

하수방류에 따른 하천의 용존산소변화 예측

최 경 식* · 성 동 권¹ · 김 태 근²

(환경관리공단 유역관리처, 성남 463-430, ¹전북대학교 대학원 토목공학과, 전주 561-75, ²청주대학교 환경공학과, 청주 360-764)

A Model Study of Dissolved Oxygen Change by Waste Water Discharge in the River. Choi, Kyoung-Sik*, Dong-Gwon Sung¹ and Tae-Keun Kim² (Dept. of watershed management, EMC, ¹Dept. of Civil Eng., Chonbuk National University, ²Dept. of Environ. Eng., Chongju University)

Urbanization and population increase result in the construction of STPs (Sewage Treatment Plants). Discharge from STPs greatly influences on the water quality in the stream which receives discharges. The decision of STP location should be considered with the discharge capacity of STP and self-purification of river in the water quality perspective. In this study, a change of dissolved oxygen (DO) in a river being affected by STP discharge was simulated by the STELLA model. Minimum DO was 4.98 ppm in 42.6 km downstream of STP. Approximately, it takes 8 days to recover the DO by the self-purification and this location is 340 km downstream from the STP. If the model run for the consideration of the self-purification without phytoplankton algorithms, minimum DO was 4.92 ppm. It took 0.25 day longer to be the minimum DO than that with the phytoplankton functions. Without the phytoplankton algorithm, it took 11days to recover the DO. This proves the importance of phytoplankton in the self-purification processes. Additionally, the effect of adjacent STP discharge should be considered in the construction of new STP.

Key words : Sewage treatment plant, Dissolved oxygen, self-purification, STELLA model

서 론

인구증가 및 도시화현상에 따라 용수의 요구량은 증가하게 되고 각종 오·폐수가 증가하여 수질오염은 날로 높아지고 있다(임 등, 2001). 하천의 수질 개선을 위하여 환경기초시설들의 확충이 필요하지만 하천으로 직접 유입되는 기초시설 방류수의 오염물질 저감방안 대책 수립이 시급한 것으로 보고되었다(신 등, 2000). 또한, 갈수기에는 희석유량의 부족으로 인하여 수질오염 문제가 더욱 심각해지는 경향이 있다(Harvey and

William, 1970). 하천이나 호소의 수질이 오염되면 수자원으로서 가치가 상실되고 이로 인해 용수 공급에 차질을 가져오게 되며 결과적으로, 상수원 및 수자원의 이용에 막대한 지장을 초래하게 된다. 또한 도심지역에서 하수는 부영양화의 주된 요인으로 알려져 있다(Karydis et al., 1983).

일반적으로 하천 수질오염도를 BOD로 표시하고 있지만 용존산소는 유기생명체의 광합성, 질소의 질산화 과정, 탄소 순환 및 BOD 등 모든 수질인자들과 밀접한 관계를 갖고 있기 때문에 수질을 표시하는 기본 인자이다(Wetzel, 1984). 자연 현상을 정확하기 파악하기 위해서

* Corresponding author: Tel: 032) 560-7179, E-mail: kschoi02@hanmail.net

는 현장 조사가 있지만 경제적·시간적으로 많은 노력이 요구되어지고 변화되는 환경에 대한 예측이 불가능하기 때문에 전산모형의 연구개발이 진행되고 있다 (U.S. EPA, 1991). 수체 기작들의 자연적 현상을 가장 잘 설명 할 수 있는 종합적 방법의 하나가 모델의 시뮬레이션이다 (Hall and John, 1997).

연구수행을 위한 모델의 선택은 매우 중요하며 연구 목적에 부합하는 출력인자가 조사되어야 하며 활용 가능한 입력요소들이 준비되어야 한다 (Decoursey, 1985).

용존산소의 시뮬레이션을 위해서 많은 모델들이 사용되고 있지만 본 연구에서는 하수방류에 따른 하천의 용존산소 변화를 각 기작들의 상호관계를 수학적인 연산 방법으로 프로그램화 할 수 있는 STELLA 모델 (1996. High performance System Corp.)을 이용하여 모델을 개발하였다. STELLA 모델이란 High-Level Mapping layer, Model Construction Layer와 Equation View로 이루어져 있는데 Equation View는 Model Construction Layer의 연산식 및 인자들을 정의하며 High-Level Mapping layer는 기작들간의 상호관계를 상하관계로 연결하여주며 Model Construction Layer는 High-Level Mapping layer의 기작들간의 상호관계를 보다 구체적인 과정으로 표현하도록 되어있다 (STELLA Research, 1996). 수질 뿐만 아니라 상호 기작간에 조직적이고 복합적인 관계로 도출시킬 수 있는 연산 관계인 모든 환경분야에 관하여서는 프로그램화 할 수 있는 모델이다 (Peterson and Richmond, 1996). 모델을 개발하면서 용존산소와 식물플랑크톤의 관계성 검토를 위하여 식물플랑크톤의 기작을 배제 또는 추가하여 각각 프로그램화 시켰다.

