

Original Article

## 석탄회 조립물의 저서환경 개선성능의 변화

김경민<sup>1</sup> · 김경희<sup>1,†</sup> · 이인철<sup>1</sup> · Tadashi Hibino<sup>2</sup>

<sup>1</sup>부경대학교 해양공학과  
<sup>2</sup>히로시마 대학교 공학연구원

# Changes in Performance of Granulated Coal Ash on Remediation of Coastal Sediment

Kyeongmin Kim<sup>1</sup>, Kyunghoi Kim<sup>1,†</sup>, In-Cheol Lee<sup>1</sup>, and Tadashi Hibino<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Ocean Engineering, Pukyong National University, Busan 48513, Korea

<sup>2</sup>Graduate School of Engineering, Hiroshima University, Hiroshima 739-8511, Japan

### 요 약

본 연구에서는 퇴적이 활발한 해역에서의 석탄회 조립물의 연안 저서환경 개선기능을 평가하였다. 신생퇴적물 유입량에 따라 실험케이스를 세 개로 구분하여 조간대 지반에 메조코즘을 설치하였다. 1개월경과 후 메조코즘의 직상수 및 간극수의 암모니아 농도는 석탄회 조립물 피복초기 케이스에서 크게 감소하였다. 인산염 및 황화수소 농도의 경우 퇴적물 간극수에서는 석탄회 조립물 피복초기 케이스에서 가장 높게 검출된 반면 직상수의 인산염 농도는 가장 낮게 나타났다. 이는 석탄회 조립물 피복층의 영양염 및 황화수소 용출억제효과에 의한 결과로 판단된다. 석탄회 조립물 층의 간극 사이로 신생퇴적물이 유입한 케이스의 경우 인산염, 암모니아 농도는 대조구 대비 간극수 및 직상수에서 상대적으로 낮게 검출되어, 신생퇴적물이 피복층 공극에 퇴적되어도 영양염 용출 억제효과는 지속되는 것을 확인하였다. 그러나 신생퇴적물이 석탄회 조립물 상부에 10 cm 이상 퇴적된 경우에는 영양염 용출량이 피복 이전 수준으로 증가하는 것이 확인되었다.

**Abstract** – In this study, we evaluated remediation of coastal benthic environment by Granulated Coal Ash (GCA) in active sedimentation area. Experimental cases were divided into three sections according to amount of new sediments, and mesocosms were installed in tidal flat ground. After 1 month, ammonia concentration in both overlying water and pore water decreased significantly in the case of immediately after capping of GCA. In the same experimental case, phosphate and hydrogen sulfide concentrations were the highest in pore water, while lowest in overlying water compared to the other experimental cases. These phenomena were attributed to inhibition of release of pore water by GCA capping layer. It was confirmed that the low concentrations of nutrients and hydrogen sulfide in overlying water lasted even in case of deposition of new sediment into the pore of GCA layer. However, when new sediments were deposited more than 10 cm above GCA layer, the concentrations of nutrients increased to the precapping level.

**Keywords:** Granulated coal ash(석탄회 조립물), Contaminated sediment(오염 퇴적물), Benthic environment(저서 환경), Newly deposited sediment(신생 퇴적물)

### 1. 서 론

조간대는 육상기원의 유기물을 정화하거나 영양염을 분배 혹은 소모하는 등 해양 환경에 있어서 중요한 역할을 한다(Lee *et al.*[2014]). 하지만 우리나라에서는 1970년대 이후 산업부지 혹은

농경지 조성을 위한 매립사업이 활발히 진행되어 1987년부터 2013년까지 약 716 km<sup>2</sup>의 조간대가 소실되었다(Ministry of land[2013]). 이로 인해 조간대에서 소비되지 못한 다량의 육상기원 유기물이 연안역에 퇴적되었으며, 퇴적물로부터의 영양염 용출 및 퇴적물의 재부상은 부영양화 및 빈산소 수괴를 발생시키는 영향인자로 작용하게 된다(Billen *et al.*[1999]). 특히 폐쇄성이 강한 내만에서는 해수 교환이 원활하지 못하기 때문에 저서환경이 수질을 결정하는 가장 큰

<sup>†</sup>Corresponding author: hoikim@pknu.ac.kr

요인 중 하나이므로 내만의 수질 환경개선을 위해서는 육역 유입 부하량의 관리와 함께 저서환경 개선이 동반 되어야 한다(Kang *et al.*[2013]).

