

오염 지하수층의 미생물학적 복원 기술

BIOLOGICAL REMEDIATION OF CONTAMINATED AQUIFER

국립환경연구원 특정폐기물연구담당관

배 우 근

Abstract

The contamination of soil and groundwater by leachate from improperly managed landfills, or by chemicals and gasoline leaked from underground storage tanks has become a serious worldwide environmental problem. Most of those contaminants are adsorptive and absorptive into soil, while they are hardly soluble in water. Thus, the rate of self purification is very slow, causing persistent problems in water use and environmental protection when the contamination is left untreated.

Biological remediation technologies utilize the extraordinary capability of microorganisms in degrading a wide spectrum of organic compounds. Among them, an *in situ* bioremediation technology involves injection of supplementary materials into the subsurface in order to bring about a significant increase in the microbial activity. The increased microbial activity helps remove the pollutants *in situ*, that is, without digging out contaminants, soil, or water. This paper focused on the features, possibilities, and limitations of the bioremediation technology.

1. 서 언

유해폐기물의 부적절한 매립이나 지하저장탱크 누출로 인한 토양 및 지하수오염이 전 세계적으로 커다란 관심사가 되고 있다. 오염물질은 유기용매, 농약, 연료유, 방사능물질 등으로 다양한데, 미국에서의 조사결과에 의하면 발생빈도 면에서 유기용매, 농약, 연료유 등 탄화수소류에 의한 오염이 주종을 이루고 있

다.(Rittmann, 1991).

상기 탄화수소류의 오염물질들은 대부분 인체 및 생물에 대한 유해성을 나타내는 데 특히 유기용매와 농약은 고농도에서 거의 모두 급성독성을 나타내고 저농도에서도 장기폭로의 경우 발암, 유전자변이, 기형아 출산, 혹은 기타 질병의 원인물질로 되는 경우가 많다.(WHO, 1984). 연료유에 의한 지하수오염은 주로 주유소의 지하 저장탱크 누출에 의해 발생하는데, 연료유는 유해한 방향족 탄화수소를 약 10% 함유하고 있을 뿐 아니라(Rittmann, 1991) 연료유로 오염된 물은 저농도에서도 맛과 냄새를 띠게 되어 음용수로의 사용이 부적합하게 된다.

탄화수소류로 오염된 토양과 지하수는 쉽게 자정(自淨)되지 않는다. 땅속으로 스며든 탄화수소류는 토양입자에 흡착하거나 토양입자 사이의 공간에 흡수되기 쉬운 반면 물에는 잘 녹지 않는 성질을 가지고 있기 때문이다. 더우기, 오염물질이 위치한 지중환경이 다량의 미생물이 자연발생적으로 서식하기에는 부적합하여 한번 오염이 발생하면 자정작용에 의한 정화는 거의 기대하기 어렵고 따라서 방지되는 경우 이로 인한 환경위해는 오랜 기간에 걸쳐 지속하게 된다.

오염 지하수층의 미생물학적 복원기술은 미생물의 탁월한 유기물 분해 능력을 공학적으로 이용하여 오염물질들을 원천적으로 제거하는 기술이다. 이 중 특히 생물학적 지중처리(*in situ biological treatment*)는 오염물질이 위치한 지중에 미생물을 투입·증식시키므로써 땅을 파지않고 오염물질만을 효과적으로 제거하는 신기술이다. 본 고에서는 생물학적 지중처리기술의 특징, 가능성 및 제약 등을 문헌연구 및 실험을 통해 소개하였다.

2. 오염물질의 지중 이동

불량매립지 혹은 지하저장탱크로부터 누출된 유기화학물질등의 오염물질은 지중의 토양, 물, 대기와 접촉하면서 주변으로 확산된다. 이들 오염물질은 일부 대기로 휘산되며 나머지는 중력이나 우수등의 침투에 이끌려 서서히 하부로 이동하여 지하수면에 도달한다.(그림 1 참조).

지하수에 도달한 오염물질은 물질의 비중에 따라 이동경로가 달라지는데 벤젠, 톨루엔, 크실렌, 기타 탄화수소류등 물보다 가벼운 것들은 지하수면에 부유한다. 물보다 가벼운 물질이 한데 모여 주변과 분리된 상(phase)을 형성할 때 이를 Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL)라 부른다. LNAPL은 포화지하수대(saturated

zone)와 불포화대(unsaturated zone)의 경계면을 따라 넓게 확산하며 LNAPL 상부는 불포화대 내의 대기와 접하여 휘발하고 LNAPL 하부는 지하수면과 접하여 물속으로 용해, 확산한다. LNAPL은 이동과정에서 토양과 접촉하므로 토양입자에도 흡착하게 되는데 이 때문에 LNAPL은 토양입자, 지하수 및 토양내 대기와 상호반응하는 복잡한 이동기전을 갖게 된다. 또한 지하수면은 연중 변동하게 되므로 LNAPL도 상하로 움직이게 되며 이로 인해 LNAPL 일부가 토양입자에 포획되어 다수의 Residuals(소규모 LNAPL)를 형성한다. 이 Residuals가 LNAPL의 휘발 및 용해의 속도를 증가 시키게 된다.

한편 물보다 무거운 할로겐화 탄화수소류는 계속 지하수대 하부로 이동하여 불투수층 상부에 고이게 되는데 이것을 Dense Non-Aqueous Phase Liquid (DNAPL)라 한다. DNAPL 역시 지하수에 용해, 확산하거나 토양입자에 흡착하게 되지만 대기와의 접촉이 없으므로 휘발하는 양은 적다.

이상에서 살펴 본 바와 같이 불량매립지등에서 누출된 오염물질은 토양, 지하수 및 대기등 여러경로의 환경과 접촉하면서 NAPL상태, 기체상태, 용해상태, 토양에의 흡착상태등 여러 형태로 존재하게 되는데 이러한 모든 형태의 오염물질이 정화대상 이 된다.

