

낙시터로 활용중인 농업용 저수지의 퇴적물 내 영양염류 용출 분석 Analysis of the Benthic Nutrient Fluxes from Sediments in Agricultural Reservoirs used as Fishing Spots

주진철 · 최선화*[†] · 허남주* · 유자함 · 전준영 · 허준욱**

Jin Chul Joo · Sunhwa Choi*[†] · Namjoo Heo* · Zihan Liu · Joon Young Jeon · Jun Wook Hur**

한밭대학교 건설환경공학과 · *한국농어촌공사연구원 · **생물모니터링센터

Hanbat National University, Civil & Environmental Engineering

*Korea Rural Community Corporation · **Biomonitoring Center

(Received November 13, 2017; Revised November 22, 2017; Accepted November 23, 2017)

Abstract : For two agricultural reservoirs that are rented for fishing spots, benthic nutrient fluxes experiment were performed two times with two sediments from fishing-effective zone and one sediment from fishing-ineffective zone using laboratory core incubation in oxic and anoxic conditions. During benthic nutrient fluxes experiment, the changes in DO, EC, pH, and ORP in the supernatant were not significantly different between fishing-effective zone and fishing-ineffective zone, and were similar to the sediment-hypolimnetic diffused boundary layer in agricultural reservoir. Except for NO₃⁻-N, more benthic nutrient fluxes of NH₄⁺-N, T-P, and PO₄³⁻-P from sediment to hypolimnetic was measured in anoxic than in oxic conditions ($p < 0.05$). As the DO concentration in hypolimnetic decreases, the microorganism-mediated ammonification is promoted, the nitrification is suppressed, and finally the NH₄⁺-N diffuses out from sediment to hypolimnetic. Also, the diffusion of T-P and PO₄³⁻-P from sediments to hypolimnetic is accelerated through the dissociation of the phosphorus bound to both organic matters and metal hydroxides. The difference in the benthic nutrient diffusive fluxes between fishing-effective zone and fishing-ineffective zone was not statistically significant ($p > 0.05$). Therefore, it was found that fishing activities did not increase the benthic nutrient diffusive fluxes to a statistically significant level. Due to the short fishing activities of 10 years and the rate-limited diffusion of the laboratory core incubation, the contribution of fishing activities on sediment pollution is estimated to be low. No significant correlation was found between the total amount of nutrients in sediment and the benthic nutrient diffusive fluxes in both aerobic and anaerobic conditions. Therefore, nutrients input from various nonpoint sources of watersheds are considered to be a more dominant factor rather than fishing activities in water quality deterioration, and both aeration and water circulation in hypolimnetic were required to suppress the anoxic environment in agricultural reservoirs.

Key Words : Fishing Spots, Agricultural Reservoir, Nutrients, Benthic Nutrient Diffusive Fluxes, Laboratory Core Incubation, Sediments, Diffusion

요약 : 낙시터로 장기 임대중인 농업용 저수지 2곳을 대상으로 낙시터 영향권(effective zone) 2지점의 퇴적물과 비영향권(ineffective zone) 1지점의 퇴적물을 호기(oxic)와 무산소(anoxic) 조건을 조성한 실험실 코어배양법(laboratory core incubation)을 이용해 영양염류 용출시험을 2회씩 실시하였다. 용출 실험동안 상등수 내 DO, EC, pH, ORP의 변화는 낙시터 영향구간과 비영향구간 사이에 유의할만한 차이는 관측되지 않았으며($p > 0.05$), 농업용 저수지의 퇴적물-심층수 확산경계면과 유사한 환경으로 조성되었다. 질산성 질소(NO₃⁻-N)를 제외하고 암모니아성 질소(NH₄⁺-N), 총인(T-P), 인산염 인(PO₄³⁻-P)이 호기 보다는 무산소 조건에서 통계학적으로 유의한 수준($p < 0.05$)으로 퇴적물에서 상등수로 더 많은 용출량이 측정되었다. 이는 상등수 내 DO 농도 감소에 따라 미생물 매개의 암모늄화가 촉진되고 질산화 작용이 억제되어 암모니아성 질소가 퇴적물에서 상등수로 확산 용출되고, 퇴적물 표층의 산화층이 환원되어 유기물에 결합된 인과 금속 산화물과 결합된 인의 해리 등을 통해 인산염인이 퇴적물에서 상등수로 확산용출이 가속화되었기 때문이다. 낙시터 영향권과 비영향권 사이 영양염류 용출량(benthic nutrient diffusive flux)값의 차이는 통계학적으로 유의하지 않았다($p > 0.05$). 따라서 농업용 저수지 내 낙시활동이 퇴적물의 영양염류 용출량을 통계학적으로 유의한 수준으로 증대시키지 않는 것으로 조사되었다. 이러한 결과는 농업용 저수지 설립년도 대비 10여년의 단기간 낙시활동으로 인해 퇴적물 오염 기여도가 비교적 낮고, 코어배양법의 속도제한된 확산(rate-limited diffusion)으로 발생한 것으로 판단된다. 호기와 무산소 조건 모두에서 퇴적물 내 영양염류 총량과 영양염류 용출량 사이에 유의적 상관관계가 도출되지 않았다. 따라서 농업용 저수지 수질오염의 가속화가 낙시활동으로 인한 직접적 원인보다는 유역에서 유입되는 다양한 비점오염원 내 영양염류가 주요 요인으로 판단되며, 영양염류의 용출을 저감하기 위해 포기 및 물순환 등을 통해 심층수의 빈산소화를 억제할 필요가 있다.

주제어 : 낙시터, 농업용저수지, 영양염류, 용출량, 코어배양법, 퇴적물, 확산

1. 서론

전국에 농업용수의 지속가능한 공급을 위해 17,649개의 농업용 저수지(agricultural reservoir)가 분포하고 있으며, 이

러한 농업용 저수지는 우리나라 전체 유효 저수량의 20.7%를 구성하고 있다.¹⁾ 하지만, 대부분의 농업용 저수지는 10 m 이하의 낮은 수심과 소규모의 유효 저수량을 가지고 있으며,²⁾ 강우 시 유출되는 수량을 장기 저류 후 용수를 공급

[†] Corresponding author E-mail: csh@ekr.or.kr Tel: 031-400-1700 Fax: 031-409-6055

하므로 유입된 점·비점오염원이 농업용 저수지 내에 지속적으로 축적되고 주기적 준설이 이뤄지지 않아 상대적으로 부영양화가 쉽게 진행되는 특성이 있다.²⁻⁵⁾

최근에는 농업생산기반시설인 농업용 저수지 수면 등에 농업용 목적의 사용(수상태양광 설비, 낚시터 임대 사업 등)에 대한 규제를 완화해 기반시설의 적극적인 활용을 도모하고 있으며,⁶⁾ 농업용 저수지를 활용한 친수공간의 일부는 낚시터로 널리 활용되고 있다. 최근 연구⁷⁾에서 농업용 저수지 수질오염의 가속화가 낚시로 인한 직접적 원인이기 보다는 상류와 인근에서 유입되는 미처리된 공장폐수와 생활하수, 축산 오·폐수 그리고 비료와 퇴비에서 강우 시 유입되는 질소(N)와 인(P) 등의 영양염류(nutrients)가 더 큰 요인이 될 수 있다고 보고된 바도 있으나, 일부 농업용 저수지의 경우 낚시터의 수면임대로 인한 낚시 쓰레기, 음식물 쓰레기와 불법 소각한 폐기물 등의 적지로 인해 강우 시 다양한 비점오염원이 저수지 내로 유입되는 경우가 발생하는 것으로 보고되고 있다.⁷⁾

실제로 낚시용 추 및 미끼 등의 환경유해성 조사·분석 연구⁸⁾에 따르면 낚시를 허용하면 금지하는 것에 비해, 탁도 7.2, α -클로로필은 9.6 배가 높은 것으로 조사되었다. 또한, 농업용 저수지 심수층에서 장시간 축적된 퇴적물(sediments)이 무산소(anoxic) 환경에서는 어분 계열 떡밥이 어류에 섭식되지 않고 퇴적물에 침강 시 화학적산소요구량(COD) 증가 가능성이 상대적으로 높고, 질소와 인 등의 영양염류의 용출량 및 전환율이 곡물, 글루텐보다 높게 나타나 어분 계열의 떡밥 사용 관리가 필요한 것으로 조사되었다.⁸⁾ 따라서 낚시터 수면임대 사용자에게 정기적 수질조사를 실시하게 하고 수질기준초과 시 재계약을 불허하거나 휴식년제를 실시할 것을 권고하고 있다.⁷⁾

농업용 저수지에 낚시터를 장기 임대하여 목적 외 활용할 경우, 낚시터에서 사용되는 떡밥이 어류에 섭식되지 않고 침전 시 실트/점토계열의 퇴적물과 결합하여 입자구조가 변화되고, 떡밥이 침강된 퇴적물은 수중의 물리·화학

적 변화와 저서생물의 활동, 수생식물의 대사작용, 미생물 군집 및 영양염류의 존재형태 등의 복잡한 인자에 의해 심수층과 퇴적물의 확산경계면(diffused boundary layer)에서 영양염류의 용출량(benthic nutrient diffusive flux)과 용출속도(benthic nutrient diffusive rate)가 다양하게 변화될 수 있다. 따라서 본 연구에서는 낚시터로 장기 임대중인 농업용 저수지 2곳을 대상으로 낚시터 영향권(effective zone) 2지점의 퇴적물과 비영향권(ineffective zone) 1지점의 퇴적물을 호기(oxic)와 무산소(anoxic) 조건을 조성한 실험실 코어 배양법(laboratory core incubation)을 이용해 영양염류 용출 시험을 2회씩 실시하였다. 본 연구결과를 통해 낚시터에서 사용되는 떡밥과 낚시활동으로 인한 농업용 저수지 퇴적물의 오염여부를 판별하고, 낚시터 영향권과 비영향권의 영양염류 용출량 비교를 통해 낚시터 수면임대로 인한 농업용 저수지의 수질오염 가능성을 평가하여 낚시터로 활용되고 있는 농업용 저수지에 대한 최적관리 방안을 모색하고자 한다.

