

影響係數를 이용한 QUAL2E 모형의 反應係數 推定

Calibration of QUAL2E Reaction Coefficients by the Influence Coefficient Algorithm

田庚秀* · 李吉成**

Jun, Kyung Soo · Lee, Kil Seong

Abstract

A methodology based on the influence coefficient algorithm was established for the optimal calibration of QUAL2E reaction coefficients. It was applied to the stream sections from the Chungju Dam to the downstream end of the South Han River. A water budget analysis using the monthly records of reservoir inflows and outflows in 1990 was made to determine tributary inflows. Estimated tributary inflows were used, together with the monthly records of water quality measurements in 1990, for the calibration of reaction coefficients. Simulated quality constituents were chl.a, nitrogen cycles, phosphorus cycles, BOD and DO. A sensitivity analysis was made to determine significant reaction coefficients, and as a result 11 reaction coefficients were selected as calibration parameters. The influence coefficient algorithm applied to the calibration of QUAL2E reaction coefficients proved to be a useful one yielding a rapid convergence. Each calibration parameter converged to an optimum value within 3 iterations.

요 지

影響係數를 이용한 QUAL2E 反應係數의 최적추정 방법을 수립하여 충주댐부터 남한강수계 하류 단까지의 하천구간에 적용하였다. 댐유입량 및 방류량 자료를 이용한 물수지 분석으로부터 1990년 월별 지천유입량을 산정하여 월별 수질 측정자료와 함께 反應係數의 추정에 사용하였다. 모의 수질항목으로서 chl.a, 질소 및 인순환 요소들, BOD 및 DO 등을 포함하였다. 수질변화에 영향이 큰 反應係數들을 선정하기 위하여 敏感度 분석을 실시하였으며, 그 결과로서 11개의 추정 反應係數를 선정하였다. QUAL2E 反應係數의 추정에 사용된 影響係數法에 의한 최적 추정방법은 계수들이 최적치에 빨리 수렴하도록 하는 유용한 방법임이 입증되었다. 모든 추정계수들이 3번 이내의 반복추정으로 최적치에 수렴하였다.

1. 서 론

최근들어 환경문제에 대한 일반의 관심이 높아지

고 수질관리의 필요성에 대한 인식이 고조됨에 따라, 하천 수질모형의 개발 및 적용에 관한 연구가 국내외적으로 활발히 진행되고 있다. 하천에 대한 수질모델링은 수계에 유입되는 오염원이 하천의 수질에 미치는 영향을 정량적으로 평가내지는 예측하기

* 서울대학교 공과대학 토목공학과 연구원
** 서울대학교 공과대학 토목공학과 교수

위한 것으로서, 수질모형에 의한 계산결과의 신뢰성은 모형의 적정성 및 정확성에 따라 좌우된다. 즉 수체내에서 일어나는 물리적, 화학적, 생물학적인 현상들을 수학적으로 모의하는 수학적 모형의 적정성과 그에 포함된 매개변수의 정확성이 중요시된다. 수질모형을 넓은 의미로 생각하면 흐름계산을 위한 동수역학적 모형의 적정성 및 수리학적 입력계수 등의 정확성도 중요할 것이나, 좁은 의미의 수질모형에 대해서는 모의 수질항목의 종류와 그들의 상호반응을 나타내는 반응식으로 이루어지는 모형의 구조 및 그에 따른 반응계수의 값들이 수질모형의 효용성을 결정짓는 중요한 요소라 할 수 있다. 1960년대까지는 비교적 간단한 BOD 및 DO, 두 수질항목의 모의모형에 대한 연구가 주종을 이루었으나, 1970년대 이후에는 질소 및 인 순환요소들, 조류, 독성물질 등 많은 수질항목과 반응계수들을 포함하는 더욱 복잡하고 상세한 모형으로 발전하여 왔다.

수질모델링에 관한 국내의 연구는 주로 QUAL2E,⁽¹⁾ WQRRS⁽²⁾ 등 외국에서 개발되어 널리 사용되고 있는 수질모형들의 국내 주요하천에의 적용에 관한 것으로서 최근들어 많은 연구가 진행되고 있으나,⁽³⁻⁸⁾ 가용자료의 제한등으로 인하여 대부분의 연구가 BOD 및 DO의 두 수질항목에 대한 모의에 국한되고 있으며, 반응계수의 추정 등에 대한 체계적인 연구가 미흡한 상태이다. BOD 및 DO의 모의모형에 대한 반응계수의 추정에 관해서는 이미 여러가지 방법론이 개발되어 왔으며^(9,10) 외국에서는 계수추정을 위한 전문가 시스템(expert system)도 개발되어 있는 상태이다.⁽¹¹⁾ 그러나, 많은 수질항목 및 반응계수를 포함하는 복잡한 수질모형에 대한 계수추정에 있어서는 주로 경험에 의한 시행착오법에 의존하고 있는 실정이다.

본 연구에서는 개수로 부정류의 에너지경사를 나타내는 수리학적 계수들을 추정하기 위하여 Becker and Yeh^(12,13)에 의하여 개발된 影響係數法(influence coefficient algorithm)을 응용하여 QUAL2E 모형의 반응계수 추정방안을 수립하였다. 또한 수립된 최적추정 방법을 八堂湖 상류의 漢江水系에 적용하였으며, 모의 수질항목으로서 BOD 및 DO 외에도 조류, 질소 및 인순환요소들을 포함하였다. 본 논문에서는 影響係數를 이용한 반응계수 추정방안과 이의 구체적인 실제 적용에 대하여 충주댐부터 팔당

호까지의 남한강수계에 대한 적용과정 및 결과를 중심으로 기술하기로 한다. 북한강수계에 대한 반응계수 추정에 관해서는 李吉成 등⁽¹⁴⁾에 상세히 기술되어 있다.

2. 最適化에 의한 反應係數 추정방법의 수립

反應係數의 추정에 있어서 계수값들의 최적성을 판별하는 기준으로는 사용된 계수값들에 대한 수질 계산치들과 관측치들의 상대오차의 제곱합이 최소가 되도록 하였다. 즉 계수추정을 위한 목적함수는 다음과 같다.

$$\min_P S = \sum_{k=1}^K [1 - C^k(P)]^T [1 - C^k(P)] \quad (1)$$

여기서 $C^k(P) = [C_1^k, C_2^k, \dots, C_N^k]^T$ 는 N차의 무차원 수질벡터로서 그 성분 $C_1^k, C_2^k, \dots, C_N^k$ 은 관측치에 의하여 정규화된 자료군 k에 대한 각 수질성분의 계산치들이고, $1 = [1, 1, \dots, 1]^T$ 는 N차 상수벡터, $P = [P_1, P_2, \dots, P_M]^T$ 는 M개의 反應係數를 그 성분으로 하는 M차 反應係數벡터이며 K는 자료군의 수이다.

특정 자료군(k)에 대하여 관측수질과 계산수질 비교지점에서의 각 수질항목(i)의 상대오차(E_i^k)를 다음과 같이 정의할 수 있으며,

$$E_i^k = 1 - C_i^k, \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (2)$$

이를 이용하여 식 (1)을 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\min_P S = \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^N (E_i^k)^2 \quad (3)$$

反應係數벡터 P는 계수값들의 가변범위를 나타내는 다음과 같은 제약조건을 갖는다.

$$(P)^y \leq P \leq (P)^u \quad (4)$$

여기서 $(P)^y$ 및 $(P)^u$ 는 각각 계수값들의 하한치 및 상한치로 구성된 M차 벡터이다.

