

메조코즘을 이용한 갯벌의 담수화과정 중 수질 변화

김영태 · 정용훈 · 채운주 · 이충원 · 김소영 · 최강원¹ · 양재삼*

군산대학교 해양학과

¹한국농촌공사 농어촌연구원

Variation of Water Qualities Due to Freshwater Introduction to Tidal Flat A Mesocosm Study

YEONG TAE KIM*, YONG HOON JEONG, YOUN JU CHAE, CHOONG WON RHEE, SOH YONG KIM,
KANG-WON CHOI¹ AND JAE SAM YANG

Graduate School of Oceanography, Kunsan National University, Kunsan 573-701, Korea

¹Rural Research Institute, KARICO, Ansan 426-170, Korea

2004년 2월부터 8월까지 메조코즘을 이용하여 갯벌에 담수가 유입된 이후 갯벌 공간대에 조성된 인공방조제 내부 갯벌에서 일어나는 생지화학적 변화를 모의하였다. 이를 위해 먼저 세 개의 환경 조건을 조성하였으며, 이 중 두 환경은 담수를 유입하는 환경으로써, 교반 담수화 실험군(FW-M-T/C)과 미교반 담수 실험군(FW-NM-T/C)로 세분하였고, 나머지 하나는 해수 환경(SW-M-T/C)을 유지하였다. 초 봄에 교반 담수화 실험군과 미교반 담수 실험군(FW-NM-T)의 수중에 대하여 28일 만에 완전 담수화에 도달하였으며, 담수화 과정과 담수화 이후에 염분, 영양염 농도, 그리고 저서 생물의 종과 개체수 변화에 대해 지속적인 조사가 이루어졌다. 염분의 경우, 수층의 담수화 속도에 비해 퇴적층의 공극수 내 염분 감소는 매우 느리게 진행되어 공극수 내 염분이 10 psu 이하로 감소한 이후 5월 1일(담수 유입 63일 경과)과 5월 27일(91일 경과) 사이에 저서 동물 생체량의 현저한 감소가 관찰되었는데, 주요 저서 동물인 이매패류는 $\frac{7}{8}$ 이 감소하였고, 다모류는 $\frac{2}{3}$ 가 감소하였다. 담수화로 인한 수질변화는 동절기에서 하절기로 계절이 바뀌에 따라 온도 상승에 의한 DO의 현저한 감소 현상이 관찰되었다. 이러한 현상은 교반 담수화 실험군 보다는, 특히 미교반 담수 실험군에서 더욱 뚜렷하게 나타났다. 또한 DIP의 경우도 여름철에 미교반 담수 실험군에서 훨씬 더 많은 양이 용출되었다. NO_3^- 은 실험 전반에 걸쳐 수층에서 제거되는 것으로 나타났으며, 계절적으로는 늦은 봄부터 감소하기 시작하여 여름철에는 매우 낮은 농도 분포를 보였다. NH_4^+ 은 NO_3^- 에 비해 실험 기간 내내 매우 낮은 농도($\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{8}$ 이상)를 보였으며, 계절 변화에 따른 영향은 받지 않았다. 특히 완전 담수화 이후 해양 저서생물이 대량 폐사하면서 잠재적인 유기물 증가량이 많았던 늦봄과 그 이후의 여름철 동안에도 NH_4^+ 의 농도 증가 경향은 전혀 보이지 않았다. 실험 기간 동안 갯벌 퇴적물이 NO_3^- 에 대해서는 제저지(sink)로써, 그리고 DIP에 대해서 잠재적인 공급원(source) 역할을 하고 있는 것으로 나타났다.

A mesocosm, an artificial tidal flat ecosystem, was constructed outdoors to simulate *in situ* physical and biochemical environmental conditions of natural tidal flat as much as possible. During the experiment from February to August 2004, the study was focused on the biogeochemical variations of superficial water and porewater after introduction of freshwater into the mesocosm. The mesocosm has three experimental conditions; SW-M-T: maintaining the saline water of approximately 20 psu; FW-M-T: complete exchange of freshwater in the mesocosm with continuous mixing of water column; FW-NM-T: complete exchange of saline water to freshwater in the mesocosm without mixing of water column. Mass extinction of benthic macrofauna appeared due to drastic decrease of porewater salinity from 20 psu to less than 10 psu between the 63th and 91st day of freshwater introduction in FW-M-T and FW-NM-T. Throughout the periods, 7/8 of bivalves and 2/3 of polychaete populations have been extinguished in the sediment. In FW-NM-T, as temperature rises, both evident decrease of DO in water column and active release of DIP from sediment were observed. NO_3^- was removed from water column into sediment throughout the periods. Therefore extremely low NO_3^- was found during late spring and summer. Whereas NH_4^+ exhibited only 1/2~1/8 of NO_3^- concentration. Unexpectedly even after mass extinction of benthic macrofauna, we were not able to find high NH_4^+ . This mesocosm study suggests that when fresh water introduce to natural tidal flat, its sediment activity functions as a potential source of DIP, but a sink of NO_3^- .

Keywords: Mesocosm, Freshwater Introduction, Mass Extinction

*Corresponding author: yangjs@kunsan.ac.kr

서 론

갯벌은 생태학적 기능과 물질의 순환 과정에 있어서 매우 중요한 매개 역할을 수행하고 있다(Pomeroy *et al.*, 1965; Berelson *et al.*, 1998; Smith and Hollibaugh, 1998; Turner and Millward, 2002). 또한 퇴적물 내 저서생물들은 육상에서 유입된 유기물질을 섭취하여 성장에 이용(Kirby and Miller, 2005)하기도 하고, 부영양화된 수질을 회복 또는 정화(Asaeda *et al.*, 2000; Hasanudin *et al.*, 2004)하는데 기여하기도 한다.

갯벌에 관한 연구는 접근 방법에 따라 주로 현장 조사(이와 양, 1997; 김과 양, 2000; 양과 김, 2002; 양 등, 2003)나 수치 모델(김 등, 2000; 김 등, 2002)을 통해 수행되어 왔다. 하지만 현장 조사의 경우, 집중 호우 등의 자연 현상으로 주변 환경이 크게 변하면 분석 자료의 해석이 불가능하다든지, 각 인자간의 상호작용을 규명하기가 매우 불완전하다는 점이 항상 제기되어 왔다. 수치 모델의 경우, 자연 현상을 지나치게 단순화하거나 불분명한 기초 자료를 인용함으로써 실제 현상과 다른 결과값이 도출되는 문제점을 갖고 있다. 이러한 문제점을 극복하기 위해 메조코즘(mesocosm: 인공갯벌 생태모형 시스템)이 도입되었다. 여기서 메조코즘이란 인위적으로 조성한 갯벌 환경을 자연 조건과 비슷한 생태 환경으로 운영하면서 갯벌의 물리적, 생지화학적 특성을 연구하기 위해 야외에 조성한 실험 시설을 말한다. 실제로 현장 조사와 수치 모델 등의 연구 기법의 단점을 보완하면서 보다 명확하게 생지화학적 현상들을 이해하려는 시도로 메조코즘을 이용한 연구가 진행되어 왔으며(Nixon *et al.*, 1984; Van Raaphorst *et al.*, 1992; Thomsen and Flach, 1997; de Vries *et al.*, 1998; Fletcher *et al.*, 2001), 한국의 갯벌 연구에도 적용하여 메조코즘이 효과적인 연구 시설임이 입증된 바 있다(Yang *et al.*, 2004; 김, 2006).

우리나라 서해안에서는 광활한 갯벌을 매립하여 농지화 또는 농업 단지를 유치하거나, 방조제 축조로 인공 호수를 조성하여 농업이나 공업용수로 활용하려는 사업이 진행되어 왔다. 현재 진행 중인 새만금 간척 사업이 완료되면 방조제 안쪽에는 인공 담수 호수인 새만금호(湖)가 조성될 예정이다. 이는 해양 환경이 담수호로 전환되는 것으로, 이 과정에서 발생할 수 있는 생지화학적 변화 과정을 연구할 필요성이 있음에도 불구하고 지금까지 어떠한 연구도 수행된 적이 없었다.

이런 시점에서 실제 자연 조건을 최대한 재현한 메조코즘을 이용하여 갯벌에 담수가 유입되었을 때 가해지는 물리적인 영향(염분, 부유물질)과 그로 인한 생화학적 환경 변화(Chl- α , COD, DIP, NO $_3^-$, NH $_4^+$)를 모니터링하였다. 또한 여기서 얻은 결과를 통해 담수화된 실제 갯벌 환경에서 일어날 수 있는 수질 변화를 예측하고자 한다.

재료 및 방법

실험 조건

메조코즘 내 주요 시설: 메조코즘은 용이한 접근성, 원활한 전원 공급, 갯벌 조건대로부터 표층수 조달 등의 사항을 고려하여 전북 군산시 내홍동의 금강 공원 내에 조성되었다(유효 면적 약

40 m 2)이다(Fig. 1). 메조코즘의 기본 구조는 현장 실험실, 배양조(3개), 대조 실험구(3개), 교반 펌프, 수층 교반용 프로펠러, 해수 양수 펌프, 담수 또는 해수 저장 탱크(2개) 등으로 구성되어 있다(Fig. 1). 지붕은 철근 구조물에 투명 아크릴 재질의 판을 씌워 강수량의 유입으로 인한 간섭을 차단하면서 자연광은 잘 입사하도록 만들었다. 갯벌과 담수 또는 해수를 채운 각각의 배양조 크기는 482 cm(L)×160 cm(W)×84 cm(H)이며, 담수 또는 해수만 채운 대조 실험구 각각의 크기는 482 cm(L)×80 cm(W)×84 cm(H)이다.

퇴적물 및 저서생물 이식: 이번 실험을 통해 하구 기수역의 퇴적물(사질 퇴적물)이 담수화되는 과정 동안과 그 이후의 변화를 모니터링하고자 하였다. 이에 따라 2004년 2월 19일 만경강 하구 역인 군산 공항 인근의 조간대에서 현장 퇴적물을 채취하여 메조코즘에 약 30 cm의 퇴적층이 되도록 이식하였다. 퇴적 입도는 1~4 Φ 범위가 44%, 5 Φ 이상은 56%로써 세사질(fine sand) 퇴적물로 구성되어 있다. 한편 수층의 담수화 기간 동안 퇴적층 내 염분 감소 정도를 알아보기 위해 PVC 재질의 원형 코어(I.D 8 cm, L 30 cm)를 현장 갯벌에서 수직으로 관입시켜 퇴적물을 코어에 담은 후 이것을 그대로 옮겨 메조코즘에 일정한 간격으로 채워 넣었다. 또한 실험 기간 동안 저서 생물의 분포 변화를 관찰하기 위해 동일한 하구 조간대 정점에서 20 cm×20 cm×25 cm 규격의 사각형 바구니에 퇴적물을 채운 후 메조코즘 내에 이식하였다. 이와 같이 퇴적물과 저서 생물의 이식이 끝나고 금강 하구로부터 양수 펌프를 이용하여 염분 약 20 psu인 해수를 메조코즘 내에 공급하여 수심이 50 cm가 되도록 채웠다.

갯벌 퇴적물 및 저서 생태계의 안정화: 현장에서 채취한 퇴적물을 메조코즘으로 운반하여 이식하는 과정에서 어쩔 수 없이 퇴적층이 상하 교란되었다. 이에 따라 메조코즘 내 배양조에 채워진 퇴적물을 자연 갯벌과 같이 정상적인 수준으로 회복할 수 있도록 조건과 기간을 설정할 필요가 있었다. 그 방편으로써 타이머를 조절하여 매 6시간 마다 수층펌프를 가동하여 배양조와 대조 실험구 사이를 해수가 반복 이동하게 하는 조석 순환 효과를 주었다. 이러한 과정 중에 갯벌 퇴적물이 다져지도록 하였고, 저서 생물들에게는 신선한 먹이를 공급하는 효과를 제공하였다. 약 2주 경과 후에 갯벌이 초기에 비해 비교적 평탄한 상태가 되었고, 그 표면 곳곳에는 저서 생물들의 왕성한 활동의 결과로 보여지는 무수한 굴(burrows)과 일부 배설물들(feces)이 관찰되어 저서생물 군집이 새로운 환경에 적응한 것으로 판단하였다.

안정화 기간이 끝나고 나서 곧바로 담수화 실험에 착수하였으며(2004년 2월 19일), 본실험이 종료될 때까지(2004년 8월 11일) 수층의 수심을 약 50 cm로 유지하였다.

메조코즘 내 실험군 구분: 담수화 실험군과 해수 환경 유지 실험군: 메조코즘의 수환경은 크게 3개의 실험군으로 구분하여 조성하였다(Table 1). [SW-M-T/C]는 염분을 해수 상태(약 20 psu)로 계속 유지시키면서 수층을 교반하는 조건(해수 교반 실험군)이고, [FW-M-T/C]는 담수화하면서 수층을 교반해주는 조건(교반 담수화 실험군), [FW-NM-T/C]는 담수화하면서 수층은 교반하지 않는 조건(미교반 담수화 실험군)이다. 각 실험군 조건에서 [-C]는 물론만 채워진 대조 실험구이다. 이러한 환경 조건에 따라 교반 담수화 실험군과 미교반 담수화 실험군에 대해 2004년 3월 6일부터 약 7일마다 5 psu씩 염분을 하강시켜 28일(4월 3일)만에 완전

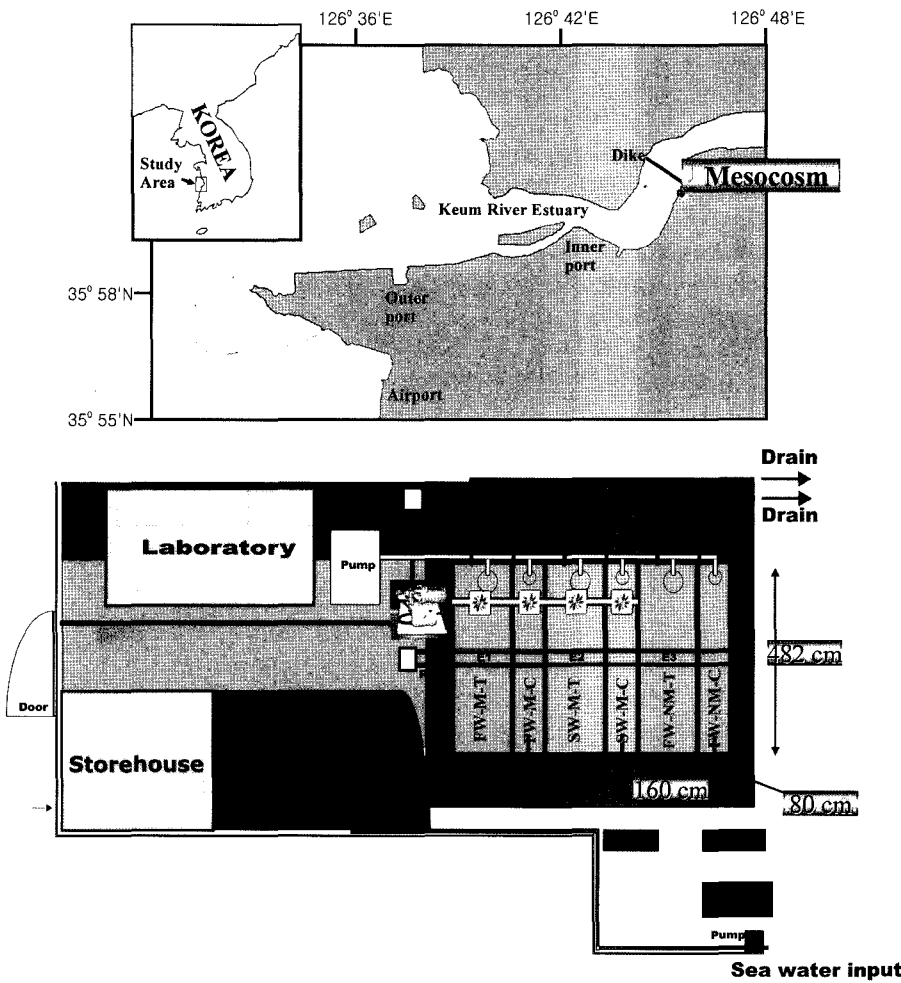


Fig. 1. Location and basic structure of mesocosm.

