

참재첩을 이용한 부영양호의 수질개선

김호섭¹ · 박정환 · 공동수¹ · 황순진*

(건국대학교 환경과학과, ¹국립환경연구원 수질오염총량과)

Water Quality Improvement with the Application of Filter-feeding Bivalve (*Corbicula leana* Prime) in a Eutrophic Lake. Kim, Ho-Sub¹, Jung-Hwan Park, Dong-Soo Kong¹ and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea, ¹Watershed Management Research Division, National Institute of Environmental Research Complex, Incheon 404-170, Korea)

This study was conducted to test a possibility of water quality improvement using a filter-feeding bivalve (*Corbicula leana*). In mesocosm scale (width × length × depth: 3 m × 3 m × 0.5 m), we investigated the changes of dissolved nutrient and particulate matter including both abiotic and biotic seston. Short term (16 days) mesocosm experiment was conducted in two stages: the first stage for 8 days and consecutive 8 days of the second stage. Both treatment and control mesocosm were switched over by translocating mussels from the treatment mesocosm to the control, at 8th days since the start of the experiment. This design made it possible to compare mussel effect on the water quality change more clearly. The high mortality of mussel was observed in the treatment of the first stage, but it decreased rapidly and stabilized on the 8th day to less than 4 ind day^{-1}. Chl. *a* concentration in the treatment mesocosm of the first and second stage decreased to 71 and 88% of initial concentration, respectively, and suspended solids decreased to 70 and 77%. At those times, average filtering rate were 0.46 and 0.61 mL AFDW $\text{mg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$, respectively. Both $\text{NH}_3\text{-N}$ and dissolved total phosphorus (DTP) concentrations increased with the mussel mortality. $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration was positively correlated with the mussel mortality, while DTP concentration showed negative correlation with it. After translocating mussel from the treatment to the control, $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration significantly increased compared with that of initial control. Although DTP concentration also increased, there was no significant difference relative to that of initial control. These results suggest that application of this filter-feeding bivalve in a eutrophic reservoir could be a potential tool to improve water quality if mussels could acclimatize successfully in early stage of the introduction.

Key words : filter-feeding bivalve, water quality improvement, mesocosm, eutrophic reservoir

서 론

수생태계에서 패류의 주된 기능적인 역할은 식물플랑

크톤과 박테리아, 그리고 크기가 작은 동물플랑크톤을 포함한 입자들의 제거 (Dame *et al.*, 1985; Holland, 1993; Cotner *et al.*, 1995; Fahnenstiel *et al.*, 1995; Lavrentyev

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

et al., 1995; Vaughn and Christine, 2001)와 무기형태의 영양염 배출 (James, 1987; Quigley et al., 1993; Yamamuro and Koike, 1993; Gardner et al., 1995; Arnott and Vanni, 1996; Dame, 1996; Davis et al., 2000) 그리고 저층에 섭식에 따른 faeces 와 pseudofaeces 같은 입자형태 배설물의 증가 (Dame et al., 1985; Loo and Rosenberg, 1989; Jack and Throp, 2000) 등 생태계 수준의 영향들로 나타난다.

패류의 섭식에 따른 수체 내 입자성물질의 뚜렷한 감소는 정수생태계는 물론 유수생태계에서도 알려져 있다. 예를 들면, 얼룩말 조개의 정착이 이루어진 후 Erie 호의 서쪽 지역에서는 100%의 투명도 향상과 82~92%의 식물플랑크톤의 감소하였으며 (Holland, 1993), 북쪽 지역에서는 식물플랑크톤 현존량이 90% 이상 감소한 것이 보고 된 바 있다 (Nicholls and Hopkins, 1993). Cohen 등 (1984)은 Maryland에 위치한 Potomac강에서 재첩이 높은 밀도로 서식하는 지역에서 식물플랑크톤 생물량이 40~60% 감소하였음을 보고하였다.

패류가 서식하는 환경에서 나타난 긍정적인 효과로 인해 패류를 이용하여 수질을 개선하고자 하는 노력이 유럽에서 시도된 바 있다 (Reeder et al., 1989; Reeder and Vaate, 1992; Smit et al., 1993). Reeder 등 (1989)은 네델란드의 부영양 호수에서 얼룩말조개의 여과섭식 능력을 계산하여 이들의 밀도를 근거로 할 때 한 달에 최소한 한 두 번은 호수 전체의 물을 여과할 수 있음을 제시하였고 이에 따라 부영양화를 효과적으로 조절하는 가능성을 제시하였다. Smit 등 (1993)은 네델란드의 Volkerakmeer 호에서 수질관리를 위한 방법으로 호수의 유입부에 네트를 설치하여 얼룩말조개들이 쉽게 부착하여 서식할 수 있는 공간을 마련함으로써 이들 패류를 “생물 filter”로 이용하고자 시도하였고, 수질개선효과가 네트에 부착하는 패류 개체수에 의존함을 보고한 바 있다 (Reeder and Vaate, 1992).

그러나, 패류가 밀생하는 수 환경에서 수로나 파이프의 막힘, 경쟁에 따른 토착종의 개체수의 감소, 퇴적층에 집적되는 유기물질의 증가 및 집단폐사 (die-off)에 따른 수질 악화와 같은 부정적인 영향도 보고 되고 있다 (Morton, 1979; Kraemer, 1979; McMahon, 1983; Gleason, 1984; Doherty et al., 1986; Scheller, 1997). 특히, 패류의 폐사가 수질에 미치는 영향은 패류를 수질개선을 위한 생물학적인 방법으로 선택함에 있어 중요하게 고려될 수 있다.

본 연구는 부영양호에 설치된 mesocosm에서 담수산 이매패류에 의한 수질변화를 분석하였으며 이 결과를 통

하여, 참재첩 (*Corbicula leana*)을 이용한 수질개선의 적용 가능성을 평가하였다.

재료 및 방법

Mesocosm의 형태

얕은 부영양호(일감호) 연안대에 Mesocosm을 설치하였다 (김 등, 2003). Mesocosm은 스테인레스스틸 재질의 파이프 기둥을 1.5 m 간격으로 바닥에 박아 넣어 타포린 재질의 커튼을 지탱시켰으며, 커튼은 바닥으로부터 0.5 m 밑 부분까지 내려 물었다. Mesocosm의 규모는 가로, 세로, 높이가 각각 3×3×1.5 m이며 평균 수심은 0.5 m이다 (Fig. 1). Mesocosm 내의 0.3 m 부분에는 구조물을 설치하여 패류를 투입하였다. 실험에 사용된 패류는 섬진강 상류에서 채집되었고, 패류의 투입여부에 따라 대조구 (control)와 처리구 (treatment)로 구분하여 실험하였다.

조사기간 및 시료채취

현장조사와 분석은 2003년 8월 1일부터 2003년 8월 16일 까지 16일 동안 연속적인 2단계에 걸쳐 진행하였다. 패류는 하루 동안의 순화기간을 거친 후 처리구에 투입하였다 (1 단계). 패류의 투입 후 8일이 경과한 후에는 실험초기 처리구 였던 곳에서 패류를 대조구 였던 곳으로 옮겨 패류의 섭식에 따른 효과검증과 더불어 패류가 제거된 이후의 처리구 수질변화를 조사 하였다 (2 단계).

수질 분석을 위한 시료는 사이폰을 사용하여 수체의 교란을 최소화 하면서 0.3 m 수심에서 채수하였으며, 미리 산 (3N HCl) 세척된 7L 폴리에틸렌 병에 담아 실험실로 운반하였다. 실험이 진행되는 동안 패류의 폐사체는 패각이 떨어진 상태로 판별하여 조심스럽게 건져내어 패각의 길이와 폐사체를 측정하였다.

