

WASP4 모형에 의한 수질모델링 Water Quality Modeling by the WASP4 Model

趙烘輦* · 田庚秀* · 李吉成*

Hong Yeon Cho*, Kyung Soo Jun* and Kil Seong Lee*

要 旨 : 하구 및 호소 수질모형인 WASP4를 사용하여 수도권 상수취수 대안지점들에서의 장래수질을 모의하였다. 모의 수질항목으로서 염록소 a, 질소 순환요소들, 인 순환요소들, BOD 및 DO 등을 포함하였다. 1986년부터 1990년까지의 월별 댐유입량 및 방류량 자료를 사용한 계절별 물수지 분석에 의하여 모형의 경제단에서의 계절평균 유량 입력자료를 산정하여, QUAL2E 모형에 의하여 모의된 수질 입력자료와 함께 장래수질의 계절별 모의에 사용하였다. 또한 장래 오염부하량 및 취수 대안지점에서의 취수에 따른 민감도 분석을 수행하였다. 장래수질의 모의 결과, 여러 대안지점들 중 北漢江 하류단 지점의 수질이 모든 수질항목에 대하여 가장 양호하며, 南漢江 하류단 지점이 가장 불량한 것으로 나타났다. 또한, 北漢江 대안지점에서 취수가 기존 취수지점에서의 오염도를 다소 증가시키나 그 程度는 미미한 것으로 나타났다.

Abstract □ WASP4, an estuarine or lake water quality model, was applied to simulate future water qualities at alternative withdrawal sites for capital areas. Simulated water quality constituents were chlorophyll a, nitrogen cycles, phosphorus cycles, BOD and DO. A water budget analysis using the monthly records of reservoir inflows and outflows between 1986 and 1990 was made to determine seasonally-averaged flowrates at model boundaries. Estimated flowrates were used, together with the seasonal water quality inputs simulated by the QUAL2E model, for the simulation of future water qualities. Sensitivities to the future pollutant inputs and possible future withdrawal alternatives were also analyzed. From simulations of future water qualities it is found that, among the candidate withdrawal sites, the one located at the downstream end of the North Han River has the best future water quality in all quality constituents and the one at the downstream end of the South Han River has the worst. Possible future withdrawal from the North Han River brings a slight increase of pollutant concentrations at existing withdrawal sites, but the aggravation of water quality is not significant.

1. 서 론

首都圈 一圓에 급증하는 용수수요에 대처하기 위하여 首都圈系統 廣域上水道 사업이 1979년 이래로 추진되어 왔다. 현재 운영중인 1, 2, 3단계 및 공사중인 4단계에 이어 5단계 사업의 타당성조사 및 기본계획을 담당한 韓國綜合技術開發公社에 의하여 4개의 상수 취수 대안지점이 검토된 바 있는데(Fig. 1 참조), 그 위치는 각각 北漢江의 八堂댐 합류점 상류지점(No.1), 南漢江의 八堂댐 합류점 상류지점(No.2), 八堂댐과 기존의 3, 4단계 취수장(八堂湖內) 중간지점(No.3) 및

八堂댐 하류(八堂大橋 직상류) 지점(No.4) 등이다. 이러한 취수 대안지점 중 최적의 취수지점을 선정하는데 있어서 정치 경제적 문제, 시설물 건설에 따른 기술 적인 문제들과 함께 수량 및 수질의 측면이 고려되어야 한다. 최근들어 환경문제에 대한 일반의 관심이 날로 높아지고 있으며, 특히 음용수로 상수원수의 적정수질 확보는 수도권 주민들의 건강과 직결된 문제로서 그 필요성에 대한 인식이 날로 고조되고 있는 실정이다. 따라서 장래 용수수요를 충족할 만한 수량의 확보문제와 더불어 수질의 적정성 여부가 고려되어야 하는데, 이들 취수 대안지점의 수질현황은

*서울대학교 공과대학 토목공학과 (Department of Civil Engineering, Seoul National University, Seoul, Korea)

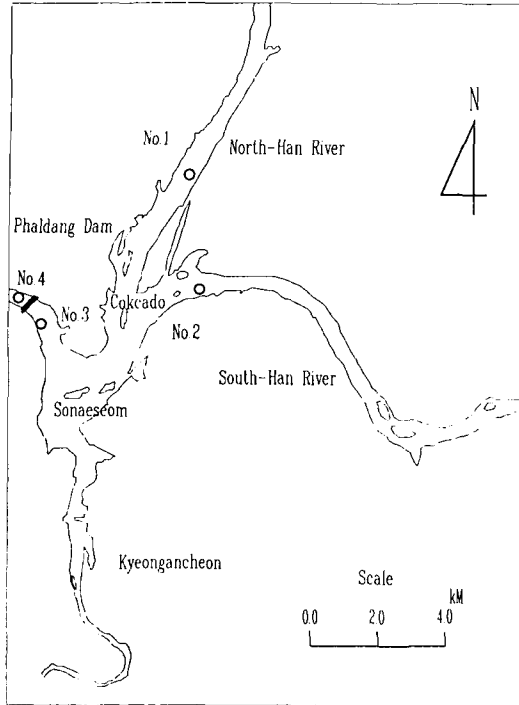


Fig. 1. 광역상수도 5단계 취수대안지점 위치도.

國立環境研究院(1988-1990) 등에 의한 기존의 측정자료로부터 파악할 수 있으나, 5단계 사업의 목표년도인 2001-2011년이기 때문에 수질현황에 대한 조사뿐만 아니라 장래수질에 대한 평가가 필요하다.

이와 같은 장래수질의 평가를 위해서는 취수 대안지점 상류의 장래 오염부하량 및 유입유량에 대해 예측뿐만 아니라, 이로부터 장래수질을 적절하게 추정할 수 있는 수질모형의 적용을 필요로 한다. 본 연구는 湖沼 및 河口的 수질모형으로서 널리 사용되고 있는(Morton 등, 1990; Stoddard 등, 1990) 생태학적 수질모형인 WASP4 모형(Ambrose 등, 1988)을 八堂湖에 적용하여 장래수질을 모의함으로써, 각 취수대안지점에서의 수질을 비교 평가하고자 수행되었다. 또한 이들 각 지점에서의 장래취수가 그 하류지역, 특히 기존의 주요 취수지점에서의 수질에 미칠 영향 등을 분석함으로써 각 취수지점에 대한 종합적 평가에 의한 최적의 취수지점 선정이 가능하도록 하고자 하였다. 八堂湖의 수질에 영향을 미치는 범위는 八堂댐 하류를 제외한 漢江의 전유역으로서 이는 결국 南北漢江 및 八堂湖를 포함하는 漢江水系 전체에 대한

수질모형링을 필요로 한다. 南北漢江의 수질을 모의하기 위하여 QUAL2E 모형을 사용하였으며(田, 李, 1993), QUAL2E 모형에 의한 모의결과를 WASP4 모형의 입력자료로 사용하였다. 장래수질의 모의는 계절별로 수행하였으며, 또한 장래 오염부하량의 불확실성을 감안하여 하수처리정도 즉 오염부하량에 따른 민감도 분석을 수행하였다.