Table 1. Different experimental conditions of the overlying water column for each experimental groups.

Experimental groups	Freshwater introduction	Salinity	Mixing with a paddle	Components
SW-M-T	-	Constant	○	Sed. + Water
SW-M-C	-	Constant	○	Water only
FW-M-T	Inflow	Gradual decrease	○	Sed. + Water
FW-M-C	"	"	○	Water only
FW-NM-T	"	"	×	Sed. + Water
FW-NM-C	"	"	×	Water only

담수화(≒0 psu)에 도달하였다(Fig. 2, Table 1). 이 때 초기 염분 20 psu를 기준으로 전체 해수 부피 중 25%, 33%, 50%, 100%를 담수로 교체했을 때 각각 15 psu, 10 psu, 5 psu, 0 psu로 매주 5 psu씩 염분이 감소하였다.

여기서 담수화에 이용된 물은 10 m³ 용량(5 m³×2개)의 저장 탱크에 금강 공원 내 상수도 시설에서 공급되는 수도물을 받은 다음 용존 염소(Cl₂)를 제거하기 위해 24시간 이상 에어펌프로 폭기 시켰다. 그런 다음 액상 비료와 KNO₃를 첨가해서 N/P 비(molar ratio)를 2003년의 금강 담수 수질(N/P=128)과 비슷한 121로 조절 하였다(양, unpubl. data). 그리고 나서 담수중 식물플랑크톤과 동물플랑크톤을 식종하기 위해 금강 담수호에서 100 l를 5 m³ 용량

의 물 저장 탱크에 각각 주입하여 약 3일 경과 후 담수화 실험에 사용하였다. 담수 교체는 메조코즘 바닥에 매설된 배수관을 통해 해수를 목표 염분에 도달하는 데 필요한 양을 배출하여 낮아진 수위 만큼 인공 담수를 채워 넣었다. 그리고 같은 시기에 하구둑 조간대로부터 해수(>15 psu)를 양수하여 해수 교반 실험군(SW-M-T/C)에 대해서도 담수화 실험군과 같은 비율로 해수를 교환하였다.

완전 담수화 이후, 담수화 실험군에 대해서는 인공 담수로, 해수 실험군에 대해서는 자연 해수로써 자연 증발량과 시료 채수로 인해 낮아진 수위 만큼만 물을 채워 넣어 항상 일정한 수위를 유지하였다.

수층 교반/미교반 환경 조건: 메조코즘 내 일부 상층수주에 대

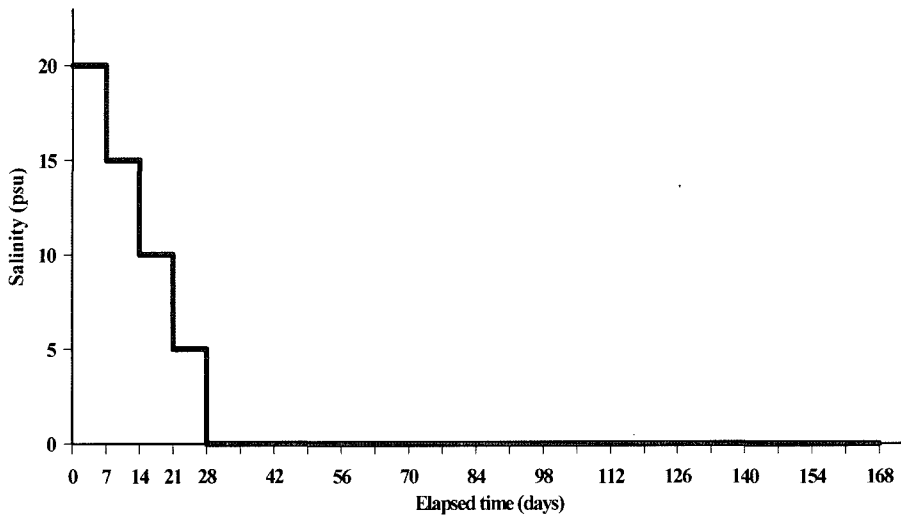


Fig. 2. Decreasing steps of salinity in the overlying water column of [FW-M-T/C and FW-NM-T/C] in mesocosm.

해 수직 성층화가 형성되는 것을 방지하고, 바람에 의한 풍랑 효과를 발생시키기 위해서 전기 모터로 작동되는 프로펠러를 설치하여 가동하였다(SW-M-T/C, FW-M-T/C; Fig. 1). 프로펠러의 회전 속도는 12~13 rev./min으로써, 뷰포트 풍력 계급(Beaufort wind scale)에 묘사된 바와 같이 평균 풍속이 약 2.6 m/sec (1999~2003년까지 군산/부안 기상대 자료)일 때의 기상 현상이 수표면에 재현되도록 하였다(조 등, 1991). 이에 따라 풍급 2등급에 해당되는, '육안 관찰시 수표면에 작은 파도가 일렁'이도록 교반 속도를 조절하였다.

한편 이와 대조적으로 인위적인 풍랑을 발생시키지 않고, 담수화를 진행한 실험군(FW-NM-T/C)을 별도로 조성하여, 수층 교반 여부에 따른 물질의 분포 경향을 비교 조사하였다.

메조코즘 내벽에 부착한 오손 생물 제거: 2002년~2003년 연구 과정(김, 2006) 중 내벽에 발생한 오손 물질(fouling materials)이 이번에도 출현할 가능성이 매우 높으므로 이에 대한 방재책으로 부착성 조류를 비롯한 부유성 응집물질이 엉겨 붙으면 바로 떼어내 제거하기 위해 메조코즘 내벽에 검은색 비닐을 여러겹(약 10겹) 고정시켰다.

분석 및 측정

저서 동물 분포: 담수화 이전과 이후 그리고 계절별로 퇴적물 내 저서 생물(Benthic macrofauna: ≥ 1.0 mm)의 개체수(ind/m²)를 파악하여 분포 변화에 대해 조사하였다. 이를 위해 메조코즘의 각 환경 조건별로 코어 3개씩을 채집하여 망목 1 mm의 체로 거른 후 500 ml 폴리에틸렌병에 담아 10% 포르말린 용액으로 보존하여 실험실로 옮겨서 저서동물의 개체수 및 종조성 변화를 관찰하였다.

담수화 실험군(FW-M-T, FW-NM-T)에 대해 담수 유입 기간 동안(3월 초부터 28일 동안)에는 2주 간격으로 저서 동물의 종 및 개체수 변화를 집중적으로 관찰하였고, 이를 해수 실험군(SW-M-T)과 비교하였다(one-way ANOVA, $P < 0.05$). 완전 담수화 이후(4월 초 ~7월 하순)에는 월 1회씩 출현종과 생체량을 동정하였다.

그리고 같은 기간 동안 공극수를 추출하여 퇴적물 내 염분 변화를 측정하였다. 시료 채취 때마다 각 실험군에서 코어 3개씩을 채취하였으며, 메조코즘 현장에서 표층 5 cm까지는 1 cm 간격으

로 그 이하는 2 cm 간격으로 절단하여 비닐 지퍼백에 담아 실험실까지 운반한 다음 원심분리하여 공극수를 추출하였다. 각 실험군에서 3개씩 채집한 코어는 독립된 코어의 불균일성을 줄이고, 적당량의 시료를 얻기 위해 동일 깊이의 공극수 끼리 합하였다. 이렇게 모은 공극수로 염분을 측정하였다.

수질 분석: 수질 화학 분석을 위해 담수화 실험군에서 담수화 기간 동안에는 1주일에 3회, 담수화 과정이 끝난 후에도 약 1달 동안에는 매주 약 2~3회씩 채수하였다. 그 이후 부터는 1회/주, 1회/2주씩 채수 간격을 점차 길게 늘렸다(Table 2). 해수 실험군에서도 동일한 방법으로 조사하였다(Table 3). 시료 채취 위치는 교반 실험군(SW-M-T/C, FW-M-T/C)의 경우, 수층 교반용 프로펠러가 회전하는 바로 옆에서 표층수를 채수하였다. 그리고 미교반 실험군의 경우, 메조코즘의 한 가운데 위치에서 표층 시료를 채수하였다.

수주 내에서는 NO₃⁻, DIP, NH₄⁺ 등의 무기 영양염과 Chl- α , COD, SS, DO의 변화를 조사하였다. DO는 현장에서 DO meter (YSI Model 5100, Probe 5010)로 측정하였다. 영양염 분석용 시료는 1 l 용량의 폴리에틸렌 채수병에 담아 -20 °C 로 급속 냉동시킨 후, 분석시에 해동하여 GF/C로 필터하였다. 여과된 시료로 용존 무기 영양염, 즉 NO₃⁻ (Parsons *et al.*, 1984), DIP(Parsons *et al.*, 1984), NH₄⁺ (Solorzano *et al.*, 1969)을 분석하였고, 이 때 GF/C에 걸러진 부유물 중 일부는 Chl- α (Parsons *et al.*, 1984), 또한 나머지는 SS(Parsons *et al.*, 1984)를 정량하는데에 이용하였다. COD_{Mn} 분석을 위해 여과하지 않은 시료를 폴리에틸렌 채수병에 담아 분석 전까지 냉동 보관하였다.

측정 또는 분석된 자료는 담수 유입 전후의 계절과 수온 변화에 따라 구분해서 정리하였다. 우선, 담수 실험군([FW-M-T], [FW-NM-T])에 대해서는 크게 담수화 이전의 겨울철(2004. 02. 19~03. 02), 담수화 과정을 포함하는 기간인 (40일) 초봄(2004. 03. 03~04. 11까지 40일), 그 이후 수온이 25°C 미만인 시기를 늦은 봄(41~79일 경과일: 2004. 04. 12~05. 20까지 39일), 그리고 25°C 이상의 수온 분포를 나타낸 여름철 시기(2004. 05. 21~08. 11까지 83일) 등 네 단계의 경과일수로 구분하여 각 단계별 평균값을 표시하였다. 한편 동일 시기에 해수 교반 실험군([SW-M-T])에서의 수질도 함께 측정하여, 담수와 반응한 갯벌 환경의 수질과 차이를 비교하

Table 2. Sampling date of [FW-M-T/C] and [FW-NM-T/C] in the mesocosm.

No.	Elapsed time		Sampling date		No.	Elapsed time		Sampling date	
	(days)	Introduction of new water	SW- M-T/C			(days)	Introduction of new water	SW- M-T/C	
1	0	19 Feb, 2004			23	42	10 Apr, 2004		
2	-		24 Feb, 2004		24	44		12 Apr, 2004	
3	-		27 Feb, 2004		25	46		14 Apr, 2004	
4	-		01. Mar, 2004		26	48		16 Apr, 2004	
5	7	06 Mar, 2004			27	56		24 Apr, 2004	
6	9		08 Mar, 2004		28	60	28 Apr, 2004		
7	11		10 Mar, 2004		29	62		30 Apr, 2004	
8	13		12 Mar, 2004		30	70		08 May, 2004	
9	14	13 Mar, 2004			31	79	17 May, 2004		
10	16		15 Mar, 2004		32	83		21 May, 2004	
11	18		17 Mar, 2004		33	87	25 May, 2004		
12	20		19 Mar, 2004		34	90		28 May, 2004	
13	21	20 Mar, 2004			35	97		04 June, 2004	
14	23		22 Mar, 2004		36	104	11 June, 2004		
15	25		24 Mar, 2004		37	111		18 June, 2004	
16	26		25 Mar, 2004		38	121		28 June, 2004	
17	28	27 Mar, 2004			39	135	12 July, 2004		
18	32		31 Mar, 2004		40	136		13 July, 2004	
19	33		01 Apr, 2004		41	156	02 Aug, 2004		
20	34		02 Apr, 2004		42	158		04 Aug, 2004	
21	39		07 Apr, 2004		43	165		11 Aug, 2004	
22	40		08 Apr, 2004						
					Sample size		12	33	

*Stabilization periods : 19 Feb ~ 06 Mar, 2004.

Table 3. Sampling date of [SW-M-T/C] in the mesocosm.

No.	Elapsed time		Sampling date		No.	Elapsed time		Sampling date	
	(days)	Introduction of new water	SW- M-T/C			(days)	Introduction of new water	SW- M-T/C	
1	0	19 Feb, 2004			21	46		14 Apr, 2004	
2	-		24 Feb, 2004		22	48		16 Apr, 2004	
3	-		27 Feb, 2004		23	56		24 Apr, 2004	
4	-		01. Mar, 2004		24	62		30 Apr, 2004	
5	8	07 Mar, 2004			25	63	01 May, 2004		
6	9		08 Mar, 2004		26	70		08 May, 2004	
7	11		10 Mar, 2004		27	79		17 May, 2004	
8	13		12 Mar, 2004		28	83		21 May, 2004	
9	16	15 Mar, 2004			29	87	25 May, 2004		
10	18		17 Mar, 2004		30	90		28 May, 2004	
11	20		19 Mar, 2004		31	97		04 June, 2004	
12	23		22 Mar, 2004		32	104		11 June, 2004	
13	25	24 Mar, 2004			33	108	15 June, 2004		
14	26		25 Mar, 2004		34	111		18 June, 2004	
15	33	01 Apr, 2004			35	121		28 June, 2004	
16	34		02 Apr, 2004		36	136		13 July, 2004	
17	38	06 Apr, 2004			37	156	02 Aug, 2004		
18	39		07 Apr, 2004		38	158		04 Aug, 2004	
19	40		08 Apr, 2004		39	165		11 Aug, 2004	
20	44		12 Apr, 2004						
					Sample size		10	29	

*Stabilization periods: 19 Feb ~ 06 Mar, 2004.

였다(one-way ANOVA, $P < 0.05$). 또한 퇴적물의 유무 즉, 배양 실험구(Sediment+Water)와 대조 실험구(Control: Water only) 간의 측정 또는 분석값에 대한 차이를 비교하였다(paired t-test, $P < 0.05$).

한편, 물과 퇴적물로 채워진 환경에서 분석 또는 측정된 값과 물로만 채워져 있는 대조 실험구 환경 값 간의 차이를 통해 물질의 이동 방향 및 상대적 분포량을 산출하였으며, 퇴적물이 수질에 기여하는 정도를 추론하였다.