2. 연구 방법

2.1. 연구대상지

본 연구의 대상지, 낚시터로 장기 임대중인 농업용 저수지 중 E군 S리에 위치한 J저수지와 E군 K리에 위치한 K저수지 내 낚시터 영향권(Site 1 & 2)과 비영향권(Site 3)으로 구분하여 퇴적물을 채취하였다(Fig. 1). 또한, 연구대상 농업용 저수지의 구체적인 특성(조성시기, 유역면적, 만수면적, 유효저수량, 수질, 낚시터 활용기간)은 Table 1에 제시되었다.

J저수지와 K저수지는 1940~50년대에 설립 후 운영되었으며, 2006년 이후부터 현재까지 낚시터로 활용 중이며, 인근에 위치한 소규모 마을에서 배출되는 미처리된 일부 생활계 오염원과 축산계 비점오염원이 저수지로 유입되고 있다. 낚시터 운영의 경우, J저수지는 호안 수상 좌대로 고정

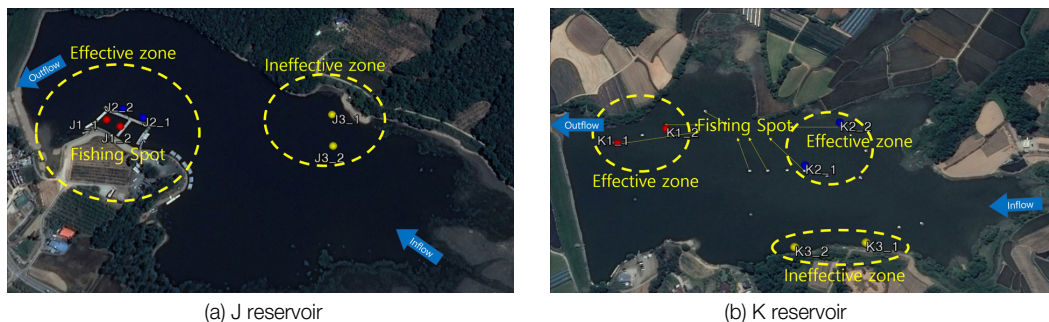


Fig. 1. Pictorial views of locations for both agricultural reservoirs and sampling sites.

Table 1. Morphological and water quality characteristics of agricultural reservoirs

Agricultural reservoir	Established year	Watershed area (ha)	Full water area (ha)	Effective storage ($\times 10^3 \text{ m}^3$)	Water quality grade	Fishing activities
J reservoir	1954	2,066	28	706	V	2006~
K reservoir	1945	285	19	522	VI	2006~

형인 반면, K저수지는 이동형 수상 방갈로로 주기적으로 이동하여 운영하였다.

2.2. 퇴적물과 저층수 채취

본 연구대상 저수지 내 퇴적물 채취를 위해서 클램프형 퇴적물 샘플러(Ekman, USA)를 사용하였으며, 실제 농업용 저수지의 퇴적물-심수층의 확산경계면 상황을 모사하기 위해 깊이 10 cm 이내의 퇴적물을 채취하였으며, 퇴적물의 교란과 공기접촉을 최소화하기 위해 퇴적물을 밀봉 후 냉장 상태(4°C 이하)를 유지하여 시료를 운반하였다. 시료를 채취할 당시 각 샘플링 지점의 심수층의 수심, 수온, DO, pH를 다항목 측정기로 측정하였으며(Table 2), 저층수 채수기(General Oceanics, USA)를 이용해서 연속으로 저층수를 채수하였다. 실제 현장의 심수층은 비교적 얇은 수심인 1.6~3.5 m임에도 불구하고 빈산소 현상이 관측되었으며, 수온은

Table 2. Physico-chemical properties of sediment sampling sites

J Reservoir	Effective zone for fishing activities				Ineffective zone	
	J1_1	J1_2	J2_1	J2_2	J3_1	J3_2
Water depth (m)	2.7	2.5	3.2	3.0	1.6	3.5
Bottom water temperature (°C)	21.5	20.2	19.8	19.5	23.9	17.6
Bottom water dissolved oxygen (mg/L)	0.93	1.22	0.79	0.97	1.18	1.63
pH	7.35	6.92	7.34	7.01	7.80	7.43
K Reservoir	Effective zone for fishing activities				Ineffective zone	
	K1_1	K1_2	K2_1	K2_2	K3_1	K3_2
Water depth (m)	1.9	2.3	2.7	1.7	1.6	2.1
Bottom water temperature (°C)	23.9	21.3	22.6	22.8	23.8	21.9
Bottom water dissolved oxygen (mg/L)	0.43	1.12	0.81	0.89	0.32	1.31
pH	7.80	7.39	7.98	7.24	7.94	7.62

Table 3. Soil texture and chemical contents of sediments

Site	Soil texture			Ignition Class	TN (mg/kg)	TP (mg/kg)	Grade	
	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)					
J1_1	24.7	59.3	16.0	SiL	8.7	3,138.7	912.9	<IV
J1_2	25.6	57.4	17.0	SiL	9.5	4,709.4	958.2	<IV
J2_1	8.2	69.8	22.0	SiL	11.1	4,389.4	1,116.1	<IV
J2_2	12.6	62.4	25.0	SiL	11.0	5,078.3	1,089.8	<IV
J3_1	12.6	71.4	16.0	SiL	9.5	2,839.9	701.1	<IV
J3_2	24.0	66.0	10.0	SiL	11.7	3,349.4	807.4	<IV
K1_1	61.6	26.4	12.0	SL	8.3	1,794.8	526.4	<IV
K1_2	39.4	44.6	16.0	L	9.5	2,562.7	688.7	<IV
K2_1	60.3	27.7	12.0	SL	6.3	1,842.9	634.6	<IV
K2_2	10.3	62.7	27.0	SiCL	11.8	3,601.1	949.2	<IV
K3_1	1.4	66.6	32.0	SiCL	12.0	3,687.8	1,135.8	<IV
K3_2	9.2	66.8	24.0	SiL	11.0	2,838.3	1,131.0	<IV

19.5~23.9°C에 중성의 pH를 나타냈다.

채취한 퇴적물은 건조 후 토성 입도 분포(size distribution)와 유기물 강열감량(ignition loss) 및 총질소와 총인의 함량을 각각 조사하여 Table 3에 제시하였다. 채취한 퇴적물은 토성분류(soil texture) 시 SL, L, SiL, SiCL 계열의 토성으로 분류되었다. 또한, 유기물 강열감량 및 총질소와 총인의 함량이 퇴적물 채취 지점별로 편차를 보였으나, 조사 대상 모든 퇴적물이 호소 퇴적물 오염평가 기준 IV등급에 해당하지 않아 심각하고 명백한 오염을 유발하지 않는 것으로 조사되었다.

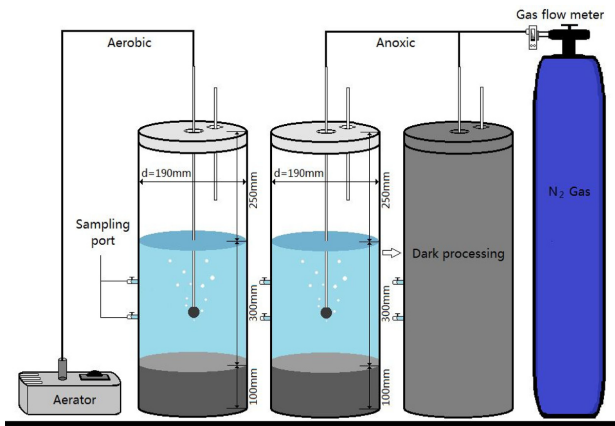
2.3. 영양염류 용출 실험

퇴적물-심수층의 확산경계면에서 오염물질의 물질교환(mass transfer) 속도와 평형은 다양한 환경인자(environmental factors)의 영향을 받는다. 다수의 연구를 통해서 확산경계면에서 발생하는 영양염류 확산 속도(rate)와 확산량(flux)은 경계면에서 퇴적물의 조성, 유기물 함량, 영양염류 농도와 결합형태, 수층의 수온, 유속과 용존산소, 미생물의 군집, 성장률과 세대시간 등의 복합적인 반응에 의해 결정된다.⁹⁻¹⁴ 특별히 퇴적물 내 영양염류 농도와 결합형태, 수층의 수온, 유속과 용존산소는 퇴적물-심수층의 확산경계면에서 영양염류 확산에 영향을 미치는 주요 요인인 것으로 보고하고 있다.¹¹⁻¹⁴

본 연구에서는 현장에서 직접 용출실험을 진행하는 저층 챔버(*in situ* benthic chamber) 대신 측정방법이 용이하고 실험실내에서 다양한 환경조건을 모사할 수 있는 코어 배양(laboratory core incubation)을 실시하였다. 일반적으로 얇은 수심의 퇴적물인 경우, 저층 챔버와 코어 배양에서 도출한 용출실험 결과의 차이가 통계학적으로 유의하지 않는 것으로 보고되고 있으며,^{15,16} 다양한 환경조건을 용이하게 조절할 수 있는 장점을 가지고 있어 다수의 연구에서 활용되었다.⁹⁻¹⁴

본 연구의 코어 배양에 활용된 용출장치는 Fig. 2에 제시되었다. 용출장치는 아크릴 재질로 내경(I.D.) 190 mm, 높이(H) 650 mm이며, 윗부분은 개폐가 가능한 덮개를 가지고 있다. 덮개에는 호기(oxic)와 무산소 조건(anoxic)을 모사하기 위해 공기(산소)와 질소가 유입되는 입구와 용존산소와 수온 등을 실시간으로 측정할 수 있는 입구 그리고 일부 가스를 포집하기 위한 입구로 구성되었다. 또한 퇴적물-상등수의 확산경계면 주변의 수층과 상부 수층에서 각각 채수할 수 있는 포트를 설치하여 상등수 수심별로 수질을 모니터링 할 수 있다.

