

굴(*Crassostrea gigas*)양식 중단 이후 퇴적물 질 회복에 관한 지화학적 지표 탐색

심보람^{1,4} · 김형철^{2*} · 강성찬¹ · 이대인¹ · 홍석진³ · 이상현⁴ · 김예진⁴

¹국립수산과학원 어장환경과, ²국립수산과학원 연구기획과, ³국립수산과학원 갯벌연구센터, ⁴부산대학교 해양학과

Geochemical Indicators for the Recovery of Sediment Quality after the Abandonment of Oyster *Crassostrea gigas* Farming in South Korea

Bo-Ram Sim^{1,4}, Hyung Chul Kim^{2*}, Sungchan Kang¹, Dae-In Lee¹, SokJin Hong³, Sang Heon Lee⁴ and Yejin Kim⁴

¹Marine Environment Research Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

²Research and Development Planning Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

³Tidal Flat Research Center, National Institute of Fisheries Science, Gunsan 54001, Korea

⁴Department of Oceanography, Busan National University, Busan 46241, Korea

In order to evaluate the recovery of fishing ground environment after the cessation of aquaculture farming, we examined the variation in sediment quality over time using different geochemical factors and investigated whether these factors are indicators of sediment quality recovery. The study area was an oyster *Crassostrea gigas* farm in Tongyeong, Geyongsangnam-do, South Korea, where aquaculture activities had been carried out for 20 years, and the changes in water and sediment environment were monitored for 14 months after the abandonment of the farm. The mean water depth was 14 m, with a tidal range of 3 m, and seawater current velocity ranged from 4.7 to 7.0 cm/s. After the abandonment of the farm, total organic carbon and total nitrogen concentrations in the surface sediments decreased significantly over time compared to those in the control site; in particular, immediately after farm abandonment, acid-volatile sulfide concentrations decreased relatively rapidly. Carbohydrate and protein concentrations in the sediments showed no significant changes; however, lipid concentrations markedly decreased. Further studies on other aquaculture taxa and various aquaculture areas are needed to establish new policies for environmental management of fishing grounds, such as relocation of fishing grounds and determination of optimal fallowing periods.

Keywords: Oyster farm, Recovery of sediment quality, Organic enrichment, Cessation of farming, Fallowing period

서론

우리나라는 연안 해역에서 어류, 패류, 해조류 등 다양한 품종을 양식하고 있으며, 특히 패각류(Bivalves) 생산량은 중국 다음으로 높다(FAO, 2020). 전체 패류 양식생산량의 약 74%는 굴이며, 굴 양식생산량은 1990년에 약 20만톤에서 2019년 기준 약 30만톤으로 꾸준히 증가하고 있다(MOF, 2020). 패류 양식은 경상남도와 전라남도 연안 해역을 중심으로 성행하고 있으며, 2018년 기준 우리나라 전체 굴 생산량의 81%가 경상남

도에서 생산되고 있다(MOF, 2020). 경상남도의 경우 통영 및 거제시 관할 칠천도, 가조도, 원문만에 양식장이 밀집되어 있고, 참굴과 피조개 양식생산량이 높으며(NFRDI, 2002), 특히 원문만은 수하식 패류양식이 가장 활발하다(Cho et al., 1982).

우리나라는 태풍, 파랑 등 외력으로부터 안정되고 접근성이 좋은 내만에서 밀집된 양식을 하고 있으며, 적절한 어장휴식 없이 장기간 해수면(공유수면)을 이용해왔다. 어류양식장은 인위적인 사료공급에 의해 미접이된 사료와 어류의 배설물질 등이 퇴적층 바닥으로 침강하여 퇴적물 내 유기물의 축적률이 높다

*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2822 Fax: +82. 51. 720. 2515

E-mail address: hckim072@korea.kr



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2020.0773>

Korean J Fish Aquat Sci 53(5), 773-783, October 2020

Received 24 September 2020; Revised 15 October 2020; Accepted 16 October 2020

저자 직위: 심보람(연구원, 대학원생), 김형철(연구원), 강성찬(연구원), 이대인(연구원), 홍석진(연구원), 이상현(교수), 김예진(대학원생)

(Mazzola et al., 2000; Crawford et al., 2003). 반면 패류양식의 퇴적환경 오염도는 어류양식에 비해 상대적으로 적다고 알려져 있다(Grant et al., 1995; Yokoyama, 2002). 하지만 해조류(미역, 다시마 등)를 섭식하는 전복을 제외하고 패류는 여과식자(filter feeder) 또는 퇴적물식자(deposit feeder)로서 수층의 식물플랑크톤, 입자성 유기물질 및 퇴적층 내 유기물질 등을 섭이하여 성장하기 때문에 해수 및 퇴적물의 오염정화 순기능이 있지만 많은 양의 배설물(faeces)을 환경 중으로 배출하여 양식장 퇴적환경에 많은 유기물을 공급한다(Baudinet et al., 1990; Hargrave, 1994; Danovaro et al., 2004). 통영 패류양식장에서는 양식생물로부터 약 2.9 ton/day/km²의 배설물이 저층 바닥에 침적되며 특히 진해만은 약 4.5 ton/day/km²이 침적되어 1.6 배 높은 부하량을 보였다(Lee et al., 2000). 이와 같이 진해만은 퇴적환경 내 유기물 농도가 높고 빈산소수괴가 자주 발생하는 등 연안환경이 점차 악화되고 있어 수층 뿐만 아니라 퇴적환경에 관하여 많은 조사가 수행되었다(Kim et al., 2012; Cho et al., 2013; Jung et al., 2014; Choi et al., 2017). 진해만에서 퇴적물 오염의 주요 원인으로 양식생물로부터 환경 중에 배출되는 배설물 등에서 유래된다는 연구 결과가 있다(Cho, 1991).

많은 나라에서 양식장 내 퇴적환경을 다양한 인자에 대해 기준을 설정하여 모니터링하고 관리하고 있다(Ervik et al., 1997; YoKoyama, 2003; FOC, 2018). 양식을 통해 오염된 퇴적 환경을 저비용, 친환경적으로 개선하기 위한 방법 중 하나는 일정기간 양식활동을 휴식(fallowing)하는 것이다. 어장 휴식에 따른 퇴적환경 회복(recovery)기간과 평가인자를 탐색하는 연구가 노르웨이, 캐나다, 뉴질랜드 등에서 수행되었다(Karakassis et al., 1999; Brooks et al., 2003; Macleod et al., 2006; Keeley et al., 2014). 대부분 연구 대상은 어류(연어, 송어, 돔 등)양식장이었으며 패류 양식장에 대한 조사는 거의 없었다. 어장환경 회복에 관한 연구에서 적용된 주요 화학적 인자로는 유기물(organic matter), 총유기탄소(total organic carbon, TOC), 황화물(sul-

fide), 산화환원전위(oxidation-reduction potential, ORP)가 있으며, 이 외에도 철(Fe), 아연(Zn), 구리(Cu) 등과 같은 미량금속 또는 총인(total phosphate), 지질(lipids, fatty acids, sterols) 등 다양한 항목들이 지역적 특성과 연구목적 등에 따라 적용되었다. 장기간 고밀도 양식이 이루어져 어장환경이 상대적으로 좋지 않은 남해안에서 어장시설풀 이동(재배치)과 이에 따른 환경인자의 변화를 모니터링하고 회복가능성을 진단하는 연구는 어장환경관리 측면에서 매우 중요하다. 이러한 배경을 바탕으로 본 논문은 처음으로 우리나라에서 대체개발에 따라 굴 양식장이 이동된 후 퇴적물 내 화학적 인자들의 변화와 회복양상에 관하여 연구하였다. 또한 양식시설이 새롭게 설치된 해역에서 양식활동에 따른 오염의 진행에 관한 연구도 함께 수행하였다. 이를 바탕으로 어장회복과 휴식기간과의 상관성을 파악하고, 현재 어장관리법 제11조2에 따라 어류양식장에만 국한되어 있는 어장환경평가제도에서 평가 품종 확대에 따른 패류양식장의 퇴적물 오염실태와 변화과정을 이해하기 위한 기초자료로 활용할 수 있을 것이다.

