

공극수 모델로 추정된 강화도 갯벌의 탈질산화 작용

나태희 · 이동섭*
부산대학교 해양과학과

Estimation of Denitrification in the Ganghwa Tidal Flat by a Pore Water Model

TAE HEE NA AND TONGSUP LEE*

Department of Marine Science, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

강화도 남단 갯벌의 상부조건대 세 정점에서 퇴적물 시료를 채취하여, 공극수에서 질산염 등 영양염을 분석하였다. 질산염의 공극수내 분포를 단순한 1차원 모델로 분석한 결과, 탈질산화율은 장화리에서 $7.8\sim 9.4\times 10^{-7}$ $\mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$, 동막에서 $1.4\sim 3.6\times 10^{-7}$ $\mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$ 로 추정되었다. 이는 타 지역에서 보고된 반응속도와 별 차이가 나지 않는 규모였다. 탈질산화율은 여름철에 낮았으며, 퇴적물 입도가 상대적으로 조립한 장소에서 1.5배 이상 빠르게 나타나서, 입도가 탈질산화 반응물질의 공급속도를 조절하는 중요한 인자 중의 하나로 판단되었다. 탈질산화는 무기질소 성분을 N_2 로 영구적으로 갯벌의 계 외로 제거함으로써 지화학적 정화능으로 제시될 수 있지만, 열역학적 판단기준으로 보면 계에 대해 정화라는 개념을 부여하는 데에는 문제가 있다고 판단된다. 또한 현재 갯벌이란 용어가 생태환경적 기능이 상이한 염습지, 모래갯벌과 펄갯벌을 통칭하고 있어서 과학적인 분류가 시급한 것으로 나타났다.

We measured nitrate and other nutrients in sediment pore waters retrieved from three sites at the southern upper-tidal flats of the Ganghwa Island. Denitrification rate is estimated by applying a simple 1-D model to the nitrate profiles. Results from Jangwha and Dongmak sites are $7.8\sim 9.4\times 10^{-7}$ $\mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$, and $1.4\sim 3.6\times 10^{-7}$ $\mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$, respectively. Rates are comparable to those reported around the world in an order of magnitude. Denitrification was lower in summer. The rates were about 1.5 times higher at site where the surface sediments consist of relatively coarser particles. This implies that particle size would control the reactant supply to the subsurface sediment. One may claim the denitrification as an evidence of the biogeochemical purification function of tidal flat. However, the purification seems not a general attribute of a tidal flat when whole system is scrutinized by a thermodynamic criterion. Currently the term "tidal flat" is used when describing the diverse coastal wetlands such as salt marshes, sandy tidal flats and muddy tidal flats, which exhibit quite different ecological functions. Thus it is worthy of mentioning that the classification of coastal wetlands on the basis of sedimentological characteristics and biogeochemical functions should facilitate our understanding.

Keywords: Tidal Flat, Denitrification, Pore Water, Purification, Ganghwa Island

서 론

최근 전세계의 연안역은 비료 사용이 늘고 인구증가와 도시화로 인해 영양염의 유입량이 크게 늘면서 부영양화에 시달리게 되었다(Hall *et al.*, 1996). 우리나라도 예외가 아니어서 해수의 교환이 제한적인 곳에서는 적조나 빈산소층 형성처럼 부영양화로 인한 피해가 심각하다고 보고되었다(강, 1993; 이와 권, 1995; 임과 홍, 1997; 윤, 2000). 하지만 적조 발생에서 보듯이 부영양화 피해는 인구가 밀집된 서해안 보다 남해안에서 더욱 심각한데, 이것은

서해의 강력한 조석 씻김과 갯벌이 발달된 덕분으로 예상된다. 갯벌생태계에 의한 생지화학적 물질순환 과정을 거치면서 부영양이 줄게 되는지 여부는 흥미로운 과학적 연구 주제로서, 그 가운데 무기질소 영양염을 비활성 성분으로 바꾸어 놓는 탈질산화작용(denitrification)은 주목을 받는 있는 과정 가운데 하나이다.

새만금 간척사업의 예에서 보듯이 갯벌 보존에 대한 목소리가 커진 것은 사실이지만, 정부는 앞으로도 대규모 매립과 간척을 추진 할 계획이다(농진공, 1996). 하지만 개발 반대에 대한 움직임이 점차 거세지며 갈등을 빚고 있어서 갯벌의 기능에 대한 과학적 평가가 어느 때보다 필요한 시점에 와 있다.

갯벌의 정화 작용에 대한 연구는 반월·오이도 지역의 공극수

*Corresponding author: tfee@pusan.ac.kr

(정, 1986) 이후로 갯벌과 농지 상층수 중 원소의 거동(최 등, 2000), 새만금의 유해성 적조 발생(정 등, 2002)과 서해 곰소만 하천 갯벌의 질소수지 연구(유 등, 2002)에서 보듯이 점차 늘고는 있지만 지구촌 4대 갯벌 가운데 하나를 보유하고 있는 점에 비추어서는 아주 미흡한 편이다. 한국의 갯벌(www.okinews.com), 갯벌사랑(www.gapulsarang.com), 갯벌자연생태정보시스템(wetland.inpia.net)처럼 인터넷 가상공간에서도 갯벌의 정보 기능을 비중 있게 다루고 있다. 그러나 아직도 정화라는 개념에 대한 과학적인 토론은 현재 진행 중인 것으로, 이 논문에서는 생지화학적 관점에서 갯벌의 정화 기능을 살펴보고자 하였다.

퇴적물은 일단 가라앉고 나면 미생물에 의한 분해, 해수와 퇴적물 공극수 간의 교환, 무게에 의한 압축으로 비롯되는 초기숙성작용(early diagenesis)을 겪게 된다(Berner, 1980). 박테리아는 퇴적물로 공급된 유기물을 공극수에 들어있는 산화제, 즉 용존산소와 질산염, 철-망간 산화물, 황산염을 이용하여 분해하고 이산화탄소, 질소, 인산염, 황화수소, 메탄을 만들어낸다. 이렇게 생성된 물질은 공극수에 남아 있거나 다른 원소와 반응하여 제거되거나, 해수로 확산된다(Berner, 1972; Kelderman, 1984).

숙성작용의 반응속도는 아주 느린 편으로 퇴적물 입자의 변화로부터 숙성작용을 읽어내기 어렵기 때문에 숙성작용으로 빚어진 작은 변화를 보다 뚜렷하게 반영하는 공극수를 통해 이해하는 방법이 개발되어 널리 쓰이게 되었다(Berner, 1972). 이것은 공극수에 녹아 있는 물질들이 원소의 생지화학적 순환과 환경오염 연구에 중요한 실마리를 제공할 수 있음을 뜻한다.

퇴적층에서 미생물이 유기물을 산화시킬 때 에너지 효율이 가장 높은 용존산소를 먼저 쓴다. 하지만 산소의 농도가 줄게 되면 차선 산화제인 질산염을 쓰기 시작한다. 이 질산염은 연안역 부영양화의 주범 가운데 하나로 이를 전자수용체로 사용하게 되면 화학적으로 비활성인 기체 질소로 바뀐다. 이는 환경 관점에서 폐수 처리장의 탈질 과정과 같은 효과를 내며, 총유기물의 양을 줄여준다고 보고 되었다(Heggie et al., 1999; Eyre and Ferguson, 2002).

그래서 탈질산화만 따로 떼어 놓고 본다면 이는 갯벌의 생지화학적 정화능이라 해석할 수 있는 중요한 프로세스이다. 이 연구에서는 강화도 남단 갯벌 퇴적물의 공극수 내 영양염의 계절적, 수직적 분포를 살펴보고 질산염의 공극수 내 분포와 간단한 1차원 모델을 이용해서 탈질산화를 추정하였다.

연구지역인 강화도 갯벌은 한강에서 유입되는 오염물질을 일차로 거르는 장소로 매우 중요한 의미를 지닌다. 하지만 미생물에 의해 1차 분해 되고, 강화도 남단에서 희석되어 외해로 빠져 나감에도 불구하고 부영양화는 이미 오래 전부터 환경문제를 일으키고 있어서(박과 최, 1993), 수질개선이 절대적으로 필요한 상황에 놓여있는 곳으로서 연구 필요성이 높게 판단되었다.

재료 및 방법

강화도 남부의 장화리에서 두 곳(J1, J2)과 동막의 한 곳(D1)의 상부갯벌(upper tidal flat)의 3개 정점에서 시료를 채취하였다(Fig. 1). 이곳은 이전에도 한국해양연구소와 인하대학교에서 연구를 수행하였던 곳이어서 기존 자료가 풍부한 곳이다(한국해양연구소, 1998). 강화도 남단 갯벌은 한강 하구에서 가장 규모가 커서 육지로부터

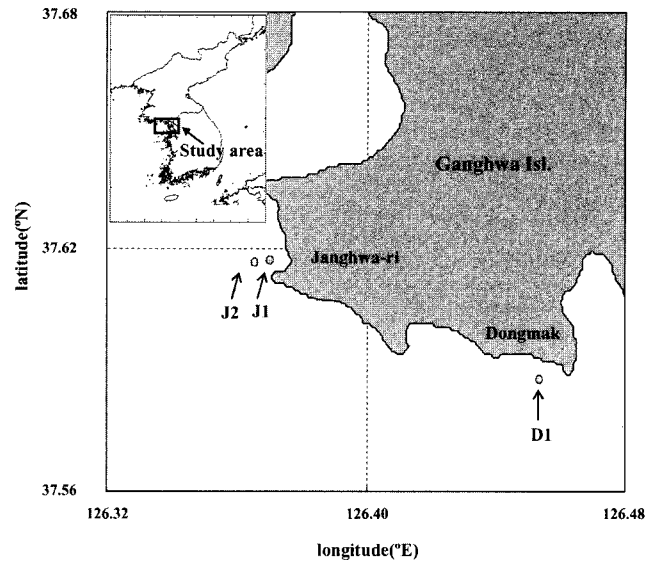


Fig. 1. A map showing the sampling sites in the Ganghwa Island, west coast of Korea.