본 연구는 하천의 한 지점에 하수가 방류될 경우 하천의 BOD, 용존산소, 질소 등의 수질인자 변화에 따른 용존산소의 변화를 예측하는데 연구의 목적이 있으며, 구체적으로는 오염물질 유입에 따른 용존산소의 최소치 및 하천의 자정작용에 의한 하수방류 전 용존산소로 회복되는 지점을 시뮬레이션하여 새로운 하수처리장 입지를 간접적으로 제시하였다.

재료 및 방법

본 연구에서는 STELLA 모델을 사용하여 하수의 방류수로 인한 하천수질 즉 BOD, 용존산소, 식물플랑크톤, 아질산성 질소, 질산성 질소, 암모니아성 질소 인자들을 반응조의 개념으로 시뮬레이션을 하였다. STELLA 모델은 관련된 모든 인자들을 다이어그램화시켜 상호관계를

Table 1. The information of waste water discharge and water quality in Congaree River.

Parameters	River value	Waste water discharge
River depth (m)	1.524	-
River Width (m)	66.14	-
Flow (m ³ /sec)	46.2	3.5
Temp (°C)	-	27
DO (ppm)	7	5
BODu (ppm)	1.75	43.8
Organic N (ppm)	0.15	10
NH ₄ -N (ppm)	0.13	20
NO ₃ -NO ₂ N (ppm)	0.02	0.2
TP (ppm)	0.146	1.8
Secchi disk depth (m)	0.52	-
Phytoplankton (ppm)	3.98 × 10 ⁻³	-

수학적 연산관계로 연결하여 시간에 따른 인자들의 변화를 산출하는 모델 (Peterson and Richmond, 1996) 이므로 각 반응조간의 관계를 연산화하여 모델을 개발하였으며 각 반응조는 방류수가 합류된 지점으로부터 정상동류 $\left(\frac{\delta Q}{\delta t}\right) = 0$ 로 설정하여 프로그램화 하였다.

연구 대상지역은 미국 South Carolina주의 주도인 Columbia시의 하수처리시설과 하수가 방류되는 Congaree강을 선정하였다. 방류량 및 수질에 대한 자료는 Table 1과 같으며 NO₃-NO₂ N농도는 질산성 질소 및 아질산성 질소농도를 구분하여 측정하지 않았으므로 질산성 질소의 농도로 간주하고 아질산성 질소의 초기 농도를 0으로 설정하여 질산화 과정을 표현하였다.

모델의 프로그램화를 위해 몇가지 가설을 설정하였는데 수체내 용존산소의 포화농도를 8 mg · l⁻¹ · day⁻¹로 설정하였다 (Melchin and Flores, 1999). 하저의 산소 요구율을 1.5 g-O₂ · m⁻² · day⁻¹ (U.S. EPA, 1985)로 가정하였고 종합적 모델을 구성하기 위하여서는 식물성 플랑크톤과 동물성 플랑크톤 및 부식질에 관한 상관관계를 고려하여야만 하지만 (scavia, 1980) 모델의 단순화를 위하여 영양염류와 부식질 및 동물성 플랑크톤과 관계를 배제하고 식물성 플랑크톤의 광합성 및 호흡만을 고려한 모델의 단순화를 시도하였다. 일반적으로 TN/TP의 비율이 높을 경우는 식물플랑크톤 발생에 N보다 P가 제한인자로 작용하고 있으나 (Porcella and Bishop, 1975) 본 연구에서는 TN/TP의 비가 3.6 정도로 낮아 영양염류의 제한요소를 질소로 간주하였다. 온도의 영향에 따라 용존산소의 확산을 고려하는 것이 일반적이지만 (Sundaram and Rehm, 1993) 본 연구에서는 초여름시기 인 수온 27°C에서 성층현상이 확실하지 않기 때문에 온

