

강화도 남단 갯벌의 혐기성 유기물 분해능과 황산염 환원력 및 저서 동물이 이에 미치는 잠재적 영향

목진숙 · 조혜연 · 현정호*
한국해양연구원 해양생물자원연구본부

Rates of Anaerobic Carbon Mineralization and Sulfate Reduction in Association with Bioturbation in the Intertidal Mudflat of Ganghwa, Korea

JIN SOOK MOK, HYE YOUN CHO, AND JUNG-HO HYUN*

Marine Microbiology Laboratory, Korea Ocean Research and Development Institute, Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

본 연구에서는 강화도 남단 갯벌에서 혐기성 유기물 분해능과 황산염 환원력을 정량화하고 유기물 분해에 있어 황산염 환원의 상대적 중요성에 미치는 저서 동물의 잠재적 영향에 대해 토의하고자 하였다. 혐기성 유기물 분해능은 26~85 mmol C m⁻² d⁻¹의 범위로 조사되었고, 이를 강화도 남단의 갯벌 면적(약 90 km²)으로 환산하면 하루 동안 약 46 ton의 유기물이 분해되는 것이라 할 수 있다. 황산염 환원력은 22.6~533.4 nmol cm⁻³ d⁻¹의 범위로 조사되었으며, 전체 혐기성 유기물 분해의 31~129%를 차지하는 것으로 나타났다. 이는 연구지역에서의 혐기성 유기물 분해가 황산염 환원에 의해 주도되고 있음을 의미한다. 한편, 10월에 혐기성 유기물 분해에서 황산염 환원이 차지하는 비중이 상대적으로 낮게 나타난 반면, 공극수 내 Fe(II)의 농도가 증가한 것으로 나타났다. 이러한 결과들은 대형 저서 동물 활동에 의해 Fe(II)의 재산화가 촉진됨으로써 공극수 내 Fe(III)의 공급이 원활해졌고, 그로 인해 유기물 분해과정에서 철 환원 작용이 황산염 환원 작용을 약화시켰음을 의미한다.

This study was carried out to quantify the rates of anaerobic mineralization and sulfate reduction, and to discuss the potential effects of benthic fauna on sulfate reduction in total anaerobic carbon respiration in Ganghwa intertidal flat in Korea. Anaerobic carbon mineralization rates ranged from 26 to 85 mmol C m⁻² d⁻¹, which accounted for approximately 46 tons of daily organic matter mineralization in the intertidal flat of southern part of the Ganghwa Island (approximately 90 km²). Sulfate reduction ranged from 22.6 to 533.4 nmol cm⁻³ d⁻¹, and were responsible for 31~129% of total anaerobic carbon oxidation, which indicated that sulfate reduction was a dominant pathway for anaerobic carbon oxidation in the study area. On the other hand, the partitioning of sulfate reduction in anaerobic carbon mineralization in October decreased, whereas concentrations of Fe(II) in the pore water increased. The results implied that the re-oxidation of Fe(II) in the sediments is stimulated by macrobenthic activity, leading to an increased supply of reactive Fe(II), and thereby increasing Fe(III) reduction to depress sulfate reduction during carbon oxidation.

Keywords: Anaerobic Carbon Mineralization, Sulfate Reduction, Ganghwa Intertidal Mudflat, Bioturbation

서론

해양 환경 내에서 미생물 호흡에 의한 유기물의 분해는 유기탄소를 무기탄소로 전환시키는 중요한 생지화학적 과정이다(Jahnke and Craven, 1995). 특히 수심이 얇은 연안 퇴적토에서 유기물 분해 시 재생산된 영양염은 수층으로 공급되어 일차생산력을 지원하기도 한다(Alongi, 1995; Fariás *et al.*, 1996; Gibling *et al.*, 1997).

따라서 갯벌 등 연안 퇴적물 내에서의 수층과의 물질순환을 이해하기 위해 미생물에 의한 유기물 분해의 정량화와 분해 경로를 파악하는 것이 중요하다(현 등, 2003, 2004).

유기물 공급이 많은 조건대 펄 갯벌에서는 산소 공급보다 미생물에 의한 산소 소비가 더 빠르게 일어나 표층퇴적물 수 mm 이내에서 산소가 급격히 감소된다(황과 조, 2005). 따라서 유기물 분해의 대부분은 혐기 조건에서 진행 된다(Holmer, 1996; 현 등, 2003). 혐기성 상태에서의 유기물 분해는 산소 대신 질산염, 산화망간, 산화철, 황산염 등을 이용하는 다양한 미생물 군(탈질산화/

*Corresponding author: jhhyun@kordi.re.kr

망간 환원/철 환원/황산염 환원 세균)이 담당하고 있다(Capone and Kiene, 1988; Canfield *et al.*, 1993; Nedwell *et al.*, 1994; Kristensen and Holmer, 2001). 특히, 해양 환경에서는 황산염(~28 mM)이 풍부하기 때문에 황산염 환원 세균(sulfate reducing bacteria)에 의한 유기물 분해가 전체 유기물 분해의 50% 이상 또는 혐기성 유기물 분해의 80~90% 이상을 담당하고 있는 것으로 인식되고 있다(Jørgensen, 1982; Holmer, 1996; 현 등 2004). 이러한 황산염 환원 과정에서 발생된 황화가스는 생물들에게 독성으로 작용하여 생물 다양성을 감소시킬 뿐만 아니라(Bagarinao, 1992), FeOOH와의 무생물적 환원(abiotic reduction)을 유발하여 철 환원 박테리아에 필요한 FeOOH의 공급을 차단시킴으로써 철 환원을 저해하기도 한다(Koretsky *et al.*, 2003). 또한 우리나라의 경우, 연안 환경의 부영양화로 인한 저층 퇴적물 내 갇힌 혐기성 환경 형성으로 유발될 수 있는 심각한 연안 생태 구조 변화의 가능성과 관련하여 황산염 환원 작용을 중심으로 한 혐기성 환경 내 미생물에 의한 물질 순환에 대한 연구의 필요성이 제시되고 있다(현 등, 2003).

