

하천 수질모형에 의한 비점 오염 부하량과 모형 매개변수의 동시 추정

Simultaneous Estimation of Diffuse Pollution Loads and Model Parameters for River Water Quality Modeling

전 경 수* / 강 주 환**

Jun, Kyung Soo / Kang, Ju Whan

Abstract

A systematic method using an optimal estimation algorithm is presented for simultaneous estimation of diffuse pollution distributed along a stream reach and model parameters for a stream water quality model. It was applied with the QUAL2E model to the South Han River for optimal estimation of kinetic constants and diffuse loads along the river. Initial calibration results for kinetic constants selected from a sensitivity analysis reveal that diffuse source inputs for nitrogen and phosphorus are essential to satisfy the system mass balance. Diffuse loads for total nitrogen and total phosphorus were estimated solving the expanded inverse problem. Comparison of kinetic constants estimated simultaneously with diffuse sources to those estimated without diffuse loads, suggests that diffuse sources must be included in the optimization not only for its own estimation but also for adequate estimation of the model parameters. Application of optimization method to river water quality modeling is discussed in terms of the sensitivity coefficient matrix structure.

Keywords : diffuse pollution sources, parameter estimation, river water quality modeling, sensitivity analysis, South Han River

요 지

하천을 따라 분포된 비점 오염원을 하천 수질모형의 매개변수들과 동시에 추정하는 체계적인 방법을 제안하였다. 수립된 방법을 QUAL2E 모형과 함께 충주댐 하류의 남한강 구간에 적용하여 모형의 반응계수와 비점 오염 부하량에 대한 최적 추정을 수행하였다. 민감도 분석 결과로부터 선정된 반응계수들에 대한 초기 추정 결과에 따르면 하천 시스템에 대한 질량수지가 만족되기 위해서는 질소와 인의 비점 오염 부하량의 입력이 필요한 것으로 나타났다. 이에 따라 총질소와 총인에 대한 비점 오염 부하를 포함하여 확장된 추정 문제의 해로써 비점 오염 부하량을 추정하였다. 비점 오염 부하량과 동시에 추정된 반응계수들과 비점 오염원을 고려하지 않고 추정된 반응계수의 비교 결과, 그 자체에 대한 추정을 위해서 뿐만 아니라 수질모형의 적절한 보정을 위하여 비점 오염 부하량이 최적 추정 과정에 포함될 필요가 있음을 알 수 있었다. 하천수질 모형에 대한 최적추정 방법의 적용성을 민감도계수 행렬 구조의 관점에서 논하였다.

핵심용어 : 비점 오염원, 매개변수 추정, 하천수질모형, 민감도 분석, 남한강

* 성균관대학교 토목환경공학과 부교수
Associate Prof., Dept. of Civil and Envir. Engrg., Sungkyunkwan Univ., Suwon 440-746, Korea
(E-mail: ksjun@yurim.skku.ac.kr)

** 목포대학교 토목공학과 부교수
Associate Prof., Dept. of Civil Engrg., Mokpo National Univ., Choennam 534-729, Korea

1. 서론

하천 수질관리를 위해서는 하천으로 유입되는 오염 부하량에 대한 평가가 필수적으로 요구된다. 하천 오염원은 크게 점 오염원과 비점 오염원(diffuse load)으로 구분할 수 있다. 비점 오염원은 점 오염원과 달리 그 발생 위치나 크기를 알아내기가 매우 어렵다. 따라서 비점 오염 부하량의 평가를 위하여 회귀식(Albek, 1999, 2003), 확률론적 모형 및 유역 수문모형 등의 간접적인 방법들이 널리 사용되고 있다(Donigia과 Huber, 1991). 이러한 방법들은 주로 지천을 통하여 분류로 유입되는 비점 오염 부하량의 평가에 사용될 수 있다. 이와 같은 방법들에 의하여 또는 수질관측 자료로부터 산정된 지천 오염 부하량은 유입되는 위치 또한 명확하므로 분류 하천에 대한 수질모형에 점 오염 부하량으로 주어질 수 있다(그림 1 참조). 그러나, 분류 구간을 따라 분포된 비점 오염원(그림 1 참조)의 경우에는 그에 대한 측정이나 산정이 매우 어렵다.

본 연구에서는 하천 수질모형에 대한 최적 추정 문제의 해로부터 비점 오염원을 추정하는 방법론을 제안하였다. 제안된 방법은 하천 수질 모의모형의 입력으로서 비점 오염원이 포함되는 경우에 적용이 가능하다. 대부분의 수질모형은 흐름, 물리적 이송확산 및 수질항목들 간의 화학적, 생물학적 반응과 관련된 매개변수들을 포함하고 있다. 실제 하천에 대한 모형의 적용에 있어서 매개변수 중 상당 부분은 미지수로서 관측 자료를 이용한 추정을 요한다. 따라서 비점 오염원에 대한 추정 문제는 모형 매개변수들과의 동시 추정 문제로 확장될 필요가 있다. 지하수 흐름 및 수질모형에서 오염원의 식별 및 모형

매개변수의 추정을 위한 방법으로서 이러한 확장 추정 문제(expanded inverse problem)의 정식화 및 해법에 관한 연구들이 수행되어 왔으나(Mahar와 Datta, 2001; Wagner, 1992), 하천 수질모형에 있어서는 아직까지 이러한 접근방법이 시도된 바가 없다.

본 연구에서 사용된 모의모형은 QUAL2E 모형(Brown과 Barnwell, 1987)으로서 미국 환경 보전국에 의하여 개발된, 가장 널리 알려진 정상 수질모형 중의 하나이다. 비점 오염 부하량 자체에 대한 모의 기능은 없으나, 하천을 따라 균일하게 분포된 증분 유입(incremental inflow)으로 취급함으로써 이러한 비점 오염원이 하천수질에 미치는 영향을 모의할 수 있다. QUAL2E 모형 및 그 적용에 관하여 광범위하게 기술한 최근의 문헌으로는 Rauch 등(1998), Shanahan 등(1998) 및 Somlyody 등(1998)이 있다. QUAL2E 모형은 다양한 수질항목들 간의 상호반응을 모의하며, 따라서 많은 반응계수들을 모형의 매개변수로서 포함하고 있다. 이러한 매개변수들의 추정이 모형의 적용에 있어서 매우 중요한 절차인 반면, 최적 추정을 포함하는 모형의 체계적인 보정에 관한 기존의 연구는 매우 드물다(Jun과 Lee, 1996; Karadurmus와 Berber, 2004). 가용한 관측 자료의 제한성(Rauch 등, 1998; Shanahan 등, 1998)과 최적화 문제의 복잡성 때문에 대부분의 모의 대상 수질 항목의 수가 제한적이거나 단순한 시행착오법에 의한 계수 추정의 범위를 벗어나지 못하는 적용사례들이 대부분이다. 본 연구에서는 최적 추정 모형을 QUAL2E 모형과 함께 남한강 구간에 적용하여 모형의 매개변수와 하천을 따라 분포된 비점 오염원에 대한 동시 추정을 수행하였다.

