

정체된 시화 인공습지와 해수유통이 활발한 강화 갯벌에서의 혐기성 유기물 분해능 및 분해경로 비교

김 성 한* / 목 진 숙** / 정 정 호*** / 장 윤 영**** / 최 광 순***** / 현 정 호*****†

Rates and Pathways of Anaerobic Mineralization of Organic Matter at Highly Stagnant Freshwater Wetland and Its Comparison to Frequently Flushed Coastal Wetland

Sung-Han Kim* / Jin Sook Mok** / Jeong Ho Jeong*** /

Yoon Young Chang**** / Kwang Soon Choi***** / Jung-Ho Hyun*****†

요약 : 본 연구에서는 상대적으로 정체된 환경인 시화 인공습지와 조석에 의한 흐름이 존재하는 강화도 갯벌에서 혐기성 유기물 분해능과 분해경로 중 황산염 환원과 철 환원의 상대적 중요성에 대해 비교하고, 조절요인으로서 퇴적물 상층수 흐름의 중요성을 토의하였다. 퇴적도 상층수의 흐름이 존재하지 않는 시화 인공습지의 공극수에서 CO₂, NH₄⁺, 및 H₂S의 농도가 강화도 갯벌에 비해 각각 3 배, 20 배 및 3배 높은 것으로 나타났다. 또한 퇴적물의 산화-환원의 정도를 알 수 있는 Fe(III)와 총 환원된 황의 농도 비는 강화도 갯벌이 시화 인공습지에 비해 12배 이상 높은 값을 나타내어 강화도 갯벌이 시화 인공습지에 비해 상대적으로 산화된 상태인 것을 알 수 있었다. 혐기성 유기물 분해능은 강화도 갯벌 (0.039 mM C h⁻¹)이 시화 인공습지 (0.0001 mM C h⁻¹) 보다 약 390배 높은 값을 보이고 있다. 유기물 분해경로에서 황산염 환원력은 시화인공습지 (314 ~ 580 nmol cm⁻³ d⁻¹)가 담수습지임에도 불구하고 강화도 갯벌 (2 ~ 769 nmol cm⁻³ d⁻¹)과 같은 높은 값을 나타낸 반면, 철 환원력은 강화도 갯벌 (0.1368 μmol cm⁻³ h⁻¹)이 시화 인공습지 (0.087 μmol cm⁻³ h⁻¹) 보다 약 1.7배 높은 값을 보였다. 이러한 결과들은 시화 인공습지에서는 전자수용체가 적절히 공급되지 못하고 있음을 나타내며, 이의 개선을 위해서는 강화도 갯벌의 조석과 같은 상층수의 흐름을 조절하는 것이 필수적인 사항으로 인식되었다.

핵심용어 : 강화도갯벌, 시화인공습지, 유기물분해, 황산염환원, 철환원, 상층수의 흐름 조절

Abstract : The objectives of this study are: (1) to compare the rates and pathways of organic matter mineralization at stagnant freshwater wetland in Shiwha to highly irrigated coastal wetland in Ganghwa; and (2) to discuss the significance of irrigation into the sediment in controlling the organic carbon oxidation in Shiwha wetland. Concentrations of CO₂, NH₄⁺ and H₂S in the pore water of the Shiwha wetland were 3 times, 30 times, and 3 times higher than that in the pore water of the Ganghwa wetland, respectively. The ratio of Fe(III) to total reduced sulfur at the Ganghwa wetland was 12 times higher than at the Shiwha wetland. The results indicated that the Ganghwa wetland with frequent tidal inundation were relatively oxidized than highly stagnant Shiwha wetland. Rates of organic matter oxidation at the Ganghwa wetland (0.039 mM C h⁻¹) was 390 times higher than that at the

† Corresponding author : hyunjh@hanyang.ac.kr
* 정회원.한국해양연구원 해양바이오 신소재 사업단
** 정회원.한양대학교 해양환경과학과
*** 비회원.광운대학교 환경공학과
**** 비회원.광운대학교 환경공학과 교수
***** 정회원.한국수자원공사 시화환경연구소
***** 정회원.한양대학교 해양환경과학과 교수

Shiwha wetland ($0.0001 \text{ mM C h}^{-1}$). Rates of sulfate reduction at the Shiwha wetland ($314 \sim 580 \text{ nmol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$) were comparable to the sulfate reduction at Ganghwa wetland ($2 \sim 769 \text{ nmol cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$), whereas Fe(III) reduction rates were 1.7 times higher at the Ganghwa wetland ($0.1368 \text{ } \mu\text{mol cm}^{-3} \text{ h}^{-1}$) than at the Shiwha wetland ($0.087 \text{ } \mu\text{mol cm}^{-3} \text{ h}^{-1}$). The results implied that the water flow system of the Shiwha wetland was too stagnant to flush out the reduced pore water from the sediment, and thus anaerobic microbial respiration was limited by the availability of electron acceptors.

