

남세균 제어를 위한 동물플랑크톤 (*Daphnia magna*)과 패류(*Unio douglasiae*)의 단독 및 혼합적용

김난영 · 박명환 · 황수옥¹ · 김백호^{2,*} · 황순진*

건국대학교 환경과학과, ¹K-Water, ²한양대학교 생명과학과

Combined Effects of Filter-feeding Bivalve and Zooplankton on the Growth Inhibition of Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Kim, Nan-Young, Myung-Hwan Park, Su-Ok Hwang¹, Baik-Ho Kim² and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 133-701, Korea; ¹K-waters, Korea Water Resources Corporation, Gyeonggi 427-100, Korea; ²Department of Life Science, Hanyang University, Seoul 143-791, Korea)

Abstract Single - and combined effects of a domestic freshwater bivalve *Unio douglasiae* (7.6 ~ 8.6 cm in shell length) and zooplankton *Daphnia magna* (1 ~ 2 mm in body size) were examined to understand whether they inhibit the growth of harmful cyanobacterial bloom (i.e. *Microcystis aeruginosa*) in a eutrophic lake. The experiments were triplicated with twelve glass aquaria (40 L in volume); three aquaria without mussel and zooplankton, served as a control, three zooplankton aquaria (Z, density = 40 indiv. L⁻¹), three mussel aquaria (M, density = 0.5 indiv. L⁻¹), and three mussel plus zooplankton aquarium (ZM, density = 40 indiv.Z L⁻¹ plus 0.5 indiv.M/L), respectively. Algal growth inhibition (%) calculated as a difference in the concentration of chlorophyll-*a* (Chl-*a*) before and after treatment. Chl-*a* in all aquaria decreased with the time, while a greatest algal inhibition was seen in the ZM aquaria. After 24 hrs of incubation, Chl-*a* concentration at the mid-depth (ca. 15 cm) in ZM aquaria reduced by 90.8% of the control, while 63.2% and 79.8% in Z and M aquaria, respectively. Interestingly, during the same period, the surface Chl-*a* was diminished by 51.9% and 65.4% relative to the control in Z and ZM aquaria, while 27.4% of initial concentration decreased in M aquarium, respectively. These results suggest that 1) this domestic freshwater filter-feeding bivalve plays a significant role in the control of cyanobacterial bloom (*M. aeruginosa*), and 2) the combination with zooplankton and mussel has a synergistic effect to diminish them, compared to the single treatment of zooplankton and mussel.

Key words: filter-feeder bivalve, *Unio douglasiae*, zooplankton, *Daphnia magna*, cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*

서 론

Manuscript received 29 March 2015, revised 25 May 2015,
revision accepted 5 June 2015

* Corresponding author: Tel: +82-2-450-3748, Fax: +82-2-456-5062,
E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr, tigerk@hanyang.ac.kr

남세균은 조류대발생을 일으키고, 독성물질을 생산함으로써 수환경문제의 주요 원인으로 작용하는데 (Sinonen and Jones, 1999), 다른 생물들을 사망에 이르게 하고 (Kri-

© The Korean Society of Limnology. All rights reserved.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>), which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provide the original work is properly cited.

enitz *et al.*, 2003) 사람에게도 치명적인 위협을 주고 있다 (Codd *et al.*, 2005). 지금까지 남세균을 억제하는 친환경적 방법들은 주로 수중내 여과섭식자의 성장을 촉진시키거나 포식압을 이용하는 것으로 (Reeders and de Vaate, 1990; Meijer, 2000), 특히 여과섭식성 동물인 동물플랑크톤 (Gulati and Van Donk, 2002)이나 패류 (Holland, 1993) 등에 대한 관심이 높다.

물벼룩 (*Daphnia*)와 같은 동물플랑크톤은 호수생태계에서 식물플랑크톤을 섭식하는 1차 소비자이며 (e.g. Dodson, 1974), 그 외에도 박테리아, 원생생물, 그리고 작은 동물플랑크톤까지 여과할 수 있는 능력을 가지고 있기 때문에 미소생태계 먹이망에서 중요한 역할을 수행한다 (Crowder *et al.*, 1988; Dawidowicz *et al.*, 1988). 예로서 *Daphnia*의 개체수가 증가하는 일어난 시기에 물의 투명도가 급격하게 증가하는 청수기를 보고되고 있다 (Lampert *et al.*, 1986; Vanni and Temte, 1990).

