

## 주입-양수 기법을 활용한 지하수 내 용존 철 제거: 반응성용질이동모델링의 적용

최병영<sup>1,2</sup> · 윤성택<sup>1\*</sup> · 김경호<sup>1</sup> · 고용권<sup>2</sup> · 김강주<sup>3</sup>

<sup>1</sup> 고려대학교 지구환경과학과 및 천부지권환경연구실

<sup>2</sup> 한국원자력연구원 고준위폐기물처분연구센터

<sup>3</sup> 군산대학교 환경공학과

## Removal of Dissolved Iron in Groundwater by Injection-and-Pumping Technique: Application of Reactive Transport Modeling

Byoung-Young Choi<sup>1,2</sup> · Seong-Taek Yun<sup>1\*</sup> · Kyoung-Ho Kim<sup>1</sup> · Yong-Kwon Koh<sup>2</sup> · Kangjoo Kim<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Department of Earth and Environmental Sciences and the Environmental Geosphere Research Laboratory (EGRL),  
Korea University, Seoul 136-701, Korea

<sup>2</sup> High Level Waste Disposal Technology Center, Korea Atomic Energy Research Institute, Daejeon, Korea

<sup>3</sup> School of Civil & Environmental Engineering, Kunsan National University, Korea

### ABSTRACT

Shallow alluvial groundwaters in Korea often exceed the Korean Drinking Water Standard for dissolved iron (0.3 mg/L), which is one of the important water quality problems, especially in the use of bank infiltration technique. Using the reactive transport modeling, in this study we simulated the effectiveness of injection-and-pumping technique to remove dissolved iron in groundwater. The results of simulation showed that pumping of groundwater after injection of oxygenated water into aquifers is very effective to acquire the permissible water quality level. Groundwater withdrawal up to several times of injected water in volume can be applicable to yield drinkable water. Potential problems such as clogging and permeability lowering due to in-situ precipitation of iron hydroxides may be insignificant. We also discuss on the mechanism and spatial extent of iron removal in aquifer.

**Key words :** Alluvial groundwater, Removal of dissolved iron, Injection-and-pumping, Reactive transport modeling

### 요 약 문

먹는물 수질기준(0.3 mg/L)을 자주 초과하는 고농도의 용존 철(Fe)은 특히 국내 충적층 지역 천부 지하수의 개발 이용(특히, 강변여과 적용)을 제한하는 중요한 원인이 되고 있다. 이에 본 연구에서는 반응성용질이동모델링을 이용하여 지하수 내 용존 철을 효과적으로 저감하기 위한 하나의 방법으로서 ‘산소가 풍부한 물을 대수층에 주입한 후 양수’하는 기법의 효용성에 대하여 모사해 보았다. 모사 결과, 산소가 풍부한 물을 주입함으로써 양수된 지하수의 철 농도를 뚜렷이 저감할 수 있으며, 양수량이 주입량에 비해 4배가 되더라도 용존 철의 농도는 먹는물 수질기준 이하로 매우 낮게 유지됨을 보여주었다. 또한, 대수층 내에서의 철수산화물 침전에 의해 야기될 수 있는 크로킹 및 투수율 저하도 미미한 수준인 것으로 평가되었다. 본 논문에서는 주입-양수 기법에 의한 대수층 내에서의 철 저감의 기작과 공간적 규모에 대해서도 토의하였다.

**주제어 :** 충적층 지하수, 용존 철 저감, 주입-양수 기법, 반응성용질이동모델링

\*Corresponding author : styun@korea.ac.kr

원고접수일 : 2007. 4. 23 게재승인일 : 2007. 9. 7

질의 및 토의 : 2008. 2. 29 까지

## 1. 서 론

충적층 지역은 안전한 물 공급을 위한 강변여과 및 인공함양의 적용에 있어 최적의 장소로 평가되고 있다(Hiscock and Grischek, 2002; Tufenkji et al., 2002). 그러나 충적층 지하수는 농업활동에 의해 지표로부터 유입되는 질산성질소에 의해 수질이 저하되고 있으며, 국내에서도 과도한 비료 사용으로 인하여 높은 질산성질소의 농도가 자주 보고되고 있다(김경호 등, 2002; 윤성택, 2003; Min et al., 2002; Chae et al., 2004). 하지만 전자주개(electron donors) 역할을 담당하는 유기물이 대수층 내에 풍부하게 존재하면 질산성질소는 탈질 반응(denitrification)에 의해 자연적으로 저감되기도 한다. 이와 함께 이러한 환원 상태의 대수층에서는 철수산화물 또는 철산화물의 환원 반응이 발생하면서 지하수 내의 용존 철의 농도가 증가하기도 한다. 이에 따라, 먹는물 수질기준을 초과하는 고농도의 철 함량이 지하수에서 빈번히 나타나게 되며, 이는 수자원 확보를 위한 강변여과의 적용에 있어 중대한 문제가 되기도 한다(Bourg and Bertin, 1993; Hiscock and Grischek, 2002; Tufenkji et al., 2002). 용존 철은 건강에 유해한 물질로 분류되지는 않지만 물의 맛, 색, 탁도 등에 영향을 줄 뿐만 아니라 침전물을 형성(clogging)하여 관정 및 펌프의 성능을 저하시키고 부식시킨다. 또한 2가 철의 산화는 토양을 산성화시켜 농작물 성장에 영향을 미치기도 한다(Brown et al., 1999). 따라서 세계보건기구(WHO)는 먹는물의 철 농도를 0.3 mg/L 이하로 규제하고 있으며, 국내의 먹는물 기준도 이와 동일하게 설정되어 있다.

