KFAS 한국수산과학회지 Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences
한수지 59(5), 588-598, 2026

Original Article
Korean J Fish Aquat Sci 59(5),588-598,2026

남서해연안 진도–해남해역 해조류양식장 표층퇴적물의 유기물 및 미량금속 농도 분포

구준호 · 이가람 · 강재중 · 윤상필[1] · 박소현 · 김선영 · 황동운*

국립수산과학원 해양환경연구과, [1]국립수산과학원 서해수산연구소

Distributions of Organic Matter and Trace Metals in Surface Sediments of Jindo–Haenam Seaweed Farms

Jun-Ho Koo, Garam Lee, Jae Joong Kang, Sang-Pil Yoon[1], Sohyun Park, Sunyoung Kim and Dong-Woon Hwang*

Marine Environment Research Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Republic of Korea
[1]West Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science, Incheon 22383, Republic of Korea

This study investigated sediment grain size, organic matter, trace metal concentrations, and contamination levels in surface sediments from seaweed farming areas in the Jindo–Haenam region on the southwestern coast of Korea. Surface sediments were collected from 14 stations and analyzed for grain-size composition, total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), C/N ratio, and trace metals including As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, and Zn, together with Li for grain-size correction. Sediments were predominantly muddy, with mud contents ranging from 12.4% to 99.7% (mean 80.1%). The concentrations of TOC and TN ranged from 2.5 to 9.0 mg/g and from 0.3 to 1.1 mg/g, respectively. The concentrations of Cr, Cu, Fe, Hg, Zn, and Li were significantly positively correlated with mud content (r=0.786–0.878, P≤0.001), whereas TOC and TN were not significantly correlated with mud content, indicating different controls on metal and organic-matter distributions. Based on the threshold effects level (TEL), pollution load index, and ecological risk index, overall trace metal contamination and ecological risk were low, although Li-corrected Zn exceeded the TEL at one station. These results provide a spatial baseline for sediment quality management in seaweed farming areas.

Keywords: Seaweed farm, Surface sediment, Organic matter, Trace metals, Jindo–Haenam

서 론

연안 퇴적물은 육상과 해양으로부터 유입되는 입자성 물질, 유기물 및 미량금속이 최종적으로 집적되는 환경매체로서, 해역의 물리적 퇴적환경과 생지화학적 특성을 동시에 반영한다(Horowitz, 1991; Loring and Rantala, 1992). 퇴적물의 입도 조성은 유기물 및 미량금속의 분포를 조절하는 주요 인자이며, 세립질 퇴적물은 조립질 퇴적물에 비해 비표면적이 크고 유기물 및 금속 원소를 상대적으로 잘 흡착·보존하는 특성을 가진다(Mayer, 1994; Woo et al., 2019). 따라서 퇴적물의 입도 조성, 유기물 함량 및 미량금속 농도는 연안 어장환경의 상태와 오염물질 축적 특성을 평가하는 데 중요한 기초자료로 활용된다(Song et al., 2014; Lee et al., 2021).

해조류양식장은 사료 공급이 이루어지는 어류양식장과 달리 외부 사료 투입에 따른 직접적인 유기물 부하가 상대적으로 작다(Visch et al., 2020; Yang et al., 2022). 그러나 해조류양식장에서는 생육·수확 과정에서 탈락체와 입자성 유기물이 발생할 수 있으며, 이 물질의 이동거리와 저층 침강량은 수심, 유속, 노출도 및 입자의 침강속도에 따라 크게 달라질 수 있다(Broch et al., 2022). 또한, 대규모 해조류 양식해역에서는 양식구역과 주변 수역 사이에 유기물의 기원과 퇴적 특성이 달라질 수 있음이 안정동위원소 연구를 통해 보고된 바 있다(Xia et al., 2014). 따

*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2540 Fax: +82. 51. 720. 2515
E-mail address: dwhwang@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.2026.0588
Korean J Fish Aquat Sci 59(5), 588-598, October 2026
Received 8 June 2026; Revised 6 October 2026; Accepted 6 October 2026

저자 직위: 구준호(해양수산연구사), 이가람(인턴연구원), 강재중(해양수산연구사), 윤상필(해양수산연구관), 박소현(해양수산연구사), 김선영(해양수산연구사), 황동운(해양수산연구관)

라서 해조류양식장 퇴적환경은 급이식 양식장의 유기물 부하와 동일하게 해석하기보다, 양식생물 기원 유기물의 공급과 국지적 수리·퇴적 조건이 결합된 환경으로 평가할 필요가 있다. 퇴적물 내 유기물은 저서생물의 먹이원으로 작용하는 동시에 과도하게 축적될 경우 산소 소모와 환원환경 형성 등 저서환경 변화로 이어질 수 있다(Gray et al., 2002; Hargrave et al., 2008).

미량금속은 자연적인 암석 풍화에 의한 퇴적물 공급 과정에서 기원하기도 하지만, 산업활동, 항만활동, 하천 유입, 대기 침적 및 연안 이용 등 인위적 요인에 의해 농도가 증가할 수 있다(Song et al., 2014; Tian et al., 2020). 일부 미량금속은 생물의 생리작용에 필요한 필수원소이나, 일정 농도 이상에서는 독성, 잔류성 및 생물축적성으로 인해 저서생태계와 수산생물의 서식에 부정적인 영향을 줄 수 있다(Lim et al., 2013; Liang et al., 2024). 특히 퇴적물에 축적된 미량금속은 수층에 비해 상대적으로 장기간 잔류하며, 산화·환원 환경 변화나 재부유 과정에 따라 생물이용성이 달라질 수 있다(Loring and Rantala, 1992; Tian et al., 2020). 따라서 퇴적물 내 미량금속 농도 분포를 파악하고, 생물영향 기준 및 배경농도 기반 오염지수를 함께 적용하는 것은 양식장 환경관리 측면에서 중요하다(Hakanson, 1980; Tomlinson et al., 1980; Zhuang and Gao, 2014).

진도-해남해역은 한반도 남서부에 위치한 대표적인 해조류 양식해역으로, 복잡한 수로와 조간대, 세립질 퇴적환경이 함께 발달한 지역이다(Hwang et al., 2013; Kim et al., 2021). 실제로 최근 지자체 자료에 따르면, 진도군의 해조류 양식 규모는 2025년 기준 557건, 22,613 ha(생산량 239,884 t), 해남군은 2024년 기준 104건, 8,801 ha(생산량 132,518 t)에 달해 이 해역이 주요 해조류 생산 거점임을 보여준다(Haenam County, 2025; Jindo County, 2026). 또한, 남서해 다도해역은 좁은 수로와 급격한 수심 변화로 조석·조류의 공간 변동성이 크며, 진도 주변은 비교적 강한 조류가 형성되는 것으로 보고되었다(Choo and Kim, 2013). 이러한 수리학적 이질성은 세립질 입자의 침강·재부유와 유기물 및 금속의 체류시간을 정점별로 달라지게 할 수 있다. 목포-해남 연안 조간대 연구에서도 표층퇴적물이 주로 세립질로 구성되고 유기물 및 미량금속 농도가 평균입도와 관련되는 것으로 보고되었다(Hwang et al., 2013). 따라서 본 해역에서는 해조류 양식에 의한 생물기원 물질 공급과 복잡한 조류·퇴적환경의 상호작용을 함께 고려하는 것이 중요하다.