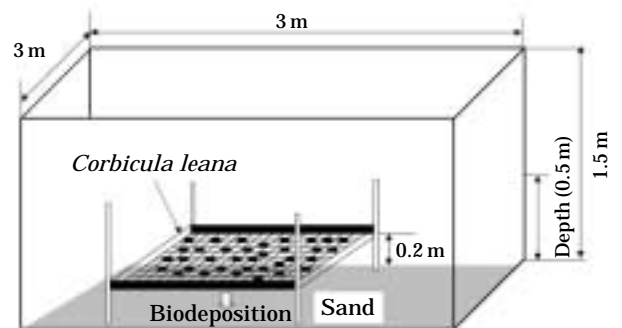


Fig. 1. A schematic description of the mesocosm.

수질분석

수온은 현장에서 측정되었으며, 용존산소는 일정량의 시료를 BOD병에 담아 고정된 후 azide modification 방법으로 정량하였다. 시료는 GF/F여과지로 여과한 후 엽록소 *a* 농도 측정에 이용하였으며, GF/F 여과지로 여과한 물과 원수를 각각 폴리에틸렌 병에 담은 후 영양염 분석 전까지 -10°C 에서 냉동 보관하였다. 엽록소 농도는 엽록소 *a*를 메탄올로 24시간 냉암소에서 추출한 후 흡광도를 측정하여 계산하였다(Maker, 1972; Maker *et al.*, 1980). 용존무기인은 Ascorbic acid법으로 분석하였고(APHA, 1995), 용존총인과 총인은 GF/F여과지를 통과한 물과 원수를 각각 persulfate로 분해한 후 용존무기인과 동일한 방법으로 측정하였다. 입자성 유기인 농도(Particulate Organic Phosphorus: POP)는 총인 중에 용존 총인을 제외한 나머지로써 입자성인의 대부분이 입자성유기인으로 존재하는 것으로 간주하였다. 암모니아성 질소는 인돌페놀법으로 측정하였고, 총질소는 persulfate로 전처리한 후 카드뮴환원법으로 측정하였다(APHA, 1995).

여과율 측정

패류의 섭식에 따른 Mesocosm에서의 엽록소 *a* 농도의 변화를 토대로 패류의 여과율(FR)을 다음과 같은 식에 따라 계산하였다.

$$\text{FR (mlgAFDW}^{-1} \text{hr}^{-1}) = \frac{V \times \ln(C/M)}{W \times t}$$

여기서, *V*는 실험에 사용된 호소수의 양이며(L), *C*와 *M*은 각각 *t*시간 이후의 대조구와 처리구에서의 엽록소 *a* 농도이다. *W*는 24시간 후에 용기로부터 분리되어 측정된 패류의 유기물함량이며(AFDW), *t*는 실험기간(시간)이다. 패류의 유기물 함량은 실험에 사용된 모든 패류의 패각의 길이를 측정한 후, 본 연구에서 사용된 패류와 동일한 서식지에서 채집된 패류 165개체의 패각 길이와 유기물함량과의 직선회귀식을 이용하여 계산하였다($r = 0.87$, $P < 0.001$) (Fig. 2). 실험이 진행되는 동안 폐사체는 수체로부터 매일 수거하여 패각의 길이를 측정하였고 여과율 측정을 위한 패류의 유기물함량에서 제외하였다.

통계분석

수질항목간의 상관성 분석은 수심별 평균값을 사용하여 Pearson's correlation analysis를 통해 분석하였고(SPSS 10.0), 처리구간의 수질비교는 *t*-test (Sigma

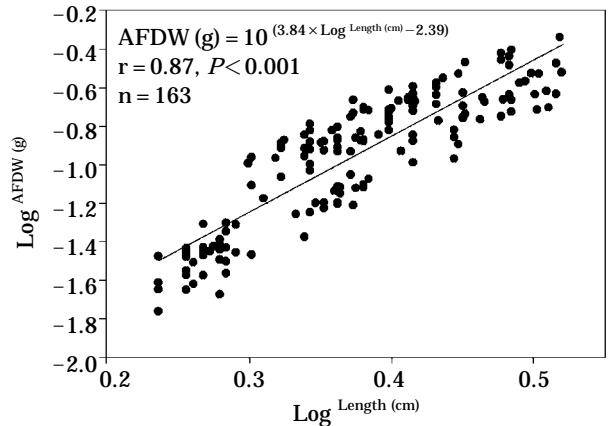


Fig. 2. Relationship between AFDW (Ash free dry weight: g) and length (cm) of *Corbicula leana*.

plot 7.0)와 one way ANOVA 통해 수행하였다(SPSS 10.0). 유의성 검정에 있어서의 통계적 유의 수준은 $P < 0.05$ 를 기준으로 하였다.

결 과

조사대상 호수의 수질

조사기간 동안 수온은 26.4°C 에서 패류의 교체시기에 31.1°C 까지 증가하였으며, 이후 26.4°C 까지 감소하였다(Table 1). 엽록소 *a* 농도는 $15.9 \sim 43.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위였고 패류의 교체 전·후 2단계 실험 시작 이후 증가 경향을 보였다. 부유물질 농도는 $9.2 \sim 16.0 \text{mg L}^{-1}$ 의 범위로 시간에 따른 변화는 엽록소 *a* 농도 변화와 유사하였다($r = 0.53$, $P = 0.028$). TP 농도는 $36.1 \sim 65.6 \mu\text{g P L}^{-1}$ 의 범위였고, 용존무기인은 $2 \mu\text{g P L}^{-1}$ 이하로 낮은 상태를 유지하였다. TN 농도는 실험초기 1.7mg N L^{-1} 로 가장 높은 농도를 보였고, 패류가 투입되는 시기부터는 $1.3 \sim 1.0 \text{mg N L}^{-1}$ 의 범위에서 별 차이가 없었다. 암모니아성 질소($\text{NH}_3\text{-N}$) 농도는 $4.3 \sim 33.9 \mu\text{g N L}^{-1}$ 의 범위로 시간에 따른 변화가 크게 나타났다. 용존산소농도는 $6.5 \sim 11.3 \text{mg L}^{-1}$ 의 범위로 대조구($4.0 \sim 9.9 \text{mg L}^{-1}$)가 처리구($3.9 \sim 8.2 \text{mg L}^{-1}$)에 비해 높은 수준을 유지하였다.

여과율

패류의 여과율은 교체전·후에 각각 0.46 과 $0.61 \text{mL AFDW mg}^{-1} \text{hr}^{-1}$ 이었고, 개체당 여과율은 각각 0.67L

mussel⁻¹ day⁻¹과 0.86 L mussel⁻¹ day⁻¹이었다(Table 2). 엽록소 a 농도의 시간에 따른 변화에 의해 계산된 패류의 여과율은 초기 엽록소 a 농도가 높았던 교체 전에 비해 교체 후에 더 높았다. 그러나, 패류 교체 이후의 대조구와 처리구에서의 여과율은 수체 내 식물플랑크톤 성장에 이용될 수 있는 용존총인과 암모니아성 질소 농도가 처리구에 비해 대조구에서 높은 조건에서 계산되었기 때문에 과대평가되었을 가능성이 있다. 이러한 이유로 앞서 여과율을 계산한 방법과 다르게, 처리구내에서의 Chl. a 농도 차이만을 이용하여 계산하였고 여과율은 평균 0.55 mL AFDW mg⁻¹ hr⁻¹와 0.78 L mussel⁻¹ day⁻¹로 패류의 교체 전에 비해 여전히 높았다.

패류의 적응도 변화

실험 초기 744 mussel m⁻²의 밀도로 패류가 투입되었고, 실험 첫날 하루 동안 200개체 이상이 폐사하였으나, 시간에 따라 폐사율이 감소하였다. 처리구에서 대조구로 패류를 이동시킨 후 폐사율은 4개체 미만으로 557 mussel m⁻²의 개체가 존재하였고, 실험 종료 시는 100% (552 mussel m⁻²) 생존하였다(Fig. 3). 수거시 일부 조직이 없는 패각이 발견되었는데 이것은 Mesocosm내 새우나 치어에 의해 섭식되었던 것으로 사료된다(관찰자료).

