

BSPE97703-1925-3

갯벌 경계면에서의 물질플럭스 및 갯벌의  
생태적 기능 평가

**Assessment on the flux at the sediment-water boundary and  
ecological role of intertidal flat**

2007. 12. 31

한국해양연구원

# 제 출 문

한국해양연구원장 귀하

본 보고서를 “갯벌 경계면에서의 물질플럭스 및 갯벌의 생태적 기능 평가”과제의 최종보고서로 제출합니다.

2007. 12. 31

총괄연구책임자 : 권개경

참 여 연 구 원 : 진재율, 노재훈, 김동선,  
구분주, 유주형, 양은진,  
최동한, 김성은, 신상호,  
도종대, 목진숙, 김경희,  
김성한, 조혜연, 노승목,  
이윤경, 김계림, 소재귀,  
박진순, 서현석, 김보배

위탁연구기관명 : 한양대학교

위탁연구책임자 : 현 정 호



# 요 약 문

## I 제 목

갯벌 경계면에서의 물질플럭스 및 갯벌의 생태적 기능 평가

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

우리나라 갯벌의 개발사업은 수 조원의 예산이 드는 대형 장기 국책 사업(예 : 새만금 사업은 1991년부터 2011년 사이에 3조 2570 억 원 예상)임에도 대부분의 갯벌 매립이 철저한 사전 환경영향 평가가 미흡한 가운데 이루어짐으로써 갯벌의 개발/보존과 관련, 정치, 경제, 사회, 문화 전반에 걸친 심각한 갈등을 초래하였음.

갈등을 해결하기 위해 각 관련부처(해양수산부, 농림부, 환경부)에서는 자체의 예산으로 갯벌의 보존 및 경제적 이용에 대한 연구를 수행하였으나, 초기의 연구결과들이 개인적인 신념에 의거하거나 구체적인 과학적 증거의 제시가 부족한 상태로 이익집단의 논리보강을 위한 자료로 이용되어왔으며, 이러한 상황에서는 이해 당사자 상당수가 수용할 수 있는 정책적 대안을 기대할 수가 없는 실정임.

이에 본 과제에서는 갯벌과 부근 수층의 생태/생지화학적 과정에 대한 연구와 갯벌 경계면의 수리-퇴적 역학적 현장조사를 통해: (1) 갯벌로 공급 된 유기물을 제거하는 유기물 분해능 및 분해경로 파악하여 갯벌의 유기물 Sink로서의 기능과, (2) 경계면의 물질 플럭스 측정을 통해 퇴적토 내에서 유기물이 분해되면서 재생산된 영양염에 의해 수층생산력을 지지하는 영양염의 Source로서의 기능을 규명하여, (3) 수층-저층간 생태연결고리 (benthic-pelagic coupling)를 정량적으로 파악함으로써 연안환경에서 갯벌의 생태적 가치를 평가함.

## III. 연구개발의 내용 및 범위

### 1. 개방형 갯벌; 강화도 남단

- 산소 미세전극을 이용한 산소소모율 추정
- 총 유기물 분해력 측정 기술
- 황산염 환원력 측정 기술
- 철환원력 측정 기술



- 식생 갯벌과 비식생 갯벌의 수리 · 적작용 차이
- 부유퇴적물 응집작용과 수평 및 연직이동
- 저면조도에 따른 난류특성에 대한 연구
- 저서동물 서식굴 표면적 측정 및 갯벌 표면적 증가율

## 2. 수층-저층 생태연결고리 ; 태안 근소만 갯벌

### 가. 갯벌표층 분류의 기반 조성

- 시계열 Landsat 위성자료를 이용하여 갯벌 DEM 제작
- 현장조사에 의해 고해상도 위성자료의 광학반사도, 퇴적환경과 생물상 비교

### 나. 수리 · 적현상 관측 및 유동량 추정

- 비식생 갯벌의 수리 · 적작용 차이
- 부유퇴적물 응집작용과 수평 및 연직이동
- 저면조도에 따른 난류특성에 대한 연구
- 조석주기에 따른 수리물리적 환경 변화 및 유동량

### 다. 영양염 플럭스

- 갯벌퇴적물에서 영양염 저층플럭스의 계절변화
- 근소만에서 영양염의 조석 및 계절 변화

### 라. 일차생산자 및 생산력

- 일차생산자 분포 및 조성 (색소 분석)
- 일차생산력의 일변화 (만 입구)
- 근소만에서 일차생산자의 조석 및 계절 변화

### 마. 유기물 분해 및 분해 경로

- 퇴적물 산소플럭스의 계절변화
- 총 유기물 분해력의 계절변화
- 황산염환원 및 철환원과정의 상대비율 변화
- 근소만에서 세균 분포 및 세균생산력의 조석 및 계절변화

### 바. 생물교란의 영향

- 저서동물 서식굴에 의한 갯벌 표면적 증가율
- 서식굴을 통한 산소 유입량 (실험실 및 현장)

## IV. 연구개발결과

### 1. 강화도-동검도 갯벌

강화도와 동검도 연결방조제 서측의 식생갯벌과 동측 비식생갯벌 모두 창조시 유입된 부유퇴적물이 노출 직전까지 지속적으로 퇴적되는 순 퇴적지역이다. 침수 초기에 식생대 갯벌의 난류에너지가 비식생대 갯벌보다 낮으며, 이를 주변 염생식물의 영향으로 해석할 수 있다.

강화도-동검도 갯벌에서 가장 두드러진 현상은 부유퇴적물의 응집작용이다. 레이저 회절원리를 이용하는 현장관측기로 측정한 고조시 부유퇴적물의 현장 평균입경은 72 mm인 반면 자동채수기로 채집한 부유퇴적물 개별입자의 평균입경은 21 mm이며, 이 차이는 세립퇴적물의 응집작용 때문으로 판단된다. 그러나 갯벌 표면퇴적물은 평균입경은 부유퇴적물 개별입자보다 더 작은 9 mm에 불과하며, 그 원인은 하계 홍수시와 동계 악기상시 미세퇴적물 유입량이 많기 때문으로 판단된다.

강화도 갯벌퇴적물에서 2005년 4월과 9월에 산소 미세전극(microelectrode)을 이용하여 퇴적물내 산소의 분직분포를 측정하였다. 퇴적물내 산소의 분직분포로부터 세 가지 방법을 이용하여 산소소모율(oxygen consumption rate)을 계산하였다. 세 가지 방법 가운데 PROFILE 소프트웨어를 이용하여 계산한 방법이 가장 믿을 만하였다. 정점 D1에서 PROFILE 소프트웨어를 이용하여 계산한 산소소모율은 4월과 9월에 각각 10.5와 6.27 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>였다. 정점 D2에서 산소소모율은 4월에 10.9 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>였고 9월에 5.39 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>였다. 산소소모율은 지역적으로는 큰 차이를 보이지 않았지만, 9월보다 4월에 두 배 가량 높아 계절적으로 큰 차이를 나타냈다. 4월보다 높은 산소소모율은 보인 것은 해수의 높은 산소농도와 퇴적물에서의 높은 유기탄소 함량때문인 것으로 판단한다. 강화도 갯벌퇴적물에서 산소소모율로부터 구한 호기성 광물화율(aerobic remineralization rate)은 4.14-8.07 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>의 범위를 나타냈고 이런 호기성 광물화율은 혐기성 광물화율(anaerobic remineralization rate)보다는 매우 낮았다.

저서동물이 만든 burrow는 퇴적물과 물이 만나는 접촉 면적을 증가시켜 퇴적물과 해수 간의 물질교환이 일어나는 경계면을 증가시키며, 생물의 관개 활동은 burrow와 수층 간의 해수를 교환시킴으로서 경계면에서의 물질교환을 촉진시킨다. 이러한 과정은 생물활동에 의해 빈산소 혹은 무산소 환경의 퇴적물 속으로 산소가 유입됨으로서 일어난다. 본 연구는 생물교란 활동이 갯벌 경계면 증가, 산소투과 깊이, burrow 내 산소농도 변화에 어떤 영향을 미치는지를 파악하기 위해 수행되었다. 갯

벌 경계면 증가에 관한 조사는 강화도 동검 갯벌과 새만금 갯벌에서 수행하였다. 저서동물이 만든 burrow는 환경요인의 구배에 따라 시·공간적인 크기 차이를 보였다. 노출시간이 긴 높은 조고에서 그리고 기온이 높은 여름철에 burrow 크기는 보다 깊어지고 커졌다. 이는 갯벌 저서동물의 열악한 환경을 극복하기 위한 전략의 하나로 이해되었다. 그리고 burrow는 식생 밀도가 높은 곳에서는 그 크기가 축소되었다. 생물의 활동이 식생에 의해 저해를 받기 때문인 것으로 판단되었다. 저서동물이 만든 burrow에 의해 갯벌 경계면은 최대 1,044%까지 증가되었으며 (새만금 갯벌), 동검 갯벌의 경우 환경구배에 따라 평균 20~ 55% 증가 폭을 보였다.

표층 6 cm 이내에서 혐기성 유기물 분해능은  $64 \sim 42 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위로 조사되었다. 전반적으로 식생이 발달한 갯벌에서 식생이 없는 갯벌 보다 더 높은 유기물 분해능을 나타내었는데, 국내 갯벌의 유기물 분해능이 홍수림 보다 높고, 식생이 발달한 염습지에 비해서도 떨어지지 않는 것으로 나타났다. 한편 유기물 분해에서 황산염 환원의 비중은 36~ 3%로 상대적으로 철환원 비중이 높았으며 식생이 발달한 VMF 지역에서 UMF에 비해 높은 철환원 비중을 보였다.

## 2. 근소만

### 가. 조하대

근소만 내의 조하대 정점 W1의 표층에서 조류를, 만 입구 정점 W2에서 기초적인 물리특성 연직분포를 관측하였으며, W2를 통과하는 측선 AB를 따른 퇴적물 이동량을 관측하였다. W1과 W2의 조류는 모두 남서-북동 왕복류이다. 창조우세인 W1의 최강유속은 약 80 cm/s, 낙조우세인 W2의 최강유속은 약 90 cm/s이다. 만 입구의 계절적인 물리특성은 다음과 같다.

춘계 대조기 : 정점 W2에서의 5월 수온 변동폭은 약  $8.0 \sim 1.5^{\circ}\text{C}$  고, 저조 전후의 표층수온이 상대적으로 높으며, 이는 갯벌에서 가열된 해수의 영향 때문이다. 염분 변동폭은 무시할 만하다. 부유퇴적물 농도(SSC)는 하층 최고농도가 약 40 mg/l, 표층 최소농도는 약 10 mg/l이다.

측선 AB를 따른 VM-ADCP 관측결과, 낙조시의 주수로 표층 최강유속은 80~ 90cm/s이며, 수로 외측인 남북 천해역에서는 20~ 30cm/s 정도로 급감한다. 그러나 최강 창조시에는 비록 주수로 표층유속이 50cm/s 정도로 낙조시보다 낮지만 남북 천해역 표층에서도 40~ 50cm/s를 상회하는 유속이 발생한다. 저조 3시간 전부터 저조 3시간 후까지 6시간 동안 주수를 따른 퇴적물 순 이동방향과 이동량은 남서향(만

외측 방향)으로 168 kg이었다.

하계 대조기 : 고조시 표층과 저층 수온은 각각 약 21℃ · 20℃ 며, 저조시에는 각각 23℃ · 22℃ 정도로서, 춘계와 같은 변화양상을 보인다. SSC가 춘계에 비해 크게 낮아져 최고농도가 10 mg/l에 불과하다. 수평방향 단위길이당 표층에서 저면까지 조석 한 주기 동안의 부유퇴적물 이동량은 만 외측 방향으로 800g/cm이다.

추계 대조기 : 2006년 10월 25일 수온은 고조시 약 19℃ 저조시 약 17℃ 이서 춘계와 하계와 반대되는 현상을 보여 갯벌의 cooling 작용이 시작되었음을 시사한다. SSC 시간변화는 조석환경에서의 전형적인 양상을 보이며 농도는 춘계 수준으로 회복되었다.

동계 소조기 : 수온이 약 6℃ 전후로 변동하나 소조기인 관계로 조시에 따른 변동을 무시할 수 있으며, 염분도 마찬가지로이다. SSC는 동계절임에도 15~ ) mg/l 정도로 춘계와 추계보다 낮으며, 이 역시 소조기이기 때문으로 판단된다.

갯벌퇴적물이 연안해역에서의 영양염 순환에 미치는 영향을 파악하기 위하여 사계절동안 근소만 입구에서 한 시간 간격으로 12시간 동안 해수를 채수하여 암모니아, 질산염, 인산염, 규산염을 분석하였다. 암모니아와 규산염은 계절적으로 큰 변화가 없는 반면, 질산염은 매우 큰 계절 변화를 나타냈다. 여름동안에 질산염 농도는 다른 계절에 비해 상당히 낮았는데, 이것은 여름동안 식물플랑크톤에 의해 섭취가 증가하고 갯벌퇴적물에서 탈질산화 (denitrification)가 활발히 일어났기 때문이다. 인산염도 계절변화를 나타냈지만, 질산염과 같이 큰 변화를 보이지는 않았다. 질소/인 비율과 질소/규소 비율은 다른 계절에 비해 여름에 특히 낮았는데, 이것은 여름동안 갯벌퇴적물에서 탈질산화가 활발히 일어났기 때문이다. 모든 계절동안 암모니아 농도는 고조때보다 저조때 높았지만, 질산염 농도는 반대로 저조때보다 고조때 높았다. 용존무기질소 농도는 봄, 여름, 겨울동안에는 저조때보다 고조때 높은 반면, 가을동안에는 반대로 고조때보다 저조때 높았다. 인산염과 규산염 농도는 봄과 겨울 동안에는 고조때보다 저조때 높은 반면, 여름과 가을동안에는 저조때보다 고조때 높았다. 근소만에서 갯벌퇴적물은 주변 연안해역에서의 영양염 순환에 매우 큰 영향을 미친다. 갯벌퇴적물은 암모니아와 규산염에 대해서는 공급원으로 작용하고 질산염에 대해서는 제거원으로 작용한다. 그러나 인산염은 갯벌퇴적물에 의해 큰 영향을 받지 않는다.

조석에 의한 갯벌과 수층의 상호작용과 outwelling process를 이해하기 위해 조석과 조류의 유속에 따른 수층 미세조류의 엽록소 a 및 지시색소의 농도 변화, 주요 미세조류의 현존량을 조사하였다. 대부분의 경우 조사 해역의 내만에서 수층 엽록

소 a 농도는 밀물 때 유속의 증가와 함께 증가하는 양상을 나타내, 갯벌 미세조류의 부유가 엽록소 a의 농도 변화에 중요한 역할을 함을 시사하였다. 또한, 유글레나류와 은편모조류의 지시색소인 엽록소 b와 alloxanthin이 엽록소 a의 증가와 유사한 변동 양상을 나타내어 갯벌 부유에 의한 엽록소 a 변동에 이들 그룹의 미세조류가 중요한 부분을 차지하고 있는 것으로 나타났다. 반면, 갯벌에서 우점하는 미세조류인 규조류의 지시색소인 fucoxanthin은 2007년 5월을 제외하면 유속과 유사한 변동 양상을 보이지 않아, 이들 그룹이 부유하여 수층 엽록소 a의 농도 증가에 기여하는 정도는 제한적임을 시사하였다. 한편, 내만의 수층에서 증가된 엽록소 a는 썰물 때에 조류와 함께 만 외측으로 이동되는 양상을 보여, 외측 수층의 미세조류 생물량에 영향을 미칠 수 있는 것으로 나타났다. 그러나 2006년 8월에는 외해로부터 엽록소 a가 내만으로 유입되는 양상을 보여 미세조류의 이동 양상이 시기에 따라 다를 수 있음을 시사하였다. 연구 해역의 수층에서 일차생산력은 엽록소 a 농도와 유의한 상관관계를 나타내, 미세조류 생물량이 일차생산력의 계절적 변동의 조절에 중요함을 시사하였다. 그러나 각 조사 시기에 조석에 따른 일차생산력의 변동은 대부분의 경우에 수층 투명도의 변화와 유사한 변동 양상을 나타내, 수층 투명도가 수층 일차생산력의 일변화에 중요한 요인임을 시사하였다. 한편, 수층에서 비교적 높은 일차생산력을 보였던 봄과 여름에 최대동화계수는 대체로 썰물에 크고 밀물에 낮아지는 경향을 보였다. 이러한 결과는 썰물에 내측수가 외해수와 섞임으로써 외해의 일차생산력이 증가되어질 수 있음을 보여준다. 따라서 조석에 의해 갯벌로부터 부유된 미세조류와 용출된 영양염 등은 외측 해역으로 outwelling됨으로써, 외측 해역의 식물플랑크톤의 생물량과 성장률의 증가와 외해역의 상위 영양 단계의 생물에게 더 많은 에너지를 전달하는 중요한 기능을 할 것으로 여겨진다.

박테리아 생물량과 생산력의 계절 및 조석 주기에 따른 분포를 조사하기 위하여, 태안만의 2군데 고정 정점에서 수행하였다. 박테리아 생물량과 이차 생산력은 각각  $0.49 \times 10^6 \sim 24 \times 10^6$  cells ml<sup>-1</sup> 와 0.41 ~ 9.6 mgC m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>의 범위를 보였다. 박테리아 생물량과 생산력은 춘계와 하계에 높았고, 동계에 낮은 분포를 보였다. 조석 주기에 따른 박테리아 생물량과 생산력은 간조에 높고, 만조에 낮은 분포를 보여 조석에 따라 두르러진 분포 양상을 보였다. 조사수역에서 박테리아 생물량과 생산력의 계절 분포는 수온 및 식물플랑크톤의 농도와 유사한 분포 특성을 보여 이들의 분포는 용존 유기물 및 수온에 의해 크게 영향을 받는 것으로 나타났으며, 반면에 조석 주기에 따른 박테리아 생물량과 생산력의 분포는 저층 퇴적물 및 외부로부터 유입되는 수괴에 의해 영향을 받는 것으로 나타났다.

## 나. 조간대

Landsat 위성자료를 이용하여 갯벌 DEM을 제작하였으며 4개 측선 (80여 정점)에서 퇴적물 특성을 분석하였다. 생물상 분류 방법을 정립하였으며 위성자료를 이용하여 분류 가능한 생물상을 파악하였다.

대조기인 2006년 8월 23~ 26일 동안의 추계 개략관측에 따르면 흐름은 창조우세이며 저면으로부터 50cm 높이에서의 최강유속은 약 45 cm/s이다. 저면으로부터 90 cmab (cm above the bed)까지의 수평유속은 전형적인 로그분포를 보이며, 창조우세 경향은 소조기에 더욱 뚜렷하다. 고조시 저면의 영향을 상대적으로 적게 받는 40 cmab에서의 값이 15 cmab보다 월등히 작은 것을 제외하면 두 층에서의 난류에너지는 전체적으로 큰 차이가 없다. 연직유속은 저면에서 90 cmab까지 전체 관측 층에서 하향우세이다.

하계에 관측된 최고수온은 28 °C 며, 수온의 경우, 하계 침수시간 동안에는 고조시에 수온이 최저가 되는 오목형 시간변동을 보인다. 관측된 최고수온은 침수초기의 28°C 고 변동폭은 6°C 다. 반면, 추계에는 고조시에 수온이 최고치가 되는 볼록형 시간변동을 보이며, 관측된 최고수온은 약 19°C 고 변동폭은 약 2°C 다. 하계에 수위 증가에 따라 수온이 감소하고 추계에는 수온이 증가하는 현상은 외해 수온이 하계에는 갯벌보다 낮고 추계에는 높기 때문이다. 즉 외해수에 의해 하계에는 갯벌이 침수시간 동안 cooling되고 추계와 동계에는 heating 된다.

대상 갯벌이 남서향으로 개방되어 북서쪽으로부터의 동계 파랑이 직접적으로 입사되지 않으므로 두 계절 모두 대부분의 관측기간 동안 파랑 영향을 무시할 수 있으나 Heibei Spirit 유출사고가 발생했던 2007년 12월 7일에는 약 25 cm의 유의파고가 관측되었다.

추계에는 25 및 50 cmab에서 SSC를 관측하였으며 각각에서의 최고농도는 약 150 mg/l와 80 mg/l 정도였다. 동계에는 90 cmab 이하를 2cm 간격으로 관측하였으며 최고농도는 약 500 mg/l였다. 25cm의 최대 유의파고 발생시 SSC도 500mg/l 정도로 급격히 상승하였다.

갯벌 표고는 추계와 동계 모두 약 2 cm 폭으로 조석과 같은 변동을 보인다. 그러나 침수시간 동안의 폭 약 0.5 cm의 변동양상은 추계에는 오목형인 반면, 동계에는 볼록형이다. 이는 부유퇴적물 농도와 저면의 함수비가 동계에 높기 때문으로 판단된다. 보름 동안의 퇴적물 순 이동방향과 이동량의 경우, 추계 25 cmab에서는 동향 122 g/cm<sup>2</sup>과 하향 35g/cm<sup>2</sup>, 50 cmab에는 동향 121g/cm<sup>2</sup>, 하향 25g/cm<sup>2</sup>로서 두 층 모두 동향과 하향 이동이 지배적이다. 동계에도 저면으로부터 90 cmab까지의 순 수

평이동량이 동향 7 kg/cm이며 1 cmab에서의 연직이동량은 하향 70g/cm<sup>2</sup>이었다.

근소만 법산리 갯벌 내의 정점 S1과 정점 S2에서, 저층챔버와 산소미세전극을 이용하여 각 계절별로 퇴적물 내 산소소모율을 측정하였다. 확산산소소모율은 정점 S1에서 7.62~ 1.4 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, 정점 S2에서 8.85~ 4.3 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>으로 분포하였으며, 총산소소모율은 정점 S1에서 20.2~ 7.6 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, 정점 S2에서 18.7~ 1.7 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>으로 분포하였다. 총산소소모율은 확산산소소모율보다 2~ 배 더 높았으며, 이러한 결과는 연안과 대륙붕 퇴적물의 산소소모율 연구와 잘 일치하였다. 총산소소모율과 확산산소소모율이 차이를 보이는 것은 퇴적물 내에 서식하는 저서생물의 관개활동이 퇴적물-해수 경계면의 면적을 증가시키고, 더 깊은 무산소층까지 용존산소를 공급했기 때문이다. 정점 S1에서 총산소소모율의 계절변화는 크지 않은 반면에, 정점 S2에서는 뚜렷한 계절 변화를 보였다. 이러한 계절 변화는 표층퇴적물의 유기탄소함량과 총산소소모율이 좋은 상관관계를 나타낸 것으로 보아, 유기물 유입량이 총산소소모율의 계절 변화를 조절하는 주요인임을 지시한다. 산소소모율로 추정된 연간 호기성 호흡율은 정점 S1과 정점 S2에서 각각 8.8, 9.1 mole C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>이었다.

갯벌 퇴적물이 연안 해양환경에서 영양염 거동에 어떠한 역할을 하는지 규명하기 위해, 근소만 법산리 갯벌 내 정점 두 곳에서 저층 챔버를 이용하여 각 계절별로 암모늄, 질산염, 아질산염, 인산염, 규산염의 저층 플럭스를 관측하였다. 암모늄 플럭스는 정점 S1에서 퇴적물에서 해수 중으로 유출된 반면에, 정점 S2에서는 해수에서 퇴적물로 유입되었다. 정점 S1에서 암모늄이 유출된 것은 저서생물의 관개활동에 의해 암모늄이 해수 중으로 바로 유출되었기 때문이며, 정점 S2에서 해수 중 암모늄 농도가 감소한 것은 해수에 풍부한 산소에 의해 질산화작용이 일어났기 때문인 것으로 판단된다. 질산염 플럭스는 정점 S1과 S2에서 모두 해수에서 퇴적물로 유입되었으며, 퇴적물 내에서 탈질산화가 활발히 일어나 퇴적물 내 질산염이 감소했기 때문이다. 암모늄, 질산염, 아질산염을 모두 합한 용존무기질소 플럭스는 정점 S1에서는 저서생물의 교란작용에 의해 퇴적물에서 유출되었고, 정점 S2에서는 탈질산화작용이 우세하여 해수에서 유입되었다. 인산염 플럭스는 암모늄과 마찬가지로 정점 S1에서는 퇴적물 내 고농도의 인산염이 확산과 관개활동에 의해 해수 중으로 유출되었으나, 정점 S2에서는 퇴적물 표층의 산화환경에서 철산화물 등에 의한 흡착 때문에 해수에서 퇴적물로 유입되었다. 규산염 플럭스는 정점 S2의 봄과 겨울을 제외하면 모두 퇴적물에서 유출되었으며, 이것은 퇴적물에서 용해, 축적된 규산염이 확산과 관개활동으로 해수 중으로 공급되었기 때문이다. 정점 S2의 봄과 겨울에 규

산염 플럭스가 해수에서 유입된 것은 입자성 물질에 흡착되거나 퇴적표층에 번성한 저서규조류에 의한 섭취 때문인 것으로 판단된다.

태안군 근소만 갯벌과 실험실에서 저서동물 burrowing 활동에 의한 산소투과 깊이와 관한 조사와 burrow 내 산소농도 변화에 관한 연구를 수행하였다. Burrow 내 산소농도는 조석주기에 따른 변화 양상을 보였다. 밀물 동안에는 생물의 활발한 관개활동으로 burrow 내 산소 농도가 높게 유지되었으며, 썰물 동안에는 큰 폭의 감소가 있었다. 그러나 썰물 시기에도 산소 농도는 일정 수준 이하로 감소하지 않는 특징을 보였다. 특정한 기작으로 burrow 내 산소농도를 일정 수준 이상으로 유지하는 것으로 판단되었다. 생물의 능동적 관개에 의해 burrow 내로 유입되는 산소는 생물이 없는 경우의 수동적 관개에 비해 약 100배 정도 높았다. 이는 퇴적물로 공급되는 산소 양의 측면에서 burrow에 의한 단순한 접촉면적의 증가 효과에 비해 생물활동에 의한 능동적 관개 효과가 보다 중요할 수 있음을 보여주는 결과였다.

Burrow wall에서부터 수평적인 산소투과 거리는 중, 조석주기, 생물활동과 관련한 burrow 구조 등에 따라 1~ 5 mm의 범위에 있었다. 산소투과 거리는 소조기에 비해 대조기에 보다 멀리까지 투과되었으며, 공간이 넓은 burrow 구조에서 보다 멀리 투과되는 특징을 보였다. 이는 시·공간적인 생물 활동의 차이에 의해 유발되는 것으로 여겨졌다. 가재붙이와 같이 갯벌 상에 요철과 같은 지형을 만드는 경우, 해수 흐름에 대한 지형적 압력 구배가 생겨 퇴적물 표층에서의 산소확산 깊이 차이가 유발되었다. 이상의 결과로부터 생물활동에 의해 퇴적물 내로 투과되는 산소 양은 burrow가 없는 지역에 비해 서식지에 따라 4.9~ 7.2 배 증가되었다. 이는 burrow가 없는 경우에 비해 퇴적물 표층에서 16~ 12 mm 두께로 산소가 더 투과되는 결과였다. 저서동물의 활동에 의한 퇴적물 교란은 갯벌 속으로 보다 많은 양의 산소를 투과시켰으며, 이는 퇴적물 내 생지화학적 물질과 미생물 군집의 분포에 영향을 주어 갯벌의 유기물 분해력을 배가시키는 역할을 하는 것으로 판단되었다.

혐기성 유기물 분해능은  $10 \sim 5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 조사되었다. 유기물 분해경로 중 철 환원력과 황산염 환원력의 상대적 중요성에서 저서생물의 활동이 활발한 정점 SD. 1은 철 환원력의 상대적 중요도가 45~ 7%로 황산염 환원력과 대등하게 측정된 반면, 저서생물의 활동이 미약한 정점 SD. 2는 황산염 환원력이 최대 86%로 황산염 환원에 의해 대부분의 유기물 분해가 주도되는 것으로 나타났다. 한편, Fe(III) 농도 역시 저서생물의 활동이 활발한 정점 SD. 1에서 저서생물의 활동이 미약한 정점 SD. 2에서 보다 최대 3.3배 높은 것으로 나타났다. 이러한 결과들은 저서생물의 활동에 의해 Fe(II)의 재산화가 촉진됨으로써 퇴적물 내 Fe(III)공급이 원활해졌고,



그로인해 유기물 분해과정에서 철 환원 작용이 황산염 환원 작용보다 우세해졌음을 의미한다.

만 입구에서 조석주기에 맞추어 측정된 영양염의 플럭스는 갯벌에서 측정된 영양염 플럭스와 일치하는 경향을 보였으며, 일차생산자는 순유출의 경향을 보였다. 또한 갯벌에서의 일차생산력은  $268 \text{ mg C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 갯벌에서 분해·거되는 유기물의 양은 갯벌에서 생산되는 유기물의 양보다 많은 것으로 평가되어 연구지역인 법산리 갯벌의 경우 영양염에 대해서는 싱크로 작용하는 반면 유기물에 대해서는 source로 작용하고 있는 것으로 해석될 수 있다.

## V. 연구개발결과의 활용계획

본 연구의 핵심 결과물인 수층-저층 생태연결고리 모델은 향후 자료의 축적·보완을 통하여 국내 연안해역에서 수층-저층 생태모델을 설명하는 고유 모델 개발에 활용하고자 한다. 또한 이 과정에서 확립된 생지화학적 과정 측정기술들, 저서동물 생리연구 장비 설계 및 연구와 관련된 know-how 등은 국내 타 갯벌 연구 및 가치 평가에 유용하게 활용될 수 있으며 궁극적으로는 연안역 통합관리모델의 핵심 근거자료로 활용될 수 있을 것이다.

# SUMMARY & KEY WORDS

## I Title

**Assessment on the flux at the sediment-water boundary and ecological role of intertidal flat**

## II. Objectives & Significance

Large proportion of tidal flat developed in west and south coast of Korea has been reclaimed during the last decades without enough preview of environmental effects as well as social problems could arise. Consequently, severe dispute between peoples supporting development and those supporting preservation. The arbitration has been impossible due to the lack of enough amount of scientific data supporting decision acceptable to both parties. The purpose of this project is supporting the decision maker by producing scientific data requested for estimation of the ecological value of the tidal flat.

The project pursuing follows by investigation on ecological/biogeochemical processes in tidal flat and water column in addition to the hydrodynamics and sedimentological data supported by field observation: (1) the role as sink of organic matter by decomposition rate and pathway of organic matter supplied, (2) the role as source of regenerated inorganic nutrients supporting productivity in water column by measuring material flux at interface, and (3) assessment of ecological value of tidal flat by quantifying benthic-pelagic coupling.

## III. Contents & Scope

### 1. Open Type Tidal Flat; Southern area of Ganghwa Island

- Estimation of oxygen consumption rates by using an oxygen microelectrode
- Degradation rate of organic matter
- Sulfate reduction rate
- Iron reduction rate

- Identifying the process differences according to whether salt plant is prosperous or not
- General intertidal processes including flocculation, quantifying horizontal and vertical transport of suspended sediments
- Increase of sediment-water interface due to burrows

## **2. Benthic-Pelagic Coupling; Geunso Bay, Taean**

### **A. Basic study on classification of tidal flat**

- Preparation of tidal flat DEM by using Landsat data
- Comparison of optical reflection, sediment and biotope between high-resolution satellite data and field observation

### **B. Physico-sedimentological observation**

- Identifying the process differences according to whether salt plant is prosperous or not
- General intertidal processes including flocculation, quantifying horizontal and vertical transport of suspended sediments
- Brief study on the subtidal processes

### **C. Nutrient flux**

- Seasonal variability of nutrient benthic fluxes
- Tidal and seasonal variations of nutrients

### **D. Primary producers and productivity**

- Distribution of primary producers and their composition (pigment analysis)
- Diel fluctuation of primary productivity (Gate of the Bay)
- Tidal and seasonal variation of primary producers

### **E. Organic matter decomposition rate and its pathway**

- Seasonal variability of sediment oxygen fluxes
- Seasonal fluctuation of organic matter decomposition rate
- Seasonal fluctuation of sulfate reduction rate vs. iron reduction rate
- Tidal and seasonal fluctuation of bacterial number and productivity

### **F. Effect of bioturbation**

- Oxygen Penetration through Burrows

- Fluctuation of oxygen concentration in burrows (Lab. & Field Study)

## **IV. Results**

### **1. Open type tidal flat : Southern area of Ganghwa Island**

Salt plants are very prosperous on the west tidal flat of the rubble dike connecting Kanghwa and Donggeom Islands, while the east flat has no plant. The results of field measurements show that, during wet period, continuous decreasing of suspended sediments (SS) and so net deposition have being occurred on the both flats. Turbulent kinetic energy (TKE) on the west flat is lower than that on the east, which seems to be caused by the plant's damping effect.

Field measurement on September 2005 showed that flocculation is very noticeable. Using an in-site particle size analyzer using the theory of laser diffraction, LISST, and in-situ autonomous sampler it has been founded that the mean diameters of in-situ flocs and their individual grains are about 72  $\mu\text{m}$  and 21  $\mu\text{m}$ , respectively, which proves there is active flocculation in the suspensions. The mean diameter of the bed surficial sediments is half(9  $\mu\text{m}$ ) of that of the individual SS. suspended The difference can be explained as the fact that much more fine sediments must have been transported to this area in summer and winter seasons owing to floods of near Han River and by winter agitation of neighboring inter- and subtidal areas.

We measured oxygen microprofiles using an oxygen microelectrode in Ganghwa intertidal flat in 2005 April and September. Oxygen consumption rate was calculated by using three different methods based on the oxygen microprofiles. The method using the PROFILE software was thought to be the most reliable among the three methods. The oxygen consumption rates calculated at station D1 by using the PROFILE software were 10.5 and 6.27  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  in April and September, respectively. At station D2, they were 10.9  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  in April and 5.39  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  in September. There was little spatial variation, but large seasonal variation, with almost two times larger values in April than in September. The higher rate in April is ascribed to higher oxygen concentration in the seawater and higher organic carbon content in the surface sediments, which probably accelerate oxygen consumption for organic matter decomposition in the sediments. Aerobic remineralization rates estimated from the oxygen consumption rates ranged from 4.14 to 8.07  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  in Ganghwa

intertidal flat, which were much lower than the anaerobic remineralization rate.

We quantified the increase in the sediment-water interface created by the burrowing activities of the resident macrofaunal community and its variation with respect to the physical conditions of the habitat on a tidal flat. We investigated environmental factors and dimensions of macrofaunal burrows with respect to tidal height and vegetation during spring and summer at three sites. A resin-casting method was used to quantify the dimensions of all burrows at each site. The dimensions of macrofaunal burrows varied both temporally and spatially and the increase in the sediment-water interface reached a maximum of 311%, ranging from 20 to 255% under different habitat conditions. The sediment-water interface depended on the duration of exposure resulting from tidal height, increased temperatures resulting from seasonality, and marsh plant density. Burrows were deeper and more expansive at both higher tidal levels and higher temperatures in summer. Burrow dimensions were sharply reduced with the disappearance of adult macrofauna in areas where the roots of the marsh plant *Suaeda japonica* were dense. The significance of this study lies in quantifying the burrow dimensions of the entire macrofaunal community, rather than just a single population, and confirming their spatial and temporal variation with respect to physical conditions of the habitat. Environmental factors responsible for variation in burrow dimensions are discussed.

Organic matter decomposition rate within 6 cm depths ranged  $64 \sim 42 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Higher rates were observed at vegetated flat compared to that in unvegetated flat. The organic matter decomposition rate in study area was higher than that in mangrove forest sediment comparable to that in salt marsh area. Proportion of sulfate reduction rate in anaerobic mineralization rate varied between 36 and 63%. Iron reduction rates were usually higher than that by sulfate reduction and in vegetated flat compared to that in unvegetated area.

## **2. Benthic-Pelagic Coupling : Geubso Bay, Taean**

### **A. Subtidal zone**

Basic parameters at subtidal sites W1 in Geunso Bay and W2 at the bay mouth, and along a line AB passing W2 have been measured several times.

Major directions of flood and ebb currents at both sites are northeastward and southwestward. The maximum velocity at flood dominant W1 and ebb dominant W2 are about 80 cm/s and 90 cm/s, respectively.

Seasonal characteristics of basic properties at W2 are as follows:

During spring campaign, seawater temperature in spring tide on May varied 8~ 15.5°C. Surface temperature at low water is relatively higher, which is due to the heating effect of the tidal flat. The variation of salinity is negligible. Suspended sediment concentration varies 10 to 40 mg/l.

Cruise monitoring with VM-ADCP system showed that the maximum ebb velocity in the main channel is about 80~ 100 cm/s, while that on the shallower zone off the channel is much lower of 20~ 30 cm/s. This difference doesn't occur during flood, that is, the maximums in the main channel and shallow zones are 40~ 50 cm/s. The amount of the net transport of SS in the main channel for 6 hours from 3 hours before to after low water is 168 g/cm in southwestward.

During summer campaign, seawater temperature at surface and bottom layers were about 21°C and 20°C at high water, and 23°C and 22°C at low water, respectively, which is the same pattern as that of spring season. SSC of about 10 mg/l is much lower than that in spring season. The amount of the net transport of SS for 1 tidal cycle was southwestward 800g/cm.

During autumn campaign, seawater temperature at high and low waters were 19°C and 17°C respectively, which means the cooling effect of the tidal flat. SSC covered the value of spring season, and showed the representative variational pattern in tide dominated environment.

While the campaigns described above were conducted in Spring period, while winter campaign in Neap. So it is hard to find out some pattern in the measured values, although the temperature of about 6°C showed some fluctuation and SSC varied in the range of 15~ 30 mg/l.

In order to find out the effects of the intertidal sediments on the nutrient cycle in coastal environments, we measured ammonia, nitrate, phosphate, and silicate concentrations every hour during at least 12 hours in the entrance of Geunso Bay in four seasons. Ammonia and silicate did not change considerably with season, but nitrate showed a large seasonal variation. In summer, nitrate concentrations were much lower

than those in other seasons, which resulted from the large biological uptake and active denitrification in the intertidal sediments during summer. Phosphate also exhibited a seasonal variation, but not much large like that of nitrate. N/P and N/Si ratios were lower in summer than those in other seasons, which was due to the active denitrification in the intertidal sediments during summer. For all seasons, ammonia concentrations were higher at low tide than at high tide, but nitrate concentrations were higher at high tide than at low tide. Dissolved inorganic nitrogen concentrations measured in spring, summer, and winter were higher at high tide than at low tide, but in fall, they were higher at low tide than at high tide. For spring and winter, phosphate and silicate concentrations were higher at low tide than at high tide, while in summer and fall, they were higher at high tide than at low tide. In Geunso Bay, intertidal sediments affect significantly the nutrient cycle around the coastal areas. The intertidal sediments act as a source for ammonia and silicate, but as a sink for nitrate. However, phosphate is not considerably influenced by the intertidal sediments.

To understand interaction between tidal flat and water column and outwelling process of phytoplankton, chlorophyll a (chl a), primary production and pigment and abundance of dominant phytoplankton groups were investigated in tidal flat and water column. In most investigations, chl a showed a tendency to increase along current velocity at high tide, suggesting that suspension of benthic algae play a significant role in variation of chl a in water column. Similar increasing patterns were found in chlorophyll b and alloxanthin at high tide, but not in fucoxanthin. Chl a increased in the bay tended to move to the outside of the bay at ebb-tide in most investigations. Primary production in water column showed a tendency to be regulated by chl a and transparency of water column.

Seasonal variations of bacterial abundance and production were investigated at different tidal level at fixed station. Bacterial abundance and production ranged from  $0.49 \times 10^6$  to  $3.24 \times 10^6$  cells  $\text{ml}^{-1}$  and from 0.41 to 49.6  $\text{mgC m}^{-3} \text{d}^{-1}$ , respectively. Bacterial abundance and production were high in spring and summer seasons and were low in winter season. Also, bacterial abundance and production were high at low tide and decreased gradually as the tide rose. Seasonal distribution of bacterial abundance and production showed almost similar fluctuation pattern to those of temperature and chlorophyll-a concentration. This result indicate that seasonal distribution of bacterial

abundance and production were mainly controlled by temperature and resources supply as dissolved organic carbon. On the other hand, variation of bacterial abundance and production with tidal cycle might be influenced by benthic sediment of tidal flat or water mass into inside of bay.

## **B. Intertidal Zone**

Tidal flat DEM was drawn by using Landsat satellite data and sediment characteristics was analysed at 4 survey line include more than 80 sites. In addition, biotope possible to classify using satellite image was distinguished.

Two kinds of field measurements were conducted at a mid-tidal point of Geunso Bay. One is brief measurements of water elevation, tidal current, seawater temperature and salinity, and turbidity without calibration. While the other is very detailed measurements with one of KORDI BBL systems, SPHINX equipped with various instruments.

Both measurements showed that tidal current is flood dominant, and its maximum velocity at 50 cmab (cm above the bed) is about 50 cm/s. Current speeds from the bed to 90 cmab show the representative log profiles. Turbulent kinetic energies (TKE) at 15 and 40 cmab are very similar except for high water when TKE at 40 cmab is much lower than that at 15 cmab. The difference must be caused the bed effect. Vertical velocity is strongly downward dominant in the whole layer from the bed to 90 cmab.

In summer season, the variation range of seawater temperature with the maximum of 28°C is about 6°C. During the most of measurement periods, wave effect was negligible. But on September 7 2007 when Hebei Spirit oil spill occurred, significant wave height increased up to 25 cm. Maximum SSCs were 150 mg/l at 25 and 80 mg/l at 50 cmab in autumn, while that of 500 mg/s was measured at several layers in winter season when a high-resolution profiler was installed.

The bed level fluctuated within the range of 2 cm in both autumn and winter. But their patterns are absolutely opposite, that is, concave in autumn and convex in winter. This distinctive difference seems to be caused by the differences in SSC and the bed bulk density.

Calculation based on the autumn measurement show that the direction and amount of



SS transported for 15 days are eastward  $122 \text{ g/cm}^2$  and downward  $35 \text{ g/cm}^2$  at 25 cmab, and eastward  $121 \text{ g/cm}^2$  and downward  $25 \text{ g/cm}^2$  at 25 cmab, respectively. The high-resolution profiler also yields the same directions.

Core incubation and oxygen microelectrode measurements were performed at two stations in an intertidal flat of Geunso Bay on the mid-western Korean Peninsula. Total and diffusive fluxes were determined for four different seasons (August and October 2006 and February and May 2007). Diffusive oxygen fluxes ranged from  $7.62$  to  $11.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at station S1 and  $8.85$  to  $14.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at station S2. Total oxygen fluxes varied from  $20.2$  to  $27.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at station S1 and from  $18.7$  to  $31.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at station S2. Total oxygen fluxes were 2~ times higher than diffusive oxygen fluxes, a result that agrees well with previous studies of the coastal and continental shelf area. The difference between the total and diffusive fluxes is caused by the bio-irrigation activities of macrofauna living in the sediments, which enhance the ventilation of the sediment and introduce oxygenated water to the deeper, anoxic sediment layer. The total oxygen flux at station S1 exhibited small seasonal variation while that at station 2 showed large seasonal variation. Organic carbon contents in the surface sediments correlated well with total oxygen flux, suggesting that the input flux of organic matter is a major factor controlling the seasonal variation in total oxygen flux. Annual benthic aerobic respiration rates were determined to be  $8.8$  and  $9.1 \text{ mol C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  at stations S1 and S2, respectively; these values are very similar to estimations for Aarhus Bay, Denmark and the southwestern lagoon of New Caledonia.

In order to find out the effects of the intertidal sediments on the nutrient cycle in coastal environments, benthic fluxes of ammonium, nitrate, nitrite, phosphate, and silicate were determined at each season at two stations of the Beobsan intertidal flat. Ammonium efflux was observed at S1, which resulted from the diffusion of remineralized ammonium and acceleration by bioirrigation of macrofauna. Ammonium influx at S2 was probably due to the nitrification at water column. Nitrate influx was observed at both station during all seasons, indicating that nitrate in the pore water was removed by denitrification. The vigorous bioirrigation led to dissolved inorganic nitrogen (DIN) efflux at S1, whereas the predominant denitrification caused DIN influx at S2. Contrary to the diffusive and bio-irrigated release of remineralized phosphate from the sediment at S1, phosphate influx was found at S2, which could be due to adsorption

onto iron oxides at aerobic sediment layer. Silicate, produced by dissolution of siliceous material, was mostly released from the sediment by molecular diffusion and bioirrigation. However, silicate influx was observed at S2 during spring and winter, which was ascribed to the adsorption by particulate matters or assimilation by benthic microphytes.

Continuous oxygen measurements at 12 cm burrow depth revealed that *Laomedea* maintained burrow-water oxygen concentrations at 3.7~ 9% of air saturation. The oxygen contents varied with respect to tides, 37.1% and 10.8% in mean values during the submergence and during the exposure by tides, respectively. Under the condition of excluding the animal from the burrow, the oxygen was also measured at the same burrow depth. An oxygen diffusion rate into the burrow by the passive irrigation without the inhabitants was insignificant ( $0.16 \pm 0.07 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) compared to the rate by active irrigation of the animal ( $16.91 \pm 13.05 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ). Bio-pumping of *Laomedea* plays an important role on providing the oxygen into tidal sediments and, subsequently, might affect biogeochemical processes in sediment-water interface.

Oxygen penetrated unburrowed sediments horizontally between distances of 0.5 to 1.5 mm, whereas oxygen penetrated the burrow walls from 2.0 mm to 3.5 mm. This result suggest that macrofaunal activities in their burrows may play an important role in controlling the diffusion of oxygen.

Anaerobic carbon mineralization rates ranged from 10 to 55  $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Relative contributions of iron(III) reduction ranged from 45 to 57% with sulfate reduction on an equal basis at SD. 1 with high bioturbated, whereas that of sulfate reduction showed maximum value for 86%, leading to organic matter mineralization mostly at SD. 2 with low bioturbated. On the other hand, iron(III) at SD. 1 with high bioturbated also exceed SD. 2 with low bioturbated by about 3.3 times. This result implied that the re-oxidation of Fe(II) in the sediments is stimulated by macrobenthic activity, leading to an increased supply of reactive Fe(III), and thereby increasing Fe(III) reduction to prevail sulfate reduction during carbon oxidation.

The results implied that inorganic nutrients from outer area of the bay support the production in water column and tidal flat in the bay and organic biomass was outwelling from the Bay. As it say, the studied tidal flat act as a sink of inorganic

nutrients and source of organic matter.

## **V. Application of the Results**

The basic model of benthic-pelagic coupling developed as a core results of the project will be developed to be a peculiar model of Korea by complementing field data. The analytical methods for biogeochemical process, the instruments, knowledge, and methods for observing bioturbation, experience and system for multi-displenary research will be applicable to research on other tidal flat and the data finally used as a main data for managing programs of coastal area.

(KEYWORDS : 갯벌, 경계면, 생지화학, 생물교란, 수층-저층 생태연결고리, tidal flat, interface, biogeochemical process, bioturbation, benthic-pelagic coupling)

# C O N T E N T S

Summary .....	3
Contents .....	23
List of Tables .....	25
List of Figures .....	27
Chapter I Introduction .....	35
Chapter II Status of the Research .....	43
Chapter III Results of the Study .....	53
Section I Open tidal flat : Southern area of Ganghwa Island .....	53
1. Hydrodynamics and sedimentation .....	53
2. Oxygen consumption rate measured using microelectrode .....	67
3. Effect of bioturbation and environmental factors concerned .....	80
4. Rate and pathway of organic matter decomposition .....	100
Section II Benthic-Pelagic coupling : Geunso Bay, Taean .....	114
1. Overview of the research topic and study area .....	114
2. Tidal flat DEM .....	116
3. Hydrodynamics and sedimentation .....	138
4. Seasonal fluctuation of oxygen at the tidal flat sediments in Beobsanri .....	186
5. Seasonal fluctuation of inorganic nutrients at the tidal flat sediments in Beobsanri .....	197
6. Tidal and Seasonal Fluctuation of Inorganic Nutrients in Geunso Bay, West coast of Korea .....	214
7. Distribution of microalgae and primary productivity .....	230
8. Fluctuation of bacterial number and production in the water column during a tidal cycle .....	263
9. Effect of bioturbation .....	268
10. Rate and pathway of organic matter decomposition in tidal flat .....	288
11. Benthic-Pelagic Coupling : Tentative Conclusion .....	305
Chapter 4 Achievement & Contribution .....	307
Chapter 5 Recommendation for the Application .....	309
Chapter 6 References .....	311

# 목 차

요약문 .....	3
목차 .....	23
표목차 .....	25
그림목차 .....	35
제 1 장 서론 .....	43
제 2 장 국내외 기술개발 현황 .....	47
제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과 .....	53
제 1 절 개방형 갯벌 : 강화도 남단 갯벌 .....	53
1. 수리·퇴적현상 .....	53
2. 강화도남부 갯벌퇴적물에서 산소미세전극을 이용한 산소소모율추정 .....	67
3. 저서동물 burrow에 의한 갯벌경계면 증가와 이에 영향을 미치는 환경요인 .....	80
4. 유기물 분해력 및 분해경로 .....	100
제 2 절 수층-저층간 생태연결고리 연구 : 태안 근소만 .....	114
1. 연구지역 및 연구 내용 개관 .....	114
2. 갯벌 환경도 작성 연구 .....	116
3. 수리 퇴적역학 .....	138
4. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 퇴적물 산소플럭스의 계절변화 .....	186
5. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 영양염 저층플럭스의 계절변화 .....	197
6. 서해 근소만에서 영양염의 조석 및 계절 변화 .....	214
7. 미세조류 및 일차생산력 분포 .....	230
8. 조석주기에 따른 수층 세균수 및 생산력의 변화 .....	263
9. 저서동물에 의한 갯벌 경계면 증가와 burrow 주변의 산소농도 분포 .....	268
10. 갯벌에서의 유기물 분해력 및 분해경로 .....	288
11. 수층-저층 생태연결고리 : 잠정 결론 .....	305
제 4 장 연구개발 목표 달성도 및 대외 기여도 .....	307
제 5 장 연구개발 결과의 활용 계획 .....	309
제 6 장 참고문헌 .....	311

## 표목차

Table 1 - 1. 갯벌의 경제적 가치에 대한 상반된 결과를 보여주는 대표적인 예 .....	36
Table 2 - 1. 갯벌과 관련한 국내 연구 사례 .....	43
Table 2 - 2. Major interdisciplinary projects of EU ELOISE Network .....	46
Table 2 - 3. MAST-III projects on sediment transport and morphology .....	51
Table 3-1-1. Locations, period, and instruments of the measurements at Ganghwa-Donggeom tidal flat .....	54
Table 3-1-2. Sampling specifications of the instruments .....	55
Table 3-1-3. Statistical characteristics of the bed surface sediments .....	56
Table 3-1-4. Comparison of mean diameters at VMF. ....	66
Table 3-1-5. Temperature, salinity, oxygen concentrations of the sea waters, organic carbon, CaCO <sub>3</sub> , porosity in the surface sediments at the sampling sites ..	70
Table 3-1-6. Oxygen concentrations at the seawater-sediment interface ([O <sub>2</sub> ] <sub>Z=0</sub> ), oxygen penetration depths (L), porosity (Φ), and oxygen consumption rates (F) estimated by the Cai & Sayles (1996)'s method .....	73
Table 3-1-7. Oxygen consumption rates (mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) estimated by the three different methods .....	75
Table 3-1-8. Tidal height from mean sea level (MSL) and frequency and duration of submergence and exposure at each site. The duration and frequency were calculated from tidal records at 10-min intervals for 1 year .....	84
Table 3-1-9. Mean burrow density (per 0.25 m <sup>2</sup> , N=3) by species estimated from casts collected at each site .....	90
Table 3-1-10. Morphometric data (means ± SD per 0.25 m <sup>2</sup> , N=3) of all burrows with casts taken at each site and the increase in the sediment-water interface .....	96
Table 3-1-11. Summary of the environmental parameters by each site .....	104
Table 3-1-12. Inventories (mmol m <sup>-2</sup> ) of pore water constituents 10 cm depth of the sediment .....	105
Table 3-1-13. Inventories (mmol m <sup>-2</sup> ) of solid phase Fe and total reduced sulfur (TRS) in sediment within 10 cm depth of the sediment .....	110
Table 3-1-14. Partitioning of sulfate and Fe(III) reduction in anaerobic carbon oxidation measured at UMF and VMF (mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) .....	111
Table 3-2-1. 사용된 센서의 특징 .....	119
Table 3-2-2. 연구에 사용된 위성자료와 획득일 .....	119
Table 3-2-3. 2006년 8월에 얻어진 B와 C 축선의 표층퇴적물 특성 .....	123
Table 3-2-4. 2006년 10월에 얻어진 B 축선의 표층퇴적물 특성 .....	124

Table 3-2-5.	2007년 2월에 얻어진 D와 E 축선의 표층퇴적물 특성 .....	125
Table 3-2-6.	2007년 5월에 얻어진 D 축선의 표층퇴적물 특성 .....	126
Table 3-2-7.	Locations, periods, and instruments of the field measurements in Geunso Bay .....	140
Table 3-2-8.	High and low water levels at Anheung Tide Station on the days of filed measurements (NORI, 2005; 2006) .....	141
Table 3-2-9.	Sampling specifications of SPHINX-III. ....	143
Table 3-2-10.	Amount of transported SS in a selected section and period .....	151
Table 3-2-11.	Statistical characteristics of the bed and suspended sediments at S2 .....	161
Table 3-2-12.	Net directions and amounts of the suspended sediment transport at two near bottom layers of S2 .....	169
Table 3-2-13.	Statistical characteristics of bed surfacial sediment at S2 .....	170
Table 3-2-14.	SSCs and diameters obtained by in-situ autonomous sampling by AUTTLEs and LISST, and OBS's SSC-response voltage .....	171
Table 3-2-15.	Net vertical loads at selected layers from Nov. 27 to Dec. 11 .....	185
Table 3-2-16.	Sediment oxygen flux estimation at station S1 and S2 .....	191
Table 3-2-17.	Comparison of oxygen fluxes with other studies performed in the intertidal flat .....	194
Table 3-2-18.	Characteristics of sediment at station S1 and S2 during four seasons ...	195
Table 3-2-19.	Seasonal estimates of sediment nutrient fluxes .....	200
Table 3-2-20.	Characteristics of sediment at station S1 and S2 during four seasons ...	202
Table 3-2-21.	Results of regression analyses of fluxes and sediment variables .....	206
Table 3-2-22.	Range (min/max) of sediment-water nutrient fluxes ( $\text{mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) in selected intertidal systems .....	213
Table 3-2-23.	Seasonal variation of dominant species during study period (cells $\text{cm}^2$ ). 240	
Table 3-2-24.	Continuous exposure duration at the habitats of both <i>Laomedea</i> and <i>Sinicorophium</i> in Saemangeum tidal flats and morphometric data (means per $\text{m}^2$ ) for the burrows of two species .....	286
Table 3-2-25.	Summary of the environmental parameters by each site .....	291
Table 3-2-26.	Inventories ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) of pore water constituents 10 cm depth of the sediment .....	292
Table 3-2-27.	Inventories ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) of solid phase Fe and total reduced sulfur (TRS) in sediment within 10 cm depth of the sediment .....	296
Table 3-2-28.	Partitioning of sulfate and Fe(III) reduction in anaerobic carbon oxidation measured at SD. 1 and SD. 2 ( $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) .....	300

## 그림목차

그림 1-1.	- / !경 연결고리 .....	37
그림 1-2.	Flux - !층수간의 생태연결고리 및 주변 해양 생태계와의 연관성 .....	37
그림 1-3.	/ !기성 박테리아의 분포에 따른 원소거동 .....	38
그림 1-4.	, , pH   미세구조 변화 .....	39
그림 1-5.	(a) Ripple 저면에 파랑 작용시 수립자의 왕복성 흐름에 기인하는 공극수 흐름 및 물질이동 실험 결과. (b) 공극수 흐름에 의한 물질의 이류이동이 확산이동보다 큼 (Huettel <i>et al.</i> 2003) .....	40
Fig. 2-1.	갯벌 및 염습지에서 생지화학적 물질순환, 수층과의 생태고리 및 미생물 다양성 및 기능을 지원하는 LTER과 Microbial Observatory Program .....	45
Fig. 2-2.	One of KORDI BBL Systems, SPHINX-II .....	49
Fig. 2-3.	Sample results of a BBL measurements on a macro-tidal flat .....	50
Fig. 2-4.	Conceptual coupled physical-ecosystem model .....	51
Fig. 2-5.	PARI's mesocosm .....	52
Fig. 3-1-1.	Map showing the experimental sites in tidal flat located in southern area of Ganghwa Island .....	54
Fig. 3-1-2.	Instruments installed at UMF (upper) and the west side of the islands connecting rubble dike (lower) .....	55
Fig. 3-1-3.	Calibration result of the AUTTLE and LISST SSCs .....	57
Fig. 3-1-4.	Linear (left) and non-linear (right) calibrations of the OBS voltage at VMF with the SSC calculated from LISST SSC and the calibration equation of Fig. 3-1-3 .....	57
Fig. 3-1-5.	Temporal variation of the water level at Incheon Tide Station. ....	59
Fig. 3-1-6.	Turbulent fluctuations of current velocities and SSC in a sample burst at 25 cm above the VMF bed: Positive u, v, and w mean eastward, northward and upward directions, respectively .....	60
Fig. 3-1-7.	Temporal variations of measured parameters at UMF and VMF .....	61
Fig. 3-1-8.	Temporal variations of hydrodynamic parameters at UMF and VMF during a sample day .....	62
Fig. 3-1-9.	Malvern's MasterSizer, a laser particle analyzer. ....	63
Fig. 3-1-10.	Differences between the size distributions of in-situ suspended flocs and the individual particles at 25 cm above the bed of site VMF .....	64



Fig. 3-1-11. Artificial disturbance of the VMF bed during instruments installation .....	65
Fig. 3-1-12. Burst-integrated vertical load of sediments at 25 cm above of VMF .....	66
Fig. 3-1-13. Oxygen microprofiles in (a) the station D1 during April, (b) the station D1 during September, (c) the station D2 during April, and (d) the station D2 during September .....	70
Fig. 3-1-14. Measured oxygen microprofiles (dotted circles) and oxygen consumption rates (horizontal bars) .....	74
Fig. 3-1-15. Location and layout of the study sites on the Ganghwa tidal flat on the west coast of Korea .....	83
Fig. 3-1-16. Physical conditions of the study sites in spring and summer .....	85
Fig. 3-1-17. Distribution of continuous exposure duration for 1 year at each site .....	87
Fig. 3-1-18. Variation in the root density of Suaeda japonica (adult plants and buds) at the vegetated sites VMF1 and VMF2 during spring and summer .....	88
Fig. 3-1-19. Representative casts recovered at each site in spring and summer .....	91
Fig. 3-1-20. Distribution of mean burrow depth by species at each site in (A) spring and (B) summer .....	94
Fig. 3-1-21. Surface area of burrow walls by species at each site in (A) spring and (B) summer .....	95
Fig. 3-1-22. Vertical profiles of pore water constituents ( $\text{CO}_2$ ) in sediments .....	106
Fig. 3-1-23. Vertical profiles of pore water constituents ( $\text{Fe}^{2+}$ ) in sediments .....	107
Fig. 3-1-24. Vertical profiles of pore water constituents ( $\text{HS}^-$ ) in sediments .....	108
Fig. 3-1-25. Vertical profiles of solid phase Fe in sediments .....	109
Fig. 3-1-26. Vertical profiles of solid phase total reduced sulfur (TRS) in sediment ..	110
Fig. 3-1-27. Iron reduction rates (FeRR) measured as an accumulation of Fe(II) over time in sediment .....	112
Fig. 3-1-28. Vertical profiles of sulfate reduction rates measured intact cores .....	113
Fig. 3-2-1. 연구지역의 Landsat ETM+ 칼라합성 영상 .....	115
Fig. 3-2-2. 퇴적환경, 생물환경 연구지역 및 현장조사 샘플 위치 .....	118
Fig. 3-2-3. Landsat 위성으로부터 추출된 waterlines .....	121
Fig. 3-2-4. waterline 방법에 의해 제작된 범산리 갯벌 DEM .....	121
Fig. 3-2-5. 2006년 8월과 10월에 얻어진 B 축선의 모래성분 함량 비교 .....	127
Fig. 3-2-6. 2007년 2월과 5월에 얻어진 D 축선의 모래성분 함량 비교 .....	127
Fig. 3-2-7. IKONOS 위성자료에서 관측된 B 축선에서의 구조 .....	128
Fig. 3-2-8. 하드 분류법과 소프트 분류법의 개념도 (Neil Stuart Lucas, 2002) .....	129

Fig. 3-2-9. 선형혼합분석(A)과 비선형혼합분석(B) .....	130
Fig. 3-2-10. Landsat 합성영상 광학반사도에 의한 육안 분석 및 현장확인 .....	132
Fig. 3-2-11. 법산리 갯벌 만 입구에 발달한 잘피 사진 .....	132
Fig. 3-2-12. 2월에 번성하는 미세저서조류 사진 .....	133
Fig. 3-2-13. 남동쪽 dyke 안쪽에 발달한 염생식물 사진 .....	133
Fig. 3-2-14. 선형혼합분석 결과 (a) 클로로필 (b) 함수율 (c) 퇴적물 (d) Landsat 합성영상 .....	134
Fig. 3-2-15. 2004년 2월 20일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과 ...	135
Fig. 3-2-16. 2007년 2월 28일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과 ...	136
Fig. 3-2-17. 2007년 5월 19일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과 ...	136
Fig. 3-2-18. Location map showing measurement sites for the study of hydrodynamics and sedimentary processes .....	138
Fig. 3-2-19. Image captured by the advanced synthetic aperture radar (ASAR) aboard ESA's Envisat and showing the distribution of the spilled oil at 10:40 AM on December 11, 4 days after Hebei Spirit Incident .....	139
Fig. 3-2-20. Conceptual drawing of VM-ADCP monitoring .....	142
Fig. 3-2-21. Instruments consisting VM-ADCP system .....	142
Fig. 3-2-22. Photo showing SPHINX-III installation at S2 .....	143
Fig. 3-2-23. Comparison of the surface tidal currents at W1 and W2 .....	144
Fig. 3-2-24. Time variations of water depth(W2) and surface tidal currents(W1) on May 4, 2007 .....	145
Fig. 3-2-25. Results of ADCP signal strength calibrations at W2 (May '06 & '07) ...	146
Fig. 3-2-26. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (05/11/2006) .....	147
Fig. 3-2-27. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (05/04/2007) .....	147
Fig. 3-2-28. Results of VM-ADCP signal strength calibration (May 4, 2007) .....	148
Fig. 3-2-29. Results of the cross sectional profiling using VM-ADCP system. ....	149
Fig. 3-2-30. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Aug. 24, 2006. ....	152
Fig. 3-2-31. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Aug. 24-25, 2007) ·	153
Fig. 3-2-32. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (08/24-25/2006) .....	153
Fig. 3-2-33. Scatter plot of depth-integrated SSC flux for one tidal cycle of a summer season at W2 .....	154
Fig. 3-2-34. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Oct. 25, 2006 .....	155

Fig. 3-2-35. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Oct. 25, 2006) .....	156
Fig. 3-2-36. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (10/25/2006). .....	156
Fig. 3-2-37. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Feb. 9, 2007 .....	157
Fig. 3-2-38. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Feb. 2, 2007) .....	158
Fig. 3-2-39. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (02/09/2007) .....	158
Fig. 3-2-40. Representative time variations of physical parameters at 50 cm above S2 bed in summer season .....	159
Fig. 3-2-41. Representative time variations of physical parameters at 50 cm above S2 bed in autumn season .....	160
Fig. 3-2-42. Results of OBS-3 calibrations at S2 .....	162
Fig. 3-2-43. Turbulent fluctuations and their averages at two layers in a sample burst (cmab: cm above the bed). .....	162
Fig. 3-2-44. Measurement results of SPHINX-III at S2 in autumn season .....	163
Fig. 3-2-45. Time variations of selected variables during a selected period .....	164
Fig. 3-2-46. Comparison of the bed change and vertical load at 25 cm above the bed of S2 with associated physical data .....	167
Fig. 3-2-47. Comparison of the bed change and vertical load at 50 cm above the bed of S2 with associated physical data. ....	168
Fig. 3-2-48. Rose diagrams of horizontal loads for 15 days at S2 .....	169
Fig. 3-2-49. Calibrations of instruments for output signal converting to SSC .....	172
Fig. 3-2-50. Differences between the size distributions of in-situ suspended flocs and the individual particles at 15 cm above the bed of S2 .....	173
Fig. 3-2-51. Measurement results of SPHINX-III at S2 in winter season .....	175
Fig. 3-2-52. Time variations of selected variables during a selected period .....	176
Fig. 3-2-53. Measurement results of PC ADP at S2 in winter season .....	177
Fig. 3-2-54. Comparisons of current velocities measured by Nortek's Vectors and Sontek's PC ADP .....	179
Fig. 3-2-55. Examples of the vertical profiles of current velocities and SSCs measured by PC ADP .....	180
Fig. 3-2-56. Measurement result of SRP (Sand Ripple Profiler) .....	182
Fig. 3-2-57. Rose diagram showing directional suspended load transported through unit bed section with the height of 0 to 90 cm during a period from November 27 to December 11, 2007 .....	183

Fig. 3-2-58. Temporal variations of vertical loads at selected layers .....	184
Fig. 3-2-59. Location of the sampling stations on the Beobsan intertidal flat of Geunso Bay. The hatched area indicates the area exposed at low tide ...	187
Fig. 3-2-60. Oxygen microprofiles showing the measured values (dots) and the PROFILE fit (plain curves) at station S1 during four seasons .....	190
Fig. 3-2-61. Oxygen microprofiles showing the measured values (dots) and the PROFILE fit (plain curves) at station S2 .....	191
Fig. 3-2-63. Oxygen concentration data (dots) and regression curve (plain lines) in the overlying water during benthic chamber incubations at station S1 .....	192
Fig. 3-2-64. Oxygen concentration data (dots) and regression curve (plain lines) in the overlying water during benthic chamber incubations at station S2 .....	192
Fig. 3-2-65. The relationship between the total oxygen flux and POC .....	196
Fig. 3-2-66. Variations of ammonium concentrations in overlying water over the incubation period at both stations .....	203
Fig. 3-2-67. Variations of nitrate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations .....	205
Fig. 3-2-68. Linear regression plot of nitrate flux versus POC, SOC, and Chl-a for all seasons at both stations .....	206
Fig. 3-2-69. Variations of DIN concentrations in overlying water over the incubation period at both stations. ....	208
Fig. 3-2-70. Variations of phosphate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations. ....	210
Fig. 3-2-71. Variations of silicate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations. ....	212
Fig. 3-2-72. Location of the sampling station in Geunso Bay .....	216
Fig. 3-2-73. Ammonia variations with time in Geunso Bay .....	217
Fig. 3-2-74. Nitrate variations with time in Geunso Bay .....	218
Fig. 3-2-75. Dissolved inorganic nitrogen variations with time in Geunso Bay .....	219
Fig. 3-2-76. Phosphate variations with time in Geunso Bay .....	221
Fig. 3-2-77. Silicate variations with time in Geunso Bay .....	222
Fig. 3-2-78. N/P ratio variations with time in Geunso Bay .....	223
Fig. 3-2-79. N/Si ratio variations with time in Geunso Bay .....	224
Fig. 3-2-80. A map showing the study area in the Geunso Bay, Korea. ....	232
Fig. 3-2-81. HPLC chromatogram of an aqueous mixture of pigment standards .....	234

Fig. 3-2-82. Chlorophyll a concentrations measured in Geunsoman tidal flat .....	237
Fig. 3-2-83. Concentration of accessory pigments in Geumsoman tidal flat .....	238
Fig. 3-2-84. Ratios of indicative pigments and chl a. ....	239
Fig. 3-2-85. Abundances of dominant species found in Geunso Bay tidal flat .....	240
Fig. 3-2-86. Primary production measured in tidal flat and water column (St W2) .....	241
Fig. 3-2-87. Variation of chl a, peridinin, fucoxanthin, alloxanthin and chl b concent- rations measured in each study .....	243
Fig. 3-2-88. Ratios of indicative pigments to chl a .....	244
Fig. 3-2-89. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in May, 2006 .....	246
Fig. 3-2-90. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in May, 2006 .....	246
Fig. 3-2-91. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in August, 2006. ....	248
Fig. 3-2-92. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in August, 2006 .....	249
Fig. 3-2-93. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in October, 2006 .....	251
Fig. 3-2-94. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in October, 2006 .....	251
Fig. 3-2-95. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in February, 2007 .....	252
Fig. 3-2-96. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in February, 2007 .....	253
Fig. 3-2-97. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in May, 2007 .....	254
Fig. 3-2-98. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in May, 2007 .....	255
Fig. 3-2-99. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production at st W2 .....	256
Fig. 3-2-100. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in May, 2006 .....	257
Fig. 3-2-101. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in August, 2006 .....	258

Fig. 3-2-102. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in October, 2006 .....	259
Fig. 3-2-103. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in February, 2007 .....	259
Fig. 3-2-104. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in May, 2007 .....	260
Fig. 3-2-105. Simplified diagram showing movement of chl a and major algal groups in the studied area .....	261
Fig. 3-2-106. Relationship between surface chl a conc. and primary production .....	262
Fig. 3-2-107. Seasonal variation of bacterial abundance and production at station W1 .....	265
Fig. 3-2-108. Seasonal variation of bacterial abundance and production at station W2 .....	265
Fig. 3-2-109. Seasonal variation of average bacterial abundance and production in this study area .....	266
Fig. 3-2-110. Relationship between bacterial abundance and production .....	267
Fig. 3-2-111. (A) A schematic diagram of the system for measurement of continuous oxygen contents in the burrows of <i>Laomedea astacina</i> under condition of <i>in situ</i> tide-simulated. (B) Burrows constructed by <i>L. astacina</i> in the aquarium .....	270
Fig. 3-2-112. A hexagonal acrylic observatory for <i>in situ</i> measurement of oxygen content in the burrow .....	271
Fig. 3-2-113. Continuous oxygen measurements within a burrow system at 12 cm sediment depth under the tide-simulated condition, in cases of including <i>Laomedea astacina</i> (A) and excluding the inhabitant (B) .....	274
Fig. 3-2-114. <i>In situ</i> continuous oxygen measurements within three burrow systems of <i>Laomedea astacina</i> at different depths .....	276
Fig. 3-2-115. Horizontal oxygen measurement from burrow walls with an oxygen micro-electrode and a manipulator .....	277
Fig. 3-2-116. <i>Laomedea</i> burrows (A) and oxygen micro-profiles measured at 6, 15 and 25 cm sediment depths in ambient sediments (B) and from burrow walls during neap (C) and spring tides (D) .....	279
Fig. 3-2-117. A burrow architecture of <i>Laomedea astacina</i> (A) and oxygen micro-profiles measured at 60 cm (B) and 100 cm (C) sediment	

	depths from burrow walls during neap and spring tides .....	280
Fig. 3-2-118.	A burrow architecture of <i>Macrophthalmus japonicus</i> (A) and oxygen micro-profiles measured at 5 cm (B), 10 cm (C) and 13 cm (D) sediment depths from burrow walls during neap and spring tides .....	281
Fig. 3-2-119.	A burrow architecture of <i>Periserrula leucophryna</i> (A) and oxygen micro-profiles measured in shafts (B, C) and bulges (E, F, G) from burrow walls and ambient sediment (D) at different depths during neap and spring tides. ....	282
Fig. 3-2-120.	Vertical oxygen distribution around the upper burrow system of <i>Laomedia astacina</i> with one mound and several funnels. Arrows indicate the flow paths of water and pore fluid. ....	284
Fig. 3-2-121.	(A) Idealized cross section of solute and reaction sequences in unburrowed sediment. (B) Idealized cross section of modified solute and reaction contours in burrowed sediment (Modified from Aller, 1982) ....	285
Fig. 3-2-122.	Comparison of oxic sediment volumes under 1m <sup>2</sup> sediment surface at various habitats .....	287
Fig. 3-2-123.	Vertical profiles of pore water constituents (CO <sub>2</sub> ) in sediment .....	293
Fig. 3-2-124.	Vertical profiles of pore water constituents (Fe <sup>2+</sup> ) in sediment .....	294
Fig. 3-2-125.	Vertical profiles of pore water constituents (HS <sup>-</sup> ) in sediment .....	295
Fig. 3-2-126.	Vertical profiles of solid phase Fe in sediments .....	297
Fig. 3-2-127.	Vertical profiles of solid phase total reduced sulfur (TRS) in sediment .....	298
Fig. 3-2-128.	Iron reduction rates (FeRR) measured as an accumulation of Fe(II) over time in sediment .....	301
Fig. 3-2-129.	Vertical profiles of sulfate reduction rates measured intact cores .....	302
Fig. 3-2-130.	Relationship between burrow density and Fe(III)/TRS. Proportion of Fe(III) was covaried with burrow density. ....	304
Fig. 3-2-131.	Proposed benthic-pelagic coupling in the Geunso Bay tidal flat system .....	306

# 제 1 장 서 론



## 제 1 장 서론

습지는 육상환경과 해양 또는 호수 등과 같은 수중생태계의 사이에 위치하여 각각의 생태계로부터 크게 영향을 받는 한편 두 생태계의 특성이 혼합되어 양 생태계와는 다른 독특한 생태적 특징을 갖는 이행대의 생태계이다. 습지는 남극을 제외한 전 지구상에 분포하며 면적은 지구 육지면적의 약 7%로 추정된다 (Mitsch & Gosselink, 2000). 람사협약에서는 습지를 「자연 또는 인공이든 영구적 또는 일시적이든 물이 정체되어있던 흐르던, 담수나 기수, 또는 염수든지 저조시 6m를 초과하지 않는 깊이의 해수지역을 포함하는 늪, 습원, 이탄지 또는 물로 된 지역들」로 정의한다. 이 중 해안습지는 육상과 바다사이에 위치하여 조석에 의해 주기적으로 노출과 침수가 반복되는 공간으로 갯벌, 염하구와 수심이 얕은 조하대의 일부 등이 이에 속한다. 우리나라의 경우 해안습지 중 갯벌의 면적이 1998년 당시 2,393 km<sup>2</sup>로 국토면적의 약 2.4%에 해당하는 것으로 확인되었다 (해양수산부, 1998). 갯벌환경은 주기적인 조석현상에 의해서 물리-화학적 요인의 변화가 매우 크므로 생물에게 불리한 조건을 제공한다. 그러나 갯벌에 서식하는 생물은 오랜 진화과정을 거치며 갯벌환경에 잘 적응하여 살아가고 있다.

우리나라의 서남해안은 미국 동부, 캐나다 동부, 아마존강 유역, 북해연안과 함께 세계 5대 갯벌의 하나로 간주되나, 1987년부터 1998년 사이의 약 10년간 전체 갯벌의 약 20~30%가 매립, 간척을 통해 신 공항, 항만, 공단 및 농지조성 등으로 소실되었다 (해양수산부 1998). 이에 따라 육상으로부터 유입되는 유기물질이 집적·축적되는 공간이 상실되었으며 결과적으로 다량의 오염물질이 직접 해양생태계로 유입됨으로써 연안오염이 가중되는 것으로 여겨지고 있다. 우리나라의 갯벌 개발사업은 수 조원의 예산이 드는 대형 장기 국책 사업 (예로서 새만금 사업은 1991년부터 2011년 사이에 3조 2570억원 예상)임에도 대부분의 갯벌 매립이 철저한 사전 환경영향 평가가 미흡한 가운데 이루어졌으며, 특히, 시화호 및 새만금 갯벌의 매립은 갯벌의 개발/보전과 관련하여 정치, 경제, 사회, 문화 전반에 걸친 심각한 갈등을 초래하였다. 늦게나마 갯벌과 관련된 각 관련부처 (해양수산부, 농림부, 환경부)<sup>1)</sup>에서는 자체 예산으로 갯벌의 보전 및 경제적 이용에 대한 연구를 수행하여 왔으나 초기의 연구결과들이 구체적인 과학적 증거의 제시가 부족하고 개인적 신념에 근거하거나 TV 등의 토론에서도 이익집단의 논리보강을 위한 자료로 이용되어졌다 (표 1). 이러한 상황에서는 새만금 공사재개 여부와 관련해서 내려진 법원의 결정에 대해 공사 반대 진영에서 승복하지 못 하는 것에서 보는 바와 같이 어떠한 현실적인

1) 현 국토해양부, 농림수산식품부, 환경부

정책적 대안 수립이나 사법적 판단에 대해서도 당사자 상당수가 공감할 수 있는 과학적 근거가 부족한 실정이며, 이는 막대한 경제적 손실로 직결되고 있다.

표 1-1. 갯벌의 경제적 가치에 대한 상반된 결과를 보여주는 대표적인 예

연구기관	결과	문제점	더 큰 문제점
이 (1998)	갯벌보전이 농지이용보다 약 3배 경제성이 크다.	식생이 발달한 외국 염습지에서의 결과를 식생이 없는 우리나라 갯벌에 그대로 적용	직접적인 자연과학적 연구 결과 없이 문헌에 나타난 연구 결과에 근거한 일방적 결과 도출
농어촌 연구원 (1999)	간척개발이 갯벌보전보다 약 3배 경제성이 크다.	갯벌내의 다양한 물질순환 기능을 무시한 환경공학적 측면(예: COD제거비용)에서의 일방적인 경제성 평가	→ 이익단체들의 무분별한 인용으로 혼란가중 → 정책결정이 현실적으로 불가

이와 같은 분쟁을 합리적으로 해결하기 위해서는 갯벌이 지닌 생태학적 기능을 과학적 근거에 입각하여 제시할 수 있어야 한다. 이와 같은 측면에서 갯벌 퇴적물 내에서의 유기물 분해와 분해경로 그리고 그에 따른 생지화학적 물질순환과 갯벌-수층 경계면에서의 물질 플럭스 연구는 연안환경에서 갯벌의 생태적 기능을 이해하기 위한 필수 연구 분야라 할 수 있다.

갯벌에는 수산물 생산기능, 서식지기능, 자연재해저감기능, 자연정화기능, 하안 및 해안침식방지기능과 심미적 기능 등 인간과 생물활동과 직결되는 중요한 기능들을 보유하고 있는데, 특히 갯벌의 정화기능 및 주변해양환경과의 연관성 파악을 통한 갯벌의 생태적 기능 평가를 위해서는 갯벌의 생지화학적 물질순환에 대한 연구가 필요하다. 갯벌에서의 유기물 분해에 따른 무기영양염류의 용출 (그림 1-1)은 수층의 일차생산력을 지원함으로써 저층-수층간의 생태계를 연결 (benthic-pelagic coupling)하는 중요한 기능을 담당하며, 갯벌과 상층수간의 상호작용에 의한 연안역의 높은 생물 생산력은 생산력이 상대적으로 낮은 외양역의 생산력을 지원하는 (outwelling) 기능을 담당한다 (그림 1-2).

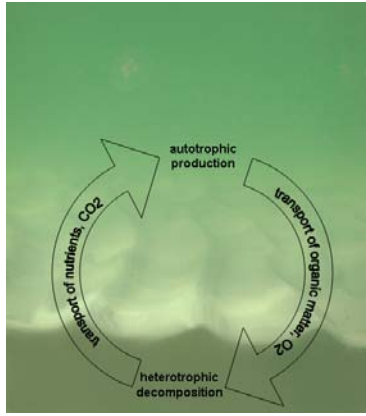


그림 1-1. 수층 - 퇴적층 사이의 물질교환과 생태/환경 연결고리

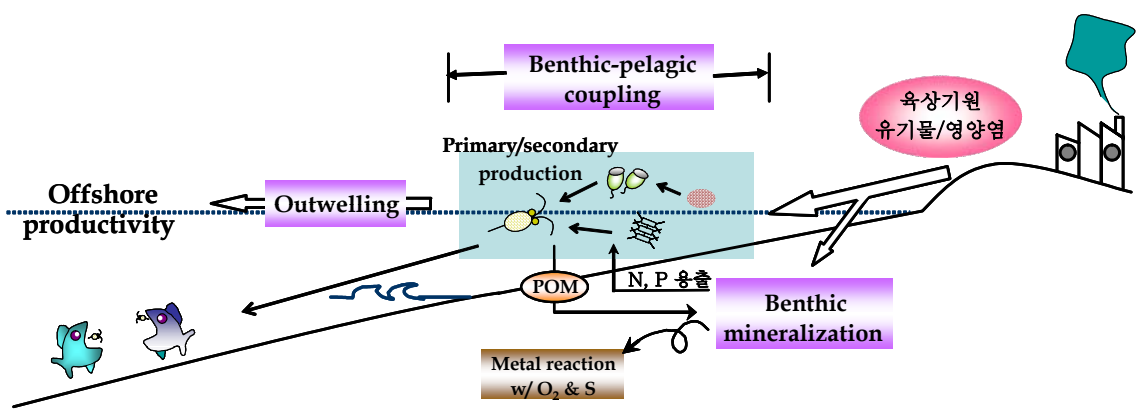


그림 1-2. 갯벌에서 유기물 분해에 따른 영양염의 Flux와 갯벌-상층수간의 생태연결 고리 및 주변 해양 생태계와의 연관성.

한편, 갯벌에서 수층으로의 과도한 영양염 유입 (Benthic flux)은 연안역의 부영양화 및 유독성 적조의 발생원인으로 작용하기도 한다. 특히 부영양화와 관련하여 외부 (육지)로 부터의 영양염 유입을 적절히 조절한다하여도 퇴적물로부터 공급되는 영양염에 의한 연안역의 부영양화는 수십 년 간 지속 될 수 있다. 갯벌 훼손이 연안생태환경에 악영향을 미친다는 것은 주지의 사실이나 아직도 갯벌 내에서 유기물 분해에 따른 영양염 재생산, 갯벌 경계면에서의 수리·적작용에 따른 지화학적 특성과 물질 Flux 그리고 이들에 영향을 미치는 해수유동, 미생물 및 저서동물 상호작용 등 복잡한 제 현상에 관한 깊이 있는 학제적 연구가 부족한 실정이다.

갯벌의 생지화학적 연구란 갯벌내로 유입된 유기물이 다양한 생물활동에 의해 분해되는 경로 상에서 발생하는 물질순환에 대한 연구이며, 특히 갯벌 내 다양한 미생물 그룹들이 물리/화학/지질적 요인들 및 다른 저서생물들과의 상호관계에서 야기되는 현상에 대한 연구가 주요사항이다. 갯벌에는 유기물 분해에 따른 산소 소모와 함께 탈질산화, 망간 환원, 철 환원 및 황산염 환원등과 같은 다양한 생태적 기능을 보유한 미생물들이 서식하여, 퇴적물 내의 변화되는 산화-환원 조건에 따라 유기물 분해를 담당하게 되며 그 결과 갯벌의 주요 원소들의 분포가 결정된다 (그림 1-3).

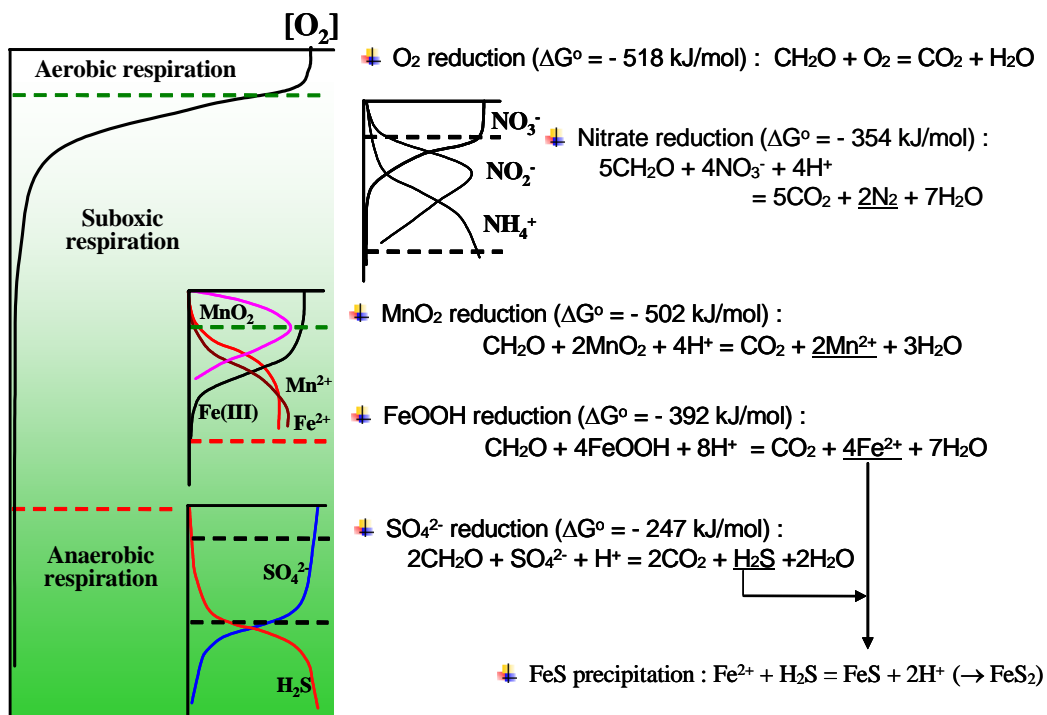


그림 1-3. 갯벌에 서식하는 호기성/혐기성 박테리아의 분포에 따른 원소거동

그림 1-3에 나타난 것과 같은 갯벌 내의 다양한 미생물 process 들의 결과 형성되는 공극수내 원소분포는 mm~ n scale의 미세범위로 나타나기 때문에 (그림 1-4) 원소들의 분포변화를 파악하기 위해서는 다양한 원소들의 정밀분석 기술과 미세전극을 이용한 공극수내 화학 종 (영양염류, 용존산소, 황화수소 등)들의 미세분포양상 규명이 필요하다. 이러한 기술들의 활용을 통해서 퇴적물에서 저층수로 용출되는 물질의 양 (Flux)을 정확하게 산정할 수 있다.

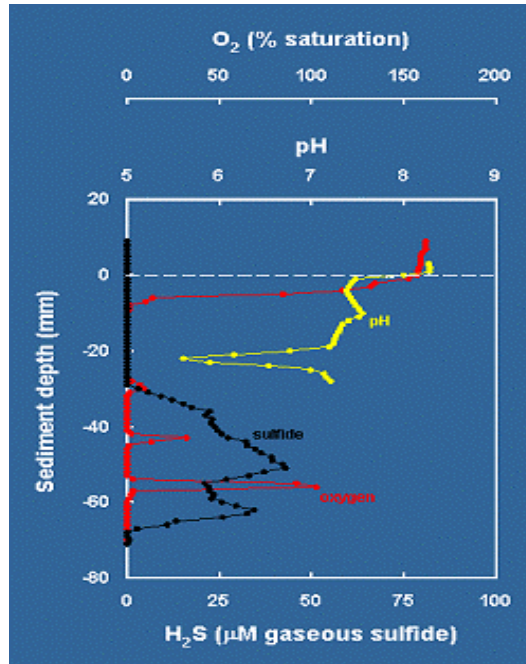


그림 1-4. 공극수내 산소, 황화수소, pH의 미세구조 변화

저면 경계층 수리·적현상 분야와 관련하여, 해양에서의 물질순환에 퇴적물 거동이 큰 역할을 하며, 갯벌을 포함한 연안의 많은 환경문제가 자연적 혹은 인위적인 퇴적환경 변화와 깊은 연관성이 있다. 특히 미세퇴적물의 경우 그 흡착성으로 인해 오염물질의 운반자 역할을 하며, 투수성이 상대적으로 큰 사질 퇴적물 입도구성 특성은 저서 환경으로의 물질공급에 중요한 영향을 미친다. 그러나 저면 경계층에서의 수리·적작용은, 파랑 및 흐름의 수리작용이 저면에 영향을 미침과 아울러 저면의 형상과 저면 근방의 고농도 부유퇴적물이 다시 수리작용에 영향을 미치는 복잡한 구조를 갖는다. 특히 니질 환경의 경우에는 저서생물상 및 퇴적층의 생지화학적 조성에 따라 수리작용에 대한 퇴적층의 반응이 바뀌는 등 현상에 미치는 인자들의 영향이 복잡하게 얽혀있어 각 인자의 독립적인 영향을 신뢰성 있게 규명하는 데 어려움이 따른다. 특히, 현장에서 갯벌과 수층의 경계층을 통한 물질순환을 정량화하기 위해서는 관련 현상, 수층 및 퇴적층 내에서의 물질거동 수식화가 필요하나, 퇴적층 내에서의 관련 현상 관측에 어려움이 있다. 즉, 퇴적층 내 특정지점에서 특정 물질의 농도의 시간변화는 아래 식 (1)의 우변 첫째 항인 이류 (advection) 와 둘째, 셋째항인 확산 (diffusion) 및 마지막 항인 생화학적 반응으로 결정되며, 이 과정 중 공극율의 변화, 즉 압밀 및 액상화에 따른  $\phi$ 의 변화가 생화학적 반응을 제외한 각 항에 영향을 미친다. 이때 투수성을 거의 무시할 수 있는 조하대 니질 퇴

적상에서는 이류향을 무시하여 간단한 확산방정식으로 속성작용을 정량화할 수 있으나, 노출·수가 반복되는 조간대와 투수성을 무시할 수 없는 사질 퇴적상의 경우에는 이류에 의한 퇴적층으로부터 수층으로의 물질이동이 확산에 의한 양보다 크므로 이류향을 무시할 수 없다 (그림 1-5; Huettel *et al.* 1998 & 2003)). 따라서 저면 경계층 부근에서의 수리 및 퇴적작용을 정밀하게 파악하는 것은 퇴적물 이동 및 지형변화 분야뿐 아니라 물-퇴적층 경계를 통한 물질순환 이해 및 예측에 필수적인 사항이다.

퇴적층 내 속성작용(Diagenetic equation) :

$$\frac{\partial \phi C}{\partial t} = -\frac{\partial \phi w C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left( \phi D_z \frac{\partial C}{\partial z} + \phi D_B \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \sum R \quad (1)$$

여기서  $\phi$ 는 퇴적층내 공극율,  $C$ 는 특정물질 농도,  $t$ 는 시간,  $z$ 는 연직좌표,  $w$ 는 연직유속,  $D_z$ 는 연직방향 확산계수,  $D_B$ 는 저서생물 이동에 따른 확산계수,  $R$ 은 관련 생화학적 반응영향.

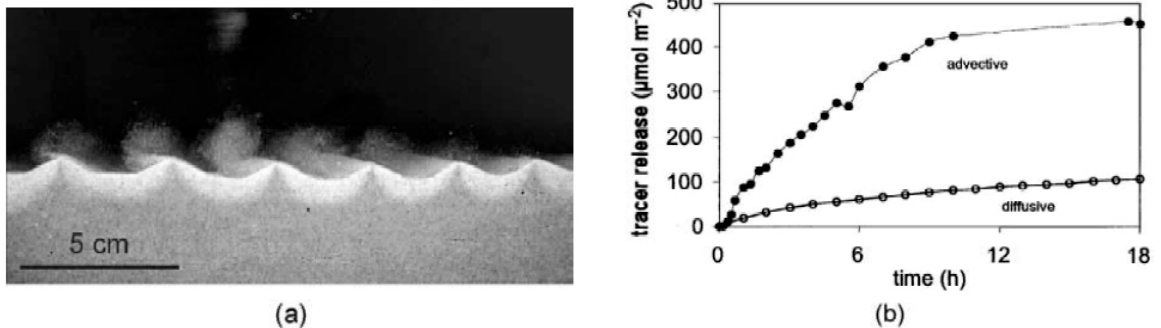


그림 1-5. (a) Ripple 저면에 파랑 작용시 수립자의 왕복성 흐름에 기인하는 공극수 흐름 및 물질이동 실험 결과. (b) 공극수 흐름에 의한 물질의 이류이동이 확산이동보다 큼 (Huettel *et al.* 2003).

앞서 언급한 바와 같은 갯벌에서의 해양 퇴적물 내 지화학적인 프로세스와 미생물 군집의 분포는 저서동물의 복잡한 burrow에 의한 퇴적물-물 경계면의 증가에 큰 영향을 받는다. 저서동물은 burrowing과 먹이섭식 활동을 통해 대기나 해수가 퇴적물과 접촉되는 표면적을 증가시킨다. 또한 저서동물은 이런 활동을 통해 표층퇴적

물을 변형시켜 퇴적물 내 미생물학적 속성 반응에 필요한 탄소물질과 전자수용체와 같은 물질의 공급을 증가시키며, 아울러 용존성의 황화합물과 같은 독성의 생물 신진대사물질을 퇴적물로부터 제거하는 역할도 한다 (Aller 2001, Kristensen 2001). 갯벌 퇴적물 내 유기물 분해과정과 연관된 생지화학적 프로세스를 이해하고 갯벌 경계면에서의 물질플렉스를 평가하기 위해서는 저서동물의 복잡한 burrow에 의해 증가되는 표면적 (경계면)을 정량화하는 것이 필수적이다 (Gribsholt *et al.* 2003, Furukawa *et al.* 2004). 최근 들어 저서동물 burrow의 구조와 크기에 관한 많은 정보가 보고되고 있으나, 여전히 갯벌 경계면을 정량화하는 자료는 부족한 실정이다 (Kristensen & Kostka 2005). 이것은 저서동물의 burrowing과 섭식활동에 의한 갯벌 경계면의 크기를 보편적으로 정량화하는 것이 쉽지 않은 것이 원인인데 레진 캐스팅 방법의 전개와 함께 저서동물의 burrow를 기술하는 것이 실제적으로 가능해졌으며 (e.g., Atkinson *et al.* 1982, Swinbanks & Luternauer 1987, Griffis & Suchanek 1991, Lee & Koh 1994, Nickell & Atkinson 1995, Stamhuis *et al.* 1997, Bird & Poore 1999, Dworschak 2002) 국내 갯벌에도 이와 같은 방법을 적용함으로써 갯벌 경계면의 증가 정도를 정량하여 갯벌 내 생지화학적 과정에 미치는 생물교란의 영향을 평가할 수 있을 것이다.

최근 습지의 중요성이 크게 대두됨에 따라 선진국의 경우 기존 간척지를 복원하여 습지화하는 역간척이 진행 중이며, 아울러 인공습지 및 인공갯벌 조성도 활발히 진행되고 있다. 조성된 인공습지의 환경친화적 역할을 극대화하기 위해서는 습지 내의 생태계를 지역적 특성을 고려하여 최적화하여야 하며, 이러한 인공생태계 최적설계를 위해서는 다양한 영향 인자들 사이의 복잡한 제 현상에 관한 깊이 있는 이해가 선행되어야 한다. 따라서 본 연구가 목표로 하는 ‘갯벌의 물질 플렉스 및 생태적 기능 평가’를 통한 필수적인 기초정보 확보는 21세기 새로운 패러다임으로 자리 잡은 환경문제 해결에 일조함은 물론 관련 환경산업 활성화에 기여할 것이며 이로 인한 산업/경제적인 가치는 새만금 사업의 예산 규모로부터도 알 수 있듯이 환산할 수 없을 정도로 크다.

경제자립이 국가 제1과제였던 과거에는 농공용지 확보를 위한 간척의 부정적 측면이 주목을 받지 못하였으나, 국민소득 증대와 최근 환경보존의 중요성에 관한 국민의식이 높아짐에 따라 대규모 간척사업 등으로 야기되는 수질오염 및 갯벌훼손이 심각한 환경문제로 대두되고 있으며, 환경보존단체와 연안개발 주체세력간의 마찰이 빈번한 상태이다. 따라서 갯벌관련 환경문제에 능동적으로 대처하기 위해서는 관련 현상에 관한 깊이 있고 신뢰성 있는 자료가 필수적이며, 이러한 정보를 통한 국민의 환경의식 제고는 명실상부한 선진국 진입을 위한 보이지 않는 필수요건이

다. 선진국의 한 예로서 독일의 경우, 1985년부터 1990년 사이에 북해연안 전체 갯벌을 국립공원으로 지정하였으며, 이 가운데 니더작센 갯벌은 1993년 유네스코에 의해 “세계자연유산”으로 지정되었다.

갯벌은 다양한 용도로 이용 될 수 있으며 개발가치가 보존가치보다 크다면 합리적인 절차를 거쳐 개발되어야 한다. 그러나 현재 세계적인 추세는 습지의 가치를 높게 보아 역간척이 진행되기도 한다. 개발과 보존 혹은 신규 갯벌의 창출과 같은 정책적인 판단은 갯벌의 기능과 가치에 대한 과학적 근거 위에서 이루어져야 한다. 앞서 언급한 바와 같이 연안환경에서 갯벌의 생태적인 기능을 평가하기 위해서는 갯벌과 수층간의 생태연결고리 (benthic-pelagic coupling)를 밝히는 일이 중요하다. 이는 갯벌이 수층에서 공급된 유기물을 제거하는 Sink로서의 기능과, 퇴적토 내에서 미생물에 의해 유기물이 분해되면서 재생산된 영양염에 의해 수층생산력을 지지하는 영양염의 Source로서의 기능을 정량적으로 규명함으로써 가능하며, 이를 위해서는: (1) 퇴적물 내로 유입된 유기물의 분해 및 분해경로와, (2) 그에 따른 공극수 및 퇴적물 내 화학성분들의 미세구조 분포 그리고 (3) 수층-갯벌 경계면의 물질 플럭스 (C, N, P, metal 등)를 정확히 산정하여야 한다.

본 연구는 생물생산 및 생지화학 등 물질순환과 직접 관련된 주제들과 아울러 연구결과 해석에 필수적인 기초적인 수리·적정보, 저면의 표고변화 및 부유퇴적물 이동량을 정밀하게 관측하고 갯벌 경계면을 통한 물질순환을 이해하기 위한 목적으로 수행되었다.



## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

### 1. 갯벌에서 진행되는 생지화학과정 연구

사회/경제/문화 및 환경/과학적 측면에서의 중요성이 인식되어 최근까지 각 관련 부처 및 지방자치단체의 지원을 받아 갯벌의 보전, 개발 및 대체습지 조성 등에 관한 많은 연구가 진행되어왔다 (표 2-1). 그러나 이러한 연구들은 갯벌 내 유기물 분해에 따른 생지화학적인 Process와 저층 경계면에서의 물질 Flux를 이해하기 위한 연구와는 거리가 있다.

표 2-1. 갯벌과 관련한 국내연구 사례

발주기관	과제명	연구기관
농림부	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 내만금수역 수질환경조사 및 관리연구</li> <li>- 수질 자동모니터링 시스템</li> <li>- 내만금 수질예측 모델 연구</li> <li>- 창조제 연안 지형변화 예측 및 친수환경 조성연구</li> <li>- 내만금 수역 및 간척지의 생태변화연구</li> <li>- 금강호물 도입에 따른 환경 영향 연구</li> <li>- 내만금 간척지의 친환경 토지이용방안 연구</li> <li>- 철새 도래 및 서식환경 조성 연구</li> <li>- 하천의 어도를 비롯한 생태통로 기술개발</li> <li>- 내만금지구 환경자료 관리 시스템 운영</li> </ul>	농업기반공사, 군산대학교
전라북도, 과기부	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 내만금 담수역 녹조 저감대책 연구</li> <li>- 내만금 담수계 오염부하량 통합적 관리</li> <li>- 켈기반 원격 모니터링 시스템의 새만금 적용에 관한 연구</li> <li>- 내만금 해역의 적조발생 및 확산억제 대책 연구</li> <li>- 갯벌의 정화능력 측정 기술 개발</li> <li>- 내만금 해역 수산자원의 생산량 극대화 연구</li> </ul>	군산대학교, ( )
해양수산부	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 갯벌 생태계 조사 연구</li> <li>- DB 연구</li> <li>- 습지보호구역 설정을 위한 연구</li> <li>- 내만금 해양환경 보전대책을 위한 연구</li> <li>- 갯벌 미생물에 의한 생지화학적 정화작용 연구</li> <li>- 대체습지조성 중장기계획 수립 연구용역</li> </ul>	국립수산과학원, 한국해양연구원, 인하대, 서울대, 전남대, 지오시스템 ( ) 등
환경부	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 대체습지 조성을 통한 수질오염저감 방안에 관한 연구</li> <li>- 독성유기화합물 오염 퇴적도의 생물정화기술 개발</li> <li>- 갯벌 미생물 군집 모니터링 및 생물정화기술 개발</li> </ul>	한국해양연구원, 연세대
공공기술이사회	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 황해 연안역의 인공갯벌 조성 기술 연구</li> </ul>	한국해양연구원

최근에 갯벌의 유기물 분해 및 분해경로 상에서 황산염 환원이 차지하는 중요성에 관한 연구가 현 등 (2003, 2004)에 의해 보고되기 시작하였으나, 다양한 미생물에 의한 분해 경로 (철 환원 등)와 분해경로에 영향을 미치는 다양한 환경요인들에 대한 연구가 대단히 부족한 실정이며, 나아가 갯벌 내 생지화학적인 물질순환을 규명하고, 갯벌과 수층간의 연관성 (benthic-pelagic coupling) 및 외양역과의 생태/환경적 연관성을 파악하여, 갯벌의 생태적 기능을 규명하기 위한 연구는 전무한 실정이다. 국내에서 공극수 중 용존원소를 분석 연구한 사례는 정 (1985)과 김 (1987)에 의해 연구된 이후 많이 이루어져 왔으나, 대부분 퇴적물을 1-2 cm 간격으로 잘라 공극수를 추출하고, 그 공극수를 분석하는 방식으로 공극수 내 화학종들의 미세구조를 파악하기에는 부족하다. 최근 microelectrode를 이용한 연구가 서울대 조병철 교수팀 그리고 수산과학원의 이재성 연구팀에 의해 시도되었고, 학술지에 보고된 바 있다 (이 등 2004). 이러한 연구를 통하여 퇴적물과 저층수간 산소 교환율을 계산하고, 또한 퇴적물 표면에서 급격히 감소하는 산소의 수직분포를 규명하였으며, 나아가 갯벌과 양식장 저층에서 용출되는 물질의 양을 산정하는데 활용하고 있다. 그러나 경계면에서의 수리-퇴적현상을 고려한 flux연구는 진행된 바 없다.

국내와는 달리 외국의 경우 갯벌이나 연안퇴적토의 기능과 관련하여 퇴적토 내 지화학적 원소순환, 미생물에 의한 유기물 분해능 및 분해경로 그리고 수층-퇴적층의 경계면에서의 물질 플럭스 연구 및 미세전극을 사용한 공극수 내 지화학적 성분들의 미세분포 연구는 필수적인 사항으로 인식되고 있다.

- 미국 :

- NSF를 통해 1980년대 이래 26개 지역에서 Long-Term Ecological Research (LTER:<http://www.lternet.edu/sites/>) program을 지원 중이며, 이중 연안 습지의 생태/생지화학적 process 연구를 위한 Georgia Coastal Ecosystems LTER Project ([http://gce-lter.marsci.uga.edu/lter/project/project\\_summary.htm](http://gce-lter.marsci.uga.edu/lter/project/project_summary.htm))와 연안의 육지-연안 및 수층-저층 생태연결고리 규명을 포함한 광범위한 생태계 상호작용에 대한 연구와 관련된 Plum Island Ecosystem LTER(<http://ecosystems.mbl.edu/PIE/>)이 진행 중이다 (그림 2-1).
- 또한 각각의 LTER 지역에서는 별도로 미생물 관측소 사업 (Microbial Observatory Program)을 통해 연안환경에서 생지화학적 물질순환에 결정적으로 중요한 역할을 담당하는 미생물 다양성 확보 및 다양한 미생물의 생태적 기능연구를 지원 하고 있다 (그림 2-1).

예: Sapelo Island Microbial Observatory (<http://simo.marsci.uga.edu/>)

Plum Island Microbial Observatory (<http://ecosystems.mbl.edu/PIMO/>).



그림 2-1. 갯벌 및 염습지에서 생지화학적 물질순환, 수층과의 생태고리 및 미생물 다양성 및 기능을 지원하는 LTER과 Microbial Observatory Program.

- 유럽 :

- 넓은 갯벌을 보유한 독일, 덴마크 및 네덜란드는 수층-퇴적층 경계면의 물질 Flux, 갯벌 내 생지화학적 물질 순환 및 미세전극 현장적용 분야에서 세계최고의 핵심요소 기술을 보유하고 있다. 예로서 네덜란드 생태학 연구소에서는 갯벌에서의 생지화학적 과정에 관한 연구를 주요 연구주제의 하나로 하여 지속적인 연구를 수행하고 있으며 결과의 부분으로서 diatom bloom과 silica flux에 대한 연구 결과가 활발히 발표되고 있다 (Arndt & Regnier 2007). 최근 독일에서는 조간대에 35 m 높이의 거대한 타워를 설치하여 실시간으로 조류, 조위, 영양염, pH 등을 관측하여 갯벌 경계면에서의 물질플럭스를 현장에서 직접 측정하고 있음 (Geunwald *et al.* 2007).

- 요 관련연구기관 : Max Planck 해양미생물연구소(<http://www.mpi-bremen.de>)  
덴마크: Aarhus대학(<http://www.darwin.mudpop.au.dk>)  
네덜란드: 생태연구소(<http://www.nioo.knaw.nl>)

○ 다양한 EU 과제에서 북해연안의 갯벌을 포함한 다양한 연안환경에서의 생지화학적 물질순환연구를 지원하고 있다. 이와 같은 과제 중 하나로서 육지와 해양간의 상호작용을 규명하기 위한 주제별 연구네트워크인 ELOISE를 구축하여 총 55개 과제를 지원하였으며 (현재 26개 과제 진행 중) 이중 수리-퇴적 역학 및 생지화학적 상호작용을 밝히기 위한 연구가 심도있게 진행되고 있다 (Table 2-2). 또한 EC의 지원 하에 유럽 각국은 주요 하구역 및 조간대를 대상으로 HIMOM 프로그램 등을 통해 갯벌 모니터링 시스템을 구축하기 위한 연구를 지속적으로 수행하고 있다.

- 련 web site: <http://europa.eu.int/comm/research/marine1.html>  
<http://europa.eu.int/comm/research/envsc/water-pro.html>  
<http://europa.eu.int/comm/research/eloise/eloise-h.html>  
<http://www.brockmann-consult.de/himom/>

Table 2-2. Major interdisciplinary projects of EU ELOISE Network.

Contract Code	Project Title
COSA	Coastal Sands as Biocatalytical Filters
DUNES	Integrated Management Methods: Monitoring Environmental Change in Coastal Dune Ecosystems
ECOFLAT	The Eco-metabolism of Estuarine Intertidal Flat
F-ECTS	Feed-Backs of Estuarine Circulation and Transport of Sediments on Phytobenthos
HIMOM	A System of Hierarchical Monitoring Method for Assessing Changes in the Biological and Physical State of Intertidal Area
NTAP	Nutrient dynamics mediated through turbulence and plankton interaction
PHASE	Physical forcing and biological fluxes in shallow coastal ecosystems
TIDE	Tidal Inlets Dynamics and Environment

○ 이들 국가 외에 핀란드는 생물교란과 섭식을 이슈로 하여 benthic-pelagic coupling에 대한 연구를 수행하고 있으며 일본에서도 먹이연쇄가 물질순환에

미치는 영향을 연구하고 있으며 (Kamimura & Tsuchiya 2006, Viitasalo 2007, Viitasalo *et al.* 2007), 영국은 연안해역의 경제적 중요성과 기후변화에 미치는 영향 및 생물다양성에 있어서의 중요성을 인식하고 효율적인 연안역 관리와 보존을 위해 수행 중인 Oceans2025 프로그램의 부분으로 6개년 계획으로 추진 중인 NERC Marine Centers' Strategic Research Programme 2007~2012의 제 3 주제에서 대륙붕을 포함한 연안해역의 생물과정과 지구조, 기후변화 및 오염의 영향 등에 대한 연구를 추진 중에 있다 (<http://www.oceans2025.org>).

- 일본 : 아시아권에서는 일본에서 가장 많은 연구가 수행되었다. 특히 인공갯벌 조성 및 갯벌의 관리와 관련하여 갯벌에서의 조석에 의한 미세저서조류의 재부유를 포함하여 물질 플럭스에 대한 연구가 다수 진행되었다 (Sakamaki *et al.* 2006, Koh *et al.* 2007).

## 2. 인공위성 관측 시스템 구축

광학위성자료를 이용한 waterline 방법은 비교적 단기간에 다양한 조석 상태의 위성자료로부터 갯벌과 물의 경계면인 해안선을 추출한 후, 이들에 절대고도 값을 대입하고 내삽함으로써 갯벌 DEM을 생성하는 것이다 (Lohani *et al.* 1999, Mason *et al.* 1997, Chen & Rau 1998). 이 방법에서의 가정은 획득된 많은 위성 자료들이 갯벌 지형변화를 무시할 수 있을 만큼 단기간에 그리고 다양한 조석상태에 얻어져야 한다는 것과 추출된 해안선은 등고선이라는 것이다. waterline 방법으로부터 생성된 갯벌 DEM은 얼마나 다양한 조석상태의 위성자료를 획득할 수 있고 이로부터 해안선이 얼마나 정밀하게 등고선으로 추출되었느냐 하는 것이 DEM의 형태를 결정하고, 추출된 해안선에 얼마나 정확한 절대고도값을 대입시키느냐 하는 것이 DEM의 정밀도를 좌우하게 된다 (유주형 2000). 그러므로 Ryu *et al.* (2002)에서는 Landsat 위성자료의 어느 밴드를 이용하여 waterline을 추출하는 것이 정밀도를 높일 수 있는지 연구되었다. 또한 Horritt *et al.*은 비행기에서 얻어진 SAR 자료를 이용하여 waterline을 mapping 하였으며, Yamano *et al.*은 산호초 지역에 대하여 다양한 센서의 원격탐사 자료를 활용하여 waterline을 추출함으로써 환경 변화를 모니터링하였다.

1990년대 후반에 영국에서 Land-Ocean Interaction Study (LOIC) 사업이 시작되면서부터 항공기에 탑재된 CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager) 센서에 의해 수 m 미만의 고해상도의 다채널 자료를 얻게 됨에 따라 현장조사 자료와 함께 갯

별 표층 분류나 지형정보 획득과 관련된 많은 연구가 수행되어졌다 (Thomson *et al.* 1998, Rainey *et al.* 2000, Rainey *et al.* 2004, Brian *et al.* 2005)). Rainey *et al.* (2004)는 항공기 원격탐사 자료와 갯벌의 퇴적 환경과의 비교 연구를 통하여 갯벌 지형과 노출시간이 원격탐사 자료를 이용한 표층 퇴적상 분류에 많은 영향을 미침을 분석한 바 있다. 또한 항공기 원격탐사 자료에 스펙트럴 언믹싱 (Spectral unmixing) 분류 방법을 적용하여 Folk (1968)의 기준에 맞는 갯벌 퇴적상 분류를 수행하였다. 국내의 경우, 현재까지 항공기 원격탐사 자료를 얻기가 어려우므로 Ryu *et al.* (2004)은 공소만 갯벌 퇴적환경 요인들과 Landsat ETM+ 자료와의 관계를 분석하여 광학 반사도에 영향을 많이 주는 퇴적환경요인은 지표잔존수이며, 이는 지형, 입도, 조류로 분포 특성에 의한 배수구배 등에 의해 결정됨을 보고한 바 있다. 또한 이 연구를 통하여 30 m 공간해상도급 위성자료의 광학 반사도는 Folk (1968)의 퇴적상 기준인 4  $\phi$  입자 기준보다는 2  $\phi$  입자의 비 (ratio)와 높은 상관을 보임을 밝혔다. 따라서 위성의 특성에 따른 분류 기준입도의 설정이 필요함을 언급하였다. 그리고 표층 퇴적상 분류의 정밀도를 높이기 위해서는 단순히 위성자료의 광학 반사도를 상대적으로 분류하여 퇴적상과 연관 짓는 무감독 분류 방법보다는 위성자료와 갯벌의 특성을 파악하고 이를 바탕으로 한 감독분류가 더 효과적일 것임을 보고하였다.

### 3. 수리 · |적역학

저면 경계층 수리 · 적현상 분야와 관련하여 해저경계면에서의 수리 · 적현상에 관한 연구는 생물 · 학적 물질순환 이전에 침식 및 퇴적에 관한 관심으로부터 시작되었으며, 1930년대 난류에 관한 연구 성과에 힘입어 많은 발전이 있었으며, 현재는 그 거동특성의 판이함에 따라 니질 퇴적상과 사질 퇴적상으로 구분하여 연구되고 있다. 그러나 퇴적층의 지역적 특성, 물-퇴적물-지형간의 복잡한 상호작용으로 말미암아 아직도 퇴적물이동 및 지형변화를 명쾌하게 규명하는 이론이 정립되지 않았으며, 현장 및 실내실험을 통한 많은 경험식이 제시되고 있다.

해저경계층 부근에서의 수리 · 적작용을 정밀하게 관측하기 위해서는 정밀관측 시스템의 구축이 필수적이다. 이러한 관측은 유속과 부유퇴적물 농도의 난류적 변동까지 관측할 수 있는 고주파 장비가 국외에서 90년대부터 개발됨에 따라 가능해졌다. 그러나 부유퇴적물 농도 관측은 적외선 또는 음파의 후산란 강도를 이용하는 간접적인 관측이므로 전압 혹은 음향강도를 농도로 환산하는 검보정이 필요하며, 특히 신뢰성 있는 검보정을 위해서는 부유퇴적물 이동이 활발한 악기상시 현장 채수가 필수적이며, 이를 위해 Jin *et al.* (1999, 2000, 2003)은 Niskin 채수기를 개량한

자동채수기(Auttle)를 개발하였으며, 이를 Fig. 2-2와 같이 BBL (Bottom Boundary Layer) 수리·적현상 정밀관측시스템 (SPHINX)에 장착하여 관측 및 검보정 신뢰도를 높였다.



Fig. 2-2. One of KORDI BBL Systems, SPHINX-II.

갯벌 경계면을 통한 물질순환 관련연구가 연안역 관리에 효율적으로 이용되기 위해서는 물질 이동량이 큰 임계조건에서의 관련현상 이해가 선행되어야 한다. 이와 관련하여 우리나라 대부분의 갯벌은 동계 북서풍의 영향을 강하게 받는다. 즉, 수심이 낮은 조시에 강풍이 불면 유속이 평상시 조류속의 수 배에, 퇴적물 이동량은 평상시의 수백 배에 달하므로 이러한 악기상 조건에서의 신뢰성 있는 현장관측이 특정지역의 물질순환 이해에 필수적이다. Fig. 2-3은 충남 태안군 이원방조제 전면 갯벌에서의 예 (한국해양연구원, 2004)로서 유속과 탁도 (turbidity, signal strength)는 저면으로부터 10cm 높이에서의 값이다. 그림으로부터 알 수 있는 바와 같이 최대유속이 평상시에는 10-20 cm/s 정도이나 풍속이 10m/s 이상일 경우에는 60-80 cm/s까지 증가하며, 탁도의 경우는 유의파고와 같은 위상을 보이거나 특히 강풍과 고파랑 동반시에 급격히 상승함을 알 수 있다.

국외의 경우도 경계면 수리·적현상에 관한 본격적인 연구는 정밀관측장비가 개발되기 시작한 90년대부터 본격화되었다. 유럽의 경우 EU 제12위원회는 1989~1998년까지 3차에 걸친 MAST (Marine Science and Technology) 사업을 지원하였으며, MAST-III에서 지원한 퇴적물 이동 및 지형변화 관련 연구는 Table 2-3과 같다. 네덜란드는 통합수질모형 DELWAQ의 신뢰도 제고를 위해 ‘Sediment-water exchange



of substances (2001-2003), Research on sediment/water interface processes (1999-2003) 등 본 과제와 직접 관련된 과제들을 포함하여 다양한 세부과제를 수행하였으며, 모델 검증에 위한 현장관측을 계속하고 있다.

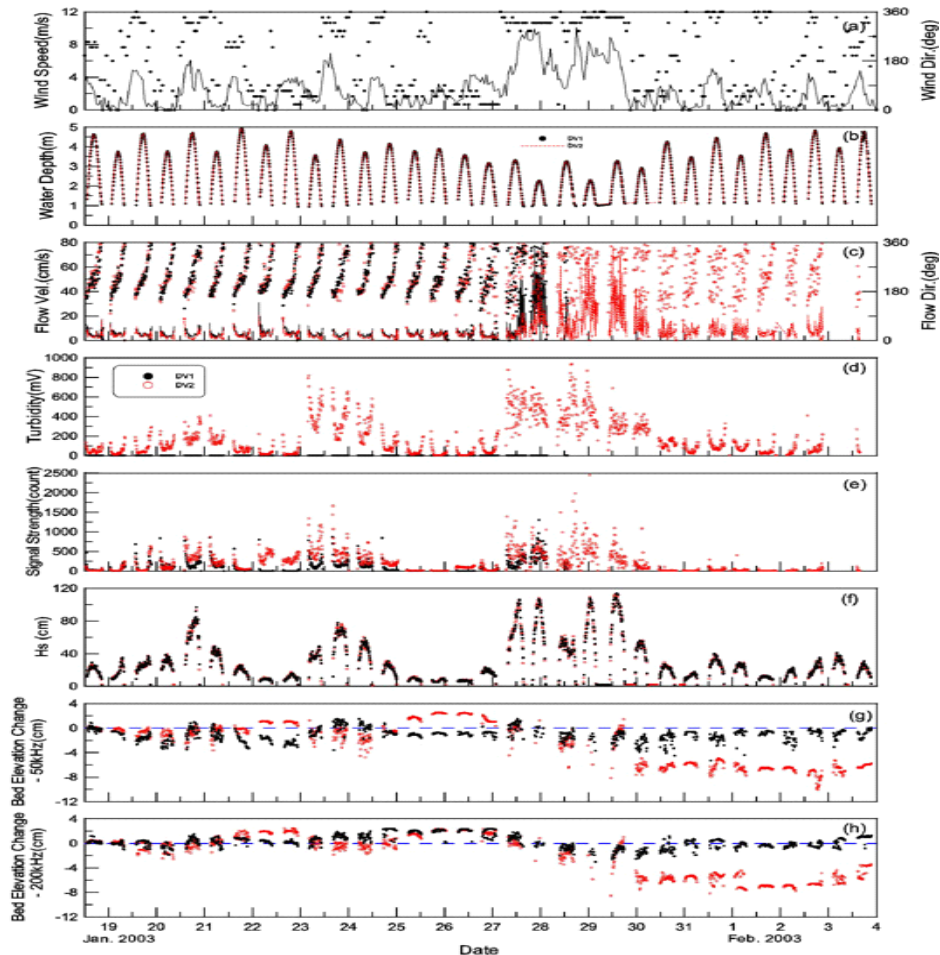


Fig. 2-3. Sample results of a BBL measurements on a macro-tidal flat (KORDI, 2004).

연안역 관련 연구성과의 실용성을 극대화하기 위해서는 현상의 종합적인 이해를 위해 심도 있는 학제적 연구를 수행하고, 그 결과를 이용하여 신뢰성 있는 통합예측모형 (Fig. 2-4)을 수립하여 연안역관리에 운용하는 것이다. EU는 이를 위해 MAST 프로그램을 통해 1991-1997년에 걸쳐 유럽 지역해 생태모형 ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model)을 구축하였다.

Table 2-3. MAST-III projects on sediment transport and morphology.

Contract Code	Project Title
ESPED	European Shore Platform Erosion Dynamics
COAST-3D	Coastal Study of Three-Dimensional Sand Transport Processes and Morphodynamics
SEDMOC	Sediment Transport Modelling in Marine Coastal Environment
INDIA	Inlet Dynamics Initiative: Algrave
SASME	Surf and Swash Zone Mechanics
COSINUS	Prediction of Cohesive Sediment Transport and Bed Dynamics in Estuaries and Coastal Zones with Integrated Numerical Simulation Models
OPCOM	Operational Modelling for Coastal Zone Management
PACE	Prediction of Aggregated-Scale Coastal Evolution
INTRMUD	The Morphological Development of Intertidal Mudflat
C-STAR	Coastal Sediment Transport Assessment using Synthetic Aperture Radar
SCARCOST	Scour Around Coastal Structures
SAFE	Performance of Soft Beach Systems and Nourishment Measures for European Coasts

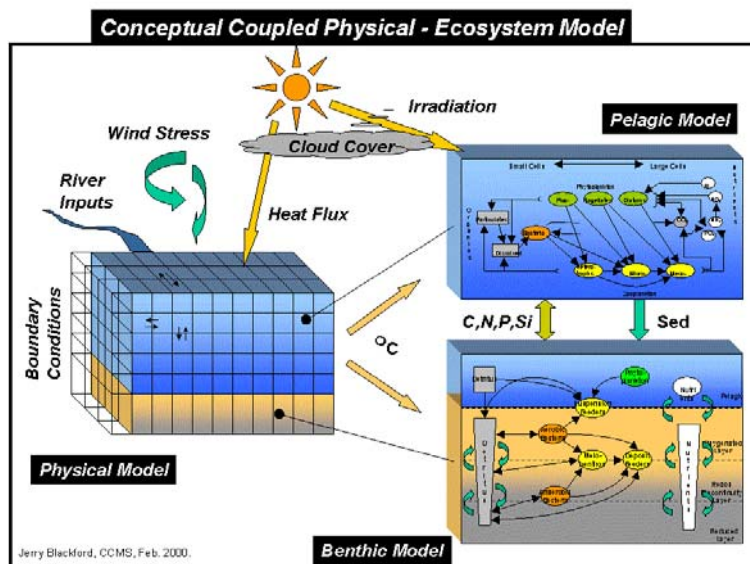


Fig. 2-4. Conceptual coupled physical-ecosystem model.



Fig. 2-5. PARI's mesocosm.

일본의 경우, 대부분의 해안이 파랑우세 소조차 환경이며, 니질조간대는 큐슈 등 일부 지역에 국한됨에도 갯벌의 정화기능 및 인공갯벌 조성관련 연구가 활발하다. Fig. 2-5는 항만공학연구소 (PARI)가 보유한 세계 최대 규모 (3조, 각조 규모 8m×9m×1.5m)의 실험설비로서, 흐름과 파랑 존재시의 물질순환과 저서동물 거동에 관한 실내실험을 심도 있게 실시하고 있다.

