

## 강변여과수 부지 내 총적층 지하수의 수질특성과 변화

현승규<sup>1</sup> · 우남철<sup>1\*</sup> · 신우식<sup>2</sup> · 함세영<sup>3</sup>

<sup>1</sup>연세대학교 지구시스템과학과, <sup>2</sup>에코솔루션, <sup>3</sup>부산대학교 지구환경시스템학부

## Characteristics of Groundwater Quality in a Riverbank Filtration Area

Seung Gyu Hyun<sup>1</sup>, Nam C. Woo<sup>1\*</sup>, Woosik Shin<sup>2</sup> and Se-yeong Hamm<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Department of Earth System Sciences, Yonsei University, Seoul 120-749, Korea

<sup>2</sup>Eco Solutions Co. Ltd., Seoul 150-946, Korea

<sup>3</sup>Department of Geology, Pusan National University, Pusan 609-735, Korea

Characteristics and changes of groundwater quality were investigated in a riverbank filtration area at Daesan-myeon, Changwon City, Korea. The total dissolved solids (TDS) in groundwater samples collected in October were much less than that in March, indicating the mixing with recharged water from precipitation, as well as the changes of dissolved oxygen profiles at monitoring wells from March to October. Redox processes at depths appeared to trigger Fe and Mn contamination of groundwater in riverbank deposits. Amorphous oxyhydroxides and carbonate minerals such as  $MnCO_3$  were probably the reactive phases for dissolved Fe and Mn, respectively. Groundwater contamination by nitrate-nitrogen ( $NO_3-N$ ) was controlled by the redox processes and subsequent denitrification at the sampled depths. Distribution of  $NO_3-N$  concentrations at monitoring wells suggested that the nitrate contaminants were originated from agricultural facilities on the riverbank deposits. Some of monitoring wells, DS-2, D-2, DS-3, SJ-1, and SJ-3, were only partially penetrated into the sand/gravel aquifer, and subsequently, could not fully function to detect the water quality changes for the pumping wells. Proper measures, with regulating agricultural activities in the riverbank deposits, should be carried out to prevent groundwater contamination of the riverbank filtration area.

**Key words** : Riverbank Filtration, Redox, Fe, Mn, Nitrate-nitrogen, Dissolved Oxygen

경상남도 창원시 대산면에 위치하는 강변여과수 개발을 위한 총적층 지하수의 수질특성과 변화양상을 조사하였다. 지하수의 총용존고형물(TDS)은 3월에 비해 10월에 상당히 낮은 값을 보이며, 관측점에서 나타난 계절에 따른 용존산소 농도 변화 역시 강우의 함양으로 인한 지하수의 희석현상이 원인으로 판단된다. 총적층 지하수의 철(Fe)과 망간(Mn)에 의한 오염현상은 지하수의 심도에 따른 용존산소의 감소에 따른 환원환경의 발생에 기인하며, 철은 비정질의 산화침전물이, 망간은  $MnCO_3$ 와 같은 탄산염 광물들이 주요 반응물질로 나타났다. 질산성질소( $NO_3-N$ )에 의한 오염현상은 지하수 채취 심도에서의 산화환원 환경과 탈질반응이 중요한 역할을 한다. 질산성질소의 불규칙한 분포는 질산성질소가 관측지점 주변의 총적층의 농업시설에서 유입된 것을 지시한다. 연구부지의 관측정들 중 DS-2, D-2, DS-3, SJ-1 및 SJ-3은 주 대수층인 모래/자갈층을 관통하지 못해서, 취수정의 수질변화를 감시하는 모니터링 기능이 제한될 수 밖에 없었다. 나아가, 강변여과수 시설부지에서는, 적어도 여과부지로 사용되는 총적층에 대해서는 농업활동의 제한 등 적절한 오염방지대책이 시행되어야 한다.

**주요어** : 강변여과수, 산화환원 환경, 철, 망간, 질산성질소, 용존산소

### 1. 서 론

2002년 기준 우리나라의 연간 지하수 이용량은 33

억 $m^3$ 으로 전체 수자원 이용량 대비 약 10%를 차지하고 있다(김승 등, 2004). 수자원 장기 종합계획에 따르면 우리나라의 4대 권역에 대해 물 수요 관리를 적극

\*Corresponding author: ncwoo@yonsei.ac.kr

추진하여 2011년까지 22 억<sup>3</sup>을 절감하더라도 용수 수요가 370 억<sup>3</sup>에 이르는 반면, 용수공급량은 352 억<sup>3</sup>으로 18 억<sup>3</sup>의 물이 부족할 것으로 예상된다. 이중 지하수 공급량은 약 35 억<sup>3</sup>으로 늘어나 용수공급량 중 지하수가 차지하는 비중은 10% 수준이 될 것으로 전망하고 있다(종로구, 2003). 이와 같은 용수부족 문제를 해결하기 위한 방안 중 하나로, 강변 여과수 개발이 관심사로 대두되었다. 정부기관(건설교통부, 환경부, 지자체)에서는 영산강, 낙동강, 금강 등에서 간접인공함양(강변여과수) 방법에 의한 수자원 개발 타당성 조사를 이미 시행한 바 있으며(함세영 등, 2002), 현재 창원시 대산면 지역에서는 강변여과수를 취수처리하여 2,000 m<sup>3</sup>/day 정도의 용수를 주민들에게 공급하고 있다(부산대학교, 2004).

일반적으로 하천수를 상수원으로 공급하는 체계에서는 취수된 물을 물리적·화학적·생물학적 방법에 의하여 처리한 후 공급하게 된다. 그러나, 강변 여과수는 하천수를 강변의 충적층을 통과해서 취수하는 방식으로, 강변의 충적층이 하천수의 유기물질과 미립자 성분 등의 일정부분을 여과시키는 수질개선의 효과를 기대할 수 있으므로, 경제성이 확보된다고 할 수 있다(한국수자원공사, 1995; 김건영 등, 2003; 김형수, 2004).

그러나, 원수(하천수)가 오염된 경우에는 수질개선 효과를 크게 기대할 수 없다. 또한, 개발관측정에서 취수

된 물은 하천수와 함께 육지 상류부에서 유입되는 지하수도 상당 부분 포함하게 된다(함세영 등, 2002; 김건영 등, 2003). 따라서 강변여과수의 수질은 단순히 하천수의 수질 뿐만 아니라, 강변 여과수 개발 지점을 포함하는 유역의 지하수 수질과도 밀접한 관계를 지니게 된다. 또한 강변 여과수의 수질은 여과수를 개발하는 충적층 내에서 일어나는 물리적·생화학적 변화에 따라서 조절되며, 이는 하천으로부터 취수관측정까지의 거리와 이동시간에 의해 나타나는 수평적 변화뿐만 아니라, 충적층 매질의 수직적 변화에도 큰 영향을 받게 된다. 따라서, 강변 여과수의 개발은 그 개발의 적합성을 평가할 때, 수량적인 측면과 함께 수질적인 측면에 대한 충분한 이해가 전제되어야 한다.

국내 강변 여과수 개발과 관련된 연구로는, 개발 부지의 전반적인 수리지질특성화 연구(서형기 등, 2002; 김형수 등, 2002a; 함세영 등, 2002; 함세영 등, 2003; 정재열 등, 2003), 수리지화학적 측면에서 수행한 연구(채기탁 등, 2002; Chae, 2002; 김형수 등, 2002b; 이수영과 정태학, 2003; 김건영 등, 2003; 김주환 등, 2003)와 강변 여과수 개발부지 내의 미소생물에 관한 조사(조주래 등, 2002) 등이 이루어졌다.

