

복합형 유역모델 STREAM의 개발(II): 모델의 시험 적용

조흥래[†] · 정의상 · 구본경

(주)하이드로코어 유역환경연구소

Development of a Hybrid Watershed Model STREAM: Test Application of the Model

Hong-Lae Cho[†] · Euisang Jeong · Bhon Kyoung Koo

Watershed Environment Research Unit, HydroCore Ltd.

(Received 17 May 2015, Revised 30 August 2015, Accepted 1 September 2015)

Abstract

In this study, some of the model verification results of STREAM (Spatio-Temporal River-basin Ecohydrology Analysis Model), a newly-developed hybrid watershed model, are presented for the runoff processes of nonpoint source pollution. For verification study of STREAM, the model was applied to a test watershed and a sensitivity analysis was also carried out for selected parameters. STREAM was applied to the Mankyung River Watershed to review the applicability of the model in the course of model calibration and validation against the stream flow discharge, suspended sediment discharge and some water quality items (TOC, TN, TP) measured at the watershed outlet. The model setup, simulation and data I/O modules worked as designed and both of the calibration and validation results showed good agreement between the simulated and the measured data sets: NSE over 0.7 and R^2 greater than 0.8. The simulation results also include the spatial distribution of runoff processes and watershed mass balance at the watershed scale. Additionally, the irrigation process of the model was examined in detail at reservoirs and paddy fields.

Key words : Calibration, Hybrid watershed model, Nonpoint source pollution, Sensitivity analysis, Validation, Verification

1. Introduction

STREAM (Spatio-Temporal River-basin Ecohydrology Analysis Model)은 비점오염 유출 과정에서 나타나는 수문 현상과 오염물질 거동 양상을 분석하기 위해 개발된 격자기반의 복합형 유역모델이다. 분포형 모델은 유역을 정방형 격자로 구분하고 각 격자 내의 비점오염 유출과정을 상세히 분석할 수 있는 장점을 갖는다. 그러나 상세히 유역을 묘사하는 만큼 모의시간이 길어지는 단점이 있다. 이에 반하여 준분포형 모델은 분포형 모델에 비해 상대적으로 모의시간이 짧은 장점을 갖는다. 그러나 준분포형 모델은 유역을 구분하는 최소 공간단위가 비균질적 형태를 갖기 때문에 비점오염 유출의 공간적 특성을 일관성 있게 평가하기 어려운 단점이 있다. STREAM은 기존 모델이 갖는 이러한 단점을 개선하고자 분포형 모형의 격자 분할구조와 준분포형 모형의 빠른 연산속도를 상호 보완하여 개발되었다. STREAM은 유역을 구성하는 정방형의 격자를 공간적

속성에 따라 유사한 여러 개의 그룹으로 구분하고 그룹별로 1회의 연산만을 수행한 후 이를 그룹에 속한 개별 격자에 부여하는 방법을 사용하여 계산 속도를 향상시킨다. 이 때, 연산이 수행되는 최소 단위인 격자의 그룹을 수문학적 단위격자 HUCs (Hydrological Unit Cells)라 하며, STREAM은 이를 통해 계산속도의 향상과 공간적 평가의 균질성을 유지한다. STREAM은 또한 국내 유역 환경을 모의하기에 적합하도록 설계되었다. 우리나라의 경우 밀도 있는 토지이용으로 인해 유역 내에 도시지역과 농업지역이 함께 혼재되어 있는 경우가 많다. 따라서 유역모델을 이용하여 유역 내 비점오염을 관리하기 위해서는 도시지역과 농촌지역에서 상이하게 나타나는 수문현상을 함께 모의할 수 있어야 한다. 그러나 현재 국내에서 많이 사용되고 있는 SWAT (Neitsch et al., 2002), SWMM (Rossman, 2005) 등 외국에서 개발된 유역모델 대부분이 도시지역 또는 농업지역의 특정 토지이용만을 중심으로 개발되어 도시지역과 농촌지역이 혼재되어 있는 국내 유역에 적용하기에 한계를 갖는다. HSPF (Bicknell et al., 2005)의 경우 투수면과 불투수면을 구분하여 모의하기 때문에 도시와 농촌이 혼재되어 있는 유역에 적용 가능하나, 도시지역의 주요 유출과정인 관망흐름을 모의하지 못하는 단점을 갖는다. 이에 본 연구에서 제시한 유역모델 STREAM은 국내의 토지이용 특성을 감안하여 도시지역에서의 불투수지표면과 관망, 농촌지역에

[†] To whom correspondence should be addressed.
hlcho@hydrocore.co.kr

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

서의 논, 밭, 저수지, 제수문 등에 의한 비점오염유출 과정을 함께 모의할 수 있도록 설계되었다. STREAM의 구체적 기능과 주요 특징은 본 논문과 함께 제시된 모델개발 논문에 제시되어 있다.

본 논문에서는 STREAM이 이상의 목적에 맞게 설계, 개발되었는지를 검토하였다. 구체적인 검토 내용은 ① 민감도 분석을 통한 매개변수 반응 검증, ② 시범유역 보정과 검증을 통한 현실 재현성 검토, ③ 내부 프로세스의 확인, ④ 비점오염 유출의 공간분포 특성의 확인 등으로 구분된다.

2. Materials and Methods

2.1. 매개변수 반응 검증

유역모델 개발 후 모델이 초기 개념설계에서 사용된 이론적 바탕에 위배되지 않고 정상적으로 작동하는지 살펴볼 필요가 있다. 이 과정을 모델 검증(verification)이라 한다. 본 연구에서는 민감도 분석을 통해 STREAM의 매개변수 반응이 합리적으로 나타나는지 검증하였다. 민감도 분석은 모델에 포함된 주요한 매개변수 값의 변화가 모델의 결과에 얼마만큼 영향을 미치는지를 파악하는 과정으로, 민감도 분석을 통하여 매개변수가 모델 결과에 안정적으로 영향을 미치는지 살펴볼 수 있다. 또한 민감도 분석은 모델 결과에 큰 영향을 미치는 주요 매개변수를 선별하는데 일반적으로 사용된다. 특히, STREAM과 같이 물리식에 기초하여 많은 매개변수를 지닌 모델의 경우 모델 보·검정 이전에 주요 매개변수를 선별하여 보·검정 대상 매개변수 수를 줄일 필요가 있기 때문에 민감도 분석이 더욱 중요한 의미를 갖는다.

유역모델의 민감도 분석은 크게 통계적 방법(stochastic approach)과 결정론적 방법(deterministic approach)으로 구분된다(Cho and Mostaghimi, 2009). 통계적 방법은 사전에 정의된 매개변수의 범위와 분포 확률에 따라 다수의 매개변수를 동시에 변경시켜가며 민감도 분석을 실시하는 방법으로 민감도 분석을 수행하기 위해서는 많은 모의가 요구된다. 이에 반해, 결정론적 방법은 민감도 분석 대상인 매

개변수를 제외한 다른 매개변수의 값을 모두 고정시킨 후, 대상이 되는 매개변수를 변경시키는 방법이다. 결정론적 방법은 모델 내 매개변수 상호간의 복잡한 비선형적 반응을 선형적으로 가정하여 결정론적인 단일 값만을 제시하는 한계를 갖는다(Anderton et al., 2002). 이러한 점을 고려할 때, 통계적 방법에 의한 민감도 분석이 결정론적 방법에 비해 모델 내 매개변수를 이해하는데 유리하다고 할 수 있다. 그러나 물리식에 기초한 모델의 경우 많은 매개변수를 갖고 있기 때문에 통계적 방법을 사용하여 민감도 분석을 수행하는 것은 많은 시간을 요구하여, 결정론적 방법이 갖는 단점에도 불구하고 일반적으로 결정론적 방법을 이용하여 민감도 분석을 수행하고 있다. 본 연구에서도 결정론적 방법을 이용하여 민감도 분석을 수행하였다.

민감도 분석은 12개 셀로 구성된 가상의 유역을 대상으로 수행하였으며, STREAM에 포함된 매개변수는 수문과정과 물질변화 및 이동에 관여되는 매개변수를 설정하여 실시하였다. 이 연구에서 민감도 분석에 사용된 매개변수는 Table 1 ~ Table 3과 같다. 민감도 분석 대상으로 선정한 매개변수는 수문, 유사, 수질 그룹으로 구분할 수 있다. 수문관련 매개변수는 다시 적용되는 공간적 범위에 따라 토양, 하천, 지하수의 수문과정으로 구분된다. 토양에서의 수문과정에 영향을 미치는 인자로는 토양의 포화수리전도도 K_{sat} , 대공극 발달계수 $MacFactor$, 지표면의 조도계수 $InterrillMN$, 집중류가 발생한 릿에서의 조도계수 $RillMN$, 토양의 포화함수율 $ThetaS$, 토양 내 공극분포지수 $Lamda$, 버블링 수두 $Hbubble$ 를 선정하였다. STREAM은 하천에서의 유출과정을 Muskingum-Cunge 방식에 의해 모의하는데, 이와 관련하여 Muskingum-Cunge 방법의 하도추적 가중인자 $MCun-geX$, 모의시간간격 선정을 위한 하천만수 시 유속 가중인자 $MCFlowFactor$, 하천의 조도계수 $StrMN$ 등을 선정하여 민감도 분석을 수행하였다. 지하수 유출과 관련해서는 대수층의 포화수리전도도 $AquKsat$, 대수층의 공극 $AquThetaS$, 지하수 유출 감수계수 $Kgwr$ 등을 선정하였다. 유사침식과 이동과 관련된 매개변수는 침식과 이동이 발생하는 공간 범위에 따라 면상(sheet), 릿, 하천의 매개변수로 구분할 수

Table 1. Selected parameters of hydrology for sensitivity analysis

Parameter	Description (with default value in parenthesis)
K_{sat}	Hydraulic conductivity of the soil (0.2 m/day)
$MacFactor$	Macro-porosity factor induced by crop or agri. practices (1.0)
$InterrillMN$	Manning's n value for the inter-rill flow (1.0)
$RillMN$	Manning's n value for the rill flow (0.02)
$ThetaS$	Soil water content at saturation (0.40 m ³ /m ³)
MCX	Muskingum-Cunge weighting factor X (0.25)
$MCFlowFactor$	Weighting factor for influence of normal flow on storage time constant value (0.70)
$AquKsat$	Hydraulic conductivity of the aquifer (0.10 m/day)
$AquThetaS$	Water content at saturation of the aquifer (0.15 m ³ /m ³)
$StrMN$	Manning's n value for the stream flow (0.03)
$Lamda$	Pore-size distribution parameter (0.1)
$Hbubble$	Soil bubbling pressure head (0.2 m)
$Kgwr$	Baseflow recession constant (0.50)

Table 2. Selected parameters of sediment erosion and transport for sensitivity analysis

Parameter	Description with default value in parenthesis
<i>CohByRoot</i>	Increase of soil cohesion By Root (0.1 kPa)
<i>KIntrA</i>	Constant a for interrill transport of sediment (clay: 0.05, silt: 0.03, f.sand: 0.01, c.sand: 0.005)
<i>KIntrB</i>	Exponent b for interrill transport of sediment (clay: 2.0, silt: 2.5, f.sand: 3.0, c.sand: 3.5)
<i>CohRill</i>	Cohesion factor for rill-bed 'firm' sediment (5.0)
<i>OmegaCr</i>	Critical unit stream power for rill/channel flow detachment (clay: 0.2, silt: 0.3, f.sand: 0.4, c.sand: 0.6 cm/s)
<i>ConstSS</i>	Constant for SS conc. at the ref. level for rill/channel transport of sediment (clay: 0.03, silt: 0.006, f.sand: 0.0001, c.sand: 0.00002)
<i>ConstBL</i>	Constant for bed-Load for rill/channel transport of sediment (clay: 0.006, silt: 0.004, f.sand: 0.00008, c.sand: 0.00001)
<i>TStarC</i>	Dimensionless critical shear stress (clay: 0.03, silt: 0.06, f.sand: 0.20, c.sand: 0.45)
<i>Det</i>	Soil detachability (1.5 g/J)
<i>Coh</i>	Cohesion of a wet soil determined with a Torvane (9.0 kPa)

