

# 자연저감능(NA)을 이용한 오염문제부지의 정화

한정상 (연세대학교 지구시스템과학과)

## Remediation of Contaminated Site Problem by Natural Attenuation

Jeongsang Hahn (Dept. of Earth System Sciences, Yonsei University)

### 1. 머릿말

미국은 오염된 토양과 지하수의 정화부지를 다음과 같이 3가지 부류로 구분하여 운영하고 있다.

- NPL site : 국가 우선순위(National Priority List)에 등재되어 있는 오염부지(NPL site)는 EPA가 이를 감독을 하며, 그 수는 현재 약 1,300~2,000여 개소에 이른다. 환경보호국(EPA)은 NPL 부지를 추후 확대시킬 것이라고 했으나, 현재 미의회는 이 목록의 확대에 회의적인 입장이다. 실제로 제104차 미의회는 NPL 부지를 추가로 지정하는 것을 거부하기 위해 소집된 회의였다.
- 연방정부 시설부지 (federal facility site) : 미국 에너지성(DOE)과 국방성(DOD)이 관장하고 있는 연방시설부지로서 EPA는 이들 부지에 대해 매우 제한적으로 관여하고 있다. 이 부류에 속하는 부지의 정화작업은 책임이 있는 연방기구에서 수행하며, 연방정부 시설부지의 수는 현재 NPL 부지보다 많다. 특히 DOE가 관장하는 시설은 방사능 폐기물과 비방사능 유해물질이 혼재되어 있어 기술적으로 이를 정화하는데 상당히 어려움이 있다.
- 민간시설부지 : 주정부가 EPA 혹은 법적 소송에 따른 감리하에 주로 민간 기술용역업체들이 수행하는 모든 정화작업 대상부지이다. 이 부류에 속하는 문제부지들은 NPL 부지나 연방정부 부지보다 다루기가 비교적 용이하기 때문에 그 수는 점차 감소하고 있다고 한다.

상술한 문제부지가 어떤 부류에 속해 있든지 간에 현재 적용하고 있는 법규는 CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act; SARA, Superfund Amendments and Reauthorization Act) 이다.

1993년에 EPA가 발표한 바에 의하면 지하수 오염지역으로서 지정된 NPL 부지는 대개 1,500~3,000개소, 문제 UST 부지는 약 295,000개소, DOD 부지가 20,000개소로서 미국 전역에 약 330,000부지가 정화대상부지로 지정되었거나 지정대상 고려부지이다.

따라서 오염된 부지나 처분장을 정화하는데 앞으로 30년간 약 3,730~17,000억불을 투자해야만 한다 (Russell et al., 1991). 이에 소요되는 예산은 CERCLA나 RCRA (Resources Conservation and Recovery Act)에 의해 규정된 것으로서 이 예산의 대부분은 DOE, DOD, 연방정부기관 및 여러 주정부나 또는 EPA의 감리하에 쓰여진다.

## 2. 미국의 오염토양 지하수의 정화기준과 문제점

미국의 경우 1976년에 자원보전복원법 (RCRA), 1980년에 종합환경응급조치 보상책임법 (CERCLA, 일명 특별기금법)이 제정된 이후 오염된 토양과 지하수를 정화하는 기준으로 다음과 같은 여러 가지의 복잡한 기준을 사용하고 있다.

- 배경농도기준
- 오염물질의 검출한계치 (검출하한치)
- 불검출 (non-detect) 기준
- 현재까지 가장 양호하게 수행된 바 있는 가용한 정화법에서 적용했던 기준
- 유사한 문제지역에서 규제기관들이 과거에 사용했던 기준
- 기존 법률에서 규정하고 있는 각종 기준 (안정 음용수법의 수질기준으로 사용하는 MCL, RCRA의 action level 등)
- 잠재적으로 노출된 개별수용체를 오염으로부터 보호하기 위해 위해성평가를 실시한 후 설정한 정화기준(risk analysis, RBCA등)
- 상술한 기준들의 조합형 등이 있다.

특히 오염지하수는 안정음용수법(SDWA, 42.U.S.C 3009조항)에 명시된 최소한도 MCL을 만족할 수 있는 정화기준이나 농도수준까지 정화해야 한다고 규정하고 있다. 다시 말하면 NPL 부지의 정화기준은 MCL을 만족해야 한다는 뜻이다. 실제로 1987년 10월에서 1991년 9월까지 시행한 정화계획 중 90%는 그 정화목표치가 음용수 수질기준이었다 (MacDonald and Kavanaugh, 1994).

여기에 문제가 있다. 안정음용수법은 수도꼭지에서 흘러나오는 물을 인간이 마시기에 충분히 안전한 물임을 보증하기 위해서 제정된 법이지 유해폐기물 처분장의 오염된 지하수의 정화기준이나 수영장 물의 소독기준을 제공하기 위해서 만든 법이 아니기 때문이다. MCL은 인간이 오염물질에 노출될 때 건강에 위해를 주지 않는 수치적인 한계치를 명시하기 위해서 노출평가를 실시한 다음 산정한 수치이다. 노출평가의 특성상 MCL은 주어진 오염물질의 위해를 과다 계산하고 있다. 왜냐하면 노출평가를 실시해서 위해성을 계산할 때는 1인 1일 물섭취량을 2ℓ, 노출기간을 30년 등으로 과장된 기준을 사용하기 때문이다 (Milloy, 1995).

특히 RCRA나 CERCLA가 제정되었던 시기인 1970년대 후반과 1980년대 초반기는 자연저감능에 대한 과학적인 인식이나 이해가 보편화되지 않았던 시기였다. 따라서 이 시기에 제정된 CERCLA는 인간건강을 보호하기 위해서 오염된 부지를 반드시 정화되어야만 하고 또한 이들 부지는 충분히 정화시킬 수 있다는 가정하에 성안된 법들이다. 뿐만 아니라 정화기술은 추후 혁신적으로 발전하여 법적 요구와 실제 사이의 느슨함을 쇄신시킬 수 있을 것으로 생각하였다. 그러나 CERCLA가 제정된지 20년이 지난 현재 정화효율을 개선시킬 수 있는 혁신적인 기술개발의 마술탄(magic bullet)은 개발되지 않고 있다. 현재도 오염지하수 정화에 가장 문제가 되고 있는 오염지하수의 채수처리법 (pump and treat) 등이 RCRA에 의해 정화과정을 밟고 있는 부지와 NPL site중 75% 이상을 차지하고 있다 (MacDonald and Kavanaugh, 1994). 따라서 추후 30년 동안에도 정화기술은 지난 20여년간 미국이 적용했던 기술보다 월등히 개선, 진척될 것이라고 생각하는 것은 어리석은 일이다 라고 Freeze and Cherry (1989)는 슬회한 바 있다.

분명히 이 시대에 사는 우리들은 깨끗한 대수층을 구입할 수가 없다는 현실을 깨달아야 한다.

- 자연적으로 발생하는 자연저감 작용을 제대로 이해하지 못했고
- 정화기술의 진보에 대해 너무 낙관적으로 생각한데 있다.

자연토양이나 대수층에서 일어나고 있는 자연정화 현상을 보다 소박하게 검토하면 그 자체만으로도 CERCLA의 목표를 성취할 수 있는 방법론이 제시될 것이며, 이와 같은 기작을 이용하면 과학적이거나 인간건강 측면에서 보다 방어할 수 있는 자료제시는 물론 현재 적용하고 있는 공학적인 처리보다 저렴하게 대수층과 지하수를 보호할 수 있을 것이다.

### 3. 자연저감과 위해성 평가를 토대로 한 정화목표기준 (RBCA)

토양이나 지하수를 오염시킨 산업부산물이나 모두 인간건강에 피할 수 없는 악영향을 미치는 시한폭탄이란 생각과 가정은 그릇된 사고방식이다. 그 해답은 지난 20여년간 막대한 자금과 시간을 들여서야 겨우 터득한 선진외국들의 시행착오 과정에서 알려진 지하환경의 자연정화 능력 즉, 오염토양과 대수층의 자연저감능(Natural Attenuation)이 그 대표적인 예라 할 수 있다.

NRC(National Research Council)가 1994년에 발표한 바에 의하면 “오염된 지하수와 토양의 영구적인 정화목표를 충족시킬 수 있는 공학적인 정화방법은 고비용, 저효율적이었을 뿐만 아니라, 몇 개 되지 않는다는 사실을 여러개의 문제부지를 정화처리해 본 후에야 비로소 깨닫게 되었다”고 한다. 또한 Freeze and Cherry (1989)는 정화에 대한 일반적인 경향을 파악하고 다음과 같이 지적한바 있다.

“즉 오염대수층의 정화목표가 음용수 수질기준에 부합되도록 정화코저한 대수층 복원계획은 예외 없이 (모두) 실패하였다. 지난 26년간 정화기술과 정화방법의 진척이 거의 없었기 때문에 20세기는 물론 21세기에도 인공정화의 성공을 기대하기는 어려울 것이다” 라고 슬회하였다.

이와 같이 고비용의 정화방법을 적용토록 한 주된 과학적인 판단은 다음과 같은 애매모호한 가정에 근거를 두고 있다. 즉 토양과 지하수환경내로 유입된 유독성 오염물질은 이를 적절히 정화하지 않는 한 영구적으로 지하환경내에 잔존해 있다는 가설 때문이다.

실제적으로 오염된 토양과 지하수환경으로 유입된 유독성 오염물질은 자연저감이라 불리는 자연적인 자체 정화작용에 의해 현재 적용하고 있는 공학적인 정화법보다 훨씬 효율적으로 정화되고 있다.

현재 미국을 위시한 선진외국들이 오염지하수·토양을 정화할 때 가장 경제적이고, 효율적이면서 환경보호에 기여하는 자연저감기작이 포괄적으로 내재되어 있는 위해성에 근거한 정화목표치 설정에 중점을 두고 있다. 그 대표적인 예가 ASTM의 RBCA(risk based corrective action)이다.