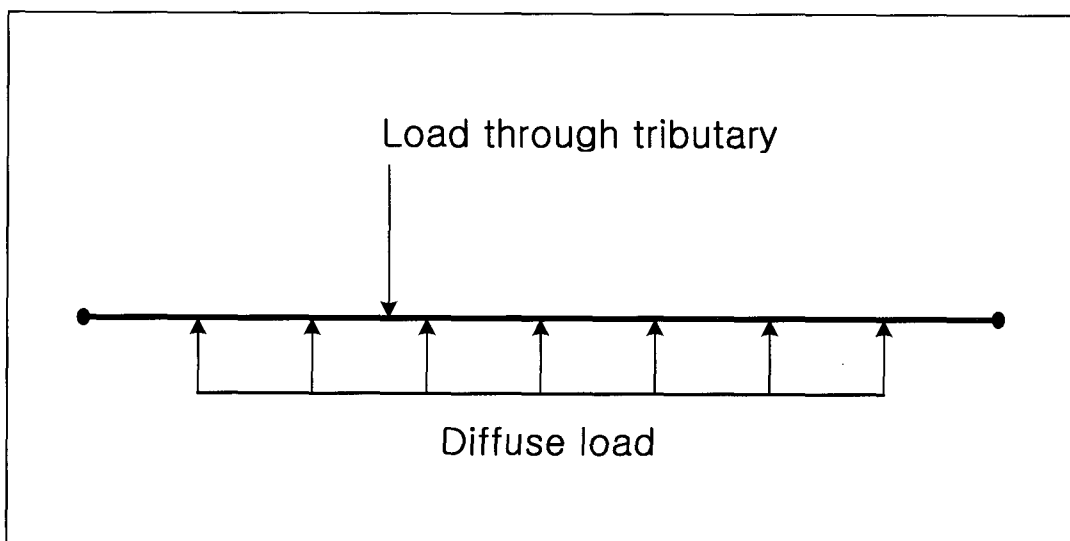


그림 1. 하천 점 오염원 및 비점 오염원에 관한 정의도

2. 계산모형

최적 추정을 위한 목적함수는 일반적으로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\text{Minimize: } S = \sum_{k=1}^{NS} \sum_{j=1}^{NC} (\text{Cobs}_j^k - \text{Cest}_j^k)^2 w_j^k \quad (1)$$

여기서 NS = 모형의 보정에 사용될 자료군의 수, NC = 모의 수질항목의 수, Cest_j^k = 자료 군 k에 대한 수질항목 j의 농도 계산치, Cobs_j^k = 자료 군 k에 대한 수질항목 j의 농도 관측치이며, w_j^k = 수질항목 j, 자료 군 k에 대한 가중치이다. 농도 값의 크기 정도는 수질항목마다 다르기 때문에 가중치가 적절히 부여되지 않으면 농도 값이 작은 수질항목들은 최적 추정에 실질적으로 영향을 미치지 못할 수 있다. 따라서 본 연구에서는 다음과 같이 관측 농도치 제곱의 역수를 가중치로 취함으로써 매개변수 추정과정이 농도 값이 큰 일부 수질항목들에 의하여 좌우되지 않도록 하였다.

$$w_j^k = \frac{1}{(\text{Cobs}_j^k)^2} \quad (2)$$

결국 모형의 매개변수와 비점 오염 부하량의 동시 추정을 위한 목적함수는 관측 수질과 모의 수질 간의 상대 오차의 제곱 합을 최소화하는 것으로서 식 (1)의 S는 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$S = \sum_{k=1}^{NS} [1 - \mathbf{C}^k(\mathbf{P}, \mathbf{m})]^T [1 - \mathbf{C}^k(\mathbf{P}, \mathbf{m})] \quad (3)$$

여기서 $\mathbf{C}^k(\mathbf{P}, \mathbf{m}) = [\mathbf{C}_1^k, \mathbf{C}_2^k, \dots, \mathbf{C}_{NC}^k]^T$ = 각 수질항목에 대한 농도 계산치를 관측치로 나눈 값들을 성분으로 하는 무차원 농도 벡터, $\mathbf{P} = [\mathbf{P}_1, \mathbf{P}_2, \dots, \mathbf{P}_{NP}]^T$ = NP 개의 매개변수를 성분으로 하는 매개변수 벡터, $\mathbf{m} = [\mathbf{m}_1, \mathbf{m}_2, \dots, \mathbf{m}_{ND}]^T$ = ND 개의 수질항목에 대한 하천 단위 길이당 유입되는 비점 오염 부하량(단위 시간당 유입되는 질량)을 성분으로 하는 비점 오염 부하량 벡터이며, $\mathbf{1}$ = 모든 성분의 값이 1인 NC 차원의 벡터이다.

이와 같은 최적 추정 문제에 대한 해법으로서 Gauss-Newton 방법에 Marquardt(1963)의 기법을 적용한 수정 Gauss-Newton 방법이 적용되었으며, 이를 위

하여 비선형 매개변수 추정 소프트웨어인 PEST (Doherty, 2000)가 사용되었다. 최적 추정과정에 관한 상세한 내용은 Hill(1992, 1998)에 기술되어 있다.

3. 모형의 적용

모형의 적용 대상 하천구간은 충주댐으로부터 팔당호에 이르는 104 km의 남한강 구간이다. 유역면적은 약 5470 km²이며 농경지가 대부분을 차지한다. 이 구간의 하천수질에 영향을 미치는 비점 오염원으로는 농축산 오염원 외에도 하천을 따라 산재되어 있는 음식점 등 각종 위락시설로부터 직·간접적으로 기여하는 오염 부하가 있을 것이나, 이러한 부하량을 직접적인 방법으로 평가하기는 어렵다. QUAL2E 모형의 적용 모식도는 그림 2에 나타난 바와 같다. 전체 구간을 9개의 소구간(reach)과 104개의 요소(element)로 구성하였다. 각 요소의 길이는 1 km로 동일하다.

