

해양 퇴적물의 혐기적 용출특성과 이에 미치는 산소발생제 CaO_2 의 영향에 대한 연구

권성현¹, 조대철^{2*}

¹경상대학교 해양환경공학과(해양산업연구소)

²순천향대학교 에너지환경공학과

A Study on Anaerobic Release Characteristics of Marine Sediment and Effect of CaO_2 , an Oxygen Releasing Compound

Sung-Hyun Kwon¹ and Daechul Cho^{2*}

¹Department of Marine Environmental Engineering/Institute of Marine Industry, Gyeongsang National University

²Department of Energy & Environmental Engineering, Soonchunhyang University

요약 실험실 규모의 모사 실험을 통하여 해양 부영양화를 촉진하는 퇴적물의 용출 특성을 연구하였다. 즉 pH, ORP, 질소성분, 인성분 등 주요 환경인자를 분석하고 그에 따른 용출율을 계산하였다. 또한 산소발생제인 과산화칼슘을 이용하여 자연적 용출의 제어효과를 분석하였다. 산소발생제 처리에 따라 호기적 조건으로의 퇴적토 환경변화가 일어났으며 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 용출율이 감소하고 질산화 촉진으로 NO_x 성분은 증가하였다. 총인과 인산염인도 Ca 이온의 불용화 기작에 의거 감소하였다. 이에 따라 퇴적토의 용출로 인한 해양 부영양화 억제 방법론을 정립하고자 한다.

Abstract We studied the release characteristics of the marine sediment which could facilitate sea eutrophication through some lab-scale simulation experiments. Environmental indicators such as pH, ORP(oxidation reduction potential), nitrogens, and phosphates were measured in order to calculate the corresponding release rates. CaO_2 , an oxygen releasing compound was used to determine how it would effect on the natural process of sedimental release. COD, ammonia nitrogen, phosphorous compounds were less released under the oxic environment caused by CaO_2 . This basic data will help developing methodology for reducing marine eutrophication which may be initiated by the sedimental release.

Key Words : marine sediment, release characteristics, eutrophication indicators, oxygen releasing compound

1. 서론

대기, 하천 및 해양활동 등을 통해 해양으로 유입된 모든 오염물질들은 해양내에 존재하고 있는 다양한 물질(무생물기원 입자물질, 생물기원입자물질, 생물체 등)에 축적 또는 흡착되어 해저로 퇴적된다. 해저에 퇴적된 오염물질은 퇴적층의 산화환원 전위와 산소 농도 변화에 따라 해수 중으로 재 용출되므로 오염된 퇴적물은 또 다

른 오염물질 공급원으로 작용한다[1-2]. 이와 같이 퇴적된 유기물은 분해되는 과정에서 수층의 용존산소를 소비함으로써 저층수는 저산소 또는 무산소 상태로 조성되고 확산, 재 부유, 생물교란등의 물리·화학·생물학적 과정에 의해 다시 수층으로 용출되어 수질 및 수생태계에 영향을 미친다.

저수지나 인공호수와 같은 정체성 수역에서는 상대적으로 퇴적되는 오염물질의 양이 많기 때문에 저층 퇴적

*교신저자 : 조대철(daechul@sch.ac.kr)

접수일 10년 07월 20일

수정일 10년 10월 12일

게재확정일 10년 10월 15일

물로부터 용출되는 영양염에 의한 영향이 큰 것으로 알려져 있다[3]. 또한 여름철 수층의 온도 차이에 의해 발생하는 성층현상은 후수 내 상하층간의 물질교환을 방해하게 되어 대기중 공기가 후수 내 퇴적층으로 전달되지 못하게 된다. 성층현상에 의한 혐기성 조건은 퇴적물 층에 혐기성 분해반응을 일으키게 되고 철이나 망간 등이 환원되면서 결합하고 있던 인산염이 분리되어 수층으로 용출되게 된다.

해양환경에서 퇴적물 내 축적된 유기오염물질들은 분해되는 과정에서 다량의 산소를 소모하여 퇴적물이 환원 환경이 조성되고, 생물에 유해한 황화수소(H₂S)나 암모니아(NH₃)와 같은 독성이 있는 부산물들을 생성시킨다. 이러한 독성물질들은 퇴적물 내 서식 생물 종의 수와 형태를 제한할 수도 있으며, 독성물질들은 독성물질 생성 미생물들의 성장을 촉진시킨다[4]. 이와 같이 해양환경을 개선하고 오염된 저층의 저질을 개선시키기 위하여 실시되는 정화방법 중 현재 국내외적으로 물리적 방법(준설, 해저 경운 등), 화학적 방법(황토, 모래, 수산화마그네슘, 제각 슬래그, 생석회, 굴 폐각 살포 등) 및 생물학적 방법(해조류, 해초류의 이식 등) 등이 활용되고 있다[5-8].