화력발전 공정에서 발생하는 부산물인 석탄회는 국내 발생량이 2006년 580 만 톤에서 2011년 860 만 톤으로 큰 폭으로 증가하고 있는 추세다. 일본, 유럽의 경우 각각 생산되는 석탄회의 98%, 90.9%가 재활용되고 있는 반면 우리나라에서는 콘크리트 혼화제, 시멘트 부원료 등으로 약 68%만이 재활용되고 있다(Maeng *et al.*[2014]). 또한 재활용되지 못한 석탄회의 처리를 매립에 의존하는 실정이지만 매립지 포화문제로 인해 친환경적인 재활용방안 마련에 대한 필요성이 제기되고 있다(Huang *et al.*[2017]). 석탄회의 재활용을 위해 비산재에 시멘트를 혼합하여 개발한 석탄회 조립물은 인산염 제거 및 황화수소 흡착 등의 저서환경 개선 효과가 있는 것으로 보고되고 있다(Asaoka and Yamamoto[2010]; Asaoka *et al.*[2012]). 이를 이용하여 일본에서는 연안 저서환경 개선 및 영양염 용출억제를 위해 석탄회 조립물을 오염된 연안퇴적물 상부에 피복하는 기술이 시행되고 있다(Yamamoto *et al.*[2016]; Kim *et al.*[2014]).

반응성 환경개선물질의 피복기술은 신생퇴적물의 퇴적에 의해 피복 재료가 매몰될 경우 오염물질 용출억제 등 저서환경 개선능력이 저하되며, 이는 피복기술의 지속시간 즉 피복기술의 경제성을 결정하는 중요한 인자 중 하나로 작용한다. 이에 본 논문에서는 신생퇴적물 유입을 모사한 메조코즘 실험을 통해 신생퇴적물이 석탄회 조립물 피복기술의 환경개선 성능에 미치는 영향을 조사 하였다.

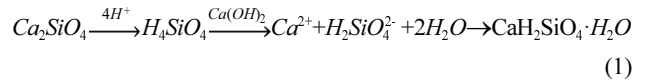
## 2. 재료 및 방법

### 2.1 석탄회 조립물

석탄회 조립물은 경남 삼천포 화력발전소에서 생산된 비산재에 시멘트를 10~15% 첨가하여 제조하였다. 석탄회 조립물의 입경은 5~40 mm이며 다공질 특성으로 인해 높은 비표면적(21.1 m<sup>2</sup>/g)을 가진다. 건조밀도와 습윤밀도는 각각 0.8~1.1, 1.0~1.4 t/m<sup>3</sup>이다(Yamamoto *et al.*[2013]). XRF(SHIMADZU, XRF-1800) 분석을 통해 조사된 석탄회 조립물의 화학적 성분은 Table 1에 나타내었다. 한국 폐기물 용출시험법(KLP) 및 미국 EPA의 독성특성침출절차(TCLP)법에 의해 평가한 삼천포 화력발전소 비산재의 중금속 용출량은 토양환경보전법상의 토양오염기준을 만족하는 것으로 보고 되었다(Maeng *et al.*[2014]).

비산재는 일반적으로 60% 이상의 실리카와 5~20% 내외의 산화

칼슘을 함유하고 있다(Maeng *et al.*[2014]). 석탄회 조립물은 시멘트(lime)에서 산화칼슘이 공급됨에 따라 calcium silicate 함유량이 증가될 수 있다. Joseph and Gary[1988]에 따르면 calcium silicate가 물과 반응하여 포졸란 반응을 일으켜 다공성 결정구조(calcium silicate hydrate)가 생성될 수 있다(식 (1)). 따라서 석탄회 조립물은 원재료인 비산재보다 넓은 비표면적으로 인해 상대적으로 높은 흡착능을 가진다.

