

수리동역학적 모델링에서 분산지수에 따른 해수침투 범위의 변화

심병완^{1*} · 정상용¹ · 김희준² · 성익환³

¹부경대학교 환경지질학과

²부경대학교 탐사공학과

³한국지질자원연구원

Change of Seawater Intrusion Range by the Difference of Longitudinal Dispersivity in Hydrodynamic Modeling

Byoung Ohan Shim^{1*} · Sang Yong Chung¹ · Hee Joon Kim² · Ig Hwan Sung³

¹Department of Environmental Geosciences, Pukyong National University

²Department of Environmental Exploration Engineering, Pukyong National University

³Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources

ABSTRACT

As a parameter for hydrodynamic modeling to define the range of seawater intrusion, dispersivities are frequently determined from pre-experiments or theoretical studies because field experiments need a lot of time and expenses. If the dispersivities are inadequate for an aquifer, the numerical results may have some errors. We examined the validity of longitudinal dispersivities by comparing the ranges of seawater intrusion with numerical modeling, field data and apparent resistivity sections. In the numerical modeling the TDS distributions simulated by the Xu's longitudinal dispersivity are more similar to the values of TDS measured at monitoring wells and boreholes than those by the Neuman's longitudinal dispersivity. The ranges of seawater intrusion by numerical simulations using Xu's longitudinal dispersivity show that the contour line of 1000 mg/L as TDS is located at 480 m from the coast in May, while at 390 m in July. The difference is originated from the shift of the interface between seawater and fresh water. It moved toward the coast in July because of the seasonal increase of hydraulic gradient according to rainfall. A contour line of 15 ohm-m was used to define the range of seawater intrusion in apparent resistivity sections. From this criterion on the interface between seawater and fresh water, the range of seawater intrusion is located at 450 m from the coast. This result is similar to the range of seawater intrusion simulated by the numerical modeling using Xu's dispersivity. Therefore the range of seawater intrusion shows the difference due to the dispersivities used for the hydrodynamic modeling and the dispersivity generated by the Xu's equation is considered more effective to decide the range of seawater intrusion in this study area.

Keywords : seawater intrusion, dispersivity, hydrodynamic modeling, numerical modeling, monitoring well, apparent resistivity

요 약 문

분산지수는 해수침투 범위를 파악하기 위한 수리동역학적 모델링을 실행하는데 필요한 매개변수이며, 이를 현장실험으로 구하기 위해서는 많은 시간과 비용을 필요로 하기 때문에 종종 기존의 실험과 이론적 연구에서 제시된 것을 이용한다. 그러나 그 분산지수가 실제 대수층의 특성을 나타내지 못할 경우, 모델링 결과에 많은 오차가 발생할 가능성이 크다. 본 연구에서는 수치모델링에서 모사된 해수침투 범위와 현장측정치 및 결보기비저항 단면도를 비교하여 이용된 분산지수의 타당성을 검증하였다. 수치모델링 결과, Neuman의 종분산지수보다 Xu의 종분산지수를 적용한 TDS 분포가 연구지역내 관측공과 모니터링 우물에서의 현장측정치와 비교하였을 때 더 유사한 값을 나타내었다. Xu의 분산지수를 이용한 수치모델링에서 해수침투 범위는 건기인 5월에는 TDS 1000 mg/L 등치선이 해안에서 약

*Corresponding author : bwshim@mail1.pknu.ac.kr

원고접수일 : 2002. 8. 22 게재승인일 : 2002. 10. 16

480 m 지점에 위치하며, 7월에는 해안에서 약 390 m 지점에 위치한다. 이 차이는 강우에 의한 수리경사의 계절적인 변화에 의해서 해수와 담수의 경계면이 7월에 약 90 m 정도 해안쪽으로 더 이동하였기 때문에 나타났다. 겔보기비 저항 단면도에서는 해수와 담수의 경계로서 15 ohm-m 등치선을 이용하여 해수침투 범위를 설정하였으며, 그 결과 해수침투 범위가 해안으로부터 약 450 m 지점에 위치하였다. 이것은 Xu의 분산지수를 이용한 수치모델링에서 모사된 해수침투 범위와 유사한 결과이다. 따라서 수리동역학적 모델링에서 분산지수에 따라 해수침투 범위가 차이를 보이는데, 본 연구지역에서는 Xu의 공식을 이용하여 산출된 분산지수가 해수침투의 범위를 결정하는데 더 유효하였다.

주제어 : 해수침투, 분산지수, 수리동역학적 모델링, 수치 모델링, 모니터링 우물, 겔보기비저항

1. 서 론

수리동역학적 모델링 결과에 의해서 설정된 해수침투 범위는 대수층의 수리지질학적 조건에 따라 많은 차이가 나타난다. 특히 수치모델에 입력되는 매개변수 가운데 분산지수는 해수침투 범위를 결정하는데 중요한 영향을 나타내지만 분산지수를 구하기 위하여 현장실험을 통하여 결정된 후 모델링 결과를 산출하는 경우는 드물다. 그 이유는 현장 추적자시험을 실시하는데 많은 비용과 시간이 요구되며, 현장실험을 통하여 분산지수를 측정하여도 대수층의 불균질성 때문에 전체 모델링 범위를 만족할 수 있는 대표성을 갖는 분산지수를 획득하는 것이 어렵기 때문이다. 따라서 해수침투 범위를 설정하는데 대수층의 수리지질학적 조건을 충분히 반영할 수 있는 분산지수를 설정하는 것은 매우 어렵다. 그러므로 정확한 해수침투 범위를 추정하기 위해서는 다른 수리지질인자들 뿐만 아니라 현장 조건에 적절한 분산지수를 설정하기 위한 방법이 필요하다.

수치모델에 필요한 매개변수들 가운데 분산지수는 대부분 참고문헌들을 통하여 이용가능한 값들을 적용·비교하여 경험적으로 설정하고 있다^{1,2)}. 그리고 분산지수가 단일 상수가 아니라 규모에 따라 변하는 것으로 알려지면서 대상 연구지역에 대한 단순한 지질구분만을 고려하여 규모에 따른 개략적인 분산지수를 적용하는 경우가 많다^{3,5)}. 그런데 설정된 분산지수가 실제 대수층의 특성을 나타내지 못하는 경우, 해수침투 범위에 많은 오차가 포함될 가능성이 크다. 그리고 이러한 수치 모델링 결과는 실제 대수층에서의 현장 측정치와 비교하기가 어렵기 때문에, 다른 수치모델과의 결과를 비교함으로써 그 타당성을 입증하는 경우가 많다^{6,8)}.