입자성물질의 변화

엽록소 a와 부유물질 농도에 있어서 시간에 따른 뚜렷

Table 1. Water quality in Lake Ilgam during the study period

Day	Temp.	DO	Chl. a	SS	TP	TN	NH ₃ -N
	°C	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹
1			15.9±1.0	15.0±7.8	39.2±2.3	1.7±0.01	11.5±1.0
2*	27.9	9.5	22.7±2.6	11.0±0.3	42.3±0.8	1.8±0.13	4.3±0.5
3	28.2	9.4	25.8±2.8	10.4±0.3	47.7±1.6	1.3±0.12	33.9±0.5
4	29.1	6.5	25.7±4.4	10.2±1.2	49.3±0.0	1.2±0.18	28.2±0.5
5	29.5	7.3	28.1±1.6	12.1±4.1	37.6±3.9	1.2±0.08	19.6±1.4
6	29.5	9.1	34.0±1.8	9.5±0.7	36.1±2.3	1.2±0.07	21.0±2.9
7	26.7	7.5	39.0±5.2	16.0±1.9	65.6±2.3	1.5±0.01	14.4±1.0
8**	27.2	7.5	42.1±2.1	12.5±0.7	49.3±1.6	1.3±0.01	9.1±0.5
9	31.1	7.9	22.6±1.8	9.2±0.6	36.1±3.9	1.0±0.04	15.8±0.5
10	28.4	8.5	34.5±0.3	10.7±0.44	0.7±0.8	1.0±0.08	14.8±2.4
11	26.9	9.8	39.7±4.4	15.9±5.3	49.3±3.1	1.1±0.0	36.7±1.0
12	28.0	9.1	33.0±2.9	11.7±1.0	41.5±3.1	1.1±0.03	13.9±5.2
13	27.5	9.6	33.8±0.0	10.8±1.7	44.6±1.6	1.1±0.01	14.4±4.8
14	27.7	9.4	36.4±6.2	12.6±0.6	41.5±0.0	1.2±0.00	18.2±0.0
15	28.0	10.1	32.6±2.0	12.7±0.5	43.8±0.8	1.2±0.03	25.8±1.0
16	26.4	11.3	43.2±2.1	15.3±0.5	50.0±3.9	1.2±0.0	16.7±0.0

* The time of the mussel addition

** The time of translocation of the mussel

Table 2. Filtering rate (FR) of various freshwater and marine filter-feeding bivalves

Bivalves	FR		Food source	References
	L mussel ⁻¹ day ⁻¹	mL gAFDW ⁻¹ hr ⁻¹		
<i>Dreissena polymorpha</i>	0.09 ~ 0.50	1.21 ~ 6.72	Meso- and eutrophic lake phytoplankton	Hwang, 1996
	0.19 ~ 0.96		Lake phytoplankton	Stanczkowska, 1975
	0.48 ~ 2.4	4.0 ~ 41	Eutrophic lake phytoplankton Lab. Cultured phytoplankton	Reeders <i>et al.</i> , 1989 Franslow <i>et al.</i> , 1995
<i>Diplodon chilensis</i>	2.4 ~ 24		Eutrophic lake phytoplankton	Soto and Mena, 1999
<i>Corbicula fluminea</i>	0.38 ~ 1.64		Suspended particles (NTU measurement)	Cohen <i>et al.</i> , 1984
<i>Cardium edule</i>	1.72		Marine phytoplankton	Loo and Rosenberg, 1989
<i>Corbicula leana</i>	0.36 ~ 1.64	0.24 ~ 0.87	Hypertrophic lake phytoplankton	Hwang <i>et al.</i> , 2004
	1.58 ~ 7.80	0.74 ~ 3.05	Mesotrophic lake phytoplankton	Hwang <i>et al.</i> , 2004
	0.67 ~ 0.86	0.46 ~ 0.61	Hypertrophic lake phytoplankton	This study

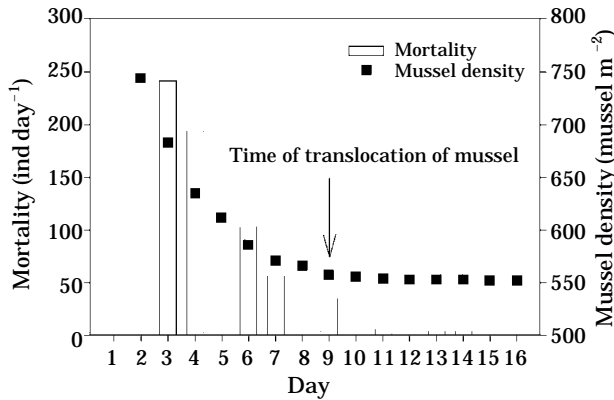


Fig. 3. Mortality and density of *Corbicula leana* during the study period.

한 감소와 달리, 총인과 총질소농도의 변화는 패류의 교체 전·후 2단계의 실험 간에 차이가 있었다(Fig. 4). 패류의 투입 전 대조구와 처리구의 엽록소 a 농도는 각각 $13.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 과 $14.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 유사하였다. 1 단계 패류가 투입된 이후 호수에서의 엽록소 a 농도가 증가한 것과 달리 대조구와 처리구 모두에서 엽록소 a 농도가 감소하여 ($P < 0.001$, ANOVA) 8일 경과 후에 처리구에서의 엽록소 a 농도는 $4.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 으로 대조구($8.1 \mu\text{g L}^{-1}$)에 비해 약 50% 낮았다(Fig. 4). 반면에, 조개의 교체 후 2단계 과정의 대조구에서 엽록소 a 농도는 증가($4.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 $16.1 \pm 0.5 \mu\text{g L}^{-1}$) 하였으나, 처리구에서는 1단계 실험에서와 동일하게 $8.1 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 $1.2 \pm 0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였다($P < 0.01$, ANOVA).

실험기간 동안 부유물질의 농도변화는 대조구와 처리구 모두에서 엽록소 a 농도와 유사하였다($r > 0.60$, $P < 0.01$) (Fig. 4). 조개 교체 전 대조구에서는 $13.0 \pm 2.1 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 $9.7 \pm 0.14 \text{ mg L}^{-1}$ 로 감소한 반면 교체 후에는 $4.0 \pm 0.57 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 $6.8 \pm 0.24 \text{ mg L}^{-1}$ 로 증가하였다. 처리구에서는 교체 전 $12.0 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 $2.3 \pm 0.14 \text{ mg L}^{-1}$ 로 감소하였고 교체 후에는 $9.7 \pm 0.14 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 교체 전과 유사한 $2.2 \pm 0.57 \text{ mg L}^{-1}$ 까지 감소하였다.

총인과 총질소 농도는 1단계 과정에서 처리구와 대조구에서의 엽록소 a, 부유물질 농도 변화와 다르게 대조구에 비해 처리구에서의 농도가 높았으나, 교체 후에는 처리구에서 낮은 농도를 유지하였다(Fig. 4). 교체 전 대조구에서의 총인 농도는 $38.0 \pm 1.6 \mu\text{g PL}^{-1}$ 에서 $32.2 \pm 0.0 \mu\text{g PL}^{-1}$ 로 감소하였으나 처리구에서는 조개의 교체 직 전을 제외하고는 $57.0 \sim 50.0 \mu\text{g PL}^{-1}$ 의 범위로 대조구에 비해 높은 농도를 유지하였다($P = 0.001$, ANOVA). 패류

