

## 담수패류 (*Unio douglasiae*)와 침수식물 (*Potamogeton crispus*)의 유해 남조 *Oscillatoria* sp. 성장억제 효과

김건희 · 김백호 · 박명환 · 황순진\*

(건국대학교 환경과학과)

Effect of a Freshwater Bivalve (*Unio douglasiae*) and a Submerged Plant (*Potamogeton crispus*) on the Growth Inhibition of a Cyanobacterium *Oscillatoria* sp. Kim, Keun-Hee, Baik-Ho Kim, Myung-Hwan Park and Soon-Jin Hwang\* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul, Korea)

This study examined the inhibition effects of a freshwater bivalve (*Unio douglasiae*) and a submerged plant (*Potamogeton crispus*) on the cyanobacterial bloom (*Oscillatoria* sp.). The experiment were conducted in aquarium (50 cm × 65 cm × 120 cm) with lake sediments in the bottom of the aquarium in 10 cm thick. Before the experiments, artificial cyanobacterial bloom was induced with the addition of lake sediment and CB medium. Total 12 transparent acrylic cylinders (Φ19 cm, height 40 cm) were placed in the aquarium, and within which bivalves and plants were placed in various conditions such as the control (C), plant addition (P: 5 stems), mussel addition (U: 2 individuals), and both mussel and plant addition (PU: the same quantity as used in each treatment). The experiment was conducted in triplicate during 7 days. pH, dissolved oxygen (DO), electric conductivity (EC), salinity, cyanobacterial cell density, chlorophyll-*a* concentration, and mussel filtering rate were monitored daily. At the end of the experiment, total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), and plant height and weight were measured. Overall, a large degree of cyanobacterial growth inhibition appeared in both P and U treatments, and the effect was highest in the U treatment, followed by P and PU. The combined treatment of both U and P did not show any synergic effects compared to the effect in separated treatment. In all enclosures of the treatments chlorophyll-*a* (Chl-*a*) concentration decreased until 36 hours after the additions of the plants and mussels. In contrast, Chl-*a* concentrations increased in PU enclosures after 36 hours. The same trend was shown in the cell density of *Oscillatoria*. pH and DO gradually decreased until 120 and 144 hours, respectively, in the P and PU enclosures. TP concentration increased in the mussel enclosures (U and PU), while TN concentration largely decreased in the plant enclosures (P and PU). Our results suggest that applied bivalve (*Unio*) and submerged plant (*Potamogeton*) seemed to have a potential effect on the growth inhibition of cyanobacteria, but their combined application may have an antagonistic effect to diminish the degree of the inhibition.

**Key words :** bivalve, *Unio douglasiae*, submerged plant, *Potamogeton crispus*, cyanobacteria, growth inhibition

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

서 론

최근 부영양화로 오염된 수역의 수질개선을 위한 유용생물로 식물, 박테리아, 어류, 패류, 바이러스 등 폭넓게 적용되고 있으며, 이런 종들은 생태친화적 연구로 다양한 수계에 이용되고 있다(Sigee *et al.*, 1999; Hwang *et al.*, 2004; Mayali and Azam, 2004). 비록 조건적이지만 유용생물이 유해조류(*Microcystis sp.*, *Oscillatoria sp.* 등)의 뚜렷한 성장억제를 유도하였으나, 동시에 불가피한 부작용(예를 들면, 용존산소 감소, 영양염 증가, 식물플랑크톤의 종천이)으로 말미암아 수질개선을 위한 유용생물의 적용, 이른바 생물조절(biomanipulation)에 대한 논란은 아직도 계속되고 있다(Fukushima *et al.*, 1999; Kim *et al.*, 2003).

담수산 이매패류(bivalve)의 섭식특성은 종에 따라 차이가 있으나 크게 여과 섭식(filter-feeding)과 침전물섭식(deposit-feeding)으로 구분된다(Richard, 1996). 기본적으로 이매패류는 아가미를 이용해 물을 여과하면서 이에 포함된 입자성 물질을 먹이로 취하기 때문에 효율적 여과섭식종으로 알려져 있다. 이들이 높은 밀도로 발생하는 경우 투명도 증가(Soto and Mena, 1999)와 플랑크톤 밀도감소(Hwang, 1996; Hwang *et al.*, 2001) 등의 결과를 유도하기 때문에 수질정화의 도구로 이용하기도 한다(Reeders *et al.*, 1989).

지금까지 패류를 이용한 수질개선 연구의 대부분은 북미 대륙에서 급속한 확산과 경제적 피해를 야기했던 얼룩말 조개(*Dreissena polymorpha*)에 집중되어 왔다(Noordhuis *et al.*, 1992; Strayer *et al.*, 1999; Ibelings *et al.*, 2003). 이들은 대규모로 발생함으로써 부착기질이 되는 물체, 예를 들면 댐, 수중 건축물 등의 부식은 물론 기능마비를 유도하였다(MacIsaac, 1996; Enserink, 1999). 담수에서 기수역에 걸쳐 서식하는 재첩(*Corbicula fluminea*) 또는 참재첩(*Corbicula leana*) 역시 높은 여과능을 갖지만 실내에서 인위적인 유지 및 관리가 어려운 단점을 가지고 있다(Hwang *et al.*, 2004). 따라서 패류를 수질 개선에 이용할 경우, 비록 조류 여과능이 높다고 할지라도 유용생물의 관리가 용이하고 독성을 갖는 유해조류 발생수역(높은 수온, 독소, pH 등)에 대한 내성이 수반되어야 할 것이다.

침수식물(submerged plant)의 성장은 대개 수심, 영양물질 및 투명도에 의해 결정되지만 경쟁 혹은 포식 관계를 갖는 수중의 다양한 생물, 예를 들면 식물플랑크톤과 초식성 어류에 의해 발달이 제한되기도 한다(이 등, 2004). 이들의 줄기와 잎은 수체의 이동과 교란을 감소시키며

부유물질의 고착과 다양한 미생물의 부착기질로서 서식공간을 제공한다(이, 1993; Kadlec and Knight, 1996). 또한 저질토나 수체로부터 인과 질소를 흡수하는 저장소(sink)의 역할을 하기 때문에 식물플랑크톤의 성장을 억제하는 효과도 나타낸다(Hill, 1986; 권 등, 2003).