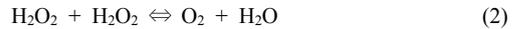
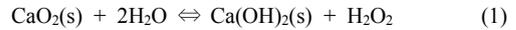
따라서 해양 퇴적물의 영양염 용출특성과 조건을 평가하는 것은 매우 중요한 작업으로서 본 연구에서는 지역 해안의 퇴적물을 모델로 하여 영양염의 용출률을 산정하고 해양퇴적물이 수질에 미치는 영향을 고찰하고자 한다. 퇴적물의 용출을 제어하기 위한 방법으로 산소발생제(CaO₂) 투입에 따른 용출특성 변화를 조사하였다.

2. 실험재료 및 실험방법

2.1 시료채취 및 실험장치

시료채취는 경상남도 거제시 사등면의 서쪽과 통영시 용남면 장평리 사이의 견내량해(見乃梁海)의 표층으로부터 10cm깊이의 퇴적물을 다량 채취하여 실험실로 옮긴 후, 2L부피의 반응조에 각각 1kg씩 담았으며, 반응조의 설정조건은 화학적 성분 변화 및 처리 효율성을 관찰하고자 산소발생제를 투여하지 않은 대조구와 투여한 2개의 반응조로 구성하였다. CaO₂의 투여량은 퇴적토 1kg에 대한 부피기준으로 5%씩 투여하였으며 분석은 1주간 1회씩 총 28일 동안 실시하였다. 분석에 사용된 산소발생제(Oxygen Release Compounds: ORC)는 분말형태의 Calcium peroxide(CaO₂)를 썼으며, 대기 중의 수분과 접촉하여 수화되는 것을 막기 위해 비닐로 덮인 마개를 사용하여 밀봉시킨 후 사용하였다. CaO₂는 불용성이며 다

음 반응식과 같이 물과 반응하여 Calcium hydroxide로 바뀌면서 H₂O₂를 생성시키며 H₂O₂는 분해되어 산소를 배출시킨다[9-10].



2.2 퇴적물의 이화학적 분석

퇴적물의 pH와 ORP(산화환원전위)는 ORION model 210A 및 Thermo 3 Star로 일주일 1회씩 4주간 측정하였으며 각 반응조의 퇴적물로부터 전극을 통해 직접 pH 및 ORP를 측정하였다. 질소와 인 계열 분석에 사용된 시료는 습식 퇴적물 20g을 원심분리시켜 상등액을 채취하여 GF/C(47mm)로 여과시키고 희석한 뒤 분석에 사용하였다. 총질소(T-N), 질산성 질소(NO₃-N), 아질산질소(NO₂-N), 암모니아질소(NH₃-N), 인산인(PO₄-P), 총인(T-P)은 해양환경공정시험법[11]에 준하여 분석하였다.

2.3 퇴적물 용출특성 실험 및 용출율 산정

채취한 퇴적물은 총 5L부피의 반응조에 각각 1kg씩 담았고 현장에서 채수한 원수 4L를 퇴적물이 부유되지 않도록 주입하여 채웠다. 그리고 대기로 부터의 공기 유입을 방지하기 위하여 시험조 상부를 밀폐상태로 유지하였으며 또한 반응조 내부를 조류의 광합성, pH의 변화를 방지하기 위하여 차광하였다. 반응조의 온도는 상온(20~25℃)을 유지하였으며 분석 시료채취는 1주일 간격으로 용출 반응조의 높이 1/2지점에서 채취하여 GF/C(47mm)로 여과 후 COD, T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, T-P, PO₄-P를 분석하였다.

