

## 탈염소화 미생물 부착 혐기성 고정막 반응기에 의한 테트라클로로에틸렌(PCE)의 분해

이태호\*

부산대학교 환경기술산업개발연구소

### Degradation of Tetrachloroethylene (PCE) by a Dechlorinating Enrichment Culture Fixed in an Anaerobic Reactor

Tae Ho Lee\*

Institute for Environmental Technology and Industry, Pusan National University

#### ABSTRACT

A soil enrichment LYF-1 culture from a contaminated site, which could reductively dechlorinate 900 μM (ca. 150 mg/L) of tetrachloroethylene (PCE) stoichiometrically into *cis*-1,2-dichloroethylene (*cis*-DCE), was established and characterized. The enrichment culture can use yeast extract, peptone, formate, acetate, lactate, pyruvate, citrate, succinate, glucose, sucrose, and ethanol as electron donors for dechlorination of PCE. Addition of NO<sub>2</sub><sup>-</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> as alternative electron acceptors showed complete inhibition of PCE dechlorination, but S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>-2</sup>, SO<sub>3</sub><sup>-2</sup> and SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> had no significant effect on PCE dechlorination. The enrichment culture was attached to ceramic media in an anaerobic fixed-bed reactor. The fixed-bed reactor showed more than 99% of PCE degradation in the range of PCE loading rate of 0.13-0.78 μmoles/L/hr. The major end product of PCE dechlorination was *cis*-DCE.

**Key words:** Tetrachloroethylene(PCE), Dechlorination, Soil enrichment culture, Anaerobic fixed bed reactor

#### 요 약 문

염화에틸렌 화합물에 오염된 토양으로부터 고농도 (150 mg/L)의 PCE를 *cis*-DCE까지 탈염소화하는 혼합미생물 농화배양계 LYF-1을 구축하였다. LYF-1은 효모추출물, 펩톤, 포름산, 아세트산, 락트산, 피루브산, 시트르산, 석신산, 글루코오스, 수크로오스, 에탄올 등을 전자공여체로 이용하여 PCE를 탈염소화할 수 있었다. 한편, PCE를 대신할 수 있는 전자 수용체에 의한 PCE 탈염소화에 미치는 영향을 살펴본 결과, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>는 PCE의 탈염소화반응을 완전히 저해하였으나, S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>-2</sup>, SO<sub>3</sub><sup>-2</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>는 PCE의 탈염소화반응에 그다지 큰 영향을 미치지 않았다. LYF-1 혼합미생물을 혐기성 고정생물막 반응기내의 세라믹 매디아에 부착하고, PCE의 유입부하율 변화에 따른 처리 효율을 조사한 결과, PCE의 부하율 0.13-0.78 μmoles/L/hr의 범위 내에서 99% 이상의 PCE 탈염소화 효율을 보였으며, PCE 탈염소화 반응의 최종산물은 *cis*-DCE이었다.

**주제어 :** 테트라클로로에틸렌, 탈염소화, 토양 농화배양계, 혐기성 고정상 반응기

#### 1. 서 론

테트라클로로에틸렌 (PCE)을 비롯한 염화에틸렌 화합물은 반응성이 뛰어나, 드라이클리닝, 반도체 기판의 세

정, 금속부품의 세정, 화학제품생산 공정 등 산업전반에 걸쳐 광범위하게 사용되어 왔다. 그러나 염화에틸렌 화합물은 관리의 부주의, 불법 투기, 그리고 매립지로부터의 침출 등에 의해 토양 및 지하수오염의 원인이 되었고, 그

\*Corresponding author : leeth55@pusan.ac.kr

원고접수일 : 2004. 2. 26 게재승인일 : 2004. 8. 19

질의 및 토의 : 2004. 12. 30 까지

가운데서도 PCE, 트리크로로에틸렌(TCE)은 지하수 및 토양에서 빈번히 검출되었다<sup>1)</sup>. 이들 염화에틸렌 화합물은 동물실험을 통해 발암성이 있는 것으로 확인되었으며, 특히, 비닐클로라이드(VC)는 사람에게 암을 유발하는 물질로 분류되어 있다. 이들에 의한 지하수 및 토양오염의 정화기술로서 다양한 물리/화학적 방법들이 적용되어 왔으나, 최근에는 경제성과 효율성을 고려하여, 미생물의 처리 능력을 활용하는 생물학적 복원기술이 주목받고 있다<sup>2)</sup>.