최대 거리 6 km로, 면적은 약 90 km²(최저저조시 약 105 km²)에 이르며, 강화도 전체 갯벌 면적의 약 86%를 차지한다(수로국, 1981). 또한 한강, 임진강, 예성강에서 유입된 퇴적물에 의하여 형성된 하구역 갯벌환경을 지니고 있어 육지에 기인한 많은 양의 영양염을 수용하며 염하수로와 석모수로로 유입되는 담수와 조석에 따른 해수의 혼합으로 염분구배가 뚜렷하여 주변에 다양한 갯벌의 퇴적환경들이 조성되어 있다(김, 1993; 환경부, 1991). 이러한 환경은 해양 동·식물들에게 다양한 서식지와 은신처를 제공한다. 특히 갯벌 가운데 최초로 자연생태계 보전지역으로 지정된 곳이며, 초차는 평균 7.3 m로 우리나라 해안에서 가장 크다(국립해양조사원, 1998).

퇴적물 분석

공극수 내의 영양염 농도단면을 이용하여 갯벌의 지화학적 정화능을 파악하기 위해 간조시에 정점에서 퇴적물 코어를 채취하였다. 갯벌의 규모를 고려하여 육지로부터 조하대 방향으로 장화리 2개, 동막 1개 정점에서 2002년도(1월, 4월, 8월)와 2003년도(4월, 8월, 10월)에 걸쳐 총 6번의 퇴적물 시료를 채취하였다. 내경 85 mm, 길이 300 mm 아크릴 채집관의 한 끝을 피스톤으로 막은 다음 피스톤은 고정시킨 채로 아크릴 채집관만 퇴적물 속으로 천천히 밀어 넣어 가능한 퇴적물을 압축시키지 않은 상태로 퇴적물을 채집하였고, 회수 즉시 밀부분을 고무마개로 막았다. 시료의 길이는 20~30 cm 정도로 하였고, 5 cm 까지는 0.5 cm 간격으로, 그 이하는 1 cm 간격으로 절단하여 비닐 시료백에 보관하여 실험실에서 공극수를 추출하고 냉동보관 하였다(Lee et al., 1999). 공극수는 증류수로 희석한 다음 영양염 자동측정기(Alpkem autoanalyzer)를 사용하여 인산 이온(HPO₄²⁻), 질산 이온(NO₃⁻), 암모늄 이온(NH₄⁺)을 측정하였다.

공극수를 추출한 퇴적물의 입도를 측정하기 위해 전처리 과정으로 젖은 퇴적물 시료 약 20-30 g에 염산과 과산화수소를 넣어 탄산염과 유기물을 제거하고, 증류수로 세척하여 남아있는 산과

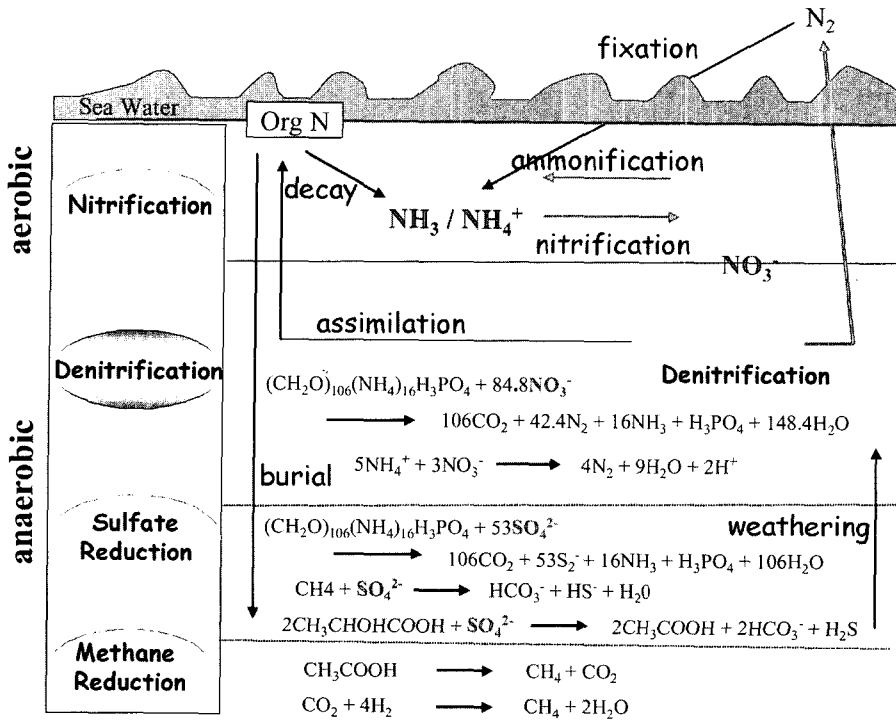


Fig. 2. Observed sequence of microbially mediated reactions in estuarine sediment including stoichiometric decomposition equation (after, Froelich *et al.*, 1979).

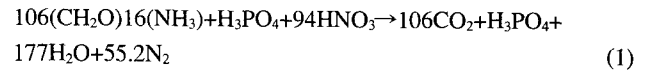
염을 제거하였다. 그리고 나서 4 Ø 망목체를 이용하여 모래와 세립질을 분리하였다. 모래는 80°C에서 건조시킨 후, 진탕기로 1 Ø 간격으로 분리한 후 각각의 무게를 측정하였다. 4 Ø 이상의 세립질 퇴적물은 니질퇴적물(실트와 니의 합)의 총 무게를 잰 다음 입도분석기(Sedigaph 5100)로 입도 조성비를 측정하였다. 퇴적물 분류는 Folk(1954)의 방법에 따라 퇴적물을 나눈 뒤 퇴적물 조직(sediment type)을 구분하였으며, 평균입도, 분급도 등의 통계적 입도상수는 Folk and Ward(1957)의 계산식으로 구했다.

탈질산화율 추정 모델

박테리아가 퇴적물 내 유기물을 분해시키는 일련의 과정이 진행되면서 그 결과로 공극수의 용존산소, 질산염, 황산염 등은 소비되고 산물로서 암모니아, 인산염, 황화수소, 메탄 등이 생성되어 축적되며(Fig. 2) 그 결과로 퇴적물의 깊이에 따라 공극수 내 영양염 분포도 달라지게 된다(Stumm and Morgan, 1981). 이러한 퇴적물 내 영양염의 수직 분포를 이용해서 정량화하는 방법에 대해 다양한 실험과 모델이 제시되어 왔다(Vanderborght *et al.*, 1977b; Emerson *et al.*, 1980; Goloway and Berner 1982; Jahnkey *et al.*, 1982). 퇴적물 안에서 이상적인 질산염의 분포를 살펴보면, 생물 교란에 의한 혼합과 질산화작용(nitrification)이 일어나는 산소투과층(aerobic layer)에서 최대농도를 보이다가 산소의 농도가 줄어들면서 탈질산화로 소비되기 시작하여 무산소층(anaerobic layer) 경계면을 향해 농도가 지수함수적으로 줄게 된다.

질산화 반응은 산소가 투과되는 퇴적물 표층 수 mm에서 수 cm 내에서 일어날 것으로 예상되었지만 상부갯벌만을 대상으로 한 본 연구에서는 표층혼합층이 거의 발달되지 않았고, 퇴적경계면 바로 아래에서 무산소층이 보였다. 저산소층과 상부 무산소층에서 유기물의 분해는 산소를 대신하여 질산염이 산화제로 소비된다. 질산

염으로 유기물을 분해할 때 탈질산화가 일어나는데, 그 반응식은 아래와 같다(Froelich *et al.*, 1979; Berner, 1980).



이 반응의 속도는 Berner(1980)의 수직적 질산염 농도분포를 이용한 속도모형을 이용하여 추정할 수 있다. 질산염의 이류(advection)와 흡착(adsorption)을 무시한다면, 질산염의 수직분포는 상층 해수와 공극수 사이에서 농도차로 인한 분자확산(molecular diffusion), 퇴적속도, 그리고 탈질산화반응 속도에 의해 결정된다. 무산소층에서 질산염의 소비가 정상상태에 있다고 가정하면 시간에 따른 질산염 농도 변화를 식 (2)처럼 기술할 수 있다(Vanderborght *et al.*, 1977a; 1977b).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - w \frac{\partial C}{\partial Z} - k_{denit} \times C = 0 \quad (2)$$

여기서 Z는 퇴적물 내 깊이(cm), D_s 는 공극의 구불어진 경로를 고려한 질산염의 분자확산계수($cm^2 \cdot sec^{-1}$), C는 공극수의 질산염 농도(mol), w는 퇴적률($cm \cdot sec^{-1}$), k_{denit} 는 탈질산화 반응상수를 나타낸다.