지하수 내의 용존 철을 처리하기 위해서는 대부분 지하수를 양수한 후 폭기(aeration)를 통해 침전시킨 후 필터 과정을 거치거나 모래를 이용하여 흡착/필터하는 방식이 사용되고 있다(채기탁 등, 2000; Sharma et al., 2005). 하지만 유럽에서는 대수층 내에 산소가 풍부한 물을 주입한 후 다시 양수하는 일련의 순환을 일으켜 용존 철의 농도를 낮추는 방식이 사용되고 있다(Appelo et al.,

1999). 이 방법을 쓰면 양수 후 별도의 수처리가 필요하지 않거나 최소화될 수 있으며, 또한 주입수를 완전히 양수한 뒤에도 철 이온의 제거가 지속적으로 진행된다는 장점이 있다. 즉, 주입과 양수에 의한 물 순환이 증가할수록 철 이온의 제거 효율이 증가하는 것으로 평가되었다. 이에 대한 자세한 기작은 Appelo et al.(1999)에 의해 제시된 바 있다.

이에, 본 연구에서는 금강유역의 부여 지역에서 취득한 충적층 지하수 수질 자료에 대하여 지구화학 프로그램인 PHREEQC(Parkhurst, 1995)의 반응성용질이동모델링을 적용해 봄으로써, 주입-양수에 의한 용존 철 제거 기법의 효율성을 정량적으로 검토하고자 수행되었다. 아울러, 주입-양수 기법에 의한 용존 철 제거 기작 및 그 공간적 제거 범위에 대하여 산화-환원반응의 관점에서 토의하고, 크로킹 및 대수층의 투수율 저하 등 본 기법의 적용에 의해 수반될 수 있는 2차적인 문제의 가능성에 대해 검토하였다. 본 연구를 통하여 국내 충적 대수층 지하수의 활용 증대 및 개발 경제성 향상을 도모하는 하나의 계기가 되기를 바란다.

## 2. 연구 배경 및 실험 방법

### 2.1. 연구 배경

김진삼 외(2003)는 국내 4대강 유역의 충적층 지하수의 수질 특성을 고찰한 결과, 용존 철의 수질 기준을 초과하는 관정이 27%를 차지하며 일부 영산강-섬진강 유역에서는 그 비율이 40%를 상회한다고 보고하였다(Table 1). 또한 전체 충적층 지하수에서의 용존 철의 평균 농도는 2.7 mg/L로 보고하였고, 특히 금강과 낙동강 권역에서는 최고 50 mg/L 이상을 나타낸다고 하였다. 따라서 용존 철은 국내 충적층 지하수의 수질을 결정하는 주요한 요인이 되고 있음을 알 수 있다. 따라서 용존 철의 효율적인 제거는 수처리를 위한 사회적 비용의 절감은 물론, 강변여과 등을 활용하여 이용 가능한 용수를 확보하다는 차원에서 매우 중요한 문제로 판단된다.

**Table 1.** Summary of the concentrations of dissolved iron in alluvial aquifers, Korea (after Kim et al., 2003)

|  | Watershed         |                   |                        |                 |                    |
|--|-------------------|-------------------|------------------------|-----------------|--------------------|
|  | Geum River        | Nakdong River     | Yeongsan-Seomjin River | Han River       | Total              |
| Number of groundwater samples exceeding KDWS | 68/230<br>(29.6%) | 58/146<br>(39.7%) | 16/35<br>(45.7%)       | 6/53<br>(11.3%) | 150/563<br>(26.6%) |
| Mean conc. (mg/L)                            | 4.5 (54.2)        | 2.1 (58.3)        | 1.5 (10.6)             | 0.3 (5.0)       | 2.7                |

KDWS = Korean Drinking Water Standard

<sup>1</sup> Number in parenthesis indicates the maximum concentrations

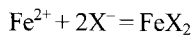
2.2. 주입-양수에 의한 용존 철 제거 기작

주입-양수에 의한 용존 철의 제거 기작에 대해서는 Appelo et al.(1999)에 의해 자세히 기술되었다. 이를 간단히 정리하여 소개하면 다음과 같다.

산화 상태의 주입수를 주입하게 되면 대수층 구성물질의 이온교환 사이트에 위치한 Fe(II) 이온과 주입수의 양이온들 간에 이온교환이 발생하면서 Fe(II)가 지하수로 나오게 된다. 이 Fe(II)은 주입수의 산소와 반응하여 Fe(III)로 산화되면서 철수산화물로 침전하게 된다. 이렇게 침전된 철수산화물은 대수층의 이온교환 능력을 증가시키는 흡착제의 역할을 하게 되며, 지하수를 양수할 때는 Fe(II)이온이 철수산화물을 지나면서 흡착되어 제거된다. 요약하면, 대수층 내 철 이온의 제거와 관련된 주요 기작은 이온교환과 철 산화 및 표면 흡착이다.

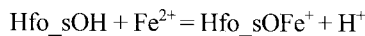
지화학모델링에 흔히 사용되는 PHREEQC(Parkhurst, 1995)을 활용하면 이온교환과 표면 흡착 모두를 모델링할 수 있는데, 철수산화물을 HFO(Hydrous Ferric Oxide)로 표현하고 있다. PHREEQC에서 사용하는 Fe의 이온교환 및 Fe이 관련된 흡착 반응은 아래 식과 같다. 강한(strong) 흡착 사이트는 Hfo\_s로, 약한(weak) 흡착 사이트는 Hfo\_w로 표현된다. 한편, HFO의 표면적 및 흡착 사이트 밀도 등은 Dzombak and Morel(1990)의 자료를 활용하고 있다.