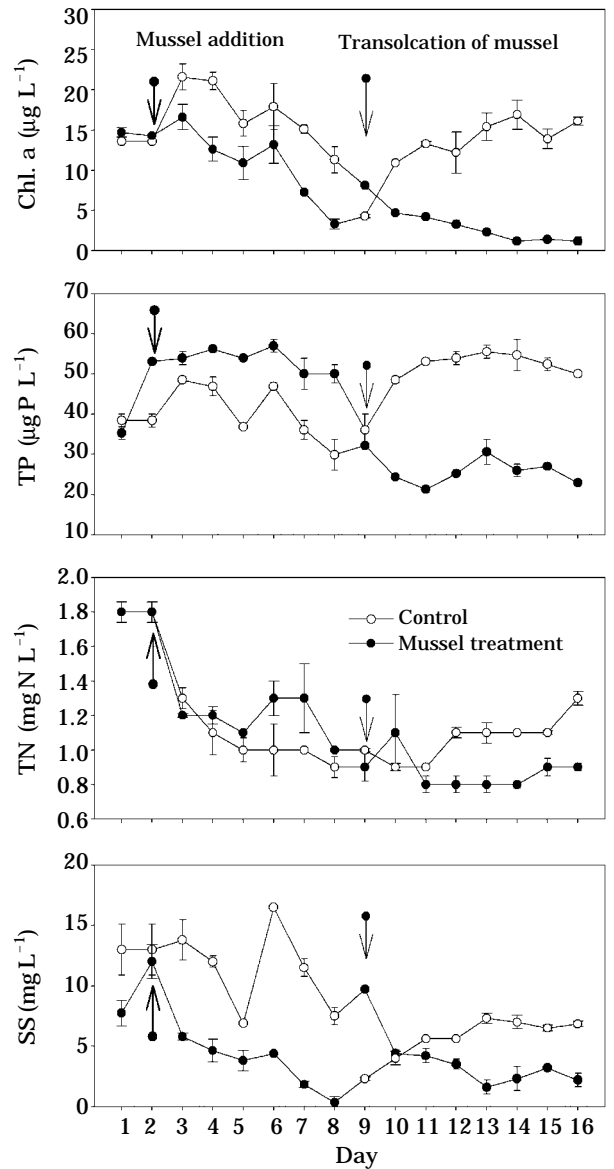


Fig. 4. Temporal change of Chl. a, TP, TN and SS in the control (without mussel) and the treatment (with mussel).

가 교체된 2단계 실험에서는 대조구에서 총인농도가 $36.1 \pm 3.9 \mu\text{g PL}^{-1}$ 에서 $50.0 \pm 0.8 \mu\text{g PL}^{-1}$ 로 증가한 반면, 처리구에서는 $32.2 \pm 0.0 \mu\text{g PL}^{-1}$ 에서 $22.9 \pm 0.0 \mu\text{g PL}^{-1}$ 로 감소하였다($P < 0.001$, ANOVA).

패류의 교체 전 대조구와 처리구의 총 질소 농도는 유사한 수준으로($P = 0.681$, ANOVA) 시간에 따라 감소하는 경향을 보였다. 패류 교체 후에는 대조구에서 $1.0 \pm 0.01 \text{ mg N L}^{-1}$ 에서 $1.3 \pm 0.04 \text{ mg N L}^{-1}$ 로 증가한 반면, 처리

구에서는 0.9~1.1 mg NL⁻¹범위로 시간에 따른 농도의 변화 없이 호수나 대조구에 비해 낮은 농도를 유지하였다 ($P < 0.001$, ANOVA).

용존성물질의 변화

조개 투입 후 입자성물질의 감소와 달리 용존 무기영

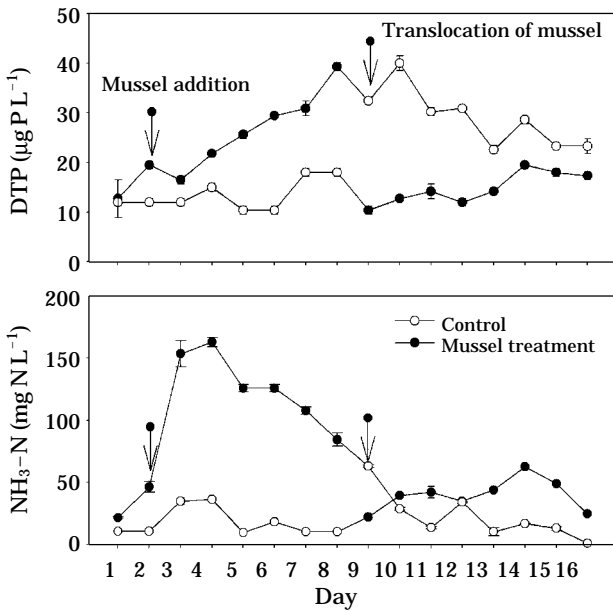


Fig. 5. Temporal change of dissolved total phosphorus and NH₃-N in the control (without mussel) and the treatment (with mussel).

양염은 2단계로 이루어진 실험 모두에서 증가하였다 (Fig. 5). 조사기간 동안 수체 내 용존무기인은 2 µg PL⁻¹ 이하로 용존총인의 대부분은 용존유기인 형태로 존재하였다. 패류가 투입되기 전 1단계 대조구와 처리구에서의 용존총인 농도는 각각 12.0±0.8 µg PL⁻¹과 19.5±0.8 µg PL⁻¹였다. 조개 투입 후 처리구에서 용존 총인 농도는 입자성 인의 감소와 더불어 최대 39.3±0.8 µg PL⁻¹까지 증가하였고 대조구(최대 18±0.8 µg PL⁻¹)와 큰 차이를 보였다 ($P < 0.001$, ANOVA) (Fig. 6). 패류가 교체된 2단계에서도 처리구내 용존총인은 10.4±0.8 µg PL⁻¹에서 17.3±0.0 µg PL⁻¹까지 증가하였으나 1단계 대조구에서의 농도와는 별 차이 없었다 ($P = 0.509$, ANOVA). 용존총인 농도가 높은 처리구에서 조개를 대조구로 옮긴 2단계 실험에서 대조구에서의 용존총인은 32.4±0.0 µg L⁻¹에서 23.3±1.5 µg PL⁻¹까지 감소한 반면 입자성 총인 농도는 증가하였다 (Fig. 6).

2단계로 이루어진 실험 모두에서 패류의 패사와 섭식에 따른 암모니아성 질소 농도의 뚜렷한 증가가 관찰되었다 (Fig. 5). 1단계 실험에서 패류 투입 1일 경과 후 높은 패사율과 더불어 암모니아성질소 농도는 163.0±3.8 µg NL⁻¹까지 증가하였다. 처리구에서 암모니아성질소가 증가하는 시기에 대조구에서도 초기농도 10.5 µg NL⁻¹에서 36.3 µg NL⁻¹까지 증가하였으나, 처리구에 비해 낮은 농도였고 ($P < 0.001$, ANOVA) 시간에 따른 농도변화는 호소수와 유사하였다 ($P = 0.976$, ANOVA). 패류의 교체 후에도 처리구에서는 암모니아성 질소농도가 22.0~62.5 µg NL⁻¹의 범위로 증가하였으며, 교체전의 대조구와 비

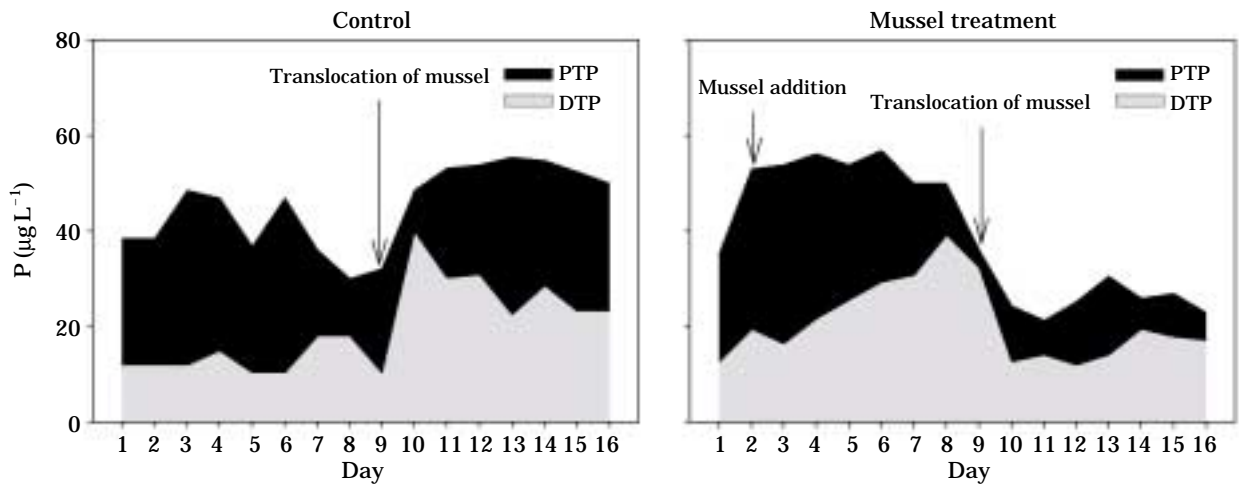


Fig. 6. Temporal changes of dissolved total phosphorus (DTP) and particulate total phosphorus (PTP) in the control (without mussel) and the treatment (with mussel).