Keywords : Ganghwa wetland, Shiwha wetland, organic matter minerlaization, sulfate reduction, Fe(III) reduction, water flow system

1. 서 론

습지는 전통적으로 필요 없는 버려진 땅으로 간주되었으나, 최근의 연구를 통하여 야생동식물의 서식처로서 뿐만 아니라 수층의 침전물과 유기물 제거, 지하수 저장 및 충전, 지표수 공급 및 유량 조절 등 다양한 기능을 보유한 중요한 생태 환경의 보고로 확인되었다(Mitsch and Gosselink, 2000). 특히 습지에서의 유기물 제거는 습지의 유형과 규모, 습지 식생, 오염원 및 유형, 물길 및 규모, 수 체크기 그리고 미생물 호흡 등의 요인들에 의해 영향을 받는다(Novitzki *et al.*, 1999).

인공습지는 자연습지 생태계의 오수처리 과정을 모방하여 물의 흐름, 습지 식물, 토양, 미생물 등에 의한 물리적, 화학적, 생물학적 과정을 거쳐 오수 오염물질을 제거하기 위해 조성된 습지이다(Sheoran and Sheoran, 2006; 양 과 정, 2002). 미생물이 유기물을 분해하기 위해서는 산소를 필요로 하지만, 습지퇴적물에서는 산소가 공급되는 속도보다 표층에서 소비되는 속도가 더 빠르기 때문에 표층 수 mm 깊이 이내에서 산소의 농도가 급격히 떨어져 혐기성 환경이 형성되며(Holmer *et al.*, 2002; 김, 2006; 현 등, 2003), 이러한 혐기성 환경에서의 유기물 분해는 산소 대신 질산염, 산화망간, 산화철 및 황산염을 이용하는 다양한 미생물 군에 의해 일어난다(Thamdrub and Canfield, 1996; 현 등, 2004).

습지에서 일어나는 혐기성 유기물 분해과정은 질산, 황, 철, 망간 및 탄소 등의 변형(환원)을 초래하며 이들 각각의 원소는 생태/환경에 심대한 영향을 미친다(Mitsch and Gosselink, 2000). 해

양에서는 황산염이 약 28 mM로 풍부하기 때문에 대부분의 혐기성 유기물 분해 과정은 황산염 환원 미생물에 의해 주도되며, 혐기성 유기물 분해의 약 50% 이상 또는 80 ~ 90% 이상을 담당하는 것으로 보고된다(Thamdrub and Canfield, 2000; 현 등, 2004). 그러나 시화 인공습지 같은 담수습지에서의 혐기성 유기물 분해과정은 낮은 황산염 농도로 인하여 갯벌과는 달리 황산염 환원 미생물에 의한 유기물 분해 작용이 미약한 것으로 인식된다(Capone and Kiene, 1998). 실례로 Ludvigsen 등 (1998)의 연구에 따르면 습지에서의 황산염 환원과 철 환원의 상대적 중요성에서는 철 환원이 더 지배적인 것으로 보고되었다. 이러한 유기물 분해경로를 파악하는 연구는 습지 생태/환경에 따른 물질 순환의 거동을 이해하기 위한 필수 사항이다.

미생물에 의한 혐기성 유기물 분해경로를 조절하는 주요 요인으로는 1) 생물교란과 식생에 의한 유기물 및 산소공급, 2) 조석에 의한 퇴적물 내 공급수의 교환(tidal flushing) 등이 있다(현, 2005). 이러한 요인들은 퇴적물 내에 유기 영양원을 풍부하게 공급하여 미생물의 대사활동을 증가시킴으로써 유기물 분해를 향상시키고 혐기성 상태를 완화시켜 다양한 분해경로를 통한 유기물 분해가 일어날 수 있게 한다(목 등, 2005). 따라서 인공습지의 효율적 관리를 위해서는 갯벌에서와 같은 식생, 생물교란과 조석에 의한 산소공급 특히, 조석에 의한 퇴적도의 전단응력 영향과 주기적인 대기에의 노출이 필요하다(Sun *et al.*, 2005). 외국의 인공습지에 관한 연구는 입수구와 출수구 사이의 영양염 제거 기작, 특정 중금속의

제거, 유기물 분해경로 등 다양한 연구들이 이루어져 왔으나(Edwards *et al.*, 2006; Lloyd *et al.*, 2004; Ji *et al.*, 2007), 국내 담수습지연구는 주로 습지에서 식생의 흡수로 인한 영양염의 제거 등에 치우쳐 있고(Woo *et al.*, 1996; 노 등, 2002; 이윤영, 2004), 유기물 분해능 평가와 물질제거 기작을 이해하기 위한 분해경로에 대한 연구는 갯벌을 위주로 진행되었다. 담수습지에 대한 유기물 분해능 평가와 분해경로 및 이를 조절하는 주요 요인 중 상층수 흐름의 중요성에 대한 연구는 미미한 실정으로, 본 연구에서는 상대적으로 정체된 환경인 시화 인공습지와 조석에 의한 흐름이 존재하는 강화도 갯벌에서 유기물 분해능과 분해경로 중 황산염환원과 철환원의 상대적 중요성 및 퇴적물 상층수 흐름의 중요성에 대해 토의 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 연구지역

