

잡식어 붕어의 섭식활동에 퇴적물 및 독성 남조 *Microcystis aeruginosa*의 영향

김백호 · 김건희 · 김용재¹ · 황순진*

(건국대학교 환경과학과, ¹대전대학교 생명과학과)

Effects of Sediment and Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on the Feeding Behavior of Omnivores Gold Fish *Carassius auratus*. Kim, Baik-Ho, Keun-Hee Kim, Yong-Jae Kim¹ and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Republic of Korea; ¹Department of Life Science, Daejin University, Gyeonggi 478-711, Korea)

Effects of sediment and toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on feeding behaviors of an omnivorous fish, gold fish (*Carassius auratus*) were examined in laboratory and *in situ* mesocosm. Laboratory feeding experiments were performed in small aquaria (7 L) with cyanobacterial blooms (mainly *M. aeruginosa*) under the condition of sediments and no-sediments, and toxic (NIES-298) and non-toxic *M. aeruginosa* (NIES-101). *In situ* feeding experiments were conducted at the shore of eutrophic lake (Lake Ilgam, Seoul) in the mid-July, 2005. Results showed that fish introduction decreased the concentration of Chlorophyll-*a* (Chl-*a*) at higher rate in no sediment-containing aquaria. In contrast, there was a drastic increase of Chl-*a* in the sediment-containing aquaria. Fish effectively removed the *M. aeruginosa* cells without algal toxin (microcystin). Fish also selectively removed the large size Chl-*a* (>50 μm), although all kinds of nutrients were increased after fish introduction, especially ammonia. Our results indicate that the strategic introduction of domestic omnivores *Carassius auratus*, to control cyanobacterial bloom in eutrophic lake will negatively play in the water quality improvement via a sediment disturbance and a density-dependent digestion.

Key words : omnivore, *Carassius auratus*, cyanobacterial bloom, *Microcystis aeruginosa*, sediment disturbance, nutrient release

서 론

수질개선을 위한 어류의 활용은 주로 중위도 지역을 중심으로 하여 저수지의 1차 생산량 감소를 목적으로 이용되어 왔으나(Carpenter *et al.*, 1985, 1987; Shapiro, 1990; Findlay *et al.*, 1994), 어류도입과 동시에 고유 어종의 소멸, 조류와 포유류 감소, 부영양화 재유도 등 부정적 효과도 보고되었다(Spencer *et al.*, 1991; DeMelo *et al.*, 1992;

Sarnelle, 1992; Goldschmidt *et al.*, 1993). 특히 초식성 어류인 백연어 (*Hypophthalmichthys molitrix*)는 많은 연구에서 조류 제어능이 입증되었으나(Laws and Weisburd, 1990; Starling, 1993; Lieberman, 1996; Zhao, 2001), 아직까지 현장에 직접 적용된 사례는 극히 드물다. 주된 이유로는 이들이 부영양 저수지의 바닥 퇴적물을 교란시켜 탁도를 증가시키고, 용존산소 감소, 영양염 증가 등 수질에 부정적인 영향을 주기 때문이다(Kim *et al.*, 2000; Matsuzaki *et al.*, 2007; Eugenia *et al.*, 2008). 국내에서도 백년

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

Table 1. Experimental designs of the study.

Experiments	EXP I		EXP II		EXP III
	No sediment	Sediment	Non-toxic	Toxic	Mesocosm
Exp. replication	4 × 3	4 × 3	3 × 3	3 × 3	3 × 3
Exp. volume (L)	7	7	7	7	120
Exp. periods (d)	10	10	5	5	12
Exp. water	M-water	M-water	NIES-101	NIES-298	M-water
Sediment	No	Yes	No	No	Yes
Initial Chl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	138.0	39.7	50.3	50.3	170.9
No. fish stocked (ind.)	1, 3 and 7	1, 2 and 4	2 and 5	2 and 5	5 and 25
Sampling interval (h)	24	24	24	24	24

NIES-101 and NIES-298: Non-toxic and toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Yasuno *et al.*, 2000), M-water; *Microcystis* blooming water obtained from Lake Ilgam (Seoul)

어를 이용한 수질개선 연구는 시도된 바 있으나 현장에 직접 적용된 사례는 없으며 (김 등, 2000, 2001), 잡식어류 붕어와 같은 어종을 이용한 사례도 매우 드물다.

붕어 (*Carassius auratus*)는 잉어과 잉어아과 (Cyprinidae-Cyprinae)에 속하며 국내 담수에서 흔히 관찰되는 종류로서 수질오염이 심한 하천이나 저수지 등에서 잘 서식하며 부유 또는 부착성 조류, 저서생물 등 다양한 생물을 먹이로 하는 잡식성 어종이다 (최 등, 1990). 이들은 저서성 생물이나 유기물을 잘 섭취하지만 현장조건에서 수체내 식물플랑크톤(남조류)에 대한 제어 및 수질에 대한 영향에 대한 연구는 시도된 바 없다.

따라서 본 연구는 우리나라 대부분의 수계에서 서식하는 토종 잡식어류인 붕어를 대상으로 이들의 섭식활동에 독성 또는 비독성 남조 *Microcystis aeruginosa*와 퇴적물의 영향을 파악하기 위하여 실내 및 현장 mesocosm 조건에서 붕어의 남조 제어능 및 수질 변화를 조사하였다.