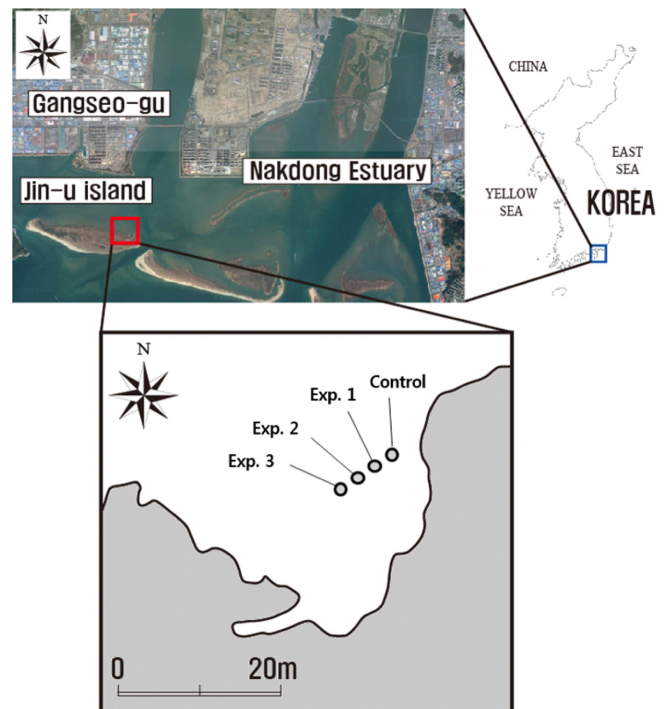


### 2.2 메조코즘 실험

메조코즘 실험은 경상남도 낙동강 하구 서측에 위치한 진우도 배후편의 조간대에서 수행되었다(Fig. 1). 해당 지역은 과량의 영향을 적게 받고 유속이 느려 상대적으로 퇴적작용이 활발히 진행되는 지역이다(Ryu *et al.*[2016]). 실험에 사용된 오염 퇴적물은 부산산항 내측에 위치한 용원만에서 그래프채니기를 이용하여 채집하였다. 원통형 버킷(D: 30 cm, h: 50 cm)에 오염된 퇴적물을 채운 후 퇴적물 체적의 30%에 해당하는 석탄회 조립물을 모식도와 같이 채워 넣었다(Fig. 2). 대조구를 포함하여 총 4개의 실험케이스에 대해 실험을 수행하였다. 대조구는 석탄회 조립물이 피복하지 않은 원지반의 환경변화를 나타내었으며, Exp. 1은 석탄회 조립물이 피복된 초기상태를 나타내었다. Exp. 2는 신생퇴적물에 의해 석탄회 조립물 피복층이 매몰된 직후의 시기를 나타내었으며, 이후 신생퇴적물의 두께가 약 10 cm 쌓인 상태를 Exp. 3으로 설정하였다. 실험은 4 개월

**Table 1.** Chemical composition of GCA

Compound (%)			
SiO <sub>2</sub>	36.11	TiO <sub>2</sub>	1.37
CaO	34.47	SO <sub>3</sub>	0.99
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11.16	Na <sub>2</sub> O	0.46
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	10.33	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.39
K <sub>2</sub> O	2.63	MnO	0.12
MgO	1.65	Sr	0.10



**Fig. 1.** Western part of the Jin-u island where the mesocosm test was carried out.

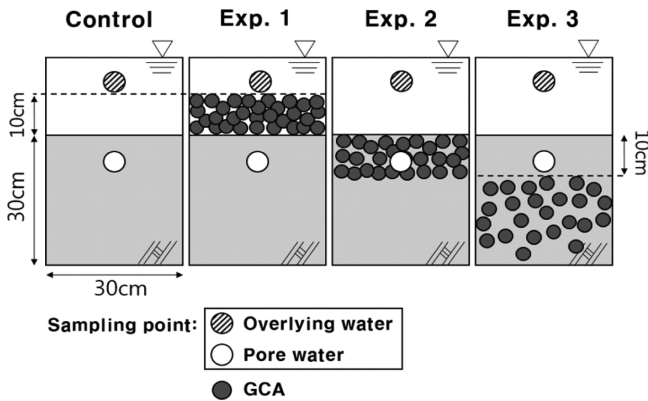


Fig. 2. Schematic diagram of the mesocosm experiment.

Table 2. Initial water quality of contaminated sediment

Water quality	Overlying water	Pore water
pH	7.8	7.4
ORP (Eh)	507.1	-203.0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P (mg/L)	0.02	19.6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	0.24	75.0
H <sub>2</sub> S (mg/L)	0	25.0

동안 수행되었으며(2013년 8월~2013년 12월), 실험초기, 9월, 12월에 분석을 수행하였다. 실험해역의 수온과 염분은 버킷과 동일한 지반고에 설치한 compact CT meter(JFE advantech)를 이용하여 측정하였다. 실험에 사용한 오염된 퇴적물의 초기 수질환경 조건을 Table 2에 나타내었으며, 함수비와 강열감량은 각각 165.8%, 10.6%로 측정되었다.

영양염 및 황화수소 측정을 위해 퇴적물 샘플을 원심분리(3000 rpm, 20 min)하여 간극수를 추출하였으며, 직상수 및 간극수는 0.45 µm syringe 필터(Millex, Millipore)로 필터링 후 측정에 사용되었다. 황화수소 농도는 황 검지관(200SA, Komyo Rikagaku Kougyo)으로 측정하였으며, 암모니아와 인산염 농도는 Auto analyzer (SWATT, BLTEC)를 이용하여 APHA standard method (American Public Health Association[1989])로 측정하였다. 모든 실험은 2회 반복 수행되었다.