이러한 연구결과 중 국내 충적층 지하수에서 빈번히 검출되는 수질 항목인 철(Fe)과 망간(Mn)에 의한 오염 문제가 강변여과수에서도 동일하게 지적되어 왔다(한국

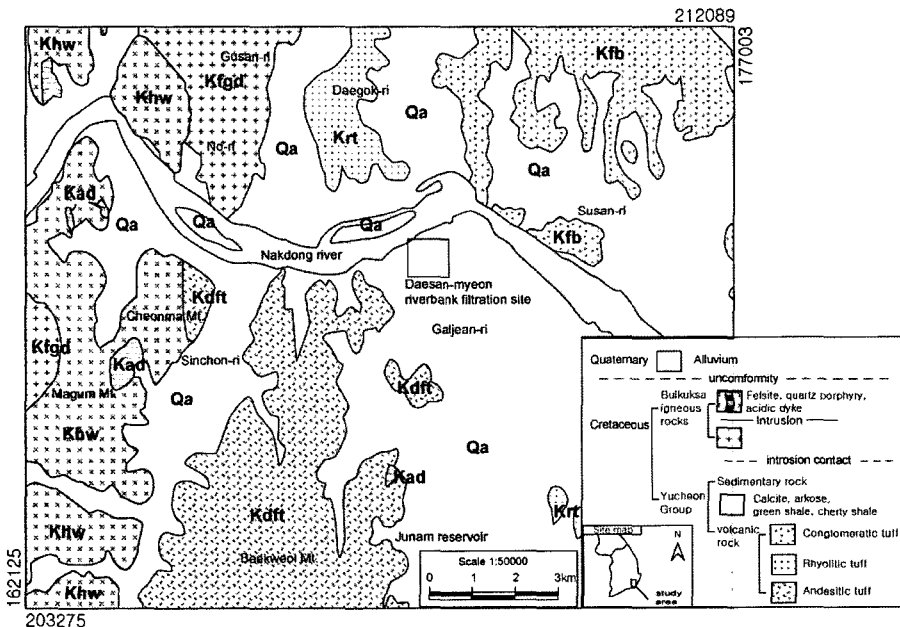


Fig. 1. Geologic map of the study area, Daesan-myeon, Korea (from Cheong *et al.*, 2003).

수자원공사, 1996; 환경부 등, 1996; 김형수 등, 2002; 김건영, 2003). 특히 망간(Mn)의 경우는 먹는물 수질기준인 0.3 mg/L를 상회하는 경우가 많은 것으로 알려져 있다. 이러한 현상은 국내의 충적층 지하수에만 국한되는 문제는 아니며, 외국의 경우에도 퇴적암류 내의 지하수 및 모래와 자갈 충적층 내의 지하수에서 망간(Mn) 함량이 특히 높게 나타나는 것으로 보고되었다(김형수 등, 2002b). 따라서 이 연구는 창원시 대산면 강변여과수 개발부지의 충적층 지하수 내 수직적 수질 특성의 변화를 파악하고자 수행되었다.

## 2. 지질 개요

Fig. 1은 연구지역의 지질분포를 나타낸 지질도이다. 본 연구지역은 경상남도 창원시 대산면 일대로서 낙동강에 인접한 대규모 충적층 지역이다. 이 지역은 경상도 전역에 분포하는 중생대 백악기의 상부 경상 누층군의 유전층과 이를 관입한 불국사 화강암류와 이들을 부정합으로 피복하고 있는 주 연구 대상인 제4기 충적층으로 구성되어 있다(과학기술부, 1998; 서형기 등, 2002). 연구 지역에 분포하는 충적층은 서에서 동으로 사행하고 있는 낙동강 본류와 지류변에 주로 분포하고 있으며, 범람원 기원의 하성층으로 대부분 모래, 자갈, 실트의 호층으로 구성되어 있다. 본 층은 상당한 폭과 두께를 갖고 있으며, 대부분 경작지로 이용되고 있다

(함세영 등, 2002).

창원시 대산면 강변여과수 개발부지 내 취수정의 지질은 상부에는 충적층이 아주 두껍게 분포하고 지하 약 48.5~54.0 m 이하에서 기반암이 나타난다(주식회사 삼중엔지니어링, 1999; 동아건설과 대덕공영, 2000; 함세영 등, 2002). 시추 암편에서 확인한 기반암은 중생대 백악기 유전층군에 속하는 팔용산회암으로 판단된다(김남장과 이흥규, 1964). 취수정의 지하지질은 상부에서 하부로 모래층, 모래자갈층 그리고 풍화대로 구성되어 있으며, 이 중에서 모래자갈층이 주 대수층을 이루고 있다(주식회사 삼중엔지니어링, 1999).

## 3. 시료 채취 및 실험방법

강변여과수의 취수가 진행됨에 따라 하천수가 유입될 경우, 취수정에서 하천 및 내륙 쪽에 위치한 관측정에서 지하수의 화학적 조성 변화를 관측할 수 있을 것으로 예상된다. 따라서 이러한 하천수의 유입에 의한 지하수의 수질변화와 그 영향을 확인하기 위해 지하수 시료의 채취 및 분석, 지하수 내 철(Fe)과 망간(Mn)의 산화-환원기작에 영향을 주는 용존산소(DO) 농도의 수직 분포와 변화를 측정하였다. 용존산소의 수직 분포 검층은 Eijkkamp 사의 OTD-diver를 이용하여 2003년 3월과 10월 2회에 걸쳐 수행하였다.

조사 자료의 효율적인 해석을 위해 강변으로부터 내

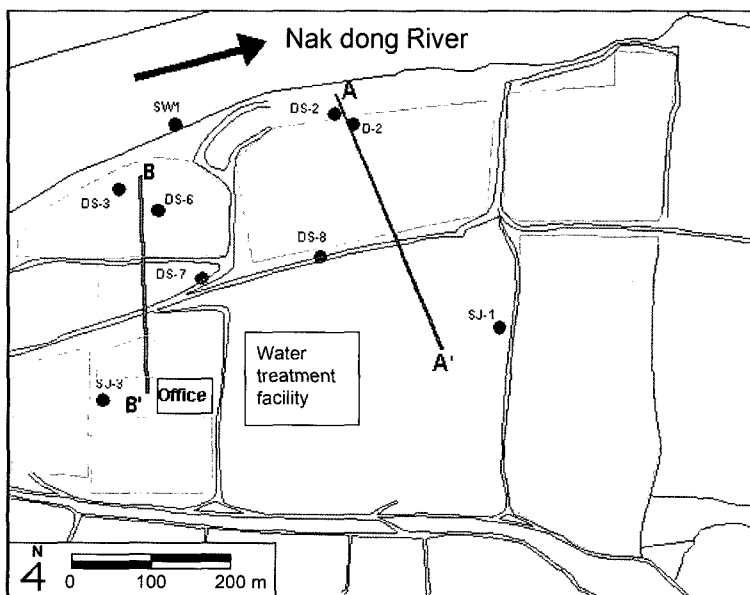


Fig. 2. Location of monitoring wells surveyed at the study area.

륙방향으로 두 개의 축선(AA' 축선, BB' 축선)을 설정하였다(Fig. 2). 이는 강변여과수 부지에서 취수정을 가동함에 따라 하천으로부터 취수정으로 하천수가 유입되면서 지하수와의 혼합에 따른 점이적인 수질 변화가 나타날 것이며, 이런 수질 변화는 수리적 연결성과 매질의 분포 특성에 따라 지역적인 경향성을 보일 것으로 예상되었기 때문이다. 이와 같은 강변여과수 부지 내 지하수의 유동 방향은 함세영 등(2005)의 연구결과에서도 위와 같은 축선 방향과 일치함이 입증된 바 있다. Fig. 2는 이 연구에서 조사된 관측정의 위치를 나타내고 있으며, 자료의 해석을 위한 축선의 방향(AA' 축선, BB' 축선)을 보여준다.