생물학적 복원기술은 크게 오염된 토양 및 지하수를 대상으로 끌어올려 처리하는 방법(ex-situ bioremediation)과 오염현장의 미생물의 분해 능력을 활성화(biostimulation) 시키거나 외부로부터 분해활성을 지닌 미생물을 주입(bioaugmentation)함으로써 지하의 오염장소에서 처리하는 방법(in-situ bioremediation)으로 나뉜다. 가능하다면 오염현장의 미생물을 활성화시키는 것이 경제적인 측면에서나 자연생태계를 보존한다는 측면에서 바람직하지만, 오염지역에 서식하는 미생물의 분해활성이 매우 낮거나 주입한 외부미생물이 효율적으로 분해활성을 발휘하지 못할 경우, 그리고, 지질학적으로 오염 확산의 우려가 있거나 주위에 민가 또는 상수원이 있을 경우에는 in-situ bioremediation을 적용하기 힘들게 된다. 반면, 주로 반응기를 사용하는 ex-situ bioremediation은 시설면적이 적고, 오염확산의 위험성이 낮으며, 반응기를 설계 또는 운전하는 엔지니어들에게 하폐수처리 등을 통하여 많은 경험이 축적되어있다는 이점이 있다<sup>2)</sup>.

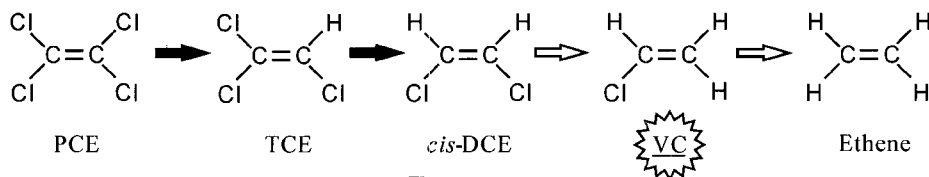
미생물에 의한 PCE의 분해는 혐기성 조건에서는 거의 발생하지 않으나, 혐기성 조건에서는 단계적으로 TCE, 시스-1,2-디크로로에틸렌(cis-DCE), VC 그리고 에틸렌까지

탈염소화되는 것으로 알려져 있다<sup>3-5)</sup>. 이와 같은 혐기성 미생물에 의한 PCE의 환원적 탈염소화반응은 크게 공동대사 프로세스(co-metabolic process)에 의한 분해와 호흡 프로세스(respiratory process)에 의한 분해로 나뉜다. 호흡 프로세스에 의해 PCE를 분해하는 미생물들은 공동대사 프로세스를 이용하는 미생물들에 비해 월등히 빠른 속도로 PCE를 분해하며, 또한 PCE를 분해함으로써 에너지를 얻어 성장하므로, PCE오염정화에 호흡 프로세스에 의해 PCE를 분해하는 미생물을 이용하는 것이 보다 효율적이다<sup>2,6)</sup>.

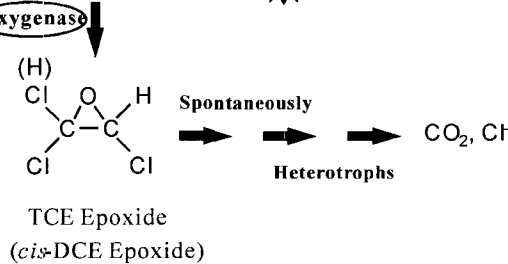
한편, TCE 이하의 염소수가 적은 염화에틸렌 화합물들은 호기성 조건에서도 페놀/톨루엔/메탄암모니아 분해균 등이 생산하는 비특이적 산화효소(nonspecific oxygenase)에 의한 공동대사를 통하여 쉽게 분해되는 것으로 알려져 있다<sup>7)</sup>. 최근에는 이 가운데서도 상대적으로 TCE와 cis-DCE의 제거효율이 높은 페놀 분해균을 이용한 오염정화 기술이 현장에 적용되고 있다<sup>8)</sup>. 따라서 혐기성 조건에서의 PCE 탈염소화반응과 호기성조건에서의 염화에틸렌 화합물 분해반응을 연결한 연속 혐기/호기 반응기 시스템을 활용한다면, 발암성 물질인 VC를 거치지 않고 PCE를 완전히 분해할 수 있을 것이다<sup>9)</sup>. 앞서 설명한 바와 같이, 호기성 조건에서의 염화에틸렌 화합물의 분해에 관한 기술은 현장에 적용되고 있을 만큼 진전되어 있으나, 혐기성 조건에서 PCE를 비교적 안전한 부산물인 cis-DCE까지 효율적으로 전환하는 미생물 균주 또는 혼합 배양체를 이용한 혐기성 생물막 반응기에 관해서는 아직 연구가 미흡한 실정이다.

본 연구에서는 염화에틸렌 오염토양으로부터 PCE를

**Anaerobic Condition : Reductive Dechlorination**



**Aerobic Condition :  
Co-metabolism  
(by Phenol Degrading Bacteria etc.)**



**Fig. 1.** Biodegradation pathway of chlorinated ethylenes by reductive dechlorination under anaerobic condition and co-metabolic oxidation under aerobic condition.

