

## 하수처리장 방류수를 이용한 추적자 시험: 만경강 유역에 대한 사례 연구

김진삼<sup>1,2</sup> · 김강주<sup>1,\*</sup> · 한찬<sup>3</sup> · 황갑수<sup>1</sup> · 박성민<sup>1,4</sup> · 이상호<sup>5</sup> · 오창환<sup>6</sup> · 박은규<sup>7</sup>

<sup>1</sup>군산대학교 토목환경공학부

<sup>2</sup>Groundwater Solutions Inc., Portland, Oregon, USA

<sup>3</sup>(주) 유신 코퍼레이션

<sup>4</sup>수자원연구원

<sup>5</sup>군산대학교 해양학과

<sup>6</sup>전북대학교 지구환경과학과

<sup>7</sup>경북대학교 지질학과

## A Tracer Study on Mankyeong River Using Effluents from a Sewage Treatment Plant

JINSAM KIM<sup>1,2</sup>, KANGJOO KIM<sup>1,\*</sup>, CHAN HAHN<sup>3</sup>, GAB-SOO HWANG<sup>1</sup>, SUNG-MIN PARK<sup>1,4</sup>, SANG-HO LEE<sup>5</sup>  
CHANG-WHAN OH<sup>6</sup> AND EUNGYU PARK<sup>7</sup>

<sup>1</sup>School of Civil and Environmental Engineering, Kunsan National University, Korea

<sup>2</sup>Groundwater Solutions Inc., Portland, Oregon, USA

<sup>3</sup>Yooshin Engineering Cooperation

<sup>4</sup>Water Resources Research Institute

<sup>5</sup>Department of Oceanography, Kunsan National University

<sup>6</sup>Department of Earth and Environmental Sciences

<sup>7</sup>Department of Geology

본 연구에서는 도시하수처리장 방류수를 하천연구용 추적자로 이용할 수 있는지 여부를 검토하였다. 이 같은 연구는 전주하수처리장 처리수 방류지점 하류 12 km구간에 대해서 수행 되었다. 연속 수질조사 결과 당 하수처리장 방류수의 수질은 조사기간 동안 비교적 넓은 범위에서 변화되고 있음이 관찰되었다. 특히 염소이온농도, 황산이온농도, 총양이온농도, 전기전도도 등과 같은 변수들은 하수처리장 방류수에서의 수질변화 양상이 방류지점 하류의 관측지점들에서도 시간차이를 두고 순차적으로 관찰되었으며, 이러한 관측결과를 바탕으로 하천의 유속(v), 유량(Q), 수리분산계수(D) 값을 유추해 낼 수 있었다. 본 연구를 위해서는 1차원 비반응성 이산-분산 모델을 자동최적화 기법으로 역산하는 방법이 이용되었다. 이 같은 방법을 통하여 추산된 최하류 지점의 유량은 조사기간동안 6.4에서 9.0 m<sup>3</sup>/sec까지 변화되는 것으로 나타났다. 유속은 조사구간내에서 0.06에서 0.10 m/sec까지, 수리분산계수는 0.7에서 6.4 m<sup>2</sup>/sec까지 변화되는 것으로 나타났다. 본 연구결과는 대도시의 대규모하수처리장이 수문연구에 적합한 추적자들을 제공해줄 수 있다는 점을 보여 주는 것이다.

We investigated the possibility of using effluents from a municipal sewage treatment plant (STP) as tracers a tracer for hydrologic studies of rivers. The possibility was checked in a 12-km long reach downstream of Jeonju Municipal Sewage Treatment Plant (JSTP). Time-series monitoring of the water chemistry reveals that chemical compositions of the effluent from the JSTP are fluctuating within a relatively wide range during the sampling period. In addition, the signals from the plant were observed at the downstream stations consecutively with increasing time lags, especially in concentrations of the conservative chemical parameters (concentrations for chloride and sulfate, total concentration of major cations, and electric conductivity). Based on this observation, we could estimate the stream flow (Q), velocity (v), and dispersion coefficient (D). A 1-D nonreactive solute-transport model with automated optimization schemes was used for this study. The values of Q, v, and D estimated from this study varied from 6.4 to 9.0 m<sup>3</sup>/sec (at the downstream end of the reach), from 0.06 to 0.10 m/sec, and from 0.7 to 6.4 m<sup>2</sup>/sec, respectively. The results show that the effluent from a large-scaled municipal STP frequently provides good, multiple natural tracers for hydrologic studies.

**Keywords:** Tracer Study, Mankyeong River, Effluents from a Sewage Treatment Plant, Saemangeum, Conservative Tracer

\*Corresponding author: kangjoo@kunsan.ac.kr

## 서 론

용존 물질은 물과 거의 흡사한 물리적 특성을 갖기 때문에 수문학적 연구에 유용하게 이용될 수 있으며, 실제로 이와 같은 연구는 아주 오래전부터(1850년대) 수행되어 왔다(Spencer and Tudhope, 1958). 추적물질은 용질의 유하속도 결정(Buchanan, 1964; Taylor *et al.*, 1986; Kilpatrick *et al.*, 1989), 하천의 유량 계산(Kilpatrick and Cobb, 1985), 하천의 공기순환주기 측정(Rathbun *et al.*, 1977; Kilpatrick *et al.*, 1989), 분산계수 측정(Feurstein and Selleck, 1963; Kilpatrick and Wilson, 1989; Jobson, 1996), 용존 오염물질의 이동에 대한 시뮬레이션(Bailey *et al.*, 1966; Yotsukura and Kilpatrick, 1973; Kilpatrick and Taylor, 1986; Kilpatrick, 1993) 등에 다양하게 적용되어 왔다. 그러나 위에 열거한 사례들은 하천에 인위적으로 추적물질을 주입하여 수행된 연구들이기 때문에 그 같은 연구를 위해서는 추적물질 주입을 위한 추가적인 노력이 필요한 실정이다. 때문에 몇몇 과학자들은 유사한 연구에 있어서 자연상의 추적물질을 이용하는 것에 대한 가능성을 제시하기도 하였다(Martin and McCutcheon, 1998). 아직까지 자연추적자를 이용한 비슷한 연구 사례는 거의 없는 실정이다. 자연추적자를 이용한 연구가 광범위하게 사용되어지지 않았던 큰 이유는 하류에서의 시간에 따른 농도변화가 매우 작거나, 자연추적물질의 농도와 배경농도의 차이가 추적연구를 수행할 수 있을 만큼 크게 나타나지 않기 때문이라고 볼 수 있다. 따라서, 성공적인 추적자 연구를 위해서는 하류지점에서 추적물질의 농도 변화가 인식될 수 있어야 할뿐만 아니라, 유입되는 추적용액과 배경하천수 사이에는 충분한 농도차이가 있어야 한다.

