

부영양 하천의 수질예측을 위한 QUAL2E와 QUAL-NIER 모델의 비교·평가

최정규·정세웅[†]·류재일^{*}

충북대학교 환경공학과

^{*}한국수자원공사

Comparative Evaluation of QUAL2E and QUAL-NIER Models for Water Quality Prediction in Eutrophic River

Jungkyu Choi · Sewoong Chung[†] · Jaeil Ryoo^{*}

Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University

^{*}Korea Water Resources Corporation

(Received 4 October 2007, Accepted 4 December 2007)

Abstract

It is often believed that a more complex water quality model is better able to simulate reality. The more complex a model, however, the more parameters are involved thus increases the cost and uncertainty of modeling processes. The objective of this study was to compare the performance of two steady-state river water quality models, QUAL2E and QUAL-NIER, that have different complexity. QUAL-NIER is recently developed by National Institute of Environmental Research aiming to enhance the simulation capability of QUAL2E for eutrophic rivers. It is a carbon based model that considers different forms, such as dissolved versus particulate and labile versus refractory, of carbon and nutrients, and the contribution of autochthonous loading due to algal metabolism. The models were simultaneously applied to Nakdong River and their performance was evaluated by statistical verification with field data. Both models showed similar performance and satisfactorily replicated the longitudinal variations of BOD, T-N, T-P, Chl.a concentrations along the river. The algal blooms occurred at the stagnant reaches of downstream were also reasonably captured by the models. Although QUAL-NIER somewhat reduced the magnitude of errors, the hypothesis tests revealed no statistical evidence to justify its better performance. The contribution of autochthonous carbon and nutrient load by algal metabolism was insignificant because the hydraulic retention time is relatively short compare to the time scale of kinetic reactions. The results imply that the kinetic processes included in QUAL-NIER are too complex for the nature and scale of the real processes involved, thus needs to be optimized for improving the modeling efficiency.

keywords : Eutrophic river, Model complexity, QUAL2E, QUAL-NIER, Water quality model

1. 서론

최근 들어 하천의 수질관리를 위한 정책 수립과 운영 그리고 평가를 위해 수질모델의 활용도는 점차 증가하고 있다. 유역의 점오염원·비점오염원에 의한 수용 수체의 수질 영향평가, 지역의 개발행위 및 오염사감시설 설치에 따른 장래의 수질변화 추이분석 등과 같이 비용과 시간적인 제약으로 인하여 실험을 통해 수행하기 힘든 일을 수치모델을 적용함으로써 극복하고자 노력한다. 특히, 최근 시행되고 있는 수질오염총량관리를 위한 수계의 구간별 목표수질 설정, 적정 오염부하량의 할당, 목표수질 달성여부의 평가 과정에서 수질모델은 매우 중요한 역할을 차지하고 있다. 그러나 이러한 수질모델의 유용성에도 불구하고 모델의 신뢰성이 결여될 경우, 정책 실행의 실패뿐만 아니라 경제

와 산업에 미치는 영향도 매우 심각할 수 있다. 수질모델 결과의 신뢰도를 높이기 위해서는 양질의 입력자료 확보와 함께 대상수계의 특성을 적절하게 반영할 수 있는 모델의 개발 또는 선정이 이루어져야 할 것이다(유하나와 서동일, 2007). 유역의 특성을 적절하게 반영하지 못하는 수질모델을 적용하거나 무리하게 매개변수를 조정할 경우 비과학적이고 신뢰성이 결여된 예측결과를 초래할 수 있기 때문이다.

1차원 정상상태 하천 수질 모델인 QUAL2E(Brown and Barnwell, 1987)모델은 국내의 4대강수계를 비롯하여 다양한 규모의 하천을 대상으로 가장 빈번히 사용되어 왔다(김용삼, 2005; 김종구와 이지연, 2001; 김진일, 2003; 서동일 등, 2004b; 송대우, 2004; 신성교와 백경훈, 1999; 황대호 등, 2001). 하지만 이 모델은 정체수역이 많은 국내 하천의 특성을 잘 반영하지 못한다는 지적도 함께 받아왔다(국립환경연구원, 2005b; 서동일 등, 2004a). QUAL2E 모델은 하천의 외부기원(allochthonous) 유기물 오염도를 생물학적

[†] To whom correspondence should be addressed.
schung@chungbuk.ac.kr

산소요구량(BOD)이라는 대위(surrogate) 항목으로 모의하며 조류의 성장과 사멸 과정에서 발생하는 내부생산(autochthonous) 유기물 부하를 고려하지 못하는 한계가 있다. 조류(Algae)의 모의기작은 성장과 사멸이라는 단순한 신진 대사만을 고려하고 질소, 인, 용존산소와의 상호작용만 모의가 가능하다. 따라서 수리학적 체류시간이 긴 하천에서 조류가 많이 성장하는 시기와 구간에서는 수질예측의 신뢰도가 떨어질 수 있다.

본 연구의 대상지역인 낙동강수계는 하류로 갈수록 경사가 완만하고 유속이 느려짐으로 인해 물의 체류시간이 길어져 정체수역의 특성을 나타낸다. 이로 인해 하류구간에서는 조류의 농도가 급격히 증가하고 있어 기존의 QUAL2E 모델로는 유기물의 오염도를 정확히 예측하는데 한계가 있다. 따라서 국내 하천의 수질현상을 적절하게 반영할 수 있는 QUALKO(국립환경연구원, 2005a; 이성우 등, 2006)와 QUAL-NIER(QUAL2E based water quality model modified by National Institute of Environmental Research; 국립환경연구원, 2004, 2005b) 등과 같은 수정된 모델들이 개발되었다. QUALKO 모델은 조류의 성장과 사멸에 의해 내부생산되는 유기물 증가를 고려하고, 수질오염공정시험법에서 사용하는 Bottle BOD의 개념을 사용한다. 따라서 이 모델은 조류가 수질에 미치는 영향이 큰 수계의 적용이 용이하다는 특징이 있다(낙동강수계관리위원회, 2004). 그러나 이 모델은 유기물을 존재 형태별(용존상, 입자상, 분해성, 난분해성)로 고려하지 않았으며, 총유기탄소(TOC)의 모의기작이 포함되어 있지 않다. QUAL-NIER 모델은 조류의 대사 과정을 호흡, 사멸, 분비로 세분화하고, 탄소계 생물학적산소요구량(CBOD) 계산과 조류의 내생부하에 의한 유기물의 증가를 고려하며 유기물질을 존재형태별로 구분하여 수질을 모의함으로써 기존의 QUAL2E 모델보다 실제 수질반응 기작을 정확히 반영하는 것이 가장 큰 특징이다(국립환경연구원, 2005b).

