

최 종  
연구보고서

# 농어촌지역 오염된 지하수의 정화처리 방안 연구

(Groundwater Remediation Techniques in Rural Area)

연구 기관

농업기반공사

농 립 부

## 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “농어촌지역 오염된 지하수의 정화처리 방안에 관한 연구” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2001년 11월 일

주관연구기관명 : 농업기반공사

총괄연구책임자 : 정형재

연 구 원 : 이기철

연 구 원 : 안중기

연 구 원 : 송성호

연 구 원 : 김정만

연 구 원 : 김정희

연 구 원 : 이주영

연 구 원 : 배광옥

연 구 보 조 원 : 이윤경

협동연구기관명 : 서울대학교

협동연구책임자 : 이강근

연 구 원 : 김윤영

연 구 원 : 김용철

연 구 보 조 원 : 지성훈

## 요 약 문

I. 제 목 : 농어촌지역 오염된 지하수의 정화처리 방안 연구

### II. 연구개발의 목적 및 중요성

생활 수준 향상으로 인하여 각종 생활 오수의 증가와 축산단지, 주유소, 쓰레기 매립장으로부터의 침출수 등으로 농어촌에서의 지하수 오염은 상당히 심각한 상황에 직면하고 있다. 도심지역 또는 도심 인근지역에서는 택지개발, 공단조성 등을 위해 많은 비용을 들여 오염된 토양 및 지하수를 정화처리하는데 반해, 농촌지역은 오염원이 산재되어 있고 지하수/토양 오염복원에 대한 관심과 예산지원이 도시에 비해 미미한 수준이라 할 수 있다. 농촌지역 읍, 면 단위 지역은 아직 상수도 보급율이 낮아 지하수가 주요 생활용 수원이 되고 있는 실정이다.

지하수는 자연정화 능력을 가지고 있으나 생활용수 일일 이용량 증대와 축산폐수 등으로 일부 농촌지역에서는 이미 토양/지하수의 자연정화능력 한계를 넘어 오염이 가속화되고 있다. 현재와 같은 추세로 오염원이 늘고 오염 방지대책은 전혀 추진되지 않을 경우 차세대 우리 후손은 '지하수는 청정한 수자원'이라는 생각을 갖지 못할 것이다. 지하수는 방치하면 할 수록 후대에 소요되는 처리비용은 기하급수적으로 증가하기 때문에, 우리나라 농어촌지역의 실정에 맞는 오염지하수 정화처리기법 개발 필요성이 시급하게 제시되고 있는 실정이다.

오염된 지하수를 정화처리하는 방법으로 선진국에서는 1970년대부터 biodegradation, bioventing 등 미생물을 이용하는 방법, air sparging, pump-and-treat 등 물리적인 방법 등 다양한 기법들을 연구해 왔다. 하지만 대부분 막대한 예산투자 문제로 큰 효율을 얻지 못하였다. 1990년대 들어 선진국에서 경제성을 만족시키면서도 정화효율이 높은 투수성반응벽체(Permeable Reactive Barrier, PRB) 공법을 적극적으로 연구하기 시작했다. 설치비용은 다소 많이 들고 처리기간이 좀 더 길지만 운영하기 쉽고 비용이 적게 들며 각종 오염물질을 효과적으로 처리하는 장점이 있어 장기적으로 볼 때 매우 경제적이면서 가장 효율적인 방법으로 알려져 있다. 본 연구에서는 최근 선진국에서도 그 연구가 활발하게 추진되고 있는 투수성반응벽체 공법을 최초로 현장에 시범적으로 설치, 운영하여 정화효율과 소요예산을 검토해 보고, 우리나라 농어촌의 실정에 맞는 정화처리 공법으로서 투수성반응벽체 공법의 정화효율 연구는 물론 설치, 시공 및 처리방법에 대하여도 연구하여 우리나라 농촌 실정에 적합하고 경제적인 지하수 정화처리공법을 도출, 농어촌 오염된 지하수를 개선할 수 있는 공법으로 개발, 제시하고자 한다.

### III. 연구개발 내용 및 범위

농어촌지역의 축산오폐수와 생활오수에 의해 오염된 비고결층 지하수를 연구 대상으로, 돈사가 위치한 A지역(강원도 소재)과 11가구의 생활오수를 처리하는 토양침윤식 오수처리가 설치되어 있는 B지역(충청북도 소재)를 연구지역으로 선정하여 투수성 반응벽체를 소규모로 설치, 시범 운영하였다. 투수성반응벽체는 오염운(plume)이 대수층내로 이동하여 지나는 지역에 투수성이 있는 물질로



구성된 벽체를 설치하고 자연구배에 의해 오염운(plume)이 흘러가면서 벽체를 통과하여 벽체내부의 반응물질과 반응한 후 처리된 지하수가 다른 쪽 벽면을 통해 흘러나가도록 하는 정화처리공법이다. 축산오폐수, 생활오수에 의해 오염된 지하수는 공통적으로 질산성질소 농도가 높으며, 질산성질소는 탈질작용(denitrification)으로 질소가스( $N_2$  gas)로 분해하여 농도를 감소시킬 수 있다. A지역에서는 반응물질로 톱밥, 모래, 제올라이트와 모래를 1:1로 혼합한 것을 사용하였고, B지역에서는 나무토막과 스크리아를 사용하여 소규모의 반응벽체를 설치, 운영하였다. 오염운(plume)을 처리하기 위해서는 대수층 전구간에 걸치도록 암반까지 굴착하고 오염운 전체가 통과하도록 반응벽체를 충분히 길게 하거나 funnel-and-gate형으로 sheet pile(funnel)을 설치하여 반응물질구간(gate)으로 유입되도록 하여야 하지만 이렇게 설치할 경우 시공비용이 너무 많이 소요된다. 그러나 본 연구의 목적은 오염된 지하수를 완벽하게 정화처리하는 것이 아니라 최근 국외에서 활발히 연구, 개발되고 있는 투수성반응벽체를 국내에서는 최초로 현장에 적용하여 시범적으로 운영, 연구하는 데에 있으므로, 연구비 범위 내에서 소규모로 설치하였다. 반응벽체 규모 및 시범운영기간은 A지역과 B지역 각각  $6m \times 1m \times 8.8m$ (길이 $\times$ 폭 $\times$ 심도) 5개월,  $6m \times 1m \times 3m$  11개월이었다.

#### IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

투수성반응벽체를 설치하여 시범 운영한 결과, A지역에서는 기존 수리지질자료(1995년~1996년)와 1999년 당시 15일 동안의 수리지질조사 자료를 근거로 반응벽체를 설치하였으나, 시공 후 5개월간의 모니터링 결과 1996년 이후 건설한 살포장으로 인해 강우와 비강우 시 지하수유동방향이 상이하여 반응벽체에 의한 지하

수정화처리는 불가능한 것으로 나타났다. B지역에서는 이러한 시행착오를 줄이기 위해 건기와 우기가 포함된 6개월 이상 직접 수리지질조사를 한 후 기존자료와 같이 분석하여 반응벽체를 설치하고 340여일간 운영하였다. 장기간 수질모니터링한 결과에 의하면 스코리아 설치구간보다 나무토막 설치구간에서 질산성질소 저감효과가 더 높았다. 그러나 나무토막 구간의 경우 부가적으로 암모니아성질소 및 생물학적 산소요구량(BOD)이 증가하는 문제가 확인되었는데, 이러한 문제점을 감소시키기 위하여 반응물질에 대한 보다 심도있는 연구가 추가적으로 추진되어야 할 것이다.

투수성반응벽체를 이용한 지하수정화처리기법에 대하여 실험실 규모가 아닌 실제 지하수오염현장에 소규모로 설치, 운영하는 것으로 본 연구는 종결되었지만, 본 연구를 통하여 국내 최초로 투수성반응벽체를 현장에 설치하였으며 실제 현장에서의 정화처리 기법의 적용 보급 가능성을 확인하게 된 것을 큰 실적이라 할 수 있다. 하지만 오염물질 특성과 지하수 부존 특성을 고려한다면 본 연구 결과를 바로 국내 전지역에 지하수 정화처리 기법으로 보급하기에는 미흡하다고 사료되므로, 본 연구의 현장 시공/운영 경험으로부터 오염물질별로 투수성반응벽체의 반응물질과 설치기법에 대한 지속적인 연구로 정화 처리효율을 증대시켜야 할 것이다.

그 밖의 연구실적으로서 지하수 오염현장에 반응벽체를 정화처리 기법으로 선정할 경우 설계기준과 필수적인 검토사항을 도출한 점을 들 수 있다. 현장적용에서 얻은 교훈으로는 반응벽체는 정확한 현장의 지하수 수리특성 파악이 필수적인 전제조건이 된다는 점이다. 오염지역 지하수 유동상태에 대한 정보 분석이 미흡할 경우 반응벽체는 또다른 오염원으로 전락할 수도 있다. 따라서 오염원의 규모를 정확히 파악하여야 하고 최소한 건기와 우기를 모두 포함하는 기간의 수리지질조사자료를 근거로 지하수 유동속도와 방향, 수두 차이를 고려하여 반응벽체를

설계하여야 한다.

향후 연결 연구과제로 유기탄소 과잉공급으로 인한 생물학적 산소요구량(BOD) 증가를 억제하는 기법에 관한 연구를 제안한다. 질산성질소가 주 오염성분인 경우 반응물질로써 사용하는 유기탄소의 적정공급량에 관한 연구와 우리나라 실정에 맞는 경제적인 투수성반응벽체 설치기법도 개발되어야 할 것이다. 끝으로 본 연구결과로 습득되는 기술은 국내 관련 기술기관에 공개하여 WTO체제의 기술개방에 따른 선진국기술 용역업체들의 국내 진출에도 대비하여야 할 것이다.

# SUMMARY

I. Title : Groundwater Remediation Techniques in Rural Area

## II. Objectives and Scope

The water usage per capita and the amount of wastewater in rural area have been continuously increasing as the living welfare in rural area has improved. The number of pollutant sources, both point sources and non point sources, also growing out every year. Such as underground storage tank for gas station, live stock farm, land fill sites etc.. In urban area, the situation is similar with on rural area however, they are a lot of people who concerns groundwater contamination in urban area. Researchers, engineers, mass-com, environmentalists and even government. In some cases, remediation project have been implementing after the remediation budget had furnished.

The percentage of the people who is supplying tap water is still very low in rural area. Which means that those people are using groundwater as their drinking water source. In this concern, groundwater contamination problem is much severe in rural area and need more attention.

The scientist said that the soil and groundwater has the natural

attenuation ability by themselves. However, several reports shows evidences that the groundwater contamination in some rural area is much higher than the its natural attenuation ability and the plume is expanding gradually. If we continue to neglect this situation our children in rural area even don know that the groundwater is a clean and pure water resources. In the sense of groundwater contamination, the more fast the more economical. The remediation cost increase by non-linearly. This research project was initiated on this basis.

In advanced countries, a lot of research project has been made from seventies. Biodegradation, bio venting, microorganism, air sparging, pump-and treat, mechanical treatments have been studied. The researchers found that the remediation effect from those technologies are more than expect however, the cost for every technique become tremendous. Consequently government and researchers looking for new technique, which is economical with similar effect from early 1990.

Permeable Reactive Barrier, on-site technology, is initiated by Waterloo Groundwater Research Institute in Canada and followed by hundreds of researchers over the world in nowadays. Construction cost for PRB is a little expensive and the total remediation periods are longer than the other techniques however, once the PRB system has set, only few additional cost is needed. In the long run, PRB is the most economical remedy for groundwater contamination. This study is aimed that weather the PRB system is suitable for Korean aquifer condition and sufficiently economical to adapt for rural area. In addition, engineering aspect to

construct PRB system is also studied.

### III. Contents

Two fields sites were selected, one is polluted by live stock farm and the other is wastewater in rural area. Site A was located on the lower land in small watershed where the polluted water was flowing in the creeks from live stock farm located on the hilly upper land (Gangwon, Wonju). Site B was located on the ex-riverbed area where had polluted by wastewater from Sand Filter Disposal System of the Wastewater Treatments System for 11 houses.

The concept of a PRB is relatively simple. Reactive material is placed in the subsurface where a plume of contaminated groundwater must move through it as it flows, typically under its natural gradient and treated water comes out the other side. Attenuation of agriculturally derived nitrate in groundwater has been attributed to denitrification resulting from increased availability of labile organic carbon such as sawdust, wood chips, leaf mulch, compost and so on. Two pilot-scale PRBs have been installed at site A and B. One, which located at site A contained sand, sawdust, mixture of zeolite and sand. The other at site B consisted of wood chips and scoria.

Trench was fully penetrated the alluvium into the depth of the basal

rocks. The length of the trench can be designed enough to catch the full pathways of the plume. And the PRB can be installed total width of the trench or some portion can be blocked by sheet pile or funnel and gate type can be used. PRB installation for full width is effective but high cost. The purpose of this study is not full cleaning of the study area but verify the effect of PRB and adaptability of the system in Korea, the size of the PRB was adjusted to cover the portion of the plume. The size of the PRB was 6m x 1m x 8.8m(Depth) for A site, and 6m x 1m x 3m for B site. Monitoring was made for 11 months.

#### **IV. Conclusion**

The monitoring data after installed PRB system in A site, there is few evidence that the groundwater has remedied by the system. The system was designed based on the existing aquifer data (1995-1996) and from two weeks of field campaign in the year of 1996 under this research.

Monitoring data groundwater flow direction has been continuously changed by rains.

In the B site, hydro geological investigation for the aquifer has executed for six month before drawing design for PRB. We monitored B site for more than one year. Field campaign identified nitrate is the main contaminant in the shallow groundwater at the study area. Permeable

reactive barriers (PRB) is a useful approach for removing contaminants from groundwater.

At site A, PRB system failed in removal of nitrate because groundwater flow direction is changed whenever it rains and plume moves unidirectional. In PRB installed at site B, nitrate attenuated successfully. In wood chips, nitrate removal rate is higher than in scoria, and concentration of ammonium and BOD are increased.

The conclusion of this study is that the PRB system is suitable for Korean aquifer condition and sufficiently economical to adapt for rural area. However, there is a lot of precaution to get sufficient effect such as, good understanding for the aquifer system before drawing the design and hydro chemical characteristics of the plume.

It is suggested that the further study on increasing effect of PRB and standard design for groundwater contaminated by nitrates in rural area.



# CONTENTS

Chapter 1	Introduction .....	1
Section 1	Background .....	1
Section 2	Purpose and Scope .....	4
Section 3	Contents .....	6
Chapter 2	Groundwater Remediation Techniques .....	11
Section 1	Remediation Techniques for contaminated groundwater .....	12
1.	In-Situ Remediation Techniques .....	12
2.	Ex-Situ Remediation Techniques .....	16
Section 2	Technology Selection .....	20
Section 3	Permeable Reactive Barrier (PRB) .....	25
1.	Concept .....	25
2.	Reactive Materials .....	27
3.	PRB Types .....	64
4.	System Design .....	65
5.	Installation .....	69

6. Monitoring .....	72
7. Modelling .....	72
Chapter 3 Case Studies .....	81
Section 1 Case Study A (in Province of Gangwon) .....	82
1. Location, Topography and Geology .....	82
2. Climate .....	86
3. Hydrogeology .....	90
4. Contaminant Characterization .....	102
Section 2 Case Study B (in Province of Chungcheongbuk-do) .....	118
1. Location, Topography and Geology .....	118
2. Climate .....	121
3. Hydrogeology .....	125
4. Contaminant Characterization .....	147
5. Groundwater Remediation .....	173
Chapter 4 Conclusion .....	189
Chapter 5 Application .....	191
Chapter 6 References .....	193
Chapter 7 Appendixes .....	201

# 목 차

제1장 서론 .....	1
제1절 연구배경 .....	1
제2절 연구목적 및 필요성 .....	4
제3절 연구내용 및 범위 .....	6
제2장 정화처리공법 .....	11
제1절 오염된 지하수 정화처리 공법 종류 .....	12
1. 오염지역내(in-situ)에서의 처리방법 .....	12
2. 오염지역외(ex-situ)에서의 처리방법 .....	16
제2절 오염정화기술 선정 .....	20
제3절 투수성반응벽체 (Permeable Reactive Barrier) .....	25
1. 기본개념 .....	25
2. 반응물질 및 정화처리대상물질 .....	27
3. 투수성반응벽체 종류 .....	64
4. 설치조건 및 설계 순서 .....	65
5. 설치 및 시공 .....	69

6. 모니터링 .....	72
7. 모델링 .....	72
<b>제3장 시범지역연구 .....</b>	<b>81</b>
제1절 시범연구 : A지역(강원도 소재) .....	82
1. 위치, 지형 및 지질 .....	82
2. 기후 .....	86
3. 수리지질 특성 .....	90
4. 지하수 오염상태 및 오염물질 특성 .....	102
제2절 시범연구 : B지역(충청북도 소재) .....	118
1. 위치, 지형 및 지질 .....	118
2. 기후 .....	121
3. 수리지질 특성 .....	125
4. 지하수수질오염 상태 및 오염물질 특성 .....	147
5. 정화처리 .....	173
<b>제4장 결과 .....</b>	<b>189</b>
<b>제5장 실용화방안 .....</b>	<b>191</b>

제6장 참고문헌 .....	193
제7장 부록 .....	201
부록 A. 우리나라 평년기후도 (1971~2000) .....	201
부록 B. 수질분석자료 .....	207
부록 C. B지역에서의 장기지하수수위관측에 의한 지하수 .....	215
부록 D. B지역에서의 질산성질소 농도 변화(2000~2001) .....	231
부록 E. B지역 토양 물성 측정 .....	238
부록 F. B지역 투수성반응벽체 설치 현장 .....	241

## 표 목 차

〈표 1-1-1〉 지역규모별 상수도 보급 수준 .....	2
〈표 1-1-2〉 지하수의 용도별 이용량 .....	2
〈표 1-1-3〉 지하수 양수능력별 이용현황 .....	3
〈표 1-1-4〉 전국 지하수 수질측정망의 연도별 분석결과 중 먹는물 수질 기준 을 초과하는 대표성분과 초과비율 .....	5
〈표 1-3-1〉 오염원별 오염물질의 종류 .....	7
〈표 1-3-2〉 연구내용 및 범위 .....	10
〈표 2-2-1〉 오염토양 및 지하수 정화처리방식별 설치비 및 운영비 비교 .....	23
〈표 2-3-1〉 투수성반응벽체의 정화처리대상 오염물질과 반응물질에 관한 사례 연구 .....	29
〈표 2-3-2〉 톱밥토양여과시설 이용 정화효과 .....	36
〈표 2-3-3〉 반응벽체 주변과 벽체내 지하수의 질산염(nitrate) 평균농도 .....	41
〈표 2-3-4〉 반응벽체를 통과하는 지하수의 유속(flow rate)과 질산염 제거율 (nitrate removal rate) .....	41
〈표 2-3-5〉 나무토막(wood chips) 특성 .....	44
〈표 2-3-6〉 매질별 오염물질 처리효율 비교 .....	56

〈표 2-3-7〉 시범지역에서 투수성반응벽체의 반응물질로 사용한 재료들의 가격 비교 .....	60
〈표 2-3-8〉 수두조절에 따른 유속변화 .....	63
〈표 2-3-9〉 다중상흐름과 다 성분이동에 대한 모델 .....	75
〈표 3-1-1〉 트렌치 측면에서 채취한 불교란시료에 대한 토질시험 결과 .....	86
〈표 3-1-2〉 원주기상대 기온 일별 평년값 .....	87
〈표 3-1-3〉 원주기상대 강수량 일별 평년값 .....	88
〈표 3-1-4〉 1999년 원주기상대 일별 강수량 자료 .....	94
〈표 3-1-5〉 1999년 5월~10월 9개 관측정의 지하수 수위 상대고도 변화 .....	95
〈표 3-1-6〉 공내유향유속 측정 결과 .....	101
〈표 3-1-7〉 축산분뇨 오염물질 정화처리 방법 .....	105
〈표 3-2-1〉 C기상대 기온 일별 평년값 .....	123
〈표 3-2-2〉 C기상대 강수량 일별 평년값 .....	124
〈표 3-2-3〉 관측정 내역 .....	127
〈표 3-2-4〉 B지역의 관측정 유향유속측정 결과 .....	130
〈표 3-2-5〉 지하수등수위선도와 공내유향유속측정 결과 각 관측정에서의 유향 비교 .....	130
〈표 3-2-6〉 순간수위변화시험 관측정 내역 및 시험 결과 .....	133
〈표 3-2-7〉 국내 생활용수 및 농업용수 수질기준 .....	148
〈표 3-2-8〉 가축별 분뇨 성분 .....	156
〈표 3-2-9〉 지하수 유동 모델링시 사용되는 주요 상수값 .....	165

<표 3-2-10> 질산성 질소의 거동 모델링시 사용되는 주요 상수값 .....	170
<표 3-2-11> 반응벽체 관측정 수질분석 결과 .....	178
<표 3-2-12> 관측정 W99-6과 투수성반응벽체에서의 질산성질소 농도변화 .....	185
부록 B. 표 1 A지역 먹는물기준 수질검사 결과 .....	207
부록 B. 표 2 A지역 13개 항목에 대한 수질분석 결과 .....	208
부록 B. 표 3 B지역 먹는물기준 수질검사 결과 .....	210
부록 B. 표 4 B지역 관측정, 기설관정, 오수처리기의 유입수 및 방류수의 항목별 분석결과 .....	213
부록 E. 표 1 column test 결과 .....	240



## 그림 목 차

<그림 2-2-1> 오염정화처리기술 선정 순서도 .....	21
<그림 2-2-2> 투수성반응벽체(PRB), P&T(Pump and Treat), 자연저감법(Natural Attenuation)에 의한 정화처리 비용 비교 .....	24
<그림 2-3-1> 투수성반응벽체 모식도 .....	26
<그림 2-3-2> 투수성반응벽체에서의 오염물질의 흡착, 침전, 분해작용 모식도 .....	28
<그림 2-3-3> pH에 따른 다양한 종류의 톱밥 및 천연제올라이트의 Pb(II) 흡착을 변화 .....	37
<그림 2-3-4> Killarney layer와 Borden layer의 설치 1년 후(Killarney layer설치 가동 후 410~424일 지난 시점, Borden layer 설치 가동 후 395일 지난 시점) 심도에 따른 화학성분 변화 .....	39
<그림 2-3-5> 뉴질랜드의 North Island에 있는 Bardowie농장에 설치된 반응벽체 단면도 및 반응벽체 주변에서의 질소농도분포도 .....	40
<그림 2-3-6> 반응벽체 주변에서의 지하수 등수위선도 .....	42
<그림 2-3-7> 반응벽체 설치 이후 지하수 질산염농도 변화 .....	43
<그림 2-3-8> 나무토막(wood chip) 사진 .....	44
<그림 2-3-9> 대수층과 반응벽체의 단면도 .....	46

<그림 2-3-10> 1996년 9월 S042-, Fe, Ni, 및 알칼리도(alkalinity, as CaCO <sub>3</sub> ) 농도 변화 단면도 .....	48
<그림 2-3-11> 구간별 관정군(well nest)의 수직방향으로의 평균 농도 .....	49
<그림 2-3-12> 유기물질구간에 침전된 FeS의 SEM영상 .....	50
<그림 2-3-13> 3시간 체류되었을 때의 각 입자크기에서의 스코리아 여과층깊이에 대한 농도변화(C/C <sub>0</sub> ) .....	51
<그림 2-3-14> 유입수 SS가 100mg/l일 때 각 체류시간에서의 스코리아 입자크기별 스코리아 여과층깊이에 대한 농도변화(C/C <sub>0</sub> ) .....	51
<그림 2-3-15> 바이오필터내로 유입되는 황화수소 농도를 30~280ppm로 단계적으로 증가시킬때 유출가스 내 황화수소 농도 변화 .....	52
<그림 2-3-16> 바이오필터내로 유입되는 황화수소 농도를 400~1,500ppm로 단계적으로 증가시킬때 유출가스 내 황화수소 농도 변화 .....	52
<그림 2-3-17> Funnel-and-gate 시스템의 단면도 .....	53
<그림 2-3-18> 제올라이트 표면에서의 흡착(sorption) 기작(mechanism)에 대한 모식도 .....	55
<그림 2-3-19> 투수성반응벽체 시공 후 2년간 벽체에 유입되기 이전(Inlet)과 통과되어 나가는 지하수(Outlet)의 질산염, 몰리브덴, 우라늄 농도 변화 .....	58
<그림 2-3-20> 미국 콜로라도주에 설치한 투수성반응벽체의 반응물질로 사용한 거품형태의 Fe(0) 블럭 사진 .....	58
<그림 2-3-21> 수조모형실험 모식도 .....	63
<그림 2-3-22> 투수성반응벽체 종류 .....	64

<그림 2-3-23> 투수성반응벽체 설계 순서도 .....	67
<그림 2-3-25> deep soil mixing 모식도 .....	71
<그림 2-3-26> 포획지 계산 .....	76
<그림 2-3-27> gate 내 수리전도도에 따른 포획지 분포 변화 .....	77
<그림 2-3-28> gate dimension에 따른 flow field변화 .....	77
<그림 2-3-29> gate dimension vs. 포획지 .....	78
<그림 2-3-30> U자형 반응벽 시스템에 사용되는 용어들 .....	79
<그림 2-3-31> 포획지 vs. U자형 반응벽 시스템의 dimension .....	79
<그림 3-1-1> A지역 주변지형 및 지질 .....	82
<그림 3-1-2> A지역 시설물 관측정, 반응벽체 위치도 .....	83
<그림 3-1-3> 상부토양층 내에 산재되어 있는 화강암질 역 .....	85
<그림 3-1-4> 기반암인 복운모화강암이 풍화잔류된 풍화대 .....	85
<그림 3-1-5> 원주기상대의 기온 월별 평년값 .....	89
<그림 3-1-6> 원주기상대의 강수량 월별 평년값 .....	89
<그림 3-1-7> 관측정과 반응물질의 설치 모식도 .....	92
<그림 3-1-8> A지역 주상도 및 관측정 심도, 스크린 모양 .....	93
<그림 3-1-9> 관측정 W-1, 2, 3 설치 이후부터 반응벽체 설치 이전까지(6월3일) 의 지하수 수위 상대고도 및 강수량 변화 .....	96
<그림 3-1-10> 반응벽체 설치이후 (1999년 6월~11월) 관측정의 지하수 수위 상대고도 및 강수량 변화 .....	97

<그림 3-1-11> 순간수위변화시험 결과 .....	99
<그림 3-1-12> 토양 및 암석 종류별 수리전도도 .....	100
<그림 3-1-13> A지역 비고결층 지하수 수질에 대한 삼각다이어그램 .....	101
<그림 3-1-14> EC, COD, NH <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N 그리고 PO <sub>4</sub> -P의 농도 변화 .....	104
<그림 3-1-15> 경기도 구리시와 강원도 춘천시에서의 농업용 지하수의 전기전도도(EC)에 대한 질산성질소(NO <sub>3</sub> -N) 변화 .....	106
<그림 3-1-16> A지역 지구물리탐사 측선 배열 및 심도별 전기비저항 변화 ...	107
<그림 3-1-17> A지역에서의 심도에 따른 토양성분 변화 .....	110
<그림 3-1-18> A지역 투수성반응벽체 설치 현장 .....	112
<그림 3-1-19> 1999년 6월부터 11월까지의 장기수질관측 결과 .....	115
<그림 3-2-1> B지역 주변 지형 및 지질 .....	119
<그림 3-2-2> S하천 단면도 .....	119
<그림 3-2-3> 시범지구(B지역 일대). .....	120
<그림 3-2-4> 심도별 토양의 유기물함량, 총질소, 및 총인 .....	122
<그림 3-2-5> C기상대 기온의 월별 평균기온(평년기온) 변화 .....	125
<그림 3-2-6> C기상대 강수량 월별 평년강수량 변화 .....	125
<그림 3-2-7> B지역의 관측정 위치도 .....	126
<그림 3-2-8> 관측정 스크린(screen) 상태 .....	128
<그림 3-2-9> B지역의 공내유향유속측정 대상 관측정 위치 및 결과 .....	129
<그림 3-2-10> 월별 강수량과 지하수수위변화 비교 .....	131

<그림 3-2-11> 순간수위변화시험 대상 관측정 위치 .....	133
<그림 3-2-12> 순간수위변화시험 결과 .....	134
<그림 3-2-13> B지역 비고결층 지하수 수질에 대한 삼각다이어그램 .....	139
<그림 3-2-14> B지역 관측정의 수질변화 .....	141
<그림 3-2-15> 2000년 6월~9월(반응벽체 설치 이전) 질산성질소 농도 변화 .....	149
<그림 3-2-16> 오수정화조 단면도 .....	153
<그림 3-2-17> 오수정화조 및 트렌치 배치도 .....	154
<그림 3-2-18> 트렌치 단면도 .....	154
<그림 3-2-19> 오수처리 시설물 및 주변도로의 해발고도 .....	155
<그림 3-2-20> B지역 지구물리탐사 축선 및 측정점 위치 .....	157
<그림 3-2-21> B지역에서의 쌍극자배열 전기비저항탐사 결과 .....	158
<그림 3-2-22> B지역에서의 쌍극자배열 전기비저항탐사 결과에 의한 전기비저 항값의 심도별 변화 .....	159
<그림 3-2-23> B지역에서의 수직탐사(Schlumberger배열) 결과 .....	161
<그림 3-2-24> 지하수 유동 모델링 결과 등수위선도 .....	167
<그림 3-2-25> 지하수 유동 모델링 결과 지하수 유속도 .....	168
<그림 3-2-26> 현장값과 모델값의 비교 .....	171
<그림 3-2-27> 질산성 질소의 모델링 결과 .....	172
<그림 3-2-28> B지역 정화처리시설(투수성반응벽체) 설치 위치 .....	173
<그림 3-2-29> B지역에 설치한 철재구조물의 크기 .....	175

<그림 3-2-30> B지역 투수성반응벽체 관측정 배열 .....	176
<그림 3-2-31> 투수성반응벽체 관측정에서의 수질 변화 .....	179
<그림 3-2-32> PRB를 설치하지 않을 경우 질산성 질소의 거동 예측 .....	187
<그림 3-2-33> B지역에 투수성반응벽체를 설치할 경우 2년 후(2002.10.1) 질산성 질소의 거동 예측 .....	188
부록 A. 그림 1 우리나라 평년 기온 .....	201
부록 A. 그림 2 우리나라 평년 강수량 .....	204
부록 C. 그림 1 1999년 9월 3일 .....	215
부록 C. 그림 2 2000년 6월 23일 .....	216
부록 C. 그림 3 2000년 7월 10일 .....	217
부록 C. 그림 4 2000년 10월 3일 .....	218
부록 C. 그림 5 2000년 10월 13일 .....	219
부록 C. 그림 6 2000년 11월 16일 .....	220
부록 C. 그림 7 2000년 12월 21일 .....	221
부록 C. 그림 8 2001년 1월 19일 .....	222
부록 C. 그림 9 2001년 2월 22일 .....	223
부록 C. 그림 10 2001년 3월 16일 .....	224
부록 C. 그림 11 2001년 4월 12일 .....	225

부록 C. 그림 12	2001년 6월 2일	226
부록 C. 그림 13	2001년 6월 22일	227
부록 C. 그림 14	2001년 8월 4일	228
부록 C. 그림 15	2001년 9월 6일	229
부록 C. 그림 16	2001년 9월 20일	230
부록 D. 그림 1	2000년 6월 23일	231
부록 D. 그림 2	2000년 8월 3일	231
부록 D. 그림 3	2000년 9월 29일	232
부록 D. 그림 4	2000년 10월 27일 (PRB제외)	232
부록 D. 그림 5	2000년 11월 16일 (PRB제외)	233
부록 D. 그림 6	2000년 12월 21일 (PRB제외)	233
부록 D. 그림 7	2001년 1월 19일 (PRB제외)	234
부록 D. 그림 8	2001년 3월 16일 (PRB제외)	234
부록 D. 그림 9	2001년 4월 12일 (PRB제외)	235
부록 D. 그림 10	2001년 6월 1일 (PRB제외)	235
부록 D. 그림 11	2001년 6월 22일 (PRB제외)	236
부록 D. 그림 12	2001년 8월 4일 (PRB제외)	236
부록 D. 그림 13	2001년 9월 7일 (PRB제외)	237
부록 D. 그림 14	2001년 9월 20일 (PRB제외)	237

부록 E. 그림 1 B지역 토양시료의 Cl- BT곡선(breakthrough curve) .....	240
부록 F. 그림 1 관측정 설치 및 망처리가 완료된 철재구조물 .....	241
부록 F. 그림 2 트렌치에 철재구조물 삽입 .....	241
부록 F. 그림 3 트렌치에 삽입된 철재구조물 주변을 기존 토양으로 채우고 있는 장면 .....	242
부록 F. 그림 4 반응물질 : 나무토막 (wood chips) .....	242
부록 F. 그림 5 반응물질 : 스킨리아 (scoria) .....	243
부록 F. 그림 6 관측정 설치구간에 주입한 자갈 .....	243
부록 F. 그림 7 투수성반응벽체 상부를 기존 토양으로 되메운 현장 .....	244
부록 F. 그림 8 투수성반응벽체 최상부에 천막을 덮은 후 모래로 덮고 있는 장면 .....	244
부록 F. 그림 9 설치 완료 후 현장 정리된 장면 .....	245



# 제1장 서론

## 제1절 연구배경

우리나라 상수도 보급률은 약 85.2%(환경부, 1998)로 도시지역은 높고 농촌 지역은 낮은 편이다. 도시 규모별로 비교하면 특별·광역시 및 시지역은 97.7%, 94.7%로 거의 전 가정에 상수도가 보급되어 있으나, 읍지역은 71.5%, 면지역은 22.8%로 농어촌지역에서는 보급률이 낮아 이들 지역에서는 식수, 생활용수 및 농업용수로 간이상수도, 우물, 계곡수 등을 이용한다 <표1-1-1>. 그러나 지표수는 지하수에 비해 오염취약성이 상대적으로 크므로 농어촌지역에서는 식수의 지하수의존도가 점차 증가하고 있다.

전국 지하수 이용 현황을 보면 시도별로 차이는 있으나 대부분 생활용수(가정용, 상수도용, 간이상수도용, 공동주택용, 농어촌생활용수용 등 ; 47.2%)와 농업용수(전작용, 답작용, 원예용, 수산업용, 축산업용, 양어장용 등 ; 43.9%)로 쓰인다 <표 1-1-2>. 지하수 양수능력별 이용현황을 보면 100m<sup>3</sup>/일 이하의 소형 관정 이용량(54.8%)이 100m<sup>3</sup>/일 이상의 관정(39.0%, 미기재관정 제외)보다 많다 <표1-1-3>.

즉, 농어촌지역은 1) 상수도보급률이 낮아 간이상수도, 우물, 계곡수, 하천수 등을 이용하지만 지표수의 수질악화, 가뭄 등으로 지하수의존도가 점차 높아지고 있고, 2) 양수능력이 적은 소형관정 즉 비고결층 지하수의 이용량이 대형관정(암반지하수)의 이용량보다 많다.

그러나, 농어촌에서 활용이 높은 지하수는 지표에 노출되어 있지 않아 직접적인 오염으로부터 보호를 받지만, 한 번 오염될 경우 자연정화에 장기간이 소요되고 회복불능까지 초래할 수 있으며 특히 인근 대수층으로 오염물질이 유입되는 지역에서는 오염을 확산시키는 원인이 되기도 한다. 농어촌지역에서는 주로 축산오폐수, 살포농약 및 비료, 비위생 매립장, 산업폐수, 유류탱크 등에 의하

<표 1-1-1> 지역규모별 상수도 보급 수준 (환경부, 1998)

구분	총인구 (천명)	급수인구 (천명)	보급률 (%)	시설용량 (천톤/일)	급수량 (천톤/일)	1일1인당 급수량(ℓ)
전국	47,171	40,190	85.2	25,695	15,857	395
특·광역시	22,870	22,352	97.7	15,052	9,379	420
시지역	14,712	13,930	94.7	8,058	5,149	370
읍지역	3,534	2,528	71.5	1,760	797	315
면지역	6,055	1,379	22.8	823	406	294

<표 1-1-2> 지하수의 용도별 이용량 (건설교통부, 1997)

시도	총계		생활용		공업용		농업용		기타	
	개소수 (개소)	이용량 (천톤/년)	개소수 (개소)	이용량 (천톤/년)	개소수 (개소)	이용량 (천톤/년)	개소수 (개소)	이용량 (천톤/년)	개소수 (개소)	이용량 (천톤/년)
전국	946,181	3,382,780	571,663 (60.4%)	1,597,295 (47.2%)	11,883 (1.3%)	220,359 (6.6%)	358,239 (37.8%)	1,486,301 (43.9%)	4,396 (0.5%)	78,824 (2.3%)
서울	15,955	44,839	13,186	38,434	515	5,515	2,078	352	176	537
부산	8,307	70,880	6,936	57,302	424	6,977	45	1,513	902	5,086
대구	4,184	49,636	3,404	37,559	490	8,899	274	2,992	16	185
인천	6,731	19,752	5,965	14,295	268	1,836	484	3,390	14	230
광주	7,743	42,881	5,507	29,642	111	4,569	2,11	8,453	14	216
대전	13,297	43,964	11,251	30,655	231	3,655	1,759	9,144	56	509
울산	2,866	20,866	2,424	18,560	134	1,564	137	716	171	24
경기	78,890	378,939	56,104	274,000	1,988	32,137	20,259	67,051	539	5,750
강원	38,891	116,267	29,146	65,259	586	9,369	8,950	38,514	209	3,124
충북	121,528	263,094	80,848	110,927	1,614	23,333	38,657	125,300	409	3,533
충남	205,974	496,543	118,671	191,095	992	19,710	86,125	267,969	186	17,768
전북	145,217	296,554	66,762	102,142	835	16,535	76,949	176,075	671	1,801
전남	171,982	495,688	95,127	140,786	716	8,074	75,935	343,453	204	3,374
경북	67,588	336,662	41,782	173,218	1,405	41,382	24,213	109,030	188	13,030
경남	53,221	394,595	33,313	217,595	1,362	27,207	17,924	136,792	622	13,001
제주	3,807	311,609	1,237	95,820	212	9,589	2,339	195,548	19	10,650

<표 1-1-3> 지하수 양수능력별 이용현황 (단위: 백만 $m^3$ /년 ; 건설교통부, 1997)

구분	총계		30 $m^3$ /일 이하		30초과~100이하		100초과~150이하		150 $m^3$ /일 초과		미기재	
	개소	이용량	개소	이용량	개소	이용량	개소	이용량	개소	이용량	개소	이용량
전국	786,921	2,863.7	322,723	346.1	373,060	1,222.3	27,883	284.4	31,901	832.5	31,354	77.9
서울	14,593	47.3	1,891	1.2	9,585	15.3	1,291	8.8	1,388	19.8	438	2.2
부산	7,909	66.8	410	1.1	5,996	33.5	689	10.2	593	20.2	221	1.5
대구	3,973	42.8	596	0.5	1,640	8.2	408	5.1	1,304	28.9	25	0.1
인천	5,640	17.9	113	0.1	4,692	9.4	474	3.8	326	4.5	35	0.1
광주	8,051	38.6	3,174	3.6	3,695	12.5	414	5.6	753	16.8	15	0.1
대전	11,077	35.9	7,407	9.5	1,356	8.5	297	4.6	489	12.5	1,528	0.7
경기	75,992	315.1	30,241	52.7	31,440	129.7	2,459	31.3	2,177	85.4	9,675	16.0
강원	36,924	101.3	21,347	13.2	12,250	29.1	661	9.1	2,628	49.8	38	0.1
충북	77,542	287.0	31,492	35.9	38,181	159.9	3,227	26.6	2,039	62.4	2,603	2.2
충남	121,804	348.5	53,400	53.9	52,076	150.7	5,281	52.0	3,736	85.2	7,311	6.7
전북	143,397	365.3	50,729	57.6	85,360	246.5	1,267	10.7	2,077	48.7	3,964	1.8
전남	166,955	433.6	68,453	66.7	88,609	252.2	4,505	28.0	4,766	85.9	622	0.8
경북	65,522	300.3	34,389	24.2	22,381	72.6	3,627	42.7	4,617	160.5	508	0.2
경남	43,994	298.3	19,080	25.9	15,781	94.1	3,158	45.2	4,943	132.2	1,032	0.9
제주	3,548	165.0	1,	0.0	18	0.1	125	0.7	65	19.7	3,339	44.5

여 지하수가 오염되며, 이용량이 많은 비고결층 지하수는 질산성 질소, 일반 세균, 대장균, 중금속류, 휘발성오염물질 등의 함량이 기준치를 초과하여 먹는물로 사용할 수 없을 정도로 오염된 지역이 많다. 환경부의 전국 수질측정망 자료에 의하면 질산성 질소는 약 760여개의 측정망 중 12.2~17.2%가 기준치(먹는물 기준, 10mg/ℓ)를 초과하였으며, 1996년 농촌진흥청에서 전국165개 시설재배지에서 사용하는 지하수수질을 검사한 결과 24.2%(40개소) 정도가 기준치를 초과하는 것으로 나타났다 <표 1-1-4>. 또한 1997년 전라북도에서 도내 아파트 단지 와 마을 3,222개소의 지하수를 대상으로 수질검사를 실시한 결과 37.3%(1,202개소)가 음용수 수질기준에 부적합한 것으로 나타났으며 기준치를 초과한 항목

은 주로 일반세균, 대장균, 질산성 질소 등이었다.

정영상 외(1997)에 의하면, 농업용지하수는 일반생활용수나 음료산업용수와는 달리 비고결층 지하수를 사용하는 경우가 대부분으로 심도가 지표 10m 이내로 얕아 갈수기에는 지하수수위가 낮아져 관정이 마르고 홍수기에는 수위가 상승하는 등 지표에서의 수문상태에 따라 수량이 좌우되고, 지표로부터 유입되는 오염된 삼투수에 의한 오염에 노출되어 있다. 그 중 질산성질소로 오염된 지하수는 비료사용, 가축 분뇨, 생활오수 및 산업폐수 등 인위적인 원인 외 지질광물학적 원인, 지하수 수위의 깊이, 관정의 위치, 토양과 불포화대(vadose zone)의 특성 등 자연적 원인이 복합적으로 작용하므로 그 정확한 오염경로 및 오염부하량을 명확하게 밝히기 어렵다.

주요 지하수 수질기준 초과항목인 질산성 질소는 생활오수, 축산폐수 등이 지하수로 침투되어 오염된 것으로 청색증과 암을 유발하는 성분이므로, 본 연구에서는 축산농가 및 마을생활오수로부터 오염된 지하수의 정화처리에서 질산성 질소를 주요 처리대상 항목으로 선정하였다.

## 제2절 연구목적 및 필요성

최근들어 생활 수준 향상으로 각종 생활오수 배출량이 증가하고 축산단지, 주유소, 쓰레기 매립장에서의 침출수로 주변환경이 오염됨에 따라 농어촌지역의 지하수 오염은 상당히 심각한 상황에 직면해 있다. 그러나 자연정화에 의한 지하수의 오염복원은 장시간이 소요되고 회복불능의 경우로까지 확대될 수 있으며 그대로 지하수오염을 방치하면 할수록 나중에 오염복원처리에 드는 비용이 기하급수적으로 증가하게 되므로 이에 대한 대책마련이 시급하다. 오염원자체를 제거하는 방법이 최우선이나 현실적으로 불가능하므로, 오염된 지하수에 대하여 인위적으로 정화처리를 시행할 수 있는 최적의 정화처리기법을 개발할 필요가 있다.

<표 1-1-4> 전국 지하수 수질측정망의 연도별 분석결과 중 먹는물 수질 기준을 초과하는 대표성분과 초과비율 [초과수/비율(%); 환경부]

연도	내용	총갯수	질산성질소	COD		TCE	PCE
				2급수 (1-3)	3급수이상 (3이상)		
95	1차	762	94 12.3	-	-	14 1.8	2 0.3
	2차	762	105 13.8	-	-	16 2.1	8 1.05
96	1차	769	132 17.2	269 35	66 7.6	21 2.7	6 0.8
	2차	763	103 13.5	268 35.1	70 9.2	13 1.7	2 0.3
97	1차	752	103 13.6	317 42.1	45 6.0	19 2.5	9 1.2
	2차	746	91 12.2	352 47.2	59 7.9	24 3.2	7 1.0
초과범위(%)			12.2~17.2	35.0~47.1	6.0~9.2	1.7~3.2	0.3~1.2

본 연구는 농어촌지역의 지하수오염지역이 계속 확산되어 인근 지하수 대수층까지 오염시킬 우려가 있는 축산단지(축산오폐수) 및 주거지(생활오수) 하류의 비고결층 대수층을 대상으로 시범 정화처리한 후 그 결과를 토대로 이론을 정립하여 향후 정화처리에 활용하고, 국가적인 정책방향 설정에 기초자료를 제공할 수 있도록 하며, 연구결과로 습득되는 기술을 공개 보급하여 WTO 체제의 기술개방에 따른 선진국기술 용역업체들의 국내 진출에도 대비하는 데에 목적을 두고 있다.

### 제3절 연구내용 및 범위

일반적으로 지하수를 오염시키는 오염원(잠재오염원)은 크게 점오염원과 비점오염원으로 구분할 수 있다. 점오염원은 오염발생원이 점의 형태로 존재하면서 그 배출위치도 정확히 파악될 수 있는 것으로, 발생원으로부터의 오염부하를 특정지점에서 "파이프 형태로 배출되는" 특징이 있다. 주로 BOD중심의 유기물질 오염을 대상으로 하는데 예를 들면 유류를 비롯한 독성액상물질의 지상 및 지하저장탱크(주유소 등), 불량유해폐기물 처분장, 불량매립지(쓰레기매립장), 지표저류시설, 재래식 및 불량하폐수 관거, 재래식 화장실, 지하침투식 정화조(분뇨처리장), 폐광산 및 예기치 않은 사고 등이 있다. 이에 반해 비점오염원은 파이프를 통하여 배출되지 않고 오염원이 시가지, 농경지, 산림, 습지 등 넓은 지역에서 면적(面的)으로 발생하는 오염부하원으로 질소, 인과 같은 영양염류, 세균이나 바이러스 등의 미생물류, 농약이나 토사, 유해화학물질(중금속, PCB) 등 여러 가지 오염물질을 대상으로 한다. 그 예로 농경지에 살포하는 농약, 비료, 산성비 등을 들 수 있다.

이들 오염원 중 농어촌지역에서 문제가 되는 것은 논, 밭 등에 살포하는 농약과 비료, 재래식화장실, 지하침투식 정화조 등 농어촌지역 거주지에서 나오는 각종 생활오수, 축산단지에서 나오는 축산오폐수, 주유소 등에서 유출되는 유류, 농경지 주변 공장 등에서 나오는 공장폐수, 폐광산 침출수 등이다 <표 1-3-1>.

일반적으로 오염된 물(지하수 포함)에 의하여 토양의 물리성(구조의 파괴, 토성의 변화 등)이 나빠지고, 토양이 지나치게 환원상태가 되거나 산성화되며, 토양과 용수에 질소가 지나치게 많아지거나, 중금속류, 유해물질 등이 지나치게 많이 축적된다. 특히 질소와 인으로 오염된 지하수는 먹는물로 이용할 경우 위험할 뿐만 아니라, 인의 함량이 높으면 토양 내에 축적되어 곡류의 산출량이 감소한다.

<표 1-3-1> 오염원별 오염물질의 종류

오염원	오염물질	오염된 지하수의 기준치초과 성분
논, 밭, 골프장	농약, 비료	DDT, Heptachlor, Toxaphene, Lindane, 질소, 인산 등
생활오수	세제, 각종 생활하수	음이온계면활성제, 유기물질, 질소, 부유물질 등
축산오폐수	사육가축들의 분뇨	질산성 질소, 암모니아성 질소, 유기질소, 인산염인, 부유물질, BOD, COD
주유소	유류	NAPLs(비수용액상 액체)
공장	각종 중금속류 및 유기용매	납, 크롬, 카드뮴, 구리, 수은, 아연, 비소 등, NAPLs(비수용액상 액체)
폐광산	각종 중금속류 및 산성광산배수	산성(pH < 5), 각종 중금속(Cu, Cd, Zn, Fe, Al, Mn 등)

본 연구에서는 농어촌지역 비고결층 지하수의 주 오염원 중 오염발생원을 정확히 파악할 수 있으면서도 가장 많이 발생하는 축산오폐수와 생활오수를 정화 처리 할 수 있는 기법을 개발하고자 계획하였다. 축산오폐수와 생활오수는 다음과 같은 특징이 있다.

축산폐수는 질소, 인 함량이 매우 높고 암모니아성 질소로 악취가 심하며, 따라서 축산폐수에 의해 오염된 지하수는 질산성 질소, 암모니아성 질소, 유기질소, 인산염, 부유물질 함량이 매우 높고 BOD, COD 등이 기준치를 초과한다. 가축이 배설하는 오염물질은 사람이 배출하는 오염물질과 비교하여 인구당량이라는 개념으로 정의하는데, 인구당량이란 하루에 한 사람이 BOD 47g의 오염물질을 발생시키는 반면 소는 한 마리가 640g을 발생시키므로 소의 인구당량은 약 14이며 이것은 소 한마리가 사람 14명에 해당하는 오염물질을 발생시킨다는 뜻이다. 돼지의 인구당량은 약 3으로 소에 비해 낮다. 가축배설물에 의한 인구당량이 높은 것은 가축분에는 질소와 인과 같은 영양염류 함량이 높기 때문에 정화가 쉽게 되지 않고 인근 수계에 유입되어 수질오염을 유발시키 때문이다. 그리고 가축분뇨는 풍부한 유기물과 영양원을 갖고 있는 부패성 물질이기 때문에 악취와 병원균의 전파와 같은 위생문제도 일으킨다. 이런 축산오폐수를 처리하는 관련

기술은 많이 발달되어 있지만 지하수가 축산폐수에 의해 오염되었을 때에 이를 정화처리하는 기법은 아직 많이 개발되지 않았다.

- 축산폐수에 의한 수질 오염 : 가축분뇨를 적정하게 관리하지 못하면 지표수나 지하수의 오염을 일으킬 수 있다. 가축분뇨가 자연계에 방치되면 고형물은 수계에 침전되고 부영양화 물질인 질소와 인은 용존되어 호소나 지하수 오염원이 된다. 농업활동에서 발생하는 오염원을 비점오염원이라고 하며 가축분뇨는 비점오염원으로서 통합관리가 어려운 편이다. 질소농도는 돼지분이 0.91% 노가 0.5%이다. 분뇨중의 질소는 혐기성 조건에서는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 으로, 호기성 조건에서는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 무기화된다. 토양입자는 일반적으로 음전하를 띠고 있기 때문에 음이온인  $\text{NO}_3\text{-N}$ 는 빗물과 함께 침투가 용이하여 지하수를 쉽게 오염시킨다. 따라서 축산지역 지하수의  $\text{NO}_3\text{-N}$  오염문제는 이미 사회 문제화되는 추세이다. 또한 가축분뇨는 위생적으로 관리되지 못할 경우 수인성 병원균의 전파매체가 될 수 있다.

- 축산폐수에 의한 토양 오염 : 식물이 성장하기 위해서는 빛, 수분, 이산화탄소와 영양원인 질소, 인산, 칼륨 등을 필요로 한다. 가축 분은 유기물과 영양염류를 다량 함유하고 있다. 질소, 인산 및 칼륨은 작물 생육에 반드시 필요한 물질이나 토양에서 적정 수준을 초과하는 경우에는 생육을 저해할 뿐만 아니라 토양의 오염원으로 작용하게 된다. 국내외에서 가축분뇨 과다사용에 의한 토양의 염류집적은 오래 전부터 보고되어 왔으며, 이를 극복하기 위하여 세계 각국은 단위면적 당 가축분뇨 살포기준을 엄격하게 적용하고 있다. 또한 사료 첨가제로 사용되는 아연과 납 등은 토양의 잠재적인 중금속 오염원이 되기 때문에 단위 면적당 살포량과 연속 살포기간을 설정할 필요가 있다.

생활하수는 각 가정에서 배출되는 가정하수는 물론 영업장 및 공공시설에서 배출되는 일반적인 하수를 포함하는 것으로 1992년 자료에 의하면 전국에서 하루 약 10,217천 톤이 발생하였는데 이는 인구밀도 및 급수량과 밀접한 관계가 있다. 이들의 주요 오염원은 일반가정, 숙박업, 식품 접객업, 목욕탕, 공장 등



의 수세식 변소, 목욕탕, 세척장, 주방 등이 있다. 생활하수는 다량의 유기물이 포함되어 있으므로 하천, 호소, 해양, 지하수에 유입되면 유기물이 산화 분해하면서 수중의 용존산소가 소비되어 혐기성 상태가 되고 유기물의 산화분해가 억제되어 부패한다. 유기물이 부패할 때에는 암모니아, 아질산, 황화수소 등이 발생하고 부패성 퇴적물이 생기며 악취가 나고 수중의 어패류, 조류가 죽게 된다. 그리고 하수 중에 다량 함유된 합성세제는 세탁력을 갖는 계면활성제 성분과 세탁력을 높이기 위하여 첨가되는 각종 첨가제로 구성되어 있으므로, 합성세제로 인한 수질오염 양상은 다음과 같이 나타난다. 합성세제 자체가 유기물이므로 하천, 호소의 산소고갈을 초래하고, 분해속도가 대단히 느려 장시간 잔류하게 되며, 거품이 과다하게 발생되어 물의 산소흡수를 방해하고 자정작용을 저해하기 때문에 수중오염이 장기화된다. 또 하천, 해양에서 어족의 먹이가 되는 부유생물의 번식이 억제되어 피해를 준다. 합성세제에 다량 함유되어 있는 인산염은 수중에서 부영양화 현상을 유발하여 조류의 번식이 왕성하여 물에 착색, 악취, 탁도 증가의 원인이 될 뿐 아니라 이 물을 상수원으로 사용할 때에는 여과막이 형성되어 물의 여과속도를 저하시켜 도시 상수급수에 지장을 초래한다.

본 연구에서는 비고결층 지하수가 축산오폐수와 생활오폐수에 의해 오염된 지역을 시범지구로 선정하였다. 1998.11. ~1999.11. 기간 동안 강원도에 소재한 A지역의 1,500수 규모의 둔사를 대상으로 축산오폐수에 오염된 지하수에 대하여, 1999.11. ~2001.11.에는 충청북도에 소재한 B지역의 문화마을을 대상으로 생활오수에 의해 오염된 지하수에 대하여 연구하였다. 각 시범지구에서 지하수 수위조사, 대수성시험, 지구물리탐사, 수질분석 등 수리지질조사를 시행한 후 pilot-scale의 투수성반응벽체를 설치하여 처리효과를 분석하고 그 결과로부터 적정 정화처리 방안을 제시하였다 <표 1-3-2>.

<표 1-3-2> 연구내용 및 범위

구분	1차년도 (1998. 11. ~1999. 11. )	2차년도 (1999. 11. ~2000. 11. )	3차년도 (2000. 11. ~2001. 11. )
연구 목표	●축산오폐수에 의한 오염 대수층 정화처리 기법	●생활오폐수에 의한 오염대 수층 정화처리 기법 연구	●정화처리 모델개발
연구 내용	- 축산오폐수에 의해 오염 된 비고결층 지하수를 대상으로 정화처리 및 효과 분석	- 생활오수에 의해 오염된 비고결층 지하수를 대상 으로 정화처리 및 효과 분석	- 축산오폐수 및 생활오수 정화처리 실험 결과 종합 - 오염물질별 정화처리모델 개발 - 오염물질 특성별 적정정 화처리 기법·기준 제시

## 제2장 정화처리공법

지하수와 토양은 오염물질에 노출될 경우 비가시적이며 복잡 다양한 구조를 가지는 특성 때문에 오염범위 및 오염 정도에 대한 관측과 오염물질의 거동예측이 어렵다. 뿐만 아니라 오염된 토양과 지하수는 지하에 존재하며, 생물학적 분해작용이나 희석에 의한 신속한 자정작용을 정확히 알 수가 없기 때문에, 과거에는 인위적인 정화를 주로 실시하였다. 그러나 비가시적인 특성 때문에 오염문제가 대수층지 않게 인식되기 쉬우며 대기나 지표수와 같은 가시적인 환경매체에 비해 상대적으로 소홀히 다루어져 왔다. 1970년 후반부터 독성화학물질의 오염으로 인한 지하수와 토양의 안전성에 대한 문제가 제기되고, 실제 오염사건이 빈번히 발생되어 사회 문제화됨에 따라 선진국을 중심으로 지하수, 토양의 오염 문제와 그 정화기술에 대한 연구가 본격적으로 진행되게 되었다.

지하수 및 토양의 정화기술은 크게 생물학적, 물리·화학적 및 열적 정화기술로 대별할 수가 있다. 생물학적인 정화기술은 미생물이 오염물질을 분해하는 성질을 이용한 것으로 호기성 환경뿐 아니라 혐기성 상태 하에서도 이루어지는 중요한 정화방법이 되고 있다. 물리·화학적정화기술에는 오염물질을 다른 곳으로 흘러가지 못하도록 가두어 놓는다거나, 지표로 뽑아내는 것, 지하에서 오염물질의 특수한 반응성을 이용하여 침전이나 분해를 촉진하는 것 등이다. 열적인 정화방법은 대표적인 것으로 방사능 폐기물같이 매우 유해한 물질을 열을 가하여 용융, 유리화 시켜 고화 시켜 버리는 것을 예로 들 수가 있다. 그밖에 분류 방식에 원위치, 비원위치 하는 식으로 명칭이 붙으면서 수많은 기술이 종류와 이름을 달리하며 출현하고 있다. 이들 정화방법은 어느 한가지로 뚜렷한 정화효과를 거두기 어려우며, 최대의 효과를 얻기 위하여는 여러가지 방법을 복합적으로 적용하는 것이 바람직하다. 그러나, 이러한 방법들의 적용을 위해서는 복잡한 현장상황을 평가하고 분석할 수 있는 지층의 자연현상에 대한 이해의 증진 및 도구의 개발이 절실하다.

최근에는 오염된 지하수를 지속적으로 뽑아내야만 하는 Pump-and-treat 방법을 대체할 수 있는 기술로서 반응벽이라는 기술이 등장하여 실용화되고 있는데, 이는 지하수의 흐름을 한쪽으로 유도하고 유도된 지역에 분해를 촉진할 수 있는 공간을 만들어 주어 반영구적으로 정화를 수행할 수 있는 방법이다. 이러한 지역에 위에서 언급한 생분해현상, 산화-환원에 의한 분해, 토양 증기 추출, 이온 교환 등에 의한 여러 가지의 기법을 연속적이거나 평행하게 적용할 수 있게 하는 것이다. 미국에서는 철이 녹이 스는 과정에서 TCE나 PCE가 DCE, VC로 분해되는 것을 이용하여 반응벽을 만들어서 지하수를 성공적으로 정화시키고 있는 사례가 기술전문지에 자주 보고되고 있다. 정화과정 중에도 오염된 부지를 지속적으로 사용이 가능하고, 장기적인 자본이 절약된다는 측면에서, 현재는 실험실에서만 실시되고 있는 기타 다른 정화방법도 가까운 장래에는 현장에서 실행이 되리라고 본다.

## 제1절 오염된 지하수 정화처리 공법 종류

오염물질 정화처리방법은 처리위치에 따라 ① 오염지역 내에서의 처리방법 (in-situ remediation)과 ② 오염지역 외에서의 처리방법(ex-situ remediation)으로 구분한다 <표 2-1-1>.

### 1. 오염지역내(in-situ)에서의 처리방법

유류, 유기물, 방사성폐기물 등과 같은 오염물질이 넓게 분포하고 농도가 비교적 낮으며 처리량이 많을 때 적용하는 방법으로 처리비용은 적으나 처리기간이 길고 효율은 비교적 낮다. 특히 오염물질 처리부지가 확보되지 않은 경우 주로 이용되는 방법이다.

<표 2-1-1> 오염토양 및 지하수 정화처리 기술

구 분	종 류	적용매체	
(1) 오염지역내 (in-situ)에 서의 처리방법	가. 생물학적 정화기술	1) biodegradation 2) bioventing 3) white rot fungus 4) co-metabolic processes 5) nitrate enhancement 6) oxygen enhancement with air sparging 7) oxygen enhancement with hydrogen peroxide	토양 토양 토양 지하수 지하수 지하수 지하수
	나. 물리·화학적 정화기술	1) pneumatic fracturing 2) soil flushing 3) soil vapor extraction 4) <u>solidification/stabilization (S/S)</u> 5) air sparging 6) directional well enhancement 7) dual phase extraction 8) free product recovery 9) hot water/stream flushing/stripping 10) hydrofracturing enhancement 11) passive treatment walls	토양 토양 토양 토양 지하수 지하수 지하수 지하수 지하수 지하수 지하수
	다. 열처리기술	1) thermally enhanced soil vapor extraction 2) <u>vitrification</u>	토양 토양
(2) 오염지역외 (ex-situ)에서 의 처리방법	가. 생물학적 정화기술	1) composting 2) controlled solid phase biological treatment 3) landfarming 4) slurry phase biological treatment 5) bioreactors	토양 토양 토양 토양 지하수
	나. 물리·화학적 정화기술	1) slurry walls 2) vacuum vapor extraction 3) chemical reduction/oxidation 4) dehalogenation (basecatalyzed decomposition) 5) dehalogenation (glycolate) 6) soil washing 7) soil vapor extraction 8) <u>solidification/stabilization (S/S)</u> 9) solvent extraction 10) air stripping 11) filtration 12) ion exchange 13) liquid phase carbon absorption 14) precipitation 15) UV oxidation	지하수 지하수 토양 토양 토양 토양 토양 토양 토양 지하수 지하수 지하수 지하수 지하수 지하수
	다. 열처리기술	1) high-temperature thermal desorption 2) hot gas decontamination 3) incineration 4) low-temperature thermal desorption 5) open burn/open detonation (OB/OD) 6) pyrolysis 7) <u>vitrification</u>	토양 토양 토양 토양 토양 토양 토양

## 가. 생물학적 정화기술

**Biodegradation** : water based solution을 오염토양 내로 순환시킴으로써 토착미생물의 활성을 자극하여 유기물 분해능을 증대. 생분해도 및 토양으로부터의 오염물질 흡수능력을 증대시키기 위하여 영양물질, 산소 및 기타 첨가제 사용.

**Bioventing** : 오염된 비포화 토양에 대하여 강제적으로 공기를 주입하여 산소 농도를 증대시킴으로써, 미생물의 생분해능을 증진시키는 기술.

**White rot fungus** :white rot fungus는 lignin 분해효소와 wood-rotting 효소 작용에 의하여 다양한 종류의 유기 오염물을 분해. 지중 및 생물반응기에서의 시험이 진행중.

**Co-metabolic processes** : methanotrophic biological degradation을 증진시키기 위하여 지하수 내로 메탄과 산소가 용해된 물을 주입하는 방법.

**Nitrate enhancement** : 미생물에 의해 유기오염물질을 생물학적으로 산화시키기 위하여 대체 전자 수용체로서 질산염을 오염된 지하수 내로 통과시키는 방법.

**Oxygen enhancement with air sparging** : 가압공기를 지하수위 하부에 주입하여 용존산소 농도를 증가시킴으로써 천연발생 미생물에 의한 유기오염물질의 생분해 속도를 증진.

**Oxygen enhancement with hydrogen peroxide** : 희석된 과산화수소 용액을 오염된 대수층 내로 통과시켜 지하수내 용존산소 농도를 증대시킴에 따라 미생물에 의한 유기오염물질의 호기성 생분해 속도를 증진.

## 나. 물리·화학적 정화기술

**Pneumatic fracturing** : 수리전도도가 불량하고 과잉압밀된 오염지반에 인위적인 틈을 만들어 압축공기를 주입함으로써 여타 지중 정화기술 적용시 오염물 처리 및 추출 효율을 증대.

**Soil flushing** : 오염물 용해도를 증대시키기 위한 첨가제를 함유한 물 또는 순수한 물을 토양 및 지하수에 주입함으로써 오염토양지역 내의 지하수위를 상승. 이때 오염물질은 지하수 내로 침출되며, 그 후 추출되어 처리.

**Soil vapor extraction** : 압력 및 농도구배를 형성하기 위하여 추출정을 굴착하여 진공상태로 만들어 줌으로써 토양 내의 휘발성 오염물질을 휘발·추출하는 기술로서, 오염물질은 배출가스 처리공정에서 처리. in-situ soil venting, in-situ volatilization, enhanced volatilization 또는 soil vacuum extraction이라 불리기도 함.

**Solidification/stabilization (S/S)** : 오염물질을 물리적으로 안정한 상태의 물질 내에 구속시키거나, 안정화제를 첨가하여 화학반응에 의해 오염물질의 유동성을 감소시키는 (stabilization) 방법.

**Air sparging** : 포화대 내에 공기를 강제 주입하여 오염물질을 휘발시킴으로써 제거

**Dual phase extraction** : 수리전도도가 불량하거나 불균일한 지반 내의 액상 및 가수상 오염물질을 동시에 제거하기 위하여 고도의 진공을 걸어 주는 기술.

**Free product recovery** : 양수(적극적 방법) 또는 집수시스템(수동적 방법)에 의해 지반내의 불용성 액상 유기오염물을 회수하는 공정.

**Hot water/stream flushing/stripping** : 휘발성 및 준휘발성 오염물질을 기체화하기 위하여 주입정을 이용하여 대수층 내로 스팀을 강제주입하는 기술로

서, 대수층 상부의 불포화 토양으로 이동된 증기화된 오염물질은 증기추출법으로 제거·처리.

**Hydrofracturing enhancement** : 수리전도도가 불량하거나, 과잉압밀된 지반에서 주입정을 통하여 물을 고압으로 주입함으로써 균열을 발생시키고 생성된 균열은 다공성매체로 채움으로써 생분해 정화기술 및 양수기술을 적용할 때 운전효율을 증진.

**Passive treatment walls 또는 permeable reactive barrier** : Chelators, sorbents, 미생물 등을 다공성매체내에 포함하고 있는 반응성 막을 부지내에 수직으로 설치하여 물은 통과시키고 지하수내 오염물질을 차단하는 기술.

#### 다. 열처리기술

**Thermally enhanced soil vapor extraction** : 휘발성 물질의 이동성을 증진시키고, 추출이 용이하도록 하기 위해 증기 및 뜨거운 공기를 주입하거나, 전기 또는 무선 주파수에 의해 가열해 주는 기술을 말하며 SVE와 마찬가지로 배출가스 처리공정을 포함.

**Vitrification** : 전기적으로 오염토양 및 슬러지를 용융시킴으로써 용출특성이 매우 적은 결정구조로 만드는 방법.

## **2. 오염지역외(ex-situ)에서의 처리방법**

오염물질 처리량이 적고 좁은 지역에서 중금속이나 유해폐기물 등의 오염물질의 농도가 높을 경우에 주로 적용한다. 이 방법으로 정화처리를 할 경우 넓은 부지가 확보되어야 하고 비용이 많이 소요되는 단점은 있으나 단기간에 효율적으로 처리가 가능하다.



### 가. 생물학적 정화기술

**Composting** : 오염토양을 굴착하여 bulking agent나 나무조각, 동식물 폐기물과 같은 유기성 분해조제를 혼합해 줌으로써 공극과 유기물 함량을 증대시켜 분해.

**Controlled solid phase biological treatment** : 굴착 토양을 분해조제와 혼합시켜 침출수 집수시설 및 폭기시설이 갖추어진 처리용 블록 상부에 펼쳐 놓고 생분해시키는 공정. 생분해도 증진을 위하여 수분, 열, 영양물질, 산소, pH를 인위적으로 조절

**Landfarming** : 오염토양을 굴착하여 지표면에 깔아 놓고 정기적으로 뒤집어 줌으로써 공기를 공급해 주는 호기성 생분해 공정.

**Slurry phase biological treatment** : 굴착된 오염토양을 물 및 기타 첨가제와 적절히 혼합해 줌으로써 슬러지 상태로 만들어 반응기 내에서 생물학적 방법으로 처리한 다음 탈수시켜 처분.

**Bioreactors** : 채수된 오염지하수를 접촉성장 또는 부유성장 생물반응기 내에서 미생물과 접촉시켜 제거하는 방법.

### 나. 물리·화학적 정화기술

**Slurry walls** : 슬러지로 채워진 수직 차수벽을 설치하여 오염된 지하수를 상수원 또는 비오염 지하수와 단절하는 방법.

**Vacuum vapor extraction** : 공기가 주입되어 추출정 내의 오염지하수를 부상시킴으로써 그 뒤를 이어 연속적으로 지하수가 유입될 수 있도록 한며, 일단 추출정 내부로 유입되면 오염 지하수 내의 VOCs는 공기방울로 이동 부상하고, 이를 증기추출법에 의해 상부에서 수집하여 처리.

**Chemical reduction/oxidation** : 굴착된 오염물질을 산화/환원반응을 이용하여 안정화, 고정화시켜 무독성 또는 저독성 화합물로 전화시키는 기술, 일반적으로 산화제로는 ozone, hydrogen peroxide, hypochlorite, chlorine dioxide등을 널리 사용.

**Dehalogenation (basecatalyzed decomposition)** : PCBs와 같은 유기염소화합물로 오염된 토양을 굴착하여 체로 거르거나, 잘게 부순 다음 NaOH와 같은 촉매체와 혼합, 반응기내에서 330° C이상으로 가열하여 탈할로겐화하거나 부분적으로 휘발.

**Dehalogenation (glycolate)** : 할로겐화 방향족 화합물에 alkaline polyethylene glycol(APEG)을 혼합, 처리용기내에서 가열하여 탈할로겐화함으로써 독성을 제거

**Soil washing** : 오염토양을 굴착하여 토양입자 표면에 부착된 유·무기성 오염물질을 세척액으로 분리시켜 토양내에서 농축·처분하거나, 재래식 폐수 처리방법으로 처리.

**Soil vapor extraction** : 오염토양을 굴착하여 지상에 방치한 채 증기추출관망을 그 내부에 설치하여 진공을 걸어 줌으로써 오염물을 휘발시켜 추출·처리. 지중 SVE와 비교할 때 추출관망 설치가 용이하고, 지하수위에 의한 제한요소가 제거되며 침출수 집수가 가능하고 모니터링이 용이한 장점이 있는 반면, 굴착에 소요되는 비용으로 전체 비용이 증가되는 단점이 있음.

**Solidification/stabilization (S/S)** : 처리공정은 지중 S/S 기술과 동일하고, 주요 처리대상물질은 방사성물질 및 무기성 오염물질.

**Solvent extraction** : 오염토양을 추출기 내에서 solvent와 혼합시켜 용해시킨 후 분리기에서 분리하여 처리 또는 재사용.

**Air stripping** : 양수된 오염지하수를 packed towers, diffused aeration, spray aeration 등의 다양한 폭기법에 의해 공기를 주입하여 휘발성 오염물질과 공기간의 접촉면적을 증대시켜 증으로써 휘발·제거하는 방법.

**Filtration** : 양수된 오염 지하수를 다공성 매체를 통과시켜 고형물을 분리하는 기술로서, 중력 또는 여과매체 사이의 압력차에 의해 구동력을 얻음.

**Ion exchange** : 오염물질과 교환매체(exchange media)간의 양이온 및 음이온을 교환시켜 증으로써 지하수 내 이온물질을 제거하는 방법으로서, 주로 용존 금속성 물질 및 방사성 물질과 nitrate, ammonia, nitrogen, silicate가 본 기술로 제거 가능.

**Liquid phase carbon absorption** : 양수된 지하수를 활성탄을 포함하는 일련의 컬럼(column) 내로 통과시켜 용존 유기오염물을 흡착·제거하는 기술로서 포화탄소(saturated carbon)의 교체 및 재생을 주기적으로 수행.

**Precipitation** : 용존 오염물질을 불용성 고형물로 변형, 침전시킨 다음 여과 등의 고·액 분리 공정에 의해 제거하는 방법으로 대부분의 경우 pH 조절제 및 화학적 침전·응집제가 첨가됨.

**UV oxidation** : 양수된 지하수에 자외선을 방사함으로써 지하수내 유기물 및 폭발성 물질을 제거하는 공정.

#### 다. 열처리기술

**High-temperature thermal desorption** : 폐기물 내의 수분 및 유기오염물질을 휘발시키기 위하여 315~538 °C로 가열하며, 가스처리시스템으로 이송되어 처리

**Hot gas decontamination** : 오염된 장비 및 물질에 대하여 일정시간 동안 온

도를 상승시켜, 이로부터 발생된 가스성분 내의 모든 휘발성 오염물질을 후연소 시스템(afterburn system) 내에서 처리

**Incineration** : 산소가 존재하는 상태에서 871~1,204 °C의 고온으로 유해성 폐기물 내의 유기오염물질을 소각 분해

**Low-temperature thermal desorption** : 폐기물 내의 수분 및 유기오염물질을 휘발시키기 위해 93~315 °C로 가열하며, 가스처리시스템으로 이송되어 처리

**Pyrolysis** : 산소가 없는 상태에서 열에 의해 유기물을 분해시키는 방법으로, 이때 유기물질을 fixed carbon 및 ash를 포함하는 고형잔류물(coke)로 전환

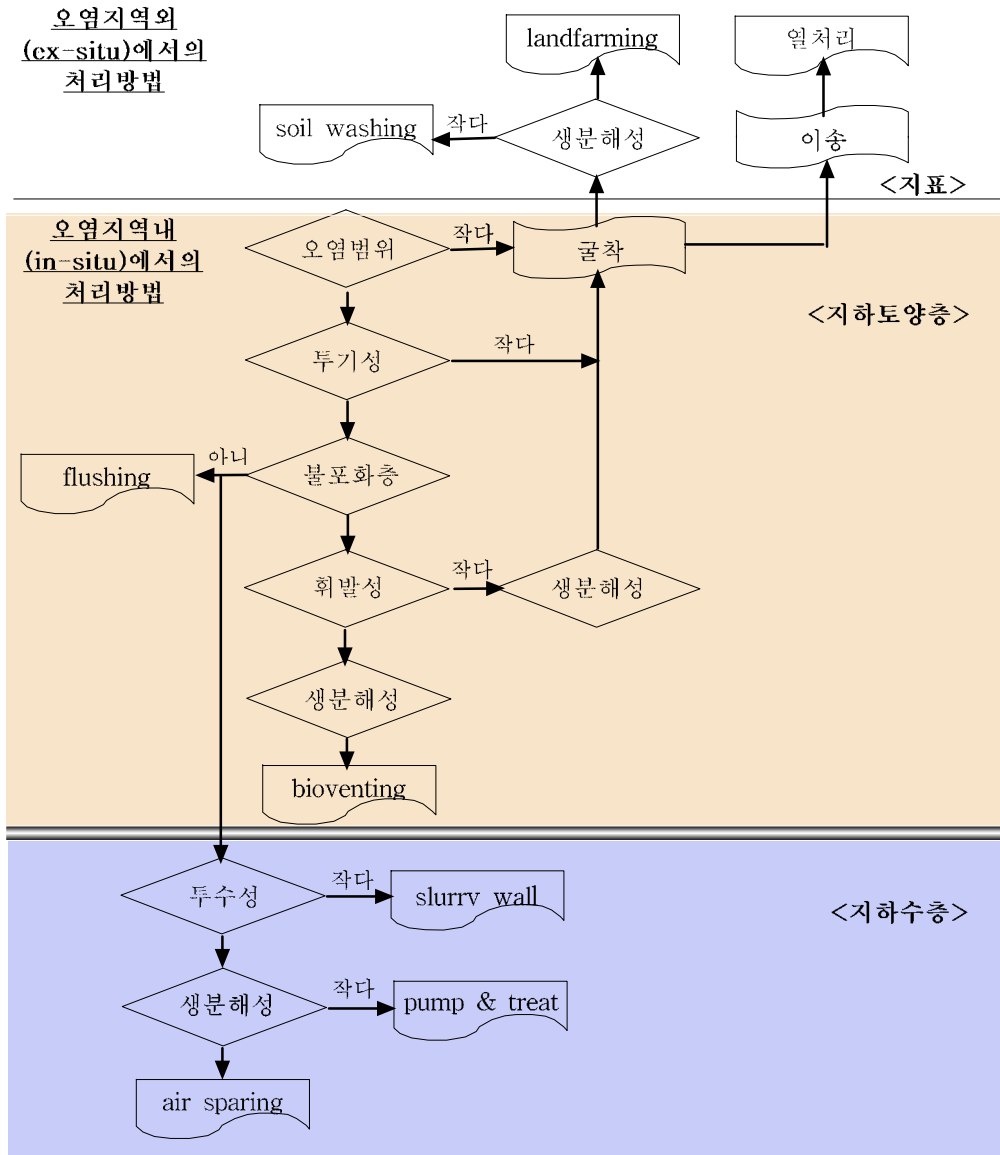
**Vitrification** : 굴착된 오염토양 및 슬러지를 전기적으로 용융시킴으로써 용출 특성이 매우 적은 결정구조로 만드는 방법

## 제2절 오염정화기술 선정

정화처리를 하기 위해서는 위해규모, 토양 및 지하수의 이용도, 오염 확산정도, 오염정화처리기술의 실현성·제어성·안정성, 정화처리 기간, 경제성, 2차 오염 발생여부 등 오염지역 및 오염물질의 특성을 파악하여 가장 적합한 오염정화처리기술을 결정하여야 한다.

우선 오염지역에서의 오염정도 및 범위를 파악한 다음, 규모가 작을 경우 굴착하여 토양세척, landfarming, 열처리 방법을 이용하여 정화한다. 오염범위가 크면 그 지역 내에서 처리하는데, 토양오염의 경우 토양의 투기성, 불포화도, 오염물질의 휘발성, 토양의 생분해능력에 따라 flushing, bioventing 등의 방법을 이용한다. 오염된 지하수를 정화처리할 때에는 대수층의 투수성 및 생분해능에 따라 차단벽, 양수 후 처리, 또는 air sparing 등의 방법을 선정하여 처리

한다 <그림 2-2-1>.

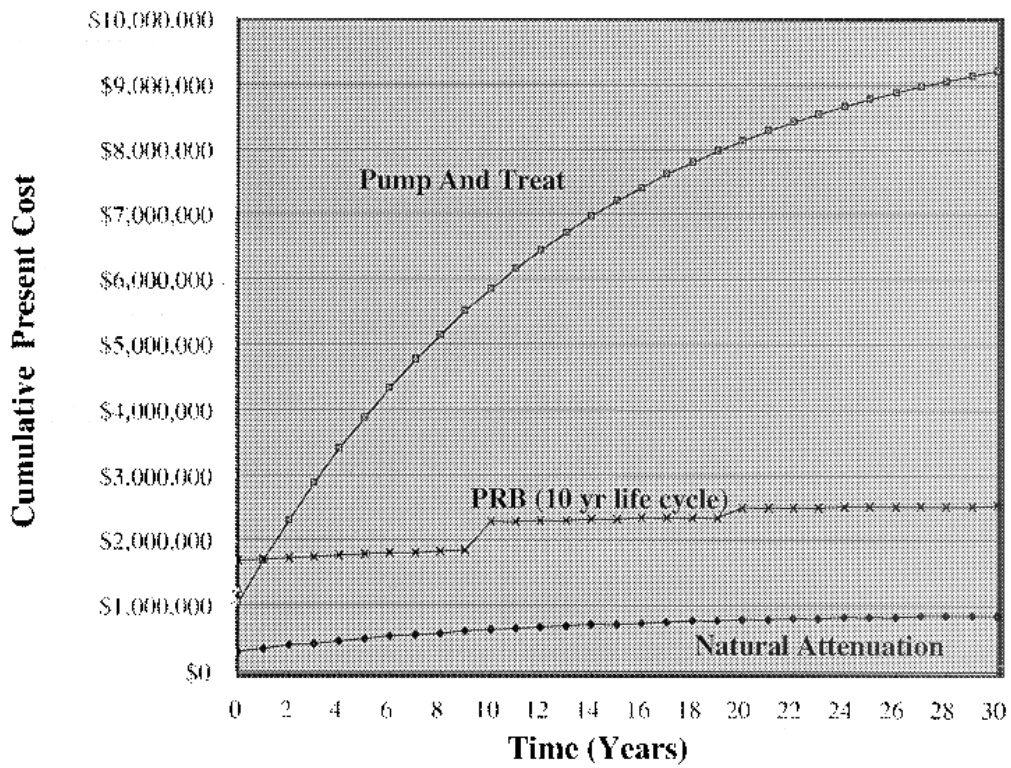


<그림 2-2-1> 오염정화처리기술 선정 순서도 (이철호, 2000)

정화처리공법들 간의 경제성을 비교해 보면, 일반적으로 오염지역 외에서 처리하는 것보다 오염지역 내에서 처리하는 것이 비용이 덜 든다. 오염지역 외에서 처리하는 방법은 주로 오염물질 처리량이 적고 좁은 지역에서 증금속이나 유해폐기물 등의 오염물질의 농도가 높을 경우에 적용되는데, 이 방법으로 오염정화처리를 할 경우 넓은 부지가 확보되어야 하고 비용이 많이 소요되는 단점이 있으나 단기간에 효율적으로 처리된다. 이와 달리 오염지역 내에서 정화처리하는 방법은 유류, 유기물, 방사성폐기물 등과 같은 오염물질이 넓게 분포하고 농도가 비교적 낮으며 처리량이 많을 때 적용하며, 처리비용은 적으나 처리기간이 길고 효율은 비교적 낮다. 특히 오염물질 처리부지가 확보되지 않은 경우 주로 이용된다. <표 2-2-1>은 몇 가지 정화처리방법들에 대하여 설치, 운영 및 관리 비용을 비교한 것으로 ①, ②, ③의 방식은 오염지역 내에서 처리하는 방식이고, ④는 오염지역 외에서 처리하는 방법으로 오염지역외에서 처리할 경우 비용이 더 많이 소요되는 것을 알 수 있다. 그리고 오염지역 내에서 처리하는 방법들 중 ③자연정화법이 가장 경제적인 방법임을 알 수 있다. 그리고 이와 유사한 투수성반응벽체의 경우 매우 낮은 유지비로 최소한 5년~10년까지 사용할 수 있으며, 모니터링과 주기적인 작동 검사 외 다른 운영비가 들지 않는 장점이 있다. <그림 2-2-2>에서는 투수성반응벽체 공법과 P&T(Pump-and-Treat), 자연저감법을 이용한 지하수정화처리비용을 비교하였는데, 30년간 자연저감법은 \$1,000,000이하의 가장 최저의 비용이 소요되지만 투수성반응벽체 또한 초기 설치비용에서 P&T보다 높지만 장기적인 유지, 관리비용은 P&T는 30년 동안 계속 증가하여 결국 \$9,300,000가량이 소요되지만 투수성반응벽체는 \$2,500,000이하로 자연저감법을 이용하는 경우보다는 2.5배 비용이 높지만 P&T에 비하면 무려 1/3~1/4가량의 비용절감을 기대할 수 있다.

<표 2-2-1> 오염토양 및 지하수 정화처리방식별 설치비 및 운영비 비교

정화처리방식	비 용
① 원위치 생물학적 처리기술 (in-situ biodegradation)	1. 설치비 - 지하수의 채수율이 38~151 ℓ/분일 때 과산화수소 주입비 : \$3,500~5,000 - 채수율이 38~151 ℓ/분 일 때 air sprager의 비용 : \$3,500~5,000 - 지하수 감시정 : 1m 당 설치비 \$ 33~66 (비용은 정화 정도나 부지특성에 따라 좌우되는 데 대체적으로 1개 지역당 \$20,000~200,000) - 설치비 주입 및 채수정 설치비 : 1m 당 \$49 ~66 2. 운영관리비 - air sprager aeration을 이용시 연간 운영비 : \$ 5,000~10,000 - 과산화수소 연간 주입비 : \$ 3,500~15,000 - 지하수 관측비(3개 관측정, 4회/년 측정) : \$ 5,000
② 원위치 토양세척기술 (soil flushing)	1. 설치비 - 우물 : 1m 당 \$55~66 - casing : 1m 당 \$65~82 2. 운영관리비 - 지하수 수질분석 (casing 포함, 3개의 관측정, 4회/1년) : \$5,000 - 계면 활성제 : 1kg 당 \$ 1,43~1.94 3. 비용 - 수중모터펌프 (0.19~7.6m 3/hr) : \$ 400~1,000 - 와룬모터 (chemical feed) : \$100~ 1,000
③ 자연 정화법 (remediation of natural attenuation, passive remediation, RNA)	1. 투자비 - Wilcox cover의 임대료 : 시료당 \$ 100~ 200 - 관측정 굴착비와 시료 분석비 : 1m 당 \$65 - 관측정 설치비 (0.15m, PVC) : 1m 당 \$49 ~66 2. 운영관리비 - 주기적인 시료채취와 관측정 보수비 : 연간 \$ 10,000 가장 경제적인 처리기술이다
④ 비원위치 정화방법 (non-in situ technology)	1. 설치비, 부지준비, 경지작업 : \$0.55 ~1.10/ton , limn 혹은 비료 \$0.6/ton land : \$ 0.55~1.10/ton treated material dump truck : \$ 80,000~100,000 tracer : \$23,000 rototiller : \$17,000 discharrow : \$33,000 spriker : \$ 1,000 2. 운영관리비 - cultivation과 site operation \$1.65~2.2 - 재료의 운송 및 살포 : \$ 9.35 - 토양분석 : \$1,000



<그림 2-2-2> 투수성반응벽체(PRB), P&T(Pump and Treat), 자연저감법(Natural Attenuation)에 의한 정화처리 비용 비교 (Vidumsky, 2000)

본 연구에서는 이런 투수성반응벽체를 이용하여 농어촌지역에서의 오염된 지하수를 정화처리하는 기법을 개발코자 하였다.