결 과

퇴적물 내 공극수의 내 염분과 수온 변화

담수화 실험군(FW-M-T와 FW-NM-T)에 대해 2004년 3월 초부터 4월초까지 약 한 달여 기간동안 수층에 대한 담수화를 진행하였다. 이에 따라 초기의 염분 20 psu에서 한 달 뒤에는 의도한 바대로 거의 0 psu를 나타냈다(Fig. 2). 한편 수층 담수화가 진행되는 정도에 따라 퇴적물 최상부층(1 cm)에서의 염분은 수층의 염분과 거의 같은 속도로 감소하였다(Fig. 3). 하지만 그 이하의 깊이에서는 가파른 염분 경사가 형성되었다. 수층 담수화 과정이 끝난 직후인 4월 3일에 측정된 공극수 내 염분은 교반 담수화 실험군에서 0.6~36.4 psu의 범위를 보였고, 미교반 담수 실험군에서는 0.9~39.6 psu의 범위를 나타냈다. 이와 같은 염분 경사는 시간이 경과됨에 따라 점차 완만한 곡선 분포 형태를 보이기는 했지만 7월 20일에 조사한 자료에서도 퇴적물 하부층에서는 여전히 20 psu에 가까운 염분 농도를 나타냈다. 이와는 대조적으로 해수 교반 환경에서는 전체 실험 기간 동안 대략 20~40 psu에 이르는 공극수 염분 상태를 보였다(Fig. 3).

같은 시기 각 실험군별 퇴적층 내 온도의 경우, 해수 실험군에서 5.1~25.5°C의 범위를 보였고, 교반 담수화 실험군에서 6.6~25.2°C의 범위를 보였으며, 미교반 담수화 실험군에서는 4.7~25.5°C의 범위를 보였다. 따라서 실험 환경 조건별 온도 차이는 거의 없었다.

수층 내 DO, COD, SS, Chl- α 의 시간적 변화

DO는 해수 교반 실험군(SW-M-T)의 표층수에서 겨울철에 평균 11.7 mg l^{-1} 이었다(Table 4). 이후, 온도 상승에 따라 계속적으로 낮아져 여름철에는 평균 7.00 mg l^{-1} 의 농도 분포를 보였다. 교반 담수화 실험군(FW-M-T)에서는 담수화 이전에 11.6 mg l^{-1} 으로 해수 교반 실험군과 비슷한 농도 분포를 보였다. 이러한 농도는 담수 유입이 진행되던 초봄에도 11.8 mg l^{-1} 으로써 일정한 농도를 유지하다가, 담수화 완료 이후인 늦은 봄에는 10.7 mg l^{-1} 으로 감소하였고, 여름철에 8.47 mg l^{-1} 으로 계속해서 낮아졌다. 한편, 미교반 담수화 실험군(FW-NM-T)에서 DO는 담수화 이전에 14.5 mg l^{-1} 으로써 교반 실험군인 [FW-M-T] 보다 오히려 더 높은 농도 분포를 보였다. 이러한 농도는 초봄의 담수화 과정 중 그리고 늦은 봄에 각각 13.7 mg l^{-1} , 14.3 mg l^{-1} 으로써 거의 일정한 수준을 유지하다가 여름철이 되면서 8.33 mg l^{-1} 으로 30% 이상 현저한 감소 현상을 보였다. 각 실험군간 비교에서 DO 농도는 미교반 담수화 실험군에서 실험 기간 전체에 걸쳐서 가장 높은 분포를 보였다(one-way ANOVA, $P < 0.05$).

COD는 해수 교반 실험군에서 평균 4.45~6.63 mg l^{-1} 의 분포를 보였고, 계절별 차이는 보이지 않았다(Table 4). 교반 담수화 실험군에

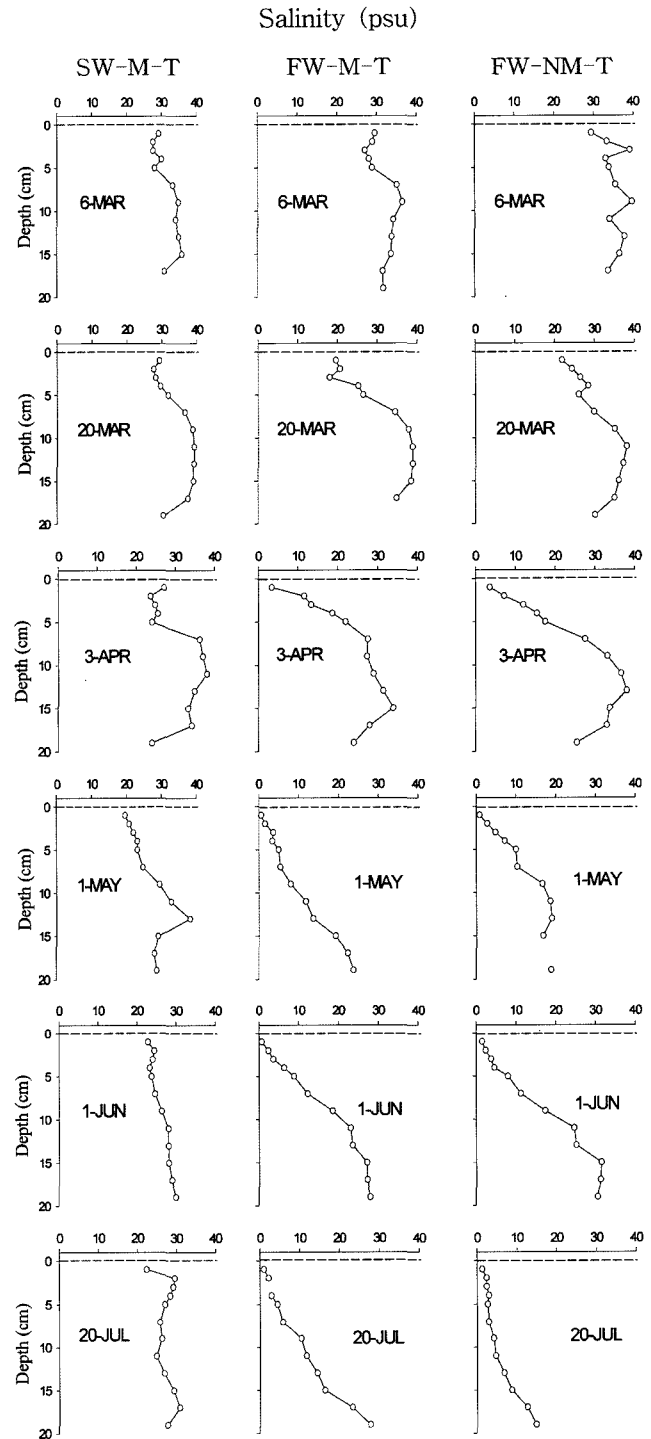


Fig. 3. Vertical profiles of pore water salinity.

서는 3.87~5.67 mg l^{-1} , 미교반 담수화 실험군에서는 5.04~5.93 mg l^{-1} 의 범위를 보였으며 계절간 유의한 변화는 없었다(one-way ANOVA, $P > 0.05$). 각 실험군별 비교에 있어서, 실험 초기인 겨울철 세 실험군 간의 농도는 차이가 없는 것으로 나타났다(one-way ANOVA, $P > 0.05$). 하지만 담수화가 진행되는 초봄부터 늦은 봄까지 교반 담수화 실험군과 미교반 담수화 실험군에서의 COD 농도는 해수 실험

Table 4. Variations of each parameters (Temp., DO, COD, SS, Chl- α) and nutrients (DIP, NO $_3^-$, NH $_4^+$) on different experimental conditions (Sediment + Water).

Experimental conditions	Elapsed days	Season	Temp (°C)	DO (mg ℓ^{-1})	COD (mg ℓ^{-1})	SS (mg ℓ^{-1})	Chl- α (mg ℓ^{-1})	DIP ($\mu\text{mol } \ell^{-1}$)	NO $_3^-$ ($\mu\text{mol } \ell^{-1}$)	NH $_4^+$ ($\mu\text{mol } \ell^{-1}$)	DIN/DIP (molar ratio)	Sample size
SW-M-T	000 days (19. Feb ~ 02. Mar)	Winter	6.7 (0.3)	11.7 (0.30)	6.63 (2.40)	8.7 (0.9)	95.4 (35.2)	0.43 (0.29)	33.6 (20.3)	11.2 (0.54)	104	3
	001 ~ 040 days (03. Mar ~ 11. Apr)	Early spring	8.7 (0.6)	10.9 (0.32)	6.09 (1.14)	11 (2.8)	13.8 (3.61)	0.30 (0.05)	13.1 (4.92)	8.07 (1.12)	71	10
	041 ~ 079 days (12. Apr ~ 20. May)	Late spring	15 (0.5)	8.75 (0.2)	4.45 (0.42)	6.3 (0.9)	4.41 (1.17)	0.37 (0.06)	2.21 (0.78)	7.08 (1.71)	25	7
FW-M-T	080 ~ 162 days (21. May ~ 11. Aug)	Summer	22 (1.0)	7.00 (0.19)	5.04 (0.45)	19 (3.2)	3.14 (1.22)	0.73 (0.21)	1.81 (1.13)	9.51 (0.71)	16	9
	000 days (19. Feb ~ 02. Mar)	Winter	6.8 (0.3)	11.6 (0.38)	5.67 (1.56)	8.7 (1.3)	84.2 (39.2)	0.50 (0.35)	37.1 (18.1)	8.19 (2.08)	91	3
	001 ~ 040 days (03. Mar ~ 11. Apr)	Early spring	9.0 (0.5)	11.8 (0.23)	3.87 (0.52)	8.2 (1.1)	16.0 (4.27)	0.23 (0.06)	70.6 (15.3)	7.79 (1.62)	341	14
FW-NM-T	041 ~ 079 days (12. Apr ~ 20. May)	Late spring	15 (0.5)	10.7 (0.21)	4.28 (0.64)	10 (1.6)	14.4 (4.05)	0.20 (0.44)	17.5 (6.78)	6.21 (1.78)	119	7
	080 ~ 162 days (21. May ~ 11. Aug)	Summer	22 (1.0)	8.47 (0.28)	5.29 (0.45)	18 (2.5)	3.67 (0.88)	1.57 (0.68)	12.0 (3.81)	6.08 (1.33)	12	9
	000 days (19. Feb ~ 02. Mar)	Winter	6.8 (0.3)	14.5 (1.65)	5.93 (0.92)	9.2 (2.3)	9.20 (5.09)	1.10 (0.12)	58.9 (4.19)	10.9 (1.82)	63	3
FW-NM-T	001 ~ 040 days (03. Mar ~ 11. Apr)	Early spring	9.1 (0.5)	13.7 (0.54)	5.26 (0.71)	6.2 (0.7)	7.82 (2.46)	0.57 (0.10)	134 (9.08)	8.50 (1.41)	250	14
	041 ~ 079 days (12. Apr ~ 20. May)	Late spring	15 (0.5)	14.3 (0.54)	5.04 (0.64)	9.1 (1.2)	6.23 (2.37)	0.24 (0.04)	62.8 (20.8)	7.08 (1.26)	291	7
	080 ~ 162 days (21. May ~ 11. Aug)	Summer	22 (0.8)	8.33 (0.53)	5.34 (0.70)	10 (1.5)	3.34 (1.23)	3.36 (1.24)	14.5 (3.51)	6.66 (1.40)	6	9

험군인 [SW-M-T] 보다 낮았다.

SS는 실험 초기인 겨울철에 해수 교반 실험군에서는 $8.7 \text{ mg } \ell^{-1}$ 이었다(Table 4). 이후 봄철 동안 비슷한 농도를 유지(평균 $6.3\sim 11 \text{ mg } \ell^{-1}$) 하다가 여름철 동안 $19 \text{ mg } \ell^{-1}$ 으로 유의한 증가 경향을 나타냈다. 교반 담수화 실험군에서 SS는 담수화 이전에 $8.7 \text{ mg } \ell^{-1}$ 이었다. 이후 봄철 동안 $8.2\sim 10 \text{ mg } \ell^{-1}$ 의 일정한 농도를 유지하다가 여름철이 되면서 $18 \text{ mg } \ell^{-1}$ 으로 유의한 증가를 보였다. 이에 반해 미교반 담수 실험군에서는 겨울부터 여름까지 평균 $6.2\sim 10 \text{ mg } \ell^{-1}$ 의 농도 범위를 나타내긴 했지만 전 실험 기간 동안 변화 없이 일정한 농도를 나타냈다(one-way ANOVA, $P>0.05$). 각 실험군간 비교에서는 초봄([SW-M-T]: $11 \text{ mg } \ell^{-1}$, [FW-M-T]: $8.1 \text{ mg } \ell^{-1}$, [FW-NM-T]: $6.1 \text{ mg } \ell^{-1}$)과 여름철([SW-M-T]: $19 \text{ mg } \ell^{-1}$, [FW-M-T]: $18 \text{ mg } \ell^{-1}$, [FW-NM-T]: $10 \text{ mg } \ell^{-1}$) 동안의 평균값에서 교반 실험군의 SS 농도가 다소 높게 나타났다.

Chl- α 는 해수 교반 실험군에서 겨울철에 $95.4 \mu\text{g } \ell^{-1}$ 으로 매우 높은 농도를 보였다(Table 4). 하지만 초봄에 $13.8 \mu\text{g } \ell^{-1}$ 으로 급속하게 감소하였고, 늦은 봄에도 계속 감소하여 $4.41 \mu\text{g } \ell^{-1}$ 을 나타냈고, 이후 여름철 동안에도 $3.14 \mu\text{g } \ell^{-1}$ 으로 여전히 낮은 농도 분포를 보였다. 교반 담수 실험군에서도 Chl- α 는 겨울철에 최고 농도($84.2 \mu\text{g } \ell^{-1}$)를 나타낸 후, 여름철이 될 때까지 계속해서 감소하는 것으로 나타났다. 한편, 미교반 담수 실험군에서 Chl- α 는 초기에 $9.20 \mu\text{g } \ell^{-1}$ 으로 담수화가 진행되기 이전부터 다른 실험군 조건 보다 상대적으로 낮은 농도를 나타냈다. 이후 초봄의 담수 유입 과정($7.82 \mu\text{g } \ell^{-1}$)과 그 이후의 늦은 봄($6.23 \mu\text{g } \ell^{-1}$)에도 수층 내 Chl- α 는 매우 낮은 분포를 보였고, 이렇게 낮은 농도는 여름철($3.34 \mu\text{g } \ell^{-1}$)에도 계속되었다.

수주 내 DIP, NO₃⁻, NH₄⁺의 시간적 변화

DIP는 해수 교반 실험군에서 겨울철 평균 $0.43 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 의 농도 분포를 보였다(Table 4). 이후 봄철 동안에도 비슷한 농도(초봄 $0.30 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, 늦봄 $0.37 \mu\text{mol } \ell^{-1}$)를 유지하다가 여름철에 $0.73 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 유의한 농도 증가를 나타냈다(one-way ANOVA, $P<0.05$). 교반 담수화 실험군에서 담수 유입 이전인 겨울철의 DIP 농도는 $0.50 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 이었다. 초봄($0.23 \mu\text{mol } \ell^{-1}$)과 늦봄($0.20 \mu\text{mol } \ell^{-1}$)에도 큰 변화 없이 일정한 농도를 유지하다가 여름철 동안 평균 $1.57 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 뚜렷한 농도 증가를 보였다. 미교반 담수화 실험군에서 겨울철 DIP 농도는 $1.10 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 이었다. 이후 초봄과 늦봄까지 각각 $0.57 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, $0.24 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 의 농도로서 점차 감소하는 경향을 보였다(one-way ANOVA, $P<0.05$). 하지만 여름철 동안의 평균 DIP 농도는 $3.36 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로써 급격하게 증가하였다.