생이가래(*Salvinia natans*), 부레옥잠(*Eichhornia crassipes*) 등과 같이 수표면에서 증식하는 부엽식물은 수표면에서 다량증식하여 수중으로 투과되는 빛을 차단하고, 수중으로 뿌리를 내려 수중의 영양염류 흡수를 통해 수질개선에 기여한다(안 등, 1995; 권 등, 2003; 이 등, 2004). 반면 대가래(*Potamogeton malaianus*), 붕어마름(*Ceratophyllum demersum*)과 같이 수중의 저질토에 뿌리를 내려 서식하는 침수식물은 잎이나 뿌리를 통하여 저질토 및 수중의 영양염류를 흡수하고, 수면까지 성장하여 수중으로 투과되는 빛을 일부 차단하는 것을 통해 수질개선에 기여할 수 있다(Wu *et al.*, 2007). 이들 수중식물을 이용한 수질개선 및 조류제어는 화학물질을 이용한 제어보다는 시설비 및 유지비가 적게 소요되고 생물농축이나 생태계 파괴와 같은 2차 오염의 우려도 적은 장점이 있다. 하지만, 계절에 따른 식물체의 성장 정도 차이와 식물체의 사멸에 따른 영양염류 용출문제, 그리고 부유식물의 경우 이상과다 번식으로 인한 수중생물체의 광합성 부족 등의 문제점을 가지고 있다(권 등, 2003; 이 등, 2004).

이매패류와 침수식물은 저질층에 서식하는 생물들이며, 이들간 혹은 다른 생물들과의 생태학적 상호작용(경쟁, 포식작용 등)은 수생태계 전반에 걸친 탄소(에너지) 및 영양염 동태학에 영향을 미친다(Hwang *et al.*, 1996, 2004). 특히, 이러한 생태학적 작용의 결과로 식물플랑크톤 감소, 투명도 감소 등 수질차원의 현상이 야기될 수 있으므로 다양한 생물들을 수질개선으로 활용하는 연구들이 보고되고 있다. 최근 중국에서는 Enclosure에서 남조류를 섭식하는 백련어(silver carp: *Hypophthalmichthys molitrix*)와 말즘(*Potamogeton crispus*)의 혼합처리를 통해 수질 개선효과 및 백련어의 성장이 더욱 왕성한 것을 확인하였으며(Wang *et al.*, 2004), 미국에서는 갈대를 이용하여 얼룩말조개의 서식처 제공 및 개체수 유지와 수질환경 개선을 확인한 바 있다(Frances *et al.*, 2002).

현재까지 국내에서는 이매패류와 수중식물이 동시에 적용된 연구사례는 없으며, 두 생물체가 따로 적용되어 수질 정화 및 조류 Bloom제어에 대한 연구가 대부분이다(이, 1993; 안 등, 1995; 황 등, 2002; 권 등, 2003). 본 연구는 말조개와 말즘을 이용하여 남조류 성장 억제효과를 파악하고자 수행되었다.

**Table 1.** Change of average length (cm) and weight (g) of submerged plant stem (*Potamogeton crispus*) (p) and freshwater bivalve (*Unio douglasiae*) (u) in the experimental enclosures. Plants and bivalves were applied with 5 and 2 individuals, respectively. Standard deviations were included in the parentheses.

	<i>Potamogeton crispus</i> (P)			<i>Unio douglasiae</i> (U)		
	Treatment	Day 0	Day 7	Treatment	Day 0	Day 7
Length	P	21.71 (4.47)	23.68 (2.63)	U	5.63 (0.501)	5.64 (0.503)
	P+U	22.81 (4.63)	22.75 (3.11)	P+U	5.55 (0.122)	5.57 (0.123)
Weight	P	0.42 (0.13)	0.59 (0.18)	U	23.08 (5.296)	23.10 (5.296)
	P+U	0.51 (0.15)	0.64 (0.13)	P+U	22.75 (1.628)	22.76 (1.628)

## 재료 및 방법

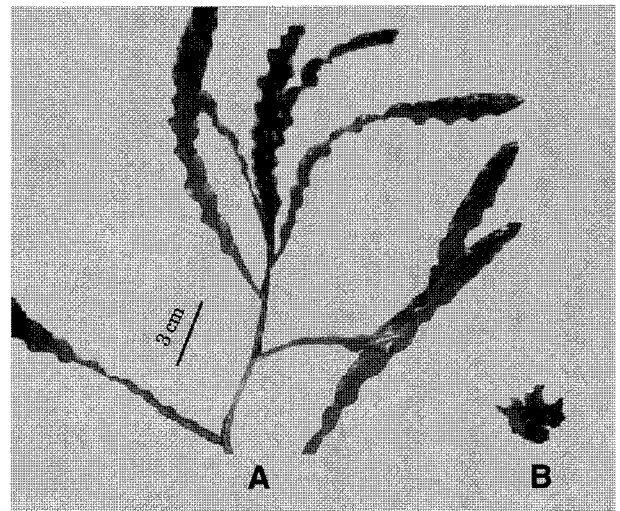
### 1. 말조개 채집 및 관리

연구에 사용한 이매패류는 국내산 말조개 (*Unio douglasiae*)로서 일본산 (*Unio douglasiae biwae*)과 대만산 (*U. douglasiae taiwanicus*)과 유사한 크기 및 형태를 보이며, 강이나 하천의 모래 또는 진흙층에서 서식하며, 주로 수중이나 바닥에 존재하는 유기물을 섭취한다. 실험에 사용한 말조개는 금강(보령)에서 저인망 그물을 이용하여 직접 채집하였다.