식 (2)에 대해 아래와 같은 경계 조건을 적용하면,

- 1) $C(Z=0)=C_0$; 퇴적물/해수 경계면에서 질산염 농도는 C_0 ,
- 2) $C(Z \rightarrow \infty)=0$; 퇴적층 하부로 가면서 질산염 농도는 0으로 줄어들어 일반 해는 다음과 같이 구해진다.

$$C_z = C_0 \times \exp\left(\frac{w - \sqrt{w^2 + 4 \times k_{denit} \times D_s}}{2 \times D_s} Z\right) \quad (3)$$

이때 C_z 는 퇴적물 깊이가 Z cm인 곳에서 질산염의 농도(μmol),

C_0 는 표층에서 질산염의 농도이다. 퇴적속도와 표층 질산염 농도는 현장조사와 실험으로 직접 측정 할 수 있고, D_s 는 간접적인 방법으로 온도(18°C)와 점성도(viscosity)로 구한 값을 사용하여(식 4) 추산할 수 있다(Li and Gregory, 1974; Berner, 1980; Ullman and Aller, 1982).

$$(D_{s_1} \times \eta_1) T_2 = (D_{s_2} \times \eta_2) T_1$$

$$D_s = D^0_s \times \phi^2 \quad (4)$$

D^0_s : 자유용액확산계수 ($=1.6 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$)

η : 점성도 ($\text{cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$)

T : 절대온도(K)

ϕ : 공극률 (%)

여기서 탈질산화 반응상수(k_{denit})는 식 (3)을 수심에 대한 퇴적물의 공극수 내 질산염 농도 자료에 적합시킴(best fitting)으로서 구하였다. 여기서 구한 탈질산화 반응상수로서 탈질산화 반응속도, R_{denit} ($\mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$)을 식 (5)와 같이 계산하였다.

$$R_{denit} = \int_0^{\infty} k_{denit} C_z dz \quad (5)$$

퇴적물 내 질산염 농도 변화에 대한 퇴적속도의 영향이 무시해도 될 만큼 작다고 가정했을 때, 정상상태가 유지되려면 탈질산화 작용으로 퇴적물에서 제거되는 질산염 플럭스만큼 퇴적물로 공급되어야 하는데 여기에는 표층의 산소투과층에서 일어나는 질산화(nitrification)와 상층 해수의 질산염 농도가 퇴적물보다 높은 경우에 확산으로 공급되는 두 가지 경로가 가능하다.

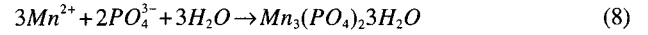
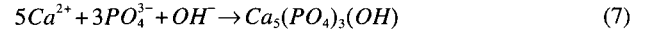
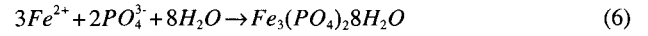
결과 및 토의

공극수 내 영양염의 분포

퇴적물의 깊이에 따른 공극수의 암모늄 농도는 정점간의 차이는 있으나 대체로 퇴적물 표층에서 최저값을 보이고 깊어지면서 증가하는 모습을 나타냈다(Fig. 3). 이는 퇴적물 내에서 일어나는 유기질소화합물의 무기화 과정에서 생성된 암모니아가 산소투과층에서 질산화(nitrification)와 상부 수층으로 확산플럭스, 그리고 저생식물플랑크톤의 흡수로 인하여 감소하고 그 아래의 무산소 환경에서는 대략 농도가 일정한 예상되는 분포와 일치하는 것이다. 암모니아는 여름철이 되면서 농도가 감소하는 계절 변동을 보였다. 표층의 농도를 비교하면 장화리보다 세립한 퇴적물로 구성된 동막에서 2배 이상 농도가 높았다.

인산염도 암모늄과 비슷한 분포 양상을 보이나, 퇴적물 상층에서는 농도 기울기가 없고, 퇴적물 깊이에 따라 들쭉날쭉한 변동을 보였다(Fig. 4). 주로 유기물에 들어있던 인산염은 유기물이 분해됨에 따라 공극수로 방출되거나, 금속산화물에 흡착되어 제거되거나(식 6-8), 다시 용해되어 공극수로 방출되는 속성을 지닌다(Aller, 1980; Nembrini *et al.*, 1982; Callender and Hammond, 1982; Crosby *et al.*, 1984). 이러한 사실에 비추어 볼 때 연구지역의 퇴적물에서 상층수로 방출되는 인산염의 양이 매우 적을 가능성이 높아서, 인에 대한 갯벌의 지화학적 제거 또는 비활성화에 대한 기여가 클 것으로 예상된다. 하지만 이는 퇴적환경이 정적인 것을

가정했을 경우에만 적용되는 것으로, 이에 대해서는 뒤에서 다시 언급하였다.



질산염 농도는 퇴적물 상층부에서 가장 높은 농도를 나타내다가 대개 1-2 cm 깊이를 지나면서 지수적으로 급격하게 줄어든다(Fig. 5). 이는 표층퇴적물에서 저산소 환경이 형성되어 유기물 분해과정에서 산소 대신 질산염이 산화제로 소비되고 있다는 증거이다(Froelich *et al.*, 1979; Berner, 1980). 정점에 따라 차이는 있으나, 질산염 농도는 여름철로 갈수록 감소하는 계절 변동을 보였다. 또한 표층퇴적물 내 질산염 농도의 경우, 정점 J2(18~120 μM)와 D1(14~65 μM)은 상대적으로 조립한 장화리 최상부 조건대 정점 J1(11~31 μM)보다 2~4배 농도가 높았다.

탈질산화속도

앞에서 제시했던 탈질산화 반응속도 측정 모델(식 2-5)을 이용하여 질산염 농도의 연직분포 자료와 식 (3)을 통계적으로 적합(best fitting)시킨 결과를 Fig. 6에 나타내었다. 이때 확산계수(D_s)는 식 (4)로 계산하였고, 이를 가지고 장화리 정점 J2와 동막 정점 D1의 퇴적물/해수 경계면에서의 탈질산화 반응상수(k_{denit})와 탈질산화율(R_{denit})을 구하였다(Table 1).

탈질산화속도는 계절 변동과 지역차를 보였지만 $10^{-6} \sim 10^{-7} \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$ 사이로 나타나서 비교적 좁은 범위의 값을 보였다. 두 곳 모두 여름철에 낮은 반응속도를 보이는 계절 변동을 보였고 2002년에 비해 2003년에 증가하는 연변동을 보였다. 또한 장화리의 경우 동막보다 1.5배 이상 높은 반응속도를 보였다.

탈질산화는 하계로 갈수록 퇴적물 온도가 상승하여 반응이 활발해질 것으로 예상되었지만 결과는 반대로 나타났다. 예상되는 원인으로는 여름철에 저서미세조류의 일차생산이 활발해져서 질산염 소비가 증가하여 결과적으로 퇴적물로 질산염의 공급이 줄어들어 든 때문으로 예상할 수 있다. 또는 봄철 증식으로 갑자기 유입된 유기물 분해에 질산염을 모두 써버린 결과로도 해석할 수 있다. 탈질산화반응과 일차생산은 상당히 복잡한 상호관계를 가져 일차생산이 탈질산화반응을 촉진시킬 수도 있고, 저해할 수도 있는데 일반적으로 높은 일차생산은 탈질산화를 저해한다고 알려져 있다(Howarth *et al.*, 1988; An and Joye, 2001).

탈질산화율 추정치는 북해 연안의 값인 $1.1 \sim 2.3 \times 10^{-6} \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$, 미국 동부 연안 염습지의 $8 \sim 10 \times 10^{-6} \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$, 베링해의 $2.5 \times 10^{-7} \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$ 와 비등한 값을 보였다(Billen, 1978; Kaplan *et al.*, 1979; Koide and Hattori, 1979). 이로 보아 탈질산화반응의 속도는 지역간 차이가 크지 않을 것 같다고 예상되는데, 그 이유는 질소가 생지화학적 관점에서 빠르게 순환하기 때문에 어느 저장고(reservoir)에 오래 머물지 않기 때문으로 풀이된다. 이는 암모늄이 미생물에게 자신의 세포구성물질을 만드는 필수원료인 동시에 산화시키면 에너지를 내놓는 에너지원이 되기도 하고, 그 산물인 질산염은 자체로 산소 투과가 어려운 수중 퇴