### 제3절 투수성반응벽체 (Permeable Reactive Barrier)

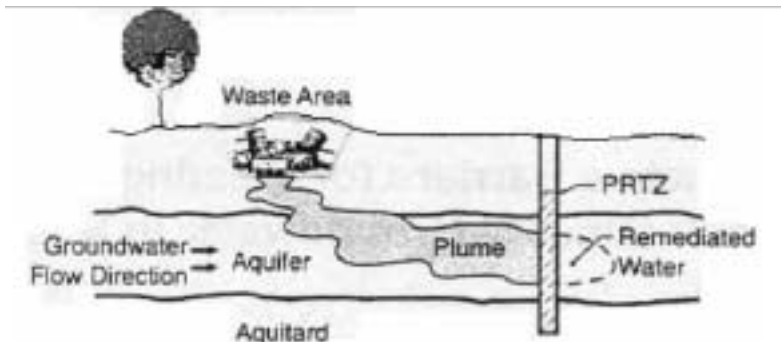
1980년대까지 오염토양 및 지하수를 정화처리하기 위하여 공기 등을 주입하거나 직접 양수하여 정화처리한 후 다시 주입하는 등의 방법을 많이 사용하였다. 그러나 이런 방법은 비용이 많이 소요될 뿐만 아니라 처리방법도 어렵고 지상에서 처리 시 부산물들이 또 다른 오염원이 될 수 있기 때문에, 90년대부터 선진국에서는 오염지역 내(in-situ)에서 처리하는 방법들에 대하여 많이 연구하게 되었다. 이들 중 지중에 trench를 파서 주변 대수층보다 투수성이 높은 반응물질을 넣어 오염된 지하수가 이 벽체를 통과하면서 반응물질과 반응하여 정화될 수 있도록 설계한 permeable reactive barrier가 최근 활발하게 연구되고 있는데, 본 연구에서는 이를 투수성반응벽체라 명명하고자 한다. 이 기술은 1985년 McMurthy와 Elton에 의해 처음 보고되었으며 1990년대 이후 가장 활발하게 연구·개발되고 있으며, 다가오는 21세기에 시장개방 시 최첨단 선진기술로서 도입될 것이 전망되므로, 미리 자체기술력을 향상시킬 필요가 있어 본 연구과제의 정화처리방식으로 선택하였다.

투수성반응벽체(Permeable reactive barriers)는 투수성처리벽(permeable treatment beds)라고도 하는데, 투수성반응벽체가 이렇게 관심을 끄는 이유는 ① 처리비용에 비해 효과가 크고, ② 다른 정화방법으로 정화하기 어렵고 비용이 많이 드는 오염물질들을 처리할 수 있기 때문이다.

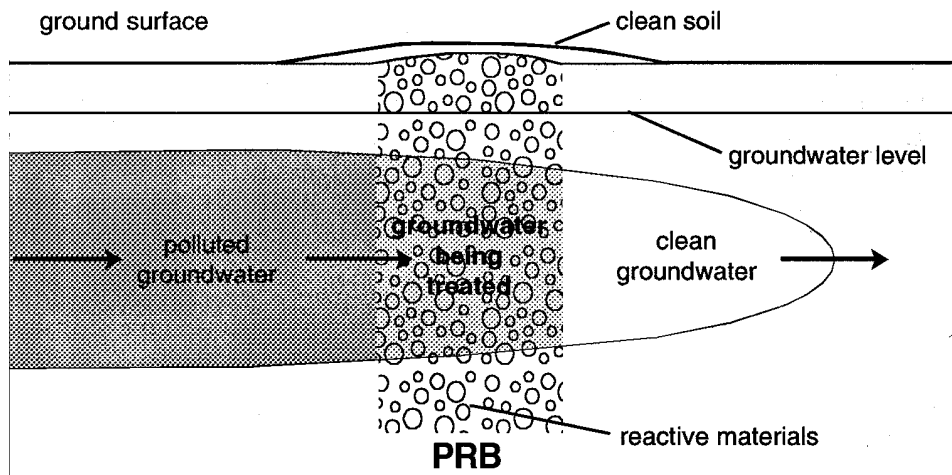
#### 1. 기본개념

투수성반응벽체의 기본 개념은 비교적 간단하다. 오염된 plume이 대수층내로 이동하여 흘러 지나가는 지역에 투수성반응벽체를 설치하고, 지하수 자연구배에 의해 오염된 plume이 흘러가면서 벽체를 통과하여 벽체내부의 반응물질과 반

응한 후 처리된 지하수는 다른 쪽 벽면을 통해 흘러나가도록 되어 있다 <그림 2-3-1>. 즉 투수성반응벽체는 지하수를 흐름을 막는 벽이 아니라 오염물질을 막는 벽으로, 오염물질을 수질기준이하의 농도로 정화시킨다. 투수성반응벽체는 매우 낮은 유지비로 최소한 5년~10년까지 사용할 수 있으며, 모니터링과 주기적인 작동 검사 외 다른 운영비가 들지 않는다.



(가) 오염원, 오염운(plume)과 투수성반응벽체에 의한 정화처리 모식도  
(Ott N., 2000) PRTZ : Permeable Reactive Treatment Zone



(나) 투수성반응벽체 확대한 모식도 (EPA, 2001)

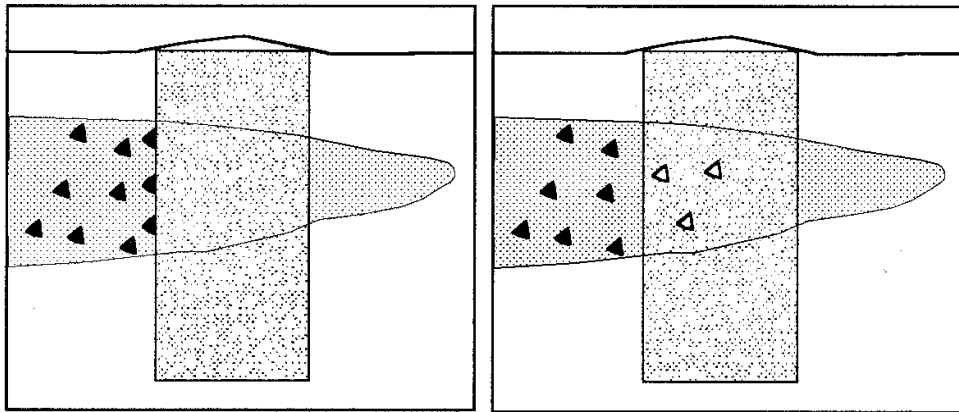
<그림 2-3-1> 투수성반응벽체 모식도

## 2. 반응물질 및 정화처리대상물질

투수성반응벽체 내에서는 침전, 흡착, 산화 및 환원, 분해 등의 물리적, 화학적, 생물학적 반응에 의해 오염물질이 분해되는데, 주요 반응기작으로 흡착(sorption), 침전(precipitation), 분해(degradation) 세 가지로 구분할 수 있다. <그림 2-3-2>를 보면 그 차이를 더 명확히 알 수 있는데, 흡착은 반응물질이 오염물질을 변환시키지 않고 벽체 반응물질 표면에 붙어있는 것으로 반응벽체 물질로는 숯, 활성탄, 각종 금속의 산화물(활성알루미나, 실리카, 산화티탄 등), 벤토나이트, 산성백토, 규조토 등이 있다. 침전은 일반적으로 액체 속에 존재하는 작은 고체가 액체 바닥에 가라앉아 쌓이는 것으로 오염물질이 고체상으로 변하면서 반응벽체내에 남아있게 된다. 예를 들면 납의 농도가 높은 자동차용 배터리의 용액이 지하수에 스며들어 지하수를 오염시킨 경우 이 오염원(plume)을 석회석으로 구성된 반응벽체에 통과시킬 경우 중화되면서 납성분이 고체상으로 침전되어 벽체 내에 잔존하게 되며 벽체를 거쳐 나오는 지하수에는 납의 농도가 현저히 낮아진다. 분해(degradation)는 큰 고분자화합물이 작게 분리되는 것으로, 생성된 화합물의 구조는 원래의 화합물과 과히 크게 다르지 않다. 반응벽체는 미생물에게 영양분과 산소를 제공해주므로 벽체내에 미생물이 많이 서식할 수 있으며 이들 미생물작용으로 유해한 오염물질이 무해한 형태로 degrade(이를 biodegradaton이라 한다.)되는 것을 의미하며, 예를 들면 TCE(Trichloroethylene) 등의 유기화합물로 오염된 지하수가 Fe(0)입자로 구성된 반응벽체를 통과할 경우 벽체내에 서식하는 미생물에 의해 분해되어 유기화합물 농도가 현저히 감소하게 된다.

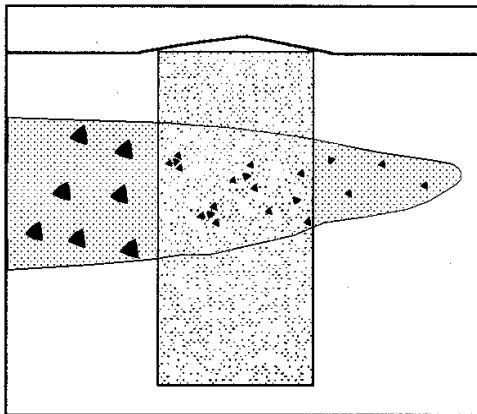
지금까지 설치된 투수성반응벽체는 바로 앞에서 설명한 Fe(0)를 반응물질로 사용하여 오염물질을 비독성, 비유동성 물질로 바꾸는 것으로 trichloroethylene(TCE)을 ethene으로 변화시키는 등 hydrocarbon을 dehalogenate하는 기능이 있다. 또한 음이온과 수산화이온을 침전시키는데 그

예로 용해된 Cr(VI)산화이온을 불용해된 Cr(III)수산화이온으로 변화시킨다. 유기물질을 투수성반응벽체의 반응물질로 사용하여 질산염이나 황산염과 같은 오염물질을 생화학적으로 정화처리하기도 한다 <표 2-3-1>.



(가) 흡착(sorption)

(나) 침전(precipitation)



(다) 분해(degradation)

<그림 2-3-2> 투수성반응벽체에서의 오염물질의 흡착, 침전, 분해작용 모식도 (EPA, 2001)

<표 2-3-1> 투수성반응벽체의 정화처리대상 오염물질과 반응물질에 관한 사례연구 (EPA, 1998)

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
1,2- DCE, TCE, Freon, VC	Fe	Treatment Wall
1,2,3-trichloro propane	Fe	Column
1,2-dibromo-3-chloro-propane (DBCP)	Fe & H <sub>2</sub> /Pd/Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Batch
10 monosubstituted Nitrobenzens	Mineral oxides in presence of Fe(II)	Batch
10 Nitrobenzens	Iron, Fe-reducing microbes	column
2,3-dibromopentane	Zn	Batch
11 Chlorinated solvents	Al, Fe, Zn	batch
2-chloro-2-propen-1-ol, CT, Chlorobenzene	Pb/C	Batch
4-amino-azo-benzene(4-AAB)	Fe	Batch
4-chlorophenol	Pd/C	Batch
acid mine drainage	mixture organics, sulphate-reducing bacteria	Reactive wall
	Fe	Test Reavtive Wall
Al, Cd, Co, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn	Fe	Electrochemical Cell
Alachor, Metalochor	Fe	Batch Kinetics
As, Se, Mo, U, sulfate, nitrate	Fe Foam	Batch, Column
Atrazine	Fe	Batch
	Fe	Batch, Soil
Azo Dyes	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe Powder	Batch
Background hydrocarbon formation	Fe	Batch
CCl <sub>4</sub>	Fe	Column ,Batch
	Corrin, reductant	Batch
	Fe	Batch
	Fe	Column
	Fe	Reduction kinetics

<표 2-3-1> 계속

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
CCl <sub>4</sub>	Al, In, Cd, Bi, Sn, Ag, Ge, Sb, Cu, Hg, Pb, Th, Pd, Ti, Mn, Cu	Batch
	Fe and sulfur	Batch
	Fe, Zn	Batch
	Pyrite	Batch
	Sn, Zn & Mg	Batch
	Sulfide, Biotite, Vermiculite	Batch
	Zn	batch
CCl <sub>4</sub> or CT, CH <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> or DCM	Fe	Batch
CCl <sub>4</sub> , cDCE, tDCE	Fe	Batch
CCl <sub>4</sub> , TCE, CH <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> , Cr(VI), Te, U	PRB	In situ
CCl <sub>4</sub> , TCM, TCE, PCE	Fe	Batch
Cd	Fe	Packed Bed
Cd, Mg, Ni, TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , UO <sub>2</sub> <sup>3+</sup>	Fe	Batch
CHCl <sub>3</sub>	Methanogenic bacteria and Fe	Batch
	Fe	Batch, Column
	Fe, Zn, stainless steel, Cu, brass, Al	Batch, Column, Reactive wall Borden, Ontario
Chlorinated containinants	Palladized iron	Batch
Chlorinated ethylenes	Fe	Batch
	Pd, H <sub>2</sub>	Batch
Chlorinated organics	Fe	Reactive transport model USA
Chlorinated solvents		Column
Chlorophenols(CPs)	Fe-Pd	Batch
Cl <sub>2</sub>	Fe	Batch
CO <sub>2</sub>	Fe	Batch, Column
Configurations	Funnel-and-gate	Model

<표 2-3-1> 계속

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
Cr	limestone	column
	Fe	reactive wall
	Fe	batch, column
Cr(VI)	Fe	Batch
	Fe	Batch, Column
	Fe	Char. Study, Eliz city Nc
	Fe	Column
	Fe	Field Study, Eliz city NC
	Fe(II) in aquifer material	batch
	Mn <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , steel wool(Fe)	Batch
	Pyrite fines	Batch
	steel	Batch
Cr(VI) , TCE	Fe	Batch
Cr(IV), U, etc.	pyrite or Fe	trench
Cr(VI), DCE, TCE, VC	Fe	Field Study, Eliz city NC
Cr(VI), TCE	Fe	Fe Reactive Wall
cDCE, tDCE	Fe	batch
DCE, TCE, PCE	Fe	Batch
DDT, DDD	Fe	Batch
Dithionite	Fe	batch, column
Dibromopentane	Fe Kinetics	Batch
Dioxin, Furans	Cu	Batch
Fe corrosion	Fe	Batch
Halogenated compound	Fe	Batch
Halogenated organics	Fe	Batch
Halo-organic compounds	Fe	Wall, Borden
Hexachlorobenzene (HCB)	Zn	batch

<표 2-3-1> 계속

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
Hydrocarbon (HC) formation	Fe	Batch
Mine Waste	Organics mix, anaerobic bacteria	Batch
Mo, U	Amorphous ferric oxyhydroxide	Batch
	Chemical Barriers	Column
	Fe and sulfur	Batch Column
Nitrate	Fe	Batch
Nitrate, Nitrite	Fe	Batch
Nitrate-tile drainage	mixed organics, bacteria	in-line bioreactor
Nitrobenzene	Fe	batch
Nitrobenzene and carbonate	Fe	batch
Organics	Ni-Fe wall	in situ-Otis AFB, MA
PCB	Fe, Pd/Fe	Batch
PCB, TCE	Nano-Fe or Pd/Fe particles	Batch
PCBs(Aroclor 1221, 1254)	Fe	Batch
PCE	Fe	Batch
	Fe	Surface chemistry
PCE, cDCE, TCE	Fe Ni/Fe	Canister, NJ
PCE, TCE, cDCE, VC	Fe	Column
	Fe	Pilot-scale Test
PCP	Fe	Batch
Phosphorous	metal oxide from steel manufac., limestone	column, cylinder, reactive wall
Precipitation	Fe	Batch
	Fe	Column
Se	Ferric Oxyhydroxide	Batch, Site Sample
Sr, Cs, TCE	zeolite, 3 media types	Containers, TN & OH
1,1,1-TCA	Al	batch
TCA, TCE	Fe	Batch, Column
TCE, DCE, VC, dichloromethane	Fe	batch, column
TCE, cDCE, VC	Fe	Funnel-and-Gate
TCE, DCE	Fe	Column



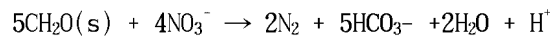
<표 2-3-1> 계속

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
TCE	Fe	Batch
	Fe	Batch, Column
	Fe	Column
	Fe	Funnel-and-Gate
	Fe and FeS	Batch, Column
	Fe, Mg	Batch
	Fe, Mg, Ultrasound(US)	Batch
	Fe, Ni/Fe, Pd/Fe	Column
	Fe, Pd/Fe	Batch
	Fe/Pyrite mixture	Column
	Palladized iron (Pd/Fe)	Batch
	Pd/Zn	Batch
	Fe, Ultrasound(US)	batch, column
TCE, DCE, VC	Fe	Batch, Column
TCE, DCE, cis&trans-1,2-dis-chloroethylene PCE	Palladized iron (Pd/Fe)	Batch
TCE, PCB	Fe, surfactant	Batch, Column
TCE, PCE	Fe	Reac.Wall, Borden
	Fe, Sulfur	Batch
	Fe, US	Site demo, Moffett, CA
	Iron filings/pyrite	Batch
TCE, PCE, TCA	Fe	Column, reactor, Belfast, Ireland
TCE, CCl <sub>4</sub>	Fe	Batch
TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Fe(II)	Batch
tDCE, cDCE	Fe	Batch
Te99	Steel wool	Column
Tracers , D <sub>2</sub> O	Fe	Column

<표 2-3-1> 계속

오염물질 (정화처리대상물질)	반응물질 (투수성반응벽체 매개물질)	실험형태
U	Fe	Batch
	Fe	Column
	Fe	Pilot barrier in CO
	Iron oxid aggregate	Batch
	Organics, inoculated w/ bacteria	Batch, Column
UO <sub>2</sub> <sup>2+</sup> , Mo <sub>4</sub> <sup>1-</sup> , TCO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Fe	Batch
Various	Fe Colloid Barrier	Batch
	Fe Colloid Barrier	Column
VC	Fe	Batch
Velocity measurements	PRB	Tracer
VOCs	In situ Fe Wall	Field site CA

본 연구에서는 정화처리대상인 질산성질소(NO<sub>3</sub>-N)를 제거하기 위한 탈질소작용(denitrification)이 연구되어 왔다. Robertson 외(1995)에 의하면 질산염 제거에는 탈질소작용이 가장 중요한 반응기작(mechanism)이라고 하였으며, 이 작용을 이용하여 고체상의 유기 탄소를 함유하는 반응벽으로 지하수에 함유된 질소 오염운(plume)을 막을 수 있다. 이 계는 고체상의 유기 탄소를 구성된 반응벽으로 지하수에 함유된 질소 오염운(plume)을 가로막는다. 유기 탄소가 존재하는 지표면의 수면 아래 혐기성 환경 하에서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 N<sub>2</sub> 기체로 변화 환원되는 것은 열역학적 반응이다. 반응식은 아래와 같다.



CH<sub>2</sub>O는 pseudomonas 그룹 박테리아에 의해 촉진되는 유기 탄소의 간단한 형태이다. 이러한 박테리아는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 산화된 유기 탄소에서 전자 수용체로 사용한다. 실험실에서 값 싼 유기 탄소를 이용하여 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 정화처리하는 반응 벽에 사용하는 것이 유용성 있는가에 관한 평가가 이루어졌다. 투수성반응벽체(PRB)에서는 유기탄소(organic carbon)로 톱밥(sawdust), 나무토막(woodchips), 나

못잎과 짙 섞은 것(leaf mulch), 퇴비(compost) 등을 사용한다 (Chung 외, 1992; Robertson 외, 1995; Benner 외, 1999; Blowes, 2000; Blowes 외, 2000; Schipper 외, 2000; Schipper 외, 2001; Primrose, 2001). NO<sub>3</sub><sup>-</sup>처리를 위한 투수성 반응 벽에 관한 평가가 이루어진 결과 충분한 탈질소작용이 빠르게 일어나고, 지하수 오염지역에서 유입되는 오수에서 관찰되는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>농도 5~90mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N에서 세계건강기구 식수 기준(10mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)이하까지 감소한다는 것을 알아내었다. 다양하게 설계 배열한 반응 벽이 설치되었다.

Fe(0)과 탈질소화작용을 하는 *Paracoccus denitrificans* 박테리아를 혼합한 계의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 환원이 연구되었다. 철의 침식 ( $Fe^0 \rightarrow Fe^{2+} + 2e^-$  : 철의 산화반응)으로 인한 수소는 질산염 호흡(nitrate-base respiration)작용에 전자 제공자로 사용된다. 강모(steel wool)를 Fe(0)로 사용하고 탈질소화 작용을 하는 *Paracoccus* 박테리아 혼합한 것의 질소 제거 속도는, 강모를 단독으로 사용한 그것에 비하여 증가하였고 더 많은 비율의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>로 바뀌기보다는 무해한 기체로 변화했다.

<표 2-3-1>에서 보면 질산염(nitrate)을 처리하기 위해 Fe, 유기물, 박테리아를 이용하여 batch test를 하였으며, 본 연구에서는 질소를 제거하기 위해 반응물질로 A지구(강원도 소재)에서는 톱밥(saw dust), 제올라이트, 모래, B지구(충청북도 소재)에서는 나무토막(wood chips), 스킨리아(scoria)를 사용하였다. 각 재료별 특성은 다음과 같다.

#### 가. 유기탄소(organic carbon)

**톱밥(sawdust)** : 톱밥은 주로 부유물질과 각종 오염물질들을 여과시키는 여과제로 많이 이용되며 처리효율이 매우 크다. 예를 들면, 톱밥토양여과시설에서는 돈사에서 돈분과 뇨가 최대한 분리되어 나온 상태의 뇨오수를 톱밥여과상 1

단계와 토양여과상 3단계 과정을 거치면서 톱밥여과상에서 SS등의 오염물질을 최대한 물리적으로 여과시킨 후 토양여과상에 살포하여 토양미생물에 의해 정화효과와 오염물질의 토양에 흡착 또는 토양재배되고 있는 사료 작물에 의한 흡수 분해 등으로 정화처리한다. 톱밥토양여과상은 1) 톱밥토양여과상(톱밥 1단계 : 자갈 20cm, 톱밥 40cm)와 2) 토양여과상으로 구성되어 있고 자갈20cm와 물 빠짐이 좋은 사양토를 50cm 충전한 후 사료작물을 재배하는 것으로 구성되어 있다. 정화처리효과는 BOD가 3,732→13.3mg/ℓ, 부유물질(SS)은 8,040→10.3mg/ℓ로 감소, 처리효율이 99.9%로 거의 완벽하게 처리된다 <표 2-3-2>. 그러나 관리상 번거러움이 많은데, 집수조에 저장된 폐수를 1일 3차례에 걸쳐 여과시설에 살포하여야 하며, 여과시설 표면에 3~5cm정도의 부유물질이 쌓일 때 부유물질이 쌓인 층을 제거하여야 하고, 3개월에 한번씩 톱밥전량을 새것으로 교환하여야 하고, 톱밥교환시 매트와 자갈은 물로 고압세척하여야 한다 (농업기술원, 1999)

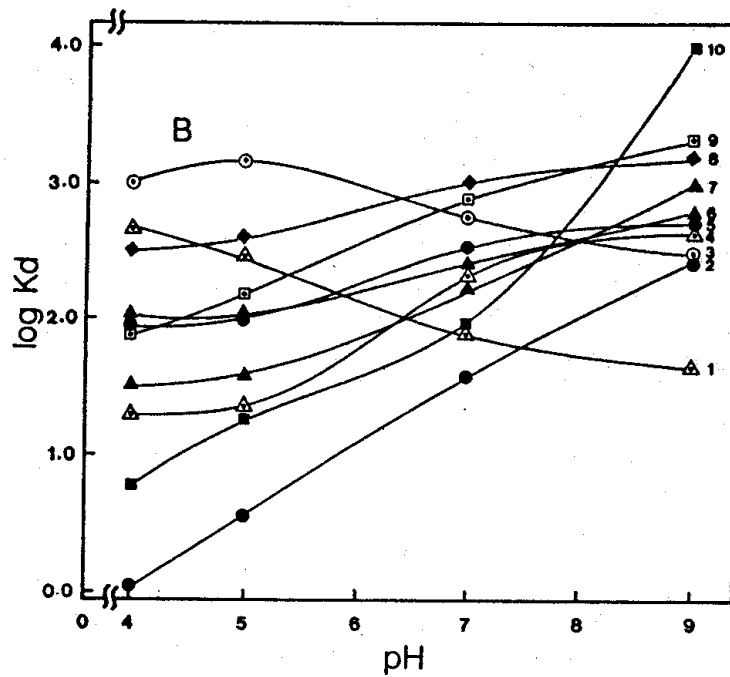
<표 2-3-2> 톱밥토양여과시설 이용 정화효과

구분	pH	BOD(mg/ℓ)	SS(mg/ℓ)	T-N(mg/ℓ)	T-P(mg/ℓ)
원폐수	7.5	3,731.5	8,040.0	1,439.4	211.8
톱밥여과수	7.0	947.4	159.5	607.6	47.5
토양여과1차	7.5	143.8	39.7	186.2	7.7
토양여과2차	7.2	20.3	16.3	35.1	7.6
토양여과3차	7.1	13.3	10.3	31.4	7.0
정화율(%)		99.6	99.9	97.8	96.7

Chung 외(1992)는 톱밥을 이용하여 중금속이온(Ni(II), Cd(II), Cu(II), Pb(II))을 제거하는 실험을 하였다. 오리나무, 소나무, 오크(Oak: 떡갈나무, 졸참나무류), Larch, 포플러나무, 아카시아나무, 콩 줄기(Bean Stem) 등의 톱밥과 제올라이트(natural zeolite), 활성탄을 이용하여 Pb(II) 흡착율(Kd)<sup>1)</sup>을 비교한 결

1)  $Kd = (250\text{mg의 톱밥에 흡착된 금속이온양, mg}) / (10\text{ppm의 금속이온이 용해되어 있는 } 20\text{ml 용액에 흡착되고 남아있는 금속이온양, mg})$

과, <그림 2-3-3>을 보면 콩 줄기(Bean Stem)를 이용한 경우 비교적 낮은 pH 환경(4~5)에서 흡착율이 높고 다른 재료들은 pH가 증가할수록 흡착율이 증가하며 천연제올라이트(natural zeolite)보다 높은 흡착율을 보였다. 특히 아세톤으로 처리한 아카시아나무 톱밥은 pH 9에서 가장 높은 효율을 보였으며 1%-NaOH과 아세톤으로 처리한 larch는 활성탄과 거의 비슷한 높은 흡착율을 보였다.



<그림 2-3-3> pH에 따른 다양한 종류의 톱밥 및 천연제올라이트의 Pb(II) 흡착율 변화  
 1: 콩 줄기(bean stem), 2: 천연제올라이트(natural zeolite), 3: 1%-NaOH로 처리한 콩 줄기(bean stem), 4: 소나무, 5: 오크(oak), 6: 포플러나무, 7: 오리나무, 8: 1%-NaOH과 아세톤으로 처리한 larch, 9: 활성탄, 10: 아세톤으로 처리한 아카시아나무

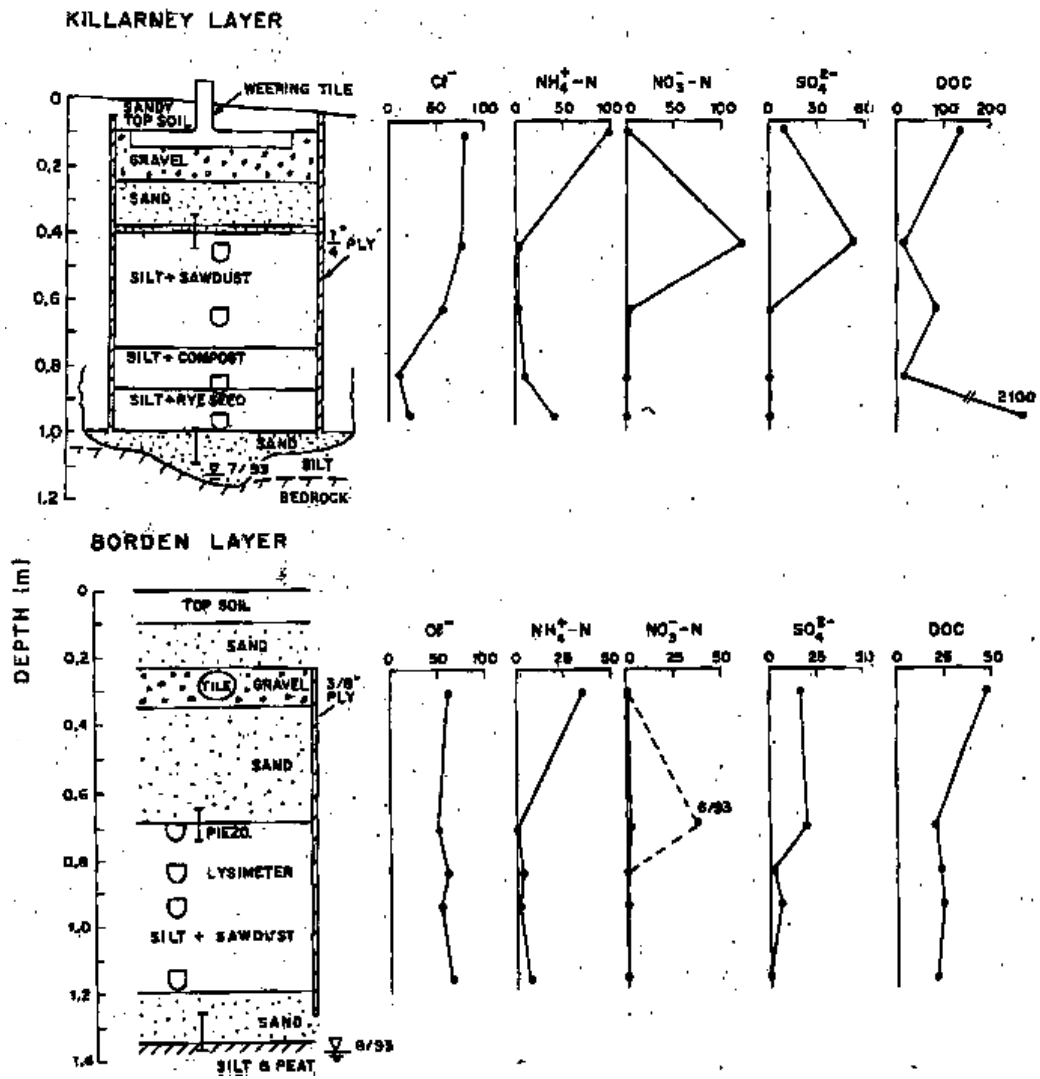
Robertson 외(1995)는 정화조에서의 질산염(nitrate,  $\text{NO}_3^-$ ) 오염원(plume)을 처리하기 위해 톱밥을 이용하여 Killarney layer와 Borden layer 2가지 type으로 설

치하였다 <그림 2-3-4>. 1년 후 심도에 따른  $Cl^-$ ,  $NH_4^+-N$ ,  $NO_3^- -N$ ,  $SO_4^{2-}$ , DOC(Dissolved Organic Carbon)의 농도변화를 보면,  $NH_4^+-N$ 은  $NO_3^-$ 로 산화되어 농도가 감소하고, 이로 인해 농도가 증가된  $NO_3^- -N$ 은 실트와 톱밥을 혼합한 구간에서 탈질소화작용에 의해 농도가 현저히 감소한다. 그러나 Killarney layerd에서는 DOC가 상부 모래층에서는 산화작용(oxidation)에 의해 정화조 방류수(DOC:134mg/l)보다 10mg/l로 현저히 낮아지지만 톱밥층 밑에서는 많은 양의 유기탄소(톱밥에서 기인된 유기탄소)가 밑으로 통과되어 내려감으로써 86mg/l까지 증가하며 실트와 호밀씨(rye seed)를 혼합한 층 밑에서는 2,100mg/l로 증가한다.

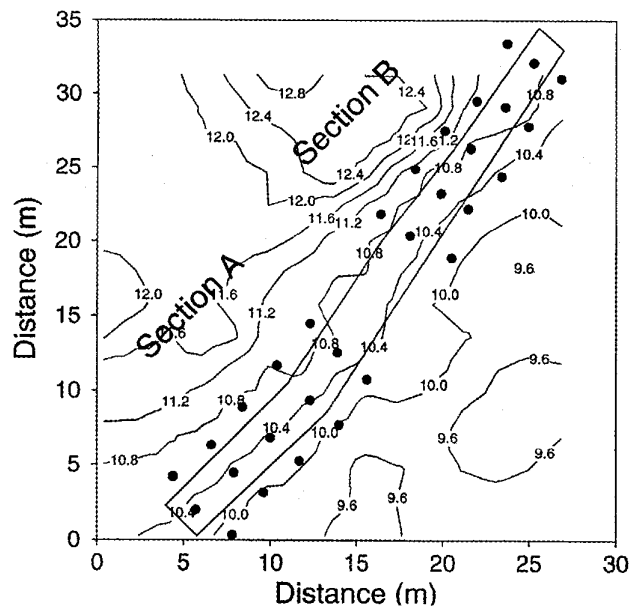
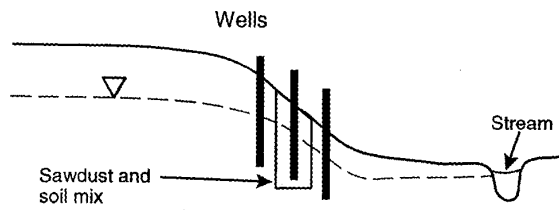
Schipper 외(2000)은 뉴질랜드의 North Island에 있는 Bardowie농장에 1996년 1월 길이 35m, 깊이 1.5m, 폭 1.5m의 반응벽체를 설치하여 실험하였다. 이 벽체는 굴착한 토사와 톱밥 40m<sup>3</sup>을 혼합한 것을 다시 트렌치(trench)에 넣어 메운 것으로 <그림 2-3-5>에서처럼 반응벽체의 지하수상류부(upslope), 벽체내부, 지하수하류부(downslope)에 관측정을 설치하여 2년간 질소농도를 모니터링하였다 <표 2-3-3>. 이 지역 지하수의 질소농도는 5~16mg/l이며 1997년~1998년 2년간 질소농도는 지하수 상류부는 6.9~13.3mg/l, 반응벽체 내에서는 미생물에 의한 생분해작용(biodegradation)에 의해 0.12~1.06mg/l, 지하수 하류부에서는 0.33~8.1mg/l로 1997년 12월 자료를 제외하고는 반응벽체에 의해 처리된 효과로 인해 상류부에 비해 농도가 낮게 나타났다. 1997년 12월 자료를 보면 겨울에 지하수수면이 하강하여 반응벽체 심도(1.5m)보다 낮아져 오염운(plume)이 반응벽체를 통과하지 않고 하류부로 흐르기 때문인 것으로 사료된다.

한편 Schipper 외(2000)는 질산염 제거율(nitrate removal rate)을 아래와 같이 정의하고 2년간 반응벽체의 질산염 제거율을 계산하였다 <표 2-3-4>.

$$\text{질산염제거율} = \frac{q \times A \times \Delta [NO_3 - M]}{\text{토양체적}}$$



<그림 2-3-4> Killarney layer와 Borden layer의 설치 1년 후(Killarney layer설치 가동 후 410~424일 지난 시점, Borden layer 설치 가동 후 395일 지난 시점) 심도에 따른 화학성분 변화 (Robertson 외, 1995)



<그림 2-3-5> 뉴질랜드의 North Island에 있는 Bardowie농장에 설치된 반응벽체 단면도 (가) 및 반응벽체 주변에서의 질소농도분포도(나)(Schipper 외, 2000)



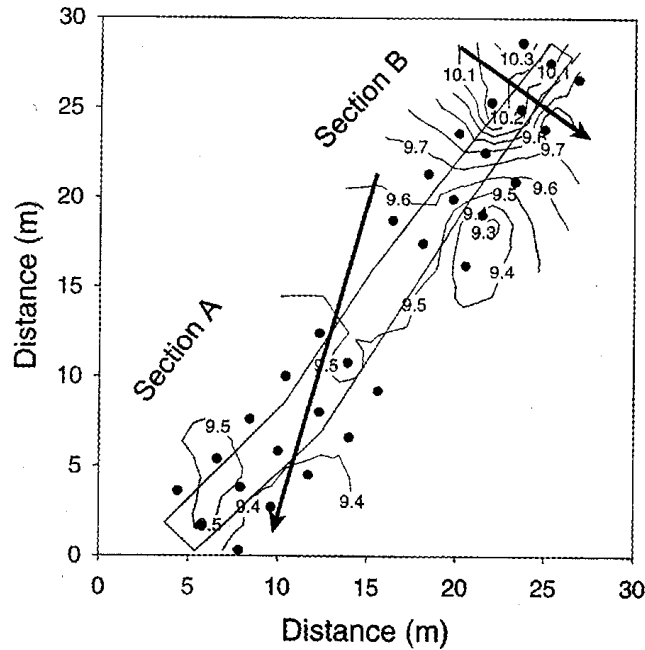
<표 2-3-3> 반응벽체 주변과 벽체내 지하수의 질산염(nitrate) 평균농도  
(g N m<sup>-3</sup> ; Schipper 외, 2000)

날짜	지하수 상류부			반응벽체 내부			지하수 하류부		
	평균	표준편차	시료수	평균	표준편차	시료수	평균	표준편차	시료수
1997. 9. 30	8.1	2.5	8	0.12	0.14	10	0.61	1.3	9
1997. 10. 20	6.9	3.4	9	0.26	0.64	10	0.33	0.19	10
1997. 11. 12	8.3	2.5	9	0.14	0.11	10	0.6	1.4	10
1997. 12. 4	7.4	2.5	8	1.06	1.5	10	8.1	5.7	10
1998. 6. 15	13.3	6.0	10	0.13	0.1	10	3.4	1.5	10

<표 2-3-4> 반응벽체를 통과하는 지하수의 유속(flow rate)과 질산염 제거율(nitrate removal rate)(Schipper 외, 2000)

날짜	구획	지하수유속 (m/day)	반응벽체에서 관측정까지의 거리 (m)	질산염제거율 (mg N cm <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )
1997. 9. 30	A	0.018	1.4	1.9
	B	0.036	0.7	7.6
1997. 10. 20	A	0.009	1.4	0.8
	B	0.040	0.7	7.2
1997. 11. 12	A	0.007	1.4	0.8
	B	0.059	0.7	12.8
1997. 12. 4	A	nd	1.4	nd
	B	0.046	0.7	7.8
1998. 6. 15	A	0.023	1.4	4.8
	B	0.170	0.7	51.2

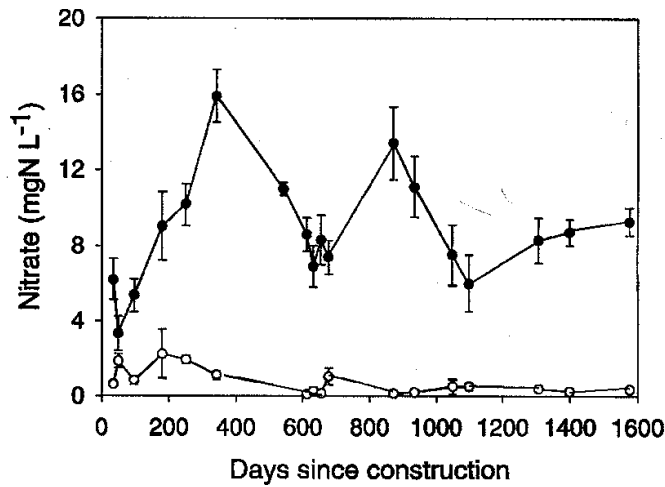
<그림 2-3-6>에서 보면 A와 B구획에서의 지하수유동방향은 각기 다르다. A구획에서는 남쪽으로 B구획에서는 남동쪽으로 향하며, 유속은 A구획에서보다 B구획에서 2배~ 10배이상 빠르다 <표 2-3-4>. 앞의 식으로 질산염제거율을 계산하면 A구획보다 B구획에서 제거율이 높게 나타났다.



<그림 2-3-6> 반응벽체 주변에서의 지하수 등수위선도 (Schipper 외, 2000)

Shipper 외(2001)는 Shipper 외(1998)에서 설치, 실험한 반응벽체 (pilot-scale)<sup>2)</sup>를 5년간 운영한 결과를 발표하였는데, <그림 2-3-7>에서 보는 바와 같이 반응벽체의 지하수상류부의 농도는 계절에 따른 농도변화는 있어도 벽체 설치 이후 1600여일이 경과되는 동안 16mg/l에서 9mg/l로 감소하지만, 반응벽체내에서는 탈질소작용(denitrification)에 의해 초기에는 2mg/l였으나 시간이 경과됨에 따라 1mg/l이하로 농도가 낮아졌다.

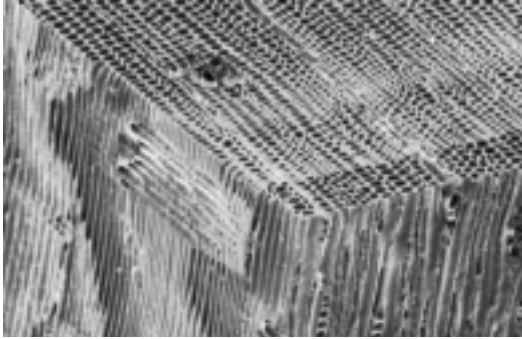
2) 여기서 설치한 반응벽체는 탈질소작용벽체(denitrification wall) 이라하여 톨랩 등 유기탄소 혼합물로 되어 있으며, 지하수면 아래 지하수흐름에 직각이 되도록 투수성 벽체(permeable wall)를 설치하였다 (설치시기는 1996년 1월).



<그림 2-3-7> 반응벽체 설치 이후 지하수 질산염농도 변화  
 (● : 반응벽체 지하수 상류부, ○ : 반응벽체 내부)

**나무토막(wood chips)** : 최근 들어 나무토막(wood chips)을 오수정화처리에 사용하는 경우가 많다. 충전밀도는 함수율에 따라 다르며 공극을 또한 chips 자체의 크기 및 분급 정도에 따라 다르다 <표 2-3-5>. 셀룰로오스가 배열된 상태를 보면 미생물이 서식할 수 있는 수많은 공간을 관찰할 수 있다 (<표 2-3-5>의 나무토막의 전자주사현미경사진). 이 공간에서 미생물이 서식하면서 나무토막에서 성장에 필요한 양분을 받고 오염운(plume)에서도 질소, 인 등의 성분을 흡수하게 되어 생분해가 진행되게 된다. 본연구의 시범지역인 충청북도에 소재한 B지역에서 사용한 나무토막의 목재는 침엽수이고, 크기는 2.5cm×1 cm×0.5cm에서 4cm×2.5cm×0.5cm이다 <그림 2-3-8>.

<표 2-3-5> 나무토막(wood chips) 특성

종류	나무토막
충전밀도(g/ml)	함수율에 따라 달라짐
용도	최근 오수정화처리용(발효칩 <sup>3)</sup> )으로 이용
주사전자 현미경사진 (소나무)	

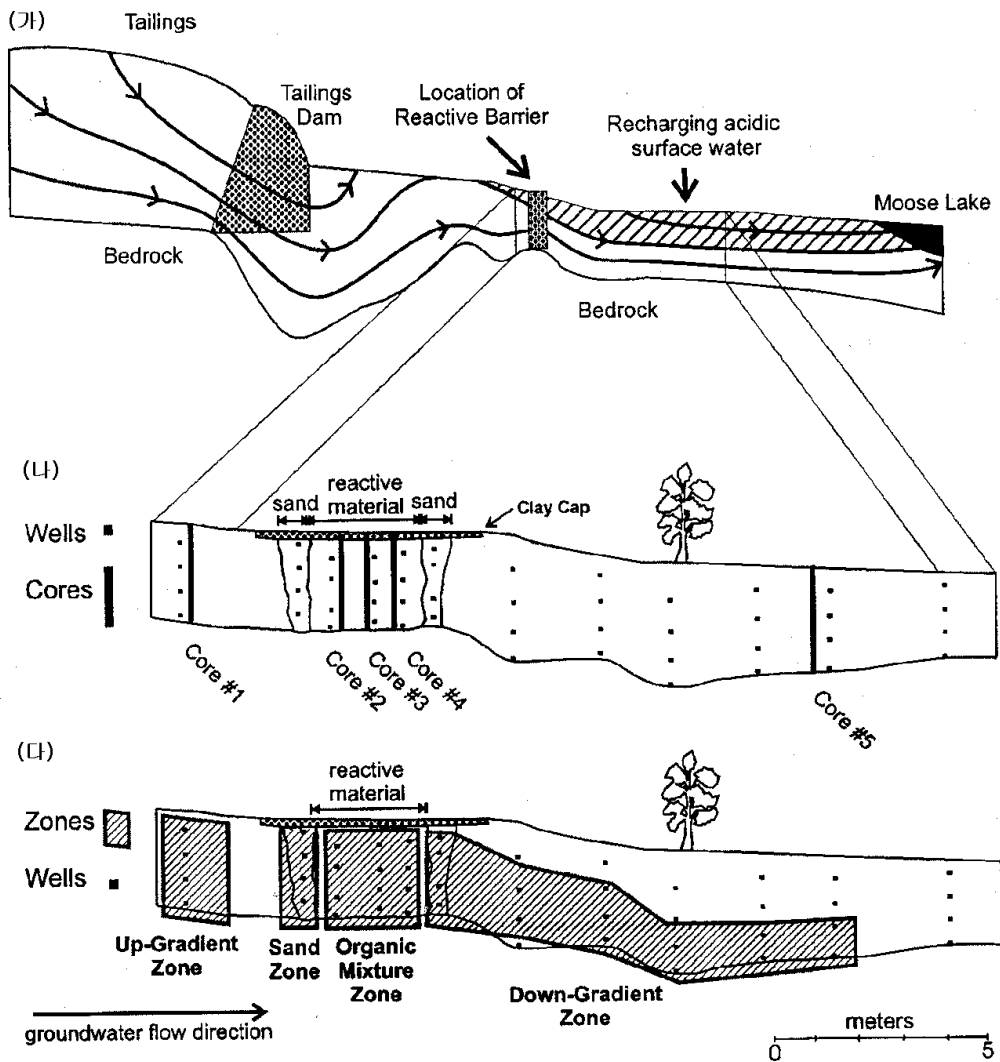


<그림 2-3-8> 나무토막(wood chip) 사진 (자료제공 : 동해산업환경)

캐나다 온타리오 Lanton의 공립학교에서는 1993년 6월 부패 시스템 하수 배관 (large-capacity septic system tile field)에서 나온  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$ 를 제거하기 위하여 설계된 funnel-and-gate system을 설치, 운영하였다. Funnel은 2개의 sheet-filing wall이 중앙 gate에서 12ft(약 3.6m)까지 펼쳐져 있다. Gate는 폭이 6ft(약 1.8m)이고 심도가 대략 5ft(약 1.5m)이다. 이것은 두 개의 처리지역으로 되어있다.  $PO_4^{3-}$ 를 위한 처리벽은 두께가 2ft(약 0.6m)이고  $NO_3^-$ 을 위한 처리벽은 두께가 4ft(약 1.2m)이

다.  $\text{PO}_4^{3-}$ 를 위한 처리벽은 6% Fe/Ca oxide 물질, 9% high-Ca limestone, 85%의 지역 대수층 모래로 구성된 반응 혼합물로 이루어졌다. 인산염은 철에 의한 흡착과 Ca- $\text{PO}_4$ 로 침전되어 제거될 수 있다.  $\text{NO}_3^-$ 를 위한 처리벽은 유기 탄소(나무 부스러기)로 되어있다. 질산염은 박테리아의 탈질산 작용으로 제거된다. 2년 동안에 시스템 모니터링 결과 유입된  $\text{PO}_4^{3-}$ 농도는 1.0mg/L~1.3mg/L이고 반응벽 내에서 방출된  $\text{PO}_4^{3-}$ 농도는 최초 221일 동안 0.01mg/L이었다. 그후 농도는 상승하여  $0.19 \pm 0.04$ mg/L으로 지속되었다.  $\text{NO}_3^-$  초기 농도는 23mg/L~82mg/L이고 반응벽 내에서 방출된 농도는 292일 모니터링 기간 동안 1mg/L 미만으로 유지되었다.

Benner 외(1999)는 인조퇴비(municipal compost), 나뭇잎과 짙 섞은 것(leaf mulch), 나무토막(wood chips), 자갈, 석회석을 20:20:9:50:1의 체적비율로 혼합한 것(유기탄소혼합물, organic carbon mixture)을 반응물질로 사용한 반응벽체를 설치하여 반응 금속이온(Fe, Ni 등)과 산성 광산폐수( $\text{SO}_4^{2-}$  등)를 처리하였다. 혼합재료 중 자갈은 반응물질의 투수성을 높이기 위해 즉 투수계수를 증가시켜 오염운(plume)이 통과되어 나갈 수 있도록 하기 위해 넣었다. 반응벽체 규모는 길이 20m, 깊이 3.5m로 대수층을 가로지르도록 설치하였다. <그림 2-3-9>에서 보는 바와 같이, 벽체의 두께는 지하수유동방향으로 4m이며, 벽체의 지하수상류부 및 하류부에 각각 폭 1m가 되는 모래구간(sand zone)을 설치하였다. 이 모래구간은 경사진 곳에서 벽체의 형태를 유지할 수 있도록 해주며 난류가 형성되는 것을 최소화시켜주며 시료채취를 원활하게 할 수 있도록 하는 역할을 한다. 벽체 위에는 30cm두께의 점토 덮개(clay cap)을 설치하여 벽체 내부로 지상의 물(강우 등)이 들어가는 것을 방지하고 산소가 확산되어 벽체로 유입되는 것을 최소화한다.



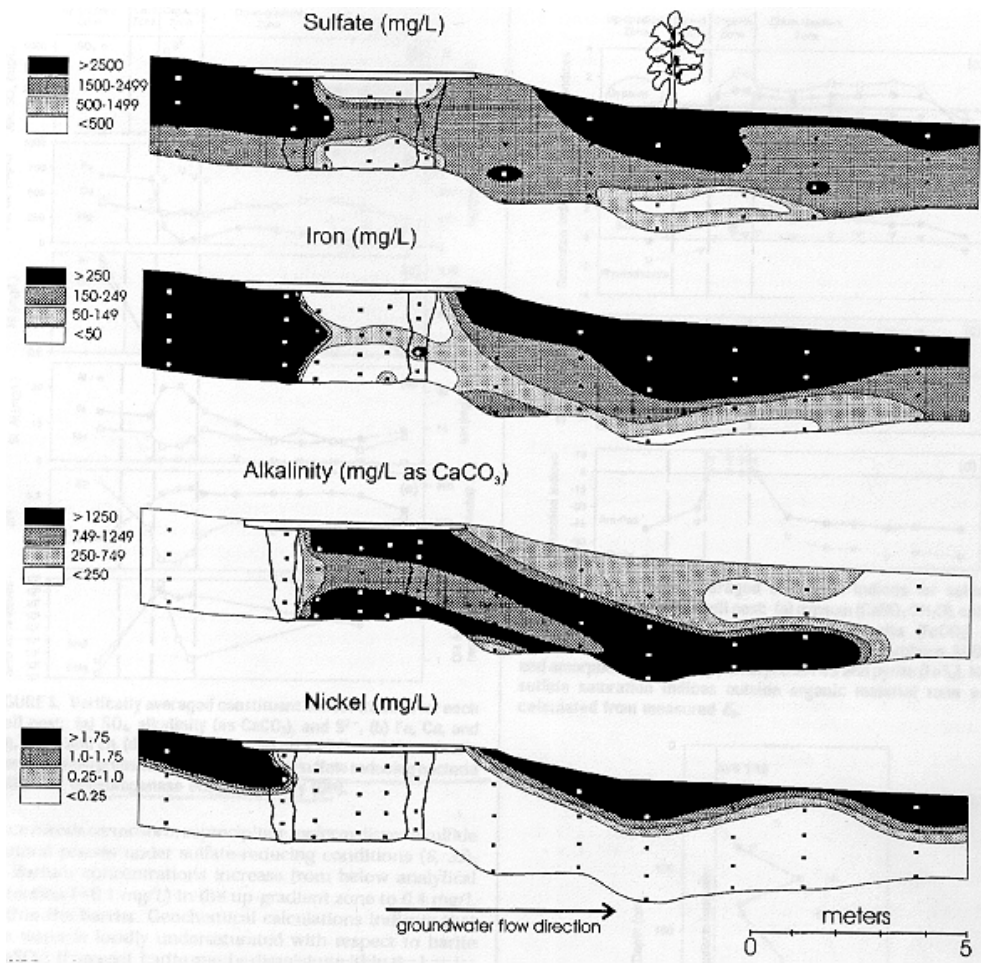
<그림 2-3-9> 대수층과 반응벽체의 단면도 (Benner 외, 1999)

(가) 반응벽체를 설치하기 이전의 실측자료와 지하수유동모델링으로부터 작성한 유선망.

(나) 반응벽체와 대수층에서의 시료채취 관정 및 시추공 위치

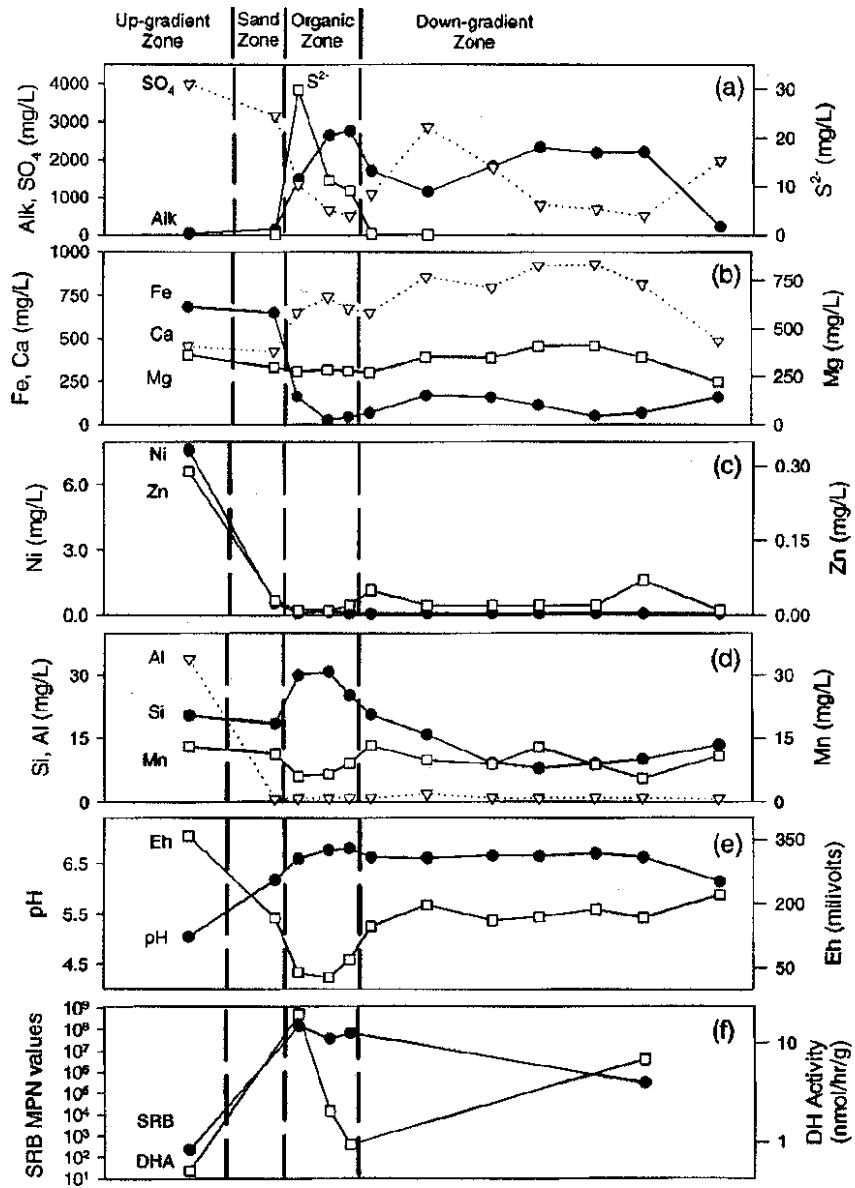
(다) 지하수유동경로에 따라 지화학적으로 구분한 4개 구간의 위치 (상류부구간, 모래구간, 유기혼합물구간, 하류부구간)

이 지역의 지하수유속은 대략 15m/a 즉 0.041m/day이고, <그림 2-3-9>의 (다)에서 구분한 구획별로 오염물질농도변화를 보면 다음과 같다 <그림 2-3-10, 그림 2-3-11>. 상류부구간(up-gradient zone)에서는  $SO_4^{2-}$  농도는 2,500~5,200mg/l, Fe는 250~1,350mg/l, Ni은 0.12~30mg/l로 매우 높으며 pH는 2.8~5.9이고 알칼리도(alkalinity, as  $CaCO_3$ )는 1mg/l이하~60mg/l이다. 모래구간(sand zone)에서는 알칼리도가 150mg/l까지 증가하는데 이는 산성폐수에 의해 방해석(calcite)이 용해되기 때문인 것으로 사료된다. 유기혼합물구간(organic mixture zone)에서는  $SO_4^{2-}$ 의 평균농도가 840mg/l까지 감소하며(74% 감소), Fe는 80mg/l로 85%이상 감소하며, Ni은 0.1mg/l 이하로 감소한다. 특히 S와 Fe의 농도감소는 유기탄소혼합물 내에서 미생물작용에 의해  $Fe_{(1+x)S}$ 의 황철석으로 침전되기 때문이며 실제로 EDX(energy dispersive X-ray)로 SEM(scanning electron micrograph)분석한 결과가 구간에서 침전되어 결정화된 FeS를 확인 할 수 있었다 <그림 2-3-12>. 하류부구간(down-gradient zone)에서는 반응벽체 내에서 처리된 지하수가 흘러나오는 구간으로  $SO_4^{2-}$ , 는 벽체내에서보다는 높지만 상류부에 비해 농도가 낮고, Fe, Ni의 농도는 현저히 감소한 상태이며, pH는 6.0~6.5로 높아졌다.

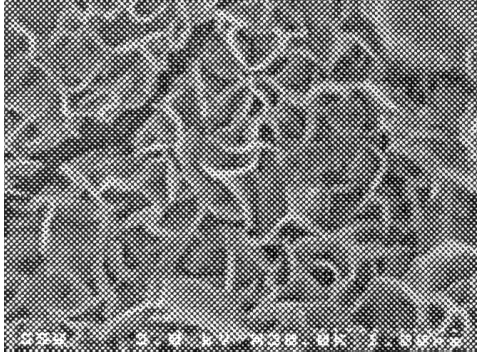


<그림 2-3-10> 1996년 9월  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Ni, 및 알칼리도(alkalinity, as  $\text{CaCO}_3$ ) 농도 변화 단면도 (Benner 외, 2000)





<그림 2-3-11> 구간별 관정군(well nest)의 수직방향으로의 평균 농도 (Benner 외, 2000)



<그림 2-3-12> 유기물질구간에 침전된 FeS의 SEM영상 (Benner 외, 1999)

### 나. 스코리아(scoria)

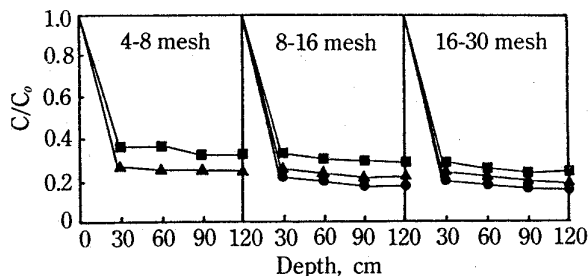
활성탄은 경도가 높아 압밀되는 정도가 낮고 표면적이 매우 넓어 반응면적이 상대적으로 더 많을 뿐만 아니라 미생물이 서식할 수 있는 많은 공간을 제공하여 오수처리효과가 매우 크지만 가격이 너무 비싸 설치하는 데에 많은 양이 필요로 하는 반응벽체 시공에는 부적합하다. 활성탄 대용으로 많은 물질이 개발되고 있는데 그 중 다공질의 화산쇄설물을 활성탄 대용으로 오염물질정화에 이용하기도 한다. ‘송이’라고도 불리는 스코리아는 고철질마그마에서 유래된 화산쇄설물로 모래( $1.60\sim 1.70\text{g/cm}^3$ )에 비해 비중이 작아( $0.9\sim 1.2\text{g/cm}^3$ ) 가벼우며 흡수율은 모래는 0~2%이지만 스코리아는 25.3%로 높고 활성탄처럼 다공질이어서 비표면적이 비교적 높다. 고흡수에 대한 여과용량 또한 모래( $1.627\text{g/l}$ )에 비해 2배 가량 높다( $2.94\sim 3.43\text{g/l}$ ) (이민규, 1992).

이민규 외(1992)에서는 스코리아를 이용하여 제주도 알긴산공장의 폐수 여과능력을 시험하였다. 입자크기(4~8mesh<sup>3</sup>), 8~16mesh, 16~30mesh), 유입수의 부유물질농도(SS, Suspended Solid; 50mg/l, 100mg/l, 150mg/l), 체류시간(1시간,

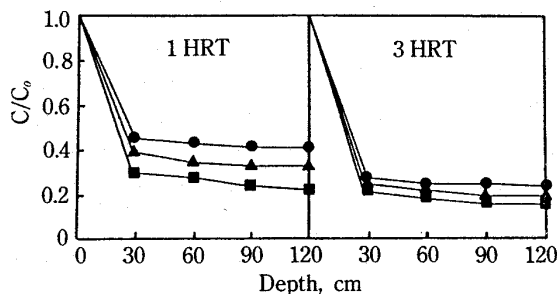
3) 표준체 번호에 따른 체눈크기

표준체(mech)	4	8	16	30
지름(mm)	4.750	2.360	1.000	0.550

3시간)을 달리하여 실험한 결과 입자크기가 작을수록, 동일매질에서는 유입수 농도가 작을수록 처리효율이 높다 <그림 2-3-13, 그림 2-3-14>. 입자크기가 작을수록 여과매체의 비표면적이 증가하여 응집성입자들이 매체표면에 부착될 확률이 높아지고 공극 크기가 작아져 더욱 작은 입자들이 걸려져 고형물입자의 유출이 어렵게 되어 SS 제거효율이 더 높아진다. 반면에 유입수 초기농도가 높을수록 여과층을 통한 고형물의 양이 상대적으로 많아지게 되어 결국 흡착되지 않고 그대로 흘러나올 가능성이 높기 때문에 처리효율은 농도가 낮을 때보다 떨어진다.



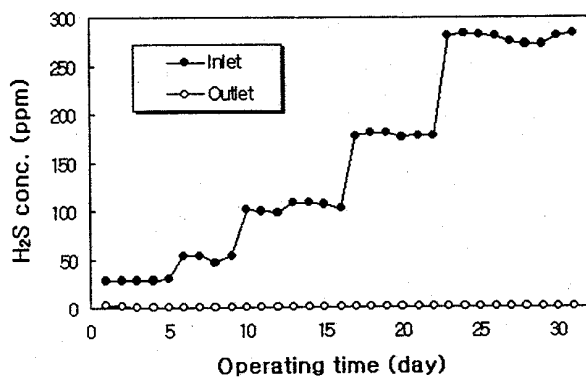
<그림 2-3-13> 3시간 체류되었을 때의 각 입자크기에서의 스킨리아 여과층깊이에 대한 농도변화( $C/C_0$ ) (이민규 외, 1992)



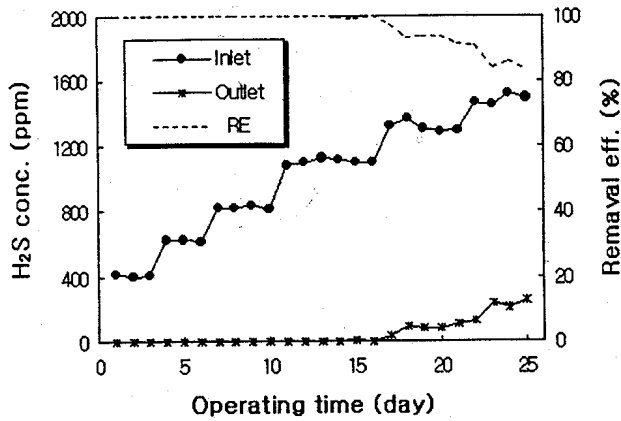
<그림 2-3-14> 유입수 SS가 100mg/l일 때 각 체류시간에서의 스킨리아 입자크기별 스킨리아 여과층깊이에 대한 농도변화( $C/C_0$ ) (이민규 외, 1992)

이민규 외(2001)는 화산석과 미생물(*Bacillus* sp.)이 충전된 바이오필터를

이용하여 황화수소( $H_2S$ )를 제거하는 실험을 하였다. <그림 2-3-15>와 <그림 2-3-16>에서 보는 바와 같이 황화수소농도가 낮을 때에는 유입농도의 증가와 무관하게 유출가스에서 황화수소가 거의 검출되지 않았고(1,100ppm까지 제거효율 99.9%), 유입농도가 1,300ppm, 1,500ppm인 경우 각각 93%, 85%의 높은 제거효율을 보였다. 즉 저농도뿐만 아니라 고농도조건에서도 미생물에 의해 효율적으로 황화수소를 제거할 수 있다.

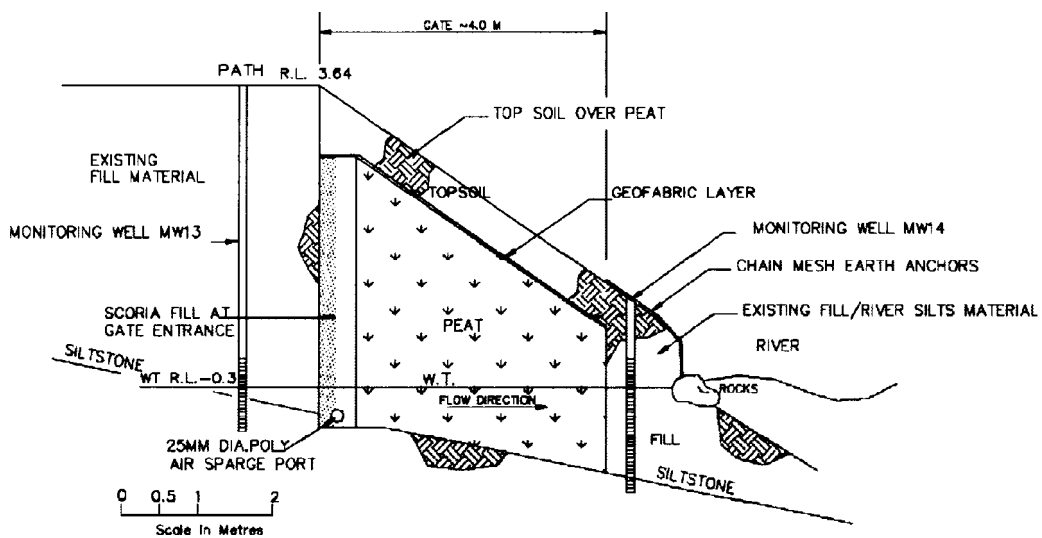


<그림 2-3-15> 바이오필터내로 유입되는 황화수소 농도를 30~280ppm로 단계적으로 증가시킬때 유출가스 내 황화수소 농도 변화 (이민규 외, 2001)



<그림 2-3-16> 바이오필터내로 유입되는 황화수소 농도를 400~1,500ppm로 단계적으로 증가시킬때 유출가스 내 황화수소 농도 변화 (이민규 외, 2001)

위에서 살펴본 것처럼 다공질의 비표면적이 넓고 모래보다 흡착력과 흡수율이 높으며 미생물을 부착시킬 경우 더 높은 처리효율을 보이는 스킨리아는 Guerin 외(2002)에서 투수성반응벽체를 시공하는 데에 사용되었다. Guerin 외(2002)는 유류로 오염된 오염운(plume)을 처리하기 위해 funnel-and-gate 형태로 설치하였다. Funnel은 0.75mm 두께의 고밀도폴리에틸렌(HDPE, high-density polyethylene)으로 길이 27m, 깊이 5m, 폭 0.6m의 규모로 시공하였고, gate는 스킨리아와 토탄을 이용하여 4m 폭으로 설치하였다. <그림 2-3-17>을 보면, gate 입구에는 다공질의 스킨리아로 채우고 공기살포관정(air sparging pipe)을 지하수면 아래에 충분히 잠기게 설치하여 공기살포관정으로부터 나온 공기가 스킨리아 공극을 통과하면서 미세한 공기방울이 되어 용존산소량을 증가시켜 미생물에 의한 생분해(biodegradation)가 더 잘 일어날 수 있도록 하였다. gate 내부에는 잘게 갈은 토탄으로 채워 유기화합물을 처리할 수 있도록 하였다. 이 시스템에서는 톨루엔 96.3%, 에틸 벤젠 68.3%, 크실렌 62.5%의 비교적 높은 제거효율을 보였다.



<그림 2-3-17> Funnel-and-gate 시스템의 단면도 (Guerin 외, 2002)

#### 다. 제올라이트(zeolite)

광물학상으로 제올라이트는 망상구조형 규산염광물<sup>4)</sup>로 비석군(Zeolite Group)이다. 일반화학식은  $(Na^+, K^+, \frac{1}{2} Ca^{2+})_{XY}[(Si_Y Al_X)O_{2(X+Y)}]_Z \cdot nH_2O$ 로, 일부  $Si^{4+}$ 가  $Al^{3+}$ 로 치환되면서  $Na^+$ ,  $K^+$ , 또는  $Ca^{2+}$ 가 같이 결합되어 charge balance를 유지한다. 제올라이트군에는 nitrolite, mesolite, thomsonite, heulandite 등 약 40여개의 광물종이 있다.

지표환경에서는 매우 안정된 광물이며, 제올라이트의 광물구조를 보면 내부에 공간이 많기 때문에 비중이 비교적 작고, 내부 공간에 이온반경이 큰 양이온이나 물분자( $H_2O$ )가 포함되기도 하고, 광물내의  $Na^+$ ,  $K^+$ , 또는  $Ca^{2+}$ 이 크기 및 전하가 비슷한 다른 양이온( $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$ ,  $Ba^{2+}$ ,  $Li^+$ ,  $Rb^+$ ,  $Cs^+$ ,  $Ag^+$ ,  $Cu^+$ ,  $Pb^{2+}$  등)으로 쉽게 치환(이온교환)된다.

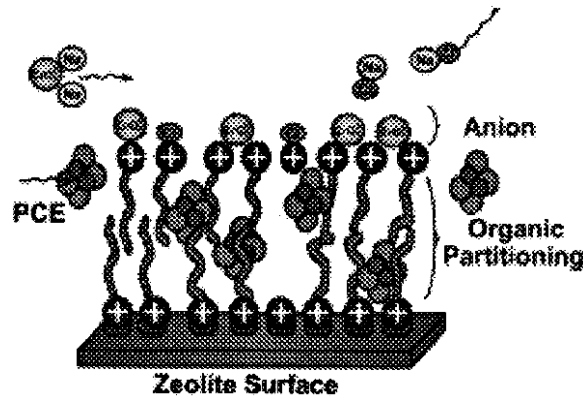
이런 특성을 가진 제올라이트는 제습 및 각종 이온들을 흡착하는 데에 많이 쓰이며, 실제로 유독한 암모니아 이온을 제거하는 데에 쓰인 바 있다. 암모니아 이온은 생물체에게 독성이 있으며, 금속과 콘크리트를 부식시키는 등 역효과가 많은 것으로 잘 알려져 있다. 이런 암모니아 이온의 이온교환을 위하여 clinoptilolite(천연산 제올라이트)를 사용, batch test를 실시하여 암모니아 이온교환능을 측정하였다. Langmuir식이나 Freundlich식에서 이온교환능(ion exchange capacity)을 계산할 수 있었다. clinoptilolite의 입경이 클수록 이온교환능은 감소하였다. 입경이 작을수록 제올라이트 내에서 확산되어 빠져나갈 가능성이 적어지고 이온교환반응이 일어날 수 있는 표면적이 더 커지기 때문에 암모

4) 망상구조 규산염광물(Tectosilicate) :

- 석영(silica,  $SiO_2$ )
- 장석류(feldspar,  $(K, Na)AlSi_3O_8$  -  $(NaSi, CaAl)AlSi_2O_8$ )
- 준장석군(feldspathoid group)
- 비석군(zeolite group,  $(Na^+, K^+, \frac{1}{2} Ca^{2+})_{XY}[(Si_Y Al_X)O_{2(X+Y)}]_Z \cdot nH_2O$ )

니아 이온교환이 잘 일어난다. 암모니아 이온교환능은 온도와도 관계가 있는데, 온도가 20℃에서 35℃로 증가하는 동안 감소한다 (온도보정상수 : 0.98).

Bowman(1999)은 오레곤주(Oregon) 포트랜드(Portland) 인근에서 크롬산염(chromate; 22mg/l)과 PCE(perchloroethylene; 2mg/l)으로 오염된 지하수를 대상으로 pilot-scale의 제올라이트를 이용한 투수성반응벽체를 설치하여 1998년 7월부터 10월까지 관측하였다. 제올라이트는 양이온교환능(cation exchange capacity)이 매우 높고 <그림 2-3-18>처럼 제올라이트 표면에 유기물이 흡착될 수 있기 때문에 크롬산염과 PCE가 흡착되어 제거된다.



<그림 2-3-18> 제올라이트 표면에서의 흡착(sorption) 기작(mechanism)에 대한 모식도 (Bowman, 1999)

Ahsan 외(2001)는 굴껍질(shell), 석회석, 콘크리트폐기물과 혼합한 폐지(waste paper), 시멘트폐기물, nitrolite(제올라이트 일종), 목탄, 미생물을 부착시킨 목탄 등을 이용하여 오염물질을 처리하였다. 각 물질별 처리효율을 보면 SS와 COD 처리효율은 목탄,  $PO_4^{2-}$ 는 시멘트폐기물과 폐지 혼합한 것,  $NO_3^-$ 는 미생물을 부착시킨 목탄,  $NH_4^+$ 는 제올라이트의 일종인 nitrolite가 가장 처리효율이 높았다 <표 2-3-6>. 즉 목탄은 다공질로 고�형입자들이 많이 걸러질 수 있

어 SS의 처리효율이 가장 높게 나타났고, nitrolite는 양이온교환능이 가장 높기 때문에 양이온인  $\text{NH}_4^+$ 를 가장 효과적으로 표면에 흡착시킬 수 있었으며,  $\text{NO}_3^-$ 는 미생물에 의한 생분해(biodegradation) 즉 탈질소작용(denitrification)으로 거의 대부분 분해되므로 미생물을 부착시킨 목탄에서 처리효과가 크게 나타났다.

<표 2-3-6> 매질별 오염물질 처리효율 비교 (단위:% ; Ahsan 외, 2001)

매질종류	SS	COD	$\text{PO}_4$	$\text{NO}_3$	$\text{NH}_4$
시멘트폐기물과 폐지 혼합한 것	62-91	-	79-80	14-23	0-13
콘크리트폐기물과 폐지 혼합한 것	55-78	8-14	33-54	11-17	-
굴껍질	42-88	42-65	20-32	17-37	6-16
석회석	76-87	42-58	13-27	12-25	7-12
nitrolite (제올라이트 일종)	72-91	30-61	36-66	7-22	65-75
미생물을 부착시킨 목탄	54-95	61-71	18-32	29-38	31-62
목탄	99-100	85-88	11-17	15-19	11-32

#### 라. 모래 (sand)

모래는 주로 부유물질 등을 거르는 여과장치에 사용되며, 실제로 정수처리시, 제철공업의 야금과 정련공정에서 분진을 습식으로 제거 처리하는 과정에서 발생하는 세정수내 부유물을 여과처리할 때, 오폐수 정화처리할 때 등 여러 방법의 정화처리에 이용된다.

투수성반응벽체에서 모래는 주로 반응물질의 투수계수를 증가시키기 위해 즉 투수성을 좋게 하기 위해 반응물질과 같이 혼합하는 데에 사용한다. 그리고 반응벽체의 바로 앞(지하수상류부, up-gradient)과 뒤(지하수하류부, down-gradient)에 모래구간(sand zone)을 설치하여 대수층에서 반응벽체로 지하수가 원활히 흐를 수 있도록 즉 벽체내로 지하수가 유입될 때 난류가 생기는

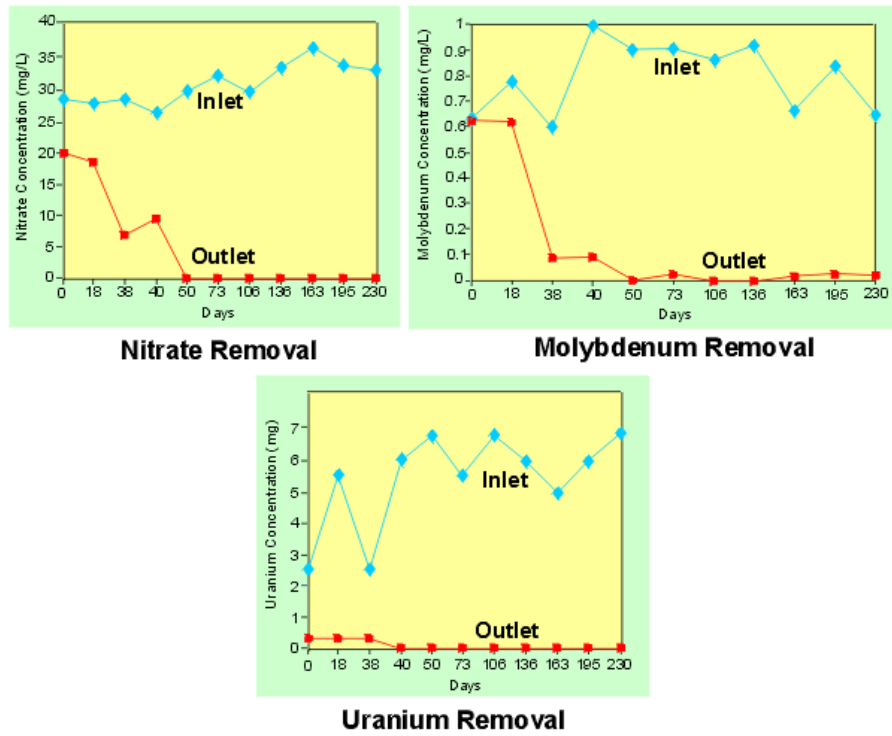


것을 최소화해주며 이 구간에 관측정을 설치, 시료 채취하여 반응벽체의 효율을 분석할 수 있도록 해 준다 (Benner 외, 1999).

#### **마. 0가 철[Fe(0)]**

반응물질(reactive material)로서 Fe(0)는 주로 유기화합물(유류오염에 의한 유기화합물들; PCE, TCE, VC, DCE 등)을 처리하는 데에 사용하였으나 질산성질소 처리에도 탁월한 효과를 보인다 <표 2-3-1>. 질소처리 반응기작은 산화환원이 아닌 앞서 논의한 유기탄소에서와 같이 미생물에 의한 생분해(biodegradation)이다.

미국 콜로라도주 Durango 지역의 우라늄제조공장 주변에 오염된 지하수를 정화처리하기 위하여 1995년 10월 Sandia National Laboratories에서 0가 철을 사용하여 투수성반응벽체를 설치하였다. 0가 철을 거품형태의 블럭(foamed zero-valent iron bricks)과 강철모사(steel wool)로 만들어 반응물질로 사용, 암모니아, 비소, 카드뮴, 크롬, 망간, 몰리브덴, 질산염, 라듐, 셀레늄, 우라늄, 바나듐, 아연 등으로 오염된 오염운(plume)을 처리하였다. 이들 오염물질 성분 중 질산염(nitrate)의 농도는 <그림 2-3-19>에서 보는 바와 같이 유입되는 농도는 25~36mg/l로 높지만 반응벽체를 설치한 시점에서는 20mg/l, 설치 후 50여일 이후부터는 거의 검출이 안 될 정도로 제거율이 매우 높다. <그림 2-3-20>의 (가)는 반응물질로 사용한 거품형태의 0가 철 블럭이고 (나)는 시공, 운영한지 2년 되는 시점에서의 거품형태의 0가 철 블럭을 찍은 사진으로 우라늄과 바나듐 등이 고체상으로 침전되어 있는 것을 볼 수 있다 (Permeable Reactive Barriers, 2000).



<그림 2-3-19> 투수성반응벽체 시공 후 2년간 벽체에 유입되기 이전(Inlet)과 통과되어 나가는 지하수(Outlet)의 질산염, 몰리브덴, 우라늄 농도 변화 (Permeable Reactive Barriers, 2000)



<그림 2-3-20> 미국 콜로라도주에 설치한 투수성반응벽체의 반응물질로 사용한 거품형태의 Fe(0) 블럭 사진 (Permeable Reactive Barriers, 2000)  
(가) 투수성반응벽체 설치당시, (나) 가동 2년 후의 상태

**종합 :** 톱밥은 천연제올라이트보다 높은 처리효율을 보이며, 활성탄과 거의 비슷하다(Chung 외, 1992). 특히 다른 물질들에 비해 톱밥을 이용한 질산염제거에 대한 연구가 활발하다. 그러나 심도가 깊어질수록 자체하중에 의한 압밀(packing)로 공극률이 감소하므로 톱밥 자체만 반응물질로 사용하지 않고 토양, 모래 그 외 다른 재료들과 혼합하여 사용하여야 한다. 나무토막은 톱밥과 같이 미생물에 의한 생분해작용(biodegradation)을 위한 유기탄소로 사용할 수 있으며 토막으로 되어 있어 톱밥보다 부패되는데 소요되는 기간이 더 길기 때문에 반응물질로 사용할 경우 교체기간이 더 길 것으로 판단된다. 유기탄소물질을 반응물질로 사용할 때에는 유기탄소의 과잉공급으로 인한 DOC(Dissolved Organic Carbon)의 증가 즉 BOD, COD의 증가가 문제가 되므로 질산성질소 오염부하량에 대한 반응물질로 사용해야 할 적정 유기탄소량을 산출할 수 있는보다 심도 깊은 연구가 필요하다 (Robertson 외, 1995).

활성탄 대용으로 사용되고 있는 물질 중 하나인 스코리아 역시 다공질의 화산 쇄설물로 미생물이 서식할 공간이 많으나 유기탄소성분이 적어 톱밥이나 나무토막에 비해 효과가 더 좋지는 않을 것으로 사료된다. 스코리아는 모래보다 비표면적이 넓고 흡착력, 흡수력이 더 높아 오염물질 처리효율은 높지만 가격이 비교적 높은 단점이 있다 <표 2-3-7>. 제올라이트는 양이온교환능이 매우 높기 때문에 질소태로 오염된 지하수에서는 주로 암모니아성질소를 제거하는데 효과가 크다. Fe(0)은 유기화합물 뿐만 아니라 질산성 질소를 비롯한 무기물 제거에도 효과가 높고 국내에서 이에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 그러나 아직 국내에서는 Fe(0)의 수요가 많지 않아 제올라이트처럼 제품으로써의 단가가 형성되어있지 않은 실정이다. 일반적으로 실험실에서 사용하는 순도 99.9%의 Fe(0)은 150,000원/kg으로 매우 비싸고 그 외 제철공장 등에서 실험에 필요한 Fe를 구하고 있어 실제로 소요되는 비용은 운송비 정도에 불과하다.

<표 2-3-7> 시범지역에서 투수성반응벽체의 반응물질로 사용한 재료들의 가격 비교

구분	톱밥	스코리아	제올라이트	모래
단위	5톤트럭 1대	1포대(20kg)	1포대(25kg)	5톤 트럭 1대
단가	340,000원	15,400원	3,250원	50,000원
5톤기준 금액	340,000원	3,850,000원	650,000원	50,000원

본 연구에서는 제품으로 시판되고 있거나 농어촌지역에서 쉽게 구할 수 있는 톱밥, 나무토막, 스코리아, 제올라이트, 모래를 반응물질로 사용하여 실험하였다.

투수성반응벽체를 설계하기 위하여 우선 각 반응물질의 오염물질 제거 속도에 관한 실험자료가 필요하다. 이런 실험실에서의 정화처리 연구는 단일하고 통제되는 조건하에서 반응물질의 반응력과 수명을 비교할 수 있으면, 투수성반응벽체 설계에 유용한 자료인 반감기( $t_{1/2}$ )를 평가하는데 쓰일 수 있다. 부가적으로 다른 실험온도에서 시행된 연구는 반응속도가 온도에 얼마나 관계가 있는지를 알 수 있게 한다. 주로 batch test, column test 등을 실시하는데 각 실험의 특징은 다음과 같다.