재료 및 방법

조사해역

본 연구는 진해만에서 작은 내만 중 하나인 원문만의 수도와 가조도 사이 굴 양식장이 밀집된 지역에서 수행되었다(Fig. 1). 20년간 운영되던 수하식 굴 양식장(2.8 ha)이 환경악화에 따라 2016년 7월 어장이 철거된 St.E에서 해양의 자정능력에 따른 환경회복 조사를 수행하였고, 철거된 어장이 대체개발에 따라 새로운 지역으로 이설된 St.S에서 양식활동에 따른 환경영향에 대한 조사를 수행하였다. 어장으로 사용된 적이 없으며 주변 양식장의 영향이 없는 곳을 대조구(St.C)로 설정하였다. 새롭게 어장이 설치된 St.S에서 굴 양식장 이설 9개월 후(2017년 4월)부터 2년간 굴의 출하를 시작하였고, 14개월 후에는 수확이

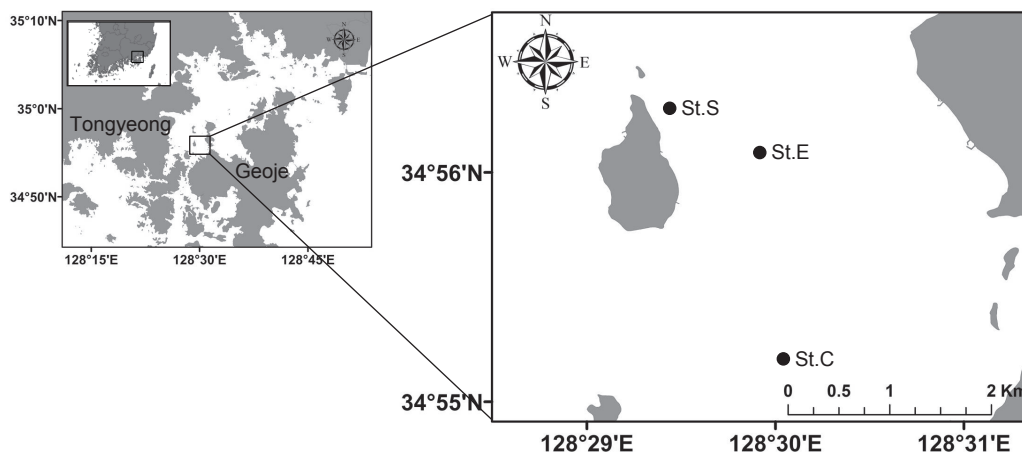


Fig. 1. Study area and sampling sites in the Tongyeong of Korea.

끝나 1년산 굴만 남아있었다. 조사 해역의 평균수심은 약 14 m (St.E 13.6 m; St.S 14.3 m; St.C 13.4 m) 전후로 모든 정점에서 유사하게 나타났으며, 조차는 약 2 m로 나타났다.

조사 및 분석방법

해양의 물리적 특성을 파악하고자 St.E에서 2018년 11월 22 일-12월 7일까지 15일 이상 층별연속조류를 조사하였다. 음향 도플러유속계(acoustic doppler current profiler, ADCP) (Flow-Quest 600 ADCP, LinkQuest Inc., San Diego, CA, USA)를 해저면에 설치하여 조류의 유향 및 유속을 연속 관측하였다. 관측 자료는 표층(4 m), 중층(8 m), 저층(12 m)의 자료를 추출하여 조화분석을 통해 해역의 조류특성을 파악하였다.

수층 및 표층퇴적물 조사는 어장 철거(2016년 6월 말) 직 후인 2016년 7월부터 2017년 9월까지 약 14개월 동안 수행되었다. 수층 환경은 CTD (SB19, SeaBird Scientific, Bellevue, WA, USA)를 이용하여 수온(seawater temperature)과 염분(salinity)을 측정하였고, 다목적 수질측정기(YSI6000, YSI, Yellow Springs, OH, USA) 장비를 이용하여 용존산소(dissolved oxygen, DO), 수소이온농도(pH)를 측정하였다. 퇴적물 환경은 Van Veen Grab sampler (self-manufactured equipment)을 이용하여 표층퇴적물(<2 cm)을 채취하였고, 채취된 시료는 현장에서 냉동보관하여 실험실로 이동하였다. 표층 퇴적물 시료는 입도(grain size), IL (ignition loss), COD (chemical oxygen demand), TOC, TN (total nitrogen), AVS (acid volatile sulfide), ORP 그리고 생화학조성(biochemical composition)을 분석하였다. 생화학조성 인자로는 탄수화물(carbohydrates), 단백질(proteins), 지질(lipids)에 대하여 정량하였다.

주상퇴적물 시료는 모니터링 조사 후 추가적으로 2020년 4월에 St.E, St.C에서 전문가이버를 이용하여 2 m 아크릴파이프를 이용하여 채취하였다. 채집된 시료는 실험실에서 0-2 cm까지는 1 cm 간격으로, 2-40 cm는 2 cm간격으로, 40-70 cm는 3 cm 간격, 70 cm 이하는 5 cm 간격으로 절단하여 TOC 및 TN 농도를 측정하였다.

입도, IL, COD, TOC, TN 및 AVS 항목은 해양환경공정시험 기준(MOF, 2013)에 준하여 분석하였다. 입도분석은 15% 과산화수소를 첨가하여 유기물을 제거하고, 10% 염산을 첨가하여 탄산염을 제거하였다. 전처리된 시료는 4 φ체를 이용하여 습식 체질하였고 조립질(≥4 φ)과 세립질(<4 φ)로 구분하였다. 조립질 시료는 건식체질하여 입도별 무게를 측정하였고, 세립질 시료는 자동입도분석기(Sedigraph 5120, Micromeritics, Norcross, GA, USA)로 분석하였다. 측정된 결과는 자갈, 모래, 실트, 점토 함량으로 나누어 퇴적물의 평균입도를 계산하였고, Folk (1968)의 삼각다이어그램을 이용하여 퇴적물 유형을 분류하였다. IL은 110°C에서 항량으로 될 때까지 건조한 후, 550°C에서 2시간 강열하여 건조 전과 후의 무게 차이를 이용하여 정량하였다. COD는 알칼리성 과망간산칼륨법으로 분석하였으며, 0.1 N 티오황산나트륨(Na₂S₂O₃·H₂O)로 적정하여 계산하였다. TOC와 TN은 표층퇴적물 시료를 동결 건조한 후 아게이트 모르타르를 이용하여 곱게 분쇄하고 약 10% 염산용액을 가하여 탄산염 광물을 제거하였다. 전처리된 시료는 원소분석기(2400Series, PerkinElmer, Waltham, MA, USA)를 이용하여 정량하였다. AVS는 표층 퇴적물 1g을 기체 발생관에 분취하고, 황산을 가하여 발생하는 황화수소를 검지관(Gastec, Tokyo, Japan)을 이용하여 측정하였다. ORP는 다항목측정기(A211, ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA)를 이용하여 ORP probe (9678BNWP, ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA)로 현장에서 즉시 측정하였다. 퇴적물 내 탄수화물은 phenol-sulfuric acid 방법(Dubois et al., 1956)으로 측정하였고, 단백질은 folin-ciocalteu phenol 방법(Lowry et al., 1951), 지질은 chloroform-methanol 방법(Marsh and Weinstein, 1966)으로 측정하였다.