1차 조사(2003년 3월)는 AA' 축선에서 4개 관측정(DS-2, D-2, DS-8, SJ-1)과 BB' 축선에서 축선에서 4개 관측정(DS-3, DS-6, DS-7, SJ-3) 등 총 8개 관측정을 대상으로 하였다. 2차 조사(2003년 10월)에서는 낙동강의 사행침식과 관측정 내부의 함몰로 인해 3개 관측정이 유실되어, 나머지 5개 관측정(<DS-2, DS-8; AA' >과 <DS-6, DS-7, SJ-3; BB' >)에 대해 조사하였다. 관측정 DS-2, D-2, DS-3, DS-6, 그리고 DS-7은 제방 독을 경계로 강 쪽에 위치하고 있으며, DS-8은 제방 독 위에, 그리고 SJ-1과 SJ-3은 제방 독을 넘어서 내륙 쪽에 위치하고 있다. 3월 조사 시에는 지하수면 하 1개 지점(9 m와 10 m 사이 지점)에 대해서

시료를 채취하였고, 10월에는 OTD-diver를 이용하여 지하수의 수질 구분이 명확하다고 생각하는 지점을 선정하여, 구간분리 시료채취기(discrete interval sampler)를 이용하여 특정 심도에 대한 시료를 채취하였다(Table 1).

채취된 시료는 Hydrolab Mini-sonde를 사용하여 채수와 동시에 현장에서 EC, pH 및 온도를 직접 측정하였다. 실내수질분석을 위한 시료는 채취 후 0.45 µm 멤브레인 필터를 이용하여 부유물을 제거하였으며, 음이온 분석시료는 4°C로 냉장 보관 후, IC(DIONEX, DX-80, AS14A anion column)을 이용하여 F, Cl, Br, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>를 분석하였고, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 적정 분석법을 이용하였다. 양이온 분석 시료는 pH를 2이하로 유지하여 한국기초과학지원연구원 서울분소의 ICP-AES(Jobin Yvon 138 Ultrace)를 이용하여 주요 양이온(K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Si)과 미량 중금속(Fe, Mn, Al)을 분석하였다.

#### 4. 결과 및 토의

정재열 등(2003)에 따르면, 연구지역의 취수정은 지표로부터 21~42 m 심도에 스크린이 설치되어 있으며, 관측정들은 최대 심도가 27~36 m에 불과하다. 이러한 취수정과 관측정의 구조는, 취수정이 주로 하부의 모래 자갈층을 통해서 여과수를 취수토록 설계되어 있는 반

Table 1. Sampling depths at the monitoring wells in March and October, 2003.

Sampling time	Sampling depths from the ground surface (in m)							
	DS-2	D-2	DS-8	SJ-1	DS-3	DS-6	DS-7	SJ-3
March	9	9	10	10	9	9	10	10
October	5,12,18	N/A	1, 15	N/A	N/A	2,13	4,15	2,10

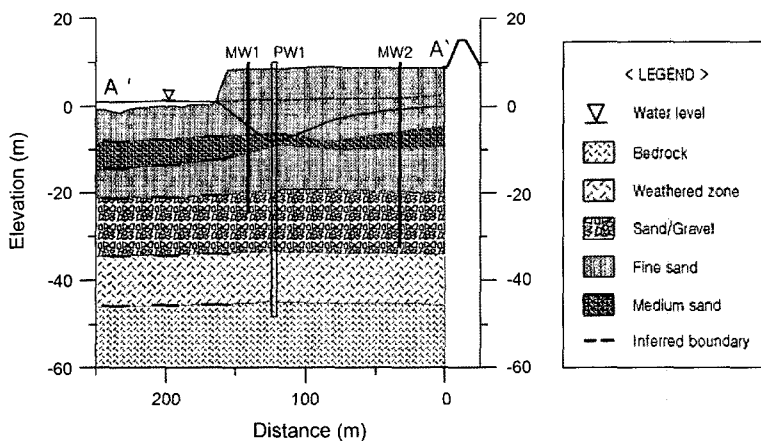


Fig. 3. Schematic diagram of the cross section of the studied RBF area (modified from Cheong et al., 2003).

Table 2. Physicochemical data of water samples from the study area.

Date	Sample No.	EC (μS/cm)	pH	Temp (°C)	Eh (mV)	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Br <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Fe <sup>a</sup>	Si	Mn <sup>2+</sup>	TDS
Mar.	SW-1	243	7.8	12.87	328	0.12	18.11	0.03	2.23	36.88	142.67	0.00	16.72	3.49	4.77	20.68	0.00	2.27	0.00	250.34
	D-2	184	6.1	18.45	302	0.07	3.26	0.00	ND	5.64	241.52	0.00	4.20	1.97	3.82	19.38	<b>13.30</b>	15.28	<b>1.71</b>	325.43
	DS-2	215	6.1	15.87	312	0.15	12.35	0.03	ND	3.86	257.63	0.00	4.84	2.32	4.31	21.18	<b>11.50</b>	13.68	<b>2.76</b>	348.29
	DS-8	262	5.4	17.54	400	0.02	10.22	0.03	<b>11.30<sup>c</sup></b>	24.63	70.72	0.00	7.45	1.62	6.68	25.13	0.00	10.98	0.09	218.18
	SJ-1	304	5.7	19.84	400	0.04	24.43	0.06	4.36	52.86	135.34	0.11	15.22	3.23	7.08	27.18	0.11	8.27	0.01	286.46
	DS-3	395	5.7	15.60	381	0.03	25.57	0.06	<b>20.2</b>	55.08	116.76	0.00	15.02	2.21	11.09	39.68	0.02	9.12	<b>0.59</b>	373.14
	DS-6	215	5.4	16.74	390	0.02	10.55	0.02	7.82	39.45	47.60	0.00	8.32	1.69	6.01	21.13	0.00	10.28	0.01	189.77
	DS-7	157	5.4	18.11	398	0.04	7.50	0.00	5.83	19.67	69.75	0.08	5.82	1.28	4.41	15.78	0.00	11.38	0.00	172.66
	SJ-3	411	5.8	17.09	403	0.09	32.16	0.05	5.36	73.30	227.85	0.00	19.92	4.39	11.09	36.13	0.21	10.28	<b>2.43</b>	451.72
	DS-2+(5) <sup>b</sup>	144	4.9	20.03	401	0.00	7.08	0.00	4.23	24.81	11.94	0.07	10.19	1.55	3.49	14.32	0.02	10.93	0.11	113.97
AA	DS-2+(12)	148	4.9	20.80	402	0.13	5.40	0.00	3.50	26.70	14.74	0.00	8.86	1.69	3.40	14.52	0.10	10.13	0.07	111.26
	DS-2+(18)	142	5.1	19.38	402	0.03	1.94	0.00	1.16	10.42	17.35	0.00	4.35	1.26	1.61	8.25	0.01	4.80	0.02	78.22
	DS-8+(1)	117	5.1	18.91	394	0.02	5.03	0.00	4.42	13.94	27.36	0.41	5.59	1.10	3.05	12.12	0.02	10.93	0.03	109.59
	DS-8+(15)	131	5.1	19.03	395	0.02	6.59	0.00	4.28	16.55	30.95	0.10	6.01	1.23	3.46	13.42	0.00	10.83	0.02	118.73
	DS-6+(2)	129	5.1	18.11	390	0.02	5.68	0.00	2.73	31.18	17.79	0.09	8.39	1.30	3.72	12.32	0.02	8.74	0.03	109.94
BB	DS-6+(13)	270	5.0	17.30	404	0.11	19.76	0.00	<b>10.71</b>	35.19	12.02	0.00	12.49	1.55	7.50	24.02	0.02	9.53	0.02	178.88
	DS-7+(4)	119	5.1	19.35	391	0.03	3.66	0.00	5.86	10.62	24.09	0.00	5.75	0.87	3.37	11.72	0.03	10.13	0.02	106.21
	DS-7+(15)	185	5.2	19.20	395	0.09	11.70	0.00	7.03	27.91	29.97	0.11	9.09	1.36	5.17	17.22	0.05	10.03	0.02	153.55
	SJ-3+(2)	162	5.2	18.98	398	0.14	6.77	0.00	7.31	13.81	38.79	0.22	10.69	1.18	4.94	15.12	0.00	11.83	0.04	147.29
	SJ-3+(10)	185	5.0	18.87	413	0.24	13.47	0.00	<b>10.31</b>	27.82	30.17	0.27	13.89	1.58	5.68	16.52	0.01	11.43	0.05	177.66