Table 3. Selected parameters of water quality for sensitivity analysis

Parameter	Description with default value in parenthesis
<i>CNPratio</i>	C:N:P ratio of the microbial biomass (55:7:1)
<i>Fbiosyn</i>	Fraction of POM transformed to microbial biomass (0.05)
<i>Fref</i>	Fraction of POM transformed to refractory matter (0.005)
<i>FCO2</i>	Fraction of POM transformed to CO ₂ (0.01)
<i>FNH4</i>	Fraction of POM transformed to NH ₄ -N (0.01)
<i>FPO4</i>	Fraction of POM transformed to PO ₄ -P (0.01)
<i>Kplant</i>	Litter decomposition rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>Kmanur</i>	Manure decomposition rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>KLPOM</i>	LPOM(Labile Particulate Organic Matter) decomposition rate constant (0.10 day ⁻¹)
<i>KRPOM</i>	RPOM(Refractory Particulate Organic Matter) decomposition rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>KLDOM</i>	LPOM(Labile Dissolved Organic Matter) decomposition rate constant (0.15 day ⁻¹)
<i>KRDOM</i>	RPOM(Refractory Dissolved Organic Matter) decomposition rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>Kmbm</i>	Micro-Biomass decomposition rate constant (0.1 day ⁻¹)
<i>KimmoN</i>	Nitrogen immobilization rate constant (0.1 day ⁻¹)
<i>KimmoP</i>	DIP immobilization rate constant (0.05 day ⁻¹)
<i>KvolaN</i>	Ammonia volatilization rate constant (0.1 day ⁻¹)
<i>Knitr</i>	Nitrification rate constant (0.15 day ⁻¹)
<i>Kdnit</i>	Denitrification rate constant (0.1 day ⁻¹)
<i>KadsDOC</i>	DOC adsorption rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>KadsDON</i>	DON adsorption rate constant (0.01 day ⁻¹)
<i>KadsNH4</i>	NH ₄ adsorption rate constant (0.05 day ⁻¹)
<i>KadsDOP</i>	DOP adsorption rate constant (0.10 day ⁻¹)
<i>KadsFast</i>	PO ₄ rapid adsorption rate constant (PO ₄ ->PIPa) (0.10 day ⁻¹)
<i>KadsSlow</i>	PO ₄ (PIPa) slow adsorption rate constant (PIPa -> PIPs) (0.005 day ⁻¹)
<i>SigmaDOC</i>	Equilibrium coeff. for DOC adsorption (ratio of DOC to POC at equilibrium) (1.0)
<i>SigmaDON</i>	Equilibrium coeff. for DON adsorption (ratio of DON to PON at equilibrium) (0.5)
<i>SigmaDOP</i>	Equilibrium coeff. for DOP adsorption (ratio of DOP to POP at equilibrium) (0.1)
<i>CNRLitter</i>	C:N ratio of the litter (50)
<i>CNRManure</i>	C:N ratio of the manure (18)
<i>NuptakeRate</i>	Michaelis-Menten's half-saturation constant of dissolved N conc. for Nuptake (0.007 kg/m ³)
<i>NuptakeMax</i>	Max. N uptake rate (1.0 kg/ha/day)
<i>PuptakeRate</i>	Michaelis-Menten's half-saturation constant of dissolved P conc. for Nuptake (0.0003 kg/m ³)
<i>PuptakeMax</i>	Max. P uptake rate (0.03 kg/ha/day)
<i>AdsCapacity</i>	CNP adsorption capacity for each of the sediment classes (clay: 20,000, Silt: 2,000, f.sand: 200, s.sand: 20 mg/kg)
<i>Q90surfP</i>	Surface runoff when 90% of available CNP is transported in 1 hour (40 mm/hr)
<i>Q90infl</i>	Interflow when 90% of available CNP is transported in 1 hour (100 mm/hr)
<i>Q90inf</i>	Infiltration when 90% of available CNP is transported in 1 hour (200 mm/hr)
<i>Q90soaq</i>	Groundwater recharge when 90% of available CNP is transported in 1 hour (300 mm/hr)
<i>IAPores</i>	Volume fraction of the interactive pores around preferential flow pathways (0.01)

있다. 먼저 면상침식 및 이동과 관련된 매개변수로 단위 강우에너지에 의한 유사분리량 *Det*, 습윤 토양에서의 점착성 증가 *Cho*, 지표수의 유사운반능력에 대한 단위 수류력 (unit stream power) 임계치 *omegaCr*, Everaert (1991)이 제안한 지표수에 의한 유사이동 경험공식의 *KIntrA*, *KIntrB* 등을 선정하였다. 린과 하천에서의 유사침식과 이동에 대해서는 린의 토양 점착성 *CohRill*, 식생에 의한 토양 점착성 증가 *cohByRoot*, Van Rijn (1984)이 제시한 부유사, 소류사 이동과 관련된 침조 높이에서의 부유사 농도 *ConstSS*와 소류사 농도 *ConstBL*, Shields diagram의 무차원 전단응력 *TStarC* 등을 선정하였다. 영양물질 변환 및 이동과 관련해서는 미생물 생체량의 CNP 비율을 나타내는 *CNPratio*, 유기물 생분해 과정에서 항목별 변화율을 나타내는 *Fbiosyn*, *Fref*, *FCO2*, *FNH4*, *FPO4*, 유기물의 분해속도상수를 나타내는 *Kplant*, *Kmanur*, *KLPOM*, *KRPOM*, *KLDOM*, *KRDOM*, *Kmbm*을 선정하였다. 질소 변환과 관련하여 *KimmoN*, *KvolaN*, *Knitr*, *Kdnitr* 등의 속도상수, 인의 변환과 관련해서는 부동화 속도상수 *KimmoP*을 선정하였다. CNP의 유사 흡착과 관련해서는 *KadsDOC*, *KadsDON*, *KadsNH4*, *KadsDOP*, *KadsFast*, *KadsSlow*, *SigmaDOC*, *SigmaDON*, *SigmaDOP*를 선정하였다. 낙엽과 퇴비의 CN 비율을 나타내는 *CNRLitter*, *CNRManure*, 식생의 양분섭취와 관련된 *NuptakeRate*, *NuptakeMax*, *PuptakeRate*, *PuptakeMax*, 유사의 CNP 흡착능력을 나타내는 *AdsCapacity*, 물의 이동에 따른 CNP 이동능력을 나타내는 *Q90surfP*, *Q90infl*, *Q90intf*, *Q90soaq*, *LAPores* 등의 매개변수를 선정하였다.

매개변수의 민감도 분석은 각 매개변수를 기준값으로부터 8회의 변화(+80%, +60%, +40%, +20%, -20%, -40%, -60%, -80%)를 주어 수행하였다. 매개변수 변화가 모의 결과에 영향을 주는 전체적인 영향을 살펴보기 위해 민감도 지수 SI (sensitivity index)를 이용하였다. 민감도 지수는 식 (1)과 같이 산정된다(Cho and Mostaghimi, 2009). 여기서 S_r 은 상대 민감도, N 은 매개변수 변환 횟수, O_b 는 기준 매개변수에 의한 모의값, P_b 는 기준 매개변수 값, O 는 변화된 매개변수에 의한 모의값, P 는 변화된 매개변수 값, SI 는 민감도 지수를 나타낸다.

$$SI = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |S_r(i)| \quad (1)$$

$$S_r = \frac{\Delta O / O_b}{\Delta P / P_b} = \frac{(O - O_b) / O_b}{(P - P_b) / P_b} \quad (2)$$

2.2. STREAM 모델의 적용

2.2.1. 모델 구축

STREAM 모델의 현실 재현성을 검증하기 위한 시험유역으로 만경강 유역을 선정하고 보정(calibration)과 검정(validation)을 수행하였다. 만경강 유역의 공간적 모습은 Fig. 1과 같다. 만경강 유역은 총면적 1,438 km²으로, 토지이용상 농업지역이 전체 면적의 40.4% (논: 28.1%, 밭: 10.9%)를 차지하는 전형적인 농업유역의 특징을 보여준다. 본 연구에

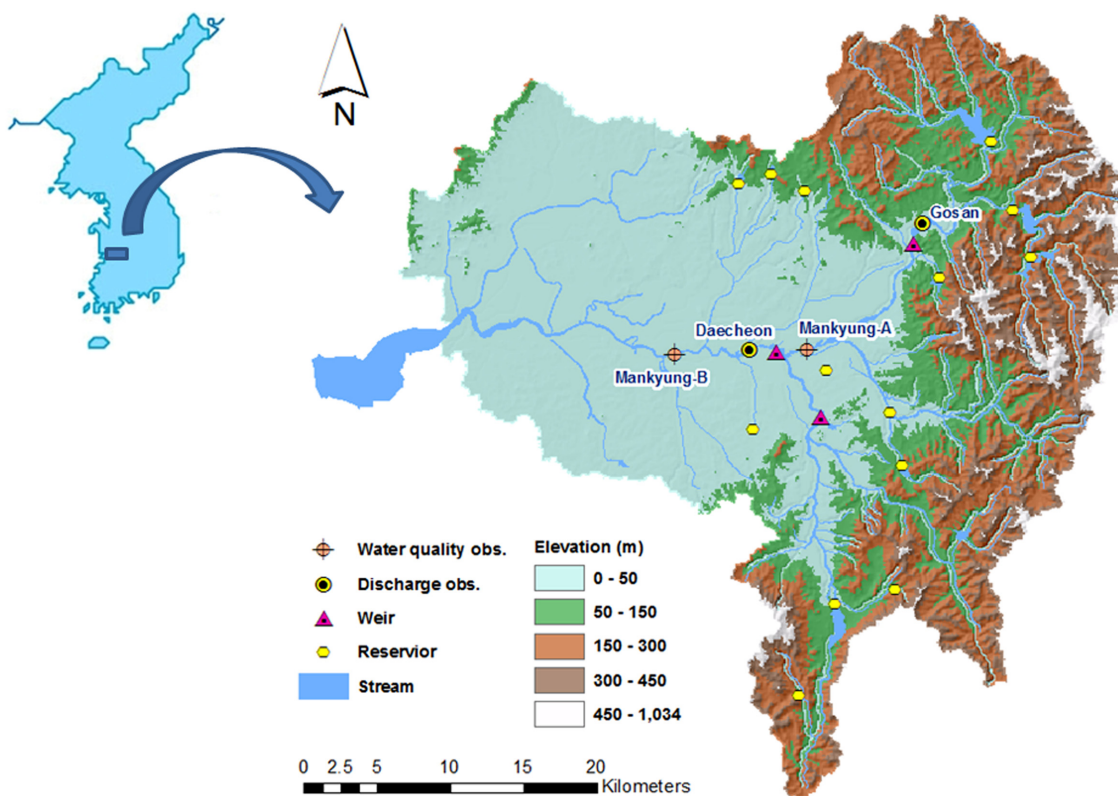


Fig. 1. Location map of the Mankyung River Watershed.

서 만경강 유역을 시험유역으로 선정한 이유는 만경강 유역에서 대규모 논농사가 진행되어 영농활동에 따른 논의 담수, 관개, 시비 등이 STREAM에서 정확히 구현되고 있는지를 검토하기에 적합하기 때문이다.

STREAM 모델의 구축을 위해서는 다양한 시공간 입력자료가 필요하다. STREAM 모델의 공간 입력자료에는 강우·기상관측소 위치, 지형, 토지피복, 식생, 토양, 지질 등이 포함된다. 강우·기상관측소 위치는 포인트 자료로 제공되며, 이를 각 관측소의 공간적 영향범위를 나타내는 티센망으로 변환하여 모델에 반영하였다. 지형자료는 지표면의 고도, 경사도, 흐름방향, 흐름누적이 필요하며, 국토지리정보원에서 제공하는 10 m 수치고도모델(DEM)을 이용하여 구축하였다. 토지피복자료는 환경부의 중분류 토지피복도를 8개의 클래스로 구분하여 이용하였다. 토성자료는 국립농업과학원의 1:25,000 정밀토양도를 이용하여 8개의 토성 클래스를 구분하여 이용하였다. STREAM 모델의 시계열 입력자료에는 기상, 오염원, 외부유입량 등이 필요하다. 기상자료에는 각 관측소의 강우량, 기온, 상대습도, 현지기압, 풍속, 일사량 자료가 필요하며, 기상대에서 제공하는 1시간 단위 관측자료를 이용하였다. 오염원 자료에는 처리 점오염원과 미처리 점오염원이 필요하며, 이를 위해 오염원 기초조사자료에 포함된 환경기초시설과 동리별 배출부하량 자료를 이용하여 구축하였다. 유역모델에서는 행정구역이 아닌 유역을 공간단위로 사용함에 따라 동리별 배출부하량을 유역별로 할당하여 모델에 입력하였다. 외부유입량과 취입

량 자료는 한국농어촌공사에서 제공하는 일단위 유량과 부하량 자료를 이용하여 구축하였다.