비록 한국해양연구원 (2003, 2004) 및 해양수산부 (2006) 등이 니질 혹은 사질조간대에서의 BBL 관측을 수행한 바 있으나 이를 생물 및 생지화학적 물질순환과 연계한 학제적 연구가 본 연구가 국내에서 최초이다. 전술한 바와 같이 연안환경의 효율적인 통합관리를 위해서는 신뢰성 있는 통합모형구축이 선결과제이며, 해양선진국도 90년대부터 본격적으로 개발하기 시작한 이러한 통합모형은 흐름, 파랑 등의 수리현상 재현모듈, 퇴적물 이동 및 지형변화 재현모듈, 수질모듈, 그리고 퇴적층 (benthic)모듈로 구성된다. 따라서 본 연구를 통하여 상대적으로 연구가 미진한 갯벌 경계면을 통한 물질순환에 관한 이해가 제고되면 국내 연안환경을 신뢰성 있게 예측할 수 있는 통합모형수립에 크게 기여할 것이다.

## 제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과

### 제 1 절 개방형 갯벌 : 강화도 남단 갯벌

1. 수리·퇴적현상
2. 강화도남부 갯벌퇴적물에서 산소미세전극을 이용한 산소소모율추정
3. 저서동물 burrow에 의한 갯벌경계면 증가와 이에 영향을 미치는 환경요인
4. 유기물 분해력 및 분해경로

### 제 2 절 수층-저층간 생태연결고리 연구 : 태안 근소만

1. 연구지역 및 연구 내용 개관
2. 갯벌 환경도 작성 연구
3. 수리 퇴적역학
4. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 퇴적물 산소플럭스의 계절변화
5. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 영양염 저층플럭스의 계절변화
6. 서해 근소만에서 영양염의 조석 및 계절 변화
7. 미세조류 및 일차생산력 분포
8. 조석주기에 따른 수층 세균수 및 생산력의 변화
9. 저서동물에 의한 갯벌 경계면 증가와 burrow 주변의 산소농도 분포
10. 갯벌에서의 유기물 분해력 및 분해경로
11. 수층-저층 생태연결고리 : 잠정 결론

## 제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

### 제 1 절 개방형 갯벌 : 강화도 남단 갯벌

#### 1. 수리 · 적현상

해저경계면에서의 수리 · 적현상은 저면의 거침도 (roughness)의 영향을 크게 받는다. 즉, 거침도와 함께 난류의 연직성분이 커지며, 흐름의 난류에너지에 비례하는 저면에 가해지는 전단응력이 임계값을 초과하면 저면 퇴적물이 이동한다.

저면 전단응력은 연흔 등의 저면 형상에 의해 결정되는 거침도와 함께 식생 유무에 따라서도 크게 변할 수 있다. 즉, 서식하는 海藻類 潮流 파랑류 (wave induced current) 및 수립자의 파랑궤도운동 등의 흐름이 방해를 받아 전단응력이 감소하며, 해조류의 뿌리는 해저면을 안정화시키므로 외력과 저면퇴적물 입도구성이 같을 경우 비식생대보다 침식이 감소한다 (Baptist 2003, Jordanova & James 2003, Thompson *et al.* 2004, etc.).

본 연구 1차년도 (2005)에 생지화학 및 저서생물 분야의 자료 해석에 필요한 물리 정보를 제공하고, 식생 및 비식생 갯벌 경계면에서의 수리 · 적작용을 정밀하게 파악하기 위한 연구를 강화도와 동검도를 연결하는 사석제방 양측에서 수행하였다. 연구지역은 식생 유무에 따른 갯벌의 생지화학적 특성 차이뿐 아니라 퇴적학적인 측면에서도 중요하다. 즉, 정량적인 연구는 수행된 바 없지만 수로를 통하여 조류가 활발히 이동하던 구간에 해수가 통과하지 않는 사석제방이 건설됨에 따라 급격한 퇴적이 진행되었으며, 낙조시 한강으로부터의 유입된 담수의 영향을 크게 받는 제방 동쪽에는 식생이 발달하지 않은 반면, 담수의 영향을 상대적으로 적게 받는 서측에는 염생식물이 광범위하게 분포한다.

#### 가. 현장관측

강화도-동검도 사석제방 동측 정점 UMF (unvegetated mud flat, 지도상 표시 = D1)와 서측 정점 VMF (vegetated mud flat, 지도상 표시 = D2)에서 현장관측을 실시하였다 (Fig. 3-1-1, Table 3-1-1). 정점 UMF에 설치된, DUVEC이라 명명한 관측시스템은 노르웨이 Nortek 社 社 | 광후산란 탁도계 OBS-3, 미국 YSI 社 | 다중수질관측기 YSI6600, 침식 · 적고 측정을 위한 한국 AAT社 | 2중주파수 음향표고계 DUFAL로 구성된다.

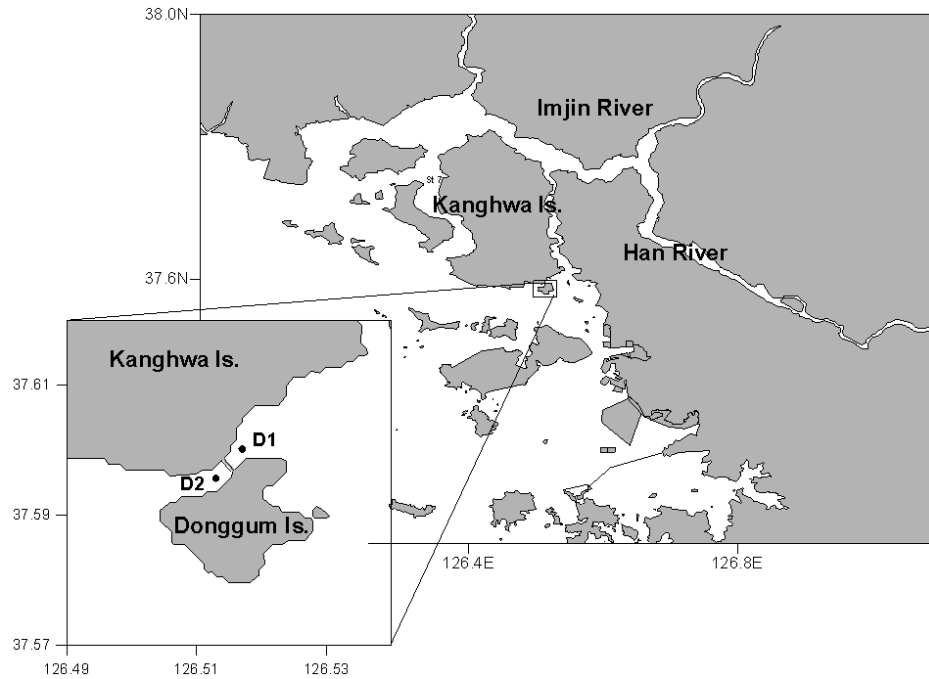


Fig. 3-1-1. Map showing the experimental sites in tidal flat located in southern area of Ganghwa Island. D1; unvegetated site, D2; vegetated site.

식생대 정점 VMF에는 DUVEC과 함께 레이저를 이용하여 부유퇴적물의 입경분포 및 체적농도를 측정할 수 있는 미국 Sequaia Scientific 社 LISST를 설치하였다. 또한 부유퇴적물 농도의 간접 측정 결과인 OBS-3의 전압, VECTOR의 음향반사강도, LISST의 체적농도 등의 검보정을 위해 Jin *et al.* (1999, 200, 2003)이 개발한 자동채수기 (AUTTLE) 3대를 설치하였다 (Fig. 3-1-2). 대조차 해안의 최상부 조간대인 관측지점이 1개월 중 침수되는 시간이 매우 짧으므로 침수 동안 가능한 많은 자료를 얻기 위하여 각 장비의 관측간격을 10분으로 설정하였다. VECTOR는 저면으로부터 25cm 높이에서의 유속· 향을 8Hz OBS-3는 VECTOR에 의해 제어된다. 각 기기의 관측설정은 Table 3-1-2와 같다.

Table 3-1-1. Locations, period, and instruments of the measurements at Ganghwa-Donggeom tidal flat.

Station	Location	Period	Instrument
ST. UMF	37°35'43"N 126°31'04"E	4 ~ 10 Sep. 2005	DUVEC*
ST. VMF	37°35'36"N 126°30'56"E		DUVEC, LISST





Fig. 3-1-2. Instruments installed at UMF (upper) and the west side of the islands connecting rubble dike (lower).

Table 3-1-2. Sampling specifications of the instruments.

Instrument	Sampling interval (min)	Burst interval (sec)	Sampling frequency (Hz)	Sampling height above the bed (cm)
Vector	10	128	8	25
OBS	10	128	8	25
DUFAL	10	-	-	0
YSI6600	10	-	-	25
LISST	2	-	-	25

## 나. 관측결과

### (1) 탁도계 검보정

표층퇴적물의 입도분포 및 통계특성은 Table 3-1-3과 같으며, 두 정점의 표층퇴적물 평균입경은 모두 medium silt에 해당한다.

탁도의 간접 측량 결과, 즉 적외선 또는 초음파의 반사강도는 농도가 같더라도 부유퇴적물의 입경에 따라 큰 차이를 보인다. 따라서 본 연구에서 농도 관측을 위해 설치한 OBS-3의 출력 전압을 부유퇴적물 농도 (SSC: Suspended Sediment Concentration)로 변환하기 위해서는 신뢰성 있는 검보정 (calibration)이 필요하며, 이를 위해 2단계의 검보정을 실시하였다. 첫째는 정점 VMF에서 AUTTL을 이용하여 채수한 해수의 실내 실험을 통하여 구한 실제 SSC와 같은 정점에 설치된 LISST가 측정된 부유퇴적물의 체적농도에 입자의 비중을 곱하여 구한 농도와와의 검보정 과정이며, 두 번째는 첫 번째 검보정으로 구한 변환식을 LISST 체적농도에 적용하여 구한 농도와 OBS-3 출력전압과의 관계식을 도출하는 것이다. 이와 같은 2단계 검보정은 AUTTL과 LISST를 정점 VMF에만 설치하였기 때문이다. 즉, 정점 VMF에서의 SSC 시계열은 1단계 검보정만으로 구할 수 있으나 UMF에서는 OBS-3 출력전압을 농도로 변환해야 하기 때문이다. 물론 이 경우에 두 정점의 부유퇴적물 입경이 다르면 농도가 같더라도 두 지점의 OBS-3 출력전압이 다르므로 (D&A Instrument Company 1991) 상기 2단계 검보정을 정점 UMF에 적용할 수 없으나, 저면표층퇴적물 입경분포가 유사하므로 실제 SSC의 입경분포도 같다고 가정하고 2단계 검보정 결과를 두 정점의 OBS-3 출력전압에 적용하여 SSC 시계열을 구하였다.

1단계 검보정 결과, 즉 LISST 체적농도를 변환한 농도와 실제농도와의 관계는 Fig. 3-1-4와 같다. 그림으로부터 LISST 농도가 실제 농도를 약 25% 정도 과대평가함을 알 수 있다. 이는 부유퇴적물 입자들의 응집작용 때문으로 판단된다. 즉, 미세 입자들은 그 점성으로 인해 응집체로 거동하며, 응집체의 비중은 응집체가 포함하는 해수로 인해 같은 체적의 단일입자보다 비중이 낮기 때문이다.

Table 3-1-3. Statistical characteristics of the bed surface sediments.

St.	Weight composition (%)				Mean diameter		SD	Sk	Kt
	Gravel	Sand	Silt	Clay	( $\phi$ )	( $\mu\text{m}$ )			
UMF	0.0	7.6	69.3	23.1	6.7	9.6	2.0	-0.6	3.8
VMF	0.0	3.7	73.8	22.9	6.8	9.0	1.7	0.2	2.6



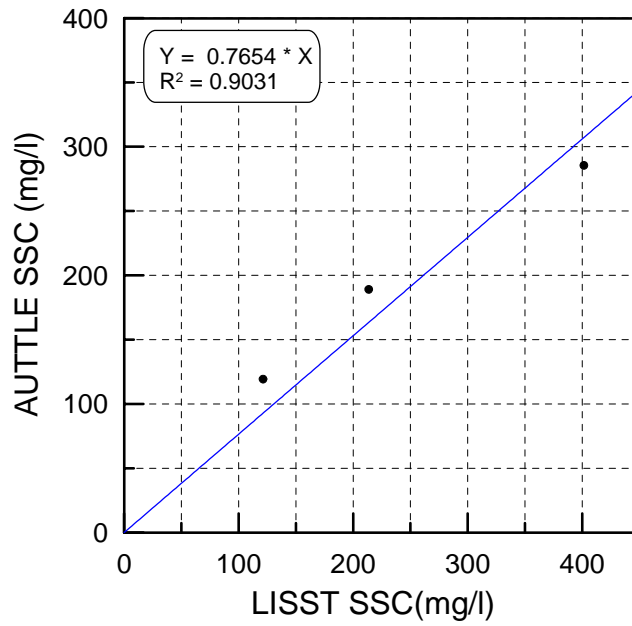


Fig. 3-1-3. Calibration result of the AUTTLE and LISST SSCs.

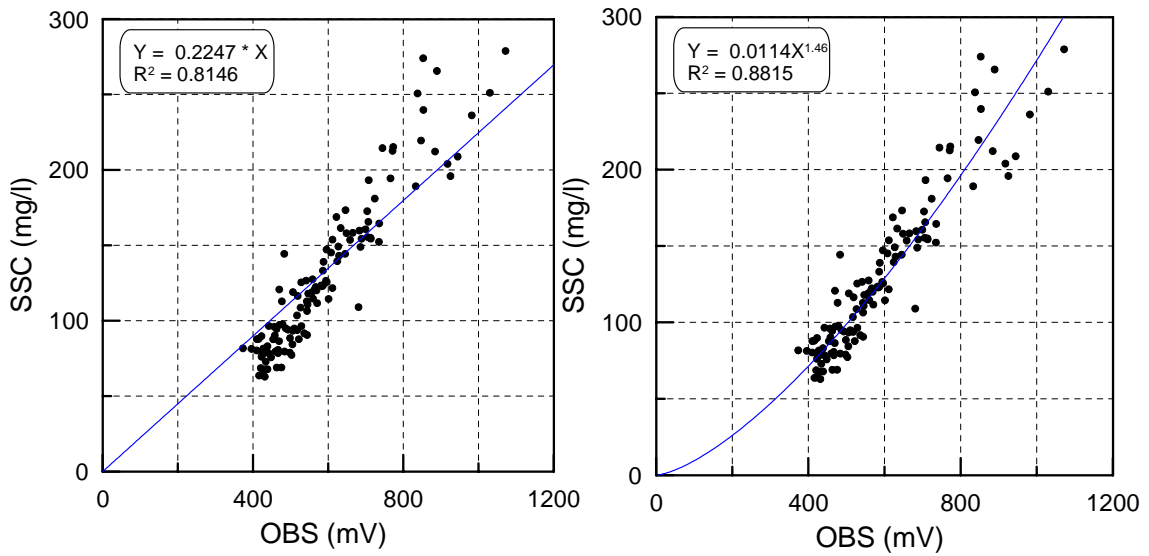


Fig. 3-1-4. Linear (left) and non-linear (right) calibrations of the OBS voltage at VMF with the SSC calculated from LISST SSC and the calibration equation of Fig. 3-1-3.

각각 선형 및 비선형식을 적용한 2단계 검보정 결과는 Fig. 3-1-4와 같다. 일반적

으로 세립 부유퇴적물과 광후산란 탁도계 출력전압은 선형관계를 보이지만 (D&A Instrument Company, 1991), 그림에서 알 수 있는 바와 같이 비선형관계식의 결정계수가 0.08 정도 높으므로, 이를 적용하여 두 정점에서의 SSC 시계열을 구하였다.

## (2) 수리 · 적변수 시계열

대조기 6일 (Fig. 3-1-5) 동안의 관측결과를 Fig. 3-1-6~ 8에 제시하였다. Fig. 3-1-6은 VECTOR와 OBS-3가 정점 VMF에서 9월 5일 07:30부터 시작되는 한 burst (128초) 동안 8Hz로 관측한 1024개의 3차원 유속과 SSC이며, Fig. 3-1-7은 8Hz로 관측되는 변수들의 burst 평균치를 다른 변수들과 함께 나타낸 전 관측기간 동안의 시계열, 그리고 이 시계열에서 수리변수의 변동양상을 자세히 보기 위해 9월 5일 결과를 확대한 것이 Fig. 3-1-8이다. 각 변수의 거동 특성은 다음과 같다.

정점 UMF의 저면상 25 cm에서의 유속은 침수 초기에 최대 35 cm/s 정도로 높은 값을 보이거나 10분 후인 두 번째 burst에 5~ 10 cm/s 정도로 낮아진다. 이와 같이 첫 번째 유속이 높은 이유는 지형적으로 만들어지는 2차 흐름 때문으로 판단된다. 즉, 창조류는 Fig. 3-1-2에 보이는 정점 UMF에 근접한 수로를 따라 빠르게 유입하며, 조위가 점차 상승되어 수로 주변까지 침수되면 빠르게 유입되던 수로 흐름의 운동량이 주변으로 전파되는 것이다. 수로 흐름의 영향이 정점 UMF에 가장 크게 미치는 시기는 침수 초기이며, 이러한 2차 흐름 효과를 제외하면 두 정점의 유속은 유사하다.

난류에너지는 전반적으로 유속과 같은 위상을 보이며, 조차가 큰 관측 전반부에는 정점 UMF가 VMF보다 높은 값을 보이거나 후반부로 갈수록 그 차이가 작아지며, 이는 사석제방 서측에 광범위하게 서식하고 있는 식생이 저층의 난류에너지를 감소시키기 때문인 것으로 판단된다.

두 정점의 수온과 염분도 차이는 담수의 영향 정도에 기인한다. 먼저 수온의 경우, 조위가 낮아지는 관측 후반부에서는 두 지점의 수온이 유사하지만 전반부에는 정점 UMF가 0.5~ 1.0 °C 정도 더 높다. 염분의 경우, 정점 VMF에서도 외해수보다 낮은 24~ 26 ‰ 정도이지만, 한강의 영향을 크게 받는 UMF는 더 낮아 10~ 15 ‰ 정도이다.

정점 VMF와 UMF에서 관측된 부유퇴적물 최고 농도는 각각 약 900 mg/l와 200 mg/l로서 VMF의 SSC가 UMF보다 크게 높다. 한편 SSC 시계열에서의 특이한 사항은 두 정점 침수 초기부터 노출 직전까지 SSC가 지속적으로 감소하는 것이며, 이로부터 두 지역 모두 지속적으로 퇴적됨을 알 수 있다.

정점 VMF에서의 부유퇴적물 평균입경은 약 50~ 100 μm로서 갯벌 표면퇴적물보

다 약 5~ 배가 큰 값이다. 이러한 차이는 후술할 세립퇴적물의 응집작용 때문으로 판단된다.

2중 주파수 음향표고계 DUFAL의 결과에 따르면 관측기간 동안 정점 UMF의 표고변화는 무시할 정도이나 VMF의 경우는 약 1 cm가 퇴적되었다. 그러나 두 지점 모두 표고의 변동성을 보이므로 퇴적률을 정량적으로 논하기 위해서는 장기관측이 필요하다.

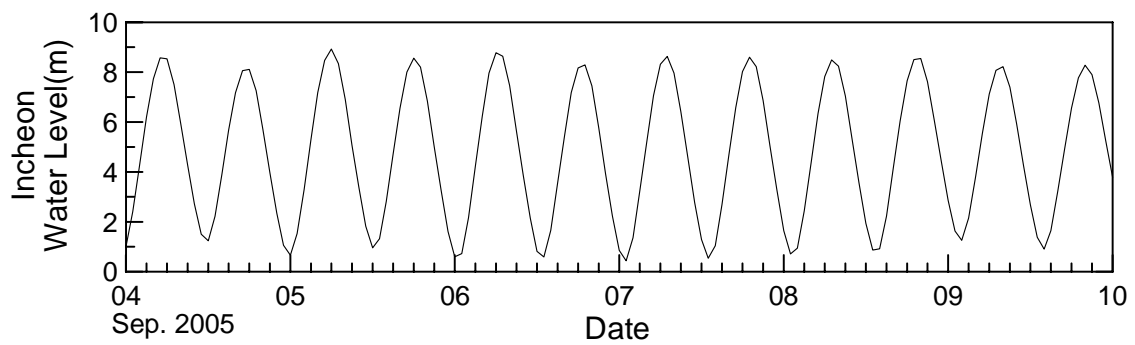


Fig. 3-1-5. Temporal variation of the water level at Incheon Tide Station.

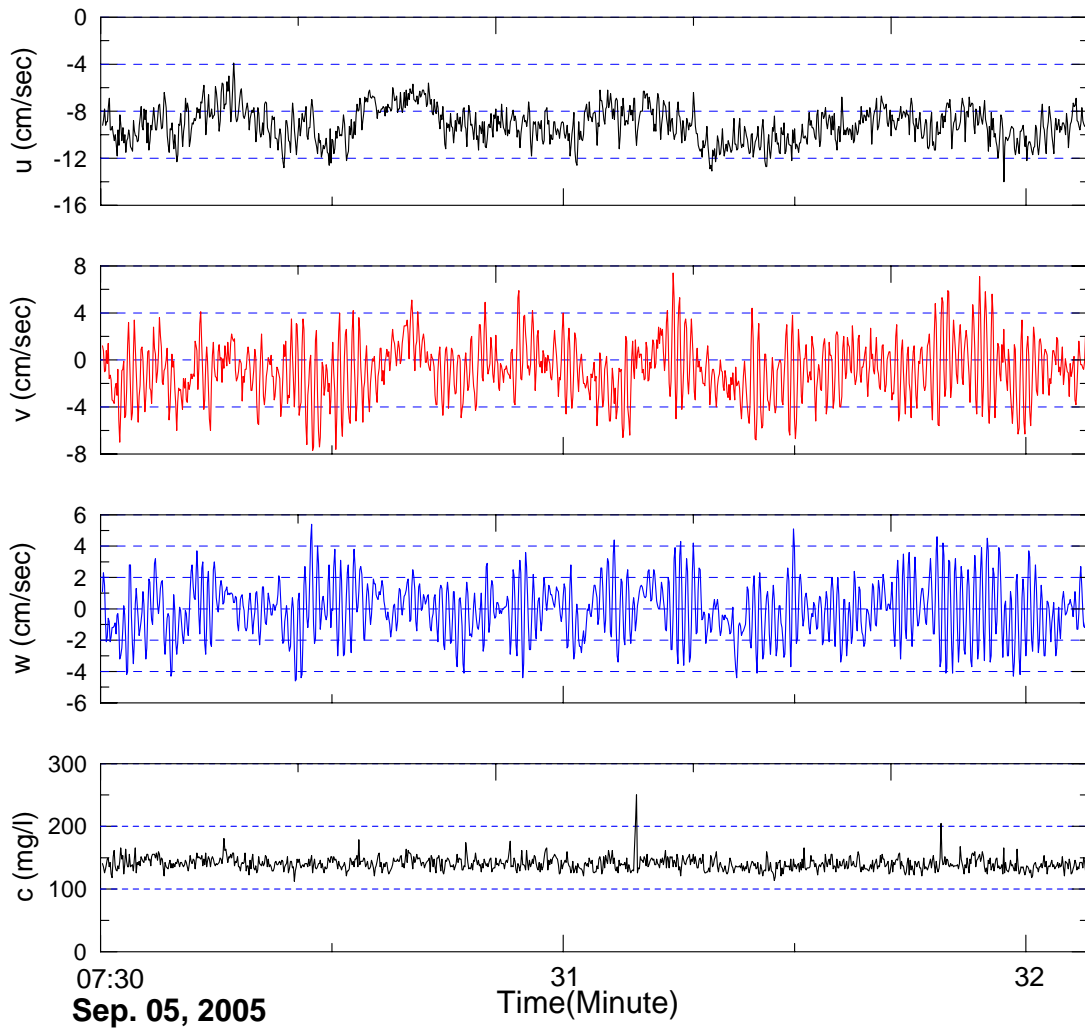


Fig. 3-1-6. Turbulent fluctuations of current velocities and SSC in a sample burst at 25 cm above the VMF bed: Positive  $u$ ,  $v$ , and  $w$  mean eastward, northward and upward directions, respectively.

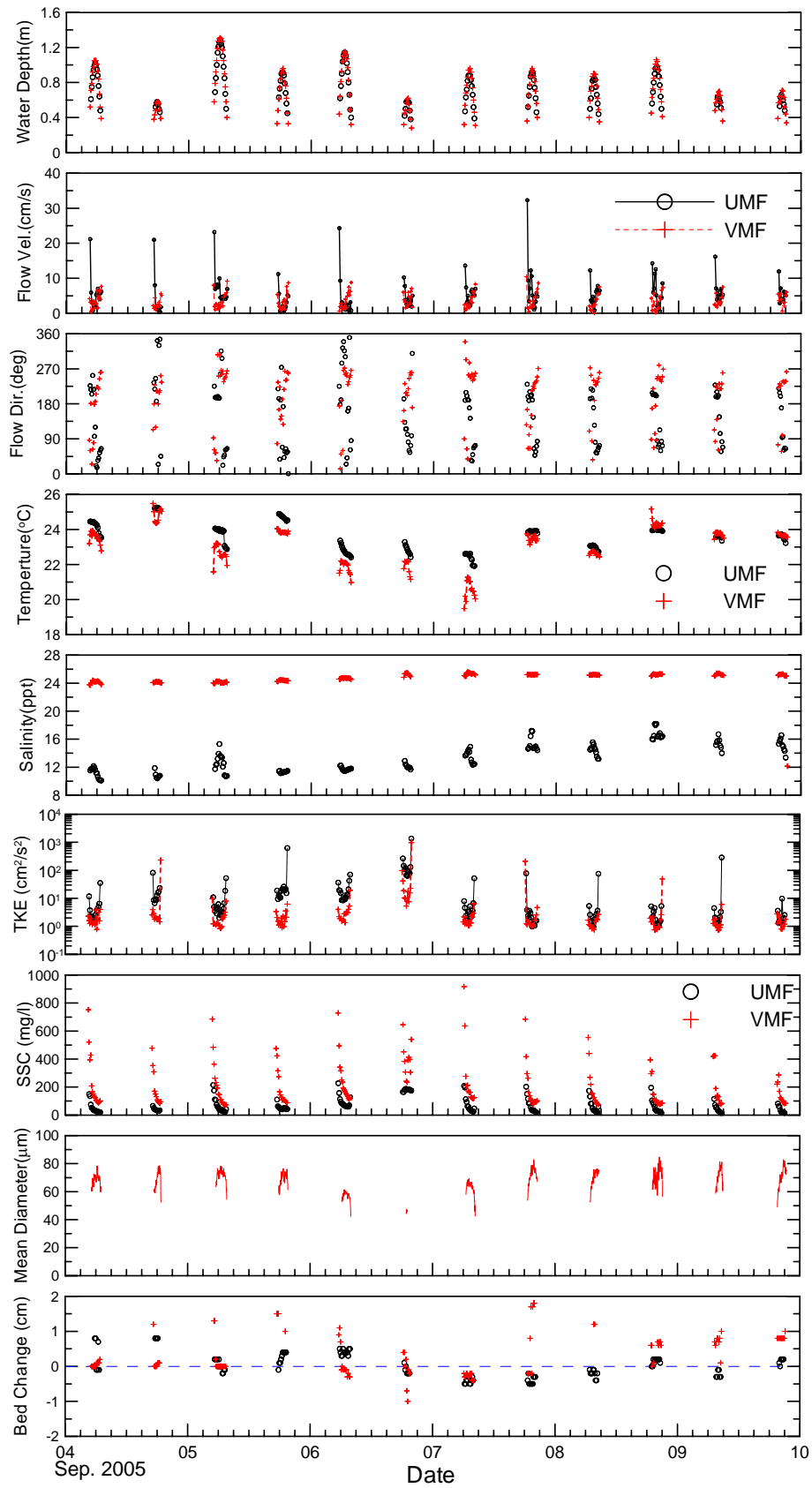


Fig. 3-1-7. Temporal variations of measured parameters at UMF and VMF.

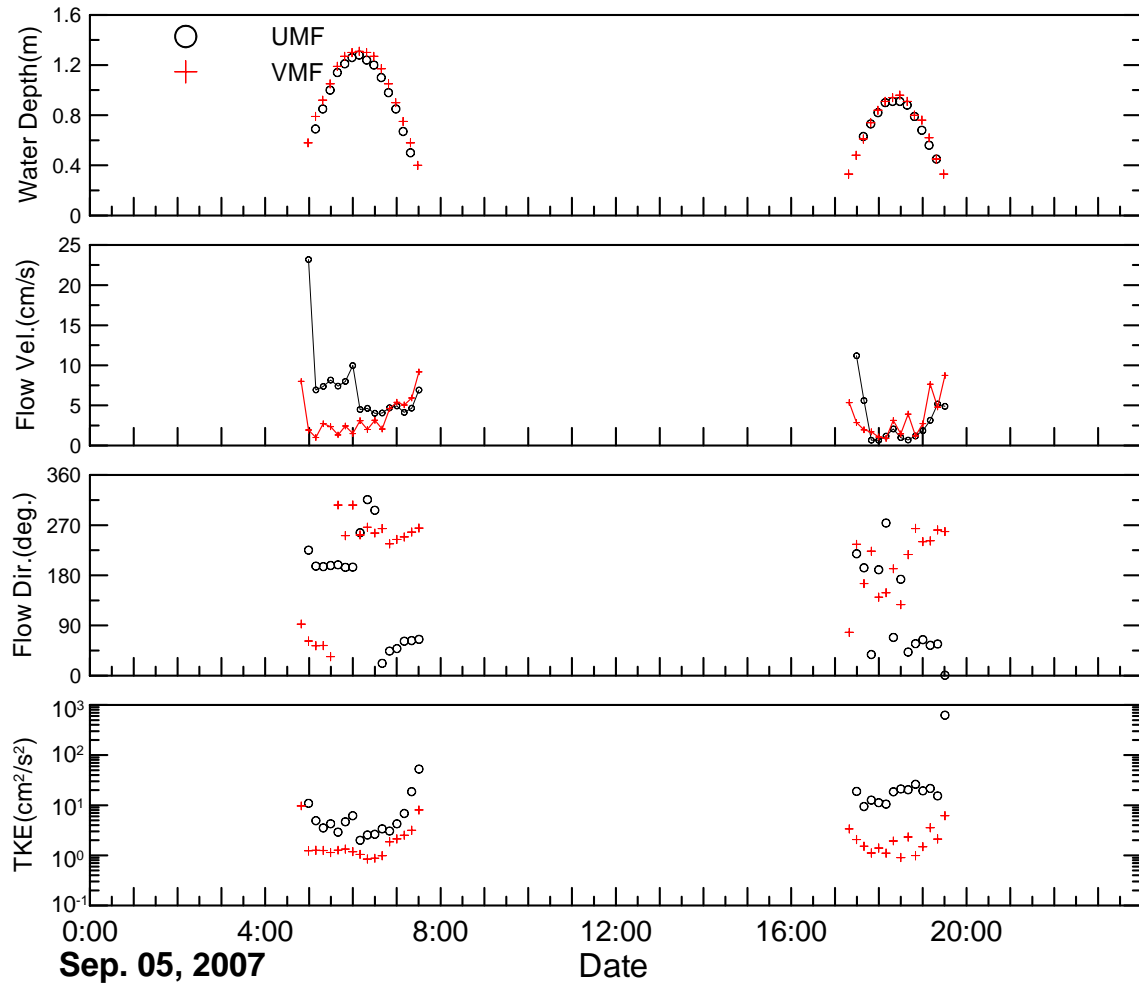


Fig. 3-1-8. Temporal variations of hydrodynamic parameters at UMF and VMF during a sample day.

### (3) 부유응집체와 개별입자 입도분포

정점 VMF에서 AUTTLE로 채집된 부유퇴적물의 입도분포와 같은 시간 LISST가 관측한 부유퇴적물의 현장 입경분포를 비교하였다. 이러한 비교는 분석방법이 동일하여야 한다. 즉, 퇴적물의 입도는 다양한 방법으로 분석할 수 있으나 각 방법이 이론 및 방법상의 한계를 가짐에 따라 아직 표준화된 실험방법은 없다. 예를 들어, LISST와 같이 레이저 회절원리를 이용하는 분석기는 직경 16 mm (6f) 이하 입자에 대해서 약 40% 정도 과소평가하는 것으로 알려져 있다 (Berlamont *et al.* 1993). 비록 LISST가 세립질의 실제 입경을 과소평가하는 경향이 있지만 부유퇴적물의 현장 입경분포와 응집체를 모두 분리한 개별 입자의 입경을 비교하기 위해서는 채집된 부유퇴적물도 LISST와 같은 방식으로 분석해야 한다. 이를 위해 레이저 회절을 이용하는 영국 Malvern 社의 MasterSizer (Fig. 3-1-9)을 이용하여 AUTTLE로 채집된 부유퇴적물의 입경을 분석하였다.



Fig. 3-1-9. Malvern's MasterSizer, a laser particle analyzer.

채수 및 관측당일 해당 조석주기 동안의 수심, SSC, 유속, 방향 및 수온, 분과 함께 부유퇴적물의 현장입도분포와 실내분석을 통해 응집체가 분해된 개별입자의 입도분포를 Fig. 3-1-10에 제시하였다.

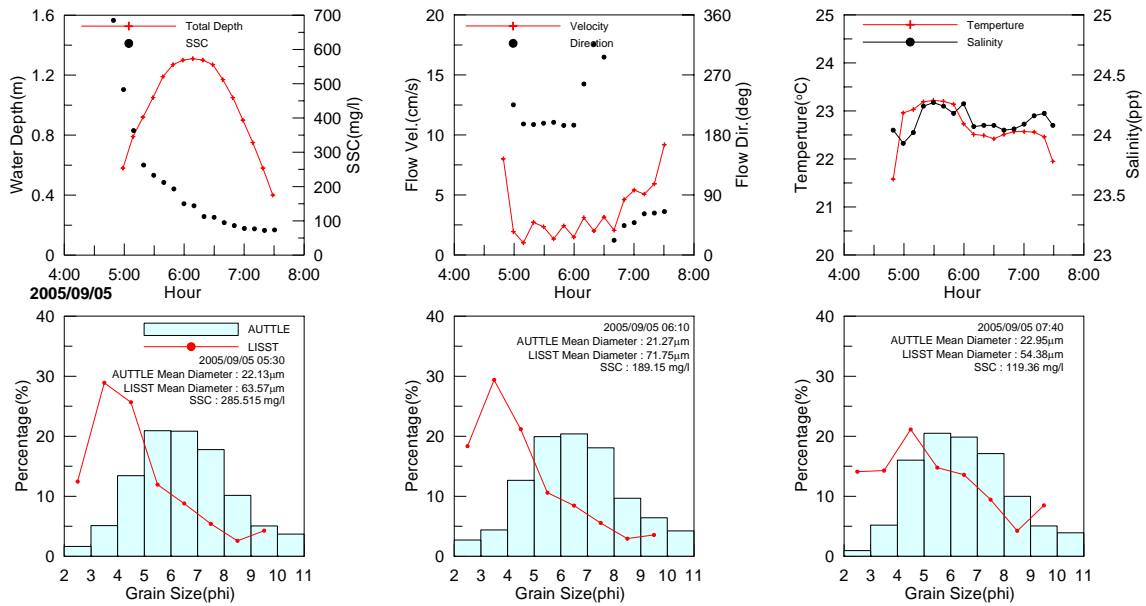


Fig. 3-1-10. Differences between the size distributions of in-situ suspended flocs and the individual particles at 25 cm above the bed of site VMF.

그림으로부터 알 수 있는 바와 같이 9월 5일 현장관측치와 채집된 부유퇴적물에 대한 실험결과에 따르면 각각 창조, 고조, 낙조에 해당하는 시각인 05:30, 06:10, 그리고 07:40 모두 현장 부유퇴적물의 평균입경이 실내실험치보다 2배 이상 크며, 실내실험결과는 거의 정규분포를 보이는 반면 현장 분포는 모두 뚜렷한 양모도를 나타낸다.

#### 다. 분석 및 토의

비록 두 정점간의 난류에너지 차이가 조위가 상대적으로 높은 관측 전반부에 관측되었으며, 그 차이가 식생 여부에 기인한 것으로 해석할 수 있다. 그러나 Fig. 3-1-11에서 알 수 있는 바와 같이 정점 VMF에서의 식생은 관측기기 설치과정에서 크게 훼손되었으므로 식생이 경계면 수리·적작용에 미치는 효과를 보다 정량적으로 파악하기 위해서는 식생을 훼손시키지 않는 설치방법을 고안해야 할 것이다.

관측결과에서 가장 두드러진 현상은 부유퇴적물의 응집 및 퇴적작용이다. 먼저 응집작용의 경우, Table 3-1-4에 제시한 바와 같이 갯벌 표면퇴적물과 부유퇴적물의 개별입자와 현장 부유응집체의 평균입경이 큰 차이를 보인다. 부유퇴적물 개별입자의 평균입경의 창조-고조-낙조 평균치는 22.1mm (coarse silt)이고, 현장 부유응집체



의 평균치의 평균이 63.3mm (very fine sand)인 것은 세립퇴적물의 응집작용 때문이라고 해석할 수 있다. 그러나 부유퇴적물 개별입자 평균치가 갯벌 표면퇴적물 평균입경 (9.0 mm)의 2배를 상회하므로 이에 대한 해석이 필요하다.



Fig. 3-1-11. Artificial disturbance of the VMF bed during instruments installation.

정점 VMF의 표면퇴적물 평균입경이 부유퇴적물 개별입자 평균입경의 1/2 이하인 것을 하계 홍수 및 동계의 영향으로 해석할 수 있다. 주변 해역 부유퇴적물 중 연구지역인 최상부 조간대까지 도달할 확률은 세립퇴적물일수록 높다. 따라서 한강으로부터 많은 양의 담수가 유출되는 하계 홍수와 파랑작용에 의해 재부유량이 높아지는 동계의 고농도 부유퇴적물 중의 세립퇴적물이 연구지역까지 이동하여 갯벌 표면퇴적물의 입경을 결정할 것으로 판단되며, 이의 확증을 위해서는 하계 홍수 및 동계 악기상시기 관측이 필요하다.

Table 3-1-4. Comparison of mean diameters at VMF.

Bed surfacial grains, (mm)	Suspended sediments at 25 cm above the bed		
	Time on 5 September	Individual grains (mm)	Aggregates (mm)
9.0	05:30 (Flood)	22.1	63.6
	06:10 (High Water)	21.3	71.8
	07:40 (Ebb)	23.0	54.4
	Averaged	22.1	63.3

개별 부유입자의 응집체 형성은 일차적으로 입자들이 충돌할 수 있는 확률, 즉 부유퇴적물 농도에 비례하며, 현상학적으로는 입자들의 Brown 운동, 유속경사 및 침강속도 차이의 영향을 받는다 (van Leussen 1988, etc.). 이와 관련하여 정점 VMF에서의 농도는 침수 직후에 가장 높음에도 Fig. 3-1-7과 Table 3-1-4에서 알 수 있는 바와 같이 고조시의 부유응집체 크기가 20 mm 정도 크다는 점을 주목할 필요가 있다. 이를 난류에너지의 시간변화로 해석할 수 있다. 즉, 난류에너지에 비례하는 유속경사는 일정 값까지는 응집체 성장에 기여하지만 입계치 이상이 되면 응집체를 분해하며, 그 입계치는 응집체 밀도에 좌우된다. 두 지점 모두 SSC가 침수 초기부터 지속적으로 감소함으로부터 연구지역 갯벌은 퇴적이 발생함을 알 수 있다. VMF 저면상 25 cm 높이에서의 SSC와 연직유속을 곱하여 구한 9월 5일 각 burst 동안의 퇴적물 연직이동량 변화는 Fig. 3-1-12와 같으며, 이의 9월 5일 총이동량은 하방 0.74 g/cm<sup>2</sup>이다.

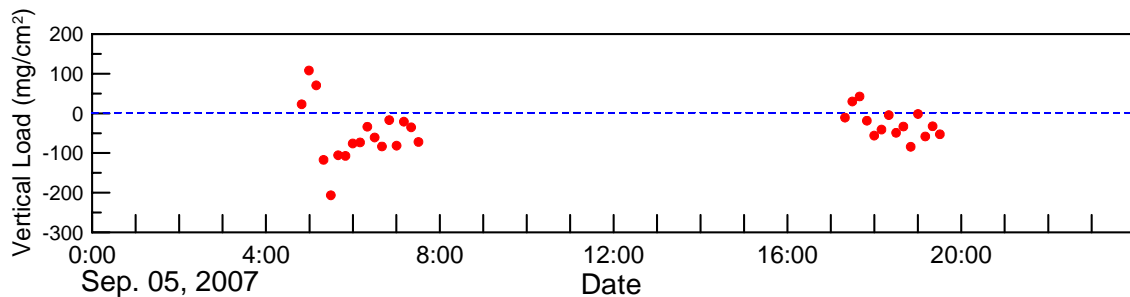


Fig. 3-1-12. Burst-integrated vertical load of sediments at 25 cm above of VMF.

## 2. 강화도남부 갯벌퇴적물에서 산소미세전극을 이용한 산소소모율추정

### 가. 서 론

해양퇴적물로 유입된 유기물은 미생물에 의해 해수-퇴적물 경계면과 퇴적물 내에서 분해되는데, 이런 미생물분해는 크게 두 가지 과정, 즉 호기성 호흡 (aerobic respiration)과 혐기성 호흡 (anaerobic respiration)에 의해 이루어진다. 호기성 유기물 분해는 산소를 전자수용체 (electron acceptor)로 사용하는 미생물에 의해 이루어지고 혐기성 유기물분해는 질산염, 산화망간, 산화철, 황산염 등을 전자수용체로 사용하는 미생물에 의해 이루어진다 (Berner 1980, Thamdrup & Canfield 2000). 일반적으로 심해에서는 해양퇴적물로 유입되는 유기물 양이 상대적으로 적기 때문에 대부분의 유기물이 해수-퇴적물 경계면에서 호기성 호흡에 의해 분해된다 (Sauter *et al.* 2001). 하지만 수심이 낮은 연안에서는 해양퇴적물로 유입되는 유기물 양이 많기 때문에 호기성 호흡에 의한 분해 못지않게 혐기성 호흡에 의한 분해도 중요하다 (Howes *et al.* 1984, Mackin & Swider 1989). 퇴적물내에서 혐기성 유기물분해를 통해서  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{HS}^-$ 와 같은 환원형태의 화학종들이 생성되고 이런 환원형태의 화학종들은 산소에 의해 다시 산화되거나  $\text{FeS}$ ,  $\text{FeS}_2$ 와 같은 침전물을 형성하여 퇴적된다 (Berner 1980). 따라서 혐기성 유기물분해는 퇴적물 내 질소, 철, 망간, 황의 생지화학적 거동에 심대한 영향을 미친다. 결국, 연안해역에서 퇴적물로 유입된 유기물이 호기성 호흡 또는 혐기성 호흡에 의해 분해되는 지를 정량적으로 파악하는 것은 퇴적물 내에서 관련 원소들의 생지화학적 순환을 이해하는데 필수적이다.

일반적으로 호기성 유기물 분해율은 퇴적물 내 산소소모율 (oxygen consumption rate)로부터 구한다. 산소소모율은 주로 두 가지 방법에 의해 측정되는데, 첫번째 방법은 해저면에 benthic chamber를 설치하여 그 속에 있는 해수의 산소농도가 시간에 따라 변화하는 것으로부터 산소소모율을 계산한다 (Jahke & Christensen 1989, Hall 1989). 두 번째 방법은 산소 미세전극을 이용하여 퇴적물내 산소의 미세분포를 측정하여 산소소모율을 계산한다 (Reimers *et al.* 1986, Rasmussen & Jorgensen 1992). 두 방법의 차이점은 benthic chamber를 이용하는 방법은 산소가 퇴적물 내에서 확산에 의해 소모되는 것 뿐 만아니라 생물교란 (bioturbation)이나 저서생물의 호흡에 의한 소모까지 모든 산소소모량을 측정하는 것이고 산소 미세전극을 이용하는 방법은 확산에 의한 산소소모율만 측정하는 것이다. 산소 미세전극을 이용하는 방법의 장점은 측정이 쉽고 시간이 적게 소모될 뿐 만 아니라 확산경계층 (diffusive boundary layer), 산소투과깊이 (oxygen penetration depth), 깊이에 따른 산소소모율 등을 측정할 수 있어 보다 많은 정보를 파악할 수 있다 (Cai & Sayles 1996, Berg *et al.* 1998,

Sauter *et al.* 2001, Wenzhofer & Glud 2004).

우리나라에서는 이 등 (2003, 2004)이 처음으로 남해연안과 해상 어류가두리양식장 주변 퇴적물에서 산소미세전극을 이용하여 산소소모율을 측정하였다. 현 등 (2004)과 목 등 (2005)은 강화도 남부 갯벌퇴적물에서 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해율과 황산염환원에 의한 유기물 분해율을 측정하였다. 안 (2005)은 강화도 남부 갯벌퇴적물에서 퇴적물 배양시스템을 이용하여 퇴적물 내 산소소모율을 측정하였다. 또한, 황과 조 (2005)는 산소미세전극을 이용하여 갯벌의 순광합성률을 측정하였다. 하지만 아직까지 갯벌퇴적물에서 산소미세전극을 이용한 산소소모율 측정은 이루어지지 않고 있다. 따라서 본 연구에서는 강화도 남부 갯벌퇴적물에서 산소미세전극을 이용하여 산소의 미세분포를 파악하고 이것으로부터 산소소모율을 계산하여 갯벌퇴적물에서 호기성 유기물 분해율을 파악하고자 한다.

#### 나. 재료 및 방법

연구지역은 강화도 동남단 동검리에 위치하고 있는 갯벌이며 Fig. 3-1-1에서 보는 바와 같이 강화도와 동검도를 잇는 방조제를 경계로 동쪽은 정점 D1이고 서쪽은 정점 D2로 정하였다. 정점 D1은 한강의 지류에 인접하고 있어 염하수로를 통해 유입되는 담수의 영향을 많이 받는 반면, 정점 D2는 방조제로 막혀있어 담수의 영향을 상대적으로 적게 받는 지역이다. 두 정점은 생태적으로 큰 차이를 보여 정점 D2에는 염생식물이 많이 서식하는 반면, 정점 D1에서는 염생식물이 거의 서식하지 않는다. 동검리 갯벌퇴적물은 입도가 7.0  $\phi$  내외의 땀 (mud)로 이루어져있고 퇴적속도가 1.03 ~ 83 cm/yr로 비교적 빠른 퇴적이 일어나는 지역으로 보고되었다 (우와 제 2002).

시료채집은 2005년 4월과 9월 두 차례 실시하였으며, 내경 5 cm, 길이 10 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 강화도에 위치한 실험실로 운반하였다. 퇴적물내 산소는 Unisense 회사의 산소 미세전극 (OX50)을 이용하여 측정하였다. 산소 미세전극 (OX50)은 Clark type의 전극으로 전극크기는 50  $\mu\text{m}$ , stirring sensitivity는 1% 이하이고 반응속도는 1 초 이하이며, current drift는 1 %/hr 이하이다 ([www.unisense.com](http://www.unisense.com)). 이 등 (2003)이 산소 미세전극을 이용하여 퇴적물내 산소농도를 측정하는 방법을 상세히 기술하였다. 표층퇴적물의 공극률 (porosity,  $\phi$ )은 함수율 (water content, W)로부터 아래의 식을 이용하여 계산하였다;

$$\phi = \frac{\rho_s W}{[\rho_w(1-W) + \rho_s W]}$$

여기서  $\rho_s$ 는 퇴적물의 평균밀도이고  $\rho_w$ 는 공극수의 평균밀도이다 (Louchouart *et*

al. 1997). 표층퇴적물의 총탄소 (total carbon) 함량은 Carlo-Erba 사의 CNS 원소분석기를 이용하여 분석하였고 무기탄소 (inorganic carbon) 함량은 UIC 사의 Coulometric 탄소분석기를 이용하여 분석하였다. 유기탄소 함량은 총탄소 함량에서 무기탄소 함량을 빼서 계산하였다. 탄산칼슘 함량은 무기탄소 함량에 8.33을 곱하여 계산하였다.

## 다. 결과 및 토의

### (1) 퇴적물내 산소의 미세분포

4월과 9월에 두 조사정점에서 관측된 수온, 염분, 해수의 산소농도, 표층퇴적물의 유기탄소와 탄산칼슘 함량, 공극율 등을 Table 3-1-5에 나타냈다. 수온은 정점 D1과 D2에서 큰 차이를 보이지 않고, 4월에  $20.7 \sim 21.5^{\circ}\text{C}$  ~  $4.5^{\circ}\text{C} \sim 3^{\circ}\text{C}$  가량의 차이를 나타냈다. 염분은 9월에만 관측되었는데, 정점 D1에서 9 psu이었고 정점 D2에서 25 psu로, 두 정점에서 매우 큰 염분차이를 나타냈다. 정점 D1에서 염분이 낮게 관측된 것은 정점 D1이 정점 D2에 비해 한강하구에 보다 가까이 위치하고 있어 (Fig. 3-1-1), 한강으로부터 유입되는 담수영향을 더 많이 받았기 때문이다. 해수의 산소농도는 정점 D1과 D2에서 큰 차이를 보이지 않았고 9월에 비해 4월에  $20 \mu\text{mol l}^{-1}$  가량 높은 값을 나타냈는데, 이것은 9월에 비해 4월에 수온이  $3^{\circ}\text{C}$  가량 낮아 산소 용해도가 증가했기 때문이다. 4월에 측정된 유기탄소 함량은 정점 D2에서 보다 D1에서 0.3% 가량 높은 반면, 9월에 측정된 유기탄소 함량은 정점 D1보다 정점 D2에서 약간 높았다. 탄산칼슘 함량은 두 정점에서 큰 차이를 보이지 않았고 공극율은 두 정점에서 유사한 값들을 나타냈다.

산소는 표층 퇴적물 1 cm 이내에서 급격한 농도변화를 보이기 때문에 산소의 미세분포를 파악하기 위해 산소 미세전극을 이용하여  $50 \mu\text{m}$  간격으로 산소농도를 측정하였다. Glud *et al.* (2005)이 퇴적물내 산소의 미세분포는 좁은 면적내에서도 매우 큰 차이를 보인다고 보고하였기 때문에, 한 정점내에서 미세분포 변화를 파악하기 위해서 한 정점에서 3번씩 산소농도를 측정하였다 (Fig. 3-1-13).

Table 3-1-5. Temperature, salinity, oxygen concentrations of the sea waters, organic carbon, CaCO<sub>3</sub>, porosity in the surface sediments at the sampling sites.

Site	Month	Temperature (°C)	Salinity (psu)	Oxygen ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	Organic carbon(%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	Porosity
D1	Apr.	20.7	-	247	1.18	0.25	0.72
D1	Sep.	23.9	9	224	0.70	0.26	0.70
D2	Apr.	21.1	-	241	0.86	0.38	0.70
D2	Sep.	24.2	25	220	0.75	0.20	0.71

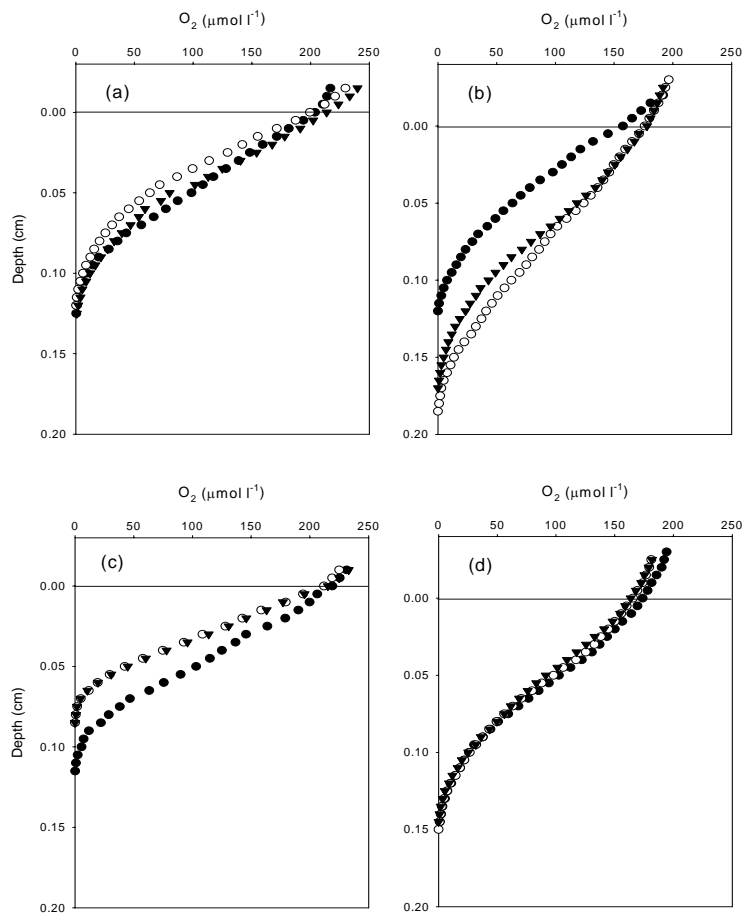


Fig. 3-1-13. Oxygen microprofiles in (a) the station D1 during April, (b) the station D1 during September, (c) the station D2 during April, and (d) the station D2 during September

퇴적물내 산소의 미세분포는 주로 산소투과깊이에 의해 결정된다. 즉 산소투과깊이가 짧으면 해수-퇴적물 경계면부터 매우 가파른 경사로 산소가 감소하는 반면, 산소투과깊이가 길면 비교적 완만한 경사의 분포양상을 나타낸다. 산소투과깊이는 산화층 (oxic zone)의 두께로 정의되며, 주로 표층해수로부터 대류나 확산에 의한 산소의 공급과 유기물 분해에 의한 소모에 의해 결정된다 (Cai & Sayles 1996). 따라서 산소투과깊이는 퇴적물내 산소소모율과 매우 밀접한 관계를 보인다 (Cai & Sayles 1996). 4월에 정점 D1에서 측정된 산소는 해수-퇴적물 경계면에서  $200 \mu\text{mol l}^{-1}$  내외의 농도를 나타내고 그 이하에서 급격히 감소하여 퇴적물 깊이 0.130 cm에서 완전히 제거되었으며, 3회 측정된 산소의 미세분포는 측정위치에 따라 큰 차이를 보이지 않았다 (Fig. 3-1-13a). 하지만 9월에 정점 D1에서 측정된 산소의 미세분포는 측정위치에 따라 약간의 차이를 보였다 (Fig. 3-1-13b). 해수-퇴적물 경계면에서 산소농도는 4월에 측정된 것에 비해 약간 낮은  $158 \sim 78 \mu\text{mol l}^{-1}$ 이었고 산소투과깊이도 0.12 ~ 1.85 cm로, 4월보다 깊게 관측되었다. 4월에 정점 D2에서 측정된 산소의 미세분포도 측정위치에 따라 약간의 차이를 보였다 (Fig. 3-1-13c). 해수-퇴적물 경계면에서 산소농도는  $212 \sim 19 \mu\text{mol l}^{-1}$ 의 범위를 나타냈고, 산소투과깊이는 0.085 ~ 12 cm로, 관측한 것들 중에서 가장 낮은 값들은 나타났다. 9월 D2에서 측정된 산소는 측정위치에 따라 큰 차이를 보이지 않았으며, 해수-퇴적물 경계면에서 산소농도는  $164 \sim 74 \mu\text{mol l}^{-1}$ 이었고, 산소투과깊이는 0.150 cm이었다 (Fig. 3-1-13d).

## (2) 퇴적물내 산소소모율

퇴적물내에서 산소는 여러 가지 경로를 통해 소모된다. 산소는 유기물이 호기성 호흡에 의해 분해될 때 전자수용체로써 사용되고,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{HS}^-$ 와 같은 환원형태의 화학종을 산화하는데 사용되기도 하고 저서생물들의 호흡에도 사용된다 (Bernier 1980, Cai & Sayles 1996, Epping & Helder 1997). 퇴적물내 산소의 미세분포로부터 산소소모율을 세 가지 방법으로 구하였다. 첫 번째 방법은 Cai & Sayles (1996)가 제시한 방법으로 다음과 같은 식을 이용하여 구하였다;

$$\text{산소소모율} = 2\phi D_s [\text{O}_2]_{z=0} / L$$

여기서,  $\phi$ 는 공극율,  $D_s$ 는 퇴적물내에서 산소의 확산계수,  $[\text{O}_2]_{z=0}$ 는 해수-퇴적물 경계면에서 산소농도,  $L$ 은 산소투과깊이를 나타낸다. 즉, 산소소모율은 해수-퇴적물

경계면에서 산소농도와는 정비례하고 산소투과깊이와는 반비례하다는 것이다. 4월과 9월에 각 정점에서 3번씩 측정한 산소의 미세분포로부터 위의 식을 이용하여 구한 산소소모율을 Table 3-1-6에 표시하였다.

두 번째 방법은 확산경계층 (diffusive boundary layer, DBL)에서 Fick의 첫 번째 확산식 (first law of diffusion)을 이용하여 구하는 것이다 (Elberling & Damgaard 2001, Glud *et al.* 2005);

$$\text{산소소모율} = D_o(dC/dZ)_{DBL}$$

여기서,  $D_o$ 는 해수에서 산소의 확산계수를 나타내고  $(dC/dZ)_{DBL}$ 는 확산경계층에서 깊이에 따른 산소기울기를 나타낸다. 확산경계층의 두께는 해류속도에 따라 달라지는데, 일반적으로 100~ 300  $\mu\text{m}$ 이다 (Tengberg *et al.* 2004, Glud *et al.* 2005). 확산경계층에서 산소농도는 확산에 의해서만 영향을 받기 때문에 깊이에 따라 일직선의 관계를 보인다. 정점 D1과 D2에서도 확산경계층의 두께는 200~ 300  $\mu\text{m}$ 를 보였고 확산경계층에서 측정한 산소농도도 깊이에 따라 일직선으로 감소하였다 (Fig. 3-1-14). 확산경계층에서 산소기울기로부터 구한 산소소모율은 Table 3-1-6에 표시하였다.



Table 3-1-6. Oxygen concentrations at the seawater-sediment interface ( $[O_2]_{z=0}$ ), oxygen penetration depths (L), porosity ( $\phi$ ), and oxygen consumption rates (F) estimated by the Cai & Sayles (1996)'s method.

	$[O_2]_{z=0}$ ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	L (cm)	$\phi$	F ( $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
D1. Apr.	204	0.130	0.72	11.8
D1. Apr.	199	0.125	0.72	12.0
D1. Apr.	214	0.130	0.72	12.4
D1. Sep.	158	0.120	0.70	9.13
D1. Sep.	176	0.185	0.70	6.60
D1. Sep.	178	0.170	0.70	7.26
D2. Apr.	219	0.120	0.70	12.7
D2. Apr.	212	0.085	0.70	17.3
D2. Apr.	215	0.085	0.70	17.5
D2. Sep.	174	0.150	0.71	8.39
D2. Sep.	166	0.150	0.71	8.01
D2. Sep.	164	0.145	0.71	8.18

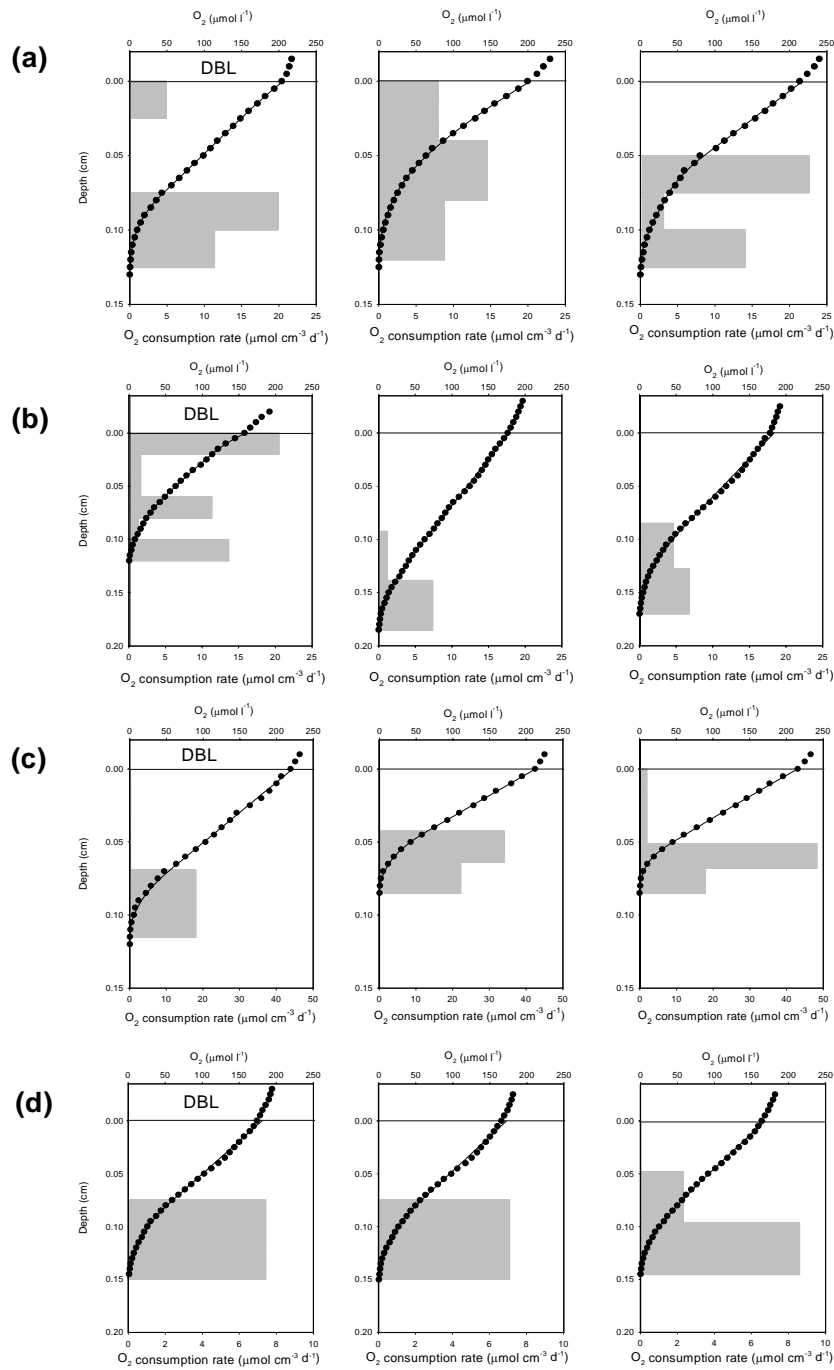


Fig. 3-1-14. Measured oxygen microprofiles (dotted circles) and oxygen consumption rates (horizontal bars)(a) the station D1 during April, (b) the station D1 during September, (c) the station D2 during April, and (d) the station D2 during September. The solid lines indicate the calculated best-fitting concentration profiles using PROFILE software. DBL indicates diffusive boundary layer.

Table 3-1-7. Oxygen consumption rates ( $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) estimated by the three different methods. See the text for detail.

	Cai & Sayles (1996)'s method	Flux at DBL	PROFILE
D1. Apr.	11.8	8.73	9.06
D1. Apr.	12.0	21.1	12.6
D1. Apr.	12.4	17.9	9.95
D1. Sep.	9.13	17.0	10.0
D1. Sep.	6.60	6.93	3.98
D1. Sep.	7.26	5.48	4.84
D2. Apr.	12.7	16.6	8.42
D2. Apr.	17.3	13.1	12.0
D2. Apr.	17.5	17.8	12.3
D2. Sep.	8.39	7.10	5.58
D2. Sep.	8.01	6.40	5.32
D2. Sep.	8.18	7.26	5.28

세 번째 방법은 Berg *et al.* (1998)이 개발한 “PROFILE” 이란 소프트웨어(software)를 이용하여 산소소모율을 구하는 것이다. 이 소프트웨어는 통계처리(F-testing)를 하여 관측한 산소농도의 수직분포를 “least square fit”를 통해 이론적 산소분포를 구현하고 이것으로부터 산소소모율을 계산한다. Fig. 3-1-14에서 보여지는 실선들은 PROFILE로부터 구한 이론적 산소의 수직분포를 나타낸 것인데, 이 실선은 실제 측정된 산소농도와 거의 완벽히 일치한다. 이 소프트웨어의 또 다른 장점은 Fig. 3-1-14에서 보는 바와 같이 깊이에 따른 산소소모율을 측정할 수 있다는 것이다. 산소가 퇴적물내의 어떤 깊이에서 소모되고 있는지를 파악함으로써 산소가 어떤 과정에 의해 제거되는지를 유추해 볼 수 있다. PROFILE 소프트웨어를 이용하여 구한 산소소모율을 Table 3-1-7에 표시하였다.

위에서 언급한 세 가지 방법으로 구한 산소소모율은 각 방법에 따라 약간씩 차이를 보인다 (Table 3-1-7). 전반적으로 Cai & Sayles (1996)의 방법으로 구한 산소소모율은 확산경계층에서 산소기울기로부터 구한 산소소모율과 유사한 반면, PROFILE 소프트웨어로 구한 산소소모율은 다른 두 방법에 비해 약간 낮은 값들을 나타낸다. Cai & Sayles (1996)의 방법은 실제 50  $\mu\text{m}$  간격으로 측정된 많은 산소자료 중에서 해수-퇴적물 경계면에서의 산소농도와 산소투과깊이만을 고려해서 산소소모율을 계산하기 때문에 이 두 자료의 오차에 의해서 계산 값이 크게 달라질 수 있어 신뢰성이 많이 떨어진다. 또한 확산경계층에서의 산소기울기를 이용하여 구하는 방법도 확산경계층에서 측정된 3~ 개의 산소자료를 이용하기 때문에 신뢰성이 높지 않다. 이에 비해 PROFILE 소프트웨어를 이용하는 방법은 퇴적물 내에서 측정된 모든 산소자료를 이용하여 산소소모율을 계산하기 때문에 다른 방법에 비해 비교적 신뢰성이 높다. Tengberg *et al.* (2004)이 산소의 미세분포로부터 앞에서 언급한 세 가지 방법으로 구한 산소소모율 중에서 어떤 것이 참값에 가까운 것인지를 알아보기 위해서 실험실에서 benthic chamber를 이용하여 구한 산소소모율과 비교해 보았는데, PROFILE 소프트웨어를 이용하여 구한 산소소모율이 benthic chamber를 이용하여 구한 산소소모율과 가장 잘 일치하였다. 따라서 본 연구에서는 PROFILE 소프트웨어를 이용하여 구한 산소소모율만을 채택하였다.

정점 D1에서 4월에 구한 평균 산소소모율은  $10.5 \pm 1.84 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 이고 9월에 구한 것은  $6.27 \pm 3.26 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 으로, 9월에 비해 4월에 높았다. 정점 D2에서 4월에 구한 평균 산소소모율은  $10.9 \pm 2.16 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 이고 9월에 구한 것은  $5.39 \pm 0.16 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 으로, 9월에 비해 4월에 2배가량 높았다. 두 정점은 거리상으로는 멀리 떨어져 있지 않지만 두 정점 사이에 방조제가 있어, 환경적으로 큰 차이를 보인다. 정점 D1에서는 염생식물이 거의 서식하지 않는 반면, 정점 D2에서는 염생식물이 많이 서식한다. 또한, 해수의 염분도 큰 차이를 보여, 정점 D1에서 염분은 9 psu이었고 정점 D2에서는 25 psu이었다 (Table 3-1-5). 정점 D2에서는 염생식물이 서식하고 있음에도 불구하고 4월에 측정된 표층퇴적물에서의 유기탄소 함량은 오히려 정점 D1에 비해 0.3% 가량 낮았다. 이런 환경요인의 차이에도 불구하고, 두 정점에서 관측한 산소소모율은 큰 차이를 나타내지 않았다. 하지만 두 정점에서 4월에 관측한 산소소모율은 9월에 관측한 것에 비해 2배가량 높아, 계절적으로는 큰 차이를 나타냈다. 두 정점에서 4월과 9월에 해수 수온차이는 대략  $3^\circ\text{C}$  정도이었고 이런 수온차이에 의해 4월에 측정된 해수의 산소농도가 9월에 비해  $20 \mu\text{mol l}^{-1}$  가량 높았다. 표층퇴적물의 유기탄소 함량은 9월보다 4월에 0.1~ 3% 가량 높았다. 유와 최 (2005)가 강화도 갯벌퇴적물에서 계절에 따라 저서미세조류의 일차생산력과 현존량을 측정하였는데, 일차생산력과 현존량 모두 4월에 최고 값을 보여, 저서미세조류의

봄철대번성 (spring bloom)이 4월에 발생한다고 보고하였다. 따라서 표층퇴적물의 유기탄소 함량이 9월에 비해 4월에 높은 것은 저서미세조류의 봄철대번성에 의해 표층퇴적물에 신선한 유기물이 많이 생성되었기 때문이다. 결국, 9월에 비해 4월에 산소소모율이 높은 것은 4월에 해수의 산소농도가 높고 표층퇴적물의 유기탄소 함량도 높아 유기물분해에 보다 많은 산소가 소모되었기 때문인 것으로 생각된다.

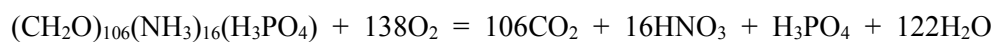
안 (2005)이 강화도 갯벌퇴적물에서 퇴적물 배양시스템을 이용하여 퇴적물내 산소소모율을 측정하였는데, 그의 결과에 의하면, 산소소모율은 지역과 계절에 따라서 큰 차이를 보였으며, 본 연구지역과 인접한 동검리 갯벌퇴적물에서 산소소모율은 평균적으로  $16.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 으로, 본 연구에서 측정한 것의 평균치 ( $8.26 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )에 비해 2배가량 높게 측정되었다. 이런 차이는 지역적인 차이에 의해서도 발생하지만 측정방법의 차이에 의해서도 야기될 수 있다. 퇴적물 배양시스템을 이용하여 측정한 산소소모율은 보편적으로 산소미세전극을 이용하여 측정한 산소소모율보다 2~ 배가량 높게 측정된다 (Archer & Devol 1992, Glud *et al.* 1999). 이들은 퇴적물 배양시스템을 이용하여 측정한 산소소모율이 높게 관측된 것은 퇴적물 배양 시스템내에 존재하는 저서생물들이 생물교란을 일으켜서 산소가 퇴적물내로 공급되어 산소소모율이 보다 높게 측정되기 때문이라고 설명하였다. 이 등 (2003, 2004)은 남해연안과 해상 어류가두리양식장 주변 퇴적물에서 산소미세전극을 이용하여 산소소모율을 측정하였는데, 남해연안 퇴적물에서 측정된 산소소모율은  $10.8 \sim 7.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위를 나타냈고 해상 어류가두리양식장 주변 퇴적물에서 측정된 산소소모율은  $19 \sim 3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위를 나타냈다. 본 연구에서 강화도 갯벌퇴적물에서 측정한 산소소모율은  $5.39 \sim 0.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위를 나타내어, 우리나라 연안해역과 해상 어류가두리양식장 주변 퇴적물에서 측정된 것에 비해서는 상당히 낮았다. 하지만 독일 웨덴해 (Wadden Sea)의 조간대 퇴적물에서 산소미세전극을 이용하여 측정한 산소소모율은  $7.78 \pm 1.30 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 으로 본 연구에서 측정한 것들과 유사하였다 (Polerecky *et al.* 2005).

### (3) 호기성 유기물분해율

PROFILE 소프트웨어를 이용하여 산소소모율을 계산하면 깊이에 따른 산소소모율을 얻을 수 있는데, Fig. 3-1-14에서 보는 바와 같이 퇴적물내에서 산소소모율은 깊이에 따라 다르게 나타났다. 정점 D1에서 4월에 관측한 산소소모율은 해수-퇴적물 경계면에서 산소투과깊이까지 전반적으로 고른 분포를 나타내는 반면, 9월에 측정한 것은 첫 번째 측정한 것을 제외하고는 산소투과깊이 부근에서만 높은 값들을 나타내고 해수-퇴적물 경계면 부근에서는 산소소모율이 측정되지 않았다. 정점 D2에서 4월과 9월에 측정한 산소소모율은 해수-퇴적물 경계면에서는 거의 측정되지

않았고 주로 산소투과깊이에서만 측정되었다. 일반적으로 퇴적물내에서 산소는 유기물이 미생물에 의해 분해될 때 전자수용체로 주로 사용된다. 퇴적물내에서 산소가 완전히 고갈되면 질산염, 산화망간, 산화철, 황산염의 순서로 전자수용체로 사용된다 (Berner 1980). 이런 전자수용체들은 초기속성과정 (early diagenesis)을 통해서  $N_2$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $HS^-$ 와 같은 환원형태의 화학종들로 변형된다. 이런 환원형태의 화학종들 중에서  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $HS^-$ 는 황산을 통해 상부퇴적물로 이동하고, 상부퇴적물에서 산소와 결합하여 다시 산화형태인 산화망간, 산화철, 황산염으로 전환된다. 따라서 퇴적물내에서 산소는 유기물 분해에도 사용되지만 환원형태의 화학종을 산화시키는데도 사용된다. 만약 산소가 퇴적물내에서 유기물 분해에만 사용되었다면 산소소모율은 해수-퇴적물 경계면에서 산소투과깊이까지 고른 분포를 나타낼 것이다. 하지만 산소가 환원형태의 화학종을 산화시키는데 만 사용되었다면, 환원형태의 화학종들은 산소투과깊이 하부에만 존재하기 때문에 산소소모율이 산소투과깊이 부근에서만 측정될 것이다. 따라서 정점 D2에서 산소소모율이 주로 산소투과깊이 부근에서만 측정된 것은 산소가 유기물 분해보다는 환원형태의 화학종들을 산화시키는데 주로 사용되었기 때문이다. 정점 D1에서 4월에 관측한 산소소모율은 해수-퇴적물 경계면과 산소투과깊이 부근에서 관측된 것으로 판단하면, 산소가 유기물 분해와 환원형태의 화학종 산화 모두에 사용된 것으로 생각된다.

강화도 갯벌 퇴적물에서는 혐기성 호흡에 의한 유기물 분해가 매우 활발히 일어나고 있다고 보고되었다 (현 등 2004, 목 등 2005). 현 등 (2004)이 본 연구지역에서 약 2 km 가량 떨어진 동검리 갯벌 퇴적물에서 2003년 6월에 측정한 혐기성 유기물 분해율은  $89.4 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 으로, 강화도 다른 갯벌 퇴적물에서 측정한 것보다 2 배 이상의 높은 값을 나타냈다. 만약 본 연구지역에서 퇴적물내 산소가 호기성 호흡에만 사용되었다고 가정하면, 측정한 퇴적물내 산소소모율이 다음과 같은 식에 의해 호기성 호흡에 의한 유기물분해율로 전환할 수 있다 (Berner 1980);



본 연구에서 산소소모율로부터 구한 호기성 유기물분해율은  $4.14 \sim 07 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위를 나타냈다. 비록 측정 지역도 약간 떨어져 있고 측정 시기도 달라 직접 비교하는 것이 어렵긴 하지만, 강화도 동검리 갯벌 퇴적물에서 측정된 호기성 유기물분해율은 혐기성 유기물분해율의  $4.6 \sim 0\%$  정도 밖에 되지 않는다. 앞에서 이미 언급한 바와 같이 퇴적물내 산소는 호기성 호흡 뿐만 아니라 환원형태의 화학

종들을 산화하는데도 사용되었기 때문에 실제 호기성 유기물분해율은 이보다도 더 낮을 것이다. 따라서 호기성 유기물분해율은 혐기성 유기물분해율의 10% 이하로 매우 낮기 때문에 강화도 갯벌 퇴적물에서 유기물 분해는 주로 혐기성 호흡에 의해 이루어지고 있다고 생각된다.

## 라. 결 론

강화도 남부 갯벌퇴적물에서 4월과 9월에 확산경계층과 퇴적물내에서 산소미세전극을 이용하여 산소의 미세분포를 파악하였다. 4월에 측정된 산소투과 깊이는 0.085 ~ ~ 185 cm)보다 얇게 관측되었다. 산소의 미세분포로부터 세 가지 방법을 이용하여 산소소모율을 계산하였다; 산소투과깊이로부터 구하는 방법, 확산경계층에서 산소농도 기울기로부터 구하는 방법, PROFILE 소프트웨어를 이용하여 구하는 방법. 이들 세 가지 방법 중에서 PROFILE 소프트웨어를 이용하여 계산한 것이 가장 신뢰성이 높은 것으로 생각된다. PROFILE 소프트웨어를 이용하여 계산한 산소소모율은 정점 D1에서 4월과 9월에 각각 10.5와 6.27  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 이었고 정점 D2에서 4월과 9월에 각각 10.9와 5.39  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 이었다. 산소소모율은 정점에 따라서는 큰 차이를 보이지 않았지만 계절적으로는 차이를 보여, 9월에 측정된 것보다 4월에 측정된 것이 2배 가량 높았다. 이렇게 9월보다 4월에 높은 산소소모율은 보이는 것은 4월에 해수의 산소농도가 높고 표층퇴적물의 유기탄소 함량도 높아 유기물분해에 보다 많은 산소가 소모되었기 때문이다. 산소소모율로부터 추정되는 호기성 유기물분해율은 4.14 ~ 07  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 의 범위를 나타내며, 호기성 유기물분해율은 혐기성 유기물분해율에 비해 매우 낮기 때문에 강화도 남부 갯벌퇴적물에서 유기물 분해는 호기성 호흡보다 주로 혐기성 호흡에 의해 이루어지는 것으로 생각된다.

### 3. 저서동물 burrow에 의한 갯벌경계면 증가와 이에 영향을 미치는 환경요인

#### 가. 서론

저서동물의 복잡한 burrow에 의한 퇴적물-물 경계면의 증가는 해양 퇴적물 내 지화화학적 프로세스와 미생물 군집의 분포에 큰 영향을 미친다. 저서동물은 burrowing과 먹이섭식 활동을 통해 대기나 해수가 퇴적물과 접촉되는 표면적을 증가시킨다. 또한 저서동물은 이런 활동을 통해 표층퇴적물을 변형시켜 퇴적물 내 미생물학적 속성 반응에 필요한 탄소물질과 전자수용체와 같은 물질의 공급을 증가시키며, 아울러 용존성의 황화합물과 같은 독성의 생물 신진대사물질을 퇴적물로부터 제거하는 역할도 한다 (Aller 2001, Kristensen 2001). 갯벌 퇴적물 내 유기물 분해 과정과 연관된 생지화학적 프로세스를 이해하고 갯벌 경계면에서의 물질플렉스를 평가하기 위해서는 저서동물의 복잡한 burrow에 의해 증가되는 표면적 (경계면)을 정량화하는 것이 필수적이다 (Gribsholt *et al.* 2003, Furukawa *et al.* 2004). 최근 들어 저서동물 burrow의 구조와 크기에 관한 많은 정보가 보고되고 있으나, 여전히 갯벌 경계면을 정량화하는 자료는 부족한 실정이다 (Kristensen & Kostka 2005).

퇴적물과 상층 해수간의 지화화학적 물질교환 프로세스가 일어나는 미세 환경으로서의 burrow의 중요성 인식에도 불구하고, 저서동물의 burrowing과 섭식활동에 의한 갯벌 경계면의 크기를 보편적으로 정량화하는 것은 어려운 일이다. 레진 캐스팅 방법의 전개와 함께 저서동물의 burrow를 기술하는 것이 실제로 가능해 졌다 (e.g., Atkinson *et al.* 1982, Swinbanks & Luternauer 1987, Griffis & Suchanek 1991, Lee & Koh 1994, Nickell & Atkinson 1995, Stamhuis *et al.* 1997, Bird & Poore 1999, Dworschak 2002). 해안 퇴적물에 서식하는 저서동물의 burrow 형태, 특히 깊은 burrow를 가진 십각류는 이러한 방법에 의해 밝혀지기 시작했다. 예로, Pemberton 등 (1976)은 속 상과 (Thalassinidea)에 해당하는 십각류의 burrow 깊이가 2.5 m에 이른다는 보고를 하였다. 또 다른 예로 이탈리아 지중해 연안의 *Callianassa truncata*가 만든 burrow에 의해 퇴적물과 해수의 경계면이 약 400% 증가된다는 보고도 있었다 (Ziebis *et al.* 1996). 최근에는 컴퓨터를 이용한 단층촬영법이 퇴적물 내 저서동물 burrow 구조해석에 이용되기도 한다 (e.g., Perez *et al.* 1999, Mermillod-Blondin 2003, Rosenberg & Ringdahl 2005). 그러나 단층촬영법은 제한된 촬영범위 때문에 갯벌에 서식하는 전체 저서동물 군집을 대표하기 위해 필요한 넓은 면적을 모두 커버할 수 없다는 문제점을 가지고 있다. 특히, 개체 크기가 큰 종이 주로 서식하는 상부 갯벌과 같은 곳에서는 이 방법을 적용하기가 어렵다.



Burrow에 의해 증가되는 갯벌 경계면에 관한 지금까지의 연구는 대부분 한 종의 개체군을 대상으로 하였다 (e.g., Katz 1980, Kristensen 1984, Griffis & Chavez 1988, Davey 1994, Fenchel 1996, Coelho *et al.* 2000). 그러나 이러한 접근에서는 서식지 전체 군집에 의한 갯벌 경계면 증가 정도를 정량화하지 못했다. 또한 갯벌 저서동물 burrow 구조와 크기에 큰 영향을 미칠 것으로 예상되는 환경의 물리적 구배나 계절적인 구배에 대해서는 전혀 언급을 하지 못했다. 이것은 생물교란 (bioturbation) 연구에 있어서도 마찬가지이다. 따라서 본 연구에서는 갯벌에 서식하는 모든 저서동물 군집을 대상으로 하여 이들이 만든 burrow에 의해 갯벌 경계면이 얼마나 증가되는지를 정량화하고, 아울러 환경요인의 구배가 갯벌 경계면의 증가에 어떤 영향을 미치는지를 파악하고자 한다.

#### 나. 연구 지역

이 연구는 강화도 남단 갯벌의 상부 조간대에서 수행되었다. 연구 지역은 강화도와 동검도에 의해 거의 에워싸여 있는 지역이며, 한강 하구역의 주수로로부터 분지된 작은 수로가 연구 지역까지 뻗어 있다. 이 지역은 전형적인 반일조주조 조석환경을 가졌으며, 대조기의 평균조차는 8.6 m 정도이며 소조기의 평균조차도 6.4 m에 이른다. 주수로가 위치한 곳에서의 조류는 대조기 기준으로 창조류는 1.4~ 4 m/s이며 낙조류는 1.2~ 7 m/s 정도이다. 강화남단 갯벌의 표층 퇴적물의 퇴적상은 동쪽으로 향할수록 세립해지는 경향을 보인다. 연구지역이 위치한 곳의 표층퇴적물은 주로 펄로 구성되어져 있으며, 평균입자크기는 6.0~ 0 $\phi$  범위를 보인다 (Woo & Je 2005). 염생식물인 칠면초 (*Suaeda japonica*)가 동검도 주변 해안을 따라 분포하며 작은 수로가 있는 곳까지 서식지가 펼쳐져 있다. 이 지역에는 세스랑게 (*Cleistostoma dilatatum*), 철게 (*Macrophthalmus japonicus*), 흰이빨참갯지렁이 (*Periserrula leucophryna*), 두토막눈참갯지렁이 (*Perinereis aibuhitensis*) 등이 만든 burrow가 다양한 형태로 산재되어 있다 (Koo *et al.* 2005). 이 종들은 종별로 구분 가능한 독특한 서식굴 언덕이나 구멍을 갯벌 표면에 만든다.

#### 다. 재료 및 방법

연구지역의 조고와 식생밀도를 고려하여 세 조사정점을 설정하고 정점별로 환경요인과 저서동물이 만든 burrow 크기를 조사하였다 (Fig. 3-1-15). 정점 VMF1과 VMF2는 칠면초가 서식하는 식생대에 설정하였으며, UMF 정점은 식생대가 없는 갯벌 상에 설정하였다. VMF1 정점이 평균해수면 기준 가장 높은 조고에 위치하며, VMF2 정점이 가장 낮은 곳에 위치한다. 현장 조사는 2005년 봄철 (4월)과 여름철

(8월)의 대조기 썰물기간 동안 각각 수행하였다.

봄철과 여름철 각각 퇴적물로부터 1.5 m 높이에서 09시부터 18시까지 1시간 간격으로 기온을 측정하였다. 측정은 조사 시기별로 각 3일간 연속 측정하였으며 3일간의 평균값을 구하였다. 퇴적물의 온도는 1 cm 깊이 구간별로 20 cm 까지 측정하였다. 매 조사기간 중 VMF1 정점에서 13시 정각에 온도계를 직접 퇴적물에 꽂아 깊이별 퇴적물 온도를 측정하였다. 각 정점에서는 플라스틱 코어러를 이용하여 약 5 cm 깊이까지 퇴적물을 2회씩 채취하여 함수량을 측정하였다. 함수량은 건조중량과 습중량 차이의 백분율로 나타내었다. 각 정점의 높이는 RTK-DGPS를 이용하여 측정하였으며 수준점과의 높이 차이를 환산하여 평균해수면을 기준으로 한 값으로 표현하였다. 2005년 1년 동안 10분 간격으로 구성된 인천항 조석 실측자료와 각 정점의 평균해수면으로 환산한 조고 자료를 이용하여 각 정점의 침수/노출 빈도를 계산하였으며, 또한 각 정점의 연속노출시간 구성과 그 빈도를 계산하였다.

식생대에 설정한 정점 VMF1과 VMF2 정점에서는 50 × 50 cm 크기의 방형구 내 칠면초 (*Suaeda japonica*)의 뿌리밀도를 조사하였다. 봄철과 여름철에 각 정점별로 무작위로 방형구를 던져 방형구 내 칠면초 밀도를 3회 반복 계수하였다. 봄철 조사에서는 길이 3~ cm 의 어린 개체도 성체밀도와 구분하여 계수하였다.

저서동물이 만든 burrow는 액상 폴리에스테르 레진 (Epovia, Miwon Ltd.)을 이용하여 현장에서 캐스팅을 하였다. 50 × 50 cm 크기의 면적을 캐스팅 면적으로 설정하고 조사시기별로 각 정점에서 3회 반복 캐스팅 하였다. 캐스팅 면적 내 존재하는 모든 저서동물 burrow를 대상으로 캐스팅을 실시하였다. 레진을 부을 때는 주위에 10 cm 높이의 금속 펜스를 고정하여 레진이 밖으로 흘러내리지 않도록 하였다. 캐스팅 전 레진과 경화제를 잘 혼합한 후 레진이 burrow를 모두 채우고 퇴적물 표면에서 약 3 cm 높이에 위치할 때 까지 레진을 부었다. 레진을 붓는 과정 중 계류와 일부 갯지렁이류는 레진이 burrow로 유입될 때 밖으로 기어 나왔으며, 종별로 채집하여 burrow의 위치를 각각 표시하였다. 3일 경과 후 굳어진 캐스팅을 burrow 가 부숴지지 않도록 조심스럽게 파낸 후, 물로 깨끗하게 흙을 제거하였다.

실험실에서 각 캐스트의 burrow는 종 수준에서 구분되고 분석되었다. 각각의 burrow는 캐스팅 동안 채집된 종과의 비교 그리고 Koo *et al.* (2005)의 자료로부터 종 수준에서 구분하였다. 비록 종별 burrow 깊이와 표면적 분석에는 이용되지 않았지만, 저서동물이 현존하지 않은 burrow도 burrow 밀도와 전체 군집의 burrow 크기 분석에는 이용되었다. Burrow 캐스팅 과정 중 채집된 저서동물 중 세스랑게와 칠게는 개체별로 갑각의 길이를 측정하였다.

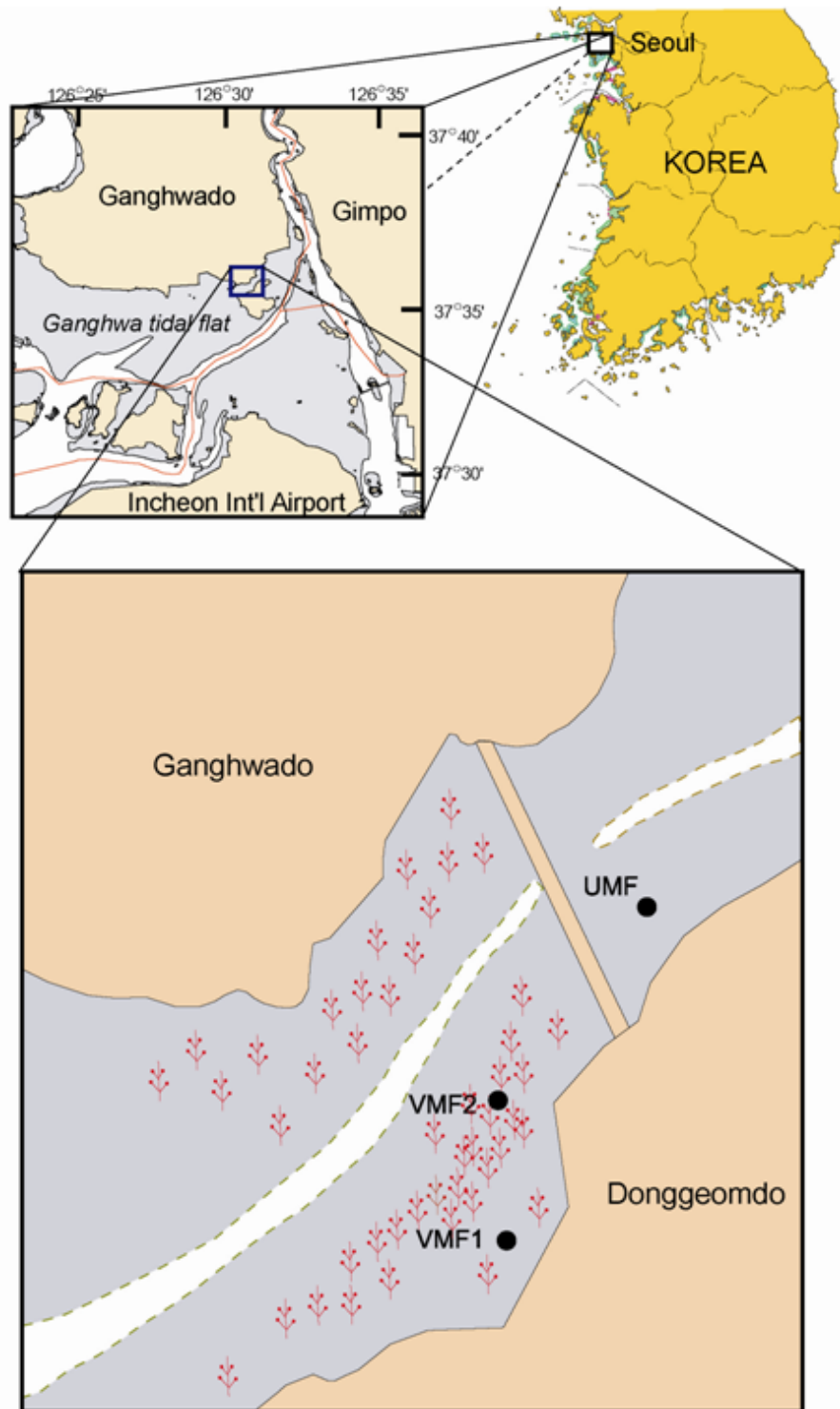


Fig. 3-1-15. Location and layout of the study sites on the Ganghwa tidal flat on the west coast of Korea. Symbols represent the marsh plant *Suaeda japonica*, which is distributed along the Donggeomdo coast.

채집된 종 중 나머지는 개체수가 충분하지 않아 종 크기 분석에는 포함되지 않았다. Burrow 길이, 깊이, 표면적, 부피는 각각 종별로 버니어캘리퍼스와 줄자를 이용하여 측정하였다. 단위면적 당 무게 자료가 알려진 알루미늄 호일을 burrow 둘레에 겹치지 않게 둘러싼 후 둘러싼 호일의 무게로부터 표면적의 자료를 구하였다 (Nash 1990). 이러한 과정을 각각의 burrow 별로 두 번씩 수행하여 그 평균값을 분석에 이용하였다. Burrow의 체적은 물로 가득 채워진 용기에 각각의 burrow를 집어 넣어 흘러넘친 물의 부피자료를 이용하였다.

## 라. 결과

### (1) 환경요인

낮 동안의 기온변화는 봄철과 여름철에 14시를 정점으로 각기 감소하는 유사한 경향을 보였다 (그림 3-1-16A). 봄철과 여름철 낮 동안의 평균 기온은 각각 16.7°C · 26.4°C 으며, 두 계절 간에는 약 10°C 계절 차이를 보였다. 봄철과 여름철 13시에 측정한 표층 퇴적물의 온도는 동일 시간의 기온보다 높았다 (그림 3-1-16B). 퇴적물 온도는 표층에서 2 cm 까지 구간에는 증가하는 경향을 보이다가 그 깊이 이하에서는 점차 감소하는 경향을 두 계절 자료에서 보였다. 표층 퇴적물의 함수량은 25% (VMF1, 여름철)에서 약 50% (VMF2, 여름철) 범위에 있었다. 정점 간에는 표층 퇴적물 함수량의 구배가 존재하였으며 (봄:  $p < 0.05$ , 이는 정점 간의 높이 차이와 연관되어 있었다 (그림 3-1-16C, 표 3-1-8).

Table 3-1-8. Tidal height from mean sea level (MSL) and frequency and duration of submergence and exposure at each site. The duration and frequency were calculated from tidal records at 10-min intervals for 1 year

Site	Elevation from MSL (cm)	Submergence/ Exposure frequency (yr <sup>-1</sup> )	Ave. duration of submergence (h)	Ave. duration of continuous exposure (h)
VMF1	405	79	1.3±0.5	109±186
VMF2	362	174	1.7±0.7	48±84
UMF	388	106	1.5±0.6	81±133

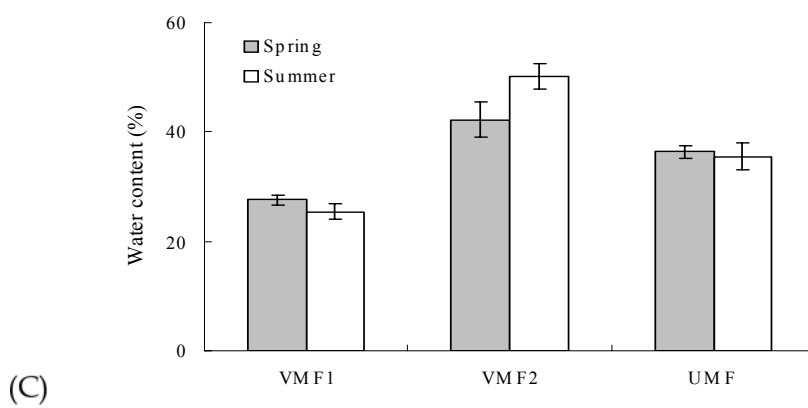
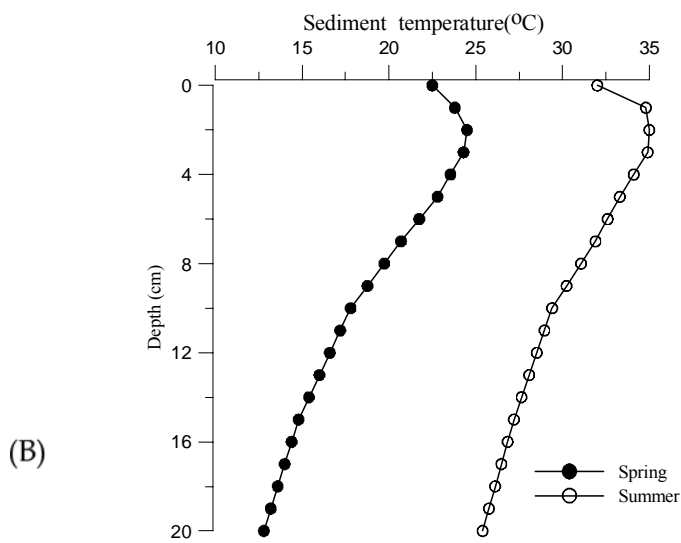
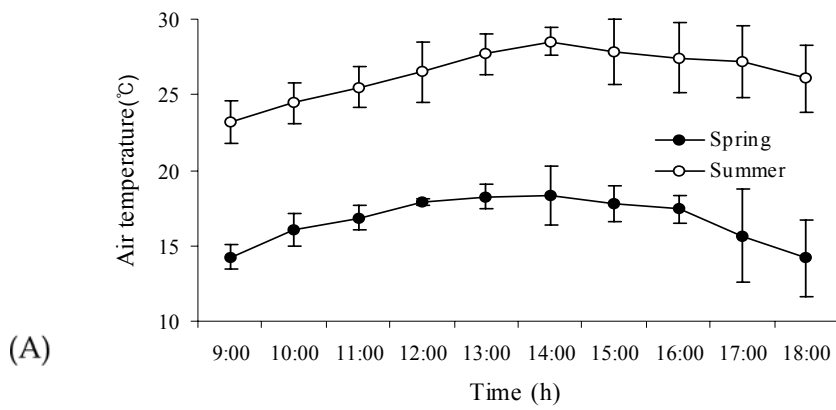


Fig. 3-1-16. Physical conditions of the study sites in spring and summer. (A) Diurnal changes in air temperature. (B) Sediment temperature measured at site VMF1 at 13:00 h. (C) Water content of the surface sediment at each site.

연구지역은 상부 갯벌에 위치하고 있기 때문에 해수에 침수되는 기간이 크게 제한되어 있었다. 정점 VMF1은 평균해수면 기준 405cm 높이에 위치하였으며, VMF2와 UMF는 각각 362 cm와 388 cm 높이에 위치하였다 (표 3-1-8). 조사지역의 일년 동안의 노출시간 빈도는 96.7% (VMF2)에서부터 98.8% (VMF1) 범위에 있었다. 비록 가장 높은 곳에 위치한 VMF1과 가장 낮은 곳에 위치한 VMF2의 고도 차이는 43 cm에 불과하였지만, 각 정점 간에는 뚜렷한 조석환경의 차이가 있었다. 정점 VMF1에서 침수/노출 빈도는 일년 동안 79회였으나, 이는 VMF2의 174회의 약 45%에 지나지 않았다 (표 3-1-8). 해수에 침수되었을 시 그 평균 기간은 정점 간에 큰 차이가 없었으나, 연속노출시간의 기간에는 큰 차이가 정점 간에 존재하였다 (표 3-1-8). 연속된 두 번의 침수기간 사이의 연속해서 노출된 시간의 일년 동안의 빈도와 그 기간을 계산하였다. 연속노출시간은 반일주기, 일주기, 반월주기, 월주기 등과 같이 조석주기에 따른 분포를 나타내었으며, 이 중 반일주기와 일주기의 빈도가 높았다 (그림 3-1-17). 각 정점 간에는 약 한달 간 노출되는 장 노출의 빈도분포에 뚜렷한 구배가 있었다. VMF1에서는 일년에 7번 그리고 VMF2에서는 일년에 한번 한달 동안 연속해서 노출되는 기간이 있었다. 이러한 연속노출시간의 뚜렷한 구배가 서식지 간 환경조건의 구배를 야기하는 것으로 여겨졌다.

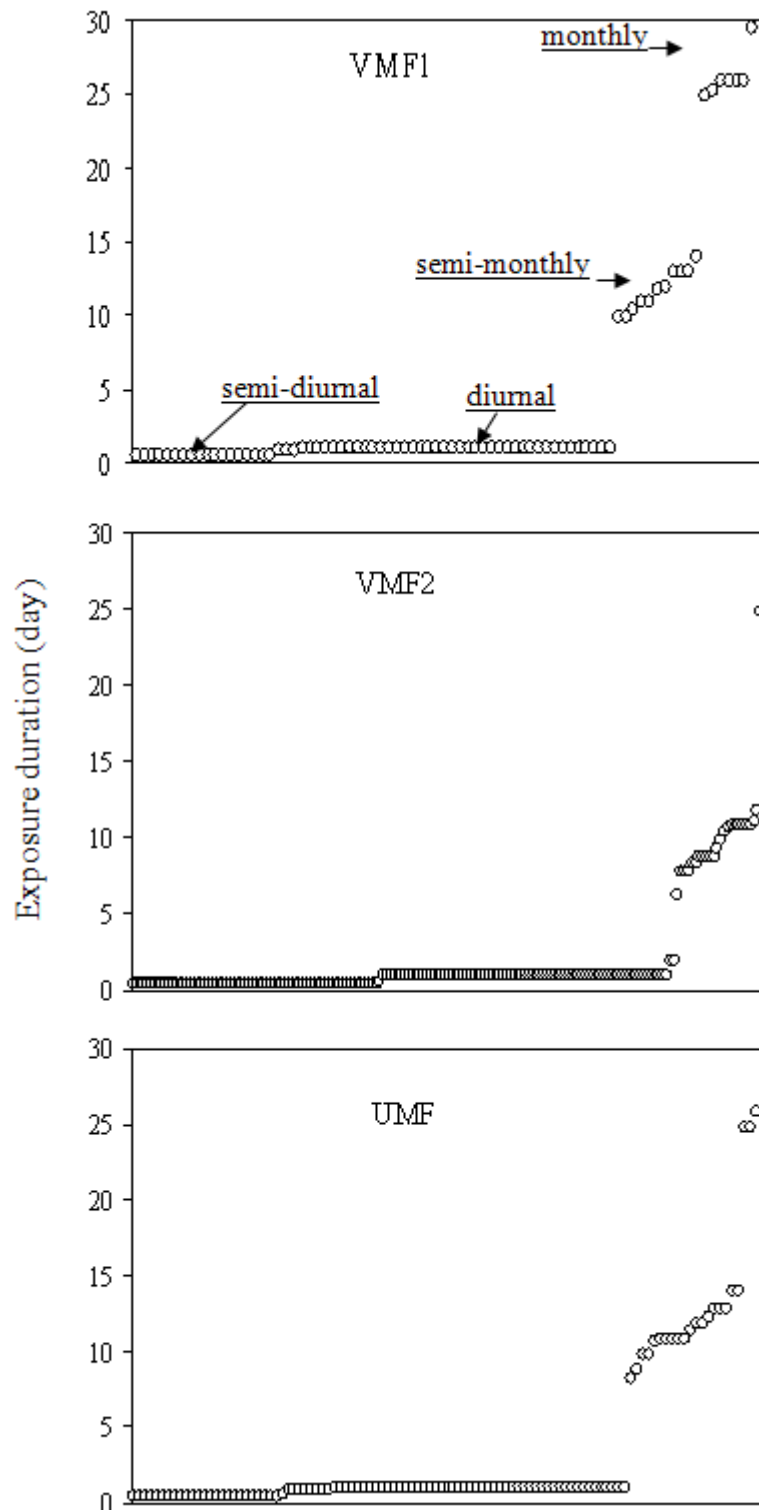


Fig. 3-1-17. Distribution of continuous exposure duration for 1 year at each site. The exposure duration was distributed according to tidal cycles, with semi-diurnal, diurnal, semi-monthly, and monthly intervals.

칠면초 (*S. japonica*)의 밀도는 여름철에 정점 VMF2에서 높았으며, VMF1 정점에서는 상대적으로 낮았다; 조사기간 동안 정점 UMF에서는 어떠한 식생도 존재하지 않았다 (그림 3-1-18). 봄철의 정점 VMF1과 VMF2의 식생은 길이가 3~ cm인 어린 칠면초로 대부분 구성되어 있었다. 정점 VMF2에서 칠면초 성체의 평균밀도는 봄철에 비해 여름철에 유의한 수준으로 높았으나 ( $p < 0.05$ ), VMF1에서는 칠면초 성체의 밀도에 있어 계절 간 유의한 차이를 보이지 않았다 ( $p > 0.05$ ). 여름철, 특히 정점 VMF2에서 칠면초 성체의 밀도는 115 roots/0.25 m<sup>2</sup>로 크게 증가하였다 (그림 3-1-18).

조사 지역에서는 연속노출시간, 식생 밀도, 퇴적물 함수량, 온도 등과 같은 서식지의 환경요인이 정점 간 그리고 시기별로 뚜렷한 구배를 보였다.

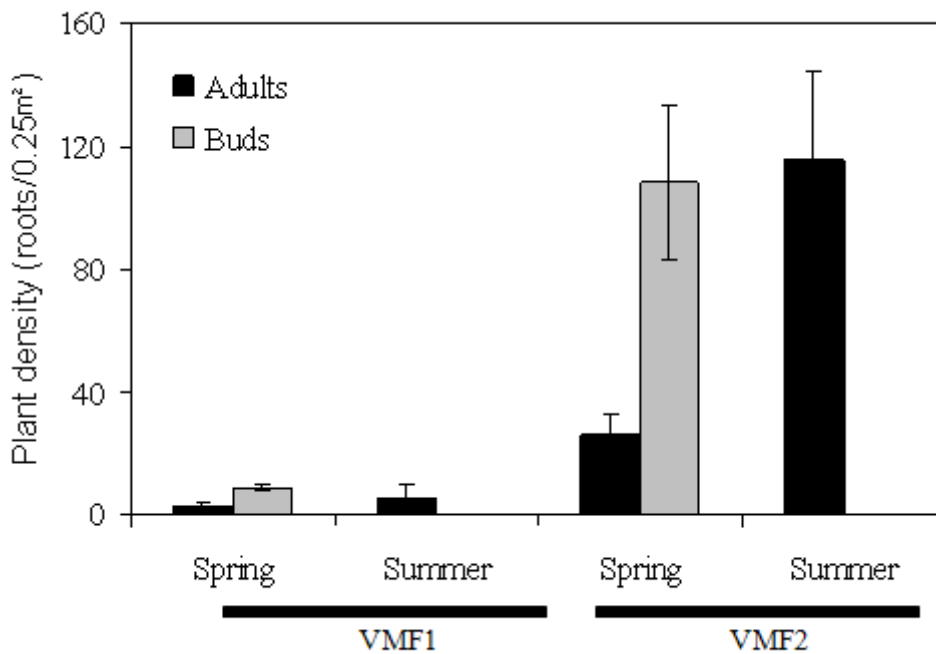


Fig. 3-1-18. Variation in the root density of *Suaeda japonica* (adult plants and buds) at the vegetated sites VMF1 and VMF2 during spring and summer. Mean  $\pm$  SD is shown (N=3).



## (2) 저서동물 burrow

### (가) Burrow 구조와 밀도

Burrow는 캐스팅 당시 생물이 서식하였던 것과 그렇지 않았던 것으로 세분화 하여 종별로 밀도를 구하였다. 캐스트로부터 여섯 종의 burrow가 확인되었다; 네 종의 계류 (철계, 세스랑계, 갈계, 참방계)와 두 종의 갯지렁이류 (흰이빨참갯지렁이, 두토막눈썹참갯지렁이). 이 중 세스랑계, 두토막눈썹참갯지렁이, 철계 의 순으로 서식밀도가 높았다. 봄철과 여름철의 각 정점에서 캐스팅 한 burrow 사진을 그림 5에 나타내었다. 흰이빨참갯지렁이가 burrow 크기에 있어 가장 중요한 종이었다. 철계의 burrow는 사선형의 U자 형태를 하고 있었으며, 짧고 기울어진 굴뚝모양의 입구 (shaft)로부터 U 형태의 기저부로 burrow가 연결되어 있었다. 세스랑계의 burrow는 수직으로 곧은 혹은 약간 기울어진 형태를 하고 있었으며 분지된 가지가 없었다. 두토막눈썹참갯지렁이의 burrow는 매우 가늘고 구불구불한 형태로 아래로 뻗어 있었으며 분지된 경우가 많았다. 흰이빨참갯지렁이의 경우에는 깊은 burrow를 만들었으며, burrow는 수직으로 뻗은 shaft와 그 중간 중간에 둥근 구 형태가 있는 모습을 하였다. 그리고 수직의 shaft는 약간 휘어져 있는 경우도 있었으며 분지된 가지는 없었다 (그림 3-1-19).

정점간의 burrow 밀도는 봄철에는 유의한 차이를 보이지 않았으나, 여름철에는 VMF2에서의 밀도 급감과 함께 정점 간에 유의한 밀도차이를 보였다 ( $p < 01$ ; 표 3-1-9). 여름철 정점 VMF2의 burrow 밀도는 봄철과 비교해 감소하였으며 ( $p < 05$ ), 이는 두토막눈썹참갯지렁이의 여름철 밀도 감소에 기인하였다. 봄철에는 서식 생물이 없었던 burrow와 생물이 서식한 burrow 밀도가 정점 내에서 유사하였으나, 여름철에는 서식 생물이 없었던 burrow의 밀도가 서식 생물이 있었던 burrow의 약 18~28% 정도로 감소되었다.

Table 3-1-9. Mean burrow density (per 0.25 m<sup>2</sup>, N=3) by species estimated from casts collected at each site. Only burrows with inhabitants confirmed during the casting process were included. Parentheses indicate the density of abandoned burrows (P: polychaetes, C: crabs).

	Spring			Summer		
	VMF1	VMF2	UMF	VMF1	VMF2	UMF
<i>Perinereis aibuhitensis</i> (P)	1.7 (0.7)	8.3 (9.7)	8.3 (6.9)	3.0 (0.7)	- (1.3)	3.7 (0.3)
<i>Periserrula leucophryna</i> (P)	0.7 (0.3)	1.3 (-)	0.7 (-)	0.7 (-)	-	0.7 (-)
<i>Macrophthalmus japonicus</i> (C)	- (0.3)	-	2.7 (1.3)	0.3 (-)	0.7 (-)	5.3 (1.0)
<i>Cleistostoma dilatatum</i> (C)	11.7 (9.0)	-	-	13.0 (4.7)	-	1.3 (0.7)
<i>Helice tridens tientsinensis</i> (C)	0.3 (-)	-	-	1.7 (-)	-	-
<i>Helice tridens sheni</i> (C)	-	1.3 (1.3)	-	-	4.3 (-)	-
Total	14.4 (10.3)	10.9 (11.0)	11.7 (8.2)	18.7 (5.3)	5.0 (1.3)	11.0 (2.0)

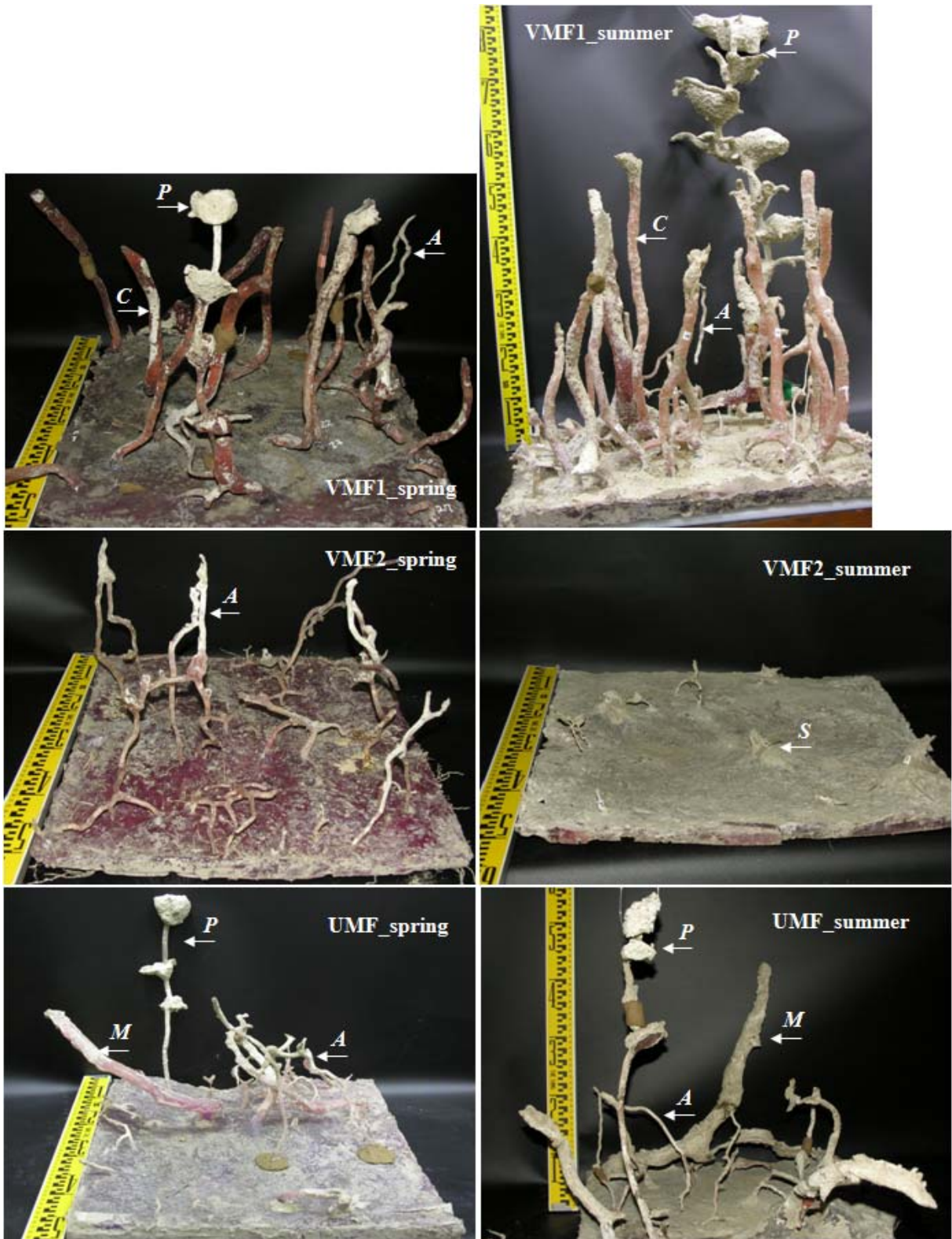


Fig. 3-1-19. Representative casts recovered at each site in spring and summer. P: *Periserrula leucophryna*, A: *Perinereis aibuhitensis*, C: *Cleistostoma dilatatum*, S: *Helice tridens sheni*, M: *Macrophthalmus japonicus*.

(나) 종별 burrow 깊이와 표면적

종별 burrow의 깊이는  $43.3 \pm 19.4$  cm (흰이빨참갯지렁이) 에서  $12.6 \pm 6.3$  cm (철게) 범위에 있었다. 그러나 종별 burrow 깊이는 환경요인의 구배에 따라 큰 폭의 차이를 보였으며, 높은 조위일수록 깊어지는 경향을 보였다. 예로 봄철에 전 정점에서 출현한 흰이빨참갯지렁이 burrow 경우, 조고가 가장 높은 VMF1 정점에서 가장 깊었으며, VMF1 정점에서 그 깊이가 가장 얇았다 (그림 3-1-20A). 봄철 흰이빨참갯지렁이의 burrow 깊이는 정점 간에 유의한 수준에서 차이가 있었으며 ( $p < 05$ ), Tuckey pair-wise comparison 테스트에서 VMF1와 VMF2, 그리고 VMF1와 UMF 정점 간에 각각 유의한 차이가 있었다. 두토막눈참갯지렁이의 경우에는 봄철의 정점간 burrow 깊이 비교에서 유의한 차이를 확인할 수 없었다. 여름철에는 흰이빨참갯지렁이 ( $p < 05$ )의 burrow 깊이가 VMF1와 UMF 정점 간에 유의한 차이를 보였다 (그림 3-1-20B). 저서동물 burrow는 대부분의 경우에 봄철과 비교해 여름철에 깊이가 증가하였으나, VMF2의 경우에는 여름철에 깊이가 더 얇아졌다. 동일 정점 내에서 봄철과 여름철의 burrow 깊이 비교에서 VMF1 정점에서는 흰이빨참갯지렁이 ( $p < 05$ )의 burrow 깊이가 여름철에 깊었으며, UMF 정점에서는 흰이빨참갯지렁이 ( $p < 005$ )의 깊이가 여름철에 증가하였다.

Burrow 표면적의 시·공간적인 크기 변화도 깊이 분포와 유사한 경향을 보였다. 봄철에 비해 burrow 표면적이 증가한 여름철에는 정점 간의 표면적 차이가 보다 뚜렷하였다 (VMF2 제외, 그림 3-1-21). 여름철에 표면적이 증가한 종은 VMF1 에서는 흰이빨참갯지렁이 ( $p < 05$ )였으며, UMF 에서는 철게 ( $p < 05$ )의 표면적이 봄철과 비교해 여름철에 유의한 수준의 증가를 보였다. 흰이빨참갯지렁이가 여름철에 만든 burrow가 캐스팅 된 burrow 중 가장 깊고 넓었다. 그 깊이는 83 cm에 달했으며, 표면적은 약 2,860 cm<sup>2</sup> 였다. VMF1 정점에서 세스랑게의 평균 각장은 봄철과 여름철에 유의한 차이를 보이지 않았다 (봄:  $13.5 \pm 2.7$  mm, N = 35; 여름:  $13.5 \pm 3.1$  mm, N = 39). UMF 정점의 철게 각장 역시도 계절 간에 유의한 차이를 보이지 않았다 (봄:  $32.1 \pm 3.3$  mm, N = 8; 여름:  $25.1 \pm 4.9$  mm, N = 16).

(다) Burrow 크기

캐스트 내 모든 burrow를 대상으로 한 형태학적인 자료를 분석하였다. 0.25 m<sup>2</sup> 면적을 가진 각 캐스트 내 모든 burrow의 총 길이는 105~ 235 cm 범위에 있었으며, 총 표면적과 부피는 각각 510~ 378 cm<sup>2</sup>와 370~ 519 cm<sup>3</sup>의 범위를 보였다 (표 3-1-10). 여름철 VMF1 정점에서 burrow 규모가 가장 컸으며, 계절별로 정점 간

burrow 크기의 차이가 있었다. 봄철의 경우 길이는 정점 간에 유의한 차이를 보이지 않았으나, 표면적 ( $p < 0.05$ )는 정점 간에 유의한 차이를 보였다. 여름철에는 모든 변수가 정점 간에 유의한 차이를 보였다 (길이:  $p < 0.001$ ; 표면적:  $p < 0.05$ ). 봄철의 VMF2와 UMF 사이의 예외를 제외하면, 저서동물이 만든 burrow 크기는 조고가 높은 곳에서 증가되었다. 그리고 그 크기는 봄철에 비해 여름철에 더 증가되었다. 특히 높은 조고에 위치한 VMF1의 경우에는 길이 ( $p < 0.05$ )의 모든 변수가 여름철에 증가되는 경향을 보였다. 그리고 UMF의 경우에도 비록 통계적으로 유의한 수준은 아니었지만 여름철에 burrow 크기가 증가되는 경향을 보였다. 그러나 VMF2 정점에서는 칠면초의 밀도가 높았던 여름철에 오히려 burrow 길이 ( $p < 0.05$ ), 부피 ( $p < 0.05$ )가 오히려 감소되었다.

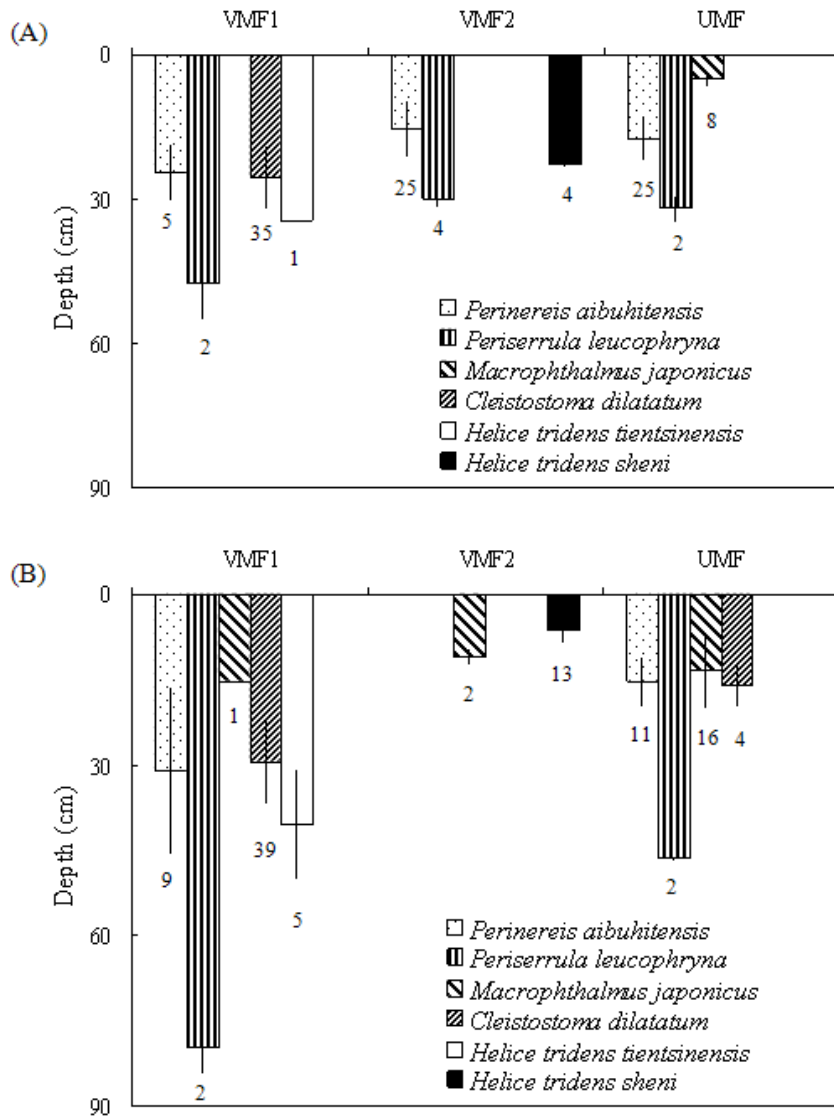


Fig. 3-1-20. Distribution of mean burrow depth by species at each site in (A) spring and (B) summer. Mean  $\pm$  SD is shown; N = sample size.