<sup>a</sup>Fe (total)

<sup>b</sup>( ) sampling depth in the unit of meter below the ground surface

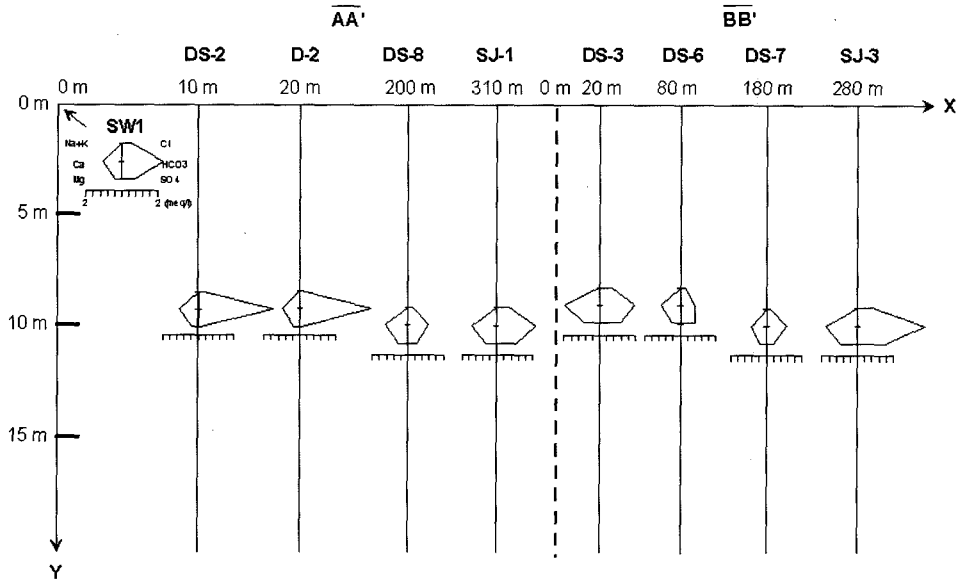
<sup>c</sup>Bold numbers indicate the levels exceeding the Korean Drinking Water Guideline

면에, 관측정은 모래자갈층의 상부 일부까지만 관통되어 있어서 취수정에서 나타나는 수질특성을 그대로 확인하는 데에는 한계가 있다(Fig. 3). 결과적으로 이 연구에서 조사된 관측정에서 나타난 수질변화 자료는 취수정에서 나타나는 주 대수층인 모래자갈층의 수질특성의 일부와 이 층의 상부에 위치하는 중립질 모래층

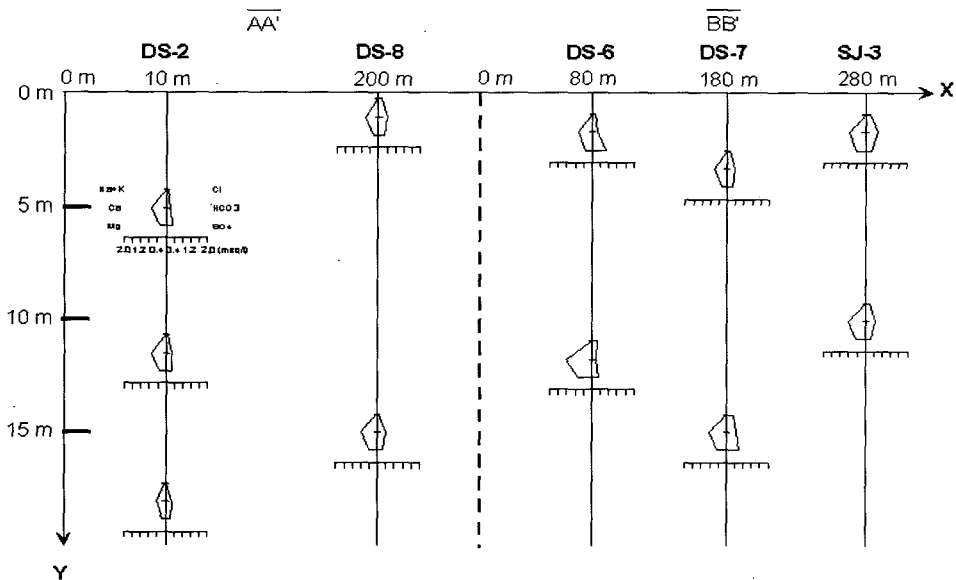
(medium sand layer)의 영향을 나타내는 것으로 해석하였다.

4.1. 배경수질의 특성과 변화

이 연구에서 배경수질이라 함은 일반적으로 널리 알려진 오염물질을 제외한 지하수 중의 주요 성분



(a) Mar.



(b) Oct.

Fig. 4. Stiff diagrams of the groundwater samples at the study area. (a) in March and (b) in October, 2003 (x-axis: distances from the river, and y-axis: depths from the water table).

한 것임을 전제한다. 3월과 10월에 채취된 시료에 대한 측정시기와 심도에 따라 분석된 주요 이온과 미량 금속성분에 대한 분석 결과는 Table 2에 정리하였다.

지하수의 총용존고형물(Total Dissolved Solids; TDS)은 3월에 평균 295.71 mg/L 였다가, 10월에는 평균 127.75 mg/L 로 관측되었다. 이는 10월에 지하수의 TDS가 3월에 비하여 약 57% 정도로 낮아진 것으로, 계절에 따른 총적층 지하수질의 상당한 변화가 있음을 보여준다. 이와 같이 지하수의 TDS가 낮아진 것은, 불-암석 반응에 의해 생성된, 용존고형물 함량이 높은 지하수체에 용존고형물 함량이 낮은 물이 혼합되어 희석된 현상으로 해석된다. 이러한 혼합 현상은 강수가 함양되거나 지표수체가 취수정에서의 채수에 따라 유입되어 지하수체와 혼합됨으로써 발생할 수 있다. 이와 같은 현상은 대구 달성군 지역의 낙동강 강변여과수 개발부지에 대한 지하수 특성 조사에서도 강우의 함양으로 인해 지하수 시료의 TDS가 감소되는 것이 보고되었다(김건영 등, 2003).

주요 용존이온들을 대상으로 물의 특성과 변화를 규명하기 위해 stiff diagram을 도시하였다(Fig. 4). Fig. 4(a)와 (b)의 결과를 살펴보면 3월에 채취한 시료는 Ca-HCO<sub>3</sub>형에서부터 Ca-SO<sub>4</sub>형에 근접하는 영역에 속한다. D-2, DS-2 관측정과 같이 환원환경으로 인해 탈철반응이 예상되는 지점에서 HCO<sub>3</sub>가 상대적으로 높게 나타나는 현상은 채기탁 등(2002)의 연구에서 지적된 바와 일치한다. 또한 10월 분석자료에서 Ca-HCO<sub>3</sub>형보다 Ca-SO<sub>4</sub>형에 가까운 형태를 보여주고 있는 것은 채기탁 등(2002)이 보고한 바와 같이 질산성질소 오염 지역에서 나타나는 Ca-NO<sub>3</sub>(SO<sub>4</sub>)형과 유사한 경향으로 볼 수 있다.