시화 인공습지는 1996년 7월 정부에서 발표한 “시화호 수질 개선 종합 관리대책”에 의거 시화호 상류 유입지천, 즉 반월천, 동화천, 삼화천을 통해 유입되는 생활 및 축산폐수 등 비점 오염원에서 발생하는 오염물질을 자연적 정화방법을 이용하여 처리한 후 시화호로 유입하기 위해 국내 최초로 도시 내에 30만평 규모로 조성된 지역이다. 갈대 습지는 자연의 오염정화기능을 인위적으로 극대화시키는 방법으로 조성되었으며 주 제거대상 오염물질은 유기물과 질소, 인 등 이다(노 등, 2002).

강화도 남단 갯벌은 한강하구에서 가장 큰 갯벌 중 하나로 평균조차가 7.3 m, 최대조차가 8 m에 이르며, 부근의 많은 섬들로 인해 특히 갯벌이 넓게 형성 되었다(Woo and Je, 2002). 또한 하구역 환경의 특징을 지니고 있어 한강과 임진강 등으로부터 높은 유기물의 유입으로 혐기적 유기물 분해가 광범위하게 일어나는 지역이다(현 등, 2004).

본 연구를 위한 퇴적물은 안산시에 위치하는 시화 인공습지의 식생이 발달하고 물이 정체되어 있는 고습지 지역(정점 HW: high wet land, 37° 17'00.07"N 126°50'00.09"E)에서 2005년 5월 채취하였고 갈대습지와 갯벌의 비교를 위해 강화도 남단 동검리의 칠면초 군락 식생이 발달한 지역(정점 VMF: vegetated mud flat, 37°35'47.23"N 126°30'47.30"E)에서 2005년 4월에 채취를 하였다(Fig. 1). 퇴적물의 온도는 HW와 VMF에서 각각 15.0°C, 11.9°C 로 측정 되었고, 염분은 HW와 VMF에서 각각 ND (not detected) 및 27‰ 로 측정되었다.

2.2 환경요인 분석

퇴적물의 함수율과 공극률은 퇴적물의 부피와 건조 전, 후의 무게로부터 계산하였다(Mortimer *et al.*, 1998). 공극수의 화학성분 분석을 위해 표층 2 cm 의 퇴적물을 채집한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 퇴적물을 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 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 2 μ l을 취하여 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 측정 하였다.

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 반응 시켰으며(Lovley and Phillips, 1987), 총 고체상

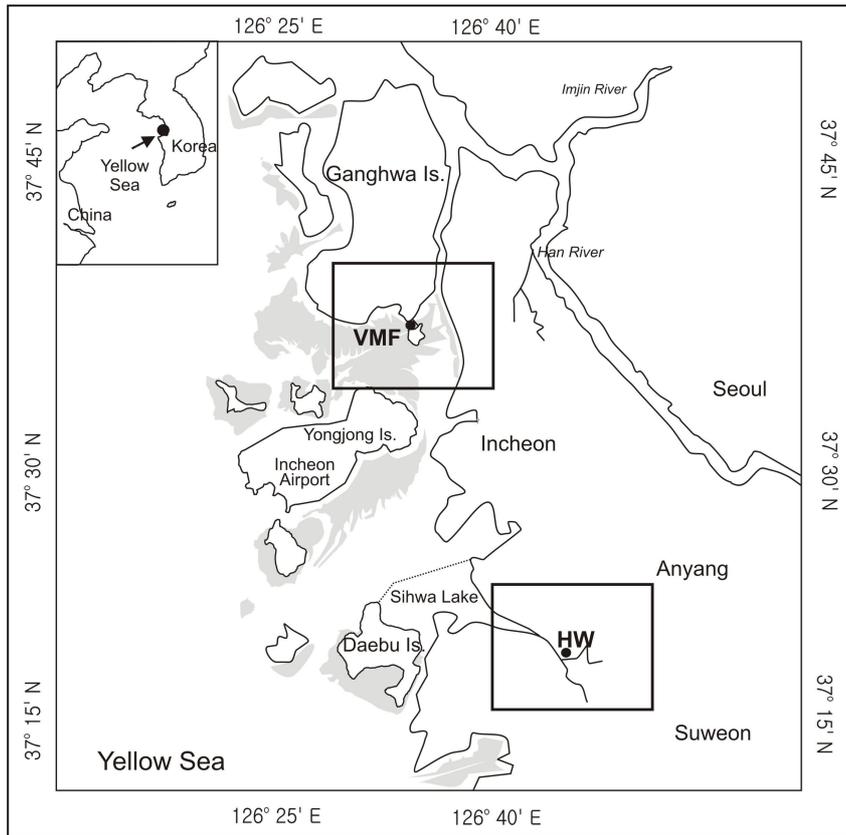


Fig. 1. A location map for the sampling site

의 철(total Fe)은 공기 중에서 완전히 산화시킨 퇴적물을 oxalate extract solution으로 추출 한 후 ferrozine buffer + hydroxylamine hydrochloride 1% (w/v)와 반응시켜 분석하였다(Thamdrup and 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). 황화수소(HS^-)의 농도는 Zn-Acetate (20%)로 고정된 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 Zn-Acetate (20%)로 고정 처리한 후 Cline solution과 반응시켜

spectrophotometer로 측정하였다(Parsons *et al.*, 1984).