결과 및 고찰

물리적 환경(유향, 유속)

진해만의 해수교환은 대부분 만 입구인 가덕수로를 통해 이루어

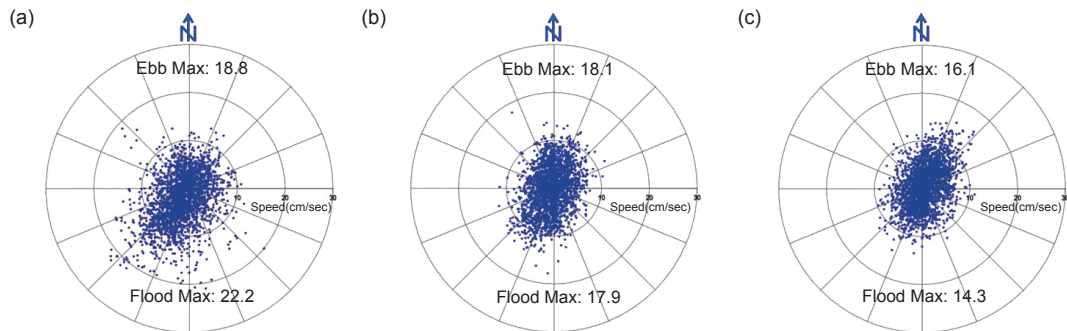


Fig. 2. Scatter diagrams of tidal current at St.E. (a) surface, (b) middle, and (c) bottom layer (unit, cm/s) from November 11 to December 7 of 2018.

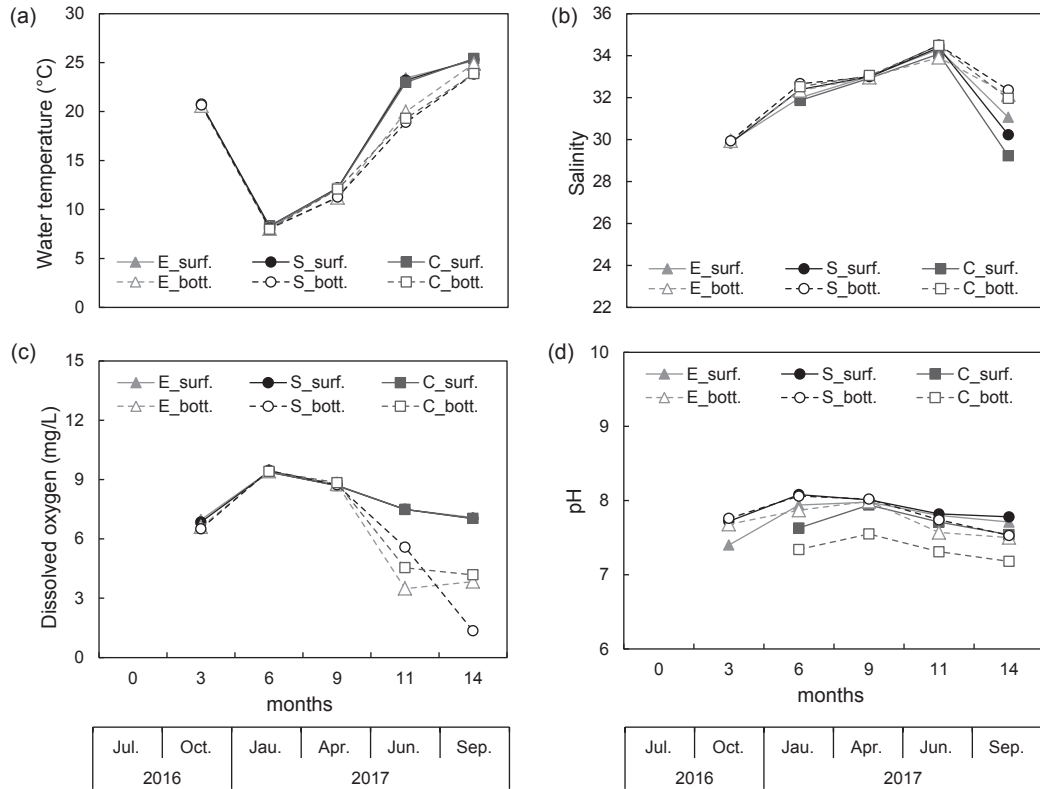


Fig. 3. Temporal changes in (a) water temperature (b) salinity (c) dissolved oxygen, and (d) pH in the surface and bottom waters of the study area. Triangle mark, St.E; circle mark, St.S; square mark, St.C; solid line, surface; dotted line, bottom; X-axis, months means the elapsed time.

어지고 있으며, 일부 남쪽의 견내량 수로를 통해서도 이루어진다(Moon, 2009). 본 연구에서 ADCP를 이용하여 진해만의 작은 내만 중 하나인 원문만에 위치한 St.E 정점에서 수심별 최고 유속 및 평균 유속과 잔차류를 살펴보고, 표층, 중층 및 저층의 조류분산도를 Fig. 2에 나타냈다. 표층(4 m) 최고유속은 창조시에 22.2 cm/s, 낙조시에 18.8 cm/s로 나타났고, 조사기간 동안 조석에 따른 평균유속은 4.7-7.0 cm/s로 나타났다. 조사된 유속의 85%가 10 cm/s 이하의 유속을 나타냈고, 창조시에는 남서-남남서 방향의 흐름이 낙조시에는 방향 분산성이 다소 크게 나타났다. 잔차류의 유속은 2.7 cm/s, 유향은 216.9°로 나타났다. 중층(8 m)의 최고유속은 창조시에 17.9 cm/s, 낙조시에 18.1 cm/s로 나타났고, 조석별 평균유속은 4.9-5.3 cm/s로 나타났다. 중층의 경우 약 95%가 10 cm/s 이하의 유속을 나타냈고, 창조시에는 남남서향의 흐름이 낙조시에는 북향의 흐름이 우세하게 나타났다. 잔차류의 유속은 0.6 cm/s, 유향은 247.4°로 나타났다. 저층(12 m) 최고유속은 창조시에 14.3 cm/s, 낙조시에 16.1 cm/s로 나타났고, 조석별 평균유속은 4.7-5.2 cm/s로 나타났다. 약 94%가 10 cm/s 이하의 유속을 나타냈고, 창조시에는 남-남남서 방향, 낙조시에는 북동-북북동 방향의 흐름이 나타났다. 잔차류의 유속은 0.9 cm/s, 유향은 45.8°로 나타났다. 본

연구에서 ADCP를 이용하여 측정된 전체 수층의 평균 유속(5-7 cm/s)은 원문만 입구에서 약 7-10 cm/s 흐름이 나타나고 만 내부는 4 cm/s 이하의 약한 흐름을 보인다는 다른 연구결과와 유사하였다(Kim et al., 2016).

수층 환경

조사기간 동안 해수 표·저층의 수온, 염분, DO 및 pH의 결과는 Fig. 3에 나타내었다. 해수 수온은 7.98-25.41°C (평균 17.11±6.50°C) 범위로 나타났으며, 하계에 해수 수온이 높고 동계에 낮은 전형적인 온대계절성 분포 특성을 보였다. 염분은 29.22-34.50 (평균 32.28±1.53) 범위였으며, 어장 이설 14개월 후(2017년 9월) 표층의 낮은 염분은 조사 전날 강우(270 mm/day)에 따른 것으로 판단된다. 해수 내 pH농도는 7.18-8.08 (평균 7.72±0.24) 범위로 나타났으며, 다소 낮은 pH를 보였다. 원문만 일대에서 하계에 빈산소 발생시 pH가 6.6까지 낮아졌다는 연구결과가 있으며, 이는 혐기성 미생물의 작용 등으로 인해 수층의 CO₂농도 증가에 따른 것이다(Kim et al., 2012). DO는 1.35-9.57 mg/L (평균 7.21±2.10 mg/L) 범위였으며, 어장 이설 14개월 후 저층의 DO농도가 가장 낮았으며 특히 양식활동을 하고 있는 St.S 저층에서 빈산소수괴(<3 mg/L)가 관측되었

