

담수산 이매패 껍조개를 이용한 흐름형 유기물 제어 (CROM) 운영 - 퇴적물의 영향

김백호 · 백순기¹ · 황수옥² · 황순진*

(건국대학교 환경과학과, ¹동신대학교 환경학과,

²한국수자원공사 팔당권관리사무소)

Operation of CROM System and its Effects of on the Removal of Seston in a Eutrophic Reservoir Using a Native Freshwater Bivalve (*Anodonta woodiana*) in Korea. Kim, Baik-Ho, Soon-Ki Baik¹, Su-Ok Hwang² and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea; ¹Department of Environmental Engineering, Dongshin University, Naju 520-714, Korea; ²Paldang Dam Office, Korea Water Resources Corporation)

A 'continuous removal of organic matters (CROM) system' using a native freshwater bivalve in Korea *Anodonta woodiana*, was developed to determine its potential of controlling various sestons in eutrophic lake system, and to evaluate its effect on water quality improvement under consideration of sediment addition as habitat. We designed CROM experiments with four treatments: no mussels and no sediment (W, negative control), no mussels and sediment (WS, positive control), mussels and no sediment (WM), and mussels and sediment (WMS). The experiments were performed at the condition of 18~25 L h⁻¹ of inflow, mussel density of 486.1 indiv. m⁻², and temperatures between 15 and 22°C for 13 consecutive days. Physicochemical and biological parameters were measured at daily (10:00 am) intervals after the mussel addition. Results indicated that mussel stockings without addition of sediment effectively removed sestons (suspended solids and chlorophyll-*a*) at nearly same level over 80 percentage of the control during the study, while there were no differences in removal activities of sestons between with and without sediment (P>0.5). Therefore, it clearly suggests that CROM system using *A. woodiana* has a strong potential to control the seston in surface water of eutrophic lake.

Key words : continuous removal of organic matter, CROM, freshwater bivalve, *Anodonta woodiana*, sediment, eutrophic lake waters

서 론

부영양 저수지의 수질개선은 주로 오염원의 근본적인 유입차단, 내부 영양염의 회수 및 불능화, 퇴적층의 혐기적 용출을 막기 위한 폭기 그리고 준설 등과 같이 수체나 퇴적물에 포함된 영양물질을 감소시키는 물리·화학적

방법과 원인이 되는 남조류를 직접 제거하거나 이를 포함한 다양한 크기의 seston 입자를 기능성 생물을 이용하여 제어하는 이른바 생물조절 (biomanipulation) 방법 등이 알려져 왔다 (Haper, 1992). 후자는 비교적 수심이 낮고 유기오염이 심한 부영양 호수에서 시도되었던 방법으로 다양한 생물을 이용하여 왔다 (Shapiro, 1990; Mason, 1996). 그러나 남조류의 생물학적 조절에 있어서 바이러

* Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 452-3749, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

스, 박테리아, 곰팡이, 원생동물 등의 기능성 생물들을 현장에 직접 적용하기 위해서는 대상저수지 환경에 적합한 생물선정, 처리밀도, 적용방법, 처리빈도 등 다양한 조건들을 고려하여야 한다(Sigee *et al.*, 1999; Mayali and Azam, 2004; Choi *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2008). 뿐만 아니라 조류제어 기능을 가지고 있는 다른 조류, 동물플랑크톤, 패류, 어류 등 역시 조절자로서 잠재성은 확인되었으나(Officer *et al.*, 1982; Carpenters *et al.*, 1985; Moss, 1992; Perrow *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1998; Wu *et al.*, 1998; Talling, 2003) 현장적용 및 성공한 사례는 극히 드물다.

저수지의 조류현존량이나 투명도 개선을 위한 기능성 생물의 적용 연구는 사실상 외래침입종 *Dreissena polymorpha* (Reeder and Vaate, 1992; Holland, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993; Caracco *et al.*, 1997), 동물플랑크톤 (Moss, 1992; Perrow *et al.*, 1997; Talling, 2003), 대형수생식물(Scheffer *et al.*, 1993; Perrow *et al.*, 1997), 남조류소멸기의 살조세균(Rashidan and Bird, 2001) 등과 같이 개방계(open system)에서 자연스럽게 나타난 현상에서 비롯되었다. 생물조절 기술의 현장적용에 있어 어려운 점은 무엇보다도 실험실이나 메조코즘과 같은 제한된 공간에서 기능성이 확인된 생물 또는 관련 물질 등을 개방계에 적용할 경우 생태학적으로 매우 예측 불가능한 결과를 유도할 수 있다는 점이다. 특히 생물조절의 가장 핵심적이고 대표적인 기술은 1) 대상저수지에 서식하지 않은 새로운 기능성 생물의 도입(invasion), 2) 저수지내 서식하고 있는 기능성 생물의 대량화(overloading), 3) 초기밀도가 낮은 기능성 생물의 저수지내 높은 성장(outbreak) 유도, 4) 생물상호관계를 고려한 단계적 먹이망 조절(cascade control) 등을 들 수 있으나 해결해야 할 문제점이 많아 논란의 대상이 되고 있다.

본 연구는 부영양 저수지의 표층수를 실내로 유입한 다음 연속적으로 패류조를 통과시키고 배설물은 침전, 건조하며, 여과된 표층수는 다시 저수지로 환원하는 방식인 이른바 '흐름형 유기물 제어'(CROM, continuous removal of organic matters using bivalves) 기술을 처음으로 개발하는 것이다. 이 기술의 기본형은 2004년 McIvor가 Thames River에서 채집한 패류(펄조개, 말조개)를 이용하여 저수지 현장수를 유입하여 모래퇴적물이 없는 탱크의 중간수심(1.2 m)에 격자망을 설치하고 그 안에 패류피를 넣어 평균 143 L h^{-1} 유속으로 운영한 연구이다. 두 기술의 차이점은 적용수심과 유속이다. 본 연구에서는 표층수의 유기물 제거효율을 높이고 섭식활동을 돕기 위하여 패류가 서식하였던 하천의 모래퇴적물을 수심 5~7 cm에 넣고

유속을 약 4~5배 정도 느리게 하였다. CROM 기술의 이용은 생물을 이용한다는 점에서는 일종의 생물학적 처리 기법이지만 여재(filter)를 이용한다는 점에서 생물막보다는 오히려 화학막(membrane)에 가깝다. 아울러 1) 여과식성 포식자(filter-feeder)를 이용하여 조류발생 저수지의 표층수를 처리하고 원래 저수지로 다시 환원하며, 2) 생물의 활성을 위한 배지나 폭기를 하지 않고, 3) 개체 사망률이 비교적 낮고 세정주기가 길며, 4) 패류의 대량화에 성공한다면 식용은 물론 하천생태계 보호 등 환경경제적 가치가 매우 높을 것으로 사료되었다. 최근 국내산 패류를 이용한 부영양 저수지의 유기물 제어 연구가 매우 활발하다(Hwang *et al.*, 2004; Choi *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2008; 이 등, 2008a, b, 2009). 그러나 오염된 저수지의 수질개선을 위하여 생물을 직접 현장에 적용하거나 적용이후 처리된 생물에 의한 생태계 변화에 관한 연구는 빈약한 편이다. 결국 예측가능한 기능성 생물적용 및 적용후 관리가 가능한 기술의 개발이 절실하다. 이러한 점에서 이번 연구는 패류를 현장에 직접 도입하지 않고 현장수를 실내로 유입하여 유기물을 처리한 다음 저수지로 다시 환원한다는 점에서 기존 연구들과 뚜렷한 차이점을 갖는다.