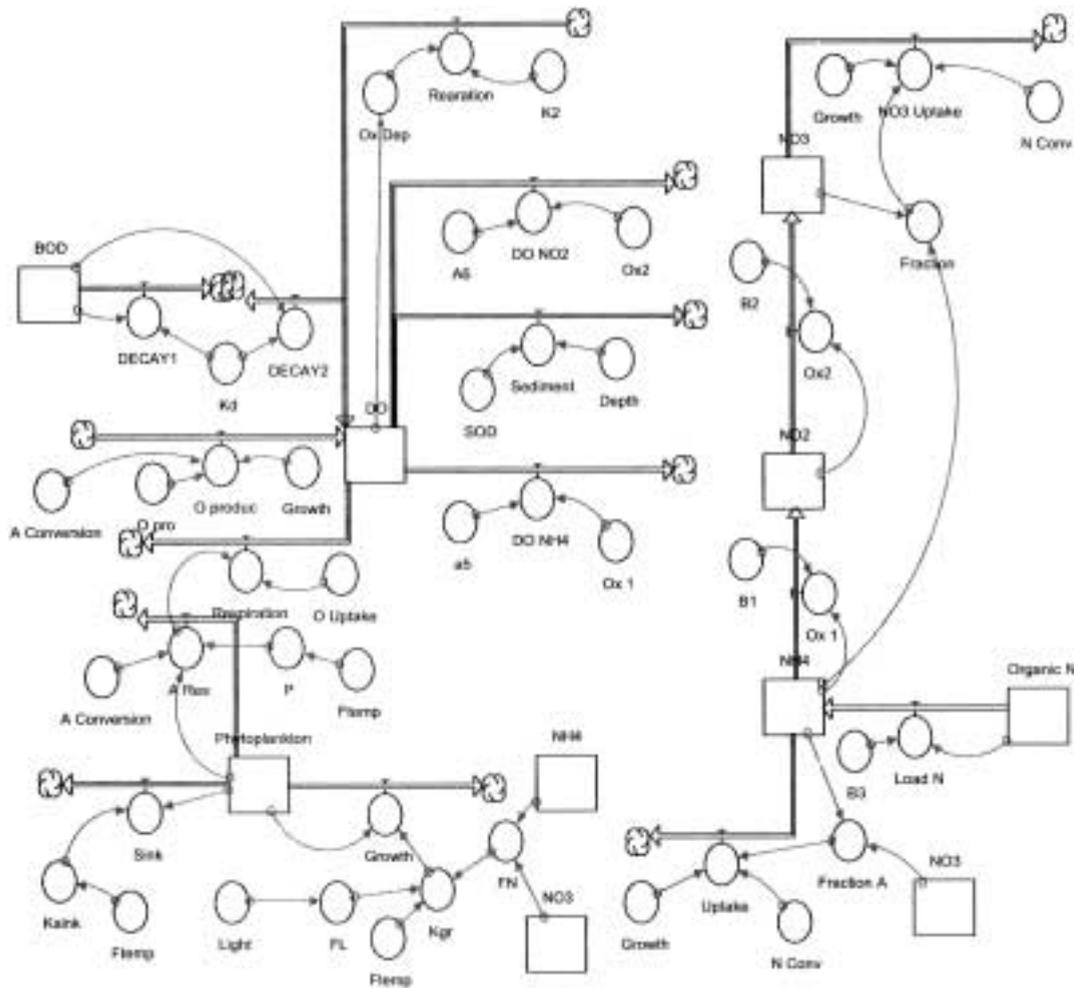


Fig. 1. Schematic of each components in STELLA Model.

$$\begin{aligned} & \square \text{ BOD} = \text{BOD} + dt \times (-\text{Decay1}) & \text{Decay1} &= k_d \times \text{BOD} \\ & \square \text{ DO} = \text{DO} + dt \times (-\text{DO_NO}_2 - \text{DO_NH}_4 - \text{Decay2} + \text{Rearation} - \text{Sediment} - \text{Respiration} + \text{O_pro}) \\ & \text{DO_NO}_2 = a_6 \times \text{Ox2} & \text{DO_NH}_4 &= a_5 \times \text{Ox_1} & \text{Decay2} &= k_d \times \text{BOD} & \text{Rearation} &= k_2 \times \text{OxDep} \\ & \text{Sediment} = \text{SOD/Depth} & \text{Respiration} &= \text{A_Res} \times \text{O_Uptake} \\ & \text{O_pro} = \text{O_prod} \times \text{Growth} \times \text{A Conversion} \\ & \square \text{ NH}_4 = \text{NH}_4 + dt \times (-\text{Ox1} + \text{Load N} - \text{O Uptake}) \\ & \text{Ox1} = \text{NH}_4 \times \text{B1} & \text{Load N} &= \text{B3} \times \text{OrgaN} & \text{O Uptake} &= \text{Growth} \times \text{FractionA} \times \text{NConv} \\ & \square \text{ NO}_2 = \text{NO}_2 + dt \times (\text{Ox1} - \text{Ox2}) & \text{Ox2} &= \text{NO}_2 \times \text{B2} \\ & \square \text{ NO}_3 = \text{NO}_3 + dt \times (\text{Ox1} - \text{Ox2}) \\ & \square \text{ OrgaN} = \text{OrgaN} + dt \times (-\text{LoadN}) \\ & \square \text{ Phytoplankton} = \text{Phytoplankton} + dt \times (\text{Growth} - \text{Sink} - \text{A Res}) \\ & \text{Growth} = \text{Kgr} \times \text{Phytoplankton} & \text{Sink} &= \text{Ksink} \times \text{Phytoplankton} \\ & \text{A Res} = \text{P} \times \text{Phytoplankton} \times \text{A Conversion} & \text{A Conversion} &= 1/50 \end{aligned}$$