패류는 수체 내 박테리아, 원생생물, 동·식물플랑크톤 그리고 다른 무생물 입자들을 제거할 수 있는 강력한 여과섭식자이다 (Cotner *et al.*, 1995; Fahnenstiel *et al.*, 1995; Lavrentyev *et al.*, 1995; Hwang, 1996). 패류의 섭식능에 대해 잘 알려진 얼룩말 조개의 경우 높은 여과율 ($1 \text{ L mussel}^{-1} \text{ d}^{-1}$)을 가지며 박테리아로부터 동물에 이르기까지 다양한 부유생물을 여과하여 투명도를 향상시켜 (Holland, 1993), 생물다양성이나 생태계 복원에도 관여하는 것으로 알려져 왔다 (Strayer *et al.*, 1999). 네덜란드 IJsselmeer 호수에서 얼룩말 조개밀도와 남세균 생물량간에는 뚜렷한 역상관이 존재하며 (Ibelings *et al.*, 2003), Noordhuis *et al.* (1992)은 얼룩말 조개를 도입한 이후 뚜렷한 투명도 증가를 확인하였으며 연구기간 동안 지속적인 효과를 나타내어 부영양 호수의 생물학적 조절자로서 패류의 적용 가능성을 입증한 바 있다.

지금까지 국내 부영양 수역의 생물학적 수질개선을 위한 다양한 기능성 생물의 적용연구는 활발하게 진행되어 왔다 (Kim *et al.*, 2003; Choi *et al.*, 2005, Hwang *et al.*, 2008). 그러나 두 가지 이상의 생물을 혼합적용한 사례로서 Lee *et al.* (2008)은 국내산 말조개 (*Unio douglasiae*)와 논우렁이 (*Cipangopaludina chinensis malleata*)의 혼합적용을 통한 유기물 제어능을 확인한 바 있다. 그러나 두 생물 모두 동일한 서식특성을 가지며 실제 패류가 여과한 배설물을 논우렁이 다시 재분산 시키는 교란자로 작용하여 탁도 발생을 유도하고 결국 투명도 감소를 가져왔다. 따라서 두 가지 이상의 기능생물이 서로 간섭하지 않고 여과섭식이 가능한 패류와 동물플랑크톤의 혼합이 효과적인 것

으로 판단되었다.

본 연구는 남세균의 억제를 위한 전략적인 대응방법으로 조류섭식능이 뛰어난 이매패 (bivalve)와 동물플랑크톤의 단독 또는 혼합적용하여 유기물 섭식능력을 비교 평가하기 위하여 인공적으로 발생시킨 남세균을 대상으로 실내 실험을 실시하였다.

재료 및 방법

1. 패류의 채집 및 유지

실험동물 말조개 (*Unio douglasiae*)는 금강수계인 충남 보령에서 채집기를 이용하여 실험이 이루어지기 15일 전에 채집되었다. 현장에서 채집된 패류들은 실험실로 운반하여 모래기질을 채운 용기에서 순화되었다. 유지수는 현장수 (일감호, 서울)나 탈염수돗물로 소형 전기펌프 (ID-50, 영일전기산업, 한국)를 이용하여 인위적으로 순환하도록 하였으며, 수심은 20~30 cm를 유지하도록 하였다. 수온은 냉각기를 이용하여 $18.0^{\circ}\text{C} \pm 2.0$ 를 유지하였다. 패류의 먹이로는 *Chlorella*TM (대상클로렐라 아쿠아넷, 한국)를 사용하였으며, $1.1 \times 10^{10} \text{ cell mL}^{-1}$ 로 농축된 액상 클로렐라를 5일 간격으로 1 mL씩 공급하였다. 실험 2일 전부터는 먹이를 공급하지 않았으며 실험에는 패각의 길이가 7.6~8.6 cm 되는 건강한 패류가 사용되었다.

실험에 사용된 패류의 유기물량 (Ash-free dry-weight: AFDW)은 패각 길이와 AFDW의 상관관계식을 이용하였다. 상관관계식을 구하기 위하여 패각 길이가 3.7~14.4 cm인 말조개 142개체를 이용하였으며, 패류의 건중량과 유기물함량을 측정하기 위하여 패류 근육을 껍질로부터 분리하여 500°C에서 태워 무게가 측정된 도가니에 담아 100°C에서 72시간 동안 건조시킨 후 무게를 측정하였다 (APHA 2001). 도가니의 무게 차를 통해 패류의 건중량을 계산한 후, 다시 500°C에서 30분간 태운 후 무게를 측정함으로써 유기물량을 계산하여, 패각길이 (L)와의 regression을 통해 상관식 ($(\text{AFDW} = -0.26 - 0.08L + 0.03L^2, r^2 = 0.85, p < 0.0001)$)에 따라 구하였다.

