

Original Article

개방형 하구(섬진강) 및 폐쇄형 하구(영산강)에서 수질 및 퇴적물의 장기 변화 특성

이재환^{1,†} · 박미옥² · 조형찬³ · 백영숙⁴ · 송윤호⁵

¹해양환경생물연구소 소장

²해양환경공단 해양수질처 과장

³마린랩 대표

⁴씨어스 이사

⁵주연안관리기술연구소 환경분석팀 부장

Long-Term Variations in Water Quality and Sediment Characteristics in the Open Estuary of the Seomjin River and the Closed Estuary of the Yeongsan River

Jaehwan Lee^{1,†}, Mi-Ok Park², Hyeongchan Cho³, Youngsook Baek⁴, and Yunho Song⁵

¹Director, Marine Environment & Biology Research Institute, Jeonnam 58827, Korea

²Senior Researcher, Marine Environment Monitoring Department,

Korea Marine Environment Management Corporation (KOEM), Busan 49111, Korea

³CEO, Marine Environment Research, MARINELAB, Jeonnam 58551, Korea

⁴Director, Seers Co., Ltd. Jeonju 54867, Korea

⁵Head, Environmental Analysis Team, Institute of Coastal Management & Technology, Jeonnam 58552, Korea

요 약

본 연구는 국내 대표 개방형 하구(섬진강)와 폐쇄형 하구(영산강)를 대상으로 해양환경측정망 자료를 이용해 2015–2024년의 수질(염분, COD, DIN, DIP, Chl-*a*, SPM)과 퇴적물(평균입도, 퇴적물 COD, AVS)의 장기변동과 공간패턴을 비교하였다. 장기 추세를 일반화가법모형(GAM)으로 추정하였고, 공간변화는 정점별 추세의 유의수준을 유의($p < 0.05$), 가능성($0.05 < p < 0.25$), 무유의($p > 0.25$)로 유의수준 값을 완화 표기하여 변화의 초기 징후까지 파악하도록 설정하였다. 주요 결과로, 염분은 두 하구 모두 감소, COD와 DIN은 전반적으로 증가하였고, 특히 섬진강에서 COD 증가폭이 두드러졌다. DIP의 경우 섬진강에서는 장기적 추세가 뚜렷하지 않았던 반면, 영산강에서는 유의한 증가를 보였다. Chl-*a*는 전반적으로 완만한 감소 경향을 보였으나 섬진강에서는 2020년 8월 태풍 이후 식물플랑크톤의 재분포와 증식이 일어나면서 DIP가 고갈되는 현상이 동반되었다. SPM은 영산강에서 상대적으로 높은 농도와 큰 변동성을 보였으며, 섬진강에서는 낮은 농도와 안정적인 수준을 유지하였다. 두 하구 모두에서 퇴적물은 펄(실트·점토)이 우세하였으며, 평균입도는 뚜렷한 장기 추세가 나타나지 않았다. 섬진강에서는 퇴적물 COD가 유의하게 증가하였고 AVS도 완만한 증가를 보인 반면, 영산강에서는 두 항목 모두 통계적으로 뚜렷한 변화가 나타나지 않았다. 공간적으로는 섬진강의 태인도와 광양만 인근에서 DIN과 SPM이 증가하는 경향을 보였으며, 영산강에서는 내·외측 정점에서 DIN과 DIP가 증가하고 방조제 인근에서 Chl-*a*가 감소하였다. 종합하면, 개방형 하구는 강우·유량·태풍 등 외력, 폐쇄형 하구는 방류가 큰 부분을 차지하며, 이러한 영향의 변화가 장기 변화에 영향을 미치는 것으로 보인다. 이에 따라 하구 유형에 따라 기상 및 수문 운영에 기반한 차별화된 관리 전략이 필요함을 시사하며, 향후 수역 관리 및 예측 모델 설계에 기초자료로 활용될 수 있다.

Abstract – This study compares long-term variability and spatial patterns of water quality and sediments in two contrasting Korean estuaries an open estuary (Seomjin River) and a closed estuary (Yeongsan River) using data from the National Marine Environmental Monitoring for 2015–2024. Water quality variables included salinity, COD, DIN, DIP, chlorophyll-*a*, and SPM. Sediment variables included mean grain size, sediment COD, and acid

[†]Corresponding author: llee1910@naver.com

volatile sulfide(AVS). Long-term trends were estimated with generalized additive models(GAMs), and spatial change was mapped by classifying station wise trend significance as significant ($p < 0.05$), possible ($0.05 < p < 0.25$), or non-significant ($p > 0.25$) to highlight early signals of change. Results show declining salinity in both estuaries and overall increases in COD and DIN, with the COD rise being more pronounced in the Seomjin. DIP exhibited no clear long-term trend in the Seomjin, but increased significantly in the Yeongsan. Chl-*a* tended to decrease slightly overall; however, in the Seomjin a post typhoon (August 2020) phytoplankton redistribution and bloom coincided with DIP drawdown. SPM displayed higher concentrations and greater variability in the Yeongsan, whereas the Seomjin maintained lower and more stable levels. In both estuaries, sediments were mud dominated (silt + clay) and mean grain size showed no distinct trend. In the Seomjin, sediment COD increased significantly and AVS rose modestly, while in the Yeongsan neither metric changed significantly. Spatially, the Seomjin exhibited increasing DIN and SPM near Taemin-do and Gwangyang Bay, whereas the Yeongsan showed rising DIP at outer stations and declining Chl-*a* near the barrage. Overall, external forcing(rainfall, river discharge, typhoons) appears to govern changes in the open Seomjin system, while barrage operations dominate variability in the closed Yeongsan system. Accordingly, the findings suggest that differentiated management strategies based on weather conditions and hydrological operations are needed depending on the estuary type, and they can serve as fundamental data for future waterbody management and predictive model design.

Keywords: Estuarine(하구), Long-term variations(장기 변화), Generalized Additive Model(일반화가법모형), Sea water(수질), Sediment(퇴적물)

1. 서 론

담수와 해수가 만나는 전이지역인 하구는 물리화학 생물학적 특성이 복합적인 공간으로 외부 환경 변화와 인간 활동에 민감하게 반응하는 공간이다. 또한 부유물질, 영양염류, 유기물질 등 다양한 물질이 순환하는 공간으로 수생태계의 생산성과 생물다양성이 높은 중요한 곳이다(Cloern *et al.*[2016]).

세계 주요 하구들은 오랜 기간 해수면 상승과 하천의 진화와 같은 지형적 변화에 의해 형성과 변화를 거듭해왔다. 그러나 산업화 이후에는 댐 건설과 하구둑 설치, 항로 확보를 위한 준설 및 간척 등 도시화와 산업화에 따른 인위적 개입이 주된 변화 요인으로 작용하고 있다. 최근 들어 기후변화에 따른 풍량의 빈도 및 강도 증가, 집중호우에 의한 다량의 담수 유입 등이 짧은 시간 동안 하구 생태계에 급격한 변화를 초래하고 있다.

이처럼 하구는 자연적·인위적 요인, 그리고 기후변화까지 복합적으로 영향을 받으며 변화해 왔으며, 이러한 특성은 해외 여러 주요 하구에서 장기적 연구가 활발히 이루어지고 있다. 세계 여러 하구는 인위적 개입과 기후 요인이 하구 환경 변화를 좌우해 온 것으로 보고된다. 예를 들어 1950년대 대규모 댐이 건설된 중국 주강 하구(Pearl River Estuary)에서는 급격한 퇴적물 유입 감소로 인해 해안 침식과 수로 형태의 변화가 나타났고, 담수 유입의 감소는 염수 침입의 빈도와 지속시간이 증가하였다(Liu *et al.*[2022]). 유럽 벨기에의 셸트 하구(Scheldt Estuary)에서는 비전형적인 부유퇴적물의 농도 변화가 관찰되었는데, 이는 투기, 구조물 설치 등의 부정적인 영향과 수질개선정책, 준설 등의 긍정적인 효과가 반영된 것으로 보고되었다(Cox *et al.*[2019]). 미국 체서피크만(Chesapeake Bay)에서는 수질 변화를 정량 평가하여 장기 모니터링에 따른 수질 기준 설정의 필요성을 제시하였고(Harding *et al.*[2019]), 미국 샌프란시스코만(San Francisco Bay)에서는 장기적인 인위적 및 자연적

인을 조사한 결과 육상 유기물의 비중이 감소하였고, 해양 자가생산 유기물이 상대적으로 증가하여 유역 개발과 관리가 하구의 퇴적물과 생물 먹이망 구조에 장기적인 영향을 미친다는 것을 보고 하였다(Richardson *et al.*[2023]). 이러한 해외 사례들은 최근 하구의 변화가 자연적인 지형 변화보다는 인위적인 활동과 기후변화의 영향을 더 크게 받고 있음을 보여준다.

해외 사례들이 인위적 개입에 따른 수질·퇴적환경 변화를 보이듯이, 국내에서도 하구둑 건설 이후 유사한 문제가 나타났다. 낙동강 하구둑 건설 이후에는 수질 악화와 서식환경 변화로 대형저서동물에 부정적인 영향이 확인되었으며, 금강 하구둑 건설 후에도 수질 악화와 하구 내 퇴적 심화 현상이 나타났다(Jeong *et al.*[2014]; Park *et al.*[2016]). 한편, 우리나라 개방형 하구의 대표 사례인 섬진강 하구는 하구둑이나 인공 구조물이 없어 자연적 형태를 유지하고 있으며, 계절에 따른 조석과 담수 유입 변화에 따라 뚜렷한 수리·수질 특성을 보인다(Kwon *et al.*[2001]; Kwon *et al.*[2004]; Kim *et al.*[2008]; Lee *et al.*[2011]; Park *et al.*[2012]; Park *et al.*[2014]; Lee and Park[2016]). 반면, 폐쇄형 영산강 하구는 1981년 하구둑 건설과 함께 영암방조제(1991년), 금호방조제(1994년) 등 인공 구조물 설치로 담수와 해수의 교환이 차단되었고, 그 결과 수질·퇴적물·생태계 특성에 중대한 구조적 변화가 나타났다(Cho and Park[1998]; Lim and Seo[2011]; Park *et al.*[2012]; Bang *et al.*[2013]; Kim *et al.*[2019]).

따라서 본 연구는 지리적 위치와 규모 등이 비슷하면서도 수리적 개방성과 인위적인 개입 정도가 뚜렷이 대비되는 개방형 하구인 섬진강 하구와 폐쇄형 하구인 영산강 하구를 대상으로 비교 분석을 수행하였다. 두 시스템을 비교함으로써 인위적 구조물에 의해 폐쇄된 하구에서는 해수 교환이 제한되고 체류 시간이 증가함에 따라 수질 및 퇴적물 특성이 개방형 하구와 유의하게 다를 거라는 점이다. 이를 검증하기 위해 두 하구의 장기 수질 및 퇴적물 자료를 분

석하고, 해수교환 및 체류시간과 같은 자연적 요인과 하구둑 건설 및 방류 등 인위적 요인의 상대적 영향을 비교하였다. 본 연구 결과는 수질 및 퇴적물 변화에 미치는 영향을 규명하고, 이를 바탕으로 국내 하구의 장기적 변화 특성을 제시하고자 한다. 나아가 이러한 결과는 하구 유형별 특성에 적합한 관리 정책 수립에 과학적 근거를 제공할 수 있을 것으로 기대된다.

2. 재료 및 방법

본 연구는 2015년부터 2024년까지 최근 10년간 해양측정망 자료를 활용하였다. 연구 대상은 개방형 하구인 섬진강 하구와 폐쇄형 하구인 영산강 하구로, 섬진강 하구에서는 수질 25개 정점과 퇴적물 15개 정점, 영산강 하구에서는 수질 11개 정점과 퇴적물 4개 정점의 자료를 사용하였다(Fig. 1). 표층 수질 조사는 연 4회(2월, 5월, 8월, 11월), 표층 퇴적물 조사는 연 1회(2월) 이루어졌다. 수질 항목으로는 염분, 부유물질(SPM), 영양염류(DIN, DIP), 화학적산소요구량(COD), 엽록소-*a*이며, 퇴적물은 평균입도, 화학적산소요구량(COD), 산취발성황화물(AVS) 등으로 모든 자료는 해양환경측정망에서 표준화된 절차로 분석된 결과를 활용하였다. 섬진강 유량은 국가수자원관리종합정보시스템(WAMIS), 영산강 하구둑 방류량은 한국농어촌공사의 자료를 사용하였다.

