Check for updates

한국해양환경·에너지학회지
J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy
Vol. 28, No. 4, 221-236, November 2025

https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2025.28.4.221
ISSN 2288-0089(Print) / ISSN 2288-081X(Online)

Original Article

마산만 수질 관리 시나리오 모의와 효율적 부하 저감 방안 제시

박성식[1] · 김영윤[2] · 이원제[3] · 이성진[4] · 김경회[5,†]
[1]국립부경대학교 해양산업개발연구소 박사후연구원
[2]해양생태기술연구소 R&D총괄본부 본부장
[3]경남대학교 환경에너지공학과 교수
[4]해양수산부 마산만 특별관리해역 민관산학협의회 사무국장
[5]국립부경대학교 해양공학과 교수

Modeling Scenarios of Phosphorus and COD in Masan Bay: Implications for Efficient Load Reduction Strategies

Seongsik Park[1], Young Ryun Kim[2], Won Je Lee[3], Sung-Jin Lee[4], and Kyunghoi Kim[5,†]

[1]Ph.D Researcher, Research Center for Ocean lndustrial Development, Pukyong National University, Busan 48513, Korea
[2]General R&D Project Manager, Marine Eco-technology Institute, Busan 48520, Korea
[3]Professor, Department of Environment and Energy Engineering, Kyungnam University, Changwon 51767, Korea
[4]Secretary General, Community Advisory Council for Masan Bay, Ministry of Oceans and Fisheries, Changwon 51767, Korea
[5]Professor, Department of Ocean Engineering, Pukyong National University, Busan 48513, Korea

요 약

마산만은 반폐쇄성 내만으로, 외부 하천 부하와 내부 퇴적물 부하가 복합적으로 작용하여 매년 여름철 수질 오염 문제가 지속되고 있다. 본 연구에서는 (1) 유동 모델로 마산만의 수온과 유동을 재현하고, (2) 인(phosphorus) 순환 박스 모델로 인의 시·공간적 변화를 모의하며, (3) 기계학습 모형으로 화학적산소요구량(COD) 농도를 예측·재현하였다. 모델은 최근 7년(2018–2024) 중 강수량이 가장 적었던 2022년과 가장 많았던 2023년을 대상으로 구축·검증되었으며, TP(total phosphorus)와 COD의 계절 변동성을 관측값과 비교해 높은 설명력을 확보하였다. 부하 삭감 모의 결과, TP는 목표 수질(0.031 mg/L)을 대체로 충족하였으나, COD는 목표 수질(2.10 mg/L) 달성이 현실적으로 어려운 것으로 나타났다. 특히 8~9월에는 강우와 내부 기작 영향으로 목표 초과폭이 커, 계절별 차등 목표 설정이 필요함을 확인하였다. 또한, 하수처리장 부하 저감만으로는 마산만 내측 수질 개선 효과가 제한적이었으며, 내측 해역 퇴적물 부하 저감이 TP와 COD 개선에 가장 효과적인 것으로 나타났다. 다만, 향후에는 모델 입력값을 보다 세밀하게 반영하고, 장기간 자료를 활용하여 계절 및 연간 변동성을 보다 정밀하게 검증할 필요가 있다. 본 연구는 마산만의 수질 관리에 있어 외부·내부 부하 동시 관리의 필요성과 계절별 목표치 설정의 타당성을 제시하며, 향후 효율적 오염 저감 전략 수립을 위한 기초자료를 제공한다.

Abstract – Masan Bay is a semi-enclosed coastal embayment where external riverine loads and internal sediment loads interact, leading to recurring water quality problems each summer. In this study, (1) a hydrodynamic model was applied to reproduce the ocean circulation and temperature of Masan Bay, (2) a phosphorus circulation box model was used to simulate the spatiotemporal variation of phosphorus, and (3) a machine learning model was employed to predict and reproduce COD concentrations. The model was developed and validated for 2022, the driest year (1,050 mm of rainfall), and 2023, the wettest year (2,161 mm) during the past seven years (2018–2024). Comparison with observations demonstrated that the model successfully captured the seasonal variability of total phosphorus (TP) and COD. Scenario simulations showed that TP largely satisfied the target concentration (0.031 mg/L), whereas COD failed to meet the target (2.10 mg/L) under realistic conditions. In particular, exceedance of COD was pronounced during August–September due to high rainfall and internal processes, indicating the neces-

†Corresponding author: hoikim@pknu.ac.kr

sity of differentiated seasonal targets. Furthermore, reducing wastewater treatment plant loads alone had limited effects on improving water quality in the inner bay, while sediment load reduction within the inner bay was most effective in lowering TP and COD. This study highlights the importance of simultaneously managing both external and internal loads and supports the feasibility of season-specific targets, providing a scientific basis for designing more effective water quality management strategies in Masan Bay.

Keywords: Princeton Ocean Model(프린스턴 해양 모델), Ecological Model(생태계 모델), Marine Environmental Monitoring System(해양환경측정망), Environmental Management Sea Areas(환경관리해역), Total Pollutant Load Management System(연안오염총량관리제)

1. 서 론

마산만은 반폐쇄성 내만으로서 도시화·산업화에 따른 영양염 및 유기물 유입이 장기간 누적되어 왔으며, 이로 인한 부영양화와 여름철 빈산소수괴 발생 위험이 상존한다. 이러한 취약성 때문에 마산만은 연안오염총량관리제 하의 특별관리해역으로 지정되어 관리되고 있다. 현행 마산만 제4차 연안오염총량관리제에서는 5월과 8월의 표·저층 관측값 기하평균으로 목표 수질을 산정하며, 인(phosphorus)과 화학적산소요구량(COD)을 핵심 관리지표로 활용한다(MOF[2023]). 그러나 현재 마산만의 목표 수질 관리 기준은 전 해역과 전 계절에 동일한 값(TP, 0.031 mg/L; COD, 2.10 mg/L)이 적용되고 있어, 계절적·공간적 수질 변동성이 충분히 반영되지 못하고 있다. 이러한 한계는 특히 여름철 강수 집중기에 목표 수질 달성 가능성을 떨어뜨리고, 관리 효율성을 저하시킬 수 있다.

마산만 수질 관리는 두 가지 구조적 난제를 동시에 다룬다. 첫째, 외부부하의 계절적 가변성이다. 장마·국지호우가 집중되는 여름에는 하천 유량 및 비점부하가 급증하며, 이는 단기간에 COD 농도를 목표치 이상으로 증가시킨다. 둘째, 내부부하의 지속성이다. 퇴적물로부터의 용존무기인(DIP) 용출 및 유기물 분해, 플랑크톤 군집의 계절 동역학 등 내부 기작은 외부부하가 감소하더라도 일정 기간 수질 악화를 견인한다(Hung *et al.*[2024]). 더구나 마산만의 향류성(counter current) 잔차류(표층의 외해 유출과 저층의 만내 유입)는 지점별 부하 저감이 내측 수질에 미치는 효과를 비직관적으로 만든다(Kim *et al.*[1986]). 예를 들어, 만 입구에 위치한 덕동 하수처리장 배출 부하 저감이 만 내측의 수질 개선으로 직결될지는 불분명하며, 이에 대한 정량적인 평가를 위해서는 수치 실험이 필수적으로 요구된다. 이러한 수리·생지화학적 복합성은 단일 평균 기반 목표의 일괄적 적용이 현장의 계절·공간 변동성을 충분히 반영하지 못함을 시사한다.

국내외에서 물리–생태계 결합모델을 활용한 인·COD 동태 연구가 축적되어 왔으나, 최근에는 COD를 순환모형 내부에서 직접 산정하기보다는, 기계학습 모델을 통해 예측하려는 시도가 늘고 있다(Chen *et al.*[2025]; Higgs *et al.*[2025]; Zhao *et al.*[2025]). 이는 COD가 다양한 유기물 분획과 미생물 대사, 퇴적–재부상 과정의 상호작용에 좌우되어 '단일 방정식화'가 어렵기 때문이다. 따라서 유동–영양염 순환의 물리·생지화학적 제약을 모형으로 재현하되, COD와 같은 종합 지표는 검증된 데이터 기반 기계학습 모형으로 보완하는 하이브리드 접근이 합리적 대안이 될 수 있다.

한편, 이러한 생태계 모델 연구는 대부분 한 계절 또는 단일 연도에 국한되어 왔는데, 이는 모델 구축에 필요한 데이터 확보에 많은 시간과 비용이 소요되기 때문이다. 그러나 마산만은 연안오염총량관리의 일환으로 매년 생태계 모니터링과 하천 조사가 수행되어 다년도 자료가 축적되어 있으며, 이와 함께 해양환경공단의 해양환경측정망을 통해 분기별로 20개 정점의 표·저층 수질(수온, 염분, 영양염, COD 등 16개 항목)이 조사·공개되고 있다. 이러한 장기·다변량 자료를 활용한 수치 모의 연구는 강수량이 적었던 해와 많았던 해를 비교하여 오염 부하에 따른 수질 변동 특성과 관리 효과를 평가할 수 있을 것으로 기대된다.

본 연구는 이러한 문제의식에 따라 (1) 유동 모델을 이용해 마산만의 유동과 수온을 재현하고, (2) 인 순환 모델로 인 농도의 시·공간적 변화를 모의하며, (3) 기계학습 모형을 통해 COD 농도를 예측·재현하였다. 모델은 최근 7년(2018–2024) 가운데 강수량이 가장 적었던 2022년(1,050 mm)과 가장 많았던 2023년(2,161 mm)을 대상으로 구축·검증되었다. 이어서 구축된 모델을 활용한 (4) 부하삭감 모의를 통해 목표 수질 달성을 위한 필요 저감량과 향후 목표 수질 설정 방안을 제시하고, (5) 수질 오염이 가장 심각한 마산만 내측 수질 개선을 위한 효율적 관리 방안을 논의하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 관측자료

2.1.1 하천 유량, 수질 및 강수량

2018~2023년 매월 1~2회, 덕동과 진해 하수처리장을 포함하여 총 16개 지점의 유량, 수온 및 수질(DIP, TP)을 조사하였다(MOF[2023]). 모델상에는 7개의 하천 유입 지점(R1~7; Fig. 1)이 고려됐으며, 각 지점별 유량은 합산하였고, 수질 농도는 유량 가중 평균하였다. 각 하천 유입 지점에 포함된 하천은 다음과 같다. R1: 팔용천, 내동천, 창원천, 남천; R2: 회원천, 삼호천; R3: 월영천, 장군천, 척산천; R4: 우산천; R5: 수정천; R6: 구이천, 신이천, 여좌2가천, 진해 하수; R7: 덕동 하수. 덕동과 진해 하수처리장 배출수의 유량과 TP 농도는 각각 덕동과 진해물재생센터의 상시 모니터링 자료를 사용했으며, DIP 농도는 직접 조사하였다.

본 연구에 사용된 강수량 자료는 기상청 기상자료개방포털의 창원 정점 자료를 받아 사용하였다(KMA[2025]).

2.1.2 비점부하량

마산만 유입 비점부하량은 '마산만 특별관리해역 연안오염 총량

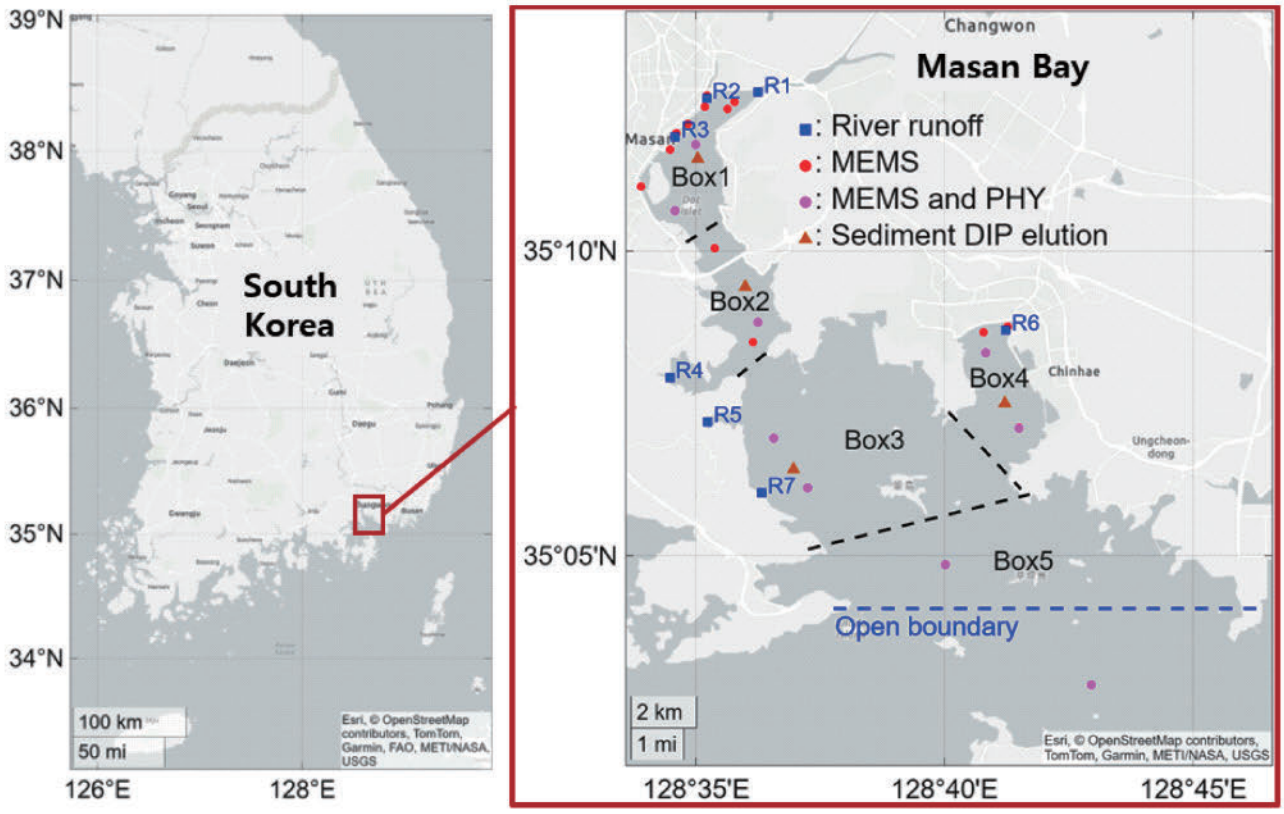

Fig. 1. Model box structure of the phosphorus cycle model in Masan Bay. River inflow points (blue squares), Marine Environmental Monitoring System (MEMS, red and pink circles), phytoplankton survey stations (pink circles), and sediment DIP elution stations (brown triangles).