재료 및 방법

1. 실험동물

본 연구에 사용된 어류는 국내산 잡식성 어류인 붕어 (*Carassius auratus* L.) 로서 국립수산물과학원 중부 내수면 연구소로부터 분양받았다. 실험실로 운반된 어류는 2~3일 동안 탈염 수돗물에 넣고 시판중인 사료 (Keumbidan ilho, Woosung saryou, Korea)를 먹이로 하여 상기 연구소의 조건과 동일한 수온 (26°C ± 1)에서 유지하였다. 실험에 사용된 어류는 체장 8.7 ± 0.1 cm, 체중 7.2 ± 0.5 g이며 섭식실험은 실내 수조 (7L)와 현장 mesocosm (120L)에서 각각 실시하였다 (Table 1).

2. 퇴적물 실험

퇴적물 실험은 소형수조 (20 × 33 × 20 cm, PVC재질, 9L)에 남조 *Microcystis aeruginosa* 대발생이 일어난 부영양 호수 (일감호, 서울)의 현장수를 각 수조당 7L씩 넣고 백색광 (광도 98 µmol)과 광주기 12L:12D를 각각 제공하였다. 실험구성은 크게 어류를 도입하지 않은 대조군 (F0)과 어류를 각각 1개체 (F1), 3개체 (F2), 7개체씩 (F3) 도입한 처리군으로 구성하여 3회씩 처리군별 3개의 반복구를 설치하였다. 실험은 동일한 시기의 호수에서 현장수와 퇴적물을 채취하여 유리수조 (50 × 65 × 120 cm)에 넣고 일정시간 동안 남조 발생이 유지될 수 있도록 영양염 (BG-11)를 넣어 실험기간 동안 영양결핍이 일어나지 않도록 조절하였다. 수조는 Heater (Amazon Heater 100 W, Korea)와 형광등을 이용하여 평균수온 26 ± 1.0°C, 광도 80 µmol, 광주기 12L:12D를 제공하였다. 실험은 원기둥 형태의 상하가 노출된 아크릴 원통 (직경 19 cm, 높이 40 cm)을 유리수조에 총 12개를 설치하고, 원통의 하단부는 톱니처럼 홈을 만들어 퇴적물을 통하여 바깥쪽과 자유롭게 물이 이동할 수 있도록 제작하였다. 실험구성은 어류를 도입하지 않은 대조군 (F0)과 어류를 1개체 (F1), 2개체 (F2), 4개체씩 (F3) 도입한 어류 처리군으로 구성하고 3회씩 반복 실시하였다. 어류의 조류 섭식능을 파악하기 위하여 대조군과 처리군의 수조로부터 10 mL씩 채수하고 GF/F filter를 이용하여 여과한 다음 90% 아세톤을 첨가하여 냉암소에서 24시간 추출하였다. 이어 원심분리를 하고 상등액의 흡광도를 측정하고 Lorenzen (1967)에 따라 Chl-*a* 농도를 계산하였다.

3. 독성 남조 실험

실험에 사용된 비독성 남조 *Microcystis aeruginosa*

NIES-101과 독성 남조 *Microcystis aeruginosa* NIES-298는 일본 국립환경연구소에서 분양받았다. 계대배양은 CB 배지를 이용하였으며 온도 $27 \pm 2.0^\circ\text{C}$, 광도 $75 \mu\text{mol}$, 광주기 24L:0D의 조건에서 배양, 유지하였다. 남조 *Microcystis aeruginosa* NIES-298는 microcystin-LR ($0.168 \mu\text{g mg dry cells}^{-1}$)를 함유하는 비교적 독성이 높은 균주로 알려져 있다(Yasuno *et al.*, 2000). 실험은 두 남조 NIES-101과 NIES-298를 각 수조(PVC 재질, 용량 9L)에 7L 씩 넣고 백색광(광도 $98 \mu\text{mol}$)과 광주기 12L:12D를 제공하였다. 실험구성은 어류를 도입하지 않은 대조군(Control)과 어류를 각각 2개체(F1), 5개체씩(F2) 도입한 처리군으로 구성하고 3회씩 반복 실시하였다. 어류의 조류 섭식능은 전과 동일하게 실험기간 동안 대조군과 처리군의 Chl-a 농도의 차이를 비교하여 계산하였다.