산소 소비 속도 측정을 위해 실험개시 1개월 후의 퇴적물 5g을 넣은 플라스크에 산소포화상태의 탈염수를 채운 뒤, 450 rpm으로 교반시키는 동안의 산소농도 변화를 DO미터(Multi 3410, WTW)로 측정하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 실험해역의 수온 및 염분 특성

실험 기간(2013년 8월~12월)동안의 실험 해역의 수온 및 염분 변화를 Fig. 3에 나타내었다. 수온과 염분은 각각 1.0~32.9 °C와 10.0~32.0 psu의 범위로 나타났다. 실험 해역은 낙동강 하천수의 영향을 직접적으로 받는 곳으로 상대적으로 계절적인 수온, 염분

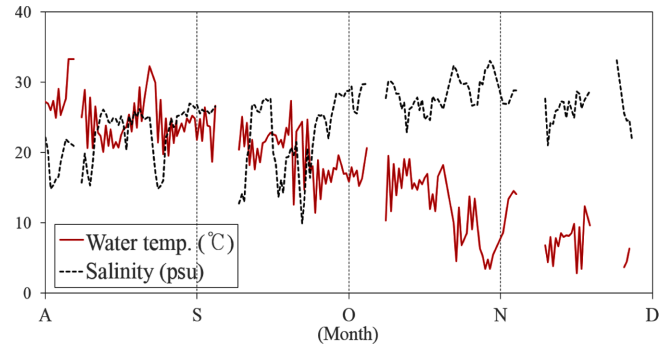


Fig. 3. Changes of water temperature and salinity in experimental site.

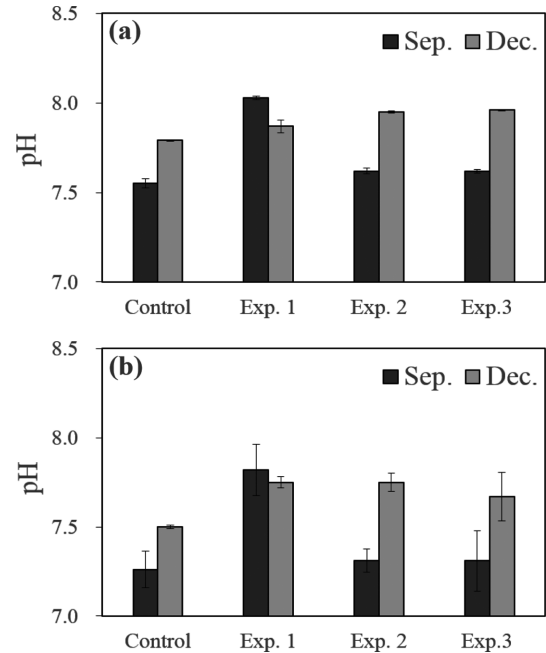


Fig. 4. Changes of pH in (a) overlying water, (b) pore water.

변동 폭이 크게 나타난 것으로 판단된다(Yoon and Yoo[2014]).

#### 3.2 pH 변화 특성

직상수 및 간극수의 pH 변화를 Fig. 4에 나타내었다. 직상수의 pH는 9월 측정결과 Exp. 1에서 8.0까지 증가한 반면 대조구 및 Exp. 2, 3에서는 7.5~7.6 범위로 소폭 감소하는 경향을 보였다. 12월의 pH는 7.8~8.0의 범위로 비교적 일정하게 나타났다. 간극수의 9월 pH는 Exp. 1에서 7.8까지 증가한 반면 대조구 및 Exp. 2, 3에서는 7.2~7.3 범위로 소폭 감소하였다. 12월의 pH는 대조구에서 7.5인 반면 Exp. 1, 2, 3에서는 약 7.7 정도의 값을 보였다. 석탄회 조립물이 투입된 실험구의 pH가 증가한 것은 석탄회 조립물 구성성분의 30% 이상을 차지하는 비정질 산화칼슘의 가수분해에 기인한 것으로 판단된다. Exp. 1~3에 동일한 양의 석탄회 조립물이 투입되었음에도 불구하고 Exp. 1에서 pH가 상대적으로 높아진 것은 Exp. 1에서 석탄회 조립물 피복층과 수층과의 접촉으로 인해 가수분해