*cis*-DCE까지 탈염소화하는 혼합미생물을 농화배양 하여, PCE를 효율적으로 탈염소화시키는 혐기성 생물막 반응기를 구축하고, PCE의 부하율 변화에 따른 처리 효율을 검토하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. PCE 탈염소화 미생물의 농화배양

일본 치바현의 한 드라이클리닝 공장에서 염화에틸렌 화합물에 의하여 오염된 토양을 채취하였다. 샘플은 표층에서 20 cm 깊이의 토양을 채취하였으며, 채취된 오염토양 1.0 g를 20 mL의 MMY배지(Table 1)를 주입한 70 mL 용량의 병에 넣고, 테플론으로 코팅된 부틸 고무 마개를 한 후, 알루미늄 뚜껑으로 밀폐하였다. 병 상층부의 공기를 질소 가스로 치환한 후, 마이크로 주사기를 이용하여 최종농도 10 mg/L가 되도록 PCE를 주입하고, 25°C, 100 rpm에서 배양하였다. PCE의 분해를 확인한 후, 배양액 1.0 mL를 새로운 배지 9 mL를 주입한 25 mL 용량의 병에 옮긴 후, 상기와 같은 방법으로 배양하였다. PCE의 주입농도는 점차 높여 갔으며 최종적으로 150 mg/L 이 되도록 주입하였다. 이와 같이 PCE 탈염소화 활성이 확인된 배양액의 일부를 식중원으로 하는 배양과정을 반복함으로써, PCE 탈염소화 혼합미생물 농화배양계 LYF-1을 구축하였다<sup>10)</sup>.

### 2.2. 전자공여체 및 전자 수용체에 의한 영향

PCE 탈염소화반응에 LYF-1이 이용 가능한 전자공여체와 전자 수용체의 종류에 대해 조사하였다. MMY배지의 조성에서 citrate를 제외한 경우에도 효모추출물을 이용한 PCE탈염소화가 확인되었으므로, 효모추출액을 비타민 혼합액으로 대체한 배지를 제조한 후, 탄소원 및 전자공여체로 사용된 시트르산을 대신하여 펩톤(peptone), 글루코스(glucose), 락트산(lactate), 수크로오스(sucrose), 벤조산(benzoate), 에탄올(ethanol), 메탄올(methanol), 피루브산

(pyruvate), 숙신산(succinate), 프로피온산(propionate), 포름산(formate), 아세트산(acetate)을 각각 최종농도 5 mM 가 되도록 주입하였으며, 수소를 전자공여체로 첨가할 경우에는 가스 상태로 1 mL(약 45 μmol)를 첨가하였다. 사용된 비타민 혼합액 1L에는 *p*-aminobenzoic acid (5.0 mg), biotin (5.0 mg), folic acid (2.0 mg), pyridoxine-HCl (1.0 mg), riboflavin (5.0 mg), thiamine (5.0 mg), nicotinic acid (5.0 mg), cyanocobalamine (0.2 mg), pantothenic acid (5.0 mg), niacinamide (5.0 mg), lipoic acid (5.0 mg)가 함유되어 있었다. 첨가된 150 mg/L의 PCE의 농도변화를 1개월 동안 측정하여, 전자공여체 의한 탈염소화 반응의 영향을 평가하였다.

전자수용체에 대한 영향을 평가하기위하여 질산염(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), 아질산염(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), 황산염(SO<sub>4</sub><sup>-</sup>), 아황산염(SO<sub>3</sub><sup>-</sup>), 티오황산염(S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>-</sup>)의 최종농도가 8 mM이 되도록 150 mg/L의 PCE를 함유한 MMY배지에 각각 첨가하고, LYF-1에 의한 PCE의 분해 활성을 15일간 측정하였다.

### 2.3. 혐기성 고정상 생물막 반응기

혐기성 고정상 생물막 반응기(stainless still; 길이 300 mm×직경 100 mm)에는 정육면체(1.0 cm<sup>3</sup>) 형태의 다공성 세라믹 매디어를 충전시켰다. PCE 탈염소화 농화배양 미생물 LYF-1을 혐기성 고정상 생물막 반응기에 접종하여 2주간 배양함으로써 세라믹 매디아에 부착시켰다. 혐기성 반응기에는 시트르산과 효모추출물을 첨가한 배지를 HRT 2일이 되도록 연속적으로 주입하였으며, 유입 PCE농도를 5 μM에서 40 μM까지 단계적으로 증가시켰다. 혐기성 생물막 반응기의 형상과 운전 조건을 각각 Fig. 2와 Table 2에 정리하여 나타내었다. 생물막 반응기의 높이별 샘플 채취구와 유출수내의 PCE 및 염화에틸렌 화합물농도는 2 일 간격으로 측정하였다.