2. 모의모형의 구성

2.1 WASP4 모형의 구조

WASP4 모형은 동수역학적 흐름모형인 DYNHYD4, 생태학적 수질모형(Eutrophication model)인 EUTRO4 및 독성물질에 대한 수질 모의모형인 TOXI4 모형으로 구성된다. DYNHYD4 모형은 1차원 비정상 흐름에 대한 연속방정식 및 운동량방정식으로 구성되며 EUTRO4 모형 및 TOXI4 모형의 수행을 위한 수리학적 입력자료(수위, 유속, 유량 등)를 제공하는 모형이다. 수리학적 입력자료는 DYNHYD4 모형에 의하지 않고 직접 입력하여 사용할 수도 있다. 본 연구에서는 DYNHYD4 모형에 의하여 흐름계산을 수행하고 그 결과를 입력자료로 사용하여 EUTRO4 모형에 의한 수질의 모의를 수행하였다.

2.2 八堂湖 구획분할

DYNHYD4 및 EUTRO4 모형의 八堂湖 적용에 있어서 상류단 경계는 北漢江 하류부의 문호 나루터 부근, 南漢江 하류부의 다루레기 나루터 부근 및 경안천 하류부의 서하교 부근으로, 하류단 경계는 八堂댐으로 하여 모형을 구성하였다. 北漢江, 南漢江 및 慶安川 하류의 경계는 國立環境研究院(1988-90)의 八堂湖 수질측정지점(Fig.2 참조) 중 N1, S1 및 G1 지점에 각각 해당한다.

이와 같이 구성된 모형 대상지역의 구획분할은 國立環境研究院의 八堂湖 수질측정지점(Fig.2 참조), 韓國綜合技術開發公社의 수질측정지점(Fig.3 참조) 및 기존의 상수 취수지점, 장래 취수 대안지점 등 수질 관심지점들을 중심으로 하는 Thiessen 망도를 작성한 후, 섬의 위치 등 지형적인 영향을 고려하여 분할된 구획을 다소 수정함으로써 八堂湖를 45개의 구획으로 분할하였다. 구획분할 결과는 Fig.4에 나타내었다.

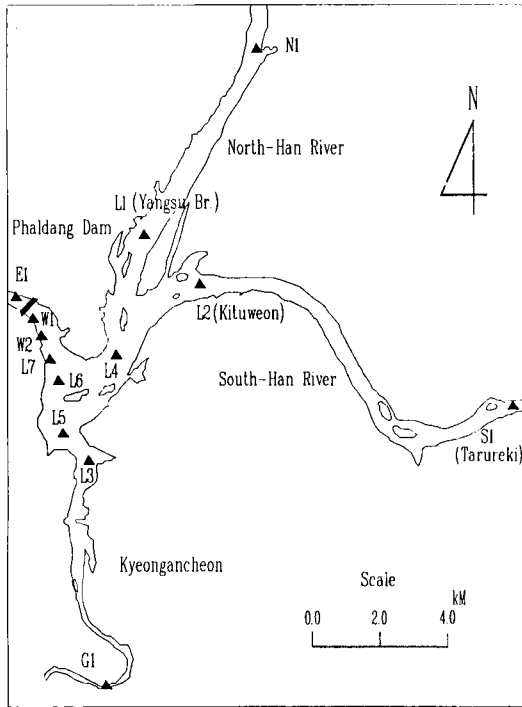


Fig. 2. 國立環境研究院 八堂湖 수질측정지점.

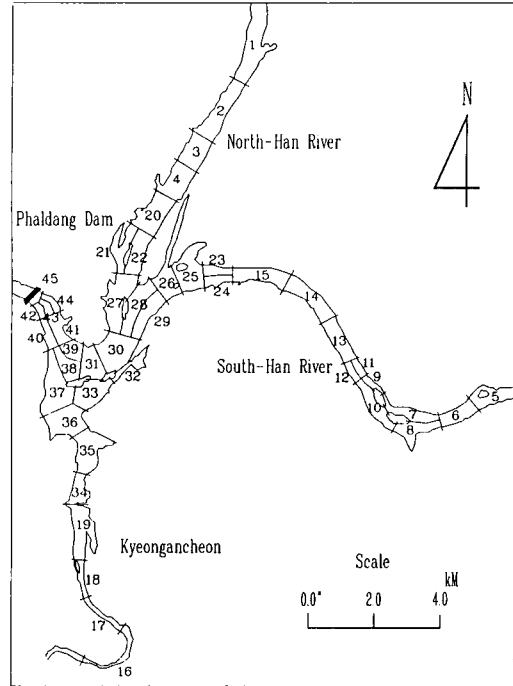


Fig. 4. 모형의 적용을 위한 팔당호 구획분할.

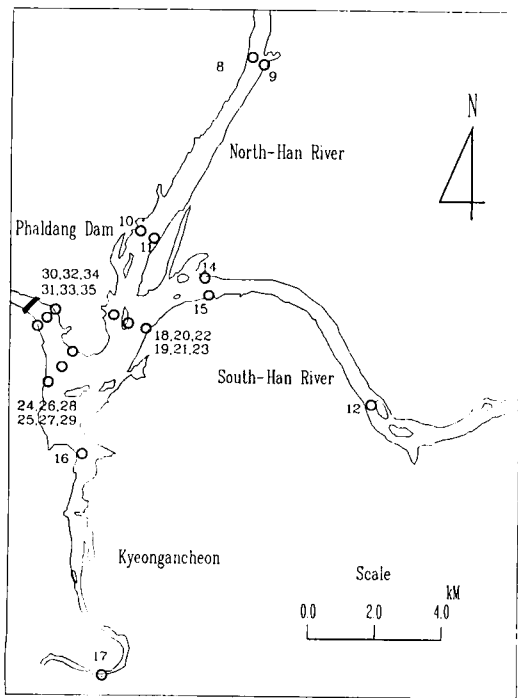


Fig. 3. 韓國綜合技術開發公社 八堂湖 수질측정지점.