관리 기술지침'의 토지계 발생부하량 산정 방법에 따라 산정하였으며, 산정 방법은 아래와 같다(MOF[2022]).

$$L_m = \sum(A_i \times U_i \times R) \quad (1)$$

$$R = 01 + 0.9 \times \frac{D_y \times P_m}{D_m} \quad (2)$$

$$P_m = \frac{\sum P_{\geq 10,m}}{\sum P_{\geq 10,y}} \quad (3)$$

여기서, L_m은 월별 토지계 발생부하량, A_i는 지목별 면적, U_i는 지목별 연평균 발생부하원단위, R는 강우배출비, D_y는 연간 일수, D_m는 월간 일수, P_m은 월유효강우량비, $\sum P_{\geq 10,m}$와 $\sum P_{\geq 10,y}$는 각각 월간 및 연간 10 mm/day 이상 강우량의 합계이다. 비점부하량은 인 순환 모델의 입력자료로 사용하였다.

2.1.3 퇴적물 DIP 용출량

퇴적물 DIP(dissolved inorganic phosphorus) 용출량 자료는 마산만 특별관리해역 연안오염총량관리 시행 연구 보고서를 참고하였다(MOF[2023]). Box5를 제외한 각 모델 박스별로 1개 정점에서 퇴적물 DIP 용출량(g/m^2·day)이 조사되었다. 조사는 스쿠버 다이빙으로 채취한 퇴적물 코어 시료를 실험실로 운반한 후, 현장 수온에서 격리 수계 실험(mesocosm)을 수행하여 시간에 따른 농도 변화율로부터 DIP 용출량을 산정하였다. Box5의 DIP 용출량은 Box4의 20% 수준으로 설정하였으며, 산정된 DIP 용출량은 선형 보간하여 인 순환 모델의 입력 자료로 활용하였다.

2.1.4 수온 및 염분

해양환경측정망 마산만 정점에서 분기별 관측된 수온 및 염분 자료는 유동 모델의 초기 조건, 개경계 조건, 그리고 모델 검증에 사용되었다(KOEM[2025]). 구체적으로, 유동 모델 개경계 수온·염분 자료로는 해양환경측정망(CTD)의 BK1321 정점(35.049°N, 128.721°E)에서 분기별·수심별 관측된 값을 spline 보간하여 사용하였다. 보간된 표층 수온은 2, 5, 8, 11월 평균 각각 7.8, 17.6, 25.6, 17.8℃로 나타났으며, 저층 수온은 각각 7.4, 14.9, 17.0, 17.9℃로 나타났다. 보간된 표층 염분은 2, 5, 8, 11월 평균 각각 34.0, 32.2, 30.1, 33.0 PSU로 나타났으며, 저층 염분은 각각 34.0, 33.7, 33.0, 33.4 PSU로 나타났다.

2.1.5 마산만 수질

마산만 표·저층 DIP 농도는 해양환경측정망 자료를 사용했으며, POP(particulate organic phosphorus) 농도는 해양환경측정망 TP 농도에서 DIP 농도를 빼서 계산하였다(KOEM[2025]). 2022년과 2023년 5월 각 모델 박스 내에서 관측된 DIP와 POP 농도의 평균

값을 인 순환 모델 초기치로 사용하였으며, 모델 개경계에 위치한 BK1321 정점(35.049°N, 128.721°E) 관측값을 선형 보간하여 개경계값으로 사용하였다. 각 모델 박스 내의 정점별 6~11월 관측값을 모델 검증에 사용하였다.

해양환경측정망에 없는 식물플랑크톤 자료는 2022년과 2023년 5월에 직접 조사하여 인 순환 모델의 초기치로 사용하였다(MOF [2023]). 조사 방법으로는, 각 모델 박스별 1~2개 정점에서 채수하여 현장에서 포르말린으로 고정한 후 실험실로 운반하여 동정 및 계수하였다. 동물플랑크톤 농도 초기치는 선행 연구 결과를 바탕으로 표층은 식물플랑크톤의 25% 수준, 저층은 50% 수준으로 설정하였다(MOF[2007]).

2.2 모델

모델 구축 및 연구 흐름은 아래 그림 Fig. 2와 같다. 우선, 다중 선형 회귀 모델과 강수량 자료를 사용하여 하천 유량의 시계열 연속값을 산출하였다. 이 하천 유량을 입력자료로 사용하여 유동 모델을 구축하여 마산만의 유동과 수온을 재현하였다. 재현된 유동, 수온, 하천 유량을 다시 입력자료로 사용하여 인 순환 모델을 구축하여 인 농도를 재현하였다. 마지막으로, 재현된 유동, 수온, 인 농도를 입력자료로 사용하여 기계학습 모델을 통해 COD를 예측·재현하였다.

2.2.1 다중 선형 회귀 모델 – 하천 연속 유량 산출

유동 모델과 인 순환 모델 구축을 위해서는 하천 유량의 시계열 연속값이 필수적으로 요구된다. 그러나, 마산만으로 유입하는 모든 하천의 연속 유량을 관측하는 것은 시간·비용적으로 어렵다. 따라서, 본 연구에서는 2018~2023년 매월 1~2회 관측된 유량을 종속변수로 하고, 유량 관측 일자로부터 과거 8일간의 일별 강수량을 독립변수로 하는 다중 선형 회귀를 바탕으로 연속 유량을 산출하였다.

$$Q_{river} = \beta + \sum_{d=0}^{7} (\alpha_d \times P_d) \quad (4)$$

여기서, Q_{river}는 하천 유량, α와 β는 회귀 계수, P는 일강수량을 의미하며, d는 하천 유량 관측 일자로부터 d일 전 자료를 의미한다. 산출된 일별 하천 유량(m^3/day)은 m^3/sec로 환산 후 모델 시간 도메인에 맞춰 선형 보간하여 유동 모델과 인 순환 모델의 입력자료로 사용하였다.

2.2.2 유동 모델(POM) – 마산만 수온/염분/유동 재현

본 연구에서는 마산만의 해수 유동 재현을 위해 3차원 유동 모델인 POM(Princeton Ocean Model)을 사용하였다(Blumberg and Mellor[1987]). POM은 표층 경계조건과 난류 혼합길이를 고려한 2차 난류 종결 모형을 적용하여 연직 동점성 및 확산계수를 계산한다(Noh *et al.*[2002]). 연직 방향으로는 sigma 좌표계를 사용하여 저층 경계를 실제 해역에 가깝게 재현할 수 있으며, 수평 방향으로는 곡선좌표계와 'Arakawa C' 격자 차분 체계를 도입하고 있다. 수평 시간 차분은 양해적, 연직 시간 차분은 음해적 차분 기법을 사용하고 있다. 연직 방향에 대한 음해적 차분을 통해 시간적 제약이 완화되고, 연직 방향에 대한 조밀한 격자 해상도를 허용한다. 수면 변화, 연직 적분 유속을 계산하는 2차원 외부모드와 유속, 수온, 염분을 계산하는 3차원 내부모드로 나뉜다. 전자인 외부모드는 CFL 조건과 외부파 속도에 기초한 짧은 시간 간격을 가지며, 이를 토대로 계산된 2차원 유속은 오차가 적어 내부모드 유속의 보정을 위한 기준치로 사용된다. 후자인 내부모드는 CFL 조건과 내부파 속도에 기초하여 긴 시간 간격을 허용하기 때문에 비용적 측면에서 효율적인 계산

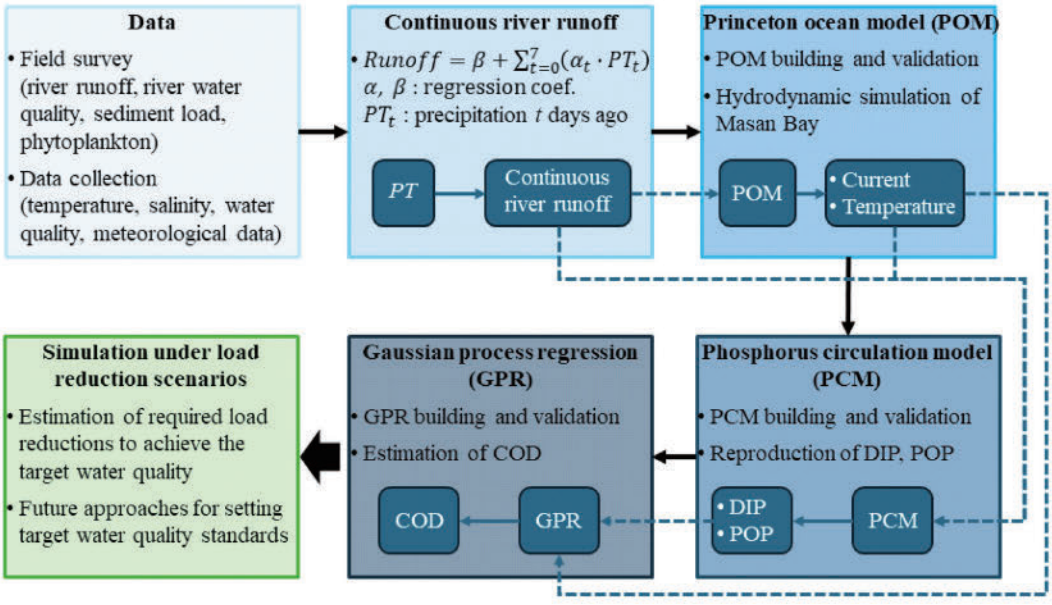

Fig. 2. Flowchart of model construction and research framework.

Table 1. Princeton ocean model (POM) conditions for Masan Bay

Model condition	Values
Simulation period	Total 2 years (2022-2023)
Internal / External mode time step	3.0 / 0.1 sec
Grid numbers	$y_n = 77$, $x_n = 97$, $\sigma_n = 8$
Grid resolution	$dx = dy = 200$ m
Vertical sigma levels (σ)	-0.02, -0.07, -0.14, -0.23, -0.35, -0.50, -0.67, -0.88

방법으로 평가된다(Simons[1974]).

2022~2023년 마산만 유동을 재현했으며, 모델 조건은 Table 1에 정리하여 나타내었다. 개경계 조위에는 국립해양조사원의 수치조류도 자료를 사용하였다(KHOA[2025]). 마산만의 유동과 수온 재현 결과는 인 순환 모델의 입력자료로 사용되었다.

2.2.3 인 순환 모델 (PCM) – 마산만 인 농도 재현

본 연구의 인 순환 모델은 마산만을 5개의 박스로 나눈 박스 모델로 구축되었으며, 모델 모식도는 Fig. 3에 나타내었다. 인 순환 모델을 바탕으로 강수량이 상대적으로 적었던 2022년과 반대로 강수량이 많았던 2023년의 5~10월 마산만의 인 농도를 재현하였다. 모델 구성 요소로는 입자태 인(POP, particulate organic phosphorus), 용존태 인(DIP, dissolved inorganic phosphorus), 식물플랑크톤(PHY, phytoplankton), 동물플랑크톤(ZOO, zooplankton)이 고려되었다. 모델의 계산 과정에는 물질 이류·확산, 하천 및 비점 인 부하, POP의 분해·침강·퇴적, 식물플랑크톤의 성장·사망·호흡·피식, 동물플랑크톤의 포식·호흡·배설·사망, 퇴적물 DIP 용출이 고려되었다. 본 모델에서 식물플랑크톤과 동물플랑크톤은 해당 플랑크톤 형태로 존재하는 인 농도를 의미한다.