함수율이 측정된 퇴적물 코어를 용출장치에 주입 후 현장 심층수를 용출장치의 벽면을 따라 천천히 주입하여 퇴적물 시료의 교란을 최소화 하였으며, 각 반응조에 높이 10 cm 만큼의 퇴적물을 주입 후 채수한 현장 심층수를 높이 40 cm 까지 주입하였다. 초기 안정화(pre-incubation)를 통해 부유된 점토계 퇴적물의 침강을 통한 고액분리 후 퇴적물-상등수의 경계면을 확인 후 용출실험을 시작하였다. 일반적으로 초기 안정화 시간이 길어지면 퇴적물-상등수의 경계면에서



(a) Schematic diagram



(b) Pre-incubation



(c) Benthic nutrients fluxes experiment

Fig. 2. Schematic diagram and pictorial view of benthic nutrient fluxes experiment using laboratory core incubation method.

영양염류의 조성과 결합형태가 현장상태와 다르게 변경될 수 있으므로, 고액분리가 확인된 최소 2일에서 최대 5일 이내로 안정화 후 용출실험을 실시하였다. 배양온도는 미생물의 성장과 대사작용 촉진을 위해 퇴적물을 채취할 당시 현장 심수층의 수온보다 1~2℃ 높은 24~25℃로 설정하였으며, 호기와 무산소 조건은 밀폐한 용출장치에 산소(공기)와 질소가스를 지속적으로 공급하여 유지하였으며, 알루미늄 호일로 전체 용출장치를 도포하여 광을 차단해 광합성에 의한 용존산소 변화를 방지하였다(Fig. 2). 또한, 확산경계층의 두께를 최소화하기 위해 지속적으로 공급하는 산소(공기)와 질소가스의 주입 깊이를 퇴적물 시료의 교란이 발생하지 않는 최대한 깊이인 퇴적물로부터 약 10 cm 상부로 설정하여 용출실험을 실시하였다.

안정화 직후(0일)에 상등수를 채수하고 산소(공기)와 질

소가스를 주입 후 각각 1, 2, 4, 7, 10, 14일차에 10 mL의 상등수를 채수하고, 0.45 μm 여과주사기로 여과 후 분석 전까지 냉장보관(4℃)하였다. 채수 시 상등수의 DO, pH, ORP, EC, 수온의 변화도 다항목측정기를 활용해 측정하였다. 영양염류 분석 항목은 암모니아성 질소(NH₄⁺-N), 질산성 질소(NO₃⁻-N), 인산염인(PO₄⁻³-P), 총인(T-P)을 측정하였으며, 측정은 분광광도계 DR6000 (Hach Co., USA)를 활용해 수질 오염공정시험법 상 흡광광도법을 이용해 실시하였다.

2.4. 영양염류 용출량 산정

퇴적물과 공극수 내 영양염류의 상등수로의 용출량(flux, J_s)은 Fick's law에 근거하여 퇴적물-상등수의 경계면에서 농도구배(concentration gradient)에 의한 확산(diffusion)을 통해 발생한다.

$$J_s = -nD_s \left(\frac{dC}{dz} \right)_{z=0} \quad (1)$$

여기서, n 은 퇴적물의 공극이며, D_s 는 대상 오염물질의 확산계수(cm^2/s), C 는 대상 오염물질의 농도(mg/L), z 는 퇴적물-상등수의 확산경계층(cm)이며, 이를 통해 퇴적물-상등수의 경계면에서 확산용출량(J_s , $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{s}$)을 산출할 수 있다.

확산에 의한 용출량이 Fick's law를 따를 경우, 퇴적물-상등수의 경계면에서 일정한 농도구배와 확산경계층 두께의 변화가 없을 경우, 동일한 값의 용출량이 산정된다. 하지만, 시간의 경과에 따라 농도구배가 감소하고 확산경계층의 두께도 확대되어 용출량이 감소될 수 있으며, 확산에 의한 용출량은 퇴적물 층의 깊이 별 농도분포(concentration profile)에 의해서도 영향을 받으므로, 공극수 내 영양염류 농도분포 또한 용출량을 결정하는 중요한 요인이 된다. 본 연구에서는 퇴적물 층의 깊이에 따른 농도분포(concentration profile)에 의해서 확산경계층 두께의 변화가 없어 실험기간 동안 대상 오염물질의 용출 속도(rate)와 확산량(flux)의 변화가 없는 것으로 가정하였다.

본 연구에서 일정 면적(A)의 퇴적물 표면과 일정 부피(V)의 상등수의 경계면에서 용출량은 Fick's law에 근거해 시간에 따른 상등수 내 영양염류 농도변화를 관측해 식 (2)를 이용해 산출할 수 있다.

$$J_s = \left(\frac{C_t - C_0}{t} \right) \cdot \left(\frac{V}{A} \right) \quad (2)$$

여기서, C_0 는 상등수 내 영양염류의 초기농도(mg/L), C_t 는 t 시간 경과 후 상등수 내 영양염류의 농도(mg/L), t 는 경과시간(hr), V 는 용출장치 내 상등수의 부피(L), 그리고 A 는 퇴적물-상등수 경계면의 표면적(m^2)이다. 즉 경과시간(t)에 따라 상등수 내 영양염류 농도변화와 상등수의 부피(V)와 퇴적물의 표면적(A)의 비(V/A)에 따라 영양염류 용출량 산정이 가능하다. 본 연구에서는 영양염류 용출량을 시간에 따른

농도 변화의 기울기로부터 식 (3)을 이용해 산정하였다.

$$J_s = \beta \cdot \frac{V}{A} \quad (3)$$

여기서, β 는 시간에 따른 상등수 내 영양염류의 농도변화 기울기(mg/L/hr)를 의미한다.

3. 연구결과 및 고찰

3.1. 상등수의 DO, EC, pH, ORP 변화

영양염류 용출실험 시 초기 DO, EC, pH, ORP 및 수온이 현장 심층수의 조건과 유사할 경우, 실제 농업용 저수지의 용출량과 유사한 결과를 얻을 수 있으므로, 상등수를 채수 시 다항목측정기를 활용해 DO, EC, pH, ORP의 변화를 지속적으로 측정하였다. J저수지 영양염류 용출실험 동안, DO는 공기를 포기(aeration)한 경우 24시간 이내에 4 mg-DO/L 이상을 유지하였으나, 질소를 주입한 경우 1 mg-DO/L 미만으로 유지되었다(Fig. 3). 이는 무산조 상태인 현장 심층수의 DO 범위인 0.79~1.63 mg-DO/L와 유사하며, 실제 현장 퇴적물-심층수의 확산경계면과 동일하며 농업용 저수지

현장과 유사한 용출량이 산정될 것으로 판단된다. 실험기간 중 공기 포기를 지속해도 DO 농도는 5 mg-DO/L 미만으로 유지되었으며, 이는 높은 수온(24~25°C)에서 영양염류 용출 실험이 진행되어, 퇴적물과 상등수 내 유기물 분해가 가속화되어 상당량의 DO가 전자수용체로 활용돼 DO 농도가 지속적으로 증가하지 않은 것으로 판단된다.

EC 농도는 실험 진행에 따라 일부 증가하는 것으로 조사되었으며, 무산소 대비 호기 조건에서 EC 값의 증가 속도가 더 큰 것으로 조사되었다. 이는 퇴적물에서 상등수로 용존성 물질의 확산용출 보다 상등수 내 용존산소의 지속공급에 의한 유기물질의 분해 산물로 용존성 물질의 증가 속도가 더 빠르기 때문에 발생한 것으로 판단되며, EC 농도의 증가에 상등수 내 유기물질의 분해 기여가 큰 것을 의미한다. pH와 ORP의 변화는 반비례로 진행되어, pH가 증가함에 따라 ORP는 감소하여 환원(-)전위를 나타내는 전형적인 혐기화된 오수의 특성을 나타내고 있다.

용출 실험동안 상등수 내 DO, EC, pH, ORP의 변화는 낚시터 영양구간(J1과 J2)과 비영향구간(J3) 사이에 유의할만한 차이는 관측되지 않았으며, 시간경과에 따른 K저수지의 상등수 내 DO, EC, pH, ORP의 변화도 J저수지와 유사한 경향으로 관측되어 실제 현장 퇴적물-심층수의 확산경계면과 동일한 환경으로 조성되었다고 판단된다.

