

의사결정지원기법을 이용한 농촌유역 통합 수질관리모형의 개발

Development of Integrated Water Quality Management Model for Rural Basins using Decision Support System

양영민* · 권순국** · 김진수***
Yang, Young Min · Kwun, Soon Kuk · Kim, Jin Soo

Abstract

A decision support system DSS-WQMRA (Decision Support System-Water Quality Management in Rural Areas) was developed to help regional planners for the water quality management in a rural basin. The integrated model DSS-WQMRA, written in JAVA, includes four subsystems such as a GIS, a database, water quality simulation models and a decision model. In the system, the GIS deals with landuse and the location of pollutant sources. The database manages each data and supplies input data for various water quality simulation models. The water quality simulation model is composed of the GWLF (Generalized Watershed Loading Function), PCLM (Pollutant Loading Calculation Module) and the WASP5 model. The decision model based on mixed integer programming is designed to determine optimal costs and thus allow the selection of managemental practices to meet the water quality criteria. The methodology was tested with an example application in the Bokha River Basin, Kyunggi Province in Korea. It was proved that the integrated model DSS-WQMRA could be very useful for water quality management including the non-point source pollution in rural areas.

I. 서 론

최근 들어, 농촌지역에서는 생활수준의 향상에 따른 용수 수요의 증가 및 생활하수의 증가, 농업 소득 증진을 위한 축산업의 진흥, 농공단지의 조성 등으로 인하여 수질이 심각하게 악화되어 농

촌지역의 수질을 효율적으로 유지·관리하기 위한 대책이 절실히 요구되고 있다. 농촌유역은 오염원이 유역 전체에 불규칙적으로 산재해 있고, 점원 및 비점원 오염이 복합적으로 존재하고 있으며, 수질 환경은 유역내의 물질순환에 의해서 크게 좌우되는 특징이 있다. 따라서, 효과적인 수질관리를

* 서울대학교 대학원

키워드 : 의사결정지원시스템, 수질관리, GIS, 최적화

** 서울대학교 농업생명과학대학

*** 충북대학교 농과대학

위해서는 먼저 유역내의 토지이용, 인구와 산업의 입지, 오염물 처리 등 오염원의 현황 및 분포에 대한 세밀한 파악이 필요하고, 이를 바탕으로 유역의 현재 및 장래의 수질을 예측할 수 있고, 여러 가지 수질관리 방법 중 최적의 방법을 선택할 수 있어야 한다.

수질관리에 의사결정지원기법을 이용한 연구로서 Srinivasan and Engel(1994)은 비점원오염모형(AGNPS)과 지리정보 시스템으로 구성된 통합모형에 의사결정지원 시스템을 도입하여 AGNPS 모형의 입력자료형성과 토지이용변화에 따른 수많은 시뮬레이션 소요시간 및 비용의 감소를 도모하였다 Chen et al.(1999)은 다양한 목표수질과 오염원에 따른 일일 최대 총부하량을 계산하기 위하여 GIS, Database, 유역 시뮬레이션 모형, 관련 인터페이스, 일일 최대 총부하량 계산 모듈을 포함한 통합의사결정모형을 개발하였다. 국내에는 이와 오(1993)가 유역의 수질관리를 위하여 수질예측모형에 의사결정지원 시스템의 결합을 시도하였는데 점원만을 대상으로 하였고, 수질관리방법에 대한 구체적인 방법이 제시되지 않았다.

본 연구의 목적은 농촌 유역에서의 종합적인 수질관리를 위하여 의사결정지원기법(DSS)을 이용한 수질관리 모형을 개발하고 이를 시험유역에 적용함으로써 모형의 적용성을 검토하는데 있다.

II. 모형의 개발

1 모형의 개념 및 구성

의사결정지원 시스템은 체계화되지 않은 정보 및 지식을 체계화, 구조화함으로써, 의사결정자가 여러 가지 대안을 평가하여 적절한 의사결정을 수행할 수 있도록 도움을 주는 통합된 컴퓨터 시스템을 말한다.²³⁾ 본 연구에서의 DSS-WQMRA (Decision Support System -Water Quality Management in Rural Areas) 모형은 Fig. 1 및 Fig. 2와 같이 데이터베이스 관리시스템, 모형관리 시스템, 및 사용자 인터페이스시스템을 구성요소로

가진다. DSS-WQMRA 모형은 ①여러 정보를 가진 객체로서의 GIS 파일의 표현, ②데이터 가공을 위한 데이터베이스와의 연결성, ③모형의 통합환경 및 Graphic User Interface(GUI)구축, ④최적화 기법의 구현 등의 요구를 만족하기 위하여 JAVA™을 프로그래밍 언어로 선택하였다. 또한 수질예측모형과의 연계를 효과적으로 구현하기 위한 DSS기법으로서 Case Management¹⁷⁾ 기법을 이용하였다

2. 데이터베이스 관리 시스템

데이터관리 시스템은 크게 지리정보 시스템과 데이터베이스 시스템으로 구성된다.