**Batch test** : 이 실험방법은 반응물질을 고르는데 가장 적당한 방법이다. 여러 가지 종류의 물질을 사용하여 얻어진 결과는 가장 적당한 비교 속도를 주고 이러한 비교 속도는 연속되는 시험과 현장적용에 가장 적당한 매질을 선택하는데 유용하다. Batch test는 보통 column test 보다 비용면에서 저렴하고, 빠르며, 설치하기에 간단하며 실험결과에 관한 다양한 인지를 빠르게 비교할 수 있다. 실험실에서의 Batch test는 현장 지역의 지하수로만 채워진 저수조와 지역 지하수와 함께 후보반응물질을 포함하는 반응샘플로 구성된다. 예로, 두가지 반응물질중 가장 오염물질 정화처리에 효과적인 것이 어느 것인가를 Batch test에 의하여 결정하는 것은 간단하다. 그러나 Batch 시스템은 튜브와 병을 흔들기 때

문에 흔들지 않은 시스템에서 반응을 제한할 수 있는 많은 부분의 mass transport와 분산효과를 부정하게 된다. 따라서 실험실 연구결과를 기본으로 하여 현장 크기의 시스템 결과로 추정하는데 주의를 기울여야 한다.

**Column test** : 이 실험방법은 현장에서 예상되는 조건(예를 들면 유동속도 등)에 좀더 근접한 조건 하에서 오염물 제거 속도결정을 결정하는데 유용하다. 이러한 속도는 반응 매질에서 필요한 오염의 잔류 시간을 결정하는데 이용되는 설계 요소의 기초가 된다. 잔류시간과 흐름 속도를 사용하여 정화처리 지역의 두께를 결정할 수 있다. 실험실 column test는 지하수 성분의 주 이온의 변화를 평가하기 위해 오염물질에 부가적으로 column profile과 유입되고 유출되는 물의 샘플링을 포함할 수 있다. 이러한 자료는 반응벽에서 Eh와 pH 조건의 변화에 의한 광물의 침전에 관한 정보를 제공한다. column test가 batch test 보다 비용과 시간이 많이 소비되지만 column test가 좀더 정확한 현장 유속에서의 반응물질 시험을 할 수 있는 보다 알맞은 조건을 제공하고, 장기간의 수행에 유용한 자료를 제공할 수 있다. 농도의 감소 또는 소실 속도 상수는 동력학적 모델링을 이용하여 지하수 용액의 흐름에서 각각의 오염물질을 위해 계산된다.

$$C = C_0 e^{-kt}$$

C : 시간 (t)에서 용액의 오염물 농도

C<sub>0</sub> : 유입 용액의 오염물 초기 농도

k : 일차 속도 상수

t : 시간

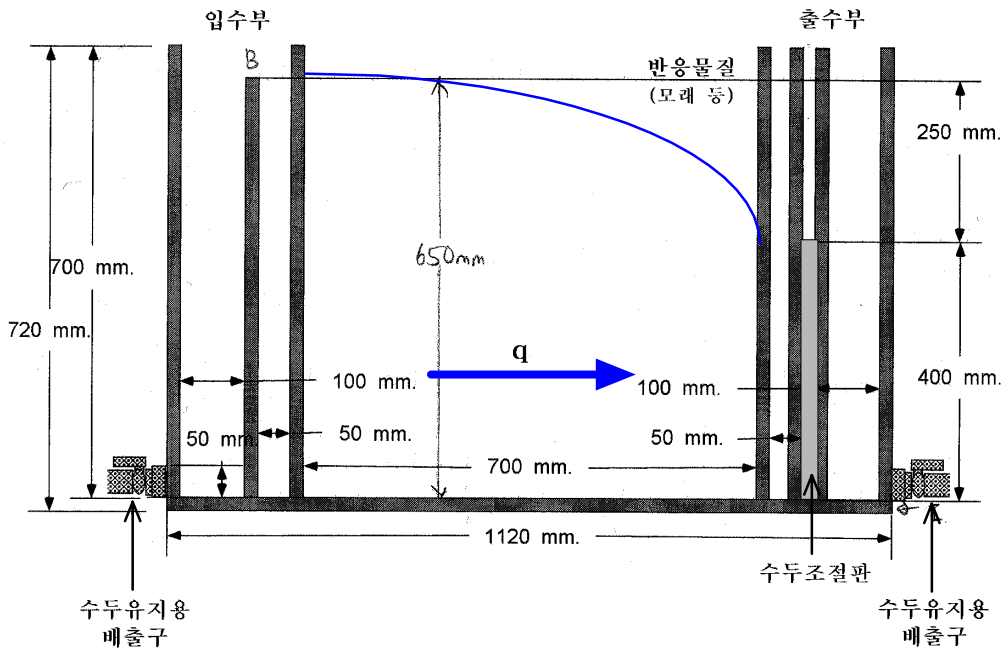
자연 로그를 사용하여 정리하면,  $\ln(C/C_0) = -kt$  이다. 초기 농도가 반으로 감소하는 시간을 반감기라고 하는데, 반감기( $t_{1/2}$ )는  $t_{1/2} = 0.693/k$  로 일차 속도 상수 k는  $\text{time}^{-1}(\text{sec}^{-1}, \text{hr}^{-1})$  단위를 사용한다. k는 실험자료에 적당하게 고쳐 얻어진 일차 모델 경사(slope)로부터 계산된다. 장기간의 column 실험은 기질의 소비, 박테리아 종의 성장, 유독한 반응물 형성등의 결과로 인한 반응 속

도 다양화를 평가할 수 있다. 오염물질의 처리 효율성은 이차 상에 의한 코팅의 형성으로 인한 반응 물질의 이용도의 변화로 인한 제한을 받는다. 처리의 내구성과 정도는 반응물질 소모에 인하여 제한될 수 있으며, 흡착 벽의 경우 기질 표면에 반응지역의 가용성에 인하여 제한될 수도 있다. 오랜 기간동안 제한된 column 시험에 의존하는 것은 처리 시스템이 실패할 가능성을 제공하며, 현장설치의 한계를 평가할 수 있는 기회를 제공한다.

**수조모형실험** : 이 실험방법은 column test에 비해 보다 더 현장조건에 가까운 조건을 만들기 위한 것으로 물의 흐름을 횡방향이 아닌 자연상태와 유사하게 종방향으로 흐르게 하며, 출수부의 수두조절판 높이를 달리 하여 유속을 자연상태에 가깝게 재현할 수 있을 뿐만 아니라, 내부를 반응물질로 채워서 앞서 언급한 batch test나 column test와 같이 실험할 수 있고 funnel-and-gate system을 실험할 수도 있다.

수두조절판의 높이를 조절하면 유속을 0.4055m/day~47.3092m/day로 제어할 수 있다. 필요한 경우 수두조절판을 새로 제작하여 현장 지하수유속조건에 맞추어 실험하면 된다 <그림 2-3-21, 표 2-3-8>.

농도의 감소 또는 소실 속도 및 반감기 산출방법은 column test에서와 동일하며, 실험실연구에서 측정된 감소 속도로 결정된 잔류시간은 낮은 지하수 온도의 영향 때문에 조정될 필요가 있다. 실험실연구는 보통 약 20 °~25 °C에서 시행된다. 실험실 연구 중 결정된 속도 상수는 Arrhenius 식을 이용하여 온도 효과에 관하여 조정될 수 있다.



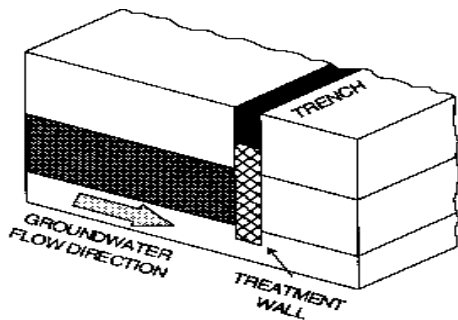
<그림 2-3-21> 수조모형실험 모식도

<표 2-3-8> 수두조절에 따른 유속변화

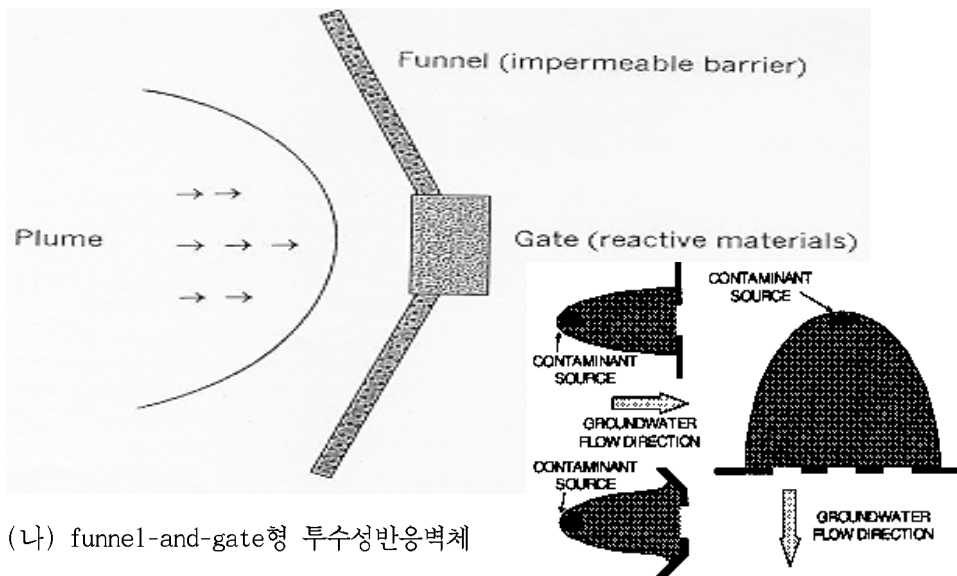
입수구 (m)	수두조절판 (m)	dl (m)	dh (m)	I (dh/dl)	K(m/sec) -모래-	Dupit's eqn.	Darcy' law	Darcian velocity
						Q(m <sup>3</sup> /day)	Q(m <sup>3</sup> /day)	q(m/day)
0.65	0.300	0.70	0.350	0.500	0.001095	11.2359	15.3755	47.3092
0.65	0.590	0.70	0.060	0.086	0.001095	2.5141	2.6358	8.1101
0.65	0.620	0.70	0.030	0.043	0.001095	1.2875	1.3179	4.0551
0.65	0.644	0.70	0.006	0.009	0.001095	0.2624	0.2636	0.8110
0.65	0.647	0.70	0.003	0.004	0.001095	0.1315	0.1318	0.4055

### 3. 투수성반응벽체 종류

Vidic 외(1996)에 의하면, 투수성반응벽체는 그 형태에 따라 연속반응벽체 (continuous permeable reactive barrier), funnel-and-gate형 투수성반응벽체, 그리고 주입식 투수성반응벽체(injected treatment zone)으로 구분할 수 있다 <그림 2-3-22>.



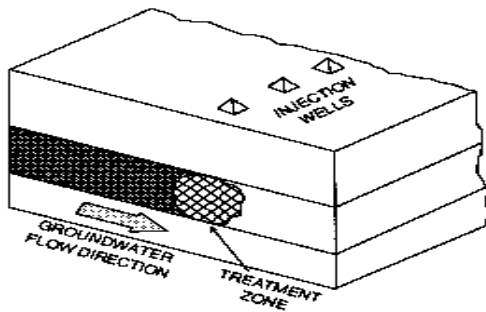
(가) 연속투수성반응벽체 (continuous PRB)



(나) funnel-and-gate형 투수성반응벽체

<그림 2-3-22> 투수성반응벽체 종류 (Vidic, 1996)





(다) 주입식 투수성반응벽체 (injected treatment zone)

<그림 2-3-22> (계속)

연속투수성반응벽체(continuous PRB)는 연속적으로 긴 트렌치(trench)를 파고 그 안에 반응물질을 채워 오염원이 들어와 반응물질과 반응하여 오염물질의 농도를 감소시켜 정화된 지하수가 흘러나갈 수 있도록 만든 반응벽체이고, funnel-and-gate형 투수성반응벽체는 불투수성벽(sheet piling, slurry wall)을 'funnel'로 사용하는데 이 'funnel'은 오염원(plume)을 반응물질이 있는 'gate'로 유도하여 'gate' 내에서 반응물질과 반응하여 정화처리된 지하수가 흘러나갈 수 있도록 설계한 것으로 연속투수성반응벽체보다 funnel-and-gate형이 지하수의 흐름 변화에 보다 많은 영향을 준다. 오염원(plume)이 반응벽체를 통과하지 않고 그 주변으로 흘러갈 수 있기 때문에 투수성반응벽체를 시공할 때에는 이와 같은 지하수 흐름의 분산을 방지하기 위해 반응벽체의 투수율은 반드시 대수층의 투수율과 같거나 이보다 더 크도록 반응물질의 투수계수를 미리 설정하여야 한다.

#### 4. 설치조건 및 설계 순서

투수성반응벽체를 설치, 운영하기 전에 다음과 같은 사전 준비를 하여야 한다.

① 오염물질의 특성과 반응물질의 유용성을 알아야 한다. 오염물질을 정화처리하는 반응물질은 반드시 긴 기간동안 오염지역 내에서 지속적으로 반응하여야 한다. 처리방법이 밝혀지지 않은 오염물질을 정화처리하여야 하거나 반응기작이 알려지지 않은 반응매질을 이용하여야 할 경우, batch test나 column test를 실시하여 오염물질과 반응물질이 반응하여 생성된 물질의 유동성, 독성 및 안전성에 대한 사전연구가 진행되어야 한다.

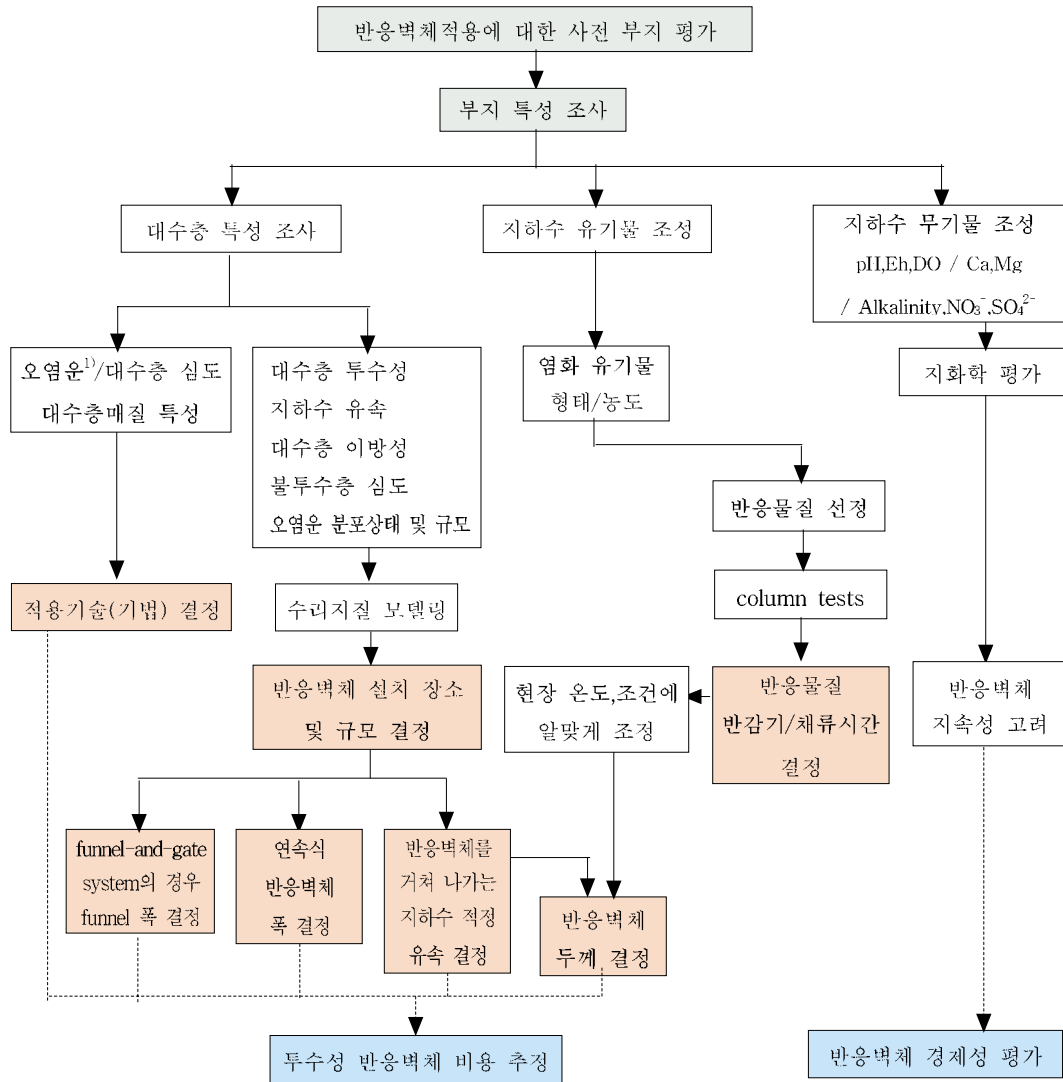
② 오염운(plume)이 투수성반응벽체를 별 저항없이 통과할 수 있도록 수리지질 시스템과 오염운 경계를 전반적으로 파악하여야 한다.

③ 현장에 맞는 최적의 반응벽체의 규모를 산출하여야 한다. 수리지질자료로부터 투수성반응벽체를 통과하는 지하수유속을 산출하고, 이 유속으로부터 반응매체의 단위 두께에 대한 지하수 또는 오염물질이 잔류하는 시간을 계산하며, 여기에 반응매체를 통과하는 속도를 곱하여 정화처리에 필요한 반응매체의 두께를 산출한다.

투수성반응벽체를 설치하기 위한 설계는 <그림 2-3-23>의 순서에 따른다.

① 해당지역에 대한 전반적인 특성을 조사한다.

② 지질학적, 수리역학적 특성 및 지하수 오염물질 특성 및 오염범위 등에 대하여 조사한다. 지표지질조사 및 지구물리탐사를 실시하여 분포암석의 종류 및 암반심도 등을 파악하고, 지속사용 가능한 지하수관정들을 대상으로 양수시험 및 순간수위변화시험, 추적자시험 등을 하여 대수층의 투수계수 등 수리상수들을 구하고, 지하수유향 및 유속을 측정하고, 장기간 주기적으로 지하수수위 및 수질을 분석하여 지하수 흐름 및 오염물질농도의 계절에 따른 변화양상을 파악한다. 심도별로 관측정을 설치하여 수질분석하여 오염운(plume)의 범위를 파악한다.



<그림 2-3-23> 투수성반응벽체 설계 순서도

특히 수리학적 특성 조사는 정확한 지하수의 흐름과 속도 및 오염대의 분석에 있어 매우 중요하며, 이는 오염대 및 지하수 흐름분석을 통해서 반응벽체의 정확한 설치위치를 판단할 수 있기 때문이다.

그리고, 오염물의 특성은 모든 종류의 현장정화기법과 동일하게 적용성 및 효율성 판단에 있어 매우 중요하다. 특히, 반응벽체는 다른 현장 정화기법과는 달리 오염지대에 물리적으로 설치하게 되므로 오염물 특성의 정확한 분석은 적합한 반응물질의 선정에 있어 선행되어야 할 문제이다. 일반적으로 반응벽체는 오염대 중심의 고농도보다 낮은 농도를 가지는 부분에 설치하지만 반응벽체의 설계에 있어서는 중심부의 고농도를 수용할 수 있도록 설계되어야 한다. 반응벽체가 오염대 중심부의 고농도를 수용하지 못할 경우 잔류농도가 정화되지 못하고 유출될 수 있다 (Arun 외, 1998). 지반 및 오염대의 화학적 특성은 반응벽체의 수명과 관련하여 매우 중요한 인자이다. 만약, 철 등의 반응물질과 오염물이 반응하여 근본적인 화학적 작용과 pH 변화 등의 화학적 변화는 반응물질 표면에 침전물 유발 및 반응성 저감으로 인해 반응벽체의 수명을 단축시키는 결과를 가져온다.

③ 위의 조사내용을 근거로 실제로 사용가능한 반응물질을 선정하고, 이들 물질에 대하여 batch test, column test 등을 하여 반응물질의 공극율, 투수계수, 오염물질 흡착율 또는 제거효율, 반감기 등을 구한다. 오염물, 반응물질 및 미생물의 상호작용은 매우 복잡한 과정으로 이루어지며 이는 반응벽체 효율에 영향을 미친다. 일반적으로 미생물의 영향은 고농도 오염대의 중심과 상대적으로 저농도인 오염대 가장자리부분의 농도에서 발생하며, 화학적인 작용이외에 미생물에 의한 분해에 의해 오염물의 효율적인 저감이 가능하다. 이와 반대로 반응물질과 오염물의 접촉시 과다한 미생물 성장과 부패로 인한 효율 저감 등도 예상된다 (Powell 외, 1998). 반응성 평가는 정화 대상 물질과 반응물질간의 반응을 평가하기 위하여 시행되며, 화학적 반응경로를 분석하고 반응기작의 과정 중에 발생하는 부산물 등을 분석한다. 산정된 접촉시간과 지하수계의 동수 역학적 인자는 반응벽체의 두께를 결정하는 인자로 작용하게 된다.

반응벽체의 설계에 있어 반응물질은 교환가능한 형태로 module화 하는 것이

바람직하다. 이는 각기 다른 성질의 오염물질에 대해 선택적 특성을 부여하기 위한 효율적인 방안으로 funnel 또는 다른 installation kit에 대해서는 지하수계의 물리적인 흐름을 최적화 할 수 있도록 설계하고 module화 된 반응지역만을 선택적으로 사용함으로써 효율을 극대화할 수 있다. 반응물질은 각기 다른 피로 점을 나타냄으로 적절한 시점에 교환을 위해 유지관리 비용을 최소화 할 수 있도록 하는 것이 바람직하다.

④ 자료를 모두 종합, 분석하여 투수성반응벽체 설치 위치 및 규모를 정한다. 이때 주로 모델링을 이용하여 반응벽체의 형태, 위치, 심도, 길이, 폭, 방향 등을 결정한다.

⑤ 실제 현장에 적용하기 이전에 우선 pilot-scale로 설치하여 시범 운영한다. 주기적으로 모니터링하여 반응벽체에 의한 오염물질 저감 정도를 파악한다.

⑥ full-scale로 설치하여 실제로 오염운(plume)을 처리한다.

## 5. 설치 및 시공

투수성반응벽체 설치 및 시공은 일반적으로 굴착→트렌치(trench)설치→재료 주입(high-pressure jetting, vertical hydraulic fracturing)→모니터링시스템 구축 의 일련 순서를 따른다. USGS (2000)의 미국 유타주에 위치한 Fry Canyon 지역의 우라늄으로 오염된 지하수를 투수성반응벽체(funnel-and-gate)를 이용하여 정화처리하는 현장을 예로 시공순서를 설명하면 다음과 같다. 먼저 트렌치를 굴착하는데 굴착한 트렌치 안에 트렌치박스(metal trench box)를 집어넣는데 이 박스는 투수성반응벽체 시공을 하는 동안 내벽이 무너지지 않도록 작업자들을 안전하게 보호하는 역할을 한다 <그림 2-3-24-(가)>. 트렌치를 다 파고 나면 'gate'에 해당되는 부분에 반응물질(여기서는 Cercona bone char phosphate를 사용하였다)을 넣고 <그림 2-3-24-(나)>, 관측정(이 지역에서는

직경 6cm의 관측정을 사용하였다)을 ‘gate’의 내부 및 지하수상류부, 하류부에 설치하고 메운 다음 <그림 2-3-24-(다)>, 파내었던 토양으로 완전히 되메우고 <그림 2-3-24-(라)>, 주변을 정리하고 관측정들을 보호하기 위해 <그림 2-3-24-(마)>에서 보는 바와 같이 녹색덮개를 설치한다.



(가) 트렌치 굴착 장면



(나) 반응물질을 붓는 장면



(다) ‘gate’와 관측정을 설치한 후 메운 장면



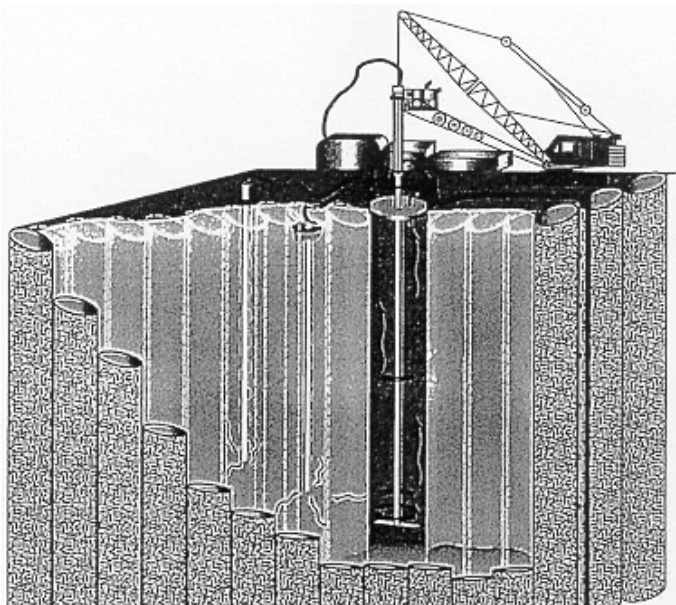
(라) 완전히 되메운 장면



(마) 시공을 완전히 마친 상태에서의 관측정 및 반응벽체

<그림 2-3-24> 미국 유타주 Fry Canyon 지역에서의 투수성반응벽체 설치 현장 (UAGS, 2000)

반응벽체 시공방법으로 위에서 설명한 것처럼 트렌치를 파서 반응물질을 붓고 다시 되메우는 방법도 있지만, 이런 경우 시공과정에서 지하수를 배수하여야 하고 벽체의 폭을 좁게 설치할 수 없는 등의 한계가 있다. 최근에는 이런 한계를 극복하기 위해 주입 또는 liquid shoring 방법을 이용하여 반응벽체를 설치한다. Day 외(1999)에서는BP(biodegradable polymer) slurry를 사용하여 입상 Fe의 반응성과 장기적으로 지속사용할 수 있는 특성을 그대로 유지한 채로 반응벽체를 설치한 시공법 (텍사스대학(University of Texas), 워털루대학(University of Waterloo) 등에서 제시), 30m이상 깊은 심도까지도 반응벽체를 설치할 수 있는 그라우팅(grouting) 시공법, 그 외 continuous trenching machine installation, slurry trench installation, drilling and deep soil mixing method<그림 2-3-25> 등에 대하여 설명하였다. 여러 시공방법들 중에서 시공 중 가능한 한 지하수의 배수 없이 신속하고도 간단하게 반응물질재료들을 가장 적게 사용하여 비용 및 기간을 단축할 수 있는, 해당지역의 특성에 맞는 시공방법을 선택하여야 할 것이다.



<그림 2-3-25> deep soil mixing 모식도

## 6. 모니터링

투수성반응벽체를 설치한 후에는 지속적으로 오염물질 농도변화를 모니터링 하여 오염물질 농도가 규정치내로 감소하고 있는지 여부와 투수성반응벽체의 설치가 유효기간과 설계범위에 부합하는지를 평가하여야 한다. Vidic 외(1996)에 의하면, 관측정을 반응벽체의 지하수상류부(upgradient)와 하류부(downgradient)에 설치하고 장기간 다음과 같은 사항들을 지속적으로 모니터링 하여야 한다.

- 오염물질 농도 및 분포상태
- 오염물질과 반응물질간의 반응으로 인한 중간산물의 존재 여부
- 지하수유속 및 지하수수위 변화
- 반응벽체의 투수성 변화
- 지하수수질(pH, Eh, 알칼리도 등) 변화
- 지하수 용존가스농도(산소, 수소, 이산화탄소 등) 변화

## 7. 모델링

모델링 작업은 특수한 현장특성에 맞는 시스템의 위치 및 구성을 결정하고, 반응벽을 통과하는 유체의 속도 및 포획지 분석, 수리지질학적인 변수들에 대한 민감도 분석 등 여러 가지 상황에 대한 판단근거를 제공한다는 측면에서 유용한 작업도구가 된다. 일찍이 유한 차분법 혹은 유한 요소법을 이용한 MODFLOW, Frac3dvs, FLONET(Starr and Cherry, 1994) 등의 프로그램들이 사용되어졌는데, 이와 같은 방법으로 시스템을 모의하기 위해서는, 시스템의 형상을 달리 할 때마다 새로이 mesh나 grid를 구성하고 흐름을 유도하는 인위적인 경계 값들을 입력해야 하는 등의 문제점들을 가지고 있다. 본 연구에서는 해석 요소법을 이용하여 반응벽 시스템을 모의하고, 포획지 분석을 근거로 하는 최적의 시스템을



찾고자 하였다. 이는 이 방법이 해석해 내지 준해석해를 이용하기 때문에, 규모에 의존하지 않는 정확한 값을 제시하여 준다는 장점을 가지고 있기 때문이다.

해석 요소법은 Strack에 의하여 체계가 잡힌 방법으로 특수한 경우를 제외하고는 수평방향의 2차원 정상상태의 지하수 흐름계에 대한 해를 제공할 수 있는 모델이다(Strack, 1989). 정상상태의 지하수 흐름의 해는 라플라스 방정식을 만족하고 있기 때문에, 개개의 대수층의 특성을 나타내는 해를 중첩할 수 있다는 중첩의 원리 및 각각의 해를 구할 때 등각사상이론이 사용이 된다. 해석 요소법은 근본적으로 유한 차분 혹은 유한 요소법을 이용한 수치 모델과는 차이가 있다. 몇 가지를 열거하면 다음과 같다. (1) 구하여진 해는 해석적이다. 영역(domain) 안에 있는 어떠한 점에서 수두나 속도를 계산하기 위해 내삽법(interpolation)이 필요 없다. 이 때문에 규모의존성이 없으므로 한번 구하여진 해는 작은 영역에서 큰 영역까지 모두 유효하다. (2) 속도장은 해석적으로 계산이 되기 때문에, 부정확성은 프로그램이 실행되면서 나타나는 에러가 아니라, 개념모형에서 기인된다. 즉 mesh나 grid에 의하여 구성되는 영역의 해상도의 결과에서 나타나는 에러가 아니다. (3) 대수층은 수평면에서 무한대를 경계로 삼는다. 대상 영역에 인위적인 경계값을 줄 필요가 없다.

해석 요소들은 어떤 수리지질학적인 특성을 가장 잘 반영할 수 있도록 선택이 된다. 예를 들면, 강은 line sink로, 호수나 습지는 areal sink로 표현이 된다. 강이나 호수가 대수층과 완전히 연결이 되어 있지 않다면, 지표수와 대수층 사이에 어떠한 저항치를 둬으로써 이를 반영할 수 있도록 한다. 대수층의 두께 혹은 수리전도도의 불균질성은 line doublet을 사용하고, 배수지, 단열, 슬러리 wall 등의 특성들은 line dipole과 연계하여 표현 가능하다.

기존의 해석 요소법은 각각의 해석 요소들이 서로 교차하거나, 중첩이 됨에 있어서 한계를 가지고 있었으나, Jankovic(1999, 1997)은 Chebyshev 다항식을 접목한 교차의 line sink, line dipole, line doublet을 도입하여 이러한 한계를 극복할 수 있었다.

토양 및 지하수에서 물의 유동을 다루는 수치적인 방법으로는 유한 차분법(FDM : Finite Difference Method), 유한 요소법(FEM : Finite Element Method), 경계요소법(BEM : Boundary Element Method 또는 BIEM : Boundary Integral Equation Method), 해석 요소법(AEM : Analytic Element Method) 등이 있으며, 그 외에 IFDM(Integrated Finite Difference Method), TIM(Trajectory Image Method) 등의 방법이 있다. 오염물질 거동현상을 모의하기 위한 수치적 방법으로는 유한 차분법이나 유한 요소법이 그대로 이용되기도 하며, 유한 차분법이나 유한 요소법의 지하수 유동 영역분할 방법을 사용하면서 이와 병행해서 오염물질 입자들의 수리분산 현상을 더 정확하게 모의 할 수 있는 MOC(Method of Characteristics), Random Walk Method, Multiple Cell Balance Method 등이 사용된다. 이와 같은 여러 방법들을 통하여 토양 및 지하수에서 오염물질의 이동을 모의하게 되는데, 불포화대에서는 공기와 물, 포화대에서는 수용성 및 비 수용성 오염물질의 유동을 포함한 해를 구하여야 하기 때문에 다중상흐름과 다중이동에 대한 모델을 적용하여야만 한다.

미국 환경청(US EPA) 주도로 토양/지하수 오염정화를 위한 기술개발 측면에서 다중상흐름과 다중이동에 대한 많은 종류의 모델들이 나와 있으며, 미국지질조사소(USGS)나 그밖에 지하수 관련모델 회사에서 상용으로 제시된 모델도 상당수 있다. 그러나, 이렇게 많은 수의 모델이 나온 것은, 대부분의 모델 개발을 위해서 사용한 지배방정식이나 경계조건식이 갖고 있는 문제를 극복하지 못한 채, 모델을 적용할 대상이나 상황을 바꾸는 과정에서 다양한 이름과 종류의 모델이 만들어진 결과이다. 최근의 연구에 의하면, 단상의 유체인 물의 흐름을 표현하기 위하여 사용되었던 이론을 다중상 유동에까지 확장, 적용하고 있지만, 이 방법이 다중상 흐름에서 상간의 질량, 운동량, 에너지 보존이나 열역학적 관계를 표현하는데, 문제점이 있다고 파악되고 있다. 결국, 어느 하나의 모델결과만으로 정확한 정화방법의 구현을 모의하는 것은 현재로서는 불가능하다. 단지 각 모델이 가지고 있는 특징적인 용도를 잘 활용하고, 여러 개의 모델을 상호

보완하여 비교함으로써, 에러를 줄이는 것이 최선이다.

<표 2-5-9>에서는 이러한 여러 모델들과 모델별 용도 및 계산법에 대하여 열거해 놓고 있다. 이들 모델 중 몇몇을 선택하여, 일정한 정화 시나리오에 대하여 모의하여 특정한 상황에 대한 자료로서 제시하였다.

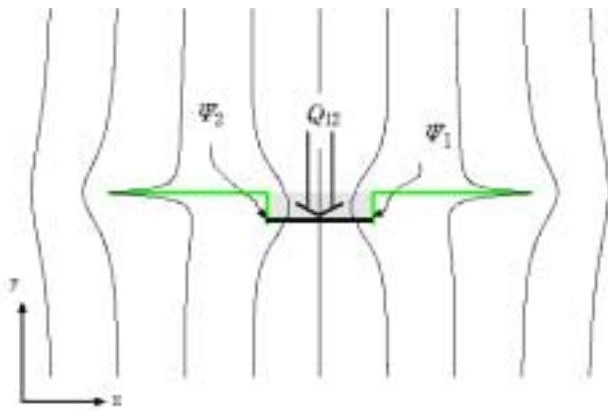
해석 요소법을 이용하여 반응벽 시스템의 모델링 및 포획지 분석을 하였다.

<표 2-3-9> 다중상흐름과 다 성분이동에 대한 모델

프로그램명	차원	계산법	용도
ARMOS <sup>©</sup>	수평2차원	FEM	LNAPL의 이동과 양수에 의한 오일회수모의, 주로 오일오염 지역에서 양수에 의한 정화계획 수립(양수정의 위치, 개수, 양수량, 정화기간)시 타당성과 효과 검토에 유용
BIOF&T 2D/3D	2, 3차원	FEM	생 분해를 고려한 포화, 불포화대의 유동과 용질이동
BIOMOD 3D	3차원	FEM	생 분해를 고려한 포화대내 다 종의 용질이동과 fate
BIOPLUME II, III	2, 3 차원	MOC	생 분해, 흡착, 이송과 흡착을 고려한 용질
BIOSVE	lumped	FDM	토양기체 추출 및 진공 추출(생 분해, 기체이동)
BIOSCREEN	lumped	해석해	생 분해를 고려한 용해된 오일성분의 이동
BIOTRANS	수평2차원	FEM	단열 혹은 다공성 매질에서의 수직평균한 다중용존물질의 이동(생분해 고려)
BIOVENTING <sup>PIUS</sup>	lumped	FDM	토양기체추출 및 bioventing, 추출관정의 숫자, 정화 소요비용등을 추정
CHEMFLO	1차원	FDM	불포화대에서의 물과 화학종의 이동
2D, 3DFATMIC	2,3차원	FEM	지하수 유동과 미생물, 화학종의 이동
HSSM	1차원	해석해	불포화대를 통한 오일 누출과 용존오일의 확산
HYDRUS	1차원	FEM	1차원 불포화대의 물과 용질이동
MOFAT	수직2차원	FEM	포화대의 다상유동과 다중물질이동, 불포화대의 다중물질 이동
MOVER	수평2차원	FEM	진공추출을 포함한 수평 다상 흐름
NAPL simulator	2,3 차원	FEM	NAPL에 의한 토양과 대수층의 오염
SWMS_2D	2차원	FEM	2차원 불포화대의 물과 용질의 이동

### 가. 포획지 계산

해석 요소법을 이용하여 포획지를 계산하는 과정은 매우 간단하다. 해석 요소법이 제공하는 해는 실수부분인 velocity potential과 허수부분인 stream function으로 이루어진 복소 포텐셜이기 때문에, 기존에 포획지 분석에 사용되어 온 수치방법인 입자추적방법(particle tracking method)과는 달리, 속도분포를 계산하는 별도의 프로그램 실행의 과정이 없이 다음과 같은 stream function 값으로 바로 계산이 가능하다 <그림 2-3-26>.



<그림 2-3-26> 포획지 계산

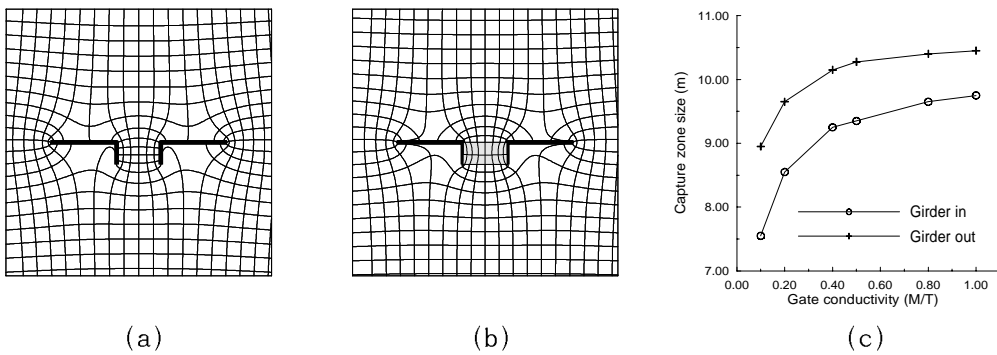
$$C = \frac{\psi_2 - \psi_1}{Q_0} \quad [L] \quad \dots\dots\dots (1)$$

여기에서 C는 포획지 크기이고,  $\psi_2$ 와  $\psi_1$ 은 계산하고자 하는 점의 위치에서의 stream function값이다.  $Q_0$ 는 uniform flow discharge이다.

### 나. 다양한 반응벽 시스템의 모양별 포획지 분포

일반적으로 거더(girder)가 있는 시스템이 거더가 없는 시스템에 비하여 포획지는 작아지기 때문에, 정확한 시스템 평가를 위해서 모델링 작업에 이를 첨가시켜야 한다.

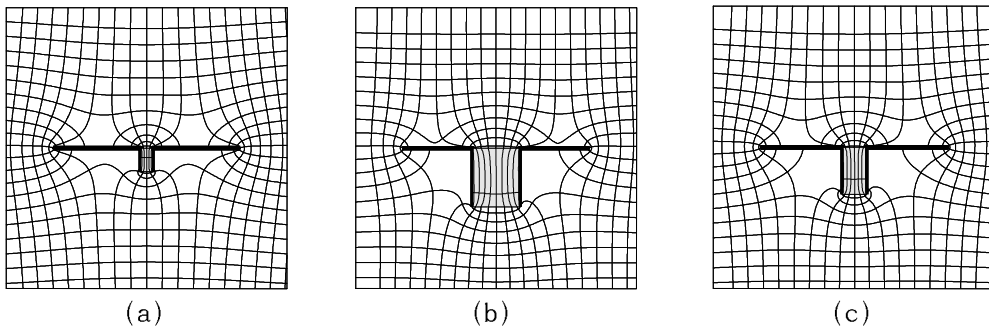
<그림 2-3-27>는 gate내의 수리전도도에 따른 포획지 분포를 보여준다. 높은 수리전도도는 보다 넓은 포획지를 얻을 수 있는 반면, 오염물의 체류시간을 짧게 하는 이중성을 가지고 있어서 정화측면에서 제어해야만 하는 중요한 변수이다. 일정한 값에서 접근하는 Starr와 Cherry에 의한 결과와 비슷한 경향성을 보여주고 있다. 일반적으로 주변 대수층의 10배정도의 수리전도도가 추천되고 있는데, 이후의 gate의 수리전도도는 이 값을 채용하여 모의하였다.



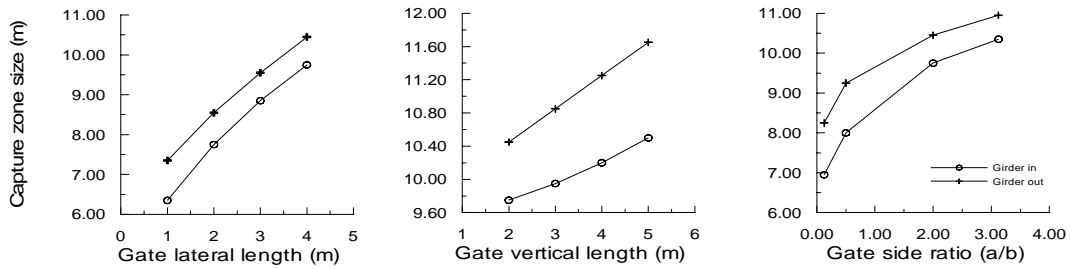
<그림 2-3-27> gate 내 수리전도도에 따른 포획지 분포 변화

(a)  $K_{gate} = K_{aquifer}$ , (b)  $K_{gate} = 10 K_{aquifer}$ , (c) 포획지 vs. gate 수리전도도

<그림 2-3-28>은 gate의 dimension에 따른 flow field변화를 나타내 주고 있으며, 시스템을 설계하고자 할 때는 <그림 2-3-29>와 같은 그래프를 통하여 판단 할 수 있다.

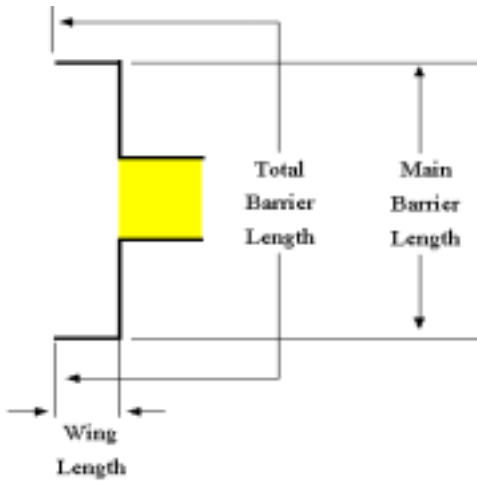


<그림 2-3-28> gate dimension에 따른 flow field변화

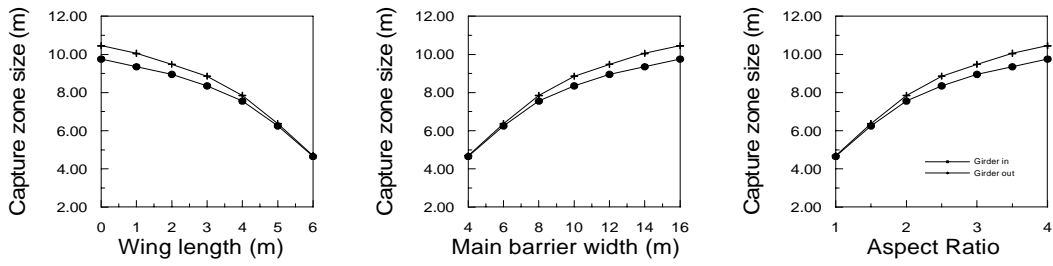


<그림 2-3-29> gate dimension vs. 포획지

<그림 2-3-30>는 U자형 반응벽 시스템에서 사용되는 용어를 나타낸 그림이고, 대체로 main barrier length에 wing length가 첨가가 되면, 포획지는 더 넓어지게 된다. 유한 차분이나 유한 요소법을 이용한 수치모델에서는 균일한 흐름을 유도하기 위하여 보통 일정 수두조건을 사용하게 되는데, wing length를 길게 하면 할수록 이러한 경계조건이 규모에 의존하여 증가-일정의 그래프를 보여지게 되지만, 해석 요소법에서는 무한대의 영역을 바탕으로 하기 때문에 이러한 ramp현상은 발생하지 않고, 일정하게 증가하는 형태를 보여주게 된다. wing length가 크면, 가능한 한 넓은 지역을 포획할 수 있고, 정화되지 않은 오염된 지하수를 흘려 보내는 불안전성이 줄어들게 되지만, 시스템의 설치비를 고려하지 않을 수 없기 때문에 main barrier length에 대하여 wing length도 최적화 할 수 밖에 없다. 전체 wall의 길이는 일정하게 하고, 각각의 경우에 있어서 wing length를 달리하여 도시하면, <그림 2-3-31>과 같다. 포획지의 크기는 wing length 보다는 main barrier width에 보다 크게 좌우되며, main barrier length에 대한 gate의 폭의 비율인 aspect ratio가 클수록 증가한다.



<그림 2-3-30> U자형 반응벽 시스템에 사용되는 용어들



<그림 2-3-31> 포획지 vs. U자형 반응벽 시스템의 dimension





### 제3장 시범지역연구

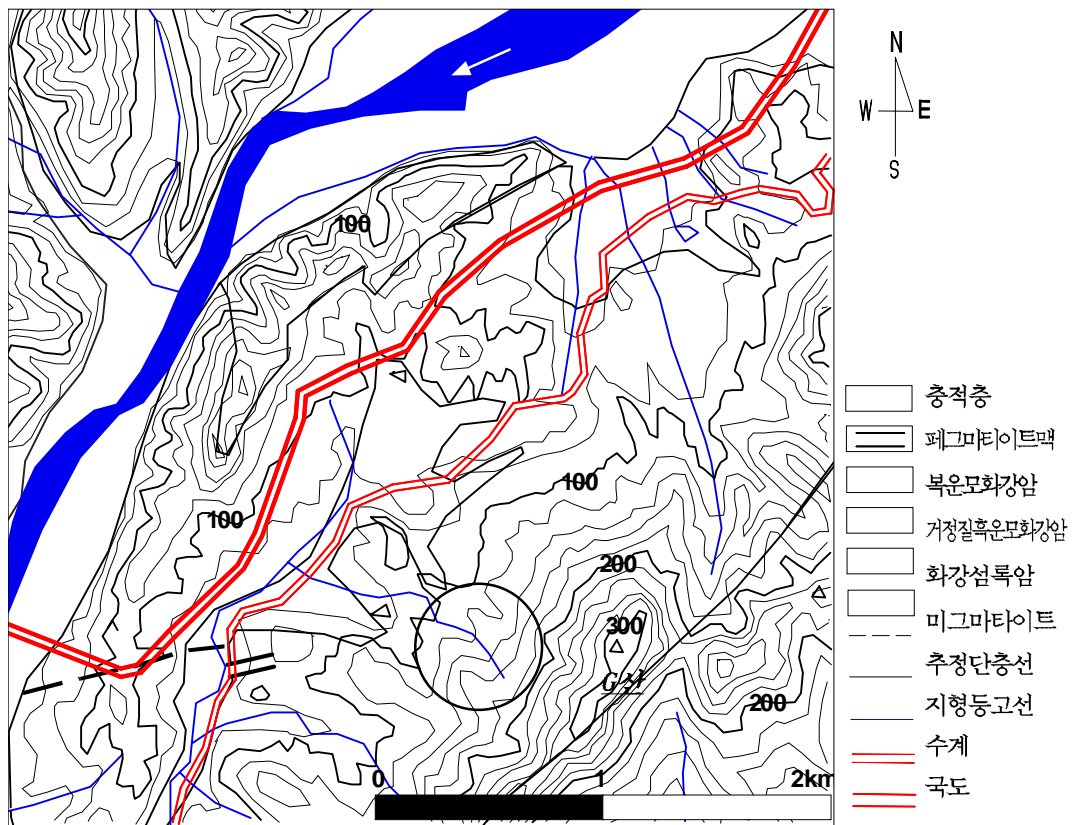
연구지역은 대수층을 관통하는 우물을 설치하여 지하수위를 측정하고 지하수 원수를 채수하는 작업이 필수적이므로 다음과 같은 조건을 구비한 지역이어야 한다. ① 동일 유역경계, 일정거리(5-50m)내에 관측공이 상·중·하류구배에 배치되어 있어야 하며, ② 여러 개의 관측공이 동일 심도에 방사상으로 존재하는 것이 좋다. 뿐만아니라 지하수내 존재하는 오염물질의 거동을 분석하기 위하여는 ③ 유역 경계 내에 오염원이 존재하여 오염물질의 배출이 있어야 하고 배출되는 오염물질은 일반적인 것으로서 쉽게 관찰·분석될 수 있어야 하며, ④ 지하수 동수구배가 커서 동일 지점에서의 시간대별 변화 측정이 용이하여야 한다. ⑤ 오염물질을 점오염 형태로 배출하는 오염유발시설물(축산단지, 농공단지, 골프장, 폐기물처리장, 위탁시설, 유류저장탱크 등)이 존재하여야 하면서 ⑥ 오염물질이 넓은 범위에 걸쳐 고르게 살포되는 평탄한 지역이 필요하다. 특히, 관측망을 설치하고 시료를 연속적으로 채취할 수 있는 공간이 확보되어야 하고, 대상지역 토지 소유자나 인근 주민이 조사와 연구업무에 대한 이해가 깊어 장기간 연구를 계속할 수 있도록 ⑦ 우호적이며 협조적인 지역이어야 한다.

본 연구에서는 이런 조건을 구비하고 근거리에 위치한 연구지역으로 강원도와 충청북도에 위치한 두 지역을 선정하고, 질소로 오염된 비고결층 지하수를 대상으로 투수성반응벽체공법을 이용하여 시범처리하고자 하였다. 총 3년간의 연구기간 중 1차년도에는 축산단지 주변(A지역, 강원도 소재), 2차년도에는 생활주거지 주변(B지역, 충청북도 소재)을 대상으로 각각 축산오폐수와 생활오수에 의해 오염된 비고결층지하수를 정화처리하고자 시범적으로 소규모의 투수성 반응벽체를 설치, 운영하였다.

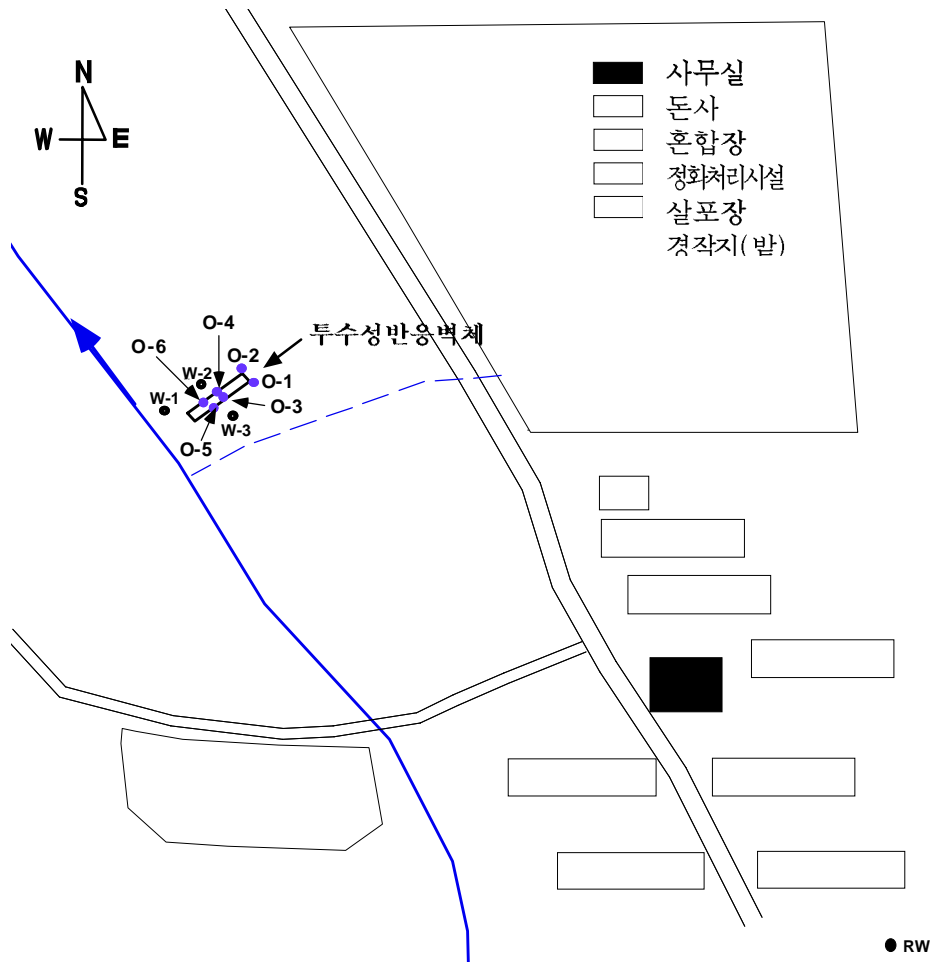
## 제1절 시범연구 : A지역(강원도 소재)

### 1. 위치, 지형 및 지질

A지역은 <그림 3-1-1>와 <그림 3-1-2>에서 보는 바와 같이 산중턱에 1,500수 규모의 돈사가 위치한 지역으로, 양돈장에서 배출되는 오폐수의 정화시설이 돈사 바로 아래에 있고 그 측면에 돈분과 왕겨를 혼합하여 축산비료로 사용하기 위한 혼합장이 있으며 돈뇨와 정화처리시설에서 나온 완전 처리가 되지 않은 액비를 살포하여 처리하는 살포장이 혼합장 측면과 아래에 위치한다. 이들 구조물 하류부는 오염조사에 필요한 요소를 두루 갖추고 있어 1차년도 연구지역으로 선정하였다.



<그림 3-1-1> A지역 주변지형 및 지질 (○ : A지역 위치)



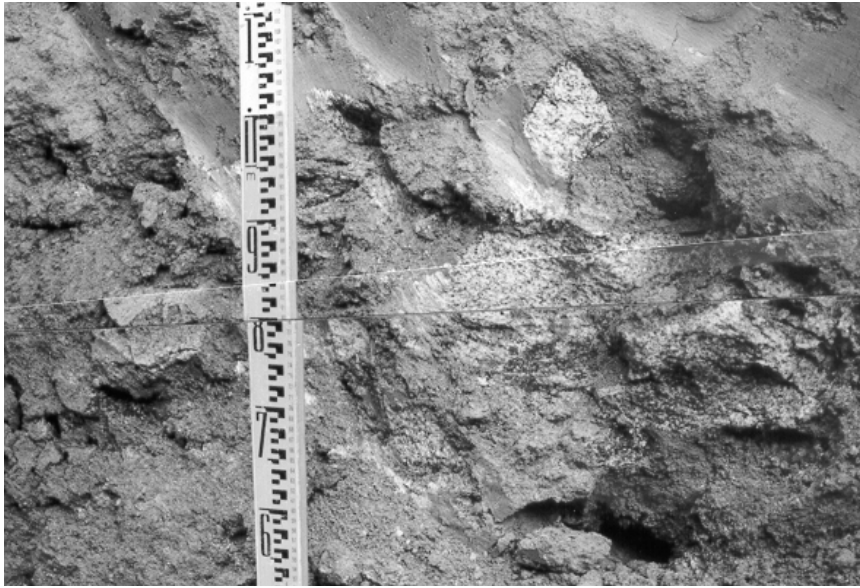
<그림 3-1-2> A지역 시설물 관측정, 반응벽체 위치도 (● : 관측정)

연구지역 주변지형은 G산을 주봉으로 NE방향의 산릉이 뻗어 있고 이에 수직하는 NW방향의 계곡들이 발달되어 있다. 수계는 G산에서 발원하여 수지상으로 작은 하천이 발달되어 있으며 일부는 새마을소류지와 J소류지로 유입되고 있다. 오염원 주위 지표면이 5° 정도의 경사를 이루고 있으며, 경사지역의 하류부에는 소하천이 흐르고 있다.

연구대상지역 주변지질은 선캠브리아기 혹은 시대미상으로 분류되는 변성암

류와 이를 후기에 관입한 화강암류로 크게 구분할 수 있다 <그림 3-1-1>. 변성 암류는 흑운모편마암, 복운모편마암, 호상편마암, 화강암질편마암으로 비교적 단조로운 분포를 보이는 퇴적기원으로 추정되며, 전체적으로 본 지역의 기저를 이룬다. 화강암류는 다시 구분하여 상부화강암과 하부화강암으로 나누는데, 2~3mm 입도의 거정질 흑운모와 석영, 휘석 입자들이 취반상구조를 이루는 괴상 화강암으로서, 소폭의 암맥에 의해 하부와 구분되는 화강암류를 편의상 상부 화강암이라 한다. 이는 풍화가 많이 진전되어 장석류의 풍화로 갈색을 띤다. 하부 화강암은 흑운모를 함유하는 괴상의 화강섬록암으로서 치밀 견고하며 상부 화강암과는 반화강암인 암맥으로 경계 지워져 있다. 본 암석 내에는 0.5~1mm 크기의 반정질 흑운모와 휘석이 방향성을 갖고 층상으로 발달하고 있다. A지역은 쥬라기에 관입한 복운모화강암이 주를 이루며 작은 규모의 basic dyke가 북동 또는 북서방향으로 발달하고 있다. 지표에서부터 4~5m 깊이까지는 토양층이, 그 아래에는 풍화대가 존재한다.

토양층(S-1,2)은 수십cm 이상의 역이 모래질 점토에 산재하며, 이들 역은 하부풍화대의 암질과 같은 화강암질이고 매우 각진 상태로 존재한다 <그림 3-1-3>. 풍화대(S-3)는 복운모화강암이 풍화잔류된 마사토로 되어 있으며 심도는 20m이상으로 깊고 다양한 크기의 핵석이 산재되어 있다 <그림 3-1-4>. 상부 토양층과 하부풍화대의 토양특성은 <표 3-1-1>에 정리하였다.



<그림 3-1-3> 상부토양층 내에 산재되어 있는 화강암질 역



<그림 3-1-4> 기반암인 복운모화강암이 풍화잔류된 풍화대

<표 3-1-1> 트렌치 측면에서 채취한 불교란시료에 대한 토질시험 결과

시료명		S-1	S-2	S-3
심도(m)		0~0.5m	0.5~1m	4~4.5m
입도(%)	자갈(>4.75mm)	1.4	1.4	0.0
	모래(0.075~4.75mm)	48.0	30.4	52.5
	실트(0.005~0.075mm)	23.3	35.9	22.2
	점토(<0.005mm)	27.2	32.3	25.3
조도(%)	액성한계(LL) <sup>4)</sup>	26.8	29.4	26.8
	소성한계(PL) <sup>5)</sup>	13.9	17.8	16.0
	소성지수(PI) <sup>6)</sup>	13.0	11.6	10.8
통일흙분류(U. S. C)		CL <sup>8)</sup>	CL	SC <sup>7)</sup>
비중(G <sub>s</sub> )		2.711	2.696	2.699
자연상태	함수비(W <sub>n</sub> , %)	20.3	25.1	17.0
	습윤단위중량(γ <sub>t</sub> , gf/cm <sup>3</sup> )	1.805	1.903	1.961
	간극비(e <sub>0</sub> )	0.807	0.772	0.610
	포화도(S, %) <sup>9)</sup>	68.11	87.49	75.10
역학시험	투수계수(k, m/sec)	6.6×10 <sup>-4</sup>	1.3×10 <sup>-5</sup>	1.3×10 <sup>-5</sup>

## 2. 기후

A지역에 대한 기후자료는 원주기상대의 자료를 이용하였다 <표 3-1-2, 표 3-1-3, 그림 3-1-5, 그림 3-1-6>. 강원도 내륙에 위치하여 기온이 낮아 12월, 1월, 2월에는 영하이며, 7월과 8월에는 같은 위도에 위치하는 평창, 정선은 산악 지대(태백산맥)로 고지대에 위치하기 때문에 평년기온이 20℃이하로 낮지만 원주는 24.5℃로 무덥다(부록A 그림1 참고). 강수량은 7월에 집중되며 7월 평년값은 325mm이고, 남한의 타지역과 비교하면 동해 및 남해 해안지역보다 겨울에 강수량이 적고 여름에 많다(부록A 그림2 참고).

- 1) 액성한계(Liquid Limit, LL) : 흙을 충분한 양의 물과 혼합하면 흙이 액체의 성질을 보이며 흙의 입자가 유동할 때 전단저항력을 갖지 못하지만, 이 상태에서 물기를 약간 제거하면 흙입자는 약간의 전단저항력을 갖게 되는데 이때의 함수비를 액성한계라 한다.
- 2) 소성한계(Plastic Limit, PL) : 액성한계에서 함수비를 더욱 감소시키면서 3mm직경의 국수가락으로 만들었을 때 형태를 이루지 못하고 부서지기 시작하는 함수비를 소성한계라 한다.
- 3) 소성지수(Plasticity Index, PI) : 흙이 형태를 갖추고 있을 때의 함수비의 범위로, '소성지수 = 액성한계 - 소성한계' 이다.
- 4) SC : 소성성이 있는 세립질 모래, 즉 점토질 모래
- 5) CL : 소성성이 낮은 점토, 즉 모래질 점토
- 6) 포화도(S) : 간극의 부피에 대한 간극 속에 포함되어 있는 물의 부피의 비

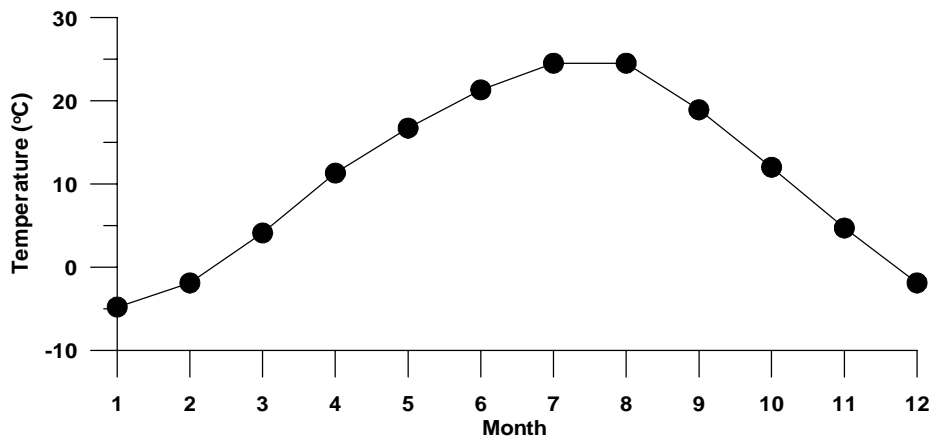
<표 3-1-2> 원주기상대 기온 일별 평년값 (단위 : °C)

구분	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
1일	-3.8	-4.7	0.9	7	14.5	19.2	23.1	26	22.9	15.5	7.5	0.2
2일	-3.2	-5.6	0.9	7	14.5	19.2	23.2	25.6	22.6	15.3	7.3	-0.2
3일	-3.5	-5.2	1.3	7.5	14.5	18.7	23.1	25.5	22.2	15.7	7.6	-0.3
4일	-4.9	-4.5	1.7	8.5	14.8	19.5	23.1	25.1	21.5	14.9	7.6	-0.2
5일	-5.2	-3.4	2.2	9.4	15.2	19.9	23.5	25.4	21.5	14.3	8.3	-0.1
6일	-4.3	-3.4	2	9.3	15.3	20.4	23.7	25.1	21.7	14.2	8.2	-0.5
7일	-3.6	-4.1	2.7	9.9	15.8	20.3	23.9	25.1	21.3	13.9	8.3	0.8
8일	-3.3	-4	3	10.5	15.6	20.2	23.7	25.2	21.1	13.7	7.2	0.6
9일	-3.4	-3.6	2.8	10.7	16.2	20.6	24	25.4	20.5	13.5	7.1	-0.3
10일	-4.2	-3.3	2.7	10.3	16.3	20.6	24.1	25.2	20.1	13.3	6.3	0.2
11일	-4.9	-2.6	2.8	10.4	15.9	20.7	23.2	25.2	19.6	13.9	5.9	-0.8
12일	-4.7	-1.8	3.1	11.1	16.8	20.9	23.3	25.3	19.6	13.7	6.2	-2.1
13일	-5.1	-1.5	3.6	10.4	16	21.4	23.8	25.5	19.2	13.2	6.2	-1.4
14일	-5.9	-1.3	4	11.1	15.8	21.6	24	25.4	19.2	12.5	5.2	-1.5
15일	-4.3	-1.1	4.1	11.4	16	21.9	24.4	24.8	18.9	12.4	5	-2.2
16일	-5.2	-1.8	3.6	10.7	16.3	22.4	24.1	24.6	18.5	12	4.8	-2.4
17일	-5	-1.3	4.1	11	16.2	22.2	24.1	24.6	18.1	12	4	-2.4
18일	-5.6	-0.8	4.4	11.7	16.2	21.6	24.7	24.8	18.3	11.6	3.3	-2.9
19일	-6.3	-0.3	4.8	12.2	16.7	21.6	24.7	24.9	18.1	11.6	3.2	-2.6
20일	-6.2	-0.3	5.3	12.6	16.9	21.5	25.1	24.4	18	11	3.2	-1.8
21일	-5.8	-1.2	5.4	12.9	17.7	22.3	25.3	24	17.3	10.4	2.6	-2.2
22일	-4.7	-1.1	5.3	13	17.8	22.3	25.3	24.1	17.1	9.7	2.7	-2.1
23일	-4.9	-0.1	5.5	13.3	18.4	22	25.3	23.3	17	10.1	2.7	-2.8
24일	-5	-0.3	4.1	13.3	18.2	22.2	25.4	23.1	17.3	10.3	2.1	-3.2
25일	-4.9	-0.6	4.7	13.6	17.5	22.3	25.3	23.1	17.1	9.5	2.1	-3.6
26일	-4.8	-0.3	5.4	13.8	18.2	22.9	25.5	23.3	16	9.4	2.2	-4.7
27일	-5.3	-0.1	6.5	13.8	18.5	22.5	25.6	22.9	15.9	9.5	1.2	-4.3
28일	-5.5	0.7	6.9	13.7	19	22.8	25.8	23.1	16	9.4	0.5	-4.3
29일	-5	1.2	7.4	14.4	19.4	23.1	26	23	15.9	9	0.5	-4.6
30일	-5.6		7.4	15	19.6	23.1	26.2	23.1	15.5	8.7	0.7	-4.5
31일	-5.2		7.1		19.3		26.3	22.9		7.9		-3.8
평균	-4.8	-1.9	4.1	11.3	16.7	21.3	24.5	24.5	18.9	12	4.7	-1.9

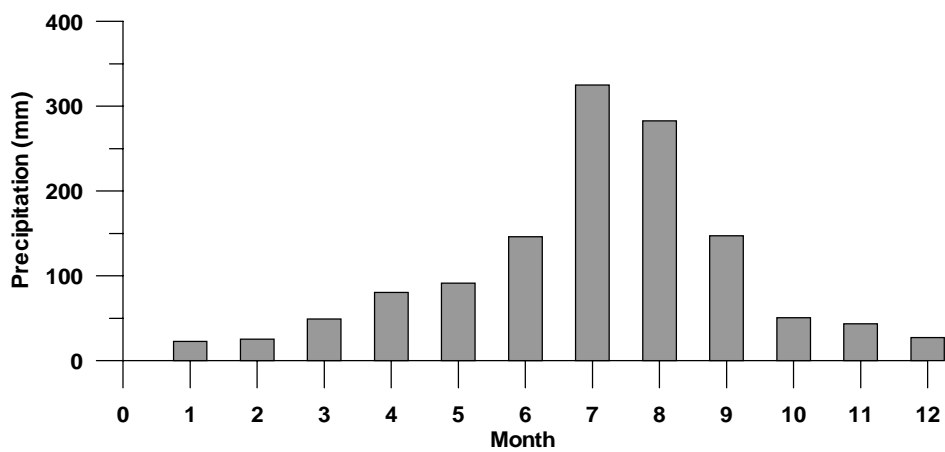
<표 3-1-3> 원주기상대 강수량 일별 평년값 (단위 : mm)

구분	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
1일	0.9	0.2	1	1.6	2.5	5.6	11.2	11.3	15.1	1.3	1.1	1.2
2일	1.3	0.5	1.9	1.9	2.2	5.7	11.6	13	15.1	2.1	2.1	1.4
3일	0.9	0.6	3.1	1.4	3.6	3.6	8.4	12.6	4.4	1.8	0.7	0.5
4일	0.8	0.8	1.3	0.4	0.9	2.2	14.2	18.5	2.9	1.5	1.9	1.9
5일	0.9	0.2	1.1	5	1.5	2.1	5.7	4.2	6	1.9	1.7	0.3
6일	0.6	0.2	1.8	3.4	4.4	3	4.9	7	6.3	1.5	1.5	1.4
7일	2.3	0.3	1	5	7.2	5	7.5	5.7	1.5	1	1.9	1.5
8일	0.8	0.6	1.1	1.5	2.7	4.8	7.6	11.6	1.8	0.4	1.3	1.4
9일	0.2	1.5	3.5	1.1	2.1	2.6	9.1	11.5	4.3	0.5	2.1	0.4
10일	0.7	1.8	1.1	1.6	1.7	3.6	12.5	7.2	9.7	4.7	1.7	1.8
11일	0.2	1	1.9	1.7	2.4	1.4	13.2	2.9	12.9	2.2	0.7	1
12일	0.2	0.6	0.5	4.6	2.9	1.6	10.9	2.9	1.3	6	1.7	0.2
13일	0.4	0.7	0.4	4.4	14.9	1.9	10.7	14.2	1.3	1.1	2.2	0.5
14일	0.5	0.3	1.3	1.7	5	1.4	11.5	12.5	7.7	0.4	1.2	0.5
15일	0.9	1.2	0.8	3.6	0.9	1.4	13	7.7	7.1	0.6	1.5	0.2
16일	0.8	1.9	2	2	1.8	5.6	16.8	4.8	3.5	3.1	1.4	1.5
17일	0.7	0.2	0.7	3.3	1.1	6.7	9.3	9.1	6	0.8	1.5	0.9
18일	0.5	1.2	1.5	4	2.6	4.7	3.3	3.7	1.5	2.6	1.2	0.9
19일	0.8	1.1	2.6	3.7	5.3	7.2	14.5	7.3	2.6	1	2	1.2
20일	0.8	1	0.8	0.7	3.3	5.5	10.7	17.4	9.7	0.3	1.5	0.1
21일	0.5	1	0.7	2.6	0.5	4.5	11.8	8.1	5.1	2.8	1.8	0.7
22일	0.8	1.1	1	1.8	2.3	1.8	23.6	3.7	1.1	0.6	0.9	0.9
23일	0.8	1.2	1.6	1.6	0.7	4.8	8.1	12	1.6	0.2	0.7	0.7
24일	1.6	0.7	3.3	5.1	2	5.6	7.6	5.7	7.1	1.9	1.5	0.5
25일	0.5	1.1	1.4	1.1	6	18.4	14.5	15.2	0.8	1.2	0.8	0.6
26일	0.4	0.2	1.9	4.3	4	6.5	14.3	5.6	1.9	0.3	0.6	0.4
27일	0.2	0.7	1.4	1.9	1.7	8	9.1	11.7	3.1	1.4	1.3	0.8
28일	0.2	2.5	1.2	4.9	1.5	2.1	8.7	8.6	0.4	2.1	1	0.8
29일	1	1	2	2.9	1	7.6	8.2	8.6	2.3	1.3	2.9	0.8
30일	0.8		3.6	1.7	1.4	11.2	8.9	7.3	3.3	1.9	1.3	2
31일	0.7		1.7		1.6		3.6	11.3		2.4		0.6
합계	22.7	25.4	49.2	80.5	91.7	146.1	325	282.9	147.4	50.9	43.7	27.6





<그림 3-1-5> 원주기상대의 기온 월별 평년값



<그림 3-1-6> 원주기상대의 강수량 월별 평년값

### 3. 수리지질 특성

A지역에 1999년 5월 3개의 관측정을 설치하여 1개월간 지하수수위, 공내유향 및 유속, 대수층 수리상수를 구하기 위한 실험을 하였다.

#### 가. 관측정

3개의 관측정(W-1~3)을 <그림 3-1-2>와 <그림 3-1-7>에서와 같이 지하수 상류 및 하류부에 설치하였다. 비고결층 지하수는 강우의 영향을 많이 받으나 지하수 자연수위는 지표로부터 대략 7~8m 깊이이므로 관측정(W-1, 2, 3)을 10m 깊이까지 시추하여 설치하였다. 관측정의 재질은 수도관으로 사용하는 PVC관으로 직경은 3inch, 스크린(screen)은 <그림-3-1-8>에서와 같이 50cm, 120° 간격으로 slot을 만들어 설치하였다. 관측정 0-1~6은 투수성반응벽체시공시 설치한 것으로 「제3장 제1절 4. 라. 투수성반응벽체 설치 및 모니터링」에서 상술하였다.

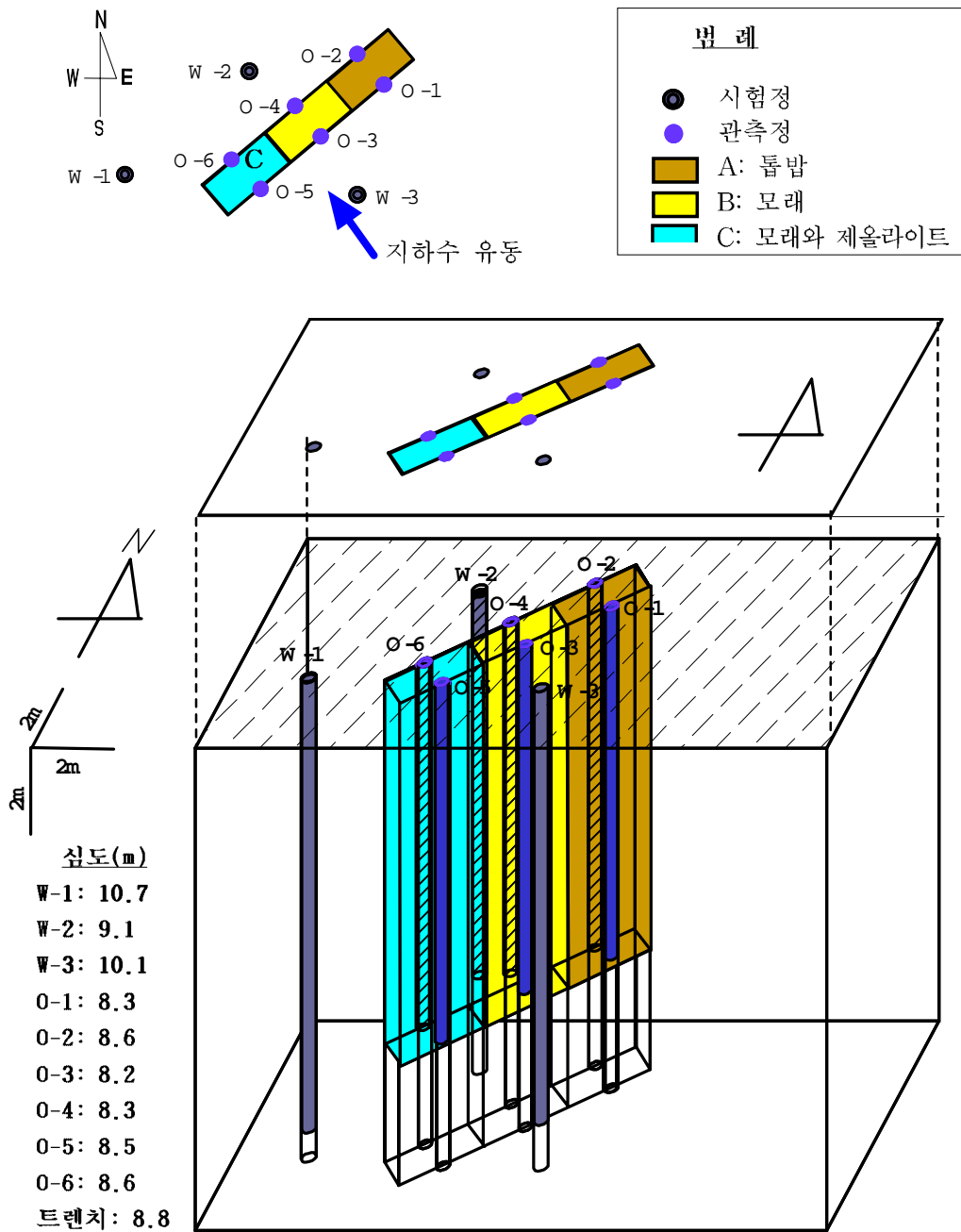
#### 나. 지하수 유동

<그림 3-1-9>을 보면 반응벽체를 설치하기 이전인 1999년 6월초까지 지하수 수위변화를 보면, 관측정 W-1와 W-3은 강우에 의한 지하수수위변화가 그다지 크지 않지만 W-2는 강우의 영향을 많이 받는다. 상류부에 위치한 W-3의 지하수 수위의 상대고도<sup>7)</sup>가 2.65m~3.16m로 0.56m의 수위변화가 있었고, 하류부 소하천 쪽에 위치한 W-1은 2.36m~2.59m로 0.23m정도 수위가 변화하였으나, 하류부 살포장쪽에 위치한 W-2은 2.58m~8.75m로 6.17m의 큰 변화를 보인다. 강우별 영향

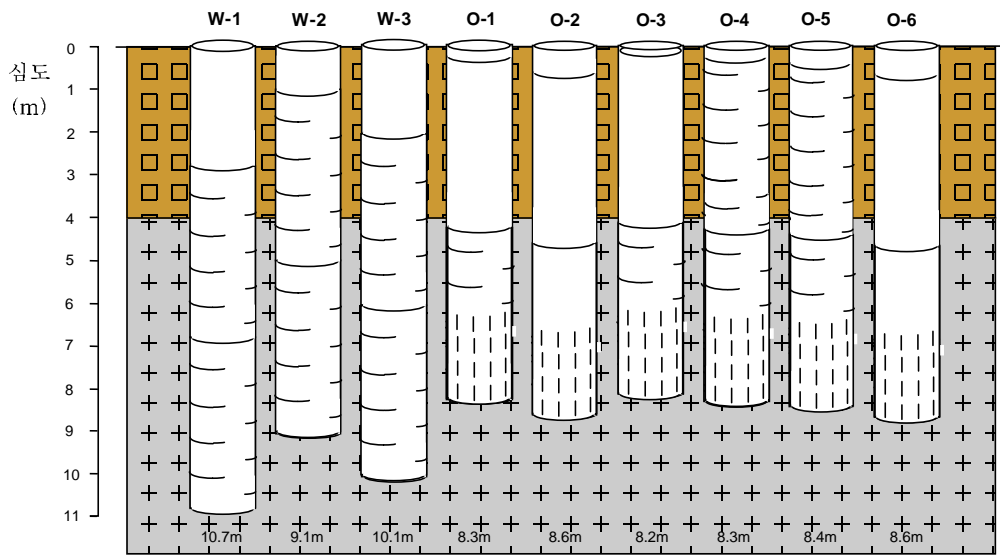
7) 지하수 수위 상대고도 : A지역에서는 관측정에 대하여 해발고도를 기준으로한 표고를 측량한 자료가 없는 관계로 지하수 수위를 관측정 중 W-1의 케이싱 상단부로부터 10m 깊은 지점을 기준으로 각 관측정에서의 지하수 수위를 비교하였다.

을 고려하면, 1999년 5월 18일과 19일 2일간 각각 25.7mm, 5.1mm의 비가 내렸으며 이로 인해 W-2의 지하수수위가 5월21일에 5.91m로 상류부에 위치한 W-3(3.16m)보다 높았고, 5월 24일 20mm의 강우로 다시 수위가 상승하여 5월 25일 상류부의 W-3은 2.91m, 하류부 W-1은 2.43m, 살포장쪽 W-2는 5.11m로 W-3보다 높았고, 6월 1일과 2일 32.5mm, 48.2mm의 강우로 인하여 6월1일부터 3일까지 지하수수위는 W-3(상류부)은 2.65m에서 3.23m로 0.58m 상승하였고, W-1은 2.42m에서 2.59m로 0.17m 상승하였고, W-2는 2.58m에서 8.75m로 하루만에 무려 6.17m나 상승하였다 <표 3-1-4와 표 3-1-5>. 즉 평상시에는 지형경사에 따라 지하수가 흐르지만 강우발생시 하류부 살포장쪽의 관측정 W-2의 지하수수위가 급격히 상승하여 지하수 유동방향이 크게 달라지며, 이런 현상은 반응벽체 설치 이후에도 관찰되었다.

반응벽체 시공 이후 설치된 관측정 0-1, 2, 4, 5, 6과 이전에 설치된 W-1 총 6개 관정을 대상으로 11월까지 수위변화를 장기관측을 하였다. 8월1일부터 8월 20일까지는 장기관측기 전원의 문제로 인하여 관측자료가 없지만 나머지 자료를 분석한 결과 <그림 3-1-10>에서 보는 바와 같이 반응벽체내부에 설치된 관측정 0-1, 2, 3, 4, 5, 6은 이전에 설치된 W-1관정과 다르게 강우의 영향을 많이 받으며 강우로 인한 수위상승은 강우일로부터 1일~2일 경과 후 발생하며 7월말에서 8월초의 집중강우(7월28일 100.5mm, 8월 2일 120mm 기록), 9월18일~24일의 강우(9월 20일 175.5mm 기록), 10월 10일과 11일의 강우(각각 24.3, ., 24.5mm 기록)로 W-1을 제외하고 나머지 5개의 관측정에서 급격한 수위상승이 기록되었다. 특히 W-2관정(강우의 영향을 가장 많이 받는 관측정)과 가까운 0-4는 무강우일에는 상류부에 위치한 0-5의 지하수수위보다 더 낮으나 비가 오면 수위가 0-5보다 더 상승하며 이로 인해 지하수유동방향이 바뀐다.