4. 현장 Mesocosm 실험

현장 실험은 남조 *Microcystis aeruginosa* 발생이 매년 일어나는 부영양 호수(일감호, 서울)에서 실시하였다. 호수는 서울시 광진구 화양동 1번지에 위치하며, 표면적 $55,661 \text{ m}^2$, 최대수심 4.0m, 체류시간 약 280일, 주로 강우와 지하수에 의해 유지되는 인공호수다. 매년 6~9월까지 호수 전체에 남조가 발생하며 종종 11월까지 지속되기도 한다(김 등, 2003). Mesocosm 설치는 수심이 낮은 호수 연안에 9개 원통형 고무수조(바닥직경 64 cm, 높이 70 cm, 용량 약 150 L)를 설치하고(3×3), 플라스틱 부표를 이용하여 서로 분리되지 않도록 묶은 다음 닻을 이용하여 고정하고 각 수조에 저수지 퇴적물을 10~12 cm 두께로 바닥에 깔고 현장수를 120 L씩 채웠다. 실험구성은 어류를 도입하지 않은 대조군(F0)과 어류를 5개체(F1), 25개체씩(F2) 도입한 처리군으로 구성하고 3회씩 반복 실시하였다. 어류의 조류 섭식능을 파악하기 위하여 전과 동일한 방법으로 매일 같은 시간에 Chl-a와 조류밀도를 조사하였다. 조류 size에 따라 크게 $< 2 \mu\text{m}$, $2 \sim 20 \mu\text{m}$, $20 \sim 50 \mu\text{m}$, $> 50 \mu\text{m}$ 등 4 가지 크기로 분획하여 각각의 Chl-a 농도를 측정하였다. 조류밀도는 실험수 1 mL를 채수하여 Lugol 용액으로 고정하고(최종 2%), 12시간 이상 침전시킨 다음 Sedgwick-Rafter 계수판을 이용하여 광학현미경($\times 200$ Zeiss, Germany)에서 계수하였다. 어류도입에 따른 수질변화를 확인하기 위하여 화학적 산소요구량(COD), 부유물질(SS), $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TN, $\text{PO}_4\text{-P}$, TP 등을 Standard method(APHA, 1995)에 따라 분석하였다. 어류처리후 대조군과 처리군의 식물플랑크톤(Chl-a, 조류밀도)의 변화를 비교하기 위하여 SPSS package(SPSS Inc., ver. 12.0)를 이

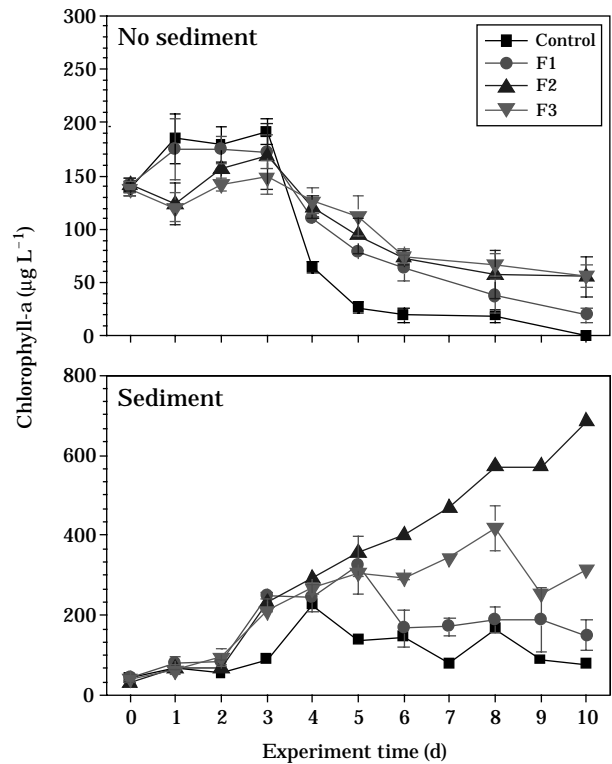


Fig. 1. Changes in concentrations of chlorophyll-a in aquaria with no sediment (A) and sediment (B). F1: added 1 fish into each aquarium, F2: added 3 fish into each aquarium, F3: added 7 fish into each aquarium.

용하여 ANCOVA를 실시하였고 통계적 유의수준은 $P < 0.05$ 으로 하였다.

결 과

1. 퇴적물 영향

비퇴적물 실험에서 대조군 Chl-a는 어류도입 초기 3일째 $191.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 증가한 반면 F1, F2, F3에서는 각각 172.2 , 168.3 , $148.9 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였는데 어류 처리밀도에 따라 유의한 억제현상을 나타냈다(ANOVA, $P < 0.001$). 그러나 4일째부터는 대조군과 처리군 모두 감소하였으며 어류 처리군이 대조군보다 더 낮은 농도를 보였다(Fig. 1-upper). 한편, 실험 최종일에는 어류처리군 중 밀도가 가장 낮았던 F1에서 오히려 가장 낮은 Chl-a 농도를 나타냈다. 퇴적물을 포함한 실험에서는 모든 어류처리군에서 대조군보다 유의하게 높은 Chl-a 값을 나타냈으며(ANOVA, $P < 0.001$), F2에서는 지속적으로 증가하여 처리