농촌지역에서는 농경지에서의 관개, 작물 성장을 위한 비료의 시용 등 인간의 농경활동이 비점오염 유출에 중요한 영향을 미친다. 이 연구에서는 만경강 유역 내에서의 영농활동을 고려하기 위해 전라북도 농업기술원에서 제시하고 있는 논, 밭의 권장시비량과 논에서의 권장 담수심을 모델에 반영하였다(Jeollabuk-do Agricultural Research & Extension Services, 2015). 벼의 성장시기에 따라 논의 권장 담수심은 다르게 되는데, 시기별 권장 담수심은 Fig. 2와 같다. STREAM에서는 토지이용이 논인 격자에서 담수심이 시기별로 주어진 권장 담수심을 만족하지 못할 경우 모델 내에서 자동적으로 관개원으로 지정된 저수지, 하천, 관개수로 등에서 물을 공급한다. 만경강 유역에서는 논에서의 비료투입을 논이 위치한 지역에 따라 평야지, 중산간지, 간척지로 구분하여 시기에 따라 Table 4와 같이 권장하고 있으며, 이를 모델에 반영하였다. 밭의 경우 만경강 유역의 대표 작물인 고추를 대상으로 Table 5와 같이 퇴비, 비료 시용량과 투입시기를 반영하였다.

만경강 유역은 유역 내 강수량만으로는 농업용수가 부족하여, 유역 외부로부터 물을 공급받아 관개용수로 사용하고 있다. 금강유역의 용담호와 금강하구의 서포, 나포 양수장으로부터 물을 공급받고 있는데, 2010~2011년 1시간 단위 관측자료를 이용하여 용담댐으로부터 만경강 상류로 유입되는 유량과 금강하류의 서포, 나포 양수장으로부터 간선수로 유입되는 유량을 모델에 반영하였다. 이와 함께, 만경

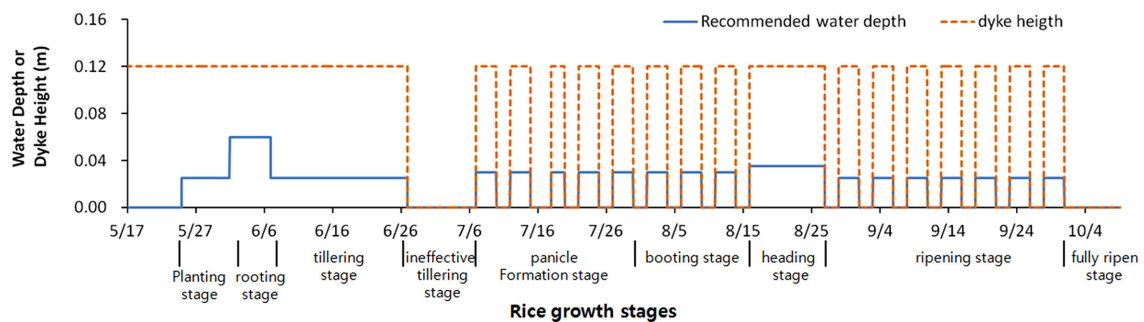


Fig. 2. Recommended ponding water depth and dyke height for different growth stages of rice in the Mankyung River Watershed.

Table 4. Regional and seasonal fertilizer application rates for paddy fields in the Mankyung River Watershed

Region	Fertilizer application rate (kg/10a)			
	N			P
	4/20 ~ 5/20	5/10 ~ 6/20	7/01 ~ 7/20	4/20 ~ 5/20
Lowland	4.5	2.25	2.25	4.5
Midland	4.5	2.25	2.25	6.5
Reclaimed land	5.5	2.75	2.75	5.1

Table 5. Seasonal manure and fertilizer application rates for red-pepper in the Mankyung River Watershed

Items	Total input	Manure/Fertilizer application rate (kg/10a)			
		3/20 ~ 4/10	4/20 ~ 5/20	5/20 ~ 6/20	7/1 ~ 7/31
Manure	2,000.0	2,000.0	-	-	-
N fertilizer	19.0	10.2	2.8	3.2	2.8
P fertilizer	11.2	11.2	-	-	-

강 유역 내 관개시설 중 주요 시설을 모델 구축 시 적용하였다. 관개시설 중 저수지는 저수지의 유역면적이 10 km² 이상이거나 유효저수용량이 50만 m³ 이상인 저수지 13곳을 모델에 반영하였다. 저수지에서 관개수혜지구로 공급되는 관개량은 실측된 자료가 없기 때문에 영농시기별 권장 담수심의 높이와 현재 담수심의 차이를 관개량으로 가정하고 모델 내부에서 자동 관개가 수행되도록 하였다. 하천 수리시설 중 농업용 보에 대해서는 만경강 본류와 전주천에 위치한 어우보, 삼례보, 금학보 3곳을 모델에 반영하였다.

2.2. 현실 재현성 평가

모델 보정 및 검정은 유역에서 측정된 실측값과 모델의 계산결과로 도출된 모의값을 비교하여 실측값에 모의값을 일치시키는 일련의 과정으로 이를 통해 모델의 현실 재현성을 평가할 수 있다. 모델 매개변수 보·검정 방법에는 시행착오법과 자동보정방법이 있다. STREAM 내에는 유량과 수질 관련한 다수의 매개변수가 포함되어 있으며, 다수의 관측점을 동시에 고려해야 하고, 계산시간 또한 긴 시간이 소요되기 때문에 자동보정방법 대신 시행착오법을 선택하여 보·검정을 수행하였다. 모의대상항목인 탄소, 질소, 인은 물에 용해되어 이동하는 것 이외에 유사에 흡착되어 이동하며, 유사 이동은 다시 강우-유출 특성에 따라 좌우된다. 따라서 유량-유사-영양물질 순서로 순차적인 매개변수 보·검정을 수행하였다. 유량과 수질에 대한 모델 보·검정 결과는 실측값과 모의값에 대한 그래프를 비교하는 것뿐만 아니라 다양한 통계기법을 이용하여 그 결과를 평가할 수 있다. 실측값과 모의값의 오차 정도에 따른 모델 예측 정확도 평가에는 총오차(E_{rr}), 표준목적함수(Normalized objective function, NOF), 유효지수(Nash-Sutcliffe Efficiency index, NSE), 결정계수(Coefficient of determination; R^2) 등의 지표가 주로 사용된다. 총오차는 실측값과 모의값의 총량을 비교하여 그 차이를 평가하는 방법이며, 표준목적함수는 서로 다른 유역들 간의 오차를 표준화된 값으로 비교하기 위하여 RMSE를 관측 평균값으로 나눈 평가지표이다. 효율지수와 결정계수는 모델의 정확성을 평가하기 위해 가장 많이 사용되는 지수로 1.0에 가까울수록 모의값이 실측값의 경향을 잘 반영하는 것을 나타낸다. 이 중, 효율지수 NSE 산정 공식 (3)과 같다(Nash and Sutcliffe, 1970).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (3)$$

여기서 O_i 는 실측값, P_i 는 모의값, $\bar{O}$ 는 실측값의 평균, $\bar{P}$ 는 모의값의 평균, n 는 총 모의 및 실측 횟수를 나타낸다. 본 연구에서는 유량 보정과 검정에 대해 R^2 , NSE 및 평균, 최대유량, 계절별 오차를 이용하여 보·검정 결과를 평가하였다. 수질 보·검정은 사용된 관측자료가 8일 간격으로 측정된 수질오염총량제 자료임을 감안하여, 모의 결과가 관측값이 나타내는 범위 내에서 도출되고 있는지를 모의값과 관측값 사이의 오차 분석을 중심으로 수행하였다.

2.3. 내부 프로세스 확인

유역모델의 현실 재현성 확보를 위한 보정과 검정은 일반적으로 유역 내 특정 지점에서 관측한 자료와 모델 결과를 비교하는 방법을 사용한다. 그러나 이러한 방법은 경우에 따라 수치로 제시된 보·검정 결과가 좋은 값을 나타내어도, 이 결과가 해당 유역모델이 유역 내부의 작은 공간 단위에서의 프로세스 또한 올바르게 구현하고 있음을 보장하지는 못한다. 이는 작은 단위의 내부 프로세스에서는 오류가 있으나, 내부적 오류 상쇄(Anderton et al., 2002)의 결과로 인해 유역 전체의 보정과 검정에 좋은 결과가 나올 수 있기 때문이다. 격자기반의 유역모델은 유역 내부의 프로세스를 동일한 크기의 작은 격자단위에서 설명할 수 있는 장점을 갖는다. 그러나 넓은 유역면적을 대표하는 특정 지점을 대상으로만 현실 재현성을 평가할 경우, 격자기반의 유역모델이 갖는 유역 내부 프로세스를 살펴볼 수 있는 장점을 담보할 수 없다. 따라서 유역모델 보·검정이 잘 수행되었는지를 평가하기 위해서는 소유역 또는 모델의 최소 연산단위에 대한 내부적 일관성(internal consistency)에 대한 평가가 동시에 수행되어야 한다. 또한, 내부적 일관성 평가는 토지이용 변화 등에 따른 장래 비점오염 유출 특성의 변화를 평가함에 있어서도 중요한 의미를 갖는다. 최근, 유역 내부의 개발 등을 포함한 토지이용 변화 요구가 증가함에 따라, 이로 인한 장래 비점오염 유출 특성의 변화를 예측하기 위한 유역모델의 적용 필요성이 대두되고 있다. 토지이용 변화에 따른 비점오염 유출 특성 변화를 예측함에 있어 물리식에 기초한 유역모델은 유용한 도구로 사용될 수 있다. 특히, 미관측 지점에서의 토지이용 변화에 따른 영향을 평가함에 있어 물리식에 기반한 유역모델은 장점을 갖는다(Cho and Mostaghimi, 2009). 물리식 기반 유역모델이 토지이용 변화에 따른 장기 유출특성 변화 분석에 장점을 갖는 이유는 유역모델의 매개변수가 유역의 물리적 조건과 직접 연관되어 있기 때문에 토지이용 변화가 발생하는 유역에 적용하기에 적합하기 때문이다(Refsgaard and Knudsen, 1996). 그러나 이러한 장점은 유역모델이 최소 연산단위인 개별 격자 수준에서 대상 지역을 합리적으로 재현하고 있을 때 가능하다. 따라서 유역모델의 적용성 검토에 있어 보·검정뿐만 아니라, 유역 내부에서의 프로세스를 함께 검증하는 것은 중요한 의미를 갖는다.

이 연구에서는 내부 프로세스 검증을 위해 보정에 사용되지 않은 관측지점의 유량, 수질에 대해 검정을 수행하여 내부적 안정성을 검토하였다. 또한 논에서의 권장 담수심 유지와 이를 위한 저수지로부터의 관개를 검토하여 개별 프로세스가 적절히 구현되고 있는지를 함께 검증하였다.

