

얕은 부영양 저수지의 육수학적 특성-계절에 따른 수질변화

김 호 섭 · 황 순 진*

(건국대학교 환경과학과)

Seasonal Variation of Water Quality in a Shallow Eutrophic Reservoir. *Kim, Ho-Sub and Soon-Jin Hwang** (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

This study was carried out to assess the seasonal variation of water quality and the effect of pollutant loading from watershed in a shallow eutrophic reservoir (Shingu reservoir) from November 2002 to February 2004. Stable thermocline which was greater than 1°C per meter of the water depth formed in May, and low DO concentration ($< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) was observed in the hypolimnion from May to September, 2003. The ratio of euphotic depth to mixing depth ($Z_{\text{eu}}/Z_{\text{m}}$) ranged 0.2~1.1, and the depth of the mixed layer exceeded that of the photic layer during study period, except for May when Z_{eu} and Z_{m} were 4 and 4.3 m, respectively. Most of total nitrogen, ranged 1.1~4.5 $\mu\text{g N L}^{-1}$, accounted for inorganic nitrogen (Avg, 58.7%), and sharp increase of $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ was evident during the spring season. TP concentration in the water column ranged 43.9~126.6 $\mu\text{g P L}^{-1}$, and the most of TP in the water column accounted for POP (Avg. 80%). During the study period, DIP concentration in the water column was $< 10 \mu\text{g P L}^{-1}$ except for July and August when DIP concentration in the hypolimnion was 22.3 and 56.7 $\mu\text{g P L}^{-1}$, respectively. Increase of Chl. *a* concentration observed in July (99 $\mu\text{g L}^{-1}$) and November 2003 (109 $\mu\text{g L}^{-1}$) when P loading through two inflows was high, and showed close relationship with TP concentration ($r = 0.55$, $P < 0.008$, $n = 22$). Mean Chl. *a* concentration ranged from 13.5 to 84.5 mg L^{-1} in the water column, and the lowest and highest concentration was observed in February 2004 ($13.5 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$) and November 2003 ($84.5 \pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$), respectively. TP concentration in inflow water increased with discharge ($r = 0.69$, $P < 0.001$), 40.5% of annual total P loading introduced in 25 July when there was heavy rainfall. Annual total P loading from watershed was 159.0 kg P yr^{-1} , and that of DIP loading was 126.3 kg P yr^{-1} (77.7% of TP loading). The loading of TN (5.0 ton yr^{-1}) was 30 times higher than that of TP loading (159.0 kg P yr^{-1}), and the 78% of TN was in the form of non-organic nitrogen, 3.9 ton yr^{-1} in mass. P loading in Shingu reservoir was $1.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$, which passed the excessive critical loading of Vollenweider-OECD critical loading model. The results of this study indicated that P loading from watershed was the major factor to cause eutrophication and temporal variation of water quality in Shingu reservoir. Decrease by 71% in TP loading (159 kg yr^{-1}) is necessary for the improvement of mesotrophic level. The management of sediment where the anaerobic condition was evident in summer, thus, the possibility of P release that can be utilized by existing algae, may also be considered.

* Corresponding author: Tel: 02)450-3748, Fax: 02)456-5062, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

Key words : shallow eutrophic reservoir, water quality, seasonal variation, Z_{cu}/Z_m , P loading, sediment

서 론

호수생태계에서 영양염부하의 증가는 조류의 번성, 투명도의 감소 및 이에 반응하는 생물학적 변화(예를 들면 부유생물종의 변화, 수생 식물상, 어류 생물상의 감소)를 유발하는 주된 원인이다(Hutchinson, 1957; Schindler, 1974; Reynolds, 1982). 부영양화된 담수생태계에서는 주로 인(phosphorus)이 조류의 성장에 제한영양염으로 작용하며(Schindler, 1974; Edmondson and Lehman, 1981; 한 등, 1993), 이들 중 상당부분이 유역으로부터 공급되고 오랜 기간 유기물이 퇴적층에 축적된 생태계에서는 퇴적층이 인 공급원으로 작용한다(Jeppesen *et al.*, 1991; Williams and Barko, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff, 2002).

유역으로부터 공급되는 인 부하량은 강우강도나 유역 내 오염원의 분포 등에 의해 결정되며, 인 공급원으로서 퇴적층은 깊은 저수지에서는 수층 혼합 시기에 식물플랑크톤 성장을 유도할 수 있다(Jeppesen *et al.*, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff, 2002). 반면에 수심이 얇은 수체에서는 바람이 없는 시기에 수온성층이 형성되기 때문에, 바람에 의한 수체의 불규칙적인 교란으로 인한 퇴적층으로부터 인 용출은 수시로 나타날 뿐 만 아니라(Williams and Barko, 1991) 교란 시 수층으로 부유된 입자가 빛 제한을 야기하여 낮은 광도에 적응력을 가진 식물플랑크톤으로의 군집 변화나 생물량의 감소를 야기하게 된다(Hoyer and Jones, 1983; Philips *et al.*, 1997).

그러나, 식물플랑크톤 대량 발생으로 대표되는 부영양화의 원인이 대부분이 유역으로부터의 영양염의 과잉공급으로 야기된 결과라 할지라도, 식물플랑크톤성장에 영향을 야기하는 여러 가지 요인이 복잡하게 연계되어 나타난 결과로서 이해되어야 한다. 또한 이러한 요인들의 중요도는 수체가 가지는 유역의 지형학적, 구조적인 특성 그리고 유역환경이나 계절에 따라 달라질 수 있기 때문에 이러한 요인들이 언제 어떻게 작용하는지 그리고 유역으로부터 유입되는 유입수나 영양염 부하가 수생태계 내에서의 어떠한 물리적, 생물학적, 화학적 변화를 야기하는지에 대한 연구는 수질관리에 있어 매우 중요하다.

특히, 강우사상이 계절적으로 편중된 지역에서는 기후

의 영향이 수생태계의 수질변화와 생태계의 기능에 매우 중요한 영향을 미칠 수 있다. 기후와 관련된 수문학적 특성은 특히 우리나라를 포함하는 몬순기후의 영향을 받는 지역에서 유수생태계와 대형댐에서 수환경변화에 지배적인 영향을 미치는 특징적인 현상으로 밝혀졌다(Jones *et al.*, 2000; Faithful and Griffiths, 2000; 신 등, 2003a). 이와 함께, 인공호에서 수문의 조작에 따른 물의 방류도 호내의 수질변화에 상당한 영향을 미치는 인자이다(신 등, 2003b; Thornton *et al.*, 1990).

중소규모의 저수지는 수적으로 우리나라 정수생태계의 거의 대부분을 차지하며, 농업용 관개용수의 공급을 주목적으로 하여 농업용 저수지로 구분되고 있다. 농업용 저수지들의 대부분은 수심이 얇고(< 10 m 이하), 생성연도가 오래되어 대부분 부영양화되었거나 이미 조류의 대번성을 경험하고 있는 수체들로서 농업지역의 비점오염원과 깊은 유기물 퇴적층을 가지는 공통적인 특성을 가지고 있다(Hwang *et al.*, 2003). 그러나, 우리나라의 대표적인 정수생태계인 얕은 부영양 저수지에 대한 수질변화에 대한 연구는 상대적으로 숫자가 적은 대형댐호에 비해 매우 미비하며, 농업용 저수지의 수질변화와 부영양화의 일반성에 대한 정보는 거의 없는 실정이다.

본 연구는 국내 저수지의 대부분을 차지하는 전형적으로 수심이 얇은 부영양상태의 저수지에서 수질변화 특성을 이해하고자 수행되었으며, 계절에 따른 수질변화를 유입부하량과 연계하여 분석하였다.

재료 및 방법

1. 조사대상 저수지 개요

신구저수지는 충청남도 보령시 주안면에 위치하는 소규모(수표면적 0.1 km², 최대 수심이 7.0 m) 농업용저수지이다(Fig. 1)(Table 1). 유역면적은 2.55 km²이며 유로연장이 각각 1.3과 3.4 km인 2개의 유입수로를 가지고 있다. 유역에서 발생하는 주 오염원은 축산폐수로 총 오염발생부하량의 75.6%를 차지하고 있다(농업기반공사, 2001). 평균수심이 3.9m 이고 유효저수량은 38.8 만 톤이며 연평균 엽록소 a 농도가 25 µg L⁻¹를 상회하는 부영양상태의 저수지이다. 조사기간 동안 2002년 12월 말부터 2003년 2월 중순까지, 그리고 2004년 1월 중순부터 2월

Table 1. Geographic, morphometric characteristics and generation load of pollutant in Shingu reservoir (농업기반공사, 2001).