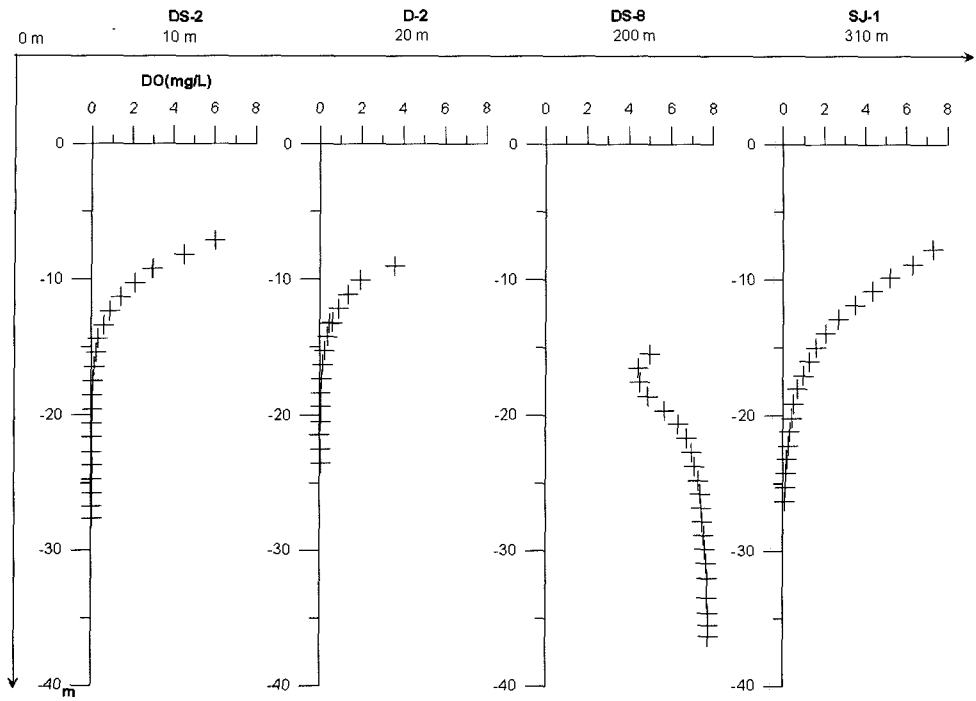
#### 4.2. 용존산소의 수직적인 분포와 변화

3월과 10월에 측정된 두 개 측선 상에 위치한 관측정들에서 용존산소(DO)의 수직적 공간적 분포 양상을 Fig. 5-6에 도시하였다. 3월 조사 결과(Fig. 5)에 의하면, 하천에 인접한 DS-2, D-2 및 DS-3 관측정과 제방으로부터 내륙 쪽에 설치된 관측정 SJ-1과 SJ-3에서는 모두 비슷하게 심도가 깊어질수록 용존산소가 감소하는 형태를 보여준다. 즉, 총적층의 심도가 깊어지면서 총적층 매질내의 미생물의 작용에 의해 지하수내 용존산소의 고갈이 일어나며 환원환경으로 변화하는 현상을 잘 보여준다. 특히 관측정 DS-2와 DS-3은 하천에 가장 인접한 관측정으로 취수정의 채수에 따른 하천수의 유입현상이 나타날 것으로 예상되었다. 이런

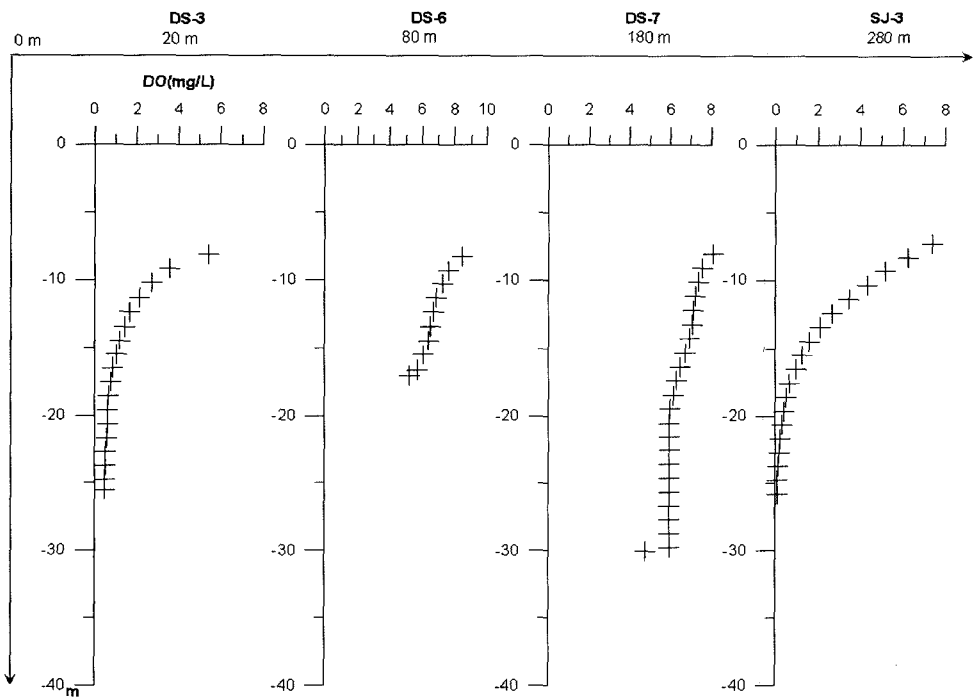
경우에 산화환경의 지표수가 지하수로 유입되므로 지하수의 용존산소 함량에도 변화를 줄 것으로 예상하였으나, 심도별 변화가 관측되지 않았다. 이와 같은 원인으로서는 두 가지 가능성이 있다. 첫 번째는 취수정의 채수가 관측정 DS-2와 DS-3가 위치하는 지점까지는 영향을 미치지 않을 가능성이 있다. 두 번째는 Fig. 3의 모식도에서 나타난 바와 같이, 관측정들이 취수정의 주 대수층인 모래자갈층을 관통하지 못했기 때문에, 관측정에서는 하천수의 유입현상이 관측되지 않았을 가능성이 있다.

그런데 하천으로부터 170~200 m 정도 떨어진 곳에 위치한 관측정 DS-7과 DS-8에서는 심부로 가면서 용존산소(DO) 함량이 거의 지표수의 함량과 유사하게 나타나고 있으며, 이 부지에 대한 함세영 등(2005)의 연구에 의하면, 강변여과수 부지 내 7개 취수정으로부터 총 14,000 m<sup>3</sup>/day로 취수할 때, 낙동강으로부터의 유입량이 취수량의 65%를 차지하는 것으로 평가되었다. 따라서, 심도가 얇은 관측정 DS-2, D-2, DS-3, SJ-1 및 SJ-3에서 심도가 깊어질수록 일어나는 용존산소 감소는, 이들 관측정의 심도가 얇아서 취수정의 주 대수층을 관통하지 못하고 있기 때문에 주 대수층에서 발생하는 하천수 유입에 의한 지하수의 수질변화를 관측하지 못하고 있으며, 퇴적층 상부의 국지적인 지하수의 수질특성만을 보이는 것으로 해석된다.

10월 2차 조사 시에는 전술한 바와 같이 관측정 DS-3는 낙동강의 사형(meandering)에 의한 침식으로 소실되었고, 관측정 D-2와 SJ-1은 내부가 함몰되어 용존산소 검출을 수행할 수 없었다. 따라서 나머지 관측정들에 대한 검출결과를 Fig. 6에 나타내었다. 조사된 관측정들의 용존산소 농도는 검출 구간 전체에서 1 mg/L 이상으로 호기성 조건이 유지되고 있다. 특히 제방 배후지에 설치되어 있으며, 취수정의 주 대수층이 아닌 상부 지하수의 수질을 보여준다고 판단되는 SJ-3 관측공에서는, 3월에는 심도에 따른 급격한 용존산소의 농도 감소 경향을 보였으나, 10월 자료에서는 심도에 따른 변화가 거의 없이 최소 5 mg/L 이상의 용존산소 농도를 보이고 있다. 이와 유사한 현상은 하천변의 관측정 DS-2에서도 나타난다. 3월에는 관측정 DS-2에서도 심도에 따른 급격한 용존산소 농도 감소가 확인되었으나, 10월에는 심도가 깊어지면서 용존산소 농도는 아주 서서히 감소하며, 관측정의 최하단부인 심도 26 m 부근에서도 용존산소 농도는 약 2 mg/L 정도를 보이며 호기성 상태를 보인다. 따라서 이러한 변화는 이들 관측정들이 취수정의 채수에 영향을 받기



(a) AA' line



(b) BB' line

Fig. 5. DO profiles at the monitoring wells surveyed in March.