3. 정화기술

오염토양 및 지하수 정화기술들은 크게 오염물질을 고립시켜 이동을 막는 방법(containment)과 오염물질을 처리하는 방법으로 나눌 수 있다. 후자는 다시 오염물질을 오염지역으로 부터 지상으로 끌어내어 처리하는 방법(aboveground treatment)과 오염물질을 본래의 위치에 둔채로 처리하는 지중처리방법(*in situ* treatment)으로 구분되다.(김 등, 1988; Canter, 1989; Bower et al., 1988; Thomas et al., 1987; Rogoshewski, 1983).

고립방법은 오염물질이 지하수의 이동에 의해 주변으로 확산되는 것을 막는 방법으로서 오염지역 주위에 불투수대를 조성하는 차폐방법(physical barriers)과 hydrodynamic control 을 통하여 지하수의 흐름을 차단하는 방법이 대표적이다. 이들 방법은 오염물질을 근본적으로 제거하는 것이 아니므로 영구처리법으로 보기 어려우나 비교적 비용이 저렴하고 타 방법과 적용 할 수 있는 장점이 있다.

오염물질을 밖으로 끌어 내어 처리하는 방법으로는 굴착제거방법(excavation), 양수후 지상처리방법(pump and treat), 공기 혹은 스팀을 이용한 stripping 방법,

진공추출방법 등이 있다. 이중 굴착제거 방법은 확실하고 간단한 방법이나 처리비용이 고가이고 파낸 흙과 물을 다시 처리하여야 하는 단점이 있다. 양수후 지상에서 처리하는 방법은 용해성 오염물질에는 매우 효과적이거나 탄화수소류와 같은 불용성 물질에 대해서는 매우 비 효율적이다. 이에 반해 stripping 방법과 진공 추출 방법은 탄화수소류와 같은 불용성이면서 휘발성인 물질에 대단히 효과적이다.

한편, 지중처리법(*in situ treatment*)은 미생물과 영양소를 오염지역에 주입하는 생물학적 처리방법과 반응물질을 주입하여 오염물을 산화, 환원, 또는 중화처리하는 화학적 방법을 포함한다. 지중처리법은 많은 경우 매우 경제적이고 효과적이거나 처리수단을 지중에 투입하여야 하는 어려움 때문에 처리가 가능한 오염물의 종류가 제한을 받고 있고 이를 극복하려는 연구가 현재 많이 진행되고 있다.

불량처분지의 정화기술들은 개발의 역사가 짧고 아직 시험단계에 있는 것들이 많으며 대체로 정화비용이 많이 든다. 우리나라에 이러한 기술을 도입하는 경우 기술이 외국에서 이미 실용화 되어 그 효용성이 입증 되었거나 그 가능성이 매우 높은 기술에 우선권을 두어야 할 것이다. 본고에서는 상기 처리기술들 중에서 현재 신기술로서 많은 관심을 모으고 있는 생물학적 지중처리에 대해 중점적으로 고찰하였다.

4. 생물학적 지중처리 (*In Situ Biological Treatment*)

가. 개요

이 기술은 오염된 지하수층에 미생물 성장에 필요한 영양소를 주입하여 지중에 생물활성대(Biologically Active Zone, BAZ)를 형성하여 오염물질을 제거하는 기술이다 (배, 1991; Rittmann et al., 1988; Thomas et al., 1987). 생물학적 지중처리 방식을 사용하기 위하여는 우선 오염물질이 미생물에 의해 분해가능 하여야 하며 또 지중에서 미생물이 성장할 수 있는 환경조건이 부여 되어야 한다.

미생물 성장을 위한 환경조건은 영양소, pH, 온도 등 미생물 성장에 관여하는 일반적인 조건들이 포함되는데 지중처리의 경우 주로 영양소의 공급이 문제가 된다. 오염지역 지중에서 결핍되기 쉬운 주요 영양소는 질소, 인, 산소원 등이며 때로 분해성 유기물의 보충을 필요로 한다. 이와 함께 오염물질을 분해할 수 있는 미생물이 존재해야 하며 자생적인 미생물이 없을때는 분해능력이 있는 미생물을 주입할 필요가 있다.

생물학적 지중처리 방식은 오염물질을 지상으로 끌어낼 필요가 없기 때문에 그만

급 경제적이거나 처리가 미생물의 분해능력에만 의존하므로 처리가능물질에 제약을 받는 단점이 있다.

생물학적 지중처리 방식은 오염물질이 인료유등 비교적 생물분해가 쉬운 경우에 성공적으로 적용된 경우가 많으며 (Rittmann et al., 1991; Thomas et al., 1987; Yaniga and Smith, 1985) 난분해성의 물질들에 대해서는 아직 적용시험 혹은 연구개발 단계에 있다.

나. 지중처리 System

영양물질을 주입하여 오염지역의 지하수층에 부착미생물(biofilm) 상태의 생물활성대(BAZ)를 형성한 후 오염물질이 BAZ를 통과하면서 분해되게 한다. 효과적인 분해가 일어나도록 하기 위하여는 오염물질 plume이 BAZ와 충분한 시간동안 접촉하여야 하며 이 때문에 생물학적 지중처리에서는 지하수 흐름의 조절이 무엇보다도 중요하다.

오염물질의 분해속도(kinetics)와 처리목표에 따라 여러형태의 처리시스템 설계가 가능하며 몇가지 예를 그림 2에 나타 내었다.