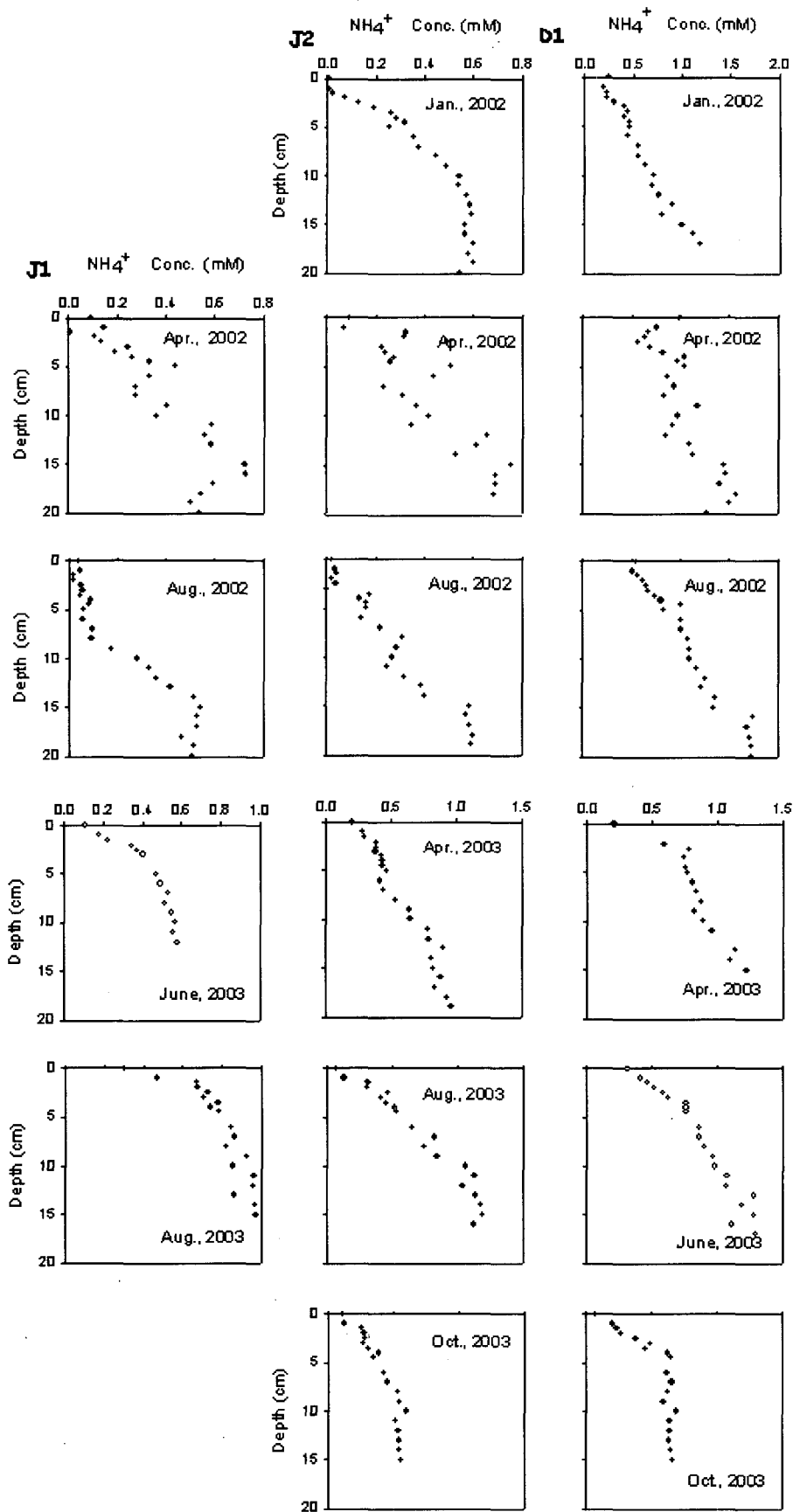


Fig. 3. Vertical profiles of ammonium concentration in pore water of three sites in Ganghwa tidal flat.

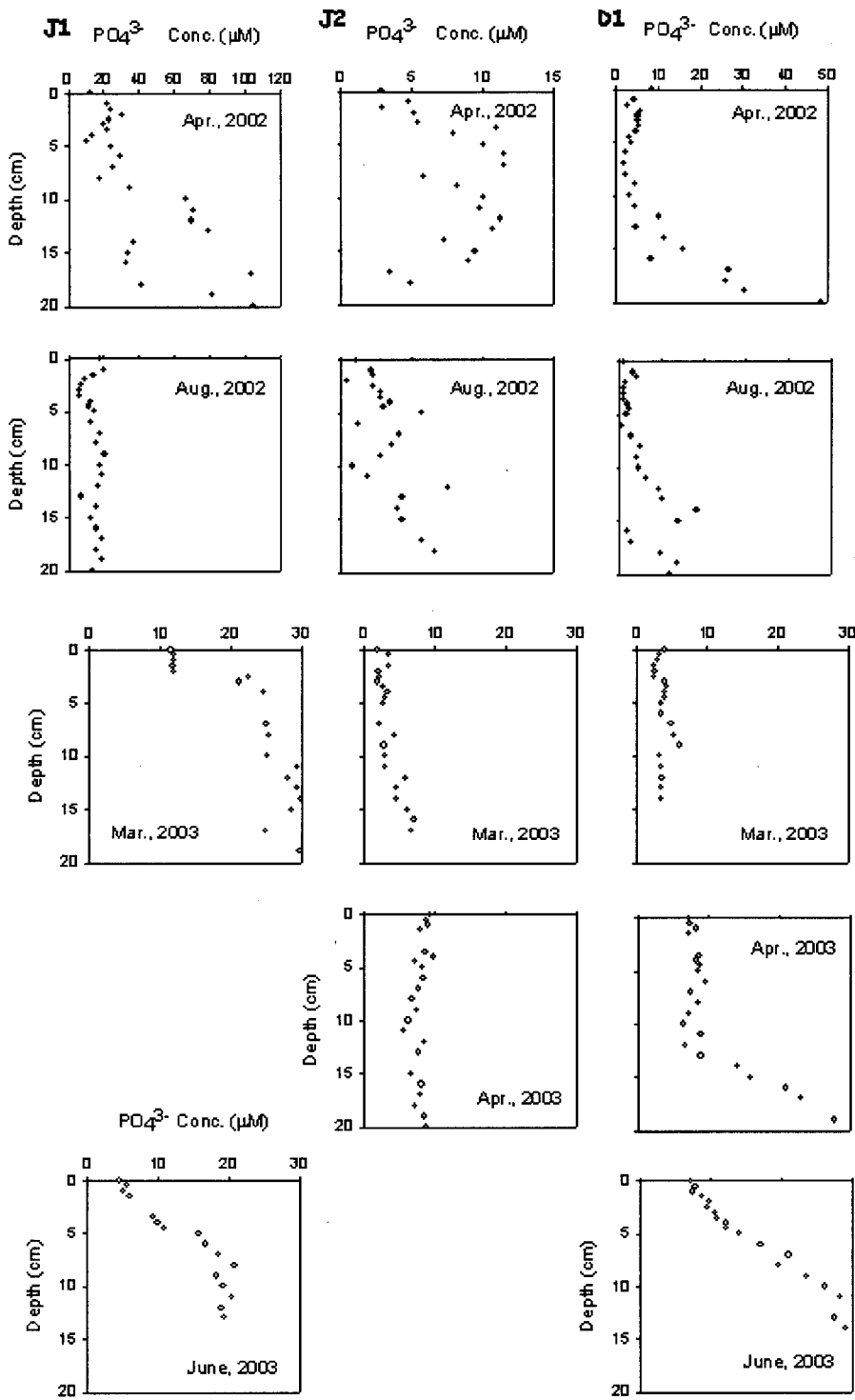


Fig. 4. Vertical profiles of phosphate concentration in pore water of three sites in Ganghwa tidal flat.

적층에서 훌륭한 산화제로 쓰이는 등 쓰임새가 다양하기 때문이다. 따라서 여러 가지 요인이 복잡한 피드백 효과를 일으키기 때문에 꼭 집어서 설명하기는 어렵지만, 여하간 그 결과는 공극수 내 연직분포에 반영된다.

공극수 적합 모델은 여러 가지가 있지만 결과를 주도하는 것은 표층에서 질산염의 농도와 그 하부 몇 cm 이내에서 농도가 줄어드는 기울기이다. 갯벌의 표층은 주기적으로 해수에 씻기기 때문

에 실제 확산은 분자확산보다 훨씬 빠르게 일어나게 되므로 자연적 요인만으로는 어느 농도 이상 되기 어렵고, 지역에 관계없이 대략 수 cm 이내에서 줄기 때문에 자리수라는 규모의 관점에서 보면 차이가 크지 않은 것으로 해석된다.

즉, 이번 강화도 갯벌 연구 결과는 갯벌에서 반응물인 질산염을 산소가 부족한 층으로 대량으로 공급해주는 메커니즘이 존재하지 않는 한 확산에 의한 질산염 제거는 그리 빠를 수 없다는 것을 말