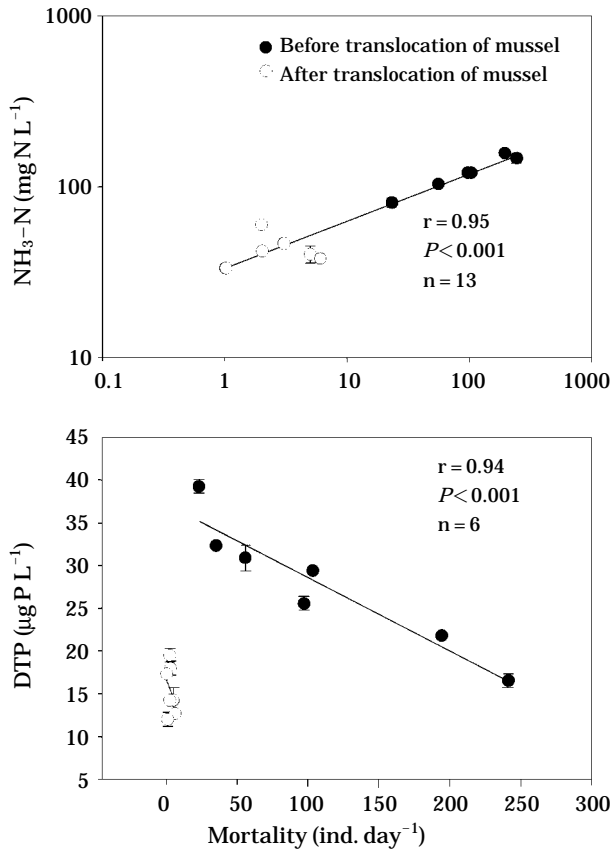


Fig. 7. Relationships between the mortality of mussel and dissolved total phosphorus and $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration.

교체 높은 농도를 유지하였다 ($P = 0.042$, ANOVA). 반면에 2단계 실험의 대조구에서는 암모니아성 질소 농도가 $63.0 \mu\text{g N L}^{-1}$ 에서 실험종료에는 $1.0 \pm 0.0 \mu\text{g N L}^{-1}$ 까지 감소하였고 교체전의 대조구에서의 농도와 비슷한 수준을 유지하였다 ($P = 0.205$, ANOVA).

처리구에서의 폐사율 증가는 수체 내 암모니아성 질소의 농도 증가와 양의 상관성을 나타낸 반면 ($r = 0.95$, $P < 0.001$), 용존총인 농도는 패류의 교체 전 폐사율과 음의 상관성을 나타냈다 ($r = 0.94$, $P < 0.001$) (Fig. 7).

고 찰

패류가 서식하는 수환경에서의 일차적인 기능은 여과 섭식에 따른 수체 내 부유물질의 제거로 알려져 있다 (Holland, 1993; Leach, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993; Nalepa et al., 1993; Fahnenstiel et al., 1995; Johengen et al., 1995). 본 연구에서도 *Corbicula*는

744~552 mussel m⁻²의 밀도로 mesocosm에 투입된 이후 수체 중의 입자성 물질에 대한 높은 섭식효과를 보였다. 처리구에서의 엽록소 *a* 농도는 각각 71~85%, 부유물질은 70~77% 감소하였고, 이러한 제거효과는 얼룩말조개의 서식 이후에 Huron호 (Fahnenstiel et al., 1995)와 Erie호 (Leach, 1993)에서 엽록소 *a* 농도가 각각 59%, 43% 감소된 것과 비교해 높은 수준이었다. 본 연구에서 참재첩의 여과율은 $0.46 \sim 0.61 \text{ mL AFDW mg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$ ($0.67 \sim 0.86 \text{ L mussel}^{-1} \text{ day}^{-1}$)로 얼룩말조개나 다른 패류종에 대한 연구 결과와 유사하였다 (Table 2). 비교된 패류종 중에서 *Diplodon chilensis*의 개체당 여과율 ($\text{L mussel}^{-1} \text{ day}^{-1}$)이 높은 것처럼 크기가 큰 개체일수록 높게 나타난다. 그러나 패류의 유기물함량에 대한 여과율 ($\text{mL AFDW mg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$)은 패류의 종에 따라 차이가 있을 수 있고 크기가 작은 패류일수록 여과능력이 높을 수 있다 (Franslow et al., 1995; Hwang, 1996; Hwang et al., 2001, 황 등, 2002).

현장 조건에서 패류의 여과율은 어느 특정한 요인에 의해 좌우되기 보다는 먹이원으로 이용되는 식물플랑크톤의 종 조성 (Hwang, 1996)이나 패류의 밀도 (Welker and Walz, 1998), 수온 (Walz, 1978; Reeders and Vaate, 1990; Franslow et al., 1995), 먹이 농도의 차이 (Winter, 1973; Dorgelo and Smeenk, 1988; Sprung and Rose, 1988) 그리고 섭식과정 중에 배출된 영양염을 이용한 식물플랑크톤의 재생산 (Hwang et al., 2001) 등의 영향이 복합적으로 작용하기 때문에 실내 연구에서 제시되는 결과와 다르게 나타날 수 있다. 본 연구에서 초기 먹이원의 농도 ($14.7 \mu\text{g L}^{-1}$)와 폐사율이 높고 패류의 밀도가 744 ind m⁻²였던 실험 초기 ($0.46 \text{ mL AFDW mg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$, $0.67 \text{ L mussel}^{-1} \text{ day}^{-1}$)와 비교할 때 먹이양이 적고 ($8.1 \mu\text{g L}^{-1}$) 폐사율이 적으며 패류의 밀도가 557 mussel m⁻²로 상대적으로 낮았던 패류 교체 후 여과율 ($0.61 \text{ mL AFDW mg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$, $0.86 \text{ L mussel}^{-1} \text{ day}^{-1}$)이 높았다. 본 연구에서 먹이농도가 낮은 조건에서 높은 여과율이 나타난 것과 달리, 패류의 여과율이 수체 내에 먹이원으로 사용되는 입자성 물질 농도에 의존하여 임계농도 범위 내에서는 먹이원의 농도에 따라 증가하지만 그 이상에서는 여과율이 감소됨이 보고 된바 있다 (Winter, 1973; Dorgelo and Smeenk, 1988; Sprung and Rose, 1988). 그러나, 이러한 결과들은 패류의 먹이원으로 식물플랑크톤 한 종을 사용한 결과이며, 현장수를 이용한 여과율 비교에서는 본 연구에서와 동일하게 부영양수체 보다는 먹이원의 농도가 상대적으로 낮은 영양상태의 수체를 대상으로 한 실험에서 높은 여과율이 보고 되고 있다 (Franslow et al., 1995;

Hwang *et al.*, 2001). Hwang 등(2001)은 식물플랑크톤의 종 구성과 밀도가 다른 조건에서 *Corbicula*의 여과율이 영양상태가 낮은 조건에서 높게 나타남을 보고한 바 있고 Fanslow 등(1995)도 *Microcystis*가 대량 발생한 Saginaw 만(Huron호)에서보다 영양상태가 낮은 수계에서 얼룩말조개의 여과율이 더 높았음을 보고하였다.