2. 동물플랑크톤의 유지

본 연구에서 동물플랑크톤은 K-Water에서 분양받은 물벼룩 (*Daphnia magna*)을 사용하였다. 먼저 분양받은 물벼룩은 충분히 폭기하여 탈염시킨 수돗물에서 배양하였으며, 수온 $25 \pm 1^{\circ}\text{C}$, 14L:10D 광주기를 유지하였다. 물벼룩

의 먹이 역시 액상 클로렐라를 사용하여 일주일 간격으로 1 mL씩 공급하였다. 실험에 사용할 물벼룩은 2일 전에 새로운 폭기물에 옮겨 먹이를 공급하지 않았으며, 몸체 길이 1 mm~2 mm 사이의 개체를 사용하였다. 동물플랑크톤의 건중량은 Length-Dry weight 관계식을 이용하여 계산하였다(Culver *et al.*, 1985).

3. 패류와 대형동물플랑크톤 섭식실험

섭식실험은 3반복으로 6 L 용기에 대조구, 동물플랑크톤을 첨가한 처리구 (Z, 40 ind. L⁻¹), 패류를 첨가한 처리구 (M, 2 ind. L⁻¹), 동물플랑크톤과 패류를 모두 첨가한 처리구 (ZM, 개별적으로 첨가된 것과 동량)로 구분하여 실시하였다.

본 연구에서는 매년 유해 남조류 (*Microcystis aeruginosa*)가 대발생하는 부영양호수인 일감호 (서울)의 현장수와 sediment 및 CB 배지를 대형 수조 (50×65×120 cm)에 일정량 넣고 수온 25°C±1.0, 광도 78 μmol photons s⁻¹ m⁻², 12L:12D 광주기를 유지하여 인공적으로 조류 대발생을 일으킨 실험수 (74.13 μgChl-*a* L⁻¹)를 사용하였다. 조류밀도에 따른 여과율의 비교를 위하여 약 100배 농축하여 사용하였다.

시료는 동물플랑크톤과 패류가 첨가된 직후와 1, 4, 7, 24시간 후에 표층과 중층 (표층으로부터 15 cm 아래)에서 50 mL씩 채수하였으며 채수한 시료는 엽록소 *a* 농도를 분석을 위해 GF/C 여과지로 여과한 후 (APHA, 1995), 90% 아세트산을 넣어 24시간 동안 냉암소에서 추출하였다. 엽록소량은 흡광광도계를 이용하여 측정하였다.

식물플랑크톤에 대한 패류와 동물플랑크톤의 여과율 (FR)은 다음과 같은 식에 의해 각 처리구에서 계산되었다 (Coughlan, 1969).

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

여기서 *V*는 실험에 사용된 배양수의 양이며 (*L*), *C*와 *M*은 각각 동물플랑크톤 혹은 패류가 없는 용기와 패류가 존재하는 용기에서 *t*시간 이후의 엽록소 *a*의 양이다. *W*는 24시간 후에 용기로부터 분리되어 측정된 패류와 동물플랑크톤의 유기물 함량이며 (AFDW), *t*는 배양시간이다.

각 처리구에서 조류의 제어율은 다음 식으로 계산하였다.

$$\text{Removal rate (\%)} = (1 - M/C) \times 100$$

여기서 *C*와 *M*은 각각 동물플랑크톤 혹은 패류처리 실험

함의 대조군과 처리군의 엽록소 *a*의 양이다.

4. 자료분석

패류 또는 동물플랑크톤의 단독 또는 혼합처리군과 대조군간의 제어율을 비교하기 위하여 SPSS package (ver. 12.0.1, SPSS inc., 2004)를 이용하여 *t*-test를 실시하였다.

결 과

1. 말조개와 동물플랑크톤의 제어율

말조개와 대형동물플랑크톤의 유해조류 제어율은 상층과 중층에서 상당한 차이를 나타내었다. 중층의 경우 유해조류에 대한 말조개와 동물플랑크톤의 제어율은 동물플랑크톤과 패류가 존재하는 처리구 (ZM)에서 가장 높게 나타났으며, 다음으로 패류만이 존재하는 처리구 (M), 동물플랑크톤만 존재하는 처리구 (Z) 순으로 나타났다 (Fig. 1). 모든 처리구에서 유해조류의 제어율은 50% 이상으로 높게 나타났으며, 각 처리군에서 24시간 후의 유해조류 제어율은 동물플랑크톤 (Z)이 첨가된 곳에서 63.2%, 말조개 (M) 79.8%, 그리고 동물플랑크톤과 패류가 모두 처리된 곳에서 90.9%으로 나타났다 (Fig. 1).