국내 해양환경 모니터링에서도 퇴적물 입도, 유기물 및 미량금속은 주요 조사항목으로 활용되고 있으며, 해저퇴적물 환경기준은 주요 미량금속에 대해 생물영향 가능성을 고려한 주의기준과 관리기준을 적용하고 있다(MOF, 2018). 또한 한반도 연안 퇴적물의 미량금속 배경농도 산정 연구에서는 Li이 입도 보정을 위한 유용한 지시자로 제시되어, Cu와 Zn과 같이 입도 영향을 크게 받는 금속의 오염도 평가에 활용되고 있다(Woo et al., 2019). 그러나 기존 연구는 남서해연안 조간대 또는 남해안 반폐쇄적 내만의 연안 퇴적물을 대상으로 한 경우가 많고, 진도-해남의 대규모 해조류양식장 내부에서 퇴적상-유기물-미량금속의 공간적 연계를 동시에 평가한 자료는 제한적이다.

따라서 본 연구는 진도-해남해역 해조류양식장 표층퇴적물을 대상으로 입도 조성, 유기물 및 미량금속 농도의 공간분포를 파악하고, 국내 해저퇴적물 환경기준과 다양한 미량금속 오염 평가기법을 활용하여 미량금속 오염수준과 잠재적 생태위해성을 평가하였다. 이를 통해 남서해연안 주요 해조류양식장의 퇴적환경 특성을 이해하고, 지속가능한 양식어장 환경관리를 위한 기초자료를 제공하고자 한다.

재료 및 방법

시료 채취 및 분석

남서해연안 진도-해남해역에 위치한 해조류양식장의 퇴적물 중 입도 조성, 유기물과 미량금속 함량 및 오염 특성을 파악하기 위해 2025년 4월 해조류양식장이 분포하는 해역 내 총 14개 정점에서 채니기(van Veen grab sampler)로 표층(0–2 cm) 퇴적물을 채취하였다(Fig. 1). 채취된 퇴적물은 일회용 스푼을 사용하여 미리 산세척한 고밀도폴리에틸렌병(high-density polyethylene bottle)에 옮겨 담아 냉장 및 냉동 상태로 실험실로 운반하였다. 입도(grain size), 총유기탄소(total organic carbon, TOC), 총질소(total nitrogen, TN), 미량금속 9종[비소(As), 카드뮴(Cd), 크롬(Cr), 구리(Cu), 철(Fe), 수은(Hg), 망간(Mn), 납(Pb), 아연(Zn)]은 Lee et al. (2020)에서 사용한 방법으로 분석하였으며, Cu와 Zn의 오염평가를 위해 퇴적물 중 리튬(Li)을 함께 분석하였다.

퇴적물 입도는 유기물과 탄산염을 제거한 퇴적물을 4 φ 표준체로 조립질과 세립질 퇴적물로 분리한 후 각각 진탕기(RP 200N; Cisa Cedaceria Industrial S.L., Lliçà de Vall, Spain)를 이용한 건식 체질과 피펫팅법으로 입자크기별 무게를 측정하여 퇴적물 조성을 분석하였다. 이후 Folk and Ward (1957)의 계산식으로 평균입도(mean grain size), 분급도(sorting), 왜도(skewness) 및 첨도(kurtosis)를 산출하였다. 퇴적물 유형은 실트(silt)와 점토(clay)의 합을 니질(mud)로 정의하고, 자갈(gravel), 모래(sand) 및 니질의 함량을 Folk (1968)의 삼각분류도에 적용하여 구분하였다. 이때 자갈 함량이 0.01% 이상 5% 미만인 경우 slightly gravelly, 5% 이상 30% 미만인 경우 gravelly로 구분하였다.

TOC와 TN은 습식 퇴적물 약 100 g을 동결건조기에 넣고 -80°C에서 7–10일간 건조한 후 분쇄하여 균질화한 다음 건조 퇴적물 약 0.5 g을 25 mL 유리 바이알(vial)에 넣고 1 N 염산 10 mL를 첨가한 후 탄산염을 제거한 다음 가열판에서 약 70°C로 24시간 열을 가해 수분과 잔류 염산(HCl)을 제거하였다. 이후 시료를 건조기에 넣어 105°C로 2시간 건조하고 실온이 될 때까지 데시케이터에서 방치한 후 주석박막으로 소량(3–5 mg)의 퇴적물을 말아 CHN 원소분석기(FlashSmart; Thermo Fisher

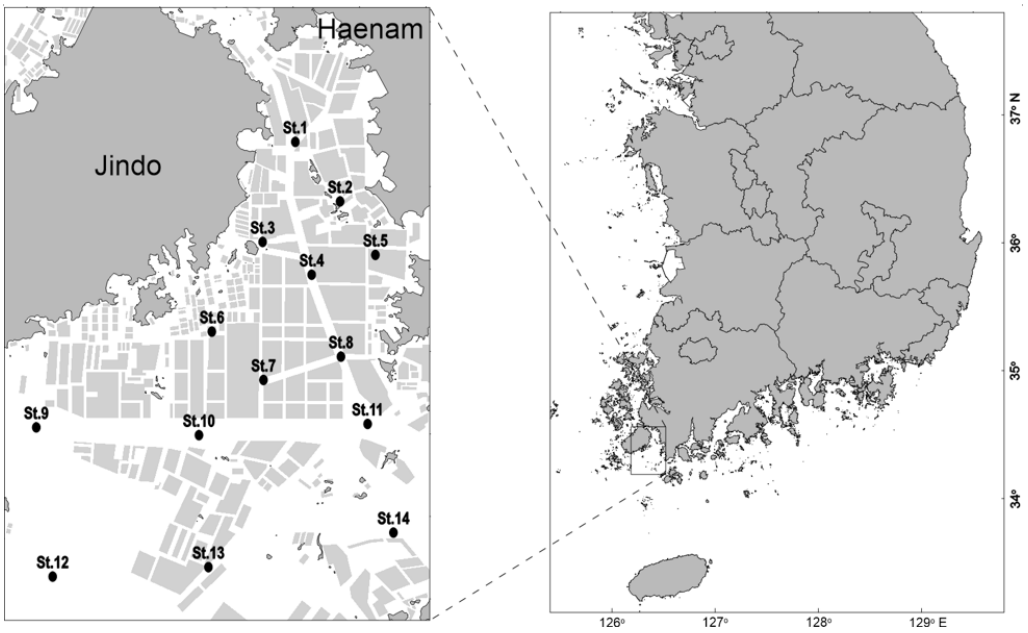


Fig. 1. Location of the study area and sampling stations in the Jindo–Haenam region along the southwestern coast of Korea. Seaweed farming areas are shown in light gray.

Scientific Inc., Waltham, MA, USA)로 측정하였다.

미량금속은 건식 퇴적물 약 50 g을 플라스틱 체(mesh size 125 μm)로 체질하여 체를 통과한 퇴적물만을 사용하여 분석하였다. Hg의 경우 체질한 퇴적물 약 0.1 g을 자동수은분석기(DMA-80; Milestone Srl, Sorisole, Italy)로 바로 측정하였고, 그 외 미량금속은 체질한 퇴적물 약 0.5 g을 테플론 용기(Savillex LLC, Eden Prairie, MN, USA)에 넣고 혼합산(HNO_3:HF:$HClO_4$=2:2:1)을 첨가한 후 가열판에서 약 130°C로 8–9시간 퇴적물을 분해하였고, 시료의 완전분해를 위해 이 과정을 2번 반복하였다. 이후 2% 질산을 첨가하여 잔사가 남지 않을 때까지 녹인 후 1 μm 여과지(No. 5C, 110 mm; Toyo Roshi Kaisha Ltd., Tokyo, Japan)로 여과한 다음 100 mL 메스플라스크로 정용하여 유도결합플라즈마 질량분석기(ELAN DRC-e; PerkinElmer Inc., Shelton, CT, USA)로 측정하였다.