정화의 궁극적인 목적이 적기에 인간건강 위해를 최소화시키기 위함이라면, 부지특성 조사와 정화방법을 결정할 때 건강위해의 감소와 비용사이의 관계를 충분히 고려해야 한다. 비용과 위해감소는 주어진 문제부지를 어느정도까지 깨끗하게 정화하느냐에 따라 좌우되기 때문에 정화목표치는 바로 비용과 위해감소 사이의 관계를 저울질하는 기준이 된다.

그간 선진외국은 정화결정 작업에 관련된 규약을 결정하기 위해 많은 노력을 해온바 있

다. 이들 중에서 가장 괄목할만한 것이 RBCA(위해성을 기초로해서 구한 정화목표치를 설정하고 이에 의거하여 정화를 실시)이다. 모든 문제부지는 부지 나름대로의 고유특성을 가지고 있기 때문에 RBCA는 해당부지의 고유한 토양 및 지하수의 오염특성에 따라서 부지특성 조사와 정화(가용자료를 최대한 활용해서)를 단계적으로 실시하는 방법이다.

초기부지 선별작업(초기부지평가와 분류작업)은 해당 부지가 가지고 있는 고유 특성과 잠재위해성에 따라 개개 부지별로 단계(tiered)적으로 실시한다. 그 결과 가장 낮은 단계에 속하는 문제부지는 위해성이 적고, 반대로 가장 위해성이 큰 부지는 가장 높은 단계로 분류한다. 그런 다음 가장 위해성이 큰 부지에 대해 정화작업을 집중적으로 실시한다.

부지특성 조사는 위해성에 기초한 정화의 필요성을 결정하기 위해 실시하므로 위해성 기초 정화목표치 설정에 필요한 정보만을 수집한다. 그러나 위해가 큰 문제부지에 대해서만 광범위한 정밀부지특성 조사를 실시해야 하나 위해가 적은 문제부지는 광범위한 부지특성 조사를 하지 않기 때문에 이에 소요되는 불필요한 경비를 절약할 수 있다.

현재 미국의 경우 LUFT (Leaking Underground Fuel Tank) 정화에 RBCA를 적용하고 있는 주정부는 계속 증가하고 있다. 1996년 8월 현재 RBCA 프로그램을 적용하고 있는 주는 Georgia, Michigan, Oregon, South Carolina, South Dakota와 Texas주 등 6개주이며, 이중 Michigan, Oregon과 Texas는 RBCA를 LUFT 이외의 경우에도 적용하려고 있다.

이외에 Alabama를 위시한 17개주는 RBCA를 LUFT에 적용토록 작업중에 있고, 이들 17개주 중에서 Arkansas, Iowa, Kansas, Kentucky, Nebraska, New Mexico 및 Tennessee는 LUFT 뿐만 아니라 비 LUFT부지에도 RBCA를 적용하려고 계획중이다.

이들 이외에 미국의 대다수 주정부가 ASTM의 RBCA중 일부를 적용하고 있다. 주정부들이 RBCA를 선호하는 이유는 간단하다. 즉 오염부지의 오염물질을 배경질까지 정화시키기 위해서 고비용의 공학적인 정화방법을 적용했는데도 국민건강에 악영향을 미치지 않는 즉 깨끗이 정화되었다는 증거를 얻지 못했을 뿐만 아니라 주정부의 제정이 이로 인해 극도로 악화되고 있기 때문이다. 그런데 RBCA는 인간과 환경건강을 위해로부터 보호하는 정화법을 보증할 수 있는 방법을 제시하고 있다.

인간과 환경, 건강위해에 대한 위험이 커지면 정화의 필요성은 시급해진다. RBCA는 문제부지를 추후 이용할 수 있는 수준까지 정화하기 위한 정화목표치를 결정하는데 그 목적을 두고 있다. 이와 같은 개념은 현재와 같은 고착된 개념보다는 훨씬 합리적이고 양호한 접근법이다.

따라서 추후 CERCLA 활동에도 RBCA를 적용시켜야 한다는 압력이 가중되고 있다. RBCA의 1단계 (tier 1) 평가는 오염물질의 종류와 오염부지가 인간건강에 미치는 위해를 평가하는 단계로서

- 오염원의 특성(부지면적, 매체를 오염시킨 유동성 및 독성오염물질의 최대농도와 방출량)을 결정하고
- 추후 오염부지를 재사용할 때에 따르는 잠재노출과 악영향(수용체의 확인, 추후 이용시 발생할 영향 결정)을 검토
- 오염물질의 확장범위(오염물질의 거동범위를 제한하는 하수구나 주변 우물에서 시료채취) 등이 포함된다. 1단계 분석과정에서 인간건강과 주변환경에 미치는 현재 또는 예상되는 악영향의 정도에 따라 문제부지를 즉각적인 급성위험, 단기적인 만성위험 (0~2년) 및 장기적인 만성위험 (2년 이상) 지역으로 분류한다.

1단계 평가시 계산한 위해치가 위해성에 기초한 선별기준(Risk base screening level, RBSL)인 정화목표치를 상회하면 2단계 평가를 실시한다 (즉 부지를 오염시킨 대표오염물질의 농도가 1단계 정화목표치보다 큰 경우).

RBSL은 다음과 같은 각종 변수를 이용하여 여러 가지의 노출경로 평가를 실시하고 이를 근거로 위해성을 산정한다. 즉 ① 물리적인 인자(Henry 상수, 확산계수, 수용성)와 ② 노출인자(지하수 복용량, 토양섭취율, 흡입율, 발암구내 인자, 기준독물량(RfD))

이때 계산된 위해가 기준값(발암물질은 발암 위해(CR)이내인 경우)이내이면, 오염원만 제거하고 그 부지에 대해서는 특별한 인공정화를 할 필요가 없으며(no-action) 또한 세부 부지특성 조사도 수행할 필요가 없다.

1단계에서 설정한 RBSL이 오염부지의 대표 오염물질 (Constituents of concern, COC) 농도보다 낮거나 1단계에서 선정한 정화방법이 RBSL까지 정화시키거나 현실적으로 실행불가능하면 2단계 평가를 실시한다. 이때는 해당 COC와 노출경로에서 정밀한 세부 부지고유 자료를 이용해서 구한 오염매체의 정화목표치인 SSTL(site specific target level)을 계산한다.

이때 오염물질의 저감능에 대한 수리지구화학적 평가에 초점을 맞추어 SSTL을 계산하고, COC의 농도가 정화목표치(SSTL)보다 낮으면 장기관측계획을 실시한다. 이에 비해 COC의 농도가 SSTL보다 높으면 제3단계의 세부적인 부지특성 조사를 실시해야 한다. 이때는 정화를 실제적으로 수행하는 것을 목적으로 한다.

3단계는 광범위한 오염물질의 운명과 거동은 물론 위해성 평가를 실시한다. 연료용 유류에 의해 오염된 지역의 정화과정에 관해서는 Wiedemeier의 규약에 RBCA의 3단계 접근법을 잘 제시해 주고 있다. Wiedemeier가 제안한 제1단계(step)와 제2단계는 ASTM의 tier 1과 유사하고, 3단계~6단계는 tier 2, 7단계~8단계는 ASTM의 tier 3과 유사하다.

유류누출지역에서 자연저감기작은 ASTM의 RBCA지침서내에 잘 반영되어 있고 생분해가 자연저감에 미치는 영향과 유류누출지역에서 측정된 생분해율의 범위가 목록화되어 있다. 그 동안 시행해 온 RBCA의 결과에 따르면 많은 문제부지가 자연저감능 때문에 보다 낮은 단계의 부지로 이미 분류되고 있다고 한다 (Rice, 1997).

#### 4. 자연저감과 자연정화

##### 4.1. 자연정화

자연저감이란 자연적으로 발생하는 물리·화학 및 생물학적인 작용에 의해서 시공간적으로 오염지하수내에 함유되어 있는 오염물질의 농도나 질량이 자연적으로 감소되는 현상을 의미한다.

이 현상은 오염물질의 분산, 희석, 흡착, 휘발, 지하수의 지하함량(recharge)에 의한 희석과 혼합현상 및 생분해로 인한 생물학적인 전이(biotransformation)와 비생물학적인 분해와 변이 등이 포괄적으로 포함된다.

1976년 RCRA와 1980년 CERCLA법이 제정된 이후 NPL 부지를 인공적인 정화 (예, SITE - Superfund innovative technology evaluation) 방법으로 정화작업을 수행해 왔으나, 그 성공률은 매우 저조했다. 그런데 반해, 지하환경의 자연적인 저감능에 의한 자연정화가 보다 효율적임이 특히 연료용 유류에 의해 오염된 지역에서 밝혀지기 시작하였다. 따라서 자연저감은 1995년부터 가장 각광을 받고 있는 일종의 경제적이며, 효율적인 정화대안으로

인식되고 있는 정화방법이다.

자연저감에 의한 정화(이하 자연정화(natural remediation)라 한다)는 개념적으로 매우 단순하며, 부지고유특성에 따라 좌우된다. 따라서 자연저감에 의한 자연정화작용이 일어나고 있다는 현상을 과학적으로 뒷받침하기 위해서는 부지특성 조사가 선행되어야 하고, 자연정화의 효율성이 입증되어야 한다.

자연정화가 효율적으로 일어나고 있다는 증거를 제시하는 행위는 어디까지나 제안자의 몫이지 규제자의 몫이 아님을 명심해야 한다. 자연정화의 최종목적은 오염된 지하수나 부지를 정화복원 하는데 있지 정화작업을 전혀하지 않는 것이 아니기 때문에 부지특성 조사는 물론 RBCA와 같은 모델링기법을 최대한 활용해서 이를 평가해야 한다. 따라서 가상적이거나 추상적인 자연정화는 고려될 수 없다.

일반적으로 자연저감의 장점은 오염성분을 완전히 비독성물질로 광화(유기오염물질을 무기물질로 변화시키는 현상 포함)시켜 오염물질이 다른 지점이나 다른 상(phase)으로 전이되지 않도록 하는데 있다. 자연저감은 인공정화에 비해 저렴하고 소극적(passive)인 정화방법으로서 해당 부지일대의 기간시설을 그대로 사용하면서 정화를 할 수 있다.