채집된 말조개는 현장수에 넣어 실험실로 이동한 다음, 2일 이상 폭기를 통해 탈염시킨 수돗물로 2회 세척하여 임의로 제작한 인공배양조에 넣고 녹조 *Chlorella*를 먹이로 5일 간격으로 제공하였다. 수온은 냉각기를 이용하여 채집 당시 수온 ( $18.5^{\circ}\text{C} \pm 1.0$ )을 그대로 유지하였고, 경안천에서 채취한 모래와 중자갈을 탈염수돗물로 2회 세척한 후 바닥에 깔았다. 현장수는 전기펌프를 이용하여 비교적 느린 유속 ( $10 \text{ m h}^{-1} \pm 2 \text{ m}$ )을 제공하였으며, 조개가 들어있는 수조를 통과한 물은 여과기 (JBT-1500, AMAZONE, 한국)를 통과시킨 후 순환되도록 하였다. 증발에 의한 유지수의 손실은 탈염수돗물이나 현장호소수로 보충하였고, 유지수의 교체는 월 1회 정도 주기로 하였다. 실험에 사용된 말조개의 길이는 평균 5.591 cm, 무게는 평균 22.912 g로 Table 1과 같으며, 실험 3~4일 전부터는 먹이를 공급하지 않았다.

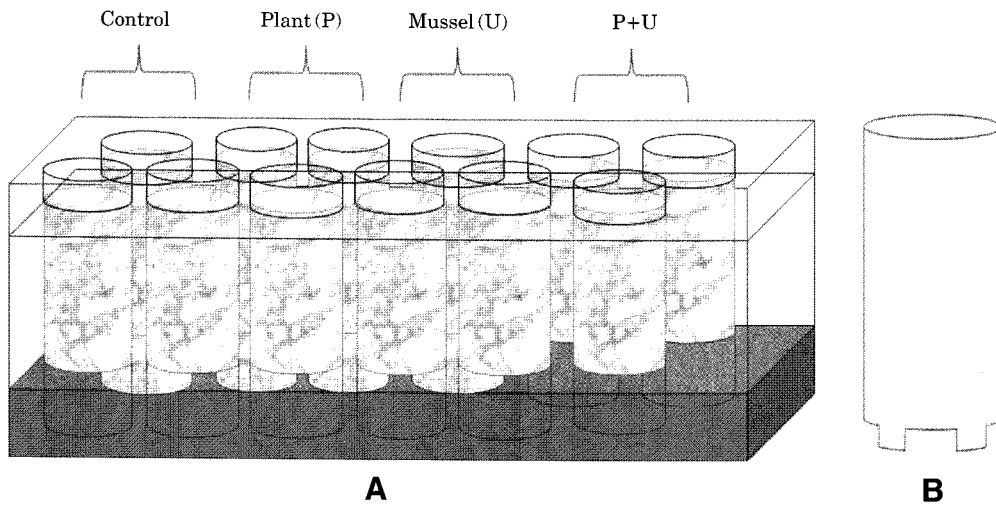
### 2. 침수식물 채집 및 관리

실험에 사용된 식물은 말즘 (*Potamogeton crispus*)으로서 가래과에 속하는 여러해살이 침수식물이며, 봄~초여



**Fig. 1.** Photograph of a submerged plant, *Potamogeton crispus* (A) and its seed (B) used in the study.

름(4~6월) 사이에 번성하며 우리나라 전역에 분포한다 (김 등, 2006). 말즘과 배아체의 형태는 Fig. 1과 같다. 말즘의 채집은 매년 남조류 (*M. aeruginosa*, *Oscillatoria* sp.)가 번무하는 부영양 소형 호수(일감호, 서울)에서 직접 채집하였고, 호수 바닥 층으로부터 배아체 (seed)를 동시에 채집하였다. 채집한 호수에서 말즘은 매년 초봄에 발아되어 5월 중순에 호수 전역에 번성하다가 6월 중순경에 급속도로 쇠퇴하는 주기적 특성을 가지며, 6~7월에 시작되어 10월 말까지 계속 된다(김 등, 2005). 배아체의 발아를 위해 호수 바닥에서 채취한 진흙과 현장수를 유리수조에 넣고 수온  $24^{\circ}\text{C} \pm 1.0$  하에서 형광등을 24 hr 연속 조사하고 60일 이상 배양하였다. 실험에 사용된 식물은 발아 후 발육상태가 양호한 개체들을 선택하여 탈염수돗물로 2~3회 세척한 다음 실험 수조에 옮겨 심



**Fig. 2.** Glass aquarium (A: 50 cm × 65 cm × 120 cm) with 12 experimental cylinders (B: Ø19 cm, height 40 cm) used in the study. Control: without plant and mussel, Plant (P): addition of 5 plants, Mussel (U): addition of 2 mussels, P+U: addition of both 5 plants and 2 mussels.

었다. 실험에 사용된 말즘의 길이는 평균 22.26 cm, 무게는 평균 0.4643 g으로 Table 1과 같다.

### 3. 실험 디자인

실험은 부영양호수의 현상수와 바닥 진흙을 채취하여 인공적으로 조류대발생을 유지하도록 설계한 대형 유리 수조 (50 × 65 × 120 cm)에서 실시하였다 (Fig. 2). 수조는 Heater (Amazon Heater 100 W)와 형광등을 이용하여 평균수온 26 ± 1.0°C, 광도 78 μmol, 광주기 12 L: 12 D를 유지하였다. 실험 enclosure로서 상하가 노출된 투명 아크릴 원통 (Ø19 cm, height 40 cm)을 실험 수조 내에 총 12개를 설치하였고, 원통의 하단은 톱니처럼 홈을 파내 퇴적물을 통하여 바깥쪽과 안쪽 사이에 물의 이동이 가능하도록 제작하였다 (Fig. 2).

실험은 말조개와 말즘을 투입하지 않은 대조군 (C)과 말즘 처리군 (P), 말조개 처리군 (U), 말조개+말즘 혼합처리군 (P+U) 등 총 12개 원통에서 동시에 실시하였다. 처리된 생물의 밀도는 말조개의 경우 각각 2개체씩, 말즘은 각각 5개체씩, P+U 실험에서는 두 생물 모두 단독처리군과 동일하게 투입하였다.