QUAL2E 모형에서는 동일한 소구간에 속한 모든 요소들에 대하여 하상경사, 단면형 및 제원, 조도 등의 하천지형학적, 수리학적 성질들이 균일하며, 따라서 주어진 유량에 대해서는 모든 요소에서의 평균유속 및 수심이 일정하다고, 즉 소구간 내에서의 흐름은 등류라고 가정한다. 주어진 등류유량에 대하여 평균유속 및 수심을 결정하는 방법으로서 유량계수 방법과 제형단면 방법 중 하나를 선택할 수 있다. 유량에 따른 평균수심과 평균유속의 함수관계는 자연하천에 대하여 멱함수의 형태로 주어질 수 있다. 멱함수 관계식에 포함된 유량계수들은 입력자료로서 부여되어야 한다. 자연하천에서 같은 소구간에 속한 지점들에서의 지형적, 수리학적 특성이 일치할 수는 없기 때문에 각 소구간의 수리학적 특성을 대표하는 유량계수 값들의 추정이 필요하다. 본 연구에서는 하천측량 자료 및 Manning 조도계수 자료를 이용하여 각 소구간별로 다음의 절차에 따라 유량계수값들을 산출하였다. 우선 소구간내 어떤 횡단면에 대하여 여러 수면표고 값들을 가정하고, 그에 따른 통수면적, 동수반경 및 평균수심을 계산하였다. 이와 같이 계산된 단면 특성 값들에 상응하는 평균유속(V)과 유량(Q)을 Manning의 식을 사용하여 구하였다. Manning의 식의 적용에 있어서 각 소구간에 대한 하상경사는 중단측량 자료를 이용한 선형회귀분석에 의하여 구하였다. 이상과 같은 과정을 소구간 내의 모든 요소(단면)에 대하여 반복하였다. 최종적으로, 이와 같이 생성된 평균유속, 평균수심 및 유량자료를 이용한 회귀분석으로부터 유량계수를 산출한다. 그림 3은 이와 같은 절차에 따라 구한 유량과 평균유속 및 유량과 평균수심의 관계곡선을 제시하고 있다.