반면, 상층의 경우 동물플랑크톤이 존재하는 처리구 (Z, ZM)에서는 50% 이상의 높은 제어율을 나타내었으나 (Z: 51.9%, ZM: 65.4%), 패류만 존재하는 처리구에서 27.4%

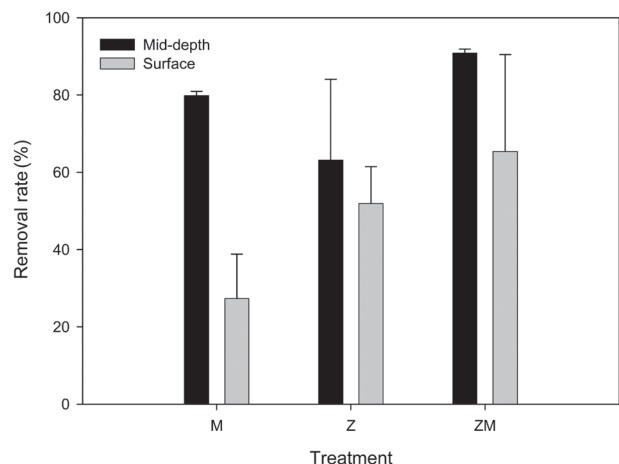


Fig. 1. Removal rates (%) of mussels (M), zooplankton (Z) and zooplankton-mussel combination (ZM) at different water depths on the cyanobacterial water with cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.

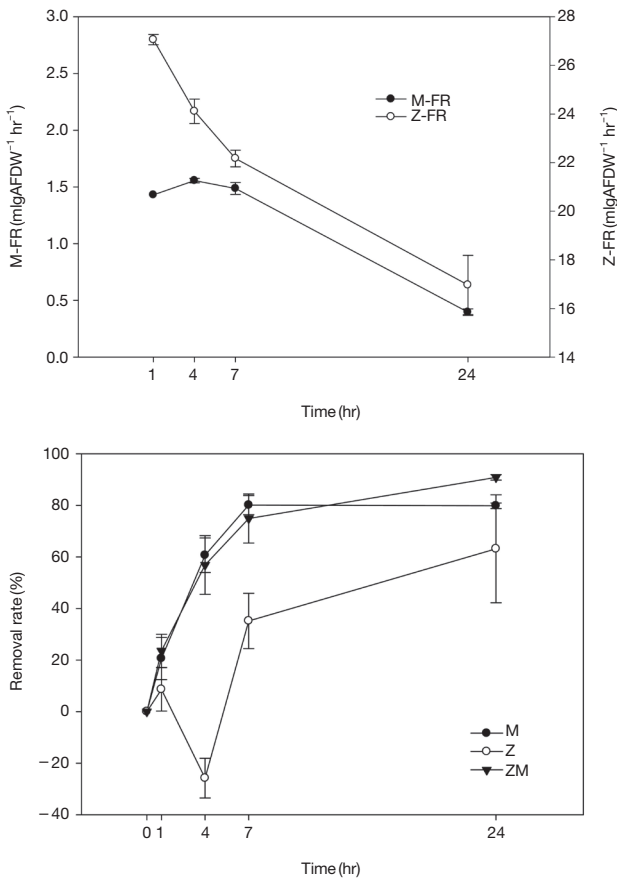


Fig. 2. Changes in filtering rates (FR) and removal rates (%) of mussels (M), zooplankton (Z) and zooplankton-mussel combination (ZM) on the cyanobacterial water with cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.

의 낮은 제어율을 나타내어 동물플랑크톤과 말조개의 서식형태에 따른 차이를 반영하였다 (Fig. 1).

2. 시간에 따른 여과율

AFDW에 따른 두 유용생물의 여과율은 동물플랑크톤이 말조개에 비해 매우 높은 값을 나타내었다 (Fig. 2). 두 유용생물의 여과율은 시간에 따라 서로 다른 양상을 나타내었다. 말조개의 여과율은 0.43~1.43 L gAFDW⁻¹ hr⁻¹의 범위를 나타내었으며, 실험 시작 후 1시간 쯤에 가장 높은 여과율을 보였으며 점차 줄어드는 것으로 나타났으며 24시간 후의 여과율은 7시간 쯤의 여과율에 비하여 매우 낮은 여과율을 나타냈다 (Fig. 2). 반면, 동물플랑크톤은 -16.6~27.0 L gAFDW⁻¹ hr⁻¹의 범위로 시간별로 그 차이가 매우 크게 나타나 안정적이지 못한 여과율을 보였으며, 실험 시작 7시간 후의 여과율이 가장 높은 값을 나타내었