본 연구는 모래퇴적물의 첨가가 CROM조건에서 패류의 섭식활동 및 생존율에 미치는 효과 및 패류를 처리하지 않은 미처리수의 반송이 패류의 유기물 제어능이나 수질에 미치는 영향을 파악하고자 조류제어능이 밝혀진 국내산 펄조개를 이용하여 자체 개발한 'CROM'을 13일 동안 운영하였다.

재료 및 방법

1. 패류채집 및 관리

실험에 사용한 패류는 석패과 펄조개(*Anodonta woodiana* Lea)이며 대형으로 패각의 등쪽부분 후방이 귀모양으로 솟아 올라 있는 게 특징이다. 국내에서는 대부분 평지하천의 켤 속에 파묻혀 서식하며 주로 수중이나 바닥에 존재하는 유기물을 섭취한다(권 등, 1985; 권, 1993). 채집은 북한강 중류인 가평천과 홍천강에서 채집하였으며, 수위에 따라 깊은 지점에서는 선상에서 갈퀴가 달린 저인망 그물을 이용하였고, 낮은 지점에서는 직접 채집하였다. 채집한 패류는 곧바로 Ice box에 넣어 실험실로 운반한 다음 탈염시킨 수돗물로 2~3회 세척하여 임의로 제작한 관리조에 넣고 순응시켰다. 모래퇴적물과 패류는 월 1회씩 탈염수돗물로 세척하였으며 순응기간 동안 패

각이 열려있거나 운동성이 전혀 없는 패류는 사망한 것으로 판단하여 제거하였다. 실험에 사용한 패류들은 모두 실험 3일 전부터 관리조에서 분리하여 탈염수돗물에 넣고 먹이공급을 중단하였다.

2. 패류의 여과율 측정

실험에 사용한 패류의 유기물 여과율(FR, filtering rates)을 측정하기 위하여 각 패류의 유기물량(AFDW, ash-free dry-weight)을 측정하였다. 먼저 패각의 길이가 다양한 패류(길이=43~155 mm, 폭=25~95 mm, n=59)을 순응조에서 선별하여 탈염수돗물로 2~3회 정도 세척하고 불순물을 제거한 다음 패각의 길이, 폭, 무게 등을 각각 측정하고 해부용 knife로 패각과 내장-근육 부위를 서로 분리하였다. 미리 계측한 도가니를 100°C dry oven에서 48시간 동안 건조시킨 다음 도가니의 무게를 측정하였다(C₁). 패각을 제외한 나머지 부분을 도가니에 넣고 500°C furnace(HY-8000S, YUYU Scientific)에서 약 30분간 태운 후 다시 100°C dry oven으로 이동하여 48시간 동안 유지한 다음 도가니 무게를 측정하였다(C₂). 패류의 유기물량은 두 도가니의 무게 차이(C₂-C₁)로 계산하였다. 실험에 사용한 각 패류의 유기물량은 앞에서 얻은 측정값(패류의 길이, 폭, 무게, 유기물량)를 이용하여 얻은 회귀식을 기초로 패류의 유기물량을 추정하였다. 본 연구에서 패류 유기물량은 패류의 무게(r²=0.8750, n=165, P<0.0001)보다는 패각의 길이(r²=0.9229, n=165, P<0.0001)에 대하여 높은 상관성을 나타내 실험에 사용된 패류의 유기물량은 패각의 길이를 이용하여 산출하였다.

패류의 여과율(FR)은 실험수조에 패류를 도입하여 실험종료일까지 매일 같은 시간에 측정된 대조군과 처리군

실험수조 내 조류현존량(Chl-a) 농도의 차이를 유기물량으로 나누어 계산하는 'Clearance method'에 따라 산출하였다(Coughlan, 1969). FR의 계산식은 다음과 같다.

$$FR (L g^{-1} d^{-1}) = V/M \times [\ln(T_i/T_j) - \ln(C_i/C_j)]/t$$

여기서, V는 실험수의 부피(L), M은 사용된 패류의 총 유기물량(g), T_i와 T_j는 실험 초기(i) 및 종료(j)에 측정된 처리군의 Chl-a농도(μg L⁻¹), C_i와 C_j는 실험 초기(i) 및 종료(j)에 측정된 대조군의 Chl-a농도(μg L⁻¹), t는 실험 시간(d).

3. 실험디자인

앞에서 언급한 바와 같이 본 연구는 패류를 이용한 유기물 제어과정 동안 서식환경과 유사한 조건(예, 퇴적물, 유속, canopy, 용존산소 등)을 제공할 경우 패류의 제어능 및 생존율이 제공하지 않은 경우에 비해 증가할 것인지에 대한 검증과정으로 비록 패류의 서식환경과는 일치하지 않으나 현장과 유사한 수온, 빛, 유속 등이 일정하게 제공된 실험실에서 퇴적물의 첨가여부가 과연 패류의 섭식활동 및 생존율에 어떠한 영향을 줄 것인지를 파악하도록 설계하였다. 실험장치는 실험수의 이동방향에 따라 전기펌프(PDV-400M, WILO inc., Korea)를 이용하여 저수지 현장수를 직접 실험실로 유입하는 펌프(pump), 유

Table 1. Numerical characteristics and environments of native freshwater bivalve *Adonata woodiana* used in the study of CROM.

Parameters	Characteristics and environments
Sampling sites	Gapyung str., Hongcheon str.
Sampling method	Net with jaw and by hand
Water depth (m)	<2.5
Total numbers of mussels used	280
Animal density (indiv. m ⁻²)	486.1
Shell length (cm)	8.7±1.0
Shell width (cm)	5.3±0.7
Animal weight (g)	77.7±17.8
Ash-free dry-weight (mg)	1.6±0.4
Organisms shared with habitat	<i>Corbicula leana</i> <i>Unio douglasiae</i> <i>Cipangopaludina chinensis</i>

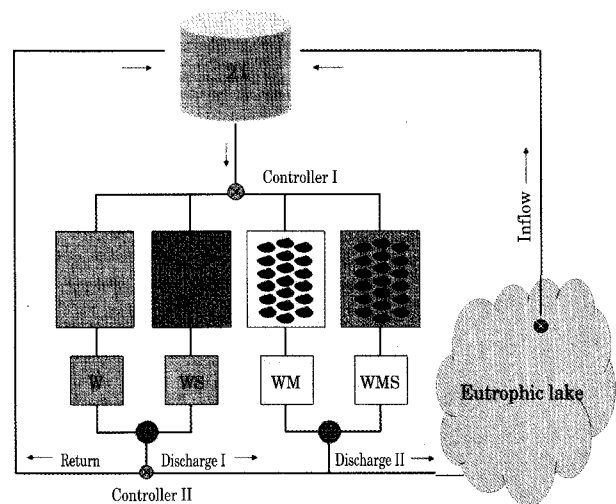


Fig. 1. Schematic diagram of continuous removal of organic matters (CROM) system using a native freshwater bivalve *Adonata woodiana*. W: no mussels and no sediment (negative control), WM: mussels and no sediment, WS: no mussels and sediment (positive control), WMS: mussels and sediment, A: analysis of water quality.