2.3 혐기성 유기물 분해능 측정

깊이 6 cm까지의 퇴적물을 플라스틱 모종삽으로 퍼서 비닐 백에 담고 여백에 존재하는 공기를 제거한 후 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 질소가스로 충전된 혐기성 박스 안에서 퇴적물을 고르게 섞어 준 후, 50 μ l 플라스틱 원심분리 튜브에 일정량씩 옮겨 담고 현장 온도 조건 아래 배양하였다. 일정시간 간격으로 튜브를 꺼내어, 원심분리(3500 rpm, 10분)시킨 후, 다시 혐기성 박스 안에서 공극수를 뽑아내어 공극수 내 CO_2 를 분석하여 시간에 따른 CO_2 증가율을 계산하였다.

Table 1. Inventories (mmol m^{-2}) of pore water constituents within 2 cm depth of the sediment at VMF and HW

ST.	CO_2	NH_4^+	H_2S	SO_4^{2-}
VMF	33	0.51	0.07	272
HW	99	10.12	0.20	12

2.4 혐기성 유기물 분해경로 측정

2.4.1 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. $5 \mu\text{l}$ carrier-free $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ (약 $2.5 \mu\text{Ci}$)를 미리 실리콘으로 막아놓은 주입구(1 cm 간격)를 통해 주입한 후, 현장온도 조건하의 배양기 안에서 2 시간 동안 배양하였다. 배양기간 동안 생성된 환원황을 고정하기 위해, 2 cm 간격으로 자른 퇴적물을 Zn-Acetate (20%) 용액(10 ml)이 담긴 50 ml 원심분리관에 넣고 잘 흔들어 분석 전까지 냉동 보관하였다. Zn-Acetate 용액에 보관된 퇴적물로부터 ^{35}S 를 추출하기 위해 single-step chromium reduction 방법을 이용하였다 (Fossing and Jørgensen, 1989).

2.4.2 철 환원력 측정

Fe(II) 는 2.2에서와 같이 분석하였으며, 시간에 따른 Fe(II) 증가율로부터 계산하였다.

3. 결과

3.1 환경 요인

시화 인공습지와 강화도 갯벌의 표층(0 ~ 2 cm depth)에서 공극수를 분석한 결과(Table 1),

유기물 분해산물인 CO_2 는 HW (99 mmol m^{-2})에서 VMF (33 mmol m^{-2}) 보다 약 3배 더

축적되어 있음을 보였다. NH_4^+ 는 HW ($10.12 \text{ mmol m}^{-2}$)에서 VMF (0.51 mmol m^{-2}) 보다 약 20배 더 축적되어 있었다. 황산염 환원의 부산물인 H_2S 역시 HW (0.20 mmol m^{-2})에서 VMF (0.07 mmol m^{-2}) 보다 약 3배 축적되었다. 반면에 SO_4^{2-} 는 해양환경인 VMF (272 mmol m^{-2})에서 HW (12 mmol m^{-2}) 보다 20배 이상 높은 값을 나타냈다. 고체상 철의 농도에서 환원된 형태인 Fe(II) 는 HW (564 mmol m^{-2})에서 VMF (19 mmol m^{-2}) 보다 약 30배 높은 농도를 보인 반면, 산화된 형태인 Fe(III) 는 VMF (1768 mmol m^{-2})에서 HW (952 mmol m^{-2}) 보다 약 2배 높게 측정되었다(Table 2). 또한 산화/환원 정도를 알 수 있는 Fe(III)/TRS ratio는 VMF에서 약 12배 이상 높은 값을 나타내어(Fig. 2), VMF가 HW에 비해 상대적으로 산화된 환경임을 알 수 있다 (Table 2).

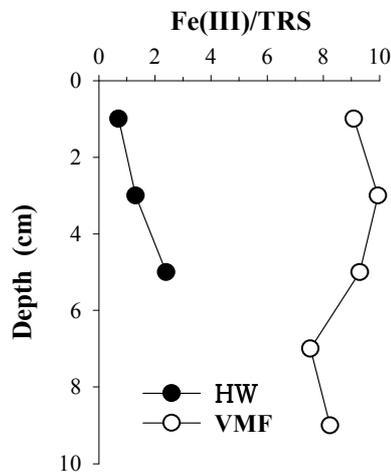


Fig. 2. Vertical profiles of Fe(III)/TRS at VMF and HW

Table 2. Inventories (mmol m⁻²) of solid phase Fe and total reduced sulfur (TRS) in solid phase of sediment within 2 cm depth of the sediment at VMF and HW

St.	Fe(II)	Fe(III)	Fe(total)	TRS	Fe(III)/TRS
VMF	19	1768	1787	194	9.11
HW	564	952	1516	1341	0.7099

3.2 혐기성 유기물 분해능

혐기성 유기물 분해능은 VMF (0.039 mM C h⁻¹)에서 HW (0.0001 mM C h⁻¹)보다 약 390배 높은 유기물 분해능을 보이는 것으로 조사되었다 (Fig. 3).