### 4. 생물 및 환경요인 분석

말조개와 말즘의 단독 및 혼합처리에 따른 남조류의 성장억제 효과를 분석하기 위하여, 24시간 간격으로 대조군과 처리군의 엽록소-a, 조류밀도를 측정하였고, 생물

처리에 따른 수중환경의 변화를 조사하기 위하여 전기전도도, 용존산소 (DO), pH, Salinity, 총질소 (TN), 총인 (TP) 등을 각각 측정하였다.

엽록소-a 농도는 GF/F filter를 이용하여 여과한 시료에 90% 아세톤을 첨가하여 냉암소에서 24시간 추출한 후 흡광도를 측정하였으며, Lorenzen법 (1967)에 따라 계산하였다. 조류밀도는 100 mL 시료를 취하여 Lugol 용액으로 고정하고 균일하게 혼합시킨 후 Sedgwick-Rafter chamber를 이용하여 광학현미경 (Axiostar plus, ZEISS, Germany) 하에서 계수하였다. 전기전도도, 수온, DO, pH 등은 24시간 간격으로 YSI (6920 MDS, USA)를 사용하여 직접 측정하였다. 실험 시작과 종료시점에서 TN과 TP는 표층에서 약 20 cm 아래의 물을 채수하여 GF/F filter로 여과한 후 Standard methods (APHA, 1995)에 따라 분석하였다.

말조개의 남조류 여과율 (filtering rate, FR)은 대조군과 처리군의 엽록소-a 값을 이용하여 다음 식에 의해 구하였다.

$$FR (L \text{ gAFDW}^{-1} \text{ h}^{-1}) = V \times \ln (C_t/M_t) / (W \times t)$$

단, V는 실험수의 총 체적, C<sub>t</sub>, M<sub>t</sub>는 대조군과 시간 경과 후 엽록소-a 농도, W는 말조개의 건중량 (g), t는 실험시간이다.

### 5. 자료 분석

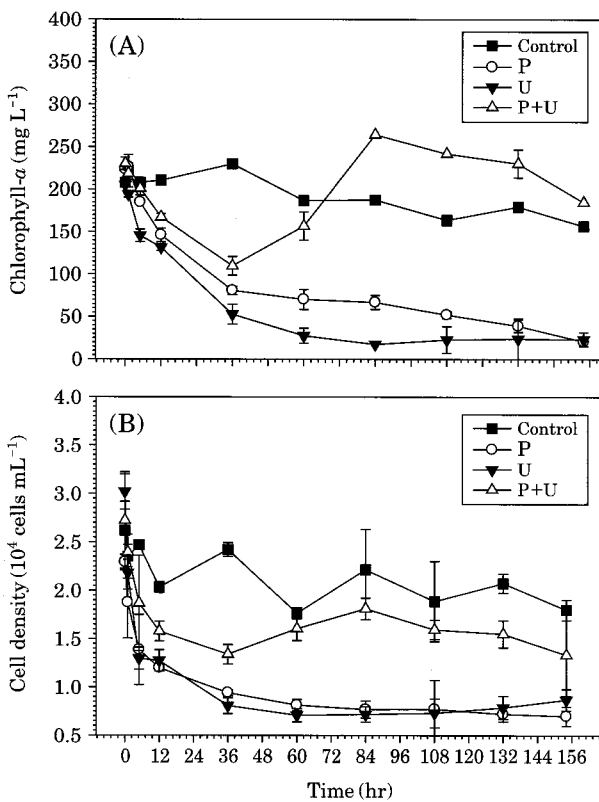
대조군과 처리군의 엽록소-a, 조류밀도 차이를 비교하

기 위하여 t-test를 실시하였으며, 각 요인간의 상호관계를 확인하기 위하여 상관분석을 실시하였다. 분석은 SPSS (ver. 12.0 Korea)를 이용하였다. 통계적 유의 수준은  $P < 0.05$ 을 기준으로 하였다.

## 결 과

### 1. 남조류 밀도와 엽록소의 변화

엽록소-a와 남조류 밀도의 감소에 근거할 때 말조개와

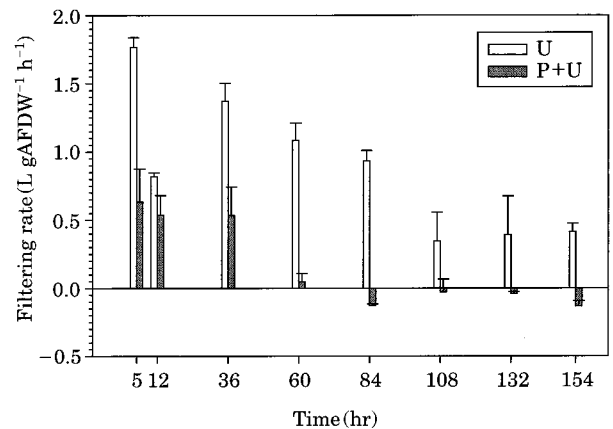


**Fig. 3.** Variations in chlorophyll-*a* concentration (A) and cyanobacterial density (B) in the presence of submerged plant (P, *Potamogeton crispus*), mussel (U, *Unio douglasiae*) and both plant and mussel (P+U). Values are mean  $\pm$  SD (n=3).

말조개의 남조류 성장 억제효과가 뚜렷하게 나타났다(특히, 실험초기 동안: ~36시간)(Fig. 3). 두 생물을 각각 단독 적용한 처리구에서 남조류 밀도는 실험종료까지 계속하여 낮은 수준을 보인 반면( $P < 0.01$ ), 혼합처리의 경우 36~108 hr 사이에는 증가하였다. 혼합처리 실험에서는 남조류 밀도가 대조군보다 낮은 수준을 유지한 반면(Fig. 3B), 엽록소-a는 84시간 이후부터 대조군보다 더 높게 나타났다(Fig. 3A). 또한 두 생물의 단독처리시 엽록소-a (Chl-a) 감소 효과는 서로 유사한 패턴을 보였으나 ( $r=0.980, P < 0.01$ ), Chl-a는 패류가 말조개보다 높은 억제효과를 보였다.