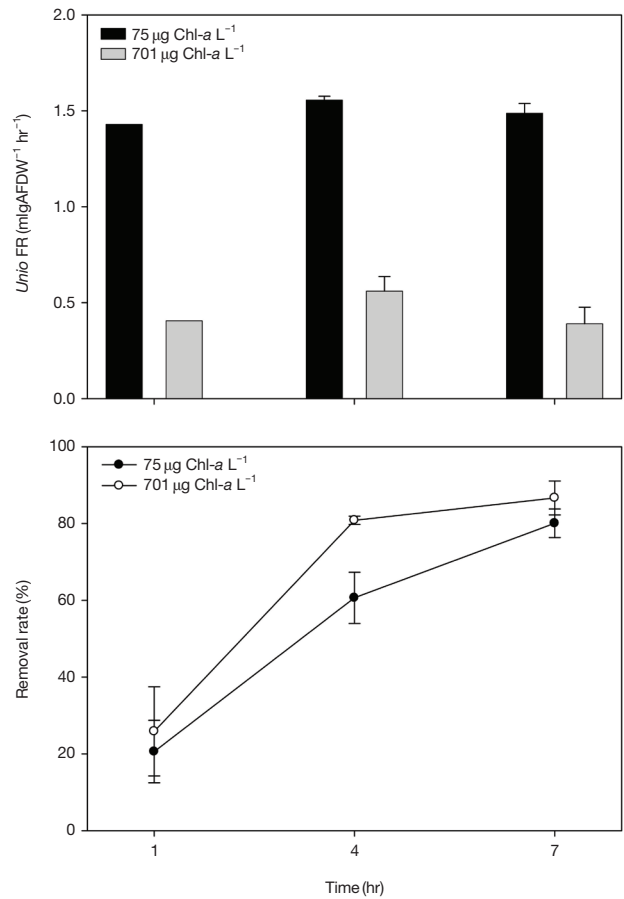


Fig. 3. Changes in filtering rates (FR) and removal rates of mussels on the different cyanobacterial waters (Chl-a) with *Microcystis aeruginosa*.

다. 말조개 처리구의 경우 7시간 후의 제어율과 24시간 후의 제어율은 큰 차이를 보이지 않았으며, 동물플랑크톤 처리구에서는 제어율이 다소 증가하는 경향을 나타냈다 (Fig. 2). 또한 동시간 후의 중층과 표층의 말조개의 여과율이 4배 이상의 차이를 나타낸 반면, 동물플랑크톤은 큰 차이를 나타내지 않았다 (Fig. 3).

3. Chl-a 농도에 따른 여과율

초기 농도 74.1 µgChl-a L⁻¹의 실험수를 약 100배 농축하여 Chl-a 농도에 따른 말조개의 여과율을 비교하였다. 초기농도 74.1 µgChl-a L⁻¹의 실험수에서 말조개의 여과율은 평균 1.49 L gAFDW⁻¹ hr⁻¹로 농축된 실험수 (초기농도 710.8 µgChl-a L⁻¹)에서의 여과율 (평균 0.45 L gAFDW⁻¹ h⁻¹)의 약 3배의 여과율을 나타내었다 (Fig. 4).

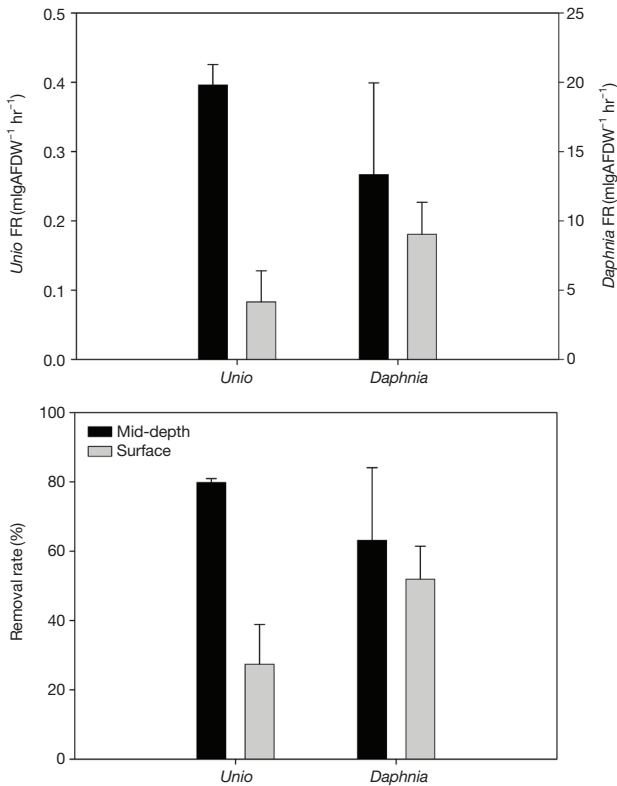


Fig. 4. Comparisons of filtering rates (FR) and removal rates between zooplankton and mussels at different water depths on the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.