그러나 QUAL-NIER 모델은 수질반응에 관여하는 매개변수의 수가 QUAL2E 모델보다 31개가 추가되어 모델의 복잡도가 훨씬 증가하였으며 매개변수의 결정과정에 불확실성이 증가하는 문제가 있다(Van Der Perk, 1997). 일반적으로 하천수질모델의 선택은 해석하고자 하는 수질문제의 시·공간적 변동특성, 관련된 수리현상과 수질반응 과정에 대한 지식, 그리고 사용가능한 실측 자료의 양에 따라 결정된다. 모델의 적정성은 실측자료를 사용한 통계적 검증과 매개변수의 불확실성에 대한 평가를 통해 판단할 수 있으며(Beck, 1987; Christophersen et al., 1993; Kleissen et al., 1990; Klepper et al., 1991), 또한 실측자료에 대한 재현성의 정확도(accuracy)와 불확실성(uncertainty)으로도 판단할 수 있다. 모델의 정확도는 모의값과 실측값의 오차로 정량화 할 수 있으며, 불확실성은 정밀도의 역수와 같은 개념이며 매개변수의 변동에 의한 모의값의 확률분포로 판단될 수 있다. 따라서 정확도가 크며 불확실성이 작은 수질모델이 대상 하천의 수질해석에 가장 적합한 모델인 것이다. 그러나 중요한 문제는 복잡한 모델이 항상 더 높은 정확도

를 보장하지 않는다는 것이다. 모델의 복잡도가 클수록 정의하기 어려운 수질매개변수가 증가하게 되며, 이것은 모델의 불확실성을 증가시키는 결과를 초래할 수 있다(Van Der Perk, 1997). 모의결과와 불확실성은 이러한 매개변수가 실측자료를 가지고 어떻게 보정되느냐에 전적으로 의존한다.

비록 QUAL-NIER 모델이 QUAL2E 모델보다 조류발생이 심각한 국내하천에서 수질반응 기작을 더 상세히 모의하도록 개발되었으나, 모델의 적용성에 대한 검증과 복잡도 증가가 모의결과와 정확도 향상에 미치는 영향에 대한 연구는 아직 이루어지지 못한 실정이다. 따라서 본 연구의 목적은 조류의 영향을 비교적 많이 받고 있는 낙동강수계를 대상으로 QUAL-NIER 모델과 기존의 QUAL2E 모델을 동시에 적용함으로써 두 모델의 수질반응 기작의 차이에 따른 수질예측 신뢰도의 차이를 비교·평가하는데 있으며, 아울러 보정을 거친 QUAL-NIER 모델을 이용하여 낙동강 중·하류 구간에서 발생하는 녹조현상이 유기물의 내생부하에 미치는 기여도를 평가하는데 있다. 따라서 본 연구의 범위는 두 모델의 복잡도 차이에 따른 수질예측의 정확도를 통계적으로 평가하는 것과 조류에 의한 내생부하의 기여율을 평가하는데 국한하며, 입력경계조건자료와 사용된 매개변수의 불확실성 해석은 포함하지 않았다.

2. 연구방법

2.1. 모델의 개요

2.1.1. 수질반응식

QUAL2E와 QUAL-NIER 모델에서 고려하는 하천수질 항목과 각 항목간의 수질반응 기작은 각각 Fig. 1(a)와 Fig. 1(b)와 같다. QUAL2E 모델의 구조는 대부분 미국 하천의 수질관리 기준항목이 생태계 서식환경에 중요한 용존산소(DO)이므로 DO를 중심으로 구성되었다. 그러나 국내 하천의 경우 하수처리율이 높아 유기물부하에 의한 DO 고갈현상은 드물며, DO 보다는 유기물 오염도의 간접지표인 BOD를 수질관리 항목으로 사용하기 때문에 우리나라 하천의 수질관리에는 적합하지 않다. 따라서 QUAL-NIER 모델의 구조는 국내 하천 및 호소의 수질오염지표를 고려하여 유기물(BOD), 영양염류(N, P), 조류(Algae)를 모의 중심 항목으로 설정하고 이들 상호 관계를 보다 상세히 고려하고 있다(Fig. 1(b)).

Table 1은 두 모델의 수질 모의 항목별 수질반응식을 비교하여 정리한 것이다. 기존 QUAL2E 모델에 비해 QUAL-NIER 모델의 복잡도 증가는 유기물, 영양염류, 조류의 3가지 수질항목별로 살펴볼 수 있다. QUAL2E 모델에서는 외부기원 탄소계유기물(CBOD)만 모의하는데 반해, QUAL-NIER 모델에서 외부기원 CBOD뿐만 아니라, 조류의 신진 대사 과정에서 발생하는 총유기탄소(total organic carbon, TOC)를 입자상 유기탄소(particulate organic carbon, POC)와 용존상 유기탄소(dissolved organic carbon, DOC)의 형태로 구분하며, 다시 분해가 빠르게 진행되는 분해성(labile) 유기탄소(LPOC, LDOC)와 쉽게 분해되지 않는 난분해성

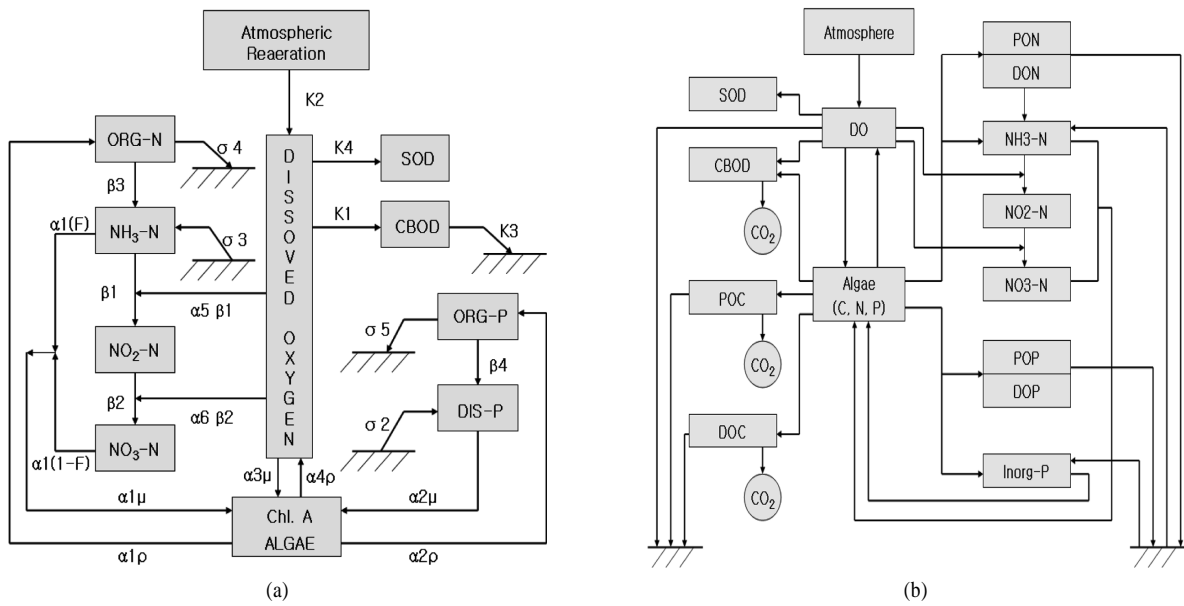


Fig. 1. Schematic description of the water quality variables and their interactions for (a) QUAL2E and (b) QUAL-NIER models.