한편, 퇴적물로부터 분석 항목에 대한 용출율 산정은 현재 용출평가에 널리 사용되는 Hiltje와 Liiklema의 방법 [12]을 사용 하였다. 퇴적물에서의 용출율은 반응조가 완전 혼합되면 반응조내의 농도 변화가 유입, 유출, 퇴적물의 직상수 접촉면으로부터의 용출에만 관련된다고 가정하고 대상 물질에 대한 다음과 같은 물질수지식에 의해 산정 하였다.

$$r = \frac{V_1(C_n - C_0) + \sum V_2(C_{n-1} - C_a)}{A t} \quad (3)$$

여기서

r : 용출율 (g/m²·d)

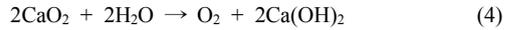
V₁ : 코아 상등수의 체적 (m³)

C_n : n회 채수시의 상등수 영양염의 농도 (g/m³)

C₀ : 상등수의 초기 영양염 농도 (g/m³)

C_a : 첨가된 호수의 영양염 농도 (g/m³)
 V₂ : 분석하기 위하여 채수한 체적 (m³)
 A : 상등수와 접하는 코아의 저니 면적 (m²)
 t : 평균 채수 일 간격(day)

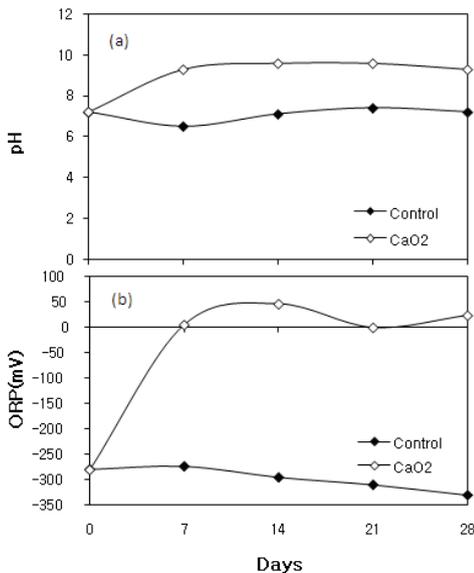
와 같다.



3. 결과 및 고찰

3.1 pH 및 ORP의 변화

산소발생제(CaO₂)처리에 의한 수층의 pH 및 ORP를 측정된 결과 28일 경과 후 대조구는 일정하게 pH 7.0±0.2로 변화를 보이지 않았으나 처리구의 pH는 초기 pH 7.2에서 pH 9.3으로 증가하여 약알칼리성을 나타내었다(그림 1 참조).

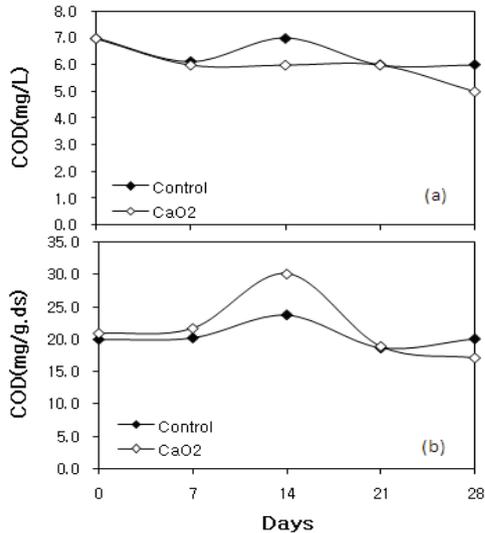


[그림 1] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 pH(a)와 ORP(b) 변화

이와 같이 산소발생제 처리시 pH의 증가는 다음의 식 (4)의 반응으로부터 CaO₂가 퇴적물내로부터 지속적인 산소를 공급해 줌과 동시에 Ca(OH)₂가 생성되며 이 두 화합물은 다시 식 (5)의 반응에 의해 OH⁻기를 방출함으로써 수층의 pH 증가를 가져온 것으로 판단된다. 마찬가지로 ORP의 경우에도 28일 경과 후 대조구는 -280.6 mV에서 -330.4 mV로 처리구는 -282.0 mV에서 +23.3 mV로 변화하였는데 이 또한 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 혐기화된 환경조건에서 호기화된 결과로 볼 수 있다.

3.2. 산소발생제 처리에 따른 COD 분석

그림 2와 같이 수층의 COD는 산소 발생제를 투여하기 전 7.0 mg/l에서 28일 후 대조구는 6.0mg/l로, 산소발생제(CaO₂)를 넣은 처리조는 4.0 mg/l 로 낮아졌다.



