉, 계면활성제를 이용한 지반 정화의 경우 저 휘발성이며, 불용성이고, 용해도가 작은 물질일수록 상대적으로 더 효율적으로 정화가 될 수 있다. 특히, PCBs와 같은 물질이 좁은 지역에 많은 양



이 오염되어 있을 경우 계면활성제의 pump & treat 방법을 적용할 경우 단위 계면활성제 용액으로 오염물의 제거를 극대화 할 수 있리라 판단된다.

### 감사의 글

이 논문은 1997년 한국학술진흥재단의 학술연구비에 의하여 지원되었음.

### 참고 문헌

1. 남기대 (1991), 계면활성제(1) - 기초적 물성, 수서원
2. 환경부 (1997), 사용종료 매립지 실태조사 및 지하수 오염 방지대책
3. Adeel, Z. and Luthy, R.G. (1995), "Concentration-Dependent Regimes in Sorption and Transport of a Nonionic Surfactant in Sand-Aqueous Systems." Chapter 4 in Surfactant-Enhanced Subsurface Remediation, ACS Symposium Series 594, American Chemical Society, Washington. pp.38-53
4. Bendent, P.B., Rifai, H.S. and Newell, C.J. (1994), Ground Water Contamination, Prentice-Hall, NJ.
5. CH2M HILL. (1997), "Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents," AATDF (Advanced Applied Technology Development Facility), U.S. Department of Defense
6. Clarke, A.N., Plumb, P.D. and Subramanyan, T.K. (1991), "Soil Clean-Up by Surfactant Washing. 1. Laboratory Results and Mathematical Modeling." Separation Science and Technology, Vol.26, No.3, pp.301-343
7. Edwards, D.A., Luthy, R.G. and Liu, Z. (1991), "Solubilization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Micellar Nonionic Surfactant Solutions," ES&T, Vol.25, No.25, pp.127-133
8. Erickson, M.D. (1992), Analytical Chemistry of PCBs, LEWIS PUBLISHERS. INC.
9. Field, J.A., Barber, L.B., Thurman, E.M., Moore, B.L., Lawrence, D.L. and Peake, D.A. (1992), "Fate of Alkybenzenesulfonates and Dialkyltetralinsulfonates in Sewage-Contaminated Groundwater," ES&T, Vol.26, No.6, pp.1140-1148
10. Gabr, M.A., Browders, J.J. and Shoblom, K.J. (1995), "Flushing of Polyaromatic Hydrocarbons from Soil Using SDS Surfactant" ASCE, GEOENVIRONMENT 2000, pp.1321-1334
11. Howard, P.H. and Meylan, W.M. (1997), Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Lewis Publishers.
12. Hunt, J.R., Sitar, N. and Udell, K.S. (1988), "Nonaqueous Phase Liquid Transport and Cleanup, 1. Analysis of Mechanisms," Water Resource Res., Vol.24, No8, pp.1247-1258
13. Mackay, D. and Cherry, J.A. (1989), "Groundwater Contamination : Pump and Treat Remediation," ES&T., Vol.23, pp.630-636
14. NSSC, NRCS and U.S. Dep. of Agriculture. (1996), Soil Survey Laboratory Method Manual -Soil Survey Investigation Report No. 42 Ver. 3.0
15. Park, J.B. (1994), "Laboratory Model of Remediation of Contaminated Soils by Aqueous Solution Extraction," Ph.D. Dissertation, Univ. of Houston, Houston, TX.
16. Rosen, M.J. (1989), Surfactants and Interfacial Phenomena, 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., NY.
17. Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M. and Imboden, D. M. (1993), Environmental Organic Chemistry, John Wiley & Sons, Inc., NY.
18. Swisher, R.D. (1987), Surfactant Biodegradation, 2nd Edition, Marcel Dekker, Inc.
19. West, C.C. and Harwell, J.H. (1992), "Surfactants and Subsurface Remediation," ES&T., Vol.26, No.12, pp.2324-2330
20. U.S. EPA. (1995), Bioremediation of Hazardous Wastes - Research, Development, and Field Evaluations, EPA., Washington, EPA/540/R-95/532.
21. Yeom, I.T. (1995), "Surfactant-Enhanced Dissolution and Biodegradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coal Tar Contaminated Soil," Ph.D. Dissertation, Univ. of Tennessee, Knoxville, Tenn.

(접수일자 1999. 5. 31)