미량금속 분석결과의 정확성 및 신뢰성을 확보하기 위하여 Hg은 해양퇴적물 표준물질(MESS-3; National Research Council Canada, Ottawa, Canada), Hg을 제외한 미량금속은 해양퇴적물 표준물질(PACS-2; National Research Council Canada)을 시료와 함께 측정하였으며, 각 미량금속의 회수율은 As 109%, Cd 105%, Cr 93%, Cu 91%, Fe 96%, Hg 104%, Li 96%, Mn 97%, Pb 86%, Zn 109%였다.

정점별 환경인자 간 관계는 Pearson 상관분석으로 검토하였다. 상관분석에는 14개 정점의 원자료(n=14)를 사용하였으며 통계적 유의수준은 P<0.05로 설정하였다.

미량금속 오염도 평가

퇴적물 내 미량금속 오염을 평가하기 위해 다양한 평가방법이 활용되어 왔다. 그중 미량금속 오염을 직관적으로 파악하기 위해 국가에서 설정한 퇴적물 기준(sediment quality guidelines, SQGs)과 비교하는 방법이 있으며, 간접적으로 미량금속의 종합적인 오염부하를 평가하기 위한 오염부하지수(pollution load index, PLI), 미량금속의 독성 차이를 고려하여 생태위해가능성을 평가하기 위한 생태계위해도지수(ecological risk index, ERI)를 활용하는 방법이 가장 빈번히 사용되고 있다(Won et al., 2020; Hwang et al., 2023).

본 연구에서도 국내외 연구에서 널리 활용되는 위의 3가지 평가방법을 이용하여 진도-해남해역 해조류양식장의 표층퇴적물 내 미량금속 오염도를 평가하였다. 우선 퇴적물 기준을 활용한 방법에서는 해양수산부 고시「해양환경기준」의 해저퇴적물 기준(MOF, 2018) 중 주의기준(threshold effects level, TEL)을 적용하였다. TEL은 부정적인 생태영향이 일부 발현될 개연성이 있을 것으로 예측되는 농도수준이며, 분석한 미량금속 중 기준이 제시된 As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb 및 Zn을 평가하였다. As, Cd, Cr, Hg 및 Pb은 측정 농도를 TEL과 직접 비교하였고, Cu와 Zn은 Li을 이용하여 입도 보정한 농도를 적용하였다. 단, Li이 33.1 mg/kg 이하이거나 보정농도가 음의 값인 경우에는 측정 농도를 기준과 직접 비교하였다(MOF, 2018; Woo et al., 2019). 적용한 TEL은 As 14.5 mg/kg, Cd 0.75 mg/kg, Cr 116 mg/kg, Cu 20.6 mg/kg, Hg 0.11 mg/kg, Pb 44.0 mg/kg 및 Zn

68.4 mg/kg이다.

PLI는 각 금속의 오염계수(contamination factor, CF)를 이용하여 정점별 금속 오염 수준을 종합적으로 나타내는 지수(Tomlinson et al., 1980)로, 본 연구에서는 분석한 미량금속 중 As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb 및 Zn의 7개 금속을 대상으로 다음의 식(1)에 따라 PLI를 계산하였다.

$$PLI=\sqrt[n]{CF_1\times CF_2\times CF_3\times\cdots\times CF_n} \quad \cdots\cdots\cdots (1)$$

여기서, CF (=C_{metal}/B_{metal})는 각 미량금속의 배경농도(B_{metal})에 대한 연구해역 내 퇴적물 중 미량금속의 농도(C_{metal})비이며, n은 PLI 산정에 사용된 금속의 수(n=7)를 의미한다. PLI 값이 1 미만이면 배경농도 수준 또는 비오염 상태로 해석하였고, 1 이상이면 적용한 배경농도에 비해 상대적인 금속 농축이 나타나는 것으로 평가하였다.

퇴적물 내 각 미량금속에 대한 독성계수(toxic coefficient of trace metal)를 이용하여 모든 미량금속 농도를 고려한 저서생물의 위해도를 평가하는 ERI 방법은 다음의 식(2), (3)을 이용하여 계산하였다(Hakanson, 1980).

$$E_i=T_{metal}\times CF \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2)$$

$$ERI=\sum_{i=1}^{n} E_i \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (3)$$

여기서 CF는 식(1)의 CF와 동일하며, E_i는 개별 미량금속의 잠재적 생태위해계수, T_{metal}은 각 미량금속의 독성계수, n은 ERI 산정에 사용된 금속의 수(n=7)를 의미한다. 이 연구에서는 분석된 미량금속 중 독성계수가 알려져 있는 미량금속 7종(As=10, Cd=30, Cr=2, Cu=5, Hg=40, Pb=5, Zn=1; Lim et al., 2013; Sheykhi and Moore, 2013)을 이용하여 ERI를 계산하였다. Hakanson (1980)의 분류에 따르면 ERI<150은 low risk, 150≤ERI<300은 moderate risk, 300≤ERI<600은 considerable risk, ERI≥600은 very high risk로 구분된다. 본 연구에서는 이 기준을 적용하여 정점별 종합 생태위해도를 평가하였다.

한편, 본 연구에서 PLI와 ERI를 이용한 오염평가에 필요한 각 미량금속의 배경농도(B_{metal})는 국내외 선행연구에서 널리 사용되어 온 Taylor (1964)와 Taylor and McLennan (1995)의 대륙지각 평균 조성을 참고하여 As 1.5 mg/kg, Cd 0.098 mg/kg, Cr 35 mg/kg, Cu 25 mg/kg, Hg 0.08 mg/kg, Pb 20 mg/kg 및 Zn 71 mg/kg을 적용하였다(Zhang et al., 2009; Chakraborty et al., 2014; Hwang et al., 2019).

결과 및 고찰

퇴적물의 입도 조성

진도-해남해역 해조류양식장 표층퇴적물의 입도 분석 결과, 정점에 따라 뚜렷한 차이를 보였다(Table 1). 자갈(gravel) 함량은 0.0–7.1%(평균 1.3%)의 범위였으며, 모래(sand) 함량은 0.3–87.5%(평균 18.5%)의 범위로 정점 간 차이가 컸고, 실트(silt) 함량은 4.8–96.2%(평균 68.7%)의 범위로 가장 우세한 입도 성분이었다. 점토(clay) 함량은 3.3–55.9%(평균 11.4%)의 범위였으며, 실트와 점토를 합한 니질(mud, silt+clay) 함량은 12.4–99.7%(평균 80.1%)의 범위였다. 정점별로는 정점 4와 6에서 mud 함량이 각각 99.6%와 99.7%로 가장 높았으며, 정점 5, 8, 11 등에서도 95% 이상의 높은 mud 함량을 보였다(Table 1). 이들 정점은 sand 함량이 낮고 세립질 입자가 우세하여 유기물 및 미량금속의 축적 가능성이 상대적으로 큰 퇴적환경인 것으로 판단된다. 반면 정점 10은 sand 함량이 87.5%로 매우 높고 mud 함량이 12.4%로 가장 낮아 다른 정점과 구별되는 조립질 퇴적환경을 보였다. 또한 정점 14와 13도 sand 함량이 각각 52.3%와 43.1%로 비교적 높아, 연구해역 내에서도 세립질 우세 정점과 조립질 우세 정점이 공존하는 것으로 확인되었다. 평균입도는 3.66–8.60 φ (평균 6.29 φ)의 범위로 연구해역 퇴적물이 전반적으로 실트질 퇴적물 특성을 보이는 것으로 나타났다(Table 1). 정점별로는 sand 함량이 가장 높았던 정점 10에서 평균입도 3.66 φ로 가장 조립하였고, clay 함량이 높았던 정점 6에서 8.60 φ로 가장 세립하였다. 분급도는 0.93–2.87 φ(평균 1.92 φ)의 범위로 대체로 불량한 분급 특성을 보였다. 이는 연구해역에서 조석, 조류, 국지적 지형 조건 및 재부유 과정에 의해 서로 다른 입도 성분이 혼합되어 퇴적되었음을 시사한다. 왜도는 -3.80–2.14(평균 -0.98)의 범위로 음의 왜도를 보인 정점들은 세립질 퇴적물이 우세한 가운데 일부 조립질 입자가 혼재한 특성을 의미하며, 양의 왜도가 뚜렷한 정점(정점 10)은 사질 퇴적물이 우세한 가운데 세립질 입자가 일부 포함된 입도 분포를 보였다. 첨도는 1.8–20.8(평균 7.6)의 범위로 높게 나타났다. 이는 대부분의 정점에서 특정 입도 구간에 입자가 집중되어 있으면서도 일부 다른 입도 성분이 함께 포함된 비균질한 퇴적 특성을 의미한다. 따라서 진도-해남해역 해조류양식장 표층퇴적물은 전반적으로 세립질 퇴적물이 우세하지만, 정점별로 조립질 입자의 혼재 정도가 달라 분급도, 왜도 및 첨도에서 큰 변동을 보이는 것으로 판단된다.