본 논문에서는 대도시 하수처리장(STP; Sewage Treatment Plant)의 2차처리수와 함께 방류되는 몇 종의 무기 화학종들을 이용하여 인위적 추적자시험에서와 비슷한 연구를 수행할 수 있음을 소개하고자 한다. 일반적으로 하수처리장 방류수의 주요 무기화학종의 농도는 일반 하천수에서의 농도보다 현저하게 높게 나타난다. 대도시 하수처리장 방류량은 때때로 하천유량의 상당한 부분을 차지하기 때문에 하수처리장 하류하천에서의 무기 화학종 농도는 주로 방류수와 혼합에 의해서 조절된다(Bradely *et al.*, 1995; Kim *et al.*, 2002). Kim *et al.*(2002)의 연구에서는 배경하천수와 비교해서 매우 높은 방류수의 Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 총 주요 양이온(Scation: Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> + Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup>의 당량)의 농도와 전기전도도(EC)값이 관찰됐고, 이러한 화학종들이 본 연구구간에서 매우 강한 보존성이 있음을 보여주었다. 그들은 이러한 무기화학종이 하천의 유량과 화학적 변화에 대한 지시자로 사용될 수 있다고 주장하였다. 본 연구는 Kim *et al.*(2002)의 연구를 확장, 발전시킨 것이라고 할 수 있다. 이전의 연구는 연구지역 하천수와 유입수에 대한 동시시료채취를 통하여 유입수의 혼합에 따른 수질변화로 유량을 측정하였으며, 이 같은 방법은 상류 유입수의 수질 및 유량이 급격하게 변화하면 측정된 유량에 심각한 오차가 포함될 수 밖에 없다. 이에 대한 보다 구체적인 논의는 Kim *et al.*(2002)을 참조하기 바란다. 그러나, 이와 같은 기존연구의 한계는 연속관측자료를 이용하면 극복될 수 있으며, 동시시료채취(snapshot sampling)자료로는 얻을 수 없는 추가적인 정보(유속 및 수리분산계수)도 얻을 수 있을 것으로 판단된다. 즉, 인위적인 추적자시험법에서 처럼 전체적인

농도의 희석정도로는 유입수의 유량(Q)을 알아낼 수 있고, 상류하천의 수질변화 양상이 하류에서 나타날 때까지의 시간으로는 유속(v)을, 그리고 상류하천의 수질 피크(peak)가 하류에서 분산되어 나타나는 양상으로는 하천의 수리분산계수를 알아낼 수 있다.

본 연구의 목적은 하수처리장 방류지점 하류하천수의 무기화학종에 대한 연속관측자료를 이용하면 하천의 유량(Q) 뿐만 아니라, 유속(v)과 수리분산계수(D)와 같은 다양한 변수들을 결정하는데 사용될 수 있음을 보여주는 것이다. 본 연구를 위해서 기존 연구(Kim *et al.*, 2002)와 동일한 연구지역에서 전주하수처리장(JSTP; Jeonju Sewage Treatment Plant) 하류 하천의 무기화학종 농도를 연속적으로 관측하였으며, Q, v, 및 D와 같은 값을 추정하기 위하여 간단한 1차원 비반응성 ADE (advective-dispersive equation) 모델이 이용되었다.

## 연구지역

본 연구는 만경강과 그 지류인 전주천을 따라서 약 12 km의 범위에 대하여 수행되었다(Fig. 1). 만경강은 한반도의 내륙에서 황해를 향하여 서쪽으로 흐르고, 비교적 작은 집수구역(1602 km<sup>2</sup>)을 갖는다. 만경강과 그에 인접한 동진강의 하류에는 새만금사업의 일환으로 총 33 km에 이르는 방조제공사가 진행 중에 있다. 본 사업이 완료되면 283 km<sup>2</sup>의 새로운 토지와 118 km<sup>2</sup>의 면적을 갖는 거대한 담수호(새만금호)가 둑 안쪽에 형성되게 된다.

본 연구구간에는 두 개의 지류(고산천, 익산천)와 5개의 배수구(E1, E2, HI, SR2, SR3), 그리고 두 개의 수문(SR1, HJ)으로부터 물이 유입되고 있다(Fig. 1). 고산천은 전주시 북쪽 경계에서 전주천과 합류되어 만경강을 형성한다. 고산천과의 합류지점 근처에서는 상대적으로 수질이 좋은 고산천 물을 농업용수로 사용하기 위하여 고산천과 전주천 사이에 너비 약 2.5 m, 길이 약 1.3 km에 이르는 제방이 축조되어 있다. 본 제방은 자갈과 직경이 약 30 cm 정도의 불규칙한 형태의 사석으로 축조되어 있으며, 이처럼 투수성이 높은 제방재료로 인하여 대부분의 고산천 물은 제방을 통과하여 수위가 약 2 m 정도 낮은 전주천 쪽으로 유입되고 있다. 저수된 고산천 물의 다른 한 부분은 제방의 북쪽 끝에 위치한 농수로를 따라 수문 SR1을 통과하여 만경강으로 유출되기도 한다(Fig. 1). 익산천은 집수구역 안에 많은 축수들이 밀집되어 있어 만경강 지류 중에서 가장 좋지 않은 수질을 보이고 있다. 전주하수처리장은 전주시의 북쪽 끝 근처의 전주천 변에 위치하고 있다(Fig. 1). 본 처리장에서는 약 3.6 m<sup>3</sup>/sec의 2차 처리수를 전주천으로 방류하고 있다. 이밖에도 SR2와 HI에서도 삼례공단폐수처리장과 맥주공장에서부터 발생한 1차처리수가 본 연구구간으로 방류되고 있다. 그러나 이들 지점에서 방류되는 양은(SR2 약 0.07 m<sup>3</sup>/sec, HI 약 0.12 m<sup>3</sup>/sec) 전주하수처리장 방류량의 3%에도 미치지 못한다. 연구기간 동안 다른 배수구와 수문에서는 농업용수(E1, E2, HJ) 또는 하수(SR3)가 방류되고 있었는데, 이는 SR2에서 방류되는 양보다 훨씬 적은 양이었다.

연구지역의 지형은 전반적으로 평야지역에 해당된다. 토지이용 상황은 하수처리장 상류에서는 주로 도심 및 공단이 형성되어 있고, 하류 쪽에는 주로 농경지를 이루고 있다. 연구지역 기후는 온도가 높고 습한 여름과, 춥고 건조한 겨울로 특징된다. 연간 강우량은

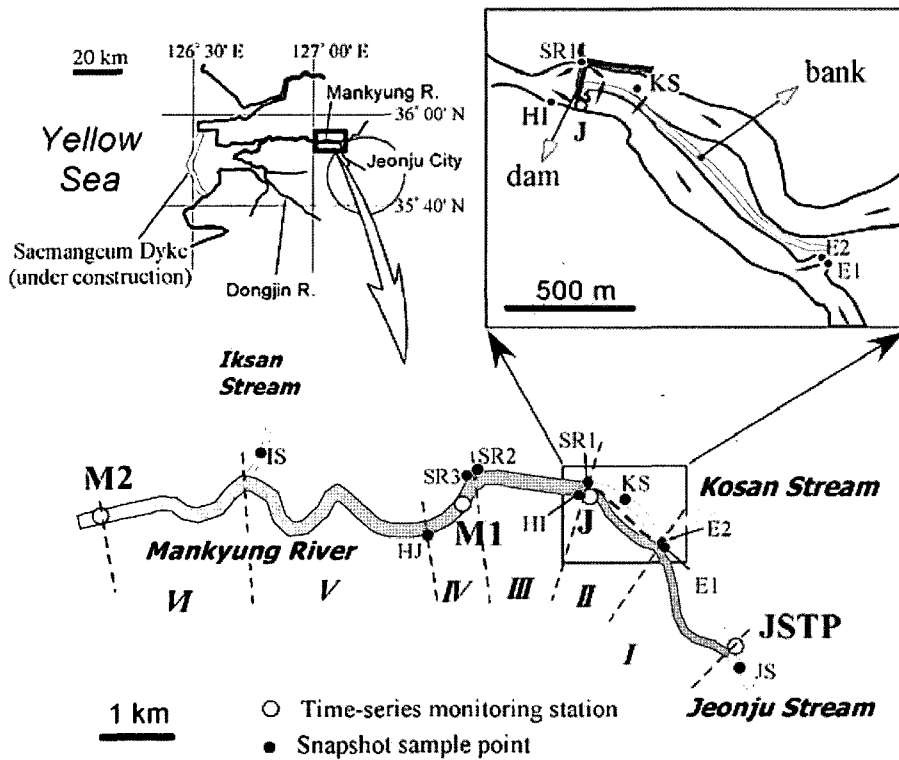


Fig. 1. Study area and sampling stations. Open circles represent the time-series monitoring stations, and solid circles the snapshot sample points. Roman numbers represent sub-reaches, for which flow velocities and dispersion coefficients were estimated in this study.