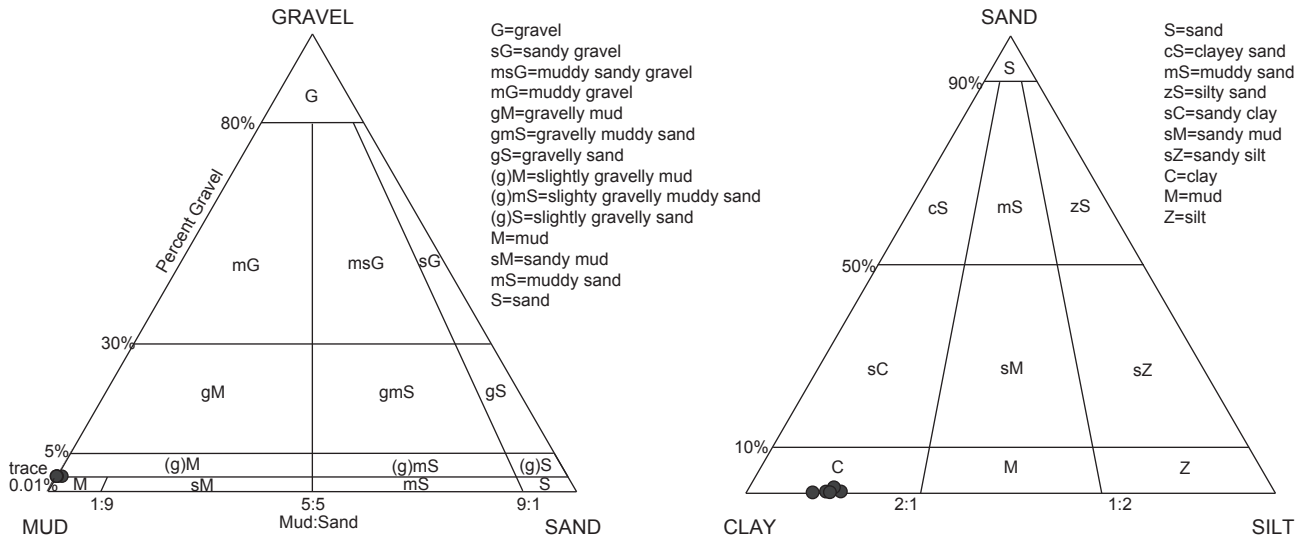


Fig. 4. Sediment type in the study area.

다. 진해만은 빈산소수괴가 자주 발생하는 해역으로 빈산소수괴의 형성과 지속에 관한 연구들이 많이 수행되었으며(Lee et al., 2008; Kim et al., 2012), 진해만 양식 굴의 주요 폐사원인이 빈산소수괴의 영향이라고 알려져 있다(NFRDI, 2012).

퇴적물 환경

조사해역 내 표층퇴적물의 자갈, 모래, 실트 및 점토함량은 각각 0.00-0.22% (평균 0.02±0.06%), 0.00-1.11% (평균 0.29±0.37%), 8.91-17.88% (평균 15.28±2.24%) 및 82.12-90.01% (평균 84.42±2.11%) 범위로 나타났다. 퇴적물의 평균입도(mean grain size)는 9.00-9.36 (평균 9.10±0.09 Ø)이며, Folk (1968)에 따른 퇴적물 유형(sediment type)은 모든 정점에서 점토(clay)로 분류되었다(Fig. 4). 퇴적물 분류(sort)은 0.78-1.24 Ø (평균 1.05±0.12 Ø) 범위로 불량한(poorly sorted) 등급을 보였다. 왜도(skewness)는 평균 -0.59~0.35 (평균 -0.47±0.05) 범위로 강한 음의 왜도(strongly negative skewed)를 보였고 이는 세립질 퇴적물의 양이 많다는 것을 의미한다. 첨도(kurtosis)는 1.51-2.98 (평균 1.98±0.3) 범위로 입도분포곡선이 정규분포보다 중앙으로 매우 집중된 형태(very leptokurtic)를 보였다.

주상퇴적물 시료 내 TOC 및 TN 농도의 수직 분포 특성을 통해 양식활동 영향이 나타나는 구간과 배경 농도(외부영향이 없는 자연적인 조건에서의 농도)를 살펴보았다. 주상시료는 전문다이버를 통해 주상퇴적물을 최대로 채취할 수 있는 깊이까지 채취하였다. 지정된 수면에서 20년 동안 꾸준히 양식활동이 이루어졌고, 양식장이 다른 곳으로 이설되어 현재 양식이 중단된 St.E에서 90 cm 깊이까지, 대조구인 St.C에서 105 cm 깊이까지 채취하여 분석하였다. TOC 및 TN 농도는 St.E에서 각각

13.00-36.50 mg/g (평균 19.21±5.70 mg/g), 1.45-5.10 mg/g (평균 2.44±0.83 mg/g) 범위로 나타났고, St.C에서 각각 14.45-29.15 mg/g (평균 17.90±2.93 mg/g), 1.30-3.80 mg/g (평균 1.82±0.58 mg/g) 범위로 나타났다(Fig. 5). TOC 농도는 장기간 양식을 해 온 St.E 정점에서 대조구(St.C)보다 20 cm 이내 퇴적층 상부에서 상대적으로 높았고, TN 농도는 주상퇴적물 전체 깊이에서 높게 나타났다. 대조 정점(St.C)은 양식활동이 이루어지지 않았지만 주변 양식장과 지역적인 특성을 고려할 때 약 20 cm 깊이까지 외부 오염의 영향이 있었다는 것을 나타내고 있다. 거제-한산만의 주상퇴적물 내 TOC 배경 농도가 10.8-13.6 mg/g (Choi et al., 2017)였으며, 본 연구 해역의 TOC 배경농도(<20 cm 이하 구간)는 17.9-19.2 mg/g으로 상대적으로 높았다. 진해만의 경우 유속이 빠르지 않아 지속적으로 유기물이 축적되기 용이한 해역이며(NFRDI, 2002)와 거제-한산만에 비해 본 연구해역이 양식장의 자가오염에 의한 퇴적물의 오염도가 높다(Lee et al., 2000)는 연구결과들이 있다. 또한 도시하수 유입 정도를 파악하는 지표(sterol, coprostanol)에 따르면 진해만 전체가 도시하수유입의 영향을 받고 있다는 연구결과(Choi et al., 2005)가 있어 본 연구해역은 자가오염뿐만 아니라 외부기원의 오염물질도 유입된다는 것을 파악할 수 있었다.

표층퇴적물 내 지화학 인자들의 조사결과를 살펴보면, IL 농도는 8.11-12.21% (평균 10.24±1.05%) 범위, COD 농도는 26.05-41.59 mg/g dry weight (평균 33.79±5.22 mg/g dry weight, 이하 mg/g) 범위로 나타났다. TOC는 23.25-45.00 mg/g (평균 29.86±5.77 mg/g), TN은 2.80-6.35 mg/g (평균 3.87±0.97 mg/g)범위로 나타났다. AVS 농도는 0.052-1.080 mg/g (평균 0.437±0.273 mg/g)범위로 나타났다. ORP는 -166.7~273.8 mV (평균 35.9±146.8 mV)범위로 나타났다. 원