장기변화를 파악하기 위해 일반화가법모형(Generalized Additive Model, GAM)을 적용하였다. GAM은 반응변수(Y)와 설명변수(X) 간의 비선형 관계를 추정할 수 있는 확정 회귀 모형으로, 본 연구

에서는 연도를 설명변수로 설정하였다. 분석은 R 통계 소프트웨어(버전 4.5.0)를 이용하였고, mgcv 패키지를 통해 각 변수에 대해 GAM을 사용하였다(Wood[2017]). 반응변수로는 수질 항목(염분, COD, DIN, DIP, 엽록소-*a*, SPM)과 퇴적물 항목(입도, COD, AVS)에 대해 독립적으로 모형을 적용하였으며, 설명변수로는 연도를 포함하여 각 하구 환경의 장기변동 특성을 분석하였다. GAM 그래프에서 Y축은 평활함수 추정값으로 0은 전체 평균 수준을 의미하고, 값이 양수이면 해당 시점의 예측값이 평균보다 높고, 음수이면 평균보다 낮다. 실선은 연도에 대한 평활화된 추정치, 점선은 95% 신뢰구간으로 띠가 넓을수록 표준오차가 커 불확실성이 크다는 의미이다. 유효자유도(EDF; Effective Degrees of Freedom)는 곡선의 굽음 정도(모형 복잡도)를 나타내며, 값이 클수록 시간 패턴의 굴곡이 많다는 것을 의미한다. 공간 분석에서 농도 변화는 정점별로 2015년도와 2024년도 예측값의 차이로 구하였으며, 통계적으로 유의($p < 0.05$), 가능성($0.05 < p < 0.25$), 무유의($p > 0.25$)로 나누어 표현하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 수질환경

3.1.1 염분

섬진강 하구 염분의 최소, 최대 그리고 평균±표준편차는 0.1~33.9(27.9±6.5)를 보였으며, 영산강 하구는 6.3~33.4(29.5±3.5)로 관측되었다(Table 1-2; Fig. 2). 영산강 하구의 평균 염분이 섬진강 하구 보다 약 1.6 정도 높게 나타났으나, 두 지역 간의 표준편차를

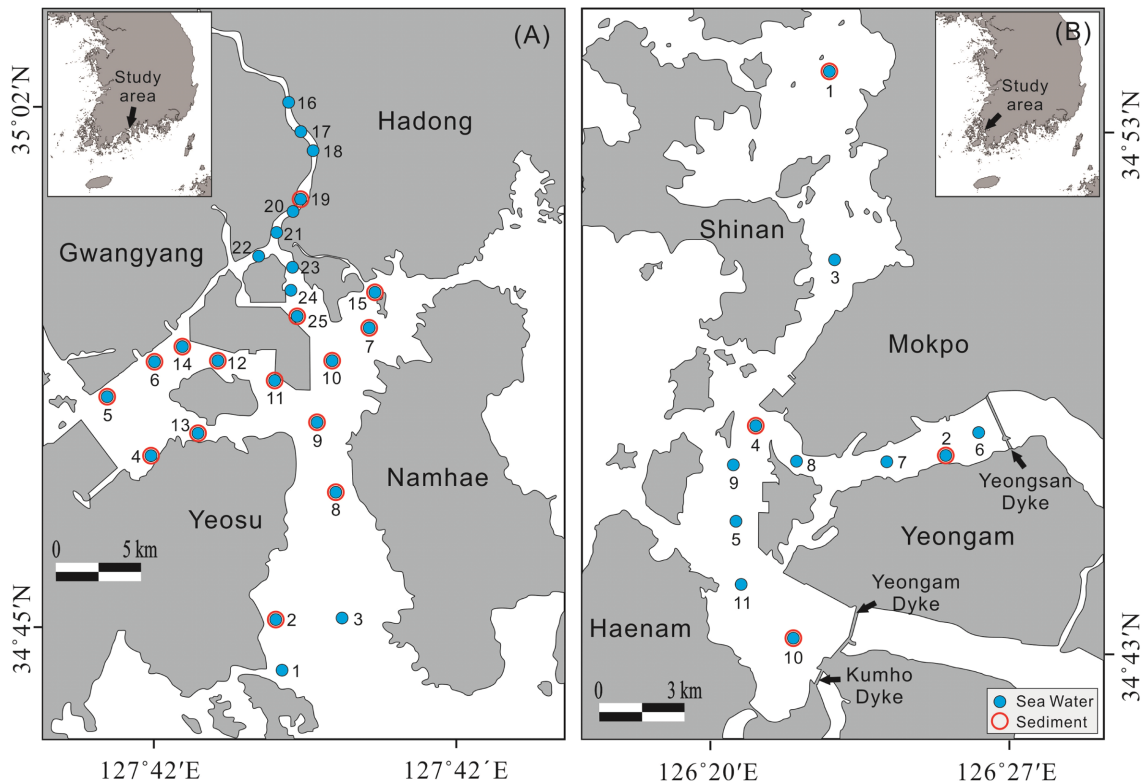


Fig. 1. Locations of the sampling stations in the Seomjin River Estuary (A) and the Yeongsan River Estuary (B).

Table 1. Annual variability of water quality parameters in the seomjin river estuary (2015–2024)

Year	Temp. (°C)	Sal.	COD (mg/L)	DIN ($\mu\text{g/L}$)	DIP ($\mu\text{g/L}$)	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	SPM (mg/L)
2015	3.8~28.2 (17.4±7.2)	3.3~33.4 (28.5±6.1)	0.36~4.80 (1.75±0.86)	5.4~1780.3 (250.6±329.9)	1.6~50.7 (12.8±11.7)	0.6~34.3 (6.2±7.0)	2.4~39.2 (10.4±6.2)
2016	5.7~29.1 (17.7±7.4)	8.2~32.9 (28.7±5.5)	0.34~3.63 (1.53±0.62)	8.9~1,288.7 (267.2±301.2)	1.1~42.4 (16.5±11.0)	0.2~13.1 (3.0±2.8)	0.2~33.3 (10.1±6.5)
2017	5.9~28.5 (17.4±7.4)	0.1~33.6 (28.4±6.9)	0.91~3.66 (1.75±0.57)	4.4~1,326.5 (178.3±245.0)	0.5~51.6 (16.9±14.9)	0.4~8.6 (3.0±1.9)	1.7~26.4 (9.0±5.6)
2018	1.4~29.1 (17.2±8.8)	9.3~33.6 (29.2±5.3)	0.73~4.69 (2.00±0.84)	44.6~1,151.4 (289.4±274.5)	2.5~53.6 (20.8±9.8)	0.1~14.0 (3.3±2.8)	3.1~28.9 (10.2±5.0)
2019	7.0~28.8 (17.3±6.6)	9.5~33.7 (28.5±5.6)	0.74~3.89 (1.88±0.55)	2.5~1,139.3 (214.3±274.1)	0.6~39.2 (12.8±9.5)	0.5~7.6 (2.6±1.6)	2.2~19.3 (7.3±3.5)
2020	6.8~28.1 (17.0±5.8)	2.0~33.3 (25.8±8.2)	0.86~5.28 (2.20±0.89)	55.3~1,225.7 (343.6±302.2)	0.0~37.5 (16.1±8.4)	0.5~41.4 (8.3±11.0)	3.0~35.2 (11.1±6.3)
2021	7.7~30.4 (18.3±7.3)	12.4~33.6 (28.8±5.3)	0.68~3.76 (2.15±0.78)	3.1~1,143.3 (253.0±272.2)	0.0~47.0 (18.0±13.6)	0.0~15.2 (3.9±3.2)	0.5~24.7 (10.4±5.0)
2022	4.4~28.1 (16.8±7.2)	9.6~33.9 (28.9±5.3)	1.04~7.79 (2.57±1.19)	3.9~921.7 (131.3±195.0)	0.0~60.2 (12.5±14.1)	0.4~11.3 (3.8±2.1)	2.3~32.9 (11.1±5.8)
2023	7.1~28.7 (18.0±6.9)	4.3~33.5 (27.5±6.2)	0.64~3.63 (1.85±0.64)	3.2~1,129.6 (302.3±296.8)	0.5~47.3 (16.8±12.7)	0.6~17.3 (4.0±4.1)	2.1~52.9 (11.9±8.4)
2024	7.7~29.5 (18.0±6.4)	0.1~32.7 (25.0±8.4)	0.95~3.46 (1.94±0.48)	7.2~1,637.5 (355.5±350.9)	0.0~41.9 (15.5±9.5)	0.7~11.0 (3.1±2.1)	2.3~45.0 (9.3±5.4)
2015-2024	1.4~30.4 (17.5±7.2)	0.1~33.9 (27.9±6.5)	0.34~7.79 (1.96±0.82)	2.5~1,780.3 (258.5±294.9)	0.0~119.4 (15.9±13.6)	0.0~41.4 (4.1±5.1)	0.2~52.9 (10.1±6.0)

Values in parentheses indicate min. ~max.(mean ± SD)

Table 2. Annual variability of water quality parameters in the yeosan river estuary (2015–2024)

Year	Temp. (°C)	Sal.	COD (mg/L)	DIN ($\mu\text{g/L}$)	DIP ($\mu\text{g/L}$)	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	SPM (mg/L)
2015	4.9~27.8 (16.0±7.1)	15.8~32.0 (29.6±3.1)	0.42~3.37 (1.60±0.76)	44.4~2,184.3 (332.1±338.7)	1.9~32.8 (13.6±9.3)	0.7~15.2 (5.5±3.9)	2.9~32.0 (10.8±7.0)
2016	5.0~30.3 (16.9±8.2)	16.6~32.3 (29.8±3.0)	0.99~4.18 (1.64±0.75)	6.8~1,511.0 (236.9±298.7)	1.1~39.1 (10.4±9.9)	0.4~21.1 (6.1±6.0)	4.3~40.6 (14.6±8.5)
2017	5.7~27.1 (15.6±7.5)	15.2~33.4 (30.6±3.1)	0.86~3.30 (1.41±0.44)	1.3~481.0 (150.4±102.0)	0.4~17.8 (10.1±4.5)	0.7~11.7 (3.0±2.4)	2.1~85.2 (21.0±20.3)
2018	2.5~30.2 (16.4±9.0)	27.2~32.6 (31.3±1.2)	0.83~2.45 (1.68±0.35)	14.0~451.2 (154.8±96.1)	1.7~54.4 (17.5±9.6)	0.1~9.4 (3.7±2.2)	1.9~91.7 (16.3±15.7)
2019	6.0~26.6 (16.4±6.8)	27.9~32.5 (30.7±1.2)	0.81~4.40 (1.96±0.89)	2.8~324.5 (138.7±88.7)	0.0~33.6 (8.8±0.1)	0.3~16.9 (4.1±3.6)	1.0~46.7 (10.1±8.3)
2020	6.4~26.9 (16.3±6.5)	23.6~31.7 (28.9±2.7)	0.81~3.36 (1.87±0.63)	45.3~444.9 (232.3±76.1)	0.3~28.6 (14.4±8.1)	0.6~10.6 (3.8±3.1)	3.0~66.3 (19.5±16.9)
2021	7.1~28.0 (17.3±6.9)	15.2~31.5 (28.7±3.7)	0.97~3.40 (1.81±0.60)	80.0~2,113.8 (372.2±439.9)	1.2~35.6 (16.1±10.8)	1.1~7.7 (2.3±1.3)	5.0~51.3 (16.2±11.4)
2022	4.7~27.6 (16.3±7.5)	28.1~32.3 (31.2±1.1)	0.61~3.24 (1.77±0.70)	2.8~312.9 (126.4±76.2)	0.7~52.9 (15.5±12.8)	0.7~10.2 (3.6±2.8)	3.0~62.7 (16.6±13.7)
2023	5.2~27.8 (15.5±7.4)	11.1~32.3 (28.1±4.1)	0.80~3.93 (1.82±0.71)	8.3~1,450.3 (340.3±293.8)	0.8~40.9 (21.1±8.9)	0.5~39.3 (4.3±7.3)	4.7~66.0 (20.2±15.4)
2024	7.2~29.0 (17.8±7.1)	6.3~31.8 (26.5±5.6)	0.66~3.33 (1.58±0.62)	7.0~1,828.2 (433.6±378.8)	0.3~38.0 (20.7±9.8)	0.3~23.0 (3.7±4.6)	2.8~53.0 (15.4±10.1)
2015-2024	2.5~30.3 (16.5±7.5)	6.3~33.4 (29.5±3.5)	0.42~4.40 (1.71±0.68)	1.3~2,184.3 (251.8±279.0)	0.0~54.4 (14.8±10.4)	0.1~39.3 (4.0±4.2)	1.0~91.7 (16.1±13.8)

Values in parentheses indicate min. ~max.(mean ± SD)

고려할 때 이러한 차이가 통계적으로 유의한지는 추가적인 검토가 필요하다. 이러한 경향은 하구둑으로 인한 담수 유입이 제한되면서 해수 우세 조건이 지속된 결과일 가능성이 있다. 연도별로 보면, 섬진강 하구는 2020년, 2023년, 2024년에 평년 대비 7.7%, 1.4%, 10.5% 낮은 염분이 관측되었으며, 이는 강우량 증가에 따른 담수

유입량 증가의 영향으로 판단된다(Table 3). 반면, 영산강 하구는 전반적으로 높은 염분 수준을 유지했으나, 조사 시점이 배수갑문 개방 직후와 겹치면서 2021년과 2023년, 2024년에 평년 대비 2.8%, 5.0%, 10.3% 감소가 나타났다. 이는 방류로 인한 담수 유입과 관련되며, 하구 환경이 급격히 변화하는 모습을 초래한다. 이러한