입관(input pipe), 저장조(reservoir), 유량조정기(flow-controller), 실험조(experiment), 분석조(analysis), 반송관(return pipe), 배출관(discharge pipe) 등으로 구성되어 있다. 저장조는 현장수와 실험기간 동안 처리하지 않은 두 개의 대조군을 거친 실험수가 다시 유입되며, 유량조정기에 조절된 현장수는 실험조를 거친 후 분석조로 이동한 다음 배출관을 통하여 호수로 다시 환원되도록 설계하였다(Fig. 1).

실험조는 패류를 서식한 하천 모래퇴적물의 첨가 및 패류적용 효과를 동시에 파악할 수 있도록 설계하였는데, 현장수만 들어있는 대조군(W, negative control), 현장수와 퇴적물을 동시에 포함한 대조군(WS, positive control), 패류와 현장수만을 포함한 실험군(WM), 패류, 현장수 및 퇴적물을 모두 포함한 실험군(WMS) 등 4가지로 구성하였다. 패류처리군(WM, WMS)에는 각각 동일한 밀도의 패류(486.1 indiv. m^{-2})를 투입하였으며, 퇴적물처리군(WS, WMS)에는 하천에서 패류와 동시에 채취한 모래 퇴적물을 실험실로 운반하여 탈염수돗물로 2~3차례 세척한 다음 70°C dry oven에서 48시간 이상 건조시킨 동량의 모래를 실험 당일에 수조 바닥에 3~4 cm 정도로 넣고 실험수를 유입하였다. 실험에 사용한 수조는 PVC 재질의 480×300 m(높이 150 mm) 반투명 박스형으로 저수조와 실험조 사이는 직경 2mm의 투명 호스를 이용하여 실험수를 공급하고 배출구는 물의 흐름을 원활하게 하기 위하여 직경 10mm 호스로 자유롭게 이동하여 분석조로 연결되어 있다. 분석조를 거친 처리수는 곧바로 저수지로 환원되도록 배출관이 연결되며, 반송시 미처리수를 전기펌프를 이용하여 저장조로 이동하도록 되어 있다.

실험은 두 차례에 걸쳐 실시하였는데 1차 실험은 각각 10일 동안 미처리수를 반송할 경우와 저수지로 곧바로 배출할 경우, 패류의 부유물질 제어능에 미치는 반송수의 영향을 조사하였다. 미처리수의 반송은 소형펌프(ID-50, Youngil Electric Industry Ltd., Korea)를 이용하였으며 유속은 660~700 mL m^{-1} 이었다. 2차 실험은 반송하지 않고 모든 처리수를 곧바로 저수지로 배출하는 방식으로 13일간 운영하였으며 패류적용 이후 대조군과 실험군에 대하여 24시간 간격으로 매일 같은 시간(오전10:00)에 시료를 채취하였다. 두 차례 실험에서 사용하였던 패류는 매 실험마다 패류 사육조에서 새로운 개체를 선별하여 이용하였고 적용밀도나 퇴적물의 양은 매번 동일하게 실시하였다. 시료채취시 교란을 최소화하기 위하여 반송시 사용하였던 기종과 동일한 소형펌프를 이용하여 상층에서부터 조심스럽게 시료를 먼저 채취하고 이어 환경요인을 측정하였다. 실험기간 동안 사용하였던 패류는 단 한

개체도 사망하지 않았으며, 대상저수지의 폭우나 오염사고는 없었다.

4. 환경요인조사

대조군 및 처리군의 환경요인-수온, pH, 전기전도도, 용존산소(DO), 탁도(NTU) 등은 Portable multi-parameter (YSI 600QS-O-M, YSI Inc., USA)를 이용하였고, Chl-*a*, 부유물질(SS) 및 영양염을 분석하기 위하여 동일한 시간에 대조군과 처리군에서 각각 전기펌프를 이용하여 상층에서 조심스럽게 채수하였다. Chl-*a* 양을 측정하기 위하여 채수한 시료를 GF/C-filter로 여과한 다음 여과지를 90% acetone-10 mL가 들어있는 시험관에 넣고 24시간 동안 4°C 암상태 하에서 색소를 추출하였다. 추출한 시료는 500G로 20분간 원심분리하고(VS-5000N, Vision Scientific, Korea) 상층액을 분광광도계(Optizen 2120 UV, MECASYS Inc., Korea)를 이용하여 흡광도를 측정하였다(APHA, 1995). 부유물질(SS)은 100°C dry oven(OF-11, JEIO Tech Inc. Korea)에서 24시간 동안 건조시킨 GF/C-filter의 무게(S_1)를 실험수를 여과하고 다시 동일하게 dry oven에서 건조시킨 다음 계측한 무게(S_2)에서 뺀 차이($S_2 - S_1$)로 계산하였다(APHA, 1995). 수질은 아질산(NO_2-N), 암모니아(NH_3-N)는 각각 phenate, Colorimetric법, 질산(NO_3-N)과 총질소(TN)은 cadmium reduction법, 용존무기인(PO_4-P)은 ascorbic acid법, 그리고 총인(TP)은 persulfate 분해 후 용존무기인 측정법으로 측정하였다(APHA, 1995).

5. 자료분석

패류적용에 따른 수체내 유기물 및 수질변화를 파악하기 위하여 Turkey's THD test와 ANOVA를 실시하였다. 통계분석은 SPSS package (ver. 12.0.1, SPSS Inc., 2004 release)를 이용하였고 유의수준은 $P < 0.05$ 으로 하였다.

결 과

1. 반송과 유기물 제어

패류를 적용하지 않은 미처리수를 반송하여 현장수와 다시 혼합하고 실험수로 사용한 경우와 반송하지 않고 곧바로 저수지에 배출하는 실험을 동일한 조건에서 실시하여 부유물질 감소율을 각각 조사하였다. 조사결과(Fig. 2), 패류를 적용하지 않은 대조군($W=79.7 \pm 11.8$, $rW=78.7 \pm 10.4$, $WS=74.8 \pm 10.2$, $rWS=74.0 \pm 12.0$)의 경우,