이에 비해 단점으로는 지하수의 동수구배나 유속 또는 전자수용체와 제공체의 농도변화와 같은 국지적인 수리지질 및 수리지구화학적 조건하에서 자연 및 인공적인 변화에 주로 의존한다. 따라서 정화 대상 대수층이 불균질매체일 때에는 복잡한 부지특성 조사를 해야 하고, 생분해된 부산물이 독성일 수도 있으며, 정화기간이 인공정화에 비해 길다. 자연저감에 의한 자연정화기간은 통상 15~20년 정도이다. 또한 자연저감은 부지를 오염시킨 모든 오염성분에 일률적으로 적용시킬 수가 없고, 자연정화 수행가능 기간동안에 이 방법이 효율적일 수도 있고, 비효율적일 수도 있다. 뿐만 아니라 이 방법은 장기간의 관측(monitored NA)이 필요하기 때문에 반드시 경제적인 정화방법이라고 단정할 수 없다. 특히 오염부지 인근에 급수용 취수정이 소재해 있는 경우에는 자연정화법을 적용해서는 안된다. 자연저감이 하나의 정화대안으로 관심을 끌게 된 이유는 다음과 같은 조사연구결과 때문이다.

- 1934년 : 미생물에 의한 벤젠분해에 관한 조사 (Tarvin and Buswell, Jour, Amer,Soc)
- 1947년 : 연료용 석유류의 자연저감증거 (Zobell, AAPG, builletin)
- 1972년 : 연료용 탄화수소의 자연저감에 따른 첫 현장규모 조사 연구(Mckee et al., Jourwater poll). 휘발유로 오염된 지하수에서 휘발유의 농도와 미생물수와의 관계 연구
- 1980년대 : US/EPA의 R.S.Kerr Environment Research Labratory, Stanford와 Rice 대학, USGS의 toxic substance hydrology program 및 Waterloo 대학등에서 자연저감 기작을 규정하기 위한 폭발적인 수의 연구와 노력
- 1990년 이후 : 고비용의 인공정화작업이나 인공정화 작업이 실패한 부지에 대해 정화대안으로 자연저감 기작을 폭발적으로 적용하였는데, 그 대표적인 기관은 다음과 같다.  
US/EPA의 Kerr 환경연구 시험실, 미공군의 환경우수센터 (Air Force Center for Environment Excellence, AFCEE), Parsons Engineering Services Inc., Major oil company (Mobil, Amoco, Shell 및 Chevron), ASTM 및 기타 주정부 (Wisconsin, Texas, California, South Carolina 등)
- 1995년 이후 :
  - Chevron 오일회사가 실시한 119개 주유소에서 누출된 유류에 의해 형성된 오염운을

분석한 바에 의하면 수축 오염운이 전체의 52%, 안정오염운이 전체의 35%로서 자연저감이 발생하고 있는 경우가 전체 조사대상 갯수의 87%였으며, 오염운의 크기가 60m 이하인 것이 전체조사대상 개소중 92%이다.

- Lawrence Livermore National laboratory가 발간한 Study for California State Water Resources Control Board (plume-athon)에 의하면, 1,000개소 이상의 유류누출지역에 관한 기존자료를 분석한 바 수축오염운이 전체의 33%, 안정오염운이 59%로서 자연저감이 일어나고 있는 경우가 전체 분석대상지역중 92%이었으며, 확장오염운은 단지 8%였다. 뿐만 아니라 대다수의 오염운의 크기는 76 m 이하였다. 따라서 자연저감은 원천적으로 적용가능한 기작임이 알려지게 되었다.

#### 4.2. 자연정화 확인을 위한 조사 단계

1개 지역에서 자연저감이 발생하고 있다는 증거는 다음과 같은 단계에 따라 이를 증명·제시해야 한다.

- ① 문제부지 일대의 가용자료 수집 (부지 예비 개념모델(preliminary site conceptual model) 준비)
- ② 부지 특성 조사
- ③ 개념모델의 정밀화
- ④ 가용자료의 도식화와 분해능 산정
- ⑤ 수리지질 및 수리분산 특성인자 평가 (현장 생분해율 등)
- ⑥ 자연저감이 효율적인 정화대안으로 판명되면 장기관측 계획을 수립하고 적용가능 조건을 규명
- ⑦ 자연저감을 평가하고 다른 정화방법과 비교분석 (이때 반드시 모델링을 한다)
- ⑧ 관계규제기관에 그 결과를 제시
- ⑨ 그 후 자연저감능의 효율성을 평가하고 장기관측을 수행

이들 조사단계를 세론하면 다음과 같다.

##### (1) 문제부지 일대의 가용자료 수집 단계

이 단계에서는 오염부지와 그 인근지가 포함된 지형도, 오염원의 위치 및 종류, 잠재적인 각종 수용체의 위치와 종류, 수리지질자료(지질도, 대수성시험, 수리분산성 등)와 토양분석 및 지하수의 수질자료중 가용한 기존자료를 체계적으로 수집한다.

이들 기존자료를 이용하여 대상부지의 개념모델을 설정한다. 이때 가능하면 지하수유동 및 오염물질거동계로 표현하고, 지하수환경은 단면도나 울타리 단면도 (fence diagram) 등으로 작도한다.

이 단계는 세부부지 고유자료가 정립된 단계가 아니기 때문에 단순화시킨 부지 예비개념 모델을 이용해서 현장문제를 해석할 수 있도록 해야 한다. 즉 부지가용자료중 특별하거나 현저한 특징을 추출하여 모델을 설정할 수 있도록 한다.

## (2) 부지특성 조사(site characterization) 단계

이 단계에서 가장 중요한 부분은 다음과 같은 부지의 특성을 적절하게 규명하는데 있다.

### (가) 적절한 부지특성화

자유상 NAPL (Non-Aqueous Phase Liquid)과 토양내에 함유되어 있는 잔유 NAPL, 그 두께 및 농도 등을 규명하여 오염원의 규모와 크기 및 오염토양의 체적을 계산한다. 뿐만 아니라 지하수를 오염시킨 용해상의 오염물질의 종류와 오염원의 정도와 규모를 규명하고, 대수층을 위시한 수리지질계의 3차원적인 특성화 작업을 실시한다.

### (나) 오염정도, 규모 및 특성 파악

오염의 정도, 규모와 특성을 규명하기 위해서는 오염물질의 종류, 오염구간의 수평 및 수직적인 규모와 정도를 파악한다. 오염물질이 자유상이거나 잔류상 NAPL인 경우에 오염토양과 지하수나 토양수내에 녹아 있는 용존성분의 농도분포를 분배모델(partitioning model)에 사용할 수 있도록 오염토양과 용해성분의 농도분포를 규명한다. 또한 지하수위 변동으로 생성된 수직오염구간(smearing zone)의 규모를 파악하여 포화 및 비포화대내에 들어 있는 오염물질들의 전체 질량을 계산한다.

### (다) 수리지질의 특성 파악

대상지역내에 분포되어 있는 투수성 지층과 저투수성 지층의 수평, 수직적인 분포상태와 연속성 등을 파악하고, 토양과 대수층의 다음과 같은 수리특성인자를 파악한다. 즉 수리전도도, 유효공극율과 분산지수, 유기탄소의 함양(foc), 건조단위중량 등, 특히 지하수의 분포상태, 수평유동방향을 규명하기 위하여 지하수의 수위와 동수구배를 측정한다. 해당지역에 분포된 대수층이 복합지층으로 구성되었거나 수직흐름 성분이 우세한 경우에는 등우리형 관측정(nested type)이나 묶음형 관측정(bundle type monitoring well)을 지층별 또는 심도별로 설치하여 수직구간별 수위와 동수구배를 측정한다.

### (라) 자연저감의 추가 증거자료

자연저감이나 분해작용의 지시인자인 DO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>과 같은 전자수용체나 용존철, CH<sub>4</sub>, ethene, ethane 및 Cl<sup>-</sup>과 같은 분해부산물 및 Eh, pH, 온도 및 H<sup>+</sup>과 같은 수리지구 화학적 인자를 측정 파악하고, 가능하면 자연저감을 일으키는 미생물학적인 지시인자들을 규명한다.

## (3) 개념모델의 정밀화 단계

이 단계에서는 전단계에서 파악한 자료를 이용하여 지질주상도, 수리지질단면도, 등수위선도, 등후선도(isopach map) 및 등농도선도(isopleth map)를 작성한다. 등농도선도는 주오염물질은 물론, 그 부산물 전자수용체와 대사부산물의 등농도선도를 작성한다.

## (4) 가용자료의 도식화와 특성인자 평가 단계

오염원 소재지점으로부터 하류구배구간에 소재한 여러개의 관측지점에서 측정한 특정시



간대의 오염물질의 농도자료를 이용하여 거리별 농도이력곡선이나 각 관측지점에서 시기별로 측정된 경시별 농도이력곡선을 작성하여 오염물질의 거리별 경시별 농도변화 상태와 경향을 파악한다. 특히, 토착미생물에 의해 BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene)와 같은 오염물질이 자연 생분해된 양을 분해능 (EAC)을 이용하여 계산한다.

(가) 분해능 (EAC, expressed assimilated capacity)

BTEX의 자연저감현상은 지하에 영양염류를 추가로 투입하지 않더라도, 오염물질의 전체질량을 토착미생물이 먹이원으로 이용할 때 저감된다. 미생물은 세포생성과 관리를 위해 전자제공체로부터 전자수용체로 전자를 전이하여 에너지를 취한다. 이는 결국 전자제공체의 산화나 전자수용체의 환원형태로 나타난다.