고 찰

두 여과섭식자는 남세균의 제어에 매우 효과적인 생물제제임이 입증되었다. 다만 동물플랑크톤의 경우 실험시간별로 편차가 비교적 크고, 종종 음의 여과율을 나타내기도 하였다. 이러한 결과는 선행연구에서도 이미 보고되어 왔다. Dionisio Pires *et al.* (2007)은 *Daphnia galeata*는 단일세포인 *Scenedesmus*에 대해서는 양의 여과율을 나타냈지만, *Planktothrix*에 대해서는 0에 가깝거나 음의 여과율을 나타내었다. 이것은 *Daphnia*가 작은 식물플랑크톤에 대해서 선택적으로 섭식을 한다는 의미를 내포하고 있으며, 또 다른 연구들에서도 *Daphnia*는 군체를 이루는 *Scenedesmus*나 *Microcystis aeruginosa*에 대한 여과율보다 단일세포인 *Scenedesmus*에 대해서 높은 여과율을 나타내었다 (Lürling and Van Donk, 1996; Rohrlack *et al.*, 2001; Lürling, 2003; Lürling and Verschoor, 2003). 또한 *Daphnia*는 microcystin에 의해 섭식율이 줄어드는 것인지는 명확하지는 않지만 microcystin을 포함하고 있는 식물플랑크톤에 영향을 받

으며 (DeMott *et al.*, 1991; DeMott, 1999), Kurmayer and Juttener (1999)는 microcystin은 섭식억제자라고 밝혔다.

한편 말조개의 여과율은 $0.43 \sim 1.43 \text{ L gAFDW}^{-1} \text{ hr}^{-1}$ 의 범위로 얼룩말 조개나 다른 패류 종에 대한 선행연구에서 나타난 결과와 마찬가지로 (Foster-Smith, 1975; Loo and Rosenberg, 1989; Heath *et al.*, 1995; Hwang, 1996; Soto and Mena, 1999) 식물플랑크톤에 대한 높은 섭식효과가 있음을 나타냈다. 패류의 섭식효과는 먹이원으로 이용되는 종의 성장특성에 의존할 수 있다. Huron 호의 부영양 상태의 Saginaw 만에서 수행된 얼룩말 조개의 섭식에 대한 연구에서, 작은 규조류와 단일 세포의 녹조류가 대부분 제거된 반면 대부분의 남조류와 크기가 큰 황갈색편모류는 거의 감소되지 않았음이 보고된 바 있다 (Hwang, 1996). 일부 크기가 크고 군체를 형성하는 종 (예, *Asterococcus*, *Microcystis*, *Synedra*)들은 실제로 얼룩말 조개의 섭식 이후 증가하였다. 이와 달리 Nicholls and Hopkins (1993)은 Erie 호에서의 식물플랑크톤 군집에 대한 계절적인 조사에서 남조류를 포함한 모든 종류의 식물플랑크톤이 얼룩말 조개의 섭식에 의해 감소하였음을 보여주었다. 또한 Dionisio Pires *et al.* (2007)의 연구결과에서 패류는 cyanobacteria나 다른 식물플랑크톤에 대해서 같은 비율로 여과를 하는 것으로 나타났다.

또한 선행연구들에서 패류의 여과율은 부유물질 농도와 밀접한 상관성이 있음이 제시된 바 있다 (Winter, 1978; Sprung and Rose, 1988; Reeders and Bil de Vatte, 1990; Hwang, 1996). Sprung and Rose (1988)는 얼룩말 조개의 여과율이 먹이원으로 사용된 *Chlamydomonas*의 세포밀도가 $15,000 \text{ cells mL}^{-1}$ 까지는 먹이밀도와 더불어 증가한 반면 그 이상의 밀도에서는 오히려 감소함을 보여주었다. 보통 수체내 조류의 밀도가 높은 부영양상태 보다는 중영양 혹은 빈영양 상태의 환경에서 더 높은 여과능력을 나타낸다 (Hwang *et al.*, 2001). 즉 식물플랑크톤의 풍부도에 비해 조개의 밀도가 너무 낮은 경우는 식물플랑크톤 풍부도 감소와 수질 향상에 대한 조개의 중요성은 상대적으로 적을 수 있다 (Dame, 1996; Strayer *et al.*, 1999). 본 연구의 경우 초기 Chl-*a* 농도가 높은 실험수에서의 말조개 여과율이 낮게 나타난 것 역시 이와 같은 이유일 것으로 사료된다.