<Fe 이온교환 반응>

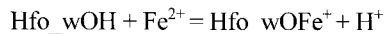


$$\log k = 0.44$$

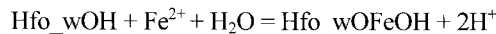
<Fe 흡착 반응>



$$\log k = -0.95$$



$$\log k = -2.98$$



$$\log k = -11.55$$

PHREEQC에서는 1차원 반응성용질이동모델링이 가능한데, 아래와 같은 잘 알려진 수식을 사용하게 된다(Zhu and Anderson, 2002). 즉, 편미분 항목인 이송(advection)과 분산(dispersion) 및 대수 항목인 지구화학 반응이 동시에 계산된다.

$$\frac{\partial Ci}{\partial t} = Di \frac{\partial^2 Ci}{\partial x^2} - v \frac{\partial Ci}{\partial x} + \sum_{k=1}^n Ri$$

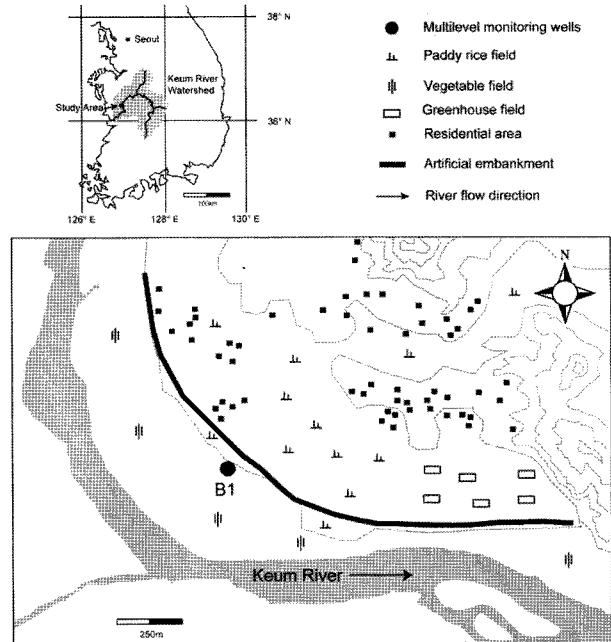


Fig. 1. Location map of the site examined in this study.

(여기서, Ci = 지하수내 i 성분의 농도; t = 시간; x = 거리; v = 지하수의 속도; Di = 분산지수; Ri = 지구화학 반응에 의해 생성/소멸되는 i 성분)

2.3. 적용 지역

본 연구에서는 금강 유역의 부여지역 지하수(Fig. 1)를 대상으로 모델링하였다. Fig. 1에서 보는 바와 같이 이 지역은 전형적인 충적층 농업활동 지역으로서, 금강에 가까운 곳에서는 밭농사가 이루어지고 있고, 내륙 쪽으로 가면서 논농사 및 비닐하우스 농업이 우세하게 행해지고 있다. 이 지역 충적 대수층은 산화-환원 상태에 의해 크게 두 개로 구분되는데, 충적 대수층 상부에서는 산화대(oxic zone)가 분포하며 하부에서는 환원대(sub-oxic zone)가 나타난다(최병영 등, 2003). 두 지역의 수질 특성은 당연히 매우 상이하다. 본 연구의 모델링에서 사용된 수질 자료는 다심도(multi-level) 관측공 B1(Fig. 1 참조)에서 획득된 산화대와 환원대의 지하수 수질의 평균값이다(Table 2). 이 관정의 산화대에서는 높은 Eh 값과 높은 질산성질소 농도를 보여주는 반면, 환원대에서는 매우 높은 철 농도를 나타내고 있다. 환원대의 지하수는 낮은 Eh 값과 매우 낮은 질산성질소 농도를 보여주지만, 특징적으로 매우 높은 용존 철 농도(27 mg/L)를 나타내었다. 이에, 본 연구의 모델링에서는 충적층 상부의 산화대 지하수를 철 농도가 높은 환원대에 주입한 후 양수하는 방식을 모사하였으며, 그 대략적인 개념은 Fig. 2에 나타내었다.

**Table 2.** Mean values of chemical concentrations of alluvial groundwaters in oxic and sub-oxic zones, Buyeo area

|               | pH  | Ca   | Mg   | Na   | K   | Fe    | Cl   | NO <sub>3</sub> | SO <sub>4</sub> | Alkalinity |
|---------------|-----|------|------|------|-----|-------|------|-----------------|-----------------|------------|
| mg/L          |     |      |      |      |     |       |      |                 |                 |            |
| Oxic zone     | 5.7 | 42.8 | 20.8 | 9.5  | 2.4 | <0.01 | 27.2 | 117.5           | 67.6            | 17.2       |
| Sub-oxic zone | 6.1 | 15.9 | 19.0 | 12.5 | 3.8 | 27.3  | 41.2 | <0.05           | <0.05           | 168.2      |

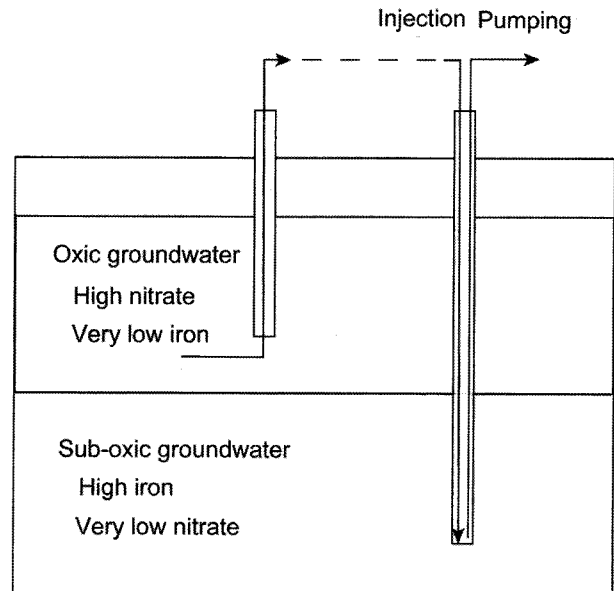
**Table 3.** Input parameters used in the reactive transport modeling in this study