이와같이 구획을 분할함으로써 모형의 보정에 사용될 수질자료의 측정지점 및 기존의 취수지점, 장래 취수대안지점 등 주요지점들이 구획의 중심점에 오도록 하였다. 분할된 각 구획의 평균 하상표고는 八堂湖湖盆一覽圖(韓國綜合技術開發公社, 1992a) 및 기존에 측정된 하천단면 자료(李等, 1990)를 사용하여 산정하였으며, 각 구획의 표면적은 1 : 50,000 지형도상에서 구적계를 사용하여 측정하였다. 이와같이 구한 각 구획의 하상표고 및 표면적은 Table 1에 정리하였다.

2.3 흐름모형

DYNHYD4 모형은 link-node 형식의 연결형태를 갖는 계산격자망을 사용한다. 각 구획의 중심이 node에 해당하며, 인접한 구획의 node를 연결하는 가상의 수로가 link에 해당한다. 이러한 계산격자망에 대한 지배방정식은 1차원 連續方程式과 중력, 마찰력 및 바람에 의한 응력을 고려한 運動量方程式으로서 각각 다음식 (1)과 (2)로서 나타낼 수 있다.

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{1}{b} \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

Table 1. 分割區劃의 平均河床標高와 表面積

구획번호	표면적(m ²)	하상표고(EI.m)
1	840,000.	20.3
2	1,045,000.	19.6
3	840,000.	19.5
4	1,020,000.	20.4
5	332,000.	21.2
6	442,000.	20.5
7	372,000.	22.5
8	508,000.	21.5
9	117,000.	23.9
10	543,000.	21.9
11	173,000.	19.9
12	254,000.	19.9
13	568,000.	19.3
14	695,000.	18.8
15	568,000.	19.3
16	129,000.	25.5
17	206,000.	23.1
18	131,000.	23.2
19	910,000.	21.4
20	448,000.	15.3
21	672,000.	18.0
22	560,000.	13.9
23	182,000.	19.6
25	812,000.	18.0
26	896,000.	18.2
27	1,064,000.	14.6
28	644,000.	14.4
29	504,000.	20.6
30	1,176,000.	15.6
31	644,000.	13.4
32	266,000.	21.1
33	742,000.	20.1
34	504,000.	20.3
35	966,000.	19.9
36	1,120,000.	18.4
37	616,000.	16.2
38	406,000.	12.9
39	336,000.	18.7
40	392,000.	8.8
41	308,000.	15.6
42	126,000.	15.1
43	126,000.	5.0
44	168,000.	9.2
45	196,000.	9.8

(주: 河床標高는 平均海水面을 基準으로 測定한 값임.)

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} = -g \frac{\partial h}{\partial x} + gn^2 R^{-4/3} u |u| + a_w \quad (2)$$

여기서, h는 구획에서의 수위, b는 구획을 연결하는 수로폭이며, u 및 Q는 수로에서의 유속 및 유량을

Table 2. EUTRO4 모형의 複雜도와 모의수질항목

System Number	수 질 항 목	Use in Complexity Levels					
		1	2	3	4	5	6
1	Ammonia Nitrogen(NH ₃ -N)	×	×	×	×	×	×
2	Nitrate Nitrogen(NO ₃ -N)			×	×	×	×
3	Inorganic Phosphorus(PO ₄ -P)			×	×	×	
4	Phytoplankton(Chlorophyll-a)			×	×	×	
5	Carbonaceous BOD (CBOD)	×	×	×	×	×	×
6	Dissolved Oxygen(DO)	×	×	×	×	×	×
7	Organic Nitrogen			×	×	×	×
8	Organic Phosphorus				×	×	×

각각 나타낸다. 또한, g는 중력가속도, n은 Manning 조도계수, R은 동수반경이며, a_w는 바람에 의한 응력 항으로서 본 연구에서는 무시하였다.

2.4 수질모형

EUTRO4 모형의 지배방정식은 흐름방향의 단면에 대하여 적분된 1차원 질량보존식으로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\frac{\partial(A C_i)}{\partial t} + \frac{\partial(A u C_i)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A E_x \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + A S_i \quad (3)$$

여기서 A는 구획경계의 단면적이며, E_x는 縱擴散係數이다. C_i는 각 수질항목(i)의 농도이며 S_i는 수질항목간의 반응, 침전, 저면용출 등에 의한 농도변화율이다. EUTRO4 모형은 모의 수질항목의 종류 및 수질 반응모형에 따라 6개의 복잡도(Table 1 참조)를 가지며 이 중 하나의 복잡도를 선택하여 그에 따른 수질모의를 수행할 수 있다. 복잡도 4, 5 및 6은 8개 수질항목(phytoplankton, NH₃-N, NO₃-N, Organic-N, PO₄-P, Organic-P, BOD, DO)을 모의하는데 이중 복잡도 4는 선형 반응모형을 사용하며, 복잡도 5는 비선형 반응 및 탈질산화 과정을 포함하고, 복잡도 6은 수질항목과 水底生物群의 상호작용(benthos interaction)을 모의할 수 있다. 본 연구에서는 자료의 가용성, 모형수행의 난이도 등을 고려하여 복잡도 4에서 모형을 수행하였다.

식 (3)의 첨자 i는 각 수질항목마다 주어지는 고유 번호로서 각각의 i 값에 해당하는 수질항목은 Table 2에 나타낸 바와 같으며, 이들 수질항목의 모의를 위하여 본 연구에서 사용한 수질모형의 반응모식도는

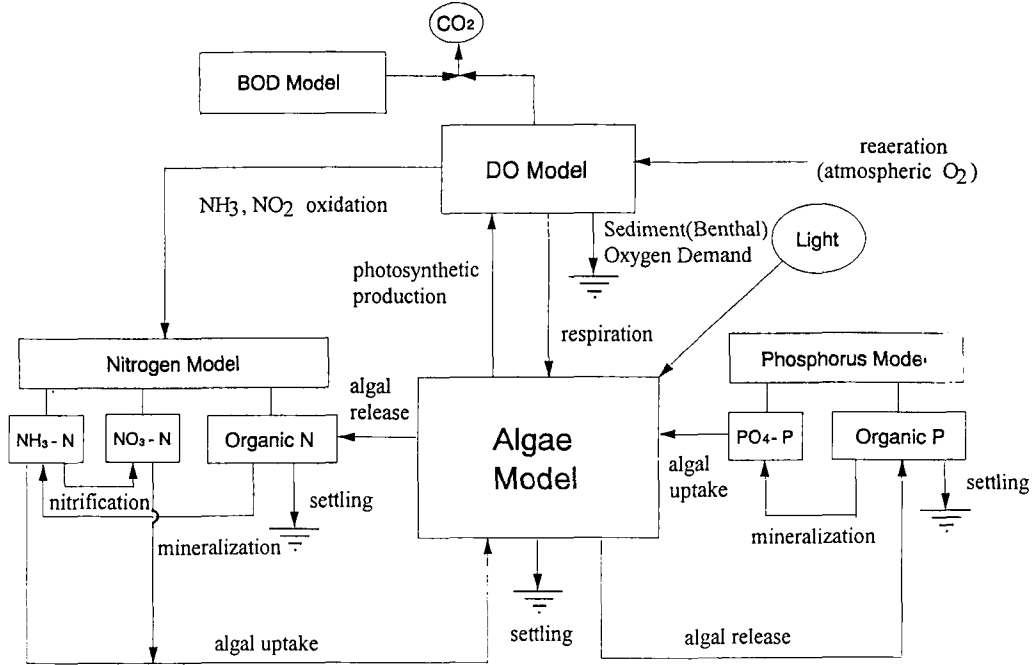


Fig. 5. 수질모형의 반응모식도.