연료용 유류로 오염된 부지에서 일반적인 전자제공체는 BTEX와 같은 연료용 유류와 관련이 있는 유기화합물이거나 자연적으로 산출되는 유기탄소이다. 이에 비해 전자수용체는 비교적 산화된 형태로 산출되는 원소 또는 성분이다. 지하수계에서 일반적으로 산출되는 전자수용체는 DO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>3+</sup> (Fe(OH)<sub>3</sub>의 형태), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>나 CO<sub>2</sub>등이다.

미생물은 신진대사 과정에서 연료용 탄화수소와 전자수용체를 자신의 선호도에 따라 이용한다. 따라서 전자수용체의 종류, 가용한 영양염류, pH, 알칼리도에 따라서 호기성 호흡, 탈질현상, 3가철의 환원, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 환원 및 메탄화과정으로 생분해가 일어난다.

이중에서 최초의 초기전자수용체로 이용하는 성분은 DO이다. DO가 소모되면 혐기성 미생물은 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>3+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, CO<sub>2</sub>순으로 전자수용체를 이용한다. 따라서 주어진 환경 조건과 토착미생물 사이의 경합이 1개 지역에서 주된 지배기작을 궁극적으로 결정한다.

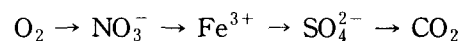
연료용 유류로 오염된 대수층에서 주된 전자수용체의 작용은 시공간적으로 변할 수 있다. 자연저감이나 자체 생분해(intrinsic bioremediation)가 일어나고 있다고 증거를 제시키 위해서는 최소 다음과 같은 3가지 증거가 제시되어야 한다.

- 현장규모에서 오염물질이 감소되고 있다는 증빙서류가 될 농도감소이력자료 제시
- 지하수 화학적인 증거-자연저감기작과 자체생분해 저감기작의 상대적인 중요성을 결정
- microcosm study를 통해 생분해율을 계산 제시

생분해율을 결정하는 방법으로는 보수적인 추적자를 이용한 화학적인 증거를 이용해서 계산하거나 st-st 상태하에 있는 오염운의 형태를 분석하여 구한다. 일반적인 전자수용체가 포함된 벤젠의 생분해에 대한 단순한 화학양론을 알아보자. 이때 세포의 질량생성은 일어나지 않기 때문에 그 정확도는 약 3배까지 될 수 있다.

BTEX의 생분해에 대한 화학양론은 벤젠의 화학양론과 유사하며 지하수화학에서 이들 반응은 측정 가능할 정도이어야 한다. 이와 같은 변화 증거는 자연저감이 일어나고 있음을 제시할 수 있는 증거나 자연저감이 가장 중요한 저감기작임을 결정할 때 이용될 수 있다.

어떤 특정 문제 부지에서 전자수용체의 가용성에 따라 생분해는 다음 순서에 따라 발생한다고 가정한다.



이 과정을 다루는 전산 프로그램으로는 Bioplume III와 Fate-5, Bioscreen MT3D99 및 RT3D 등이 있다. 이들 프로그램들은 생분해과정에서 제일 먼저 이용되는 전자수용체는 산소이고, 산소가 소모되어 그 한계치 이하로 감소되면 위의 순서에 따라 혐기성 생분해가 일어나는 것으로 가정한다. 특히 Bioplume III는 각 전자수용체에 대해 사용자가 생분해의 비평형 조건을 다음과 같이 선택해서 사용할 수 있는 장점이 있다.

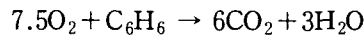
- 호기성 생분해 : 제1급 분해 (first order decay), 순간 및 Monod kinetics
- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 이용하는 혐기성 생분해 : 제1급 분해나 순간 및 Monod kinetics
- 기타 전자수용체를 이용하는 혐기성 생분해 : 제1급 분해와 Monod kinetics

st-st 상태하에 있는 오염운에서, 배경질의 O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>3+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 CO<sub>2</sub> 농도와 오염운내에서 이들 농도와의 차이는 바로 유기물질을 생분해하는데 소모된 전자수용체의 양으로 가정하여 단위질량의 전자수용체가 BTEX를 생분해하는 능력으로 표현할 수 있다. 이를 분해능(EAC) 혹은 생분해능(biodegradation capacity, BC)이라 하고, 후자는 EAC의 역수를 이용지수(utilization factor, UF)로 표현한다.

전술한 바와 같이 전자수용체가 toluene, xylene 및 ethylbenzene을 생분해하는 화학양론은 벤젠의 경우와 유사하므로 벤젠을 이용해서 EAC를 계산해 보면 다음과 같다.

1) 호기성 호흡시 벤젠의 산화에 의한 분해능 (EAC, BC)

벤젠의 호기성 생분해 반응식은 다음과 같다.



좌측항에서 전자수용체인 O<sub>2</sub>는 0가인데 우측항에서 CO<sub>2</sub>의 O<sub>2</sub>는 -2가로서 상기식은 환원반응이다. O<sub>2</sub>와 C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>의 화학반응식에서 그 중량비는 다음과 같다.

$$7.5O_2 : C_6H_6 = 7.5 \times 16 \times 2 : 12 \times 6 + 6 \times 1 = 240 : 78 = 3.1 : 1 \text{ 이다.}$$

$$\text{즉, } O_2 : C_6H_6 = 3.1 : 1 = 1 : 0.32$$

상기식은 3.1mg/l의 산소가 1mg/l의 C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>을 생분해시킬 수 있음을 의미한다. 이를 이용지수(UF)라하고, 반대로 전자수용체인 산소 1mg/l는 0.32mg/l의 C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>을 생분해할 수 있는 능력이 있다. 이를 EAC라고 한다. 물론 이때의 Gibbs free energy는 -3566 KJ/mole 정도이다.

따라서 호기성 생분해시 표현할 수 있는 분해능(EAC)은 다음식으로 표현할 수 있다.

$$EAC_{DO} = 0.32(O_B - O_M)$$

여기서 O<sub>B</sub> : DO의 배경농도

OM : 오염운내에서 DO 농도

2) 혐기성 상태에서 질산염(탈질작용), 철, 황산염의 환원 및 메탄화과정의 EAC를 요약하면 표 1과 같다.

표 1. 생분해 반응의 화학정량과 EAC

벤젠의 생분해 반응식	벤젠과 전 자수용체 의 질량비	대사부산 물과 벤젠 의 질량비	전자수용체와 Total BTEX 와의 평균질 량비	대사부산물 과 Total BTEX와의 평균질량비	소모된 전자수 용체의 단위질 량당 분해된 BTEX의 질량 (EAC)	생성된 부산 물의 단위질 량당 분해된 BTEX의 질 량
$7.5O_2 + C_6H_6 \rightarrow 6CO_2 + 3H_2O$ 벤젠의 산화/호기성 호흡	3.1 : 1	-	3.14 : 1	-	0.32	-
$6NO_3 + 6H^+ + C_6H_6 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + 3N_2$ 벤젠의 산화/탈질작용	4.8 : 1	-	4.9 : 1	-	0.21	-
$60H^+ + 30Fe(OH)_3 + C_6H_6 \rightarrow 6CO_2 + 30Fe^{2+} + 78H_2O$ 벤젠의 산화/철환원	41.1 : 1	21.5 : 1	-	21.8	-	0.05
$7.5H^+ + 3.75SO_4^{2-} + C_6H_6 \rightarrow 6CO_2 + 3.75H_2S + 3H_2O$ 벤젠의 산화/황산염환원	4.6 : 1	-	4.7 : 1	-	0.21	-
$4.5H_2O + C_6H_6 \rightarrow 2.25CO_2 + 3.75CH_4$ 벤젠의 산화/methanogenesis	-	0.77 : 1	-	0.78 : 1	-	1.28

(나) UTAH/HILL 공군기지의 자연저감 사례

비행기에 사용되는 유류, 오일 및 운할유시설(POL)에서 JP-4 유류가 천부 지하수를 오염시킨 지역으로서 JP-4의 누출시기는 정확히 알 수 없으나 이 기지는 1950년초부터 운영해 온 곳이다.

1) 부지 수리지질은 다음과 같다.

- 제1층 : 상위층은 점토질실트나 실트질점토로 구성되어 있으며, 두께는 1.2~4.6m로서 자유면 상태
- 제2층 : 실트질의 세립모래층으로 구성되어 있으며, 하부로 갈수록 조립질 모래층이 우세하며, 두께는 0.9~6.7m
- 제3층 : 실트질점토~세립질 점토질모래층이 협제된 점토 및 세립질모래나 실트층으로서 두께는 알려져 있지 않음. 이 층은 상위층에 저유된 지하수와 오염물질의 차단층 역할을 하며, 이 층의 수리수두는 상위층들 보다 크다.
- 지하수면 : 제2층은 자유면대수층으로서 지하수위는 지표하 1.5~6.1m 이고, 지하수의 수평방향 동수구배 = 0.048 가용자료를 분석한 결과 계절별 동수구배와 지하수유동방향의 변화는 거의 없다.
- 평균수리전도도 : 순간충격시험과 대수성 시험을 실시해서 구한 천부 중립내지 조립 모래층(제2층)의  $K = 0.0084\text{cms}^{-1}(7.2\text{md}^{-1})$
- 평균유효공극율 : 0.25
- 평균지하수의 공극유속 :  $\frac{7.2}{0.25} \times 0.048 = 1.34\text{md}^{-1}(488\text{myr}^{-1})$
- 천부포화구간은 점토광물이 포함되어 있고, TOC의 함량이 매우 낮기 때문에 흡착 기작이 BTEX의 지연에 미치는 영향은 무시한다.
- 수질분석 : 이 지역에 설치한 12개의 관측정에서 1993년 12월 ~ 1994년 1월 사이에 지표하 0.3m 지점에서 지하수를 채취하여 분석한 BTEX, DO,  $NO_3^{2+}$ 와  $NO_2$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  및 메탄의 농도분포를 파악하였다.

오염원은 POL 시설로부터 누출된 풍화 JP-4로 구성된 LNAPL (Light NAPL)이며, 토양내 전체 BTEX의 잔류농도는 유동성 LNAPL 오염지역 외각으로 갈수록 급격히 감

소한다. 조사기간동안 지하수내에서 관측된 최대 BTEX 농도는 21.457mg/ℓ 이었다. 용해된 BTEX는 지하수 유동방향으로 이동하고 있다.