<그림 3-1-7> 관측정과 반응물질의 설치 모식도



<그림 3-1-8> A지역 주상도 및 관측정 심도, 스크린 모양

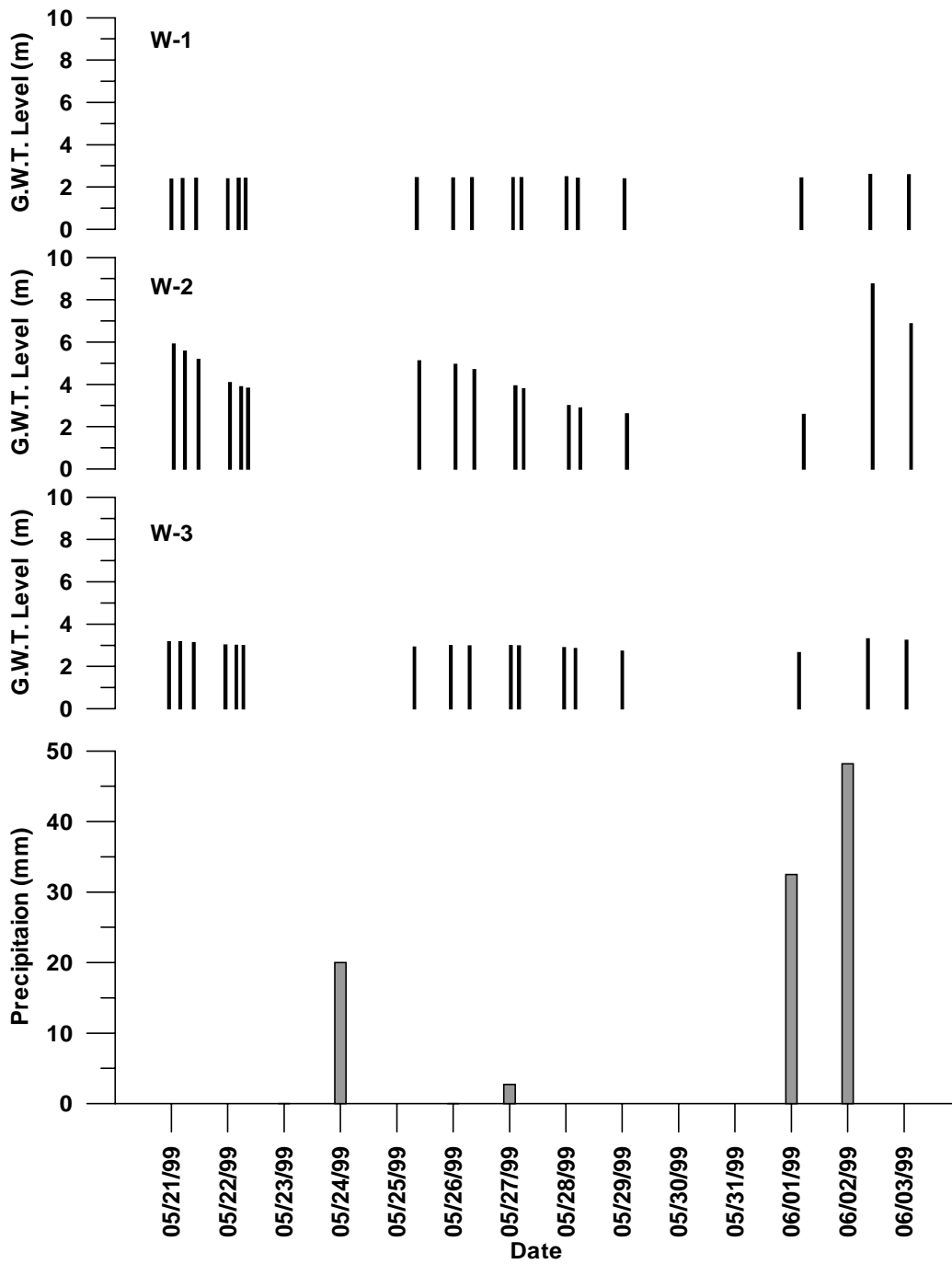
<표 3-1-4> 1999년 원주기상대 일별 강수량 자료

(■ : 반응벽체설치 이전 관측기간, ■ : 반응벽체설치이후 관측기간)

구분	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
1일	-	-	-	20.7	-	32.5	-	46.7	-	9.4	9.7	-
2일	0	-	-	-	-	48.2	-	120	-	29.7	-	-
3일	-	-	-	-	50.5	-	-	41	-	-	-	-
4일	-	-	-	-	-	-	1.5	1.9	-	-	-	-
5일	-	-	3.7	13.5	-	-	-	0.2	32	-	-	-
6일	0.7	-	-	1.5	-	2	-	-	1.5	1.6	-	-
7일	-	-	-	0	-	0	-	-	11.6	0.2	-	-
8일	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2
9일	-	-	-	16.9	0	-	2	0.6	2.3	-	-	0
10일	-	-	-	8.8	-	-	23.9	-	12	24.3	-	0
11일	-	0.2	-	-	-	-	-	7.2	0	24.5	8	-
12일	-	-	-	29.2	-	-	-	-	0	-	4.5	0.6
13일	-	-	-	5.7	-	-	-	-	-	0.5	-	-
14일	-	0.8	2.6	-	-	-	0	-	0	-	-	1.1
15일	-	0	3.4	-	0	-	1.4	-	-	-	-	1.1
16일	-	-	-	-	-	25.8	0.4	-	-	-	0	2.9
17일	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-
18일	-	-	32.8	-	25.7	-	-	11.7	14.5	-	-	-
19일	-	-	2.7	-	5.1	-	36.8	11.1	32.6	-	-	-
20일	-	-	-	-	-	-	-	0.6	175.5	-	0.1	-
21일	-	-	2.1	-	-	3.6	4	0.2	46.5	-	-	-
22일	-	-	-	-	-	-	20.9	0.3	8.3	-	-	-
23일	-	-	-	0.1	0	46.3	12.8	0	23.4	-	-	0
24일	-	0.5	3.4	0	20	0.6	3.5	-	25	-	1	4.3
25일	2.7	-	-	-	-	-	4.6	-	-	-	0.3	0
26일	-	-	24.7	-	0	-	56.2	7.7	-	-	-	-
27일	0.9	-	-	0.1	2.7	-	0	8.7	-	-	0	-
28일	-	-	-	1	-	-	100.5	2	-	1.8	-	0.3
29일	1.7	-	-	-	-	-	68	-	-	-	0	-
30일	-	-	-	-	-	-	28.3	0	-	-	0.5	-
31일	-	-	-	-	-	-	4	4.5	-	26	-	-
합계	6	1.5	75.4	97.5	104	159	368.8	264.4	385.2	118.5	24.1	10.5

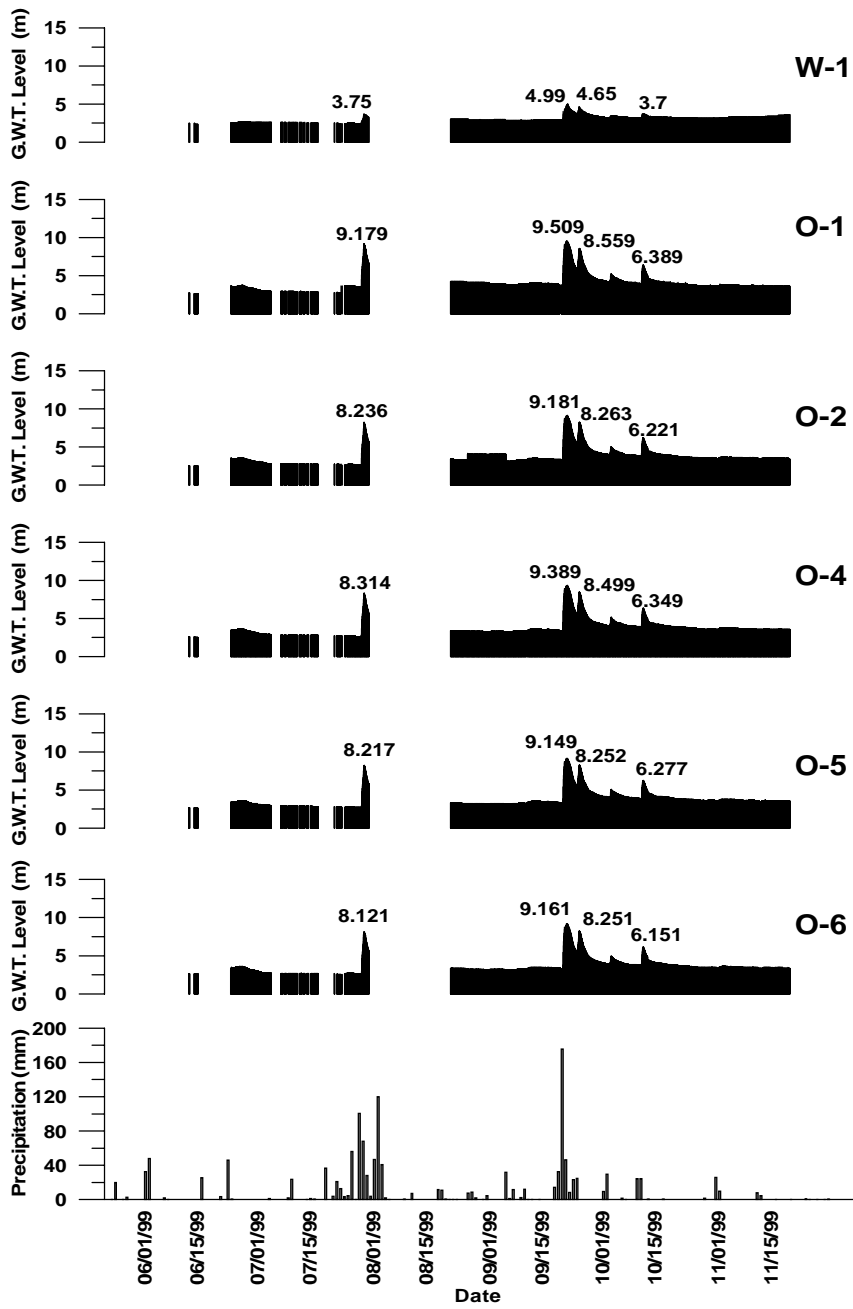
<표 3-1-5> 1999년 5월~10월 9개 관측정의 지하수 수위 상대고도 변화

측정시각	W-1	W-2	W-3	0-1	0-2	0-3	0-4	0-5	0-6
99-5-21 9:00	2.36	5.91	3.16						
99-5-21 13:45	2.39	5.57	3.16						
99-5-21 19:30	2.41	5.18	3.12						
99-5-22 9:00	2.38	4.08	3.01						
99-5-22 13:40	2.41	3.88	3						
99-5-22 16:40	2.41	3.82	2.98						
99-5-25 17:30	2.43	5.11	2.91						
99-5-26 9:00	2.42	4.94	2.98						
99-5-26 17:00	2.44	4.69	2.97						
99-5-27 10:30	2.44	3.93	2.98						
99-5-27 14:00	2.43	3.79	2.97						
99-5-28 9:15	2.47	2.99	2.88						
99-5-28 14:05	2.41	2.89	2.84						
99-5-29 10:00	2.38	2.6	2.715						
99-6-1 13:15	2.42	2.58	2.65						
99-6-2 18:40	2.59	8.75	3.3						
99-6-3 11:00	2.58	6.87	3.23						
99-6-9 11:30	2.41	2.61	2.64	2.619	1.911	2.591	2.659	2.637	2.591
99-6-10 9:00	2.23	2.53	2.55	2.559	2.491	2.551	2.569	2.577	2.481
99-6-12 20:21	2.42	2.54	1.605	2.544	2.471	2.531	2.589	2.567	2.521
99-6-21 17:00	2.45	3.165	2.69	2.664	2.586	2.651	2.704	2.697	2.631
99-6-26 9:00	2.66	3.28	3.37	3.629	3.541	3.611	3.624	3.602	3.521
99-7-23 11:20	2.44	2.6	2.69	2.749	2.651	2.731	2.729	2.727	2.641
99-7-24 6:30	2.45	2.585	2.69	2.739	2.636	2.721	2.714	2.727	2.631
99-08-18 11:20	2.91	3.28	3.26	3.559	3.481	3.561	3.524	3.537	3.431
99-08-21 13:10	2.91	3.18	3.22	3.419	3.341	3.421	3.379	3.397	3.281
99-10-06 9:20	3.32	3.87	3.785	4.099	4.021	4.101	4.059	4.067	3.951



<그림 3-1-9> 관측정 W-1, 2, 3 설치 이후부터 반응벽체 설치 이전까지(6월3일)의 지하수 수위 상대고도 및 강수량 변화





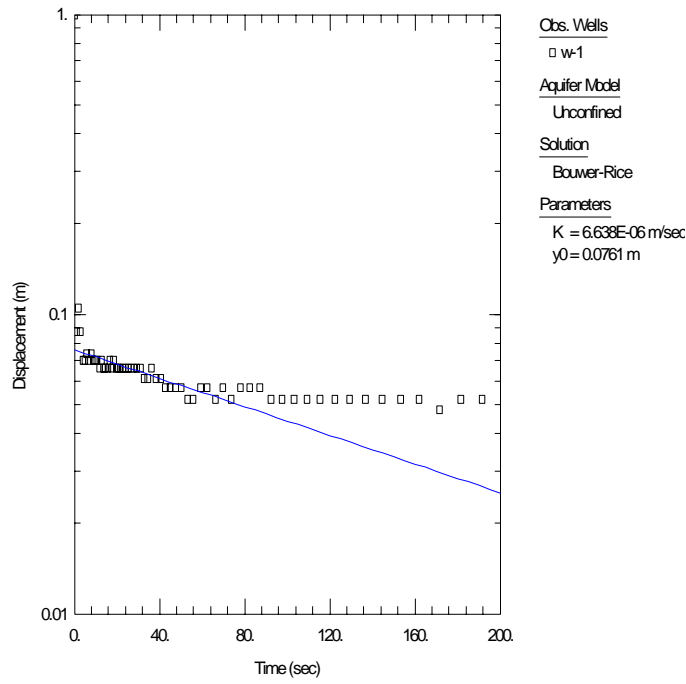
<그림 3-1-10> 반응벽체 설치이후 (1999년 6월~11월) 관측정의 지하수 수위 상대고도 및 강수량 변화

#### 다. 대수층 수리 특성

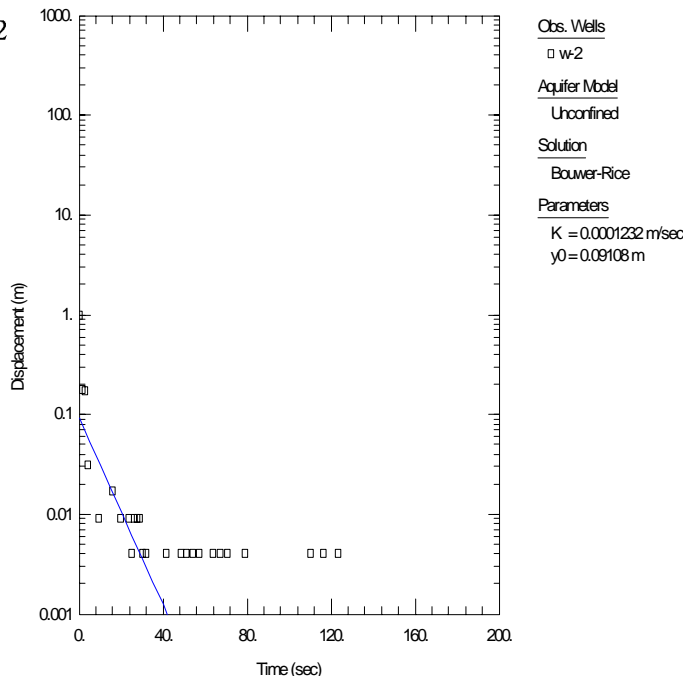
대수층 수리특성을 파악하기 위하여 관측정 W-1와 W-2를 대상으로 순간수위 변화시험을 하고 토양상부와 하부층에 대한 불교란시료 채취하여 분석하였다. 순간수위변화시험 결과 수리전도도(K)는 W-1에서  $6.638 \times 10^{-6} \text{m/sec}$ , W-2에서는  $1.232 \times 10^{-4} \text{m/sec}$ 였고, A지역과 동일한 지역을 대상으로 한 농어촌진흥공사(1996)의 자료에 의하면 심도 15m에서의 수리전도도가  $3.167 \times 10^{-5} \sim 3.592 \times 10^{-5} \text{m/sec}$ 였다 <그림 3-1-11>. 실제로 반응벽체를 설치하기 위해 굴착한 트렌치(trench) 단면에서 토양의 불교란시료(토양층(0~4m 심도)과 풍화대(4m 이상 심도))를 채취하여 투수시험을 한 결과 <표 3-1-1>, 투수계수는 지표에서 0.5m(S-1)까지는  $6.6 \times 10^{-4} \text{m/sec}$ 이고, 0.5m~1.0m(S-2)심도까지는  $1.3 \times 10^{-5} \text{m/sec}$ 로 상부보다 비교적 낮다. 하부풍화대(S-3)는 중생대 복운모화강암이 풍화되어 형성된 것으로 토양분류상 점토질 모래에 속하며, 불교란시료에 대한 투수시험결과 투수계수는  $1.3 \times 10^{-5} \text{m/sec}$ 로 S-2와 같다. 대수성시험 및 토양불교란시료 분석 결과 연구대상지역 충적층 대수층의 수리전도도는  $10^{-4} \sim 10^{-6} \text{m/sec}$ 로 거의 유사하며 실트, 실트질 모래, 모래 또는 균열이 발달된 화성암, 변성암의 범위에 해당된다 <그림 3-1-12>.

K-V사의 GEOFLO-40을 사용하여 관측정 W-1, 2, 3의 공내 유향 및 유속을 측정하였다. 지하수유동방향을 지형경사와 유사한 북서쪽으로 예상하였으나 측정결과 남동쪽으로 흐르며 이는 강우의 영향으로 인한 W-2의 수위 상승에 기인하는 것으로 사료된다 <표 3-1-6>. 1995~1996에 본 지역을 대상으로 한 '지하수내 오염물질의 거동에 관한 연구(농어촌진흥공사, 1996)'에서는 <그림 3-1-2>의 남쪽에 위치한 살포장만 있었을 뿐 지하수 유동방향을 지형경사에 의한 북서 또는 서쪽이었으나, 그 이후 북동쪽에 대규모의 살포장을 만든 이후부터는 이 살포장에서의 강우에 의한 지하수함양량이 주변보다 매우 높아 지하수유동방향이 바뀌는 결과를 초래하게 된 것으로 사료된다.

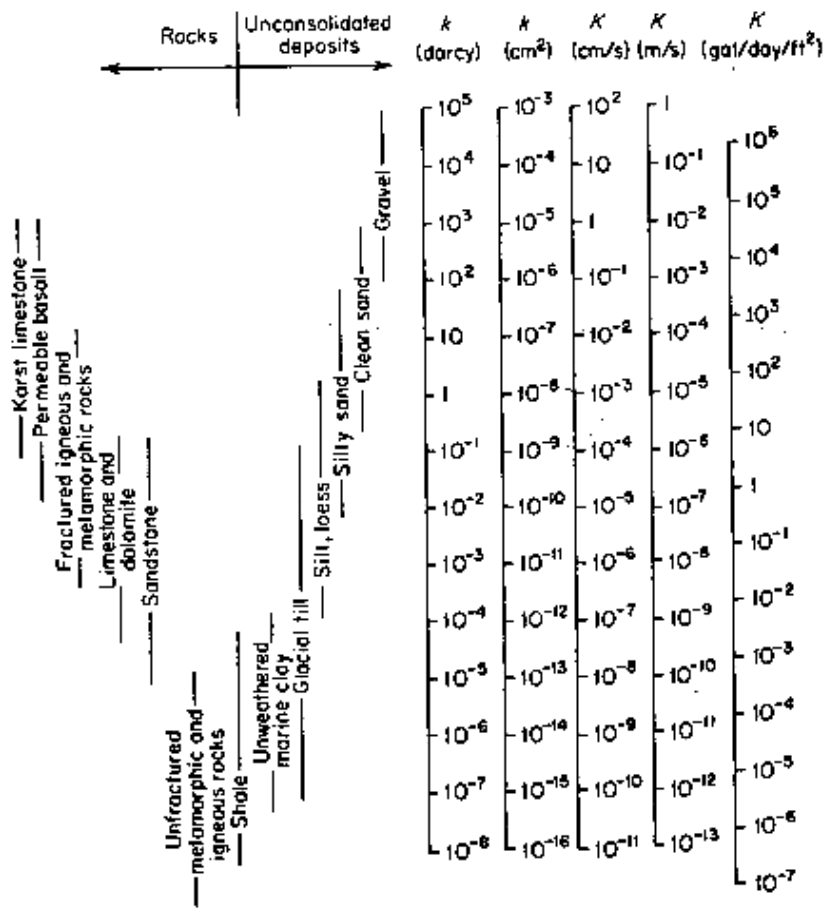
(가) W-1



(나) W-2



<그림 3-1-11> 순간수위변화시험 결과 (K: 수리전도도,  $y_0$ : type-curve의 초기 변위)



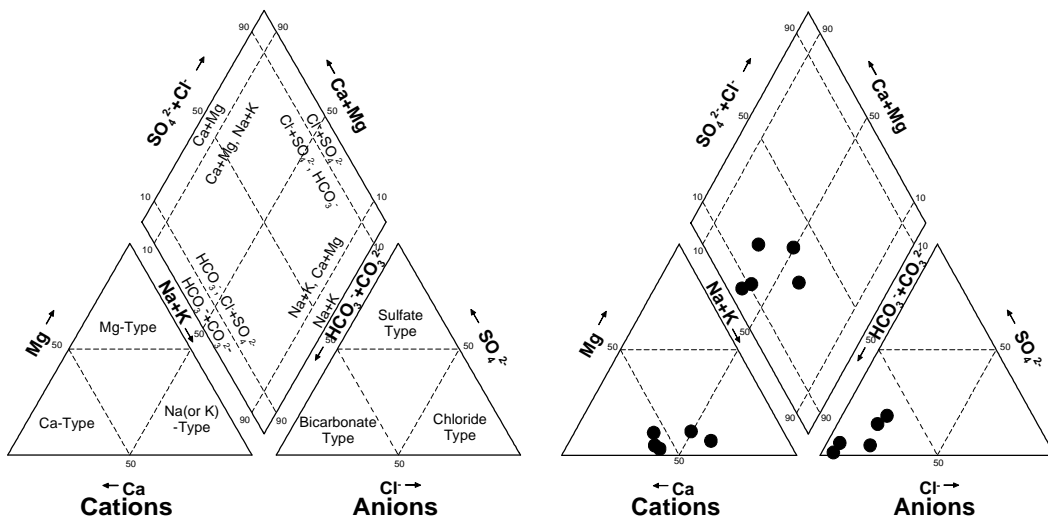
<그림 3-1-12> 토양 및 암석 종류별 수리전도도 (Freeze 외, 1979)

### 라. 지하수 수질

본 지역의 비고결층지하수는 Ca와 Na함량과 중탄산이온의 함량이 높은 Ca,Na-type / bicarbonate-type으로 상대적으로 Mg, 황산이온, 염소이온 함량이 낮은 특성을 보인다 <그림 3-1-13>. 이런 Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>/Na(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>형의 지하수는 비교적 심도가 얇은 지하수에서 특징적으로 보이는 화학조성이며, 관측점 W-1,2,3에서는 pH가 6.0~7.0, EC가 310 μS/cm이하로 천부지하수의 특성을 보인다 <부록B 표 1과 2 참고>.

<표 3-1-6> 공내유향유속 측정 결과

측정일	기후	W-1			W-2			W-3		
		심도 (m)	유속 (m/day)	유향 (°)	심도 (m)	유속 (m/day)	유향 (°)	심도 (m)	유속 (m/day)	유향 (°)
99-5-21	18일 25.7mm, 19일 5.1mm 강수량 기록	8.6	1.2	113.3	5.3	1.2	147.0	9.2	1.2	119.8
		8.6	1.4	119.5	5.3	1.2	147.9	9.2	1.2	122.7
		8.6	1.4	121.5				9.2	1.2	119.9
		8.6	1.3	114.1				9.2	1.3	119.8
		8.6	1.3	118.1				9.2	1.2	116.4
		8.6	1.2	115.5				9.2	1.2	120.5
		평균	1.3	117.0	평균	1.2	147.4	평균	1.2	119.8
99-5-22		8.6	1.3	122.8	7.0	1.3	118.0			
		8.6	1.3	122.8	7.0	1.1	117.4			
		8.6	1.4	124.6	7.0	1.1	132.3			
					7.0	1.3	114.2			
					7.0	1.2	128.2			
		평균	1.3	123.4	평균	1.2	122.0			
99-5-26	24일 20mm 강수량 기록	8.6	1.3	122.3						
		8.6	1.4	120.7						
		평균	1.3	121.5						



(가) 삼각다이아그램의 주요 영역(Back, 1966) (나) A지역 1998년 6월 지하수수질  
<그림 3-1-13> A지역 비고결층 지하수 수질에 대한 삼각다이아그램

#### 4. 지하수 오염상태 및 오염물질 특성

##### 가. 지하수 수질오염

관측정 W-1과 W-3, 그리고 상류부에 위치한 암반관정 RW에 대하여 1999년 6월, 7월, 9월에 먹는물기준으로 수질검사를 실시한 결과 (부록B, 표 1 참고), 모든 시료에서 대장균군이 양성이었고 7월 24일 W-3과 RW를 제외하고 일반세균이 검출되어 먹는물로는 부적합하였다. RW는 암반지하수로 일반세균 및 대장균군을 제외한 나머지 항목에서는 모두 기준치 내로 농도가 낮고 특히 질산성질소, 암모니아성질소 농도가 낮거나 검출되지 않은 것으로 보아 지표의 오염물질(돈분)로 인한 오염이 아직 암반대수층까지 미치지 않은 상태인 것으로 사료된다. 그러나 관측정 W-1(하류부)과 W-3(상류부)은 질산성질소 농도가 기준치를 초과한다. 1999년 7월 24일 자료를 보면 W-1, W-3에서의 질산성질소 농도는 각각 25.2mg/l, 25.8mg/l로 기준치(10mg/l)의 2.5배를 초과한다. 같은 관측정에 대하여 건기와 우기에서의 질산성질소 농도를 비교하면, 장마가 시작되기 전인 6월 9일 자료에서는 W-3의 질산성질소 농도는 464.6mg/l로 매우 높았으나 그 후 7월 19일부터 본격적인 장마가 시작된 후 7월 24일 W-3의 질산성질소 농도는 25.8mg/l로 낮아졌다. 아울러 과망간산칼륨소비량(W-3)도 6월에는 616.2mg/l로 매우 높았으나 장마 이후 5.8mg/l로 무려 1/120가량 낮아진 것으로 보아, 강우로 인해 오염물질이 희석되어 지하수내 농도가 낮아진 것으로 사료된다.

<그림 3-1-14>를 보면, 장마가 시작되기 이전 6월 9일에는 상류부에 위치한 W-3과 0-1에서 전기전도도, 암모니아성질소, 농도가 매우 높았고, 장마이후 9월 10일과 10월 6일에는 그 외의 관측정에서도 농도가 높아졌다. 전기전도도, COD, PO<sub>4</sub>-P는 9월에 전반적으로 급격히 증가하다가 10월에는 감소하는 경향을 보인다. NH<sub>3</sub>-N은 0-1에서 48.44mg/l(6월9일) 매우 높았으나 그 이후에는 농도가 급격히 감소하였으나 다른 관측정에서 먹는물기준치(0.5mg/l)의 ~7배 가량 검

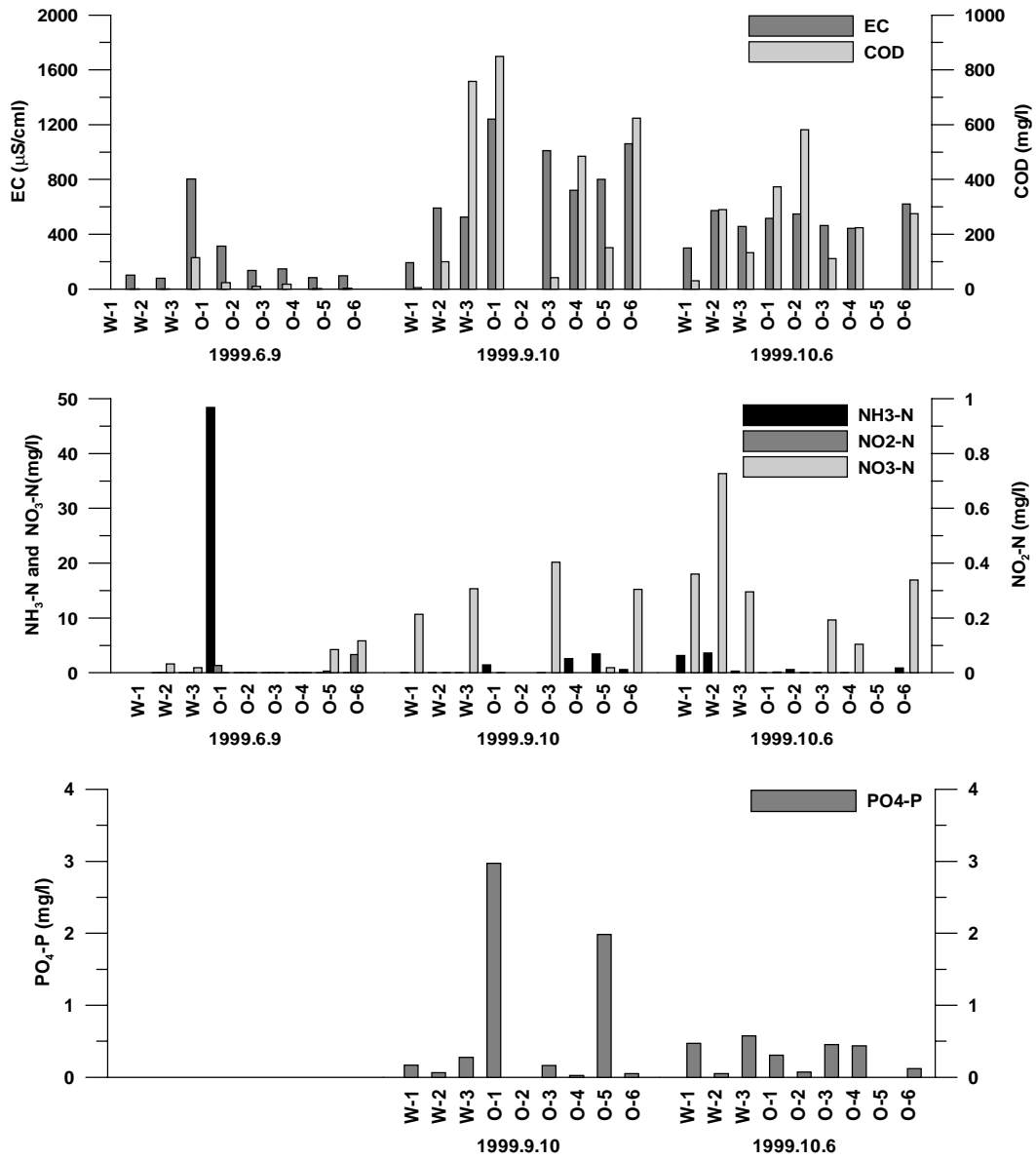
출되었다.  $\text{NO}_2\text{-N}$ 는  $\text{NH}_3^+$ 에서  $\text{NO}_3^-$ 로의 질화작용(nitrification)에서의 중간산물로 본 지역에서는 농도가 매우 낮은 것으로 보아 대부분  $\text{NO}_3^-$ 로 변환된 것으로 사료된다.  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 6월에는 농도가 낮았지만 장마이후 농도가 증가하였는데  $\text{NH}_3\text{-N}$ 농도변화를 고려하면 질화작용으로 인해 농도가 증가된 것으로 사료된다.  $\text{PO}_4\text{-P}$ 도 장마이후 9월에 증가하였다가 10월에 다시 감소하는데 이는 우기 때 지표수가 지하로 많이 유입되면서 돈분에 함유되어 있던  $\text{PO}_4\text{-P}$ 가 지표수에 용해된 상태로 같이 지하수로 유입되어 농도가 갑자기 증가하게 된 것으로 추측된다.

## 나. 오염원

본지역 비고결층 지하수의 오염원으로 돈사와 밭이 추정된다 <그림 3-1-2>.

최근 오수 분뇨 및 축산폐수처리에 관한 법률 강화로 인해 양돈농가에서는 돈뇨오수처리에 큰 어려움을 겪고 있는 실정이다. 돈분뇨의 주요오염물질은 부유물, 질소, 인이며, 부유물은 여과, 막분리, 응집침전법으로 처리가능하고, 질소와 인은 생물학적 방법, 응집침전법, 흡착·이온교환법 등으로 정화처리할 수 있다 <표 3-1-7>. 본지역의 돈사는 1,500수 가량의 돼지를 사육하고 있으며 여기서 나오는 분뇨는 별도로 설치한 오수처리장에서 왕겨와 혼합하여 퇴비화한 후 비료로 이용하고 액비는 지하저장탱크에 일정기간 이상 저장, 처리한 후 살포장에 뿌린다. 그러나 기반암이 복운모화강암으로 마사토로 된 풍화대가 깊이 발달되어 있고 토양층의 투수계수 또한 비교적 높기 때문에 살포장에 의한 질산성질소, 인 등의 지하수로의 유입은 매우 용이할 것으로 사료된다 <표 3-1-1>. 일반적으로 알려진 돈분뇨의 오염농도는 BOD의 경우 돈분은 약60,000mg/l, 돈뇨는 5,000mg/l이며, 돈분뇨에 의한 오탁부하량은 <표 3-1-8>과 같다.

관측정 상류부에 고추, 돌미나리 등을 재배하는 밭이 분포하지만 살포장에 비하면 면적이 좁기 때문에 본 절에서는 언급하지 않고 [제2절 시범연구 : B지역] 에서 보다 상세히 기술하고자 한다.



<그림 3-1-14> EC, COD, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N 그리고 PO<sub>4</sub>-P의 농도 변화



<표 3-1-7> 축산분뇨 오염물질 정화처리 방법 (일본중앙축산회, 1989)

처리대상물질		처리방법
유기물	부유성	금속여과법, 막분리법, 응집침전법 등
	용해성	접촉포기법, 응집침전법, 오존산화법, 활성탄흡착법 등
영양염류	질소(N)	생물학적 질화탈질법, 암모니아스트리핑법, 불연속적염소처리법 등
	인(P)	응집침전법, 정석탈인법, 포스트립(postrip)법, 흡착·이온교환법 등
	질소와 인	생물학적 질소·인 동시제거법, 응집체첨가 생물학적 질화탈질법 등

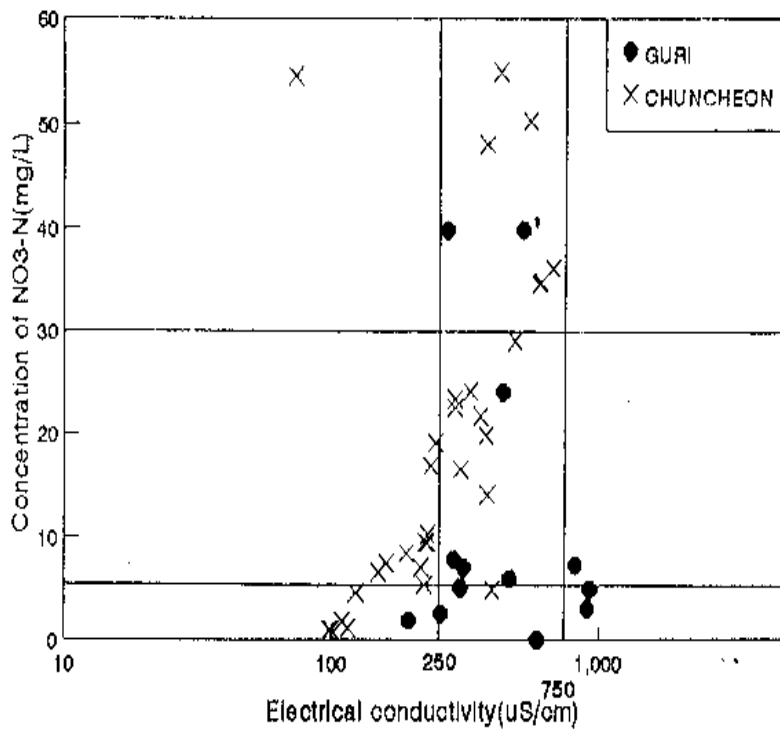
<표 3-1-8> 돈뇨에 의한 오염부하량 (일본중앙축산회, 1989)

구분	배설량 (kg/일)	BOD		SS		N		P	
		mg/l	부하량	mg/l	부하량	mg/l	부하량	mg/l	부하량
돈분	1.9	60,000	114	220,000	418	10,000	19	7,000	13.3
돈뇨	3.5	5,000	18	4,500	16	5,000	18	400	1.4
계	5.4	24,000	130	80,000	430	6,800	37	2,700	14.7

#### 다. 오염범위 및 심도

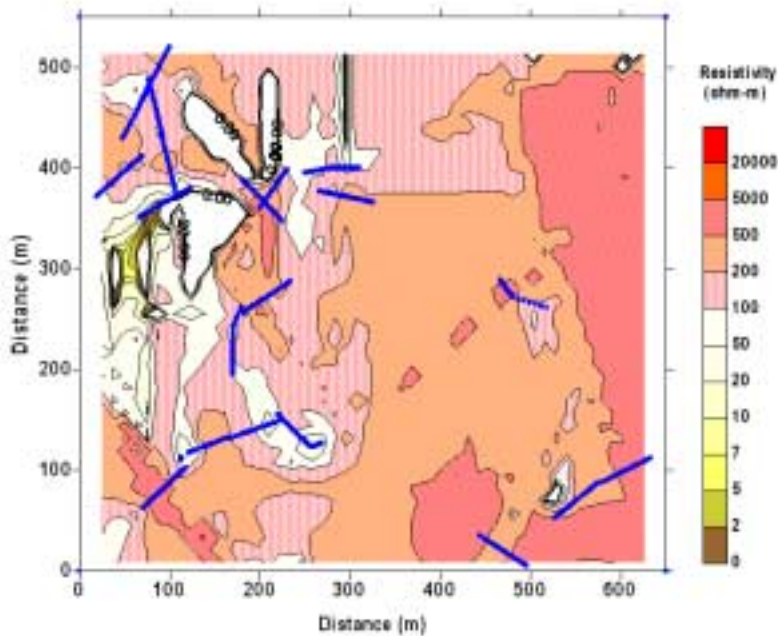
오염운(plume)의 규모를 파악하기 위해 전기비저항탐사를 하여 간접적으로 추정하고, 토양을 심도별로 직접 채취하여 오염물질함량을 분석하고, 관측정에서 지하수를 채취하여 수질을 분석하였다.

정영상 외(1997)가 경기도 구리, 강원도 춘천지역의 농업용수로 이용하는 지하수를 대상으로 수질조사한 결과 <그림 3-1-15>에서 보는 바와 같이 질산성질소 농도가 낮은 지하수는 전기전도도가 낮고 질산성질소 농도가 높은 지하수는 전기전도도가 대체로 높았다. 이는 지하수에 용해된 오염물질이 적을 경우 전기전도도가 낮고, 많을 경우 전기전도도가 높은 것으로 사료되며 이런 원리는 지구 물리탐사에 적용하여 비고결층에서의 지하수 오염범위 및 심도를 간접적으로 파악할 수 있다.

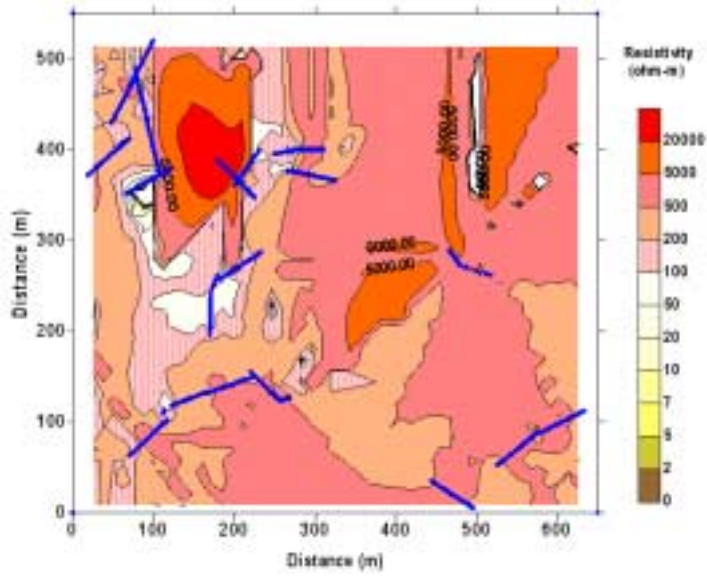


<그림 3-1-15> 경기도 구리시와 강원도 춘천시에서의 농업용 지하수의 전기전도도(EC)에 대한 질산성질소(NO<sub>3</sub>-N) 변화 (정영상 외, 1997)

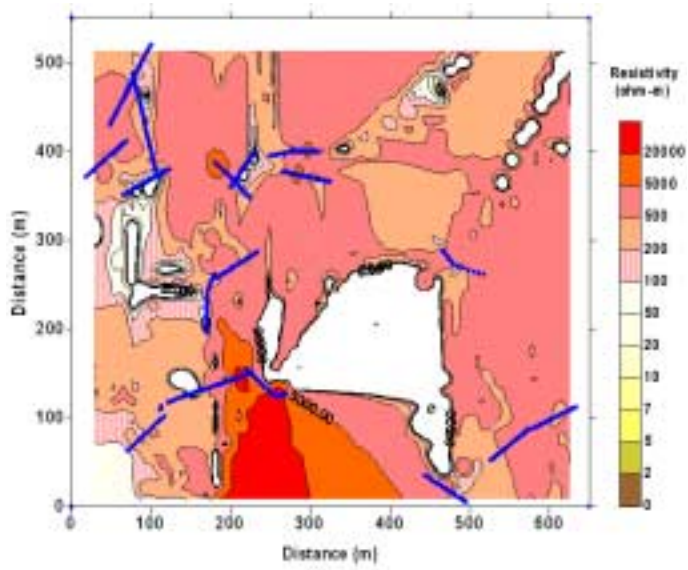
전기비저항탐사의 측선길이는 30m 또는 50m이고 가탐심도는 15m, 25m이며, 심도별로 전기비저항분포를 도시한 결과 <그림 3-1-16>에서 보는 바와 같이 전체적으로 동쪽보다 서쪽이 전기비저항값이 낮게 나타났다. 이는 지형상으로 동쪽에 긴경산을 중심으로 북동방향의 산릉이 뻗어 있어 높고, 서쪽에는 섬강이 북에서 남으로 흘러 동쪽보다 고도가 낮은 것과 일치하는데, 이는 동쪽에 위치하는 축산오페수 살포장에서 비롯된 오염물질이 지형경사를 따라 서쪽으로 흘러가기 때문인 것으로 사료된다. 0.5m 심도에서는 이런 경향이 확연히 나타나고, 심도 5m까지 이런 경향이 잘 나타난다.



<그림 3-1-16> A지역 지구물리탐사 측선 배열 및 심도별 전기비저항 변화

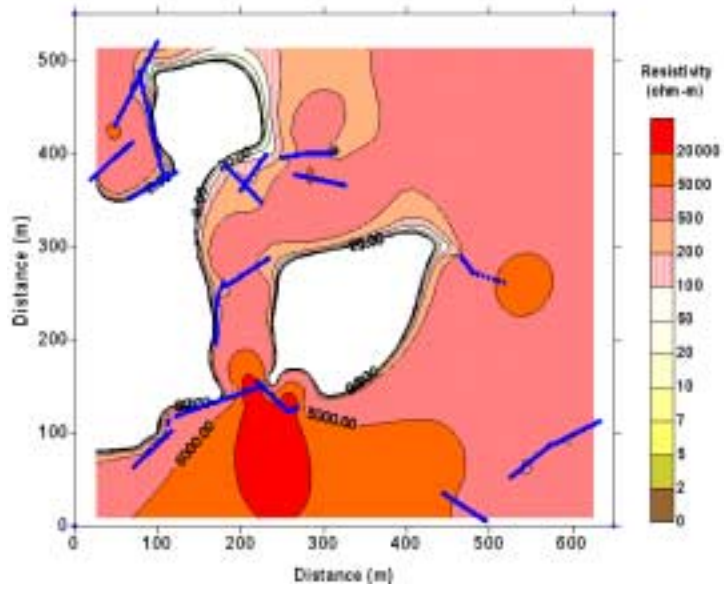


(나) 심도 : 2m

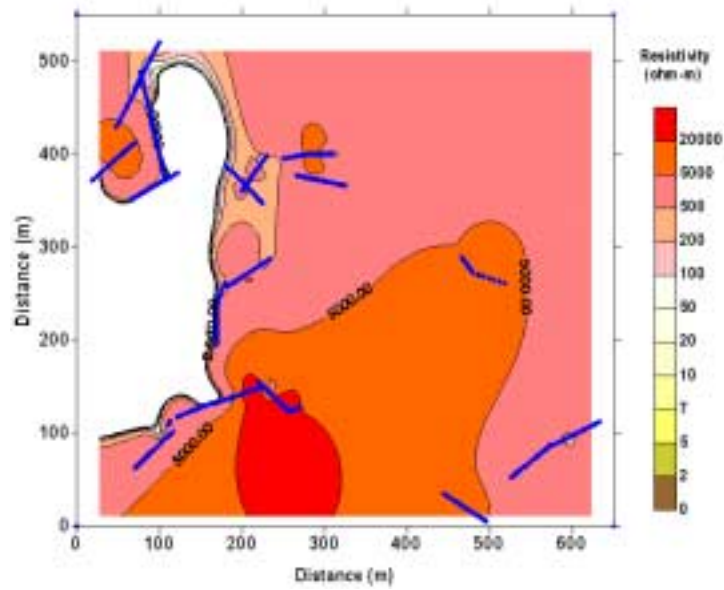


(다) 심도 : 5m

<그림 3-1-16> 계속



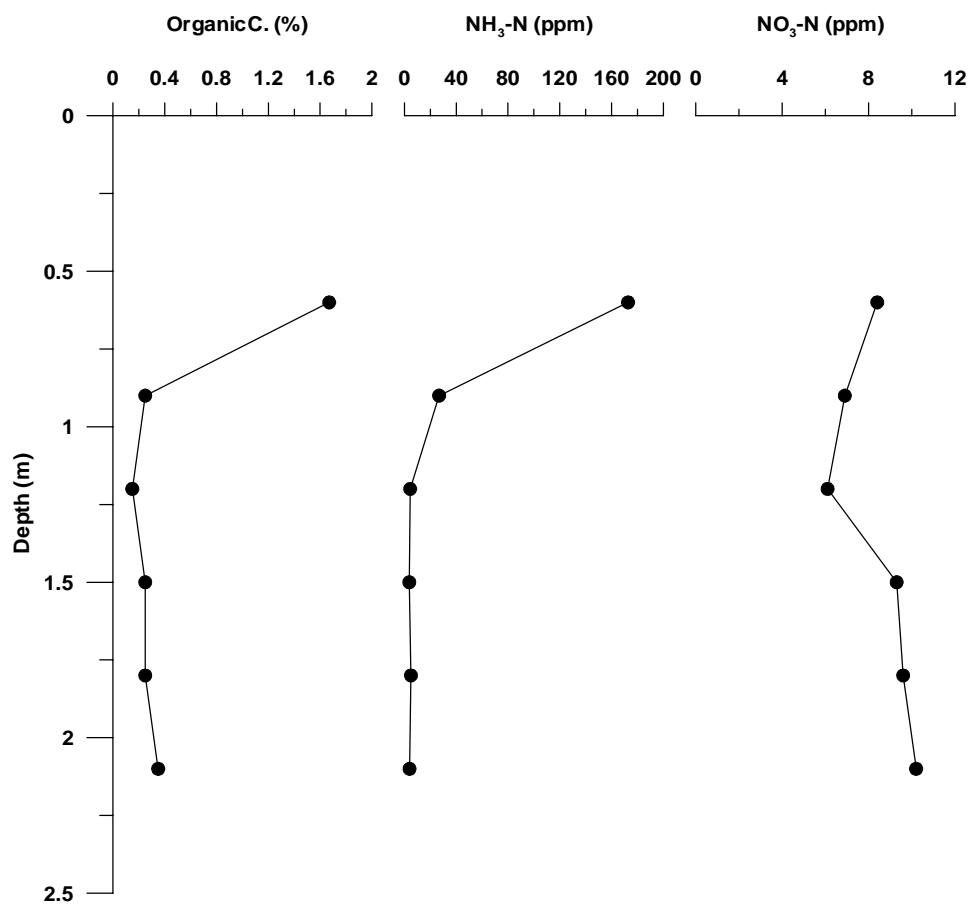
(라) 심도 : 9.25m



(마) 심도 : 13.5m

<그림 3-1-16> 계속

본지역에 대하여 심도별로 2.1m까지 토양분석 결과를 보면, 토양의 유기물함량은 표토에서 가장 높고(1.67%) 1m보다 얇은 곳에서 이미 0.3%이하로 급격히 감소하지만 더 깊어질수록 조금씩 증가하는 경향을 보이며, 암모니아성질소는 심도가 깊어질수록 감소하지만 질산성질소는 심도 1m까지는 감소하다가 더 깊어질수록 증가한다 <그림 3-1-17>. 이는 유기물이 어느 정도 존재하는 환경에서 토양미생물에 의해  $\text{NH}_3^+$ 가  $\text{NO}_3^-$ 로 변환되면서 암모니아성질소 농도가 감소하고 질산성질소농도가 증가하는 것으로 사료된다.



<그림 3-1-17> A지역에서의 심도에 따른 토양성분 변화

## 라. 투수성반응벽체 설치, 모니터링 및 정화처리 효과

본 지역의 질산성질소 등으로 오염된 비고결층 지하수를 정화처리하기 위해 1999년 6월 투수성반응벽체를 <그림 3-1-2>와 <그림 3-1-7>에서처럼 살포장에서 나오는 오수관로(오수도랑)의 하류부(지형 경사방향)에 설치하였다. 비고결층 지하수의 자연수면은 지표면을 기준으로 7.5~8m 깊이에 있으므로 투수성반응벽체를 설치하기 위해 trench를 8.8m깊이로 파고 <그림 3-1-18-(가)>, 반응물질들을 각각 폭 1m, 두께 1.5m, 길이 2m로 설치하여 반응벽체 전체규모는 폭 1m, 깊이 8.8m, 길이 6m이다. 모래, 톱밥, 그리고 모래와 제올라이트를 1:1로 혼합한 것을 사용하였다. 모래는 지하수의 탁도 및 증발잔류물 함량이 매우 높아 이를 여과하여 부유물을 제거하기 위해, 톱밥은 미생물에 의해 질산염(nitrate)을 질소가스( $N_2$ )로 변환하여 질산성질소 농도를 감소시키기 위해 사용하였다(탈질작용, denitrification). 본 지역의 지하수는 돈분으로 인하여 암모니아성질소 농도가 먹는물기준치(0.5mg/l)를 초과하는데 제올라이트(zeolite)는 양이온교환능이 매우 높으므로 이를 이용하여  $NH_3^+$ 를 제거할 수 있기 때문에 투수성반응벽체의 반응물질로 선택하였다. 반응물질 주입 시 재료가 서로 섞이지 않도록 하기 위해 H자형의 나무판자로 만든 칸막이를 설치하고 재료를 주입하였다 <그림 3-1-18-(나)와 (다)>. 재료는 지하수면높이까지 채워 반응물질이 지하수면 아래에 위치하도록 하여 오염된 지하수와 충분히 반응할 수 있도록 하였으며, 반응물질 상부는 기존 토양으로 지표면까지 채웠다 <그림 3-1-18-(라)>.

각각의 반응물질의 정화처리효과를 분석하기 위하여 상, 하부에 관측정을 설치, 센서를 투입하여 1시간 간격으로 수온, 수위, 전기전도도의 변화를 모니터링 하도록 하였다. 0-1, 2는 톱밥, 0-3, 4는 모래, 0-5, 6은 제올라이트와 모래 혼합한 것을 모니터링할 수 있도록 지하수구배의 상, 하부에 설치하였다 <그림 3-1-7>. 관측정 0-1~0-6의 심도 약 8.5m이며, 재질 및 직경은 W-1~W-3와 같지만 screen 상태는 20cm, 45° 간격으로 30cm길이의 slit으로 설치하였다 <그림 3-1-8>. 자동수질수위관측기는 HydroLab에서 제작한 것으로 모델명은 H20G이다. 총 6개의 관측기를 관측정 0-1, 2, 4, 5, 6 및 W-1에 설치하고 6월부터 11월까지 약 6개월 가량 수위, 수온, EC를 1시간 간격으로 자동 측정하였다 <그림

3-1-18-(마) >.



(가) 포크레인으로 트렌치(심도 8.8m) 굴착  
<그림 3-1-18> A지역 투수성반응벽체 설치 현장





(나) 목재 지지대 제작



(다) 트렌치 내부에 목재 지지대 설치



(라) 관측정 설치 후 되메움



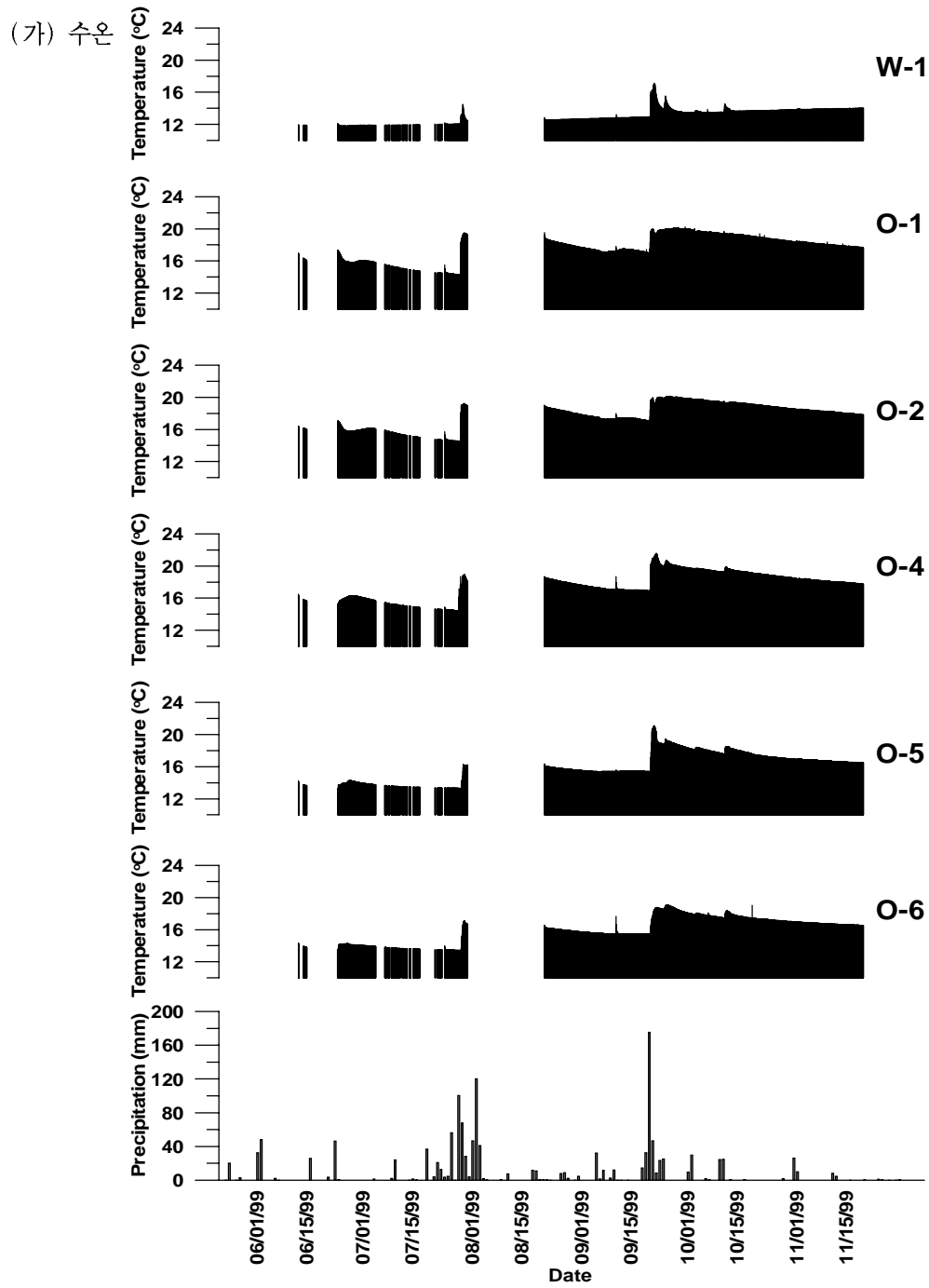
(마) 자동관측기 장비

<그림 3-1-18> (계속)

반응벽체 설치 이후 6월부터 11월까지 장기관측한 결과, 「3. 수리지질특성 나. 지하수 유동」에서 기술한 바와 같이 비가 올 때에는 강수가 바로 지하로 스며들어 수위가 급격히 상승하며 이런 현상은 지하수수온변화에서도 관찰된다. <그림 3-1-19-(가)>에서 보듯이 강우발생일로부터 2일정도 지나면 지하수

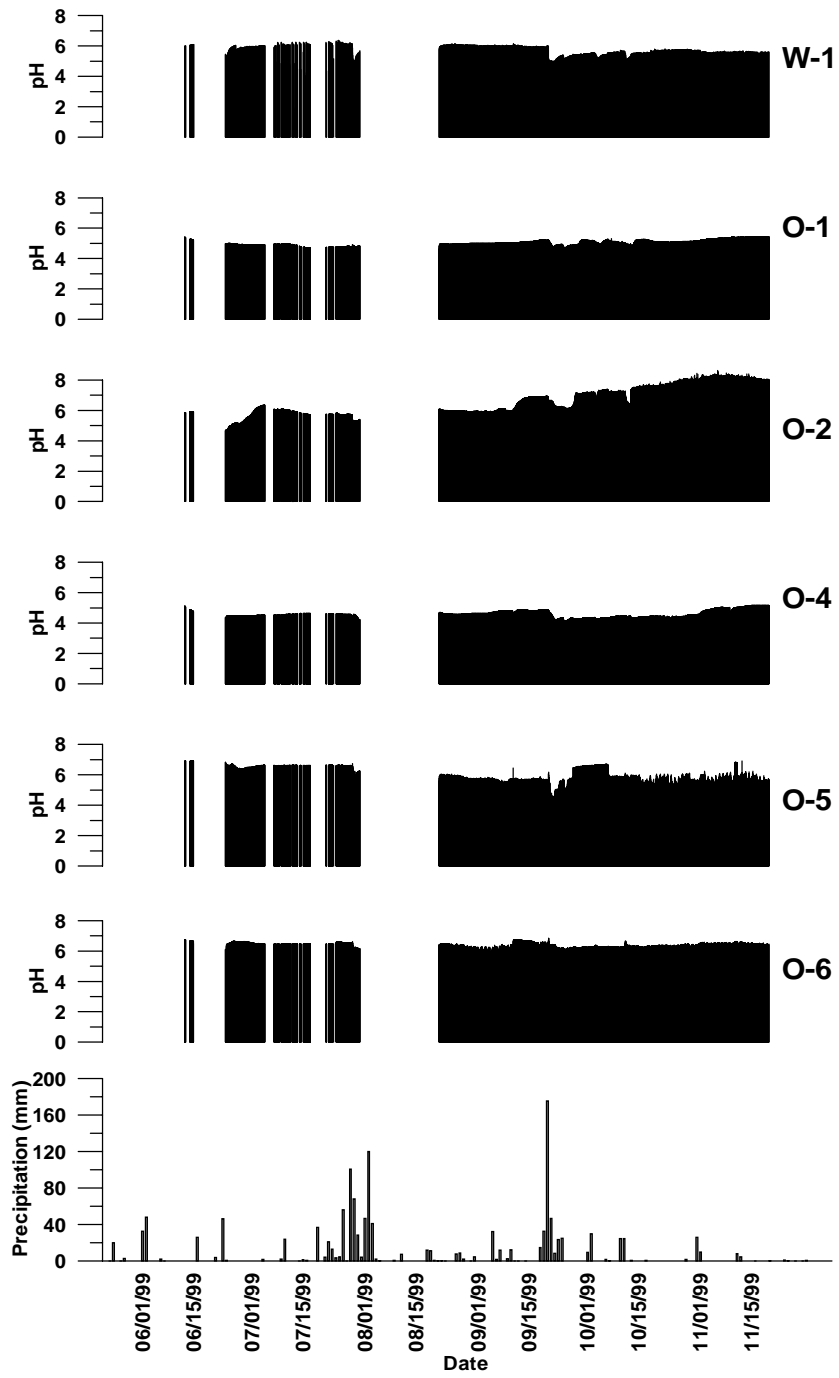
수온이 갑자기 증가하는 현상을 관찰할 수 있다. pH, EC에서는 강우와의 관계가 뚜렷하지 않으며 반응벽체 상류부(W-3, 0-1, 0-3, 0-5)와 하류부(W-1, W-2, 0-2, 0-4, 0-6)의 관측점에서 반응물질과의 반응으로 인한 질산성질소 등의 저감효과가 나타나지 않고 있다 <그림 3-1-19-(나)와 (다)>. 실제로 현장에서 지하수시료를 채취하여 분석한 결과를 보면 상류부에 위치한 관측점(W-3, 0-1 등)의 농도가 반드시 높지만은 않으며, 특히 우기(장마)이후에는 하류부의 관측점(W-2, 0-2, 0-4, 0-6)의 농도가 더 높기도 하다 <그림 3-1-14>.

이는 강우기간과 비강우기간 동안의 지하수 유동방향이 달라져 반응벽체에서 지하수 상류부와 하류부의 구분이 모호하게 되었기 때문인 것으로 사료되며, 이로 인해 11월말이후에는 수질수위관측을 중단하였다.



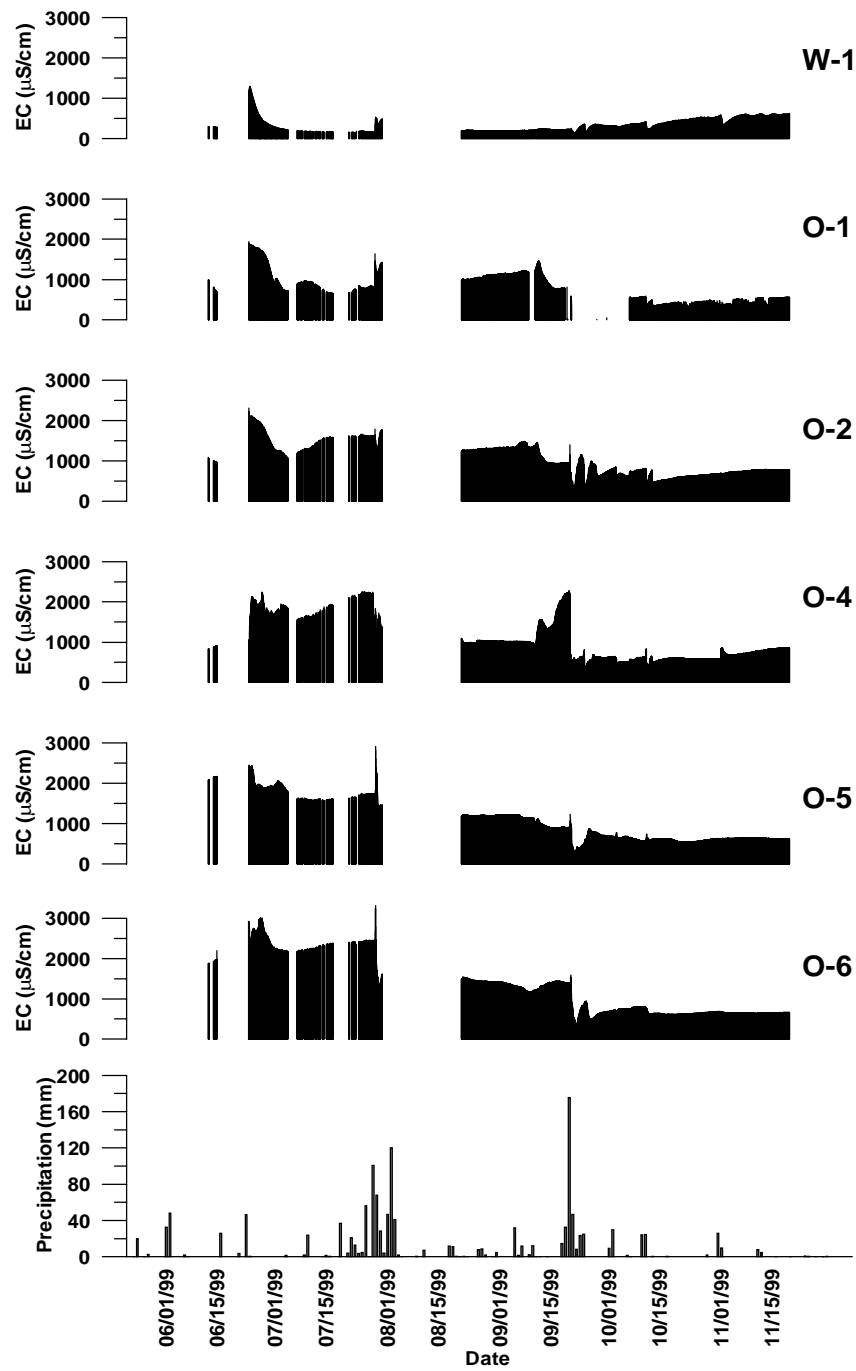
<그림 3-1-19> 1999년 6월부터 11월까지의 장기수질관측 결과

(나) pH



<그림 3-1-19> (계속)

(다) EC



<그림 3-1-19> (계속)

## 제2절 시범연구 : B지역(충청북도 소재)

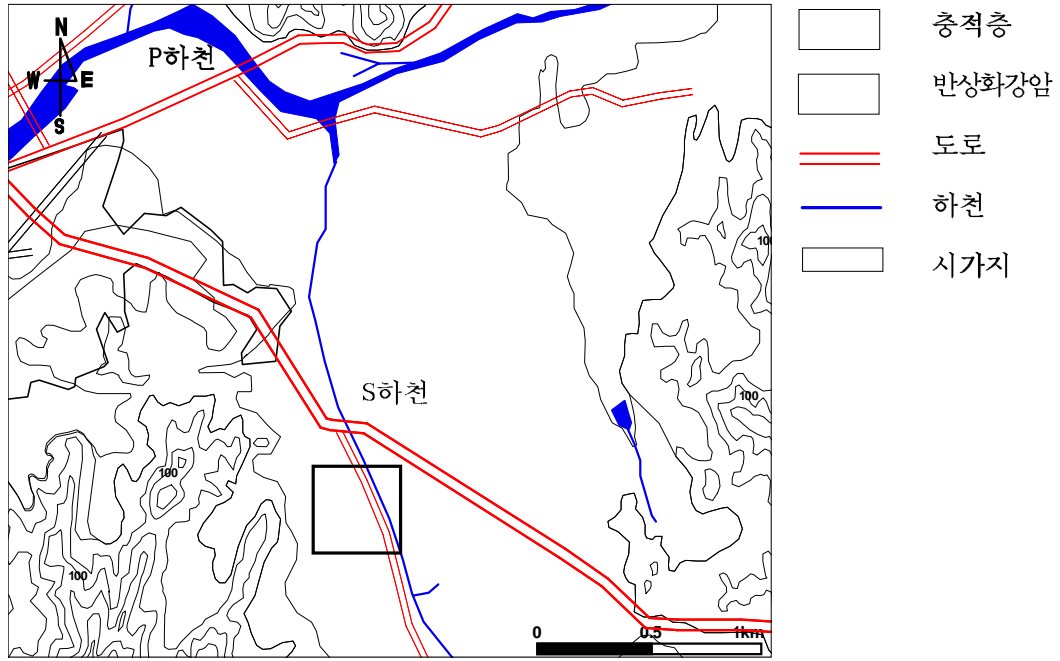
1999년~2000년 2년동안 충청북도에 위치한 B지역을 대상으로 생활오폐수에 의해 오염된 지하수를 정화처리하고자 수리지질조사 및 정화처리시설을 시공, 운영하였다. 특히 A지역에서의 시행착오를 최소화하기 위하여 본 지역의 기존 자료를 수집, 분석하고 건기와 우기를 포함한 6개월 이상의 기간에 걸쳐 수리지질조사를 하였다. B지역은 1995년 문화마을을 조성하면서 마을 생활오수를 자체처리하기 위하여 토양식오수정화처리를 설치한 이후 마을용수로 이용하였던 관정(미고결층 관정)의 수질이 악화되었다는 주민의 의견에 근거하여 오수정화처리기를 오염원으로 가정하고 마을부지 조사지역에서의 오염정도 및 오염범위 등을 조사한 후 소규모 투수성반응벽체를 설치하여 시범정화처리하고자 하였다.

### 1. 위치, 지형 및 지질

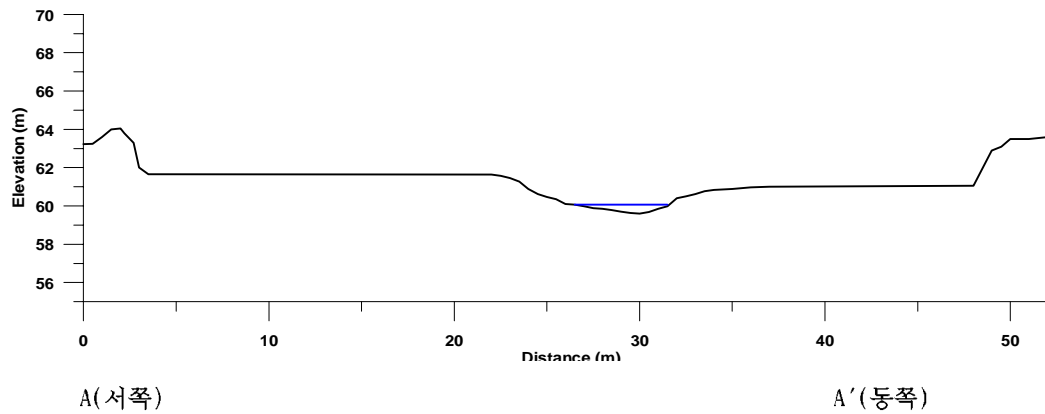
B지역은 충청북도에 위치한 문화마을로 동쪽과 서쪽은 구릉을 이루어 비교적 고도가 높고 북동쪽으로는 고도가 낮아 경작지로 이용되고 있으며 지구 내에는 동쪽에 위치한 S하천은 북쪽으로 흘러 P하천에 합류한다 <그림 3-2-1>. S하천의 단면은 <그림 3-2-2>와 같으며 조사지역 지하수위보다 하천수위가 낮다. S하천의 수심은 0.47m이고 유속은 17.7cm/sec, 유량은 1,300~1,600m<sup>3</sup>이다.

1968년경부터 B지역의 북쪽으로 부락을 이루었고 1994년에는 하천 유로를 정비하고 하천이었던 본 지역에 복토를 하여 문화마을로 새롭게 단장하고 오수처리장을 설치하여 마을의 생활오수를 자체 처리하도록 하였다. B지역은 동서방향과 남북방향으로 대략 300m×300m로 면적이 90,000m<sup>2</sup>되며, 총 11세대가 거주하고 있다. 마을 가운데에 오수처리기가 있고, 남쪽으로는 논, 북쪽으로는 공장, 양계장 등이 있고 그 사이사이에 논, 밭이 있고 오수처리기 바로 북쪽에는 놀이터가 있다 <그림3-2-3>. 양계장은 1969년부터 운영하여 왔으며 10,000여 마리의 닭을 사육하여 왔으나 2000년 이후 사육하는 닭의 수가 1/3 이하로 줄었고 그 이후 다시 규모가 커져 현재 8,000마리에 이른다. 오수처리기는 1994년경에 설치한 것으로 산화침윤형 토양식 정화조와 모관침윤형 트렌치로 구성된 토양식 오

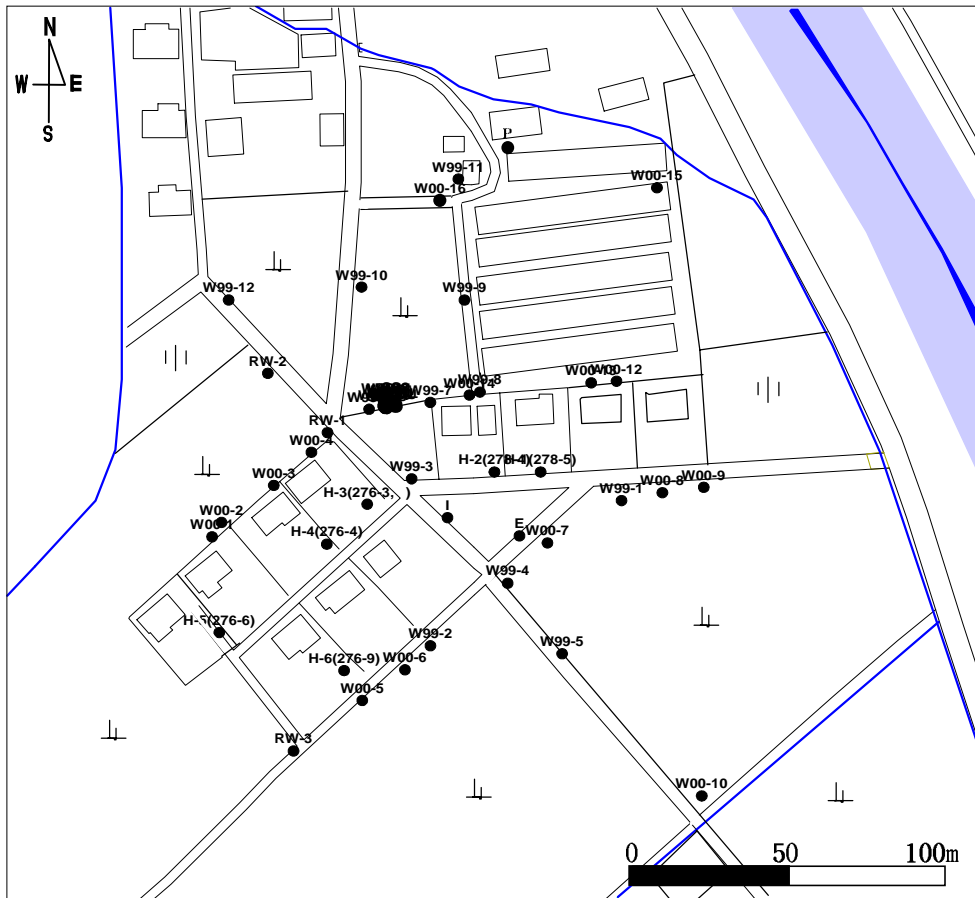
수정화처리시설이다. 이에 대하여는 「4. 지하수오염 상태 및 오염물질 특성 나. 오염원」에 보다 자세히 설명하였다.



<그림 3-2-1> B지역 주변 지형 및 지질 (□ : B지역 위치)



<그림 3-2-2> S하천 단면도 (조사시점 : 2000년11월)



<그림 3-2-3> 시범지구 (B지역 일대).

W99-1 ~ W99-12 : 1999년에 설치한 관측정 (심도 2~4m)

W00-1 ~ W00-16 : 2000년에 설치한 관측정 (심도 2~6m)

H-1 ~ H-6 : 가정집 층적 관정 (10m내외) / P : 양계장 층적 관정

RW-1 : 암반관정 / RW-2,3 : 집수정

I : 오수처리기 유입수 / E : 오수처리기 방류수

□ : 오수처리기

주변에는 중생대 류라기의 반상화강암이 분포하여 분지를 형성하며 B지역에는 제4기 층적층이 분포하는데 <그림 3-2-1>, 과거 본 지역은 하천이었으며 문

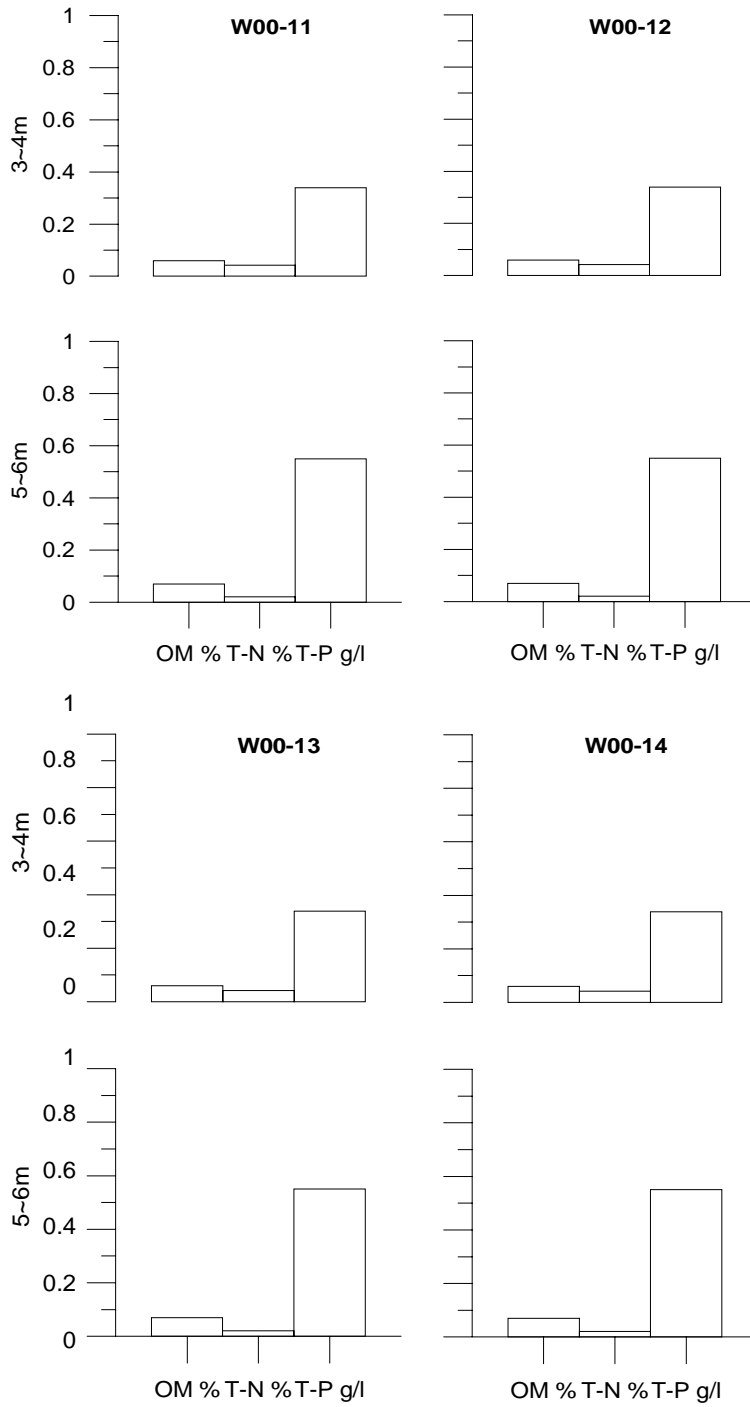


화마을 조성을 위하여 1~2m가량 복토하였으며 실제로 지구물리탐사 결과 상부 1~2m에서 전기비저항값이 매우 높은 층(복토층)을 확인하였다 (「4. 지하수수질오염 상태 및 오염물질 특성 다. 오염범위 및 심도」 참고).

B지역의 토양의 입도는 대체로 모래 70~80%, 실트 10~20%, 점토 10%미만으로 모래가 많아 토양배수가 양호하다. 이는 본 지역이 구하상이었던 것에 기인하며, 심도가 깊어질수록 자갈의 함량이 증가하고 점토, 실트의 함량은 감소하며, 유기물 및 총인의 함량은 증가하고 총질소의 함량은 감소한다. 질소의 함량은 토양내 미생물의 작용에 의해 심도가 깊어질수록 감소하는 것이다. 모래의 함량은 오수처리기의 북쪽 W99-4, W99-7, W99-8 관측정 부근과 서쪽 W00-3, 남서쪽 W99-2부근에서 높으며 심도가 깊어짐에 따라 점점 함량이 감소하고 대신 자갈의 함량이 증가한다. 유기물함량은 심도 1~2m에서는 북쪽 W99-8과 남동쪽 W00-10부근에서 높으나 심도 3~4m에서는 오수처리기의 남쪽 부근이 비교적 높다 <그림 3-2-4>.

## 2. 기후

기상자료는 B지역에서 남서쪽으로 약 20km 떨어진 C기상대 기후자료를 이용하였다. 본 지역은 내륙에 위치하기 때문에 비슷한 위도에 있는 지역(서산, 아산, 보령, 안동, 문경 등)보다 여름에는 더 덥고 겨울에는 춥다 (부록A 그림 1 참고). 평년기온은 최저 -3.8℃에서 최고 27.2℃이며 겨울철 1월 평균 평년기온은 -2.8℃이고 여름철 8월 평균 평년기온은 25.4℃이다 <표 3-2-1, 그림 3-2-5>. 평년 강우량도 다른 지역(비슷한 위도에 위치하는 지역)에 비해 적다. 여름 장마철인 7월과 8월초 평년강우량은 각각 265.4mm, 271.2mm이며 <표 3-2-2>, 우리나라의 강우특성을 그대로 반영하여, <그림 3-2-6>에서 보는 바와 같이 7월과 8월에 강우가 집중되고, 1월, 2월, 12월에는 30mm미만으로 강수량이 적다.