[그림 2] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 COD 변화

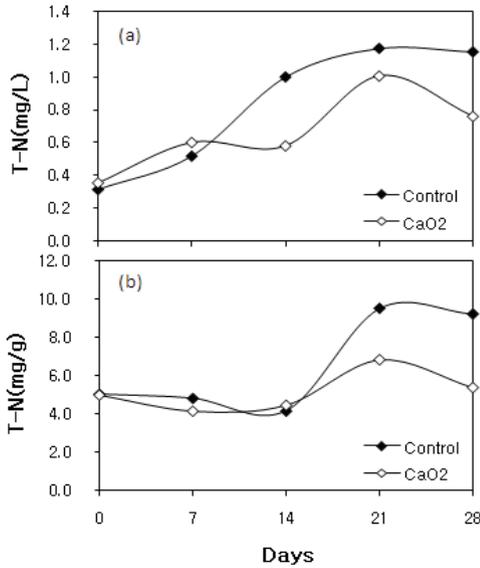
퇴적물 COD의 경우 대조구는 28일 후 초기 농도 20.03 mg/g.ds에서 20.12 mg/g.ds로 산소발생제(CaO₂)를 넣은 처리구는 17.08 mg/g.ds로 낮아졌다.

위 결과로 미루어 CaO₂에 의한 유기물의 감소효과는 미미하며 14일째 처리조의 퇴적물 COD 농도의 급증 이유는 CaO₂와의 반응으로 배출된 산소의 증가로 퇴적물내의 미생물의 내부생산성이 증가한 것으로 판단된다[13].

3.3 산소발생제 처리에 따른 질소계열 분석

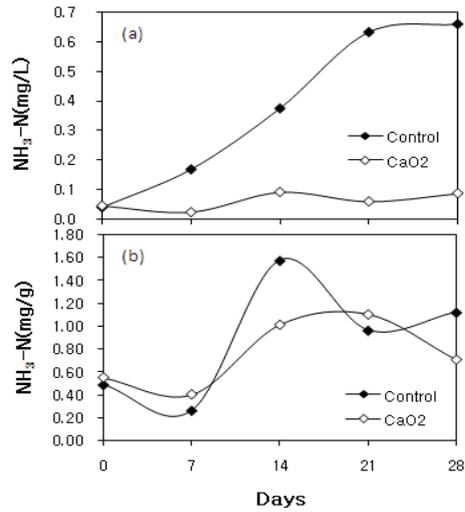
부영양화 영양염류인 T-N(Total Nitrogen)을 분석할 결과, 그림 3과 같이 수층의 T-N의 경우 자연토인 대조구는 초기 0.311 mg/l에서 지속 증가하여 3주째에 1.176 mg/l에 달하였고, 처리구는 초기 0.35 mg/l에서 0.758 mg/l로 증가하였다. 퇴적물의 T-N의 경우 28일 경과 후 대조구는 초기 5.044 mg/g에서 9.224 mg/g으로, 처리구에서는 초기 4.963 mg/g에서 5.351 mg/g으로 증가하였는데 이는 산소공급에 따른 호기성미생물의 성장을 촉진시켜 퇴적토내 질소가 제거된 것으로 사료된다.

T-N 이 암모니아 질소 및 질산성 질소를 포함하므로 개별적 분석 결과를 살펴보았다. NH₃-N을 분석한 결과 그림 4와 같이 수층의 NH₃-N의 경우 28일 경과 시 대조구는 초기 농도 0.041mg/l에서 0.661mg/l로 급격히 증가 하였으나 처리구는 0.086mg/l로 큰 변화를 보이지 않았다. 퇴적물의 NH₃-N의 경우 28일 경과 시 대조구는 0.493mg/g에서 1.125mg/g으로 증가하였으며 처리구는 초기 0.556mg/g에서 다소 증가하다 감소하여 0.712mg/g 을 나타내었다.



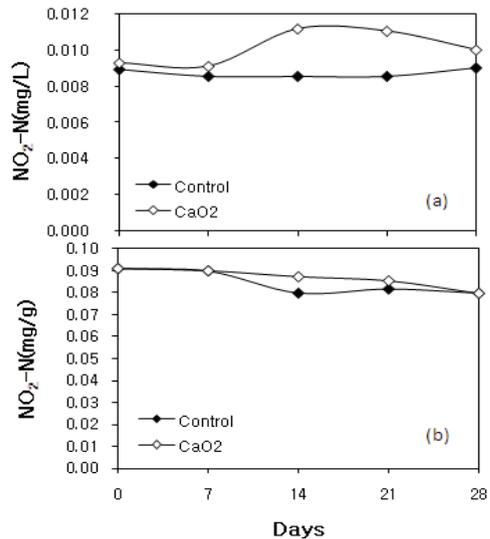
[그림 3] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 T-N 변화