해수침투 수치모델링의 일반적인 예로서 Sherif 등 (1988)⁹⁾은 나일 삼각주(Nile delta)의 광역적인 규모의 해수침투 모델링에 있어서 추적자시험과 관련된 문헌들로부터 분산지수를 최소값과 최대값으로 각각 0.1 m와 500 m로 설정하였다. 그리고 민감도 분석을 실시하여 중분산지

수와 횡분산지수를 각각 100 m와 10 m로 설정하였다. 이러한 방법은 현장측정치를 통하여 전체적인 모델링 구간을 보정하기 어려우므로 분산지수 설정에 있어서 일정한 기준이 없이 민감도 분석에만 의존하게 되어 해수침투 범위 설정에 오차가 커질 가능성이 있다. 따라서 현장조건을 충분히 모사할 수 있는 수치모델링을 실시하기 위해서는 연구지역에 적절한 분산지수를 설정할 수 있는 효율적인 방법을 검토하여야 한다.

수치모델링과 더불어 전기비저항 탐사는 해수침투 범위를 파악하는데 현장조사에서 많이 이용되어 왔다. 특히 수직 전기비저항 탐사는 광범위한 해수침투 가능성을 경제적으로 추정하는데 매우 유용하며, 자료를 취득하는데도 효율적이다¹⁰⁾. 겔보기비저항 단면도는 탐사자료를 해석하는 한 방법으로 정성적인 해석을 위하여 일반적으로 이용되고 있으며, 해수침투나 지하수의 수질에 대한 개략적인 해석을 목적으로 매우 타당성 있는 결과를 보여준다¹¹⁾. 그 이유는 일반적인 지하수보다 염도가 높은 해수의 영향을 받은 대수층은 전기전도도가 매우 높아 해수의 영향을 받지 않은 것과 큰 차이를 나타낼 뿐만 아니라, 일반적으로 유체의 전기전도도가 높은 경우 공극율의 영향이 감소하는 경향을 나타내기 때문이다¹²⁾. 그러므로 전기비저항 탐사결과에 의한 해수침투 범위와 분산지수에 의한 수치모델링 결과를 비교하여 수치모델에 의해 설정된 해수침투 범위의 적합성을 분석할 필요가 있다.

따라서 본 연구에서는 수치모사 결과에서 산정된 해수침투 범위를 현장수질측정치 및 겔보기비저항 단면도에서 설정된 해수침투 범위와 비교하여 수치모델에 이용된 분산지수의 타당성을 검증하고자 하였다. 그리고 정확한 해수침투 범위를 설정하기 위하여 전기탐사 결과와 수치모델링에 의한 염수분포와의 상관성을 파악하고자 하였다.

2. 수리지질 및 수질 조사 현황

본 연구지역은 부산 남동부 해안에 위치한 부경대학교

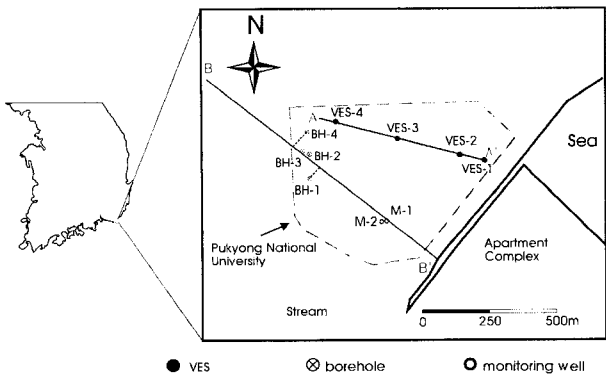


Fig. 1. Location map of study area with VES (Vertical Electrical Sounding) stations, boreholes and monitoring wells.

일원으로서 직접적인 해수침투를 받고 있으며, 주변 지형과 수리분수령에 의하면 지하수의 유동방향은 동남쪽이다 (Fig. 1). 12개의 시추공에서 슬러그 시험에 의해 산출된 투수계수의 평균값을 수치모델링에 적용하였으며, 이 시추공들 가운데 1개의 공에서만 극히 낮은 값을 나타내었으나 나머지 공들에서는 1 order 내외의 낮은 편차를 나타내었다. 투수계수 범위는 $5.93 \times 10^{-8} \sim 5.02 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ 이지만, 수압시험에서 암반층의 투수계수는 $1.51 \times 10^{-7} \sim 3.86 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 의 낮은 투수성을 나타낸다. 지하수위 조사에 의한 전체적인 평균수리경사는 0.006~0.008이며, 조사결과 20 m 이하는 대부분 피압대수층으로 나타났다¹³⁾. 연구지역에 설치된 두 개의 모니터링 우물 M-1과 M-2는 해안에서 약 180 m 떨어져 있으며, 두 우물간 거리는 약 8 m, 심도는 각각 120 m, 45 m이다. 그리고 모니터링 우물과 4개의 관측공 BH-1, 2, 3, 4에서 현장수질의 변화를 파악하여 수리동역학적 모델링을 위한 축선(B-B')을 기준으로 해안으로부터의 거리에 따른 수치모델링 결과와 비교하였다.