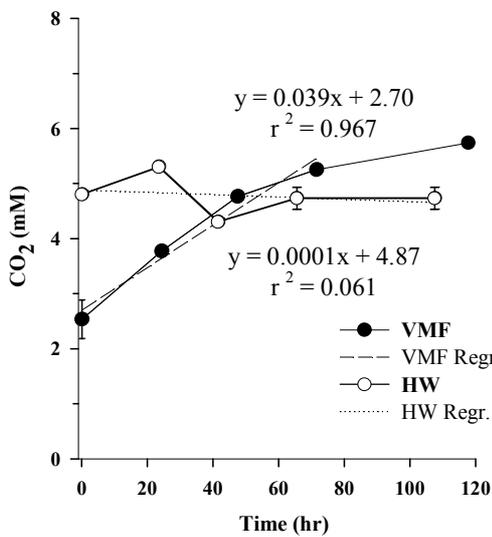


Fig. 3. Anaerobic carbon mineralization measured as an accumulation of CO₂ over time in unamended samples at VMF and HW

3.3 혐기성 유기물 분해경로

황산염 환원력은 HW (314 ~ 580 nmol cm⁻³ d⁻¹)에서 담수습지임에도 불구하고 높은 값을 나타내었고 VMF (2 ~ 769 nmol cm⁻³ d⁻¹) 역시 높은 값을 나타내었다(Fig. 4). 철 환원력은 VMF (0.1368 μmol cm⁻³ d⁻¹)에서 HW (0.087 μmol cm⁻³ d⁻¹)보다 약 1.7배 높은 값을 보였다(Fig.

5). 혐기성 유기물 분해경로의 상대적 중요성에서 철 환원과 황산염 환원의 상대적 비율은 VMF (4.4:5.6)에서 HW (3.0:7.0) 보다 철 환원의 상대적 중요성이 약 1.7배 높게 측정되었다(Table 3).

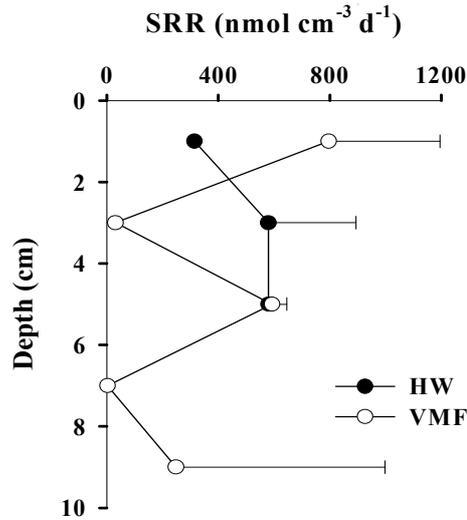


Fig. 4. Vertical profiles of sulfate reduction rates (SRR). Error bars represent the mean±1SD from triplicate cores

4. 토 의

4.1 시화 인공습지와 강화도 갯벌에서의 환경요인과 유기물 분해능

퇴적물의 노출과 물의 흐름으로 인한 작용은 산소 및 전자 수용체(NO₃⁻, FeOOH, MnO₂, SO₄²⁻)도 함께 공급하여 미생물의 대사 활동을 증가시킴으로써 유기물 분해를 향상시킬 뿐만 아니라 혐기성 상태를 완화시켜 유기물 분해에 있어 다양

Table 3. Partitioning of sulfate and Fe(III) reduction in anaerobic carbon oxidation measured at VMF and HW (unit: mmol m⁻² d⁻¹)

	sulfate reduction rate	Fe(III) reduction rate	FeRR by		C oxidation by	
			abiotic	microbial	Fe(III)red.	sulfate red.
VMF	28	197	18	179	44(44%)	56(56%)
HW	29	125	19	106	26(30%)	58(70%)

Stoichiometry : C mineralization by sulfate reduction: $SO_4^{2-} + CH_3COO^- + 2H^+ = 2CO_2 + 2H_2O + HS^-$
 Abiotic reduction of Fe(III) reduction by sulfide: $3H_2S + 2FeOOH = 2FeS + S^0 + H_2O$
 C mineralization by microbial Fe(III) reduction: $4FeOOH + CH_3COO^- + 8H^+ = CO_2 + 7H_2O + 4Fe^{2+}$