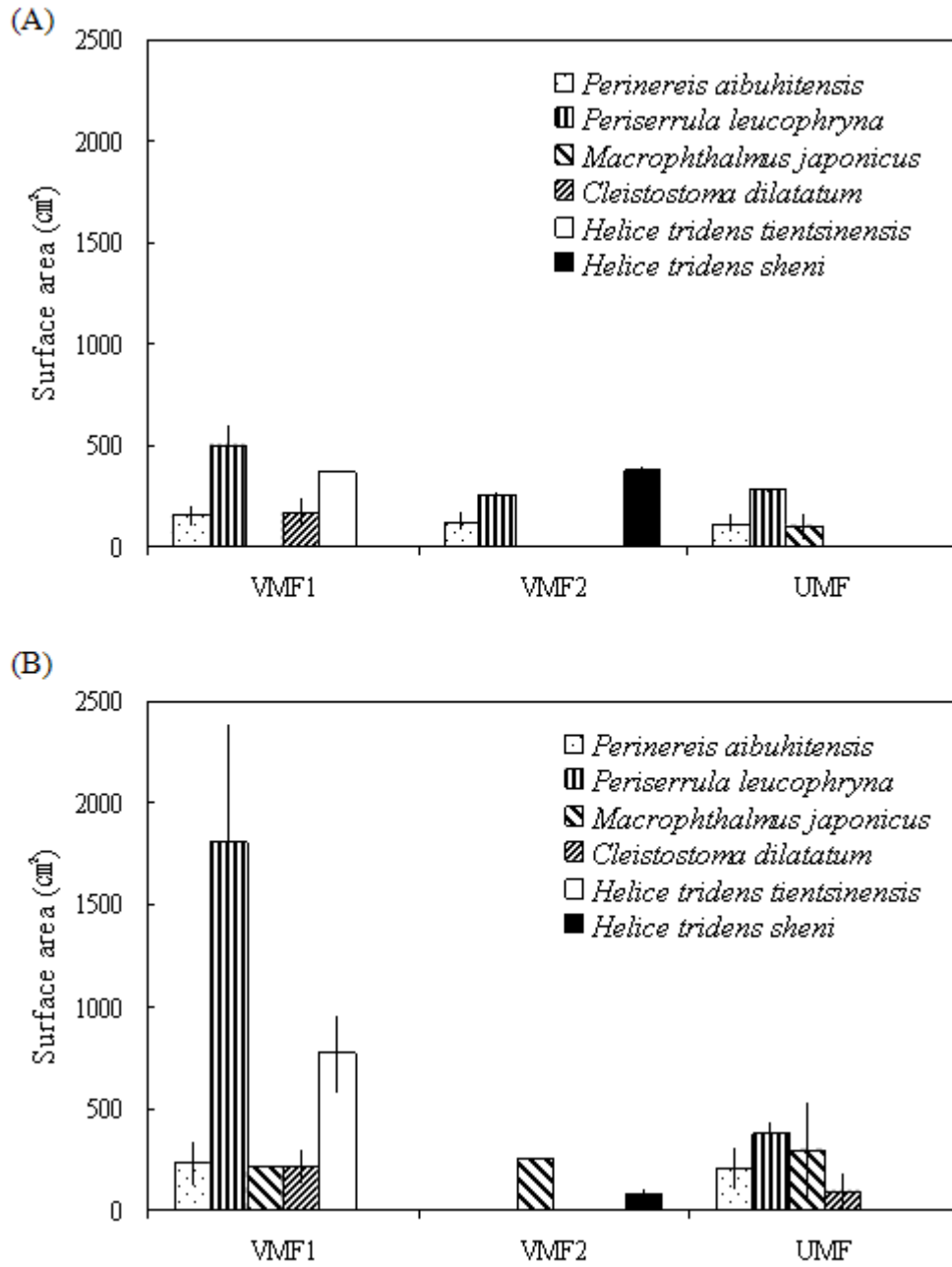


Fig. 3-1-21. Surface area of burrow walls by species at each site in (A) spring and (B) summer. Mean  $\pm$  SD is shown; sample sizes as in Fig. 3-1-20.

Table 3-1-10. Morphometric data (means  $\pm$  SD per 0.25 m<sup>2</sup>, N=3) of all burrows with casts taken at each site and the increase in the sediment - water interface. These data include data from abandoned burrows in parentheses.

Season	Site	Burrow length (cm)	Surface area (cm <sup>2</sup> )	Volume (cm <sup>3</sup> )	Increase in sediment-water interface (%)
Spring	VMF1	707 $\pm$ 96	3,016 $\pm$ 641	1,670 $\pm$ 549	120.6
		(107 $\pm$ 1)	(426 $\pm$ 127)		(17.0)
	VMF2	663 $\pm$ 158	1,974 $\pm$ 645	875 $\pm$ 14	78.9
		(116 $\pm$ 68)	(260 $\pm$ 194)		(10.4)
	UMF	648 $\pm$ 192	1,298 $\pm$ 303	639 $\pm$ 94	51.9
		(140 $\pm$ 40)	(192 $\pm$ 6)		(7.7)
Summer	VMF1	1,235 $\pm$ 157	6,378 $\pm$ 1,236	4,519 $\pm$ 1,081	255.1
		(111 $\pm$ 12)	(342 $\pm$ 67)		(13.7)
	VMF2	105 $\pm$ 15	510 $\pm$ 55	370 $\pm$ 90	20.4
		(22 $\pm$ 31)	(42 $\pm$ 60)		(1.7)
	UMF	453 $\pm$ 119	2,231 $\pm$ 1,103	1,155 $\pm$ 426	89.2
		(23 $\pm$ 17)	(111 $\pm$ 21)		(4.4)

저서동물의 복잡한 burrow에 의한 갯벌 경계면의 증가 정도는 최대 311%에 달했으며, 환경요인의 구배에 따라 정점별 평균값은 20~ 55%의 범위를 보였다 (표 3-1-10). 가장 자주 노출되며 장시간의 노출 빈도가 많은 정점 VMF1에서의 burrow에 의한 갯벌 경계면 증가 정도가 가장 컸으며, 그리고 경계면은 기온이 상승하는 여름철에 보다 확대되었다. 그러나 정점 VMF2에서는 여름철에 그 정도가 오히려 감소되었다. 서식 생물이 없는 burrow에 의한 갯벌 경계면의 증가 정도는 미미하였으며, 여름철에는 그 밀도가 감소하면서 전체 burrow 크기에 기여하는 정도가 축소되었다.



## 마. 토의

갯벌 저서동물이 만든 burrow의 형태적인 크기는 시·공간적으로 변이가 컸으며, 이로 인한 갯벌 경계면의 증가 정도는 서식지의 환경조건 구배에 따라 20~55% 범위를 보였다. Kristensen & Kosta (2005)은 저서동물 burrow 표면적에 관한 과거 연구결과 정리 자료에 의하면 burrow에 의한 퇴적물-수 경계면의 증가 정도는 50~400% 범위였다. 700~1000% 증가시켰으며 (Hylleberg & Henriksen 1980, Kristensen 1984, Davey 1994), 50~50 개체의 십각류에 의한 경계면의 증가는 60~10% 범위에 있었다 (Katz 1980, Dworschak 1983, Dworschak & Pervesler 1988, Griffis & Chavez 1988, Witbaard & Duineveld 1989, Coelho *et al.* 2000). 과거 연구결과에서 보이는 경계면 증가 정도와 본 연구의 결과는 유사한 정도의 범위였다. 그러나 본 연구의 결과는 개체 밀도 (20~5개체)를 고려했을 때 기존 연구 결과에 비해 훨씬 높은 경계면 증가를 보였다. 이는 본 조사 지역과 같이 상부 갯벌에 서식하는 저서동물은 burrow를 만드는 행동양상 (fossorial mode) 때문에 하부 갯벌이나 조하대 서식 종들에 비해 더 크고 깊은 burrow를 만들기 때문이다.

Burrow 형태 크기에 영향을 미치는 환경요인에 관련된 본 연구의 주요 결과는 다음과 같다: (1) 조고와 관련된 서식지 노출시간과 온도는 burrow 크기에 큰 영향을 미친다. (2) 서식지의 높은 식생 밀도는 burrow 크기 감소를 유발한다. 갯벌이라는 서식지는 해수와 대기에 반복적으로 노출되기 때문에 이곳에 서식하는 저서동물은 이러한 열악한 환경조건을 극복하기 위한 적응기작을 전개한다. 종이 전개하는 환경에 대한 고유한 적응정도에 따라 해안선에 수직으로 나타나는 분포대가 형성된다 (Beukema 1976, Swinbanks & Murray 1981, Koh & Shin 1998). Burrow 형태 및 구조도 환경에 대한 종별 적응양상에 따른 분포를 보인다. 동일 종 간에도 서식지의 노출시간 정도에 따른 burrow 크기의 차이를 보이며, 대조기와 소조기 간의 크기 변이도 나타난다 (Lee & Koh 1994). Burrow의 크기는 증가된 노출시간과 증가된 온도 조건에서 보다 더 깊고 넓어졌다. 증가된 노출시간과 온도 증가를 극복하기 위해 보다 깊고 넓은 burrow가 필요하였기 때문이다. 갯벌 저서동물에게 burrow는 열악한 환경조건을 극복할 수 있게 하는 피난처 역할을 하는 것이다.

갯벌 저서동물에게 가장 열악한 조건은 노출시간 증가에 따른 온도상승 일 것이다. 이러한 조건 하에서 burrow는 열을 식히는 공간일 뿐 아니라 물을 저장할 수 있는 공간이기도 하다 (Wilkins & Fingerman 1967, Fielder & Jones 1979). Burrow 내 온도는 burrow의 깊이와 구조에 의존적이며, 또한 주변 퇴적물의 함수량과도 연관되어 있다 (Powers & Cole 1976). 상부 갯벌 서식지는 빈번하게 노출되며, 노출시간은

일반적으로 24시간 이상 지속된다. 심한 경우에는 한달 이상 노출되는 경우도 있다. 이러한 열악한 환경조건 극복을 위해 상부갯벌의 저서동물은 깊고 수직으로 뻗은 burrow를 만드는 것이다 (Lee & Koh 1994, Koo *et al.* 2005). 이러한 환경조건에 적응하기 위한 생물 활동의 결과로서 퇴적물의 경계면은 크게 증가될 수 있는 것이다.

Burrow의 크기는 기온이 상승한 여름철에 증가하였다. 그러나 식생, 칠면초의 밀도가 높은 서식지에서는 그 크기가 여름임에도 불구하고 크게 감소되었다. 식생이 어린개체로 구성되었던 봄철의 경우, 식생이 존재하는 지역 (VMF2)과 없는 지역 (UMF) 간에는 저서동물 밀도와 burrow 크기 면에서 뚜렷한 차이가 없었다. 염생식물의 뿌리 밀도는 내서성 저서동물의 분포에 영향을 미친다 (Daiber 1982). Cape & Hackney (1989)는 ‘염습지의 낮은 저서동물 밀도는 염생식물 뿌리에 의한 생물활동 방해와 연관이 있다’는 보고를 하였다. 본 조사 결과에서 나타난 여름철 식생대의 burrow 밀도 및 크기 감소는 여름철에 성장한 염생식물이 저서동물의 먹이섭취나 burrowing과 같은 활동을 방해함으로써 나타나 결과인 것으로 여겨진다.

Burrowing에 의한 갯벌 경계면의 증가뿐만 아니라, burrow 내에서 생물활동도 퇴적물 내 생지화학적 프로세스에 영향을 미치는 중요한 한 요인이다. 대부분의 갯벌 저서동물은 먹이활동과 열악한 환경의 극복을 위해서 퇴적물을 활발하게 재교란 (reworking) 하거나 관개 (irrigation) 활동을 한다. 이러한 과정을 통해 burrow가 만들어 지며 또한 유지된다. 이러한 생물에 의한 burrowing 활동은 갯벌 경계면을 증가시킬 뿐만 아니라, 경계면에서의 생지화학적 프로세스를 증가시킨다.

네덜란드의 바덴해 갯벌에서 Cadée (1976, 1979)는 두 종류의 갯지렁이 (*Arenicola marina*, *Heteromastus filiformis*)에 의한 퇴적물 재교란율을 측정하였다. 네덜란드 연안의 바덴해 전체 갯벌에서 두 종류의 갯지렁이가 퇴적물을 재교란 시키는 정도는 각각 평균 6.2 cm/년, 4.0 cm/년에 달했다. 생물에 의한 퇴적물 재교란율도 상당한 양에 달할 뿐만 아니라 burrow 내에서의 생물이 해수를 관개하는 정도도 엄청난 양이다 (Aller 1982). 퇴적물과 해수 경계면에서의 생물에 의한 교란 (bioturbation)은 퇴적물의 물리적인 특성에 크게 영향을 줄 수 있는 것이다 (Rhoads & Boyer 1982).

본 연구 지역과 같이 해수에 침범되는 빈도가 제한적이며 갯벌 상에 생물에 의한 다양한 burrow가 존재하는 상부 갯벌에서는 수동적인 관개 (passive irrigation)가 중요한 역할을 한다 (Koo *et al.* 2005). 조사지역은 매 밀물 주기의 약 11~ 4% 빈도로 해수에 덮힐 정도로 매우 제한적으로 해수에 침범되며 해수에 침범되는 기간도 평균적으로 1.3~ 7 h 로 짧은 곳이다. 그러므로 스스로 해수를 burrow로 관개 (active irrigation) 할 수 있는 기회가 하부 갯벌에 비해 상대적으로 적다. 대신 조류에 의해 burrow 내부로 해수가 유입되는 수동적 관개가 우세한 곳이다. 수동적 관개

는 퇴적물 표층 지형에 요철과 같은 구조가 많은 곳에서 활발하게 나타나며, 어떤 경우에는 생물에 의한 능동적 관개 (active irrigation) 보다 더 우세할 수도 있다 (Ray & Aller 1985, Ridd 1996). Stieglitz *et al.* (2000)은 망그로브 습지의 갑각류 burrow에 대한 연구를 통해 수동적 관개에 의해 burrow가 한 시간 이내에 완전히 관개된다고 하였다. 제한적인 해수침범 빈도와 독특한 갯벌 표층의 지형구조 때문에 본 연구지역에서는 능동적 관개 보다는 수동적 관개가 burrow 및 퇴적물 내에서의 지화학적 프로세스에 중요한 역할을 하는 것으로 판단된다.

생물의 섭식형태는 burrow 관개에 영향을 주는 또 다른 요인이다. 조사지역에서 출현한 종은 두토막눈썸참갯지렁이를 제외하고는 모두 표층에서 먹이활동을 하는 표층퇴적물식자다. 대부분의 여과물식자의 관개능력은 퇴적물식자 대비 약 10배 이상이다 (Kristensen & Kostka 2005). 예로, 여과물식자인 *Nereis diversicolor*는 퇴적물식자인 동일 종 그룹 (conspecifics)의 특정 종에 비해 관개 속도가 3배 이상 빠르며, 또 다른 퇴적물식자인 *N. virens* 보다는 10배 이상 관개 속도가 빠르다 (Christensen *et al.* 2000). 즉, 조사지역에서 관개가 퇴적물 내 생지화학적 프로세스에 미치는 효과는 갯벌 하부나 조하대 서식지에 비해 적을 수 있다는 것이다. 그래서 조사지역에서는 관개에 의한 효과 보다는 burrowing에 의한 갯벌 경계면 증가 효과가 퇴적물에서 일어나는 여러 생지화학적 프로세스에 더 큰 영향을 미칠 것으로 판단된다. 이러한 관점에서 흰이빨참갯지렁이의 깊고 큰 burrow에 의해 많은 양의 산소와 유기물이 퇴적물 깊은 곳까지 유입되어 퇴적물 내 생지화학적 프로세스에 많은 영향을 줄 것으로 기대된다.

본 연구는 한 개체군만의 burrow가 아닌 저서동물 군집을 대상으로 burrow 크기를 정량화 하였다는 점과 노출시간과 온도 그리고 식생밀도와 같은 서식지 환경 구배에 따른 burrow 크기의 변화를 확인했다는 점에서 연구 의의가 있다. 혐기성 환경 하에서의 유기물 분해 정도가 갯벌 저서동물의 burrow에 의해 배가된다는 연구가 본 조사지역과 인접한 서식지에서의 연구에서 확인된 바 있다 (Mok *et al.* 2005). 그러나 burrow 크기 및 종에 대한 정보의 부족으로 그 정도를 정량화 할 수는 없었다. 본 연구에서는 황산염환원과 철환원과 같은 혐기성 조건 하에서의 유기물 분해 정도와 그 과정에 관한 연구를 동시에 수행하고 있다. 따라서 저서동물의 burrowing 활동이 갯벌 퇴적물 내에서 일어나는 유기물 분해 과정과 이와 관련된 혐기성미생물 군집의 구조에 어떠한 영향을 주는 가를 향후에는 정량화 할 수 있을 것으로 기대한다.

## 4. 유기물 분해력 및 분해경로

### 가. 연구 배경 및 내용

갯벌에는 수산물 생산기능, 서식지기능, 자연재해저감기능, 자연정화기능, 하안 및 해안침식방지기능과 심미적 기능 등 인간과 생물활동과 직결되는 중요한 기능들을 보유하고 있는데, 특히 갯벌의 정화기능 및 주변해양환경과의 연관성 파악을 통한 갯벌의 생태적 기능 평가를 위해서는 갯벌의 생지화학적 물질순환에 대한 연구가 필요하다. 갯벌의 생지화학적 연구란 갯벌내로 유입된 유기물이 다양한 생물활동에 의해 분해되는 경로 상에서 발생하는 물질순환에 대한 연구이며, 특히 갯벌내 다양한 미생물 그룹들이 물리/화학/지질적 요인들 및 다른 저서생물들과의 상호관계에서 야기되는 현상에 대한 연구가 주요사항이다. 일반적으로 갯벌과 같이 유기물의 공급이 많고 퇴적물의 투과도가 낮은 점토광물들로 이루어진 환경에서는 퇴적물 내로 산소가 공급되는 (diffusion) 속도보다 표층에서의 산소소비가 더 빠르게 일어나므로 표층 수 mm~ cm 이내에서 산소의 농도가 급격히 감소되며, 이러한 환경에서 유기물 분해의 상당부분은 혐기조건에서 이루어진다 (Fig. 1-3).

해양 퇴적토 내에서의 혐기성 분해는 퇴적물 내에 서식하면서 서로 다른 전자수용체 (electron acceptor)를 사용하는 다양한 미생물 군 (Denitrifying bacteria, Iron- and Manganese reducing bacteria, Sulfate reducing bacteria)에 의해 일어나며, 특정 세균에 의한 유기물 분해 경로에 따라 갯벌의 주요 원소들의 분포가 결정 된다 (Fig. 1-3). 일반적으로 황산염 환원과 철 환원 세균에 의한 유기물 분해가 갯벌의 중요한 혐기성 유기물 분해경로로 인식된다. Fig. 1-3에 나타난 다양한 혐기성 전자 수용체 중 해양환경에서는 황산염의 농도 (~ 3 mM)가 가장 높은 관계로 해양퇴적층에서 일어나는 최종적인 유기물 분해는  $SO_4^{2-}$ 를 전자수용체로 사용하는 SRB (sulfate reducing bacteria)에 의해 주도되는 것으로 보고되어 왔으나 (Capone & Kiene 1988, Howarth 1993, Moeslund *et al.* 1994), 최근의 연구결과들은 황산염 환원에 더해 철 환원 반응이 갯벌이나 유기물 농도가 높은 연안 퇴적토 환경의 주요한 유기물 분해 경로로 보고되고 있다 (Kostka *et al.* 2002a & 2002b, Gribsholt *et al.* 2003, Kristensen *et al.* 2000). 특히 Fe(III)을 전자수용체로 사용하는 철 환원 박테리아 (Fe reducing bacteria; FeRB)는 황산염 환원에 의해 발생하는 황화수소의 축적을 억제하는 중요한 미생물 그룹으로서 생태/환경 및 생지화학적 물질순환의 조절요인으로서 그 중요성이 강조되고 있다 (현 2005).

유기물 분해능과 분해경로는 여러 환경요인에 영향을 받는다. 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해능과 분해경로를 조절하는 환경요인으로는 생물교란, 식생, 조석, 염분, 노출시간 등이 있다. 그 중 저서생물 활동에 의한 생물교란은 퇴적물의 교란

(reworking)과 관개 (irrigation) 작용을 통해 미생물의 군집과 생지화학적 물질순환에 영향을 미치는 것으로 보고되어 있다 (Kristensen & Kostka 2005). 저서생물의 활동은 퇴적물 내에 유기영양원을 공급하여 혐기성 미생물의 대사활동을 증가 시킬 뿐만 아니라, 산소를 공급함으로써 혐기성 상태를 완화 시켜 유기물 분해경로의 상대적 중요성에 변화를 가져오기도 한다 (Montague 1982, Aller 1984, Kostka *et al.* 2002b, Gribsholt & Kristensen 2002). 최근 연구결과에 따르면 생물교란으로 인해 Fe(III)의 공급이 원활해져 전체 유기물분해 중 철 환원에 의한 유기물 분해가 86% 까지 높아진 것으로 보고되고 있다 (Gribsholt *et al.* 2003). 따라서 본 연구는 생물교란에 따른 SRB에 의한 황산염 환원율 (SRR; Sulfate reduction rate)과 철 환원 세균에 의한 철 환원율 (FeRR; Fe(III) reduction rate)의 측정과 유기물 분해에 있어서의 황산염 환원 및 철 환원 작용의 정량적 역할 등을 밝히는 것뿐만 아니라, 환경 내 유기물 분해 및 생물활동에 직접적인 영향을 미치는 물질들의 생지화학적 순환을 이해하고, 나아가 생태환경 변화에 따른 대책마련 및 효과적인 연안환경의 관리를 위해서 수행되었다.

## 나. 연구방법

### (1) 환경요인 분석

퇴적물 내의 온도는 깊이 10 cm 이내에서 막대 수은 온도계를 사용하여 측정하였다. 퇴적물의 밀도와 공극률을 측정하기 위해 끝을 자른 주사기로 퇴적물 2 cm<sup>3</sup>를 채취하여 무게를 측정한 뒤 70°C에서 2~3일간 건조시킨 후 다시 무게를 측정하였다. 퇴적물의 부피와 건조 전, 후의 무게로부터 퇴적물의 밀도, 공극률을 계산하였다. 저서 동물에 의해 형성된 생물구멍 밀도 (burrow density)는 25 x 25 cm 방형구를 사용하여 10회 이상 측정한 수를 평균하여 단위면적 (m<sup>2</sup>) 당 생물구멍 수로 환산하였다. 입자성 유기탄소 (Particulated organic carbon; POC) 함량은 동결 건조시킨 퇴적물을 마노사발 (agate mortar)로 분말화 시켜 주석 용기 (tin cup)에 담은 후, CHNS 원소분석기 (CE Instrument, EA1110)로 분석하였다. Chl.-a의 농도를 분석하기 위한 시료 채취는 직경 1.6 cm 크기의 주사기를 사용하였으며, 표층 0.5 cm 간격으로 자른 후 바로 냉동시켰다. 시료는 실험실로 옮긴 후 색소추출을 위해 90% 아세톤 30 ml을 각 튜브에 넣어 마개를 막고, 냉·장소에서 하루 동안 보관하였다. 색소추출을 원활히 하기 위하여 여러 번에 걸쳐 시료가 담긴 튜브를 흔들어 주었다. 색소추출이 이루어진 시료는 원심분리기로 약 4000 rpm에서 20분간 4°C에서 유지하면서 원심분리 시켰다. 원심분리과정에서 발생하는 열에 의한 색소의 변형을 가능한 줄이기 위하여 저온에서 원심분리 하였고, 원심분리 후 상등액을 UV-spectro

photometer에서 흡광도를 측정하여 Chl.-a 농도를 계산하였다 (Parsons *et al.* 1984).

## (2) 공극수 분석

공극수의 화학성분 분석을 위해 내경 5 cm, 길이 25 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반한 후 퇴적물을 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 1~ 2 cm 간격으로 자른 후 원심분리관에 담고 원심분리 (3500 rpm, 10 min) 시킨 후, 혐기성 박스 안에서 공극수를 취하여 syringe filter (MFS-25, CA, 0.2  $\mu\text{m}$ ) 로 부유물을 제거시킨 다음, CO<sub>2</sub>는 일정량을 2 ml 유리병에 옮긴 후 FIA (Flow Injection Analysis) 방법을 이용하여 분석하였다 (Hall & Aller 1992). Fe<sup>2+</sup>의 농도는 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7)에 산 처리된 시료를 넣고 10분 동안 200 rpm으로 흔들여 준 다음 UV-VIS recording spectrophotometer (Shimadzu, UV-2401 PC)로 측정하여 분석하였다 (Stookey 1970). 황화수소(HS<sup>-</sup>)의 농도는 20% ZnAc 처리된 시료를 cline solution과 반응시킨 후 spectrophotometer로 측정하여 분석하였다 (Parsons *et al.* 1984).

## (3) 고체상 철, 황 분석

환원된 고체상 (solid phase)의 Fe(II)는 혐기성 박스 안에서 oxalate extract solution (Ammonium oxalate 200 mM + Oxalic acid 120 mM)을 이용하여 추출한 후 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7)와 반응시켰으며 (Lovley & Philips 1987), 총 고체상의 철 (total Fe)은 공기 중에서 완전히 산화시킨 퇴적물을 oxalate extract solution으로 추출한 후 ferrozine buffer + hydroxylamine hydrochloride 1% (w/v)와 반응시켜 분석하였다 (Thamdrup & Canfield 1996). 산화철 [Fe(III) oxide]은 총 고체상 철과 환원된 고체상 철의 차이값 [total Fe-Fe(II)]으로부터 계산하였다 (Gribsholt *et al.* 2003). 총 환원황의 (Total reduced sulfur: TRS)의 농도는 chromium 환원법 (Fossing & Jørgensen 1989)에 의해 추출된 시료를 Zn-Acetate (20%)로 고정 처리한 후 cline solution과 반응시켜 spectro photometer로 측정하였다 (Parsons *et al.* 1984).

## (4) 혐기성 유기물 분해능 측정

혐기성 유기물 분해능은 황산염 환원력과 철 환원력의 합으로 정의 하였다.

## (5) 황산염 환원력 측정

Core injection technique (Jørgensen 1978)을 이용하였다. 내경 1.6 cm, 길이 25 cm

의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였고, Carrier-free  $^{35}\text{SO}_4^{2-}$  (약  $2.5 \mu\text{Ci}/5 \mu\text{l}$  를 실리콘으로 막아놓은 주입구 (1 cm 간격)를 통해 주입한 후, 현장온도 조건하의 배양기 안에서 2~ 시간 동안 배양하였다. 배양기간 동안 생성된 환원황을 고정하기 위해, 퇴적물을 20% ZnAc 용액 (10 ml)이 담긴 50 ml 원심분리관에 넣고 잘 흔들어 분석 전까지 냉동 보관하였고, ZnAc 용액에 보관된 퇴적물로부터  $^{35}\text{S}$ 의 추출은 single-step chromium reduction 방법을 이용하였다 (Fossing & Jørgensen 1989).

#### (6) 철 환원 측정

철 환원을 측정하기 위해 깊이 6 cm까지의 퇴적물을 플라스틱 모종삽으로 퍼서 비닐백에 담고 여백에 존재한 공기를 제거하였으며, 냉장 보관하여 실험실로 운반한 후, 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 퇴적물을 고르게 섞어 준 후, 50 ml 플라스틱 원심분리 튜브에 일정량씩 옮겨 담고 현장 온도 아래 배양하였다. 일정 시간 간격으로 튜브를 꺼내어, 원심분리 (3500rpm, 10분) 시킨 후, 다시 혐기성 박스 안에서 공극수를 제거하고 남은 퇴적물에서 시간에 따른 Fe(II) 농도의 증가율로부터 계산하였다 (Kostka *et al.* 2002a). 퇴적물 내의 환원된 고체상 (solid phase)의 Fe(II)는 혐기성 박스 안에서 oxalate extract solution (Ammonium Oxalate + Oxalic acid)을 넣어 추출한 후 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7)와 반응시켜 spectrophotometer로 측정하였다 (Phillips & Lovley 1987).

### 다. 연구결과 및 고찰

#### (1) 환경적요인

퇴적물 10 cm이내에서 온도는 정점 UMF에서  $12.1 \sim 12.2^\circ\text{C}$  정점 VMF에서  $11.9 \sim 11.7^\circ\text{C}$ 의 범위로 조사되었다 (Table 3-1-11). 두 정점 모두 가을에 높은 온도를 나타냈다. 퇴적물의 밀도는 정점 UMF에서  $1.61 \sim 1.62 \text{ g cm}^{-3}$ , 정점 VMF에서  $1.57 \sim 1.58 \text{ g cm}^{-3}$ 의 범위로 조사되었다 (Table 3-1-11). 퇴적물의 공극률은 정점 UMF에서  $0.53 \sim 0.58$ , 정점 VMF에서  $0.55 \sim 0.60$ 의 범위로 조사되었다 (Table 3-1-11). 생물구멍 밀도 (burrow density)로 표현된 대형 저서동물의 활동은 정점 UMF에서  $464 \sim 488 \text{ numbers m}^{-2}$ , 정점 VMF에서  $336 \sim 322 \text{ numbers m}^{-2}$ 의 범위로 조사되었으며, 전반적으로 정점 UMF에서 높은 생물활동을 나타냈다 (Table 3-1-11). 생물구멍 밀도는 정점 UMF에서 봄에 비해 가을에 13% 증가한 반면, 정점 VMF에서는 66% 감소하였다. 이는 정점 VMF에서 식물밀도가 증가하여 저서생물의 굴 파기와 섭식작용에 악영향을 미친 것으로 사료된다 (Koo *et al.* 2007).

Table 3-1-11. Summary of the environmental parameters by each site.

Site	Season	Temp. (°C)	Density (g cm <sup>-3</sup> )	Porosity	Burrow density (numbers m <sup>-2</sup> )	Vegetation density (stems m <sup>-2</sup> )
UMF	Spring	12.1	1.61	0.58	464	none
	Fall	21.2	1.62	0.53	528	none
VMF	Spring	11.9	1.58	0.60	336	419±246
	Fall	20.7	1.57	0.55	112	2160±761

## (2) 공극수

표층 10 cm 이내의 공극수 분석결과 유기물 분해산물인 CO<sub>2</sub>의 농도는 정점 UMF에서 2.57~ 35 mM, 정점 VMF에서 2.24~ 68 mM의 범위를 보였다 (Fig. 3-1-22). 전체적으로 퇴적물 깊이가 깊어짐에 따라 CO<sub>2</sub>가 증가하는 수직분포 양상을 보였으며, 특히 춘계보다 추계에 증가율이 더 큰 것으로 나타났다 (Fig. 3-1-22). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 CO<sub>2</sub>의 농도는 정점 UMF에서 252~ 35 mmol m<sup>-2</sup>, 정점 VMF에서 152~ 35 mmol m<sup>-2</sup>로 정점 UMF 보다 정점 VMF에서 계절적으로 더 큰 차이를 보였다 (Table 3-1-12). Fe<sup>2+</sup>의 농도는 정점 UMF에서 7.5~ 9.8 μM, 정점 VMF에서 0.2~ 0.6 μM의 범위로 조사되었고, 정점 UMF의 퇴적층 4~ 6 cm에서 최대값을 보인 반면, 정점 VMF에서는 퇴적층 2~ 4 cm에서 최대값을 나타냈다 (Fig. 3-1-23). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 Fe<sup>2+</sup>의 농도는 정점 UMF에서 1.93~ 11 mmol m<sup>-2</sup>, 정점 VMF에서 2.46~ 93 mmol m<sup>-2</sup>의 범위로 조사되었으며, 정점 VMF에서 정점 UMF 보다 최대 2배 더 축적된 것으로 나타났다 (Table 3-1-12). HS<sup>-</sup>의 농도는 정점 UMF에서 1.95~ 52 μM, 정점 VMF에서 5.67~ 114 μM의 범위로 정점 UMF에서 퇴적물의 깊이가 깊어짐에 따라 수직적으로 일정한 경향을 나타낸 반면, 정점 VMF에서는 퇴적물의 깊이가 깊어짐에 따라 농도가 증가하는 경향을 나타내었다 (Fig. 3-1-24). 표층으로부터 8 cm까지 적분한 HS<sup>-</sup>의 농도는 정점 UMF에서 0.11~ 14 mmol m<sup>-2</sup>, 정점 VMF에서 0.37~ 04 mmol m<sup>-2</sup>로, 정점 VMF에서 정점 UMF 보다 약 3~ 4배 축적된 것으로 조사되었다 (Table 3-1-12). 이는 상대적으로 정점 VMF에서 황산염 환원 미생물의 활동이 활발한 것을 의미하며, 계속적인 황화수소 축적은 생물에 독성으로 작용하여 높은 농도로 존재할 때 생물의 생리적 기능 및 종 다양성에 악영향을 미칠 수 있다 (Bagarinao 1992). 또한 과도한 황화수소의 생성



은 FeOOH의 무생물학적 환원 (abiotic reduction) 통해 철 환원 미생물에 의한 철 환원 작용을 억제하여 결론적으로 황산염 반응을 더욱 촉진 시키는 악순환을 유도하기도 한다 (현 2005).

Table 3-1-12. Inventories (mmol m<sup>-2</sup>) of pore water constituents 10 cm depth of the sediment.

Site	Season	CO <sub>2</sub>	Fe <sup>2+</sup>	HS <sup>-*</sup>
UMF	Spring	252	1.93	0.11
	Fall	285	4.11	0.14
VMF	Spring	152	2.46	0.37
	Fall	355	6.93	1.04

\*Inventories of HS<sup>-</sup> were obtained from top 8 cm depth of sediment.

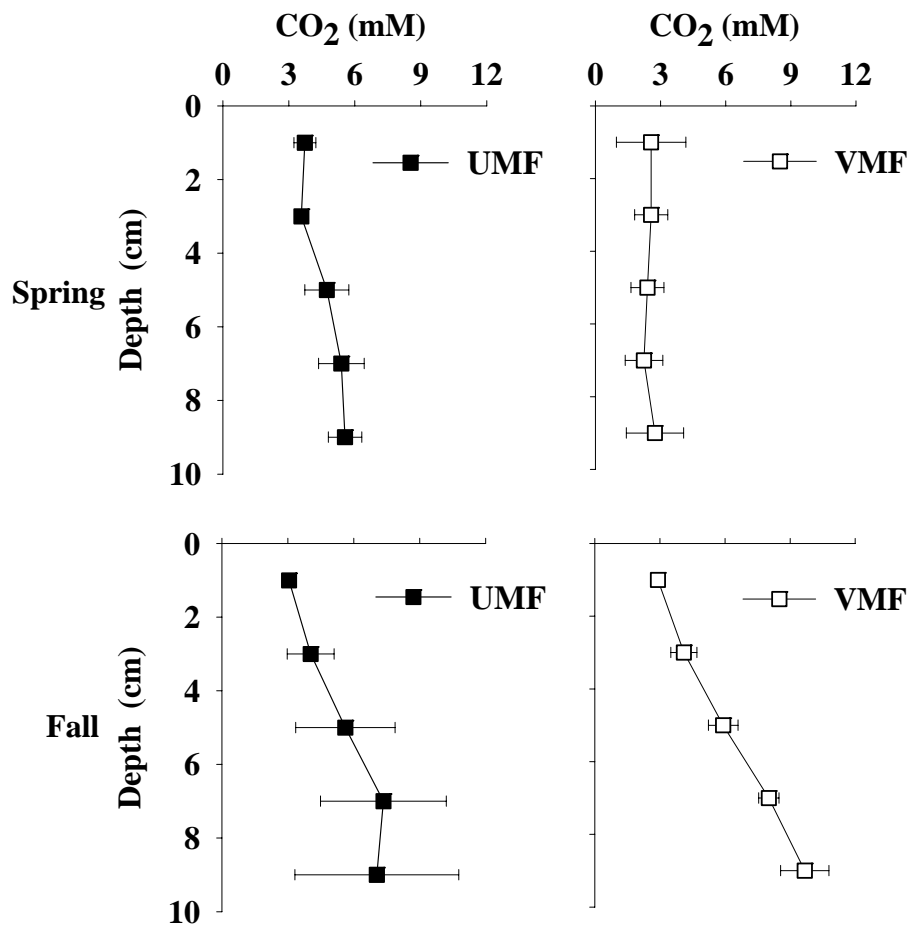


Fig. 3-1-22. Vertical profiles of pore water constituents (CO<sub>2</sub>) in sediments.

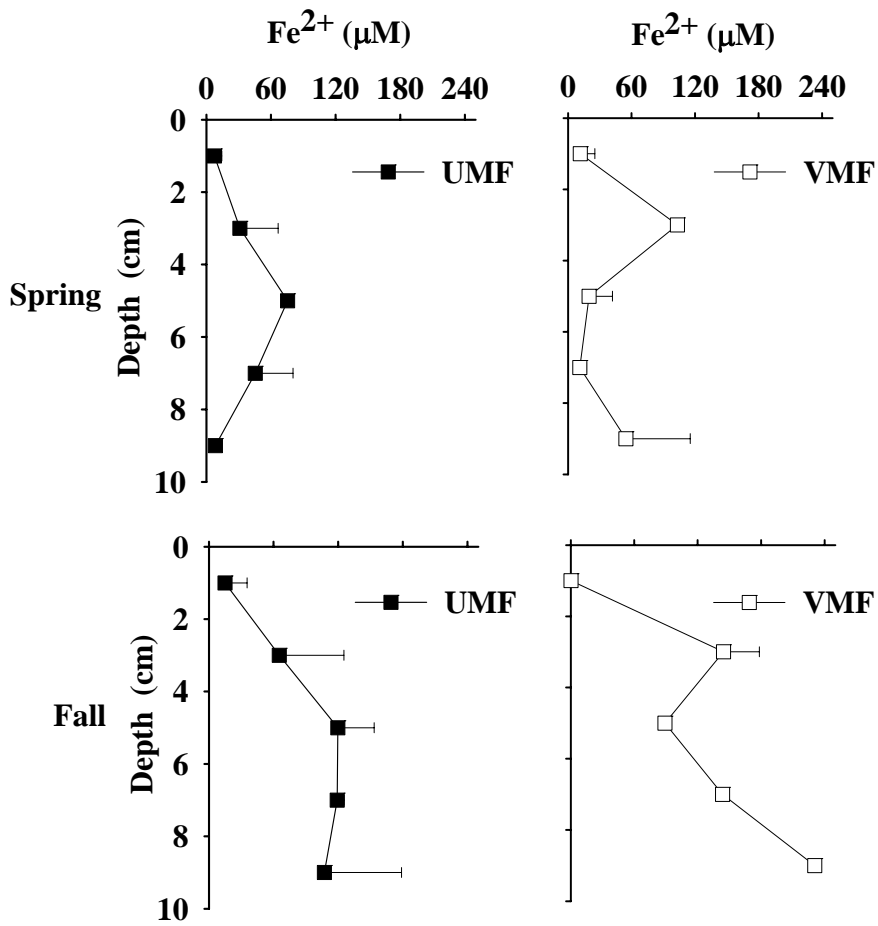


Fig. 3-1-23. Vertical profiles of pore water constituents ( $\text{Fe}^{2+}$ ) in sediments.

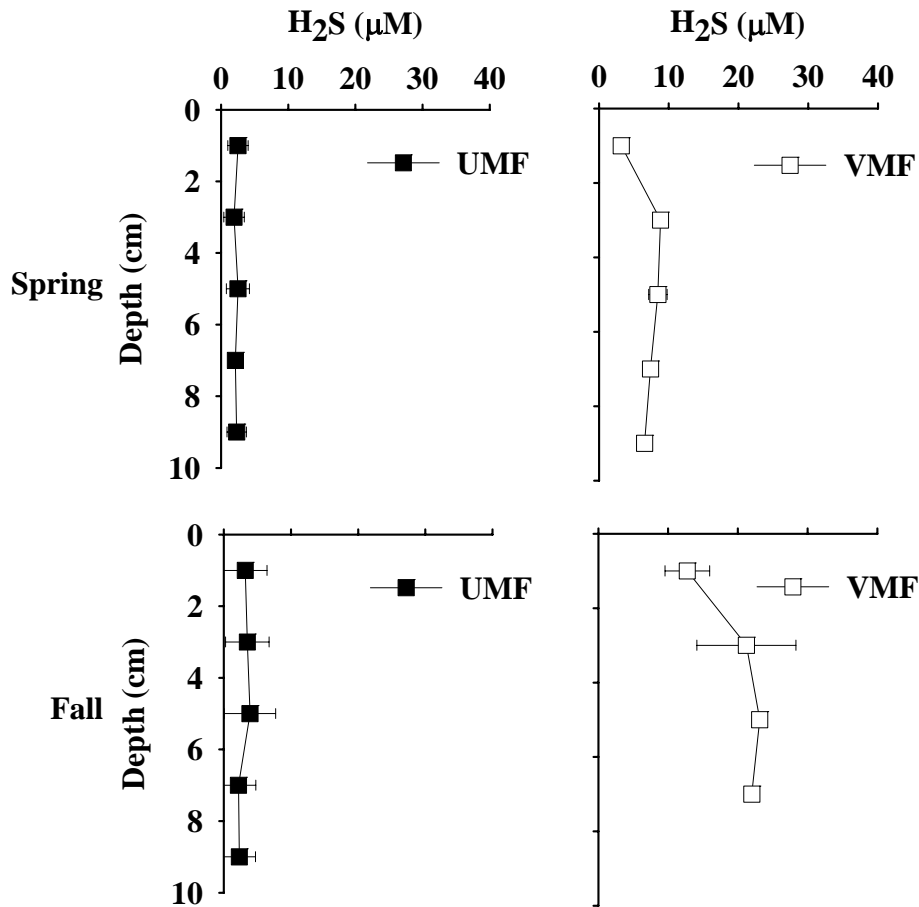


Fig. 3-1-24. Vertical profiles of pore water constituents ( $\text{HS}^-$ ) in sediments.

### (3) 고체상 철과 황

두 정점 모두 고체상 철의 산화된 형태인 Fe(III) 농도가 환원된 형태인 Fe(II) 농도 보다 항상 높게 조사되었다 (Fig. 3-1-25). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 결과 Fe(III)의 농도는 정점 UMF ( $7260 \sim 194 \text{ mmol m}^{-2}$ ), 정점 VMF ( $5283 \sim 167 \text{ mmol m}^{-2}$ )로 조사되어 추계 시기에는 두 정점에서 비슷한 값을 나타낸 반면, 춘계 시기에는 정점 UMF에서 정점 VMF 보다 약 2배 축적된 것으로 조사되었고, 환원된 형태인 Fe(II)는 정점 UMF ( $329 \sim 134 \text{ mmol m}^{-2}$ ), 정점 VMF ( $151 \sim 178 \text{ mmol m}^{-2}$ )로 조사되어 정점 UMF에서 정점 VMF에서 약 2배 더 축적되어있었다. (Table 3-1-13). 특히, 정점 VMF에서 식물의 밀도가 높은 시기인 추계에 가장 높은 Fe(II) 농도를 나타내었다. 이는 식물의 뿌리가 직접적인 유기물로 작용하여 활발한 유기물 분해에 따른 철 환원력의 증가로 인해 Fe(II)의 축적이 이루어지는 것으로 사료된다 (Dame

& Kenny 1986). 총 환원환의 농도는 정점 UMF에서  $14.31 \sim 1.17 \mu\text{mol cm}^{-3}$ , 정점 VMF에서  $17.90 \sim 5.04 \mu\text{mol cm}^{-3}$ 의 범위로 조사되었다 (Fig. 3-1-26). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 결과 총 환원환의 농도는 정점 UMF에서  $1857 \sim 128 \text{ mmol m}^{-2}$ , 정점 VMF에서  $2724 \sim 153 \text{ mmol m}^{-2}$ 의 결과를 나타내어, 정점 VMF에서 UMF 보다 약 1.5배 축적된 것으로 조사되었다 (Table 3-4-3). 이는 HS- 농도와 비슷한 경향으로서 생물교란이 미약한 정점 VMF에서 생물교란이 활발한 정점 UMF 보다 상대적으로 환원된 상태를 나타내며, 생물교란이 식생 보다 생지화학적 물질순환에 더 큰 영향을 미치는 것으로 사료된다 (Kostka *et al.* 2002a).

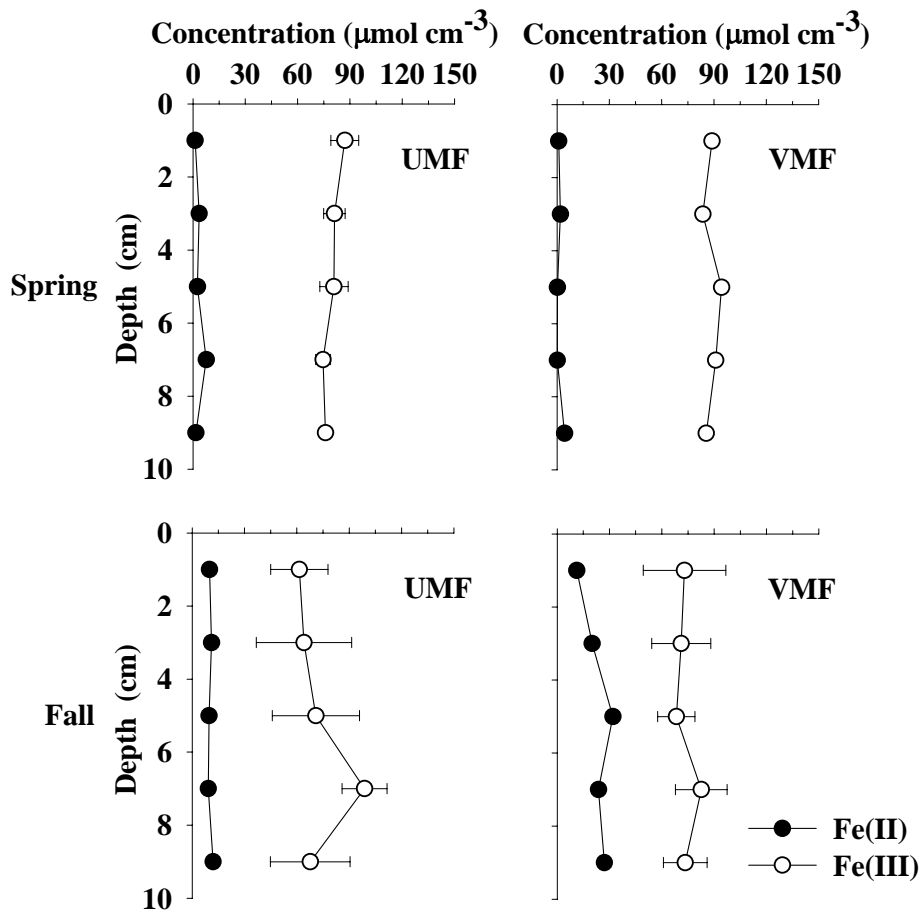


Fig. 3-1-25. Vertical profiles of solid phase Fe in sediments.

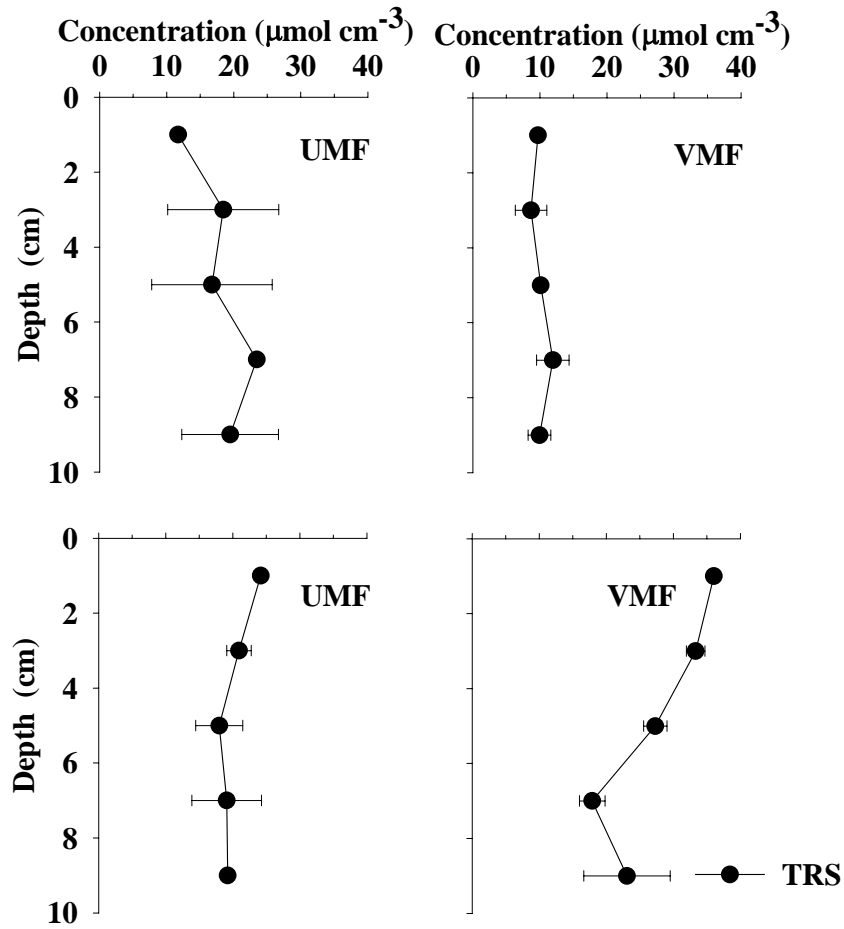


Fig. 3-1-26. Vertical profiles of solid phase total reduced sulfur (TRS) in sediment.

Table 3-1-13. Inventories ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) of solid phase Fe and total reduced sulfur (TRS) in sediment within 10 cm depth of the sediment.

	UMF		VMF	
	Spring	Fall	Spring	Fall
Fe(II)	329	1034	151	2278
Fe(III)	7994	7260	5283	7367
TRS	1857	2028	2724	2753

#### (4) 혐기성 유기물 분해능과 분해경로

연안갯벌에서 대부분의 유기물 분해는 철 환원과 황산염 환원에 의해 일어나기 때문에 철 환원력과 황산염 환원력의 합을 전체 혐기성유기물 분해능으로 정의했다. 표층 6 cm이내에서 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해능은 정점 UMF에서 64~89 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 정점 VMF에서 73~ 12 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>의 범위로 조사되었으며, 춘계보다 추계에 약 2배 높은 유기물 분해능을 나타냈다 (Table 3-1-14). 이는 추계의 높은 온도 때문인 것으로 사료된다 (Table 3-1-11). 한편, 추계에 정점 VMF에서 가장 높은 유기물 분해능을 나타내는데, 이는 높은 식생밀도로 인하여 식생 뿌리를 통해 용존 유기물이 용출됨에 따른 미생물에 의한 이용이 쉬운 발효물 공급이 원인인 것으로 사료된다 (Mitsch & Gosselink 2000). Gribsholt & Kristensen (2003)의 연구에 따르면 식물을 통한 퇴적물 내의 유기물 공급이 식생의 밀도나 활성에 영향을 받는다는 보고가 있다. 또한 식생의 뿌리에서 미생물의 풍부도 (abundance) 또한 식생 생장 초기일 때 보다 개화 직전에 가장 높은 값을 보이는 것으로 보고되었다 (Rooney-Varga *et al.* 1997).

Table 3-1-14. Partitioning of sulfate and Fe(III) reduction in anaerobic carbon oxidation measured at UMF and VMF. (mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>).

Station	Season	Sulfate reduction rate	Fe(III) reduction rate	FeRR by		C oxidation by		Fe(III) Red. plus Sulfate Red.
				abiotic	microbial	Fe(III) Red.	Sulfate Red.	
UMF	Spring	12	169	8	161	40 (63%)	24 (37%)	64
	Fall	28	150	18	132	33 (37%)	56 (63%)	89
VMF	Spring	13	197	8	189	47 (64%)	26 (36%)	73
	Fall	32	331	21	310	78 (55%)	64 (45%)	142

Stoichiometry : C mineralization by sulfate reduction:  $\text{SO}_4^{2-} + \text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}^+ = 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{HS}^-$   
 Abiotic reduction of Fe(III) reduction by sulfide:  $3\text{H}_2\text{S} + 2\text{FeOOH} = 2\text{FeS} + \text{S}^0 + \text{H}_2\text{O}$   
 C mineralization by microbial Fe(III) reduction:  $4\text{FeOOH} + \text{CH}_3\text{COO}^- + 8\text{H}^+ = \text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O} + \text{Fe}^{2+}$

표층 6 cm이내에서 철 환원력은 시간에 따른 Fe(II)의 축적률로 계산하였다. 철 환원력은 정점 UMF에서 0.12~ 10  $\mu\text{mol cm}^{-3} \text{h}^{-1}$ , 정점 VMF에서 0.14~ 23  $\mu\text{mol cm}^{-3} \text{h}^{-1}$ 의 범위로 조사되었다 (Fig. 3-1-27). 특히, 추계에 VMF에서 가장 높은 철 환

환원력을 나타냈다. 이는 높은 유기물 분해능에 따라 유기물 분해경로 중 철 환원력 또한 높아진 이유로 사료된다 (Table 3-1-14). 철 환원력을 탄소 분해율로 환산한 결과, 정점 UMF에서 전체 혐기성 유기물 분해의 37~ 41%, 정점 VMF에서 55~ 61%를 차지하는 것으로 조사되었다 (Table 3-1-14). 일반적으로 해양 퇴적토에서 황산염 환원이 우세한 유기물 분해경로로 인식되었지만 (현 등 2003), 강화도 갯벌에서 철 환원력은 전체 유기물 분해능의 37~ 41%로 조사되었다. 이는 식생과 저서생물에 의해 퇴적물 내에 이용 가능한 Fe(III)의 공급되었기 때문이다 (Gribsholt *et al.* 2003). 반면, Fe(III)의 공급이 결여된 퇴적물에서는 대부분의 유기물 분해가 황산염 환원에 의해서 일어난다 (Kostka *et al.* 2002a, Hyun *et al.* 2007).

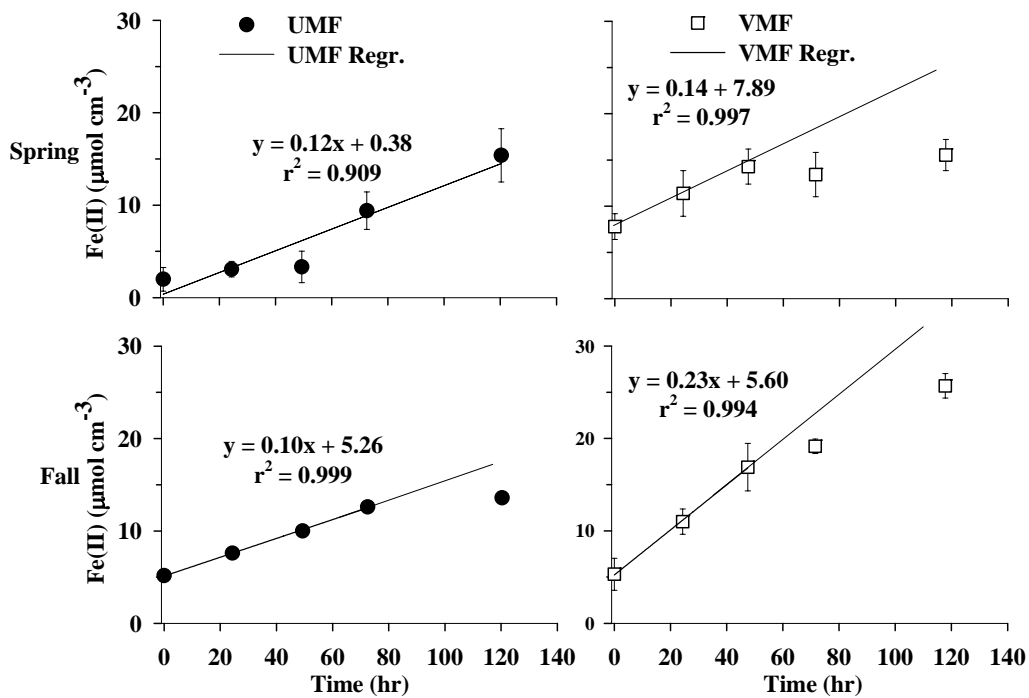


Fig. 3-1-27. Iron reduction rates (FeRR) measured as an accumulation of Fe(II) over time in sediment.

황산염 환원력은 정점 UMF에서 2~ 1  $\text{nmol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$ , 정점 VMF에서 3~ 146  $\text{nmol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 전체적으로 정점 VMF에서 높은 황산염 환원력을 나타냈다 (Fig. 3-1-28). 표층으로부터 6 cm까지 적분한 황산염 환원력은 정점 UMF에서 12~ 15  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , 정점 VMF에서 13~ 146  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 의 범위로 조사



되었다 (Table 3-1-14). 황산염 환원력을 탄소 분해율로 환산한 결과, 정점 UMF에서 37~ 5%, 정점 VMF에서 36~ 5%를 차지하는 것으로 조사되어, 정점 UMF에서 황산염 환원력이 정점 VMF 보다 우세한 것으로 나타났다.

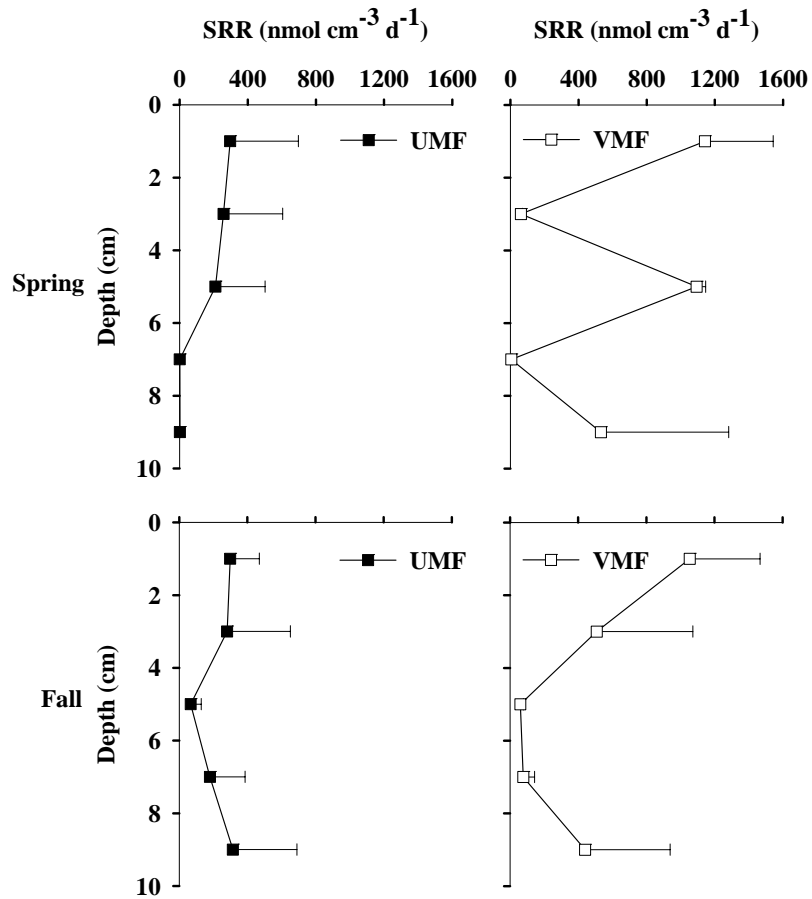


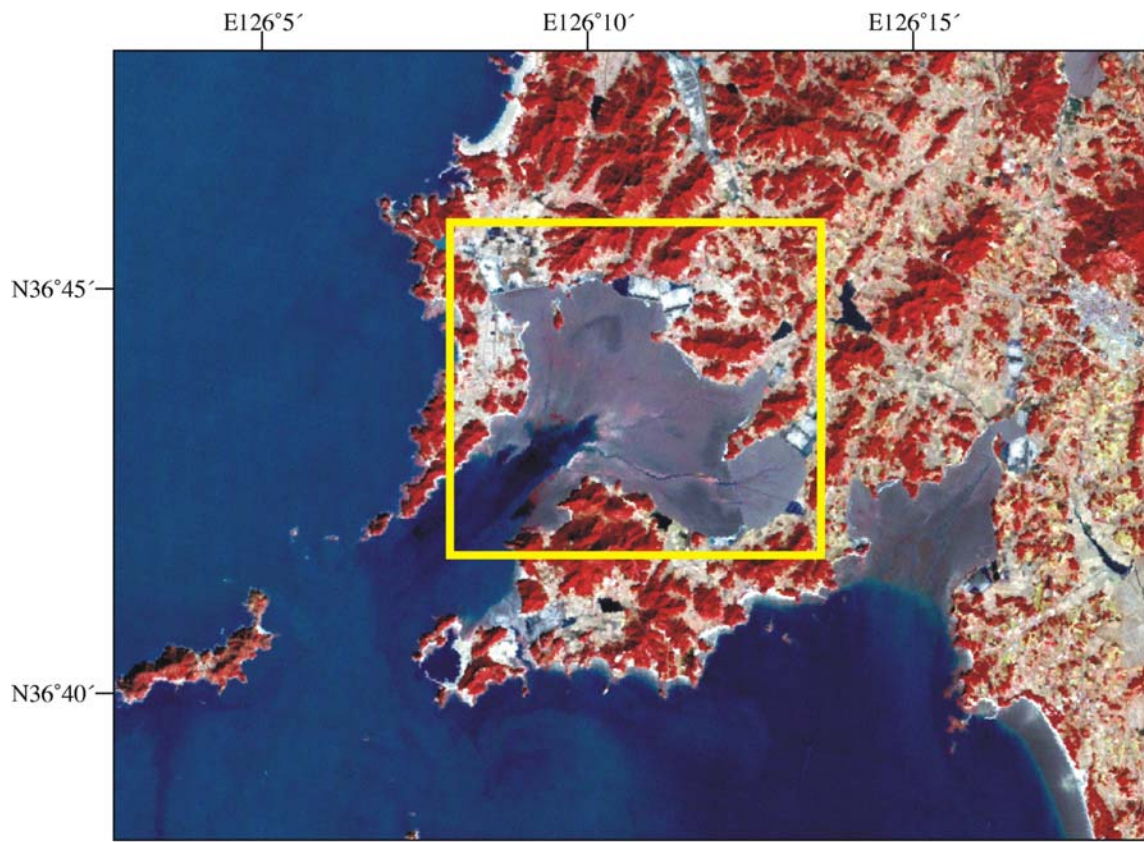
Fig. 3-1-28. Vertical profiles of sulfate reduction rates measured intact cores.

## 제 2 절 수층-저층간 생태연결고리 연구 : 태안 근소만

### 1. 연구지역 및 연구 내용 개관

연구 1차년도에 갯벌 경계면에서의 물질플렉스를 연구하기 위한 기반기술을 접근이 용이하고 기존 연구 자료가 풍부한 강화도 남단 갯벌에서 연구하였다. 강화도 갯벌은 면적이 넓고 다양한 퇴적상을 보이는 반면 한강으로부터 흘러드는 담수의 영향을 크게 받으며 주변에 거대도시가 있을 뿐만 아니라 사방이 개방되어있어 고려하여야 할 제반 요소가 다양하고 상호관계가 복잡하여 갯벌과 수층의 상호작용을 이해하기 위한 연구를 진행하고 제 환경요소를 단순화하여 기초모델을 만들기에는 어려움이 많다. 이에 따라 여름철 집중 강우기를 제외하고는 대량의 담수 유입이 없고 유역 인구밀도가 낮아 인위적인 오염물질의 유입이 적으며 남서쪽 일부만이 외해역과 연결된 호리병모양의 반폐쇄형태의 지형조건을 갖춤으로써 비교적 환경조건이 단순하여 수층-저층 생태연결고리의 기초모델 수립에 적합한 곳으로서 충청남도 태안군에 위치한 근소만의 법산리 갯벌을 연구지역으로 선정하였다. 연구지역은 위경도 상으로 36도 42분-36도 46분와 126도 7분-126도 13분에 해당하는 지역으로 갯벌의 둘레는 45.1 km 정도이며, 갯벌 면적은 23.8 km<sup>2</sup> 이다 (그림 3-2-1).

법산리 갯벌은 위와 같은 환경조건을 지님으로써 갯벌과 관련된 다양한 기초연구를 수행하기에 적합한 조건을 지녔음에도 불구하고 서해안 및 남해안 여러 곳에 대규모로 발달한 국내 다른 갯벌에 비해 규모가 작은 편이며 지금까지 주변 지역의 개발이나 갯벌 매립 혹은 주변 유역으로부터 유입되거나 혹은 최근 발생한 유류유출 사고 등과 같이 갯벌 오염과 관련된 특별한 사안이 없었던 이유로 발표자료를 통하여 확인할 수 있는 기존 조사 자료가 없다. 따라서 본 연구에서는 법산리 갯벌에 대해 기초자료로서 현장조사와 위성자료를 이용하여 퇴적환경과 생물환경에 대한 전반적인 조사를 실시하는 한편 갯벌의 수리·적작용 차이, 부유퇴적물 응집작용과 수평 및 연직이동, 저면조도에 따른 난류특성에 대한 연구, 영양염 플렉스, 일차생산자의 분포와 생산력, 유기물 분해력과 분해 경로 및 이에 영향을 미치는 생물교란의 영향 등을 조사하였다. 또한 만 입구에 위치하는 조하대 정점을 선정하여 조석주기에 따른 수리·궤리학적 환경변화, 유동량, 영양염 플렉스, 일차생산력 및 세균생산력 등 물질플렉스와 관계된 제 요소들의 변화를 계절별로 조사하였다.



**Landsat ETM+**  
**Feb. 14, 2002**

그림 3-2-1. 연구지역의 Landsat ETM+ 칼라합성 영상

## 2. 갯벌 환경도 작성 연구

### 가. 서론

우리나라는 선박을 이용한 음향측심 (echo sounding)으로 천해역 (갯벌 포함) 지형을 조사하고 있으나, 이 방법은 갯벌 측심환경의 열악성으로 인하여 갯벌 지역에 대한 조밀한 간격의 측심 자료를 얻기 어려울 뿐만 아니라 지속적인 업데이트가 어려운 실정이다. 수준측량이나 Real-Time Kinematic Global Positioning System (RTK GPS)를 이용한 실측 조사에 의한 갯벌 지형도 제작도 많은 인력과 시간, 비용, 접근성 등의 문제로 어려움이 많다. 따라서 공간적인 자료를 접근 없이 얻을 수 있는 원격탐사 자료를 이용하여 갯벌 DEM을 얻으려는 시도는 여러 가지로 이루어져 왔다. Radar Interferometry (InSAR, 위상간섭기법)를 이용하는 방법, Light Detection and Ranging (LIDAR) 측량, 광학과 Synthetic Aperture Radar (SAR) 자료로부터 수륙경계선을 추출하여 Digital Elevation Map (DEM)을 만드는 수륙경계선 방법 등이 사용되어왔다 (Greidanus *et al.* 1999, Chen & Rau 1998, Hoja *et al.* 2000, Wimmer *et al.* 2000, Ryu *et al.* 2000, Stockdom *et al.* 2002). 위의 방법들은 노출과 침수가 반복되는 갯벌의 특성으로 인하여 방문주기 (또는 시간적 해상도)에 제약이 많은 위성보다는 항공기를 이용하는 것이 일반적이다. 그러나 센서를 보유하고 있는 많은 나라에서는 자료의 획득이 용이하지 않고, 센서를 보유하고 있더라도 휴전선과 같이 군사적으로 민감한 지역이나 비행기의 이착륙이 잦은 공항 주변 지역의 경우 항공기의 사용에 제약을 받는다. 따라서 우리나라 서해안과 같이 넓게 발달한 갯벌 지역에서는 경제적으로 자료의 입수가 용이한 위성영상을 이용하는 갯벌 DEM 제작 기법이 연구될 필요가 있다. 위성영상을 이용한 방법은 장기적이고 주기적으로 자료의 획득이 가능하며 과거의 자료들을 이용하여 과거 갯벌 DEM 생성이 가능함으로 갯벌 지형 변화 및 환경을 파악하는데도 유용하게 사용될 수 있다.

갯벌 표층 퇴적상 분포를 계절별 변화와 더불어 인공구조물에 의한 영향을 파악하기 위해서는 시·공간적으로 많은 입도 자료가 채취/분석되어야 하며 이는 엄청난 돈, 시간과 노력이 필요하다. 그러므로 최소한의 현장조사와 Landsat 위성급의 자료를 이용하여 갯벌에서의 표층퇴적상 분포를 파악하려는 시도들이 과거부터 지금까지 이루어져 왔다 (Batholdy & Folving 1986, Yates *et al.* 1993). 그러나 이들의 연구 결과는 퇴적학자들이 원하는 Folk (1968)의 퇴적상 기준과는 많은 차이를 보여왔다. 이에 대한 주원인으로는 사용된 위성자료의 공간해상도와 분광해상도의 한계와 함께 사용된 위성자료와 갯벌 환경에 대한 정확한 이해와 이들 간의 관계에 대

한 연구가 부족했기 때문이다 (Ryu *et al.* 2004, Artigas *et al.* 2005, Maycira *et al.* 2007). 또한 위성에서 감지되는 갯벌 원격 반사도는 표층의 퇴적상, 생물상, 지표잔존수, 함수율, 경사와 조류로 등에 의해 결정된다. 이들 각각은 다른 환경요인과 관계가 복잡하고 미묘하게 얽혀있기 때문에 갯벌의 퇴적환경을 종합적으로 이해하기 위해서는 각 요인들에 대한 정확한 분석과 이해가 요구된다. 따라서 본 연구에서는 위성자료를 이용한 갯벌 표층 분류에 앞서 현장조사 자료와 갯벌 특성에 대한 조사를 실시하였다. 몇 개의 측선에 대해 표층입도를 분석하였으며, 위성에서 감지된 특이한 반사도 지역에 대해 현장확인을 통하여 갯벌 표층 특성을 파악하였다.

## 나. 연구 내용 및 방법

### (1) 현장조사

법산리 갯벌에서 간조시에 2006년 8월과 10월 그리고 2007년 2월과 5월에 그림 2의 측선에 대해 표층 입도 시료를 채취하였으며 지표잔존수의 면적비를 추정하였고 사진을 촬영하였다. 입도 시료는 표층으로부터 5 mm 미만의 표층에서 시료를 채취하였다. 현장에서 채취된 시료는 실험실로 옮겨진 후 약 5 g을 1,000 ml 비이커에 담아 0.1 N 염산 (HCl)으로 반응시켜 탄산염을 제거하였다. 또한 10 % 과산화수소수 (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)로 24시간 이상 반응시켜 유기물을 제거하였다. 반응이 끝난 시료는 4 φ 체를 이용하여 습식체질에 의해 모래와 펄 시료로 분리하였다. 모래 시료는 0.5 φ 간격으로 Gradex 2000 입도 분석기 (Particle size analyzer)로 약 10분간 체질한 후 입도 등급별로 무게 백분율을 구하였다. 펄 시료는 전체를 대표할 수 있는 시료 2 g을 취해 80 ml 0.1 % calgon 용액을 넣고 초음파 분쇄기와 자기진동기로 시료를 균일하게 분산시킨 후, X-선 자동입도분석기인 Sedigraph 5100을 사용하여 입도 무게 백분율을 구하였다. 그래픽 방법을 사용하여 평균입도, 분급도 등의 통계변수들을 구하였다 (Folk & Ward 1957). 입도별 무게 백분율은 Folk & Ward (1957)의 Inclusive Graphic Method에 의하여 평균입도, 분급도, 왜도, 첨도 등의 통계적인 변수들을 구하였다.

### (2) 위성자료

본 연구를 위하여 IKONOS, SPOT, Kompsat-2 MSC와 Landsat TM/ETM+ 자료가 수집되었다. IKONOS와 Landsat TM/ETM+에 대한 센서의 특징은 표 3-2-1과 같다. Kompsat-2 MSC의 센서 특징은 IKONOS와 거의 유사하며, 사용된 SPOT은 panchromatic 자료로 2.5 m의 공간해상도를 갖는다. IKONOS 자료는 2001년 3월 28일 획득

된 자료이며, SPOT panchromatic 자료는 2005년 2월 13일, 그리고 Kompsat 자료는 2007년 2월 11일 획득된 자료를 이용하였다 (표 3-2-2). IKONOS와 Kompsat MSC 자료의 경우 4개의 멀티 밴드를 보유하고 있어 표층 퇴적상이나 생물상 분류에 활용할 예정이었으나 간조시 영상을 얻을 수 없어 본 연구에서는 주로 SPOT 단일 밴드를 이용함으로써 분류 연구에 한계를 보였다. 따라서 이에 대한 대안으로 공간해상도는 떨어지나 7개의 밴드를 갖고 있는 Landsat TM/ETM+ 자료를 이용하여 생물상 연구를 일부 수행하였다. 또한 Landsat TM/ETM+은 갯벌 DEM 제작을 위하여 시계열 자료가 사용되었다. 위성자료들은 기보정되어 있는 5 m 공간해상도를 갖는 IRS-1C 위성자료를 이용하여 영상 대 영상 (image to image) 방법으로 0.5 픽셀 이내의 오차로 지형보정을 실시하였다.

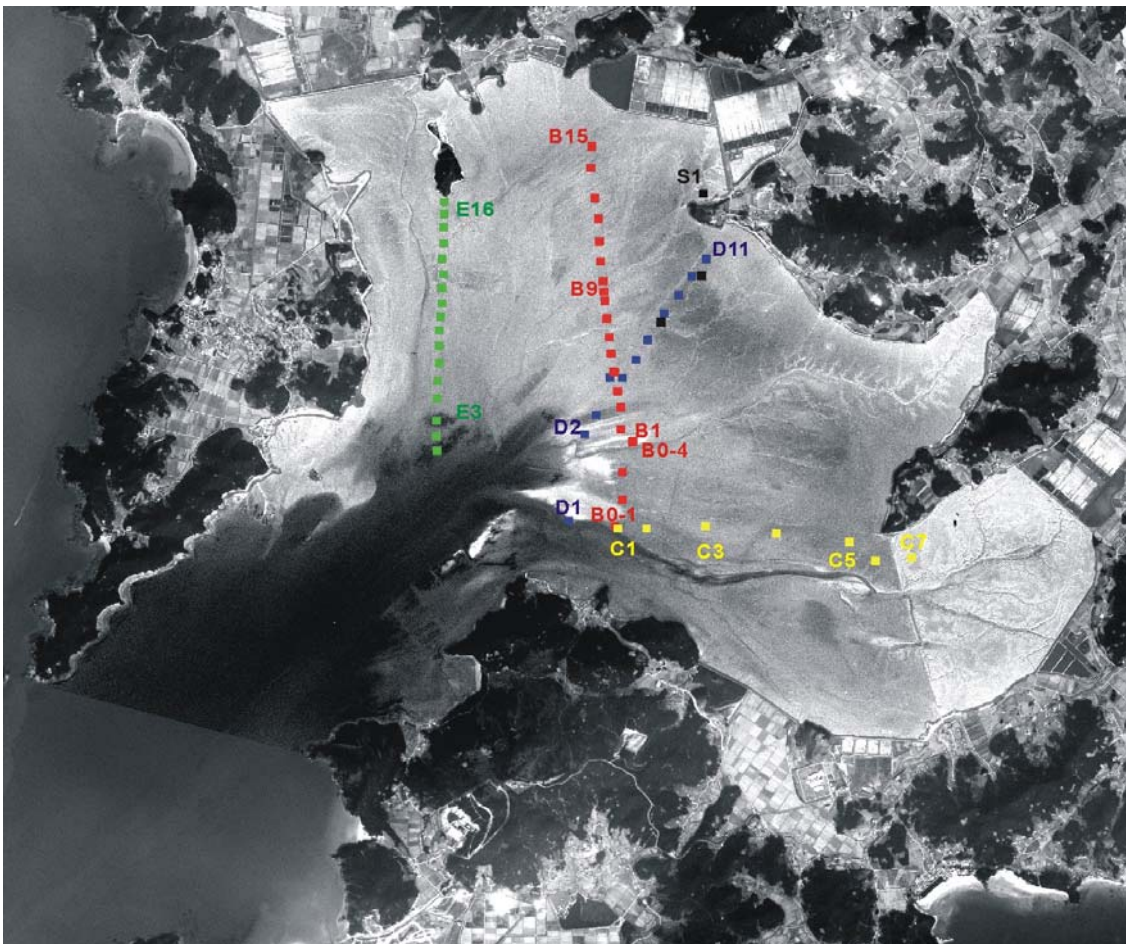


그림 3-2-2. 퇴적환경, 생물환경 연구지역 및 현장조사 샘플 위치

표 3-2-1. 사용된 센서의 특징

Image	Band	Wavelength ( $\mu\text{m}$ )	Resolution (m)
IKONOS	(1) Blue	0.45-0.52	4
	(2) Green	0.52-0.60	4
	(3) Red	0.63-0.69	4
	(4) Near-IR	0.76-0.90	4
	Panchromatic	0.45-0.90	1
Landsat TM/ ETM+ *	(1) Blue-green	0.45-0.52	30
	(2) Green	0.53-0.61	30
	(3) Red	0.63-0.69	30
	(4) Near-IR	0.75-0.90	30
	(5) Mid-IR	1.55-1.75	30
	(6) Thermal	10.4-12.5	120(60*)
	(7) Mid-IR	2.09-2.35	30
	(8) Panchromatic*	0.52-0.90	15
Image	Scene size (km)		
IKONOS	11×11		
Landsat ETM+	185×185		

표 3-2-2. 연구에 사용된 위성자료와 획득일

No.	Satellite	Sensor	Date	Local time (hh:mm)	Tide condition (cm)
1	IKONOS		2001-03-28		
2	SPOT	Pan	2005-02-13		
3	Kompsat-II	MSC, Pan	2007-02-11		
4	Landsat-5	TM	2000-03-20	10:43	63
5	Landsat-5	TM	2000-05-07	10:43	196
6	Landsat-5	TM	2000-11-23	10:43	395
7	Landsat-5	TM	2001-11-10	10:59	529
8	Landsat-7	ETM+	2002-02-14		
9	Landsat-7	ETM+	2004-02-20		
10	Landsat-7	ETM+	2007-02-12		
11	Landsat-7	ETM+	2007-02-28		
12	Landsat-7	ETM+	2007-05-19		

## 다. 연구결과

### (1) 갯벌 DEM 제작

Waterline 방법의 장점은 과거로부터 자료를 얻기 쉬워 과거의 갯벌 DEM 생성이 가능함으로서 과거와 현재의 지형변화를 파악할 수 있다는 것이다. 또한 영상처리가 다른 방법들에 비해 쉬우며, 광역적 DEM 생성이 가능하다는 것이다. 그러나 단점은 방문주기가 큰 위성자료를 사용할 경우, 단기간에 다양한 조위를 갖는 영상을 확보하기 어렵고, 얻어진 최고·최저 조위 waterline 사이에 DEM 생성만이 가능하며, 수준측량과 같은 현장관측 자료가 필요하다는 것이다.

본 연구에서는 Ryu *et al.* (2002) 과 유주형 등 (2001) 이 공소만 지역에서의 waterline 추출에 사용한 density slicing 방법을 사용하여 waterline을 추출하였다. 위성자료를 이용한 density slicing 방법은 물과 갯벌의 경계를 이루는 DN 값을 찾아내어 이를 경계로 나누어주는 것으로 매우 간단하고 빠르게 해안선을 추출할 수 있다는 장점이 있다. 또한, 상용소프트웨어에서 히스토그램을 조절한 후, 래스터 자료의 경계를 빠르게 벡터화할 수 있으므로 많은 자료를 다룰 경우 매우 편리하게 적용할 수 있다. 그러나 단일밴드를 이용하게 되므로 알맞은 밴드 선정이 중요하고 또한 복합적인 자연현상에 의해 나타나는 갯벌의 특성상 구분하기 어려운 경우도 있다.

추출된 waterline에 대입되는 고도 값으로 위성 영상이 획득된 시점에 얻어진 연구 지역에서 가장 가까운 국립해양조사원 검조소의 10분 간격 실측 조위 자료를 이용하였다. 검조소에서 획득한 실측 조위를 waterline에 적용한 벡터영상은 그림 3-2-3 과 같다. 위성영상이 획득된 시각에 추출된 waterline은 조위값을 가지게 되고, 각 시기별 조위 고도값을 보간법에 의하여 내삽 후에 DEM을 제작하였다. DEM을 정밀하게 제작하기 위해서는 짧고 변화가 작은 기간을 선택하고 최소, 최대조위값을 갖는 다양하고 많은 영상을 얻는 것이 중요하다. 2000년 3월부터 2001년 11월까지 약 1년 8개월간 얻어진 조위가 다른 4개의 Landsat TM/ETM+ 위성영상을 이용하여 갯벌 DEM이 제작되었다 (그림 3-2-4).



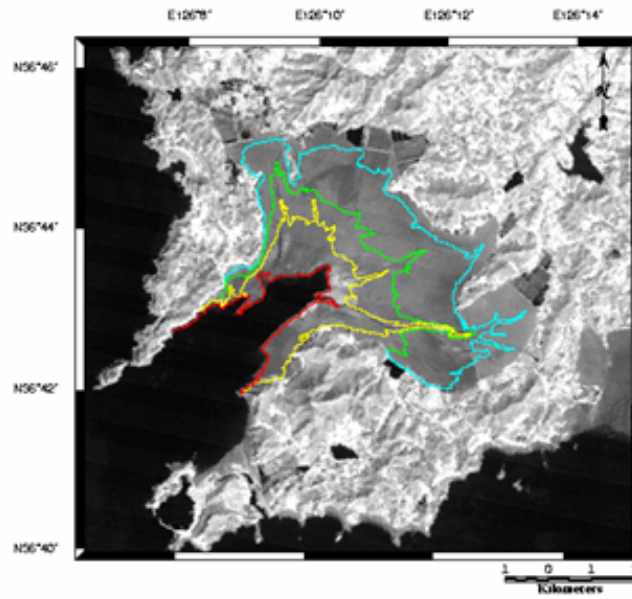


그림 3-2-3. Landsat 위성으로부터 추출된 waterlines

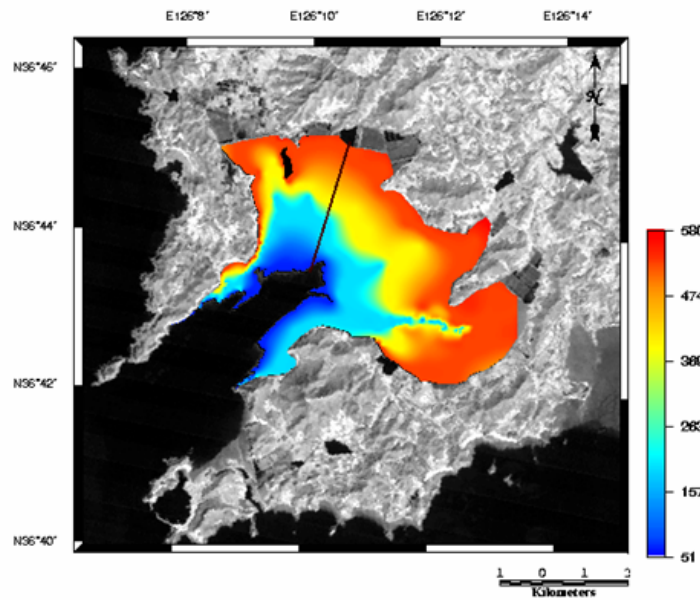


그림 3-2-4. waterline 방법에 의해 제작된 법산리 갯벌 DEM

## (2) 표층 퇴적물 특성

2006년 8월의 표층퇴적물 퇴적상은 4개의 퇴적상 (sandy Silt, slightly gravelly muddy Sand, silty Sand, slightly gravelly sandy Mud)로 구성되어 있다. B 측선에서 만 외측에 해당하는 1-8번까지는 주로 sandy Silt로 구성되어 있으며 9번 이후로는 silty Sand로 구성되어 만 바깥쪽에서 안쪽으로 들어올수록 입도가 조립해짐을 알 수 있다. C측선에서 1번은 조개더미로 인하여 위성영상의 광학반사도가 밝게 나타났으며, 2번에서는 굴양식용 돌들이 넓게 분포하고 있었다. 6번은 dyke 바로 바깥 경계로서 silty Sand의 특성을 보이며 표층잔존수가 우세하였으며 7번은 dyke 안쪽으로 모래 성분이 30 % 정도의 펄 퇴적상 특성을 보였다. B와 C 측선은 모래 성분이 30에서 86 % 정도로서 혼합퇴적상과 모래 퇴적상의 특성을 보였다. B측선은 C측선의 옆의 큰 하천으로 인하여 부분적으로 조립한 퇴적상이 발달되었음을 알 수 있다.

2006년 10월의 B 측선은 8월에 비해 몇 정점 더 만 바깥쪽으로 나갈 수 있었으므로 B0의 1번부터 4번이 추가되었다. B0-2와 3번은 모래 성분이 많았으며 주변이 조개더미로 이루어져 있어 모든 위성자료에서 광학반사도가 매우 높게 나타났다. 그 외의 B 측선은 8월의 결과와 유사하게 B9번을 경계로 sandy Silt와 silty Sand가 나뉘는 것을 알 수 있다. B8-1은 이들 사이의 경계로 추정되는 지역으로 판단되어 채취시 정점을 추가하였으며 입도 분석 결과도 뚜렷이 구별됨을 알 수 있다. B8번을 제외하면 전 측선이 혼합퇴적상에 해당되지만 만 바깥쪽과 안쪽이 조립하고 가운데 부분이 세립질로 이루어진 특이한 퇴적물 특성을 보인다. 8월과 10월의 입도 분석 결과를 비교하면 전 정점에서 8월에 비해 10월의 입도가 세립화 경향을 보였다.

표 3-2-3. 2006년 8월에 얻어진 B와 C 축선의 표층퇴적물 특성

No.	Composition (%)				Sediment Type by Folk	Statistical Parameters			
	Gra.	Sand	Silt	Clay		Mz( $\phi$ )	St.De.	Skew.	Kurt.
B1	0	44.18	42.89	12.92	sZ	4.772	2.232	0.366	1.116
B2	0	40.21	42.55	17.24	sZ	5.271	2.436	0.418	0.997
B3	0	43.19	39.94	16.87	sZ	5.16	2.514	0.415	0.968
B4	0	48.66	38.4	12.95	sZ	4.71	2.303	0.425	1.011
B5	0.22	57.13	30.04	12.61	(g)mS	4.325	2.298	0.478	1.106
B6	0	54.46	34.9	10.65	zS	4.485	1.923	0.534	1.569
B7	0	44.54	46.67	8.8	sZ	4.655	1.783	0.407	1.184
B8	0	39.4	48.64	11.95	sZ	4.82	2.071	0.348	1.247
B9	0.11	62.31	33.31	4.27	(g)mS	3.511	1.315	0.31	0.995
B10	0	85.5	14.5	0	zS	3.374	0.762	0.011	1.518
B11	0	86.16	12.14	1.7	zS	3.101	0.87	0.255	1.057
B12	0	77.3	18.97	3.73	zS	3.195	1.305	0.594	1.382
B13	0	81.28	15.98	2.74	zS	3.113	1.242	0.6	1.568
B14	0	86.07	11.51	2.41	zS	3.037	0.998	0.416	1.328
B15	0	59.68	37.98	2.34	zS	3.886	0.94	0.172	1.169
C1	0	59.38	30.3	10.32	zS	4.314	2.164	0.517	1.276
C2	0	70.1	23.3	6.6	zS	3.688	1.576	0.403	1.625
C3	0	54.68	39.43	5.89	zS	4.159	1.6	0.384	1.392
C4	0	61.8	34.35	3.84	zS	3.739	1.249	0.214	1.336
C5	0	62.77	34.32	2.91	zS	4.035	1.086	0.466	1.25
C6	0	55.45	40.55	4	zS	4.128	1.17	0.482	1.383
C7	0.14	30.58	62.04	7.23	(g)sM	4.801	1.635	0.223	1.242

표 3-2-4. 2006년 10월에 얻어진 B 축선의 표층퇴적물 특성

No.	Composition (%)				Sediment Type by Folk	Statistical Parameters			
	Gra.	Sand	Silt	Clay		Mz( $\phi$ )	St.De.	Skew.	Kurt.
B0-1	0	45.49	51.52	2.99	sZ	4.027	0.933	-0.031	1.167
B0-2	0	61.89	34.18	3.93	zS	3.607	1.254	0.198	1.054
B0-3	0	59.5	33.72	6.78	zS	3.708	1.576	0.272	1.567
B0-4	0	40.42	53.66	5.92	sZ	4.051	1.402	0.051	1.82
B1	0	47.55	45.51	6.94	sZ	4.031	1.663	0.175	1.485
B2	0	33.36	58.44	8.19	sZ	4.372	1.607	0.205	2.082
B3	0	32.99	58.81	8.19	sZ	4.174	1.424	0.075	2.287
B4	0	31.97	62.53	5.51	sZ	4.186	1.289	0.045	2.115
B5	0.09	51.8	44.91	3.19	(g)mS	3.721	1.182	-0.091	0.916
B6	0	52.45	44.93	2.62	zS	3.909	1.004	0.025	1.103
B7	0	30.36	61.45	8.19	sZ	4.604	1.587	0.317	1.937
B8	0	25.88	69.18	4.94	sZ	4.688	1.489	0.26	2.109
B8-1	0.2	65.25	31.43	3.12	(g)mS	3.852	1.489	0.316	0.721
B9	0.39	50.08	45.07	4.45	(g)mS	3.82	1.446	0.071	1.268
B10	0	54.68	41.04	4.28	zS	3.92	1.217	0.226	1.58
B11	0	58.91	38.14	2.94	zS	3.633	1.189	0.113	0.981
B12	0	61.61	33.95	4.44	zS	3.476	1.476	0.437	1.162
B13	0	66.68	30.24	3.08	zS	3.347	1.253	0.479	0.979
B14	0	72.17	24.06	3.78	zS	3.397	1.293	0.402	1.228
B15	0	57.03	38.23	4.74	zS	4.073	1.385	0.391	1.55
S2	1.87	19.08	77.84	1.2	(g)sM	4.3	0.824	-0.249	2.003

표 3-2-5. 2007년 2월에 얻어진 D와 E 축선의 표층퇴적물 특성

No.	Composition (%)				Sediment Type by Folk	Statistical Parameters			
	Gra.	Sand	Silt	Clay		Mz( $\phi$ )	St.De.	Skew.	Kurt.
D01	0.36	52.92	24.05	22.67	(g)mS	5.22	3.28	0.54	0.80
D02	0.10	37.43	38.85	23.62	(g)sM	5.91	3.21	0.26	0.85
D03		27.03	46.22	26.75	sM	6.46	2.95	0.36	0.74
D04		21.34	48.26	30.40	sM	6.76	2.88	0.30	0.72
D05		16.80	48.12	35.07	sM	7.00	2.83	0.20	0.67
D06		12.10	50.66	37.23	sM	7.31	2.67	0.18	0.65
D07		10.20	49.92	39.88	sM	7.41	2.63	0.15	0.58
D08		15.29	47.61	37.10	sM	7.15	2.80	0.15	0.65
D09		7.77	52.69	39.54	M	7.51	2.55	0.18	0.60
D10		23.16	49.90	26.94	sM	6.57	2.89	0.35	0.77
D11		46.30	36.75	16.95	sZ	5.22	2.50	0.57	1.09
E03	0.00	93.69	4.01	2.31	S	2.52	0.66	0.46	2.02
E04	0.00	64.23	14.96	20.81	mS	5.03	2.94	0.80	0.81
E05	7.68	46.59	27.58	18.15	gmS	4.10	3.87	0.21	1.21
E06	2.80	45.65	33.99	17.56	(g)sM	5.04	3.08	0.32	1.19
E07	3.60	43.56	33.52	19.32	(g)sM	5.21	3.30	0.25	1.13
E08	0.00	41.87	36.04	22.10	sM	5.69	2.91	0.38	0.79
E09	0.00	45.59	34.52	19.89	sM	5.46	2.78	0.46	0.87
E10	0.00	63.68	21.58	14.74	mS	4.43	2.61	0.74	1.17
E11	0.00	52.06	27.61	20.33	mS	5.15	2.90	0.64	0.82
E12	0.00	15.98	42.86	41.17	sM	7.30	2.84	-0.02	0.61
E13	0.00	34.23	38.74	27.02	sM	6.37	3.03	0.40	0.70
E14	0.00	23.80	41.93	34.26	sM	6.82	2.97	0.19	0.63
E15	0.00	36.94	39.20	23.86	sM	6.03	2.88	0.44	0.75
E16	0.00	31.09	42.10	26.82	sM	6.36	2.88	0.45	0.70
S01	1.20	41.31	48.97	8.52	(g)sM	4.62	2.07	0.25	1.49
S02		19.19	38.55	42.26	sM	7.20	2.98	-0.06	0.57

표 3-2-6. 2007년 5월에 얻어진 D 축선의 표층퇴적물 특성

No.	Composition (%)				Sediment Type by Folk	Statistical Parameters			
	Gra.	Sand	Silt	Clay		Mz( $\phi$ )	St.De.	Skew.	Kurt.
D02		36.97	34.74	28.29	sM	6.08	3.58	0.13	0.74
D03		34.25	34.79	30.96	sM	6.41	3.20	0.25	0.63
D04		34.95	38.96	26.09	sM	6.29	3.08	0.35	0.71
D05		26.91	44.72	28.37	sM	6.55	3.01	0.30	0.72
D06		31.37	43.28	25.35	sM	6.26	2.95	0.35	0.73
D07		34.08	42.87	23.05	sM	6.02	2.83	0.38	0.78
D08		54.25	30.25	15.50	mS	4.84	2.49	0.67	1.11
D09		14.51	50.97	34.52	sM	7.13	2.73	0.23	0.72
D10		21.87	52.62	25.51	sZ	6.55	2.79	0.36	0.84
D11		43.05	45.22	11.73	sZ	4.84	2.20	0.34	1.25
S01	0.62	39.61	51.05	8.71	(g)sM	4.61	2.03	0.21	1.42
S02		44.95	34.49	20.57	sM	5.54	2.88	0.42	0.84

2007년 2월에는 D와 E 축선 그리고 5월에는 D 축선에 대해서 입도 분석을 실시하였다 (표 3-2-5와 6). D 축선은 법산리 갯벌의 중간에 위치하며 경운기 길을 따라만 바깥으로 나와서 만 안쪽으로 들어가면서 입도샘플을 채취하였다. E 축선은 법산리 갯벌의 서쪽에 위치하며 육지에서 가장 먼쪽인 E3 정점은 잘피 지역으로 모래 성분이 매우 높게 나타났다. 이 지역은 근적외선 영상에서는 매우 낮은 광학반사도를 보였으며, 가시광 영역에서는 클로로필 성분이 매우 높게 나타났다. 전체적으로 D 축선에 비해 E 축선의 입도 성분이 조립하였다. D 축선의 2월과 5월의 표층퇴적물 퇴적상은 5개의 퇴적상(slightly gravelly muddy Sand, slightly gravelly sandy Mud, sandy Mud, muddy Sand, Mud, sandy Silt)로 구성되어 있다. 또한 E 축선의 표층퇴적물의 퇴적상은 5개의 퇴적상 (Sand, muddy Sand, gravelly muddy Sand, gravelly sandy Mud, sandy Mud)으로 구성되어 있으며 바다쪽에서 해안선쪽으로 갈수록 입도가 세립화 되는 경향을 보인다. 또한 다른 축선들에 비해 모래 성분의 함량이 매우 높게 나타났다. 근처에 하천이 있는 C와 E 축선은 갯벌의 중앙부에 위치한 B와 D 축선에 비해 입도가 조립하였다. 또한, 바다쪽에서 해안선쪽으로 갈수록 세립화되는 서해 갯벌의 일반적 특성과 달리 B 축선에서는 해안선쪽으로 갈수록 조립화 되는 경

향을 보였다. 계절별 변화는 B 측선의 경우 8월에 비해 10월이 조립화 경향을 보였으며, D 측선은 2월에 비해 5월의 자료가 더 조립하였다. 또한 바다쪽에 가까운 1-2번과 육지쪽에 가까운 마지막 번호의 정점에서는 계절별 변화가 나타나지 않았으며 중간 지역에서는 변화가 비교적 크게 나타났다 (그림 3-2-5와 6).

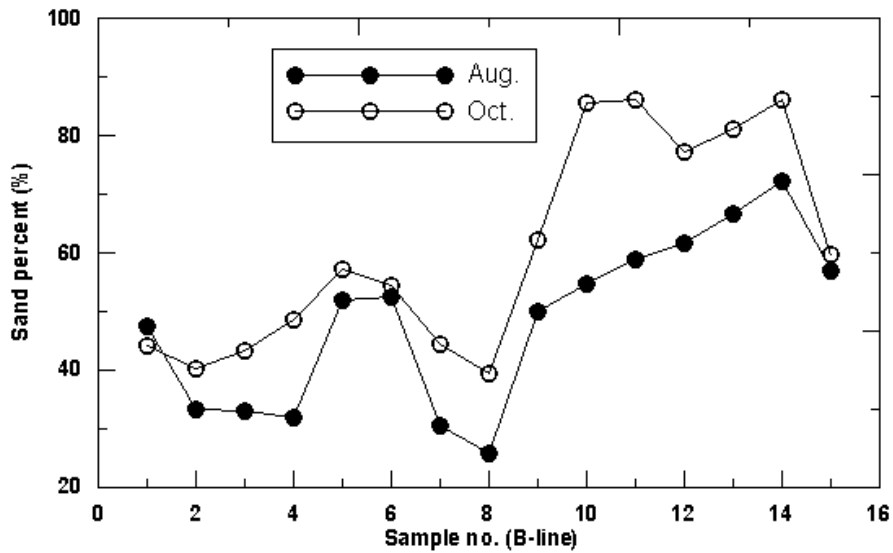


그림 3-2-5. 2006년 8월과 10월에 얻어진 B 측선의 모래성분 함량 비교

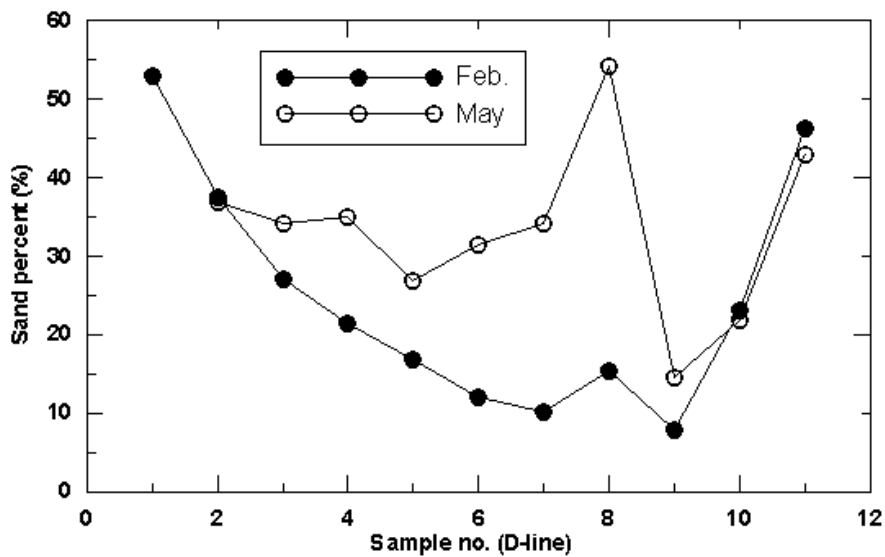


그림 3-2-6. 2007년 2월과 5월에 얻어진 D 측선의 모래성분 함량 비교

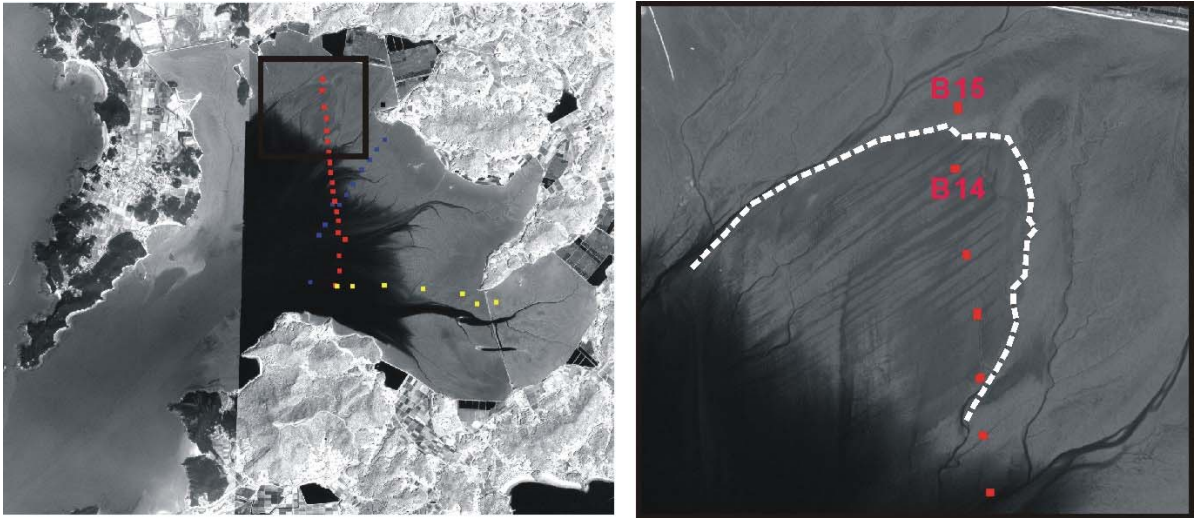


그림 3-2-7. IKONOS 위성자료에서 관측된 B 측선에서의 구조

4 m 공간해상도를 갖는 IKONOS나 Komsat-2 위성자료를 이용하여 표층 퇴적상 분류를 하고자 하였으나, 간조시 촬영된 영상을 얻을 수 없었다. 따라서 차후에 영상이 획득되는데로 현장조사에 의한 입도 분석 결과를 바탕으로 영상처리를 수행할 예정이다. 그림 3-2-7은 IKONOS 근적외선 영상으로 B 측선 만안쪽 측점들을 도시한 것으로 B11과 14 사이에 특이한 구조가 관측되었으며 B14와 B15 사이의 입도 차이에 관련이 있을 것으로 생각된다.

### (3) 표층 생물상 특성

#### (가) 분류 방법

원격탐사를 이용한 토지피복 맵핑 중 기존에 많이 사용된 하드 분류법 (Hard Classification)은 한 픽셀내의 스펙트럼 패턴이 동일 대상물에서 나왔다고 가정하고 픽셀별로 단일값을 할당하여 분류하는 것이다. 이런 고전적인 분류방법은 대상물사이의 경계가 명확해야하고, 공간해상도 안에 여러 대상물이 섞여 존재하는 현실을 대표하지 못하는 한계를 가진다. 따라서 본 연구에서는 한 픽셀을 세분화하여 대상물이 픽셀 내에 존재하는 비율을 보여주는 소프트 분류법 (Soft Classification)의 일종인 분광혼합기법을 도입하였다.



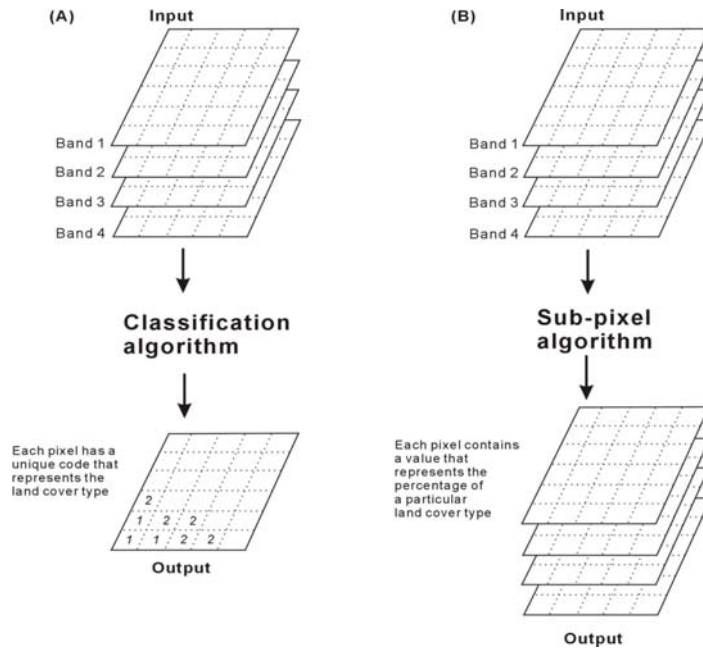


그림 3-2-8. 하드 분류법과 소프트 분류법의 개념도 (Neil Stuart Lucas, 2002)

분광혼합기법 (Spectral mixture analysis)은 end-member라 불리는 순수한 토지피복 형태들의 스펙트라 조합으로 이루어진 mixed spectrum을 모델링함으로써 한 픽셀 내에 존재하는 토지피복 비율을 계산하는 방법이다. 분광혼합기법은 산란의 복잡성에 따라 선형혼합분석이나 비선형혼합분석 (nonlinear spectral mixture analysis)을 통해서브클래스로 분류할 수 있다 (Cheng *et al.* 2007). 만약 그림 3-2-9(a)와 같이 광자가 field of view안에서 각각 단일한 토지피복형태와 상호작용한다면, 혼합된 스펙트럼은 표면을 덮고 있는 비율에 따라 각각의 토지피복형태의 스펙트럼의 선형적인 합으로 가정 될 수 있다. 그러나 그림 3-2-9(b)와 같이 산란된 광자가 다양한 토지피복 형태와 상호작용한다면 비선형적인 분광혼합분석이 필요하다.

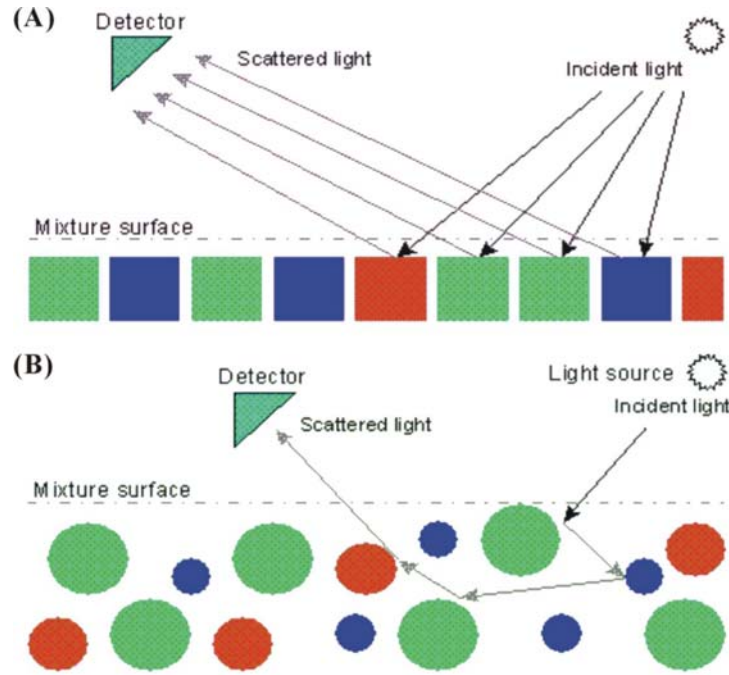


그림 3-2-9. 선형혼합분석(A)과 비선형혼합분석(B)

선형혼합분석에서 영상내의 한 픽셀은 픽셀 내에 존재하는 순수한 end-member의 반사도의 선형적인 합으로 가정 될 수 있다. 이때의 end-member는 순수한 토지피복 스펙트라를 대표해야 한다. 각각의 end-member는 n개의 밴드가 있을 때, n차원상의 다면체 각 꼭지점에 위치한다. 이상적인 경우 Fig. 3-2-9와 같이 삼각형의 꼭지점에 end-member가 위치하고, 삼각형 내부는 mixture space로 end-member의 합으로 구성된다 (Schmidt & Skidmore 2001). N개의 end-member가 있다면 선형 스펙트럴 선형 혼합분석은 아래의 식으로 나타낼 수 있다.

$$R_b = \sum_{i=1}^N f_i R_{i,b} + e_b \quad (1)$$

$R_b$ 는 밴드 b에서의 반사도를,  $f_i$ 는 end-member의 비율을, N은 end-member의 개수를,  $R_{i,b}$ 는 밴드 b에서 end-member i의 반사도를,  $e_b$ 는 모델링 되지 않고 남은 스펙트럼의 비율을 말한다. End-member의 비율을 다 더한 값은 식 (2)과 같이 1이 되어야 한다.

$$\sum_{i=1}^N f_i = 1 \quad (2)$$

일반적으로 모델의 적합성은 오차인  $e_b$ 나 root mean squared (RMS) error로 평가할 수 있다. RMS error는 모든 밴드 (M)에 대해서 식 (3)과 같이 계산된다.

$$RMS_{error} = \left( \frac{1}{M} \sum_{b=1}^M e_b^2 \right)^{1/2} \quad (3)$$

선형혼합분석에 쓰이는 end-member를 선정하는 방법은 크게 두 가지로 나뉘고 이런 선정방법에 따라 동일한 영상에 대한 분석의 결과는 달라질 수 있다. 첫 번째는 현장조사나 실험을 통해 얻어진 스펙트럼 라이브러리로부터 end-member를 선택하는 방법이다. 이렇게 추출된 end-member를 ‘reference end-member’라고 한다. 이 경우 현장조사를 통해 순수한 end-member를 쉽게 얻을 수 있고, end-member의 신뢰도 조절이 용이하다는 이점이 있다. 그러나 현장에서 획득한 스펙트럼 라이브러리는 너무 국지적이어서 연구지역전체를 대표하기 힘들기 때문에 정밀한 대기보정이 이루어진 위성자료에 사용되어야 한다 (Asner 2002). 두 번째는 영상 내에서 각각의 end-member를 대표할 수 있는 가장 순수한 픽셀에서 end-member를 추출하는 ‘image end-member’ 선정방법이다. 이때의 end-member는 동일 위성영상 내에서의 대기조건은 같다는 가정에서 이루어지기 때문에 역시 대기보정이 필수적이다. 영상 내에서 순수한 픽셀을 찾기 위한 방법으로 2D scattering, 주성분분석, Minimum Noise Fraction변환 등이 사용된다. 본 연구에서는 주성분분석을 사용하여 end-member를 추출하여 선형혼합분석을 실시하였다.

#### (나) 연구결과

법산리 갯벌 표층 생물상 파악을 위하여 그림 3-2-10과 같이 Landsat 합성영상을 제작하여 영상에서 특이하게 나타나는 곳을 현장조사하였다. 갯벌 표층에서의 광학 반사도를 강조하기 위하여 RGB 합성시 근적외선, 빨강, 녹색 밴드를 이용하였다. 따라서 붉은색으로 보이는 부분은 클로로필이 우세한 지역이다. 갯벌에서 물쪽에 클로로필 우세한 지역은 그림 3-2-11에서 보는 바와 같이 잘피 지역으로 확인되었다. 또한 주변에 밝게 나타나는 부분은 조개더미에 의한 것으로 보인다. 또한 갯벌에서 얇게 전체적으로 붉은 색을 띠는 것은 2월에 blooming이 일어나는 미세저서조류들에 의한 것이다 (그림 3-2-12). 그리고 남동쪽의 dyke 안쪽에는 그림 13과 같이 칠면초 등의 염생식물이 확인되었다.

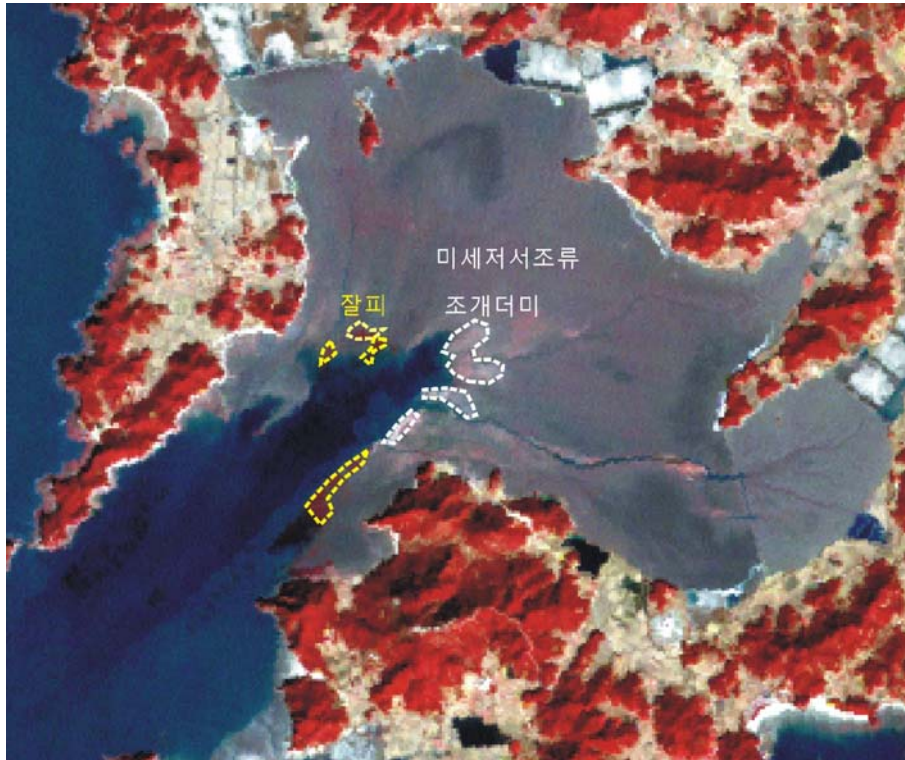


그림 3-2-10. Landsat 합성영상 광학반사도에 의한 육안 분석 및 현장확인



그림 3-2-11. 법산리 갯벌 만 입구에 발달한 잘피 사진





그림 3-2-12. 2월에 번성하는 미세저서조류 사진



그림 3-2-13. 남동쪽 dyke 안쪽에 발달한 염생식물 사진

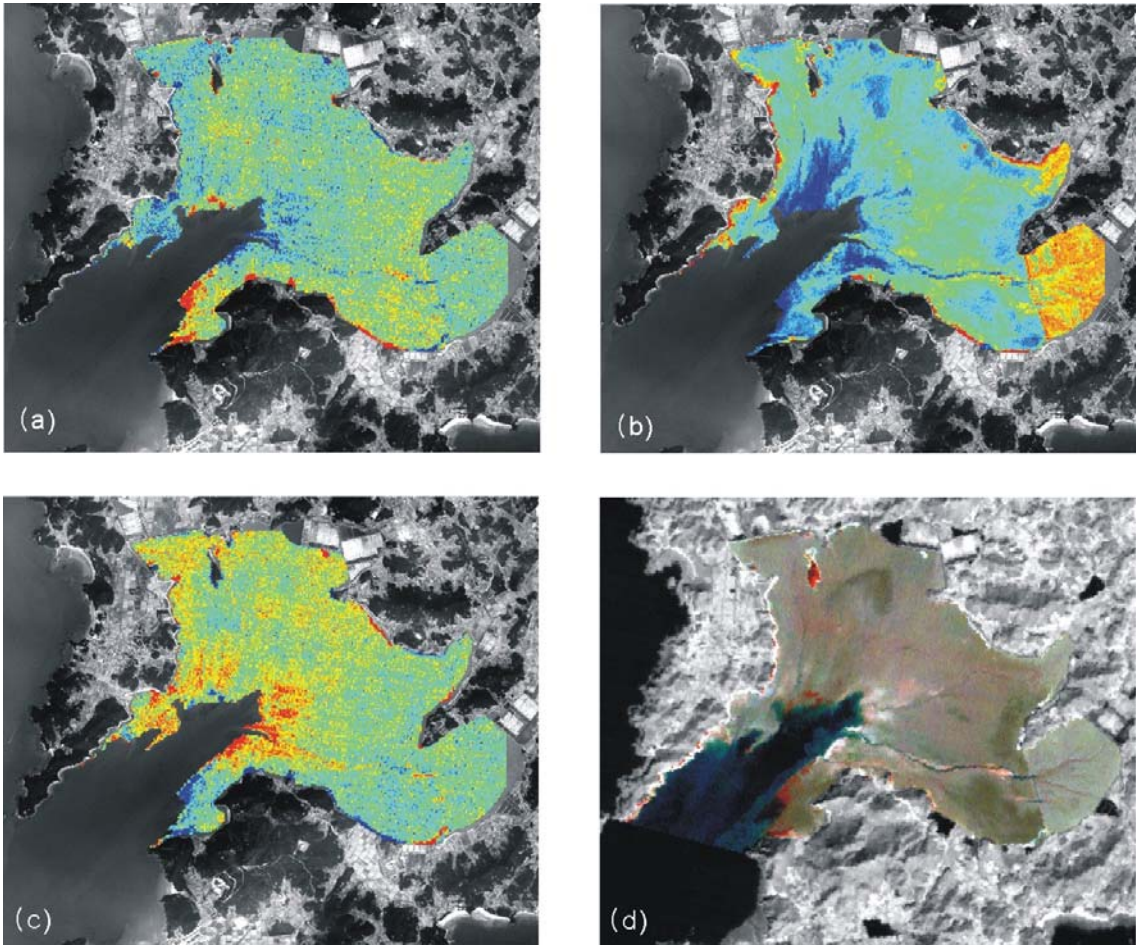


그림 3-2-14. 선형혼합분석 결과 (a) 클로로필 (b) 함수율 (c) 퇴적물 (d) Landsat 합성 영상

그림 3-2-14는 앞에서 설명한 선형혼합분석 결과로서 (a)는 클로로필을 분석한 것이고, (b)는 함수율 그리고 (c)는 퇴적물을 나타낸다. 기존의 분류 방법은 한 픽셀에 대해서 하나의 값만을 할당하게 되지만 이 방법은 한 픽셀내에 존재하는 성분들에 대해 퍼센트로 분류함으로써 미세한 입자와 다양한 성분으로 구성된 갯벌의 분류에 적합하다. 그러나 좀 더 다양한 성분의 분석을 위해서는 많은 밴드가 요구되며 추후 수백개의 밴드를 갖는 초다분광 위성자료에 활용될 수 있을 것으로 기대된다. 그림 15-17은 갯벌 표면에서의 클로로필 양을 강조하기 위하여 근적외선 밴드와 붉은색 밴드의 비 (ratio) 값을 이용한 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) 분포도이다. 그림 15의 2004년 2월 20일 Landsat 영상에서는 잘피 부분이 뚜렷이 분석되었으며, 만 바깥쪽 지역에서 미세저서조류가 분포하고 있음을 알 수 있다. 2007

년 2월 28일 영상은 조위가 높을 때 획득되어 미세저서조류를 감지할 수 없었으며 2007년 5월 19일에는 미세저서조류의 번성 시기가 끝나서 감지되지 않음을 알 수 있다.

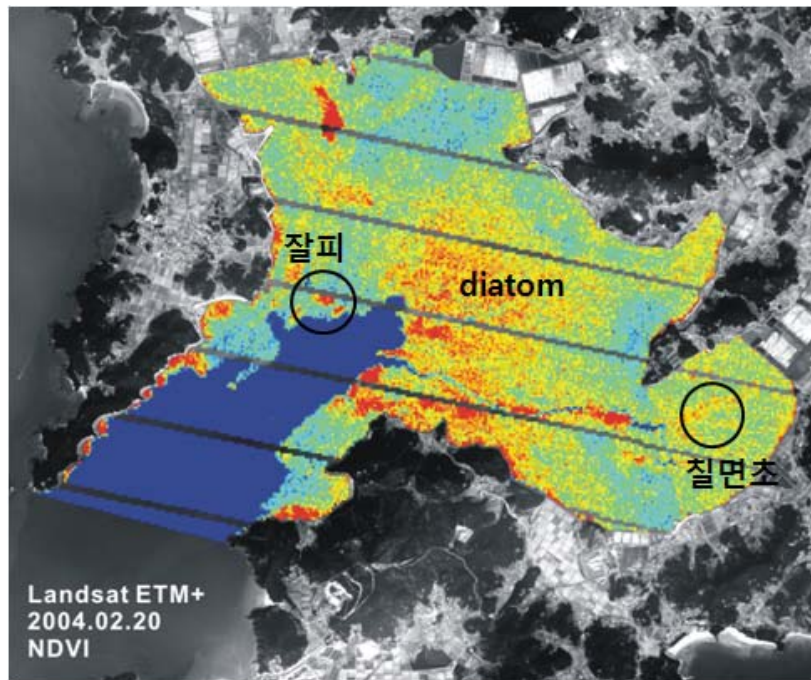


그림 3-2-15. 2004년 2월 20일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과



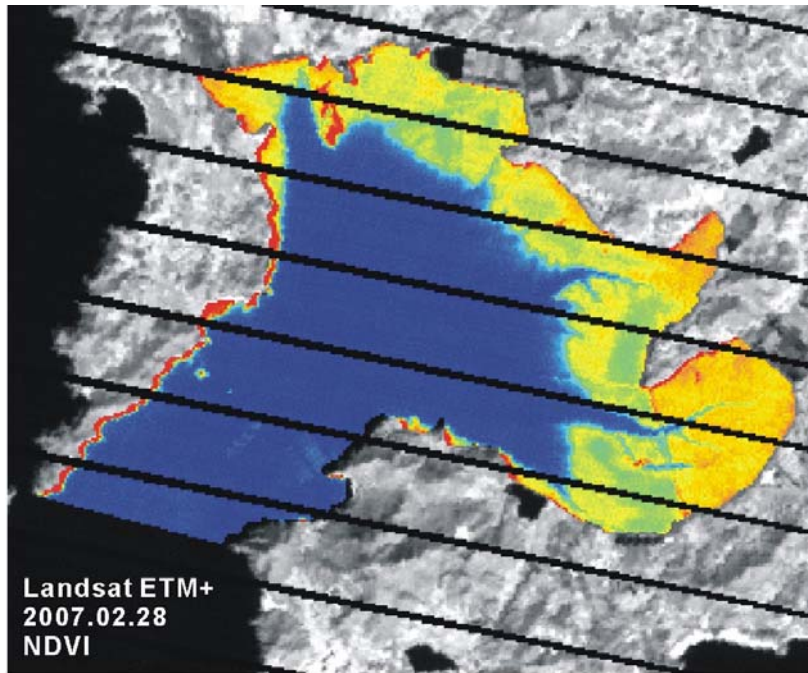


그림 3-2-16. 2007년 2월 28일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과

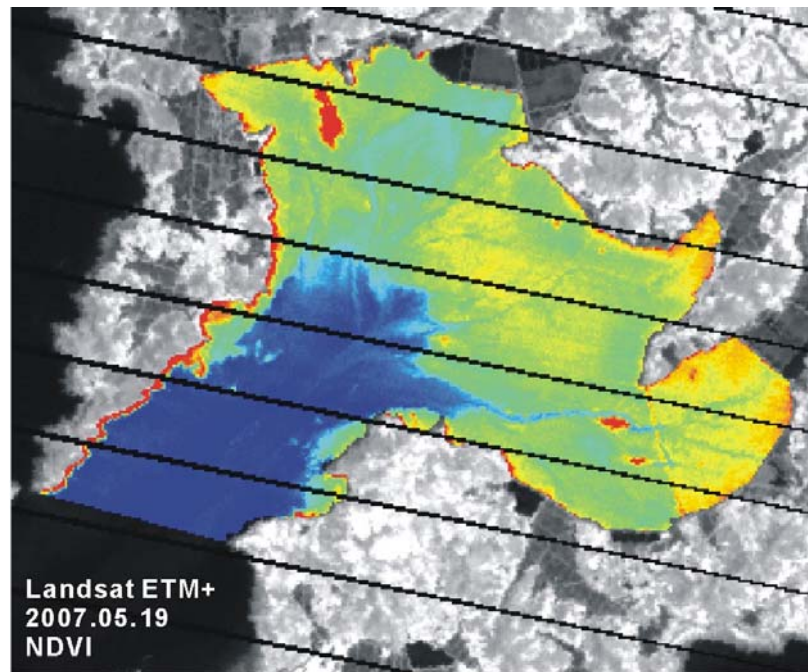


그림 3-2-17. 2007년 5월 19일 획득된 Landsat ETM+을 이용한 NDVI 분석 결과



## 라. 결론 및 토의

시계열 Landsat 위성자료를 이용하여 법산리 갯벌에 대한 DEM을 제작하였다. 위성자료의 waterline 방법에 의해 제작된 DEM의 정밀도는 항공 LIDAR를 이용하는 것보다 정밀도는 떨어질 수 있으나 경제적이면서 효과적으로 지형정보를 얻을 수 있다. 최근 위성영상의 입수가 늦어져 2000년대 위성자료를 이용하여 DEM을 생성하였는데 추후에 현장에서 측정된 측선의 고도자료와 최근 위성영상을 이용하여 갯벌 DEM의 정밀도를 검증하고 향상시킬 계획이다. 또한 고해상도 위성자료를 이용하여 갯벌 표층의 퇴적환경과 생물상 분류하기 위한 기반을 조성하였다. 분류에 앞서 전체 지역을 대표할 수 있는 4개 측선의 약 80여개의 정점에서 채취한 샘플을 분석하여 퇴적물 특성을 파악하였다. 또한 위성에서 관측된 생물 특성을 현장에서 확인하였다.