정점별 퇴적물 유형을 삼각다이어그램과 공간분포도로 함께 제시하였다(Fig. 2). 퇴적물 유형은 정점 간 차이가 뚜렷하였다. 정점 1, 3, 7, 8 및 11은 slightly gravelly mud [(g)M], 정점 2는 gravelly mud (gM), 정점 4, 5 및 6은 mud (M)로 분류되었다. 반면 정점 9, 12 및 13은 slightly gravelly sandy mud [(g)sM], 정점 10과 14는 slightly gravelly muddy sand [(g)mS]로 구분되었다. 특히 정점 10과 14의 모래 함량은 각각 87.5%와 52.3%로 높았으며, 정점 9와 13에서도 각각 36.5%와 43.1%로 상대적으로 높은 모래 함량을 보였다. 진도 주변 다도해는 수로의 폭과 수심 변화에 따라 조류 세기가 크게 달라지는 해역으로(Choo and Kim, 2013), 이러한 국지적 수리환경의 차이는 세립질 입자의 침강과 재부유를 선택적으로 조절할 수 있다. 따라

서 중앙부의 높은 mud 함량은 상대적으로 입자 체류와 침강이 가능한 환경을, 정점 10 및 남부 정점의 높은 sand 함량은 재부유·세립질 제거가 상대적으로 활발한 환경을 반영한 것으로 해석된다. 다만 본 연구에서는 정점별 유속을 직접 측정하지 않았

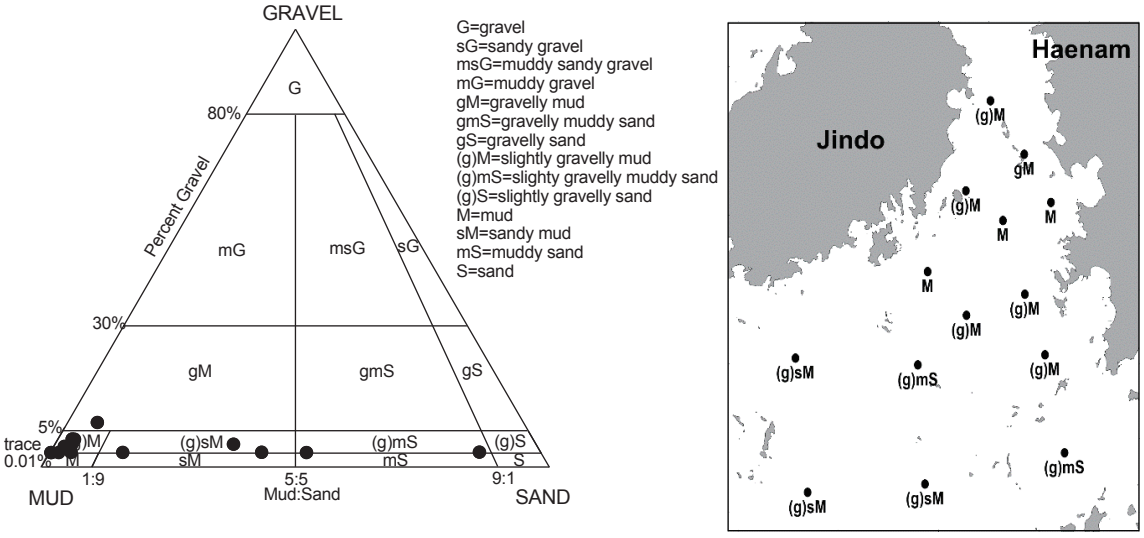


Fig. 2. Ternary diagram and spatial distribution of sediment types in surface sediments from seaweed farming areas in the Jindo–Haenam region. Sediment type abbreviations follow Folk (1968): (g)M, Slightly gravelly mud; gM, Gravelly mud; M, Mud; (g)sM, Slightly gravelly sandy mud; (g)mS, Slightly gravelly muddy sand.

Table 1. Sediment texture, mean grain size (Mz), sediment type, C/N ratio and concentrations of total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) at each station in surface sediments from Jindo–Haenam seaweed farming areas

Station No.	Sediment texture (%)				Mz (φ)	Sorting (φ)	Skewness	Kurtosis	Sediment type* (Folk, 1968)	TOC (mg/g)	TN (mg/g)	C/N
	Gravel	Sand	Silt	Clay								
1	3.1	3.5	90.0	3.3	6.62	1.98	-3.20	14.1	(g)M	8.5	1.1	7.9
2	7.1	6.2	81.2	5.5	6.01	2.82	-2.00	5.9	gM	8.2	1.0	7.8
3	3.2	3.0	87.9	5.9	6.36	2.10	-2.57	10.7	(g)M	7.5	1.0	7.8
4	0.0	0.4	96.2	3.4	6.98	0.93	0.75	8.8	M	9.0	1.1	7.9
5	0.0	1.8	74.8	23.4	7.28	1.93	0.50	2.5	M	6.4	0.8	8.5
6	0.0	0.3	43.8	55.9	8.60	1.72	-0.37	1.9	M	8.6	1.1	8.0
7	1.6	3.6	90.4	4.4	6.72	1.62	-3.20	16.9	(g)M	7.2	0.9	8.1
8	1.5	2.3	86.1	10.2	7.04	1.56	-3.80	20.8	(g)M	6.3	0.8	8.2
9	2.0	36.5	55.8	5.8	4.99	2.87	-0.40	2.1	(g)sM	6.4	0.8	8.3
10	0.1	87.5	4.8	7.6	3.66	1.88	2.14	7.0	(g)mS	7.2	0.8	8.7
11	0.1	4.3	87.0	8.6	7.00	1.21	-1.88	9.6	(g)M	7.0	0.9	7.8
12	tr.	14.9	69.7	15.4	6.57	2.08	-0.07	2.9	(g)sM	2.8	0.3	10.1
13	0.1	43.1	53.2	3.6	5.19	1.99	0.02	1.8	(g)sM	2.5	0.3	8.8
14	tr.	52.3	40.9	6.8	5.01	2.24	0.38	1.9	(g)mS	8.8	1.1	7.9
Min	0.0	0.3	4.8	3.3	3.66	0.93	-3.80	1.8		2.5	0.3	7.8
Max	7.1	87.5	96.2	55.9	8.60	2.87	2.14	20.8		9.0	1.1	10.1
Average	1.3	18.5	68.7	11.4	6.29	1.92	-0.98	7.6		6.9	0.8	8.3
SD	2.0	26.4	26.0	13.9	1.23	0.53	1.79	6.2		2.0	0.3	0.6

*Sediment type symbols: (g)M, Slightly gravelly mud; gM, Gravelly mud; M, Mud; (g)sM, Slightly gravelly sandy mud; (g)mS, Slightly gravelly muddy sand (Folk, 1968). SD, Standard deviation; tr., Trace (0.01–0.05%).