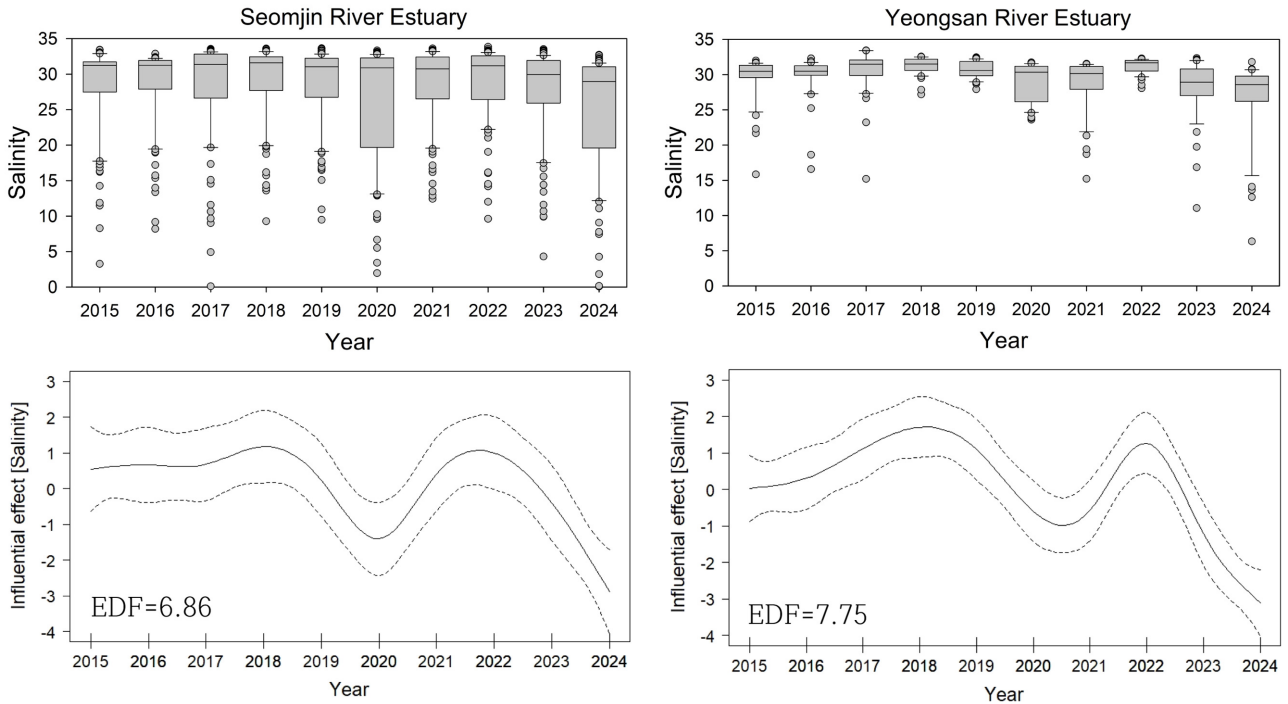


Fig. 2. Annual distributions of salinity shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024. In the bottom figures, the solid lines represent smoothed estimates of the effect of year, while the dashed lines indicate the 95% confidence intervals.

현상은 목포 인근 해역 수질 악화의 주요 원인 중 하나로 보고된 바 있다(Park *et al.*[2001]; Kim and Ryu[2003]). GAM 분석결과 염분은 섬진강 하구에서 2015년 28.5에서 2024년 25.1로 감소하여, 변화±표준편차는 -3.4 ± 6.5 의 유의미한 감소를 보였다($p < 0.001$). 영산강 하구는 2015년 29.5에서 2024년 26.4로 감소하였으며, 감소 폭은 -3.1 ± 3.5 로 통계적으로 유의하였다($p < 0.001$)(Fig. 2). 섬진강 하구는 2015년부터 2018년까지 완만하게 증가하다가 2020년에 최저치를 기록하였으며, 이후 2022년까지 다시 상승하였다가, 2023년부터 급격한 감소 추세를 보였다. 이때 신뢰구간은 비교적 넓게 나타났고, 변동 폭은 상대적으로 크게 나타나, 섬진강의 담수와 광양만의 해수가 자유롭게 교환되고 있는 것으로 보인다(Kim and Lee[2009]). 영산강 하구는 2015년부터 2018년까지 급격한 증가세를 보였으며, 2019년부터 2021년까지 일시적인 하락 이후 2022년에 최고점에 도달하였다. 그러나 이후 급격한 감소가 관측되었으며, 신뢰구간은 좁고 변동 폭은 작게 나타나 하구둑에 의한 담수 유입의 단절 및 간헐적 방류의 영향이 관련된 것으로 판단된다.

3.1.2 화학적산소요구량

섬진강 하구의 COD 농도는 $0.34 \sim 7.79$ mg/L(1.96 ± 0.82 mg/L), 영산강 하구에서는 $0.42 \sim 4.40$ mg/L(1.71 ± 0.68 mg/L)로, 섬진강 하구에서 평균 0.25 mg/L 높게 나타났다(Table 1-2; Fig. 3). COD에 영향을 주는 주요 요인은 담수 유입 외에도 조석, 용존산소, 수소이온농도, 식물플랑크톤, 미생물 활성, 도시하수 등으로 알려져 있다(Gao *et al.*[2007]; Yang *et al.*[2014]; Xu *et al.*[2020]; Liu *et*

Table 3. Annual variations in freshwater discharge from the Seomjin River and Yeongsan River dyke between 2015 and 2024

Year	Seomjin river discharge (m ³ /s)	Yeongsan dyke discharge (×10 ³ m ³)
2015	17,085	763,210
2016	21,345	1,351,978
2017	12,028	496,240
2018	33,221	1,538,343
2019	26,058	1,543,794
2020	65,941	3,127,847
2021	26,145	1,372,428
2022	16,823	583,559
2023	55,680	2,963,456
2024	40,431	1,899,238

al.[2023]). 섬진강 하구에서는 2022년 광양만 인근 4, 5, 6 정점에서 농도가 급격히 증가했으며, 이는 광양천 유입의 직접적 영향으로 섬진강 분류 영향은 상대적으로 제한적인 것으로 판단된다. 영산강 하구는 상대적으로 안정적인 농도를 유지했으며, 2017년 이후 정점 간 변동이 적었다. GAM 분석결과 COD는 섬진강 하구에서 2015년 1.75 mg/L에서 2024년 1.92 mg/L로 증가하여, 0.18 ± 0.82 mg/L의 유의미한 증가를 보였다($p < 0.001$). 영산강 하구 또한 2015년 1.58 mg/L에서 2024년 1.64 mg/L로 증가하였으며, 증가 폭은 0.06 ± 0.68 mg/L로 통계적으로 유의하였다($p < 0.05$)(Fig. 3). 섬진강

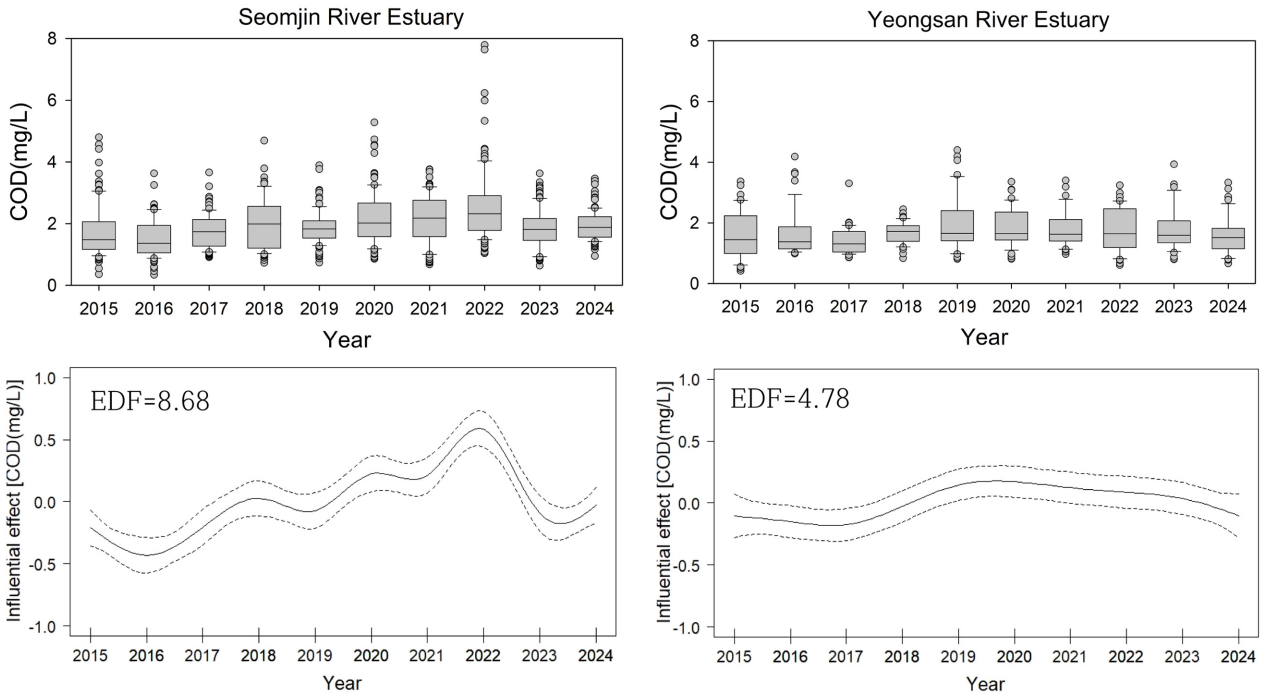


Fig. 3. Annual distributions of COD shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

하구는 2015년부터 2022년까지 점진적 상승 후 급격히 감소했으며, 2022년 일시적 증가는 가뭄으로 인한 Biofilm·유기체 분해로 COD가 상승한 결과로 판단된다(Harjung *et al.*[2019]). COD는 상대적으로 영산강 하구에서 큰 변화가 없었다. GAM 분석에서도 유

효자유도는 섬진강의 8.68과 비교시 영산강이 4.78로 단순한 형태로 나타나 하구독에 의한 외부 영향 차단 및 인위적인 방류 패턴이 안정적으로 작용한 결과로 판단된다.

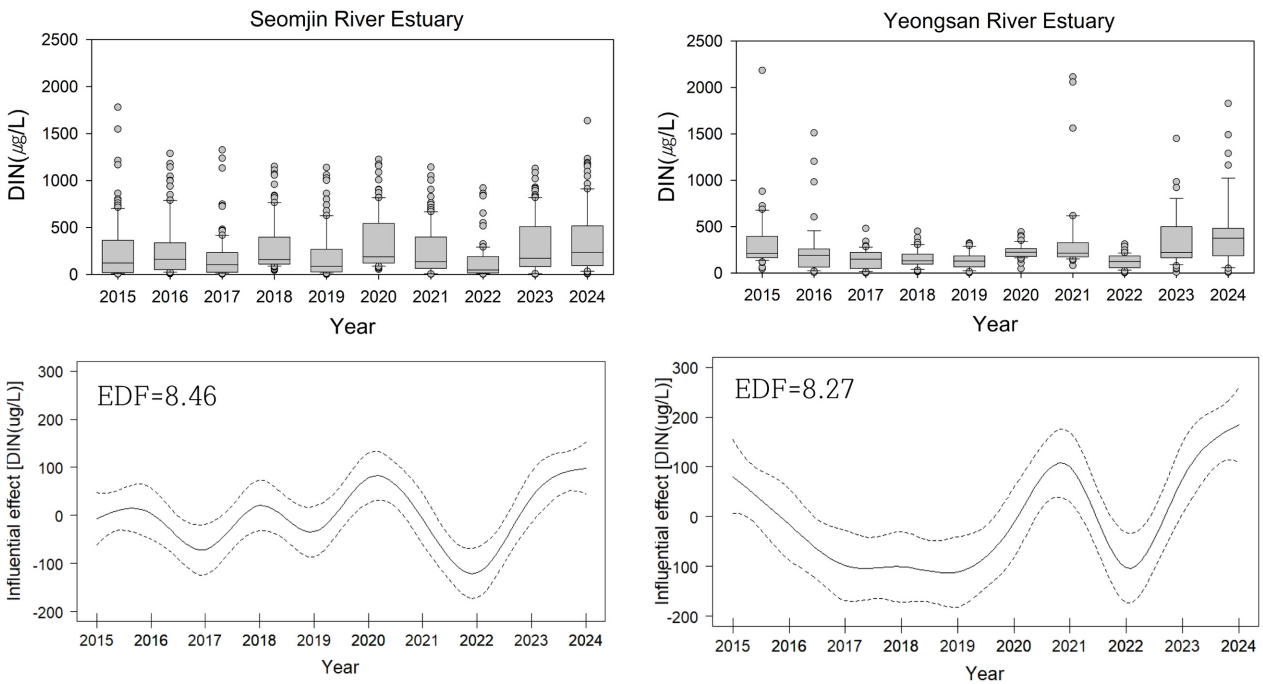


Fig. 4. Annual distributions of DIN shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