평균 1,250 mm 정도이고, 이 중 70% 이상이 6월에서 9월에 집중되며, 월평균 기온은 1월 -0.6°C에서 8월 25.7°C까지 변화한다.

연구 방법

수질조사

본 연구에 필요한 수질 자료를 얻기 위하여 1999년 11월 19일부터 11월 22일까지 수질조사를 수행하였다. 수질조사기간 동안 전주하수처리장 방류수의 방류지점과 그 하류의 세 지점(J, M1, M2)에서 3시간 간격으로 연속적인 모니터링을 수행하였다. 또한 연구지역으로 흘러 들어오는 모든 유입수 및 방류수들에 대하여는 연속관측기간 중 1회수질을 관찰하였다. 연속관측 지점인 J, M1, M2는 방류지점에서 각각 3.3 km, 5.5 km, 11.3 km 하류에 위치하고 있다. J지점은 전주천 하류 끝단에 위치하고 있으며, 인접한 방류구들(HI, SR1) 보다 약 100 m상류에 위치하여 이들의 영향은 받지 않는 지점이라고 할 수 있다(Fig. 1). 조사기간 동안 M1지점 근처에서는 만경강을 가로지르는 호남고속도로 교량을 보강하는 공사가 진행되고 있었으며, 그 공사를 위하여 임시로 건설된 가교가 설치되어 있었다. 이로 인하여 만경강 M1지점 북측 가장자리에는 유속이 매우 느린 웅덩이가 형성되어 있었다. 본 수질조사기간 동안 우리는 그 웅덩이에 시멘트 폐기물들이 폐기되어 있는 것을 관찰할 수 있었다. 연속관측이 진행된 M1지점은 이 웅덩이의 직하류에 위치하기 때문에 M1지점에서의 만경강 수질은 시멘트 폐기물들에 의하여 어느 정도 영향을 받았을 것으로 추측된다.

시료는 하천에 들어가서 직접 채취하거나, 다리 위에서 반동채수기를 사용하여 채취하였다. 수질분석은 주요음이온(Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), 주요양이온(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>), alkalinity, 온도, pH, EC

등의 항목에 대해 수행되었다. 채취된 시료는 0.45 μm 멤브레인 필터를 사용하여 여과한 후에 분석 항목별로 나누어 4°C 이하에서 보관하였다. 실험실 분석용 시료는 시료병을 채취 대상이 되는 물로 적어도 3회 이상 세척한 후에 담아 보관하였다. 하천수 수질이 형적으로 균질하지 않을 경우를 감안하여 하천수 시료 채취시에는 각 지점별로 하천을 가로질러 최소 3개에서 최대 5개의 시료를 채취하여, 같은 비율로 혼합하는 방법으로 이루어졌다. 주요 양이온 분석용 시료(100 ml)들은 초순수질을 1 ml 첨가하여 분석 시까지 보관하였다. Alkalinity는 실험실에 돌아온 즉시 Gran Titration법을 사용하여 수행하였고, 주요음이온(Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)은 이온 크로마토그래피(DIONEX, DX-500)를 이용하여, 그리고 주요 양이온은 원자흡광분광분석기(UNICAM 930)를 사용하여 분석하였다. 본 분석 결과의 이온균형오차(ion balance error)는 ±5%이내로 나타났다.

유량, 유속 및 수리분산계수 측정방법

본 연구에서는 수질조사 결과에서 관찰된 보존성 화학종들의 농도 변화곡선에 일차원비반응성 ADE 모델의 결과를 자동적으로 일치시키는 방법으로 하천의 유량(Q), 유속(v), 수리분산계수(D)를 역으로 추정하였다. 다음은 1차원 비반응성 이산-분산식이다.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

- C: 농도
- D: 수리분산계수
- x: 물이 흘러간 거리
- t: 시간

본 연구에서는 Van Genuchten and Alves(1982)의 해석해가 사용되었고, 연구지역으로 유입되는 유입수들과의 혼합에 의하여 농도가 변화되는 것을 고려하기 위해 아래의 혼합공식을 위의 모델에 연결시켰다.

$$Q_3 = Q_1 + Q_2$$

$$C_3 \cdot Q_3 = C_1 \cdot Q_1 + C_2 \cdot Q_2$$

위식에서 Q와 C는 각각 유량과 농도를 나타내며, 아래첨자 '1'은 유입수를, '2'는 유입수 유입이전의 하천수를, 그리고 '3'은 유입 이후 하천수를 의미한다. Q, v, D의 추정은 Press *et al.*(1992)에 소개되어있는 자동 다변량 최적화기법(automated multivariate optimization method)를 기초로 이루어졌다.

**결론 및 토의**

**수질조사결과**

Fig. 2는 전주하수처리장 방류수에 용존되어 있는 무기화학종들의

의 시간별 농도변화와 그 하류하천에서의 변화양상을 나타낸 것이다. 수질조사 기간 동안 전주하수처리장 방류수의 화학적 조성은 상대적으로 넓은 범위에서 변화한 것으로 나타났다. 하류관측 지점에서의 보존성 화학종들(Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Σ cation, EC)의 농도변화는 하수처리장 방류수의 수질변화양상을 약간의 시차를 두고 상당히 잘 따르고 있었다. 이것은 전주하수처리장의 방류수가 그 하류하천수질을 거의 결정하고 있음을 지시하는 것이라고 할 수 있다. 또한 방류수의 Cl<sup>-</sup>, Σ cation, EC의 농도변화 곡선들은 거의 유사한 변화양상을 보인 반면, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 이들과는 다른 변화양상을 보여주었다. 전주하수처리장 방류수의 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 농도는 전주 시내에 위치하는 대규모의 종이공장에서 흘러나오는 폐수에 의해 영향을 받았을 것으로 생각된다. 그리고, 하수처리장 방류수와 하류하천수의 농도 변화 곡선들 사이의 반응지체 시간은 거의 일정한 것으로 나타나고 있었는데, 이는 수질조사 기간 동안 하천의 유속에 거의 변화가 없었음을 지시한다. 반응성 화학종으로 알려져 있는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity의 농도 변화곡선은 하류에서의 변화양상이 전주하수처리장 방류수의 변화양상과는 매우 다르게 나타났는데, 이는 이들 화학종들이 하천에 유입된 후 하류로 흘러감에 따라 여러 가