도의 영향을 무시하기 위하여 수온을 27°C로 고정하였다 (Douglas 1995). 하수방류지점은 하천수와 방류된 하수가 완전 혼합된 지점으로 가정하여 확산 (Diffusion) 및 분산 (Dispersion) 인자를 배제하였다.

STELLA 모델을 프로그램화하기 위해서 용존산소에

대한 인자들과 질산화 과정에 대한 인자들을 고려한 모식도는 Fig. 1과 같다.

STELLA 모델은 각 기작들의 상호관계를 도식화시켜 연결시키는데 사각형기호는 반응조 개념으로서 초기 농도값 및 시간에 따른 농도변화를 예측할 수 있는 인자

이며 원형기호는 상호 기작간의 연산식 및 수치를 입력시킬 수 있다. 작은 화살표는 연산식에 들어가는 입력인자들을 연결시키는 의미이며 큰 화살표의 방향은 반응조의 입력 및 출력을 나타낸다.

유량에 따른 초기 부하량은 하천 및 하수의 유량을 고려하여 다음 식에 의해 산정하였다.

$$\frac{(A \times B) + (C \times D)}{(A + C)} \quad (1)$$

A: runoff, B : pollutant concentration in river,

C: discharge volume, D : pollutant concentration in the waste water discharge

본 연구모델의 용존산소 공급인자들로써는 재폭기 및 식물 플랑크톤의 광합성 기작들을 고려하였고 식물성 플랑크톤의 호흡과 질산화 과정 및 유기물의 분해, 하저층에서의 산소요구량이 용존산소 농도의 감소인자들로 구성하였다.

1) 용존산소의 주된 공급원은 재폭기 및 광합성이며 재폭기 기작 중 재폭기 계수산정에 관한 식 (U.S. EPA 1985)은 아래와 같으며,

$$K_2 = \frac{12.9 \times \text{유속}^{(0.5)}}{\text{수심}^{(1.5)}} \quad (2)$$

재폭기 계수에 대한 온도보정은 다음 식과 같다.

$$\text{Rate Coefficient} = \text{value} \times (\text{보정상수})^{(수온-20)} \quad (3)$$

광합성의 호흡은 우선 식물성플랑크톤과 관련된 인자들을 고려하여야 한다. 식물성플랑크톤은 성장과 사멸 및 호흡으로만 구성하였는데 호흡과 연관된 광합성인자를 용존산소기작과 연계하였다. 성장과 관련된 연산식은 탄소를 기준으로 한다면 다음과 같다.

$$\text{성장률} = \text{growth rate} \times \text{식물플랑크톤 농도} \quad (4)$$

$$\text{Growth Rate} = \mu (T) \times f(L) \times f(\text{temp}) \times f(N) \quad (5)$$

식에서 $\mu (T)$ 은 포화광도 및 최적온도하에서의 식물성 플랑크톤의 최대 성장률을 의미하며 $f(L)$ 은 빛과 관련된 인자로서 Secchi disk (Sd) 깊이로부터 계산된 광도 계수 ($\gamma = \frac{1.7}{\text{Sd depth}}$: light extinction coefficient)와 하천 수심인 d, 포화광도 및 수표면의 광도 I_s 와 I_0 , 그리고 광합성 가능 일별 시간 분율(photoperiod)들이 고려된다.

$$\frac{2.718 \times \text{photoperiod}}{\gamma d} \times (\exp^{-I_0/I_s} \times \exp(-rd) - \exp^{-I_0/I_s}) \quad (6)$$

또한 $f(\text{temp})$ 은 온도계수를 온도에 따라 보정한 온도에 관한 함수이며 (3), $f(N)$ 은 영양염류와 관련된 함수로서 다음과 같으며 K_s 는 식물성 플랑크톤의 질소 흡수의 반포화 계수이다 .

$$f(N) = \frac{[\text{NO}_3] + [\text{NH}_4]}{K_s + [\text{NO}_3] + [\text{NH}_4]} \quad (7)$$

식물성플랑크톤의 사멸은 식물성플랑크톤의 밀도에 침전비율(sink rate)을 곱한 값으로서 침전비율은

$$\frac{\text{Sink velocity of Phytoplankton}}{\text{depth}} \quad (8)$$

이며 온도 보정시 K_s 값은 0.132로 산출되었다.