Fig. 5에 나타내었으며, BOD의 침전항 및 zooplankton에 의한 藻類 消滅項은 생략하였다. 본 연구에서 모의하는 수질항목간의 반응식들은 다음과 같다.

$$S_4 = (G_{p1} - D_{p1} - \frac{\sigma_4}{H})C_4 \quad (4)$$

$$S_8 = a_{pC}D_{p1}C_4 - k_{83}C_8 - \frac{\sigma_8}{H}C_8 \quad (5)$$

$$S_3 = k_{83}C_8 - a_{pC}G_{p1}C_4 + SS_3 \quad (6)$$

$$S_7 = a_{nC}D_{p1}C_4 - k_{71}C_7 - \frac{\sigma_7}{H}C_7 \quad (7)$$

$$S_1 = k_{71}C_7 - k_{12}C_1 - G_{p1}P_{NH_3}(a_{nC}C_4) + SS_1 \quad (8)$$

$$S_2 = k_{12}C_1 - (1 - P_{NH_3})a_{nC}G_{p1}C_4 \quad (9)$$

$$S_5 = k_{1D}a_{OC}C_4 - k_dC_5 \quad (10)$$

$$S_6 = k_a(DO_{sat} - C_6) - k_dC_5 - \frac{64}{14}k_{12}C_1 + \left[\frac{32}{12}G_{p1} - k_{1R}a_{OC} + \frac{48}{14}a_{nC}G_{p1}(1 - P_{NH_3}) \right]$$

$$C_4 - \frac{SOD}{H} \quad (11)$$

여기서 DO_{sat} 는 포화산소농도이며 H 는 수심이다. 상기식들에 나타난 반응계수 중 a_{nC} , a_{pC} 및 a_{OC} 는 각각 탄소에 대한 질소, 인 및 산소의 비율이며, σ_i 는 수질항목 i 에 해당하는 침전속도이다. k_{71} , k_{12} , k_{83} , k_d 및 k_a 는 각각 유기질소의 가수분해율, NH_3-N 의 질산화율, 유기인의 가수분해율, 탈산소계수 및 재폭기계수이다. SS_1 , SS_3 및 SOD 는 각각 저면 퇴적물로부터의 NH_3-N 의 용출률, PO_4-P 의 용출(또는 소멸)을 및 저면 水底生物群에 의한 산소소비율이다.

藻類의 成長率 G_{p1} 은 일반적으로 다음식과 같이 나타낼 수 있다.

$$G_{p1} = G_{1max}G(I) \cdot G(N) \quad (12)$$

여기서 G_{1max} 는 藻類의 最大成長率이며, $G(I)$ 및 $G(N)$ 은 각각 모형에 의하여 계산되는 빛 및 營養鹽類에 의한 藻類의 成長制限率이다. $G(I)$ 는 광도(I), 수심, 광소멸계수(K_e) 등의 함수로서 Smith의 식으로부터 계산되며, $G(N)$ 은 무기질소 및 무기인 농도의 함수

Table 3. 장래수질의 모의를 위한 수질 반응계수

매개변수	계절		
	봄	여름	가을
$G_{1max}(1/day)$	2.00	2.00	2.00
$k_{1R}(1/day)$	0.05	0.15	0.15
$k_{1D}(1/day)$	0.00	0.10	0.10
$K_s(1/m)$	0.40, 0.80	0.40, 0.80	0.40, 0.80
$\sigma_a(m/day)$	0.10	0.20	0.20
$k_{83}(1/day)$	0.10	0.05	0.05
a_{PC}	0.20	0.20	0.20
$SS_2(mg/m^2-day)$	-30.00	-15.00	4.00
$\sigma_8(m/day)$	0.01	0.01	0.01
$k_{71}(1/day)$	0.01	0.01	0.01
$k_{12}(1/day)$	0.10	0.10	0.25
a_{NC}	0.40	0.40	0.40
$SS_1(mg/m^2-day)$	50.00	300.00	20.00
$\sigma_7(m/day)$	0.01	0.01	0.01
$k_d(1/day)$	0.025	0.05	0.02
$k_a(1/day)$	0.00	0.50	1.00
a_{OC}	2.60	2.60	2.60
$SOD(g/m^2-day)$	1.00	1.00	1.00

로서 계산된다(Ambrose 등, 1988). 藻類의 消滅率 D_{p1} 은 zooplankton의 영향을 무시하면 藻類의 內生 호흡률(k_{1R})과 사멸률(k_{1D})의 합과 같다. 또한 P_{NH_3} 는 NH_3-N 선호계수로서 NH_3-N 및 NO_3-N 농도의 함수로서 모형에 의하여 계산된다(Ambrose 등, 1988).

본 연구에서 사용된 반응계수의 값들은 Table 3에 정리하였다. 이들 반응계수의 추정방법 및 과정에 대해서는 趙等(1993)에 상세히 기술되어 있다.

3. 모형의 유량 및 수질 입력자료

장래수질의 모의는 봄, 여름 및 가을의 계절에 대하여 계절별로 수행하였다. 계절의 구분은 유량변동을 주로 고려하여 3, 4, 5월을 봄철로, 6, 7, 8, 9월을 여름철로, 10, 11월을 가을철로 각각 구분하였다. 수질모의 대상시점을 1996년 및 2001년으로 하여 하수처리 程度 및 장래 취수계획에 따른 수질변화를 모의하였다.