패류의 교체 전에 비해 교체 후에 높은 여과율은 먹이원의 밀도 뿐 만 아니라 새로운 환경의 적응단계에서 나타난 높은 폐사율을 고려할 때 교체전의 패류의 섭식활성이 상대적으로 적었을 가능성과 패류의 교체 전후의 수온차이는 적었으나 ($P = 0.16$, t -test) 교체전의 수온이 평균 28.2°C로 교체 후에 비해 다소 높았기 때문에 이러한 수온차이에 의한 여과율 감소 가능성도 고려할 수 있다. 패류의 여과율은 10~20°C의 수온범위에서 높으며, 이 범위 내에서는 수온이 증가 시 여과율이 증가하는 것으로 알려져 있다 (Walz, 1978; Reeders and Vaate, 1990; Fanslow *et al.*, 1995). 본 연구기간 동안에 처리구내 수온은 25.5~29.9°C였고 이러한 수온에서는 호흡량 증가와 배출된 암모니아독성에 의한 폐사 가능성이 높아지고 여과율도 감소하는 것으로 알려져 있다 (Belanger, 1991; Buddensiek, 1993). 또한, 폐사와 섭식에 따른 수체의 무기영양염의 증가로 식물플랑크톤의 재생산이 대조구에 비해 빨라 상대적으로 여과율이 낮았을 가능성도 있다. Heath 등(1995)은 얼룩말 조개가 있는 enclosure에서 식물플랑크톤의 성장률이 얼룩말 조개가 없는 곳이나 호수에서 보다 더 높은 것을 관찰하였고, Hwang 등(2001)은 *Corbicula*에게 섭식되지 않은 식물플랑크톤의 체적 증가를 보여준 바 있다.

실험 초기 패류의 폐사체 부패에 따른 수체 내 암모니아 농도의 증가와 배설에 따른 암모니아와 용존무기인의 증가가 관찰되었고, 용존영양염 농도의 증가는 배설 보다는 폐사체에 의한 영향이 큰 것으로 나타났다. 폐사체에 따른 용존영양염의 증가는 수체 내 입자성 물질의 제거에도 불구하고 용존 형태의 영양염 증가는 실험 초기에 처리구에서의 총인과 총질소 농도가 대조구에 비해 높게 유지된 이유로 판단된다. 패류의 섭식에 따른 수체의 입자성물질의 감소와 더불어 물질순환에 대한 주요기작 중의 하나는 암모니아와 용존유기인과 같은 무기영양염의 배출과정이다 (James, 1987; Quigley *et al.*, 1993; Yamamuro and Koike, 1993; Gardner *et al.*, 1995; Arnott and Vanni, 1996; Dame, 1996; Davis *et al.*, 2000). 본 연구에서 용존총인 농도는 패류의 폐사율이 높은 시기에 뚜렷한 증가 경향을 보였으나, 폐사율과 용존총인은 음의 상관성을 보였고 폐사 1일 내에 수체로부터 죽은 개체들이

제거되었기 때문에 대조구와 처리구의 교체 전에 수체의 용존유기인 증가는 패류의 배설에 따른 결과로 판단된다. Saginaw bay에서 enclosure을 이용한 얼룩말 조개실험에서도 조개의 밀도가 높은 경우 용존유기인의 증가가 관찰 된 바 있다 (Heath *et al.*, 1995). 패류의 섭식 과정 중에 질소로 배출되는 양은 인보다 많은 것으로 알려져 있고 (Hecky and Kilham 1988; Yamamuro and Koike, 1993), 본 연구에서도 패류의 교체 전 대조구와 패류가 옮겨진 이후에 수체 중의 암모니아 농도가 증가하였다 ($P = 0.042$, ANOVA). 그러나, 본 연구에서 패류가 존재하는 처리구에서 나타난 암모니아 농도와 폐사율과의 높은 양의 상관성 ($r = 0.95$, $P < 0.001$)은 섭식이나 폐사체들이 수체로부터 제거되기 전 하루 동안에, 그리고 육안적으로 확인되지 않는 폐사체로부터의 암모니아성 질소의 용출에 따른 결과임을 제시한다.

폐사체로부터의 용출은 배설에 의한 용출보다 더욱 고농도로 발생하며, 집단폐사 (die-off)와 같은 경우 본 연구에서 나타난 암모니아성 질소의 급격한 증가와 같은 심각한 수준의 영양염 용출을 야기하기도 한다 (Scheller, 1997). 재첩의 폐사는 너무 높거나 낮은 수온, 오염물질의 유입, 그리고 경쟁 등에 의해 나타날 수 있다 (Sickel, 1986). Owen과 Cahoon (1991)은 서식처의 수온이 30°C이며, 혐기성 상태가 조성되는 경우 50%의 폐사율이 15 시간 안에 발생하는 것을 관찰하였다. 수온이 상승 시 패류는 산소 소비가 증가하여 산소의 부족이나 (Buddensiek, 1993) 수온 증가에 따른 암모니아 배출량 증가로 암모니아의 독성에 의해 폐사될 수 있다. Belanger (1991)는 수온이 24°C인 상태에서 암모니아의 농도가 0.74 mg N L⁻¹인 경우 13일 이내에 실험에 사용된 조개의 사망률이 100%에 달함을 보고하였다.

본 연구에서 나타난 초기의 높은 폐사율은 패류의 투입 초기에 집중적으로 발생하였으며, 시간이 경과함에 따라 폐사율이 감소하는 것은 새로운 환경에 대한 적응과정에서 나타난 현상으로 판단된다. 자연 상태에서 발생하는 패류의 집단폐사는 병원성박테리아의 감염, 집중호수에 의한 미사 퇴적물의 급격한 유입, 오염물질의 유입, 용존산소의 고갈 및 조개의 생리활동이 불가능한 정도의 수온 저하 및 상승 시에 야기될 수 있다 (Sickel, 1977). 본 연구기간 동안 수온은 25.5~29.9°C로 높았으나, 높은 폐사율이 나타난 시기의 수온과 폐사율이 낮았던 시기의 수온의 차가 크지 않고 ($P = 0.16$, t -test), 수체 중의 암모니아 농도 또한 최대 163.0 µg N L⁻¹로 앞서 보고된 치사농도 (0.74 mg N L⁻¹) 에 비해 낮다. 산소농도는 3.9~8.2 mg N L⁻¹을 유지하였고 비록 광합성이 억제되는 야간에

무산소상태의 가능성이 있다하더라도 패류는 무산소 상태에서 7일 동안 90%의 생존율을 가지는 생리적인 특성 (Horne and McIntosh, 1979)을 가지기 때문에 수온이나 수체 내 암모니아 농도 그리고 용존산소의 고갈 등은 폐사의 직접적인 원인은 아닌 것으로 판단된다. 또한 오염물질에 약한 내성을 가지고 있는 것으로 알려진 크기가 작은 개체부터 큰 개체에 이르기까지 모두 폐사체에 포함되었기 때문에 오염물질의 유입에 의한 폐사가능성도 희박한 것으로 생각된다.

본 연구에서 적용된 밀도에서 잠재적은 단기간내에 수체 내 부유물질과 엽록소 *a* 농도를 감소시키며 물의 투명도를 향상시켰다. 본 연구에서 계산된 *Corbicula leana*의 평균 여과율과 (0.78 L mussel⁻¹ d⁻¹) 적용된 패류의 밀도 (557 mussel m⁻²)를 토대로 일감호 전체를 (총 수표면적: 55,661 m², 평균 저수용량: 54,288 m³) 대상으로 할 때, 일감호의 물은 2일에 한 번 여과되는 것으로 계산된다. 본 연구에서 사용된 잠재적은 서식환경에 따라 밀도가 각기 상이하지만 이와 유사한 종들의 서식밀도와 비교할 때 (Table 3) 더 높은 밀도로도 적용이 가능할 것으로 판단된다. 반면에 재첩에 의한 용존성 영양염의 증가는 섭식보다는 폐사에 의한 영향이 큰 것으로 나타났으나 이러한 집단폐사는 서식환경의 변화에서 나타난 결과로 판단되었다. 새로운 환경에 대한 적응과정에서 야기되는 패류의 폐사에 따른 수질악화 가능성은 본 연구과정에서 조개의 폐사체가 어류들에 의해 섭식되는 것이 관찰된

Table 3. Densities of Freshwater filter-feeding bivalves observed in various habitats

Bivalves	Density (ind m ⁻²)	Habitat	References
	55.7	Littoral zone in Lake Waccamaw (North Carolina)	Porter, 1985
	> 10 ³	Photomac River (Washington, D.C.)	Cohen <i>et al.</i> , 1984
<i>Corbicula fluminea</i>	1.3 × 10 ⁵	Water supply canals (California)	Eng, 1979
	> 5,000	Delta of the Paraná river (Argentina)	Boltovskoy <i>et al.</i> , 1993
	< 200	Ogeechee River (Georgia)	Stites <i>et al.</i> , 1994
<i>Corbicula leana</i>	11,522		Graney <i>et al.</i> , 1980

바 어느 정도 순화기간을 거친 후에 적용하는 경우에는 매우 낮을 것으로 판단된다. 또한 패류 섭식에 따른 수체 내 부유물질의 제거 이후에 투명도의 증가로 저층에 서식하는 부착조류나 침수식물의 성장에 유리한 환경이 조성되어 먹이사슬의 근간이 식물플랑크톤으로부터 부착조류나 침수식물로 전환됨으로써 이들에 의한 용존영양염의 제거효과도 기대할 수 있다 (Fig. 8).