### 2. 남조류 성장 억제 및 여과율

대조군의 감소율을 고려할 때 실험기간 동안 평균 남조류감소율은 식물 단독처리시 38.2%, 패류 단독 처리시 40.4%를 나타내었다. 하지만 패류와 식물 혼합처리 시에는 19.7%로서 단독처리에 비해 오히려 효과가 감소하였다(Table 2). 패류의 여과율(FR) 역시 패류 단독처리와 패류-수중식물 혼합처리간에 차이를 보였는데, 혼합처리구에서 음의 여과율이 나타난 경우를 제외한 실험개시



**Fig. 4.** Filtering rate of *Unio* based on the concentration of chlorophyll-*a* in the presence of mussel (U, *Unio douglasiae*) and both plant and mussel (P+U). Values are mean  $\pm$  SD (n=3).

**Table 2.** Average percent decrease (D) of cyanobacterial cell density and filtering rate (FR) of *Unio douglasiae* during the experimental period (7 days).

	Control	<i>Potamogeton crispus</i>		P+U
		(P)	(U)	
D (%)	31.30	69.50	71.10	51.00
FR (L gAFDW <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	-	-	0.92	0.18

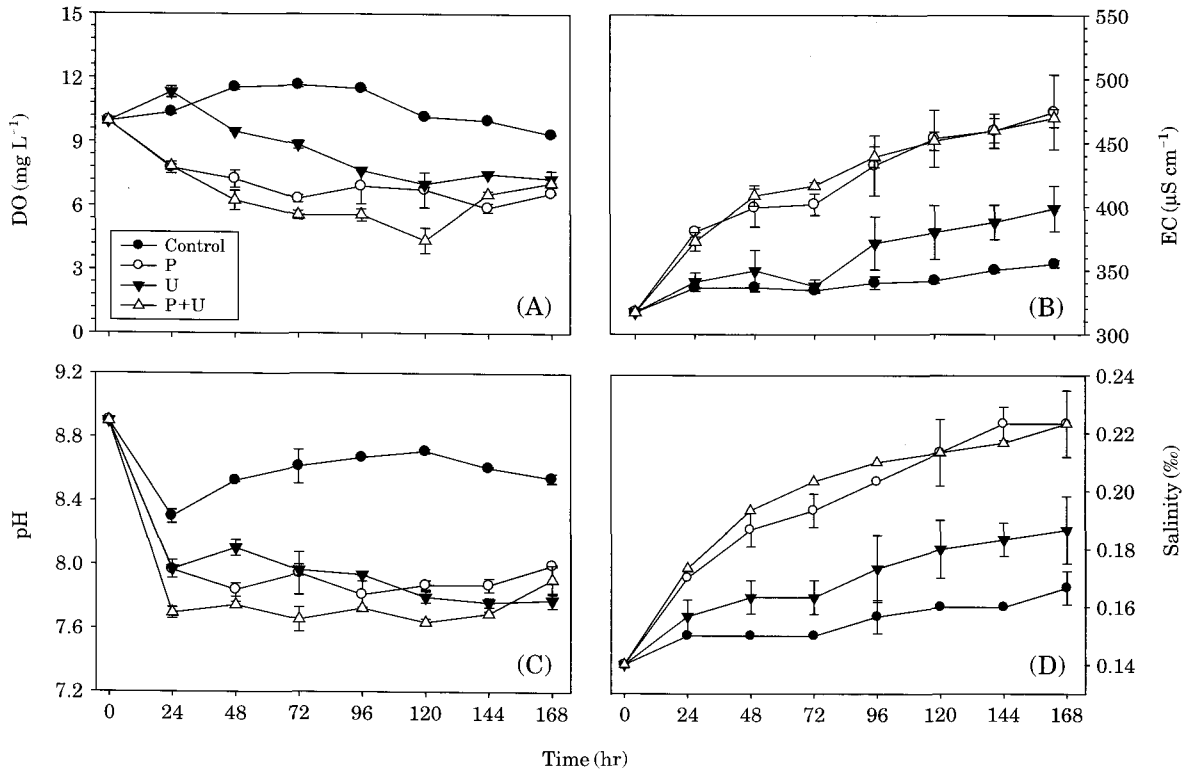


Fig. 5. Variation of DO (A), pH (B), EC (C) and salinity (D) in the presence of submerged plant (P, *Potamogeton crispus*), mussel (U, *Unio douglasiae*) and both plant and mussel (P+U). Values are mean  $\pm$  SD (n=3).

후 60시간까지의 평균여과율은  $0.399 \text{ L gAFDW}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (범위:  $0.124 \sim 0.729$ ), 패류 단독처리시 평균여과율은  $0.867 \text{ L gAFDW}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (범위:  $0.227 \sim 2.502$ )이었다. 패류 단독처리구에서의 여과율은 실험 초기에 높은 여과율을 보인 이후 지속적으로 감소하였다(Fig. 4, Table 2).