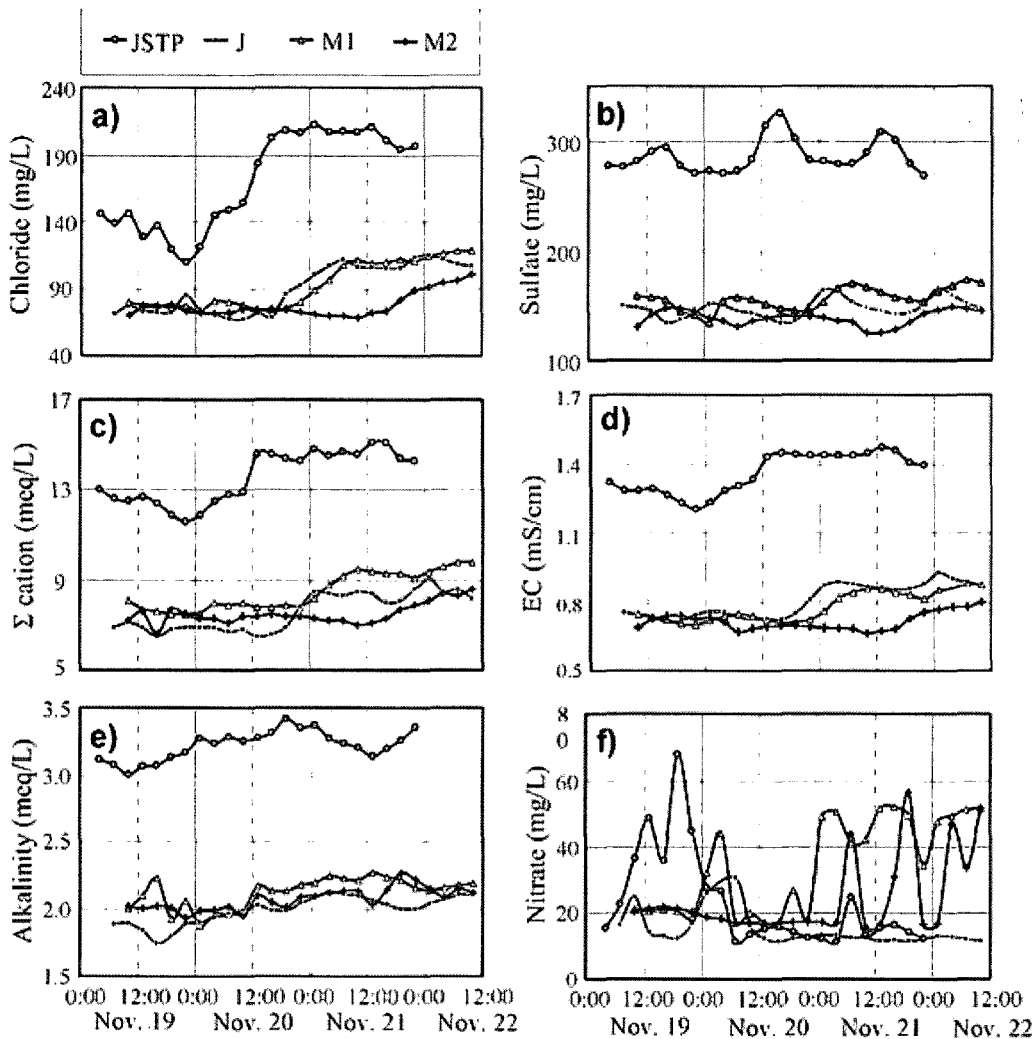


Fig. 2. Chemical variation of JSTP effluent and response curves observed at downstream stations: chloride (a), sulfate (b), total cation (c), EC (d), alkalinity (e), and nitrate (f).

지 화학반응에 의하여 변화되고 있음을 보여주는 것이다.

본 수질조사 결과, 홍수기에 수행되었던 선행연구(Kim *et al.*, 2002) 결과와는 달리 M1지점의 농도가 그 상류인 J지점의 농도보다 약간 높은 값을 보였다. 이와 같은 현상은 조사시기의 하천 유량차이 때문으로 판단된다. 본 연구는 과거 연구와는 달리 갈수기에 수행되었으며, 이때의 고산천과 SR1의 유량이 과거에 비하여 매우 작았다. 이 때문에 매우 높은 농도를 보이는 SR2와 HI역할이 이전의 연구에 비해 더욱 컸을 것으로 생각된다.

류구간의 Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Σ cation, EC의 농도는 거의 전적으로 하수처리장 방류수와 혼합에 의하여 결정된다는 것을 보여준 바 있다. 따라서, 본 연구에서는 하류하천에서 관찰된 이들 항목들을 모델 보정대상으로 사용하였다. 그러나, EC와 이온강도의 관계는 엄밀히 말하면 선형이 아닌 포물선의 관계를 보이기 때문에(Wu *et al.*, 1987; Jasper, 1988; Eaton *et al.*, 1995), 본 연구에서는 이온강도와 비례관계를 이룰 수 있도록 현장에서 측정된 EC값을 선형화한 후 모델에 이용하였다. EC의 보정은 다음의 식을 이용하여 수행되었다.

**하천의 유량, 유속 및 수리분산계수 추정**

**모델링 및 결과:** 선행연구(Kim *et al.*, 2002)에서 하수처리장 하

$$EC^* = EC + EC^{1.591} \times 10^{-3.146}$$

**Table 1.** Water analysis results and a comparison of the estimated discharges with the previous study (Kim *et al.*, 2002). Numbers in parenthesis are the model-sought, optimum concentrations to simulate the observed response curves (Fig. 2a-d).

Sample Point	pH	EC (mS/cm)	EC* (mS/cm)	Σ cation (meq/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Alkalinity (meq/L)	Discharge (m <sup>3</sup> /sec)	
									Kim <i>et al.</i> (2002)	This study <sup>d</sup>
JS	7.07	0.275	0.280 (0.32)	2.03	16.1	19.4	9.4	0.963	3.12 <sup>c</sup>	1.95-3.22
E1	6.91	0.247	0.252	1.70	9.7	16.4	11.8	0.875	0.17 <sup>b</sup>	0.0001
E2	7.60	0.349	0.36	2.66	19.4	26.8	15.5	1.23	0.14 <sup>b</sup>	0.005
KS	8.43	0.214	0.218 (0.25)	1.67	9.5	16.7	12.2	0.852	3.07 <sup>c</sup>	0.65-1.43
HI	8.59	1.37	1.44 (1.64)	13.6	46.1	17.7	31.6	13.35	0.12 <sup>a</sup>	0.13
SR1	6.77	0.241	0.246	1.98	17.5	19.3	10.8	0.967	-	0.03
SR2	8.01	4.81	5.33 (9.9-10.7)	51.2 (111-120)	788 (737-799)	485 (1293-1399)	441	4.99	0.07 <sup>a</sup>	0.03-0.08
SR3	7.56	0.694	0.718	5.59	98.7	24.2	1.7	3.22	< 0.03 <sup>b</sup>	0.001
HJ	7.67	0.345	0.353	3.34	35.3	20.5	15.1	1.64	-	0.0004
IS	7.41	0.463	0.475 (0.27-0.59)	3.36 (1.94-5.00)	30.5 (15.3-80.4)	33.7 (7.05-140)	31.6	2.50	-	0.93-1.69

<sup>a</sup>From each wastewater treatment plant (Samrye WTP and the WTP of The Hite a beer company).

<sup>b</sup>Directly measured.

<sup>c</sup>Chemically estimated based on snapshot sampling

<sup>d</sup>Estimated from the response curves of the conservative chemicals (Fig. 2a-d)

**Table 2.** Model conditions used for Q, v, and D estimation. Only conservative chemical parameters (concentrations of chloride and sulfate, Σ cation, and EC\*) were used for this estimation.