Parameters	Value (%)
Dam Elevation (m)	13
Mean depth (m)	4
Reservoir surface area (m ²)	100,000
Water storage (× 10 ³ m ³)	388
Drainage area (km ²)	2.55
Paddy field area (km ²)	0.28 (11.0)
Upland field area (km ²)	0.82 (32.2)
Forest area (km ²)	1.25 (49.0)
Other area (km ²)	0.20 (7.8)

Production loading of pollutant		
Point source		
BOD (kg day ⁻¹)	34	(91.8)
TN (kg day ⁻¹)	17	(60.7)
TP (kg day ⁻¹)	2	(66.7)
Non-point source		
BOD (kg day ⁻¹)	3	(8.2)
TN (kg day ⁻¹)	11	(39.3)
TP (kg day ⁻¹)	1	(33.3)

Inflow	Inflow 1	Inflow 2
Subbasin area (km ²)	0.26	1.47
Subbasin slope (%)	11.8	11.8
Stream length (km)	1.3	3.4
Hydraulic residence time (hr)	0.65	1.03

초까지 약 2 주간 결빙되었고 5 월 중순부터 약 2 주일 동안 관개용수 이용으로 수위의 감소가 있었다.

2. 조사항목 및 분석방법

1) 수 질

2002년 11월부터 2004년 2월까지 2 주일 간격으로 수심이 가장 깊은 제방부근에서 0 (표층), 3 m (중층) 그리고 바닥으로부터 1 m (심층) 상층부의 물을 채수하였다. 유입수는 저수지로 합류되기 전 지점에서 채수하였으며 유입수량은 유속계 (Swoffer, Model 2100)로 측정된 유속과 수로 단면적을 곱해 계산하였다. 유광대 층 (Z_{eu})은 광도계 (Li-core photometer, Model LI-250)로 0.1m 간격으로 측정된 광도를 수심과 Ln (광도)와의 일차선형관계식을 통해 표층광도를 계산한 후 표층광도의 1%에 해당하는 수심으로 결정하였다. 혼합층 (Z_m)은 수심 간의 수온차이가 0.4°C m⁻¹ 이상인 수심으로 결정하였으며, 그 이전 수층이 혼합되는 것으로 간주하였다. 본 연구에서는 수심 간의 수온차이가 1°C m⁻¹ 이상인 경우는 안정적인 성층으로 (Horne and Goldman, 1994), 0.4~1°C m⁻¹인 경우에는 바람에 의해 교란될 수 있는 상대적으로 불안정

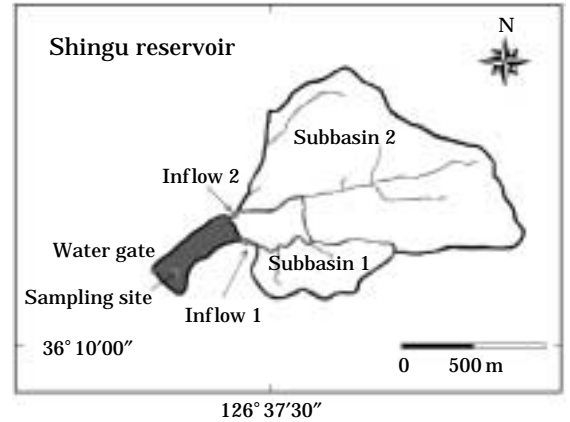


Fig. 1. Map showing the study area.

한 성층으로 고려하였다.

시료는 GF/F여과지로 여과한 후 엽록소 a 농도 측정에 이용하였으며, GF/F 여과지로 여과한 물과 원수를 각각 폴리에틸렌 병에 담은 후 영양염 분석 전까지 -10°C에서 냉동보관하였다. 인은 용존무기인 (Dissolved Inorganic Phosphorus: DIP)과 용존총인 (Dissolved Total Phosphorus: DTP) 그리고 총인 (Total Phosphorus: TP)을 각각 측정하였다. 입자성 유기인 농도 (Particulate Organic Phosphorus: POP)는 총인 중에 용존 총인을 제외한 나머지로써 입자성인의 대부분이 입자성유기인으로 존재하는 것으로 간주하였다. 질소는 질산성질소 (NO₃-N), 아질산성질소 (NO₂-N), 암모니아성 질소 (NH₃-N) 그리고 총질소 (Total Nitrogen: TN)를 각각 측정하였으며, 질산성 질소와 아질산성 질소 그리고 암모니아성 질소의 합을 용존무기질소 (Dissolved Inorganic Nitrogen: DIN)로 하였다.

엽록소 농도는 엽록소 a를 메탄올로 24시간 냉암소에서 추출한 후 흡광도를 측정하여 계산하였다 (Maker, 1972 ; Maker et al., 1980). 용존무기인은 ascorbic acid법으로 분석하였으며 (APHA, 1995), 용존총인과 총인은 GF/F여과지를 통과한 물과 원수를 각각 persulfate로 전처리한 후 용존무기인과 동일한 방법으로 측정하였다. 암모니아성 질소와, 아질산성 질소는 각각 인도페놀법과 colorimetric (4500 NO₂-B)로 측정하였다 (APHA, 1995). 아질산성질소가 포함된 질산성질소 농도 (이하 질산성질소로 표현함)는 카드뮴환원법으로 측정하였고, 총질소는 persulfate로 전처리한 후 카드뮴환원법으로 측정하였다 (APHA, 1995).

2) 유입수량 및 부하량 예측

신구저수지로의 유입수량과 수질은 한달에 2회 측정된

Table 2. Discharge, SS, TN, DIN, TP and DTP in inflow of Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

Date	Discharge	TN		DIN		TP		DTP		DIP	
		m ³ day ⁻¹	mg L ⁻¹	kg day ⁻¹	mg L ⁻¹	kg day ⁻¹	µg L ⁻¹	g day ⁻¹	µg L ⁻¹	g day ⁻¹	µg L ⁻¹
15/11/02	960.6	4.7	4.6	4.0	3.8	92.0	88.4	71.7	68.8	60.5	58.1
13/12/02	1,922.1	2.3	4.4	4.9	9.4	82.1	157.7	69.9	134.4	63.4	121.9
28/03/03	665.6	2.6	1.7	1.7	1.17	3.9	49.2	65.3	43.5	55.6	37.0
11/04/03	1,464.9	2.6	3.9	2.7	3.9	133.7	195.8	127.8	187.2	100.4	147.1
16/05/03	1,512.2	5.1	7.7	4.1	6.2	104.3	157.7	90.4	136.7	78.7	119.0
13/06/03	3,761.0	7.1	26.7	5.4	20.2	131.7	495.3	87.5	329.2	66.9	251.6
25/07/03	35,155.7	3.2	112.4	2.3	81.0	90.3	3,173.6	80.9	2,842.8	76.1	2,676.8
08/08/03	6,535.6	2.4	15.4	1.8	11.5	90.2	589.8	81.8	534.7	73.9	482.7
19/09/03	8,885.1	2.4	21.4	1.9	17.3	104.3	926.6	86.6	769.1	74.5	662.3
03/10/03	2,682.2	2.4	6.4	1.9	5.2	71.2	191.0	58.8	157.8	50.4	135.3
18/10/03	2,599.8	2.4	6.2	2.1	5.5	76.3	198.5	75.4	196.0	70.8	184.1
08/11/03	5,996.8	3.4	20.6	2.7	16.4	224.1	1,343.8	201.3	1,207.1	196.2	1,176.3
21/11/03	531.2	3.4	1.8	3.2	1.7	60.3	32.1	54.0	28.7	52.7	28.0
17/12/03	720.6	3.7	2.7	3.5	2.5	63.0	45.4	58.8	42.3	55.6	40.0
30/12/03	738.7	4.9	3.6	3.8	2.8	53.6	39.6	52.1	38.5	43.2	31.9
13/01/04	635.0	3.4	2.1	2.7	1.7	74.5	47.3	51.4	32.6	45.0	28.6
27/01/04	1,316.7	2.7	3.6	2.3	3.0	74.1	97.6	36.8	48.4	31.8	41.9
17/02/04	191.3	3.3	0.6	3.0	0.6	62.3	11.9	41.5	7.9	39.8	7.6