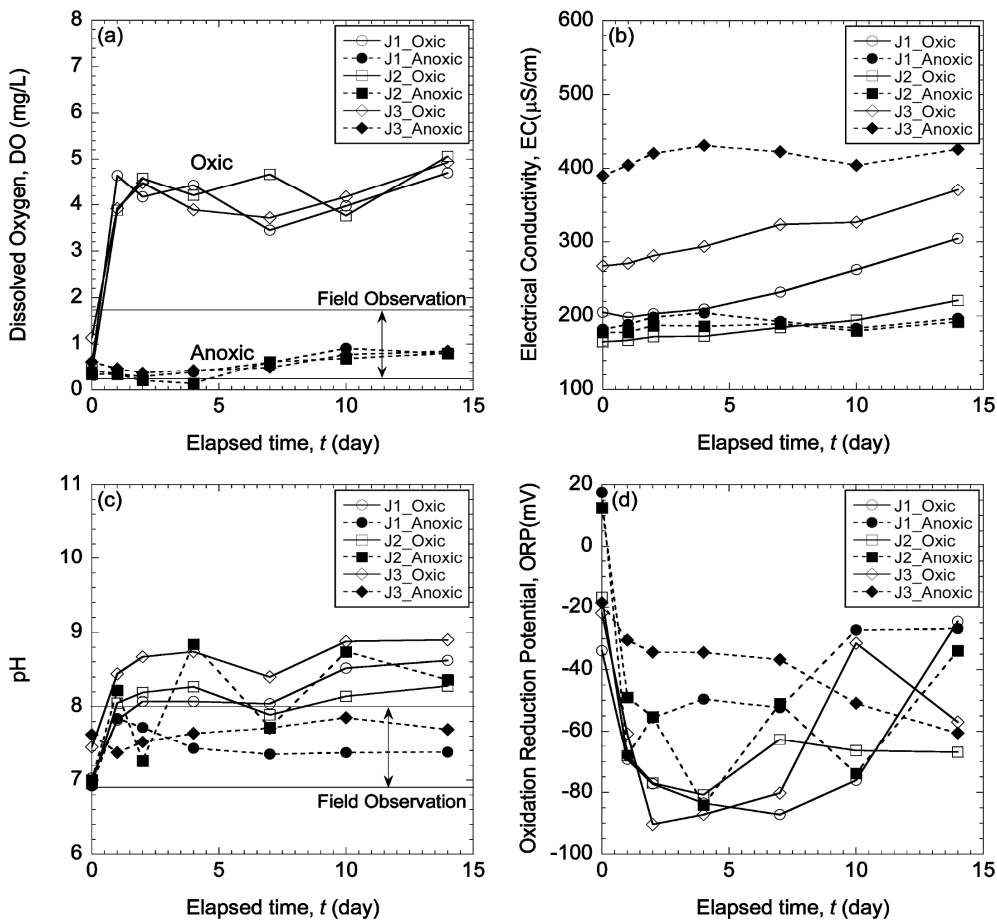


Fig. 3. Changes in DO, EC, pH and ORP in the aqueous phase with the elapsed time (using J reservoir sediments).

3.2. 상등수의 영양염류 농도 변화

J저수지의 호기와 무산소 조건에서 시간에 따른 암모니아성 질소(NH₄⁺-N), 질산성 질소(NO₃⁻-N), 총인(T-P), 인산염인(PO₄³⁻-P)의 농도변화는 낚시터 영향반경 지점은 Fig. 4, 낚시터 비영향반경 지점은 Fig. 5에 각각 제시되었다. 측정결과, 암모니아성 질소는 호기 대비 무산소 조건에서 상등수의 농도가 증가하며, 암모니아의 질산화(nitrification)가 진행되지 않고 잔류하여 무산소조에 축적되는 현상이 관찰되었다. 이러한 현상은 무산소 조건에서 질산화 작용이 억제되어 퇴적물 내 유기물의 분해로 암모니아성 질소가 공극수에 축적된 후, 공극수와 상등수 사이의 확산경계층의 높은 농도구배를 통해 확산유출되어 발생한 것으로 판단된다.^{13,17)}

반면에 질산성 질소는 무산소 대비 호기 조건에서 농도가 높은 것으로 관찰되었다. 호기 조건에서 산소 공급이 지속되어 퇴적물 표층과 상등수에서 질산화가 활발하게 일어나서, 암모니아성 질소가 질산성 질소로 산화되어 발생한 현상으로 판단된다. 또한, 공극수 내 암모니아성 질소가 질산성 질소로 산화되므로 호기 조건에서는 암모니아성 질소의 확산유출이 억제되는 현상이 동시에 발생한다. 즉, DO 농도에 따라 미생물 매개의 암모늄화(ammonification)와 질산

화(nitrification) 그리고 탈질산화(denitrification)가 선택적으로 발생하여 암모니아성 질소와 질산성 질소의 확산유출에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 이는 호기 조건에서 질산화 작용으로 암모니아성 질소는 상등수에서 퇴적물로 유입되고 질산성 질소는 퇴적물에서 상등수로 유출된다고 보고한 기존의 연구결과^{12,13,18)}와 동일한 결과이다.

퇴적물 중 인은 유기물에 결합되어 있는 형태의 인(Org-P)과 퇴적물 입자 표면에 단순 흡착되어 있는 인(adsorbed-P), 철이나 알루미늄과 착화합물을 형성하는 인(NAI-P)과 인회석 내에 존재하는 인(Apatitic-P)의 다양한 형태로 존재하는 것으로 보고되고 있다.^{12,14,19)} 또한, 퇴적물 내 인의 용출은 퇴적물과 상등수의 확산경계층의 산화-환원 환경에 따라 큰 영향을 받는 것으로 보고되고 있다.^{12,14,19,20)} Fig. 4와 5에 제시되었듯, 총인과 인산염인의 농도는 실험이 지속되는 동안 호기 대비 무산소 조건에서 상등수 내 농도 증가가 관측되었으며, 질소계 영양염과 달리 DO 농도 감소에 따라 뚜렷한 증가추세를 보였다. 이는 상등수와 공극수 내 DO 농도에 따라 퇴적물 내 생지화학적 반응이 영향을 받아 인의 화학조성과 결합형태가 변화되므로, 초기 DO 농도에 따라 퇴적물과 상등수 사이에 인의 물질교환이 크게 영향을 받기 때문이다.^{12,21)}

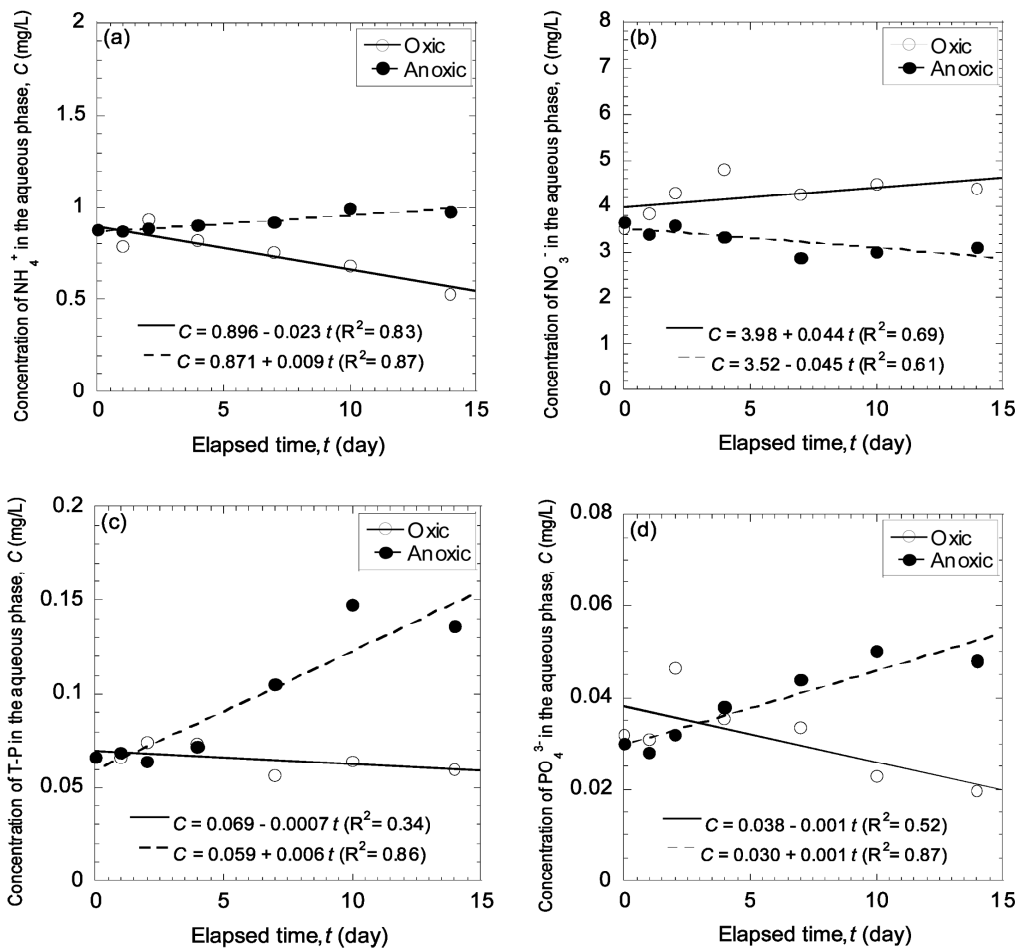


Fig. 4. Concentration changes of nutrients in the aqueous phase with the elapsed time (using J reservoir sediment #2 within the effective zone of fishing activities).