### 3. Enclosure 내 수질변화

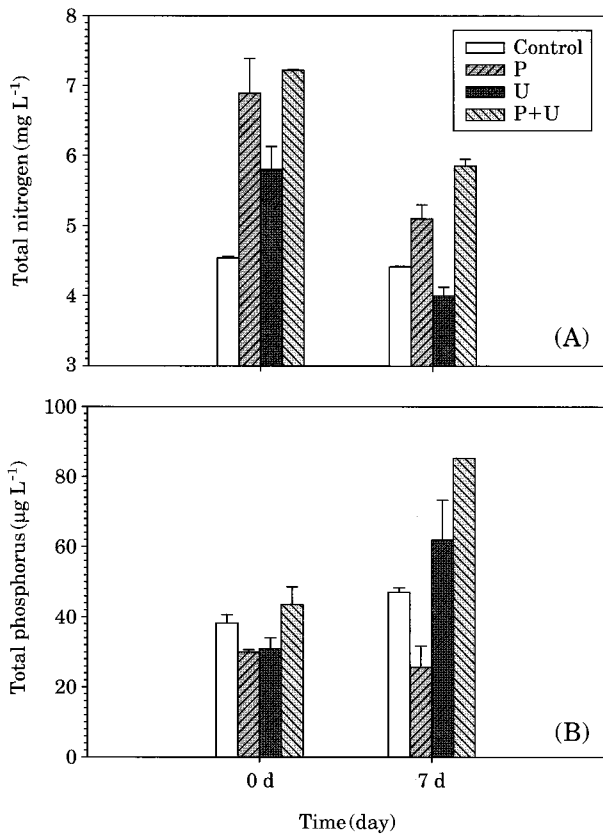
혼합 처리에 따른 수조내 수질 변화는 대조군과 뚜렷한 차이를 나타냈다(Fig. 5). 용존산소(DO)는 모든 처리군에서 24 hr 이후부터 감소하였으며, 다른 요인들(즉, salinity, EC, pH)에서도 마찬가지로 혼합처리구에서의 영향이 가장 크게 나타났다. 전반적으로 말조개 처리구의 DO감소가 말즘처리구보다 크게 나타났으며, 실험 후반부(120시간 이후)에서는 말조개 처리구의 산소농도가 약간 증가하였다(Fig. 5A). pH는 24시간 경과 후 모든 실험군에서 크게 감소하였으나 대조군의 경우, 다시 증가하여 실험종료일까지 지속적으로 8.5 이상을 유지한 반면, 실험군은 대조군보다 낮은 7.5(범위:  $7.5 \sim 8.1$ )를 보였다(Fig. 5B). 전기전도도와 염분도는 모든 처리군에서 대조

군보다 증가하였으며, 특히 수중식물의 처리에 의한 전기전도도 증가 효과가 뚜렷하였다(Fig. 5C, 5D). 이러한 현상은 염분도에서도 유사한 패턴을 나타냈다.

실험시작 시점에 비해 실험종료기(7일 후)에서의 영양염 농도를 비교한 결과, 생물 처리구에서의 총질소(TN)는 대조구에 비해 모두 감소하였으며, 패류만 처리한 처리구에서 상대적으로 높은 감소를 보였다(Fig. 6A). 반면, 총인(TP)은 패류를 처리한 실험군에서 뚜렷하게 증가하였으며 ( $P < 0.01$ ), 수중식물의 혼합처리시 가장 뚜렷하게 나타났다( $P < 0.01$ ) (Fig. 6B).

### 4. 실험기간동안 말조개와 말즘의 크기 및 무게변화

말즘 단독처리시 7일 동안 줄기의 길이는 약 2 cm 정도의 성장을 보인 반면, 패류와 혼합처리시에는 처리전과 큰 차이를 보이지 않았고, 무게는 단독처리와 혼합처리 모두 유사하게 각각 0.16 g, 0.14 g씩 증가하였다(Table 1). 한편, 패류의 경우, 단독처리 및 수중식물과의 혼합처리에 상관없이 무게나 길이의 유의한 변화는 나타나지 않았다(Table 1).



**Fig. 6.** Variation in TN (A) and TP (B) in the presence of submerged plant (P: *Potamogeton crispus*), mussel (U: *Unio douglasiae*) and both plant and mussel (P+U) for 7 days. Values are mean  $\pm$  SD (n=3).

## 고 찰

본 연구 결과 말조개와 말즘에 의해 남조류 성장억제 효과가 나타났으며, 실험 초기에 상대적으로 높은 효과를 보여주었다. 특히 말즘은 말조개와 거의 유사한 남조류 감소율을 보였다. 본 연구의 결과만으로는 구체적인 원인을 파악하기는 어려우나, 식물체가 남조류의 성장에 필수적인 광을 일부 차단하고 영양염류에 대한 경쟁효과와 관련이 있었을 것으로 추정된다. 또한 말즘으로부터 생산되는 물질의 타감효과 (allelopathic effect)를 추측할 수 있다 (Zhu *et al.*, 1998; He *et al.*, 2002; Wu *et al.*, 2007). 하지만 혼합처리구에서는 좁은 공간의 저질층에서 말조개의 이동에 의한 말즘의 뿌리 손상과, 말즘의 뿌리가 존재함에 따라 말조개의 이동이 제한되는 등의 간섭이 존재하여 각 생물체에 의한 남조류감소에 영향을 미쳤을 가능성도 배제할 수는 없다.

본 연구에서 식물을 처리한 모든 처리군은 공통적으로 DO와 pH의 감소 및 전기전도도의 증가를 보였다. 식물 처리군의 변화는 패류 단독처리군보다 뚜렷하였다. 실험 초기부터 120시간까지 DO의 감소는 남조류의 대발생으로 인한 빛의 차단 (권 등, 2003) 및 식물체의 호흡이 원인으로 판단되었다 (Bauer, 1985; Mickle and Wetzwl, 1987; Belanger *et al.*, 1991). pH의 감소는 식물의 호흡 및 유기물질을 분해하는 종속영양생물들의 호흡을 통해 CO<sub>2</sub>의 농도가 증가되고 CO<sub>2</sub>가 H<sub>2</sub>O와 반응하면서 탄산을 형성하므로 이를 통해 pH의 감소를 추측할 수 있다 (Bauer, 1985; Mickle and Wetzwl, 1987). 수중의 전기전도도 증가는 영양염의 분해 및 용출과 함께 뿌리 성장에 따른 토양의 공극률 증가에 기인되는 것으로 추정되었다 (안 등, 1995).