실측 자료된 자료를 사용하였으며, 실측에서 제외된 시기의 인유입부하량은 수리수문모델인 HEC-HMS (Hydrologic Modeling System) 을 이용하여 일일 유입수량을 예측한 후, 실측된 자료를 토대로 도출된 유입수량과 인부하량과의 관계식을 이용하여 계산하였다. 신구저수지로 유입되는 2개의 유입수를 기준으로 1: 25,000 축척의 지도를 이용하여 2개의 소구역으로 구분하여 유역도(Basin)를 작성하였고(Fig. 1) 구적기를 이용하여 각 소구역(sub-basin)의 면적을 계산하였다(Table 2). 실측과 예측된 인유입부하량을 토대로 호수 수질에 대한 유입부하량의 영향을 평가하기 위해서 Vollenweider (1976)가 제시한 다음 식으로부터 인의 임계부하량(mg · m⁻² · yr⁻¹)를 계산하였다.

$$\text{허용임계부하량 (Permissible critical loading)} \\ = 10 \times Q_s \{1 + \bar{z} / Q_s\} 0.5\}$$

$$\text{과잉임계부하량 (Excessive critical loading)} \\ = 20 \times Q_s \{1 + \bar{z} / Q_s\} 0.5\}$$

여기서 Q_s는 수리적 수표면 부하량(surface hydraulic loading, m/yr)이고, \bar{z} 는 평균수심(m)이다.

3. 통계분석

수질항목간의 상관성 분석은 수심별 평균값을 사용하여 Pearson's correlation analysis를 통해 분석하였고(SPSS 10.0), 통계적 유의 수준은 P<0.05를 기준으로 하였다.

결 과

1. 수질 변화

강우사상과 관개용수 이용에 따른 수위변화가 야기되는 시기를 전후로 수질의 뚜렷한 차이가 나타났다. 조사기간 동안 강우사상은 연중 강우량(1,359 mm)의 56.8%(774 mm)가 6월과 8월 사이에 집중되었고, 이로 인해 5월말에 관개용수 이용으로 6월 중순경에 5.0 m까지 감소했던 수위는 7월 중순경에 관개용수 이전(7.1 m)과 유사한 7.1 m까지 재 상승하였다(Fig. 2).

수온상승과 더불어 3월 표층으로부터 4.5 m 수심에서 수심간의 수온차이가 0.4~1.0°C m⁻¹인 수온약층이 관찰되었고, 5월에는 비교적 안정한 수온약층이(>1.3°C m⁻¹)에 표층으로부터 3 m 수심에서 관찰되었다(Fig. 2). 관개용수로의 이용에 따른 수위가 감소한 5월 말부터 표층으로부터 6 m 수심에서 수심 간의 수온차이가 <1.0°C m⁻¹인 수온약층이 형성되었고, 강우에 의해 저수지의 수위가 상승한 7월에는 표층으로부터 3 m까지 상승하였다. 심층에서의 2 mg O₂ L⁻¹ 이하의 낮은 용존산소농도는 5월부터 9월까지 지속되었으며 심층에서의 저 산소상태는 강우에 의한 수위 증가 이후 7월에 표층으로부터 3 m 까지 확대되었다(Fig. 2).

투명도는 0.5~1.2m의 범위로 5월에 가장 높았고, 수소이온농도는 6.1~9.9의 범위로 성층 형성기간 동안에 표층과 심층간의 큰 차이를 보였다. 전기전도도는 수심에 따른 차이보다는 계절에 따른 큰 차이를 보였다(Fig. 3).

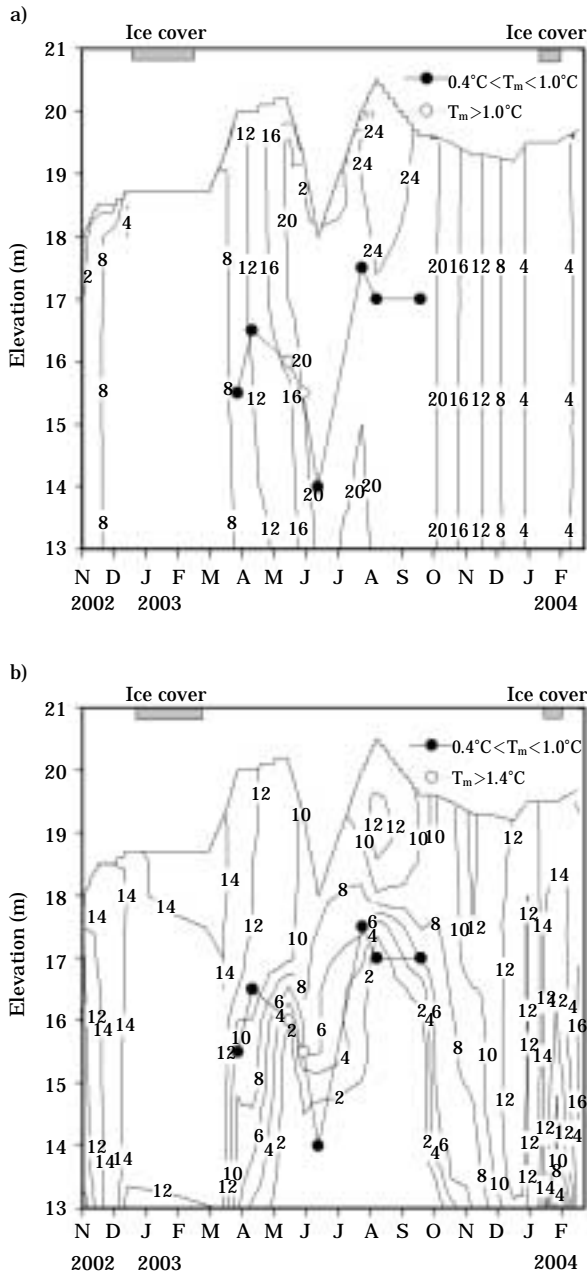


Fig. 2. Temporal and vertical variation of (a) temperature and (b) dissolved oxygen concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004. T_m indicate the difference of temperature per meter of depth.

관개용수로의 이용에 따른 수위감소 전 5월 16일에 심층에서 $251.4 \mu\text{S cm}^{-1}$ 로 가장 높았고, 7월 수위가 상승하는 시기에 급격히 감소하여 8월 8일에 중층에서 $96.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ 으로 가장 낮았다. 부유물질 농도는 $4.5 \sim 45.0 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위였고, 10월과 11월에 높았으며 투명도와 음의 상관성

을 보였다 ($r = 0.65, P = 0.001$). 생화학적 산소요구량 (BOD)은 8월에 표층에서 6.6 mg L^{-1} 으로 가장 높았고, 수심간의 큰 차이는 9월 19일에 관찰되었고, 표층에서의 농도가 중층에 비해 3배 정도 높았다. 화학적산소요구량 (COD)은 $1.3 \sim 13.5 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 부유물질 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다 ($r = 0.61, P = 0.003$). 수심에 따른 변화는 7월에 수심간의 평균이 $5.5 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 낮았던 반면, 8월 8일에는 표층 (13.4 mg L^{-1})과 심층 (1.3 mg L^{-1})의 농도 차가 10배 이상으로 크게 나타났다.

유광층 (Z_{eu})은 $1.3 \sim 4.3 \text{ m}$ 의 범위였으나 3m 이상 이었던 5월과 1월을 제외하고는 평균 $2.0 \pm 0.4 \text{ m}$ 로 큰 차이가 없었다 (Fig. 4). Z_{eu}/Z_m 은 $0.2 \sim 1.1$ 의 범위로 수온약층 형성으로 혼합 층이 수심 4m 근처이고 유광층 수심이 4.3m 였던 5월을 제외하고는 대부분의 기간 동안에 유광대층에 비해 혼합층의 수심이 깊었다.