위 결과로 볼 때 산소발생제(CaO₂)처리에 따른 NH₃-N의 변화는 T-N과는 확연한 차이를 보이며 감소하는 경향을 보였는데 이는 산소발생제에 의해 저층에 호기적 환경이 조성되어 질산화가 진행된 결과로 볼 수 있으며 퇴적물내로부터 암모니아는 유기물이 분해, 무기화 과정을 통해 암모니아 질소로 변하며 호기성조건에서는 질산질소로, 혐기성조건에서는 암모니아 질소 상태로 존재하여 수층으로 용출되기 때문에 퇴적물로부터 암모니아의 발생이 억제되면 수층으로의 암모니아 용출도 억제되는 것으로 보인다.



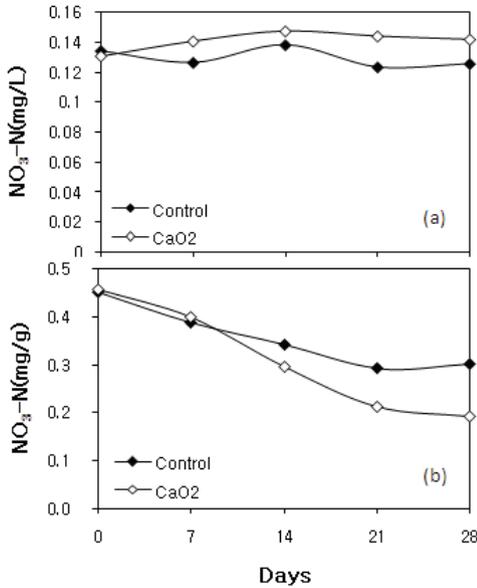
[그림 4] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 NH₃-N 변화

수층의 NO₂-N의 경우(그림 5), 28일 경과 시 대조구는 농도변화가 없었으며 처리구의 농도변화도 미미하였다. 퇴적물의 NO₂-N의 경우 28일 경과 시 대조구는 0.091mg/g에서 0.080mg/g으로 약간 감소하였으며 처리구는 초기 농도 0.091mg/g에서 다소 증가하다가 0.080mg/g으로 감소하는 경향을 보였다.



[그림 5] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 NO₂-N 변화

NO₂-N의 경우 산소발생제(CaO₂)처리의 효과는 미미하나 호기성조건에 따른 NO₂-N의 증가가 약하게 나타난 것으로 판단된다.



[그림 6] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 NO₃-N 변화

그림 6에 보여진 대로 수층의 NO₃-N의 경우 28일 경과 시 대조구는 초기 농도가 거의 변하지 않으나 처리구는 0.131 mg/l에서 0.142 mg/l로 약간 증가하였다. 퇴적물의 NO₃-N의 경우 대조구는 초기 농도 0.453 mg/g에서 0.301 mg/g으로 낮아졌으며 처리구 또한 초기 농도 0.460 mg/g에서 0.193 mg/g으로 크게 낮아졌다.

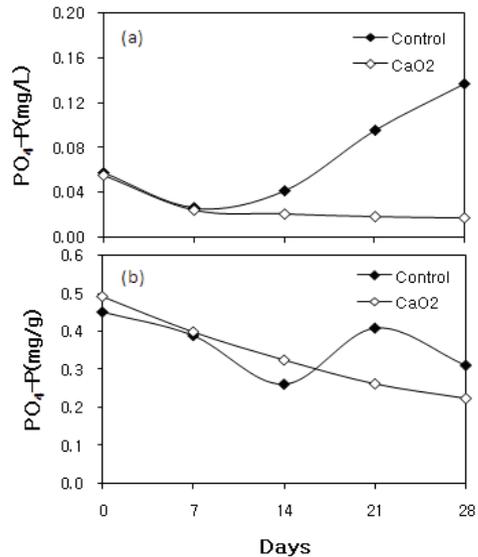
이와 같이 산소발생제(CaO₂)에 의한 NO₃-N의 감소 효과는 높은 pH상에서 암모니아는 산소와 반응하여 아질산이온, 질산이온으로 산화된다. 그러므로 산소공급에 의해 혐기화 퇴적물을 호기적 조건으로 변화시키면 호기성미생물의 활성화로 질산화반응이 촉진된다. 저층내 질산염은 수층으로 용출되므로 용출된 질산염은 연안역 부영양화의 주요인이 되기 때문에, Heggie 등[14]과 Eyre와 Ferguson의 논문[15]에 의하면 퇴적물에서 미생물이 질산염을 사용하게 되면 수층의 질산염이 감소하는 탈질효과를 나타내어 결과적으로 해역의 부영양화를 방지할 수 있을 것으로 사료된다.