NO₃⁻의 농도는 실험 초기 즉, 겨울철에 해수 교반 실험군(SW-M-T), 교반 담수 실험군(FW-M-T), 미교반 담수 실험군(FW-NM-T)에서 각각 $33.6 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, $37.1 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, $58.9 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 세 실험군간에 통계적으로 유의한 농도 차이는 보이지 않았다(Table 4)(one-way ANOVA, $P>0.05$). 이후 초봄이 되면서 해수 교반 실험군에서 NO₃⁻의 농도는 $13.1 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 감소하였다. 이러한 분포는 늦은 봄($2.21 \mu\text{mol } \ell^{-1}$)이 지나고 여름철 동안($1.81 \mu\text{mol } \ell^{-1}$)에도 매우 낮은 상태를 보였다. 한편, 초봄에 담수화가 진행된 교반 담수화 실험군과 미교반 담수화 실험군에서는 오히려 각각 $70.6 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, $134 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 증가하였다. 이후 늦봄에는 교반 담수화 실험

군에서 $17.5 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, 미교반 담수화 실험군에서는 $62.8 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 각각 감소하였고, 여름철에는 더욱 감소하여 교반 담수화 실험군과 미교반 담수화 실험군에서 각각 $12.0 \mu\text{mol } \ell^{-1}$, $14.5 \mu\text{mol } \ell^{-1}$ 로 나타났다.

NH₄⁺은 겨울철에 해수 교반 실험군($11.2 \mu\text{mol } \ell^{-1}$) 교반 담수화 실험군($8.19 \mu\text{mol } \ell^{-1}$) 미교반 담수 실험군($10.9 \mu\text{mol } \ell^{-1}$) 등의 세 실험군에서 거의 같은 농도 분포를 보였다(Table 4). 그 이후 봄철과 여름철 동안까지도 계절별 실험군별 농도의 차이는 전혀 보이지 않았다(one-way ANOVA, $P>0.05$).

배양 실험구와 대조 실험구간 비교

해수 실험군과 담수화 실험군 모두에서 배양 실험구와 대조 실험구를 비교한 결과 수온, COD, DO, SS, NH₄⁺ 등은 거의 유의한 차이를 보이지 않았거나 매우 불규칙적인 차이를 보였다. 한편, DIP와 NO₃⁻은 통계적으로 매우 유의한 차이를 나타냈다(paired t-test, $P<0.05$)(Fig. 4, 5). 먼저 DIP의 경우(Fig. 4), 해수 실험군에서 겨울과 초봄에는 배양 실험구와 대조 실험구 간 유의한 차이를 보이지 않았으나, 늦봄부터 여름까지 배양 실험구에서 더 높은 DIP 농도를 보였다. 교반 담수화 실험군에서 DIP는 담수화가 진행되는 초봄부터 여름까지 배양 실험구에서 줄곧 더 높은 농도를 보였다. 미교반 담수 실험군에서 DIP는 담수화가 완료된 이후인 늦봄까지 배양 실험구와 대조 실험구 사이에 통계적으로 유의한 차이를 보이지 않았으나 여름철이 되면서 유의하게 큰 차이를 보였다.

NO₃⁻은 전 실험 기간(162일) 중 대부분의 기간 동안에 배양 실험구보다 대조 실험구에서 더 높은 농도값을 나타냈다($P<0.05$)(Fig. 5). 계절별로 해수 교반 실험군과 교반 담수화 실험군은 실험 초기인 겨울부터 여름까지 줄곧 대조 실험구에서 높은 농도를 보였다. 미교반 담수화 실험군에서는 겨울철을 제외한 초봄, 늦봄, 여름 동안 대조 실험구에서 더 높은 농도를 보였다.

저서 동물의 변화

세 개의 모든 실험군에서 대형 저서 동물 중 최우점종은 이매패류(갈색새알조개: *Glaucanome chinensis*)였고, 그 다음 우점종은 다모류로 조사되었다(Fig. 6, Table 5). 또한 저서 동물 군집에서 이 두 종이 차지하는 비율은 약 99%로써 전 실험 기간 동안 우점하였다. 따라서 이들 주요 저서 동물의 개체수 변화를 환경 조건에 따라 시간 경과별로 정리하였다. 해수 교반 실험군에서 이매패류는 겨울철에 평균 929 ind/m^2 에서 봄철 평균 774 ind/m^2 로 다소 감소하였다가 여름철에는 평균 $1,225 \text{ ind/m}^2$ 로 증가하였다. 그러나 해수 환경에서의 이러한 감소 또는 증가 경향이 통계적으로 유의한 차이를 나타내지는 않았다. 다모류는 겨울철 평균 286 ind/m^2 , 봄철 평균 320 ind/m^2 로 차이가 없었으나($P>0.05$), 여름철에는 평균 833 ind/m^2 로 유의한 증가를 보였다.

교반 담수 환경에서 이매패류는 담수화 이전 평균 800 ind/m^2 이었고, 담수화 이후 두 달 경과하는 동안 평균 830 ind/m^2 로 차이를 보이지 않았다. 그러나 4개월이 경과한 직후에는 급격한 감소량(평균 87 ind/m^2)을 보였다. 이 때 다모류도 이매패류처럼 담수화 이전(평균 250 ind/m^2)과 이후 두 달 동안(평균 248 ind/m^2)까지는 유의한 차이를 보이지 않았다. 하지만 담수화 이후 4개월이 경과한 직후 개체수가 크게 감소(평균 71 ind/m^2)하였다.

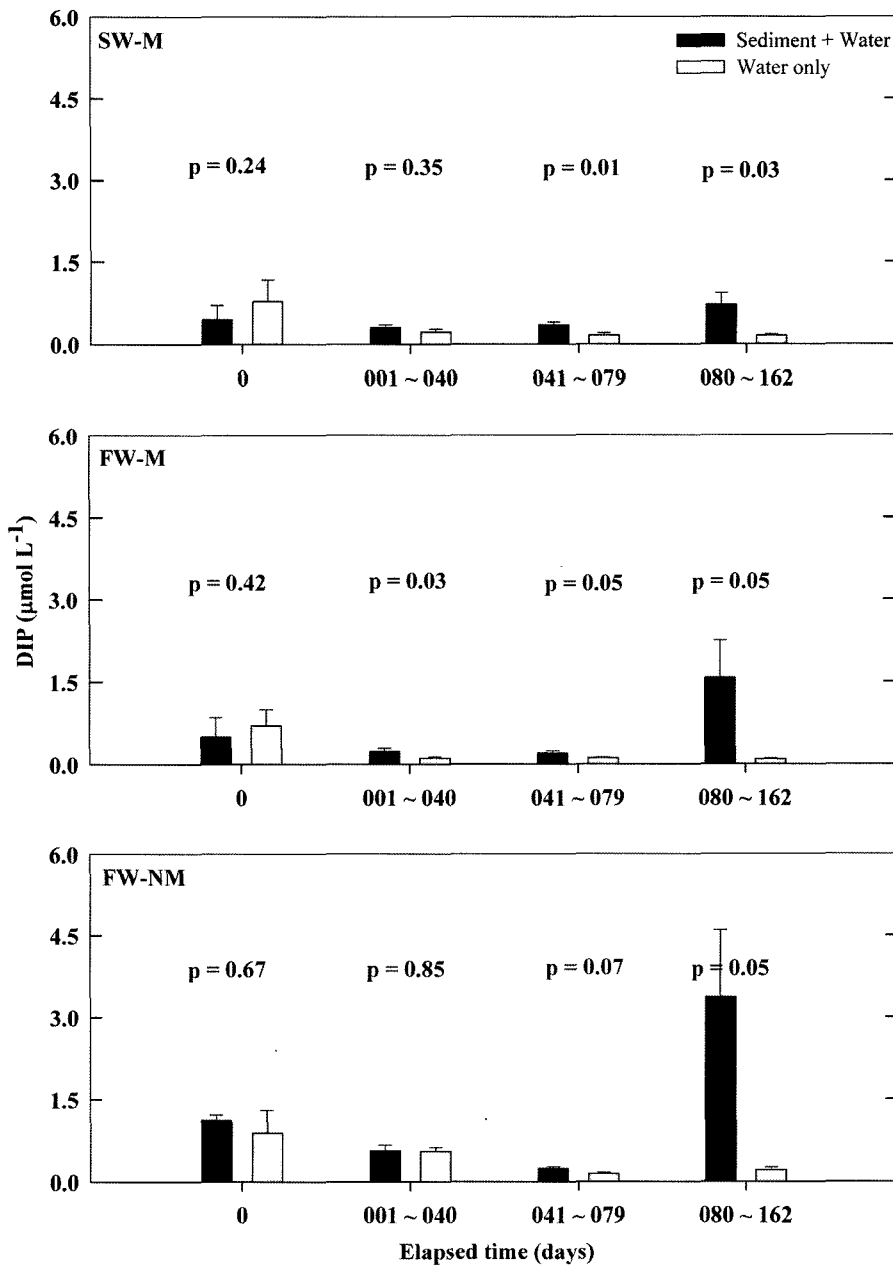


Fig. 4. Variations of DIP in the surface water with elapsed incubation time for SW-M-T/C and after freshwater introduction for FW-M-T/C and FW-NM-T/C (zero day: winter; 001~040 days: early spring; 041~079 days: late spring; 080~162 days: summer). Error bars represent standard error of the mean (n ≥ 3) P is probability and significantly different at the 0.05 or less.

미교반 담수 환경에서 이매패류는 담수화 이전 평균 800 ind/m²이었다. 담수화 이후 두 달 경과하는 동안 평균 827 ind/m²로 계절적인 변화를 보이지 않았다(P>0.05). 하지만 4개월이 경과한 직후에 조사한 자료에서 평균 379 ind/m²로 유의한 감소를 보였다(P<0.05). 다모류는 담수화 이전 평균 259 ind/m²에서 담수화 이후 두 달 경과하는 동안 평균 180 ind/m²로 유의한 감소를 보였고(P<0.05) 그 이후에도 계속 감소하여 4개월 경과 이후에는 평균 83 ind/m²의 분포를 보였다.

토 의

담수화에 따른 공극수 내 염분 감소 및 저서생물 폐사
담수화 실험군(FW-M/NM-T)에서 수층 담수화 후 염분은 급격

히 감소하였다. 반면, 수층 담수화 종료 후 약 4개월 동안의 시간이 지났음에도 불구하고 퇴적물 하부의 공극수에서는 10 psu 이상의 염분이 관측되었다(Fig. 3). 처음에 예상한 바와는 담수화 실험군 수층에서의 빠른 염분 감소와 함께 공극수에서도 염분 저하에 따른 해양 저서 생물의 대량 사멸이 빠르게 일어날 것으로 예상했으나, 전체 실험 기간 동안 표층수 염분이 거의 0 psu로 낮아진 2004년 4월 3일 이후 약 1달 이상 동안 저서 생물의 현저한 감소는 나타나지 않았다. 하지만 여름철로 접어드는 시기인 5월 29일 조사한 자료에서는 비로소 담수 실험군 내 저서 동물들의 개체수가 급감하였다(Table 5, Fig. 6). 일반적으로 광염성 해양 생물이라 해도 염분 내성 하한 한계는 패류의 경우 20 psu, 다모류는 10~12 psu(20°C)인 것으로 알려져 있다(Pechenik *et al.*, 2000). 농업진흥공사(1987)의 보고에 의하면 저서 생물(패류 기준)이 10

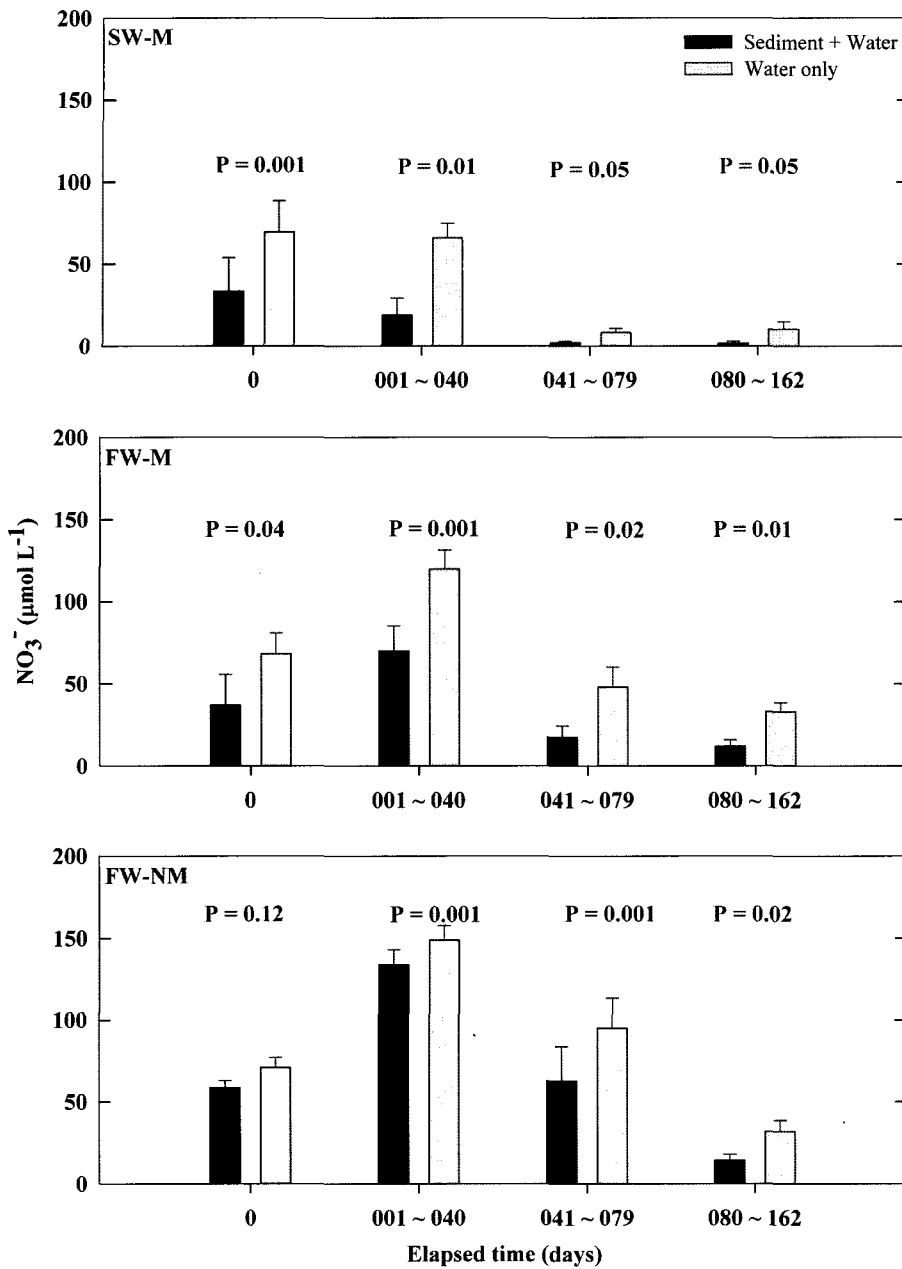


Fig. 5. Variations of NO₃ in the surface water with elapsed incubation time for SW-M-T/C and after freshwater introduction for FW-M-T/C and FW-NM-T/C (zero day: winter; 001~040 days: early spring; 041~079 days: late spring; 080~162 days: summer). Error bars represent standard error of the mean ($n \geq 3$) P is probability and significantly different at the 0.05 or less.

psu이하의 염분에 직접 노출되었을 경우, 1주일 이내에 90% 이상이 폐사한다고 하였다. 하지만 이번 연구에서처럼 퇴적물 내의 염분이 상대적으로 느리게 감소하게 되면 담수화 실험군(FW-M/NM-T)의 해수종 저서생물(특히 이매패류)이 담수화로 인한 삼투압 스트레스를 피하기 위해 염분이 높은 퇴적층으로 더 깊이 잠입하게 되며, 염분 내성 범위(20~34 psu)를 벗어난 상태에서도 여름철 빈 산소 상태가 발생하기 전까지 약 1달여 동안 생존이 더 연장되었던 것으로 보인다. 한편, 담수 실험군에서 저서생물의 감소 속도는 미교반 담수화 실험군에서 보다 교반 담수화 실험군에서 상대적으로 더 빠르게 진행되었다(Table 5). 이러한 차이는 교반 효과에 의한 수층의 수직적 균일화의 결과로 생각된다. 예를 들어 미교반 담수화 실험군에서 수층의 완전 담수화 전후인 3월 20일과 4월 3일 사이의 염분 감소 속도를 보면, 퇴적물 깊이 1~5 cm와

5~15 cm에서 각각 1.0 psu day⁻¹, 0.1 psu day⁻¹를 보였다. 이처럼 미교반 담수화 실험군에서 염분 감소 속도가 낮음으로써 퇴적물 하부까지 담수의 영향을 끼치는데 더 오랜 시간이 소요되게 된다. 따라서 수층의 담수화가 완전히 이루어진 이후에도 상당 기간 동안(1~2개월) 더 많은 저서 생물의 생존이 가능하였던 것으로 생각된다.