가. 지리정보 시스템

유역내 오염원 및 각종 인문·사회·자연 환경 등 환경정보의 공간적 특성을 나타내고, 수질관리 계획의 변화에 따른 환경정보 변화를 효율적으로 보여 주는 데에 그 목적이 있다. DSS-WQMRA 모형에서는 'DXF File Viewer'라는 간단한 'GIS보여주기 Tool'을 구축하여 모형내에서 별도의 프로그램 없이 GIS 파일을 볼 수 있도록 하였고, 오염원 변화에 따른 모형의 입력파일의 작성은 위하여 1km² 면적을 가진 격자(grid cell) 단위의 객체¹⁹⁾로 구성된 GIS 인터페이스를 개발하였다.

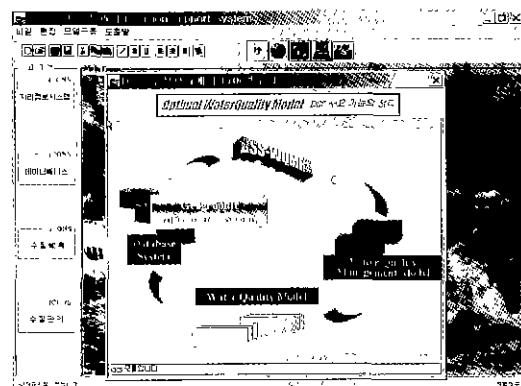


Fig. 1. Initial screen of DSS-WQMRA

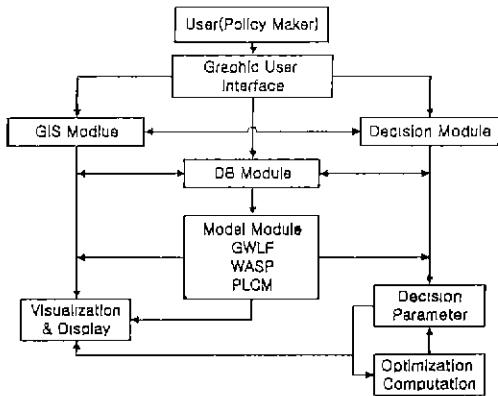


Fig. 2. Flow chart of DSS-WQMRA

나. 데이터베이스 시스템

유역현황 및 각종 실측데이터, 오염원데이터를 관리하고, 수질예측 및 수질관리모형에 필요한 데이터를 공급해주는데 그 목적이 있다. 본 연구에서 PC환경위주의 시스템의 구축을 위해 RDBS(Relational Database System) 중 하나인 Microsoft사의 'Access'를 데이터 관리 프로그램을 이용하였다. Database의 구성은 공통적으로 ①수질정보, ②저질정보, ③유량정보, ④강우정보, ⑤기상정보, ⑥유역정보, ⑦오염정보, ⑧수질관리기법 정보, ⑨사용자 정의 정보 등의 내용을 포함할 수 있으므로, 이 9개 항목을 데이터그룹으로 구성하고 각각은 하나 또는 여러 개의 'Table'로 구성하였다. 또한 데이터베이스를 활용하기 위한 기능으로 구축된 데이터를 DSS-WQMRA 모형의 인터페이스를 통하여 사용자가 검색하고, GUI(Graphic User Interface)를 통하여 각종 데이터들의 상호관계를 추정하는 작업을 보여주는 기능이 구축되었다.

3 모형관리 시스템

도형 관리 시스템은 크게 수질 예측 모형과 의사결정 모형으로 구성된다. 수질 예측 모형은 PLCM (Pollutant Loading Calculation Module)¹¹⁾, GWLF (Generalized Watershed Loading Function)¹⁰⁾, WASP (Water Quality Simulation Pro-

gram)⁵⁾의 연계운영으로 구성되어 소유역별 현재
오염원 또는 미래의 오염원의 변화에 따른 연중
수질변화를 예측한다. 의사결정모형은 수질예측의
결과를 이용하여 여러 가지 수질개선 대안 시나리
오에 따라 목표수질을 달성하기 위한 최적 비용을
결정하고 최적 수질관리기법을 선택하는 작업을
수행한다.

가. 수질예측모형

본 연구에서는 수질예측 과정을 크게 접원과 비접원으로 구분하여 접원의 경우에는 오염원단위법과 유달율을 이용한 PLCLM으로 유달부하량을 구하였고, 비접원의 경우 GWLF를 이용하여 구하였다. 두 모형으로 계산된 오염부하량을 합하여 소유역의 유달부하량으로 하였다. 계산된 소유역의 유달부하량은 하천수질모형 WASP5로 입력되며, 이를 이용하여 유역말단에서의 수질이 예측되도록 하였다.

나. 의사결정모형

본 연구에서는 수질관리를 위한 의사결정과정을 목표수질을 달성하는 위한 여러 수질관리기법 중 소요되는 비용이 최소인 기법을 선택하는 과정으로 정의하였다. 이를 구현하기 위하여 기존의 여러 최적화 기법 중 처리시설의 설치여부와 초기설치비용을 고려할 수 있어 농촌유역과 같이 처리시설이 미비한 현실에서 적합한 것으로 추정되는 'Zero-One'의 변수형태를 갖는 혼합정수계획법¹⁵⁾을 적용하였다.