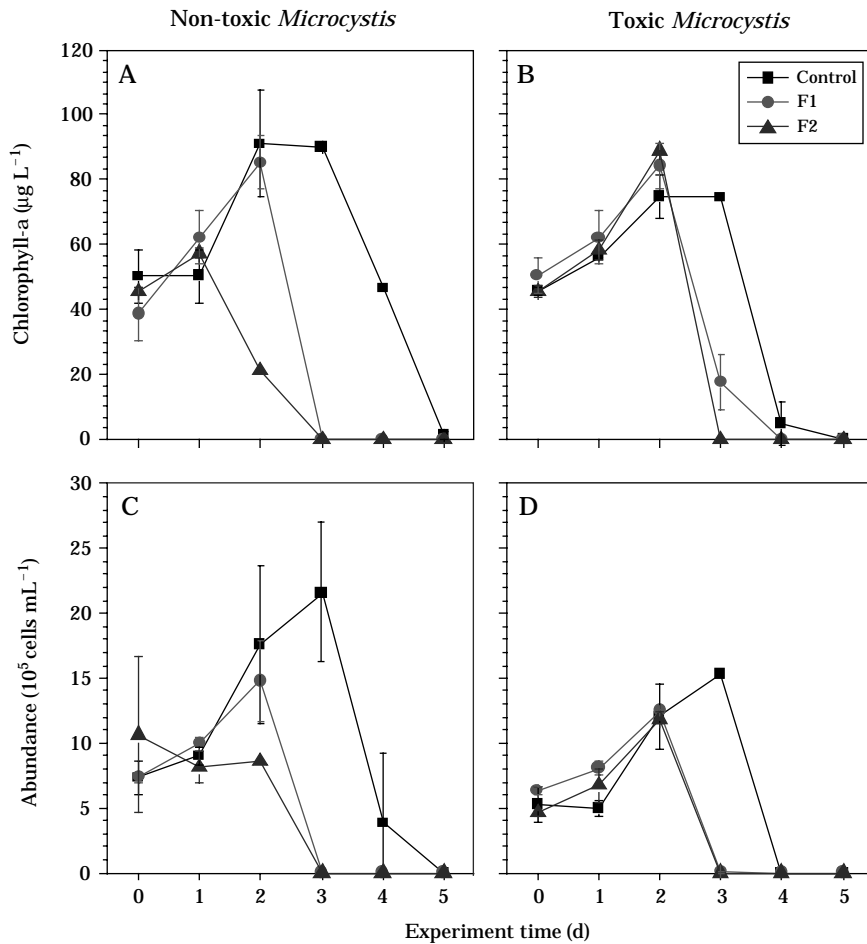


Fig. 2. Changes in concentrations of chlorophyll-a (A) and algal abundance (C) in the co-presence of fish and non-toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa* NIES-101, and chlorophyll-a (B) and algal abundance (D) in the co-presence of fish and toxic cyanobacterium, *M. aeruginosa* NIES-298. F1: added with 2 fish to each mesocosm, F2: added with 5 fish to each mesocosm.

10일째 683.1 µg L⁻¹까지 증가하였으며 대조군은 77.3 µg L⁻¹ 수준이었다 (Fig. 1-lower). 한편, 퇴적물이 포함된 수조에 어류도입은 오히려 대조군보다 더 높은 조류성장을 유도하였으며, 어류밀도가 가장 높았던 F3은 F1보다 높은 조류성장을 보였다. 따라서 퇴적물이 없는 조건에서 붕어도입은 일시적인 조류제어능을 보였으나 퇴적물이 포함된 조건에서 붕어의 섭식활동은 조류성장을 오히려 촉진하는 것으로 밝혀졌다.

2. 독성남조의 영향

비독성 남조를 포함한 수조에 어류를 도입할 경우, Chl-a는 어류 처리 2일째부터 처리밀도에 의존하여 유의하게 감소하였으며 (ANOVA, $P < 0.001$), 독성 남조 역시 비독

성 남조보다 1일 늦은 3일부터 유의하게 감소하였다 (ANOVA, $P < 0.001$, Fig. 2A, B). 조류밀도는 Chl-a과 유사한 패턴을 나타냈으며 (Fig. 2C, D), 결국 잡식성 어류인 붕어는 퇴적물이 없는 조건에서는 조류독성에 상관없이 남조 *M. aeruginosa*를 효과적으로 제어하였다.

3. 현장 Mesocosm 실험

남조 발생 현장수와 퇴적물을 포함한 수조에 밀도 구배에 따라 어류를 도입한 결과, 어류밀도나 조류 크기에 상관없이 조류제어능은 유의하지 않았으며 (ANOVA, $P > 0.5$), 대조군 및 처리군의 총 Chl-a는 모두 시간의 경과에 따라 서서히 감소하였다 (Fig. 3). 다만 어류도입 이후 >50 µm 이상의 Chl-a는 어류도입 3일째까지 뚜렷하게 나타