식 (3) 및 (4)로 구성되는 최적화 문제의 해법으로서 Becker and Yeh^(12,13)에 의하여 개발된 影響係數法(influence coefficient algorithm)에 근거한 다음과 같은 방법을 사용하였다.

1) 反應係數벡터 P의 초기치 P⁽⁰⁾를 가정하고 각 자료군에 대하여 QUAL2E 모형에 의한 계산을 수행한다. 각 자료군(k)에 대하여 각 수질항목(i)의 계산치와 관측치와의 상대오차 (E^k)⁽⁰⁾를 식 (2)에 의하여 계산한다.

2) 각 자료군에 대하여 反應係數벡터 P⁽⁰⁾의 각 성분 P_j⁽⁰⁾, 즉 특정 反應係數의 값을, 다른 反應係數들의 값은 고정된 채, 각각 ΔP_j⁽⁰⁾ 만큼 변화시켜 가며 각각의 경우에 대한 (E^k)⁽⁰⁾의 변화량 (ΔE^k)⁽⁰⁾을 구한다. 이로부터 각 자료군에 대하여 다음과 같이 정의되는 影響係數의 값을 계산한다.

$$(a_{ij}^k)^{(0)} = (\partial E_i^k / \partial P_j)^{(0)} \approx (\Delta E_i^k / \Delta P_j)^{(0)}, \quad (5)$$

$i=1, 2, \dots, N; j=1, 2, \dots, M$

3) 새로이 추정할 反應係數벡터 P⁽¹⁾에 대한 각 수질항목의 상대오차 (E^k)⁽¹⁾을 P⁽⁰⁾에 대하여 Taylor 급수로 전개하고 2차 이상의 항을 무시하면 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\begin{aligned} (E_i^k)^{(1)} &= (E_i^k)^{(0)} + (P_1^{(1)} - P_1^{(0)}) (\partial E_i^k / \partial P_1)^{(0)} + \dots + \\ &\quad (P_M^{(1)} - P_M^{(0)}) (\partial E_i^k / \partial P_M)^{(0)} \\ &= (E_i^k)^{(0)} + (P_1^{(1)} - P_1^{(0)}) (a_{i1}^k)^{(0)} + \dots + \\ &\quad (P_M^{(1)} - P_M^{(0)}) (a_{Mi}^k)^{(0)} \end{aligned} \quad (6)$$

4) 따라서 목적함수인 식 (3)과 제약조건식 (4)는 다음과 같이 된다.

$$\min_{P^{(1)}} S = \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^N [(E_i^k)^{(0)} + (P_1^{(1)} - P_1^{(0)}) (a_{i1}^k)^{(0)} + \dots + (P_M^{(1)} - P_M^{(0)}) (a_{Mi}^k)^{(0)}]^2 \quad (7)$$

$$(P^y \leq P^{(1)} \leq P^x) \quad (8)$$

식 (7)과 (8)로 구성되는 최적화 문제의 해, 즉 새로운 推定 反應係數벡터 P⁽¹⁾을 구한다.

5) 이와같이 추정된 P⁽¹⁾을 사용하여 QUAL2E 모형에 의한 계산을 수행하고, 그 계산 결과로부터 각 자료군에 대하여 각 수질항목의 상대오차 (E^k)⁽¹⁾을 계산한다. 이들의 제공함이 어느 정도 이하로 작아 지거나, 이전 반복계산 때에 비하여 거의 개선되지 않으면 係數推定을 종료한다. 그렇지 않은 경우에는 2) - 4)의 과정을 반복한다.

3. 係數推定の 실제적용

3.1 적용 대상하천 및 모의모형의 구성

最適化에 의한 反應係數 추정방법의 적용 대상지역은 南漢江水系 중 충주댐-八堂湖(기두원)까지의 하천구간으로서 21개의 유입지천을 모형에 포함하도록 하였다. 이 구간에 대한 QUAL2E 적용 모식도는 그림 1에 나타내었다. 전체 하천구간을 9개의 대구간(reach)과 104개의 소구간(element)으로 구성하였으며 각 소구간의 길이는 1 km로 하였다.

수질항목으로는 조류(algae), 질소 및 인의 순환요소들, 생화학적 산소요구량(CBOD) 및 용존산소량(DO)을 포함하였다. 각 수질항목간의 상호반응 및 反應係數를 나타내는 반응모식도는 그림 2와 같으며, 이들을 모의하기 위한 반응식들은 다음과 같다.

$$chl.a = \alpha_0 A \quad (9)$$

$$dA/dt = \mu A - \rho A - (\sigma_1/d)A \quad (10)$$

$$dN_4/dt = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad (11)$$

$$dN_1/dt = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3/d - F \alpha_1 \mu A \quad (12)$$

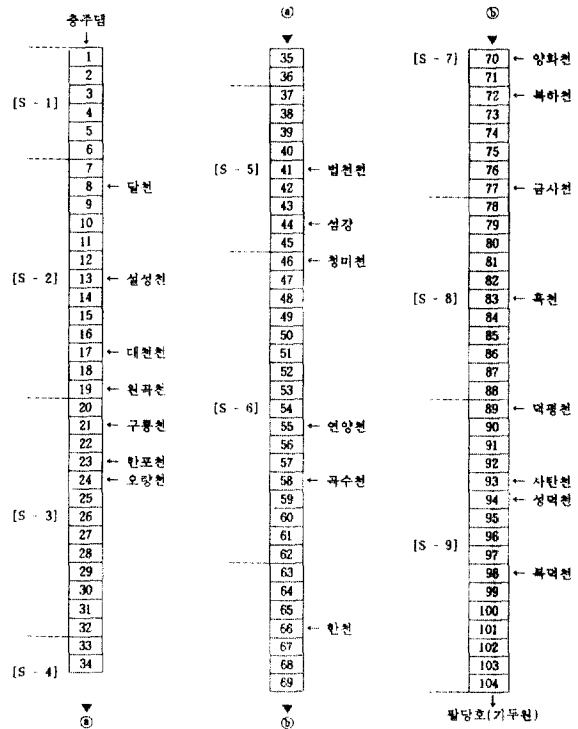


그림 1. QUAL2E의 남한강수계 적용모식도

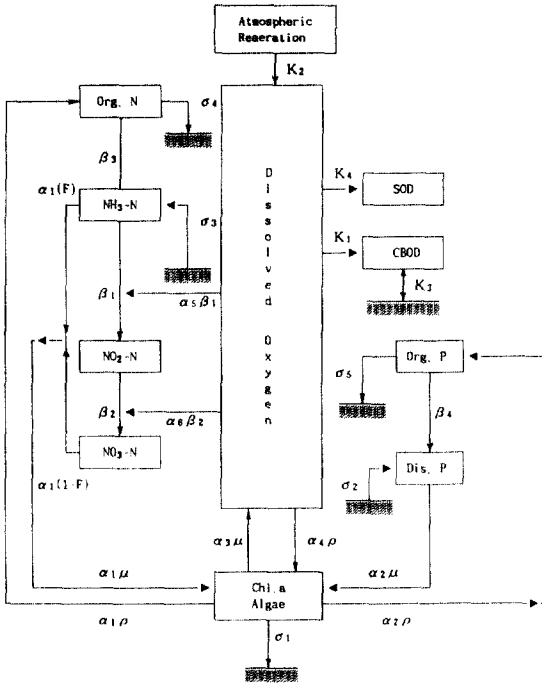


그림 2. QUAL2E 모형의 반응모식도(Brown and Barnwell, 1987)