Table 1은 각 관측공에서 97년 5월에 약 1개월간 측정된 전기전도도(EC) 값의 평균이며, 관측공들의 심도가 비슷하여 심도차에 의한 측정치의 변화는 크지 않다. 그리고 4개의 관측공에서 측정된 전기전도도를 해안으로부터의 거리와 비교한 결과, 해안과 관측공간의 거리가 가까

Table 1. Distance from coast, well depth and EC of boreholes in the study area

Borehole	Distance from coast (m)	Well depth (m)	EC ($\mu\text{S/cm}$)
BH-1	516	35.0	1081
BH-2	612	50.4	838
BH-3	634	40.2	664
BH-4	660	43.1	595

워질수록 높아지는 것으로 나타났다. 정상용 등(2000)¹⁴⁾에 의하면 부산지역 지하수내 총고용물질(TDS)의 평균농도는 233 mg/L이며, 500 mg/L 이상 측정된 지하수공은 전체의 2.27 %에 불과하다. 또한 해안 지역을 제외한 도심지역 지하수에 포함된 염소는 대부분이 염수침투에 의한 것이 아니라 도심지역에서의 오염에 의한 것으로 보고되었다¹⁵⁾. 그리고 해수침투와 관련된 부산지역의 수리지질조사에서 해안 지역을 제외한 대부분의 지하수는 해수에 오염되지 않은 것으로 알려져 있다¹⁴⁾. 그러나 본 연구지역은 해안에 인접해 있기 때문에 관측공에서 측정된 높은 전기전도도는 대수층내 침투된 해수의 영향에 의한 것으로 나타났다. 연구지역 주변에는 지하수를 심각하게 오염시킬 수 있는 공장이나 기타 오염원이 없으며, 정호조사에서도 해수가 침투된 지역 외는 TDS가 관측점에서 측정된 것과 같이 높게 나타나지 않는다¹⁴⁾.

해수와 담수의 경계면에서 해수침투 범위를 추정하는데 대수층의 전기전도도 분포를 이용하는 것은 매우 유용하며 효과적이다. 그리고 TDS와 EC의 상관성을 이용하여 TDS의 분포를 추정할 수 있으므로, 담수와 해수의 경계면을 연구하는데 많이 이용되고 있다¹⁶⁾. Fig. 2는 M-1과 M-2 모니터링 우물에서 심도별로 39개의 시료를 채취하여 EC와 TDS를 측정하여 그 관계를 도시한 것으로서 선형적인 상관성을 잘 나타내고 있다.

도시된 모니터링 우물내의 수질적인 수질분포에서 TDS와 EC 사이의 회귀선에 대한 관계식은 다음과 같다.

$$\text{TDS (mg/L)} = 0.699 \times \text{EC}(\mu\text{S/cm}) \quad (1)$$

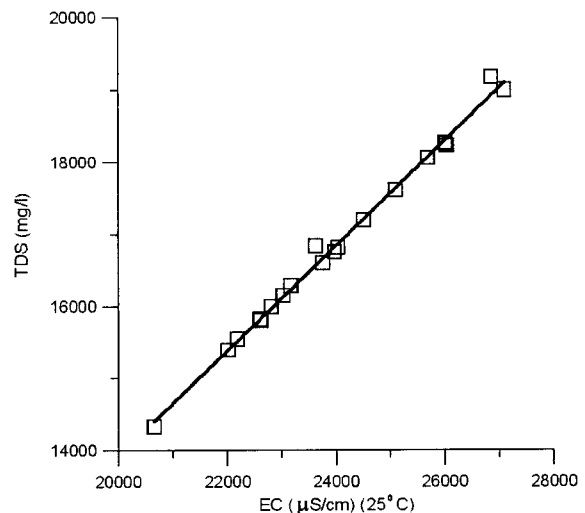


Fig. 2. Correlation of TDS versus EC measured at M-1 and M-2 monitoring wells.

관계식 (1)은 영산강 유역 일원에서 수평적으로 분포하는 우물들에서 측정된 TDS와 EC로부터 산출된 관계식 $TDS = 0.66 \times EC(\mu S/cm)^{17}$ 와 매우 유사하다. 따라서 우리나라 자연상태의 지하수에서 측정된 TDS와 EC의 관계식은 수평적, 수직적 변화에 관계없이 거의 일정한 것으로 보인다.

3. 해수 침투범위 추정

3.1. 수치모델의 이론적 배경

SUTRA¹⁸⁾는 분산형 수치모델(disperse numerical model)로서 해수와 담수가 혼합된 경계면의 해수분포를 해석하는데 주로 이용된다¹⁹⁾. 그리고 해수침투현상과 관련되어 개발된 수치모델의 타당성을 비교하는데 많이 사용되었으며²⁰⁻²²⁾, 최근 해수침투 문제 뿐만아니라 폐기물 매립지의 지하수오염 분포연구 등에도 이용되고 있다²³⁾. 그 이유는 SUTRA에 포함된 여러 가지 물리적 과정들과 조건들을 수치적으로 모사하는 방법들이 대수층내 오염물질의 이동이나 밀도 차이에 의한 지하수 유동 등의 복잡한 수리지질학적 문제들에 대하여 타당성 있는 해를 제공하기 때문이다²⁴⁾. 본 연구에서는 수치모델링에 필요한 매개변수는 기존의 조사자료¹³⁾를 이용하였으며, 이 가운데 분산지수는 해수침투의 범위를 결정하는데 매우 중요한 인자인데, 현장에서 시험이 어려운 관계로 외국의 연구결과를 이용하였다^{25,26)}. 그리고 침투된 염수의 농도변화를 파악하고 현장측정치와 비교하기 위하여 해안에서 내륙쪽으로 단면(B-B')을 설정하고, 모델링 결과와 관측점에서 측정된 수질 자료를 비교하여 설정된 모델의 타당성을 검토하였다.

SUTRA 모델의 수치해는 두가지의 독립적인 과정들로 표현되는데 하나는 유체의 밀도에 따른 포화대 또는 비포화대에서의 흐름이고, 다른 하나는 지하수내에서의 용질 수송이다. 이에 대한 지배 방정식은 다음과 같다.

$$\frac{\partial(\varepsilon S_{\omega} \rho)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\varepsilon S_{\omega} \rho v C) + \nabla \cdot [\varepsilon S_{\omega} \rho (D_m I + D) \cdot \nabla C] + Q_p C^* \quad (2)$$

여기서 $Q_p(x, y, t)$ 는 유체의 유입량, S_{ω} 는 포화도, ε 는 공극율, ρ 는 밀도 그리고 v 는 Darcy의 속도, D_m 은 용질의 겉보기 분자확산 계수, I 는 단위행렬, $D(x, y, t)$ 는 분산텐서, 그리고 $C^*(x, y, t)$ 는 유입되는 유체에 포함된 용질의 농도이다.