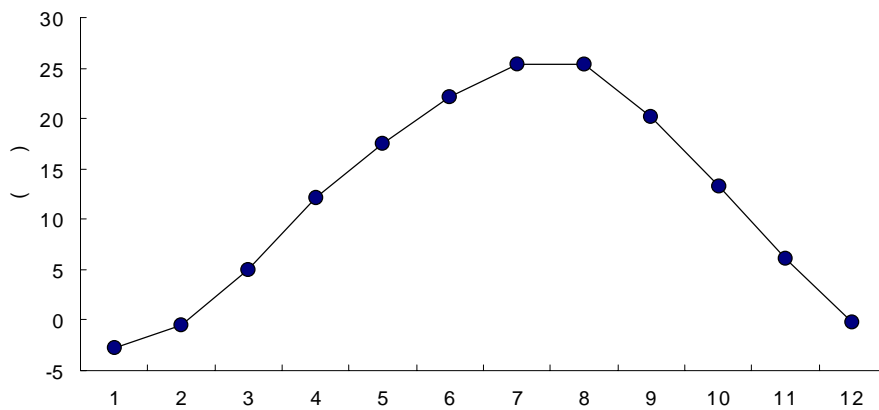
<그림 3-2-4> 심도별 토양의 유기물함량, 총질소, 및 총인

<표 3-2-1> C기상대 기온 일별 평년값 (단위 :℃)

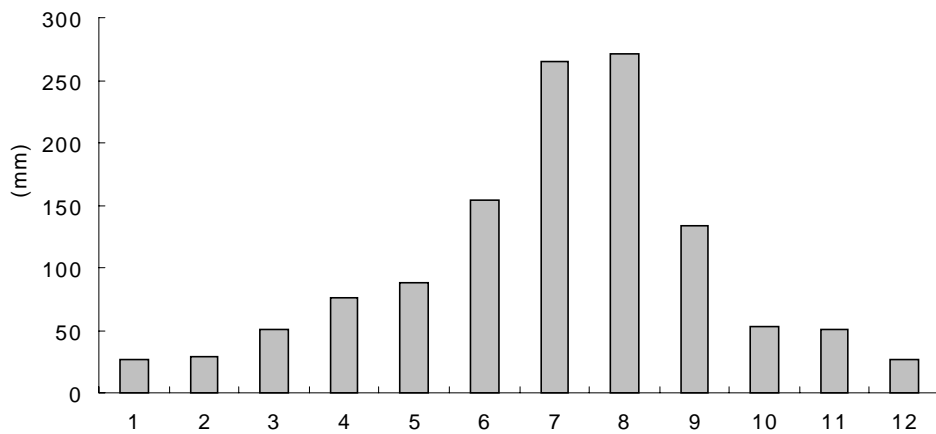
구분	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
1일	-1.7	-3.2	1.7	7.6	15.1	20	23.7	27	23.8	17.1	8.9	1.8
2일	-1.6	-3.8	2	7.6	15.1	20.1	23.9	26.6	23.4	16.6	8.8	1.5
3일	-1.8	-3.3	2.6	8.4	15.3	19.9	24.1	26.4	23.1	16.9	9.2	1.1
4일	-3.1	-2.4	2.7	9.5	15.5	20.6	24.1	26.2	22.6	16.3	9.2	1.6
5일	-3.5	-1.6	2.8	10.2	15.9	21	24.3	26.2	22.5	15.5	9.8	1.6
6일	-2.5	-1.6	2.7	10.2	16	21.2	24.6	26.2	22.7	15.2	9.7	1.2
7일	-1.7	-2.3	3.5	11.1	16.3	21.2	24.7	26.3	22.4	15.1	9.2	1.8
8일	-1.6	-2.3	3.9	11.2	16.2	21.2	24.5	26.6	22	15.2	8.3	1.7
9일	-1.6	-1.4	3.6	11	16.8	21.5	24.8	26.3	21.3	15.1	8.5	1.1
10일	-2.3	-1.5	3.4	10.8	17.2	21.4	24.6	26	21.1	14.8	7.7	1.4
11일	-2.5	-0.8	3.7	11.3	16.9	21.7	23.9	26	20.9	14.8	7.4	0.8
12일	-2.4	-0.2	4.1	11.6	17.9	21.8	23.9	26.2	20.7	14.3	7.8	-0.5
13일	-2.9	0	4.5	11.2	16.9	22.2	24.4	26.4	20.2	14.3	7.7	0.1
14일	-3.7	0.2	4.8	11.8	16.7	22.3	24.8	26.4	20.1	14	7.2	0.2
15일	-2.5	0.2	5	12.3	16.9	22.7	25.2	26	20.2	13.9	6.5	-0.7
16일	-2.9	-0.2	4.6	11.7	16.7	22.9	24.9	25.7	19.7	13.3	6	-0.4
17일	-3.1	0.3	4.9	12	17	22.8	24.7	25.5	19.7	13.2	5.3	-0.3
18일	-3.4	0.5	5.4	12.6	17.2	22.5	25.3	25.8	19.6	12.9	4.8	-0.8
19일	-3.8	0.7	5.8	13.3	17.5	22.5	25.8	25.8	19	13	4.8	-0.9
20일	-3.3	0.5	6.4	13.5	17.9	21.9	26.4	25.3	19	12.8	5	-0.3
21일	-3.5	0	6.6	13.9	18.5	22.7	26.2	24.7	18.5	12	3.8	-0.6
22일	-2.7	0.5	6.3	13.8	18.8	22.9	26.2	24.7	18.5	11.3	4.4	-0.8
23일	-3	1	6.4	14.2	19.2	22.8	26.2	24.2	18.4	11.3	4.2	-1.3
24일	-2.8	0.8	5	14.1	19	22.9	26.5	24.1	18.5	11.4	3.6	-1.6
25일	-2.6	0.7	5.7	14.3	18.5	23	26.5	24.1	18.1	10.9	3.8	-1.5
26일	-3	1	6.5	14.6	19	23.1	26.5	24.2	17.2	10.6	3.9	-2.3
27일	-3.3	1.1	7.6	14.8	19.2	23.2	26.7	24.1	17.4	10.8	2.8	-2
28일	-3.6	1.6	8.2	14.5	19.6	23.4	26.9	24	17.5	10.6	2.2	-2.1
29일	-3	1.7	8.5	15.3	19.9	23.9	26.9	23.7	17.3	10.1	1.7	-2.6
30일	-3.7		8.4	15.7	20	23.6	27.1	23.9	16.9	10.2	2.1	-2.3
31일	-3.6		7.9		20		27.2	23.8		9		-2
평균	-2.8	-0.5	5	12.1	17.5	22.1	25.3	25.4	20.1	13.3	6.1	-0.2

<표 3-2-2> C기상대 강수량 일별 평년값 (단위 : mm)

구분	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
1일	0.6	0.4	1.5	1.7	2.8	3.9	9.5	6	5.4	2	1.1	1.2
2일	1.6	0.5	1.8	2.1	1.7	3.4	7.7	10.2	10.1	3.5	1.5	1.1
3일	0.7	0.5	2.4	1.3	4.6	2.3	8.1	14.3	6.4	1.4	0.8	0.6
4일	1.1	0.5	1.7	0.2	1.6	1.4	7.6	12.6	3.5	1.1	0.8	2.5
5일	0.8	0.2	1.2	4.9	0.9	2.2	4	9.2	6.3	2.8	1.9	0.4
6일	1	0.2	1.7	3.2	3.3	3.3	8.1	4.3	3.9	1.8	2.8	1.8
7일	1.7	0.3	2.8	3.4	6.5	6	8.7	5.2	1.8	0.9	1.5	1.3
8일	0.8	0.4	1.4	1.5	2.8	4.9	11.5	6.5	2.3	0.4	1.5	1.2
9일	0.4	1.6	3.3	2.8	0.5	3.6	8.3	12.7	4.5	0.5	3	0.4
10일	0.4	1.9	0.8	2.1	1.4	4.6	12.2	7.6	6.8	4.6	2.4	1.3
11일	0.6	1.3	1.7	1.4	3.7	1.7	14.1	5.5	5.6	6.6	1.2	0.9
12일	0.4	0.8	0.3	5.4	2.8	1.1	12	3.6	1.5	4.4	3.8	0.2
13일	0.2	0.6	0.7	2.6	11.1	1.9	10.4	6	2.4	1	1.2	0.3
14일	0.5	0.5	1.5	1.3	5.4	2	7.3	11.1	12.1	0.6	0.8	0.8
15일	0.9	1.1	1.2	2.5	1.5	0.4	12.1	7.7	8.5	0.7	2.7	0.2
16일	0.8	2.2	3.1	1.5	2.6	7	17.3	6.9	5.6	2	1.7	0.8
17일	0.4	0.7	0.5	2.6	1.2	4.8	9.7	8.1	6	0.2	1	1
18일	0.7	0.9	1.2	3.1	2.6	2.8	2.7	7.8	1.9	1.5	1	0.8
19일	0.6	1.4	2.4	3.6	3.4	5.2	8.7	9	2.3	0.8	2.4	0.8
20일	1.1	1.2	0.8	2.4	2.3	9.8	4.3	17.9	4.6	0.3	1.7	0.1
21일	1.8	1.2	1.1	3.5	1.4	5.9	6.9	10.7	3.7	3.3	2.5	0.4
22일	1.3	2.4	1.1	2.4	1.4	2.4	20.2	2.7	0.9	0.3	1.4	1.1
23일	1.3	1.8	2.3	1.4	1	4.6	9.6	7.8	2.6	0.4	0.9	1
24일	1.9	0.5	3	4.1	2.7	5.7	3.2	9	8.8	1.9	1.7	0.5
25일	0.4	2.1	1.4	0.5	8.2	19.5	11.2	21.2	1.2	0.9	1.2	1.1
26일	0.2	0.2	1.5	3.1	4	7.8	6.4	7.9	2.1	0.6	0.8	0.7
27일	0.2	0.6	0.9	1.7	1.5	5.8	5.6	10.3	3.2	2	1.8	0.9
28일	0.3	2.1	0.6	6.3	0.8	4.3	5.6	7.1	1.1	1.5	1.6	0.5
29일	1.1	0.8	3.3	2	1.6	9.6	3.5	9.2	3.1	2.1	3	0.9
30일	1		3.2	1.9	1	16.2	5.6	8.7	5	1.4	1.1	1.1
31일	1.6		0.8		1.5		3.3	4.4		2.1		0.7
계	26.4	28.9	51.2	76.5	87.8	154.1	265.4	271.2	133.2	53.6	50.8	26.6



<그림 3-2-5> C기상대 기온의 월별 평균기온(평년기온) 변화



<그림 3-2-6> C기상대 강수량 월별 평년강수량 변화

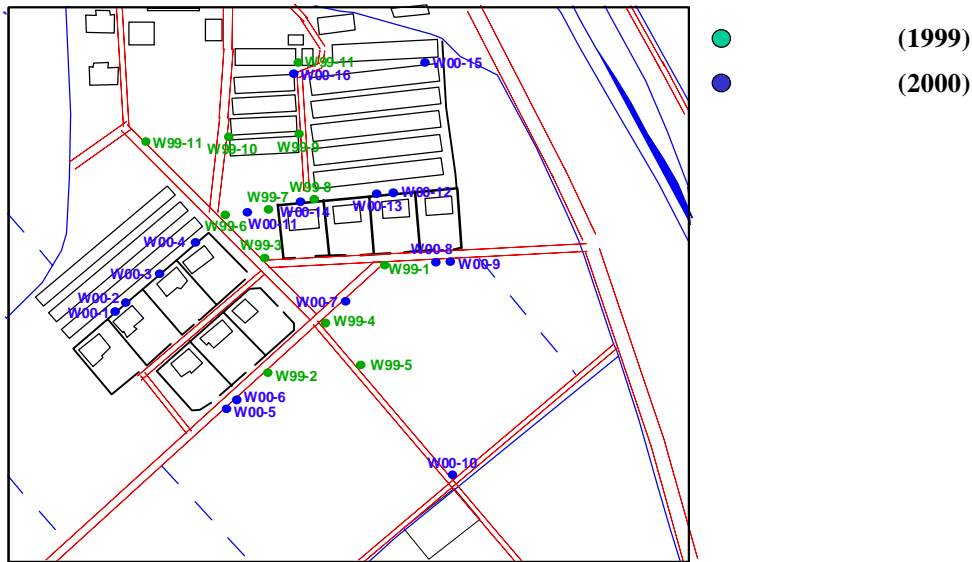
### 3. 수리지질 특성

B지역의 수리지질특성을 파악하기 위해 1999년에 설치된 12공의 관측정과 2000년에 새로 설치한 관측정 16공를 대상으로 지하수수위, 지하수유향유속, 대수층수리전도도 등을 조사하였다.

#### 가. 관측정

1999년 7월에 설치된 관측정 12공은 ‘물리탐사에 의한 지하수오염범위 추적

방안 연구(1999, 농어촌진흥공사)’에서 설치한 것이고, 2000년 B지역을 연구지역으로 선정한 이후 추가로 6월에 16개 관측정을 설치하였다. 관측정 위치는 지구물리탐사 결과 전기비저항값이 현저히 높거나 낮은 지점들 중 장비(오거크레인) 투입이 가능하고 주민과 협의가 된 지점을 선택하였다 <그림 3-2-7>. 오거크레인으로 심도 6m까지 굴착하였으나 지표에서 1m~2m하부로는 대부분 모래, 자갈로 되어 있어 개발심도에 비해 관측정 실제 심도는 그다지 깊지 않다 <표 3-2-3>. 관측정의 심도는 대략 2.5m~6.0m이다. 관측정 자재는 수질에 영향을 주지 않으며 값이 비교적 저렴한 PVC수도관을 사용하였다. 1999년에 설치한 관측정은 지하수시료채취를 위해 설치한 것으로 4inch 구경의 PVC관에 120°, 0.7~0.8m 간격으로 비스듬하게 틈을 만들어 지하수가 관정 내로 유입되도록 하였고 <그림 3-2-8-(가)>, 2000년에 설치한 관측정은 지하수시료채취 뿐만 아니라 지하수유향유속을 측정할 수 있도록 4inch 구경의 PVC관에 45°, 50cm 간격으로 slit을 만들어 설치하였다. 보다 정확한 유향유속측정을 위해서는 slot을 설치하여야 하지만 그렇게 할 경우 PVC관 강도가 감소하여 관측정 설치 시 PVC관이 부러질 우려가 있어 부득이 slit형태로 screen을 설치하였다 <그림 3-2-8-(나)>.



<그림 3-2-7> B지역의 관측정 위치도

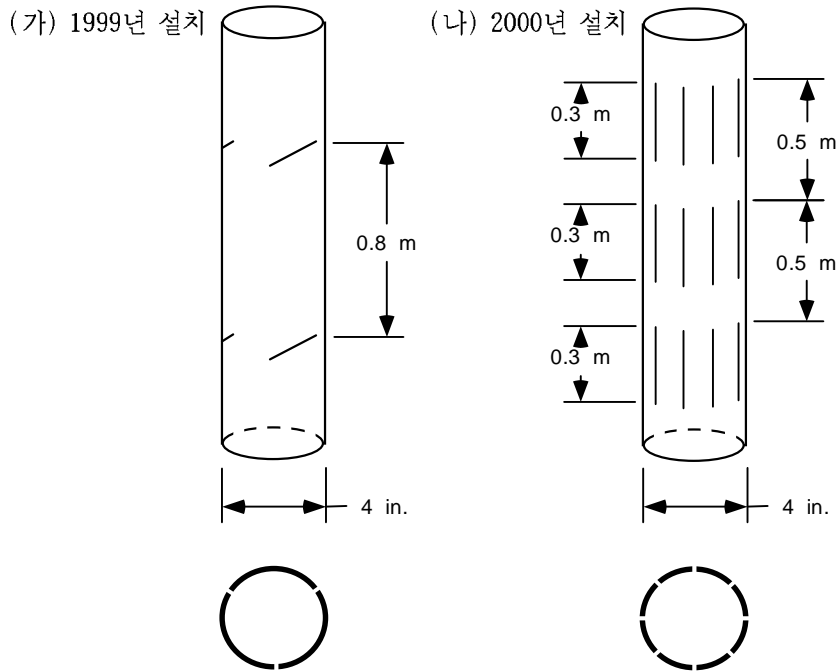
<표 3-2-3> 관측정 내역

관정번호	설치일	케이싱높이(m)	관측정심도 <sup>1)</sup> (TOC <sup>2)</sup> ,m	지하수수위변화 <sup>3)</sup> (TOC, m)
W99-1	1999년 7월	0.250	3.1	1.340 ~ 2.300 (0.960)
W99-2	1999년 7월	0.285	2.5	1.810 ~ 1.860 (0.000)
W99-3	1999년 7월	0.290	3.15	1.620 ~ 2.780 (0.970)
W99-4	1999년 7월	0.345	3.48	1.970 ~ 2.580 (0.610)
W99-5	1999년 7월	0.560	3.09	1.790 ~ 2.600 (0.810)
W99-6	1999년 7월	0.305	3.06	1.920 ~ 2.800 (0.880)
W99-7	1999년 7월	0.170	3.05	1.610 ~ 2.820 (0.770)
W99-8	1999년 7월	0.250	2.5	2.135 ~ 2.575 (0.440)
W99-9	1999년 7월	0.150	2.73	1.933 ~ 2.960 (1.027)
W99-10	1999년 7월	0.145	2.25	2.490 ~ 3.050 (0.560)
W99-11	1999년 7월	0.030	3.45	2.520 ~ 2.755 (0.235)
W99-12	1999년 7월	0.010	3.73	1.690 ~ 2.345 (0.655)
W00-1	2000년 10월	0.290	3.2	2.065 ~ 2.780 (0.715)
W00-2	2000년 10월	0.105	2.49	2.040 ~ 2.575 (0.535)
W00-3	2000년 10월	0.580	3.23	1.150 ~ 2.340 (1.190)
W00-4	2000년 10월	0.745	2.71	1.075 ~ 2.250 (0.680)
W00-5	2000년 10월	0.650	4.35	1.320 ~ 2.830 (0.735)
W00-6	2000년 10월	0.600	3.63	1.330 ~ 2.860 (0.830)
W00-7	2000년 10월	0.390	5.31	1.735 ~ 2.490 (0.755)
W00-8	2000년 10월	0.540	2.6	1.630 ~ 2.430 (0.800)
W00-9	2000년 10월	0.235	4.14	1.805 ~ 2.700 (0.895)
W00-10	2000년 10월	0.310	3.1	1.985 ~ 2.790 (0.805)
W00-11	2000년 10월	0.510	3.27	1.940 ~ 2.730 (0.790)
W00-12	2000년 10월	0.490	3.35	1.365 ~ 2.150 (0.785)
W00-13	2000년 10월	0.700	5.65	1.225 ~ 1.980 (0.735)
W00-14	2000년 10월	0.560	2.69	1.050 ~ 1.810 (0.000)
W00-15	2000년 10월	0.435	5.93	0.905 ~ 1.640 (0.735)
W00-16	2000년 10월	0.330	2.64	0.665 ~ 1.470 (0.830)

1) 관측정 심도 : 2000년 7월 측정한 자료임.

2) TOC(Top of casing) : 관측정 케이싱 상단부를 기준으로 측정한 지하수 수위

3) 지하수수위변화 : 1999년~2001년 동안의 지하수수위(TOC)의 최소치~최대치



<그림 3-2-8> 관측정 스크린(screen) 상태

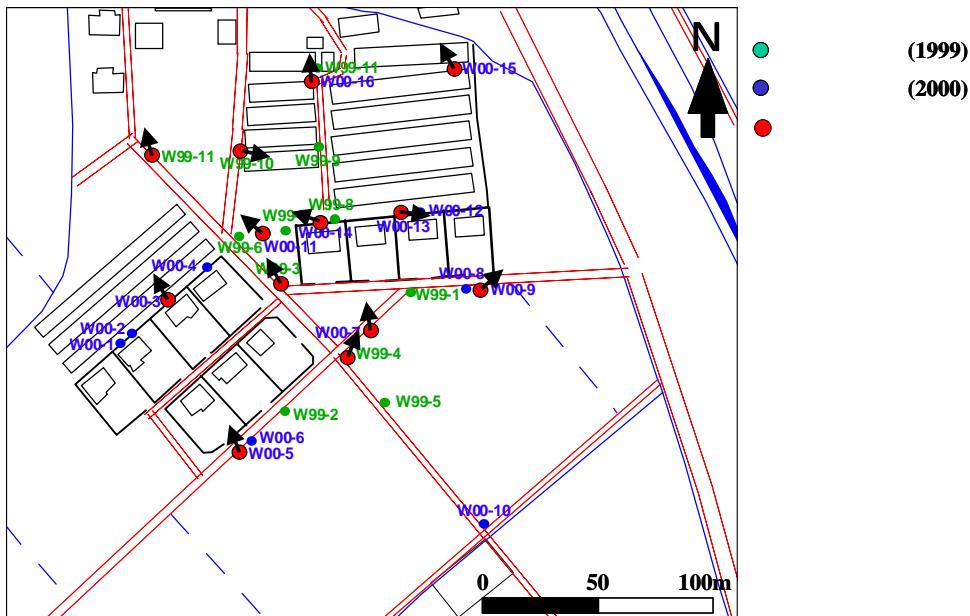
### 나. 지하수 유동

관측정에 flowmeter(K-V사 제작, 모델명 : Geoflo-40)를 삽입하여 공내에서의 지하수 유량 및 유속을 측정하고, 1999년 ~ 2001년 동안 관측정 지하수수위를 측정하여 지하수수위변화, 지하수유동방향 변화를 분석하였다. 2000년 6월 총 13개의 관측정을 대상으로 공내유량유속을 측정한 결과, 본 지역의 충적층(미고결층)지하수는 S하천과 거의 비슷한 방향 즉 북류하며 측정유속은 0.066m/day~0.270m/day, 평균유속은 0.154m/day이다 <그림 3-2-9, 표 3-2-4>.

공내유량유속계로 측정한 결과와 지하수등수위선도에서의 해당 관측정에 대한 유량자료를 비교해 보면, <표 3-2-5>에서와 같이 13개 관측정 중 W99-10, W00-9, W00-11, W00-13, W00-14 5개 관정을 제외하고 30° 이하의 차이를 보였다. 5개 관정 중 주택 인근의 관측정(W00-9, W00-13, W00-14)에서 큰 차이를 보



인 것은 측정된 시점이 6월말 무더위로 인해 생활용수이용량이 많은 낮에 측정, 조사하여 지하수유동이 국부적으로 달라졌기 때문인 것으로 사료된다. 장기간에 걸친 지하수유동변화를 파악하기 위해 1999년 자료와 2000년~2001년 지하수 수위 실측자료를 분석한 결과, B지역은 계절에 따라 지하수유동방향 및 유속은 다소 달라지지만 전체적인 유동방향은 공내유향유속측정 결과와 유사하게 북쪽으로 흐르는 것으로 분석되었다 (부록C 그림 1~그림 16 참고).



<그림 3-2-9> B지역의 공내유향유속측정 대상 관측정 위치 및 결과

본 지역의 지하수 유동속도는 평균 0.154m/day로, 대수층의 수리전도도는 타 지역에 비해 높으나(「다. 대수층 수리 특성」에서 상술) 수두구배가 낮아 지하수가 흐르는 유속이 하루(24시간)에 0.066m에서 0.27m정도 이동하는 것으로 측정되었다.

1999년에 설치한 5개 관측정 W99-4, W99-3, W99-6, W99-9, W99-11는 순서대로 지하수상류부에서 지하수하류부에 위치하는 관측정으로 이들 관측정에서의 지하수수위변화와 해당기간의 강수량변화(청주기상대 자료 이용)를 비교해 보면 강수량이 많은 우기에 해당되는 6, 7, 8, 9월에는 지하수수위가 높고 강수량이 적

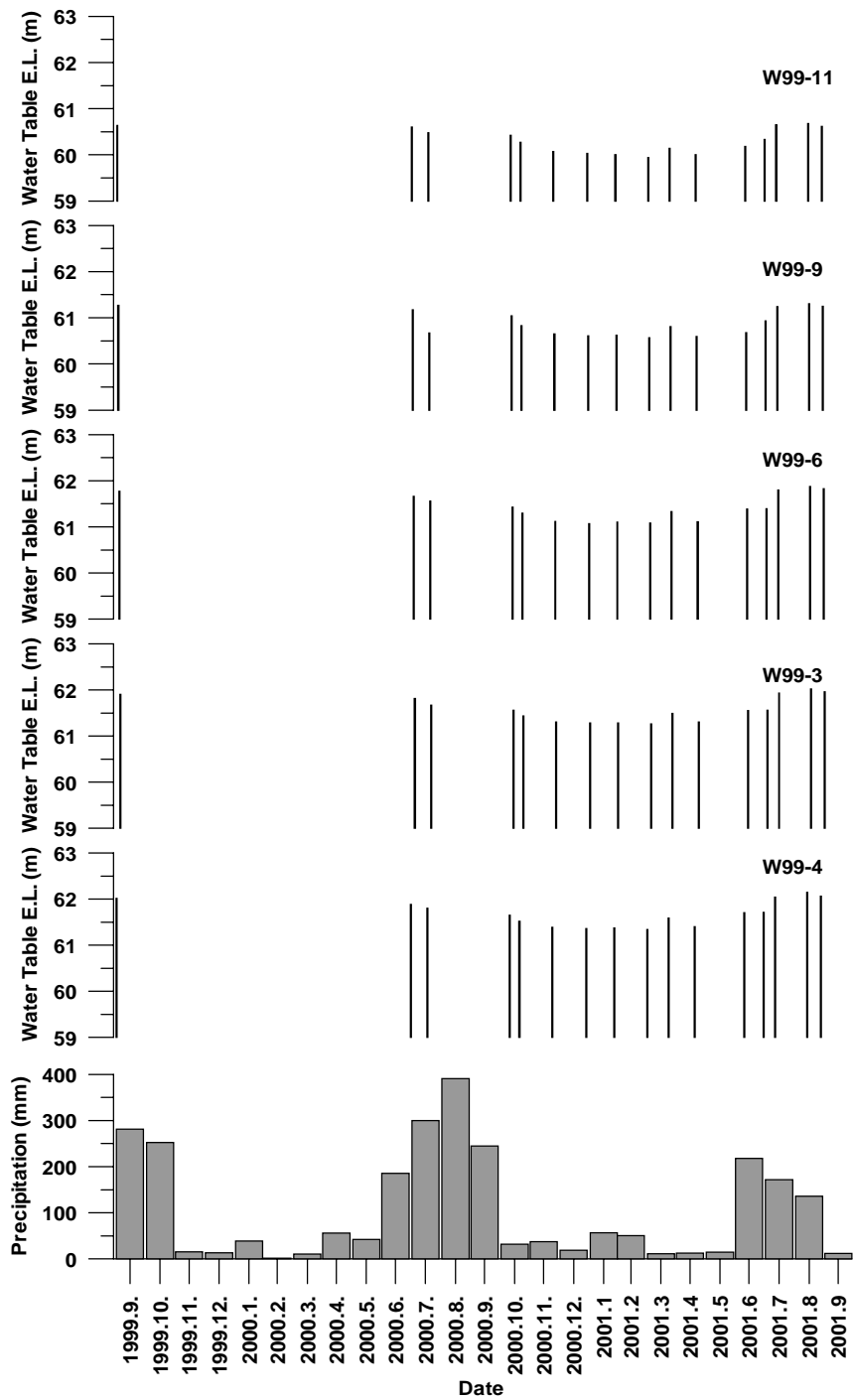
은 10, 11, 12, 1, 2, 3, 4, 5월에는 지하수수위가 낮으며 <그림 3-2-10>에서 보는 바와 같이 상류에서 하류부로 갈수록 지하수수면의 고도가 전체적으로 낮으며 이는 지하수 유동 방향이 계절에 관계없이 거의 일정하다는 것을 의미한다. 이런 현상은 부록C에서도 확인 할 수 있다.

<표 3-2-4> B지역의 관측정 유향유속측정 결과

관측정	측정심도(m)	측정일	유향(°)	유속	
				(ft/day)	(m/day)
W99-3	3	2000. 6. 24	331.0	0.472	0.144
W99-4	3	2000. 6. 26	24.5	0.423	0.129
W99-10	1.5	2000. 6. 28	102.7	0.217	0.066
W99-12	3	2000. 6. 28	345.4	0.786	0.240
W00-3	3	2000. 6. 28	332.6	0.623	0.190
W00-5	4	2000. 6. 26	340.3	0.382	0.116
W00-7	4.5	2000. 6. 26	352.1	0.614	0.187
W00-9	3	2000. 6. 26	47.7	0.887	0.270
W00-11	3	2000. 6. 28	311.4	0.251	0.077
W00-13	4	2000. 6. 28	92.5	0.309	0.094
W00-14	2.4	2000. 6. 28	288.2	0.622	0.189
W00-15	5	2000. 6. 28	332.5	0.446	0.136
W00-16	2	2000. 6. 28	356.9	0.526	0.160
평균				0.504	0.154

<표 3-2-5> 지하수등수위선도와 공내유향유속측정 결과 각 관측정에서의 유향 비교

관측정	지하수등수위선도상에서의 유향	관정내 유향 실측값(공내유향유속계)	차이(사잇각)
W99-3	360°	331.0°	29°
W99-4	5°	24.5°	19.5°
W99-10	10°	102.7°	92.7°
W99-12	360°	345.4°	14.6°
W00-3	330°	332.6°	2.6°
W00-5	355°	340.3°	14.7°
W00-7	10°	352.1°	17.9°
W00-9	340°	47.7°	67.7°
W00-11	360°	311.4°	48.6°
W00-13	340°	92.5°	112.5°
W00-14	10°	288.2°	81.8°
W00-15	300°	332.5°	32.5°
W00-16	20°	356.9°	23.1°
측정일	2000. 6. 23	2000. 6. 24~6. 28	



<그림 3-2-10> 월별 강수량과 지하수수위변화 비교

#### 다. 대수층 수리 특성

대수층의 수리특성을 파악하기 위해 7개의 관측정을 대상으로 순간수위변화 시험(slug test)을 실시하였다. 대수층 수리상수를 구하기 위해 주로 양수시험을 하지만 본 지역에서는 관측정 내 물기둥 높이가 낮고 수량이 적은 관계로 양수시험 대신 순간수위변화시험을 하였다.

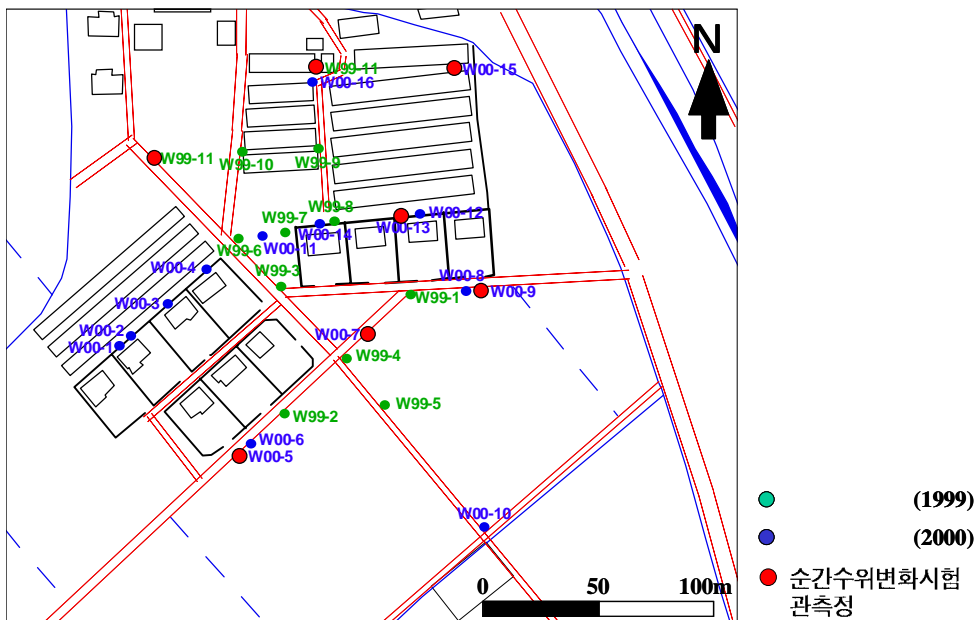
순간수위변화시험은 순간충격시험이라고도 하는데, 대수층의 수리상수 중 투수량계수, 비산출율을 구할 수 있다. 시험방법은 2가지가 있다. 체적을 알고 있는 더미(dummy)를 관측정 내에 순간적으로 삽입시키는 방법과 그 반대로 더미를 관정 밖으로 순간적으로 빼내는 방법이다. 첫 번째 방법으로 하면 순간적으로 삽입된 더미에 해당하는 체적만큼 지하수위가 관측정내에서 순간적으로 상승한 후 서서히 주변대수층의 투수구간으로 배출되어 나가면서 수위가 하강하게 되어 원상태로 회복하게 되고, 두 번째 방법으로 하면 순간적으로 뽑아나간 더미의 체적만큼 지하수위가 순간적으로 하강한 후 주변대수층의 투수구간을 통해 관측정 내부로 유입되는 지하수에 의해 수위가 서서히 상승하여 원상태로 회복되게 된다 (한정상, 2000). 이 때 경과시간에 따른 지하수수위변화를 기록, AQTESOLV 프로그램을 이용하여 대수층의 수리전도도(K, Hydraulic conductivity)를 구할 수 있다.

순간수위변화시험을 하기 위해서는 자동수위측정센서(In-Situ Inc. 제작, 모델명 : Hermit-3000)를 충분히 설치할 수 있을 정도로 관측정 내 물기둥 높이가 높아야 하는데 이런 조건을 만족하는 관측정을 선별한 결과 <표 3-2-6>에서 본 바와 같이 7개 관측정이 있으며 물기둥높이가 2.5m이상이다 <그림 3-2-11>.

순간수위변화시험 결과 수리전도도(K)는  $0.348 \times 10^{-4} \sim 4.801 \times 10^{-4} \text{m/sec}$  즉 3.01~41.48m/day로 단위 동수구배 하에서 같은 점성계수를 갖는 단위체적의 지하수가 유선의 직각방향에서 측정한 단위면적( $1\text{m}^2$ )을 통해서 단위시간(1일) 동안 흐르는 양이 3.01~41.48 $\text{m}^3$ 정도이며, 이는 silty sand ~ sand (미고결층)의 수리전도도에 해당된다 <표 3-2-6, 그림 3-2-12>.

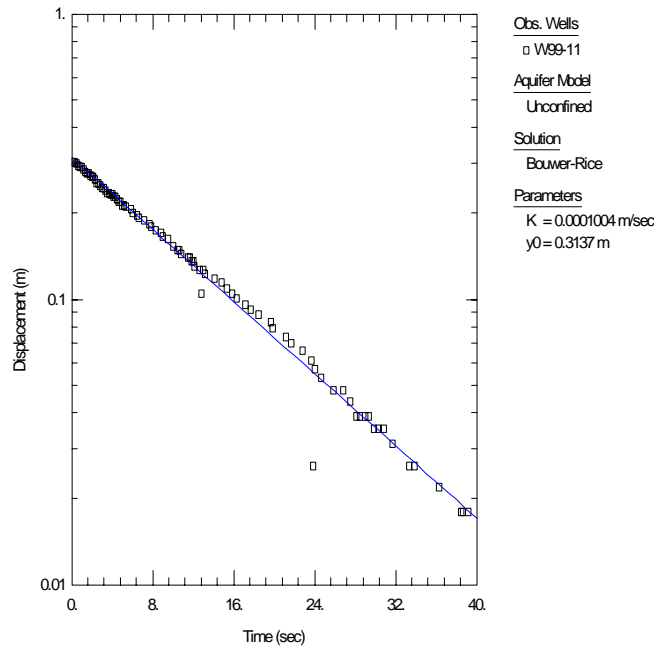
<표 3-2-6> 순간수위변화시험 관측정 내역 및 시험 결과(자료는 시험 당시 측정값임)

관측정번호	관측정심도(m)	지하수수위(m)	물기둥높이(m)	K(m/sec)	K(m/day)
W99-11	3.52	0.73	2.79	$1.004 \times 10^{-4}$	8.675
W99-12	3.72	0.61	3.11	$0.524 \times 10^{-4}$	4.527
W00-5	4.57	1.91	2.66	$1.265 \times 10^{-4}$	10.93
W00-7	5.37	1.54	3.83	$0.348 \times 10^{-4}$	3.007
W00-9	4.24	1.85	2.39	$1.174 \times 10^{-4}$	10.14
W00-13	5.71	1.86	3.88	$4.801 \times 10^{-4}$	41.48
W00-15	6.06	1.61	4.45	$0.871 \times 10^{-4}$	7.525

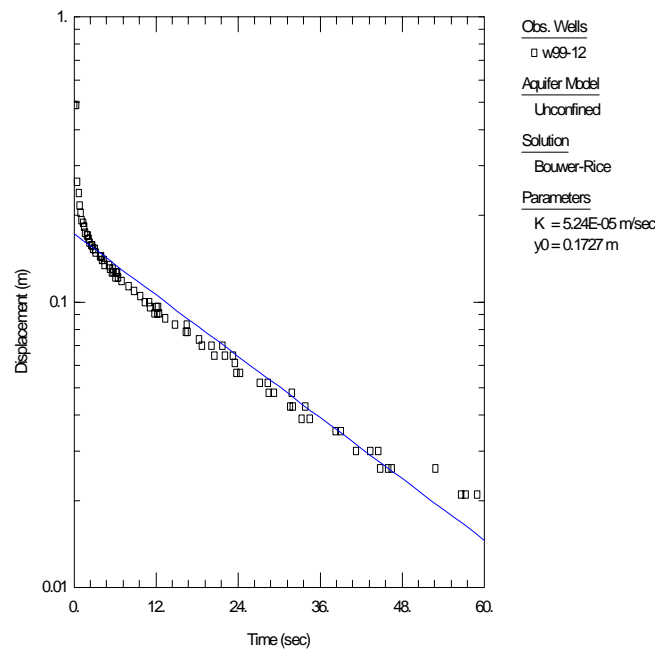


<그림 3-2-11> 순간수위변화시험 대상 관측정 위치

(가) W99-11

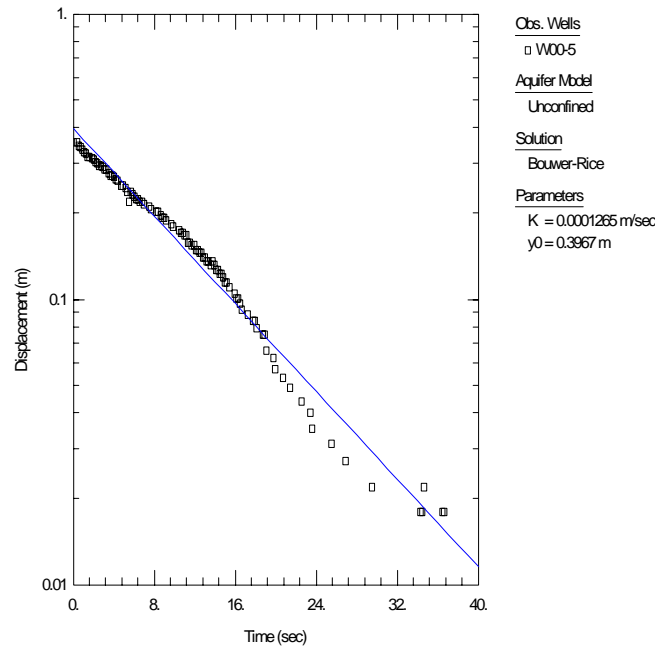


(나) W99-12

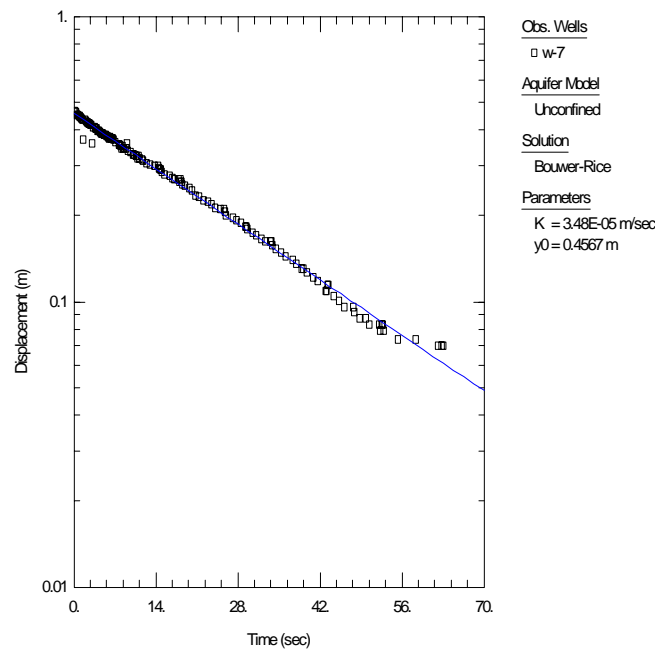


<그림 3-2-12> 순간수위변화시험 결과 ( $K$ : 수리전도도,  $y_0$ : type-curve의 초기 변위)

(다) W00-5

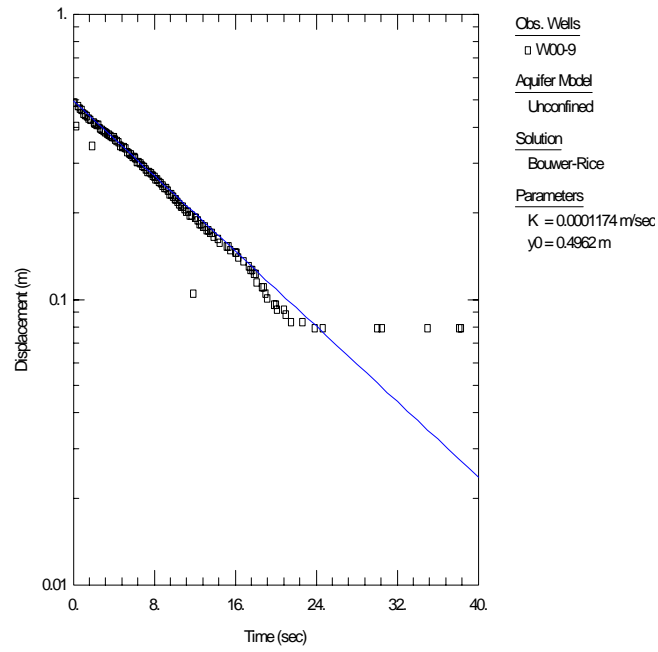


(라) W00-7

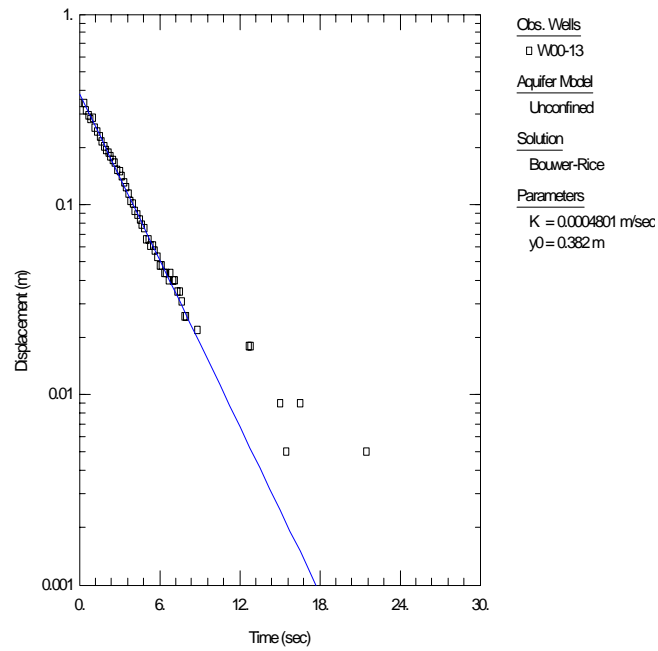


<그림 3-2-12> (계속)

(마) W00-9



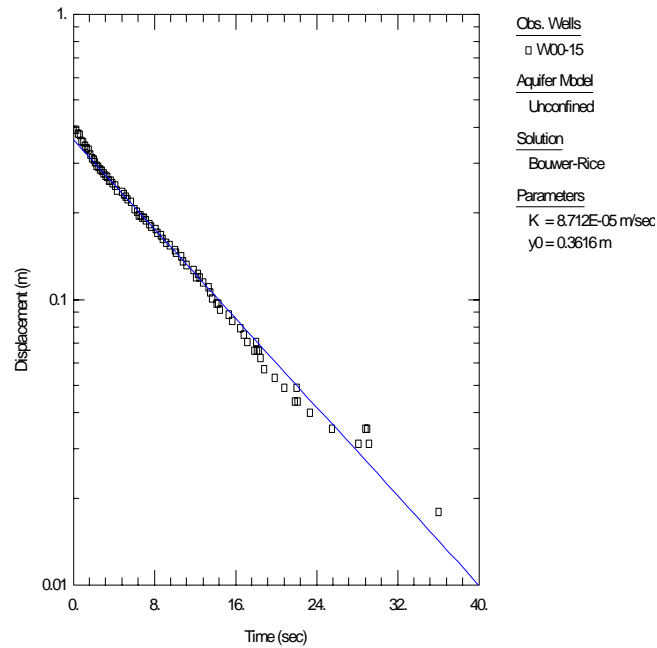
(바) W00-13



<그림 3-2-12> (계속)



(사) W00-15



<그림 3-2-12> (계속)

조사지역에서의 수리전도도는 W00-7에서 가장 낮고 (3.007m/day) 전체적으로 볼 때북서쪽으로 갈수록 낮아지는 경향을 볼 수 있다. 이는 삼기천이 동쪽에 위치하여 하천쪽이 보다 더 수리전도도가 높고 산쪽(서쪽)으로 갈수록 낮아지기 때문이다.

## 라. 지하수 수질

### (1) 지하수 수질

B지역의 기설관정 및 관측정을 대상으로 먹는물기준 45개 항목에 대한 수질검사를 하였다. 「부록B 표 3」의 1998년 자료는 농어촌진흥공사(1999)의 '방치된 지하수관정의 환경성 복원에 관한 연구', 1999년 자료는 농어촌진흥공사(1999)의 '물리탐사에 의한 지하수오염범위 추적방안 연구', 2000년 자료는 실제 현장에서 관측정 및 기설관정을 대상으로 보건환경연구원에 분석의뢰한 자료이고, 2001년 자료는 현재 연구진행중인 '지하수 및 지표수 오염복원기술 개발 (농업

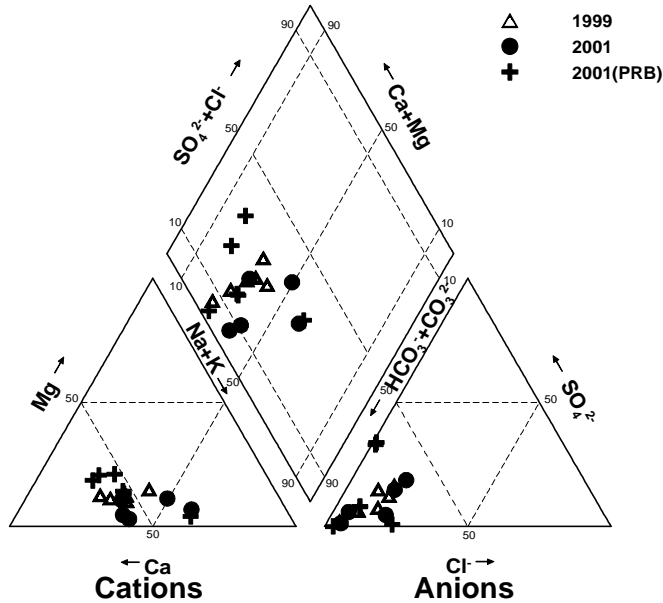
기반공사, 2000~2003)’에서의 관측정 및 시설관정에 대한 분석자료이다.

H-1~H-6은 가정집에서 사용하는 시설관정으로 관정주에 의하면 대부분 심도가 10m내외이다. 1998년 H-3관정 수질분석결과(먹는물기준) 일반세균, 대장균, 과망간산칼륨소비량, 냄새, 맛, 색도, 경도, 증발잔류물, 탁도 외 불소, 아연, 철, 망간, 알루미늄 등 금속이온항목에서 기준치(총14개 항목)를 초과하였으며 폐공처리하기 위해 굴착할 당시 토양에서 악취가 심하게 났었다. 1998년 이전에는 관측정 W00-14의 북쪽(양계장 서쪽)에 있는 공터를 복토하여 논을 활용하기 위해 포크레인으로 표토를 파내었는데 이때 토양에서 악취가 났다고 한다. 그러나 2000년 16개의 관측정을 설치하기 위해 지표로부터 6m가량 오거크레인으로 굴착할 때에는 토양오염을 확인할 수 없었으며, 다른 가정집에서 사용하는 시설관정 중 H-4와 H-6은 먹는물기준에 적합하였고 다른 관정은 일반세균, 대장균, 아연, 망간, 탁도에서 기준치를 초과하였을 뿐 질산성질소, 암모니아성질소에서는 기준치 이하로 낮았다.

1999년, 2000년에 설치한 관측정은 심도가 6m이하로 낮으며, 대부분 일반세균, 대장균, 과망간산칼륨소비량, 색도, 증발잔류물, 탁도가 높으며, 그 외 암모니아성질소, 질산성질소, 경도, 철, 망간, 알루미늄 중 일부항목에서 기준치를 초과하였다.

RW-1은 암반관정으로 초정지역의 탄산암반지하수처럼 중탄산이온농도가 높고 pH가 낮고, RW-2와 RW-3은 집수정으로 이들 관정들은 H-1~H-6처럼 질소보다는 아연, 망간, 알루미늄, 탁도, 경도, 색도 등의 항목에서 기준치(먹는물)를 초과하였다.

시설관정 및 관측정에 대하여 주요 양이온, 음이온들을 분석하여 Back(1966)이 제시한 삼각다이어그램에 도시하였다 <그림 3-2-13>. B지역 지하수의 양이온은 Mg<sup>2+</sup>함량이 낮고 Na-Ca type이고, 음이온은 중탄산이온 함량이 높은 bicarbonate-type으로 A지역의 지하수와 비슷한 특성을 갖고 있다. 즉 B지역의 지하수는 Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>/Na(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>으로 심도가 얕은 지하수의 특징적인 화학조성을 보인다.



<그림 3-2-13> B지역 비고결층 지하수 수질에 대한 삼각다이아그램

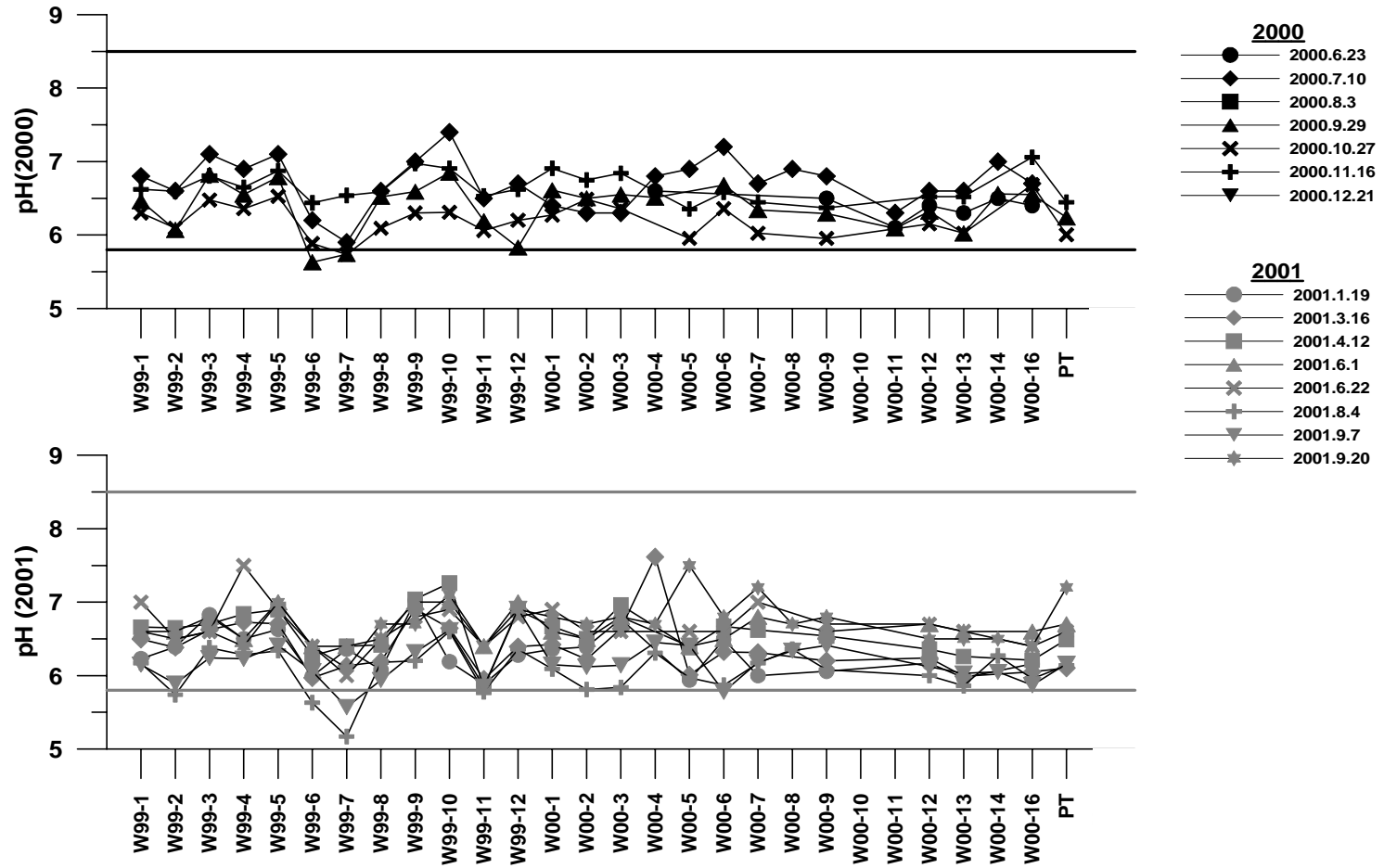
- (△ : 1999년 9월 27일에 분석한 6개의 관측정 및 기설관정,
- : 2001년 6월 28일에 분석한 5개의 관측정 및 기설관정,
- + : 2001년 6월 28일에 분석한 6개의 투수성반응벽체 관측정)

## (2) 관측망 운영

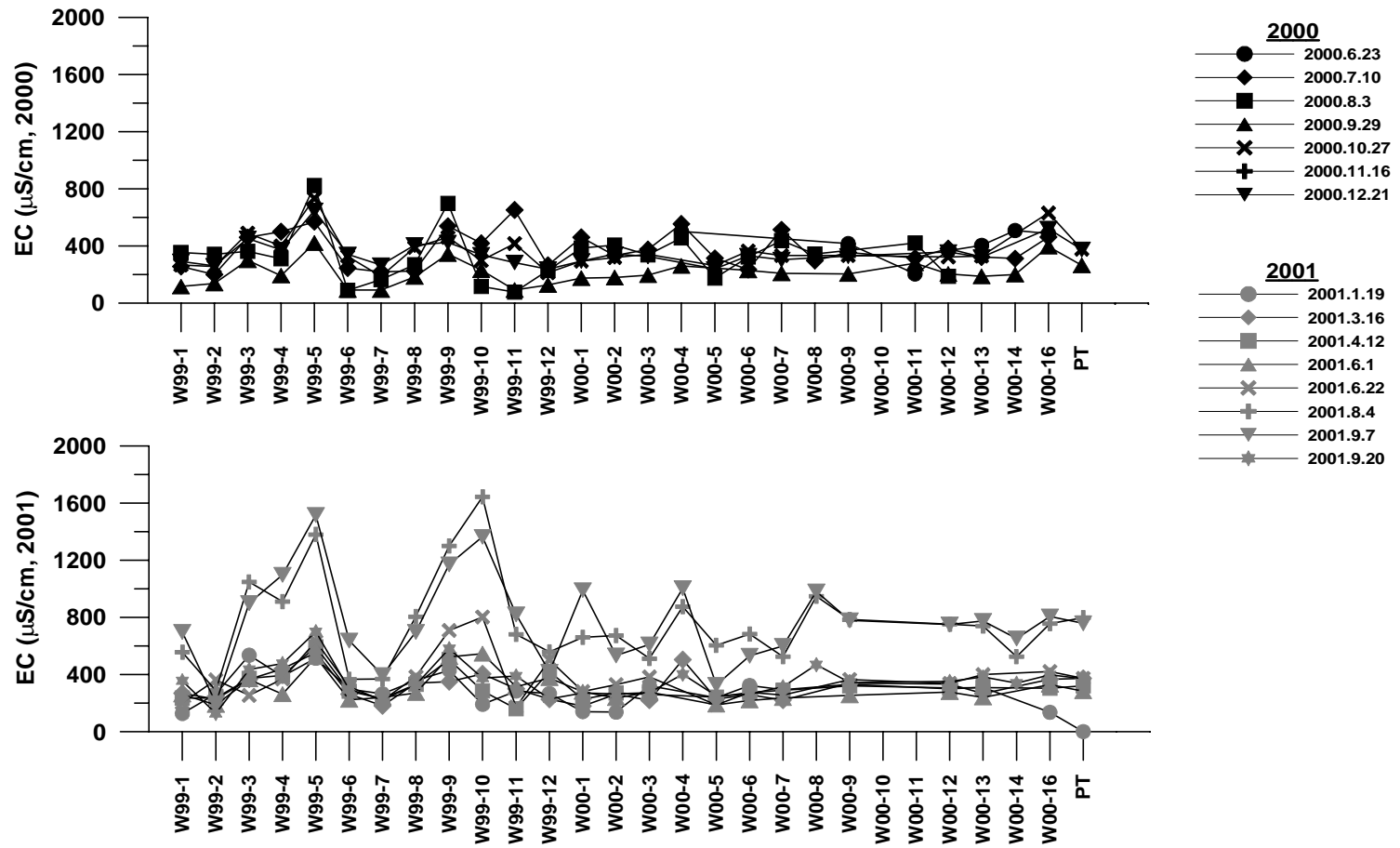
조사대상지구의 수리지질특성을 조사하기 위한 관측망은 총 28개의 관측정으로 구성되어 있으며 설치당시부터 매달 1회 현장에서 직접 수위, 수질조사를 실시하였다. 2000년 6월부터 2001년 9월까지 1년 3개월 동안 모니터링 한 결과를 <그림 3-2-14>에 도시하였다. pH는 건기와 우기의 구분없이 전체적으로 5.5~7.5의 약산성 내지 중성으로 천층지하수의 특성을 보이며 W99-6과 W99-7은 2000년 9월, 2001년 8월과 9월에 5.8이하로 기준치(먹는물 수질기준)에 미치지 못하였으나 나머지 관측정은 모두 기준치에 적합하였다.

EC(Electric Conductivity, 전기전도도)는  $800 \mu\text{S}/\text{cm}$ 이하이지만 2001년 8월, 9월에는 W99-10과 W99-5에서  $1,600 \mu\text{S}/\text{cm}$ 를 기록하는 등 거의 모든 관정에서 2~3배 가량 증가하였다. 질산성질소는 2000년 6월 W00-9, W00-11, W00-12,

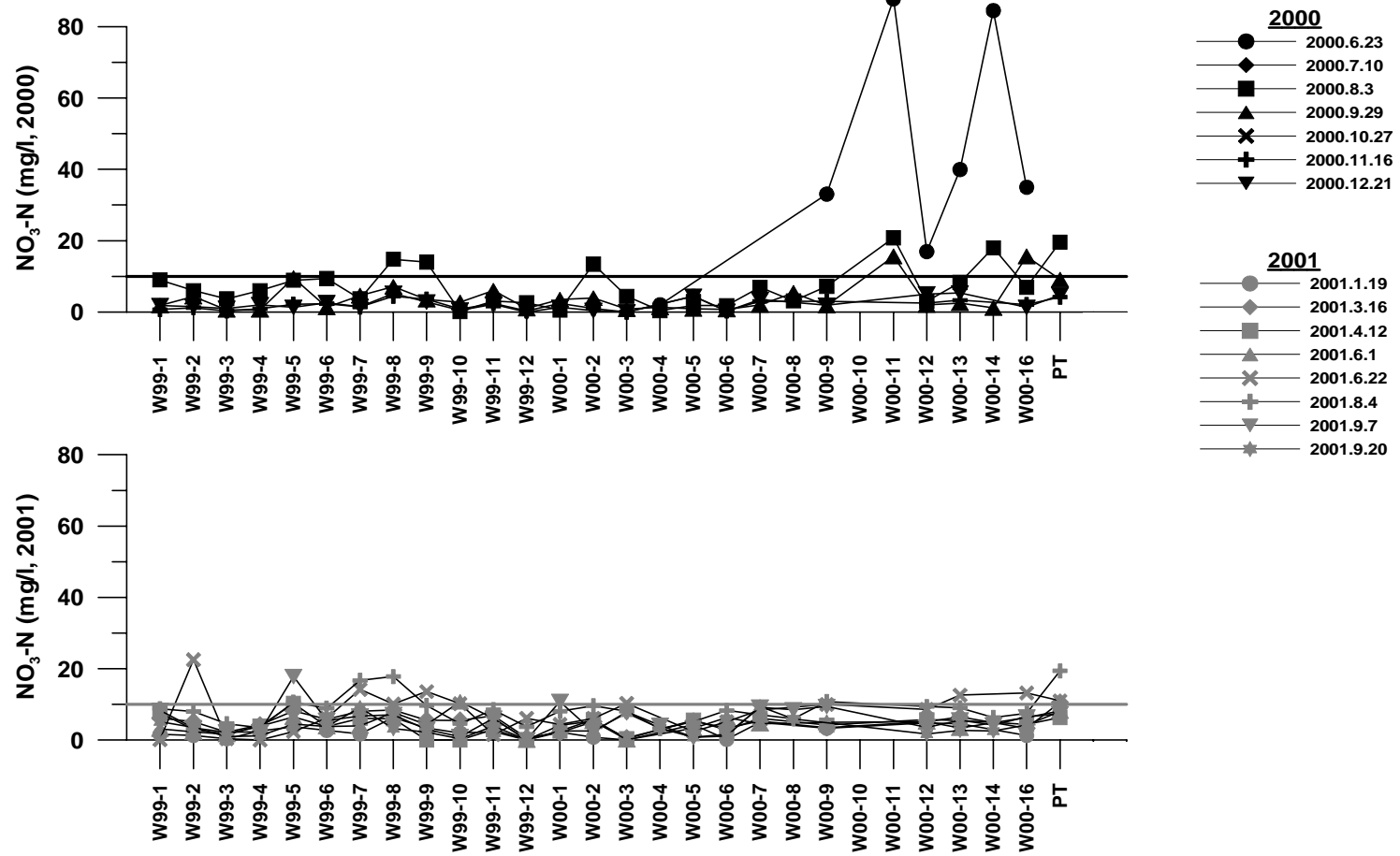
W00-13, W00-14, W00-16에서 기준치(10mg/l)를 초과하였으며 특히 W00-11과 W00-14에서 농도가 70mg/l이상으로 매우 높았고, 그 이후 농도가 감소하였다가 다시 2001년 6월, 8월, 9월 초에 농도가 증가하였고 9월말에는 농도가 감소하였다. 이런 현상은 「부록D 그림 1~그림 14」를 보면 이런 변화를 보다 뚜렷이 볼 수 있는데, 우기가 시작되기 전 건기가 끝나는 시점(6월 장마가 시작되기 전)에는 질산성질소농도가 최고로 높지만 우기가 시작된 이후 지표수(대부분 강우)의 유입으로 인하여 농도가 점점 낮아지게 된 것으로 사료된다. 암모니아성질소, 염소이온, 용존산소량 및 생물학적산소요구량은 2001년부터 측정하였는데, 암모니아성질소는 대부분 기준치(먹는물수질기준, 0.5mg/l) 이하였고 2001년 4월 W99-10, 6월초 W00-3, 6월말에는 W99-5, W00-2, W00-3에서 기준치를 초과하였다. 염소이온은 모두 30mg/l이하로 기준치(250mg/l)에 미치지 않았다. 용존산소량은 8월 9월 두 번 측정하였는데 2000년에 설치한 관측정에서의 용존산소량이 1999년에 설치한 관측정보다 비교적 높았고, 생물학적산소요구량은 5이하로 낮으나 2001년 6월 W00-3, 8월에는 W99-12에서 각각 10mg/l, 8.5mg/l로 높았다.



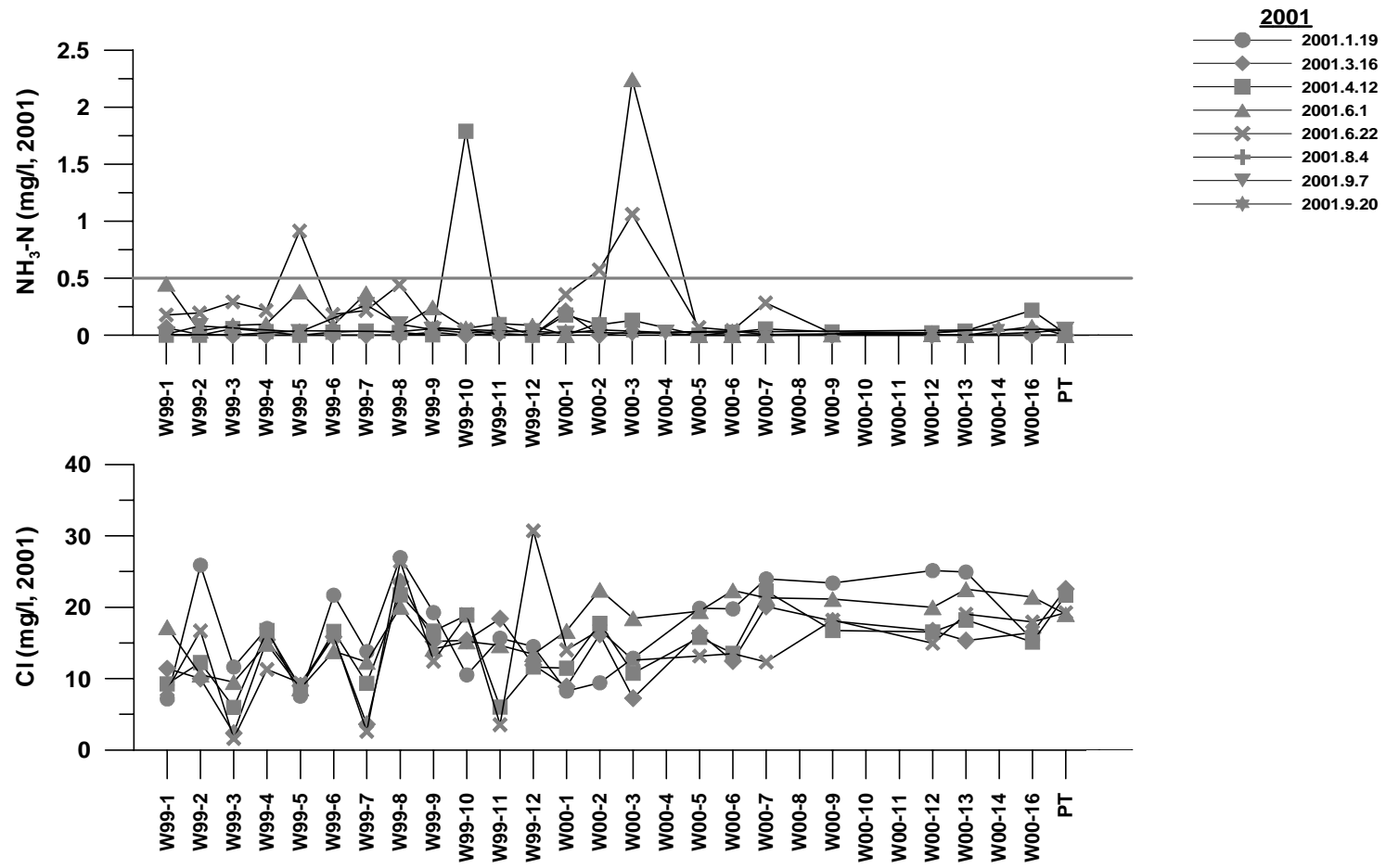
<그림 3-2-14> B지역 관측점의 수질변화 (2000년 6월 ~ 2001년 9월, — : 먹근물 수질기준)



<그림 3-2-14> (계속)

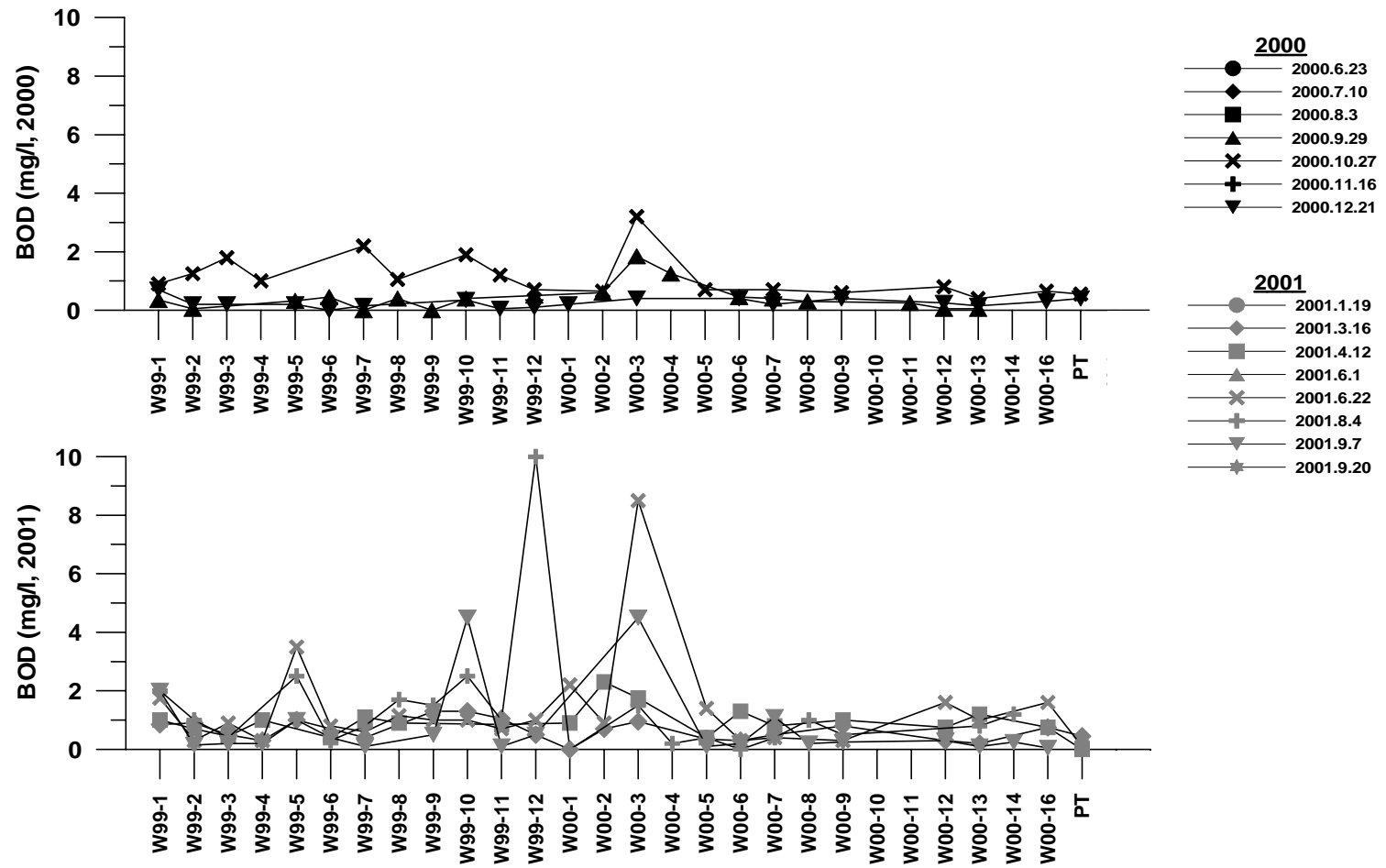


<그림 3-2-14> (계속)

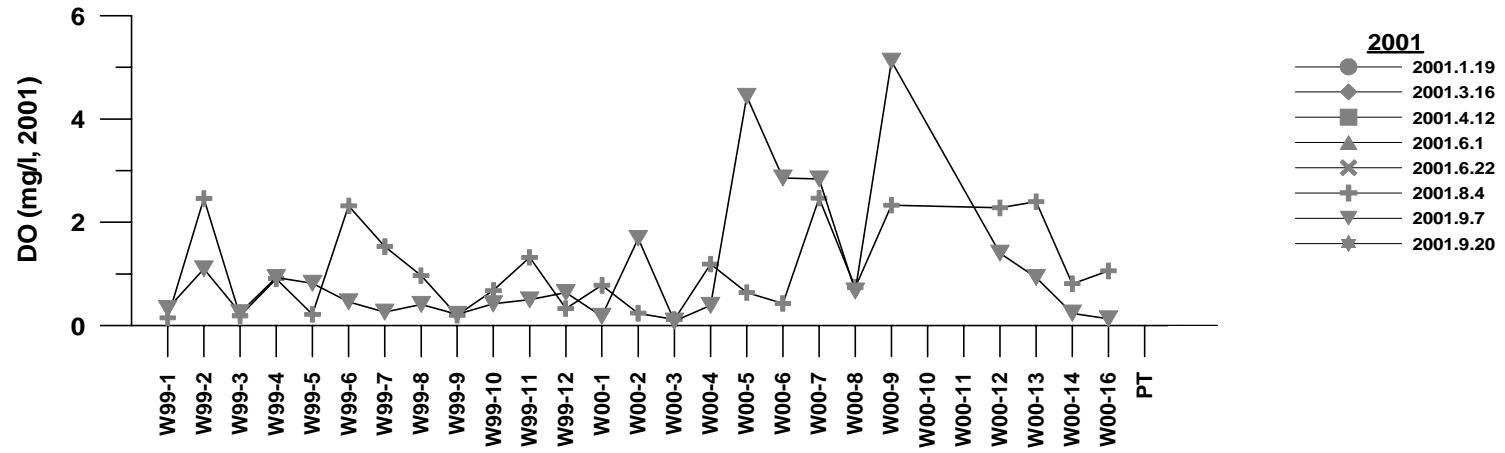


<그림 3-2-14> (계속)





<그림 3-2-14> (계속)



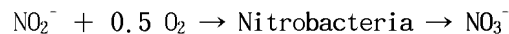
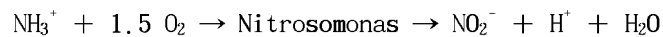
<그림 3-2-14> (계속)

#### 4. 지하수수질오염 상태 및 오염물질 특성

##### 가. 지하수수질오염

본 연구에서 주요 지하수 수질기준 초과항목인 질산성 질소는 생활오수, 축산 폐수 등이 지하수로 침투되어 오염된 것으로 청색증과 암을 유발하는 성분이므로, 질산성 질소를 축산농가에서 오염된 지하수 정화처리시 주요 처리대상 항목으로 선정하였다.

암모니아성질소와 질산성질소는 주로 분뇨, 하수 등의 질소화합물을 함유하는 오염물에서 기인되며 오염원으로는 가정 및 산업폐수, 농경지의 비료살포, 동물의 배설물, 폐기물의 침출수, 대기중의 낙진, 토양내 무기물질 등이 있는데, 이들 오염원에서 지하수로 유입된 암모니아성질소가 산화 분해되면 질산성 질소형태로 남게 된다.



「부록B 표 4」를 보면 생활용수 및 농업용수 기준으로는 28개 관측정(W99-1~W00-16) 대부분이 용수로 사용하기에 부적합하며 특히 일반세균 및 질산성 질소가 높아 생활용수로 사용하기 곤란하다 <표 3-2-7>.

질산성 질소의 오염 분포를 보면, 오수정화처리 시설을 기준으로 지하수 하류 부분(북쪽)에서 질산성 질소의 농도가 시간이 지남에 따라서 점점 증가하는 양상을 보이고 있다 <그림 3-2-15>. 주변에 논과 밭이 많아서 이를 질산성 질소의 오염원으로 생각할 수 있으나 그 분포를 보면 오수처리장이나 양계장 부근에서 질산성 질소의 농도가 높은 것을 알 수 있다. 따라서 논과 밭에서 사용하는 비료 등은 대부분 식물의 성장에 이용된다고 볼 수 있으며 이를 초과하여 지하수를 오염시키는 질산성 질소의 주요 오염원은 오수처리장과 양계장으로 축소시켜 생각해 볼 수 있다.

<표 3-2-7> 국내 생활용수 및 농업용수 수질기준

항목	단위	생활용수	농업용수
일반세균(중온세균)	MPN/100ml	5,000이하	-
납	mg/l	0.1이하	0.1이하
세레늄	mg/l	0.05이하	-
수은	mg/l	불검출	불검출
시안	mg/l	불검출	불검출
6가 크롬	mg/l	0.05이하	0.05이하
질산성질소	mg/l	20이하	20이하
카드뮴	mg/l	0.01이하	0.01이하
페놀	mg/l	0.005이하	0.005이하
테트라클로로에틸렌	mg/l	0.01이하	0.01이하
트리클로로에틸렌	mg/l	0.03이하	0.03이하
유기인	mg/l	불검출	불검출
pH		5.8~8.5	6.0~8.5
Cl <sup>-</sup>	mg/l	250이하	250이하
과망간산칼륨소비량	mg/l	(6이하)	(8이하)

## 나. 오염원

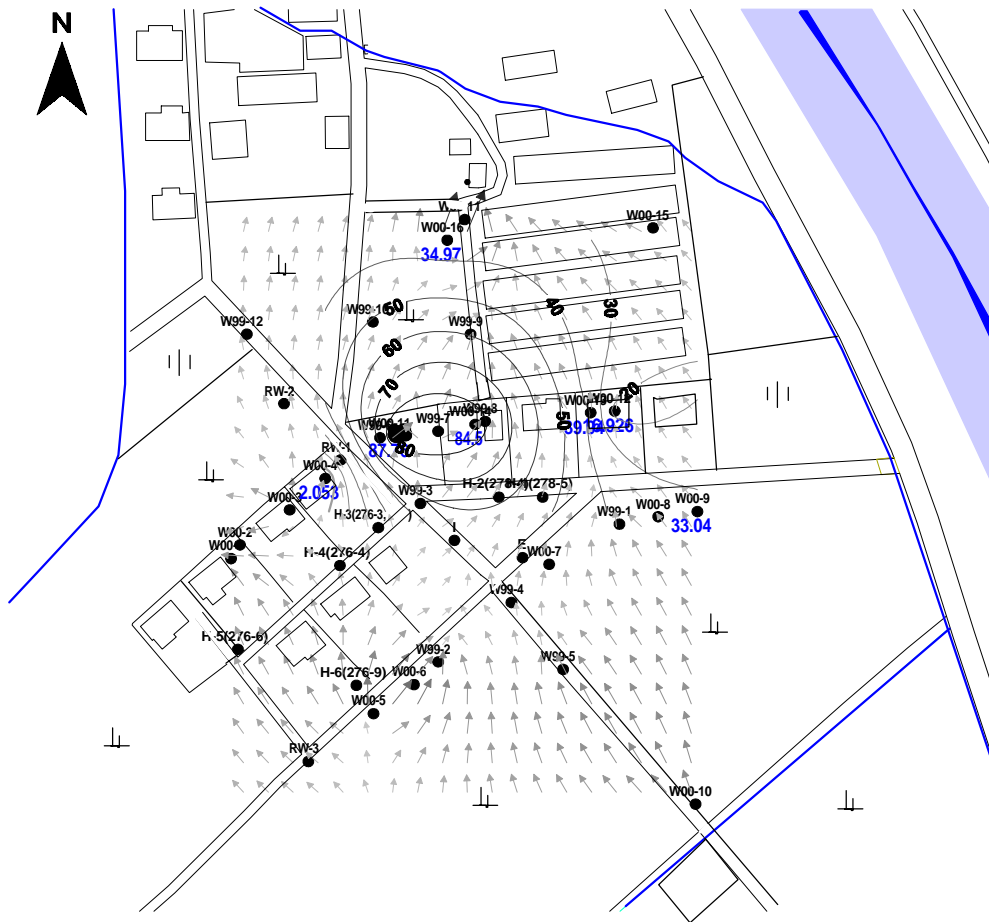
본 시범지구에서 오염원으로 추정되는 것으로는 마을 오수처리기, 양계장, 논과 밭에 뿌리는 비료 3가지가 있다.

### (1) 오수처리기 (토양식 오수정화처리시설)

1995년에 11세대 55인을 기준으로 설치한 오수처리기로, 산화침윤형 토양식 정화조에서 1차로 처리된 것을 다시 모관침윤형 트렌치를 통해 2차로 처리하는 공법을 적용한 것이다. 1일배수량<sup>1)</sup>을 11세대를 기준으로 11㎡/일이라 하고 1일 처리용량을 20㎡/일, BOD 20ppm이하로 처리되도록 설계하였다.

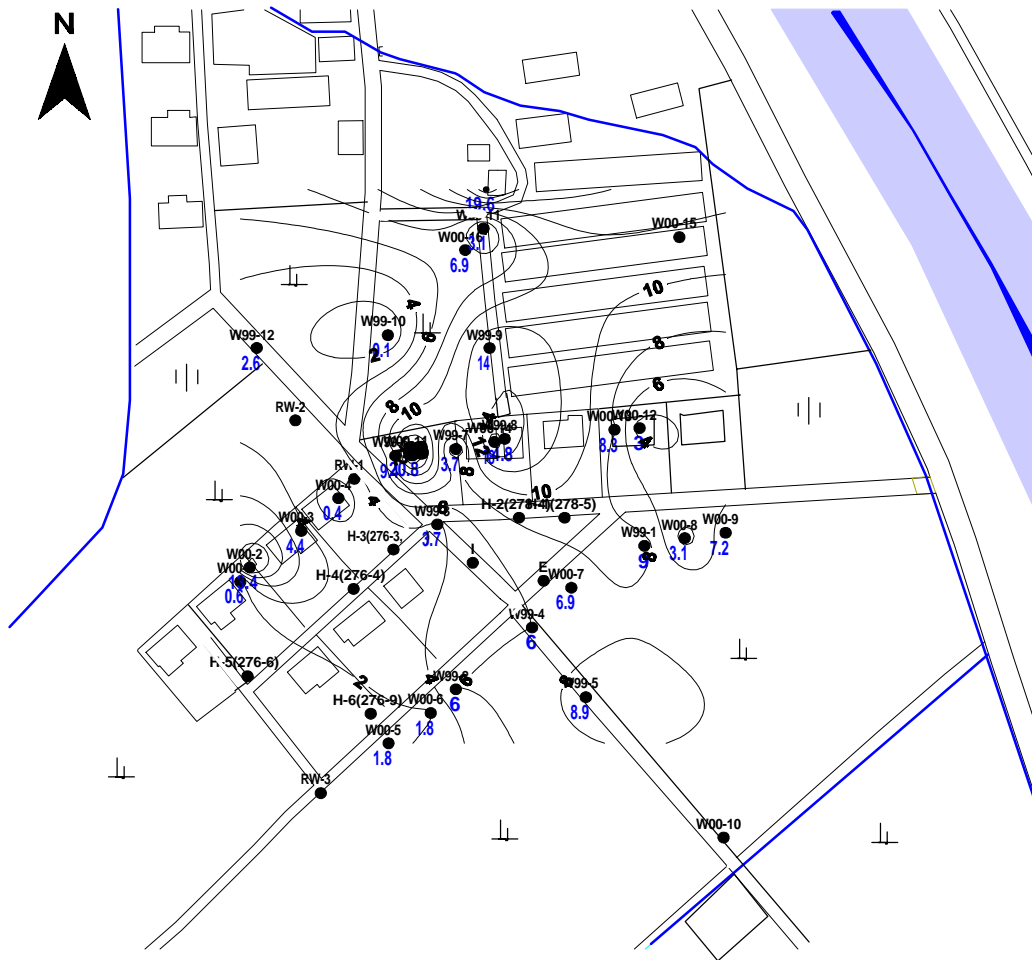
토양식 오수 정화조는 <그림 3-2-16>에서 보는 바와 같이 굴껍질, 수피, 부력재, 합성수지 등 산화접촉에 효과적인 물질을 이용하여 정화처리한 후 처리된 것을 트렌치를 통해 나가도록 되어 있다 <그림 3-2-17>. 트렌치 길이는 총 200m 이고 <그림 3-2-18>에서 보는 바와 같이 불투수막, 모관사(모래), 접촉제(잘 세

1) 일일배수량 : 11세대 × 5인/세대 × 200리터/일 = 11㎡/일



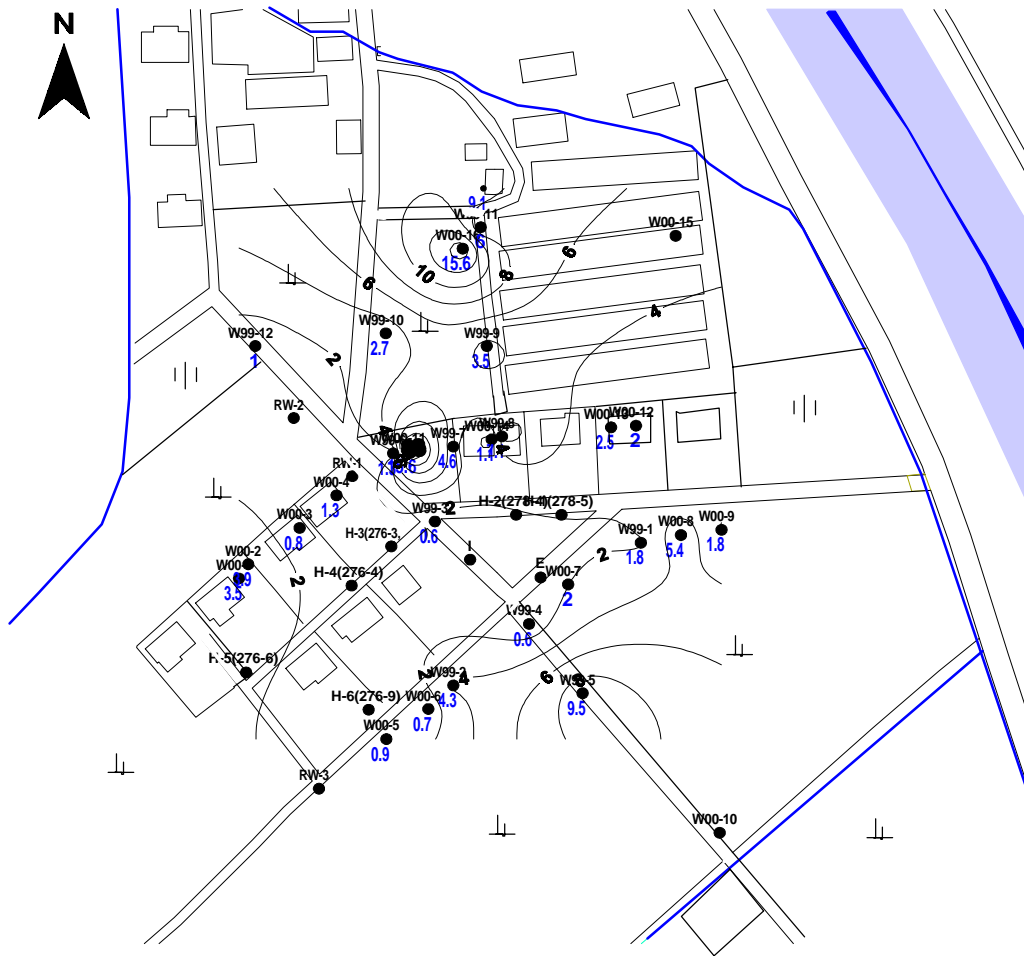
(가) 2000년 6월 23일

<그림 3-2-15> 2000년 6월~9월(반응벽체 설치 이전) 질산성질소 농도 변화 (→ : 지하수유동)



(나) 2000년 8월 4일

<그림 3-2-15> (계속)



(다) 2000년 9월 29일

<그림 3-2-15> (계속)

척된 크렛서 사갈), 오지토관, 모관망(폴리에틸렌 망), 다공질 통기토양<sup>2)</sup>으로 구성되어 있다. 트렌치로부터 지하수위가 1.5m보다 아래에 있어야 하며, 토양 침윤시간은 기준치<sup>3)</sup>에 적합한 범위이내이어야 하고, 자갈층의 쾌적지와 같이 침투수와 지하수맥간에 단락이 생기지 말아야 한다. 그러나 <그림 3-2-19>에서 보는 바와 같이 오수처리기가 설치된 곳은 도로보다 0.4~0.5m 낮고 측량한 결과 트렌치 최하단의 고도(해발고도)는 62.2m이고 이로부터 지하수수위가 1.5m보다 아래에 있어야 하므로 지하수수위 고도는 60.7m이하이어야 하지만 실제로 지하수수위 고도는 61.5m~61.8m(W99-3자료)로 0.8m~1.1m가량 높아 트렌치를 거쳐 지하로 내려가는 처리수에 의해 미고결층 지하수가 오염될 가능성이 높다. 다시 말하면, 오수처리기의 방류수 수질기준은 pH 5.8~8.6, COD 100mg/l이하, BOD 150mg/l이하, 부유물질(SS) 150mg/l이하 등으로 조사지역의 토양식오수처리기의 방류수는 생물학적 산소요구량(BOD)를 제외하고 수질기준에 부합되지만 오수처리기의 설계 상 모관침윤트렌치의 심도가 지하수면에 가까운 관계로 이 일대의 층적층 지하수가 오염된 것으로 사료된다.