장래수질의 모의를 위해서는 상류단 경계인 北漢江, 南漢江 및 慶安川에서의 八堂湖 유입량, 하류단 경계인 八堂댐 방류량 및 首都圈 廣域上水道 취수지점에서의 취수량 등 장래유량에 대한 예측이 선행되어야 한다. 본 연구에서는 漢江流域의 장래 水文 氣象 조

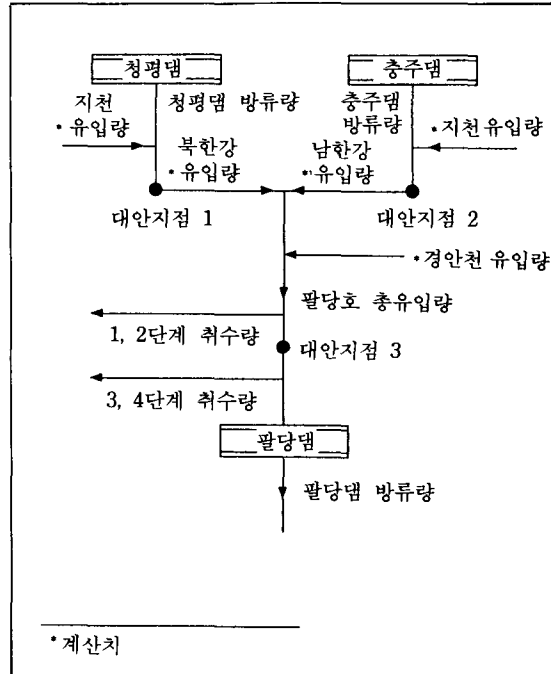


Fig. 6. 물수지 분석에 관한 모식도.

건과 八堂湖 상류의 댐 운영이 현재와 유사할 것이라는 가정하에, 비교적 최근이며 충주댐 완공후인 1986-1990년 간의 漢江水系 각 댐의 월별 유입량 및 방류량 자료(韓國電力公社, 1991)를 계절별로 평균한 후 다음과 같은 물수지분석에 의하여 北漢江, 南漢江 및 慶安川으로부터의 八堂湖 유입량을 구하였다. Fig. 6은 물수지분석에 관한 모식도를 나타내고 있다. 八堂湖 총유입량에서 淸平댐 및 忠州 조정지댐 방류량을 감하면 淸平댐하류 지천유입량, 忠州 조정지댐하류 지천유입량 및 慶安川 유입량의 합이 되는데, 이를 점유유역 면적비로 배분하여 각각의 유입량을 구하였다. 이와같이 계산된 淸平댐 및 忠州 조정지댐의 하류 지천유입량에 각 댐의 방류량을 합하여 北漢江 및 南漢江으로부터의 八堂湖 유입량을 산정하였다. 이와같은 물수지분석 결과는 Table 4에 요약하였다. 또한 八堂댐 방류량으로는 八堂湖 총유입량에서 모의 대상시점에서의 계획취수량을 감한 값을 사용하였다. 首都圈 廣域上水道 사업단계별 취수량은 Table 5와 같다. 이중 1, 2, 3단계는 이미 건설되어 가동중이며, 4단계는 1993년말 완공, 1996년 이전가동할 계획으로 있다. 또한 5단계 및 6단계의 취수 계획시점은 각각

Table 4. 장래수질 모의를 위한 물수지분석 (단위 : m³/sec)

계절	봄	여름	가을
청평댐 방류량*	141.6	566.2	139.5
충주댐 방류량*	132.1	378.1	79.8
팔당호 총유입량*	337.8	1426.0	308.6
청평댐하류 지천유입량	5.7	40.6	9.6
충주댐하류 지천유입량	52.5	399.0	70.0
경안천 유입량	5.9	42.1	9.8
북한강 유입량	147.3	606.8	149.0
남한강 유입량	184.6	777.1	149.8

*1986-1990 5개년 평균치

Table 5. 수도권 광역상수도 단계별 취수량 (단위 : m³/sec)

단계	1	2	3	4	5	6
취수량	13.9	16.2	15.4	17.7	28.9	28.9

1996년 및 2001년이다.

모형의 하류단 경계, 즉 八堂댐 수위값으로는 1986-1990년 旬別 측정자료(韓國電力公社, 1991)의 계절별 평균치를 사용하였다. 봄, 여름 및 가을철에 대한 八堂댐 수위(표고)의 5개년 평균치는 각각 25.13, 25.21 및 25.25m이다.

南漢江 및 北漢江 유입경계에서의 수질 입력자료로서 BOD, DO, 질소 및 인의 순환요소들에 대해서는 八堂湖 상류 漢江水系에 대한 QUAL2E 모형의 장래수질 모의결과(田과 李, 1993; 李 等, 1993)를 사용하였으며, 염록소 a에 대해서는 國立環境研究院(1988-90)에 의한 3개년 측정치로부터 산정된 계절별 평균치를 사용하였다. 경안천 경계에서의 수질 입력자료중 BOD, 질소 및 인의 순환요소들에 대해서는 1989년의 수질측정자료(國立環境研究院, 1989)를 기준으로 하여, 여기에 모의 대상시점에 대한 오염부하량 추정치의 비를 곱하여 산정하였다. 또한 염록소 a에 대해서는 南 北漢江 경계에서와 마찬가지로 3개년 측정치의 계절별 평균치를 사용하였으며, DO 농도는 1989년의 관측농도를 사용하였다. 수온은 호수내 7개지점(Fig. 2의 L1-L7) 관측 평균값을, 日射量 및 日照率은 서울, 수원, 춘천, 원주, 양평, 이천등 八堂湖 주변 6개 測候所 관측치(氣象廳, 1989-90)의 평균값을 각각 사용하였다.

Table 6. 장래수질 모의시점 및 취수량

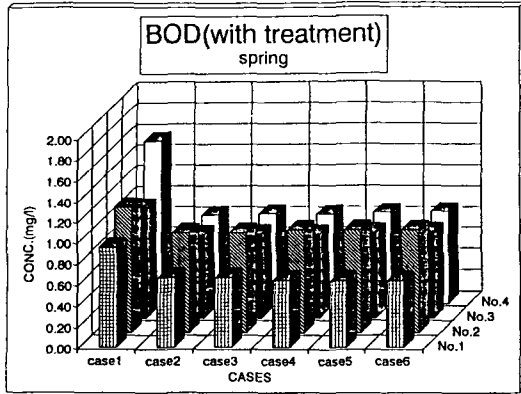
Case No.	1990		1996		2001	
	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5	Case 6
1단계	●	●	●	●	●	●
2단계	●	●	●	●	●	●
3단계	●	●	●	●	●	●
4단계		●	●	●	●	●
5단계			●		●	●
6단계						●

주) 1, 2 및 3, 4단계 취수지점은 각각 Fig. 2의 W1 및 W2에 해당하며 5, 6단계 취수는 대안지점 1(Fig. 1 참조)에서의 취수를 가정한 경우임