3. Results and Discussion

3.1. 매개변수 반응 검토

STREAM의 주요 매개변수에 대한 민감도 분석 결과는 Fig. 3과 같다. 총유출량에 대해서는 유출관련 매개변수 중 토양 포화함수를 θ_{max} , 토양 증발계수 K_{evap} 가 다른 매

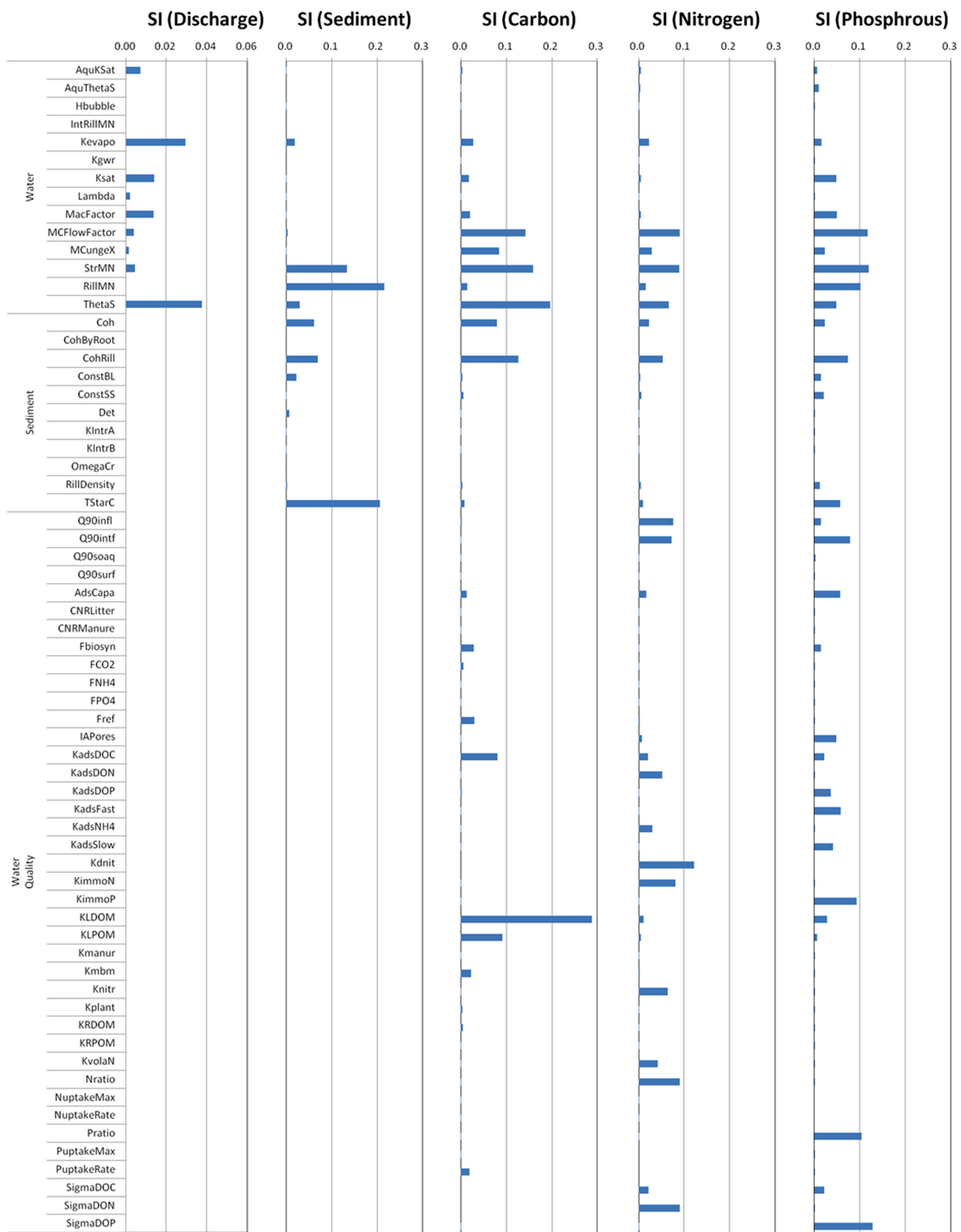


Fig. 3. Results of the sensitivity analysis for STREAM parameters.

개변수에 비해 상대적으로 큰 영향을 미치는 것으로 분석되었다. 다음으로는 토양의 포화수리전도도 *Ksat*, 대공극 발달계수 *MacFactor*, 대수층의 포화함수율 *ThetaS*, 하천 조도계수 *StrMN* 등의 순으로 민감한 영향을 미치는 것으로 나타났다. 일반적으로 유역 내에서의 유출은 토양으로의 침투능 이상으로 강우가 초과될 때 발생하게 되므로 토양의 수분 보유능력과 관련되는 *ThetaS*, *Kevap*, *Ksat*, *MacFactor* 등의 매개변수가 총유출에 우선적으로 큰 영향을 미치는

것은 타당한 결과로 판단된다. 또한 하천의 기저유출을 형성하는 지하수 유출과 관련된 대수층의 *ThetaS*, 하천에서의 유출 속도를 좌우하는 하천 조도계수 *StrMN* 등이 다른 매개변수에 비해 상대적으로 큰 영향을 미치는 것도 합리적이라 할 수 있다.

유사이동과 관련해서는 린 발달 정도를 나타내는 *RillNum*, Shields diagram의 무차원 전단응력 *TStarC*, 하천의 매닝계수 *StrMN*, 린 바닥에서의 토양 점착력 *RillCoh*, 토양 점착

력 *Coh*, 토양 포화함수 *ThetaS* 등의 순서로 영향을 미치는 것으로 분석되었다. 유사침식과 이동 과정은 공간적으로 면상침식이동, 린이동, 하천이동으로 구분할 수 있다. 면상침식이동에 대해서는 *Coh*, *ThetaS*가 중요 매개변수인 것으로 분석되었다. *Coh*는 강우에너지에 의한 유사분리 저항성을 나타내고 *ThetaS*는 지표면 유출속도에 영향을 주어 린까지의 유사이동량을 결정한다. 린에서의 유사이동은 *RillNum*, *TStarC*, *RillCho*이 지배적으로 영향을 주는 것으로 분석되었다. 이는 린의 발달과 침식 정도 및 집중류에서 유사이동을 유발하는 유속의 크기가 유사 이동에 중요한 영향을 미치고 있음을 나타낸다. 하천의 경우 유사이동에 유속이 지배적인 영향을 미치며, 이와 관련된 *TStarC*와 *StrMN*가 주요 매개변수인 것으로 분석되었다.

TOC 부하량에 대해서는 *KLDOM*, *ThetaS*, *StrMN*, *MCFlowFactor*, *RillCoh*, *KLPOM*, *MCungeX*, *KadsDOC*, *Coh*의 순으로 영향을 미치는 것으로 분석되었다. 이는 TOC 부하량의 경우 생분해성 유기물(LDOM, LPOM)의 분해 속도상수와 유출관련 매개변수(*ThetaS*, *StrMN*, *MCFlowFactor*, *MCungeX*), 유기물의 토양흡착 및 유사이동과 관련된 매개변수(*RillCoh*, *KadsDOC*, *Coh*) 등이 주요하게 영향을 주고 있음을 나타낸다. TN 부하량에 대해서는 *Kdnit*, *SigmaDON*, *Nratio*, *MCFlowFactor*, *StrMN*, *KimmoN*, *Qinfl*, *Qintf*, *ThetaS*, *Knitr*, *CohRill*, *KadsDON*, *KvolaN* 순으로 영향을 미치는 것으로 분석되었다. TN 부하량의 경우 토양 내 질소변환과 관련하여 탈질화 속도상수 *Kdnit*가 가장 큰 영향을 주며, 이와 함께 *KimmoN*, *Knitr*, *KvolaN*이 주요 매개변수인 것으로 나타났다. 이와 함께 토양흡착과 관련된 *SigmaDON*, *KadsDON*과 유출과 관련된 매개변수들이 영향을 주며, 낙엽 등 식생 잔존물과 퇴비의 C:N 비율(*Nratio*)이 주요하게 영향을 미치는 것으로 분석되었다. TP 부하량에 대해서는 앞의 TOC와 TN과 달리 상대적으로 유사와 유량 이동과 관련된 매개변수의 영향이 큰 것으로 분석되었다. 이러한 결과는 인이 일반적으로 자연 상태에서 토양에 흡착된 상태로 존재함에 따라 유사침식과 이동에 따라 유역에서의 TP 이동이 영향을 받기 때문인 것으로 판단된다. 구체적으로 *SigmaDOP*, *StrMN*, *MCungeX*, *Pratio*, *RillMN*, *KimmoP*, *Qintf*, *CohRill*, *KadsFast*, *AdsCapa*, *TStarC*, *MacFactor*, *ThetaS*, *Ksat*, *IAPores*, *KadsSlow*, *AdsDOP*, *KLDOM* 순으로 TP 부하량에 영향을 미치는 것으로 분석되었다.

3.2. 보정과 검정을 통한 현실재현성 평가

만경강 유역 내 대천 관측지점의 유량 관측자료를 이용하여 유량 보정 및 검정을 수행하였다. 보정기간은 2010년 1월 1일부터 12월 31일까지이며, 검정기간은 2011년 1월 1일부터 12월 31일까지이다. 또한 대천 지점을 대상으로 보·검정을 수행한 후 이와 함께 내부적 안정성을 검토하기 위해 보·검정에 사용되지 않은 유량 관측지점인 상류의 고산 유량 관측지점을 대상으로 추가 검정을 수행하였다. 보·검정 결과는 Fig. 4와 같다. *NSE*, R^2 를 이용하여 대천 지점에서의 보정결과 평가하면 각각 *NSE* 0.73, R^2 0.84인 것

로 나타났으며, 검정 결과는 각각 *NSE* 0.71, R^2 0.87인 것으로 나타났다. Ramanarayana et al. (1997)은 R^2 가 0.5 이상이고 *NSE*가 0.4 이상이면 모델이 자연현상을 잘 재현하고 있는 것으로 제안하였으며, Moriassi et al. (2007)은 월단 위 유량 보·검정에서 *NSE*가 0.75 이상일 때 매우 좋음으로 판단하였다. 이를 기준으로 평가하면, 본 연구의 유량 보·검정 결과가 비교적 양호한 것으로 판단된다. 이와 함께 관측값과 모의값의 평균, 최소, 최고유량을 기준으로 보·검정 결과를 살펴보았다. 먼저 평균유량을 검토하며, 보정기간 관측 평균유량은 26.23 m³/sec, 모의 평균유량은 23.02 m³/sec로 모의값이 관측값에 비해 12% 유량을 과소 평가하는 것으로 분석되었다. 검정기간의 경우 관측 평균유량이 36.7 m³/sec, 모의 평균유량이 28.3 m³/sec으로 보정결과에 비해 오차가 증가하여 관측값 대비 23% 과소 모의하는 것으로 나타났다. 보정기간 최소, 초고유량을 살펴보면, 관측 최소, 최고유량은 각각 4.2 m³/sec, 1189.5 m³/sec이었으며, 모의 최소, 최고유량은 4.7 m³/sec, 552.9 m³/sec인 것으로 나타났다. 검정기간에 대해서는 관측 최소, 최고유량은 0.26 m³/sec, 1302.6 m³/sec이었으며, 모의 최소, 최고유량은 0.31 m³/sec, 1038.9 m³/sec인 것으로 나타났다. 최고유량의 경우 관측값 대비 보정 54%, 검정 20%의 오차가 발생한 것으로 분석된다. 상대적으로 보정기간의 최고유량에 오차가 많이 발생하였는데, 이에 대한 검토를 위해 강우 전후의 무강우 시기를 포함한 유출기간의 강우량과 외부유입 등을 고려하여 관측유량의 유출률을 산정하였다. 산정 결과, 보정기간 최고유량의 경우 108%, 검정기간 최고유량의 경우 132%의 유출률을 보여주었다. 관측값의 유출률이 유입량 대비 100% 이상을 보여주는 것은 강우량 또는 유량 관측에 오류가 존재하거나 최고유량 관측 시 유역 내에 알려지지 않은 대규모 수문현상이 있었음을 의미한다. 이에 반하여 최고유량에 대한 모의결과의 유출률은 보정기간 70.5%, 검정기간 71.2%로, 유출률을 고려할 때 합리적 범위 내에서 최고 유량이 도출된 것으로 판단된다. 최고유량 모의에 나타난 오류의 가능성은 크게 2가지로 구분될 수 있다. 먼저, 관측 유출률이 100% 이상임을 감안할 때 강우 또는 유량 관측에 오류가 있을 수 있다. 이를 해결하기 위해 향후 10년 이상의 장기간에 걸친 모의를 통해 관측값에 내포되어 있을 오류를 최소화하는 방안이 요구된다. 다른 한편으로는 기존에 저류되어 있는 지표수가 강우 시 일시에 방류되었을 가능성이 있다. 만경강 유역은 대규모 논농사가 수행되는 곳으로, 주요 지천에 다수의 갑문이 존재하며, 침수 예방을 위해 호우 시 갑문을 개방하였을 가능성이 높다. 더불어 집중 호우 기간 침수를 예방하기 위해 농부가 인위적으로 물꼬를 낮춰 다량의 유출이 논에서 발생했을 가능성 또한 존재한다. 이러한 현상은 예측 불가능한 부분으로 유역모델 내에 현상을 반영하기 어려운 면이 있다. 그러나 대규모 논농사 지역에서는 이러한 인위적 행위가 물순환을 지배하는 주요 원인이라 할 수 있다. 따라서 논농사 지역의 유량 모의를 위해서는 불규칙적이며 무작위한 영농활동을 반영할 필요가 있다. 향후 여름철 집중 호

우에 대한 하천의 갑문 운영과 물꼬의 하향조절 행위 등의 영농활동에 대한 논리적 규칙 개발과 이에 대한 적용 평가가 필요하다. 다음으로 계절별로 구분하여 모의값과 관측값을 비교하였다. 분석 결과, 관측값 대비 모의값이 봄(3~5월) 9%, 여름(6~8월) 31%, 가을(9~11월) 13%, 겨울(12~2월) 33%의 오차가 있는 것으로 나타났다. 봄, 가을에 비해 여름, 겨울철에 오차가 증가하는 것으로 나타났는데, 여름철의 경우 앞에서 최고유량 산정 과정에서 논의된 원인과 대규모 관개 자료의 미비 등이 오차 발생의 원인으로 분석된다. 겨울철의 경우 강우유출이 최소화된 시기임을 고려할 때 지하수와 점오염원에 의한 유출이 주요 원인으로 작용하였을 것으로 판단된다.