본 역사결정모형에서의 목적함수는 식 (1)과 같고 제약조건은 식 (2) 및 식 (3)과 같다.

$$\frac{[(\sum_i D_{ik} \sum_l ((E_l)_i (T_l)_i)] + [\sum_j D_{jk} (E_{PPL} T_{AREA} + E_{CWL} T_{AREA} + E_{VFS} T_{AREA} + E_{MAF} T_{AAF})]}{Q_k} \leq B_t - \text{Water Quality Standard} \dots\dots\dots(2)$$

$$\sum_i (T_i)_{+} = 1, \text{ and } T_i = 0 \text{ or } 1 \quad \text{--- Integer Solution}$$

$$0 \leq T_{PPL}, T_{CWL}, T_{VFS} \leq (1/10 \text{ of paddy area}),$$

(optimum applying (150 kg/ha)) $\leq T_{AAF} \leq$

(conventional applying (kg/ha)) (3)

목적함수는 식 (1)과 같이 비용 최소화에 관한 식이 된다. 제약조건은 식 (2)와 같이 각 오염원에서 배출된 오염물질이 목표지점에서의 농도가 목표수질농도보다 작아야하는 수질제약조건과 식 (3)과 같이 변수를 '0'과 '1'로 제한하는 변수제약 조건이 필요하다. 수질제약조건을 나타내기 위하여 Fig. 3과 같이 점원 오염은 오염부하가 처리시설을 거쳐 본류로 유입되고, 비점원 오염은 소유역 말단까지 유하된 오염부하가 수질관리기법으로 일정정도 감소되어 본류로 유입되는 것으로 가정하였다. 또한 본류으로 유입된 오염부하는 목표 수질지점까지 하천차정계수 만큼 감소하여 도달한다고 가정하였다.

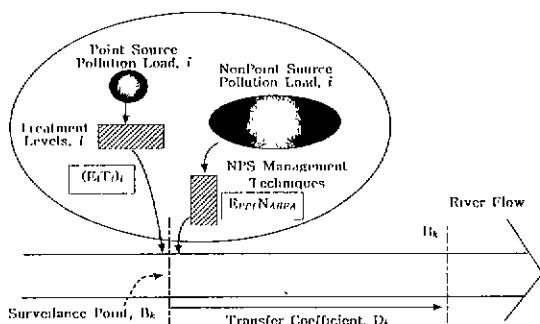


Fig. 3. Schematic representation of cost optimization for water quality management in rural areas

여기서, i 는 오염원 개수, l 은 수질관리기법의 개수, k 는 목표지점, C 는 비용, T 는 선택변수, E 는 배출율, D 는 자정계수, B 는 목표수질을 나타낸다.

다. 또한 *LIVING*은 생활계, *LSTOCK*은 축산계를 나타내며, 첨자로 표시된, *HOG*는 돼지, *CATTLE*은 소, *PPL*은 정화논, *AREA*는 설치면적, *CWL*은 인공습지, *VFS*는 식생여과대, *MAF*는 시비량 관리, *AAF*는 시비량을 나타낸다.

혼합정수계획법의 해법²¹⁾으로는 수정단체법²¹⁾(revised simplex method)을, 최적의 정수해를 찾는 방법으로는 많은 양의 변수에 알맞는 분지한계법²¹⁾(branch-and-bound algorithm)을, 탐색방법으로는 수지형 탐색방법²¹⁾(tree search)을 사용하였다.

다. 수질관리기법

수질관리기법은 점원과 비점원으로 구분하여 비용함수와 처리효율을 중심으로 조사하였다. 점원의 경우 생활계, 축산계로 구분하였으며, 축산계는 축종에 따라 차이가 있으므로, 다시 소와 돼지로 세분하였다. 산업계는 방류수 수질 기준을 준수한다는 가정하에 고려하지 않았다.

점원 수질관리기법의 비용함수는 초기건설비와 유지관리비의 합으로서 식 (4)와 같이 나타낸다.

$$C_{aff} = C_1 + C_2 = aQ^b + cQ^d \dots \dots \dots (4)$$

여기서 C_1 은 초기설비이고, C_2 는 유지관리비, Q 는 유통량, a, b, c, d 는 계수이다.

점원수질관리기법의 비용과 처리효율은 Table 1과 같다.

비절원의 수질관리기법으로 정화논과 인공습지, 식생여과대, 시비량 관리기법이 선정되었는데 비용함수와 처리효율에 있어 지역과 계절에 따른 차이가 없다고 가정하였으며, 자료의 입출력 및 관리를 위하여 데이터베이스로 구축하였다.