### 2.4. 분석 방법

PCE를 포함한 염화에틸렌화합물은 기상시료 15 μL를 채취하여 ECD(electron capture detector)를 장착한 가스 크로마토그래프(GC-14A, Shimadzu, Tokyo, Japan)를 사용하여 분석하였다. 액상시료의 경우에는 시료 10 mL를 테플론 마개와 알루미늄 뚜껑으로 밀폐된 70 mL 용량의 병에 넣고, 상층부의 기상시료 15 μL를 채취하여 분석하였다. 분석칼럼으로 실리콘 DC-550으로 채워진 유리재질의 칼럼(길이: 3 m, 직경: 3 mm)을 사용하였으며, 분석온도는 주입구 250°C, 칼럼 100°C, 검출부 250°C로 설정하였다. 질산염과 황산염들의 분석에는 IonPac AS4A-

**Table 1.** composition of MMY Medium

Components	Concentration (per liter)
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	7.0 g
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	2.0 g
MgSO <sub>4</sub>	0.1 g
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1.0 g
Trisodium citrate	1.0 g
Yeast extract	1.0 g

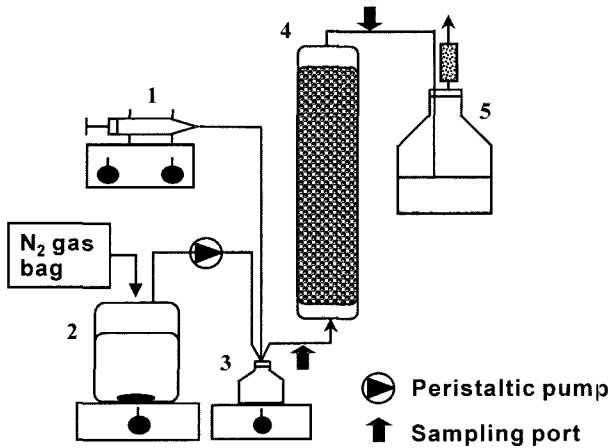


Fig. 2. Schematic diagram of an anaerobic fixed bed reactor system. No. 1, Syringe pump for PCE injection; No. 2, MMY medium; No. 3, Influent mixing bottle; No. 4, anaerobic fixed biofilm reactor; No. 5, Effluent tank.

Table 2. Operational Conditions of the Reactor

Items	Unit	Conditions
Designed reactor volume ( $V_r$ )	cm <sup>3</sup>	2,356
Volume occupied by ceramic media ( $V_m$ )	cm <sup>3</sup>	586
Biofilm volume ( $V_b$ )	cm <sup>3</sup>	345
Biomass (dry weight)	g	181
Void volume ( $V_0 = V_r - (V_m + V_b)$ )	cm <sup>3</sup>	1,425
Carbon source (Citrate)	mg/L	1,000
Influent flow rate	μL/hr	37
Influent PCE conc.	M	5-40
PCE loading rate	mol/L/hr	0.13-1.04
Operating temperature	°C	30 1.0
Operating pH	-	7.0 0.2

SC칼럼을 장착한 이온크로마토그래피(DX-300, Dionex Co., California, USA)를 사용하였다. 세리믹 미디어에 고정된 미생물은 2.5% glutaraldehyde로 30분간 고정하고, 에탄올 치환과정을 거쳐 -5°C에서 동결건조(JFD-300, JEOL, Osaka, Japan)한 후, 주사형전자현미경(SEM, JSM-5310LV, Osaka, Japan)을 사용하여 관찰하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. PCE 탈염소화 반응

탈염소화 농화배양 미생물 LYF-1은 시트르산을 탄소원으로 하고, 효모추출물을 영양원으로 한 배지에서 10-

150 mg/L의 PCE를 2일 이내에 모두 제거할 수 있었다 (Fig. 3). PCE의 초기농도가 증가할수록 PCE가 분해되기 시작하는 시점까지의 지체시간이 길어졌으나, 분해속도는 조금씩 증가하는 경향을 보였다. 최대 탈염소화속도는 0.4 μmol PCE/mg VSS/hr로 나타났으며, 이러한 탈염소화 속도는 기존의 호흡 프로세스에 의해 PCE를 탈염소화하는 미생물들의 PCE 분해속도(0.2-0.5 μmol PCE/mg VSS/hr)에 필적하는 것이었다<sup>11,12</sup>. 호흡 프로세스에 의한 PCE 탈염소화속도는 공동대사 프로세스에 의한 탈염소화 속도보다 수십 배에서 수천 배 가량 빠르기 때문에, LYF-1에는 호흡 프로세스에 의해 PCE를 분해하는 미생물이 포함되