본 연구결과 각 처리군의 총질소는 감소하였으나, 패류 단독처리군과 혼합처리군에서 총인은 증가하였다. 처리구에서 총질소의 감소는 남조류의 감소와 관련될 수 있으며, 섭식 혹은 분해과정에서 용출된 암모니아는 식물체 혹은 박테리아에 의해 빠른 속도로 소비되었을 가능성도 있었을 것으로 판단된다 (Yamamuro and Koike, 1993). 반면 처리구에서의 총인의 증가는 패류의 여과섭식 결과 나타나는 faeces와 pseudofaeces에 의한 인의 용출이 원인으로 생각된다 (황 등, 2002; 정, 2003; 박, 2004). 이 결과는 식물체 단독 처리구에서의 총인농도가 감소되지 않았던 것으로 반영되었다 (Fig. 6).

본 연구의 가설 형성과정에서 패류의 여과섭식을 통한 수체의 투명도 증가 및 식물플랑크톤의 감소 이후 식물의 영양염류 흡수 및 빛에 대한 경쟁관계를 이용하여 남조류성장 억제를 기대하였다. 특히, 두 생물을 동시에 처리하였을 때, 각각의 처리효과보다 높은 상승효과 (synergic effect)를 기대하였다. 그러나 말즘과 말조개를 동시에 적용하였을 때의 결과는 각각의 단독처리 효과보다 낮게 나타났다. 그 원인을 정확하게 파악하기는 어려우나 좁은 공간에서 각 생물체가 서로에게 미치는 간섭효과 (예를 들면, 말조개의 이동에 의한 식물체 뿌리에 대한 영향, 식물체로 인한 말조개 이동과 활력의 저하)가 영향을 주었을 것으로 추정된다. 그러나 실험초기에서부터 말조개의 단독처리구보다 말조개과 말즘의 혼합처리구에서 말조개의 여과율이 낮았던 원인은 실험적인 문제도 배제하기 어려울 것으로 판단된다. 두 저서성 생물체의 남조류 성장억제에 대한 혼합적용의 영향을 보다 정확하게 파악하기 위해서는 본 연구와 연계된 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료된다.

적 요

여과섭식성 이매패류인 말조개와 침수식물인 말즘이 남조류 성장억제에 미치는 영향을 실내 enclosure 실험을 통해 분석하였다. 실험은 대형수조 (50 cm × 65 cm × 120 cm)에 남조대발생 수역의 퇴적물과 인공배지 (CB media)를 이용하여 인위적으로 남조대발생을 유도하고, 바닥 층으로 물과 유기물의 이동이 가능한 투명한 아크릴 소형원통 (7 L 용량)을 대조군 (3)과 처리구 (9)로 총 12개를 설치하였다. 처리구는 말즘처리구, 말조개처리구, 말조개와 말즘의 혼합처리구로 구분하였으며, 실험은 총 7일간 3반복으로 실시하였다. 수질요인들과 엽록소-a 및 남조류 밀도는 실험기간동안 24시간 간격으로 분석하였다. 총인과 총질소 농도, 말조개와 말즘의 길이와 무게는 실험 시작 시와 종료 시에 분석하였다. 전반적으로 말조개와 말즘의 남조류 성장억제 효과가 뚜렷하게 나타났으며, 그 억제 정도는 말조개, 말즘, 혼합처리구 순으로 나타났다. 각 생물의 개별 처리구에 비해 말조개+말즘 혼합처리구에서의 억제 효과는 나타나지 않았다. 말즘 및 말즘+말조개 처리구에서 pH와 DO는 실험개시 후 각각 120, 144시간까지 점진적으로 감소하였다. 실험 7일 후 총인은 말조개 처리구에서 뚜렷한 증가를 보인 반면 총질소는 모든 처리구에서 감소하였다. 본 연구의 결과는 말조개와 말즘이 각각 남조류의 성장을 억제할 수 있는 잠재성이 있음을 의미한다. 그러나 이들을 동시에 적용할 경우에는 상승효과가 나타나지 않아 두 생물 간의 간섭효과가 제기되었다. 그러나, 보다 정확한 혼합 처리의 효과를 파악하기 위해서는 보다 정밀한 실험설계를 수반하는 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단되었다.

사 사

본 연구는 환경부 “차세대 핵심환경기술개발사업” (2007-06003-0020-1)으로 지원받은 과제임.

인 용 문 헌

권애랑, 박철휘. 2003. 수생식물을 이용한 수질정화에 관한 연구. 대한환경공학회지 **25**: 415-420.  
 김영철, 김완중. 1999. 수생 히아신스 처리조에서 1차원 정상상태의 유기물 제거모델. 한국물환경학회지 **15**: 325-333.

김영훈. 2006. 경산일대 및 인공호소의 말즘 번무와 수질 및 저토의 이화학적 특정 변화에 관한 연구. 대구한의대학교 이학석사 학위논문.  
 김윤태, 한치복, 이택순. 1999. 수생식물을 이용한 영양염류 제거에 관한 연구. 창원대학교 환경문제연구소 논문집 **8**: 131-138.  
 김호섭. 2004. 저수지 조류성장 동태학과 생태공학적 조류 제어 연구. 건국대학교 이학박사 학위논문.  
 김호섭, 공동수, 황순진. 2005. 얕은 부영양 저수지의 동·식물 플랑크톤 군집변화 특성. 육수지 **38**: 18-29.  
 박정환. 2004. 담수산 이매패류가 수생태계의 생태학적 수준의 변화에 미치는 영향에 관한 연구: Mesocosm 연구, 건국대학교 이학석사 학위논문.  
 박진식, 문추연, 장성호. 2002. 수생식물을 이용한 농어촌하수 처리에 관한 연구. 대한위생학회지 **17**: 40-47.  
 이영욱. 1993. 수생관속식물군락이 수질에 미치는 영향. 육수지 **26**: 37-51.  
 이상명, 田中敏昭, 강창민, 정선용. 2004. 수초의 과학. 전남대학교 출판부.  
 안윤주, 공동수. 1995. 생이가래를 이용한 영양물질의 제거방안 연구. 대한환경공학회지 **17**: 593-603.  
 정인성. 2003. 수생식물을 이용한 수질개선 효과와 응용범위에 관한 연구. 충주대학교 이학석사 학위논문.  
 황순진, 김호섭, 최광현, 박정환, 신재기. 2002. 국내 담수산 조개의 섭식활동이 호수 수질에 미치는 영향. 육수지 **35**: 92-102.  
 APHA. 1995. Standards methods for the examination of water and wastewater (19<sup>th</sup> Ed.). American Public Health Association, Washington, D.C.  
 Bauer, J. 1985. Limnologische Untersuchungen über die Bedeutung von Makrophyten für die Seblstreinigung und den Stoffhaushalt in stehenden Gewässern. pp. 431-463.  
 Belanger, S.E. 1991. The effect to dissolved oxygen, sediment, and sewage treatment plant discharge upon growth, survival and density of Asiatic clams. *Hydrobiologia* **281**: 113-126.  
 Enserink, M. 1999. Predicting invasions: Biological Invaders Sweep. *Science* **285**: 1834-1836.  
 Frances, L. and S. Monica. 2001. The Association Between Zebra Mussel and Aquatic Plants in the Shannon River system, Ireland. *Aquatic Invasive Species* **11**: 221-228.  
 Fukusima, M., N. Takamura, L. Sun, M. Nakagawa, K. Matsushige and P. Xie. 1999. Changes in the plankton community following introduction of filter-feeding planktivorous fish. *Freshwater Biol.* **42**: 719-735.  
 Heath, R.T., G.L. Fahnenstiel, W.S. Gardner, J.F. Cavalletto and S.J. Hwang. 1995. Ecosystem-level effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): An enclosure