비점원 수질관리기법 중 정화논, 인공습지, 식생
여과대의 비용을 나타내면 식 (5)와 같다.

$$\text{비용} = (\text{ha당 토지구입비} + \text{ha당 바점원수질 관리시설 조성비}) \times \text{설치면적(ha)} \dots\dots(5)$$

Table 1. Types of managemental practices in point source pollutions

Types of wastes	Managemental practices	Coeff. of construction cost		Coeff. of maintenance cost		Treatment efficiency(%)		
		a	b	c	d	BOD	T-N	T-P
Domestic wastewater	Wastewater treatment plant ³⁾ (9)	0~2.998	0~1.00	0~0.483	0~0.669	2~100	49~100	39~100
Cattle wastewater	Sawdust fermentation cowshed ⁴⁾ (8)	0~5.353	0~1.586	0~6.666	0~1	2~100	20~100	2~100
Hog wastewater	Lagoon ⁴⁾ (7)	0~0.299	0~2.412	0~6.666	0~1.928	2~100	20~100	2~100

1) Total cost . $C_{all} = C_1 + C_2 = a \cdot Q^b + c \cdot Q^d$. C_1 : Construction cost , C_2 : Maintenance cost.

2) Unit of cost coefficient a, b, c, d is Million Won

3) () indicates the number of practices investigated

토지구입비는 99년도 공지시가(경기도 이천: 16,000 원/m²)를 기준으로 산출했고, 정화논의 조성비용은 농지개량연합회(1998)의 45지구의 자료를 평균하여 추정하였다. 인공습지의 조성비용은 NADB(1993)의 자료를 이용하여 약 500만원(자유수면형 인공습지로 가정)으로 결정하였다. 시비량 관리기법의 처리비용은 식 (6)과 같이 수확량 감소량 비용에서 시비량 감소에 따른 비료 구입비용을 뺀 것으로 하였다.

$$Y = (a \times b - c) \times X \quad \dots \dots \dots (6)$$

여기서, Y는 시비량 감소에 따른 비용(백만 원/ha), X는 시비량 감소(kg), a는 시비량 감소에 따른 생산량 감소계수(1/ha), b는 생산량에 대한 비용(가격)계수(백만원/kg) 그리고 c는 시비량 감소에 따른 비료 구입비용 감소계수(백만원/kg/ha)이다.

정화논의 처리효율은 T-N의 경우, 田淵 등(1987)이 제안한 $Y = 0.01X$ (X: 유입수농도: mg/l, Y: 질소제거량:g/m³·day)를 이용하였고, BOD, T-P는 논의 배출율¹⁴⁾을 이용하였다. 인공습지의 처리효율은 윤 등(1999)의 자료를 사용하였는데, 여기서 유출수의 농도는 식 (7)과 같다.

$$C_e = a \cdot (H_L)^b \cdot (C_i)^c \cdot T^d \cdot P^e \quad \dots \dots \dots (7)$$

여기서 C_e 는 유출수 농도(mg/L), H_L 은 수리학적 부하율(m³/m²/day), C_i 는 유입수 농도(mg/L), T는 일평균기온 + 20 (°C), P는 식물성장율에 0.1을 더한 값. 그리고 a, b, c, d, e는 각각의 처리효율계수로서 수질항목에 따라 그 값이 달라진다.

식생여과대의 처리효율은 Young(1980)과 Verchot(1997)등의 자료를 이용하였다. 시비량 관리기법의 처리효율은 비점원 수질예측 모형인 GWLF를 이용하여 구하였다

IV. 수질예측모형 및 데이터관리 시스템의 적용

1. 시험유역의 선정과 조사

시험유역으로 경기도 이천시를 중심으로 한 복하천 유역을 선정하였다(Fig. 4). 복하천 유역의 행정구역은 경기도 이천시, 용인시, 광주군의 4개 면, 19개 리를 포함하며, 하천 연장이 17km, 유역 면적이 약 78.7km²이다. 유역전반에 걸쳐 소규모의 축산농가가 산재해 있으며, 대규모 공장 및 상업지역, 도시화 지역이 거의 없는 전형적인 농촌 지역의 특성을 나타내고 있다. 98년도를 기준으로 유역의 총인구는 10,463명이며, 인구밀도는 133

명/km²이다. 축산은 소 4115두, 돼지 15,371두, 닭 127,700수를 사육하고 있으며, 하류지역에 많이 분포되어 있다. 토지이용 비율은 논 16%(12.6km²), 밭 10%(8.1km²), 임야 64%(50.2km²), 기타 10%(7.8km²)를 나타났다. 사업소는 총 32개소로 대부분 용수량이 1~3m³로 매우 적게 나타났다. 본 연구에서는 이 유역을 유역배수의 특성에 따라 13개의 소유역(WS#1~13)으로 세분하였다.