담수화 실험군에서의 여름철 산화/환원 상태를 조사하기 위해 5월부터 7월까지 퇴적층의 산화환원전위(Eh)를 측정된 결과, 퇴적층 내 여러 깊이에서 매우 불규칙적으로 낮은 산화환원 전위 상태를 보였다(정, pers. comm.). 이와 같은 이유는 담수화 이전 저서 생물들의 활동(bioirrigation)에 의해 생성된 퇴적층 내 굴(burrow)을 통해 수층의 저염수 또는 담수화된 물이 교염분의 공극수와 부분적으로 또는 불규칙적으로 교환되면서 매우 불균질한 산소 농도 분포를 보였기 때문으로 보인다. 실제로 담수화 실험에 이용된

Table 5. Variations of benthic macrofauna (≥ 1.0 mm) in each experimental conditions.

Conditions	Seasons	Abundance (ind m ⁻²)			
		Bivalvia	Polychaetes	etc.	sum
SW-M-T	Winter	929	258	12	1,199
	Spring	688	373	3	1,064
	Summer	1,225	833	29	2,087
	Mean	947	488	15	1,450
FW-M-T	Winter	800	250	21	1,071
	Spring	759	246	5	1,010
	Summer	87	71	0	158
	Mean	549	189	9	747
FW-NM-T	Winter	800	258	17	1,075
	Spring	847	172	2	1,021
	Summer	379	83	0	462
	Mean	675	171	6	852

Winter: 02 February to 01 March 2004; Spring : 20 March to 28 May 2004; Summer : 29 May to 20 July 2004.

퇴적물은 만경강 하구의 조간대에서 이식된 것으로 채취 당시 많은 양의 패류와 다모류 등이 서식하고 있었으며, 메조코즘 내에서 담수화를 진행하기 전 몇 주간의 안정화 기간 동안에 저서생물들의 성공적인 환경 적응을 나타내는 수많은 굴이 형성되어 있었다.

한편 저층수 부근의 퇴적층에 저산소 상태가 지속될 경우에는 공극수로 NH₃, NH₄⁺, H₂S 등과 같은 유해 독성 물질이 용출되어 축적되게 된다. 어류의 경우, 담수종의 NH₃에 대한 독성 내성 농도는 199 μmol N ℓ⁻¹ 이하이고, 해수종의 NH₃에 대한 독성 내성 농도는 그보다 더 민감한 133 μmol N ℓ⁻¹ 이하이다(Randell and Tsui, 2002). 갑각류의 경우, NH₄⁺ 농도로 인한 성장 장애 발생 농도는 78.57 μmol N ℓ⁻¹ (pH 7~8일 때), H₂S로 인한 성장 장애 발생 농도 1.250 μmol S ℓ⁻¹인 것으로 알려져 있다(해양수산부, 2000). 또한 같은 농도 수준이라 할지라도 담수 유입으로 염분이 저하된 상태에서 수온이 상승할 경우 해수종 생물들에게 더욱 강력한 독성을 끼친다고 알려져 있다(이 등, 1997). 먼저 염분 저하에 따른 독성 영향을 유추해 보면, 공극수의 염분이 10 psu 이하로 낮아진 2004년 5월 1일에 저서생물(이매패류, 다모류)이 가장 많이 분포해 있는 퇴적층 11 까지의 공극수 내 H₂S의 평균 농도가 해수 교환 실험군에서 0.48 μmol S ℓ⁻¹, 교환 담수화 실험군에서 0.89 μmol S ℓ⁻¹, 미교환 담수화 실험군에서 0.90 μmol S ℓ⁻¹을 보임으로써(정, 2005), 해수 환경보다 담수화된 환경에서 H₂S로 인한 생존 위협의 가능성이 2배 정도 높았던 것으로 추정되었다. 이에 대한 증거로써 5월 29일 조사 자료에서 H₂S의 독성 영향을 받았을 것으로 보이는 저서생물들의 뚜렷한 개체수 감소가 관찰되었다. 두 번째로 온도의 영향을 보면, 담수화 실험이 장기화됨에 따라 계절이 바뀌는 동안 온도 변화도 뚜렷하게 상승하였는데 5월 초 메조코즘 내 수온은 20°C 내외를 가리켰고 5월 하순경에는 약 20~25°C의 수온을 나타냈다. 이후 특히 7월 하순부터 8월 중순까지 메조코즘 내 낮 동안의 수온은 최고 28~30°C의 범위에 이르러, 특히 생존 한계 상한 온도가 29°C 이하인 이매패류(Foe and Knight, 1986)와, 그 밖의 다른 저서 생물의 생존에도 혹독한 스트레스로 작용하였을 것이다. 이는 초봄의 완전 담수화(4월 11일) 이후에도 아직껏 살아남아 있던 많은 해수/기수종 저서 생물들의 생체 적응

을 더욱 악화시켜 개체수를 급격히 감소시킨 결과로 나타났음을 알 수 있다(Table 4).

수주 내 SS 및 Chl-α 분포 특성

SS는 실험 초기에 세 실험 조건에서 분포 차이가 없는 것으로 나타났다(one-way ANOVA P>0.05). 하지만 그 이후 초봄부터 여름까지의 SS 분포를 비교해 보면 대체로 수층을 교반하는 환경(SW-M-T, FW-M-T)에서 더 높은 SS 농도를 보였다. 이것은 1999~2003년까지 균산/부안 기상대의 평균 풍속(2.6 m/sec) 자료를 근거로 수층을 교반(12~13 rev./min)한 효과가 반영된 결과로 보여진다.

식물플랑크톤의 생체량을 나타내는 Chl-α에 대해 해수 교반 실험군(SW-M-T)에서는 겨울철에 95.4 μg ℓ⁻¹으로 매우 높은 농도를 나타냈다. 하지만 이후 계속적으로 감소하여 여름에는 3.14 μg ℓ⁻¹으로 매우 낮은 농도를 보였다(Table 4). 이와 같은 결과는 고밀도의 탁도 효과와 동물플랑크톤, 저서 동물에 의한 포식압 등 크게 2가지 측면에서 유추할 수 있다. 우선 Rendell *et al.*(1997)에 따르면 강하구와 같은 연안 수역에서는 수층 부유 물질의 농도가 100 mg ℓ⁻¹이상일 때, 광투과 수심이 20 cm 이하로 감소하게 되고 이에 따라 식물플랑크톤의 광 이용도가 통제된다고 하였다. 그러나 이번 메조코즘의 수주 내 SS 농도는 겨울철부터 봄, 여름 내내 매우 낮은 농도 분포를 보였기 때문에, 일단 탁도로 인한 식물플랑크톤의 성장 제한은 발생하지 않았던 것으로 보인다(김 등, 2000). 두 번째로 해수 실험군에서 식물플랑크톤의 성장을 제한한 요인 중의 하나로 DIN/DIP 비(比)의 불균형 때문일 가능성도 있다. 즉, 봄철에는 DIP의 영양 제한(DIN/DIP=48)으로 Chl-α가 낮게 분포하는 것으로 보였다(Table 4). 하지만 특이하게도 여름철엔 계절적으로 충분한 광량 및 광도가 제공되는 시기였고, 16 : 1이라는 최적의 DIN : DIP 비율을 보였음에도 Chl-α는 낮은 농도를 보였다는 점이다. 그렇다면 결국 해수 교반 실험군에서 이처럼 Chl-α가 불철 대량 발생(bloom) 과정 없이 급속한 감소를 보인 주된 이유는 교환 효과에 의한 식물플랑크톤의 침강 축진(Aston, 1978; Eisma, 1986)과 더불어, 동물플랑크톤 및 퇴적물 내 우점 생물인 이매패류

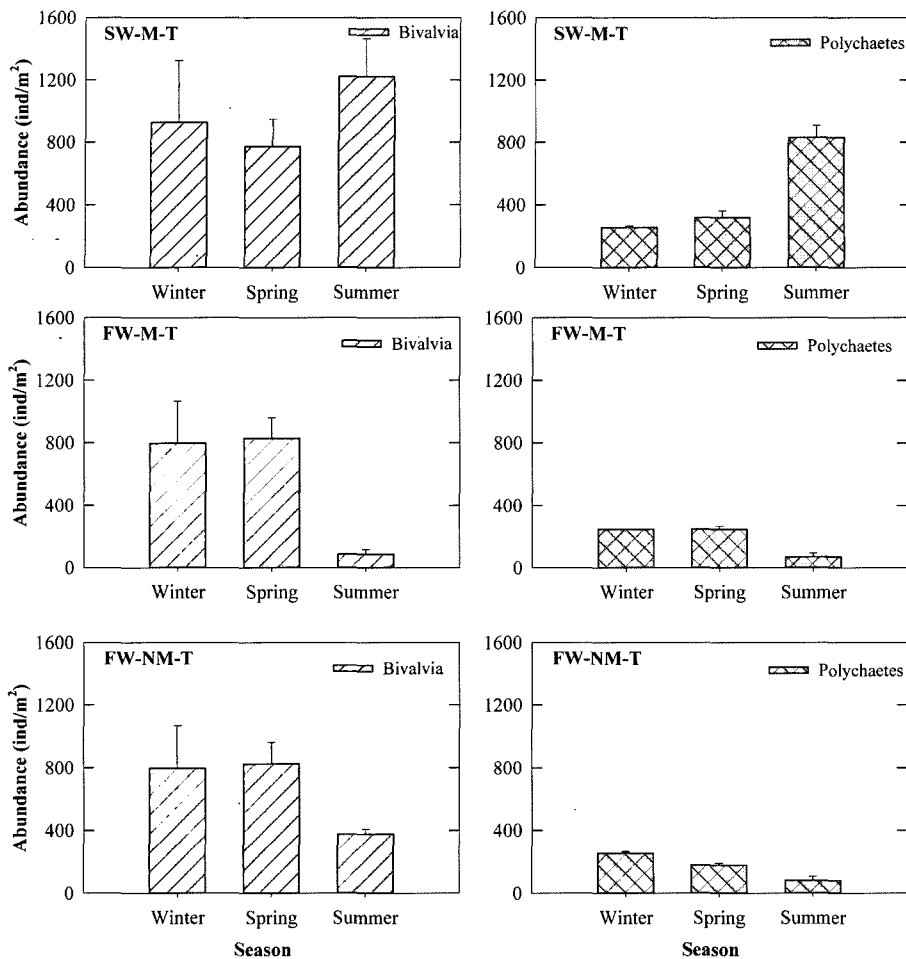


Fig. 6. Variation of benthic organisms under seawater (SW-M-T) and freshwater conditions (FW-M-T, FW-NM-T) in mesocosm. Winter: 02 February to 01 March 2004; Spring: 20 March to 28 May 2004; Summer: 29 May to 20 July 2004. Vertical bars denote mean \pm standard error.

(*Glaucanome chinensis*)와 다모류(Polychaetes) 등의 섭식(Alpine and Cloern 1992; Peperzak, 2003)을 통해 소비되었을 가능성이 높다. 이처럼 수심이 얇은 조건대 수역에서 여름철 동안 식물플랑크톤의 성장이 제약을 받는 이유에 대해 Alpine and Cloern(1992)은 장기간의 체류시간과 더불어 이매패류의 포식압(grazing pressure) 증가가 주된 요인이라고 지적한 바 있다. 특히 이번 메조코즘 실험에서도 해수 교반 실험군에서 이매패류의 개체수가 봄철 평균 688 ind/m²에서 여름철 동안 1,225 ind/m²로 급격히 증가하여, 그러한 가능성을 더욱 뒷받침하고 있다(Table 5).

교반 담수화 실험군에서도 수주 내 Chl- α 의 감소 경향은 해수 교반 실험군에서와 다르지 않았다. 더욱이 담수화가 진행되는 동안 염분 감소에 따른 극도의 물리화학적 환경 변화 충격은 해수 중 동물플랑크톤과 저서 생물의 활동을 위축시켰을 것이므로 이들 생물의 포식압에 의한 Chl- α 의 제거 효과는 그리 커 보이지 않았다. 결국 교반 담수화 실험군의 수주 내 Chl- α 가 낮은 이유는 일차적으로 수층의 혼합 작용에 의해 식물플랑크톤이 침강하였기 때문인 것으로 보인다(Aston, 1978; Eisma, 1986). 또한 봄철에는 인의 영양 제한(DIN/DIP=230)으로 여름철은 질소 제한(DIN/DIP=12)에 의해 식물플랑크톤의 성장이 억제된 것으로 보인다(Table 4).

미교반 담수화 실험군에서 Chl- α 는 초기에 9.20 $\mu\text{g l}^{-1}$ 으로 담

수화가 진행되기 이전부터 다른 실험 조건 보다 상대적으로 낮은 농도를 나타냈다. 이와 같은 이유는 첫째, 교반 환경과 달리 호수 처럼 수층이 정체되어 있으므로 식물플랑크톤 자체 무게에 의한 침강(0.3~1.7 m/day: 조 등, 1995)이 빠르게 일어나고, 또한 일부는 SS에 흡착되어 저층으로 가라앉은 결과로 보인다(Alpine and Cloern, 1992). 이후 초봄의 담수화 기간(7.82 $\mu\text{g l}^{-1}$)과 그 이후의 낮은 봄(6.23 $\mu\text{g l}^{-1}$)에도 수층 내 Chl- α 는 매우 낮은 분포를 보였고, 이렇게 낮은 농도는 여름철(3.34 $\mu\text{g l}^{-1}$)에도 계속되었다. 두 번째 이유로써 계절별로 제한 원소의 영향 때문으로 보인다. 즉, 교반 담수화 실험군에서와 같이 봄철에는 인의 영양 제한(DIN/DIP=271)으로 여름철엔 질소 제한(DIN/DIP=6)에 의해 식물플랑크톤의 성장이 제한을 받았던 것으로 추측된다(Table 4).