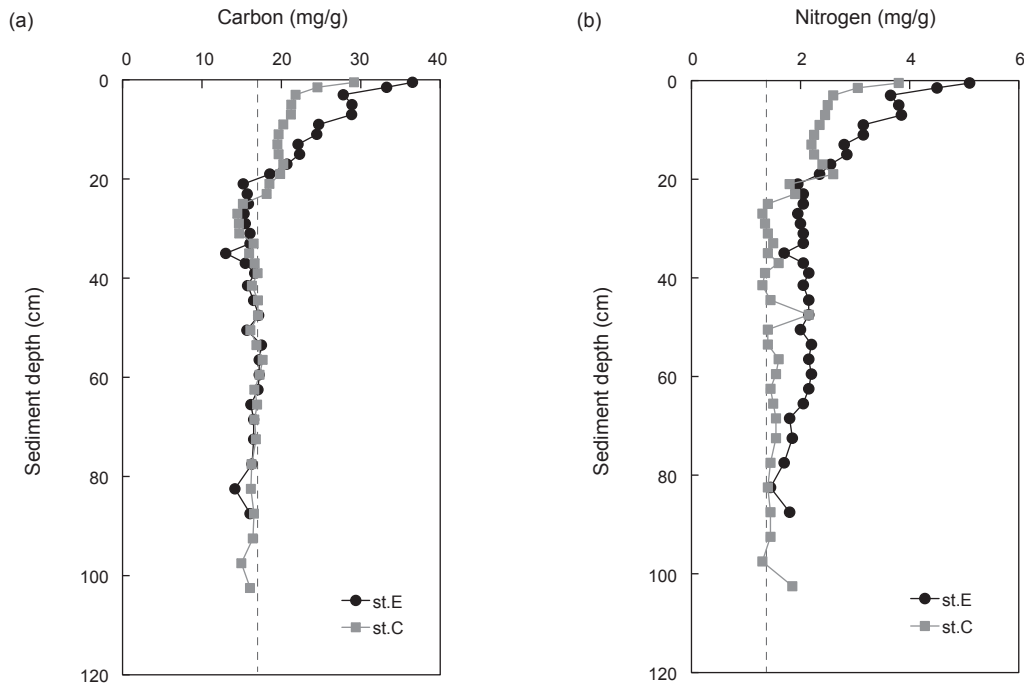


Fig. 5. Vertical concentrations of (a) TOC and (b) TN in the core sediments at St.E and St.C. TOC, total organic carbon; TN, total nitrogen.

문만 전역 또는 진해만 일부가 포함되는 등 조사해역의 범위는 다소 상이하지만 본 연구결과와 비교했을 때, Cho et al. (2013)에서 산취발성황화물과 총유기탄소의 농도가 상대적으로 높게 나타났고, 이외의 연구 결과(Kim et al., 2012; Jung et al., 2014; Choi et al., 2017)들과는 유사한 결과값을 보였다(Table 1).

퇴적물 내 유기물의 생화학조성 중 탄수화물의 농도는 8.65-14.97 mg/g (평균 11.99±1.92 mg/g) 범위, 단백질은 4.72-11.50 mg/g (평균 7.42±1.95 mg/g) 범위, 지질은 5.75-23.00 mg/g (평균 14.63±4.68 mg/g) 범위로 나타났다. Fabiano et al. (1995)는 퇴적물 내 유기물 조성은 해양환경의 영향상태를 알 수 있는 중요 지표라고 하였고, Puseddu et al. (2005)는 퇴적물 내 불안정(labile) 유기물질이 해양 생태계의 영양상태를 알 수 있는 지시자라고 하였다. 남해연안에서 퇴적물 내 유기화합물

의 생화학적 조성의 가장 큰 구성요소는 탄수화물이라는 연구 결과(Cho et al., 2013)와 달리 본 연구에서는 지질이 평균 42% (탄수화물 36%, 단백질 22%)로 상대적으로 높게 나타났다. 이는 통영의 또 다른 패류 생산지인 거제-한산만에서 퇴적물 내 생화학 조성 중 단백질의 비율이 평균 47.9±7.6%로 가장 높았던 것(Kim et al., 2018)과 상이한 결과를 보였다. 이러한 결과를 바탕으로 해역별 퇴적물 내 생화학 조성을 지배하는 인자(식물플랑크톤 중 조성 및 굴의 선택적 섭이, 저서미세조류 중 조성, 부착생물 영향 등)에 대하여 보다 면밀한 조사 및 연구가 필요하다고 판단된다.

퇴적물 내 IL, COD, TOC, TN, AVS, ORP, 탄수화물, 단백질 및 지질 농도간 상관관계를 살펴보았다(Table 2). 유기물 함량을 나타내는 IL, COD, TOC 및 TN 항목간에는 유의성 있

Table 1. The concentrations of geochemical indicators in the surface sediments compared to other studies

Survey period	COD (mg/g dw)	IL (%)	AVS (mg/g dw)	TN (mg/g dw)	TOC (mg/g dw)	Reference
Jul. 2016-Sep. 2017	26.05-41.59 (aver. 33.79)	8.11-12.21 (aver. 10.24)	0.05-1.08 (aver. 0.44)	2.8-6.35 (aver. 3.87)	23.25-45 (aver. 29.86)	This study
Feb.-Dec. 2010	2.5-70.7 (aver. 32.9)	4.9-15.7 (aver. 9.4)	0.05-2.2 (aver. 0.4)	-	-	Kim et al. (2012)
Feb.-Nov. 2008	14.24-45.44 (aver. 33.11)	9.14-12.6 (aver. 10.58)	0.19-3.01 (aver. 0.87)	2.75-7.05 (aver. 4.74)	22.67-47.19 (aver. 34.64)	Cho et al. (2013)
May, Aug. 2013	5.1-49.3 (aver. 32.7)	2.75-13.6 (aver. 8.99)	undetected-1.40 (aver. 0.48)	-	8.35-51 (aver. 29.5)	Jung et al. (2014) Choi et al. (2017)

COD, chemical oxygen demand; IL, ignition loss; AVS, acid volatile sulfide; TN, total nitrogen; TOC, total organic carbon.

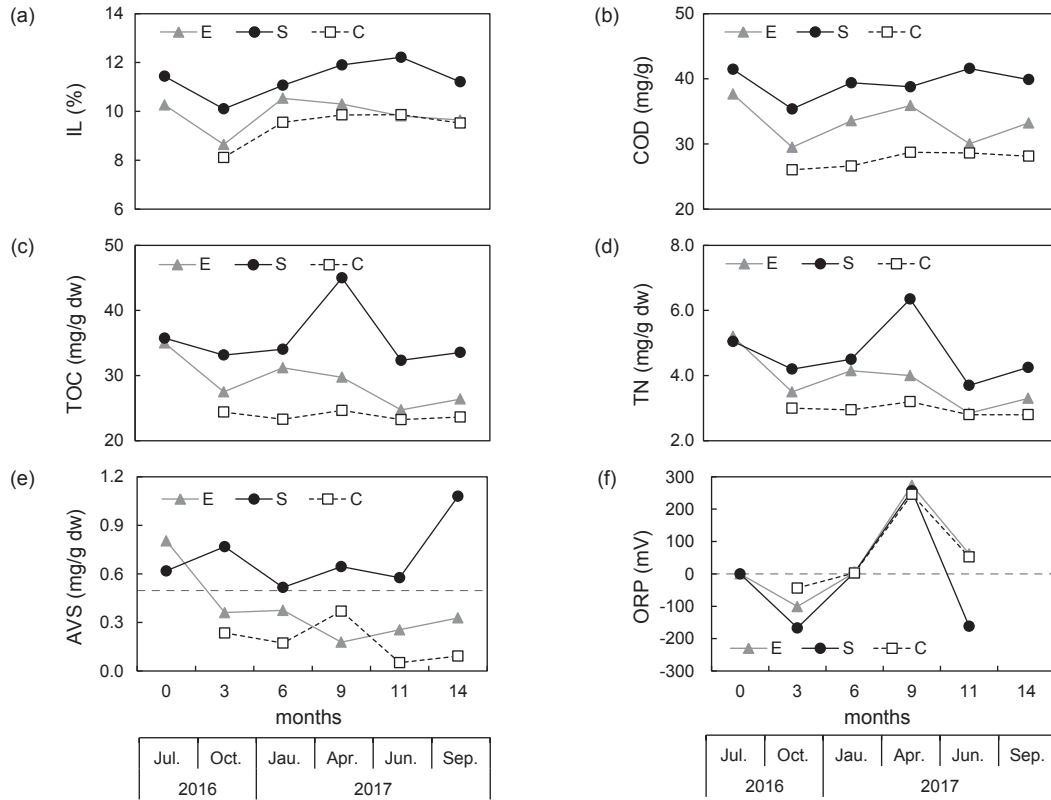


Fig. 6. Temporal changes of (a) IL, (b) COD, (c) TOC, (d) TN, (e) AVS, and (f) ORP concentrations in the surface sediments. Triangle mark, St.E; diamond mark, St.S; square mark, St.C; X-axis, months means the elapsed time; IL, Ignition Loss; COD, Chemical Oxygen Demand; TOC, Total Organic Carbon; TN, Total Nitrogen; AVS, Acid Volatile Sulfide; ORP, Oxidation Reduction Potential.