DIP의 확산 속도(DR, g P/sec)는 인의 분자확산계수(D_p), 모델 박스 간 DIP 농도 구배, 박스 간 단면적(A)에 기반하여 Fick의 확산 법칙에 따라 계산되었다(Fick[1855]). 아래 식 (5)에서 $dDIP$는 박스 간 DIP 농도 차이, l은 박스 간 거리이다.

$$DR = -D_P \times \frac{dDIP}{l} \times A \tag{5}$$

POP의 DIP로의 분해 속도(KF, g P/sec)는 아래 식 (6)으로 계산된다. $Kt0$는 0℃에서의 분해 속도, te_{KR}은 분해 온도 계수, T는 수온, V는 모델 박스 부피를 의미한다.

$$KR = Kt0 \times \exp(te_{KR} \times T) \times POP \times V \tag{6}$$

식물플랑크톤의 성장 속도(G_{PHY}, g P/sec)는 아래 식 (7)과 같이 온도($f(T)$), 일사량($f(I)$), 영양염($f(DIP)$)의 함수로 계산된다. $G_{PHY,max}$는 최적 조건에서의 최대 성장 속도를 의미한다. $f(T)$은 Zison[1978]의 연구를 참고하였다. $f(I)$와 $f(DIP)$는 Michaelis–Menten kinetics 형태의 함수를 사용하였으며, K_I와 K_{DIP}는 각각 식물플랑크톤 성장에 있어서 일사량(I)과 DIP의 반포화상수이다. 본 모델에

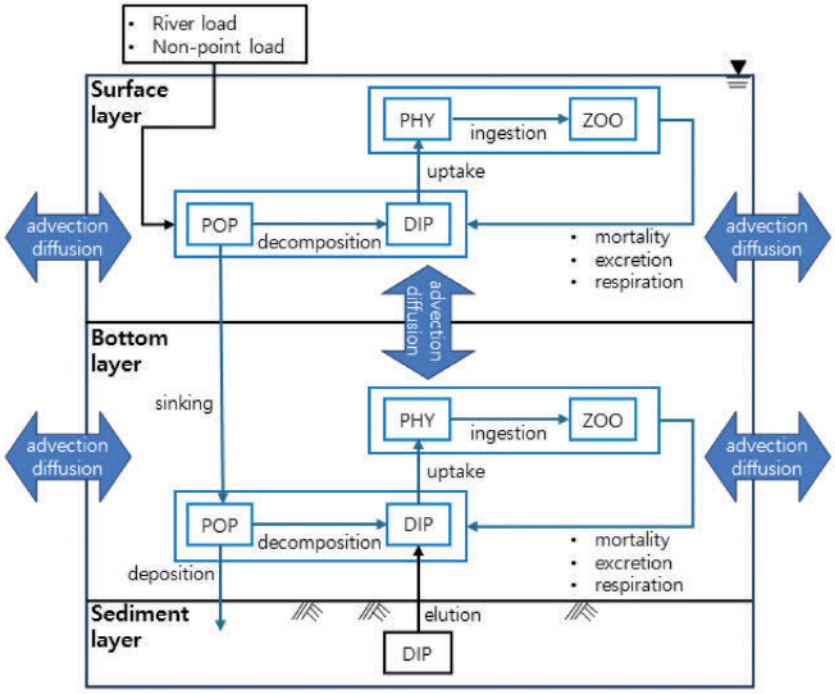

Fig. 3. Structure of the phosphorus circulation model (PCM). The model describes the dynamics of DIP, POP, phytoplankton (PHY), and zooplankton (ZOO), incorporating processes such as uptake, decomposition, mortality, respiration, grazing, and advection-diffusion between boxes.

서 플랑크톤의 호흡은 DIP, 사망은 POP로의 변화를 의미한다.

$$G_{PHY} = G_{PHY,\max} \times f(T) \times f(I) \times f(DIP) \times PHY \times V \quad (7)$$

$$f(T) = \max(1.066^{T-20}, 1) \quad (8)$$

$$f(I) = \frac{I}{K_I + I} \quad (9)$$

$$f(DIP) = \frac{DIP}{K_{DIP} + DIP} \quad (10)$$

동물플랑크톤의 성장 속도(G_{ZOO}, g P/sec)는 아래 식 (11)과 같이 온도($f(T)$)와 성장 제한 인자(f_g)의 함수로 계산된다. $G_{ZOO,\max}$는 최적 조건에서의 최대 성장 속도를 의미한다. $f(T)$는 식물플랑크톤과 같은 식이 사용됐으며, f_g는 Ivlev 식이 사용되었다(Ivlev[1966]). K는 Ivlev의 비례 상수(proportionality constant), $chla$는 chlorophyll a 농도, K_Z는 동물플랑크톤 성장에 있어서 먹이(feeding) 반포화상수이다.

$$G_{ZOO} = G_{ZOO,\max} \times f(T) \times f_g \times ZOO \times V \quad (11)$$

$$f_g = 1 - \exp(-K \times chla) \quad (12)$$

$$K = \frac{-\ln(0.5)}{K_Z} \quad (13)$$

식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 호흡(RR, g P/sec) 및 사망(MR, g P/sec) 속도는 같은 형태의 식이 사용되며, 온도($f(T)$)의 함수로 계산된다(Zison[1978]). 여기서, 동물플랑크톤의 호흡 속도는 배설(excretion)을 포함한다. $RR_{20℃}$와 $MR_{20℃}$는 각각 20℃ 수온에서의 호흡 및 사망 속도이며, X는 PHY 또는 ZOO 농도를 의미한다.

$$RR = RR_{20℃} \times f(T) \times X \times V \quad (14)$$

$$MR = MR_{20℃} \times f(T) \times X \times V \quad (15)$$

인 순환 모델에 사용된 계수값들은 Table 2에 정리하여 나타내었다.

2.2.4 Gaussian process regression (GPR) – 마산만 COD 농도 재현

인 순환 모델은 COD를 포함하지 않으며, COD 농도는 GPR 모델을 통해 예측되었다. 이를 위해 마산만과 행암만, 그리고 표층과 저층을 대상으로 총 4개의 GPR 모델을 구축하여 각각 예측을 수행하였다. 모델 구축에는 17개년 해양환경측정망 자료가 활용되었으며, 마산만 모델은 학습에 834개 자료, 검증에 92개 자료가 사용되었다. 행암만 모델은 학습에 188개 자료, 검증에 20개 자료가 사용되었다. 예측 변수로는 해양환경측정망의 표·저층 수온, DIP, TP 농도를 사용하였으며, COD 농도를 반응변수로 두어 GPR 모델을 학습·검증하였다. 검증 결과, 모든 GPR 모델의 R^2는 0.60 이상으로 나타나 충분한 설명력을 확보한 것으로 평가되었다(Fig. 4). 다만, 행암만 모델의 경우 검증에 사용된 자료 개수가 20개에 불과하여 신뢰성을 평가하기에는 한계가 있다. 향후에는 해양환경측정망 자료와 더불어 다른 측정망 자료를 통합하여 충분한 검증 자료를 확보할 필요가 있다.

이후 학습된 GPR 모델에 유동 모델의 수온과 인 순환 모델의 인 농도를 입력하여 마산만의 COD 농도를 예측·재현하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 마산만 유입 하천 연속 유량 산출 및 부하량 평가

하천 유입 지점별(R1~7) 2022~2023년 하천 유량 관측값과 산출값 간의 1:1 산점 비교 그래프와 시계열 비교 그래프를 Fig. 5에 나타내었다. 검증 결과, 유량 관측값과 산출값 간 [하천, R^2, RMSE]는 각각 [R1, 0.62, 0.45], [R2, 0.83, 0.40], [R3, 0.78, 0.09], [R4, 0.81, 0.39], [R5, 0.83, 0.03], [R6, 0.65, 0.20], [R7, 0.75, 0.33]로 높은 재현도를 보였다. 또한, 유량 관측값과 산출값 간 상관계수는 0.79~0.92로 모두 유의한 것으로 나타났다($p<0.05$). 시계열 비교 그래프에서도 강수량이 많은 6~8월 기간에 하천 유량 관측값이 급격히 증가하는 경향도 잘 재현됨을 확인하였다.

하천 유입 지점별(R1~7) 2022~2023년 평균 산출 유량은 각각 R1,

Table 2. Coefficients used in the phosphorus circulation model (PCM)

Symbol	Definition	Value	Unit	Reference
D_P	Diffusion coefficient of phosphorus	0.000055	$m^2\ day^{-1}$	Wang *et al.*[2003]
$Kt0$	Decomposition rate at 0°C	0.00002	day^{-1}	Yamamoto *et al.*[2013]
te_{KR}	Temperature effect for decomposition	0.69	–	
$G_{PHY,\max}$	Maximum growth rate of PHY	1.3	day^{-1}	Zison[1978] - 291p
K_I	Light half-saturation constant for PHY growth	49.7	$\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$	Ota *et al.*[2015]
K_{DIP}	DIP half-saturation constant for PHY growth	1.13	$mmol\ P\ m^{-3}$	Gotham and Rhee[1981]
$G_{ZOO,\max}$	Maximum growth rate of ZOO	0.3	day^{-1}	Zison[1978] - 384p
K_Z	Feeding half-saturation constant for ZOO growth	0.06	$mg\ Chla\ L^{-1}$	Zison[1978] - 390p
$RR_{20°C,PHY}$	Respiration rate of PHY at 20°C	0.05	day^{-1}	Zison[1978] - 346p
$RR_{20°C,ZOO}$	Respiration rate of ZOO at 20°C	0.02	day^{-1}	Zison[1978] - 410p
$MR_{20°C,PHY}$	Mortality rate of PHY at 20°C	0.17	day^{-1}	Zison[1978] - 358p
$MR_{20°C,ZOO}$	Mortality rate of ZOO at 20°C	0.125	day^{-1}	Zison[1978] - 413p
st	Sinking rate of POP	0.4	$m\ day^{-1}$	MOF[2007]
dpr	Deposition rate of POP	0.4	$m\ day^{-1}$	Tuning

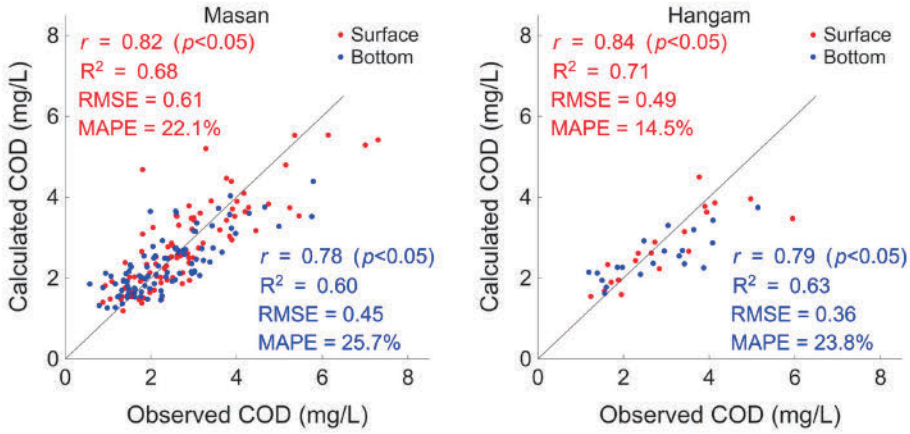

Fig. 4. Validation results of the GPR model for COD concentration prediction in Masan Bay (left) and Hangam Bay (right).