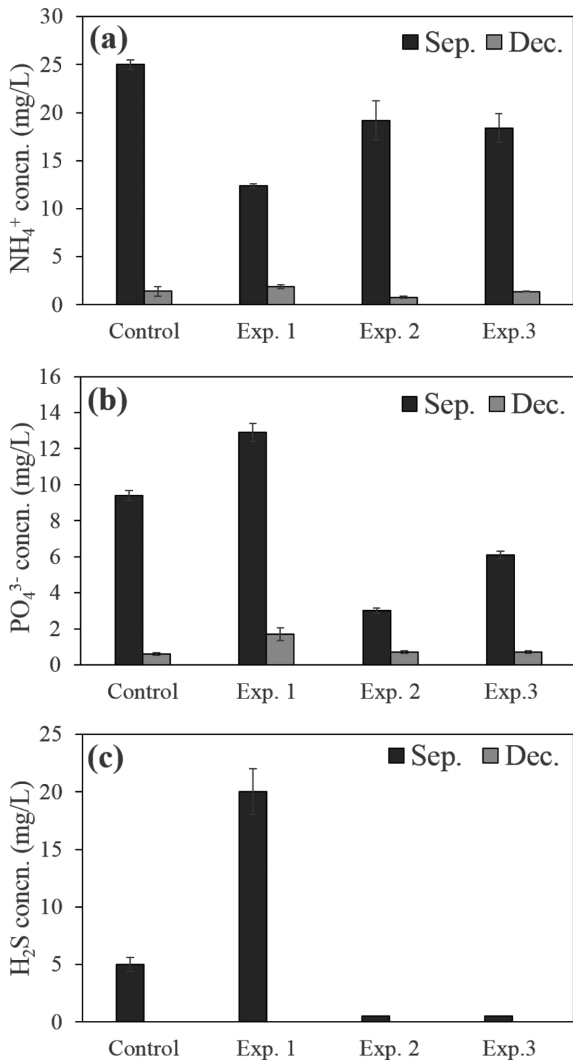


Fig. 5. Changes in concentrations of (a) ammonia, (b) phosphate and (c) hydrogen sulfide in pore water of sediment.

가 활발했기 때문으로 판단된다. 12월 측정결과에서 Exp. 2와 3의 pH가 Exp. 1과 비슷해지는 것 또한 Exp. 2, 3의 상대적으로 느린 가수분해 반응과 관련된 것으로 판단된다.

### 3.3 간극수의 영양염 및 황화수소 농도 변화 특성

간극수 중의 암모니아, 인산염 및 황화수소의 농도변화를 Fig. 5에 나타내었다. 암모니아는 9월에 대조구 및 Exp. 1, 2, 3의 농도가 각각 25, 12.4, 19.2, 18.4 mg/L로 나타났다. 하계인 9월에는 대조구에 비해 실험구에서 전반적으로 낮은 암모니아 농도가 관측되었으며, 특히 Exp. 1에서 가장 낮은 농도가 검출되었다. 12월에는 모든 실험구에서 암모니아 농도가 0.8~1.9 mg/L의 범위로 나타났다. 9월의 암모니아 농도에 비해 10% 수준으로 농도가 감소하였으며, 실험 케이스 별로 농도 차이가 작은 것으로 조사되었다.

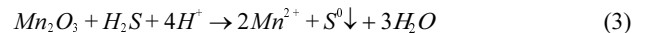
9월에 Exp. 1에서 암모니아 농도가 가장 낮게 검출된 것은 pH의 영향이 주효한 것으로 판단된다. 흡착제의 암모니아 흡착은 일반적

으로 용매의 pH 조건에 의존한다(Yang *et al.*[2014]). 석탄회 조립 물에 함유된 실리카와 알루미늄의 등전점(pH<sub>zpc</sub>)은 일반적으로 각각 2.0, 6.7 내외로 나타나며(Belgin[2002]), 용매의 pH가 등전점보다 높을수록 석탄회 조립물 표면에 음전하가 강하게 대전되어 암모니아가 정전기적으로 흡착되기 좋은 조건이 형성된다. 즉, 9월에 Exp. 1에서 암모니아 농도가 가장 낮게 검출된 것은 같은 시기 Exp. 1의 가장 높은 pH(7.82) 환경의 영향에 의한 것으로 판단된다(Fig. 4(b)).

인산염은 9월에 대조구 및 Exp. 1, 2, 3의 농도가 각각 9.4, 12.9, 3.0, 6.1 mg/L로 측정되었다. 인산염 농도는 Exp. 1에서 대조구 대비 3.5 mg/L 높았으며, Exp. 2, 3은 대조구 대비 각각 6.4, 3.3 mg/L 낮은 것으로 나타났다. 12월의 인산염 농도는 모든 Case에서 감소하여 0.6~1.7 mg/L의 범위로 나타났으며, 실험 케이스간의 유의한 차이는 관측되지 않았다. 석탄회 조립물은 공유결합을 통해 인산염을 흡착시킬 뿐만 아니라, 석탄회 조립물로부터 용출되는 칼슘이온은 인산염을 인산칼슘 형태로 침전시켜 인산염농도를 저감시킨다(식 (2)), (Xie *et al.*[2014]).



황화수소는 9월에 대조구 및 Exp. 1에서 각각 5, 20 mg/L로 나타났으며, Exp. 2, 3에서는 검출되지 않았다. 12월에는 모든 실험 Case에서 검출되지 않았다. 석탄회 조립물은 황화수소를 표면에 흡착되어 안정적인 형태(S<sup>0</sup>)로 산화시킬 수 있는 것으로 보고되어져 있다(식 (3)), (Asaoka *et al.*[2012]).



즉, 신생퇴적물에 의해서 석탄회 조립물이 간극수에 노출되어 있는 Exp. 2와 3에서 석탄회 조립물이 황화수소 농도를 크게 감소시킨 것으로 판단된다.