PARAMETER	MODEL CONDITION
C <sub>JSTP</sub> , Q <sub>JSTP</sub>	- specified with the measured data (Fig. 2a-d for C <sub>JSTP</sub> ) - Q <sub>JSTP</sub> data are from the database of the JSTP - time varying
C <sub>JS</sub> , C <sub>E1</sub> , C <sub>E2</sub> , C <sub>SR1</sub> , C <sub>SR2</sub> , C <sub>SR3</sub> , C <sub>HJ</sub> , C <sub>KS</sub> , C <sub>HI</sub> , C <sub>IS</sub>	- specified with the measured value (Table 1) <sup>†</sup> - constant over time
C <sub>IS</sub> , C <sub>SR2</sub>	- set the model to seek the optimum values (subject to the optimization) - assumed as time varying
Q <sub>E1</sub> , Q <sub>E2</sub> , Q <sub>SR1</sub> , Q <sub>SR3</sub> , Q <sub>HI</sub> , Q <sub>HJ</sub>	- subject to the optimization - constant over time
Q <sub>JS</sub> , Q <sub>KS</sub> , Q <sub>SR2</sub> , Q <sub>IS</sub>	- subject to the optimization - time varying
D, v	- subject to the optimization - assumed as constant over time in each sub-reach (Fig. 1)
C <sub>J</sub> , C <sub>M1</sub> , C <sub>M2</sub>	- used as target parameters - time varying - measured (Fig. 2a-d)

<sup>†</sup>EC\* for JS, KS, and HI, and Σcation for HI were subject to the optimization

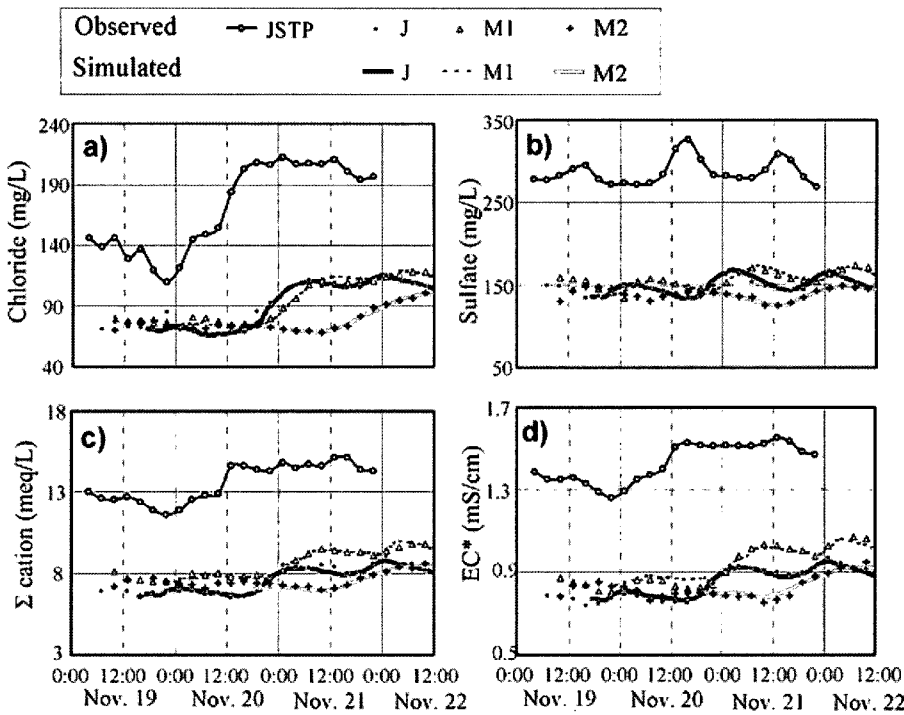


Fig. 3. Simulated response curves superimposed on the observed ones: chloride (a), sulfate (b), total cation (c), and EC\* (d).

위 식은 다양한 농도의 KCl용액의 EC값(Eaton *et al.*, 1995)을 근거로 유도하였다. 선형화 된 값과의 차이는, 낮은 농도범위에서의 이온강도와 EC 사이의 기울기를 높은 영역까지 외삽하여 구하였다. 연구지역내 각 유입수들에 대한 보정 EC 값(= EC\*)은 Table 1에 일부 나타내었으며, 이들 값들이 본 모델에 이용되었다.

Q, v, D추정에 사용된 입력 조건들은 Table 2에 요약되어 있으며, 본 논문에서 Q<sub>KS</sub>는 제방을 통과하여 전주천으로 유입되는 고산천 유량만을 의미한다는 점을 미리 밝혀둔다. 본 모델에서는 JSTP, SR2, IS의 유량과 유입농도가 시간에 따라 변화하는 것으로 가정했으며, 반면 상대적으로 농도가 낮은 JS, KS 등은 단지 유량만 시간에 따라 변화하는 것으로 가정하였다. 유량이 많지 않거나 농도가 낮은 다른 유입수들에 대하여는 유량과 농도가 모델 기간 동안 일정하다고 가정하였으며, 전주하수처리장의 시간별 유량자료(JSTP, unpublished data)와 C<sub>JSTP</sub>(Fig. 2), 1회 조사로 얻어진 각 유입수의 수질자료(Table 1) 등이 본 모델의 초기입력자료로 사용되었다. 본 연구에서는 SR2와 IS의 농도, 그리고 Q<sub>JSTP</sub>를 제외한 모든 유입수들의 유량, 유속, 용질확산계수 등이 모델에 의해 자동적으로 산출되도록 하였다. 시간에 따른 C<sub>SR2</sub>와 C<sub>IS</sub> 값은 제한된 범위 내에서 수질이 변화하도록 설정되었으며, 또한 SR2와 IS의 Σcation과 EC\*는 서로 화학적인 상관관계가 있기 때문에

이들 두 값은 서로 동시에 변화하도록 설정하였다. 그러나 Cl<sup>-</sup>와 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 독립적으로 변화하도록 설정하였다. HI의 EC\*와 Σcation, JS의 EC\*, KS의 EC\* 역시 모델이 스스로 최적 값을 찾아가도록 하였다. 하류지역의 유속과 확산계수는 항상 일정하다고 가정하였다.

Fig. 3은 본 모델을 통하여 모사된 보존성 화학종들의 농도변화와 관측된 농도변화를 나타낸 그림이다. 모사된 농도변화는 관측된 농도변화와 잘 일치하고 있었으며, %RMS error는 전체적으로 3% 이내로 나타났다(Table 3). J 지점의 Cl<sup>-</sup>에 대해서는 다소 높은 %RMS error를 보였으나, 이는 모사된 값보다 현저하게 높은 값을 보이는 단지 2개의 관측 값 때문이다. 이들 두 개의 관측값을 무시 하였을 경우, J 지점의 Cl<sup>-</sup>에 대한 %RMS error는 2%이하로 나타났다.

모델에 의해 산출된 유입수의 농도와 유량은 Table 1, Fig. 4, Fig. 5에 제시하였다. 모델로 찾아진 대부분의 유입수 농도는 관측된 값들과 거의 비슷한 수치들을 보였으나, SR2의 결과에서는 관측된 값에 비하여 EC\*, Σcation, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 값들이 매우 높게 나타나고 있었다(Table 1). 이와는 달리, 모델이 찾아낸 SR2의 Cl<sup>-</sup> 농도는 관측된 값과 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. SR2에서 관측된 농도값과 모델이 찾아낸 값 사이에 현저한 차이를 보이는 것은 MI지점 직상류에 투기되어 있던 시멘트 폐기물과 관계가 있

Table 3. Root mean square errors expressed in percent<sup>†</sup> with respect to the observed values.