D 는 분산텐서로서 식 (7)과 같이 대수층에서 등방성 투수성과 공간상으로 분포하는 불균질성을 가진 시스템에

대한 흐름을 나타낸다.

$$D = \begin{bmatrix} D_{11} & D_{12} \\ D_{21} & D_{22} \end{bmatrix} \quad (3)$$

여기서 D 는 대칭이며 주대각요소는 다음과 같은 식으로 표현된다.

$$D_{11} = \left(\frac{1}{v}\right)(d_L v_1^2 + d_T v_2^2) \quad (4)$$

$$D_{22} = \left(\frac{1}{v}\right)(d_L v_1^2 + d_T v_2^2) \quad (5)$$

여기서 d_L 과 d_T 는 각각 종방향(longitudinal)과 횡방향(transverse)의 분산계수이다. 그리고 비대각 요소는 다음과 같다.

$$D_{12} = D_{21} = \left(\frac{1}{v}\right)(d_L - d_T)(v_1 v_2) \quad (6)$$

등방성의 대수층에서 수리분산계수는 지하수유동에 대한 평균속도의 절대값에 의존하는 것으로 그 관계는 다음과 같다.

$$d_L = \alpha_L v, \quad (7)$$

$$d_T = \alpha_T v, \quad (8)$$

여기서, α_L 와 α_T 는 각각 종방향과 횡방향의 분산지수(dispersivity)이다.

3.2. 수리지질인자 설정

현장추적자실험에서 분산지수는 규모가 커질수록 증가하는 경향을 가지며, 다공질 매질보다 암반에서의 분산지수가 크게 나타나는 것으로 알려져 있다²⁷⁻³⁰⁾. 그러므로 오염물질의 확산 모델링을 하는데 있어서 규모에 따른 분산지수를 설정하는 것은 매우 중요하다. Neuman²⁵⁾은 현장추적자 시험자료를 이용하여 일반적인 통계방법을 적용한 현장규모(L)에 따른 분산지수를 산출하는 식을 개발하였다. 이에 이용된 자료는 95% 신뢰구간내 포함된 겉보기 중분산지수이며, 시험구간의 규모와 겉보기 중분산지수에 대한 양대수 그래프에서 규모가 100 m 이상인 경우의 회귀식은 다음과 같다.

$$\alpha_L = 0.32L^{0.83} \quad [\text{Neuman}^{25)}\text{의 식 (32)}] \quad (9)$$

회귀식의 적합도(R^2 : goodness of fit)는 0.44, 그리고 우측의 계수 0.32에 대한 95% 신뢰구간은 [0.026, 3.95]이며, 지수 0.83에 대한 95% 신뢰구간은 [0.30, 1.37]이다.

Xu²⁶⁾는 Gelhar 등²⁾이 수집한 현장분산지수에서 자료의 신뢰도를 차등화하여 가중최소자승법을 이용하여 분산지수를 산출하는 회귀식을 개발하였다. 그 중 현장분산지수 자료들 가운데 신뢰도를 상중하로 나누어 각각 가중치를 1:2:3으로 설정하여 유추한 식은 다음과 같다.

$$\alpha_L = 0.83(\log_{10} L)^{2.414} [Xu^{26})\text{의 식 (14b)}] \quad (10)$$

식 (9)는 규모가 100 m 이상의 현장 추적자실험 자료만을 이용하므로 자료수가 매우 적은 분포에서 유추되었으며, 100 m 이하의 규모에서는 다른 회귀식이 적용된다. 그러나 식 (10)은 작은 규모에서부터 모든 자료들을 이용하며, 규모에 따른 불연속성이 없다.

본 연구에서는 현장규모를 1000 m로 설정하였을 때, 위의 두 식들을 이용하면 종분산지수는 각각 98.89 m와 11.77 m가 된다. 횡분산지수는 현장실험을 통한 자료가 매우 적고, 아직 이에 대한 많은 연구가 되어 있지 않아서 종분산지수와 상관성을 이론적으로 충분히 설명하기는 매우 어렵다. 그러나 기존의 실험자료들 가운데 신뢰성이 높은 α_L/α_T 는 0~2 order의 범위에 분포되어 있는 것으로 조사되었으며, 1 order에 다소 집중되어 있다²⁾. 따라서 모델링 입력자료에서 횡분산지수는 종분산지수의 1/10로 설정하였으며, 다른 매개변수는 Table 2와 같다.

Fig. 3은 본 연구지역의 해수침투 현상을 모델링하기 위한 모식도이며, 격자의 크기는 40 m(수평)×10 m(수직)으로 설정하였다. 좌단에서 유입되는 담수(Q_p)의 초기농도 C_0 는 0이며, 우단에서 침투되는 해수의 농도 C_s 는 해수내 일반적인 TDS의 질량으로서 0.0357(kg-TDS/kg-fluid)로 설정하였다. 그리고 농도에 따른 압력의 변화는 $\rho(c) = \rho_0 + 700 \times (C - C_0)$ 로 설정하였다^{31,32)}. 부경대학교 연구자료¹³⁾를 이용한 연구지역의 전체적인 평균수리경사는 5월에는

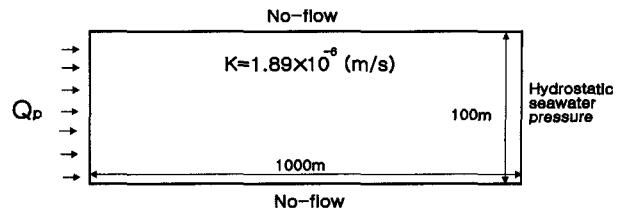


Fig. 3. Schematic cross section of aquifer showing constant pressure boundary condition.

0.006, 7월에는 지하수위가 상승하여 0.008로 설정하였다.