저서환경의 개선을 위해 석탄회 조립물을 오염퇴적물에 피복한 결과 피복 초기(Exp. 1)에는 피복층으로 인한 차단효과에 의해 간극수-수층간의 물질교환 속도가 낮아져 간극수 중의 영양염 농도 및 황화수소 농도가 높아지는 것으로 판단된다. 그러나 신생퇴적물에 의해 석탄회 조립물이 퇴적물 층 내에 존재하는 경우(Exp. 2, 3)에는 석탄회 조립물이 간극수 중의 영양염 및 황화수소 농도를 효과적으로 감소시키는 것을 확인하였다. 영양염 및 황화수소 모두 12월에 농도가 급격히 감소하는 결과를 나타내었는데, 이는 계절적 수온하강으로 인한 유기물 분해속도의 감소에 따른 결과로 판단된다. 또한 실험에 이용한 오염 퇴적물의 채니를 실시한 용원만에 비해 상대적으로 양호한 주변해양환경(용존산소, 영양염 농도) 또한 영양염의 농도감소에 기여한 것으로 보인다.

### 3.4 직상수의 영양염 농도 변화 특성

직상수의 암모니아 및 인산염 농도변화를 Fig. 6에 나타내었다. 암모니아는 9월에 대조구 및 Exp. 1, 2, 3의 농도가 각각 0.58, 0.22,

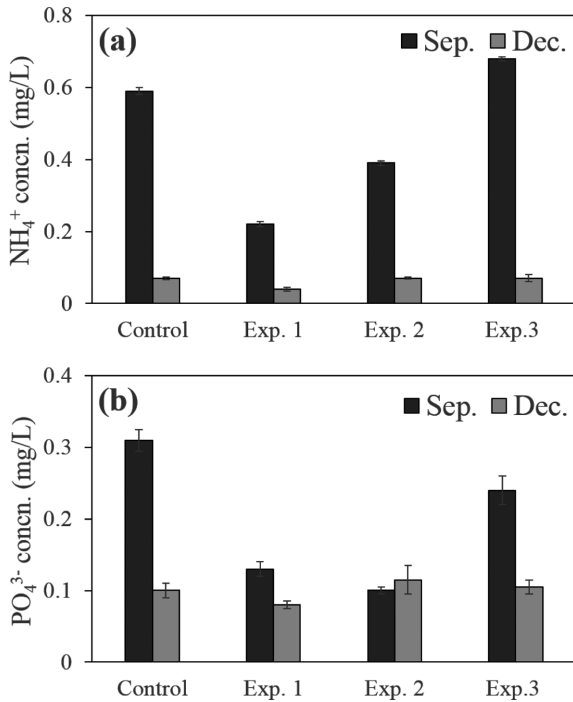


Fig. 6. Changes in concentrations of (a) ammonia and (b) phosphate in overlying water.

0.38, 0.68 mg/L로 나타나, 대조구 대비 Exp. 1과 2에서 각각 0.36 및 0.20 mg/L의 농도가 감소한 반면, Exp. 3에서는 0.10 mg/L만큼 증가하였다. 12월에는 모든 실험 Case에서 암모니아 농도는 0.04~0.07 mg/L의 범위로 비교적 일정하게 나타났다.

인산염은 9월에 대조구 및 Exp. 1, 2, 3의 농도는 각각 0.32, 0.12, 0.09, 0.24 mg/L로 나타나, 대조구에 비해 실험구에서 전반적으로 낮은 인산염 농도가 관측되었으며, 특히 Exp. 1, 2에서 상대적으로 낮은 농도가 검출되었다. 12월 측정결과에서는 모든 실험구에서 인산염 농도는 0.08~0.12 mg/L의 범위로 비교적 일정하게 나타났다. 실험기간 동안 황화수소는 직상수에서 검출되지 않았다.

직상수에서의 인산염, 암모니아는 공통적으로 Exp. 1, 2에서 낮게 검출되었다. 즉 석탄회 조립물 피복층은 오염퇴적물로부터 영양염 용출을 차단하는 효과가 있으며, 신생 퇴적물이 피복층 공극에 유입되어도 영양염 용출 억제효과는 지속되는 것을 알 수 있다. 하지만 신생퇴적물이 석탄회 조립물 피복층 상부에 10 cm 이상 퇴적되는 경우(Exp. 3), 석탄회 조립물의 영양염 용출억제 효과가 감소하는 것이 확인되었다. 황성탄 혹은 바이오 숯과 같은 종래의 반응성 피복재료는 분말 형태의 재료로, 공극이 매우 작아 신생퇴적물이 피복층 상부에 퇴적되어 재료의 노출기간이 짧은 한계가 존재한다 (Libralato *et al.*[2018]; Song *et al.*[2017]). 그러나 실 해역에서 4년 간 수행된 석탄회 조립물 피복 실험결과에 따르면, 공극률이 큰 석탄회 조립물의 피복층은 신생퇴적물을 공극 사이로 침강시키는 것으로 알려져 있으며, 이에 따른 석탄회 조립물의 영양염 용출억제 성능은 수년 이상 지속되는 것으로 판단된다(Kim *et al.*[2014]).