IKONOS 위성자료와 같은 고해상도 영상을 이용하여 갯벌 연구를 하는데 있어서 문제점은 자료비가 너무 고가이며 갯벌이 최대로 노출되는 최간조의 영상을 구하기 어렵다는 것이다. 그러나 2007년 우리나라 Kompsat 2호가 성공적으로 발사되어 IKONOS와 같은 공간 해상도를 갖는 국내 위성을 보유하게 됨으로써 저가에 많은 영상을 확보 할 수 있을 것으로 기대된다. 따라서 보다 많은 영상과 현장조사를 수행하여 위성자료와 퇴적환경과의 관계를 명확히 분석하고 이를 기초로 최적의 분류 방법을 개발한다면 연안 퇴적/생물학자들이 실질적으로 사용할 수 있을 정도의 표층 분류도 가능할 것으로 생각한다.

### 3. 수리 퇴적역학

부유퇴적물 농도가 높은 하계 홍수와 동계 악기상 시기의 관측을 수행하지 못한 점 등의 아쉬움이 있었으나, 강화도-동검도 갯벌이 하구역에 위치하기 때문에 경계면 물질 플럭스에 관한 생지화학적 연구에 고려해야 할 인자가 다양하며, 외해와의 물질교환을 연구하기에도 너무 개방되어 있는 점 등이 지적되어 2차년도 (2006)부터 연구지역을 충남 태안군 근소만으로 변경하였다.

남서방향으로 개방된 근소만의 대부분은 갯벌이다. 주변이 전혀 개발되지 않았고 주목할 만한 유입하천도 없으므로 육상으로부터의 영향을 고려할 필요 없이 저면경계면을 통한 물질순환과 만외 해역과 만내의 물질순환을 연구하기에 이상적이라고 볼 수 있다 (Fig. 3-2-18).

2차와 3차년도에 수행된 근소만에서의 수리· 퇴적역학 분야 관측점을 Fig. 3-2-18에 제시하였다. 조간대 정점 S2에서의 정밀관측과 함께 타 분야 자료해석에 필수적인 기초자료 제공을 목적으로 조하대인 정점 W1과 W2 및 측선 AB에서 수리 및 퇴적관련 관측을 실시하였다.

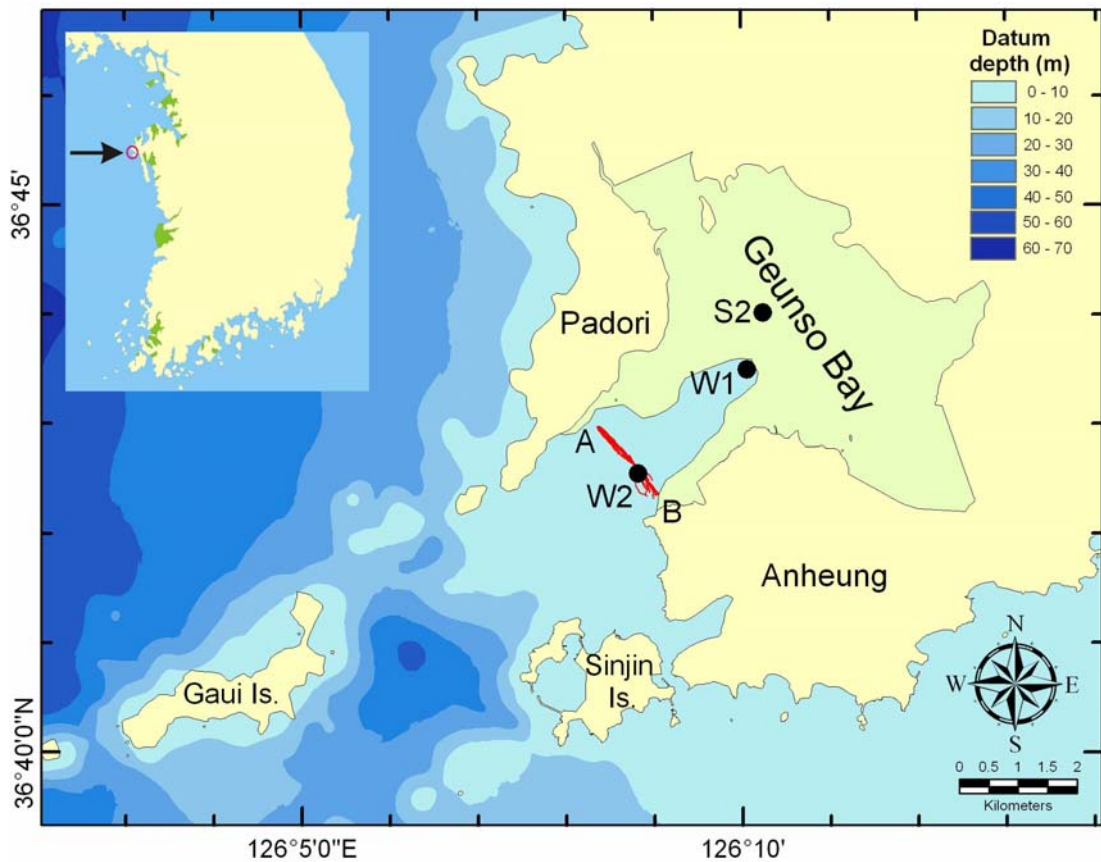


Fig. 3-2-18. Location map showing measurement sites for the study of hydro- dynamics and sedimentary processes.

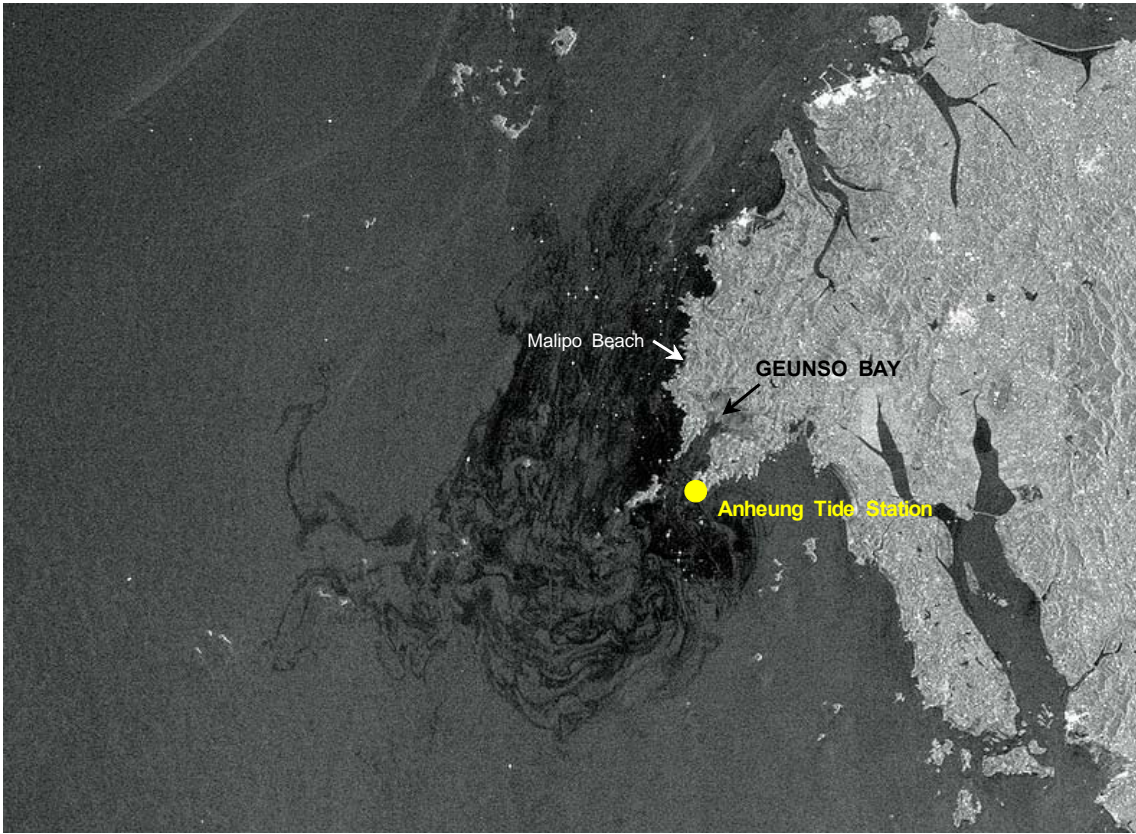


Fig. 3-2-19. Image captured by the advanced synthetic aperture radar (ASAR) aboard ESA's Envisat and showing the distribution of the spilled oil at 10:40 AM on December 11, 4 days after Hebei Spirit Incident. Low water at Anheung Tide Station was at 10:37 AM.

[http://www.esa.int/esaCP/SEM1CF361AF\\_index\\_0.html](http://www.esa.int/esaCP/SEM1CF361AF_index_0.html)

한편 근소만은 2007년 12월 7일 오전 7시 15분경에 발생한 ‘허베이 스피리트’ 유류유출 사고의 피해를 가장 심하게 받은 만리포해수욕장과 인접하여 있으나 지형적인 영향과 만 입구에 오일펜스 설치로 인해 유출된 기름이 만내로 유입되지 않았다 (Fig. 3-2-19).

#### 가. 현장관측

Fig. 3-2-18에 나타낸 정점과 단면에서 현장관측을 실시하였다. 각 관측기간과 사용한 관측기기를 Table 3-2-7에 제시하였으며, 조하대 관측일의 인접 안흥검조소 고조 및 저조 수위는 Table 3-2-8과 같다.

조하대 정점 W1과 W2 및 측선 AB에서는 조하대 수리·적현상 개략 파악과 생물 분야 연구팀의 자료 해석을 위해 필요한 기초자료 획득을 위한 관측이 수행되었으며, 조간대 정점인 S2에서는 개략 조사 2회, 정밀관측시스템을 이용한 장기관측이 2회 수행되었다. 정점 W1과 W2는 생태 및 생지화학 연구팀의 조사정점이다. W1에서는 노르웨이 Aanderaa 社 | 유속계 RCM-9을 이용하여 2.5 m 수심에서의 유속·향을, W2에서는 미국 RDI 社 | 다중수질측정기 YSI6600을 이용하여 수심과 함께 유속·향, 수온·분, 그리고 SSC의 연직분포를 관측하였으며, W2를 통과하는 만 입구 측선 AB를 통한 부유퇴적물 이동량을 관측하기 위해 VM (Vessel-mounted)- ADCP 시스템을 이용하였다. 한편 조간대정점 S2에서의 개략관측에는 RCM-9과 YSI6600을, 정밀관측을 위해서는 다수의 정밀기기가 장착되는 SPHINX-III를 이용하였다.

Table 3-2-7. Locations, periods, and instruments of the field measurements in Geunso Bay.

Station	Location	Period	Instrument
ST. W1	36°42'50.0"N 126°09'69.0"E	05 / 11 / 2006 08 / 24 / 2006 10 / 25 / 2006	RCM-9
ST. W2	36°42'17.0"N 126°08'21.0"E	02 / 09 / 2007 05 / 04 / 2007	ADCP, YSI6600
Section A-B		05 / 03 / 2007	VM-ADCP System
ST. S2	36°44'16.0"N 126°10'46.7"E	08 / 23~25 / 2006	RCM-9, YSI6600
		09/13 ~ 10/09/2006	SPHINX-III
		10 / 23~26 / 2006	RCM-9, YSI6600
		11/27 ~ 12/11/2007	SPHINX-III

Table 3-2-8. High and low water levels at Anheung Tide Station on the days of filed measurements (NORI, 2005; 2006).

Date	Time and Water level (cm)				Remarks <sup>1)</sup>	Sp. R. <sup>2)</sup> (cm)	Np. R. <sup>3)</sup> (cm)
05-11-2006	02:48 591	09:03 140	14:51 561	21:04 90	2 dbs	650	480
08-24-2006	04:24 651	10:46 134	16:30 596	22:41 83	Spring		
10-25-2006	05:05 563	11:16 66	17:32 634	23:58 147	3 das		
02-09-2007	01:52 117	08:01 529	14:08 179	20:01 512	7 das		
05-04-2007	04:57 652	11:18 120	17:00 564	23:12 60	2 das		

1) dbs: days before Spring tide. das: days after Spring tide

2) Sp. R.(Spring Rise) =  $Z_0 + H_m + H_s$ , 3) Np. R.(Neap Riise) =  $Z_0 + H_m - H_s$ ,  $Z_0 = M.S.L.(355cm)$

근소만 관측에서 주목할 만한 장비는 VM-ADCP 시스템과 SPHINX-III이다. 먼저 VM-ADCP 시스템 (Fig. 3-2-20)은 주 관측기기인 ADCP와 보조기기인 수질관측기 YSI6600, 관측선박의 위치정보 저장을 위한 DGPS, 음향측심기, 그리고 탁도계 보정을 위한 채수기로 구성되는 시스템으로서 (Fig. 3-2-21), 유속·향과 함께 측정된 ADCP 반사음향강도를 신뢰성 있게 검보정하여 구한 SSC 연직분포로부터 부유퇴적물의 단면플럭스 및 이동량을 신뢰성 있게 관측할 수 있으며, 해양수산부 (2002)를 비롯한 여러 사업에서 양질의 자료를 생산한 바 있다.

SPHINX-III (Sedimentary Processes and Hydrodynamic INformation Xerox)는 수면에서부터 저면까지의 수리·적현상을 관측할 수 있는 시스템으로서, 특히 저면으로부터 저면상 약 1 m까지의 정보를 정밀하게 관측한다. 1차년도 강화도-동검도 갯벌 관측으로부터 관측기기 설치과정에서 직하방 저면을 교란시키지 않도록 하는 기기 설치대의 필요성이 지적되었다. 이를 위해 한국해양연구소가 보유하고 있는 SPHINX-II (Fig. 2-2)를 사용할 수도 있으나 조간대에서 사용하기에는 삼각설치대의 크기가 좀 크므로 높이를 SPHINX-II보다 50 cm 정도 줄인 삼각설치대를 새로이 제작하고, 새로운 장비를 추가한 버전 III을 본 연구를 통해 구축하였다 (Fig. 3-2-22). SPHINX-III에 장착된 각 관측기기는 Table 3-2-7에 제시한 설정에 따라 관측한다.

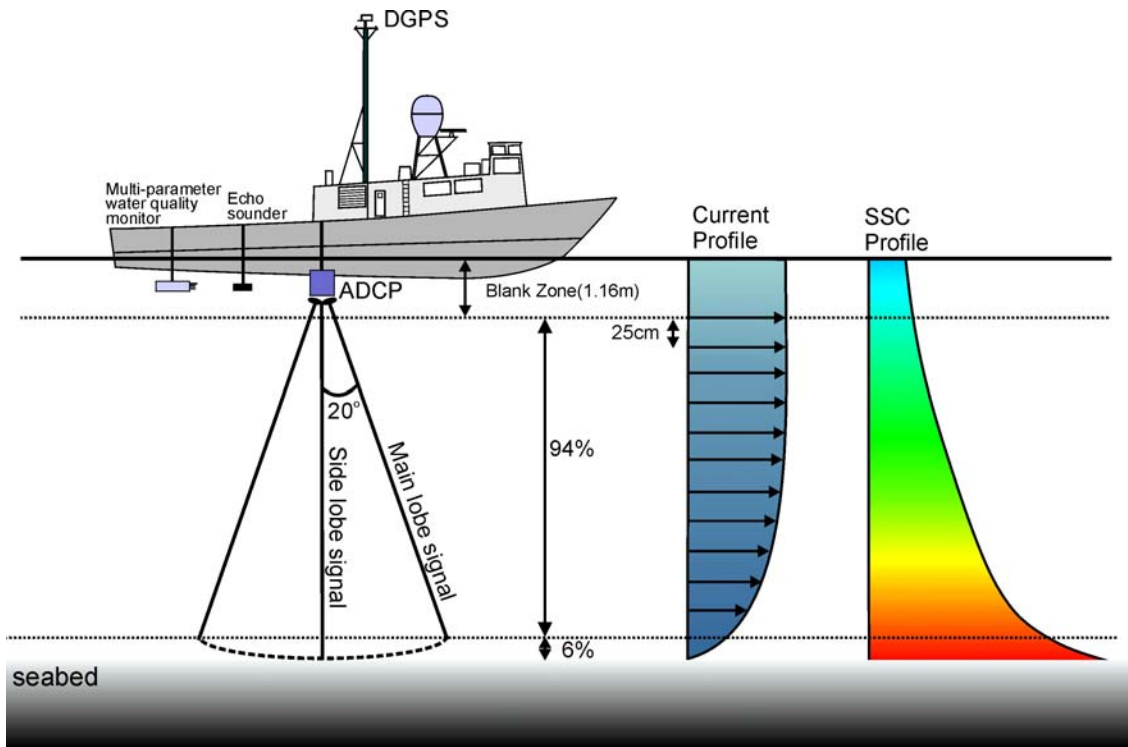


Fig. 3-2-20. Conceptual drawing of VM-ADCP monitoring.

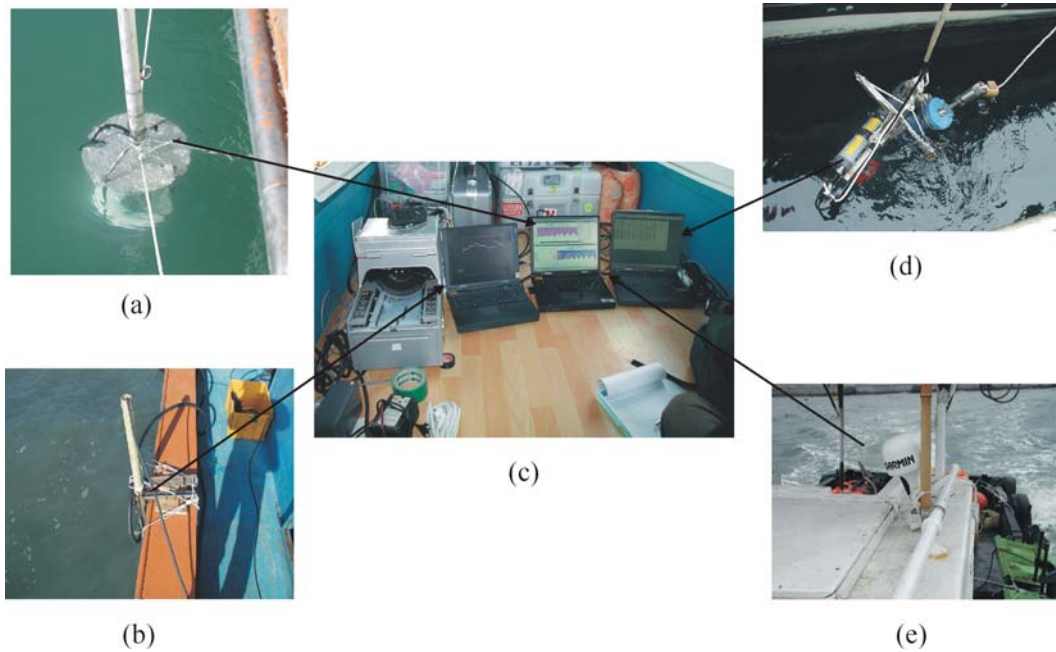


Fig. 3-2-21. Instruments consisting VM-ADCP system: (a) ADCP, (b) Echo sounder, (c) Logging units, (d) YSI6600, (e) DGPS.





Fig. 3-2-22. Photo showing SPHINX-III installation at S2.

Table 3-2-9. Sampling specifications of SPHINX-III.

Instrument	Sampling interval (min)	Burst interval (sec)	Sampling frequency (Hz)	Sampling height or cell depth (cm)	Acoustic transducer frequency (Hz)	Remarks
ADCP	10	512	2	25	1.2M	up-looking w/o in 2007
PC-ADP	15	512	2	2	1.5M	down-looking w/o in 2006
Vector	10	'06: 180 '07: 128	8	'06: 25, 50 '07: 15, 40	6.0M	
OBS	10	'06: 180 '07: 128	8	'06: 25, 50 '07: 15, 40	Infrared	
LISST	10	50	2	15	Laser	w/o in 2006
DUFAL	10	-	-	Bottom	50K 200K	
SRP	10	-	-	Bottom	2.0M	w/o in 2006
YSI6600	10	-	-	80	-	

## 나. 관측결과 및 분석

2006-2007년의 관측 및 분석결과를 조하대와 조간대, 그리고 계절별로 구분하여 기술한다.

### (1) 조하대

#### (가) 춘계

춘계관측은 2006년 5월 11일과 2007년 5월 3, 4일에 수행되었다. 먼저 조간대 경계와 인접한 정점 W1에서 RCM-9으로 관측한 수심 2.5 m에서의 유속·향과, 만입구 정점인 W2에서의 ADCP 관측치 중 동일 수심에서의 값을 추출하여 비교한 결과를 Fig. 3-2-23에 제시하였다.

그림으로부터 두 지점에서의 조류는 모두 남서-북동 왕복류이며, 정점 W1은 창조 유속이 우세한 반면, W2는 낙조 우세임을 알 수 있다. 한편 대조 이틀 전인 2006년 5월 11일 W1과 W2에서의 최강유속은 각각 60 cm/s와 80 cm/s 정도였다.

대조 이틀 후인 2007년 5월 4일의 관측결과가 Fig. 3-2-24이며, 창조 최강유속이 2006년에 비해 20 cm/s 정도 증가하였다.

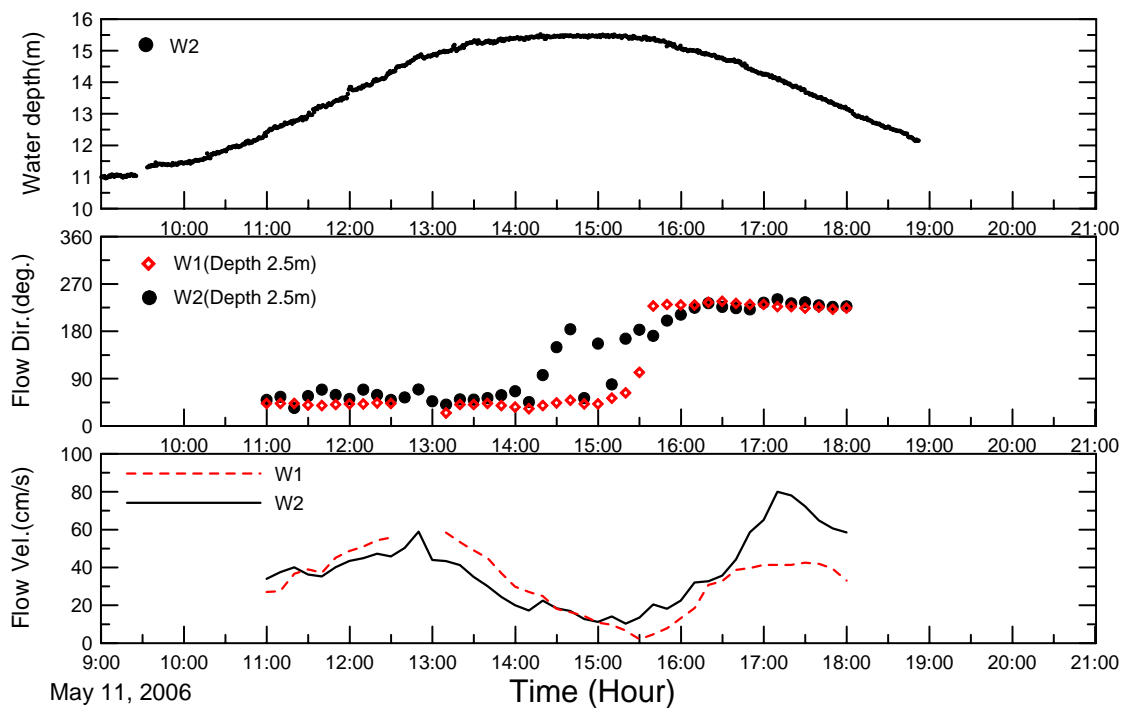


Fig. 3-2-23. Comparison of the surface tidal currents at W1 and W2.



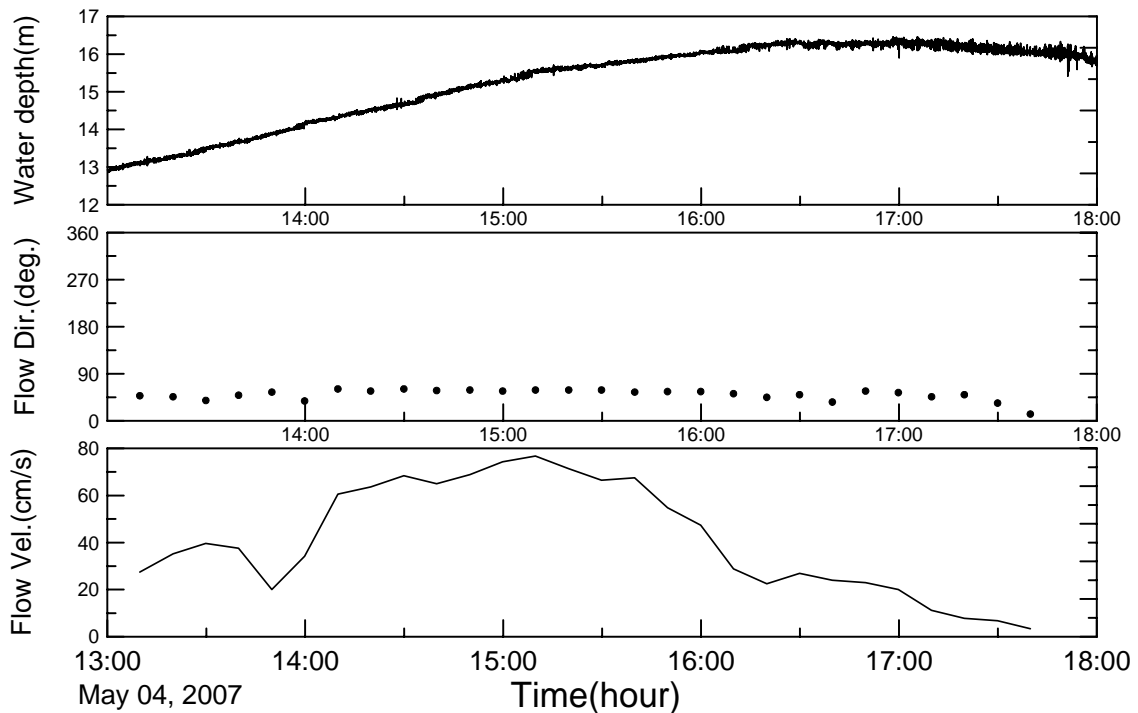


Fig. 3-2-24. Time variations of water depth(W2) and surface tidal currents(W1) on May 4, 2007.

강화도-동검도 관측결과를 논하기 전에 SSC를 간접적으로 측정하는 탁도계의 검보정 필요성과 광후산란 탁도계 OBS-3 검보정 과정을 소개하였다. 수층 내에서의 음향강도는 진행거리에 따라 자연적으로 감소하며, 음속은 수온· 분에 따라 변하며, 아울러 SSC 및 부유입자 입경에 의해서도 반사강도가 변하는 등 다양한 인자가 관련되므로 ADCP의 음향반사강도를 SSC로 변환하는 과정이 신뢰성을 확보하기 위해서는 ADCP 관측 틸름이 수온· 분 연직분포, 층별 부유퇴적물 농도 및 입경을 관측하여야 한다. 본 연구에서도 검보정에 필수인 항목을 관측하였으며, 이러한 관측치와 영국 DRL社의 ADCP SSC 검보정 프로그램인 Sediview를 이용하여 SSC를 구하였다 (Fig. 3-2-25).

정점 W2에서의 2006년, 2007년 춘계 관측결과를 Fig. 3-2-26과 3-2-27에 제시하였다. 먼저 유속의 경우, 대조 이틀 전이었던 2006년에는 창낙조 최강유속이 각각 50 ~ ) cm/s와 60~ ) cm/s이었던 반면, 대조 이틀 후였던 2007년에는 각각이 60~ ) cm/s 및 80~ ) cm/s로 증가하였으며, 이는 대조 이틀 후에 최강유속이 발생하는 일

반적인 경향을 나타내는 것이다. 특히 2007년 관측 초기인 낙조시 수심 4 m부터 저면까지의 유속경사가 두드러진다.

이러한 검보정을 통하여 얻은 2006년과 2007년의 부유퇴적물 농도는 각각 10~30 mg/l와 10~ ) mg/l 정도이다. 그러나 2007년의 경우 11:00 경 표층 약 2 m 내에서 일시적으로 높은 농도가 나타나는 것을 제외하면 전체 관측시간 동안 저층 농도가 높은 일반적인 경향을 보이는 반면, 2006년에는 창낙조 모두 상층의 농도가 높다.

수온 변동폭은 8.0~ .5℃ (2006), 9.0~ .5℃ (2007) 정도로 유사하였으며, 두 경우 모두 미약하게나마 고조 전후의 수온이 상대적으로 낮았다. 한편 염분은 두 경우 모두 약 32 ‰ 정도이며, 2006년에는 창조시 저층 염분이, 2007년에는 창조시 전층의 염분이 상대적으로 높았다.

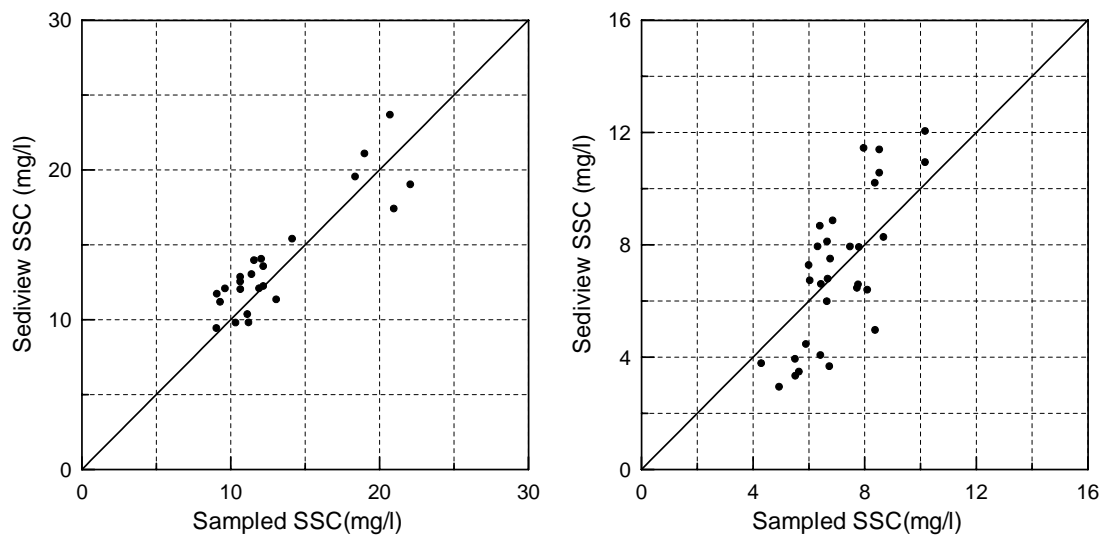


Fig. 3-2-25. Results of ADCP signal strength calibrations at W2 (left: May 11, 2006, right: May 4, 2007).

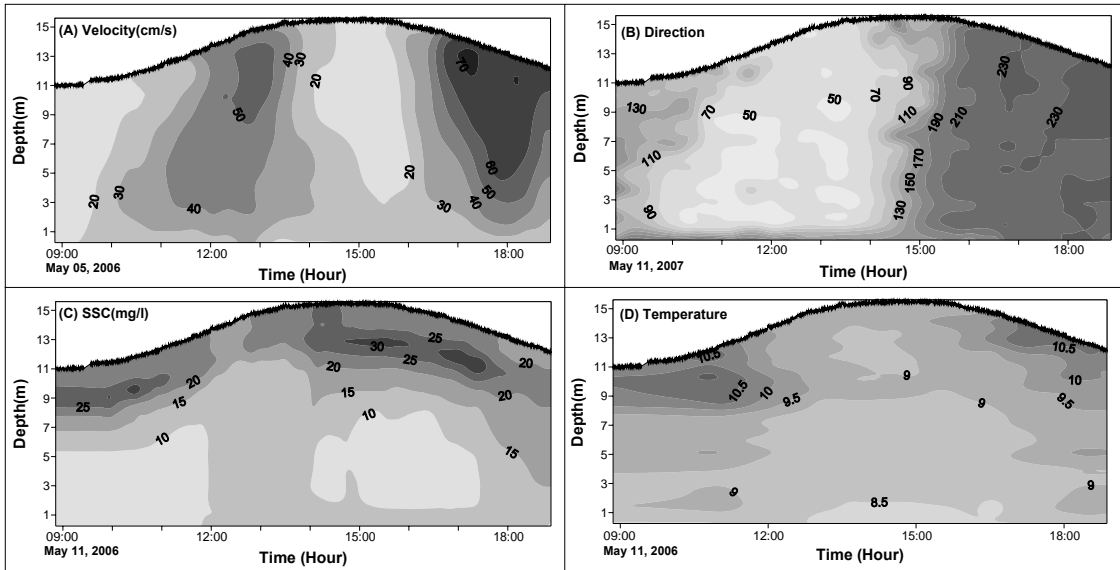


Fig. 3-2-26. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (05/11/2006).

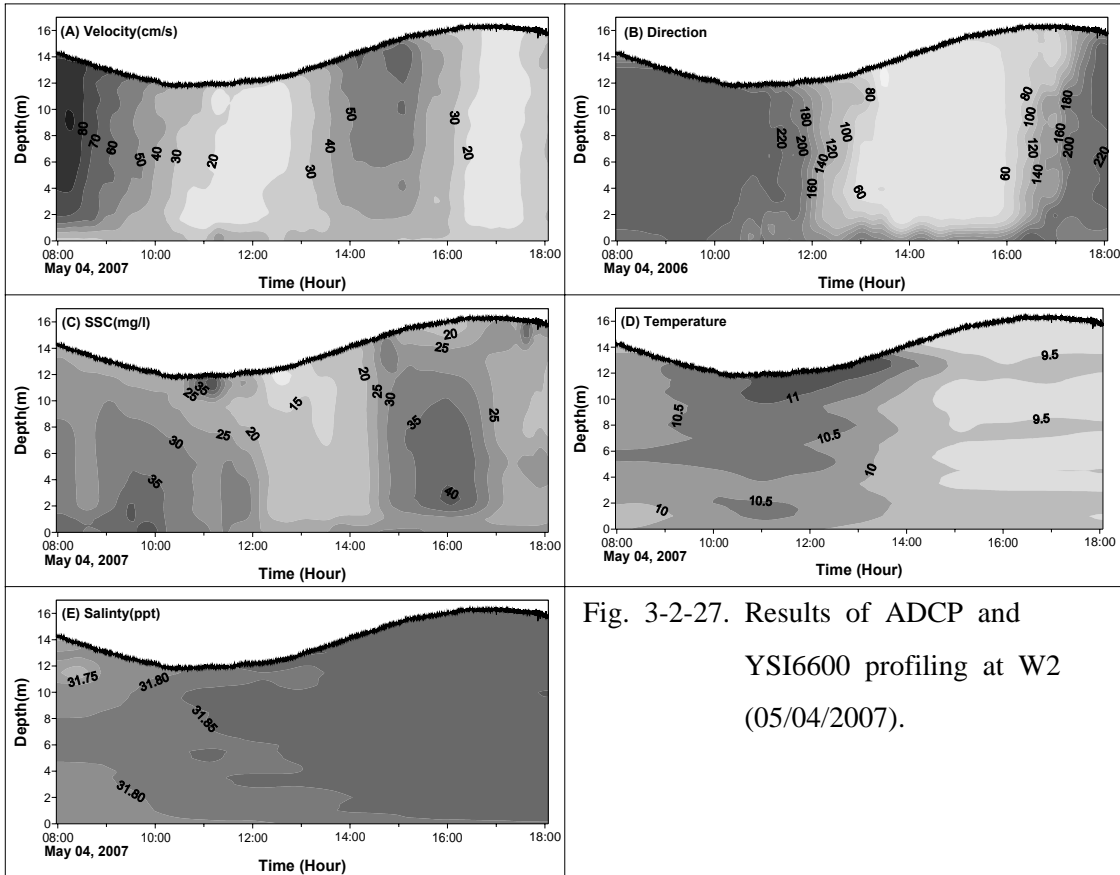


Fig. 3-2-27. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (05/04/2007).

Fig. 3-2-18에 표시한 만 입구 측선 AB를 반복 왕복하는 VM-ADCP 관측을 2007년 5월 3일 실시하였다. 관측당일 안흥검조소의 저조와 고조 시각은 10:43 및 16:27이었으며, 단면 유향과 수심자료에 따른 측선 AB의 대표저조시각은 11:00이다.

매 왕복시마다 수로 중앙부에서 YSI6600를 이용하여 수온 · 분 · 도 연직분포를 측정함과 함께 연직 4개 층 (수면하 2.5 m, 저면상 1 m, 중간수심 2개 층)에서 해수를 채취한 후 실내실험을 통해 SSC를 구하였으며, 이 값들과 Sediview를 이용하여 구한 음향반사강도-SSC 상관관계는 Fig. 3-2-28과 같다.

조위에 따라 차이는 있지만 매 정시에 남측 시작점을 출발하여 약 2 knot의 속도로 측선의 북단까지 관측하고 시작점으로 돌아오는 데 약 30분이 소요된다. 이와 같은 1회 왕복 종료 후에 수로 중앙부로 이동하여 수온 · 분 연직분포를 관측하고 4개 층에서 해수를 채취한 후 시작점으로 돌아와 다음 정시동안 대기한다.

VM-ADCP 단면관측 결과를 Fig. 3-2-29에 제시하였다. 그림에서의 시간은 측선 남단, 즉 B점에서의 시간이며 관측된 단면 북단까지의 시간 차이는 최대 15분이다. 먼저 최강낙조시인 오전 8시와 최강창조시인 오후 2시의 유속분포를 비교하면 주수로에서의 유속은 낙조 유속이 월등히 높음을 알 수 있다. 낙조시의 주수로 표층유속은 80~ ) cm/s 정도로 급감한다. 그러나 최강창조시에는 비록 주수로 표층유속이 50 cm/s 정도이지만 남북 천해역 표층에서도 40~ ) cm/s를 상회하는 유속이 발생한다.

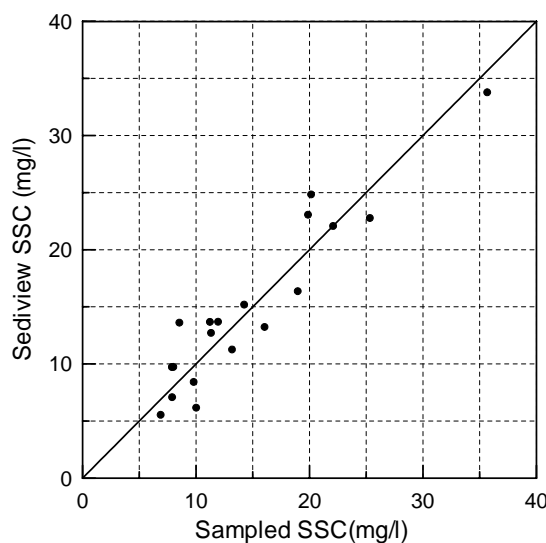


Fig. 3-2-28. Results of VM-ADCP signal strength calibration (May 4, 2007).

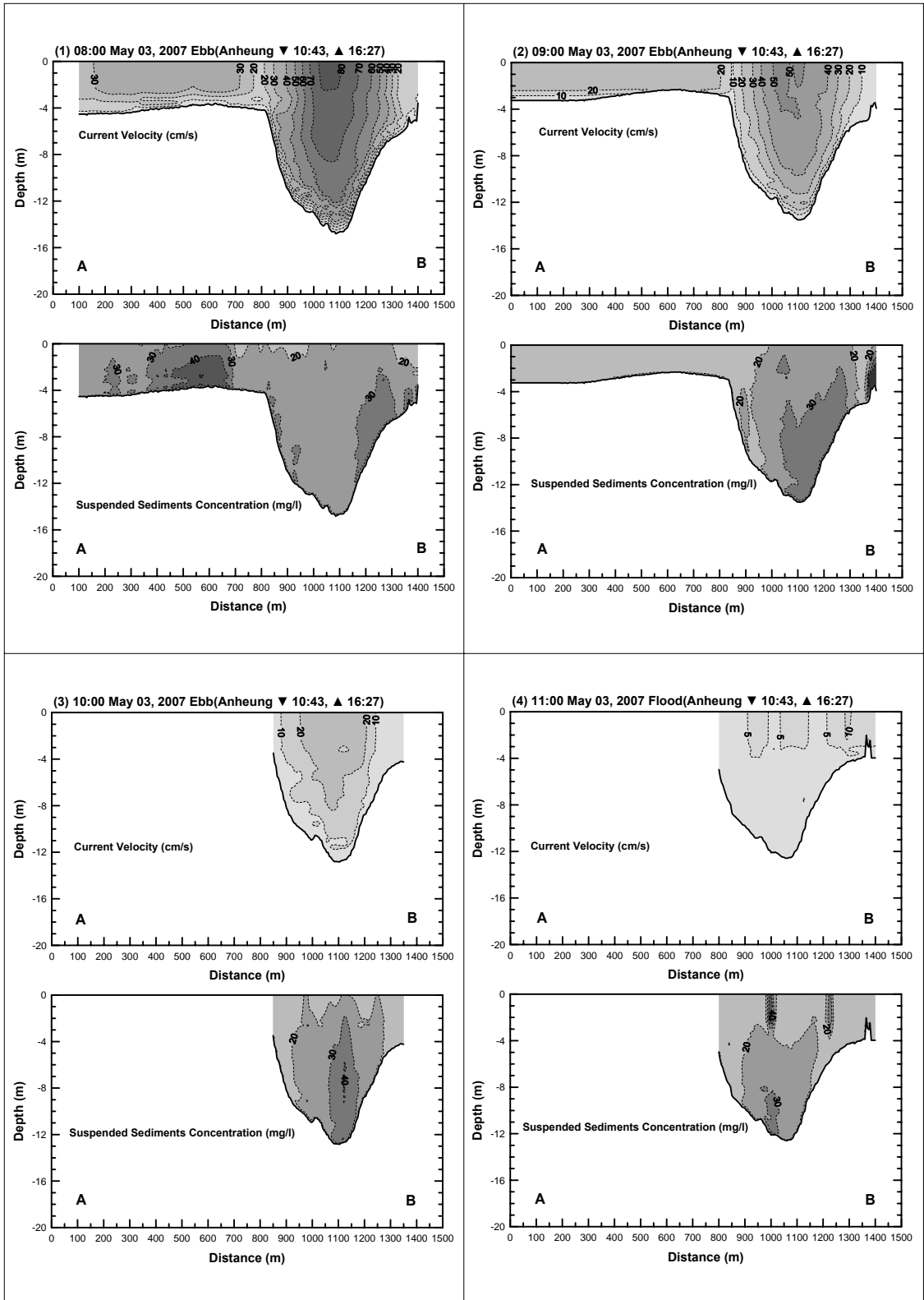


Fig. 3-2-29. Results of the cross sectional profiling using VM-ADCP system.

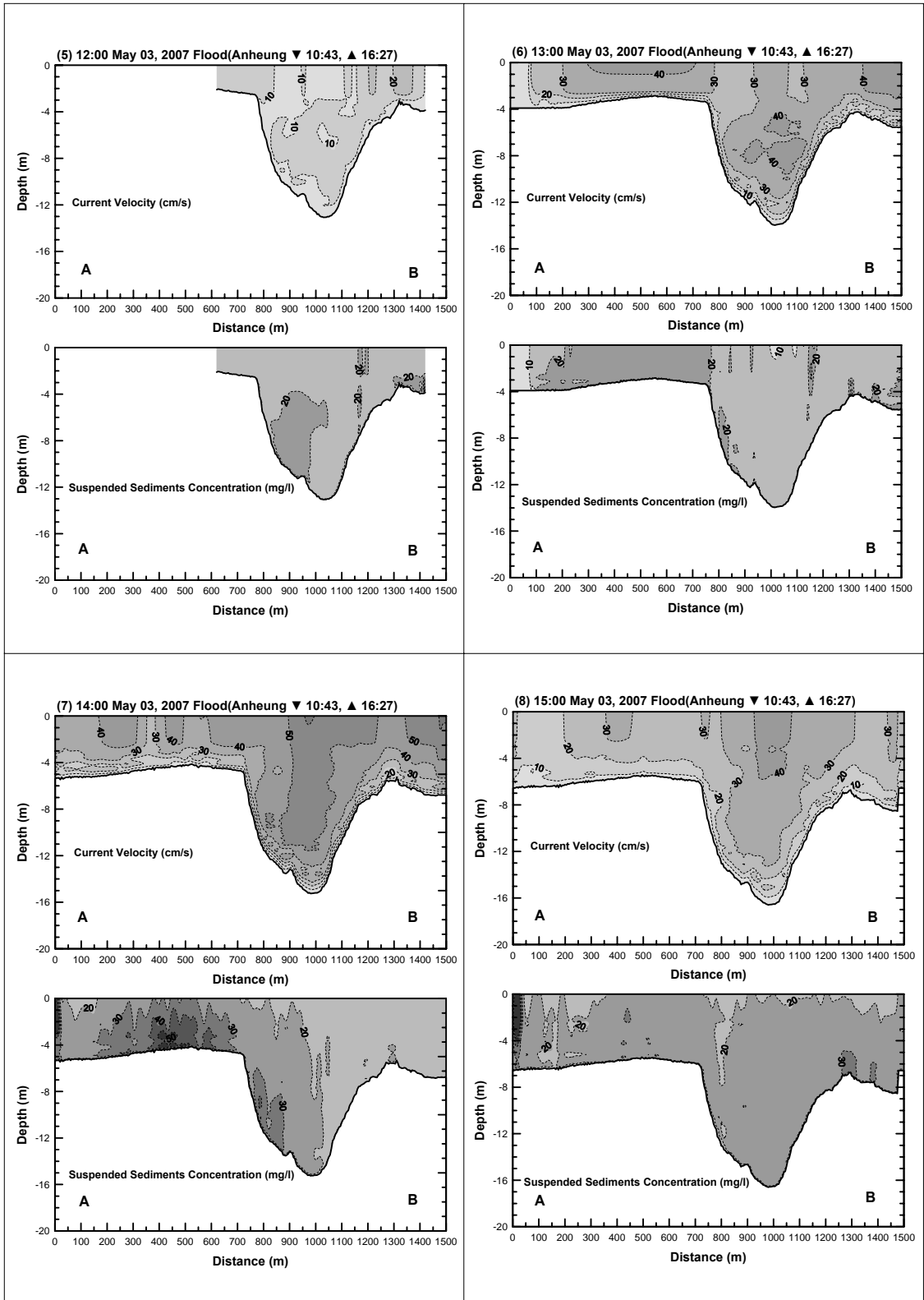


Fig. 3-2-29. (Cont'd)

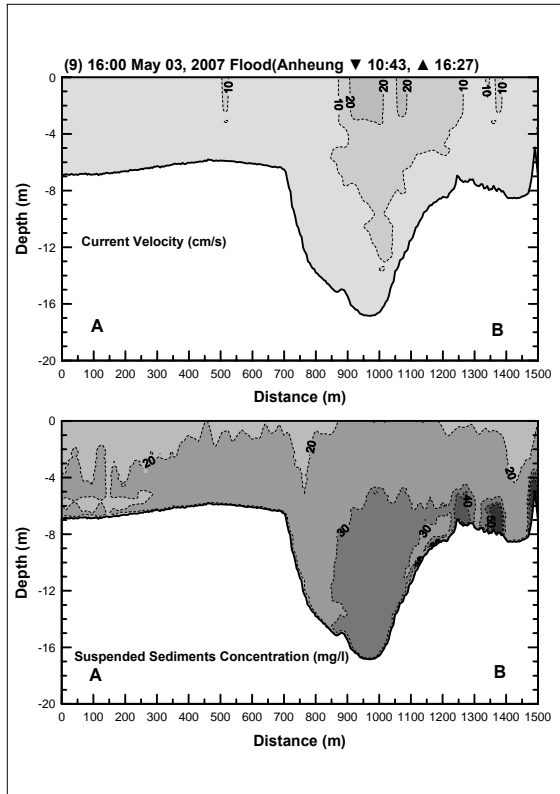


Fig. 3-2-29. (Cont'd)

SSC의 경우, 최강창낙조시 모두 수로 북측 천해역에서 상대적으로 높은 40 mg/l 이상의 농도를 보인다. SSC 단면분포에서 주목할 만한 사항은 수로 사면 상에서의 농도이다. 즉, 최강낙조시에는 남측 사면상이 상대적으로 높은 농도를 보이지만, 비록 정도는 낮으나 농도가 상대적으로 높은 영역이 점차 북측으로 이동하여 저조 부근에는 수로 중앙부 저면에 위치하며 최강창조시에는 북측 사면에서 발달한다.

그림으로부터 알 수 있는 바와 같이 경우에 따라 수심이 4 m 이하인 영역이 결측되었으며, 이는 어선을 이용하여 관측하였기 때문이다. 이와 함께 관측시간이 조석 1주기를 포함하지 못하여 측선 AB를 따른 1조석 주기 동안의 부유퇴적물 이동량을 산정할 수 없다. 이에 따라 관측된 최소 단면폭 (10:00)에 대하여 저조 전후 각 3시간 동안의 부유퇴적물 이동량만을 계산하여 Table 3-2-10에 제시하였다.

Table 3-2-10. Amount of transported SS in a selected section and period.

Period	Suspended load (kg)
08:00 ~ 11:00 (ebb)	- 346.7
11:00 ~ 14:00 (flood)	+ 178.8
Net load (dir.)	- 167.9 (southwestward)

(나) 하계

W1에서의 하계관측은 2006년 8월 24일 대조, W2에서는 조석 한 주기 동안의 자료 획득을 위해 24, 25일 연속으로 수행하였다.

Fig. 3-2-30은 창조시 W1 수면하 2.5 m에서의 유속·향이며, 최강창조유속은 약 70 cm/s이다. 24, 25일에 걸친 약 22시간 동안 실시된 W2에서의 연속관측시 ADCP는 매 2초마다 관측하며, 매 30분마다 승강시키는 YSI6600의 수질변수 측정시간간격은 2초이다. YSI6600 승강과 함께 VM-ADCP 관측시와 같이 4개 층에서 채수하였다. ADCP 반사음향강도-SSC 검보정 결과를 Fig. 3-3-31, 연속관측결과를 Fig. 3-2-32에 제시하였다.

하계의 경우에도 정점 W2의 유속·향은 춘계와 같은 양상을 보이며, 염분은 32 ‰ 정도인 염분도는 조시에 따른 두드러진 변화 특성을 보이지 않는다. SSC의 경우 전체적인 시간변화양상은 2007년 5월의 결과와 유사하지만 최고농도가 10 mg/l 정도로서 크게 낮아졌다.

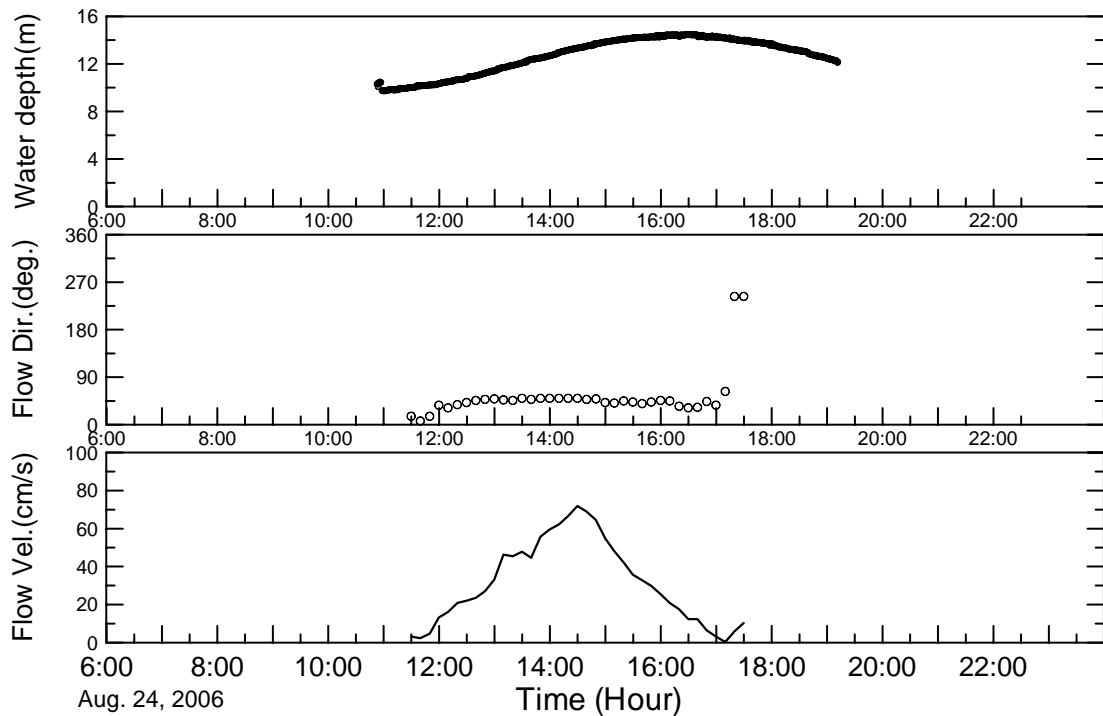


Fig. 3-2-30. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Aug. 24, 2006.



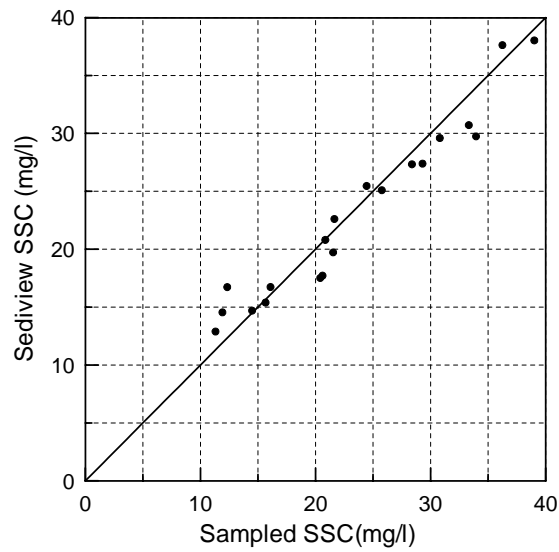


Fig. 3-2-31. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Aug. 24-25, 2007).

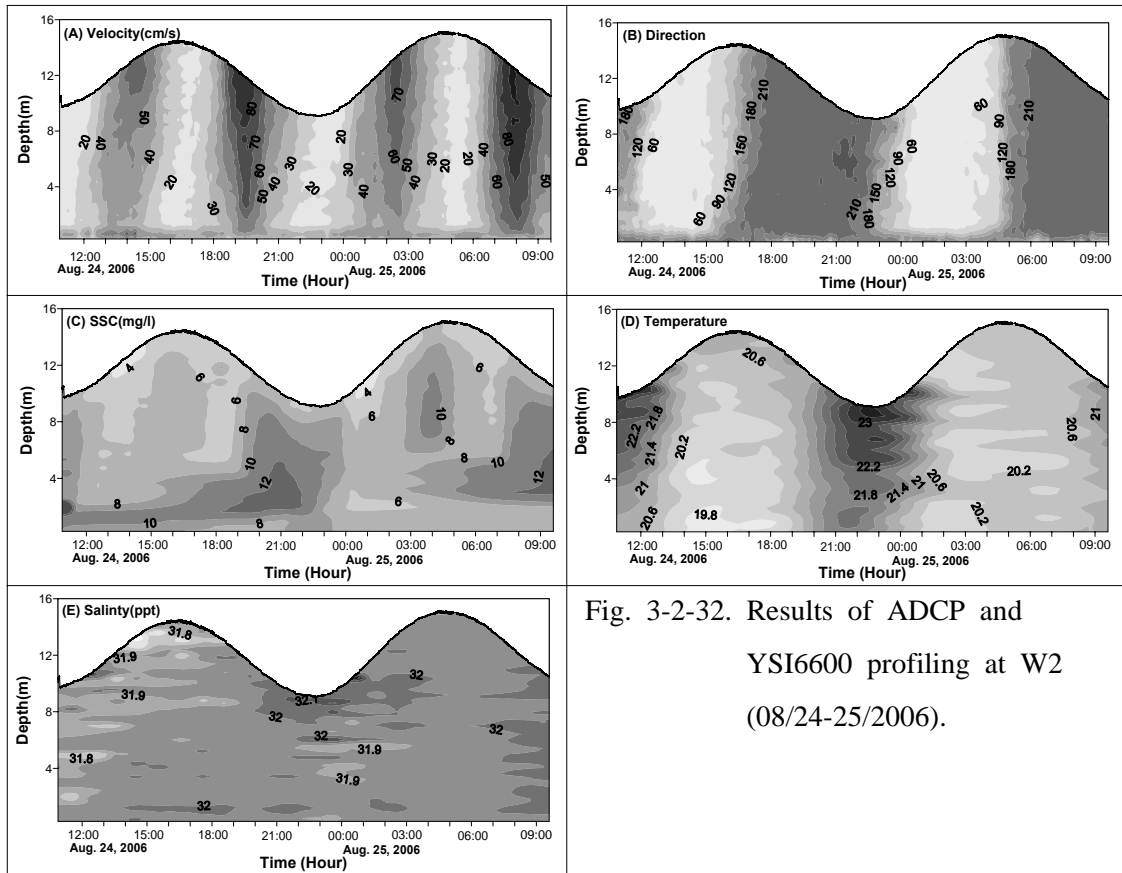


Fig. 3-2-32. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (08/24-25/2006).

하계 관측에서 가장 두드러진 특성은 수온의 시간변화이다. 즉, 그림에서 알 수 있는 바와 같이 고조시의 표층 수온은 약 21℃ 저층은 20℃ 나 저조시에는 각각 23℃ · 22℃ 정도로 약 2℃ · 증가한다. 이는 하계 조간대의 heating과 외해로부터의 유입수에 의한 cooling 작용으로 때문으로 판단된다.

관측치로 읽은 고조 간격 12시간 10분 (24일 16:30 ~ 25일 04:40) 동안 매 2초마다 연직 50 cm 간격(cell depth)으로 관측한 ADCP 결과를 다음 식에 적용하여 구한 부유퇴적물 연직적분 플럭스 산포도를 Fig. 3-2-33에 제시하였다.

$$Q_H = \int_0^h ucdz \quad (4)$$

여기서,  $Q_H$ 는 연직적분한 부유퇴적물 수평방향 이동률,  $h$ 는 수심,  $u$ 와  $c$ 는 층별 수평유속( $= \sqrt{u^2 + v^2}$ )과 농도, 그리고  $u, v, z$ 는 각각 동서방향 및 남북방향 유속과 연직좌표이다. 또한 식 (4)에 시간적분을 적용하여 12시간 10분 동안의 이동량을 계산하여 구한 단위폭당 순이동량은 남남서 방향으로 약 800 g/cm이다.

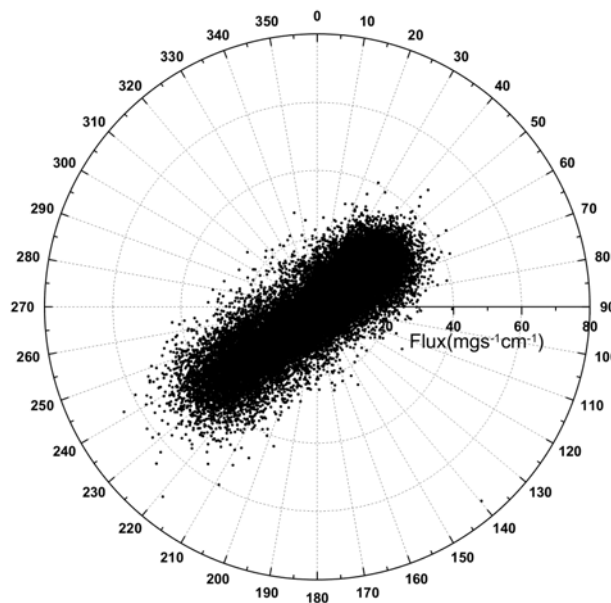


Fig. 3-2-33. Scatter plot of depth-integrated SSC flux for one tidal cycle of a summer season at W2.

(다) 추계

추계 관측은 대조 3일 후인 2006년 10월 25일에 수행되었다. 약 70 cm/s의 최강 창조유속이 관측된 정점 W1 수면하 2.5 m의 낙조 말기에서 고조까지의 유속·향을 Fig. 3-2-34에, 정점 W2에서의 ADCP 반사음향강도 검보정 결과를 Fig. 3-2-35에, 그리고 W2에서의 물리특성 연직분포 시간변화를 Fig. 3-2-36에 제시하였다. W2에서의 특성을 살펴보면 다음과 같다.

유속·향은 월령을 감안할 때 전체적으로 춘계와 하계 양상과 같으나 최강창조시 중층 유속이 표층보다 큰 것이 두드러진다.

SSC 연직분포 시간변화는 전형적인 조석환경의 특성을 잘 나타내고 있으나 농도는 춘계보다 약 10 mg/l 정도 낮다.

수온은 고조시가 저조시보다 약 1.5℃ 정도 높아 하계와는 반대되는 현상을 보이며, 갯벌의 cooling 효과가 나타나기 시작했음을 알 수 있다.

염분의 경우에도 미약하게나마 낙조 말기와 저조시에 약 0.2~ 3 ‰ 낮은 값을 보이거나 창조와 함께 회복된다.

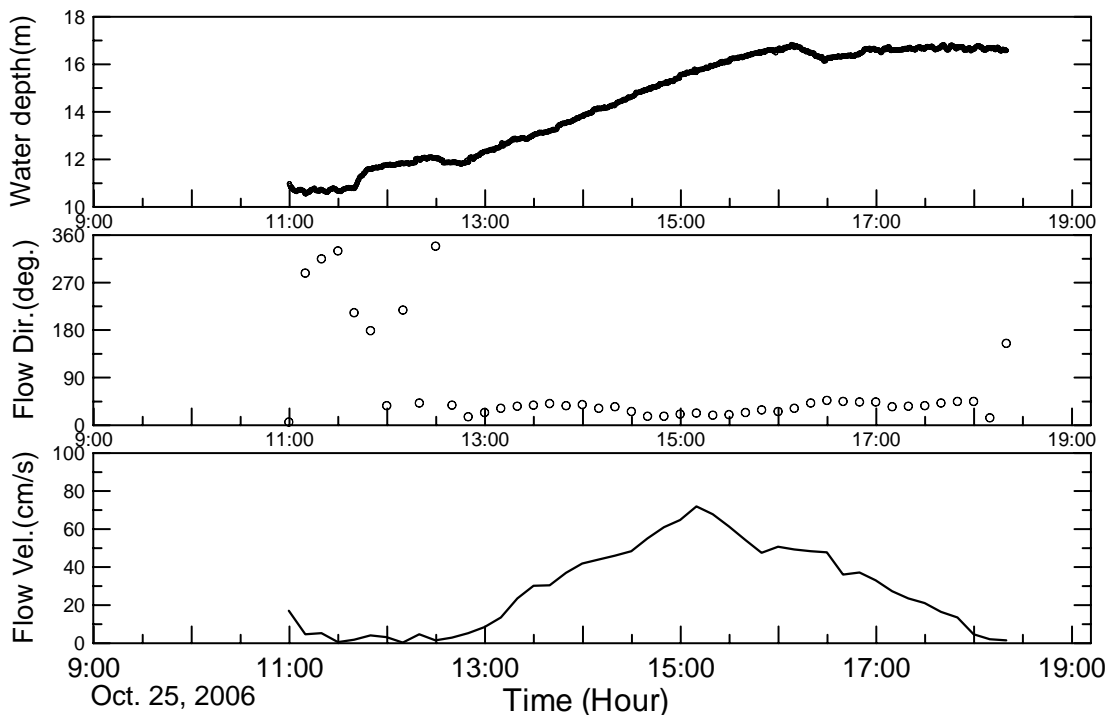


Fig. 3-2-34. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Oct. 25, 2006.

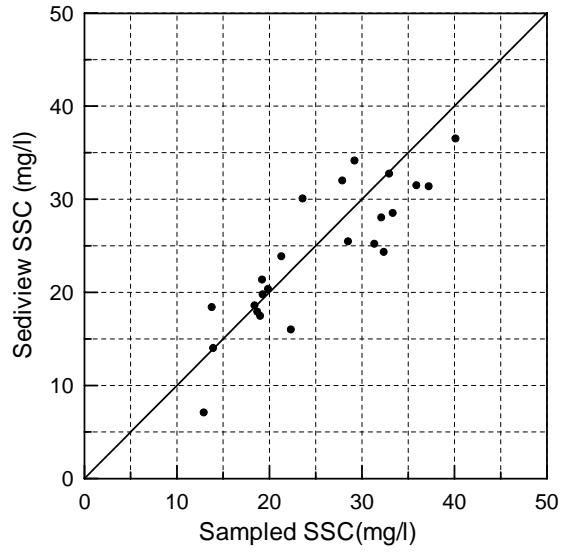


Fig. 3-2-35. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Oct. 25, 2006).

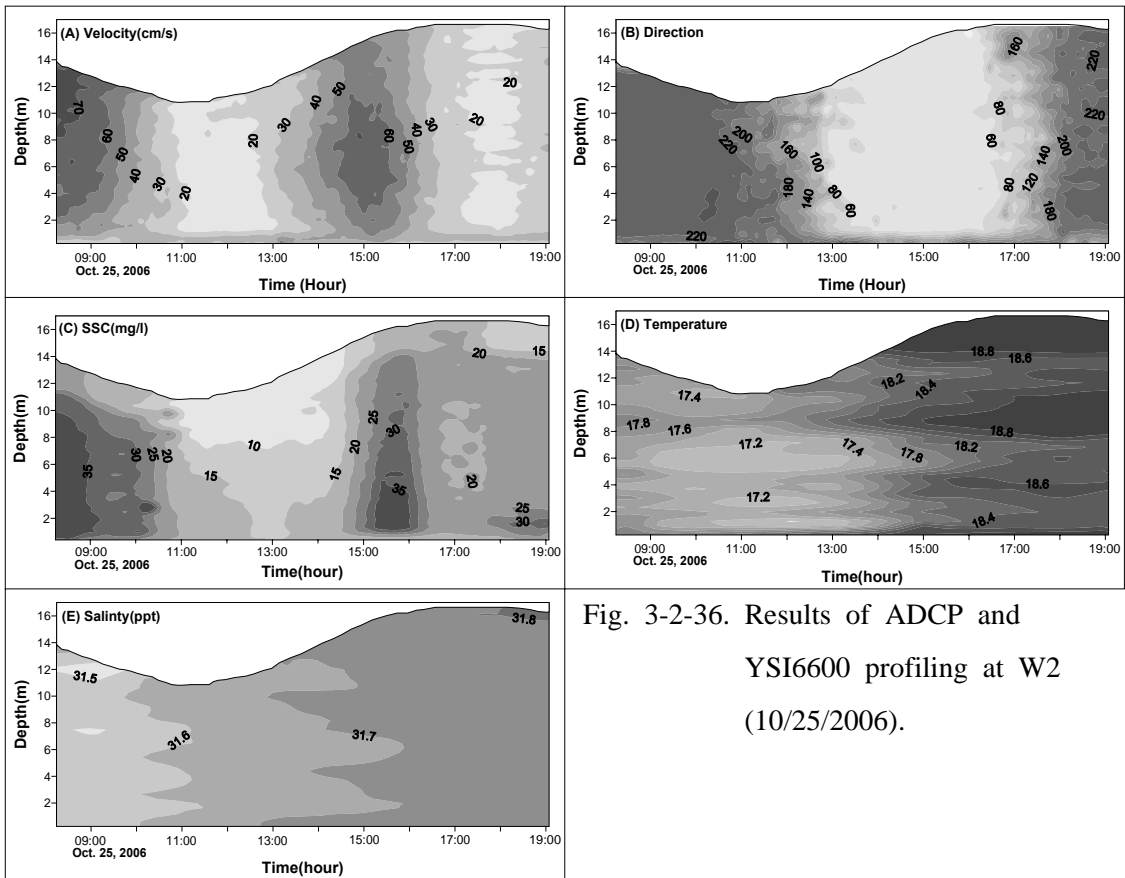


Fig. 3-2-36. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (10/25/2006).

(라) 동계

동계 관측은 대조 7일 후 소조인 2007년 2월 9일에 수행하였으며, 관측결과를 Fig. 3-2-37~ 3에 제시하였다.

전술한 3계절의 관측이 모두 대조 또는 대조 부근 시점에 수행된 반면 동계 관측은 소조기에 수행된 관계로 Fig. 3-2-39에서 알 수 있는 바와 같이 W1에서의 최강낙조유속이 약 45 cm/s이다. 정점 W2의 소조기 유속도 대조기에 비해 감소하였으나 그 감소폭은 창조시에 비해 낙조시가 크다. SSC는 동계임에도 춘계와 추계에 비해 낮은 값을 보이며, 이는 소조기임과 아울러 대상지역이 북서쪽에서 진입하는 동계 파랑에 효과적으로 차단되어 있기 때문으로 판단된다. 한편, 2007년 5월 관측의 경우와 유사하게 저조시 부근의 표층농도가 상대적으로 크다. 수온과 염분은 저조를 기준으로 대칭적인 분포를 보이거나 시간 및 수심에 따른 변화 정도가 현상을 논하기에는 작은 것으로 판단된다.

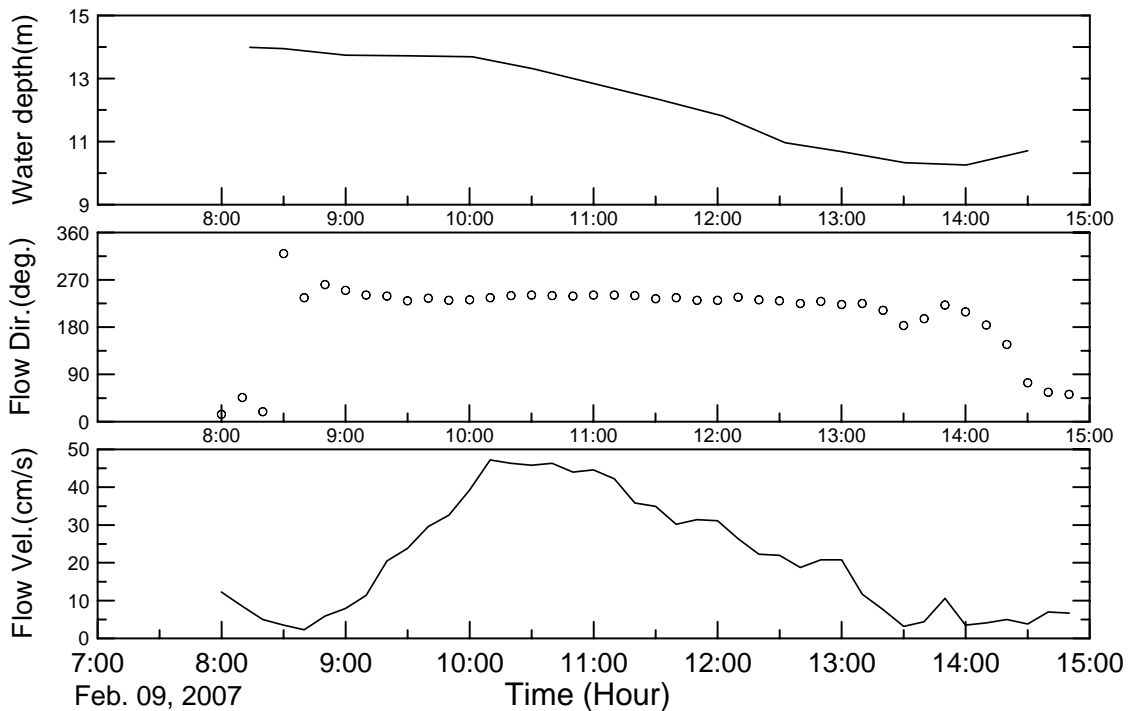


Fig. 3-2-37. Time variations of water depth (W2) and surface tidal currents (W1) on Feb. 9, 2007.

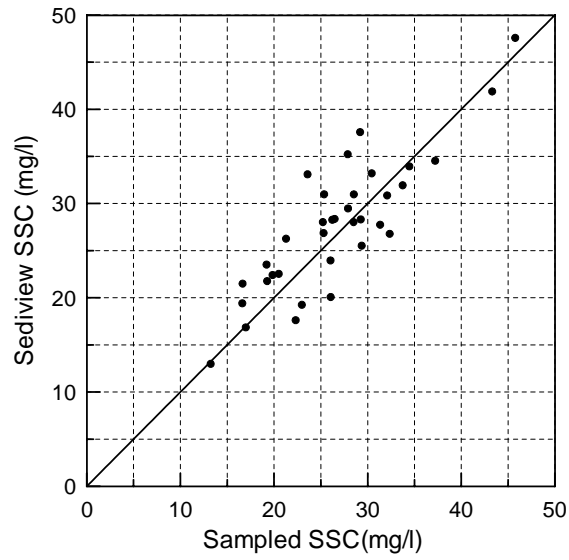


Fig. 3-2-38. Results of ADCP signal strength calibration at W2 (Feb. 2, 2007).

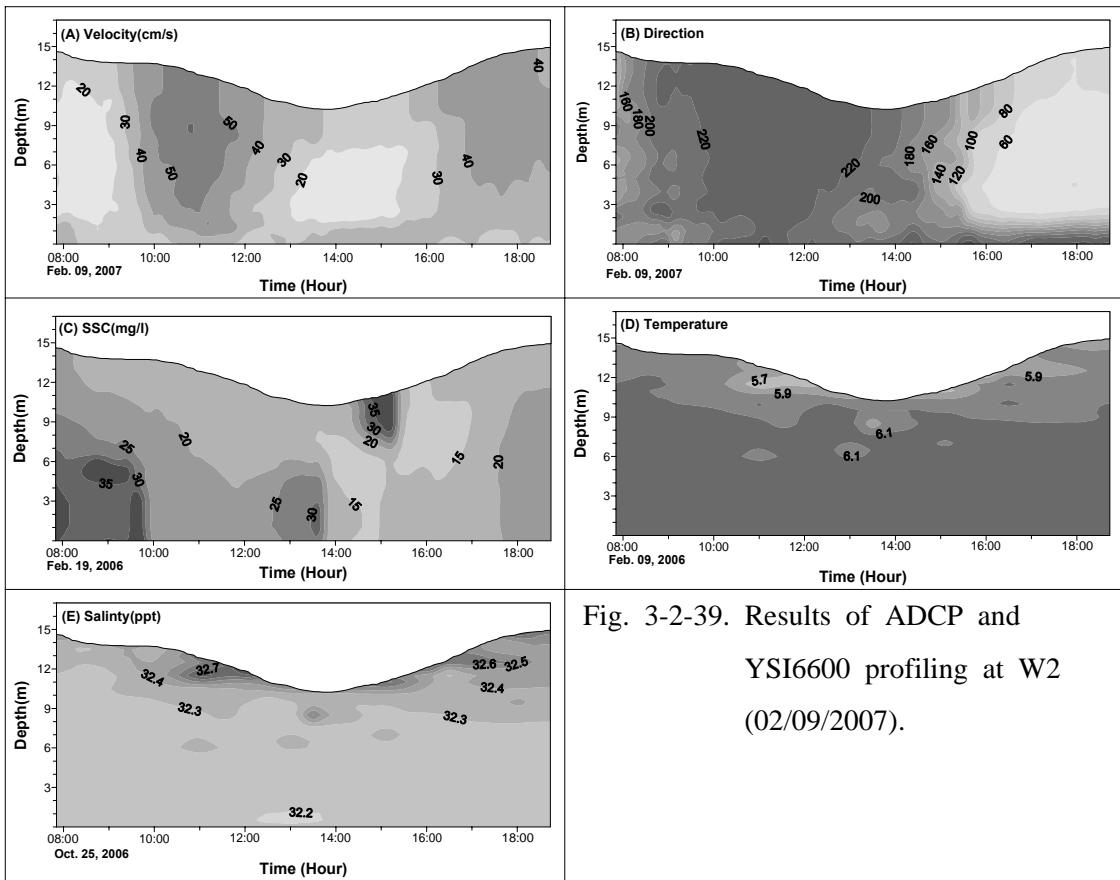


Fig. 3-2-39. Results of ADCP and YSI6600 profiling at W2 (02/09/2007).

(2) 조간대

2차년도 8월부터 시작한 정점 S2에서의 수리·적작용 관측은 RCM9과 YSI 6600만을 설치하여 저면으로부터 50 cm 높이에서의 물리특성을 단기간에 걸쳐 파악하는 개략관측과 SPHINX-III를 이용하는 정밀관측으로 나뉜다.

(가) 하계 개략관측 Summer brief measurements

2006년 8월 23일 오후부터 25일 오전까지 이틀에 걸친 관측결과를 Fig. 3-2-40에 제시하였다. 저면상 50 cm 높이에서의 유속은 침수 초기에 가장 크며, 관측기간 중의 최강유속은 약 45 cm/s이다. 침수 초기에 동향이던 유향은 점차 반시계 방향으로 회전하여 고조시에는 북향을 보이다가 급격히 회전하여 대부분의 낙조시간 동안 서향을 유지한다.

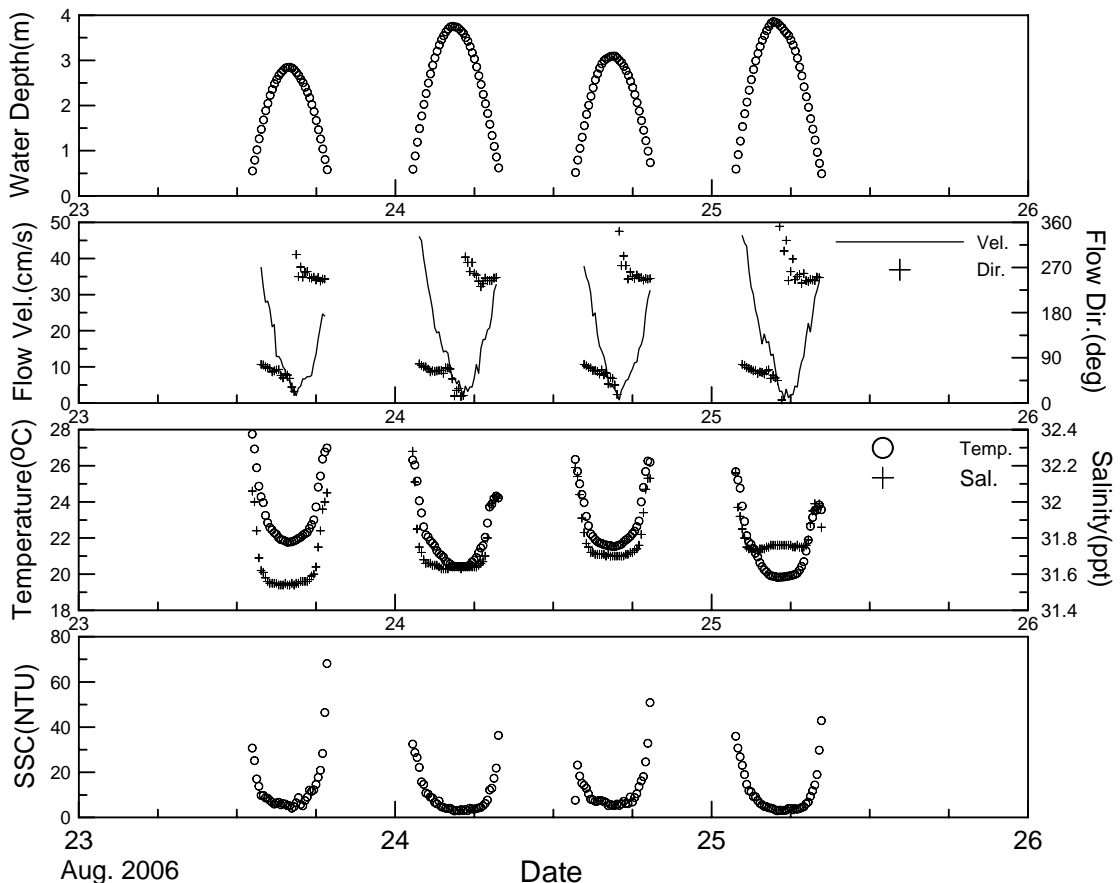


Fig. 3-2-40. Representative time variations of physical parameters at 50 cm above S2 bed in summer season.

하계 관측에서 주목할 사항은 약 6°C 차이를 보이는 수온변동이다. 즉, 침수초기에 26~ 27°C 정도로 낮아진 후 낙조 개시와 함께 상승하기 시작하여 노출 직전에 24~ 27°C로 상승한다. 또한 고조가 새벽인 24일 첫 번째 고조와 25일 고조의 경우에는 노출 직전의 수온이 침수 직후보다 2°C 정도 낮다. 이와 같은 사실로부터 수온의 시간변화는 유입 해수의 cooling 효과와 조간대의 heating 효과 때문으로 판단된다.

NTU 단위로 출력하는 YSI6600 탁도계 관측결과를 함께 제시하였으나 현장 부유 퇴적물을 채취하지 않아 SSC로 환산할 수 없었다. 그러나 낮은 고조 노출 직전의 탁도가 침수 직후의 2배 정도임을 알 수 있다.

(나) 추계 개략관측

2006년 10월 23일 오후부터 26일 오전까지 만 3일에 걸친 관측결과를 Fig. 3-2-41에 제시하였다.

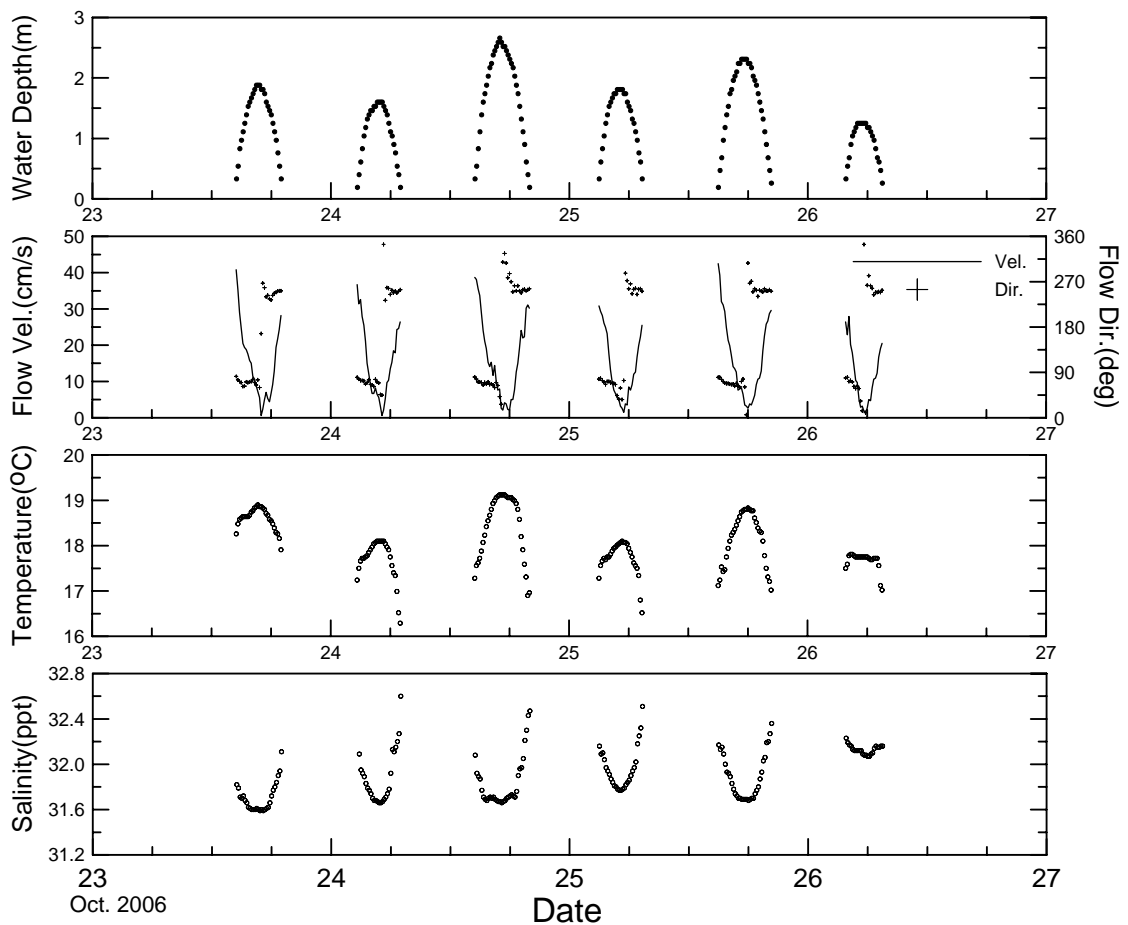


Fig. 3-2-41. Representative time variations of physical parameters at 50 cm above S2 bed in autumn season.



추계 관측에서도 역시 주목할 사항은 수온의 시간변화로서 하계와는 완전히 반대인 위상을 보인다. 즉 외해수가 유입됨에 따라 수온이 상승하며 고조시에 최고치를 보인 후 낙조와 함께 다시 감소한다. 이로부터 추계에는 외해수가 heating 원이고 갯벌이 cooling source임을 알 수 있다.

(다) 추계 정밀관측

2006년 9월 13일부터 약 15일 동안 SPHINX-III를 이용한 경계면 근방 수리·적현상 정밀관측을 수행하였다. 추계 관측에서는 기기이상으로 LISST와 자동채수기 AUTTLE을 이용할 수 없었다.

① 탁도계 검보정

AUTTLE과 LISST를 사용할 수 없음에 따라 VECTOR의 하층 관측 높이인 저면상 25 cm의 SPHINX 다리에 플라스틱 물병 고정하여 전 관측기간 동안 부유퇴적물을 누적·집하였으며, 이를 이용한 OBS-3 검보정을 실내에서 수행하였다. 만일 부유퇴적물과 저면퇴적물의 입경 차이가 크면 이러한 실내 검보정이 관측결과 해석에 오류를 낳을 수도 있으나 Table 3-2-11에 나타낸 바와 같이 갯벌 표면퇴적물(S2ba)의 평균입경은 25 cm 높이에서의 부유퇴적물(S2a25)보다 약 5 mm 정도 크지만 전체적인 입도분포로 미루어 검보정에 큰 무리가 없을 것으로 판단된다.

OBS-3 출력전압과 SSC와의 지수함수적 및 선형 상관관계가 Fig. 3-2-42이다. 400 mg/l 이하는 지수함수 상관식이 적합한 것처럼 보이지만 증류수에 해당하는 출력전압 0V인 경우에도 50 mg/l 이상으로 계산되고 1V 이상은 너무 높은 농도로 환산하므로 선형관계식인 Fig. 3-2-42(b)를 택하였다.

난류규모 8Hz로 관측한 수평유속, 농도의 burst 평균치 (Fig. 3-2-43)를 고주파로 측정하지 않는 다른 변수, 즉 수심 (DUFAL 관측치), 유의파고 (DUFAL 관측치), 저면고 변화 및 수온·분과 함께 Fig. 3-2-44에 시계열로 제시하였으며, 경향을 보다 용이하게 파악하기 위해 대조를 중심으로 한 7일 동안의 자료를 Fig. 3-2-45에 제시하였다.

Table 32-11. Statistical characteristics of the bed and suspended sediments at S2.

ID.	Weight composition (%)				Mean diameter		SD	Sk	Kt
	Gravel	Sand	Silt	Clay	( $\phi$ )	( $\mu\text{m}$ )			
S2 <sub>ba</sub>	0.0	27.1	56.4	16.6	5.8	17.9	2.2	0.3	2.2
S2 <sub>a25</sub>	0.0	12.6	68.9	18.4	6.3	12.7	1.9	0.0	2.6

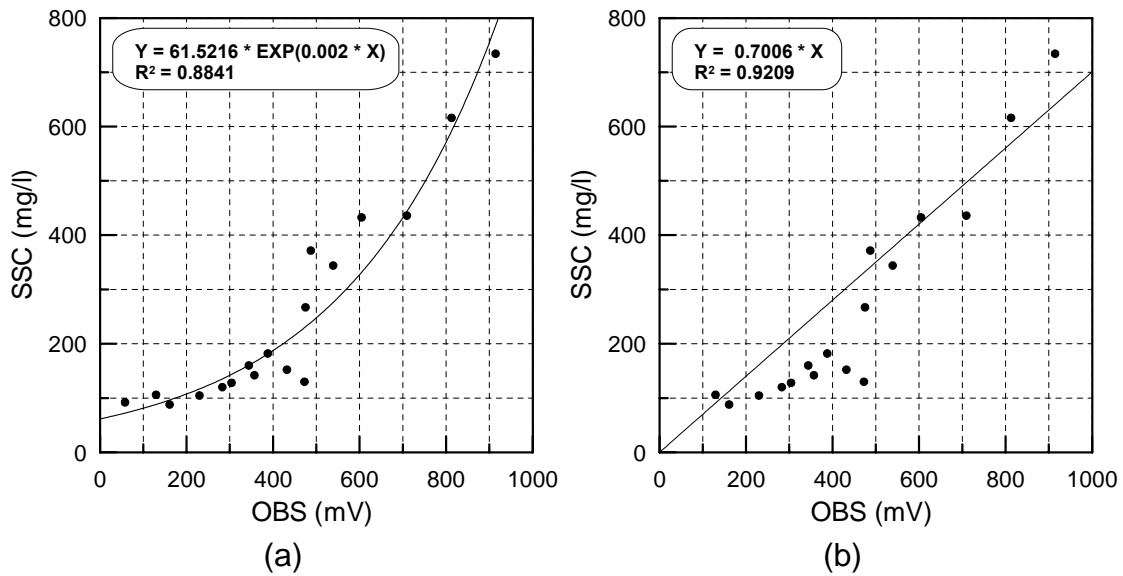


Fig. 3-2-42. Results of OBS-3 calibrations at S2.

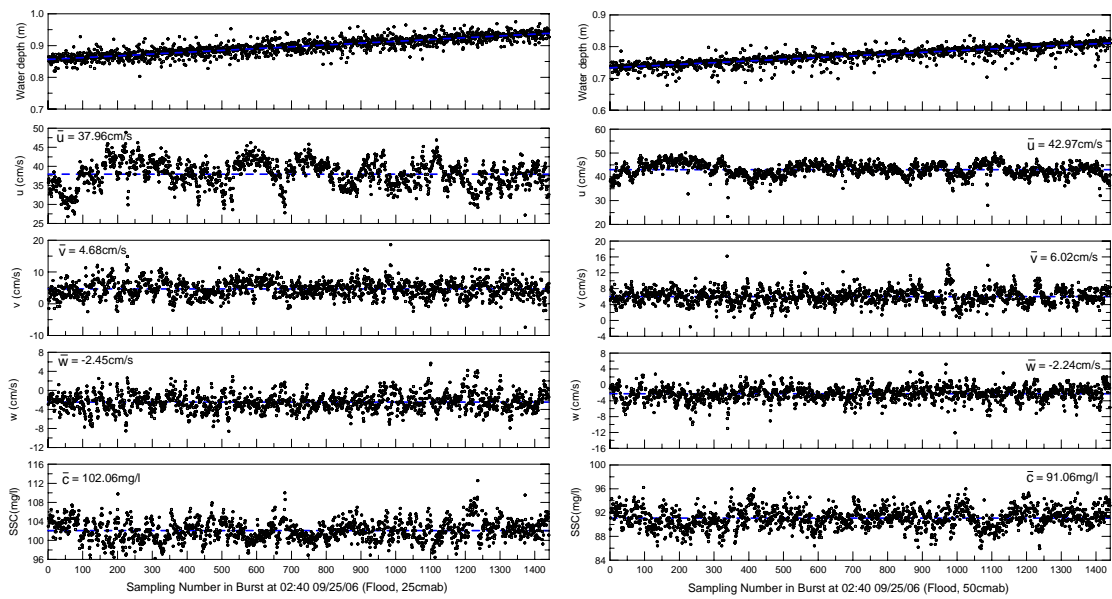


Fig. 3-2-43. Turbulent fluctuations and their averages at two layers in a sample burst (cmab: cm above the bed).

② 흐름 및 파랑특성

먼저 조류의 경우, 침수 직후의 유속이 노출 직전보다 높은 창조우세 현상과 반시계 방향 회전 특성은 RCM-9을 이용한 개략적 관측결과와 같다. 난류에너지는 전반적으로 25 cmab에서 높으며 특히 각 침수주기 동안 50 cmab에서의 최소치는 크게는 25 cmab보다 값보다 한 order 정도 낮다.

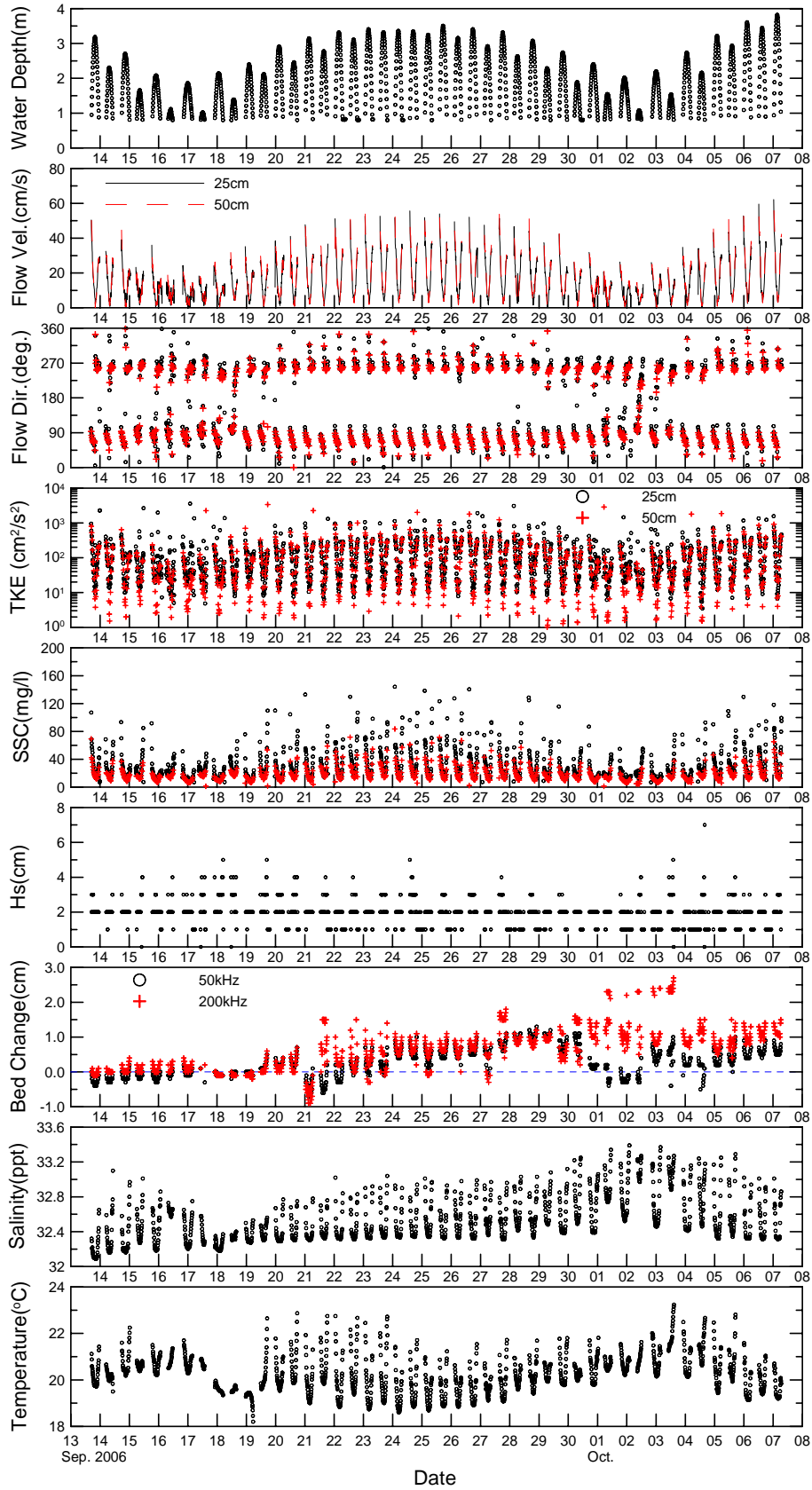


Fig. 3-2-44. Measurement results of SPHINX-III at S2 in autumn season.

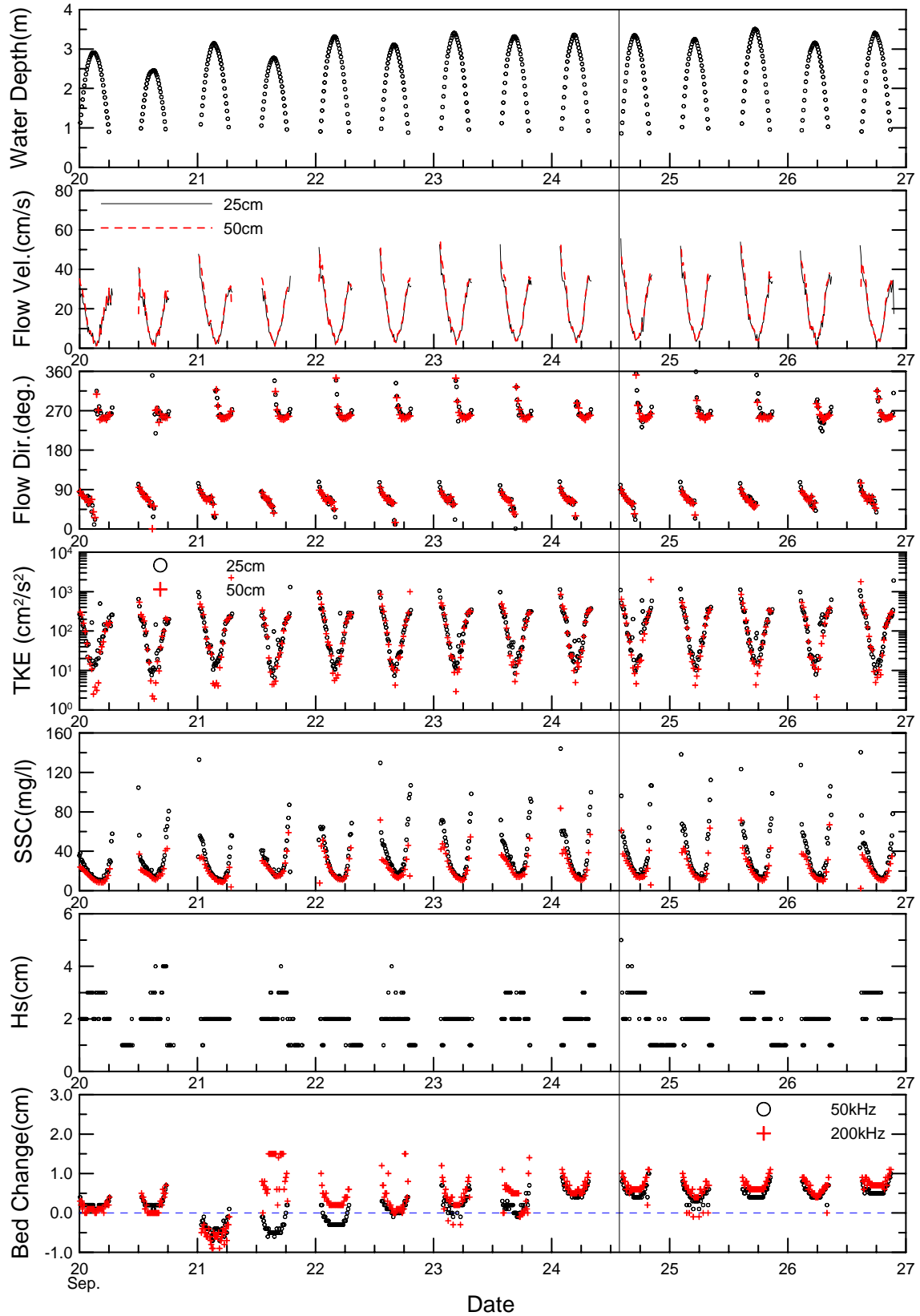


Fig. 3-2-45. Time variations of selected variables during a selected period.

두 그림에서는 25 cmab와 50 cmab의 수평유속 차이를 구분하기 어려우나 최강 창조 시기에는 50 cmab의 유속이 높다. 예로써 Fig. 3-2-44의 경우, 25 cmab 및 50 cmab에서의 수평평균유속은 각각 38.3 cm/s 및 43.4 cm/s이다.

한편 전 관측기간 동안 유의파고는 10 cm 이하로서 퇴적물이동에 미치는 파랑의 영향은 무시할 수 있다.

한편 추계 정밀관측시 SPHINX-III에 상향 ADCP (600 kHz)도 설치하였으나 저면으로부터의 기기 높이와 센서 blanking depth 등으로 인해 해석이 불가능할 정도로 결측이 많았다.

### ③ 부유퇴적물 농도 **Suspended sediment concentration**

SSC는 25 cmab에서 10~ ~ ) mg/l 정도이며, 추계 개략 관측에서 관측된 바와 같이 유속과는 반대로 침수초기보다 노출직전의 농도가 높은 경우가 많다. 또한 창낙조 최고농도가 같은 경우를 포함 전 관측기간에 걸쳐 시간에 따른 농도 감소경사보다 증가경사가 높다. 이처럼 낙조시 농도 및 농도 증가경사가 높은 것은 노출기간 동안 증가하였던 전단강도가 침수시간 경과에 따라 낮아짐에 따라 동일 유속일 경우에도 창조시기에 비해 재부유율이 높기 때문으로 해석할 수 있다.

### ④ 저면고 **Bed level**

Fig. 3-2-44와 3-2-45에 제시한 음향표고계 DUFAL의 관측결과에 따르면 저면고의 시간변화는 두 가지 특징적인 현상을 보인다. 첫째는 Fig. 3-2-45의 9월 24일 1차 고조 시각에 맞춘 기준선을 따른 관측치들에서 명확히 알 수 있듯이, 음향송신기로부터 fluid mud를 포함한 연성경계면까지의 거리를 측정하는 200 kHz 경계면과 연성경계면을 투과하고 모래층 혹은 경성경계면에서 반사되는 50 kHz 신호 경계면의 표고 모두 침수 초기부터 점차 낮아져 고조시에 최소값을 보인 후 다시 높아지는 현상, 즉 조위와 반대이고 유속 및 SSC와는 같은 위상으로 변동하며, 그 변동폭은 약 0.5 cm 정도이다. 둘째는 10월초 약간의 예외는 있으나 관측기간 동안의 표고변동은 고조수위의 변동을 따른다.

침수시기 동안의 오목형 표고변동은 KORDI (2004)의 결과 (Fig. 2-2)와 후술할 동계 관측결과인 볼록형 표고변동과 반대되는 현상이다.

경계면 퇴적물의 함수비는 유속에 비례하고 겉보기밀도 (bulk density)는 유속에 반비례하므로 유속이 가장 낮은 고조시에 밀도가 증가하고 표고는 감소한다. 그러나 자중압밀에 의한 이러한 밀도증가에 의한 표고감소보다 부유퇴적물 침강에 의한 표고증가가 클 수 있다. 따라서 침수시기 동안의 표고변동특성에는 다양한 인자가

연관되지만 우선적으로 부유퇴적물 고농도 환경에서는 블록형 변동이, 저농도 환경에서는 표고가 오목형으로 변동할 수 있다.

고려해야 할 또 다른 관측결과는 전 관측기간에 걸친 표고변화이다. 즉, 소조기인 9월 17일부터 다음 소조기까지 표고가 서서히 증가하다가 다시 감소한다. 비록 소조기인 10월 1일부터 3일까지 200 kHz 경계면과 50 kHz 경계면의 표고차이가 두드러지게 증가하는 경향을 보이지만 전체적인 표고변화가 조위곡선과 같은 위상으로 변동한다.

이러한 표고변화의 원인을 파악하기 위하여 다음 식으로 두 층에서의 부유퇴적물 연직이동량을 매 burst에 대해 구하였으며, 그 변화를 다른 변수와 함께 Fig. 3-2-46과 3-2-47에 제시하였다.

$$W_V = \int_0^{T_b} wc dt = \frac{1}{f} \sum_{i=1}^n w_i c_i \quad (5)$$

여기서,  $W_V$ 는 부유퇴적물의 단위면적당 연직방향 이동량인 vertical load ( $\text{g/cm}^2$ ),  $T_b$ 는 burst interval (sec),  $w$ 와  $c$ 는 연직유속 (cm/s)과 농도 ( $\text{g/cm}^3$ ),  $f$ 는 측정주파수 (sampling frequency),  $n$ 은 한 burst 내 자료 수, 그리고  $w_i$ 와  $c_i$ 는  $i$ 번째 연직유속과 농도이다.

두 그림으로부터 부유퇴적물 연직이동은 하향이 우세하며, 특히 25 cmab의 경우는 거의 전 기간 동안 하향 이동임을 알 수 있다. 또한 이러한 하향 이동량은 조위에 비례하고, 이는 또한 저면고, 특히 50 kHz 경계면 변동과 같은 양상이다. 연성경계층 변동을 나타내는 200 kHz의 경우 10월 1일 소조 전후에 50 kHz와의 표고차이가 커지나 그 원인에 대해서는 연구가 더 필요할 것으로 판단된다.

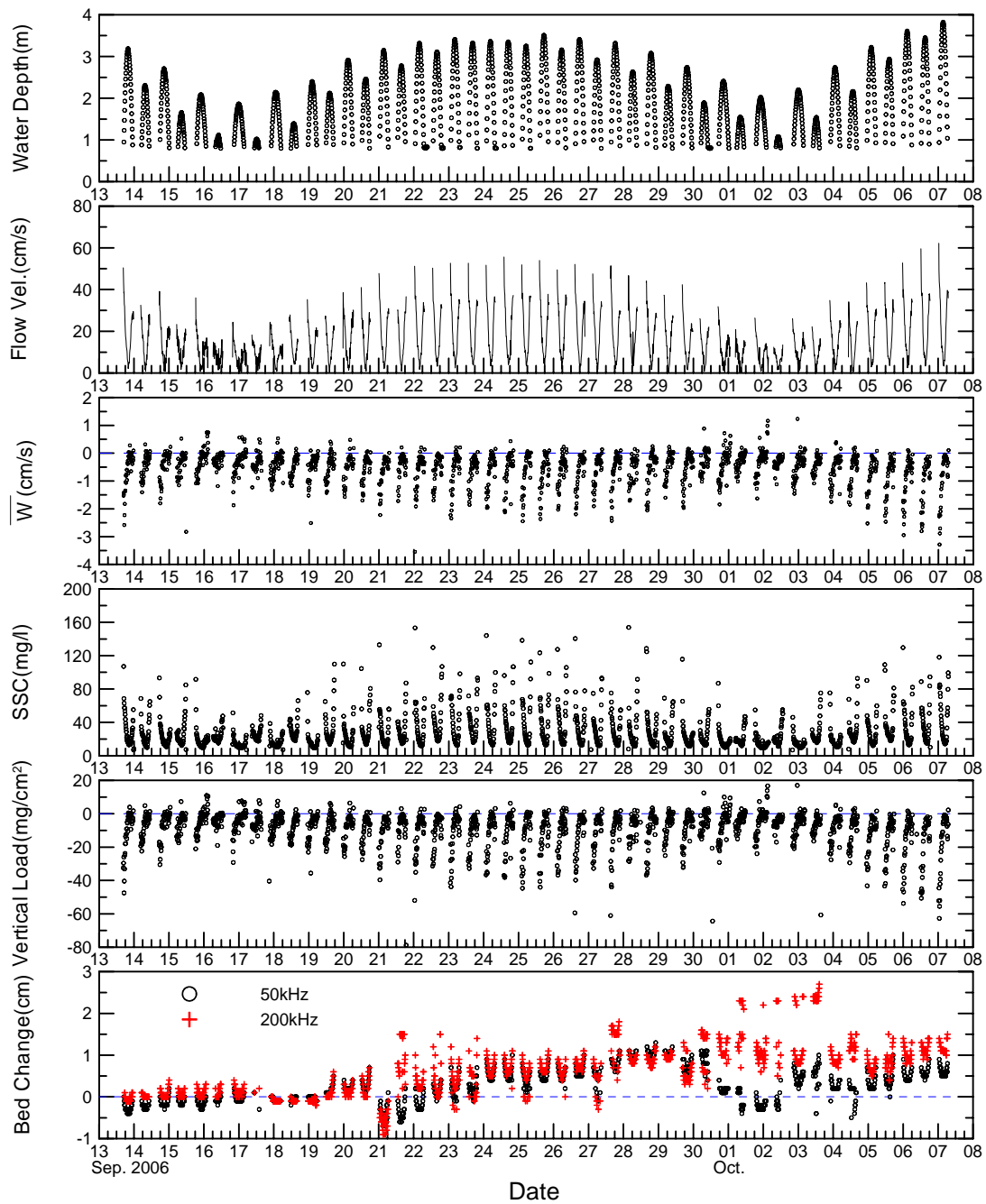


Fig. 3-2-46. Comparison of the bed change and vertical load at 25 cm above the bed of S2 with associated physical data.

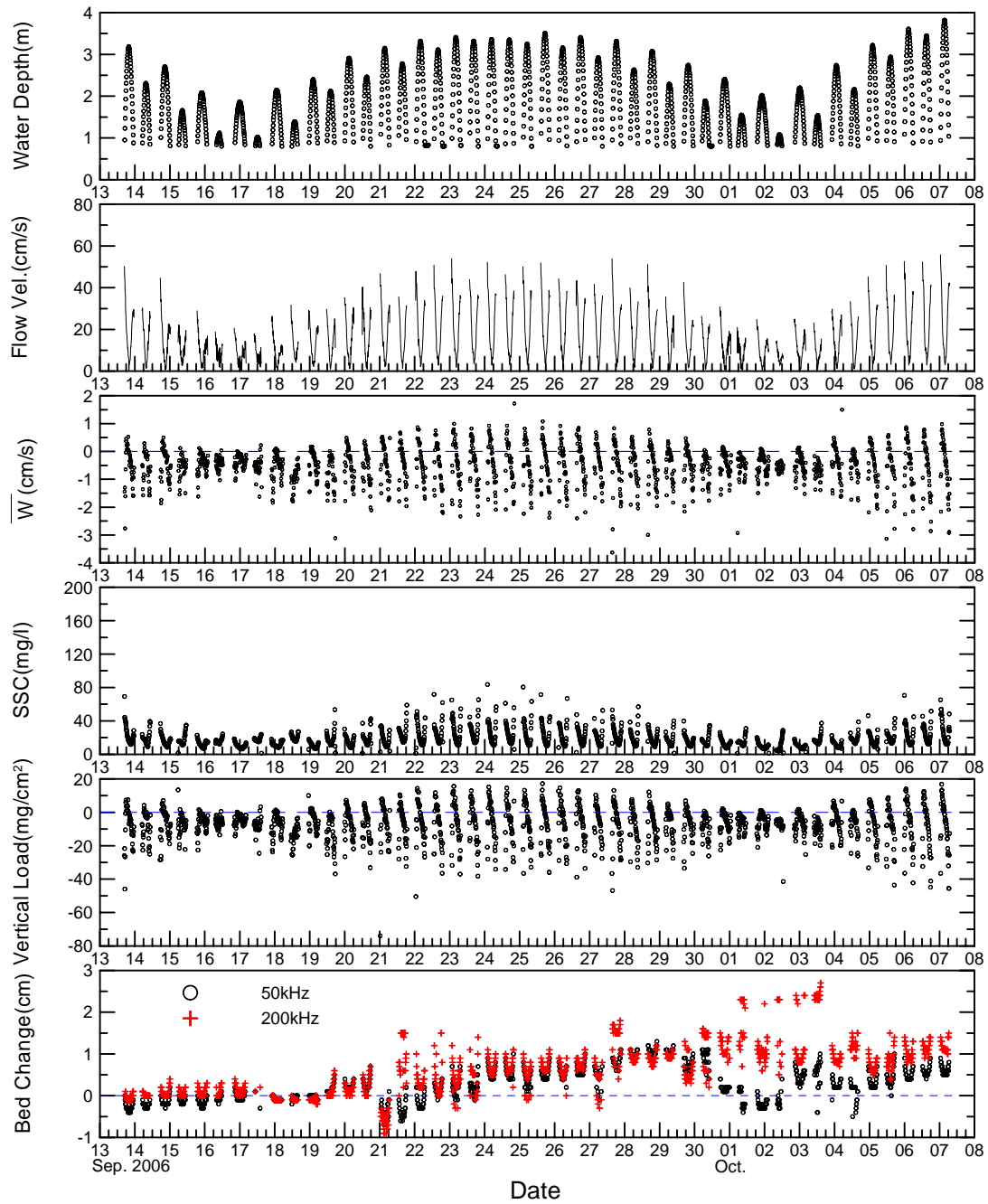


Fig. 3-2-47. Comparison of the bed change and vertical load at 50 cm above the bed of S2 with associated physical data.



⑤ 부유퇴적물 순 이동방향 및 이동량 **Net transport of suspended sediments**

연직 2개 층에서 9월 17일부터 10월 2일까지 15일 동안 수평방향으로 이동한 부유퇴적물 총량을 방향별로 구분한 결과가 Fig. 3-2-48이며, 이를 동향과 서향으로 대별하여 구한 수평방향 순 이동방향과 이동량을 연직방향 이동량과 함께 Table 3-2-12에 제시하였다. 표에서 알 수 있는 바와 같이 근소만 갯벌 정점 S2에서의 부유퇴적물 추계 순 이동방향은 동향 및 하향이다.

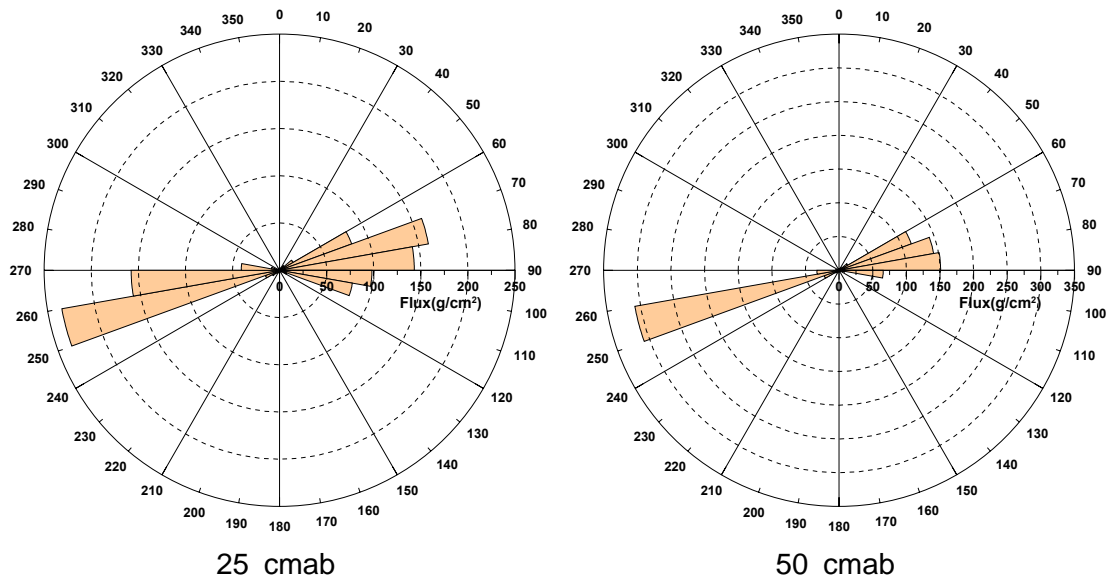


Fig. 3-2-48. Rose diagrams of horizontal loads for 15 days at S2.

Table 3-2-12. Net directions and amounts of the suspended sediment transport at two near bottom layers of S2.

Height above the bed (cm)	Horizontal Load ( $\text{g}/\text{cm}^2$ )			Vertical Net Load* ( $\text{g}/\text{cm}^2$ )
	Eastward	Westward	Net	
25	603.3	-481.5	121.8	-34.6
50	510.7	-390.1	120.6	-24.9

\* Upward : positive



① 탁도계 검보정

관측기간 중에 AUTTLE을 이용하여 15 cmab에서 채취한 해수를 분석해서 구한 실제 부유퇴적물 농도와 LISST의 체적농도로부터 구한 LISST 농도, 그리고 같은 시각의 OBS-3 출력전압을 Table 3-2-14에 제시하였다.

AUTTLE 자동채수와 실내실험으로부터 구한 실제 농도와 OBS-3의 출력전압, LISST가 관측한 체적농도에 비중을 곱한 LISST 농도, 그리고 PC ADP의 반사음향 강도와 상관은 Fig. 3-2-49와 같으며, 세 경우 모두 만족할 만한 결정계수를 보임을 알 수 있다.

② 응집 Flocculation

대조기 및 소조기 창낙조시 현장에서 AUTTLE로 채취한 부유퇴적물을 실내 분석하여 구한 입경분포와 LISST를 이용한 현장 입경분포를 해당 침수시간 동안의 수리 정보와 함께 Fig. 3-2-50에 제시하였다.

먼저 응집체가 모두 분리되는 실내실험 결과를 살펴보면 대조기 창낙조시 부유 퇴적물 개별입자의 평균입경은 각각 21.4 mm와 19.5 mm로서 'coarse silt'인 반면, 소조기에는 각각 6.8 mm (fine silt)와 10.7 mm (medium silt)이다.

Table 3-2-14. SSCs and diameters obtained by in-situ autonomous sampling by AUTTLEs and LISST, and OBS's SSC-response voltage.

Date & Time	SSC(mg/l)		Mean Diameter(μm)		OBS(mV)
	AUTTLE	LISST	AUTTLE	LISST	
11/28 16:00	110.1	132.6	21.4	41.6	830.2
20:40	184.0	153.2	19.5	48.3	1540.1
11/29 04:40	94.9	112.2	6.3	40.5	687.6
12/04 14:10	63.9	85.0	9.6	35.8	572.6
22:20	25.3	37.0	6.8	29.0	422.8
12/05 00:20	25.5	34.9	7.9	36.6	355.1
02:20	43.0	45.6	10.7	30.9	417.0
12/07 14:40	103.7	125.3	10.9	46.6	806.6
16:40	86.2	128.5	11.4	40.0	752.6
12/10 18:30	235.4	245.3	15.1	27.8	1970.2
12/11 02:30	84.3	84.6	26.1	32.1	474.6

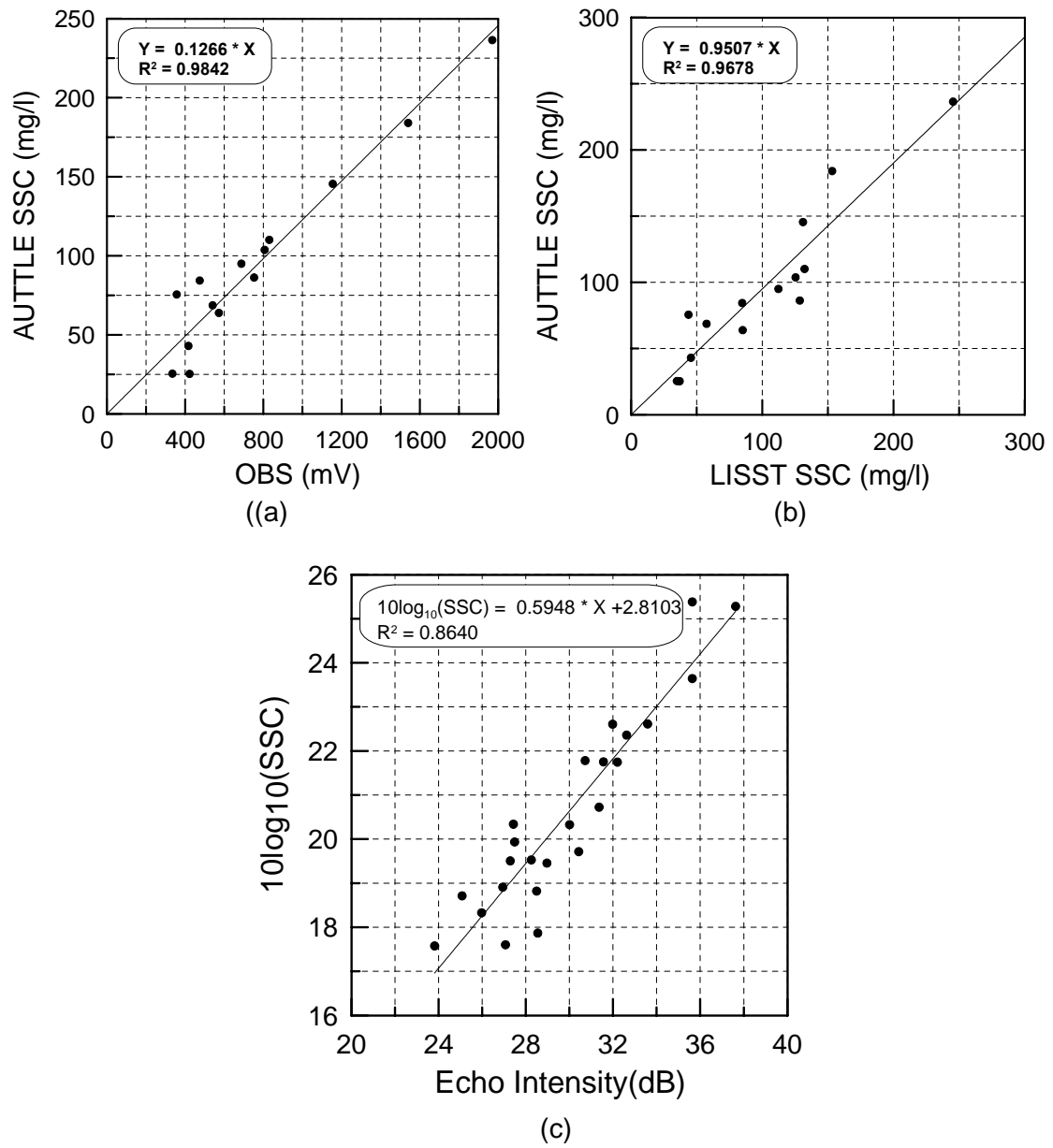


Fig. 3-2-49. Calibrations of instruments for output signal converting to SSC.