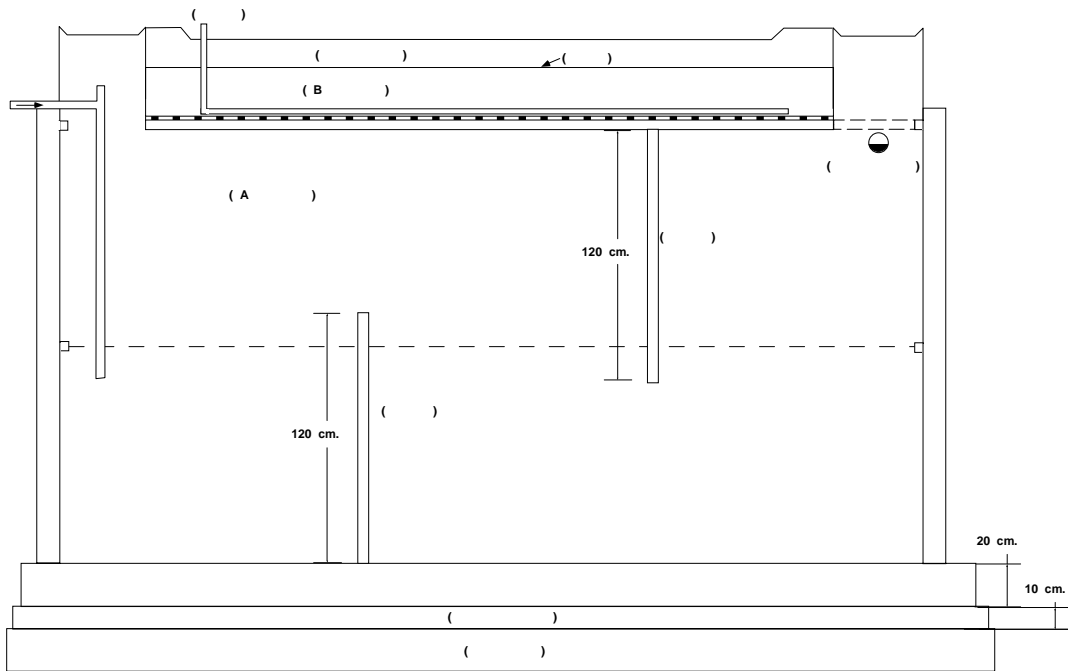
## (2) 양계장

양계장은 1969년에 설립한 이후 10,000여마리를 사육하여 왔으나 2000년 이후 규모가 대폭 축소되었으나 현재 8,000여 마리가 사육하고 있으며 앞으로 점차 수를 늘릴 계획으로 파악된다. 양계장은 총 6개동으로 양계장 바닥에는 점토가 많은 흙을 깔고 그 위에 벧집을 깔아 1년6개월~2년마다 교체한다. 즉 알에서 부화된 영계들을 넣은 후 팔려나갈 때까지 그대로 두었다가 다 팔리면 새로 영계를 들이기 전에 바닥에 깔아둔 흙과 지푸라기를 거두고 새로 깔아준다. 닭의 배설물은 소, 돼지의 배설물과 비교할 때, 수분함유율이 낮고 질소(T-N), 인산(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), 칼리(K<sub>2</sub>O), 석회(CaO) 및 마그네시아(MgO) 등의 비료 성분 함유율이 높으며 특히 석회성분 함량이 매우 높다 (일본 농림수산성 농업연구센터, 1998) <표 3-2-8>. 양계장에서는 닭의 배설물이 많은 양계장 바닥의 흙을 거두어 마을에서 경작하는 논과 밭에 비료로 사용한다.

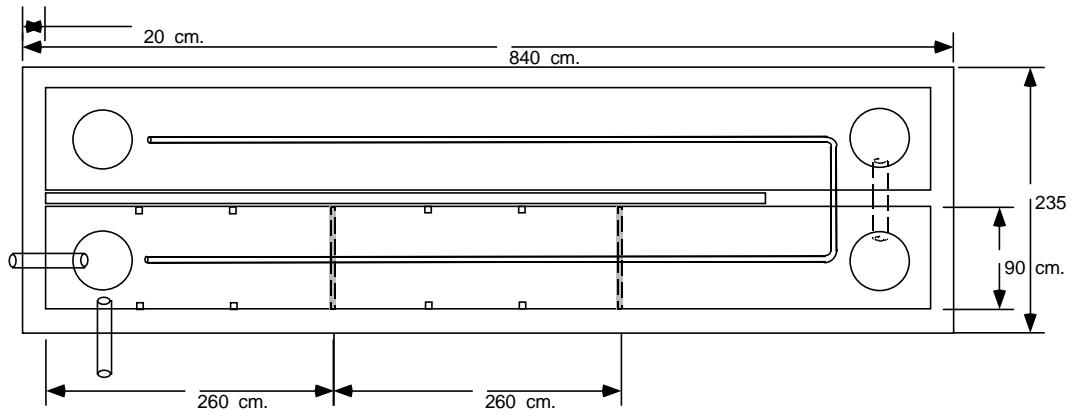
2) 다공질 통기토양 : 콤포스트 및 양질토(현지 채취)로 구성된 다공성 유기질 통기토양으로 토양미생물이 서식하기 알맞은 토양으로 현지토(트렌치 토양) 80%, 콤포스트 20%로 배합되어 있다.

3) 투수속도 =  $5 \times 10^{-2} \text{cm/sec} \sim 4.5 \times 10^{-4} \text{cm/sec}$



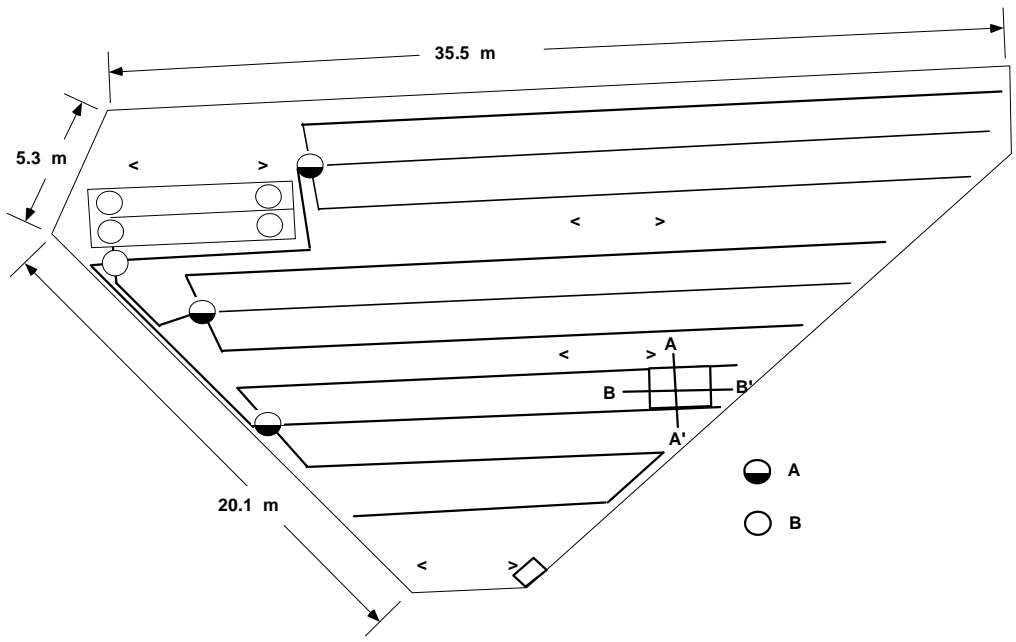


(가) 종단면도

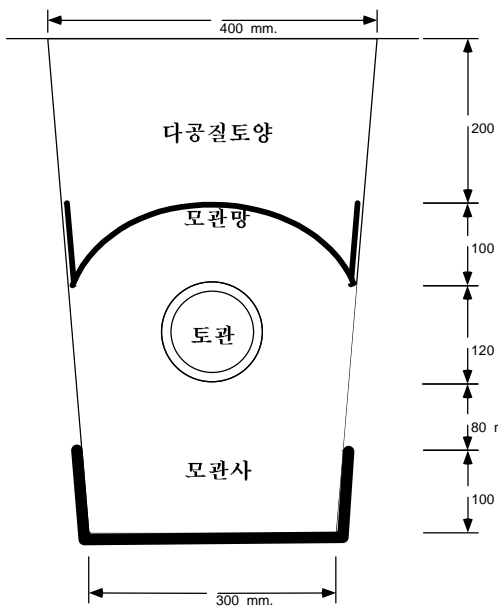


(나) 평면도

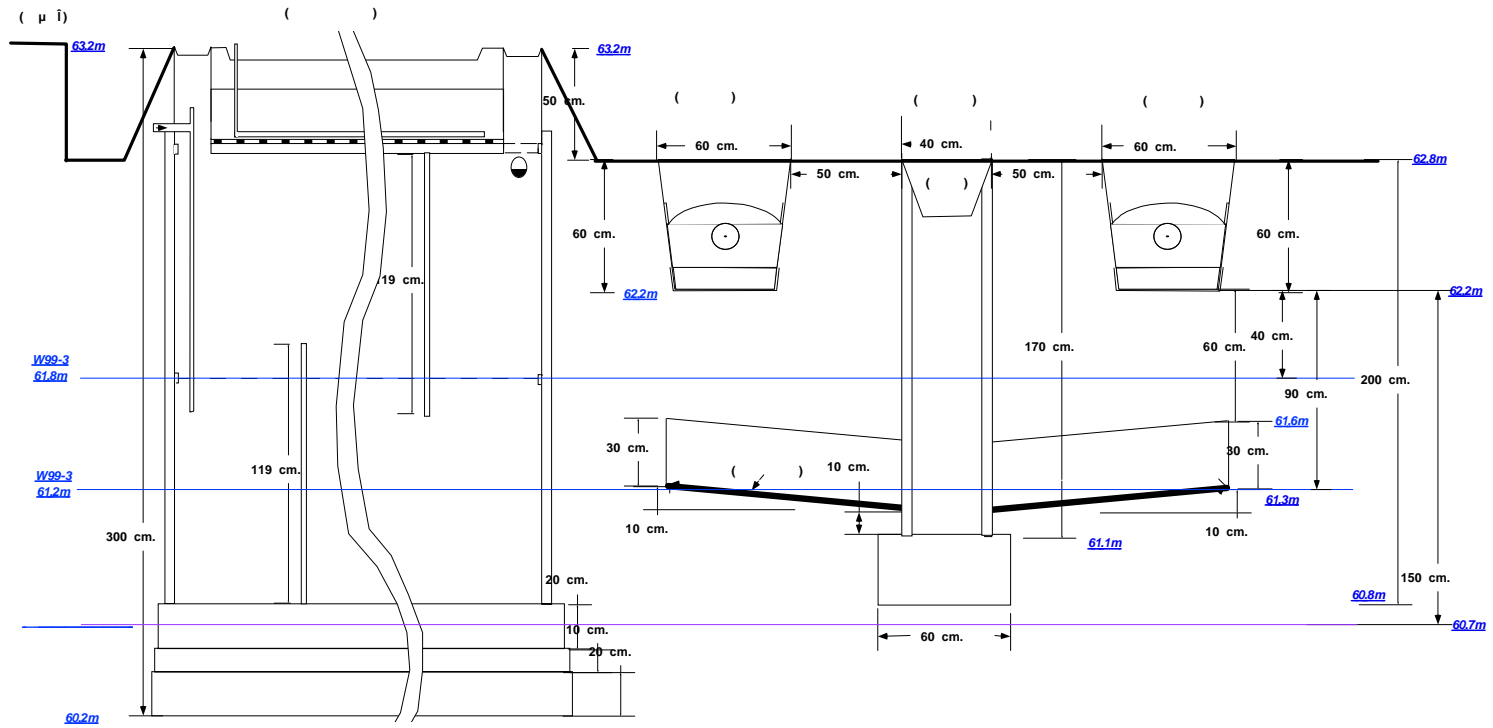
<그림 3-2-16> 오수정화조 단면도



<그림 3-2-17> 오수정화조 및 트렌치 배치도



<그림 3-2-18> 트렌치 단면도



<그림 3-2-19> 오수처리 시설물 및 주변도로의 해발고도

<표 3-2-8> 가축별 분뇨 성분 (일본 농림수산성 농업연구센터, 1998)

성분	닭(건식품%)		소(건식품%)		돼지(건식품%)	
수분	10~40	25	40~70	55	10~40	25
C/N	4~16	10	13~26	19	3~17	10
EC	7~11	9	2~8	5	7~11	9
N	3~5	4	2	2	2~4	3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	5~9	7	0~3	1.5	5~9	7
K <sub>2</sub> O	3~5	4	1~3	2	3~5	4
CaO	8~21	14.5	0~7	3	9~21	15
MgO	0~5	2.5	1	1	0~4	2

### (3) 비료

마을에서는 주로 벼농사를 많이 하며 그 외 배추, 무, 깨 등을 경작한다. 주로 사용하는 비료는 복합비료, 요소비료, 옷거름이다. 복합비료는 질소 21%, 인산 12%, 칼리 11%, 고토 3% 함유되어 있고, 요소비료는 질소 46% 함유되어 있으며 주로 논에 시비한다. 옷거름 성분은 질소 15%, 칼리 14%, 고토 2%, 붕소 0.3%로 복합비료와 달리 인산성분이 없다. 이들 비료는 논과 밭에 300평당 20kg을 일년에 3~4회 시비하며 식물의 성장에 따라 시비량 및 횟수를 조절한다.

## 다. 오염범위 및 심도

### (1) 지구물리탐사에 의한 오염범위 및 심도 추정

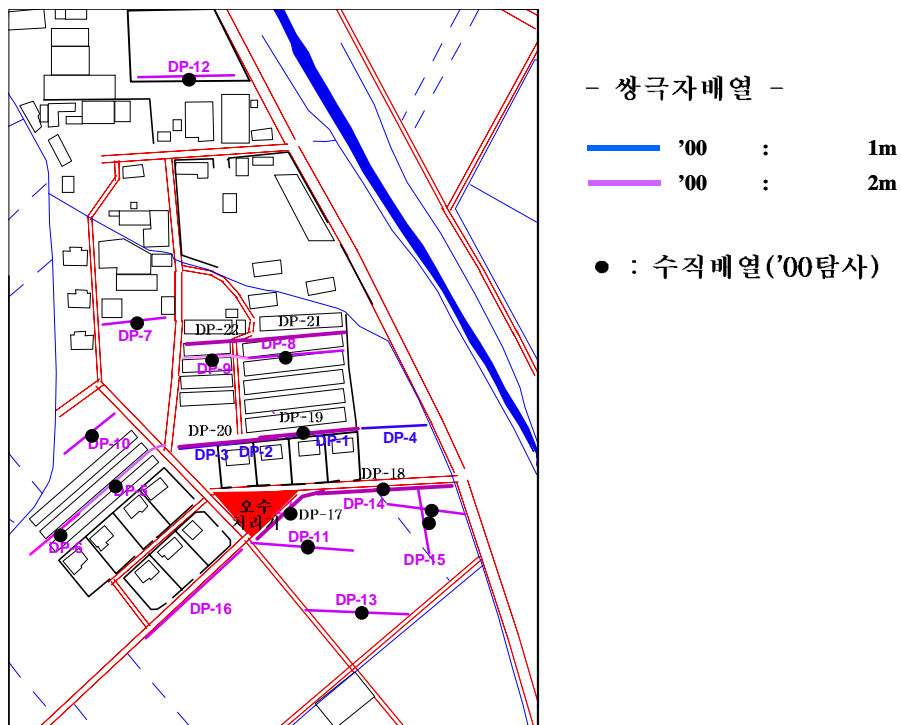
본 시범지구에서는 지구물리탐사 중 쌍극자배열 전기비저항탐사 및 수직배열 전기비저항탐사법을 이용하여 오염범위, 심도 및 기반암의 심도를 구하였다. 쌍극자탐사는 총 22개 축선으로, 축선길이는 40m~80m, 축점간격은 DP-1, 2, 3, 4는 1m 나머지 축선은 2m간격으로 하였다 <그림3-2-20>. 축선배열은 가능한 한 지하수로방향에 직각으로 배열하였으며 오수처리기를 중심으로 지하수 상류부, 하류부로 나누어 배열하였다. 사용장비는 ABEM SAS300C이며 SoundPro와 DIPRO for WINDOWS (Ver. 3.2) 프로그램으로 자료해석을 하였고<그림 3-2-21> SURFER(Ver. 7.0)을 이용하여 심도별 전기비저항값을 도시하였다 <그림 3-2-22>.

일반적으로 화강암의 전기비저항은 1,000 ohm-m 이상이고, 토양수(soil water)는 100 ohm-m, 물은 3 ohm-m, 해수는 0.2 ohm-m이며, 조사지역에서의 전기비저항은 ~3,200 ohm-m이하로 오수처리기 남쪽은 높고 북쪽은 낮게 나타난

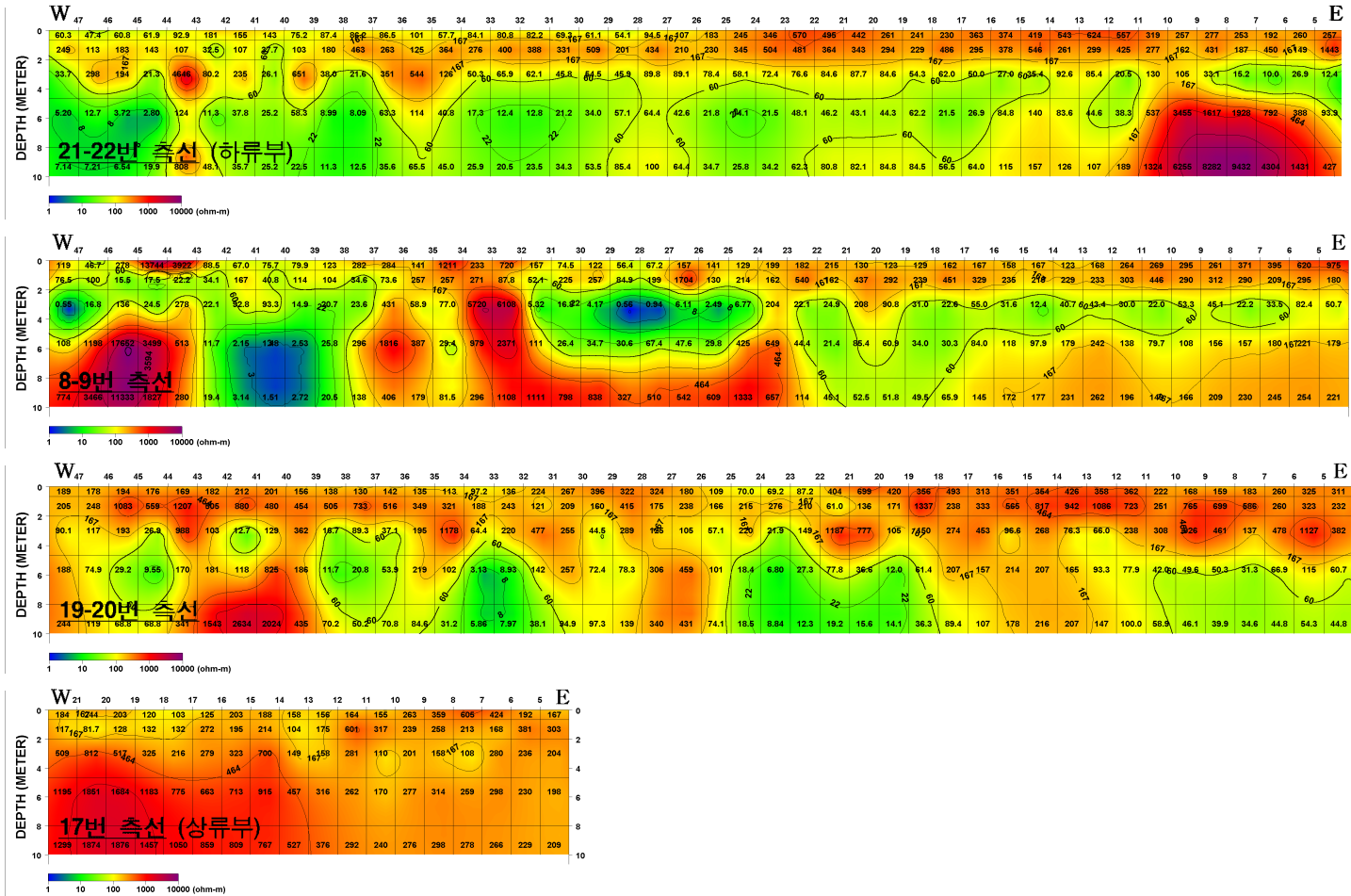
다. 이런 양상은 심도가 깊어져도 뚜렷이 나타나는데 이는 오염물질이 오수처리기의 남쪽(측선 DP-16, 17, 18 기준) 즉 지하수 상류쪽으로 확산되지 않기 때문인 것으로 사료된다 <그림 3-2-22>.

오수처리기의 북쪽(지하수 하류부)에 배열된 측선 DP-19\_20, DP-8\_9, DP-21\_22와 바로 남쪽에 배열한 DP-17의 2차원 전기비저항 구조도를 자세히 살펴보면 DP-17, DP-19\_20, DP-8\_9, DP-21\_22순으로 지하수 상류부에서 하류부로 배열되어 있는데, DP-19\_20, DP-8\_9, DP-21\_22에서는 전기비저항이 100 ohm-m 이하인 저비저항대가 서로 연결되어 위치하지만 DP-17에서는 100 ohm-m 이상으로 고비저항대를 형성한다 <그림 3-2-21>. 이는 오수처리기 남쪽으로 오염이 확산되지 못하고 북쪽으로 확산되면서 점차 퍼져나가는 것으로 사료된다.

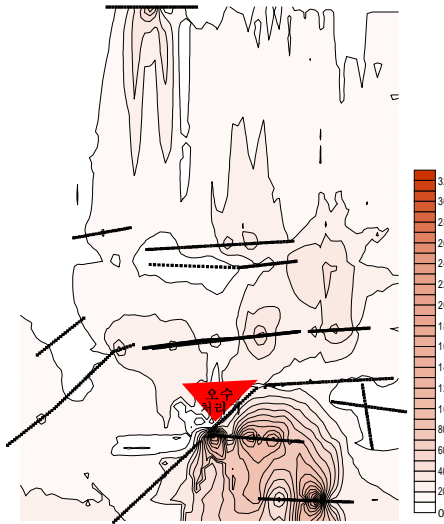
수직탐사는 측선길이를 총 40m~80m로 하여 총 14지점에서 실시하였으며, 그 중 6개 측정에서의 결과를 보면 조사지역의 기반암 심도가 대략 20m내외임을 알 수 있다 <그림 3-2-23>.



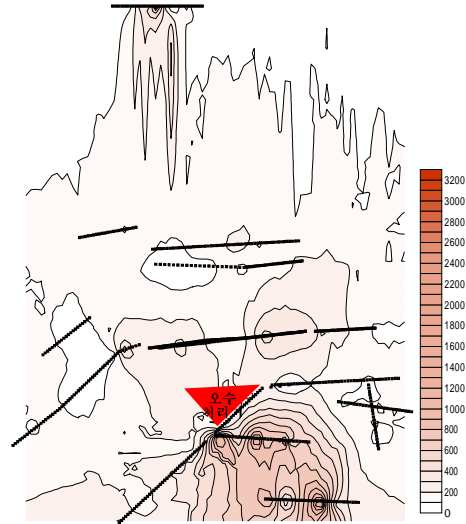
<그림 3-2-20> B지역 지구물리탐사 측선 및 측정점 위치



<그림 3-2-21> B지역에서의 쌍극자배열 전기비저항탐사 결과



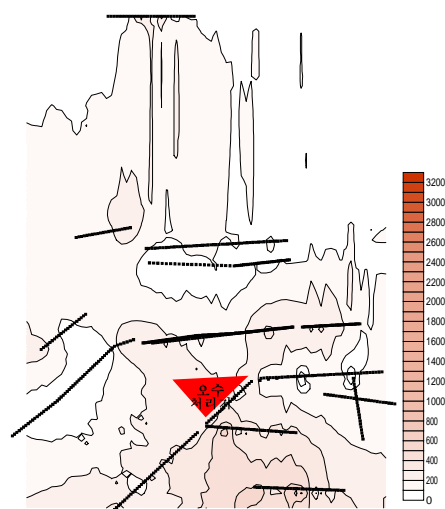
(가) 심도 : 1m



(나) 심도 : 2m

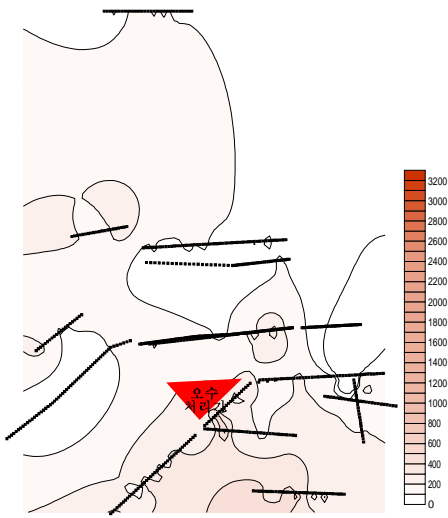


(다) 심도 : 3m

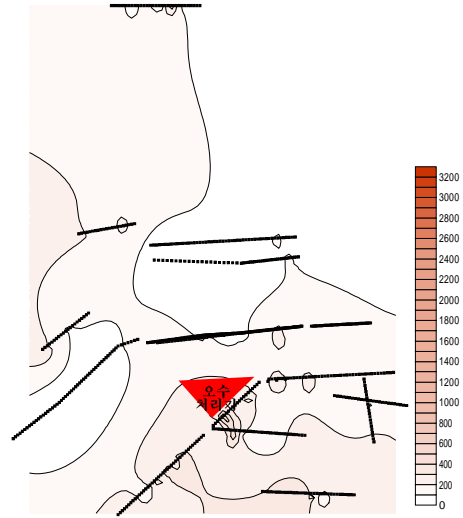


(라) 심도 : 4m

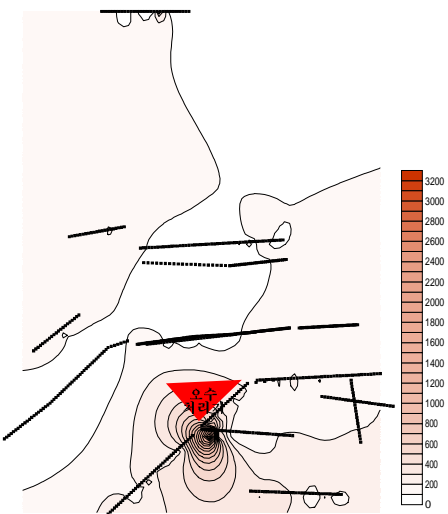
<그림 3-2-22> B지역에서의 쌍극자배열 전기비저항탐사 결과에 의한 전기비저항값의  
심도별 변화



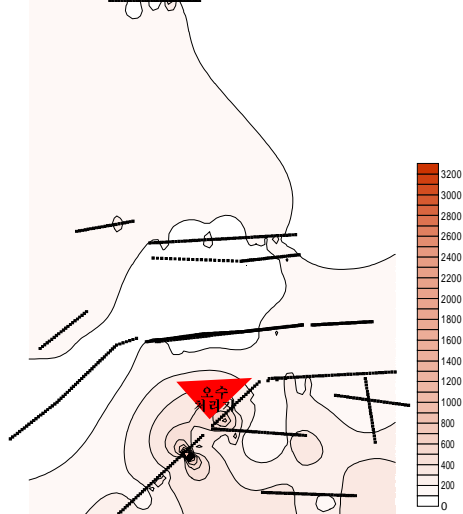
(마) 심도 : 5m



(바) 심도 : 6m



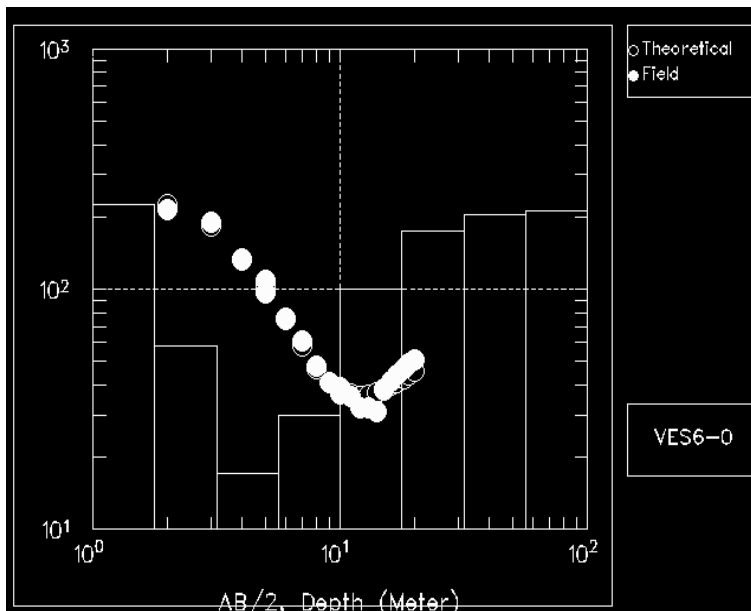
(사) 심도 : 7m



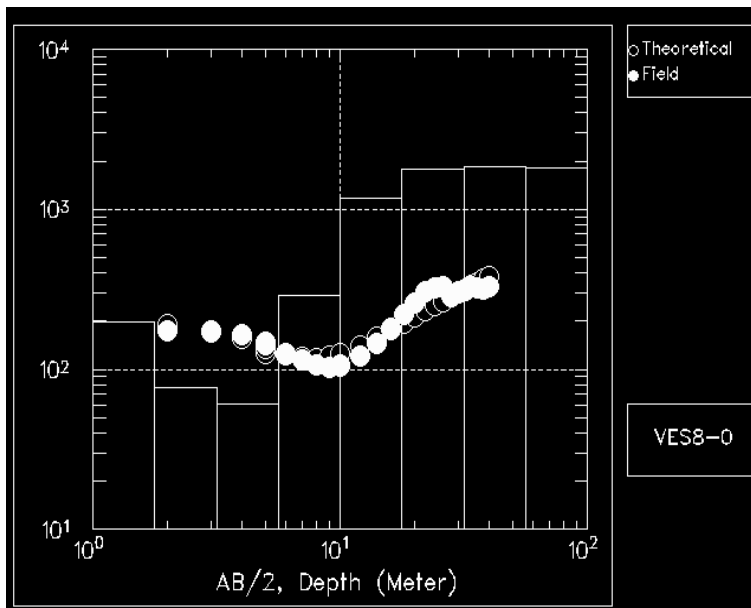
(아) 심도 : 8m

<그림 3-2-22> (계속)



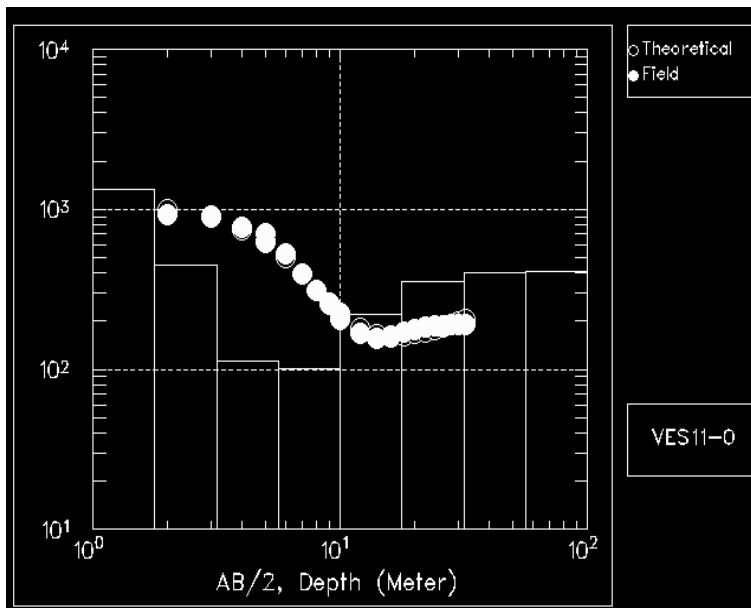


(가) V-6에서의 수직탐사결과

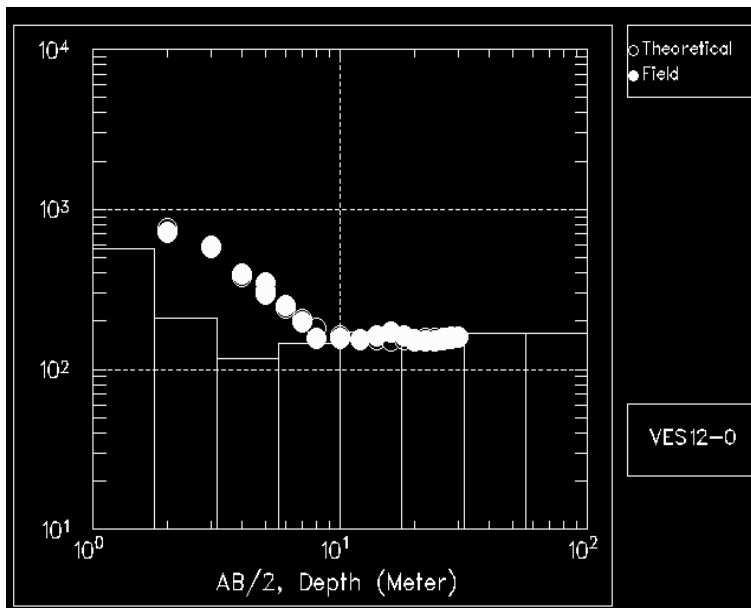


(나) V-8에서의 수직탐사결과

<그림 3-2-23> B지역에서의 수직탐사(Schlumberger배열) 결과

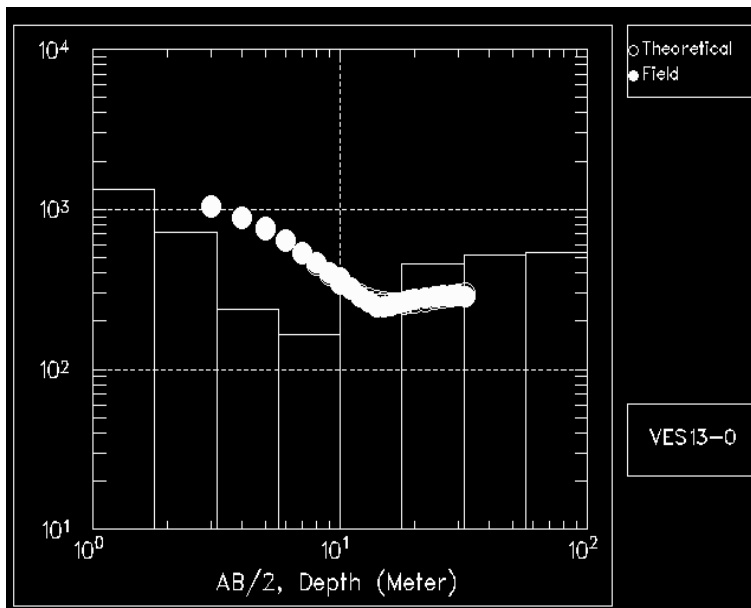


(다) V-11에서의 수직탐사 결과

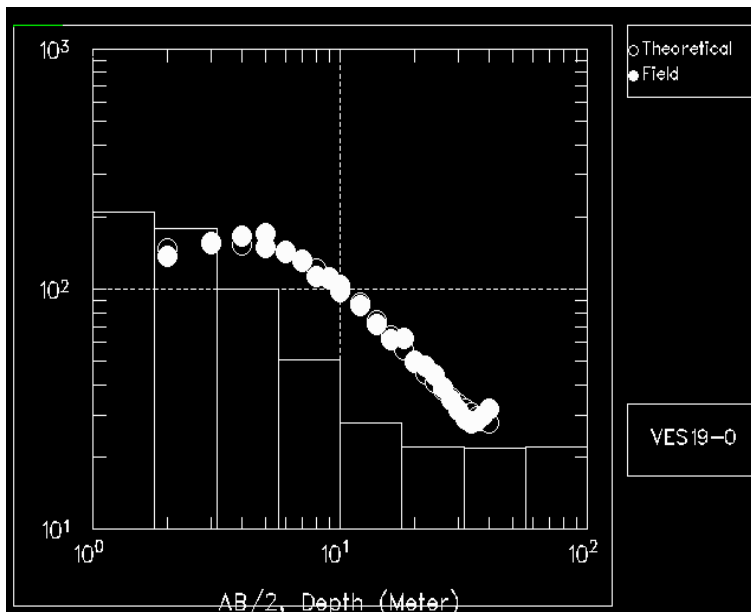


(라) V-12에서의 수직탐사 결과

<그림 3-2-23> (계속)



(마) V-13에서의 수직탐사 결과



(바) V-19에서의 수직탐사 결과

<그림 3-2-23> (계속)

## (2) 모델링에 의한 질소 오염범위 추정

본 지역에서 토양식오수정화처리기에 유입된 질소는 거의 용존 상태로 암모니아성 질소( $\text{NH}_3^+$ )의 형태를 띠고 있으며 대기에서 기체 산소가 확산작용(diffusion)으로 공급되면 이러한 용존 산소를 이용하는 독립영양 박테리아(비탄소질 물질을 산화하여 에너지를 얻은 특정한 세균으로 여기서는 특히 질산화균을 포함한다.)에 의한 질산화작용(nitrification)에 의해 암모니아성 질소는 아질산성 질소를 거쳐 질산성 질소로 산화된다. 지하수면 아래에서는 이들 질산성 질소가 탈질산화작용(denitrification)에 의해 질소기체( $\text{N}_2$ )로 환원된다.

이러한 박테리아에 대한 암모니아의 질산화(nitrification)와 질산성 질소의 탈질산화(denitrification)를 설명하는데 연속반응(consecutive)을 이용할 수 있다. 연속반응은 제 1단계 반응의 생성물이 다음 반응의 반응물로 되는 것이다. 연속반응에서 질소의 여러 가지 결합 형태의 생성과 소멸을 간단하게 하기 위하여 1차 반응 속도론(first-order kinetics)에 따르는 것으로 가정한다. 사실상, 질산화에 대한 반응 속도식은 훨씬 더 복잡하므로 이를 실제로 적용시에는 이러한 가정의 한계를 잘 이해하고 있어야 한다.

우선 지하수 유동에 대한 모델링을 하여 지하수 이동양상을 파악한 후 지하수 내 질산성질소의 거동 및 확산에 대하여 모델링하고자 한다.

### (가) 지하수 유동

본 지역의 지하수유동을 해석하기 위하여 MODFLOW를 사용하였다. 포화된 지하수의 유동 속도는 예측된 지하수의 수위 값에서 계산되어질 수 있으며 지하수 수위는 3차원 포화 지하수 유동식을 풀어서 계산할 수 있는데, 지하수 유동 code인 MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988)를 사용하면 된다. MODFLOW(A MODular 3-dimensional finite-difference groundwater FLOW model)는 미국지질조사소(USGS)에서 개발한 3차원 유한차분법 지하수 유동모델로 현재 널리 상용되고 있다.

① 입력조건

**격자망 설정** : 전체 모의 대상 면적은 316.3m×290m 영역에 지하 20m까지로 하였다. 원점은 수치지도 좌표값에서 X값은 253151.0, Y값은 363781.7로 잡았다. 이는 오수처리기에서 충분히 떨어진 곳까지 포함함으로써 수위 강하를 보다 자세히 나타낼 수 있을 뿐만 아니라 경계 조건에 의한 영향도 크게 줄일 수 있다. 깊이의 경우 지하 20m 부근은 거의 기반암으로 되어있어 유동의 대부분은 그 위에서 일어난다. 따라서 본 격자망은 모의의 목적에 충분히 부합한다.

**경계조건** : 경계조건은 현장에서 직접 관측한 지하수 수위 자료를 이용하였으며, PRB의 시공전과 시공후를 감안하여 2000년 10월 3일 자료를 이용하였다. 이에 따라 고정 수두 조건을 적용하였다. MODFLOW는 포화대를 대상으로 하는 모형이므로(Waterloo Hydrogeologic Inc., 1999) 최상위 경계는 자유면 대수층으로 적용하였고, 오수처리기 남쪽부분에 고정 수두 경계를 적용해 주변 지하수계와의 수리적 연결성을 확보하였다.

**입력자료** : 모의에서 가장 기본적인 입력자료는 지질조사자료를 실제 조건에 충실하도록 입력하였고 일부의 가정 조건도 실제적 여건을 고려하여 적용하였다. 구체적으로 지하수 유동을 모사하는데 필요한 값들은 <표 3-2-9>과 같다.

<표 3-2-9> 지하수 유동 모델링시 사용되는 주요 상수값

지층	변수		비산출량, S <sub>y</sub>	비저류량, S <sub>s</sub> (m)	공극률, φ
	수리전도도, K(m/day)	수직			
충적 대수층	16	4	0.31746	-	0.4332
암반층	0.01	0.0025	0.2	0.00001	-

충적대수층의 수평 수리전도도(K)는 관측값( $5 \times 10^{-5} \sim 4 \times 10^{-4} \text{m/sec}$ )의 범위 내에서 사용하였고, 충적대수층의 비산출량(S<sub>y</sub>)은 현장에서 순간수위변화시험(slug test)를 하여 얻은 값을 이용하였으며, 공극률은 실내에서 column test를 하여 얻은 값을 이용하였다 「부록E 참고」. 나머지 변수들은 문헌(Anderson, M. P., Woessner, W. W., 1992)에서 인용한 값이다.

## ② 해석

MODFLOW를 사용해서 지하수 유동을 모사하여 등수위선도 <그림 3-2-24> 및 지하수유속도<그림 3-2-25>로 나타내었다. <그림 3-2-24>와 <그림 3-2-25>에서 보면 관측한 값<그림 3-2-9>과 거의 유사하게 지하수가 북쪽으로 유동하고 있음을 알 수 있으며 일부는 S하천으로 약하게 이동하고 있다는 것을 알 수 있다.

### (나) 지하수내 질산성 질소의 거동 및 확산

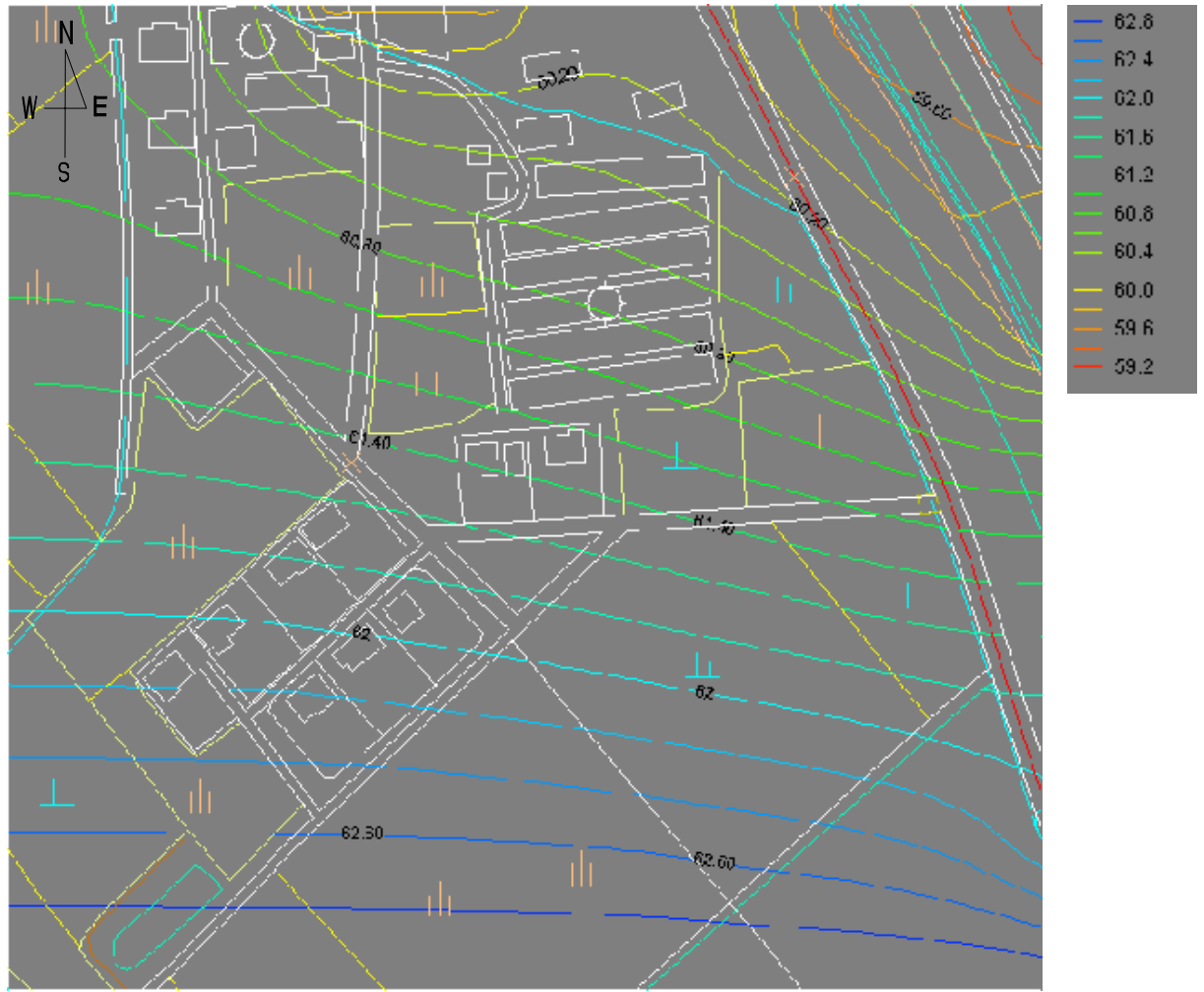
#### ① 해석방법

일반적인 오염물질의 거동 지배식 : RT3D에서는 포화대에서 수용액 상태 (aqueous-phase)와 고체 상태(solid-phase)오염물질의 거동을 표현하기 위해 다음과 같은 식을 이용한다 (Clement, 1997)

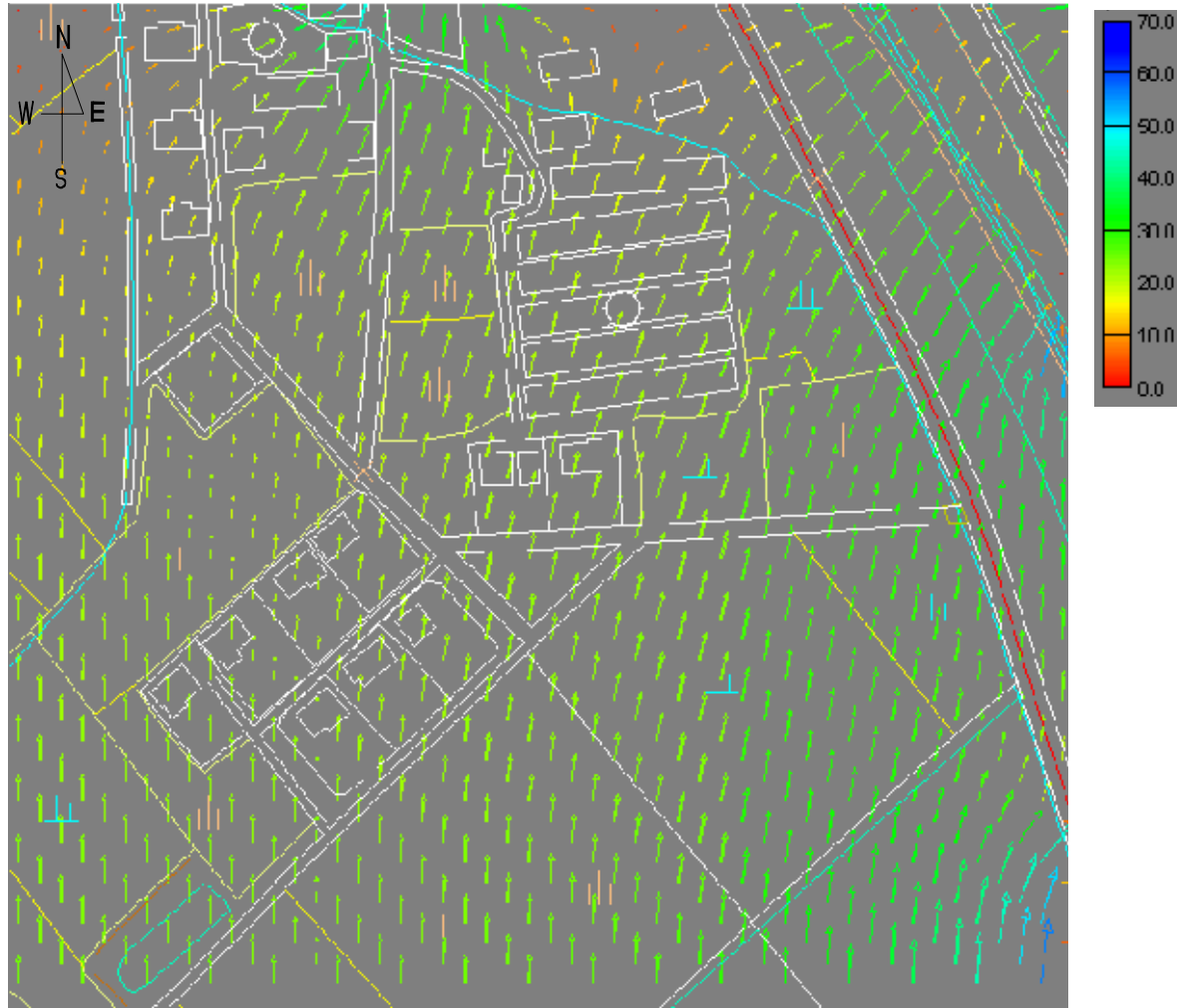
$$\frac{\partial C_k}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( D_{ij} \frac{\partial C_k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C_k) + \frac{q_s}{\phi} C_{s_k} \pm r_k, \quad k=1, 2, \dots, m$$

$$\frac{d\tilde{C}_{im}}{dt} = \pm \tilde{r}_{im}, \quad im=1, 2, \dots, (n-m)$$

여기서,  $n$  은 오염물질 종들(species)의 총 수,  $m$  은 수용액 상태 (aqueous-phase)에 있는 종들의 총 수(이 때문에,  $n-m$ 은 고체 상태의 오염물질 종들의 총 수가 된다.),  $C_k$  은  $k$ 번째 종들의 수용액 상태에서의 농도 [ $ML^{-3}$ ],  $\tilde{C}_{im}$  은  $im$ 번째 종들의 수용액상태에서의 농도 [ $MM^{-1}$ ],  $v_i$  은 지하수의 평균 선형 속도 [ $LT^{-1}$ ],  $D_{ij}$ 은 수력학적 분산 계수 [ $L^2T^{-1}$ ],  $q_s$  은 대수층의 단위 부피당 유입(sources)되고 유출(sinks)되는 부피량 [ $T^{-1}$ ],  $\phi$  은 공극률,  $C_s$  은 오염물질의 유입과 유출 농도 [ $ML^{-3}$ ],  $r$  은 수용액 상태에서 일어나는 모든 반응의 속도를 나타내고 [ $ML^3T^{-1}$ ],  $\tilde{r}$  은 고체 상태에서 일어나는 모든 반응의 속도 [ $MM^{-1}T^{-1}$ ]를 나타낸다 .



<그림 3-2-24> 지하수 유동 모델링 결과 등수위선도



<그림 3-2-25> 지하수 유동 모델링 결과 지하수 유속도



**생화학적 반응식** : 일반적으로 Monod 식 (Monod, 1949)은 기질의 이용률과 성장률을 나타낸다. 이 중 Monod 식은 몇가지 오염물질들의 생분해 과정을 표현하는데 적당하다(Molz et al., 1986; MacQuarrie et al., 1990; Chen et al., 1992; Essaid et al., 1995; MacQuarrie et al., 2001). 이 식은 생분해 반응이 반응에 포함된 모든 물질의 농도에 제한을 받는다고 가정한다. 생분해 과정 p에 대한 이 중 Monod 식은 다음과 같이 표현되어 질 수 있다.

$$r^p = \mu_{\max}^p X_m \left[ \frac{K_{b_m}}{K_{b_m} + X_m} \right] \cdot \left[ \frac{C_1}{C_1 + K_1^p} \right] \cdot \left[ \frac{C_2}{C_2 + K_2^p} \right] \cdot \left[ \frac{C_n}{C_n + K_n^p} \right] \cdot \left[ \frac{K_{C_l}}{K_{C_l} + C_l} \right]$$

여기서,  $r^p$  은 생분해 과정 p에 의한 기질 이용률 [ $ML^{-3}T^{-1}$ ],  $\mu_{\max}^p$  은 생분해 과정 p동안 최대 기질 이용률 [ $T^{-1}$ ],  $X_m$  은 반응에 관련되는 미생물 m의 농도 [ $ML^{-3}$ ],  $C_1, C_2, \dots, C_n$  은 수용액 상태에 있는 종들의 농도 [ $ML^{-3}$ ],  $C_l$  은 반응을 억제하는 수용액 상태에 있는 종들의 농도 [ $ML^{-3}$ ],  $K_1^p, K_2^p, \dots, K_n^p$  은 각각의 종들에 대한 상대적인 반포화 상수 [ $ML^{-3}$ ],  $K_{C_l}$  은 반응 억제 계수(inhibition coefficient) [ $ML^{-3}$ ],  $K_{b_m}$  은 미생물에 대한 억제 계수 [ $ML^{-3}$ ] 이다.

종들 n의 전체 반응 속도는 n을 포함하는 모든 과정에 대한 반응 속도와 같다. 이는 다음과 같이 표현할 수 있다(Essaid et al., 1995; MacQuarrie et al., 2001).

$$r_k = \sum_p r^p y_n^p$$

여기서,  $y_n^p$  은 적당한 양론 계수(stoichiometric coefficient)이다.

오염물질이 첫번째 기질이라면  $y_n^p$  는 1과 같고 그렇지 않을 경우에는 생분해 과정 p동안 1차 기질에 대한 오염물질 n의 비로 나타낼 수 있다. 위의 「일반적인 오염물질의 거동 지배식」과 「생화학적 반응식」에서 사용한 수식과 RT3D computer code(Clement, 1997; Clement et al., 1998)를 이용하여 질소의 생화학적인 거동을 모델링하여 보았다.

② 해석에 사용한 모델 : RT3D(Reactive Transport in 3-Dimensions)는 다차원

의 지하수 포화대에서 반응성이 있는 유동상(mobile)과 비유동상(immobile)의 다양한 종들의 거동을 나타내는 둘 이상의 연결된 편미분방정식을 풀기 위한 컴퓨터 code이다. 이는 일반적으로 해석적인 해와 수치적인 해를 풀기 위한 reactive transport solver로 개발되어 졌다(Clement et al., 1998; Sun and Clement, 1999; Sun et al., 1998, 1999). RT3D는 EPA-transport code인 MT3D의 1997-version인 DoD\_1.5에서 advection solver와 dispersion solver를 사용한다(Zheng, 1990). RT3D code는 다양한 형태의 화학반응과 미생물반응을 모사하는데 적합한데, 이미 PCE, TCE와 같은 염소 용제와 BTEX로 오염된 지역을 모사하는데 이용한 결과 그 유효성이 입증되기도 하였다. MT3D와 함께 RT3D 또한 지하수 수위의 시간적·공간적 변화를 계산하기 위해 지하수 유동을 나타내는 code인 MODFLOW(McDonald and Harbaugh, 1998)를 이용한다. RT3D code는 operator-split strategy를 사용하고 있는데 이는 user-defined reaction module을 통하여 다른 반응 모델을 정의할 수 있음을 뜻한다. 따라서 본 연구에서는 지하수에서 질소의 거동 모델을 구현하기 위해 user-defined reaction module을 개발하여 연구지역에 적용시켜 보았다.

③ 입력조건 : 질소에 대한 현장값이 부족하기 때문에 대부분 가정한 값을 이용하였다. 단, 부피 밀도와 종분산도는 column test를 이용하여 측정한 값에 바탕을 두었으나 종분산도는 scale에 영향을 받기 때문에 원래 측정한 값보다 30배 정도 큰 값을 선택하였다 [부록E 참고]. 구체적으로 지하수내에서 질산성 질소의 거동과 확산을 모의하는데 필요한 값들은 <표 3-2-10>과 같다.

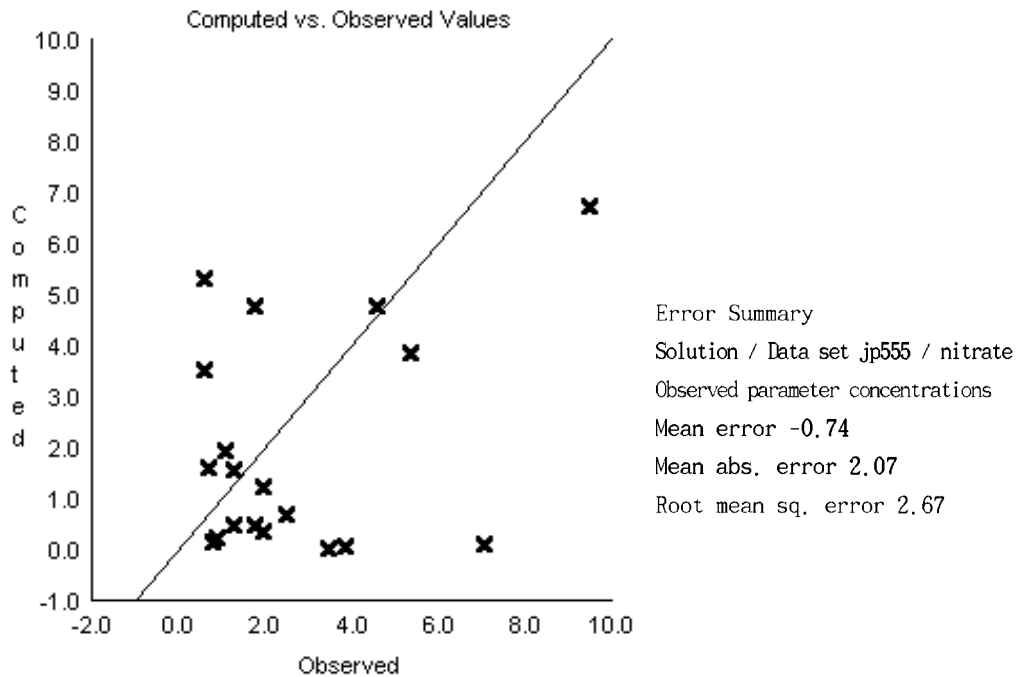
<표 3-2-10> 질산성 질소의 거동 모델링시 사용되는 주요 상수값

상수	암모니아 1차 분해 속도 ( $K_{NH_4}$ , day <sup>-1</sup> )	아질산염 1차 분해 속도 ( $K_{NO_2}$ , day <sup>-1</sup> )	질산성질소 1차 분해 속도 ( $K_{NO_3}$ , day <sup>-1</sup> )	아질산염 생산율 ( $Y_{NO_2/NH_4}$ )	질산성 질소 생산율 ( $Y_{NO_3/NO_2}$ )	부피 밀도 ( $\rho_v$ , mg/m <sup>3</sup> )	종분산도 ( $\alpha_1$ )
값	0.0001	0.008	0.001	2.5504	1.3478	$1.5412 \times 10^6$	18

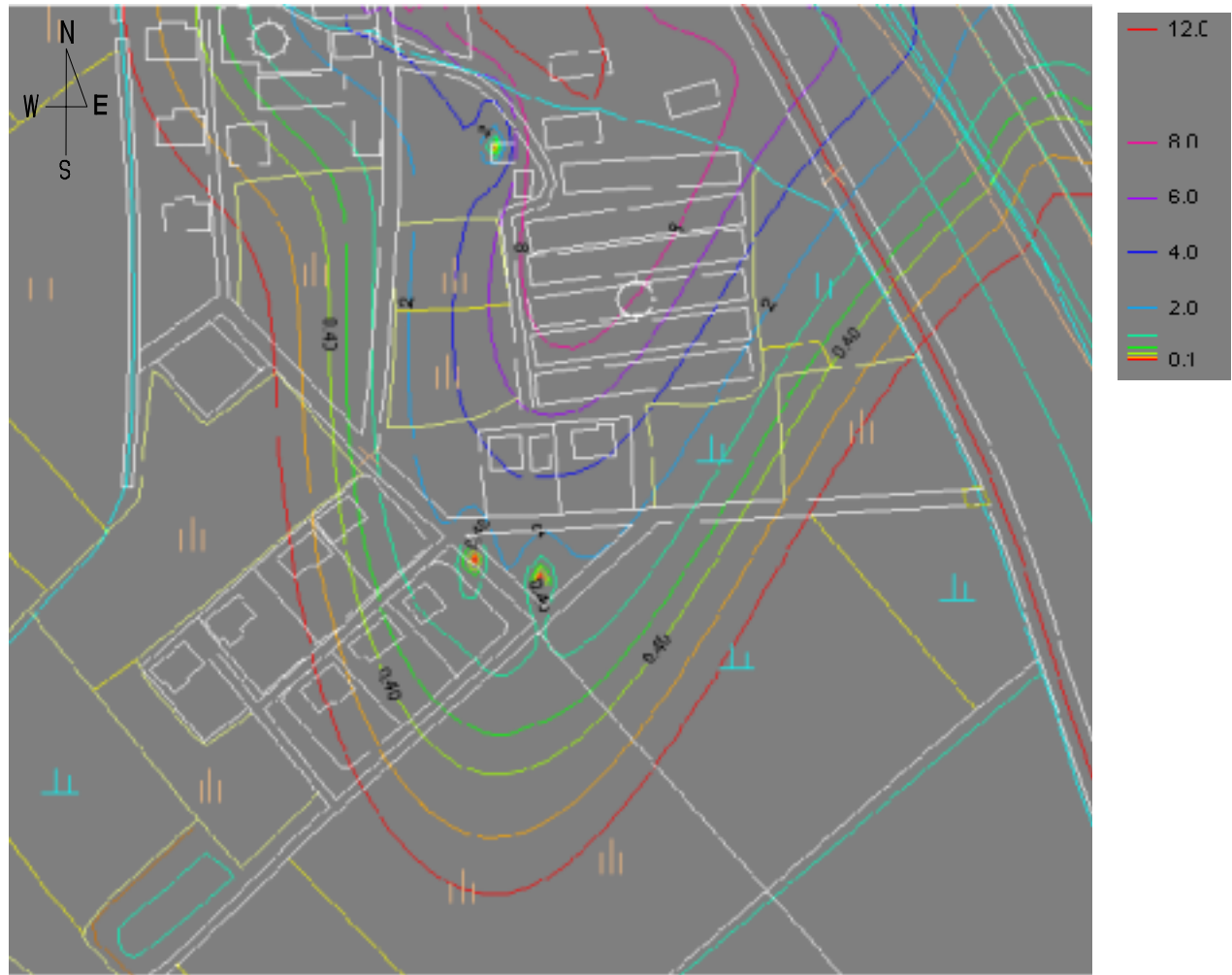
④ 해석 : 여기서는, PRB를 설치하기 전인 2000년 10월 1일을 기준으로 모델링을 수행하였다. 모델링 한 값이 실제 오염 지역의 현장값을 반영하는지를 알아보기 위하여 오차 분석을 실시하여 보았다. <그림 3-2-26>에서 x축의 값은 현장

에서 측정하여 얻은 값이고 y값은 모델링 한 후의 결과값이다. 두 값을 비교해보면 거의 일치하는 것을 알 수 있으며, 오른쪽 끝에 있는 값은 현장에서 측정시의 오차값이라 보아도 무방하다. 따라서 module를 개발하여 수행한 모델링은 비교적 현장의 특성을 잘 반영한다고 할 수 있다.

<그림 3-2-27>은 개발한 module을 사용해서 연구지역내 질산성 질소의 오염 범위를 모의한 것이다. <그림 3-2-27>을 보면, 오수처리기와 양계장에서 질산성 질소의 농도는 다른 지역보다 비교적 낮으며 주변으로 갈수록 질산성 질소의 농도가 점점 높아지는 것을 알 수 있다. 또한 지하수 유동 방향인 북쪽으로 갈수록 질산성 질소의 농도가 조금씩 증가하고 있음을 알 수 있다. 이는, 모델링 시점이 2000년 10월 1일인데, 그 이전에 암모니아가 물에 용해되어 질산화에 의해 아질산염을 거쳐 질산성 질소로 바뀌면서 시간이 지남에 따라 질산성 질소의 농도가 증가하였음을 의미한다. 이러한 질산성 질소는 어느 순간 다시 감소하게 되는데 이는 탈질산화에 의한 영향때문으로 사료된다.



<그림 3-2-26> 현장값과 모델값의 비교

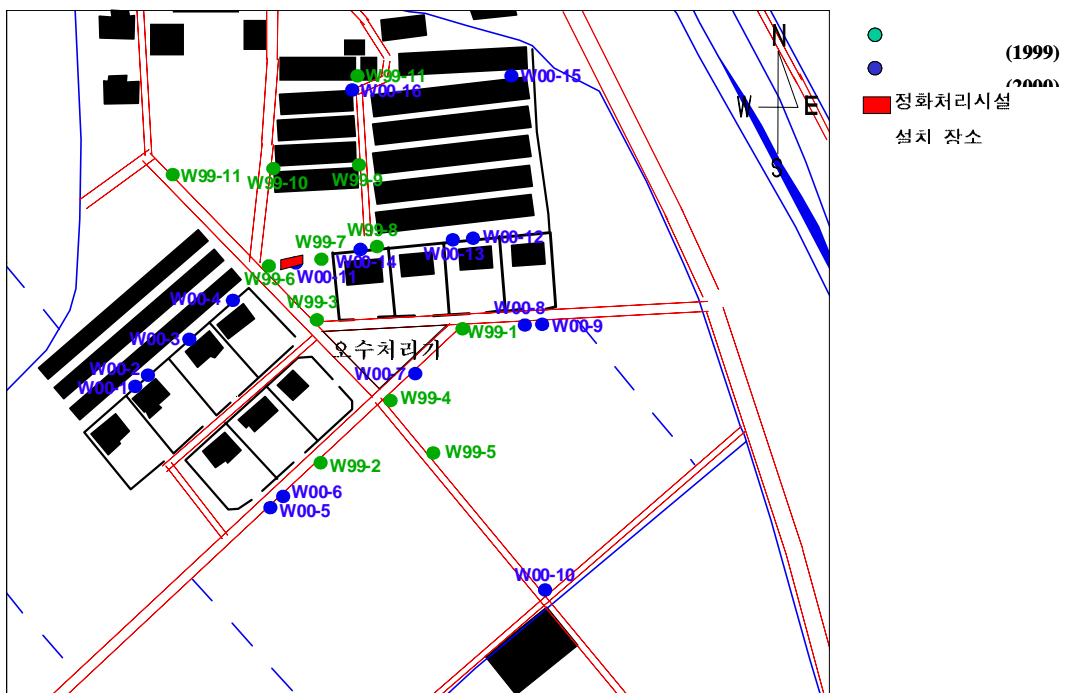


<그림 3-2-27> 질산성 질소의 모델링 결과 (2000.10.1)

## 5. 정화처리

### 가. 소규모 투수성반응벽체 설치

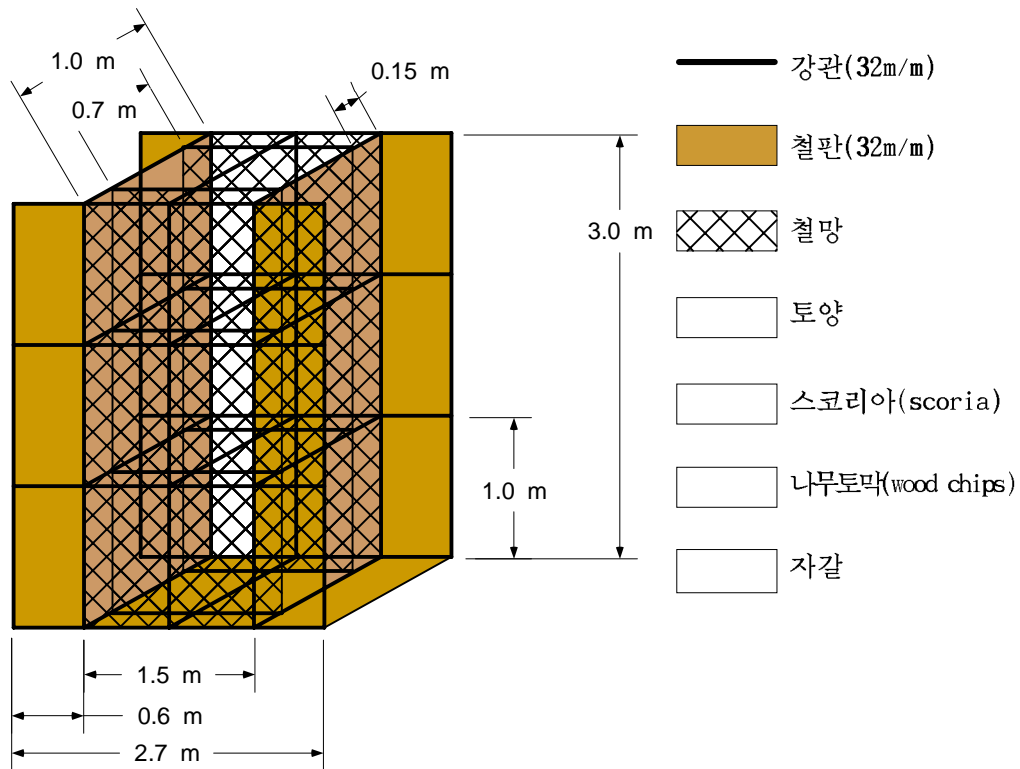
B지역에 대한 수리지질조사를 실시하고 오염운(plume)의 규모와 분포상태를 파악한 후 시범적으로 투수성반응벽체를 설치하기 위해 마을주민의 협조를 구하여 2000년 10월 놀이터 북단에 소규모의 투수성반응벽체를 설치하였다 <그림 3-2-28>.



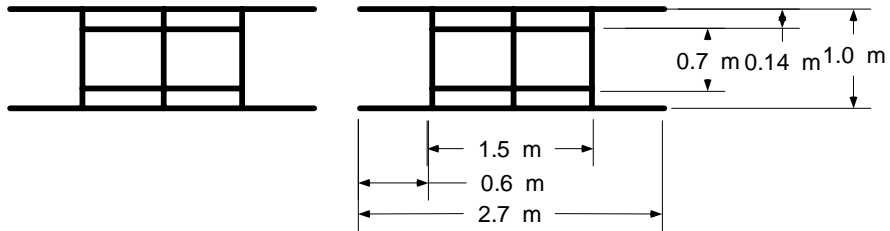
<그림 3-2-28> B지역 정화처리시설(투수성반응벽체) 설치 위치

당초 관측정 W00-14가 위치한 양계장과 278-4번지 사이에 설치하고자 하였으나 시공과정에서 양계장 시설물과 담이 붕괴될 위험이 높아 주민들의 반대가 있었고, 붕괴를 막기 위해 sheet pile 등을 시공할 경우 많은 비용이 소요되므로 놀이터에 위치한 W00-11 관측정 지점에 설치하였다. 반응벽체 규모 또한 당초 funnel-and-gate형으로 오염운의 유동방향을 gate쪽으로 유도하고 설치심도를 암반(최소한 20m 깊이까지)까지 굴착하여 설치하고자 하였으나 반응물질 구입

비, 시공비 등의 비용과 최소의 규모로 설치하길 원하는 마을주민들의 요구로 인하여 총 길이 6m, 폭 1m, 깊이 3m의 규모로 설치하였다. <그림 3-2-29>를 보면 32m/m의 강관으로 골격을 만들고 반응물질을 주입하는 구간은 철망으로 처리하고 바닥과 측면은 32m/m의 철판을 부착하여 오염운(plume)이 반응물질구간(일종의 'gate')으로만 유입될 수 있도록 하였다. 철재구조물의 크기는 길이 2.7m, 높이 3.0m, 폭 1.0m이며 반응물질이 들어가는 구간은 길이 1.5m, 높이 3.0m, 폭 0.7m이고 앞뒤로 자갈을 넣도록 폭 0.15m 구간을 만들었다. 관측정으로 이용할 수 있도록 자갈을 넣는 구간에 직경 3inch, 길이 각각 2m, 2.5m, 3m의 PVC관(관저에서부터 0.5m까지 screen 설치)을 설치하고, 철망으로 처리한 면에는 주입하는 재료들이 흐트러지지 않도록 손쉽게 구할 수 있는 망(현장에서 모기장 사용)을 덧대었다 [부록F 그림 1]. 포크레인으로 가로, 세로, 깊이가 각각 6m, 1m, 3.5m되는 트렌치(trench)를 파고 이 안에 철재구조물 2개를 넣고 구조물사이를 기존토양으로 채운 다음 [부록F 그림 2와 3], 철재구조물 중 동쪽에 위치한 구조물에는 나무토막(wood chips)을 [부록F 그림 4], 서쪽에는 스킨리아(scoria)를 [부록F 그림 5], 관측정 부분에는 자갈을 채워 넣었다 [부록F 그림 6]. 상부는 굴착한 기존 토양으로 메우고 [부록F 그림 7], 최상부에는 지표에서 빗물 등이 바로 유입되지 않도록 천막을 덮은 다음 기존 토양과 모래로 덮었다 [부록F 그림 8과 9]. 투수성반응벽체 설치 이후 2001년 4월에 반응벽체 하류부에 관측정을 다시 설치하여 투수성반응벽체 관측정은 <그림 3-2-30>에서 보는 바와 같이 설치, 2001년 9월까지 1개월가량은 주기적으로 수질을 분석하였다. W2U, W2L은 투수성반응벽체 중 나무토막(wood chips)을 주입한 구간의 지하수 상류부(upgradient)와 하류부(downgradient)의 심도 2m 관측정이며, W2.5U, W2.5L, W3U, W3L은 각각 심도 2.5m, 3m 되는 반응벽체 상류부, 하류부의 관측정들이다. 그리고 WW2는 반응벽체에서 2m가량 하류부쪽에 위치한 관측정이다. S2U, S2L, S2.5U, S2.5L, S3U, S3L은 반응물질로 스킨리아(scoria)를 주입한 반응벽체구간의 상류부, 하류부에 위치한 심도 2m, 2.5m, 3m의 관측정들이며, SS2는 스킨리아가 주입된 반응벽체에서 하류부로 2m가량 떨어진 관측정이다.

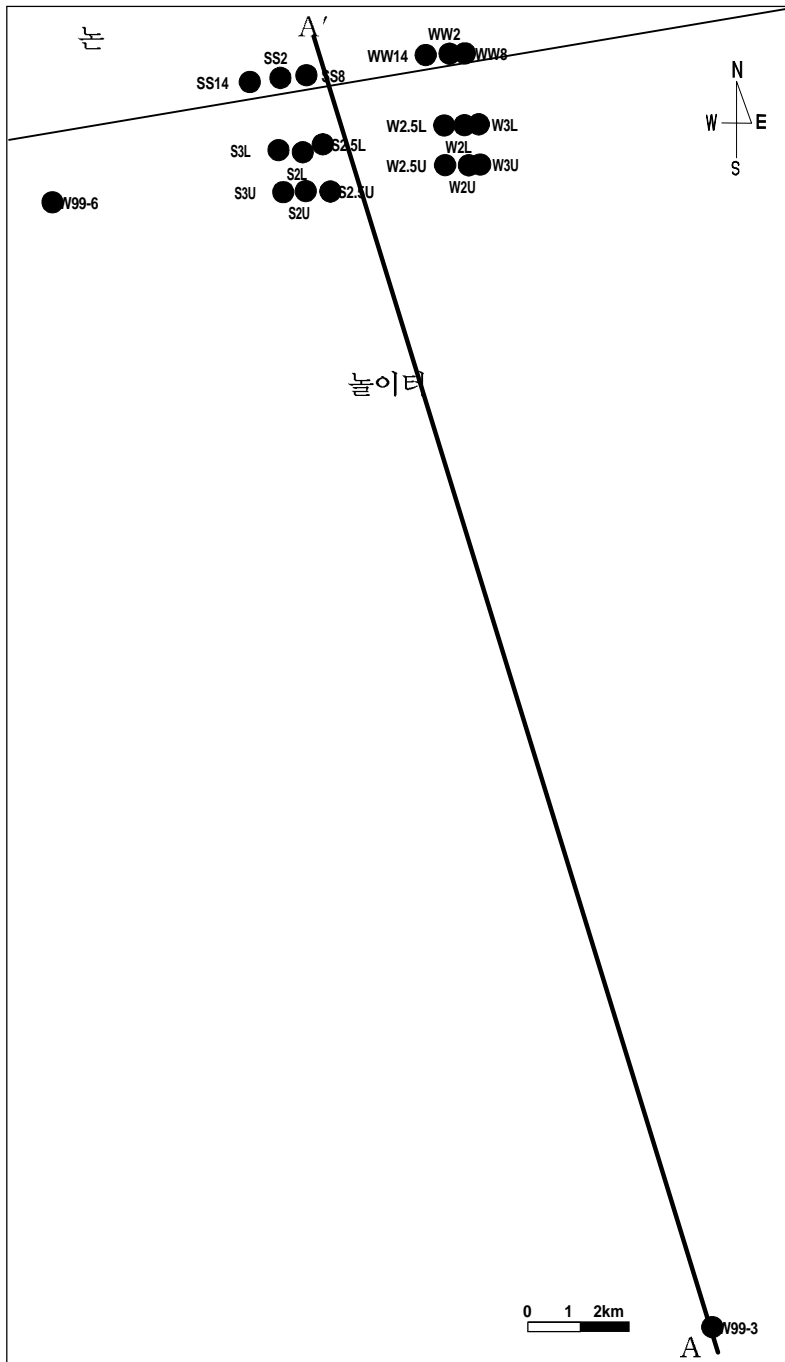


(가) 투시도



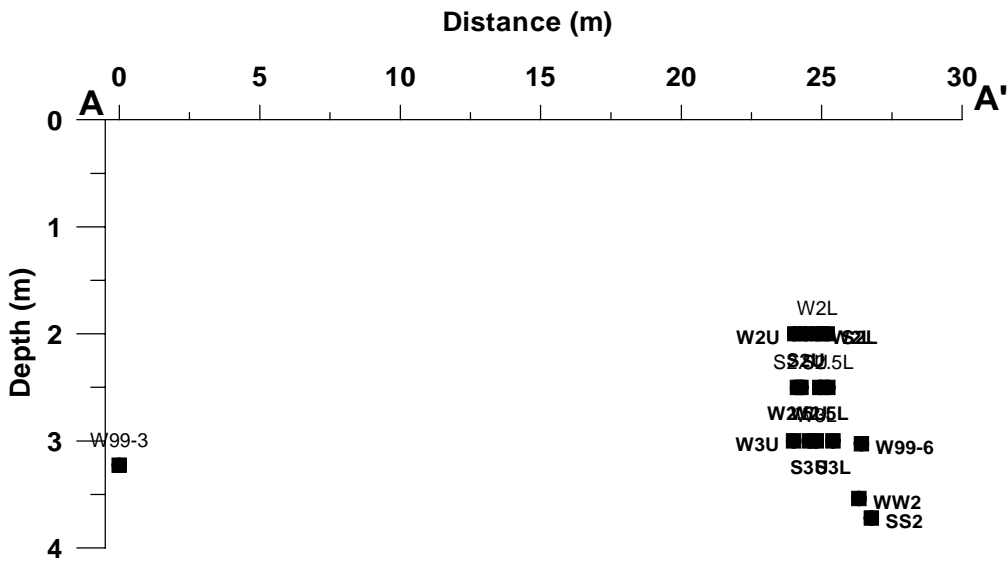
(나) 평면도

<그림 3-2-29> B지역에 설치한 철재구조물의 크기



(가) 투수성반응벽체 관측정 위치 평면도  
 <그림 3-2-30> B지역 투수성반응벽체 관측정 배열





(나) 투수성반응벽체 관측정 단면도

<그림 3-2-30> (계속)

### 나. 운영 및 효율

#### (1) 투수성반응벽체 운영 (2000년 10월 ~ 2001년 9월)

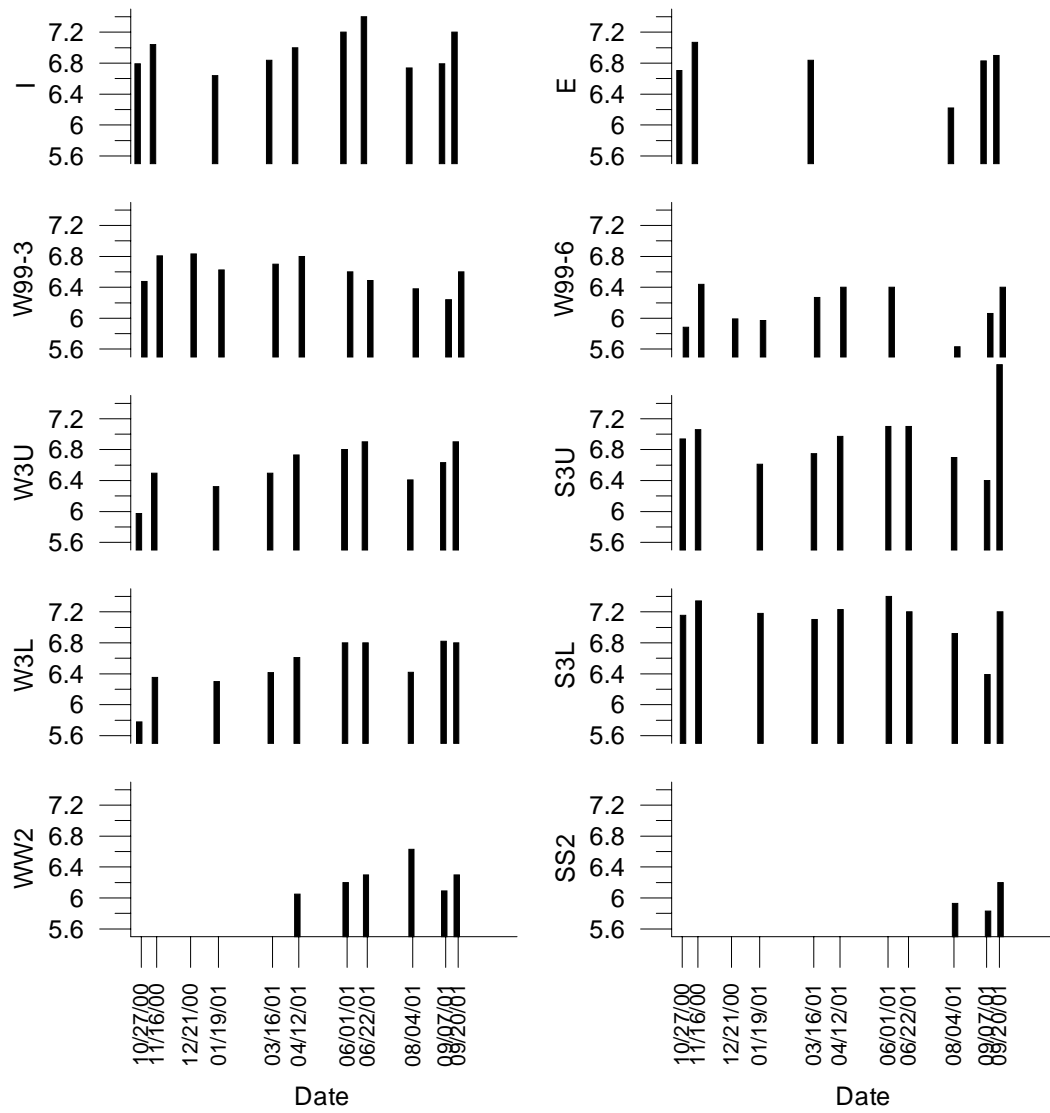
대략 1개월 주기로 관측정에서 지하수시료를 채취하여 pH, EC, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N, Cl<sup>-</sup>, BOD(Biological Oxygen Demand, 생물학적 산소요구량) 등을 분석하였고 <그림 3-2-31>, 투수성반응벽체 관측정 일부에 대하여 2001년 6월 12개 항목을 분석하였다 <표 3-2-11>. 오수처리기에 유입되는 오수(유입수, I)와 트렌치를 통과한 후 방류되는 시료(방류수, E), 오수처리기와 투수성반응벽체 사이에 위치한 관측정 W99-3, 투수성반응벽체 근처에 위치한 관측정 W99-6의 시료도 같이 분석하였다. 이 중 방류수(E)는 2001년 3월을 제외하고 2000년 12월부터 2001년 6월까지 시료채취가 불가능하여 이 기간 동안의 분석결과가 없다. <그림 3-2-31>를 보면, 오수처리기 유입수(I)의 pH는 2001년 1월이 지난 이후부터 6월 말까지 7.4로 증가하였다가 9월초 다시 6.7로 감소한 후 증가하는 추세를 보였다. 이런 변화는 W99-3을 제외하고 거의 대부분의 관측정에서 관찰되었다. 투수

성반응벽체에서 반응물질로 스킨리아를 주입한 구간(S3U와 S3L)에서는 나무토막(wood chips)을 주입한 구간(W3U와 W3L)보다 pH가 다소 높았다. EC는 유입수(I)의 경우 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ~ 850  $\mu\text{S}/\text{cm}$  정도이지만 2001년 8월, 9월에 1,600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  이상으로 갑자기 증가하였고 이런 현상은 W99-3과 반응벽체구간의 관측정(W3U, W3L, S3U, S3L)에서도 관찰되었다. 스킨리아 구간과 나무토막 구간을 비교해 보면 스킨리아 구간에서 EC가 비교적 높았으며 이는 스킨리아가 원재료가 암석인데에 기인하는 것으로 사료된다. 질산성질소와 암모니아성질소를 보면, 유입수에서는 질산성질소농도는 1mg/l이하로 낮고 암모니아성질소는 25mg/l~50mg/l로 매우 높지만, 투수성반응벽체 상류부에 위치한 관측정(W99-3)에서는 반대로 질산성질소농도가 높고 암모니아성질소는 낮다. 이는 토양미생물에 의한 작용(nitrification)으로 암모니아성질소가 질산성질소로 변하였기 때문인 것으로 사료된다. 반응벽체내에서는 탈질작용(denitrification)으로 질산성질소 농도가 현저히 감소하는데 특히 나무토막을 넣은 구간(W3U, W3L)에서는 1mg/l이하로 매우 낮았다. 스킨리아가 주입된 구간에서도 4mg/l이하로 낮지만 나무토막 구간에 비하면 질산성질소 제거율이 낮지만 나무토막을 주입한 구간에서는 암모니아성질소 농도가 높고 생물학적 산소요구량(BOD)또한 스킨리아 구간에 비해 높다.