3.4 산소발생제 처리에 따른 인 계열 분석

그림 7과 같이 수층의 PO₄-P의 경우, 대조구의 초기

농도가 0.058mg/l에서 1.137mg/l로 높아졌으며 처리구는 초기 농도 0.055 mg/l에서 0.017 mg/g로 크게 낮아졌다. 퇴적물내 PO₄-P농도는 0.452 mg/g에서 0.312 mg/g으로(대조구), 0.494 mg/g에서 0.224 mg/g으로(처리구) 각각 크게 낮아졌다.

위 실험결과로 보아 PO₄-P는 퇴적물이 혐기성일 때 주로 용출됨을 알 수 있으며 산소발생제(CaO₂)처리에 따른 호기성 조건을 충족 시 수층으로의 용출이 억제됨을 확인할 수 있었다. 용존성 인의 경우, 식 (4)로부터 생성된 Ca(OH)₂(수산화칼슘)의 표면에 흡착되어 제거되기도 한다.

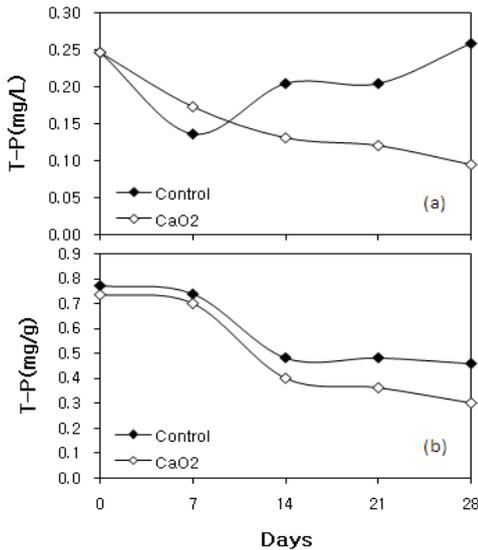


[그림 7] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 PO₄-P 변화

T-P(Total Phosphorus)의 분석 결과는 그림 8에 도시되었다. 즉, 수층의 T-P의 경우 대조구는 농도차가 거의 없었지만 처리구의 농도감소는 약 61.5%나 격감하였다. 퇴적물의 T-P의 경우는 대조구나 처리구 모두 큰 감소를 나타내었다.

일반적으로 시간이 경과함에 따라 유기물 분해에 따른 산소소모가 증가하여 혐기적 상태로 진행됨에 따라 퇴적물의 산화환원 값이 낮아져서, 퇴적물 표면에 붙어 있으면서 안정한 구조를 취하던 다원자의 금속 이온들이 환원 상태에서 인과의 결합이 깨어지면서 인이 용출된다. 여기에 산소발생제(CaO₂)를 처리하면 T-P의 감소효과가 나타나는데 이는 PO₄-P와 마찬가지로 반응 식 (4)에서 Ca²⁺이온이 수층과 저층의 PO₄³⁻과 H₃PO₄와 각각 결합하여 불용성 인을 만들어 제거시키므로 수층으로의 인의

용출이 억제되기 때문이다.



[그림 8] 5%의 CaO₂ 주입후 28일간 수질(a) 및 퇴적물(b)에서의 T-P 변화

3.5 퇴적물의 COD 및 영양염의 용출율 조사

3.5.1 용출속도 산출 결과

자연토인 대조구와 산소발생제(CaO₂)를 투여한 처리구로 부터 COD, T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, T-P의 용출 속도를 산출하였다(표 1).

COD의 경우, 대조구는 초기 0.067 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.051 g/m²/d로 나타났으며 처리구는 초기 0.064 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.024 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 감소하는 경

향을 보였다.