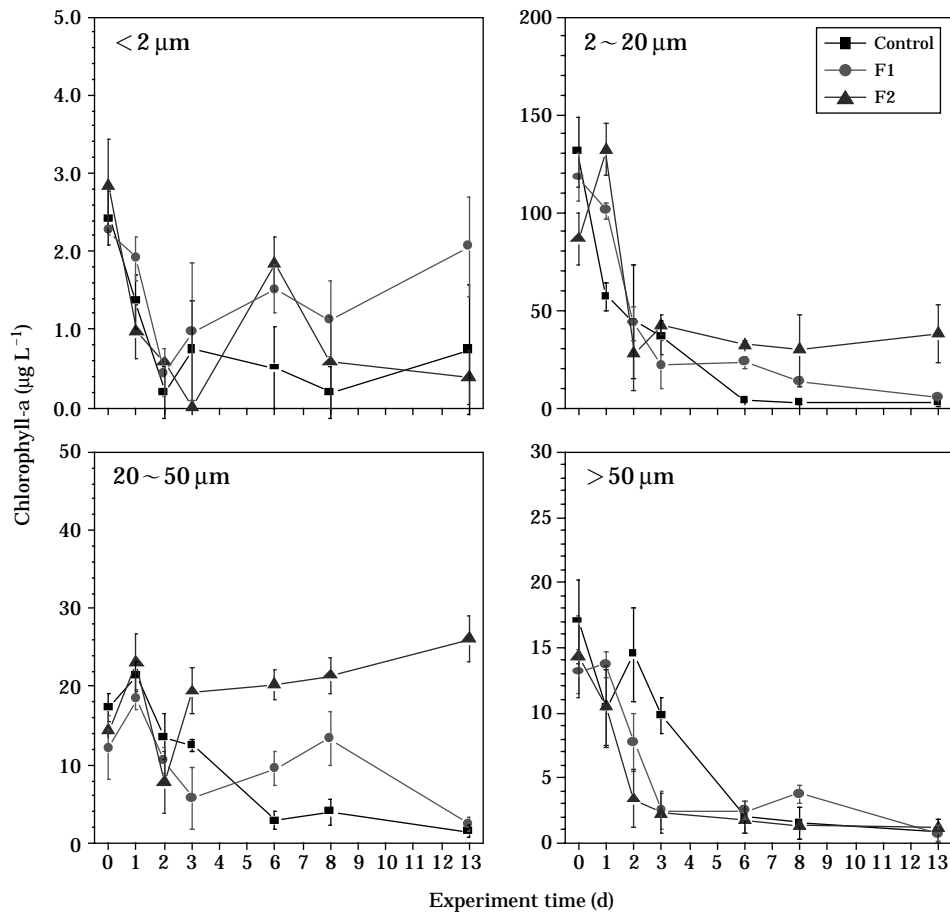


Fig. 3. Changes in concentrations of size-fractionated chlorophyll-*a* in the mesocosm with the lake sediment. F1: added with 5 fish to each mesocosm, F2: added with 25 fish to each mesocosm.

났으나, 13일째까지는 처리밀도에 반비례하여 증가하여 대조군보다 높은 수준을 보였다. 특히 $< 2 \mu\text{m}$ 는 저밀도 처리군에서 (F1), $2 \sim 20 \mu\text{m}$ 와 $20 \sim 50 \mu\text{m}$ 는 처리 6일 이후 고밀도 처리군 (F2)에서 각각 대조군보다 오히려 더 높은 Chl-*a*를 나타냈다. 따라서 퇴적물을 포함한 현장조건에서 붕어도입은 초기에만 크기가 큰 ($> 50 \mu\text{m}$) 조류를 섭식하였고, 시간이 경과할수록 세포크기에 상관없이 모든 크기의 조류성장을 유도하는 것으로 나타났다.

4. 수질변화

화학적 산소요구량 (COD)과 부유물질 (SS)은 전체적으로 비슷한 패턴을 보였는데, 고밀도 처리군 (F2)에서는 대조군과 마찬가지로 6일째까지 점차 감소하였으나 저밀도 처리군 (F1)에서는 오히려 증가하였다 (Fig. 4). 질소계열 영양염 ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN)은 대조군과 고밀도 처리군 (F2)은 유사한 패턴을 보였으나 F2에서는 상대적으로 높

은 수준을 나타냈으며, 인계열 영양염 ($\text{PO}_4\text{-P}$ 과 TP)은 대조군 및 처리군 모두 유사한 패턴을 보였으며 TP는 실험 종료일에 가까워지면서 점차 증가하였다 (Fig. 4). 결국, 퇴적물이 있는 현장조건에서 어류도입 이후 가장 높은 영양염 배출을 보인 것은 질소계열의 $\text{NH}_3\text{-N}$ 로서 대조군보다 최고 10배 이상의 증가 ($225.7 \mu\text{g L}^{-1}$)을 보여 인보다 더 높은 수질악화를 유도하였다.

고 찰

붕어의 섭식활동은 남조의 독성여부와 상관없이 먹이 섭취과정에서 식물플랑크톤 밀도를 도입초기에 일시적으로 제어능을 보였으나 퇴적물 교란 및 섭취 및 배설물로부터 나오는 영양염이 조류성장을 다시 유도함으로써 결국 남조발생 저수지의 수질개선에는 기여하지 못할 것으로 판단되었다. 뿐만 아니라 질소계열 영양염 배출로 인한