$$dN_2/dt = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad (13)$$

$$dN_3/dt = \beta_2 N_2 - (1-F)\alpha_1 \mu A \quad (14)$$

$$dP_1/dt = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \quad (15)$$

$$dP_2/dt = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d - \alpha_2 \mu A \quad (16)$$

$$dL/dt = -K_1 L - K_3 L \quad (17)$$

$$dO/dt = K_2(O^* - O) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho)A - K_1 L - K_4/d - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 \quad (18)$$

여기서 chl.a 및 A는 chlorophyll a 및 조류의 농도를, N_4 , N_1 , N_2 및 N_3 는 유기질소(organic nitrogen), NH_3-N , NO_2-N 및 NO_3-N 의 농도를, P_1 및 P_2 는 유기인(organic phosphorus) 및 용존인(dissolved phosphorus)의 농도를, L과 O는 CBOD와 DO의 농도를 각각 나타낸다. O^* 는 포화산소농도, d는 평균수심이다.

상기한 식들에 나타난 반응계수들 중 조류의 성장률(μ)은 일반적으로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\mu = \mu_{max} f(FL, FN, FP) \quad (19)$$

여기서 μ_{max} 는 조류의 최대성장률이며 FL, FN 및 FP는 각각 빛, 질소 및 인에 의한 조류의 성장제한률이다. QUAL2E에서 사용한 함수 f의 형태는 세가지로서 이 중 하나를 선택하도록 되어 있다. FL은 일평균 수표면광도, 수심, 광소멸계수 및 K_L (빛의 Michaelis-Menton 반포화상수)의 함수로서 그 함수형태는 반포화식, Smith의 식, Steel의 식 중 택일할 수 있다. 일평균 수표면광도의 계산은 네가지 방법중 택일하여 할 수 있다. 광소멸계수는 일반적으로 다음과 같이 나타내진다.

$$\lambda = \lambda_0 + \lambda_1 \alpha_0 A + \lambda_2 (\alpha_0 A)^{2/3} \quad (20)$$

여기서 $\alpha_0 A$ 는 chl.a농도이며 λ_0 , λ_1 , λ_2 는 상수이다. 조류에 의한 광소멸을 무시할 경우에는 λ_1 와 λ_2 의 값을 각각 영으로 취하면 된다. FN 및 FP는 각각 무기질소(N_e) 및 용존인(P_2) 농도의 함수로서 다음과 같다.

$$FN = N_e / (N_e + K_N) \quad (21)$$

$$FP = P_2 / (P_2 + K_P) \quad (22)$$

여기서 $N_e = N_1 + N_3$ 이며, K_N 및 K_P 은 각각 질소 및 인의 Michaelis-Menton 반포화상수이다.

본 연구에서는 조류의 생성률함수(f)로서 FL, FN 및 FP의 곱의 형태(QUAL2E Option 1)를, 광함수로는 반포화식(QUAL2E Option 1)을, 일평균 광도의 계산방법으로는 QUAL2E Option 2를 각각 사용하였다. 또한 조류에 의한 광소멸은 무시하였다. 반응계수들 중, K_1 , K_2 , K_3 , K_4 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 , σ_1 , σ_2 , σ_3 , σ_4 , σ_5 , ρ 및 μ 는 수온에 따라 변화하는 것들로서 온도보정계수의 값으로는 QUAL2E의 Default 값들을 사용하였다. 이하 본 논문에서 언급된 반응계수의 값들은 모두 20°C를 기준으로 한 것이다.

3.2 사용자료와 물수지분석

係數推定을 위한 유량 및 수질자료로서 1990년의 4-11월의 관측자료를 사용하였다. 정확한 係數推定을 위해서는 수계 전체에 대한 상세한 관측자료가 있는 것이 바람직하나 유량과 수질에 관한 사용자료가 한정되어 있기 때문에 미관측 지역에 대한 자료는 관측지역의 자료로부터 추정하여 구성하도록 하였다.

(1) 유량자료

모형의 적용을 위한 유량 입력자료로서 모형의 시점(headwater)인 충주댐에서의 방류량과 더불어 댐 하류부 지천들에서의 유입량이 필요하다. 그러나 이들에 대한 가용자료가 거의 없기 때문에 漢江水系 각 댐의 1990년 4월부터 11월까지의 월별 유입량 및 방류량 자료⁽¹⁵⁾들로부터 다음과 같은 물수지분석에 의하여 각 지천에서의 유입량을 구하였다. 먼저 충주댐(본댐) 방류량과 충주 조정지댐 유입량으로부터 이들 댐간의 지천유입량을 계산하였다. 또한 청평댐 및 충주 조정지댐 방류량과 八堂댐 유입량으로부터 청평댐과 八堂湖 간의 지천유입량, 충주 조정지댐과 八堂湖 간의 지천유입량 및 慶安川 유입량의 합을 구하고 이를 각각의 점유유역 면적비로 배분함으로써 충주 조정지댐과 八堂湖 간의 지천유

입량을 구하였다.

이와 같이 계산된 각 댐들간의 지천유입량을 해당 지천들의 점유유역 면적비로 배분함으로써 각 지천들로부터의 유입량을 구하였으며 계산결과는 표 1에 정리하였다.

(2) 수질자료

係數推定을 위한 각 지천의 유입수질 자료로는 環境處⁽¹⁶⁾(그림 3 참조) 및 國立環境研究院⁽¹⁷⁾의 측정자료를 사용하였다. 係數推定에 사용된 BOD, DO, 총질소(TN), 총인(TP)에 관한 수질자료는 표 2에 정리하였다. 南漢江水系의 지천들 중에서 유입수질(농도)의 관측치가 가용한 곳은 달천, 섬강, 청미천, 양화천, 복하천, 흑천 등 6개로서 이들 지천의 점유유역 면적(4,527 Km²)은 충주댐 하류 지천 전체 점유 유역면적(5,467 Km²)의 83%에 해당한다. 유입

표 1. 계수추정을 위한 댐방류량 및 지천유입량

(단위: m³/sec)