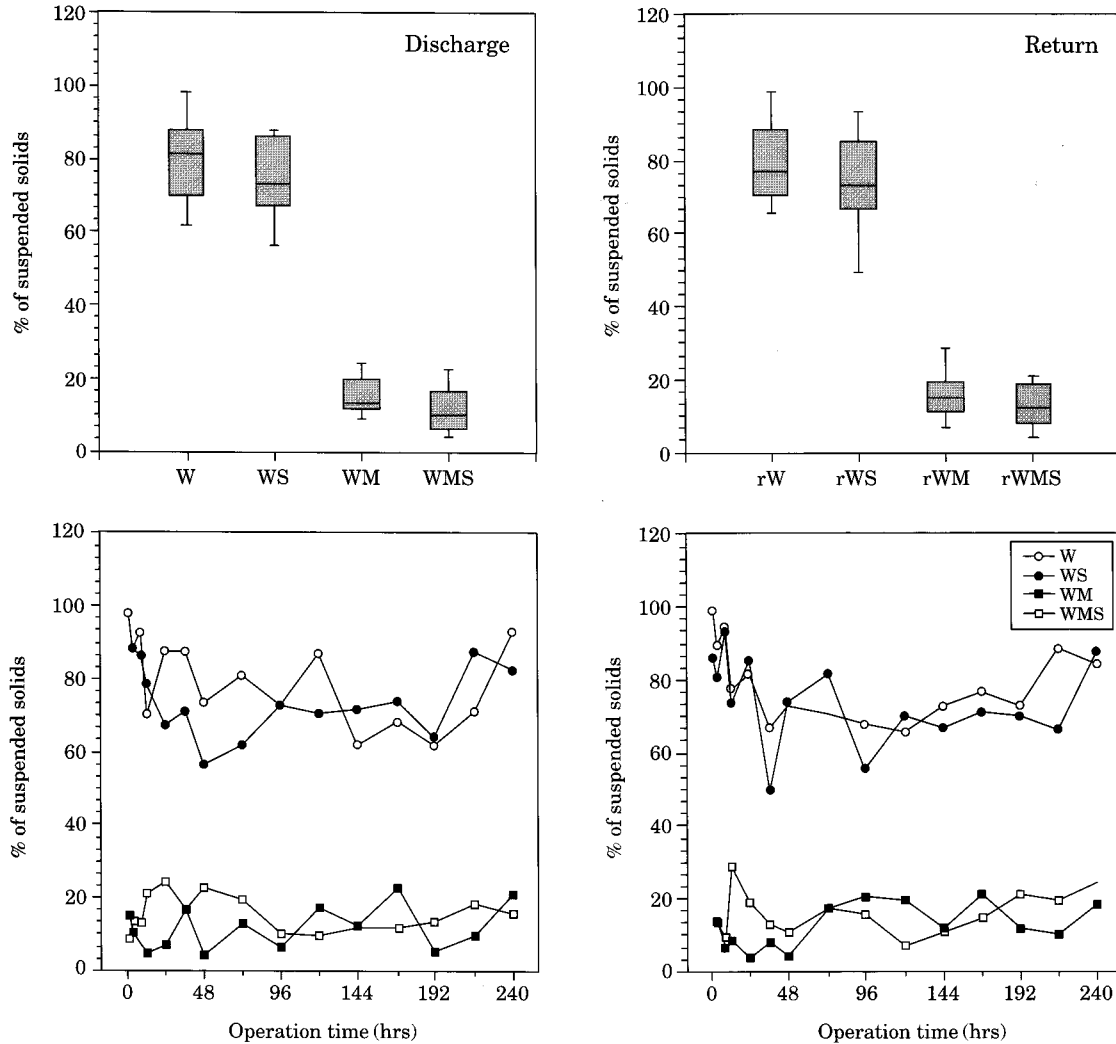


Fig. 2. Comparison of suspended solids in the time between return and discharge of treated water by CROM system. W: no mussels and no sediment (negative control), WM: mussels and no sediment, WS: no mussels and sediment (positive control), WMS: mussels and sediment. Attached character 'r' means return of treated water.

반송여부에 따른 부유물질의 차이는 유의하지 않았으며 (ANOVA, $F=0.946$, $P=0.425$), 패류를 적용한 실험군 ($WM=15.5 \pm 4.9$, $rWM=15.9 \pm 5.9$, $WSM=11.6 \pm 6.0$, $rWSM=12.7 \pm 5.8$)에서도 역시 반송에 따른 부유물질의 차이는 유의하지 않았다 (ANOVA, $F=2.124$, $P=0.107$). 결국 반송과정에서 패류의 유기물 제어에 큰 영향을 미치지 않았으며 패류적용이나 반송여부에 상관없이 퇴적물 처리시 비처리군보다 다소 높은 부유물질 감소를 보였다.

2. 퇴적물과 환경요인

부영양 저수지의 현장수를 처리한 후, 처리수를 직접 저수지로 배출하는 방식의 실험을 13일 동안 실시하고 패

류와 퇴적물 적용에 따른 환경요인의 변화를 비교 분석하였다 (Table 2). 기초환경요인으로 수온, 전도도, DO, pH 등은 유의한 변화를 보이지 않은 반면, 탁도 (ANOVA, $F=93.763$, $P<0.0001$)와 SS (ANOVA, $F=6.685$, $P<0.0001$)는 패류적용에 따른 뚜렷한 감소를 나타냈다 (Fig. 3). 수질 (영양염)은 질산(NO_3-N)을 제외한 ($F=0.579$, $P=0.679$) 다른 항목들- NO_2-N ($F=8.001$, $P<0.0001$), NH_3-N ($F=55.190$, $P<0.0001$), TN ($F=12.479$, $P<0.0001$), PO_4-P ($F=20.449$, $P<0.0001$), TP ($F=8.442$, $P<0.0001$)은 패류 적용에 따른 유의한 증가를 나타냈다 (Fig. 4). 전체적으로 국내산 펠조개의 적용은 처리기간 동안 퇴적물의 처리여부에 상관없이 부유물질, 탁도 등을 약 80% 이상 뚜렷하게 감소시켰으며, 반면에 높은 농도의 암모니아와 인산

Table 2. Differences in water quality parameters between absence and presence of sediment *x* between with and without mussel stocking.

Variables	Unit	Lake	W	WM	WS	WMS	F	P
Water temperature	°C	5.42±0.51	6.61±1.05	6.62±1.06	6.65±1.06	6.66±1.07	0.309	P=0.871
Electric conductivity	μS cm ⁻¹	278.43±4.18	289.79±8.63	292.00±8.73	290.00±8.79	292.43±8.80	0.515	P=0.725
Dissolved oxygen	mg L ⁻¹	13.15±0.30	12.74±0.42	12.28±0.47	12.33±0.40	12.17±0.44	0.978	P=0.426
Turbidity	NTU	10.24±0.55 ^c	8.02±0.38 ^b	2.54±0.15 ^a	7.51±0.37 ^b	2.68±0.16 ^a	93.763	P<0.0001
pH		8.04±0.03	8.04±0.03	8.02±0.02	8.02±0.02	7.99±0.02	0.623	P=0.648
Suspended solids	mg L ⁻¹	17.14±3.25 ^c	13.30±2.77 ^c	4.02±1.09 ^{a,b}	13.00±2.57 ^{b,c}	3.71±1.14 ^a	6.685	P<0.0001
Chlorophyll- <i>a</i>	μg L ⁻¹	9.92±1.88 ^b	8.83±0.71 ^b	1.38±0.12 ^a	7.57±0.57 ^b	1.93±0.23 ^a	17.939	P<0.0001
NO ₂ -N	μg L ⁻¹	9.13±0.95 ^a	10.23±1.08 ^a	19.35±2.79 ^b	9.80±0.92 ^a	18.31±2.25 ^b	8.001	P<0.0001
NO ₃ -N	μg L ⁻¹	1.69±0.03	1.73±0.03	1.75±0.04	1.68±0.03	1.70±0.04	0.579	P=0.679
NH ₄ -N	μg L ⁻¹	23.86±6.16 ^a	16.07±3.89 ^a	424.36±43.75 ^b	21.34±4.51 ^a	399.14±46.72 ^b	55.190	P<0.0001
Total nitrogen	mg L ⁻¹	2.46±0.03 ^a	2.39±0.02 ^a	2.97±0.13 ^b	2.39±0.04 ^a	2.89±0.12 ^b	12.479	P<0.0001
PO ₄ -P	μg L ⁻¹	7.44±1.52 ^a	6.30±1.22 ^a	91.59±15.10 ^b	6.64±1.15 ^a	90.34±16.93 ^b	20.449	P<0.0001
Total phosphorus	mg L ⁻¹	5.42±0.51 ^a	6.61±1.05 ^a	6.62±1.06 ^b	6.65±1.06 ^a	6.66±1.07 ^b	8.442	P<0.0001