Table 1. Comparison of water quality kinetic reactions involved in QUAL2E and QUAL-NIER models

	QUAL2E		QUAL-NIER
Algae	$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d} A$		$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho_1 A - \rho_2 \mu A - \rho_3 A - \frac{\sigma_1}{d} A$
Org-N	$\frac{dN_4}{dt} = a_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$	LPON	$\frac{dN_{41}}{dt} = a_1 P_a \rho_3 A - \beta_{31} N_{41} - \sigma_4 N_{41}$
		RPON	$\frac{dN_{42}}{dt} = -\beta_{32} N_{42} - \sigma_4 N_{42}$
		LDON	$\frac{dN_{43}}{dt} = a_1 \rho_2 \mu A - a_1 (1 - P_a) \rho_3 A - \beta_{33} N_{43}$
		RDON	$\frac{dN_{44}}{dt} = -\beta_{34} N_{44}$
NH ₃ -N	$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 - \sigma_3/d - F_1 a_1 \mu A$		$\frac{dN_1}{dt} = (\beta_{31} N_{41} + \beta_{32} N_{42} + \beta_{33} N_{43} + \beta_{34} N_{44}) + a_1 \rho_1 A - \beta_1 N_1 - \sigma_3/d - F a_1 \mu A$
NO ₂ -N	$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$		$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$
NO ₃ -N	$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F) a_1 \mu A$		$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F) a_1 \mu A$
Org-P	$\frac{dP_1}{dt} = a_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$	LPOP	$\frac{dP_{11}}{dt} = a_2 P_a \rho_3 A - \beta_{41} P_{11} - \sigma_5 P_{11}$
		RPOP	$\frac{dP_{12}}{dt} = -\beta_{42} P_{12} - \sigma_5 P_{12}$
		LDOP	$\frac{dP_{13}}{dt} = a_2 \rho_2 \mu A + a_2 (1 - P_a) \rho_3 A - \beta_{43} P_{13}$
		RDOP	$\frac{dP_{14}}{dt} = -\beta_{44} P_{14}$
PO ₄ -P	$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 - \sigma_2/d - a_2 \mu A$		$\frac{dP_2}{dt} = (\beta_{41} P_{11} + \beta_{42} P_{12} + \beta_{43} P_{13} + \beta_{44} P_{14}) + a_2 \rho_2 A - \sigma_2/d - a_2 \mu A$
CBOD	$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L$		$\frac{dL}{dt} = a_7 \rho_2 \mu A + a_7 \rho_3 A - K_1 L - K_3 L$

(refractory) 유기탄소(RPOC, RDOC)로 세분한다. 그리고 CBOD는 QUALKO 모델과 같이 Bottle BOD를 사용하여

계산이 이루어진다. 따라서 QUAL-NIER 모델에서는 Standard Method로 측정된 CBOD₅가 아니라 수질오염공정시험

법으로 측정된 BOD₅를 입력자료로 사용해야 한다(국립환경연구원, 2005b).

유기 질소와 인의 존재 형태도 QUAL2E 모델에서는 단일항목으로 모의하는데 반해, QUAL-NIER 모델에서는 입자상과 용존상을 구분하며 분해성과 난분해성으로 세분된다. 조류의 대사과정도 QUAL2E 모델에서는 조류의 호흡과 사멸 등에 의한 감소량의 구분이 고려되지 않았지만, QUAL-NIER 모델에서는 조류의 감소를 호흡과 분비, 사멸로 세분하여 대사과정을 모의한다.

2.1.2. 입력 매개변수

QUAL2E 모델과 비교하여 QUAL-NIER 모델의 입력자료에서 가장 큰 차이점은 조류 대사과정의 세분화를 고려하기 위한 추가 매개변수와 유기물과 영양염류의 존재 형태별 분율 계수를 사용한다는 점이다. Table 2는 QUAL-NIER 모델에서 필요한 추가 매개변수와 분율 계수를 보여 주며, QUAL-NIER 모델에서 고려된 조류의 분비율과 사멸률에 관련된 계수와 CBOD 계산시에 추가되어진 내부생산

Table 2. Model parameters added in QUAL-NIER model and the values used in this study

Parameter	Description	Units	Value
ρ_2	Algae excretion rate	day ⁻¹	0.04
ρ_3	Algae death rate	day ⁻¹	0.10
α_7	CBOD convert ratio of Algae	-	0.20
α_8	Carbon content of Algae	-	0.45
K_{dbot}	Lab. decay rate of BOD	day ⁻¹	0.25
K_{nbot}	Lab. oxidation rate of NH ₃	day ⁻¹	0.04
β_{31}	Decay rate of LPON	day ⁻¹	0.110
β_{32}	Decay rate of RPON	day ⁻¹	0.001
β_{33}	Decay rate of LDON	day ⁻¹	0.110
β_{34}	Decay rate of RDON	day ⁻¹	0.001
β_{41}	Decay rate of LPOP	day ⁻¹	0.140
β_{42}	Decay rate of RPOP	day ⁻¹	0.001
β_{43}	Decay rate of LDOP	day ⁻¹	0.140
β_{44}	Decay rate of RDOP	day ⁻¹	0.001
β_5	Decay rate of LPOC	day ⁻¹	0.041
β_6	Decay rate of RPOC	day ⁻¹	0.001
β_7	Decay rate of LDOC	day ⁻¹	0.077
β_8	Decay rate of RDOC	day ⁻¹	0.001
P_a	Particulate fraction of algae death	-	0.80
SVLPON	Settling velocity of LPON	m/day	0.10
SVLPOP	Settling velocity of LPOP	m/day	0.15
SVLPOC	Settling velocity of LPOC	m/day	0.10
DTN/TN	Ratio of DTN to TN	-	0.82
DTP/TP	Ratio of DTP to TP	-	0.66
TOC/BOD	Ratio of TOC to BOD	-	2.27
LPON/PON	Partition of LPON	-	0.60
LDON/DON	Partition of LDON	-	0.60
LPOP/POP	Partition of LPOP	-	0.50
LDOP/DOP	Partition of LDOP	-	0.50
LPOC/POC	Partition of LPOC	-	0.40
LDOC/DOC	Partition of LDOC	-	0.40