	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Σ cation	EC	Alk	NO <sub>3</sub>
J	4.91	2.32	2.26	1.68	2.50	25.9
M1	3.17	2.23	1.51	2.68	7.28	78.1

$$^{\dagger}\%RMS = (1/n * \sum p^2)^{1/2}$$

$$\text{where, } p = [(C_o - C_s) * 2 / (C_o + C_s)] * 100$$

C<sub>o</sub>=observed concentration

C<sub>s</sub>=simulated concentration

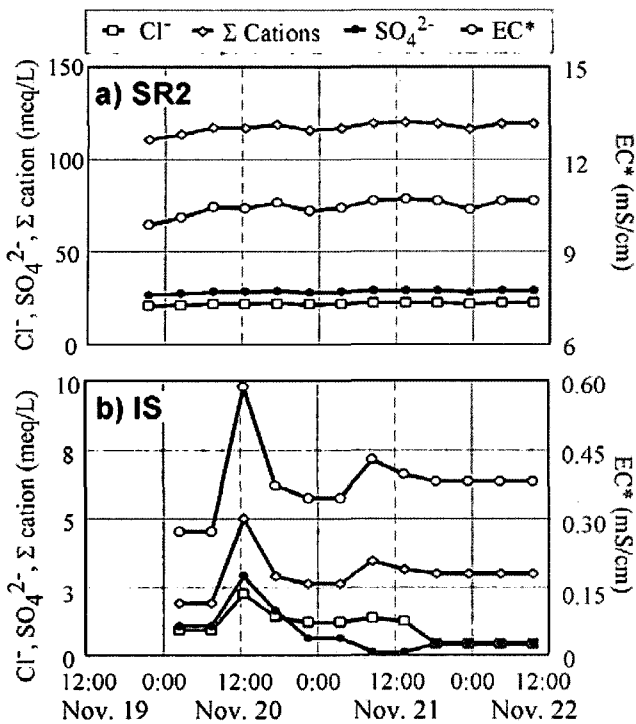


Fig. 4. Model-sought levels of the conservative chemical parameters for SR2 (a) and IS (b), which are optimum for simulation of the response curves.

는 것으로 추측된다. 즉, 시멘트의 주요구성성분인 CaO, CaSO<sub>4</sub> 같은 물질들이 물에 용해되면서 EC\*, Σcation, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 값이 크게 상승된 반면, Cl<sup>-</sup>의 농도는 시멘트의 용해에 의해 거의 영향을 받지 않기 때문에 두 값이 거의 비슷하게 나타난 것으로 생각된다. 모델로 찾아진 농도 값들의 시간별 변화양상을 보여주고 있는 Fig. 4는 SR2의 수질이 조사기간 동안 거의 일정한 상태를 유지 하였던 반면, IS는 상대적으로 넓은 범위에서 변화하였음을 보여 주고 있다. 그런데, 모델이 모사한 IS의 수질 값을 자세히 관찰하여 보면, 단지 EC\*와 Σcation만이 동시에 변화하도록 설정되었음에도 불구하고 모든 항목들이 매우 유사한 양상으로 변화하는 것으로 나타났다. 이 같은 변화양상은 본 모델의 신뢰성을 부분적으로 지시해주는 것이라고 할 수 있다. 즉 전주하수처리장의 방류수에서 우리가 관찰했던 것처럼(Fig. 2) Cl<sup>-</sup>와 EC(또는 Cl<sup>-</sup>와 Σcation)는 경우에 따라 매우 밀접한 상관관계를 가질 수 있기 때문이다 (Lloyd and Heathcote, 1985).

모델결과, SR2의 유량이 0.03에서 0.08 m<sup>3</sup>/sec 사이에서 변화하는 것으로 보여주었는데, 이는 삼례처리장에서 보고한 값과 거의 유사한 값이다(Table 1, Fig. 5a). JS에 대하여 산출된 유량은 우리가 예상했던 것보다 넓은 범위에서 변화한 것으로 나타났다 (1.95~3.22 m<sup>3</sup>/sec). 그러나, 전체적으로는 동시시료채취법으로 수행된 선행연구(Kim *et al.*, 2002; Table 1) 결과보다는 작은 값을 보였으며, 이는 전술한 것처럼 수질 조사 시기의 차이 때문으로 판단된다. 전주천 상류지역에는 3개의 상수도 취수장이 존재하고 있으며, 이들로부터 상당량의 전주천 물이 취수되고 있기 때문에 QJS의 넓은 일변화는 아마도 전주시의 물 사용을 반영하고 있는

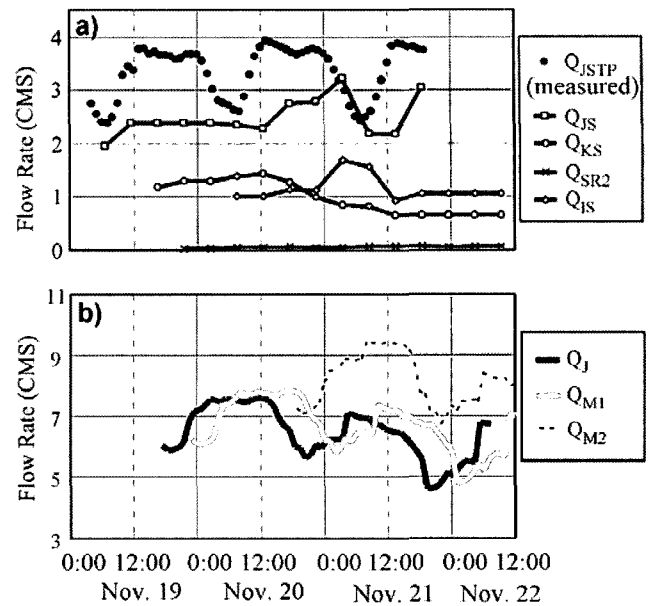


Fig. 5. Estimated discharges of various inflows (a), and those at the downstream monitoring stations (b) (CMS=m<sup>3</sup>/sec).

Table 4. Estimated flow velocities and dispersion coefficients in each sub-reach (See Fig. 1 for location of the sub-reaches).

Sub-reach	Length (m)	v (m/sec)	D (m <sup>2</sup> /sec)
I	2000	0.087	6.98
II	1300	0.059	19.7
III	1900	0.100	24.1
IV	850	0.100	64.3
V	2950	0.069	12.2
VI	2250	0.102	12.2

것으로 생각되어진다. 고산천에서 제방을 통하여 전주천으로 유입되는 양은 1.43에서 0.65 m<sup>3</sup>/sec까지 꾸준히 감소하는 경향을 보였는데, 이것 또한 Kim *et al.* (2002)의 보고한 값(3.07 m<sup>3</sup>/sec)에 비해서는 상당히 작은 양이었다. 유사시간을 고려하여 모든 유입수들의 유량을 더하는 방법으로 추정된 J, M1, M2지점에서의 하천유량은 Q<sub>JSTP</sub>와 유사한 경향으로 변화하는 것으로 나타났다(Fig. 5b). 이는 전주천과 만경강 유지용수로서의 전주하수처리장 방류수의 중요성을 지시하는 것이라고 할 수 있다. 본 모델의 결과는 조사기간 동안 전주하수처리장 방류수가 만경강 M2지점 유량의 최대 80%를 차지하고 있음을 보여주고 있었다. 모델에 의하여 산출된 유속과 수리분산계수 값들을 Table 4에 제시하였다. 전주하수처리장 하류지역 유속은 구간별로 0.06에서 0.10 m/sec까지 변화하는 것으로 나타났으며, 수리분산계수는 0.7에서 6.4 m<sup>2</sup>/sec의 범위까지 변화하는 것으로 나타났다. 이 같은 수리분산계수 값들은 비슷한 조건의 다른 하천에서 보고된 것들과 유사한 값이라고 할 수 있다(Fischer *et al.*, 1979). 그러나 IV구간(Fig. 1)에서는 다른 구간들(0.7~2.4 m<sup>2</sup>/sec)에 비해 현저히 높은 수리분산계수값(6.4 m<sup>2</sup>/sec)을 보여주었다(Table 4). 이는 M1지점근처의 교량보강공사와 다른 구간에 비하여 비교적 많은 모래톱과 정체구간이 존재하고 있는 IV구간의 하천상태와 관련이 있을 것으로 생각된다.