보정에 사용되지 않은 유역 내부의 고산 유량 관측지점을 대상으로 2010~2011년 모의결과에 대한 검정을 수행하였다(Fig. 5). 먼저 NSE , R^2 를 살펴보면 각각 0.77, 0.78인 것으로 양호한 값을 보여주었다. 평균유량을 살펴보면, 관

측 14.15 m^3/sec , 모의 13.74 m^3/sec 로 3%의 오차가 발생하였다. 최소유량에 대해서는 관측 0.18 m^3/sec , 모의 0.19 m^3/sec 로 5%의 오차가 발생하여, 평균유량과 최소유량이 적합한 수준에서 모의된 것으로 평가된다. 최대유량을 살펴보면 2010년의 경우 관측 최대유량이 292.09 m^3/sec 인 반면 모의 최대유량은 155.16 m^3/sec 로 47% 과소평가되었으며, 2011년의 경우 관측 292.09 m^3/sec , 모의 301.09 m^3/sec 로 비교적 양호한 3%의 오차가 발생하였다.

만경강 유역 하류에 위치한 만경B 수질측정지점의 SS, TOC, TN, TP 관측 농도를 이용하여 모델 보정 및 검정을 수행하였다. 만경B 지점은 수질오염총량제 측정지점으로 평균 8일 간격으로 관측이 수행된다. 총량측정망 관측자료는 일반적으로 무강우 시 기저유량을 대표하며, 강우 시 하천 수질특성을 포함하지 못하는 한계를 갖는다. 또한 관측 수질이 연속측정에 의한 일평균자료가 아니라 특정지점에서 1회 측정된 자료로 적용 과정에 주의가 요구된다. 본

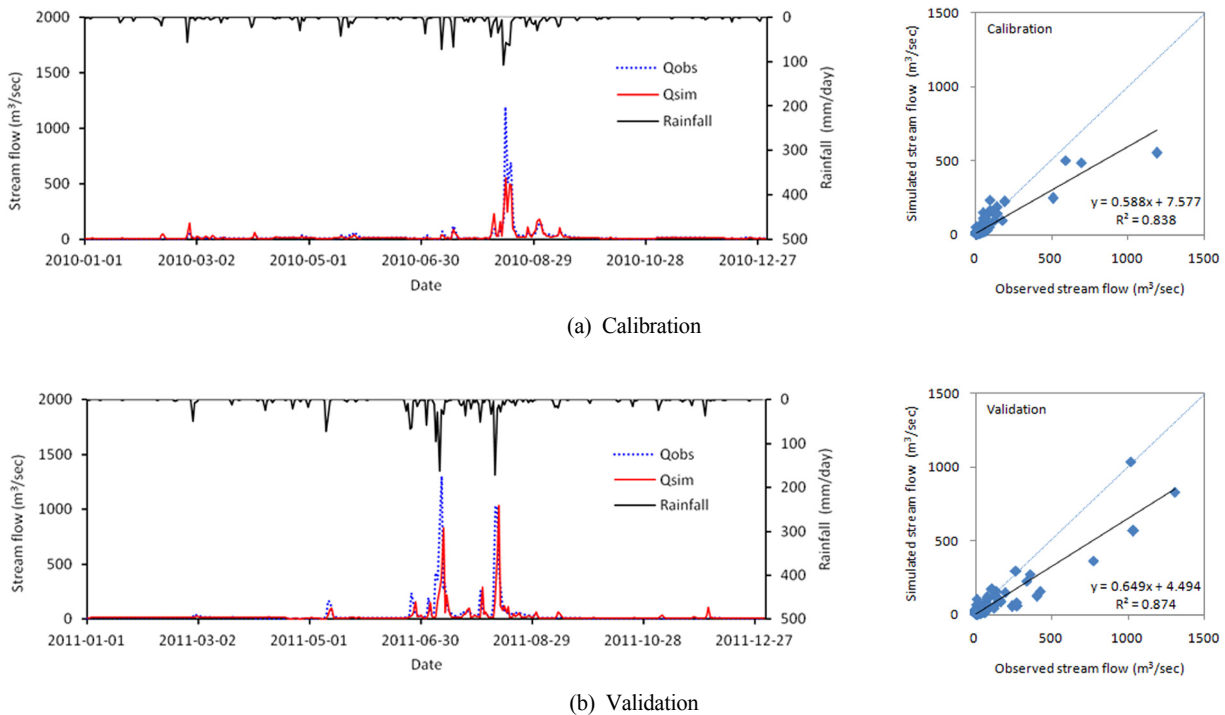


Fig. 4. Observed and simulated daily hydrographs (left) and scatter plots (right) for the calibration and validation periods at the Daechun Monitoring Station.

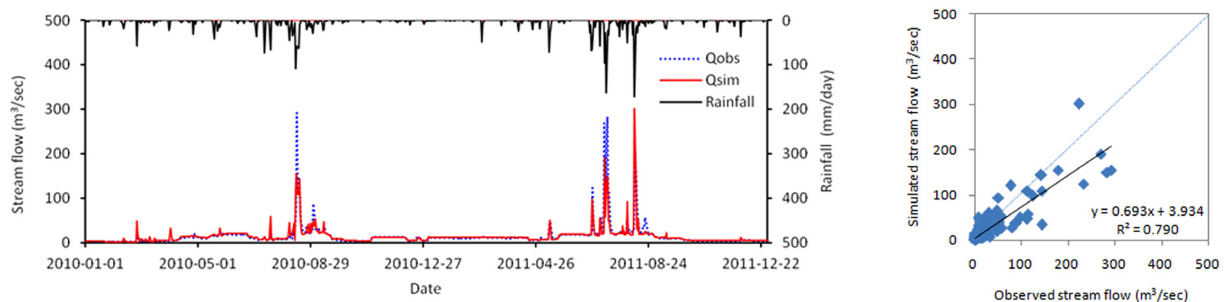


Fig. 5. Observed and simulated daily hydrograph (left) and scatter plot (right) for the validation period at the Gosan Monitoring Station.

연구에서는 이러한 관측자료의 특성을 고려하여 무강우 시기의 기저농도를 중심으로 수질 보·검정을 수행하였다. 수질 모의결과는 Fig. 6과 같다. Fig. 6의 만경B 수질 모의결과를 살펴보면 그래프상 모의결과가 관측값의 기저 범위를 크게 벗어나지 않는 것으로 사료된다. 이를 모의값과 관측값 사이의 오차를 이용하여 정량적으로 평가하면 다음과 같다. 먼저 총오차를 살펴보면, 보정기간에 대해서는 TOC 7.2% (관측 6.890 mg/L, 모의 7.388 mg/L), TN 4.4% (관측 7.537 mg/L, 모의 7.204 mg/L), TP 0.5% (관측 0.482 mg/L, 모의 0.480 mg/L), SS 26.8% (관측 24.224 mg/L, 모의 30.708 mg/L)의 총오차를 보였으며, 검정기간에 대해서는 TOC 3.2% (관측 7.355 mg/L, 모의 7.123 mg/L), TN 7.0% (관측 5.823 mg/L, 모의 6.232 mg/L), TP 4.1% (관측 0.377

mg/L, 모의 0.362 mg/L), SS 52.1% (관측 18.557 mg/L, 모의 8.888 mg/L)의 총오차를 나타내었다. TOC, TN, TP 공히 보·검정 모두 10% 이내의 양호한 결과를 보여주었으나, SS의 경우 상대적으로 총오차가 큰 것으로 나타났다. 이는 SS의 경우 강우에 따른 영향이 크게 작용하는데, 본 연구에서 사용된 관측자료의 대부분이 무강우 시 관측값으로 구성되어 강우영향을 함께 평가하지 못했기 때문인 것으로 판단된다. 더불어 STREAM에서는 토양 침퇴적 과정을 물리식에 기초하여 모의하는데, 강우 시 관측자료 미비로 인하여 물리식에 포함된 여러 파라미터가 효과적으로 보정되지 않은 점도 오차 증가의 원인으로 판단된다. 보·검정 시기의 최소농도를 오차를 살펴보면, TOC 8.9% (관측 3.400 mg/L, 모의 3.099 mg/L), TN 14.7% (관측 3.225 mg/L, 모

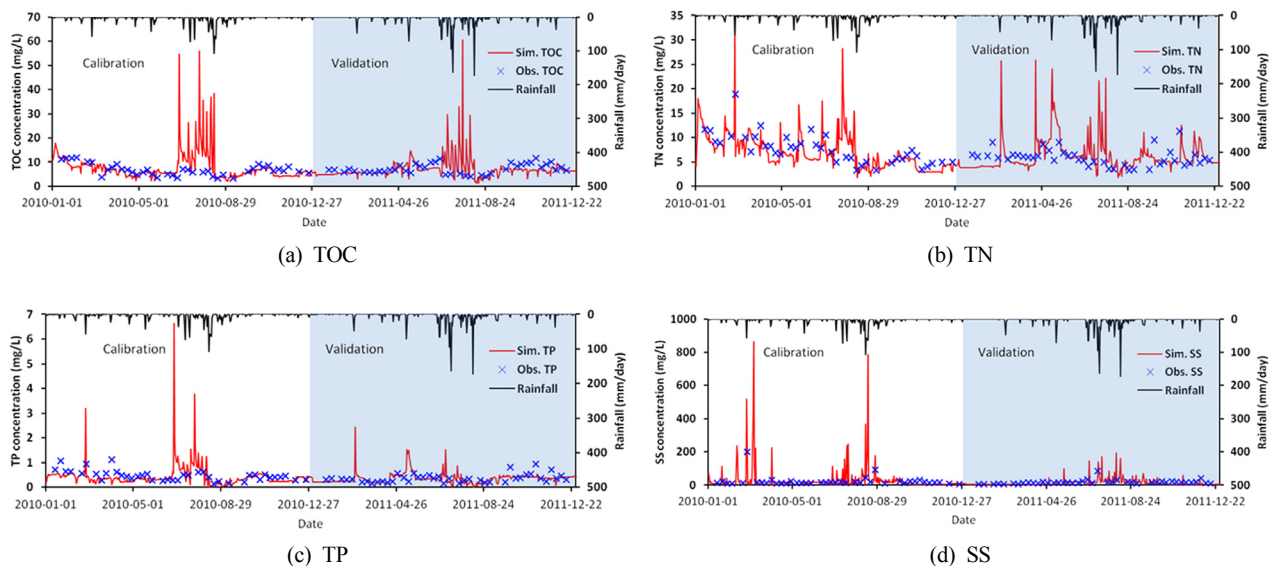


Fig. 6. Observed and simulated daily concentrations of SS, TOC, TN and TP for the calibration and validation periods at the Mankyung-B Monitoring Station.