으므로, 이러한 해석은 퇴적상 공간분포와 기존 수리학적 연구를 바탕으로 한 것으로 향후 유속·퇴적물 이동 자료를 이용한 검증이 필요하다.

유기물 분포 특성

남서해연안 진도-해남해역 해조류양식장의 표층퇴적물 중 유기물 함량 특성을 나타내는 TOC와 TN의 분석결과를 Table 1에 나타내었다. TOC와 TN의 농도는 각각 2.5–9.0 mg/g(평균 6.9±2.0 mg/g)과 0.3–1.1 mg/g(평균 0.8±0.3 mg/g)이었으며, C/N 비는 7.8–10.1(평균 8.3±0.6)의 범위였다.

정점별 TOC 농도는 정점 4에서 9.0 mg/g으로 가장 높았고, 정점 1, 2, 6 및 14에서도 8 mg/g 이상의 상대적으로 높은 농도를 보였다(Table 1). 다른 연안해역과 비교해 보면, 2015–2022년 국내 연안 조사자료에서 서남해 생태구의 TOC는 전체 평균 5.9 mg/g이었으며, 기존 연구에서 득량만·여자만·도암만은 약 6.1–9.0 mg/g 수준으로 보고되었다(Woo et al., 2024). 최근 국내 연안 양식해역의 여름철 조사에서도 진도 7 mg/g, 완도 9 mg/g, 여자만 9 mg/g, 득량만 8 mg/g 및 도암만 9 mg/g으로 나타나 본 연구의 상위 농도 정점과 대체로 유사한 수준을 보였다(Kim et al., 2024). 반면 가막만과 섬진강하구에서는 각각 약 12 및 17 mg/g이었으며, 통영·거제·고성·진해만 등 남해 동부의 일부 양식해역에서는 약 16–24 mg/g의 보다 높은 농도가 보고되었다(Park et al., 2017; Hwang et al., 2021; Kim et al., 2024). 이처럼 본 연구에서의 TOC 농도가 높은 정점들은 서남해 연안에서 보고된 농도범위의 높은 수준과 유사하지만, 유기물 축적이 높은 일부 양식 및 반폐쇄성 해역에서 보고된 수준보다는 낮은 것으로 판단된다. TN은 정점 1, 4, 6 및 14에서 1.1 mg/g으로 높은 수준을 보였으며, 정점 2와 3에서도 1.0 mg/g으로 상대적으로 높았다. 반면 정점 12와 정점 13에서는 TOC가 각각 2.8 mg/g과 2.5 mg/g으로 낮았으며, TN도 각각 0.3 mg/g으로 가장 낮은 수준을 보였다.

TOC와 TN은 매우 유사한 정점별 분포를 보였으며, 두 항목 간 Pearson 상관계수는 r=0.996 (P<0.001, n=14)으로 매우 높은 양의 상관성을 나타냈다. 이는 연구해역 표층퇴적물 내 유기탄소와 질소가 유사한 공급원 또는 퇴적·보존 과정을 공유함을 의미한다. 반면 mud 함량과 TOC (r=0.166, P=0.571, n=14) 및 TN (r=0.210, P=0.471, n=14)의 상관은 유의하지 않아, 유기물 분포가 입도만으로 설명되지는 않았다. 특히 정점 14는 sand 함량이 52.3%로 높음에도 TOC와 TN이 각각 8.8 mg/g과 1.1 mg/g으로 높았고, 정점 12와 13은 mud 함량이 각각 85.1%와 56.8%임에도 TOC가 2.8 mg/g과 2.5 mg/g으로 낮았다. 이러한 결과는 입도 외에 양식 해조류 탈락체 등 생물기원 유기물의 국지적 공급, 조류에 따른 수송·재부유, 유기물 분해 정도 및 양식 구조물 주변의 입자 체류 가능성 등이 함께 작용할 수 있음을 시사한다(Visch et al., 2020; Broch et al., 2022).

C/N 비는 퇴적물 내 유기물의 기원을 추정하는 대표적인 지표이다. Meyers (1994)는 원자 C/N 비가 해양 조류의 경우 일반적으로 4–10, 셀룰로오스가 풍부한 육상 관속식물은 대체로 20 이상이라고 제시하였다. 다만 본 연구의 C/N 비는 TOC와 TN 농도의 질량비로 계산하였기에 원자비 기준과 직접 비교하지 않았다. 또한, 국내 패류양식해역 표층퇴적물 연구에서는 TOC/TN 농도비 약 5–10을 해양기원 유기물의 영향으로 해석한 바 있다(Lee et al., 2017). 본 연구의 C/N 비는 7.8–10.1(평균 8.3±0.6)의 범위를 보여 전반적으로 해양기원 유기물의 영향이 우세한 것으로 판단되나, 정점 12와 같이 상대적으로 높은 값은 육상기원 물질의 혼입 또는 유기물 분해 정도의 차이가 일부 반영되었을 가능성이 있다. 퇴적물 내 유기물의 기원별 기여율을 정량적으로 구분하기 위해서는 향후 $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ 등 안정동위원소 자료를 함께 활용할 필요가 있다(Meyers, 1994; Lamb et al., 2006).

미량금속 농도 분포 특성

남서해연안 진도-해남해역 해조류양식장의 표층퇴적물 중 미량금속 원소별 농도를 Fig. 3과 Table 2에 나타내었다. 전체 조사정점에서 As는 5.8–8.7 mg/kg(평균 6.9±0.9 mg/kg), Cd은 0.03–0.08 mg/kg(평균 0.04±0.01 mg/kg), Cr은 7–76 mg/kg(평균 51±19 mg/kg), Cu는 2.9–20.8 mg/kg(평균 13.0±4.8 mg/kg), Fe은 0.86–3.91%(평균 2.61±0.81%), Hg은 0.002–0.019 mg/kg(평균 0.011±0.005 mg/kg), Mn은 570–1,125 mg/kg(평균 763±158 mg/kg), Pb은 20.5–32.2 mg/kg(평균 25.3±3.6 mg/kg), Zn은 21.2–136.2 mg/kg(평균 90.7±30.3 mg/kg)이었다. 해양환경기준 비교를 위해 Li으로 입도 보정한 Cu와 Zn은 각각 2.9–9.8 mg/kg(평균 7.9±1.6 mg/kg)과 21.2–94.0 mg/kg(평균 57.9±14.9 mg/kg)이었다. 외해측 정점 12와 14의 보정 Cu는 각각 9.8과 9.7 mg/kg으로 보정값 중 상대적으로 높았으나, 원 Cu 농도는 각각 10.6과 10.7 mg/kg으로 세립질 정점의 최고농도(20.8 mg/kg)보다 낮았다. 또한, 두 정점의 Li은 각각 34.7과 35.2 mg/kg으로 입도 보정 적용 하한농도(33.1 mg/kg)에 근접하였다.

