

## Trichloroethylene으로 오염된 지하수의 생물학적 처리 (Bioremediation of Trichloroethylene-Contaminated Groundwater)

조영균 · Ken Ohlen<sup>1</sup> · 장용근<sup>1</sup> · 이성택  
한국과학기술원 생물과학과, <sup>1</sup>화학공학과

### Introduction

급속한 산업화와 인구의 증가로 인해 발생하는 각종 오염물질은 자연계의 자정작용 능력의 한계를 초월하여 하천과 호수뿐만 아니라 토양과 지하수를 오염시켜 인간의 건강과 생태계를 위협하고 있다. 특히 산업화된 나라들의 기간사업으로 등장한 석유화학공업, 중화학공업, 전자산업 등으로부터 배출되는 폐수는 토양이나 지하수를 오염시키는 주원인으로 작용하고 있다. 이들 폐수에 함유된 TCE(trichloroethylene)나 PCE(tetrachloroethylene)와 같은 유기 용매는 자연계에서 분해가 아주 느리게 진행되거나 전혀 분해되지 않는 난분해성 물질(recalcitrant)로 알려져 있고, 미국 EPA(Environmental Protection Agency)에 의해 priority pollutants로 분류되어 있다(Keith and Telliard 1979).

미국의 경우 TCE는 지난 30년 동안 매년 9만 톤 정도가 생산되어 산업용 용매와 degreasing agent로 사용되었다. 무분별한 사용과 부적절한 폐기로 인해 TCE는 대표적인 지하수 오염 물질로 작용하였고, 실제로 음용수로 사용되는 많은 지하수에서 기준치(5 µg/L) 이상으로 발견되고 있다(Westerick 1984). 현재 처리가 진행되고 있는 1,035개의 Superfund site 중 약 246개가 TCE로 오염되어 있다고 보고되었다(EPA 1992, EPA 1996). 우리나라의 경우에도 매립지 주변의 지하수는 매립장에서 흘러나오는 침출수로 인해 상당 부분 오염되어 있다. 특히 공단에서 흘러나오는 각종 유기 용매를 함유한 폐수로 인해 그 주변의 지하수는 TCE, PCE 등으로 심각하게 오염되어 있다. 최근 몇 년간 수행된 지하수 수질 실태 조사에 따르면, TCE나 PCE와 같은 유기 용매에 의한 지하수 오염은 거의 전국에 걸쳐 심각한 것으로 나타났다. 특히 공단이나 공단 주변의 지하수에서는 기준치(30 µg/L)를 훨씬 초과하는 농도의 TCE가 검출되었다(Yoon et al. 1996).

TCE는 화학적 특성과 용매 효과로 인해 여러 가지 산업용 용매와 degreasing agent로 사용되어 왔다. TCE는 PCE와 더불어 미국 뿐만 아니라 거의 대부분의 산업화된 나라에서 가장 대표적인 지하수 오염물질로 발견되고 있다. TCE 자체는

발암물질로 작용하지 않으나, 간에서 분해되는 과정에서 인체에 해를 끼친다고 알려져 있다. 특히 간에서 산화효소에 의해 생성된 epoxide는 발암물질로 작용한다. 또한 TCE의 reductive dechlorination에 의해 생성된 VC(vinyl chloride)도 이미 발암물질로 잘 알려져 있다. 따라서 이러한 TCE로 오염된 지하수를 처리할 때, 독성이 강한 중간산물이 축적되지 않고 완전히 분해되어야 한다. 생활폐수와 산업폐수를 처리하는 대표적인 방법들인 coagulation, sedimentation, precipitation, filtration 등은 TCE의 농도를 기준치 이하로 낮추는데 효과적이지 못하다고 알려져 있다. 따라서 음용수로 많이 사용되는 지하수가 TCE로 오염되었을 경우에는 bioremediation과 같은 적절한 다른 처리 방법이 요구된다.

Bioremediation은 미생물이나 식물체를 사용하여 오염물질을 전환하거나 분해함으로써 오염된 토양이나 지하수를 정화하는 것을 의미한다. 특히 *in situ* bioremediation은 오염지역에서 오염물질을 제거하기 위해 토착 미생물의 분해효율을 향상시키거나 활성이 우수한 미생물을 첨가함으로써 분해효율을 향상시키는 방법이다. 본 총설에서는 대표적인 지하수 오염물질인 TCE를 대상으로 국내외의 지하수의 오염 현황, TCE의 물리화학적 특성, TCE 분해 메커니즘, 그리고 TCE 오염 지하수의 처리에 이용되는 다양한 bioremediation 방법들에 대해 살펴보고자 한다.

### TCE-Contamination of Groundwater

미국이나 대부분의 유럽국가에서는 음용수로 지표수보다는 지하수를 이용하고 있다. 따라서 지하수 오염에 대한 관심이 매우 높다고 할 수 있다. 그러나 우리나라는 현재까지 수자원의 대부분을 호수와 같은 지표수에 의존하고 있다. 최근 들어 수자원의 수질저하와 공급수량의 부족으로 인하여 지하수에 대한 관심이 높아지고 있으며, 실제 지하수를 취수하여 상품으로까지 판매하고 있는 실정이다. 그러나 무계획적인 개발과 취수공의 폐기로 인한 지하수의 오염은 심각한 상태이다. 미국 EPA에서는 주요 지하수 오염원으로 지하 저장탱크, 정화조,

**Table 1.** Distribution of groundwater contaminants(Yoon et al. 1996)

Contaminants	Maximum permitted concentration (mg/L)	Contaminated site No. (Conc. range)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	10.0	171 sites(10.09-56.25 mg/L)
TCE	0.03	48 sites(0.031-83.038 mg/L)
PCE	0.01	9 sites(0.014-0.244 mg/L)
Cd	0.01	10 sites(0.011-0.045 mg/L)
Pb	0.10	10 sites(0.110-0.320 mg/L)
Cr <sup>6+</sup>	0.05	1 sites(0.062 mg/L)

매립지 침출수, 농약살포 및 방치된 유해폐기물 매립지 등을 제시하고 있다. 지하수 오염원은 시간적 공간적으로 그 형태가 다양하고, 지하수의 이동통로가 되는 지질매체의 특성에 따라서 오염원의 확산 정도가 달라지기 때문에 지하수 오염의 범위와 정도를 추정하기 어렵다. 또한 지하수의 오염현상은 우리의 가시권역에서 벗어나 있으며, 하나의 지하수질을 분석하기 위한 sampling 만으로도 많은 노력과 시설이 필요하기 때문에 지표수처럼 오염현상의 체계화된 분석이 어려운 실정이다.

우리나라의 경우 전국 지하수의 오염실태를 파악하기 위해 1993년 환경부에서 6개 지방 환경청을 조사기관으로 하여 전국 1,546지점의 수질조사를 실시하였다. 그 결과는 Table 1에 나타나 있다 (Yoon et al. 1996). 도시와 농촌지역에서는 질산성 질소에 의한 오염이 뚜렷하지만, 공업시설이 집중된 공단 지역에서는 TCE의 오염이 눈에 띈다. 특히 경남 양산공단 북정 공업지구의 경우 약 83 mg/L, 경남 창원시 웅남동의 경우 약 2.3 mg/L가 검출되었다. 이는 전자산업공단에서 TCE가 주로 유기용매로 사용되었기 때문으로 생각된다. TCE는 중추 신경계를 억제하며, 간이나 신장 손상을 일으킨다고 알려져 있다. 그러나 국내에서는 1993년에야 TCE와 PCE에 대한 규제치가 마련될 정도로 아직도 정부와 국민들의 인식이 부족한 실정이다.

미국의 경우 생산된 TCE의 약 60% 정도가 대기중으로 방출된다고는 하지만, 나머지는 대부분 수계로 침투하여 넓은 범위에서 토양과 지하수의 오염을 유발한다. TCE 오염은 일반적으로 지하수의 vadose zone과 saturated zone에 존재한다. 이는 대부분 수송관과 저장탱크에서의 유출사고에 기인한다고 할 수 있다. 또한 TCE를 유기용매로 사용하는 organic solvent cleaning, cold cleaning과 paints, coatings, adhesives 등의 제조 공정과 같은 대부분의 공정에서 폐수로서 방출된다. 이와 같이 대부분의 TCE는 인간활동에 의해 만들어진다고 할 수 있으나, 때로는 자연적으로 생성되기도 한다. PCE나 TCE는 대부분의 marine algae에 의해서 자연적으로 생산될 수 있다고 보고 되었다(Abrahamsson et al. 1995).