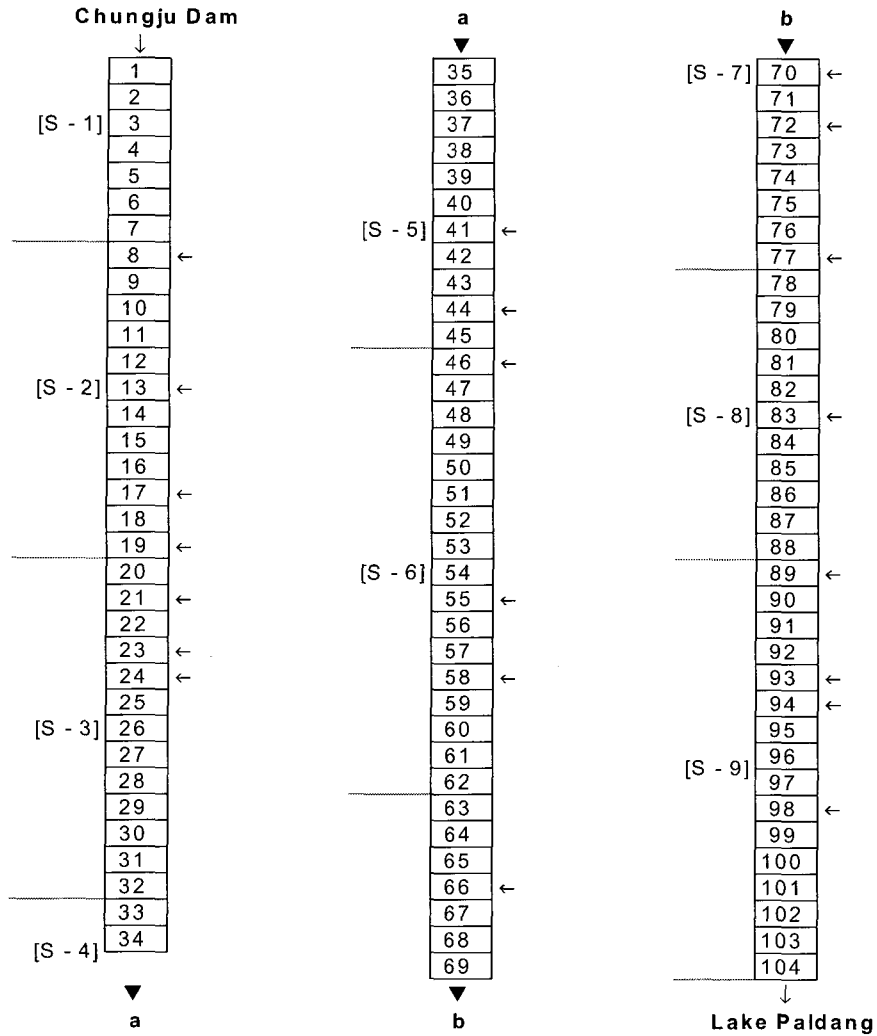


그림 2. 대상하천 구간에 대한 모형의 적용 모식도

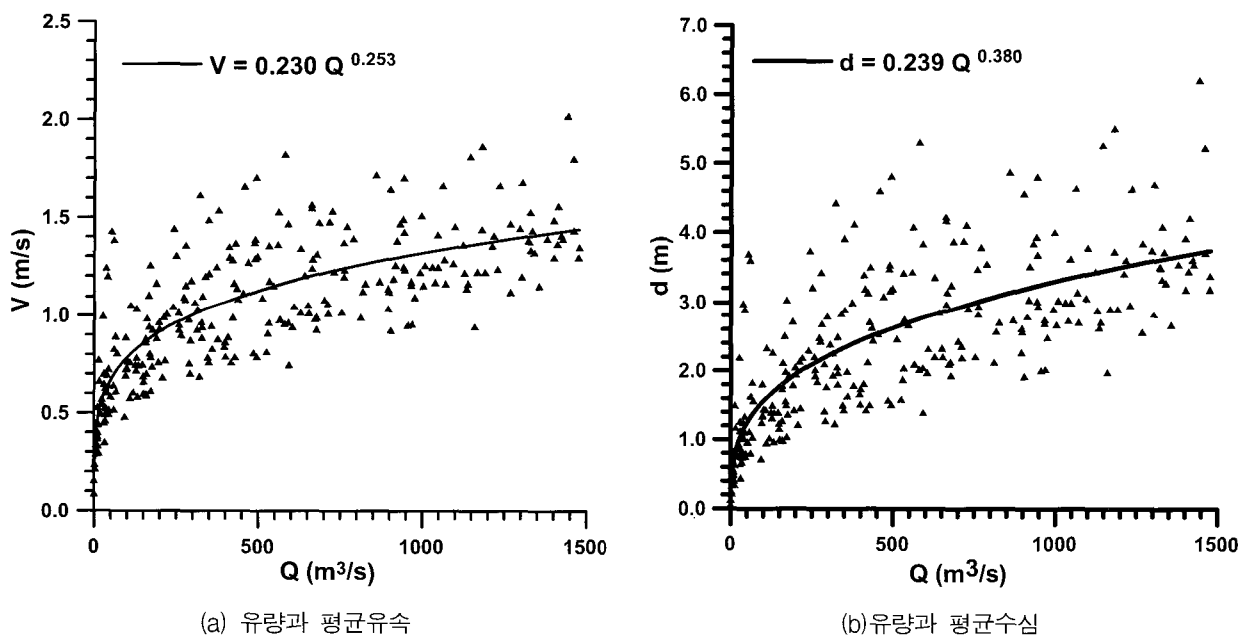


그림 3. 회귀분석에 의한 유랑계수의 추정 예 (소구간 1)

모형의 적용대상 기간은 1990년 4월부터 11월까지의 8개월 간으로서(식 (3)에서 NS = 8) 이 기간 동안의 월별 평균수질을 모의하였다. 이 기간 동안 대상하천구간 하류단인 팔당호에 대한 광범위한 수질 모니터링이 국립환경연구원(1990)에 의하여 수행된 바 있다. 모의 수질항목은 chl. *a*, 질소순환 요소들(Organic N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N) 및 인순환 요소들(Organic P, Dissolved P), BOD 및 DO이다. 각 수질항목 간의 상호 반응 모형의 구조 및 반응식들은 Brown과 Barnwell (1987)에 상세히 기술되어 있다. 상류단 경계조건으로는 충주댐의 월별 평균 방류량 및 수질 자료가 사용되었다. 각 지천으로부터의 유입 유량과 수질은 모의하지 않았으며, 점 오염원 입력자료로 부여하였다. 각 지천의 유입 지점은 그림 2에 표시되어 있다. 지천 유입유량은 월별 댐 유입량 및 방류량 자료들을 이용한 물수지 분석에 의하여 구하였으며, 월평균 수질 관측치와 더불어 점 오염 부하 모형 입력자료로 사용되었다. 모형의 입력자료에 대한 상세한 내용은 이길성(1993)에 기술되어 있다.

매개변수의 추정에 앞서 주요 반응계수의 식별을 위한 민감도 분석을 수행하였다. 한 번에 한 개씩의 반응계수를 변화시켜 가며, 그에 따른 수질항목들의 농도계산 결과를 관찰하는 것으로서(Schnoor, 1996), 이러한 고전적인 민감도 분석은 계산결과에 크게 영향을 미치는 매개변수를 식별하여 매개변수 추정시의 우선순위를 정할 수 있도록 하는 것은 물론, 최적 추정 문제의 구조 및 추정 과정에서 발생할 수 있는 문제점에 대한 파악을 가능하게 해준다. 총 22개의 반응계수가 민감도 분석대상 매개변수로 포함되었다. 재폭기계수(K₃)는 흐름 조건에 따라 달라진다는 점을 고려하여 Owens 등 (1964)의 식을 적용하였으며, 따라서 추정대상 매개변수에서 제외하였다. 민감도 분석에 포함된 반응계수들은 민감도 분석에 사용된 값들의 범위(Brown과 Barnwell, 1987) 및 평균치와 함께 표 1에 열거되어 있다. 반응계수의 값들은 모두 20 °C를 기준으로 한 것이다. 표 1에서 평균치는 상한치가 하한치의 10 배 이상인 경우에는 상한치와 하한치의 기하 평균치를, 그 이하인 경우에는 산술 평균치를 각각 나타낸 것이다.

표 1. 모형 매개변수 값들의 범위 및 평균치(20 °C 기준)

기 호	정 의	하한치	평균치	상한치	비 고*
a_0	chlorophyll a to algae ratio	10	32	100	G
a_1	nitrogen fraction of algal biomass	0.07	0.08	0.09	A
a_2	phosphorus fraction of algal biomass	0.01	0.015	0.02	A
a_3	oxygen production per unit of algal growth	1.4	1.6	1.8	A
a_4	oxygen uptake per unit of algae respired	1.6	1.95	2.3	A
a_5	oxygen uptake per unit of ammonia oxidation	3.0	3.5	4.0	A
a_6	oxygen uptake per unit of nitrite oxidation	1.00	1.07	1.14	A
ρ	algal respiration rate [1/day]	0.05	0.16	0.50	G
μ_{max}	maximum algal growth rate [1/day]	1.0	2.0	3.0	A
P_N	algal preference factor for ammonia	0	0.5	1	A
β_1	rate constant for biological oxidation of ammonia to nitrite [1/day]	0.1	1.32	1	G
β_2	rate constant for biological oxidation of nitrite to nitrate [1/day]	0.2	0.63	2	G
β_3	rate constant for hydrolysis of organic-N to ammonia [1/day]	0.02	0.089	0.4	G
β_4	rate constant for decay of organic-P to dissolved-P [1/day]	0.01	0.084	0.7	G
σ_1	algal settling rate [m/day]	0.15	0.52	1.83	G
σ_2	benthic source rate for dissolved phosphorus [mg/m ² /day]	0.0004	0.026	1.7	G
σ_3	benthic source rate for ammonia [mg/m ² /day]	0.0004	0.027	1.8	G
σ_4	organic nitrogen settling rate [1/day]	0.001	0.01	0.1	G
σ_5	organic phosphorus settling rate [1/day]	0.001	0.01	0.1	G
K_1	BOD decay rate [1/day]	0.02	0.26	3.4	G
K_3	BOD settling rate [1/day]	-0.36	0	0.36	A
K_4	SOD rate [mg/m ² /day]	0.07	0.7	7	G