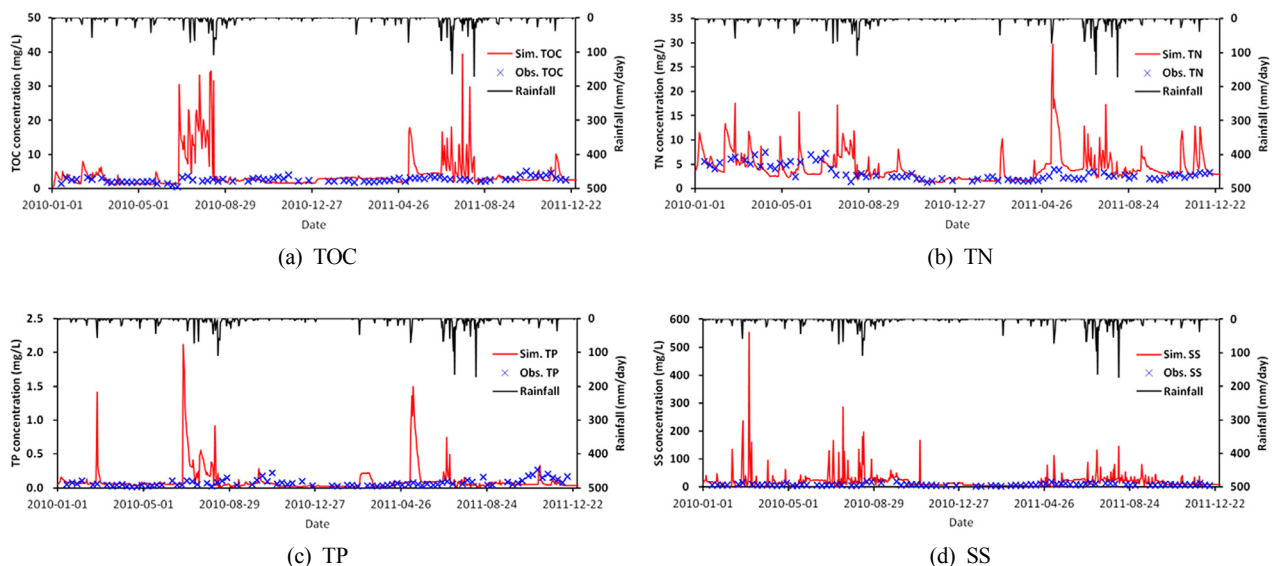


Fig. 7. Observed and simulated daily concentrations of SS, TOC, TN and TP for the validation period at the Mankyung-A Monitoring Station.

의 2.751 mg/L), TP 48.8% (관측 1.410 mg/L, 모의 0.072 mg/L), SS 47.9% (관측 4.800 mg/L, 모의 2.503 mg/L)인 것으로 분석되었다.

또한 내부적 안정성을 검토하기 위해 보·검정에 사용되지 않은 수질 관측지점인 상류의 만경A 수질 관측지점을 대상으로 관측값과 모의값을 추가 검정을 수행하였다. 검정 결과는 Fig. 7과 같다. 모의값과 관측값 사이의 총오차를 살펴보면, 2010~2011년 검정기간에 대해서는 TOC 20.6% (관측 2.594 mg/L, 모의 3.130 mg/L), TN 29.5% (관측 3.176 mg/L, 모의 4.115 mg/L), TP 21.9% (관측 0.076 mg/L, 모의 0.093 mg/L), SS 127% (관측 7.633 mg/L, 모의 17.315 mg/L)의 총오차가 발생하여, 보·검정 지점인 만경B에 비하여 총오차가 증가한 것으로 나타났다. 특히 SS의 총오차가 크게 증가한 것으로 나타났는데, 보·검정이 수행된 만경B 지점과 비교할 때 만경A 지점이 상류에 위치하여 만경B 지점에 비하여 산림 등의 지형적 특성이 SS에 영향을 미친 것으로 판단된다. 이와 같이 SS를 포함한 수질항목의 총오차가 만경A 지점에서 증가한 것은 격자기반의 모형의 경우 유역말단의 특정지점뿐만 아니라 내부의 다수지점에 대한 보·검정이 함께 수행되어 공간적 특성에 따른 영향이 모델에 반영되어야 함을 시사한다. 2010~2011년 검정시기의 최소농도 오차를 살펴보면, TOC 150.3% (관측 0.500 mg/L, 모의 1.252 mg/L), TN 5.0% (관측 1.238 mg/L, 모의 1.289 mg/L), TP 12.0% (관측 0.014 mg/L, 모의 0.016 mg/L), SS 19.6% (관측 2.200 mg/L, 모의 1.768 mg/L)인 것으로 분석되었다. TN, TP, SS의 경우 최소농도 오차가 20% 이내의 값을 보여주었다, TOC에 대해서는 상대적으로 큰 150.3%의 오차를 보여주었다. 또한 만경A, 만경B 지점에서의 강우 후 안정화 시기 TOC 모의 결과가 관측값의 기저농도에 도달하기까지 시간이 지체되는 모습을 보여준다 (Fig. 17, Fig. 18). 강우 후 하천수질은 중간류와 지하수 유출에 지배적인 영향을 받게 되는데, 본 연구의 TOC의 경우 보·검정 과정에 이 부분이 상대적으로 과대평가된 것으로 사료된다. 또한 격자기반의 모형의 경우 각 격자에 저장소가 존재하며, 이 저장소의 초기값이 모의결과에 중요한 영향을 미친다. 따라서 토양과 지하수에서의 TOC 초기값이 오차에 영향을 미쳤을 것으로 판단되며, 향후 다년간 반복 실행을 통한 초기값 안정화 등이 필요할 것으로 보인다.

3.3. 내부 프로세스 검증

Fig. 8은 유역 내 임의의 논에서 연간 담수심 변화를 보

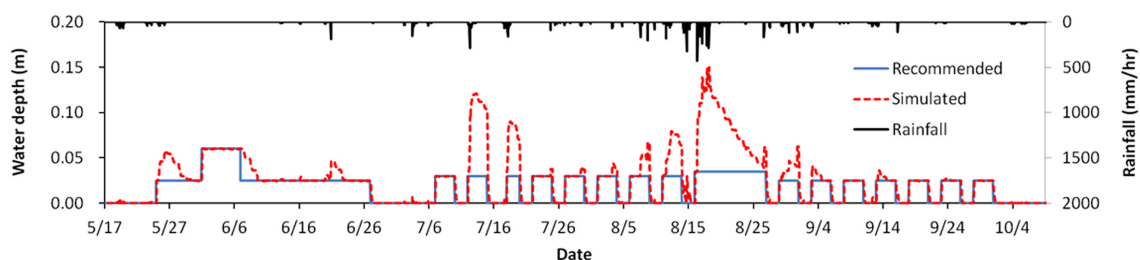


Fig. 8. Simulated water depth and recommended ponding depth for growth stages of rice in the Mankyung River Watershed.

여준다. Fig. 8에서 실선은 벼의 성장시기별 권장 담수심을 나타내고 점선은 해당 시기의 담수심 모의 결과를 나타낸다. STREAM에서 논에 관개는 해당 격자의 담수심이 사용자가 지정한 권장 담수심(Fig. 2) 아래로 내려갈 경우 자동적으로 필요수량을 관개수로, 저수지, 하천 등의 관개원으로부터 공급하는 방식으로 수행된다. Fig. 8은 논에서 권장 담수심을 유지하기 위해 관개원으로부터 관개가 모델 내부에서 적절히 수행되고 있음을 알 수 있다. Fig. 8에서 담수심이 권장 담수심 이상으로 증가한 경우는 강우가 논둑에 의해 저류되었기 때문이다.

만경강 유역의 논에서 물수지 분석 결과는 Fig. 9와 같다. 강우량과 관개량을 통해 유입되는 총유입량은 1938.7 mm/yr이며, 이 중 강우량이 1,320.4 mm/yr로 총유입량의 68.1%, 관개량은 618.3 mm/yr로 총유입량의 31.9%를 차지하는 것으로 나타났다. 그리고 증발산량은 총유입량의 48.8%에 해당하는 945.4 mm/yr인 것으로 분석되었으며, 토양 침투량은 총유입량의 60.8%인 1177.9 mm/yr인 것으로 분석되었다. 논을 통해 수계로 유입하는 유량은 지표수유출 493.1 mm/yr, 중간류유출 171.1 mm/yr, 지하수유출 363.8 mm/yr로 연간 유입량의 52.0%에 해당하는 1,008.0 mm/yr이 하천으로 유출되는 것으로 분석되었다. 이상의 모의결과는 만경강 유역에 포함된 전체 논에서 연간 총유입량 1938.7 mm/yr 중 증발산에 의해 48.8%, 유출수에 의해 52.0%의 손실이 있음을 나타낸다. 이로부터 STREAM에 의한 1년 모의결과 논에서의 물 저류량 변화가 -0.8%로 비교적 안정적인 연산이 수행되었음을 알 수 있다.

본 연구에서는 만경강 유역 내 주요 저수지를 모델에 반영하였다. 저수지는 주요 관개수원으로 사용되는데, 이 중 인교와 경천 저수지에서 관측된 저수율을 이용하여 저수지

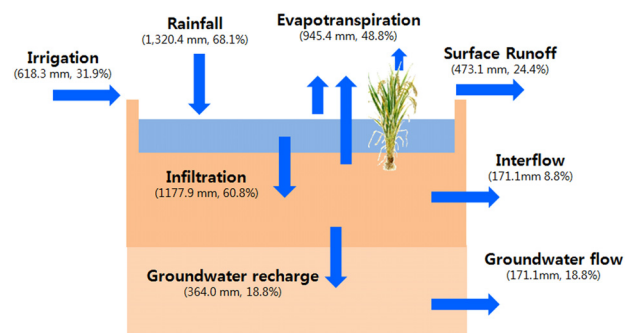


Fig. 9. Estimated water balance for the paddy fields in the Mankyung River Watershed.

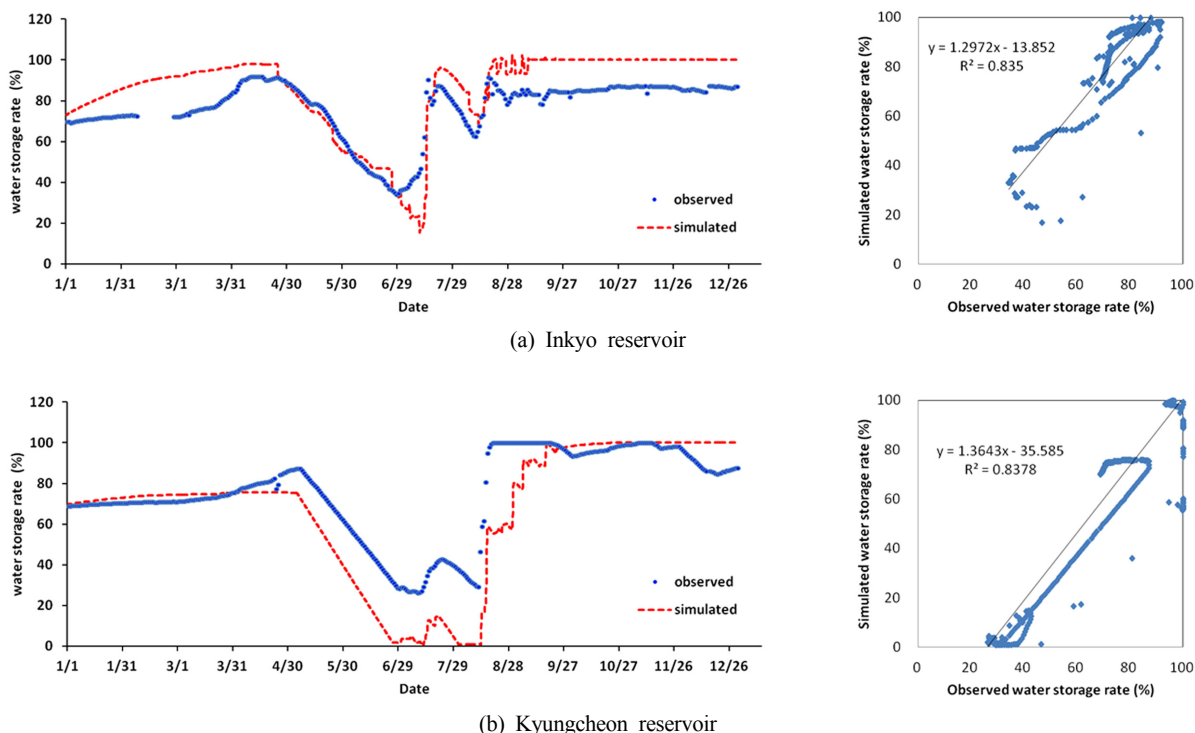


Fig. 10. Simulated and observed daily water storage change (left) and scatter-plots (right) for two reservoirs in the Mankyung River Watershed.

모델의 모의결과를 검증하였다. Fig. 10의 (a)는 인교 저수지의 저수율 변화를 보여준다. 인교 저수지는 저수용량이 $1.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ 인 중규모 저수지로 여름철 관개시기에 저수율이 감소하는 경향을 모델이 적절히 구현하고 있음을 알 수 있다. Fig. 10의 (b)는 경천저수지의 저수율 변화 모습을 보여준다. 경천 저수지는 저수용량 $2.5 \times 10^7 \text{ m}^3$ 인 대규모 저수지로 여름철 관개시기에 저수율이 감소하는 경향을 모델이 반영하고 있으나, 모의결과는 저수용량이 모두 소진될 때까지 관개가 발생하여 관측값과 차이가 있는 것으로 분석되었다. 이는 경천저수지로부터 관개를 받는 용수구역도 상 수해지구가 과도하게 설정되어 있기 때문인 것으로 판단된다.