Scheme 1은 plume 하류에 선상의 BAZ를 배치하는 방식으로 오염물질이 BAZ를 통과하면서 제거된다. 자연적인 지하수의 흐름을 이용하므로 작업시행이 간단하고 경제적이거나 plume이 BAZ를 통과하지 않고 우회 할 수 있는 단점이 있다. 특히 BAZ에 미생물의 농도가 높아져서 토양공극의 폐쇄현상(clogging)이 발생하면 이방법이 성공하기 어렵다.

Scheme 2는 Scheme 1의 단점을 보완한 것으로 중앙에 양수정을 두고 오염지역 주변에 주입정을 배치하여 환상의 BAZ를 형성시키고 아울러 지하수의 흐름을 고정시킨 방식이다. 이 방식은 BAZ가 분산되어 그만큼 clogging이 줄어들고, 양수정에서 뽑아올린 물을 주입정에 재순환시켜 오염물질이 폐쇄순환계(closed system)내에 머물도록 하므로써 오염의 확산을 방지하며, 또한 양수된 오염수에 대해서는 지상처리를 병행할 수 있다.

그림 3은 그림 2 중 Scheme 2의 변형으로 주입정 대신 침투상(infiltration gallery)을 두어 영양물질을 함유한 물이 침투상에 스며들도록 하는 방식이다. 침투상 방식은 오염물이 LNAPL을 형성하여 지하수면에 부유하여 있는 경우에 이상적으로 사용될 수 있으며 또한 불포화대(unsaturated zone) 내의 토양에 흡착 또는 부착

되어 있거나 혹은 가스상으로 존재하는 오염물질도 제거할 수 있는 장점이 있다.

5. 생물학적 지중처리 실험

가. 실험의 개요

생물학적 지중처리기술에 관심을 갖기 시작한 사람들의 가장 큰 궁금증은 과연 지중에 생물활성대(BAZ)를 형성 시킬수있는지, 그리고 그 BAZ에서 오염물질이 제거 되는지 하는 것들일 것이다. 본 실험에서는 현장조건을 단순화 시켜 다공질 매체를 채운 유리관 반응기(column reactor)를 제작한후 외부에서 산소원으로 질산염을 주입할때 여하히 BAZ가 형성되는지를 관찰하고 이와 함께 반응기 내의 분해성 유기물의 농도 변화를 조사하였다. 또한, 난분해성 용매인 할로겐화탄화수소 6종류물 첨가하여 이들 오염물질의 분해 정도 및 분해에 관여하는 영향인자에 대해 조사하였다.

나. 장치 및 방법

1) 실험장치

관경 2.5 cm, 길이 22.5 cm의 유리관 반응기를 제작하여 직경 3 mm의 유리구슬을 공극비 0.4가 되도록 충전하였다.(그림 4-a). 반응기에는 한개의 질산염 주입공을 두었으며, 주입 질산염이 유리관 단면에 균일하게 분산되도록 직경 0.1 mm의 미세한 구멍이 총 52개 돌린 3개의 주입바늘을 방사형으로 배치하였다. 주입공 전후에 유리관의 길이 방향으로 2.5 cm마다 시료채취공을 배치하였다. 전체적인 실험 장치도는 그림 4-b에 보인 바와 같다.

2) 기질의 조성 및 실험대상 유해물질

기질의 인산염 및 영양염류 농도는 다음과 같았다 (mg/L): KH_2PO_4 , 170; K_2HPO_4 , 109; Na_2HPO_4 , 89; NH_4Cl , 3.4; MgSO_4 , 11; CaCl_2 , 28; FeCl_3 , 0.15. 분해성 유기물로는 초산염(acetate: CH_3COO^-)을 사용했는데 그 농도는 용존유기탄소(Soluble Organic Carbon, SOC)로 7.5 mg/L이었다. 산소원으로는 질산염(NO_3^-)을 사용하였다.

난분해성 유해물질의 생물학적 제거실험에는 6개의 할로겐화 탄화수소가 사용되었다. 즉 사염화탄소(CTC), 브로모폼(BF), 1,1,1-트리클로로에탄(1,1,1-TCA), 디브로모에탄(EDB), 트리클로로에틸렌(TCE) 및 테트라클로로에틸렌(TeCE)을 100 $\mu\text{g/L}$

내외의 농도로 유입기질에 용해시켰다. 각각에 대한 유입농도의 실측치는 Bae 등 (1991)의 보고서에 나타났다.

3) 실험 수행 방법

지하수에서 분리한 탈질 박테리아로 반응기를 inoculate한 후 초산염을 함유한 무산소(anoxic) 기질을 연속적으로 유입시켰다. 반응기 내의 표면유속(superficial flow velocity = 유량/유리관 단면적)은 0.1 cm/min.이었다. 생물활성대가 완전히 형성되고 미생물의 기질계거 활동이 정상상태(steady state)에 도달하였을 때 초산염 및 질산염의 반응기내 농도를 측정했다.

생물활성대가 완전히 형성되었을때 유해물질 제거실험을 수행하였다. 유해물질과 생물활성대간의 접촉시간의 영향을 검토하기 위해 표 1에 보인 바와 같이 유입수의 반응기내 유속을 변화시켜가며 실험하였다. 표 1에서의 접촉시간은 생물활성대의 길이를 12.5cm로 보고 계산한 것이다.

Table 1. Flow Velocities and BAZ Contact Times

Run	Superficial flow velocity (cm/min.)	Contact time (min.)
a	0.1	50
b	0.04	125
c	0.01	500
d	0.1	50

4) 시료채취 및 분석

생물활성대 실험에서 SOC 및 NO₃⁻ 측정을 위한 시료는 시료채취공, 유출수 및 유입수에 대해 유리관 반응기의 하류쪽 채취지점에서부터 시작하여 상류로 거슬러 올라가며 채취하였다.