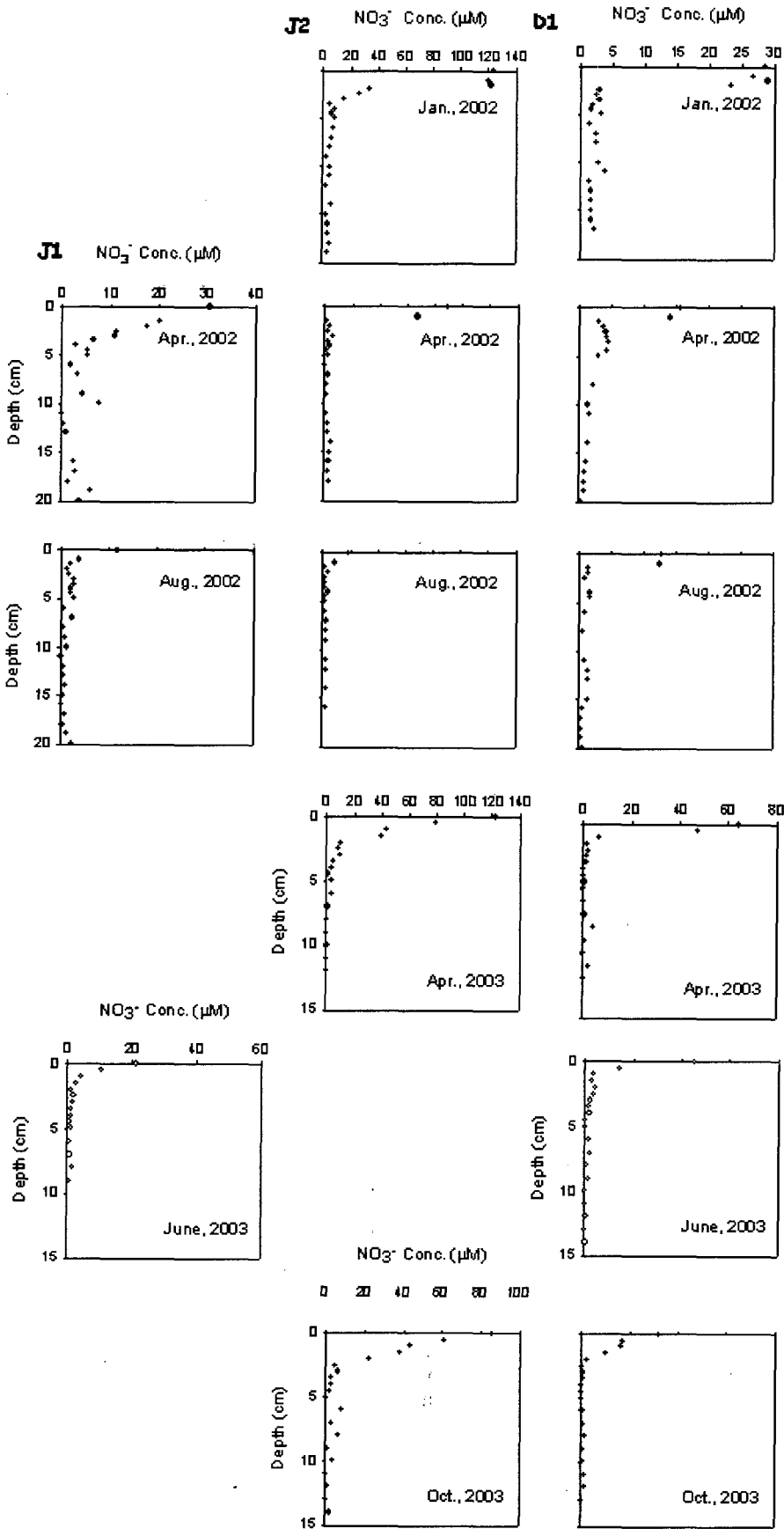


Fig. 5. Vertical profiles of nitrate concentration in pore water of three sites in Ganghwa tidal flat.

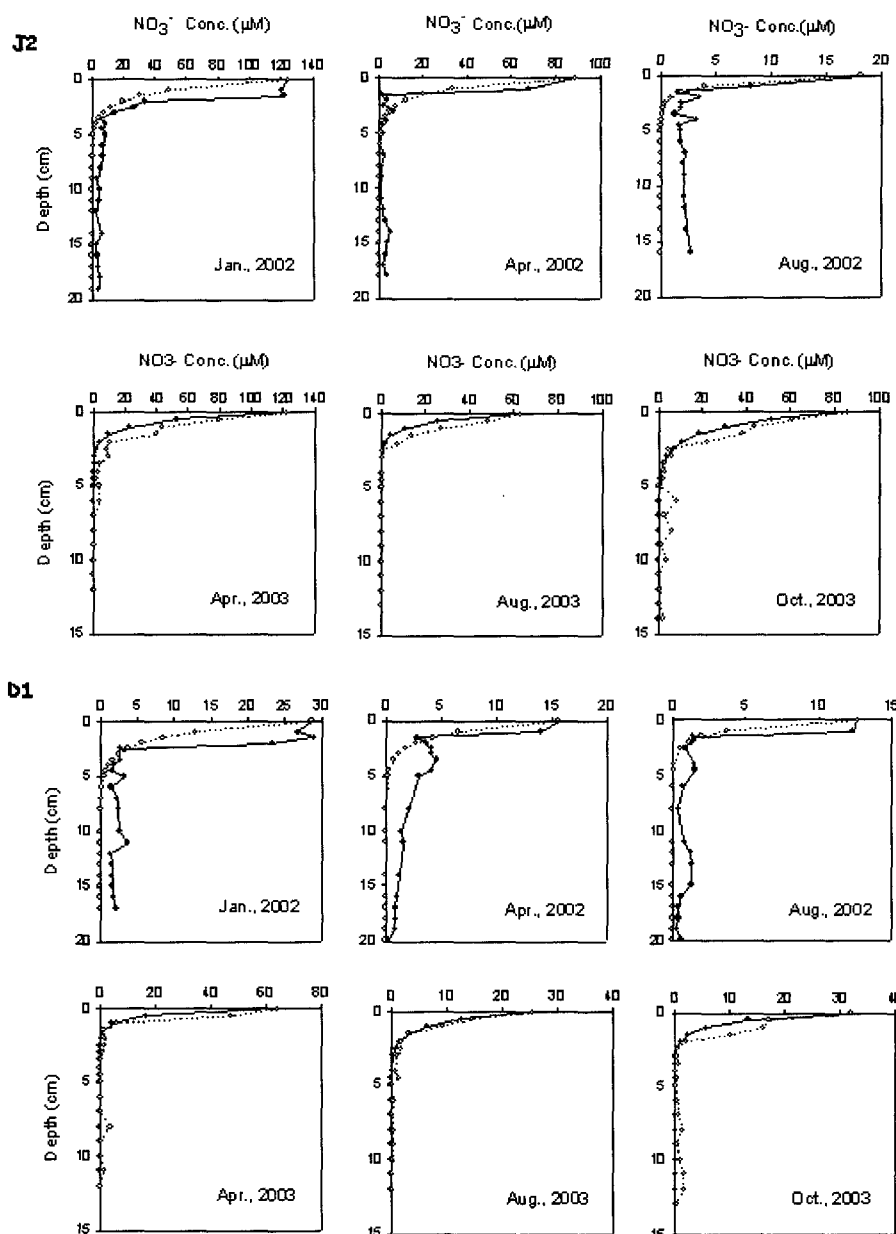


Fig. 6. Best fit of theoretical curves (dotted line) to the dissolved nitrate profiles for the Ganghwa tidal flat sediments.

Table 1. Denitrification constant (k_{denit}) and rate (R_{denit}) estimated from the best fit of pore water nitrate data and the model described as equations 2 to 5.

Date	Janghwa-ri (J2)		Dongmak (D1)	
	k_{denit} (sec ⁻¹)	R_{denit} (μmol·cm ⁻² ·sec ⁻¹)	k_{denit} (sec ⁻¹)	R_{denit} (μmol·cm ⁻² ·sec ⁻¹)
2002, Jan.	0.4×10^{-5}	6.0×10^{-7}	0.5×10^{-5}	1.7×10^{-7}
Apr.	3.0×10^{-5}	7.8×10^{-7}	0.5×10^{-5}	1.4×10^{-7}
Aug.	1.2×10^{-5}	1.5×10^{-7}	1.5×10^{-5}	1.6×10^{-7}
2003, Apr.	2.2×10^{-5}	16.2×10^{-7}	4.2×10^{-5}	10.0×10^{-7}
Aug.	2.7×10^{-5}	9.4×10^{-7}	2.0×10^{-5}	3.6×10^{-7}
Oct.	0.9×10^{-5}	7.7×10^{-7}	2.7×10^{-5}	5.0×10^{-7}

해준다. 이것은 탈질산화반응이 육지로부터 질산염의 공급과 별로 상관없이 일어남을 뜻한다. 하지만 사질이 충분히 섞인 갯벌의 경우는 다를 수 있다. 공극을 통한 이류가 가능해지면 탈질산화는 질산염이 필스로 공급되더라도 1차반응(first order kinetics)으로

대응할 수 있기 때문에 질산염의 대량 처리가 가능해진다. 이것이 최근에 들어 투과성(permeable) 갯벌의 지화학적 기능이 주목을 받는 이유이기도 하다.

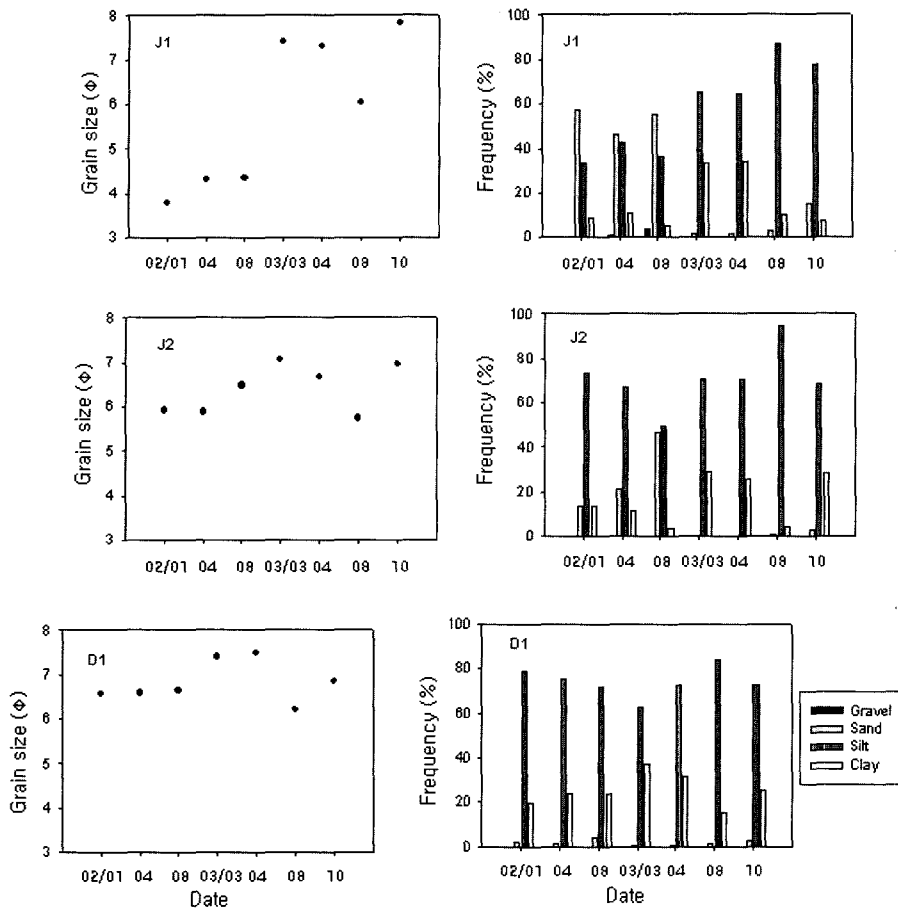


Fig. 7. Diagram of mean grain size, textural of surface sediments at Janghwa-ri (J2) and Dongmak (D1) site.