<표 3-2-11> 반응벽체 관측정 수질분석 결과

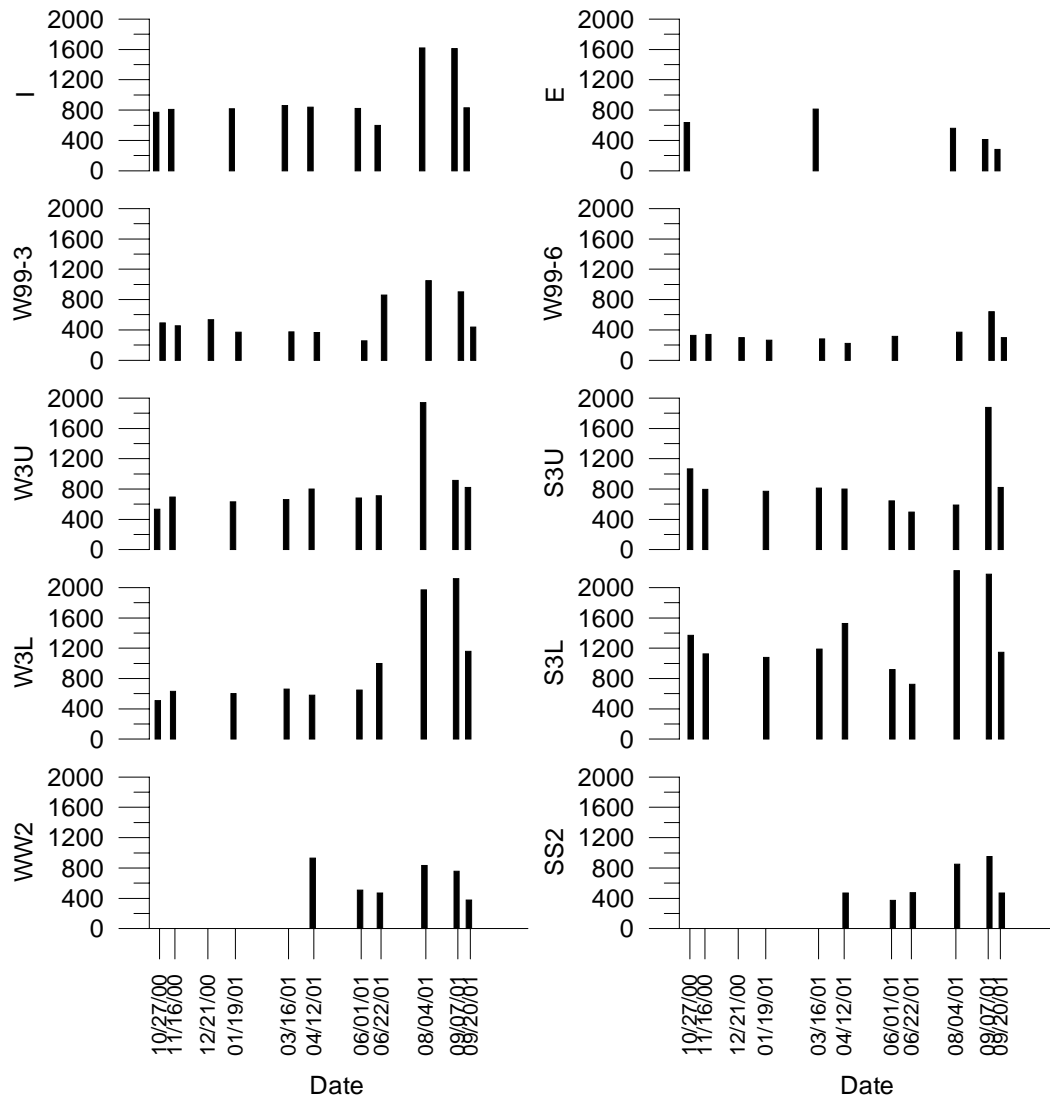
분석항목	W3U	W3L	S3U	S3L
pH	6.5	6.45	6.71	6.82
EC(mS/cm)	1,935	2,124	1,792	2,345
T-P (mg/l)	0.7	2.03	1.88	1.46
TKN (mg/l)	3.45	3.23	8.71	9.96
NH <sub>3</sub> -N (mg/l)	0	0	0.078	0
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	0.13	0.08	7.94	8.96
탁도(NTU)	854	863	63.6	119
중발잔류물 (mg/l)	1,050	1,216	721	1,000
SS(mg/l)	532	664	90	191
일반세균(CFU/ml)	-	22,000	84,000	28,000
대장균군수(MPN/100ml)	-	700	300	240
COD(mg/l)	59	72	9.2	10
분석일	2001.6.28	2001.6.28	2001.6.28	2001.6.28
분석기관	②	①, ②	①, ②	①, ②

① 농업기반공사, ② 농업과학공동기센터



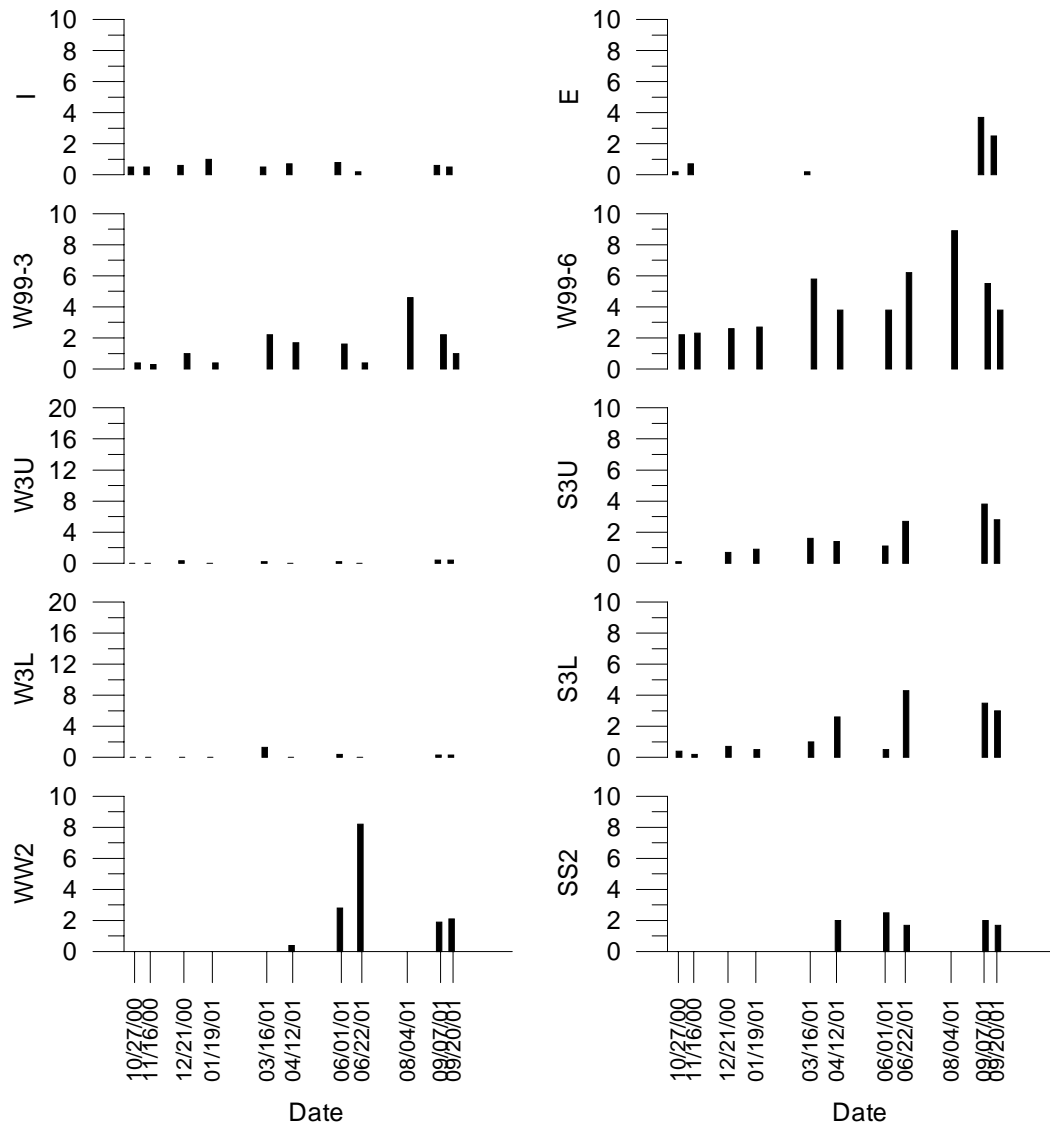
(가) pH 변화

<그림 3-2-31> 투수성반응벽체 관측정에서의 수질 변화 (2000년 10월 ~ 2001년 9월)



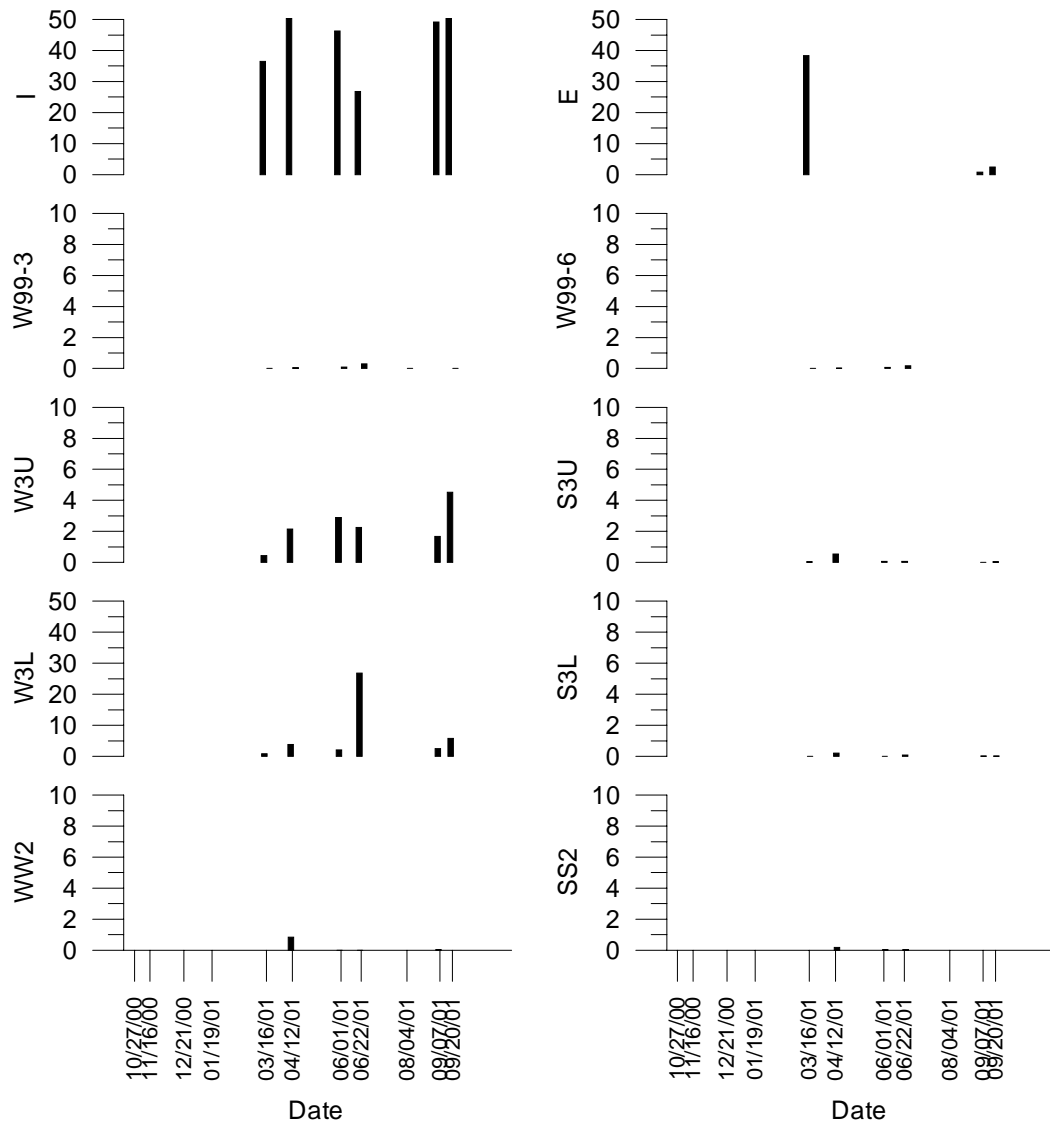
(나) EC 변화

<그림 3-2-31> (계속)



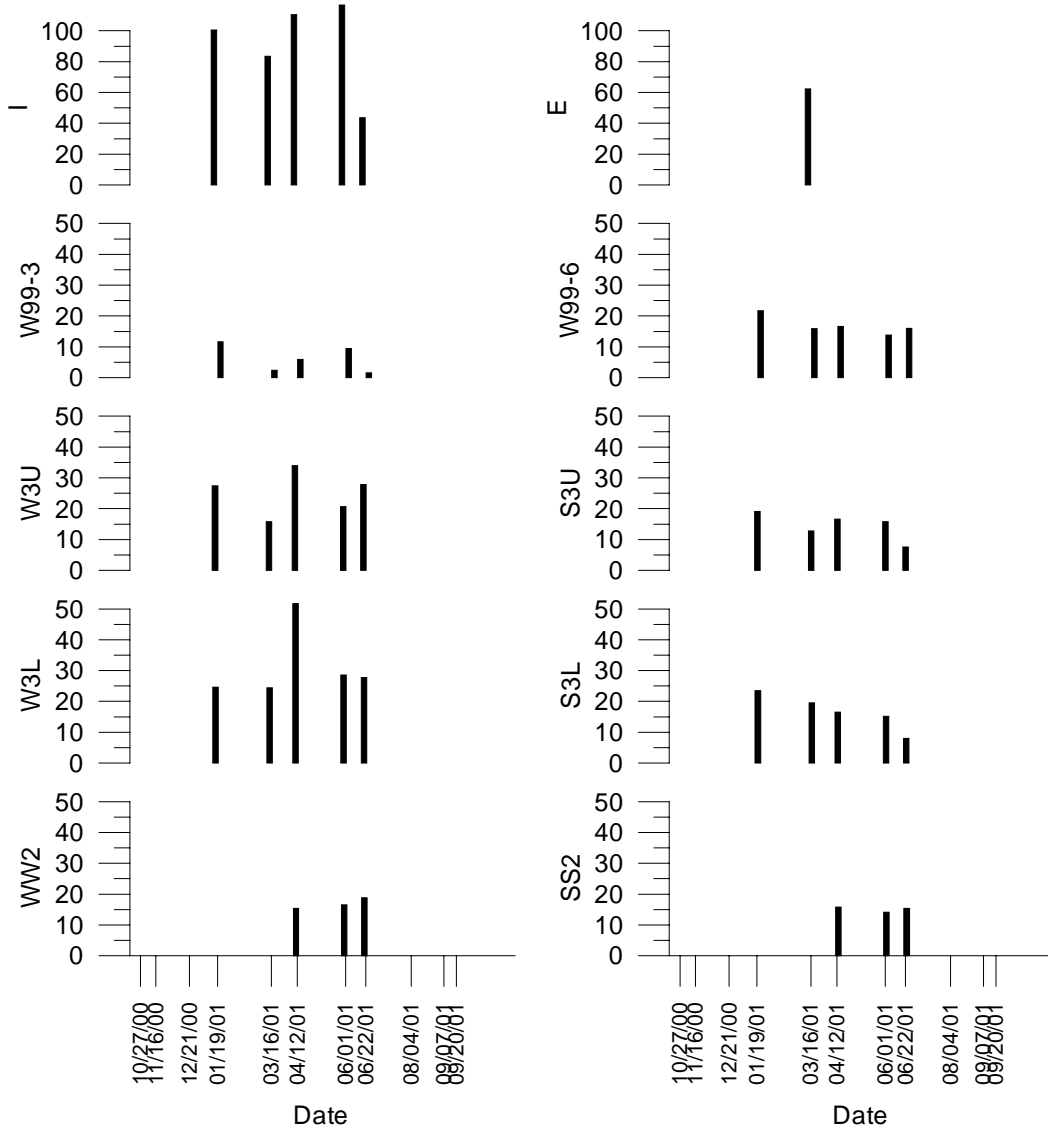
(다) NO<sub>3</sub>-N 변화

<그림 3-2-31> (계속)



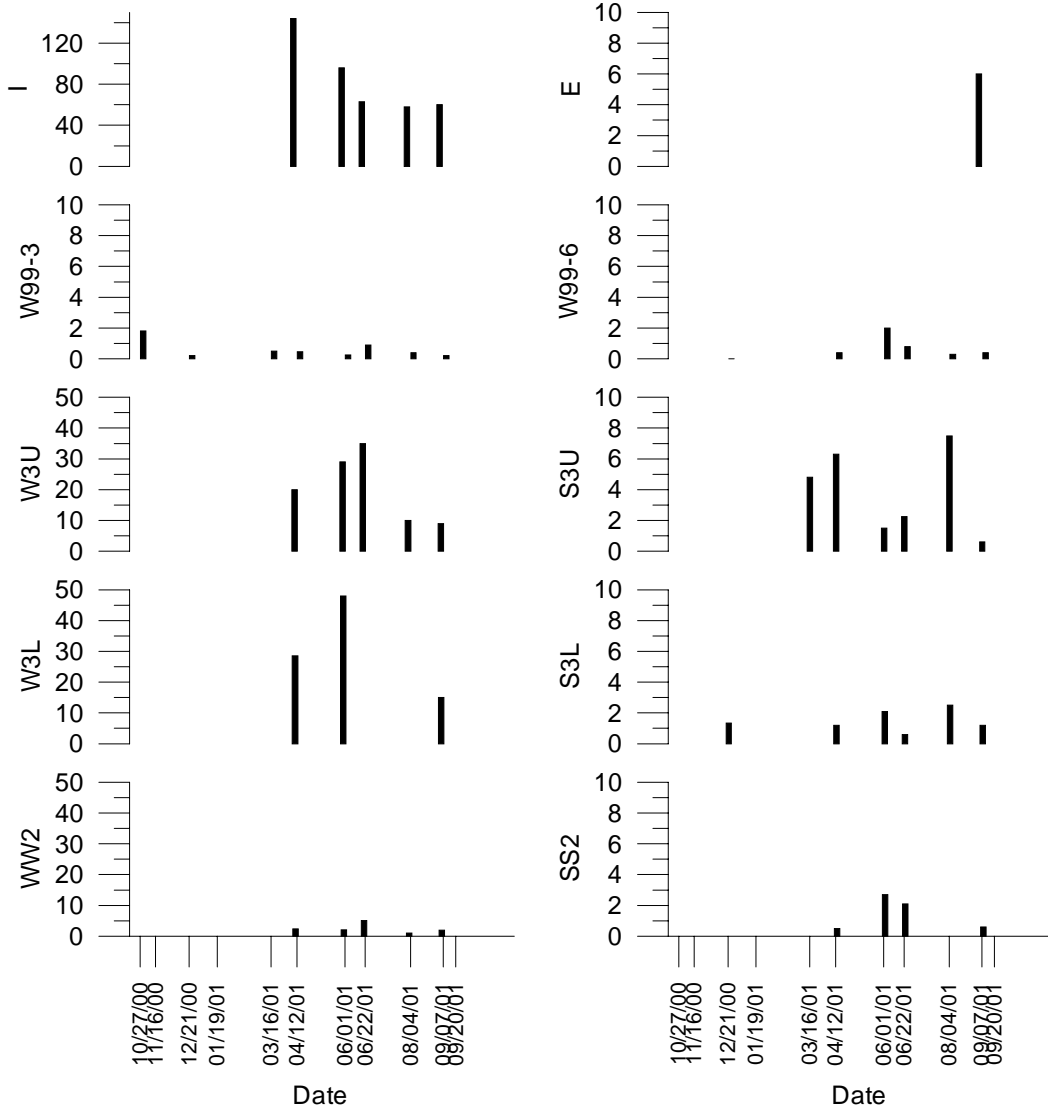
(라) NH<sub>3</sub>-N 변화

<그림 3-2-31> (계속)



(마) CI 변화

<그림 3-2-31> (계속)



(바) BOD 변화

<그림 3-2-31> (계속)



## (2) 투수성반응벽체 효율 분석

2000년 10월 투수성반응벽체 설치 이후 2001년 9월까지 340여일간 운영한 결과 <그림 3-2-21-(다)>에서 보는 바와 같이 반응벽체 내 반응물질에 의해 질산성질소가 저감되었으며, 관측정 W99-6과 반응벽체 관측정에서의 질산성질소 농도 차이를 구하여 반응물질별로 비교하였다 <표 3-2-12>.  $\Delta N_w$ 는 나무토막(wood chips)을 주입한 구간의 관측정 W3U와 W3L 질산성질소 농도와 W99-6과의 차이,  $\Delta N_s$ 는 스킨리아(scoria)를 주입한 구간의 관측정 S3U와 S3L와 W99-6과의 질산성질소 농도차이다. 2001년 9월까지  $\Delta N_w$ 가  $\Delta N_s$ 보다 높았으며 특히 6월과 9월에는 3배가량 높았고, 설치이후 시간에 지남에 따라 농도차( $\Delta N$ )는 변하지만 반응물질의 효율감소 등에 의한 것이라기 보다 지하수유속, 수온, 수질 등의 변화에 의한 것으로 사료된다. 투수성반응벽체의 효율에 대하여 보다 자세한 연구를 하기 위해서는 앞으로도 계속 수질 모니터링을 하여야 할 것이다.

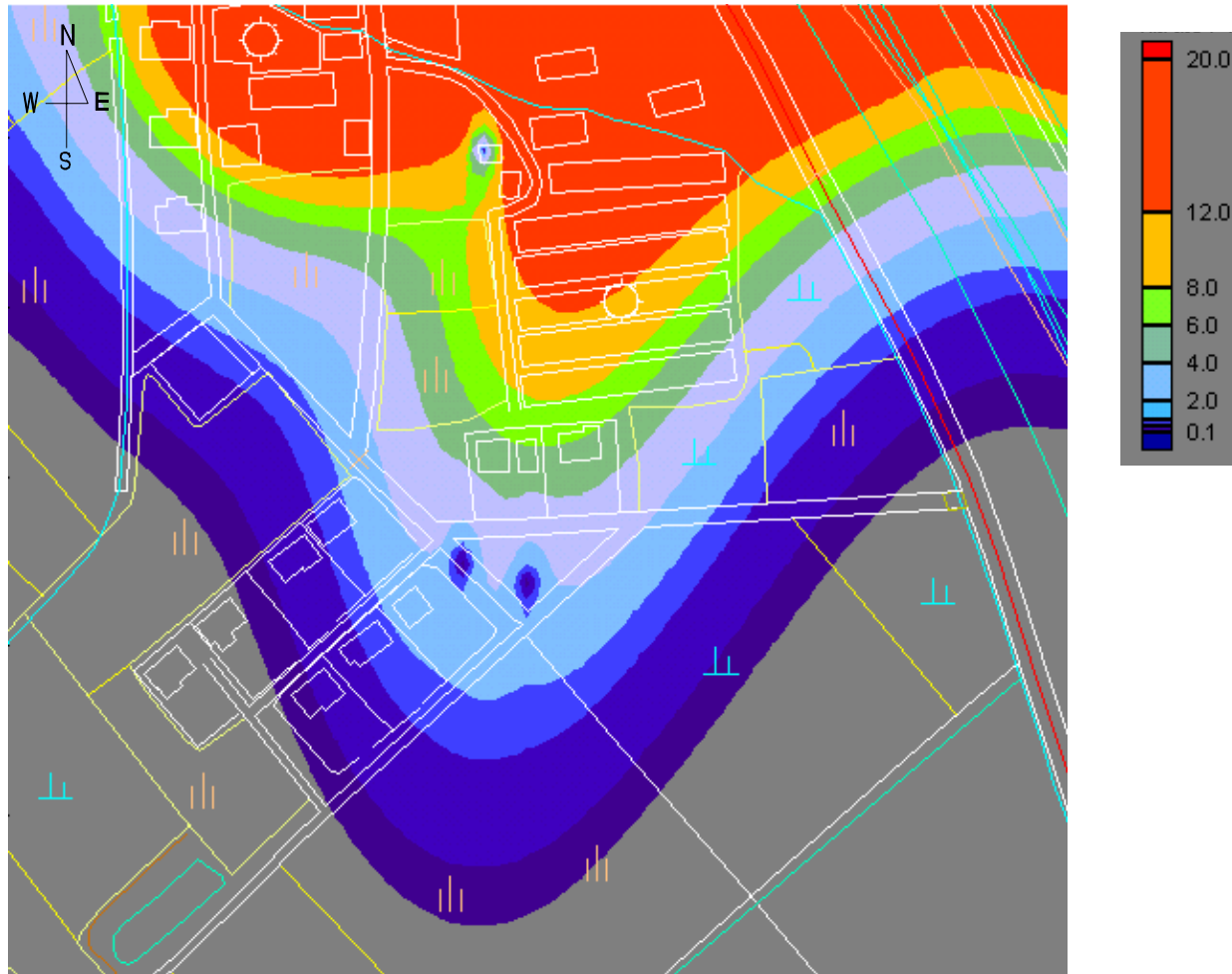
<표 3-2-12> 관측정 W99-6과 투수성반응벽체에서의 질산성질소 농도변화 ( $\Delta N$  : 농도차)

시료 채취일	경과 일수	W99-6	나무토막(Wood chips)			스킨리아(Scoria)		
			W3U	W3L	$\Delta N_w$	S3U	S3L	$\Delta N_s$
2000.10.27	11	2.2	0.0	0.0	2.2	0.1	0.4	2.0
2000.11.16	31	2.3	0.0	0.0	2.3	nd	0.2	2.1
2000.12.21	66	2.6	0.3	0.0	2.5	0.7	0.7	1.9
2001.01.19	95	2.7	0.0	0.0	2.7	0.9	0.5	2.0
2001.03.16	151	5.8	0.2	1.3	5.1	1.6	1.0	4.5
2001.04.12	178	3.8	0.0	0.0	3.8	1.4	2.6	1.8
2001.06.01	228	3.8	0.2	0.4	3.5	1.1	0.5	3.0
2001.06.22	249	6.2	0.0	0.0	6.2	2.7	4.3	2.7
2001.09.07	326	5.5	0.4	0.3	5.2	3.8	3.5	1.9
2001.09.20	339	3.8	0.4	0.3	3.5	2.8	3.0	0.9

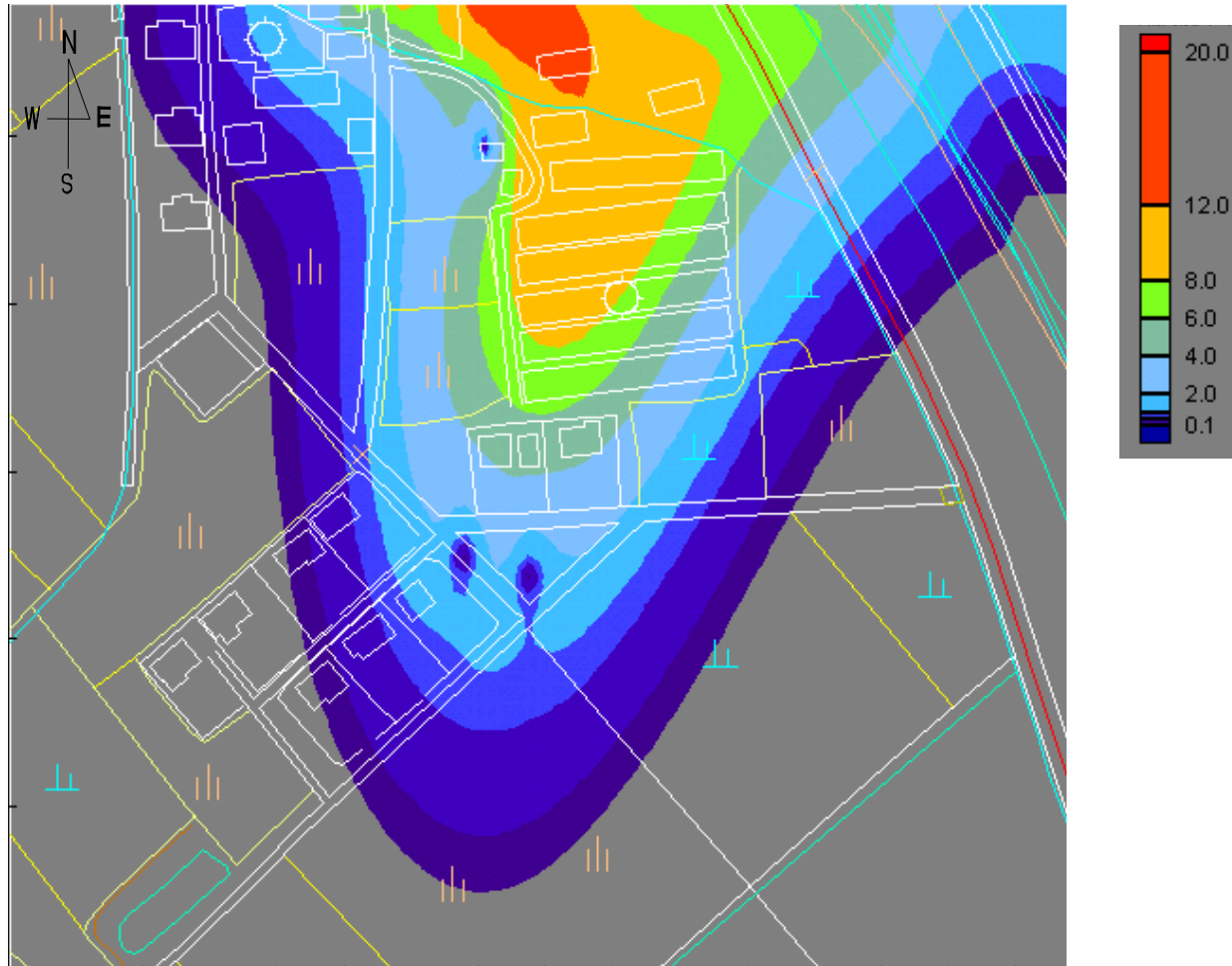
모델링분석을 통하여 2000년 10월 1일을 기준으로 2년 후의 질산성질소 오염 범위를 자연그대로의 상태일 때와 투수성반응벽체를 설치하였을 때 각각의 경우를 비교, 분석하여 보았다. <그림 3-2-32>는 투수성반응벽체를 설치하지 않고 2년 후 질산성 질소의 오염범위를 도시한 것으로, 투수성반응벽체를 설치하

지 않았을 경우라도 지하수 내의 혐기성 상태에 의한 탈질작용(denitrification)에 의하여 질산성 질소가 어느 정도 자연저감되나, 이 지역은 혐기성 상태가 잘 발달되어 있지 않아서 질산성 질소가 탈질작용(denitrification)에 의해 저감되는 것보다 암모니아가 질산화에 의해 질산성 질소로 저감되는 경향이 더 크다. 이는 <그림 3-2-27>과 비교하여 보면 알 수 있는데, 질산성 질소의 오염운(plume)이 2년 후인 2002년 10월 1일에 좀 더 증가했음을 알 수 있다. 따라서 이 지역에서는 질산성 질소의 자연 저감에 의한 효과를 별로 기대 할 수는 없으며, 이 보다는 다른 정화 기법을 이용하여 질산성 질소의 농도를 저감시켜야 할 것으로 사료된다.

투수성반응벽체를 설치하였을 경우 2년 후 질산성 질소의 오염범위는 <그림 3-2-33>에서와 같이 분포할 것으로 예측된다. 오수처리기에서 누출되는 질산성 질소 농도에 비해 양계장에서 누출되는 농도가 그리 높지 않기 때문에 투수성반응벽체를 양계장 상류부에 설치하여도 무방할 것으로 사료되어, 본 모델에서는 투수성반응벽체를 오수처리기 하류부이며 양계장 상류부인 관측정 W99-7, W99-8, W00-14이 위치한 지점 주변에 설치하였다. 투수성반응벽체의 크기는 길이 30m, 폭 6m로 하였으며, 투수성반응벽체에 쓰이는 재료는 나무토막(wood chips)을 사용하였다. <그림 3-2-32>와 <그림 3-2-33>을 비교해 보면, 투수성반응벽체에 의해 B지역의 질산성 질소의 농도가 상당히 저감되었음을 확인할 수 있다. 특히 오수처리기 주변 가옥지역에서 질산성 질소의 농도는 상당히 저감되었다고 할 수 있으며, B지역 대부분에서 질산성 질소의 농도가 먹는물 기준(10 mg/ℓ)을 밑도는 것을 확인할 수 있다.



<그림 3-2-32> PRB를 설치하지 않을 경우 질산성 질소의 거동 예측 (2002.10.1)



<그림 3-2-33> B지역에 투수성반응벽체를 설치할 경우 2년 후(2002.10.1) 질산성 질소의 거동 예측

## 제4장 결과

- 오염된 지하수를 정화처리하는 방법으로 biodegradation, bioventing, air sparging, pump-and-treat(P&T) 등 여러 방법이 있으나 최근 투수성반응벽체(permeable reactive barrier)를 이용한 처리방법이 많이 연구되고 있으며, 처리효율, 경제성 등에서 높이 평가받고 있다. 투수성반응벽체는 오염운(plume)을 가로막는 벽체를 지중에 설치하여 투수성이 있는 반응물질을 주입, 오염운과 반응물질이 반응하여 흡착(sorption), 침전(precipitation), 분해(degradation) 등에 의해 정화된 지하수가 벽체를 통과하여 흘러가도록 하는 시스템으로 초기 설치비용이 많이 들지만 일단 설치한 후에는 운영유지비가 적게 소요되기 때문에 다른 오염복원방법들 특히 pump-and-treat(P&T)와 비교할 때 경제성이 높다.
- 농어촌지역의 지하수오염원으로 논, 밭 등의 경작지, 생활오수, 축산오폐수 등이 있다. 본 연구에서는 비점오염원에 해당하는 축산오폐수와 생활오수에 의해 오염된 비고결층 지하수를 연구대상으로 선정하고, 시범연구지역으로 1,500여 마리의 돼지를 사육하는 돈사가 위치한 A지역(강원도 소재)과 11가구의 생활오수를 처리하는 토양식 오수처리가 설치되어 있는 B지역(충청북도 소재)를 선정하여 각각 축산오폐수와 생활오수를 대상으로 투수성반응벽체를 소규모로 설치, 운영하였다. 축산오폐수, 생활오수에 의해 오염된 지하수는 공통적으로 질산성질소 농도가 높으며, 투수성반응벽체에 의해 정화처리할 경우 사용하는 반응물질로는 유기탄소(톱밥, 나무토막 등), 스코리아, 0가 철 등이 있다. 이들 반응물질을 사용할 경우 미생물작용으로 질산성질소가 질소가스( $N_2$  gas)로 분해되는 탈질작용(denitrification)이 일어나 질산성질소 농도가 저감된다.
- A지역에서는 톱밥, 제올라이트와 모래, 모래를 사용하여 축산오폐수에 의해 오염된 비고결층 지하수를 정화처리하고자 하였으나, 비가 올 때와 안 올 때

의 지하수유동방향이 상이한 관계로 반응벽체에 의한 지하수정화처리는 불가능하였다.

- B지역에서는 1999년~2000년 10월까지 기존 수리지질자료 취득 및 수리지질 조사를 시행하여 지하수수위변화, 지하수유동 및 유속변화, 지하수수질변화, 오염운(plume)의 범위 및 심도 등을 파악한 후 2000년 10월 투수성반응벽체를 설치, 운영하였다. 반응물질로는 나무토막(wood chips)과 스킨리아(scoria)를 사용하여 미생물에 의한 탈질작용(denitrification)으로 질산성질소에 의해 오염된 지하수를 정화처리하고자 하였다. 2001년 9월까지 모니터링한 결과, 스킨리아 구간보다 나무토막 설치구간에서 질산성질소 저감효과가 더 높았다. 그러나 나무토막 구간의 경우 부가적으로 암모니아성질소 및 생물학적 산소요구량(BOD)이 증가하는데 이는 유기탄소의 과잉공급에 의한 것으로 사료된다.
- 투수성반응벽체를 이용하여 오염지하수를 정화처리할 경우에는
  - 관측정을 설치하여 지하수수질오염현황을 파악하고, 지구물리탐사(전기비저항탐사 등)에 의해 간접적으로 오염운의 규모를 파악하여야 한다.
  - 건기와 우기를 모두 포함하는 기간 동안의 수리지질자료가 확보된 후 반응벽체에 대한 설계, 시공을 하여야 한다.
  - 특히 미생물에 의한 오염물질 분해작용(biodegradation)을 이용하여 오염복원기술을 활용할 경우에는 반드시 적정 유기탄소공급량에 관한 연구가 선행되어야 한다.
- 투수성반응벽체에 대한 연구는 1990년대 이후 활발히 진행되고 있으며 국내에서는 반응물질에 대한 연구가 활발히 진행되고 있으나 현장에 직접 적용한 연구는 본 연구가 국내 최초이다. 앞으로 우리나라 실정에 맞는 투수성반응벽체 설치기법개발을 위한 현장 적용 연구가 필요하다.

## 제5장. 실용화방안

전세계적으로 지구 환경 보전에 대한 관심이 확대 되어가고 있는 지금 선진각국에서는 오염지하수 및 토양에 대한 정화 처리 기술이 상당수준까지 축적되었으며 이를 바탕으로 몇몇 외국회사는 이미 국내에 진출하였는데, 아직 경험이 전무한 국내 기술진으로서는 그들과의 경쟁에 어려움이 많은 실정이다. 특히 근래들어 깨끗한 식수원은 소중한 국가자원이라는 인식이 정착되었으며 앞으로 지표수와 지하수를 연계 이용하는 수자원의 종합관리가 이루어질 전망이므로 깨끗한 지하수자원의 보전관리가 더욱 절실히 요구되고 있는 실정이며, 지하수는 그 부존 특성상 한번 오염되면 복구에 막대한 비용과 시간이 소요되므로, 오염초기에 신속하게 정화처리시켜 오염원을 제거함으로써 더 이상의 확산을 방지하고 막대한 예산 절감 효과를 얻을 수 있다.

투수성반응벽체는 1990년대 들어 선진국에서 경제성을 만족시키면서도 정화효율이 높은 공법으로 적극적으로 연구하기 시작했다. 설치비용은 다소 많이 들고 처리기간이 좀 더 길지만 운영하기 쉽고 비용이 적게 들며 각종 오염물질을 효과적으로 처리하는 장점이 있어 장기적으로 볼 때 매우 경제적이면서 가장 효율적인 방법으로 알려져 있다. 실제로 B지역에서 길이 6m, 폭 1m, 깊이 3m 규모로 설치하는데 소요된 비용은 인부임과 나무토막 비용을 제외하고 철재구조물 제작비 4,400,000원, 스킨리아 4톤 3,080,000원(운반비포함 ; 제주도에서 채석하여 운반하기 때문에 운반비도 비싸다), 자갈(여과사리) 80포 704,000원(운반비 88,000원 포함), 모래 15톤(15톤 트럭 1대) 187,000원, 관측정자재 370,000원, 포크레인 사용료 3일간 990,000원, 잡재료비 대략 200,000원으로 총 9,931,000원이 들었으나 11개월 동안 유지, 운영하는 데에는 오직 수질분석과 관련된 비용만 들었을 뿐이다.

투수성반응벽체를 이용한 지하수정화처리기법에 대하여 실험실 규모가 아닌 실

제 지하수오염현장에 소규모로 설치, 운영하는 것으로 본 연구는 종결되었지만, 본 연구를 통하여 국내 최초로 투수성반응벽체를 현장에 설치하였으며 실제 현장에서 정화처리 기법의 적용 보급 가능성을 확인하게 된 것을 큰 실적이라 할 수 있다. 하지만 오염물질 특성과 지하수 부존 특성을 고려한다면 본 연구 결과를 바로 국내 전지역에 지하수 정화처리 기법으로 보급하기에는 미흡하다고 사료되므로, 본 연구의 현장 시공/운영 경험으로부터 오염물질별로 투수성반응벽체의 반응물질과 설치기법에 대한 지속적인 연구로 정화 처리효율을 증대시켜야 할 것이다.

향후 연결 연구과제로 유기탄소 과잉공급으로 인한 생물학적 산소요구량(BOD) 증가를 억제하는 기법에 관한 연구를 제안한다. 질산성질소가 주 오염성분인 경우 반응물질로써 사용하는 유기탄소의 적정공급량에 관한 연구와 우리나라 실정에 맞는 경제적인 투수성반응벽체 설치기법도 개발되어야 할 것이다. 끝으로 본 연구결과로 습득되는 기술(투수성반응벽체를 이용한 질산성질소로 오염된 비고결층 지하수 정화처리방안)은 농어촌지역 지하수 보전 정책 수립자료로 활용하는 한편 국내 관련 기술기관에 공개하여 WTO체제의 기술개방에 따른 선진국기술 용역업체들의 국내 진출에도 대비하여야 할 것이다.



## 제6장. 참고문헌

- 농업기술원, 1999, 톱밥토양여과시설에 의한 가축노오수정화기술,  
<http://210.104.76.129/tech/cgi-bin/BF031020.htm>
- 농어촌진흥공사, 1996, 지하수내 오염물질의 거동에 관한 연구, 연구보고  
96-05-04, 335p.
- 농어촌진흥공사, 1999, 물리탐사에 의한 지하수오염범위 추적 방안 연구, 연구  
보고 99-05-16, 148p.
- 농어촌진흥공사, 1999. 방치된 지하수관정의 환경성 복원에 관한 연구, 환경부, 312p.
- 농업기반공사, 2000. 구례지리산생물환경영향조사보고서, 1026p.
- 이민규, 강정화, 강영주, 1992, 감태폐수의 송이 여과층 높이에 따른 여과속도  
와 용량인자에 관한 연구, 화학공학회지, 30권, 6호, pp.731-737
- 이민규, bin정인, 이병헌, 김중균, 최혁, 권성현, 2001, 화산석을 담체로 한  
Biofilter에서 황화수소 제거 특성, 화학공학회지, 39권, 3호,  
pp. 379-384
- 이철효, 2000, 세미나자료집, 농업기반공사.
- 일본중양축산회, 1989, 가축노오수의 처리이용기술과 사례
- 일본 농림수산성 농업연구센터, 1998, 가축 대변 퇴비의 성분적 특징,  
<http://bric.postech.ac.kr/bbs/daily/janews/janew9824-1/j066.html>

- 정영상, 양재의, 김복영, 1997, 한국의 농업 용수 수질 기준 현황과 확산성 오염 문제 및 개선 대책, 한국환경농학회, 1997 농업환경심포지움, pp.65-94
- 한정상, 2000, 지하수환경과 오염, 박영사, 1071p.
- 한정상, 1988, 환경수리지질학, p. 15-60(총 430pp), 신우문화사
- Ahsan,S, S.Kaneco, K.Ohta, T.Mizuno, and K.Kani, 2001, Use of some natural and waste materials for waste water treatment, Water Research, v.35, no.15, pp.3738-3742
- Anderson,M.P. and Woessner,W.W., 1992, Applied Groundwater Modeling Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press, Inc.
- Arun,R.G. , G.B.Neeraj, J.J.Robert, and O.Dennis, 1998, Permeable barriers for groundwater remediation-designation, construction and monitoring, Battelle Press, pp.51-57
- Back,W., 1966, Hydrochemical facies and ground-water flow patterns in northern part of Atlantic Coastal Plain, U.S.G.S. Professional Paper 498-A, 42p.
- Benner,S.G. , D.W.Blowes, W.D.Gould, R.B.Herbert, Jr. and C.J.Ptacek, 1999, Geochemistry of a permeable reactive barrier for metals and acid mine drainage, Environmental Science Technology, v.33, pp.2793-2799
- Blowes,D.W., 2000, Nickel rim mine site, Sudbury, Ontario, Canada, RTDF, <http://www.rtdf.org/public/permbarr/PRBSUMMS/profile.cfm?mid=41>

- Blowes, D.W., C.J. Ptacek, S.G. Benner, C.W.T. Mccrae, T.A. Bennett, and R.W. Puls, 2000, Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers, *Journal of Contaminant Hydrology*, v.45, pp.123-137
- Bogardi, I., Kuzelka, R.D. and Ennenga, W.G. 1991, Nitrate Contamination: exposure, consequence, and control, v.30, Springer-Verlag, New York
- Bowman, R., 1999, Pilot-scale testing of a surfactant-modified zeolite PRB, EPA Ground Water Current : developments in innovative ground water treatment, pp.3-4
- Burt, T.P., Heathwaite, A.L. and Trudgill, S.T., 1993, Nitrate: Process, Patterns and Management, Wiley, New York.
- Canter, L.W., 1997, Nitrates in Groundwater, CRC Press, Inc.
- Clement, T.P., 1997, RT3D-A modular computer code for simulating reactive multi-species transport in 3-dimensional groundwater aquifers, Pacific Northwest National Laboratory Report, PNNL-11720(<http://bioprocess.pnl.gov/rt3d.htm>)
- Clement, T.P., Sun, Y., Hooker, B.S. and Pertersen, J.N., 1998, Modeling multi-species reactive transport in groundwater aquifers, *Ground Water Monit. Rem.*, v.18, no.2, pp.79-92.
- Clement, T.P., Johnson, C.D., Sun, Y., Klecka, G.M. and Bartlett, C., 2000, Natural attenuation of chlorinated ethene compounds: model

development and field-scale application at the Dover site, *Journal of Contaminant Hydrology*, v.42, pp.113-140

Clement, T.P., 2001, Generalized solution to multispecies transport equations coupled with a first-order reaction network, *Water Resources Research*, v.37, no.1, pp.157-163.

Cole, J.A. and Ferguson, S.J., 1988, The Nitrogen and Sulphur Cycles; Forty-second Symposium of the Society for General Microbiology, held at the University of Southampton.

Chung, Y.S., K.W.Lee, Y.S.Yoon, S.H.Kwon, and K.S.Lim, 1992, The adsorption behaviors of heavy metal ions on the sawdusts, *Bulletin of Korean Chemical Society*, v.13, no.2, pp.212-214

Day, S.R., S.F.O'Hannesin, and L.Marsden, 1999, Geotechnical techniques for the construction of reactive barriers, *Journal of Hazardous Materials*, v.67, pp.285-897

EPA, 1998, Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation, EPA/600/R-98/125

EPA, 2001, A citizen's guide to permeable reactive barriers, EPA 542-f-01-005

Follet, R.F., 1989, Nitrogen Management and Groundwater Protection, Elsevier Science Publishers.

- Freeze, R.A. and J.A.Cherry, 1979, Groundwater, Prentice-Hall, Inc., 604p.
- Guerin, T.F., S.Horner, T.McGovern, and B.Davey, 2002, An application of permeable reactive barrier technology to petroleum hydrocarbon contaminated groundwater, Water Research, v.36, pp.15-24
- McDonald, M.D. and Harbaugh, A.W., 1988, A modular three-dimensional finite difference flow model, Techniques in Water Resources Investigations of the U.S. Geological Survey, Book 6., 586p.
- McMurty, D.C. and R.O.Elton, 1985, New approach to in-situ treatment of contaminated groundwaters, Environmental Program, v.4, no.3, pp.168-170
- MacQuarrie, K.T.B. and Sudicky, E.A., 2001a, Multicomponent simulation of wastewater-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers I : Model formulation and performance, Journal of Contaminant Hydrology, v.47, pp.53-84
- MacQuarrie, K.T.B. and Sudicky, E.A., 2001, Multicomponent simulation of wastewater-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers II : Model application to a field site, Journal of Contaminant Hydrology, v.47, pp.85-104
- MacQuarrie, K.T.B. and Sudicky, E.A., 1997, Multicomponent simulation of wastewater-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers. PhDthesis, Department of Earth Sciences, University of

Waterloo, Waterloo, Ontario.

Ott,N., 2000, Permeable Reactive barriers for inorganics,US EPA,p. 58

Permeable Reactive Barriers, 2000, <http://www.doejpo.com/perm-barr/projects/durango.htm>

Powell,R.M. and R.W.Puls, 1997, Permeable reactive subsurface barriers for the interception and remediation of chlorinated hydrocarbon and chromium (VI) plumes in ground water, EPA Remedial Technology Fact Sheet, EPA/600/F-97/008.

Primrose,A., 2001, Rocky flats environmental technology site(Solar ponds plume), Golden, CO, RTDF, <http://www.rtdf.org/public/permarr/PRSUMS/profile.cfm?mid=41>

Ritter,W.F. and Adel Shrmohammadi, 2001, Agricultural Nonpoint Source Pollution, Lewis Publishers.

Robertson,W.D. and J.A.Cherry, 1995, In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers : field trials, Ground Water, v.33, no.1, pp.99-111

Schipper,L.A. and M.Vojvodić-Vuković, 1998, Nitrate removal from ground water using a denitrification wall amended with sawdust : field trials, Journal of Environmental Quality, v.27, pp.664-668

Schipper,L.A. and M.Vojvodić-Vuković, 2000, Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall

- amended with sawdust, *Ecological Engineering*, v.14, pp.269-278
- Schipper, L.A. and M.Vojvodić-Vuković, 2001, Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in a denitrification wall, *Water Research*, v.35, no.14, pp.3473-3477
- Starr, R.C. and J.A.Cherry, 1994, In situ remediation of contaminated groundwater, *Groundwater*, v.32, no.3, pp.465-476.
- Strack, O.D.L., 1989, *Groundwater Mechanics*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B. and Kleeschulte, S., 2001, Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale, *Journal of Hydrology*, v.242, pp.210-227
- USGS, 2000. Field Demonstration of Reactive Chemical Barriers to Control Radionuclide and Trace-Element Contamination in Ground Water, Fry Canyon, Utah, <http://www.dutslc.wr.usgs.gov/fry/fry.html>
- Vidic, R.D. and F.G.Pohland, 1996, Treatment walls, Technology evaluation report TE-96-01, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, 38p.
- Vidumsky, P.E.J.E., 2000, *Permeable Reactive Barriers Update*
- Zhu, Zhao-liang, Wen, Qi-xiao and Freney, J.R., 1997, Nitrogen in Soils of

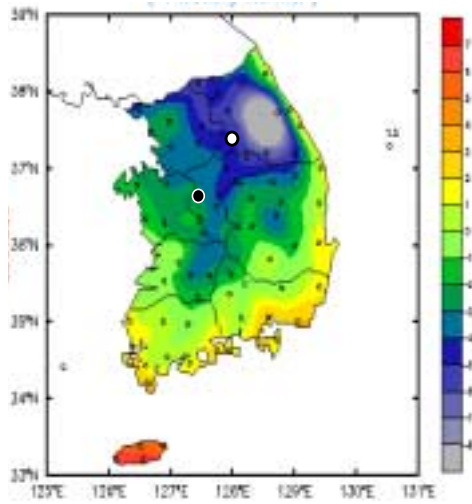
China, Kluwer Academic Publishers.

Zheng, C., 1990, MT3D-A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, U.S.E.P.A Report

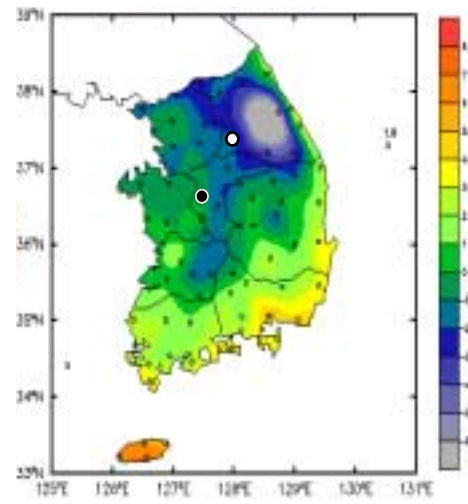


## 제7장. 부록

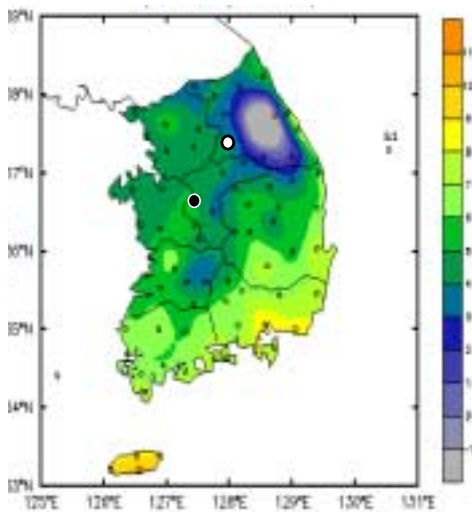
### 부록 A. 우리나라 평년기후도 (1971~2000)



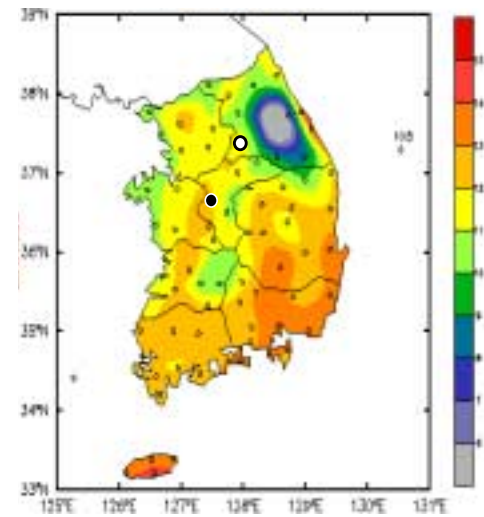
(가) 1월



(나) 2월

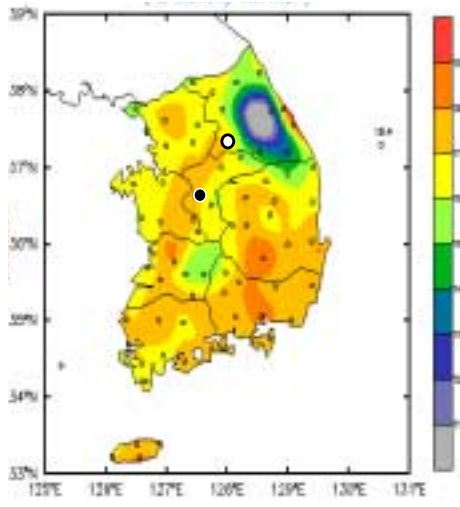


(다) 3월

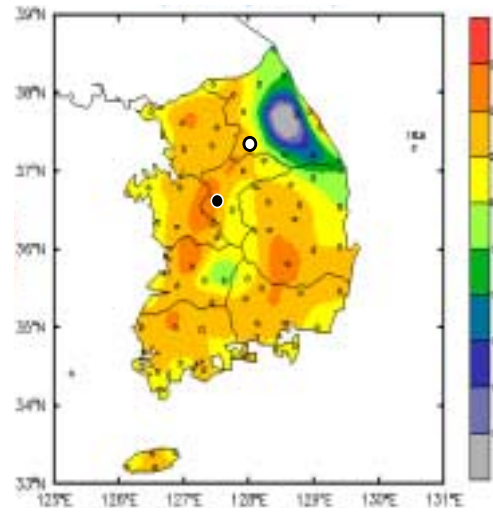


(라) 4월

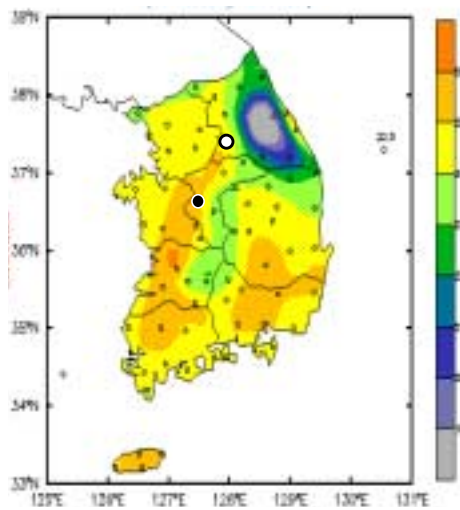
그림 1 우리나라 평년 기온 (단위 : °C), ○ : 원주기상대, ● : 청주기상대



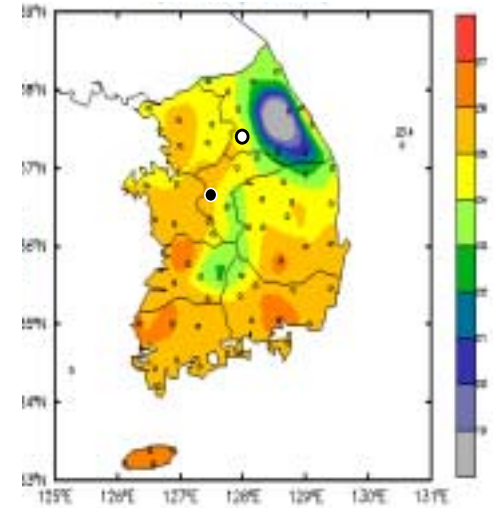
(마) 5월



(바) 6월

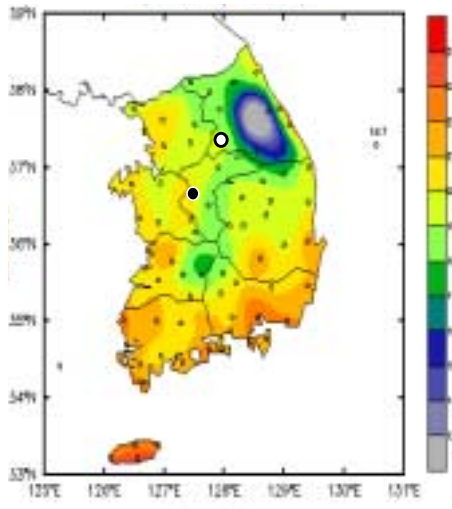


(사) 7월

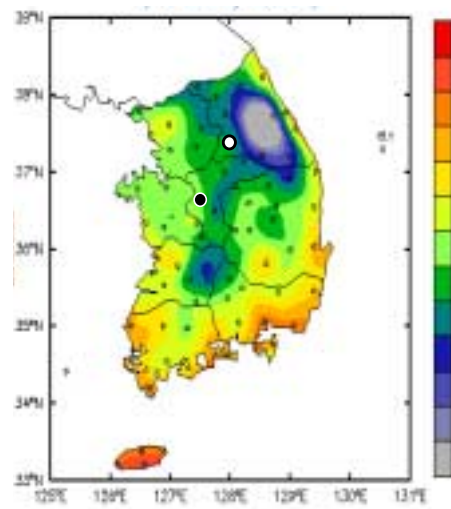


(아) 8월

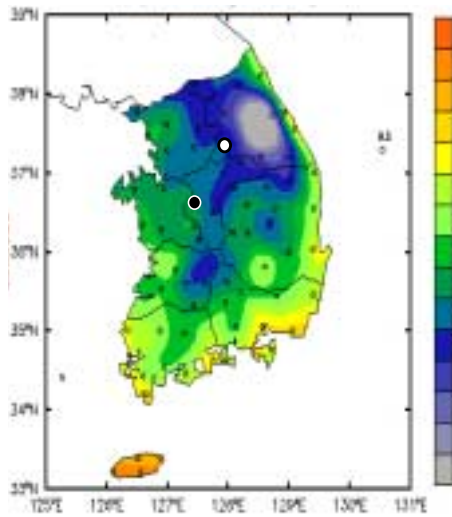
그림 1 (계속)



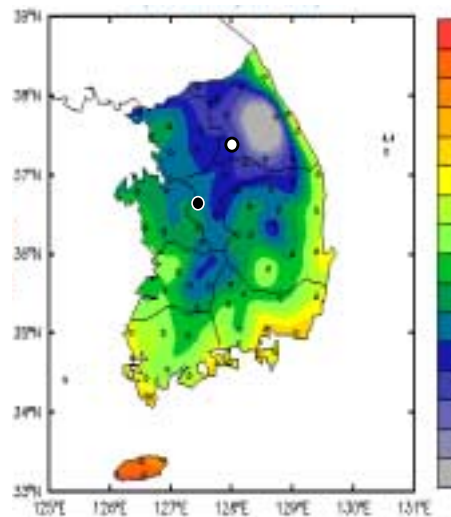
(자) 9월



(차) 10월

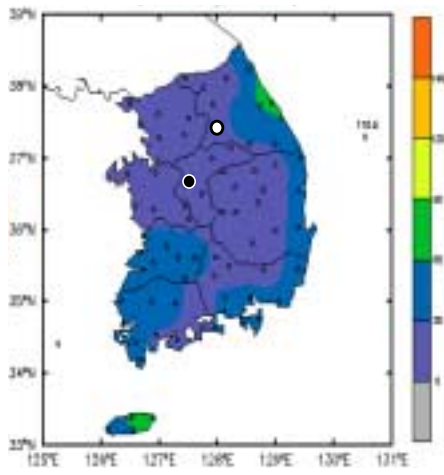


(카) 11월

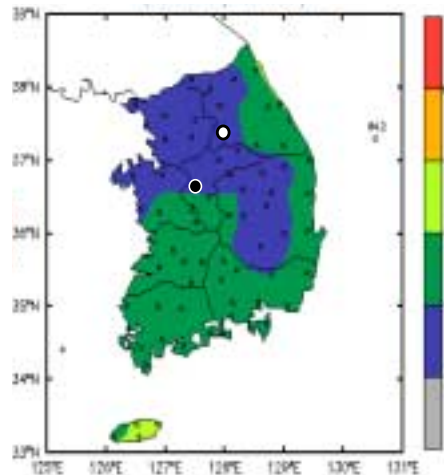


(타) 12월

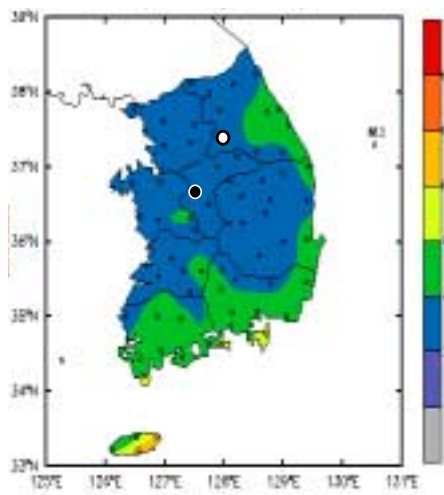
그림 1 (계속)



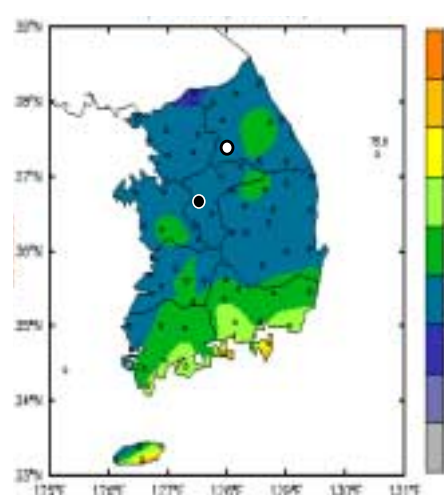
(가) 1월



(나) 2월

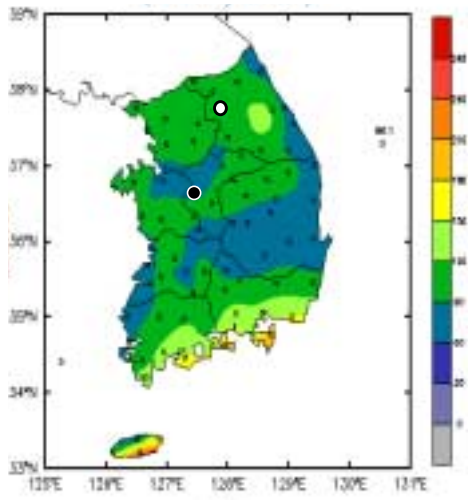


(다) 3월

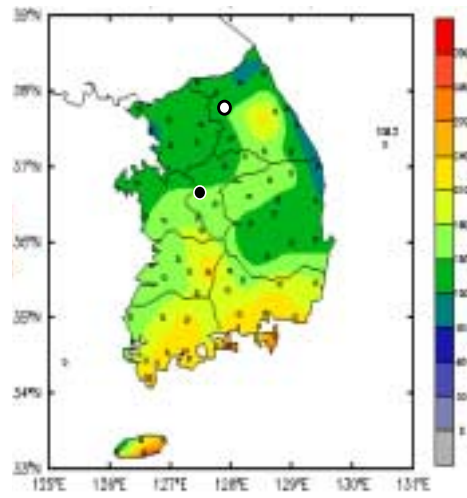


(라) 4월

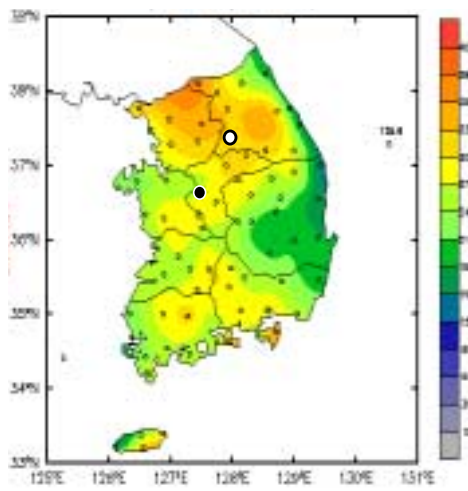
그림 2 우리나라 평년 강수량 (단위 : mm), ○ : 원주기상대, ● : 청주기상대



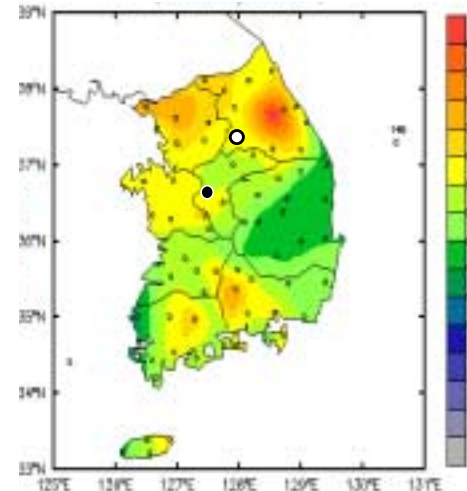
(마) 5월



(바) 6월



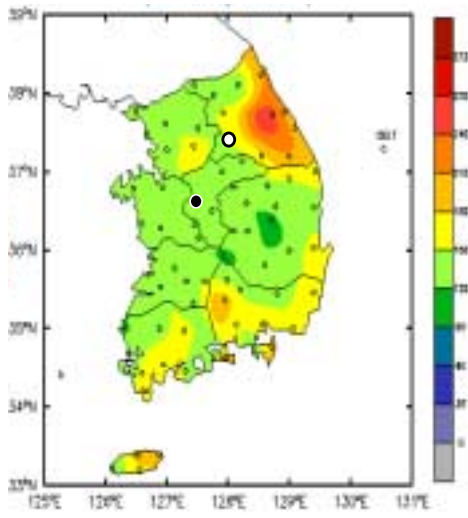
(사) 7월



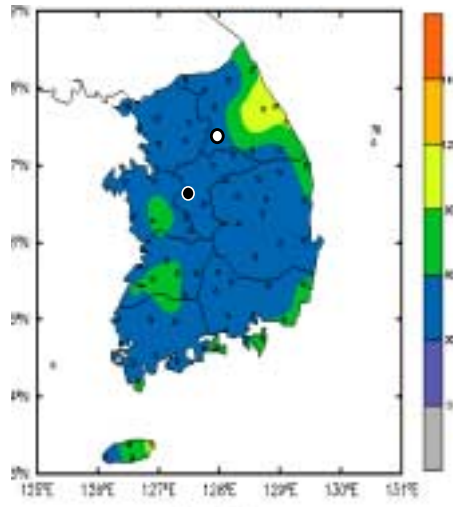
(아) 8월

그림 2 (계속)

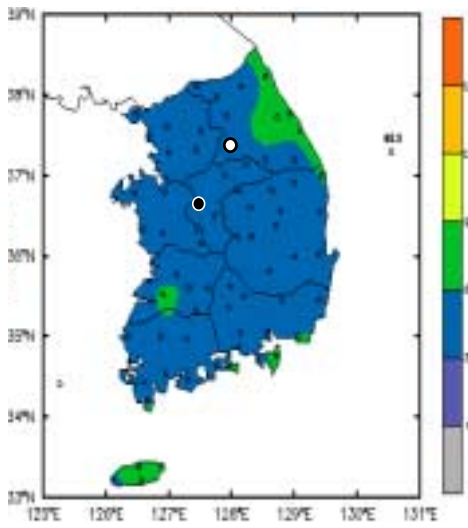




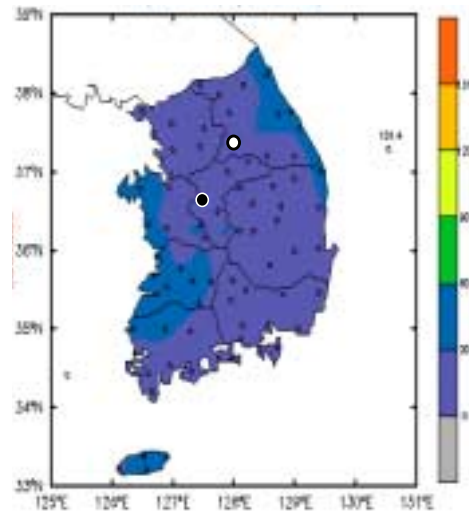
(자) 9월



(차) 10월



(카) 11월



(타) 12월

그림 2 (계속)

## 부록 B. 수질분석자료

표 1 A지역 먹는물기준 수질검사 결과 (성분검출된 항목들만 표기),

XX.X : 기준치 초과 항목

검사항목	단위	기준	W-1	W-3	W-3	RW	RW
일반세균	CFU/ml	100	150	25,6000	0	0	570
대장균군	/ml	음성	양성	양성	양성	양성	양성
납	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd
불소	mg/l	1.5	nd	0.3	nd	nd	nd
비소	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd
세레늄	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd
수은	mg/l	0.001	nd	nd	nd	nd	nd
시안	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd
6가크롬	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd
암모니아성질소	mg/l	0.5	nd	1.4	nd	nd	nd
질산성질소	mg/l	10	25.2	464.6	25.8	2.3	2.2
경도	mg/l	300	26	459	182	31	19
과망간산칼륨소비량	mg/l	10	6.2	616.2	5.8	0.3	1.3
냄새		무취	부적합	부적합	부적합	적합	적합
맛		무미	부적합	부적합	부적합	적합	적합
동	mg/l	1	nd	nd	nd	nd	nd
색도	도	5	150	5200	150	nd	1
세제	mg/l	0.5	nd	1.06	nd	nd	nd
pH		5.8~8.5	6.6	6.4	6.6	6.8	6.3
아연	mg/l	1	0.008	0.009	0.014	0.005	0.018
염소이온	mg/l	250	27	71	28	4	3
중발잔류물	mg/l	500	3,448	63,613	1,834	41	61
철	mg/l	0.3	nd	0.01	nd	nd	nd
망간	mg/l	0.3	0.009	1.335	0.012	nd	nd
탁도	NTU	1	999.99	25,600	999.99	0.19	0.17
황산이온	mg/l	200	2	16	2	4	nd
알루미늄	mg/l	0.2	nd	nd	nd	nd	nd
분석일			1999.7.24	1999.6.9	1999.7.24	1999.7.24	1999.9.10
분석기관			②	①	②	②	③

① : 농업기반공사, ② : 한국수자원공사, ③ : 원주시수질환경사업소

표 2 A지역 13개 항목에 대한 수질분석 결과 (분석기관 : 농업기반공사)

검사항목	W-1	W-1	W-2	W-2	W-2	W-3	W-3	W-3
pH	6.2	5.7	6.4	5	4.2	6.5	5.5	5.9
EC( $\mu$ S/cm)	192	301	102	592	574	80	525	457
SS(mg/l)	805	1,990		11,790	3,230		96,830	2,590
PO <sub>4</sub> -P(mg/l)	0.169	0.471		0.065	0.05		0.275	0.576
NH <sub>3</sub> -N(mg/l)	nd	3.154	nd	nd	3.584	nd	nd	0.287
NO <sub>2</sub> -N(mg/l)			nd			nd		
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	10.67	17.992	1.604	nd	36.337	0.915	15.315	14.754
증발잔유물(mg/l)	1,020	637		6,662	68,398		8,660	9,171
대장균군(MPN/100ml)			음성			음성		
COD(mg/l)	5.5	30	0.4	99.5	289.6	0.4	758.4	132.7
CN(mg/l)			nd			nd		
Cr <sup>+6</sup> (mg/l)			0.003			0.002		
ABS(mg/l)			0.12			0.14		
분석일	1999.9.10	1999.10.6	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6

검사항목	0-1	0-1	0-1	0-2	0-2	0-3	0-3	0-3
pH	6.7	5.1	5.2	7.2	5.3	7.4	6.1	5.4
EC( $\mu$ S/cm)	804	1,241	516	314	548	135	1,010	465
SS(mg/l)		820	5,760		50,470		925	292
PO <sub>4</sub> -P(mg/l)		2.974	0.306		0.074		0.162	0.454
NH <sub>3</sub> -N(mg/l)	48.44	1.433	nd	nd	0.573	nd	nd	nd
NO <sub>2</sub> -N(mg/l)	0.027			nd		nd		
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	nd	nd	0.112	nd	0.076	nd	20.15	9.635
증발잔유물(mg/l)		1,860	2,680		4,122		1,517	3,701
대장균군(MPN/100ml)	1,300,000			4,000		2,400		
COD(mg/l)	115.2	849.2	372.9	24	581.4	9.4	42.2	110.6
CN(mg/l)	0.012			0.004		0.003		
Cr <sup>+6</sup> (mg/l)	nd			nd		0.002		
ABS(mg/l)	3.725			0.15		0.23		
분석일	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6	1999.6.9	1999.10.6	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6



표 2 (계속)

검사항목	0-4	0-4	0-4	0-5	0-5	0-6	0-6	0-6
pH	7.9	6	5	7.2	7	7	6.5	5.6
EC( $\mu$ S/cm)	148	721	443	84	801	97	1,060	621
SS(mg/l)		14,440	66,980		705		11,030	8,910
PO <sub>4</sub> -P(mg/l)		0.024	0.437		1.985		0.049	0.118
NH <sub>3</sub> -N(mg/l)	nd	2.58	nd	nd	3.441	nd	0.573	0.86
NO <sub>2</sub> -N(mg/l)	nd			0.006		0.067		
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	nd	nd	5.222	4.247	0.933	5.82	15.205	16.936
증발잔유물(mg/l)		5,538	6,646		1,244		8,545	27,428
대장균군(MPN/100ml)	240,000			300		1,300		
COD(mg/l)	18.4	484.2	224.4	1.8	151.6	2.6	624.1	274.9
CN(mg/l)	0.004			0.002		0.002		
Cr <sup>+6</sup> (mg/l)	nd			nd		nd		
ABS(mg/l)	0.4			0.19		0.17		
분석일	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6	1999.6.9	1999.9.10	1999.6.9	1999.9.10	1999.10.6

표 3 B지역 먹는물기준 수질검사 결과 (성분검출된 항목들만 표기),

XX.X : 기준치 초과 항목

검사항목	단위	기준	H-1	H-2	H-3 <sup>1)</sup>	H-4	H-5	H-6
일반세균	CFU/ml	100	790	nd	2,100	nd	nd	49
대장균군	/ml	음성	양성	음성	양성	음성	음성	음성
납	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd	nd
불소	mg/l	1.5	1.3	0.3	2.8	0.4	0.4	1.0
비소	mg/l	0.05	0.006	nd	0.016	nd	nd	nd
세레늄	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd	nd
수은	mg/l	0.001	nd	nd	nd	nd	nd	nd
시안	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6가크롬	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd	nd
암모니아성질소	mg/l	0.5	nd	nd	nd	nd	nd	0.06
질산성질소	mg/l	10	1.8	0.8	nd	4.5	5.9	0.4
경도	mg/l	300	55	153	863	141	87	256
과망간산칼륨소비량	mg/l	10	1.2	1.1	20.9	6.0	0.8	1.4
냄새		무취	nd		부적합	-	-	-
맛		무미	nd		부적합	-	-	-
등	mg/l	1	0.036	0.013	0.191	nd	0.009	nd
색도	도	5	1	nd	200	nd	nd	2
세제	mg/l	0.5	nd	0.15	nd	0.15	0.22	nd
pH		5.8~8.5	6.7	6.4	6.5	6.2	6.6	6.1
아연	mg/l	1	9.66	0.092	1.215	0.028	0.111	0.081
염소이온	mg/l	250	6	20.4	nd	15.5	16.2	10.6
증발잔류물	mg/l	500	126	217	1,236	214	171	306
철	mg/l	0.3	0.22	nd	123.2	nd	nd	nd
망간	mg/l	0.3	0.376	0.671	0.796	nd	nd	0.214
탁도	NTU	1	0.36	3.00	90	nd	nd	10.00
황산이온	mg/l	200	6	12	2	9	7	3
알루미늄	mg/l	0.2	0.04	nd	2.187	nd	nd	nd
분석일			2000.7.3	1999.7.29	1998.10.13	1999.7.29	1999.7.29	1999.7.29
분석기관			①	②	①	②	②	②

① 충북 보건환경연구원, ② 농업기반공사

표 3 (계속)

검사항목	단위	기준	W99-3	W99-9	W99-11	W00-1	W00-5	W00-15
일반세균	CFU/ml	100	2,060,000	2,190,000	8,700,000	2,600	2,100	3,400
대장균군	/ml	음성	17,000	11,000	800	양성	양성	양성
납	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd	0.17
불소	mg/l	1.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4
비소	mg/l	0.05	nd	nd	nd	0.005	nd	nd
세레늄	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd	nd
수은	mg/l	0.001	nd	nd	nd	nd	nd	nd
시안	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6가크롬	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd	nd
암모니아성질소	mg/l	0.5	0.11	0.16	0.04	0.24	nd	0.68
질산성질소	mg/l	10	5.0	11.7	6.4	7	11.2	1.7
경도	mg/l	300	340	231	207	180	152	123
과망간산칼륨소비량	mg/l	10	24.0	90.1	22.4	18.6	6.6	9.1
냄새		무취	-	-	-	-	-	-
맛		무미	-	-	-	-	-	-
동	mg/l	1	0.020	0.013	nd	0.014	0.011	0.009
색도	도	5	27	296	75	40	30	20
세제	mg/l	0.5	0.20	0.27	0.16	nd	nd	nd
pH		5.8~8.5	7.0	6.9	6.8	6.7	6.7	6.7
아연	mg/l	1	nd	nd	nd	0.017	0.026	0.147
염소이온	mg/l	250	19.0	26.1	21.9	19	23	12
증발잔류물	mg/l	500	869	2,960	1,106	768	418	378
철	mg/l	0.3	nd	0.08	nd	0.2	0.46	nd
망간	mg/l	0.3	nd	nd	nd	nd	0.801	nd
탁도	NTU	1	191.00	2,236.0	522.00	370	310	90
황산이온	mg/l	200	39	32	23	24	24	10
알루미늄	mg/l	0.2	nd	0.207	0.042	0.17	0.55	nd
분석일			1999.7.29	1999.7.29	1999.7.29	2000.7.3	2000.7.3	2000.7.3
분석기관			②	②	②	①	①	①

1) H-3 시설관정은 1999년 환경부 '방치된 지하수관정의 환경성 복원에 관한 연구'에서 폐공처리하였음.