한 분해 작용이 일어날 수 있게 한다(Gribsholt and Kristensen, 2002; Gribsholt *et al.*, 2003; Kostka *et al.*, 2002; 현, 2005). 또한 갯벌에서는 조석작용으로 인한 지속적인 노출 및 해수유통이 혐기성 퇴적물에 산소를 공급해줄 뿐만 아니라 암모니아, 망간은 수층으로 유출되고 철(II)은 빠르게 산화되는 것으로 보고되었다(Caetano *et al.*, 1997). 본 연구결과에서도 정체된 환경인 시화 인공습지와 조류의 영향을 받는 강화도 갯벌 또한 노출 및 물의 흐름에 따른 차이가 뚜렷하게 나타났다(Table 1). 즉, 강화도 갯벌에 비해 흐름이 존재하지 않는 시화 인공습지에서 CO₂, NH₄⁺, H₂S 등이 약 3 ~ 20 배 축적되었고(Table 1), 퇴적물의 산화-환원의 정도를 알 수 있는 Fe(III)와 TRS의 비는 강화도 갯벌에서 12배 이상 높은 값을 나타냄으로써, 흐름이 존재하는 강화도 갯

벌이 정체된 시화 인공습지에 비해 상대적으로 산화된 상태를 보였다(Table. 2).

강화도 갯벌에서는 약 0.4 ton/km²/day의 유기물을 분해하고 시화 인공습지에서는 약 0.001 ton/km²/day 로 강화도 갯벌에서 더 많은 유기물 분해가 일어나는 것을 알 수 있다. 이는 강화도 갯벌에 비해 상대적으로 정체된 시화 인공습지에서 유기물 분해의 필수 요소인 전자수용체의 부족으로 인해 낮은 혐기성 유기물 분해능을 보이는 것으로 사료된다.

4.2 시화 인공습지와 강화도 갯벌에서의 유기물 분해경로

담수에서는 일반적으로 황산염을 이용하는 황산염 환원 보다는 철 환원이 우세하나(Capone and Kiene, 1988), 시화 인공습지에서는 철 환원보다 황산염 환원력이 높게 나타났다(Table 3).

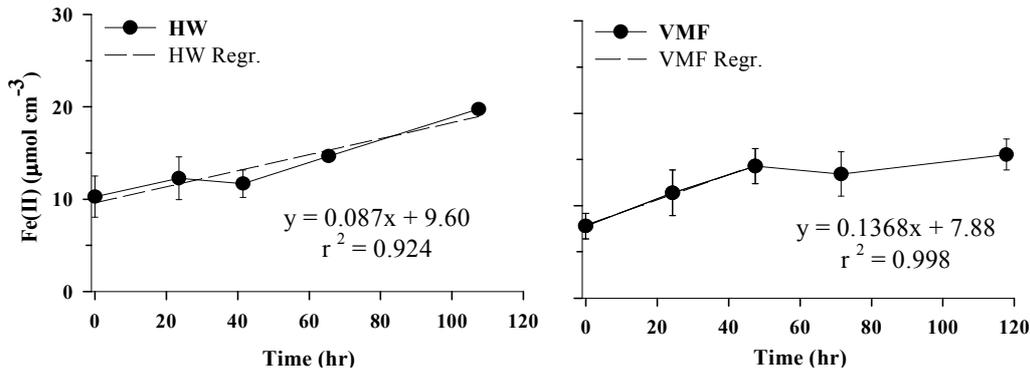


Fig. 5. Iron reduction rates (FeRR) measured as an accumulation of Fe(II) over time. Error bars represent the mean±1SD from triplicate cores

일반적인 담수습지의 공극수 내 황산염 농도는 0.5 mM 이다(Ludvigsen *et al.*, 1998). 쓰레기 매립 침출수에 의해 오염된 덴마크 담수습지에서 의 경우 황산염 농도는 2.5 mM 이었고(Ludvigsen *et al.*, 1998), 폐광에 의해 오염된 인공담수습지의 경우 4 mM 의 농도를 보였다(Lloyd *et al.*, 2004). 한편, 시화 인공습지 연구 정점은 전형적인 담수습지로서 해양의 영향을 받지 않으나, 담수습지 입에도 불구하고 황산염의 농도가 0.69 ~ 15.52 mM 로 높은 값을 보였다(Table 1). 담수에서의 황산염 공급은 gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)과 비료에 의한 것으로 알려져 있다(Minnesota Pollution Control Agency, 1999). 시화 인공습지의 유입하천은 반월천, 동화천, 삼화천으로 상류에는 활발한 농업활동이 이루어지고 있는 곳이다. 따라서 시화 인공습지의 높은 황산염 농도는 농업활동으로 인한 비료성분의 유입으로 인해 담수습지입에도 불구하고 높은 황산염 환원력을 나타내는 것으로 사료된다(Fig. 4). 이러한 높은 황산염 환원에 의해 생성된 황화수소는 생물에 독성을 보여 높은 농도로 존재할 때 생물의 생리적 기능 및 종 다양성에 악영향을 미치고(Bagarinao, 1992), 산소 및 금속이온들과 반응성이 대단히 높아 금속 황 화합물을 형성하여 퇴적물 내에 저장하는 등 물질순환을 조절한다(현 등, 2004). 또한 Fe(III) 환원은 철에 흡착되었던 인이나 미량금속원소들이 방출되는 작용을 중재하며, 황산염 환원에 비해 높은 에너지 효율로 황산염 환원의 환원물인 황화수소 억제에도 영향을 미친다(Lovley and Phillips, 1986, 1987). 결론적으로 시화 인공습지의 높은 황산염 환원력은 황화수소의 농도를 높여 탈질산화, 망간환원, 철 환원 같은 다른 혐기적 작용을 저해시키고 황산염 환원을 더욱 촉진시켜 악순환이 계속 반복 될 수 있으므로 황산염 환원을 저해시키기 위해서는 상류하천에서의 농업활동으로 인한 황산염의 지속적인 유입 관리와 함께 황화수소의 제거가 필요한 것으로 사료된다.