퇴적물 입도와 탈질산화율

퇴적입자의 입도는 탈질산화를 비롯한 갯벌에서 미생물의 반응 속도에 영향을 가장 크게 미칠 수 있는 요인 가운데 하나로 지목된다. 이는 공극수의 이류와 확산 속도를 지배하며 단위질량당 표면적에서 커다란 차이를 만들어내기 때문이다. 따라서 본 연구에서는 퇴적입자의 영향을 파악하기 위해서 입도의 특성을 분석하였다.

정점별 평균입도 분포는 장화리 최상부 조건대(J1)에서 상부 조건대(J2), 동막(D1)으로 갈수록 세립해지는 경향을 보인다(Fig. 7). 특히 표층퇴적물의 평균입도 분포를 살펴보면, J1은 3.24~7.40 φ로 J2의 4.51~6.96 φ와 D1의 6.23~7.48 φ 다 변화폭이 크고, 모든 정점에서 2002년에서 2003년으로 갈수록 실트와 점토 함량이 증가하여 세립화 경향을 나타냈다(Table 2).

퇴적물 깊이에 따른 입도분포는 J1의 경우 2002년 1월과 4월에 표층퇴적물 입도가 3.2~3.8 φ이고 8 cm까지 세립해지다가 그 후에 일정한 분포를 보여 깊이에 따른 입도변화 폭이 매우 크게 나타났다(Fig. 8). 또한 깊이에 따라 일정한 평균입도를 보이는 J2와 D1과는 대조적으로 표층 퇴적물에서 모래의 함량이 50~60%로 비교적 우세하였다.

분급도는 J1에서 1.7~3.0 φ로 매우 불량하게 나타났으며, 이는 표층퇴적물에서의 평균입도 변화가 심하고 퇴적환경이 불안정한 것을 반영하고 있기 때문으로 해석된다. 반면 J2의 1.2~2.1 φ, D1의 1.8~2.4 φ로 비교적 분급이 양호하였다. 일반적으로 퇴적물의 분급도는 모래로 된 퇴적물에서 가장 양호하며 실트나 점토의

함량이 많아질수록 나빠지는 것으로 알려져 있다(Folk, 1974). 본 연구지역의 퇴적물 분급도와 입도는 양의 상관관계를 보이지만 뚜렷한 편은 못되었다(Table 2).

이러한 퇴적 특성은 퇴적물 내 깊이에 따른 영양염 분포와 그에 따른 탈질산화와 연관되어 있다. 조립한 퇴적물에서는 비교적 깊은 곳까지 산소가 투과되어 퇴적물 내 탈질산화 반응이 일어나는 깊이가 깊어진다. 반면, 세립한 퇴적물이 우세한 D1에서는 표층 가까이에서 탈질산화 반응이 일어난다. 따라서 상대적으로 세립한 퇴적물로 이루어진 D1의 탈질산화율이 J1과 J2에 비해 낮고, 시간에 따른 변화도 적었던 것으로 해석되었다.

결과에서 유추하여 보면 유기물 분해는 니(泥)질 갯벌과 사(砂)질 갯벌에서 차이가 크게 날 수 있다. 퇴적물 안에서 물질의 흐름을 확산(diffusion)이 주도하느냐 아니면 이류(advection)가 주도하느냐에 따라 그 속도의 차이가 너무 커서, 관심 대상물질의 플럭스에 따라 갯벌을 오염원으로 볼 수도 있고, 생태적 정화조로 볼 수도 있는 극단적인 관점을 제공하게 된다.

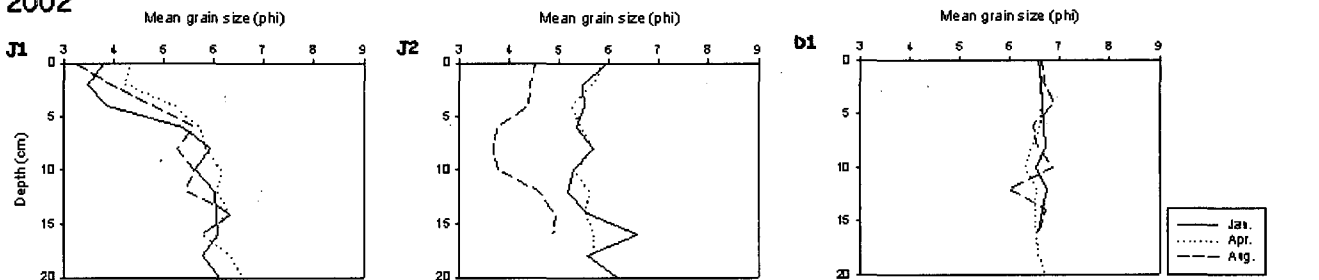
모델

해양퇴적물 안에서 일어나는 복잡한 생지화학적 순환(예, Fig. 2)은 아직도 일부만 직접 측정이 가능하여서 수치 모델로 이해하고자 하는 노력이 활발하다. 하지만 대부분은 심해나 대륙붕에 적합하게 개발되었던 것이 주류를 이루고 있다(Soetaert et al., 2000). 갯벌 시스템에 적합한 모델의 개발은 선진국에서도 도전의 단계

Table 2. Size frequency and textural composition of surface sediments collected at each station during 2002-3 surveys.

Site	Date	Mean (Φ)	Sort. (Φ)	Sk. (Φ)	Kurt (Φ)	Textural Composition (%)			
						Gravel	Sand	Silt	Clay
J1	02, Jan.	3.78	3.02	0.55	2.76	0.00	57.43	33.66	8.91
	Apr.	4.32	3.26	0.22	2.41	0.81	46.25	42.34	10.60
	Aug.	3.24	2.99	0.17	2.51	3.48	55.27	36.27	5.18
	03, Mar.	7.40	2.04	0.29	2.92	0.00	1.53	65.17	33.30
	Apr.	7.32	2.14	0.39	2.61	0.00	1.70	64.30	33.80
	Aug.	6.04	1.65	0.19	6.83	0.00	3.02	86.81	10.17
	Oct.	4.85	2.16	0.17	5.18	0.00	15.12	77.77	7.11
J2	02, Jan.	5.91	1.94	1.11	4.14	0.00	13.48	73.12	13.40
	Apr.	5.88	1.97	1.27	4.23	0.00	21.28	67.19	11.54
	Aug.	4.51	1.47	1.99	8.20	0.00	46.79	49.28	3.92
	03, Mar.	7.07	2.04	0.81	2.57	0.00	0.20	70.81	29.00
	Apr.	6.68	2.12	1.30	3.16	0.00	0.00	70.70	25.40
	Aug.	5.74	1.18	2.48	12.30	0.00	0.95	94.78	4.27
	Oct.	6.96	2.10	0.72	2.61	0.00	3.11	68.74	28.15
D1	02, Jan.	6.58	1.86	1.10	3.51	0.00	1.69	78.72	19.59
	Apr.	6.58	1.87	1.16	3.68	0.00	1.42	75.09	23.49
	Aug.	6.63	2.06	0.82	2.84	0.00	4.36	72.01	23.63
	03, Mar.	7.40	2.09	0.51	2.07	0.00	0.17	62.52	37.31
	Apr.	7.48	2.39	0.29	1.74	0.00	0.60	72.20	31.60
	Aug.	6.23	1.77	1.36	4.30	0.00	1.29	83.42	15.29
	Oct.	6.85	2.08	0.79	2.71	0.00	2.38	72.24	25.38

2002



2003

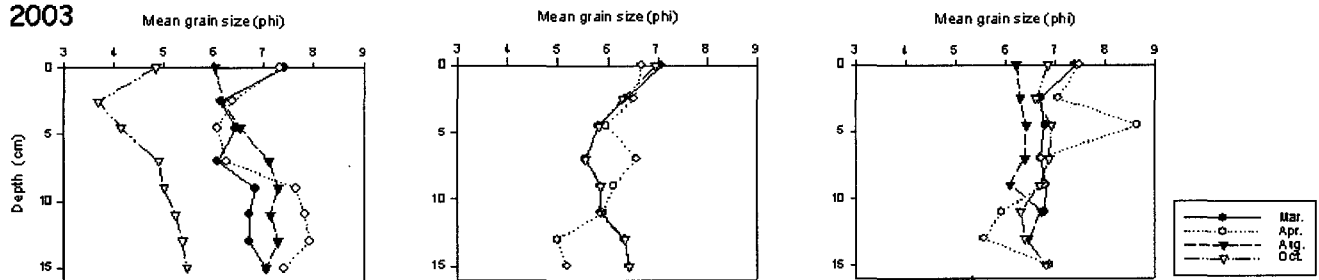


Fig. 8. Temporal variation of a mean grain size of sediments at each site.

에 머물고 있다. 특히, 우리나라와 서해안과 같이 물이 잘 빠지지 않거나 아주 조금만 빠지는 질퍽한 갯벌에서는 유기물 산화가 아주 낮은 층에서 일어나기 때문에 실측 자료를 만들기조차 몹시 어렵다.