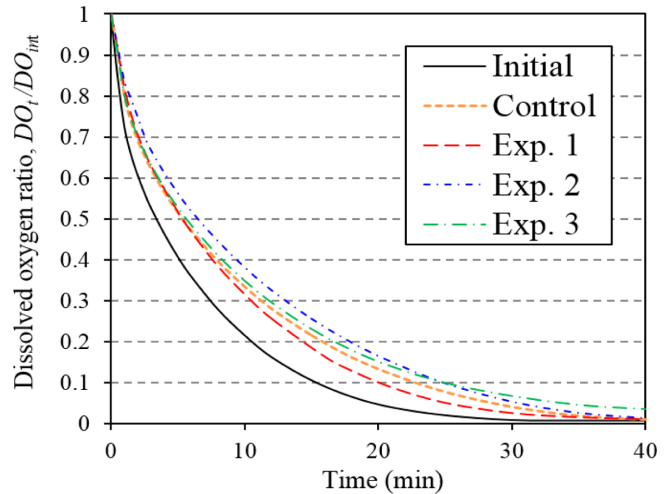


Fig. 7. Dissolved oxygen ratio in pore water after 1 month.

### 3.5 산소 소비속도

실험개시 1개월 후 퇴적물의 산소 소비속도 변화를 Fig. 7에 나타내었다. 시간경과에 따른 용존산소 소비속도는 Exp. 1, 대조구, Exp. 3, Exp. 2 순으로 측정되어, Exp. 1에서 산소 소비속도가 가장 빨랐으며 Exp. 2에서 가장 느리게 나타났다. 고농도의 유기물이 퇴적된 강한 환원성 퇴적물 내에서는 유기물의 혐기성 분해 과정에서 황화수소와 같은 Oxygen Demand Unit(ODU)이 생성될 수 있다 (Touch *et al.*[2014]). 황화수소의 농도가 가장 높은 Exp. 1에서 빠른 산소소비를 보였으며 이는 석탄회 조립물 피복층의 존재로 인해 수층으로부터의 산소공급이 억제되어 강한 환원상태가 유지되고, 그 결과 고농도의 ODU가 축적되었기 때문으로 판단된다(Fig. 5(c)).

## 4. 결 론

본 연구에서는 신생퇴적물 유입에 따른 석탄회 조립물 피복기술의 저서환경 개선성능의 변화를 조사하였다. 석탄회 조립물의 피복은 퇴적물로부터 영양염의 용출을 억제하여 직상수의 영양염 농도를 감소시키는 역할을 하는 것으로 조사되었다. 석탄회 조립물 피복 후 시간경과에 따라 피복층 위로 신생퇴적물이 퇴적되면 피복층의 영양염 용출억제 효과는 낮아질 수 있으나, 퇴적물 내 간극수 중의 영양염 및 황화수소 농도를 감소시키는 것으로 조사되었다. 이에 따라 석탄회 조립물은 피복 초기뿐만 아니라 시간 경과에 따라 신생퇴적물이 피복층 상부로 퇴적되어도 저서환경 개선 효과는 지속되는 것으로 나타났다. 이상의 결과로부터 종래의 반응성 저서환경 개선물질 및 모래 복사 기술에 비해 석탄회 조립물은 저서환경을 장기간동안 지속적으로 개선시키는 재료임을 확인하였다.

## 후 기

본 연구는 부경대학교 자율창의학술연구비(C-D-2016-1283)에 의하여 연구되었음.