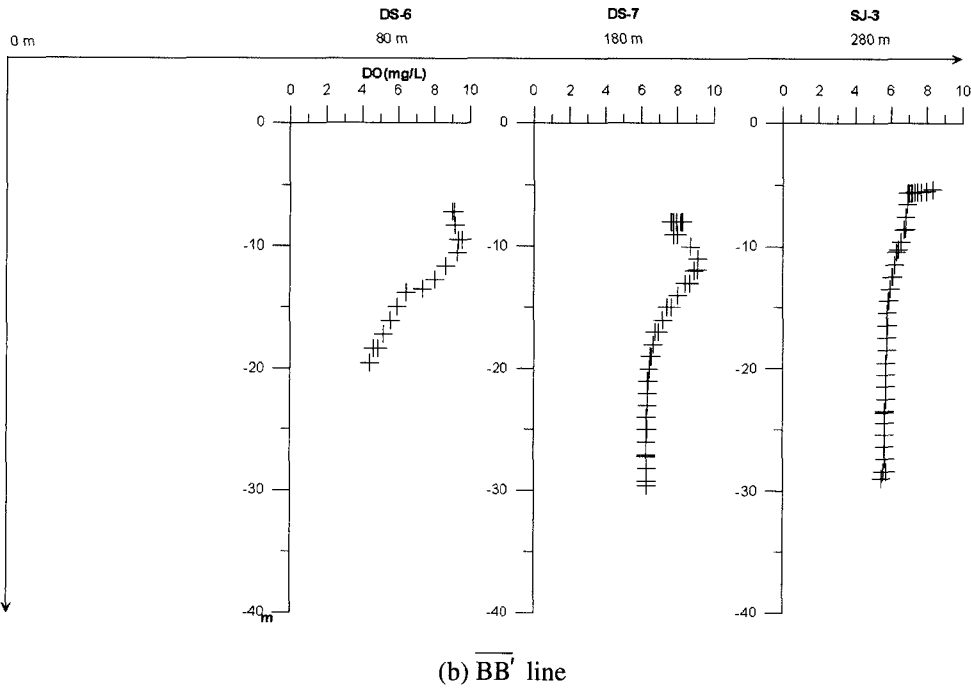
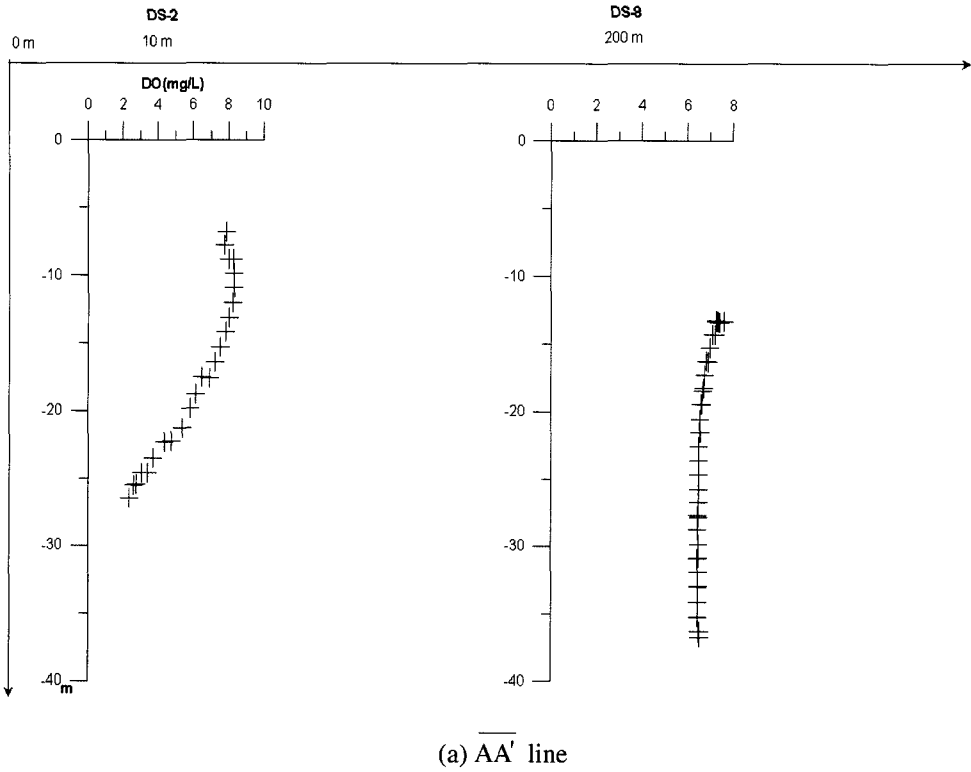


Fig. 6. DO profiles at monitoring wells surveyed in October.

보다는 주 대수층 상부의 천부 지하수에 직접적으로 영향을 받고 있음을 고려할 때, 천부 지하수에 용존산소 함량을 증대시킬 수 있는 기작으로서 강수의 함양에 의한 것으로 판단된다. 즉, 용존산소가 포화된 강수가 천부 지하수에 함양되면서 지하수와 혼합되어 지하수 중의 용존산소 농도를 증대시킨 것으로 해석된다.

관측정 DS-7과 DS-8에서는 3월과 10월 모두 심도에 따른 용존산소 농도 감소는 나타나지 않는다 (Fig. 5-6). DS-8 관측정에서는 3월에 용존산소 검층 결과, 심도가 증대되면서 오히려 용존산소 농도가 증가되는 현상을 보인다. 이는 두 관측정의 심도가 다른 관측정에 비해 상대적으로 깊어서, 하부의 주 대수층인 모래자갈층의 상부를 관통하고 있어, 이 대수층을 통해 유입되는 지표수의 영향으로 용존산소 농도가 지표수와 유사한 정도로 일정하게 유지되는 것으로 해석된다.

#### 4.3. 지하수 환경에 따른 오염물질의 특성과 변화

충적층 지하수에서 흔히 검출되는 오염물질인 철(Fe), 망간(Mn), 질산성질소( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) 등은 모두 산화-환원환경에 민감한 용존이온으로서, 철과 망간은 주로 산화환경에서는 산-수소화합물(oxyhydroxides)의 형태로 침전되며, 환원환경에서는 이들이 용존상태로 산출된다. 이와 반대로 질산성질소는 산화환경에서 용존이온 상태로 나타나며, 환원환경에서는 탈질작용(denitrification)으로 인해 분해된다.

3월에 실시한 1차 조사 결과, 4개의 관측정(D-2, DS-2, DS-3 및 SJ-3)에서 지하수 내 용존 철 또는 망간이 먹는물 기준(0.3 mg/L) 이상으로 높게 나타난다. 관측정 D-2와 DS-2에서 지하수의 산화환원전위(Eh)는 각각 302와 312 mV를 보였다. 그러나 다른 관측정들은 381~403 mV 범위의 값에 존재하고 있다. 이것은 D-2와 DS-2 관측정의 지하수가 다른 관측정의 지하수에 비해서 상대적으로 환원환경에 가깝다는 것을 시사하며, 따라서 이들 관측정에서 철과 망간에 의한 오염현상 역시 환원환경에 의해 발생된 것으로 해석된다. 이들 관측정의 지하수 수질분석 자료를 이용하여 지하수 중의 철과 망간에 대한 반응성 광물상과 포화지수를 분석한 결과(Table 3), 철은 비정질의 침전물이 주로 반응물질로 나타났으며, 망간(Mn)의 경우 탄산염 광물(예:  $\text{MnCO}_3$ )이 주로 반응물질로 나타났다.