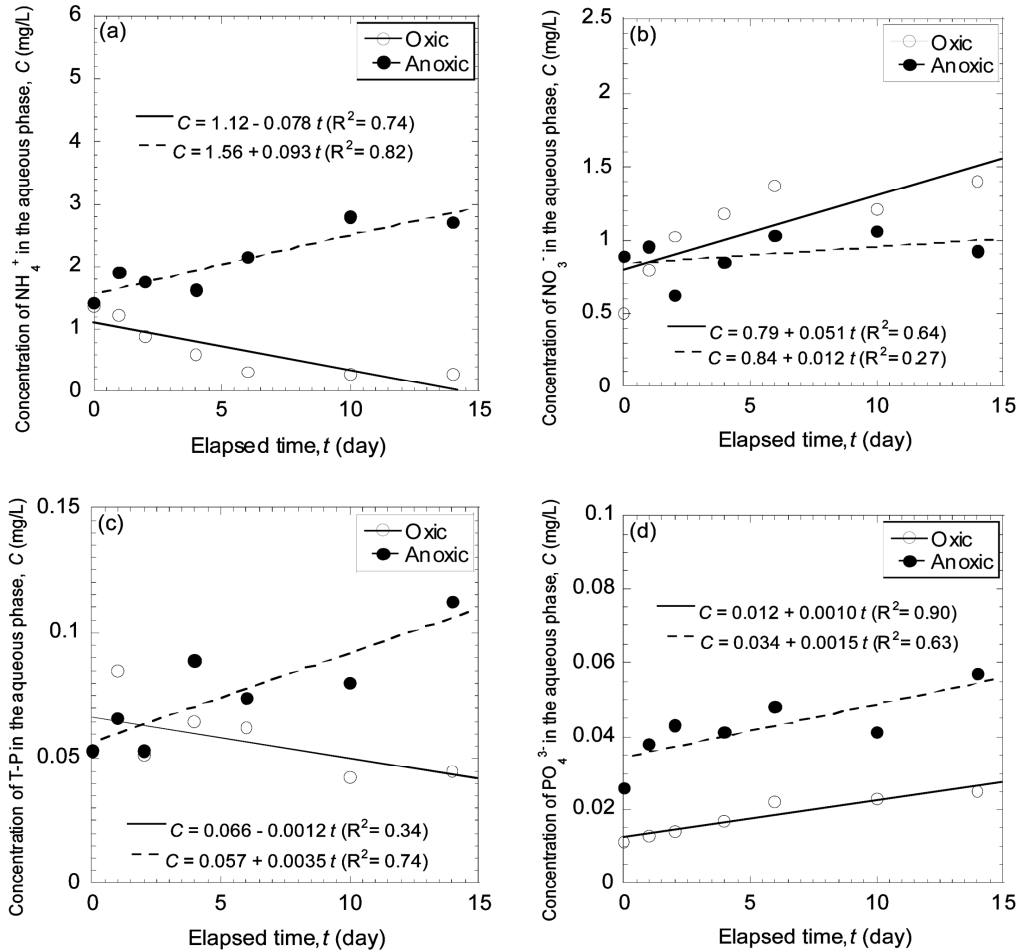


Fig. 5. Concentration changes of nutrients in the aqueous phase with the elapsed time (using J reservoir sediment #3 outside the effective zone of fishing activities).

본 연구에서 호기 조건과 무산소 조건에 따라 인의 용출 특성에 차이가 발생하였으며, 호기 조건의 경우 상등수에서 총인과 인산염인의 농도가 감소하는 경향은 상등수 내 총인과 인산염인이 퇴적물 내 금속산화물에 흡착 및 침전 제거되는 것으로 판단된다. 반면에, 무산소 조건에서는 퇴적물 표층의 산화층이 환원되어 유기물에 결합되어 있는 형태의 인(Org-P)의 분해, 금속 산화물과 착화합물을 형성하는 인(NAI-P)의 해리, 퇴적물 입자 표면에 단순 흡착되어 있는 인(adsorbed-P)의 탈착 등으로 인해 퇴적물에서 상등수로 확산용출된 것으로 판단된다.

K저수지에서도 J저수지와 유사한 영양염류의 농도변화를 나타냈으며, 질산성 질소를 제외하고 암모니아성 질소, 총인, 인산염인이 호기 조건보다는 무산소 조건에서 통계학적으로 유의한 수준($p < 0.05$)으로 더 많은 양이 퇴적물에서 상등수로 용출되었다. 이는 상등수 내 DO 농도 감소에 따라 미생물 매개의 암모늄화가 촉진되고 질산화 작용이 억제되어 암모니아성 질소가 퇴적물에서 상등수로 확산 용출되고, 퇴적물 표층의 산화층이 환원되어 유기물에 결합되어 있는 형태의 인과 금속 산화물과 결합되어 있는 형태의 인의 해리 등을 통해 퇴적물에서 상등수로 확산용출이 가속화되었기 때문이다.

3.3. 낙시터 영향권과 비영향권의 영양염류 용출량 비교

J저수지와 K저수지의 낙시터 영향권과 비영향권의 영양염류 용출량을 비교하여 Fig. 6과 Fig. 7에 각각 제시하였으며, Table 4에 퇴적물 조사 지점별 영양염류 용출량을 정리하였다. 낙시터 영향권과 비영향권의 영양염류 용출량 비교결과, 현장 조사 지점별, 실험조건별(호기, 무산소) 다양한 용출량이 산정되었으며, 각각 암모니아성 질소(NH₄⁺-N)는 -214.1~62.9 mg/m²/d, 질산성 질소(NO₃⁻-N)는 -29.8~123.1 mg/m²/d, 총인(T-P)은 -3.60~10.7 mg/m²/d, 인산염 인(PO₄³⁻-P)은 -5.76~4.56 mg/m²/d의 범위를 나타냈다.

다양한 조건에서 측정된 퇴적물의 암모니아성 질소 용출량을 본 연구 측정값과 비교 시, 서낙동강에서 20.4 mg/m²/d,²²⁾ 낙동강 하류에서 -8.5~210 mg/m²/d,²³⁾ 충주호에서 호기 조건에서 6.8~108.0 mg/m²/d, 무산소 조건에서 48.2~97.6 mg/m²/d²⁴⁾와 유사하며, 축산폐수로 부영양화가 지속되는 홍동저수지의 99.6~284.6 mg/m²/d¹²⁾보다는 다소 낮게 측정되었으나, 낙시터로 활용중인 매화저수지¹⁰⁾ 호기 조건의 -8.6~2.1 mg/m²/d, 무산소 조건의 -4.9~36.6 mg/m²/d의 용출량과 유사하나 보다 넓은 편차의 용출량 범위를 나타냈다. 질산성 질소 용출량의 경우, 아질산염과 질산염의 탈질소화로 인한 손실과

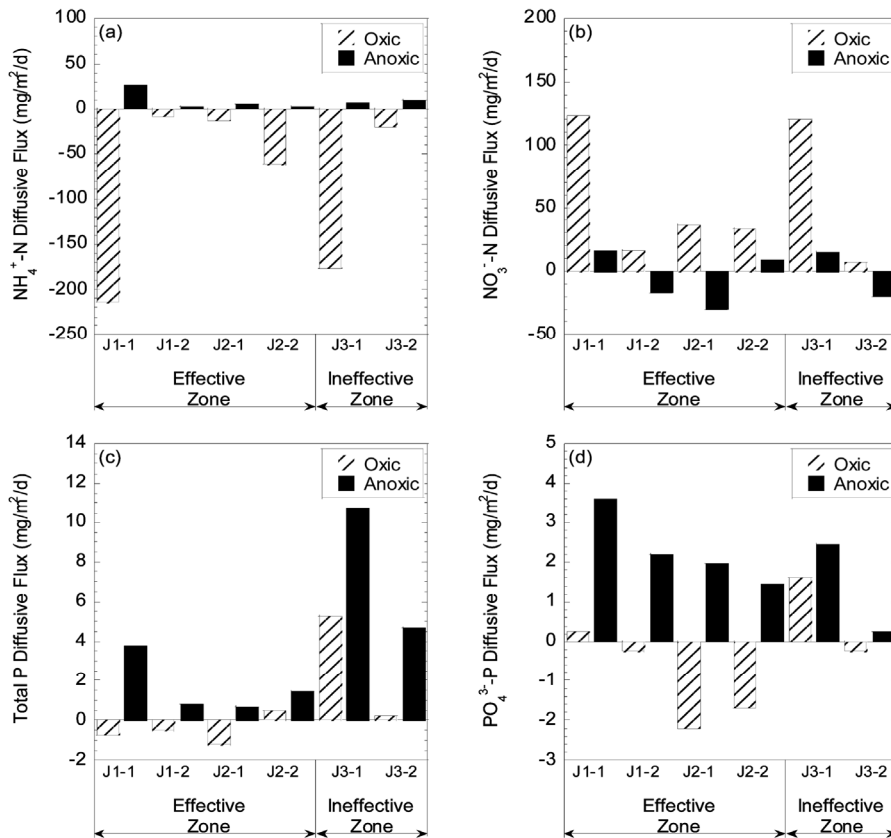


Fig. 6. Comparison of benthic nutrients fluxes between effective zone and ineffective zone (using J reservoir sediment).