미량금속과 퇴적물 입도와의 상관성을 살펴본 결과, Cr, Cu, Fe, Hg 및 Zn은 mud 함량과 유의한 양의 상관을 보였으며(Pearson r=0.786–0.878, P≤0.001, n=14; Cr r=0.878, Cu r=0.848, Fe r=0.847, Hg r=0.786, Zn r=0.874), Li도 mud 함량과 높은 양의 상관을 나타냈다(r=0.815, P<0.001, n=14). 이는 이들 금속의 공간분포가 세립질 입자의 높은 표면적과 흡착·보존 특성의 영향을 크게 받았음을 의미한다(Horowitz, 1991; Woo et al., 2019). 반면 Mn은 mud 함량과 유의한 음의 상관(r=-0.600, P=0.023, n=14)을 보였고 정점 10에서 최고농도를 나타냈다. Mn은 산화·환원 환경에 따라 용해와 재침전 거동이 크게 달라질 수 있으므로, 이러한 반대 분포는 국지적 산화·환원 또는 재부유 과정의 가능성을 시사한다. 다만 본 연구에서는 산화환원전위(Eh)나 공극수 자료를 측정하지 않았으므로 해당

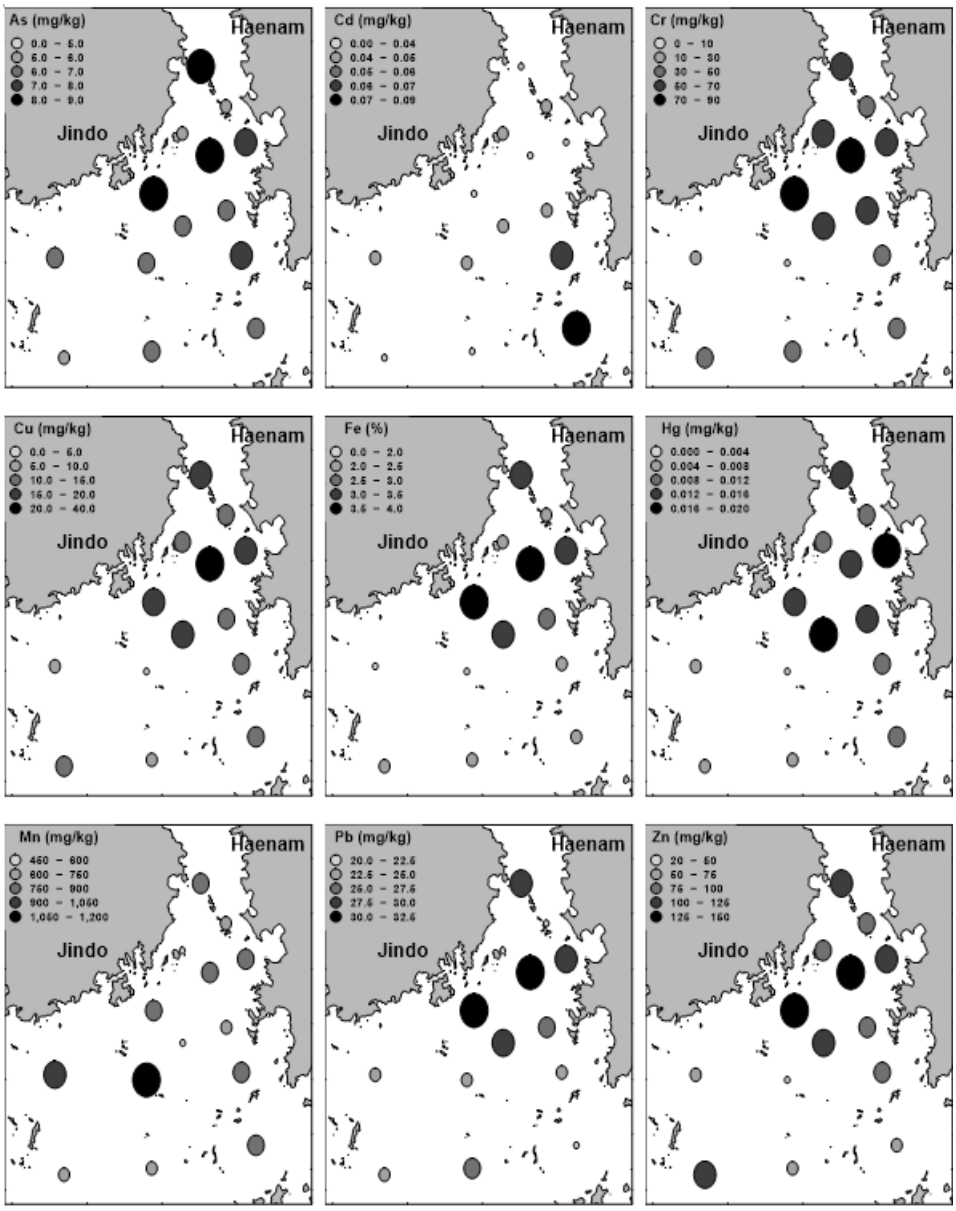


Fig. 3. Spatial distributions of trace metal concentrations (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb and Zn) in surface sediments from seaweed farming areas in the Jindo–Haenam region.

기작을 직접 확인할 수는 없다. Cd과 Pb은 mud 함량과 유의한 상관을 보이지 않아 금속별 공급원 또는 지화학적 거동 차이가 세립질 축적만으로 설명되지 않았다. 전체적으로 연구해역의 금속 분포는 양식활동에 의한 단일 오염원보다는 입도·수리환경과 금속별 지화학 특성의 복합 영향이 우세한 것으로 판단된다.

미량금속 오염도 평가

남서해연안 진도-해남해역 해조류양식장 표층퇴적물의 미량금속 오염도를 평가하기 위하여 SQGs, PLI 및 ERI를 사용하였다.

먼저, 해양수산부에서 제시한 해양환경기준 중 퇴적물의 TEL과 연구해역 퇴적물의 미량금속 농도를 비교하였다. As, Cd, Cr, Cu, Hg 및 Pb은 모든 정점에서 TEL 이하였으며, Cu는 원농도가 일부 정점에서 20 mg/kg 내외였으나 Li 보정 농도는 최대 9.8 mg/kg으로 TEL (20.6 mg/kg)보다 낮았다. Zn은 Li 보정 후 정점 12에서 94.0 mg/kg으로 TEL (68.4 mg/kg)을 초과하였으나 관리기준(probable effects level; 157 mg/kg)보다는 낮았

Table 2. Concentrations of trace metals (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Pb and Zn) at each station in surface sediments from Jindo–Haenam seaweed farming areas

Station No.	Fe (%)	As	Cd	Cr	Cu	C.Cu*	Hg	Li	Mn	Pb	Zn	C.Zn*
		(mg/kg)										
1	3.20	8.1	0.04	65	16.8	7.6	0.015	63.8	757	27.5	111.3	53.0
2	2.31	5.8	0.05	47	11.6	8.0	0.011	43.9	627	20.6	80.1	56.4
3	2.39	5.8	0.04	50	12.1	8.3	0.010	44.0	587	20.5	86.0	59.5
4	3.91	8.2	0.04	74	20.8	7.7	0.016	75.5	764	32.2	133.4	53.0
5	3.19	7.5	0.03	67	15.6	7.8	0.019	57.8	834	28.1	108.7	55.8
6	3.74	8.7	0.03	76	19.7	7.6	0.015	73.6	842	30.5	136.2	54.4
7	3.21	6.7	0.05	67	16.3	7.6	0.017	62.4	570	28.2	108.8	53.0
8	2.79	6.9	0.05	58	14.8	8.2	0.012	52.1	705	25.1	96.6	55.9
9	1.76	6.7	0.04	26	7.8	7.8	0.006	28.6	1,010	23.9	62.2	62.2
10	0.86	6.2	0.04	7	2.9	2.9	0.002	13.6	1,125	22.7	21.2	21.2
11	2.50	7.1	0.06	49	13.0	9.2	0.011	42.0	773	23.4	84.9	61.5
12	2.45	5.9	0.03	48	10.6	9.8	0.007	34.7	650	23.9	102.6	94.0
13	2.08	6.6	0.04	36	8.7	8.7	0.006	31.9	634	25.3	65.4	65.4
14	2.17	6.9	0.08	45	10.7	9.7	0.010	35.2	800	22.2	72.1	65.8
Min	0.86	5.8	0.03	7	2.9	2.9	0.002	13.6	570	20.5	21.2	21.2
Max	3.91	8.7	0.08	76	20.8	9.8	0.019	75.5	1,125	32.2	136.2	94.0
Average	2.61	6.9	0.04	51	13.0	7.9	0.011	47.1	763	25.3	90.7	57.9
SD	0.81	0.9	0.01	19	4.8	1.6	0.005	18.0	158	3.6	30.3	14.9

*C.Cu and C.Zn represent the concentrations of Li-corrected Cu and Zn used for comparison with the Korean marine sediment quality guidelines (MOF, 2018). When Li≤33.1 mg/kg or the corrected value is negative, the measured concentration is used without Li correction. SD, Standard deviation.