앞에서 제시한 모델은 이상적인 2층 구조 모델(Vanderborght, 1977b)의 변형이다. 원래 제시된 모델은 파랑과 해류의 영향을 받는 층과 그 아래 층으로 구성되어 있으며 바닷물에 접하게 되는 위 층에서 질산염 균형식은 다음과 같이 나타내지고,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{wc} \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - w \frac{\partial C}{\partial Z} + R_{nit} = 0$$

그 하부층은 식 (2)로 표현된다. 위 층에서는 산소가 잘 투과되므로 질산화과정(R_{nit})이 일어나는 것으로 보고 있다. 위 식에서 D_{wc} 는 파랑과 해류로 비롯된 혼합(확산) 계수이다.

확산계수를 구하는 가장 좋은 방법은 같은 시료에서 공극수의 규산염을 측정하고 이의 연직분포를 가지고 D 값들을 구하는 것

이다. 실리키는 천천히 분해되므로 해수에서 깊이에 따른 분포와 비슷한 모습을 띠게 된다(Vanderborght, 1977b의 Fig. 2). 규산염과 질산염의 분자량의 차이가 크지 않으므로 규산염으로 구한 D 값을 쓰는 것이 가장 이상적이다.

하지만 연구 첫해에 규산 이온을 측정된 결과는 이러한 모델을 적용할 수 없다는 것을 알려 주었다. 채집 장소에서는 조석 씻김(tidal washing)의 영향으로 2층 구조가 뚜렷하게 나타나지 않았다. 이는 표층 퇴적입자가 역동적으로 이동해서 시간의 관점에서 보면 표층 혼합층이 안정적으로 존재하지 않음을 지시한다. 그래서 식 2처럼 하부층만을 고려한 모델을 사용하였다. 여기서 D_1 를 그대로 사용한 것도 실제 상황과는 개념상 차이가 있는 것이다.

연구지역에 매설했던 퇴적면 감시용 봉은 50 cm 이상 깊이 밖에 두었음에도 불구하고 자주 유실되었다. 여기에는 인위적인 훼손도 있었을 터이지만 겨울철처럼 날씨가 나쁜 시기에는 분명 자연적인 요인도 있었다고 판단된다. 회수된 몇 개의 자료를 근거로 판단하면 연구지역은 일반적인 연안 퇴적체와는 반대로, 여름철에 깎이고 봄과 가을에 쌓이는 퇴적 특성을 보였다. 쌓이는 속도는 그리 빠르지 않아서 2 cm/mo를 넘지 않았으며 깎여나가는 속도는 쌓이는 속도보다도 더 느려서 1 cm/mo를 넘지 않았다. 겨울철 자료가 충분하지는 않지만 가진 자료만으로 보면 연구지역은 퇴적물이 쌓이는 곳으로 보인다. 흥미로운 점은 상대적으로 세립한 입자로 된 D_1 정점에서 변동이 더 크게 나타난다는 것이다. 이와 같은 수리적 역동성이 모델에 어떻게 반영되어야 할지를 현재로서는 방향조차 가늠하기 어려운 실정이다.

생물교란(bioturbation)

갯벌에는 생물이 다양하게 살고 있다. 이들이 굴을 파고, 먹고, 퇴적물을 이동시키는 행위는 퇴적입자를 옮겨놓고 혼합시켜서 생물교란이라 불린다. 그 결과로 이상적인 산화-환원 층계(cascade)의 균질성이 파괴된다. 특히 산소(O_2)와 황화수소(H_2S)는 각각을 이용하지 않는 생물에게 맹독성을 띄게 되므로 비투과성인 펄에 대해 생물관개(bioirrigation)가 미치는 영향은 매우 크다(Aller, 2001). 생물관개에 따른 산소 투과가 없었다면 호기성 생물의 분포는 크게 제약을 받게 될 것이며, 결과적으로 유기물 분해 효율이 크게 낮아지게 될 것이다. 생물교란의 일차적 영향은 탈질산화의 반응물인 질산염의 공급을 원활하게 만들고, 반응이 일어나는 표면적과 퇴적층의 깊이도 늘려 주므로 긍정적인 효과를 줄 것으로 예상된다.

생물교란은 초기부터 속성작용 모델에서 중요하게 고려되어왔던 요인이다. 모델에서 생물교란의 효과는 어떤 수식으로 표현되느냐에 따라 크게 다르게 표시된다(Meysman *et al.*, 2003). 이 연구에서 사용한 1차원 모형에서 생물교란은 따로 고려되지 않고 Fick의 확산과 유사한 개념으로 고려된 생물확산(biodiffusion)으로 처리되어 확산계수 안에 적당히 얼버무려져 고려되어 있음을 밝힌다. 이 같은 처리 방식은 분명히 결과에 오류를 더 해주는 요인으로 작용한다. 하지만 이 보다 낫은 생물교란 모델은 대부분은 생물교란만을 떼어 내어 고려한 것이어서 다른 모델과 접합되기 어려웠다. 그나마 다행스러운 것은 접합이 가능한 범용모델의 개발이 활발하게 논의되고 있다는 점이다.

생물교란은 갯벌의 수산 및 환경적 기능을 평가할 때 아주 중

요하게 고려되어야 할 요인으로 지목된다. 예를 들어 생물교란이 적은 펄질 갯벌과 많이 받은 사질 갯벌은 스펙트럼 상에서 양쪽 극단에 해당한다. 전자에서는 산소투과가 지극히 제한되어 유용저생생물의 서식이 불가능해진다. 그렇지 않던 갯벌도 전자처럼 바뀌게 되면 생물의 폐사가 일어나게 된다. 반대로 후자의 환경에서는 갯벌 깊은 곳까지 먹이와 산소가 공급된다. 따라서 이들 상반된 환경을 구별하지 않고 함께 일컫는 갯벌이란 용어를 사용하는 것은 과학적으로 적절하지 않기 때문에, 퇴적학적 특성과 생지화학적 기능이 반영된 과학적 분류가 절실하다.

생지화학순환과 정화

요즘에 갯벌의 중요성에 대해 대중에게 널리 소개되고 있는 내용 가운데 하나가 갯벌의 정화(purification) 기능이다. 간략하게 부연 설명하자면 갯벌에서 생물들이 원소를 순환시키는 과정의 일부가 폐수처리장이 하는 공정과 같으므로 이 기능을 따로 떼어내 일일 몇 톤의 오염물질을 처리하는 폐수처리장과 같은 정화기능을 지녔다고 하는 주장이다. 이 연구에서 다룬 탈질산화는 정화능으로 간주하기에 아주 적절한 예이다.

하지만 이러한 단순 비교에 대한 연구진의 시각은 비판적이다. 먼저 부합되는 부분만을 골라내서 부각시킨 주장이어서 전체 시스템의 기능을 종합적으로 평가하지 않은 주장이다. 갯벌은 외부, 특히 육지에서 유입되는 물질과 에너지에 의존하는 시스템으로 생지화학적 관점에서 보면 어떤 다른 표현보다도 화학반응기(reactor)란 표현이 적절하다. 즉, 물질이 다른 물질로 바뀌는 곳이다. 갯벌을 폐쇄계라고 가정하고 보면 반응의 결과로 엔트로피가 늘어나게 되므로 질서, 즉 네거티브 엔트로피를 뜻하는 정화라는 표현은 부적절해진다.

그런데 생물학적으로는 육지에서 유입된 물질이 바다로 들어가는 통로(conduit)로서의 역할에 주목하고 이곳에서 상당량의 생물량이 계 밖으로 빠져나가는 것을 중시한다면(예를 들어, 양식과 어획, 철새와 나그네새 방문, 어종 회유), 여과기(filter)라 볼 수 있게 되고 이는 정화와 비슷한 맥락의 주장의 근거가 된다. 하지만 갯벌에서 태양에너지를 고정하는 일차생산자의 역할이 그리 크지 않은 한, 열역학적 관점에서 내려진 평가가 가장 객관적이라고 생각된다. 따라서 정화라는 개념을 시스템 전체의 특성이나 부여하는 것은 자제되어야 하며 특정 프로세스에 대해서만 사용해야 할 것이다. 예를 들어 다음과 같은 표현은 사용해도 무방할 것이다. “어느 부류의 갯벌은 질산염을 짧은 시간에 대량으로 소비할 수 있다. 이러한 특성은 환경 관점에서 아주 주목 받고 있는 부분이다.”

맺음말

이 논문에서는 퇴적물의 공급수에 녹아 있는 질산염의 연직농도분포 특성을 이용하여 탈질산화율을 추정하고자 하였다. 연구과정에서 이번엔 사용한 모델은 이론의 측면보다는 현장 적용에 있어 문제가 더 큰 것으로 드러났다. 퇴적물에서 화학물질의 연직분포 특성을 이용하는 모델은 모두 퇴적물 교란이 적은 것과, 대기에 노출되지 않는 것을 가정하고 있다. 밀물과 썰물 그리고 이에 따른 퇴적계면에서 입자의 유동과 굴을 파고 사는 생물들의 활동은 산화계로서 산소의 지배력을 강화시키며, 질산염과 암모니아가 난류확산을 통해 바로 수층으로 이동할 수 있기 때문에 탈

질산화를 억제하는 요인으로 작용할 것으로 예상된다. 부정기적인 해안 폭풍도 퇴적층을 강력하게 교란하므로 마찬가지로 부정적인 효과를 낼 것이다. 반대로 대기에 노출되었을 때는 산소의 공급이 질산화를 촉진하므로 결과적으로 탈질산화를 돕게 될 것으로 예상된다. 이제까지 퇴적물 현장 시료 채취는 모두 썰물시에 이루어졌기 때문에 탈질산화의 한쪽 부분만을 보아 왔는지도 모른다. 이 같은 불확실한 요인들 때문에 이 논문에서 제시한 탈질산화율은 아주 제한적인 효용을 지닐 뿐임을 밝혀둔다. 그러나 이러한 단점은 앞으로 연구 방법을 개선시켜 참값을 측정하려는 노력이 배가 되어야 함을 강조하는 것으로 해석되어야 할 것이다.