## Physical and Chemical Properties of TCE

CE(chloroethylene)는 dry cleaning agent, metal degreasing agent, 화학 세정제, 유기용매, 페인트 제거제, 화학물질 전구체 등으로 사용되기 때문에 산업화된 국가에서는 많은 지역의 토양과 지하수가 CE로 오염되어 있다. 특히 TCE와 PCE는 대표적인 지하수 오염물질로 알려져 있다(Keith and Telliard 1979, Westerick et al. 1984). TCE는 무색이며 약간의 단 냄새를 띠는 액체로 ethylene trichloride, trichloroethene 그리고 trichlor라고도 불린다. TCE로 오염된 지하수를 정화하기 위한 처리방법을 선정하는데 있어서 TCE의 용해도, 밀도 등과 같은 물리 화학적 특성을 고려하여야 한다. 이는 이러한 특성들이 오염된 환경에서 TCE의 이동에 직접 관계하기 때문이다. Table 2는 TCE의 중요한 물리 화학적 특성들을 보여주고 있다.

TCE는 물보다 높은 밀도를 가지고 있어, 일단 수계로 흘러 들어가면 낮은 투과성을 가진 물체가 방해하기 전까지는 지하수 아래쪽으로 이동하는 특성을 가진다. 이것은 지하수에서 DNAPL(dense nonaqueous phase liquid) plume을 형성한다. 상대적으로 물에 불용성인 TCE는 토양 사이의 공극을 채우는 기체상태로 휘발하거나 유기물질에 흡착하는 특성을 가지며, 미생물의 세포막을 쉽게 통과하지 못해 미생물학적인 분해가 쉽지 않다. TCE에 대한 Henry's law constant는 물에 대한 낮은 용해도와 높은 증기압과 비교했을 때, 대기중으로 TCE를 효과적으로 전달할 만큼 충분히 큰 값이다. TCE의 화학적 구조를 살펴보면, C-C 이중결합에 결합한 3개의 염소원자를 가진 구조로 매우 산화된 형태의 화합물이다. 산화된 물질은 적절한 조건에서 전자를 얻어 환원되는 특성이 강하기 때문에 쉽게 산화되지 않는다(Ensley 1991). 따라서 TCE의 화학적 반응성은 혐기 조건에서 훨씬 강하다고 볼 수 있다.

## Microbial Metabolism of TCE

### 1. Aerobic cometabolism of TCE

TCE의 탄소는 산화된 형태를 띄기 때문에 TCE 자체를 미생물의 성장에 필요한 탄소원으로 이용하기는 어렵다. 그러나, 메탄이나 여러 가지 방향족 화합물(톨루엔, 페놀 등)을 기본 탄소원으로 이용하는 호기성 미생물에 의해 cometabolism을

**Table 2.** Physico-chemical properties of trichloroethylene

Properties	Value
Density	1.46 g/ml
Water solubility	1,100 mg/L
Henry's law constant (atm · m <sup>3</sup> /mol at 20°C)	0.00892
Molecular weight	131.4
Boiling point	86.7°C
Log octanol-water partition coefficient	2.42

통해 VC와 같은 독성 중간물질의 축적 없이 완전 분해될 수 있다고 알려져 있다(Fliermans et al. 1988). *Methylosinus trichosporium* OB3b는 sMMO(soluble methane monooxygenase)를 만들어 TCE를 pseudomonad 보다 훨씬 빠르게 분해할 수 있어 bioremediation에 이용할 수 있으리라 기대된다(Jahng and Wood 1994, Sun and Wood 1996, Aziz et al. 1999). 효소 sMMO를 가진 세포는 pMMO(particulate methane monooxygenase) 보다 약 400-700배가 높은 cometabolism 활성을 나타내는 것으로 보고되었다. T2MO(toluene 2-monooxygenase)를 생산하는 *Burkholderia(Pseudomonas) cepacia* G4도 TCE를 CO<sub>2</sub>까지 완전히 분해할 수 있다(Nelson et al. 1987, Sun and Wood 1996). *Pseudomonas putida* F1도 TDO(toluene dioxygenase)를 이용하여 TCE를 완전히 분해할 수 있다고 보고되었다(Wackett and Gibson 1988, Sun and Wood 1996). 또한 *Burkholderia picketti* PKO1, *Pseudomonas mendocina* KR1, *Pseudomonas putida* mt-2, *Pseudomonas fluorescens* CFS215, *Burkholderia* strain JS150, *Pseudomonas stutzeri* OX1 등도 톨루엔을 cometabolite로 이용하여 TCE를 분해할 수 있다고 보고되었다(Chauhan et al. 1998). 호기성 조건에서의 전체적인 TCE 분해 경로를 Figure 1에 정리하였다.

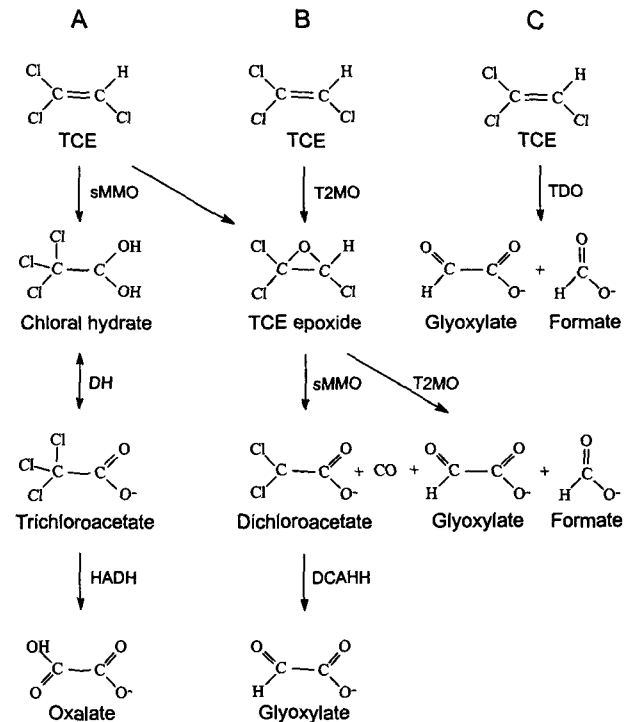
미생물에 의한 TCE의 cometabolic 분해는 다른 기질에 의한 경쟁적 저해, 중간 산물의 독성, 환원력(NADPH)의 제한, 그리고 용존산소의 제한과 같은 요인에 의해 영향을 받는다고 알려져 있다. 따라서 TCE 분해에 효과적인 최적 미생물을 선정하기 위해서는 TCE 분해 속도, 분해 정도, TCE 분해 효소의 안정적인 발현 정도가 고려되어야 한다. 특히 TCE가 분해되면서 생성되는 중간물질이 세포에 독성을 나타내기 때문에 미생물의 성장속도가 중요한 인자로 작용한다. 위의 TCE 분해 미생물들은 TCE를 분해하기 위한 생물반응기에 사용되어 왔고, 또한 다양한 농도의 cometabolite들이 존재할 때 TCE의 분해 효율에 대한 비교 실험도 수행되어 왔다.

## 2. Reductive dechlorination of TCE

혐기성 조건에서 TCE의 생물학적인 분해는 많은 연구자들에 의해 오랫동안 연구되어왔다. 먼저 가장 잘 알려진 TCE의 혐기적 분해는 메탄 생성균(methanogen)에 의한 reductive dechlorination 공정을 통해 일어난다(Vogel and McCarty 1985). 혐기성 조건에서 산화된 형태의 CE는 전자수용체(electron acceptor)로 작용하고, 메탄 생성균에 의해 유기 전자공여체(electron donor)의 산화 과정에서 생성된 전자에 의해 환원된다. 휘발성 지방산과 톨루엔 등이 전자공여체로 작용하여 TCE를 환원시키고, 이 과정에서 TCE로부터 염소를 제거하게 된다.

생물학적인 reductive dechlorination에는 cometabolic dechlorination과 halo-respiration의 두 가지 형태가 있다(Fantroussi et al. 1998, Middeldorp et al. 1999). Cometabolic

생물산업



**Fig. 1.** Aerobic degradation pathway of trichloroethylene by (A) *Methylosinus trichosporium* OB3b, (B) *Burkholderia cepacia* G4, (C) *Pseudomonas putida* F1. The enzymes catalyzing these reactions are as follows: sMMO, soluble methane monooxygenase; T2MO, toluene 2-monooxygenase; TDO, toluene dioxygenase; DH, dehydrogenase; HADH, haloacid dehalogenase; DCAHH, dichloroacetate halo-dehydrogenase.

dechlorination은 TCE가 생물학적 효소체계나 조효소 (cofactor)에 의해 전환되는 과정으로 TCE 자체가 탄소원이나 에너지원으로는 작용하지 않는 공정이다. 이 과정에서 메탄올, fructose 등이 cometabolite로 작용한다. *Methanosarcina* sp., *Acetobacterium woodii*, *Sporomusa ovata*가 이 공정을 통해 dechlorination을 수행하는 대표적인 균주로 알려져 있다. 일반적으로 acetogen이 methanogen 보다 높은 속도로 TCE를 dechlorination할 수 있다고 알려져 있으며, 이 과정에서 활성 부위에 각각 코발트, 니켈, 철을 함유하는 vitamin B12, cofactor F430, hematin이 조효소로 작용한다(Gantzer and Wackett 1991). Dechlorination 속도는 vitamin B12, cofactor F430, hematin 순이고, 일반적으로 dechlorination 속도는 CE의 염소 원자의 수에 비례한다고 알려져 있다.