W: no mussel without sediment (negative control), WM: mussels without sediment, WS: no mussels with sediment (positive control), WMS: mussels with sediment.

Bold alphabets (^a, ^b and ^c) are significant differences by analysis of Turkey's THD test (n=14).

등을 배출하였다.

3. 퇴적물과 패류섭식

부유물질, 탁도와 유사한 성격인 조류 현존량(Chl-*a*)은 패류적용 이후 실험종료일까지 높은 유기물 제어율을 나타냈다(ANOVA, F=17.939, P<0.0001). 다만 실험기간 동안 퇴적물 첨가에 따른 패류의 유기물 제어율 차이는 유의하지 않았으나(t-test, P>0.5), 실험초기에는 퇴적물 없는 실험군에서 다소 높게 나타났다(Fig. 5). 퇴적물을 첨가한 실험군에서는 패류적용 초기부터 퇴적물 비처리군에 비해 낮은 수준을 보이다가 일시적인 Chl-*a* 증가를 보였던 2/15일 이후 약 20% 정도 감소하였으며, 2/18일부터 다시 증가하여 실험종료일까지 약 0.05 L d⁻¹ 수준을 계속하여 유지하였다. 또한 Chl-*a*를 기초로 산출된 여과율은 제어능과 유사한 패턴을 보였으며, 실험기간 동안 서식 하천에서 채취한 모래 퇴적물의 첨가가 패류의 섭식활동에 미치는 영향은 크지 않았다. 따라서 국내산 펄조개를 이용한 흐름형 유기물 제어과정은 현장수의 변화에 따라 부분적으로 민감하게 반응하였으나 비교적 높은 제어능이 지속되었으며, 섭식환경을 고려한 퇴적물 첨가는 실험기간 동안 제어능 개선이나 생존율에 뚜렷한 효과는 보이지 않았다.

고 찰

최근에 들어 국내산 다양한 패류의 단독 또는 혼합적

용-재첩(Hwang *et al.*, 2004), 말조개(김 등, 2008; 이 등, 2008a, b), 말조개-논우렁이(이 등, 2008), 말조개-수생식물(김 등, 2008)을 이용한 부영양 수계의 생태친화적 수질개선 연구가 활발하게 진행되고 있다. 그러나 이들 연구의 대부분은 실험실이나 현장에 설치된 메조코즘 조건에서 다양한 처리환경에 따른 유기물 여과율이나 조류제어능을 확인하고 있으나 실제 오염된 저수지를 대상으로 생물을 직접 적용하거나 현장수를 지속적으로 유입시켜 제어하려는 시도는 아직까지 보고된 바 없다. 본 연구는 부영양 저수지의 현장수를 연속적으로 실내유입하여 음펄조개를 넣은 처리조를 통과시키고 배설물(Pseudofeces)은 침전, 건조하며, 처리수는 저수지로 보내는 '흐름형 유기물 제어'(CROM, continuous removal of organic matters using bivalves) 기술을 국내 처음으로 시도하였다.

패류를 적용하지 않은 실험수를 다시 반송하거나 그대로 배출할 경우 패류를 적용한 실험군이나 적용하지 않은 대조군 모두 유기물 제어율에는 유의한 차이를 보이지 않았다. 다만 패류적용이나 반송여부에 상관없이 퇴적물을 처리한 실험군 또는 대조군이 비처리군보다 다소 높은 부유물질 감소를 나타냈다. 이러한 1차 실험결과는 2차 실험(퇴적물 첨가에 따른 유기물 제어능의 유의한 차이를 보이지 않았던)과는 다르지만 서로 유사한 조건에서 실시한 두 실험의 차이는 정확하게 알 수 없으나 1차 실험(유속: 18~20 L h⁻¹)이 2차 실험보다 유속이 약간 느렸기 때문에 퇴적물에 의한 유기물 침전율이 높아져 부유물질 감소를 유도한 것으로 사료되었다. 또한 두 차례 실험에 적용한 처리용량은 비록 다른 완속여과(slow sand