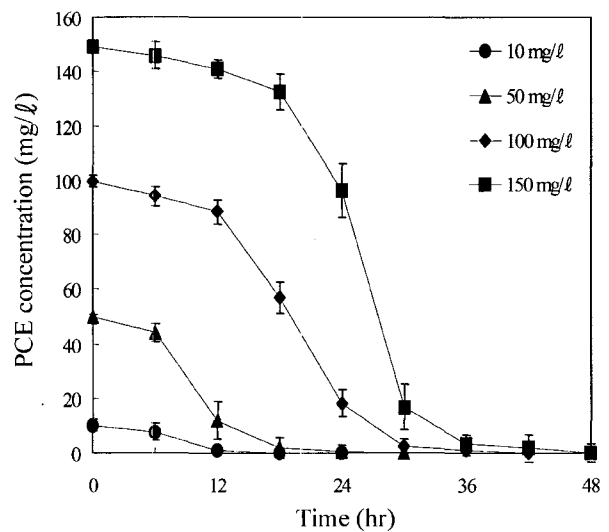


Fig. 3. Dechlorination of different concentrations of PCE by LYF-1 culture.

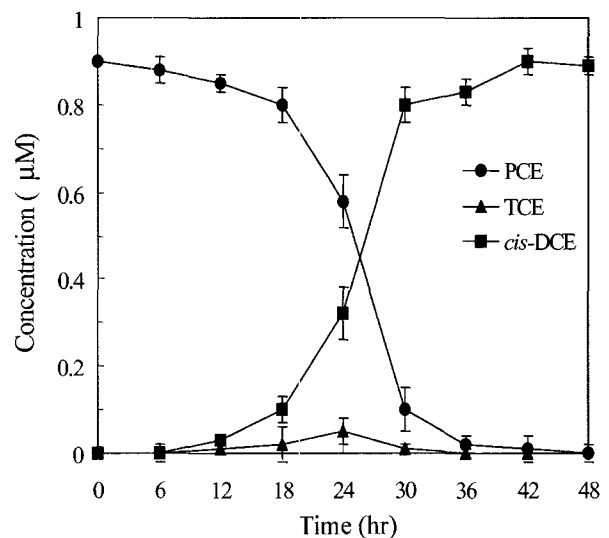


Fig. 4. Dechlorination of high concentration of PCE (900 μM) by LYF-1 culture and metabolites.

어 있을 것으로 추정된다.

LYF-1에 의한 고농도 PCE(900 μM; 약 150 mg/L)의 분해와 분해 산물을 Fig. 4에 나타내었다. LYF-1은 PCE를 탈염소화하여 같은 몰수의 cis-DCE를 생성함을 알 수 있었다. 분해된 PCE 몰수의 두 배에 해당하는 염소이온이 검출되었으며, 두 달 이상의 장기간에 걸친 배양에서도 cis-DCE 이하의 분해산물은 검출되지 않았다.

**3.2. 전자공여체에 의한 탈염소화 영향**

시트르산 이외에도 LYF-1이 PCE 탈염소화에 사용할 수 있는 전자공여체를 조사한 결과, Table 3에 나타낸 바와 같이 LYF-1은 피루브산염, 숙신산염, 벤조산염, 메탄올을 PCE 탈염소화 반응에 이용할 수 없었으나, 펩톤, 포름산염, 아세트산염, 수소가스, 락트산염, 피루브산염, 시트르산염, 글루코오스, 수크로오스, 에탄올 등 다양한 종류의 전자공여체를 이용하여 PCE를 탈염소화할 수 있었다. 특히, 수소가스를 PCE 탈염소화반응의 전자공여체로 이용하는 것은 호흡 프로세스에 의해 PCE를 분해하는 미생물에서만 발견되는 사실이다<sup>13)</sup>. 메탄균에 의한 메탄생

**Table 3.** Utilization of Electron Donors for PCE Dechlorination by LYF-1 culture

Electron Donors <sup>1)</sup>	Concentration	Dechlorination Activity <sup>2)</sup>
Yeast extract	1.0 g/L	+++
Peptone	1.0 g/L	++
Formate	5 mM	++
Acetate	5 mM	+
Formate + acetate	5 mM + 5 mM	++
H <sub>2</sub>	1 μL	+
H <sub>2</sub> + acetate	1 μL + 5 mM	++
Propionate	5 mM	-
Succinate	5 mM	-
Lactate	5 mM	++
Pyruvate	5 mM	+++
Citrate	5 mM	+++
Glucose	5 mM	+++
Sucrose	5 mM	+++
Benzoate	5 mM	-
Ethanol	5 mM	+
Methanol	5 mM	-

<sup>1)</sup> Yeast extract in the MMY medium was replaced with vitamin mixture (see Materials and Method section), because yeast extract could be used not only as a growth factors but also as an electron donor.

<sup>2)</sup> Dechlorination of 150 mg/L of PCE by LYF-1 culture within 2 days (+++); within 5 days (++); within 10 days (+); no degradation within 30 days incubation (-).