3.1.3 용존무기질소

섬진강 하구의 DIN 농도는 $2.5 \sim 1,780.3 \mu\text{g/L}$ ($258.5 \pm 294.9 \mu\text{g/L}$), 영산강 하구는 $1.3 \sim 2,184.3 \mu\text{g/L}$ ($251.8 \pm 279.0 \mu\text{g/L}$)로 평균 농도는 유사한 수준이었다(Table 1, 2; Fig. 4). DIN 농도 변화는 강우, 유량, 도시화, 농경지 영향, 식물플랑크톤 흡수, 미생물 분해, 체류시간 등에 의해 결정된다(Middelburg and Nieuwenhuize[2000]; Wu *et al.*[2016]; Jiang *et al.*[2019]). DIN의 연도별 평균값을 보면, 섬진강 하구는 2017년과 2022년에 상대적으로 낮은 농도를 보였으며, 유량이 감소한 시기와 일치하여 가뭄으로 인한 DIN의 농도가 감소한 것으로 보인다(Wetz *et al.*[2011]; Rabby *et al.*[2024]; Zhang *et al.*[2024]). 또한 2020년, 2023년과 2024년에 유량의 증가로 인해 DIN의 농도가 상승한 결과로 보아 DIN은 유량에 의해 조절되는 특성을 보였다. 반면, 영산강 하구는 2015년에 최고치를 기록한 이후 전반적으로 감소하는 경향을 보이다가, 2021년에 일시적으로 증가한 후 2023년부터 다시 증가세로 전환되어 염분과 비슷한 경향을 나타내 하구둑의 방류에 따라 조절되는 특성을 보였다. GAM 분석결과 DIN은 섬진강 하구에서 2015년 $253.9 \mu\text{g/L}$ 에서 2024년 $359.5 \mu\text{g/L}$ 로 증가하여, $105.6 \pm 294.9 \mu\text{g/L}$ 의 유의미한 증가를 보였다($p < 0.001$). 영산강 하구 또한 2015년 $331.6 \mu\text{g/L}$ 에서 2024년 $438.2 \mu\text{g/L}$ 로 증가하였으며, 증가 폭은 $106.6 \pm 279.0 \mu\text{g/L}$ 로 통계적으로 유의하였다($p < 0.001$)(Fig. 4). 섬진강 하구에서는 2015년부터 2020년까지 완만한 증가세로 나타났으나, 2022년에 급격한 하락 후 다시 회복되는 경향을 보였다. 신뢰구간은 비교적 좁게 형성되어 정점 간 편차와 농도 변동의 영향이 작은 것으로

보인다. 영산강 하구는 2015년부터 2019년까지 감소하는 경향을 보였으나, 이후 2021년에 뚜렷한 증가세를 보였고, 2024년까지 비교적 고농도를 유지하였다. 신뢰구간은 2015년부터 2019년까지 넓게 나타났으며, 2020년 이후에는 좁아지는 경향을 보였다.

3.1.4 용존무기인

섬진강 하구의 DIP 농도는 $0.0 \sim 60.2 \mu\text{g/L}$ ($15.9 \pm 12.0 \mu\text{g/L}$), 영산강 하구는 $0.0 \sim 54.4 \mu\text{g/L}$ ($14.8 \pm 10.4 \mu\text{g/L}$)로 평균 농도는 서로 비슷했다(Table 1, 2; Fig. 5). DIP의 분포는 탄소(C) 및 질소(N)와 유사한 거동을 보이며, 외부유입·유출, 순환, 부유 퇴적물의 흡·탈착 및 생물학적 과정에 의해 조절된다(Prastka *et al.* [1998]; Buzzelli *et al.*[2013]; Wang *et al.*[2022]; Shi *et al.*[2025]). DIP는 전반적으로 뚜렷한 경향이 없었으나, 영산강 하구에서는 2018년에 하구둑과 인접한 6과 2 정점에서 급격히 높은 농도가 일시적으로 관찰되었다. GAM 분석결과 섬진강 하구에서 2015년 $12.9 \mu\text{g/L}$ 에서 2024년 $15.6 \mu\text{g/L}$ 로 증가하였고, 증가 폭은 $2.8 \pm 12.0 \mu\text{g/L}$ 로 통계적으로 유의하였다($p < 0.001$). 영산강 하구는 2015년 $12.2 \mu\text{g/L}$ 에서 2024년 $21.1 \mu\text{g/L}$ 로 증가하였으며, 증가 폭은 $8.9 \pm 10.4 \mu\text{g/L}$ 로 통계적으로 유의하였다($p < 0.001$)(Fig. 5). DIP 농도 증가는 주로 부유물질로부터의 인 용출에 기인한 것으로 판단되며, 이러한 용출 과정은 입자상 인과의 평형이 깨졌을 때 촉진된다. 또한, 저층 퇴적물의 재부유는 수체 내 용존 인 농도 증가에 중요한 역할을 한다(Shen *et al.*[2008]). 영산강 하구에서 확인된 DIP 농도의 증가를 설명하는 중요한 현상이며, 동시에 부유물질 농도 증가 추세와도 일치한다.

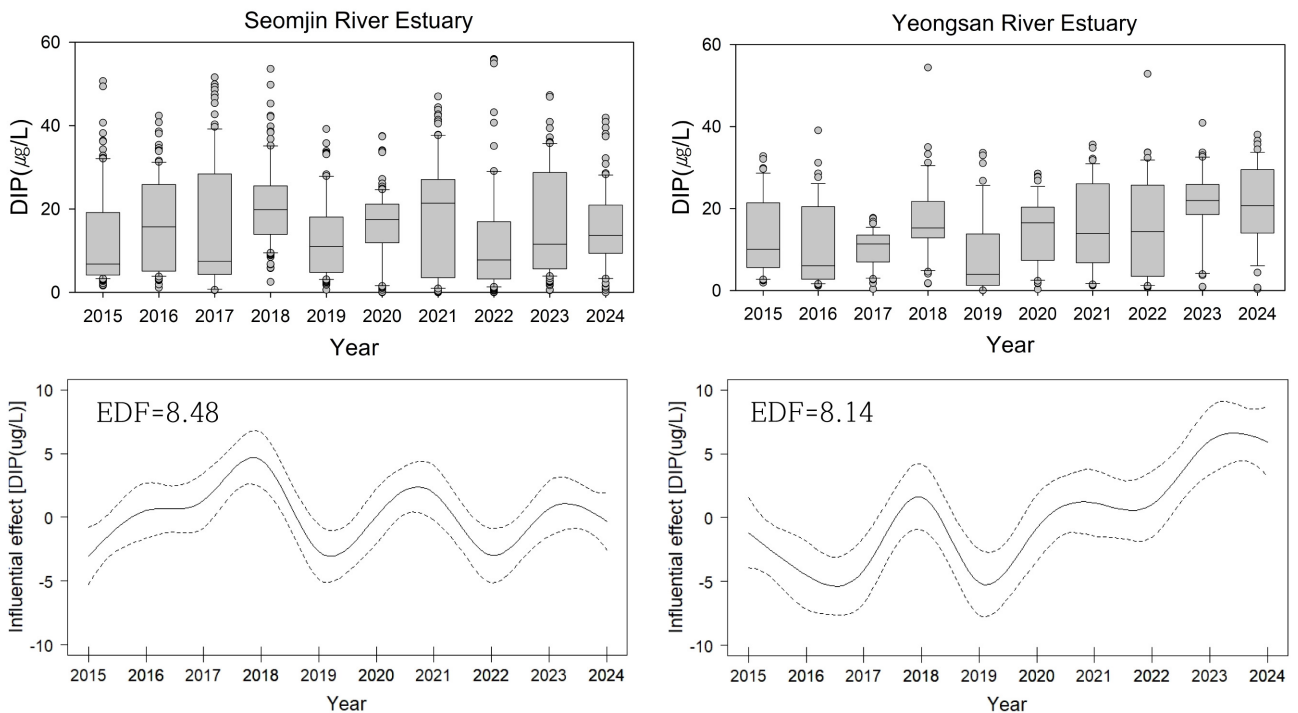


Fig. 5. Annual distributions of DIP shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

3.1.5 엽록소-a

섬진강 하구에서 엽록소-a 농도는 0.0~41.4 $\mu\text{g/L}$ (4.1 \pm 5.1 $\mu\text{g/L}$), 영산강 하구에서는 0.1~39.3 $\mu\text{g/L}$ (4.0 \pm 4.2 $\mu\text{g/L}$)로 평균 농도는 두 하구에서 유사한 수준을 보였다(Table 1, 2; Fig. 6). 엽록소-a는 영양염류(질소, 인), 수온, 광합성 유효복사(PAR), 유량, 탁도, 수리역학 등 다양한 요인의 영향을 받는다(Abbate *et al.*[2017]; Zhang *et al.*[2021]; Ma *et al.*[2025]). 연도별 엽록소-a의 평균은 섬진강 하구에서 2020년에 0.5~41.4 $\mu\text{g/L}$ 범위로 평균 8.3 \pm 11.0 $\mu\text{g/L}$ 로 평년 대비 2배 이상의 증가를 보였고, 특히 8월에 유난히 높은 경향을 보였다. 이러한 현상은 당시 식물플랑크톤의 집단 증식(bloom)과 태풍에 의한 확산-재분포가 결합하여 나타난 결과로 해석된다(Zhang *et al.*[2024]). 동일시기 DIP 농도는 16~25 정점에서 대부분 1 $\mu\text{g/L}$ 내외로 사실상 고갈 상태였으며, 이는 식물플랑크톤의 급격한 증식 과정에서 영양염이 소모됨에 따라 DIP가 제한 인자로 작용한 결과로 해석된다. 영산강 하구에서는 하구둑과 인접한 정점 6에서 2016년과 2023년에 10.4 $\mu\text{g/L}$, 11.4 $\mu\text{g/L}$ 로 높은 농도가 관찰되었고, 나머지는 특별한 모습이 보이지 않았다. GAM 분석결과 엽록소-a 농도는 섬진강 하구에서 2015년 6.2 $\mu\text{g/L}$ 에서 2024년 3.1 $\mu\text{g/L}$ 로 감소하였고, 감소 폭은 -3.1 \pm 5.1 $\mu\text{g/L}$ 로 유의미하게 감소하였다($p < 0.001$). 영산강 하구에서 2015년 5.6 $\mu\text{g/L}$ 에서 2024년 3.9 $\mu\text{g/L}$ 로 감소하였고, 감소 폭은 -1.7 \pm 4.2 $\mu\text{g/L}$ 로 유의한 감소를 나타냈다($p < 0.05$) (Fig. 6). 섬진강 하구는 2020년을 제외하고, 단조로운 형태를 보였으며, 영산강 하구 역시 EDF 값이 2.24로 낮아 단순한 형태를 나타냈다.

3.1.6 부유물질

섬진강 하구에서 SPM 농도는 0.2~52.9 mg/L(10.1 \pm 6.0 mg/L), 영산강 하구에서는 1.0~91.7 mg/L(16.1 \pm 13.8 mg/L)로, 영산강 하구에서 평균 6.0 mg/L 높게 나타났다(Table 1, 2; Fig. 7). 이는 저탁도 특성을 보이는 섬진강 하구와 조석 혼합의 영향을 강하게 받는 영산강 하구 간의 차이를 반영하는 것으로 해석하고 있다(Kwon *et al.*[2002]; Park and Sin[2022]). SPM의 연도별 평균을 보면, 섬진강 하구는 대부분 20 mg/L 이하로 유지되며 뚜렷한 변화가 나타나지 않았다. 반면, 영산강 하구에서는 20 mg/L 이상의 농도가 관측되는 정점이 주로 하구둑에서 떨어진 해역에서 관찰되었는데, 이는 조석 작용으로 저층 퇴적층이 재부유된 결과와 유사한 양상을 보였다(Park and Sin[2022]). GAM 분석결과 SPM 농도는 섬진강 하구에서 2015년 10.5 mg/L에서 2024년 9.5 mg/L로 감소하였고, 감소 폭은 -1.0 \pm 6.0 mg/L로 유의한 감소 경향을 보였다($p < 0.05$). 영산강 하구에서 2015년 14.1 mg/L에서 2024년 17.9 mg/L로 증가하였고, 증가 폭은 3.8 \pm 13.8 mg/L로 증가 경향을 보인 반면 통계적으로 유의하지 않았다($p > 0.05$)(Fig. 7). 부유물질은 섬진강 하구에서 변화폭이 작고 신뢰구간도 좁게 나타나 안정적인 경향을 보였으며, 영산강 하구는 변동성이 크고 신뢰구간이 넓어 조석이 우세한 하구역의 특성이 나타난 것으로 판단된다.