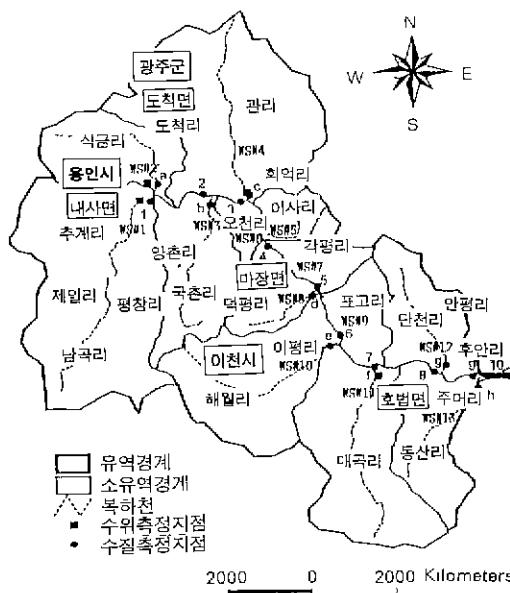


Fig. 4. Location map of Bokha river basin

2. 수질예측모형 및 데이터베이스 시스템의 적용

DSS-WQMRA 모형 내에는 GWLF, WASP, PLCM 등의 모든 수질예측모형이 통합적으로 구축되어 있고, 수질예측은 크게 ①현재의 오염원자료와 ②가상의 오염원을 추가한 경우에 대하여 모의할 수 있다. ②의 경우 사용자가 가상의 오염원의 자료를 입력하고 모형에서 자동적으로 데이터베이스와 수질예측모형의 입력자료를 수정하는 작업이 필요하므로, 이를 지원하기 위하여 Fig. 5와 같은 GUI를 구축하였다. 시험유역에 대하여 수

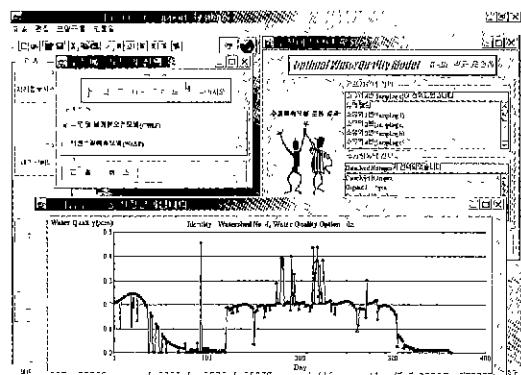


Fig. 5. A part of interfaces for water quality prediction and management

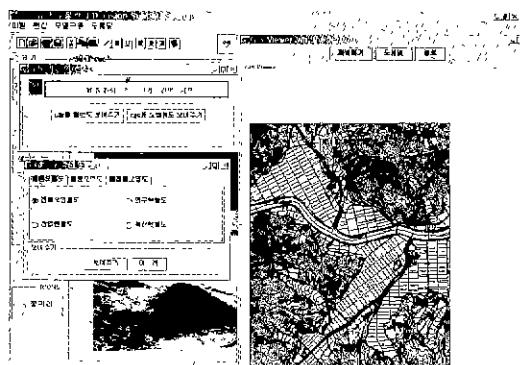


Fig. 6. DXF file viewer interface

질예측모형을 보정한 후 WS#4 소유역에 대하여 GWLF 모형을 운용한 결과는 Fig. 5와 같다. 또한, 수질예측 이후 의사결정모형을 통하여 적절한 수질관리기법을 선택할 수 있도록 수질예측모형과 의사결정모형이 통합되어 있다.

GIS 파일 하나를 열었을 때의 DSS-WQMRA 모형의 인터페이스의 실례는 Fig. 6과 같다.

3. 각종 시나리오에 따른 모형의 적용

가. 목표수질이 정해지지 않은 경우

이 경우, 의사결정자는 본 모형을 통하여 ① 대상유역 및 목표수질항목의 선택, ② 농도-최적비용곡선의 산정, ③ 목표수질(최적수질)의 설정, ④

Table 2. Results of selection for optimum water quality managemental practices

Pollutant identity		Management techniques	Cost (million won)	Capacity (ton/day)
Village	Village 1	Septic tank+Excrement treatment	15.69	0.05
	Village 2	Septic tank+Excrement treatment	31.74	2.01
	Village 3	Septic tank+Excrement treatment	14.28	0.05
	Village 4	Septic tank+Excrement treatment	17.76	1.14
	Village 5	Septic tank+Excrement treatment	21.09	1.88
	Village 6	Septic tank+Excrement treatment	41.68	3.35
	Village 7	Excrement treatment	10.54	1.25
Cattle	Livestock 1	Recycling of animal waste into cropland	0.31	1.68
	Livestock 2	Recycling of animal waste into cropland	0.16	1.2
	Livestock 3	Recycling of animal waste into cropland	0.25	1.52
	Livestock 4	Recycling of animal waste into cropland	0.61	2.4
	Livestock 5	Recycling of animal waste into cropland	0.26	1.56
	Livestock 6	Recycling of animal waste into cropland	0.01	0.4
	Livestock 7	Recycling of animal waste into cropland	0.48	2.12
	Livestock 8	Recycling of animal waste into cropland	0.48	2.12
	Livestock 9	Recycling of animal waste into cropland	2.43	14
	Livestock 10	Recycling of animal waste into cropland	0.28	1.6
	Livestock 11	Recycling of animal waste into cropland	0.14	1.12
Hog	Livestock 12	Composting method	28.73	11.44
	Livestock 13	Composting method	18.46	5.63
	Livestock 14	No treatment	0.0	2.5
	Livestock 15	Composting method	26.35	10.0
	Livestock 16	Composting method	20.85	6.86
	Livestock 17	Composting method	18.93	5.86
	Livestock 18	Composting method	19.55	6.18
	Livestock 19	Composting method	11.58	2.5
	Non-point source pollution	Fallow paddy	0	0
	Non-point source pollution	Wetland	0	0
	Non-point source pollution	Vegetative filter strips	0	0
	Non-point source pollution	Fertilizer managements	0	0
	Total		303.30	-