| Input parameters                          |   |
|---|---|
| Injected water <sup>1</sup>               | pH, pe, Ca, K, Mg, Na, Si, Cl, NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Alkalinity             |
| Groundwater in sub-oxic zone <sup>1</sup> | pH, pe, Ca, K, Mg, Na, Si, Fe, Alkalinity   |
| Equilibrium phase                         | Ferrihydrite  |
| Surface properties of ferrihydrite        | Hfo_wOH Ferrihydrite 0.2 mmol, 53000 m <sup>2</sup> /mol, Hfo_sOH Ferrihydrite 0.005 mmol |
| Ion exchange condition                    | X 0.025 mmol  |
| Conditions of transport model             | - cells 30  |
|   | - shifts 20   |
|   | - time step 21600 # seconds   |
|   | - flow direction forward  |
|   | - boundary conditions flux flux   |
|   | - dispersivity 30*0.4   |

<sup>1</sup> Unit: mg/L except for pH and pe

#### 2.4. 적용 모델

본 연구의 모델링에 사용된 파라미터를 Table 3에 정리하였다. 보존성(conservative) 물질인 염소 이온은 대수층 내에서의 주입수의 이동 거리를 알기 위해 조사되었는데, 주입수에만 존재하고 환원대 지하수에는 없는 것으로 가정하였다. 또한, 지하수는 철수산화물인 페리하이드라이트(ferrihydrite)에 대해 평형 상태에 있다고 가정하였다. 페리하이드라이트는 갈철석(goethite)에 비해 열역학적으로 불안정하고 비정질이며, 철수산화물 침전시 가장 먼저 형성되고 표면적이 넓다(Houben, 2003). 대수층의 공극률은 국내 미고결 하상 퇴적물의 평균 공극률인 35-38%(한국수자원공사, 1995)에 근접한 30%로 가정하였고, 밀도는 1.8 g/cm<sup>3</sup>로 가정하였다. 대수층 퇴적물에서 순환 지하수에 의해 추출 가능한(leachable) 철 농도는 2 wt. %로 가정하였고, 공극률과 밀도를 이용하여 철수산화물의 양을 계산하였으며 그 양의 10%를 대수층 내에 존재하는 비정질 페리하이드라이트의 농도로 가정하였다(Parkhurst, 1995). HFO의 특성 값에 대해서는 Dzombak and Morel(1990)의 자료를 활용한 PHREEQC의 기본값을 사용하였는데, 표면적은 600 m<sup>2</sup>/g, 약한 흡착 사이트 농도는 0.2 mol/mol Fe, 강한 흡착 사이트 농도는 0.005 mol/mol Fe로 설정하였다. 이온교환사이트 농도는 연구지역 대수층의 점토와 유기물 함량을 이용하여 아래 수식을 이

**Fig. 2.** A conceptual diagram of simulation in this study.

용하여 계산하였다(Appelo and Postma, 1994).

$$CEC \text{ (meq/100 g)} = 0.7 \times (\% \text{ clay}) + 3.5 \times (\% \text{ organic carbon})$$

이렇게 계산된 CEC는 이온교환 양(X)을 구하는데 사용하였는데, 그 관계는 다음 수식으로 표현된다.

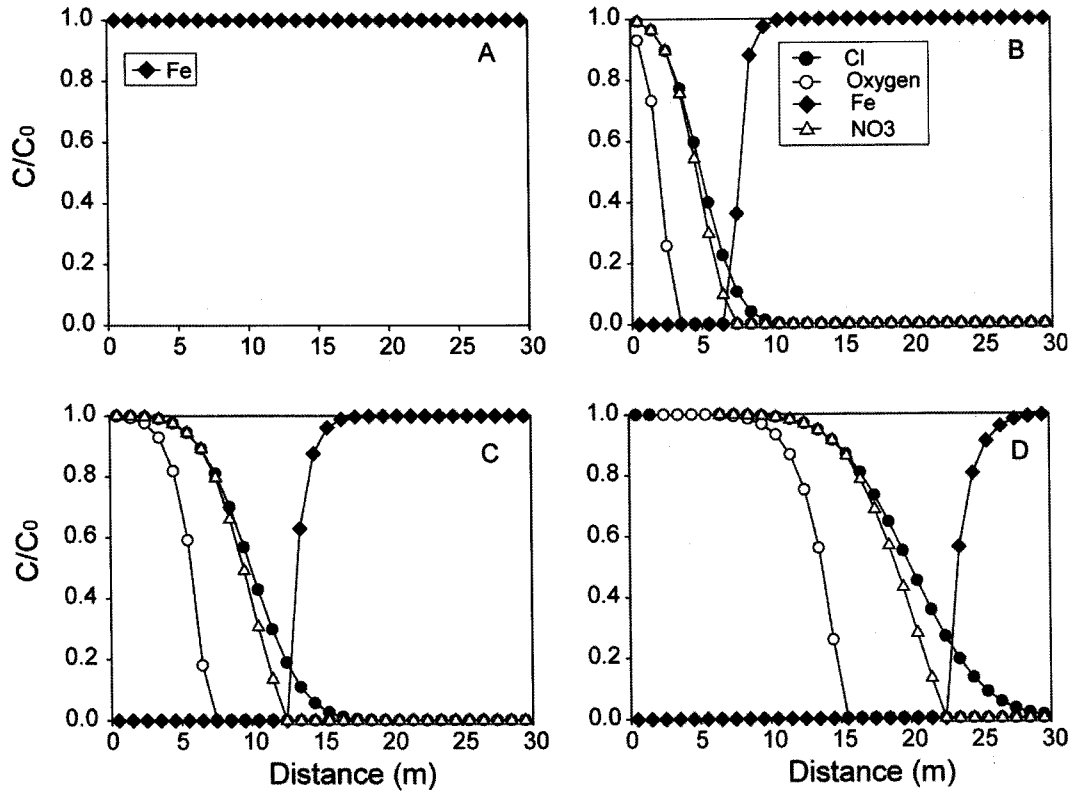


Fig. 3. Changes of the concentrations of dissolved iron, as a result of simulation under different injection time. A. initial condition (before injection), B. 30-hour injection, c. 60-hour injection, D. 120-hour injection.