2) 현장규모에서 오염물질 저감량

1992년~1994년 사이에 측정된 용존 BTEX 결과치를 분석한 바에 의하면 BTEX 오염은 st-st 상태이고, 이 시기동안 BTEX의 농도는 약간씩 변동하였지만 오염은 하류구배방향으로 더 이상 확장되지 않았다.

1993년 8월과 1994년 1월 사이에 거동한 오염운의 이동거리는 약 442m인데 지하수의 공극유속에 비하면 약 34%( $7.2\text{m d}^{-1} \times 180\text{일} = 1,300\text{m}$ ) 정도밖에 되지 않는다. 이는 자체 생분해 때문에 오염운이 더 이상 확대되지 않았기 때문이다.

3) Hill 공군기지에서 자연저감에 의한 생분해

㉞ 지하수의 일반적인 수리지구화학적 특성 (hydrogeochemical characteristics)

부지의 전체 알칼리도는 349~959mg/ℓ로서 이 정도의 알칼리도는 생물학적인 BTEX의 산화반응으로 인해 발생하는 pH의 잠재적인 변화에 충분히 완충역할을 할 수 있다.

POL 시설 하부 지하수의 pH는 6.3~8.3이고, 수온은 18℃이며, REDOX 포텐셜은 274~-190mV로서 BTEX의 생분해에 최적조건이다. REDOX 포텐셜이 낮은 구간은 BTEX 오염구간이나, 농도가 낮게 나타난 DO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 구간과, 농도가 높게 나타난 Fe<sup>2+</sup>와 메탄구간과 일치하는데 이는 부지내 용존 BTEX가 호기성 호흡이나 탈질작용, 철환원, 황산염환원 및 미생물에 의한 메탄화작용과 같은 여러 가지의 생분해작용을 받았음을 강력하게 암시한다.

㉟ 호기성 생분해에 의한 생분해량

DO의 배경농도는 6mg/ℓ (O<sub>B</sub>) 정도이며, 오염운내에서 DO의 농도(OM)는 310μg/ℓ 정도로서 이들 차는 오염운내에 소재한 BTEX를 분해시키는데 소모된 양이다. 이는 BTEX가 호기성 상태에서 생분해가 되었음을 의미한다. EAC를 이용해서 DO에 의해 생분해된 양을 계산하면 다음과 같다. 즉 소모된 DO는 1,900μg/ℓ 의 BTEX를 생분해시켰다.

$$EAC_{(DO)} = 0.32(6,000-310)=1,900\mu\text{g}/\ell$$

㊱ 탈질작용에 의한 생분해량 (EAC)

오염운 상류구배구간에서 NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub> 중 N의 농도는 8mg/ℓ로서 이를 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 농도로 환산하면 29mg/ℓ 이다. 이는 모든 NO<sub>3</sub>와 NO<sub>2</sub> (as N)가 NO<sub>3</sub>으로 존재한다는 가정하에 계산한 값인데, 이 가정은 상당히 타당성이 있다. 왜냐하면 NO<sub>2</sub>는 지하수환경내에서 준안정(meta stable)상태이어서 이온평형에 큰 영향을 줄 정도의 높은 농도로 존재할 수 없기 때문이다 (Hem, 1985). 이러한 현상은 탈질작용이 일어나지 않는 비오염구간(배경수질구간)에서는 더욱 그렇다.

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 배경농도는 약 29mg/ℓ 이고, 오염운내에서는 50μg/ℓ 이기 때문에 탈질작용으로 소모된 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 농도는 약 6,000μg/ℓ 의 BTEX를 생분해시키는데 사용되었다.

$$EAC_N = 0.21 \times (N_B - N_M) = 0.21(29,000 - 50) = 6,000\mu\text{g}/\ell$$

㉔ 철환원에 의한 생분해량 (EAC)

본 지역에서  $Fe^{2+}$ 의 배경농도는  $0.05mg/l$  이하였으며, 오염운내에서 최대농도는  $50.5mg/l$  이었다. 따라서 이지역의 철환원 과정에서 생분해된 BTEX의 양은 약  $2,300 \mu g/l$  으로 추산된다.

$$[(50.5 \times 10^3 - 50) \mu g/l \times 0.05 = 2,300 \mu g/l]$$

이 계산은 측정된  $Fe^{2+}$  이온농도를 근거로해서 계산한 것이며, 대수층내에 존재하는  $Fe(OH)_3$ 의 양은 감안하지 않았기 때문에 철환원에 따른 BTEX의 분해량은 이보다 훨씬 클 것이다.

㉕ 황산염 환원(Sulfate reduction)에 의한 생분해량 (EAC)

황산염의 배경농도는  $100mg/l$  이었고, 오염운내에서 농도는  $20mg/l$  이었으므로 이 지역에 분포된 천부 지하수는 황산염의 환원반응에 의해 약  $21,000 \mu g/l$  의 BTEX가 생분해되었음을 알 수 있다.

$$[0.21 \times (100 \times 10^3 - 20 \times 10^3) = 21,000 \mu g/l]$$

㉖ 메탄화 작용에 의한 생분해량 (EAC)

본 지역에서 가용한 수리지구화학적 자료에 의하면 1993년 8월과 1994년 7월 사이에 발생한 BTEX의 분해기작중 가장 중요한 역할을 한 것이 황산염의 환원반응과 메탄화 반응임을 알 수 있다.

오염운내에서 메탄의 최대농도는  $2.04mg/l$  이었고, 배경농도는  $1 \mu g/l$  이었다. 따라서 이 지역의 천부 지하수가 메탄화작용으로 BTEX를 생분해시키는 양은 약  $2,600 \mu g/l$  정도이다.

$$[1.28 \times (2.04 \times 10^3 - 1) = 2,600 \mu g/l]$$

이 값은 관측된 메탄농도를 기준으로 계산한 것이며, 대수층내에 함유되어 있는 탄산가스의 양은 고려치 않았기 때문에 메탄화작용에 의한 생분해율은 이보다 훨씬 클 것이다.

㉗ 전체 생분해능 (Total EAC)

지금까지 제시한 자료에 의하면 BTEX 성분의 광화작용(mineralization)은 미생물의 작용에 의한 호기성 호흡, 탈질작용, 철환원반응, 황산염 환원반응 및 메탄화작용에 의해 발생되었음을 알 수 있다.

부지의 수리지구화학적 자료와 화학양론을 근거로 해서 Hill 공군기지의 POL 시설에서 자연상태의 지하수가 BTEX를 생분해할 수 있는 능력, 즉 EAC는 총  $33,800 \mu g/l$  정도였다 (표 2 참조).

표 2. 각 문제 지역별 EAC와 최고 관측농도(Total BTEX)

(단위 :  $\mu\text{g}/\ell$ )

지역	Hill AFB Utah	Patrick AFB Florida	Battle Creek ANGB Michigan	Madison ANGB Wisconsin	Plattsburgh AFB, New York	Eglin AFB, Florida	Offutt AFB, NE FPT-A3	Myrtle Beach, SC	Westover AFRES, MA FT-03	Westover AFRES, MA FT-08	Griffis AFB, NY	Rickenbacker ANGB, OH
Aerobic Respiration	1,920	1,200	1,800	2,300	3,200	380	200	120	3,200	3,140	1,396	480
Denitrification	7,392	-	1,144	9,240	748	-	-	-	1,760	3,520	10,714	7,330
Iron Reduction	2,550	90	550	700	490	410	870	1,600	27,500	12,800	1,134	823
Sulfate Reduction	21,000	-	2,800	5,250	4,100	1,060	6,950	4,500	7,290	2,550	17,860	20,250
Methanogenesis	2,560	17,400	10,800	15,000	400	15,150	28,780	22,000	230	5,500	9,070	9,841
EAC(EA)	35,422	18,690	17,094	32,490	8,938	17,000	36,800	28,200	39,980	27,510	40,174	38,724
Total BTEX	21,475	7,304	3,552	28,000	6,010	3,682	3,230	18,270	1,657	32,557	12,840	963

지역	MacDill AFB, Florida ST-56	MacDill AFB, Florida ST-57	MacDill AFB, Florida OT-24	Langley AFB, VA	Elmendorf AFB, Alaska Hangar 10	Elmendorf AFB, Alaska Hangar 10	King Salmon AFB, Alaska FT-001	King Salmon AFB, Alaska Naknek	Wurtsmith AFB, MISS-42	Travis AFB, CA	Pope AFB, NC	Seymour Johnson AFB, NC
Aerobic Respiration	770	666	411	2,029	260	4,030	2,870	3,730	2,720	1,216	2,400	5,820
Denitrification	1,144	92	-	4,805	13,200	12,300	2,552	-	5,174	3,234	1,408	800
Iron Reduction	230	960	600	500	410	1,860	115	2,020	913	743	2,580	1,450
Sulfate Reduction	22,000	13,560	796	17,682	5,460	12,400	1,470	-	2,312	23,730	2,100	8,400
Methanogenesis	17,400	19,710	12,620	10,240	11,600	1,900	238	7,190	1,776	6,950	62,000	3,460
EAC(EA)	41,544	34,988	14,427	35,256	30,930	32,490	7,245	12,940	12,895	35,873	70,488	20,010
Total BTEX	29,636	680	2,840	68	22,200	30,600	10,100	5,260	3,126	67,000	8,180	13,800

이표에서  $\text{Fe}^{2+}$ 와 메탄화과정에서 화학양론에 근거해서 구한 생분해량은 최대 EAC가 아니다.

부지에서 관측한 최대 용존 BTEX의 농도는  $21,475\mu\text{g}/\ell$  이었다. 1993년 8월에서 1994년 7월 사이에 부지에서 측정된 지구화화적인 성분 농도와 BTEX농도나 지금까지 각 성분별로 계산한 EAC에 의할 것 같으면, POL 시설 주변의 지하수는 오염원이 오염물질의 누출지점에서 하류구배 방향으로 442m 정도 이동하기 이전에 이미 용존 BTEX를 LNAPL 오염운으로부터 격리시킬 수 있는 충분한 분해능을 가지고 있다는 결론을 내릴 수 있다.