3.2 퇴적환경

3.2.1 평균입도

섬진강 하구에서는 0.9~9.5 ϕ (6.9 \pm 1.7 ϕ), 영산강 하구에서는 3.7

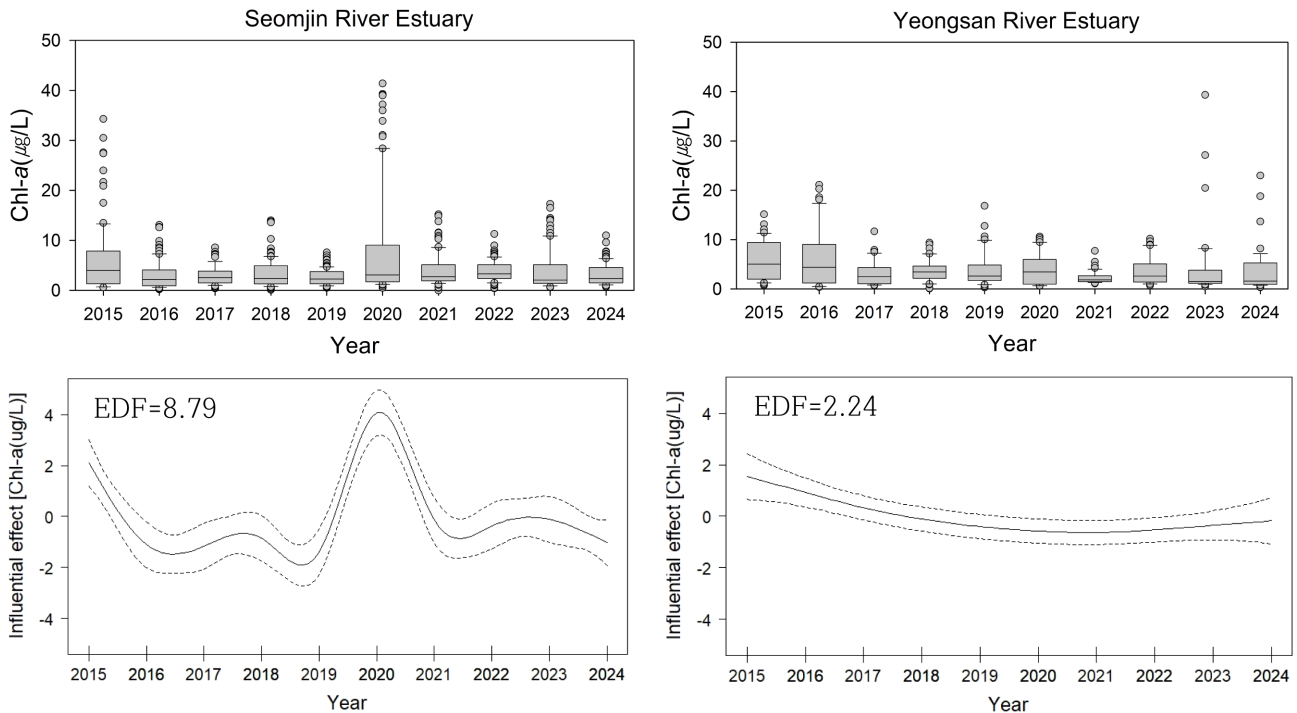


Fig. 6. Annual distributions of Chl-a shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

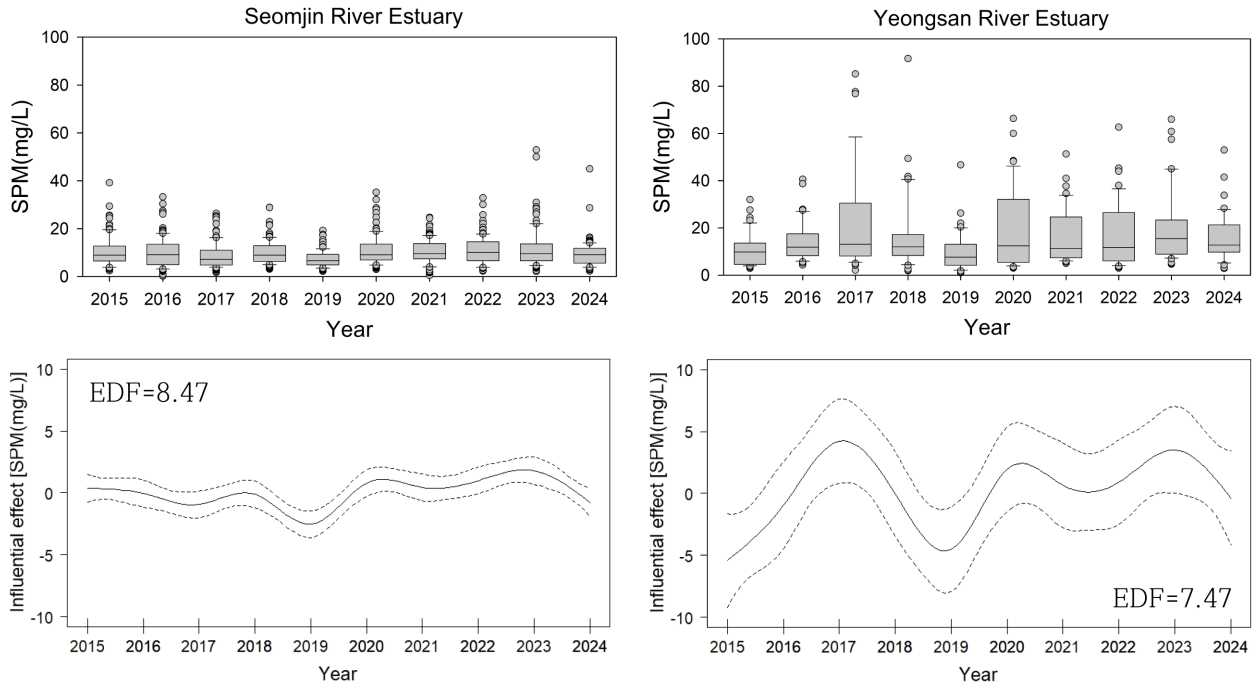


Fig. 7. Annual distributions of SPM shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

~8.90(7.2±1.20)의 입도분포(평균입도)가 확인되었다. 두 하구 모두 펄(실트 및 점토) 퇴적물이 우세하지만 섬진강 하구에서 상대적으로 조립한 퇴적물이 다수 관찰되었고, 평균입도의 분포 구간이

넓어 퇴적물 조성의 다양성이 확인된다(Table 4; Fig. 8). 일반적으로 하천을 통해 유입된 퇴적물 중 조립질 퇴적물은 해안선, 연안, 만 입구(Bayhead), 삼각주처럼 육지와 인접한 공간에 주로 퇴적되

Table 4. Annual variability of sediment grain size, COD and AVS in the seomjin and yeongsan river estuaries (2015–2024)

Year	Seomjin River Estuary			Yeongsan River Estuary		
	Mz (Ø)	COD (mg O ₂ /g-dty)	AVS (mg S/g-dty)	Mz (Ø)	COD (mg O ₂ /g-dty)	AVS (mg S/g-dty)
2015	4.6~9.5 (7.4±1.4)	5.51~12.38 (9.41±2.19)	0.000~1.071 (0.242±0.312)	6.6~8.9 (8.0±0.9)	5.79~7.49 (6.85±0.64)	0.036~0.235 (0.100±0.079)
2016	2.0~8.9 (6.5±2.1)	2.17~14.95 (7.79±3.65)	0.001~0.450 (0.138±0.166)	5.6~8.5 (7.4±1.1)	7.37~11.67 (8.84±1.68)	0.001~0.254 (0.066±0.109)
2017	3.5~8.5 (6.8±1.7)	2.97~15.92 (7.90±3.40)	0.002~1.326 (0.224±0.361)	6.0~8.1 (7.4±0.8)	5.90~8.33 (6.56±1.02)	0.001~0.262 (0.098±0.102)
2018	3.3~8.0 (6.5±1.7)	5.80~23.50 (13.75±5.24)	0.001~0.450 (0.139±0.166)	6.1~7.6 (6.9±0.6)	3.82~9.99 (7.72±2.34)	0.000~0.250 (0.065±0.107)
2019	2.9~8.5 (7.0±1.5)	6.01~22.77 (16.27±5.39)	0.001~0.436 (0.152±0.171)	6.7~7.6 (7.2±0.4)	8.13~17.23 (12.59±3.25)	0.020~0.498 (0.147±0.203)
2020	2.4~8.5 (6.8±1.7)	10.08~14.96 (12.95±1.23)	0.001~0.657 (0.150±0.219)	4.2~8.3 (7.0±1.6)	4.27~11.70 (8.25±3.37)	0.009~1.068 (0.477±0.435)
2021	3.8~8.5 (6.9±1.5)	14.69~34.28 (25.26±5.84)	0.002~0.880 (0.259±0.307)	6.7~8.5 (7.7±0.6)	18.43~34.33 (26.93±6.23)	0.009~0.127 (0.078±0.045)
2022	4.2~9.0 (7.2±1.6)	7.02~22.49 (15.78±4.78)	0.008~1.871 (0.395±0.518)	5.6~8.9 (7.9±1.4)	5.75~17.14 (11.36±4.03)	0.001~0.149 (0.039±0.063)
2023	3.8~7.9 (6.8±1.3)	6.61~40.63 (19.79±8.98)	0.002~1.097 (0.260±0.332)	3.7~7.3 (6.1±1.4)	1.87~9.80 (6.25±3.05)	0.001~0.146 (0.069±0.065)
2024	0.9~8.1 (6.7±2.2)	1.75~36.26 (17.00±8.27)	0.004~1.848 (0.407±0.499)	5.1~7.8 (6.9±1.1)	5.32~18.40 (12.68±4.88)	0.001~0.971 (0.282±0.402)
2015-2024	0.9~9.5 (6.9±1.7)	1.75~40.63 (14.59±7.52)	0.000~1.871 (0.237±0.342)	3.7~8.9 (7.2±1.2)	1.87~34.33 (10.80±6.79)	0.000~1.068 (0.142±0.247)

Values in parentheses indicate min. ~max.(mean ± SD)

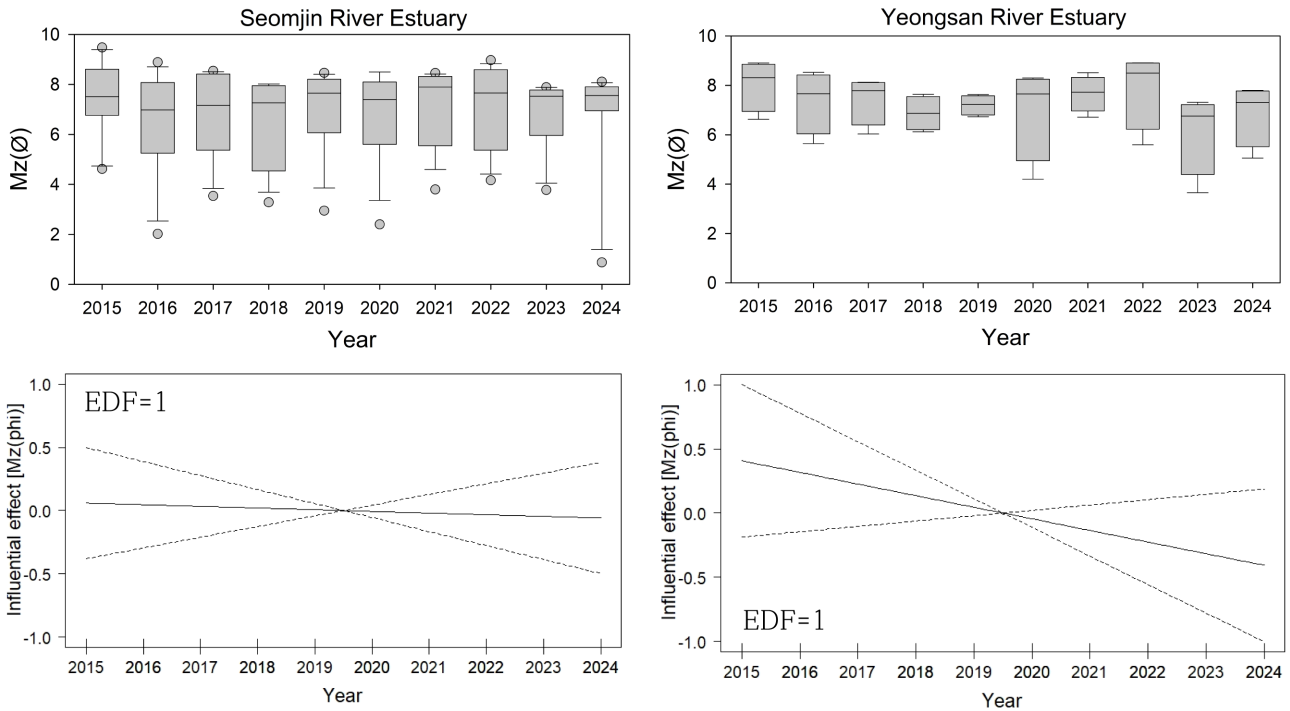


Fig. 8. Annual distributions of Mz shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