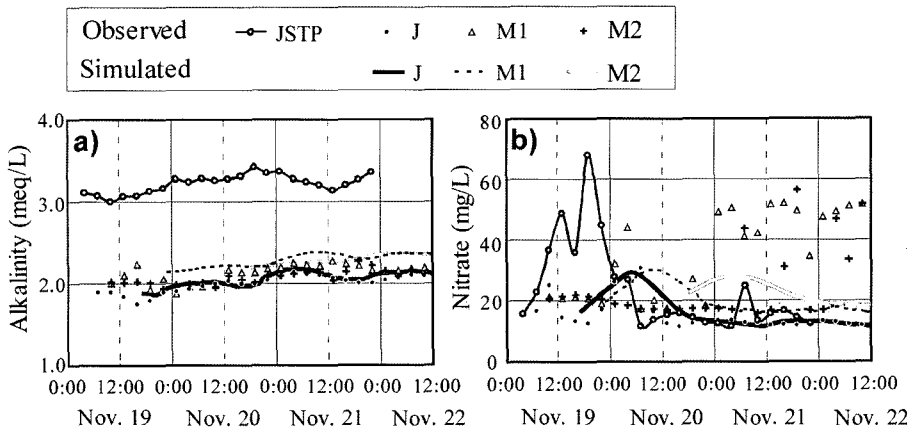
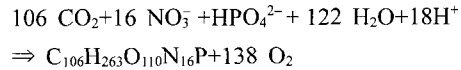


Fig. 6. Simulated response curves superimposed on the observed ones: alkalinity (a) and nitrate (b).

**반응성 화학종들의 거동**

반응성 화학종들인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity에 대해서는 정방향 모사 (forward simulation)를 수행하여 보았다. 이 모사는 이들 반응성 화학종들이 보존적이라는 가정하에 수행되었다. 보존성 화학종들을 이용하여 산출된 Q, v, D 값들을 본 모사의 입력자료로 사용하였다 (Table 1, 4; Fig. 4, 5). 수질조사 기간 동안 JSTP를 제외한 모든 유입수들의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity 농도는 단지 한 차례 측정되었으므로, 본 모사에서는 이들의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity 값들이 모사기간 동

안 일정한 상태를 유지하였다고 가정하였다. 예상대로 모사된 반응곡선은 관측된 반응곡선과 현저한 차이를 보였다 (Fig. 6, Table 4). 이는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity가 광합성/호흡작용, 탈질반응, 유기물질의 분해와 같은 다양한 화학반응에 관계되었기 때문으로 생각된다 (Kim *et al.*, 2002). 그러나 하류하천 중 최상부인 J지점에서는 관측된 값과 모사된 값의 차이가 일변화 양상을 보여주었다 (Fig. 7a). Δalkalinity (= 관측값-모사값)의 변화양상은 pH의 변화양상과 유사하게 나타났다. pH와 Δalkalinity 모두 오후에 최대치를, 자정에서 몇 시간이 지난 후에 최저치를 보여주었다. 그러나, ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 이와는 반대의 양상을 보여주었다. Δalkalinity, ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pH의 이 같은 변화양상은 조류의 광합성작용을 완벽하게 지시하는 것이다. 광합성은 다음의 식과 같이 낮시간 동안에는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 소비하고 pH와 alkalinity를 증가시킨다.



광합성의 역과정인 호흡은 햇빛이 없을 때 우세하게 작용하므로 밤 시간대에서는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도는 증가되고, pH와 alkalinity는 감소된다. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity를 보존성으로 가정하고 정방향으로 모델링 한 결과, Δalkalinity와 ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup> 값이 이처럼 일변화양상을 보이는 것으로 나타난 것은 매우 흥미로운 결과이며, 이는 역방향으로 추정된 D, v, Q 값들이 어느 정도 신뢰성이 있음을 반영하는 것으로 추측된다. 그러나, J지점보다 더 하류지역인 M1, M2지점에서는 이 같은 일변화 양상이 나타나지 않았다 (Fig. 7b,c). 그 이유는 농도가 높은 유입수 (HI, SR2, SR3, IS)들의 alkalinity와 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 값이 시간에 따라 일정한 상태를 유지하지 않았거나 M1 근처에 투기된 시멘트찌꺼기의 용해에 의한 영향 등으로 판단된다.

**요약 및 결론**

본 연구에서 우리는 대도시의 하수처리장에서 방류되는 다양한 추적물질이 하천의 유량, 유속, 수리분산계수 등을 산출하는데 이 용할 수 있음을 확인하였다. 전주하수처리장 방류수 수질은 방류하천 수질과는 매우 달랐으며, 방류수 내에 용존된 무기화합물 농도도 충분한 변화양상을 보여주었다. 게다가 처리장 하류구간에서

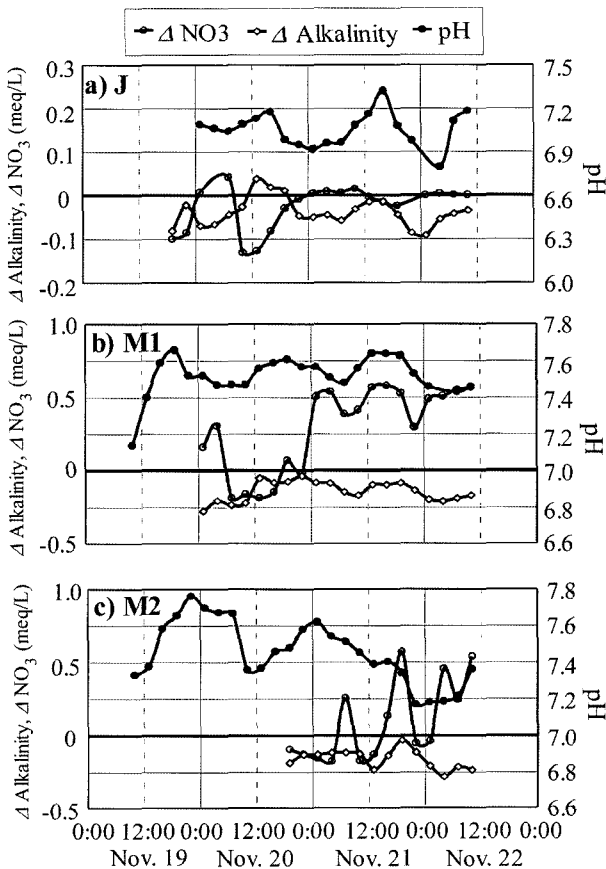


Fig. 7. Variations of ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Δalkalinity, and pH at downstream stations: J (a), M1 (b), and M2 (c).



강한 보존성을 보이는 몇 가지 무기화합물들이 있어 이들을 본 연구에 이용할 수 있었다. 하천의 유량, 유속, 수리분산계수의 측정 은 보존성 화학종들의 반응곡선에 모델의 결과를 자동적으로 일치시키는 역방향 모델(inverse model)을 사용하여 수행되었다. 만약 하류지역의 연속관측지점이 관측지점 사이에 존재하는 유입수의 수가 적어질 수 있도록 선택되어진다면, 모델에 대한 신뢰도에 대한 회생없이 더 적은 수의 추적물질에 근거를 둔 유사한 연구도 가능할 것이다.