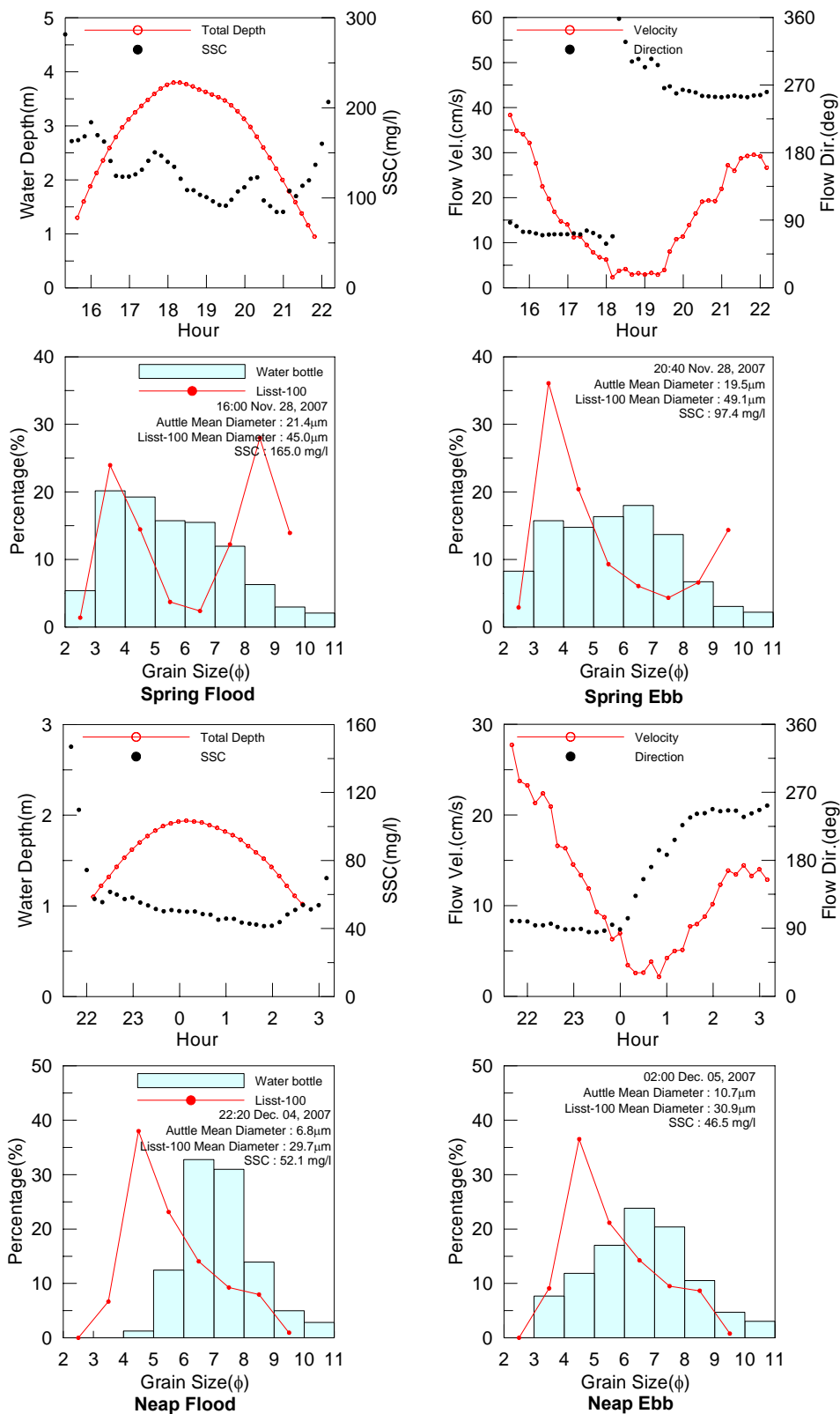


Fig. 3-2-50. Differences between the size distributions of in-situ suspended flocs and the individual particles at 15 cm above the bed of S2.

그러나 LISST의 관측결과에 따르면 부유퇴적물의 현장 평균입경은 대조기 창낙 조시에 각각 45.0 mm와 49.1 mm로서 'very coarse silt'이고, 소조기에는 각각이 29.7 mm (fine silt)와 30.9 mm (coarse silt)이다.

부유퇴적물의 현장 평균입경이 개별입자 평균입경보다 대조기에는 2.5배, 소조기에는 4배까지 큰 현상은 강화도-동검도 조사결과 논의에서도 지적하였듯이 부유세립퇴적물들의 응집작용의 결과로 해석할 수 있다. 그러나 대조 창조시의 경우에는 세립입경, 특히 8~ f 구간의 LISST 입자의 무게비가 채집된 입자보다 월등히 높고 이는 응집작용과 반대되는 현상이므로 추가조사를 통해 확인할 필요가 있다.

### ③ 파랑 Waves

동계 관측결과를 Fig. 3-2-51과 52에 제시하였다. Fig. 3-2-51에 제시한 풍속자료는 KORDI가 수행중인 '연안침식방지 기술개발 연구용역' (2005~ 2009, 발주처: 해양산부) 사업에서 만리포해수욕장에 설치· 운영중인 노르웨이 Aanderaa 사의 AWS 관측 결과이다. 바람자료를 추가한 이유는 만리포해수욕장 5마일 전면 해상에서 발생한 'Hebei Spirit' 호 유출사고 당일인 12월 7일에 정점 S2에서의 유의파고가 추계 관측을 포함한 전 관측기간 중 가장 높은 약 25cm가 관측되어 그 원인을 파악하기 위함이다. 12월 3일 오후부터 5일까지 6~ 8 m/s 속도의 바람이 지속적으로 불었음에도 S2에서의 최대 유의파고는 10 cm 정도였음에 반해 7일 새벽 15 m/s 정도의 바람이 발생한 침수시간 동안 파고가 급격히 상승했음을 알 수 있다.

### ③ 조류 Currents

동계 관측에서는 경계면에 보다 근접한 높이에서의 수리· 적작용을 관측하기 위하여 15 cmab와 40 cmab에서 관측하였으며, 전반적인 흐름특성은 추계 관측결과와 유사하나 노출 직전의 유속이 추계에 비해 10 cm/s 정도 낮은 특성을 보이며, 이는 관측 높이와 연관이 있을 것으로 판단된다.

난류에너지도 추계와 마찬가지로 전반적으로 유속과 같은 변동을 보이거나 유의파고가 높았던 12월 7일에는 파고 증가와 함께 증가하였으며, 해당 침수시간 동안의 최소치가 직전 침수의 최대치에 버금간다. 이는 관측된 변동이 엄밀히 말해 비주기성 난류변동이 아니고 주기적인 수립자의 파랑궤도운동임을 의미한다.

동계 관측에서는 갯벌 표면으로부터 약 1 m 높이까지의 유속과 부유퇴적물 농도를 파악하기 위하여 PC ADP를 추가하였으며, 관측결과를 Fig. 3-2-53에 제시하였다. Nortek Vector와 Sontek PC ADP 모두 초음파의 도플러 효과를 이용하는 기기이나 결과의 차이가 있을 가능성이 있으므로 두 결과를 비교하였으며, Fig. 3-2-54에서 알 수 있는 바와 같이 두 기기간의 관측결과 차이는 거의 없었다.

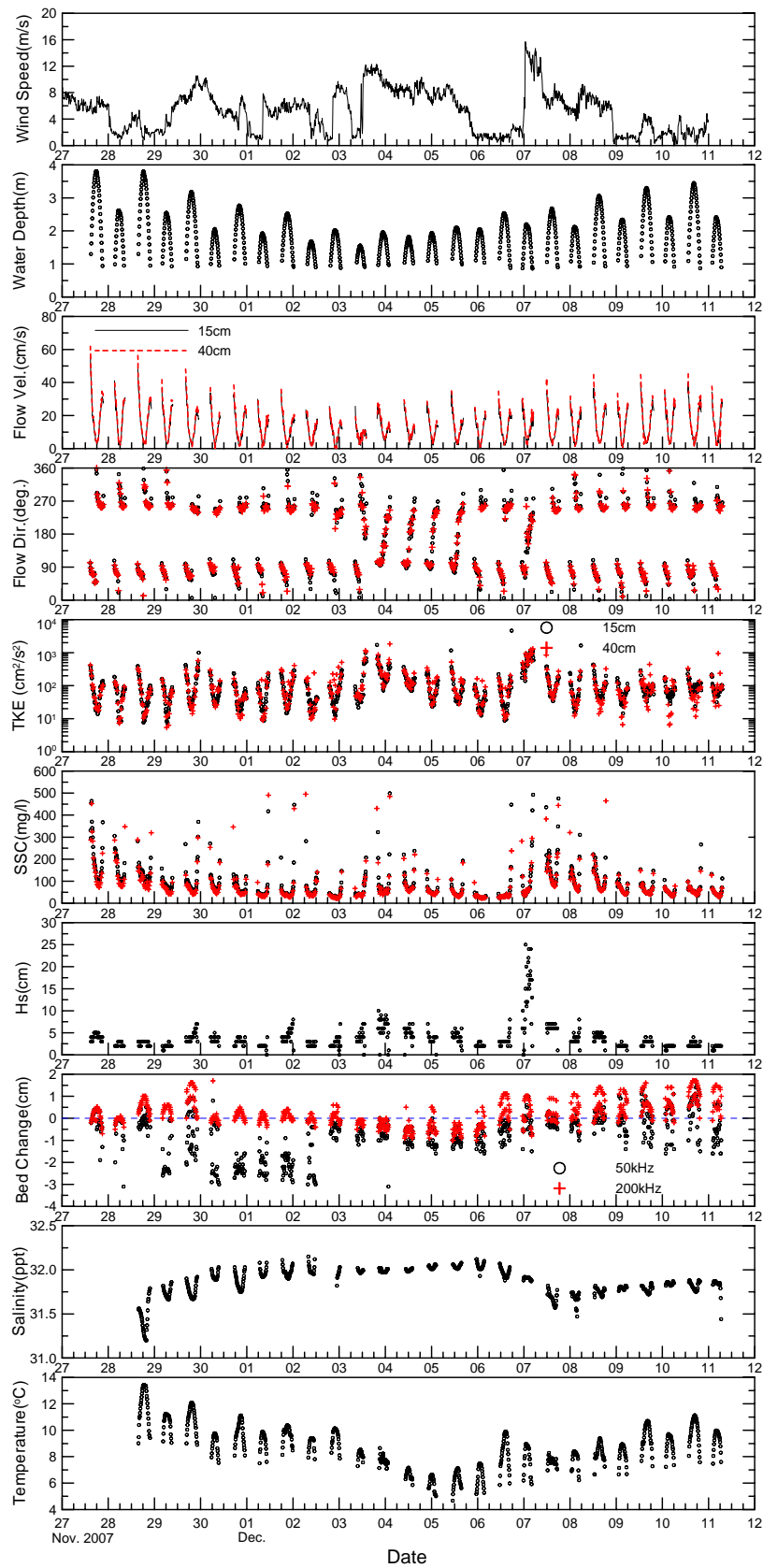


Fig. 3-2-51. Measurement results of SPHINX-III at S2 in winter season.

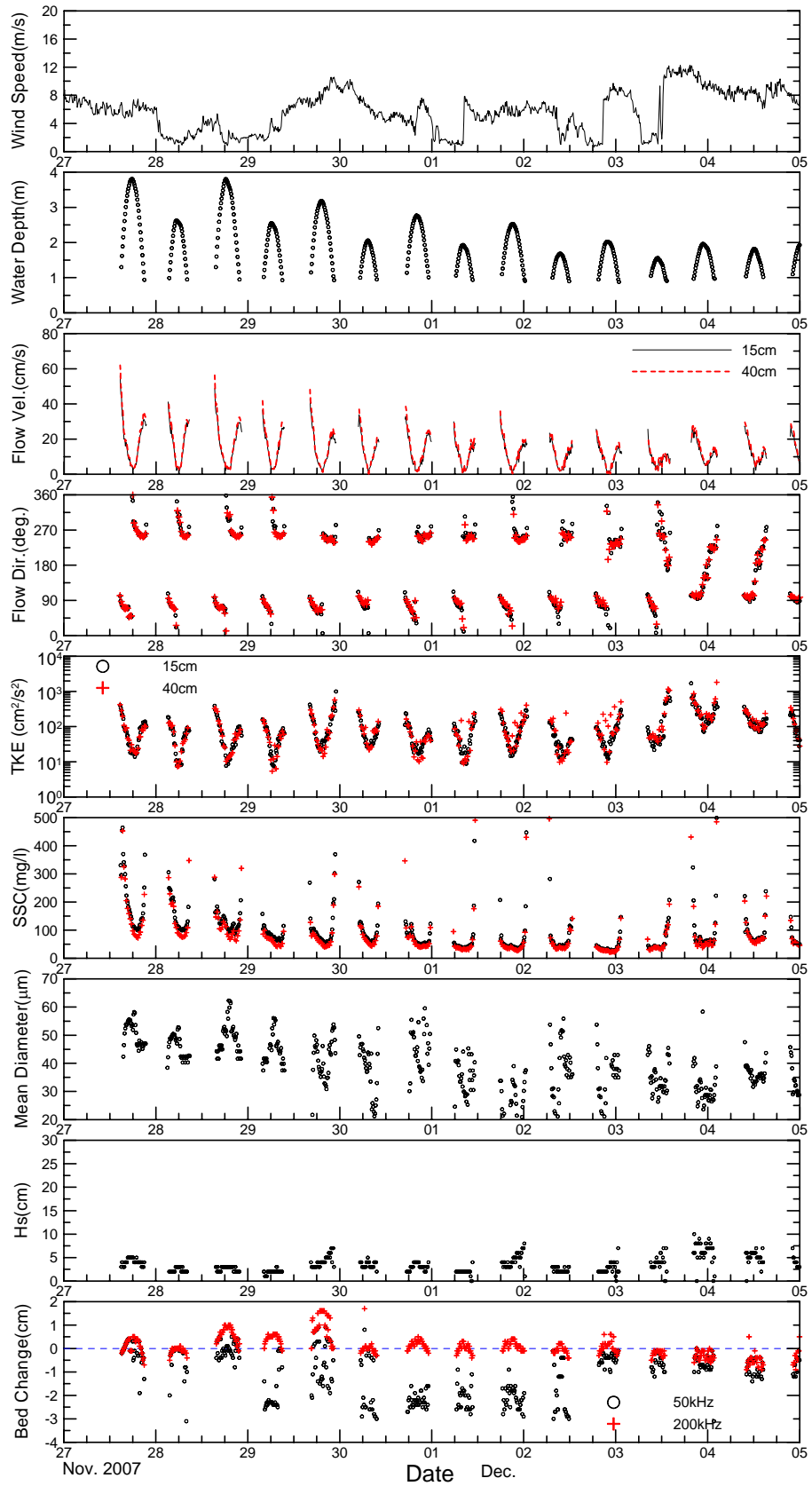


Fig. 3-2-52. Time variations of selected variables during a selected period.



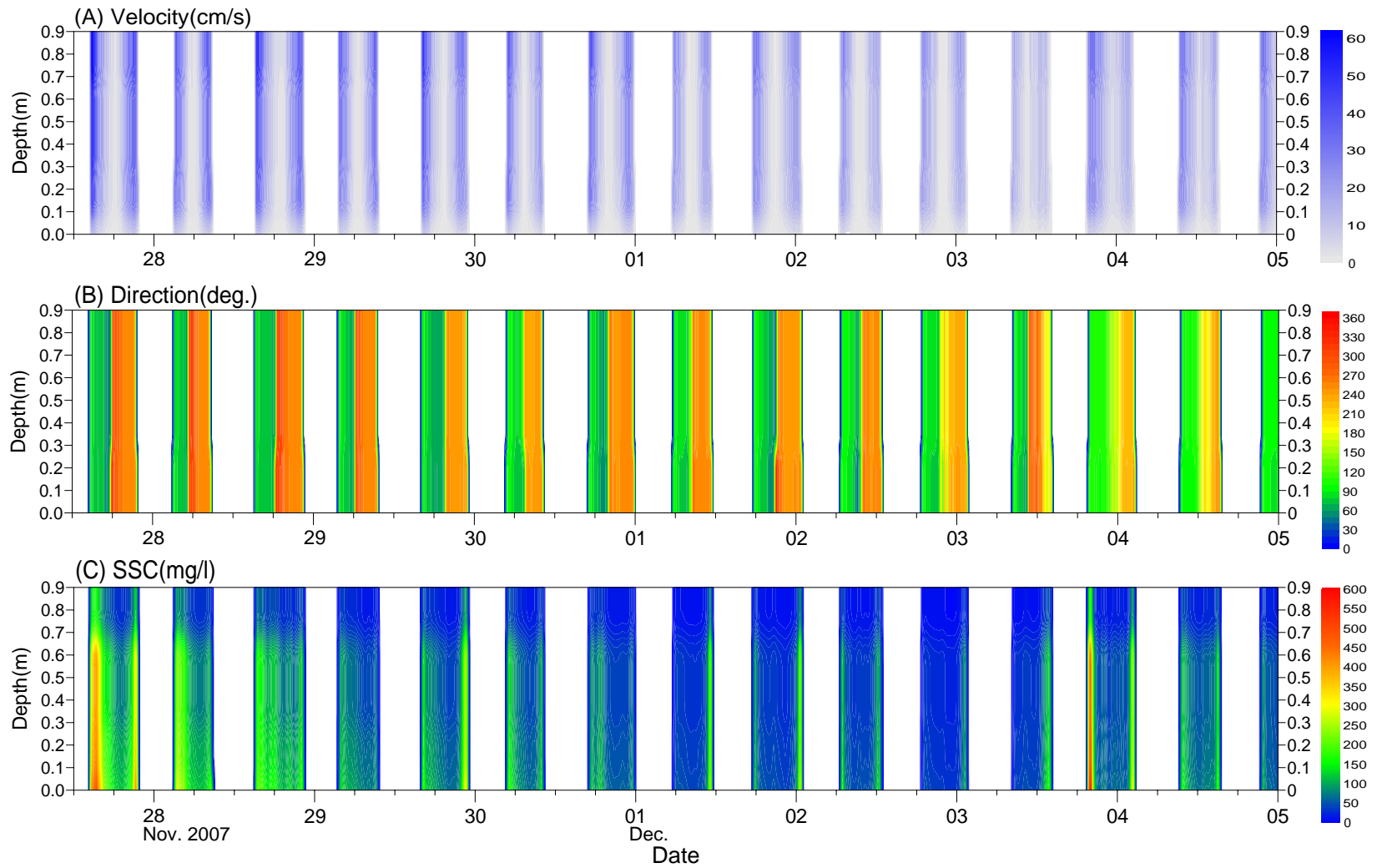


Fig. 3-2-53. Measurement results of PC ADP at S2 in winter season.

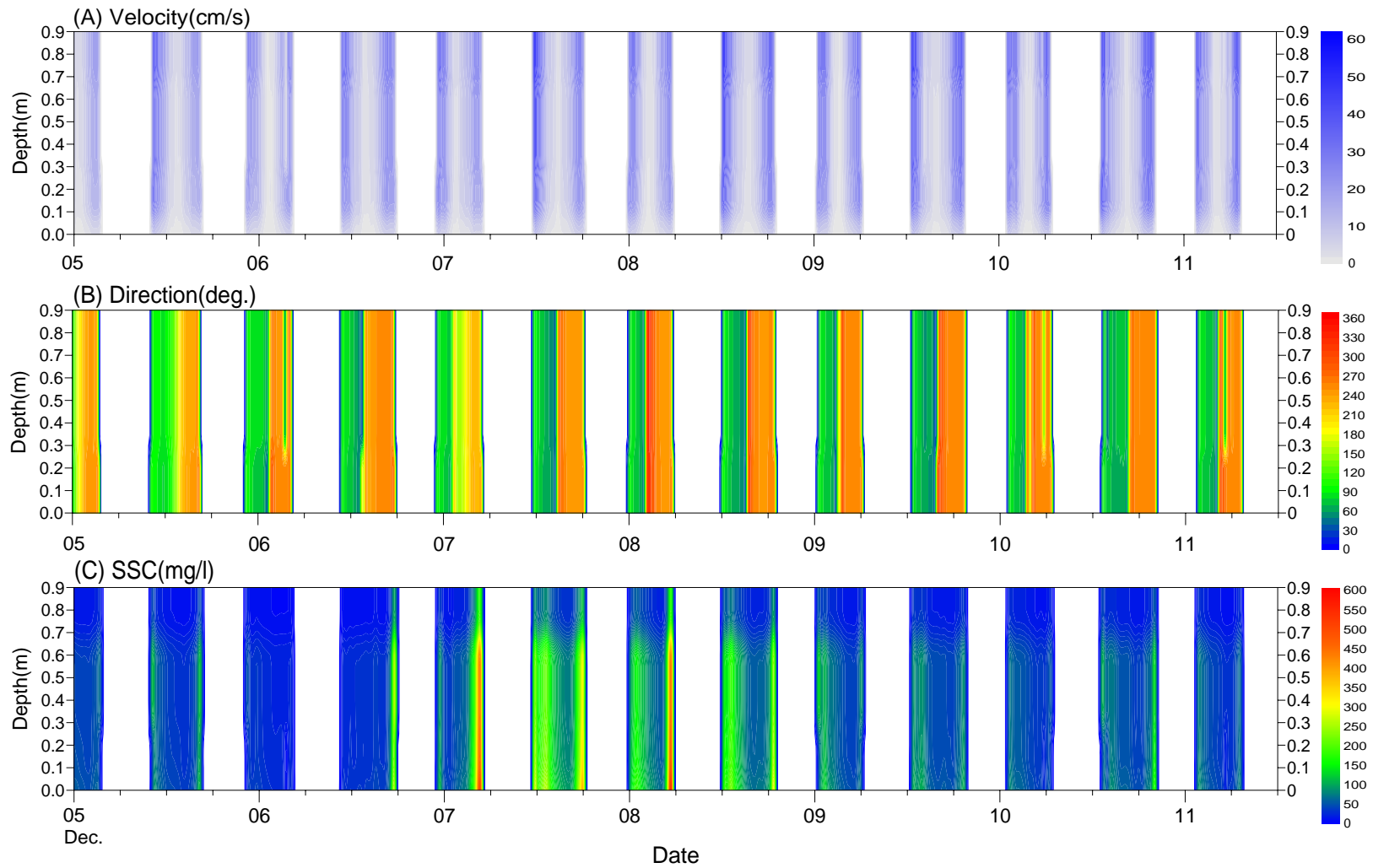


Fig. 3-2-53. (Cont'd).

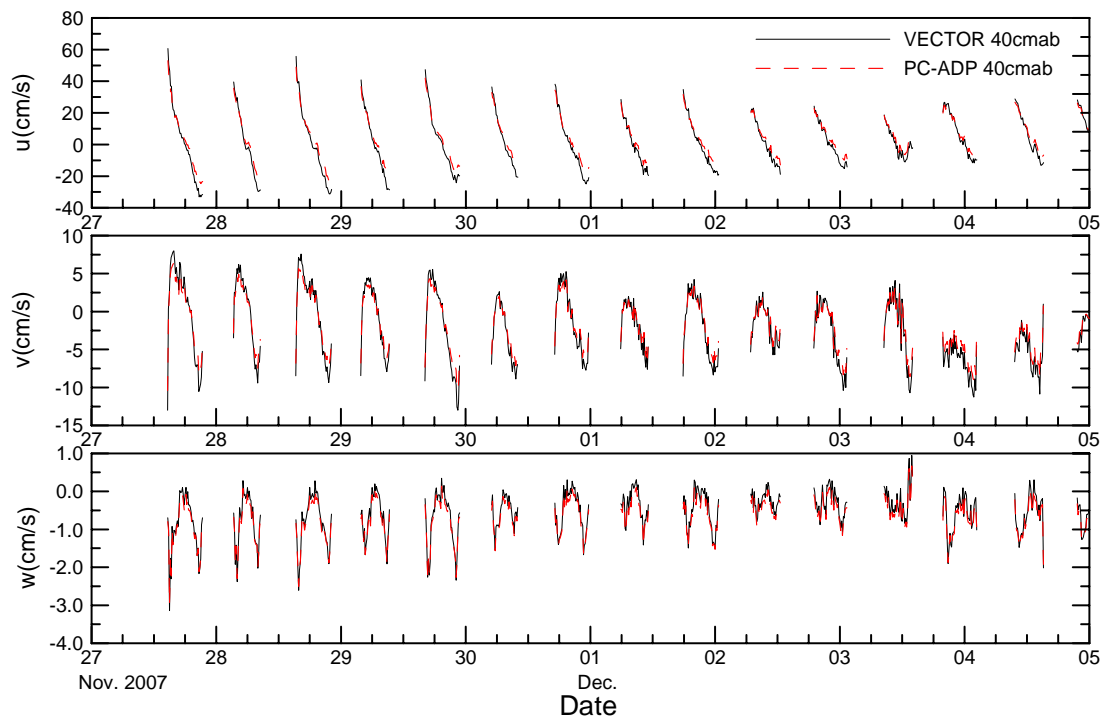
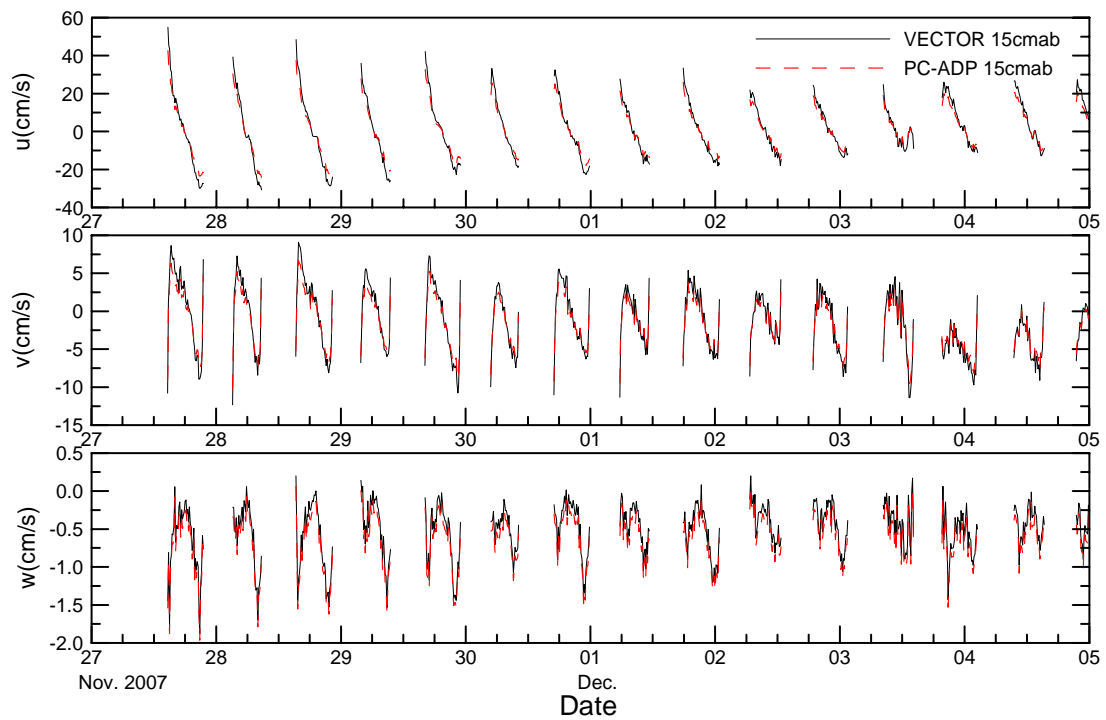


Fig. 3-2-54. Comparisons of current velocities measured by Nortek's Vectors and Sontek's PC ADP.

Cell depth, 즉 연직방향 관측간격이 2 cm에 불과한 PC ADP가 관측한 유속과 부유퇴적물 농도 연직분포 예인 Fig. 3-2-55에서 알 수 있듯이 대조기에는 창낙조시의 유속이 거의 같고 연직구배가 큰 반면, 소조기에는 유속이 감소함과 함께 구배도 낮아지며, 특히 약 90 cmab의 유속은 창조시가 낙조시에 비해 2배 정도 높다.

④ 부유퇴적물 농도 및 입경

2006년 추계 관측시의 SSC 최고치는 25 cmab에서 150 mg/l, 50 cmab에서 80 mg/l 정도이었으나 동계에는 15 cmab, 40 cmab 모두 500 mg/l 정도이다. 특히 PC ADP의 관측치에 따르면 약 관측 시작일인 11월 27일 오전 침수 창조시와 ‘Hebei Spirit’ 사고 발생일인 12월 7일 1차 침수 노출 직전에 60 cmab까지 고농도가 분포하였다.

SSC의 연직구배의 경우, 대조 창조시가 대조 낙조 및 소조 창낙조에 비해 크며, 대조 낙조 및 소조 창낙조시에는 구배와 함께 농도가 거의 같다 (Fig. 3-2-55).

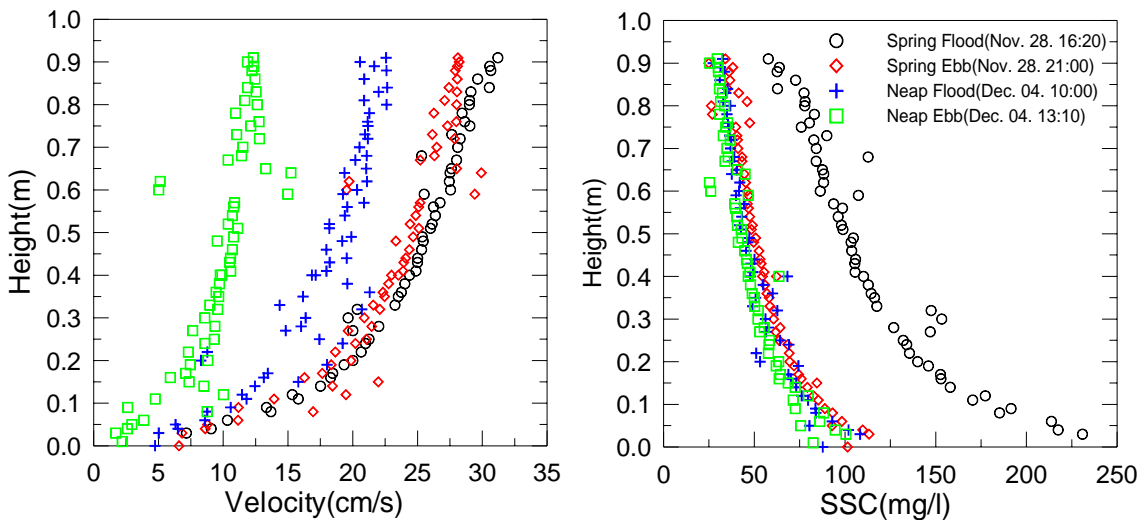


Fig. 3-2-55. Examples of the vertical profiles of current velocities and SSCs measured by PC ADP.

Fig. 3-2-52로부터 부유퇴적물의 입경, 엄밀하게는 응집체의 직경이 20~ 5 mm 범위에서 변동하고 침수시간 내의 최소치는 소조기일수록, SSC가 낮을수록 작다.

이는 유입 퇴적물 개별입자 자체의 입경 감소와 함께 전술한 응집작용 때문이다. 특히, 관측 개시 후 4회의 침수 동안에는 침수 직후와 노출 직전의 입경이 약 40 mm인 반면 고조시의 입경은 55~ 5 mm 정도로 크다. 유속이 거의 없는 고조시의 입경 증가는 침강 동안의 입자 충돌에 의한 응집체 형성 (van Leussen 1988) 때문으로 판단되며, 이러한 작용이 두드러지게 발생하기 위해서는 SSC가 높아야 한다.

#### ⑤ 저면고 및 조도 **Bed level and Roughness**

전술한 바와 같이 동계 침수시간 동안의 표고변동은 추계와는 반대인 볼록형이며, 이와 같이 오목형에서 볼록형 변동으로 바뀐 것은 추계에 비해 부유퇴적물 농도 최고치가 3배 이상 증가하였기 때문으로 판단된다.

또 하나의 특징은 추계 15일 변동의 경우, 표고가 소조기에 감소하더라도 200 kHz 경계면이 기준표고 (DUFAL 첫 자료) 이하로 감소하지는 않았으나 동계 소조기에는 기준면보다 낮아지며, 특히 50 kHz 경계면의 감소 정도 및 변동폭이 크다. 소조기에 기준면 보다 낮아지는 이유는 전술한 바와 같이 갯벌 표층의 함수비가 추계에 비해 증가했기 때문으로 판단된다. 즉, 노출시간이 길어지는 소조기에 자중압밀에 의해 결보기밀도가 증가하고 특히 동계 강한바람은 증발과 탈수 (dewatering)을 촉진시킬 것이다.

퇴적물이동은 저면전단응력에 지배되며, 이 응력의 세기는 같은 유속이더라도 저면의 거침도에 크게 좌우된다. 따라서 저면조도 변화가 큰 곳에서 이에 대한 정보가 없으면 흐름 및 퇴적현상 해석에 많은 제약이 따른다. 영국 Marine Electroic사의 SRP 관측결과를 Fig. 3-2-56에 제시하였다. 각 등표고선 값은 설치 초기 센서로부터 저면까지의 직하방 거리를 뺀 값이다. 그림에서 알 수 있는 바와 같이 스캐닝 거리 1m 중 남동쪽이 관측 후반부로 갈수록 퇴적되고 북서쪽은 침식됨을 알 수 있다. 매우 제한적인 길이에 대한 결과이므로 침식· 적의 원인을 논하기는 어려우나 추가 연구는 필요할 것으로 판단된다. 관측결과에 따른 조도 변동폭은 -1~ cm 이며, 이는 DUFAL의 변동폭과 거의 일치한다.

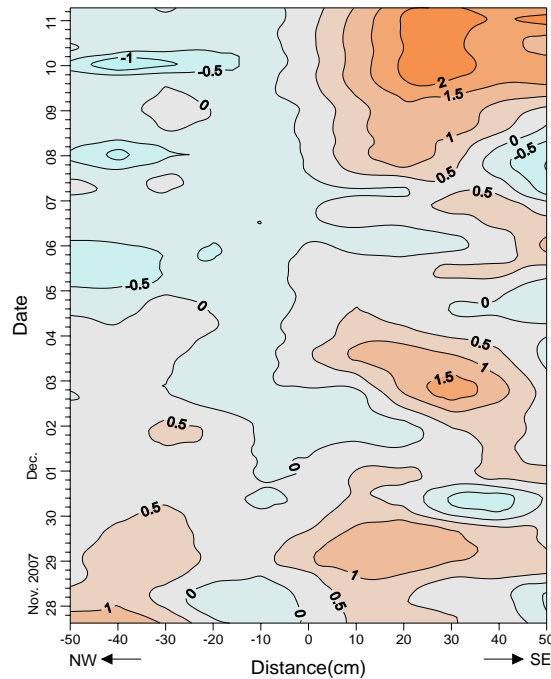


Fig. 3-2-56. Measurement result of SRP (Sand Ripple Profiler).

⑥ 부유퇴적물 순 이동방향 및 이동량 **Net transport**

추계 관측에서는 25 cmab와 50 cmab에서의 수평 및 연직 순 이동량을 계산하였으며, 각 높이에서의 동향 이동량은  $603.3 \text{ g/cm}^2$  및  $510.7 \text{ g/cm}^2$ 이었으나, 동계 관측에서는 수평이동량이 보다 신뢰성을 갖게 하기 위해 PC ADP의 관측결과를 이용하였다. PC ADP는 관측간격은 2 cm에 불과하므로 고농도 저층의 분해능을 높일 수 있고, 90 cmab까지 정보를 얻을 수 있다. 대상 갯벌의 경우 극단적인 악기상 조건을 제외하면 90 cmab 이상의 상층부 농도를 무시할 수 있을 것이므로 PC ADP로 구한 수평이동량은 신뢰성이 매우 높다.

방향별 산출결과는 Fig. 3-2-57과 같으며, 동향 이동량은  $31.4 \text{ kg/cm}$ 이고 서향은  $23.5 \text{ kg/cm}$ 이다. 만일 추계 계산결과 중 25 cmab와 50 cmab의 동향 이동량을 90 cmab까지 적용하면 각각이  $54.3 \text{ kg/cm}$  ( $=603.3 \text{ g/cm}^2 \times 90 \text{ cm}$ )와  $46.0 \text{ kg/cm}$ 이므로 평상시 상대적으로 농도가 낮은 50~ ) cmab 구간을 포함한 PC ADP 결과가 높은 신뢰성을 갖는다.

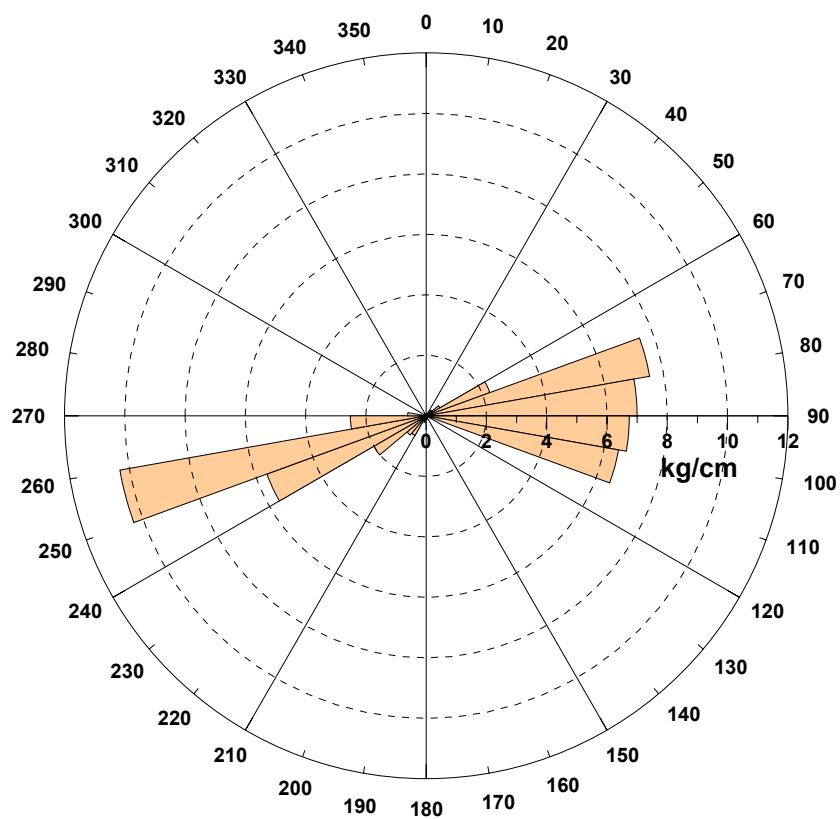


Fig. 3-2-57. Rose diagram showing directional suspended load transported through unit bed section with the height of 0 to 90 cm during a period from November 27 to December 11, 2007: Total east- and westward loads are 31.4 and 23.5 kg/cm, respectively.

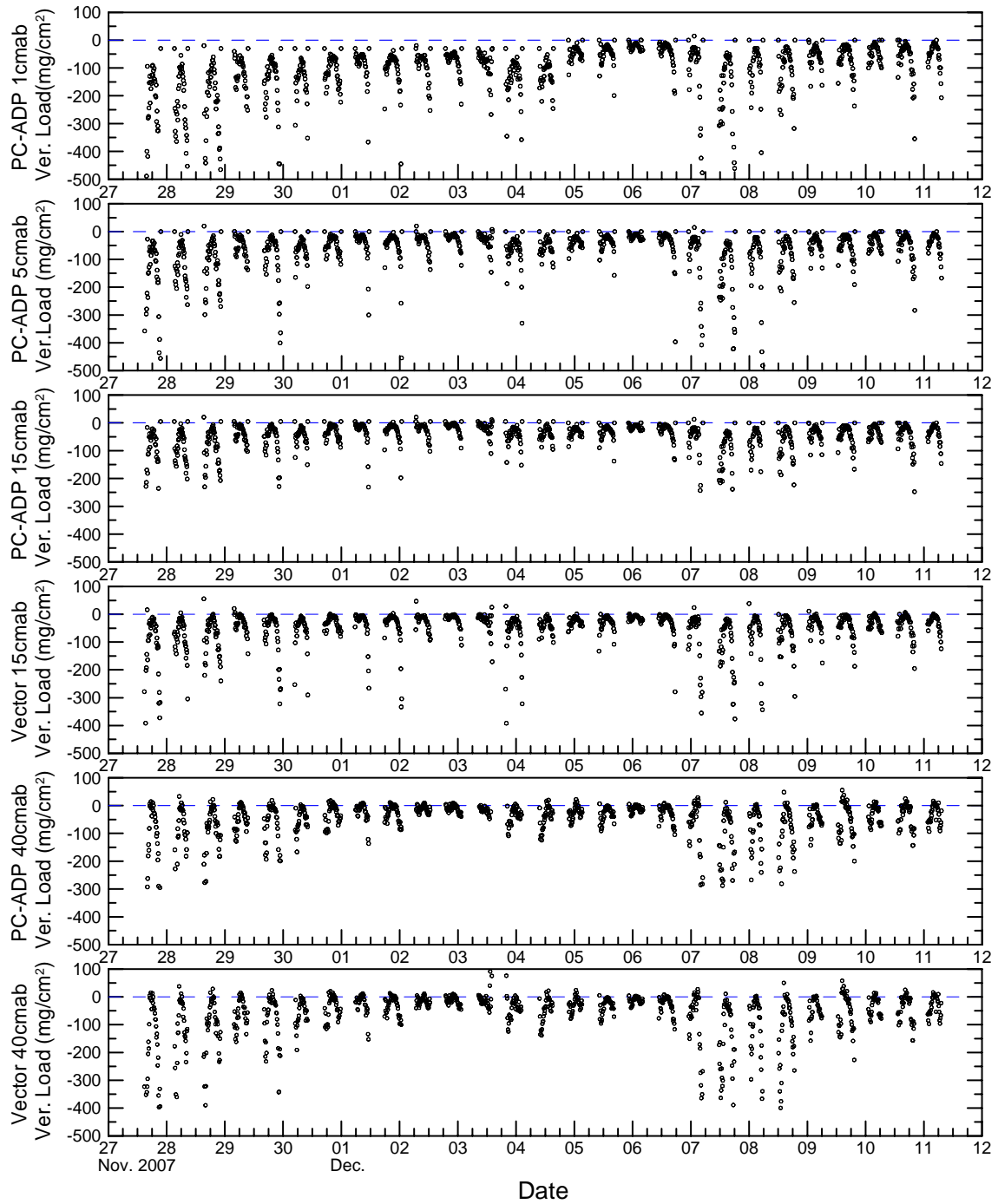


Fig. 3-2-58. Temporal variations of vertical loads at selected layers.



PC ADP와 Vector 관측치로부터 구한 연직이동량을 3-2-58에 제시하였다. 15 및 40 cmab에 대한 결과로부터 Vector로부터의 산출치가 특히 대조기에 높음을 알 수 있다. 이는 매 관측시의 관측가능 수심이 다르기 때문이다. 즉, 15 및 40 cmab Vector는 센서가 해수에 잠기면 바로 관측을 개시하지만 PC ADP는 관측을 시작하기 위해서는 수위가 약 1m 정도가 되어야 한다. 즉 Vector가 관측을 시작한 반면 PC ADP는 대기하는 시간 동안에 Vector는 고농도의 SSC를 측정하며, 이러한 상황은 낙조시에도 마찬가지이다. 그러나 이 차이가 전체 관측기간에 대한 적분에서는 큰 영향을 미치지 않는다.

Table 3-2-15. Net vertical loads at selected layers from Nov. 27 to Dec. 11.

Height of the Bed (cm)	Time-integrated Vertical Load (g/cm <sup>2</sup> )	
	PC ADP	VECTOR
1	-70.9	-
5	-41.5	-
15	-33.2	-37.5
40	-32.7	-32.4

각 층에서의 하방이동량이 다른 것은 수평이동량의 차이 때문이며, 이러한 수평 이동 때문에 1 cmab에서의 하향 이동량이 퇴적과 직결되는 것은 아니다.

#### ⑦ 수온 · 분

동계이므로 2006년 추계 개략조사에서 알 수 있는 바와 같은 침수시간동안의 불룩형 수온변동이 당연히 지속되며, 추계에는 최대 변동폭이 약 2℃ 정도였으나 동계에는 5℃ 정도이다. SPHINX-III 설치시 시간 부족으로 YSI6600을 이튿날인 11월 28일에 장착하였다. 만일 27일에 장착하였다면 6℃ 정도의 변동폭이 관측되었을 것으로 판단되며, 이는 하계 오목형 변동시의 최대 변동폭과 같다. 보름 동안의 수온 변동을 살펴보면 해수 유입량과 침수시간이 짧은 소조기로 갈수록 낮아진다.

염분은 하계, 추계와 마찬가지로 오목형으로 변동하며 관측 첫날의 낮은 값을 제외하면 전체적으로 31.5~ 2.0 ‰ 사이에서 안정한 값을 보인다.

#### 4. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 퇴적물 산소플럭스의 계절변화

##### 가. 서론

퇴적물로 유입된 유기물은 다양한 미생물 군집이 관여하는 호기성 호흡 (aerobic respiration)과 혐기성 호흡 (anaerobic respiration)에 의해 분해된다. 일반적으로 심해 퇴적물에 도달한 유기물의 대부분은 전자수용체로써 산소를 사용하는 미생물에 의해서 퇴적물-수층 경계면에서 분해된다 (Sauter *et al.* 2001). 이에 비해 유기물 유입이 많은 연안환경에서는, 질산염, 망간 산화물, 철 산화물, 황산염, 이산화탄소와 같은 전자수용체를 이용하는 미생물이 유기물 분해에 관여하게 된다 (Howes *et al.* 1984, Mackin & Swider 1989). 그러나 혐기성 유기물 분해로 생성된 환원형태의 화학종 ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{HS}^-$ ,  $\text{Fe}^2$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ )을 재산화시키는 데에도 산소가 사용되기 때문에, 연안 퇴적물에서 산소는 혐기성 산화제의 거동에도 영향을 미친다 (Kostka *et al.* 2002, de Beer *et al.* 2005).

퇴적물 내 산소소모율은 호기성 호흡률을 측정하는데 가장 널리 이용되어왔다. 퇴적물 내 산소소모율을 측정하기 위한 다양한 방법들이 보고되었지만, 그 중에서 저층 챔버와 산소미세전극을 이용한 측정법이 가장 많이 이용되었다 (Glud *et al.* 2003, Grenz *et al.* 2003, Rabouille *et al.* 2003). 저층 챔버실험은 해저면에 챔버를 설치하고, 챔버 내 해수의 산소 농도가 시간에 따라 감소하는 정도를 관측하는 방법이며, 이로부터 계산한 산소소모율은 확산, 생물교란, 저서생물의 호흡 등에 의해 소모되는 산소의 총량을 의미하는 총산소소모율 (total oxygen flux)를 나타낸다 (Hall *et al.* 1989, Glud *et al.* 2003). 반면에, 산소미세전극을 이용하여 퇴적물 내의 산소 미세수직분포를 파악하여 이로부터 산소소모율을 계산하는 방법은 퇴적물-수층 경계면에서 오직 분자확산에 의해서 일어나는 확산산소소모율 (diffusive oxygen flux)를 구할 수 있다 (Reimers *et al.* 1986, Rasmussen & Jorgensen 1992). 또한, 산소소모율 외에도 확산경계층 (diffusive boundary layer), 산소투과깊이 (oxygen penetration depth), 산소소모율의 수직분포 등 다양한 정보를 제공한다 (Cai & Sayles 1996, Berg *et al.* 1998, Wenzhofer & Glud 2004).

연안 퇴적물에서, 저서생물의 활동은 퇴적물의 구조에 많은 영향을 끼치며, 이에 따라서 퇴적물 산소플럭스도 변하게 된다 (Wenzhofer & Glud 2004). 조간대 퇴적물에는 게나 다모류 등이 만들어 놓은 수많은 생물구멍 (burrow)이 존재하며 (Koo *et al.* 2005), 이러한 생물구멍은 저서생물의 관개활동 (irrigation)에 의해 항상 산소가 풍부하게 존재한다. 지금까지 퇴적물 산소플럭스 연구는 표층퇴적물이 항상 물에 잠겨있는 환경에서 주로 수행된 반면에, 조간대 퇴적물을 대상으로 한 산소플럭스 연구는 소수에 불과하다 (Andersen & Helder 1987, de Beer *et al.* 2005, Polerecky *et*

al. 2005). 따라서 본 연구에서는 범산리 갯벌의 퇴적물을 대상으로 산소미세전극과 저층 챔버를 이용하여 퇴적물의 산소소모율을 측정하고, 두 가지 방법의 차이점과 퇴적물 내 산소소모율의 계절 및 정점 변화, 이러한 변화와 관련된 요인들에 대하여 파악하고자 한다.

## 나. 재료 및 방법

### (1) 연구지역

충청남도 태안반도에 위치한 근소만은 약 30 km<sup>2</sup> 면적의 반폐쇄성 만으로, 조석의 영향을 강하게 받는다 (Fig. 3-2-59). 평균조차는 6 m이며, 간조 시 전체 면적의 70%가 공기 중에 노출된다. 근소만 내의 범산리 갯벌은 간조 시에 갯벌 대부분이 노출되며, 만조 시에는 2~ m의 수심을 유지한다. 갯벌 퇴적물의 퇴적상은 대부분 사질 실트 (sandy silt)로 구성되어 있다. 퇴적물 시료는 정점 두 곳에서 채집하였다. 정점 S1은 만조선에 가까운 정점이고, 정점 S2는 만조선과 간조선 사이에 위치한 정점이다. 현장조사는 2006년 8월과 10월, 2007년 2월과 5월에 수행하였다.

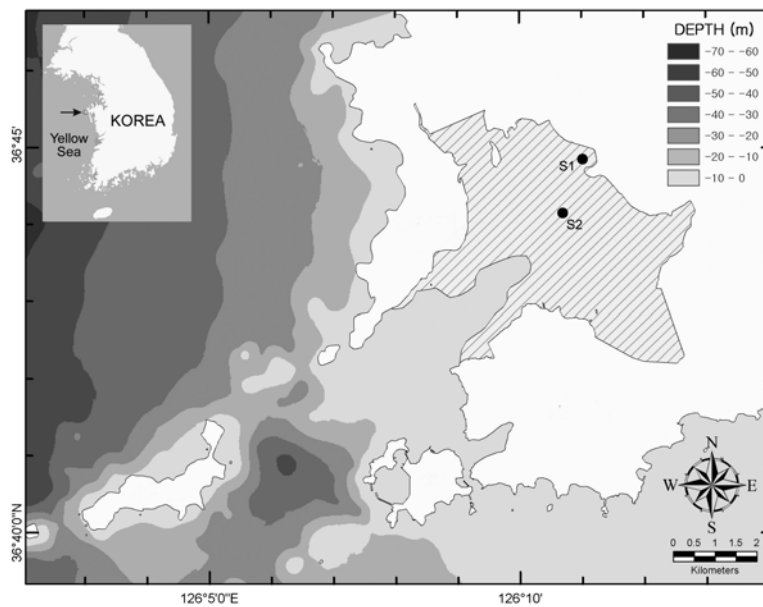


Fig. 3-2-59. Location of the sampling stations on the Beobsan intertidal flat of Geunso Bay. The hatched area indicates the area exposed at low tide.

## (2) 산소미세전극 (Microelectrode)

퇴적물 내 산소미세분포를 파악하기 위하여, 내경 5 cm, 길이 10 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물 시료를 채집한 후, 실험실로 운반하였다. 퇴적물 내에서 용존 산소 농도는 표층 1 cm 내에서 급격히 변하기 때문에, 산소의 수직 분포를 보다 정밀하게 파악하기 위하여 50  $\mu\text{m}$  간격으로 측정하였다. 퇴적물 내 산소의 수직분포는 측정위치에 따라 차이를 보이기 때문에, 같은 코어에서 2 ~ 3 번 반복하여 측정하였으며, 정점 S2의 겨울에는 전극의 기능 불량으로 한 번만 측정하였다. 측정에 사용한 산소 미세전극은 Clark-type의 전극 (OX50, Unisense)으로 전극크기는 약 50  $\mu\text{m}$ 이다. stirring sensitivity는 1% 이하이고 반응속도는 1초 이하이며, stirring current drift는 1%  $\text{hr}^{-1}$  이하이다. 산소 미세수직분포로부터 PROFILE 소프트웨어 (Berg *et al.* 1998)를 이용하여 산소소모율을 계산하였다.

## (3) 저층 챔버(Benthic Chamber)

저층 챔버 실험을 위한 퇴적물 시료는 만조 후 약 1시간이 지나고 갯벌이 노출되었을 때 아크릴 코어 (i.d.: 13.4 cm, length: 30 cm)를 이용하여 채집하였다. 채집한 퇴적물 시료는 교란되지 않도록 하여 실험실로 옮기고, 현장해수를 채운 후 공기가 통하지 않게 밀봉하였다. 챔버 상단에는 해수가 잘 섞이도록 교반기를 설치하였으며, 산소농도 변화를 관측하기 위한 산소센서 (OOS41, ISI Europa)를 설치하였다. 챔버 실험은 현장온도 조건 하에서 빛을 차단하고 6시간동안 수행하였다. 챔버 실험동안 시간에 따른 챔버 내 해수의 산소 농도 변화를 기록하고, 회귀직선의 기울기로부터 산소 플럭스를 계산하였다.

## (4) 퇴적물 특성

입자성 유기탄소함량 (POC) 분석을 위하여 표층퇴적물을 3 mm 두께로 채집하였다. 건조시킨 표층퇴적물 시료를 아황산 ( $\text{H}_2\text{SO}_3$ )으로 처리하여 무기탄소를 제거한 후에 원소분석기 (CHNS Analyzer, CE Instruments EA1110)으로 유기탄소함량을 분석하였다. 표층퇴적물의 입도는 표층퇴적물 시료를 약 5 cm 두께로 채집하여 전처리한 후 입자분석기 (Sedigraph 5100, Micrometric)를 이용하여 분석하였다.

## 다. 결과

### (1) 산소 미세분포로부터 추정된 퇴적물 내 산소소모율

정점 S1과 정점 S2에서 측정한 산소의 수직분포는 사계절 모두 깊이에 따라 감소하는 경향을 보였으며, 이것은 퇴적물 내에서 산소가 소모되고 있음을 나타낸다 (Fig. 3-2-60, 61). 산소투과깊이는 정점 S1과 정점 S2에서 확실한 계절 변화를 나타냈다. 정점 S1에서는 산소투과깊이가 0.120~ 245 cm로 분포하였으며, 여름에 가장 얇았고 겨울에 가장 깊었다 (Fig. 3-2-60). 정점 S2에서는 산소투과깊이는 0.115~ 0.210 cm로 분포하였으며, 겨울에 가장 얇았고, 여름에 가장 깊었다 (Fig. 3-2-61). 산소투과깊이는 산화층의 두께를 나타내며, 산소가 퇴적물로 투과하는 정도는 주로 유기물 분해와 저층수에서의 산소 공급에 의해서 결정된다 (Cai & Sayles 1996). 따라서, 산소투과깊이는 퇴적물의 산소소모율과 밀접하게 관련되어 있다. 산소 미세수직분포와 PROFILE 소프트웨어 (Berg *et al.* 1998)를 이용하여 계산한 산소플럭스는 정점 S1에서  $7.62 \sim 1.4 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 정점 S2에서  $8.85 \sim 1.3 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였다 (Table 3-2-16). 통계학적으로는 정점 S1과 정점 S2에서 산소소모율의 뚜렷한 계절 변화는 없으나, 정점 S1에서는 봄에 높고, 겨울에 낮은 값을 나타냈다. 그러나, 정점 S2에서는 겨울에 가장 높았고 여름에 가장 낮았다. 여름을 제외하면, 산소소모율은 정점 S1보다 정점 S2에서 더 크게 계산되었다.

### (2) 저층챔버를 이용한 퇴적물 내 산소소모율

저층챔버를 이용한 산소소모율은 챔버 내 해수의 산소농도 변화율로부터 계산하였다. 모든 실험에서, 저층 챔버 내 해수의 산소농도는 시간에 따라 선형적으로 감소하여 퇴적물 내에서 산소가 소모되고 있음을 나타냈다 (Fig. 3-2-62, 63). 초기 산소농도는 계절에 따라 변했으며, 계절 간의 온도차에 따라 겨울에 높고 여름에 낮게 분포하였다. 저층챔버를 이용하여 측정한 산소소모율은 정점 S1에서  $20.2 \sim 1.6 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 정점 S2에서  $18.7 \sim 1.7 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였다 (Table 3-2-16). 두 정점에서 최대값은 모두 여름에 나타났으며, 정점 S1에서는 겨울에 최소값이 나타난 반면에, 정점 S2에서는 가을에 최소값이 나타났다. 겨울을 제외하면 산소소모율은 정점 S2보다 정점 S1에서 다소 높게 측정되었다. 저층챔버로 관측한 산소소모율은 산소미세수직분포로부터 구한 산소소모율보다 컸다.

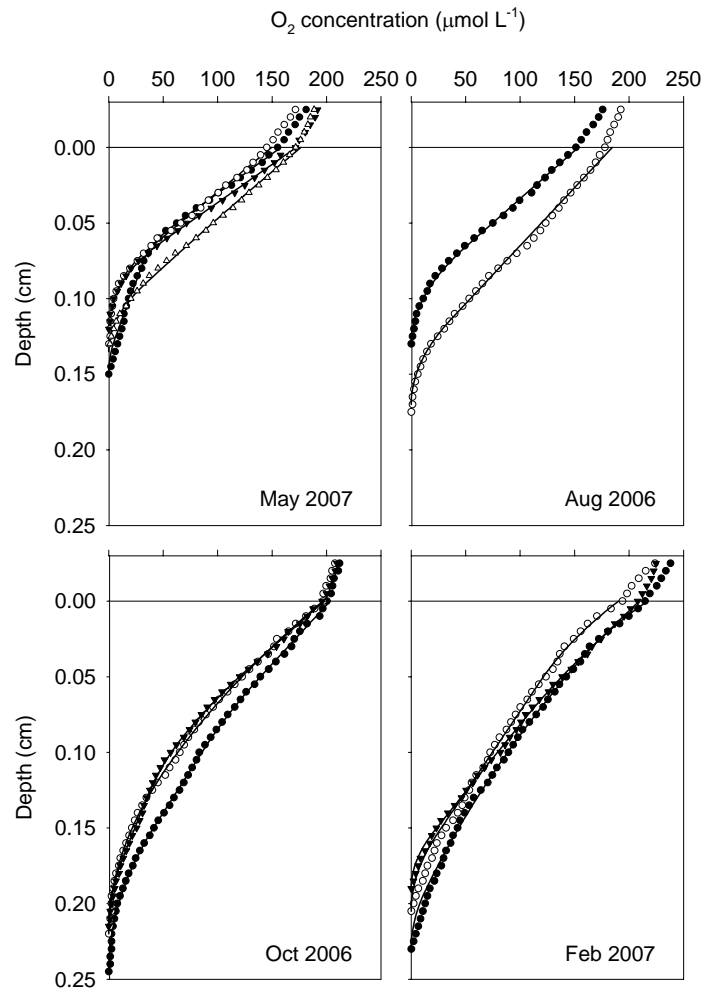


Fig. 3-2-60. Oxygen microprofiles showing the measured values (dots) and the PROFILE fit (plain curves) at station S1 during four seasons.

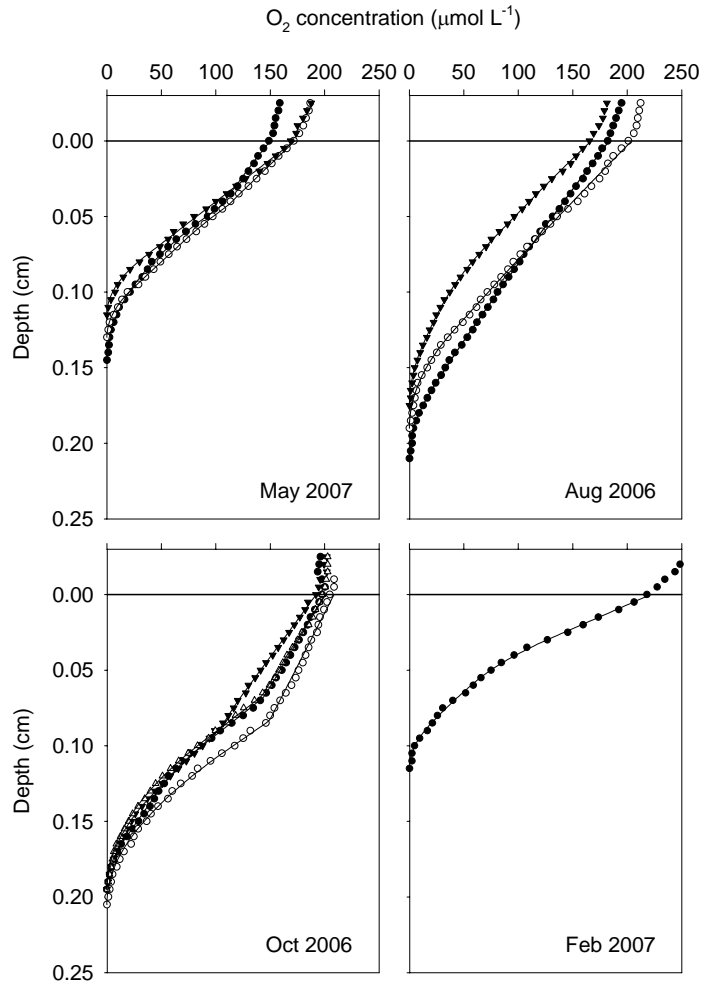


Fig. 3-2-61. Oxygen microprofiles showing the measured values (dots) and the PROFILE fit (plain curves) at station S2.

Table 3-2-16. Sediment oxygen flux estimation at station S1 and S2 (Unit:  $\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ).

	S1		S2	
	Diffusive flux	Total flux	Diffusive flux	Total flux
May-07	11.4	27.6	13.4	26.1
Aug-06	9.8	25.7	8.9	23.4
Oct-06	9.2	20.2	12.8	18.7
Feb-07	7.6	22.4	14.3	31.7
Average	9.5	24.0	12.3	25.0

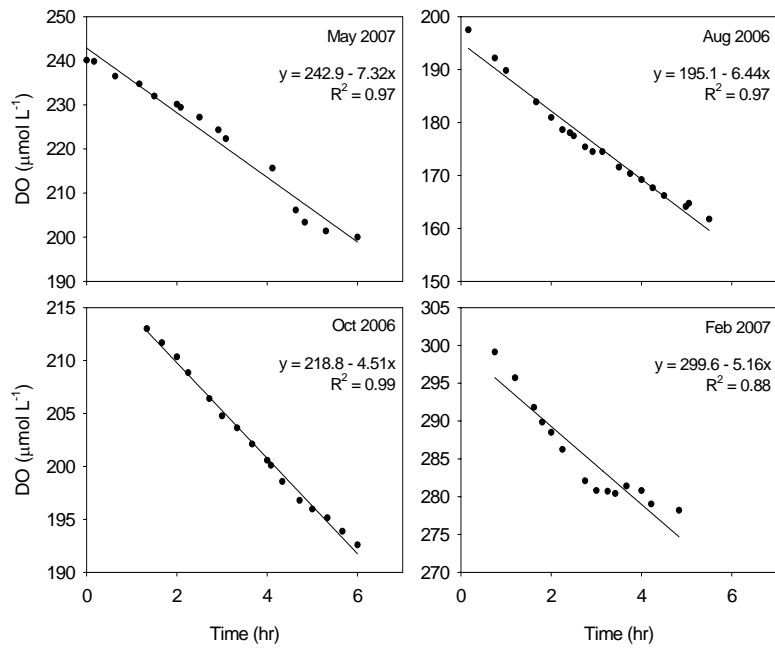


Fig. 3-2-63. Oxygen concentration data (dots) and regression curve (plain lines) in the overlying water during benthic chamber incubations at station S1.

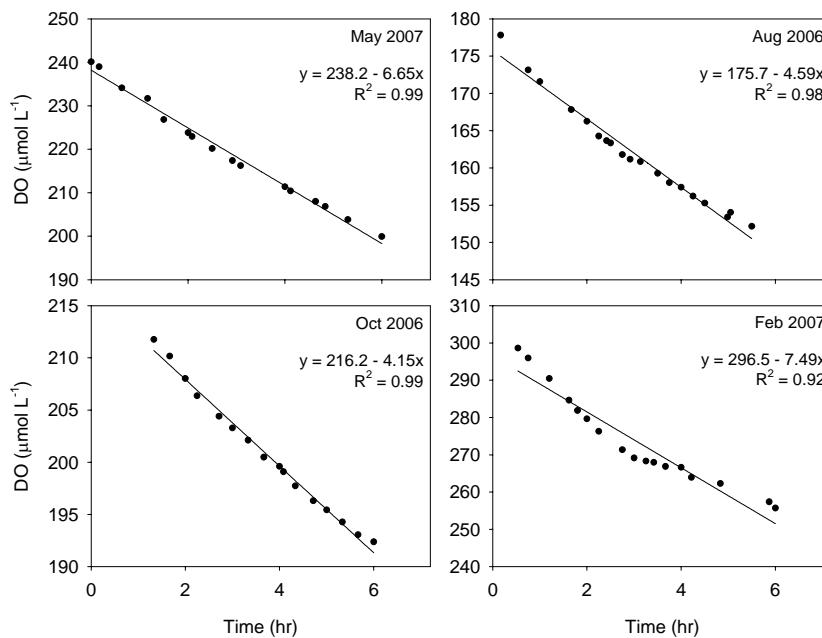


Fig. 3-2-64. Oxygen concentration data (dots) and regression curve (plain lines) in the overlying water during benthic chamber incubations at station S2.



## 라. 토의

### (1) 산소미세전극 실험과 저층 챔버 실험 비교

산소미세전극과 저층 챔버를 이용하여 측정한 산소소모율이 차이가 나는 것은 측정하는 범위가 서로 다르기 때문이다 (Grenz *et al.* 2003, Rabouille *et al.* 2003). 산소미세수직분포로부터 계산한 확산산소소모율 (diffusive oxygen flux)은 오직 분자확산에 의해서만 퇴적물로 유입되는 산소만 고려한 것이며, 저층 챔버를 이용하여 측정한 총산소소모율 (total oxygen flux)은 확산, 이류, 생물의 활동과 같이 산소를 소모하는 모든 작용들을 포함한 것이다.

본 연구에서, 총산소소모율은  $18.7 \sim 24.5 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였으며, 평균값은  $24.5 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었으며, 확산산소소모율은  $7.62 \sim 10.3 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 범위를 나타냈고, 평균값은  $10.2 \text{ mmole m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었다 (Table 3-2-16). 총산소소모율이 확산산소소모율보다 2~3 배 더 컸는데, 이러한 결과는 연안과 대륙붕 지역에서 수행한 이전 연구와 일치한다 (Archer & Devol 1992, Rasmussen & Jørgensen 1992, Wenzhoefer & Glud 2002). Rasmussen & Jørgensen (1992)은 덴마크의 Aarhus 만 중앙과 북해의 남부 Kattegat 지역에서 측정한 총소모율과 확산소모율의 비가 1.5~6라고 보고하였다. Archer & Devol (1992)도 Washington shelf에서 총소모율과 확산소모율 사이에 2~3 배의 차이가 나며, 이렇게 차이가 나는 것은 퇴적물 내에 서식하는 대형저서동물의 관개활동 (bio-irrigation)에 의해 퇴적물-수층 경계면이 증가하고, 더 깊은 무산소층까지 산소가 공급되기 때문이라고 보고하였다. 그러나, 이러한 연구와 다르게, 연안 퇴적물에서 총산소소모율과 확산산소소모율 간의 차이가 거의 없다는 보고도 있다 (Grenz *et al.* 2003, Rabouille *et al.* 2003). Rabouille *et al.* (2003)은 저서동물의 개체수가 아니라 군집의 특성이 총소모율과 확산소모율의 차이를 결정한다고 보고하였다. 즉, 산소를 퇴적물 깊이 이동시킬 수 있는 생물구멍을 만들지 않는 표층퇴적물식자 (surface deposit feeder)가 저서동물 군집의 주 구성원이면 총소모율과 확산소모율 간의 차이는 거의 없다.

지금까지 산소소모율에 대한 연구는 표층 퇴적물이 항상 물에 잠겨있는 환경에서 주로 수행되어왔다. 그러나 본 연구지역과 같이 표층퇴적물이 주기적으로 대기 에 노출되는 조간대에서는 산소소모율 연구가 거의 수행되지 않았으며 (Andersen & Helder 1987, de Beer *et al.* 2005, Polerecky *et al.* 2005), 이전의 연구는 대부분 사질 퇴적물을 대상으로 하였다. Andersen & Helder (1987)은 네덜란드의 Texel 섬에서 본 연구의 결과와 비슷한 범위의 확산산소소모율과 총산소소모율을 보고하였다. Wadden Sea 북부의 Sylt-Rømø Basin에서 측정한 확산소모율과 총소모율은 본 연구의 결과보다 컸던 반면에 (de Beer *et al.* 2005), Wadden Sea의 Janssan에서 측정한

소모율은 본 연구의 결과보다 작았다 (Polerecky *et al.* 2005). 사실 조간대에서, 총산소소모율과 확산산소소모율 간의 차이는 1.4~ 2 배 정도였으며, 이러한 차이는 항상 물에 잠겨있는 연안지역과 비슷한 수준이다 (Table 3-2-17). 따라서 총산소소모율과 확산산소소모율의 비를 결정하는 주요인인 저서생물의 활동은 조간대와 연안 지역이 비슷한 정도인 것으로 판단된다.

Table 3-2-17. Comparison of oxygen fluxes with other studies performed in the intertidal flat.

Study area	Diffusive flux (mmol m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	Total flux	Sediment type	Reference
Texel Island	4.1 - 23.8	9.5 - 55.6	sand	Andersen and Helder 1987
Sylt-Rømø Basin	24, 36	49, 64	sand	de Beer <i>et al.</i> 2005
Janssand	7.8	7.6	sand	Polerecky <i>et al.</i> 2005
Geunso Bay	7.6 - 14.3	18.7 - 31.7	sandy silt	This study

## (2) 퇴적물 내 산소소모율을 계절 및 정점 간 변화

퇴적물 내 산소소모율의 계절 변화는 정점 S1과 정점 S2에서 다른 양상을 나타냈다. 정점 S1에서, 총산소플럭스는 20.2~ 1.6 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 분포하여 계절에 따른 변화가 뚜렷하게 나타나지 않았으나, 최대값은 봄에 관측되었다. 정점 S2에서는 총산소플럭스가 18.7~ 1.7 mmole m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 범위를 나타내어, 정점 S1에 비해 상대적으로 뚜렷한 계절 변화가 관측되었다 (Table 3-2-16). 그러나 두 정점 간의 계절 변화의 정도는 차이가 있었지만, 각 정점의 총산소소모율 평균값은 비슷한 범위를 보였다.

정점 S1과 정점 S2의 환경조건을 Table 3-2-18에 나타냈다. 표층퇴적물의 온도는 계절에 따라 매우 큰 변화를 보여, 여름과 겨울에 약 20°C의 차이를 나타냈다. 그러나, 두 정점 간의 온도 차이는 총산소소모율의 계절 변화에 많은 영향을 미치지 못한 것으로 판단된다. 저층수의 산소농도는 정점 S1에서 198~ 109 mmol L<sup>-1</sup>, 정점 S2에서 178~ 109 mmol L<sup>-1</sup>로 분포하였으며, 각 계절마다 포화상태에 가까웠다 (90~ 110%). 본 연구지역은 수심이 4 m 이하로 얕고, 조류도 최대 43 cm s<sup>-1</sup>로 매우 강하기 때문에, 해수의 수직 혼합이 활발하다. 따라서, 모든 계절에 저층수의 용존산소

농도는 거의 포화상태이므로, 저층수 산소농도 또한 총산소소모율의 계절변화를 결정하는 주요인은 아닌 것으로 판단된다.

Table 3-2-18. Characteristics of sediment at station S1 and S2 during four seasons.

	S1				S2			
	May	Aug	Oct	Feb	May	Aug	Oct	Feb
Temperature (°C)	20.2	26.3	21.7	7.5	18.1	28.9	23.6	8.7
[O <sub>2</sub> ]BW (μmol L <sup>-1</sup> )	238.7	197.5	213.0	299.1	240.5	177.8	211.8	298.6
POC (%)	0.20	0.42	0.31	0.26	0.51	0.20	0.21	0.74

표층퇴적물의 유기탄소함량은 정점 S1에서 0.20~ 42%로 분포하였으며, 최대값은 여름에 나타났다. 정점 S2에서는 0.20~ 74%의 범위로 분포하였으며, 퇴적물 표층에서 저서규조류 매트가 관측된 겨울에 최대값을 나타냈다 (Table 3-2-18). 총산소소모율과 마찬가지로 유기탄소함량의 계절 변화는 정점 S1보다 정점 S2에서 더 뚜렷하게 나타났다. 유기탄소함량은 총산소소모율과 좋은 상관관계를 보여주고 있는데, 이것은 총산소소모율이 유기탄소함량 변화에 영향을 받는 것을 지시한다 (Fig. 3-2-65). 따라서, 본 연구에서 총산소소모율의 계절 변화는 유기물 공급량에 따라 결정되는 것으로 판단된다. Epping & Helder (1997)는 Adriatic Sea에서 3월과 8월에 각각 측정된 퇴적물 내 산소소모율이 큰 차이가 나는 것은 여름동안 많은 유기물이 퇴적되었기 때문이라고 보고하였다. Rabouille *et al.* (2003)도 지중해의 the Gulf of Fos에서 봄과 가을에 높은 산소소모율이 관측되는 것이 신선한 유기물이 많이 유입되기 때문이라고 보고하였다.

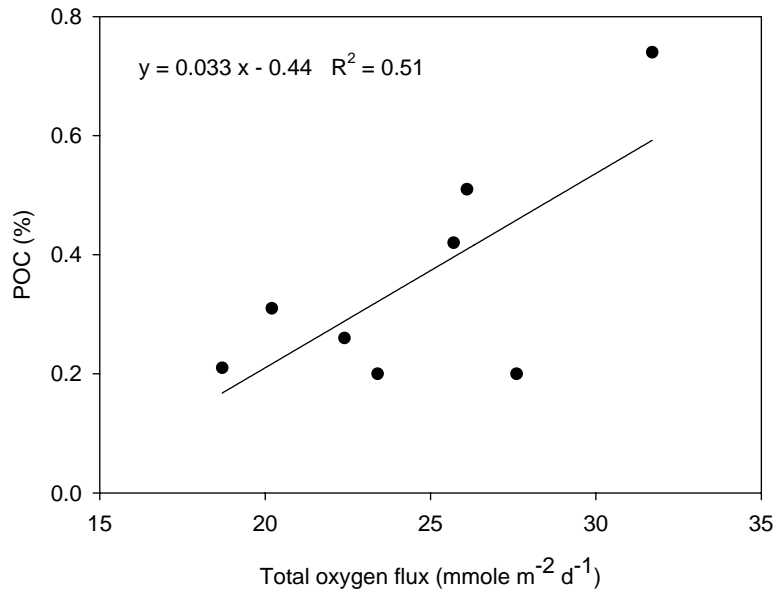


Fig. 3-2-65. The relationship between the total oxygen flux and POC.

### (3) 퇴적물 내 호기성 호흡률

정점 S1과 정점 S2의 연평균 총산소소모율은 각각 24.0, 25.0 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>이다 (Table 3-2-16). 유기탄소와 산소의 비율을 1.0이라고 가정한다면 (Glud *et al.* 2003), 일년동안 퇴적물 내에서 일어나는 호기성 호흡률은 정점 S1에서 8.8 mol C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>이며, 정점 S2에서 9.1 mol C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>이다. Glud *et al.* (2003)이 덴마크의 Aarhus Bay 에서 측정한 연평균 호기성 분해율은 10.1 mol C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>이었으며, Grenz *et al.* (2003)이 뉴칼레도니아의 남서부 라군에서 측정한 호기성 분해율은 8.3~ 10.3 mol C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>으로, 본 연구의 결과와 매우 유사한 값이다.

정점 S1과 정점 S2에서 측정한 철 산화물과 황산염에 의한 퇴적물 내의 혐기성 호흡률은 각각 14.8, 11.1 mol C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>으로 (Hyun, unpublished data), 호기성 호흡률 보다 다소 높았다. 이러한 결과는 산소가 유기물 분해뿐만 아니라 Mn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, HS<sup>-</sup>와 같은 환원된 화학종의 산화에도 이용되었기 때문이다. 따라서, 본 연구지역에서 호기성 호흡률이 혐기성 호흡률보다 낮게 측정된 것으로 판단된다. 일반적으로 연안 퇴적물에서 호기성 호흡률은 혐기성 호흡률의 5~ 10% 정도로 보고되었다 (Thamdrup 2000).

## 5. 근소만 법산리 갯벌퇴적물에서 영양염 저층플럭스의 계절변화

### 가. 서론

연안 환경에서 퇴적물과 수층 간의 상호작용은 매우 밀접하게 연결되어 있다. 연안의 여러 퇴적환경 중에서, 갯벌은 주기적으로 대기 중으로 노출되어 퇴적물 온도변화가 매우 크고, 육상과 바로 인접해 있고 있어 육상으로부터 유기물이 직접 유입되기 때문에, 다른 연안 환경에 비해 유기물 분해가 매우 활발히 일어나는 곳이다 (Jickells & Rae 1997, Alongi *et al.* 1999). 특히, 퇴적물 내에서 미생물에 의한 유기물 분해로 재생산된 영양염은 일차생산력 (primary productivity)에 영향을 끼치는 주요한 작용 중 하나이다 (Callender & Hammond 1982, Hopkinson 1987). 퇴적속도가 빠르고 유기물 분해가 활발히 일어나는 갯벌은 퇴적물에서 재생산된 영양염이 수층으로 유출되어 식물플랑크톤의 일차생산에 필요한 질소와 인을 공급한다 (Rizzo 1990, Gómez-Parra & Forja 1993, Cowan *et al.* 1996). 이와 반대로 퇴적물 내에서 일어나는 탈질산화작용이나 생물에 의한 섭취 등에 의해 수층의 영양염을 제거하기도 한다 (Teague *et al.* 1988, Ogilvie *et al.* 1997). 이렇게 갯벌 퇴적물이 지역이나 환경 조건에 따라서 영양염 순환에 미치는 영향이 다르기 때문에, 어떠한 요인이 영양염 플럭스를 결정하는가를 이해하는 것이 중요하며, 갯벌 퇴적물이 영양염의 공급원으로 작용하는지 또는 제거원으로 작용하는지에 대해 많은 연구가 수행되었다 (Nedwell & Trimmer 1996, Cabrita & Brotas 2000, Thornton *et al.* 2007).

지금까지 저층 챔버 (benthic chamber)를 이용하여 갯벌 퇴적물에서 영양염의 저층 플럭스 (benthic flux)를 측정된 많은 연구들은 주로 하구에 인접한 갯벌에서 수행되었다 (Rysgaard *et al.* 1995; Mortimer *et al.* 1998; Magalhães *et al.* 2002; Thornton *et al.* 2007). 이러한 갯벌은 외부에서 유기물이나 영양염 유입량이 많기 때문에, 갯벌 퇴적물 자체가 영양염의 거동에 어떠한 영향을 미치는가를 정량적으로 파악하기는 어렵다. 그러나 본 연구지역인 법산리 갯벌은 주위에 하천이나 강이 없는 반폐쇄성 만에 위치하여 외부의 영향이 매우 적다. 따라서, 갯벌 퇴적물 고유의 영양염 플럭스를 연구하는데 적합한 것으로 생각된다. 본 연구의 목적은 법산리 갯벌에서 영양염 플럭스가 계절에 따라, 정점에 따라 어떻게 변하며, 영양염 플럭스를 조절하는 요인은 무엇인가를 파악하여, 갯벌퇴적물이 연안환경의 영양염 순환에 어떠한 영향을 미치는지를 이해하는 것이다.

### 나. 재료 및 방법

## (1) 연구지역

충청남도 태안반도에 위치한 근소만은 조석의 영향을 받는 반폐쇄성 만으로, 총 면적은 약 30 km<sup>2</sup>이며, 이 중 70%가 저조 (low tide) 시 대기 중에 노출된다 (Fig. 3-2-59). 근소만은 직접 유입되는 하천이 없기 때문에, 만 외부와 내부의 해수 교환은 약 2 km 폭의 만 입구를 통해서만 이루어진다. 본 연구지역인 법산리 갯벌은 근소만 내에 위치하며, 저조 시에 갯벌의 대부분이 대기 중에 노출되고, 고조 (high tide) 시에는 2~ m의 수심을 유지한다.

갯벌 퇴적물의 영양염 플럭스를 측정하기 위하여 법산리 갯벌 내 두 개의 정점, S1과 S2에서 퇴적물 시료를 채집하였다. 현장 조사는 2006년 8월과 10월, 2007년 2월과 5월, 각 계절 별로 4 차례 수행하였다. 만 입구에서 측정한 평균 수온은 6.07 ~ 14.4 °C였고, 평균 염분은 31.7 ~ 33.3 psu로 분포하였다.

## (2) 실험방법

챔버실험을 위한 퇴적물 시료는 각 정점에서 간조 시에 아크릴 코어 (i.d.: 13.4 cm, height: 30 cm)를 이용하여 약 10~ 15 cm 깊이로 채집하였다. 퇴적물 시료는 교란되지 않게 하여 실험실로 옮긴 후, 기포가 생기지 않도록 서서히 현장 해수를 채우고 공기와 접촉이 없도록 밀봉하였다. 챔버 상단에 교반기를 설치하여, 챔버 실험을 수행하는 동안 챔버 내 해수가 잘 혼합되게 하였다. 챔버 실험은 빛을 차단한 상태로 12시간 동안 현장 온도 조건에서 수행하였다. 영양염의 분석을 위한 시료는 주사기를 이용하여 2시간 간격으로 60 mL씩 채집하였고, 동일한 양의 현장 해수를 다시 챔버에 보충해주었다. 채집한 해수 시료는 GF/F 필터로 여과하고 소량의 수은 용액 (HgCl<sub>2</sub>)을 가하여 냉장 보관하였다. 영양염 분석은 자동분석기 (Proxima, Alliance Instruments)를 이용하였으며, 각각의 측정값은 표준해수시료 (CSK standard solution, Wako Pure Chemical Industries)로 정확도를 검정하였다.

퇴적물의 유기탄소 (POC) 함량은 건조퇴적물을 6% 아황산용액으로 처리하여 탄산칼슘을 제거한 후 원소분석기 (CHNS analyzer, CE Instruments EA1110)로 분석하였다. 표층퇴적물의 엽록소 농도 (Chl-a)는 직경 1 cm의 코어를 이용하여 표층퇴적물을 1 cm 깊이로 채집하여 90% 아세톤으로 추출한 후, TD-700 fluorometer로 측정하였다. 저서 생물의 생물구멍 밀도 (burrow density)는 25 × 25 cm 크기의 방형구 내의 생물구멍 수를 10회 이상 측정한 평균값을 단위면적 (m<sup>2</sup>)당 생물구멍 수로 환산하여 나타내었다.

## 다. 결과

전체 챔버 실험동안 영양염의 농도는 선형적으로 증가하거나 감소하였으며, 농도

변화의 기울기로부터 영양염의 플럭스를 계산하였다. 챔버 내 해수의 암모늄 플럭스는  $-0.536 \sim 2.977 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였으며, 플럭스의 방향은 정점 S1과 정점 S2에서 서로 반대의 결과를 나타냈다 (Table 3-2-19). 정점 S1의 경우, 시간에 따라 암모늄의 농도가 증가하여, 퇴적물에서 해수 중으로 암모늄이 공급되고 있음을 나타냈다. 플럭스는 겨울에  $0.066 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 가장 낮았고, 봄에  $2.977 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 가장 높았다. 반면에 정점 S2에서는 해수 중의 암모늄 농도가 시간에 따라 감소하여, 암모늄이 해수에서 제거되는 것으로 나타났으며, 봄에 가장 낮은 플럭스를 제외하면 계절에 따른 뚜렷한 변화는 없었다.

챔버 내 해수의 질산염 농도는 정점 S1과 S2에서 사 계절 모두 시간에 따라 감소하여, 질산염이 수층에서 제거되고 있음을 나타냈다. 정점 S1에서, 질산염 플럭스는  $-0.958 \sim 0.158 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로, 가장 낮은 가을에 비해 봄과 여름에 4~ 배 높았다. 정점 S2의 질산염 플럭스는  $-2.435 \sim 0.462 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였으며, 특히 겨울에 다른 계절보다 3~ 배 높은 값을 나타냈다. 질산염 플럭스는 봄과 여름에는 정점 S1과 S2가 비슷한 반면에, 가을과 겨울에는 정점 S1보다 정점 S2에서 더 높았다.

용존무기질소 농도는 정점 S1에서 시간에 따라 증가한 반면에, 정점 S2에서는 시간에 따라 감소하였다. 용존무기질소 플럭스는 정점 S1에서  $0.352 \sim 2.102 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 정점 S2에서  $-2.576 \sim 0.402 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였으며, 최대 플럭스는 정점 S1에서는 봄에, 정점 S2에서는 겨울에 나타났다. 법산리 갯벌의 용존무기질소 플럭스는 정점 S1에서는 용존무기질소가 퇴적물에서 해수로 유출되었고, 정점 S2에서는 해수 중의 용존무기질소가 퇴적물로 유입된 것으로 관측되었다.

인산염 농도는 암모늄 농도와 마찬가지로 정점 S1에서 시간에 따라 증가하고 정점 S2에서는 감소하였다. 인산염 플럭스는 정점 S1에서는  $-0.071 \sim +0.019 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하여, 퇴적물에서 수층으로 인산염이 공급되었고, 정점 S2에서는  $-0.101 \sim 0.060 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 수층에서 퇴적층으로 인산염이 제거되었다. 인산염 플럭스는 정점 S1에서 여름 ( $-0.071 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )을 제외하면 뚜렷한 계절변화를 보이지 않았다. 정점 S2에서도 겨울 ( $-0.101 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )에 플럭스가 가장 컸고, 다른 계절에서는 크게 차이가 나지 않았다.

정점 S1에서 챔버 내 해수의 규산염 농도는 시간에 따라 증가하였으며, 이로부터 계산된 규산염 플럭스는  $+0.117 \sim +4.326 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였다. 봄에 플럭스가 가장 높았으며, 점차 감소하여 겨울에 가장 낮은 값을 보여 그 차이가 약 37 배 정도였다. 정점 S2의 경우, 여름과 가을에는 수층의 규산염 농도가 증가했지만, 봄과 겨울에는 규산염 농도가 감소하였다. 규산염 플럭스는  $-2.397 \sim 3.697 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 여름과 가을에는 퇴적물에서 해수로 규산염이 유출되었고, 봄과 겨울에

는 해수에서 퇴적물로 규산염이 유입되었다.

Table 3-2-19. Seasonal estimates of sediment nutrient fluxes (negative values = uptake by sediments; positive values = release from sediments).

		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	DIN	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	DSi
		(mmol m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )					
S1	Spring	2.977	-0.958	0.104	2.102	0.019	4.074
	Summer	0.268	-0.683	0.766	0.352	-0.071	2.874
	Fall	0.490	-0.158	0.388	0.625	0.011	2.172
	Winter	0.066	-0.206	0.040	0.511	0.010	0.117
S2	Spring	-0.074	-0.993	0.180	-0.788	-0.074	-0.745
	Summer	-0.536	-0.462	0.057	-1.005	-0.082	3.697
	Fall	-0.368	-0.747	0.030	-0.402	-0.060	2.102
	Winter	-0.390	-2.435	0.010	-2.576	-0.101	-2.397

## 라. 토의

### (1) 암모늄 (Ammonium)

본 연구지역에서 암모늄 플럭스는, 정점 S1에서는 암모늄이 퇴적물에서 유출되어 챔버 내 해수 중 암모늄 농도가 증가한 반면에 정점 S2에서는 암모늄이 퇴적물로 유입되어 해수 중 암모늄 농도가 감소하는, 반대의 결과를 나타냈다 (Table 3-2-19, Fig. 3-2-66). 챔버를 이용한 기존의 저층 플럭스 연구에서, 암모늄 플럭스는 퇴적물에서 해수 중으로 유출되기도 하고, 해수에서 퇴적물로 유입되기도 하는 결과를 보였다. 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 챔버 실험에서 빛을 차단했을 경우, 대부분의 연구에서 암모늄이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 것을 관측하였다 (Cowan *et al.* 1996, Ogilvie *et al.* 1997, Trimmer *et al.* 1998). 이렇게 암모늄이 유출되는 것은, 퇴적물 내에서 유기물이 분해되어 공극수에 축적된 암모늄이 확산에 의해 퇴적물에서 해수로 유출되기 때문이다. Cowan *et al.* (1996)은 해수의 용존산소와 퇴적물의 산소 소모율, 퇴적물 온도가 변함에 따라 암모늄화 (ammonification), 질산화 (nitrification), 탈질산화 (denitrification) 중 어느 작용이 활발하게 일어나는지가 결정되고, 온도가



높고 해수의 용존산소 농도가 낮을 때 암모늄이 해수 중에 유출되는 비율이 높아진다고 보고하였다. Ogilvie *et al.* (1997)과 Trimmer *et al.* (1998)은 암모늄이 퇴적물에서 유출되는 것이 퇴적물 온도 및 유기물 농도와 밀접한 관계를 보인다고 설명하였고, 해수 중의 암모늄 농도 증가는 암모늄화가 활발하게 일어나기 때문인 것으로 보고하였다.

이와 반대로 암모늄이 해수에서 퇴적물로 유입되어 해수 중의 암모늄 농도가 감소하는 결과를 보고한 연구도 있다. 이러한 결과들은 대부분 빛을 차단하지 않은 챔버를 이용한 저층 플럭스 연구에서 관측되었으며, 해수 중의 암모늄 농도가 감소하는 것은 저서성 규조류가 광합성을 하는 동안에 암모늄을 섭취하기 때문이다 (Feuillet-Girard *et al.* 1997, Asmus *et al.* 1998, Cabrita & Brotas 2000). 그러나, Margalhães *et al.* (2002)은 빛의 차단 여부에 관계없이 암모늄이 해수에서 감소하는 결과를 보고하였다. 이들은 암모늄이 퇴적물로 유입되는 것은 질산화 (nitrification)에 의한 것이며, 퇴적물 표층에 서식하는 저서성 규조류의 일차생산에 의해 생성된 산소가 유기물 분해로 생성된 암모늄을 산화하여 질산화를 가속시키는 것으로 보고하였다.

본 연구의 정점 S1과 정점 S2 모두 해수 중에서 질산화 작용이 일어나는 것으로 생각된다. 이러한 질산화 작용은, 챔버 실험 중에 빛을 차단하였기 때문에 생물에 의한 영향은 거의 없고, 수층에 풍부하게 존재하는 산소에 의해서 암모늄이 질산염으로 산화되어 일어나는 것으로 판단된다. 그럼에도 불구하고 정점 S1과 정점 S2에서 서로 반대 방향의 암모늄 플럭스가 관측된 것은, 정점 S1과 정점 S2가 동일한 조건대 내의 정점이지만 서로 다른 조건을 가지고 있기 때문이다. 두 정점 간의 가장 큰 차이점은 생물구멍 밀도 (burrow density)이다 (Table 3-2-20). 퇴적물 내에 구멍을 파고 서식하는 저서생물의 활동을 나타내는 생물구멍 밀도는 정점 S1에서 65 ~ 19 no. m<sup>-2</sup>, 정점 S2에서 17 ~ 1 no. m<sup>-2</sup>로 관측되었으며, 정점 S1이 정점 S2보다 최대 8배까지 많이 분포하였다. 따라서 정점 S1에서 퇴적물로부터 암모늄이 유출된 것은 정점 S1에 *Macrophthalmus japonicus*, *Laomedea astacina*, *Sinocorophium japonicum* 등의 관개활동 (bioirrigation)을 하는 저서동물이 많이 서식하며 (Koo, Unpublished data), 공극수에 고농도로 존재하는 암모늄이 이러한 저서생물의 관개활동에 의해 해수 중으로 바로 유출되어, 암모늄 플럭스가 증가하였기 때문인 것으로 생각된다. 저서생물에 의한 교란이 퇴적물과 해수의 영양염 교환에 영향을 준다는 것은 잘 알려져 있다 (Clavero *et al.* 1991, Marinelli 1992, Rysgaard *et al.* 1995). Feuillet-Girard *et al.* (1997)은 확산에 의한 플럭스와 실제 현장에서 측정된 플럭스를 비교하여 저서생물의 활동이 암모늄 유출에 영향을 미치는 것을 밝혔다. 정점 S2에서는 정점 S1보다 burrow density가 낮게 분포하기 때문에 생물교란작용의 영향

이 작고, 그보다는 확산에 의해 퇴적물에서 해수 중으로 공급된 암모늄의 질산화가 더 활발히 일어나기 때문에 암모늄이 퇴적물로 유입된 것으로 판단된다.

Table 3-2-20. Characteristics of sediment at station S1 and S2 during four seasons.

	Temperature (°C)	SOC (mmol m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	DO <sub>BW</sub> (µmol L <sup>-1</sup> )	Chl-a (µg cm <sup>-3</sup> )	Burrow density (number m <sup>-2</sup> )	POC (%)	
S1	Spring	20.2	27.6	238.7	21.29	132	0.195
	Summer	26.3	25.7	197.5	10.14	249	0.416
	Fall	21.7	20.2	213.0	15.45	80	0.309
	Winter	7.5	22.4	299.1	11.93	65	0.265
S2	Spring	18.1	26.1	240.5	23.76	29	0.510
	Summer	28.9	23.4	177.8	14.73	29	0.199
	Fall	23.6	18.7	211.8	19.67	34	0.206
	Winter	8.7	31.7	298.6	28.97	17	0.736

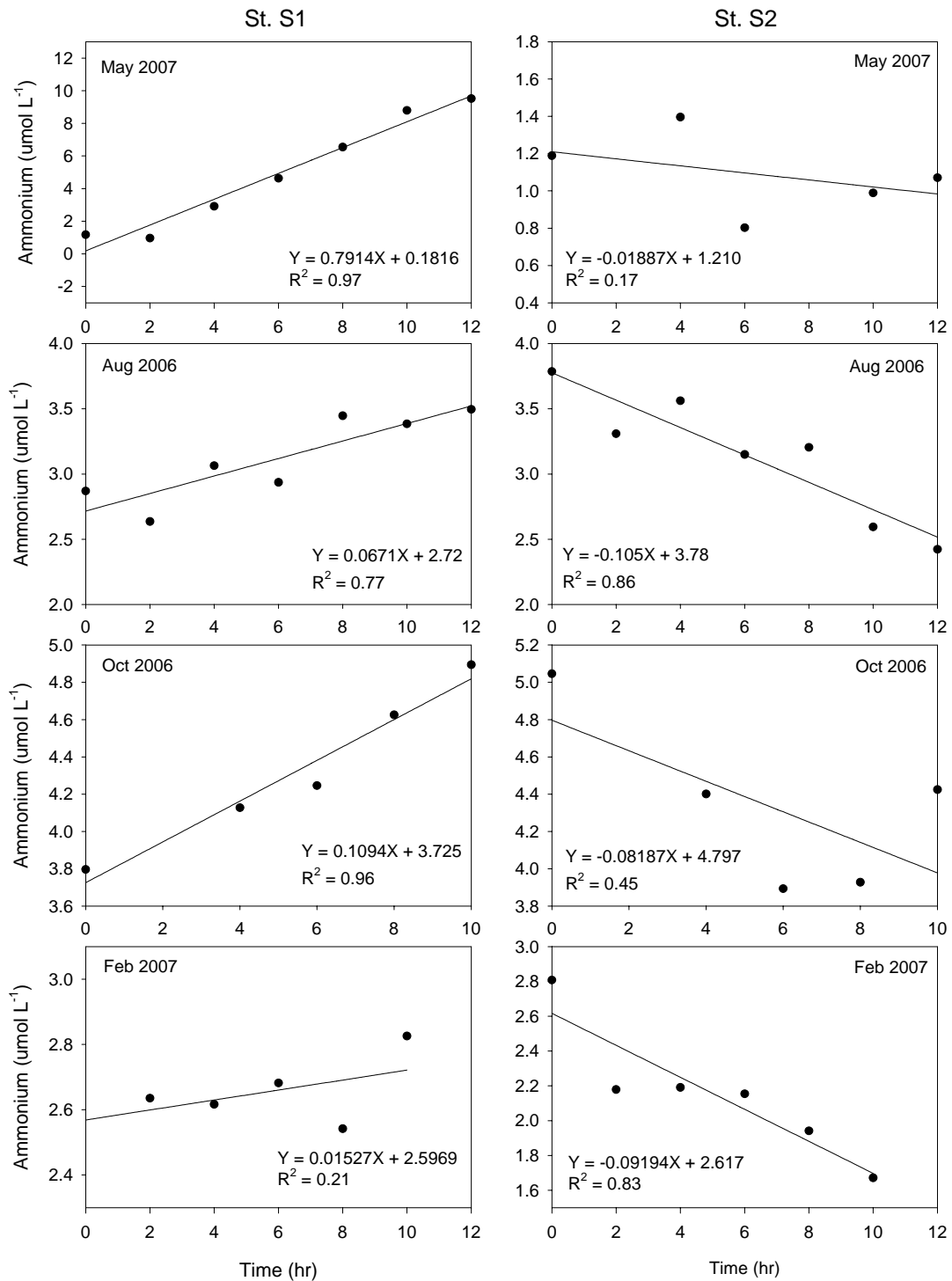


Fig. 3-2-66. Variations of ammonium concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

## (2) 질산염 (Nitrate)

각 계절별로 실시한 모든 챔버 실험에서, 해수 중 질산염 농도는 시간에 따라 감소하여, 질산염이 해수에서 퇴적물로 제거되는 것으로 나타났다 (Fig. 3-2-67). 이러한 결과는 갯벌 퇴적물을 대상으로 실시한 다른 연구에서도 보고되었다 (Trimmer *et al.* 1998, Ogilvie *et al.* 1997, Magalhães *et al.* 2002, Mortimer *et al.* 1999). 질산염이 해수에서 퇴적물로 유입되는 것은, 무산소 환경의 퇴적물 내에서 질산염이 환원되는 탈질산화 (denitrification)가 일어나면, 상대적으로 질산염 농도가 높은 해수로부터 확산에 의해서 질산염이 퇴적물로 유입되기 때문이다 (Seitzinger 1988). 탈질산화는 퇴적물로 유입되는 유기물이 많을 때, 관개활동 (bioirrigation)을 하는 대형저서동물이 많을 때, 그리고 해수 중의 산소 농도는 낮고 질산염 농도는 높을 때 활발하게 일어난다 (Devol & Christensen 1993). 본 연구에서 관측한 해수 및 퇴적물의 여러 가지 특성과 질산염 플럭스의 상관관계를 계산해본 결과 (Table 3-2-21), 질산염 플럭스는 산소소모율 (SOC), 엽록소 농도 (Chl-a), 유기탄소 (POC) 등과 좋은 상관관계를 보인다 (Fig. 3-2-68). 이것은 퇴적물로 유입된 유기물이 많고, 유기물을 분해하기 위하여 산소소모율이 증가하면, 퇴적물 내에 환원환경이 조성되어 탈질산화가 활발하게 일어나고, 이로 인하여 질산염 플럭스가 증가하기 때문인 것으로 판단된다. 다른 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 연구에서 질산염 플럭스는, 프랑스의 Marennes-Oléron Bay에서  $-3.84 \sim -0.82 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Feuillet-Girard *et al.* 1997), 포르투갈 Douro River 하구에서  $-19.43 \sim -0.95 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Magalhães *et al.* 2002), 영국의 Great Ouse 하구에서  $-11.9 \sim -0.71 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Trimmer *et al.* 1998) 등으로 보고되었으며, 본 연구지역의 질산염 플럭스보다 높았다 (Table 3-2-19). 이렇게 높은 질산염 플럭스는 이들 갯벌이 하구에 인접해 있어서, 강을 통해 갯벌 퇴적물로 유기물이 많이 공급되기 때문이다. 이에 비해 법산리 갯벌은 반폐쇄성의 만에 위치하며, 외부와 연결된 하천이나 강과 같은 유기물 공급원이 거의 없기 때문에 다른 갯벌에 비해 질산염 플럭스가 낮은 것으로 생각된다.

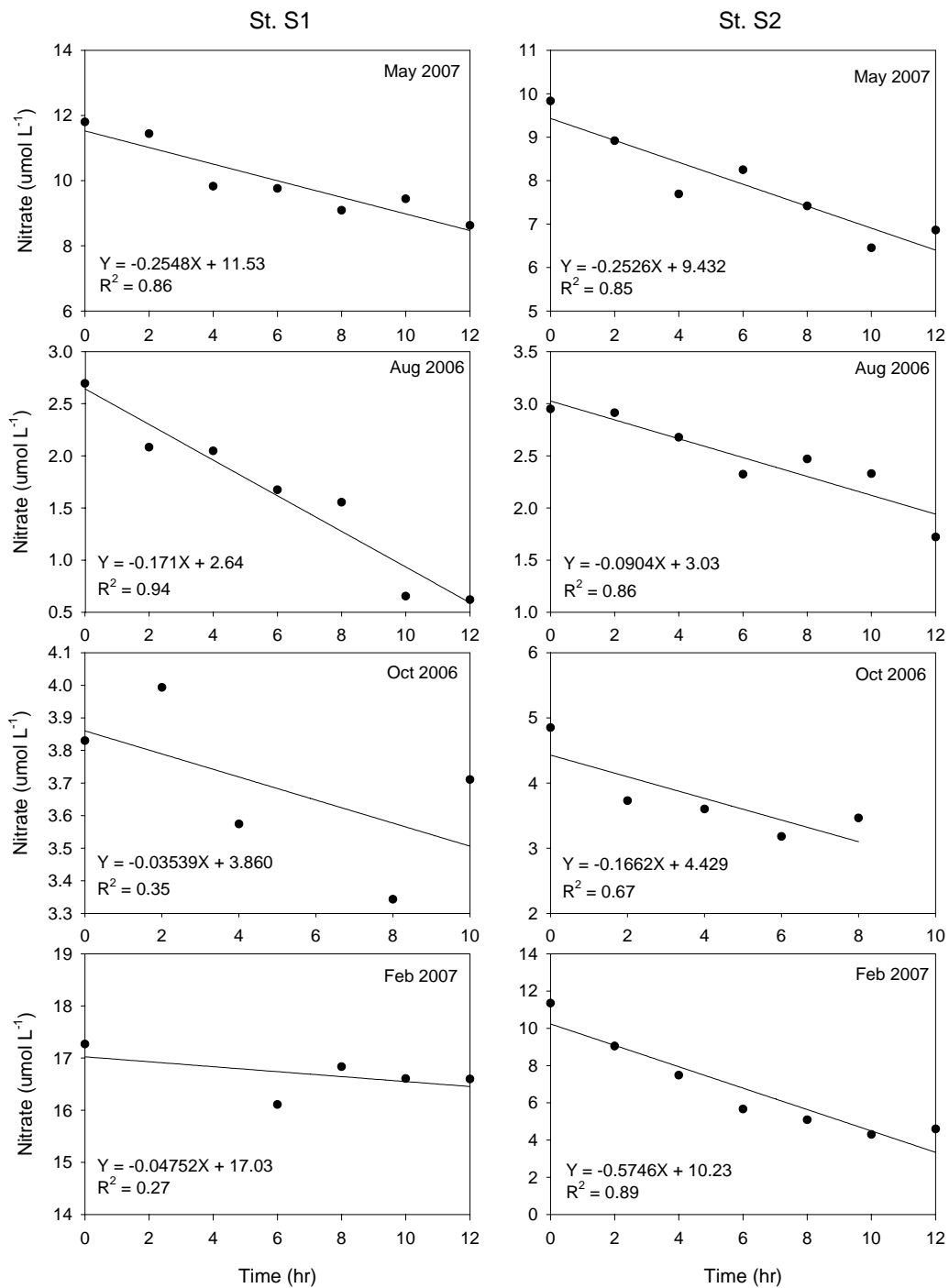


Fig. 3-2-67. Variations of nitrate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

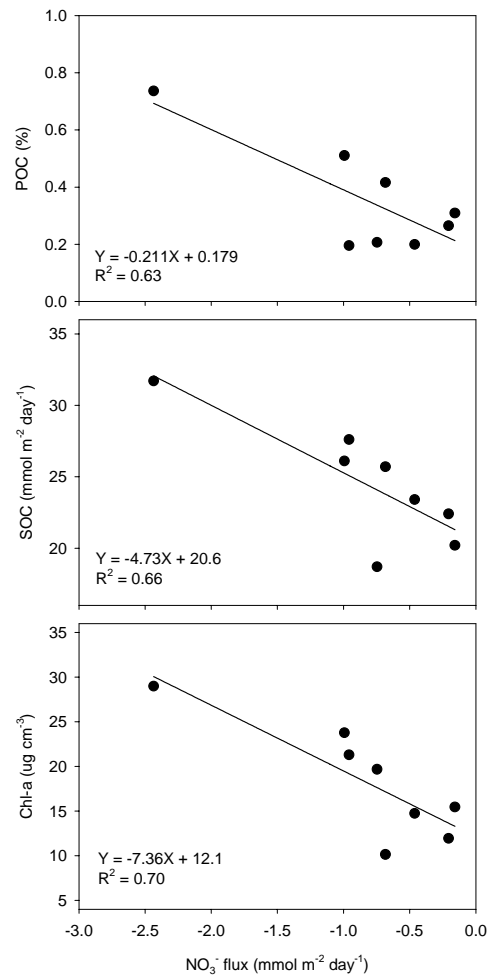


Fig. 3-2-68. Linear regression plot of nitrate flux versus POC, SOC, and Chl-a for all seasons at both stations.

Table 3-2-21. Results of regression analyses of fluxes and sediment variables.

	Nutrient fluxes ( $\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$ )					
	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	DIN	$\text{PO}_4^{3-}$	DSi
Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	0.001	0.174	0.190	0.050	0.027	0.626
SOC ( $\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$ )	0.046	0.657	0.002	0.106	0.129	0.174
$\text{DO}_{\text{BW}}$ ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	0.001	0.226	0.197	0.042	0.022	0.590
Chl-a ( $\mu\text{g cm}^{-3}$ )	0.001	0.696	0.293	0.244	0.120	0.322
Burrow density (no. $\text{m}^{-2}$ )	0.194	0.059	0.720	0.325	0.046	0.297
POC (%)	0.112	0.632	0.006	0.475	0.328	0.674

### (3) 용존무기질소 (Dissolved inorganic nitrogen)

용존무기질소는 암모늄, 질산염, 아질산염 농도를 모두 합한 것을 의미하며, 용존 무기질소 플럭스는 용존무기질소 농도의 시간에 따른 변화율로부터 계산하였다. 챔버 실험 동안, 해수 중의 용존무기질소 농도는 정점 S1에서 시간에 따라 증가하였고, 이와 반대로 정점 S2에서 시간에 따라 감소하였다. 즉, 정점 S1은 퇴적물에서 해수로 용존무기질소가 유출되고, 정점 S2는 해수 중의 용존무기질소가 퇴적물로 유입되었다 (Table 3-2-19, Fig. 3-2-69). 연안 환경에서, 대부분의 퇴적물-수층 경계면 플럭스 연구는 용존무기질소가 해수 중에서 퇴적물로 유입되어, 해수 중의 용존무기질소가 제거되는 것으로 보고하였다 (Ogilvie *et al.* 1997, Sundbäck *et al.* 2000, Magalhães *et al.* 2002, Thornton *et al.* 2007). 그러나 정점 S1에서는 일반적인 경우와 다르게 용존무기질소가 퇴적물에서 해수 중으로 유출되었다. 이러한 결과는 다음의 두 가지 이유로 설명할 수 있다. 첫째, 앞서 기술한 바와 같이 저서생물의 교란작용 (bioturbation)과 관개활동 (bioirrigation)에 의해 암모늄이 직접 해수로 유출되어, 퇴적물에서 해수 중으로 암모늄 플럭스가 증가하였기 때문이다. 둘째, 저서생물의 교란작용에 의해 퇴적물 내로 산소공급이 많아져 퇴적물 내의 산화층이 두꺼워지며, 이렇게 두꺼워진 산화층에서 암모늄이 질산화 작용에 의해 질산염으로 산화되어서, 해수 중의 질산염이 확산에 의해 퇴적물로 유입되는 양은 감소하였기 때문이다 (Rysgaard *et al.* 1994). 따라서 정점 S1에서는 용존무기질소가 탈질산화 작용에 의해 퇴적물로 유입되는 양보다 저서생물의 교란작용에 의해 해수 중으로 유출되는 양이 많기 때문에, 퇴적물에서 해수로의 플럭스가 관측된 것으로 판단된다 (Sundbäck *et al.* 2003). 실제로, 정점 S1에서는 burrow density가 65~ 19 no. m<sup>2</sup>로 정점 S2에 비해 8배 많이 관측되었는데, 이러한 결과는 저서생물의 활발한 활동이 용존무기질소가 유출되는 것에 많은 영향을 미친다는 것을 뒷받침해준다(Table 3-2-20).

정점 S2에서는 대부분의 연구에서와 마찬가지로 용존무기질소가 해수에서 퇴적물로 유입되었다. 이처럼 용존무기질소 농도가 해수에서 감소하는 것은 퇴적물 내에서 일어나는 탈질산화에 의해서 질산염이나 아질산염이 질소 (N<sub>2</sub>) 가스로 환원되고, 다시 대기 중으로 방출되어 퇴적물 내 질산염 농도가 감소하게 되므로, 해수 중의 질산염이 퇴적물로 유입되기 때문이다 (Cabrita & Brotas 2000, Sundbäck *et al.* 2000, Thornton *et al.* 2007). 정점 S2에서는 정점 S1에 비하여 생물교란작용의 영향이 적기 때문에, 탈질산화에 필요한 질산염이 확산에 의해 해수에서 퇴적물로 유입되는데 안정적인 퇴적환경이 유지되는 것으로 판단된다.

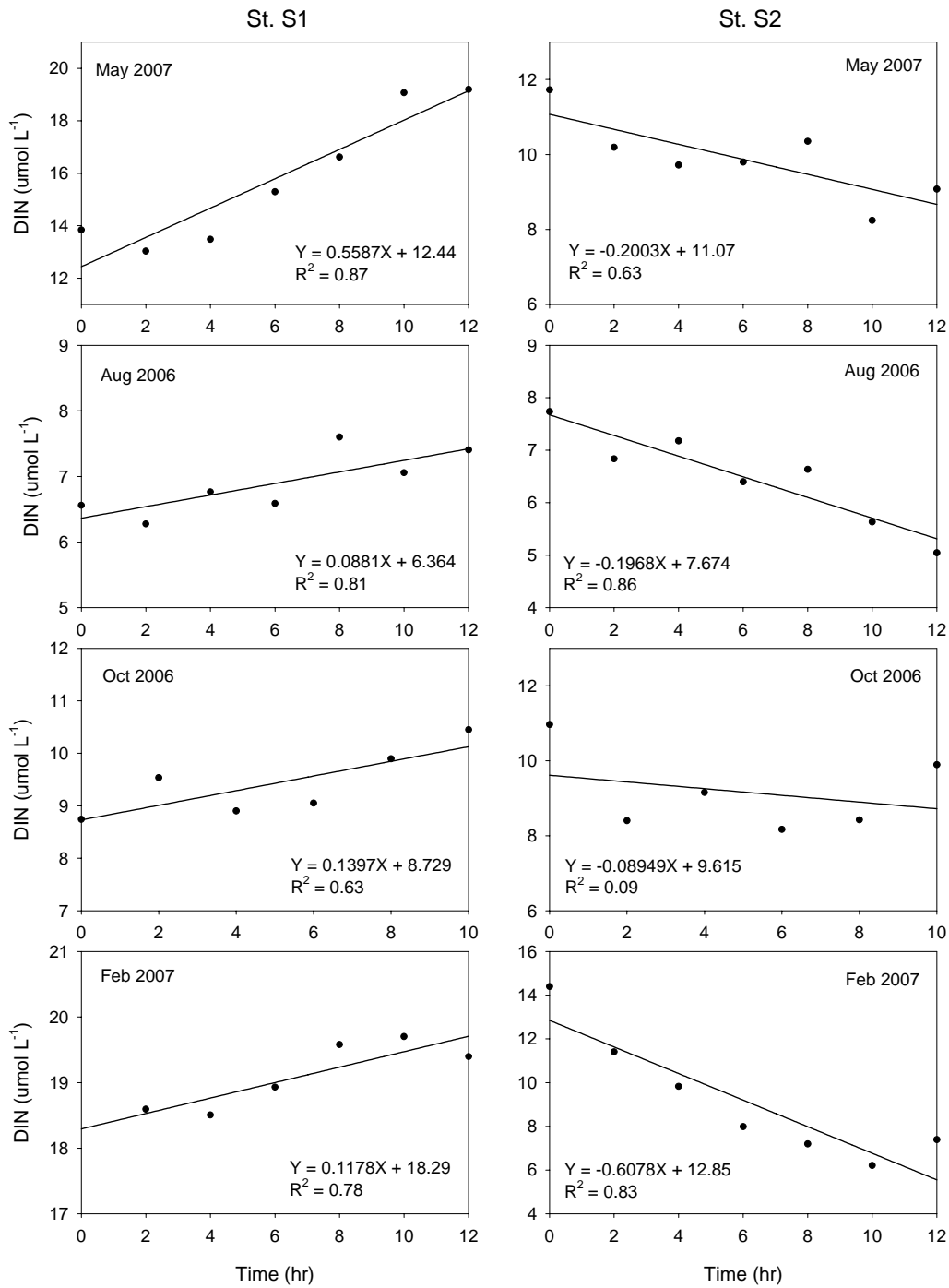


Fig. 3-2-69. Variations of DIN concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.



#### (4) 인산염 (Phosphate)

본 연구에서 인산염 플럭스는 암모늄 플럭스와 마찬가지로 정점 S1에서는 여름을 제외하면 퇴적물에서 유출되어 해수 중 인산염 농도가 증가하였고, 정점 S2에서는 퇴적물로 유입되어 해수 중 인산염 농도가 감소하였다 (Table 3-2-19, Fig. 3-2-70). 인산염 플럭스는 퇴적물 내에서 유기물이 분해되어 인산염이 생성되는 정도와 퇴적물 표층에서 철산화물에 흡착하여 제거되는 작용에 의해서 결정된다. 일반적으로 유기물 공급이 많고 퇴적속도가 빠른 갯벌 퇴적물은 인산염을 퇴적물에서 해수 중으로 공급하는 것으로 알려져 있다 (Coelho *et al.* 2004). 정점 S1에서는 일반적인 경우와 마찬가지로, 퇴적물 내에서 유기물 분해로 생성된 인산염이 해수 중으로 유출된 것으로 판단된다. 퇴적물에서의 인산염 플럭스에 영향을 미치는 요인 중에서, 저서생물의 교란작용도 인산염이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 것을 촉진시키는 것으로 보고되었다 (Michaud *et al.* 2006). 정점 S1에서도 저서생물의 관개 활동과 교란작용으로 표층 퇴적물에 흡착되는 인산염보다 해수 중으로 바로 유출되는 인산염이 더 많아서, 해수 중의 인산염 농도가 증가한 것으로 판단된다. 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 다른 연구의 인산염 플럭스는 Marennes-Oléron Bay (프랑스)의  $-0.13 \sim -0.65 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Feuillet-Girard *et al.* 1997), Cádiz Bay (스페인)의  $+2.5 \sim -6.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Forja and Gómez-Parra 1998), Mobile Bay (미국)의  $-0.05 \sim +0.48 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Cowan *et al.* 1996) 등으로 보고되었는데, 본 연구지역에서 유출되는 플럭스에 비해 크게 관측되었다 (Table 3-2-22). 다른 연구지역에 비하여, 유기물 공급원이 제한적인 법산리 갯벌에서는 실제 해수 중으로 공급되는 인산염의 양이 많지 않은 것으로 판단된다.

정점 S1에 비해 저서동물의 활동의 영향을 덜 받는 정점 S2에서는 인산염 플럭스와 산소소모율 간의 상관관계가 높았다 (Table 3-2-21). 즉, 정점 S2에서 인산염이 퇴적물로 유입되는 것은 사계절 해수 중에 풍부하게 존재하는 산소의 영향으로 퇴적물 내에 산화환경이 유지되고, 이 산화층에서 인산염이 철산화물 등에 흡착되기 때문인 것으로 판단된다. 그러나, 여러 연구에서 인산염이 철산화물과의 흡착에 의하여 제거된다고 보고하였지만 (Mortimer *et al.* 1998, Sundareshwar & Morris 1999, Magalhães *et al.* 2002, Coelho *et al.* 2004), 본 연구지역에서도 흡착에 의한 영향으로 해수 중의 인산염이 제거되는가를 판단하기 위해서는, 인산염과 철산화물의 상관관계에 대한 연구가 필요하다.

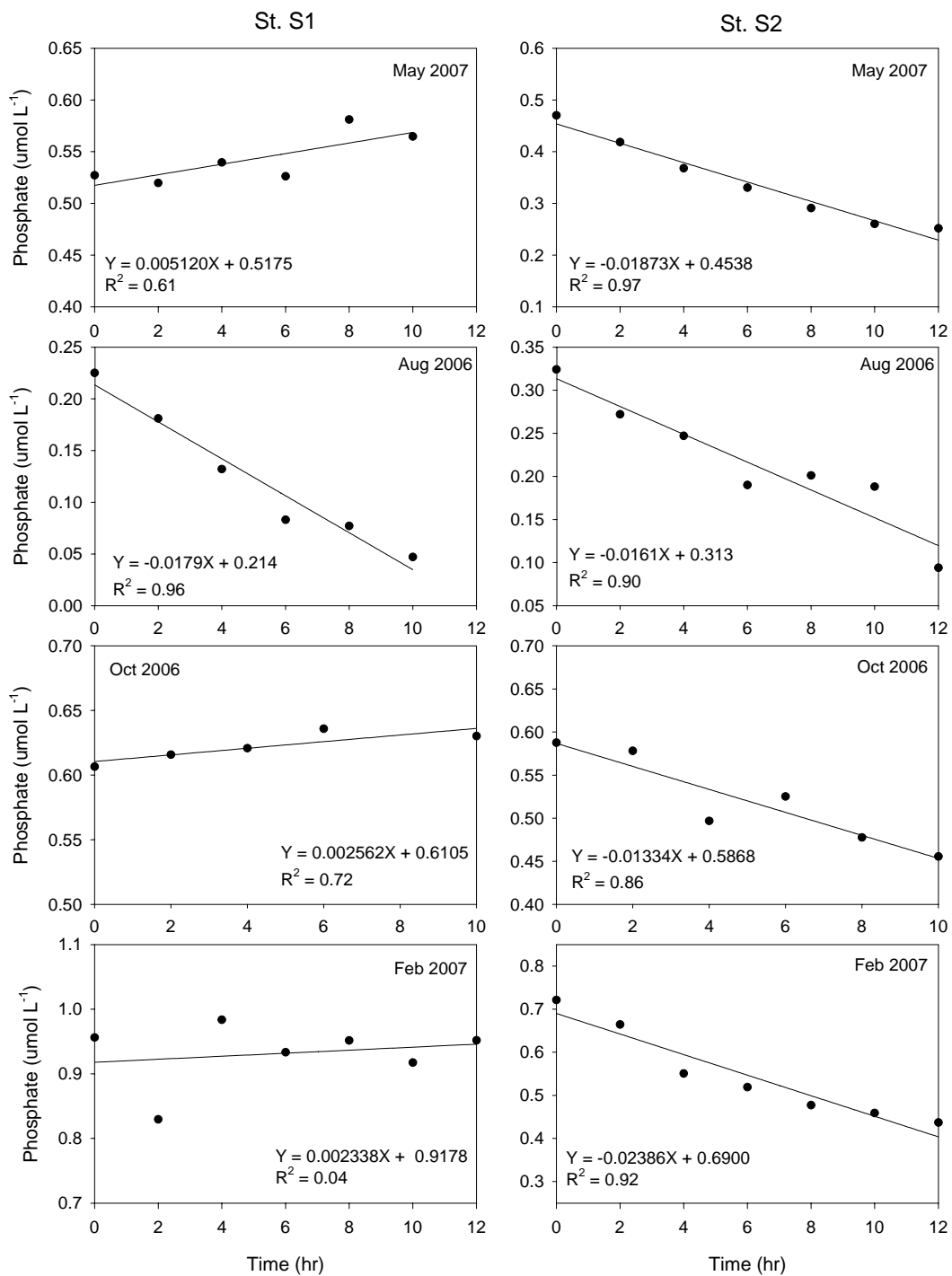


Fig. 3-2-70. Variations of phosphate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

## (5) 규산염 (Silicate)

본 연구지역 규산염 플럭스는 정점 S1에서는 모든 계절에 규산염이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되었고, 정점 S2에서는 여름과 가을에 정점 S1과 마찬가지로 퇴적물에서 해수 중으로 규산염이 유출된 반면, 봄과 겨울에는 해수에서 퇴적물로 규산염이 유입되었다 (Fig. 3-2-71). 규산염은 퇴적물 내에서 규산 물질 (siliceous material) 이 용해 (dissolution)되어 해수로 유출되기 때문에, 퇴적물은 규산염의 공급원으로 알려져 있으며, 대부분의 저층플럭스 연구에서도 이러한 결과를 보고하였다 (Cowan *et al.* 1996, Feuillet-Girad *et al.* 1997, Nizzoli *et al.* 2007, Thornton *et al.* 2007).