3.3. 해수침투 범위

Freeze and Cherry³³⁾가 제시한 TDS에 의한 단순한 지하수 분류방법에서 담수의 영역은 TDS가 0~1000 mg/L 사이이다. 이를 기준으로 해수침투 범위를 고려하면, 수치 모델에 의한 TDS 단면도에서 5월에는 종분산지수가 98.89 m일 때 해안으로부터 약 780 m 지점에 1000 mg/L TDS 등치선이 위치하며(Fig. 4(a)), 종분산지수가 11.77 m일 때는 480 m 지점에 위치한다(Fig. 4(b)). 따라서 두 종분산지수에 의한 모델링 결과, 해수침투 범위는 TDS 1000 mg/L 등치선을 기준으로 약 300 m의 차이를 나타내었다. 그리고 종분산지수가 11.77 m인 경우 우기인 7월에 강수에 의한 지하수 함양량의 증가로 수위가 상승하여 평균수리경사를 0.008로 설정한 상태에서는 1000 mg/L TDS 등치선이 약 390 m 지점에 위치한다(Fig. 4(c)). 이것은 7월에는 5월보다 해수침투 범위가 약 90 m 정도 해안쪽으로 이동한 것이다. 그러므로, 수리경사의 변화에 의해서 해수침투 범위가 변하므로 계절적인 영향을 받을 가능성이 큰 것으로 볼 수 있다. 해안쪽에 가까이 갈수록 각 TDS 등치선들에 대한 위치의 차이가 현저히 감소하여 TDS 35,000 mg/L인 등치선도는 각 단면도에서 비슷한 지점에 위치하고 있다. 그러나 분산지수 및 평균수리경사의 변화에 따라 낮은 TDS 농도에 대한 등치선도의 위치는 크게 달라진다. 따라서 염수의 농도 분포는 해안과 가까운 지점에서는 큰 차이가 없으나, 해안과의 거리가 멀어질수록 낮은 TDS 농도분포의 범위는 크게 달라지는 것을 알 수 있다.

3.4. 타당성 검토

Fig. 4의 TDS 단면도 상부에 표시된 것은 BH-1, 2, 3, 4 관측공에서 측정된 전기전도도를 식 (1)을 이용하여 TDS로 변환한 것과 M-1 모니터링 우물에서 측정된 TDS 현장측정치이다. 그리고 Fig. 5에서는 타당한 모델을 설정하기 위하여 각 분산지수별 TDS 단면도 값과 현장 TDS

Table 2. Hydraulic parameters used for SUTRA modeling

Parameters	Values
Permeability, k (m^2)	1.92×10^{-13}
Hydraulic conductivity, K (m/s)	1.89×10^{-6}
Porosity, ϵ (%)	15
Fluid compressibility, β	0
Solid matrix compressibility, β_s	0
Freshwater density, ρ (kg/m^3)	1000
Fluid viscosity, μ ($kg/m \cdot s$)	0.001
Seawater density, ρ_s (kg/m^3)	1025
Molecular diffusivity of solute in fluid, D_m (m^2/s)	6.6×10^{-6}
Gravity vector, g (m/s^2)	9.8
Mean hydraulic gradient (May)	0.006
Mean hydraulic gradient (July)	0.008

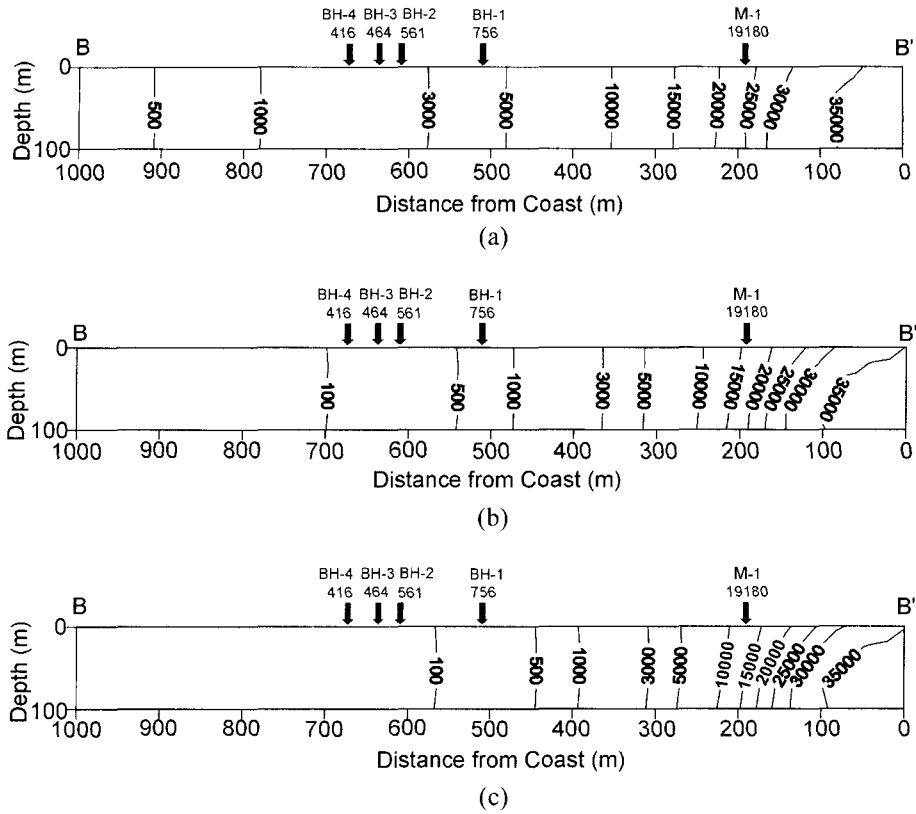


Fig. 4. TDS concentration sections with the longitudinal dispersivities of (a) 98.89 m (Neuman) and (b) 11.77 m (Xu) in May, and (c) 11.77 m (Xu) in July. Contour values are in mg/L.

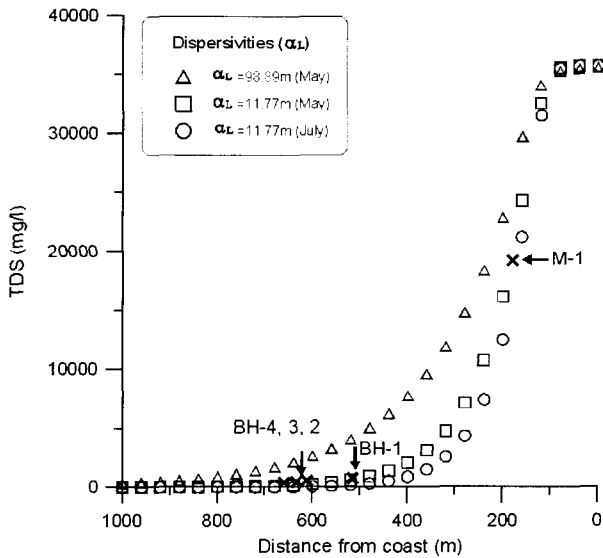


Fig. 5. TDS values estimated with dispersivities in SUTRA modeling, and measured at boreholes and monitoring well. All TDS data are dependent on the distance from coast.