하류 구간에서 산출된 하천의 유속과 수리분산계수는 각각 0.06 ~ 0.10 m/sec, 0.7~6.4 m<sup>2</sup>/sec 사이에서 변화하는 것으로 나타났다. 전주하수처리장 하류지역 하천유량은 일반적으로 Q<sub>JSTP</sub>의 변동에 따라 변화하는 것으로 나타났는데, 이것은 만경강의 수질과 유량에 있어 전주하수처리장 방류수의 중요성을 지시해주는 것이었다. 모델의 결과는 연구기간 동안 만경강 M1지점에서 전주하수처리장 방류수가 전체 유량의 최대 80%까지 차지했음을 보여주었다. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity같은 반응성 화학종에 대해서는 보존성 화학종으로부터 산출된 Q, v, D를 이용하여 정방향 모델(forward simulation)을 수행하였다. J지점에서는 관측 값과 모사값의 차이가 확연하게 일변화 양상을 보여 주었다. 이것은 방류지점과 J지점 사이의 구간에서는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 alkalinity의 농도가 조류에 의한 광합성 작용에 강하게 영향을 받고 있음을 시사하고 있다. 그러나 J지점의 하류지점에서는 유사한 일변화 양상이 모델에서 관찰되지는 않았다. 이는 J와 M2지점 사이에서 유입되는 고농도 유입수들의 불확실한 유량 및 농도 값과 M2지점에 인접한 상류에 폐기되어 있던 시멘트 찌꺼기들 때문으로 여겨진다.

지금까지 국외에서는 방류수에 지배를 받는 수계에 대하여 적지 않은 연구가 수행되어졌다(예: Sumner *et al.*, 1999; Bradley *et al.*, 1995; Hearn, 1995; Brodrick *et al.*, 1988; Van Kessel, 1977). 그러나 이들 대부분의 연구는 유기탄소, 질소, 인 등과 같이 수질 오염과 직접적으로 관련된 화학종들에 대해서만 집중적으로 수행되어 왔다. 최근, 몇몇 연구에서는 보존성 추적물질(예: 염소이온)을 인위적으로 하천에 주입하는 방법으로 하천 내에서 오염물질의 제거를 측정을 시도하기도 하였다(Bohlke *et al.*, 2000). 그러나, 본 연구는 하수처리장 방류수에 강하게 영향을 받는 하천의 경우 방류수에 용존된 무기화합물들을 이용한다면 인위적인 추적물질의 주입 없이도 Bohlke *et al.*(2000)과 비슷한 연구가 가능할 수 있음을 지시하고 있다.

## 사 사

본 연구는 군산대학교 새만금환경연구센터의 연구비 지원으로 수행되었으며, 이에 깊이 감사드립니다.

## 참고문헌

- Bailey, T.E., C.A. McCullough and C.G. Gunnerson, 1966. Mixing and dispersion studies in San Francisco Bay, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, **92**(SA5): 23-45.
- Bohlke, J.K., R.L. Smith, M.A. Voytek, R.C. Antweiler, L.K. Smith, A.E. Laureen, and J.W. Harvey, 2000. In-stream nitrogen loss in nitrate-contaminated streams in the upper Illinois River basin, EOS Transactions, **81**(48): F251.
- Bradley, P.M., P.B. McMahon, and F.H. Chapelle, 1995. Effects of carbon and nitrate on denitrification in bottom sediments of an effluent-dominated river. Water Resources Research, **31**: 1063-1068.
- Brodrick, S.J., P. Cullen, and W. Maher, 1988. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. Water Research, **22**: 431-439.
- Buchanan, T.J., 1964. Time-of-travel of soluble contaminants in streams, Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, **90**(SA3): 1-12.
- Eaton, A.D., L.S. Clesceri, and A.E. Greenberg, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (19th ed.), APHA-AWWA-WEF, Washington DC.
- Fischer, H.B., E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger and N.H. Brooks, 1979. Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic Press, New York.
- Feurstein, D.L. and R.E. Selleck, 1963. Fluorescent tracers for dispersion measurements. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, **89**(SA4): 1-21.
- Hearn, P.P., 1995. Controls on phosphorous mobility in the Potomac River near the Blue Plains Waste Water Treatment Plant. USGS Water Supply Paper 2231.
- Jasper, W.S. 1988. Secondary Standard Potassium Chloride Conductivity Solutions at 25°C. Corporate Metrology Laboratory, YSI Inc., Ohio.
- Jobson, H.E., 1996. Prediction of travel time and longitudinal dispersion in rivers and streams, USGS Water-Resources Investigations Report 96-4013.
- Kilpatrick, F.A., 1993. Simulation of soluble waste transport and buildup in surface waters using tracers, USGS Techniques of Water-Resources Investigations, Book 3, chap. A20.
- Kilpatrick, F.A. and J.F. Wilson Jr., 1989. Measurement of time of travel and dispersion in streams by dye tracing, USGS Techniques of Water-Resources Investigations, Book 3, Chapter A9.
- Kilpatrick, F.A. and E.D. Cobb, 1985. Measurement of discharge using tracers, USGS Techniques of Water-Resources Investigations, Book 3, Chapter A16.
- Kilpatrick, F.A. and K.R. Taylor, 1986. Applications of dispersion data, Water Resources Bulletin of the American Water Resources Association, **22**: 537-548.
- Kim, K., J.S. Lee, C.-W. Oh, G.-S. Hwang, J. Kim, S. Yeo, and Y. Kim, S. Park, 2002. Inorganic chemicals in an effluent-dominated stream as indicators for chemical reactions and stream flows. Journal of Hydrology, **264**: 147-156.
- Martin, J.L. and S.C. McCutcheon, 1998. Hydrodynamic and transport for water quality modeling, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Lloyd, J.W. and J.A. Heathcote, 1985. Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater. Clarendon Press, Oxford.
- Press, W.H., S.A. Teukolsky, W.T. Vetterling, and B.P. Flannery, 1992. Numerical Recipes in FORTRAN, Cambridge University Press, Cambridge.
- Jasper, W.S., 1988. Secondary Standard Potassium Chloride Conductivity Solutions at 25°C, Corporate Metrology Laboratory, YSI Inc., Ohio.

- Rathbun, R.E., D.J. Schultz, D.W. Stephens and D.Y. Tai, 1977. Experimental modeling of the oxygen absorption characteristics of streams and rivers, Proceedings of the International Association for Hydraulic Research 17th Congress, **1**: 483–490.
- Spencer, E.A., and J.R. Tudhope, 1958. A literature survey of the salt-dilution method of flow measurement. Institute of Water Engineers Journal, **12**: 127–138.
- Sumner, D.M., D.E. Rolston, and L.A. Bradner, 1998. Nutrient transport and transformation beneath an infiltration basin. Water Environment Research, **70**: 997–1004.
- Taylor, K.R., R.W. James Jr. and B.M., Helinsky, 1986. Travel-time and dispersion in the Shenandoah River and its tributaries, Waynesboro, Virginia, to Harpers Ferry, West Virginia, USGS Water-Resources Investigations Report 86–4065.
- Van Genuchten, M.T. and W.J. Alves, 1982. Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation, U.S. Dep. of Agri. Tech. Bull. 1661.
- Van Kessel, J.F., 1977. Removal of nitrate from effluent following discharge on surface water. Water Research, **11**: 533–537.
- Wu, Y.C., W.F. Koch, W.J. Hamer and R.L. Kay, 1987. Review of electrolytic conductance standards. Journal of Solution Chemistry, **16**: 985–997.
- Yotsukura, M. and F.A. Kilpatrick, 1973. Tracer simulation of soluble waste concentration, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, **99**(EE4): 499–515.

---

2006년 4월 18일 원고접수

2006년 5월 23일 수정본 채택

담당편집위원: 강동진