**Table 4.** Effect of Other Electron Acceptors on PCE Dechlorination

Electron acceptors <sup>1)</sup>	Dechlorination activity <sup>2)</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	+++
SO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	++
S <sub>2</sub> O <sub>2</sub> <sup>-2</sup>	++

<sup>1)</sup> Final concentration of each alternative electron acceptors was 8 mM.

<sup>2)</sup> Dechlorination of 150 mg/L of PCE by LYF-1 culture within 2 days (+++); within 3 days (++); no degradation within 15 days incubation (-).

성과정에 수소가 소비되었을 가능성이 있으므로, 메탄균을 특이적으로 저해하는 시약인 BES (2-bromoethanesulfonic acid)를 LYF-1에 첨가한 결과, PCE 탈염소화 활성에는 전혀 영향을 미치지 않음이 확인되었다. 따라서, LYF-1의 PCE 탈염소화 미생물은 수소를 비롯한 여러 화합물을 전자공여체로 이용하고 PCE를 전자수용체로 하는 호흡 프로세스에 의해 PCE를 분해하는 것으로 사료된다.

**3.3. 전자 수용체에 의한 탈염소화 영향**

일반적으로 질산염이나 황산염과 같은 전자 수용체의 존재는 호흡 프로세스에 의한 PCE의 탈염소화를 저해하는 것으로 알려져 있다. LYF-1의 탈염소화 활성은 Table 4에 나타낸 바와 같이 황산염의 첨가에 의해서는 전혀 영향을 받지 않았으나, 아황산염의 첨가에 의해서 활성이 둔화되었고, 질산염과 아질산염을 첨가한 경우에는 PCE 탈염소화가 전혀 일어나지 않았다. 이는 질산염과 아질산염의 첨가에 의해 배양액 내의 산화환원전위가 PCE의 탈염소화에 필요한 산화환원전위 이상으로 높아졌기 때문인 것으로 추정된다. 그러나 부가적으로 50 mg/L 이하의 질산염과 아질산염을 첨가하여 PCE의 탈염소화를 살펴본 결과, PCE 탈염소화 활성에 전혀 영향을 끼치지 않았다. 따라서, 일반적인 경우의 지하수내 질산염과 아질산염 농도가 50 mg/L을 넘지 않는다는 사실을 감안한다면, PCE 오염현장에 질산염이나 아질산염이 존재한다하더라도, LYF-1을 적용하여 PCE오염을 정화할 수 있을 것으로 사료되었다.

**3.4. 혐기성 생물막 반응기에 의한 PCE의 분해**

다공성 세라믹 미디어에 LYF-1를 부착한 혐기성 생물막 반응기의 유입수내 PCE 부하량을 0.13-1.04 μmol/L/hr의 범위에서 변화시키며, 유입부하가 LYF-1에 의한

PCE 탈염소화에 미치는 영향을 관찰하였다. Fig. 5에는 실험에 사용된 다공성 세라믹 미디어와 미디어에 부착된

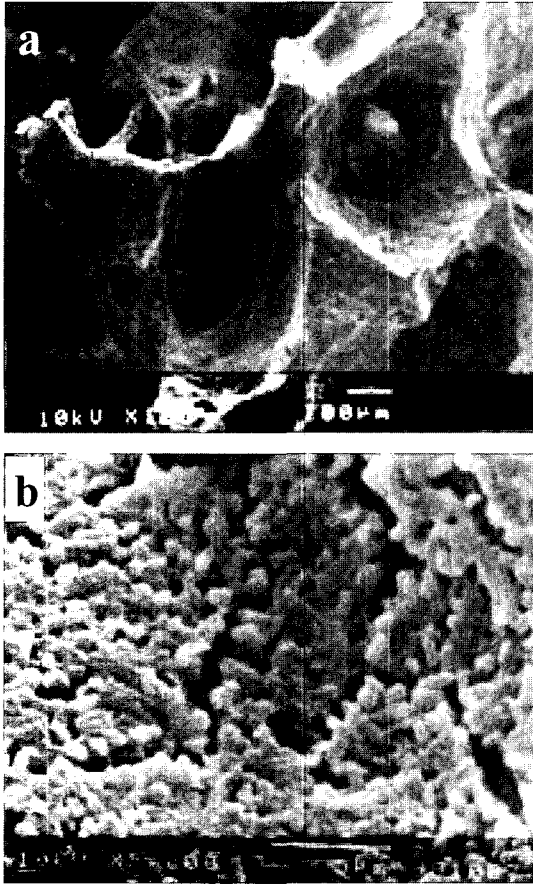


Fig. 5. Scanning electron micrographs. (a) a porous ceramic medium filled in the anaerobic fixed-bed reactor ( $\times 100$ ); (b) microorganisms formed biofilm on a ceramic medium ( $\times 5000$ ).