갯벌과 담수화된 상위 수주의 상호 작용에 의한 수질 변화

Fig. 7~10은 물과 퇴적물로 채워진 실험군에서 분석 또는 측정 한 값에서 물로만 채워져 있는 대조 실험군에서 얻은 값을 뺀 차이를 나타낸 것으로, 상위 수주 내 DO, DIP, NO₃⁻, NH₄⁺ 등의 분포에 대한 표층 퇴적물(≤ 25 cm)의 잠재적인 영향을 추정하였다(단, DIP와 NO₃ 농도의 경우에만 두 실험군 간 통계적으로 유의한 차이를 보임). 그래프의 오른쪽 y축에서 "0" 기준으로 + 값은 상대적으로 상승(증가)하거나 퇴적물에서 수중으로의 공급을 나타

내고, - 값은 퇴적물 속으로의 상대적인 제거(또는 축적)나 감소(또는 부족량, 상대적 요구량)를 의미한다.

수은, DO의 변화와 그에 따른 DIP 증가: 퇴적물 상위 수주(overlying water column)의 해수가 담수로 전환되는(FW-M/NM-T) 과정에서 DO의 변화를 Fig. 7에 표시하였다. 또한 같은 시기 해수 실험군(SW-M-T)에서의 수질과도 비교하였다.

퇴적물을 포함한 수환경에서 DO를 소모하는 물질 반응으로는 유기물의 호기성 분해와 생물들의 호흡 과정 등이 있다. 이외에도 질산화 반응시에도 산소 소모가 이뤄지는데 이것은 전체 산소 소모량 중의 5~10% (Hargreaves, 1998)로 비교적 적은 비율에 해당된다. 또한 해수환경에 비해 담수화가 진행된 실험군에서 DO 소모량 중에 가장 많은 부분을 차지하는 과정은 해수중 생물의 폐사로 인해 새로 생성된 유기쇄설물의 산화 반응이었을 것으로 추정된다. 유기물 분해 미생물은 온도에 매우 민감하며, 저온 상태

에서는 거의 활동이 멈춘 상태로 있다가 온도 상승에 따라 그 개체수가 기하급수적으로 증가하여 유기 쇄설물 1g 당 수만 ~ 수십만 개체까지도 증식하게 된다(Rodina, 1963). 결국 미생물의 개체수 증가는 유기물 분해 속도 증가와 함께 산소도 대량으로 소모하게 된다.

DO 농도의 경우, 수층 교반 조건에서 증가와 감소하는 경향이 반복적으로 나타났다(Fig. 7). 해수 교반 실험군에서는 -0.96~0.49 mg l⁻¹의 범위에서 일정한 농도를 보였다. 특히, 교반 담수화 실험군에서는 담수화 과정 중에 해수중 플랑크톤은 소멸되고 담수층으로 천이되었고(김, unpubl. data), 해양 저서 생물은 폐사되면서(1/8 이상 감소; Table 5) 그 이후 분해 과정 중에 많은 양의 산소를 필요로 하였을 것이다. 하지만 그림(Fig. 7)에서와 같이 산소 농도는 일정한 범위(-0.43~2.88 mg l⁻¹) 내에서 평형을 유지하고 있었다. 이와 같은 이유는 프로펠러를 이용해서 수층을 교반해 주

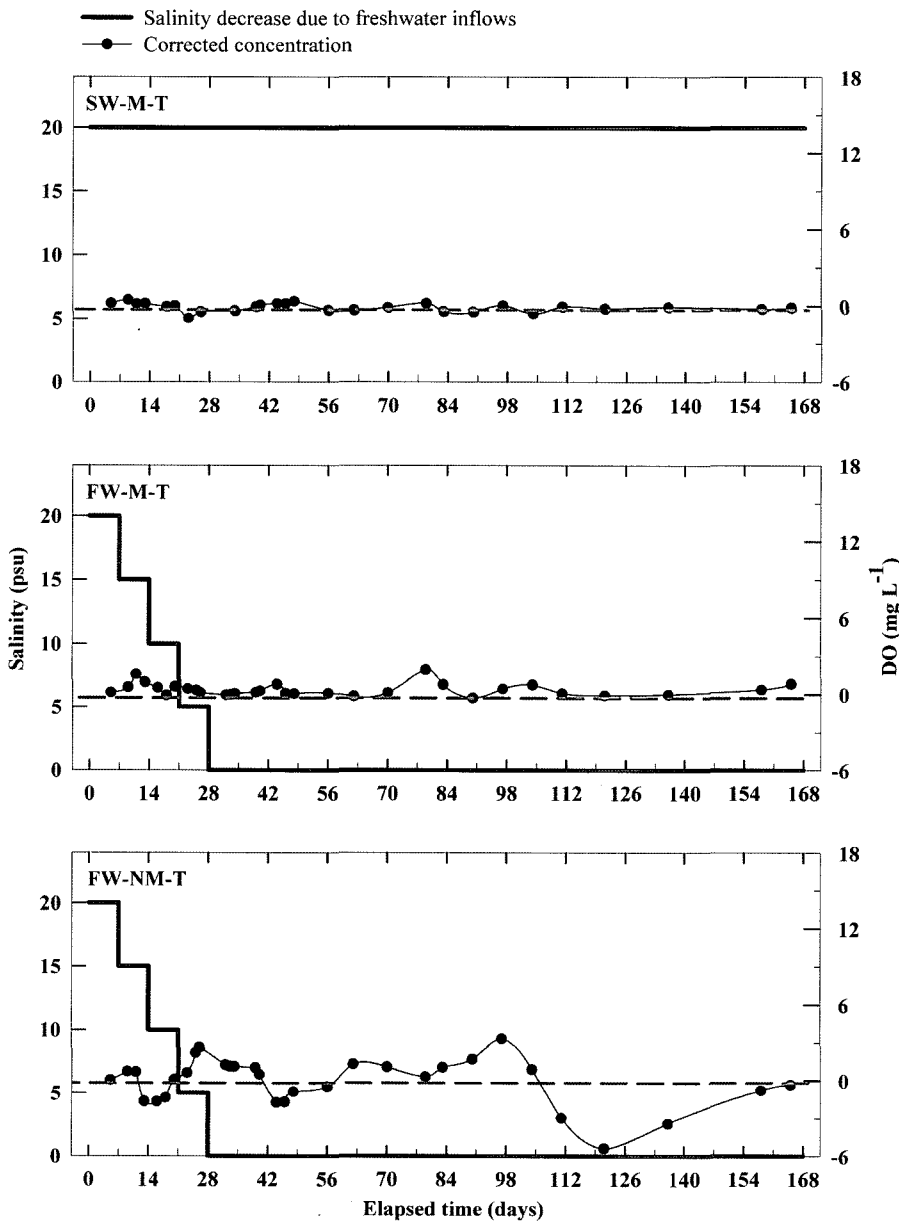


Fig. 7. Variations of DO during the process of freshwater introduction. Corrected concentration denotes the difference between the 'Sediment + Water' and Control (Water only).

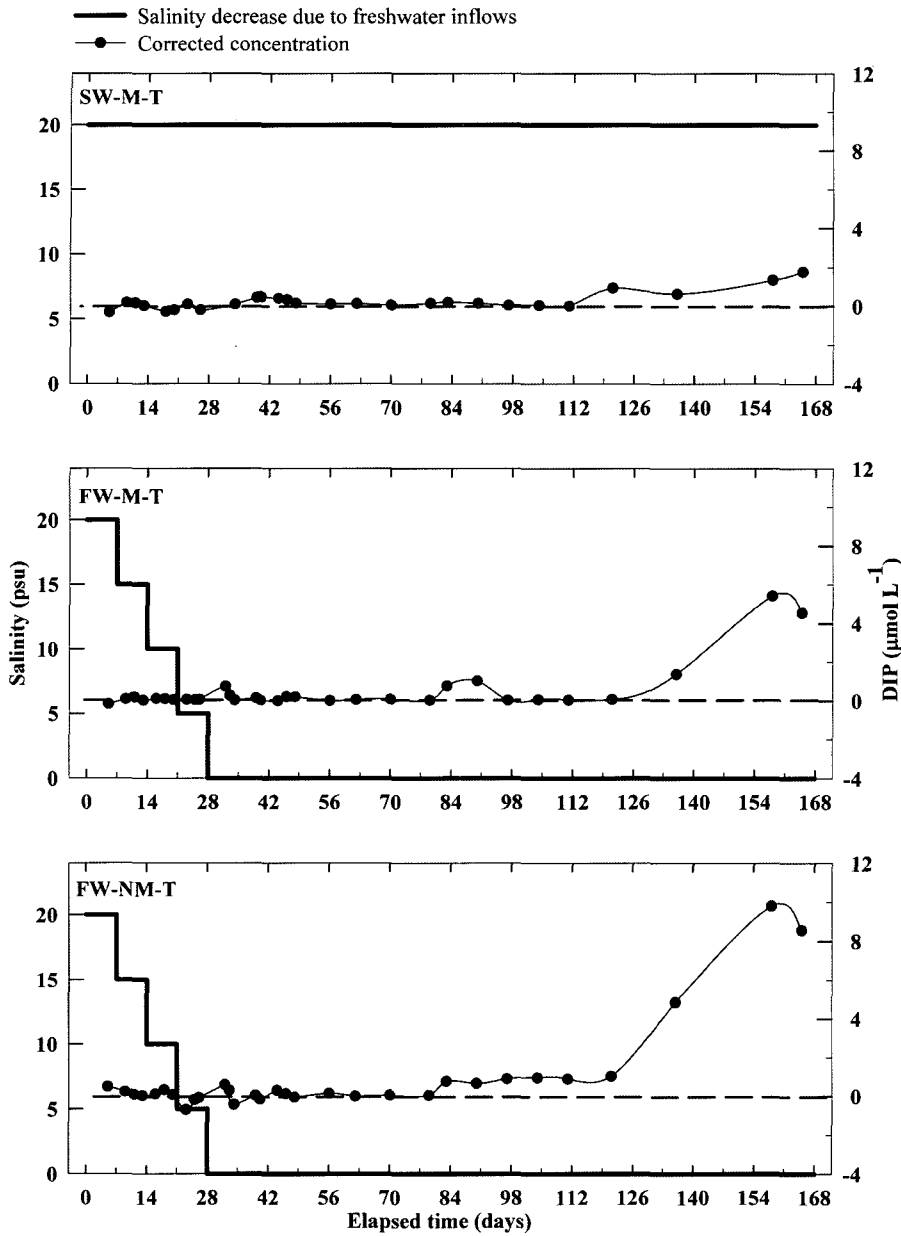


Fig. 8. Variations of DIP during the process of freshwater introduction. Corrected concentration denotes the difference between the 'Sediment + Water' and Control (Water only).

는 과정을 통해 여름철 수주의 성층화가 방지되었고, 대기 중의 산소 용해를 촉진시켜 수층에 고루 확산되면서 특히 저층 수층의 산소 결핍을 방지하였거나 일시적인 산소 결핍이 발생하였다 해도 곧바로 용존 산소가 공급되었다고 추정할 수 있다. 미교반 담수 실험군에서도 해수중에서 담수중 플랑크톤으로의 즉각적인 천이가 관찰되었고(김, unpubl. data), 특히 해양 저서생물이 대량 폐사함에 따라 봄철에 비해 여름에는 개체수가 절반 이하로 감소하였다(Table 5). 이것은 여름철 시기인 6월 하순 ~ 8월에 DO의 급격한 결핍 현상으로 나타났다(Fig. 7). 앞의 결과에서 보듯이 미교반 담수화 실험군에서 DO 농도가 표층에서는 호기성 상태를 유지하고 있었다고 해도(Table 4) 퇴적물과 저층수 간 상호작용에 의한 DO 상대적인 농도 분포는 잠재적인 결핍 상태를 나타냈다. 일반적으로 호기성 조건에서 퇴적물 속으로 인이 흡수(uptake)

되고, 혐기성 조건에서는 인의 용출이 우세하다고 알려져 있다 (Bates and Neafus, 1980). 그러나 Hargreaves(1998)는 호기성 환경 내에서도 소규모 단위로 산소/무산소 상태가 공존할 수 있다는 주장을 제기한 바 있다. 이 실험에서도 실험 기간 동안, 수주의 표층에서 특히 여름철에조차도 DO 농도를 기준으로 한 무산소 상태($< 2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) 또는 혐기성 환경을 발견하진 못하였다. 그 이유 중의 하나로서 혐기성 환경이 발생할 가능성이 높은 여름철 시기에 DO 측정 간격이 너무 길어(2주 또는 1달 중에 하루 측정) 혐기성 환경을 발견하지 못하였던 것으로 보인다. 한편으로 Hu *et al.*(2001)는 실험실 연구($1.0\text{--}15 \text{ mg P/m}^2\text{-day}$, 20°C)를 통해, 그리고 Chau(2002)는 현장 측정($38 \text{ mg P/m}^2\text{-day}$, 20°C)을 통해, 수주의 호기성 상태($\geq 4.0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$)에서도 각각 DIP의 용출이 발생한다는 것을 증명한 바 있다.

따라서 앞의 추론들을 종합해 볼 때, 이번 메조코즘 연구에서 DIP 용출을 주도한 가장 큰 인자는 온도 상승에 따른 유기물 분해를 증가였을 것으로 판단된다. Pastuszak *et al.*(2005)에 따르면 봄철 식물플랑크톤이 사멸하여 퇴적된 잔해와 기타 유기물(e.g., particulate organic phosphorus)들이 여름철 고수온 상태에서 더욱 활발하게 분해되어 DIP의 저층 용출을 가속화한다고 하였다. 이번 연구에서도 호기성 상태에서 그리고 수온이 약 25°C로 상승하는 5월 하순경부터 수주 내 DIP 농도가 현격하게 증가하는 것으로 나타났고 한 여름에는 30°C 가까이 상승했을 때 최대 DIP 농도(DIP summer maximum)를 나타냈다(Fig. 8).

이번 실험에서 세 실험군의 상위 수주의 수심은 모두 각각 50 cm에 불과했다. 하지만, 미교반 담수화 실험군에서는 담수화 과정이 완료된 늦은 봄부터 초여름까지 수면(0.4 psu)과 저층수(1.0 psu) 사이에는 일시적으로 수직 염분성층이 형성되어 있었다. 정체된

수주 내에서 이처럼 표층의 담수와 공급수로부터 용출된 저층의 염수 간 염분 기울기로 인한 성층화는 표층의 산소가 확산을 통해 저층으로 전달되는 속도를 저하시킬 뿐만 아니라(Hearn and Robson, 2001), 그 환경 내에 살아있는 생물의 대사 활동에 의해 소비되는 산소량이 확산을 통한 산소 공급량보다 수 십에서 수 백 배까지 큰 특성을 감안하면(Meyer-Reil and Köster, 2000) 시간이 경과할수록 저층수를 빈산소 또는 무산소 상태로 변하게 했을 것이다(Taguchi and Nakata, 1998).