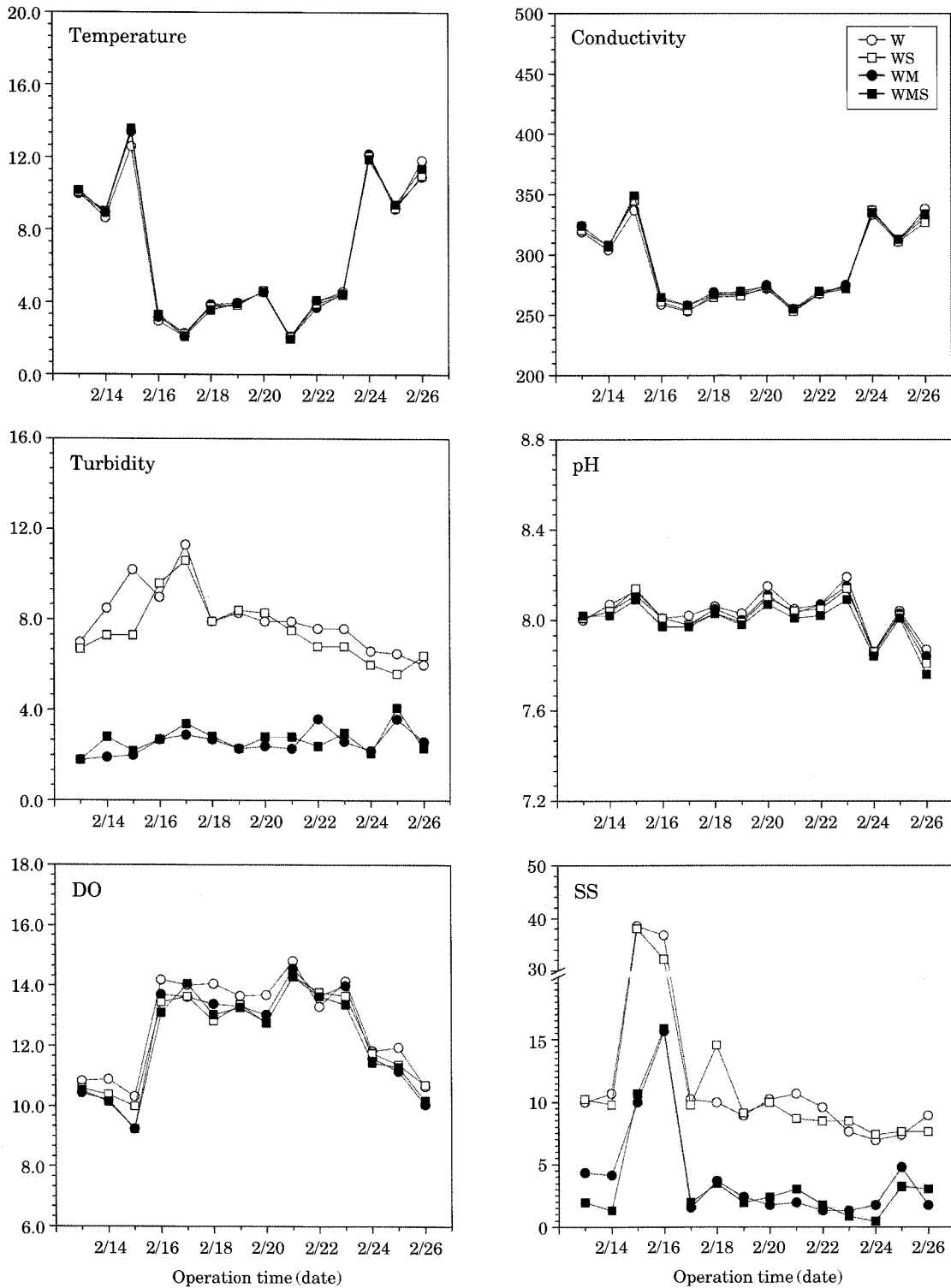


Fig. 3. Changes in the environmental parameters of the eutrophicated reservoir waters by native freshwater bivalves *Adonata woodiana*, in the presence and absence of sediment. Temperature: water temperature ($^{\circ}\text{C}$), Conductivity: electric conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$), Turbidity: NTU, DO: dissolved oxygen (mg L^{-1}), SS: suspended solids (mg L^{-1}). W: no mussels and no sediment (negative control), WM: mussels and no sediment, WS: no mussels and sediment (positive control), WMS: mussels and sediment.

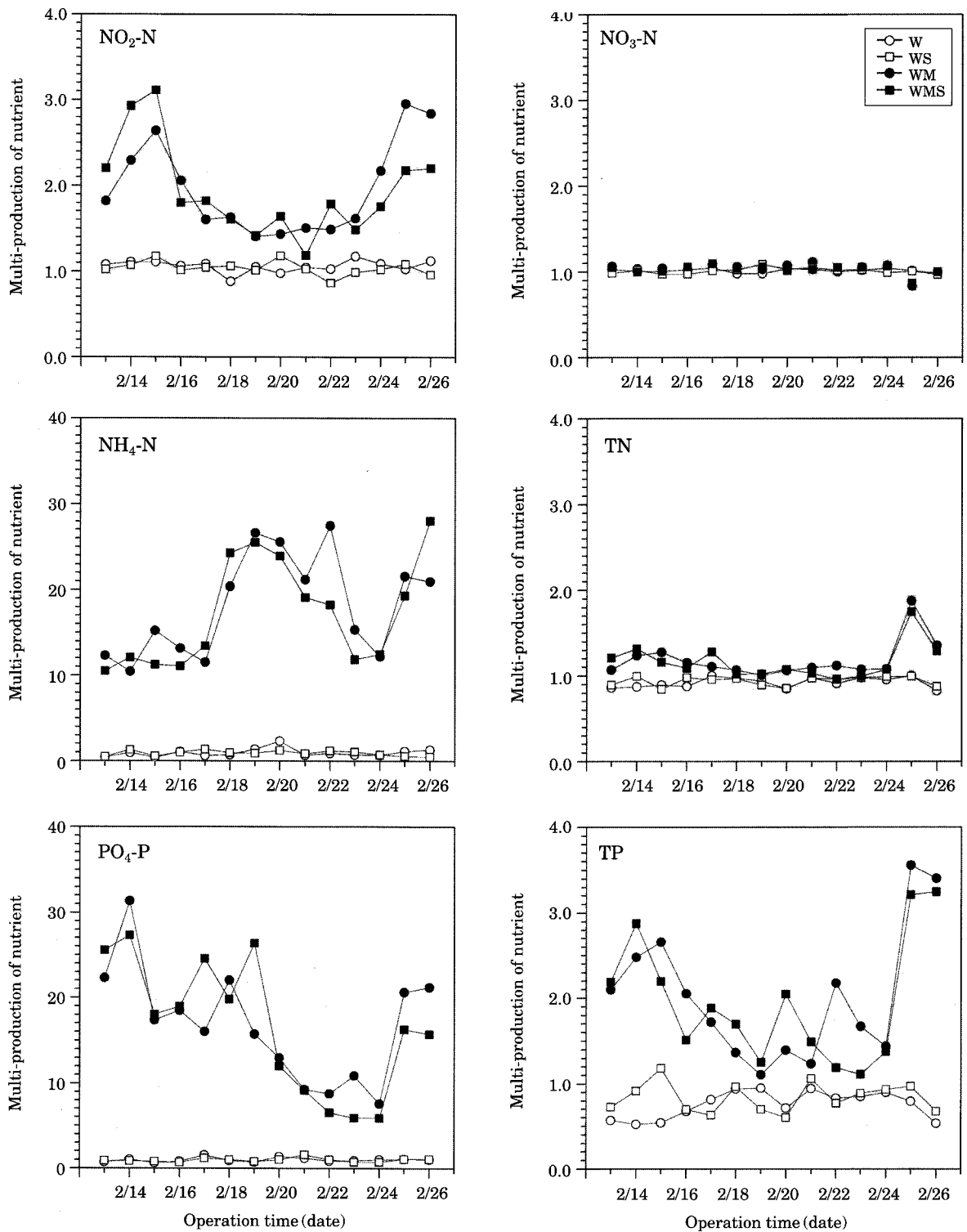


Fig. 4. Changes in nutrient release of native freshwater bivalve *Adonata woodiana* in the presence and absence of sediment. All values means relative increases of nutrients (\times production) to the level of reservoir. Values between 0 and 1 means a slightly decrease in laboratory after transported from the lake. W: no mussels and no sediment (negative control), WM: mussels and no sediment, WS: no mussels and sediment (positive control), WMS: mussels and sediment.