SOC 농도는 기질에 ¹⁴C-acetate를 미량 첨가한후 동위원소(¹⁴C)의 농도변화를 측정하는 방법을 써서 간접적으로 측정 하였다. 할로겐화 탄화수소류는 dodecane으로 추출한 후 electron capture detector (ECD)가 장착된 가스 크로마토그래프(Hewlett-Packard, Model 5710A)를 써서 농도를 측정하였다. 이때 사용된 분리칼럼의 충전제는 60/80 Carbopack B, 0.1% sp-1000 이었다.

다. 결과 및 고찰

1) 생물활성대 실험

실험개시 수주후에 NO_3^- 주입공 부근 및 그 하류에 생물활성대가 형성된 것을 뚜렷이 관찰할 수 있었다. 실험종료후 반응기를 해체하여 조사해 본 결과 미생물 농도는 주입공 부근에서 최고치를 이루었으며 하류로 갈수록 처음은 급격히 감소하다가 점차 서서히 줄어들었다. 미생물은 유리구슬의 표면에 부착하여 생물막(biofilm)을 형성하고 있는 것이 현미경 관찰에 의해 확인되었다. 미생물이 생물막형태로 존재하기 때문에 물의 흐름을 따라 떠내려 가지 않고 안정된 생물활성대를 형성하였다.

반응기 내에서의 기질의 농도를 그림 5에 나타냈다. 유기물(SOC)은 NO_3^- 의 공급이 없는 유리관 유입부에서는 농도에 거의 변화가 없다가 NO_3^- 주입공하류 즉 생물활성대가 형성된 곳에서 빠른 속도로 감소하여 유리관반응기의 유출부에서는 거의 완전히 분해되었다. 이때 유기물과 질산염은 미생물에 의해 정량적(stoichiometric)으로 이용되었으며 상호 이용비율은 $0.67 \text{ mg-NO}_3^- \text{-N/mg-SOC}$ 이었다. 본 실험의 결과는 다공 매체에 부착미생물로된 BAZ를 형성시킬 수 있고 이 BAZ가 유기물을 분해할 수 있으며 또 오염지하수의 지중처리에서 산소원의 공급이 갖는 중요성을 보여주고 있다.

2) 할로겐화 탄화수소의 생물분해

6종류의 halogenated aliphatics에 대한 제거실험결과를 SOC 농도와 함께 그림 6에 표시하였다. 물질의 농도는 NO_3^- 주입 직상류에서 실측한 농도에 대한 백분율로 표시되었다. 반응기내의 유속이 빠른 Run-a의 경우(그림 6-a)는 유해물질중 사염화탄소(CTC)만이 상당한 제거율(28%)을 보였으며 나머지 유해물질들은 2% 미만의 감소율을 나타냈다. TeCE의 경우 20 cm 지점 시료채취공에서의 갑작스런 감소도 시료채취 및 시험분석상의 오차에서 기인된 것으로 판단된다. 유해물질들의 분석 정도를 감안할 때 2% 미만의 감소는 실험오차의 범위를 넘지 않는 것으로 판단되었다.

유속을 2.5배 느리게 한 Run-b 실험에서는(그림 6-b) 사염화탄소 제거율이 한층 높아졌다(57%). 뿐만 아니라 1,1,1-TCA를 제외한 나머지 유해물질들로 15~20%의 제거율을 보였다. 1,1,1-TCA는 10% 내외의 가장 낮은 제거율을 나타내었다.

실험에 사용된 유해물질들은 물과의 친화성이 적고(hydrophobic) 휘발성이 높은(volatile) 물질이기 때문에 미생물 분해 이외의 다른 기전에 의해서도 감소될 수 있는 성질이 있다. 즉 미생물에의 흡착 또는 반응기 외부(또는 발생 N_2 가스)로의 기화 등에 의한 감소도 가능하다. 그러나 본 실험에서 관찰된 유해물질의 제거는 미생물의 대사작용에 의한 것임이 다른 실험에 의해 확인되었다.(Bae et al., 1991).

그림 6-c는 Run-c의 결과로서 Run-a에 비해 유속을 10배 느리게한 실험결과이다. 사업화탄소는 53 $\mu\text{g}/\text{L}$ 에서 3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 로 감소하여 94%의 제거율을 보였고 1,1,1-TCA를 제외한 기타 유해물질도 제거율이 증가 하였다(TeCE 약 50%; BF 약 30%; TCE 15~30%; EDB 약 20%). 1,1,1-TCA는 여전히 가장 낮은 제거율(약 10%)을 보여 Run-b에서와 비슷한 수준이었다.

한편, 그림 6-d는 Run-d로부터 얻은 결과로서 Run a와 같은 유속에서 실험한 것이다. 유해물질의 제거 양상은 Run-a의 결과와 매우 유사하여 사업화탄소만이 의미 있는 제거율을 보이고 그의 유해물질들은 거의 제거되지 않았다. 그러므로 Run-a 에서 Run-c로 갈수록 유해물질의 제거율이 증가한 것은 순전히 미생물과 유해물질의 접촉시간 증가에서 비롯된 것임을 알 수 있다.

그림 6에서 유해물질들은 질산염의 주입 직하류(7.5-15 cm 구간)에서 대부분이 제거되고 있다. 이러한 경향은 유기물(SOC)의 감소경향과 완전히 일치하고있다. 즉 유기물의 농도가 높아 미생물의 분해 활동이 왕성한 질산염주입공 직하류에서는 유해물질이 비교적 빠른 속도로 감소되고 있는 반면 유기물이 소진된 하류에서는 유해물질도 더이상 제거되지 않고있다. 이 결과는 미생물은 난분해성의 유해물질만 존재하는 경우는 이를 처리할 수 없고 분해가 용이한 다른 유기물이 함께 있어서 BAZ가 형성될때 비로소 처리기능을 발휘함을 말해준다.