고 세립질 퇴적물은 바다 쪽으로 부유상태로 이동한다. 이러한 퇴적물의 분포와 부하량은 자연적인 하구인 경우에는 지역적인 지형 및 해류의 특성에 의해 결정되지만, 하구둑이나 항구 등 인위적 구조물이 있는 경우에는 제방에 의한 흐름이나 강우에 의한 방류량에 의해서 영향을 받는다(Douglas *et al.*[2025]). 섬진강 하구의 다양한 입도와 영산강 하구의 60 이상의 세립질 퇴적물에 집중된, 편차가 적은 입도의 분포 역시 이러한 자연하구(개방형)와 인공하구(폐쇄형)의 특징에 의한 것으로 판단된다. 영산강 하구에서 부유물질의 농도가 높은 현상 또한 상대적으로 강한 조차의 영향도 있지만 세립질 퇴적물이 우세한 공간적인 특징도 주요한 요인으로 작용한 것으로 보인다. 연도별 평균입도 변화를 정점별로 살펴보면, 섬진강 하구의 금호도 인근의 정점 10과 11에서 세립화가 나타났고, 평양항과 하구 입구에 위치한 정점 6과 19에서는 조립화 경향이 뚜렷하게 관찰되었다. 영산강 정점 1에서는 장기변화 동안 조립화 경향이 나타나는데 이는 인근 청계만에서 직접적으로 공급되는 육상 퇴적물에 의한 것으로 해석된다. 조립질 퇴적물은 근원지 인근의 고에너지 환경에서 퇴적되는 특성을 갖는데(Meng *et al.*[2023]), 인근 함평만과 탄도만은 육상에서 침식에 의해 조립질 퇴적물이 직접 하구 및 조간대로 공급되는 대표적인 지역이다. GAM 분석결과 평균입도는 섬진강 하구에서 2015년 6.90에서 2024년 6.80로 감소하였고, 감소 폭은 -0.1 ± 1.70 로 통계적으로 유의하지 않았다($p > 0.1$). 영산강 하구에서는 2015년 7.70에서 2024년 6.80로 감소하였고, 감소 폭은 -0.8 ± 0.30 로 감소하였으나 통계적으로 유의한 변화는 확인되지 않았다($p > 0.1$)(Fig. 8). 또한, 두 하구 모두

유효자유도(EDF)가 1로 나타나 비선형 변화 패턴은 관찰되지 않았으며, 선형 경향을 나타냈다(Hunsicker *et al.*[2016]; Jamar *et al.*[2025]). 본 연구에서 확인된 입도 변화는 개방형인 섬진강 하구와 폐쇄형인 영산강 하구에서 입도 다양성 및 세립화 정도의 차이는 명확하게 나타났으나, 장기변화에서의 미약한 조립화 경향은 단정 짓기 어렵다.

3.2.2 화학적산소요구량

섬진강 하구에서 COD 함량은 1.75~40.63 mg/g(14.59±7.52 mg/g), 영산강 하구에서는 1.87~34.33 mg/g(10.80±6.79 mg/g)으로, 섬진강 하구에서 평균 3.79 mg/g이 높은 함량을 보였다(Table 4; Fig. 9). COD의 연도별 변화를 보면, 섬진강 하구는 2015년과 2020년에 정점 간 편차가 크지 않았으나, 2021년 평균 함량이 25.26 mg/g으로 나타났다. 또한, 영산강 하구에서 2021년 평균 함량이 26.93 mg/g으로 크게 증가하는 경향을 보였다. 일반적으로 퇴적물 내 유기물 함량 변화는 입자 크기, 유기물 유입량, 미생물 활성도, 수층의 산소 상태, 수온 및 수소이온농도, 수리역학적 조건, 오염원 등 다양한 요인의 복합작용에 의해 조절된다(Foster *et al.*[2019]; Cheng *et al.*[2024]; Chen *et al.*[2025]). 2021년 두 하구에서 퇴적물 COD 함량이 높게 나타난 주요 원인은 2020년의 담수 유입량이 최근 10년 중 가장 많아 다량의 유입물이 퇴적물에 축적되었기 때문이다. 특히 퇴적물 채취가 2월에 이루어져 저온 환경에서 유기물의 분해가 충분히 진행되지 않았기 때문에 퇴적물 COD 함량이 높게 유지된 것으로 해석된다. GAM 분석결과 퇴적물 COD 함량은 섬진강 하

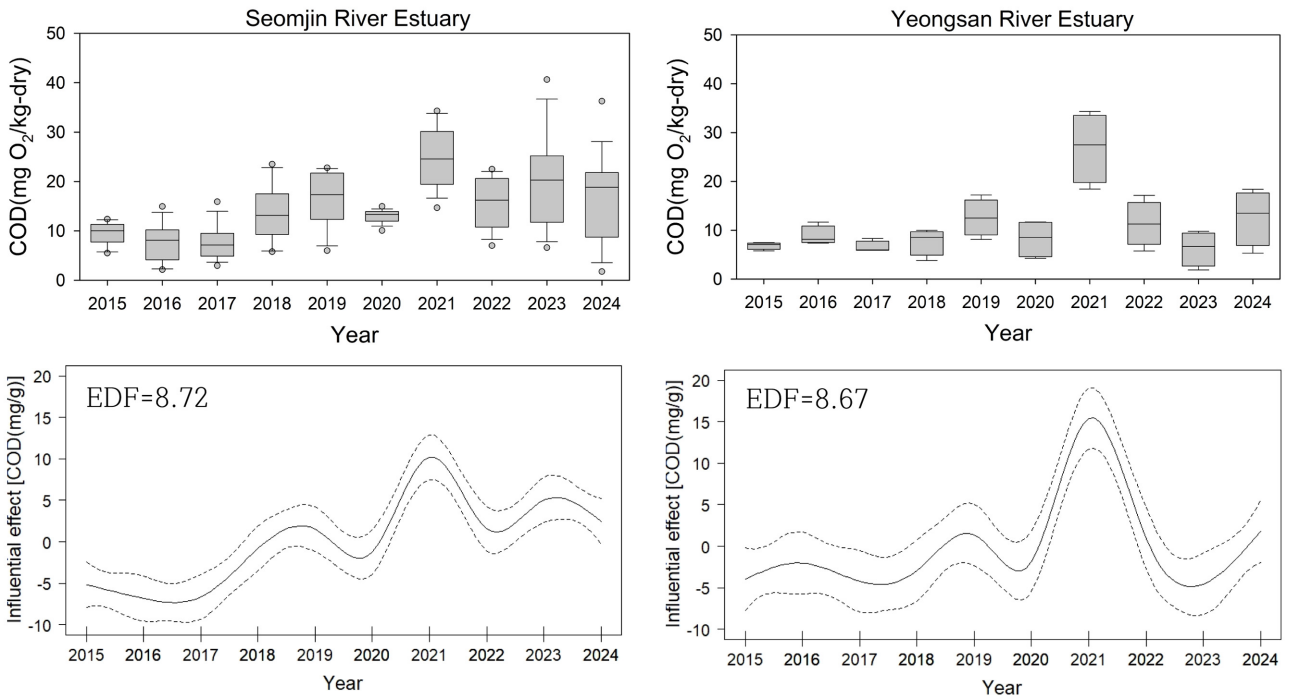


Fig. 9. Annual distributions of COD shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

구에서 2015년 9.40 mg/g에서 2024년 17.14 mg/g으로 증가하였고, 증가 폭은 7.74 ± 7.55 mg/g로 통계적으로 유의하였다($p < 0.001$). 영산강 하구에서 2015년 6.93 mg/g에서 2024년 12.54 mg/g으로 크게 증가하였고, 증가 폭은 5.62 ± 6.88 mg/g으로 통계적으로 유의

하였다($p < 0.001$)(Fig. 9). 즉, 섬진강 하구에서는 COD 함량의 장기적 상승이 확인되었고, 영산강 하구에서는 유사한 변동 패턴을 보였으나 증가 폭은 상대적으로 제한적이었다.

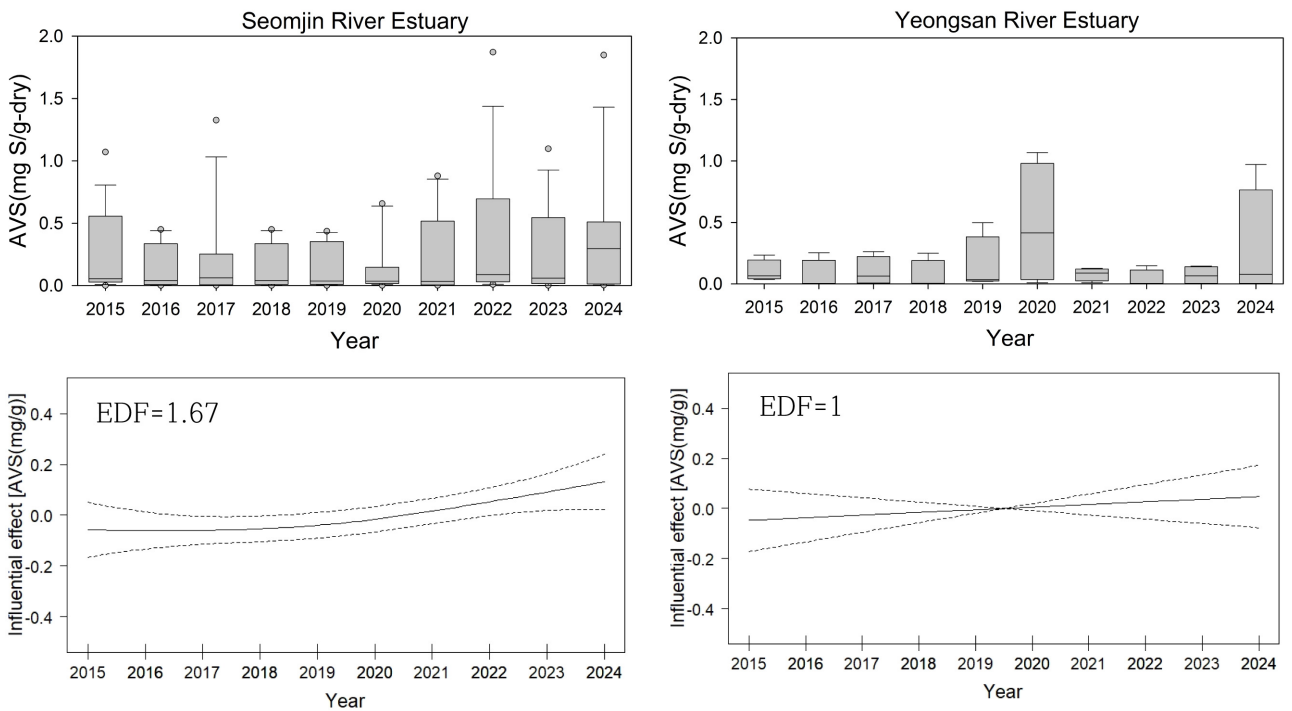


Fig. 10. Annual distributions of AVS shown as boxplots (top) and GAM (generalized additive model) trends (bottom) in the Seomjin river (left) and Yeongsan river (right) estuaries from 2015 to 2024.

3.2.3 산취발성황화물

섬진강 하구에서 AVS 함량은 0.000~1.871 mg/g(0.237±0.342 mg/g), 영산강 하구에서는 0.000~1.068 mg/g(0.142±0.247 mg/g)로, 섬진강 하구에서 평균 0.095 mg/g이 높은 함량을 보였다(Table 4; Fig. 10). AVS 함량은 일반적으로 세립질 퇴적물과 유기물 함량이 높은 무산소 환경에서 증가하며, 유기물 분해와 황산염의 산화·환원 속도에 따라 변동된다(Jingchun *et al.*[2010]; Hall *et al.*[2022]). 연도별 그리고 정점별 변화를 보면, 섬진강 하구는 대부분 0.2 mg/g 이하의 함량을 유지하였으나, 정점 4에서 지속적으로 높은 함량이 관측되었고, 연간 변동 폭이 크게 나타났다. 영산강 하구는 하구둑 인근 정점 2에서 상대적으로 높은 함량이 관찰된 반면, 하구 외측 해역에서는 전반적으로 낮은 수준을 유지하였다. AVS 함량의 차이는 각 하구의 수리·퇴적학적 특성이 반영된 결과로 해석된다. GAM 분석결과 AVS 함량은 섬진강 하구에서 2015년 0.183 mg/g에서 2024년 0.371 mg/g으로 크게 증가하였고, 증가 폭은 0.188±0.343 mg/g으로 유의한 증가 경향이 확인되었다(p<0.05). 이에 반해 영산강 하구는 2015년 0.095 mg/g에서 2024년 0.190 mg/g으로 증가하였으나, 증가 폭은 0.095±0.250 mg/g으로 통계적으로 유의하지 않았으며, 비선형적 변화 패턴도 관찰되지 않았다(p>0.1)(Fig. 10).