$$X^- = \frac{CEC}{100 \left( \frac{\text{porosity}}{\text{bulk density}} \right)}$$

모델링한 연구 지역 대수층은 크게 30개의 셀(cell)로 구분하였으며, 각 셀 당 길이는 1 m로서 따라서 총 모사 길이는 30 m이다. 지하수가 한 셀에서 인접 셀로 이동하는 시간은 6시간이고, 모사한 주입수의 주입시간은 최대 120시간(5일)으로 하였다. 대수층의 분산지수는 부여 정동 지구에서의 측정값(0.41)을 사용하였다(한국수자원공사, 1996).

### 3. 연구 결과 및 토의

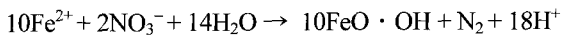
#### 3.1. 주입 과정 모사: 주입 시간에 따른 용존 이온들의 농도 변화

산화 상태의 지하수를 주입하는 시간(즉, 주입 시간)이 달라짐에 따라 환원대 지하수 내의 용존 이온들의 농도가 어떻게 변화하는지를 모사한 결과를 Fig. 3에 정리하여 도시하였다. X축은 주입 관정으로부터의 수평 거리를 나

타내며, Y축에는 시간에 따른 용존 이온들의 농도 변화를 초기 농도와의 비( $C/C_0$ )로 표시하였다. Table 3에서 보듯이 염소, 산소, 질산성 질소는 주입수에만 포함되어있는 원소이고, 용존 철 이온은 환원대 지하수에만 존재한다. 따라서 보존성 원소인 염소이온이 존재하는 구간은 주입수가 이동한 거리를 나타낸다. 주입된 염소이온은 대수층을 이동하면서 지하수와 혼합되기 때문에 주입점에서 거리가 증가할수록 그 농도비는 감소하게 된다. 주입 이전의 초기 상태를 나타내는 Fig. 3A의 경우, 용존 철의 농도변화가 없기 때문에 용존 철 이온의 농도비는 1이다. Fig. 3B, C, D는 각각 30시간(1.25일), 60시간(2.5일), 120시간(5일) 동안 주입한 경우를 나타내며, 10 m<sup>3</sup>/hour의 주입률로 주입하였다고 하면 각각 300 m<sup>3</sup>, 600 m<sup>3</sup>, 1200 m<sup>3</sup>의 물이 주입된 것과 같다.

Fig. 3에서 30시간 주입한 경우에는 주입 관정으로부터 약 10 m(Fig. 3B), 60시간 주입 시에는 약 17 m(Fig. 3C), 120시간 주입 시에는 약 30 m(Fig. 3D)까지 주입수가 이동함을 보여준다. 주입과 더불어 지하수 내의 철 이온은 산소와 반응하여 산화 침전하게 되며 주입 시간이 길어질수록 용존 철 이온이 제거되는 거리도 점차 증가하고 있

다. 30시간 주입한 경우엔 약 6m(Fig. 3B), 60시간 주입 시에는 약 13m(Fig. 3C), 120시간 주입 시에는 약 23m(Fig. 3D) 까지 완전히 침전 제거됨을 보여준다. 한편, 용존산소(DO)는 주입 후 농도가 급격히 감소하는데, 이것은 철 이온의 산화를 통해 용존산소가 소모되면서 그 이동이 지체되기 때문이다. 하지만 그 감소 범위를 주입수의 이동 거리와 비교하면 차이가 있음을 주목할 필요가 있다. 오직 용존산소에 의해서만 철 이온의 산화가 발생한다면 용존산소가 도달하지 못한 지점, 즉 용존산소의 농도비가 0이 되는 지점에서부터는 철 이온이 제거되지 않고 지하수 내 용존 철의 농도가 그대로 유지되어야 할 것이다. 그러나 모델링 결과를 보면, 용존산소가 완전히 소모된 지점 이후에도 용존 철은 제거되고 있으며 질산성 질소의 농도비가 0인 지점 이후에서야 철 이온이 존재함을 알 수 있다. 또한 질산성질소 역시 용존산소와 마찬가지로 염소 이온에 비해 이동이 지연되고 있으며 이는 질산성질소가 제거되고 있음을 나타낸다. 이러한 현상은 철 이온에 의해 탈질이 발생하면서 동시에 용존 철이 철수산화물로 침전하는 아래와 같은 반응식으로 설명할 수 있으며 이러한 반응은 잘 알려져 있다(Straub et al., 1996; Benz et al., 1998).