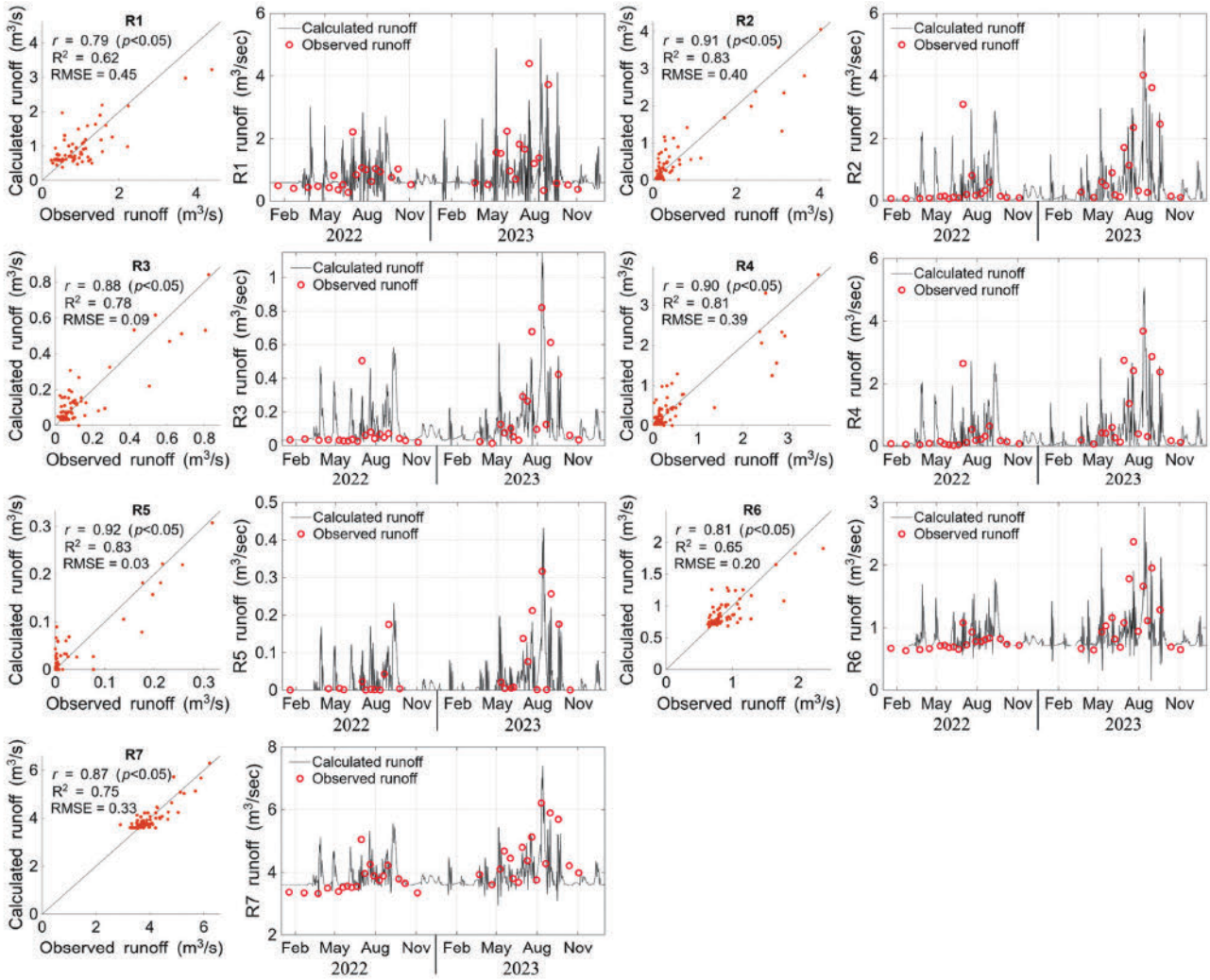

Fig. 5. Comparison between observed and calculated river runoff at each inflow point (R1~R7) during 2022~2023: 1:1 scatter plots (left) and time series plots (right).

0.745 m³/sec; R2, 0.409 m³/sec; R3, 0.108 m³/sec; R4, 0.363 m³/sec; R5, 0.022 m³/sec; R6, 0.834 m³/sec; R7, 3.849 m³/sec로 나타났다. 무강우 시 유량은 각각 R1, 0.591 m³/sec; R2, 0.040 m³/sec; R3, 0.032 m³/sec; R4, 0.029 m³/sec; R5, 0.001 m³/sec; R6, 0.716 m³/sec; R7, 3.596 m³/sec로 나타났다. 여름철인 6~8월 유량은 각각 R1, 0.899 m³/sec; R2, 0.796 m³/sec; R3, 0.191 m³/sec; R4, 0.715 m³/sec; R5,

Table 3. TP and COD loads (kg/day) and contribution rates (%) at each river inflow point (R1~R7)

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
TP (kg/day)	5.5	5.5	2.2	1.4	0.1	17.7	166.6
(Contribution rate, %)	(2.8%)	(2.8%)	(1.1%)	(0.7%)	(0.1%)	(8.9%)	(83.7%)
COD (kg/day)	293.3	104.4	22.6	47.6	3.1	614.7	3345.7
(Contribution rate, %)	(6.6%)	(2.4%)	(0.5%)	(1.1%)	(0.1%)	(13.9%)	(75.5%)

0.050 m^3/sec; R6, 0.962 m^3/sec; R7, 4.120 m^3/sec로 나타났다. 덕동 하수처리장 배출수인 R7 유량이 가장 큰 것으로 나타났다.

하천 유입 지점별(R1~7) TP와 COD의 2022~2023년 평균 부하량을 Table 3에 나타내었다. 덕동 하수처리장 배출수인 R7의 2022~2023년 평균 TP와 COD 부하량은 각각 166.6, 3345.7 kg/day로 전체 부하량의 83.7, 75.5%를 차지하는 것으로 나타났다. 그 다음으로는 진해 하수처리장 배출수가 포함된 R6의 TP와 COD 부하량이 각각 전체 부하량의 8.9, 13.9%를 차지하여 두 번째로 높은 부하량을 보였다. 수질 오염이 가장 심각한 만 내측(Box1)에 위치한 R1~3의 TP와 COD 부하량 합계는 각각 전체 부하량의 6.7, 9.5%를 차지하였다. 마산만으로 유입되는 TP 및 COD의 점오염원 중에 덕동 하수처리장이 기여하는 부분이 지배적이기 때문에, 마산만의 목표 수질 달성을 위해서는 덕동 하수처리장이 우선 저감 대상으로 고려될 수 있다. 그러나, 덕동 하수처리장 배출구(R7)는 만 입구에 위치하여 외해와의 해수교환율이 상대적으로 높다는 점을 고려하면, 수질 오염이 가장 심각한 만 내측(Box1)에 미치는 R7의 영향은 오히려 R1~3에 비해 상대적으로 적을 수 있다. 하지만 이는 추측일 뿐이며, 이에 대한 정량적인 평가를 위해서는 수치 실험이 필수적으로 요구된다.

3.2 마산만 유동 모델 검증 및 잔차류 평가

유동 모델 조위 검증에는 국립해양조사원의 마산 조위관측소(35.198°N, 128.576°E)에서 관측된 자료를 사용하였으며, 조류 검증에는 국립해양조사원의 05GJ-1 정점(35.133°N, 128.608°E)에서 과거 한 달간 관측된 값을 사용하였다(KHOA[2025]). 수온 및 염분 검증에는 해양환경공단의 해양환경측정망 마산만 정점 표·저층에서 2, 5, 8, 11월 관측된 자료를 사용하였다(KOEM[2025]). 각 관측 정점 위치는 Fig. 6a에 나타내었다.

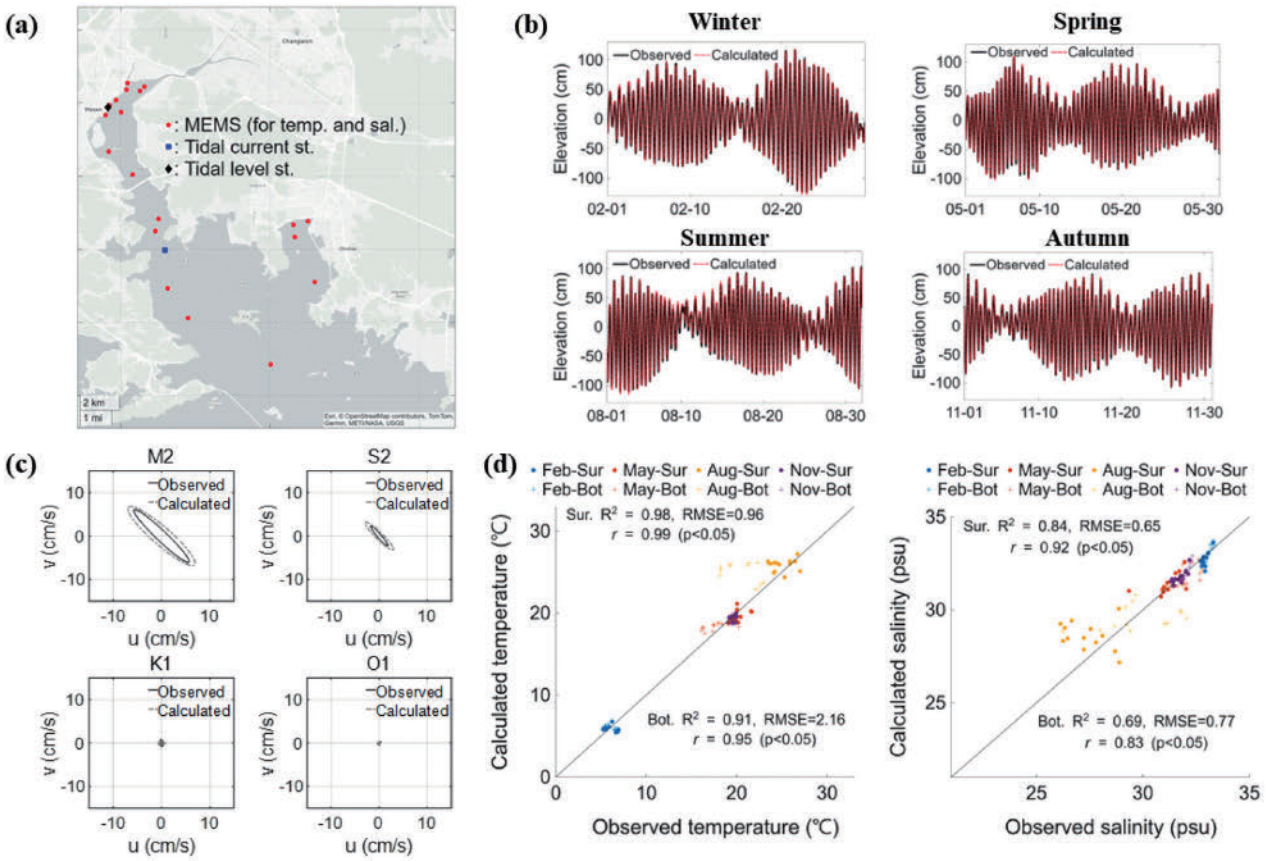

Fig. 6. Validation results of the Princeton ocean model (POM): (a) locations of observation stations used for model validation, (b) validation of tidal elevation by season, (c) validation of tidal current ellipses for four major tidal constituents, and (d) validation of surface and bottom temperature and salinity by season.

계절별 조위 관측값과 모델값 간 시계열 비교 검증 결과, 높은 재현도를 보였다(Fig. 6b). 또한, 4대 분조인 M2, S2, K1, O1의 반조차 모델 오차는 각각 -0.01, -0.09, 0.71, 0.48 cm로 작게 나타났으며, 위상 오차 또한 각각 1.32, 1.64, 3.78, 5.03°로 작게 나타나 높은 재현도를 보였다. 일주조 성분인 K1과 O1의 오차는 반일주조 성분에 비해 상대적으로 크게 나타났으나, 반일주조가 우세한 조석 특성을 보이는 마산만의 경우 이러한 오차의 영향은 미미할 것으로 판단된다.

마산만의 조류는 조위와 같이 반일주조 성분이 우세한 특성을 보였다(Fig. 6c). 관측된 M2와 S2의 조류타원도는 주로 북서-남동 방향의 왕복성 흐름을 보였으며, 모델 또한 유사한 흐름을 보이며 조류가 잘 재현되었음을 확인하였다. 또한, 조류타원도의 조화상수 검증 결과, M2 분조의 장축, 단축, 경사각 관측값은 각각 8.29, 1.13 cm/sec, 133.16°로 나타났으며, 모델 오차는 각각 1.44, 0.61 cm/sec, 5.28°로 나타났다.

계절별 표·저층 마산만 수온·염분의 관측값과 모델값 간 1:1 산점 비교 그래프와 R^2 및 RMSE를 Fig. 6d에 나타내었다. 표층 수온의 R^2와 RMSE는 각각 0.98, 0.96였으며, 저층 수온은 각각 0.91, 2.16으로 높은 재현도를 보였다. 표층 염분의 R^2와 RMSE는 각각 0.84, 0.65였으며, 저층 염분은 각각 0.69, 0.77로 나타났다. 수온·염분의 관측값과 모델값 간 상관계수는 0.83~0.99로 모두 유의한 것으로 나타났다($p<0.05$).