* A: 산술 평균 G: 기하 평균

각 매개변수에 대한 각 수질항목의 민감도를 판단하는 지표로서 무차원 민감도 계수를 산정하였다. 무차원 민감도 계수는 매개변수 변동 백분율에 대한 수질 변동 백분율의 상대적 크기로서 다음과 같이 정의된다.

$$S_{j,i} = \left| \frac{\Delta C_j / C_{j0}}{\Delta P_i / P_{i0}} \right| \quad (4)$$

여기서 ΔP_i = 매개변수 P_i 에 대한 최대값과 최소값의 차이(표 1 참조), ΔP_{i0} = 매개변수 P_i 에 대한 평균치(표 1 참조), ΔC_j = 다른 매개변수들은 모두 평균치로 고정된 상태에서의 매개변수 i 의 변화량 ΔP_i 에 따른 수질항목 j 의 농도변화량이며, C_{j0} = 모든 매개변수의 값이 평균치일 때의 수질항목 j 의 계산농도 값이다.

하천을 따라 측방에서 유입되는 비점 오염 부하량은 증분유입으로서 부여하였다. 수질항목 j 의 하천 단위 길이 당 질량 유입률은 다음과 같이 주어진다.

$$m_j = C_{Lj} q_L \quad (5)$$

여기서 q_L 은 측방 유입유량으로서 $m^3/s/km$ 의 단위를 가지며, C_{Lj} 는 측방 유입수의 수질항목 j 의 농도이다. 하천의 물수지를 유지하기 위하여 $0.1 m^3/s/km$ 의 측방 유입량이 유입하는 것으로 가정하였다. 이는 충주댐 방류량과 지천유입량에 비하여 매우 작은 값이므로, 하천구간 전체적인 물수지에 거의 영향을 미치지 않게 된다. 측방 유입수 농도 C_{Lj} 는 민감도 분석 결과로부터 선

정된 반응계수들과 더불어 최적화 대상변수로 포함되었으며, 추정된 C_{Lj} 의 값을 식 (5)에 대입하여 비점 오염 부하량을 산정하였다. 최적추정시 계산치와의 비교 자료로는 하류단에서의(그림 2에서 Element 104) 월별 관측수질을 사용하였다.

4. 결과 및 분석

표 2는 민감도 분석 결과로서 1990년 6월의 평균수질을 대상으로 산정된 무차원 민감도 계수를 행렬 형태로 나타내었다. 행렬의 요소 $S_{i,j}$ 가 빈 칸으로 남겨진 부분은 반응모형의 구조상 i 번째 열의 매개변수가 j 번째 열의 수질항목에 미치는 영향이 없는 경우에 해당되며, 별표 (*)로 나타낸 부분은 민감도 계수의 값이 0.01 이하인 경우이다. 모든 수질항목에 대하여 민감도 계수가 0.01 이하인 매개변수는 어떤 수질항목에 대해서도 그 매개변수가 미치는 영향이 미미한 것으로서 표에서 제외하였다. NO_3-N 을 제외한 모든 모의 수질항목들이 두 개 이상의 반응계수에 어느 정도 민감한 것으로 나타났다. 민감도 계수의 산정결과에 따라 수질계산 결과에 미치는 민감도가 작은 매개변수들을 추정 대상 매개변수에서 제외하였다. 제외된 반응계수에는 표 2에 나타내지 않은 반응계수들과 σ_2 가 포함되는데, σ_2 는 용존인에만 영향을 미치는 반면 그 정도는 β_1 에 비하여 매우 작기 때문이다. 결국 $\sigma_1, \mu_{max}, \rho, \beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4, \sigma_5, K_1, K_3$ 및 K_4 등 11개의 반응계수가 추정 대상 매개변수로 선정되었다. 그 외의 반응계수들은 평균치(표 1 참조)로 고정된 상태에서 이들에 대한 최적추정을 수행하였다.

표 2. 무차원 반응계수 행렬(1990년 6월)

매개변수		수질항목								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		chl. a	Org. N	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Org. P	Dis. P	BOD	DO
1	σ_1	0.319	*	*	*	*	*	*		*
2	μ_{max}	0.128	*	*	*	*	*	0.015		*
3	ρ	0.255	0.036	*	*	*	0.017	*		0.011
4	β_1			0.418	2.174					*
5	β_2				0.488	0.010				*
6	β_3		0.203	0.434	0.302					*
7	β_4						0.338	0.571		
8	σ_5						0.057	*		
9	σ_2							0.015		
10	K_1								0.965	0.194
11	K_3								0.471	*
12	K_4									0.165

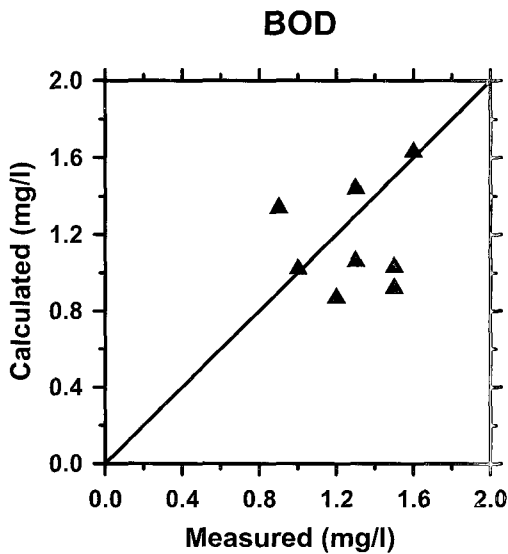
우선 비점 오염 부하량은 고려하지 않고 11개의 반응계수만을 대상으로(식 (3)에서 NP = 11) 매개변수의 추정을 수행하였다. 최적추정을 위한 반복계산 과정은 상대오차의 제공 합이 그 전 단계에서의 값에 비하여 1% 이상 감소하지 않으면 종료하도록 하였다. 반복계산 과정은 4회 만에 종료되었다(표 3 참조). 이와 같이 신속히 수렴한 것은 표 2에 나타낸 민감도 계수 행렬의 구조로부터 다음과 같이 이해될 수 있다. 행렬의 요소 $S_{2,7}$ (μ_{max} 에 대한 용존인의 민감도), $S_{3,6}$ (ρ 에 대한 유기인의 민감도) 및 $S_{3,9}$ (ρ 에 대한 DO의 민감도)는 동일한 열에 위치한 다른 민감도 계수들에 비하여 매우 작다. 따라서 $S_{3,2}$ (ρ 에 대한 유기질소의 민감도)가 무시할 만큼 작지는 않은 것을 고려하더라도 민감도 계수 행렬은 군 대각행렬(block-diagonal matrix)에 매우 가깝다. 민감도 계수 행렬의 군 대각성은 위에서 기술한 최적 추정 문제가 chl. a 농도로부터 α , μ_{max} 및 ρ 를 추정하는 문제, 질소 순환 요소들로부터 β_1 , β_2 , 및 β_3 를 추정하는 문제, 인 순환 요소들로부터 β_4 및 α_5 를 추정하는 문제 및 BOD와 DO로부터 K_1 , K_3 및 K_4 를 추정하는 문제 등 4개의 부분적 추정문제로 분해될 수 있음을 의미한다.