는 상관관계($P < 0.01$)를 보였다. 유기물 농도가 높은 퇴적환경에서는 유기물이 황산염 환원을 촉진시키기 때문에 AVS 농도가 높아지며(Como et al., 2007), 본 연구에서 AVS는 IL, COD,

TOC 및 TN과 유의한 상관성($P < 0.01$)을 보였다. 생지화학 조성 중 탄수화물은 TOC와 유의한 상관성($P < 0.05$)을 보였고, 단백질은 IL, COD, TOC, TN ($P < 0.01$) 및 AVS ($P < 0.05$)와 유의

Table 2. Correlation between geochemical indicators in the surface sediments

	Bottom DO	COD	IL	AVS	TN	TOC	ORP	Carbohydrates	Proteins	Lipids
Bottom DO	1.000	-0.022	0.075	-0.207	0.347	0.232	0.360	0.321	-0.006	0.171
COD		1.000	0.875**	0.748**	0.766**	0.833**	-0.026	0.443	0.750**	0.430
IL			1.000	0.566**	0.663**	0.751**	0.149	0.378	0.697**	0.384
AVS				1.000	0.684**	0.731**	-0.279	0.303	0.587*	0.176
TN					1.000	0.973**	0.285	0.446	0.710**	0.554*
TOC						1.000	0.152	0.486*	0.764**	0.559*
ORP							1.000	-0.179	0.304	0.027
Carbohydrates								1.000	0.371	0.041
Proteins									1.000	0.304
Lipids										1.000

* $P < 0.05$. ** $P < 0.01$. DO, dissolved oxygen; COD, chemical oxygen demand; IL, ignition loss; AVS, acid volatile sulfide; TN, total nitrogen; TOC, total organic carbon; ORP, oxidation reduction potential.

한 상관성을 보였고, 지질은 TOC 및 TN 항목과 유의한 상관성 ($P < 0.05$)을 보였다.

양식중단에 따른 퇴적물 내 지화학인자 농도 변화 및 회복성 진단

20년 기간 동안 양식이 이루어진 후 대체개발에 따라 양식활동이 종료 된 정점(St.E), 새로운 면허지에서 양식활동이 시작 된 정점(St.S) 그리고 양식활동이 없던 대조정점(St.C)에서 퇴적물 내 유기물(IL, COD, TOC 및 TN), 황화물 그리고 산화 환원전위에 대하여 시간경과에 따른 농도 변화를 살펴보았다 (Fig. 6). 양식을 중단하거나(St.E) 대조지역(St.C)보다 양식이 새롭게 이루어지고 있는 St.S에서 상대적으로 높은 IL (평균 11.32%), COD (평균 39.42 mg/g), TOC (평균 35.64 mg/g), TN (평균 4.68 mg/g), AVS (평균 0.701 mg/g) 농도를 보였다. 그러나 굴 양식에 따른 퇴적물 내 유기물 함량(IL, COD, TOC, TN)은 크게 증가하지 않았다(liner regression, $R^2 < 0.5$). 이는 어장 설치 9개월 후 2년산 굴의 수확에 의해 양식 개체수의 감소에 따른 영향으로 판단된다. 이설되어 새롭게 양식을 시작한 St.S는 양식활동을 시작하기 전 초기 유기물 오염 수준(0 month)이 주변 양식장에서의 양식활동 등 외부적 영향으로 높게 나타난 것으로 생각된다. AVS 농도는 양식활동 시작 후 11개월까지 큰 변화를 보이지 않았으나, 빈산소수피(Bottom DO, 1.35 mg/L)가 나타난 하계(14 months)에 1.080 mg/g으로 우리나라 패류 양식어장의 환경기준(NIFS, 2015)인 0.5 mg/g을 2배 이상 초과한 높은 농도를 보였다. AVS는 혐기성분해 산물이기 때문에 빈산소 환경에서 더욱 높은 농도를 보인다는 것이 특징적이다.

반면 양식장을 다른 곳으로 이설하여 양식이 중단된 지역에서는 조사기간동안 유기물의 농도 중 IL 및 COD 농도에는 큰 변화가 없었으나, TOC 및 TN 농도는 감소하는 경향을 보였다 (liner regression, $R^2 > 0.5$). TOC의 경우 양식중단 직후 35.00 mg/g에서 14개월 후 약 25% 감소된 26.40 mg/g 농도를 보였고, TN의 경우 5.20 mg/g에서 3.30 mg/g으로 약 40% 정도 감소하여 퇴적물의 회복 정도가 뚜렷하게 나타났다. AVS농도는 양식중단 직후(0 month) 우리나라 어장환경기준을 초과하는 0.803 mg/g의 높은 농도를 보였지만, 3개월 이내에 50% 미만 (0.361 mg/g)으로 급격히 감소하였고, 하계 전까지(-9 months) 지속적으로 감소하였다(liner regression, $R^2 > 0.5$). 다른 화학적 인자들과 달리 양식 중단 3개월 이내에 황화물 농도의 급속한 감소는 다른 연구에서도 보고되고 있다(Brooks et al., 2003). 하지만 양식중단 9개월 후 저층의 낮은 DO에 의해 AVS 농도가 다시 증가하는 경향을 보였다(Liner regression, $R^2 > 0.5$). 즉, 본 연구해역에서 TOC 및 TN 농도는 대조구 수준으로 감소하나, AVS는 하계 빈산소수피 발생에 의해 완전한 회복은 TOC보다 느리게 나타날 것으로 판단된다.

ORP는 많은 연구에서 유기물 분해환경을 평가하는 지표로 활용되고 있다(Brooks et al., 2003; Macleod et al., 2006). 본 연

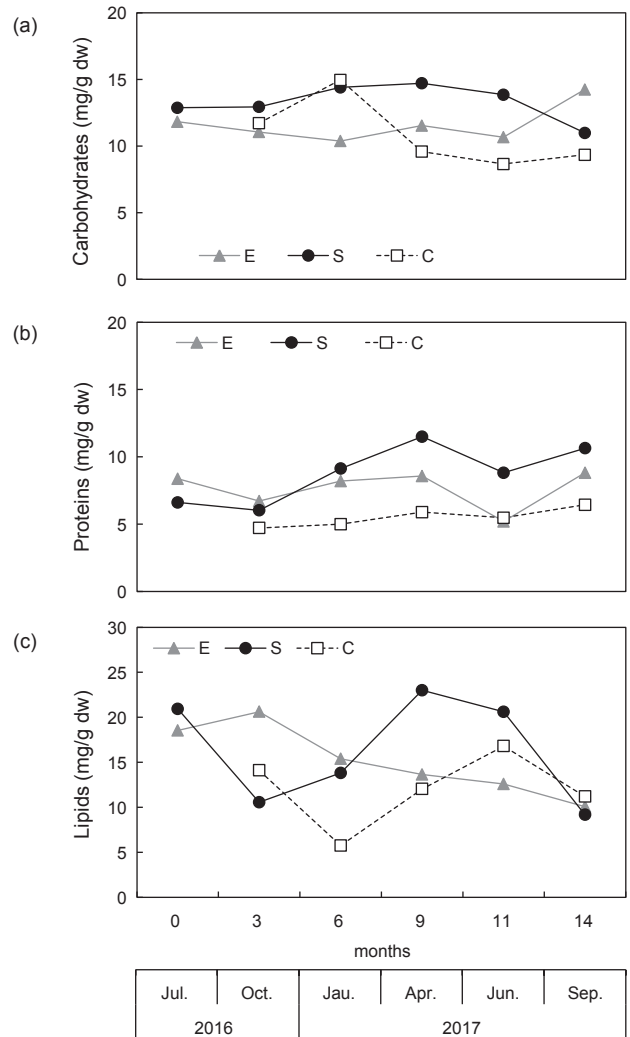


Fig. 7. Temporal changes in concentration of (a) carbohydrates, (b) proteins, and (c) lipids in the surface sediments. Triangle mark: St.E; diamond mark: St.S; square mark: St.C; X-axis:months means the elapsed time.