수체 내 질소 농도는 계절에 따른 뚜렷한 차이가 나타났으며, 강한 수온약층이 형성된 5월부터 심층에서의 암모니아성 질소 ($\text{NH}_3\text{-N}$)의 농도 증가와 더불어 수층간의 큰 차이가 관찰되었다 (Fig. 5). 암모니아성 질소 농도는 $0 \sim 2.5 \text{ mg N L}^{-1}$ 의 범위로 수층간의 평균 암모니아 농도는 3월부터 6월까지 높게 유지되었고, 표층 ($0.004 \sim 0.68 \text{ mg N L}^{-1}$)과 심층 ($0.97 \sim 2.53 \text{ mg N L}^{-1}$)간의 큰 농도차이가 4월부터 8월까지 관찰되었다. 강우로 수위가 재 상승한 7월부터 암모니아 농도는 다시 감소하였으며, 7월부터 11월 초까지 10월 18일을 제외하고는 표층에서의 농도가 $0.021 \text{ mg N L}^{-1}$ 이하였다. 아질산성 질소 ($\text{NO}_2\text{-N}$) 농도는 $0.006 \sim 0.242 \text{ mg N L}^{-1}$ 의 범위로 4월부터 증가하여 8월 ($0.182 \pm 0.082 \text{ mg N L}^{-1}$)에 가장 높게 나타났으며, 이후 다시 감소하는 경향을 보였다. 질산성 질소 농도 ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)는 $0.3 \sim 1.9 \text{ mg N L}^{-1}$ 범위로 3월부터 증가하여 7월까지 높은 수준을 유지하였고 이후 감소하여 10월에 수층간의 평균농도는 $0.4 \pm 0.0 \text{ mg N L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 총 질소 농도는 $1.1 \sim 4.5 \text{ mg N L}^{-1}$ 범위로 무기형태의 질소가 평균 58.7%였고, 계절에 따른 변화는 질산성 질소 농도 ($r = 0.77, P < 0.001$)와 암모니아성 질소 ($r = 0.73, P < 0.001$)와 유사한 경향을 보였다.

인 농도 또한 계절에 따른 큰 차이가 나타났으며, 심층에서의 산소 농도 감소가 가장 크게 나타났던 7월에 심층에서의 용존 형태 인의 일시적인 증가가 관찰되었다 (Fig. 5). 용존 무기인 농도(DIP)는 $0.1 \sim 56.7 \mu\text{g P L}^{-1}$ 범위로 총인 중 6.6%였다. 용존무기인은 7월과 8월에 심층에서 각각 $22.3, 56.7 \mu\text{g P L}^{-1}$ 의 농도를 보인 것을 제외하고는 $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ 이하였고, 10월 3일에는 전 수층에서

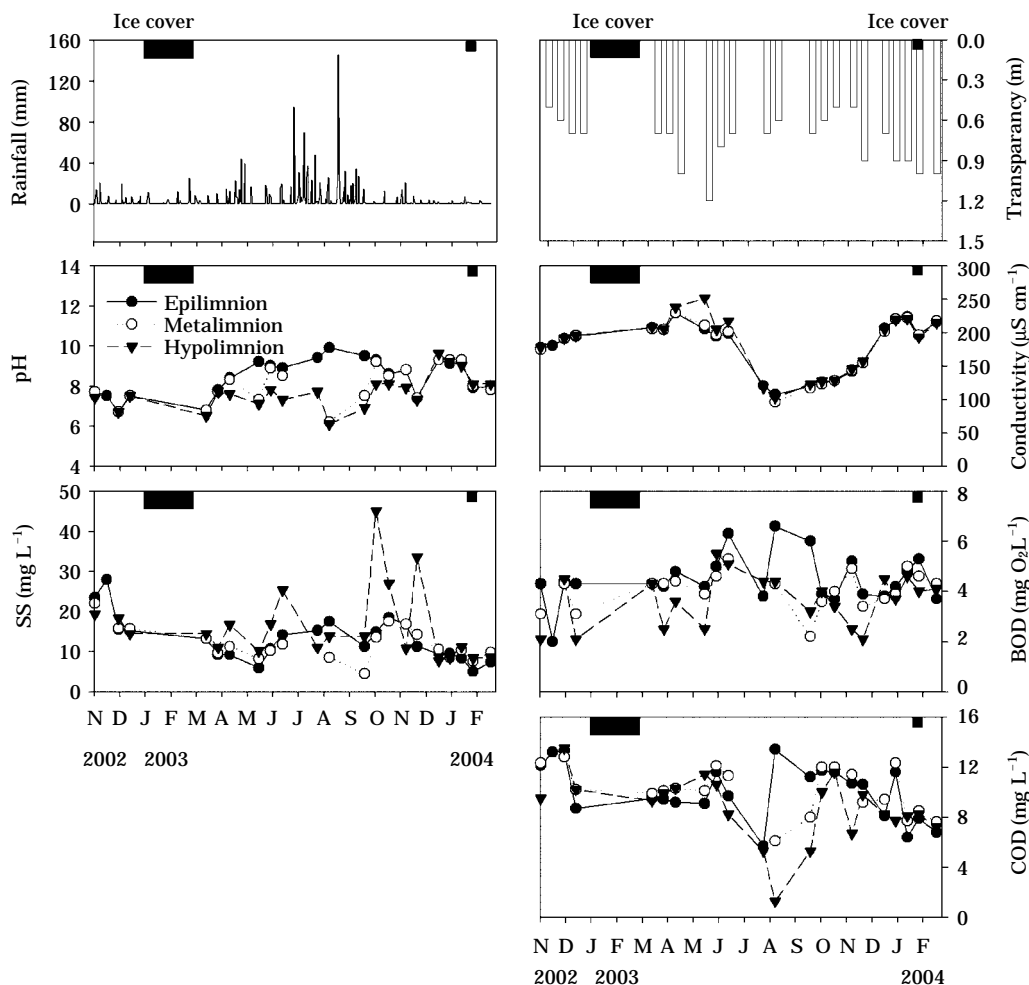


Fig. 3. Temporal and vertical variation of rainfall, transparency, pH, electric conductivity, suspended solids, biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

0.6 $\mu\text{g P L}^{-1}$ 이하였다. 용존 총인의 농도는 7.1~66.4 $\mu\text{g P L}^{-1}$ 의 범위였고 용존무기인의 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다 ($r = 0.90, P < 0.001$). 총인 중 용존총인의 형태는 년 평균 20%로 대부분이 입자성 인 형태로 존재하였으며 총인과 입자성인의 계절에 따른 변화는 일치하였다 ($r = 0.90, P < 0.001$). 총인은 43.9~126.6 $\mu\text{g P L}^{-1}$ 의 범위였고 5월 말부터 증가하여 7월에 수층간의 평균이 $108.7 \pm 0.8 \mu\text{g P L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보인 후 12월부터 감소하여 2004년 2월 해빙시에 $46.1 \pm 1.8 \mu\text{g P L}^{-1}$ 로 가장 낮았다.

엽록소 a 농도는 계절에 따른 변화와 더불어 수심 간의 큰 차이를 보였다(Fig. 6). 수층 간의 평균 엽록소 a 농도는 강우에 의해 수위가 재상승한 7월에 증가 이후 8, 9월에 감소하였다가 11월에 다시 증가하여 $84.5 \pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보였으며 겨울철 해빙된 직후인

2월에 $13.5 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 수심간의 큰 차이는 7월부터 11월 초까지 관찰되었으며, 9월 심층에서 $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았고 11월에 표층에서 $109.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높았다. 엽록소 a 농도는 투명도 ($r = -0.63, P = 0.002, n = 22$)와 음의 상관성을 보였고 엽록소 a 농도가 증가함에 따라 $Z_{\text{eu}}/Z_{\text{m}}$ 이 감소하는 경향을 나타냈으나 뚜렷한 상관성은 없었다 ($P = 0.129$) (Fig. 7). 영양염과의 상관관계에서는 총인($r = 0.55, P = 0.008, n = 22$) 중 특히 입자성인($r = 0.56, P = 0.006, n = 22$)과의 높은 양의 상관성을 나타낸 반면, 총질소 농도와는 뚜렷한 상관성이 없었다 ($r = -0.38, P = 0.081, n = 22$).