측정치를 비교하였다. 종분산지수 11.77 m를 적용하여 5월과 7월의 TDS 단면도를 모사한 결과, 해안에서 약 700 m 이상 떨어진 지점의 두 TDS 분포는 농도차가 감소하여 차이를 거의 보이지 않는다. 그러나 종분산지수가 98.89 m일 때의 TDS 분포는 나머지 분산지수들에 의하여 모사된 결과와 매우 큰 차이를 나타낸다. 그리고 관측공 및 모니터링공에서 측정된 TDS는 Xu²⁶⁾의 분산지수를 적용할 때의 모사 결과와 가장 유사한 경향을 나타내었으나, Neuman²⁵⁾의 분산지수일 경우에는 현장측정치와 매우 큰 차이가 있다. 따라서 높은 신뢰도를 가진 현장분산지수 자료에 대하여 가중최소자승법을 적용하여 개발된 Xu²⁶⁾의 식이 본 현장에서 분산지수를 결정하는데 보다 적절한 것으로 판단된다. 그리고 Xu²⁶⁾의 분산지수를 이용하여 모사된 5월의 TDS 분포가 7월보다 현장측정치에 더 유사한 것으로 나타났다. 관측공에서 측정된 TDS의 시기는 5월이며, Fig. 4(b)도 5월의 TDS 분포도이나 해안에서 거리가 멀어질수록 측정치와 모사된 TDS 분포와 차이가 크게 나타난다. 이것은 모델링에 의한 TDS 분포도에서는 단지 해수침투에 의한 영향만 고려하여 모사한 것이지만,

실제 대수층내 지하수는 용해된 물질에 의한 기본적인 TDS 값을 포함하고 있기 때문이다.

3.5. 겔보기비저항 분포

술럼버저 배열의 수직 전기비저항탐사는 갈수기인 5월과 우기인 7월에 일렬(A-A')로 배열된 4개 지점에서 전류전극 간격(AB)을 최대 200 m로 설정하여 두차례 실시하였다. 겔보기비저항 단면도(Fig. 6)에 의하면 좌단부에는 20~30 ohm-m의 겔보기비저항치를 나타내고 있으며, 우단 하부에는 5~10 ohm-m의 낮은 겔보기비저항 분포를 보이므로 실제 해수침투의 방향과 겔보기비저항 단면도로 추정된 해수침투의 방향이 거의 일치하고 있다. 지표에서 약 20 m까지는 해수침투에 의한 영향이 적으므로, 하부 지층보다 높은 겔보기비저항 분포를 나타낸다. 5월의 수직단면도(Fig. 6(a))와 7월의 수직단면도(Fig. 6(b))를 비교하면, 5월의 단면도에는 우단 하부에 최소 등치선이 5 ohm-m이며 좌단부에 20 ohm-m 등치선 및 중간부분에서 10 ohm-m의 낮은 등치선들이 나타난다. 그러나 7월의 겔보기비저항 단면도 우단에는 최소 등치선이 10 ohm-m이며, 좌단부에 25~30 ohm-m 등치선들이 나타난다. 따라서 7월의 겔보기비저항치가 5월보다 전체적인 구간에서 약간 높게 나타난다. 이러한 변화는 6월과 7월에 각각 93 mm와 337 mm의 높은 강수량으로 지하수의 함양이 증가함으로써 해수농도가 다소 낮아진 것에 기인하는 것으로 판단된다.

수치모델링에 의한 해수침투 분포는 해안에서 가까울수록

높은 농도를 나타내며, 해안과 멀어질수록 급격히 농도가 감소한다. 그러나 겔보기비저항치는 해안과 가까운 지점에서 5~10 ohm-m 정도이며, 해안과 거리가 먼 지점에서는 약 20~30 ohm-m로 분포하고 있으므로 TDS 분포의 변화에 비하여 그 차이가 매우 적다. 겔보기비저항 단면과 관측정의 위치는 다소 떨어져 있으나 해안에서의 거리를 기준으로 TDS 농도에 대한 겔보기비저항치를 비교하면, M-1 모니터링 우물이 있는 지점의 분포는 5~10 ohm-m, BH-1, 2, 3, 4의 관측정에서는 15~30 ohm-m 범위로 나타났다.

Ebraheem 등³⁴⁾에 의하면 겔보기비저항 단면도에서 담수를 15 ohm-m이상의 영역으로 설정하였으며, 함수(brackish water: TDS 1,000~10,000 mg/L)는 5~15 ohm-m, 그리고 해수(saline water: TDS 10,000~100,000 mg/L)는 5 ohm-m 이하로 설정하여 구분하였다. 이에 따른 본 연구지역의 겔보기비저항 단면도(A-A')는 5월과 7월에 15 ohm-m의 등치선이 해안에서 약 450 m 지점에 위치함으로써 이 지점까지 해수가 침투하고 있는 것으로 볼 수 있다. 두 시점에 같은 침투범위를 나타내는 것은 본 연구지역에서 수직전기비저항 탐사를 실시할 수 있는 지점이 한정되어 있으므로 해수침투 현상을 정밀하게 파악할 수 있는 충분한 자료가 부족하기 때문이다. 그러나 겔보기비저항 단면도에서 전체적으로 5월이 7월보다 겔보기비저항 값이 낮게 나타나므로 계절적인 영향에 의한 침투범위의 변화가 있을 가능성이 크다. 이것은 Xu의 분산지수를 이