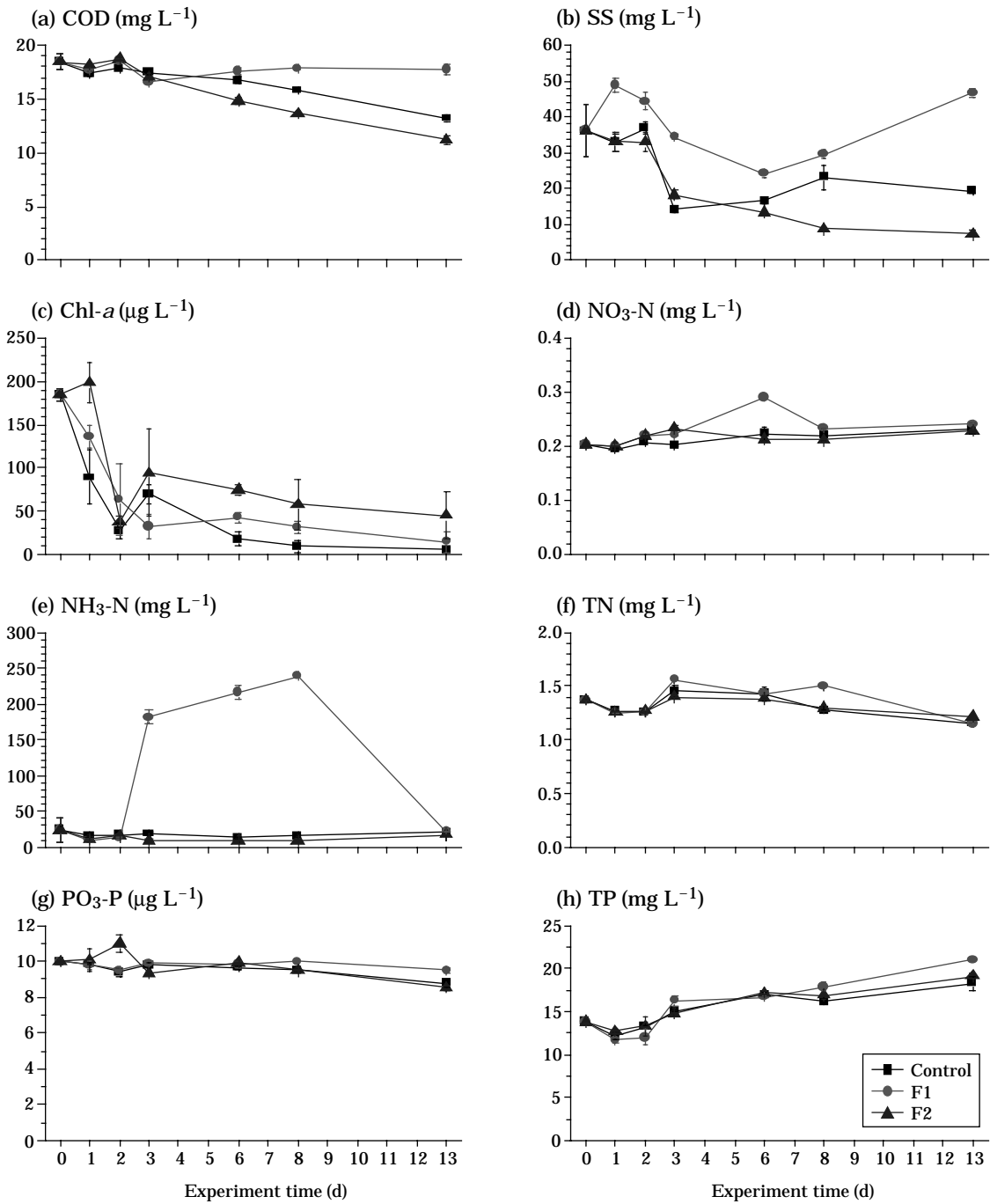


Fig. 4. Changes in physicochemical parameters in the mesocosm with the lake sediment. F1: added with 5 fish to each mesocosm, F2: added with 25 fish to each mesocosm.

새로운 부영양화 촉진 및 남조류 발생을 유도할 것으로 사료되었다.

일반적으로 잉어과 어류는 바닥 퇴적물을 교란 및 섭취하고 배설물을 통하여 수중내 질소와 인 농도를 증가시키

며 특히 인보다 총질소와 암모니아 농도를 증가시킨다고 알려져 왔다(Zhao *et al.*, 2001; Matsuzaki *et al.*, 2007; Eugenia *et al.*, 2008). 최근 Matsuzaki *et al.* (2007)는 퇴적층의 상부 수층에 어류의 교란작용을 막기 위하여 방어용

그물을 설치한 결과, 수중내 뚜렷한 식물플랑크톤의 감소는 일어났으나 수체내 영양염 농도는 여전히 증가한다고 보고하였다. 이는 어류에 의한 퇴적물 교란은 일어나지 않았으나 섭식과정에서 배설된 영양염(특히 질소계열)의 증가가 수질에는 부정적으로 작용된다는 사실을 입증한 결과이다. 본 연구와 같이 짧은 기간 동안 어류에 의한 퇴적물 교란이 수체내 영양염 농도에 미치는 영향을 정확하게 설명하기는 매우 어렵다. 다만 흥미롭게도 저밀도 어류가 남조(독성에 상관없이)를 섭취하고 배설하는 과정에서 고밀도 처리군보다 상대적으로 더 높은 암모니아와 질소계열 영양염 증가를 유도하였는데, 이는 김 등(2000, 2001)의 결과와 반대되는 현상이다. 이는 제한된 먹이에 대하여 어류밀도가 높을수록 경쟁력은 증가한 반면 절대 소화량은 감소하여 결국 배설물 및 영양염 배출량이 감소한 것으로 판단된다. 따라서 짧은 기간 동안 어류도입으로 인한 수체내 영양염 증가는 퇴적물에 의한 영향보다는 수조내 식물플랑크톤 또는 Chl-a에 대한 어류의 밀도나 소화정도(특히, 소화량)에 의한 영향으로 사료되었다(Fukushima *et al.*, 2000).