Halo-respiration은 CE를 최종 전자수용체로 이용하는 일종의 혐기 호흡(anaerobic respiration) 반응이다. 전자전달 광인산화 (electron transport phosphorylation) 반응을 통해 에너지를 얻는 이 reductive dechlorination 공정에서는 염소원자가 수소원자로 치환된다. 따라서 혐기적 조건에서 CE의 reductive dechlorination에 의해 미생물의 성장이 일어난다. H<sub>2</sub>, pyruvate,

lactate, formate, acetate, ethanol 등을 전자공여체로 사용하고, TCE를 전자수용체로 사용하는 대표적인 균주로는 *Desulfotobacterium frappieri* TCE1, *Desulfuromonas chloroethenica*, *Dehalococcoides ethenogens* 195, *Dehalobacter restrictus* TEA 등이 있다(Middeldorp et al. 1999).

Methanogen 조건에서 PCE와 TCE는 CO<sub>2</sub>가 아닌 무해한 ethylene으로 완전히 전환되었다. 그러나 전자공여체로 작용하는 유기 화합물이 부족한 경우에 PCE와 TCE는 ethylene으로 환원되지 못하고, 중간물질인 DCE나 VC로 축적되는 경향을 보인다. 이러한 중간물질은 오히려 원래의 오염물질보다 더 큰 독성을 나타내는 발암물질이나 돌연변이원으로 알려져 있다. Figure 2는 혐기적인 조건에서 TCE의 reductive dechlorination에 대한 metabolism을 보여주고 있다. TCE의 reductive dechlorination은 대부분 20-37°C의 중온에서 일어난다고 보고되었다. 그러나 몇몇 연구자들은 지하수의 실제 온도와 유사한 10-20°C에서도 TCE의 dechlorination이 일어난다고 보고하였다(Henssen et al. 1995). 이는 TCE로 오염된 지하수를 정화하고자 할 때 reductive dechlorination의 적용 가능성을 시사한다.

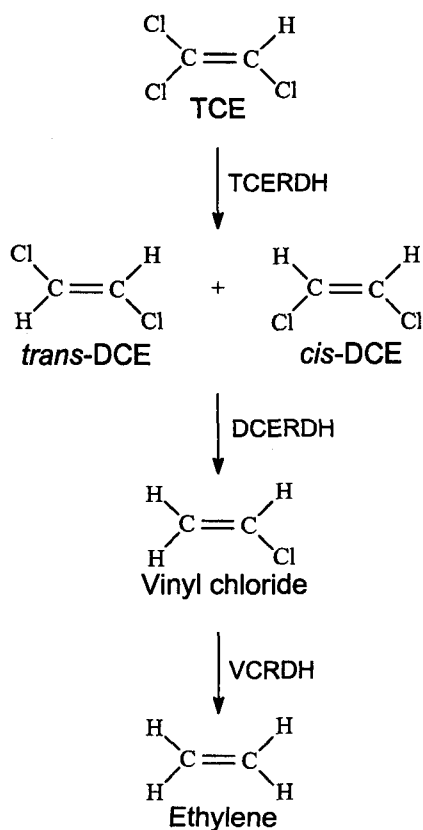


Fig. 2. Reductive dechlorination pathway of trichloroethylene. The enzymes catalyzing these reactions are as follows: TCERDH, TCE reductive dehalogenase; DCERDH, DCE reductive dehalogenase; VCRDH, VC reductive dehalogenase.

## Bioremediation of TCE-Contaminated Groundwater

TCE는 대표적인 지하수 오염물질로 유해 폐수나 매립지 침출수에서도 발견되고 있다. Air stripping, activated carbon adsorption과 같은 공정은 오염된 지하수나 대기를 처리하는데 사용될 수 있다. 그러나 이런 방법들은 오염물질의 완전한 분해 없이 한 매체에서 다른 매체로의 단순한 이동에 불과하다. Ultraviolet light, ozone, peroxide와 같은 화학적인 처리 방법은 지하수에서 TCE를 제거하는데 사용될 수 있으나, 높은 운전비용과 낮은 효율 때문에 적용하는데 어려움이 있다(Russell et al. 1992). 따라서 미생물의 cometabolism을 이용한 bioremediation 기술은 오염물질을 완전히 분해하기 때문에 2차 오염이 없고, 운전 비용이 저렴하여 TCE로 오염된 지하수의 처리에 효과적이라 할 수 있다. Bioremediation은 오염물질을 분해하거나 구조를 바꿔 오염 토양이나 지하수를 무독화 하기 위해 미생물이나 식물체를 사용하는 것을 말한다. 즉 순수한 유기 화합물의 경우에 CO<sub>2</sub>나 물과 같은 단순한 무기물질로 완전히 분해될 수 있다. 대표적인 오염 지하수 처리방법에는 pump and treatment 시스템과 *in situ* bioremediation 방법이 있다(Holliger et al. 1997).

### 1. Pump and treatment remediation

대표적인 지하수 오염 처리방법인 pump and treatment 시스템은 오염된 지하수를 일련의 extraction well을 사용하여 퍼올린 뒤 지표면에서 처리하여 지표면으로 흘려보내거나 다시 지하로 넣어주는 방법이다(Cohen et al. 1997). Figure 3은 오염된 지하수를 처리하기 위한 전형적인 pump and treatment 시스템의 모식도를 보여주고 있다. 이 방법은 오염물질을 제거하기 위하여 다양한 처리방법들과 함께 사용된다. 여기서는 주로 생물학적인 방법을 통한 오염 지하수에서의 TCE 제거에 대해 살펴보기로 한다.

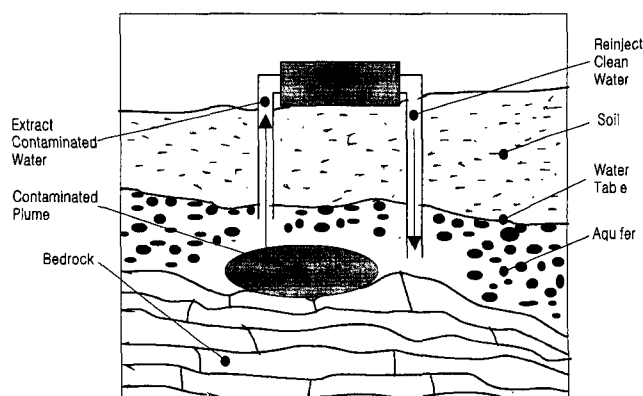


Fig. 3. Conventional pump and treatment system of contaminated groundwater.

### Composting

Composting은 호기 조건에서 유기물질을 생물학적으로 분해하는 일종의 재활용(recycling) 과정이다. 생성된 compost는 토양 상태나 식물체 성장을 촉진시키고, 비점 오염(non-point source pollution)을 감소시키는 특성이 있다. 또한 compost는 biofiltration에서 중요한 매체로 작용하여 오염된 지하수를 정화하는데 사용된다. Biofiltration이란 오염 지하수로부터 오염 물질을 제거하기 위하여 생물학적 활성물질을 사용하는 것을 말한다. Compost는 높은 흡착력과 이온교환 능력을 가지고 있고, 오염물질을 분해할 수 있는 여러 미생물 집단을 지지할 수 있는 특성 때문에 biofiltration에 대한 효과적인 매체로 사용 가능하다. 따라서 compost biofiltration을 통해 퍼올려진 오염된 지하수에서 오염물질을 완전히 제거할 수 있다. 몇 가지 숙성된 compost를 이용한 TCE 분해는 compost matrix 안에서 TCE가 cometabolism을 통해 완전히 분해되었음을 보여 준다. 그러나 TCE 분해정도는 compost 물질과 사용된 TCE의 농도에 따라 큰 차이를 보였다(Sukesan and Watwood 1997).

### Bioreactor

오염된 지하수의 bioremediation에서 생물반응기(bioreactor)란 오염물질을 생물학적으로 분해하는 독립된 형태의 쉽게 조절 가능한 반응기를 의미한다. Bioreactor 내에서의 기본적인 처리 과정은 이미 존재하거나 밖에서 공급된 고활성의 미생물에 의한 오염물질의 생물학적인 분해이다. Bioreactor는 특히 고농도로 오염된 토양이나 지하수를 처리하는데 효과적이라 할 수 있다. 현재 오염된 지하수를 정화하는데 다양한 bioreactor가 개발되어 이용되고 있다. Bioreactor를 고안하는데 고려해야 할 사항으로는 오염 물질의 종류, 농도, 경계성 등이 있다. TCE로 오염된 지하수는 먼저 pump and treatment 시스템을 이용하여 퍼올린 후 다양한 bioreactor를 이용하여 정화가 가능하다. 여기서는 TCE로 오염된 지하수를 bioreactor를 이용하여 처리한 호기성 및 혐기성 반응기에 대해 살펴보고자 한다.