표 2에 나타난 바와 같이 계산된 생분해량(Total EAC)과 오염운내에서 관측한 최대 BTEX 농도가 서로 다른 것은 아마 지하수내에 용해되어 있는 BTEX 이외의 다른 유류성분, 즉 naphthalen과 같은 성분의 생분해 때문일 것이다.

표 2는 미국내 여러 문제지역에서 토착 미생물에 의한 생분해 작용이 발생한 양(EAC)과 지구화화적인 반응을 요약한 표이다. 표 2에서 POL지역이나 UST 지역에서 누출된 연료용 유류의 자연정화 기작중 가장 큰 현상은 혐기성 상태의 환원반응이다.

(5) 수리지질 및 수리분산 특성인자 평가 (생분해율 산정) 방법

조사대상 부지와 그 일대에 분포된 포화 및 비포화대의 공극율, 건조단위중량 및 등수위선도 등을 이용하여 포화대내에서 지하수의 평균선형유속과 공극유속을 결정하고 평가한다.

또한 대수층의 분배계수를 이용해서 특정오염물질의 대수층내에서 지연계수와 오염물질의 공극유속(상대유속)을 평가한다. 특히 오염물질이 탄화수소 계열인 경우에는 유류와 물의 분리계수, 토양과 물의 분리계수를 구해야 하며, 오염물질의 제1급 분해율(decay constant rate)를 규명해야 한다. 이들 자료를 이용해서 오염물질의 지하거동과 운명을 예측하고, 자연저감의 유효성을 입증한다.

(가) 현장 생분해율( $\lambda$ ) 측정에 사용하는 추적자들

현장 생분해율 측정에 사용되는 추적자로는 동일 오염운내에 혼합되어 있는 성분으로서, 측정할 수 있을 정도의 농도를 가진 성분, 생분해가 거의 일어나지 않는 성분 (recalcitrant) 및 오염운의 주구성물질인 BTEX의  $K_{oc}$ 와 Henry 상수가 비슷한 성분이어야 한다 (표 3 참조).

표 3. BTEX와 TMB의  $K_{oc}$ 와 헨리상수

성분	내용	$K_{oc} (\ell \text{ kg}^{-1})$	헨리상수(atm·m <sup>3</sup> /mole)
	Benzene	79	$5 \times 10^{-3}$
	Toluene	190	$7 \times 10^{-3}$
	Ethybenzene	468	$7 \times 10^{-3}$
	Xylene	400	$6 \times 10^{-3}$
	1,3,5 TMB	676	$6 \times 10^{-3}$
	TMB	800	$7 \times 10^{-3}$

BTEX와 가장 유사한 물질로는 1,3,5 TMB 이성체(1,2,3 TMB, 1,2,4 TMB, 1,3,5 TMB)가 있으며 (약간 높다), 1,3,5 TMB 이외에 MTBE등이 있다(Methyl tertiary - butyl ether). 미국 이외의 지역에서 MTBE와 같은 목적으로 사용한 물질로는 ethanol 이 있다. 국내의 경우 SK는 1995년부터 휘발유 첨가제로 MTBE를 사용하였다.

(나) 석유류의 계약적인 누출시기 결정에 사용할 수 있는 유기물질

- Tetraethyl - lead(TEL) : 사전점화나 옥탄가를 증진시키기 위해 사용한 첨가제로서 화학식은  $Pb(C_2H_5)_4$  이다.
- \* 1985년 이전 400~800mg/ℓ 씩 사용하였으며, 이와 같은 납의 유기화합물이 존재하는 오염운은 1985년 이전에 누출된 것으로 보아도 좋다.
- MTBE는 주로 1979년 이후부터 휘발유의 산화제로 사용했고, 사용량은 15~40%까지 사용한 시기도 있었다. 따라서 MTBE를 함유하고 있는 오염운은 1980년 이후에 누출된 것으로 보아도 됨
- TMB(tetra methyl - benzene)는 연료용 유류내에 상당량 함유되어 있어 유류누출 지역에서는 쉽게 발견가능한 물질이며, 오염운의 혐기성 구간내에서는 생분해가 잘 일어나지 않는 내성적인 물질이다. 화학식은  $C_6H_3(CH_3)_3$  이다.

(다) 지수회귀 분석법을 이용한 BTEX의 계약적인 1차 생분해율 산정법 (시간-농도 이력곡선이용)

지금 그림 1과 같은 안정오염운이 있다. 오염운내 A지점과 B지점(하류구배구간)에서 측정한 TMB(보수적 추적자)의 농도차는 순수한 분산과 휘석(함양, 휘발, 흡착) 기작에 의해 발생한 농도차이다. 왜냐하면 TMB는 보수적이고, 생분해에 내성이기 때문에 생분해가 거의 일어나지 않은 물질로 가정한다.

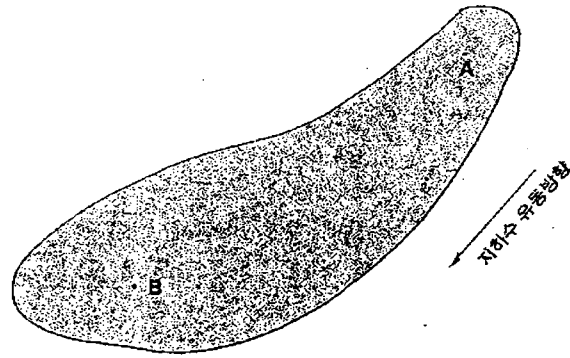


그림 1. TMB를 추적자로 이용해서 BTEX의 생분해를 측정 방식

그런데 B지점에서 측정한 실제 BTEX의 농도는 상술한 분산과 흡착, 혼합 및 회석현상 뿐만 아니라 생분해에 의한 영향을 추가적으로 받아 농도가 감소된 것이다. 따라서 순수한 분산, 흡착, 회석 및 혼합작용에 의해서만 BTEX가 A에서 B지점으로 거동할 때 농도가 감소된 BTEX의 양은 다음 (1)식을 이용해서 구할 수 있다. 이때 감소율은 보수적인 추적자 TMB의 A, B 지점의 농도차를 이용한다.

$$C_{\text{보정(B)}} = C_B \frac{\text{TMB}_A}{\text{TMB}_B} \quad (1)$$

여기서  $\text{TMB}_A$  : A 지점에서 측정한 TMB의 농도

$\text{TMB}_B$  : B 지점에서 측정한 TMB의 농도

$C_B$  : B 지점에서 측정한 BTEX의 농도(생분해, 분산, 회석, 흡착 등)

$C_{\text{B(보정)}}$  : 생분해를 제외한 분산, 회석, 흡착 및 혼합작용에 의해 감소된 BTEX의 보정농도이다. 따라서  $C_{\text{B(보정)}} > C_B$

일반적으로 TMB는 다음과 같은 특성을 지니고 있다.

- BTEX에 비해 소수성( $K_{oc}$ 가 약간 높고)이므로 BTEX보다 흡착이 잘되고
- 실제로 TMB는 혐기성 상태에서 완전히 내성(recalcitrant)이 아니며, 호기성 상태에서도 생분해가 약간 일어난다.
- TMB의 내성은 오염부지의 특성에 따라 달라질 수 있으므로 추적자로 이용할 때에는 경우에 따라 달라질 수 있다.
- 그러나 TMB의 질량이 선택적인 흡착이나 생분해에 의해 손실되는 경우에 이들 손실량을 기초로해서 계산한 저감율(attenuation rate constant)과 계산한 질량손실량은 실제 저감율이나 질량손실보다 적기 때문에 (1)식을 사용하면 보수적인 분석방법이 된다.

#### 1) Hill AFB의 생분해율

그림 2는 Hill AFB의 POL site에서 유류누출로 형성된 오염원과 BTEX, TMB 측정 지점을 나타낸 그림이다. 이 그림에서 2개의 경로 ABC와 DEFGH를 표시하였다. 표 4는 각 지점에서 측정한 BTEX 농도와 TMB 농도 및 하류구배구간에서 보정한 BTEX의 농도이다.



또한 본역의 부지수리지질특성을 요약하면 다음과 같다.

- 지하수면 1.5~6.1m 자유면
  - 동수구배 : 0.046
  - 모래층 K=0.0084cm/s
  - $n_e = 0.15 \sim 0.35(0.25)$
  - $v = 4.4\text{ftd-1}(1.34\text{md-1})$
  - $\text{TOC} = (6.9 \sim 9.4) \times 10^{-4}$
- claysilt, siltycaly                      b1=1.2~4.6m  
 -----  
 silty fine sand                              b2=0.9~6.7m  
 -----  
 silty clay  
 $\alpha_x = 0.1 \ell = 150\text{m} \times 0.1 = 15\text{m}$

∴ TOC가 낮기 때문에 BTEX의 흡착에 의한 지연은 무시한다.