2. 유입 부하량

유역에서 두 유입수로로 유입되는 인의 대부분은 용존 형태였으며, 인 유입부하량은 유입수량과 양의 상관성을

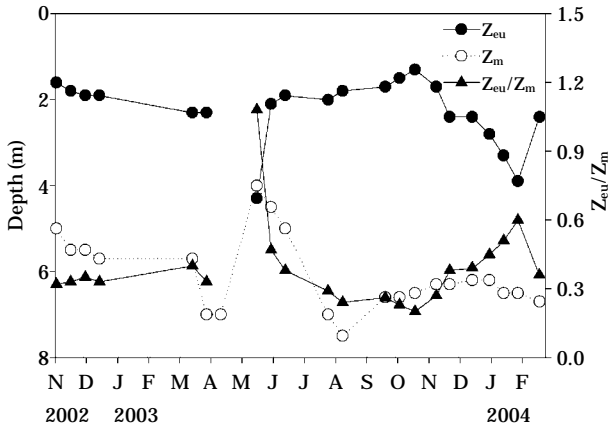


Fig. 4. Temporal variation of euphotic depth (Z_{eu}), mixing depth (Z_m) and Z_{eu}/Z_m ratio in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

나타냈다 ($r = 0.97, P < 0.001$) (Fig. 8). 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은 $159.0 \text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 이중 용존형태의 인 부하량은 총인의 86.8%에 해당하는 $138.0 \text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용될 수 있는 용존무기인 부하량은 $126.3 \text{ kg P yr}^{-1}$ 으로 총인의 77.7%에 해당하였다 (Table 2). 수표면적당 인 부하량은 조사기간 실측된 자료를 통해 계산된 수표면적당 인 부하량은 $1.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이었다. 강우량이 많았던 시기가 현장 조사에서 제외되었기 때문에 HEC-HMS로 예측된 일일유입수량을 실측된 유입수량과 인유입부하량과의 관계식을 (Fig. 8) 이용해 유입부하량 산출한 결과를 토대로 계산된 수표면적당 인 부하량은 $4.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 실측된 값에 비해 3배 정도 높은 수준이었다 (Fig. 9). 저수지로 유입되는 수표면적당 인부하량은 비록 실측치와 예측치 사이에 3배 정도의 차이가 있었으나 모두 과잉입계부하량을 상회하는 수

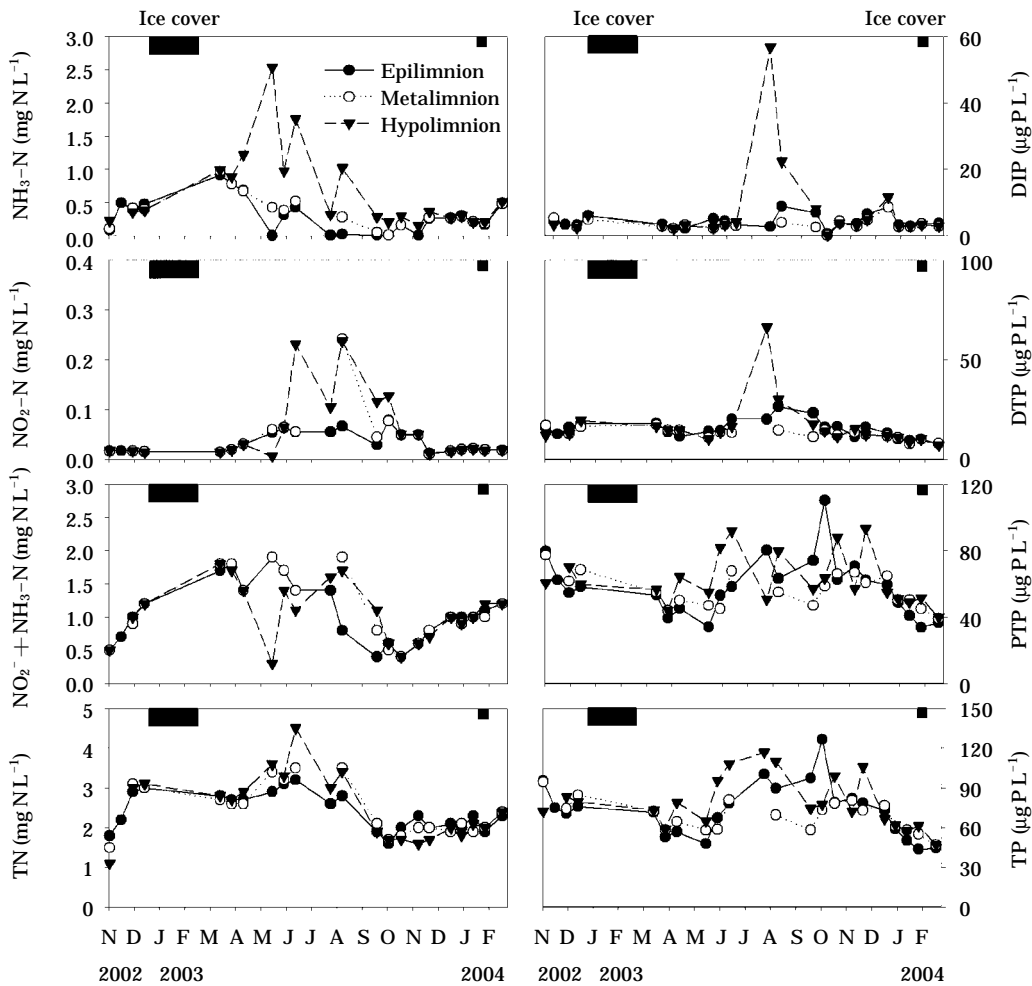


Fig. 5. Temporal and vertical variation of nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$, TN) and phosphorus (DIP, DTP, PTP, TP) concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

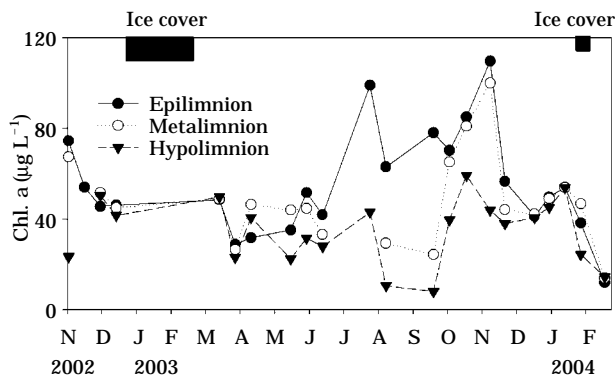


Fig. 6. Temporal and vertical variation of Chl. *a* concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

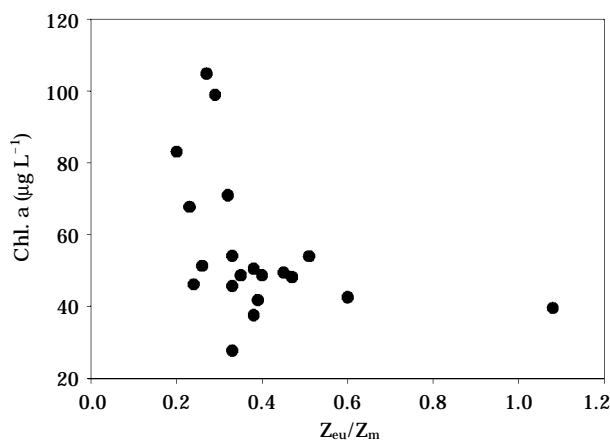


Fig. 7. Relationships between Z_{eu}/Z_m ratio and Chl. *a* concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

준이었다(Fig. 10). 유입수량이 많을수록 유입수내 총인 농도 또한 증가하는 경향을 나타냈으며($r = 0.69, P < 0.001$) (Fig. 11), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다(Table 2).

총질소 부하량은 5.0 ton yr^{-1} 로 총인 부하량($159.0 \text{ kg P yr}^{-1}$)에 비해 30배 정도 많았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은 3.9 ton yr^{-1} 로 총질소의 78%였다. 유입수량 증가에 따른 총인 농도와 유사하게 총질소 농도 또한 유입수량이 많을수록 증가하는 경향을 나타냈으며($r = 0.48, P < 0.001$) (Fig. 11) 총인 유입부하량이 많았던 7월에 질소 또한 연간 총 질소 유입부하량의 45.7%가 유입되었다(Table 2).