갯벌의 정화능은 학술적 관점에서는 실체가 모호하다 하더라도 현실적으로 중요한 주제이다. 이 연구를 통해 우리가 배운 것은 이전의 연구들 가운데 일부는 갯벌이 환경 정화 능력이 있다고 주장하고 또 다른 논문에서는 영양염의 관점에서 부영양화를 부추긴다는 상반된 주장이 모두 옳을 수 있다는 점이다. 따라서 진정으로 정화능의 객관적인 실체를 밝혀내고자 한다면 현대과학의 전통에 따라 나누어서 구명(split and conquer)하는 전략을 따라야 할 것이라 제안한다. 그러자면 우리가 가장 먼저 해야 할 일은 갯벌을 과학적 체계에 따라 분류하는 작업이 될 것이다.

사 사

이 연구는 서울대학교 조병철 교수가 주관한 수산특정과정의 위탁과제로 지원받았습니다. 힘든 현장 조사를 도와준 경남대학교 학생들과 연구실의 구준석, 김재연, 윤종필의 노고에 감사하며, 퇴적물의 입도 분석을 도와준 부산대 해양학과 4학년 학생들에게도 고마움을 전합니다. 이 논문은 두 분 심사위원의 충고와 조언에 따라 내용이 대폭 수정되고 보완되었습니다. 두 분 심사위원께 심심한 사의를 표합니다. 이 논문은 부산대학교 해양연구소 업적 제20번입니다.

참고문헌

- 강시환, 1993. 폐쇄성 연안역의 수질관리기술 연구(I). 해양연구소, BSPN00205-613-2, 213 pp.
- 국립해양조사원, 1998. 조석표. pp. 42-44.
- 김은영, 1993. 서해안의 강화도와 영종도에 도래하는 섬금류의 생태. 경희대학교 석사학위논문, 경희대학교, 47 pp.
- 농어촌진흥공사, 1996. 한국의 간척. 405 pp.
- 수로국, 1981. 영종도에서 용매도 해도. No. 311.
- 이찬원, 권영택, 1995. 퇴적오니 준설과 해양환경변화. 경남대학교 출판부, 215 pp.
- 임현식, 홍재상, 1997. 진해만 저서동물의 군집생태 2. 우점종의 분포. 한국수산학회지, 30(2): 161-174.
- 유재원, 홍재성, 양성렬, 박경, 2002. 갯벌의 수질 정화기능 연구 - Box model을 이용한 서해 곰소만 하천 갯벌의 질소 수치. 한국해양학회지, 7(4): 257-266.
- 윤양호, 2000. 가막만 북부해역의 해양환경과 식물플랑크톤 군집의 변동 특성 2. 수질환경과 염류소 a량의 변동 특성. 해양환경학회지, 9: 429-436.
- 박용철, 최중기, 1993. 인천 연안 환경 연구. 인하대학교 해양과 학과, 117 pp.
- 정해진, 유영두, 김재성, 2002. 전북 새만금 남쪽 해역의 유해성 적조 발생 연구. 한국해양학회지, 7: 140-147.
- 정희수, 1986. 반월·오이도 지역의 조간대 퇴적물과 공극수의 지화학적 특성에 관한 연구. 서울대학교 석사학위논문, 서울대학교, pp. 1-63.
- 최강원, 조영길, 최만식, 이복자, 현정호, 강정원, 정희수, 2000. 자연 정화작용 연구 I: 갯벌과 농지 상층수 중 유·무기 원소의 거동에 관한 예비 연구. 한국해양학회지, 5: 195-207.
- 해양수산부, 1998. 우리나라의 갯벌. pp. 24-25.
- 한국해양연구소, 1998. 갯벌의 효율적 이용과 보존을 위한 연구. pp. 4-205.
- 환경부, 1991. 91' 자연생태계 지역조사-서해안 간석지(강화도 남단) 조사. 195 pp.
- Aller, R.C., 1980. Diagenesis processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. I. Decomposition and nutrient element geochemistry(S, N, P). *Adv. Geophys.*, 22: 237-350.
- Aller, R.C., 2001. Transport and reactions in the bioirrigated zone. In: *The Benthic Boundary Layer*, edited by Boudreau, B.P. and B.B. Jørgensen, Oxford University Press, New York, pp. 269-301.
- An, S.M., S.B. Joye, 2001. Enhancement of coupled nitrification-denitrification by benthic photosynthesis in shallow estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 46: 47-62.
- Berner, R.A., 1972. Sulfate reduction, pyrite formation, and the oceanic sulfur budget. In: *The changing chemistry of the oceans*, edited by Dyrssen, D. and D. Jagner, Almquist and Wikell, pp. 347-361.
- Berner, R.A., 1980. *Early diagenesis*. Princeton University Press, Princeton, pp. 1-241.
- Billen, G., 1978. A budget of nitrogen recycling in North Sea sediments off the Belgian coast. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 7: 127-146.
- Callender, E. and D.E. Hammond, 1982. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac river estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 3: 395-413.
- Crosby, S.A., G.E. Millward, E.I. Butler, D.R. Turner and M. Whitfield, 1984. Kinetics of phosphate adsorption by iron oxyhydroxides in aqueous systems. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 19: 257-270.
- Emerson, S., J. Jahnkey, M. Bender, P. Forelich, G. Klinkhammer, C. Bowser and G. Setlock, 1980. Early diagenesis in sediments from the Eastern Equatorial Pacific. I. Pore water nutrients and carbonate results. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 57-80.
- Eyre, B. and J.P. Ferguson, 2002. In: *Sediment biogeochemical indicators for defining sustainable nutrient loads to coastal ecosystems*, Coastal Biogeochemistry Southern Cross University, pp. 101-104.
- Folk, R.L., 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *G. Geol.*, 62: 334-359.
- Folk, R.L., 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing Company, 182 pp.
- Folk, R.L. and W.C. Ward, 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.*, 27: 3-26.
- Froelich, F.N., G.P. Klinkhammer, M.L. Bender, N.A. Luedtke, G.R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, B. Hartman and V. Maynard, 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sed-

- iments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **43**: 1075–1090.
- Goloway, F. and Bender, M., 1982. Diagenesis models of interstitial nitrate profiles in deep sea suboxic sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **27**: 624–638.
- Hall, J., S.V. Smith and P.R. Boudreau (eds.) 1996. International Workshop on Continental Shelf Fluxes of Carbon, Nitrogen and Phosphorus. LOICZ Reports & Studies No. 9, ii + 50 pp. LOICZ, Texel, The Netherlands.
- Heggie, D.T., G.W. Skyring, J. Orchard, A.R. Longmore, G.J. Nicholson and W.M. Berelson, 1999b. Denitrification and denitrifying efficiencies in sediments of Port Phillip Bay: direct determinations of biogenic N₂ and N-metabolite fluxes with implications for water quality. *Marine Freshwater Research*, **50**: 589–596.
- Howarth, R.W., R. Marino, J. Lane, J.J. Cole, 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. I. Rates and Importance. *Limnol Oceanogr.*, **33**: 669–687.
- Jahnkey, R. A., S.R. Emerson and J.W. Murray, 1982. A model of oxygen reduction, denitrification, and organic matter mineralization in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **27**: 610–623.
- Kaplan, W., I. Valiela and J.M. Teal, 1979. Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, **24**: 726–734.
- Kelderman, P., 1984. Nutrient concentration in the interstitial water of lake Grevelingen redistribution and benthic primary production processes. *Neth. J. Sea Res.*, **18**: 312–336.
- Koide, I. and A. Hattori, 1979. Estimation of denitrification in sediments of the Bering Sea shelf. *Deep-Sea Res.*, **26**: 409–411.
- Lee, T.H., S.J. Go, S.H. Huh and T.S. Lee, 1999. A Light-Weight Spring-Driven and Hydraulically-Damped Multiple Piston Corer. *J. Korean. Soc. Oceanogr.*, **34**(3): 179–183.
- Li, Y. and S. Gregory, 1974. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **38**: 703–712.
- Meysman, F.J.R., B.P. Boudreau and J.J. Middelburg. 2003. New developments in the modeling of bioturbation in aquatic sediments: Relations between local, non-local, discrete and continuous models. In: Proceedings of a Workshop on Biogeochemistry of Tidal Flats, edited by Jürgen Rullkötter, Hanse Institute of Advanced Study, Germany, pp. 91–93.
- Nembrini, G., A. Capobianco, J. Garcia and J.M. Jacquet, 1982. Interaction between interstitial water and sediment in two cores of Lac Lemman, Switzerland. *Hydrobiologia*, **92**: 363–375.
- Soetaret, K., J.J. Middelburg, P.M. Herman and K. Buis, 2000. On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models. *Earth-Sci. Rev.*, **51**: 173–201.
- Stumm W. and J.J. Morgan, 1981. Aquatic chemistry (2nd ed.), Johns Wiley & Sons., Chichester, 648 pp.
- Ullman, W.J. and R.C. Aller, 1982. Diffusion coefficients in near-shore marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **27**: 552–556.
- Vanderborght, J.P., R. Wollast and G. Billen, 1977a. Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. *Limnol. Oceanogr.*, **22**: 787–793.
- Vanderborght, J.P., R. Wollast and G. Billen, 1977b. Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 2. Nitrogen diagenesis. *Limnol. Oceanogr.*, **22**: 794–803.

2004년 10월 25일 원고접수

2005년 2월 14일 수정본 채택

담당편집위원: 조병철