퇴적물에서 황산염 환원 작용을 포함하여 미생물에 의한 유기물 분해 과정은 유기물 공급량과 성분, 온도, 저서 동물의 활동, 식생의 유무, 퇴적물(집적물), 조석 변화 등의 영향을 받는다(Holmer, 1996; Hansen *et al.*, 1996; Hansen and Kristensen, 1998; Kostka *et al.*, 2002a, 2002b; Gribsholt and Kristensen 2002; Nielsen *et al.*, 2003). 이러한 환경 요인들 중, 저서 동물의 활동은 저층 퇴적물 내 유기물 공급을 증가시켜 미생물의 대사 작용을 촉진시킴으로써 유기물 분해를 더욱 촉진시키는 것으로 알려져 있다(Aller, 1994). 예로서, Hansen and Kristensen(1997)은 *Nereis diversicolor*의 활동에 의해 퇴적물 내 미생물의 활성이 증가하였다고 보고하였으며, Heilskov and Holmer(2001)는 양식장의 퇴적물에서 저서 동물의 활동에 의해 전반적으로 유기물 분해능이 향상되고 양식장 아래 유기 폐기물(organic wastes)의 축적이 방지될 수 있을 뿐만 아니라, 탈질산화에 의한 질소의 제거 및 산화된 금속과의 결합에 의한 퇴적물 내 인의 저장에 향상시킴으로써 수층으로의 과도한 영양원 공급 또한 제한될 수 있음을 제시하기도 하였다. 또한 저서 동물의 활동은 퇴적물의 교란(sediment reworking)과 관개(irrigation)를 통해 일시적으로 저층 퇴적물에 산소를 공급함으로써 산화 환원 변동(redox oscillation)을 일으키고 동시에 다른 전자 수용체(NO_3^- , FeOOH, MnO_2)도 함께 저층 퇴적물로 공급하는 작용을 한다(Aller, 1994; Kostka *et al.*, 2002a; Gribsholt *et al.*, 2003). 따라서 생물 구멍(burrow) 부근에서는 황산염 환원력의 상대적 중요도가 감소하는 것으로 나타난다. 실제로 *Arenicola marina*(Polychaeta)의 생물 구멍 주변에서 황산염 환원율이 52%까지 감소하였고(Nielsen *et al.*, 2003), *Uca pugnax*(fiddler crab)의 생물 구멍 벽 근처에서 황산염 환원은 감소하고, 철 환원이 유기물 분해의 대부분을 담당하고 있는 것으로 조사되었다(Gribsholt *et al.*, 2003; Kostka *et al.*, 2002b).

외국의 경우 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해능과 황산염 환원력의 중요성 및 환경 요인들의 영향에 대해 많은 연구가 진행되어 왔다(현 등, 2003). 그러나 국내의 경우 그 분해능과 중요성에 대한 연구는 진행되었으나(현 등, 2004), 유기물 분해에 대한 환경 요인들의 영향, 특히 생물 교란(bioturbation)의 영향은 연구된 바 없다. 본 연구에서는 (1)강화도 남단 갯벌에서 하계와 추계

두 시기에 미생물의 혐기성 호흡에 의한 유기물 분해능을 정량화하고, (2)황산염 환원력의 측정을 통해 갯벌의 유기물 분해경로 상에서 황산염 환원 작용의 중요성을 제시하며, 또한 (3)유기물 분해에 있어 황산염 환원력의 상대적 중요성에 미치는 저서 동물 활동의 잠재적 영향에 대해 토의하였다.

재료 및 방법

연구지역

경기도 해안에는 우리나라 갯벌 면적의 1/3에 해당하는 약 1,000 km^2 의 갯벌이 형성되어 있다(고, 2001). 이 중 연구대상 지역인 강화 남부 갯벌은 한강 및 임진강의 하구로부터 유입된 퇴적물에 의해 형성된 하구 갯벌로 육지로부터 최대 거리 6 km, 면적은 약 90 km^2 로 강화도 전체 갯벌 면적의 약 86%를 차지하고 있으며, 강화도 동부에는 염하수로, 서부에는 석모수로가 위치하고 있다. 또한 조석은 전형적인 일일 2 주기로 최대 조차가 약 10 m에 달하는 곳이다(우 등, 2004). 이 지역은 풍부한 영양염을 보유하는 하구갯벌로 분류되어(해양수산부, 1998) 다양한 해양생물의 서식처로서 중요한 기능을 담당하는 지역이다. 강화도 갯벌은 경기만의 다른 지역과 달리 비교적 오염이 덜 진행된 천연 갯벌을 유지하고 있는 곳이기도 하다. 최근 인천공항 건설로 영종도부근의 갯벌이 매립됨에 따라 심한 퇴적상의 변화가 보고되어 있다(우 등, 2004). 특히 본 연구지역의 하나인 동막리와 동검리 갯벌의 경우 영종도 갯벌 매립 이전에 비해 퇴적물의 집적(accumulation)이 급격히 진행되는 곳이기도 하다(우와 제, 2002).

2003년 7월과 10월에 강화도 서남단의 장화리(정점 JH), 남단 중앙역의 동막리(정점 DM) 두 갯벌에서 해안으로부터 각각 300 m와 50 m 정도 떨어진 지점에서 퇴적물을 채취하였다. 정점 JH는 석모수로의 남쪽 끝자락, 정점 DM은 동막해수욕장 좌측의 분오리 둔대 남단에 위치한 갯벌이다(Fig. 1).

연구지역의 퇴적상은 2000년 펄 퇴적상이 정점 DM까지 확장되었다가 2003년에는 모래 펄 퇴적상이 정점 JH와 정점 DM 모두에 걸쳐 나타났으며 강화도 남단 동부 갯벌까지 확장된 것으로 보고되었다(우 등, 2004). 한편, 하계에 정점 JH에서는 1.57~4.23 cm/yr 의 침식이 일어나는 반면, 정점 DM에서는 0.67~0.77 cm/yr 의 퇴적이 일어나는 것으로 보고되었다(우와 제, 2002).

환경요인 분석

퇴적물 내의 온도는 깊이 10 cm 이내에서 막대 수는 온도계를 사용하여 측정하였다. 함수율과 공극률을 측정하기 위해 끝을 자른 주사기로 퇴적물 2 ml을 취하여 무게를 측정 후 70 °C에서 2~3일간 건조시킨 후 다시 무게를 측정하였다. 퇴적물의 부피와 건조 전, 후의 무게로부터 퇴적물의 함수율, 밀도 및 공극률을 계산하였다. 저서 동물에 의해 형성된 생물 구멍 밀도(burrow density)는 25×25 cm 방형구를 사용하여 10회 이상 측정된 수를 평균하여 단위면적(m^2)당 생물 구멍 수로 환산하였다. 입자성 유기탄소(Particulate 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. 공극수의 화학성분 분석을 위해 내경 5 cm, 길이 25 cm의 아르킬 코

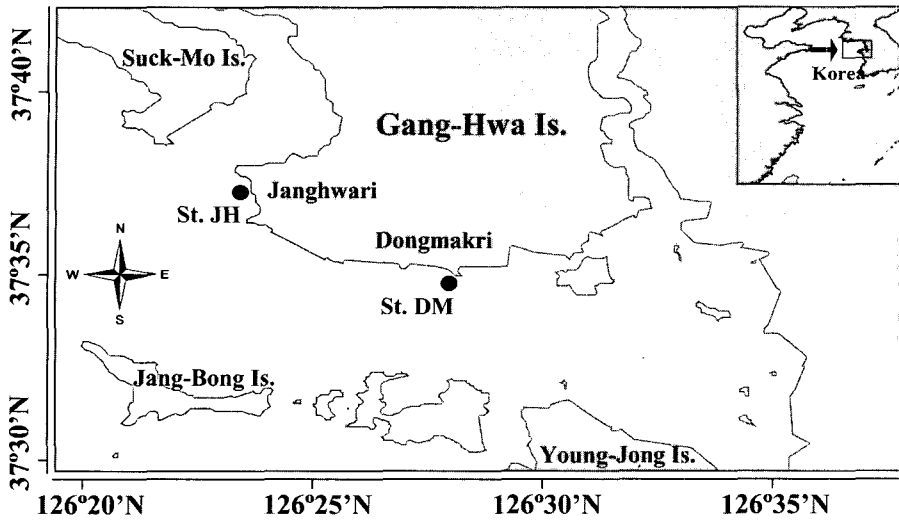


Fig. 1. A map of sampling sites at the Gang-hwa intertidal flat in Korea.