	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월
충주댐	240.4	306.4	438.2	664.6	184.4	1169.5	86.4	62.2
달천	28.0	45.3	181.3	303.3	48.1	19.1	13.2	7.1
설성천	0.8	1.3	5.0	8.4	1.3	0.5	0.4	0.2
대전천	1.4	0.7	9.3	8.3	2.3	13.6	0.7	0.6
원곡천	1.8	0.9	12.1	10.8	3.0	17.7	0.9	0.8
구룡천	2.1	1.1	14.5	12.9	3.6	21.1	1.0	0.9
한포천	3.5	1.7	23.7	21.0	5.9	34.5	1.7	1.5
오량천	1.3	0.7	8.9	7.9	2.2	12.9	0.6	0.6
법선천	0.7	0.4	5.0	4.5	1.3	7.3	0.4	0.3
섬강	35.5	17.8	241.5	213.9	60.2	351.6	17.0	15.0
청미천	11.9	6.0	81.1	71.9	20.2	118.1	5.7	5.1
연양천	1.5	0.7	9.9	8.8	14.4	1.4	0.7	0.6
곡수천	2.3	1.1	15.4	13.6	22.4	2.2	1.1	1.0
한천	0.5	0.2	3.3	2.9	4.7	0.5	0.2	0.2
양화천	4.5	2.2	30.4	26.9	44.2	4.4	2.1	1.9
복하천	5.9	2.9	39.8	35.3	58.0	5.8	2.8	2.5
금사천	1.1	0.6	7.7	6.8	11.2	1.1	0.5	0.5
흑천	6.4	3.2	43.2	38.3	63.0	6.3	3.0	2.7
덕평천	0.5	0.3	3.7	3.3	5.4	0.5	0.3	0.2
사탄천	1.0	0.5	7.1	6.3	10.3	1.0	0.5	0.4
성덕천	0.5	0.2	3.3	2.9	4.7	0.5	0.2	0.2
복덕천	1.3	0.6	8.7	7.7	12.7	1.3	0.6	0.5

표 2. 계수추정을 위한 유입지천 수질자료

(단위: mg/l)

항목	지천	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월
BOD	충주댐	0.8	0.8	1.2	1.2	1.6	0.9	1.8	1.6
	달천	1.1	2.1	2.0	1.4	1.9	0.5	1.9	0.9
	섬강	2.2	2.1	1.2	0.6	2.1	1.1	2.2	3.0
	청미천	1.7	2.0	3.2	2.5	4.1	3.8	3.3	3.9
	양화천	1.7	5.8	6.1	2.7	3.6	3.2	3.8	2.9
	북하천	5.0	12.0	10.1	5.7	3.3	3.3	4.5	4.8
	흑천	0.8	1.7	1.0	1.3	2.3	1.3	1.3	1.8
	평균치	1.5	2.7	2.7	1.7	2.8	2.0	2.5	2.5
DO	충주댐	11.0	10.5	9.5	9.2	9.8	9.1	11.0	9.1
	달천	11.0	10.7	9.5	9.8	10.4	12.2	12.2	12.9
	섬강	12.0	10.4	10.1	13.2	10.2	12.2	17.1	9.6
	청미천	10.2	8.3	6.0	7.4	8.0	6.4	8.3	8.5
	양화천	9.0	7.7	6.4	7.2	7.7	6.3	8.3	8.7
	북하천	9.9	5.1	6.1	5.7	8.0	6.5	7.9	7.5
	흑천	10.4	9.7	9.3	9.7	8.2	8.4	8.4	9.5
	평균치	10.5	9.4	8.3	9.5	8.9	9.1	9.3	9.8
총 질 소	충주댐	0.06	0.06	0.17	0.66	1.16	1.12	1.31	0.51
	달천	0.12	0.12	0.17	0.77	1.15	0.62	0.76	0.59
	섬강	0.11	0.11	0.18	1.84	1.16	1.84	1.54	0.17
	청미천	2.66	2.00	2.21	0.60	1.96	1.03	1.48	0.73
	양화천	0.55	0.66	3.52	1.10	1.78	2.05	2.69	1.14
	북하천	3.13	1.27	2.16	1.27	1.16	1.22	2.35	0.84
	흑천	1.62	1.59	0.42	0.52	1.22	1.58	1.85	0.82
	평균치	1.01	0.90	1.30	0.96	1.25	1.42	1.67	0.69
총 인	충주댐	0.032	0.030	0.022	0.144	0.022	0.044	0.117	0.025
	달천	0.034	0.030	0.022	0.025	0.017	0.021	0.016	0.023
	섬강	0.043	0.041	0.157	0.027	0.015	0.007	0.164	0.035
	청미천	0.000	0.037	0.168	0.067	0.156	0.359	0.051	0.128
	양화천	0.000	0.068	0.230	0.143	0.247	0.137	0.051	0.095
	북하천	0.190	0.023	0.306	0.154	0.091	0.151	0.267	0.254
	흑천	0.009	0.063	0.114	0.055	0.106	0.042	0.033	0.049
	평균치	0.017	0.048	0.138	0.063	0.108	0.119	0.063	0.066

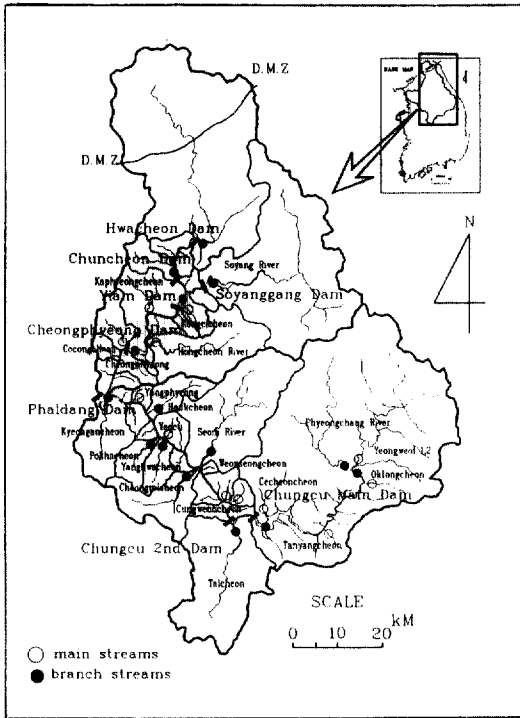


그림 3. 한강수계 수질측정망 위치도

수질이 관측되지 않은 지천들에 대해서는 이들 관측치들의 평균치를 유입수질로서 사용하였다. 북한천의 경우 유역면적에 비하여 인구가 상대적으로 많아 다른 지천에 비하여 오염이 특히 심한 곳으로서 평균수질의 계산시 제외하였다.

분류상의 수질측정 지점인 원주 1, 여주, 양평 지점에서의 수온 측정치들은 충주댐에서의 측정치와 함께 분류에서의 평균수온을 산정하여 입력하는데 사용하였다(표 3 참조). 원주 1, 여주 및 양평 측정

지점의 위치는 각각 소구간 53, 59 및 87에 해당한다(그림 1 참조). 월평균 1일 일조시간 및 1일 총일사량은 원주, 서울, 수원, 철원, 청주 및 춘천 등 6개 측후소에서 관측 평균치⁽¹⁶⁾를 사용하였다(표 3 참조).

유입지천에 대한 環境處 측정자료로서 총질소와 총인의 농도 측정치만 가용한 반면, QUAL2E 모형의 입력자료로서 질소 및 인의 순환요소들인 유기질소, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 및 유기인, 용존인의 입력농도가 필요하다. 질소 및 인의 순환요소들에 대한 구성비 추정결과는 표 4와 같다. 표 4는 총질소 또는 총인 및 그 순환요소들의 농도를 동시에 측정된 기존의 관측자료를 사용하여 산정된, 총질소 또는 총인에 대한 각 순환요소들의 구성비에 대한 통계치들을 나타내고 있다. 이와 같은 결과에 따라 총질소에 대한 유기질소, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 및 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 구성비는 0.24, 0.10, 0.00 및 0.66으로, 총인에 대한 유기인 및 용존인의 구성비는 0.63 및 0.37로 추정하여 각 요소들에 대한 유입지천에서의 농도를 산정, 입력하였다.