갯벌 퇴적물로 유입되는 생물기원 규소 (biogenic silica)의 공급원은 부유성 규조류와 저서성 규조류이며, 퇴적된 생물기원 규소는 다른 영양염과 달리 생물에 의해 분해되는 것이 아니라 화학적으로 용해된다. 정점 S1의 규산염 플럭스는 표층퇴적물의 엽록소 농도 (Chl-a)와 좋은 상관관계를 보였다 (Table 3-2-21). 즉, 퇴적물로 공급되는 생물기원 규소가 많을수록 규산염으로 많이 용해되고, 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 규산염 플럭스도 증가한다. 봄과 여름에 규산염 플럭스가 높은 것은, 저서성 규조류의 번성으로 생물기원 규소의 공급이 증가하였고 온도가 높았기 때문인 것으로 판단된다 (Cowan *et al.* 1996). 또한 저서생물의 관개활동 (bioirrigation)도 규산염을 직접 해수 중으로 유출시켜 규산염 플럭스를 증가시키는 것으로 보고되었다 (Marinelli 1994, Feuillet-Girad *et al.* 1997, Nizzoli *et al.* 2007).

정점 S2의 경우, 여름과 가을에는 규산염이 퇴적물에서 유출되는 반면, 봄과 겨울에는 퇴적물로 유입되었다 (Table 3-2-19). 여름과 가을의 플럭스는 정점 S1과 마찬가지로 공극수에 축적된 규산염이 확산에 의해 챔버 내 해수로 유출된 것으로 판단된다. 그러나, 봄과 겨울에 규산염이 해수 중에서 퇴적물로 유입된 것은 인산염과 유사하게 철산화물이나 알루미늄, 점토 (clay)에 흡착되기 때문인 것으로 판단된다. Mackenzie *et al.* (1967)과 Siever & Woodford (1973)는 점토에, Mackin & Aller (1984)는 알루미늄에, Mayer *et al.* (1991)과 Michalopoulos & Aller (1995)는 철산화물에 흡착되어 규산염이 제거된다고 보고하였다. 그러나, 본 연구에서는 봄과 겨울에만 해수 중의 규산염이 감소하였기 때문에, 흡착에 의해 규산염이 제거되는 것인지를 규명하기 위해서는 갯벌 퇴적물의 광물조성이 실제로 계절에 따라 어떻게 변화하는가에 대한 추가적인 실험이 필요하다. 또한, 정점 S2의 봄과 겨울에 퇴적물 표층에 규조류 매트 (mat)가 형성되어 엽록소 농도가 각각  $23.76 \mu\text{g cm}^{-3}$ 과  $28.97 \mu\text{g cm}^{-3}$ 으로 높게 분포하였는데 (Table 3-2-20), 빛을 차단하여 생물에 의한 효과를 없애도 퇴적물 표층에 번성한 규조류 군집이 필요로 하는 양은 증가하여, 해수 중의 규산염 일부가 규조류에 의해 사용된 것으로 판단된다 (Margalhães *et al.* 2002).

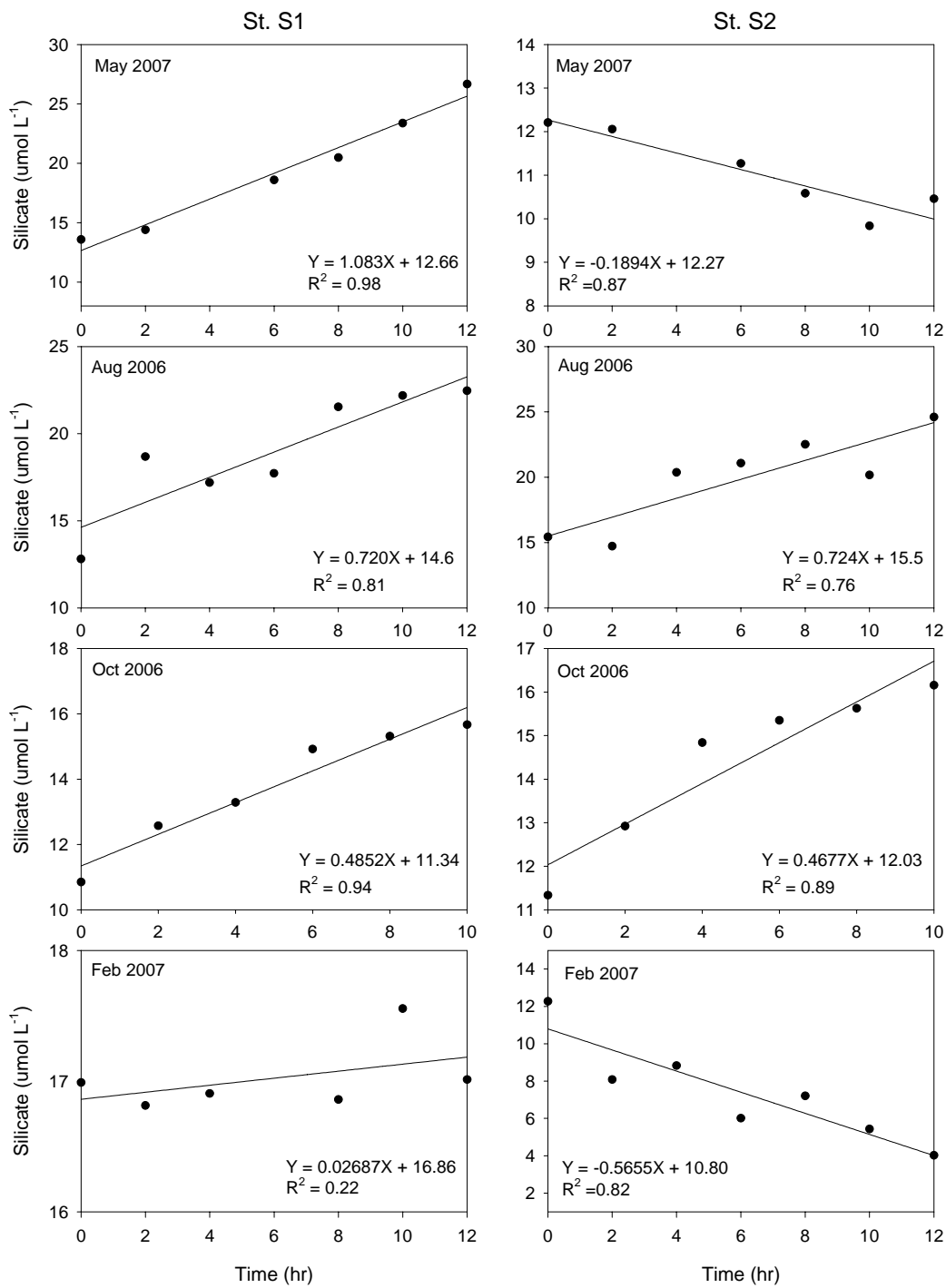


Fig. 3-2-71. Variations of silicate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

Table 3-2-22. Range (min/max) of sediment-water nutrient fluxes ( $\text{mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) in selected intertidal systems (negative values = uptake by sediments; positive values = release from sediments).

Study site	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	DSi	Referenece
Marenes-Oléron Bay (France)	0.28/5.03	-3.84/-0.82	-	-0.13/+0.65	1.18 ~ 12.7	Feuillet-Girard <i>et al.</i> 1997
Konigshafen Bay (Germany)	-1.34/+15.4	-3.86/+0.26	-	-	-	Asmus <i>et al.</i> 1998
Cádiz Bay (Spain)	15.1/20.0	-	-	+2.5/+6.3	8.0/18.5	Forja & Gómez-Parra 1998
Tagus estuary (Portugal)	0.43/2.26	-19.3/+42.3	-0.05/+0.19	-	-	Cabrita & Brotas 2000
Douro River estuary (Portugal)	-23.94/+2.54	-19.43/-0.95	-3.06/+0.52	-3.66/0	-8.86/0	Magalhães <i>et al.</i> 2002
Great Ouse estuary (UK)	2.27/10.5	-11.9/-0.71	-	-	-	Trimmer <i>et al.</i> 1998
Mobile Bay (USA)	-0.53/4.344	-0.34/+1.61	-0.07/+0.48	-0.05/+0.48	-0.35/+8.2	Cowan <i>et al.</i> 1996
Taeon Bay	-0.54/+2.98	-2.44/-0.16	0.01/0.77	-0.10/+0.02	-2.40/+4.07	This study

## 6. 서해 근소만에서 영양염의 조석 및 계절 변화

### 가. 서 론

갯벌은 유기물 분해에 의한 영양염 생성, 저서 식물플랑크톤에 의한 영양염 섭취, 탈질소화작용에 의한 질산염 제거 등과 같은 다양한 과정을 통해 연안해역의 영양염 순환에 상당히 큰 영향을 끼친다. 갯벌은 주기적으로 대기 중으로 노출되어 퇴적물 온도변화가 매우 크고, 육상과 바로 인접해 있고 있어 육상으로부터 유기물이 직접 유입되기 때문에 유기물 분해가 매우 활발히 일어나는 곳이다 (Jickells & Rae 1997; Alongi *et al.* 1999). 따라서 갯벌에서 유기물 분해는 다른 연안 환경에 비해 보다 활발히 일어나며, 유기물 분해에 따른 영양염의 생성도 다른 연안 환경보다 많다. 그리고 갯벌은 저서 규조류의 매트 (mat)가 발견될 정도로 저서 식물플랑크톤의 생물량 (biomass)과 생산성이 매우 큰 곳이기 때문에 저서 식물플랑크톤에 의한 영양염 섭취가 활발히 일어나 영양염이 제거되는 환경이다 (Pinckney & Zingmark 1993). 또한, 갯벌퇴적물에서는 탈질소화작용 (denitrification)에 의해 질산염이 질소가스로 환원되어 대기 중으로 방출되기 때문에 상당한 양의 질산염이 갯벌에서 제거된다 (안 2005, 나와 이 2004). 이와 같이 갯벌에서는 영양염이 생성되기도 하고 제거되기도 하기 때문에, 갯벌이 연안해역의 영양염 순환에 어떤 영향을 끼치는지를 파악하는 것이 중요하다.

최근까지 많은 연구자들은 갯벌퇴적물에서 영양염의 저층플럭스 (benthic flux)를 퇴적물 공극수에서의 영양염 농도의 수직분포로부터 Fick의 확산모델을 이용하여 측정하거나 저층챔버 (benthic chamber)를 이용하여 시간에 따른 영양염 농도 변화로부터 계산하였다 (Mortimer *et al.* 1999, Laima *et al.* 2002, Bally *et al.* 2004, Billerbeck *et al.* 2006). 갯벌퇴적물에서 영양염의 저층플럭스는 수온, pH, 산화-환원 조건 (redox condition), 조류에 의한 퇴적물의 재부유, 유기물 공급, 해수의 화학조성 등 많은 환경요인에 의해 영향을 받는다 (Sundareshwar & Morris 1999). Lillebø *et al.* (2004)은 갯벌퇴적물에서 조류에 의한 퇴적물의 재부유가 영양염의 저층플럭스에 매우 큰 영향을 미친다고 보고하였다. 공극수와 저층챔버를 이용한 방법은 조류에 의한 영향을 전혀 반영하지 못하기 때문에 많은 오차를 내포하고 있다. 따라서 갯벌이 연안해역의 영양염 순환에 미치는 영향을 이해하기 위해서는 공극수와 저층챔버를 이용하여 영양염의 저층플럭스를 측정하는 것보다, 육상의 영향을 받지 않는 갯벌에서 조석에 따른 영양염 농도 변화를 파악하는 것이 더 바람직하다.

근소만은 태안반도에 위치하고 있는 반폐쇄적인 (semi-closed) 만이다. 근소만은 Figure 3-2-72에서 보는 바와 같이 간조 시에 대부분의 퇴적물이 공기 중에 드러나는 갯벌로 이루어져 있으며, 만 주위에 큰 하천이 전혀 없어 육상에서 영양염 유입

량이 많지 않다. 따라서 근소만은 갯벌이 연안해역의 영양염 순환에 어떤 영향을 미치는지를 연구하는데 가장 적합한 장소이다. 근소만 입구에서 12시간 이상 조석에 따른 영양염 변화를 관측하면, 갯벌퇴적물이 영양염의 공급원 또는 제거원으로 작용하는지를 파악할 수 있다. 예를 들면, 근소만 입구에서 관측한 영양염 농도가 만조 시보다 간조 시에 높으면, 이것은 만 외부보다 내부해역에서의 영양염 농도가 높기 때문이므로 갯벌퇴적물이 영양염의 공급원으로 작용하는 것이다. 또한, 반대로 영양염 농도가 간조 시보다 만조 시에 높으면, 이것은 만 내부보다 외부해역에서의 영양염 농도가 높기 때문이므로 갯벌퇴적물이 영양염의 제거원으로 작용하는 것이다. 본 연구의 목적은 근소만 입구에서 조석과 계절에 따른 암모니아, 질산염+아질산염 (이후로 질산염이라 명칭함), 인산염, 규산염 등과 같은 영양염의 변화를 파악하여 갯벌퇴적물이 연안환경의 영양염 순환에 어떠한 영향을 미치는지를 이해하는 것이다.

#### 나. 연구 방법

태안반도에 위치한 근소만은 조석의 영향을 받는 약 30 km<sup>2</sup> 면적의 반폐쇄성 만이다 (Fig. 3-2-72). 평균조차는 6 m이며, 간조시 전체 면적의 90% 정도가 대기 중에 노출되고, 만조시에는 2-4m의 수심을 유지한다. 만내 퇴적물의 퇴적상은 대부분 모래질 실트 (sandy silt)로 구성되어있다 근소만은 육상으로부터 직접 유입되는 하천이 없으며, 약 2 km 폭의 만 입구를 통해 외해역과 내해역의 해수교환이 이루어진다.

현장 조사는 각 계절에 따라 네 차례 수행하였으며, 2006년 8월에는 24시간동안, 2006년 10월과 2007년 2월, 5월에는 12시간동안 근소만 입구에서 한 시간 간격으로 고정관측을 실시하였다. 암모니아, 질산염+아질산염, 인산염, 규산염 분석을 위한 해수시료는 표층과 저층에서 니스킨 채수기로 채수하여 GF/F 여과지 (Whatman)로 거른 후, HgCl<sub>2</sub>를 소량 첨가하여 냉장 보관하였다. 분석은 영양염 자동분석기 (Proxima, Alliance Instrument)를 이용하였으며, 각각의 측정값을 표준해수시료 (CSK standard solution, Wako Pure Chemical Industries)로 정확도를 검정하였다. 두 번 이상 분석을 통하여 얻은 질산염, 인산염, 규산염의 정밀도는 5% 정도였으며, 암모니아의 정밀도는 10% 가량이었다.

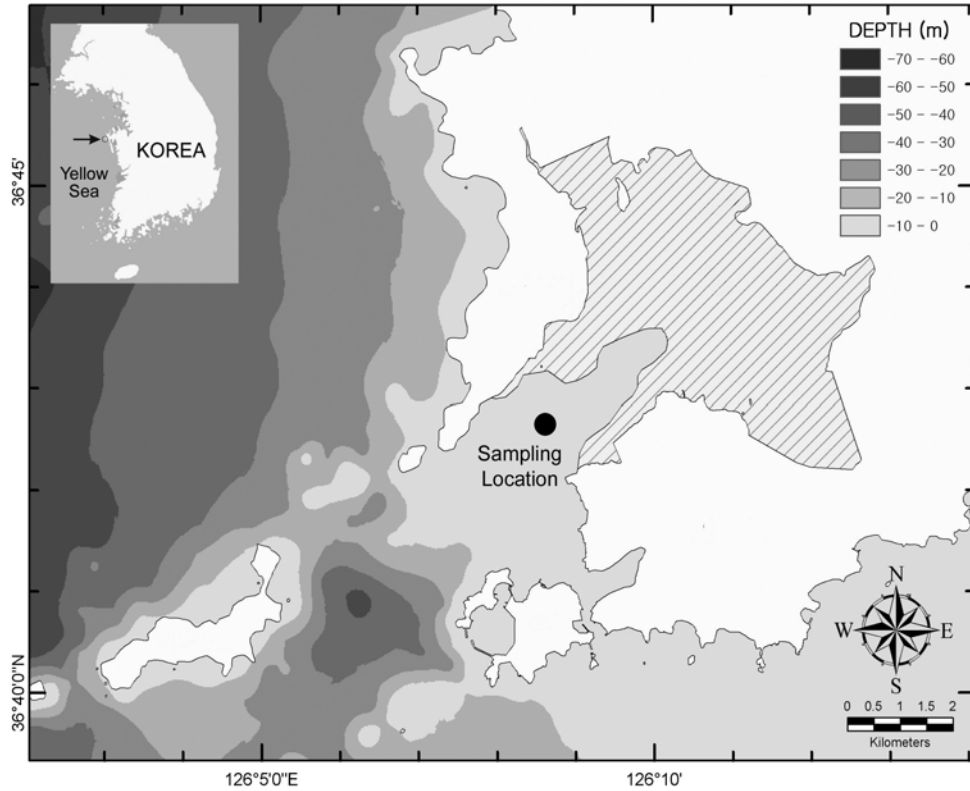


Fig. 3-2-72. Location of the sampling station in Geunso Bay. The hatched area indicates the area exposed at low tide.

#### 다. 결 과

표층과 저층에서 관측한 시간변화에 따른 암모니아 농도는 봄, 여름, 겨울에는 큰 차이를 나타내지 않았으나 가을에는 표층보다 저층에서 다소 높은 값들을 나타냈다 (Fig. 3-2-73). 표층 암모니아 농도도 봄, 여름, 겨울에는  $0.5 \sim 6 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 유사한 범위를 나타낸 반면, 가을에는  $0.1 \sim 9 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 다른 계절에 비해 높았다. 암모니아는 모든 계절에서 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에는 낮은 농도를 나타냈다.

질산염 농도는 표층과 저층에서 관측한 값들이 모든 계절에서 큰 차이를 나타내지 않았다 (Fig. 3-2-74). 표층 질산염 농도는 겨울에  $11.5\text{-}16.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 가장 높았고 여름에는  $0.2 \sim 8 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 가장 낮았으며, 가을에는  $4.4 \sim 0 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 중간 정도를 나타냈다. 질산염은 암모니아와는 정반대로 모든 계절에서 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에는 낮은 농도를 나타냈다.



용존무기질소 (dissolved inorganic nitrogen)는 암모니아, 질산염, 아질산염을 모두 합한 것을 나타낸다. 용존무기질소 농도는 표층과 저층에서 관측한 값들이 봄, 여름, 겨울에는 큰 차이를 나타내지 않았으나 가을에는 표층보다 저층에서 다소 높은 값을 나타냈다 (Fig. 3-2-75). 표층 용존무기질소 농도는 겨울에  $12.2 \sim 15.9 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 가장 높았고 여름에는  $0.8 \sim 7 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 가장 낮았으며, 가을에는  $5.8 \sim 3 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 중간 정도를 나타냈다. 용존무기질소는 봄, 여름, 겨울에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에는 낮은 농도를 나타낸 반면, 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에는 낮은 농도를 나타냈다.

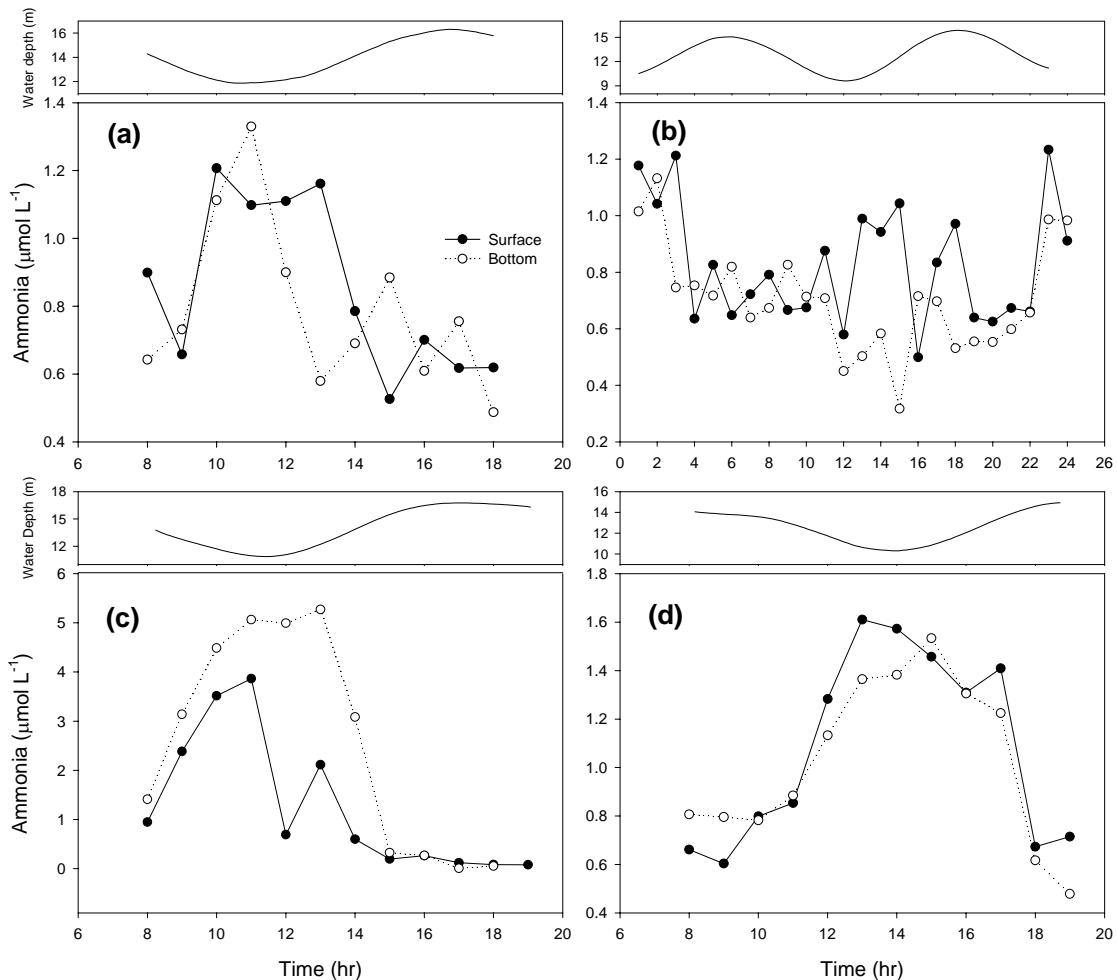


Fig. 3-2-73. Ammonia variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

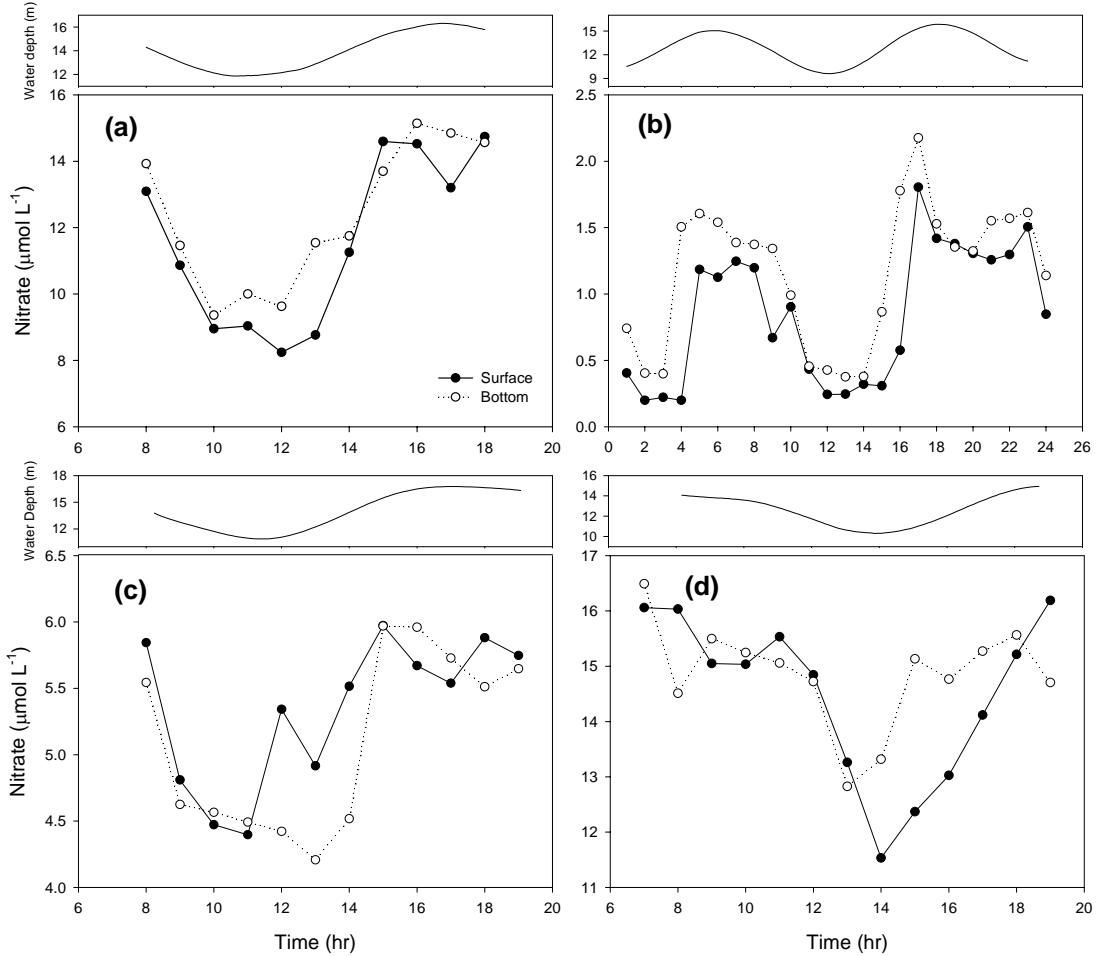


Fig. 3-2-74. Nitrate variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

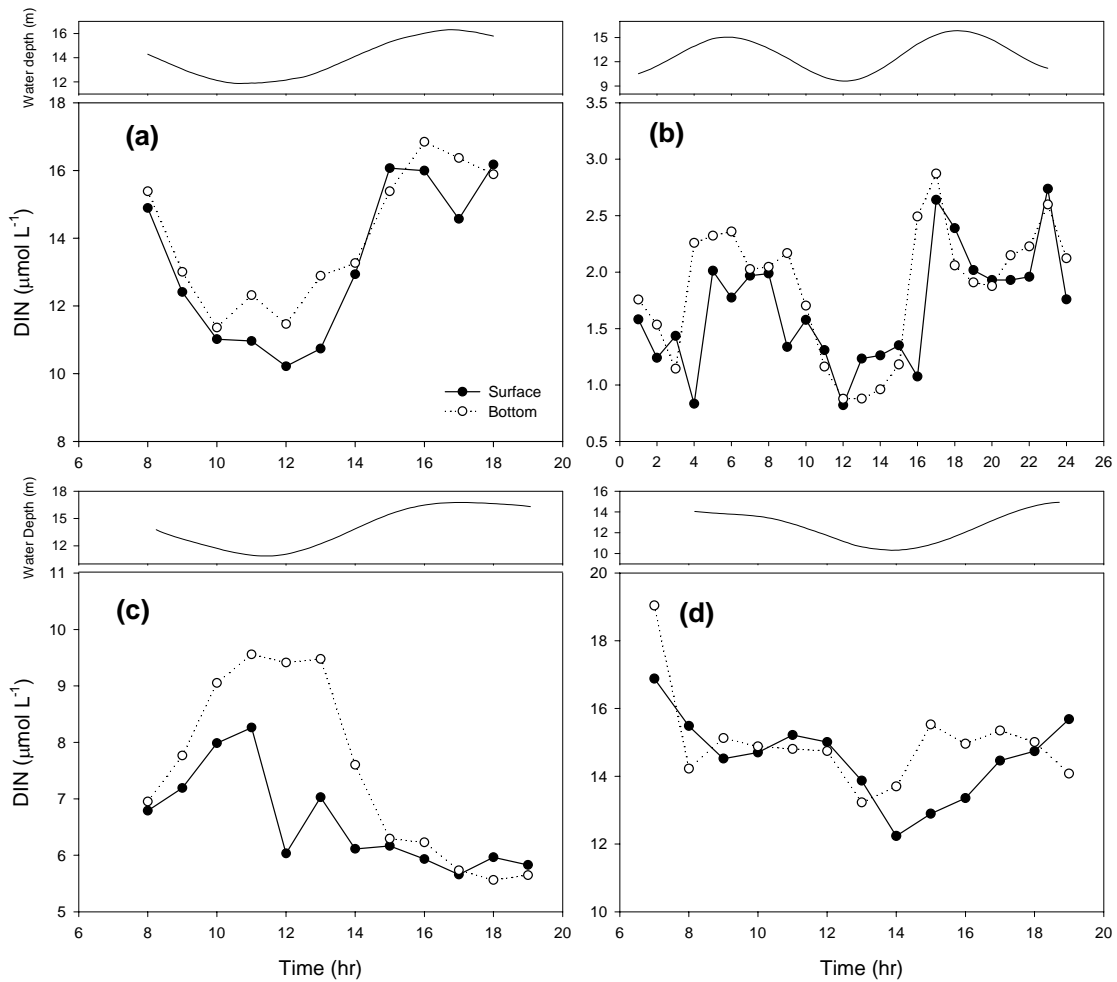


Fig. 3-2-75. Dissolved inorganic nitrogen variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

표층과 저층에서 관측한 인산염 농도는 봄과 겨울에는 큰 차이를 나타내지 않았으나 가을에는 표층보다 저층에서 다소 높은 값을 나타냈으며, 여름에는 만조 시에는 표층보다 저층에서 높은 반면, 간조 시에는 저층보다 표층에서 높았다 (Fig. 3-2-76). 표층 인산염 농도는 겨울에  $0.85 \sim 0 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 가장 높았고 여름에  $0.26 \sim 54 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 가장 낮았으며, 봄과 가을에는  $0.45 \sim 85 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위로 중간 정도를 나타냈다. 표층 인산염은 봄과 겨울에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에는 낮은 농도를 나타낸 반면, 여름과 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에는 낮은 농도를 나타냈다.

규산염 농도는 표층과 저층에서 관측한 값들이 봄과 겨울에는 큰 차이를 나타내지 않았으나 여름과 가을에는 간조 시에만 표층보다 저층에서 다소 높았다 (Fig. 3-2-77). 표층 규산염 농도는 모든 계절에서  $6.0 \sim 3 \mu\text{mol L}^{-1}$ 의 범위를 나타내 암모니아, 질산염, 인산염과는 달리 계절에 따라 뚜렷한 차이를 나타내지 않았다. 규산염은 봄에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에는 낮은 농도를 나타낸 반면, 여름과 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에는 낮은 농도를 나타냈다. 하지만 규산염은 겨울에는 조석에 따라 특별한 변화를 나타내지 않았다.

질소(용존무기질소)/인(인산염) 비율은 계절과 조석에 따라 뚜렷한 차이를 나타냈다 (Fig. 3-2-78). 질소/인 비율은 봄에는 간조 시에 표층보다 저층에서 높았고 가을에는 반대로 저층보다 표층에서 높았으며, 여름과 겨울에는 표층과 저층에서 큰 차이를 보이지 않았다. 질소/인 비율은 모든 계절에서 만조 시에 높았고 간조 시에 낮았다. 표층에서 질소/인 비율은 봄과 겨울에는 Redfield ratio (16)와 유사하였지만, 여름과 가을에는 Redfield ratio보다 낮았다.

질소(용존무기질소)/규소(규산염) 비율은 모든 계절에서 표층과 저층에서 큰 차이를 보이지 않았다 (Fig. 3-2-79). 질소/규소 비율은 봄, 여름, 가을에는 만조 시에 높은 값을 나타냈고 간조 시에 낮은 값을 나타냈으며, 겨울에는 조석에 따라 특별한 변화를 보이지 않았다. 표층에서 질소/규소 비율은 겨울에  $0.97 \sim 2$ 로 가장 높았고 여름에  $0.08 \sim 38$ 로 가장 낮았다.

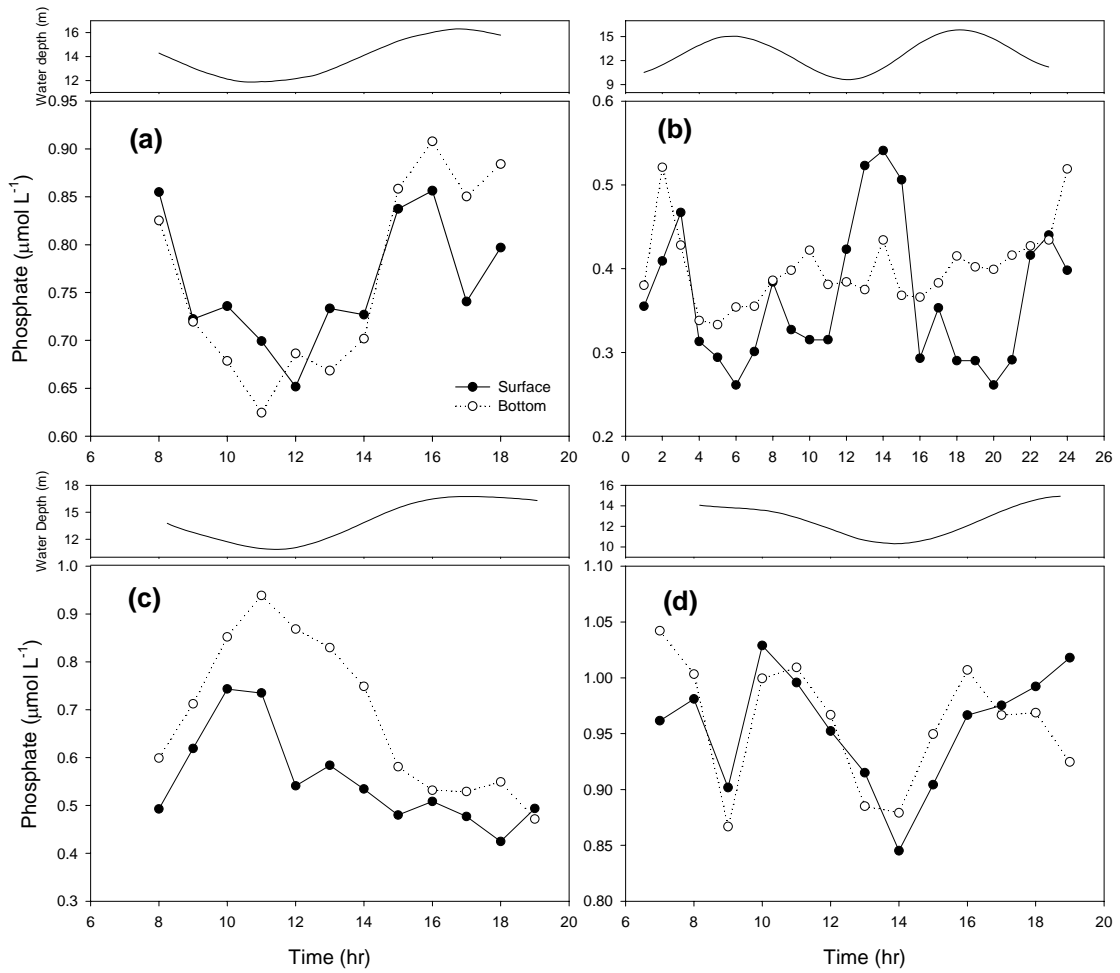


Fig. 3-2-76. Phosphate variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

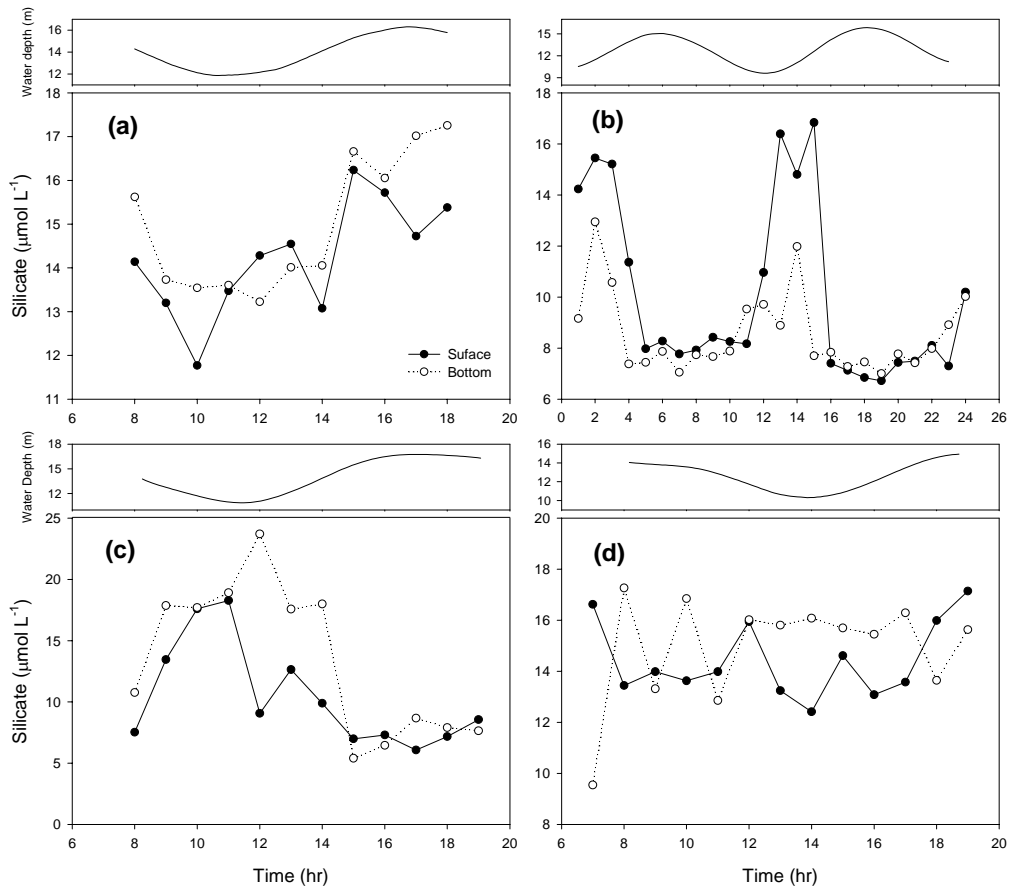


Fig. 3-2-77. Silicate variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

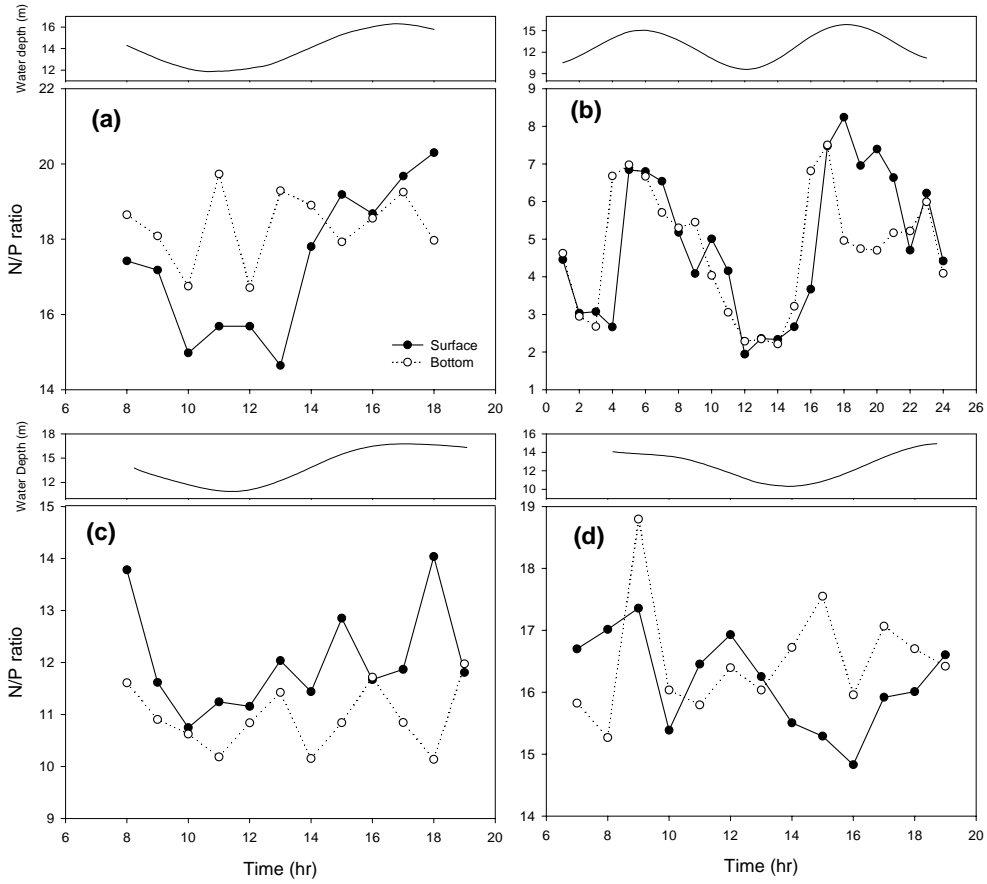


Fig. 3-2-78. N/P ratio variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.

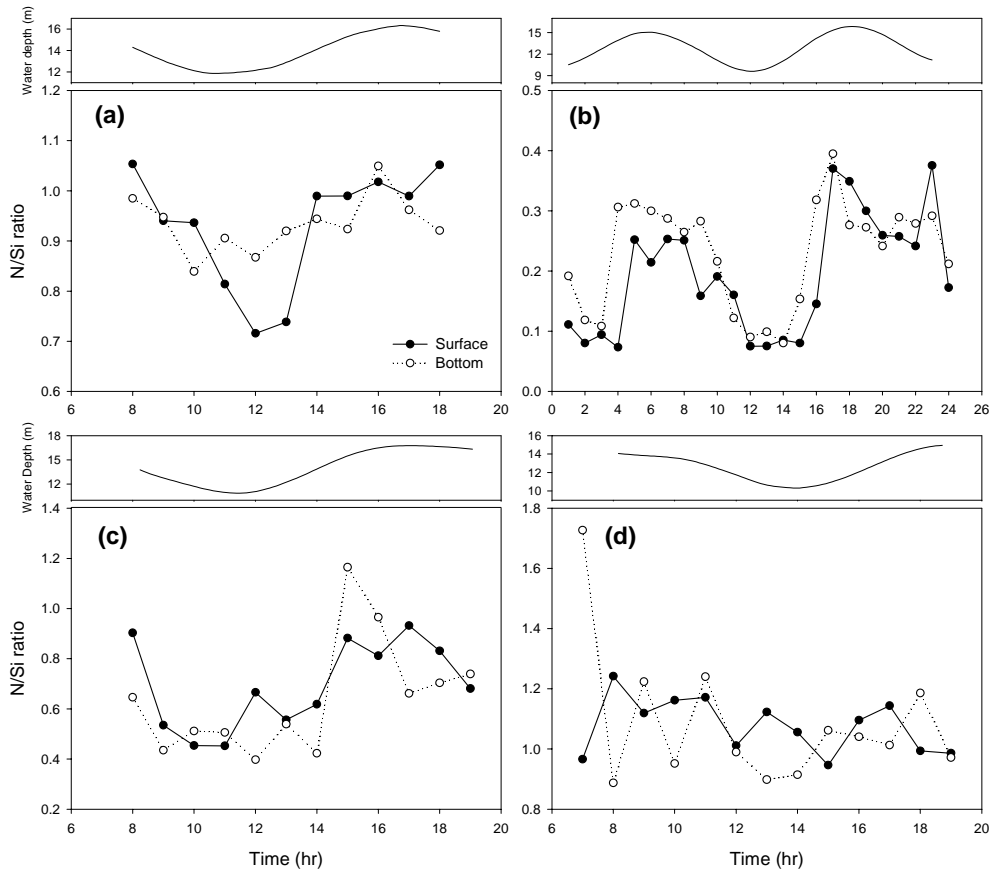


Fig. 3-2-79. N/Si ratio variations with time in Geunso Bay during (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter. Filled circles indicate the surface and open circles the bottom.



## 라. 토 의

### (1) 영양염의 계절변화

암모니아는 계절에 따라 큰 변화를 나타내지 않았지만 가을에 간조 시 암모니아 농도가 다른 계절에 비해 2~ 배 정도 높았다. 하지만 질산염 농도는 암모니아와 달리 계절적으로 매우 큰 변화를 나타냈다. 표층 질산염의 평균 농도는 겨울에  $14.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 가장 높았고 여름에  $0.85 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 가장 낮았으며, 겨울과 여름사이 10 배 이상의 큰 농도차이를 나타냈다. 근소만 부근 외해역에서 관측한 표층 질산염 농도는 2006년 2월에  $12.2 \sim 1.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ 이었고 2006년 7월에는  $4.4 \sim 0 \mu\text{mol L}^{-1}$ 이었다 (임 등 2007). 본 연구에서 겨울 관측한 질산염 농도는 임 등 (2007)이 겨울에 관측한 값과 유사하였지만, 여름에 관측한 질산염 농도는 임 등 (2007)이 여름에 관측한 값보다 상당히 낮았다. 질산염의 주요 제거기작은 식물플랑크톤에 의한 섭취와 퇴적물에서의 탈질소화작용이다. 근소만 입구에서 측정된 일차생산력은 다른 계절에 비해 여름에 3 배 이상 높았는데 (Noh, unpublished data), 이것으로 보아 여름동안에 식물플랑크톤에 의한 질산염 섭취가 가장 큰 것으로 판단된다. 또한 퇴적물에서의 탈질소화작용도 여름철에 활발히 일어나는데, 이것은 여름철의 높은 수온에 의해 미생물 활동이 활발해져 유기물 분해가 촉진되기 때문이다 (Risgaard-Petersen *et al.* 1994, An & Joye 2001). 따라서 근소만 입구에서 여름에 관측한 질산염 농도가 특히 낮은 것은 근소만에서 여름동안에 식물플랑크톤에 의한 질산염 섭취가 가장 크고 갯벌퇴적물에서의 탈질소화작용도 가장 활발히 일어나, 근소만 내부에서 상당한 양의 질산염이 제거되었기 때문이다.

인산염 농도도 계절적인 변화를 나타냈지만 질산염과 같이 매우 큰 변화를 보이지 않았다. 표층 인산염의 평균 농도는 겨울에  $0.96 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 가장 높았고 여름에  $0.37 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 가장 낮았으며, 겨울과 여름사이 3 배 정도의 농도차이를 나타냈다. 임 등 (2007)이 근소만 부근 외해역에서 관측한 표층 인산염 농도는 2006년 2월에  $0.62 \sim 0.73 \mu\text{mol L}^{-1}$ 이었고 2006년 7월에는  $0.33 \sim 0.39 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로, 본 연구에서 근소만 입구에서 관측한 표층 인산염의 평균 농도와 큰 차이를 보이지 않았다. 연안해역에서 인산염 농도가 겨울에 비해 여름에 낮게 관측되는 것은 여름철에 식물플랑크톤의 생산력 증가에 따른 영양염 섭취 증가와 담수 유입량 증가에 의한 희석 효과 때문이다 (김 등 2005, 장 등 2005, 임 등 2007). 질산염의 경우, 여름철에 근소만 입구에서 관측한 질산염 농도가 외해역에서 관측한 것에 비해 매우 낮았던 반면에, 인산염은 근소만 입구와 외해역에서 관측한 값들이 유사하였다. 이것은 질산염과는 달리 여름철에 근소만 내부에서 인산염의 제거가 일어나지 않는다는 것을 지시해준다.

규산염은 질산염이나 인산염과 달리 뚜렷한 계절변화를 보이지 않았다. 표층 규산염의 평균 농도는 봄과 겨울에  $14 \mu\text{mol L}^{-1}$ 이었고 여름과 가을에  $10 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 여름과 겨울 사이에 약간 차이가 있다. 근소만 부근 외해역에서 관측한 표층 규산염 농도는 2006년 2월에는  $12.0 \sim 17 \mu\text{mol L}^{-1}$ , 2006년 5월에는  $3.1 \sim 4 \mu\text{mol L}^{-1}$ , 2006년 7월에는  $4.2 \sim 8 \mu\text{mol L}^{-1}$ , 2006년 11월에는  $3.7 \sim 9 \mu\text{mol L}^{-1}$ 이었다 (임 등 2007). 본 연구에서 겨울 관측한 규산염 농도는 임 등 (2007)이 겨울에 관측한 것과 유사하였지만, 봄, 여름, 가을에 관측한 규산염 농도는 임 등 (2007)이 같은 계절에 관측한 것보다 2~ 배 정도 높았다. 이처럼 겨울을 제외한 봄, 여름, 가을에 근소만 입구에서 관측한 규산염 농도가 외해역보다 높은 것은 근소만 내부, 즉 갯벌퇴적물로부터 상당한 양의 규산염이 생성되었기 때문인 것으로 판단된다.

질소/인 비율은 뚜렷한 계절변화를 나타냈다. 표층에서 평균 질소/인 비율은 봄에 17.4로 가장 높았고 여름에 4.9로 가장 낮았으며, 봄과 가을 사이에 4 배 정도의 차이가 났다. 질소/인 비율이 다른 계절에 비해 여름에 특히 낮은 것은 여름동안에 갯벌퇴적물에서 활발한 탈질소화작용에 의해 인산염에 비해 질산염이 보다 많이 선택적으로 제거되었기 때문이다. 질소/규소 비율도 다른 계절에 비해 여름에 가장 낮는데, 이 또한 여름동안 활발한 탈질소화작용에 의해 규산염보다 질산염이 보다 많이 선택적으로 제거되었기 때문이다.

## (2) 영양염의 조석변화

암모니아 농도는 조석에 따라 큰 변화를 보였는데, 모든 계절에서 간조 시에 높은 값을 나타냈고 만조 시에 낮은 값을 나타냈다. 이처럼 암모니아 농도가 만조 시보다 간조 시에 높은 것은 암모니아 농도가 만 외부보다 내부해역에서 높기 때문이며, 만 내부에서 암모니아가 생성되고 있음을 지시해준다. 근소만은 간조 시에 대부분의 퇴적물이 공기 중에 드러나는 갯벌로 이루어져있기 때문에, 갯벌퇴적물에서 유기물 분해에 의해 상당한 양의 암모니아가 생성되어 수층으로 공급되는 것으로 생각된다. 즉, 갯벌퇴적물은 모든 계절에 암모니아의 주요 공급원으로 작용한다. 간조와 만조 사이에 표층 암모니아 농도 차이가 봄, 여름, 겨울동안에는  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$  내외로 유사한 값을 나타낸 반면, 가을에는  $3 \mu\text{mol L}^{-1}$  정도로 다른 계절에 비해 3 배 높았다. 이것은 갯벌퇴적물에서 수층으로 공급되는 암모니아의 양이 다른 계절에 비해 가을에 가장 크다는 것을 지시해준다.

질산염 농도는 암모니아와 정반대로 모든 계절에 만조 시에 높은 값을 나타냈고 간조 시에 낮은 값을 나타냈다. 이처럼 질산염 농도가 간조 시보다 만조 시에 더 높은 것은 질산염 농도가 만 내부보다 외부해역에서 높기 때문이며, 만 내부에서 질산염이 제거되고 있음을 지시해준다. 질산염의 주요 제거기작으로는 식물플랑크

톤에 의한 섭취와 갯벌퇴적물에서의 탈질소화작용이 있다. 갯벌퇴적물은 유기물이 풍부하기 때문에, 사시사철 탈질소화작용이 활발히 일어난다 (나와 이 2005, 안 2005). 따라서 근소만 내부에서 모든 계절 동안 질산염이 식물플랑크톤에 의한 섭취와 갯벌퇴적물에서의 탈질소화작용에 의해 제거되는 것으로 판단된다. 간조와 만조 사이에 표층 질산염 농도 차이가 봄과 겨울에는  $5 \mu\text{mol L}^{-1}$  내외로 비교적 높은 값을 나타낸 반면, 여름과 가을에는  $1.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ 로 낮은 값을 나타냈다. 이것은 봄과 겨울동안에 근소만 내부에서 제거되는 질산염의 양이 여름과 가을에 비해 더 크다는 것을 지시해준다.

암모니아, 질산염, 아질산염을 모두 합한 용존무기질소는 봄, 여름, 겨울에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에 낮은 농도를 나타낸 반면, 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에 낮은 농도를 나타냈다. 용존무기질소 농도는 봄, 여름, 겨울에는 근소만 내부보다 외부해역에서 높았고, 가을에는 오히려 외부해역보다 만 내부에서 높았다. 따라서 근소만은 주변 외부해역에 대해서 봄, 여름, 겨울에는 용존무기질소의 제거원으로 작용하고 가을에는 반대로 공급원으로 작용한다. 앞서 갯벌퇴적물에서 수층으로 공급되는 암모니아의 양이 다른 계절에 비해 가을에 가장 크다고 언급하였다. 따라서 다른 계절과 달리 가을에 근소만이 용존무기질소의 공급원으로 작용하는 것은 봄과 여름동안에 식물플랑크톤에 의해 생성된 많은 유기물들이 가을에 대부분 분해되고, 그 결과 상대적으로 많은 암모니아가 생성되어 수층에 공급되었기 때문인 것으로 생각된다.

인산염도 봄과 겨울에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에 낮은 농도를 나타낸 반면, 여름과 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에 낮은 농도를 나타냈다. 따라서 인산염 농도는 봄과 겨울에는 근소만 내부보다 외부해역에서 높아, 근소만이 인산염의 제거원으로 작용하고, 여름과 가을에는 반대로 외부해역보다 만 내부에서 높아, 인산염의 공급원으로 작용한다. 인산염의 주요 제거기작으로 식물플랑크톤에 의한 섭취와 표층 퇴적물과의 흡착이 있다. 한편, 인산염의 생성은 주로 퇴적물에서 유기물 분해에 의해 이루어진다. 유기물 공급이 많고 퇴적속도가 빠른 갯벌퇴적물에서 유기물 분해에 의해 생성된 인산염은 대부분이 표층 퇴적물에 흡착되어 실제 수층으로 공급되는 양은 많지 않다 (Sundareshwar & Morris 1999, Coelho *et al.* 2004). Lillebø *et al.* (2004)의 연구에 따르면, 갯벌퇴적물에서 수층으로 공급되는 인산염 플럭스는 계절에 따라 변화하는데, 수온이 낮은 봄과 겨울에 비해 수온이 높은 여름과 가을에 높게 관측되었다. 따라서 본 연구에서 여름과 가을에 근소만이 인산염의 공급원으로 작용하는 것은 갯벌퇴적물에서 수층으로 공급되는 인산염 플럭스가 여름과 가을에 높기 때문이다. 그리고 봄과 겨울에 근소만이 인산염의 제거원으로 작용하는 것은 갯벌퇴적물에서 수층으로 공급되는

인산염 플럭스가 식물플랑크톤에 의해 섭취되는 양보다 작기 때문이다.

규산염도 인산염과 마찬가지로 봄과 겨울에는 만조 시에 높은 농도를 나타냈고 간조 시에는 낮은 농도를 나타낸 반면, 여름과 가을에는 정반대로 간조 시에 높은 농도를 나타냈고 만조 시에는 낮은 농도를 나타냈다. 하지만 규산염은 여름과 가을에 만조와 간조 사이에 농도 차이가  $10 \mu\text{mol L}^{-1}$  정도로 매우 큰 반면, 봄과 겨울의 농도차이는 그다지 크지 않다. 따라서 여름과 가을에는 근소만이 규산염의 확실한 공급원으로 작용하지만, 봄과 겨울에는 규산염의 미약한 제거원으로 작용한다. 규산염은 수층에서 주로 식물플랑크톤의 섭취에 의해 제거되고, 퇴적물에서 규산질 껍질 (siliceous shell)의 분해에 의해 생성되어 수층으로 공급된다. 따라서 여름과 가을에 근소만이 규산염의 확실한 공급원으로 작용하는 것은 갯벌퇴적물에서 규산질 껍질의 분해에 의해 생성되어 수층으로 공급되는 규산염의 양이 수층에서 식물플랑크톤의 섭취에 의해 제거되는 양보다 많기 때문이다. 또한, 봄과 겨울에 근소만이 규산염의 제거원으로 작용하는 것은 수층에서 식물플랑크톤의 섭취에 의해 제거되는 규산염의 양이 갯벌퇴적물에서 규산질 껍질의 분해에 의해 생성되어 수층으로 공급되는 양보다 많기 때문이다. 즉 갯벌퇴적물에서 규산염 플럭스가 계절에 따라 큰 차이를 보이는 것은, 수온이 낮은 봄과 겨울보다 수온이 높은 여름과 가을에 보다 더 큰 플럭스를 나타내기 때문인 것으로 생각된다.

### (3) 갯벌퇴적물이 연안해역의 영양염 변화에 미치는 영향

갯벌은 유기물 공급이 많고 퇴적속도가 빠르기 때문에, 갯벌퇴적물에서 유기물 분해가 활발히 일어나며, 이에 따라 분해 산물인 암모니아, 인산염, 규산염과 같은 영양염이 많이 생성된다 (Jickells & Rae 1997). 갯벌퇴적물로부터 수층으로 공급된 영양염은 식물플랑크톤에 의해 섭취되어 유기물의 형태로 갯벌퇴적물에 다시 유입되며, 이로써 갯벌퇴적물과 해수 사이의 영양염 순환이 이루어진다. 이러한 영양염 순환에 있어서, 유기물 분해에 의해 갯벌퇴적물에서 해수로 공급되는 영양염의 양과 해수 중에서 식물플랑크톤에 의해 섭취되는 영양염의 양이 같으면, 갯벌퇴적물과 해수 사이에 영양염의 공급과 소비가 평형이 이루어져, 갯벌퇴적물이 연안해역의 영양염 변화에 별다른 영향을 미치지 않는다.

본 연구에서 모든 영양염 농도가 조석에 따라 큰 변화를 나타내는 것은 갯벌퇴적물에서 해수로 공급되는 양과 해수 중에서 식물플랑크톤에 의해 섭취되는 양이 평형을 이루고 있지 않다는 것을 시사해준다. 암모니아는 모든 계절에서 만조 시보다 간조 시에 높은 농도를 나타내는데, 이것은 갯벌퇴적물에서 해수로 공급되는 양이 해수 중에서 식물플랑크톤에 의해 섭취되는 양보다 많다는 것을 의미한다. 따라서 갯벌퇴적물은 암모니아의 주요 공급원으로 작용한다. 질산염은 모든 계절에서

간조 시보다 만조 시에 높은 농도를 나타내는데, 이것은 식물플랑크톤에 의해 섭취되는 양과 갯벌퇴적물에서 탈질소화작용에 의해 제거되는 양을 합한 것이 갯벌퇴적물에서 해수로 공급되는 양보다 많다는 것을 지시해준다. 따라서 암모니아의 경우와 반대로 갯벌퇴적물은 질산염의 주요 제거원으로 작용한다. 암모니아, 질산염, 아질산염을 모두 합한 용존무기질소는 봄, 여름, 겨울에는 간조 시보다 만조 시에 높은 농도를 나타낸 반면, 가을에는 오히려 만조 시보다 간조 시에 높은 농도를 나타낸다. 따라서 갯벌퇴적물은 봄, 여름, 겨울에는 용존무기질소의 제거원으로 작용하고 가을에는 공급원으로 작용한다. 그러나 갯벌퇴적물은 가을에만 용존무기질소의 공급원으로 작용하고 다른 계절 동안에는 제거원으로 작용하기 때문에 일년 평균적으로는 제거원으로 작용하는 것으로 판단된다. 인산염은 봄과 겨울에는 간조 시보다 만조 시에 높은 농도를 나타내고, 여름과 가을에는 만조 시보다 간조 시에 높은 농도를 나타낸다. 따라서 갯벌퇴적물은 봄과 겨울에는 인산염의 제거원으로 작용하고 여름과 가을에는 공급원으로 작용하며, 일년 평균적으로는 인산염 공급과 소비가 평형을 이루고 있는 것으로 생각된다. 규산염도 봄과 겨울에는 간조 시보다 만조 시에 높은 농도를 나타내고, 여름과 가을에는 만조 시보다 간조 시에 높은 농도를 나타낸다. 따라서 갯벌퇴적물은 봄과 겨울에는 규산염의 제거원으로 작용하고 여름과 가을에는 공급원으로 작용한다. 그런데, 규산염은 봄과 겨울에는 간조 시보다 만조 시에 약간 높은 농도를 나타내고, 여름과 가을에는 만조 시보다 간조 시에 월등히 높은 농도를 나타내는 것으로 보아, 봄과 겨울에 규산염의 제거되는 양보다 여름과 가을에 공급되는 양이 더 많은 것으로 판단된다. 따라서 일년 평균적으로는 갯벌퇴적물이 인산염의 제거원으로 작용한다.

결론적으로 근소만 갯벌 퇴적물이 연안해역에서의 영양염 순환에 미치는 영향이 각각의 영양염에 따라 다르게 나타나는데, 규산염에 대해서는 공급원으로, 용존무기질소에 대해서는 제거원으로 작용하며, 인산염에 대해서는 별다른 영향을 미치지 않는다.

## 7. 미세조류 및 일차생산력 분포

### 가. 서론

지금까지 갯벌과 인접 수층 환경에서 식물플랑크톤 및 저서성 미세조류의 생물량, 일차생산력 및 군집 구성에 대한 많은 연구들이 있었으며, 국내에서도 인천연안 갯벌 (심과 조 1984), 금강하구 조간대 (김과 조 1985), 송도 갯벌 (고 1991), 만경동진갯벌 (오 1990) 등에서 현미경을 이용한 저서규조류 군집연구를 중심으로 이루어져 왔고, 최근에 곰소만 갯벌 (이 2001), 강화도 갯벌 (최 2002, 유와 최 2005), 새만금 갯벌 (오 등 2004) 등에서 HPLC를 이용한 색소분석을 통한 군집조성과 저서 미세조류의 생물량 추정 등의 연구가 보고되었다. 갯벌에 인접한 연안 환경에서는 미세조류 군집이 수층의 해양성 종뿐만 아니라 저층에서 부유된 저서성 미세조류와 염하구로부터 유입된 기수성 미세조류도 포함하기 때문에 연안 수층 환경에서의 미세조류의 생물량, 생산력 및 군집 조성의 dynamics를 이해하고 인접한 외양 환경과의 상호 작용을 이해하기 위해서는 갯벌과 수층간의 미세조류의 상호 이동 및 성장, 그리고 연안과 외양 사이의 미세조류의 이동에 대한 이해가 필수적이다. 이러한 중요성에도 불구하고 갯벌이 수층 미세조류의 생물량, 생산력 및 군집 구성에 미치는 영향과 조석에 의한 연안과 외양 환경 사이의 미세조류의 이동에 대한 연구는 세계적으로도 매우 드물며, 국내에서는 아직 연구된 바 없었다. 최근에 Lucas *et al.* (2001)은 염하구 해역에서 종조성을 분석함으로써 조석 주기에 따라 저서성 미세조류가 수층의 미세조류의 총 개체수와 생물량에 미치는 영향에 대해 연구하여, 저서성 규조류가 수층의 총 규조류 개체수의 평균 42%까지 차지함을 보고하였다. 그러나, 부유성 미세규조류에 비해 저서성 미세조류가 상대적으로 작은 크기를 갖기 때문에 생물량의 관점에서는 단지 25% 미만만을 차지하는 것으로 보고되었다. 또한 다른 염하구에서의 연구에서는 수층 엽록소 농도의 평균 30%가 저서 군집으로부터 유입되었음이 보고 (De Jonge & Van Beusekom 1992)되었으며, 수층 규조류 분류군의 74%가 저서성 기원이었음이 보고되었다 (Shaffer & Sullivan 1998). 이러한 차이는 저서 미세조류의 부유에 중요한 요인인 조류의 유속, 풍력 (wind stress), 수심 및 저서 조류의 조성과 밀접히 연관되어 있을 것으로 여겨진다 (Lucas *et al.* 2000, de Jonge 1995). 그들은 flume 실험과 현장 조사를 통해 사질의 환경에서 저서성 미세조류의 부유는  $10\sim 40\text{ cm s}^{-1}$ 의 조류 속도에서 점진적으로 일어나는 반면, 니질의 환경에서는 저서 규조류의 mat가 약  $25\text{ cm s}^{-1}$ 의 조류 속도까지는 강한 저항을 보이다 그 이상에서 매우 빠르게 부유되는 양상을 보이며, 규조류의 대번성이 끝난 후에 다른 종류의 미세조류에 의한 mat는 규조류 mat에 비해 훨씬 더 잘 부유됨을 관찰하였다. 따라서 저서 미세조류의 부유와 수층으로의 유입은 시·공간적으로 차이를

보일 것으로 여겨져, 연안 환경의 미세조류 생태와 물질 이동을 이해하기 위해서는 이에 대한 연구가 필요할 것이다.

한편, 조석에 의한 저서미세조류의 부유는 동시에 영양염도 수층으로 유입됨으로써 수층의 일차생산력의 증가를 야기할 것으로 여겨진다. 하지만, 이와 동시에 무기 입자의 부유에 의해 증가된 탁도에 의해 일차생산력이 제한될 가능성도 있다 (Kromkamp *et al.* 1995). 이러한 점에서 볼 때, 갯벌 수층에서 일차생산력에 영향을 미치는 요인에 대한 규명이 필요하며 이를 통해서 연안 환경과 외양의 상호 작용에 대한 이해가 가능할 것으로 여겨진다.

따라서 본 연구에서는 갯벌과 수층간의 상호 작용과 연안과 외양의 상호 작용에 의한 미세조류의 생물량, 생산력 그리고 군집의 변화를 이해하기 위해 강과 같은 외부로부터의 물질 유입이 제한되며, 외양과의 교환이 한 면에서만 일어나는 반폐쇄성의 만을 연구해역으로 선정하여, 수층의 두 개 정점에서 조석 주기에 따른 미세조류의 생물량, 개체수, 생산력 및 군집 조성에 대한 면밀한 연구를 수행하였으며, 동시에 갯벌에서도 이들 변수에 대해 조사를 병행하였다.

## 나. 재료 및 방법

### (1) 조사해역 및 시기

본 연구는 2006년 5월, 8월, 10월과 2007년 2월 및 5월에 총 5회에 걸쳐 수행되었다. 연구는 수층과 갯벌에서 동일한 날짜 및 하루의 차이를 두고 수행되었다. 갯벌은 각 시기에 A-Line이나 B-Line에서 수행되었으며 수층에서는 만 내측의 간조선 부근과 만 입구에 위치한 두개의 정점에서 조석의 변화에 따른 미세조류의 변수를 파악하기 위해 한 시간 간격이나 두 시간 간격으로 시료를 채수하였다 (Fig. 3-2-80).

### (2) 조사 방법

조사를 위한 퇴적물 시료는 아크릴 코아를 이용하여 채취되었다. 채취된 시료 중 표층 1 cm의 시료를 절단하여 엽록소 a 및 색소 농도 분석과 미세조류의 현존량 분석에 이용하였다. 해수의 시료 중 표층 시료는 깨끗한 플라스틱 양동이를 이용하여 채수하였으며, 저층의 시료는 Niskin 채수기를 이용하여 채수하였다.

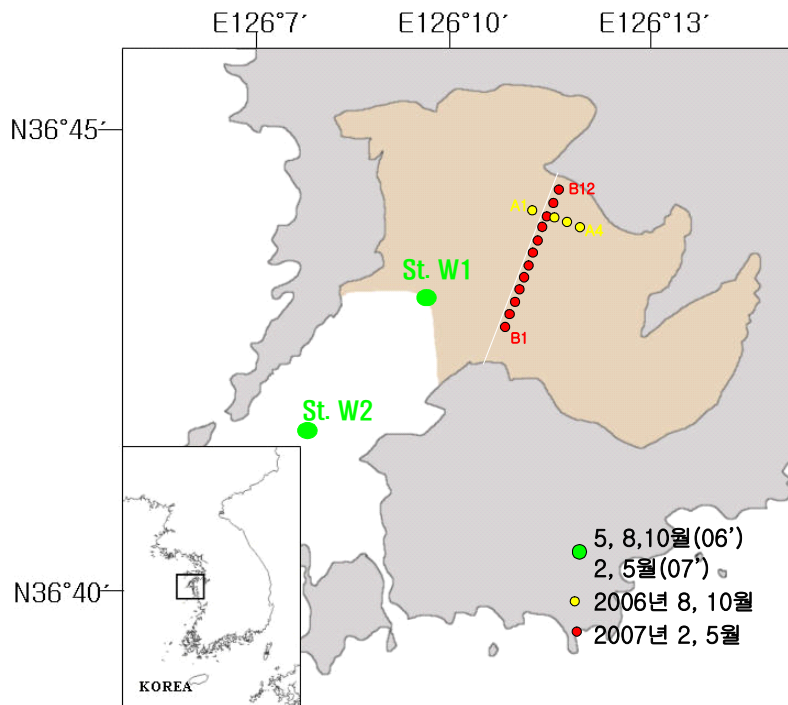


Fig. 3-2-80. A map showing the study area in the Geunsoman, Korea.

(가) 미세조류의 현존량

퇴적물내의 미세조류의 계수를 위한 시료는 표층 1 cm의 시료에 2 ml의 중성 루골 용액을 넣어 고정되었다. 고정된 시료는 10  $\mu\text{m}$  공극의 망목을 이용하여 세립질의 퇴적물을 제거한 후, 증류수로 50 배 (v/v) 희석하여 Sedgwick-Rafter Counting Chamber를 이용하여 광학현미경으로 계수 하였다. 한편, 본 연구에서는 현미경 관찰을 용이하게 하기 위해 망목을 사용하여 세립입자를 제거하였으며, 이보다 더 좁은 지름을 갖는 미세조류의 경우 계수되지 않았거나, 과소평가되었을 가능성이 있다.

해수중의 미세조류의 계수는 루골 용액으로 고정한 (최종농도가 1%) 시료에 대해서 행해졌다. 고정된 시료를 침전법으로 식물플랑크톤을 약 10배 농축한 후 Sedgwick-Rafter Counting Chamber를 이용 광학현미경으로 계수 하였다.

(나) 엽록소-a



퇴적물내의 엽록소 a 농도 측정을 위한 시료는 현장에서 채취 후 미리 무게를 측정한 15 ml 플라스틱 튜브에 넣고 바로 냉동 보관되었다. 퇴적물의 습증량을 측정한 후 시료를 냉동 건조기로 건조시켰다. 건조된 시료의 건조량을 측정한 후 90% 아세톤을 넣고 냉·암소에서 하루 동안 보관하여 엽록소를 추출하였다. 추출된 색소는 원심분리기로 약 4000 rpm에서 20분간 4℃로 유지하면서 원심 분리하여 퇴적물과 분리시켰다. 원심 분리된 시료의 상등액을 취하여 분광광도계 (Perkin-Elmer Lambda 9)나 형광측정기 (Turner AU-10)를 이용하여 흡광도나 형광량을 측정하여 엽록소 a 농도를 구하였다 (Parsons *et al.* 1984). 엽록소 a 농도는 코어의 단면적, 건조량 및 습증량을 이용하여 단위면적 당 질량 ( $\text{mg}/\text{m}^2$ )으로 환산하였다.

해수의 엽록소 농도를 측정하기 위한 시료는 유리섬유여과지 (GF/F, Whatman)에 식물플랑크톤을 모은 후 냉동 보관되었다. 실험실에서 여과지를 90% 아세톤 용액에 넣은 후 하루 동안 냉·암소에 보관하였다. 용출된 용액을 0.45  $\mu\text{m}$  syringe type 여과지에 여과하여 부유물을 제거한 후, 분광광도계 (Perkin-Elmer Lambda 9)나 형광측정기 (Turner AU-10)를 이용하여 흡광도나 형광량을 측정하여 엽록소 a 농도를 구하였다 (Parsons *et al.* 1984).

#### (다) 미세조류의 색소

색소 분석을 위한 퇴적물 시료는 현장에서 표층 1 cm를 취한 후 미리 무게를 측정한 플라스틱 튜브에 넣어 냉동 보관 되었다. 시료의 습증량을 측정한 후 냉동 건조하였으며, 건조된 시료의 건조량을 측정한 후 광합성 색소 추출을 위해 95% methanol을 넣고 4시간 동안 냉동실에 보관하였다. 이후 4000 rpm, 4℃에서 10분 동안 원심 분리하고, 상등액을 취해 0.45  $\mu\text{m}$ 의 syringe 여과지를 통해 여과한 후, 여과액 1 ml를 취해 300  $\mu\text{l}$ 의 증류수와 잘 섞고, 이중 200  $\mu\text{l}$ 를 취해 HPLC system (Shimadzu LC-10A system; dual LC-10AD pumps, SIL-10AD autoinjector, SCL-10A system controller, SPD-M10A photodiode array detector, RF-10A spectrofluorometric detector)에 주입하였으며 색소 분리는 Waters C<sub>8</sub> column (15 × 4.6 mm, 3.5  $\mu\text{m}$  particle size, 100 Å pore size)을 이용하였다. Column 온도는 항온순환기를 이용 25℃를 유지하였다. Chromatogram의 peak에 대한 동정은 표준색소(DHI water & Environment, Hørsholm, Denmark.)의 retention time과 비교하여 결정하였다 (Fig. 3-2-81).

해수중 미세조류의 색소분석은 Zapata *et al.* (2000)의 방법을 기초로 이루어 졌다. 식물플랑크톤은 Whatman GF/F filter로 해수 2리터를 거른 후 냉동 보관하였다. 녹인 여과지를 3 ml의 95% methanol에 넣고 분쇄기로 분쇄 후 냉동고에서 4시간 동안 색소를 추출하였으며, 이후는 퇴적물에서의 방법과 동일한 과정을 통해 분석되었다.

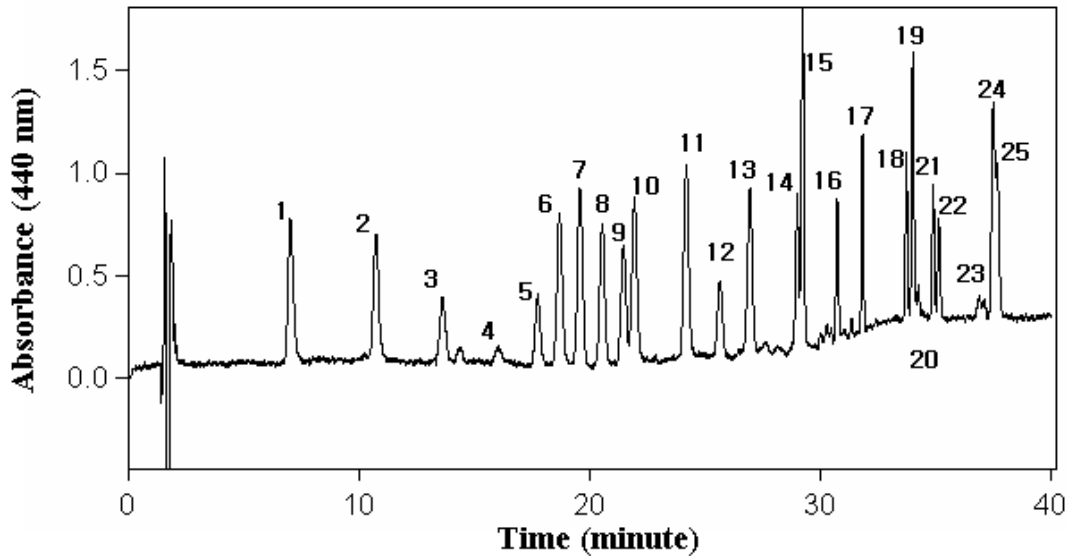


Figure 3-2-81. HPLC chromatogram of an aqueous mixture of pigment standards. Codes to pigment identities are: 1=chl. c3, 2=chl. c2, 3=peridinin, 4= pheophobide, 5=19'-but., 6=fucoxanthin, 7=neoxanthin, 8=prasinoxanthin, 9=violaxanthin, 10=19'-hex., 11=diadinoxanthin, 12=antheraxanthin, 13=alloxanthin, 14=zeaxanthin, 15=lutein, 16=cantaxanthin, 17=gyroxanthin-diester, 18=B-cryptoxanthin, 19=chlorophyll-b, 20=echinenone, 21=divinyl-chl. a, 22=chl. a, 23=pheophytin a, 24=α-carotene, 25=β-carotene.

(라) 미세조류 색소의 정량분석

① 해수 중 식물플랑크톤 색소의 정량분석

표준색소의 농도는 기존에 알려진 흡광계수 (Jeffrey *et al.* 1997)를 이용하여 흡광광도계로 보정하였다. 흡광도는 최대흡수파장과 750 nm에서 측정하였다. 표준색소의 농도는 아래 식에 의해 계산되었다.

$$\text{pigment conc. } (\mu\text{g } \ell^{-1}) = \frac{\text{absorption}}{(E; \ell \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-1}) \times (\text{cm})} \times \frac{10^6 \mu\text{g}}{\text{g}}$$

(E: extinction coefficient)

Standard response factor (Rf)는 표준물질을 HPLC에 주입하여 peak 면적을 계산하

고, 이 면적으로 표준물질의 농도를 나누어 계산하였다. 현장시료의 색소정량식은 다음과 같다.

$$C = \text{Area} \times R_f \times (V_e / V_s)$$

$$C = \text{농도 } [\mu\text{g } \ell]$$

$$\text{Area} = \text{area of the peak [area]}$$

$$R_f = \text{standard response factor } [\mu\text{g } \ell^{-1} \text{ area}^{-1}]$$

$$V_e = \frac{AIS}{(\text{peak area of IS Added sample})} \times (\text{volume of IS added to sample}) [\ell]$$

AIS : peak area of the internal standard (IS)

when 1 ml  $\mu\ell$  of H<sub>2</sub>O

$$V_s = \text{volume of water sample filtered } [\ell]$$

## ② 퇴적물 중 저서미세조류 색소의 정량분석

표준색소의 농도는 기존에 알려진 흡광계수 (Jeffrey *et al.* 1997)를 이용하여 흡광광도계로 보정하였다. 흡광도는 최대흡수파장과 750 nm |서 측정하였다. 표준색소의 농도는 아래식에 의해 계산되었다.

$$\text{pigment conc. } (\mu\ell \ell = \frac{\text{absortion}}{(E; \ell \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-1}) \times (\text{cm})} \times \frac{10^6 \mu\text{g}}{\text{g}}$$

(E: extinction coefficient)

Standard response factor (Rf)는 표준물질을 HPLC에 주입하여 peak 면적을 계산하고, 이 면적으로 표준물질의 농도를 나누어 계산하였다. 현장시료의 색소 정량식은 다음과 같다.

$$C = \text{Area} \times R_f \times (V_e / V_s)$$

$$C = \text{농도 } [ng/g]$$

$$\text{Area} = \text{area of the peak [area]}$$

$$R_f = \text{standard response factor } [\mu\text{g } \ell^{-1} \text{ area}^{-1}]$$

$$V_e = \frac{AIS}{(\text{peak area of IS Added sample})} \times (\text{volume of IS added to sample}) [\ell]$$

AIS : peak area of the internal standard (IS)

when 1 ml  $\mu\text{l}$  of H<sub>2</sub>O  
 Vs= volume of water sample filtered [g]

(마) 일차생산력

퇴적물이 침수되어 재부유된 상태에서의 잠재적 일차생산력과 P-I 특성을 알아보기  
 고자 정점 A2 (2006년 5월 8월 10월)와 B9 (2007년 2월, 5월)에서 채취된 퇴적물 상  
 부 2 mm  $\mu\text{m}$  ml | 넣은 후  
 NaH<sup>14</sup>CO<sub>3</sub> 20  $\mu\text{Ci}$ 를 첨가하여 screen으로 광구배가 조절된 60 ml polycarbonate bottle  
 8개에 넣어 현장에서 배양하였다. 배양이 끝난 시료는 GF/F 여과지로 여과 한 후  
 acid fuming을 하고 LSC cocktail을 15 ml  $\mu\text{l}$  첨가하여 섬광광도계로 방사능량을 측  
 정하였다.

수층의 P-I 특성은 Babin *et al.* (1994)의 radial photosynthetron 방법을 이용하여 측  
 정하였다. 시료 850 ml  $\mu\text{l}$  채수하여 <sup>14</sup>C 을 첨가하여 잘 섞은 후 10개의 플라스크에  
 60ml 씩 주입하였다 밀폐된 상자에 60ml 플라스크를 일렬로 배열하고 한쪽에서  
 diffused light를 비추어 플라스크 내에 광량의 구배가 생기게 하였다. 광원으로는  
 Osram의 HQI/T 400W 램프를 사용하였다. 배양은 1 시간을 유지하였으며 각 플라스크  
 의 광량은 QSL 100 scalar quantum meter (Biospherical Co)를 써서 측정하였다.

수온의 조절을 위하여 순환 항온조의 물을 배양상자 내로 순환시켜 현장의 수  
 온을 유지하였다. 배양이 끝나면 즉시 GF/F filter로 여과한 뒤 여과지를 냉동 보관  
 한 후 실험실로 옮긴후 염산으로 훈증하였다. 훈증이 끝나면 즉시 scintillation  
 cocktail 15ml  $\mu\text{l}$  첨가하여 냉암소에 보관한 뒤 실험실에서 Scintillation Counter로 dpm  
 을 측정하였다. Total CO<sub>2</sub>를 추정하기 위하여 Parsons *et al.* (1984)의 방법을 따라 시  
 료 100 ml에 0.01 N HCl 25ml를 첨가하여 전 후의 pH를 측정하였다. P-I 실험  
 에서 얻어진 결과는 Platt *et al.* (1980)의 모형에 적합화하여 매개변수화 하였다. 광  
 저해 현상이 있을 경우 3 개의 매개변수를 가지고 있는 Platt *et al.* (1980)의 모델을  
 사용하였다.

$$P = B P_s^B (1 - \exp [ -\alpha^B I / P_s^B ]) \exp [ -\beta^B I / P_s^B ]$$

광량의 시간별 변화는 조사 기간 동안 갑판에 설치된 광량계에서 하루 동안 5분  
 간격으로 측정된 PAR (Photosynthetically Available Radiation)의 시간당 평균치를 이  
 용하여 구하였다. 수심별 시간에 따른 광량 변화는 투명도 판을 이용하여 구한 소  
 광계수를 적용 하여 구하였다. 물기둥 전체의 하루 동안의 일차생산력은 시간과 수

심전체에 대한 광과 생체량을 광합성 모델에 적용 광합성 량을 추정 후 전체의 합을 구하였다

## 다. 결과

### (1) 갯벌의 미세조류

#### (가) 갯벌 엽록소 a 와 색소분석

근소만 갯벌에서 엽록소 a의 평균 농도는 2006년 10월에  $34.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 로 가장 낮았으며 2007년 2월에  $124.6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 로 가장 높아 시기별로 4배 이상의 변이를 나타내었다. 정점별 엽록소 a의 농도는 2007년 2월과 5월에 각각  $88.0 \sim 177.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 과  $43.2 \sim 100.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 로 2배 이상의 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-82). 이러한 정점별 차이는 이 시기에 저서성 미세조류의 일부 정점들에서 algal mat가 잘 형성되었기 때문으로 갯벌의 heterogeneity가 큼을 시사한다. 반면, 2006년 10월에는  $28.8 \sim 70.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$  범위로 낮고 정점간 변이도 크지 않았다 (Fig. 3-2-82).

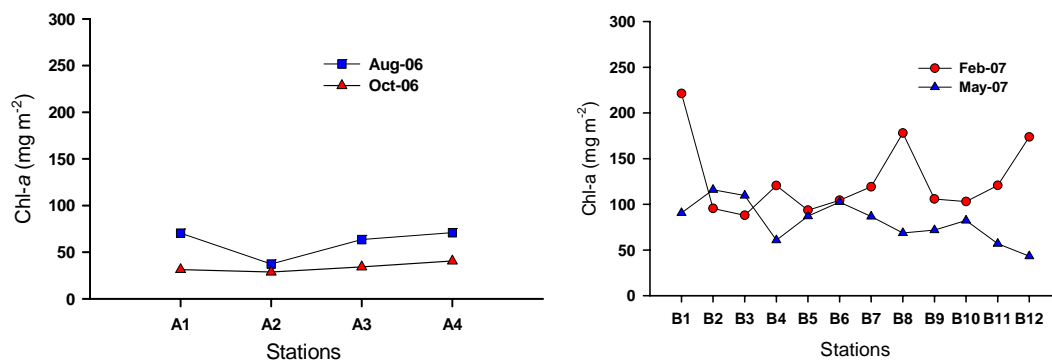


Figure 3-2-82. Chlorophyll a concentrations measured in Geunsoman tidal flat

각 조사에서 HPLC로 분석된 주요 미세조류 분류군들의 지시색소들의 평균농도와 표준편차를 Fig. 3-2-83에 나타내었다. Fucoxanthin, chl b와 alloxanthin 모두 미세조류의 mat가 잘 형성되었던 2007년 2월에 가장 높은 농도를 보여, 규조류, 유글레나 및 은편모조류가 이 시기에 크게 증가한 양상을 보였다. 반면, peridinin은 2007년 2월과 5월에 높은 값을 보였으며, 특히 5월에는 변이가 매우 커 이 시기에 와편모조류의 공간적인 변이가 매우 큼을 시사하였다. 또한 fucoxanthin은 2007년 5월에도 비교적 높은 농도를 나타내었으며, 2006년 8월과 10월에는 낮은 범위의 값을 나타

내었다. 엽록소 b는 8월에 다소 높은 농도를 보였으나, 2006년 8월과 2007년 5월에는 낮은 범위의 값을 나타내어, fucoxanthin과는 차이를 보였다. Alloxanthin은 엽록소 b와 마찬가지로 2006년 8월에 다소 높은 범위의 값을 보였으나, 그 농도의 차이는 크지 않았다.

갯벌의 주요 분류군의 엽록소 a에 대한 기여도의 계절적 변이를 알아보기 위해 주요 지시 색소와 엽록소 a의 비율을 살펴보았다 (Fig. 3-2-83). Fucoxanthin과 엽록소 a의 비율은 평균 0.31~ 48 범위의 값을 보여 계절적인 변이는 크지 않았으나, 2006년 2월과 5월에 다른 시기에 비해 높은 범위의 값을 보였다. 엽록소 a에 대한 엽록소 b의 상대적인 비율은 각 조사 시기에 평균 0.04~ 08 범위의 값을 나타내었으며, 평균값은 2007년 5월에 가장 낮았으나, 정점에 따른 변이는 2007년 2월에 가장 크게 나타났다. 이는 조사 정점 중 정점 B1을 포함한 조간대 하부쪽 정점들에 엽록소 a에 대한 비율이 0.09~ 23으로 높았기 때문으로, 이 시기에 유글레나에 의한 mat가 관찰된 결과와 일치한다. Alloxanthin과 엽록소 a의 비율도 2007년 5월에 가장 낮은 값을 보였으며, 그 밖의 시기에는 대체로 유사한 범위의 값을 보였다. Peridinin과 엽록소 a의 비율은 시기에 따른 변이가 나타나지 않았으며 대체로 정점 간에 큰 변이를 나타내었다.

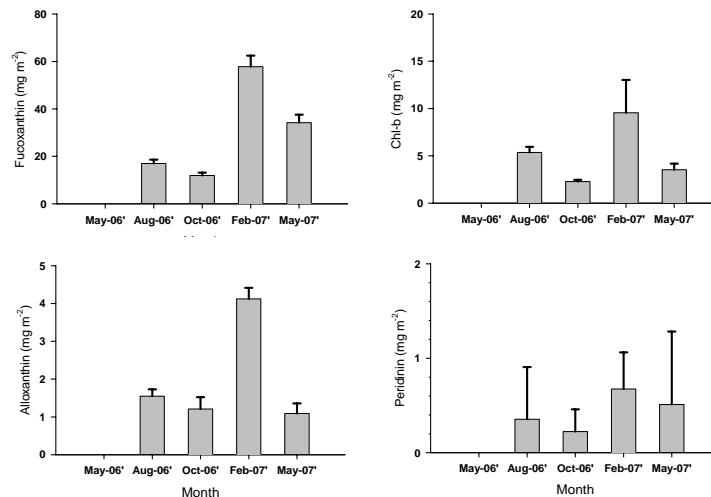


Figure 3-2-83. Concentration of accessory pigments in Geumsoman tidal flat. Bar and error bar represent mean and 1SD.

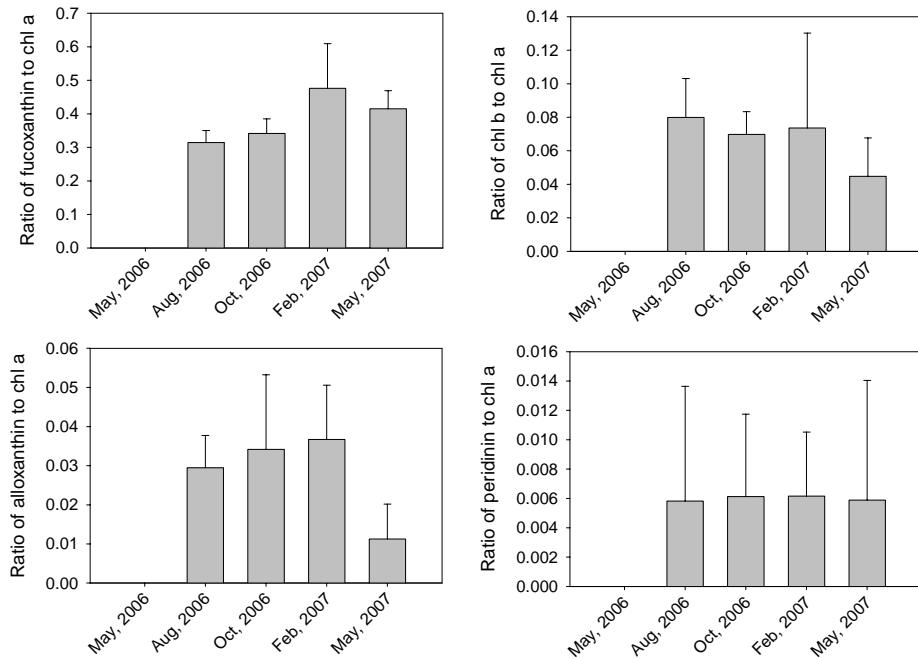


Fig. 3-2-84. Ratios of indicative pigments and chl a.

(나) 주요 저서미세조류의 개체수

갯벌 미세조류의 현미경 관찰은 한 지역 (정점 A2나 B9)에서 2006년 5월과 8월, 2007년 2월과 5월에 수행되었다. 동정된 저서미세조류는 대부분 규조류와 유글레나로 나타나 (Table 3-2-23), 이들 미세조류가 가지고 있는 색소의 비율이 높게 나타난 색소분석의 결과와 일치하며, 이 시기에 갯벌에 이들 미세조류가 높은 밀도로 존재함을 시사하였다. 규조류는 fucoxanthin의 농도와 유사하게 2007년 2월에  $8.6 \times 10^5$  cells  $\text{cm}^{-2}$ 으로 가장 많았으며, 2006년 10월에  $6.8 \times 10^4$  cells  $\text{cm}^{-2}$ 으로 가장 낮은 개체수를 보였다 (Fig. 3-2-85). 규조류 중 *Paraila sulcata*가 모든 조사 시기에 규조류 중 44~ 1%를 차지하여 가장 우점하는 종으로 나타났으며, 그 다음으로는 2007년 2월을 제외하면 *Thalassiosira* spp.가 8~ 5%를 차지하였다. 특히 *Thalassiosira* spp.는 2006년 5월에  $3.2 \times 10^4$  cells  $\text{cm}^{-2}$ 의 개체수로 전체 규조류의 36%를 차지하여 44%를 보인 *P. sulcata*와 함께 우점하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-85). 2007년 2월에는 *Pleurosigma* spp.가  $10.7 \times 10^4$  cells  $\text{cm}^{-2}$ 으로 규조류 중 12%를 차지하여 *P. sulcata* 다음으로 우점하였고, *Thalassiosira* spp.는 7%를 차지하였다 (Fig. 3-2-85). 그 밖에 2006년 5월에는 *Actinocyclus octonarius*가 전체 규조류의 7%를 차지하여 비교적 높은 개체수를 나타내었으며, 2007년 5월에는 *Actinoptychus senarius*와 *Navicula*

spp.가 5~ %를 차지하였다 (Table 3-2-23).

Table 3-2-23. Seasonal variation of dominant species during study period (cells cm<sup>2</sup>).

Station	A2		B9	
Date	May-'06	Oct-'06	Feb-'07	May-'07
<i>Achnanthes delicatula</i>		861		
<i>Achnanthes longipes</i>	885	1,721		
<i>Actinocyclus octonarius</i>	6,196	1,721	25,571	11,015
<i>Actinoptychus senarius</i>	2,655	861	12,786	26,161
<i>Biddulphia reticulata</i>	885			
<i>Coscinodiscus perforatus</i>			3,836	
<i>Coscinodiscus spp.</i>		861		2,754
<i>Diploneis spp.</i>		861	6,393	1,377
<i>Dictyocha fibula</i>			1,279	
<i>Melosira moniliformis</i>			5,114	
<i>Navicula spp.</i>			7,671	28,915
<i>Nitzschia longissima</i>	2,655	1,721	5,114	1,377
<i>Nitzschia sigma</i>	885	861	2,557	5,508
<i>Odontella mobiliensis</i>			1,279	
<i>Paralia sulcata</i>	38,947	40,447	614,984	357,995
<i>Pleurosigma spp.</i>	4,426	3,442	107,399	33,046
<i>Rhizosolenia setigera</i>			5,114	2,754
<i>Synedra spp.</i>			7,671	
<i>Thalassiosira spp.</i>	31,865	14,630	56,256	41,307
<b>Diatoms</b>	<b>89,400</b>	<b>67,985</b>	<b>861,745</b>	<b>512,208</b>
Euglena	5,311	1,721	24,293	12,392
<b>Sum</b>	<b>184,112</b>	<b>137,690</b>	<b>1,749,061</b>	<b>1,036,809</b>

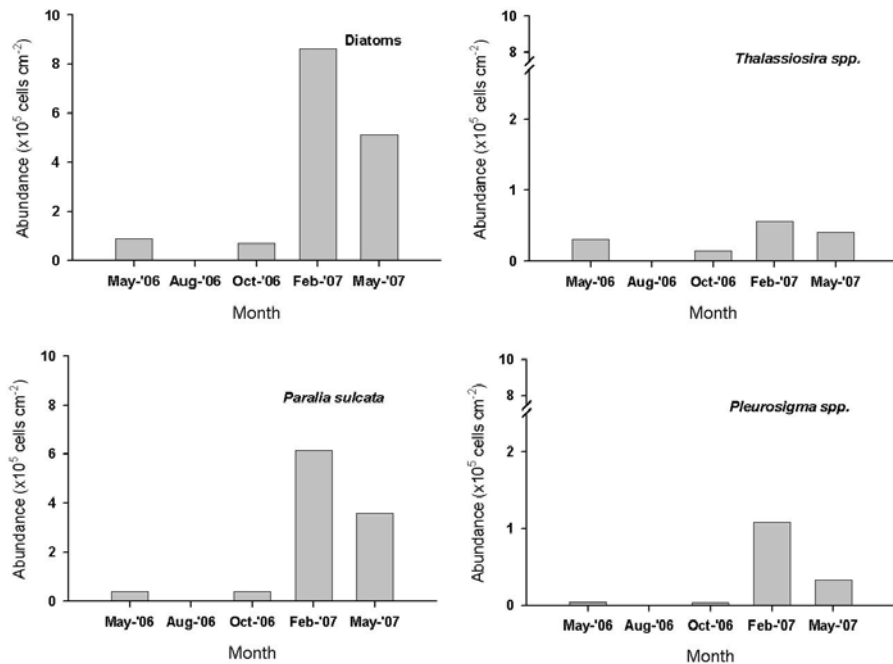


Figure 3-2-85. Abundances of dominant species found in Geunso Bay tidal flat.



(다) 갯벌의 일차생산력

갯벌에서 측정된 일차생산력은 조사 기간 동안 17.8~ 71.1 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> 범위로 5 배 이상의 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-86). 가장 높은 일차생산력은 2007년 2월에 관측되었으며, 이는 이 시기에 미세조류의 mat가 잘 형성되어 단위면적당 생물량이 높았기 때문으로 보인다. 한편, 수층 W2 정점의 일차생산력은 2.8~ 3.3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> 범위의 값을 보여 대체로 갯벌에서와 유사한 범위의 값을 나타내었으나, 시기적으로 볼 때, 변화 양상은 크게 달랐다. 즉, 수층에서는 2007년 2월에 가장 낮은 값을 보인 반면, 갯벌에서는 최대값을 나타내어, 갯벌에서 수층에 비해 31배 높은 단위면적당 생산력이 나타났다. 이러한 갯벌의 높은 생산력은 광조조건이 좋아지면서 빠른 미세조류의 성장이 일어난 반면, 낮은 온도에 의해 섭식의 영향은 여전히 낮았기 때문에 mat를 형성할만한 높은 생물량이 유지되고 이러한 높은 생물량으로부터 높은 생산력이 가능했을 것으로 여겨진다. 반면, 수층에서는 여전히 비교적 높은 탁도로 광조조건이 여전히 제한적인 상태에 있기 때문에 아직 식물플랑크톤의 성장이 촉진되지 못하였기 때문으로 보인다. 반면, 2006년 8월에는 수층에서 갯벌에서 보다 약 2.5배 정도 높은 일차생산력이 관측되었는데, 이는 만 외측으로부터의 식물플랑크톤의 유입에 의한 생물량 증가와 증가된 투명도 등에 의해 수층의 생산력이 크게 증가하였기 때문으로 보인다 ((2)-(나)절 참조).

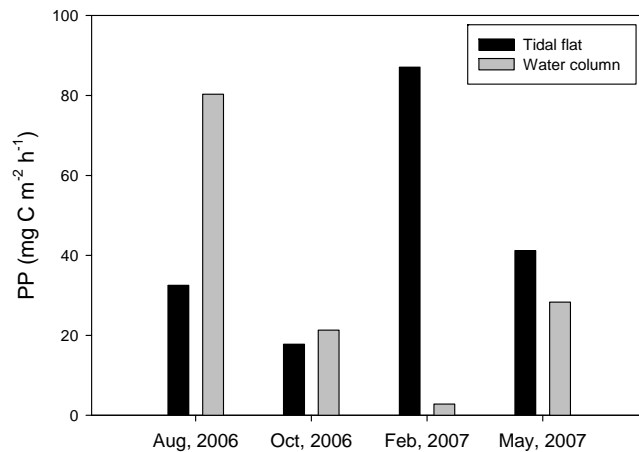


Figure 3-2-86. Primary production measured in tidal flat and water column (St W2)

## (2) 수층의 식물플랑크톤

### (가) 엽록소 a, 지시 색소 및 주요 미세조류

조사 기간 동안 측정된 엽록소 a의 농도는  $0.7 \pm 0.1$  (평균  $\pm$  1SD) ~  $\mu\text{g } \ell^{-1}$  범위로 시기에 따라 큰 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-87). 겨울철인 2007년 2월 조사의 정점 W2에서 가장 낮은 범위의 값을 나타내었으며, 2006년 8월에 가장 높은 범위의 값을 나타내었다. 정점별로 볼 때 평균 엽록소 a 농도는 대부분의 시기에 W1에서 높았으나, 두 정점에서 대체로 유사한 범위의 값을 나타내었다. 그러나 2006년 10월에는 W2 정점에서 다소 높은 값이 나타났다. 규조류의 지시 색소인 fucoxanthin은 조사기간 동안  $188 \pm 60 \sim 26 \pm 173 \text{ ng } \ell^{-1}$  범위의 값을 나타내었다 (Fig. 3-2-87). 정점 W1에서는 대부분의 조사에서 평균  $291 \sim 47 \text{ ng } \ell^{-1}$  사이의 값으로 유사한 농도를 나타내었으나, 2007년 5월에는  $546 \pm 206 \text{ ng } \ell^{-1}$ 의 값을 보여 다른 시기에 비해 높았으며 비교적 높은 변동계수 (표준편차/평균) 값을 나타내, 시간에 따른 변이가 컸음을 보였다. 정점 W2에서는 대체로 W1에 비해 유사하거나 다소 낮은 범위의 값을 나타내었으나, 2006년 8월에는 W1에 비해 약 2배 정도 높은 범위의 값을 나타내었으며, 2007년 2월에는 W1에 비해 1.5배 정도 낮은 값을 나타내었다. 은편모조류의 지시색소인 alloxanthin은 조사 기간 동안  $21 \pm 7 \sim 99 \pm 145 \text{ ng } \ell^{-1}$  범위를 나타내 시기에 따라 큰 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-87).

Alloxanthin의 농도는 거의 모든 조사에서 W1에서 높은 범위의 값을 나타내었으며, 2006년과 2007년 5월에 다른 시기에 비해 높은 값을 보였다. 한편 alloxanthin은 대부분의 조사에서 대체로 높은 변동 계수값을 보여 시간에 따른 농도 변이가 컸다. 녹조류와 유글레나의 지시색소인 엽록소 b는 평균  $57 \sim 47 \text{ ng } \ell^{-1}$  범위를 보였다 (Fig. 3-2-87). 내측의 W1 정점에서는 2007년 2월에 가장 낮은 값을 보였으며, 2007년 5월에 가장 넓고 높은 범위의 값을 나타내었다. 하지만, 정점 W2에서는 2006년 10월과 2007년 2월에 낮은 값을 보였으며, 2006년 8월에 가장 높은 값을 나타내, 정점 간에 다른 양상을 나타내었다. 와편모조류의 지시색소인 peridinin의 농도는 평균  $10 \sim 2 \text{ ng } \ell^{-1}$  범위로 비교적 낮은 농도를 보였으며, 2월과 5월에 낮고 8월과 10월에 높은 경향을 나타내었다 (Fig. 3-2-87). 정점간에는 대부분의 경우 W2에서 높게 나타났으며, 시기적 변동 양상은 두 정점에서 유사하였다.

엽록소 a에 대한 지시색소의 상대적인 비율을 Fig. 3-2-88에 나타내었다. Fucoxanthin은 엽록소 a에 비해 평균 0.12 ~ 66의 비율을 보였으며, 2007년 5월에 가장 높은 값을 보였다. 정점별로는 2006년 10월과 2007년 5월에는 정점 W1에서 높았으며, 2006년 5월과 8월에는 정점 W2에서 높았다. 엽록소 b는 평균 0.05 ~ 20의 범위의 값을 보였으며, 시기적으로는 2006년과 2007년의 5월에 평균 0.13 ~ 20

범위로 높았으며, 2006년 10월에 W1에서도 0.15로 높은 비교적 높은 값을 나타내었다. 그러나 그 밖의 시기에는 0.1 이하로 대체로 낮은 값을 나타내었다. 정점별로는 정점 W1에서 W2에 비해 다소 높거나 유사한 범위의 값을 나타내었다. Alloxanthin과 엽록소 a의 비율은 평균 0.01~ 15의 범위를 나타내 시공간적으로 큰 변이를 보였다. 시기적으로는 2006년과 2007년의 5월에 높은 값을 보였으며, 정점별로는 W1에서 W2와 유사하거나 높은 값을 나타내었다. peridinin과 엽록소 a의 비율은 평균 0.01~ 06 범위로 낮았다. 2006년 10월에 0.06으로 다른 시기에 비해서 높은 값을 나타내었으며, 정점별로는 W2에서 W1에 비해 높거나 (2006년 5월과 8월) 유사한 범위의 값을 나타내었다.

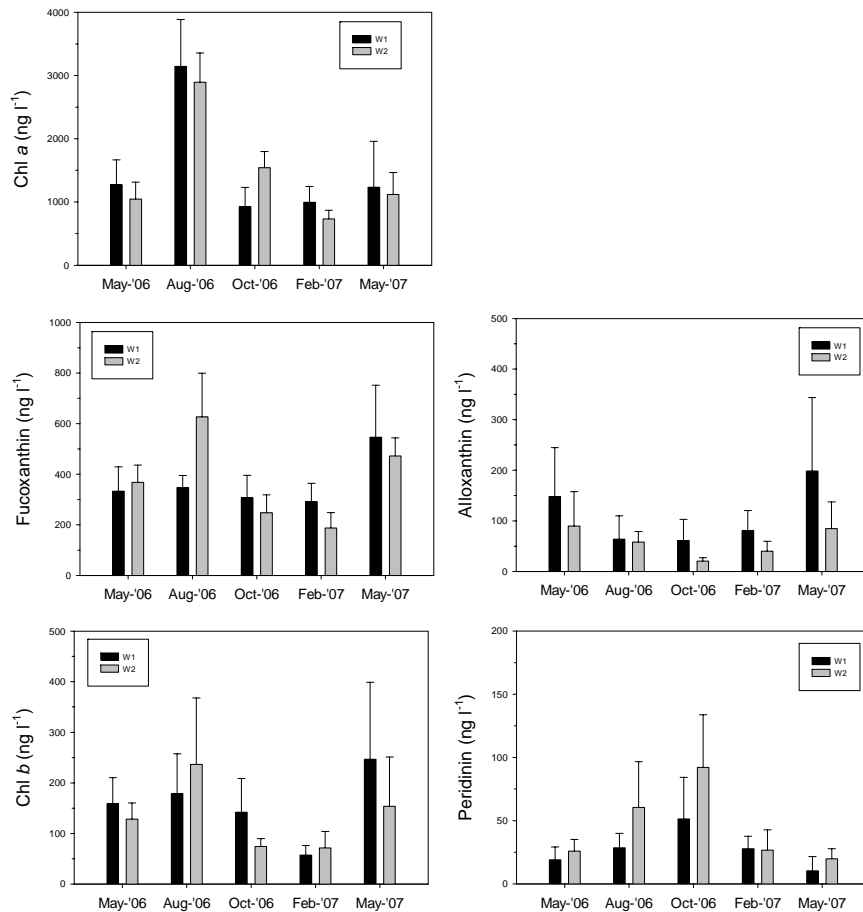


Fig. 3-2-87. Variation of chl a, peridinin, fucoxanthin, alloxanthin and chl b concentrations measured in each study. Bar and error bar represent mean and 1SD.

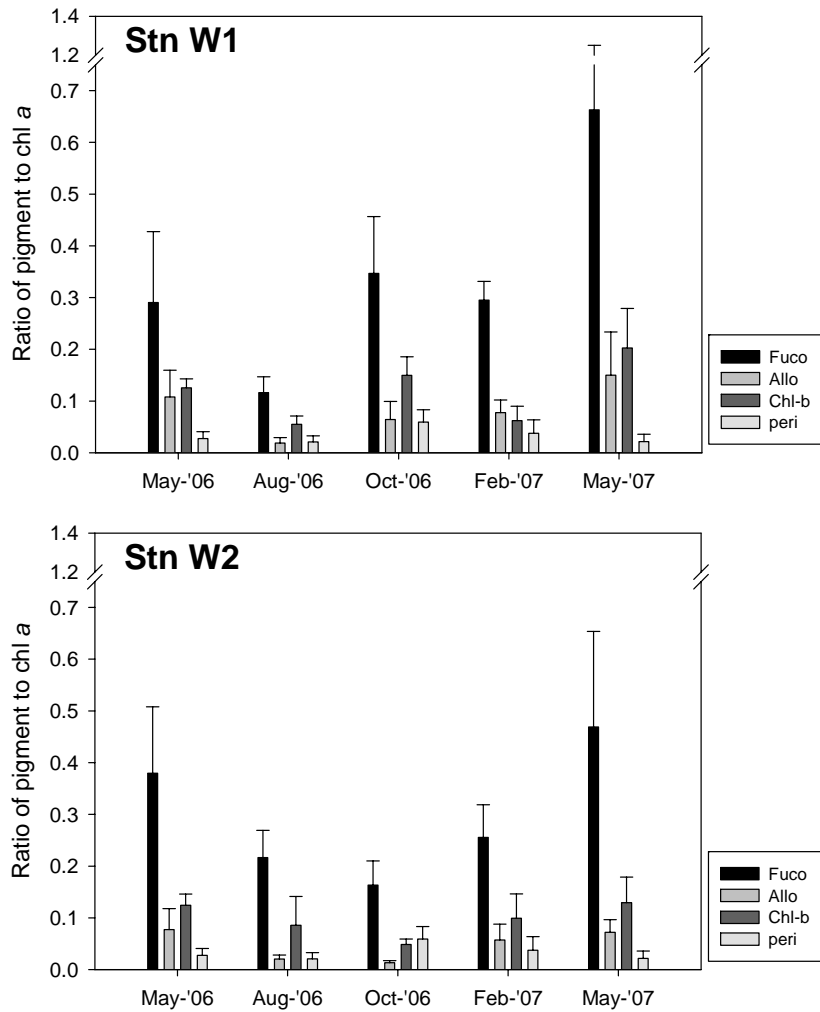


Figure 3-2-88. Ratios of indicative pigments to chl a

조석의 변화에 따른 수층 엽록소 a 및 지시 색소 농도 변화와 갯벌 미세조류의 재부유와의 관련성을 파악하기 위해 조위, 유속, 엽록소 a 및 주요 지시색소의 시간에 따른 변화를 살펴보았다.

2006년 5월에 갯벌 조간대의 상부에 위치한 정점 W1과 W2에서의 결과를 Fig. 10에 제시하였다. 정점 W1에서 엽록소 a 농도는 유속과 유사한 경향을 나타내었다. 즉, 간조 후에 밀물이 들어오면서 증가된 유속과 함께 엽록소 a 농도가 급격히 증가되었다가, 고조시에 유속의 감소와 함께 감소하였으며, 다시 저조에 근접하여 유속이 증가될 때 엽록소 a 농도가 급격히 증가되는 양상을 나타내었다. 이러한 결과는 갯벌 저서성 미세조류가 밀물과 함께 부유되어 수층의 엽록소 a 농도를 증가시켰을 가능성을 시사한다. 정점 W1에서 fucoxanthin의 농도는 대체로 조위와 유사한

변동을 나타내어 고조시에 가장 높은 농도를 보였다. **Peridinin** 농도도 다른 색소에 비해 낮은 농도를 보였으며 **fucoxantin**처럼 조위와 유사한 변동 양상을 나타내었다. 이는 이들 색소를 포함한 규조류와 와편모조류가 조석에 의해 외부로부터의 유입되어 내측수와 혼합되면서 개체수가 증가하였다가 고조 이후에 제거되는 process (침강, 섭식)에 의해 수층의 밀도가 감소되었기 때문으로 추측된다. 반면, **alloxanthin**과 엽록소 b는 엽록소 a와 유사하게 변화하였으며, 유속과 유사한 변동 양상을 나타내었다. 이는 이들 색소를 포함한 은편모조류 및 유글레나류가 엽록소 a의 증가와 밀접한 연관이 있으며, 엽록소 a 농도 변화와 유사한 과정에 의해 수층의 농도가 조절됨 시사한다. 정점 W2에서 엽록소 a는 대체로 조위와 반대되는 양상의 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-89). 즉, 저조시에 높은 엽록소 a가 나타났으며, 고조에 근접함에 따라 감소하여 다음 저조까지 대체로 일정한 농도를 유지하는 양상을 나타내었다. **Fucoxanthin**과 **peridinin**은 이와는 반대로 조위와 유사한 변이 양상을 나타내어, 밀물과 함께 증가하여 고조에서 최대값을 보인 후 다시 점차 감소하였다. 따라서, 규조류와 와편모조류는 외해수의 유입과 함께 유입되는 것으로 보였다. 이와는 반대로 **alloxanthin**과 엽록소 b는 엽록소 a의 변동과 유사하게 변화하여, 외해수가 유입됨에 따라 감소하는 양상을 나타내었다.

정점 W2에서 현미경으로 계수된 규조류와 은편모조류의 현존량도 색소 분포와 유사한 변동 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-90). 규조류는 3,900~ 3,800 cells  $\ell^{-1}$  범위의 개체수를 나타내었으며, 고조에서 최대값을 보였으며, 규조류 중 *Thalassiosira* spp.가 가장 우점하는 것으로 나타났다. 은편모조류는 0.4~ 6 x10<sup>5</sup> cells  $\ell^{-1}$  범위의 높은 값을 보였고, 조석에 따른 변이도 크게 나타났으며, **alloxanthin**의 농도 변화와도 유사한 양상을 보여 **alloxanthin**의 농도 변화에 은편모조류가 주로 기여하고 있음을 시사하였다.

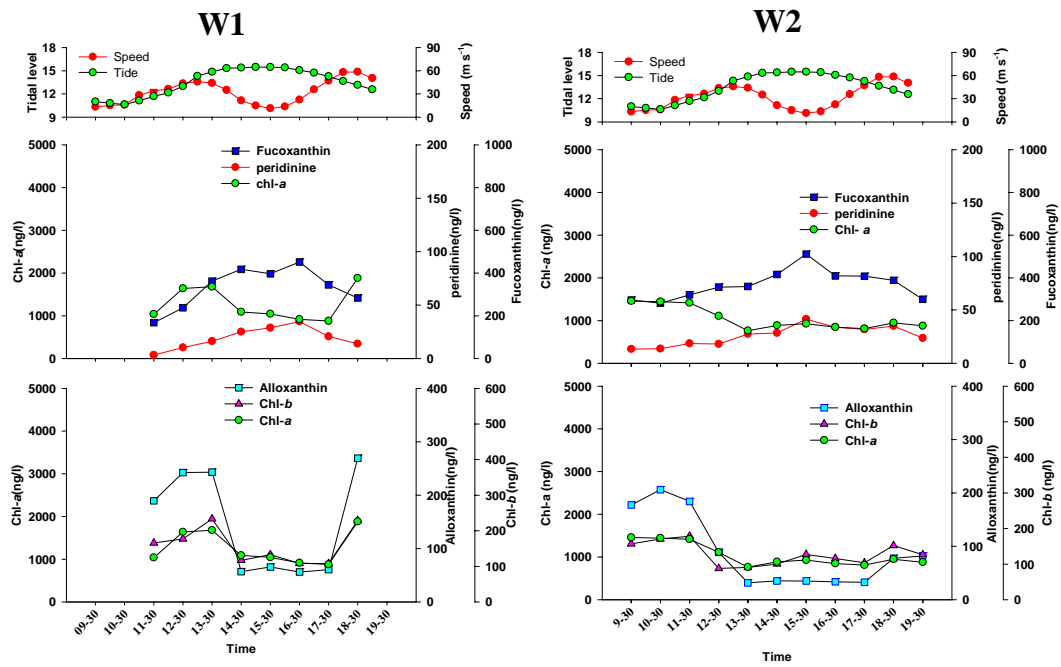


Fig. 3-2-89. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in May, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.

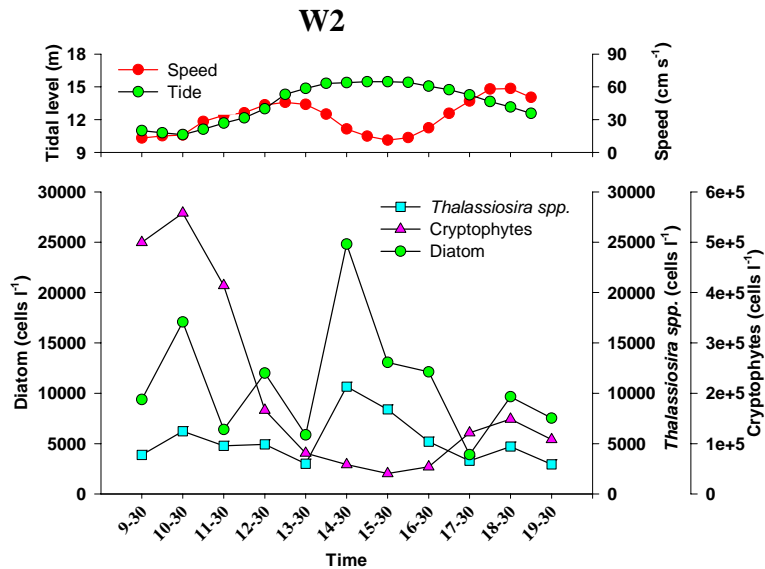


Fig. 3-2-90. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at St W2 in May, 2006

2006년 8월에 정점 W1에서 엽록소 a의 농도는 5월과 마찬가지로 유속의 변화와 유사한 패턴으로 변화하였다. 간조 후에 밀물이 들어오면서 유속의 증가와 함께 엽록소 a의 농도가 증가하다가 고조시에 유속의 감소와 함께 감소하였으며, 다시 저조에 근접하여 유속이 증가하면서 엽록소 a의 농도가 증가하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-91). Fucoxanthin 농도는  $304 \sim 35 \text{ ng } \ell^{-1}$ 의 낮은 범위의 값을 보였으며, 조석에 따른 변이도 크지 않았으며, 조위 및 유속과도 연관된 변동 양상을 보이지 않았다 (Fig. 3-2-91). Peridinin은  $12 \sim 3 \text{ ng } \ell^{-1}$ 의 낮은 농도를 보였으며, fucoxanthin과 마찬가지로 조위 및 유속과 뚜렷한 연관성을 보이지는 않았으나, 다소 밀물 때에 증가하는 경향을 보였다. 이와는 대조적으로 alloxanthin과 엽록소 b는 2006년 5월과 마찬가지로 유속이 증가하기 시작하면서 급격히 증가하였다가 고조에 이르러 유속이 감소하면서 급격히 감소하는 양상으로 엽록소 a의 변동 패턴과 유사한 변이를 나타내었다. 이러한 결과는 W1 수층에서 엽록소 a의 변동에 유글레나와 은편모조류의 변이가 중요한 영향을 미치고 있으며, 유속의 변화가 이들 그룹의 미세조류의 분포에 영향을 미치는 중요한 요인으로 작용하고 있음을 시사한다. 정점 W2에서 엽록소 a는  $1.7 \sim \mu\text{g } \ell^{-1}$ 의 변이를 나타내었으며, 밀물과 함께 증가하여 고조 후 3~ 시간 후에 최대값을 나타내고 감소하는 양상을 보였다 (Fig. 3-2-91). Fucoxanthin도  $251 \sim 31 \text{ ng } \ell^{-1}$ 의 높은 범위의 값을 보였으며 엽록소 a와 유사한 변동 양상을 보였다. Peridinin도  $8 \sim 51 \text{ ng } \ell^{-1}$  범위로 큰 변이를 보였으며, 엽록소 a 및 fucoxanthin과 유사한 변동 양상을 나타내었다. 이러한 결과는 W1과는 다르게 규조류와 와편모조류가 엽록소 a의 변동에 중요한 역할을 하고 있으며, 엽록소 a, fucoxanthin 및 peridinin의 변동이 동일한 process에 의해 조절되고 있음을 시사한다. 한편, 정점 W2에서 이들 색소의 변동은 조석 및 탁도가 중요한 영향을 미치는 것으로 생각된다. 즉, 밀물과 함께 규조류와 와편모조류가 유입되어 수층의 농도가 증가하고, 고조시에 증가된 광조건 (투명도판 깊이가 저조시에 약 1.5 m에서 고조시에 6 m로 증가함)에 의해 일차생산력이 이들 개체수의 증가를 가져온 것으로 여겨진다. 실제로 이 시기에 밀물에 생산력이 증가하여 고조시에 가장 최대값을 나타내었다 ((2)-(나)절 참조). 한편, 엽록소 b 농도는 유속과 유사한 변동 양상을 나타내, 간조 후에 유속의 증가와 함께 급격히 증가하였다가 유속의 감소와 함께 급격히 감소하는 양상을 나타내었으며, alloxanthin도 엽록소 b와 유사한 양상을 보였다.

정점 W2에서 현미경으로 관찰된 규조류의 개체수도 fucoxanthin과 유사하게 고조 후 4시간 이후에 증가하며, 저조에 낮아지는 양상을 보였으며, 그 개체수도  $1.4 \sim 8 \times 10^5 \text{ cells } \ell^{-1}$ 의 높은 범위의 값을 나타내어 규조류가 우점하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-92). 우점하는 규조류로는 *Skeletonema costatum*이었으며, 전체 규조류의 59~ 5%를 차지하였다. 이상과 같이 2006년 8월에 수층 엽록소 a의 농도 분포는 정

점 W1과 W2에서 서로 다른 기작에 의해 조절되는 것으로 나타났다. 즉, 정점 W1에서는 엽록소 a의 분포에 유글레나 및 은편모조류가 중요하며, 유속과 관련된 process (즉, 갯벌 미세조류의 부유)에 의해 조절되는 반면, W2에서는 외해수의 유입과 수층 생산에 의해 엽록소 a의 농도가 조절되는 양상을 나타내었다.

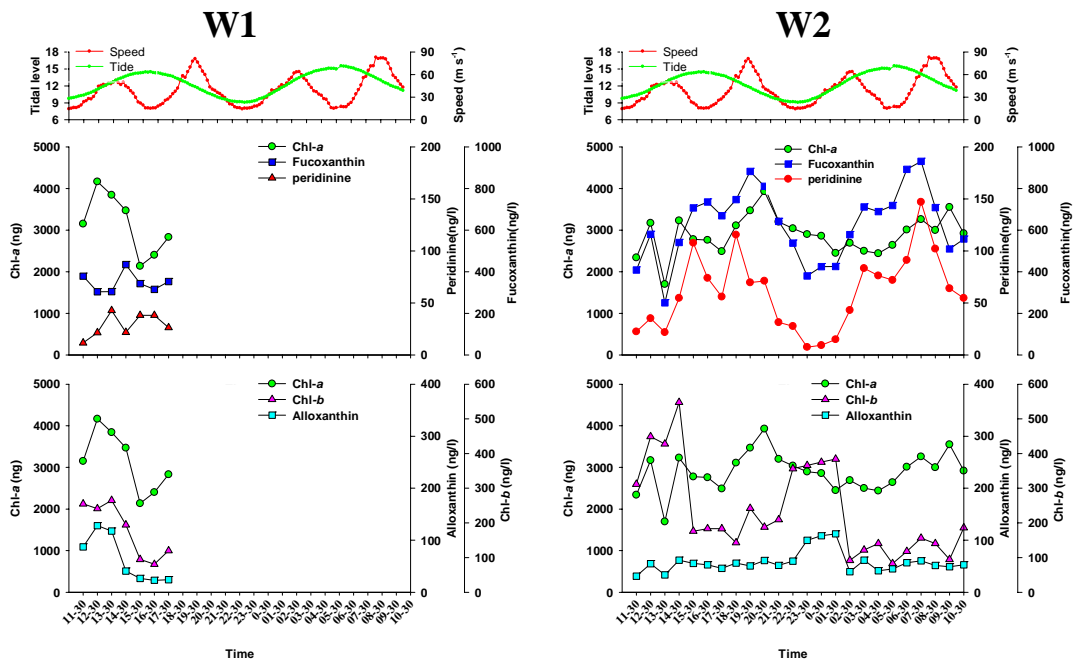


Fig. 3-2-91. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in August, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.