호흡에 관한 인자로서는 식물성 플랑크톤의 농도, 조류에 관한 탄소의 비율 (P), 식물성 플랑크톤의 호흡율 0.15 day⁻¹가 (U.S. EPA 1985) 고려되었다.

$$[\text{식물플랑크톤}] \times 0.15 \times P \quad (9)$$

호흡과 관련된 광합성은 조류 단위성장 당 생성되는 산소 발생량 (O Prod) 1.8 mg O/mg Phytoplankton와 조류에 관한 탄소의 비율 (P) 및 위에서 설명된 성장관련 기작이 요구되며 용존산소의 공급원으로 연결되어있다.

$$\text{성장률} \times P \times O \text{ Prod} \quad (10)$$

2) 용존산소 농도는 질산화 과정 및 유기물의 분해, 식물성 플랑크톤의 호흡, 하저의 산소요구량에 의해 감량되는 것으로 이루어져 있다.

식물성 플랑크톤의 호흡은 위에서 설명되었고 유기물의 분해는 South Carolina 주 정부 보고서에 의하면 하천 및 방류량의 BOD 감량 계수들은 각각 0.3, 0.07로 나타나 있으나, 유량의 가중치 및 온도 보정을 할 경우 혼합수역의 감량계수는 0.41로 계산되었다.

하저의 산소요구량은 식 11과 같으며,

$$\frac{\text{Sediment Oxygen Demand uptake rate}}{\text{Depth}} \quad (11)$$

하저 산소섭취율은 2.25 g O₂ · m⁻² · day⁻¹로 추정하였다 (U.S. EPA 1985).

가정에서 언급한 바와 같이 NO₃-NO₂의 농도는 NO₃로 간주하였기 때문에 NO₂의 초기 농도는 0이며 NH₄ 및 NO₃의 초기농도는 식 2에 의해 산출하였다.

Table 2. Coefficients for the temperature correction.

Rate coefficient	Value
BOD decay	1.047
Reaeration	1.024
Ammonia decay	1.047
Nitrite decay	1.047
Algal growth	1.047
Algal respiration	1.047

질산화 과정은 유기질소가 암모니아로 변화되는 암모니화작용(Ammonification), NH₄가 NO₂로 변화되는 생물학적 산화과정, NO₂가 NO₃로 변화되는 생물학적 산화과정으로 구분되며, 또한 식물성플랑크톤의 성장과 관련된 NO₃ 및 NH₄의 소모량을 산정할 수 있도록 식물성플랑크톤의 기작과 연결되어있는데 NH₄ 및 NO₃의 섭취량은 각각 다음과 같다

$$\text{성장률} \times \left(\frac{[\text{NH}_4]}{[\text{NH}_4] + [\text{NO}_3]} \right) \times \text{N/Carbon ratio} \quad (12)$$

$$\text{성장률} \times \left(\frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4] + [\text{NO}_3]} \right) \times \text{N/Carbon ratio} \quad (13)$$

용존산소의 변화를 위에서 설명된 연산방식으로 Runge-Kutte 4 방식을 사용하여 미분하였다(식 14).

$$C_{i+1} = C_i + \left[\frac{1}{6} \times (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4) \right] \times h$$

$$k_1 = f(t_i, C_i) \quad k_2 = f(t_i + 1/2h, C_i + 1/2hk_1) \quad (14)$$

$$k_3 = f(t_i + 1/2h, C_i + 1/2hk_2) \quad k_4 = f(t_i + 1/2h, C_i + hk_3)$$

$$\frac{dc_i}{dt} = f(t_i, C_i) \quad h = \text{구간간격} \quad k_i = \text{기울기 추정치}$$

각 기작들의 상호관계는 Fig. 1에 표시되었다. 입력인자들 중 수온에 영향을 받는 모든 인자들의 온도 보정계수는 Table 2에 표시하였다.

결 과

본 연구에서는 하수방류에 따른 하천 수질의 BOD, 용존산소, 질소 등의 변화를 예측하였는데 용존산소의 경우 대기로부터의 재폭기 및 광합성에 의한 용존산소 증가 즉 하천의 자정작용을 시뮬레이션하였다. Table 1에 제시한 조건 즉 하수 방류량이 3.5 m³/sec일 경우 혼합수역에서의 BOD, DO, NH₄, NO₃, Org-N 및 Chlorophyll a 초기농도는 식 2를 이용하여 산정한 결과 4.7 ppm, 6.86 ppm, 1.52 ppm, 0.138 ppm, 0.841 ppm으로 나타났

Table 3. The changes of each outputs.