反應係數 추정을 위한 수질계산치와 관측수질과의 비교지점으로서 다루레기 나루터 지점에서의 관측수질자료를 사용하였다. 이 지점(이하 S 지점이라 칭함)의 위치는 QUAL2E 적용모식도(그림 1) 상의 소구간 95에 해당한다. BOD 및 DO는 環境處 측정자료⁽¹⁶⁾를, 그외에는 國立環境研究院⁽¹⁷⁾의 측정자료를 사용하였다. 측정 수질항목으로서 BOD, DO, 총질소, $\text{NH}_3\text{-N}$, 총인, 용존인, chl.a 등의 농도가 가용하다. 인순환 요소 중 유기인의 농도는 총인과 용존인의 농도차로서 구하였으며, 질소순환 요소들에 대해서는 유입지천에 대한 입력자료 산정시와

표 3. 월평균 수온, 1일 일조시간 및 일사량

		4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월
수온 (°C)	충주댐	12.0	16.0	19.0	26.0	26.0	24.0	16.5	21.0
	원주 1	13.0	15.0	26.0	26.0	23.0	21.0	21.0	16.0
	여주	14.0	14.0	18.0	22.0	24.0	22.0	19.0	10.0
	양평	15.0	12.0	19.0	22.0	24.0	23.0	19.0	10.0
일조시간 (hour)		6.31	4.95	3.84	3.98	6.88	5.53	7.22	4.26
일사량 (langley)		296	336	280	279	359	282	272	130

표 4. 질소 및 인의 순환요소들에 대한 구성비 추정

수질항목	측정지점	측정자료수	평균치	표준편차	비고
NO ₂ -N	11개 지천*	11	0.007	0.001	國立環境研究院 ⁽¹⁹⁾
NO ₃ -N	11개 지천*	11	0.66	0.056	
Dis.P	11개 지천*	11	0.37	0.000	
NH ₃ -N	다루레기 양수교	56	0.10	0.011	國立環境研究院 ^(17,20)
NO ₃ -N	다루레기	16	0.60	0.029	國立環境研究院 ⁽²⁰⁾

*주: 남한강 수계의 흑천, 복하천, 양화천, 섬강, 청미천 및 달천 하류
북한강 수계의 문로천, 묵현천, 사기막천, 구운천 및 조종천 하류

표 5. 계수추정을 위한 비교지점 수질자료

(단위: mg/l)

	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월
BOD	1.2	1.5	1.6	1.5	0.9	1.3	1.0	1.3
DO	11.3	10.1	8.4	8.0	8.6	7.2	9.8	12.0
총질소	1.760	2.140	1.790	1.440	1.540	1.280	1.250	1.700
NH ₃ -N	0.102	0.109	0.102	0.090	0.064	0.084	0.080	0.225
NO ₃ -N*	1.056	1.284	1.074	0.864	0.924	0.768	0.750	1.020
Org.N*	0.602	0.747	0.614	0.486	0.552	0.448	0.420	0.455
총인	0.057	0.042	0.054	0.107	0.057	0.092	0.090	0.062
Dis.P	0.019	0.014	0.018	0.025	0.013	0.041	0.064	0.026
Org.P*	0.038	0.028	0.036	0.082	0.044	0.051	0.026	0.036
chl.a	3.7	3.9	6.5	4.0	9.2	6.8	12.0	4.1

*추정치

마찬가지로 총질소에 대한 구성비를 추정하여 구하였다. 표 4에 나타난 바와 같은 추정결과에 따라 총질소 농도의 0.6에 해당하는 양을 NO₃-N의 농도로 추정하였으며, 총질소의 농도에서 이와같이 추정된 NO₃-N 및 측정된 NH₃-N의 농도를 뺀 값을 유기질소의 농도로 하였다. 미량원소인 NO₂-N의 농도는 무시하였다. 또한 이들 지점에서의 chl.a의 관측농도는 각각 유입지천에 대한 농도값으로서 사용하였다. 反應係數 추정에 사용된 S 지점에서의 수질 관측치 및 추정치들은 표 5에 정리하였다.

3.3 推定係數의 선정을 위한 敏感度 분석

反應係數의 추정에 앞서 추정 대상계수를 선정하기 위하여 각 反應係數에 대한 수질항목들의 敏感度를 분석하였다. 그 방법으로서 우선 각 反應係數에 대하여 계수값의 범위를 설정하였다. QUAL2E 사용자 지침서 상에 그 범위가 명시되어 있는 계수들에 대해서는 그 값들을 사용하였으며, 그밖의 계수들에 대하여는 韓國建設技術研究院⁽²¹⁾에서 조사한 외국 하천에 대한 계수값들을 참조하여 범위를 설정하였다(표 6 참조). 조류의 생성률(μ)에 대해서는 최대

생성률(μ_{max})에 관한 敏感度를 조사하였으며, 생성률에 관련된 그 밖의 상수들은 QUAL2E의 Default 값 또는 사용자 지침서 상에 제시된 범위의 중앙값을 사용하였다. 이에 따라 광소멸계수 λ 의 값으로는 0.033 1/m을, 빛, 질소 및 인의 반포화상수 K_L , K_N 및 K_P 의 값으로는 각각 0.016 Btu/m²·min, 0.054 mg/l 및 0.071 mg/l를 사용하였다. 이와같이 범위가 주어진 각 계수들에 대하여 상한치가 하한치의 10 배 이상인 경우에는 상한치와 하한치의 기하평균치로, 그 이하인 경우에는 산술평균치로서 각 계수의 기준치를 정하였다.

특정 反應係數에 대한 敏感度를 결정하기 위한 방법으로서 다른 계수들의 값을 모두 위에서 정한 기준치로 고정하고, 그 反應係數의 기준치, 상한치 및 하한치에 대한 QUAL2E 모형의 계산을 수행하였다. 反應係數의 상한치를 사용하여 계산된 어떤 수질항목의 농도값과 하한치에 대하여 계산된 값과의 차를 기준치에 대하여 계산된 그 수질항목의 농도값으로 정규화(normalized)한 값을 反應係數에 대한 그 수질항목의 敏感度로 정의하였다. 표 7은 1990년 6월을 대상으로 한 敏感度 분석결과로서 反應係數에 대한 수질항목의 敏感度가 0.01 이하인 경우는 표에서 제외하였다. 각 수질항목의 농도값은 수계의 하류단 지점(그림 1의 소구간 104)에서의 값이다. 수계내의 다른 지점 및 다른 자료군의 경우에도 그 수치상의 차이는 있으나 어떤 反應係數에 대하여 어느 수질항목이 민감한가에 있어서는 표 7의 결과와 거의 같은 경향을 보였다.