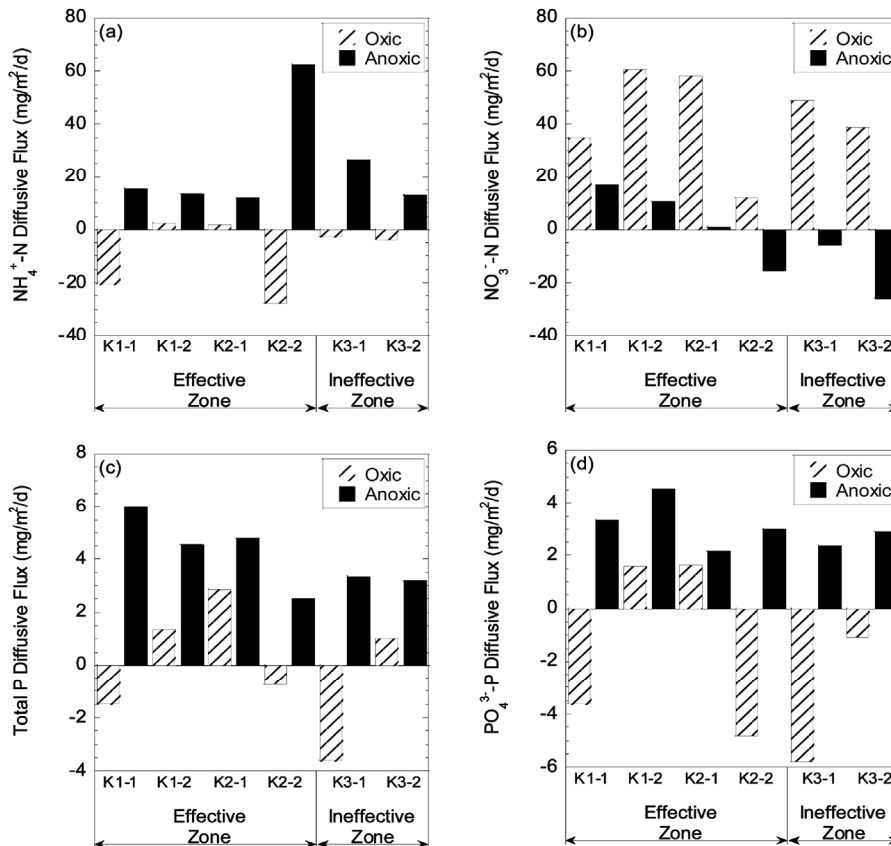


Fig. 7. Comparison of benthic nutrients fluxes between effective zone and ineffective zone (using K reservoir sediment).

Table 4. Summary of benthic nutrient fluxes of sediments

Site	Fishing activities	Condition	Benthic nutrient fluxes (mg/m ² /d)			
			NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	T-P	PO ₄ ⁻³ -P
J1_1		Oxic	-214.1	123.1	-0.72	0.24
		Anoxic	26.9	15.9	3.8	3.60
J1_2	Effective zones	Oxic	-8.60	16.6	-0.48	-0.24
		Anoxic	3.36	-17.0	0.78	2.20
J2_1		Oxic	-12.5	36.5	-1.20	-2.20
		Anoxic	5.76	-29.8	0.72	1.97
J2_2		Oxic	-61.4	33.4	0.48	-1.68
		Anoxic	2.91	8.6	1.48	1.44
J3_1	Ineffective zones	Oxic	-176.9	119.8	5.30	1.6
		Anoxic	6.50	15.4	10.7	2.46
J3_2		Oxic	-19.2	6.48	0.24	-0.24
		Anoxic	10.1	-19.9	4.72	0.24
K1_1		Oxic	-20.4	35.0	-1.44	-3.60
		Anoxic	15.8	17.0	6.01	3.36
K1_2	Effective zones	Oxic	2.64	60.5	1.36	1.60
		Anoxic	13.4	10.6	4.56	4.56
K2_1		Oxic	1.68	58.3	2.88	1.64
		Anoxic	12.0	1.20	4.80	2.16
K2_2		Oxic	-27.4	12.0	-0.72	-4.80
		Anoxic	62.9	-15.4	2.52	3.02
K3_1	Ineffective zones	Oxic	-2.64	49.0	-3.60	-5.76
		Anoxic	26.6	-5.76	3.36	2.38
K3_2		Oxic	-3.6	39.1	1.02	-1.06
		Anoxic	13.2	-25.7	3.20	2.88

퇴적물-상등수의 확산경계면에서의 물리화학적 변화보다 생물학적 환경에 더 영향을 받는 것으로 판단되어, 매우 다양한 범위의 용출량이 측정되었다.¹³⁾

다양한 조건에서 측정된 총인 용출량을 본 연구 측정값과 비교 시, 소양호에서 호기 및 무산소 조건에서 각각 0.02~5.95, 0.03~0.43 mg/m²/d,²⁵⁾ 매화저수지에서 호기 및 무산소 조건에서 각각 -3.2~0.1, -4.6~3.7 mg/m²/d¹⁰⁾의 용출량보다는 다소 큰 총인 용출량이 측정되었으나, 흥동저수지의 8.30~58.9 mg/m²/d¹²⁾보다는 낮은 값이 측정되었다. 반면에, 인산염 인의 경우, 낙동강 하류 퇴적물의 호기 조건에서 -5.0~26.3 mg/m²/d,²³⁾ 충주호 퇴적물의 호기 조건에서 0.63~1.49 mg/m²/d, 무산소 조건에서 0.36~3.74 mg/m²/d²⁴⁾ 등과 유사한 용출량으로 관측되었으나, 흥동저수지의 10.7~20.7 mg/m²/d¹²⁾와 미국 EPA에서 제시한 오염된 저수지 퇴적물의 인산염 인 기준 용출량인 34~96 mg/m²/d²⁶⁾ 대비 비교적 낮은 것으로 조사되었다.

남시터 영향권과 비영향권의 영양염류 용출량을 비교하기 위해, 영향권 그룹과 비영향권 그룹의 영양염류 용출량을 그룹화 후 독립표본 T-test를 실시하였다. 통계프로그램인 SPSS (ver. 22.0)을 이용하여 독립표본 T-test를 진행하였으며, ‘영향권 그룹과 비영향권 그룹의 영양염류 용출량 값은 통계학적으로 유의한 수준($\alpha = 0.05$)에서 다르지 않다’인 귀무가설($H_0: \mu_{\text{zone.1}} = \mu_{\text{zone.2}}$)을 설정 후 귀무가설 검증을 실시하였다. 검증결과, 영향권 그룹과 비영향권 그룹 내 암모니아성 질소(NH₄⁺-N), 질산성 질소(NO₃⁻-N), 총인(T-P), 인산

Table 5. Statistical results of t-test of benthic nutrient fluxes between effective zone and ineffective zone (using J reservoir sediment)

Oxic		Levene's test for equality of variances		t-test for equality of means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean difference	Std. error difference	95% Confidence interval of the difference	
									Lower	Upper
NH ₄	Equal variances assumed	.051	.833	.275	4	.797	23.9	86.9	-217.3	265.1
	Equal variances not assumed			.259	1.80	.822	23.9	92.4	-418.5	466.3
NO ₃	Equal variances assumed	.149	.719	-.478	4	.658	-28.9	60.6	-197.4	139.4
	Equal variances not assumed			-.442	1.73	.708	-28.9	65.6	-357.1	299.1
TP	Equal variances assumed	38.9	.003	-1.98	4	.118	-3.25	1.63	-7.79	1.29
	Equal variances not assumed			-1.27	1.04	.418	-3.25	2.55	-32.9	26.4
PO ₄	Equal variances assumed	421.7	.000	-1.79	4	.147	-6.15	3.43	-15.6	3.37
	Equal variances not assumed			-1.13	1.02	.458	-6.15	5.45	-71.8	59.5

Anoxic		Levene's test for equality of variances		t-test for equality of means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean difference	Std. error difference	95% Confidence interval of the difference	
									Lower	Upper
NH ₄	Equal variances assumed	1.34	.311	.929	4	.406	19.0	20.5	-37.8	75.9
	Equal variances not assumed			1.22	3.97	.290	19.0	15.6	-24.4	62.5
NO ₃	Equal variances assumed	4.39	.104	.653	4	.549	34.2	52.3	-111.0	179.4
	Equal variances not assumed			.890	3.97	.424	34.2	38.4	-72.8	141.2
TP	Equal variances assumed	183.2	.000	-1.43	4	.226	-8.01	5.61	-23.6	7.56
	Equal variances not assumed			-.889	1.01	.536	-8.01	9.02	-119.2	103.2
PO ₄	Equal variances assumed	.421	.552	1.29	4	.264	1.15	.888	-1.31	3.61
	Equal variances not assumed			1.13	1.54	.404	1.15	1.02	-4.74	7.05

Table 6. Statistical results of t-test of benthic nutrient fluxes between effective zone and ineffective zone (using K reservoir sediment)

Oxic		Levene's test for equality of variances		t-test for equality of means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean difference	Std. error difference	95% Confidence interval of the difference	
								Lower	Upper	
NH ₄	Equal variances assumed	33,6	,004	-.674	4	,537	-7,75	11,5	-39,6	24,2
	Equal variances not assumed			-1,01	3,02	,386	-7,75	7,67	-32,1	16,6
NO ₃	Equal variances assumed	,401	,561	1,13	4	,321	24,8	21,9	-36,1	85,6
	Equal variances not assumed			,985	1,55	,453	24,8	25,1	-120,2	169,8
TP	Equal variances assumed	,628	,472	,996	4	,376	2,31	2,32	-4,13	8,75
	Equal variances not assumed			,883	1,60	,490	2,31	2,61	-12,1	16,7
PO ₄	Equal variances assumed	,000	1,00	,423	4	,694	1,56	3,68	-8,67	11,8
	Equal variances not assumed			,393	1,76	,737	1,56	3,96	-17,9	21,1