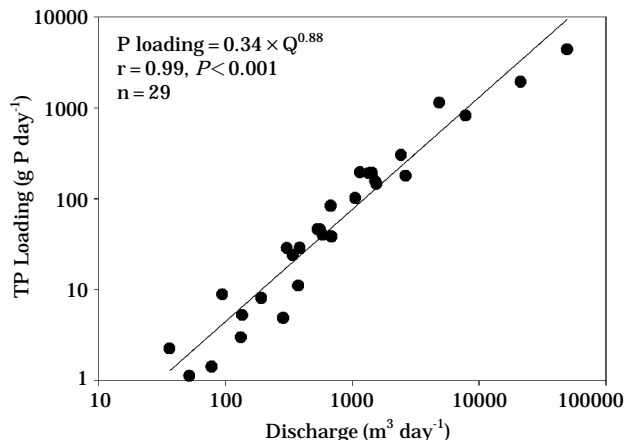


Fig. 8. Relationships between discharge and TP loading from two inflows of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

고찰

결빙된 수표면의 해빙과 얕은 수심에도 불구하고 수온 상승에 따라 형성된 성층 그리고 강우에 따른 유입 부하량의 계절에 따른 차이는 저수지내 수질의 계절적, 수직적 변화의 원인 이었다. 결빙된 수표면의 해빙 시에 암모니아성 질소와 질산성질소의 뚜렷한 증가 (Agbeti and Smol, 1995; 조와 신, 1997, 1998; 신 등, 2000)는 결빙 기간동안에 미생물 활동으로 생성된 암모니아의 축적과 이를 이용하는 식물플랑크톤의 낮은 수온에서의 성장억제에 따른 영양염 이용율 감소 등에 의해 야기될 수 있다 (Odum, 1959; Talling, 1962; Løvstad and Bjørndalen, 1990). 본 연구에서도 암모니아성 질소와 질산성질소의 뚜렷한 증가가 관찰되었으며, 수체 내 무기질소의 증가는 총질소 농도의 증가의 직접적인 원인 이었다 ($r = 0.93, P < 0.001$). 유입수량 증가에 따른 유입수내 농도 증가는 질소($r = 0.48, P < 0.001$)보다는 인($r = 0.69, P < 0.001$)에서 뚜렷하게 나타났으며, 총인 농도는 인 유입부하량이 많았던 7월과 8월에 증가한 반면, 질소 농도는 감소하는 경향을 보였다. 박 (2003)은 국내 12개 저수지에서 본 연구에서 나타난 질소와 인의 계절적인 변화와 유사하게 총질소가 춘계에 무기질소의 증가로 인해 높은 농도를 나타낸 반면 총인 농도는 유입수량이 증가한 하계에 증가함을 제시한 바 있다.

식물플랑크톤 성장에 이용 가능한 총질소와 총인 중 용존형태의 비율은 질소는 용존 무기 형태(58.7%)가 인은 입자형태(79.9%)로의 존재비율이 높아, 질소에 비해 인의 잠재적 제한가능성이 높은 것으로 나타났고 이러한

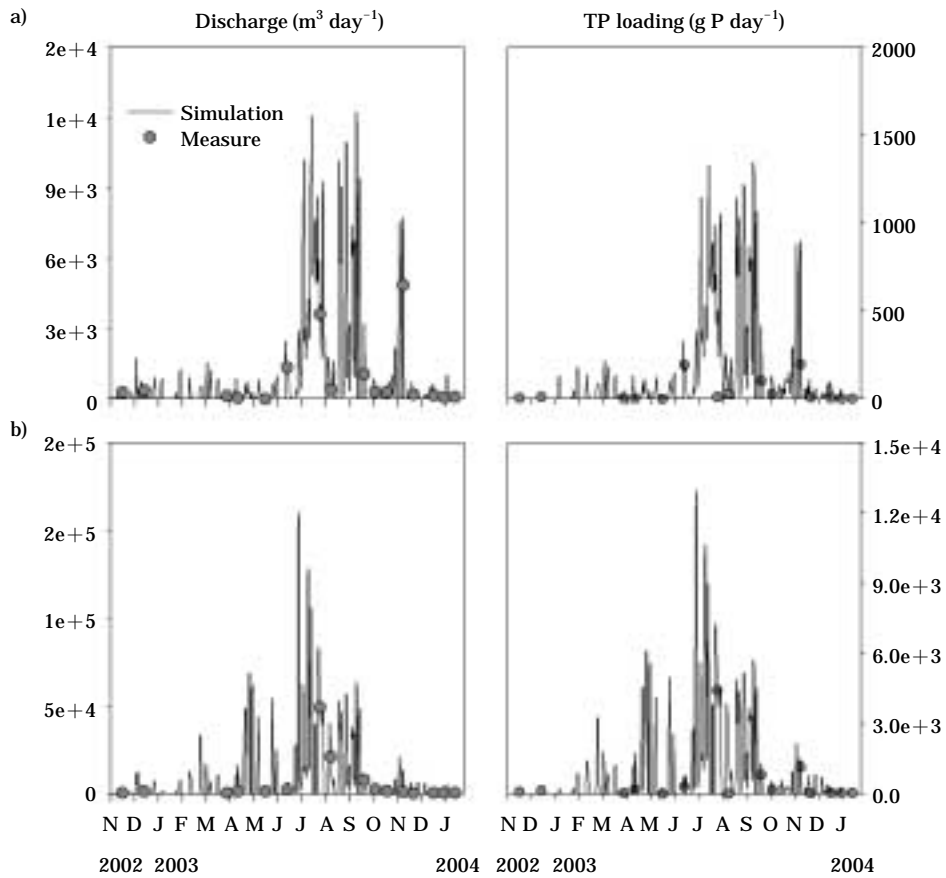


Fig. 9. Temporal variation of discharge and TP loading from two inflows (a: Inflow 1, b: Inflow 2) of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

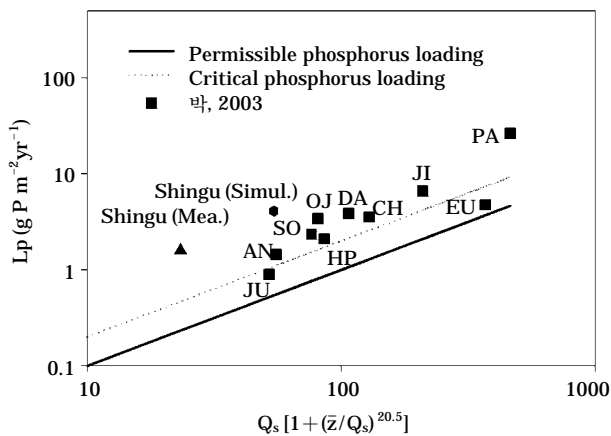


Fig. 10. Plot of phosphorus loading and critical loading of Vollenweider–OECD model in Shingu reservoir and several Korean reservoirs. AN, JU, SO, HP, OJ, DA, CH, JI, EU, PA denotes L. Andong, L. Juam, L. Soyang, L. Hapchon, L. Okjong, L. Daechong, L. Choongju, L. Jinyang, L. Euam and L. Paldang, respectively.

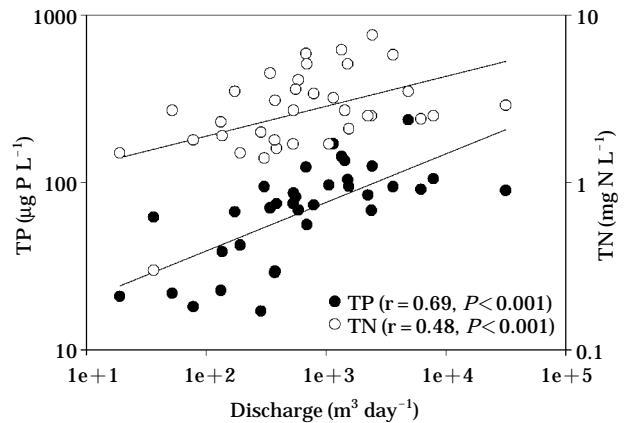


Fig. 11. Relationships between discharge and TP, TN concentration from two inflows of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