다(Table 2). 한편, 인접한 목포-해남 연안 조간대 퇴적물의 Zn 농도(17–114 mg/kg)가 일부 정점에서 TEL을 초과하고 입도와 밀접한 관계를 보이는 것으로 보고된 바 있어(Hwang et al., 2013), 정점 12에서 나타난 Zn의 TEL 초과 역시 국지적 퇴적환경과 입도 영향 때문인 것으로 생각된다.

퇴적물 내 7개 미량금속의 농도를 고려한 전체적인 오염도 및 생태위해도를 평가하기 위한 PLI와 ERI 계산 결과를 Fig. 4에 나타내었다. PLI는 0.3–1.1(평균 0.8)의 범위였으며, 정점 1, 4,

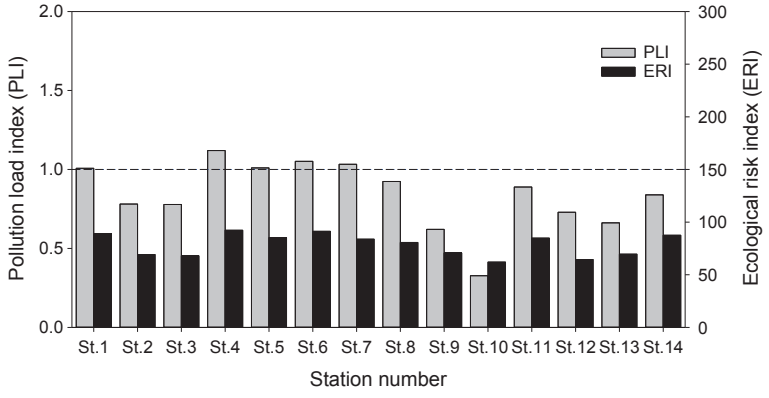


Fig. 4. Pollution load index (PLI) and ecological risk index (ERI) of surface sediments at each sampling station in seaweed farming areas of the Jindo–Haenam region. The dashed line represents the reference criteria for evaluating sediment contamination and ecological risk (PLI=1 and ERI=150).

5, 6 및 7에서 각각 약 1.01, 1.12, 1.01, 1.05 및 1.03으로 1을 소폭 초과하였다. 이들 정점의 mud 함량은 93.3–99.7%로 세립질 퇴적물이 매우 우세하였고 Cr, Cu, Zn 및 Fe도 상대적으로 높은 편이었다. 따라서 이들 정점의 1.0보다 높은 PLI는 세립질 입자에 의한 자연적 축적과 적용한 배경농도의 영향이 함께 반영된 것으로 판단된다. 특히 PLI는 대륙지각 평균조성을 배경농도로 산정한 상대적 농축지수로, 지수값은 배경농도 선정에 따라 달라질 수 있다. 또한 국내 연안 퇴적물의 미량금속 농도는 입도와 지역적 지질 특성의 영향을 받을 수 있으므로(Woo et al., 2019), PLI>1을 곧바로 국지적 인위오염으로 단정하기보다 퇴적물 입도와 지역 지질학적 배경 및 배경농도 선정 방법을 함께 고려할 필요가 있다.

ERI는 62.1–92.2(평균 78.4)로 모든 정점에서 150 미만의 low risk 범위였고, TEL 평가에서도 Li 보정 Zn을 제외한 금속은 모두 기준 이하였으므로 PLI가 1을 소폭 초과한 정점의 종합 생태위해 수준은 전반적으로 낮은 것으로 판단된다.

이상의 SQGs, PLI 및 ERI 결과를 종합하면, 진도-해남 해조류양식장 표층퇴적물의 미량금속 수준은 전반적으로 낮은 생태위해 범위에 있었으며, 금속의 공간적 변동은 세립질 퇴적물의 분포와 국지적 수리·지화학 환경의 영향을 크게 받는 것으로 나타났다.

한편, 해조류양식장에서는 직접적인 사료 투입은 없지만 양식 해조류 탈락체와 입자성 유기물의 공급이 발생할 수 있고, 그 침강 위치는 수리조건에 따라 달라질 수 있으므로(Broch et al., 2022), 본 연구의 공간분포는 자연적 퇴적환경과 양식장 고유의 물질순환이 함께 작용했을 가능성이 있는 것으로 판단된다. 다만 본 연구는 2025년 4월 1회 조사에 기반한 공간적 단면자료이며, 비양식 대조해역과 정점별 유속·퇴적률·Eh 자료가 없어 양식활동에 의한 유기물 및 미량금속의 기여도를 정량적으로 평가할 수 없다. 따라서 본 연구결과는 해조류양식장 표층퇴적환경의 공간적 기초자료로 활용하는 것이 적절하며, 향후 양식활동에 의한 유기물 및 미량금속 오염 정도를 명확히 파악하기 위해서는 계절·다년간 반복조사와 비양식 대조해역, 유속·퇴적률·Eh 및 안정동위원소 등 다양한 자료 확보를 통해 양식장 기원 유기물 및 미량금속 기여율에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

사 사

이 논문은 2026년도 국립수산과학원 수산과학연구사업 중 기후변화대응 어장(해조류, 패류) 서식지 적합도 연구(R2026047) 과제의 지원에 의해 수행되었습니다.

References

Broch OJ, Hancke K and Ellingsen IH. 2022. Dispersal and deposition of detritus from kelp cultivation. Front Mar Sci 9, 840531. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.840531.

Chakraborty P, Ramteke D, Chakraborty S and Nath BN. 2014. Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India: An assessment. Mar Pollut Bull 78, 15-25. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044.

Choo HS and Kim DS. 2013. Tide and tidal currents around the archipelago on the southwestern waters of the South Sea, Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 19, 582-596. https://doi.org/10.7837/kosomes.2013.19.6.582.

Folk RL. 1968. Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill Publishing Co., Austin, TX, U.S.A., 170.

Folk RL and Ward WC. 1957. Brazos River bar: A study in the significance of grain size parameters. J Sediment Petrol 27, 3-26. https://doi.org/10.1306/74D70646-2B21-11D7-8648000102C1865D.

Gray JS, Wu RSS and Or YY. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Mar Ecol Prog Ser 238, 249-279. https://doi.org/10.3354/meps238249.

Haenam County. 2025. Fisheries status. Haenam County, Haenam, Korea. Retrieved from https://www.haenam.go.kr/index.9is?contentUid=18e3368f5d745106015defa9a9d721cd on Oct 1, 2026.

Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. Water Res 14, 975-1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8.