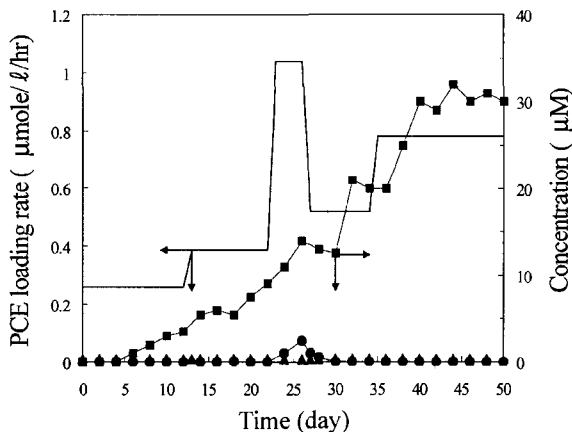


Fig. 6. PCE dechlorination by the anaerobic fixed-bed reactor depending on PCE loading rate. Symbols: closed circle, effluent PCE; closed triangle, effluent TCE; closed square, effluent *cis*-DCE; solid line, PCE loading rate.

LYF-1의 전자현미경 사진을 나타내었으며, Fig. 6에는 유입 PCE부하에 따른 유출수내 PCE 및 탈염소화 산물의 농도변화를 나타내었다. PCE 유입부하량  $1.04 \mu\text{mol/L/hr}$ 의 경우(운전 22-27일)에는 90% 정도의 PCE가 제거되어 유출수에서 PCE가 검출되었으나,  $0.13\text{-}0.78 \mu\text{mol/L/hr}$ 의 PCE 부하량 범위에서는 99% 이상의 안정적인 PCE제거율을 확보할 수 있었다. PCE 부하율이 증가함에 따라 유출수내의 PCE 탈염소화 생성물인 *cis*-DCE의 농도가 점차적으로 증가하였으며, 반응기 운전 40일 이후에는 탈염소화된 PCE가 모두 *cis*-DCE로 전환되었음을 알 수 있었다. 운전 40일 이전의 PCE 분해량과 부산물량의 차이는 다공성 미디어 또는 생물막에 염화에틸렌 화합물들이 흡착되었기 때문인 것으로 사료된다.

Fig. 7에는 반응기 높이별 PCE 및 분해산물의 농도변화를 나타내었다. 운전 10일의 경우에는 반응기 높이 10 cm에서 PCE는 검출되지 않았으나, 미량의 TCE와 유입된 PCE의 약 50%에 해당하는 *cis*-DCE가 검출되었으며,

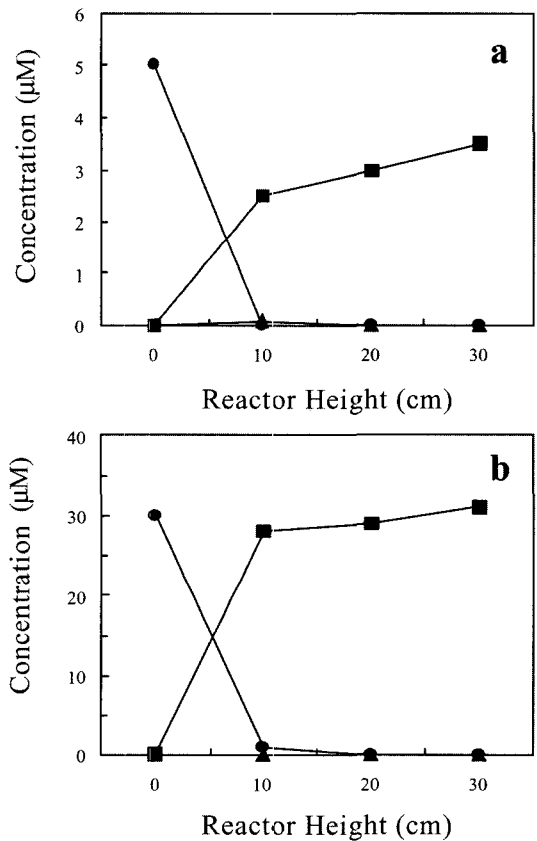


Fig. 7. Concentration Profile of PCE, TCE, and *cis*-DCE of the fixed-bed reactor on (a) day 10 and (b) day 40 of operation. Symbols: closed circle, PCE; closed triangle, TCE; closed square, *cis*-DCE.

*cis*-DCE의 농도는 반응기 높이에 따라 조금씩 증가하는 경향을 보였다(Fig 7a). 운전 40일의 경우에는, 반응기 높이가 10 cm까지 유입 PCE의 98% 이상이 *cis*-DCE로 전환됨을 알 수 있었으며, 이후 높이에 따른 농도변화는 미미한 것으로 나타났다(Fig. 7b). 따라서, LYF-1을 부착시킨 혐기성 고정막 반응기를 이용하여 PCE 오염 지하수로부터 PCE를 *cis*-DCE로 전환할 수 있음을 확인할 수 있었다. 많은 선행연구들이 이루어진 호기성 *cis*-DCE분해 반응기를 연결한다면, 발암성 물질인 VC의 축적없이 안정적인 PCE의 완전분해를 이룰 수 있을 것으로 기대한다.