3.3 공간변화

Murphy *et al.* [2019]에 따르면, 높은 p-value를 활용하는 접근법은 유의미한 수준에 도달할 때까지 기다리기보다는 변화가 시작될 가능성이 있는 시점을 조기에 탐지하고 이를 바탕으로 심층적 분석을 유도하는 데에 유용하다고 제안하였다. 따라서 정점수가 많은 수질 데이터를 대상으로 통계적 검정을 수행한 결과를 세 가지 수준으로 구분하여 해석하였다. 완화된 유의 수준은 p < 0.05를 ‘통계적으로 유의’, 0.05 < p < 0.25는 ‘변화 가능성 존재’, p > 0.25는 ‘무의의’로 간주하였으며, 각 항목의 증가 또는 감소 경향은 추세선을 통해 파악하였다.

수질 COD는 두 하구에서 모두 증가하는 모습이 관찰되었고, 특히 담수의 영향이 제한적인 외측에서 증가 폭이 내측보다 두드러졌다. DIN은 섬진강 하구에서 태인도 인근에서 증가하는 경향이 관찰되었는데, 이는 담수와 해수의 혼합이 활발하게 일어나는 지역이다. 반면, 영산강 하구는 내측과 외측 대부분의 정점에서 증가하는 경향을 나타내었다. DIP는 섬진강 하구에서 모두 유의한 경향을 보이지 않았고, 영산강 하구에서는 하구둑 인근 정점을 제외하고는 모두 증가하는 경향을 보였다. Chl-a는 섬진강 하구에서 거의 대부분 유의하지 않았고, 영산강 하구에서는 영암, 금호 방조제 인근 정

Table 5. Spatial distribution of estimated water quality factors (COD, DIN, DIP, chlorophyll-a, SPM) at each point in the Seomjin and Yeongsan river estuaries (2015–2024)

St.	Seomjin River Estuary					Yeongsan River Estuary				
	COD (mg/L)	DIN (µg/L)	DIP (µg/L)	Chl-a (µg/L)	SPM (mg/L)	COD (mg/L)	DIN (µg/L)	DIP (µg/L)	Chl-a (µg/L)	SPM (mg/L)
1	0.50*	13.4	-2.9	1.1	-0.6	0.61**	115.9*	6.8*	-1.8	13.2*
2	0.61**	14.7	-2.1	1.4	1.2	-0.06	-21.3*	15.1**	-1.9	0.3
3	0.96**	32.0	-2.4	0.0	1.2	0.37*	111.8**	8.4**	-1.8*	8.7
4	0.17*	13.3	-4.1	-0.4	-6.7**	0.13	191.1*	6.1*	-0.4	5.9
5	1.08*	21.9	-4.5	0.3	9.4**	0.01	96.7*	7.1*	-2.0*	8.8
6	0.92**	10.5	-4.5	0.7	2.1	0.32	274.7*	7.7	0.1	-0.4
7	0.24**	19.3	-2.6	-0.1	1.3	-0.36	9.4*	12.8**	-3.5*	-1.8
8	0.56*	15.2	-0.8	0.2	4.9*	0.08	92.8*	9.9*	-1.0	7.7*
9	0.96**	0.5	-3.7	1.5	3.9*	0.65**	164.6**	8.3**	-0.8	5.4
10	0.50*	45.4	-0.2	0.9	-0.8	0.07	153.8**	9.5*	-2.4*	4.2
11	0.79*	14.7	-2.8	1.3	4.1*	-0.07	100.4*	8.1*	-2.7*	6.4
12	0.55*	45.0	-3.0	1.2	2.0					
13	0.57*	25.9	1.6	0.5	-5.5*					
14	0.96**	46.6	-1.1	0.4	9.8**					
15	0.80**	28.9	-1.1	0.5	0.7					
16	-0.36	99.2	1.3	-2.3	-0.5					
17	-0.06	-76.6	3.6	-3.1	-1.5					
18	0.19	39.5	4.4	-2.2	0.5					
19	-0.08	152.9	4.5	-2.6	-1.3					
20	0.05	103.6	3.7	-4.2*	-0.9					
21	0.06	31.1	2.6	-2.3	-1.3					
22	0.09	171.7*	4.5	-2.6	-3.7*					
23	0.10	156.3*	1.6	-1.6	-1.2					
24	-0.01	159.0*	2.5	-1.3	5.1*					
25	0.32	186.3**	4.6	-1.1	-1.0					

** : p<0.05, * : 0.05<p<0.25

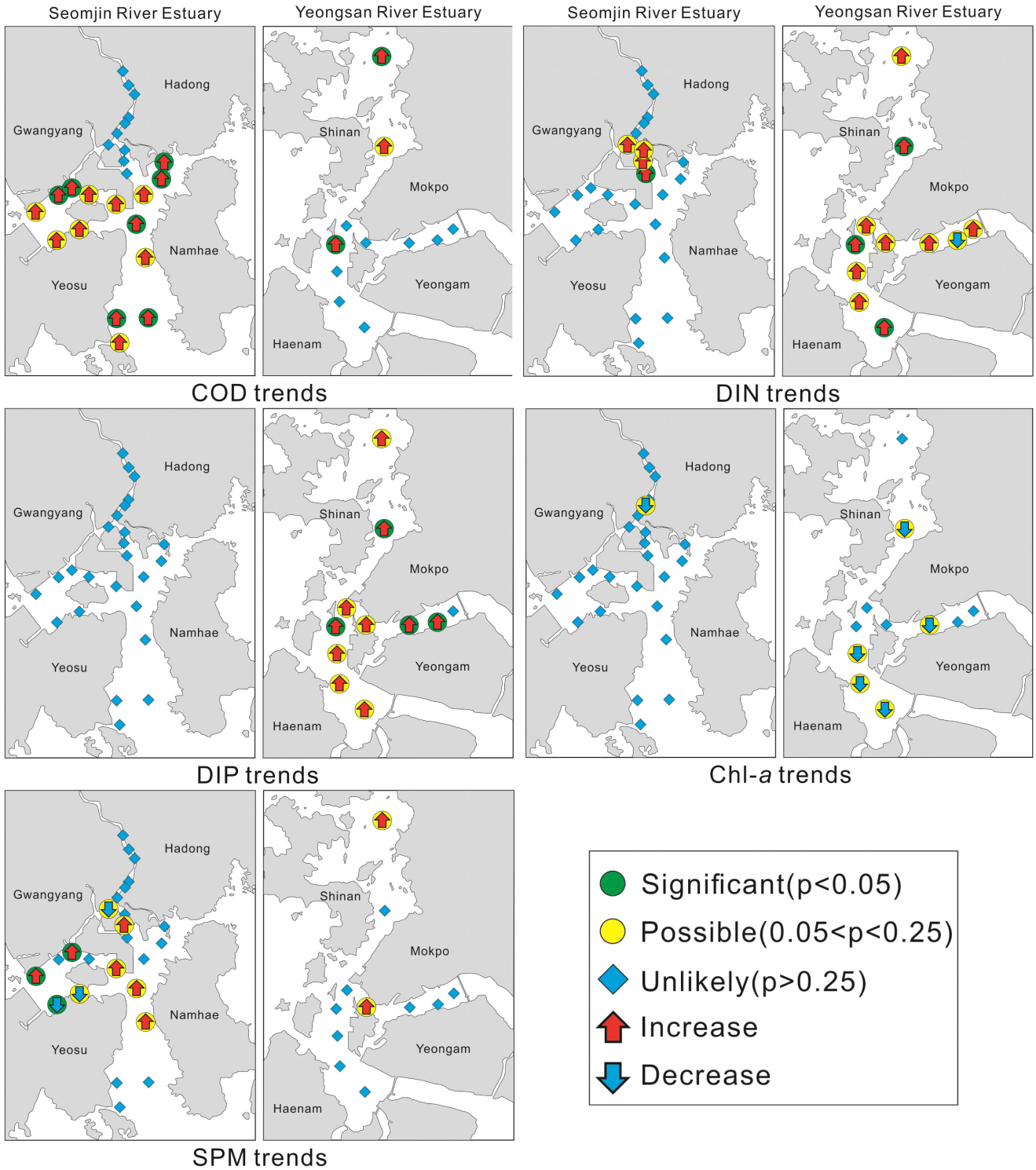


Fig. 11. Spatio-temporal distributions in water quality parameters (COD, DIN, DIP, Chl-a, and SPM) at the Seomjin and Yeongsan River Estuaries from 2015 to 2024. Circles indicate trend direction (↑ increase, ↓ decrease) and statistical significance (green: $p < 0.05$; yellow: $0.05 < p < 0.25$; blue: $p > 0.25$).

점에서 낮아지는 모습이 관찰되었다. SPM은 섬진강 하구 외측 광양만 인근 정점에서 대부분 상승했고, 영산강 하구에서는 대부분이 유의한 경향을 보이지 않았다(Table 5; Fig. 11). 섬진강 하구에서는 DIN과 DIP가 공간적인 변화가 명확하게 나타나지 않았으나, COD,

SPM은 하구 내측과 외측의 차이가 구분되었다. 그러나 영산강 하구역은 내측과 외측의 차이가 거의 나타나지 않았으며, 수리적 격리가 약한 하나의 수괴로 움직이는 특성이 확인되었다.

4. 결 론

본 연구는 2015년부터 2024년까지 최근 10년간 해양측정망 자료를 활용하여, 개방형 하구(섬진강)와 폐쇄형 하구(영산강)의 수질과 퇴적물 환경 변화를 장기적으로 비교하였다. 그 결과 두 하구는 공통적으로 염분 감소와 COD, DIN의 증가 경향을 보였다. 그러나 개방형인 섬진강은 강우와 태풍 등과 같은 기상조건에 민감하게 반응하여 단기 변동성이 크게 나타났고, 폐쇄형인 영산강은 하구둑 방류 운영이 수질 변화를 좌우하는 주요 요인으로 작용하는 것으로 파악되었다. DIP는 섬진강에서 뚜렷한 장기 추세가 없었지만, 영산강에서는 점진적 증가가 관찰되어 부유물질 재부유에 따른 인 용출과 연관된 것으로 해석된다. 엽록소-a는 두 하구 모두에서 장기적으로 감소하였으나, 섬진강에서는 2020년 태풍 이후 단기적 bloom과 DIP 고갈이 동반되어 극한 기상 사건 후 단기적 영양염 소모 메커니즘이 드러났다. 한편, SPM은 영산강이 섬진강보다 전반적으로 높고 변동성이 커 조석 혼합과 재부유의 영향을 강하게 반영하고 있는 것으로 확인되었다.

퇴적환경에서는 두 하구 모두 세립질 퇴적물이 우세하나, 섬진강은 COD와 AVS가 점진적으로 증가하여 유기물의 부하와 저산소 조건들의 영향 가능성을 나타내었다. 반면, 영산강은 뚜렷한 장기변화가 관찰되지 않았는데, 이는 수문의 존재와 간헐적 방류에 따른 특수성이 반영된 결과로 판단된다.

이러한 결과를 바탕으로 살펴보면 개방형 하구인 섬진강 하구는 강우(유량)·태풍 등 기상조건에 따라 수질 및 퇴적물이 큰 변동성을 보였고, 폐쇄형 하구인 영산강 하구는 방류 운영이 시·공간적인 수질 패턴을 좌우하는 요인으로 작용하였다. 이는 하구 유형에 따라 기상(장마·태풍 등)과 수문 운영에 기반한 차별화된 관리 전략이 필요함을 시사한다. 특히 폐쇄형 하구의 경우 외부유입이 제한적인 상황에서 인위적 방류의 영향이 직접적으로 수역 환경에 반영되므로, 체류시간·조석·풍향·탁도 등 다양한 요인을 통합한 정량적 예측 모델의 도입이 필요할 것으로 보인다. 본 연구에서 확인된 하구별 수질 및 퇴적환경 특성은 향후 하구관리 모델 설계의 기초 자료로 활용될 수 있을 것이다.

후 기

본 연구는 2025년 해양환경측정망 자료 활용 논문 공모전의 지원을 받아 수행되었습니다. 또한, 본 연구에서 사용한 해양환경 자료를 제공해 준 해양환경공단(KOEM)에 깊이 감사드립니다.