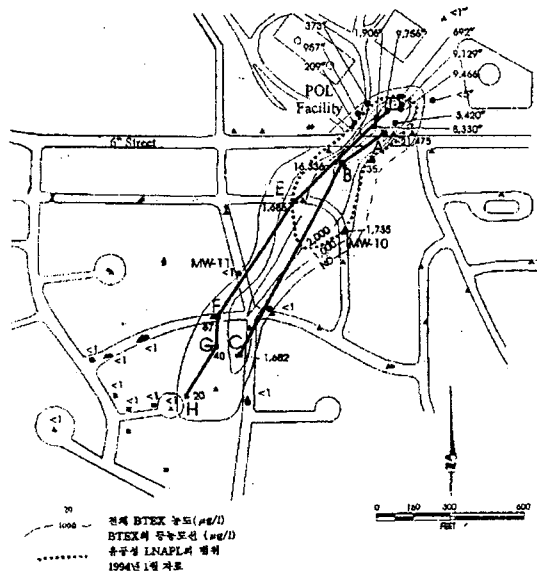


그림 2. 전체 BTEX와 TMB 측정지점과 이동경로 및 BTEX의 등농도선도(Wiedemeier 1997)

표 4. benzene, toluene, ethylbenzene, xylene과 TMB의 농도

시료 위치	거동 거리 (m)	거동 시간 (일)	1,3,5 TMB ( $\mu\text{g}/\ell$ )	Benzene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	TMB-Corrected Benzene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	Toluene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	TMB-Corrected Toluene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	Ethyl-Benzene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	TMB-Corrected Ethyl benzene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	Xylene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	TMB-Corrected Xylene ( $\mu\text{g}/\ell$ )	Total BTEX ( $\mu\text{g}/\ell$ )	TMB Corrected Total BTEX ( $\mu\text{g}/\ell$ )
ABC 경로 (Plume Centerline)													
A	0	0	417	5600	5600	5870	5870	955	955	9050	9050	21,475	21,475
B <sup>2</sup>	67	50	485	4260	4260	3910	3910	816	816	7350	7350	16,336	16,336
C	335	250	396	6	7	18	22	103	126	1555	1904	1682	2060
DEFGH 경로 (Plume Periphery)													
D	0	0	650	941	941	2800	2800	505	505	5510	5510	9756	9756
E	143	106	125	458	458 <sup>b</sup>	10	52	454	454 <sup>b</sup>	765	3978	1686	4962
F <sup>2</sup>	311	232	144	7	6	10	9	23	23	47	41	87	87
G	341	254	144	0	0	3	c	2	4	36	66	73	135
H	416	310	2	0	0	3	c	2	2	15	c	20	c

그림 3은 ABC경로의 각 측정지점에서 BTEX의 보정농도를 거동시간(거리/1.34md<sup>-1</sup>) 별로 작도한 농도이력곡선이다 (반대수방안지).

지금 보정된 BTEX의 농도분포가 제1급 분해작용에 의해 일어난 것으로 근사화시킬 경우, 계략적인 제1급 생분해율은 다음과 같이 계산할 수 있다.

그림 3에서 ABC 유동경로를 따라 발생한 자연저감은 주로 생분해 작용에 의해 일어나며, 제1급 생분해로 근사화 시킬 수 있다. 이 관계는 다음 (2)식과 같이 표현할 수 있다.

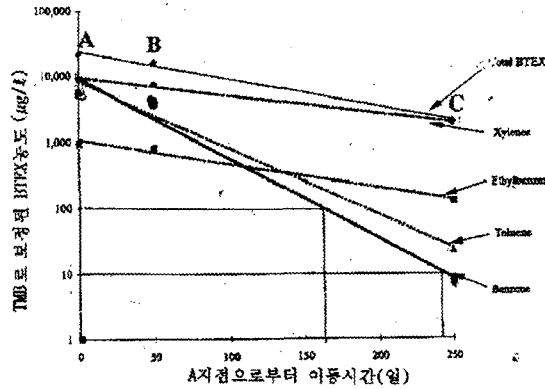


그림 3. trimethylbenzene과 보정한 BTEX 농도대 ABC 경로에서 이동시간 (Wiedemeier, 1997)

$$C = C_0 e^{-k \cdot t} \quad (2)$$

여기서 C : t 시간대의 농도

C<sub>0</sub> : 초기농도

k : 전체저감율(total attenuation rate)이며, (A+D+S+B 포함)

상기 식에서 C대신 하류구배구간에 소재한 B지점에서 TMB 보정농도인 C<sub>B(보정)</sub> 농도와 C<sub>0</sub> 대신 A지점에서 측정된 미보정 농도 C<sub>A</sub>를 (2)식에 대입하면 (3)식과 같이 된다.

$$C_{B(보정)} = C_A e^{-\lambda t} \quad (3)$$

여기서 λ: 계략적인 제1급 생분해율(the first order biodegradation constant)

(3)식의 양변에 log를 취하면 (4)식과 같이 된다.

$$\log C_B = \log C_A - \lambda t \quad (4)$$

현장에서 측정된 B지점에서 BTEX의 TMB 보정농도를 양수대방안용지 상에 작도하면 절편은 C<sub>A</sub>가 되고, 기울기는 -λ가 된다.

지금 (2)식에서 k는 이류, 분산, 흡착, 함양에 의한 회석, 휘발 및 생분해를 포함한 전체저감율(A+D+S+B)인데 반해 (3)식의  $\lambda$ 는 주로 생물학적인 분해(biological attenuation)에 의한 저감이다. 그러나 전술한 바와 같이  $\lambda$ 는 순수한 생분해율(biodegradation rate)은 아니다. 만일 A, B 두지점의 거리를 x라 하면 시간 t는 다음과 같다.

$$t = x / \bar{v}_c \quad (5)$$

여기서 t : A, B 두 지점 사이에서 오염물질의 이동시간

$v_c$  : 오염물질의 지연공극유속 (TOC가 적기 때문에 R=1 이므로

$v_c = v_x$  이고), 오염물질의 지연계수가 큰 경우에는 지연공극

유속을 사용해야 하나 Hill AFB의 경우 TOC가  $10^{-4}$  정도이므로

$v_c = v_x$ 을 이용( $v_x$ 는 지하수의 공극유속)한다.

일반적으로 지연계수(R)와 지연공극유속은 배경 TOC나 foc를 이용해서 계산한다. 지연속도를 과잉계산(지연계수가 적은 경우)하면, 이 방법을 이용해서 계산한 분해율상수는 보수적인 방법이 된다.

그림 3에서 오염물질의 이동시간은 A, B, C 지점간의 거리를 공극유속인  $1.34\text{md}^{-1}$ 로 나눈 값이다. 양대수방안지에 이동시간과 TMB로 수정한 BTEX의 농도를 그림 3과 같이 작도하여 지수회귀법으로 구한 BTEX의 계략적인 제1급 생분해율( $\lambda$ )은 표 5와 같다.

표 5. 지수회귀분석법으로 구한 값들

성분	지수회귀법				Buscheck and Alcantar <sup>d</sup> 법			
	계산값	기울기 (m)	R <sup>c</sup>	Approximated Biodegradation Rate Constant ( $\lambda, \text{day}^{-1}$ ) <sup>c</sup>	절편(b)	기울기 (m=k/v)	R <sup>c</sup>	Approximated Biodegradation Rate Constant ( $\lambda, \text{day}^{-1}$ ) <sup>c</sup>
ABC(Plume Centerline) 경로								
Benzene	9249	-0.028	0.98	0.028	9430	-0.022	0.98	0.038
Toluene	8229	-0.023	0.98	0.023	8390	-0.018	0.98	0.031
Ethylbenzene	1075	-0.009	0.99	0.009	1095	-0.007	0.98	0.010
Xylene	9508	-0.006	0.99	0.006	9693	-0.005	0.99	0.008
Total BTEX	23,568	-0.010	0.99	0.010	24,028	-0.008	0.99	0.012
DEFGH <sup>p</sup> (Plume Periphery) 경로								
Benzene	1872	-0.025	0.92	0.025	1633	-0.016	0.89	0.027
Toluene	1696	-0.026	0.95	0.026	908	-0.017	0.78	0.029
Ethylbenzene	1243	-0.020	0.89	0.020	1122	-0.015	0.89	0.024
Xylene	17,126	-0.027	0.87	0.027	5547	-0.015	0.99	0.024
Total BTEX	17,431	-0.021	0.94	0.021	11,296	-0.015	0.99	0.025

(라) Buscheck and Alkanter (1995)법을 이용해서 계략적인 제1급 생분해율상수( $\lambda$ ) 산정법 (거리-농도 이력곡선 이용)

가정 : 오염운은 st-st 상태이며,  $\lambda$ 는 이류+분산+흡착+생분해를 포함한 계략적인 생분해율 상수로서 휘발에 의한 기작은 무시한다.

안정오염운에서 제1급 분해율은 (6)식과 같이 표현할 수 있다.

$$\lambda = \frac{\bar{v}_c}{4 a_x} \left\{ \left( 1 + 2 a_x \frac{k}{v_x} \right)^{\frac{1}{2}} - 1 \right\} \quad (6)$$

여기서  $\lambda$ : 계략적인 제1급 생분해율

$\frac{k}{v_x}$ : 반대수 방안지상에 작도한 거리별 농도곡선의 기울기이다.

공극유속을 이용해서 시기별로 계산한 오염운의 이동거리는 다음과 같다. (1993. 8~1994. 7)기간동안은  $1.34\text{md}^{-1} \times 330\text{일} = 442\text{m}$  이어야 하고, (1993~1995. 9)기간동안은  $1.34\text{md}^{-1} \times 387\text{일} = 518\text{m}$ 이어야 한다. 그러나 실제 오염운의 크기는 이보다 훨씬 소규모이다. 따라서 BTEX 오염운은 st-st 상태라고 할 수 있다.

그림 4는 표 4에서 거리별 및 TMB로 보정한 BTEX의 농도를 반대수방안지상에 작도한 농도이력곡선이다. 이를 이용해서 구한 기울기  $\frac{k}{v_x}$  과 이 값( $\frac{k}{v_x}$ )를 (6)식에 대입하여 계략적인 제1급 생분해율( $\lambda$ )을 구한 결과는 표 5의 우측과 같다.

[참고]

이 때  $a_x = 0.1 \ell = 0.1 \times 150 = 15\text{m}$ 를 사용했고,  $v_c = v_x = 1.34\text{md}^{-1}$  이다.

$$\lambda = \frac{134}{4 \times 15} \{ [1 + 2 \times 15 \cdot (-0.022)]^2 - 1 \} = 0.0198(0.038)$$

이 계산에서 오차가 발생할 수 있는 소지는  $a_x$ 의 가정치이다.