4.3 수층 흐름의 중요성

인공습지 건설 목적중의 하나는 유기원을 효과적으로 제거하기 위한 것이다(Day *et al.*, 2006). 효율적으로 운영되는 인공 담수습지에서는 수리학적 물의 흐름을 인공적으로 조절하여 오염물질을 흡착, 침전, 제거 시키고 퇴적물에 전단응력(shear stress)을 가하여 퇴적물 교란과 함께 산소 및 다양한 전자수용체를 공급할 수 있다(Tolhurst *et al.*, 2000). 또한 식물은 생장시기에 따라 식물뿌리로부터 공급되는 산소가 일정하지 않은 반면, 조석은 갯벌에 지속적으로 산소를 공급한다는 측면에서 식생보다는 tidal flushing에 의한 효과가 더 높다. 그러나 정체된 환경인 시화 인공습지에서는 유기원을 효과적으로 제거하지 못하고 있는 것으로 인식되었으며, 이는 시화 인공습지의 설립목적 중의 하나인 유기물 분해의 기능이 약화되었음을 보여주고 있다. 이의 개선을 위해서는 강화도 갯벌의 조석과 같은 상층수의 흐름을 조절하는 것이 필수적인 사항으로 인식되었다.

감사의 글

원활한 과제 수행을 할 수 있도록 많은 도움을 주신 E&C 기술연구소의 명철수 소장님과 연구원님들, 그리고 한양대학교의 조혜연님께 감사드립니다. 또한 세심한 지적을 통해 논문의 틀을 보강시켜 주신 한국해양연구원의 권개경 선임연구원님께 감사를 드립니다. 본 연구는 한국해양연구원 기본 연구사업(PE97703)과 해양수산부의 해양수산연구 개발사업 중 조력발전 에너지 실용화 사업(PM43201)의 지원을 받아 이루어졌습니다.

참 고 문 헌

김동선, 강화도 남부 갯벌퇴적물에서 산소 미세전극을 이용한 산소소모율 추정, Ocean and Polar Research, 제28권, 제2호, pp. 119-

- 127, 2006.
- 노희명, 최우정, 이은주, 윤석인, 최영래, 시화지구 인공습지에서 갈대에 의한 질소 및 인 흡수, 한국생태학회지, 제25권, pp. 359-364, 2002.
- 목진숙, 조혜연, 현정호, 강화도 남단 갯벌의 혐기성 유기물 분해능과 황산염 환원력 및 저서 동물에 미치는 잠재적 영향, 한국해양학회지 바다, 제10권, 제1호, pp. 38-46, 2005.
- 양재삼, 정주영, 수질정화법의 새로운 대안: 인공습지, 도서출판 소화, pp. 11-96, 2002.
- 이윤영, 수생식물에 의한 질소와 인의 제거능에 관한 연구, 석사학위논문, 전북대학교 환경대학원, 2004.
- 현정호, 이홍금, 권개경, 해양환경의 황산염 환원을 조절요인 및 유기물 분해에 있어 황산염 환원의 중요성, 한국해양학회지 바다, 제8권, pp. 210-224, 2003.
- 현정호, 목진숙, 조혜연, 조병철, 최중기, 하계 강화도 갯벌의 혐기성 유기물 분해능 및 황산염 환원력, 한국습지학회지, 제6권, pp. 117-132, 2004.
- 현정호, 혐기성 해양환경에서 철 환원세균에 의한 유기물 분해 및 생물정화, 한국해양학회지 바다, 제10권, pp. 145-153, 2005.
- Bagarinao, T., Sulfide as an environmental factor and toxicant tolerance and adaptations in aquatic organisms, *Aquat. Toxic.*, Vol. 24, pp. 21-62, 1992.
- Caetano, M., Falcao, M., Vale, C., and Bebianno, M.J., Tidal flushing of ammonium, iron and manganese from inter-tidal sediment pore waters, *Mar. Chem.*, Vol. 58, pp. 203-211, 1997.
- Capone, D.G. and Kiene, R.P., Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: contrasts in aerobic catabolism, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 33, pp. 725-749, 1988.
- Day Jr., J.W., Westphal, A., Pratt, R., Hyfield, E., Rybczyk, J., Kemp, G.P., Day, J.N., and Marx, B., Effects of long-term municipal effluent discharge on the nutrient dynamics, Productivity, and benthic community structure of a tidal freshwater forested wetland in Louisiana, *Ecological Engineering*, Vol. 27, pp. 242-257, 2006.
- Edwards, K.R., Cizkova, H., Zemanova, K., and Santruckova, H., Plant growth and microbial process in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*, *Ecological Engineering*, Vol. 7, pp. 153-165, 2006.
- Fossing, H. and Jørgensen, B.B., Measurement of bacterial sulfate reduction in sediment evaluation of a single-step chromium reduction method, *Biogeochem.*, Vol. 8, pp. 205-222, 1989.
- Gribsholt, B. and Kristensen, E., Effects of bioturbation and plant roots on salt marsh biogeochemistry: a mesocosm study, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 241, pp. 71-87, 2002.
- Gribsholt, B., Kostka, J.E., and Kristensen, E., Impact of fiddler crabs and plant roots on sediment biogeochemistry in a Georgia saltmarsh, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 259, pp. 237-251, 2003.
- Hall, P.O. and Aller, R.C., Rapid small-volume, flow injection analysis for CO₂ and NH₄⁺ in marine sediment and freshwaters, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 37, pp. 113-119, 1992.
- Holmer M., Gribsholt, B., and Kristensen, E., Effects of sea level rise on growth of *Spartina anglica* and oxygen dynamics in rhizosphere and saltmarsh sediments, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 225, pp. 197-204, 2002.
- Ji, G.D., Sun, T.H., and Ni, J.R., Surface flow