에 의해 증가되는 유기물의 계산을 위한 계수, 질소와 인 계산시 고려된 정상 및 존재형태별 분율계수, 입자상 물질의 침강속도 등이 포함되어 있다. 금번 모델링에 사용된 매개변수 값은 국립환경연구원(2004, 2005b)과 Cole과 Wells (2004)의 문헌에서 제시된 자료와 낙동강에서 실험한 결과(신명선 등, 2006; 윤영삼 등, 2005, 2007)를 참고하여 초기 값을 결정하고, 실측값과의 오차가 최소가 되도록 반복계산을 통해 보정한 것이다. 신명선 등(2006)은 낙동강에서 식물플랑크톤의 광합성 과정에서 배출되는 체외배출유기탄소(extracellular organic carbon, EOC)의 분비율을 0.022~0.053 day⁻¹로 제시한 바 있으며, 본 연구에서는 0.04 day⁻¹를 적용하였다. QUAL2E 모델에서는 조류의 호흡, 분비, 사멸과정을 호흡률이라는 하나의 매개변수로 고려하므로 0.1 day⁻¹를 사용하였다. 난분해성 유기물질의 분해속도는 체류시간이 짧은 하천에서는 기여도가 매우 작으며, 일반적으로 분해성 유기물 반응속도의 1% 정도를 고려한다(Cole and Wells, 2004).

2.2. 모델의 적용

2.2.1. 대상지역

낙동강의 유역면적은 23,657.1 km²이며, 유로연장이 521.5 km로 전 국토면적의 약 24%를 차지한다. 강원도 태백이 발원지이며 국가하천은 낙동강 본류, 내성천, 감천, 금호강, 황강, 남강, 덕천강, 함안천, 밀양강 및 양산천이 있고, 총 연장이 829.5 km에 해당한다. 지방 1급 하천은 반변천 등 10개소에 총 190.5 km, 지방 2급 하천은 796개소에 6,420.4 km로 구성되어 있다(Fig. 2).

Table 3은 낙동강수계 구간별 하상구배를 나타낸 것으로 하류로 갈수록 경사가 완만하여 유속이 느려지고 체류시간이 긴 하천특성을 가지고 있다(건설부, 1992, 1993). 또한 하류구간은 낙동강 하구둑의 건설로 인하여 하천의 흐름이 호소와 같은 특성을 나타내며 정체구간도 발생한다. 이러한

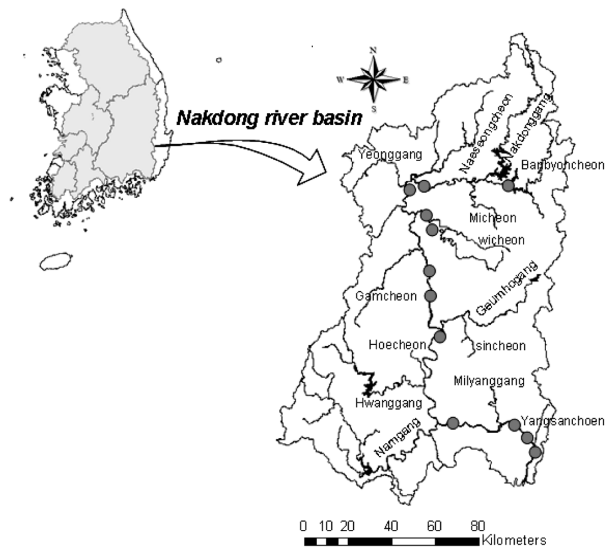


Fig. 2. Map of Nakdong River basin and water quality monitoring locations.

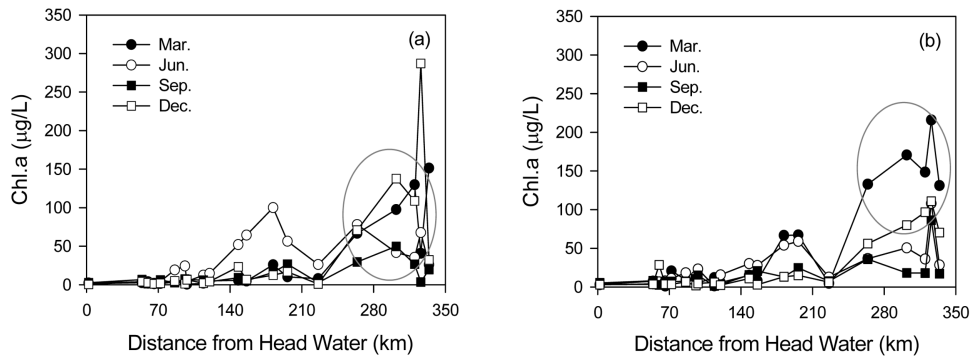


Fig. 3. Monthly variations of Chl.a concentrations along the river in (a) 2005 and (b) 2006.

Table 3. Slope of Nakdong River for different river reaches

Reach (distance from head water)	Slope
3 ~ 60 km	1/1,100
60 ~ 95 km	1/1,900
95 ~ 99 km	1/2,200
99 ~ 156 km	1/3,400
156 ~ 196 km	1/4,400
196 ~ 256 km	1/7,000
256 ~ 282 km	1/10,900
282 ~ 327 km	1/17,700

하천의 특성으로 인해 하류구간은 조류의 농도가 높으며, 특히 겨울과 여름에 부영양화가 진행되고 조류가 대량 번식하여 하천에서는 잘 나타나지 않는 녹조현상(Algal blooms)을 일으키기도 있다(조정제와 신재기, 1998). Fig. 3은 낙동강수계의 전체구간에 대한 계절별(3, 6, 9, 12월) Chl.a의 농도변화를 보여주고 있다. 금호강 합류 이전에는 비교적 낮은 농도를 보이지만, 금호강의 합류(180 km)이후 조류 농도가 일시 증가하였다. 이후 비교적 오염도가 낮은 황강(220 km)의 합류로 인한 희석효과로 농도가 낮아지지만, 하류구간에서는 정체구간으로 인하여 다시 농도가 급격히 증가하는 경향을 보인다.

2.2.2. 모델 구성 및 수리해석

두 모델의 적용을 위한 총 유로 연장은 본류 구간이 약 348 km(안동 조정지댐~하구둑)이며, 지천은 상류에 합천댐이 위치한 황강과 남강댐이 위치한 남강은 별도의 Reach로 구분하고, 나머지 하천은 모두 점오염원으로 처리하였다. Reach는 본류 14개 구간, 황강 2개, 남강 3개를 합하여 모두 19개의 구간으로 나누었으며, Element는 길이 2 km 간격으로 구분하였다.