상기한 반응의 진행 여부를 확인하기 위하여, 탈질과 관련된 N<sub>2</sub> 가스의 농도 변화를 Fig. 4에 나타내었다. 그림에는 각각 30, 60, 120시간 주입 후 탈질(denitrification)에 의해 발생하는 N<sub>2</sub> 가스의 농도 변화를 나타내었는데, 이 결과를 Fig. 3에 도시된 질산성질소의 농도 변화와 비교해 보면 질산성질소의 농도가 감소하면서 N<sub>2</sub> 농도도 동시에 증가함을 알 수 있다. 따라서 본 모델링의 결과는 철 이온의 산화와 더불어 탈질 반응이 일어남을 지시하며, 몇몇 해외 연구 사례들(Vanek, 1990; Rott and Laberth, 1993)에서 지적한 바와 같이 주입-양수 기법을 활용하여 질산성질소와 철을 모두 제거할 수 있음을 보여주고 있다.

**3.2. 주입 후 양수 과정 모사: 양수 시간에 따른 용존 이온들의 농도 변화**

Fig. 5에는 주입 후 양수하는 시간에 따른 용존 이온들의 농도 변화를 나타내었다. 본 모델링에서는 120시간 주입 후 바로 양수를 하는 경우를 모사하였다. 양수 시간은 달리하였는데, Fig. 5A에서는 주입 시간과 동일한 120시간(5일)의 양수, B에서는 240시간(10일)의 양수, C에서는 360시간(15일)의 양수, D에서는 480시간(20일)의 양수를

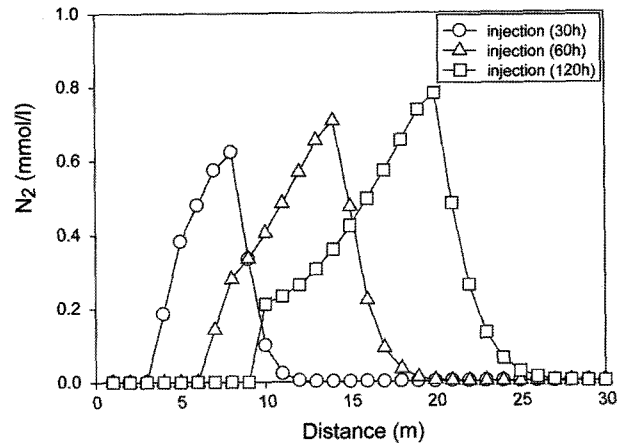


Fig. 4. Calculated concentrations of N<sub>2</sub>(g) formed by denitrification during the injection simulation.

가정하였다. Fig. 5A를 보면, 주입 시간과 동일한 시간 동안 양수하였음에도 불구하고 주입수가 완전히 양수되지 않음을 보여주며, 용존 철 이온이 존재하지 않는 거리는 주입 관정으로부터 약 15m이다. 반면, Fig. 5B, C, D의 경우에는 주입수가 완전히 양수됨을 나타내며, 특이하게도 주입량에 비해 많은 양을 양수하더라도 용존 철 이온이 지속적으로 제거됨을 보여준다. 산소와 질산성질소가 없는 환경에서는 철 이온의 산화반응이 불가능하기 때문에, 이는 앞서 언급한 바와 같이 산화 주입수의 주입으로 생성된 철수산화물에 철 이온들이 추가적으로 흡착 제거되기 때문이다. 240시간 양수한 경우(Fig. 5B)에는 주입 관정으로부터 약 9m까지 용존 철이 존재하지 않게 되며, 360시간 양수한 경우(Fig. 5C)에는 약 3m까지 용존 철이 존재하지 않게 된다. 480시간 양수한 경우(Fig. 5D)에는 양수 관정에 소량의 용존 철 이온이 나타나지만 그 농도는 0.9mg/L로 매우 낮다. 따라서 본 모델링 결과는 '주입량에 비하여 양수량(양수 시간과 비례)을 4배까지 늘려도 양수된 지하수 내의 용존 철은 거의 존재하지 않게 됨'을 지시하고 있다. 결국 주입-양수 기법은 용존 철을 저장(제거)하는데 매우 효과적인 방법임을 확인하였다.

**3.3. 철수산화물 침전에 의한 클로킹 모사**

Fig. 6에는 120시간을 주입 후 480시간 양수한 경우의 페리하이드라이트의 침전량을 모사한 결과를 나타내었다. 앞서 기재한 바와 같이, 초기 대수층 내에 존재하는 페리하이드라이트의 양은 0.22 mol/L로 가정하였으며, 따라서 본 모델링 결과는 약 0.003 mol/L의 페리하이드라이트가 주입-양수 기법의 시행에 의해 추가로 침전하였음을 보여준다. 이 양을 환산하면 총적층 공극률의 약 0.001%에