- constructed wetland for heavy oil-produced water treatment, *Bioresource Technology*, Vol. 98, pp. 436-441, 2007.
- Jørgensen, B.B., A comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments, 1. Measurement with radiotracer techniques, *Geomicrobiol. J.*, Vol. 1, pp. 11-28, 1978.
- Kostka, J.E., Gribsholt, B., Petrie, E., Dalton, D., Skelton, H., and Kristensen, E., The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 47, pp. 230-240, 2002.
- Lloyd, J.R., Klessa, D.A., Parry, D.L., Buck, P., and Brown, N.L., Stimulation of microbial sulphate reduction in a constructed wetland: microbiological and geochemical analysis, *Water Res.*, Vol. 38, pp. 1822-1830, 2004.
- Lovley, D.R. and Phillips, E.J.P., Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 51, pp. 683-689, 1986.
- Lovley, D.R. and Phillips, E.J.P., Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 53, pp. 2636-2641, 1987.
- Ludvigsen, L., Albrechtsen, H.J., Heron, G., Bjerg, P.L., and Christensen, T.H., Anaerobic microbial redox processes in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark), *J. Contam. Hydrol.*, Vol. 33, pp. 273-291, 1998.
- Minnesota Pollution Control Agency, Sulfate in minnesota's ground water, pp. 1-2, 1999.
- Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G., *Wetlands*(third edition): New York. Van Nostrand Reinhold Company, Inc., pp. 25-34, 2000.
- Mortimer, R.J.G., Krom, M.D., Watson, P.G., Frickers, P.E., Davey, J.T., and Clifton, R.J., Sediments-water exchange of nutrients in the intertidal zone of the Humber estuary, UK, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 37, pp. 261-279, 1988.
- Novitzki, R.P., Smith, R.D., and Fretwell, J.D., *Wetland functions, Values, and Assessment*, U.S. Geological Survey Water-Supply 2425, pp. 79-86, 1999.
- Parsons, T.R., Maita, Y., and Lalli, C.M., *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*, Pergamon press, pp. 149-153, 1984.
- Sheoran, A.S. and Sheoran, V., Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review, *Mineral Engineering*, Vol. 19, pp. 105-116, 2006.
- Sun, G., Zhao, Y., and Allen, S., Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system, *J. Biotechnol.*, Vol. 115, pp. 189-197, 2005.
- Thamdrup, B. and Canfield, D.E., Pathways of carbon oxidation in continental margin sediments off central Chile, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 41, pp. 1629-1650, 1996.
- Thamdrup, B. and Canfield, D.E., Benthic respiration in aquatic sediments, In: *Methods in ecosystem science*, edited by Jackson, R.B., Sala, O.E., Mooney, H.A., and Howarth, R.W., Springer, New York, pp. 86-103, 2000.
- Tolhurst, T.J., Black, K.S., Paterson, D.M., Mitchener, H.J., Termaat, G.R., and Shayler, S.A., *A comparison and*

measurement standardisation of four in situ devices for determining the erosion shear stress of intertidal sediments, *Con. Shelf. Res.*, Vol. 20, pp. 1397-1418, 2000.

Woo, H.J. and Je, J.G., Changes of sedimentary environments in the southern tidal flat of Kanghwa Island, *Ocean and Polar Research*,

Vol. 24, No. 4, pp. 331-343, 2002.

Woo, Y.K., Park, E.J., Lee, K.S., and Lee, D.W., Effect of *Persicaria thunbergii* on nitrogen retention and loss in wetland microcosms, *Korean J. Ecol.*, Vol. 19, pp. 179-189, 1996.