어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 퇴적물을 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 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 μ m)로 부유물을 제거시킨 다음, CO₂와 NH₄⁺는 일정량을 2 ml 유리병에 옮긴 후 FIA(Flow injection analysis) 방법을 이용하여 분석하였다(Hall and Aller, 1992). 황산염(SO₄²⁻)의 농도 분석을 위해 퇴적물에서 뽑아낸 공극수 중 1 ml을 취하여 멸균된 2 ml 플라스틱 vial에 담고 20 μ l의 진한 염산을 넣은 후 분석 전까지 냉동 보관하였으며, 이온 크로마토그래피(761 Compact IC, Metrohm)를 이용하여 농도를 측정하였다. Fe(II)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). 엽록소-a(chlorophyll-a)의 분석을 위해 50 ml 주사기 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 상태로 운반하였다. 0~2 cm까지의 퇴적물을 취한 후 90% 아세톤에 넣고 잘 흔들여 준 다음, 24 시간 경과 후 spectrophotometer를 이용하여 분석하였다(Parsons *et al.*, 1984). 황화수소(HS⁻)의 농도는 20% ZnAc 처리된 시료를 Cline solution과 반응시킨 후 spectrophotometer로 측정하여 분석하였다(Parsons *et al.*, 1984). 총 환원황(Total reduced sulfur; TRS)의 농도는 chromium 환원법(Fossing and Jørgensen, 1989)에 의해 추출된 시료를 20% ZnAc로 처리한 후 Cline solution과 반응시켜 Spectrophotometer로 측정하였다(Parsons *et al.*, 1984).

혐기성 유기물 분해능 측정

깊이 6 cm까지의 퇴적물을 플라스틱 모종삽으로 퍼서 비닐 백에 담고 여백에 존재한 공기를 제거한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 퇴적물을 고르게 섞어 준 후, 50 ml 플라스틱 원심분리 튜브에 일정량씩 옮겨 담고 현장 온도 조건 아래 배양하였다. 일정시간 간격으로 튜브를 꺼내어, 원심분리(3500 rpm, 10분)후, 다시 혐기성 박스 안에서 공극수를 뽑아내어 공극수 내 CO₂를 분석하여 시간에 따른 CO₂ 증가율을 계산하였다. 또한, 혐기성 호흡에 있어 유기물에 의

한 제한 정도를 파악하기 위해 별도의 퇴적물 세트를 준비한 후 혐기성 호흡을 위한 직접적인 유기영양원인 acetate(5 mM)를 첨가한 후 시간에 따른 CO₂ 증가율을 측정하였다(현 등, 2004).

황산염 환원력 측정

황산염 환원력 측정을 위해 core injection technique(Jørgensen, 1978)을 이용하였다. 내경 1.6 cm, 길이 25 cm의 아크릴 코어를 이용하여 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 5 μ l carrier-free ³⁵SO₄²⁻(약 2.5 μ Ci)를 미리 실리콘으로 막아 놓은 주입구(1 cm 간격)를 통해 주입한 후, 현장온도 조건하의 배양기 안에서 2~3 시간 동안 배양하였다. 배양기간 동안 생성된 환원황을 고정하기 위해, 2 cm 간격으로 자른 퇴적물을 20% ZnAc 용액(10 ml)이 담긴 50 ml 원심분리관에 넣고 잘 흔들여 분석 전까지 냉동 보관하였다. ZnAc 용액에 보관된 퇴적물로부터 ³⁵S를 추출하기 위해 single-step chromium reduction 방법을 이용하였다(Fossing and Jørgensen, 1989).

결 과

환경요인

퇴적물 10 cm 이내에서 온도는 7월 조사 시기에는 32.0 °C, 10월에는 18.7 °C로 나타났다(Table 1). 퇴적물의 밀도는 7월에 1.65~1.90 g/cm³, 10월에 1.7~1.96 g/cm³의 범위로 조사되었고, 공극률은 7월에 0.46~0.52, 10월에 0.46~0.56의 범위로 두 정점에서 비슷한 경향을 나타내었다. 함수율은 23.5~32.2%의 범위로 나타났다. 한편, 입자성 유기탄소 함량(POC)은 정점 JH의 경우 7월에 비해 10월에 50% 감소한 반면, 정점 DM의 경우 60% 증가하였고, 엽록소-a의 양은 약 2.2(정점 DM)~4.6(정점 JH)배 증가된 경향을 보였다. 생물 구멍 밀도(burrow density)로 표현된 대형 저서 동물의 활동은 전반적으로 유기물 공급이 풍부한 시기에 더욱 활발하게 나타난 것으로 조사되었으며(Table 1), 특히 정점 DM에서 10월에 가장 높게 나타났다. 한편, 정점 JH에서 10월 조사 시기에 생물 구멍 형태를 확인할 수는 없었으나 크기 5 mm 내외의 매우 작은 조개류가 퇴적물 내에 다량 분포하고 있는 것을 관찰할 수 있었다(자료 미제시).

Table 1. Summary of the environmental parameters by each site.

St.	Temp. (°C)	Density (g/cm ³)	Porosity	Burrow density (numbers/m ²)		POC** (mg/g)	Chl.-a** (mg/m ²)	
				<2 cm i.d.*	≥2 cm i.d.			
JH	Jul.	32.0	1.83	0.50	48	5	2.76	13.8
	Oct.	18.7	1.85	0.53	29	22	1.40	64.1
DM	Jul.	32.0	1.71	0.49	21	30	2.35	10.3
	Oct.	18.7	1.82	0.51	80	83	3.98	22.8

*i.d.: the inside diameter of burrow

**Inventories of POC (Particulate organic carbon) and Chl.-a were obtained from top 2 cm depth of sediments.

Table 2. Inventories (mmol/m²) of pore water constituents and total reduced sulfur (TRS) in solid phase of sediment within top 6 cm depth of the sediment.