결과를 종합하면, 두 생물제제의 혼합이 수층에 상관없이 남세균 제어능력은 분명하게 입증되었으나 남세균 *M. aeruginosa*의 부유성을 감안한다면, 패류의 적용수심이 조류제어에 매우 중요한 인자임을 알 수 있다. 따라서 조류제어능이 입증된 두 생물제제의 혼합적용이 단독 처리시에 비하여 높은 효과를 보이지만 조류의 생리적 특성과 생

물제재간의 상호관계에 대한 보다 세밀한 연구가 뒷따라야 될 것으로 판단되었다.

적 요

유해조류의 생물학적 제어를 위하여 여과능이 입증된 패류와 동물플랑크톤을 혼합적용하고, 현장적용 가능성을 검토하였다. 실험수는 매년 남조 *Microcystis aeruginosa*가 대발생하는 일감호(서울)의 현장수, sediment, 배지를 대형수조에 일정량 넣고 인위적으로 조류대발생을 일으켜 유지하고 있는 실험수를 이용하였다. 실험은 동물플랑크톤만 처리한 Z군 (40 individuals L⁻¹), 패류만 처리한 M군 (2 individuals L⁻¹), 동물플랑크톤과 패류를 모두 첨가한 ZM군 (Z, M군의 밀도를 합한 것)으로 설계하였다. 수심별 조류제어 효과를 확인하기 위하여 표층, 중층에서 각각 일정량의 실험수를 꺼내 엽록소량의 경시적 변화를 측정하였다. 결과, 중층의 모든 처리구에서 Chl-a의 감소를 보였으며 24시간째 Z군은 63.2%의 제어율을 보인 반면, M군과 ZM군은 각각 79.8%, 90.8%의 제어율을 나타내 뚜렷한 억제효과를 보였다. 표층의 경우, Z군과 ZM군은 각각 51.9%, 63.4% 등으로 50% 이상의 억제효과를 보인 반면, M군의 경우 대조군의 27.4%로서 가장 낮은 제어율을 보였다. 결과를 종합하면, 두 생물제재의 혼합이 수층에 상관없이 그 효과는 입증되었으나 남조 *M. aeruginosa*의 부유성을 감안한다면, 패류의 적용수심이 조류제어에 매우 중요한 인자임을 알 수 있었다. 따라서 생물제재의 혼합적용이 보다 높은 효과를 보였으며 조류의 생리적 특성과 생물제재간의 상호관계에 대한 세밀한 연구가 요구되었다.

사 사

본 연구는 농림부 핵심전략과제 (306009-03-1-CG000)에 의하여 수행되었음.

REFERENCES

Choi, H.J., B.H. Kim, J.D. Kim and M.S. Han. 2005. *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwaters. *Biological Control* **33**: 335-343.

Codd, G.A., L.F. Morrison and J.S. Metcalf. 2005. Cyanobac-

terial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* **203**: 264-272.

Cotner, J.B., W.S. Gardner, J.R. Johnson, R.H. Sada, J.F. Cavalitto and R.T. Heath. 1995. Effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on bacterioplankton: evidence for both size-selective consumption and growth stimulation. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 517-528.

Coughlan, J. 1969. The estimation of filtration rates from the clearance of suspensions. *Marine Biology* **2**: 256-258.

Crowder, L.B., R.W. Drenner, W.C. Kerfoot, D.J. McQueen, E.L. Milis, U. Sommer, C.N. Spencer and M.J. Vanni. 1988. Food web interactions in lakes. p. 141-160. In: Complex interactions in lake communities (Carpenter, S.R. ed.). Springer-Verlag, New York.

Culver, D.A., M.M. Boucherle, D.J. Bean and J.W. Fletcher. 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 1380-1390.

Dame, R.F. 1996. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. CRC Press. Boca Raton, FL, 254pp.

Dawidowicz, P., Z.M. Gliwicz, and R.D. Gulati. 1988. Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? A laboratory test. *Limnologia* **19**: 21-26.

DeMott, W.R., Q. Zhang and W.W. Carmichael. 1991 Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* **36**(7): 1346-1357.

DeMott, W.R. 1999. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and a green alga. *Freshwater Biology* **42**: 263-274.

Dionisio Pires, L.M., B.M. Bontes, L. Samchyshyna, J. Jong, E. Van Donk and B.W. Ibelings. 2007. Grazing on microcystin-producing and microcystin-free phytoplankters by different filter-feeders: implications for lake restoration. *Aquatic Science* **69**: 534-543.

Dodson, S.I. 1974. Adaptive change in plankton morphology in response to size selective predation: A new hypothesis of cyclomorphosis. *Limnology and Oceanography* **19**: 721-729.