이와 반대로 질산성질소( $\text{NO}_3\text{-N}$ )는 이들 관측정에서 전혀 검출되지 않았다. Michael *et al.* (2002)은 지화학적 특성과 질산염 농도 사이의 강한 상관성을 관찰한 후 지화학적 정보에 기초한 대수층 민감도 평가방법을

**Table 3.** Reactive mineral phases and their saturation indices in the selected groundwater samples surveyed in March.

Sample ID	Mineral	Chemical formula	Saturation index
D-2	$\text{Fe(OH)}_3(\text{a})$	$\text{Fe(OH)}_3$	1.49
	Rhodochrosite	$\text{MnCO}_3$	-0.69
	Siderite	$\text{FeCO}_3$	-0.07
DS-2	$\text{Fe(OH)}_3(\text{a})$	$\text{Fe(OH)}_3$	1.67
	$\text{Fe}_3(\text{OH})_8$	$\text{Fe}_3(\text{OH})_8$	1.32
	Rhodochrosite	$\text{MnCO}_3$	-0.45
	Rhodochrosite(d)	$\text{MnCO}_3$	-1.16
	Siderite	$\text{FeCO}_3$	-0.11
	Siderite(d)(3)	$\text{FeCO}_3$	-0.50
SJ-3	$\text{Fe(OH)}_3(\text{a})$	$\text{Fe(OH)}_3$	0.31
	Rhodochrosite	$\text{MnCO}_3$	-1.17
	Rhodochrosite(d)	$\text{MnCO}_3$	-1.88

개발하였다. 이 방법에서 용존산소 <1.0 mg/L, 산화환원전위 <225 mV 그리고 총 용존 철(Total Fe) 농도 >0.7 mg/L의 조건이면, 그 지역은 질산염 의한 오염에 민감하지 않은 지역으로 제시한 바 있다. 환원환경을 나타내는 조건으로 Cey *et al.* (1999)은 산화환원전위 <200 mV 그리고 용존산소 <2 mg/L의 조건을 그리고 Kraft *et al.* (1999)은 철 >7 mg/L과 망간 >0.9 mg/L의 조건을 이용하여 환원환경을 제시하였다. 채기탁 등(2002)과 Chae (2002)은  $\text{HCO}_3^-$  농도가 높고, 상대적으로 산화환원전위가 낮은 곳에서 탈질화 현상이 발생하여 질산염( $\text{NO}_3^-$ ) 농도가 낮아지며, 철에 대한 환원작용에 의해 용존 철 2가 이온( $\text{Fe}^{2+}$ )의 농도가 증가된다고 하였다. 3월의 관측정 D-2와 DS-2의 철의 농도는 각각 13.30, 11.50 mg/L이고, 망간은 각각 1.71, 2.76 mg/L이었고,  $\text{HCO}_3^-$ 는 각각 241.52와 257.63 mg/L였다. 관측정 D-2와 DS-2 시료의 채취 심도(9~10 m)에서의 용존산소 농도는 0.5 mg/L 이하임을 확인할 수 있으며(Fig. 5), 산화환원전위는 302와 312 mV였다(Table 2). 평균 산화환원전위 값에는 차이를 보이지만, 환원환경에서 철과 망간의 높은 용존 농도와 용존산소,  $\text{HCO}_3^-$  농도 등을 전술한 선행 연구결과들과 비교할 때, 관측정 D-2와 DS-2에서 질산성질소가 검출되지 않는 것은 이들의 채취 심도에서 지하수가 환원환경 상태로 존재하여 탈질반응이 일어나기 때문으로 해석된다.

지표수와 지하수의 질산성질소 농도 분포를 보면, 지표수에서는 농도가 2.23 mg/L 인 반면에, 하천에 가장 근접한 DS-3 관측지점에서는 20.2 mg/L 로 최고 농도를 보이며, 제방 부근에 설치된 관측정 DS-8에서 또한 먹는물 수질기준을 초과하는 11.30 mg/L 의 농도를 보

이고 있다. 그러나 다른 관측정에서는 상대적으로 낮은 농도를 보이고 있어, 질산성질소의 농도분포는 특정한 지역적인 경향성을 보이지 않는다. 따라서 조사 지점의 질산성질소의 오염 원인은, 다른 곳으로부터 이동되어 온 오염된 지하수가 관측되었다기 보다는 관측 지점 주변의 오염물질이 직접 유입된 것으로 판단된다.

10월에 수행한 2차 조사 결과에서는 모든 관측정의 지하수에서 철과 망간 농도는 먹는물 수질 기준(0.3 mg/L) 이하로 나타나고 있다. 이런 결과는 모든 관측 지점의 산화환원전위가 391~413 mV 이고(Table 2), Fig. 6의 용존산소 수직 분포에서 확인할 수 있는 것과 같이 조사 관측정의 지하수체가 모두 산화환경 상태임에 기인한다. 반면에, 질산성질소 농도는 DS-6(+13 m)과 SJ-3(+10 m)에서 10.71과 10.31 mg/L로 먹는물 기준을 초과하고 있다. 또한 DS-2(+18 m)를 제외한 다른 관측정과 심도들에서 질산성질소의 농도는 2 mg/L를 넘고 있다.

Mueller and Heisel (1996)에 따르면, 일반적으로 인간 활동에 의해 오염되지 않은 자연 상태의 지하수는 2 mg/L보다 적은 질산성질소의 농도를 가진다. 경향성을 보이지 않으며 인위적 오염원을 지시하는 질산성질소 농도의 분포는, 이들이 관측지점의 인근에서 국지적인 오염원으로부터 유입되었을 가능성을 지시한다. 현장조사 시 관찰된 강변여과 부지 퇴적층에 설치사용 중이던 딸기 및 야채의 비닐하우스 시설들과 감 과수원 등은 이러한 해석의 타당성을 지지하며, 이와 유사한 현상들이 대구 달성군 지역의 강변여과수 개발부지의 하상층적층에서도 일어나고 있음이 보고된 바 있다(김건영 등, 2003). 따라서, 연구지역인 대산면 뿐 아니라, 하상 총적층을 여과지로 활용하는 강변여과수 시설부지의 전체적인 측면에서, 취수원인 지하수의 수질을 관리, 보전하기 위해서는 최소한 여과부지로 사용되는 총적층에서의 경작시설과 재배시설 및 오염원에 의한 지하수질의 영향을 체계적으로 조사평가하여야 하며, 오염물질의 유입가능성이 있는 잠재오염활동에 대해서는 체계적인 관리와 제한이 필요할 것이다.

## 5. 결론 및 제언

경상남도 창원시 대산면에 위치하는 낙동강을 취수원으로 하는 강변여과수 개발을 위한 총적층 지하수의 수질특성과 변화양상을 연구한 결과는 다음과 같다.

1. 총적층 지하수의 총용존고형물(TDS) 농도는 봄철에 비해 가을철에 상당히 낮은 값을 보이며, 이러한

변화는 여름철 풍수기를 통한 강우의 함양으로 인한 지하수 이온농도의 희석현상이 원인으로 판단된다. 관측정들에서 보이는 용존산소 농도의 수직적인 변화에서도 강우의 함양에 따른 변화가 확인되었다.

2. 총적층 지하수의 철(Fe)과 망간(Mn)에 의한 오염 현상은 지하수의 심도에 따른 환원환경에 의해 발생된 것으로 해석된다. 철과 망간에 대한 반응성 광물상과 포화지수를 분석한 결과, 철은 비정질의 산화침전물이, 망간은  $MnCO_3$ 와 같은 탄산염 광물들이 주요 반응물 질로 나타났다.