St.	CO ₂	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Fe ²⁺	HS ⁻	TRS	
JH	Jul.	143	22.3	584	0.92	0.70	1690
	Oct.	174	25.4	542	1.10	0.54	1043
DM	Jul.	146	24.1	528	1.03	0.23	1503
	Oct.	161	17.5	556	4.31	0.44	1457

퇴적물의 지화학적 요인

표층 퇴적물 6 cm 이내의 공극수를 분석한 결과(Table 2), 유기물 분해산물인 CO₂는 3.12~10.61 mM의 범위로 퇴적물 깊이가 깊어짐에 따라 증가하는 수직 분포경향을 보였으며, 특히 정점 DM에서 깊이에 따른 증가율이 더 큰 것으로 나타났다(Fig. 2). NH₄⁺는 232~1,402 μM의 범위로 전반적으로 깊이가 깊어짐에 따라 증가하고 6~8 cm 아래로는 감소하거나 더 이상 증가하지 않는 수직 분포를 나타내었으나, 10월에 정점 DM의 경우 10 cm 까지 계속해서 증가하는 경향을 보였다(Fig. 2). 황산염은 퇴적물 깊이가 깊어짐에 따라 감소하는 경향을 나타낸 반면, 정점이나 계절에 따른 뚜렷한 차이는 나타나지 않았다(Fig. 3). Fe(II)의 농도는 2.6~297.2 μM의 범위로 표층 아래 2~4 cm 깊이에서 최대값을 나타내었고, 두 정점에서 모두 7월보다 10월에 1.2(정점 JH)~4.2(정점 DM)배 증가된 것으로 조사되었다(Table 2). HS⁻의 농도는 3.5~39.7 μM의 범위로 나타나 연구 지역이 황화수소의 축적이 상당한(sulfidogenic) 혐기성 환경임을 시사한다(Fig. 3). 총 환원황(TRS)은 정점 JH의 경우 7월에 비해 10월에 농도는 감소하였으나 수직 분포는 비슷한 경향을 보였다(Fig. 4). 한편, 정점 DM의 경우 10월에 표층을 제외하고 7월과 10월에 비슷한 농도 분포를 나타내었으며 수직적으로 균일한 분포 양상을 나타냈다. 표층부터 6 cm까지 적분한 총 환원황(Table 2)은 7월의 경우 두 정점에서 비슷한 농도를 나타내었으나, 10월의 경우 정점 DM에서는 7월과 비슷한 농도를 나타낸 반면, 정점 JH에서는 7월에 비해 약 40% 감소한 것으로 나타났다.

혐기성 유기물 분해능

표층 6 cm 이내에서 혐기성 유기물 분해율은 정점 JH에서 0.05 ~ 0.11 mM C h⁻¹, 정점 DM에서 0.04 mM C h⁻¹의 범위로 조사되었다(Fig. 5). 정점 DM에서는 7월과 10월 조사 시기에 비슷한 유기물 분해능을 나타내었으나 정점 JH의 경우 엽록소-a의 양이 7월에 비해 4.5배 높은 10월에(Table 1) 가장 높은 유기물 분해능을 나타냈다. 혐기성 유기물 분해능에서 유기물 공급의 영향을 확인하기 위해 퇴적물에 acetate를 첨가한 후 혐기성 유기물 분해능

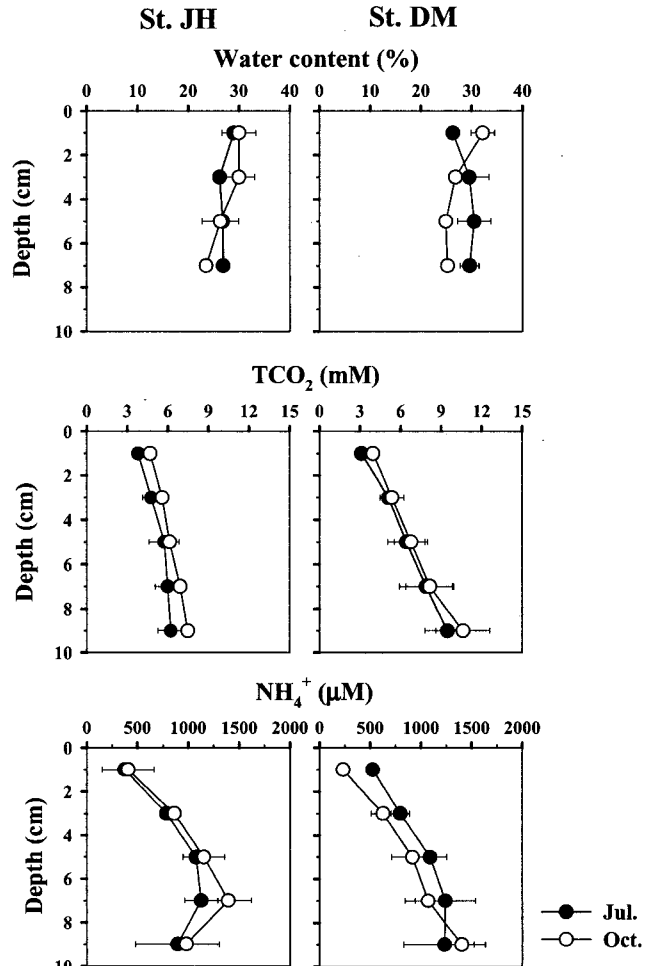


Fig. 2. Vertical profiles of pore water constituents (water contents, TCO₂, NH₄⁺) in sediment (July and October, 2003). Error bars indicate the mean±1SD from triplicate cores.

을 측정하고, 7월 조사시기의 정점 JH에서 4배 증가하고 10월 조사에서는 유기물(acetate) 공급에 관계없이 비슷한 분해능을 나

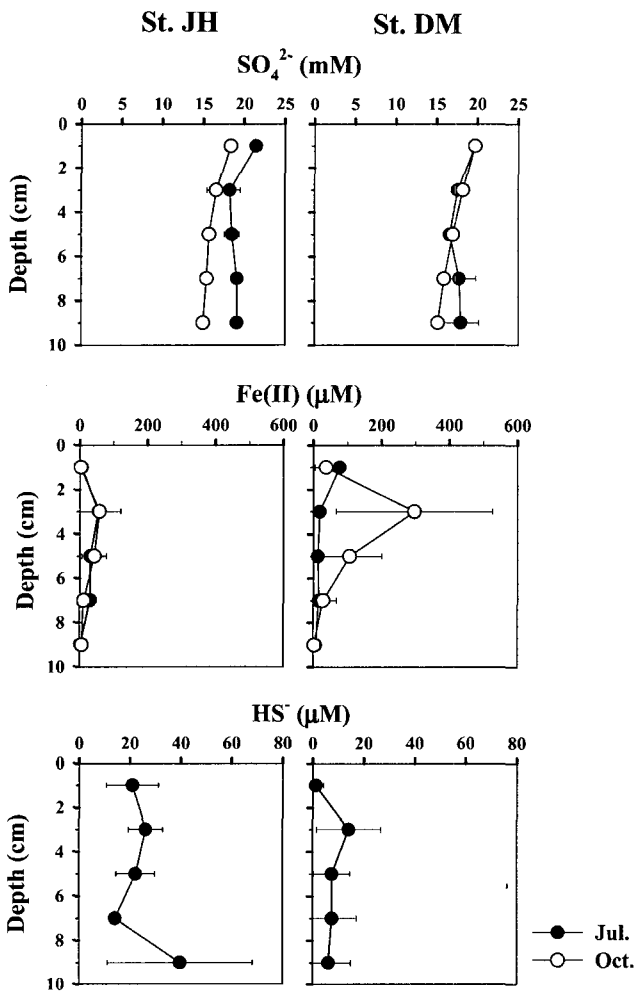


Fig. 3. Vertical profiles of pore water constituents (SO_4^{2-} , Fe(II) , HS^-) in sediment (July and October, 2003). Error bars indicate the mean \pm 1SD from triplicate cores.