먼저 호기 조건에서 TCE로 오염된 지하수를 정화하는 데는 호기성 미생물의 cometabolism을 이용한 fixed-film reactor, fluidized-bed reactor, biofilm reactor, hollow fiber membrane reactor, two-stage bioreactor 등이 있다(Arcangeli et al. 1995, Miller et al. 1997, Van Agteren et al. 1998). Fixed-film bioreactor에서는 TCE와 같은 휘발성 화합물을 함유한 기체가 매질을 통과할 때 고정화된 미생물에 의해 오염물질이 분해된다(Sun and Wood 1997). Fixed-film bioreactor는 높은 농도의 오염물질이 반응기에 유입되었을 때 막 내부의 미생물이 보호를 받아 오염물질을 분해할 수 있다는 장점과 높은 흐름속도를 갖는 기상과 액상의 오염물질을 처리하는 장점이 있다. Hollow fiber membrane reactor(HFMR)는 미생물과

생물산업

오염된 지하수 사이의 barrier로서 작용하고, cometabolite와 TCE 사이의 경쟁관계를 저해하는 장점을 가진다(Aziz et al. 1995). 또한 two-stage bioreactor는 반응기 내에서의 기질 경쟁을 피하기 위해 고안되었다(Tschantz et al. 1995). 즉 첫번째 반응기에 메탄과 산소를 공급하여 미생물을 배양하고, 메탄이 존재하지 않는 두번째 반응기에 미생물을 공급하여 기질에 대한 경쟁 없이 TCE를 효과적으로 제거하도록 구성되어 있다.

혐기적 조건에서 reductive dechlorination을 통해 TCE로 오염된 지하수를 처리하는 bioreactor가 고안되었고, 이 과정에서 전자공여체의 공급이 중요하다고 알려져 있다. 혐기성 분해는 TCE와 같은 염화 유기용매를 dechlorination하는데 효과적이기 때문에 많은 혐기성 반응기들이 pilot scale로 연구되어 왔다. 대표적인 혐기성 반응기로는 attached-film expanded-bed reactor, anaerobic sequencing batch biofilm bioreactor, upflow anaerobic sludge blanket reactor 등이 있다(Hirl and Irvine 1996, Van Agteren et al. 1998). Carter와 Jewell(1993)은 15°C에서 attached-film expanded-bed reactor를 운전하여 PCE를 TCE, DCE, VC, ethylene으로 완전히 dechlorination 하였다고 보고하였다. Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor를 이용하여 PCE로 오염된 지하수를 처리하는 연구가 진행되었다(Prakash and Gupta 2000). PCE는 초기 농도 5-20 mg/L에서 완전히 환원되었으나, 30-50 mg/L에서는 약 98.5%의 제거 효율을 보였으며 이 과정에서 TCE, DCE, VC, ethylene이 생성되었다. 미생물 granule의 크기는 약 0.25-4 mm 정도였으며, 대부분 *Methanothrix*와 *Methanosarcina*로 구성되어 있었다.

혐기성 반응에서 DCE나 VC가 축적되기 때문에 완전한 분해를 위해서는 추가적인 호기성 처리가 요구된다. 많은 연구자들은 혐기성 분해와 호기성 분해를 순차적으로 연결하여 PCE나 TCE를 완전히 분해하고자 노력하였다. 먼저 Fathepure와 Vogel(1991)은 PCE로 오염된 지하수를 처리하기 위해 two-stage biofilm reactor를 고안하였다. 첫번째 glucose-fed anaerobic biofilm column에서 PCE를 TCE나 DCE로 dechlorination시키고, 두번째 glucose-fed aerobic column에서 dechlorination 산물을 완전히 처리하였다. Gerritse 등(1995)도 연속적으로 운전되는 two-stage anaerobic/aerobic fixed-bed column reactor를 고안하였다. 첫번째 anaerobic column에서는 lactate와 glucose를 이용하여 PCE를 DCE나 VC로 전환시킨 다음, 두번째 aerobic column에서 methanotroph를 이용하여 DCE와 VC를 완전히 분해하였다. 그리고 UASB reactor와 aerobic column reactor를 결합한 반응기도 연구되었으며, membrane biofilter를 이용하여 한 반응기내에서 anaerobic과 aerobic 조건이 공존하게 하여 TCE를 제거하고자 하는 연구도 수행되었다(Parvatiyar et al. 1995).

### Disadvantages of pump and treatment

최근까지 pump and treatment는 오염된 지하수를 정화하는데 가장 널리 알려진 방법이었다. 비록 많은 공학자들에 의해 pump and treatment가 오염된 지하수를 정화하는데 사용되었지만 항상 효과적인 것은 아니었다. 이 방법의 가장 큰 단점은 오염물질이 제거되는 정도가 오염물질의 화학적인 특성과 지하수의 지질학적 특성에 크게 영향을 받는다는 것이다. 오염물질이 유동성이 있고, 용해된 상태로 존재하여 흡착이 적은 경우에는 pump and treatment가 이상적인 처리방법이나, 이런 조건의 지하수는 많지않은 실정이다. 따라서 오염물질의 화학적 특성과 지하수의 지질학적 특성과 관계된 문제점 때문에 오염된 지하수를 정화하는데 많은 비용이 소요된다(Cohen et al. 1997).

Pump and treatment로 처리하는데 가장 어려움이 따르는 오염물질은 물에 잘 녹지않는 NAPL(nonaqueous-phase liquid)이다. BTEX나 gasoline과 같이 물보다 가벼운 LNAPL은 지하수의 흐름에 따라 water table을 떠다니는 특성을 가진다. 따라서 유출사고 후 빨리만 발견된다면 pump and treatment방법으로 충분히 효과적으로 제거할 수 있으나, 시간이 지나 오염물질이 지하수 흐름에 따라 이동한다면 pumping에 의해 제거되지 않고 오랫동안 지하에 남아있게 된다. TCE나 chlorobenzene과 같은 물보다 무거운 DNAPL은 지하 깊숙이 이동하는 특성을 가진다. 따라서 DNAPL의 제거는 지하수의 지질학적 특성과 밀접한 관계를 가진다. 만약 bedrock에 균열이 존재하는 경우 DNAPL은 그곳으로 이동하게 되어 pumping에 의해 제거되지 못한다. 또한 extraction well을 뚫을 때 부주의로 impermeable layer를 깨뜨리게 되면 그곳을 통해 DNAPL이 더 깊숙이 이동하게 되어 더욱 더 처리가 어렵게 된다. 또 다른 문제점으로는 pump and treatment는 너무

느린 공정이기 때문에 오염된 지하수를 정화하는데 시간이 많이 소요된다는 것이다. 적절한 처리시간을 예상하는 것은 쉽지 않고, 처리비용은 처리에 요구되는 시간에 비례하기 때문에 pump and treatment가 오염된 지하수를 정화하는데 가장 적절한 방법이라고 할 수는 없다. 전형적인 pump and treatment의 운전비용은 약 0.5-5백만 달러이고, 경우에 따라서는 훨씬 더 커질 수 있다(Cohen et al. 1997).

특히 오염된 지하수를 정화하는 방법을 선정하는데 있어서 가장 중요한 것은 어느 수준까지 정화를 해야 하는가에 달려 있다. Pump and treatment에 의한 오염 지하수의 정화는 오염물질의 농도를 감소시킬 수는 있으나 환경 기준에 맞추기는 쉽지않은 것으로 보고되었다(Nyer 1998). Pump and treatment는 오염된 지하수를 정화하는데 다른 방법과 함께 사용했을 때 훨씬 처리 효율을 높일 수 있다고 알려져 있다. 예를 들면 지하 깊숙이 공기를 공급한다거나 처리 효율을 향상시키기 위해 영양물질, 용매, surfactant를 공급할 수 있다. Table 3은 여러 가지 오염 지하수 정화방법의 장단점들을 정리해 놓았다.