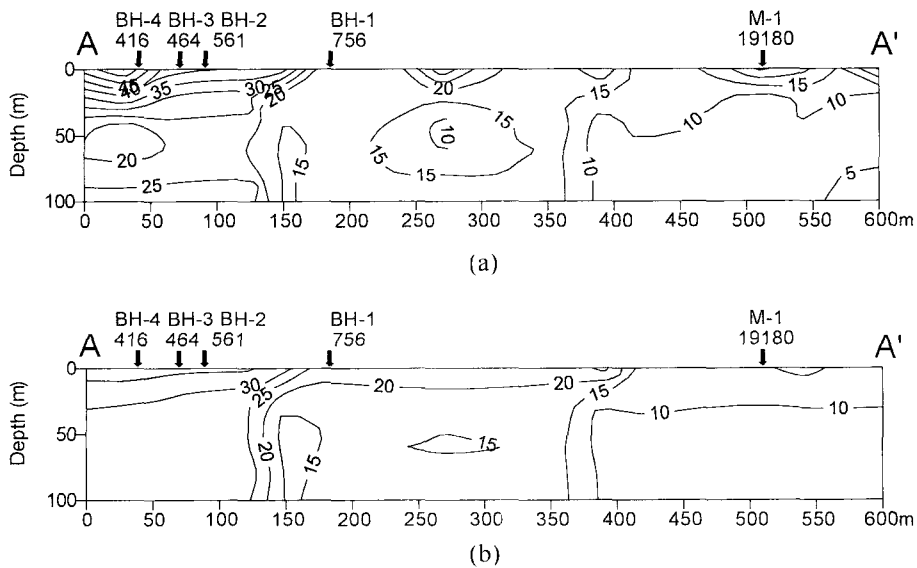


Fig. 6. Isopleth maps of apparent resistivity sections using the lognormal ordinary kriging in (a) May and (b) July, 2001. Contour values are in ohm-m.

용한 수치모델링에서 두 시기에 각각 해안에서 480 m와 390 m의 해수침투 범위를 나타낸 것과 매우 유사한 결과이다. 따라서 겔보기비저항 단면도와 수치모델링에 의한 TDS 단면도를 비교한 결과에서도 Xu의 분산지수를 이용하여 설정한 해수침투 범위가 더 적절한 것으로 판단된다. 또한 두 겔보기비저항 단면도를 TDS 현장측정치와 비교하면 겔보기비저항치에 따른 해수침투 범위와도 유사하게 나타난다. 그러므로 TDS 현장측정치 뿐만 아니라 겔보기비저항치에 의한 비교에서도 Xu의 분산지수가 본 연구지역의 수리인자로서 더 적절한 것으로 나타났다.

Neuman의 분산지수는 규모가 커질수록 일정한 비율로 커지는 형태를 보이지만, Xu의 분산지수는 어느 정도 이상의 규모에서는 수렴하는 형태를 나타낸다. 그리고 약 100 m 이하의 규모에서는 두 방법을 이용하여 산출한 분산지수간의 차이가 크지 않으나 그 이상에서는 규모가 커짐에 따라 그 차이도 점점 커진다. 두 분산지수 산정법은 기존의 자료에 대한 회귀곡선을 적용한 것으로서, 규모에 따른 포편타당한 분산지수를 산정하기 위한 방법으로 사용하기에는 이용된 분산지수의 자료가 부족한 상태로 판단된다. 따라서 본 연구에서 적용한 Xu의 분산지수는 본 연구지역의 대수층에 대한 해수침투 범위를 파악하는데 적절한 것으로 판단되며, 만약 다른 큰 규모의 대수층에서는 분산지수에 따른 해수침투 범위의 설정을 연구지역의 수리지질적 특성에 따라 고려할 필요가 있을 것으로 사료된다.

4. 결 론

본 연구에서는 수치모델링을 실시하여 분산지수 차이에 의한 해수침투 범위를 설정하고, 수치모델에 이용된 분산지수가 본 연구지역에 적합한 것인지를 검증하기 위하여 지하수 수질의 현장측정치와 겔보기비저항 단면도에서 설정된 해수침투 범위와 비교하여 다음과 같은 결론을 도출하였다.

1. 관측공과 모니터링 우물에서 측정된 TDS는 종분산지수가 11.77 m일 때의 수치 모델링 결과와 가장 가까운 경향을 나타내므로, Xu의 식이 본 현장에서 분산지수를 결정하는데 적절한 것으로 판단된다.

2. Xu의 분산지수를 이용하여 모사된 TDS 단면도에서 우기인 7월에는 TDS 1000 mg/L 등치선이 해안에서 약 390 m 지점에 위치한다. 이것은 7월이 5월보다 해수침투 범위가 약 90 m 정도 해안쪽으로 이동한 것으로서, 수리경사의 계절적인 변화에 의해서 해수침투 범위가 변한다

는 것을 나타낸다.

3. 5월과 7월에 Xu의 분산지수를 이용하여 모사한 결과, 해안으로부터 약 700 m 이상 떨어진 지점에서는 두 시기의 농도차가 거의 보이지 않는다. 그러나 Neuman의 분산지수를 수치모델에 적용한 결과는 현장측정치 및 Xu의 분산지수에 의하여 모사된 두 시기의 TDS 농도분포와 큰 차이를 나타낸다.

4. 7월의 겔보기비저항치가 5월에 측정된 것보다 전체적인 구간에서 약간 높게 나타나는 것은 6, 7월의 높은 강수량으로 지하수의 함양이 증가함으로써 연구지역의 해수농도가 다소 낮아진 것에 기인하는 것으로 판단된다.

5. 두 시기의 겔보기비저항 단면도에서 해수침투 범위를 추정된 결과는 Xu의 분산지수를 이용한 수치모델링에서 해수침투 범위를 나타낸 것과 매우 유사한 결과를 나타내었다. 그러므로 수리동역학적 모델링에서 분산지수에 따라 해수침투 범위가 차이를 보이는데, TDS 현장측정치 뿐만아니라 겔보기비저항치에 의한 비교에서도 Xu의 분산지수가 더 적절한 것으로 나타났다.

사 사

본 연구는 부경대학교 환경지질연구소(Institute of Environmental Geosciences, Pukyong National University)와 일본 농업공학연구소(National Institute for Rural Engineering, Japan)의 공동연구협약의 일환으로 수행되었으며, 연구에 협조하여 주신 분들께 감사드립니다.