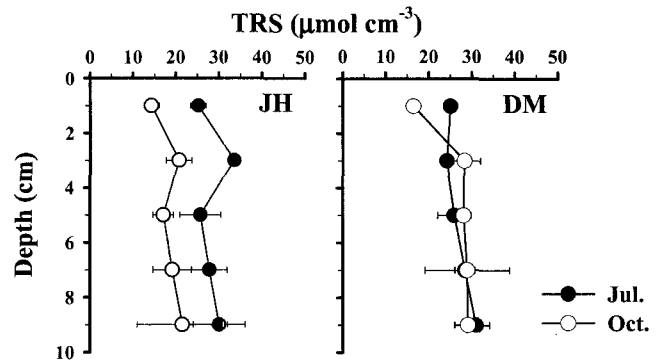


Fig. 4. Vertical profiles of total reduced sulfur (TRS) in sediment. Error bars represent the mean \pm 1SD from triplicate cores.

타내었다(Fig. 5). 이러한 결과는 엽록소-*a* 양을 근거로 7월이 10월에 비해 유기물 공급이 적은 시기이므로 7월 조사 시기에 상대적으로 미생물에 의한 유기물 분해가 이용 가능한 유기물의 공급 부족에 의해 더욱 제한 받은 것으로 사료된다(Table 1).

황산염 환원력

황산염 환원력은 7월에 22.6~533.4 $\text{nmol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$, 10월에 73.2~324.1 $\text{nmol cm}^{-3} \text{d}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 두 정점 모두 7월에는 표층 아래 퇴적층에서 높은 황산염 환원력이 나타난 반면, 10월에는 비교적 균일한 분포 경향을 나타냈다(Fig. 6). 표층부터 6 cm까지 적분한 황산염 환원력은 7월에 11.4~18.4 $\text{mmol SO}_4^{2-} \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 10월에 9.4~12.9 $\text{mmol SO}_4^{2-} \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 의 범위로 나타났다(Table 3). 정점 JH에서는 7월과 10월에 비슷한 값을 나타내었으나 정점 DM에서는 10월에 약 50% 감소한 것으로 나타났다. 황산염 환원력을 탄소 분해율로 환산한 결과(Table 3), 정점 JH에서는 황산염 환원이 혐기성 유기물 분해의 31(10월)~73(7월)%, 정점 DM에서는 74(10월)~129(7월)%를 차지하는 것으로 조사되었다.

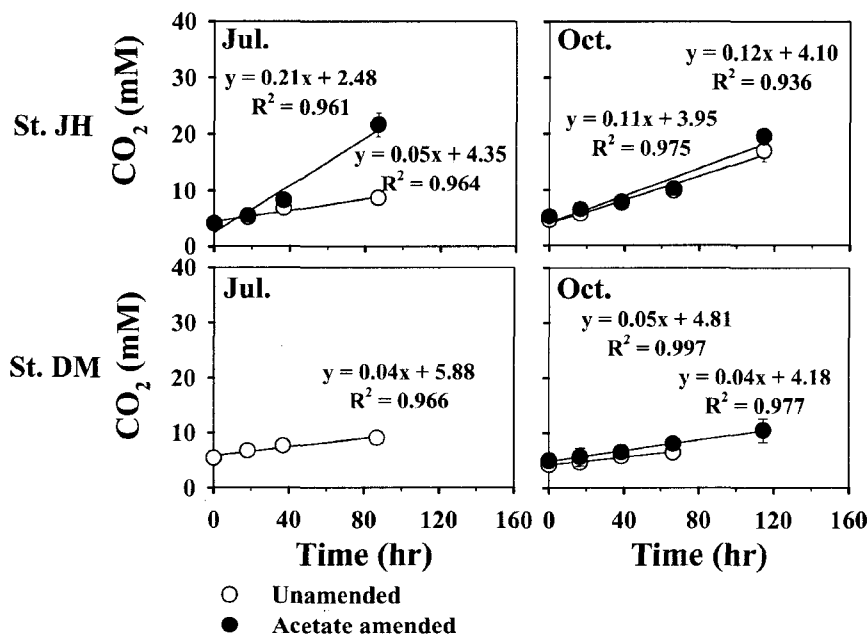


Fig. 5. Anaerobic carbon mineralization measured as an accumulation of total CO_2 over time in unamended and acetate amended samples.

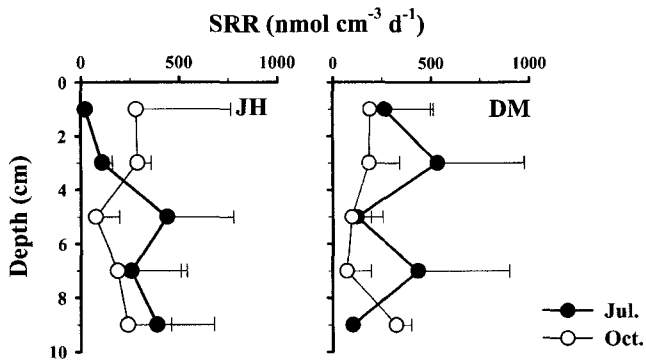


Fig. 6. Vertical profiles of sulfate reduction rates (SRR) in July and October, 2003. Error bars represent the mean±1SD from triplicate cores.

토 의

퇴적물에서 황산염 환원 작용을 포함하여 미생물에 의한 혐기성 유기물 분해는 유기물 공급량과 성분, 온도, 식생의 유무, 저서 동물 활동 등의 영향을 받는다. 식생이 발달된 염습지 지역에서는 *Spartina alterniflora*의 뿌리로부터 acetate와 같은 유기물 공급이 활발하게 이루어지고 있어 유기물 분해 및 황산염 환원이 높게 나타나며(Kostka et al., 2002a), 해초지의 경우 *Zostera noltii*의 뿌리로부터 유기물 배출이 활발하여 황산염 환원이 높게 나타나는 것으로 보고 되어 있다(Isaksen and Finster, 1996). 또한 홍수림에서 탄소와 질소의 무기질화(mineralization)가 증가된 것은 뿌리로부터 유기물 공급이 풍부하게 이루어지는데다 미생물 군집에 의한 유기물의 이용능력 또한 높기 때문인 것으로 보고 되어 있다(Nedwell et al., 1994). 이런 관점에서 7월 조사 시기에 정점 JH에서 유기물(acetate) 공급 이후 혐기성 유기물 분해능이 4 배까지 증가된 것(Fig. 5)은 혐기성 유기물 분해 작용이 유기물 공급에 의해 제한 받고 있음을 의미한다. 그러나 7월과 비교해 10월 조사 시기에 정점 JH의 경우, 엽록소-a 농도가 4.6 배 증가함에도 불구하고 혐기성 유기물 분해능은 2 배 증가한 수준에 그치고 acetate 공급 효과는 없었다(Fig. 5). 또한 정점 DM의 경우 엽록소-a 농도가 약 2배 증가하였으나 혐기성 유기물 분해능은 7월에 비해 더 이상 증가하지 않았고 acetate 공급 효과 역시 없었으며(Fig. 5), 황산염 환원력은 50% 감소한 것으로 나타났다(Table 3). 이러한 현상은 7월에 비해 10월에 이용 가능한 유기물 공급이 증가함에도 불구하고 낮은 온도 조건(13°C 차이)의 영향으로 미생물의 기질 이용 능력이 감소함으로써 유기물 분해능이 제한되었음을 의미한다. 황산염 환원은 주변 환경의 온도에 따라 계절적 변동을 나타내는데, 연중 9~19°C의 온도 범위를 나타내는 온대 지방의 연안 퇴적물에서 황산염 환원은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향을 보였으며(Dollar et al., 1991), 염습지에서도 온도와 황산염 환원이 양의 상관관계를 가지는 것으로 보고 되어 있다(Kostka et al., 2002a). 미국 동부의 Chesapeake Bay의 경우 황산염 환원력은 전반적으로 온도가 높은 여름에 가장 높고 온도가 낮은 초봄에 가장 낮게 나타났으나 하구 내에서 조사 지역에 따라 유기물의 공급량보다 질이 달라짐으로써 황산염 환원력이 다르게 나타