총 질소(T-N)의 경우, 대조구는 초기 0.010 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.038 g/m²/d로 나타났으며 처리구는 초기 0.011 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.024 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 다소 감소하는 경향을 보였다. 암모니아성 질소(NH₃-N)의 경우, 대조구는 초기 0.004 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.025 g/m²/d로 증가하였으며 처리구는 초기 -0.00002 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.002 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 감소하였다가 차츰 증가하는 경향을 보였다. 아질산성 질소(NO₂-N)의 경우, 대조구는 초기 0.00011 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00011 g/m²/d로 변화가 없었으며 처리구는 초기 0.00012 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00016 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 다소 증가하는 경향을 보였다. 질산성 질소(NO₃-N)의 경우, 대조구는 초기 0.00153 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00137g/m²/d로 나타났으며 처리구는 초기 0.00196 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00217 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 다소 증가하는 경향을 보였다.

인산인(PO₄-P)의 경우, 대조구는 초기 -0.00010 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00338g/m²/d로 증가하였으며 처리구는 초기 -0.00012 g/m²/d에서 28일 경과 후 -0.00079 g/m²/d로 대조구와 비교 시 산소발생제(CaO₂)처리에 의한 용출율이 감소하는 경향을 보였다. 총인(T-P)의 경우, 대조구는 초기 0.00022 g/m²/d에서 28일 경과 후 0.00298g/m²/d로 증가하였으며 처리구는 초기 0.00121 g/m²/d에서 28일 경과 후 -0.00253 g/m²/d로 대조구와 비교 시 인산인과 마찬가지로 산소발생제(CaO₂)처리에 의해 용출율이 감소하는 경향을 보였다.

[표 1] CaO₂ 처리시 퇴적물의 이화학 환경인자의 용출속도

| | | 1weeks | 2weeks | 3weeks | 4weeks |
|--------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| COD | Control | 0.06698 | 0.07933 | 0.06374 | 0.05078 |
| | Treatment | 0.06374 | 0.05078 | 0.05078 | 0.02378 |
| T-N | Control | 0.00957 | 0.02532 | 0.03633 | 0.03803 |
| | Treatment | 0.01124 | 0.01390 | 0.02518 | 0.02405 |
| NH ₃ -N | Control | 0.00400 | 0.01123 | 0.02087 | 0.02495 |
| | Treatment | -0.00002 | 0.00154 | 0.00157 | 0.00189 |
| NO ₂ -N | Control | 0.00011 | 0.00010 | 0.00010 | 0.00011 |
| | Treatment | 0.00012 | 0.00017 | 0.00019 | 0.00016 |
| NO ₃ -N | Control | 0.00153 | 0.00175 | 0.00150 | 0.00137 |
| | Treatment | 0.00196 | 0.00227 | 0.00227 | 0.00217 |
| PO ₄ -P | Control | -0.00010 | -0.00009 | 0.00157 | 0.00338 |
| | Treatment | -0.00012 | -0.00060 | -0.00071 | -0.00079 |
| T-P | Control | 0.00022 | 0.00064 | 0.00152 | 0.00298 |
| | Treatment | 0.00121 | -0.00087 | -0.00170 | -0.00253 |

3.5.2 용출특성 및 용출을 계산에 대한 고찰

COD의 경우 대조구와 처리구의 용출율이 모두 감소하였고 산소발생제(CaO₂)를 처리 시 용출율의 감소폭이 크게 나타났지만 이것은 퇴적물로 부터의 COD성분의 용출이 아닌 산소발생제 처리에 의한 호기적 상태로의 변화로 말미암은 유기물분해 효과(미생물 biomass 생성)로 판단된다.

질소 계열의 경우, NH₃-N의 용출율은 낮은 반면 NO₃-N과 T-N은 증가하다가 감소하는 경향을 보였는데 이는 산소발생제(CaO₂)를 처리함으로써 호기성환경조성에 따른 질산화작용을 촉진시킨 결과로 판단되며, 인 계열의 경우, 산소발생제(CaO₂)를 처리하면 PO₄-P 및 T-P의 용출율은 크게 낮아지는데 이는 인의 불용화에 의한 수중으로의 인의 용출 억제효과로 사료된다.