References

- [1] Abbate, M.C.L., Molinero, J.C., Guinder, V.A., Perillo, G.M.E., Freije, R.H., Sommer, U., Spetter, C.V., and Marcovecchio, J.E., 2017, Time-varying environmental control of phytoplankton in a changing estuarine system, *Sci. Total Environ.*, 609, 1390-1400.
- [2] Bang, K.Y., Kim, T.I., Song, Y.S., Lee, J.H., Kim, S.W., Cho, J.G., Kim, J.W., Woo, S.B., and Oh, J.K., 2013, Numerical modeling of sediment transport during the 2011 summer flood in the Youngsan River Estuary, Korea, *J. Korean Soc. Coast. Ocean Eng.*, 25(2), 76-93.
- [3] Buzzelli, C., Wan, Y., Doering, P.H., and Boyer, J.N., 2013, Seasonal dissolved inorganic nitrogen and phosphorus budgets for two sub-tropical estuaries in south Florida, USA, *Biogeosciences*, 10, 6721-6736.
- [4] Chen, S., Lou, S., Yang, Z., Zhang, Z., Liu, S., and Fedorova, I.V., 2025, Tidal dynamics and seasonal hydrological variations influencing organic carbon distribution in the Yangtze River Estuary, *Mar. Environ. Res.*, 207, 107057.
- [5] Cheng, S., Meng, F., Wang, Y., Zhang, J., and Zhang, L., 2024, The potential linkage between sediment oxygen demand and microbes and its contribution to the dissolved oxygen depletion in the Gan River, *Front. Microbiol.*, 15, 1413447.
- [6] Cho, Y.G., and Park, K.Y., 1998, Heavy metals in surface sediments of the Youngsan estuary, west coast of Korea, *J. Korean Environ. Sci. Soc.*, 7(4), 549-557.
- [7] Cloern, J.E., Abreu, P.C., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., Greening, H., Johansson, J.O.R., Kahru, M., and Sherwood, E.T., 2016, Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems, *Glob. Change Biol.*, 22(2), 513-529.
- [8] Cox, T.J.S., Soetaert, K., and Meire, P., 2019, Critical transitions in suspended sediment dynamics in a temperate estuary, *Sci. Rep.*, 9, 12235.
- [9] Douglas, A.R., Montagna, P.A., and Dellapenna, T., 2025, Influence of inflows on estuary sediments, *Estuaries of the World*, 173-190.
- [10] Foster, S.Q., and Fulweiler, R.W., 2019, Estuarine sediments exhibit dynamic and variable biogeochemical responses to hypoxia, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 124(4), 737-758.
- [11] Gao, X., Song, J., Li, N., and Li, X., 2007, Spatial distribution and diurnal variation of chemical oxygen demand at the beginning of the rainy season in the Changjiang (Yangtze) River Estuary, *Chin. J. Oceanol. Limnol.*, 25(3), 254-260.
- [12] Hall, L.W., and Anderson, R.D., 2022, Historical global review of acid-volatile sulfide sediment monitoring data, *Soil Syst.*, 6(3), 71.
- [13] Harding, L.W., Mallonee, M.E., Perry, E.S., Miller, W.D., Adolf, J.E., Gallegos, C.L., and Pearl, H.W., 2019, Long-term trends, current status, and transitions of water quality in Chesapeake Bay, *Sci. Rep.*, 9, 6709.
- [14] Harjung, A., Ejarque, E., Batin, T., Butturini, A., Sabater, F., Stadler, M., and Schelker, J., 2019, Experimental evidence reveals impact of drought periods on dissolved organic matter quality and ecosystem metabolism in subalpine streams, *Limnol. Oceanogr.*, 64, 46-60.
- [15] Hunsicker, M.E., Kappel, C.V., Selkoe, K.A., Halpern, B.S.,

- Scarborough, C., Mease, L., and Amrhein, A., 2016, Characterizing driver-response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management, *Ecol. Appl.*, 26(3), 651-663.
- [16] Jamar, C., Reynes-Cardona, A., Vanaverbeke, J., Lefaible, N., Moens, T., Degraer, S., and Braeckman, U., 2025, Decadal trends in macrobenthic communities in offshore wind farms: Disentangling turbine and climate effects, *J. Sea Res.*, 203, 102557.
- [17] Jeong, Y.H., Kim, Y.T., Chae, Y.Z., Rhee, C.W., Ko, K.R., Kim, S.Y., Jeong, J.Y., and Yang, J.S., 2005, Analysis of long-term monitoring data from the Geum River Estuary, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 10(3), 139-144.
- [18] Jiang, S., Muller, M., Jin, J., Wu, Y., Zhu, K., Zhang, G., Mujahid, A., Rixen, T., Muhamad, M.F., Sia, E.S.A., Jang, F.H.A., and Zhang, J., 2019, Dissolved inorganic nitrogen in a tropical estuary in Malaysia: Transport and transformation, *Biogeosciences*, 16, 2821-2836.
- [19] Jingchun, L., Chongling, Y., Spencer, K.L., Ruifeng, Z., and Haoliang, L., 2010, The distribution of acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metals in sediments from a mangrove forest and adjacent mudflat in Zhangjiang Estuary, China, *Mar. Pollut. Bull.*, 60(8), 1209-1216.
- [20] Kim, D.H., and Ryu, H.H., 2003, Water quality in Mokpo coastal area after a strong rainfall, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Eng.*, 6(2), 28-37.
- [21] Kim, J.K., Kwak, G.I., and Jeong, J.H., 2008, Three-dimensional mixing characteristics in Seomjin River Estuary, *J. Korean Soc.*, 11(3), 164-174.
- [22] Kim, S.Y. and Lee, B.K., 2009, The distribution and behaviors of suspended matters in Seomjin River Estuary-Compared with rainy and wet season-. *J. Korean Soc. Water Qual.*, 25, 935-942.
- [23] Kim, Y.G., Lee, M.S., and Chang, J.H., 2019, Changes of sedimentary environment in the tidal flat of the dammed Yeongsan River Estuary, southwest coast of Korea, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Saf.*, 25(6), 687-697.
- [24] Kwon, K.Y., Moon, C.H., and Yang, H.S., 2001, Behavior of nutrients along the salinity gradients in the Seomjin River Estuary, *J. Korean Fish. Soc.*, 34(3), 199-206.
- [25] Kwon, K.Y., Moon, C.H., Kang, C.K., and Kim, Y.N., 2002, Distribution of particulate organic matters along the salinity gradients in the Seomjin River Estuary, *Korean J. Fish. Aquat. Sci.*, 35(1), 86-96.
- [26] Kwon, K.Y., Moon, C.H., Lee, J.S., Yang, S.R., Park, M.O., and Lee, P.Y., 2004, Estuarine behavior and flux of nutrients in the Seomjin River Estuary, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 9(4), 153-163.
- [27] Lee, B.K., Lee, S.W., and Kim, S.Y., 2011, The change of suspended sediment concentration in the Seomjin River Estuary during fall and winter months, *J. Korean Soc. Water Qual.*, 27(4), 542-550.
- [28] Lee, J.H., and Park, M.O., 2016, The variability of CDOM along the salinity gradients of the Seomjin River Estuary during dry and wet seasons, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Saf.*, 22(4), 362-371.
- [29] Lim, H.S., and Seo, C.H., 2011, Structure change of macrozoobenthic community after 10 years in Youngsan River Estuarine Bay, southwest coast of Korea, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 16(4), 254-267.
- [30] Liu, C., Hu, Y., Sun, F., Ma, L., Wang, W., Luo, B., Wang, Y., and Zhang, H., 2023, Quantitative analysis of driving factors of water quality: Variations in the Minjiang River in southwestern China, *Water*, 15, 3299.
- [31] Liu, X., Wang, Y., Zhang, Q., and Li, Y., 2022, Long-term variations in water discharge and sediment load of the Pearl River Estuary: Implications for sustainable development of the Greater Bay Area, *Front. Mar. Sci.*, 9, 983517.
- [32] Ma, C., Zhao, J., and Zhang, G., 2025, Decoding the drivers of variability in chlorophyll-a concentrations in the Pearl River Estuary: Intra-annual and inter-annual analyses of environmental influences, *Environ. Res.*, 268, 120783.
- [33] Meng, L., Wang, L., Zhao, J., Zhan, C., Liu, X., Cui, B., Zeng, L., and Wang, Q., 2023, End-member characteristics of sediment grain size in modern Yellow River delta sediments and its environmental significance, *Front. Mar. Sci.*, 10, 1141187.
- [34] Middelburg, J.J., and Nieuwenhuize, J., 2000, Uptake of dissolved inorganic nitrogen in turbid, tidal estuaries, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 192, 79-88.
- [35] Moradkhani, H., 2024, Dynamic disparities in inorganic nitrogen and phosphorus fluxes into estuarine systems under different flow regimes and streamflow droughts, *Water Res.*, 264, 122238.
- [36] Murphy, R.R., Perry, E., Harcum, J., and Keisman, J., 2019, A generalized additive model approach to evaluating water quality: Chesapeake Bay case study, *Environ. Model. Softw.*, 118, 1-13.
- [37] Park, H.B., Kang, K.R., Lee, G.H., and Shin, H.J., 2012, Distribution of salinity and temperature due to the freshwater discharge in the Yeongsan Estuary in the summer of 2010, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 17(3), 139-148.
- [38] Park, L.H., Cho, Y.K., Cho, C., Sun, Y.J., and Park, K.Y., 2001, Hydrography and circulation in the Youngsan River Estuary in summer, 2000, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 6(4), 218-224.
- [39] Park, M.O., Kim, S.S., Kim, S.G., Kwon, J.N., Lee, S.M., and Lee, Y.W., 2012, Factors controlling temporal-spatial variations of marine environment in the Seomjin River Estuary through 25-hour continuous monitoring, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Eng.*, 15(40), 314-322.
- [40] Park, M.O., Lee, J.S., Kim, S.S., Kim, S.G., Lee, S.M., and Lee, Y.Y., 2014, Variations of dissolved inorganic nutrient flux through the Seomjin River Estuary, *J. Environ. Sci. Int.*, 23(6), 1049-1060.
- [41] Park, S.H., Lee, J.Y., Choi, J.U., Heo, N.W., and An, S.M., 2016, Study on the long-term changes in water quality and benthic ecology and evaluation on effect of the barrage in Nakdong River Estuary, *J. Wetl. Res.*, 18(1), 58-67.
- [42] Park, S.J., and Sin, Y.S., 2022, Characteristics of water quality

- and chlorophyll-a in the seawater zone of the Yeongsan River Estuary: Long-term (2009–2018) data analysis, *Ocean Polar Res.*, 44(1), 13-27.
- [43] Prastka, K., Sanders, R., and Jickells, T., 1998, Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time? Results of a Kd study, *Mar. Pollut. Bull.*, 36(9), 718-728.
- [44] Rabby, S.H., Rahimi, L., Ahmadisharaf, E., Ye, M., Garwood, J.A., Bourque, E.S., Wu, M.L., Hong, Y.G., Yin, J.P., Dong, J.D., and Wang, Y.S., 2016, Evolution of the sink and source of dissolved inorganic nitrogen with salinity as a tracer during summer in the Pearl River Estuary, *Sci. Rep.*, 6, 36638.
- [45] Richardson, K., Paytan, A., and Barnard, P., 2023, Paired synoptic and long-term monitoring datasets reveal decadal shifts in suspended sediment supply and particulate organic matter sources in a river–estuarine system, *Estuaries Coasts*, 46, 123-140.
- [46] Shen, Z., Zhou, S., and Pei, S., 2008, Transfer and transport of phosphorus and silica in the turbidity maximum zone of the Changjiang estuary, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 78(3), 481-492.
- [47] Shi, M., Zhong, X., Lv, Z., Wu, W., Liu, J., Song, Z., and Ran, X., 2025, Tracking phosphorus dynamics in the Changjiang Estuary: Causes and implications, *J. Environ. Sci.*, 4465.
- [48] Wang, S., Vogt, R.D., Carstensen, J., Lin, Y., Feng, J., and Lu, X., 2022, Riverine flux of dissolved phosphorus to the coastal sea may be overestimated, especially in estuaries of gated rivers: Implications of phosphorus adsorption/desorption on suspended sediments, *Chemosphere*, 287(3), 132206.
- [49] Wetz, M.S., Hutchinson, E.A., Lunetta, R.S., Paerl, H.W., and Taylor, J.C., 2011, Severe droughts reduce estuarine primary productivity with cascading effects on higher trophic levels, *Limnol. Oceanogr.*, 56(2), 627-638.
- [50] Wood, S.N., 2017, *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd ed.), Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.
- [51] Xu, J., Jin, G., Mo, Y., Tang, H., and Li, L., 2020, Assessing anthropogenic impacts on chemical and biochemical oxygen demand in different spatial scales with Bayesian networks, *Water*, 12, 246.
- [52] Yang, F.X., *et al.*, 2014, Distribution characteristics of COD and DO and its influencing factors in the Daliaohe Estuary, *Environ. Monit. Assess.*, 35(10), 3748-3754.
- [53] Zhang, M., Yu, D., Yu, Y., Yan, R., Li, Y., Gong, W., and Xiao, K., 2024, Drought reduces nitrogen supply and N₂O emission in coastal bays, *Water Res.*, 266, 122362.
- [54] Zhang, Q., Fisher, T.R., Trentacoste, E.M., Buchanan, C., Gustafson, A.B., Karrh, R., Murphy, R.R., Keisman, J., Wu, C., Tian, R., Testa, J.M., and Tango, P.J., 2021, Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay: Development of an empirical approach for water-quality management, *Water Res.*, 188, 116407.
- [55] Zhang, X., Gao, S., Ji, X., Zhu, X., Zheng, J., and Guo, S., 2024, Impact of typhoons on the ecological environment of the Pearl River Estuary in the summer of 2021—A study of an algal bloom event, *Front. Mar. Sci.*, 11, 1395804.

Received 10 September 2025

Revised 9 January 2026

Accepted 30 January 2026