표 3 (계속)

검사항목	단위	기준	RW-1	RW-1	RW-2	RW-2	RW-3
일반세균	CFU/ml	100	2,800	6,600	6,800	20	84
대장균군	/ml	음성	양성	240	3,000	음성	음성
납	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd
불소	mg/l	1.5	0.2	0.2	1.8	nd	nd
비소	mg/l	0.05	0.007	nd	nd	nd	nd
세레늄	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd
수은	mg/l	0.001	nd	nd	nd	nd	nd
시안	mg/l	0.01	nd	nd	nd	nd	nd
6가크롬	mg/l	0.05	nd	nd	nd	nd	nd
암모니아성질소	mg/l	0.5	0.16	0.03	0.23	nd	nd
질산성질소	mg/l	10	1.5	6.9	nd	6.4	9.7
경도	mg/l	300	474	110	1,287	122	143
과망간산칼륨소비량	mg/l	10	2.8	12.0	1.9	0.6	0.6
냄새		무취	-	-	-	적합	적합
맛		무미	-	-	-	적합	적합
동	mg/l	1	0.049	nd	nd	0.014	0.015
색도	도	5	8	nd	6	1	273
세제	mg/l	0.5	nd	0.29	0.14	nd	nd
pH		5.8~8.5	6.4	6.7	6.3	6.2	6.3
아연	mg/l	1	9,699	0.005	4,199	0.007	0.023
염소이온	mg/l	250	7	18.3	11.3	23	27
중발잔류물	mg/l	500	1414	210	1,465	204	332
철	mg/l	0.3	0.25	nd	nd	nd	0.23
망간	mg/l	0.3	0.384	nd	0.357	nd	0.009
탁도	NTU	1	7.7	4.00	36.60	0.11	50.6
황산이온	mg/l	200	11	17	6	24	28
알루미늄	mg/l	0.2	0.38	nd	nd	0.04	0.48
분석일			2000.7.3	1999.7.29	1999.7.29	2001.6.5	2001.6.5
분석기관			①	②	②	①	①

표 4 B지역 관측정, 기설관정, 오수처리기의 유입수 및 방류수의 항목별 분석결과

분석항목	W00-4	W00-9	W00-10	W00-11	W00-12
pH	6.6	6.5	6.5	6.1	6.4
EC( $\mu$ S/cm)	501	415	1,065	203	365
SS(mg/l)	3,700	244	143	570	173
TS(mg/l)	3,593	474	896	691	323
TNP (mg/l)	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	-	-	-	-	-
T-N (mg/l)	-	-	-	-	-
증발잔류물 (mg/l)	-	-	-	-	-
경도(mg/l)	285	180	514	102	112
탁도(NTU)	4,722	154	49	402	70.1
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	2,053	33.04	54.63	87.76	16.926
일반세균(CFU/ml)	200,000	36,000	480,000	118,000	56,000
대장균군수(MPN/100ml)	8,000	230	2,200	240	300
COD(mg/l)	31	5.5	44.5	14.8	23.5
분석일	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26
분석기관	②	②	②	②	②

분석항목	W00-13	W00-14	W00-16	E	I
pH	6.3	6.5	6.4	6.1	6.9
EC( $\mu$ S/cm)	404	507	486	307	524
SS(mg/l)	46.8	102.4	60.4	17.6	21.6
TS(mg/l)	331	442	356	196	246
TNP (mg/l)	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	-	-	-	-	-
T-N (mg/l)	-	-	-	-	-
증발잔류물 (mg/l)	-	-	-	-	-
경도(mg/l)	163	225	206	66	75
탁도(NTU)	12.5	27.9	12.3	10.6	3.5
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	39.94	84.5	34.97	3.328	1.662
일반세균(CFU/ml)	3,000	94,000	80,000	55,000	3,700,000
대장균군수(MPN/100ml)	300	500	60	2,400	240,000
COD(mg/l)	8	168	12.5	22	33
분석일	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26	2000.6.26
분석기관	②	②	②	②	②

① 충북보건환경연구원, ② 농업기반공사, ③농업과학공동기기센터

표 4 (계속)

분석항목	H-2	W99-3	W00-16	P
pH	6.27	6.49	6.17	6.25
EC( $\mu$ S/cm)	342	858	759	862
SS(mg/l)	0	7	0	0
TS(mg/l)				
T-P (mg/l)	0.94	1	1.09	2.09
NH <sub>3</sub> -N (mg/l)	0	0	0	0
TKN (mg/l)	1.01	9.4	11.26	30.56
증발잔류물 (mg/l)	214	325	294	365
경도(mg/l)	148	217	157	165
탁도(NTU)	2.3	9.4	4	2.1
NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	1.01	9.26	11.24	30.33
일반세균(CFU/ml)	0	1300	2400	0
대장균군수(MPN/100ml)	음성	양성	양성	음성
COD(mg/l)	0	0	0	0
분석일	2001. 6. 28	2001. 6. 28	2001. 6. 28	2001. 6. 28
분석기관	①,③	①,③	①,③	①,③

부록 C. B지역에서의 장기지하수수위관측에 의한 지하수  
유향과 유속 변화 (1999~2001)

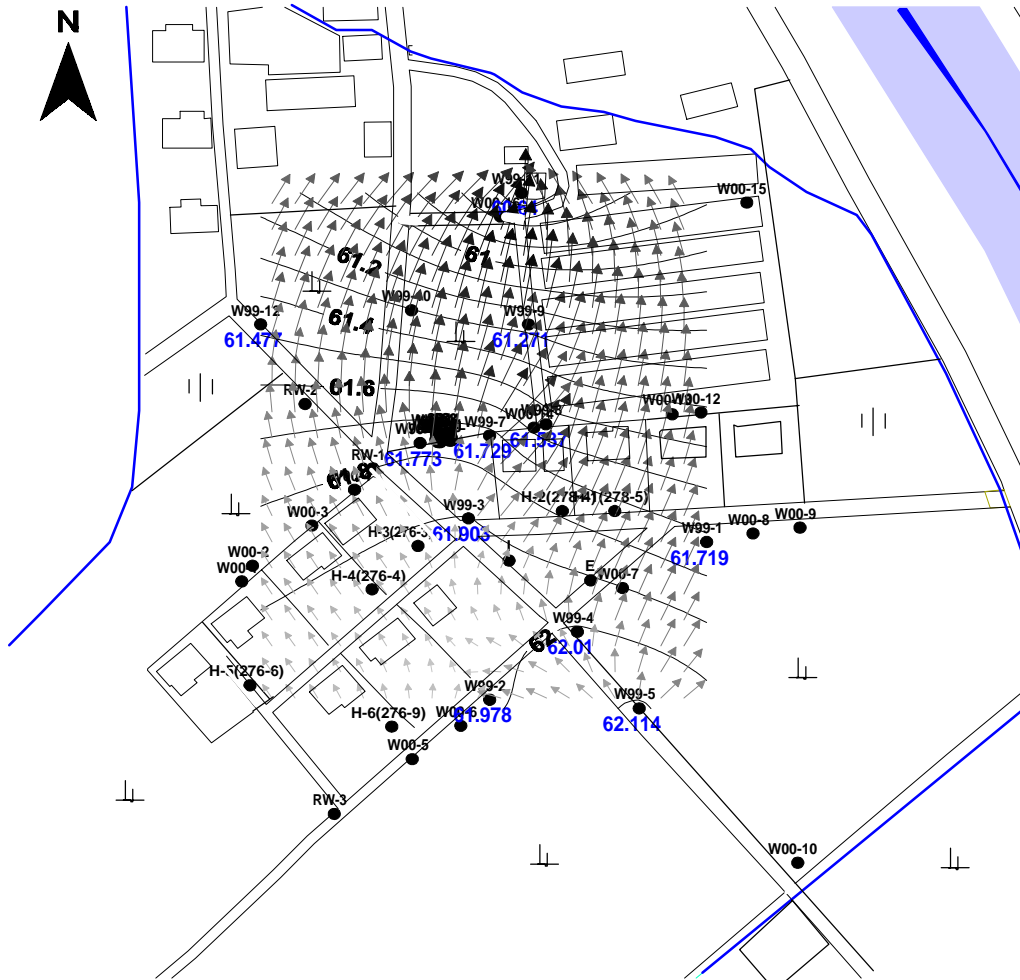


그림 1 1999년 9월 3일

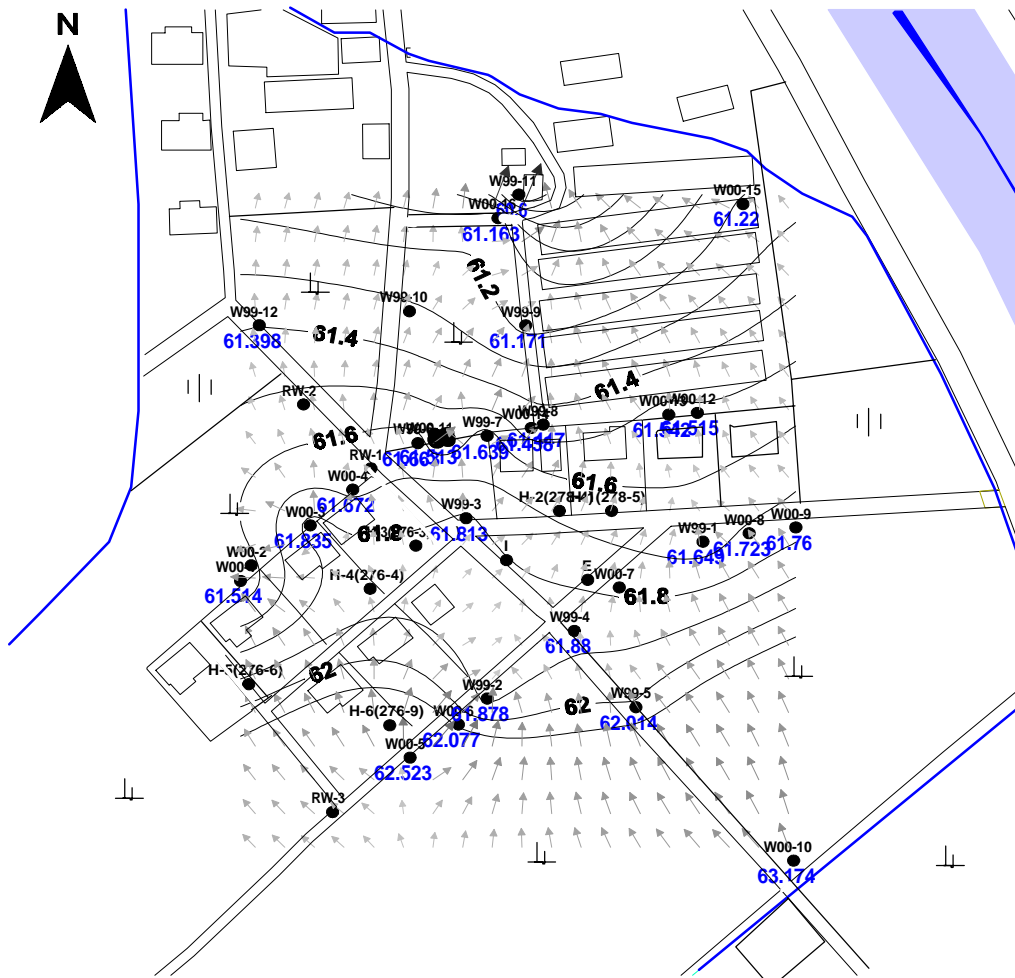


그림 2 2000년 6월 23일



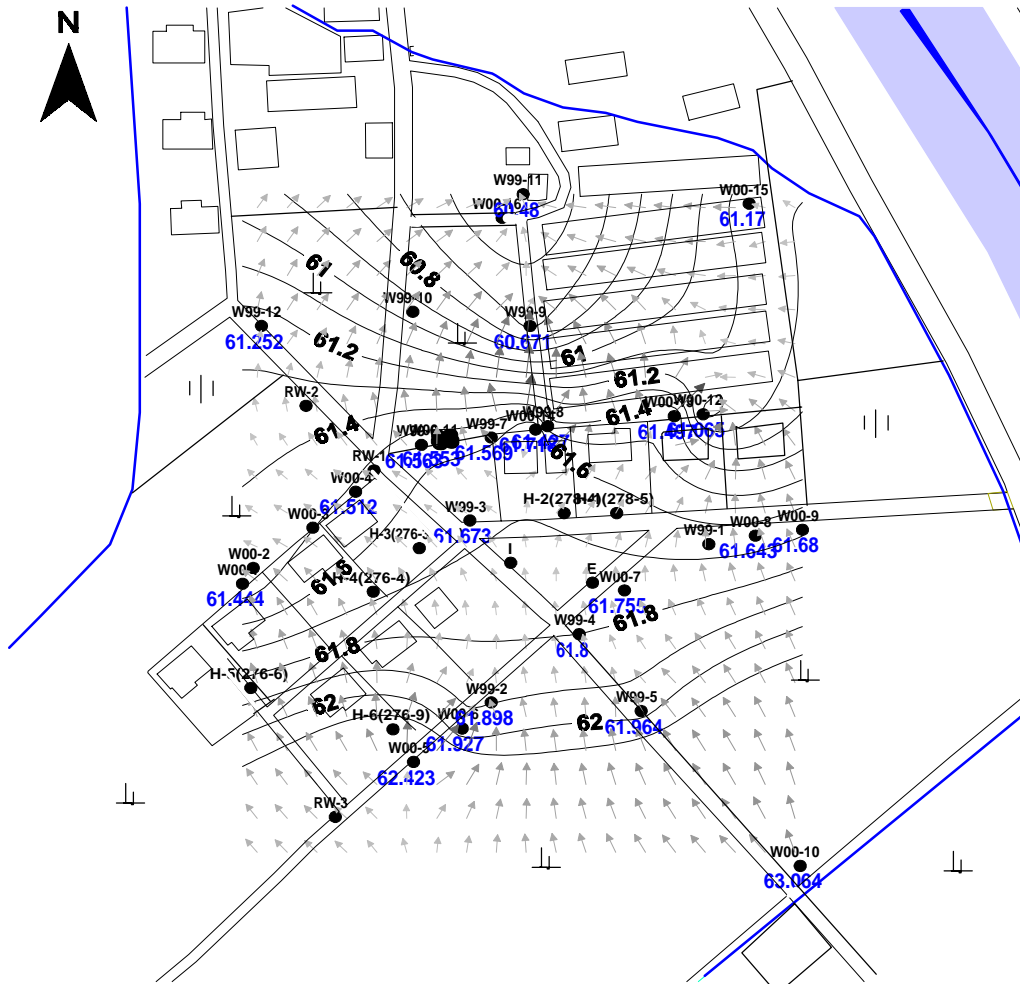


그림 3 2000년 7월 10일

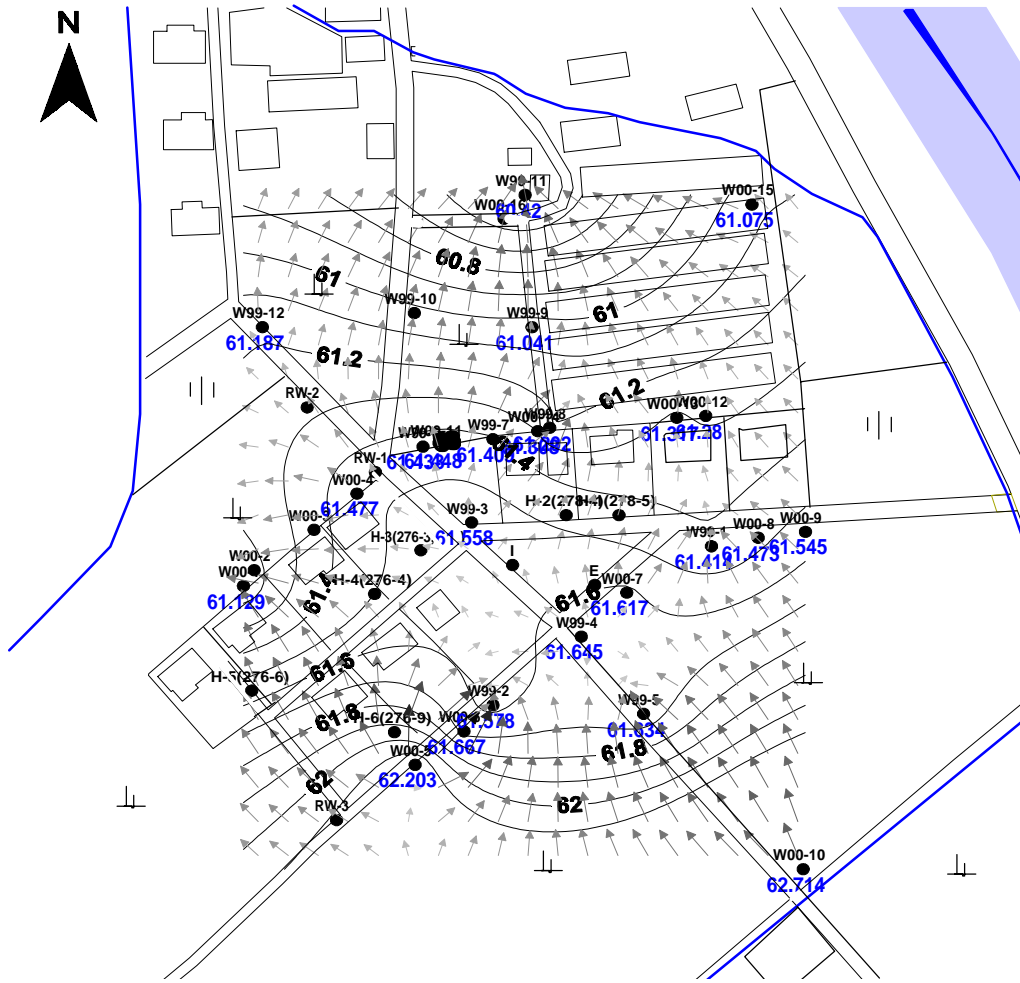


그림 4 2000년 10월 3일

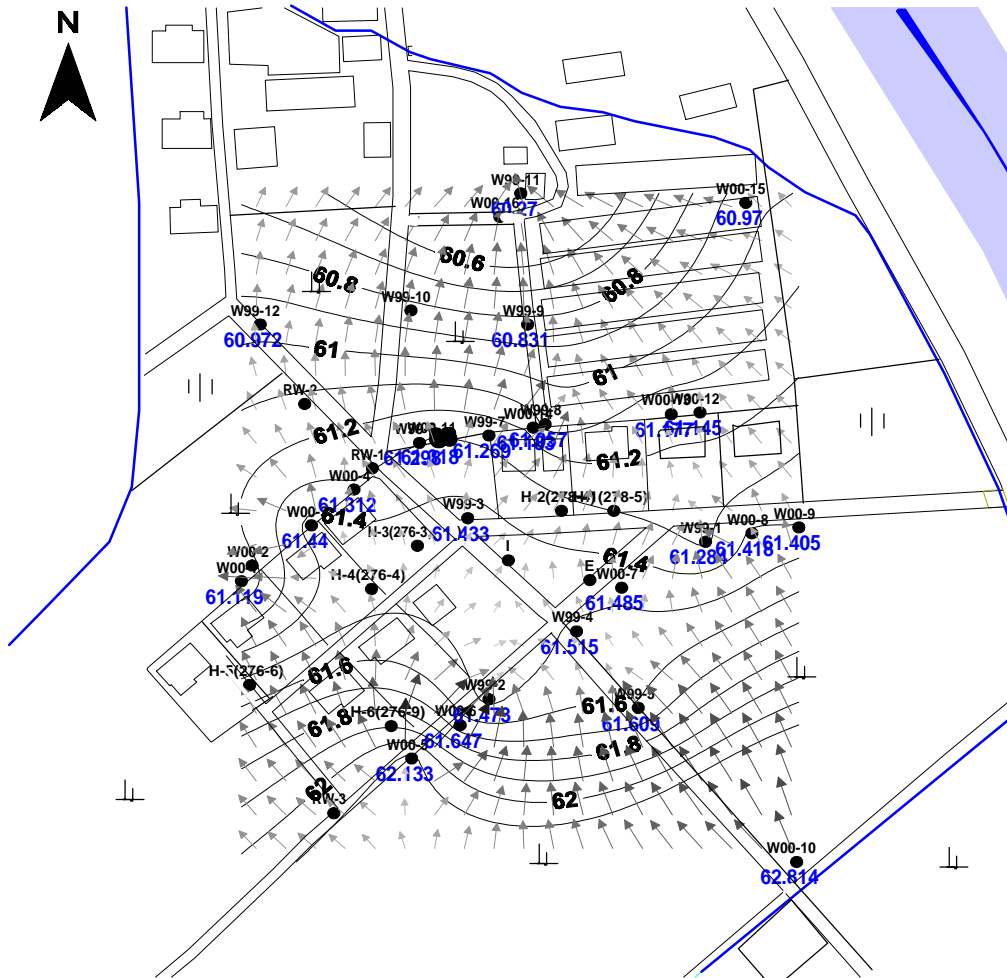


그림 5 2000년 10월 13일

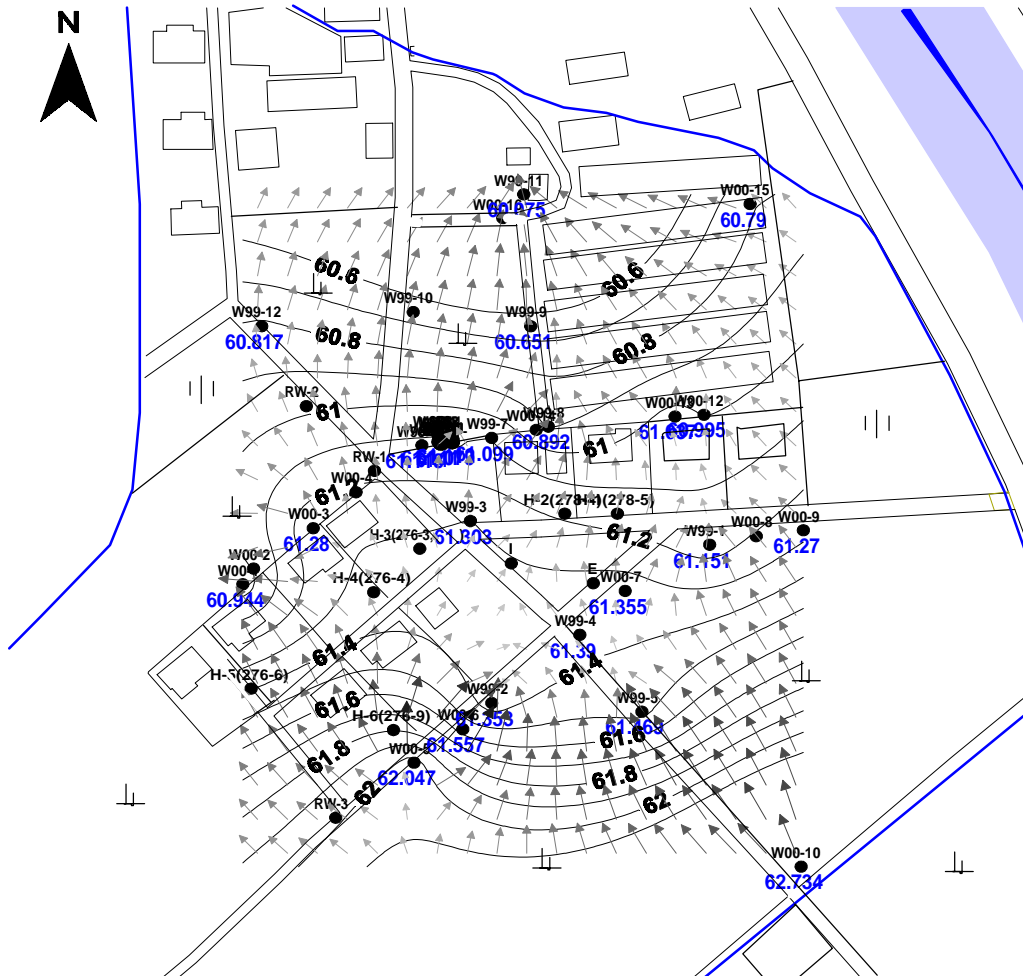


그림 6 2000년 11월 16일

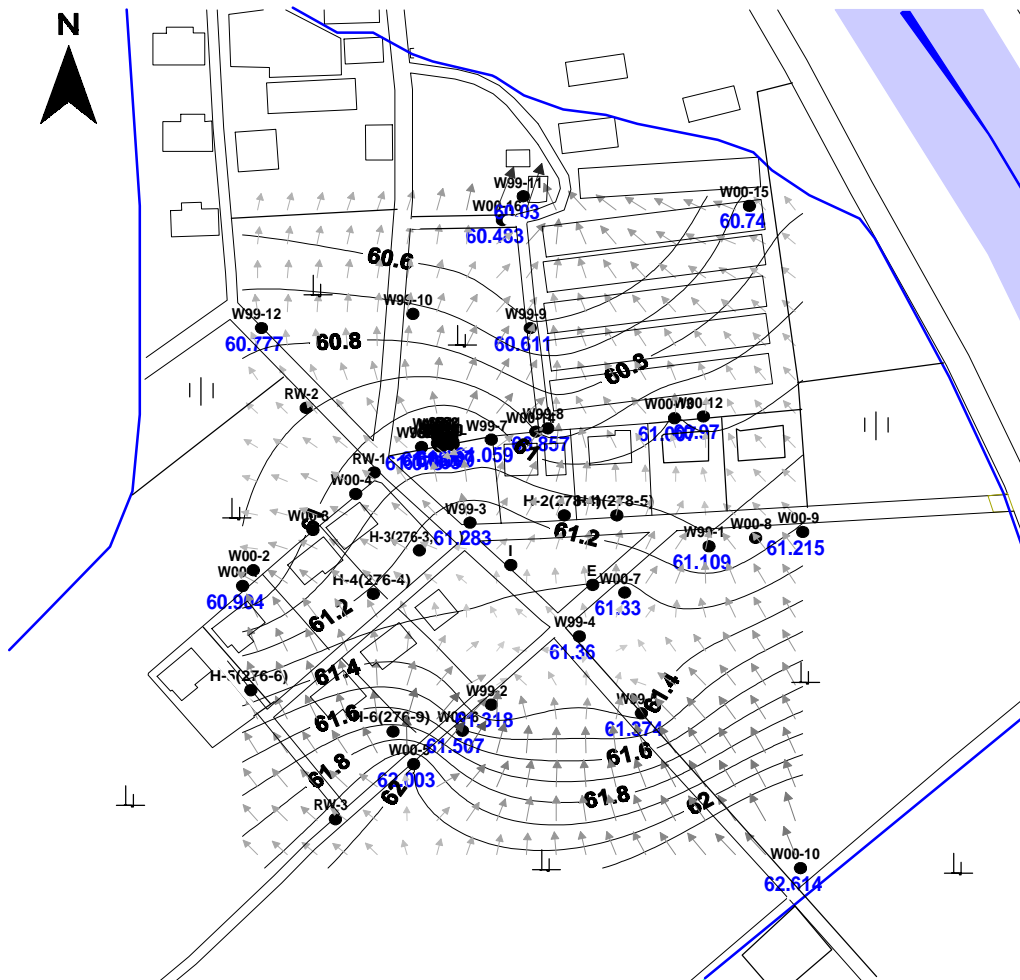


그림 7 2000년 12월 21일

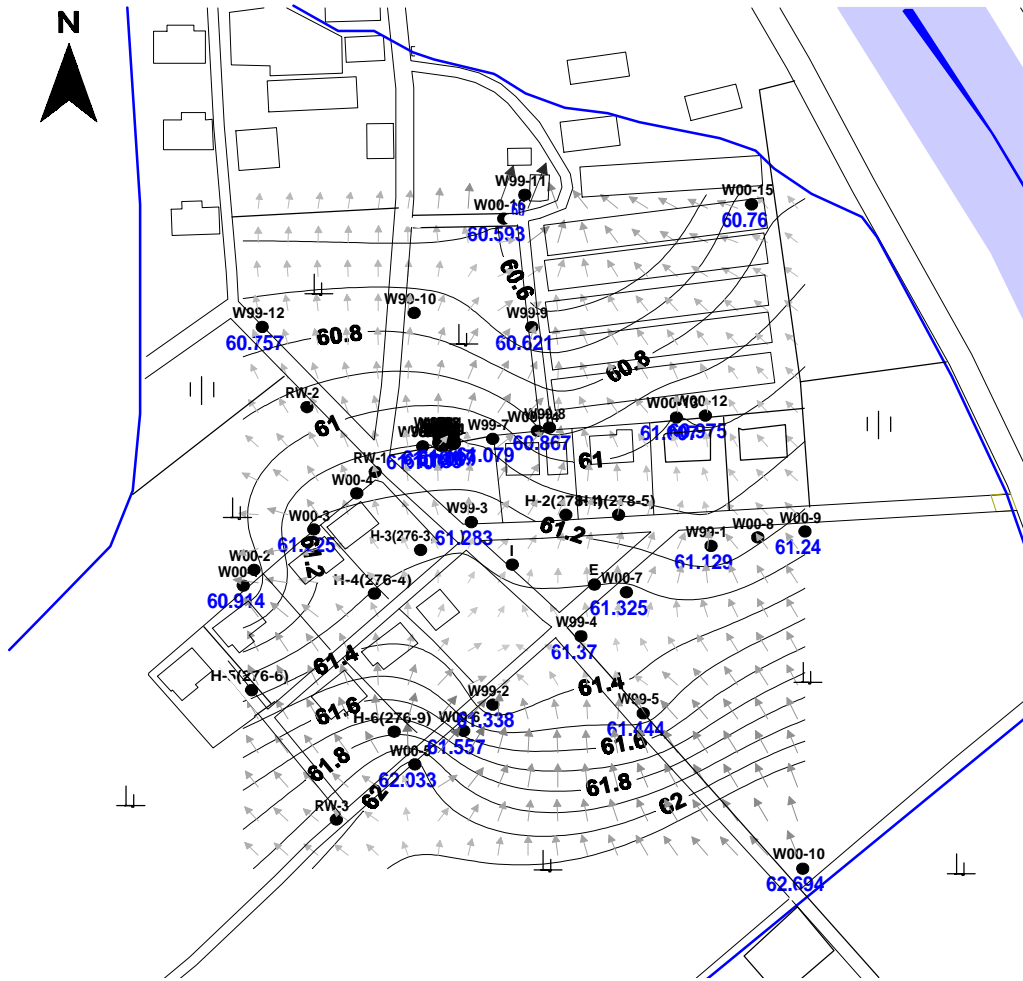


그림 8 2001년 1월 19일

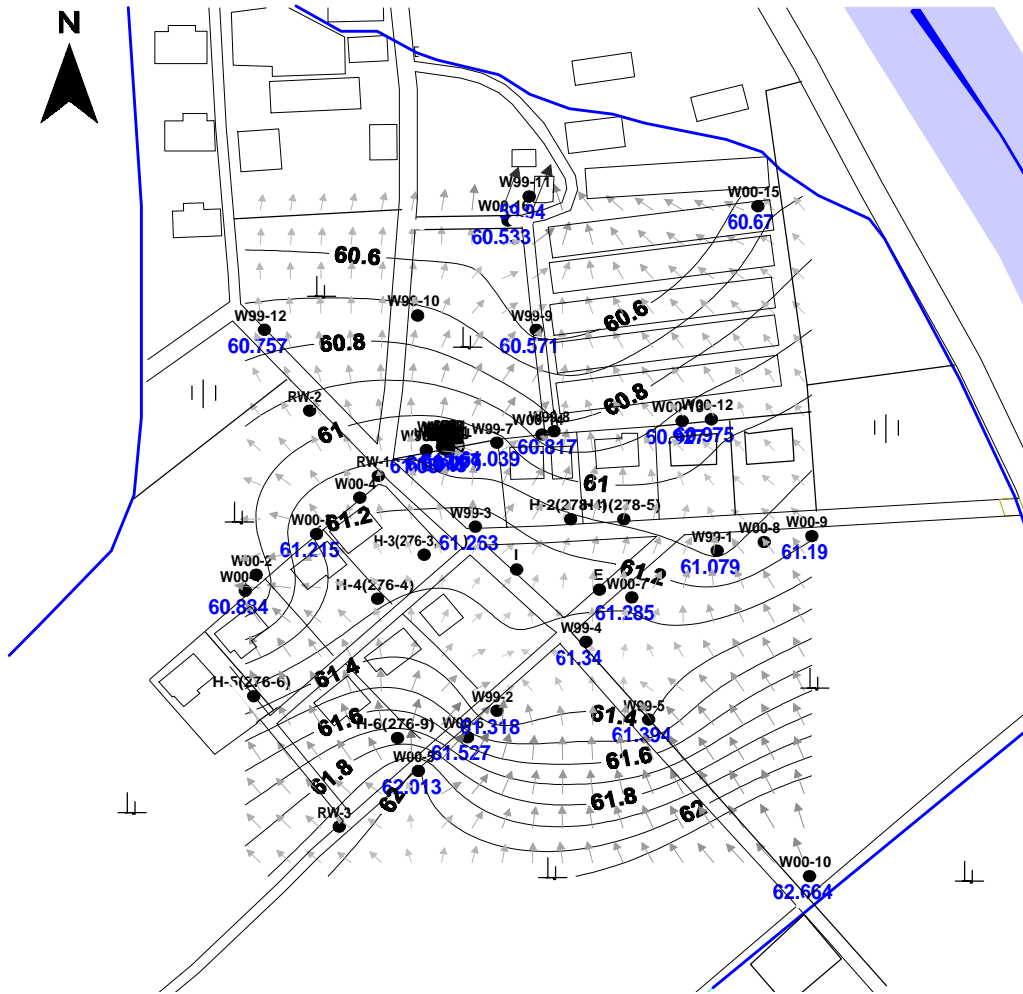


그림 9 2001년 2월 22일

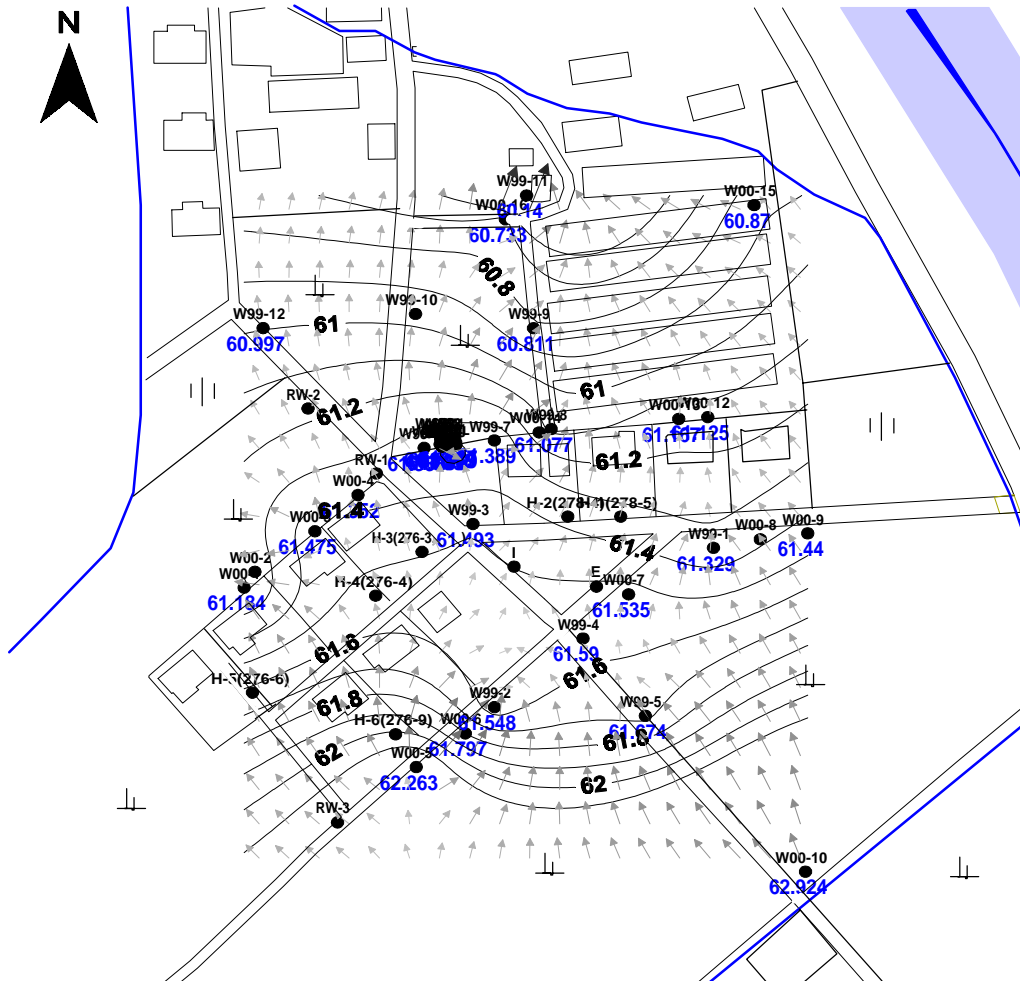


그림 10 2001년 3월 16일



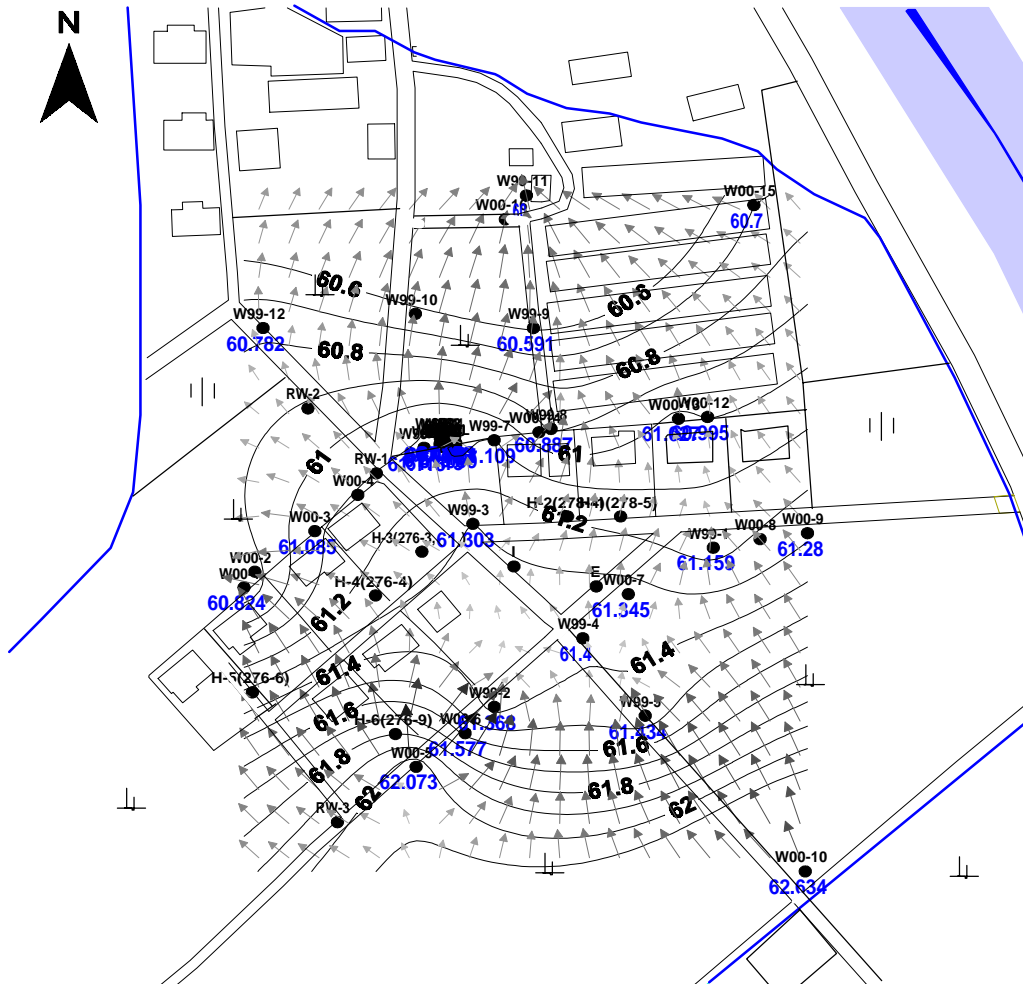


그림 11 2001년 4월 12일

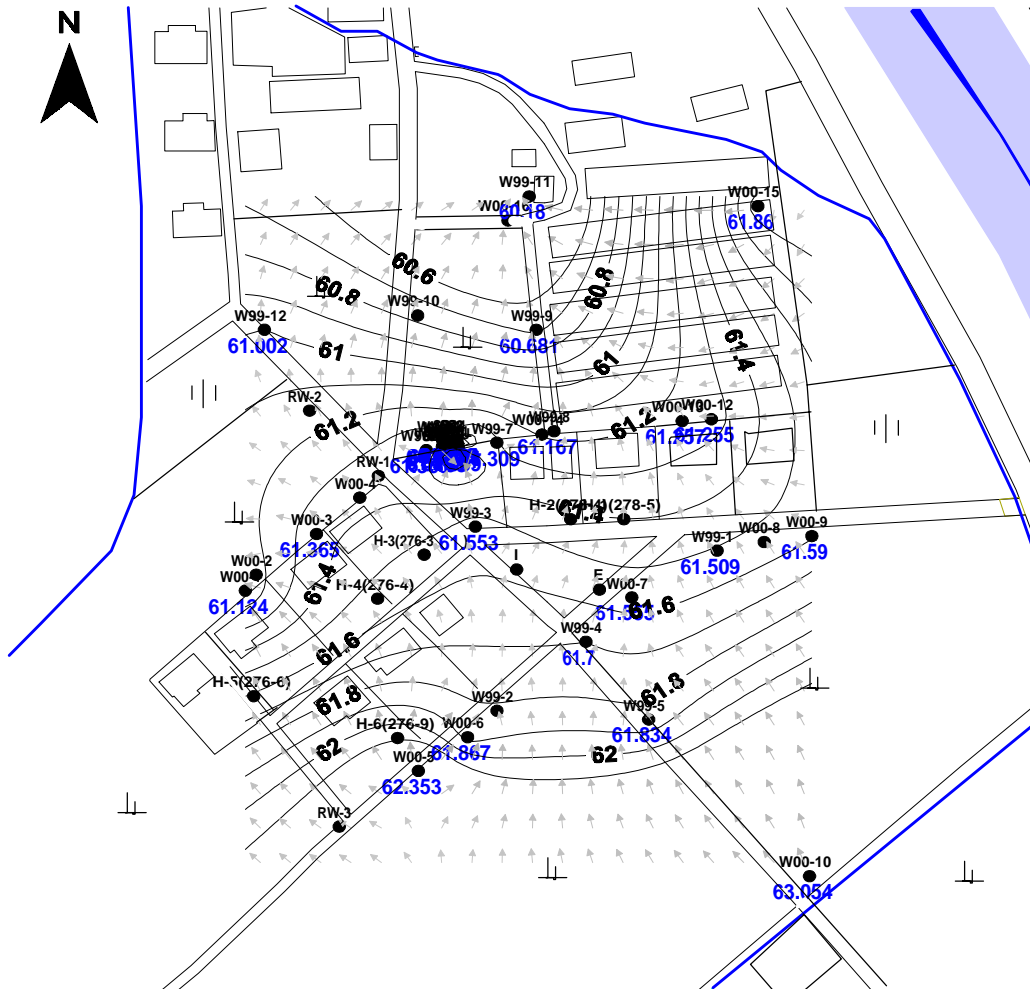


그림 12 2001년 6월 2일

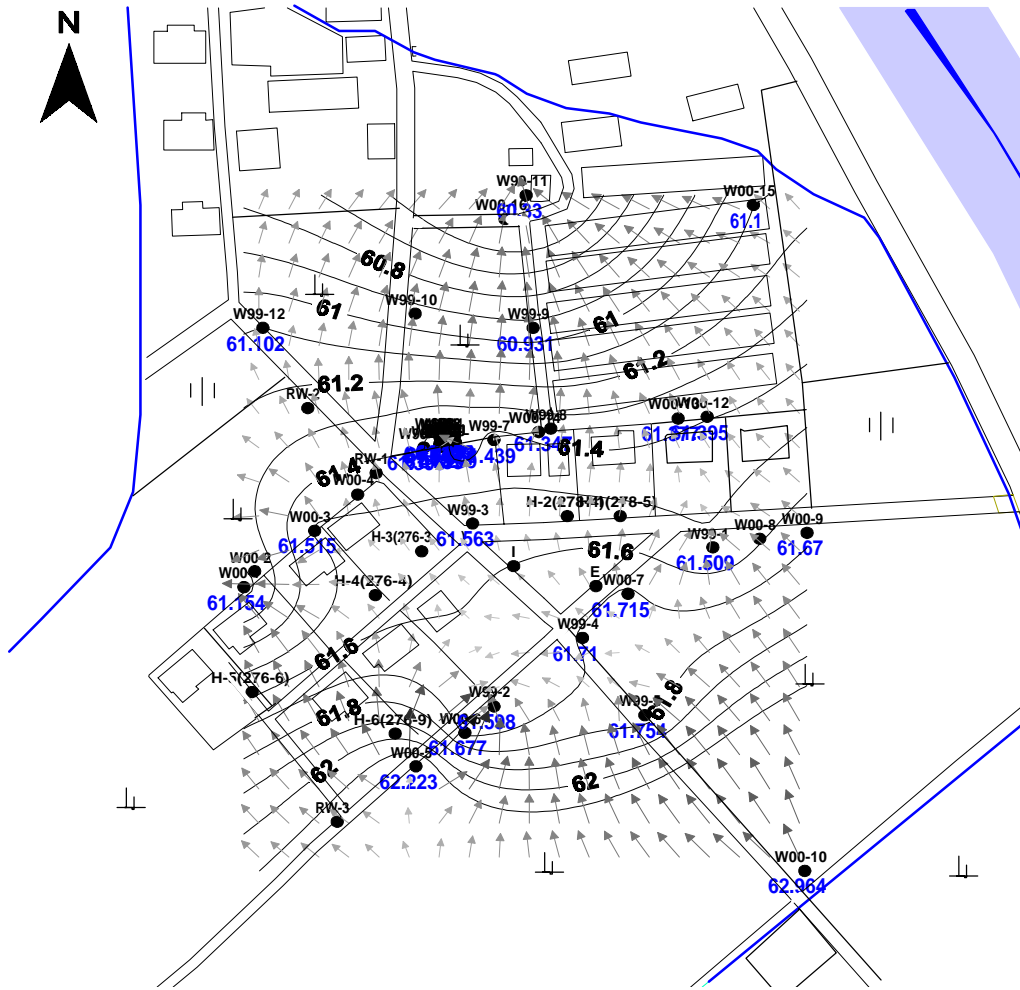


그림 13 2001년 6월 22일

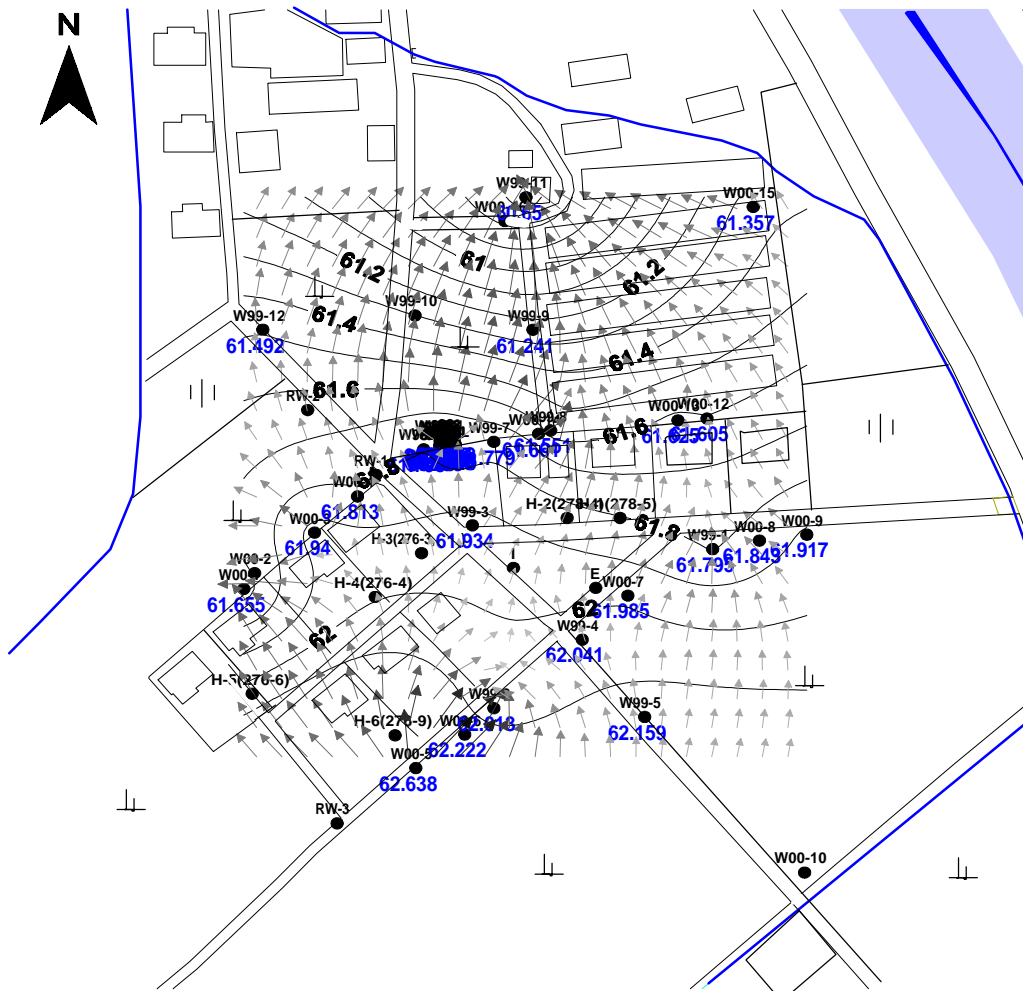


그림 14 2001년 8월 4일

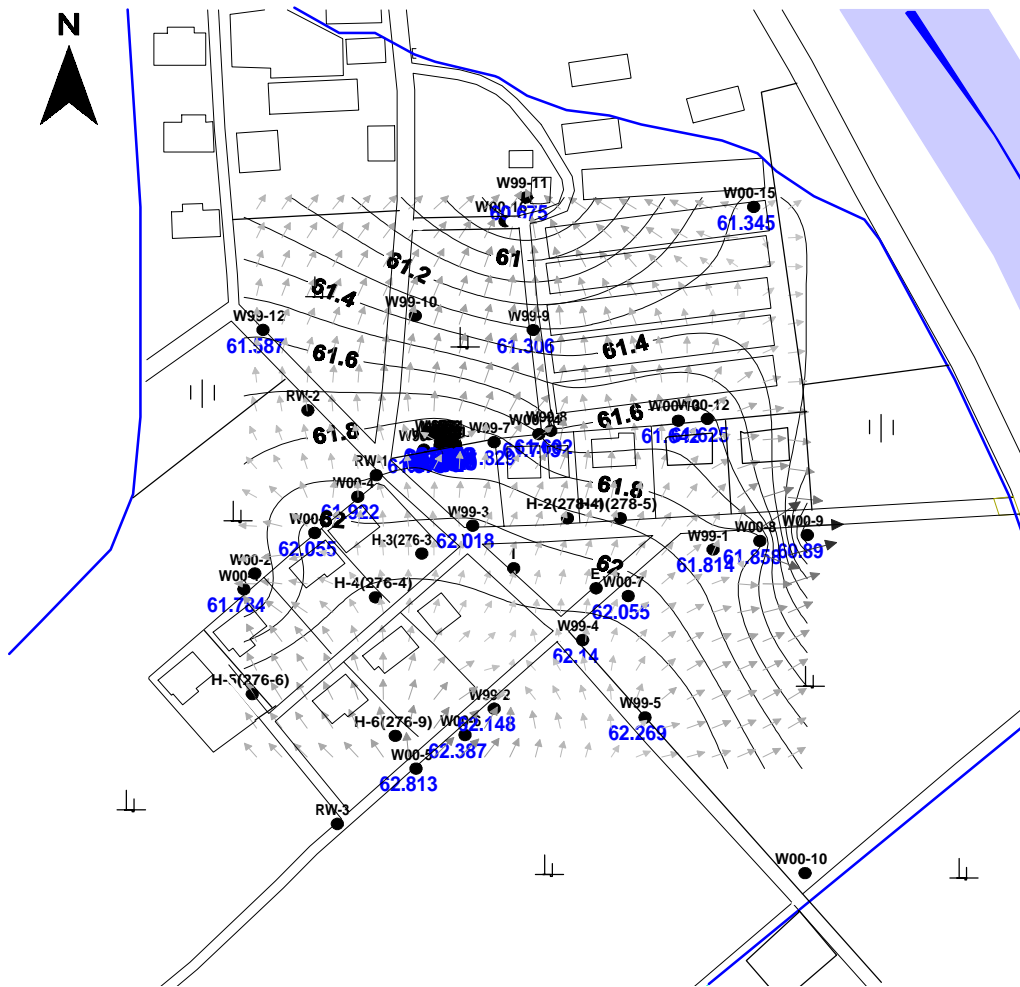


그림 15 2001년 9월 6일

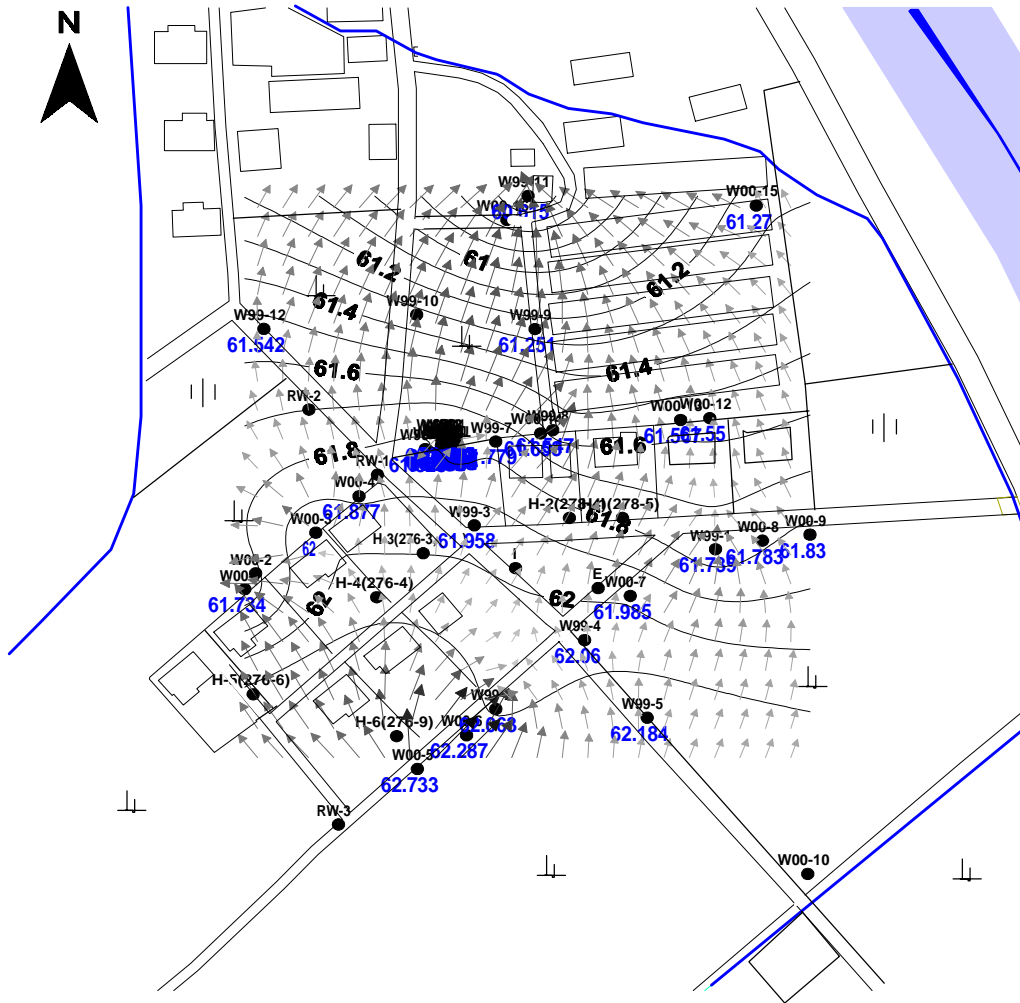


그림 16 2001년 9월 20일

부록 D. B지역에서의 질산성질소 농도 변화(2000~2001)

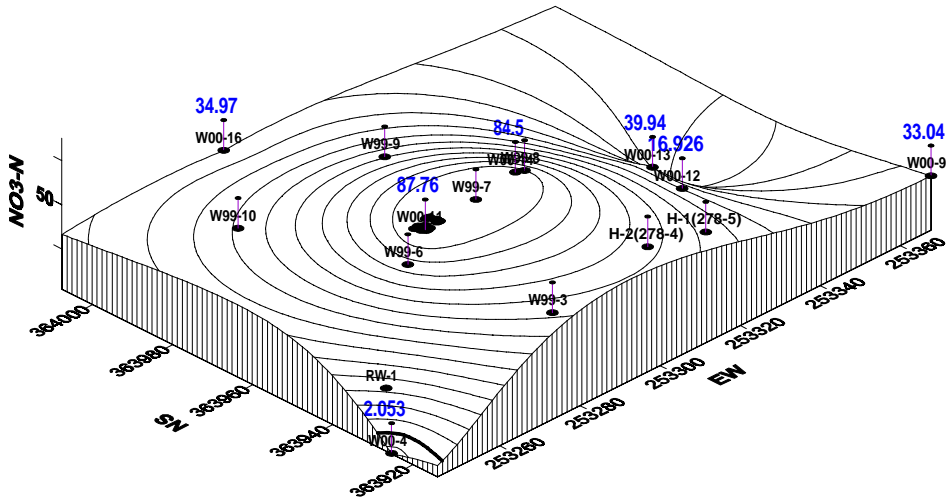


그림 1 2000년 6월 23일

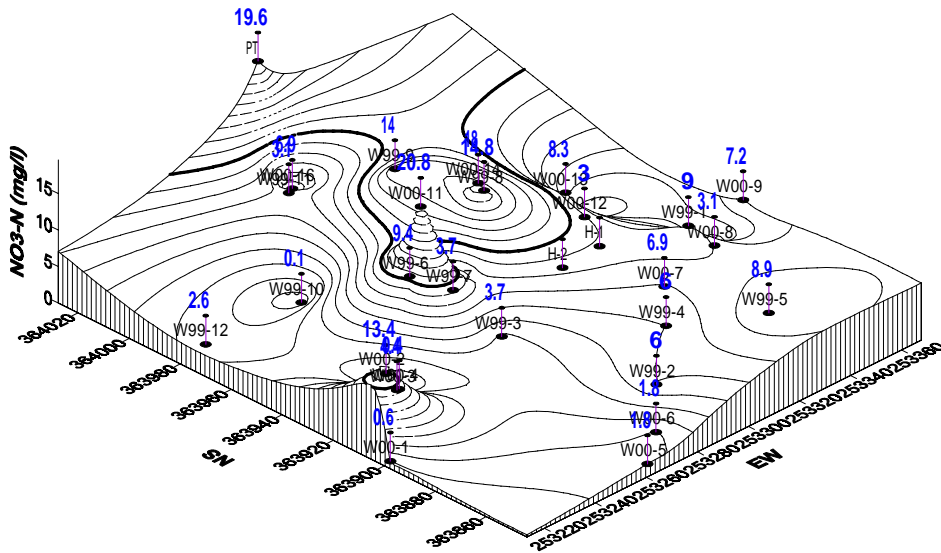


그림 2 2000년 8월 3일

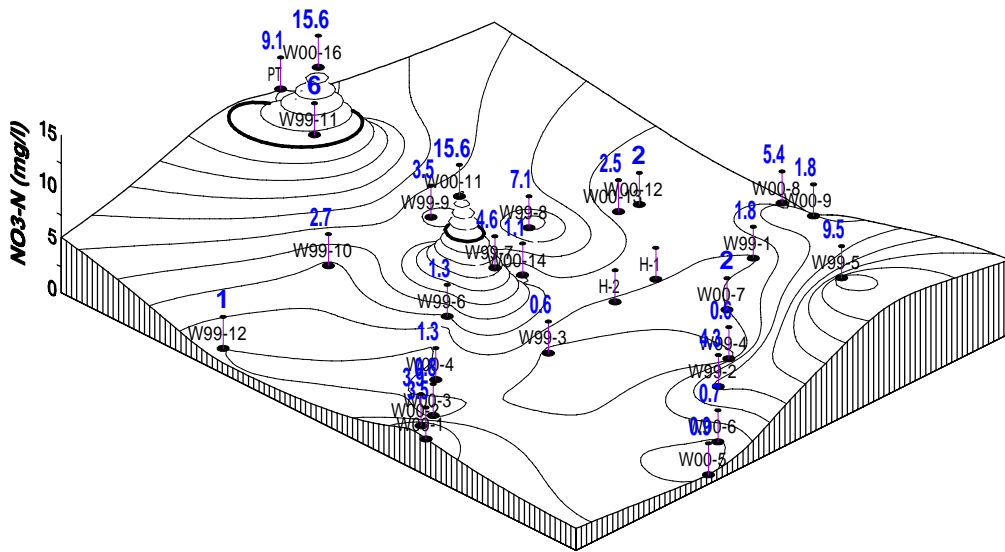


그림 3 2000년 9월 29일

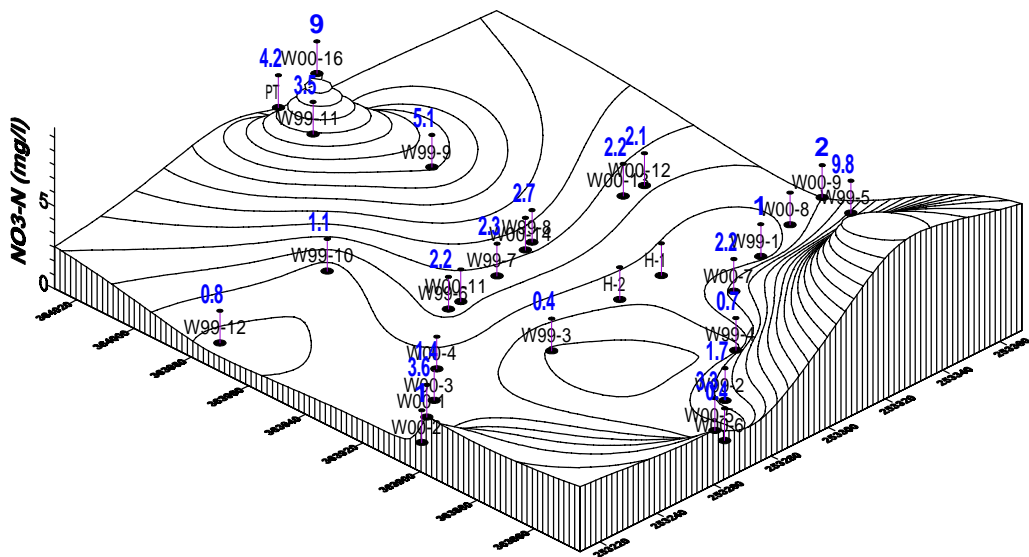


그림 4 2000년 10월 27일 (PRB제외)



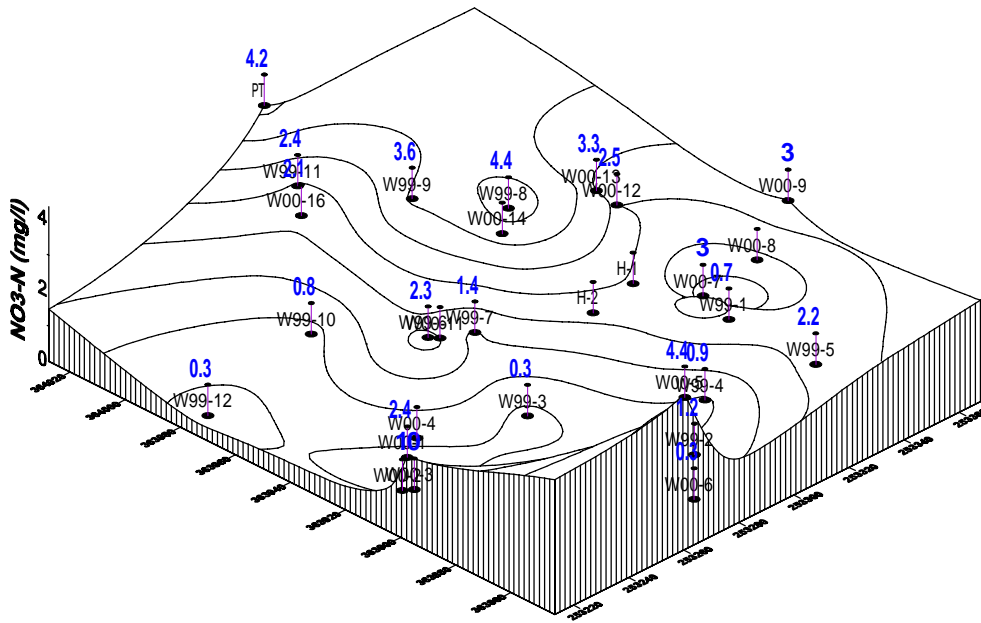


그림 5 2000년 11월 16일 (PRB제외)

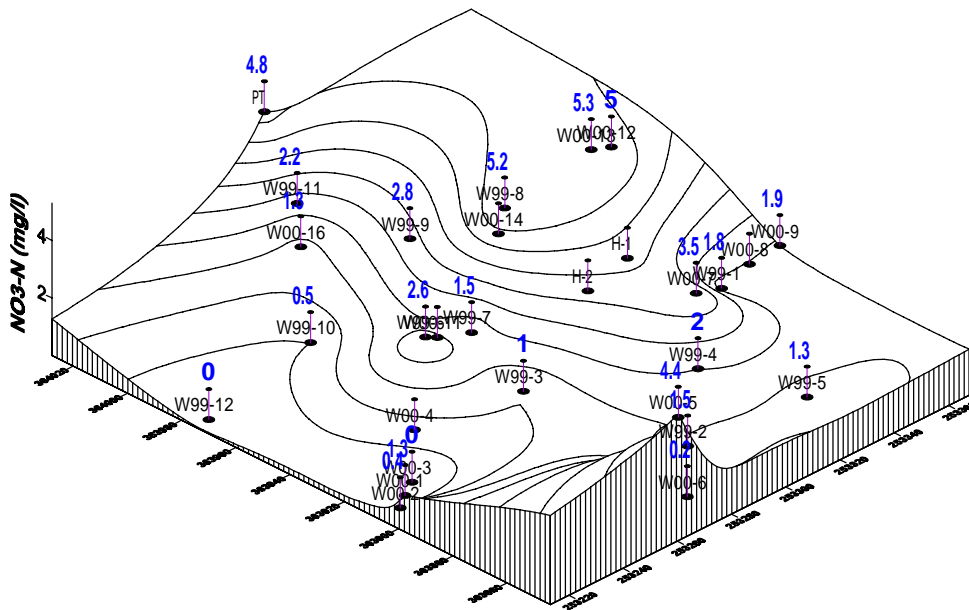


그림 6 2000년 12월 21일 (PRB제외)

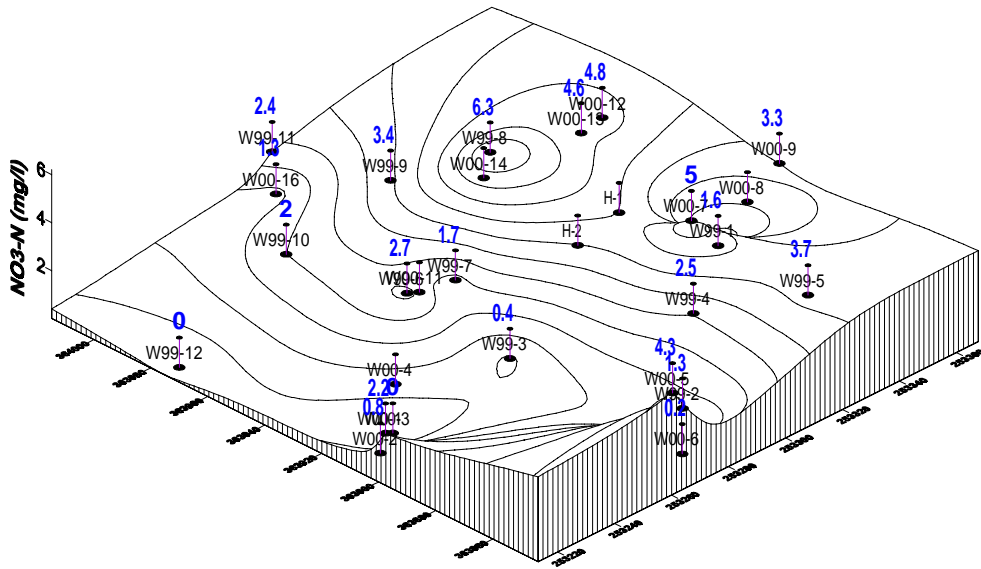


그림 7 2001년 1월 19일 (PRB제외)

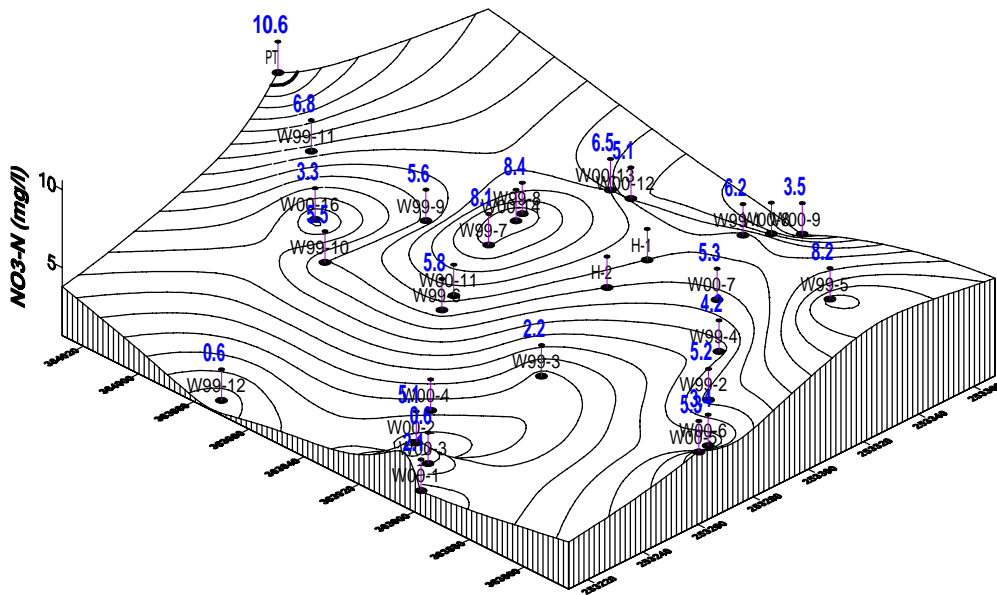


그림 8 2001년 3월 16일 (PRB제외)

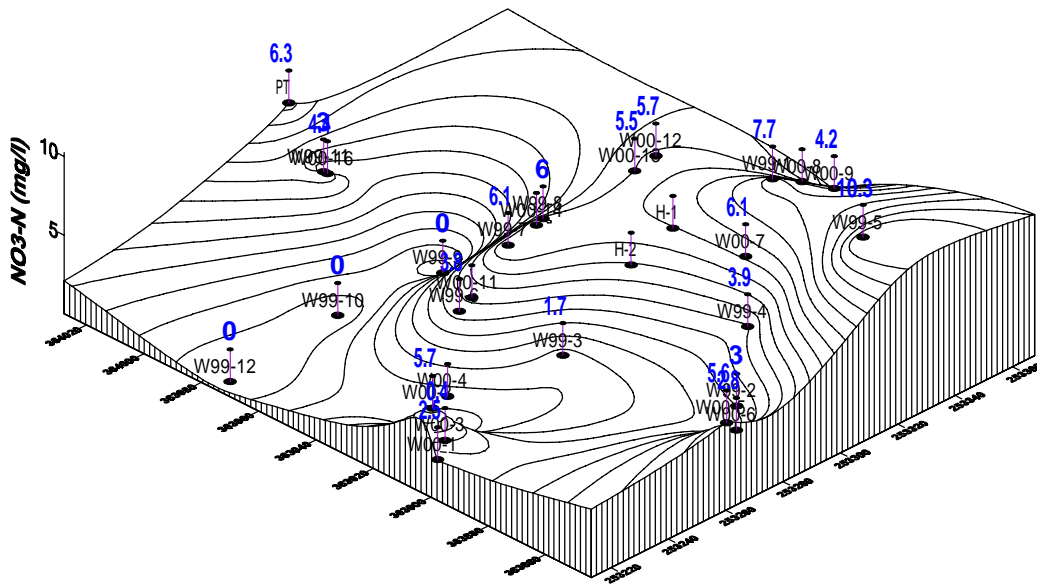


그림 9 2001년 4월 12일 (PRB제외)

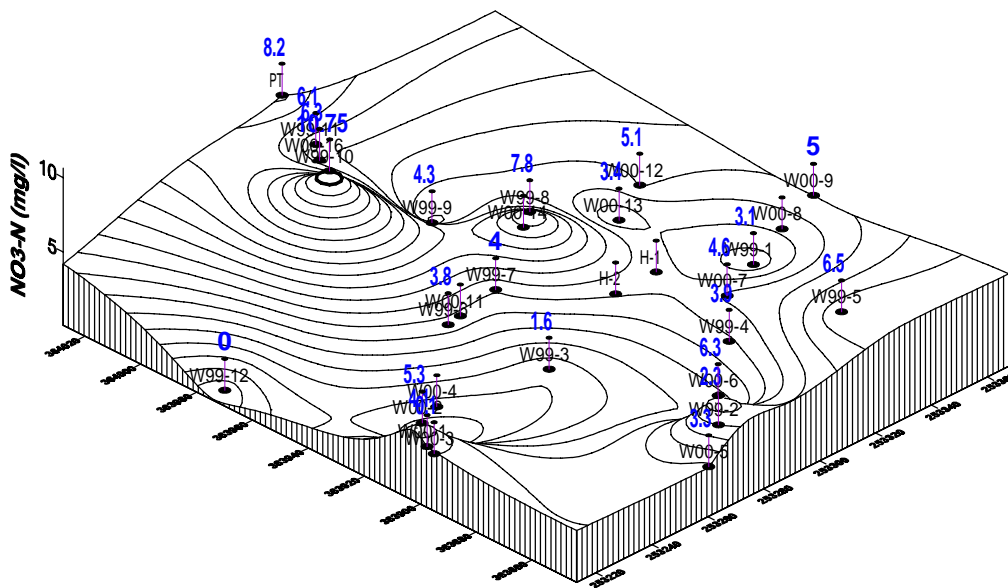


그림 10 2001년 6월 1일 (PRB제외)

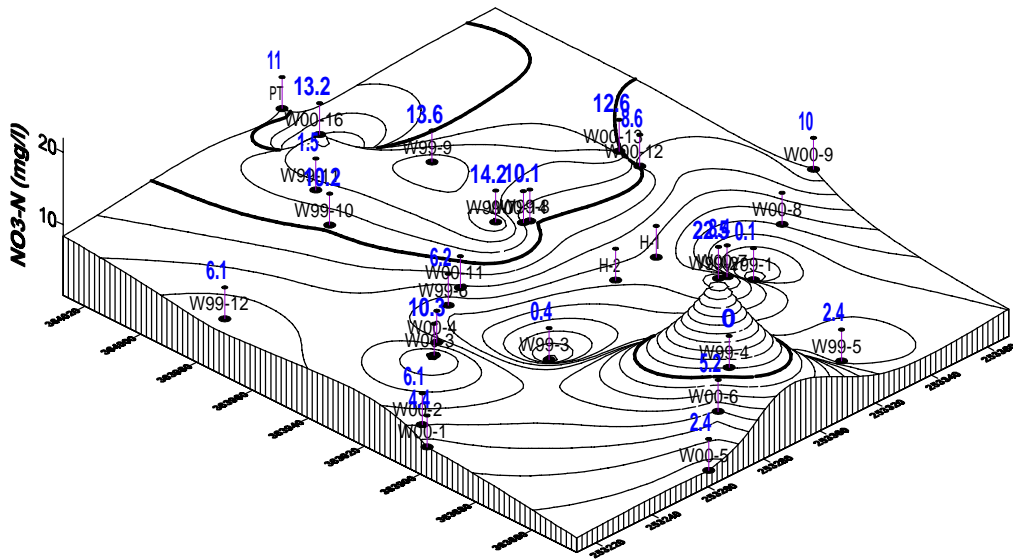


그림 11 2001년 6월 22일 (PRB제외)

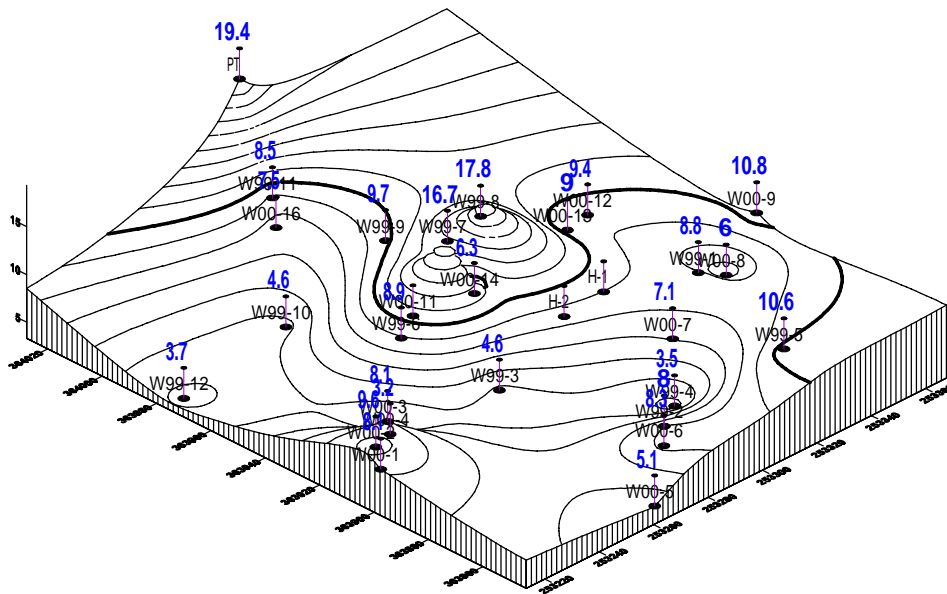


그림 12 2001년 8월 4일 (PRB제외)

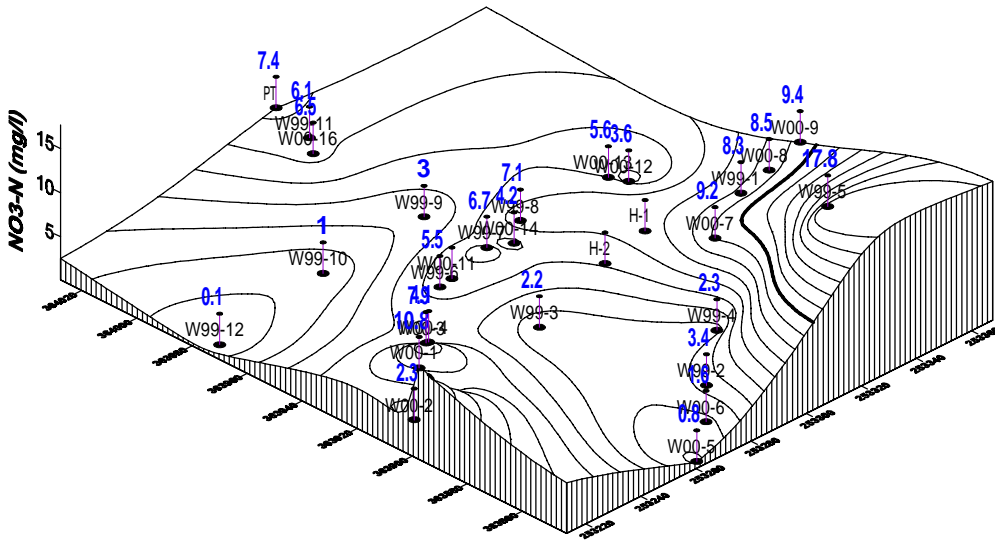


그림 13 2001년 9월 7일 (PRB제외)

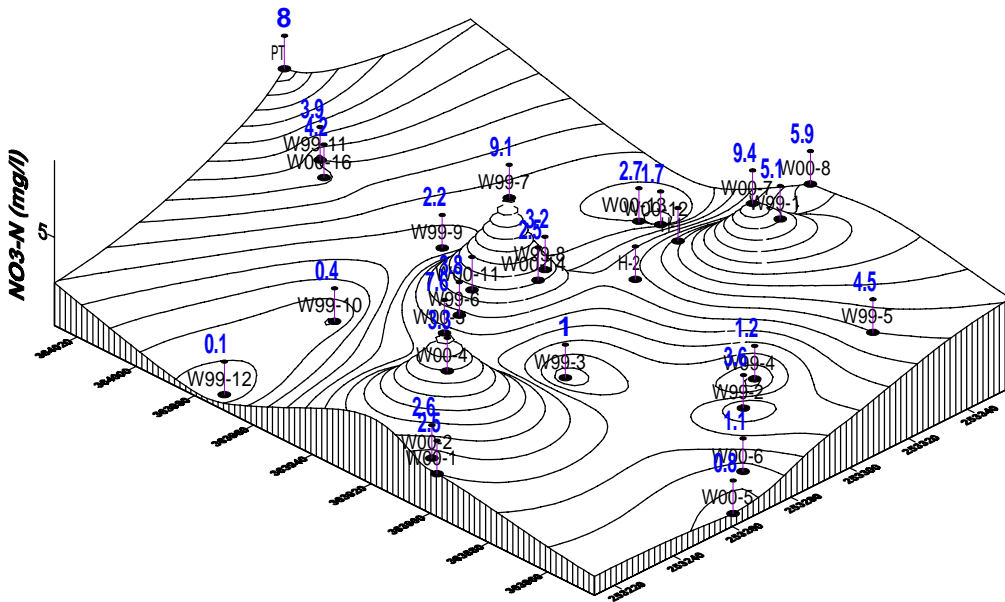


그림 14 2001년 9월 20일 (PRB제외)

## 부록 E. B지역 토양 물성 측정

### E-1. 들밀도(bulk density), 입자밀도(particle density) 및 공극률(porosity) 측정

**실험방법** : 100ml 매스실린더의 무게를 측정한 후 ( $W_m$ ), 건조시킨 토양시료  $30\text{cm}^3$ 를 넣고 무게를 측정한다 ( $W_s$ ). 탈이온수(deionized water)를 적당히 채운 후 토양을 충분히 분산시키고 기포가 제거될 때까지 방치한다. 눈금이 75ml 될 때까지 증류수를 채운 후 무게를 측정하고 ( $W_{ws}$ ) 다음의 식으로 계산한다.

$$\text{들밀도 (bulk density)} = \frac{(W_s - W_m)}{30}$$

$$\text{입자밀도 (particle density)} = \frac{W_s - W_m}{75 - \{(W_{ws} - W_m) - (W_s - W_m)\}}$$

$$\text{공극률 (porosity)} = 1 - \frac{\text{들밀도}}{\text{입자밀도}}$$

**실험결과** : 들밀도는  $1.5412\text{g/cm}^3$ , 입자밀도는  $2.7190\text{g/cm}^3$ , 공극률은 0.4332.

$$\text{들밀도 (bulk density)} = \frac{46.235}{30} = 1.5412 \text{ g/cm}^3$$

$$\text{입자밀도 (particle density)} = \frac{46.235}{75 - (104.23 - 46.235)} = 2.7190 \text{ g/cm}^3$$

$$\text{공극률 (porosity)} = 1 - \frac{1.5412}{2.7190} = 0.4332$$

E-2. 토양의 종분산계수(D)와 종분산지수( $\alpha_L$ )를 구하기 위한  
Column Test (한정상, 1988)

**실험방법** : 초기농도가 100 ppm인  $\text{Cl}^-$  용액을 연동펌프(peristaltic pump)를 이용하여 일정한 속도로 column내의 시료에 주입한다. 그 다음 column의 출구에서 배출되는 용액을 시간별로 수거하여 양을 기록하고 이온크로마토그래피(Ion Chromatography, IC)를 이용해서  $\text{Cl}^-$ 의 농도를 측정한다.

**실험결과** : 시간별로 측정된 용액의 양을 pore volume으로 환산하고 pore volume fraction에 따른 농도변화를 breakthrough곡선(BT곡선)으로부터 Rafai식을 이용해서 작성한 결과를 표1과 그림1로 정리하였다.

$$\text{Rafai식} : D = \frac{V \cdot L}{8} (\gamma_{0.84} - \gamma_{0.16})^2, \quad D = V \cdot \alpha_L$$

$$\alpha_L = \frac{L}{8} (\gamma_{0.84} - \gamma_{0.16})^2$$

여기서 D : 종분산계수,  $\alpha_L$  : 종분산지수

$\gamma_{0.84} = C/C_0$ 가 0.84일때의 pore volume

$\gamma_{0.16} = C/C_0$ 가 0.16일때의 pore volume

V = column내에서의 공극유속 (0.583 ml/min.)

L = column의 길이 (13.45cm) 이다.

그림1의 BT곡선으로부터 Rafai식을 이용해서 토양시료의  $\alpha_L$ 을 구하였는데, 실험결과 B지역 토양의 종분산지수( $\alpha_L$ )는 0.6318이고, 종분산계수(D)는 0.3683이다.

$$\gamma_{0.84} = 1.427, \quad \gamma_{0.16} = 0.814,$$

$$\alpha_L = \frac{13.45}{8} (1.427 - 0.814)^2 = 0.6318$$

$$D = V \cdot \alpha_L = 0.583 \cdot 0.6318 = 0.3683$$

표 1 column test 결과

Volume	Cumulative Volume	Pore Volume	C	C/C <sub>0</sub>
24.0	24.0	0.328	0.872	0.009
18.5	42.5	0.580	0.986	0.010
17.5	60.0	0.819	16.379	0.164
21.0	81.0	1.106	52.573	0.526
9.0	90.0	1.229	68.691	0.687
9.0	99.0	1.352	78.310	0.783
12.5	111.5	1.523	91.228	0.912
13.5	125.0	1.707	98.038	0.980
12.0	137.0	1.871	99.623	0.996
12.5	149.5	2.042	99.834	0.998

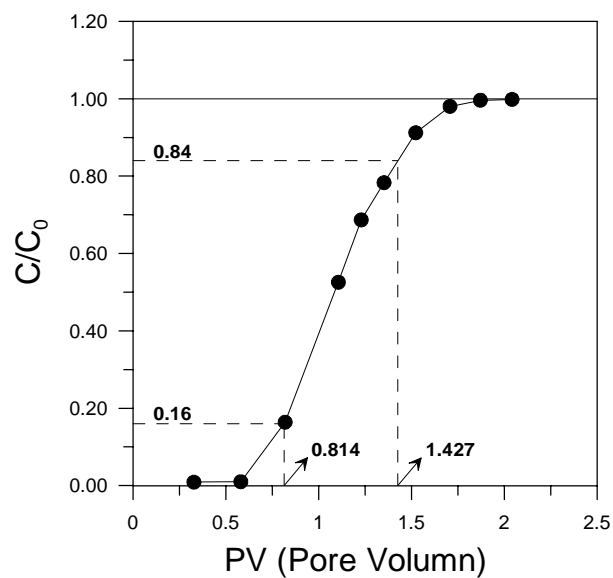


그림 1 B지역 토양시료의 Cl<sup>-</sup> BT곡선(breakthrough curve)



부록 F. B지역 투수성반응벽체 설치 현장

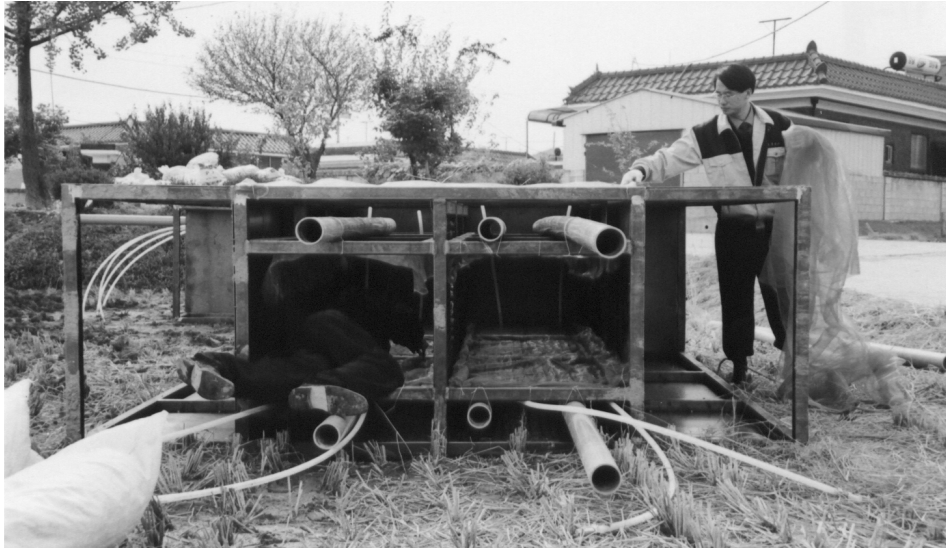


그림 1 관측정 설치 및 망처리가 완료된 철재구조물



그림 2 트렌치에 철재구조물 삽입



그림 3 트렌치에 삽입된 철재구조물 주변을 기존 토양으로 채우고 있는 장면



그림 4 반응물질 : 나무토막 (wood chips)



그림 5 반응물질 : 스킨리아 (scoria)



그림 6 관측정 설치구간에 주입한 자갈



그림 7 투수성반응벽체 상부를 기존 토양으로 되메운 현장



그림 8 투수성반응벽체 최상부에 천막을 덮은 후 모래로 덮고 있는 장면



그림 9 설치 완료 후 현장 정리된 장면