마산만의 5월과 8월 표·저층 잔차류 흐름을 Fig. 7에 나타내었다. 마산만 내측(35.15-35.22°N) 해역의 5월 잔차류 유속은 표층과 저층 각각 4.7, 1.5 cm/sec였으며, 8월은 각각 5.9, 1.9 cm/sec로 표층 유속이 저층에 비해 상대적으로 빠른 것으로 나타났다. 5월과 8월 마산만의 잔차류는 표층에서는 해수가 만 내측에서 외부로 빠져나가는 흐름을 보였으며, 저층에서는 반대로 만 내측으로 유입하는 흐름을 보였다. 마산만의 잔차류 흐름에 따라, 하천에서 유입된 오염물질이 표층을 통해 외부로 유출되는 반면, 저층에서는 만 내측으로 유입될 것으로 판단된다. 실제로, Kim *et al.*[1986]은 마산만 표층을 통해 담수가 외부로 유출되고, 저층에서 유입되는 특성을 보고한 바 있다. 또한, 지속적인 담수 유입이 있을 경우, 마산만 표층에서는 만 외부로의 잔차류 흐름이 강해질 수 있다(MOF[2005]).

3.3 인 순환 박스 모델 구축 및 검증

모델 박스별 2022년과 2023년 표·저층 TP와 COD 농도의 모델값과 관측값 간 비교 결과를 Fig. 8에 나타내었다. TP와 COD 농도 관측값은 5~8월 동안 증가하는 경향을 보였으며, 8월에 가장 높은 값을 기록한 후 11월에 다시 감소하였다. 모델은 이러한 계절적 변화를 잘 재현하였다. 특히, 수질 오염이 가장 심각한 7~8월 Box1의 저층 TP와 COD 농도는 2022년과 2023년 모두 관측값 범위 내에서 재현되어 높은 신뢰도를 보였다. 그러나 8월 표층 TP 농도는 관측값에 비해 다소 과소 추정되는 경향이 나타났다. 예를 들어, 2022년 8월 box1의 표층 TP 농도 관측값은 0.059~0.100 mg/L였으나, 모델은 0.026 mg/L로 과소 추정했으며, 2023년 8월 모델값 또한 0.034 mg/L로 관측값 범위(0.036~0.069 mg/L) 대비 다소 과소 추정되었다. 이러한 표층 TP 농도의 과소 추정은 Box2와 Box3에서도 나타났다. 표층 TP 농도에 영향을 미치는 요인은 육상 기원 유입, 연직 혼합, 침강, 이류·확산, 식물플랑크톤 활동, 유기물 분해, 그리고 퇴적물 재부상

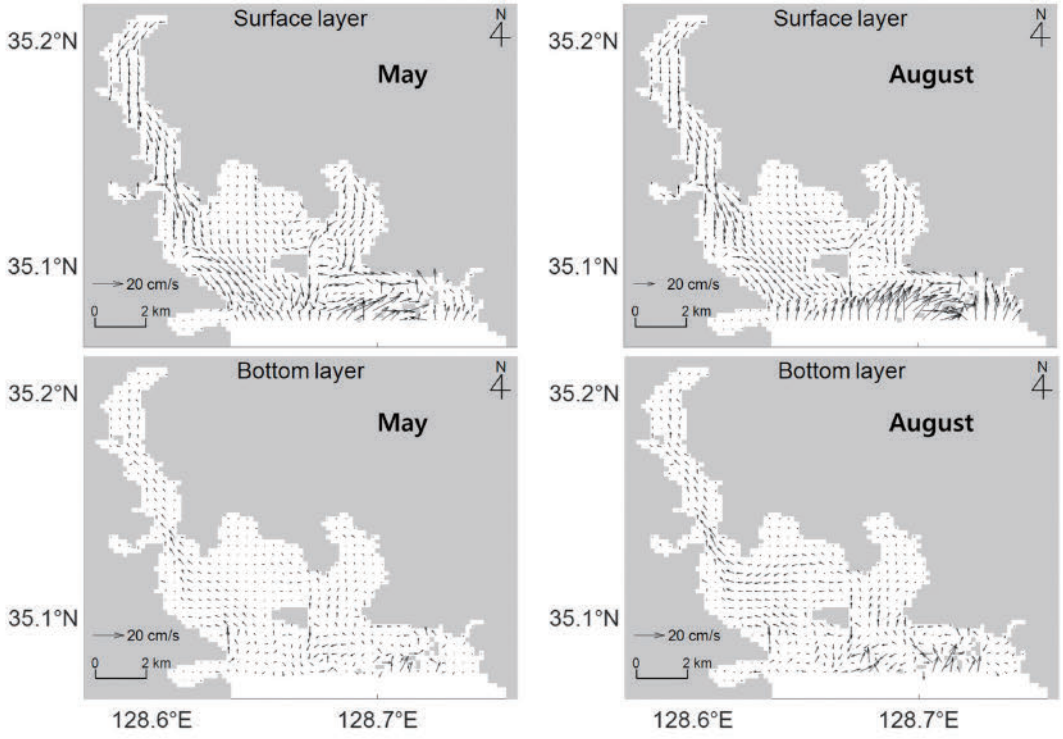

Fig. 7. Residual currents in Masan Bay for May (left) and August (right) at the surface and bottom layers.

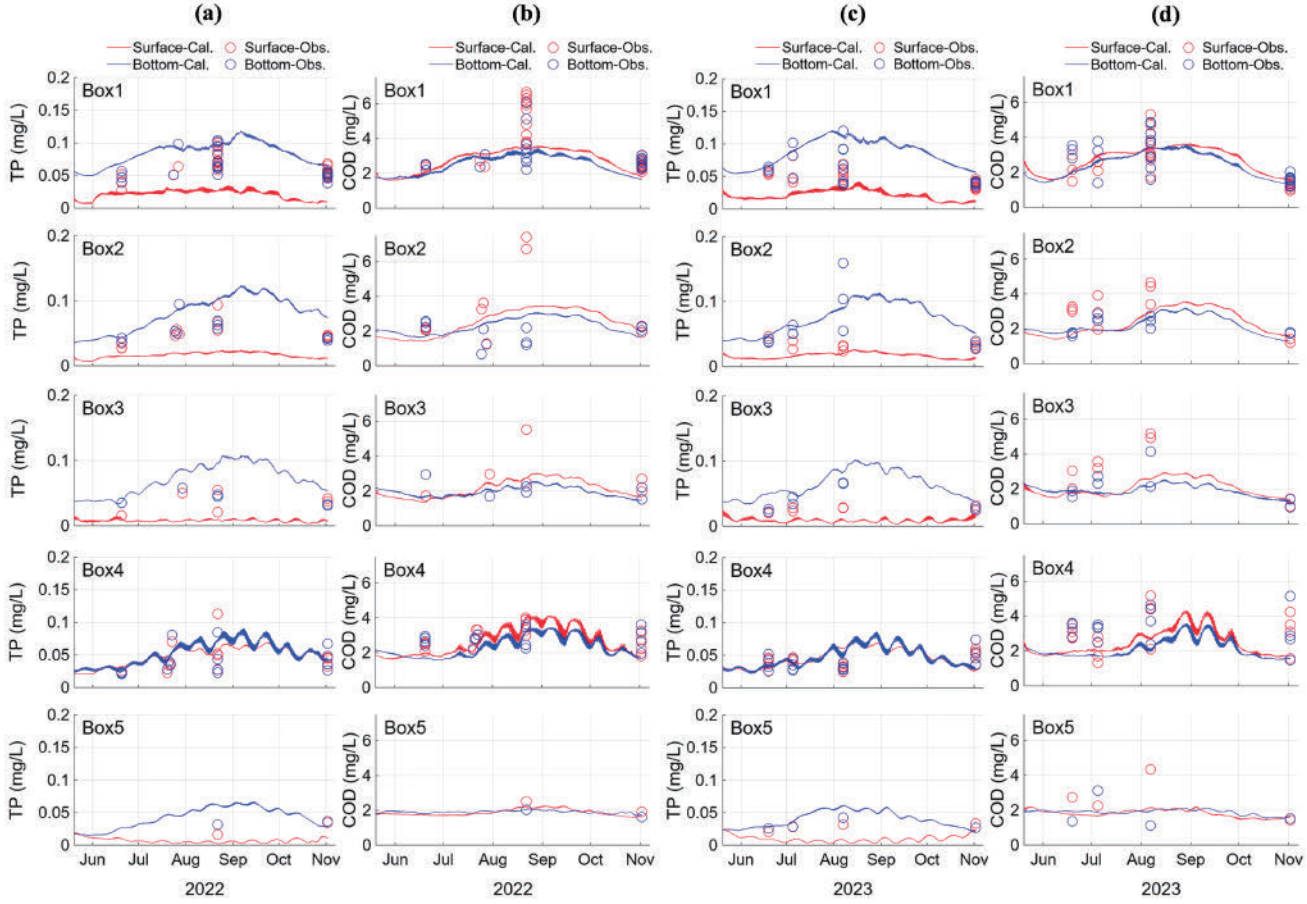

Fig. 8. Validation results of the phosphorus circulation model (PCM): (a) TP concentrations by model box in 2022, (b) COD concentrations in 2022, (c) TP concentrations in 2023, and (d) COD concentrations in 2023.

등이 있다. 이 중 퇴적물 재부상은 모델에서 고려되지 않았다. 또한, 육상 기원 유입 부하는 하천 인 농도에 유량을 곱하여 산정하였는데, 인 농도는 월 1–2회 관측값을 선형 보간하여 사용했으므로 오차가 존재할 수 있다. 아울러, 해양환경측정망 표층 관측값은 해수면 하 0.5 m에서 채수한 시료를 분석한 값인 반면, 모델의 표층 값은 전체 수심의 약 절반을 차지하는 상층 수괴를 대표하므로 공간적 범위에서도 차이가 있다. 이와 같은 모델적 한계와 오차, 그리고 관측값과 모델값 간 공간적 범위의 차이로 인해 표층 TP 농도가 과소 추정된 것으로 판단되며, 향후에는 이러한 부분들을 보완할 필요가 있다. 단, 특정 모델 Box 및 계절을 제외하면 과소 추정된 정도가 크지 않아, 부하량 삭감에 따른 수질 변화 모의에 대한 모델의 설명력은 충분할 것으로 사료된다.

3.4 부하 삭감 모의 1 – 필요 부하 저감량 및 향후 목표 수질 설정 방안 제시

3.4.1 목표 수질 달성을 위한 필요 부하 삭감량 제시

마산만 연안오염총량관리제도의 목표 수질은 5·8월 표·저층 관측값들의 기하평균을 바탕으로 산정된다(TP, 0.031 mg/L; COD, 2.10 mg/L). 이에 따라, 2022년과 2023년 하천 부하 및 퇴적물 용출 부하 삭감에 따른 5·8월 표·저층 TP와 COD 농도의 기하평균값 분포를 Fig. 9에 나타내었다. 본 3.4.1절의 부하 삭감은 특정 모델 Box가 아닌 마산만 전체 부하 삭감을 의미한다. 2022년 TP 농도는 강수량이 적었던 영향으로 부하 삭감이 없더라도 목표 수질을 만족하였다. 반면, 강수량이 많았던 2023년 TP 농도는 0.034 mg/L로 목표 수질 대비 0.003 mg/L 높게 나타났으며, 목표 수질 달성을 위해서는 하천 부하를 기존 대비 10% 수준으로 낮추거나(90% 삭감) 퇴적물 용출 부하를 기존 대비 50% 수준으로 낮출 필요가 있다. 또는, 하천 부하 40%와 퇴적물 부하 30%를 동시에 삭감하는 방안도 있다.

COD의 경우, 2022년 농도는 2.28 mg/L로 목표 수질 대비 0.18 mg/L 높게 나타나, 목표 수질 달성을 위해서는 퇴적물 용출 부하 단독 70% 삭감 또는 하천 부하 60%와 퇴적물 용출 부하 50%의 동시 삭감이 필요한 것으로 평가되었다. 2023년 COD 농도는 2.39 mg/L로 초과폭이 더 컸으며, 하천 부하 또는 퇴적물 용출 부하 단독 삭감만으로는 목표 수질 달성이 어려운 것으로 나타났다. 극단적으로 퇴적물 부하를 0으로 설정해야 목표 수질을 만족할 수 있으나, 이는 현실적으로 불가능하다. 다만 2023년은 최근 7년(2018~2024) 중 강수량이 가장 많았던 해로, 단일 연도를 기준으로 평가하기에는 한계가 있다. 따라서 2022~2023년 평균값을 바탕으로 목표 수질 달성을 검토하는 것이 타당하다.