### 2. In Situ bioremediation

유기 화합물로 오염된 지하수를 정화하는데 많은 기술들이 개발되어 실제로 사용되고 있다. 여러 가지 처리방법 중에서 in situ bioremediation은 오염된 지하수의 extraction 없이 오염지역에서 처리할 수 있다는 장점을 가지고 있다(Sims et al. 1992). 오염 지하수의 in situ bioremediation은 영양물질이나 전자수용체를 첨가하여 오염지역에 존재하는 토착 미생물의 분해 활성을 향상시키는 biostimulation과 외부에서 활성이 우수한 미생물을 공급하여 분해 효율을 향상시키는 bioaugmentation을 통해 수행된다. 이러한 미생물은 환경에 영향을 미치

**Table 3.** Comparison of technologies for treating TCE-contaminated groundwater

Technology	Advantages	Disadvantages
Air stripping	Effective for high concentrations; mechanically simple; relatively inexpensive	Inefficient for low concentrations; TCE discharged to air
Air stripping / Carbon adsorption	Effective for high concentrations	Inefficient for low concentrations; relatively expensive; require disposal or regeneration of spent carbon;
Carbon adsorption	Low air emissions; effective for high concentrations	Inefficient for low concentrations; relatively expensive; require disposal or regeneration of spent carbon;
Natural attenuation	Minimal disturbance; relatively inexpensive	Not effective for high contaminant concentrations; take longer time to reach remedial objectives
Ex situ bioreactor	Low air emissions; relatively inexpensive	Inefficient for high concentrations; slow rate of removal; sludge treatment and disposal required
In situ bioremediation	Less disturbance; safe and permanent; relatively inexpensive(\$30-100/Ton)	Slow rate of treatment; require technical skill
Phytoremediation	Aesthetically pleasing; relatively inexpensive(\$10-35/Ton)	Take many growing seasons; short plant roots and long tree roots

는 다양한 오염물질을 분해하는 능력을 가진다. Bioremediation에 의해 오염물질은 최종적으로  $CO_2$ , 물, 그리고 cell biomass로 전환된다. 최근 미생물 외에 식물체를 이용하는 phytoremediation도 오염된 지하수의 처리에 유망한 분야이다. 수십년 동안 petroleum으로 오염된 지역의 *in situ* bioremediation은 성공적으로 수행되어 왔다. 최근에는 TCE와 같은 DNAPL로 오염된 지하수를 정화하는데 *in situ* bioremediation을 사용하는 연구가 활발히 진행되고 있다. Figure 4는 오염된 지하수를 처리하기 위한 *in situ* bioremediation의 모식도를 보여 주고 있다.

### Natural attenuation(Intrinsic bioremediation)

Natural attenuation은 오염된 지하수 내에서 물리화학적, 생물학적 반응에 의해 오염물질의 독성과 이동성이 감소하는 것을 의미한다. Natural attenuation을 일으키는 대표적인 반응으로는 biodegradation, chemical transformation, stabilization, volatilization, dispersion, dilution 등이 있다(Spain 1997). 오염된 지하수의 natural attenuation을 위해서는 먼저 지하수 흐름의 방향, 속도, 온도, pH, 용존산소 농도와 같은 지하수의 특성을 조사하여야 한다. Natural attenuation은 자연적으로 일어나는 현상이기 때문에 자연적인 공정의 monitoring 외에는 다른 정화 작용을 필요로 하지 않는다. 이러한 passive bioremediation의 정도를 정량하기 위해서는 1) 오염 물질의 감소, 2) 산소, nitrate, sulfate 농도의 감소, 3)  $CO_2$ 와 같은 분해 산물의 농도 측정과 같은 3가지 기본적인 방법이 있다. Natural attenuation은 비용이 적게 드는 장점이 있으나 오염지역을 완전히 정화하는데 오랜 시간이 소요된다는 단점이 있다.

미국 Georgia 주 Robins Air Force Base의 지하수는 TCE로 오염되어 있었으나 오염된 지역을 조사해보니 TCE의 농도가 감소하고 분해산물의 농도가 증가하는 natural attenuation이 일어나고 있었다(Kao and Prosser 1999). 지하수 시료를 채취하여 미생물의 수를 측정하고 microcosm 실험을 수행하였더니 오염된 지역에서는 methanogenesis를 통한 분해가 우세하였으나, microcosm 실험에서는 aerobic cometabolism과 reductive dechlorination을 통한 TCE의 natural attenuation이 우세함을 알 수 있었다. Gorder 등(1997)도 Alaska의 Eielson Air Force Base에서 TCE의 natural attenuation을 조사하기 위해 오염물질의 정량적인 분석, 위치에 따른 분포, modeling 등의 기술을 사용하였다. TCE나 분해산물의 양은 시간에 따라 감소하였으며, DCE나 VC와 같은 분해산물은 낮은 농도로 존재하고 있는 것으로 보아 TCE보다 빠른 속도로 분해되고 있음을 알 수 있었다. 오염된 지하수에서 TCE의 natural attenuation이 일어나는 지를 알아보기 위해서는 적절한 monitoring 방법이 요구된다. 최근 TCE와 분해산물에 존재하는 탄소나 염소원자의 isotope ratio 측정이 기존의 TCE 농도나 전자수용체의 농도를

생물산업

측정하여 monitoring하는 방법보다 효과적으로 사용되고 있다 (Lollar et al. 1999, Sturchio et al. 1998).

### Biostimulation

Natural attenuation의 속도는 주로 영양물질이나 전자수용체의 부족에 의해 제한을 받는다. 따라서 이들을 적절하게 공급해줌으로써 토착 미생물들이 오염물질을 탄소원과 에너지원으로 사용할 수 있는 최적 환경을 만들어주는 biostimulation이 요구된다. 일반적으로 산소, 영양물질, 다른 전자수용체의 공급과 적정 온도, pH, 수분의 유지가 중요한 요소로 작용한다. 호기성 조건을 유지하기 위해 충분한 산소의 공급이 요구되는데 이를 위해 공기, 액체산소, 과산화수소, 오존이 사용될 수 있다. 미생물의 성장에 요구되는 영양 물질로는 nitrogen, phosphorus, potassium, sulfur, magnesium, calcium, manganese, iron, zinc, copper 등이 있으며, 만일 영양물질이 충분히 공급되지 않는다면 미생물의 활성은 멈추게 된다. 오염된 환경에서 가장 결핍되는 영양물질로는 nitrogen과 phosphorus이므로 적절한 형태로 bioremediation system에 공급해주어야 한다. 이때 오염된 환경의 pH와 온도는 미생물의 성장에 중요한 요인으로 작용한다. Biostimulation을 위해서는 영양물질이나 전자수용체 등을 injection well을 통해 공급한다(Figure 4).

TCE로 오염된 지하수의 *in situ* bioremediation 현장 실험은 메탄 첨가를 통한 토착 미생물(methanotroph)의 biostimulation이 TCE의 분해를 크게 향상시켰다는 것을 보여준다. 영양물질의 첨가는 *in situ* bioremediation 동안 미생물의 성장과 TCE의 분해에 중요하게 작용한다. Palumbo 등(1995)은 TCE로 오염된 지하수를 메탄을 cometabolite로 첨가하여 정화하고자 할 때, nitrous oxide와 triethyl phosphate를 각각 nitrogen과 phosphorus의 공급원으로 사용하여 bioremediation 효율을 크게 향상시켰다. Hopkins와 McCarty(1995)는 미국 Moffett Federal Air Field에서 TCE로 오염된 지하수의 *in situ* bioremediation 동안 메탄, 페놀, 톨루엔을 cometabolite

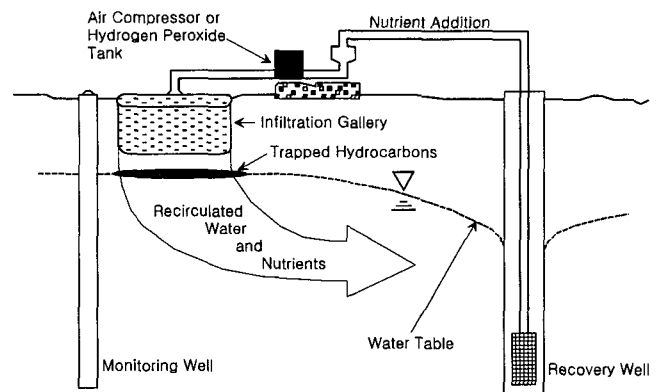


Fig. 4. *In situ* bioremediation of contaminated groundwater (Thomas and Ward 1989).

로 사용하여 각각 TCE의 cometabolic 분해 효율을 비교하였다. 그 결과 TCE 분해 효율은 메탄보다 페놀이나 톨루엔을 cometabolite로 사용하였을 때가 훨씬 높았다. 또한 California의 Edwards Air Force Base에서 TCE(500-1,200 µg/L)로 오염된 지하수를 톨루엔, 산소, 과산화수소를 첨가하여 410일 동안 *in situ*로 처리하였다(McCarty et al. 1998). 이 과정에서 TCE는 약 97-98% 정도 분해되었으며, 톨루엔은 약 99.98%까지 분해되었다.

Middeldorp 등(1998)은 네델란드 Maassluis에서 CE로 오염된 토양과 지하수를 *in situ* bioremediation으로 정화하기 위해 혐기적 조건에서 reductive dechlorination의 stimulation을 시도하였다. Acetate, methanol, propionate를 전자공여체로 사용하였을 경우 PCE가 TCE로, lactate를 사용하였을 경우 PCE가 DCE로 전환되는 부분적인 dechlorination이 일어났다. 그러나 compost를 전자공여체로 사용하여 실제 오염된 지하수를 처리하였을 때 PCE는 ethylene으로 완전히 dechlorination되었다. Biostimulation을 통한 TCE의 reductive dechlorination에서 여러 가지 전자공여체를 생각할 수 있으나 경제성을 고려하였을 때 complex organic material이 가장 효과적인 것으로 밝혀졌다(Wu et al. 1998). 미국 Eastern Pennsylvania에서는 molasses를 첨가하여 지하수 중의 용존산소를 제거함으로써 혐기성 조건을 만들어 TCE의 reductive dechlorination과 6가 크롬의 precipitation을 유도하였다(Grindstaff 1998). 이 방법은 pump and treatment로 15년간 처리 후 제거되지 않은 TCE를 처리하기 위하여 사용되었으며 약 60-84%의 TCE 제거 효율을 보였다.