3.4. 물질수지 분석

만경강 유역을 대상으로 보·검정 결과를 바탕으로 물질수지를 분석하였다(Table 6). 2010년 기준 총강우량은 1,346.9 mm이며, 유역 외부에서 유역 내부로 유입되는 유량은 154.7 mm으로 강우량 대비 11.5% 수준인 것으로 조사되었다. 만경강 유역에서 증발산량은 686.3 mm로 전체 유역 유입량의 41.8%를 차지하는 것으로 분석되었다. 증발산량은 식생 표면, 토양 표면, 수표면, 불투수지표면에서 증발되는 양과 식생을 통해 증산되는 양으로 구성된다. 식생의 증산작용으로 이동하는 양이 2010년 387.0 mm로 증발산 구성 요소 중 가장 높은 비율을 차지하는 것으로 분석되었다. 유역에서 수계로 유입되는 유출성분은 지표 유출, 중간류 유출, 지하수 유출, 점오염원 유출로 구분된다. 이를 합한 하천 총유입량은 2010년 기준 836.5 mm로, 전체 유입

Table 6. Annual water balance of the Mankyung River Watershed for 2010

Component		Amount	
		(mm)	(%)
Inputs	Precipitation	1,346.9	81.9
	Point source input	142.1	8.6
	External input	154.7	9.4
	Total	1,643.7	100.0
Outputs	Canopy interception		52.8 3.2
	Evapo transpiration	Vegetation	52.8 3.2
		Soil	191.1 11.6
		Water body	44.8 2.7
		Impervious area	10.5 0.6
		Transpiration	387.0 23.5
		Subtotal	686.3 41.8
	Stream discharges	Pervious area	449.9 27.4
		Impervious area	86.0 5.2
		Subtotal	535.9 32.6
		Interflow	83.8 5.1
		Groundwater flow	74.7 4.5
		Point source	142.1 8.6
		Subtotal	836.5 50.9
	Total	1,522.8	92.6
Water storage change		120.9	7.4

량의 50.9%를 차지하는 것으로 분석되었다. 하천유출량 증 지표 유출에 의해 이동하는 유량의 비율이 가장 높은 것으로 나타났는데, 535.9 mm로 강우량의 39.8%, 전체 유입량의 27.4%를 차지하는 것으로 분석되었다. 지표유출은 다시

투수지표면과 불투수지표면을 통해 유출되는 양으로 구분되는데, 투수지표면 유출량이 불투수지표면 유출량의 5.2배인 것으로 분석되었다. 이는 유역의 대부분이 투수지표면으로 이루어져 있는 특성이 반영된 결과라 판단된다. 중간류 유출량은 83.8 mm로, 강우량의 6.2%, 총유입량의 5.1%를 차지하는 것으로 분석되었으며, 지하수 유출량은 74.7 mm로, 강우량의 5.5%, 총유입량의 4.5%를 차지하는 것으로 분석되었다. 그리고 환경기초시설과 미처리 점오염원의 형태로 유출되는 점오염원 유출량은 2010년 142.1 mm인 것으로 분석되었다.

Fig. 11은 만경강 유역의 2010년 1년간 누적 물 순환과정 중 강수량, 증발산량, 토양침투량, 지표유출량, 중간류 유출량의 공간분포를 보여준다. 만경강 유역의 토지이용을 살펴보면, 상류지역에 산림이 분포하고, 중하류지역은 대부분 농경지가 분포하고 있다. 전주시와 익산시와 같은 도시지역이 일부 분포하고 있으나 전체 유역에서 차지하는 비율은 미미한 수준이다. Fig. 11은 만경강 유역에서의 토지이용의 공간적 분포에 따른 수문현상의 차이를 보여준다. 만경강 유역은 총 11개의 강우관측소가 티센망 구성에 따라 유역에 영향을 미치고 있다. 강수량 분포를 보면, 유역 중앙부에 위치한 전주 AWS의 연간 누적 강우량이 985

mm/ha/yr로 가장 낮게 나타났고, 유역의 동북쪽 상류에 위치한 고산 AWS의 연간 누적 강우량이 1,605 mm/ha/yr로 가장 높게 나타났다. 증발산량 분포는 토지이용에 따라 20 ~ 1,038 mm/ha/yr 분포를 나타낸다. 증발산량의 공간분포를 살펴보면, 논 지역에서 증발산량이 높고 불투수지표면이 분포하는 도시지역에서 낮은 경향을 나타낸다. 토양침투량 분포는 최대 1,380 최소 157 mm/ha/yr로 나타났는데, 이는 토성 중 sandy loam, loamy sand 특성을 보이는 지역에서 토양 침투량이 높은 것으로 분석되었다. 또한 증발산량과 동일하게 불투수지표면이 다수 분포하는 도시지역에서 토양침투량이 매우 적은 것으로 분석되었다. 지표유출과 중간류 유출은 강수량 분포에 지배적인 영향을 받는 것으로 나타나, Fig. 11의 (a) 강수량 분포와 (d)와 (e)의 지표면유출량, (f)의 중간류 유출량 분포가 비슷한 공간적 경향을 보여준다.

농촌유역에서 토양 내 유기물의 유입은 크게 식생에 의한 유입과 비료 또는 퇴비에 의한 유입으로 구분할 수 있다. 만경강 유역의 경우 식생에 의한 유입은 산림이 주로 분포하는 유역 상류에서 이루어지며, 비료 또는 퇴비에 의한 유입은 농경지가 주로 분포하는 유역 중·하류에서 이루어진다. 탄소, 질소, 인 발생량의 공간분포를 보면, 식생에

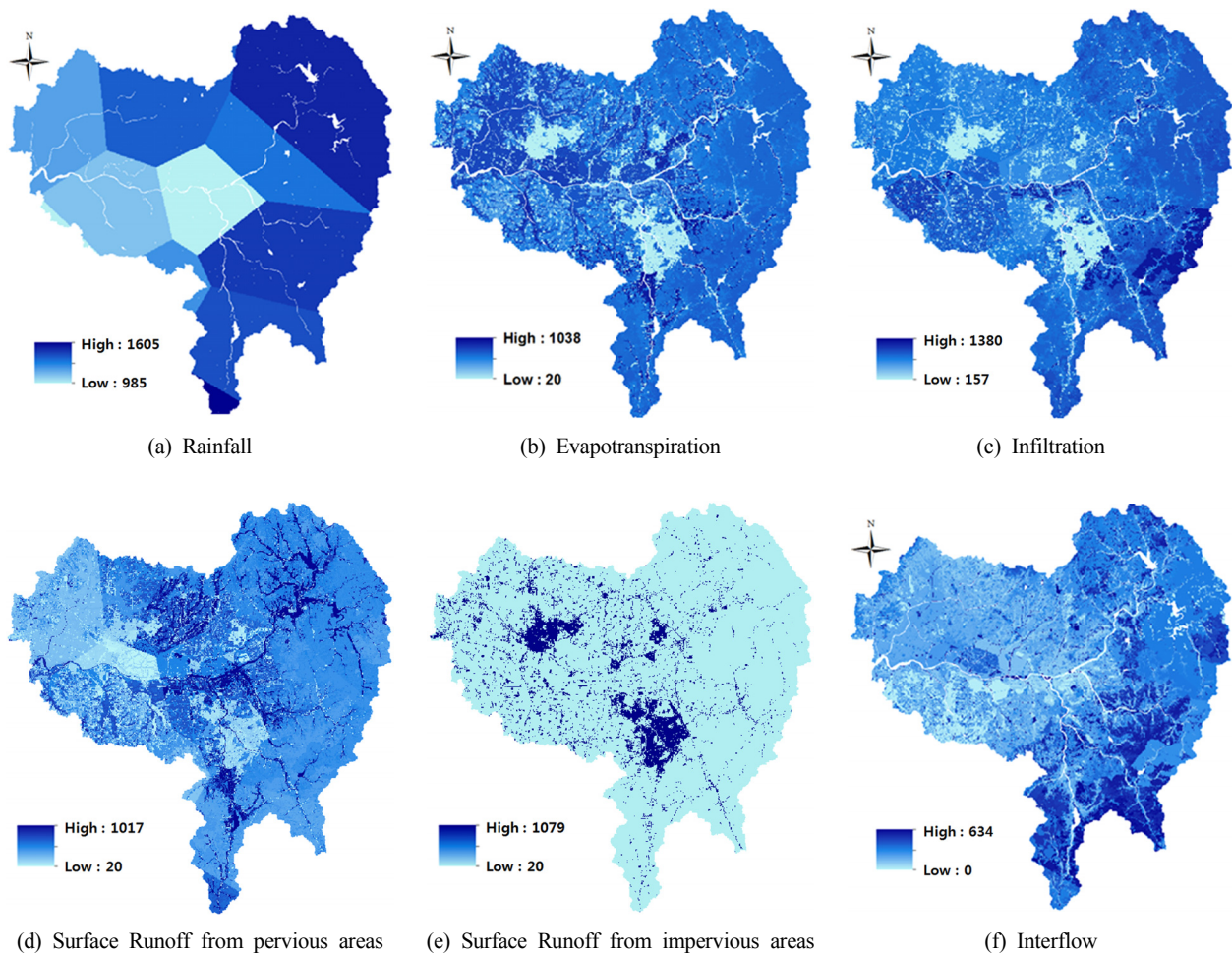


Fig. 11. Spatial distribution of annual hydrologic processes across the Mankyung River Watershed for 2010 (mm/yr).

의한 발생보다 퇴비 또는 비료에 의한 발생이 더 높은 경향을 보여, 만경강 유역에서는 농업비점오염의 형태로 발생하는 퇴비와 비료가 하천 수질에 더 큰 영향을 미치는 것으로 판단된다(Fig. 12, Fig. 13). 2010년 1년간 발생부하량 중 하천으로 유입되는 배출부하량을 살펴보면 TOC 149.323

kg/ha/yr, TN 48.380 kg/ha/yr, TP 1.058 kg/ha/yr인 것으로 분석되었다. 유출 경로를 지표유출과 중간류유출로 구분하여 공간적 분포 특성을 살펴보면 Fig. 14, 15와 같다. Fig. 14, 15는 농경지가 분포하는 지역에서 배출부하량이 높은 것을 보여주는데, 이는 농경지에 투입되는 퇴비와 비료가 지표면

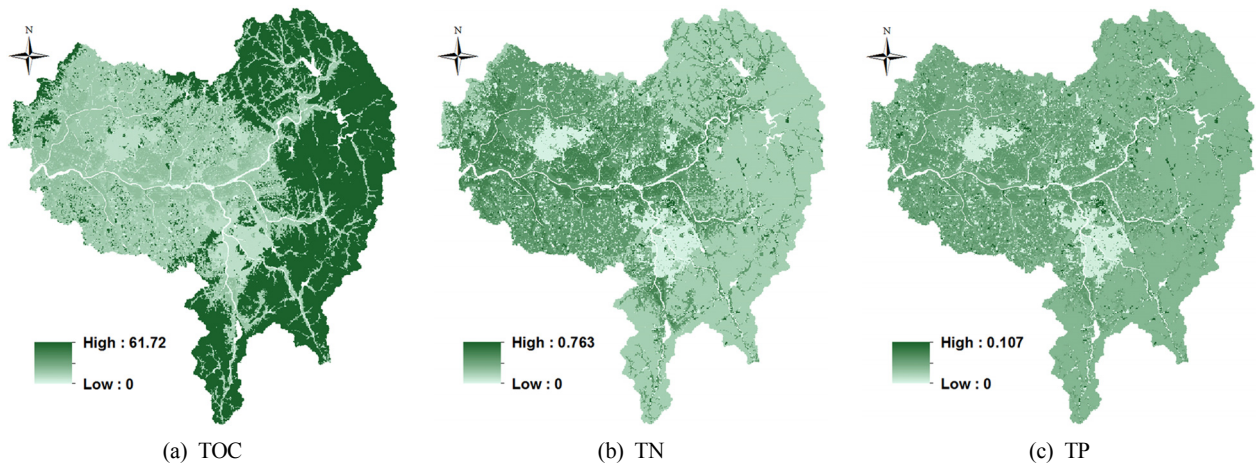


Fig. 12. Spatial distribution of annual litter/residue incorporation rates across the Mankyung River Watershed for 2010 (kg/ha/yr).