참고문헌

1. Spitz, K., and Moreno J., A practical guide to groundwater and solute transport modeling, John Wiley: New York, 461p. (1996).
2. Gelhar, L. W., Welty, C., and Rehfeldt, K. R., A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, Water Resources Research, **28**(7), pp.1955-1974 (1992).
3. Carabin, G., and Dassargues, A., Development of a coupled flow and transport 3D model for simulating sea-water intrusions in coastal aquifers, Proceedings SWIM 15, Ghent, Vol. **79**, pp.35-42 (1998).
4. Prieto, C., Gotovac, H., Berglund, S., Destouni, G., and Andricevic, R., Israel case study, WASSER report, 55p. (1999).
5. Oude Essick, G. H. P., Salt water intrusion in a three-dimensional groundwater system in the Netherlands: A numerical study, Transport in Porous Media, **43**, pp. 137-158 (2001).
6. Sherif, M. M., Hamza, K. I., Mitigation of seawater intrusion by pumping brakish water, Transport in Porous Media,

- 43, pp. 29-44 (2001).
7. Sorek, S., Borisov, V. S., and Yakirevich, A., A two-dimensional areal model for density dependent flow regime, *Transport in Porous Media*, **43**, pp. 87-105 (2001)
 8. Fein, E., and Schelkes, K., Development of a fast computer code for salt-water/fresh-water movement in large complex heterogeneous three-dimensional groundwater systems: Background, features, and applications, *Proceedings SWIM 15*, Ghent, Vol. **79**, pp. 48-54 (1998).
 9. Sherif, M. M., Singh, V. P., and Amer, A. M., A two-dimensional finite element model for dispersion (2D-FED) in coastal aquifer, *Journal of Hydrology*, **103**, pp. 11-36 (1988)
 10. 대한광업진흥공사, 해남지역 지하수 기초조사 보고서 (2000).
 11. Zohdy, A.A.R., Eaton, G.P. and Mabey, D.R., Application of surface geophysics to ground-water investigations, USGS-TWRI Book 2, Chapter D1 (1974).
 12. Stewart, M., Layton M, and Lizanec T., Application of resistivity survey to regional hydraulic reconnaissance, *Ground Water*, **21**, pp. 42-48 (1983).
 13. 부경대학교, 대연 전화국 연결 통신구 공사로 인한 부경대학교 시설물 피해영향조사 연구(4/4), 168p. (1997).
 14. 정상용, 강동환, 박희영, 심병완, 부산지역 지하수 오염현황 분석을 위한 지구통계 기법의 응용, *대한지질공학회지*, **10**(3), pp. 247-261 (2000).
 15. Cho, B. W., Hydrogeological Characteristics of the Groundwater Resources in the Busan Area, Korea, Ph.D. dissertation, Kyungpook National Univ., 208p. (2001).
 16. Yechieli, Y., Fresh-Saline ground water interface in the western Dead Sea area, *Ground Water*, **38**(4), pp. 615-623 (2000).
 17. 정상용, 심병완, 김규범, 강동환, 박희영, 지구통계 기법을 이용한 영산강 · 섬진강 유역의 지하수 수질특성 연구, *지하수 환경*, **7**(3), pp.125-132 (2000)
 18. Voss, C. I., SUTRA-Saturated Unsaturated Transport, U.S. Geol.Survey Water-Res.Inv.Rept. 84-4369, 409p. (1984).
 19. Harrouni, K. EL, Ouazar, D., and Cheng A. H-D., Finite elements-sharp interface approach and GAs for parameter estimation, *Computer Methods and Water Resources IV*, 269-277 (2000).
 20. Reeves, H. W., Thibodeau, P. M., Underwood, R. G., and Gardner, L. R., Incorporation of Stress Changes into the Ground Water Model SUTRA, *Ground Water*, **38**(1), pp. 89-98 (2000).
 21. Simmons C. T., Narayan, K. A., and Wooding, R. A., On a test case for density-dependent groundwater flow and solute transport models: The salt lake problem, *Water Resources Research*, **35**(12), pp. 3607-3620 (1999).
 22. Oki, D. S., Souza, W. R., Bolke, E. L., and Bauer G. R., Numerical analysis of the hydrogeologic controls in a layered coastal aquifer system, Oahu, Hawaii, USA, *Hydrogeology Journal*, **6**, pp. 243-263 (1998).
 23. McCreanor, P. T., and Reinhart D. R., Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill, *Water Resources*, **34**(4), pp. 1285-1295 (2000).
 24. Bear, J., Cheng, A.H-D., Sorek, S., Ouazar, D., and Herrera, I., *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers-Concepts, Methods and Practices*, Kluwer Academic Publ., 625p. (1999).
 25. Neuman, S. P., Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media, *Water Resources Research*, **26**(8), pp. 1749-1758 (1990).
 26. Xu M., and Eckstein Y., Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale, *Ground Water*, **33**(6), pp. 905-908 (1995).
 27. Pickens, J. F., and Grisak, G. E., Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer, *Water Resources Research*, **17**, pp. 1194-1211 (1981)
 28. Pickens, J. F., and Grisak, G. E., Modeling of scale-dependent dispersion in hydrogeologic systems, *Water Resources Research*, **17**, pp. 1701-1711 (1981)
 29. Sudicky, E. A., and J. A. Cherry, Field observations of tracer dispersion under natural flow conditions in an unconfined sandy aquifer, *Water Pollut. Res. Can.*, **14**, pp. 1-17 (1979).
 30. Wheatcraft, S. W., and Tyler, S. W., An explanation of scale-dependent dispersivity in heterogeneous aquifer using concepts of fractal geometry, *Water Resources Research*, **24**(4), pp. 566-578 (1988).
 31. Holzbecher, E. *Modeling Density-Driven Flow in Porous Media*, New York: Springer-Verlag, 286p. (1998).
 32. Ritzi Jr., R. W., Bukowski, J. M., Carney, C. K., and Boardman, M. R., Explaining the thinness of the fresh water lens in the pleistocene carbonate aquifer on Andros island, Bahamas, *Ground Water*, **39**(5), pp. 713-720 (2001).
 33. Freeze, R. A. and Cherry, J. A., *Groundwater*, Prentice-Hall, 604p. (1979)
 34. Ebraheem, A. M., Senosy, M. M., Dahab K. A., Geoelectrical and hydrogeochemical studies for delineating groundwater contamination due to salt-water intrusion in the northern part of the Nile Delta, Egypt, *Ground Water*, **35**(2), pp. 216-222 (1997).