모델의 수리해석은 유량과 유속 그리고 유량과 수심의 관계를 정의하는 유량계수법을 적용하였다. 수리학적 유량계수를 추출하기 위하여 낙동강 하천정비기본계획에서 구축한 HEC-RAS 모델의 입력자료를 이용하였다. 유량계수 산정을 위한 수리해석의 계산요소 크기는 5 km 간격이며, 수질모델의 각 구간별 유량계수 값은 해당 구간에 포함된 유량계수의 평균값을 사용하였다. Table 4에 HEC-RAS를 이용하여 산정한 왜관, 고령, 남지, 물금 등 낙동강수계 4

Table 4. Discharge coefficients estimated using HEC-RAS model for Nakdong River

Station	V=aQ ^b		H=aQ ^β	
	a	b	α	β
Waegwan	0.0073	0.6338	1.3855	0.2058
Goryeong	0.1075	0.3239	0.1547	0.4767
Namgi	0.0073	0.6357	1.6304	0.2055
Mulgum	0.0004	0.9162	11.181	0.0278

개 지점의 유량 계수 값(a, b, α, β)을 나타내었다. 정체수역에 해당하는 하구 구간의 유량계수는 배수위의 영향 때문에 물리적인 해석에 어려움이 있어, 모의기간 동안 유속이 0.1 m/s 내외가 되도록 보정하였다.

2.3. 모델의 적합성 평가 방법

모델의 오차크기와 신뢰도를 평가하기 위한 지표로써 Table 5에 제시된 통계값을 사용하였다. 결정계수(coefficient of determination, R²)는 모의값과 실측값의 선형 회귀관계의 적합도를 결정하는 계수로써 0과 1 사이의 값을 가지며 1에 가까울수록 적합도 및 모델의 정확도가 높게 평가된다. AME(absolute mean error)는 실측값과 모의값 편차의 절대값을 산술평균한 절대평균오차를 나타내며, 그 값이 0에 가까울수록 모의결과의 정확도가 높고 모델의 성능 또한 우수하다.

RMSE(root mean square error)는 모의결과의 평균오차를 나타내는 지표로써 그 값이 클수록 모델의 성능이 떨어진다는 것을 의미한다. 이들 통계값 외에, 두 모델의 예측결

Table 5. Statistical indices used to evaluate the model accuracy

Statistical index	Equation	Desired value
Coefficient of determination	$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_o - Q_f)^2}{\sum_{i=1}^N (Q_o - Q_{ave})^2}$	1
Absolute mean error	$AME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Q_f - Q_o $	0
Root mean square error	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Q_f - Q_o]^2}$	0

*Q_o = Observed value, Q_f = Simulated value, Q_{ave} = Average of observed value, N = Number of data

과 차이의 통계적 유의성을 평가하기 위해 F-test와 T-test를 이용한 가설검증을 실시하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 모델의 보정

모델의 보정은 실측값을 오차가 없는 기준치로 가정하고 모의값에 영향을 주는 수질 반응계수를 조정하여 오차를 최소화시키는 작업이며, 대상 하천 구간에서 모델의 정확도를 높이기 위한 과정이다. 대상 하천의 수질항목에 관계된 매개변수는 실험실 분석을 통해서 적절한 값을 결정하는 것이 가장 합리적이지만, 비용이 많이 소요될 뿐만 아니라 하천환경과 실험실환경의 차이 등으로 인하여 정확한 산정에 어려움이 따른다. 따라서 하천 수질모델 적용 과정에서 일부 매개변수는 실측 수질자료를 사용한 보정을 통해 결정된다. 그러나 QUAL-NIER 모델과 같이 매개변수가 많은 경우 모델의 수동 보정은 현실적으로 어려우며, 자동 보정을 하더라도 매개변수의 불확실성(uncertainty)을 배제하기는 매우 어려운 일이다. 본 연구에서는 QUAL2E와 QUAL-NIER 모델에서 동일하게 사용되는 매개변수들은 실측치와 QUAL2E 모델 모의치의 편차가 최소가 될 때까지 반복하여 계산하는 방법인 시행착오법으로 보정하여 결정하였으며, QUAL-NIER 모델의 추가 매개변수는 Table 2에 제시된 바와 같이 낙동강에서 실험을 통해 산정한 자료와 기존 문헌에 제시된 값을 사용하였다.

모델의 보정을 위한 최상류 및 지류하천의 유량과 수질의 경계조건은 각각 부산발전연구원(2006)과 2006년 5월의 환경부 수질측정망 자료(2006)를 사용하였다. 모델의 보정과 예측 신뢰도 평가에 사용된 수질항목은 BOD, Chl.a, T-N, T-P가 포함되었다. 외부기원 유기물 부하량은 환경부 측정망 자료인 BOD를 사용하였으며, 모델내부에서 TOC/BOD 비율(2.27)을 이용해 TOC로 변환되고, 다시 유기탄소의 존재 형태별 분율 계수 값에 따라 LPOC, RPOC, LDOC, RDOC로 나누어 계산이 이루어졌다.

Fig. 4는 모델의 보정기간에 실측한 하천 유량조건에서 하천 구간별 수리학적 체류시간과 누적 체류시간을 보여주고 있다. 2006년 5월의 유량 조건에서 하천의 유속은 중상류 구간에서 0.3~0.8 m/s 내외를 보였으며, 하구 구간에서는 0.1 m/s 정도를 나타내었다. 하천의 경사가 상대적으로 큰 상류에서 중하류 구간까지는 물의 평균 체류시간(2 km 구간내)이 대체로 0.05일(1.2시간)로 비교적 짧은 반면, 경사가 완만해지는 하류부 구간에서는 0.2일(4.8시간)까지 4배가량 증가하였다. 최상류 경계인 안동조정지 댐으로부터 하구까지 물이 도달하는데 대략 12일이 소요되는 것으로 산정되었으며, 하류부에서 누적 체류시간이 급격히 상승함을 확인할 수 있다. 그러나 유량계수법을 사용하여 계산된 체류시간은 하천의 저장대(dead zone), 보와 교량 등 수리구조물의 영향과 하구에서의 유량계수법 적용의 한계성 때문에 실제보다 과소평가되었을 것으로 판단된다. 그러나 이러한 오차는 조류의 성장과 수질반응에 다소 영향을 미칠

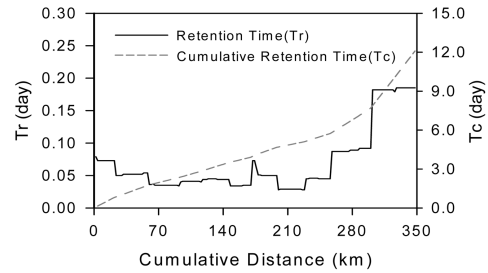


Fig. 4. Retention time and cumulative retention time of water in Nakdong River.

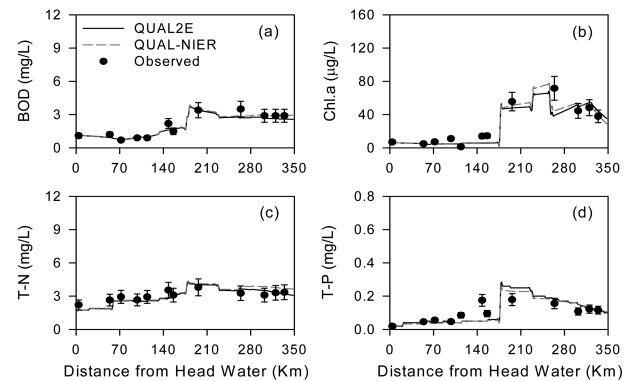


Fig. 5. Calibration results of two models using field data obtained on May, 2006. (a) BOD, (b) Chl.a, (c) T-N, (d) T-P

수 있으나, 두 모델의 예측 성능을 비교·평가하는데 미치는 영향은 크지 않을 것으로 가정하였다.