4. 결론

해양 퇴적물의 특성을 평가하고자 퇴적물에서 발생하는 영양염 용출율을 측정하고 오염 퇴적물을 복원시키기 위한 산소발생제(CaO₂)처리를 시험, 퇴적물의 용출특성을 조사하였다. 이에 따른 결론으로서 1)산소발생제 처리에 따라 ORP 및 pH가 호기적 조건으로의 퇴적토 환경변화를 확인시켜주었다. 대조구와 처리구의 COD 용출율은 모두 감소하였고 산소발생제(CaO₂) 처리 시 용출율이 감소폭이 큰 원인은 산소발생제에 의한 생물학적 유기물감소효과가 부차적으로 발생했기 때문으로 판단되었다. 2) 1)과 유사하게 NH₃-N의 용출율은 낮은 반면 NO₃-N과 T-N은 증가 후 감소하는 경향을 보였다. 산소발생제 처리에 따른 호기성환경으로의 변화가 질산화속도를 촉진시킨 결과로 보인다. 3)인 계열의 경우도 산소발생제 처리에 따라 PO₄-P 및 T-P의 용출이 크게 억제되었다. COD나 질소성분과 달리 인은 칼슘이온에 의한 인 불용화 과정을 통하여 수중으로의 용출이 감소하였다.

참고문헌

[1] 노일현, 윤양호, 김대일, 박종식, 가막만 표층퇴적물 중 유기물량의 시공간적 분포 특성, 한국해양환경공학회지, Vol. 9(1), pp. 1-13, 2006.
 [2] 이요상, 저수지 퇴적물 용출이 수질에 미치는 영향, 대한환경공학회 춘계학술연구발표회, pp. 1149-1152, 2005.
 [3] Lee, Y. S. and Lee, K. S., "A study on release

characteristics of sediment and its impacts on water quality in Daecheong Dam reservoir," Kor. Sci. Environ. Impact Assess., Vol. 9, No. 2, pp. 99-107, 2000.
 [4] Wobeser, G., Avian botulism-anther perspective, J. Wildl. Dis. Vol. 33, pp. 181-186, 1997.
 [5] Murphy T. P., K. G. Hall and T. G. Northcote., Lime treatment of a hardwater lake to reduce eutrophication. Lake and Reservoir Mgmt, Vol. 42, pp. 51-62, 1988.
 [6] Murphy T. P. and E. E. Prepas., 1990, Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication. Veth. Internat. Verein Limnol., Vol. 24, pp. 327-334, 1990.
 [7] Mohan, R. K., M. P. Brown, and C. R. Barnes., Design criteria and theoretical basis for capping contaminated marine sediments. Applied ocean research, Vol. 22, pp. 85-93, 2000.
 [8] 국립수산과학원, 노후 양식어장의 효율적 저질 개선 방안 연구 최종보고서, 해양수산부, 2003.
 [9] SchMidtke, T., White, D., and Woolard, C., "Oxygen release kinetics from solid phase oxygen in Arctic Alaska," Jorunal of Hazardous materials., B64, pp. 157-165, 1999.
 [10] Barcelona, M. J., Xie. G., In situ lifetimes and kinetics of a reductive wher barrier and an oxidative ORC barrier in the subsurface, Environment Science and Technology, Vol. 35(16), pp. 3378-3385, 2001.
 [11] 해양환경공정시험법, 해양수산부, 2005.
 [12] Hieltjes, A. H. M., and Lijklema L., "Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments," J. Environ. Qual., Vol. 9, pp. 405-407, 1980.
 [13] Vezzulli L., Pruzzo C., Fabiano M., Response of the bacterial community to in situ bioremediation of organic-rich sediments, Marine Pollution Bulletin, Vol. 49, pp. 740-751, 2004.
 [14] Heggie D. T., Skyring G. W., Orchardo J., Longmore A. R., Nicholson G. J. and Berelson W. M., "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, Vol. 50, pp. 589-596, 1999.
 [15] Eyre, B. and Ferguson, J. P., In: Sediment biogeochemical indicators for defining sustainable nutrient loads to coastal ecosystems, Coastal Biogeochemistry Southern Cross University, pp. 101-104, 2002.

조 대 철(Daechul Cho)

[정회원]



- 1985년 2월 : 서울대학교 화학공학(공학사)
- 1996년 2월 : Purdue Univ. (공학박사)
- 2003년 3월 ~ 현재 : 순천향대학교 에너지환경공학과 부교수

<관심분야>

바이오계면현상, 생물학적 수질대기환경처리, 토양정화

권 성 현(Sung-Hyun Kwon)

[정회원]



- 1988년 2월 : 부경대학교 환경공학(공학사)
- 1997년 2월 : Univ. Southern California 환경공학과 (공학박사)
- 2000년 9월 ~ 현재 : 경상대학교 해양환경공학과 부교수

<관심분야>

생물환경공학, 생물학적 토양정화, 생물학적 폐기물 처리