본 실험 결과는 시험된 모든 할로겐화 탄화수소가 적절한 조건하에서 탈질 미생물에 의해 분해될 수 있음을 보여주고 있다. 특히 유해물질의 제거정도와 접촉시간의 관계를 정량적으로 규명함으로써 유해물질의 생물학적 제거에 관여하는 kinetic parameter들을 보다 정확하게 구할 수 있게 하였다.

6. 생물학적 지중처리기술의 향후과제

생물학적 지중처리가 지상처리에 비해 경제적이서 장래에 매우 유력한 처리법으로 활용될 수 있을 것으로 기대되지만 이 기술의 효용성을 높이기 위해서 계속 연구 개발되어야 할 과제들이 있다.

우선 생물분해의 속도에 관한 문제이다. 오염물질의 분해속도가 느리면 기술의 효용성이 감소될 뿐 아니라 심한경우 미생물이 생존에 필요한 에너지를 확보하지 못하여 사멸하게 된다. 오염물질의 분해속도가 느리게 되는 이유로는 우선 유해 물질을 분해할 수 있는 능력을 갖춘 미생물의 종(種)이 제한 되어 있는 점을 들 수 있다. 이의 해결을 위해서는 특별한 능력을 갖는 미생물을 찾아내어 배양하고 또 이들이 갖는 특정 유전정보를 다른 미생물에 전파하는 기술의 개발이 필요하다.

유기물의 농도가 매우 낮거나 물질이 독성을 띌때도 분해 및 성장속도가 둔화된

다. 이 경우는 위의 실험에서 본 바와 같이 오염지역에 분해성 유기물(primary substrate)을 공급하여 미생물을 성장 시킨 후 이 미생물이 유해물질(secondary substrate)을 cometabolize 하계하는 기법을 쓸 수 있다. Cometabolism 작용의 효과적인 활용을 위해서는 주어진 유해물질에 적합한 primary substrate를 찾아야 하는데 이분야의 연구는 아직 시작 단계에 있다.

생물학적 지중처리의 효용성을 제한하는 두번째 요인으로 다양한 유해물질이 복합적으로 존재하는 경우를 들 수 있다. 물질에 따라 분해 미생물의 종류나 적합한 환경조건(즉 호기성, 혐기성 등)이 다른 경우가 많은데 실제처리에서 이문제를 어떻게 극복하느냐 하는것이다.

세번째는 생물분해시 유해한 대사 중간물질을 생산할 가능성이 있는 점이다. 예로 PCE의 혐기성 분해과정에서 vinyl chloride가 생성되는데 이 물질은 PCE보다 발암성이 더 높다.(WHO, 1984). 각종 유해화학물질에 대한 생물분해 기전이 충분히 알려져 있지 않은 상태이므로 분해과정에서 생겨나는 각종 대사 중간물질의 종류, 량, 유해성등에 대한 정보도 매우 부족한 실정이며 따라서 이들 대사물질의 완전 분해가 과제로 남아 있다.

그외 NAPL 상태로 있는 유해물질의 분해, 미생물에 의한 토양공극의 폐쇄 현상 및 이에 대한 대책, 그리고 지질구조의 Non-ideality를 고려한 합리적인 처리시스템 설계기술 등도 생물학적 지중처리기술의 발전을 위해 연구되어야 할 과제들이다.

7. 결 언

유해폐기물이나 화학물질 혹은 유류등에 의한 토양 및 지하수의 오염은 수자원 이용에 큰 손실을 끼칠 뿐 아니라 유해물질의 확산을 초래하여 심각한 환경문제를 야기하게 된다. 대부분의 유해물질은 난분해성으로서 지중에서 오랜기간 지속하는 성질을 가지며 또 토양, 지하수, 토양내 대기와 복잡하게 상호작용하면서 이동하여 이의 처리가 매우 어렵게 된다.

오염의 정화 방법으로는 고립방법(containment), 지상처리방법(aboveground treatment), 지중처리방법(in situ treatment) 등이 소개되어 있다. 이 중 생물학적 지중처리방법은 오염토양이나 지하수를 지상으로 끌어낼 필요없이 오염물질이 위치한 지중에 미생물을 직접 투입·증식시킴으로서 오염물질만을 효과적으로 제거하는 신기술로서 향후 많은 발전과 활용이 기대되는 기술이다.

일반적으로 불량매립지의 정화에는 엄청난 처리비용이 소요될 뿐만아니라 기술적으로도 완전한 처리를 보장하기 어려운 경우가 허다하다. 그러므로 오염지역의 정화를 위한 기술의 개발은 부득이하지만 이에 앞서 유해폐기물 및 화학물질의 올바른 관리 및 처분으로 환경오염을 예방하는 것이 무엇보다도 중요하다 하겠다.

8. 참고 문헌

김 이태, 구 자공, 권 혁, "불량 유해폐기물 처분지의 현장 교정책", 대한토목학회지, 36:6, 92-101, 1988.

배우근, "유기성 유해폐기물에 의한 지하수오염의 생물학적 지중처리", 제19회 세계 환경의 날 기념 세미나, 쾌적환경을 위한 폐기물처리와 자원화 기술, 105-122, 1991. 6. 4., 국립환경연구원, 1991.

Bae, W., Odencrantz, J.E., Rittmann, B.E. and Valocchi, A.J., "Transformation kinetics of trace-level halogenated organic contaminants in a biologically active zone (BAZ) induced by nitrate injection", *J. Contaminant Hydrology*, 6, 53-68, 1990.

Bower, E., J. Mercer, M. Kavanaugh, and F. DiGiano, "Coping with groundwater control", *J. Water Pollut. Control Fed.*, 60:8, 1415-1427, 1988.

Canter, L.M., "*In situ* treatment and groundwater control", Presented at AEEP Workshop on Superfund Cleanup—A State-of-the-Art, Purdue University, Lafayette, Indiana, May 8, 1989.