질소계 무기 영양염(NO_3^- , NH_4^+)의 잠재적 변화: NO_3^- 농도가 수중에서 증가하는 요인으로는 질산화 작용과 퇴적층으로부터의 용출이 있고, 이후에 탈질산화 작용, 식물플랑크톤에 의한 흡수, 그리고 퇴적물 속으로 이동(transfer) 과정을 통해 수중에서 감소하게 된다(Herbert, 1999). 이번 연구에서 NO_3^- 은 겨울과 봄철에 대체로 높은 농도를 보이다가, 여름철로 접어들면서 모든 실험군

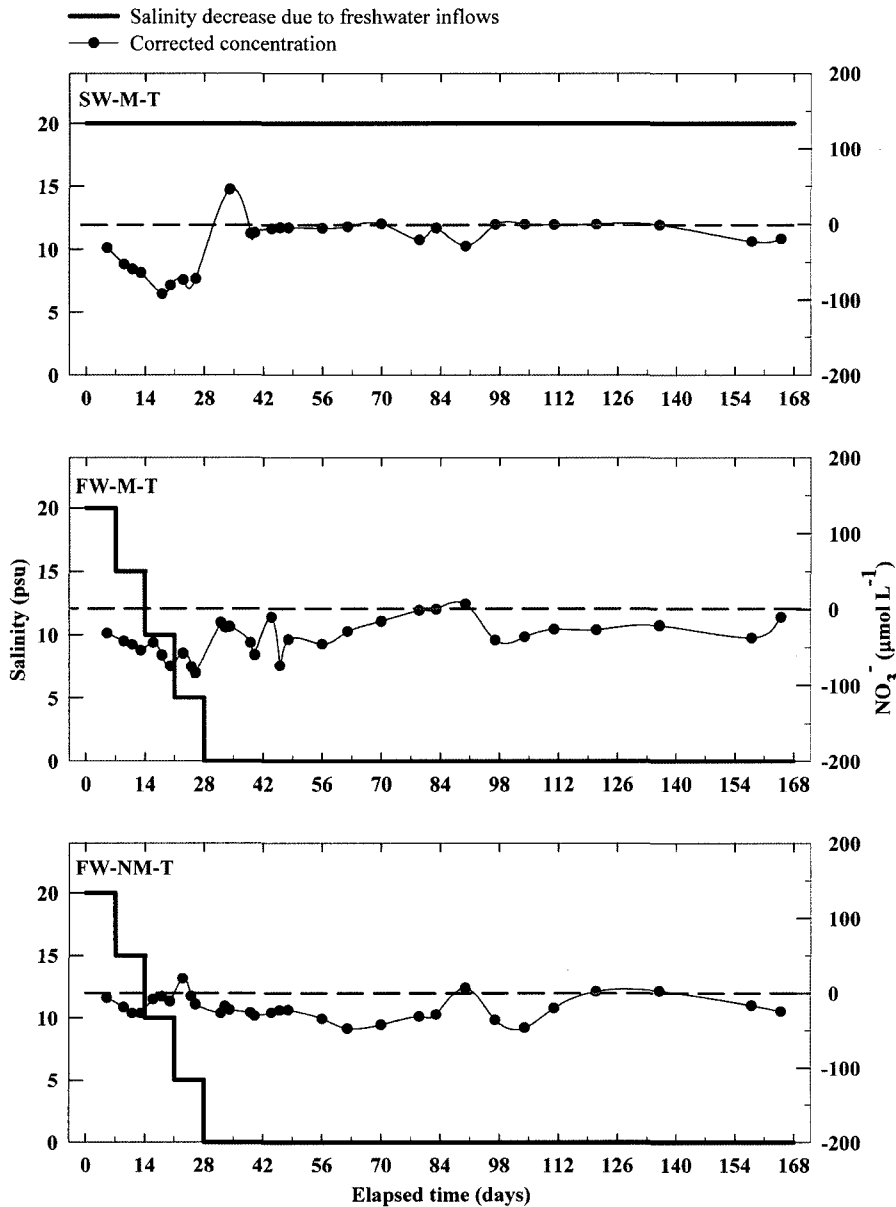


Fig. 9. Variations of NO_3^- during the process of freshwater introduction. Corrected concentration denotes the difference between the 'Sediment + Water' and Control (Water only).

에서 매우 낮은 값을 보였다(Fig. 9). 특히 교반 담수화 실험군과 미교반 담수화 실험군에서 초봄의 담수화 과정 중에 수주 내 NO_3^- 이 증가한 이유로는 첫째 유입 담수 내에 NO_3^- 이 고농도로 포함되어 있는 것과 더불어, 두 번째로써 해수 실험군에서 담수 실험군으로 급격한 환경 변화를 겪는 동안, 영양염을 흡수(uptake)하는 식물플랑크톤이 해수중에서 담수중으로 천이(김, unpubl. data) 되는 과정에서 일시적으로 NO_3^- 의 소비가 줄어든 데서 기인한 것으로 보인다. 이후 늦은 봄 동안에도 상위 수주에서 NO_3^- 의 농도는 다시 큰 폭으로 감소하였다. 한편 식물플랑크톤의 생체량을 나타내는 Chl- α 의 분포도 겨울에만 높고 그 이후엔 곧잘 낮은 값을 보여 식물의 동화 작용에 의한 NO_3^- 제거 요인도 매우 미미했던 것으로 추정된다. 하지만 겉으로 보이는 이런 현상과 달리, 식물플랑크톤 중 일부는 동물플랑크톤에 섭취되어 수중에서 재순환하게 되고, 나머지 대부분은 저층으로 침강되었을 가능성이 있다. 이것은 NO_3^- 의 이동 방향을 예측하기 위해 각 실험구에서 분석된 값으로부터 대조 실험군에서 얻은 값을 뺀 결과에서 나타났다. 담수 조건인 [FW-M-T], [FW-NM-T]의 두 실험구에서는 실험 기간 내내 NO_3^- 이 수주에서 제거되는 것으로 나타났다(Fig. 9). 이와 같은 이유는 퇴적물의 일시적인 저장 기능(sink) 또는 퇴적물과의 반응에 의한 탈질산화 작용의 결과로 보여진다(Jenkins and Kemp, 1984; Hargreaves, 1998). 한편 해수 교반 실험군에서 NO_3^- 은 겨울부터 초봄까지 수주에서 제거된 상태를 보이다가 늦은 봄과 여름철에는 공급/제거가 평형을 이루는 것으로 나타났다.

NH_4^+ 농도는 NO_3^- 에 비해 전체 평균으로 1/2~1/8배 이상 낮은 농도 분포를 보였다(Table 4). 더욱이 NH_4^+ 은 부유 입자나 유기물과의 흡착, 식물에 의한 우선적인 흡수, 그리고 휘발(volatilization) 과정 등에 의해 수중에서 감소하거나 제거된다(Hargreaves, 1998). Rysgaard *et al.*(1999)는 0, 10, 20, 30 psu의 염분도에 따른 퇴적물 내 NH_4^+ 의 흡/탈착 및 용출률에 대해 연구한 바 있다. 그 결과 0 psu에서 NH_4^+ 의 퇴적 입자에 대한 흡착력이 가장 강하고 이에 따라서 용출률 또한 최소값을 나타냈으며, 10, 20, 30 psu의 염분에 따른 용출률에 있어서는 유의한 차이가 없다는 사실을 밝혀냈다. 이와 같은 결과는 담수 유입 이후 0~10 psu 범위를 나타낸 이번 메조코즘 수주 및 공극수 환경에서 NH_4^+ 농도가 낮게 검출되었던 요인 중의 하나로 고려할 수 있다. 생물 폐사로 인한 유기물 증가와 분해율이 높은 여름철에 DIP의 농도 증가는 뚜렷하게 나타난 반면, NH_4^+ 은 겨울부터 여름까지 통계적으로 어떠한 증가 현상도 보이지 않았다. 또한 NH_4^+ 의 이동 방향을 예측하기 위해 각 배양 실험구에서 대조구 환경 내 농도값을 뺀 결과에서 일관된 경향 없이 증감을 반복하는 것으로 나타나(Fig. 10) 위의 여러 가지 요인들이 매우 복잡하게 작용하고 있다는 것을 시사하였다.

한편, 담수에서와 달리 해수 중 SO_4^{2-} 농도는 평균 2,649 mg kg^{-1} (34.32 psu 기준)이다. 이것은 주요 용존염 중에서 세 번째로 풍부한 농도로써, 당연히 연안 퇴적물 내 수 cm 깊이의 공극수에도 그에 상당하는 SO_4^{2-} 이 농축되어 있다(Borowski *et al.*, 1999). 이러한 연안 갯벌이 해수 환경에서 담수 환경으로 바뀐 인공 담수호에서 초기에 야기될 수 있는 또 하나의 현상은 H_2S 의 발생일 것이다. 이번 담수화 실험에서도 매우 낮은 농도 범위이긴 하지만 공극수 내 H_2S 가 봄철에 비해 여름철에 2~3배까지 증가하였다는 결과를 얻었다(정, 2005).

다른 영양염에 의해 이미 부영양화된 호수 수층에서는 봄철에 녹조(algal bloom)의 발생, 천이, 소멸 등의 과정을 거치고, 뒤이어 퇴적물 표층에 침강한 이 유기물들이 분해 과정을 거치면서, 미생물(sulfate reducing bacteria)의 SO_4^{2-} 환원에 의해 H_2S 가 수중으로 용출된다(Kleeberg and Dudel, 1997; Hadas *et al.*, 2001). H_2S 는 플랑크톤을 비롯한 대부분의 해양 생물에 치명적인 독성을 가진 물질이므로, 이것의 발생은 특히 연안 갯벌 조간대에 새로 조성된 인공 호수가 정상적인 담수호 환경으로 전환되는 초기 단계에 많은 장애를 일으킬 수 있다.

담수 실험군(FW-M/NM-T) 내 DIP 농도의 급격한 증가 요인: 메조코즘을 이용한 실험에서 해수 실험군과 담수화 실험군 모두에서 여름철 시기에 수중 DIP의 농도가 증가하는 것으로 나타났으며, 특히 담수 미교반 실험군에서 DIP 농도가 급격하게 증가하는 것으로 나타났다.

담수화 실험군에서 담수화가 진행(2004년 3월 6일, 7일 경과)된 이후 조사 시기를 기준으로 79일(5월 17일)이 경과할 때까지 수층 내 DIP 농도는 거의 발생하지 않았다(Table 5, Fig. 9). 한편 이와 거의 비슷한 시기에 교반 담수화 실험군의 수층에서는 전 실험 기간 중 가장 많은 식물플랑크톤의 발생량(195×10^3 cells/m)을 보였고, 미교반 담수화 실험군에서도 다른 시기에 비해 높은 식물플랑크톤 발생량(63×10^3 cells/m)을 나타냈다(김, pers. comm.). 하지만 그로부터 약 3주(18일)가 경과된 97일(6월 4일)에는 대규모 Bloom이 거의 소멸되었다. 또한 퇴적물 내 저서생물들은 63일(5월 1일)과 91일(5월 29일) 경과 일수 사이에 대량 폐사가 발생하였다(Fig. 6, Table 5).

수층의 완전 담수화 이후, 1~2개월 동안 이와 같은 부유/저서생물들의 소멸은 퇴적물 표층과 내부에 대량의 유기물질(detritus)을 공급하였을 것이다. 이후 5월 하순이나 6월 초부터 본격적으로 시작되는 여름철 기후 조건에서 유기물의 분해량과 분해 속도는 급격히 증가하였던 것으로 추정된다. 그에 대한 예로써 DO 농도는 대규모 Bloom과 저서 생물량 폐사 시기 이후인 104일(6월 11일)을 기점으로 급격히 감소하기 시작하여 121일(6월 28일) 경과일에는 DO 농도의 최대 결핍 상태를 보였다(Fig. 7).

수층이나 퇴적물 내에서 DO가 소비되는 경로 중 이번 메조코즘 실험에서는 담수화로 인해 해수중 생물들이 폐사한 이후, 이들 유기물 분해에 필요한 산화제 수요가 산소의 가장 큰 소비 요인으로 작용하였을 것으로 보인다. 이러한 과정에 대한 결과는 유기물 분해 산물인 DIP의 농도 증가로 나타났다(Fig. 8). 실제로 미교반 담수 실험군에서 121일(6월 28일) 경과 일수를 기점으로 수중 DIP의 농도가 급격한 증가 현상을 보였으며, 158일(8월 4일)째에 최대 농도값인 9.97 $\mu\text{mol l}^{-1}$ 을 나타냈다.

미교반 담수화 실험군(FW-NM-T) 내 DO의 최대 소모 시기와 DIP 최대 농도 시기 간 시간 격차(time lag) 요인 추정: 미교반 담수화 실험군에서 DO의 소비가 가장 많았을 때(121일 경과, 6월 28일)와 DIP의 최대 농도를 보인 시기(158일 경과, 8월 4일) 사이에는 1달 이상(37일)의 시간 격차가 있었다(Table 2, Fig. 8). 수중 DIP의 주공급원인 퇴적물 내 해양 저서동물의 사체가 분해되면서 생성된 인이 궁극적으로는 상위 수주로 용출된다고 가정했을 때, 유기물 분해로 생성된 DIP가 퇴적물 내에 점점 농축되면서 농도 기울기가 어느 정도까지 커지게 되면(Eckert *et al.*, 1997; 심 등,

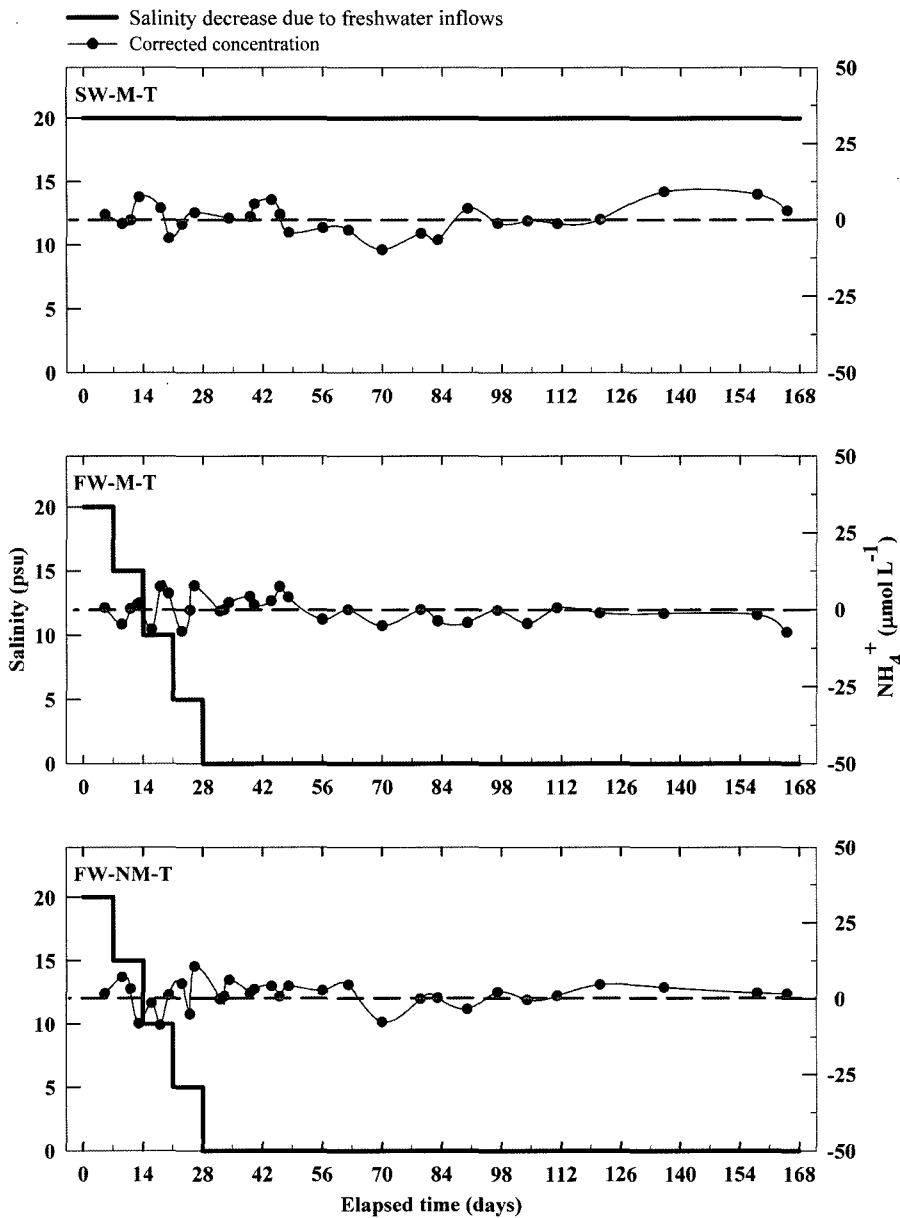


Fig. 10. Variations of NH_4^+ during the process of freshwater introduction. Corrected concentration denotes the difference between the 'Sediment + Water' and Control (Water only).