결과는 영양염 첨가에 따른 식물플랑크톤의 성장반응에 대한 앞선 실험에서 확인된 바 있다(김과 황, 2004). 박

(2003)은 국내 12개 주요 대형저수지의 수체 내 총 질소 중 무기질소가 본 연구 대상저수지에서와 유사하게 평균 63%이나, 용존 총인과 용존 무기인은 각각 54, 24%로 본 연구에서 나타난 총인 중 용존 총인(20.1%)과 용존무기인(6.6%)의 비율과는 큰 차이가 있었다. 자연호에 비해 인공호에서 짧은 체류시간과 빛 제한에 따른 식물플랑크톤의 무기인 이용율의 감소는(박, 2003) 용존인이 높은 비율로 존재하는 이유로 설명되고 있다(Prepas and Rigler, 1982; Tarapchak *et al.*, 1982; Lillie and Mason, 1983). 그러나, 본 연구 대상저수지는 인공호임에도 불구하고 외국의 자연호에서 보고 되고 있는 수체 내 무기인의 비율(5% 이하)과 유사하였고, 이는 비록 구조적으로 인공호이나 비교된 국내 12개 인공호에 비해 식물플랑크톤 성장에 대한 체류시간이나 빛 제한의 영향이 상대적으로 적음을 시사한다. 본 연구대상 저수지가 유입수량이 적은 배수구역의 말단부에 위치해 있고 관개용수 이용에 따른 저수지 물의 인위적인 배제나 집중 강우시 유입수량 증가에 따라 자연적으로 방류되는 시기 외에는 유출이 증발산이나 지하수로의 침투에 한정되기 때문에 식물플랑크톤의 성장을 위한 수리학적 체류시간은 충분한 것으로 생각할 수 있다. 식물플랑크톤 성장과 관련된 빛 조건은 연구기간 동안에 Z_{eu}/Z_m 이 평균 0.4로 하루 중 낮 시간을 12시간으로 가정 시 유광대층에 머무르는 시간은 4.8 시간으로, Z_{eu}/Z_m 이 1인 조건에 비해 단 위면적당 식물플랑크톤 생산력은 빛 제한에 의해 감소될 수 있는 환경이었다(Kimmel and White, 1979). 그러나, 여름철 높은 수온에도 불구하고 수심 간의 수온 차($0.4 \sim 1^\circ\text{C m}^{-1}$)가 작았기 때문에 바람에 의한 교란으로 유광대층 속으로 재순환하는 빈도는 깊은 호수에 비해 빈번할 수 있기 때문에 하루 중 계산된 4.8 시간 보다 더 오랜 시간 동안 유광층에 머물렀을 것으로 생각된다. Reynolds (1989)는 평균 풍속이 $2.5 \sim 5.0 \text{ m s}^{-1}$ 로 일정하게 유지되는 경우 10 m 혼합층이 교란되는데 소요되는 시간이 10~20분 정도이며, Ibelings 등 (1991)과 Denman and Gargett (1983)는 동일한 조건에서 3 m 혼합층이 불과 4~8분안에 교란됨을 보고하였다. 또한, 식물플랑크톤 군집 중 남조류는 Z_{eu}/Z_m 이 작다하더라도 부력조절을 통해 이동 가능하기 때문에 이러한 물리적환경이 용존무기인을 흡수하여 성장에 이용함에 있어 미치는 영향은 다른 조류 종들에 비해 적을 것이다.

저수지에서 엽록소 *a* 농도는 집중강우에 의해 인 유입 부하량이 증가된 이후에 나타났다. 조사기간 중 엽록소 *a* 농도 증가는 7월과 11월에 년 간 총 유입부하량의 40.5%와 17.1%가 유입된 이후에 나타났으며 유입수량이 7월에

비해 적었던 11월에 가장 높은 농도를 보였는데 이것은 7월에 유입수량 많았던 반면 엽록소 *a* 농도가 높은 ($132.0 \mu\text{g L}^{-1}$) 유출수가 발생했던 것과 달리 11월에는 유출수가 없었기 때문인 것으로 사료된다(김과 황, 2004). 제한 영양염류의 농도는 생물량을 결정하는 주 원인으로(Hutchinson, 1957; Reynolds *et al.*, 1987; Carpenter and Kitchell, 1993; 김 등, 1999) 식물플랑크톤 대 발생은 외부로부터 많은 영양염류가 유입된 이후나(Lathrop and Carpenter, 1990; 김, 1998), PEG모델에서 제시된 바와 같이 퇴적물로부터 재 용출된 영양염류가 수층내로 확산되는 혼합시기에 야기된다(Sommer *et al.*, 1986). 본 연구에서 유역으로부터 유입되는 인의 86.8%가 용존형태이고 이중 식물플랑크톤에 의해 직접이용 될 수 있는 형태의 용존무기인이 77.7%였던 반면, 저수지 수체 내 존재하는 총인 대부분이 입상성 유기인($r = 0.90, P < 0.001$)으로 엽록소 *a* 농도와 양의 상관성($r = 0.60, P < 0.003$)을 나타낸 것으로 미루어 볼 때 유입된 인이 식물플랑크톤에 의해 빠르게 흡수되어 성장에 이용되어 식물플랑크톤 밀도 증가의 원인이 된 것으로 추측된다.

유역으로부터 저수지로 유입되는 수표면적당 인 부하량에 대한 실측과 예측값은 각각 1.6 과 $4.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 모두 과잉 임계부하량을 초과하는 것으로 나타났으며 이를 토대로 할 때 본 연구대상 저수지의 부영양화는 유역으로부터의 인 과다유입에 기인된 것으로 판단된다. Vollenweider (1976)의 인 부하모델은 크기가 다른 호수들에서 유입되는 인 부하량이 호수수질에 대한 영향을 비교하기 위해 평균수심과 체류시간을 고려하여 개발된 것으로, 수질을 예측하고 환경용량을 산정하는데 사용되고 있다(김 등, 1995a; 김 등, 1995b). 임계부하량 모델을 통해 신규저수지를 중영양호의 수질로 유지하기 위해서는 실측된 총인 수표면적당 인 부하량의 경우 $0.47 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이하가 되어야하며, 이는 총인 유입 부하량(159 kg yr^{-1})의 71% 감소가 요구된다. 이러한 목표 수질을 위해 요구되는 실측된 유입수 년 평균 농도 92.8 mg L^{-1} 는 총인 부하량과 연간유입수량으로부터 환산하면 29.8 mg L^{-1} 를 유지해야한다.

본 연구대상 저수지의 수질개선을 위해서는 유역으로부터 유입되는 인 부하량에 대한 감소가 우선적으로 요구된다. 또한 여름철 퇴적층에서 심층 산소 고갈이 야기되었고, 이 시기에 퇴적물로부터 용출된 인이 유입수량이 적은 시기에 식물플랑크톤 성장에 이용될 수 있기 때문에 퇴적물에 대한 관리도 수행될 필요가 있다.

적 요

본 연구는 2002년 11월부터 2004년 2월까지 수심이 얇은 부영양상태의 저수지에서 계절에 따른 수질변화와 이에 대한 유입 부하량 영향을 평가하기 위해 이루어졌다. 수심간의 수온차가 1°C m^{-1} 이상의 수온약층이 5월에 형성되었고, 심층에서 $2\text{ mg O}_2\text{ L}^{-1}$ 이하의 낮은 산소 농도가 5월부터 9월까지 관찰되었다. Z_{eu}/Z_m 은 0.2~1.1의 범위로 수온약층 형성으로 혼합층이 수심 4m 근처이고 유광대 층이 수심 4.3m였던 5월을 제외하고는 대부분의 기간 동안에 유광대층에 비해 혼합층의 수심이 깊은 것으로 나타났다. 수체내 질소는 $1.1\sim 4.5\text{ mg N L}^{-1}$ 의 범위로, 대부분이 용존 형태(Avg. 58.7%)로 존재하고 있었으며 결빙된 수표면의 해빙 시에 암모니아성 질소와 질산성 질소가 증가하였다. 저수지내 총인 농도는 $43.9\sim 126.6\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$ 범위로 대부분은 입자성인의 형태(Avg. 80%)로 존재하고 있었다. 용존무기인 농도는 심층에서의 일시적인 증가가 관찰된 7월과 8월을 제외하고는 $10\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$ 이하였다. 엽록소 *a* 농도의 뚜렷한 증가는 인 유입부하량이 많았던 7월($99\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$)과 11월($109\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$)에 관찰되었고 수체내 총인과 양의 상관성을 보였다 ($r=0.55$, $P<0.008$, $n=22$). 수층간의 평균 엽록소 *a* 농도는 11월 8일에 $84.5\pm 29.0\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ 으로 가장 높았고 2월에 $13.5\pm 1.0\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 유입수량이 증가할 수록 유입수내 총인 농도도 증가하는 경향을 나타냈으며 ($r=0.69$, $P<0.001$), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다. 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은 $159.0\text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용 될 수 있는 용존무기인 부하량은 $126.3\text{ kg P yr}^{-1}$ 로 총인의 77.7%에 해당하였다. 총 질소 부하량은 5.0 ton yr^{-1} 로 총 인 부하량 ($159.0\text{ kg P yr}^{-1}$)에 비해 30배 정도 많았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은 3.9 ton yr^{-1} 로 총 질소의 78% 였다. 인 임계 부하량은 $1.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$ 으로 과잉임계부하량을 상회하는 수준 이었다. 본 연구결과 저수지의 유역으로부터 유입되는 많은 양의 유입 인 부하는 저수지 수질의 계절적인 변화 뿐 만 아니라 부영양화의 가장 큰 원인으로 나타났으며, 중영양 상태의 수질을 유지하기 위해서는 총인 유입부하량(159 kg yr^{-1})의 71%가 감소되어야 할 필요성이 제기되었다. 또한 여름철 심층 산소 고갈이 야기되었고, 이 시기에 퇴적물로 용출된 인이 식물플랑크톤 성장에 이용될 수 있기 때문에 퇴적물에 대한 관리도 수행될 필요가 있다.