보정기간 동안 두 모델의 BOD, Chl.a, T-N 그리고 T-P 농도의 모의결과를 실측값과 비교하여 Fig. 5에 나타내었다. 그림에서 실측값은 하천 수질의 시·공간적 변동성과 실험과정의 오차 등을 고려하여 20% 상·하 오차 막대를 이용하여 비교하였다. 두 모델의 모의결과는 BOD($r=0.99$, $p>0.05$), Chl.a($r=0.99$, $p>0.05$), T-N($r=0.98$, $p>0.05$), T-P($r=0.99$, $p>0.05$)의 모든 항목에서 매우 유사하였으며, 실측값과도 비교적 잘 일치하였다.

모델의 정확도를 평가하기 위해 사용된 통계값들의 산정 결과는 Table 6에 제시된 바와 같다. 각각의 항목에 대하여 살펴보면 BOD는 QUAL2E와 QUAL-NIER 모델에서 실측값과의 절대오차 AME의 크기는 각각 0.25, 0.19이고, RMSE는 0.33, 0.27로 QUAL-NIER 모델의 정확도가 약간 개선된 결과를 보여주었다. 이러한 결과는 오염도가 가장 심한 금호강 합류점에서부터 하류구간으로 갈수록 조류농도가 증가하여 조류의 내생부하가 포함되었기 때문이지만, BOD 농도의 모의결과에 미치는 영향은 매우 작은 것으로 나타났다. Chl.a 항목도 BOD와 유사한 경향을 보이며, 조류의 대사과정을 분비, 호흡, 사멸로 세분하여 모의하는 QUAL-NIER 모델은 실측값과의 오차를 줄이고 결정계수 값도 약간 증가시켰으므로 모델의 정확도를 다소 향상시키는 결과를 가져왔으나, 그 차이는 크지 않았다. 반면에 T-N과 T-P의 모의에 있어서 QUAL-NIER 모델은 QUAL2E 모델에 비해 모델의 복잡도가 상당히 증가하였음에도 불구하고 실

Table 6. Evaluation of model performance during model calibration stage

Variable	Model	AME	RMSE	R ²
BOD	QUAL2E	0.25	0.33	0.93
	QUAL-NIER	0.19	0.27	0.93
Chl.a	QUAL2E	7.34	10.90	0.79
	QUAL-NIER	6.08	9.12	0.86
T-N	QUAL2E	0.36	0.43	0.72
	QUAL-NIER	0.44	0.49	0.68
T-P	QUAL2E	0.03	0.05	0.54
	QUAL-NIER	0.03	0.05	0.55

측값과의 오차는 오히려 증가하거나 동일하였으며, 결정계수 값도 크게 개선되지 않은 것을 확인할 수 있다.

3.2. 모델의 검증

모델의 검증은 보정된 매개변수를 다른 조건에서 수집한 자료에 적용하여 모델의 정확도를 확인하는 과정이다. 모델의 검증을 위한 자료는 2006년 4월의 수질측정망 자료와 유량자료를 이용하였다. 검증기간 동안 두 모델의 하천 구간별 수질 모의결과와 실측값의 비교는 Fig. 6에 제시되었으며, 모델의 적합성을 평가하는 통계값은 Table 7과 같다.

이 기간 동안 낙동강 중하류 구간에서는 Chl.a가 100 µg/L 이상 급증하는 녹조현상이 발생하였다. 두 모델은 모두 하천의 흐름방향을 따라 변하는 수질의 변동 경향은 대체로 잘 모의하였으나, 금호강 합류 이후 180~260 km 구간

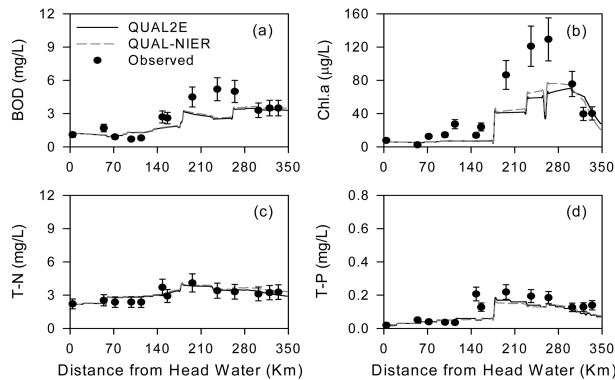


Fig. 6. Verification results of two models using field data obtained on April, 2006. (a) BOD, (b) Chl.a, (c) T-N, (d) T-P

Table 7. Evaluation of model performance during model verification stage

Variable	Model	AME	RMSE	R ²
BOD	QUAL2E	0.77	1.07	0.69
	QUAL-NIER	0.73	1.02	0.69
Chl.a	QUAL2E	20.59	29.78	0.69
	QUAL-NIER	18.48	26.20	0.80
T-N	QUAL2E	0.29	0.33	0.65
	QUAL-NIER	0.32	0.36	0.67
T-P	QUAL2E	0.04	0.06	0.60
	QUAL-NIER	0.04	0.06	0.62

에서 Chl.a와 BOD의 농도를 과소평가하였다. 이러한 오차의 일부 원인은 조류의 종과 성장과정에 따라 변하는 매개변수(예로써 조류/Chl.a 비율, 영양염류의 화학양론비 등)와 외부 환경요인들이 제대로 모델에 반영되지 않은 결과이다. 또한 유역의 오염부하량과 하천수질이 정상상태로 가정된 것도 오차의 큰 원인으로 사료된다. 그리고 실측자료가 대부분 하천의 표층에서 채수되어 단면평균 농도인 모의값과 비교되는 것도 오차의 원인으로 보인다. 그러나 조류 농도의 예측에서 큰 편차를 보인 것과 무관하게 두 모델은 모두 T-N과 T-P 예측에서는 매우 작은 오차를 보이고 있다. 그 이유는 체류시간이 짧아 조류의 사멸과 분비에 의한 내생부하량이 상대적으로 매우 적은 결과이다. 따라서 QUAL-NIER 모델은 하천에서 조류의 신진대사와 유기물, 그리고 영양염류의 상호작용을 보다 과학적으로 해석하는 도구로 개발되었지만, 실제 T-N과 T-P의 예측 정확도 향상에 미치는 영향은 크지 않은 것을 알 수 있다.