난다고 보고 되어 있다(Marvin-DiPasquale and Capone, 1998). Koretsky et al.(2003)은 미국 Georgia주의 Sapelo 섬에 있는 염습지에서 황산염 환원력이 여름에 가장 높고 겨울에 낮은 계절 분포를 보이며, 온도가 증가함에 따라 acetate 또는 lactate와 같은 유기물에 대한 이용능력이 증가되었음을 보고하였다. 또한 캐나다 Newfoundland의 Conception Bay에서 식물플랑크톤의 춘계대번식에도 불구하고 미생물의 성장이 제한 받고 있는 것으로 나타난 것은 낮은 온도 조건에 의한 효소 활성의 제한 때문인 것으로 해석되었으며 기질 농도가 증가함에 따라 미생물의 호흡률이 증가하고 온도와 기질 농도 간의 상호작용이 매우 중요하다고 보고 되어 있다(Pomeroy et al., 1991).

Aller(1994)는 유기물 분해에 대한 저서 동물의 영향을 크게 네 가지로 구분하였다. 첫째, 생물 구멍(burrow) 형성 초기에 표층의 풍부한 유기 영양원을 저층으로 공급하며, 둘째, 저서 동물의 섭식 결과 먹이 생물의 분해를 통해 추가적으로 유기 영양원을 공급하고, 셋째, 구멍 내부에서 저서 동물로부터 배설물 및 점액과 같은 분비물이 배출되어 저층 퇴적물로 영양염을 공급한다. 넷째, 구멍을 통해 산소 및 다양한 전자 수용체(NO_3^- , FeOOH , MnO_2 , SO_4^{2-})도 함께 공급한다. 따라서 저서 동물 활동은 퇴적물 내에 유기영양원을 풍부하게 공급하여 미생물의 대사 활동을 증가시킴으로써 유기물 분해를 향상시킬 뿐만 아니라 혐기성 상태를 완화시켜 유기물 분해에 있어 황산염 환원 외에 탈질산화, 망간 환원, 철 환원과 같은 다른 혐기성 작용의 상대적 중요성을 증대시킬 수 있다(Gribsholt and Kristensen, 2002; Gribsholt et al., 2003; Kostka et al., 2002b; Nielsen et al., 2003). 따라서 10월에 정점 JH와 정점 DM에서 혐기성 유기물 분해능에 대한 황산염 환원력의 상대적 중요도가 40~50% 감소한 것은 생물 교란에 따른 다양한 전자 수용체의 공급에 의한 것으로 생각된다. 특히, 생물 구멍 밀도가 가장 높게 나타난(Table 1) 정점 DM에서 Fe(II) 농도가 7월에 비해 10월에 4배 이상 증가한 것은(Fig. 3) 저서동물의 교란에 의해 저층 퇴적물의 산소 공급으로 인한 Fe(II)의 산화로 퇴적물 내 FeOOH의 재순환이 원활해졌고, 이에 따라 FeOOH를 전자수용체로 이용하는 철 환원 작용이 상대적으로 증가한 결과이다(Gribsholt et al., 2003; Nielsen et al., 2003). 정점 JH의 경우 정점 DM에 비해 관찰된 생물 구멍의 수는 적었음에도 불구하고(Table 1), 가장 높은 유기물 분해능(84.5 mmol C m⁻² d⁻¹)을 나타낸 것은 표층 퇴적물에 다량 분포하면서 구멍 형태가 확인 불가능한 작은 조개류(크기 5 mm)의 활동에 의해 퇴적물 교란이 활발히 이루어지면서 표층의 풍부한 유기 영양원이 저층 퇴적물로 공급되었기 때문으로 사료된다. 이는 *Capitella* sp.(10⁴개체/m²)가 *Nereis diversicolor*(10³ 개체/m²)보다 개체 크기가 작아 관개(irrigation) 효과의 범위는 작은 반면, 많은 개체수를 이용하여 더 효과적인 생물 교란 작용을 일으킴으로써 유기물 분해를 더욱 촉진시킬 수 있다는 보고(Heilskov and Holmer, 2001)와도 상응한다. 총 환원황의 농도는 저서 동물의 활동으로 인한 구멍의 벽 근처에서 낮고 멀어지면서 점차 증가하는 경향을 보이는 것으로 보고 되었다(Nielsen et al., 2003). 따라서 10월 조사 시기에 정점 JH에서 총 환원황의 농도가 약 40% 감소한 것(Table 2)은 저서 동물의 활동이 증가되어 산소 공급이 원활해지면서 황화수소의 재산화가 활발히 이루어짐으로써 나타난 결과로 여겨진다(Aller, 1994). 그 외 저서 동물의 활

Table 3. Comparison of carbon mineralization rates, sulfate reduction rates (SRR), and relative significance of sulfate reduction (% SR) in anaerobic carbon mineralization in various intertidal mudflat and salt marsh environments.