사 사

본 연구는 농림부 기획연구과제(과제 302006-03-2-SB010)인 '농업용저수지의 조류 제어기법개발 연구'의 일환으로 수행되었음.

인 용 문 헌

- 김동섭, 김범철, 황길순, 박주현. 1995a. 팔당호의 부영양화 경향 (1988-1994). 한국수질보전학회지 **11**: 295-302.
- 김범철, 김재욱, 전만식, 황순진. 1999. 소양호 동·식물플랑크톤의 계절변동. 한국육수학회지 **32**: 127-134.
- 김범철, 허우명, 황길순. 1995b. 도암호의 부영양화 실태. 한국육수학회지 **28**: 233-240.
- 김윤희. 1998. 홍수시 소양호에서 중층타류의 이동 및 영향에 관한 연구. 강원대학교 환경학과 석사학위논문.
- 김호섭, 황순진. 2004. 부영양저수지에서 식물플랑크톤 성장에 대한 제한영양염과 질소/인 비의 영향. 한국육수학회지 **37**: 36-46.
- 농림부 농업기반공사. 2001. 농업용수 수질측정망 조사 보고서.
- 박주현. 2003. 한국 주요호수의 비교육수학적 연구. 강원대학교 환경학과 대학원 이학박사학위논문.
- 신재기, 강창근, 황순진. 2003b. 팔당호에서 수층타도의 일변동과 고탁수 입자의 분포. 한국육수학회지 **36**: 257-268.
- 신재기, 조주래, 황순진, 조경제. 2000. 경안천-팔당호의 부영양화와 수질오염특성. 한국육수학회지 **33**: 387-394.
- 신재기, 황순진, 강창근, 김호섭. 2003a. 하천형 저수지 팔당호의 육수학적 특성: 수문과 환경요인. 한국육수학회지 **36**: 242-256.
- 조경제, 신재기. 1997. 낙동강 중·하류에서 무기 N·P 영양염의 변동. 한국육수학회지 **30**: 85-95.
- 조경제, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동·하계의 N·P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. 한국육수학회지 **31**: 97-75.
- 조규승. 1993. 한국담수동물플랑크톤 도감. 아카데미서적.
- 한명수, 유재근, 유광일, 공동수. 1993. 팔당호의 생태학적 연구 1. 수질의 연변화: 과거와 현재. 한국육수학회지 **26**: 141-149.
- Agbeti, M.D. and J.O. Smol. 1995. Winter limnology: Comparison of physical, chemical and biological characteristics in two temperature lakes during lakes during ice over. *Hydrobiologia* **304**: 221-234.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed., APHA-AWWA-WEF, Washington, D.C., USA.
- Carpenter, S.R. and J.R.Kitchell. 1993. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* **35**: 634-639.

- Cooke, G.D., E.G. Welch, S.P. Peterson and P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs (2nd ed.). Lewis. Boca Raton. p.548.
- Denman, K. and A.E. Gargett. 1983. Time and space scale of vertical mixing and advection of phytoplankton in the upper ocean. *Limnol. Oceanogr.* **28**: 801-815.
- Edmonson, W.T. and J.T. Lehman. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 1-29.
- Faithful, J.W. and D.J. Griffiths. 2000. Turbid flow through a tropical reservoir (Lake Dalrymple, Queensland, Australia): Responses to summer storm event. *Lakes & Reservoir Management* **5**. 231-247.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology 2nd edition. McGraw-Hill, Singapore. p. 50.
- Hoyer, M.V. and J.R. Jones. 1983. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in USA midwestern reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40**: 192-199.
- Hutchinson, C.E. 1957. A treatise on limnology. I, Geography Physics and Chemistry. New York, John Wiley and Sons Inc. p.1015.
- Hwang, Soon-Jin, Chun. G. Yoon and Soon Kook Kweon. 2003. Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy & Water Environment* **1**: 43-52.
- Jeppesen, E., P.Kristensen, J.P. Jensen, M. Sndergaard E. Mortensen and T.L. Lauridsen. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* **48**: 127-148.
- Kalff, J. 2002. Limnology, Inland Water Ecosystem. Prentice-Hall, Inc.
- Kimmel, B.L. and M.M. White. 1979. DCMU-enhanced chlorophyll fluorescence as an indicator of the physiological status of reservoir phytoplankton: An initial evaluation. pp. 246-262. *In: Phytoplankton-environmental interactions in reservoirs* (M.W. Lorenzen, ed). U.S. Army Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Lathrop, R.C. and S.R. Carpenter. 1990. Zooplankton and their relationship to phytoplankton, p.127-150. *In: Food Web management* (J.F. Kitchell, ed.). Springer-Verlag, New York.
- Lillie, R.A. and J.W. Mason. 1983. Limnological characteristics of Wisconsin lakes. Tech. Bull No. 138., Dept. Nat. Resour., Madison, WI.
- Løvstad, O. and K. Bjørndalen. 1990. Nutrients (P, N, Si) and growth conditions for diatom and *Oscillatoria* spp. in lakes in south-eastern Norway. *Hydrobiologia* **196**: 255-263.
- Marker, A.F.H. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshwater Biol.* **2**: 361-385.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, I. Rai and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **14**: 91-106.
- Odum, E.P. 1959. Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders, Philadelphia. p. 546.
- Phlips, E.J., M. Cichra, K.E.Havens, C. Hanlon, S. Badylak, B. Rueter, M. Randall and P. Hansen. 1997. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow subtropical lake. *J. Plankton Res.* **19**: 319-342.
- Prepas, E.E. and F.H. Rigler. 1982. Improvements in quantifying the phosphorus concentration in lake water. *Can. J. Fisher Aquat. Sci.* **39**: 882-829.
- Reynolds, C.S. 1982. Phytoplankton periodicity its motivation, mechanisms and manipulation. *Annual Report of the Freshwater Biological Association* **50**: 60-75.
- Reynolds, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. In J. Callow (ed), *Advances in Botanical Research*, Academic Press, London **13**: 437-481.
- Reynolds, C.S. 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. pp. 9-56. *In: Plankton ecology: succession in plankton communities* (U. Sommer, ed.). Springer Veri., Berlin.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Sci.* **184**: 897-899.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert and A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 433-471.
- Talling, J.F. 1962. Freshwater algae, pp. 743-757. *In: Physiology and biochemistry of algae* (R. A. Lewin, ed.). Academic Press, New York.
- Tarapchak, S.J., S.M. Bigelow and C. Rubitschun. 1982. Overestimation of orthophosphorus concentrations in surface waters of southern Lake Michigan: Effects of acid and ammonium molybdate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 296-304.
- Thornton, K.W., B.L. Kimmel and F.E. Payne. 1990. Reservoir limnology: ecological perspectives. 246 pp. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Van der Molen, D.T. and P. C. M. Boers. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shal-

- low lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* **275/276**: 379–389.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **33**: 53–83.
- Williams, W.F. and J.W. Barko. 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Limnol. Oceanogr.* **36**: 179–187.
- (Manuscript received 1 May 2004,
Revision accepted 12 June 2004)