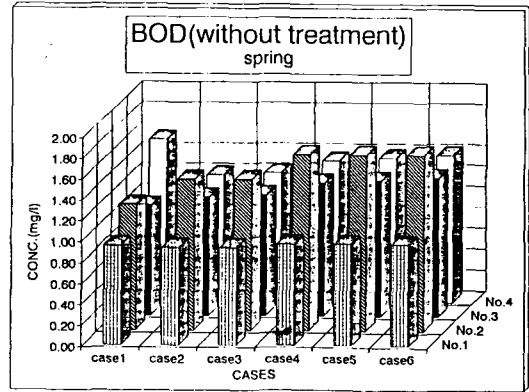
4. 장래수질의 모의결과 및 분석

각 수질항목에 대한 장래수질 모의결과는 수질현황과 함께 Fig. 7-11에 나타내었다. 수질모의 대상시점 및 장래 취수계획 등에 따라 다섯가지 경우에 대한 수질의 모의를 수행하였다(Table 5 참조). 또한 八堂湖 상류유역의 장래 하수처리 용량이 현재와 같다고 볼 경우 및 현재 계획중인 처리시설이 모두 갖추어질 경우에 따른 계산을 각각 수행하였다. Fig. 7-11에서 Case 1은 수질현황으로서 1990년 國立環境研究院(1990) 관측수질의 계절별 또는 연평균 값을 나타내고 있다. 대안지점 1, 2 및 4의 농도값은 각각 Fig. 2의 L1, L2 및 E1 지점에서의 관측치에 해당하며, 제3 대안지점에서의 수질은 W1 및 W2 지점의 관측치를 공간평균하여 나타내었다. Table 6에 나타난 바와 같이 5단계 및 6단계 취수지점으로서 北漢江 하류인 대안지점 1을 가정한 경우에 대한 장래수질의 모의를 수행하였는데, 이는 南漢江에 비하여 상대적으로 수질이 양호한 北漢江 유입수를 취수할 경우 八堂湖 부근에 위치한 기존 취수지점에서의 수질에 미치는 영향을 평가하기 위함이다.

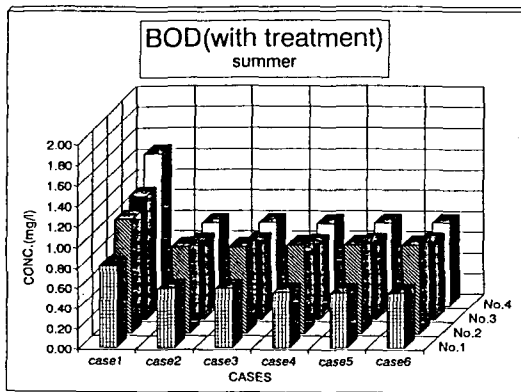
Fig. 7-11에 나타난 모의결과중 대안지점 1, 2 및 3의 수질은 EUTRO4 模型에 의한 계산결과이며, 모의 대상지역 밖에 위치한 대안지점 4의 水質은 E1 및 W1 지점(Fig. 2 참조)에 대한 기존의 수질관측치(國立環境研究院, 1989-90)로부터 각 수질항목에 대한 농도비를 산정한 후, 여기에 구획 42(Fig. 4 참조)에 대한 모형의 계산치를 곱하여 구한 값들이다. 대안



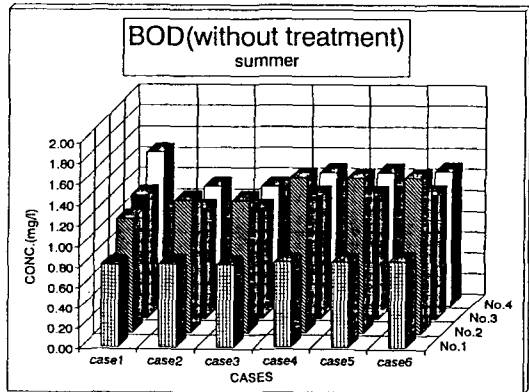
(a) 하수처리시(봄)



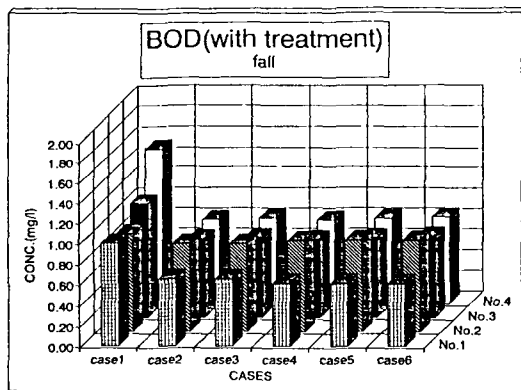
(b) 하수미처리시(봄)



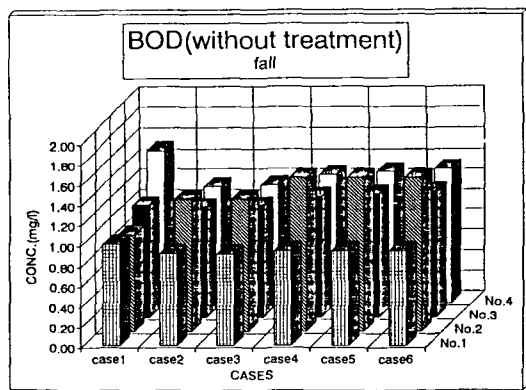
(c) 하수처리시(여름)



(d) 하수미처리시(여름)



(e) 하수처리시(가을)



(f) 하수미처리시(가을)

Fig. 7. 대안지점별 BOD 농도 모의결과.

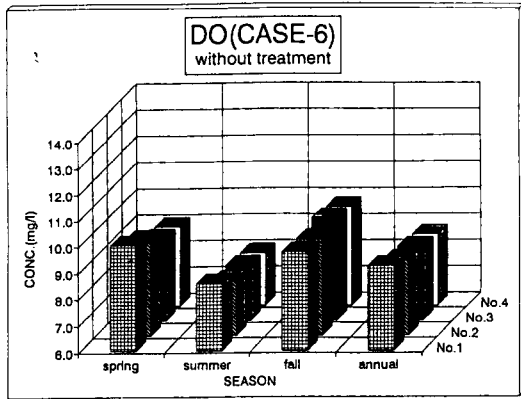
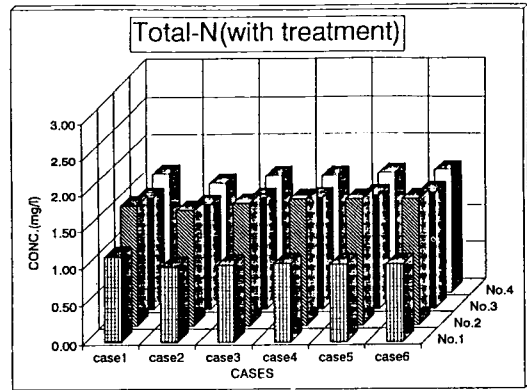
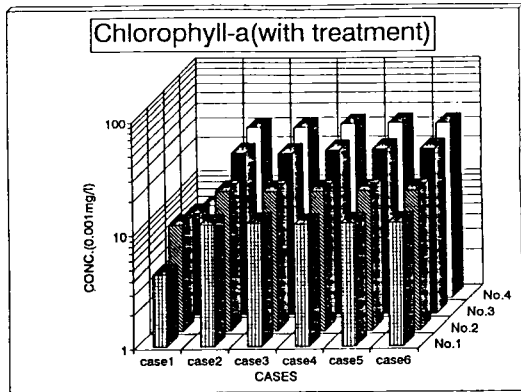