설정된 목표수질에 따른 최적 수질관리기법의 선정, ⑤ 최적 수질관리기법에 대한 타당성의 검토 등의 순으로 수질관리계획을 세우게 된다. 시험유역으로 WS #4 소유역을, 목표수질항목으로 BOD를 선정하여 얻은 농도-최적비용곡선은 Fig. 7과 같다. 비용적인 면에서 의사결정을 한다면, 비용이 급격히 증가하는 2.5(mg/L)값이 목표수질이 될 수 있다. 선정된 목표수질에 따른 최적수질관리기법을 모형을 통하여 산정한 결과는 Table 2와 같다. 여기서 최적수질관리 기법으로서는 저비용으로 높은 처리효과를 나타내는 하수처리, 농지활용, 퇴비사 등의 점원 수질관리기법이 채택되었으나 비점

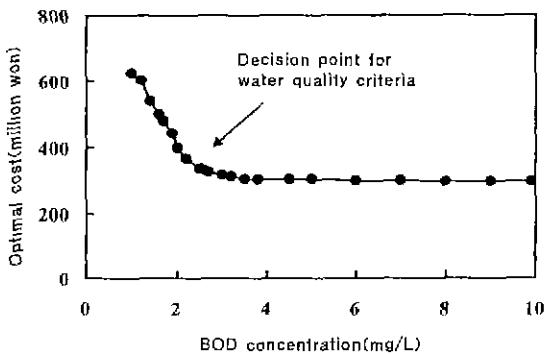


Fig. 7. Optimal cost as function of concentration of BOD for normal flow

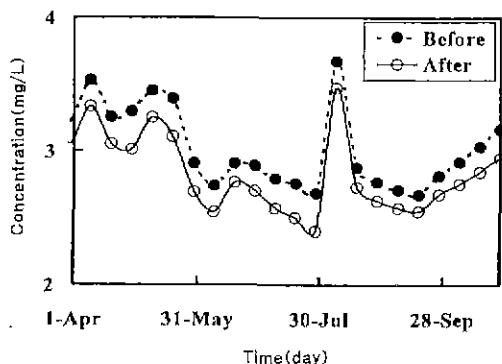


Fig. 8. Comparison of concentration of BOD between before and after managemental practices

원 수질관리기법은 전혀 선택되지 않았다. Table 2에 나타난 관리기법을 WS#4지역의 오염원에 적용하여 합류된 직후의 본류지점에서의 수질변화의 결과는 Fig. 8과 같다. 수질관리기법을 적용한 후에 BOD 농도가 전반적으로 0.4~0.5(mg/L)정도로 낮게 나타났다.

나. 목표수질이 정해진 경우

이 경우에는 목표수질이 정해지지 않은 경우의 농도-최적비용곡선의 산정과정이 생략될 수 있다. 모형의 효용성과 결과의 타당성 등을 검토하기 위하여 유량변화, 수질항목, 오염원 증가 위치에 따른 최적처리비용의 변화를 고찰하였다.

Table 3. Management scenarios according to the variation of target water quality

Scenario	BOD (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	Objective
Scenario A	2.4→1.0	2.0	0.05	Variation of point source management
Scenario B	2.5	2.0→1.2	0.05	Variation of nonpoint source management
Scenario C	2.5	2.0	0.05→0.02	Variation of nonpoint source management

1) 유량변화에 따른 최적비용의 변화

하천유량이 갈수량, 평수량, 풍수량인 경우의 농도에 따른 최적비용의 변화를 나타내면 Fig. 9와

같다. 수질 농도가 일정한 경우는 유량이 증가할 수록 갈수량 <평수량 <풍수량의 순으로 최적비용이 증가하였다. 이러한 현상은 유량증가에 따라 오염부하량이 증가하기 때문으로 사료된다.

2) 수질항목에 따른 최적수질관리기법 및 최적비용의 변화

Table 3과 같이 두 개의 수질항목을 고정하고 한 개의 수질항목의 농도가 변화하는 경우에 대하여 고찰하였다. 목표수질농도에 따른 처리방법 변화는 BOD의 경우 생활계는 하수처리, 소는 농지환원, 돼지는 퇴비사로 수질관리기법이 선택되는 것으로 나타났다. T-N과 T-P는 점원관리기법외에 인공습지와 시비량 관리기법 같은 비점원수질관리기법이 선택되었다. 목표수질농도 변화에 따른 발생원별 최적비용은 Fig. 10과 같고, 오염원별 최적비용의 비율은 비점원계 <축산계(소) <축산계(돼지) <생활계 순으로 높게 나축산계의 경우는 처리효율이 높으면서도 처리비용이 적은 농지환원이 선택되었기 때문에 생활계의 처리비용이 축산계보다 높게 나타났으며, T-N, T-P의 경우, 일정한 수질 농도 이하부터 비점원 수질관리기법이 선택되기 시작했다. 또한, 수질농도가 낮아짐에 따라 축산계의 비용은 일정한데 반하여 생활계와 비점원계의 비용은 증가하는 것으로 나타났다.