시간 day	거리 km	BOD (ppm)	DO (ppm)	NH ₄ (ppm)	NO ₂ (ppm)	NO ₃ (ppm)	Org-N (ppm)
0	0	4.70	6.86	1.516	0.000	0.138	0.841
0.25	10.6	4.24	5.96	1.381	0.116	0.212	0.785
0.5	21.3	3.82	5.40	1.247	0.147	0.300	0.732
0.75	31.9	3.45	5.09	1.121	0.148	0.497	0.684
1	42.6	3.11	4.98	1.000	0.138	0.631	0.638
1.5	63.9	2.53	5.08	0.762	0.111	0.809	0.556
2	85.2	2.05	5.42	0.510	0.080	0.795	0.484
3	127.8	1.36	6.23	0.133	0.025	0.303	0.367
4	170.4	0.90	6.65	0.041	0.007	0.061	0.279
5	213.0	0.60	6.82	0.033	0.004	0.018	0.212
6	255.6	0.39	6.91	0.023	0.003	0.010	0.161
7	298.2	0.26	6.96	0.020	0.003	0.008	0.122
8	340.8	0.17	7.00	0.017	0.002	0.008	0.093
9	383.4	0.11	7.03	0.014	0.002	0.008	0.070
10	426.0	0.08	7.05	0.012	0.002	0.008	0.053
12	511.1	0.03	7.07	0.007	0.001	0.008	0.031

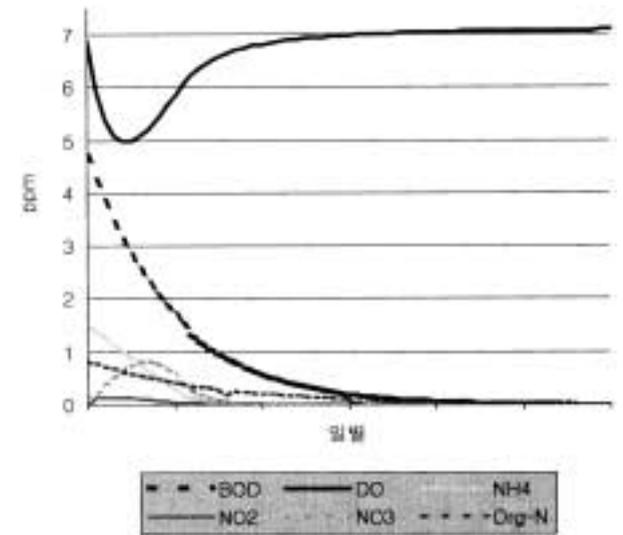


Fig. 2. Prediction of each components in the STELLA model.

다. 또한 시뮬레이션된 시간별 변화는 Table 3과 Fig. 2와 같다.

혼합지점으로부터 유량은 49.7 m³/sec로 하천의 단면적으로부터 유속을 산정하면 유속은 약 0.493 m/sec이다. 연구지역인 Congaree강은 하수처리장 지점을 통과하면서 하류지역의 유속이 크게 변하지 않기 때문에 방류지점을 기점으로 0.493 m/sec의 유속을 유지할 경우 1일 이후 용존산소는 최소치인 4.98 ppm으로 감소하면서 자정작용에 의하여 증가하게 되고 5일 이후에는 초기농도보다 높은 농도를 유지하며 8일 이후에는 방류수가

Table 4. The change of outputs without the consideration of phytoplankton parts (Respiration, Sink and Growth).

시간 (day)	BOD (ppm)	DO (ppm)	NH ₄ (ppm)	NO ₂ (ppm)	OrgN (ppm)
0	4.70	6.86	1.520	0	0.841
0.25	4.16	5.82	1.360	0.128	0.774
0.5	3.83	5.39	1.270	0.149	0.732
0.75	3.53	5.12	1.180	0.152	0.693
1	3.12	4.94	1.060	0.143	0.638
1.25	2.87	4.92	0.985	0.135	0.604
1.5	2.54	4.97	0.886	0.122	0.223
2	2.07	5.19	0.745	0.103	0.484
3	1.37	5.69	0.531	0.073	0.368
4	0.91	6.10	0.382	0.053	0.279
5	0.61	6.40	0.278	0.038	0.212
6	0.40	6.6	0.204	0.028	0.161
7	0.27	6.74	0.151	0.021	0.122
8	0.18	6.84	0.112	0.015	0.093
9	0.12	6.92	0.083	0.011	0.070
10	0.08	6.97	0.062	0.009	0.053
11	0.05	7.00	0.005	0.006	0.041
12	0.03	7.03	0.004	0.005	0.031

유입되기 전 수준의 용존산소농도를 유지하게 된다.