미국 Massachusetts의 Watertown에서는 TCE로 오염된 지하수를 처리하기 위하여 two-stage anaerobic/ aerobic process를 사용하였다(Grindstaff 1998). 먼저 혐기적 조건에서 nitrogen과 phosphorus 외에 lactic acid를 첨가하여 8개월 동안 처리하였으나 TCE 농도가 음용 수질기준(5 µg/L)까지 떨어지지 않고 그 과정에서 DCE나 VC가 생성되었다. 따라서 이를 처리하기 위하여 산소와 메탄을 공급하여 호기적인 cometabolic 분해를 유도하는 호기적 공정으로 바꾸어 현재 호기적 조건에서 TCE의 처리를 계속 진행하고 있다.

### Bioaugmentation

Bioaugmentation은 활성이 우수한 미생물을 오염된 지역에 공급하여 오염물질의 분해 효율을 향상시키는 것을 말한다. 활성이 우수한 미생물은 농화 배양이나 유전자 조작을 통해 얻을 수 있다. 농화 배양이란 높은 농도의 오염물질에 순응하여 이를 분해하는 특성을 가진 미생물을 얻는 과정이다. 오염된 환경에 특정 미생물을 공급할 때 오염 물질의 농도, pH, 온도, 염도 등과 같은 요인으로 인해 미생물의 활성이 제한되기 때문에 기대한 만큼의 오염물질의 분해를 가져오지 못한다. 또한

오염된 지하수는 첨가된 미생물의 성장과 활성을 저해하는 독성물질이나 다른 생물체를 함유하기도 한다. Bioreactor와 같은 단순하고 잘 조절된 환경에서는 활성이 우수한 미생물을 첨가하면 좋은 분해 효율을 가져올 수 있으나, 잘 조절되지 않는 환경에서 미생물의 첨가가 높은 효율을 거두기는 쉽지 않다.

Methane, phenol, BTEX, ammonia, isoprene, propylene 등을 cometabolite로 이용하여 호기적 조건에서 성장하는 미생물은 지하수 오염물질인 TCE를 분해하는 oxygenase를 생산한다고 알려져 있다. 이러한 cometabolite의 공급을 통한 토착 미생물의 biostimulation은 단지 TCE를 분해할 수 없거나 매우 느리게 분해하는 미생물의 성장만을 향상시킬지도 모른다. 따라서 TCE를 빠르게 분해할 수 있는 미생물의 공급을 통한 TCE로 오염된 지하수의 bioaugmentation은 TCE의 *in situ* biodegradation을 향상시킬 수 있으며, TCE를 분해하는 토착 미생물이 없는 환경에서도 TCE의 분해에 대한 효율적인 수단으로 작용할 수 있다. 페놀을 cometabolite로 사용하여 TCE를 분해하는 *Burkholderia cepacia* G4 균주의 bioaugmentation은 TCE 분해 효율을 두배 이상 향상시켰다(Munakata-Marr et al. 1996). 또한 TCE 분해 효소를 항시 발현하는 strain PR1<sub>301</sub>은 페놀과 같은 cometabolite가 없어도 TCE를 분해할 수 있었다. Steffan 등(1999)은 *Burkholderia cepacia* ENV435 균주의 *in situ* bioaugmentation을 이용하여 TCE로 오염된 지하수를 처리하였다. T2MO(toluen 2-monooxygenase)를 생산하는 ENV435 균주의 농도가 injection 후에 증가하였으며, 흐름 속도가 0.53-0.68 m/day인 지하수에서 ENV435 균주는 0.37-0.54 m/day의 속도로 이동하였다. 또한 Duba 등(1996)은 methanotroph인 *Methylosinus trichosporium* OB3b 균주를 이용하여 TCE로 오염된 지하수를 효과적으로 처리하였다. TCE와 같은 DNAPL은 물리적 특성 때문에 pump and treatment에 의해 처리되는 것은 쉽지 않다. 그리고 *in situ* bioremediation을 효과적으로 수행하기 위해서는 분해 미생물에 독성이 없는 농도로 DNAPL의 이동과 확산이 필요하다. TCE의 이동과 확산을 향상시키기 위해 surfactant foam의 사용과 bioaugmentation을 결합한 새로운 기술이 시도되었다. Surfactant Steol CS-330과 *Burkholderia cepacia* ENV435 균주를 사용하여 오염된 지하수에서 TCE의 분해 효율을 95-99%까지 향상시켰다(Rothmel et al. 1998).

미국 Delaware의 Dover Air Force Base에서는 TCE로 오염된 지하수를 혐기적 조건에서 처리하기 위하여 bioaugmentation 방법을 사용하였다(Grindstaff 1998). 초기에는 TCE의 reductive dechlorination을 향상시키기 위하여 lactate와 영양 물질을 공급하였다. 그러나 토착 미생물에 의해 TCE는 DCE로 전환되었으나, DCE나 VC는 더 이상 분해되지 않아 분해 효율을 향상시키기 위하여 bioaugmentation 방법을 적용하게 되었다. Pinellas STAR Center에서 배양된 미생물을 10<sup>8</sup>



cells/ml 농도로 공급하였더니 DCE와 VC는 ethylene으로 완전히 분해가 되었으며, TCE 농도도 음용 수질기준(5 µg/L) 이하로 감소되었으며 전체적인 제거 효율은 약 99%에 달했다.

**Phytoremediation**

Phytoremediation은 오염된 토양이나 지하수를 처리하기 위해 식물체를 사용하는 방법이다. 현재는 연구단계에 있으나 미래에는 아주 유망한 처리방법으로 평가된다. 대부분의 연구는 가장 좋은 식물체가 어떤 것인지, 오염물질을 제거하는 메커니즘은 어떤지, 어떤 오염물질이 phytoremediation에 적합한지에 대해 다루고 있다. Phytoremediation은 주로 오염된 토양이나 폐수에 적합하나 현재는 지하수 오염 정화에도 이용되고 있다(Cunningham and Ow 1996, Cho et al. 1997). Phytoremediation은 식물체의 뿌리로부터 오염물질을 흡수하는 것을 기본 개념으로 하여 3가지로 나눌 수 있다. Phytoextraction은 주로 중금속과 같은 오염물질을 흡수하여 식물체의 줄기와 잎에 저장하는 방법이고, phytovolatilization은 수은, 납, 셀레늄 등을 흡수하여 증기화 시키는 방법이고, phytodegradation은 유기 오염물질이 식물체의 조직 내로 흡수되거나, 식물체 주변의 미생물 활성을 증가하는 효소를 만들어 오염물질을 제거하는 방법이다(Cunningham et al. 1995, Cho et al. 1997).

오염된 지하수의 정화에 이용되는 phytoremediation은 saturated zone에서 오염물질을 제거하기 위해 뿌리가 깊고, 물에 친숙한 식물체를 사용하여야 한다. TCE로 오염된 6-11 피트 깊이의 얇은 지하수를 정화하고자 cottonwood와 poplar가 이용되었다(Newman et al. 1999, Betts 1997). 오염된 지하수, rhizosphere 토양, 그리고 식물체의 조직 내에서의 TCE와 분해산물의 농도를 측정하여 phytoremediation의 이용 가능성이 조사되었다. 또한 Narayanan 등 (1995)도 alfalfa를 이용하여 실험실 수준에서 TCE의 제거에 대해 보고하였다. Phytoremediation은 경제적이고, 유기 오염물질 뿐 아니라 중금속이나 약간의 소수성 화합물을 제거하는데도 효과적이거나, 오염된 지역을 정화하는데 여러 계절이 걸리고, 뿌리가 얇기 때문에 깊게 오염된 지역을 정화하는데 어려움이 있다. 그러나 다른 여러 가지 방법을 통한 오염된 토양과 지하수의 정화 후에 그 지역에 식물체를 식재함으로써 잔류 오염물질의 제거 및 복원지역의 재사용에 기여할 수 있으리라 기대된다. 미국에서 phytoremediation에 대한 시장 규모는 1998년 약 16.5-29.5 백만 달러 정도였으나, 2005년에는 약 214-370 백만 달러로 성장할 것으로 기대된다(Glass 1999).