Anoxic		Levene's test for equality of variances		t-test for equality of means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean difference	Std. error difference	95% Confidence interval of the difference	
								Lower	Upper	
NH ₄	Equal variances assumed	1,59	,275	,324	4	,762	6,12	18,9	-46,4	58,7
	Equal variances not assumed			,437	3,99	,685	6,12	14,0	-32,8	45,1
NO ₃	Equal variances assumed	24,4	,008	-.329	4	,758	-8,30	25,2	-78,2	61,6
	Equal variances not assumed			-.218	1,07	,861	-8,30	38,0	-421,0	404,4
TP	Equal variances assumed	1,738	,258	1,09	4	,334	1,19	1,08	-1,82	4,20
	Equal variances not assumed			1,64	3,07	,198	1,19	,727	-1,09	3,47
PO ₄	Equal variances assumed	,926	,390	,847	4	,445	,645	,761	-1,47	2,76
	Equal variances not assumed			1,16	3,95	,312	,645	,556	-.908	2,19

염 인(PO₄³⁻-P)의 용출량 값의 차이는 통계학적으로 유의하지 않았다($p>0.05$) (Tables 5와 6). 즉, 일부 낚시터에서 사용되는 떡밥이 어류에 섭취되지 않고 침전되어도 기존 퇴적물의 영양염류 용출량을 통계학적으로 유의할 수준으로 증대시키지 않는 것으로 조사되었다. 유사한 결과로, 낚시터 영향권과 비영향권의 심수층 수질을 비교한 결과에서는 통계학적으로 유의할만한 영양염류 농도의 차이는 관측되지 않았다($p>0.05$).

본 연구 대상저수지의 경우, 저수지 설립년도인 1940~50년도 대비, 낚시터 임대업 허가를 받고 본격적으로 운영을 시작한 시기가 10여 년 전으로 기존 퇴적물 대비 낚시활동으로 인한 오염물질의 퇴적이 장기간 지속되지 않았으므로, 낚시활동으로 인한 퇴적물 오염 기여도가 비교적 낮을 것으로 판단된다. 또한, 낚시터 영향반경에서 사용된 떡밥은 침전 시 용존산소를 고갈하며 유기물 분해산물로 다양한 영양염류가 생성되고 공극수에 축적 후, 상등수와의 농도구배에 의해서 확산용출이 될 것으로 예상되지만, 강우에 의한 난류 및 용수의 지속적 유입과 유출로 교란이 심한 현장 심수층에서 이미 확산용출 되었으리라 판단되고, 확산되지 않은 영양염류는 점토계열의 퇴적물과 결합하여 입자구조가 변화되거나 금속 산화물과 착화합물을 형성하여 본 실험에서는 확산용출량이 과소평가 되었을 것으로 판단된다.

마지막으로, 본 연구에서 확산경계층(z)의 길이가 일정하

다고 가정하였으나, 퇴적물 입자의 재부유와 교란을 최소화하기 위해 퇴적물 상부에서 10 cm되는 지점에서 포기과 질소 공급을 실시하여, 난류가 최소화되어 확산경계층의 길이가 시간의 경과와 함께 점점 증가하여 퇴적물-상등수의 영양염류 농도구배를 감소시켜 속도제한된 확산(rate-limited diffusion) 현상이 발생했으리라 판단된다. 이로 인해, 실제 교란이 활발한 농업용 저수지 퇴적물-심수층 사이에 속도제한이 없는 영양염류의 확산 대비 확산용출량이 낮게 측정될 가능성도 있다고 판단된다.

3.4. 영양염류 총량과 영양염류 용출량의 상관관계

J저수지와 K저수지의 퇴적물 내 영양염류 총량과 영양염류 용출량과의 상호 관련성을 평가하기 위해 용출량별 상관분석을 실시하여 상관행렬을 Table 7에 나타내었다. Table 7에 제시되었듯, 호기와 무산소 조건 모두에서 퇴적물 내 영양염류 총량과 영양염류 용출량 사이에 유의적인 상관관계가 도출되지 않았다. 즉, 퇴적물 내 영양염류의 총량이 많더라도 모두 상등수로 확산 용출되지 않으며, 이는 퇴적물 상부와 상등수 사이의 매우 다양한 조건이 복합적으로 관여하고 있기 때문으로 판단된다. 즉, 퇴적물의 조성, 산화환원 상태, 영양염류의 존재 형태, 미생물의 군집 구조와 활성도 및 상등수의 수온과 유속 및 용존산소 등의 퇴적물-상등수 확산경계면의 다양한 물리·화학·생물학적 조건에

Table 7. Correlation matrix among benthic nutrient fluxes and total nutrient contents of J and K reservoirs

	Total Nitrogen (mg/kg)	NH ₄ ⁺ Aerobic (mg/m ² /d)	NH ₄ ⁺ Anoxic (mg/m ² /d)	NO ₃ ⁻ Aerobic (mg/m ² /d)	NO ₃ ⁻ Anoxic (mg/m ² /d)	Total Phosphorus (mg/kg)	T-P Aerobic (mg/m ² /d)	T-P Anoxic (mg/m ² /d)	PO ₄ ³⁻ Aerobic (mg/m ² /d)	PO ₄ ³⁻ Anoxic (mg/m ² /d)
Total Nitrogen (mg/kg)	1									
NH ₄ ⁺ Aerobic (mg/m ² /d)	-0.374	1								
NH ₄ ⁺ Anoxic (mg/m ² /d)	-0.390	-0.036	1							
NO ₃ ⁻ Aerobic (mg/m ² /d)	0.231	-0.819**	-0.094	1						
NO ₃ ⁻ Anoxic (mg/m ² /d)	0.065	-0.546	-0.053	0.644*	1					
Total phosphorus (mg/kg)	0.984**	-0.314	-0.408	0.225	0.061	1				
T-P Aerobic (mg/m ² /d)	0.357	-0.078	-0.183	0.450	0.374	0.423	1			
T-P Anoxic (mg/m ² /d)	-0.094	-0.023	-0.156	0.271	0.412	0.060	0.638*	1		
PO ₄ ³⁻ Aerobic (mg/m ² /d)	0.314	-0.297	-0.434	0.668*	0.398	0.382	0.791**	0.372	1	
PO ₄ ³⁻ Anoxic (mg/m ² /d)	-0.342	-0.199	0.234	0.201	0.665*	-0.302	-0.012	0.149	0.050	1

*Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed), **Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

따라 암모늄화, 질산화, 탈질산화, 인의 분해, 침전, 흡착 및 탈착 등의 기작이 결정된다. 따라서 이러한 다양하고 상호 유기적인 기작을 통해 영양염류 유출량이 결정되므로 단순히 영양염류 총량이 높은 퇴적물에서 다량의 영양염류가 용출되는 것은 아닌 것으로 조사되었다. 실제, 퇴적물 오염도 조사에서도 낙시터 영향권보다 저수지 제방(하류) 인근에서 유기물, TN, TP 함량이 일부 높았으며 조사 시기에 따라 일부 다른 경향을 나타냈다.

하지만, 퇴적물 내 총질소와 총인의 양은 호기와 무산소 조건과 무관하게 높은 정(+)의 상관성을 나타냈으며, 이는 퇴적물 내에서 질소와 인이 선택적으로 축적되지 않고 질소와 인이 동시에 퇴적물 내에 축적됨을 의미한다. 호기조건에서 암모니아성 질소의 용출량과 질산성 질소의 용출량이 높은 부(-)의 상관성을 나타내며, 호기 조건에서 질산화 작용으로 암모니아성 질소는 상등수에서 퇴적물로 유입되고 질산성 질소는 퇴적물에서 상등수로 유출되어 나타난 상관관계이다.

비록 본 연구의 실험실 내 코어 배양실험에서 다양한 환경조건 중 용존산소와 수온 등을 현장 조건과 유사하게 실험기간 동안 유지하였으나, 실제 경우 유출수 및 용수의 유입과 방류 등으로 퇴적물 교란이 활발한 농업용 저수지의 물리적 인자와 미생물 군집과 활동도의 생물학적 인자 등은 모사할 수 없었으며, 코어 배양실험은 유기물이나 영양염류의 유입이 지속되지 않는 닫힌계(close system)이기 때문에 지속적으로 유기물과 영양염류가 공급되는 열린계(open system)인 퇴적물-심층수에서의 용출속도와 용출량과는 일

부 차이가 있음을 염두해 두고 용출에 의한 수질오염 기여도를 해석해야 할 것으로 판단된다.

4. 결론

본 연구에서는 낙시터로 장기 임대중인 농업용 저수지 2곳을 대상으로 낙시터 영향권(effective zone) 2지점의 퇴적물과 비영향권(ineffective zone) 1지점의 퇴적물을 호기(oxic)와 무산소(anoxic) 조건을 조성한 실험실 코어배양법(laboratory core incubation)을 이용해 영양염류 용출시험을 2회씩 실시하였다.