모델의 보정과 검증기간에 대한 두 모델의 모의결과에 대한 차이가 통계적으로 유의한지를 평가하기 위해 가설검증(F-test와 T-test)을 실시한 결과를 Table 8에 제시하였다. F-test와 T-test는 각각 두 모델의 모의결과의 분산과 평균 차이가 통계적으로 유의한지를 판별하는 지표이다. 가설검증의 귀무가설(null hypothesis, H₀)은 두 모델의 모의결과는 5% 유의수준에서 차이가 없으며 예측성능도 다르지 않다는 것이며, 대립가설(alternative hypothesis, H_a)은 두 모델의 예측결과에 대한 차이가 통계적으로 유의하다는 것이다. 귀무가설은 두 모델 결과의 F-test와 T-test를 통해 얻은 p값이 유의수준(α=0.05)보다 클 경우 채택되며, 작을 경우 기각된다. 분석결과는 보정과 검증기간 동안 2006년 4월의

Table 8. Hypothesis test (f-test, t-test) between the simulation results of two models

Month	Test	BOD	Chl.a	T-N	T-P
April, 2006	F-test ^a	0.440	0.301	0.322	0.575
	T-test ^{**}	0.419	0.596	0.042	0.650
May, 2006	F-test	0.409	0.322	0.221	0.353
	T-test	0.347	0.549	0.081	0.493

^aF-test null hypothesis H₀ : σ₁² - σ₂² = 0 is accepted if t < t_{α/2,df} and p-value > α = 0.05.

^bF-test alternative hypothesis H_a : σ₁² - σ₂² ≠ 0.

^{**}T-test null hypothesis H₀ : μ₁ - μ₂ = 0 is accepted if t < t_{α/2,df} and p-value > α = 0.05.

^{**}T-test alternative hypothesis H_a : μ₁ - μ₂ ≠ 0.

T-N을 제외한 모든 수질항목에 대하여 두 모델의 예측 성능 차이는 통계적으로 유의하지 않음을 보여준다. 즉, 모델의 복잡도가 증가한 것이 모델의 예측 결과를 향상시키는데 기여하지 못한 것으로 평가된다.

3.3. 조류에 의한 내생부하 기여율 평가

모의기간 동안 조류의 신진대사 과정에서 발생하는 내생부하가 하천의 수질오염도에 미치는 기여율을 알아보기 위하여 QUAL-NIER 모델의 모의결과를 분석하였다. 내생부하 기여율은 하천구간별로 조류의 신진대사 과정에서 발생한 유기물(Alg-C), 질소(Alg-N), 인(Alg-P)의 농도를 TOC, T-N, T-P 농도로 각각 나누어 백분율로 계산하였으며, 산정결과는 Fig. 7과 같다. T-N의 경우 내생부하에 의한 기여율은 상류구간에 비해 비교적 체류시간이 길고 조류의 농도가 높은 하류구간에서 높게 나타났으나, 평균(표준편차)값이 $1.25(\pm 0.86)\%$ 로써 매우 작았다. 이것은 낙동강의 질소 오염도는 대부분 외부오염원에 의해 결정됨을 의미한다. T-P도 평균(표준편차)값이 $4.11(\pm 2.60)\%$ 로 비교적 기여율이 작은 편이었다. 상류에서 10%이상의 높은 기여율을 나타낸 것은 내생부하량(0.002 mg/L)이 높기 때문이기보다는 상대적으로 하천의 총인농도(0.017 mg/L)가 낮은 것이 원인이다. 하류로 갈수록 총인의 내생부하 기여율은 지수함수적으로 증가하여 최대 11.76%까지 도달하였다. TOC도 내생부하에 의한 기여율은 평균(표준편차)값이 $4.15(\pm 2.22)\%$ 로써 적은 편이었으며, 상류구간에 비해 조류 농도가 높게 나타나는 하류구간에서 크게 나타났다.

조류의 사멸로 인해 LPON, LPOP와 LDON, LDOP가 증가하고, 조류의 분비과정에서 LDON, LDOP, 그리고 호흡시에는 $\text{PO}_4\text{-P}$ 와 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 증가한다. 조류의 사멸과 분비에 의해 생성된 Org-N과 Org-P는 가수분해를 통해 조류가 이용 가능한 무기 형태로 분해되며, 조류의 성장에 다시 이용된다. 그러나 하천에서는 물의 체류시간이 짧아 이러한 반응에 의한 무기 영양염류의 공급은 매우 제한적이다. 예로써, 용존성 유기 인의 1차 분해율이 0.1 day^{-1} 이고 조류의 사멸과 분비에 의한 유기인 농도 증가가 0.1 mg/L 인 경우, 낙동강 중하류부의 체류시간 0.2일 동안 생성되는 무기인의 농도는 0.002 mg/L 로써 2%의 증가를 가져온다. 난분해성 유기물의 반응속도는 이보다 훨씬 늦기 때문에 난분해성 유기물의 분해로 인한 질소, 인 수질오염도 증가는

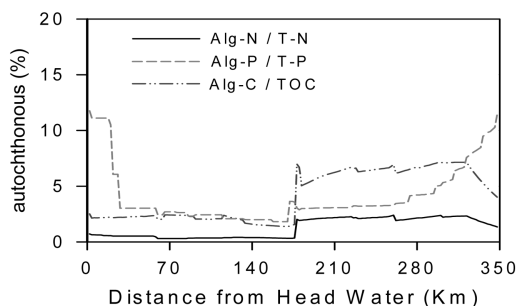


Fig. 7. Contribution of autochthonous loading of C, N, P by algal metabolism.

거의 무시할 정도의 기여율이다. 따라서 낙동강에서 조류의 사멸과 분비에 의한 무기 질소와 인의 내부 생성 부하량은 매우 작은 것으로 판단되므로, 필요이상으로 모델의 복잡도를 크게 할 경우 매개변수의 불확실성을 증가시키는 요인이 된다.