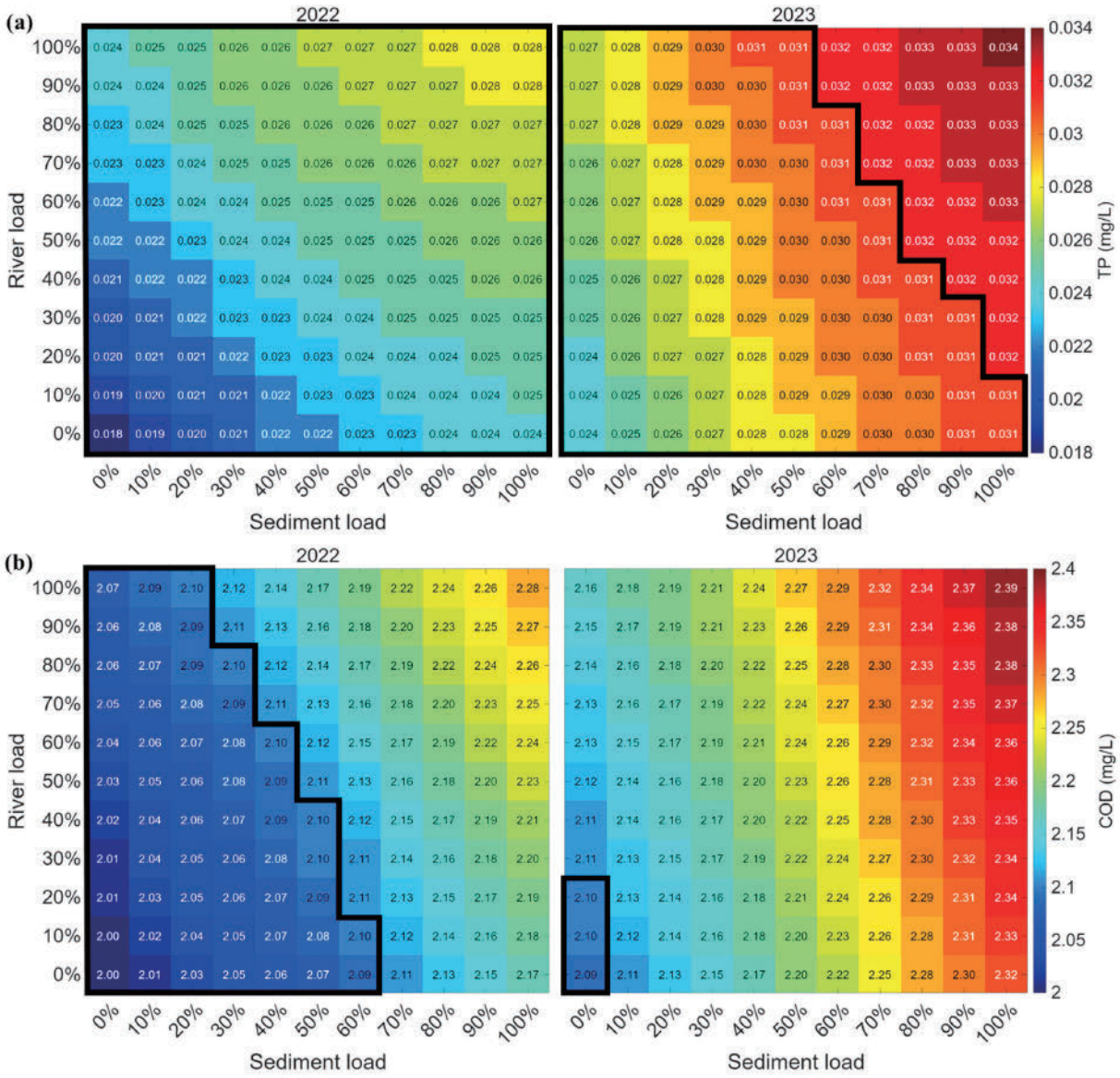

Fig. 9. Heatmaps of water quality concentrations in 2022 (left) and 2023 (right) under river load (y-axis) and sediment load (x-axis) reduction scenarios: (a) geometric mean of TP concentrations in surface and bottom layers for May and August, and (b) is same as (a) but for COD. The area inside the black boundary indicates that the current target water quality (TP 0.031 mg/L, COD 2.10 mg/L) is satisfied.

두 해(2022~2023) 평균 결과(Fig. 10), TP 농도는 0.031 mg/L로 목표 수질을 달성하여 부하 저감이 필요 없는 것으로 나타났다. 반면 COD 농도는 2.34 mg/L로 목표 수질 대비 0.24 mg/L 높아, 목표 수질 달성을 위해서는 하천 부하 70%와 퇴적물 용출 부하 80%의 동시 삭감이 요구되었다.

본 수치 모의 결과, TP와 달리 COD는 목표 수질 달성이 현실적으로 어렵다는 한계가 확인되었다. 다만, COD 농도는 인 순환 모델에 의해 직접 계산되지 않고, 유동 모델의 수온과 인 순환 모델의 DIP·POP 농도를 예측변수로 한 GPR 모델에 의해 추정되었기 때문에, 이 과정에서 누적 오차가 발생했을 가능성이 있다. 향후에는 COD를 물질 순환 모델의 계산 항목으로 포함하여 재현할 필요가 있다. 그럼에도 불구하고, 마산만 COD 목표 수질 달성이 어렵다는 점은 관측 자료에서도 확인된다. 실제 2022~2023년 5·8월 표·저층 COD 관측 기하평균은 2.71 mg/L로 목표치(2.10 mg/L)를 0.61 mg/L 상회하였다. 따라서 COD에 대해서는 현실적인 달성을 위한 새로운 목표 수질 설정이 필요하며, TP와 COD 농도의 계절 변동성을 고려하여 계절별 차등 목표치를 설정하는 방안이 제시될 수 있을 것이다.

3.4.2 향후 목표 수질 설정 방안

앞선 3.4.1절에서 TP 농도는 추가 부하 저감 없이 목표 수질을 만족하는 것으로 나타났으나, COD 농도는 현실적인 새로운 목표 수질 설정이 필요한 것으로 평가되었다. TP와 COD 농도의 계절 변동성을 고려하여 계절별 차등 목표치 설정 가능성을 검토하기 위

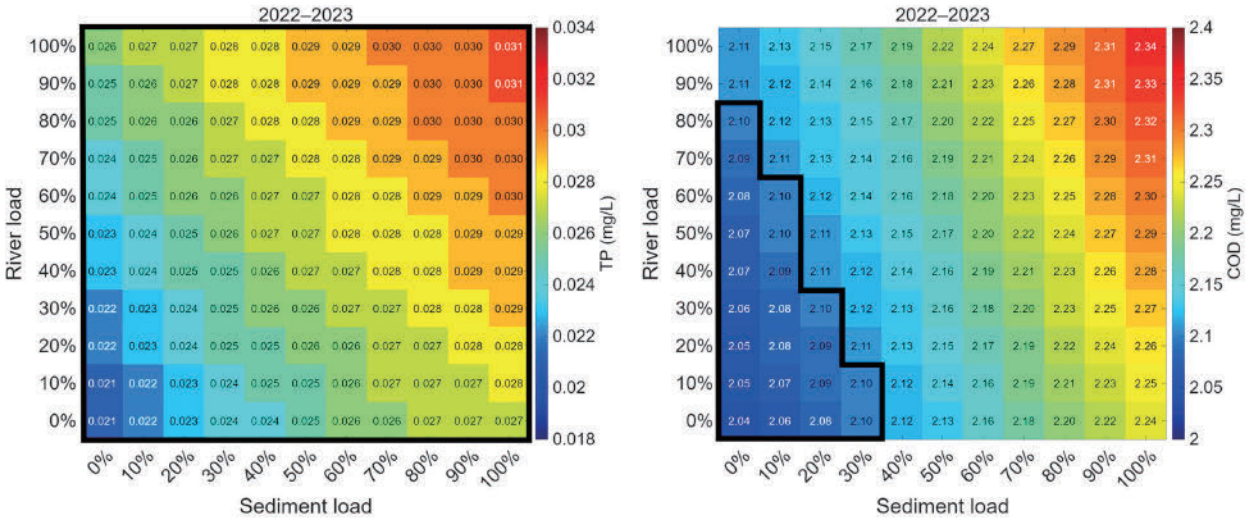

Fig. 10. Heatmaps of TP (left) and COD (right) concentrations based on the geometric mean in surface and bottom layers for May and August 2022~2023 under river load (y-axis) and sediment load (x-axis) reduction scenarios. The area inside the black boundary indicates that the current target water quality (TP 0.031 mg/L, COD 2.10 mg/L) is satisfied.

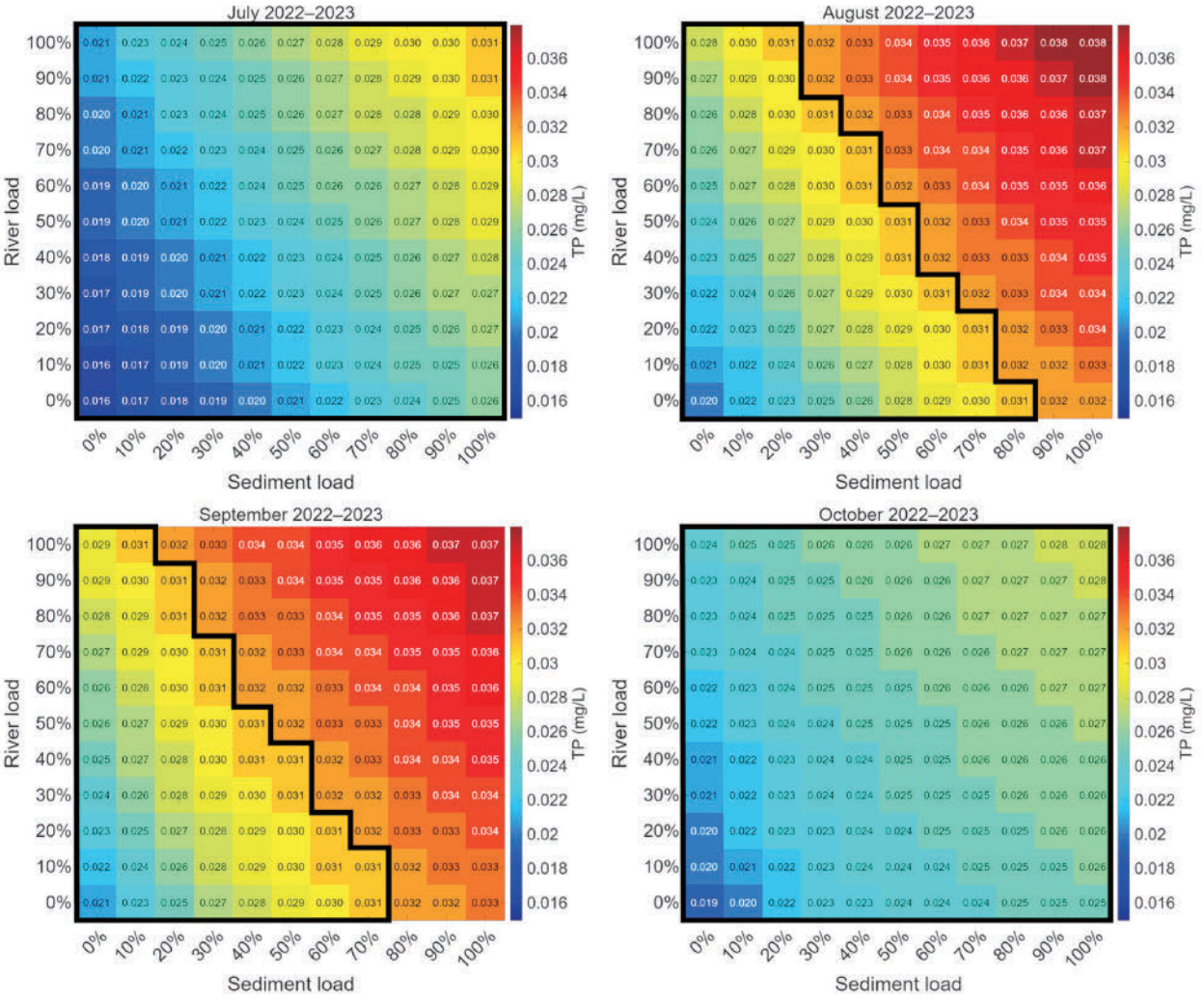

Fig. 11. Monthly TP concentrations based on geometric mean in surface and bottom layers for 2022~2023 under river load (y-axis) and sediment load (x-axis) reduction scenarios. The area inside the black boundary indicates that the current target water quality (TP 0.031 mg/L, COD 2.10 mg/L) is satisfied.