유속 0.493 m/sec를 적용하여 모의된 시간별 용존산소의 변화를 거리별 용존산소의 변화로 환산한다면 혼합수역으로부터 약 42.6 km 하류지점에서 용존산소가 최소치를 나타내며, 약 340 km 지점에서는 7 ppm의 용존산소 농도로 증가하게 된다 (Table 3).

질산화 과정으로 인하여 질산성 질소 및 아질산성 질소의 농도는 예측기간 동안 증가하다가 점차 감소하며 BOD 및 암모니아성 질소, 유기질소는 지속적으로 감소된다.

자정작용으로 고려되는 식물플랑크톤의 중요도를 확인하고자 식물플랑크톤과 관련된 광합성 및 호흡에 관한 기작을 배제하고 예측하였는데 결과는 Table 4와 같다. 식물플랑크톤의 광합성이 호흡보다는 용존산소에 더 많은 영향을 주는 것으로 나타났으며, 용존산소의 최소값은 4.92 ppm로서 0.06 ppm 더 낮아졌으며 소요시간은 1.25일로서 0.25일이 더 길어진 것으로 예측되었다.

또한 방류수가 유입되기 전 하천의 용존산소농도를 유지하기 위해서는 약 11일이 소요되는 것으로 산정되었다. NH₄ 및 NO₃의 질소 농도는 Table 3의 결과보다 Table 4의 방류수가 유입되기 전 하천의 용존산소농도를 유지하기 위해서는 약 11일이 소요되는 것으로 산정되었다. NH₄ 및 NO₃의 질소 농도는 Table 3의 결과보다 Table 4의 결과가 비교적 완만하게 감소하였으며 유기

Table 5. Sensitivity analysis for the DO

입력인자	입력인자값	△입력인자	△출력인자	민감도
온도 (°C)	27	-2.7	0.27	0.5421
		2.7	-0.23	0.4618
유량 (m ³ /sec)	1,630	-163	-0.14	0.2811
		163	0.17	0.3413
유기물분해 비율계수	0.41	-0.041	-0.01	0.0203
		0.041	-0.12	0.2439
reaeration 비율계수	1.653	-0.1653	-0.26	0.5284
		0.1653	0.19	0.3862
NH ₄ 분해계수	0.524	-0.0524	0.04	0.0813
		0.0524	-0.16	0.3252
유기질소 분해계수	0.2758	-0.02758	-0.05	0.1016
		0.02758	-0.07	0.1423

성 질소 농도는 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 식물플랑크톤의 암모니아 및 질산성 질소의 흡수에 의한 것으로 판단된다.

민감도 분석은 용존산소의 결과에 대하여 각 입력인자들 중 유기물의 분해비율 계수, 재포기비율 계수, 암모니아 분해비율 계수 및 유속과 온도에 대하여 조사하였다. 입력조건을 10% 변화를 주었을 때 용존산소의 변화율을 조사하였으며 민감도분석에 이용된 방법은 식 13과 같고 그 결과는 Table 5와 같다.

$$\text{민감도} = \frac{(\Delta\text{입력인자}/\text{입력인자})}{(\Delta\text{용존산소}/\text{용존산소})} \quad (15)$$

온도 및 유속은 모델 구성요소들과 관련되지 않은 연구지역의 지형조건과 같은 외부요소들이며 모델의 민감도와 관계 없이 주어진 조건에 따라 변형될 수 있는 모델의 외적인 인자들이다.

본 연구에 사용된 유기물 분해비율 계수를 0.41로 산정하였고 -10%로 변화될 때 즉 0.369일 경우 민감도가 최저를 기록하였으며, +10% 변화인 0.451일 경우는 민감도가 높은 것으로 나타났다. 결론적으로 유기물 분해비율 계수가 0.41 미만인 경우 용존산소 변화에는 큰 영향을 미치지 않는다는 것이다. 계수들 중 재포기 계수가 본 모델에 가장 민감한 것으로 나타났다.

고 찰

본 연구에서는 STELLA모형을 사용하여 관련된 모든 인자들의 상호관계를 수학적 연산기능을 사용하여 프로

그램으로 개발하였으며 하수 방류에 따른 시간별 용존 산소의 변화량을 예측하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다. STELLA 모델사용의 장점은 용존산소와 관련된 인자들의 유무를 선택하여 예측하므로써 각 인자가 용존산소 변화량에 차지하는 정도를 정량적으로 분석할 수 있었고 유량을 정상 상태로 가정하고 시뮬레이션 하였다. 유량 변화에 관한 기작들을 고려 할 수 있었지만 입력인자를 산정하기 위해서는 굉장히 많은 자료가 요구되므로 본 연구에서는 배제하였다. 민감도 분석결과 용존산소의 변화에 가장 민감한 변화를 주는 인자는 재폭기 계수이며 민감하지 않은 인자는 유기물 분해계수로 나타났다.