Location	Station ID	Environmental description	Temp. (°C)	Integrated ^(a) mineralization rate (mmol C m ⁻² d ⁻¹)	Integrated ^(a) SRR (mmol SO ₄ ²⁻ m ⁻² d ⁻¹)	% SR in ^(b) Carbon Oxidation	Source
(Intertidal mud flat):							
Ganghwa, Korea, Jul., 2003	JH	Highly bioturbated by human activity	32.0	31.2 (~ 6 cm)	11.4 (~ 6 cm)	73	This study
	DM	Moderately bioturbated	32.0	28.5 (~ 6 cm)	18.4 (~ 6 cm)	129	
Ganghwa, Korea, Oct., 2003	JH	Highly bioturbated by human activity	18.7	84.5 (~ 6 cm)	12.9 (~ 6 cm)	31	This study
	DM	Moderately bioturbated	18.7	25.6 (~ 6 cm)	9.4 (~ 6 cm)	74	
Ganghwa, Korea, Jun., 2003	JH	Highly bioturbated by human activity	24.0	51.8 (~ 6 cm)	20.7 (~ 6 cm)	80	(1)
	DM	Moderately bioturbated	24.0	41.8 (~ 6 cm)	27.1 (~ 6 cm)	128	
Sapelo Is., Ga., USA	DG	High accumulation of sediment	24.0	89.4 (~ 6 cm)	45.1 (~ 6 cm)	101	
Skidaway Is., Ga., USA	BUJ	Creek bank in salt marsh (bioturbated but unvegetated)	30.0	294 (~ 5 cm)	136 (~ 5 cm)	93	(2)
Indus delta, Pakistan	NUC	Creek bank in salt marsh (non-bioturbated and unvegetated)	30.0	48.9 (~ 6 cm)	20~33.4 (~ 6 cm)	82~137	(3)
	St. 1	Dried creek bank** (bioturbated)	***	23.4 (~ 20 cm)	11.7 (~ 20 cm)	50	(4)
	St. 2	Wet creek bank** (bioturbated)	***	32.2 (~ 20 cm)	16.1 (~ 20 cm)	64	
Bangrong, Thailand	MD	Unvegetated low intertidal (muddy-sand)					
		Dry season (Jan)	28.0*	11.9 (~ 16 cm)	4.9 (~ 16 cm)	82	(5)
		Wet season (Aug)	28.0*	14.3 (~ 16 cm)	2.7 (~ 16 cm)	38	
(Salt marsh):							
Sapelo Is., Ga., USA	BVL	Bioturbated & vegetated by TS*	30.0	424 (~ 5 cm)	224 (~ 5 cm)	106	(2)
	MM	Mid marsh, vegetated by SS*	30.0	-	156 (~ 5 cm)	-	
Skidaway Is., Ga., USA	BVL	Bioturbated* & vegetated by TS**	30.0	79.7 (~ 6 cm)	-	-	(3)

^(a)parentheses indicate integrated depth; ^(b)Indicates quantitative significance of sulfate reduction in anaerobic carbon mineralization

(1) Hyun *et al.*, (2004).

(2) Kostka *et al.*, (2002a, *TS=tall form of *Spartina alterniflora*, SS = short form of *S. alterniflora*).

(3) Kostka *et al.*, (2002b, *Fiddler crab (*Uca pugnax*) burrows, ** vegetation by *Spartina alterniflora*).

(4) Kristensen *et al.*, (1992, *Highly aerated site with creek by infrequent inundation, **non-vegetated intertidal creek with frequent inundation, ***samples were collected in Sept. and Oct.).

(5) Kristensen *et al.*, (2000, *annual average temperature).

동은 공극수 내 CO_2 와 NH_4^+ 의 수직 분포에서도 확인할 수 있다. 일반적으로 CO_2 와 NH_4^+ 는 깊이가 깊어짐에 따라 증가하는 수직 분포 경향을 나타내는데, *N. diversicolor*에 의한 생물 교란이 활발한 연안 퇴적물에서는 생물교란이 없는 퇴적물에서와 비교해 상대적으로 더 깊은 층까지 증가하는 수직 분포를 나타내는 것으로 보고 되었다(Kristensen and Hansen, 1999). CO_2 의 경우 정점 JH에 비해 정점 DM에서 7월과 10월에 모두 8~10 cm까지 급격히 증가하는 수직 분포를 나타냈으며, NH_4^+ 의 경우 정점 DM에서 10월에 CO_2 와 비슷한 수직 분포를 나타냈다(Fig. 2). 이러한 결과는 정점 DM에서 정점 JH에 비해 상대적으로 저서 동물 활동이 더욱 활발함을 의미하며 생물 구멍 밀도에서 그 차이를 확인할 수 있다(Table 1). 결론적으로 식생이 발달되지 않은 강화도 남단 갯벌에서 공극수의 화학 성분과 미생물의 혐기성 분해능 및 황산염 환원력을 분석한 결과, 퇴적물 내에 서식하는 저서 동물의 활동이 유기물 분해 및 분해 경로에 직접적인 영향을 주는 것으로 사료된다.

강화도 남단 갯벌에서 혐기성 미생물에 의한 평균 유기물 분해능($42.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)을 갯벌 면적(약 90 km^2)으로 환산하면 하루 동안 약 46 ton의 유기물이 분해되는 것이라 할 수 있으며, 국내의 식생이 발달되지 않은 갯벌에서도 상당량의 유기물이 분해되고 있음을 알 수 있다(현 등, 2004; Kostka et al., 2002a, 2002b; Kristensen et al., 1992; Kristensen et al., 2000). 특히, 혐기성 유기물 분해의 평균 70% 이상이 황산염 환원 작용에 의한 것으로 나타나(Table 3), 유기물 공급이 원활할 것으로 예상되는 하구갯벌인 강화도 남단 갯벌에서 황산염 환원이 유기물 분해에서 중요한 기작임을 알 수 있다(현 등, 2004; Kristensen et al., 1992). 과도한 황산염 환원은 황화수소의 농도를 높여 탈질산화, 망간 환원, 철 환원과 같은 다른 혐기성 작용을 저해하게 되고 황산염 환원 반응을 더욱 촉진시키는 악순환이 계속될 수 있으므로 식생의 유도 및 저서 동물의 다양성 증대를 통해 갯벌 내부와 수층 간의 물질 교환을 활성화시킴으로써 황산염 환원 세균의 활성을 억제시킬 필요성이 제시되기도 한다(현 등, 2004). 본 연구 결과에서는 계절적으로 저서 동물 활동의 변화에 의해 혐기성 유기물 분해에 있어 황산염 환원의 상대적 중요성이 다르게 나타나고 있는 것으로 확인되었다. 따라서 갯벌의 생태적 건전성을 확인하고 유지, 증대시키기 위해 강화도 남단의 식생이 발달되지 않은 갯벌에서 미생물에 의한 유기물 분해에 있어 저서 동물에 의한 생물 교란의 영향을 인식하고 황산염 환원 외에 다른 혐기성 환원 작용에 대한 연구도 병행되어야 할 것이다.

감사의 글

본 연구는 한국해양연구원 기본 연구사업(PE 92300)과 해양수산부의 수산특정연구 개발사업(20010021) 및 과학기술부가 지원하는 인하대학교 서해환경연구센터(PN 52900)의 지원을 받아 이루어졌습니다. 논문의 심사를 맡아 귀중한 조언을 해 주신 한국해양연구원의 김상진 박사님과 김동선 박사님께 감사드립니다. 또한 본 연구를 진행함에 있어 여러모로 힘이 되어준 한국해양연구원의 이정현 박사님, 박재현, 강지현, 정홍배, 배승섭, 변기득, 이운재, 이순재 연구원께 감사드립니다.