- experiment in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 501-516.
- He, F., Z.B. Wu and D.R. Qiu. 2002. Allelopathic effects between aquatic plant (*Potamogeton crispus*) and algae (*Scenedesmus obliquus*) in the enclosures at Donghu lake. *Acta Hydrobiologica Sinica* **26**: 421-424.
- Hill, B.H. 1986. The role of aquatic macrophytes in nutrient flow regulation in lotic ecosystems. American Society for testing and materials. *Philadelphia* 157-167.
- Hwang, S.J. 1996. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): on phytoplankton and bacterioplankton: Evidence for size-selective grazing. *Korean J. Limnol.* **29**: 363-378.
- Hwang, S.J., H.S. Kim and J.K. Shin. 2001. Filter feeding Effect of a Freshwater Bivalve (*Corbicula leana* PRIME) on Phytoplankton. *Korean J. Limnol.* **34**: 298-309.
- Hwang, S.J., H.S. Kim, J.K. Shin, J.M. Oh and D.S. Kong. 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia* **515**: 161-179.
- Ibelings, B.W., M. Vonk, F.J. Los, D.T. van der Molen and W.M. Mooij. 2003. Fuzzy modeling of cyanobacterial surface waterblooms, validation with 12 years of NOAA-AVHRR satellite images. *Ecological Applications* **13**: 1456-1472.
- Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. CRC press, FL.
- Kim, B.H., M.K. Choi and N. Takamura. 2003. Phytoplankton preferences of young silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, in hypereutrophic mesocosms during a warm season. *J. Freshwater Ecol.* **18**: 69-78.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equation. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 343-346.
- MacIsaac, H.J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on the inland waters of North America. *Am. Zoologist* **36**: 287-299.
- Mayali, X. and F. Azam. 2004. Algicidal bacteria in the sea and their impact on algal blooms. *J. Eukaryot. Microbiol.* **51**: 139-144.
- Mickle, A.M. and R.G. Wetzel. 1978. Effectiveness of submerged angio-spermeiphyte complexes on exchange of nutrients and organic carbon in littoral systems: refractory organic carbon. *Aquat. Bot.* **6**: 339-355.
- Noordhuis, R., H. Reeders and A. Bij de Vaate. 1992. Filtration rate and pseudofaeces production in zebra mussels and their application in water quality management. In: Neuman, D. and H.A. Janner (eds.) The zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Ecology, biological monitoring and first application in water quality management. Gustav Fischer, New York. pp. 101-114.
- Reeders, H.H., A. Bij de Vaate and F.J. Slim. 1989. The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. *Freshwater Biol.* **22**: 133-141.
- Richard, F., Dame. 1996. Ecology of marine bivalves on ecosystem approach. CRC Press.
- Sigeo, D.C., R. Glenn, M.J. Andrews, E.G. Bellinger, R.D. Butler, H.A.S. Epton and R.D. Hendry. 1999. Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* **395**: 161-172.
- Soto, D. and G. Mena. 1999. Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture* **171**: 63-81.
- Strayer, D.L., N.F. Caraco, J.J. Cole, S. Findlay and M.L. Pace. 1999. Transformation of freshwater ecosystems by bivalves-A case study of zebra mussels in the Hudson River. *Bioscience* **49**: 19-27.
- Wang, H.Z., Y.D. Liu, B.D. Xiao, D.H. Li and D.H. Chen. 2004. Ecological meaning and bloom controlling of different density of silver carp followed with *Potamogeton crispus* in enclosures. *Acta Hydrobiologica Sinica* **28**: 146-149.
- Wu, Z.B., P. Deng, X.H.S. Wu and Y. Gao. 2007. Allelopathic effects of the submerged macrophyte *Potamogeton malianus* on *Scenedesmus obliquus*. *Hydrobiologia* **592**: 465-474.
- Yamamuro, M., I. Koike and H. Iizumi. 1993. Nitrogen Metabolism of the Filter-Feeding Bivalve *Corbicula japonica* and its Significance in Primary Production of a Brackish Lake in Japan. *Limnol. Oceanogr.* **38**: 997-1007.
- Xian, Q., H.D. Chen, H.X. Zou and D. Yin. 2007. Allelopathic activity and nutrient competition between *Ceratophyllum demersum* and *Microcystis aeruginosa*. *Allelopathy* **19**: 227-232.
- Zhu, J. and X.Y. Zhu. 1998. Treatment and utilization of wastewater in the Beijing Zoo by an aquatic macrophyte system. *Ecological Engineering* **11**: 101-110.

(Manuscript received 31 December 2007,

Revision accepted 4 February 2008)