이상과 같은 敏感度 분석결과로부터 한 가지 이상의 수질항목이 비교적 민감한 反應係數로서 σ_1 , μ_{max} , ρ , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 , σ_5 , K_1 , K_3 및 K_4 를 추정 대상계수로 선정하였다. 이들 계수 중 σ_1 , μ_{max} 및 ρ 는 chl.a의 농도에 주로 영향을 미치며 다른 수질항목들에 미치는 영향은 적은 것으로 나타났다. 질소순환 요소들은 β_1 , β_2 및 β_3 에, 인순환 요소들은 β_4 및 β_5 에 민감하며, BOD 및 DO는 K_1 , K_3 및 K_4 에 주로 좌우됨을 알 수 있다. 또한 총질소(TN) 및 총인(TP)의 농도는, 특히 총질소의 경우 反應係數에 대한 敏感度가 매우 작은 것으로 나타났다.

敏感度 분석에서 제외된 재폭기계수(K_2)의 경우 수심 및 유속 등 흐름특성을 나타내는 변수들에 대한

표 6. 민감도분석에 사용된 반응계수값

반응계수	단위	하한치	기준치	상한치
α_0	—	10.0	31.6	100.0
α_1	—	0.07	0.08	0.09
α_2	—	0.01	0.015	0.02
α_3	—	1.4	1.6	1.8
α_4	—	1.6	1.95	2.3
α_5	—	3.0	3.5	4.0
α_6	—	1.0	1.07	1.14
ρ	1/day	0.05	0.16	0.5
μ_{max}	1/day	1.0	2.0	3.0
F	—	0.0	0.5	1.0
β_1	1/day	0.1	0.316	1.0
β_2	1/day	0.2	0.632	2.0
β_3	1/day	0.02	0.089	0.4
β_4	1/day	0.01	0.084	0.7
σ_1	m/day	0.15	0.52	1.83
σ_2	mg/m ² /day	0.0004	0.026	1.7
σ_3	mg/m ² /day	0.0004	0.027	1.8
σ_4	1/day	0.001	0.01	0.1
σ_5	1/day	0.001	0.01	0.1
K_1	1/day	0.02	0.261	3.4
K_3	1/day	-0.36	0.0	0.36
K_4	mg/m ² /day	0.07	0.7	7.0

*추정치

함수관계를 구하려는 기존의 연구가 이미 많이 있어서 직접 그 값을 입력하는 방법외에도 여러 연구자들에 의한 함수관계식들을 이용하여 그 값을 산정하는 방법이 일반적으로 많이 쓰이고 있다.⁽²²⁾ QUAL2E에서는 7가지의 관계식을 제공하여 이중의 하나를 선택하여 사용할 수 있게 되어 있다. 본 연

표 7. 반응계수에 대한 수질항목의 민감도

수질항목	계수명	농도값			민감도	
		하한치	기준치	상한치		
chl.a	ρ	6.28	5.76	4.81	0.255	
	μ_{max}	5.36	5.76	6.10	0.128	
	σ_1	6.37	5.76	4.53	0.319	
N	Org.N	ρ	0.137	0.138	0.142	0.036
		β_3	0.144	0.138	0.116	0.203
	NH ₃ -N	β_3	0.0515	0.0565	0.0760	0.434
		β_1	0.0635	0.0565	0.0399	0.418
	NO ₂ -N	β_1	0.0030	0.0086	0.0217	2.174
		β_2	0.0100	0.0086	0.0058	0.488
		β_3	0.0081	0.0086	0.0107	0.302
	NO ₃ -N	β_2	0.397	0.399	0.401	0.010
	TN				<0.01	
P	Org.P	ρ	0.0542	0.0545	0.0551	0.017
		β_4	0.0569	0.0545	0.0385	0.338
		σ_5	0.0548	0.0545	0.0517	0.057
	Dis.P	β_4	0.0300	0.0324	0.0485	0.571
		σ_2	0.0324	0.0324	0.0329	0.015
		μ	0.0327	0.0324	0.0322	0.015
	TP	ρ	0.0866	0.0869	0.0876	0.012
		σ_5	0.0872	0.0869	0.0841	0.036
	BOD	K ₁	2.01	1.72	0.35	0.965
K ₃		2.18	1.72	1.37	0.471	
DO	K ₁	8.73	8.41	7.10	0.194	
	K ₄	8.54	8.41	7.15	0.165	
	ρ	8.44	8.41	8.35	0.011	

$$K_2 = 9.4V^{0.67}d^{-1.85}$$

(23)

여기서 V 및 d는 각각 평균유속(ft/sec) 및 평균 수심(ft)을 나타내며 K₂의 단위는 1/day이다.

3.4 反應係數의 추정 및 그 결과

가용 수질자료 및 敏感度 분석결과를 고려하여 수질벡터 C와 反應係數벡터 P를 다음과 같이 구성하였다(이하의 표기에서 자료군을 나타내는 위첨자 k는 생략함): $C = [C_1, C_2, \dots, C_8]^T = [chl.a, Org. N, NH_3-N, NO_3-N, Org. P, Dis. P, BOD, DO]^T$; $P = [P_1, P_2, \dots, P_M]^T = [\sigma_1, \mu_{max}, \rho, \beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4, \sigma_5, K_1, K_3, K_4]^T$. 즉, 수질항목의 수 N=8, 反應係數의 수 M=11이며, 사용자료는 1990년 4 - 11월간의 것들로서 자료군의 수 K=8이다. P의 초기치 P⁽⁰⁾, 하한치 (P)^h 및 상한치 (P)^s는 反應係數에 대한 敏感度 분석시 선정된 각 계수의 기준치, 하한치 및 상한치로서 구성하였다. 표 8은 이와같은 수질벡터 및 反應係數벡터에 대하여 구성된 影響係數 행렬(influence coefficient matrix)을 상술한 바와 같은 敏感度 분석결과에 근거하여 도표화한 것으로서, 빈 공간으로 남겨진 부분은 影響係數의 값이 영이거나 그 수질항목에 영향을 미치는 다른 계수들에 비하여 매우 작은 경우이다. 즉 어떤 수질항목의 反應係數에 대한 敏感度가 영이거나 다른 계수들에 관한 敏感度에 비하여 아주 작은 경우에 해당한다.

3.2 절에서 기술한 바와 같은 1990년 4-11월의 충주댐 방류수와 지천유입수의 유량 및 수질자료와 S 지점에서의 수질자료를 각각 이용하여 계수의 추정을 수행하였다. 각 월자료에 대하여 反應係數 벡터의 초기치 P⁽⁰⁾를 사용하여 계산된 어떤 수질항목 C_i에 관한 상대오차 (E_i)⁽⁰⁾가 1보다 큰 경우 그 수질항목의 관측자료는 이상자료로 간주하여 係數推定에서 제외하였다. 이에 따라 S 지점에서의 10월 인순환 요소들의 관측자료는 사용하지 않았다. 影響係數의 산정에서 각 反應係數의 증분 $\Delta P_j^{(0)}$ 는 계수값 P_j⁽⁰⁾의 10-100%로 취하였다. 최적화 계산의 수행에 있어서는 Quasi-Newton 방법⁽²⁴⁾을 사용하는 IMSL의 부프로그램을 이용하였다. 각 반복계산 단계마다 계산된 상대오차 제공함인 그 전 단계에서의 계산치와 비교하여 1% 이상 감소하지 않으면 係數推定을 종료하도록 하였다.