Rittmann, B.E., A.J. Valocchi, J.E. Odencrantz, and W. Bae, *In situ* bioreclamation of contaminated aquifer, Hazardous Waste Research Information Center, Ill. State Water Survey Div., Savoy, Il, HWRIC RR 031, 1988.

Rittmann, B.E., A.J. Valocchi, E. Seagren, C. Ray, and B. Wrenn, A Critical Review of *In Situ* Bioremediation, Environmental Engineering, University of Illinois at Urbana-Champaign, April, 1991.

Rogoshewski, P., H. Bryson, and K. Wagner, Remedial Action Technology for Waste Disposal Sites, Noyes Data Corporation, Park Ridge, N.J., 1983.

Thomas, J.M., M.D. Lee, P.B. Bedient, R.C. Borden, L.W. Canter, and C.H. Ward, Leaking Underground Storage Tanks: Remediation with Emphasis on *In Situ* Biorestitution, EPA/600/2-87/008, USEPA, January, 1987.

Thomas, J.M. and C.H. Ward, "*In situ* biorestitution of organic contaminants in the subsurface", *Environ. Science & Technology*, 23, 760-766, 1989.

WHO, Guidelines for Drinking-Water Quality, Volume 2: Health Criteria and Other Supporting Information, World Health Organization, Geneva, 1984.

Yaniga, P.M. and W. Smith, "Aquifer restoration: *in situ* treatment and removal of organic and inorganic compounds", *Groundwater Contamination and Reclamation*, American Water Resources Association, 149-165, August, 1985.

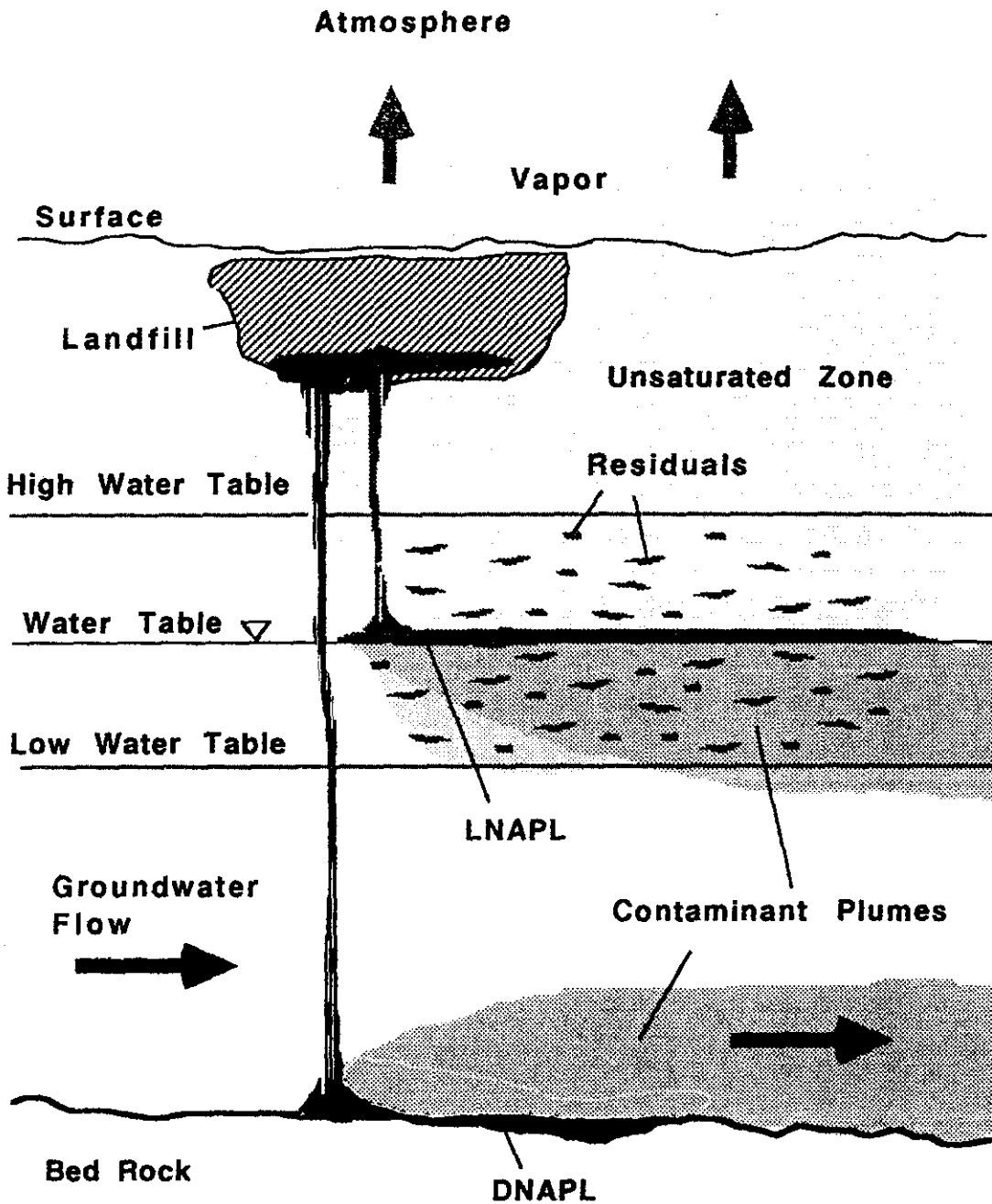
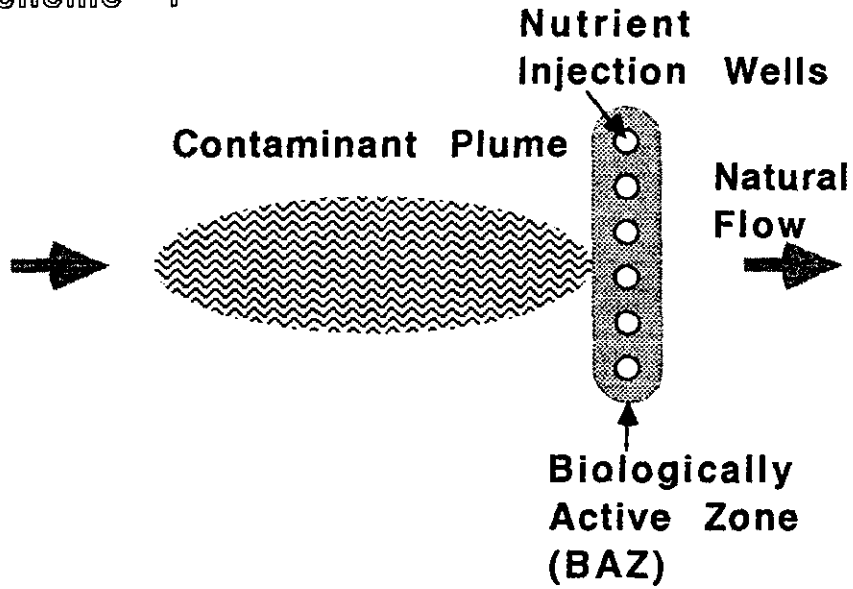