**Design Procedure and Technical Process of Bioremediation**

오염된 지하수의 bioremediation을 효과적으로 수행하기 위  
생물산업

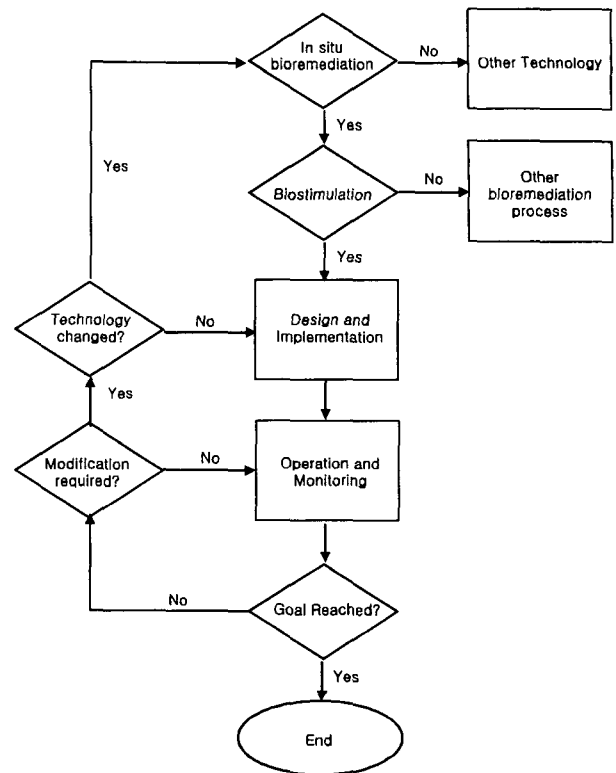


Fig. 5. Flow chart for designing *in situ* bioremediation.

해서는 다음과 같은 기술적 전략이 필요하다. 첫번째, 철저한 site characterization은 bioremediation의 성공적인 수행에 있어서 중요한 부분이다. 오염된 지역의 물리적 및 생물학적 특성, 오염원, 오염 지하수의 특성, 오염물질의 분포와 농도 등의 분석이 충분히 이루어져야 한다. 두번째, 어떤 정화 방법이 가장 적절하고 경제적인지를 결정하기 위하여 잘 조절된 실험실 조건에서 flask assay를 통해 bioremediation에 대한 기초 실험을 수행한다. 이 결과를 이용하여 적용 가능한 bioremediation 방법을 결정한다. 이때 경제성 뿐만 아니라 처리시간도 함께 고려되어야 한다. 세번째, 실제로 현장에서 pretreatment나 연속적인 anaerobic/aerobic treatment를 통해 bioremediation을 수행하여 오염물질을 제거한다. 이 단계에서 오염물질이 분해되거나 전환되는 정도와 bioremediation 진행사항을 알아보기 위해 monitoring system이 요구된다. 마지막으로 오염물질의 농도가 기준치 이하로 감소되었을 때는 project를 종료한다. 그러나 bioremediation 종료 후에도 natural attenuation은 계속되므로 project 종료 후에도 일정기간 동안 monitoring이 요구된다. Figure 5는 *in situ* bioremediation을 수행하는데 있어서 design process의 flow chart를 보여주고 있다.

오염 지역의 bioremediation을 효과적으로 수행하기 위해서는 공학자, 미생물학자, 그리고 수지질학자의 협력이 절대적으로 필요하다. 미생물학자는 오염지역의 bioremediation을 위하여 어떠한 미생물이 요구되는지를 가장 잘 파악할 수 있으며,

수지질학자는 오염물질이 어디에 위치하는지, 미생물과 오염물질과 영양물질이 어떻게 이동하고 접촉하는지를 알 수 있으며, 공학자는 효과적인 bioremediation을 수행하기 위하여 전체 system이 어떻게 구성되어야 하는지를 가장 잘 파악할 수 있다. 따라서 효과적인 bioremediation은 어느 한 분야의 전문가만으로는 수행될 수 없기 때문에 각 분야의 전문가들 사이의 협력이 크게 요구된다. 실제로 미국의 경우 Superfund site 처리시 환경정화 전문회사, 대학 그리고 정부연구소 등의 협력에 의해 수행되는 경우가 대부분이다(EPA 1996).

## Conclusions

이미 오염된 환경을 원상태로 회복하기 위해서는 막대한 경비와 노력과 시간이 소요된다. 특히 지하수와 같이 인간 생활에 밀접한 관계를 가지는 경우에는 더욱 더 중요하다고 볼 수 있다. 따라서 이러한 오염물질에 대한 효과적인 처리기술의 개발은 시급하고 중요한 사안이다. 현재 TCE로 오염된 지하수의 bioremediation은 다른 처리방법에 비해 경제적이고, TCE 자체를 완전히 분해한다는 점에서 매우 유망한 처리 기술로 각광받고 있다. 또한 오염지역을 크게 파괴하지 않고 *in situ* 상태에서의 정화가 가능하다. 이러한 장점에도 불구하고 bioremediation은 약간의 기술적인 문제에서 어려움을 가진다. 예를 들면 오염된 지하수의 특성이 지역마다 다르기 때문에 모든 오염지역에서 동일한 방법을 적용할 수 없다. 즉 각각 오염지역의 특성에 맞는 기술이 개발되고 도입되어야 한다는 것이다. 또한 오염된 지하수의 수질을 음용수 수준의 기준치까지 회복하기 위해서는 한가지 기술을 적용하기 보다는 물리화학적 처리방법과 bioremediation을 적절하게 결합하여 처리하는 것이 효과적이다. 다양한 처리 방법들의 결합을 treatment trains이라 하는데, 이는 앞으로 오염된 토양과 지하수를 정화하는데 유망한 접근법 중의 하나로 충분히 연구되어야 할 과제이다.

TCE로 오염된 지하수의 bioremediation은 오염지역에 대한 철저한 정보, 우수한 분해능을 갖는 미생물의 확보, 효율적인 처리 공정의 적용, 종합적 오염수준의 평가 및 monitoring기술 등의 개발이 선행되었을 때 성공적으로 수행될 수 있다. 따라서 유능한 공학자나 미생물학자 한사람이 아닌 여러 분야의 전문가, 즉 미생물학자, 수지질학자, 지질학자, 토목공학자, 환경공학자 등 학제간의 협력이 오염된 토양이나 지하수를 처리하는데 중요하다 하겠다.

## Reference

1. Abrahamsson K, Ekdahl A, Collen J, Pedersen M(1995) Marine algae- a source of trichloroethylene and perchloroethylene. *Limnol. Oceanogr.* **40**:1321-1326.
2. Arcangeli JP, Arvin E, Jensen HM(1995) Cometabolic biodegradation of trichloroethylene in a biofilm reactor. In: *Bioremediation of chlorinated solvents*. pp.203-211. Battelle Press.
3. Aziz CE, Fitch MW, Linqvist LK, Pressman JG, Georgiou G, Speitel Jr. GE(1995) Methanotropic biodegradation of trichloroethylene in a hollow fiber membrane bioreactor. *Environ. Sci. Technol.* **29**:2574-2583.
4. Aziz CE, Georgiou G, Speitel Jr. GE(1999) Cometabolism of chlorinated solvents and binary chlorinated solvent mixtures using *M. trichosporium* OB3b PP358. *Biotechnol. Bioeng.* **65**:100-107.
5. Betts KS(1997) Phytoremediation project taking up TCE. *Environ. Sci. Technol.* **31**:347 A.
6. Carter SR, Jewell WJ(1993) Biotransformation of tetrachloroethylene by anaerobic attached-films at low temperatures. *Wat. Res.* **27**:607-615.
7. Chauhan S, Barbieri P, Wood TK(1998) Oxidation of trichloroethylene, 1,1-dichloroethylene, and chloroform by toluene/*o*-xylene monooxygenase from *Pseudomonas stutzeri* OX1. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**:3023-3024.
8. Cho YG, Rhee SK, Lee ST(1997) Phytoremediation of contaminated soils. *J. Kor. Soil Environ. Soc.* **2**:3-12.
9. Cohen RM, Mercer JW, Greenwald RM, Beljin MS(1997) Design guidelines for conventional pump-and-treat systems. EPA/540/S-97/504.
10. Cunningham SD, Berti WR, Huang JW(1995) Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* **13**:393-397.
11. Cunningham SD, Ow DW(1996) Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* **110**:715-719.
12. Duba AG, Jackson KJ, Jovanovich MC, Knapp RB, Taylor RT(1996) TCE removal using *in situ*, resting-state bioaugmentation. *Environ. Sci. Technol.* **30**:1982-1989.
13. Ensley BD(1991) Biochemical diversity of trichloroethylene metabolism. *Ann. Rev. Microbiol.* **45**:283-299.
14. Fantroussi SE, Naveau H, Agathos SN(1998) Anaerobic dechlorinating bacteria. *Biotechnol. Prog.* **14**:167-188.
15. Fathepure BZ, Vogel TM(1991) Complete degradation of polychlorinated hydrocarbons by a two-stage biofilm reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**:3418-3422.
16. Fliermans CB, Phelps TJ, Ringelberg D, Mikell AT, White DC(1988) Mineralization of trichloroethylene by heterotrophic enrichment cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* **54**:1709-1714.
17. Gantzer CJ, Wackett LP(1991) Reductive dechlorination catalyzed by bacterial transition-metal coenzymes. *Environ. Sci. Technol.* **25**:715-722.
18. Gerritse J, Renard V, Visser J, Gottschal JC(1995) Complete degradation of tetrachloroethylene by combining anaerobic dechlorinating and aerobic methanotrophic enrichment cultures. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **43**:920-