구는 전체 조사 정점에서 동계에서 춘계까지 산화환경(>0 mv)을 보였고, 하계에서 추계까지 환원환경(<0 mV)을 나타내어 계절변화가 뚜렷하게 나타났다. ORP 변화는 계절에 따른 해수 수온 변화에 따른 것으로 온대해역을 대상으로 한 타 연구결과에서도 보고되었다(Pereira et al., 2004). 양식활동이 이루어지지 않는 지역(St.E, St.C)보다 양식이 이루어지고 있는 St.S에서 상대적으로 더 낮은 전위값(평균 -16.7 mV)을 보였다. 하지만, 양식활동으로 인한 퇴적물 오염, 양식활동 종료 후 퇴적물 환경 회복에 대한 지표로는 적당하지 않다고 판단된다. Macleod et al., 2006의 연구결과에서 ORP는 퇴적물의 분해를 평가하는 좋은 지시자이지만, 퇴적물 회복의 지표로서는 적합하지 않는 것으로 평가하고 있다.

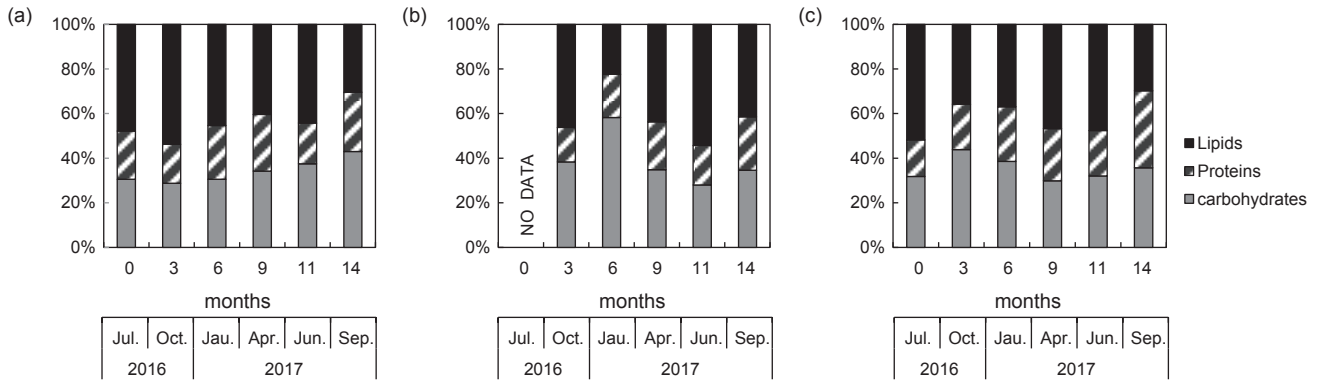


Fig. 8. Biochemical compositions in the surface sediments at (a) St.S, (b) St.E, and (c) St.C (X-axis: months means the elapsed time).

시간의 경과에 따른 퇴적물 내 유기물의 생화학 조성 인자(탄수화물, 단백질, 지질)의 농도변화는 Fig. 7에 나타내었다. 탄수화물의 경우 양식활동 시작과 종료에 따른 뚜렷한 변화는 나타나지 않았다. 반면 단백질의 농도는 패류 양식을 새롭게 시작함에 따라 증가하는 경향을 보였다(Liner regression, $R^2 > 0.5$). 단백질은 굴 가식부의 생화학조성에서 37.55-66.3%로 가장 많은 함량을 차지하고 있기 때문에(Shin et al., 2002), 굴 양식의 영향으로 퇴적물 내 단백질의 농도가 증가하는 것으로 판단된다. 이는 양식생물인 굴에 의해 거제-한산만 굴 양식장 내 퇴적물의 단백질(>60%) 함량이 높다라는 연구결과와 동일하다(Kim et al., 2018). 하지만 본 연구에서 양식활동을 종료한 후 퇴적물 내 단백질 농도의 감소 경향은 나타나지 않아 그 영향을 판단하기에 조사기간이 충분하지 않은 것인지 또는 주변 양식장으로 부터의 영향에 의한 것인지 향후 보다 면밀한 연구가 필요하다고 판단된다.

지질 농도는 양식활동을 새롭게 시작한 정점(St.S)에서 봄철부터 여름철까지 높았고, 가을철에서 겨울철까지 낮게 나타나는 계절변화를 보였다. 이러한 변화양상은 우리나라 양식 굴의 생식주기에 따른 지질 함량 변화(Shin et al., 2002)와 반대되는 결과이다. 반면, 양식활동 종료 후 퇴적물 내 지질 농도는 뚜렷하게 감소하였다(liner regression, $R^2 > 0.5$). 어류양식장의 경우 지질 중 지방산(fatty acid)의 기원이 어류 먹이와 배설물이기 때문에 양식 활동 종료 후 감소한다는 연구결과가 있다(McGhie et al., 2000). 하지만 본 연구는 사료공급이 없는 패류양식장으로 양식장 철거 후 퇴적물 내 지질 농도 감소는 다른 원인이 있다고 판단되며 본 연구를 통해서 알 수 없었다. 거제-한산만 퇴적물 내 지질의 함량이 $32 \pm 10\%$ 인 반면 본 연구에서는 $42 \pm 9\%$ 로 상대적으로 높게 나타났고 이런 결과는 본 연구해역의 특성 등에 의한 영향으로 판단된다(Fig. 8). Kim et al. (2018)의 연구에서도 거제-한산만의 수층 내 입자유기물질의 생화학적 조성은 굴 양식 시기 동안 탄수화물 함량이 가장 높았지만, 퇴적물에서는 단백질의 함량이 가장 높아 수층과 퇴적물간 비동조화(decoupling)를 보였다. 따라서 양식활동과 퇴

적환경 내 생화학인자 간의 상호관계에 대해서는 더 많은 연구가 필요하다.

향후 어장의 재배치, 어장휴식 기간 산정 등 어장환경보호 및 양식산업 발전 등에 관한 정책수립의 기초자료로서 사용하기 위해서는 굴 뿐만 아니라 어류 등 다양한 품종과 보다 다양한 해역에 대하여 추가적인 조사가 필요하다고 판단된다. 지속적인 조사 및 연구를 통해 추후 새로운 평가지표를 탐색하고 이를 바탕으로 다양한 분석 항목들을 활용하여 지수화(Index) 하거나 통계적인 방법 등을 이용한 평가방안을 모색하고자 한다.

사 사

본 논문은 2020년도 국립수산물과학원의 수산과학연구사업(R2020050) 지원으로 수행된 연구입니다.

References

Baudinet D, Alliot E, Berland B, Grenz C, Plante-Cuny MR, Plante R and Salen-Picard C. 1990. Incidence of a mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment water interface. *Hydrobiologia* 207, 187-196. <https://doi.org/10.1007/BF00041456>.

Brooks KM, Stierms AR, Mahnken CVW and Blackburn DB. 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atalantic salmon farms. *Aquaculture* 2019, 355-377. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00528-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00528-8).