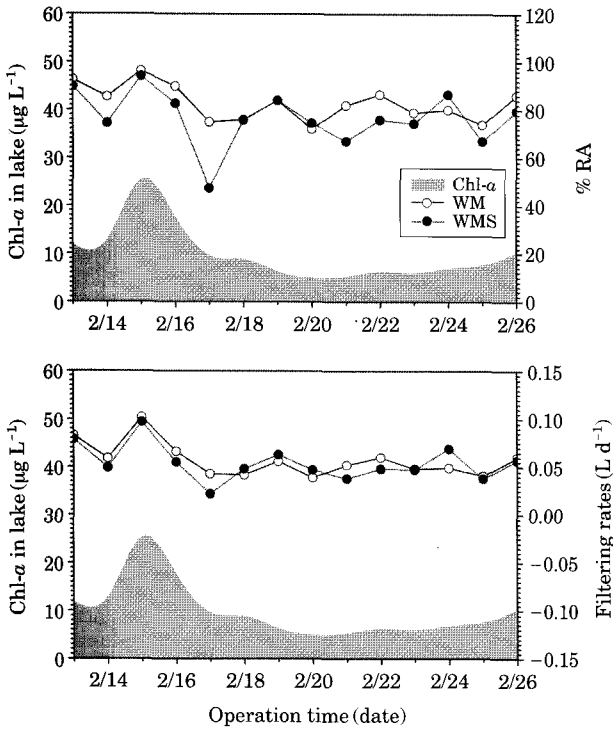


Fig. 5. Changes in the concentration of chlorophyll α , removal activity (RA, %) and filtering rates (L d^{-1}) of the eutrophic lake waters by native freshwater bivalve *Adonata woodiana* in the presence and absence of sediment. WM: mussels and no sediment, WMS: mussels and sediment.

filtration)의 처리용량 -800 t d^{-1} (김 등, 2007), 700 t d^{-1} (김 등, 2008)보다는 매우 작지만 여과면적, 역세척, 여과 효율, 시설물 관리 등을 고려한다면 좋은 장점을 가지고 있으며 특히 펠조개가 독성물질이 적고 유기물이 많은 하천에서 높게 분포하는 점 (길, 1976, 1977; 길과 한, 1978)을 감안한다면 축산폐수가 유입되는 하천이나 분뇨처리장 방류 하천 등의 전처리에도 효과적일 것으로 판단되었다.

본 연구는 유기물 여과능이 뛰어난 국내산 이매패 펠조개를 이용한 CROM 기술을 적용하고 패류의 섭식환경을 고려하여 패류가 서식한 현장 모래퇴적물을 첨가하고 운전한 결과 패류의 유기물 제어능 및 수질에 있어서 비처리군과 유의한 차이는 나타나지 않았다. 이러한 결과는 일정한 유속 ($20 \sim 25 \text{ L h}^{-1}$)을 갖는 CROM에서 단기간 동안 (13일) 퇴적물의 첨가효과는 평가하기 어렵기 때문에 장기간 운영이 반드시 필요하다. 지금까지 현장에서 채취한 패류 (약 2,000개체 이상)를 실험실에서 순화시키는 동안 (133일) 퇴적물이 포함된 관리조에서 패류는 매우 낮은 사망률 (평균 월 1~2개체)을 보여 장기 운영시

퇴적물의 첨가가 어느 정도 패류 생존율에 도움이 될 것으로 판단되지만 수온, 유기물증가, 박테리아, 곰팡이, 부착조류 등의 새로운 요인들이 유기물 제어는 물론 패류의 생존에 어떠한 영향을 미칠지 추후 연구가 필요하다.

특히 본 연구에서 나타난 바와 같이 유기물의 감소와 동반된 높은 농도의 암모니아와 인산염 배출은 패류를 이용한 유기물 제어가 오염수의 최종처리 공정으로는 적합하지 않음을 시사해 준다. 그러나 이러한 결과는 다른 생물체를 이용한 생물조절에서도 흔히 발견되는 현상으로서 (Fukushima *et al.*, 1999; 김 등, 2000; 김 등, 2005), 완성도를 높이기 위한 재처리 또는 새로운 활용에 대한 연구가 뒤따라야 할 것으로 사료되었다.

지금까지 패류의 여과율은 패류의 종류, 크기나 밀도는 물론 수온, 용존산소, 수심, 먹이의 종류나 밀도 등에 따라 매우 폭 넓은 범위를 나타냈다. 가장 많이 알려진 얼룩말조개 *Dreissena polymorpha*는 $1.21 \sim 6.72 \text{ L g}^{-1}$ (Hwang *et al.*, 1996), 재첩 $0.24 \sim 0.87$ (Hwang *et al.*, 2004), 펠조개와 유사한 *Anodonata anatina* $0.24 \sim 0.49$ (Bontes *et al.*, 2007), 말조개 $0.09 \sim 0.46$ (이 등, 2008), $0.15 \sim 1.43$ (이 등, 2008), $0.12 \sim 0.44$ (이 등, 2008) 등이 알려져 왔으며 대부분 정체되거나 작은 메조코즘 수준에서 얻어진 수치들이다. 이번 연구와 유사한 실험을 하였던 McIvor (2004)의 연구에서는 패류적용후 SS와 Chl- α 변화 및 배설물의 크기에 따른 침전율을 각각 조사하였는데 SS나 Chl- α 농도는 대조군에 비하여 크게 감소하지 않았으나 (50% 미만) 수체내 형성된 배설물의 크기가 클수록 침전 속도는 높게 나타났다. 이러한 결과는 빠른 유속이 주된 원인으로 판단되며, CROM형 유기물 제어는 처리속도가 빠른 수처리에는 적합하지 않을 것으로 사료되었다. 결국 패류적용 밀도가 작고 유속이 느린 본 연구의 유기물 제어능 (여과율: 0.05 L d^{-1})은 선행연구 (McIvor, 2004)보다는 높았으나 실내실험 (Bontes *et al.*, 2007; 이 등 2008)에 비하면 비교적 낮은 여과율을 나타냈으며, 단기간 운영시에는 모래퇴적물 첨가에 따른 제어능의 변화는 보이지 않았음을 확인할 수 있었다.

이상의 결과를 종합하면, 국내산 담수 이매패를 이용한 흐름형 유기물 제어 기술은 1) 단기간 동안에는 섭식환경을 고려한 퇴적물 첨가로 인한 제어능 개선이나 패류사망율 감소 등의 효과는 뚜렷하지 않았고, 2) 미처리수의 반송에 따른 제어능 변화 또한 나타나지 않았다. 결국 펠조개를 이용한 CROM 운영은 빠른 처리 속도를 요구하는 장소보다 비교적 독성이 낮은 조류발생 상수원이나 유기물이 많은 농업폐수의 전처리 등에 적합할 것으로 사료되었다.

적 요

국내산 담수 이매패 꺾조개를 이용하여 부영양 저수지의 표층수를 실험실로 유입·처리하고 처리수는 다시 저수지로 환원하는 이른바 ‘흐름형 유기물 제어’(CROM: continuous removal of organic matters) 기술을 개발하고 하천에서 채취한 모래퇴적물의 첨가가 유기물 제어와 수질에 어떠한 영향을 주는지 조사하였다. CROM은 크게 저류조, 조정조, 처리조, 분석조 등으로 이루어졌으며, 실험은 처리조에 현장수, 현장수+모래, 현장수+패류, 현장수+모래+패류 등을 각각 구성하여 유입속도는 18~25 L h⁻¹, 패류밀도는 486.1 indiv. m⁻², 수온은 15~22°C 범위에서 13일간 실시하였다. 유기물 및 수질 변화를 확인하기 위하여 매일 동일한 시간에 수온, pH, DO, 전도도, 탁도, 염분도, 엽록소 *a*, 부유물질, TN, TP, NO₂, NO₃, NH₃, PO₄ 등을 측정하거나 채수하여 곧바로 분석하였다. 연구결과, 미처리수의 반송이 패류의 유기물 제어에 큰 영향을 미치지 않았으며 퇴적물의 첨가에 상관없이 실험기간 동안 80% 이상 유기물(부유물질 및 Chl-*a*)을 감소시켰으나 높은 농도의 암모니아와 인산 등을 배출하였다. 결국 국내산 이매패 꺾조개를 이용한 CROM 운영효과는 매우 뚜렷하였으나 장기간 운영시 유기물 제어능 및 패류 생존율에 미치는 다른 요인들-수온, 미생물, 세정주기 등의 변화가 예상되며, 처리수에 대한 처리 및 활용에 대한 다각적인 연구가 뒤따라야 할 것으로 사료되었다.