표 3은 매 반복단계에서의 상대 오차의 총 제공 합과 수질항목별 오차 제공 합을 나타낸 것이다. 질소 순환 요소들 및 인 순환 요소들에 대한 상대 오차 제공 합이 chl. a, BOD 및 DO에 대한 상대 오차 제공 합보다 훨씬 크다는 것을 알 수 있다. 그림 4는 추정된 반응계수들을 사용하여 계산된 총 질소(TN; 질소 순환 요소들의 합), 총 인(TP; 인 순환 요소들의 합), BOD 및 DO의 농도 계산치를 관측치와 비교한 것이다. TN과 TP에 대한 계산 농도가 일반적으로 관측치에 비하여 상당히 작은 것을 알 수 있다. 특히 TN의 경우 이러한 경향이 현저히 나타나고 있다. TN에 대한 반응식(Brown과 Barnwell, 1987) 또는 어떤 매개변수에 대해서도 TN의 민감도는 0.01을 초과하지 않은 민감도 분석 결과를 보면, 하도 내 TN의 질량은 보존되어야 함을 알 수 있다. 즉, 하천으로 유입되는 TN의 총량은 하천 말단으로 유출되는 총량과 같아야 한다. 따라서 계산농도가 관측치에 비하여 일관되게 낮게 나타나는 것은 지천들로부터의 부하량 외에도 추가적인 오염 부하가 있어야 함을 시사하며, 하천을 따라 분포된 비점 오염원이 그에 해당된다고 볼 수 있다.

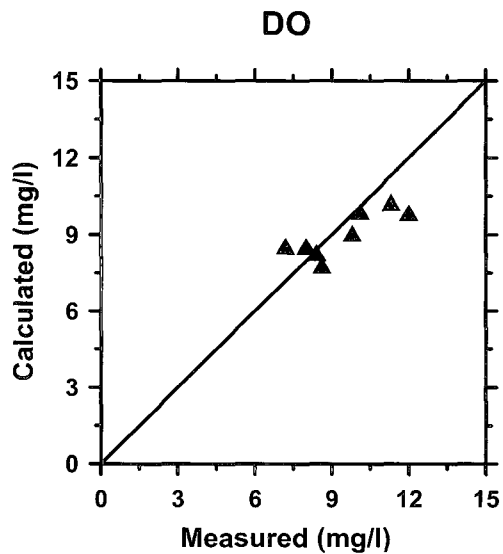
따라서 이상과 같은 초기 추정과정에서 고려되지 않았던 질소와 인에 대한 비점 오염 부하량(농도)을 반응

표 3. 비점 오염원을 포함하지 않은 경우의 매개변수 추정에 따른 무차원 오차 제공합

반복계산 단계	총 오차 제공합	수질 항목별 오차 제공합							
		chl. a	Org. N	NH ₃ -N	NO ₂ -N	Org. P	Dis. P	BOD	DO
1	14.73	0.35	3.73	2.86	2.54	2.66	1.67	0.81	0.103
2	14.39	0.29	3.66	2.71	2.53	2.66	1.67	0.77	0.102
3	13.02	0.22	3.58	2.38	2.53	2.00	1.57	0.65	0.096
4	12.93	0.07	3.62	2.43	2.53	2.00	1.57	0.60	0.097