Cho CH, Yang HS, Park KY and Youm MK. 1982. Study on bottom mud of shellfish farms in Jinhae bay. *Korean J Fish Aquat Sci* 15, 35-41.

Cho CH. 1991. Mariculture and eutrophication in Jinhae Bay, Korea. *Mar Pollut Bull* 23, 275-279. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90687-N](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90687-N).

Cho YS, Kim YB, Lee WC, Hong SJ and Lee SM. 2013. The trophic state assessment using biochemical composition in the surface sediments, the southern coast of Korea. *J Korean*

- Soc Mar Environ Saf 19, 101-110. <https://doi.org/10.7837/kosomes.2013.19.2.101>.
- Choi MK, Lee IS, Hwang DW, Kim HC, Yoon SP, Yun SR, Kim CS and Seo IS. 2017. Organic enrichment and pollution in surface sediments from Jinhae and Geoje-Hansan Bays with dense oyster farms. *Korean J Fish Aquat Sci* 50, 777-787. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2017.0777>.
- Choi MK, Moon HB, Kim SS and Park JS. 2005. Evaluation of sewage pollution by coprostanol in the sediments from Jinhae Bay, Korea. *Korean J Fish Aquatic Sci* 38, 118-128. <https://doi.org/10.5657/kfas.2005.38.2.118>.
- Como S, Magni P, Casu D, Floris A, Giordani G, Natale S, Fenzi GA, Signa G and Falco GD. 2007. Sediment characteristics and macrofauna distribution along a human-modified inlet in the Gulf of Orstano (Sardinly, Italy). *Mar Pollut Bull* 54, 733-744. <https://doi.org/10.016/j.marpolbul.2007.01.007>.
- Crawford CM, Macleod CKA and Mitchell IM. 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224, 117-140. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00210-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00210-2).
- Danovaro R, Gambi C, Luna GM and Mirto S. 2004. Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Mar Pollut Bull* 49, 325-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.038>.
- Dubois M, Gills KA, Hamilton JK, Roberts PA and Smith F. 1956. Colorimetric method for the determination of sugars and related substances. *Anal Chem* 28, 350-356. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>.
- Ervik A, Hansen PK, Aure J, Stigebrandt A, Johannessen P and Jahnsen T. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modeling-Ongrowinf fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 158, 85-94. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00186-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00186-5).
- Fabiano M, Danovaro R and Frascchetti S. 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont Shelf Res* 15, 1453-1469. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)00088-5](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)00088-5).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome, Italy, 1-224. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.
- FOC (Fisheries and Oceans Canada). 2018. Regulating and monitoring British Columbia's marine finfish aquaculture facilities 2018. Fisheries and Oceans Canada, Canada, 1-23.
- Folk RL. 1968. Petrology of sedimentary rock. Hemphill Publishing Co., Austin, TX, U.S.A., 1-170.
- Grant J, Scott DB and Schafer CT. 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18, 124-144. <https://doi.org/10.2307/1352288>.
- Hargrave BT. 1994. Modeling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Can Tech Rep Fish Aquat Sci report, Dartmouth, Canada, 1-125.
- Jung RH, Seo IS, Choi MK, Park SR, Choi BM, Kim MH, Kim YJ and Yun JS. 2014. Community structure and health assessment of macrobenthic assemblages during spring and summer in the shellfish farming ground of Wonmun Bay, on the southern coast of Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 47, 908-926. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2014.0908>.
- Karakassis I, Hatziyanni E, Tsapakis M and Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar Ecol Prog Ser* 184, 205-218. <https://doi.org/10.3354/meps184205>.
- Keeley NB, Macleod CK, Hopkins GA and Forrest BM. 2014. Spatial and temporal dynamics in macrobenthos during recovery from salmon farm induced organic enrichment: When is recovery complete? *Mar Pollut Bull* 80, 250-262. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.008>.
- Kim HC, Lee JH, Lee WC, Hong SJ, Kang JJ, Lee DB, Jo NE and Bhavya PS. 2018. Decoupling of macromolecular compositions of particulate organic matters between the water columns and the sediment in Geoje-Hansan Bay, South Korea. *Ocean Sci* 53, 735-743. <https://doi.org/10.1007/s12601-018-0052-9>.
- Kim NS, Kang H, Kwon M-S, Jang H-S, Kim JG. 2016. Comparison of seawater exchange rate of small scale inner Bays within Jinhae Bay. *J. Korean Soc Mar Environ Energy* 19, 74-85. <https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2016.19.1.74>.
- Kim SY, Lee YH, Kim YS, Shim JG, Ye MJ, Jeon JW, Hwang JR and Jun SH. 2012. Characteristics of Marine Environmental in the hypoxia season at Jinhae bay in 2010. *Korean J Nat Conserv* 6, 115-129. <https://doi.org/10.11624/KJNC.2012.6.2.115>.
- Lee CW, Kwon YT, Kwon HB, Boo MH and Yang KS. 2000. Eutrophication characteristics in the shellfish farms, the southern coastal sea of Korea. *J Korean Soc Mar Environ Energy* 3, 24-33.
- Lee IC, Oh YJ and Kim HT. 2008. Annual variation in oxygen-deficient water mass in Jingae Bay, Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 41, 134-139. <https://doi.org/10.5657/kfas.2008.41.2.134>.
- Lowry OH, Rosebrough NJ, Farr AL and Randall RJ. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J Biol Chem* 193, 265-275.
- Macleod CK, Moltschanivskyj NA, Crawford CM. 2006. Evaluation of short-term following as a strategy for the management of recurring organic enrichment under salmon cages. *Mar Pollut Bull* 52, 1458-1466. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.05.007>.
- Marsh BJ and Weinstein DB. 1966. Simple charring method for determination of lipids. *J Lipid Res* 7, 574-576.
- Mazzola A, Miroto S, Danovaro R and Fabiano M. 2000. Fish

- farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of the meiofaunal recovery. *ICES J Mar Sci* 57, 1454-1461. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0904>.
- McGhie TK, Crawford CM, Mitchell IM and Brien DO. 2000. The degradation of fish cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* 187, 351-366. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(00\)00317-3](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00317-3).
- MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2013. Korean standard method of examination for marine environment. MOF report, Sejong, Korea, 1-516.
- MOF (Ministry of Ocean and Fisheries). 2020. Fishery produce statistical research. Retrieved from http://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgid=101&tblId=DT_1EW0001&conn_path=I3 on Mar 21, 2020.
- Moon JH. 2009. A study of factors on algal bloom outbreaks in Jinhae Bay by numerical and PCA methods, Ph.D. dissertation, Chonnam National University, Gwangju, Korea, 1-167.
- NFRDI (National Fisheries Research and Development Institute). 2002. Environmental research of aquaculture farm. NFRDI report, Sejong, Korea, 401.
- NFRDI (National Fisheries Research and Development Institute). 2012. Standard manual of pacific oyster hanging culture. NFRDI report, Sejong, Korea, 205.
- NIFS (National Institute of Fisheries Science). 2015. Establishment of environmental quality standards for sustainable shellfish farms. NIFS report, Busan, Korea, 88.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS and Nickell TD. 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235, 315-330. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.12.023>.
- Puseddu A, Fiordelmondo C, Polymenakou P, Polychronaki T, Tselepides A and Danovaro R. 2005. Effects of the bottom trawling on the quantity and biochemical composition of organic matter in coastal marine sediments (Thermaikos Gulf, northwestern Aegean Sea). *Cont Shelf Res* 25, 2491-2505. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.08.013>.
- Shin YK, Kim SY, Moon TS, Park MS and Kim Y. 2002. Seasonal changes of biochemical composition in cultured bivalves. *Korean J Malacol* 18, 1-8.
- Yokoyama H. 2002. Impact of fish and pearl farming in the benthic environments in Gokasho Bay: Evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fish Res* 68, 258-268. <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2002.00420.x>.
- Yokoyama H. 2003. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. *Aquaculture* 226, 45-56. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00466-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00466-6).