4. 결론

수질오염도가 높고 부영양화로 인해 내생부하가 발생하는 국내 하천의 수질특성을 보다 정확하게 반영하기 위해 QUAL2E 모델을 기반으로 국립환경과학원이 개발한 QUAL-NIER 모델의 예측 성능을 평가하기 위해 두 모델을 낙동강수계에 동시에 적용하고 모델의 특성과 예측 성능을 비교한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) 2005년과 2006년 갈수기 동안 낙동강수계 전체구간에 대한 Chl.a농도 변화를 분석한 결과, 하류로 갈수록 오염부하량이 증가하고 물의 체류시간이 길어져 Chl.a의 농도가 급격히 높아지는 경향을 보였으며, 부영양화 하천에서 두 모델의 예측 성능을 평가하기에 적합한 것으로 판단되었다.
- 2) 2006년 5월과 4월에 실측한 유량 및 수질자료를 이용하여 모델을 보정하고 검증한 결과, 비록 두 모델은 모두 검증기간 동안 낙동강 중하류 구간에서 급증하는 녹조 현상을 다소 과소평가하였지만, 대체로 하천의 흐름방향을 따라 변하는 BOD, Chl.a, T-N, T-P의 수질농도를 잘 모의하였다.
- 3) QUAL-NIER 모델은 조류와 관련한 수질항목간의 상호작용에 대해 보다 과학적인 해석을 가능하게 하고 BOD와 Chl.a의 모의에 있어서 기존 QUAL2E 모델보다 오차를 다소 줄이는 결과를 보였으나, F-test와 T-test를 이용한 모의결과의 가설검증 결과에서는 두 모델의 예측 성능 차이가 통계적으로 유의하지 않은 것으로 나타났다.
- 4) QUAL-NIER 모델의 모의결과를 이용하여 조류의 신진대사 과정에서 발생하는 유기물과 영양염류의 내생부하가 낙동강의 수질오염도에 미치는 기여율을 분석한 결과, TOC, T-N, T-P에 대하여 평균(표준편차)값이 각각 $4.15(\pm 2.22)\%$, $1.25(\pm 0.86)\%$, $4.11(\pm 2.60)\%$ 범위를 보여 낙동강의 수질오염도는 대부분 외부오염원에 의해 결정되는 것으로 평가되었다.
- 5) QUAL-NIER 모델은 하천에서 조류의 신진대사와 유기물, 그리고 영양염류의 상호작용을 보다 과학적으로 해석하는 도구로 활용될 수 있지만, 실제 낙동강의 수질오염 총량관리를 위한 기준 수질 항목인 BOD와 T-P의 예측 정확도 향상에 미치는 영향은 크지 않은 것으로 판단된다.
- 6) 필요이상으로 모델의 복잡도가 클 경우, 매개변수 산정에 많은 비용이 소요되며, 정확히 산정되지 않고 사용된 매개변수는 오히려 불확실성을 증가시키는 요인이 되므로 모델의 효율적 적용을 위해서는 모델구조의 최적화가 요구된다.

사 사

본 연구를 위해 귀중한 실험 자료를 제공해 주신 국립환경과학원 낙동강물환경연구소와 부산발전연구원 관계자분들께 깊은 감사를 드립니다.

참고문헌

- 건설부(1992). 낙동강 하천정비 기본계획서.
- 건설부(1993). 낙동강 하천정비 기본계획서.
- 국립환경연구원(2004). 오염총량관리를 위한 하천수질모델의 개발(I).
- 국립환경연구원(2005a). 남한강수계 오염물질 유출 및 수질 변동 특성에 관한 연구.
- 국립환경연구원(2005b). 오염총량관리를 위한 하천수질모델의 개발(II).
- 김용삼(2005). 하수관거정비에 따른 한강수계 수질개선효과 예측. 석사학위논문, 청주대학교.
- 김종구, 이지연(2001). 금강수계의 수질관리를 위한 QUAL2E 모델의 적용 I: 모델입력인자 산정 및 자생 BOD 평가. *한국환경과학회지*, **10**(2), pp. 119-127.
- 김진일(2003). 낙동강 유역의 조류 발생 과정 및 예측에 관한 연구. 석사학위논문, 계명대학교.
- 낙동강수계관리위원회(2004). 낙동강유역에 적합한 수질예측 모델개발.
- 부산발전연구원(2006). 낙동강연구 제2호.
- 서동일, 이종현, 이은형, 고익환(2004a). CAP모형을 이용한 금강 하류의 수질 모델링 및 오차 원인 분석. *대한환경공학회지*, **26**(8), pp. 941-949.
- 서동일, 이종현, 이은형, 고익환(2004b). QUAL2E를 이용한 금강 하류의 수질 모델링 및 오차 원인 분석. *대한환경공학회지*, **26**(8), pp. 933-940.
- 송대우(2004). 영산강 수질보전을 위한 필요유량 및 허용 오염부하량 산정. 석사학위논문, 전남대학교 산업대학원.
- 신명선, 김재구, 정성민, 김범철(2006). 낙동강 및 금강수계에서 식물플랑크톤의 POC 생산량과 EOC 생산량. *공동추계 학술발표회논문집, 대한상하수도학회 · 한국물환경학회*, pp. 849-854.
- 신성교, 백경훈(1999). 낙동강 수질개선비용 분담에 관한 연구: 지자체별 오염 기여율 평가.
- 유하나, 서동일(2007). 한강 하류에 대한 정상상태 모델 QUAL2E와 비정상상태 모델 WASP7.2 동시 적용에 관한 연구. *공동추계 학술발표회논문집, 한국물환경학회 · 대한상하수도학회*, pp. 32-40.
- 윤영삼, 유재정, 김문수, 신찬기(2007). 낙동강 본류 주요지점에 대한 용존유기물 분해특성 연구. *환경공동학술대회 논문집, 대한환경공학회 · 한국대기환경학회 · 한국폐기물학회*, pp. 2014-2017.
- 윤영삼, 유재정, 김문수, 신찬기(2005). 낙동강 본류에 대한 수질모델 입력자료 조사연구. *공동추계 학술발표회논문집, 대한상하수도학회 · 한국물환경학회*, pp. 70-79.
- 이성우, 반양숙, 이혜숙, 이정민(2006). 낙동강 상류 유역의 댐방류량 증가에 의한 하류 수질변화 예측 연구. *추계학술발표회논문집, 대한환경공학회*, pp. 446-450.
- 조경제, 신재기(1998). 낙동강 하류에서 동·하계 무기 N·P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. *Korean J. Limnol.*, **31**(1), pp. 67-75.
- 환경부(2006). 물환경정보시스템. <http://water.nier.go.kr/weis>.
- 황대호, 정효준, 이홍근(2001). 영산강 하류부의 목표수질달성을 위한 BOD부하량 삭감방법의 비교. *한국환경위생학회지*, **27**(2), pp. 119-126.
- Beck, M. B. (1987). Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty. *Water Resources Research*, **23**(8), pp. 1393-1442.
- Brown, L. C. and Barnwell, T. O. (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS, Documentation and User Manual. EPA.
- Christophersen, N., Neal, C. and Hooper, R. P. (1993). Modeling the hydrochemistry of catchments: a challenge for the scientific method. *Journal of Hydrology*, **152**, pp. 1-12.
- Cole, T. M. and Wells, S. A. (2004). CE-QUAL-W2: A Two Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2 User Manual, U.S. Army Corps of Engineers.
- Kleissen, F. M., Beck, M. B. and Wheeler, H. S. (1990). The identifiability of conceptual hydrochemical models. *Water Resources Research*, **26**(12), pp. 2979-2992.
- Klepper, O., Scholten, H. and van de Kamer, J. P. G. (1991). Prediction uncertainty in an ecological model of the Oosterschelde Estuary. *Journal of Forecasting*, **10**(1-2), pp. 191-209.
- Van Der Perk (1997). Effect of Model Structure on The Accuracy and Uncertainty of Results from Water Quality Models. *Hydrological Processes*, **11**(3), pp. 227-239.