(a) BOD



(b) DO

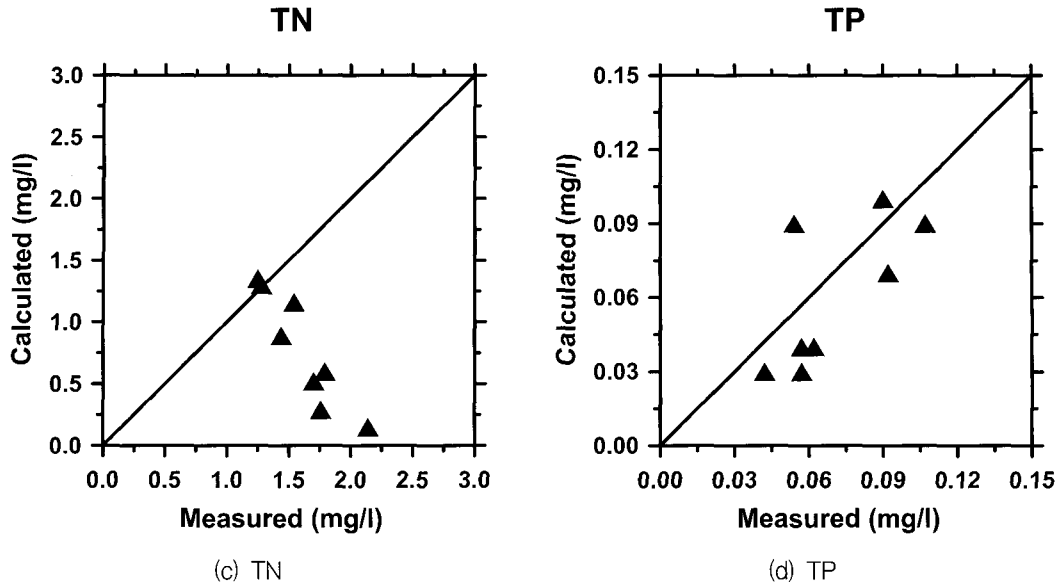


그림 4. 비점 오염원을 포함하지 않은 경우의 매개변수 추정에 따른 계산 농도와 관측 농도의 비교

계수들과 함께 포함하여 최적 추정을 수행하였다. 질소와 인의 비점 오염원 중 각 순환요소들이 차지하는 성분비를 알 수가 없기 때문에 TN과 TP를 추정대상 변수로 취하였다. 이에 따라 chl. a , TN, TP, BOD 및 DO 등 5개 수질항목의(식 (3)에서 $NC = 5$) 농도 관측자료를 이용하여 $\sigma_1, \mu_{max}, \rho, \sigma_5, K_1, K_3$ 및 K_4 등 7개의 반응계수와(식 (3)에서 $NP = 7$) TN 및 TP 2개 수질항목의 비점 오염부하 농도(식 (3)에서 $ND = 2$)를 추정하였다. 상대오차의 제곱 합은 표 4에, TN과 TP에 대한 관측농도와 계산 농도의 비교는 그림 5에 각각 나타내었다. chl. a , BOD 및 DO에 대한 상대오차 제곱 합은 비점 오염원을 고려하지 않은 초기 추정 결과와 거의 같은 반면, TN과 TP의 경우에는 2.70 및 1.06에서 2.06 및 0.76으로 각각 감소하였다. 자료의 불확실성에 따른 불일치가 여전히 남아있기는 하지만, 그림 5에 나타난 TN과 TP의 계산 농도가 그림 4의 경우에 비해서는 관측치와 더욱 잘 일치함을 보이고 있다.

추정된 반응계수와 비점 오염 부하량은 표 5에 제시

된 바와 같다. C_{L1} 및 C_{L2} 는 각각 측방 유입수의 TN 및 TP 농도로서, 식 (5)에 의하여 오염 부하량을 산정하면 각각 849 및 37.4 kg/day/km가 된다. 비점 오염 부하를 포함하여 추정된 반응계수의 값들은 비점 오염원을 고려하지 않은 경우의 추정치들과 차이를 보이고 있다. 이는 비점 오염 부하에 따른 질소 순환 요소들의 농도 증가가 DO 농도에 영향을 미치고, 그에 따라 DO의 반응모형과 관련된 모든 매개변수가 영향을 받기 때문이다. 이를 DO 관련 반응계수에 대한 민감도의 관점에서 살펴보면, 예를 들어 β_1 에 대한 민감도(표 2의 $S_{4,9}$ 참조) DO 농도의 계산결과에 상당한 영향을 미칠 수 있는 정도까지 증가할 수 있다는 것이다. 이러한 결과들은 하천을 따라 유입되는 비점 오염원은 그 자체에 대한 추정을 위해서 뿐만 아니라 반응계수들의 적절한 추정을 위하여 최적 추정 과정에 포함될 필요가 있음을, 즉 질량 수지를 만족시키지 않는 모형 계산으로부터 매개변수를 추정할 경우에는 부적절한 추정결과를 초래할 수 있음을 보여주고 있다.

표 4. 비점 오염원을 포함하는 경우의 매개변수 추정에 따른 무차원 오차 제곱합

반복 계산 단계	총 오차 제곱합	수질 항목별 오차 제곱합				
		chl. a	TN	TP	BOD	DO
1	4.163	0.345	2.057	0.847	0.811	0.102
2	4.119	0.322	2.057	0.847	0.792	0.101
3	4.011	0.299	2.057	0.761	0.792	0.102
4	3.997	0.289	2.057	0.761	0.788	0.102
5	3.945	0.259	2.060	0.761	0.765	0.100
6	3.910	0.237	2.060	0.761	0.753	0.100
7	3.581	0.027	2.070	0.761	0.627	0.095
8	3.556	0.027	2.061	0.761	0.609	0.098

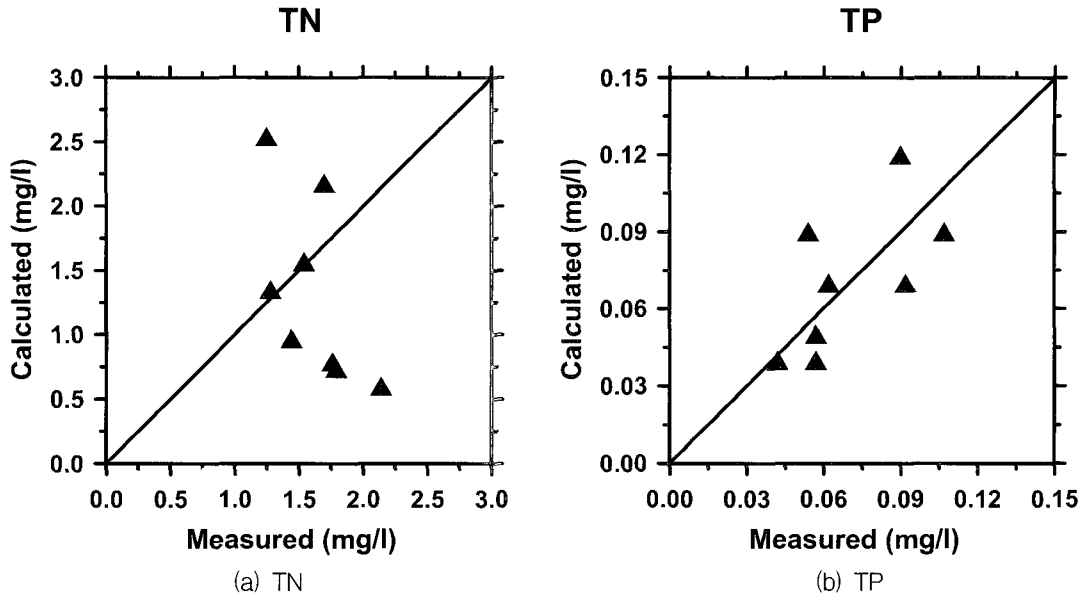


그림 5. 비점 오염원을 포함한 매개변수 추정에 따른 계산 농도와 관측 농도의 비교

표 5. 반응계수 및 비점 오염부하 추정결과

	비점 오염원을 포함하지 않은 경우	질소 및 인의 비점 오염원을 포함한 경우
ρ [1/day]	0.16	0.05
μ_{\max} [1/day]	1.25	1.00
σ_1 [m/day]	0.150	0.150
β_1 [1/day]	0.544	NA
β_2 [1/day]	0.632	NA
β_3 [1/day]	0.057	NA
β_4 [1/day]	0.177	NA
C_{L1} [mg/l]*	NA	98.3
C_{L2} [mg/l]**	NA	4.33
σ_5 [1/day]	0.034	0.100
K_1 [1/day]	0.688	0.532
K_3 [1/day]	-0.320	-0.176
K_4 [mg/m ² /day]	0.070	0.117