구에서는 다음과 같은 Owens, et al.⁽²³⁾의 식을 사용하였다.

표 8. 영향계수 행렬표

수질항목		C ¹	C ²	C ³	C ⁴	C ⁵	C ⁶	C ⁷	C ⁸
		chl.a	Org.N	NH ₃ -N	NO ₃ -N	Org.P	Dis.P	BOD	DO
P ₁	σ ₁	a _{1,1}							
P ₂	μ _{max}	a _{2,1}							
P ₃	ρ	a _{3,1}							
P ₄	β ₁			a _{4,3}					
P ₅	β ₂				a _{5,4}				
P ₆	β ₃		a _{6,2}	a _{6,3}	a _{6,4}				
P ₇	β ₄					a _{7,5}	a _{7,6}		
P ₈	σ ₅					a _{8,5}			
P ₉	K ₁							a _{9,7}	a _{9,8}
P ₁₀	K ₃							a _{10,7}	
P ₁₁	K ₄								a _{11,8}

표 9. 반복계산 단계별 추정계수값 및 오차제곱합

	σ ₁	μ _{max}	ρ	β ₁	β ₂	β ₃	β ₄	σ ₅	K ₁	K ₃	K ₄
	m/day	1/day	1/day	1/day	1/day	1/day	1/day	1/day	1/day	1/day	mg/m ² -day
0	0.52	2.00	0.16	0.316	0.632	0.089	0.084	0.010	0.261	0.000	0.700
1	0.15	1.34	0.05	0.432	1.967	0.020	0.010	0.001	0.423	0.000	0.101
2	0.15	1.00	0.05	0.407	1.982	0.020	0.010	0.001	0.460	0.002	0.080
3	0.15	1.00	0.05						0.419	0.000	0.079

	∑E ₁ ²	∑(E ₁ ² +E ₃ ² +E ₄ ²)	∑(E ₅ ² +E ₆ ²)	∑(E ₇ ² +E ₈ ²)
0	0.35	9.05	2.30	0.94
1	0.058	8.48	1.98	0.72
2	0.026	8.48	1.98	0.71
3	0.026			0.71

각 반복계산 단계에서 추정된 계수값과 상대오차의 제곱합은 표 9에 정리된 바와 같다. 反應係數의 값들 중 가장 하단의 값이 최종적으로 추정된 것

으로서 모든 係數推定이 2-3 회의 반복계산에 의하여 종료되었다. 최종 추정된 反應係數 값들을 사용한 각 수질항목의 계산치들과 관측치들과의 비교는 그

표 10. 총질소 및 총인의 1990년 월별 부하량 산정 결과

월	총질소(Kg/day)			총인(Kg/day)		
	A	B	C	A	B	C
4	7831	7666	52576	346	345	1073
5	3422	3333	71355	281	278	636
6	55627	54344	176859	8163	8114	4733
7	76440	74590	139964	3247	3260	5423
8	194917	18753	31351	1080	1058	1496
9	113833	110354	110894	8322	8258	11587
10	6811	6518	5369	420	-	216
11	1967	1895	12620	246	245	427

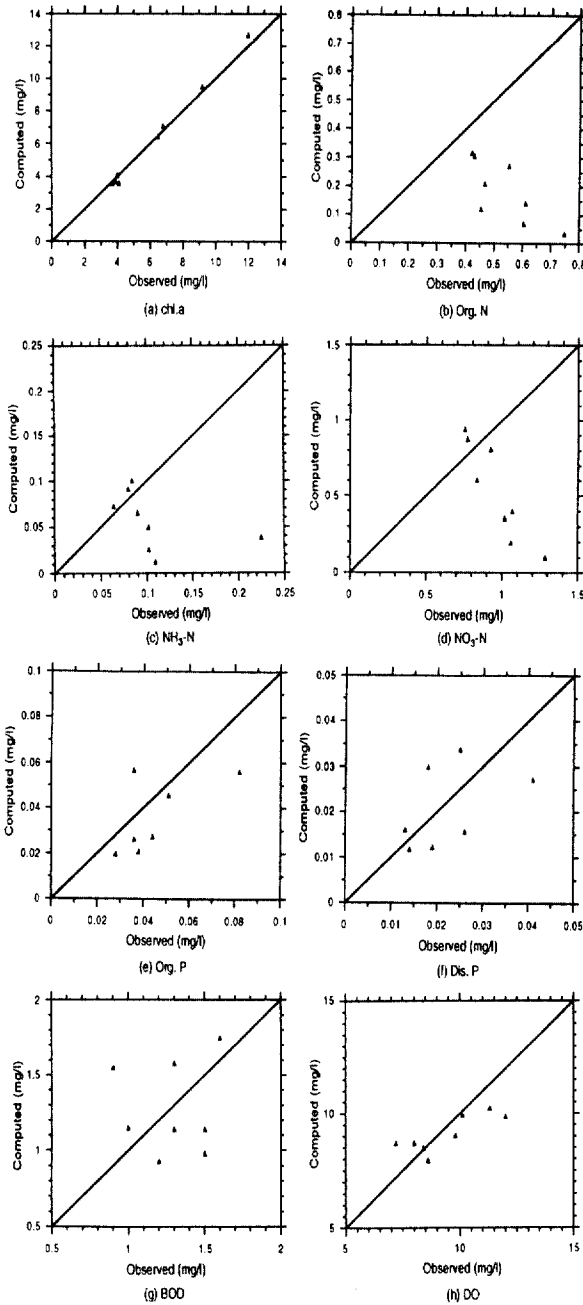


그림 4. 반응계수의 추정결과

림 4에 나타내었다. 표 9 및 그림 4에서 알 수 있듯이 한개의 수질항목에 대하여 세개의 추정 反應係數(σ_1 , μ_{max} 및 ρ)를 갖는 chl.a의 경우가 다른 수질항목에 비하여 계산치와 실측치간에 가장 작은 오차를 보

이고 있다. 반면에 질소 및 인, 특히 질소 순환요소들의 경우 chl.a, BOD, 또는 DO의 경우에 비하여 상대적으로 매우 큰 오차를 나타내고 있다. 그림 4 (b)-(f)에 나타낸 이들 수질항목에 대한 관측치와 계산치의 비교를 보면 거의 모든 수질항목에 대하여 계산치가 관측치보다 일관적으로 작은 경향을 나타내고 있음을 알 수 있다.