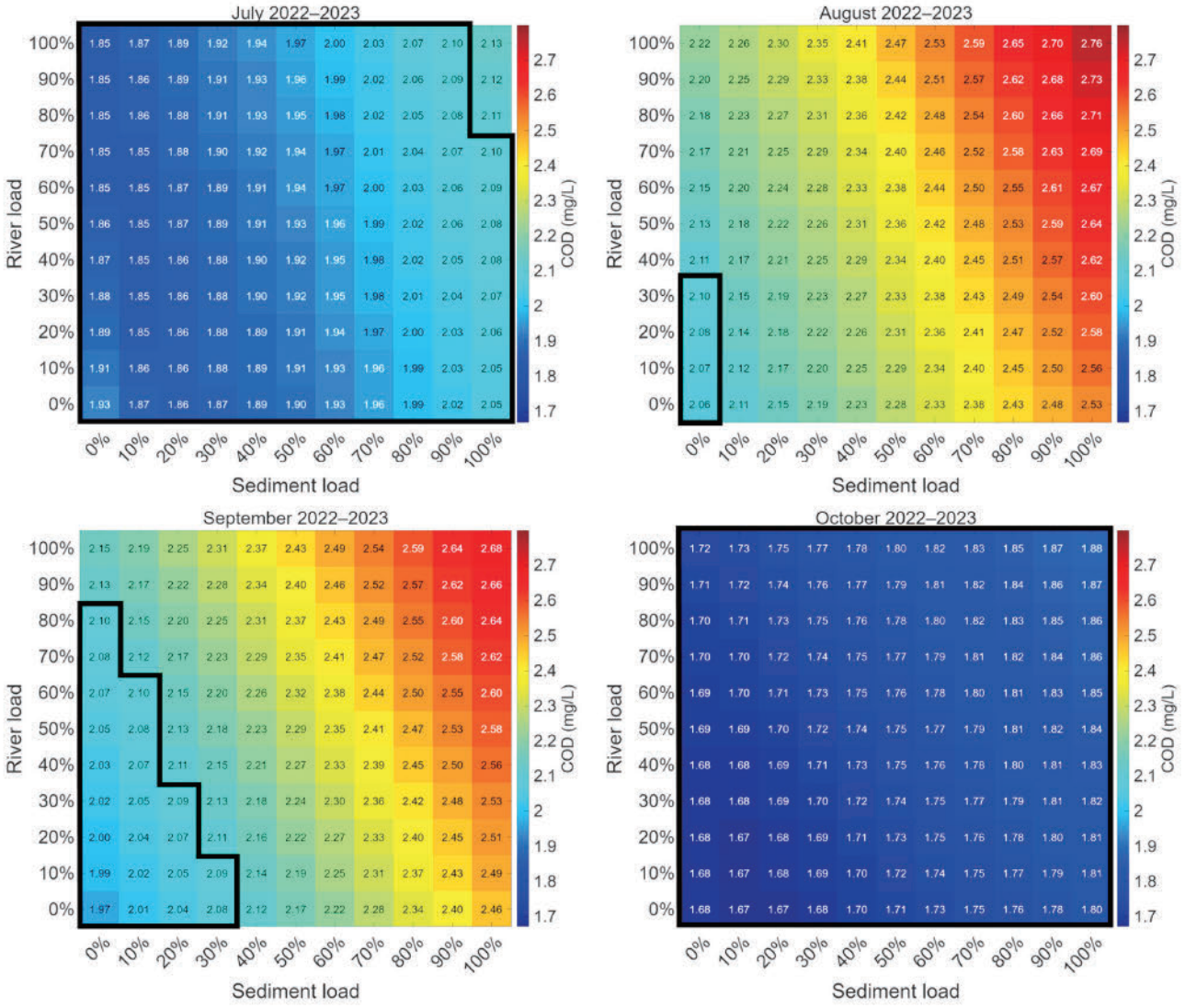

Fig. 12. Monthly COD concentrations based on geometric mean in surface and bottom layers for 2022~2023 under river load (y-axis) and sediment load (x-axis) reduction scenarios. The area inside the black boundary indicates that the current target water quality (TP 0.031 mg/L, COD 2.10 mg/L) is satisfied.

해, 월별 모의 결과를 Fig. 11과 Fig. 12에 제시하였다. 그 결과, 7월과 10월의 TP 농도는 부하 저감 없이도 목표 수질을 달성한 반면, 8월과 9월은 목표 수질을 만족하기 위해 하천 및 퇴적물 부하를 약 50% 이상 저감해야 하는 것으로 나타났다. COD 농도 또한 유사한 경향을 보였으며, 특히 8월과 9월에는 목표치를 크게 상회하여 현실적인 달성이 어려운 것으로 평가되었다. 이러한 결과를 종합하면, 봄~초여름(5~7월)과 가을(10~11월)에는 목표 수질을 완화할 필요가 있는 반면, 8~9월에는 현실적으로 달성 가능한 수준으로 목표 수질을 재조정할 필요가 있다고 판단된다.

추가적으로, 계절별 차등 목표치 설정은 단순히 수질 관리 목표를 현실화하는 데 그치지 않고, 관리 효율성을 높이는 측면에서도 의미가 크다. 예를 들어, 7월과 10월은 부하 저감 조치 없이도 목표 수질을 달성할 수 있으므로 관리 자원을 집중적으로 투입할 필요가 없지만, 8~9월은 수질 악화가 심화되는 시기로, 집중적인 관리 대책이 요구된다. 이는 관리 자원의 시·공간적 배분을 최적화할 수 있는 근거를 제공하며, 결과적으로 효율적인 오염 저감 전략 수립에 기여할 수 있다.

또한, COD 농도가 TP에 비해 달성하기 어려운 목표를 보이는 것은 외부 부하뿐만 아니라 내부 기작의 영향을 강하게 받기 때문으로 판단된다. 퇴적물 재부상, 유기물 분해, 강우에 따른 유입량 변화 등 다양한 과정이 복합적으로 작용하기 때문에 COD 농도는 단순한 부하 삭감만으로는 충분히 제어하기 어렵다. 따라서 향후 연구에서는 이러한 내부 기작을 세밀히 반영할 수 있는 개선된 물질 순환 모델의 도입이 필요하며, 장기간 자료를 활용한 계절별 목표치 검증 또한 이루어져야 할 것이다. 나아가 기후변화로 인한 강우 패턴 변화와 빈산소수괴 발생의 계절적 특성을 고려한다면, 8~9월과 같은 취약 시기에 집중적인 관리 대책을 마련하는 것이 장기적으로 수질 관리 체계의 실효성을 높이는 핵심 전략이 될 수 있다.

3.5 부하 삭감 모의 2 – 마산만 내측 수질 개선 방안 제시

3.5.1 모델 박스별 부하 삭감에 따른 마산만 내측 수질 변화 모의

마산만으로 유입되는 하천 기원 TP 및 COD 부하 중 덕동 하수처리장 방류수가 약 80%를 차지하여 지배적인 비중을 보였다(Table 3). 따라서 오염이 가장 심각한 마산만 내측(Box1)의 수질 개선을 위해 단순히 덕동 하수처리장 부하를 저감하는 것이 효과적일 것으로 판단될 수 있다. 그러나 덕동 하수처리장 방류구는 만 입구(R7)에 위치하여 외해와의 해수 교환이 활발하고, 특히 마산만 표층 잔차류가 외해 방향으로 흐르기 때문에 실제로 이 방류수가 내측 수질에 미치는 영향은 제한적일 가능성이 있다.

이에 따라, 정량적 평가를 위해 오염이 가장 심각한 8월을 대상으로 Box1과 Box3의 부하를 각각 저감했을 때의 Box1 TP 및 COD 농도 변화를 모의하였으며, 그 결과를 Fig. 13에 제시하였다. 모의 결과, 덕동 하수처리장이 위치한 Box3의 하천 부하를 저감하더라도 Box1 수질은 크게 개선되지 않았다. 극단적으로 Box3의 하천 부하를 0으로 설정하더라도 Box1의 TP 농도는 0.066 mg/L에서 0.065 mg/L로 단지 0.001 mg/L 감소하는 데 그쳤다. 이는 마산만 내측의 TP 농도를 낮추기 위해서는 해당 해역 내 부하를 직접 저감하는 것이 필수적임을 의미하며, 특히 퇴적물 용출 부하 저감이 효과적인 것으로 나타났다. 실제로 Box1의 하천 부하를 0으로 설정했을 경우 TP 농도는 0.066 mg/L에서 0.064 mg/L로 소폭 감소하는 데 그쳤으나, 퇴적물 용출 부하를 0으로 설정하면 TP 농도는 0.052 mg/L까지 감소하였다.

COD의 경우 Box3 부하 저감이 Box1 농도 개선에 TP보다 다소 큰 효과를 보였으나, COD 또한 Box1의 부하를 직접 저감하는 것이 가장 효과적인 것으로 나타났다.

3.5.2 마산만 내측 수질 개선을 위한 효율적 방안 제시

마산만 내측 수질 개선을 위해서는 덕동 하수처리장 부하를 저감하는 것보다 내측 해역(Box1)의 부하를 직접 저감하는 것이 훨

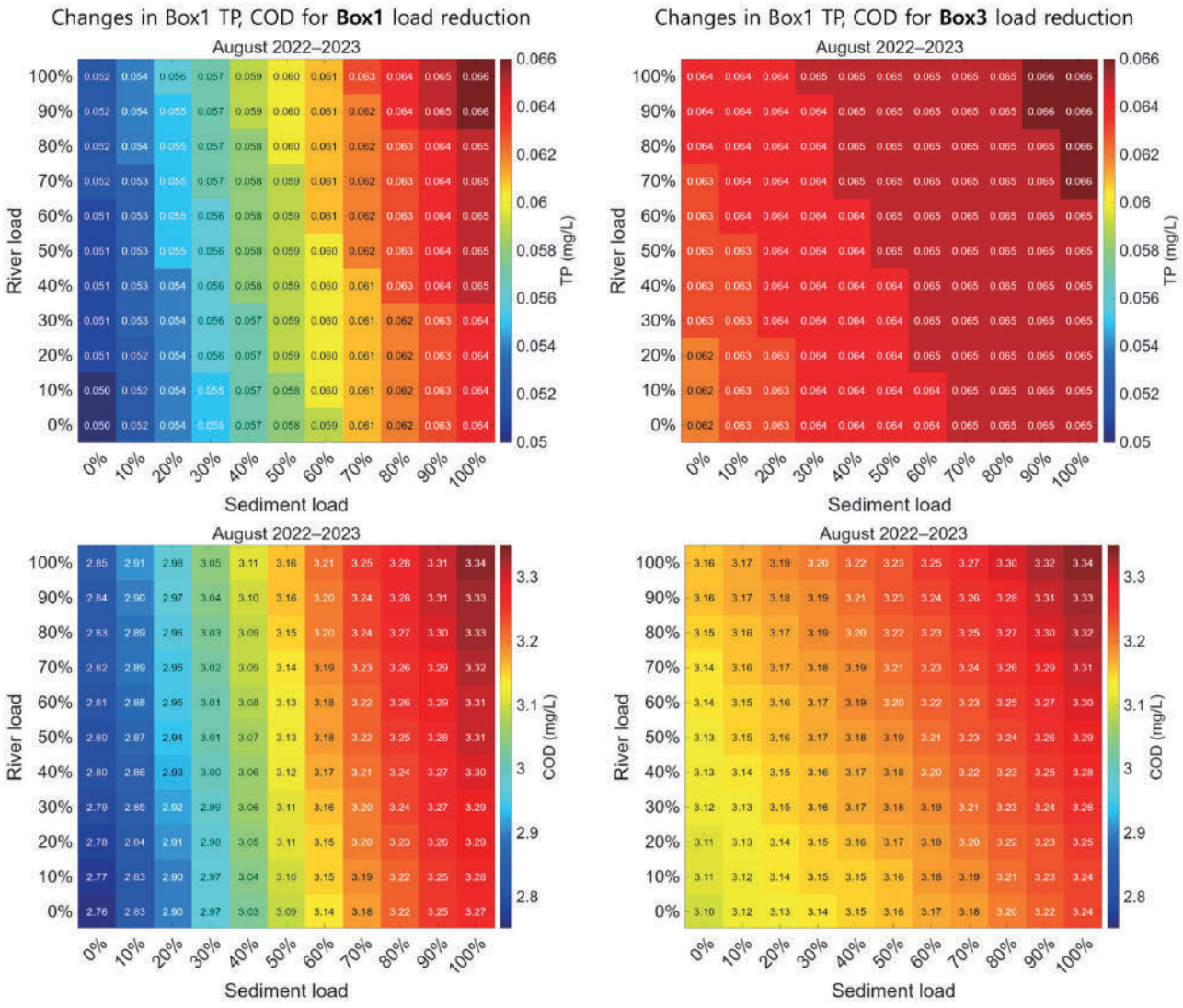

Fig. 13. Simulated changes in TP and COD concentrations in Box1 under river load (y-axis) and sediment load (x-axis) reduction scenarios, based on the arithmetic mean for August 2022~2023: reduction of Box1 loads (left) and reduction of Box3 loads (right).

씬 효과적인 것으로 나타났다. 모의 결과에서도 확인된 바와 같이, 덕동 하수처리장이 위치한 Box3의 하천 부하를 저감하더라도 Box1 수질 개선 효과는 제한적이었다. 반면, Box1의 부하를 직접 저감할 경우 TP와 COD 농도 모두에서 유의미한 개선이 나타났으며, 특히 퇴적물 용출 부하의 저감이 가장 효과적인 것으로 평가되었다.