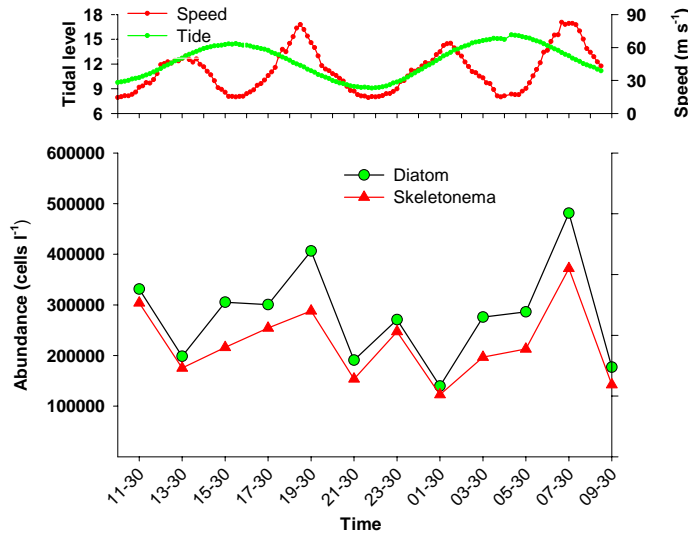


Fig. 3-2-92. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in August, 2006

2006년 10월에 정점 W1에서 엽록소 a는  $0.6 \sim \mu\text{g l}^{-1}$ 로 낮고 좁은 범위의 값을 나타내었으며 유속과 유사한 패턴을 나타내었다 (Fig. 3-2-93). 유속이 증가하면서 엽록소 a는 증가하였다가 고조 부근에 이르러 감소하였다. Fucoxanthin도 유속이 증가하면서 증가하여 최고 유속에서 최대값을 보였으며, 고조에 이르러 감소하는 양상을 나타내어 2006년 5월 및 8월과는 다른 양상으로 유속의 증가에 따라 갯벌 미세 규조류의 부유에 의해 수층에서 농도가 증가되었을 가능성을 시사한다. 그러나 peridinin은 유속보다는 조위와 유사한 변동 패턴을 보여 저조에서 낮고 조위가 높아지면서 높아져 고조에서 최대값을 나타내었다. Alloxanthin과 엽록소 b는 2006년 5월 및 8월과 같이 엽록소 a의 농도와 유사한 변동 양상을 나타내어, 엽록소 a의 변동에 중요한 역할을 하며, 유속과 관련된 물리학적 과정에 의해 분포가 결정되는 것으로 여겨진다. 정점 W2에서 엽록소 a는  $1.1 \sim \mu\text{g l}^{-1}$ 로 정점 W1 보다 다소 높은 범위의 값을 나타내었으며, 조사 시간 동안 2배 이하의 변이를 나타내었다. 이때 엽록소 a의 농도는 유속 및 조위와의 연관성이 나타나지 않아, 이들 이외의 다른 과정 (생산력 및 섭식 등)에 의해 생물량이 주로 조절되는 것으로 여겨진다. Fucoxanthin 농도는  $169 \sim 47 \text{ ng l}^{-1}$  범위로 낮았으며, 조위의 변동과 유사하게 나타나 밀물과 함께 유입되고 썰물 때에 유출되는 양상을 보였다. Peridinin의 농도는  $40 \sim 32 \text{ ng l}^{-1}$ 로 4배 이상의 변이를 나타내었으며, 간조시에 크게 증가하였다가 밀

물과 함께 급격히 감소하는 양상을 보였다. 이러한 급격한 변동은 조석 작용으로 설명되기 어려우며, 와편모조류의 patch를 포함한 수괴가 장시간 머물러 영향을 준 것으로 추측된다. 그러나 급격히 높은 경우를 제외하면 대체로 조위의 변동과 유사한 변동 양상을 나타내었다. alloxanthin과 엽록소 b도 각각  $9 \sim 4 \text{ ng } \ell^{-1}$ 와  $36 \sim 3 \text{ ng } \ell^{-1}$ 의 낮은 범위의 값을 나타내었으며, 엽록소 a와 마찬가지로 조위 및 유속과 뚜렷한 연관성은 나타나지 않았다. 한편, 정점 W2에서 규조류는  $2.0 \sim 4 \times 10^4 \text{ cells } \ell^{-1}$  범위의 값을 나타내었으며, 갯벌에서 우점하였던 *Paralia sulcata*가 때때로 우점하는 양상을 보였다 (Fig. 3-2-94). 그러나 규조류의 개체수와 fucoxanthin 농도와 연관성이 나타나지는 않았는데, 이는 침강 농축 후에 200x 배율에서 개체수를 계수하였기 때문에 작은 크기의 규조류가 농축되지 않거나 계수되지 않아 규조류 개체수가 과소평가되었을 가능성이 있다.

2007년 2월에 정점 W1에서 엽록소 a 농도는  $0.6 \sim \mu\text{g } \ell^{-1}$ 의 낮은 범위의 값을 나타내었으며, 썰물에 점점 감소하다가 저조 부근에 이르러 증가하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-95). Fucoxanthin도 대체로 엽록소 a의 변동과 유사한 양상을 나타내어 고조 이후 계속 감소하다, 저조부근에서 증가하는 양상을 보였다. Alloxanthin도 엽록소 a와 유사한 변화 양상을 나타내었으나, 엽록소 b는 조위와 유사한 양상을 나타내 다른 색소와 다른 양상을 나타내었으며, 다른 시기와도 차이를 보였다. 이시기에 갯벌에 미세조류 mat가 잘 형성되었으며, 엽록소 a 농도가 다른 시기에 비해 2배 이상으로 높게 나타난 점과 다른 시기에 이 정점의 수층에서 엽록소 a의 분포가 주로 유속과 관련된 process에 의해 증가하는 양상으로 갯벌 미세조류의 부유가 중요한 영향 요인으로 여겨진 점에 비춰볼 때, 정점 W1의 수층에서 나타난 낮은 엽록소 a 농도는 다른 시기의 결과와 차이점으로 나타났다.

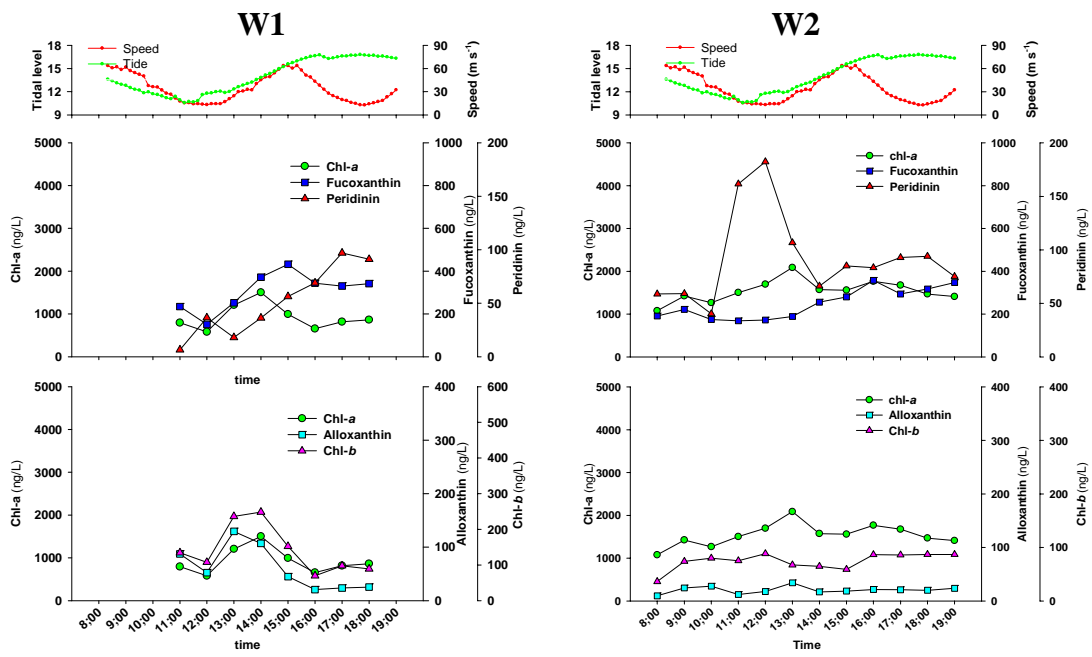


Fig. 3-2-93. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in October, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.

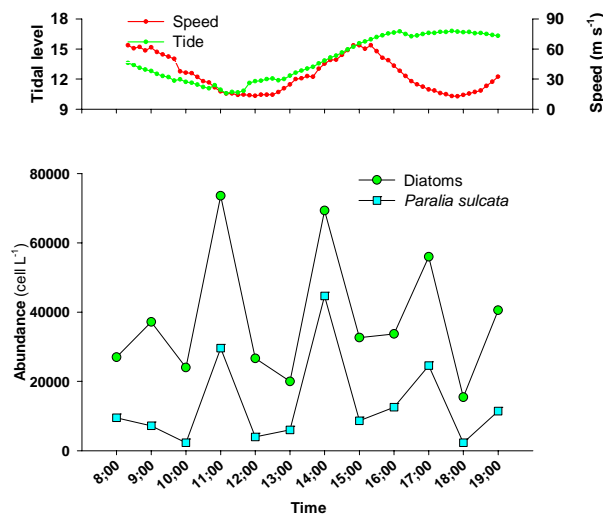


Fig. 3-2-94. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at St W2 in October, 2006

이러한 차이는 갯벌 미세조류의 부유가 이시기에 상당히 제한적으로 나타났기 때문에 여겨지며, 이는 규조류의 mat가 extracellular polymeric substance에 의해 견고하게 유지되어 부유에 대한 저항성을 갖기 때문으로 여겨진다. 정점 W2에서는 엽록소 a 농도가  $0.5 \sim \mu\text{g } \ell^{-1}$  범위의 값을 보여 농도도 낮고 변이도 작았으며, 조위와 유사하게 변동하여 저조에서 낮고 고조에서 증가하는 양상을 나타내어 외측수의 이동에 영향을 받는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-95). Fucoxanthin은 썰물 동안 점차적으로 감소하다 저조 이후에 다소 증가하는 양상을 나타내었다. Alloxanthin도 저조 동안 낮은 값을 유지하다가 고조시에 증가된 값을 보여, fucoxanthin과 함께 외부로부터 유입되는 양상을 나타낸 것으로 보인다. Peridinin과 엽록소 b도 오후 1시와 2시에 다소 큰 증가가 나타난 것을 제외하면, 다른 색소들과 유사한 변이를 보여, 정점 W2에서 이들 색소를 포함한 미세조류가 주로 외부로부터 유입되는 양상을 나타내었다. 한편, 오후에 peridinin과 엽록소 b 농도의 급격한 증가에 대해서는 현재의 자료로는 설명하기 어려웠다.

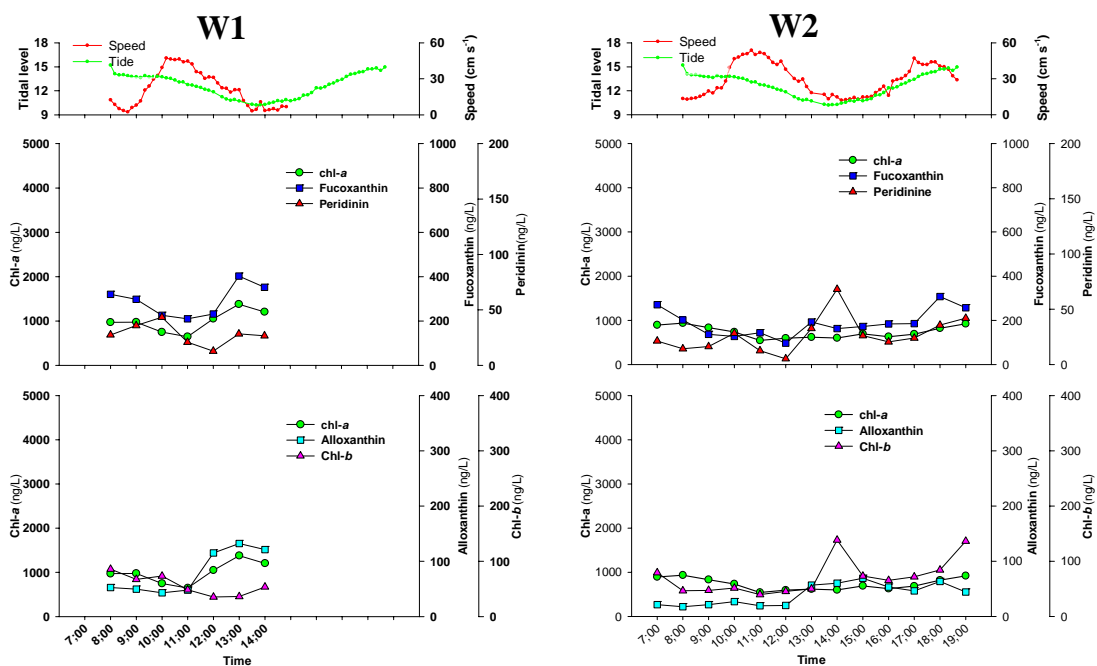


Fig. 3-2-95. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in February, 2007. Current velocity and tidal level were also shown.

정점 W2에서 규조류의 현존량은 fucoxanthin의 농도와 마찬가지로 대체로 조위에 따라 변동하여 저조에 낮고 고조가 되면서 증가하는 양상을 나타내었으며, 주요 우점종으로는 갯벌에서와 마찬가지로 *Paralia sulcata*가 대부분의 시기에 37~ 50%까지 차지하여 우점하는 양상을 보였으며, 우점도도 조위와 유사한 분포 양상을 보여 이들 종이 외해로부터 유입되어지는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-96). 한편, 이시기에 갯벌에서도 *Paralia sulcata*는 우점하는 것으로 나타나, 이들 종이 겨울에 갯벌과 수층 모두에서 우점하는 것으로 나타났다. 한편, 현미경 자료에서도 오전 7시에 높은 *Skeletonema costatum*의 개체수가 나타났으며, alloxanthin과 유사하게 오후 2시경에 높은 은편모조류의 개체수가 나타났는데, 이러한 다소 경향에서 벗어난 값의 분포는 이 시기에 미세조류의 heterogeneity가 매우 컸기 때문이거나, 침강했던 세포가 간조로 수심이 얕아지면서 재 부유하였기 때문으로 생각된다.

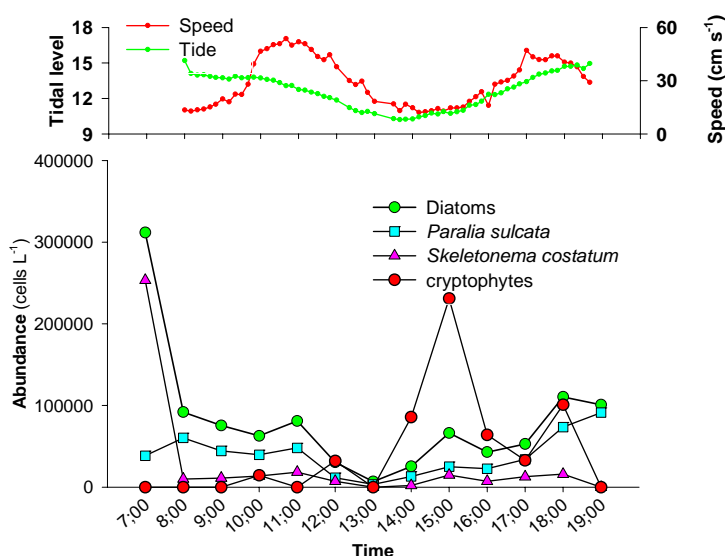


Fig. 3-2-96. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in February, 2007

2007년 5월에 정점 W1에서 엽록소 a는 0.3~  $\mu\text{g } \ell^{-1}$  범위로 큰 변이를 나타냈으며, 밀물에 증가하였다가 급격히 감소하였다 (Fig. 3-2-97). Fucoxanthin도 278~ 30  $\text{ng } \ell^{-1}$  범위로 높은 값을 나타내었으며, 엽록소 a와 유사하게 유속과 유사한 변동 양상을 나타내어 밀물에 유속의 증가와 함께 지속적으로 증가하다가 유속의 감소와 함께 감소하였다. 반면, peridinin은 저조에 낮았다가 점점 증가하여 고조에 가장 높

은 값을 나타내었다. Alloxanthin의 농도는 26~ 79 ng  $\ell^{-1}$  범위로 높고 변이 또한 컸으며, 엽록소 a와 유사하게 변동하는 양상을 나타내었다. 엽록소 b도 33~ 46 ng  $\ell^{-1}$  범위로 높았으며, 엽록소 a와 유사한 변동 양상을 나타내었다. 따라서 이 시기에 W1의 수층에서 엽록소 a와 이들 지시 색소 농도의 변이는 다른 대부분의 시기와 마찬가지로 갯벌의 부유와 같은 물리적 과정에 의해 주로 영향을 받는 것으로 여겨진다. 특히 이 시기에 fucoxanthin의 농도 변화가 유속의 변화 양상과 일치하여 저서성 규조류가 조류에 의해 부유하였을 가능성을 보인 결과는 2006년 5월에 이 색소가 외부로부터 유입되는 양상을 보인 점과 차이를 나타내었다. 이러한 차이는 두 시기에 규조류의 현존량에 현격한 차이가 나타난 점으로 미루어 볼 때, 규조류의 생물량 및 종조성의 차이에 기인한 것으로 보인다. 정점 W2에서 엽록소 a 농도는 저조에 높고 고조에 감소하는 양상을 나타내어, 다른 시기에 고조에 높고 저조에 낮아지는 경향을 주로 나타낸 결과와는 차이를 보여, 내측수로부터 엽록소 a가 유입될 가능성을 시사하였다 (Fig. 3-2-97). Fucoxanthin 농도는 359~ 30 ng  $\ell^{-1}$  범위로 변이는 크지 않았으며, 조위 및 유속과의 뚜렷한 연관성은 나타나지 않았다. Peridinin은 조위와 유사한 패턴으로 변동하여 저조에 낮고 고조에 다소 높은 양상을 나타내어 다른 대부분의 시기와 유사한 양상을 보였다. Alloxanthin과 엽록소 b도 엽록소 a와 유사한 양상을 보였으며, 썰물에 계속 증가하였다가 외해수가 유입되면서 감소하는 경향을 나타내었다.

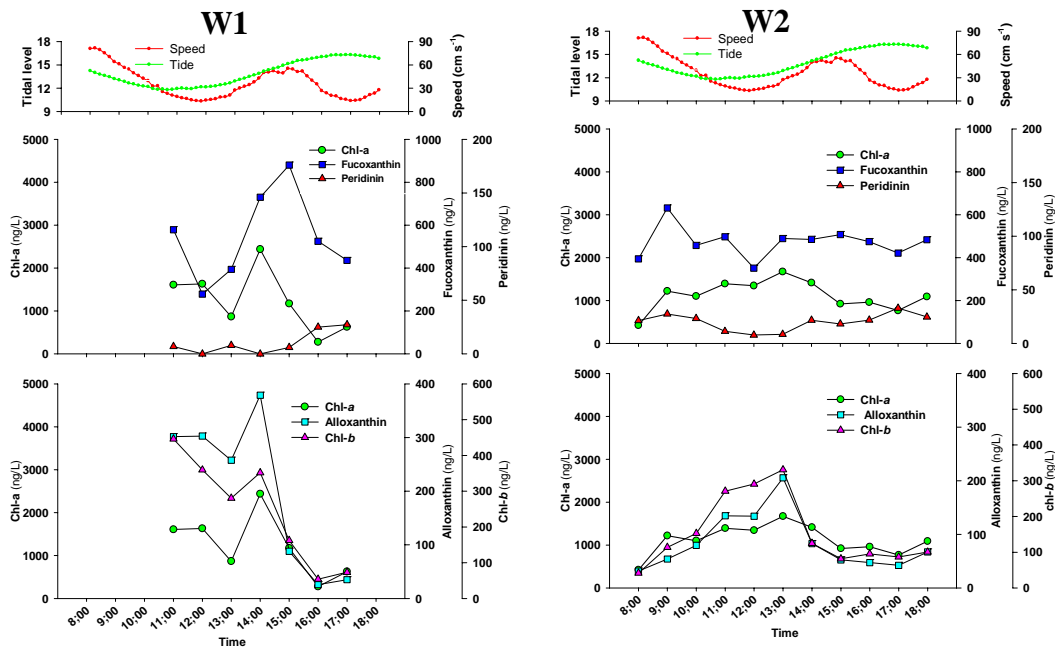


Fig. 3-2-97. Variations of chl a and indicative pigments with tidal change at St W1 and W2 in May, 2007. Current velocity and tidal level were also shown.

정점 W2에서 규조류의 현존량은  $1.0 \sim 5 \times 10^5$  cells  $\ell^{-1}$ 로 높은 값을 나타내었으며, 대부분의 경우, *Eucampia zodiacus*가 우점하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-98). 은편모조류도  $0.09 \sim 5 \times 10^5$  cells  $\ell^{-1}$ 로 높고 넓은 범위의 값을 나타내었으며, 저조시에 내측수의 유입과 함께 증가하는 양상을 나타내었다.

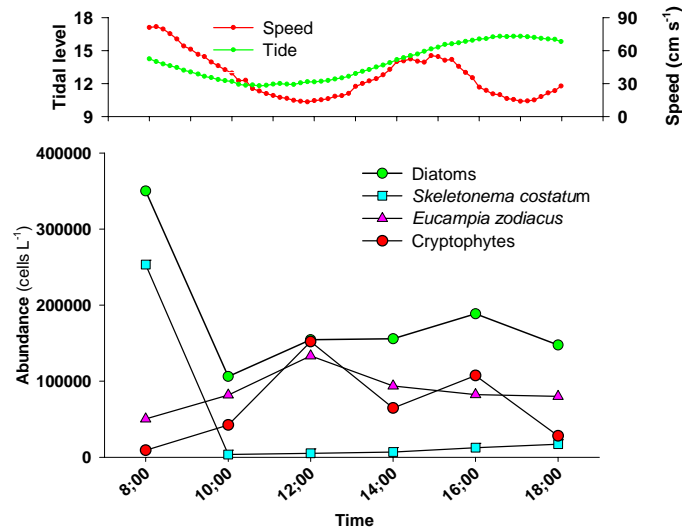


Fig. 3-2-98. Abundance variations of diatoms and cryptophytes with tidal change at st W2 in May, 2007

(다) 수층 일차생산력

조사 기간 동안 정점 W2에서 평균 일차생산력은  $28 \sim 105$  mg C  $m^{-2} d^{-1}$ 의 넓은 범위의 값을 나타내었다 (Fig. 3-2-99). 시기별로 2006년 8월에 가장 높은 일차생산력이 나타났으며, 2007년 2월에 가장 낮았다. 8월의 높은 일차생산력은 투명도, 엽록소 a 및 최대동화계수가 다른 시기에 비해 높았기 때문으로 여겨지며, 2월에 낮은 생산력은 엽록소 a 농도가 다른 시기에 비해 낮았기 때문으로 보인다. 한편, 2007년 5월에는 비교적 높은 엽록소 a와 높은 동화계수에도 불구하고 일차생산력은 높지 않았다. 이는 이 시기에 높은 탁도로 인한 수층의 일차생산력이 광에 의해 제한되었기 때문으로 여겨진다.

2006년 5월에 수층 일차생산력은 조사 시간 동안  $177 \sim 36$  mg C  $m^{-2} d^{-1}$ 로 대체로 좁은 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-100). 조석에 따른 뚜렷한 경향성은 나타나지

않았으며, 대체로 엽록소 a와 유사한 경향을 나타내었다. 다만, 오후 5시 30분에 엽록소 a의 농도는 낮았으나, 높은 일차생산력이 관측되었는데, 이는 고조에 수층의 탁도 감소로 광합성이 가능한 유광대의 수심이 증가된 때문으로 보인다. 한편, secchi depth는 저조에서 낮고 고조에서 높은 경향을 나타내었으며, 최대동화계수는  $3.6 \sim 7 \text{ mg C (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 로 좁은 범위의 값을 나타내었으나 대체로 밑물에 낮아졌다가 썰물에 다소 높아지는 경향을 나타내었다.

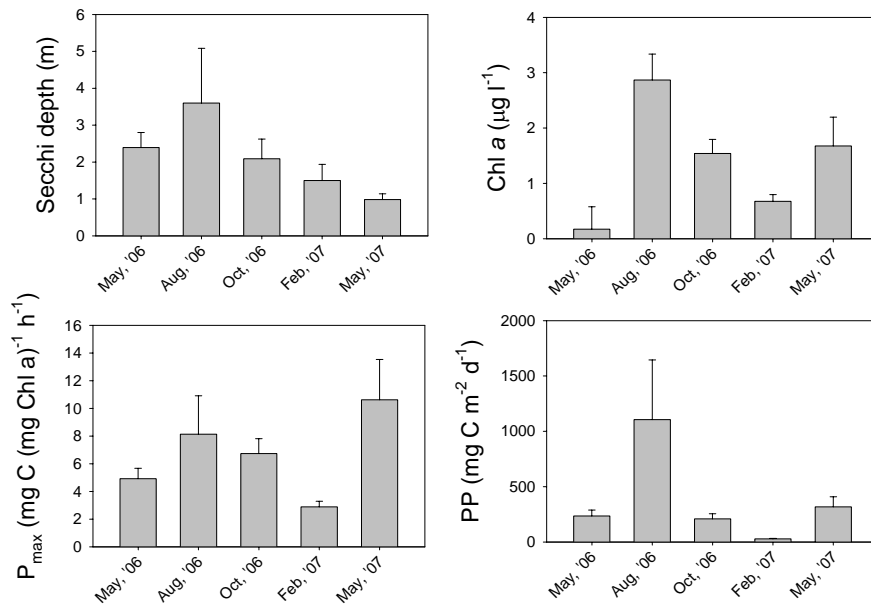


Fig. 3-2-99. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production at st W2. Bar & error bar represent average and 1SD.



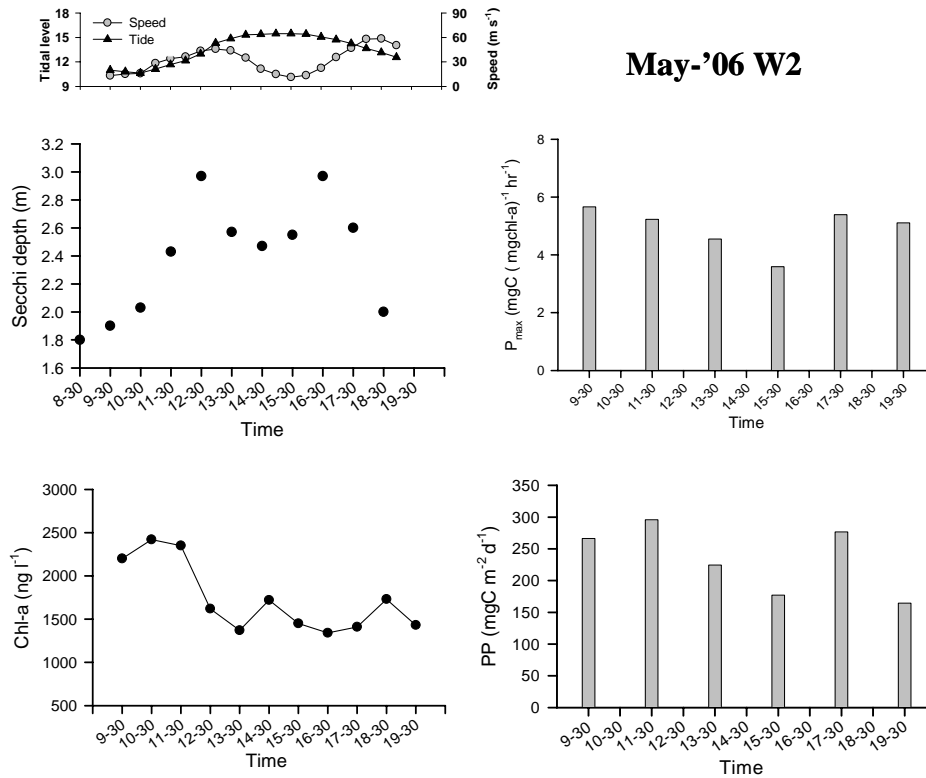


Fig. 3-2-100. Variations of secchi depth, chl a, P<sub>max</sub> and primary production with tidal change at St W2 in May, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.

2006년 8월에는 일차생산력이 426~ 784 mg C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>로 높았으며, 조사 시간에 따라 4배 이상의 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-101). 이시기에 높은 일차생산력은 앞에서 언급한 바와 같이 높은 투명도, 생물량 및 최대동화계수가 모두 영향을 미친 것으로 판단되나, 일차생산력 값의 변이는 투명도와 유사한 변동 양상을 보여 수층의 일차생산력의 변동에 투명도가 큰 영향을 미친 것으로 보인다.

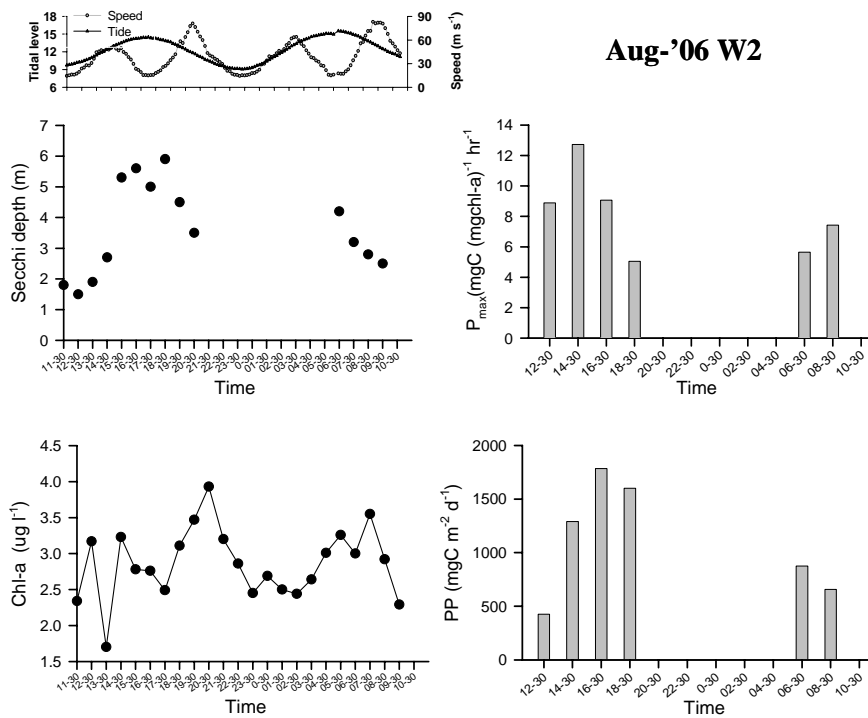


Fig. 3-2-101. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in August, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.

2006년 10월에 일차생산력은  $142 \sim 73 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 낮은 값을 보였으며, 일변화도 2배 미만의 변이를 나타내었다 (Fig. 3-2-102). 일차생산력의 변화는 2006년 8월과 마찬가지로 수층의 투명도에 의해 조절되는 양상을 나타내어, 저조에 낮았고 밀물과 함께 투명도가 증가함에 따라 증가하는 양상을 보였다. 한편, 최대동화계수는 썰물때에 높고 밀물때에 낮아지는 경향을 나타내었는데, 이는 내측으로부터 영양염 등의 공급에 의해 식물플랑크톤의 성장 능력이 증가하였기 때문으로 보인다.

2007년 2월에는 수층의 일차생산력이  $23 \sim 4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 매우 낮았으며, 일변화도 크지 않았다 (Fig. 3-2-103). 이러한 낮은 생산력은 최대동화계수가 다른 시기와 큰 차이를 보이지 않은 점으로 보아, 낮은 엽록소 a 농도와 겨울철의 낮은 광량에 기인한 것으로 여겨진다. 한편, 시간에 따른 일차생산력의 변화는 대체로 투명도와 유사한 변이를 보여, 이 시기에도 수층의 투명도가 일차생산력의 일변화에 중요한 요인으로 작용하는 것으로 나타났다. 최대동화계수도  $2.3 \sim 4 \text{ mg C (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$  범위로 변이가 크지 않았으나, 썰물 때에 내측수가 공급되면서 다소 감소하다가 밀물에 다소 증가하는 양상을 나타내었다.

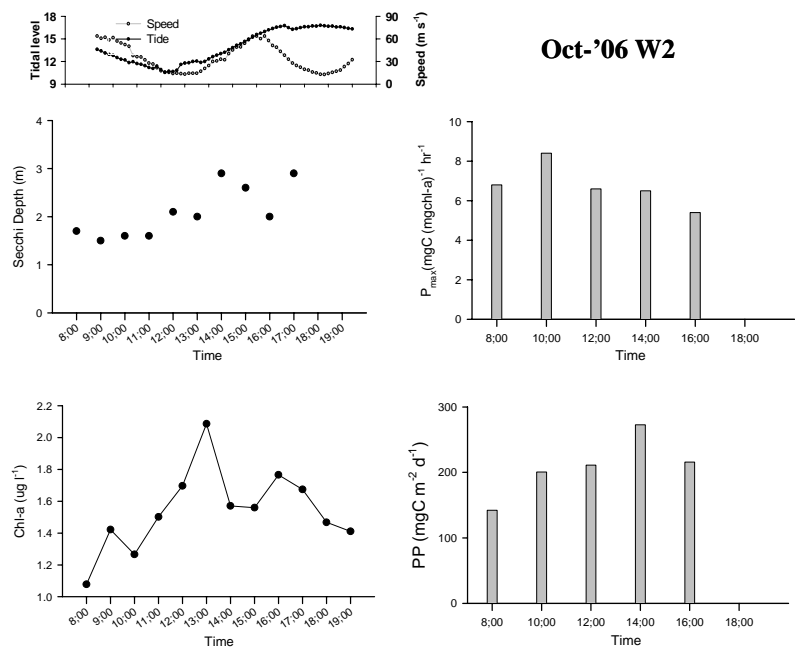


Fig. 3-2-102. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in October, 2006. Current velocity and tidal level were also shown.

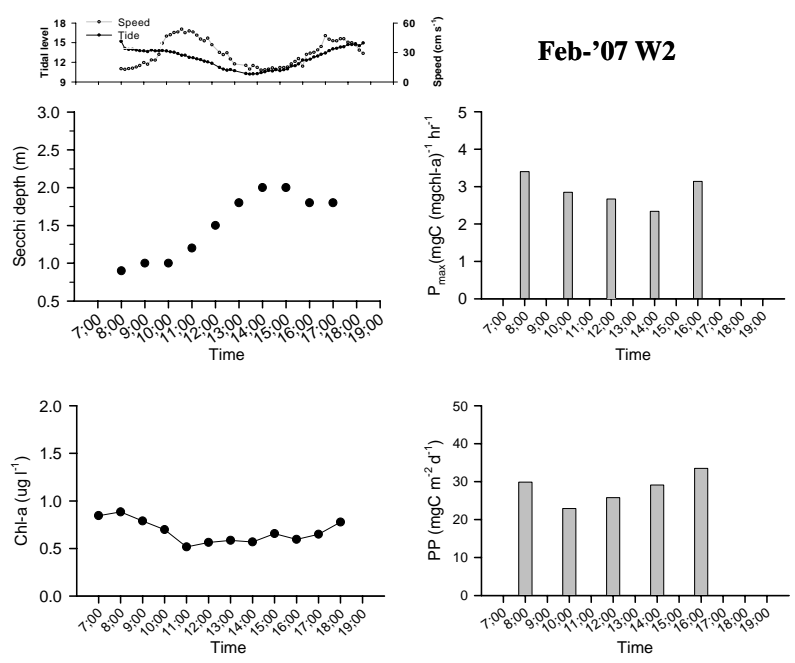


Fig. 3-2-103. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in February, 2007. Current velocity and tidal level were also shown.

2007년 5월에 일차생산력은  $177 \sim 25 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  범위의 값을 나타내었으며, 썰물 때에 다소 높고, 고조에 이르러 감소하는 경향을 보였다 (Fig. 3-2-104). 이러한 변동은 엽록소 a, 수층의 투명도 및 최대동화계수가 함께 영향을 미치는 것으로 보인다. 최대동화계수는 저조에 높았으며, 밀물에 다소 낮아지는 경향을 나타내어, 내측수의 공급이 일차생산자의 성장을 촉진하는 경향을 시사하였다.

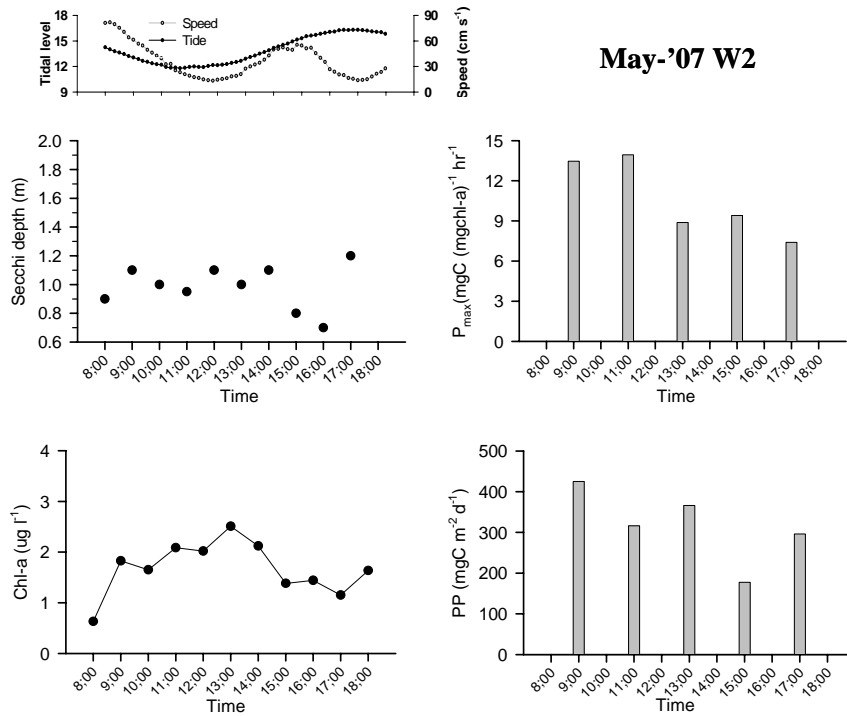


Fig. 3-2-104. Variations of secchi depth, chl a, Pmax and primary production with tidal change at St W2 in May, 2007. Current velocity and tidal level were also shown.

## 라. 결론

본 연구의 결과 갯벌로부터의 미세조류의 부유가 수층의 생물량의 변동에 중요한 역할을 할 수 있으며, 부유된 미세조류가 조류에 의해 외해로 이동되어 질 수 있는 것으로 나타났다 (Fig. 3-2-105). 그러나 2006년 8월의 경우에서와 같이 외해로부터의 생물량 유입이 큰 경우도 나타나, 시기에 따라 그 양상이 다를 수 있음을 시사하였다. 갯벌 미세조류 중 은편모조류와 유글레나류가 비교적 잘 부유되어 대부분의 시기에 수층 미세조류의 생물량 분포에 중요한 역할을 하는 것으로 나타났

으며, 갯벌에서 가장 우점하는 그룹으로 알려진 규조류는 2007년 2월과 5월에만 부유하여 수층에 영향을 미치는 양상을 보여 상대적으로 조석의 흐름에 저항성이 큰 것으로 나타났다. 특히, 갯벌에 미세조류의 mat가 나타났던 2007년 2월의 경우에 갯벌과 수층의 엽록소 a 농도의 차이가 다른 시기에 비해 매우 높게 나타난 점은 이들 미세조류 mat가 EPS에 의해 단단히 결합하여 쉽게 부유하기 어려운 상태에 있었음을 잘 보여준다. 이러한 부유에 대한 주요 미세조류 그룹들의 저항성의 차이는 갯벌이 수층에 미치는 영향을 평가하는데 갯벌의 미세조류의 군집 조성이 중요한 고려 요인으로 논의되어져야함을 시사한다. 한편, 규조류와 와편모조류는 주로 외측 해수로부터 유입되는 양상을 나타내었으며, 은편모류와 유글레나는 내측으로부터 외측으로 유출되는 양상을 보여 분류군별로 차이를 나타내었다.

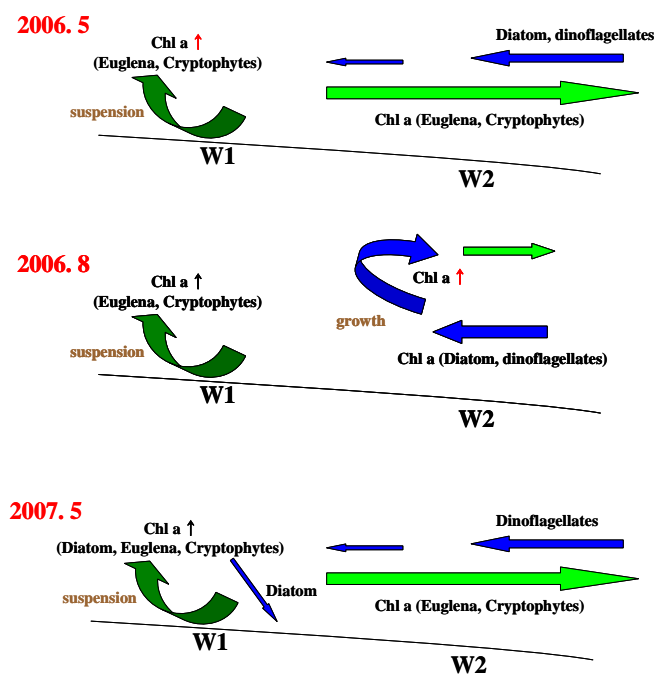


Fig. 3-2-105. Simplified diagram showing movement of chl a and major algal groups in the studied area.

본 연구에서 수층의 식물플랑크톤에 의한 일차생산력의 계절적 변동은 주로 식물플랑크톤의 생물량에 의해 조절되는 양상을 나타내었다 (Fig. 3-2-106). 그러나, 각 계절에 수층 일차생산력의 조석에 따른 변동에는 탁도가 중요한 조절 요인으로서

역할을 하고 있음이 밝혀졌다. 한편, 2006년 5월, 8월과 2007년 5월의 조사에서 최대동화계수는 대체로 썰물에 크고 밀물에 낮아지는 경향을 나타내었는데, 이는 썰물과 함께 내측으로부터 영양염 등 식물플랑크톤의 성장을 촉진시키는 요인이 공급될 가능성을 시사하며, 계절에 따라 조석에 의해 갯벌로부터 부유된 미세조류와 용출된 영양염 등이 외측 해역으로 outwelling됨으로써 외측 해역의 식물플랑크톤의 생물량과 성장률의 증가를 야기하고, 더 나아가 상위 영양 단계의 생물들에게 더 많은 에너지를 전달할 수 있을 것으로 판단된다.

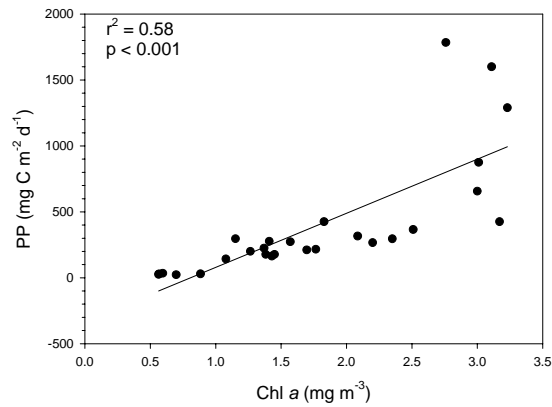


Fig. 3-2-106. Relationship between surface chl a conc. and primary production.

## 8. 조석주기에 따른 수층 세균수 및 생산력의 변화

### 가. 서론

중속영양 박테리아는 해양 생태계의 미세생물 먹이망의 중요한 구성자로서 (Azam *et al.* 1983, Pomeroy & Wiebe 1993), 해양 환경에서 유기물의 분해, 재생산, 영양염 흡수를 통해 부영양화 과정과 해양의 생지화학적 순환에 중요한 역할을 한다 (Ducklow & Carlson 1992, Simon *et al.* 1992). 특히 생지화학적인 관점에서 볼 때 박테리아는 빠른 성장율로 인해 해수 내 용존 유기탄소의 순환 (turnover)에 결정적으로 작용 (Kirchman *et al.* 1991)하며, 또한 박테리아는 높은 생체량과 높은 호흡율을 보유하여 유입된 유기탄소의 상당부분을 다시 호흡을 통한 무기탄소로 전환시킴으로써 생태계 내 원소순환에 직접적인 영향을 미치는 가장 중요한 생물요인이다.

본 연구는 갯벌 수층 경계면에서 물질 플럭스를 추정하기 위한 연구의 일환으로 갯벌에서 용출되는 영양염 및 유기물 용출이 수층의 생물 생산력을 지원하여 수층-저층 생태연결 고리 (benthic-pelagic coupling)를 조절하는데 중요한 기능을 담당하는지에 대하여 조사하고자 하였다. 따라서 조간대가 발달되어 있는 연안의 수층에서 조석 및 계절에 따라 박테리아의 생물량 및 생산력을 측정하였으며, 이들의 분포에 영향을 미치는 요인에 대하여 논의하였다.

### 나. 재료 및 방법

#### (1) 현장시료 채집

2006년 5월 (춘계), 2006년 8월 (하계), 2006년 10월 (추계) 및 2007년 2월 (동계)에 정점 W1 과 W2에서 조석주기에 따라 조사를 수행 하였다.

#### (2) 박테리아의 생물량 측정

박테리아 생물량을 파악하기 위하여 표층과 저층에서 각각 해수를 채수하여 중성 포르말린으로 최종농도 1%가 되게 고정후 냉동 보관하여 실험실로 운반하였다. 운반된 시료 1~  $\mu\text{m}$  nuclepore polycarbonate black filter로 여과하여 DAPI 로 최종농도  $1 \mu\text{g l}^{-1}$ 로 염색한 후 10일 이내에 형광현미경 (Nikon type 104)으로 관찰하였다 (Porter & Feig 1980). 박테리아의 탄소량은 형광 현미경에서 계수된 박테리아 현존량에 Lee & Fuhrman (1987)의 전환값인  $19.8 \text{ fgC cell}^{-1}$ 를 이용하였다.

#### (3) 박테리아의 이차생산력 측정

박테리아 생산력은 각각의 깊이 (0m, 2.5m, 5m, 10m, 저층)에서 해수를 채수하여

Fuhrman & Azam (1982)의 [<sup>3</sup>H]-methyl thymidine 흡수법을 사용하여 측정하였다. 40 ml l 시료에 thymidine (specific activity, 20 Ci mmol<sup>-1</sup>)을 최종 농도 5 nM이 되게 첨가한 후 현장온도에서 30분 배양하였다. 배양 후 ice-cold TCA를 최종농도 5%가 되게 첨가하여 약 15분 정도 추출시킨 후 0.2 μm (cellulose nitrate membrane filter) 여과지로 여과하였다. 여과 후 5% TCA로 3회 이상 세척한 후 유리병에 담아 scintillation cocktail (Lumagel safe)을 넣고 Liquid scintillation counter (TRI-CARB 3000)로 방사능 양을 측정하여 박테리아의 이차생산력을 구하였다 (Parson *et al.* 1984). 고정된 thymidine의 몰수로부터 세포 생산량을 계산하기 위하여  $1.7 \times 10^{18}$  cell per 1M thymidine의 전환계수 값을 사용하였다 (Fuhrman & Azam 1982).

#### 다. 결과 및 고찰

조사수역에서 박테리아 현존량은  $0.49 \times 10^6 \sim 24 \times 10^6$  cells ml<sup>-1</sup>로 2월에 가장 낮게 나타났으며, 5월과 8월에 높게 분포하였다 (Fig 3-2-107~ 09). 조석 주기에 따른 박테리아 현존량은 모든 계절에 만조시에 높았으며, 간조시에 낮게 분포하는 양상을 보였다. 이와 같은 박테리아의 현존량은 서해의 경기만에서 조사된 박테리아 현존량인  $0.38 \times 10^9 \sim 25 \times 10^9$  cells l<sup>-1</sup>와 서해 만경·경진강 하구역에서 조사된 박테리아 현존량인  $0.4 \times 10^9 \sim 8 \times 10^9$  cells l<sup>-1</sup>의 범위에 포함되며 (Cho & Shim 1992, Yang *et al.* 2003), 일반적으로 연안수역에 서식하는 박테리아의 생물량 범위에 포함된다. 또한 박테리아 생산력은 박테리아 생물량과 유사한 분포 양상을 보였으며,  $0.41 \sim 3.6$  mgC m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>의 분포 범위를 보였다 (Fig. 3-2-107~ 09). 그러나 박테리아 현존량이 수심에 따른 차이를 보이지 않았던 반면에 박테리아 생산력은 5월과 8월에 표층과 저층에서 큰 차이를 보였으며, W2의 저층에서는 조석주기에 따른 변화가 뚜렷하게 나타나지 않았다 (Fig. 3-2-110). 연안환경에서 박테리아의 군집을 조절하는 요인은 DOM의 공급 (Simon *et al.* 1992, Kirchman *et al.* 1993), 포식자에 의한 영향 (Psenner & Sommaruga 1992), 무생물학적 요인에 의한 박테리아의 성장 제한 (예, 온도, 조석, 침강), 바이러스에 의한 감염 (Suttle 1994)등을 들 수 있다. 조사수역에서 박테리아 생물량과 생산력의 계절 분포는 수온 및 엽록소-a 농도와 높은 상관성을 보였다. 박테리아 생산력 및 생물량은 수온 및 엽록소-a 농도가 가장 낮은 2월에 낮은 값을 보여 주었으며, 엽록소-a 농도와 수온이 가장 높은 8월에 비교적 높은 값을 보였다.



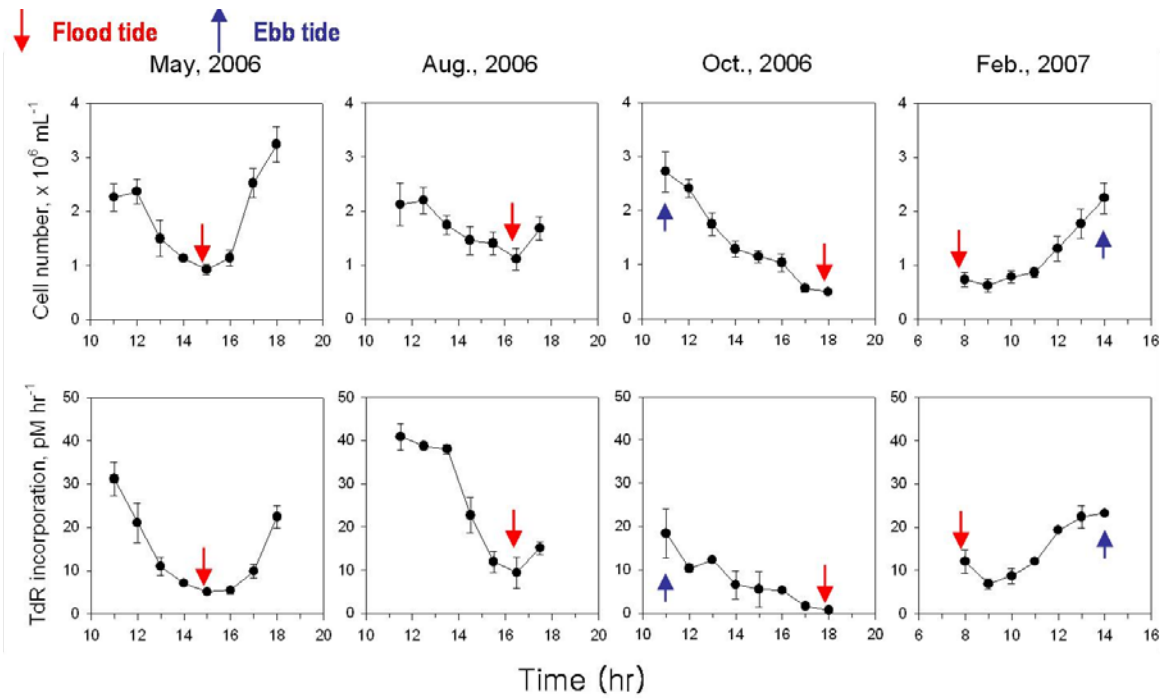


Fig. 3-2-107. Seasonal variation of bacterial abundance and production at station W1.

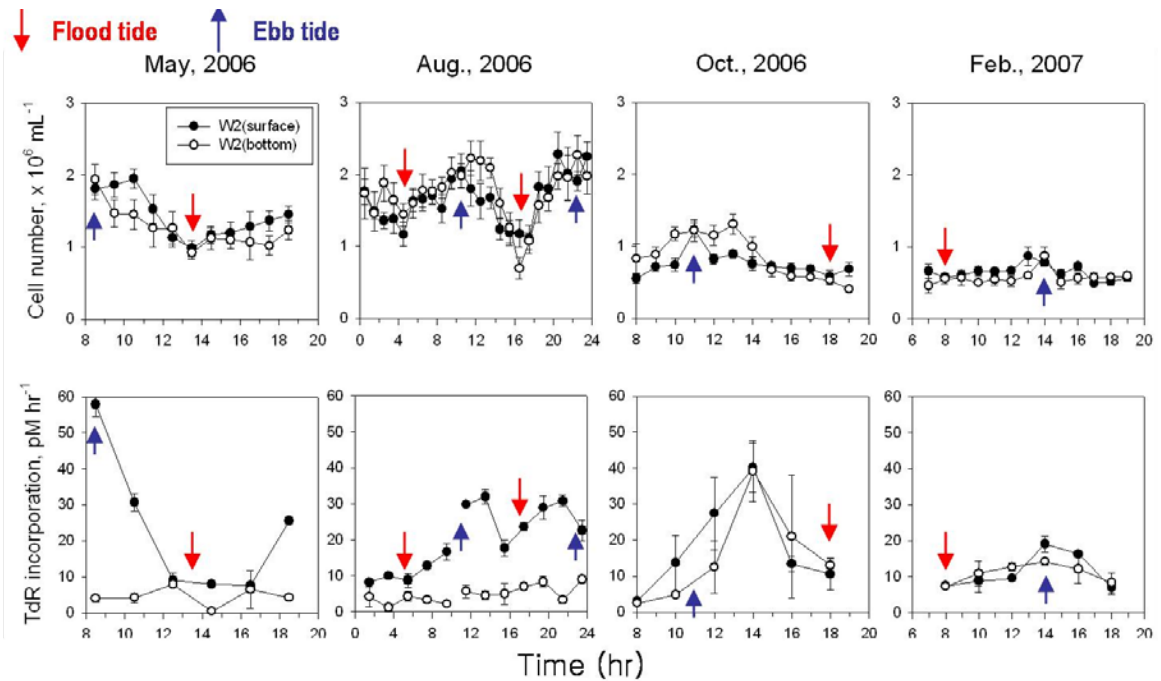


Fig. 3-2-108. Seasonal variation of bacterial abundance and production at station W2.

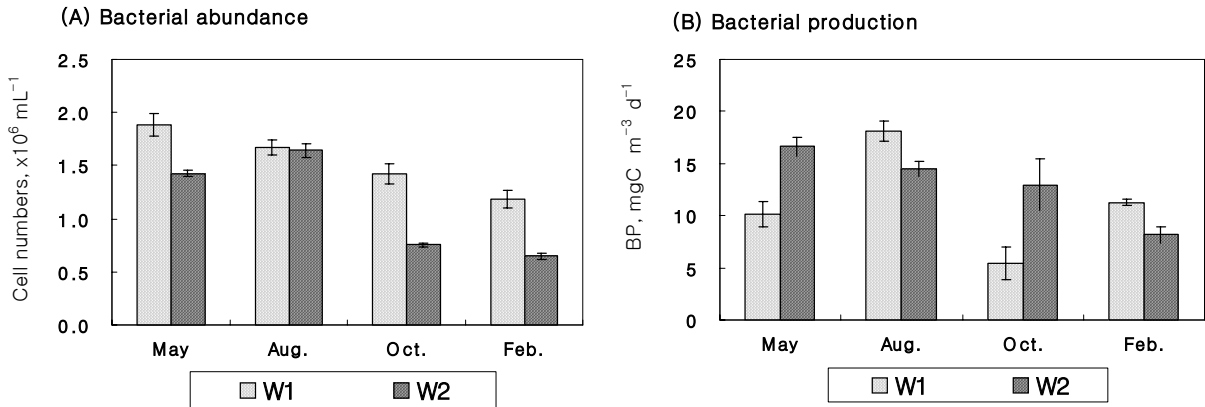


Fig. 3-2-109. Seasonal variation of average bacterial abundance and production in this study area.

수온은 연안수역에서 박테리아 생물량과 생산력, 그리고 성장률의 계절적 변화를 설명하는데 중요한 요소 중의 하나로 설명되어 왔다 (White *et al.* 1991). Chesapeake Bay에서 하계 이외의 시기에 ( $<20 \text{ }^\circ\text{C}$  박테리아는 수온에 의해 크게 영향을 받으며 (Shiah & Ducklow 1994a, b), 영양물질이 풍부하지 않은 수역에서 수온은 박테리아 성장에 크게 영향을 미친다 (Felip *et al.* 1996). 또한 많은 연안 환경에서 박테리아는 식물플랑크톤과 높은 상관관계가 있으며 (Naganuma & Miura 1997), 박테리아와 엽록소-a와의 높은 상관관계는 박테리아 생물량 유지를 위한 유기물의 중요한 부분이 식물플랑크톤에 의해 공급됨을 의미한다. 따라서 식물 플랑크톤에 의한 높은 유기물 공급과 높은 수온은 8월에 박테리아 생물량 및 생산력에 크게 영향을 미쳤을 것으로 판단된다. 조석주기에 따른 박테리아 현존량 및 생산력은 정점 W2의 저층을 제외하고는 만조시에 낮게 나타났으며, 간조시에 높은 분포를 보였다. 본 조사 수역이 육상으로 부터의 유기물 유입이 거의 없으며, 담수의 유입이 없는 반폐쇄성 연안 수역임을 고려할 때, 이와 같이 조석주기에 따른 두드러진 변화 양상은 외부로부터 유입 및 조간대에서 재 부유로 인하여 발생하는 영향임을 생각해 볼수 있다. 외부로부터 만내로 해수가 유입되면서 기존에 잔류하던 해수와 희석되어 박테리아 생물량 및 생산력은 낮게 나타나며, 만내에서 체류하면서 조간대 퇴적물에서 재 부유되어진 부유 퇴적물 등이 박테리아의 생물량 분포에 크게 영향을 주었을 것으로 판단된다. 부유 퇴적물은 연안수역에서 하구혼합 (estuarine mixing)과 관련되어 있으며, 하구 혼합은 흔히 조석혼합 (tidal mixing)에 의해 발생하고, 이런 조석혼합은 저층 유기 퇴적물을 재 부유시켜 수층의 유기물질 농도를 증가시키며, 이로 인

해 박테리아 생물량과 생산력을 증가시킨다 (Wainright 1990, Lee & Lee 1991). 특히 수심이 낮은 (평균 3~ m) 정점 W1에서 조석 주기에 따른 박테리아 생물량 및 생산력의 뚜렷한 분포 양상은 조간대 퇴적물이 수층 박테리아 군집을 조절하는데 중요한 기여를 하였음을 보여주고 있다. 또한 조사수역에서 박테리아의 생물량과 생산력 사이에는 강한 coupling을 형성하였다 (Fig. 3-2-110). 박테리아 생물량과 박테리아 생산력 사이의 상관관계는 top-down (예; 섭식과 바이러스)과 bottom-up (영양물질 공급 등) 관계를 설명하는데 이용될 수 있으며, 박테리아 생물량과 생산력 사이의 높은 상관관계는 박테리아 생물량은 유기물 및 영양물질에 의해 크게 조절된다 (Billen *et al.* 1990). Billen *et al.* (1990)의 가설에 따르면, 조사수역 박테리아 생물량과 박테리아 생산력 사이의 높은 상관관계는 박테리아 군집이 영양물질 및 유기물에 의해 조절되고 있음을 시사한다. 그러나 2월의 W1 수역에서 박테리아 생산력은 10월에 비하여 높았던 반면에 박테리아 생물량이 낮게 분포한 것은 이 시기에 박테리아 군집은 섭식자 (즉, 원생동물 군집)에 의해서 영향을 받고 있음을 보여주고 있다. 따라서 본 조사수역에서 박테리아 생물량 및 생산력 분포는 계절적으로는 수온 및 식물 플랑크톤에 의하여 크게 영향을 받고 있음을 보여 주었다. 또한 조석 주기에 따른 일관성 있는 분포 양상 및 박테리아 생물량과 생산력 사이의 높은 상관관계는 조사수역에서 박테리아 군집이 저층 퇴적물에 의해 크게 영향을 받고 있음을 뒷받침해 주고 있다.

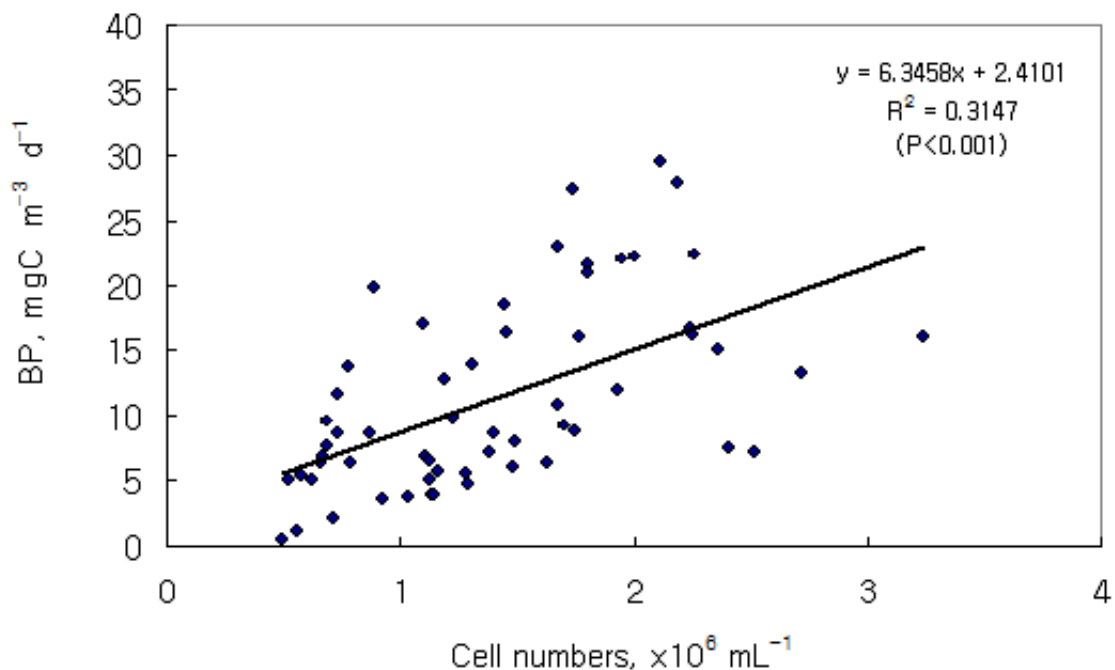


Fig. 3-2-110. Relationship between bacterial abundance and production.

## 9. 저서동물에 의한 갯벌 경계면 증가와 burrow 주변의 산소농도 분포

### 9-1. 갯벌 저서동물 burrow 내 산소농도

저서동물이 만든 burrow는 퇴적물과 물이 만나는 접촉 면적을 증가시켜 퇴적물과 해수 간의 물질교환이 일어나는 경계면을 증가시킨다. 한편, 생물의 관개(irrigation) 활동은 burrow 내 해수교환을 통해 경계면에서의 물질순환을 촉진시킨다. 본 연구에서는 조석주기에 따른 burrow 내 산소농도의 변화 양상을 조사하였다. 태안군 근소만 갯벌에 출현하는 저서동물 우점종 중 깊고 큰 burrow를 만드는 십각목 (Decapoda)의 가재붙이 (*Laomedea astacina*)를 대상으로 burrow 내에서 산소농도의 변화를 측정하였다. 현장조건을 모사한 수조시스템 (실험실 조건)과 현장에서 각각 burrow 내 산소농도를 연속 측정하였다.

#### 가. 재료 및 방법

##### (1) 현장 조건 모사한 수조시스템 및 burrow 구현

조석주기를 조절할 수 있는 컨트롤러가 연결된 수조에 현장의 퇴적물과 해수를 채운 시스템을 항온실에 설치하였다. 수조는 53 cm × 23 cm × 61 cm (가로×세로×높이)의 크기의 아크릴로 만들었으며, 퇴적물 내에서 대상종의 burrow 연장선이 수조 내벽을 지나갈 수 있도록 큐벳 (cuvette) 타입으로 제작하였다. 아크릴판을 통해 burrow 내부로 산소 센서를 직접 넣을 수 있도록 외벽에는 일정간격으로 구멍을 뚫었으며 탭을 달아 평상시에는 해수가 빠져 나오지 못하도록 하였다. 퇴적물과 해수를 투입한 후 약 10일 동안 현장 조건을 모사한 조석을 재연하며 퇴적물이 현장 조건과 유사하게 안정되도록 시스템을 운영하였다. 해수는 수조와 외부여과기를 반복적으로 순환하게 운영하였으며, 매일 염분을 체크해 현장의 염분과 동일하게 유지될 수 있도록 하였다. 퇴적물이 안정되고 난 후 현장에서 산체로 이송한 가재붙이를 수조 내 퇴적물에 투입하였으며, 현장과 동일한 조석환경으로 시스템을 가동하였다. 가재붙이는 투입 직후부터 burrow를 만들기 시작하였으며 시간에 따라 크기를 증가시켰다. 약 일주일 후부터 burrow는 더 이상 크기 변화가 없었으며, 이 시점부터 산소 센서를 수조 외벽에 설치된 구멍을 통해 꽃아 농도 변화를 측정하였다. 측정에는 4 mm 직경의 optode 센서를 이용하였으며, Fibox-3 oxygen meter (Presens Co Ltd)와 연결하여 자료를 10분 간격으로 logging 하였다. 그림 3-2-111은 실험에 이용된 수조시스템의 모식도 (A)와 실제 가재붙이가 수조 시스템 하에서 만든 burrow 모습 (B)을 나타낸 것이다. 퇴적물 약 12 cm 깊이에 위치

한 burrow 내의 산소농도를 약 9일간 측정하였다. 그리고 측정 종료 후 가재붙이를 burrow로부터 제거하였으며, 상기와 동일한 조건 하에서 산소농도의 변화를 재 측정하였다. 실험 기간 중에는 burrow 형성과정과 대상종의 행동양상을 파악하기 위해 인터벌 설정된 카메라로 수조를 규칙적으로 촬영하였다.

## (2) 현장 observatory 설치 및 산소농도 측정

현장에서의 가재붙이 burrow 내 산소농도의 연속측정은 갯벌에 observatory system을 설치하여 측정하였다. 2007년 3월 태안군 근소만 갯벌 가재붙이 서식지에 observatory를 설치하였으며 (그림 3-2-59의 정점 S1), burrow 내 산소농도 측정은 2007년 6월부터 9월 사이에 수행하였다. 한 면의 크기가 60 cm × 100 cm (가로×세로)인 6개의 아크릴 판을 서로 연결하여 육면체 형태를 만들고, 그 밑면에 나무판을 고정해 현장 burrow 관찰용 수조를 갯벌 퇴적물 속에 설치하였다 (그림 3-2-112 A, B). 윗면에는 사람이 드나들 수 있도록 뚜껑을 설치하였으며, 아크릴로 된 각 면에는 49개의 직사각형 형태의 구멍을 뚫어 퇴적물 속에 설치하기 전에 실리콘 마개로 막았다 (그림 3-2-112 D). Observatory 설치 3개월 후 수조의 벽면에는 가재붙이가 만든 burrow의 연장선이 지나가게 되었고 (그림 3-2-112 D), 실리콘으로 막아 놓은 곳에 burrow가 지나간 곳을 깊이별로 선택하여 optode 산소센서를 꽂아 산소 농도의 연속적인 변화 양상을 측정하였다 (그림 3-2-112 E). 매회 측정기간은 8일에서 15일 간격으로 하였으며, 농도 측정은 10분 간격으로 하였다. 산소농도 측정을 위한 장비는 실험실 조건에서의 측정과 동일한 것을 이용하였다. 연속 측정을 위해서는 장비의 방수가 요구되었다. 이를 위해 밀물 시에도 침수되지 않는 높이로 타워를 갯벌 상에 세우고 그 위에 산소측정기와 자료 loading 장치를 두었다 (그림 3-2-112 C).

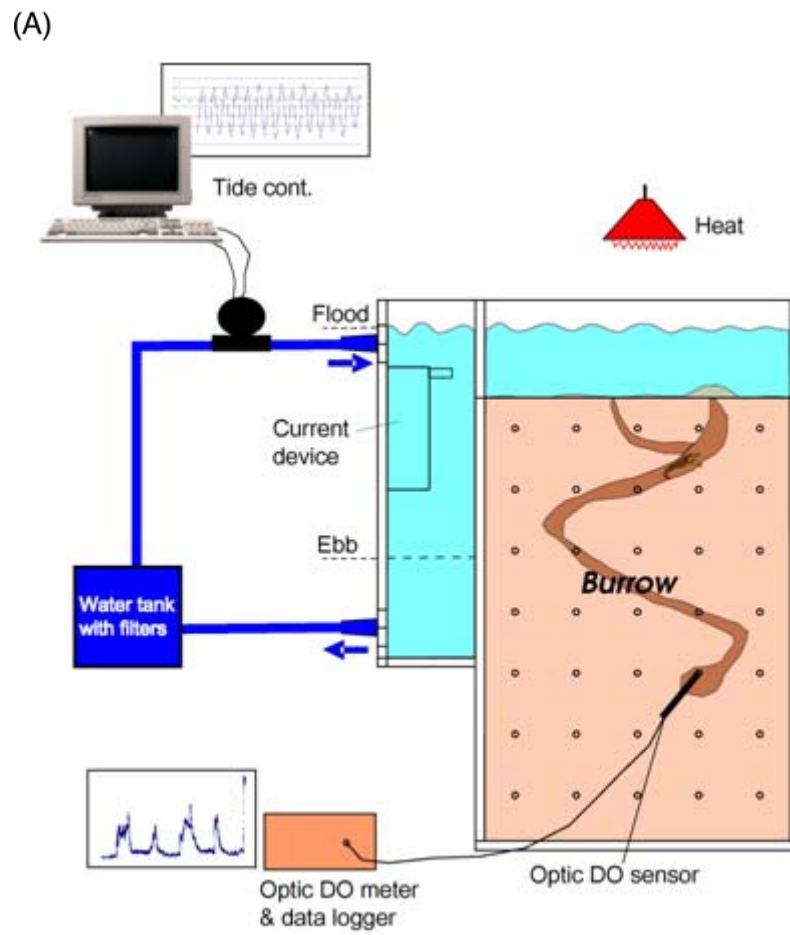


Fig. 3-2-111. (A) A schematic diagram of the system for measurement of continuous oxygen contents in the burrows of *Laomedea astacina* under condition of in situ tide-simulated. (B) Burrows constructed by *L. astacina* in the aquarium.

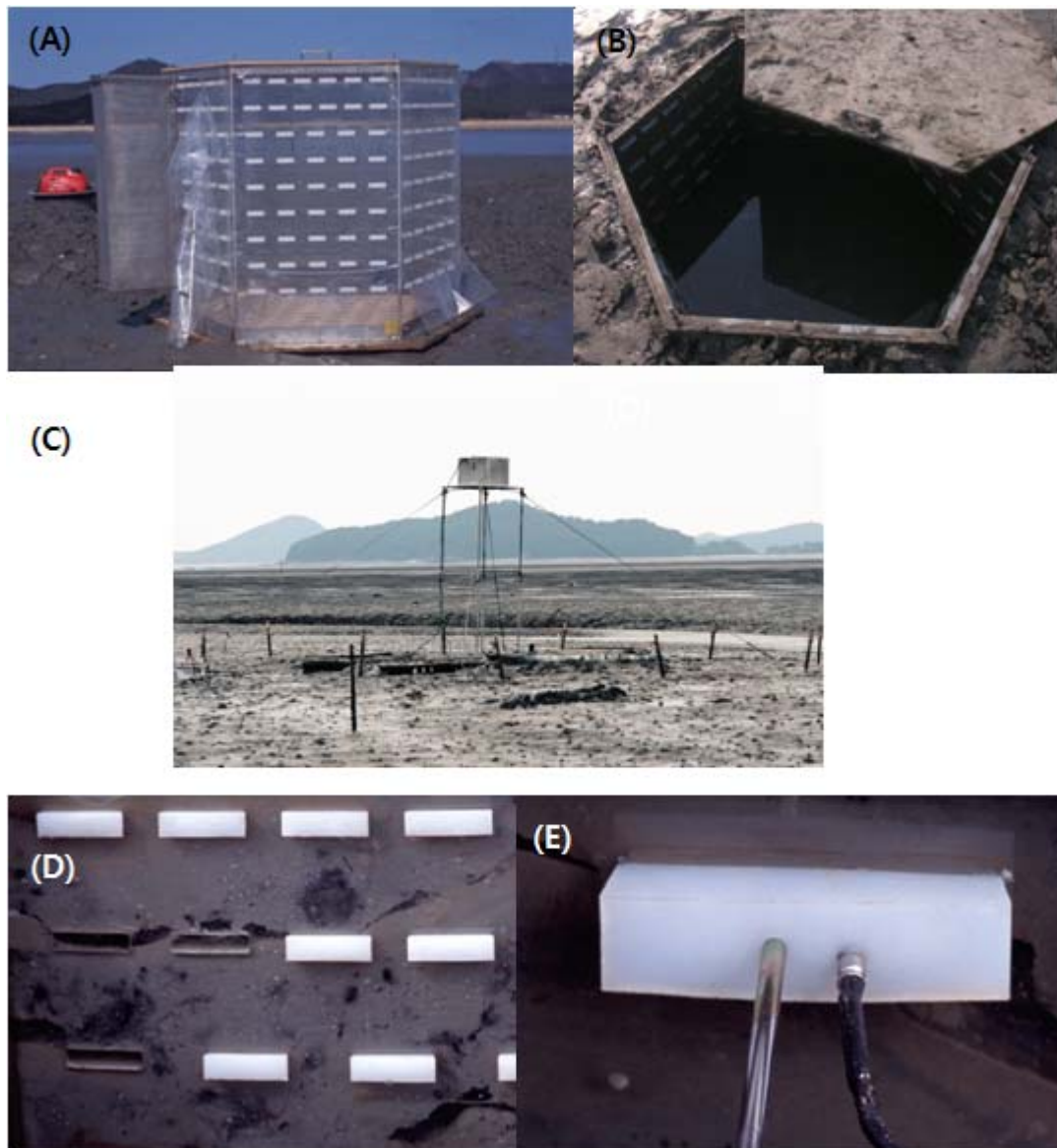


Fig. 3-2-112. A hexagonal acrylic observatory for in situ measurement of oxygen content in the burrow, large enough to accommodate one or two investigators, was buried 1m deep in the mud with its lid level with the sediment surface (A, B). A tower for keeping oxygen meter from sea water was established on the tidal flat (C). Silicone-filled holes in the acrylic walls allowed direct measurement in intact burrows (D). Optode oxygen sensor was inserted into the burrows (E).

## 나. 결과 및 토의

### (1) 능동적 관개 (active irrigation)와 수동적 관개 (passive irrigation)

대상종인 가재붙이는 수조에 물을 채운 후 (밀물조건)에 퇴적물에 투입하였으며, 투입 직후부터 burrow를 만들기 시작하였다. 몸을 거의 수직으로 거꾸로 세운 후 양 집게발가락을 이용하여 퇴적물을 파내기 시작했으며, 약 10분 후에는 몸 전체가 퇴적물 속에 묻혔다. 투입 후 약 1주일 정도까지는 burrow 크기를 계속 증가시켰으며, 이후에는 더 이상 burrow 크기에 큰 변화가 없었다. 수조의 해수는 개체 투입 후부터 계속하여 현장의 조석환경과 동일하게 밀물과 썰물 시간을 조절하였다. 아크릴 수조 벽에 뚫어 놓은 구멍에 수직으로 지나는 burrow 중 퇴적물 깊이 12 cm에 해당하는 곳에 산소 센서를 꼽고 그 끝이 burrow 내 해수에 닿게 설치를 하였다. 설치 후 9일간 10분 간격으로 burrow 내 해수의 산소농도 변화를 연속 측정하였다. 측정은 해수가 burrow에 유입되는 시점부터 측정 하였다. 해수가 침범하면서 burrow 내 산소농도는 급격히 증가하였으며, 이후 생물 대사활동에 의해 급격히 감소하는 양상을 보였다 (그림 3-2-113 A). 그러나 밀물시기 동안 산소농도는 반복적으로 증감하는 경향을 보였다. 풍부한 산소를 함유한 해수가 burrow로 유입된 후 생물활동에 의해 점차 산소가 소비되었으나, 대상종의 관개 활동에 의해 다시 산소농도가 증가되는 현상이 반복적으로 나타났다. 밀물시기에 일정수준 이하로 산소가 소비되면 대상종이 burrow 상층부로 올라와 배다리를 이용하여 퇴적물 상층의 해수와 burrow내 해수를 교환하는 행동이 관찰되었다. 즉, 밀물시기 동안에는 burrow 내 산소농도 유지를 위하여 생물이 능동적으로 burrow를 관개하는 것으로 판단되었다. 대부분의 밀물시기 동안 burrow 내 산소농도는 2~5 번의 peak를 보였다.

썰물이 되면서 burrow 내 산소농도는 급격히 감소하였으나, 최소농도는 4% 이하로 떨어지지 않았다. 대기에 노출되는 동안에도 burrow 상층부에서 대기로 부터의 산소 공급을 위한 활동을 유지하는 것으로 여겨졌다.

한편, 밀물시기 동안에도 burrow 내 산소 농도가 증가하지 않는 경우가 있었다. 사진 판독 결과, 해수가 수조 내로 유입 되었음에도 불구하고 burrow 입구를 퇴적물로 막는 경우가 있었다. 그러나 현장실험 결과에서는 이런 양상이 실험실 조건에서 처럼 빈번하게 나타나지는 않았다. 9일간의 실험에서 burrow 내에는 평균 16.13%의 산소농도가 유지되었으며, 최소 4.0%에서 최대 77.9%의 농도 범위를 보였다. 밀물시기와 썰물시기 동안의 평균 농도는 각각 37.1%, 10.77%였다.

상기의 실험 종료 후 burrow 내 해수를 모두 제거하여 burrow 부피를 측정하였다. 그리고 동일한 조건을 유지하면서 대상종 만을 제거한 체 burrow 내 산소농도 변화를 측정하였다. 대상종을 제거한 실험의 결과는 대상종이 있는 경우와 비교하



여 농도 분포에 있어 큰 차이를 보였다 (그림 3-2-113 B). 빈 burrow에 처음 해수가 유입되면서 burrow 내 산소농도는 약 100%를 유지하였으며, 밀물과 썰물이 반복되면서 농도는 증가와 감소를 반복하였으나, 전반적으로는 점차 감소하는 패턴을 보였다. 6일 간의 산소농도 변화자료를 이용하여 burrow 내 퇴적물에서의 SOD (sediment oxygen demand)를 계산하였으며, 그 결과는  $0.10 \pm 0.03$  mg/l/h였다.

생물 관개활동에 의한 burrow 내부로의 능동적인 산소공급량과 생물이 없을 경우의 수동적인 관개에 의한 산소공급 정도의 차이를 비교하였다. Burrow 내부로 공급되는 산소농도는 생물활동이 있을 경우는  $16.91 \pm 13.05$  mg/l/h 였으며, 생물을 제거한 상태에서 수동적 관개 (passive irrigation)에 의해 burrow 내로 공급되는 산소 양은  $0.16 \pm 0.07$  mg/l/h 로 큰 차이가 있었다. 즉, 생물이 burrow 내에서 능동적으로 관개활동을 하는 경우가 그렇지 않은 경우에 비해 burrow 내로 공급되는 산소 양에 있어 약 100배 정도 높았다. 이는 퇴적물로 공급되는 산소 양의 측면에서 burrow에 의한 단순한 접촉면적의 증가 효과에 비해 생물활동에 의한 능동적 관개 효과가 보다 중요할 수 있음을 보여주는 결과였다.

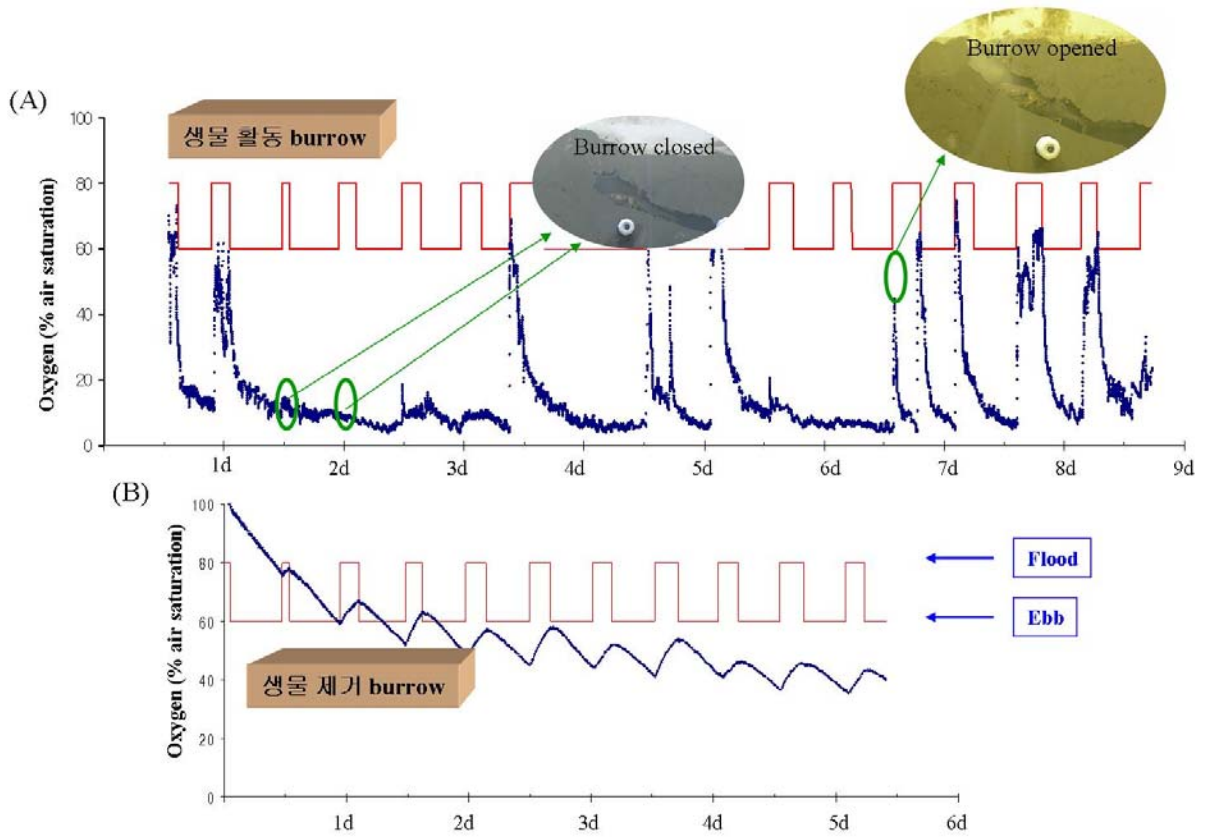


Fig. 3-2-113. Continuous oxygen measurements within a burrow system at 12 cm sediment depth under the tide-simulated condition, in cases of including *Laomedea astacina* (A) and excluding the inhabitant (B).

## (2) 가재붙이 burrow 내부의 산소농도 (현장측정)

현장 가재붙이 burrow 내부의 산소농도를 burrow가 위치한 깊이별로 연속 측정하였다. 실험실 조건에서 수행된 자료에서 처럼 밀물과 썰물에 따른 조석주기별 산소농도의 증가와 감소 경향을 확인할 수 있었다 (그림 3-2-114). 또한 밀물 시기 동안의 생물활동에 의한 능동적 관개에 의한 산소농도의 재 증가 현상도 확인할 수 있었다. 비록 동일한 시기에 측정된 자료는 아니지만 burrow의 형태와 깊이에 따라 산소 농도 분포에는 차이가 있었다. 그리고 퇴적물 표층으로부터 깊이 25 cm의 burrow에도 산소공급이 활발하게 일어남을 확인할 수 있었다 (그림 3-2-114 C). 동일한 burrow 시스템 내의 산소농도 비교에서는 깊은 곳에 위치한 burrow에서 농도가 낮은 경향을 보였다 (그림 3-2-114 A). 그러나 다른 burrow 내에서 깊이별 (6, 15, 25 cm)로 측정된 자료 비교에서는 깊이에 따른 농도 패턴의 뚜렷한 경향을 보이지 않았다 (그림 3-2-114 A, B, C). 특이할 만한 결과는 생물활동은 대조기에 활발하였으며, 소조기에는 활동이 감소하는 경향을 보였다는 것이다. 이는 burrow 내부의 산소농도로부터 유추할 수 있었는데, 깊이 15 cm에서 측정된 산소농도 자료에는 실험실에서 측정한 자료와 같이 소조기의 밀물 시기 동안에는 burrow 내부 산소농도가 증가되지 않는 경우가 있었다 (그림 3-2-114 B). 썰물 시기 동안 burrow 내 산소농도가 완전히 소모되는 경우는 없었다. 그림 3-2-114A의 썰물 시 6 cm 깊이의 burrow에서 산소농도가 높게 유지되는 경우는 강우에 의한 효과였다.

그림 3-2-114 C는 25 cm 깊이에 위치한 burrow 내부의 산소농도 연속측정 결과 (파란선)와 동일한 조건에서 가재붙이를 제거했을 경우 (붉은선)의 농도 분포를 비교한 그림이다. 측정은 소조기에 시작하여 다음 소조기까지 약 14일 간 지속하였다. 즉, 14일 간 가재붙이가 서식하는 burrow에서 산소 농도를 측정을 하고, 대상종을 burrow로부터 격리시킨 후 다음 소조기부터 그 다음 소조기까지 동일한 burrow에서 농도를 연속 측정한 것이다. 대상종을 제거한 경우의 결과는 실험실 조건에서 대상종을 제거하고 수행된 결과와는 차이를 보였으나, 수동적인 관개에 의한 burrow 내부로의 산소 유입은 생물이 활동하고 있는 경우의 능동적 관개에 비해 훨씬 적음을 확인할 수 있었다. 그러나 생물을 제거한 경우에 있어 실험실 결과와 크게 다른 차이를 보이는 원인에 대해서는 파악할 수 없었다.

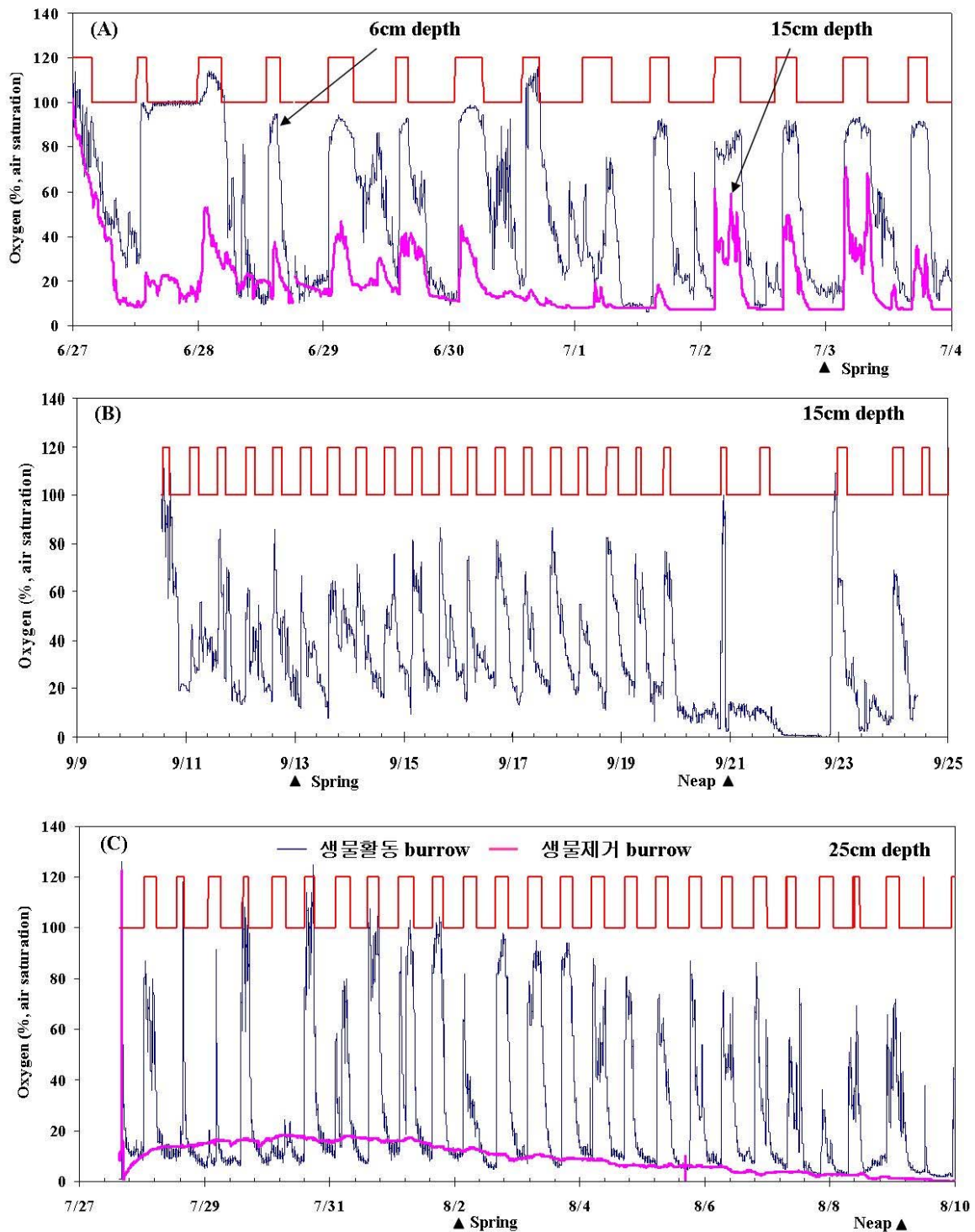


Fig. 3-2-114. In situ continuous oxygen measurements within three burrow systems of *Laomedea astacina* at different depths: (A) 6cm and 15cm sediment depth in a burrow system, (B) 15 cm sediment depth in another burrow system, (C) the same depth (25 cm) in a burrow system in different cases of with a habitant and without habitants.

## 9-2. Burrow 주변 퇴적물의 산소 분포

### 가. 재료 및 방법

#### (1) 종별 수평 분포

태안군 근소만 갯벌과 강화 동검갯벌에 서식하는 저서동물 우점종들을 대상으로 현장 burrow 주변 퇴적물 내 산소농도 분포를 측정하였다. 칠게 (*Macrophthalmus japonicus*), 흰이빨참갯지렁이 (*Periserrula leucophryna*), 가재붙이 (*Laomedea astacina*)를 대상으로 burrow wall로부터 산소농도의 수평적 분포를 측정하였다. 현장에서는 각 종의 burrow 입구부터 수직으로 퇴적물을 제거하면서 burrow 형태가 훼손되지 않도록 주의하며 퇴적물을 파내었다. 이 작업은 많은 시행착오를 겪게 했으며, 퇴적물 내 훼손되지 않은 burrow가 나타날 때까지 반복 작업을 통해 온전한 burrow를 구현하였다. Burrow 형태와 깊이를 고려하여 측정할 곳을 선정하였으며, 플라스틱 코어러를 이용하여 burrow wall로부터 수직 방향으로 퇴적물을 코어링 하였다. 코어는 현장과 인접한 갯벌 외곽에 설치한 야외 실험실로 옮겨 산소농도를 측정하였다. 산소농도 측정에는 O<sub>2</sub> 미세전극 (OX50, Unisense)을 이용하였으며, 미세전극을 burrow wall에서 수직방향으로 삽입하며 측정하였다 (그림 3-2-115). 이때 미세전극을 micro-manuplator (MM33, Unisense)에 고정시켜 안정된 상태로 0.1 mm 간격으로 삽입하면서 picoammeter (PA2000, Unisense)에 나타나는 전류 값을 측정하여 산소농도로 환산하였다. Picoammeter의 calibration과 polarization은 [www.unisense.com](http://www.unisense.com)의 매뉴얼에 따랐다. 동일한 방법으로 각 종별로 소조기와 대조기에 각각 현장 측정을 하였다.



Fig. 3-2-115. Horizontal oxygen measurement from burrow walls with an oxygen micro-electrode and a manuplator.

## (2) 가재붙이 burrow 주변의 수직 분포

퇴적물 표층과 연결되는 가재붙이 burrow의 상층부는 한 개의 mound와 여러 개의 funnel로 구성되어 있다. 이러한 구조 주변의 퇴적물 내 산소투과 깊이를 측정하기 위해 퇴적물 표층으로부터 수직방향의 산소농도를 측정하였다. 직경 10 cm의 플라스틱 코어러를 이용하여 각 구조 주변의 퇴적물을 채집하였으며, 야외 실험실로 옮겨 현장에서 농도를 측정하였다. 이후의 산소농도 측정과정은 수직분포 측정과 동일한 방법으로 수행하였다.

## 나. 결과 및 토의

### (1) 종별 burrow wall로부터 수평적 산소투과 거리

#### ① 가재붙이

가재붙이의 burrow wall로부터 퇴적물 내 수평적 산소농도 측정은 현장 observatory에 만들어진 burrow (퇴적물 표층에서 6, 15, 25 cm 깊이, 그림 3-2-116 A)와 퇴적물을 직접 파내어 코어링 한 퇴적물에서 각각 수행하였다. Observatory에서는 얕은 수심의 burrow를, 상대적으로 깊은 곳에 위치한 burrow는 코어링 퇴적물에서 각각 측정하였다. Observatory의 벽에 형성된 하나의 burrow 시스템을 선택하여 burrow 깊이별로 대조기와 소조기에 각각 수평적 산소농도 분포를 측정하였다. 한편 위와 동일한 세 깊이에서 burrow가 없는 퇴적물 속으로의 수평적 농도도 측정하였다. Burrow가 없는 퇴적물에서 측정한 수평적 산소투과 거리는 그림 3-2-116 B와 같았다. 깊이에 따른 산소투과 거리의 구배가 있었으나, 투과 거리는 0.5~0.7 mm로 짧았다. Burrow wall로부터의 수평적인 산소 투과 거리는 각 깊이에서 소조기에 비해 대조기에 증가하는 양상을 보였다 (그림 3-2-116 C, D). 그러나 동일한 시기에 측정한 각 깊이별 투과거리는 대조기와 소조기 간에 서로 차이가 있었으며, 두 시기동안 상대적으로 깊은 25 cm 깊이에서 가장 멀리까지 투과되었다 (대조기: 2.0 mm, 소조기: 1.8 mm). 대조기에는 6 cm 깊이에서 15 cm 깊이에서 보다 산소가 멀리 투과되었으나, 소조기에는 15 cm 깊이에서 보다 멀리 투과되었다. 가재붙이 상층부에서 burrow wall로부터 산소 투과거리는 깊이와 조석주기에 따라 0.9~2.0 mm 범위에 있었다.

60cm 이하의 깊이에서는 burrow wall로부터 산소는 대조기에 비해 소조기에 더 멀리까지 투과되었다 (그림 3-2-117). 보다 하부에 위치한 100 cm 깊이에서 60 cm 깊이에 비해 산소투과 거리는 짧았다. 60 cm 깊이에서는 대조기와 소조기에 각각 1.1~1.4 mm, 1.4~1.7 mm 까지 산소가 투과 되었으며, 100 cm 깊이에서는 대조기와 소조기에 각각 0.7~0.8 mm, 1.1~1.2 mm 거리까지 투과되었다.

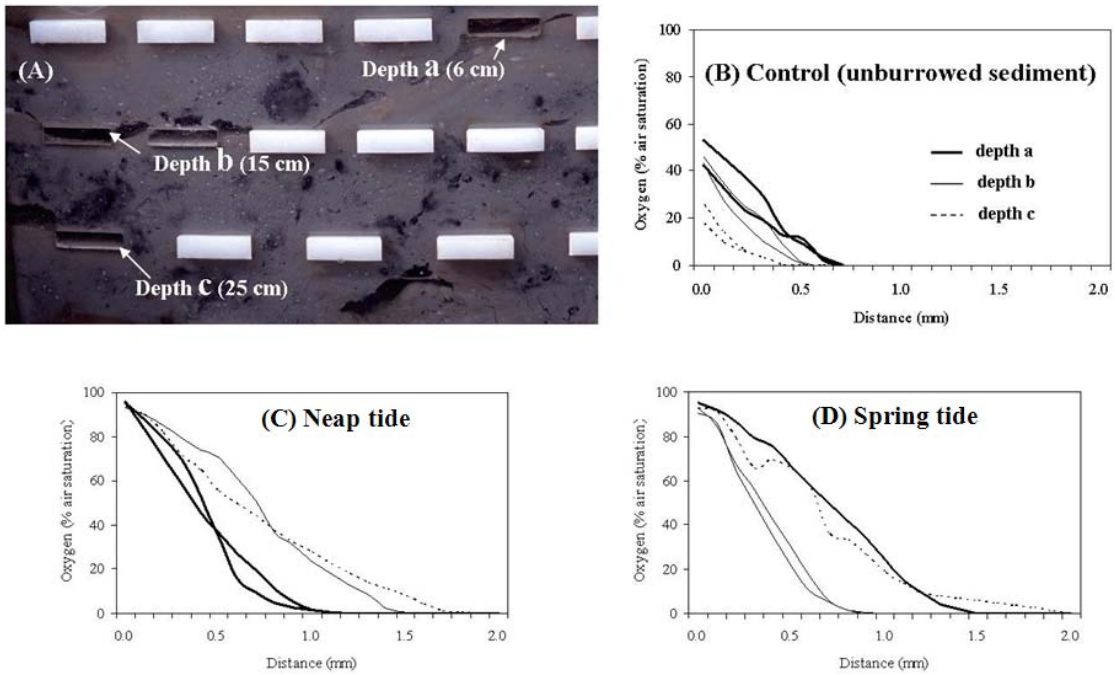


Fig. 3-2-116. *Laomedea* burrows (A) and oxygen micro-profiles measured at 6, 15 and 25 cm sediment depths in ambient sediments (B) and from burrow walls during neap (C) and spring tides (D).

가재붙이의 경우 wall로부터 산소투과 거리는 burrow 구조와 관련된 분포특성을 보였다. 즉, 다수의 shaft가 존재하는 상층부에서는 소조기에 비해 대조기에 산소투과 거리가 증가하였으나, 단순한 tunnel로 구성된 하단부에서는 반대로 소조기에 산소가 멀리까지 투과되었다. Burrow 내부의 산소농도 측정 결과에서 확인할 수 있듯이 대조기의 밀물시기 동안에 대상종은 burrow 상층부에서 주로 활동하며 능동적인 관개활동을 통해 burrow 내부의 산소 농도를 증가시켰다. 이러한 이유로 인해 상층부에서는 대조기에 보가 멀리 산소가 투과되는 것으로 판단되었다. 하단부의 경우에는 소조기 동안에 산소투과 거리가 오히려 증가하였다. 그 원인을 해석하기 위해서는 깊은 곳에 위치한 burrow 내 산소 농도와 대상종의 행동 특성 등을 종합적으로 파악해야 할 것이다.



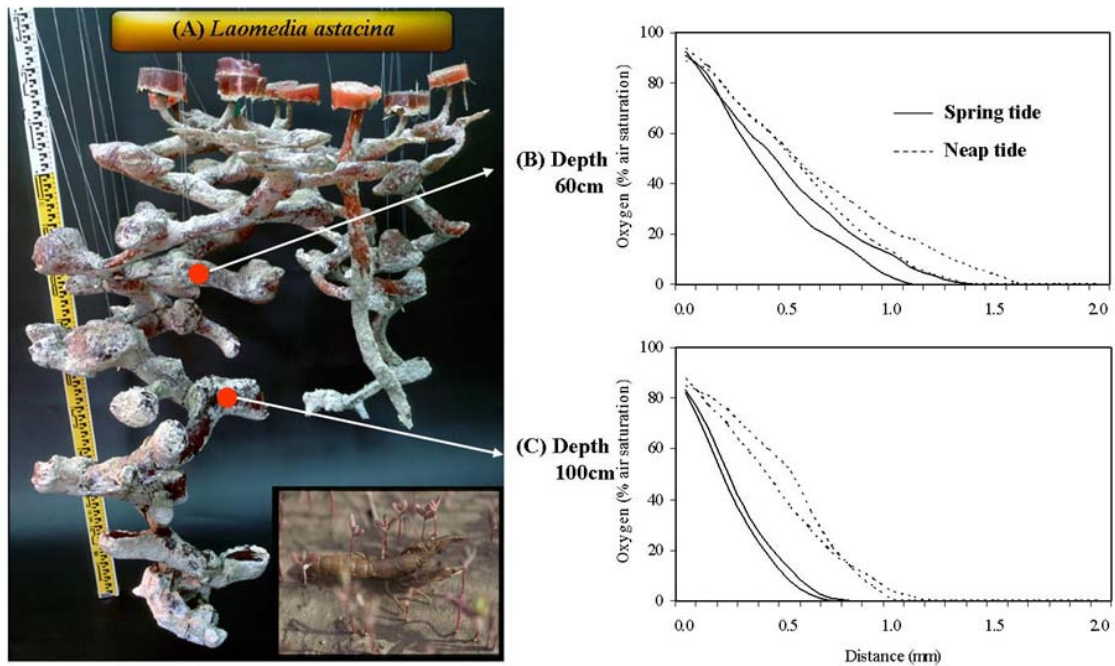


Fig. 3-2-117. A burrow architecture of *Laomedia astacina* (A) and oxygen micro-profiles measured at 60 cm (B) and 100 cm (C) sediment depths from burrow walls during neap and spring tides. An inserted picture is *Laomedia astacina*.

## ② 칠게

칠게의 burrow wall로부터 퇴적물로의 산소투과 거리는 조석주기와 깊이에 따라 최소 1.4 mm에서 최대 2.5 mm 범위에 있었다. 가재붙이 burrow에 비해 상대적으로 산소투과 거리가 길었다. 칠게의 경우에도 마찬가지로 소조기에 비해 대조기에 산소투과 거리가 증가하는 경향을 보였다 (그림 3-2-118). 깊이별로는 중간 깊이에 해당하는 10 cm 깊이에서 멀리까지 투과되었다. 소조기에는 산소투과 거리에 있어 깊이별로 큰 차이를 보이지 않았으나, 대조기에는 burrow의 단면적이 가장 넓은 10 cm 깊이에서 산소투과 거리가 크게 증가 하였다. 이는 대상종의 행동 양상과 관련이 있었다. 칠게의 burrow는 대조기와 소조기 간에 크기 차이가 있다 (Lee & Koh 1994). 소조기 동안에는 증가된 노출을 극복하기 위한 전략으로 스스로 burrow 크기를 증가시킨다 (Koo *et al.* 2007a). 즉, 소조기 동안에는 주로 burrow 내에서 생활을 하며, 외부로의 활발한 움직임은 대조기에 주로 한다. 따라서 대조기의 활발한 활동으로 인한 burrow wall의 빈번한 교란으로 산소가 보다 멀리까지 투



과될 수 있는 것으로 여겨진다. 그리고 활동의 폭이 클 것으로 예상되는 넓은 공간에서 더 멀리까지 산소가 투과되는 것으로 여겨진다.

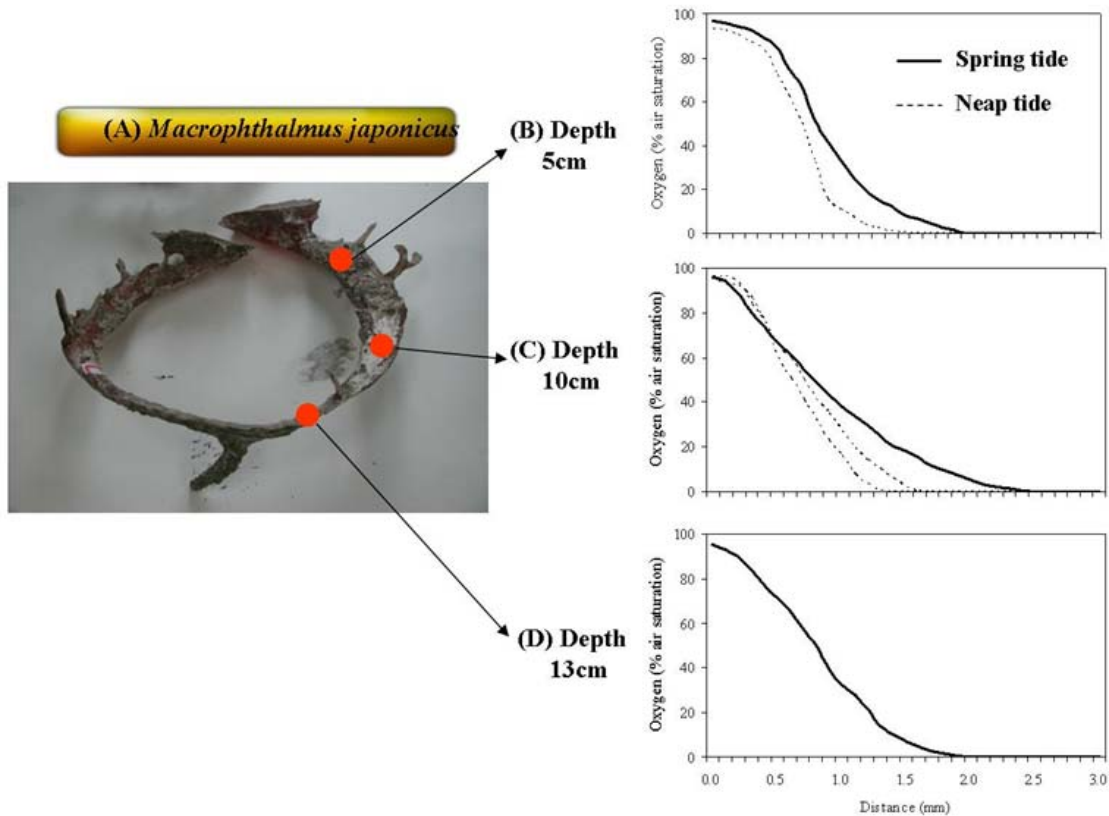


Fig. 3-2-118. A burrow architecture of *Macrophthalmus japonicus* (A) and oxygen micro-profiles measured at 5 cm (B), 10 cm (C) and 13 cm (D) sediment depths from burrow walls during neap and spring tides.

### ③ 흰이빨참갯지렁이

흰이빨참갯지렁이의 burrow wall로부터의 산소투과 정도는 두 깊이의 shaft와 세 깊이의 bulges 그리고 25 cm 깊이의 burrow 없는 퇴적물에서 각각 측정하였다 (그림 3-2-119). Burrow가 없는 퇴적물 (25 cm 깊이에서 산소 0.4 mm 투과; 그림 3-2-119 C)에 비해 burrow가 있는 퇴적물에서 산소 투과 정도가 훨씬 컸다. 다른 종의 경우와 마찬가지로 대조기의 산소 투과 거리는 소조기에 비해 길었다 (그림 3-2-119 E, G). Shaft에서 측정한 산소투과 거리는 깊이별 차이를 보이지 않았으나 (1.8mm; 그림 3-2-119 B, C), bulge의 경우에는 깊은 곳에서 산소투과

거리가 증가하는 양상을 보였다 (10 cm: 1.9 mm, 25 cm: 2.3 mm, 60 cm: 2.5 mm; 그림 3-2-119 E, F, G). 이러한 차이도 대상종의 활동양상과 관련하여 설명할 수 있었다. 칠게와 마찬가지로 대상종의 경우에도 대조기에 보다 많은 활동을 하기 때문에 대조기에 산소투과 거리가 증가되는 것으로 여겨진다. 그리고 깊은 곳에 위치한 부피가 큰 bulge에서 투과 거리가 증가한 이유는 대상종의 몸의 구조와 행동양상에서부터 추론할 수 있었다. 흰이빨참갯지렁이는 1 m에 육박하는 길이를 가진 종이며, bulge는 개체가 몸의 위치를 바꾸거나 갯벌 표면에서 머리부분을 내어 놓고 먹이를 취할시 몸을 지탱하는 역할을 하는 곳이다 (Lee & Koh 1994). 즉, 몸과 부딪히는 빈도가 높은 bulge에서 shaft에서 보다 산소투과 거리가 더 길며, 활동을 많이 하는 큰 bulge에서 보다 멀리 산소가 투과되어지는 것으로 판단된다.

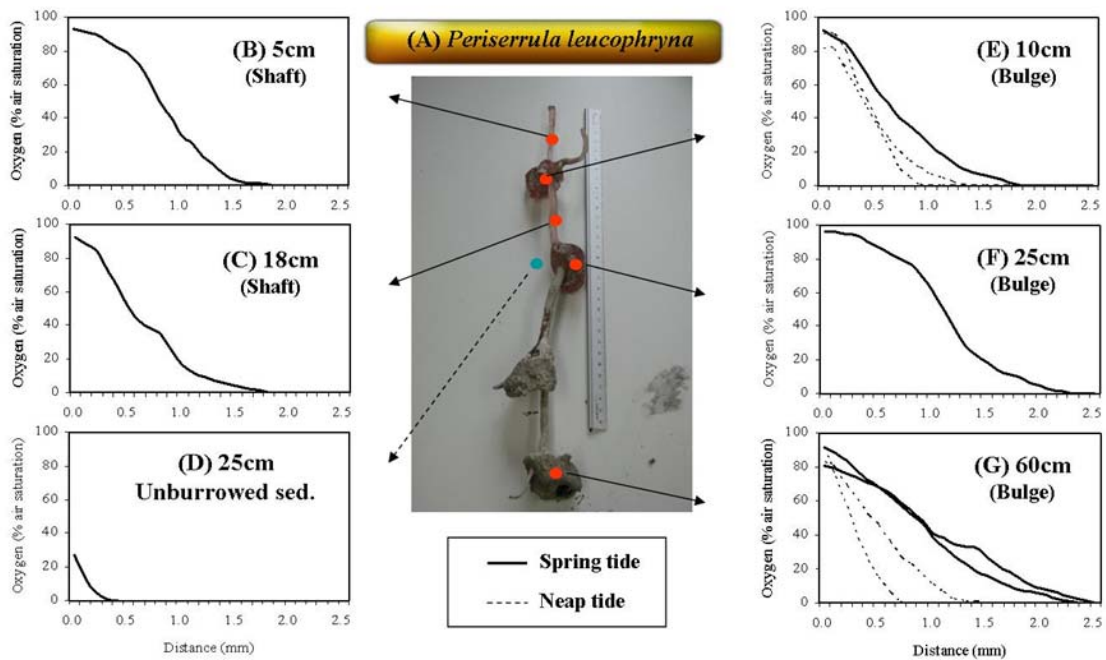


Fig. 3-2-119. A burrow architecture of *Periserrula leucophryna* (A) and oxygen micro-profiles measured in shafts (B, C) and bulges (E, F, G) from burrow walls and ambient sediment (D) at different depths during neap and spring tides.

## (2) 가재붙이 burrow 주변 퇴적물 내 수직적 산소투과 깊이

가재붙이 burrow는 갯벌 표면에 한 개의 mound와 여러 개의 funnel로 상층부 burrow 시스템을 구성한다. 현장의 mound와 funnel 주변에서 퇴적물로의 산소 투과 깊이를 측정하였다. 대조구로 설정한 burrow가 없는 퇴적물에서의 산소투과 깊이는 1.3 mm 정도로 측정 지역 중 가장 낮은 투과 깊이를 보였다 (그림 3-2-120). Mound 주변부에서는 양쪽 기저부와 꼭대기 부근에서 산소투과 정도가 2.5~3.3 mm로 깊었다. 그리고 mound의 양 경사면의 경우 2.0~2.3 mm로 상대적으로 투과 깊이가 얕았다. Funnel 주변에서는 1.8~1.9 mm 깊이까지 산소가 투과되어 mound 주변과 비교하여 얕은 산소투과 깊이를 보였다.

가재붙이는 갯벌 표면에 독특한 burrow 구조를 만든다. 하나의 burrow 시스템은 한 개의 mound와 여러 개의 funnel로 구성된 갯벌 표층으로 연결되는 구조를 가진다. 해수는 funnel을 통해 burrow 내부로 유입되고 mound를 통해 배출된다. 이러한 기능의 차이로 funnel과 mound는 다른 구조를 하고 있다. Funnel은 퇴적물 표층으로부터 깔대기 모양으로 함입된 형태를 하며, mound는 종을 뒤집어 놓은 듯한 형상을 하고 있다. 갯벌 표면에 형성된 지형적 이질성은 해수의 움직임에 따른 압력 구배를 야기하여 퇴적물 내로의 산소투과 깊이에 영향을 주게 된다. 즉, 아래 그림에서 해수가 퇴적물과 수평 방향으로 움직이게 되면 mound 주변에는 압력의 차이가 발생하게 된다. 이때 mound의 기저부에는 상대적으로 높은 압력이 발생하게 되고 이곳으로는 풍부한 산소를 함유한 해수가 퇴적물 속으로 유입되면서 산소투과 깊이가 증가하게 된다. 한편 mound 정상부 뒤편의 경사면에서는 압력이 낮아지게 되고, 이곳으로는 퇴적물 내 공극수가 밖으로 빠져나오면서 산소투과 깊이는 얕아지게 되는 것이다. 즉, mound에 의해 생긴 국지적인 압력 차이에 의해 mound 주변에는 산소 투과 깊이의 구배가 발생하게 되는 것이다.

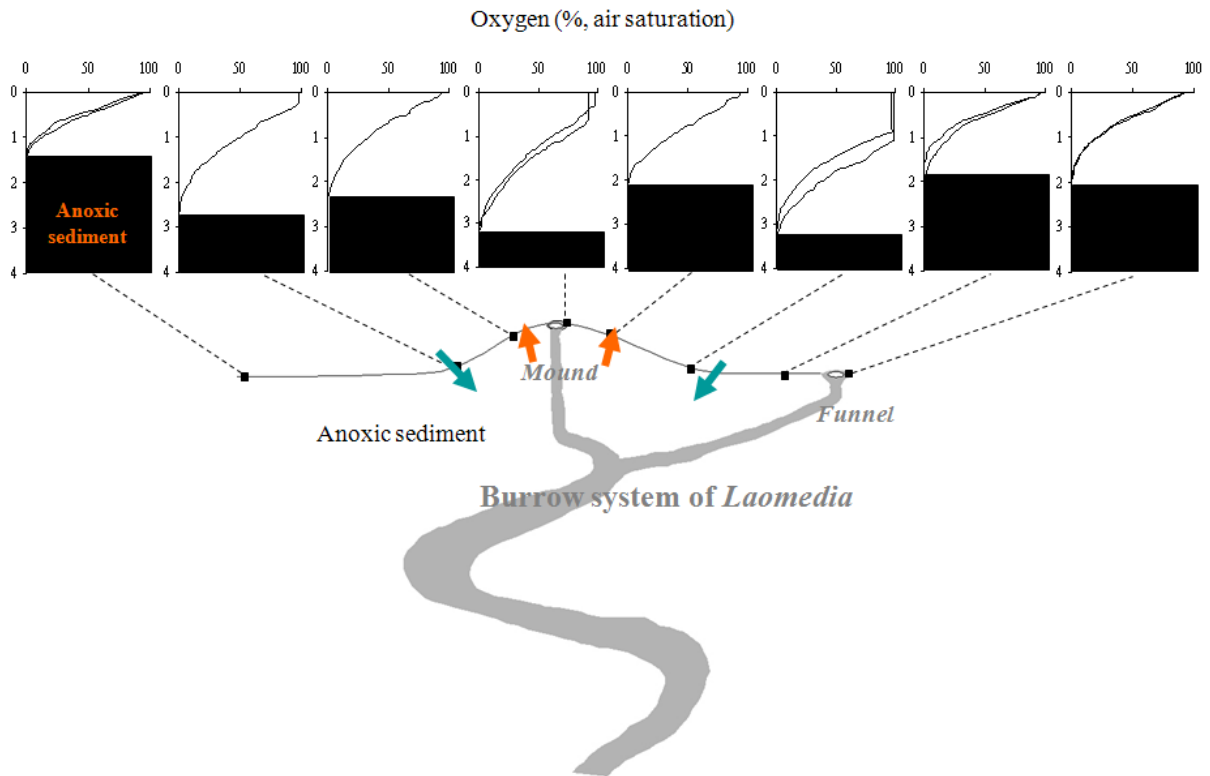


Fig. 3-2-120. Vertical oxygen distribution around the upper burrow system of *Laomedea astacina* with one mound and several funnels. Arrows indicate the flow paths of water and pore fluid.

### (3) 갯벌 저서동물 burrow에 의한 퇴적물 내 산소투과량

퇴적물 내 생지화학적 프로세스와 이와 연관된 미생물 군집의 분포는 깊이에 따라 성층화 되어 있으며 수직방향의 운송 기작에 의존적이다 (Ziebis *et al.* 1996). 일반적으로 해양환경의 퇴적물 내 산소투과 깊이는 수 mm로 제한되어 있으며 (Jørgensen 2000, Furukawa *et al.* 2004), 그 깊이는 수층으로부터 확산되는 산소량과 퇴적물 내에서 소비되는 양 간의 균형에 의해 조절된다. 저서동물의 활동이 없는 퇴적물의 경우, 유기물 분해는 깊이별 산소농도 구배에 따라 수직적으로 성층화되어 일어난다 (Kristensen 2000); 상층의 산소층 (oxic layer), 질산염 (nitrate), 망간 (IV), 철 (III) 이온이 전자수용체로 이용되는 빈 산소층 (suboxic layer), 그리고 환산염 환원과 메탄화가 진행되는 무산소층 (anoxic layer). 그러나 생물의 burrowing 활동에 의해 퇴적물 깊은 곳 까지 산소가 공급되며 이에 의해 단순한 퇴적물 내 생지화학적 구조는 크게 변화된다 (Rhoads 1974, 그림 3-2-121). 저서동

물이 만든 burrow는 퇴적물과 물이 만나는 접촉 면적을 증가시켜 퇴적물과 해수 간의 물질교환이 일어나는 경계면을 증가시킨다. 한편, 생물의 관개 (irrigation) 활동은 burrow 와 수층 간의 해수를 교환 함으로서 경계면에서의 물질교환을 촉진시키는 역할을 한다.

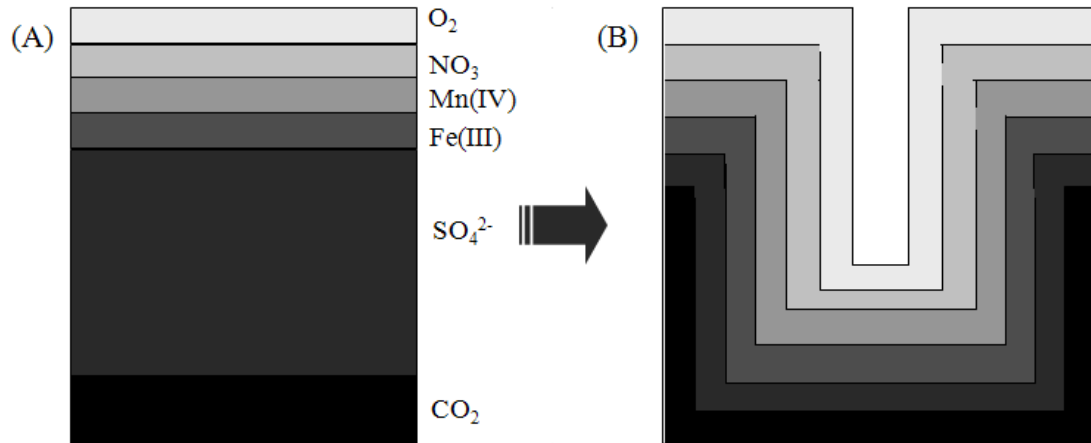


Fig. 3-2-121. (A) Idealized cross section of solute and reaction sequences in unburrowed sediment. (B) Idealized cross section of modified solute and reaction contours in burrowed sediment (Modified from Aller, 1982).

해양 퇴적물에서 유기물 분해력은 혐기성이나 빈산소 조건에 비해 호기성 조건 일 때 훨씬 그 크기가 증가한다. 즉, 생물 활동에 의한 퇴적물 내 산소접촉 공간의 증가는 퇴적물 내 유기물 분해력을 증가시킬 수 있다는 의미다. 본 조사에서 얻어진 갯벌 경계면 증가와 burrow 주변 퇴적물로의 산소투과 결과를 종합하여 생물활동에 의해 갯벌 퇴적물 내 산소층이 생물활동이 없는 경우와 비교해 어느 정도 증가되는지를 분석하였다. 그리고 새만금 갯벌에서 조사된 옆새우류인 *Sinocorophium japonicum*과 가재붙이 (*Laomedea astacina*)의 burrow 연구 결과 (Koo *et al.*, 2007b)를 재분석하여 비교하였다. 새만금에서 조사된 두 종의 burrow 크기는 표 3-2-24와 같았다.

Table 3-2-24. Continuous exposure duration at the habitats of both *Laomedea* and *Sinocorophium* in Saemangeum tidal flats and morphometric data (means per m<sup>2</sup>) for the burrows of two species. This study was conducted in June 2005.