Fahnenstiel, G.L., T.B. Bridgeman, G.A. Lang, M.J. McCormick and T.F. Nalepa. 1995. Phytoplankton productivity in Saginaw Bay, Lake Huron: effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 465-475.

Foster-Smith, R.L. 1975. The effect of concentration of suspension and inert material on the assimilation of algae by three bivalves. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **55**: 411-418

Gulati, R.D. and E. Van Donk. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state of the art review. *Hydrobiologia* **478**: 73-106.

Heath, R.T., G.L. Fahnenstiel, W.S. Gardner, J.F. Cavaletto and S.J. Hwang. 1995b. Ecosystem-level effects of zebra

- mussel (*Dreissena polymorpha*): an enclosure experiment in Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 501-516.
- Holland, R.E. 1993. Changes in plankton diatoms and water transparency on Hatchery Bay, Bass Island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 617-624.
- Hwang, S.J. 1996. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): on phytoplankton and bacterioplankton : Evidence for size-selective grazing. *Korean Journal of Limnology* **29**: 363-378.
- Hwang, S.J., M.J. Jeon, N.Y. Kim and B.H. Kim. 2008. Grazing rate and pseudofeces production of native snail *Cipangopaludina chinensis malleata* Reeve on toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Korean Journal of Limnology* **41**: 77-85.
- Ibelings, B.W., M. Vonk, H.F.J. Los, D.T.V.D. Molen and W.M. Mooij. 2003. Fuzzy modeling of cyanobacterial surface waterblooms: Validation with NOAA-AVHRR satellite images. *Ecological Application* **13**: 1456-1472.
- 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. *Journal of Freshwater Ecology* **18**(1): 69-77.
- Kurmayer, R. and F. Jüttner. 1999. Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *Journal of Plankton Research* **21**: 659-683.
- Lampert, W., W. Fleckner and H. Rai. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* **31**: 478-490
- Laverentyev, P.J., W.S. Gardner, J.F. Cavaletto, and J.R. Beaver. 1995. Effects of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) on protozoa and phytoplankton from Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 545-557.
- Lee, S.H., S.J. Hwang and B.H. Kim. 2008. Combined effects of biological control agent two native shellfish on the hibernial diatom bloom of eutrophic water. *Korean Journal of Limnology* **41**(3): 402-411.
- Loo, L.O. and R. Rosenberg. 1989. Bivalve suspension feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **130**: 253-273.
- Lürling, M. 2003. *Daphnia* growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Limnology and Oceanography* **48**: 2214-2220.
- Lürling, M. and A.M. Verschoor. 2003. F_o-spectra of chlorophyll fluorescence for the determination of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* **491**: 145-157.
- Lürling, M. and E. Van Donk. 1996. Zooplankton-induced unicell-colony transformation in *Scenedesmus acutus* and its effect on growth of herbivore *Daphnia*. *Oecologia* **108**: 432-437.
- Meijer, M.L. 2000. Biomanipulation in the Netherlands - 15 years of experience. Ph.D. Thesis. Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands. 208 pp.
- Nicholls, K.H. and G.J. Hopkins. 1993. Recent changes in Lake Erie (north shore) phytoplankton: cumulative impacts of phosphorus loading reductions and the zebra mussel introduction. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 637-647.
- Noordhuis, R., H. Reeders and A.B.D. Vaate. 1992. Relationship between carbon content, cell volume and area in phytoplankton. *Limnology and Oceanography* **11**: 307-311.
- Reeders, H.H. and A.B.D. Vaate. 1990. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* **200/201**: 437-450.
- Rohrlack, T., E. Dittmann, T. Borner and K. Christoffersen. 2001. Effects of cell-bound microcystins on survival and feeding of *Daphnia* spp. *Applied and Environmental Microbiology* **67**: 3523-3529.
- Sinonen, K. and G. Jones. 1999. Cyanobacterial toxins. In: Toxic Cyanobacteria in Water (Chorus, I. and J. Bartram, eds.). pp. 41-111. WHO, Geneva.
- Soto, D. and G. Mena. 1999. Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture* **171**: 65-81.
- Sprung, M. and U. Rose. 1988. Influence of food size and food quality on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia* **77**: 526-532.
- Strayer, D.L., N.F. Caraco, J.F. Cole, S. Findlay and M.L. Pace. 1999. Transformation of freshwater ecosystems by bivalves. *Bioscience* **49**: 19-27.
- Vanni, M.J. and J. Temte. 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* **35**: 697-709.
- Winter, J.E. 1978. A review of the knowledge of suspension-feeding in lamellibranchiate bivalves, with special reference to artificial aquaculture systems. *Aquaculture* **13**: 1-33.