마산만 내측 수질 개선을 위해 Box3의 부하를 저감할 자원적·비용적 여유가 있다면, 저층 잔차류가 만 내부로 유입되는 특성을 고려할 때, 하천 부하보다는 퇴적물 부하 저감이 더 효율적인 것으로 판단된다. 이러한 결과는 모의 실험에서도 확인되었으며, 퇴적물 부하 저감이 TP와 COD 농도 개선에 있어 보다 직접적인 효과를 나타냈다. 퇴적물 부하 관리 방안으로는 준설(dredging), 저감제 피복(chemical capping), 저층 산화 환경 조성 등을 고려할 수 있으며, 이러한 조치들은 내측 해역에서의 내부 기작에 의해 재순환되는 인과 유기물의 영향을 줄이는 데 기여할 수 있다.

또한, 여름철 하천 부하의 급증으로 COD 농도가 크게 상승하는 경향이 관찰되었으므로, 단기적으로는 폭우 시 유입되는 비점오염원 관리 대책을 병행할 필요가 있다. 그러나 장기적인 관점에서 내측 수질 개선을 위해 가장 지속적이고 확실한 효과를 거둘 수 있는 방법은 퇴적물 부하 저감이라는 점이 본 연구 결과를 통해 확인되었다.

3.6 모델 한계점

본 연구에서 구축한 마산만 유동·인 순환·COD 예측 모델은 전반적으로 TP와 COD 농도의 계절적 변동 특성을 잘 재현하였으나, 몇 가지 한계점이 존재한다.

첫째, 표층 TP 농도가 일부 시기(특히 8월)에서 관측값 대비 과소 추정되는 경향이 나타났다. 이는 모델이 퇴적물 재부상(sediment resuspension) 과정을 고려하지 못한 점, 하천 인 농도를 월 1–2회 관측값을 선형 보간하여 사용함에 따른 입력 오차, 그리고 해양환경측정망 표층 관측값(수심 0.5 m)과 모델 표층 값(상층 박스 평균) 간 공간적 범위 차이에 기인한 것으로 판단된다. 또한, 인 순환 모델의 입력자료로 사용된 퇴적물 DIP 용출량 자료에는 불확실성이 남아있다. 본 연구에서 사용한 DIP 용출량은 실내 배양 실험을 기반으로 산정되었는데, 이 값은 과거 현장 배양 측정값에 비해 수십 배 낮게 나타났다(MOF[2021]). 이러한 차이는 현장 측정 시 장비가 침하되면서 챔버 부피 감소로 인한 과대평가 가능성에서 비롯될 수 있으나, 현재로서는 두 측정 방식 중 어느 것이 더 정확하다고 단정하기 어렵다. 향후 연구에서는 퇴적물 재부상 효과를 고려하고 모델 입력값을 보다 세밀하게 반영할 필요가 있다.

둘째, COD는 인 순환 모델에서 직접 계산되지 않고, GPR 기반 통계 모형을 통해 추정되었다. 이로 인해 유동 모델과 인 순환 모델에서 발생한 오차가 GPR 예측 과정에서 누적되었을 가능성이 있다. 따라서 COD를 별도의 예측모델에 의존하지 않고 물질 순환 모델의 계산 항목으로 직접 포함하는 개선이 요구된다.

셋째, 본 연구에서 사용된 유동 및 인 순환 모델은 2022–2023년 2개년 자료를 기반으로 구축·검증되어, 장기적 경향성이나 기후변화에 따른 영향까지 평가하기에는 한계가 있다. 실제로, 본 연구 기간(2022~2023년)의 5·8월 표·저층 COD 관측 기하평균은 2.71 mg/L로, 2018~2019년 기하평균(2.21 mg/L) 대비 0.5 mg/L 높게 나타났다(MOF[2021]). 관측값 자체가 높다는 것은 그만큼 목표 수질을 달성하기 어려움을 의미한다. 즉, 2022–2023년의 결과만으로 COD 목표 수질 달성 여부를 판단하기에는 한계가 있다. 향후에는 장기간(예: 10년 이상)의 자료를 활용하여 계절 및 연간 변동성을 보다 정밀하게 검증할 필요가 있다.

넷째, 본 연구의 모델은 마산만을 단순화된 박스 구조로 설정하였기 때문에, 실제 해역의 복잡한 공간적 이질성(예: 만 내측과 외측 간의 세밀한 수리·수질 구조, 국지적 배출원 영향)을 충분히 반영하지 못한다. 향후에는 고해상도 3차원 모델과의 연계 또는 보완을 통해 공간적 세밀성을 확보할 필요가 있다.

다섯째, 퇴적물 DIP 용출은 모델 내부에서 동적으로 계산되지 않고, 관측값을 보간하여 입력값으로 사용하였다. 이로 인해 하천 부하를 삭감하더라도 퇴적물 용출 부하는 동일하게 유지되었으며, 결과적으로 하천 부하 삭감 효과가 퇴적물 부하 삭감에 비해 상대적으로 약하게 나타난 것으로 판단된다. 실제 연안 환경에서는 하천 부하가 감소하면 퇴적물 부하 또한 장기적으로 감소하는 경향을 보이므로, 향후에는 퇴적물층을 모델 계산 도메인 내에 포함시켜 하천–퇴적물 간 상호작용을 반영할 필요가 있다.

이러한 한계에도 불구하고, 본 연구의 모델은 TP 및 COD 농도의 계절 변동을 재현하고 부하 저감에 따른 수질 개선 효과를 정량적으로 제시하는 데 충분한 설명력을 확보하였다. 따라서 향후 모델 개선과 함께 다양한 관리 시나리오를 평가하는 기반 도구로 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

4. 결 론

본 연구에서는 마산만의 수질 변동 특성과 관리 방안을 평가하기 위해 유동 모델, 인 순환 박스 모델, 그리고 기계학습 기반 COD 예측 모델을 결합한 통합 모형을 구축하였다. 최근 7년(2018–2024) 중 강수량이 가장 적었던 2022년과 가장 많았던 2023년을 대상으로 모형을 구축·검증한 결과, TP와 COD 농도의 계절 변동성을 관측값과 비교적 잘 재현하여 제안된 접근법의 신뢰성을 확인하였다.

부하 삭감 시나리오 분석 결과, TP는 목표 수질(0.031 mg/L)을 대체로 충족한 반면, COD는 특히 8~9월에 강우와 내부 기작의 영향으로 목표 수질(2.10 mg/L)을 지속적으로 초과하여 현행 목표 수질 달성이 현실적으로 어려운 것으로 나타났다. 이는 계절별 차등 목표 수질 설정의 필요성을 시사한다. 또한 덕동 하수처리장의 부하 저감만으로는 마산만 내측의 수질 개선 효과가 제한적이었으며, 내측 해역의 퇴적물 부하 저감이 TP와 COD 개선에 가장 효과적인 것으로 분석되었다. 다만, 본 연구는 2개년을 대상으로 한 연구로, 목표 수질 달성 가능성을 정확히 판단하기 위해선 10년 이상의 장기간 분석이 필요하다.

따라서 본 연구는 마산만 수질 개선을 위해 외부 하천 부하와 내

부 퇴적물 부하를 동시에 관리해야 함을 강조하며, 계절별 목표 수질 설정이 연안오염총량관리제의 실효성을 제고할 수 있음을 보여준다. 본 연구 결과는 반폐쇄성 내만의 수리·생지화학적 특성을 고려한 효율적 오염 저감 전략과 적응적 관리계획 수립을 위한 기초자료로 활용될 수 있다. 향후 연구에서는 퇴적물 생지화학 과정을 모형 내부에 직접 반영하고, 관측 자료원을 확충하여 COD 모의와 관리 시나리오 평가의 신뢰성을 강화할 필요가 있다.

후 기

본 연구는 '2025 마산만 특별관리해역 연안오염총량관리 시행연구(202500880001)'의 지원으로 수행되었음.

References

[1] Blumberg, A.F. and Mellor, G.L., 1987, A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model, in: Heaps, N.S. (Ed.), Three-Dimensional Coastal Ocean Models, American Geophysical Union, Washington, D.C., 1-16.

[2] Chen, C., Luo, M., Wang, W., Ping, Y., Li, H., Chen, S. and Liang, Q., 2025, Characteristic Wavelength Selection and Surrogate Monitoring for UV–Vis Absorption Spectroscopy-Based Water Quality Sensing, Water, 17(3), 343.

[3] Fick, A., 1855, Ueber diffusion, Annalen der physik, 170(1), 59-86.

[4] Gotham, I.J. and Rhee, G.Y., 1981, Comparative kinetic studies of phosphate-limited growth and phosphate uptake in phytoplankton in continuous culture, J. Phycol., 17(3), 257-265.

[5] Higgs, I., Bannister, R., Skakala, J., Carrassi, A. and Ciavatta, S., 2025, Hybrid machine learning data assimilation for marine biogeochemistry, EGUsphere. (preprint)

[6] Hung, C., Diamond, C., Sinclair, R., Lee, M. C., Stenstrom, M., Freilich, M. A., Montgomery, Q., Marquez, C. and Lyons, T. W. (2024). Nutrient loading as a key cause of short-and long-term anthropogenic ecological degradation of the Salton Sea. Scientific Reports, 14(1), 31247.

[7] Ivlev, V.S., 1966, The biological productivity of waters, J. Fish. Res. Board Can., 23(11), 1727-1759.

[8] KHOA (Korea Hydrographic and Oceanographic Agency), Ocean Data in Grid Framework(바다누리해양정보서비스), http://www.khoa.go.kr/oceangrid/gis/category/observe/observeSearch.do?type=EYS, 2025 (accessed 2025.04.19.).

[9] Kim, J.H., Jang, S.D. and Kim, H.R., 1986, Water exchange rate in Masan Bay, J. Korean Fish. Soc., 22(3), 29-35.

[10] KMA (Korea Meteorological Administration), Open MET Data Portal (surface weather observations, ASOS), https://data.kma.go.kr/cmmn/main.do, 2025 (accessed 2025.05.12.).

[11] KOEM (Korea Marine Environment Management Corporation), Marine Environment Observation & Survey(해양환경 관측&조사), https://www.meis.go.kr/mei/observe/port.do, 2025 (accessed 2025.06.22.).

[12] MOF (Ministry of Oceans and Fisheries), 2005, A Preliminary Study on the Establishment of the Basic Plan for the Total Pollutant Load Management, Ministry of Oceans and Fisheries, Seoul, Korea.

[13] MOF (Ministry of Oceans and Fisheries), 2007, A Study on the Establishment of the Basic Plan for the Total Pollutant Load Management (I), Ministry of Oceans and Fisheries, Seoul, Korea.

[14] MOF (Ministry of Oceans and Fisheries), 2022, The 4th Technical Guidelines for the Total Pollutant Load Management in the Specially-managed sea areas of Masan Bay, Ministry of Oceans and Fisheries, Sejong, Korea.

[15] MOF (Ministry of Oceans and Fisheries), 2021, A Study on the Implementation of the 2021 Total Pollutant Load Management in the Specially-managed sea areas of Masan Bay, Ministry of Oceans and Fisheries, Sejong, Korea.

[16] MOF (Ministry of Oceans and Fisheries), 2023, A Study on the Implementation of the 2023 Total Pollutant Load Management in the Specially-managed sea areas of Masan Bay, Ministry of Oceans and Fisheries, Sejong, Korea.

[17] Noh, Y., Jang, C.J., Yamagata, T., Chu, P.C. and Kim, C.H., 2002, Simulation of more realistic upper ocean processes from an OGCM with a new ocean mixed layer model, J. Phys. Oceanogr., 32, 1284-1507.

[18] Ota, M., Takenaka, M., Sato, Y., Smith, R.L. Jr. and Inomata, H., 2015, Effects of light intensity and temperature on photoautotrophic growth of a green microalga, Chlorococcum littorale, Biotechnol. Rep., 7, 24-29.

[19] Simons, T.J., 1974, Verification of numerical models of Lake Ontario. Part I: circulation in spring and early summer, J. Phys. Oceanogr., 4, 507-523.

[20] Wang, H., Appan, A. and Gulliver, J.S., 2003, Modeling of phosphorus dynamics in aquatic sediments: II—examination of model performance, Water Res., 37(16), 3939-3953.

[21] Yamamoto, T., Harada, K., Kim, K.H., Asaoka, S. and Yoshioka, I., 2013, Suppression of phosphate release from coastal sediments using granulated coal ash, Estuar. Coast. Shelf Sci., 116, 41-49.

[22] Zhao, Y., Chen, M., He, J. and Ma, Y., 2025, Monitoring water quality parameters using multi-source data-driven machine learning models, Eng. Appl. Comput. Fluid Mech., 19(1), 2509658.

[23] Zison, S.W., 1978, Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.

Received 10 September 2025
Revised 10 November 2025
Accepted 13 November 2025