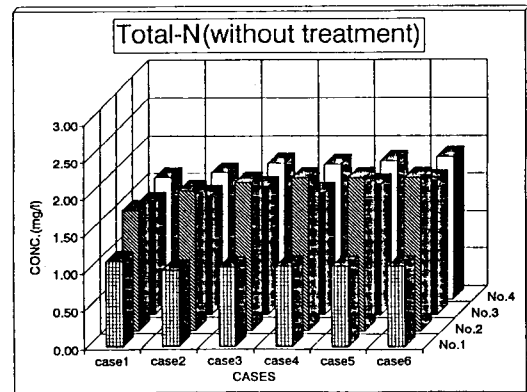
Fig. 8. 대안지점별 DO 농도 모의결과(CASE 6).



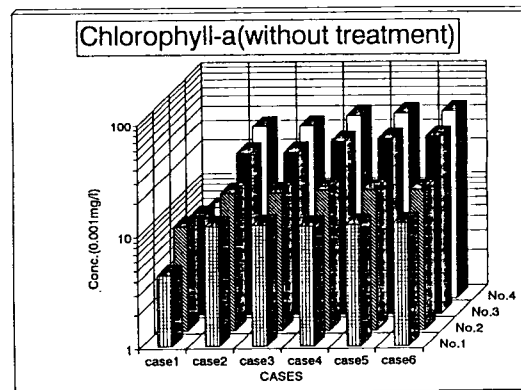
(a) 하수처리시(연평균)



(a) 하수처리시(연평균)



(b) 하수미처리시(연평균)



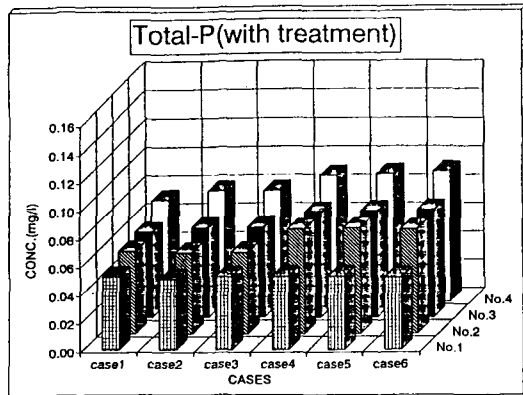
(b) 하수처리시(연평균)

Fig. 9. 대안지점별 chlorophyll-a 농도 모의결과.

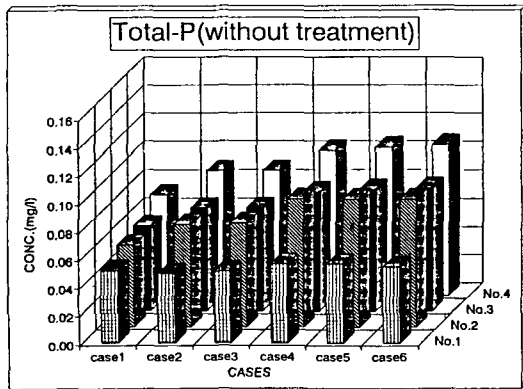
지점 4의 수질계산을 위하여 산정된 BOD, DO, 엽록소 a, 질소 및 인 순환요소들에 대한 농도비는 각각 1.062, 0.988, 1.231, 1.056 및 1.211이다.

Fig. 10. 대안지점별 총질소 농도 모의결과.

BOD의 경우(Fig. 7 참조)를 살펴보면 대안지점 1에서의 농도가 가장 낮으며, 대안지점 2에서의 농도가 가장 높고, 대안지점 3 및 4는 그 중간정도의 수질을 나타내고다. 하수처리시에는 모든 대안지점의 농도가 1.0 mg/l 이하로 하천 수질기준상의 상수원수 1급의 수질을 유지하고 있다. 그러나, 하수 미처리시에는 대안지점 1을 제외한 수질이 상수원수 1급에 못미치며, 또한 제 1 대안지점의 오염도 증가율은 미미한 반면 제 2-4 대안지점은 오염도 증가율이 매우 큼을 알 수 있다. 즉, 대안지점 2의 경우 하수처리 정도에 따른 민감도가 큰 것으로 나타났다. 하수 처리시에는 모든 대안지점이 상수원수 취수지점으로 타당한 것으로 판단된다. 하수 미처리시에는 대안지점 2에서의 수질은 매우 악화되고, 대안지점 3 및 4는 상수원수 2급정도의 수질을 보이며, 대안지점 1은 상수원수 1급의 수질을 유지하고 있음을 알 수 있다. 대안지점



(a) 하수처리시(연평균)



(b) 하수미처리시(연평균)

Fig. 11. 대안지점별 총인 농도 모의결과.

1에서의 장래취수를 가정할 경우 기존 취수지점 부근의 BOD 농도가 약간 증가하는 경향이 있으나 그 정도는 3% 미만으로서 크지는 않은 것으로 나타나고 있다. 각 대안지점은 모두 오염순위가 봄, 가을, 여름의 순으로 수질악화가 봄에 제일 심하고, 여름에는 유입유량의 증가에 의한 희석작용으로 인하여 오염도가 감소함을 알 수 있다.

DO 농도의 경우에는 전반적으로 BOD 농도 증가에 따라 감소하는 경향을 나타내고 있으나 그 변화폭은 0.10 mg/l 정도로 하수 처리여부 및 BOD 농도에 의한 영향보다는 재폭기(re-aeration) 및 광합성에 의한 산소공급의 영향이 지배적인 것으로 판단된다. 모의 대상시점 및 취수계획에 따른 DO 농도 변화폭(0.1 mg/l 정도)이 계절적인 변화 폭(1.0-2.0 mg/l)에 비하면 매우 작으며, 또한 호소 수질기준에 의하면 모든 경우에 대하여 상수원수 1급에 해당하기 때문에 계절별

분석만을 수행하였다. Fig. 8을 보면 대안지점별로도 두드러진 차이가 없으며, 봄 가을에 비하여 여름철의 DO 농도가 낮음을 알 수 있다. 여름철의 DO 농도가 낮은 이유는, 수온이 높아짐에 따라 포화산소농도가 감소하기 때문인 것으로 판단된다.