Figure 1. Migration of contaminants in an uncontrolled landfill.

Scheme 1



Scheme 2

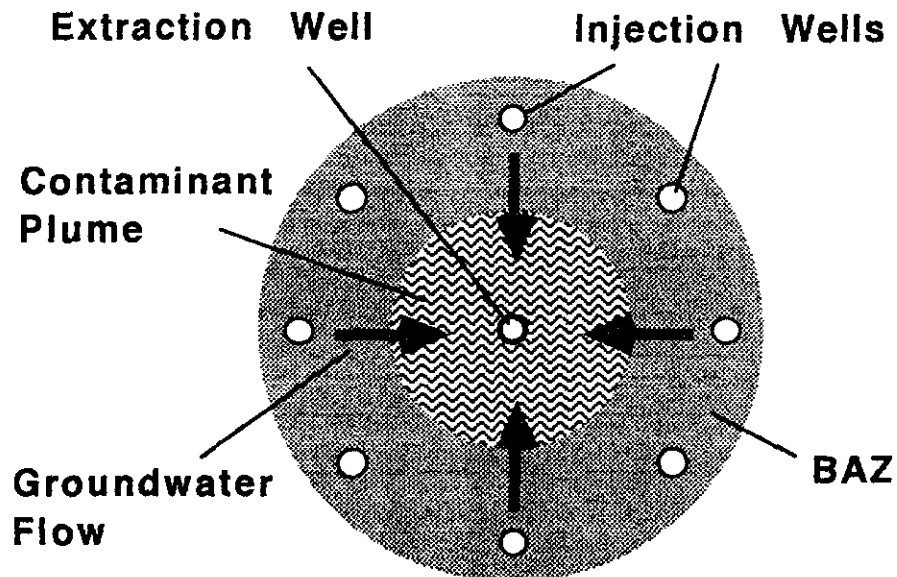


Figure 2. Strategies for the biologically active zone formation.

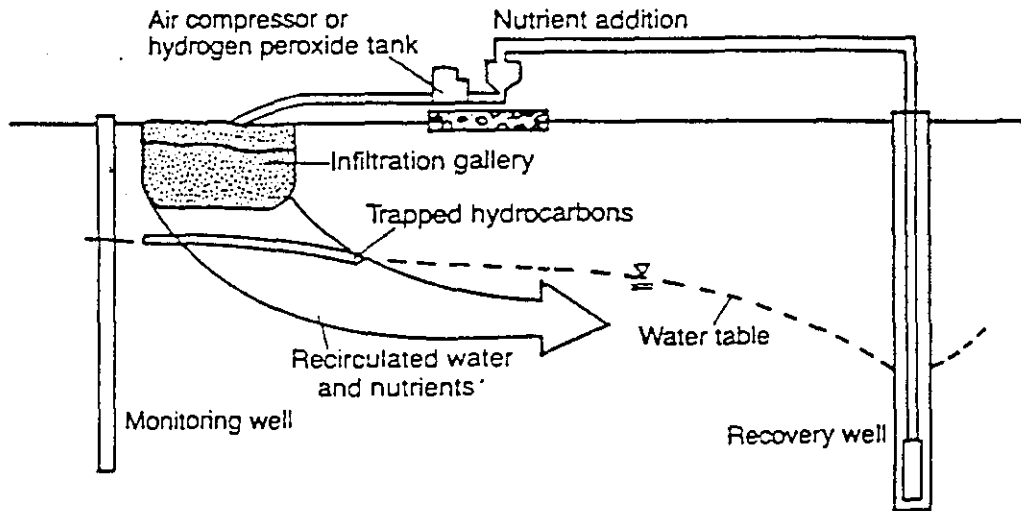
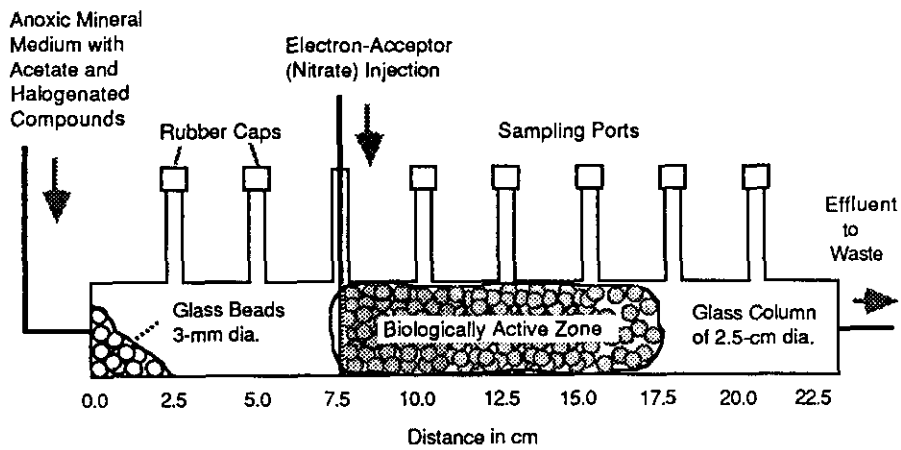
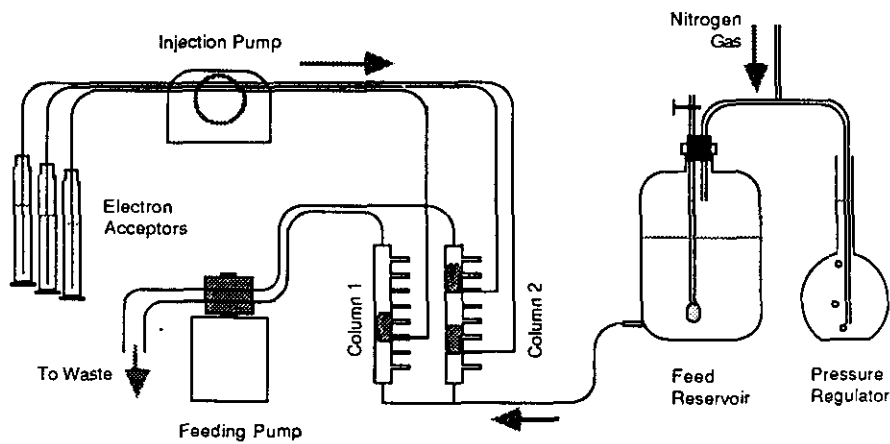