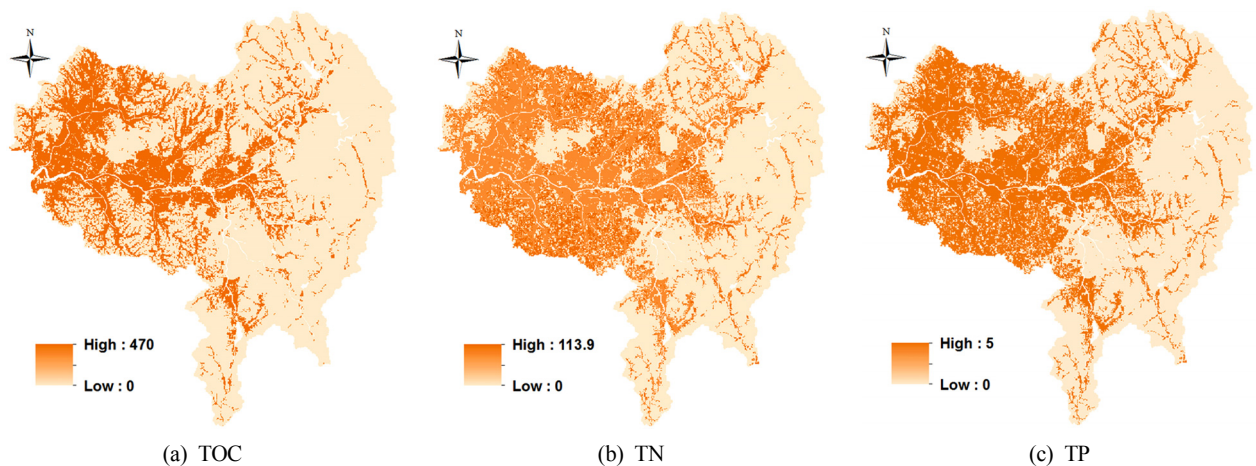


Fig. 13. Spatial distribution of annual manure/fertilizer application rates across the Mankyung River Watershed for 2010 (kg/ha/yr).

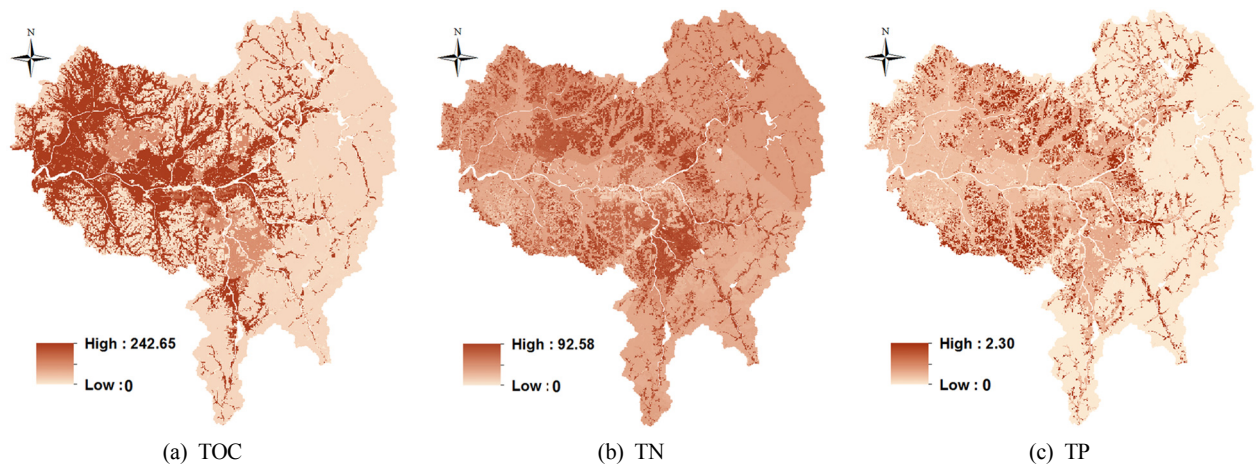


Fig. 14. Spatial distribution of annual TOC, TN, TP discharges by surface runoff across the Mankyung River Watershed for 2010 (kg/ha/yr).

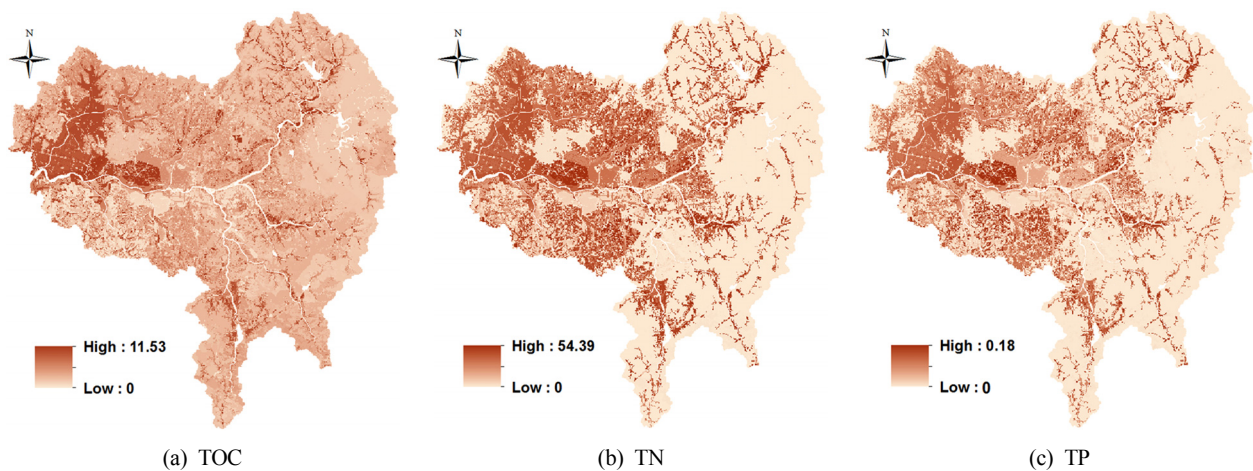


Fig. 15. Spatial distribution of annual TOC, TN, TP discharges by interflow across the Mankyung River Watershed for 2010 (kg/ha/yr).

의 강우유출수와 토양 내부에서는 중간류를 통해 수계로 주요하게 유출되기 때문인 것으로 판단된다.

4. Conclusion

본 연구에서는 유역모델 STREAM이 비점오염 유출과정을 합리적으로 모의할 수 있도록 설계, 개발되었는지 검증하였다. 검증은 ① 민감도 분석을 통한 매개변수 반응 검토, ② 시범유역 보정과 검정을 통한 현실 재현성 검토, ③ 내부 프로세스의 확인, ④ 비점오염 유출의 공간분포 특성의 확인 등으로 구분하여 수행하였다.

민감도 분석은 STREAM 모델의 매개변수가 모의결과에 적합하게 영향을 미치고 있는지를 검토하기 위해 수행하였다. 이로부터 STREAM 모델 내 매개변수가 개념설계에서 사용된 이론적 바탕에 위배되지 않고 정상적으로 반응하고 있음을 확인하였다.

현장 적용성을 검토하기 위해 만경강 유역을 시험유역으로 선정하고 2010, 2011년 2년간 1시간 단위 모의를 수행하였다. 유량, 유사, 수질(TOC, TN, TP)에 대한 현실 재현성을 보정과 검정을 통해 검토하였다. 대천 유량 관측소를 대상으로 보정과 검정을 수행한 결과 R^2 가 각각 0.84, 0.87, NSE 가 0.73과 0.71을 보여주었다. 보·검정 기간 총유량의 오차를 살펴보면 보정 12%, 검정 23%의 오차를 보였으며, 최대유량의 경우 보정 54%, 검정 20%의 오차를 보여주었다. 또한 보·검정에 사용되지 않은 유역 내부의 고산 유량 관측소를 대상으로 검정을 수행한 결과 R^2 0.78, NSE 0.77의 결과를 보여주었다. 총유량의 경우 2010~2011년 모의기간 동안 3%의 양호한 총오차를 보였으며, 최대유량에 대해서는 2010년 47%, 2011년 3%의 오차를 보여주었다. 유사와 수질 보·검정은 총량관측자료를 이용하여 경향성을 분석하는 방법으로 수행하였다. 만경B 수질관측지점에 대해 보·검정을 수행한 결과 TOC 7.2%, TN 4.4%, TP 0.5%, SS 26.8%의 총오차를 보였으며, 검정기간에 대해서는 TOC 3.2%, TN 7.0%, TP 4.1%, SS 52.1%의 오차를 나타냈다.

또한 보·검정에 사용되지 않은 유역 내부의 만경A 수질관측자료를 이용하여 추가 검증을 수행한 결과 TOC 20.6%, TN 29.5%, TP 21.9%, SS 127%의 총오차를 보여주었다. 이상의 보·검정 결과를 통해 향후 STREAM의 현장 적용성을 증가시키기 위해 ① 격자기반 모델의 특성을 감안한 유역 내 다중지점에 대한 보·검정의 수행, ② 물리식 기반의 유량, 유사 모의의 안정성 확보를 위한 강우 시 실측자료를 이용한 검증, ③ 모델 내 무작위적 영농활동을 반영하기 위한 논리적 규칙의 개발과 적용 등의 추가 연구가 필요할 것으로 평가된다.

모델 내부의 주요 프로세스가 합리적으로 동작하고 있는지를 검토하기 위해 논에서의 담수심 유지와 저수지에서의 관개 프로세스에 대한 검증을 수행하였으며, 이로부터 관개 원으로부터 논의 담수심을 유지하기 위한 모델 내부의 자동관개가 적절히 수행되고 있음을 확인하였다. 또한 만경강 유역에 대한 2010년 모의결과를 바탕으로 물수지와 물질수지를 분석하였으며, 유역 내부의 수문과정과 비점오염 유출과정의 공간적 특성을 지도 형태의 출력결과를 이용하여 검토하였다.

STREAM이 유용한 유역모델로 운용되기 위해서는 본 연구에서 제시된 검증 내용을 바탕으로 추가적인 개선과 다양한 적용이 필요할 것이다. 이를 통해 비점오염 유출과정을 합리적으로 이해하고 관리정책을 수립하는데 STREAM이 과학적 도구로 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

References

- Anderton, S., Latron, J., and Gallart, F. (2002). Sensitivity Analysis and Multi Response, Multi Criteria Evaluation of a Physically Based Distributed Model, *Hydrological Processes*, 16(2), pp. 333-353.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. C., Kittle, J. L., Jr., Jobes, T. H., and Donigan, A. S. Jr. (2005). *HSPF Version 12.2 User's Manual*, National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection

- Agency Athens, Georgia, USA.
- Cho, J. and Mostaghimi, S. (2009). Dynamic Agricultural Non-point Source Assessment Tool (DANSAT): Model Application, *Biosystems Engineering*, 102(4), pp. 500-515.
- Everaert, W. (1991). Empirical Relations for the Sediment Transport Capacity of Interrill Flow, *Earth Surface Processes and Landforms*, 16(6), pp. 513-532.
- Jeolabuk-do Agricultural Research & Extension Services. (2015). Jeolabuk-do *Agricultural Research & Extension Services*, <http://www.jbares.go.kr/index.sko> (accessed Mar. 2015).
- Nash, J. E. and Sutcliffe, J. V. (1970). River Flow Forecasting Through Conceptual Models. Part I: a Discussion of Principles, *Journal of Hydrology*, 10 pp. 282-290.
- Neitsch S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., and Williams, J. R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool (SWAT), Theoretical Documentation Version 2009*, Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Temple, Texas, USA.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., and Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations, *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), pp. 885-900.
- Ramanarayanan, T. S., Williams, J. R., Dugas, W. A., Hauck, L., M., and McFarland, A. M. S. (1997). Using APEX to Identify Alternative Practices for Animal Waste Management, *American Society of Agricultural Engineers International Meeting*, 97-2209, pp. 1-7.
- Refsgaard, J. C. and Knudsen, J. (1996). Operational Validation and Intercomparison of Different Types of Hydrological Models. *Water Resources Research*, 32(7), pp. 2189-2202.
- Rossman, L. A. (2005). *Storm Water Management Model User's Manual, Version 5.0*, USA Environmental Protection Agency, USA.
- Van Rijn, L. C. (1984). Sediment Transport, Part II: Suspended Load Transport. *Journal of Hydrologic Engineering*, 110(11), 1613-1641.