- 928.
19. Glass DJ(1999) International activities in phytoremediation: Industry and market overview. In: Phytoremediation and innovative strategies for specialized remedial applications. pp.95-100. Battelle Press.
  20. Gorder KA, Dupont RR, Sorensen DL, Kemblowski MW, McLean JE(1997) Field evaluation of intrinsic bioremediation of chlorinated solvents. In: *In situ* and On-site Bioremediation: Volume 3. pp.189.
  21. Grindstaff M(1998) Bioremediation of chlorinated solvent contaminated groundwater. <http://www.epa.gov/swertio1/products/intern/bioremed.htm>
  22. Hensen MJC, Van der Waarde JJ, Van der Marel M, Keuning S, Dirkse EHM, Van der Waall R(1997) Biological anaerobic treatment of groundwater contaminated chlorinated aliphatic compounds. In: *In situ* and on-site bioremediation: Volume 3. pp. 65-70. Battelle Press.
  23. Hirl PJ, Irvine RL(1996) Reductive dechlorination of perchloroethylene using anaerobic sequencing batch biofilm reactors(AnSBBR). First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology, pp.41-48.
  24. Holliger C, Gaspard S, Glod G, Heijman C, Schumacher W, Schwarzenbach RP, Vazquez F(1997) Contaminated environments in the subsurface and bioremediation: organic contaminants. *FEMS Microbiol. Rev.* **20**:517-523.
  25. Hopkins GD, McCarty PL(1995) Field evaluation of *in situ* aerobic cometabolism of trichloroethylene and three dichloroethylene isomers using phenol and toluene as the primary substrates. *Environ. Sci. Technol.* **29**:1628-1637.
  26. Jahng D, Wood TK(1994) Trichloroethylene and chloroform degradation by a recombinant pseudomonad expressing soluble methane monooxygenase from *Methylosinus trichosporium* OB3b. *Appl. Environ. Microbiol.* **60**:2473-2482.
  27. Keith LH, Telliard WA(1979) Priority pollutants. I-a perspective view. *Environ. Sci. Technol.* **13**:416-423.
  28. Kao CM, Prosser J(1999) Intrinsic bioremediation of trichloroethylene and chlorobenzene: field and laboratory studies. *J. Hazard Mater.* **69**:67-79.
  29. Lollar BS, Slater GF, Ahad J, Sleep B, Spivack J, Brennan M, MacKenzie P(1999) Contrasting carbon isotope fractionation during biodegradation of trichloroethylene and toluene: Implications for intrinsic bioremediation. *Organ. Geochem.* **30**:813-820.
  30. McCarty PL, Goltz MN, Hopkins GD, Dolan ME, Allan JP, Kawakami BT, Carrothers TJ(1998) Full-scale evaluation of *in situ* cometabolic degradation of trichloroethylene in groundwater through toluene injection. *Environ. Sci. Technol.* **32**:88-100.
  31. Middeldorp PJM, Luijten MLGC, Van de Pas BA, Van Eekert MHA, Kengen SWM, Schraa G, Stams AJM (1999) Anaerobic microbial reductive dehalogenation of chlorinated ethenes. *Biorem. J.* **3**:151-169.
  32. Middeldorp PJ, Van Aalst MA, Rijnaarts HHM, Stams FJM, De Kreuk HF, Schraa G, Bosma TNP(1998) Stimulation of reductive dechlorination for *in situ* bioremediation of a soil contaminated with chlorinated ethenes. *Wat. Sci. Tech.* **37**:105-110.
  33. Miller ME, Mosteller DC, Bourquin AW, Reardon KF, Desilets BK, Johnson EM, Dumont D, Picard MP, Hines Jr. RD, Kilkenny ST(1997) Bioreactor treatment of MTBE and TCE in contaminated groundwater. In: *In situ* and on-site bioremediation: Volume 5. pp.89-94. Battelle Press.
  34. Munakata-Marr J, McCarty PL, Shields MS, Reagin M, Francesconi SC(1996) Enhancement of trichloroethylene degradation in aquifer microcosms bioaugmented with wild type and genetically altered *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* G4 and PR1. *Environ. Sci. Technol.* **30**:2045-2052.
  35. Narayanan M, Davis LC, Erickson LE(1995) Fate of volatile chlorinated organic compounds in a laboratory chamber with alfalfa plants. *Environ. Sci. Technol.* **29**:2437-2444.
  36. Nelson M, Montgomery S, Mahaffey W, Pritchard PH(1987) Biodegradation of trichloroethylene and involvement of an aromatic biodegradative pathway. *Appl. Environ. Microbiol.* **53**:949-954.
  37. Newman LA, Wang X, Muiznieks IA, Ekuan G, Ruszaj M, Cortellucci R, Domroes D, Karscig G, Newman T, Crampton RS, Hashmonay RA, Yost MG, Heilman PE, Duffy J, Gordon MP, Strand SE(1999) Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study. *Environ. Sci. Technol.* **33**:2257-2265.
  38. Nyer EK(1998) Groundwater and soil bioremediation: practical methods and strategies. Sleeping Bear Press.
  39. Palumbo AV, Scarborough SP, Pffiffer SM, Phelps TJ(1995) Influence of nitrogen and phosphorus on the *in situ* bioremediation of trichloroethylene. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **51/52**:635-647.
  40. Parvatiyar MG, Govind R, Bishop DF(1995) Treatment of trichloroethylene(TCE) in a membrane biofilter. *Biotech. Bioeng.* **50**:57-64.
  41. Prakash SM, Gupta SK(2000) Biodegradation of tetrachloroethylene in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Biores. Technol.* **72**:47-54.
  42. Rothmel RK, Peters RW, Martin ES, Deflaun MF(1998) Surfactant foam/bioaugmentation technology for *in situ* treatment of TCE-DNAPLs. *Environ. Sci. Technol.* **32**:1667-1675.
  43. Russell HH, Matthews JE, Sewell GW(1992) TCE removal from contaminated soil and ground water.

- EPA/540/S-92/002.
44. Sims JL, Suflita JM, Russell HH(1992) *In-situ* bioremediation of contaminated ground water. EPA/540/S-92/003.
  45. Spain J(1997) Synthetic chemicals with potential for natural attenuation. *Biorem. J.* **1**:1-9.
  46. Steffan RJ, Sperry KL, Walsh MT, Vainberg S, Condee CW(1999) Field-scale evaluation of *in situ* bioaugmentation for remediation of chlorinated solvents in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* **33**:2771-2781.
  47. Sturchio NC, Clausen JL, Heraty LJ, Huang L, Holt BD, Abrajano Jr. TA (1998) Chlorine isotope investigation of natural attenuation of trichloroethene in an aerobic aquifer. *Environ. Sci. Technol.* **32**:3037-3042.
  48. Sukesan S, Watwood ME(1997) Continuous vapor-phase trichloroethylene biofiltration using hydrocarbon-enriched compost as filtration matrix. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **48**:671-676.
  49. Sun AK, Wood TK(1996) Trichloroethylene degradation and mineralization by pseudomonads and *Methylosinus trichosporium* OB3b. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **45**: 248-256.
  50. Sun AK, Wood TK(1997) Trichloroethylene mineralization in a fixed-film bioreactor using a pure culture expressing constitutively toluene *ortho*-monooxygenase. *Biotechnol. Bioeng.* **55**:674-685.
  51. Thomas JM, Ward CH(1989) *In situ* bioremediation of organic contaminants in the subsurface. *Environ. Sci. Technol.* **23**:760-766.
  52. Tschantz MF, Bowman JP, Donaldson TL, Bienkowski PR, Strong-Gunderson JM, Palumbo AV, Herbes SE, Saylor GS(1995) Methanotrophic TCE biodegradation in a multi-stage bioreactor. *Environ. Sci. Technol.* **29**:2073-2082.
  53. US EPA(1992) Survey of materials-handling technology used at hazardous waste sites. EPA/540/2-91/010.
  54. US EPA(1996) Ground water cleanup at Superfund sites. EPA/540/K-96/008.
  55. Van Agteren MH, Keuning S, Janssen DB(1998) Handbook on biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds. Kluwer Academic Publishers.
  56. Vogel TM, McCarty PL(1985) Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**:1080-1083.
  57. Wackett LP, Gibson DT(1988) Degradation of trichloroethylene by toluene dioxygenase in whole-cell studies with *Pseudomonas putida* F1. *Appl. Environ. Microbiol.* **54**:1703-1708.
  58. Westerick JJ, Mello JW, Thomas RF(1984) The groundwater supply survey. *J. Am. Water Works Assoc.* **76**:52-59.
  59. Wu WM, Nye J, Jain MK, Kickey RF(1998) Anaerobic dechlorination of trichloroethylene(TCE) to ethylene using complex organic materials. *Wat. Res.* **32**:1445-1454.
  60. Yoon IJ, Jeong J, Kim BG(1996) Purification of contaminated groundwater by membrane technology. KR-96(B)-20.