#### 4. 결 론

염화에틸렌 오염토양으로부터 농화배양된 혼합미생물 LYF-1은 다양한 전자공여체를 사용하여 PCE를 분해할 수 있었으며, 특히, 수소의 이용 및 빠른 PCE 탈염소화 속도로 미루어보아 호흡프로세스에 의해 PCE를 탈염소화하는 미생물을 포함하고 있는 것으로 사료되었다. LYF-1을 다공성 세라믹 매체에 부착한 혐기성 고정막 반응기를 이용하여 연속적인 PCE분해를 시도한 결과, 유입 PCE 부하율 1.0  $\mu\text{mol/L/hr}$ 이하의 경우에는 90 - 99%의 안정적인 PCE제거율을 확보할 수 있었다. 또한, 제거된 PCE의 99%이상이 *cis*-DCE로 전환되었으며, 다른 염화 에틸렌 화합물은 검출되지 않았다. 서론에서도 제시한 바와 같이, TCE 이하의 염소수가 적은 염화에틸렌 화합물들은 호기성 조건에서 비특이적 산화효소에 의한 공동대사를 통하여 쉽게 분해되는 것으로 알려져 있으며, 호기성분해에 관해서는 다양한 형태의 반응기를 이용한 오염정화기술이 개발되어 있다<sup>7,8)</sup>. 따라서 본 연구에서 구축된 혐기성 생물막 반응기와 호기성 *cis*-DCE분해 반응기를 연결한다면, 발암성 물질인 VC의 축적 없이 안정적인 PCE의 완전분해를 이룰 수 있을 것으로 기대한다.

#### 참 고 문 헌

1. Pankow, J.F., and Cherry J.A., Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater, Waterloo Press, Ontario, Canada, pp. 1-52 (1996).
2. Alexander, M., Biodegradation and bioremediation, Academic Press. CA, USA, pp. 248-271 (1994).
3. De Bruin, W.P., Kotterman, M.J.J., Posthumus, M.A., Schraa, G., and Zehnder, A.J.B., "Complete biological reductive transformation of tetrachloroethene to ethane", *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**(6), pp. 1996-2000 (1992).
4. Maymo-gatell, X., Chien, Y., Gossett, J.M., and Zinder, S.H., "Isolation of a bacterium that reductively dechlorinates tetrachloroethene to ethene", *Science*, **276**, pp. 1568-1571 (1997).
5. DiStefano, T.D., Gossett, J.M., and Zinder, S.H., "Reductive dechlorination of high concentrations of tetrachloroethene to ethene by an anaerobic enrichment culture in the absence of methanogenesis", *Appl. Environ. Microbiol.*, **57**(8), pp. 2287-2292 (1991).
6. Holliger, C., and Schumacher, W., "Reductive dehalogenation as a respiratory process", *Antonie Van Leeuwenhoek*, **66**, pp. 239-246 (1994).
7. Semprini, L., "Strategies for the aerobic co-metabolism of chlorinated solvents", *Current Opinion in Biotechnology*, **8**, pp. 296-308 (1997).
8. Hopkins, G.D., Semprini, L., and McCarty, P.L., "Microcosm and in situ field studies of enhanced biotransformation of trichloroethylene by phenol-utilizing microorganisms", *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**(7), pp. 2277-2285 (1993).
9. Gerritse, J., Kloetstra, G., Borger, A., Dalsyra, G., Alphenaar, A., and Gottschal, J.C., "Complete degradation of tetrachloroethene in coupled anoxic and oxic chemostats", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **48**, pp. 553-562 (1997).
10. Lee, T.H., Ike, M., and Fujita, M., "Characterization of an anaerobic soil enrichment culture capable of dechlorinating high concentration of tetrachloroethylene", *Wat. Sci. Tech.*, **36**(6-7), pp.117-124 (1997).
11. Tandol, V., Distefano, T.D., Bowser, P.A., Gosseett, J.M., and Zinder, S.H. "Reductive dechlorination of chlorinated ethenes and halogenated ethanes by a high-rate anaerobic enrichment culture", *Environ. Sci. Technol.*, **28**(5), pp. 973-979 (1994).
12. Sharma, P.K., and McCarty, P.L. "Isolation and characterization of a facultatively aerobic bacterium that reductively dehalogenates tetrachloroethene to *cis*-1,2-dichloroethene", *Appl. Environ. Microbiol.*, **62**(3), pp. 761-765 (1996).
13. Damborsky, J., "Tetrachloroethene-dehalogenating bacteria", *Folia Microbiol.*, **44**(3), pp. 247-262 (1999).