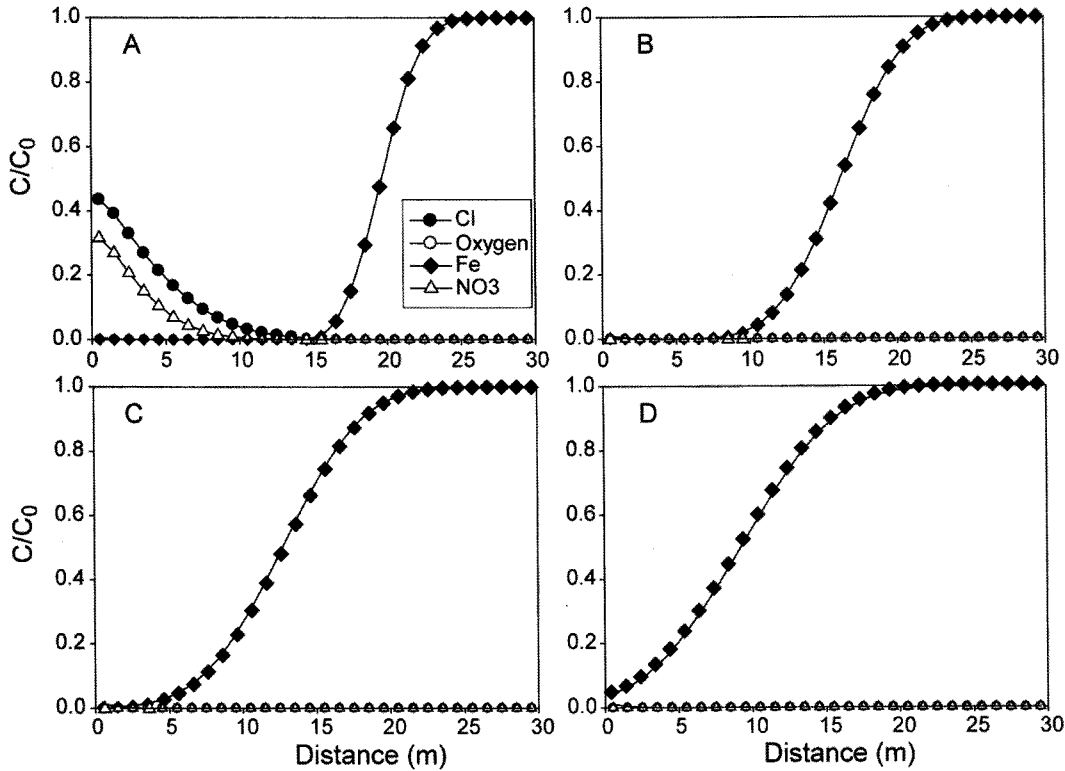


Fig. 5. Changes of the concentrations of dissolved constituents at different time and distance during the withdrawal (pumping) of groundwater. A. pumping for 120 hours, B. 240-hr pumping, C. 360-hr pumping, D. 480-hr pumping.

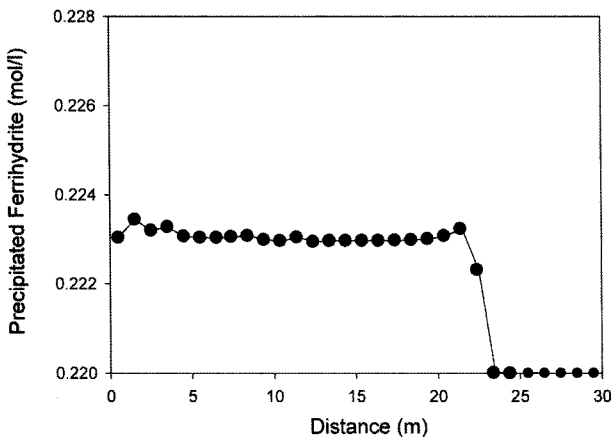


Fig. 6. The amount of precipitated ferrihydrite as a result of simulation in this study.

해당하는바 극히 적은 양이다. 따라서 주입-양수 기법을 적용하더라도 클로킹 문제 및 대수층의 투수율 저하는 매우 제한적이며 우려하지 않아도 될 것으로 판단된다.

#### 4. 결론 및 제안

국내 충적 대수층 지하수에서는 흔히 먹는물 수질기준

을 초과하는 고농도의 용존 철이 산출되며, 이는 총적층 지하수의 활용을 제한하고 수처리 비용을 높이는 원인이 되고 있다. 최근에는 충적 대수층 지역에서의 강변여과 활용에 대한 관심이 높아지고 있으나, 특히 고농도의 용존 철로 인해 야기되는 원수 수질의 부적합 문제와 더불어 시설물 내에서의 클로킹 발생 문제가 현안 사항으로 부각되고 있다. 용존 철을 제거하기 위한 일반적인 수처리 공정은 양수 후 폭기와 여과를 기본 개념으로 설계된다. 하지만, 이를 위해서는 고비용의 문제가 수반된다.

이에, 본 연구에서는 충적 대수층 지하수 내의 고농도의 용존 철 이온을 대수층 내(in-situ)에서 효과적으로 제거하기 위한 주입-양수 기법, 즉 ‘산소가 풍부한 물을 주입하고 양수하는 과정’을 반응성용질이동모델링을 적용하여 고찰하여 보았다. 본 연구 결과 주입-양수 기법은 매우 효과적이고 효율적인 철 이온 제거 방법임을 지시하였다. 즉, 충적 대수층의 상부 구간에서 흔히 산출되는 산화 상태의 지하수(때로는 고농도의 질산성질소 함유)를 선택 양수하여 용존 철 함량이 높은 환원대 지하수로 주입한 다음 양수하게 되면, 용존 산소의 환원 및 질산성질소의 환원과 더불어 용존 철의 산화가 일어나 철수산화물(페리하이드라이트)로 침전되며 동시에 이 침전물은 철 이온의

흡착 제거를 유도하게 된다. 한편, 침전되는 철수산화물의 양은 대수층 공극률에 비해 매우 낮기 때문에 크로깅 및 대수층 투수율의 저하는 우려하지 않아도 되는 수준인 것으로 확인되었다.

실제 다양한 현장에 반응성용질이동모델링을 정확히 적용하기 위해서는 이온 흡착에 영향을 미치는 대수층 내 철수산화물의 양에 대한 정확한 정보 및 양이온교환능(CEC), 분산지수, 공극률 등 수리지질 요소들에 대한 정확한 자료 취득이 선행되어야 한다. 이러한 자료를 기반으로 반응성용질이동모델링을 정밀하게 수행함으로써, 주입-양수에 의한 in-situ 용존 철 제거 기법의 적용성 및 최적 조건(특히, 주입량 및 주입속도와 시간, 양수량 및 양수속도와 시간)을 도출할 수 있을 것이다. 앞으로 지하수 개발 이용에 있어 주입-양수 기법에 대한 관심 증대와 더불어 반응성용질이동모델링의 광범위한 활용을 권하는 바이다.