Fig. 9은 하수처리 여부에 따른 염록소-a의 농도변화를 도시한 것으로 대안지점별 차이가 두드러지는 반면, 모의 대상시점에 따른 변화는 미미한 것으로 판단된다. 이는 조류의 영양염류로 공급되는 질소 및 인의 장래 변화율이 미미하기 때문으로 판단된다. Fig. 10과 Fig. 11을 보면 처리 미처리의 경우 총질소 및 총인의 변화가 작으며, 현재 및 장래 수질도 변화폭이 작으며 대안지점별로만 오염도의 차이를 보이고 있다. 그러나, 총인 및 총질소 항목을 기준으로 볼 때, 모든 대안지점의 수질이 상수원수 3급에도 미달되기 때문에 총인 및 총질소의 유입억제 대책이 필요하다고 판단된다. 총인에 대한 총질소의 비율은 약 20.0 정도의 값으로 八堂湖의 경우 조류성장의 제한요소로 작용하는 영양염류는 인으로 판단된다(Thomann과 Mueller, 1987).

北漢江 대안지점에서의 취수가 기존 취수구에 미치는 영향을 분석하기 위하여 1996년, 2001년의 농도변화 정도를 비교하였다. 北漢江에서 취수를 할 경우 1996 년의 BOD 농도는 0.01 mg/l, 2001년의 경우 0.02-0.04 mg/l 정도로 기존 취수구 부근의 수질이 악화되고 있음을 알 수 있다. 또한 DO 농도는 0.02-0.03 mg/l 정도, 총인 및 총질소는 각각 0.2 mg/l, 0.003 mg/l 정도 증가하고 있음을 알 수 있다. 즉, 수질이 양호한 北漢江에서 취수를 할 경우 기존 취수구 부근의 수질이 악화되는 경향을 보이고 있으나 악화정도는 무시할 만한 정도로 판단된다.

5. 결 론

WASP4 모형에 의한 八堂湖 장래수질 모의결과로서 수도권 광역상수도 취수 대안지점별 수질을 비교한 결과, 대안지점 1이 가장 양호한 수질을 보이고 있으며 대안지점 2는 가장 오염도가 심한 것으로 나타났다. 또한 대안지점 3 및 4는 대안지점 1과 2의 중간정도의 수질을 나타내고 있다. 대안지점 1에서의 장래취수를 가정할 경우, 이는 상대적으로 수질이 양호한 北漢江 유입수의 유량을 감소시킴으로써 1,

2 및 3, 4단계의 기존 취수지점, 5단계 취수 대안지점 3 등이 위치한 八堂댐 부근의 수질악화를 초래하게 되지만 그 악화정도는 미미한 것으로 나타났다. 단, 본 연구에서는 장래수질의 모의에 있어서 계절별 평균유량을 사용하였으나, 갈수기 등 오염이 극심한 경우에는 대안지점 1에서의 취수가 하류수질에 상당한 영향을 미칠 수도 있을 것이다. 총인에 대한 총질소의 비율은 약 20을 상회하는 정도의 값으로, 八堂湖의 경우 조류성장의 제한요소로 작용하는 영양염류는 인으로 판단된다. 총인 및 총질소의 경우, 모든 대안지점의 수질이 상수원수 3급에도 未達되기 때문에 총인 및 총질소의 유입억제 대책이 필요하다고 판단된다.

감사의 글

본 연구는 ‘首都圈 廣域上水道 5단계 타당성조사 및 기본계획 : 수질조사 및 평가과업’의 일환으로 수행되었으며, 연구수행에 재정적 지원 및 자료제공을 해주신 韓國綜合技術開發公社에 감사드립니다.

參考文獻

國立環境研究院, 1988. 八堂 上水源 保護 綜合對策에 관한 研究(1次年度), 附錄.
 國立環境研究院, 1989. 八堂 上水源 保護 綜合對策에 관한 研究(2次年度), 附錄.
 國立環境研究院, 1990. 八堂 上水源 保護 綜合對策에 관한

研究(3次年度), 附錄.
 氣象廳, 1989. 氣象年譜.
 氣象廳, 1990. 氣象年譜.
 李吉成 등, 1993. 首都圈 廣域上水道 5段階 妥當性調査 및 基本計劃 : 八堂湖 수질조사 및 평가, 서울대학교 토목공학과 수공학연구실.
 李元煥 등, 1990. 八堂湖 浚渫 및 效率의 管理方案 調査研究 報告書, 京畿道 公營開發 事業團.
 田庚秀, 李吉成, 1993. QUAL2E 模型의 漢江水系 適用, 韓國上下水道學會誌, 6(2): 43-56.
 趙烘肇, 田庚秀, 李吉成, 韓光錫, 1993. WASP4 모형의 매개변수 추정: 八堂湖를 중심으로, 大韓土木學會 論文集, 13(4).
 韓國電力公社, 1991. 水力發電所 運用資料集(1971-1990 實績), 發電處, 水力發電部.
 韓國綜合技術開發公社, 1992a. 八堂湖 湖盆 一覽圖.
 韓國綜合技術開發公社, 1992b. 首都圈 廣域上水道 5段階 妥當性 調査 및 基本計劃 中間報告, 未出版.
 Ambrose Jr. R.B., Wool T.A., Connolly J.P. and Schanz R.W., 1988. WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model Theory, User's Manual, and Programmer's Guide, EPA, EPA/600/3-87/039.
 Morton, M., Stoddard, A. and Pagenkopf, J., 1990. Eutrophication and nutrient enrichment in Peconic Bay: Numerical model of historical conditions of the mid-1970s, *Estuarine and Coastal Modeling: Proc. of the Estuarine & Coastal Circulation and Pollution Transport Model Data Comparison Specialty Conference*, ASCE, pp. 351-360.
 Stoddard, A., Morton, M. and Pagenkopf, J., 1990. Pre- and post-processing data management approach for eutrophication model of Peconic Bay, Long Island, *Estuarine and Coastal Modeling: Proc. of the Estuarine & Coastal Circulation and Pollution Transport Model Data Comparison Specialty Conference*, ASCE, pp. 341-350.
 Thomann R.V. and Mueller J.A., 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row, Chaps. 6-7.