Hargrave BT, Holmer M and Newcombe CP. 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Mar Pollut Bull 56, 810-824. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.006.

Horowitz AJ. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry, 2nd ed. U.S. Geological Survey Open-File Report 91-76. U.S. Geological Survey, Doraville, GA, U.S.A. https://doi.org/10.3133/ofr9176.

Hwang DW, Choi M, Lim JH, Lee IS, Lee G and Na S. 2023. Trace metal distribution and ecological risk assessment in marine sediments from the southeast coastal areas of Korea. Korean J Fish Aquat Sci 56, 438-448. https://doi.org/10.5657/KFAS.2023.0438.

Hwang DW, Hwang HJ, Lee G, Kim SY, Park SH and Yoon SP. 2021. Organic matter and heavy metals pollution assessment of surface sediment from a fish farming area in Tongyoung-Geoje Coast of Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 27, 510-520. https://doi.org/10.7837/kosomes.2021.27.4.510.

Hwang DW, Kim PJ, Jung RH and Yoon SP. 2013. Distributions of organic matter and trace metals in intertidal surface sediment from the Mokpo-Haenam coast. Korean J Fish Aquat Sci 46, 454-466. https://doi.org/10.5657/KFAS.2013.0454.

Hwang DW, Kim PJ, Kim SG, Sun CI, Koh BS, Ryu SO and Kim TH. 2019. Spatial distribution and pollution assessment of metals in intertidal sediments, Korea. Environ Sci Pollut Res 26, 19379-19388. https://doi.org/10.1007/s11356-019-

05177-z.
Jindo County. 2026. Fisheries production status. Jindo County, Jindo, Korea. Retrieved from https://www.jindo.go.kr/home/sub.cs?m=810 on Oct 1, 2026.
Kim SH, Park SE, Kim CS and Lee DH. 2024. Discriminative characteristics of hydrochemical components and sedimentary organic matter in Korean coastal aquaculture systems during summer. Front Mar Sci 11, 1473271. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1473271.
Kim TH, Shin JA and Choi SD. 2021. Effects of climate change on purple laver farming in Maro-hae (Jindo-gun and Haenam-gun), Republic of Korea and countermeasures. J Fish Bus Adm 52, 55-67. https://doi.org/10.12939/FBA.2021.52.2.055.
Lamb AL, Wilson GP and Leng MJ. 2006. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}C$ and C/N ratios in organic material. Earth-Sci Rev 75, 29-57. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.003.
Lee G, Hwang DW, Hwang HJ, Park JH, Kim HC and Kwon JN. 2017. Distribution and pollution status of organic matter and heavy metals in surface sediment around Goseong Bay, a shellfish farming area, Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 23, 699-709. https://doi.org/10.7837/kosomes.2017.23.6.699.
Lee G, Hwang HJ, Kim JB and Hwang DW. 2020. Pollution status of surface sediment in Jinju Bay, a spraying shellfish farming area, Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 26, 392-402. https://doi.org/10.7837/kosomes.2020.26.4.392.
Lee J, Kim B, Noh J, Lee C, Kwon I, Kwon BO, Ryu J, Park J, Hong S, Lee S, Kim SG, Son S, Yoon HJ, Yim J, Nam J, Choi K and Khim JS. 2021. The first national scale evaluation of organic carbon stocks and sequestration rates of coastal sediments along the West Sea, South Sea, and East Sea of South Korea. Sci Total Environ 793, 148568. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148568.
Liang J, Ma CW and Kim KB. 2024. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments and their impact on macrobenthos in Asan Bay, South Korea. Front Mar Sci 11, 1450396. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1450396.
Lim DI, Choi JW, Shin HH, Jeong DH and Jung HS. 2013. Toxicological impact assessment of heavy metal contamination on macrobenthic communities in southern coastal sediments of Korea. Mar Pollut Bull 73, 362-368. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.037.
Loring DH and Rantala RTT. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Sci Rev 32, 235-283. https://doi.org/10.1016/0012-8252(92)90001-A.
Mayer LM. 1994. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. Geochim Cosmochim Acta 58, 1271-1284. https://doi.org/10.1016/0016-7037(94)90381-6.
Meyers PA. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. Chem Geol 114, 289-302. https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0.
MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2018. Quality Guidelines for Marine Environment in Korea. Notification No. 2018-10, MOF, Sejong, Korea.
Park HN, Jeong DU, Park CM, Choi JU, Lee JS and Lee YG. 2017. Effects of mussel farming on hypoxia formation and benthic foraminiferal assemblages in Gamak Bay during spring season. Korean J Malacol 33, 93-106. https://doi.org/10.9710/kjm.2017.33.2.93.
Sheykhi V and Moore F. 2013. Evaluation of potentially toxic metals pollution in the sediments of the Kor river, southwest Iran. Environ Monit Assess 185, 3219-3232. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2785-8.
Song Y, Choi MS, Lee JY and Jang DJ. 2014. Regional background concentrations of heavy metals (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb) in coastal sediments of the South Sea of Korea. Sci Total Environ 482-483, 80-91. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.068.
Taylor SR. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. Geochim Cosmochim Acta 28, 1273-1285. https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2.
Taylor SR and McLennan SM. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. Rev Geophys 33, 241-265. https://doi.org/10.1029/95RG00262.
Tian K, Wu Q, Liu P, Hu W, Huang B, Shi B, Zhou Y, Kwon BO, Choi K, Ryu J, Khim JS and Wang T. 2020. Ecological risk assessment of heavy metals in sediments and water from the coastal areas of the Bohai Sea and the Yellow Sea. Environ Int 136, 105512. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105512.
Tomlinson DL, Wilson JG, Harris CR and Jeffrey DW. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. Helgol Meeresunters 33, 566-575. https://doi.org/10.1007/BF02414780.
Visch W, Kononets M, Hall POJ, Nylund GM and Pavia H. 2020. Environmental impact of kelp (*Saccharina latissima*) aquaculture. Mar Pollut Bull 155, 110962. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110962.
Won JH, Lee YW, Park MO and Sun CI. 2020. Characteristics of seawater quality and surface sediments around Youngheung Island in Gyeonggi Bay, the western coast of Korea. J Korean Soc Mar Environ Energy 23, 246-257. https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2020.23.4.246.
Woo J, Choi MS, Park J, Kim T and Lee HJ. 2024. Distribution of organic matter parameters and selection of representative indicators in coastal sediments of Korea. J Korean Soc Mar Environ Energy 27, 1-13. https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2024.27.1.1.
Woo J, Lee H, Park J, Park K, Cho D, Jang D, Park S, Choi M and Yoo J. 2019. Background concentration and con-

tamination assessment of heavy metals in Korean coastal sediments. J Korean Soc Oceanogr 24, 64-78. https://doi.org/10.7850/jkso.2019.24.1.064.

Xia B, Cui Y, Chen B, Cui Z, Qu K and Ma F. 2014. Carbon and nitrogen isotopes analysis and sources of organic matter in surface sediments from the Sanggou Bay and its adjacent areas, China. Acta Oceanol Sin 33, 48-57. https://doi.org/10.1007/s13131-014-0574-7.

Yang L, Chen Y, Lei J and Zhu Z. 2022. Effects of coastal aquaculture on sediment organic matter: Assessed with multiple spectral and isotopic indices. Water Res 223, 118951. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118951.

Zhang W, Feng H, Chang J, Qu J, Xie H and Yu L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes. Environ Pollut 157, 1533-1543. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.007.

Zhuang W and Gao X. 2014. Integrated assessment of heavy metal pollution in the surface sediments of the Laizhou Bay and the coastal waters of the Zhangzi Island, China: Comparison among typical marine sediment quality indices. PLoS One 9, e94145. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094145.