3) 오염원의 위치에 따른 처리비용의 변화

동일한 오염원이 증가하는 경우 오염원의 위치

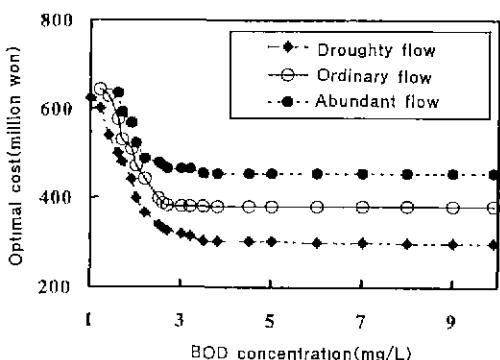
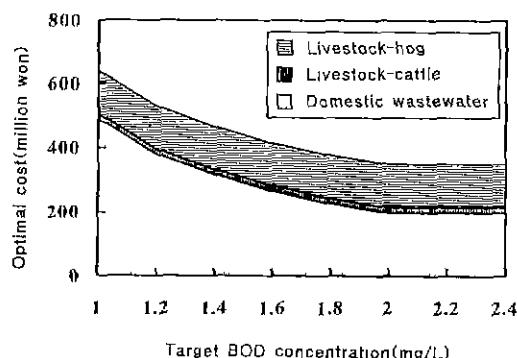
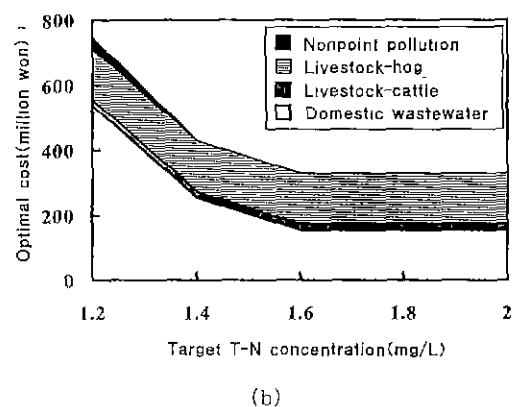


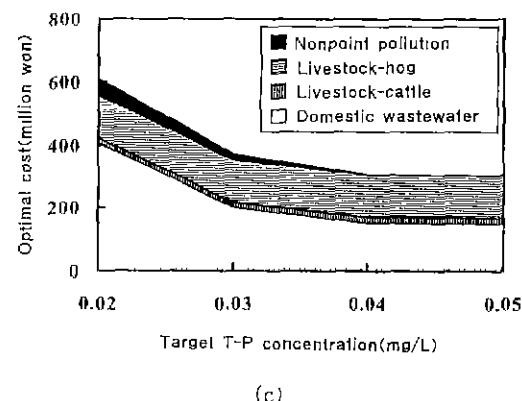
Fig. 9. Optimal cost as function of Bod concentration and discharge



(a)



(b)



(c)

Fig. 10. Optimal cost according to changing target concentration by pollutant sources

에 따른 최적처리 비용의 변화를 알아보기 위하여 WS#1지역(최상류 소유역)과 WS#4 및 WS#11 지역(하류 소유역)을 대상으로 유역의 평균 오염

원 분포값인 인구 400명, 소 200마리 및 돼지 400마리씩을 증가시켰다. 소유역별로 오염원 증가 이전과 이후의 최적처리비용을 비교하면 Table 4와 같다. WS#1 지역에서의 오염부하량 증가는 유역 말단의 수질농도에 전혀 영향을 미치지 않고, 하류 소유역인 WS#11지역에서의 오염부하량 증가는 유역말단 수질농도에 가장 큰 영향을 미치는 것으로 나타났다.

Table 4. Results of optimal cost of water quality management by increasing pollutant loadings in different locations

Location of increased loading	Optimal cost(million won)		Increasing rate of cost(%)	Distance from watershed outlet(km)
	Before increasing pollutant load	After increasing pollutant load		
Point at WS#1	144.05	144.05	0	108
Point at WS#4	143.728	152.66	5.8	918
Point at WS#11	70.02	75.81	8.2	358

* Increased amount : Population 400 persons, cattles 200 heads, and hogs 400heads

VI. 요약 및 결론

본 연구에서는 농촌지역에서의 수질관리를 위한 농촌유역수질관리 의사결정지원 시스템(DSS-WQMRA)을 개발하고 이를 경기도 이천의 복하천 유역에 적용하여 모형의 효용성 및 타당성을 검토하였다. 그 결과를 정리하면 다음과 같다.

1. 농촌유역에서의 오염발생원 중심의 수질관리를 위하여 지리정보 시스템, 데이터베이스 시스템, 수질예측모형, 의사결정모형을 부모형으로 구성하는 DSS-WQMRA 통합모형을 개발하였다.

2. 유량 수준 별 목표수질 농도와 처리비용의 관계는 높은 수질농도에서는 거의 비용변화가 없었으나, 일정 농도 이하에서는 농도가 낮아짐에 따라 비용이 급격히 증가하는 것으로 나타났다.