Figure 3. Infiltration gallery for recirculation of water and nutrients.



(a)



(b)

Figure 4. Schematic diagrams of (a) column reactor; and (b) overall experimental set-up for *in situ* bioremediation experiments.

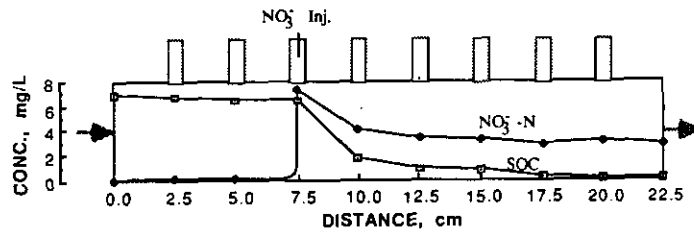


Figure 5. Typical substrate profiles in the column reactor.

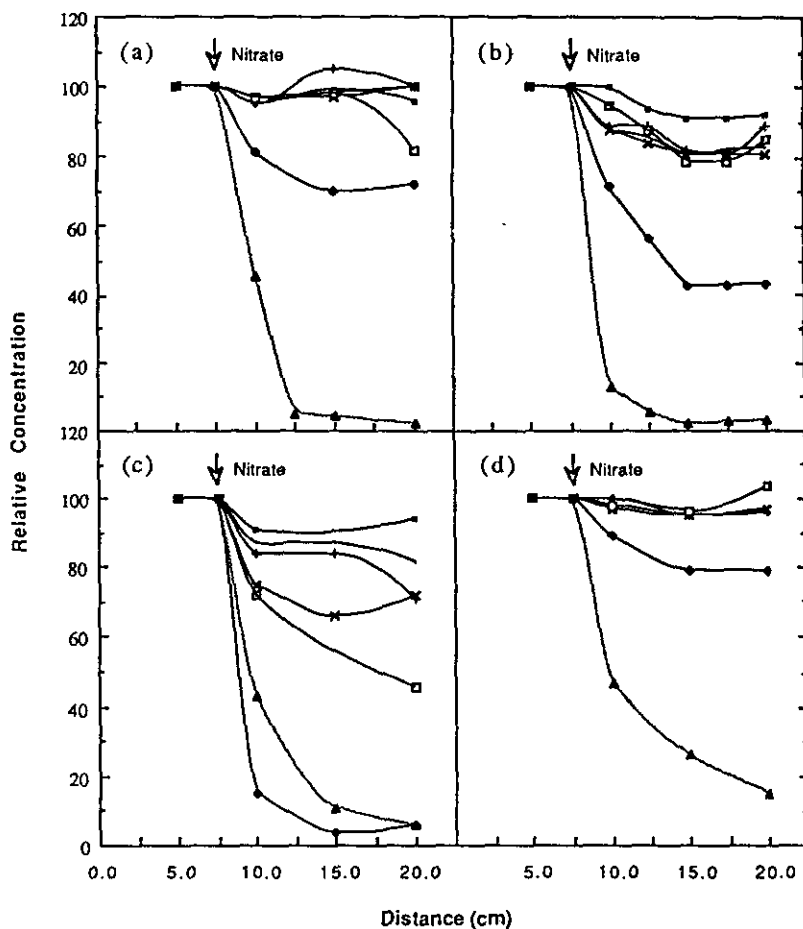


Figure 6. Removal of halogenated aliphatic compounds and SOC in the reactor at given superficial flow velocities: (a) 0.10 cm min^{-1} ; (b) 0.04 cm min^{-1} ; (c) 0.01 cm min^{-1} ; and (d) 0.10 cm min^{-1} . Symbols represent: ■ = 1,1,1-TCA; • = EDB; + = TCE; x = BF; □ = TeCE; ◆ = CTC; and ▲ = SOC.