사 사

본 연구는 학술진흥재단 기초연구과제(KRF-2008-313-D00587)에 의하여 수행되었으며 실험을 도와주신 배수련, 이주환님께 심심한 사의를 표합니다.

인 용 문 헌

- 권오길, 조동현, 박만갑, 이준상. 1985. 북한강 담수산 패류의 분포상에 관한 연구. 한국패류학회지 1: 1-4.
- 권오길. 1993. 원색한국패류도감. 아카데미서적, p. 6-201.
- 길봉섭. 1976. 담수산 이매패에 관한 생태학적 연구-분포와 형태변이. 한국육수학회지 9: 29-38.
- 길봉섭. 1977. 담수산 복족류에 관한 생태학적 연구-태백산맥을 중심으로. 한국육수학회지 10: 29-36.
- 길봉섭, 한두석. 1978. 한국산 담수패류에 관한 생태학적 연구 제3보-후꾸다 꺾조개 *Anodonta (Sinanodonta) fukudai*의 생활사. 한국육수학회지 11: 33-40.
- 김건희, 김백호, 박명환, 황순진. 2008. 담수패류(*Unio douglasi-ae*)와 침수식물(*Potamogeton crispus*)의 유해 남조 *Oscillatoria* sp. 성장억제 효과. 한국하천호수학회지 41(S): 68-76.
- 김백호, 정승원, 서종근, 서미연, 한명수. 2005. 살조세균 적용이 식물플랑크톤 군집과 조류독소 분포에 미치는 영향. 한국육수학회지 38: 261-270.
- 김백호, 최민규, 황수옥, 高村典子. 2000. 부영양호의 enclosure 내에서 어류의 밀도조절이 수질 및 플랑크톤 군집에 미치는 영향. 한국육수학회지 33: 358-365.
- 김성수, 박노석, 김충환, 박종근. 2007. 완속여과 공정에서 표층 생물막 생성 및 제어와 원인조류 규명. 상하수도학회지 22: 289-296.
- 김성수, 배철호, 박노석, 강석형. 2008. 완속여과 공정에서 전처리 공정 도입에 따른 입자제거 효율평가. 상하수도학회지 22: 461-466.
- 이송희, 백순기, 황순진, 김백호. 2009. 부영양호수의 저온기와 고온기 식물플랑크톤에 대한 말조개의 섭식능 비교 한국하천호수학회지 42: 115-123.
- 이송희, 황순진, 김백호. 2008. 저온기 구조발생 억제를 위한 패류의 혼합적용. 한국하천호수학회지 41: 402-411.
- 이송희, 황순진, 김백호. 2008. 저온기 부영양 수계의 구조발생에 대한 말조개의 섭식특성. 한국하천호수학회지 41: 237-246.
- 이연주, 김백호, 김난영, 엄한용, 황순진. 2008. 수온, 먹이농도, 패각 크기가 *Microcystis aeruginosa*에 대한 말조개의 여과율 및 배설물 생산에 미치는 영향. 한국하천호수학회지 41(S): 61-67.
- APHA. 1995. Standards methods for the examination of water and wastewater (19th ed). American Public Health Association, Washington, D.C.
- Bontes, B.M., M. Antonie, L. Verschoor, M. Dionisio Pires, E. Van Donk and B.W. Ibelings. 2007. Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of cyanobacteria, differing in shape, size and toxicity. *Hydrobiologia* 584: 191-204.
- Caraco, N.F., J.J. Cole, P.A. Raymond, D.L. Strayer, M.L. Pace, S.E.G. Findlay and D.T. Fischer. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78: 588-602.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- 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. *Biol. Control* 33: 335-343.

- Coughlan, J. 1969. The estimation of filtration rates from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.* **2**: 256-258.
- Fukushima, M., N. Takamura, L. Sun, M. Nakagawa, K. Matsushige and P. Xie. 1999. Changes in plankton community following introduction of filter-feeding planktivorous fish. *Freshwater Biol.* **42**: 719-736.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration. London: Chapman and Hall.
- 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.
- Hwang, S.J., H.S. Kim, J.K. Shin and J.M. Oh. 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia* **515**: 161-179.
- Kim, B.H., S.J. Hwang, Y.O. Kim, S.O. Hwang, N. Takamura and M.S. Han. 2007. Effects of biological control agents on nuisance cyanobacterial and diatom blooms in freshwater systems. *Microbes. Environ.* **22**: 52-58.
- Kim, B.H., M. Sang, S.J. Hwang and M.S. Han. 2008. *In situ* bacterial mitigation of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: implications for biological bloom control. *Limnol. Oceanogr.: Methods* **6**: 513-522.
- Mason, C.F. 1996. *Biology of Freshwater Pollution*. Harlow, Essex: Longman.
- Mayali, X. and F. Azam. 2004. Algicidal bacteria in the sea and their impact on algal blooms. *J. Eukaryot. Microbiol.* **51**: 139-144.
- McIvor, A.L. 2004. Freshwater mussels as biofilters. Ph.D. Thesis. Pembroke College, 157pp.
- Moss, B. 1992. The scope for biomanipulation in improving water quality. p. 73-81. In: *Eutrophication: Research and Application to Water Supply* (Sutcliffe, D.W. and J.G. Jones, eds.). Far Sawry, Cumbria, UK: Freshwater Biological Association.
- 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.
- Officer, C.B., T.J. Smayda and R. Mann. 1982. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **9**: 203-210.
- Perrow, M.R., M.L. Meijer, P. Dawidowicz and H. Coops. 1997. Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* **342**: 355-365.
- Reeders, H.H. and A.B. Vaate. 1992. Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas). *Hydrobiologia* **239**: 53-63.
- Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss and E. Jepsen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* **8**: 275-279.
- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the next phase-making it stable. *Hydrobiologia* **200/201**: 13-27.
- Sigee, 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* **395/396**: 161-172.
- Smith, T.E., R.J. Stevenson, N.F. Caraco and J.J. Cole. 1998. Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). *J. Plankton Res.* **20**: 1567-1579.
- Talling, J.F. 2003. Phytoplankton-zooplankton seasonal timing and the 'clear-water phase' in some English lakes. *Freshwater Biol.* **48**: 39-52.
- Wu, J.T., L.L. Kuo-Huang and J. Lee. 1998. Algicidal effect of *Peridinium bipes* on *Microcystis aeruginosa*. *Current Microbiol.* **37**: 257-261.

(Manuscript received 2 May 2009,
Revision accepted 6 June 2009)