Habitat	Continuous exposure duration	Surface area (cm <sup>2</sup> )	Volume (cm <sup>3</sup> )	Increase in sed-wat interface (%)
Laomedea	> 28d	104,439	89,206	1,044
Sinocorophium	12 - 24h	36,151	3,434	361

태안군 근소만 갯벌의 burrow 없는 퇴적물의 산소투과 깊이를 기준으로 출현 중 서식지별로 퇴적물 내 산소층의 부피를 비교하였다. Burrow가 없는 퇴적물의 경우 산소 투과 깊이는 1.3 mm 정도였으며 (그림 3-2-120 참고), 이를 1 m<sup>2</sup> 면적 내의 산소를 함유한 퇴적물의 부피로 환산하면 1,300 cm<sup>3</sup> 였다. 저서동물이 만든 burrow의 표면적과 각 종별 burrow wall에서 산소가 투과된 거리를 고려하여 산소층의 부피를 계산했을 때, burrow가 없는 퇴적물과 비교하여 강화 동검 갯벌과 새만금 갯벌의 산소층 부피는 4.9~17.2 배 컸다. 새만금 갯벌의 *Sinocorophium* 서식지에서는 8,730 cm<sup>3</sup>, 가재붙이 서식지의 경우 22,388 cm<sup>3</sup>, 그리고 강화 동검 갯벌 VMF1 정점에서는 6,325 cm<sup>3</sup>의 산소층이 갯벌 퇴적물 1 m<sup>2</sup> 면적 내 존재하는 것으로 나타났다 (그림 3-2-122). 이러한 결과는 burrow 주변의 산소를 함유한 퇴적물 부피 만을 고려한 것이며, 해수가 있는 공간 (burrow 공간)을 포함하면 1 m<sup>2</sup> 면적의 갯벌 아래에는 15,970~111,594 cm<sup>3</sup>의 산소를 함유한 공간이 존재하였다. 이는 burrow가 없는 경우와 비교하여 각각 16 mm, 35 mm, 112 mm 두께로 산소가 퇴적물 속으로 더 투과되는 것과 같은 것이었다.

저서동물의 burrowing 활동은 갯벌 퇴적물 속으로 보다 많은 양의 산소를 투과시켰다. 이는 퇴적물 내 생지화학적 물질과 미생물 분포에 영향을 주어 갯벌의 유기물 분해력을 배가시킬 것으로 판단되었다. 향후에는 이를 정량화 할 수 있는 연구가 진행되어야 할 것이다.

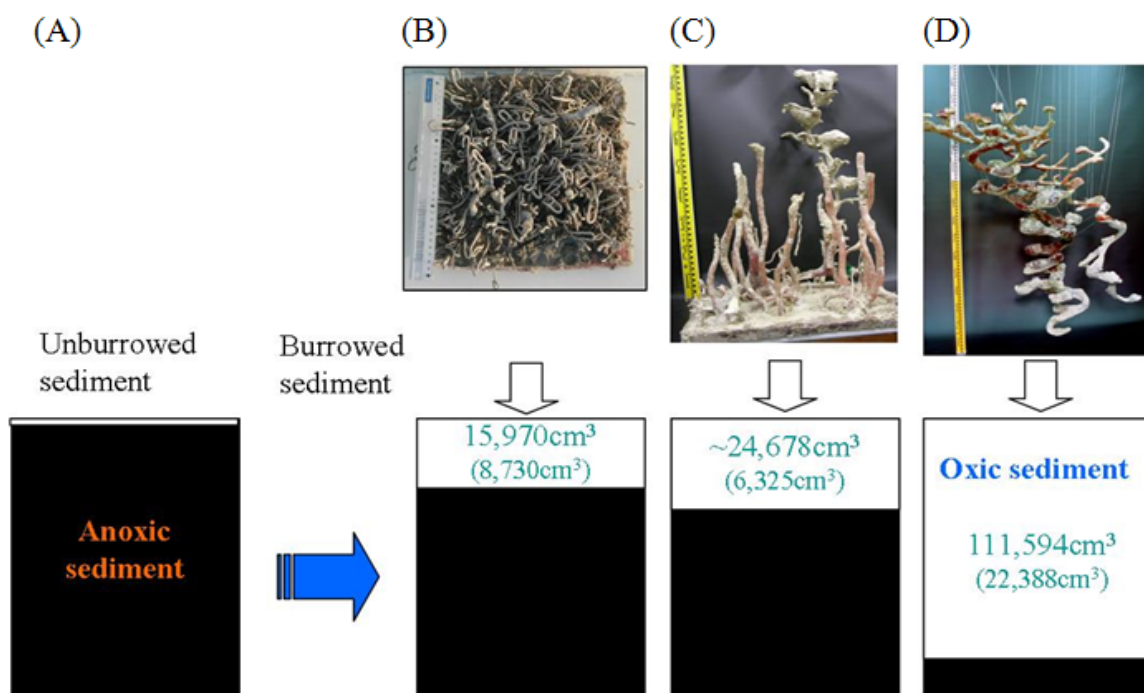


Fig. 3-2-122. Comparison of oxic sediment volumes under 1m<sup>2</sup> sediment surface at various habitats: unburrowed sediment (A), Saemangeum habitats dominated by *Sinocorophium* (B) and *Laomedea* (D), and site VMF1 in Donggeom tidal flat (C). Parenthesis means the values excluding burrow space.

## 10. 갯벌에서의 유기물 분해력 및 분해경로

### 가. 연구방법

#### (1) 환경요인 분석

퇴적물 내의 온도는 깊이 10 cm 이내에서 막대 수은 온도계를 사용하여 측정하였다. 퇴적물의 밀도와 공극률을 측정하기 위해 끝을 자른 주사기로 퇴적물 2 cm<sup>3</sup>을 취하여 무게를 측정한 뒤 70°C에서 2~3일 간 건조시킨 후 다시 무게를 측정하였다. 퇴적물의 부피와 건조 전, 후의 무게로부터 퇴적물의 밀도, 공극률을 계산하였다. 저서 동물에 의해 형성된 생물구멍 밀도 (burrow density)는 25 × 25 cm 방형구를 사용하여 10회 이상 측정된 수를 평균하여 단위면적 (m<sup>2</sup>) 당 생물구멍 수로 환산하였다. 입자성 유기탄소 (Particulated organic carbon; POC) 함량은 동결 건조시킨 퇴적물을 마노사발 (agate mortar)로 분말화 시켜 주석 용기 (tin cup)에 담은 후, CHNS 원소분석기 (CE Instrument, EA1110)로 분석하였다. Chl.-a의 농도를 분석하기 위한 시료 채취는 직경 1.6 cm 크기의 주사기를 사용하였으며, 표층 0.5 cm 간격으로 자른 후 바로 냉동시켰다. 시료는 실험실로 옮긴 후 색소추출을 위해 90% 아세톤 30 ml을 각 튜브에 넣어 마개를 막고, 냉·암소에서 하루 동안 보관하였다. 색소추출을 원활히 하기 위하여 여러 번에 걸쳐 시료가 담긴 튜브를 흔들어 주었다. 색소추출이 이루어진 시료는 원심분리기로 약 4000 rpm에서 20분간 4°C로 유지하면서 원심분리 시켰다. 원심분리과정에서 발생하는 열에 의한 색소의 변형을 가능한 줄이기 위하여 저온에서 원심분리 하였고, 원심분리 후 상등액을 UV-spectro photometer에서 흡광도를 측정하여 Chl.-a 농도를 계산하였다 (Parsons *et al.* 1984).

#### (2) 공극수 분석

공극수의 화학성분 분석을 위해 내경 5 cm, 길이 25 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반한 후 퇴적물을 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 1~2 cm 간격으로 자른 후 원심분리관에 담고 원심분리(3500 rpm, 10 min) 시킨 후, 혐기성 박스 안에서 공극수를 취하여 syringe filter (MFS-25, CA, 0.2 μm)로 부유물을 제거시킨 다음, CO<sub>2</sub>는 일정량을 2 ml 유리병에 옮긴 후 FIA (Flow Injection Analysis) 방법을 이용하여 분석하였다 (Hall & Aller 1992). Fe<sup>2+</sup>의 농도는 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7)에 산 처리된 시료를 넣고 10분 동안 200 rpm으로 흔들어 준 다음 UV-VIS recording spectrophotometer (Shimadzu, UV-2401 PC)로 측정하여 분석하였다 (Stookey



1970). 황화수소(HS<sup>-</sup>)의 농도는 20% ZnAc 처리된 시료를 cline solution과 반응시킨 후 spectrophotometer로 측정하여 분석하였다 (Parsons *et al.* 1984).

### (3) 고체상 철, 황 분석

환원된 고체상 (solid phase)의 Fe(II)는 혐기성 박스 안에서 oxalate extract solution (Ammonium oxalate 200 mM + Oxalic acid 120 mM)을 이용하여 추출한 후 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7)와 반응시켰으며 (Lovley & Philips 1987), 총 고체상의 철 (total Fe)은 공기 중에서 완전히 산화시킨 퇴적물을 oxalate extract solution으로 추출한 후 ferrozine buffer + hydroxylamine hydrochloride 1% (w/v)와 반응시켜 분석하였다 (Thamdrup & Canfield 1996). 산화철 [Fe(III) oxide]은 총 고체상 철과 환원된 고체상 철의 차이 값 [total Fe-Fe(II)]으로부터 계산하였다 (Gribsholt *et al.* 2003). 총 환원황의 (Total reduced sulfur: TRS)의 농도는 chromium 환원법 (Fossing & Jørgensen 1989)에 의해 추출된 시료를 Zn-Acetate (20%)로 고정 처리한 후 cline solution과 반응시켜 spectro photometer로 측정하였다 (Parsons *et al.* 1984).

### (4) 혐기성 유기물 분해능 측정

혐기성 유기물 분해능은 황산염 환원력과 철 환원력의 합으로 정의 하였다.

### (5) 황산염 환원력 측정

Core injection technique (Jørgensen 1978)을 이용하였다. 내경 1.6 cm, 길이 25 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였고, Carrier-free <sup>35</sup>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (약 2.5 μCi/5 μl)을 실리콘으로 막아놓은 주입구 (1 cm 간격)를 통해 주입한 후, 현장온도 조건하의 배양기 안에서 2~3 시간 동안 배양하였다. 배양기간 동안 생성된 환원황을 고정하기 위해, 퇴적물을 20% ZnAc 용액 (10 ml)이 담긴 50 ml 원심분리관에 넣고 잘 흔들어 분석 전까지 냉동 보관하였고, ZnAc 용액에 보관된 퇴적물로부터 <sup>35</sup>S의 추출은 single-step chromium reduction방법을 이용하였다 (Fossing & Jørgensen 1989).

### (6) 철 환원 측정

철 환원을 측정하기 위해 깊이 6 cm까지의 퇴적물을 플라스틱 모종삼으로 퍼서 비닐백에 담고 여백에 존재한 공기를 제거하였으며, 냉장 보관하여 실험실로 운반

한 후, 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 퇴적물을 고르게 섞어 준 후, 50 ml 플라스틱 원심분리 튜브에 일정량씩 옮겨 담고 현장 온도 아래 배양하였다. 일정 시간 간격으로 튜브를 꺼내어, 원심분리한 (3500 rpm, 10분) 후, 다시 혐기성 박스 안에서 공극수를 제거하고 남은 퇴적물에서 시간에 따른 Fe(II) 농도의 증가율로부터 계산하였다 (Kostka *et al.* 2002a). 퇴적물 내의 환원된 고체상 (solid phase)의 Fe(II)는 혐기성 박스 안에서 oxalate extract solution (Ammonium Oxalate + Oxalic acid)을 넣어 추출한 후 ferrozine buffer (0.02% in 50 mM HEPES, pH 7) 와 반응시켜 spectrophotometer로 측정하였다 (Phillips & Lovley 1987).

## 다. 연구결과 및 고찰

### (1) 환경적요인

퇴적물 10 cm이내에서 온도는 정점 SD. 1에서 7.5~26.3°C, 정점 SD. 2에서 8.7~28.9°C의 범위를 보였다 (Table 3-2-25). 두 정점 모두 여름에 가장 높은 온도를 나타냈으며, 겨울에는 가장 낮은 온도를 나타냈다. 퇴적물의 밀도는 정점 SD. 1에서 1.73~1.80 g cm<sup>-3</sup>, 정점 SD. 2에서는 1.75~1.91 g cm<sup>-3</sup>의 범위로 나타났다 (Table 3-2-25). 여름과 가을에는 정점 SD. 1에서 높은 밀도로 조사됐고, 봄과 겨울에는 정점 SD. 2에서 높은 밀도로 조사되었다. 퇴적물의 공극률은 정점 SD. 1에서 0.46~0.50, 정점 SD. 2에서 0.46~0.51의 범위로 두 정점에서 비슷한 경향을 나타내었다 (Table 3-2-25). 생물구멍 밀도(burrow density)로 표현된 대형 저서동물의 활동은 정점 SD. 1에서 65~249 numbers m<sup>-2</sup>, 정점 SD. 2에서 17~34 numbers m<sup>-2</sup>의 범위로 조사되었으며, 전반적으로 정점 SD. 1에서 높은 생물활동을 나타냈다 (Table 3-2-25). 생물구멍 밀도는 정점 SD. 2에서 계절적으로 큰 차이를 보이지 않았으나, 정점 SD. 1에서는 생물공극 밀도가 겨울에 비해 여름에 약 4배 높은 값을 보여, 계절적으로 큰 차이를 보였다. 표층 퇴적물 내 입자성 유기탄소 함량 (POC)은 정점 SD. 1에서 0.26~0.42 % sed.<sup>-1</sup>, 정점 SD. 2에서 0.20~0.74 % sed.<sup>-1</sup>의 범위를 나타냈으며, 겨울을 제외하고는 전 계절에서 SD. 2 보다 SD. 1이 최대 2배 이상 높은 값을 나타냈다. 엽록소-a의 양은 두 정점 모두 춘계 시기에 식물플랑크톤 대 번식으로 인해 두 정점에서 가장 높은 값을 나타냈으며, 전반적으로 정점 SD. 1보다 정점 SD. 2에서 약 1.5~3.0배 높은 것으로 조사되었다 (Table 3-2-25).

Table 3-2-25. Summary of the environmental parameters by each site.

Site	Season	Temp. (°C)	Density (g cm <sup>-3</sup> )	Porosity	Burrow density (numbers m <sup>-2</sup> )	POC* (% of dry sed.)	Chl.-a* (mg m <sup>-2</sup> )
SD. 1	Spring	20.2	1.78	0.48	132	0.30	23.5
	Summer	26.3	1.79	0.46	249	0.42	10.1
	Fall	21.7	1.73	0.50	80	0.31	15.5
	Winter	7.5	1.80	0.49	65	0.26	11.9
SD. 2	Spring	18.1	1.75	0.48	29	0.28	40.0
	Summer	28.9	1.84	0.46	29	0.20	14.7
	Fall	23.6	1.91	0.45	34	0.21	20.0
	Winter	8.7	1.75	0.51	17	0.74	29.0

\*Inventories of POC (Particulate organic carbon) and Chl.-a were obtained from top 2 cm depth of sediment

## (2) 공극수

표층 퇴적물 10 cm 이내의 공극수 분석결과 유기물 분해산물인 CO<sub>2</sub>의 농도는 1.54~6.64 mM의 범위로 퇴적물 깊이가 깊어짐에 따라 증가하는 수직분포 양상을 보였으며, 특히 정점 SD. 1에서 깊이에 따른 증가율이 더 큰 것으로 나타났다 (Fig. 3-2-123). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 CO<sub>2</sub>의 농도는 정점 SD. 1 (413~771 mmol m<sup>-2</sup>) 이 정점 SD. 2 (347~477 mmol m<sup>-2</sup>) 보다 약 1.5배 높은 것으로 조사되어 정점 SD. 1에서 상대적으로 미생물에 의한 유기물 분해가 활발한 것으로 예상된다 (Table 3-2-26). 계절별로는 두 정점 모두 여름에 최대값, 겨울에는 최소값으로 조사됐다. Fe<sup>2+</sup>의 농도는 정점 SD. 1에서 2.6~265.7 μM의 범위로 표층 아래 2~4 cm 깊이에서 최대값을 나타낸 반면, 정점 SD. 2에서는 2.0~95.7 μM의 범위로 깊이가 깊어짐에도 불구하고 일정한 경향을 나타냈다 (Fig. 3-2-124). Fe<sup>2+</sup>의 증가는 철 환원에 의한 환원물의 증가를 의미하며, 이는 정점 SD. 1의 퇴적층 2~4 cm 깊이에서 활발한 철 환원 미생물의 활동이 있는 것으로 사료되는 반면, 정점 SD. 2에서는 철 환원 미생물의 활동이 미미한 것으로 사료된다. 표층으로부터 6 cm까지 적분한 Fe<sup>2+</sup>의 농도는 SD. 1 (2.40~4.33 mmol m<sup>-2</sup>) 이 정점 SD. 2 (0.56~1.23 mmol m<sup>-2</sup>) 보다 2~5배 더 축적된 것으로 조사되었으며, 특히 정점 SD. 2의 경우 겨울에는 검출되지 않았다 (Table 3-2-26). HS<sup>-</sup>의 농도는 정점 SD. 1에서 0.79~1.76 μM의 범위로 수직적으로 일정한 경향으로 나타났으며, SD. 2에

서는 0.068~2.49  $\mu\text{M}$ 의 범위로 추계 시기에는 퇴적물 깊이가 깊어질수록 증가하는 경향을 보였다 (Fig. 3-2-125). 표층으로부터 10 cm까지 적분한  $\text{HS}^-$ 의 농도는 정점 SD. 2 (0.090~0.116  $\text{mmol m}^{-2}$ )에서 SD. 1 (0.066~0.080  $\text{mmol m}^{-2}$ ) 보다 약 1.5배 더 축적된 것으로 나타났다.

Table 3-2-26. Inventories ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) of pore water constituents 10 cm depth of the sediment.

Site	Season	$\text{CO}_2$	$\text{Fe}^{2+}$ *	$\text{HS}^-$
SD. 1	Spring	582	2.81	0.080
	Summer	771	4.33	0.078
	Fall	576	2.46	0.060
	Winter	413	2.40	ND
SD. 2	Spring	362	0.56	0.110
	Summer	477	1.23	0.113
	Fall	470	1.00	0.090
	Winter	347	ND	0.116

\*Inventories of  $\text{Fe}^{2+}$  were obtained from top 6 cm depth of sediment.

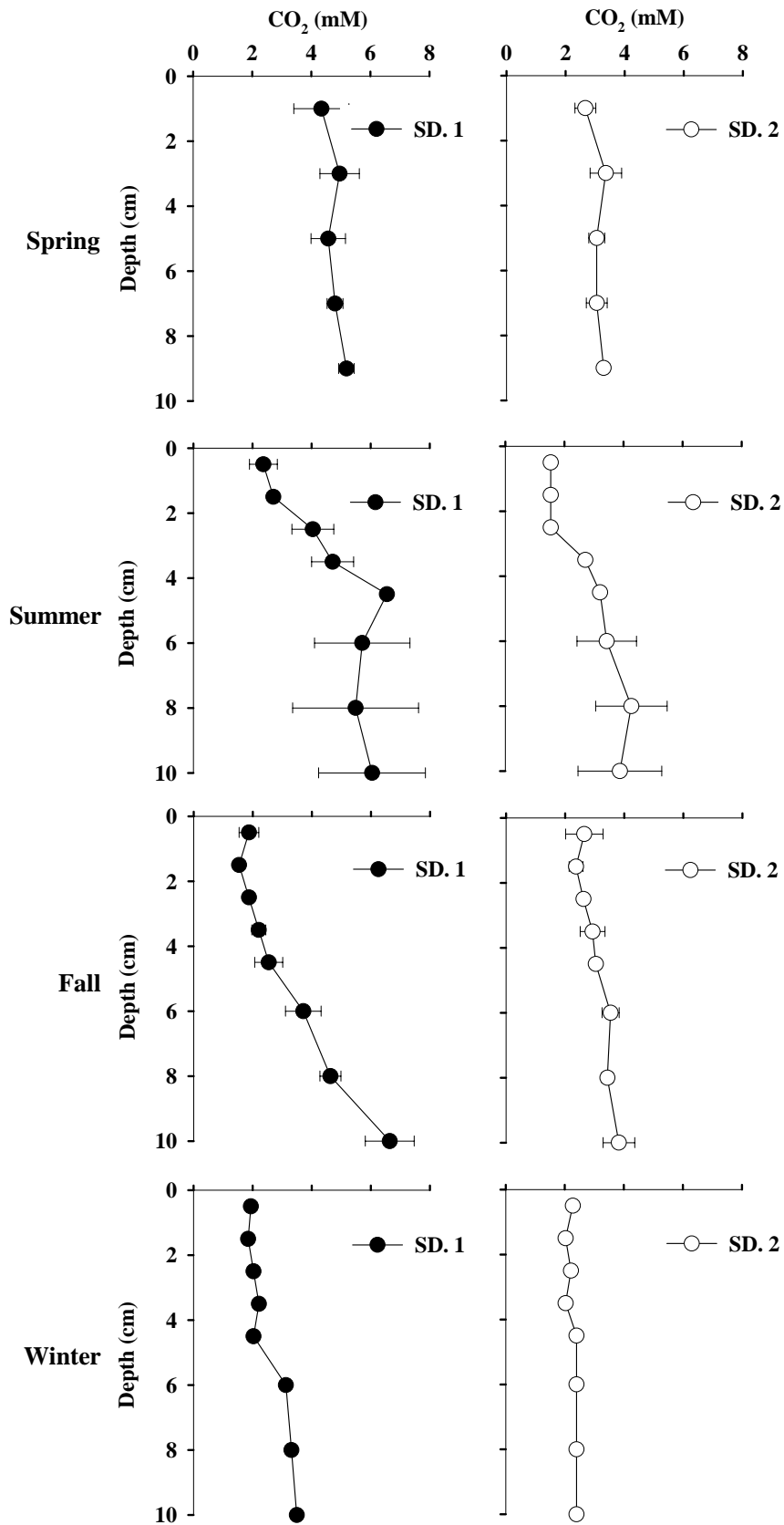


Fig. 3-2-123. Vertical profiles of pore water constituents (CO<sub>2</sub>) in sediment.

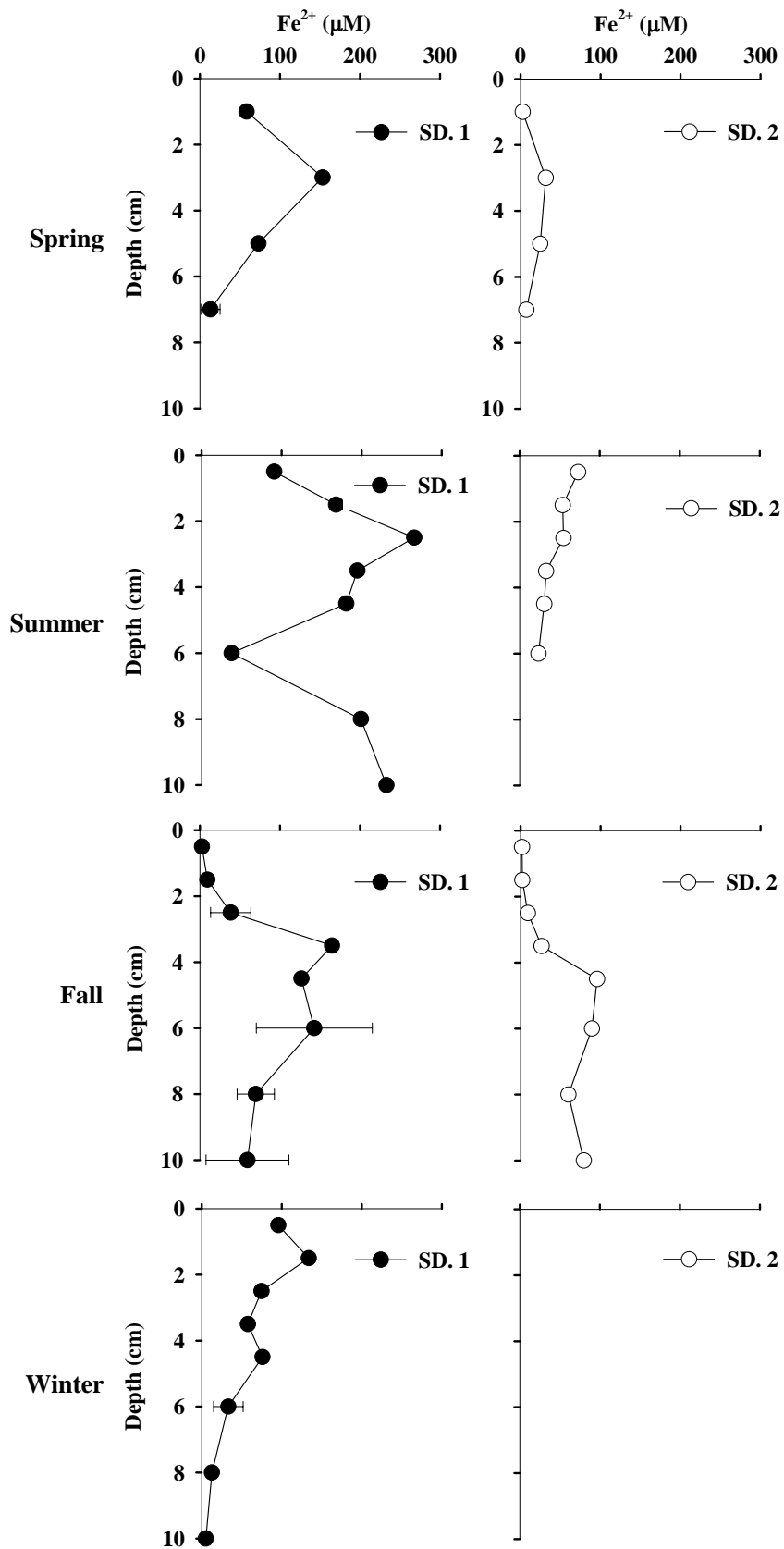


Fig. 3-2-124. Vertical profiles of pore water constituents (Fe<sup>2+</sup>) in sediment.

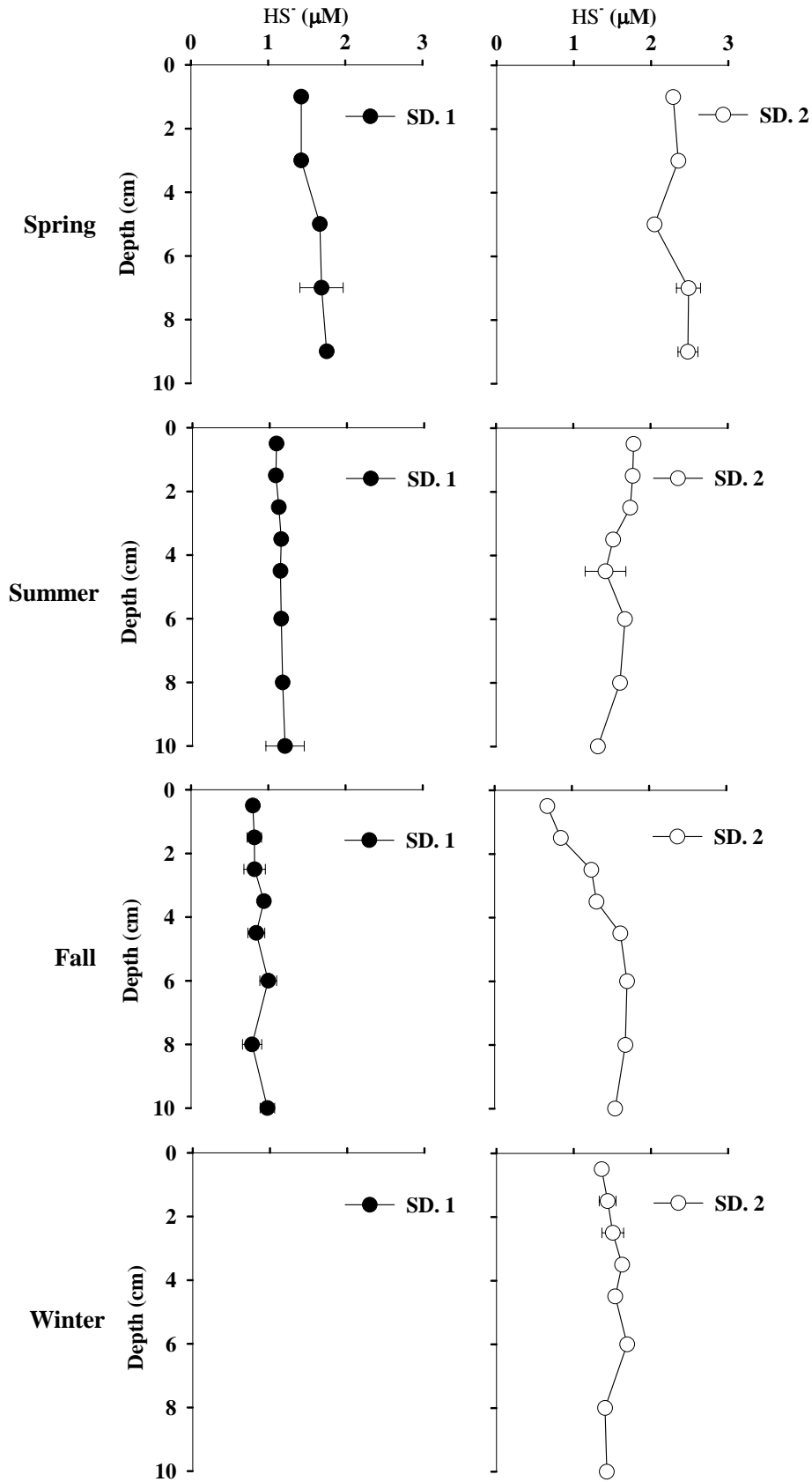


Fig. 3-2-125. Vertical profiles of pore water constituents (HS<sup>-</sup>) in sediment.

### (3) 고체상 철과 황

정점 SD. 1에서는 고체상 철의 산화된 형태인 Fe(III) 농도가 환원된 형태인 Fe(II)의 농도보다 항상 높게 조사되었으나, 정점 SD. 2에서는 Fe(III) 보다 Fe(II)의 농도가 높게 조사되었다 (Fig. 3-2-126). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 결과 Fe(III)의 농도는 정점 SD. 1 (2465~4514 mmol m<sup>-2</sup>)에서 정점 SD. 2 (841~1607 mmol m<sup>-2</sup>) 보다 약 3배 높게 나타났으나, Fe(II)의 농도는 정점 SD. 2 (1760~2184 mmol m<sup>-2</sup>)에서 SD. 1 (441~1423 mmol m<sup>-2</sup>) 보다 약 2~5배 높게 조사되었다 (Table 3-2-27). 계절적으로는 두 정점 모두 Fe(III)는 봄에 최대값을 나타냈으며, Fe(II)는 겨울에 최대값을 나타냈다. 정점 SD. 1에서 상대적으로 높은 Fe(III) 농도는 저서생물의 교란에 의해 저층 퇴적물로의 산소 공급으로 인한 Fe(II)의 산화로 퇴적물 내에 Fe(III)로의 재순환이 원활해졌고, 이에 따라 Fe(III)를 전자수용체로 이용하는 철 환원 작용이 상대적으로 활발할 것으로 사료된다 (Gribsholt *et al.* 2003). 총 환원황의 농도는 두 정점에서 비슷한 경향을 보였으며, 계절에 따른 뚜렷한 차이를 보이지 않았다 (Fig. 3-2-127). 표층으로부터 10 cm까지 적분한 결과 총 환원황의 농도는 정점 SD. 1에서 1824~2100 mmol m<sup>-2</sup>, 정점 SD. 2에서 2106~2462 mmol m<sup>-2</sup>의 범위를 나타내어, 정점 SD. 2에서 정점 SD. 1 보다 총 환원 황이 약 1.5배 축적되어있었다 (Table 3-2-27). 총 환원황의 농도는 저서 동물의 활동으로 인한 구멍의 벽 근처에서 낮고 멀어지면서 점차 증가하는 것으로 보고되어있다 (Nielsen *et al.* 2003). 따라서 총 환원황의 농도가 정점 SD. 2에서 보다 정점 SD. 1에서 낮은 것은 저서동물의 활동이 증가되어 산소 공급이 원활해지면서 황화수소의 재산화가 활발히 이루어짐으로써 나타난 결과로 사료된다 (Aller 1994).

Table 3-2-27. Inventories (mmol m<sup>-2</sup>) of solid phase Fe and total reduced sulfur (TRS) in sediment within 10 cm depth of the sediment.

	SD. 1				SD. 2			
	Spring	Summer	Fall	Winter	Spring	Summer	Fall	Winter
Fe(II)	537	441	1260	1423	1760	1964	2137	2184
Fe(III)	4514	4006	2465	2785	1607	1256	996	841
TRS	1824	1905	1867	2100	2345	2395	2462	2106



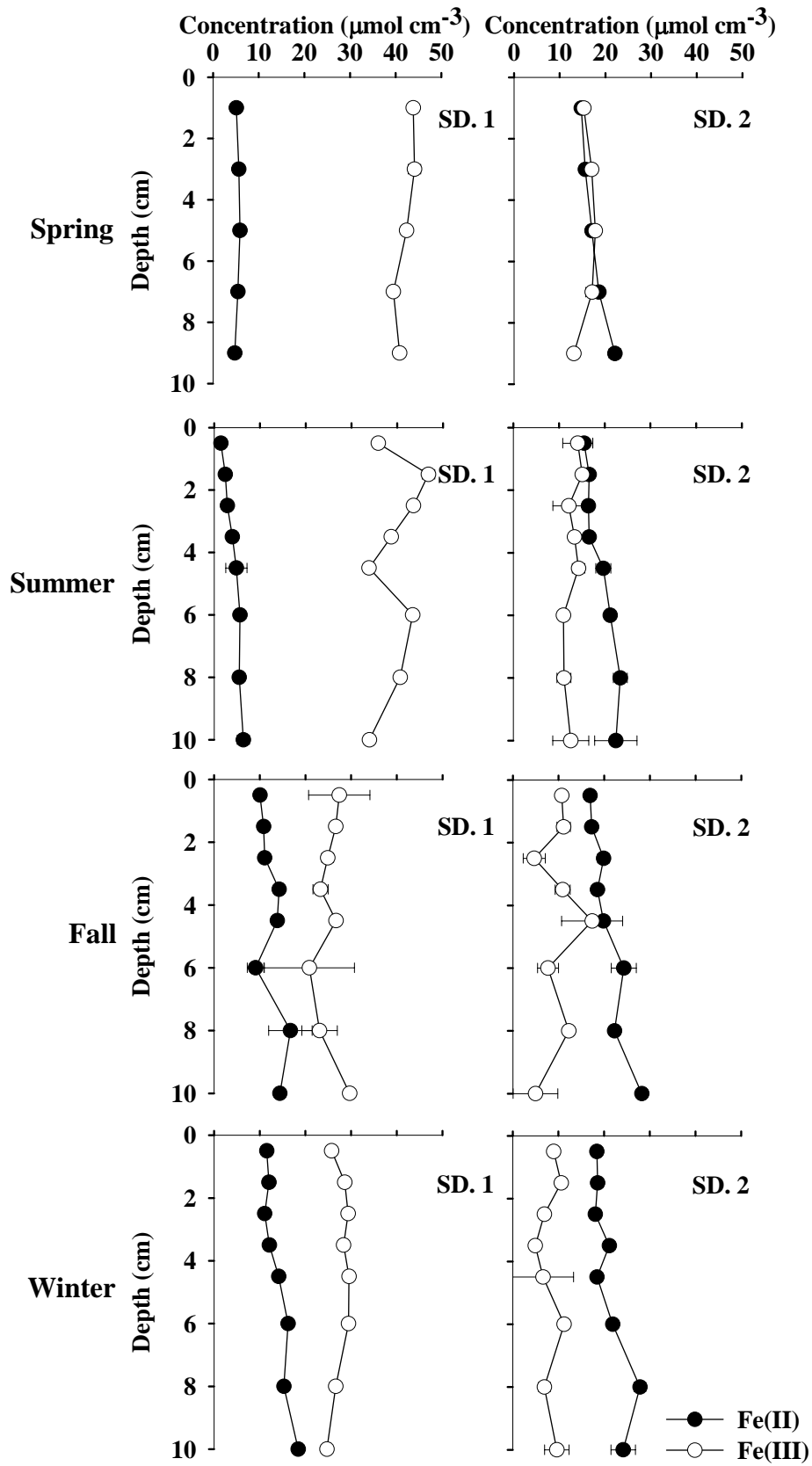


Fig. 3-2-126. Vertical profiles of solid phase Fe in sediments.

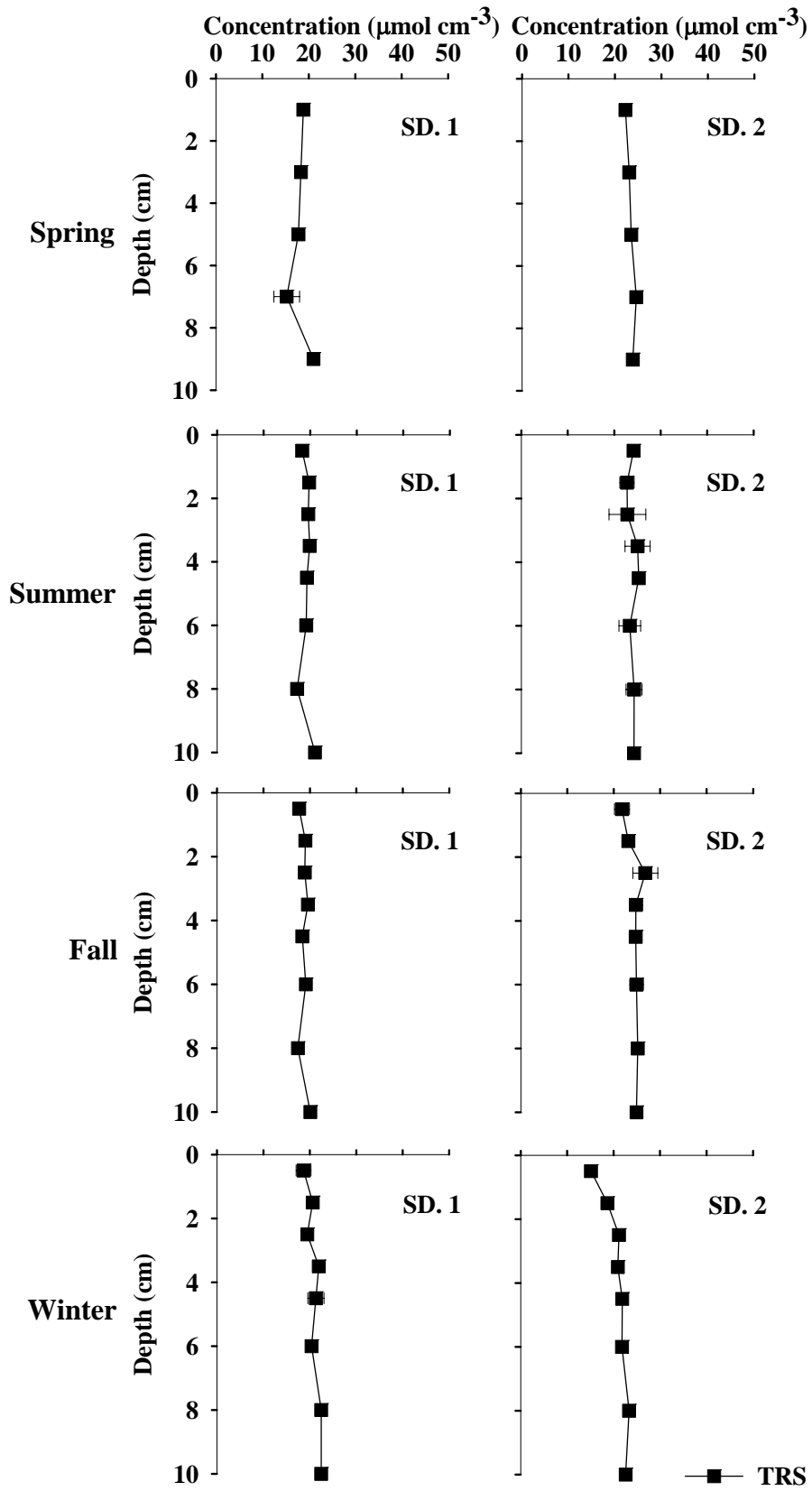


Fig. 3-2-127. Vertical profiles of solid phase total reduced sulfur (TRS) in sediment.

#### (4) 혐기성 유기물 분해능과 분해경로

표층 6 cm 이내에서 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해능은 정점 SD. 1에서 14~55 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>의 범위를 나타냈으며, 정점 SD. 2에서 10~49 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>의 범위를 나타냈다 (Table 3-2-28). 정점 SD. 1에서는 봄 (55 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)에 가장 높은 유기물 분해능을 보였으며, SD. 2에서는 여름 (49 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)에 가장 높은 유기물 분해능을 나타냈다. 또한 두 정점 모두 겨울에 가장 낮은 유기물 분해능을 나타냈다. 정점 SD. 1에서 상대적으로 높은 유기물 분해능을 나타내는 것은 정점 SD. 2 비해 높은 POC 농도와 저서생물에 의한 생물구멍 효과인 것으로 사료된다. 유기물 분해능에 대한 저서생물의 영향은 (1) 생물구멍 형성 초기에 표층의 풍부한 유기영양원을 저층에 공급하며, (2) 저서 생물의 섭식 과정 중 먹이 생물의 분해를 통해 유기영양원을 추가적으로 공급하며, (3) 저서생물로부터 분비되는 배설물 및 점액질 등이 퇴적물로 영양원을 공급하는 것이다. 따라서 저서동물의 활발한 활동은 퇴적물 내에 유기영양원을 공급하여 미생물의 대사활동을 증가시킴으로써 유기물분해를 향상시킨다 (Aller 1994). 한편, 겨울 정점 SD. 2에서 높은 POC 농도에도 불구하고 낮은 유기물 분해능을 보이는 것은 낮은 온도 조건 (8.7℃) 때문인 것으로 사료된다. 최근 연구에 따르면 염습지에서 유기물 분해경로 중 황산염 환원이 온도와 상관관계를 가진다는 연구보고가 있으며 (Kostka *et al.* 2002a), Koresky *et al.* (2003)은 미국 Georgia 주 Sapelo 섬에 있는 염습지에서 온도가 증가함에 따라 acetate 또는 lactate와 같은 유기물에 대한 이용능력이 증가되었음을 보고하였다. 따라서 겨울동안 정점 SD. 2에서의 낮은 유기물 분해능은 낮은 온도의 영향으로 미생물의 기질 이용능력이 감소하였음을 의미한다.

표층 6 cm이내에서 철 환원력은 시간에 따른 Fe(II)의 축적률로 계산하였다. 철 환원력은 정점 SD. 1 (0.02~0.08 μmol cm<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)에서 정점 SD. 2 (0.01~0.04 μmol cm<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>) 보다 약 2배 높은 값을 나타냈다 (Fig. 3-2-128). 두 정점 모두 봄에 가장 높은 철 환원력을 보였으며, 겨울에는 가장 낮은 철 환원력을 나타냈다. 철 환원력을 탄소 분해율로 환산한 결과, 정점 SD. 1에서 전체 혐기성 유기물 분해의 45~57%, 정점 SD. 2에서는 14~40%를 차지하는 것으로 조사되어, 정점 SD. 1에서 상대적으로 철 환원이 더욱 활발한 것으로 나타났다 (Table 3-2-28). Thamdrup (2000)의 연구에 따르면 전체 유기물 분해 중 철 환원력이 차지하는 비율은 Fe(III)의 농도에 의해 결정되며, 일반적으로 연안 갯벌에서 이용 가능한 Fe(III)의 농도가 철 환원력의 제한요소로 작용한다는 보고가 있다. 따라서 Fe(III)가 상대적으로 낮은 정점 SD. 2에서 Fe(III)가 제한요소로 작용하여 낮은 철 환원력을 나타낸 반면, Fe(III)가 풍부한 정점 SD. 1에서 철환원이 활발하게 일어나는 것으로

사료된다.

황산염 환원력은 정점 SD. 1에서  $14\sim 331 \text{ nmol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , 정점 SD. 2에서  $16\sim 449 \text{ nmol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 두 정점 모두 비교적 균일한 분포 경향을 나타낸 반면, 정점 SD. 2에서 여름에는 표층 아래 퇴적층에서 높은 황산염 환원력을 나타냈다 (Fig. 3-2-129). 표층으로부터 6 cm까지 적분한 황산염 환원력은 정점 SD. 1에서  $3\sim 15 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 정점 SD. 2에서  $3\sim 21 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위로 나타났다 (Table 3-2-28). 황산염 환원력을 탄소 분해율로 환산한 결과, 정점 SD. 1에서 황산염 환원력이 혐기성 유기물 분해의 43~55%, 정점 SD. 2에서는 60~86%를 차지하는 것으로 조사되어, 정점 SD. 2에서 황산염 환원이 우세한 것으로 나타났다. 정점 SD. 1에서 상대적으로 유기물 분해경로 중 황산염 환원이 낮은 비율로 차지하는 것으로 나타났다. 이는 저서생물 활동에 의해 퇴적물 내에 산소가 공급되어 혐기성 상태를 완화시킴으로써 유기물분해에 있어서 황산염 환원 외에 탈질산화, 망간 환원, 철 환원 같은 다른 혐기성 작용의 상대적 중요성이 증가된 것으로 사료된다 (Kostka *et al.* 2002b, Gribsholt & Kristensen 2002, Nielsen *et al.* 2003, Gribsholt *et al.* 2003).

Table 3-2-28. Partitioning of sulfate and Fe(III) reduction in anaerobic carbon oxidation measured at SD. 1 and SD. 2. ( $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

Station	Season	Sulfate reduction rate	Fe(III) reduction rate	FeRR by		C oxidation by		Fe(III) Red. plus Sulfate Red.
				abiotic	microbial	Fe(III) Red.	Sulfate Red.	
SD. 1	Spring	15	109	10	99	25 (45%)	30 (55%)	55
	Summer	14	104	9	95	24 (46%)	28 (54%)	52
	Fall	9	72	6	66	17 (49%)	18 (51%)	35
	Winter	3	35	2	33	8 (57%)	6 (43%)	14
SD. 2	Spring	11	56	7	49	12 (35%)	22 (65%)	34
	Summer	21	43	14	29	7 (14%)	42 (86%)	49
	Fall	9	43	6	37	9 (33%)	18 (67%)	27
	Winter	3	19	2	17	4 (40%)	6 (60%)	10

Stoichiometry : C mineralization by sulfate reduction:  $\text{SO}_4^{2-} + \text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}^+ = 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{HS}^-$   
 Abiotic reduction of Fe(III) reduction by sulfide:  $3\text{H}_2\text{S} + 2\text{FeOOH} = 2\text{FeS} + \text{S}^0 + \text{H}_2\text{O}$   
 C mineralization by microbial Fe(III) reduction:  $4\text{FeOOH} + \text{CH}_3\text{COO}^- + 8\text{H}^+ = \text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O} + \text{Fe}^{2+}$

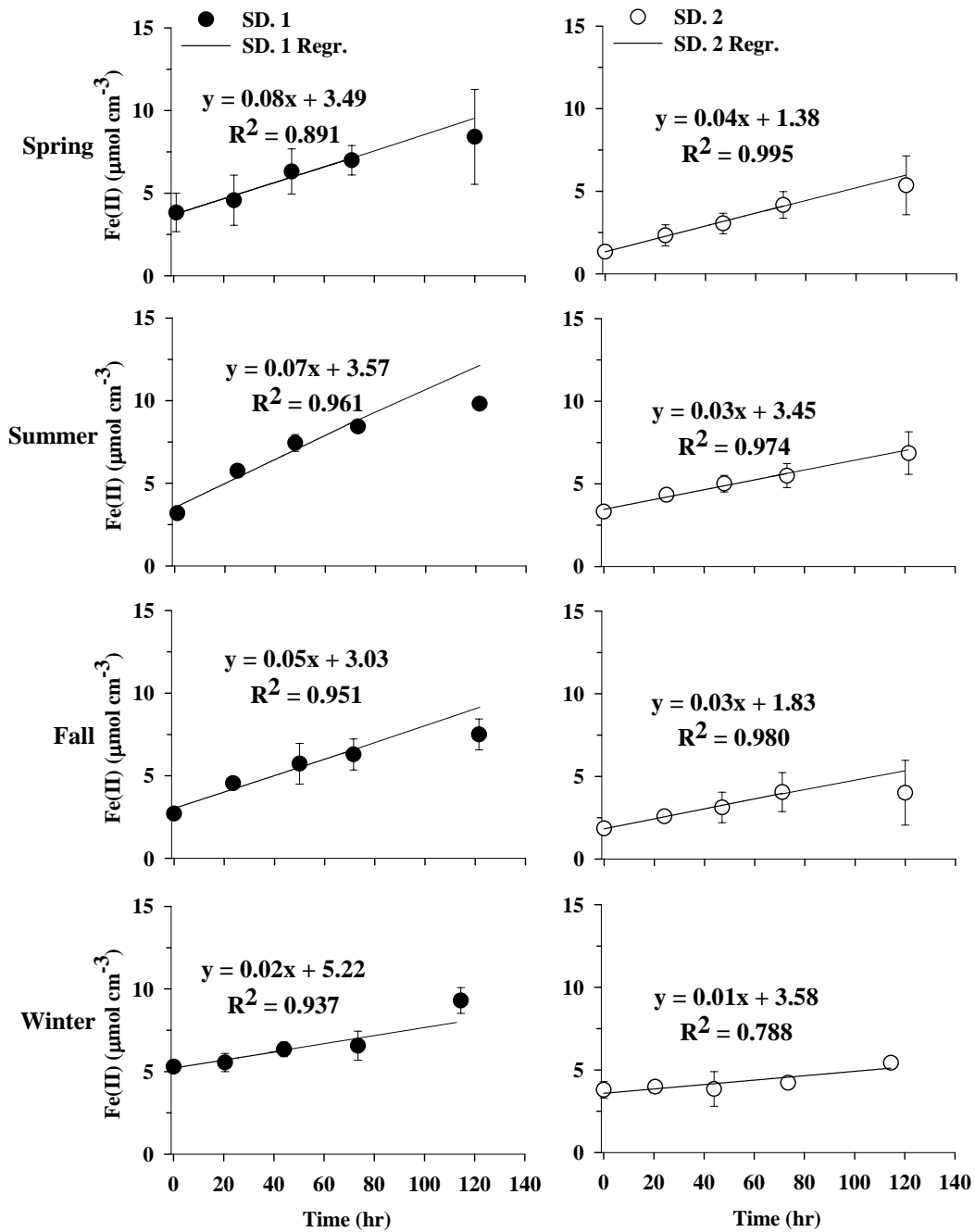


Fig. 3-2-128. Iron reduction rates (FeRR) measured as an accumulation of Fe(II) over time in sediment.

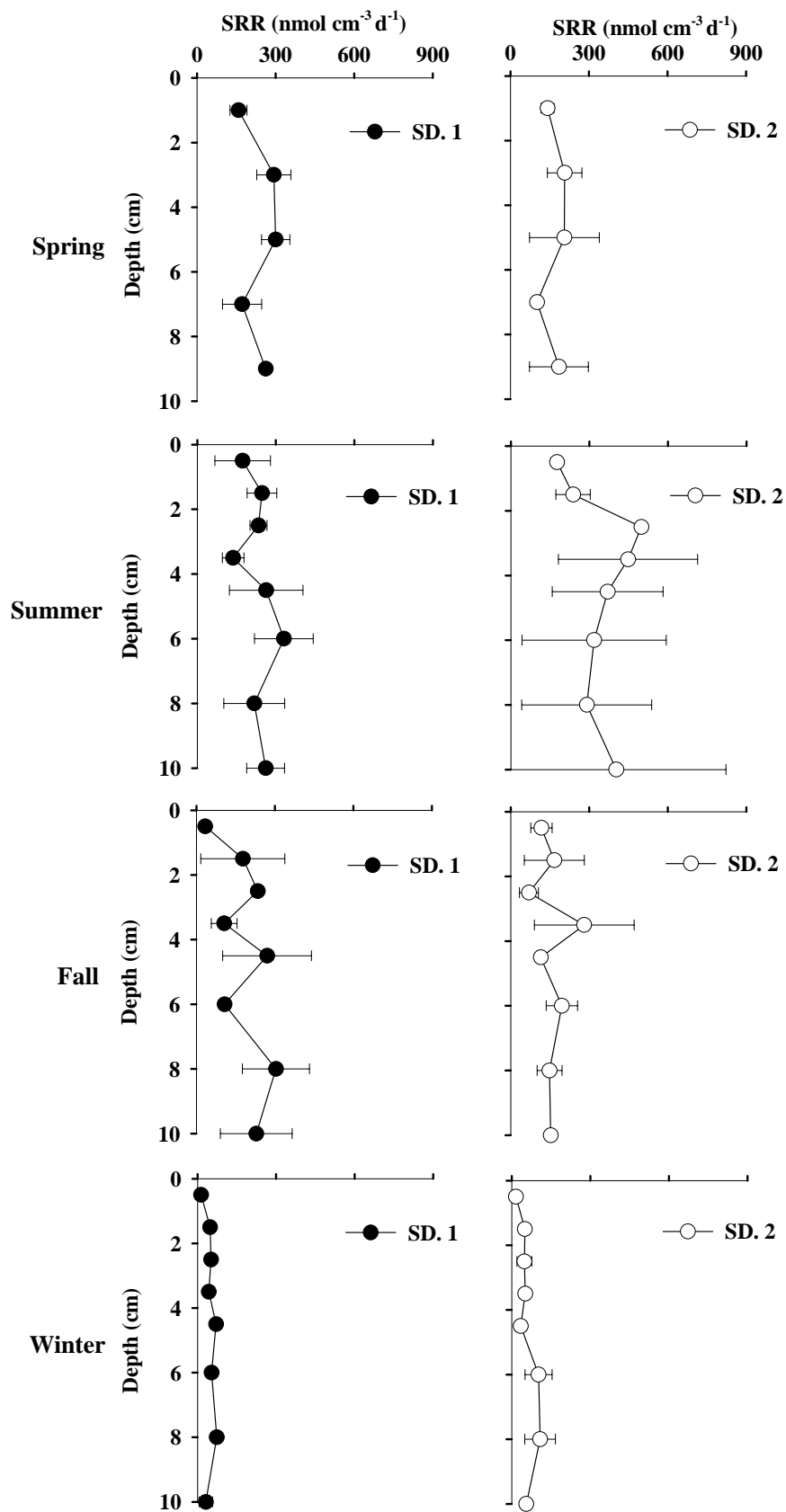


Fig. 3-2-129. Vertical profiles of sulfate reduction rates measured intact cores.

## 다. 결 론

### (1) 유기물 분해능과 분해경로에서 저서생물의 중요성

퇴적물에서 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해는 유기물 공급량과 성분, 온도, 식생의 유무, 저서생물 활동에 영향을 받는다. 그 중 저서생물에 의한 생물교란은 퇴적물의 재 이동 (reworking)과 생물구멍 속으로 해수의 용수 (irrigation)를 야기시키며, 대기 혹은 수층과의 접촉면을 최대 225% 까지 높여준다는 보고가 있다 (Koo *et al.* 2007). 이는 퇴적물 내에 산소를 공급시켜 산화 환원 변동 (redox oscillation)을 일으키고 동시에 다른 전자수용체 ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{FeOOH}$ ,  $\text{MnO}_2$ )도 함께 퇴적물에 공급하는 작용을 하게 된다. Gribsholt *et al.* (2003)의 연구에 따르면 생물구멍 벽의 수 mm이내에서 높은 Fe(III)의 농도를 보이며, 이에 따라 황산염 환원보다 철 환원이 상대적으로 높게 나타나며, 생물구멍 벽으로부터 멀어 질수록 철 환원의 상대적 중요도가 낮아지는 것으로 보고하였다. 마찬가지로 Kostka *et al.* (2002a)은 생물교란이 일어나지 않은 일반 퇴적토에서는 황산염 환원이 중요한 분해경로인 반면, *Uca pugnax* (fiddler crab)에 의한 생물교란이 활발한 퇴적물에서는 철 환원에 의해 유기물 분해가 주도된다고 보고하였다. 이번 연구에서도 Fe(III)의 농도는 생물교란이 활발한 정점 (UMF, VMF, SD. 1)에서 생물교란이 미약한 정점 SD. 2 보다 최대 7배 높게 조사되었다 (Table 3-2-27). 따라서 생물교란이 활발한 정점에서 혐기성 유기물 분해능에 대한 철 환원력의 상대적 중요도가 37~64%로 높게 측정된 것은 생물교란에 따른 Fe(III)의 공급에 의한 것이다. 반면, 생물교란이 미약한 정점 SD. 2에서는 혐기성 유기물 분해능 중 황산염 환원이 차지하는 비율이 최대 86%로 황산염 환원에 의해 유기물 분해가 주도되는 것으로 여겨진다. 그 외 저서동물의 활동은 공극수 내  $\text{CO}_2$ 와  $\text{Fe}^{2+}$ 의 수직분포에도 영향을 확인할 수 있다. 일반적으로  $\text{CO}_2$ 는 깊이가 깊어짐에 따라 증가하는 수직 분포 경향을 나타내는데, *N. diversicolor*에 의한 생물교란이 활발한 퇴적물에서와 비교해 상대적으로 더 깊은 층까지 증가하는 수직분포를 나타내는 것으로 보고되었다 (Kristensen & Hansen 1999). 이번연구에서도  $\text{CO}_2$ 의 경우 정점 SD. 2에 비해 정점 UMF, VMF, SD. 1에서 8~10 cm까지 급격히 증가하는 것으로 나타났다 (Fig. 3-2-123).

$\text{Fe}^{2+}$ 는 철 환원의 환원물로서 저서동물의 활동이 활발한 정점에서 높은 철 환원력과 함께 2~6 cm에서 최대값을 나타내는 반면 정점 SD. 2에서 농도차이는 수직적으로 일정한 경향을 나타냈다 (Fig. 3-1-22, 3-2-123) 이러한 결과는 정점 UMF, VMF, SD. 1에서 정점 SD. 2에 비해 상대적으로 저서동물 활동이 더욱 활발함을 의미하며 생물 구멍 밀도에서 그 차이를 확인할 수 있다 (Table 3-2-25, Fig.

3-2-130). 결론적으로 강화갯벌과 태안갯벌에서 공극수의 화학성분과 미생물의 혐기성 유기물 분해능 및 분해경로를 분석한 결과, 퇴적물 내에 서식하는 저서 동물의 활동이 유기물 분해 및 분해경로에 직접적인 영향을 주는 것으로 사료된다.

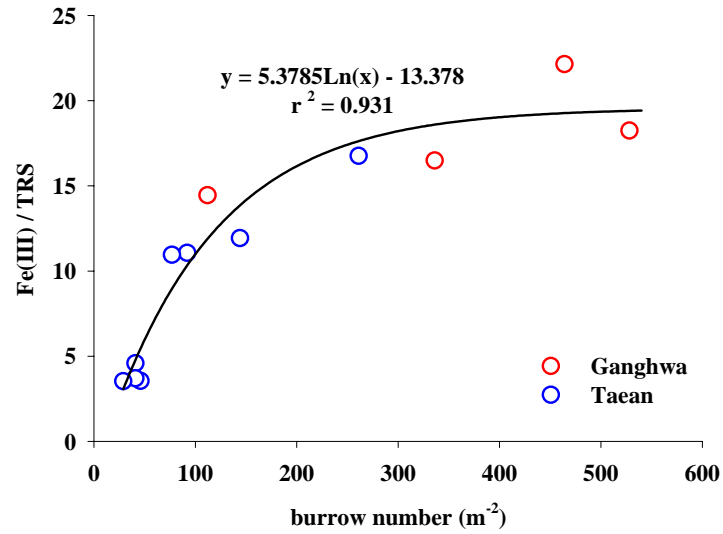


Fig. 3-2-130. Relationship between burrow density and Fe(III)/TRS. Proportion of Fe(III) was covaried with burrow density.



## 11. 수층-저층 생태연결고리 ; 잠정 결론

충청남도 태안군에 위치하는 근소만 입구와 법산리 갯벌에서 갯벌과 수층간의 물질플렉스를 정량화하기 위한 연구를 진행하였다. 법산리 갯벌에서는 4계절에 걸쳐 측정된 값을 평균하였을 때 CO<sub>2</sub> 발생 기준으로 35.5 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> (272 mg C m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>)의 유기물이 혐기적 과정에 의해 분해되는 것으로 확인되었다. 이 과정에서 0.608 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 ammonia가 갯벌로부터 수층으로 용출되고 0.829 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 질산염이 수층으로부터 갯벌로 흡수되어 0.197 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 아질산염으로 수층으로 되돌려진다. 또한 0.044 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 인산염이 수층에서 제거되고 1.487 mmol m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 규산염이 수층으로 용출된다 (제 2절 5, 6, 10항). 이 과정에는 퇴적물의 reworking을 포함하는 burrowing activity 외에도 능동적 산소 수송을 통해 passive transport에 비해 100배 정도의 산소를 퇴적층 깊숙이 끌어들이는 저서동물의 역할 또한 중요하게 작용하는데 오염 퇴적환경의 정화와 관련하여 동물들의 능동적인 환경 개선에 관련된 연구는 지속적으로 추진되어야 할 것이다.

한편 만 입구에서 조석주기에 맞추어 측정된 영양염의 플렉스는 갯벌에서 측정된 영양염 플렉스와 일치하는 경향을 보였으며 (제 2절 5, 6항), 일차생산자는 순수출의 경향을 보였다 (제 2절 7항). 또한 비록 정밀한 계산과정을 거치지 않았지만 갯벌에서의 일차생산력을 연평균으로 계산해 보면 268 mg C m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 일차생산이 일어나므로 (제 2절 7항) 갯벌에서 분해·제거되는 유기물의 양은 갯벌에서 생산되는 유기물의 양보다 많은 것으로 평가된다. 반면 수층에서는 379 mg C m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 일차생산이 있는 반면 110 mg C m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>의 유기물이 분해되는 것으로 평가된다 (제 2절 7항, 9항). 이와 같은 결과는 수층 생산 유기물의 일부가 저층으로 유입되어 저서생물의 성장에 이용되거나 분해되어 재순환되지만 다른 일부는 만 입구를 통해 외해역으로 유출되고 있음을 시사한다. 이 과정을 종합해 보면 만 외부로부터 질산염이 유입되어 일부는 아질산염의 형태로 환원되고 일부는 일차생산 등에 이용되며 이 과정에서 인산염 역시 수층에서 제거되는 한편으로 갯벌 부근에서 생산된 유기물은 외해역으로 이동한다. 즉, 연구지역인 법산리 갯벌의 경우 영양염에 대해서는 싱크로 작용하는 반면 유기물에 대해서는 source로 작용하고 있는 것으로 해석될 수 있다. 이상의 내용은 그림 3-2-131과 같은 박스모델로 요약될 수 있다. 만 입구를 통한 유기물과 영양염 플렉스의 총량을 계산하기 위해서는 해수 유동량이 파악되어야 하는데 조석주기에 따라 매일매일의 해수 유동량이 달라지므로 이를 정량화하기 위해서는 2주 이상의 연속 모니터링이 요구된다. 해수 유동

량의 중기 모니터링과 그 기간 중의 영양염 및 일차생산자를 포함한 유기물 플럭스, 일차생산력과 유기물 분해력 등의 정밀 측정을 통하여 제시된 기본 모델은 정밀 모델로 개선하여 한국 고유의 수층-저층 생태연결 모델로 발전시키는 부분이 향후 과제로 남아있다.

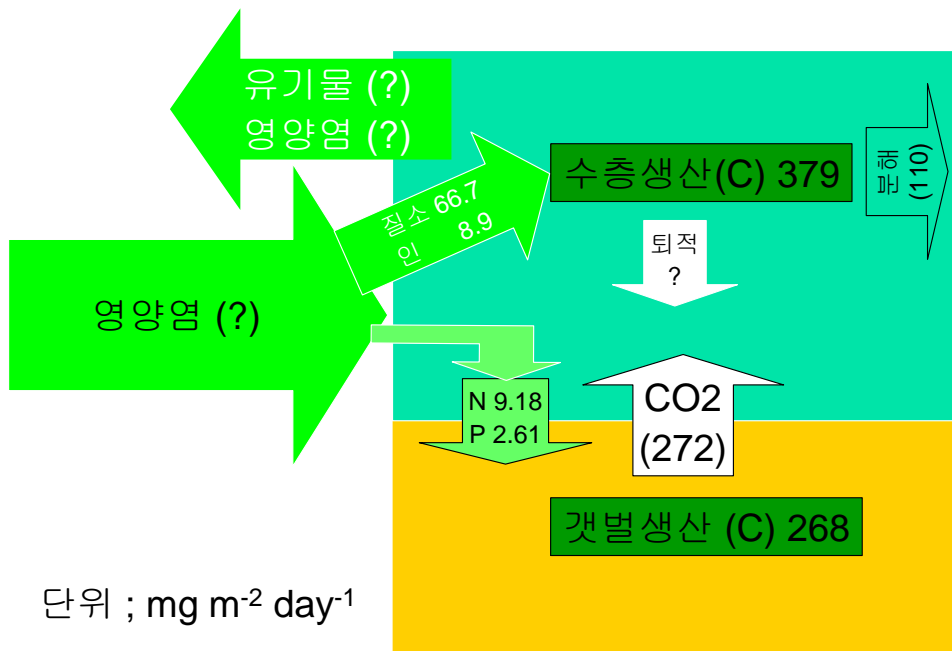


Fig. 3-2-131. Proposed benthic-pelagic coupling in the Geunso Bay tidal flat system.

## 제 4 장 연구개발 목표달성도 및 대외기여도

## 제 4장 연구개발목표 달성도 및 대외기여도

총연구기간내 년차별 연구내용 대비 달성율(%)			
년차	년차별 달성내용	년차별 계획대비 연구실적 달성율	총연구기간 대비 연구진척율
1	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 강화도-동검도 갯벌 수리·퇴적환경 파악</li> <li>○ 봄과 여름에 강화도 갯벌 퇴적물에서 산소소모율, 탈질소화율, 탄산칼슘 용해율, 유기탄소 분해율, 규산염 플럭스 등 측정</li> <li>○ 춘계와 하계 식생의 유무에 따른 강화갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 분해경로 파악</li> <li>○ 식생의 유무에 따른 미생물 군집구조 파악</li> <li>○ 갯벌 저서동물 burrowing에 의한 표면적 증가와 환경요인과의 관계</li> </ul> <p>-&gt; 연구 기반기술 확립</p>	100%	30%
2	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 법산리 갯벌 조하대 유황 파악</li> <li>○ 법산리 갯벌 조간대 하계 수리·퇴적작용 정밀 파악</li> <li>○ 봄, 여름, 가을에 태안 갯벌 퇴적물에서 산소소모율, 유기탄소 분해율, 질산염, 인산염, 규산염 플럭스, 태안만에서 조석주기에 따른 질산염, 암모니아, 인산염, 규산염의 농도변화 등 측정</li> <li>○ 봄, 여름, 가을에 태안만에서 조석주기에 따른 일차생산력 및 색소 분석을 통한 식물플랑크톤 이동, 세균수 및 생산력 평가</li> <li>○ 춘계, 하계, 추계 태안갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 분해경로 파악</li> <li>○ 조석환경 재현한 실험을 통해 저서동물의 burrowing activity 관찰 및 조석주기에 따른 Burrow 내 산소농도 변화측정</li> </ul>	100%	70%
3	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 위성자료와 현장관측 결과로부터 갯벌 환경도 작성</li> <li>○ 태안만 조석주기에 따른 수리물리현황 파악</li> <li>○ 동계 태안갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 분해경로 파악하여 4계절 유기물 분해능 및 분해경로 파악</li> <li>○ 겨울과 봄에 태안 법산리 갯벌 퇴적물에서 산소소모율, 유기탄소 분해율, 질산염, 인산염, 규산염 플럭스, 태안만에서 조석주기에 따른 질산염, 암모니아, 인산염, 규산염의 농도변화 등 측정 및 계절별 플럭스 계산</li> <li>○ 겨울과 봄에 수층 일차생산력 및 색소 분석을 통한 식물플랑크톤 이동, 세균수 및 생산력 평가</li> <li>○ 저서동물 burrowing이 갯벌 퇴적물 내 산소농도 분포에 미치는 영향 파악</li> </ul>	100%	100%

<기술적 측면>

- 갯벌 내 생지화학적 물질순환 및 유기물 분해기능 평가기술 확립함으로써 갯벌의 생태적 기능 평가를 통해 연안생태계의 통합관리 모델의 핵심 정보 제공
- 연안해양이 외양 생태계에 미치는 영향 (Outwelling process)
- 갯벌을 통한 물질 Flux 규명을 통해 영양염 및 금속류의 거동을 이해함으로써 적조발생 기작 규명 및 양식장 환경개선에 활용
- 갯벌의 다양한 미생물 자원의 분리 및 대량 배양기술의 확립을 통해 생물정화 및 산업적 응용기반 조성
- 연안개발에 따른 퇴적물 이동 및 지형변화 및 갯벌생태계 변화 예측, 오염원이 흡착된 부유퇴적물의 거동 및 이동 경로추적 등
- 미세전극 개발을 통해 공극수 지화학적 해석 뿐 아니라 향후 미세환경 해석 [예; 생물막(Biofilm)] 등을 위한 관련 핵심기술 확보

<경제·산업적 측면>

- 유사환경(양식장, 오염된 내만)의 복원방안 제시를 통한 경제적 효과 유발
- 유용 미생물 및 유전자원의 환경/생명공학적 응용을 통한 경제성 제고
- 우리나라 갯벌을 포함한 동아시아의 환경생태 연구를 위한 국제적 노력에 기여
- 자연과학에 대한 대국민 홍보로 교육효과 증대
- 국제 학술활동을 통한 국가 과학기술력 인지도 고취

<기타>

- 갯벌의 객관적인 기능평가 및 효율적인 관리방안 제시로 갯벌의 개발/보전에 관한 신뢰성 있는 정책적 대안 제시 및 국민들에게 균형잡힌 환경지식 전달
- 갯벌의 유기물 분해 및 분해경로에 영향을 미치는 요인의 연구를 통해 조석 작용, 갯벌 내 서식하는 저서동물 및 식생의 상대적 중요성에 대한 인식제고 및 갯벌의 기능에 대한 과학적 자료제공

## 제 5 장 연구개발결과의 활용 계획

## 제 5 장 연구개발결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 갯벌 DEM, 갯벌 퇴적상 및 생물상 분류는 갯벌의 생태적 기능을 공간적으로 평가할 수 있는 기초자료이다. 갯벌 DEM을 이용하여 갯벌 노출시간 계산이 가능함으로 생태적 분류와 연계연구가 가능하다. 또한 고해상도 위성자료를 이용한 퇴적환경과 생물상 분류 자료는 물질 플럭스 계산과 갯벌의 생태적 기능을 평가할 수 있는 모델 구축에 기반이 될 것으로 생각된다.

우리나라 서해안 대부분의 갯벌은 동계 계절풍과 파랑의 영향을 크게 받는다. 악시상시의 퇴적물 이동은 평상시의 수백 배에 달하므로 물질 플럭스 측면에서의 퇴적물 이동 연구도 충분한 동계 관측이 필수적이다. 그러나 본 1단계 연구에서는 동계 정밀관측을 몇 가지 이유로 인해 최종년도 후반부에만 수행할 수 있었다. 따라서 추가 동계 관측을 위해 2단계 추가연구가 필요하다.

한편, 갯벌의 관련현상을 정확하게 이해함의 활용하는 최종목적은 효율적인 연안 관리에 있으며, 이를 위해서는 신뢰성 있는 예측이 필수적이다. 또한 이러한 예측수단은 조류, 파랑 등의 수리현상, 퇴적물 이동, 수질, 그리고 퇴적층 내부 현상 등이 연계된 통합모형이어야 한다. 해양선진국은 90년대부터 이러한 통합수질모형 개발 연구를 지속적으로 수행하고 있다. 우리나라는 아직 관련연구가 부족한 실정이므로 우리나라의 연안특성, 특히 갯벌관련 현상을 신뢰성 있게 예측할 수 있는 통합모형 개발을 위한 추가연구가 필요하다.

기술 분류	적용가능 분야
갯벌 유기물 분해 및 분해경로	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 개발로 인해 조성 된 혐기성 환경(양식장, 매립지, 혐기성 내만, 해양투기지역)의 오염현황 모니터링 및 환경개선</li> <li>◦ 미생물 기능을 이용한 특정 물질의 분리/추출 및 제거를 위한 생물공정 개발</li> <li>◦ 갯벌의 미생물 활성에 의한 원소의 거동(예 CH<sub>4</sub> 및 메탄 수화물)연구를 통해 지구온난화 연구 및 에너지 개발 기술</li> </ul>
갯벌 지화학적 미세구조	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 산화/환원 경계면에서의 화학물질 분포 규명을 통한 주요 물질 순환 과정(process) 규명 및 환경 개선방안 제시</li> <li>◦ 미세전극을 이용하여 생물막과 같은 미세환경에서의 부식 현상 규명</li> </ul>
경계면의 물질 Flux 산정	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 혐기성 환경(양식장, 매립지, 혐기성 내만, 해양투기지역)의 유기물 분해에 의해 유출 된 오염원(영양염류)이 수층생태계에 미치는 영향 규명 및 환경개선 방안 제시</li> <li>◦ 경계층 부근의 수리·퇴적현상을 정밀하게 관측함으로써 세립퇴적물에 흡착하여 이동하는 오염물질과 유기물의 이동경로 파악</li> <li>◦ 조석에 따른 미세조류의 생물량 및 생산력 변동은 갯벌의 경제적 가치를 평가하는데 활용</li> </ul>



## 제 6 장 참 고 문 헌

## 제 6 장 참고문헌

- 고철환. 1991. 한국 서해 펄 갯벌에서의 미세조류에 의한 제1차 생산 및 생물량. KOSEF 891-0505-015-2.
- 국립해양조사원. 2005. 2006 조석표(한국연안).
- 국립해양조사원. 2006. 2007 조석표(한국연안).
- 김동선, 임동일, 전수경, 정희수. 2005. 한국 서해 천수만의 화학적 수질특성과 부영양화. *Ocean and Polar Res.* **27**, 45-58.
- 김준호, 조경제. 1985. 금강 하구 조간대 저토의 물리화학적 특성, 저생규조의 종 조성 및 생물량. *한국생태학회지* **8**, 21-29.
- 나태희, 이동섭. 2005. 공극수 모델로 추정된 강화도 갯벌의 탈질산화작용. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 56-68.
- 목진숙, 조혜연, 현정호. 2005. 강화도 남단 갯벌의 혐기성 유기물 분해능과 황산염 환원력 및 저서동물이 이에 미치는 잠재적 영향. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 38-46.
- 심재형, 조병철. 1984. 인천 부근 조간대의 저생규조류 군집. *서울대학교 자연과학대학 논문집*. **9**, 135-150
- 안순모. 2005. 강화도 갯벌 퇴적물의 산소요구량과 탈질소화의 계절 변화. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 47-55.
- 안순모. 2005. 강화도 갯벌퇴적물의 산소요구량과 탈질소화의 계절변화. *한국해양학회지* 「 4」 **10**, 47-55.
- 오상희. 1990. 서해 만경동진 펄 조간대의 환경과 저서규조류 군집. 서울대학교 석사학위 논문. 99p.
- 오승진, 문창호, 박미옥. 2004. 한국 서해 새만금 갯벌에서 저서미세조류의 생체량과 군집조성에 대한 HPLC 분석. *한국수산학회* **37(3)**, 215-225.
- 오승진. 2003. 한국 서해 새만금 갯벌에서 저서미세조류의 생체량과 군집조성에 대한 HPLC 분석. 부경대학교 석사학위 논문. 76pp.
- 유만호, 최종기. 2005. 강화도 장화리 갯벌에서 저서미세조류의 계절적 분포 및 일차생산력. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 8-18.
- 이용우. 2001. HPLC를 이용한 곰소만 퇴적물 중의 저서미세조류의 색소 연구. 부경대학교 석사학위 논문. 69pp.

- 이재성, 김기현, 유준, 정래홍, 고태승. 2003. 산소미세전극을 이용한 남해연안 퇴적물/해수 계면에서 산소소모율 및 유기탄소 산화율 추정. *한국해양학회지* 「 」 **8**, 392-400.
- 이재성, 정래홍, 김기현, 권정노, 이원찬, 이필용, 구준호, 최우정. 2004. 해상 어류가두리 양식장의 환경영향평가: I. 퇴적물 산소소모율 및 저서생물을 이용한 유기물 오염영향권 추정 및 유기탄소 순환. *한국해양학회지* 「 」 **9**, 30-39.
- 임동일, 노경찬, 장풍국, 간선미, 정회수, 정래홍, 이원찬. 2007. 한국 서해 경기만 연안역에서 수질환경의 시·공간적 변화 특성과 조절 요인. *Ocean and Polar Res.* **29**, 135-153.
- 장풍국, 이원제, 장민철, 이재도, 이우진, 장만, 황근춘, 신경순. 2005. 광양만에서 무기 영양염의 시공간적 분포를 조절하는 요인. *Ocean and Polar Res.* **27**, 359-379.
- 최휴창. 2002. 강화 펄 조간대에서의 저서성 미세조류 연구. 인하대학교 석사학위논문. 67pp.
- 한국해양연구원. 2003. 황해 연안역의 해양환경 복원을 위한 연구: 인공갯벌.
- 한국해양연구원. 2004. 2004년도 기본사업 공개평가 발표자료.
- 해양수산부. 2002. 부유토사 발생량 평가 및 오탁방지막 효율에 관한 연구(III).
- 해양수산부. 2006. 연안침식방지 기술개발 연구용역-제2차년도 보고서
- 현정호, 목진숙, 조혜연, 조병철, 최종기. 2004. 하계 강화도 갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 황산염 환원력. *한국습지학회지*, **6**, 117-132.
- 현정호, 이홍금, 권개경. 2003. 해양환경의 황산염 환원율 조절요인 및 유기물 분해에 있어 황산염 환원의 중요성. *한국해양학회지* 「 」 **8**, 210-224.
- 현정호. 2005. 혐기성 해양환경에서 철 환원 세균에 의한 유기물 분해 및 생물 정화. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 145-153.
- 황청연, 조병철. 2005. 산소 미세전극을 이용한 강화군과 인천 북항 조간대 갯벌의 순광합성률 측정. *한국해양학회지* 「 」 **10**, 31-37.
- Aller, R.C. 1982. The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. pp. 53-102 In McCall, P.L. & M.J.S. Tevesz (Eds), *Animal-sediment relations*. Plenum Publishing Company. NewYork.
- Aller, R.C. 1994. Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology* **114**, 331-345.
- Aller, R.C. 2001. Transport and reactions in the bioirrigated zone. pp. 269-301 In

- Boudreau, B.P. & B.B. Jørgensen (Eds), The benthic boundary layer: transport processes and biogeochemistry. Oxford Press, Oxford.
- Alongi, D.M., F. Tirendi, P. Dixon, L.A. Trott, & G.J. Brunskill. 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi-closed delta. *Estu. Coast. Shelf Sci.* **48**, 451-467.
- Alongi, D.M., F. Tirendi, P. Dixon, L.A. Trott, & G.J. Brunskill. 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi-closed delta. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **48**, 451-467.
- An, S. & S.B. Joye. 2001. Enhancement of coupled nitrification-denitrification by benthic photosynthesis in shallow estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.* **46**, 62-74.
- Andersen, F. Ø. & W. Helder. 1987. Comparison of oxygen microgradients, oxygen flux rates and electron transport system activity in coastal marine sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **37**, 259-264.
- Archer, D. & A. Devol. 1992. Benthic oxygen fluxes on the Washington shelf and slope: A comparison of in situ microelectrode and chamber flux measurements. *Limnol. Oceanogr.* **37**, 614-629.
- Anchor, D. & A. Devo. 1992. Benthic oxygen fluxes on the Washington shelf and slope: a comparison of in situ microelectrode and chamber flux measurements. *Limnol. Oceanogr.* **37**, 614-629.
- Arndt, S. & P. Reninger. 2007. A model for the benthic-pelagic coupling of silica in estuarine ecosystems: sensitivity analysis and system scale simulation. *Biogeosciences* **4**, 331-352.
- Artigas R.J. & J.S. Yang. 2005. Hyperspectral remote sensing of marsh species and plant vigour gradient in the New Jersey Meadowlands. *Int. J. Remote Sensing* **26(23)**, 5209-5220.
- Asmus, R.M., M.H. Jensen, K.M. Jensen, E. Kristensen, H. Asmus, & A. Wille. 1998. The role of water movement and spatial scaling for measurement of dissolved inorganic nitrogen fluxes in intertidal sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **46**, 221-232.
- Atkinson, R.J.A. & R.D.M. Nash. 1990. Some preliminary observations on the burrows of *Callinassa subterranean* (Montagu) (Decapoda, Thalassinidea) from the west

- coast of Scotland. *J. Nat. Hist.* **24**, 403-413.
- Atkinson, R.J.A., P.G. Moore, & P.J. Morgan. 1982. The burrow and burrowing behaviour of *Maera loveni* (Crustacea: Amphipoda). *J. Zool. Lond.* **198**, 399-416.
- Azam, F., T. Fenchel, J.G. Field, J.S. Gray, L.A. Meyer-Reil & F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **10**, 257-263.
- Babin, M., A. Morel, & R. Gagnon. 1994. An incubator designed for extensive and sensitive measurements of phytoplankton photosynthetic parameters. *Limnol. Oceanogr.* **39(3)**, 694-701.
- Bagarinao, T. 1992. Sulfide as an environmental factor and toxicant tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aquat. Toxic.* **24**, 21-62.
- Bally G., V. Mesnage, J. Deloffre, O. Clarisse, R. Lafite, & J.P. Dupont. 2004. Chemical characterization of porewaters in an intertidal mudflat of the Seine estuary: relationship to erosion-deposition cycles. *Mar. Pollution Bull.* **49**, 163-173.
- Baptist, M.J. 2003. A flume experiment on sediment transport with flexible submerged vegetation. Int'l workshop on RIParian FORest vegetated channels: hydraulic, morphological and ecological aspects, 20-22 February, Trento, Italy.
- Bartholdy, J. & S. Folving. 1986. Sediment classification and surface type mapping in the Danish Wadden Sea by remote sensing. *Netherland Journal of Sea Research* **20**, 337-345.
- Becker, B.L. D.P. Lusch, & J. Qi. 2005. Identifying optimal spectral bands from in situ measurement of great lakes coastal wetlands using second-derivative analysis. *Remote sensing of environment* **97**, 238-348.
- Berg, P., N. Risgaard-Petersen, & S. Rysgaard. 1998. Interpretation of measured concentration profiles in sediments pore water. *Limnol. Oceanogr.* **43**, 1500-1510.
- Berg, P., N. Risgaard-Peterson, & S. Rysgaard. 1998. Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnol. Oceanogr.* **43**, 1500-1510.
- Berlamont J., M. Ockenden, E. Toorman & J. Winterwerp. 1993. The characteristics of cohesive sediment properties. *Coastal Eng.* **21**, 105- 128.
- Berner, R.A. 1980. Early Diagenesis: a Theoretical Approach. Princeton Univ. Press, Princeton. 241p.

- Beukema, J.J. 1976. Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* **10**, 236-261.
- Billen, G., P. Servais, & S. Becquevort. 1990. Dynamics of bacterioplankton in oligotrophic and eutrophic aquatic environmental: bottom-up or top-down control? *Hydrobiologia* **207**, 37-42.
- Billerbeck, M., U. Werner, K. Bosselmann, E. Walpersdorf, & M. Huettel. 2006. Nutrient release from an exposed intertidal sand flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **316**, 35-51.
- Bird, F.L. & G.C.B. Poore. 1999. Functional burrow morphology of *Biffarius arenosus* (Decapoda: Callianassidae) from southern Australia. *Mar. Biol.* **134**, 77-87.
- Cabrita, M.T. and V. Brotas. 2000. Seasonal variation in denitrification and dissolved nitrogen fluxes in intertidal sediments of the Tagus estuary, Portugal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **202**, 51-65.
- Cadée, G.C. 1976. Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* **10**, 440-460.
- Cadée, G.C. 1979. Sediment reworking by the polychaete *Heteromastus filiformis* on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* **13**, 441-456.
- Cai, E.-J. & F.L. Sayles. 1996. Oxygen penetration depths and fluxes in marine sediments. *Mar. Chem.* **52**, 123-131.
- Cai, W.J. & F.L. Sayles. 1996. Oxygen penetration depths and fluxes in marine sediments. *Mar. Chem.* **52**, 123-131.
- Callender, E. & D.E. Hammond. 1982. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **15**, 395-413.
- Capehart, A.A. & C.T. Hackney. 1989. The potential role of roots and rhizomes in structuring salt-marsh benthic communities. *Estuaries* **12**, 119-122.
- Capone, D.G. & R.P. Kiene. 1988. Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments contrasts in anaerobic carbon catabolism. *Limnol. Oceanogr.* **33**, 725-749.
- Chen, L.C. & J.Y. Rau. 1998. Detection of shoreline changes for tideland areas using multi-temporal satellite images. *Int. J. Remote Sensing* **19(17)**, 3383-3397.
- Cho, B.C. & J.H. Shim. 1992. Significance of estuarine mixing in distribution of

- bacterial abundance and production in the estuarine system of the Mankyung river and Dongjin river, Korea. *J. of Kor. Soc. Oceanogr.* **27**, 154-163 (in Korean).
- Christensen, B., A. Vedel, & E. Kristensen. 2000. Carbon and nitrogen fluxes in sediment inhabited by suspension-feeding (*Nereis diversicolor*) and non-suspension feeding (*N. virens*) polychaetes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **192**, 203-217.
- Clavero, V., F.X. Niell, & J.A. Fernandez. 1991. Effect of *Nereis diversicolor* O.F. Muller abundance on the dissolved phosphate exchange between sediment and overlying water in Palmones River estuary (Southern Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **33**, 193-202.
- Coelho, J.P., M.R. Flindt, H.S. Jensen, A.I. Lillebø, & M.A. Pardal. 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estu. Coast. Shelf Sci.* **61**, 583-590.
- Coelho, J.P., M.R. Flindt, H.S. Jensen, A.I. Lillebø, & M.A. Pardal. 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **61**, 583-590.
- Coelho, V.R., R.A. Cooper, & S.A. Rodrigues. 2000. Burrow morphology and behaviour of the mud shrimp *Upogebia omisssa* (Decapoda: Thalassinidea: Upogebiidae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **200**, 229-240.
- Costa, M., E.A. Loos, A. Shaw, C. Steckler, & P. Hill. 2007. Hyperspectral imagery for mapping intertidal vegetation at Roberts bank tidal flats, British Columbia, Canada. *Canadian J. Remote Sensing* **33** (2), 130-141.
- Cowan, J.L.W., J.R. Pennock, & W.R. Boynton. 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen flux in Mobile Bay, Alabama (USA): regulating factors and ecological significance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **141**, 229-245.
- D&A Instrument Company. 1991. Instruction manual of OBS-3 suspended solids and turbidity monitor.
- Daibers, F.C. 1982. Animals of the tidal marsh. Van Nostrand Co., New York.
- Dame, R.F. & P.D. Kenny. 1986. Variability of *Spartina alterniflora* primary production in the euhaline North Inlet estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **32**, 71-80.
- Davey, J.T. 1994. The architecture of the burrow of *Nereis diversicolor* and its quanti-

- cation in relation to sediment-water exchange. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **179**, 115-129.
- de Beer, D., F. Wenzhöfer, T.G. Ferdelman, S.E. Boehme, M. Huettel, J.E.E. van Beusekom, M.E. Böttcher, M. Musat, & N. Dubilier. 2005: Transport and mineralization rates in North Sea sandy intertidal sediments, Sylt-Rømø Basin, Wadden Sea. *Limnol. Oceanogr.* **50**, 113-127.
- de Jonge, V. N. 1995. Wind-driven tidal and annual gross transport of mud and microphytobenthos in the Ems Estuary, and its importance for the ecosystem. pp. 29-40 *In* Dyer, K.R. & R.J. Orth (eds), *Changes in fluxes in estuaries*. Olsen & Losen, Fredensberg.
- De Jonge, V.N. & J.E.E. Van Beusekom. 1992. Contribution of resuspended microphyto-benthos to total phytoplankton in the Ems estuary and its possible role for grazers. *Neth. J. Sea Res.* **30**, 91-105
- Devol, A.H. & J.P. Christensen. 1993. Benthic fluxes and nitrogen cycling in sediments of the continental margin of the eastern North Pacific. *J. Mar. Res.* **51**, 345-372.
- Ducklow, H.W. & C.A. Carlson. 1992. Oceanic bacterial production. *Adv. Microb. Ecol.*, **22**, 113-181.
- Dworschak, P.C. & P. Pervesler. 1988. Burrows of *Callianassa bouvieri* Nobili 1904 from Safaga (Egypt, Red Sea) with some remarks on the biology of the species. *Senckenberg. Marit.* **20**, 1-17.
- Dworschak, P.C. 1983. The biology of *Upogebia pusilla* (Petagna)(Decapoda: Thalassinidea). I. The burrows. *P. S. Z. N. Mar. Ecol.* **10**, 113-133.
- Dworschak, P.C. 2002. The burrows of *Callianassa candida* (Olivi 1792) and *C. whiti* (Sakai 1999) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). pp.63-71 *In* Bright, M., P.C. Dworschak, & M. Stachowitsch (Eds), *The Vienna School of Marine Biology: A Tribute to Jörg Ott*. Facultas Universitat sverlag, Wien.
- Elberling, B. & L.R. Damgaard. 2001. Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. *Geochim. Cosmochim Acta* **65**, 1897-1905.
- Epping, E.H. & W. Helder. 1997. Oxygen budgets calculated in situ oxygen microprofiles for Northern Adriatic sediments. *Cont. Shelf Res.* **17**, 1737-1764.
- Epping, E.H.G. & W. Helder. 1997. Oxygen budgets calculated from in situ oxygen



- microprofiles for Northern Adriatic sediments. *Cont. Shelf. Res.* **17**, 1737-1764.
- Felip, M., M.L. Pace, & J.J. Cole. 1996. Regulation of planktonic bacterial growth rates: the effects of temperature and resource. *Microb. Ecol.* **31**, 15-28.
- Fenchel, T. 1996. Worm burrows and oxic microniches in marine sediments. 1. Spatial and temporal scales. *Mar. Biol.* **127**, 289-295.
- Feuillet-Girard, M., D. Gouleau, G. Blanchard, & L. Joassard. 1997. Nutrient fluxes on an intertidal mudflat in Marennes-Oléron Bay, and influence of the emersion period. *Aquat. Living Resour.* **10**, 49-58.
- Fielder, D.R. & M.B. Jones. 1979. Observations of feeding behavior in two New Zealand mudcrabs (*Helice crass* and *Macrophthalmus hirtipes*). *Mauriora* **6**, 41-46.
- Folk, R.L. 1968. A review of grain size parameters. *Sedimentology* **6**, 73-93.
- Forja, J.M. & A. Gómez-Parra. 1998. Measuring nutrient fluxes across the sediment-water interface using benthic chambers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **164**, 95-105.
- Fossing, H., & B.B. Jørgensen. 1989. Measurement of bacterial sulfate reduction in sediment: evaluation of a single-step chromium reduction method. *Biogeochem.* **8**, 205-222.
- Furukawa, Y., A.C. Smith, J.E. Kostaka, J. Watkins, & C.R. Alexander. 2004. Quantification of macrobenthic effects on diagenesis using a multicomponent inverse model in salt marsh sediments. *Limnol. Oceanogr.* **49**, 2058-2072.
- Glud, R.N., F. Wenzhofer, A. Tengberg, M. Middelboe, K. Oguri, & H. Kitazato. 2005. Distribution of oxygen in surface sediments from central Sagami Bay, Japan: *In situ* measurements by microelectrodes and planar optodes. *Deep-Sea Res. I*, **52**, 1974-1987.
- Glud, R.N., J.K. Gundersen, & O. Holby. 1999. Benthic *in situ* respiration in the upwelling area off central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **186**, 9-18.
- Glud, R.N., J.K. Gundersen, H. Røy, & B.B. Jørgensen. 2003. Seasonal dynamics of benthic O<sub>2</sub> uptake in a semienclosed bay: Importance of diffusion and faunal activity. *Limnol. Oceanogr.* **48**, 1265-1276.
- Gómez-Parra, A. & J.M. Forja. 1993. Benthic nutrient fluxes in Cadiz Bay. *Hydrobiol.* **252**, 23-24.
- Greidanus, H., E.J. Huising, Y. Platschorre, R.J.P. Van Bree, D. Van Halsema, & E.M.J. Vaessen. 1999. Coastal DEMs with Cross-Track Interferometry. IEEE

- Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Hamburg, Germany, pp 2161-2163.
- Grenz, C., L. Denis, G. Boucher, L. Chauvaud, J. Clavier, R. Fichez, & O. Pringault. 2003. Spatial variability in sediment oxygen consumption under winter conditions in a lagoonal system in New Caledonia (South Pacific). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **285-286**, 33-47.
- Gribsholt B. & E. Kristensen. 2002. Effects of bioturbation and plant roots on salt marsh biogeochemistry: a mesocosm study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **241**, 71-87.
- Gribsholt B. & E. Kristensen. 2003. Benthic metabolism and sulfur cycling along an inundation gradient in a tidal *Spartina anglica* salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* **48(6)**, 2151-2162.
- Gribsholt B., J.E. Kostka, & E. Kristensen. 2003. Impact of fiddler crabs and plant roots on sediment biogeochemistry in a Georgia saltmarsh. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **259**, 237-251.
- Gribsholt, B., J.E. Kostka, & E. Kristensen. 2003. Impact of fiddler crabs and plant roots on sediment biogeochemistry in a Georgia salt marsh. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **259**, 237-251.
- Griffis, R.B. & F.L. Chavez. 1988. Effects of sediment type on burrows of *Callinassa californiensis* Dana and *C. gigas* Dana. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **117**, 239-253.
- Griffis, R.B. & T.H. Suchanek. 1991. A model of burrow architecture and trophic modes in thalassinidean shrimp (Decapoda: Thalassinidea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **79**, 171-183.
- Hall, P.O. & R.C. Aller. 1992. Rapid small-volume, flow injection analysis for CO<sub>2</sub> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in marine sediment and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* **37**, 113-119.
- Hall, P.O.J., L.G. Anderson, M.M. Rutgers van der Loeff, B. Sundby, & S.F.G. Westerlund. 1989. Oxygen uptake kinetics in the benthic boundary layer. *Limnol. Oceanogr.* **34**, 734-746.
- Hall, P.O.J., L.G. Anderson, M.M. Rutgers, B. Sundby, & S.F.G. Westerlund. 1989. Oxygen uptake kinetics in the benthic boundary layer. *Limnol. Oceanogr.* **34**, 734-746.
- Hoja, D., S. Lehner, A. Niedermeier, & E. Romaneessen. 2000. DEM Generation from ERS SAR Shorelines Compared to Airborne Crosstrack InSAR DEMs in the German Bight. IEEE Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing

- Symposium. Hawaii, USA, pp 1889-1891.
- Hopkinson, C.S. 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plum region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.* **94**, 127-142.
- Howarth, R.W. 1993. Microbial processes in salt-marsh sediments. pp. 239-259 *In* Ford, T.E. (ed), *Aquatic microbiology: An ecological approach*. Blackwell.
- Howes, B.L., J.W.H. Dacey, & G.M. King. 1984. Carbon flow through oxygen and sulfate reduction pathways in salt marsh sediments. *Limnol. Oceanogr.* **29**, 1037-1051.
- Howes, B.L., J.W.H. Dacey, & G.M. King. 1984. Carbon flow through oxygen and sulfate reduction pathways in salt marsh sediments. *Limnol. Oceanogr.* **29**, 1037-1051.
- Huettel, M., H. Roy, E. Precht, & S. Ehrenhauss. 2003. Hydrodynamical impact on biogeochemical processes in aquatic sediments. *Hydrobiologia* **494**, 231-236.
- Huettel, M., W. Ziebis, S. Forster, & G.W. Luther III. 1998. Advective transport affecting metal and nutrient distributions and interfacial fluxes in permeable sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **62(4)**, 613-631.
- Hylleberg, J. & K. Henriksen. 1980. The central role of bioturbation in sediment mineralization and element re-cycling. *Ophelia, Suppl.* **1**, 1-16.
- Hyun, J.-H., A.C., Smith, & J.E. Kostka. 2007. Relative contributions of sulfate- and iron(III) reduction to organic matter mineralization and process controls in contrasting habitats of the Georgia saltmarsh. *Appl. Geochem.* **22(12)**, 2637-2651.
- Jahnke, R.A. & M.B. Christiansen. 1989. A free-vehicle benthic chamber instrument for sea floor studies. *Deep-Sea Res.* **36**, 625-637.
- Jeffrey S.W., R.F.C. Mantoura & S.W. Wright. (eds) 1997. *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. UNESCO. Paris.
- Jickells, T.D. & J.E. Rae. 1997. *Biogeochemistry of Intertidal Sediments*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 193 p.
- Jin, J.-Y., K.C. Hwang, J.S. Park, K.D. Yum, & J.K. Oh. 1999. Development of a time-selective self-triggering water sampler and its application to in situ calibration of a turbidity sensor. *J. Kor. Soc. Oceanogr.* **34(4)**, 200-206.
- Jin, J.-Y., K.C. Hwang, J.S. Park, K.D. Yum, & J.K. Oh. 2003. Development of a

- programmable suspension sampler to improve the monitoring of sediment-transport processes. Proceedings of Coastal Sediments '03, May 18-23, 2003, Florida, USA.
- Jin, J.-Y., K.C. Hwang, J.S. Park, Y.-S. Eo, S.E. Kim, K.D. Yum, & J.K. Oh. 2000. New and improved time-selective self triggering water sampler: Aulte. *Ocean. Res.* **22(2)**, 57-67.
- Jordanova, A.A. & C.S. James. 2003. Experimental study of bed load transport through emergent vegetation. *J. Hydraulic Eng. ASCE* **129(6)**, 474-478.
- Jørgensen, B.B. 1978. A comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments. 1. Measurement with radiotracer techniques. *Geomicrobiol.* **1**, 11-28.
- Jørgensen, B.B. 2000. Bacterial and marine biogeochemistry. pp. 173-207 *In* Schulz, H.D. & M. Zabel (eds), Marine geochemistry. Springer, Berlin.
- Kaminura, S. & M. Tsuchiya. 2006. Effects of opportunistic feeding by the intertidal gastrophods *Batillaria zonalis* and *B. flectosiphonata* on material flux on a tidal flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **318**, 203-211.
- Katz, L.W. 1980. Effects of burrowing by the fiddler crab, *Uca pugnax* (Smith). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **11**, 233-237.
- Kim, S.-C., C.T. Friedrich, J.P.-Y. Maa, & L.D. Wright. 2000. Estimating bottom stress in tidal boundary layer from acoustic Doppler velocimeter data. *J. Hydraulic Eng., ASCE* **126(6)**, 399-406.
- Kirchman, D. L., Y. Suzuki, C. Garside, & H. W. Ducklow. 1991. High turnover rates of dissolved organic carbon during a spring phytoplankton bloom. *Nature*, **352**, 612-614.
- Kirchman, D.L., R.G. Keil, M. Simon, & N.A. Welschmeyer. 1993. Biomass and production of heterotrophic bacterioplankton in the oceanic subarctic Pacific. *Deep Sea Res.* **40**, 967-988.
- Koh, C.-H. & Shin, H.C. 1988. Environmental characteristics and distribution of macrobenthos in a mud flat of the west coast of Korea (YellowSea). *Neth. J. Sea Res.* **22**, 279-290.
- Koh, C.-H., J. S. Khim, H. Araki, H. Yamanishi, & K. Koga. 2007. Within-day and seasonal patterns of microphytobenthos biomass determined by co-measurement of sediment and water column chlorophylls in the intertidal mudflat of Nanaura, Saga, Ariake Sea, Japan.

*Estuar. Coast. Shelf Sci.* **72**, 42-52.

- Koo, B.J., K.K. Kwon, & J.-H. Hyun. 2005. The sediment-water interface increment due to the complex burrows of macrofauna in a tidal flat. *Ocean Sci. J.* **40**, 221-227.
- Koo, B.J., K.K. Kwon, & J.-H. Hyun. 2007a. Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. *J. of Sea Research.* **58(4)**, 302-312.
- Koo, B.J., S.-H. Shin, & C.-H. Koh. 2007b. Complex burrows of the mud shrimp *Laomedia* sp. (Decapoda: Thalassinidea: Laomeidiidae) and oxygen variations in its burrow systems with tides. 2007 Oceans in Vancouver.
- Koresky, C.M., C.M. Moorer, K.L. Lowe, C. Meile, T.J. Dichristina, & P. van Cappellen. 2003. Seasonal oscillation of microbial iron and sulfate reduction in saltmarsh sediments (Spelo Island, GA, USA). *Biogeochem.* **64**, 179-203.
- Kostka, J.E., A. Roychoudhury, & P. Van Cappellen. 2002a. Rates and controls of anaerobic microbial respiration across spatial and temporal gradients in saltmarsh sediments. *Biogeochem.* **60**, 49-76.
- Kostka, J.E., B. Gribsholt, E. Petrie, D. Dalton, H. Skelton, & E. Kristensen. 2002b. The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments. *Limnol. Oceanogr.* **47**, 230-240.
- Kristensen, E. & J.E. Kostka. 2005. Macrofaunal burrows and irrigation in marine sediment: microbiological and biogeochemical interactions. In Kristensen E., J.E. Kostka, & R. Haese (eds), Interactions between macro- and microorganisms in marine sediments. American Geophysical Union, Washington DC. 390 pp.
- Kristensen, E. & K. Hansen. 1999. Transport of carbon dioxide and ammonium in bioturbated (*Nereis diversicolor*) coastal, marine sediments. *Biogeochem.* **45**, 147-168.
- Kristensen, E. 1984. Effects of natural concentrations on nutrient exchange between a polychaete burrow in estuarine sediment and the overlying water. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **75**, 171-190.
- Kristensen, E. 2000. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*, **426**, 1-24.
- Kristensen, E. 2001. Impact of polychaetes (*Nereis* spp. and *Arenicola marina*) on

- carbon biogeochemistry in coastal marine sediment. *Areview. Geochem. Trans.* **2**, 92-104.
- Kristensen, E., F.Ø. Andersen, N. Holmboe, M. Holmer, & N. Thongtham. 2000. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. *Aquat. Microb. Ecol.* **22**, 199-213.
- Kromkamp, J., J. Peene, P. van Rijswijk, A. Sandee, & N. Goosen. 1995. Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* **311**, 9-19
- Laima, M., D. Brossard, P.-G. Sauriau, M. Girard, P. Richard, D. Gouleau, & L. Joassard. 2002. The influence of long emersion on biota, ammonium fluxes and nitrification in intertidal sediments of Marennes-Oléron Bay, France. *Mar. Environ. Res.* **53**, 381-402.
- Lee Y.-H. & C.-H. Koh. 1994. Biogenic sedimentary structures on a Korean mud flat: spring-neap variations. *Neth. J. Sea Res.* **32(1)**, 81-90.
- Lee, G.H. & D.M. Lee. 1991. Seasonal distribution and character of heterotrophic marine bacteria in the intertidal zone of the Yellow sea near Kunsan, Korea. *Kieler Meeresforsch.* **8**, 81-85.
- Lillebø, A.I., J.M. Neto, M.R. Flindt, J.C. Marques, & M.A. Pardal. 2004. Phosphorus dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estu. Coast. Shelf Sie.* **61**, 101-109.
- Lohani, B. & D.C. Mason. 1999. Construction of a Digital Elevation Model of the Holderness Coast using the waterline method and Airborne Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* **20(3)**, 593-607.
- Lovley, D.R. & E.J.P. Phillips. 1986. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **51**, 683-689.
- Lucas, C. H., J. Widdows, M.D. Brinsley, P.N. Salkeld, & P.M.J. Herman. 2000. Benthic-pelagic exchange of microalgae at a tidal flat. 1. Pigment analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **180**, 51-64
- Lucas, C.H., C. Banham, & P.M. Holligan. 2001. Benthic-pelagic exchange of microalgae at a tidal flat. 2. Taxonomic analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **212**, 39-52
- Mackenzie, F.T., R.M. Garrels, O.P. Bricker, & F. Bickley. 1967. Silica in seawater: control by silica minerals. *Science* **155**, 1404-1405.

- Mackin, J.E. & K.T. Swider. 1989. Organic matter decomposition pathways and oxygen consumption in coastal marine sediments. *J. Mar. Res.* **47**, 681-716.
- Mackin, J.E. & R.C. Aller. 1984. Dissolved Al in sediments and water of the East China Sea: implications for authigenic mineral formation. *Geochim Cosmochim Acta* **48**, 281-297.
- Magalhães, C.M., A.A. Bordalo, & W.J. Wiebe. 2002. Temporal and spatial patterns of intertidal sediment-water nutrient and oxygen fluxes in the Douro River estuary, Portugal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **233**, 55-71.
- Marinelli, R.L. 1992. Effects of polychaetes on silicate dynamics and fluxes in sediments: importance of species, animal activity and polychaete effects on benthic diatoms. *J. Mar. Res.* **50**, 745-779.
- Mason, D., D. Hill, I. Davenport, R. Flather, & G. Robinson. 1997. Improving inter-tidal digital elevation models constructed by the waterline technique. Third ERS Symposium, Florence, Italy, pp 1079-1082.
- Mayer, L.M., J. Jorgensen, & D. Schnitker. 1991. Enhancement of diatom frustules dissolution by iron oxides. *Mar. Geol.*, **99**, 263-266.
- Mermillod-Blondin, F., S. Marie, G. Desrosiers, B. Long, L. de Montety, E. Michaud, & G. Stora. 2003. Use of axial tomography to follow temporal changes of the benthic communities in an unstable sedimentary environment (Baie des Ha! Ha!, Saguenay Fjord). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **287**, 193-208.
- Michalopoulos, P. & R.C. Aller. 1995. Rapid clay mineral formation in Amazon Delta sediments: reverse weathering and oceanic elemental cycles. *Science*, **270**, 614-617.
- Michaud, E., G. Desrosiers, F. Mermillod-Blondin, B. Sundby, & G. Stora. 2006. The functional group approach to bioturbation: II. The effect of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **337**, 178-189.
- Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink. 2000. Wetland(third edition): New York. Van Nostrand Reinhold Company, Inc., pp. 155-204.
- Montague, C.L. 1982. The influence of fiddler crab burrows and burrowing on

- metabolic processes in saltmarsh sediment. pp. 283-301 *In* Kennedy V.S. (ed), Estuarine comparisons. Academic Press, New York.
- Mortimer, R.J.G., J.T. Davey, M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers, & R.J. Clifton. 1999. The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary. *Estu. Coast. Shelf Sci.* **48**, 683-699.
- Mortimer, R.J.G., M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers, J.T. Davey, & R.J. Clifton. 1998. Sediment-water exchange of nutrients in the intertidal zone of the Humber estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.* **37**, 261-279.
- Moselund, L., B. Thamdrup, & B.B. Jørgensen. 1994. Sulfur and iron cycling in a coastal sediment: radiotracer studies and seasonal dynamics. *Biogeochem.* **27**, 129-152.
- Naganuma, T. & S. Miura. 1997. Abundance, production and viability of bacterioplankton in the Seto Island Sea, Japan. *J. Oceanogra.*, **53**, 435-442.
- Nedwell, D.B. & M. Trimmer. 1996. Nitrogen fluxes through the upper estuary of the Great Ouse, England: the role of the bottom sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **142**, 273-286.
- Nickell, L.A. & R.J.A. Atkinson. 1995. Functional morphology of burrows and trophic modes of three thalassinidean shrimp species, and a new approach to the classification of thalassinidean burrow morphology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **128**, 181-197
- Nielsen O.I., E. Kristensen, & M. Holmer. 2003. Impact of *Arenicola marina* (Polychaeta) on sediment sulfur dynamics. *Aquat. Microb. Ecol.* **33**, 95-105.
- Nizzoli, D., M. Bartoli, M. Cooper, D.T. Welsh, G.J.C. Underwood, & P. Viaroli. 2007. Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonization by the polychaete *Nereis* sp. In for estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **75**, 125-134.
- NORI (National Oceanographic Research Institute), 2001. 2002 tide tables (Coast of Korea). National Oceanographic Research Institute, 284p. (In Korean)
- Ogilvie, B., D.B. Nedwell, R.M. Harrison, A. Robinson, & A. Sage. 1997. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks: the nitrogen budget of the River Colne estuary (United Kingdom). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **150**, 217-228.



- Park, M.O. & J.S. Park. 1997. HPLC method for the analysis of chlorophylls carotenoids from marine phytoplankton. *J. Oceanol. Soc. Kor.* **32**, 46-55.
- Parsons, T.R., T. Maita, & C.M. Lalli. 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press. p. 173.
- Pemberton, S.G., M.J. Risk, & D.E. Buckley. 1976. Supershrimp: deep bioturbation in the Strait of Canso, Nova Scotia. *Science* **192**, 790-791.
- Perez, K.T., E.W. Davey, R.H. Moore, P.R. Burn, M.S. Rosol, J.A. Cardin, R.L. Johnson, & D.N. Kopans. 1999. Application of computer aided tomography (CT) to the study of estuarine benthic communities. *Ecol. Appl.* **9**, 1050-1058.
- Phillips, E.J.P., D.R. Lovley, & E. E. Roden. 1993. Composition of nonmicrobially reducible Fe(III) in aquatic sediments, *Appl. Environ. Microbiol.* **59**, 2727-2729.
- Pinckney, J. & R. Zingmark. 1993. Biomass and production of benthic microalgal communities in estuarine habitats. *Estuaries* **16**, 887-897.
- Platt, T., C.L. Gallegos, & W.B. Harrison. 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *J. Mar. Res.* **38**, 687-701.
- Polerecky, L., U. Franke, U. Werner, B. Grunwald, & D. de Beer. 2005. High spatial resolution measurement of oxygen consumption rates in permeable sediments. *Limnol. Oceanogr. Methods* **3**, 75-85.
- Pomeroy, L.R. & W.J. Wiebe. 1993. Energy sources for microbial food webs. *Mar. Microb. Food Webs* **7**, 101-118.
- Powers, L.W. & J.F. Cole. 1976. Temperature variation in fiddler crab microhabitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **21**, 141-187.
- Psenner, R. & R. Sommaruga. 1992. Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from top-down to bottom-up control? *Limnol. Oceanogr.* **37**, 1092-1100.
- Rabouille, C., L. Denis, K. Dedieu, G. Stora, B. Lansard, & C. Grenz. 2003. Oxygen demand in coastal marine sediments: comparing *in situ* microelectrodes and laboratory core incubation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **285-286**, 49-69.
- Rainey, M.P., A.N. Tyler, D.J. Gilvear, R. Bryant, & P. McDonald. 2004. Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **86**, 480-490

- Rainey, M.P., A.N. Tyler, R. Bryant, D.J. Gilvear, & P. McDonald. 2000. The influence of surface and interstitial moisture on the spectral characteristics of intertidal sediments: Implications for airborne image collection and processing, *Int. J. Remote Sensing* **21**, 3025-3038
- Rasmussen, H. & B.B. Jorgensen. 1992. Microelectrode studies of seasonal oxygen uptake in a coastal sediment: role of molecular diffusion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **81**, 289-303.
- Ray, A.J. & R.C. Aller. 1985. Physical irrigation of relict burrows: Implications for sedimentary chemistry. *Mar. Geol.* **62**, 371-379.
- Reimers, C.E., K.M. Fischer, R. Merewether, K.L. Smith, & R.A. Jahnke. 1986. Oxygen microprofiles measured *in situ* in deep ocean sediments. *Nature* **320**, 741-744.
- Rhoads, D.C. & L.F. Boyer. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments: A successional perspective. In pp.3-52 McCall, P.L., & M.J.S. Tevesz (Eds), Animal-sediment relations. Plenum Publishing Company, NewYork.
- Rhoads, D.C. 1974. Organism sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **12**, 263-300.
- Ridd, P.V. 1996. Flow through animal burrows in mangrove creeks. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **43**, 617-625.
- Risgaard-Petersen, N., S. Rysgaard, L.P. Nielsen, & N.P. Revsbech. 1994. Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. *Limnol. Oceanogr.* **39**, 573-579.
- Rizzo, W.M. 1990. Nutrient exchanges between the water column and subtidal benthic microalgal community. *Estuaries* **13**, 219-226.
- Rooney-Varga, J., R. Devereux, R. Evans, & M. Hine. 1997. Seasonal changes in the relative abundance of uncultivated sulfate-reducing bacteria in a salt marsh sediment and in the rhizosphere of *Spartina alterniflora*. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**, 3895-3901.
- Rosenberg, R. & K. Ringdahl. 2005. Quantification of biogenic 3-D structures in marine sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **326**, 67-76.
- Rysgaard, S., N. Risgaard-Petersen, N.P. Sloth, K. Jensen, & L.P. Nielsen. 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnol. Oceanogr.* **39**, 1643-1652.

- Rysgaard, S., P.B. Christensen, & L.P. Nielsen. 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **126**, 111-121.
- Ryu, J.H., J.S. Won, & K.D. Min. 2002. Waterline extraction from Landsat TM data in a tidal flat: A case study in Gomso Bay, Korea. *Remote Sensing of Environment* **83**, 442-456.
- Ryu, J.H., W.J. Cho, J.S. Won, I.T. Lee, S.S. Chun, A.S. Suh, & K.L. Kim. 2000. Intertidal DEM generation using waterline extracted from remotely sensed data. *J. Kor. Soc. Remote Sensing* **16(3)**, 221-233 (in Korean, with English Abstract).
- Ryu, J.H., Y.H. Na, J.S. Won, & R. Doerffer. 2004. A critical grain size for Landsat ETM+ investigations into intertidal sediments, A case study of the Gomso tidal flats, Korea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **60(3)**, 491-502.
- Sakamaki, T., O. Nishimura, & R. Sudo. 2006. Tidal time-scale variation in nutrient flux across the sediment-water interface of an estuarine tidal flat. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **67**, 653-663.
- Sauter, E.J., M. Schlüter, & E. Suess. 2001. Organic carbon flux and remineralization in surface sediments from the northern North Atlantic derived from pore-water oxygen microprofiles. *Deep-Sea Res. I* **48**, 529-553.
- Schmidt, K.S. & A.K. Skidmore. 2001. Exploring spectral discrimination of grass species in African rangelands. *Int. J. Remote Sensing* **14**, 1159-1177.
- Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanol.* **33**, 702-724.
- Shaffer, G.P. & M.J. Sullivan. 1988. Water column productivity attributable to displaced benthic diatoms in well-mixed shallow estuaries. *J. Phycol.* **24**, 132-140.
- Shiah, F.K. & H.W. Ducklow. 1994a. Temperature regulation of heterotrophic bacterioplankton abundance, production, and specific growth rate in Chesapeake Bay. *Limnol. Oceanogr.* **39**, 1243-1258.
- Shiah, F.K. & H.W. Ducklow. 1994b. Temperature and substrate regulation of bacterial abundance, production and specific growth rate in Chesapeake Bay, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **103**, 297-308.

- Siever, R. & N. Woodford. 1973. Sorption of silica by clay minerals. *Geochim Cosmochim Acta* **37**, 1851-1880.
- Simon, M., B.C. Cho, & F. Azam. 1992. Significance of bacterial biomass in lakes and the ocean: comparison to phytoplankton biomass and biogeochemical implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **86**, 103-110.
- Stamhuis, E.J., C.E. Schreurs, & J.J. Videler. 1997. Burrow architecture and turbative activity of the thalassinid shrimp *Callinassa subterranea* from the central North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **151**, 155-163.
- Stieglitz, T., P. Ridd, & P. Müller. 2000. Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. *Biologia* **421**, 69-76.
- Stockdon, H.F., A.H. Sallenger Jr., H.L. Jeffery, & R.A. Holman. 2002. Estimation of shoreline position and change using airborne topographic lidar data. *J. Coastal Research* **18**, 502-513.
- Stookey, L.L. 1970. Ferrozine-a new spectrophotometric reagent for iron. *Anal. Chem.* **42**, 779-781.
- Sundareshwar, P.V. & J.T. Morris. 1999. Phosphorus sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient. *Limnol. Oceanogr.* **44**, 1693-1701.
- Sundareshwar, P.V. & J.T. Morris. 1999. Phosphorus sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient. *Limnol. Oceanogr.* **44**, 1693-1701.
- Sundbäck, K., A. Miles, & E. Göransson. 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **200**, 59-76.
- Sundbäck, K., A. Miles, S. Hulth, L. Pihl, P. Engström, E. Selander, & A. Svenson. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **246**, 115-126.
- Suttle, C.A. 1994. The significance of viruses to mortality in aquatic microbial communities. *Microb. Ecol.* **28**, 237-243.
- Swinbanks, D.D. & J.L. Muternauer. 1987. Burrow distribution of Thalassinidean shrimp

- on a Fraser delta tidal flat, British Columbia. *J. Paleontol.* **61**, 315-332.
- Swinbanks, D.D. & J.W. Murray. 1981. Biosedimentological zonation of Boundary Bay tidal flats, Fraser River Delta, British Columbia. *Sedimentology* **28**, 201-237.
- Teague, K.G., C. Madden, & J.W. Day. 1988. Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominated estuary. *Estuaries* **11**, 1-9.
- Tengberg, A., H. Stahl, G. Gust, V. Muller, U. Arning, H. Andersson, & P.O.J. Hall. 2004. Intercalibration of benthic flux chambers I. Accuracy of flux measurement and influence of chamber hydrodynamics. *Prog. in Oceanogr.* **60**, 1-28.
- Thamdrup, B. & D.E. Canfield. 1996. Pathways of carbon oxidation in continental margin sediments off central Chile. *Limnol. Oceanogr.* **41**, 1629-1650.
- Thamdrup, B. & D.E. Canfield. 2000. Benthic respiration in aquatic sediments. pp. 86-103 In Jackson, R.B., O.E. Sala, H.A. Mooney, & R.W. Howarth (eds), *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York.
- Thamdrup, B. 2000. Bacterial manganese and iron reduction in aquatic sediments. pp. 41-84 In B. Schink (Ed.), *Advances in microbial ecology*, Vol. 16. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Thompson, C.E.L., C.L. Amos, & G. Umgiesser. 2004. A comparison between fluid shear stress reduction by halophytic plants in Venice Lagoon, Italy and Rustico Bay, Canada-analyses of in situ measurements. *J. Marine System* **51**, 293-308.
- Thomson, A.G., J.A. Eastwood, M.G. Yates, R.M. Fuller, R.A. Wadsworth, & R. Cox. 1998. Airborne remote sensing of intertidal biotopes: BIOTA I. *Mar. Pol. Bull.* **37**, 164-172.
- Thornton, D.C.O., L.F. Dong, G.J.C. Underwood, & D.B. Nedwell. 2007. Sediment-water inorganic nutrient exchange and nitrogen budgets in the Colne Estuary, UK. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **337**, 63-77.
- Trimmer, M., D.B. Nedwell, D.B. Sivyer, & S.J. Malcolm. 1998. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the river Great Ouse, England: the role of the bottom sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **63**, 109-124.
- van Leussen, W. 1988. Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs: A Review. pp. 347-403 In *Physical processes in estuaries*, J. Dronkers & W. van

- Leusseneditd (eds), Springer-Verlag.
- Viitasalo, S. 2007. Effects of bioturbation by three macrozoobenthic species and predation by nectobenthic mysids on cladoceran benthic eggs.- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **336**, 131-140.
- Viitasalo, S., T.Katajisto, & M. Viitasalo. 2007. Bioturbation changes the patterns of benthic emergence in zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* **52(6)**, 2325-2339.
- Wainright, S.C. 1990. Sediment-to-water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **62**, 271-281.
- Wang, C., M. Menenti, M.-P. Stoll, E. Stoll, E. Belluco, & M. Marani. 2007. Mapping mixed vegetation communities in salt marshes using airborne spectral data. *Remote Sensing of Environment* **107**, 559-570.
- Wenzhöfer, F. & R.N. Glud. 2002. Benthic carbon mineralization in the Atlantic: a synthesis based on in situ data from last decade. *Deep-Sea Res. I* **49**, 1255-1279.
- Wenzhofer, F. & R.N. Glud. 2004. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O<sub>2</sub> dynamics: Effects of fauna activity. *Limnol. Oceanogr.* **49**, 1471-1481.
- White, P.A., J. Kalff, J.B. Rasmussen, & J.M. Gasol. 1991. The effects of temperature and algal biomass on bacterial production and specific growth rate in freshwater and marine habitats. *Microb. Ecol.* **21**, 99-118.
- Wilkins, J.L. & M. Fingerman. 1967. Heat tolerance and temperature relationships of the fiddler crab, *Uca Pugilator*, with reference to body coloration. *Biol. Bull.* **128**, 133-141.
- Wimmer, C., R. Siegmund, M. Schwabisch, & J. Moreira. 2000. Generation of high precision DEMs of the Wadden sea with airborne interferometric SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **38(5)**, 2234-2245.
- Witbaard, R. & G.C.A. Duineveld. 1989. Some aspects of the biology and ecology of the burrowing shrimp *Callianassa subterranean* (Montagu) (Thalassinidea) from the southern North Sea. *Sarsia* **74**, 209-219.
- Woo, H.J. & J.-G. Je. 2002. Changes of sedimentary environments in the Southern tidal flat of Kanghwa Island. *Ocean and Polar Res.* **24**, 331-343. (In Korean, with English abstr.)
- Yang, E.J., J.K. Choi, & J.H. Hyun. 2003. The study on the seasonal variation of

- microbial community in Kyeonggi Bay, Korea I. Bacteria and Heterotrophic nanoflagellates. *J. Kor. Soc. Oceanogr.* **8**, 44-57 (in Korean with English abstr.).
- Yates, M.G., A.R. Jones, S. McGrorty, & J.D. Goss-Custard. 1993. The use of satellite imagery to determine the distribution of intertidal surface sediments of The Wash, England. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **36**, 333-344,
- Zapata, M., F. Rodriguez, & J.L. Garrido. 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C8 column and pyridine containing mobile phases. *Mar. Eco. Progr. Ser.* **195**, 29-45.
- Ziebis, W., S. Forster, M. Huettel, & B.B. Jørgensen. 1996. Complex burrows of the mudshrimp *Callinassa truncata* and their geochemical impact in the sea bed. *Nature* **382**, 619-622.

## 주 의

1. 이 보고서는 한국해양연구원에서 수행한 기본연구사업의 연구결과 보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 한국해양연구원에서 수행한 기본연구사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 안됩니다.