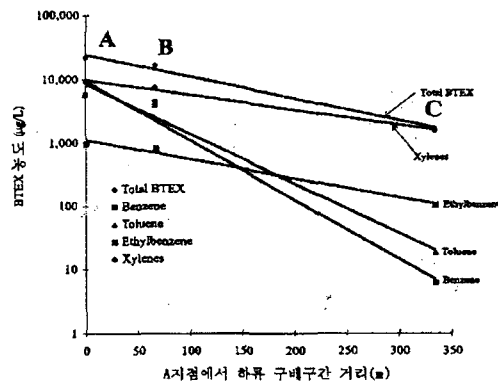


그림 4. ABC 이동경로중 하류구배의 BTEX의 거리-농도이력곡선 (Wiedemeier, 1997)

Buscheck and Alkanter (1995)법을 이용해서 제1급 생분해율과 전체 저감율(k)을 계산할 때의 가정은 다음과 같다.

- 고려대상 오염부지의 생물학적인 전이율(biotransformation rate)은 시공간적으로 균일하고
- 자유상의 잔류 NAPL이 연속오염원 역할을 하며
- 오염운은 st-st 상태인 경우이다.

그러나 상술한 예제처럼 3 - 4개 정도의 관측점에서 측정된 값을 이용해서  $\lambda$ 와 k를

구할 때에는 생물학적인 분해현상이 전혀 발생하지 않는 경우에도 거리-농도곡선(log)은 직선으로 나타날 수 있다.

왜냐하면 생분해작용이 전혀 일어나지 않는 거시적인 규모의 기계적인 혼합작용과 분자확산으로 이루어진 분산작용만 발생하는 경우에도 연속오염원에서 거리별 농도는 오차 함수 형태로 감소하기 때문이다 (McNab and Doohar, 1998).

따라서 위의 방법을 이용할 때에는 충분한 개수의 관측지점에서 측정된 값을 이용해야만 정확한 거리-농도 이력곡선을 구할 수 있고, 이로부터 정확한  $k$ 와  $\lambda$ 를 구할 수 있음을 부연해 둔다.

표 5에 의하면 TMB를 이용해서 BTEX 농도를 보정한 다음 다음 지수회귀 분석법으로 구한  $\lambda$ 와 BTEX의 실측정치를 이용해서 Buscheck 등의 법으로 구한  $\lambda$ 값은 서로 비슷하다. 그러나 TMB를 이용해서 지수 회귀법으로 구한  $\lambda$ 는 Buscheck 법에 비해 보수적이다.

### (6) 장기 관측 계획 (Longterm monitoring, LTM) 수립

조사대상 지역에서 오염물질의 저감기작으로서 자연저감이 분명히 일어나고 있다고 판단되면, 오염운의 추가거동 여부를 관측하기 위해서 장기관측 계획을 수립해야 한다.

이때 관측정은 배경수질의 시기별 변화와 오염운내외 구간에서 거리별, 경시별, 오염물질의 농도변화경향을 파악할 수 있도록 설치하고, 관측 주기, 측정할 오염성분 등을 결정한다. 특히 오염운의 거동을 확인하기 위해서는 관측 주기가 적절해야만 경시별 농도변화 추세를 정확히 규명할 수 있다.

LNAPL에 의해 오염된 지하수계에서 장기관측용으로 설치하는 관측정의 배치도는 일반적으로 그림 5와 같다. 그림 5에서 A지점은 배경수질의 변화를 관측하기 위해 설치할 관측정의 위치이며, B지점은 오염물질의 누출지점, C 및 D지점은 환원대 (reduction zone), E 지점은 오염운의 최전단에, F지점은 오염운의 최근접 외각에 설치할 관측정의 위치이다. G, H, I 지점은 오염운이 추가적으로 수평 및 측방으로 거동하는지 여부를 알아보기 위해 설치하는 관측지점이다.

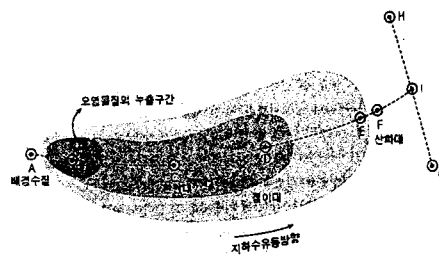


그림 5. LNAPL로 오염된 지하수계에서 장기관측시 관측정의 설치 위치

LNAPL이 누출되어 포화대를 오염시킨 경우에는 통상 그림 5처럼 9개 이상의 장기관측정을 설치해야 하나, 관측정의 수는 부지고유특성, 오염운의 규모 및 대수층의 수리성에 따라 조절한다.

### (7) 정화방법의 결정과 타 정화방법과 비교 평가

자연저감에 의존하는 자연정화는 인공정화방법과 다름이 없다. 따라서 자연저감에 의한 정화를 수행할 때와 기타 인공정화를 실시할 때의 그 실효성과 경제성을 서로 비교 평가하되 특히 오염원 제어법의 필요성을 평가해야 한다.

이때 반드시 부지고유특성(site specific)을 이용해서 위해성에 기초한 정화목표치를 설정하고, 위해성 평가를 단계적으로 실시하여 그 실효성과 효율성을 결정해야 한다. 일반적으로 위해성을 평가할 때는 RBCA(risk based corrective action)나 RISK 프로그램을 오염물질 거동모델과 동시에 사용하면 보다 좋은 결과를 얻을 수 있다. 그러나 모델링 결과보다는 실측한 경시별 농도이력이나 거리별 농도이력과 같은 시험분석자료가 더욱 중요하다.

위에서 설명한 제반 평가를 통해 자연저감 기작(mechanism)만으로 정화가 될 수 있는 오염성분을 선별하고, 만일 자연저감기작으로는 오염물질의 독성이나 농도가 감소되지 않는 COC는 인공정화를 동시에 병행하는 방법 등을 고려해야 한다. 대체적으로 연료용 유류로 오염된 지역들은 자연저감기작에 의해 오염물질의 독성이나 농도가 감소되지만 이는 어디까지나 부지고유특성에 따라 좌우된다. 이 단계에서는 부지고유특성에 따른 최적정화방법을 선택결정해야 한다.

### (8) 자연저감을 적용할 수 있는 조건과 기준

추후 2~5년 동안 오염원이 거동하는 최전단 (leading edge) 지역내에서 기존 수용체가 소재하지 않아야 하며, 수용체에게 단기적인 위해가 없어야 한다. 또한 최소한 다음과 같은 2가지의 분해·저감이 일어나고 있다는 증거가 있어야 한다. 즉

- 기존의 관측자료를 검토해 본 결과, 분명히 오염원은 안정상태이거나 수축상태하에 있고,
- 간접적인 수리지구화학적 증거로서 자연저감을 촉진시키는 전자수용체들이나 미생물에 의해 분해된 부산물이 존재해야 한다.

### (9) 규제기관에 관측 조사결과 제시, 승인

오염부지의 최종정화목표는 항상 주변 주민의 건강과 환경을 오염물질의 위해로부터 확실히 보호할 수 있어야 한다. 이를 위해 자연적 혹은 인공적인 정화작업을 실시한다. 따라서 전단계에서 수행했거나 수립한 제반 내용들 중에서 자연저감에 의한 오염물질의 경시별 거리별 농도변화 예측이 관측전략과 일치하고, 특히 관측결과는 정화목표치와 일치 할 뿐만 아니라 최종정화목표와 같다는 내용을 중심으로 자연저감에 의한 자연정화의 효율성과 실행성에 대한 종합보고서를 작성한 후 이를 규제기관에 제출해야 한다.

자연저감을 분석규명할 때는 가장 보수적인 방법(conservation assumption)을 사용해야 한다. 왜냐하면 대수층의 수리 및 분산인자들의 불확실성이나 오염부지구성 매체의 불균질성에서 유래되는 불확실성을 최대로 감안하려면 보수적인 방법을 사용하지 않을 수 없다. 종합보고서는 이와 같이 각종 한계성과 가정들, 그리고 보수적인 방법을 사용한 이유를 상세히 명시해야 한다.

## (10) 평가용 장기관측계획의 수립

오염원의 규모와 형태가 판명되면 오염원의 중심선과 오염원 최선단 지역에 그림 5와 같이 장기관측정을 설치하고, 관측자료를 주기적으로 수집하여 경시별 및 거리별 COC의 농도 변화 추세를 규명한다. 이를 이용해서 오염원의 거동을 평가해야하며, 특히 관측기간동안 제반 조건들이 변하고 있는지를 면밀히 관측할 수 있는 장기관측계획을 수립해야 한다.

이 단계에서는 예기치 않은 현상으로 인해 오염원이 급속히 거동하여, 주변 인간이나 생태계에게 악영향을 미칠 경우를 대비해서 비상계획(contingency plan)을 세워두어야 한다.

## 5. 결 론

결과적으로 자연저감기작에 의한 자연정화는 과학적으로 충분히 뒷받침이 되며, 그 효율성을 충분히 제시할 수 있는 일종의 정화방법으로서 이는 모델링에 의한 정화대안이 아니라 실측치를 기준으로 한 정화대안이어야 한다. 따라서 자연정화는 매우 효율적이며, 오염지하수의 정화에 적절한 방법이라고 할 수 있다.

자연정화를 증명하거나 제시하려면 오염물질의 독성이나 질량이 현저히 감소하고 있다는 자연정화의 지시자들의 관측이나 적절하고 적합한 부지고유특성자료 수집이 가장 중요하다. 전술한 바와 같이 평가방법과 결과도출은 반드시 가장 보수적인 방법을 사용해야 하며, 이를 너무 과장해서는 안된다.

## 참고문헌 (본문에 인용되지 않았음)

- 한정상, 한규상 ; 오염지하수·토양의 자연정화와 위해성 평가, 박영사, 1999, p45~55.  
Rast.R.R, Environmental Remediation Estimationg Methods, R.S Means, 1977, p59~66.  
Nyer.K.N, "Looking Forward", GWMR, Winter 2000, p48~51.  
Buonicore A.J., Cleanup Criterial for Contaminated Soil and Groundwater, ASTM data series, DS64, p3~47.