이러한 결과를 토대로 할 때 패류가 집단 폐사하거나, 폐사된 패류의 수거나 이를 먹이원으로 하는 생물을 이

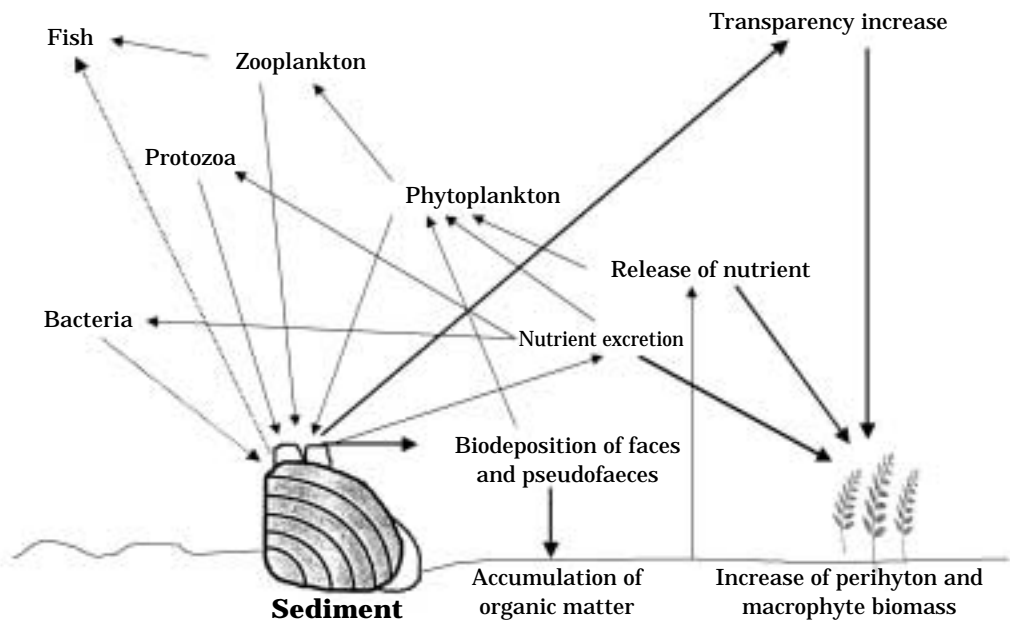


Fig. 8. Conceptual scheme of water quality improvement performed by filter-feeding bivalve in shallow eutrophic lake.

용하는 관리방법이 수반되는 경우에 여과섭식자인 패류의 기능적인 역할을 이용한 수질관리가 생태공학적 방법으로서 효과적으로 적용가능하다고 판단된다. 수온이나 용존산소의 고갈에 따른 집단폐사 방지를 위해 비교적 수심이 얇고 수온 변화에 적응이 가능한 모래질이 형성된 호수에 제한적으로 적용될 수 있으며, 본 연구에서 사용된 참재첩이 5년 정도의 일대기를 가지기 때문에 (Horne *et al.*, 1995) 자연사에 의한 폐사 방지를 위해서 성숙한 재첩을 수확하는 방안 또한 고려할 필요가 있다.

적 요

본 연구에서는 여과섭식성 이매패류인 참재첩(*Corbicula leana*)의 섭식에 따른 수체내 영양염 및 입자성 물질의 변화를 mesocosm (width×length×depth: 3 m×3 m×0.5 m)에서 분석함으로써 수질개선기법으로의 적용가능성을 검토하였다. 짧은 기간 동안의 mesocosm 실험은 패류의 교체를 통한 연속적인 두 단계로 수행되었다. 첫 번째 단계는 패류 투입 이후 8일 동안이며 패류의 교체 이후의 진행된 8일 동안의 실험은 두 번째 단계로 구분된다. 이러한 연속적인 실험을 통해 조개의 섭식에 따른 수질변화를 좀더 명확하게 비교할 수 있었다. 재첩 투입 직후 높은 폐사율을 보였으나 처리구의 교체가 있던 8일의 재첩의 폐사율은 4 ind day⁻¹ 이하로 안정된 상태를 유지하였다. 엽록소 a 농도는 투입 직후의 수체 내 농도와 비교해 패류의 교체전과 후에 각각 71%, 88% 감소하였고 부유물질은 70%, 77% 감소하였으며, 여과율은 평균 0.46과 0.61 mL AFDW mg⁻¹ hr⁻¹이었다. 폐사율이 높았던 시기에 수중 내 암모니아성 질소와 용존총인이 증가하였다. 폐사율과 암모니아 농도는 양의 상관성을 보인 반면에 (r = 0.95, P < 0.001), 용존총인의 농도는 폐사율과 음의 상관성을 나타냈다 (r = 0.94, P < 0.001). 패류의 폐사율이 낮았던 교체 이후에도 암모니아의 농도는 증가하였고 실험 초기 대조구와 비교해 높은 농도를 유지하였다 (P = 0.042, ANOVA). 반면에, 용존 총인은 비록 농도가 증가하였으나 초기 대조구와 비교해 큰 차이는 없었다 (P = 0.509, ANOVA). 이러한 결과들은 만약 패류가 투입 초기에 새로운 서식지에 성공적으로 정착한다면 부영양 호수의 수질을 효과적으로 개선할 수 있는 방법이 될 수 있음을 시사한다.

사 사

본 연구는 농림부 기획연구과제 (과제 H0273500)인

‘농업환경 복원기술 개발 연구’의 일환으로 수행되었음.

참 고 문 헌

김호섭, 황순진, 고재만. 2003. 도심의 얇은 인공호인 일감호의 수질변화특성과 퇴적환경의 평가. 한국육수학회지 **36**: 161-171.

황순진, 김호섭, 최광현, 박정환. 2002. 국내 담수산 조개의 여과섭식능 비교와 섭식활동이 호수 수질에 미치는 영향. 한국육수학회지 **35**: 92-102.

APHA. 1995. Standards methods for the examination of water and wasterwater (19thEd.). American Public Health Association, Washington, D.C.

Arnott, D.L. and M.J. Vanni. 1996. Nitrogen and phosphorus recycling by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the western basin of Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 646-659.

Belanger, S.E. 1991. The Effect of Dissolved Oxygen, Sediment, and Sewage Treatment Plant Discharges upon Growth, Survival and Density of Asiatic Clams. *Hydrobiologia* **281**: 113-126.

Belanger, S.E., J.L. Farris, D.S. Cherry and J. Cairns. 1985. Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. *The Nautilus*. **99**: 66-73.

Buddensiek, E.H., H. Engel, S. Fleischauer-Rossing and K. Wachtler. 1993. Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German Lowland Waters II: Microhabitats of margaritifera margaritifera L., *Unio Crassus* (Philipsson) and *Unio tumidus* Philipsson. *Arch. Hydrobiol.* **127**: 151-166.