또한 목표수질 농도가 일정한 경우 갈수량<평수량<풍수량 순으로 유량이 증가할수록 최적비용이 증가하는 것으로 나타났다.

3. 수질항목에 대한 처리비용을 고찰한 결과 높은 목표수질(낮은 농도)을 달성하기 위해서는 BOD의 경우 생활계 중심으로, 질소와 인의 경우는 생활계와 비점원계를 중심으로 처리가 필요한 것으로 나타났다.

4. 의사결정기법을 이용한 농촌유역의 수질관리 계획 과정의 모형화를 통하여 수질관리계획을 위한 정책입안자의 의사결정이 보다 효율적이고 정량적으로 될 수 있는 가능성을 확인할 수 있었다.

본 연구는 농림부의 첨단농업기술개발사업과제인 "농촌하천유역의 종합적 수질관리 시스템 개발"의 연구비 지원에 의하여 수행되었음.

참 고 문 헌

- 권순국, 1998, 우리나라 비점원 수질오염 관리의 문제점과 개선방안, 대한환경공학회지 20(11), pp. 1497~1510.
- 권순국, 유명진, 오세익, 1994, 농어촌용수 환경관리에 관한 연구(Ⅲ), 연구보고서 92-05-07, 농림부 농어촌진흥공사.
- 농지개량연합회, 1998, 경지정리 사업평가 및 효율적인 추진방안에 관한 연구, 농림부.
- 류철호, 허덕, 이석호, 1990, 축산분뇨 및 축산 폐수 처리대책에 관한 연구, 농경연C90-10, 한국농촌경제연구소.
- 신동석, 권순국, 1997, WASP5 모형을 적용한 복하천의 수질예측, 한국환경농학회지, 16(3), pp. 233~238.
- 양영민, 2000, 의사결정지원기법을 이용한 농촌유역 수질관리모형 개발, 서울대학교 대학원 공학석사 학위논문, pp. 92
- 유영석, 1992, 하수처리장의 설계 및 비용분석 프로그램 개발에 관한 연구, 전기연 92-EE-113-2, 한국건설기술연구원.
- 윤춘경, 권순국, 전지홍, 1999, 수질개선용 인공습지 실험자료에 의한 유출수농도 추정식 개발, 한국농공학회지, 41(5), pp. 86~93.
- 이홍구, 오경두, 1993, 수역 수질관리를 위한 수질예측모형과 의사결정지원시스템의 개발에 관한 연구, 환경처, pp. 225~315.
- 홍성구, 권순국, 1999, 부하함수를 이용한 비점원오염 부하량의 예측, 한국관개배수 6(2), pp. 126~133.
- 國松孝男, 1989, 河川汚濁のモデル解析, 株報堂.
- 和田安彦, 三浦活之, 1985, 中小河川における汚濁流出率の諸特性, 土木學會論文集, 363, pp. 2~4, pp. 215~223.
- 田淵俊雄, 末正奈緒希, 高梨めくみ, 1987, 水田灌水による硝酸態窒素の除去試験, 農業土木學會論文集, 55(8), pp. 53~58.
- 農業土木學會, 1987, 農業水利學實習ガイド, 農業土木學會, p. 147.
- Balas, E., 1965, An Additive Algorithm for Solving Linear Programs with Zero-One Variables, Operations Research, 13, pp. 517~546.
- Bishop, A. B. and W. J. Grenney, 1976, Coupled Optimization-Simulation Water Quality Model, J. Envir. Engrg. Div, ASCE, 102(EE5), pp. 1071~1086.
- Cater, G. M., 1992, Building Organizational Decision Support System, Cambridge, MA : Academic Press.
- Chen, Carl W., Joel Herr, Laura Ziemelis, Robert A. Goldstein and Larry Olmsted, 1999, Decision Support System For Total Maximum Daily Load, J. Envir. Engrg., ASCE, 125(7), pp. 653~659.
- Didan, K. and M. Yitayew, 1999, An

- Integrated GIS-Based Water Quality Decision Model. ASAE/CSAE-SCGR Annual Meeting Presentation.
20. North American Treatment Wetland Database (NADB). 1993, Electronic database created by R Knight, R. Rube, R. Kadlec and S. Reed for the U.S. Environmental Protection Agency.
21. Singiresu, S. Rao. 1996, Engineering optimization : theory and practice(3rd ed.), New York Wiley, pp. 667~709.
22. Srinivasan, R. and B. A. Engel, 1994, Spatial Decision Support System for Assessing Agricultural Nonpoint Source Pollution, Water Resource Bulletin(AWRA), 30(3), pp 441~452
23. Turban, E.. 1995, Decision support and expert systems : management support systems(4th ed.), Prentice Hall, pp. 206~210
24. Verchot, L. V., 1997. Nitrogen Cycling in Piedmont Vegetated Filter Zones: I. Surface Soil Process, J. Envir. Qual., 26, pp 327~336.
25. Young, R. A., 1980, Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff, J. Envir. Qual., 9(3), pp. 483~487.