질소 및 인 순환요소들에 대한 水系 하류지점에서의 관측농도가 유입지천에서의 관측자료로부터 계산된 값들보다 높은 것은 지천을 통하지 않고 수계로 유입되는 非點汚染源의 영향 때문인 것으로 사료된다. 이는 표 10에 나타낸 바와 같은 총주담 하류에서의 총질소 및 총인의 부하량 계산결과 비교로부터 알 수 있다. 표 10의 부하량 A는 총주담 하류 지천들의 유입유량과 수질 관측치로부터 계산된 값이다. 부하량 B는 QUAL2E 모형에 의하여 계산된 S 지점에서의 계산농도값과 유량을 곱하여 南漢江에서 유입되는 총 부하량을 구한 후 여기서 총주담으로부터 방출되는 부하량을 뺀 값이다. 부하량 C는 부하량 B와 유사한 방법으로 산정하되 S 지점에서의 농도로서 계산치 대신 실측치를 사용한 경우이다. 총질소와 총인 두 경우 모두 부하량 A와 B는 거의 유사한 값을 보이고 있는데, 이는 敏感度 분석결과(표 7)에서도 알 수 있듯이 총질소와 총인의 경우 그 양의 증감이 매우 적어 거의 보존됨을 의미한다. 반면 부하량 C는 A(또는 B)에 비하여 상당히 큰 값을 나타내고 있다. 이러한 경향은 거의 매월의

자료에 대하여 일관적으로 나타나고 있고, 특히 유량이 비교적 적고 非點汚染源의 비중이 큰 봄철(4, 5월)에 그 차가 심하다. 따라서 부하량 C와 A(또는 B)의 불일치는 자료의 이상 때문이라기 보다는 본류로 직접 유입되는 非點汚染源에 의한 영향 때문인 것으로 사료된다.

4. 결 론

본 연구를 통하여 얻어진 주요 성과 및 결론을 요약하면 다음과 같다. 影響係數를 이용한 QUAL2E 反應係數의 최적추정 방법을 수립하여 충주댐부터 남한강수계 하류단까지의 하천구간에 적용하였다. 反應係數에 대한 수질요소들의 敏感度 分析을 실시하여 그 결과로서 11개의 추정 反應係數를 선정하였다. 이들 계수 중 σ_1 , μ_{max} 및 ρ 는 chl.a의 농도에 주로 영향을 미치며, 질소 순환요소들은 β_1 , β_2 및 β_3 에, 인 순환요소들은 β_4 및 σ_3 에, BOD 및 DO는 K_1 , K_3 및 K_4 에 각각 민감한 것으로 나타났다. 또한 총질소 및 총인의 反應係數에 대한 敏感度는 매우 작은 것으로 나타났다. 影響係數法에 의한 최적 추정방법은 계수들이 최적치에 빨리 수렴하도록 하는 유용한 방법임이 입증되었다. 모든 推定係數들이 3번 이내의 반복추정으로 최적치에 수렴하였다. 추정된 反應係數값들을 사용한 계산수질과 실측수질의 비교결과, 질소 및 인 순환요소들에 대한 관측치가 계산치보다 큰 것으로 나타났는데, 이는 질소와 인의 비점오염부하량이 상당히 때문인 것으로 나타났다.

본 연구에서 사용된 影響係數를 이용한 反應係數 추정방안은 그 유용성이 입증되었으나, 실제 적용에 있어서 가용자료의 제한등으로 1년간의 측정자료만이 사용되었으며 측정되지 않은 수질항목에 대해서는 기존의 관측자료에 근거한 추정치를 사용하였다. 反應係數 추정을 위한 유량의 산정에 있어서도 본 연구에서 사용된 월별 댐유입량 및 방류량 자료뿐만 아니라 수계상의 여러 지점들에서의 유량자료가 가용하다면 더욱 정확한 지천유입량의 산정이 가능할 것이다. 따라서 본 연구에서 수립된 係數推定 방법의 효율적 적용을 위해서는 양질의 유량 및 수질자료의 데이터베이스 구축이 필요하리라 사료

된다. 또한 질소와 인에 대해서는 係數推定에 앞서 비점오염원에 대한 고려가 선행되어야 할 것으로 판단된다.

감사의 글

본 연구는 한국종합기술개발공사의 재정적 지원에 의하여 수행되었으며 이에 사의를 표합니다.

參 考 文 獻

1. Brown, L.C. and Barnwell, T.O., *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual*, EPA/600/3-87/007, U.S. Envir. Protection Agency, Envir. Res. Lab., Athens, GA, 1987.
2. Smith D.J., *Water Quality for River-Reservoir Systems*, U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, 1978.
3. 金成淳, 李梁圭, 高康榮, “汚染된 河川의 水質豫測을 위한 數值模型에 관한 研究”, *韓國上下水道學會誌*, 제4권, 제1호, 1990, pp. 50-62.
4. 심순보, 이광호, 유병로, “河川水質豫測 Model(I)”, *韓國水文學會誌*, 제17권, 제1호, 1984, pp. 31-36.
5. 安泰弘, QUAL2E 模型을 利用한 漢江本流 水質의 豫測. 評價에 관한 研究, 서울大學校 環境大學院 碩士學位論文, 1988.
6. 이성기, 유태종, 강인숙, “영산호 수질예측에 관한 연구”, *韓國上下水道學會誌*, 제6권, 제1호, 1993, pp. 15-24.
7. 崔興植, 李吉成, “QUAL II 模型의 錦江水系에의 適用”, *韓國上下水道學會誌*, 제1권, 제2호, 1987, pp. 20-33.
8. 韓國建設技術研究院, 漢江 河川維持流量 調查研究, 韓國水資源公社, 1990.
9. Orlob, G.T., *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs*, John Wiley & Sons, New York, NY, 1983, pp. 433-459.
10. 최홍식, 이길성, “Streeter-Phelps 모델의 최적계수 추정”, *韓國上下水道學會誌*, 제2권, 제1호, 1989, pp. 19-26.
11. Wood, D.M., Houck, M.H. and Bell, J.M., “Automated calibration and use of stream-quality simulation model”, *J. Envir. Engrg.*, ASCE, Vol.116, No.2, 1990, pp. 236-249.
12. Becker, L. and Yeh, W.W-G., “Identification of

- parameters in unsteady open channel flow", *WRR*, Vol.8, No.4, 1972, pp. 956-965.
13. Becker, L. and Yeh, W.W-G., "Identification of multiple reach channel parameters", *WRR*, Vol.9, No.2, 1973, pp. 326-335.
 14. 李吉成 등, 首都圈 廣域上水道 5 段階 妥當性調査 및 基本計劃: 八堂湖 水質調査 및 評價, 서울大學校 土木工學科 水工學研究室, 1993.
 15. 韓國電力公社, 水力發電所 運用資料集(1971-1990 實績), 發電處, 水力發電部, 1991.
 16. 環境處, 環境年監, 1991.
 17. 國立環境研究院, 八堂 上水源 保護 綜合對策에 관한 研究(3次年度), 1990.
 18. 氣象廳, 氣象年譜, 1990.
 19. 國立環境研究院, 水質環境基準 達成 最適化 方案에 관한 研究(I), 1989.
 20. 國立環境研究院, 八堂 上水源 保護 綜合對策에 관한 研究(2次年度), 1989.
 21. 韓國建設技術研究院, PC用 河川水質管理 모델의 開發(I), 建技研 87-EE-113, 1987.
 22. Thomann, R.V. and Mueller, J.A., *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row, New York, 1987, pp. 279-283.
 23. Owens, M., Edwards, R.W. and Gibbs, J.W., "Some reaeration studies in streams", *Int. J. of Air and Water Pollut.*, Vol.8, No.8, 1964, pp. 469-486.
 24. Luenberger, D.G., *Linear and Nonlinear Programming*, 2nd ed., Addison-Wesley, 1984, Chapters 9 and 14.

(接受: 1993. 7. 7)