2001) 퇴적물/저층수의 계면을 통과해서 용출되는데 그 양과 속도는 퇴적물 내 농도 경사의 정도에 좌우된다. 특히 표층의 담수와 퇴적물로부터 용출된 염(鹽)이 녹아있는 저층수 간의 밀도 성층으로 인한 효과도 반영된 결과로 사료된다. 이번 메조코즘 연구에서는 약 1달여(37일)의 지연 기간(time lag) 동안 그와 같은 속성 과정이 진행되었을 것으로 추정된다. 이에 대해서는 저층수로 용출된 DIP가 확산이나 대류에 의해 표층까지 운반되는 데 있어서 성층화가 어느 정도의 영향을 미치는 지에 대해 추가 실험을 할 계획이다.

담수화로 인한 부영양화 및 원화 효과: 담수화 실험을 진행하는 동안, 해수중 생물의 대량 폐사가 관찰되었고, 동절기에서 하절기로 계절이 바뀔 때 따라 온도 상승에 의한 DO의 급격한 감소 현상이 관찰되었다. 이러한 현상은 교반 담수화 실험군(FW-M-T) 보다는, 특히 미교반 담수화 실험군(FW-NM-T)에서 매우 뚜렷하게

나타났다. 또한 DIP의 경우도 미교반 담수화 실험군에서 훨씬 많은 양이 용출되는 것으로 나타났다. 이것으로 보아 수층을 교반함으로써, 상대적으로 DO가 급격하게 떨어지는 것을 어느 정도 방지할 수 있고, DIP가 한번에 다량으로 용출되는 현상을 차단하는 효과를 얻을 수 있다고 판단된다.

한편, 무기 영양염의 분포 변화에 있어서, 퇴적물이 NO_3^- 에 대해서는 제거지(sink)로서, 그리고 DIP에 대해서는 공급원(source) 역할을 하고 있는 것으로 나타났다.

결론

수주의 담수화 영향으로 공극수 내 염분이 10 psu 이하로 감소한 이후 5월 1일(담수 유입 63일 경과)과 5월 27일(91일 경과) 사이에 저서 동물 생체량의 급격한 감소가 발생하였고, 여름철(5월

29일과 7월 20일)에는 저서 동물의 구성 비율에도 변화가 생겼다. 늦봄과 여름 사이에 이매패류의 개체수는 최대 8분의 1 이하로 급감하였고, 다모류도 약 3분의 1 수준으로 감소하였다.

담수화 실험을 진행하는 동안(FW-M/NM-T에서), 여름철 해수 중 생물의 대량 폐사가 관찰되었고, 동절기에서 하절기로 계절이 바뀌에 따라 온도 상승에 의한 DO와 급격한 소모 현상이 관찰되었다. 이러한 현상은 교반 실험군(FW-M-T) 보다는, 특히 미교반 담수 실험군(FW-NM-T)에서 매우 뚜렷하게 나타났다. 또한 DIP의 경우도 미교반 담수 실험군에서 훨씬 많은 양이 용출되는 것으로 나타났다. 이것으로 보아 수층을 교반함으로써, 상대적으로 DO가 급격하게 떨어지는 것을 어느 정도 방지할 수 있고, DIP가 한번에 다량으로 용출되는 현상을 차단하는 효과를 얻을 수 있다고 판단된다.

한편, 무기 영양염의 분포 변화에 있어서, 퇴적물이 NO₃에 대해서는 저장소(sink)로서, 그리고 DIP에 대해서는 공급원(source) 역할을 하고 있는 것으로 나타났다.

사 사

본 논문은 한국농촌공사 농어촌 연구원(KARICO)의 후원과 군산대학교 새만금환경연구센터(RIC)의 지원을 받아 연구한 내용입니다. 바쁜 일정 속에 논문에 대해 심사해 주시고 세세한 부분까지 지적해 주신 심사 위원님들께 진심으로 감사 드립니다. 또한 참고 자료 활용에 동의해 주신 김형섭 박사님, 연구를 위해 시료 채취와 실험 분석에 참여한 고경란 님과 강건, 박창완, 주용진, 최재훈, 채병우, 허용, 유진곤, 임수현, 고준 등에게 감사의 마음을 표합니다.

참고문헌

- 김도희, 양재삼, 2000. 금강 하구 갯벌 내 질소화합물질의 연직적인 플럭스 평가. 한국해양환경공학회지, **3**(2): 3-10.
- 김영태, 2006. 메조코즘(mesocosm)을 이용한 갯벌의 생지화학적 변화 연구. 군산대학교 박사학위논문.
- 김종구, 김동명, 양재삼, 2000. Box 모델을 이용한 금강 하구 해역의 물질수지 산정. 한국해양환경공학회지, **3**(4): 76-90.
- 김종구, 김양수, 조은일, 2002. 새만금 사업 지구의 연안해역에서 부영양화 관리를 위한 생태계 모델의 적용. 한국수산학회지, **35**(4): 356-365.
- 농업진흥공사, 1987. 어족자원 생태변화 예측 및 내수면 개발 계획 수립 연구 보고서, pp. 174-188.
- 심무준, 조성록, 나공태, 신진선, 김은수. 2001. 시화호 퇴적물에서 인의 지화학적 특성. 한국해양환경공학회지, **4**(3): 16-27.
- 양재삼, 김영태, 2002. 곰소만 조간대에서 인의 시공간적 분포. 한국해양학회지, **7**(3): 171-180.
- 양재삼, 김기현, 김영태, 2003. 곰소만 조간대 해수 내 질소 성분의 시공간적인 분포. 한국해양학회지, **8**(3): 251-261.
- 이용혁, 양재삼, 1997. 금강 하구역에서 영양염류, 엽록소, 부유물질과 염분 변화에 대한 500일 간의 연속 관측. 한국해양학회지, **2**(1): 1-7.
- 이태원, 문형태, 허성희, 1997. 시화호 수질 악화에 따른 시화호와 주변 해역 어류의 종조성 변화. 한국해양학회지, **2**(2): 110-116.
- 정용훈, 2005. 사질 갯벌의 담수화로 인한 공극수 내 지화학적 조성 변화; 메조코즘 연구. 군산대학교 석사학위논문.
- 조규송, 강인구, 권오길, 김범철, 나규환, 안태석, 이종범, 이찬기, 이해금, 김상호, 최준길 공역, 1991. 호수환경조사법. 동화기술, 118 pp.
- 조영근, 이동훈, 김상중, 1995. 식물플랑크톤 생장이 소양호 수층의 유기물 분포에 미치는 영향. 한국육수학회지, **28**(2): 137-150.
- 해양수산부, 2000. 새우양식과 질병 관리, pp. 29-57.
- Alpine, E.A. and J.E. Cloern, 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, **37**(5): 946-955.
- Asaeda, T., V.K. Trung and J. Manatunge, 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquat. Bot.*, **68**: 217-237.
- Aston, S.R., 1978. Estuarine chemistry. In: Riley, J. P. and R. Chester (Editors), *Chemical Oceanography*, 7. Academic, London, 361-440 pp.
- Bates, M.H. and N.J. Neafus, 1980. Phosphorus release from sediments from Lake Carl Blackwell, Oklahoma. *Water Res.*, **14**: 1477-1481.
- Berelson, W.M., D. Heggie, A. Longmore, T. Kilgore, G. Nichoson and G. Skyring, 1998. Benthic nutrient recycling in Port Phillip Bay, Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **46**: 917-934.
- Borowski, W.S., C.K. Paull and W.U. III, 1999. Global and local variations of interstitial sulfate gradients in deep-water, continental margin sediments: Sensitivity to underlying methane and gas hydrates. *Mar. Geol.*, **159**: 131-154.
- Chau, K.W., 2002. Field measurements of SOD and sediment nutrient fluxes in a land-locked embayment in Hong Kong. *Adv. Environ. Res.*, **6**: 135-142.
- De Vries I., R.N.M. Duin, J.C.H. Peeters, F.J. Los, M. Bokhorst and R.W.P.M. Laane, 1998. Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *J. Mar. Sci.*, **55**: 620-634.
- Eckert, W., A. Nishri and R. Parparova, 1997. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: A simulation study with intact sediment cores. *Water, Air Soil Poll.*, **99**: 401-409.
- Eisma, D. 1986. Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries. *Neth. J. Sea Res.*, **20**: 183-199.
- Fletcher R., T.B. Reynoldson and W.D. Taylor, 2001. The use of benthic mesocosms for the assessment of sediment. *Environ. Poll.*, **115**: 173-182.
- Foe, C. and A. Knight, 1986. A thermal energy budget for juvenile *Corbicula Fluminea*. *Ame. Malacol. Bull.*, Special Edition **2**: 143-150.
- Hadas, O., R. Pinkas, N. Malinsky-Rushansky, D. Markel and B. Lazar, 2001. Sulfate reduction in lake Agmon, Israel. *Sci. Total Environ.*, **266**: 203-209.
- Hargreaves, J.A., 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture pond 1. *Aquaculture*, **166**: 181-212.
- Hasanudin, U., M. Fujita, T. Kunihiro, K. Fujie and T. Suzuki, 2004. The effect of clams (*Tapes philippinarum*) on changes in microbial

- community structure in tidal flat sediment mesocosms, based on quinone profiles. *Ecol. Eng.*, **22**: 185–196.
- Hearn, C.J. and B.J. Robson, 2001. Inter-annual variability of bottom hypoxia in shallow mediterranean estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **52**: 643–657.
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *Microbiol. Rev.*, **23**: 563–590.
- Hu, W.F., W. Lo, H. Chua, S.N. Sin and P.H.F. Yu, 2001. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong. *Environ. Int.*, **26**: 369–375.
- Jenkins, M.C. and W.M. Kemp, 1984. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **29**(3): 609–619.
- Kirby, M.X. and H.M. Miller, 2005. Response of a benthic suspension feeder (*Crassostrea virginica* Gmelin) to three centuries of anthropogenic eutrophication in Chesapeake Bay. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **62**: 679–689.
- Kleeberg, A. and G.E. Duder, 1997. Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (lake GroBer Müggelsee; Germany, Berlin) due to climate factors and load. *Mar. Geol.*, **139**: 61–75.
- Meyer-Reil, L.-A. and M. Köster, 2000. Eutrophication of marine waters: Effects on benthic microbial communities. *Mar. Poll. Bull.*, **41**: 255–263.
- Nixon, S.W., M.E. Q., Pilon, C.A. Oviatt, P. Donaghay, B. Sullivan, S. Seitzinger, D. Rudnick and J. Frithse, 1984. Eutrophication of a coastal marine ecosystem - an experimental study using the MERL microcosms. *Flows Energy Mat. Mar. Ecosys.* (Fasham, M.J.R., ed.). Plenum, New York, pp. 105–135.
- Parsons, T.R., Y. Maita and C.M. Lalli, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Sydney, 173 pp.
- Pastuszak, M., Z. Witek, K. Nagel, M. Wielgat and A. Grelowski, 2005. Role of the Oder estuary (southern Baltic) in transformation of the riverine nutrient loads. *J. Mar. Syst.*, **57**: 30–54.
- Pechenik, J.A., R. Beraard and L. Kerr, 2000. Effects of reduced salinity on survival, growth, reproductive success, and energetics of the euryhaline polychaete *Capitella* sp. I. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **254**: 19–35.
- Peperzak, L., F. Colijn, R. Koeman, W.W.C. Gieskes and J.C.A. Joordens, 2003. Phytoplankton sinking rates in the Rhine region of freshwater influence. *J. Plankton Res.*, **25**(4): 365–383.
- Pomeroy, L.R., E.E. Smoth and C.M. Grant, 1965. The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. *Limnol. and Oceanogr.*, **10**(2): 167–172.
- Randall, D.J. and T.K.N. Tsui, 2002. Ammonia toxicity in fish. *Mar. Poll. Bull.*, **45**: 17–23.
- Rendell, A.R., T.M. Horrobin, T.D. Jickells, H.M. Edmunds, J. Brown and S.J. Malcolm, 1997. Nutrient cycling in the Great Ouse Estuary and its impact on nutrient fluxes to the Wash, England. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **45**: 653–668.
- Rodina, A.G., 1963. Microbiology of detritus of lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **8**(4): 388–393.
- Rysgaard, S., P. Thastum, T. Dalsgaard, P.B. Christensen and N.P. Sloth, 1999. Effects of salinity on NH_4^+ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries*, **22**(1): 21–30.
- Smith, S.V. and J.T. Hollibaugh, 1998. Carbon-Nitrogen-Phosphorus cycling in Tomales Bay, California. *Aquat. Geochem.*, **4**: 395–402.
- Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypo-chlorite method. *Limnol. and Oceanogr.*, **14**(5): 799–801.
- Taguchi, K. and K. Nakata, 1998. Analysis of water quality in Lake Hamana using a coupled physical and biochemical model. *J. Mar. Syst.*, **16**: 107–132.
- Thomsen, L. and E. Flach, 1997. Mesocosm observations of fluxes of particulate matter within the benthic boundary layer. *J. Sea Res.*, **37**: 67–79.
- Turner, A. and G.E. Millward, 2002. Suspended particles: Their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **55**: 857–883.
- Van Raaphorst, W., H.T. Kloosterhuis, E.M. Berghuis and A.J.M. Gieles, 1992. Nitrogen cycling in two types of sediments of the Southern North Sea (Frisian front, broad fourteens): field data and mesocosm results. *Neth. J. Sea Res.*, **28**(4): 293–316.
- Yang, J.S., Y.T. Kim and K.W. Choi, 2004. The monitoring of biogeochemical interactions between sediment and water: a Mesocosm Study. *J. Korean Soc. Oceanogr.*, **39**: 107–118.

2006년 4월 18일 원고접수

2006년 5월 22일 수정본 채택

담당편집위원: 최만식