참고문헌

- 고철환, 2001. 한국의 갯벌, 서울대학교 출판부, pp. 1073.
- 우한준, 박장준, 이연규, 제종길, 최재웅, 2004. 한국 서해 강화도 갯벌의 퇴적물 특성. 한국습지학회지, **6**: 167-178.
- 우한준, 제종길, 2002. 강화도 남부 갯벌의 퇴적환경 변화, *Ocean and Polar Research*, **24**: 331-343.
- 해양수산부, 1998. 우리나라의 갯벌, pp. 28.
- 현정호, 목진숙, 조혜연, 조병철, 최중기, 2004. 하계 강화도 갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 황산염 환원력. 한국습지학회, **6**: 117-132.
- 현정호, 이흥금, 권개경, 2003. 해양환경의 황산염 환원을 조절요인 및 유기물 분해에 있어 황산염 환원의 중요성. 한국해양학회지 「바다」, **8**: 210-224.
- 황청연, 조병철, 2005. 산소미세전극을 이용한 강화군과 인천 북항 조간대 갯벌의 순광합성률 측정. 한국해양학회지 「바다」, in press.
- Aller, R.C., 1994. Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology*, **114**: 331-345.
- Alongi, D.M., 1995. Decomposition and recycling of organic matter in muds of the Gulf of Papua, northern Coral Sea. *Continental Shelf Research*, **15**: 1319-1337.
- Arnosti, C., B.B. Jørgensen, J. Sagemann, and B. Thamdrup, 1998. Temperature dependence of microbial degradation of organic matter in marine sediments: polysaccharide hydrolysis, oxygen consumption, and sulfate reduction. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **165**: 59-70.
- Bagarinao, T., 1992. Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptation in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*, **24**: 21-62.
- Canfield, D.E., B. Thamdrup, and J.W. Hansen, 1993. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: Iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, **57**: 3869-3883.
- Capone, D.G. and R. Kiene, 1988. Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: Contrasts in anaerobic carbon catabolism, *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 725-749.
- Dollar, S.J., S.V. Smith, S.M. Vink, S. Obrebski, and J.T. Hollibaugh, 1991. Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California, and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **79**: 115-125.
- Fariás, L., L.A. Chuecas and M.A. Salamanca, 1996. Effect of coastal upwelling on nitrogen regeneration from sediments and ammonium supply to the water column in Concepcion Bay, Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **43**: 137-155.
- Fossing, H. and B.B. Jørgensen, 1989. Measurement of bacterial sulfate reduction in sediments: evaluation of a single-step chromium reduction method. *Biogeochem.*, **8**: 205-222.
- Giblin, A.E., C.S. Hopkinson and J. Tucker, 1997. Benthic metabolism and nutrient cycling in Boston Harbor, Massachusetts, *Estuaries*, **20**: 346-364.
- Gribsholt B., J.E. Kostka, and 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. and E. Kristensen, 2002. Effects of bioturbation and plant roots on salt marsh biogeochemistry: a mesocosm study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **241**: 71–87.
- Hall, P.O., and R.C. Aller, 1992. Rapid small-volume, flow injection analysis for CO₂ and NH₄⁺ in marine and freshwaters, *Limnol. Oceanogr.*, **37**: 113–119.
- Hansen, K. and E. Kristensen, 1997. Impact of macrofaunal recolonization on benthic metabolism and nutrient fluxes in a shallow marine sediment previously overgrown with macroalgal mats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **45**: 613–628.
- Hansen, K. and E. Kristensen, 1998. The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **231**: 201–223.
- Hansen, K., G.M. King and E. Kristensen, 1996. Impact of the soft-shell clam *Mya arenaria* on sulfate reduction in an intertidal sediment. *Aquat. Microb. Ecol.* **10**: 1815–194.
- Heilskov, A.C. and M. Holmer, 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *J. Marine Science*, **58**: 427–434.
- Holmer, M., 1996. Composition and fate of dissolved organic carbon derived from phytoplankton detritus in coastal marine sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **141**: 217–228.
- Isaksen, M.F., and K. Finster, 1996. Sulphate reduction in the root-zone of the seagrass *Zostera noltii* on the intertidal flats of a coastal lagoon (Arcachon, France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **137**: 187–194.
- Jahnke and Craven, 1995. Quantifying the role of heterotrophic bacteria in the carbon cycle: A need for respiration rate measurements, *Limnol. Oceanogr.*, **40**: 436–441.
- 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. J.*, **1**: 11–28.
- Jørgensen, B.B., 1982. Mineralization of organic matter in the sea bed - the role of sulphate reduction. *Nature*, **96**: 643–645.
- Koretsky, C.M., C.M. Moore, K.L. Lowe, C., Meile, T.J. Dichristina and P. van Cappellen, 2003. Seasonal oscillation of microbial iron and sulfate reduction in saltmarsh sediments (Sapelo Island, GA, USA), *Biogeochem.*, **64**: 179–203.
- Kostka, B. Thamdrup, R.N. Glud, D.E. Canfield, 1999. rates and pathways of carbon oxidation in permanently cold Arctic sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **180**: 7–21.
- Kostka, J.E., A. Roychoudhury, and P. Van Cappellen, 2002a. Rates and controls of anaerobic microbial respiration across spatial and temporal gradients in saltmarsh sediment., *Biogeochem.*, **60**: 49–76.
- Kostka, J.E., B. Gribsholt, E. Petrie, D. Dalton, H. Skelton, and E. Kristensen, 2002b. The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments, *Limnol. Oceanogr.*, **47**: 230–240.
- Kristensen E. and M. Holmer, 2001. Decomposition of plant materials in amrine sediment exposed to different electron acceptors (O₂, NO₃⁻, and SO₄²⁻), with emphasis on substrate origin, degradation kinetics, and the role of bioturbation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. **65**: 419–433.
- Kristensen, E. and K. Hansen 1999. Transport of carbon dioxide and ammonium in bioturbated (*Nereis diversicolor*) coastal, marine sediments. *Biogeochemistry* **45**: 147–168.
- Kristensen, E., A.H. Devol, S.I. Ahmed, and S. Monawwar, 1992. Preliminary study of benthic metabolisms and sulfate reduction in a mangrove swamp of the Indus Delta, Pakistan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **90**: 287–297.
- Kristensen, E., F. Ø. Anderson, N. Holmboe, M. Holmer, and N. Thongtham, 2000. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. *Aquat. Microb. Ecol.* **22**: 199–213.
- Marvin-DiPasquale M.C. and D.G. Capone, 1998. Benthic sulfate reduction along the Chesapeake Bay central channel. I. Spatial trends and controls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **168**: 213–28.
- Nedwell, D.B., T.H. Blackburn, and W.J. Wiebe, 1994. Dynamic nature of the turnover of organic carbon, nitrogen and sulphur in the sediments of a Jamaican mangrove forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110**: 223–231.
- Nielsen O.I., E. Kristensen, and M. Holmer, 2003. Impact of *Arenicola marina* (Polychaeta) on sediment sulfur dynamics. *Aquat. Microb. Ecol.* **33**: 95–105.
- Parsons, T.R., Y. Maita, and C.M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis, Pergamon press, 173 pp.
- Pomeroy, L.R., W.J. Wiebe, D. Deibel, R.J. Thompson, G.T. Rowe, and J.D. Pakulski, 1991. Bacterial responses to temperature and substrate concentration during the Newfoundland spring bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **75**: 143–159.
- Stookey, L.L., 1970. Ferrozine-a new spectrophotometric reagent for iron. *Anal. Chem.* **42**: 779–781.

2004년 10월 27일 원고접수

2004년 12월 2일 수정본 채택

담당편집위원: 조병철