3. 질산성질소( $NO_3-N$ )의 검출 여부는 지하수의 채취 심도와 해당 심도에서 지하수의 산화-환원환경이 중요한 역할을 한다. 철(Fe)과 망간(Mn)이 검출된 관측정에서 질산성질소가 검출되지 않는 것은 지하수가 환원 환경 상태로 존재하여 탈질반응이 일어나기 때문으로 해석된다. 나아가, 질산성질소의 불규칙한 분포는 현장의 비닐하우스 시설재배와 과수원 등의 농업활동으로 인하여 질산성질소가 관측지점 주변에서 직접 유입되었기 때문으로 판단된다.

이 연구결과를 강변여과수 개발 및 관리 현장에 적용하는 방안으로서 다음과 같은 내용을 제안한다.

i) 강변여과수 취수정의 수질변화를 감시하기 위해서는 취수정과 동일한 심도와 구조를 지닌 관측정의 설치와 모니터링이 필수적이다. 이 연구부지의 관측정들 중 DS-2, D-2, DS-3, SJ-1 및 SJ-3에서는 취수정의 주 대수층인 모래자갈층의 상부에 있는 총적층 천부 지하수의 수질이 관측되며, 결과적으로 취수정의 수질변화를 감시하는 모니터링 기능이 제한될 수 밖에 없다.

ii) 하상 총적층을 여과지로 활용하는 강변여과수 시설부지에서는, 취수원인 지하수의 수질을 관리, 보전하기 위해서 적어도 여과부지로 사용되는 총적층으로부터 오염물질의 유입가능성을 사전방지하기 위한 체계적인 관리가 필요하며, 기 활용 중인 강변여과수 개발부지에 대해서는 이들 잠재오염원에 의한 영향에 대해 체계적인 조사가 필요할 것이다.

## 참고문헌

- 과학기술부 (1998) 1:25000 부산지질도폭 설명서.  
 김건영, 고용권, 김천수, 김형수, 김성이 (2003) 강변여과수 개발을 위한 낙동강 총적층 지하수의 지구화학적 특성연구. 지질공학, 13권(1), p. 83-105.  
 김남장, 이흥규 (1964) 한국지질도 영산도폭 (1:50,000). 국립지질조사소, 31p.

- 김승, 김한태, 박석순, 권원태, 김원, 서일원, 이강근, 배상근, 송성호, 김형수, 김용재, 박남식, 김종원, 이동률, 김인수, 박승우, 김이호, 박광규, 김경탁, 배덕호, 한명수, 김현준 (2004) Water for our future. 수자원의 지속적 확보기술개발 사업단, 에코리브르, 287p.
- 김주환, 백건하, 김형수, 김진삼, 윤성택 (2003) 낙동강 함안군 칠서 강변여과 개발 예정지역의 수리지화학적 특성조사. 한국지하수토양환경학회 추계학술발표회, 2003년 9월26일~27일, 제주대학교, p. 561-564.
- 김형수, 박승기, 정찬, 백건하, 원이정, 신흥섭 (2002a) 낙동강 달서지구 강변 여과수 취수에 관한 예비 연구. 한국지하수토양환경학회 춘계학술대회, 2002년 4월 12일~13일, 서울시립대학교, p. 93-97.
- 김형수, 김충환, 김병균, 백건하, 최현숙 (2002b) 총적층 지하수의 철, 망간 기작 및 효율적 처리 방안 연구-강변여과수 개발 현장을 중심으로-. 한국지하수토양환경학회 추계학술 발표회, 2002년 9월 13일~14일, 부산대학교, p. 125-128.
- 김형수 (2004) 한국에서의 인공함양 적용 사례 및 개발 방안. 지속가능한 지하수 개발 및 함양기술 개발 연구 성과 및 지하수 인공함양 국제 심포지움 발표 논문집, 한국수자원공사, p. 3-29.
- 동아건설, 대덕공영 (2000) 읍면지역 상수도(대산 정수장 계통) 취수정 설치 공사 보고서. 28p.
- 부산대학교 (2004) 낙동강 중하류 강변여과수 개발지역 수리지질 특성 평가-지속가능한 지하수 개발 및 함양기술 개발-. 21C 프론티어 연구사업, 수자원의 지속적확보기술 개발사업단(과제번호 3-4-1), 170p.
- 서형기, 김형수, 김진삼 (2002) 창원시 강변 여과수 취수에 관한 수리지질학적 특성 기초 연구. 한국지하수토양환경학회 추계학술 발표회, 2002년 9월 13일~14일, 부산대학교, p. 261-264.
- 이수영, 정태학 (2003) 낙동강 하류 갈전지역에서의 강변 여과수 수질평가. 상수도학회지, 17권(4), p. 487-494.
- 정재열, 함세영, 김형수, 손근태, 차용훈, 장성, 백건하 (2003) 창원시 대산면 강변층적층의 지하수위 변동특성. 지질공학, 13권(4), p. 457-473.
- 조주래, 김형수, 원이정 (2002) 총적층 내수층 내의 미소생물(meiofauna) 생태고찰-외국의 연구 사례 소개 및 고령군 다산면 강변여과 현장예비 조사-. 한국지하수토양환경학회 추계학술 발표회, 2002년 9월 13일~14일, 부산대학교, p. 129-133.
- 종로구 (2003) 2003년도 지하수 관리 연보 제6호. 530p.
- 주식회사 삼중엔지니어링 (1999) 창원시 대산면 상수도 취수정 설치공사 지하수영향조사 보고서. 창원시, 71p.
- 채기탁, 윤성택, 김경호, 김형수, 김강주, 이철우 (2002) 부여지역 총적층 지하수의 수리지구화학적 특성에 관한 예비 연구: 수리환경 변화와 환원대(reducing zone)의 이동. 한국지하수토양환경학회 춘계학술대회, 2002년 4월 12~13일, 서울시립대학교, p. 176-178.
- 한국수자원공사 (1995) 하상퇴적층의 수리특성을 이용한 취수원 활용 시범조사 보고서. 한국수자원공사 조사보고서 IDP-95-1, 133p.
- 한국수자원공사 (1996) 하상퇴적층 여과 방식에 의한 금강수도 취수개선방안 조사 연구.
- 함세영, 정재열, 류상민, 김무진, 김형수 (2002) 창원시 대산면 강변여과수 취수지역의 수리지질 특성. 지질학회지, 38권(4), p. 595-610.
- 함세영, 황학수, 김형수, 정재열, 문창규, 차용훈, 장성 (2003) 낙동강변 총적층 시추자료와 지구물리탐사자료의 연관성. 한국지하수토양환경학회 추계학술발표회, 2003년 9월 26~27일, 제주대학교, p. 552-556.
- 함세영, 정재열, 김형수, 한정상, 차용훈 (2005) 창원시 대산면 강변여과수 취수부지 주변의 지하수 유동 모델링. 자원환경지질, 38권(1), p. 67-78.
- 환경부, 부산광역시, 경상남도 (1996) 부산경남지역 복류수 및 강변 여과수 개발 타당성 조사 보고서.
- Cey E.E., Rudolph, D.L, Aravena, R., and Parkin, G. (1999) Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. J. Contam. Hydrol., v. 37, p. 45-67.
- Chae, G.T. (2002) Geostatistical, hydrogeochemical, and environmental isotopic studies of alluvial groundwaters in the Buyeo and Osong area in the Geum river watershed, Korea: Emphasis on geochemistry of nitrate. Thesis for the Degree of Doctor, Department of Earth and Environmental Sciences, Graduate School, Korea University, 153p.
- Kraft, G.J., Stites, W., and Mechenich, D.J. (1999) Impacts of irrigated vegetable agriculture on a humid north-central U.S. Sand Plain aquifer. Groundwater, v. 37, p. 572-580.
- Michael, D.T., Moira, E.C., Jennifer, S.M., James, M.S., and Erin P.E. (2002) Estimating aquifer sensitivity to nitrate contamination using geochemical information. Ground Water Monitoring & Remediation, v. 22, p. 100-108.
- Muller, D.K. and Helsel, D.R. (1996) Nutrients in the nation's water-Too much of a good thing? U.S Geological Survey Circular, 1136p.