용출 실험동안 상등수 내 DO, EC, pH, ORP의 변화는 낙시터 영향구간과 비영향구간 사이에 유의할만한 차이는 관측되지 않았으며($p > 0.05$), 농업용 저수지의 퇴적물-심층수 확산경계면과 유사한 환경으로 조성되었다. 영양염류 용출 실험 동안, DO는 공기를 포기(aeration)한 경우 24시간 이내에 4 mg-DO/L 이상을 유지하였으나, 질소를 주입한 경우 1 mg-DO/L 미만으로 유지되었으며, 무산소 상태인 현장 심층수의 DO 범위인 0.79~1.63 mg-DO/L와 유사하며, pH와 ORP의 변화는 반비례로 진행되어, pH가 증가함에 따라 ORP는 감소하여 환원(-)전위를 나타내는 전형적인 혐기화된 오수의 특성을 나타내었다. 질산성 질소(NO₃⁻-N)를 제외하고 암모니아성 질소(NH₄⁺-N), 총인(T-P), 인산염 인(PO₄³⁻-P)이 호기 보다는 무산소 조건에서 통계학적으로 유의한 수준($p < 0.05$)으로 퇴적물에서 상등수로 더 많은 용출량이 측정되었다. 이는 상등수 내 DO 농도 감소에 따라 미생물 매개

의 암모늄화가 촉진되고 질산화 작용이 억제되어 암모니아성 질소가 퇴적물에서 상등수로 확산 용출되고, 퇴적물 표층의 산화층이 환원되어 유기물에 결합된 인과 금속 산화물과 결합된 인의 해리 등을 통해 인산염인이 퇴적물에서 상등수로 확산용출이 가속화되었기 때문이다.

낙시터 영양권과 비영양권 사이 영양염류 용출량(benthic nutrient diffusive fluxes)값의 차이는 통계학적으로 유의하지 않았다($p>0.05$). 따라서 농업용 저수지 내 낙시활동이 퇴적물의 영양염류 용출량을 통계학적으로 유의한 수준으로 증대시키지 않는 것으로 조사되었다. 이러한 결과는 저수지 설립년도인 1940~50년도 대비, 낙시터 임대업 허가를 받고 본격적으로 운영을 시작한 시기가 10여 년 전으로 기존 퇴적물 대비 낙시활동으로 인한 오염물질의 퇴적이 장기간 지속되지 않았으므로, 낙시활동으로 인한 퇴적물 오염 기여도가 비교적 낮을 것으로 판단된다.

호기와 무산소 조건 모두에서 퇴적물 내 영양염류 총량과 영양염류 용출량 사이에 유의적인 상관관계가 도출되지 않았다. 즉, 퇴적물 내 영양염류의 총량이 많더라도 모두 상등수로 확산 용출되지 않으며, 이는 퇴적물 상부와 상등수 사이의 매우 다양한 조건이 복합적으로 관여하고 있기 때문으로 판단된다. 즉, 퇴적물의 조성, 산화환원 상태, 영양염류의 존재 형태, 미생물의 군집 구조와 활성도 및 상등수의 수온과 유속 및 용존산소 등의 퇴적물-상등수 확산경계면의 다양한 물리·화학·생물학적 조건에 따라 암모늄화, 질산화, 탈질산화, 인의 분해, 침전, 흡착 및 탈착 등의 기작이 결정된다. 따라서 이러한 다양하고 상호 유기적인 기작을 통해 영양염류 용출량이 결정되므로 단순히 영양염류 총량이 높은 퇴적물에서 다량의 영양염류가 용출되는 것은 아닌 것으로 조사되었다.

결론적으로, 농업용 저수지 수질오염의 가속화가 낙시활동으로 인한 직접적 원인보다는 유역에서 유입되는 다양한 비점오염원 내 영양염류가 주요 요인으로 판단되며, 퇴적물로 부터 영양염류의 용출을 저감하기 위해 포기 및 물순환 등을 통해 심층수의 빈산소화를 억제할 필요가 있으며, 낙시터의 수면임대로 인한 낙시 쓰레기(추, 미끼, 비위생 화장실 등), 음식물 쓰레기 및 불법 소각한 폐기물 등이 농업용 저수지 내로 유입되지 않게 집중 관리해야 할 필요가 있다.

KSEE

References

- Kim, J. S., Lee, J. Y., Lee, J. B., Song, C. M. and Park, J. S., "Evaluation of Agricultural Water Supply Potential in Agricultural Reservoirs," *J. Korean Soc. Agric. Eng.*, **58**(2), 65~71(2016).
- Lee, K. S., Yoon, K. S., Kim, H. J. and Kim, H. I., "A program of Water Quality Management for Agricultural Reservoirs by Trophic State," *Korean J. Environ. Agric.* **22**(2), 166~171(2003).
- Kim, H. S. and Hwang, S. J., "Seasonal Variation of Water Quality in a Shallow Eutrophic Reservoir," *Korean J. Limnol.* **37**(2), 180~192(2004).
- Ham, J. H., Yoon, C. G., Son, Y. K. and Kim, J. S., "Evaluation of Water Quality Properties in Agricultural Reservoirs using Multivariate Analysis," *Korean Soc. Water Qual.*, **33**(1), 39~47(2011).
- Choi, S. H., Kim, H. D. and Kim D. H., "The Evaluation of Water Quality Characteristic Using a Multivariate Statistical Analysis in the Artificial Lake," *Korean Nat. Committee on Irrig. and Drainage*, **21**(2), (2014).
- <http://www.mafra.go.kr/>
- Song, M. Y., Cho, E. H. and Im, D. H., "Current Status & Policy Issues on Agricultural Water Quality Management in Gyeonggi Province," *Gyeonggi Res. Inst*(2012).
- Ministry of Oceans and Fisheries, "Analytical study of environmental hazards such as fishing weights and baits," (2006).
- Rural Reserach Institute, "Studies on water pollution and the management of water quality of the agricultural reservoirs with the purpose of multiple utilization (II)," (2006).
- Rural Research Institute, "The Study on Convergence Technologies Development and Application for Agricultural Water Treatment (II)," (2015).
- Ki, B., Lim, B., Na, E. H. and Choi, J. H., "A study on the nutrient release characteristics from sediments in the Asan reservoir," *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **32**(1), 1169~1176(2010).
- Lee, Y. S. and Shin, S. H., "Effective Reservoir Management Methods using Nutrients Leaching Characteristic Analysis: Case Study of the Hongdong Reservoir," *The J. Eng. Geol.*, **23**(2) 95~104(2013).
- Kim, K. H., Kim, S. H., Jin, D. R., Huh, I. A. and Hyun, J. H., "A Study on the Measurement Method for Benthic Nutrient Flux in Freshwater Sediment," *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **39**(5), 288~302(2017).
- Oh, H. S., Huh, I. A. and Chi, J. H., "Laboratory Study of Phosphorus Fractionation in the Sediments of Yeongsan River," *J. Korea Soc. Environ. Eng.*, **39**(9), 519~526(2017).
- Hammond, D. E., Cummins, K. M., McManus, J., Berelson, W. M., Smith, G. and Spagnoli, F., "Methods for measuring benthic nutrient flux on the California Margin: comparing shipboard core incubation to *in situ* lander results," *Limnol. and Oceanogr.: Methods*, **2**, 146~159(2004).
- Belley, R., Snelgrove, P. V. R., Archambault, P. and Jupiter, S. K., "Environmental drivers of benthic flux variation and ecosystem functioning in Salish sea and

- northeast Pacific sediments,” *PLoS ONE*, **11**(3), (2016).
17. Burger, D. F., Hamilton, D. P., Pilditch, C. A. and Gibbs, M. M., “Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake,” *Hydrobiol.*, **584**, 13~25(2007).
 18. Cowan, J. L., Pennock, J. R. and Boynton, W. R., “Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen flux in Mobile Bay, Alabama (USA): Regulating factors and ecological significance,” *Mar. Ecol. Prog. Series*, **141**, 229-245(1996).
 19. Kozerski, H. P., and Kleeberg, A., “The sediments and benthic pelagic exchange in the shallow lake Muggelsee (Berlin, Germany),” *Internat. Rev. Hydro.*, **83**(1), 77~112 (1998).
 20. Jensen, H. S. and Andersen, F., “Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow,” *Limnol. and Oceanogr.*, **37**, 577~589(1992).
 21. Glud, R. N., Forster, S. and Huettel, M., “Influence of radial pressure gradients on solute exchange in stirred benthic chambers,” *Mar. Ecol. Prog. Series*, **141**, 303~311(1996).
 22. Yoon, I. G., Kim, Y. J., Kim, S. H., Kim, J. H. and Kwon, O. S., “Inorganic Nutrient Fluxes from Sediment of west Nakdong river,” *Korea J. Limnol.*, **32**, 1~7(1999).
 23. Jeong, H. Y. and Cho, K. J., “SOD and Inorganic Nutrient Fluxes from Sediment in the Downstream of the Nagdong River,” *Korea J. Limnol.*, **36**(3), 322~335(2003).
 24. Kang, P. G., Lee, S. W., Park, H. K., Kwon, O. Y., Kim, Y. J., Byeon, M. S., Kong, D. S., “Study on the release of Phosphorus and Nitrogen from sediment in Lake Chungju,” *Korean Soc. Water Qual.*, 1231~1241 (2006).
 25. Kang, P. G., Lee, S. W., Park, H. K., Kwon, O. Y., Kim, Y. J., Byeon, M. S. and Kong, D. S., “Study on the Release of Phosphorus and Nitrogen from Sediment in Lake Soyang,” *Korean Soc. Water Qual.*, 957~966 (2007).
 26. US EPA, Water quality standards regulations and federally promulgated standards, <https://www.epa.gov/standards-water-body-health>.