5. 결 론

하천을 따라 유입하는 비점 오염 부하량을 하천수질 모형의 반응계수들과 동시에 추정하기 위한 방법을 제안하였다. 수립된 방법을 QUAL2E 모형과 함께 남한강 구간에 적용하여 총질소와 총인에 대한 비점 오염 부하량을 QUAL2E 모형의 반응계수들과 함께 추정하였다. 수질 모델링에 있어서 체계적인 최적추정 절차를 적용한 사례는 매우 드문데, 이는 관측자료의 가용성 문제도 있겠지만, 모의 수질항목과 반응계수의 수가 많은 관계로 최적화 문제가 매우 복잡해지기 때문이기도 하다. 본 연구에서의 경우와 같이 chl. a , 질소 및 인의 농도가 충분히 작아서 민감도 계수 행렬이 균 대각 행렬

에 가까울 경우에는, 전체 매개변수에 대한 최적화 문제가 일부 매개변수들만을 포함하는 독립적인 문제들로 분해될 수 있으며, 따라서 최적 추정에 따른 계산량의 부담이 덜어지게 된다. 이러한 측면은 매개변수 추정시의 신속한 수렴결과에서 잘 나타나고 있다. 비점 오염 부하량을 포함한 경우와 그렇지 않은 경우의 반응계수 추정결과가 상이하게 나타났는데, 이는 하천을 따라 유입되는 비점 오염원은 그 자체에 대한 추정을 위해서 뿐만 아니라 수질모형의 적절한 보정을 위하여 최적 추정 과정에 포함될 필요가 있음을 시사하는 결과라 할 수 있다. 본 연구의 결과는 하천수질 모델링에 있어서 비점 오염 부하량 추정의 필요성을 상기시킴은 물론, 비점 오염 부하량의 추정을 위한 도구로서 하천수질 모

형이 사용될 수 있음을 보여주고 있다. 본 연구에서 제안된 방법론 및 추정절차는 QUAL2E 모형과 유사한 기능을 가진 다른 정상 수질 모형의 경우에도 적용이 가능하다.

참 고 문 헌

- 국립환경연구원 (1990). **팔당 상수원 보호 종합대책에 관한 연구(3차년도)**.
- 이길성 (1993). **수도권 광역상수도 5 단계 타당성조사 및 기본계획: 팔당호 수질조사 및 평가**. 서울대학교 토목공학과.
- Albek, E. (1999). "Identification of different sources of chlorides in streams by regression analysis using chloride discharge relationship." *Water Environ. Res.*, Vol. 71, No. 7, pp. 1310-1319.
- Albek, E. (2003). "Estimation of point and diffuse contaminant loads to streams by non-parametric regression analysis of monitoring data." *Water, Air, & Soil Pollut.*, Vol. 27, pp. 229-243.
- Brown, L.C. and Barnwell, T.O. (1987). "The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual." *EPA/600/3-87-007*, U.S. EPA, Athens, GA, USA.
- Doherty, J. (2000). *Visual PEST: Model-independent parameter estimation*. Watermark Computing & Waterloo Hydrogeologic, Waterloo, Ontario, Canada.
- Donigian, A.S., Jr. and Huber, W.C. (1991). "Modeling nonpoint source water quality in urban and non-urban areas." *EPA/600/3-91-039*, U.S. EPA, Athens, GA, USA.
- Hill, M.C. (1992). "A computer program (MODFLOWP) for estimating parameters of a transient, three-dimensional, ground-water flow model using nonlinear regression." *Open-File Report 91-484*, U.S. Geological Survey, Denver, CO, USA.
- Hill, M.C. (1998). "Methods and guidelines for effective model calibration." *Open-File Report 98-4005*, U.S. Geological Survey, Denver, CO, USA.
- Jun, K.S. and Lee, K.S. (1996). "Calibration of a water quality model using an influence coefficient algorithm." *Proc. North American Water and Environment Congress & Destructive Water*, Anaheim, CA, USA, pp. 4010-4015.
- Karadurmus, E. and Berber, R., (2004). "Dynamic simulation and parameter estimation in river streams." *Environ. Technol.*, Vol. 25, pp. 471-479.
- Mahar, P.S. and Datta, B. (2001). "Optimal identification of ground-water pollution sources and parameter estimation." *Water Resour. Plng. and Mgmt.*, ASCE, Vol. 127, No. 1, pp. 20-29.
- Marquardt, D.W. (1963). "An algorithm for least-square estimation of nonlinear parameters." *J. Soc. of Ind. and Appl. Math.*, Vol. 11, No. 2, pp. 431-441.
- Owens, M., Edwards, R.W. and Gibbs, J.W. (1964). "Some reaeration studies in streams.", *Int. J. of Air and Water Pollut.*, Vol. 8, No. 8, pp. 469-486.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyody, L. and Vanrolleghem, P. (1998). "River water quality modeling: 1. State of the art." *Water Sci. Technol.*, Vol. 38, No. 11, pp. 237-244.
- Schnoor, J.L. (1996). *Environmental modeling: Fate and transport of pollutants in water, air, and soil*. Wiley, New York, NY, USA.
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyody, L. and Vanrolleghem, P. (1998). "River water quality modeling: 2. Problems of the art." *Water Sci. Technol.*, Vol. 38, No. 11, pp. 245-252.
- Somlyody, L., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. and Vanrolleghem, P. (1998). "River water quality modeling: 3. Future of the art." *Water Sci. Technol.*, Vol. 38, No. 11, pp. 253-260.
- Wagner, B.J. (1992). "Simultaneous parameter estimation and contaminant source characterization for coupled groundwater flow and contaminant transport modelling." *J. Hydrol.*, Vol. 15, pp. 275-303.

(논문번호:04-94/접수:2004.10.07/심사완료:2004.11.09)