본 연구결과로부터 연구지역에 새로운 하수처리장을 하류지역에 건설하고자 한다면 하천의 자정작용 등을 종합적으로 고려하여 기존의 하수처리장으로부터 최소 43 km 이상의 하류지점에 건설해야 하는 것으로 판단된다. 또한 하수처리장이나 대규모 폐수 배출시설의 건설이 하천수질에 미치는 영향을 정량적으로 평가할 수 있는 모델 개발이라 생각되나 보다 정확한 수질 예측을 위해서는 부식질, 부착조류, 동물플랑크톤 및 수초 등을 고려한 종합 모델 개발이 필요한 것으로 판단된다.

적 요

도시화 현상 및 인구증가에 따라 환경기초시설의 확충이 필요하며 기초시설의 방류수는 인접하천 수질에 영향을 미치기 때문에 처리장의 규모 및 위치는 하천의 수질을 고려하여 건설하여야 한다. 본 연구에서는 기초시설의 방류수에 따른 하천의 용존산소변화를 STELLA 모델을 사용하여 예측하였는데 최소 용존산소량은 4.98 ppm으로 처리장으로부터 42.6 km 하류에 위치한 지점이며 방류수 합류전 하천의 용존산소(7 ppm)를 유지하기 위해서는 약 8일이 소요되며 처리장으로부터 약 340 km 하류지점에서 용존산소 7 ppm으로 증가하게 된다. 자정작용 중 식물성 플랑크톤의 연산기능의 중요도를 알기 위하여 식물플랑크톤의 기작을 배제하고 연산한 경우 최소 용존산소는 4.92 ppm이며 최소 용존산소농도까지 도달하기 위해서는 0.25일 더 걸리며 방류수 합류전 하천의 용존산소 7 ppm을 유지하기 위해서는 약 11일이 소요되는 것으로 확인되었다. 본 연구 결과는 자정작용 중 식물플랑크톤의 연산기능의 중요성을 입증한 것이며 새로운 기초시설의 입지는 인접한 기초시설에 따른 하천 수질을 고려하여 선정하여야 할 것이다.

인 용 문 헌

- 임창수, 신재기, 조경제. 2000. 금강 중하류에서 오염양상과 수질평가, 한국육수학회지 **33**: 51-60.
- 신재기, 조주래, 황순진, 조경제. 2000. 경안천 팔당호의 부영양화와 수질오염특성, 한국육수학회지 **33**: 387-394.
- Decoursey, G.D. 1985. Mathematical model for nonpoint water pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation* September-October.
- Douglas, A.P. 1995. Spatial and temporal patterns of Inorganic nitrogen and phosphorus distributions in the Goose Creek Estuary. Master's Thesis. University of South Carolina, Columbia, S.C.
- Hall, A.S. John W. Jr. 1997. *Ecosystem Modeling in Theory and Practice*. John Wiley & Sons, New York.
- Harvey E.J., William W.S. 1970. *Journal of the Hydraulics Division Proceedings of the American Society of Civil Engineers*.
- Kardis M., Ignatiades L. and Moschopoulou N. 1983. An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **16**: 339-344.
- Melching, C.S. and Flores, H.E. 1999. Reaeration equations derived from U.S. geological survey database. *Journal of Environ. Eng.* **125**(5): 407-414.
- Peterson, S. & Richmond, B. 1996. STELLA Manual. HPS Inc.
- Porcella, D.B. and A.B. Bishop. 1975. Comprehensive management of phosphorus water pollution. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. 303pp.
- Scavia, D. 1980. An ecological model of lake ontario. *Ecological Modelling* **8**: 49-78.
- STELLA Research Technical Documentation. 1996. HSPS Inc.
- Sundaram, T.R. and Rehm, R.G., 1973. The seasonal thermal structure of deep temperature lakes. *Tellus*. **25**: 157-167.
- U.S. EPA 1985. Rates, constants, & Kinetics formations in surface water quality modeling. 2nd edition, EPA 1600/3-85/040.
- U.S. EPA. 1991. Modeling of non-point source water quality in urban and non-urban area. EPA 600-3-91-039, June.
- Wetzel. 1984. *Limnology* 2nd edition. Saunders College Publishing, Harcourt Brace Jovanovich College Publishers.
- (Received 19 Mar. 2001, Manuscript accepted 2 May 2001)