어류의 먹이로서 남조 *Microcystis sp.*은 규조류나 녹조류보다 질적인 먹이 선호도가 다소 떨어지지만(Carbis *et al.*, 1997; Bagnaz *et al.*, 1998), 유럽산 잉어과 어류인 *Rutilus rutilus*, *Oreochromis niloticus*, *Aristichthys nobilis* 등은 조류독성에 상관없이 선호하는 것으로 알려져 있다(Datta and Jana, 1998; Kamjunke *et al.*, 2002; Lu *et al.*, 2006). 본 연구에서는 퇴적물이 없는 조건에서 남조의 독성에 상관없이 어류도입 초기부터 섭식하였으나 대조군의 플랑크톤 밀도 역시 동시에 감소하여 정확한 먹이선호도를 판단하기 어려웠다. 그러나 mesocosm를 설치한 저수지의 남조 *M. aeruginosa*는 높은 수준의 microcystin-LR를 포함하는 조류로서(서 등, 2005), 어류도입 이후 시간의 경과에 따라 대조군 Chl-a 양이 점차 감소한 반면, 처리군의 Chl-a는 반대로 증가하였다. 이는 현장수의 >50 µm 조류는 주로 군체형 남조 이외에도 규조류와 녹조류가 포함되어 있기 때문에 어류의 섭식활동이 오히려 대형 크기의 식물플랑크톤(또는 군체나 사상형 조류)를 잘게 쪼개는 역할을 하거나 새로운 조류천이를 유도할 가능성을 보였다. 따라서 국내산 붕어의 섭식활동이 남조 *M. aeruginosa* 대발생 현장의 Chl-a 양에 미치는 영향을 정확하게 판단하기 위해서는 수중의 식물플랑크톤 구성, 조류독소, 어류의 위 내용물 분석이 선행되어야 할 것으로 사료되었다.

초식성 어류인 백연어의 경우, 먹이의 운동성에 관계없이 nanophytoplankton (2~20 µm)의 식물플랑크톤을 잘

섭취하지만(김 등, 2000, 2001), 붕어의 경우 비교적 큰 macrophytoplankton (>50 µm)를 선호하였으며, 나머지 크기의 플랑크톤 (<2 µm, 2~20 µm, 20~50 µm)은 반대로 성장을 촉진하였다. 특히 20~50 µm 크기의 지속적인 성장은 붕어의 섭식활동은 수중 전체에서 일어나지만 저수지 바닥층의 교란은 물론 주로 크기가 큰 식물플랑크톤을 선호하여 수표면에 주로 분포하는 남조 제어에는 비효율적임을 시사해 주었다.

결국 부영양 저수지의 남조발생 억제를 위한 붕어의 도입은 섭식활동에 의한 퇴적물 교란 및 소화활동으로 인한 영양염 배출 등으로 새로운 조류발생 요인으로 작용할 수 있기 때문에 현장에 직접 적용하는 것은 적절치 못한 것으로 판단되었다. 다만 자연퇴적물이 거의 없는 정수장, 세포 크기가 크거나 군체 또는 사상형 조류가 풍부한 수계, 또는 어류관리용 그물 설치가 가능할 경우 조건적으로 조류제어가 가능할 것으로 판단되었다.

적 요

잡식성 어류 붕어 (*Carassius auratus*)의 섭식활동에 퇴적물과 독성남조 *Microcystis aeruginosa*의 영향을 파악하기 위하여 실내 및 현장 mesocosm 실험을 실시하고 어류에 의한 식물플랑크톤과 수질변화를 각각 조사하였다. 퇴적물 실험은 실내 수조(7L)에서 남조발생 저수지(일감호, 서울)의 현장수와 퇴적물을 이용하였고, 독성남조 실험은 독성(NIES-298) 및 비독성(NIES-101) 남조 *M. aeruginosa*를 이용하였다. 현장 mesocosm 실험은 남조 발생이 극심하였던 2005년 7월에 저수지 연안에 총 9개 mesocosm를 설치하고 어류를 밀도별 처리한 다음 식물플랑크톤 밀도와 수질변화를 조사하였다. 모든 실험은 3회씩 반복으로 실시하였다. 실험결과, 퇴적물이 없는 수조에서는 Chl-a의 감소를 보였으나 퇴적물 수조에서는 오히려 Chl-a의 증가를 보였으며, 독성에 상관없이 뚜렷한 *M. aeruginosa* 제어능을 나타냈다. 현장 mesocosm 실험에서는 비교적 세포크기가 큰 macrophytoplankton (>50 µm)를 선호한 반면 나머지 플랑크톤 (<2 µm, 2~20 µm, 20~50 µm)은 오히려 성장을 촉진하였다. 영양염은 조류밀도가 높은 조건에서 어류 도입 이후 암모니아의 급격한 증가를 보였다. 따라서 잡식성 어류인 붕어는 남조독성에 상관없이 도입초기 일시적으로 조류제어능을 보이지만 퇴적물 교란 및 영양염 배출로 인하여 현장 조건보다 퇴적물이 적은 정수장이나 생물관리가 가능한 조건에서 제한적으로 적용하는 것이 타당할 것으로 판단되었다.

사 사

본 연구는 농림부 핵심전략 연구과제 (306009-03-2-CG000)와 학술진흥재단 기초연구과제 지원사업 (KRF-2007-313-F00050)에 의하여 수행되었으며, 야외실험을 도움 주신 박명환, 김보열 님에게 감사드립니다.