## References

- [1] American Public Health Association American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, 1989, Standard Method for Examination of Water and Wastewater, seventeenth ed., APHA, Washington D.C.
- [2] Asaoka, S. and Yamamoto, T., 2010, Characteristics of phosphate adsorption onto granulated coal ash in seawater, *Mar. Pollut. Bull.*, 60, 1188-1192.
- [3] Asaoka, S., Hayakawa, S., Kim, K.H., Takeda, K., Katayama, M. and Yamamoto, T., 2012, Combined adsorption and oxidation mechanisms of hydrogen sulfide on granulated coal ash, *J. Colloid Interface Sci.*, 377, 284-290.
- [4] Belgin, B., 2002, Comparative study of adsorption properties of Turkish fly ashes II. The case of chromium (VI) and cadmium (II), *J. Hazard. Mater.*, 95(3), 275-290.
- [5] Billen, G., Garnier, J., Deligne, C. and Billen, C., 1999, Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication, *Sci. Total Environ.*, 243-244, 43-52.
- [6] Huang, H., Zhang, D., Zhao, Z., Zhang, P. and Gao, F., 2017, Comparison investigation on phosphate recovery from sludge anaerobic supernatant using the electrocoagulation process and chemical precipitation, *J. Cleaner Prod.*, 141, 429-438.
- [7] Joseph, R.P. and Gary, T.R., 1988, Aqueous reaction of fly Ash and Ca(OH)<sub>2</sub>, to produce calcium silicate absorbent for flue gas desulfurization, *Environ. Sci. Technol.*, 22, 1299-1304.
- [8] Kang, K., Kim, Y.K. and Park, S.K., 2013, Phosphate Removal of Aqueous Solutions using Industrial Wastes, *J. Korean Soc. Agric. Eng.*, 55(1), 49-57.
- [9] Kim, K.H., Hibino, T., Yamamoto, T., Hayakawa, S., Mito, Y., Nakamoto, K. and Lee, I.C., 2014, Field experiments on remediation of coastal sediments using granulated coal ash, *Mar. Pollut. Bull.*, 83, 132-137.
- [10] Lee, M., Hwang, S. and Ro, H., 2014, Interpreting the effect of soil texture on transport and removal of nitrate-N in saline coastal tidal flats under steady-state flow condition, *Cont. Shelf Res.*, 84, 35-42.
- [11] Libralato, G., Minetto, D., Lofrano, G., Guida, M., Carotenuto, M., Aliberti, F., Conte B. and Notarnicola, M., 2018, Toxicity assessment within the application of in situ contaminated sediment remediation technologies: A review, *Sci. Total Environ.*, 621, 85-94.
- [12] Maeng, J.H., Kim, T.Y., Seo, D. H., 2014, Minimizing environmental impact in accordance with the thermal power plant ash management, *Kor. Environ. Inst.*, 32-39.
- [13] Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs, 2013, Report on the outcome of land use map of foreshore, 34.
- [14] Querol, X., Moreno, N., Umana, J.C., Alastuey, A., Hernandez, E., Lopez-Soler, A. and Plana, F., 2002, Synthesis of zeolites from coal fly ash: an overview, *Int. J. Coal Geol.*, 50, 413-423.
- [15] Ryu, S.H., Kim, K.H., Lee, I.C., 2016, Environmental Characteristics of Reed Habitat in Nakdong Estuary Saltmarsh, *J. Kor. Soc. Mar. Environ. Saf.*, 22(2), 187-194.
- [16] Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., Liu, Z., Zhang, Y. and Zhang, C., 2017, Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals, *Environ. Internat.*, 105, 43-55.
- [17] Tamai, K., Nishino, H., Izuro, Y., Hibino, T., Suto, A. and Nishidoi, M., 2012, Empirical study of sustainability for sediment environmental improvement through covering on seabed with fly ash beans, *Annu. J. of Civ. Eng. Ocean*, 68, 1145-1150.
- [18] Touch, N., Hibino, T., Nagatsu, Y. and Tachiuchi, K., 2014, Characteristics of electricity generation and biodegradation in tidal river sludge-used microbial fuel cells, *Bioresour. Technol.*, 158, 225-230.
- [19] Valenzuela, F., Basualto, C., Sapag, J., Ide, V., Luis, N. and Narvaez, N., 2013, Adsorption of pollutant ions from residual aqueous solutions onto nano-structured calcium silicate, *J. Chil. Chem. Soc.*, 58(2), 1744-1749.
- [20] Xie, J., Wang, Z., Wu, D. and Kong, H., 2014, Synthesis and properties of zeolite/hydrated iron oxide composite from coal fly ash as efficient adsorbent to simultaneously retain cationic and anionic pollutants from water, *Sci. Technol. Fuel Energy*, 116, 71-76.
- [21] Yamamoto, T., Harada, K., Kim, K.H., Asaoka, S. and Yoshioka, I., 2013, Suppression of phosphate release from coastal sediment using granulated coal ash, *Coastal Shelf Sci.*, 116, 41-49.
- [22] Yamamoto, H., Yamamoto, T., Mito, Y., Asaoka, S., 2016, Numerical evaluation of the use of granulated coal ash to reduce an oxygen-deficient water mass, *Mar. Pollut. Bull.*, 107, 188-205.
- [23] Yang, M., Lim, J., Zhan, Y. and Zhang, H., 2014, Adsorption of phosphate from water on lake sediments amended with zirconium-modified zeolites in batch mode, *Ecol. Eng.*, 71, 223-233.
- [24] Yoon, H.S. and Yoo, C.I., 2014, Interaction between coastal debris and vegetation zone line at a natural beach, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, 17(3), 224-235.

---

Received 15 December 2017

Revised 3 February 2018

Accepted 8 February 2018