## 사 사

본 연구는 한국학술진흥재단 선도기초과학연구실사업(ABRL)의 지원을 받는 고려대학교 천부지환경연구실(EGRL)의 연구비 지원에 의해 수행되었기에 이에 감사한다.

## 참 고 문 헌

- 김경호, 윤성택, 채기탁, 최병영, 김순오, 김강주, 김형수, 이철우, 2002, 금강 권역 충적층 지하수의 질산염 오염: 질산성 질소의 기원과 거동 고찰 및 안전한 용수 공급을 위한 제언, *지질공학*, **12**, 471-484.
- 김주환, 백건하, 김형수, 김진삼, 윤성택, 2003, 낙동강 합안군 칠서강변여과 개발 예정지역의 수리지구화학적 특성조사, *한국지하수토양환경학회 추계학술발표 발표논문집*, 한국지하수토양환경학회, p. 561-564.
- 김진삼, 김주환, 정수은, 김형수, 윤성택, 2003, 충적층 지하수 활용 가능성 검토지역에 대한 철·망간 분포특성 고찰, *한국지하수토양환경학회 춘계학술대회 발표논문집*, 한국지하수토양환경학회, p. 279-282.
- 김형수, 김충환, 김병균, 백건하, 최현숙, 2002, 충적층 지하수의 철, 망간 기작 및 효율적 처리 방안 연구 - 강변여과수 개발 현장을 중심으로-, *한국지하수토양환경학회 추계학술대회 발표논문집*, 한국지하수토양환경학회, p. 125-128.
- 윤성택, 2003, 충적층 지하수의 평가 및 활용 방안, *세계 물의 해 기념 지하수심포지움(21세기 지하수자원의 지속가능한 개발, 이용 및 관리)* 발표논문집, 한국지하수토양환경학회한국수자원공사, p. 91-104.
- 채기탁, 윤성택, 염승준, 김남진, 민중혁, 2000, 지하수내 갈색 부유/침전물 생성에 관한 평형열역학 및 반응속도론적 연구: 적정 양수 기법 및 탁도 제거 방안에 대한 제언, *지하수환경*, **7**, 103-115.
- 최병영, 윤성택, 김경호, 김강주, 이철우, 김형수, 2003, 금강 유역 충적층 지하수 내 질산성질소의 거동 특성 연구: multi-level 관측공을 통한 예비 결과를 중심으로, 2003년 대한지질학회 추계학술발표회 초록집, p. 8.
- 한국수자원공사, 1995, 충적층 지하수 산출 특성과 활용 방안 연구 보고서, 한국수자원공사, p. 129.
- 한국수자원공사, 1996, 하상퇴적층 여과방식에 의한 금강수도 취수 개선방안 조사 연구 보고서, 한국수자원공사, p. 183.
- Appelo, C.A.J., Drever, B., Hekkenberg, R., and de Jonge, M., 1999, Modeling in situ iron removal from groundwater, *Ground Water*, **37**, 811-817.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D., 1993, *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, Rotterdam, Balkema, p. 536.
- Benz, M., Brune, A., and Schink, B., 1998, Anaerobic and aerobic oxidation of ferrous iron at neutral pH by chemoheterotrophic nitrate-reducing bacteria, *Archives of Microbiology*, **169**, 159-165.
- Bourg, A.C.M. and Bertin, C., 1993, Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer, *Environmental Science and Technology*, **27**, 661-666.
- Brown, C.J., Walter, D.A., and Colabufo, S., 1999, Iron in the aquifer system of Suffolk county, New York, 1990-98, *USGS WRIR 99-4126*, p. 10.
- Chae, G.T., Kim, K., Yun, S.T., Kim, K.H., Kim, S.O., Choi, B.Y., Kim, H.S., and Rhee, C.W., 2004, Hydrogeochemistry of alluvial groundwaters in an agricultural area: an implication for groundwater contamination susceptibility, *Chemosphere*, **55**, 369-378.
- Dzombak, D.A. and Morel, F.M.M., 1990, *Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide*, New York, Wiley.
- Hiscock, K.M. and Grischek, T., 2002, Attenuation of groundwater pollution by bank filtration, *Journal of Hydrology*, **266**, 139-144.
- Houben, G.J., 2003, Iron oxide incrustations in wells. Part I: genesis, mineralogy and geochemistry, *Applied Geochemistry*, **18**, 927-939.
- Min, J.H., Yun, S.T., Kim, K., Kim, H.S., and Kim, D.J., 2003, Geologic controls on the chemical behaviour of nitrate in river-side alluvial aquifers, Korea, *Hydrological Processes*, **17**, 1197-1211.
- Parkhurst, D.L., 1995, User's Guide to PHREEQC - A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, Advective Transport, and Inverse Geochemical Calculations, *USGS WRIR*, 95-4227.



Rott, U. and Laberth, B., 1993, Groundwater cleanup by in situ treatment of nitrate, iron and manganese, *Water Supply*, **11**, 143-156.

Sharma, S.K., Petrusovski, B., and Schippers, J.C., 2005, Biological iron removal from groundwater: a review, *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, **54**, 239-247.

Straub, K.L., Benz, M, Schink, B., and Widdel, F., 1996, Anaerobic, nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron, *Applied and Environmental Microbiology*, **62**, 1458-1460.

Tufenkji, N., Ryan, J.N., and Elimelech, M., 2002, The promise of bank filtration, *Environmental Science and Technology*, **36**, 422A-428A.

Vanek, V., 1990, In situ treatment of iron-rich groundwater by the addition of nitrate, Sweden: University of Lund, Department of Geology.

Zhu, C. and Anderson, G., 2002, Environmental applications of geochemical modeling, Cambridge University Press, p. 284.