인 용 문 헌

- 김백호, 최민규, 황수옥, 高村典子. 2000. 부영양호의 enclosure 내에서 어류의 밀도조절이 수질 및 플랑크톤 군집에 미치는 영향. 한국육수학회지 **33**: 358-365.
- 김백호, 최민규, 高村典子. 2001. 어린 백련어의 성장에 대한 동, 식물플랑크톤의 먹이기여도. 한국육수학회지 **34**: 98-105.
- 김호섭, 황순진, 고재만. 2003. 도심의 얇은 인공호인 일감호의 수질변화 특성과 퇴적환경의 평가. 한국육수학회지 **36**: 161-171.
- 서미연, 김백호, 한명수. 2005. 서울 경기지역의 공원연못 및 한강수계내 조류독소 microcystin-LR의 분포. 한국육수학회지 **38**: 237-248.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목. 1990. 원색한국담수어도감. 향문사.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bagnaz, D., G. Staaks and C. Steinberg. 1998. Impact of the cyanobacteria toxin, microcystin-LR on behavior of zebrafish *Danio rerio*. *Water Res.* **32**: 948-952.
- Carbis, C.R., G.T. Rawlin, P. Grant, G.F. Mitchell, J.W. Anderson and I. McGauley. 1997. A study of the feral carp, *Cyprinus carpio* L., exposed to *Microcystis aeruginosa* at Lake Mokoan, Australia and possible implications for fish health. *J. Fish Dis.* **20**: 81-91.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* **35**: 634-639.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell, J.R. Hodgson, P.A. Cochran, J.J. Elser, M.M. Elser, D.M. Lodge, D. Kretchmer, X. He and C.N. Ende. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* **68**: 1863-1876.
- Datta, S. and B.B. Jana. 1998. Control of bloom in a properties, and biological significance. *Water Sci. Technol.* **32**: 146-159.
- DeMelo, R., R. France and D.J. McQueen. 1992. Biomanipulation: Hit or myth? *Limnol. Oceanogr.* **37**: 192-207.
- Eugenia T.A., N. Marba, M. Holmer and I. Karakassis. 2008. Fish farming enhances biomass and nutrient loss in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Est. Coast. Shel. Sci.* **81**: 390-400.
- Findlay, D.L., S.E.M. Kasian, L.L. Hendzel, G.W. Regehr, E.U. Schindler and J.A. Shearer. 1994. Biomanipulation of Lake 221 in the experimental lakes area (ELA): Effects on phytoplankton and nutrients. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **51**: 2794-2807.
- Fukushima, M., N. Takamura, B.H. Kim, M. Nakagawa, L. Sun and Y. Zheng. 2000. The responses of an aquatic ecosystem to the manipulation of the filter-feeding silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Verh. Int. Verein. Limnol.* **27**: 1033-1039.
- Goldschmidt, T., F. Witte and J. Wanink. 1993. Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous /phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. *Conserv. Biol.* **7**: 686-700.
- Kamjuka, N., K. Schmidt, S. Pflugmacher and T. Mehner. 2002. Consumption of cyanobacteria by roach (*Rutilus rutilus*): useful or harmful to fish? *Freshwater Biol.* **47**: 243-250.
- Kim, B.H., M.K. Choi and N. Takamura. 2000. Feeding behaviour of one-year-old silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, on dominant phytoplankton during a summer in the enclosure of shallow-hypertrophic lake. *Kor. J. Limnol.* **33**: 319-327.
- Laws, E.A. and R.S.J. Weisburd. 1990. Use of silver carp to control algal biomass in aquaculture ponds. *Progr. Fish-Cul.* **52**: 1-8.
- Lieberman, D.M. 1996. Use of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*) for algae control in a small pond: changes in water quality. *J. Freshwat. Ecol.* **11**: 391-397.
- Lu, K., C. Jin, S. Dong, B. Gu and S. H. Bowen. 2006. Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia* **568**: 111-120.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equation. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 343-346.
- Matsuzaki, S-i. S., N. Usio, N. Takamura and I. Washitani. 2007. Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. *Arch. Hydrobiol.* **168**: 27-38.
- Sarnelle, O. 1992. Nutrient enrichment and grazing effects on phytoplankton in lakes. *Ecology* **73**: 551-560.
- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the next phase-making it stable. *Ir: Biomanipulation-tool for water management* (Gulati, R.D., E. Lammens, M.L. Meijer and D.E.

- Van eds.), Kluwer Academic Publishers, Belgium, pp. 13-27.
- Spencer, C.N., B.R. McClelland and J.A. Stanford. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *BioScience* **41**: 14-21.
- Starling, F.L.R.M. 1993. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Parana Reservoir (Brasilia, Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* **257**: 143-152.
- Yasuno, M., Y. Sugaya, K. Kaya and M. M. Watanabe. 2000. Variations in the toxicity of *Microcystis* species to *Moina macrocopa*, pp. 43-51. *In*: Advances in microalgal and protozoal studies in Asia. (Watanabe, M.M. and K. Kaya, eds.) Global Environmental Forum, Tsukuba, National Institute for Environmental Studies, Japan.
- Zhao, W., S. Dong, Z. Zhang and D. Li. 2001. Effect of silver carp stocking and fertilization on plankton community in enclosures in saline-alkaline ponds. *Chin. J. Appl. Ecol.* **12**: 299-303.

(Manuscript received 17 March 2010,

Revision accepted 21 May 2010)