Cohen R.R.H., P.V. Dresler, E.J.P. Phillips and R.L. Cory. 1984. The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnol. and Oceanor.* **29**: 170-180.

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

Dame, R.F. 1996. Ecology of marine buvalves: An ecosystem approach. CRC Press, Boca Raton. p. 254.

Dame, R.F., R. Zingmark and D. Nelson. 1985. Filter feeding coupling between the estuarine water column and benthic subsystems. pp. 521-526. *In*: Estuarine Perspectives (V.S. Kennedy ed.) Academic Press, New York.

Davis, W.R., A.D. Christian, and D.J. Berg. 2000. Seasonal nitrogen and phosphorus cycling by three unionid

- bivalves (Unionidae: Bivalvia) in headwater streams. pp.1-10. *In*: Freshwater Mollusk Symposium Proceeding. (R.S. Tankersley, D.O. Warmolts, G.T. Watters, B.J. Armitage, P.D. Johnson and R.S. Butler eds.) Ohio Biological Survey, Columbus, OH, USA.
- Doherty, F.G., J.L. Farris, D.S. Cherry and J. Cairns, 1986. Control of the freshwater fouling bivalve, *Corbicula fluminea* by halogenation. *Arch. Envir. Contam. Toxicol.* **15**: 535-542.
- Dorgelo, J. and J.W. Smeenk, 1988. Contribution to the ecophysiology of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca: Bivalvia): Growth, filtration rate and respiration. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **23**: 2202-2208.
- Fahnenstiel, G.L., G.A. Lang, T.F. Nalepa and T.H. Johengen. 1995. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization on water quality parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 435-448.
- Fanslow, D.L., T.F. Nalepa and G.A. Lang. 1995. Filtration rates of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on natural seston from Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 489-500.
- Foster-Smith, R.L. 1975. The effect of concentration of suspension on the filtration rate and pseudofaecal production for *Mytilus edulis*, L., *Cerastoderma edule* (L.), and *Venerupis pullastra*. *J. Experimental Mar. Biol. Ecol.* **17**: 1-22.
- Gardner, W.S., J.F. Cavaletto, T.H. Johengen, J.R., Johnson, R.T. Heath and J.B. Cotner. 1995. Effects of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on community nitrogen dynamics in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 529-544
- Gleason, E. 1984. The freshwater clam *Corbicula fluminea* in California. Inland Fish. Inform. Leaflet 37, State of California, The Resources Agency, Department of Fish and Game: 1-8.
- Heath, R.T., G.L. Fahnenstiel, W.S. Gardner, J.F. Cavaletto 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.
- Hecky, R.E. and P. Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 796-822.
- Holland, R.E. 1993. Changes in plankton diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel. *J. Great Lakes Res.* **19**: 617-624.
- Horne, F.R. and S. McIntosh. 1979. Factors influencing distribution of mussel in the Blanco River of Central Texas. *The Nautilus* **94**: 120-133.
- Hwang, S.-J. 1996. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): on phytoplankton and bacterioplankton: Evidence for size-selective grazing. *Kor. J. Limnol.* **29**: 363-378.
- 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.
- Hwang, S.-J., H.-S. Kim, and J.-K. Shin. 2001. Filter-Feeding Effects of a freshwater Bivalve (*Corbicula leana* PRIME) on phytoplankton. *Kor. J. Limnol.* **34**: 298-309.
- Jack, J.D. and J.H. Thorp. 2000. Effects of the benthos suspension feeder *Dreissena polymorpha* on zooplankton on a large river. *Freshwater Biol.* **44**: 569-579.
- James M.R. 1987. Ecology of the freshwater mussel *Hydriddella mensiesi* (Gray) in a small oligotrophic lake. *Arch. Hydrobiol.* **108**: 337-348.
- Johengen, T.H., T.F. Nalepa, G.L. Fahnenstiel and G. Goudy. 1995. Nutrient Canges in Saginaw Bay, Lake Huron, After the Establishment of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). *J. Great Lakes Res.* **21**: 449-464.
- Kraemer, L.R., 1979. *Corbicula* (Bivalvia: Sphaeriaceae) vs. indigenous mussels (Bivalvia: Unionacea) in U.S. rivers: a hard case for interspecific competition? *Am. Zool.* **19**: 1085-1096.
- Lavrentyev, P.J., W.S. Gardner, J.F. Cavaletto and C. Beaver, 1995. Effect of zebra mussel on protozoa and phytoplankton from Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 545-557.
- Leach, J.H. 1993. Impacts of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on water quality and fish spawning reefs in western Lake Erie. pp. 381-397. *In*: Zebra Mussels: Biology, Impact, and Control (T.F. Nalepa and D.W. Schloesser eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Loo, L.-O. and R. Rosenberg, 1989. Bivalve suspension-feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in a eutrophicated marine bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* **130**: 253-276.
- Marker, A.F.H. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshwater Biol.* **2**: 361-385.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, I. Rai and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **14**: 91-

- 106.
- McMahon, F. 1983. The ecology of an invasive pest bivalve, *Corbicula*. In : The Mollusca, Volume 6, Academic Press.
- Morton, B.S. 1979. Freshwater fouling bivalves. In J.C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Symp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 1-14.
- 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. *J. Great Lakes Res.* **19**: 637-647.
- Owen, D.A. and L.B. Cahoon. 1991. An investigation into the use of exotic and native bivalves as indicators of eutrophication-induced hypoxia. *J. Elisha Mitchell Scientific Soc.* **107**: 71-74.
- Quigley, M.A., W.S. Gardner and W.M. Gordon. 1993. Metabolism of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Lake St. Clair of the Great Lakes. pp. 295-306. In: Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. (Y.F. Nalepa and D.W. Schloesser eds.). Lewis Publishers /CRC Press, Boca Raton, FL.
- Reeders, H.H. and A. Bij de Vaate. 1990. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia.* **200/201**: 437-450.
- Reeders, H.H. and A. Bij de Vaate. 1992. Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas). *Hydrobiologia.* **239**: 53-63.
- Reeders, H.H., A. Bij de Vaate and F.J. Slim, F.J. 1989. The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. *Freshwater Biol.* **22**: 133-141.
- Scheller, J.L. 1997. The effect of dieoffs of asiatic clams (*Corbicula fluminea*) on native freshwater mussel (Unionidae). Thesis for Ph.D. Virginia Polytechnic institute and State University, Blacksburg, VA. pp. 34-38
- Sickel, J.B. 1977. Population dynamics of *Corbicula* in the Altamaha River, Georgia. pp. 69-80. In: Proceedings First International *Corbicula* Symposium (J. C. Britton ed.). Texas Christian University, Fort Worth, Texas.
- Sickel, J.B. 1986. *Corbicula* population mortalities: Factors influencing population control. *Am. Malacol. Bull.*, Special edition **2**: 89-94.
- Smit, H.A., E.H. Bij de Vaate, van Nes and R.H. Noordhuis. 1993. Colonization, ecology and positive aspects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in The Netherlands. pp. 55-77. In : Zebra Mussels: Biology, Impact, and Control (T.F. Nalepa and D.W. Schloesser eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 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 of the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia.* **77**: 526-532.
- Stanczykowska, A. 1975. Ecosystem of the Mikolajskie Lake. Regularities of the *Dreissena polymorpha* Pall (Bivalvia) occurrence and its function in the lake. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **22**: 73-78.
- Vaughn, C.C. and C.C. Hakenkamp. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biol.* **46**: 1431-1446.
- Walz, N. 1978. The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* PALLAS in laboratory experiments and in Lake Constance: I. Pattern of activity, feeding, and assimilation efficiency. *Arch. Hydrobiol.* **82**: 482-499.
- Welker M. and N. Walz. 1998. Can mussels control the plankton in rivers?-A planktonological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 753-762.
- Winter, J.E. 1973. The filtration rate of *Mytilus edulis* and its dependence of on algal concentration, measured by a continuous automatic apparatus. *Mar. Biol.* **22**: 317-328.
- Yamamuro, M and I. Koike. 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.

(Manuscript received 15 July 2004,
Revision accepted 28 August 2004)