王 弋,王 俊,冯慕华,等.灌河淮河近海污染物扩散数值模拟研究 [J]. 中国环境科学院, 2025,45(7):3954-3967
Wang Y, Wang J, Feng M H, et al. Numerical simulation study on pollutant diffusion near the Guanhe River and Huaihe River [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3954-3967

灌河淮河近海污染物扩散数值模拟研究

王 弋[1],王 俊[1],冯慕华[2],陈 雯[2*],张思毅[3] (1.华北电力大学水利与水电工程学院,北京 102206；2.中国科学院南京地理与湖泊研究所,江苏 南京 210008；3.广东省科学院生态环境与土壤研究所,广东 广州 510650)

摘要：通过在 2022 年 10 月 30 日~11 月 1 日、2023 年 6 月 12 日~6 月 14 日期间对灌河、淮河河道及其近海海域进行水质采样;采用有机污染指数、氮磷比和富营养化指数法对该区域的水体富营养化情况进行评价,并基于 Delft3D 模型,构建了江苏省北部灌河及淮河近海三维水动力水质模型,模拟了包括 COD、NH_3-N、叶绿素 a(Chl-a)、总氮(TN)、总磷(TP)的输移转化过程,并设置了不同入海河道排污量(降低 20%、50%、增加 30%)以及不同时段排污(正常排污及河口闸门落潮时段排污)的 6 种不同排污情景.结果表明,灌河和淮河近海的水质浓度分布具有明显的时空分布特性,其中 COD、NH_3-N、Chl-a、TN 平均浓度夏季高于冬季,在空间分布上,灌河河道 COD 平均浓度低于河口近海区域,NH_3-N、Chl-a、TN、TP 平均浓度沿淮河河道向河口持续降低,研究区整体水质浓度呈现出自入海河道向河口近海区域扇形扩散的趋势.未来多情景模拟结果表明,排污量降低 50%且落潮时段开闸排污能最大程度降低研究区污染物浓度.

关键词：灌河；淮河；Delft3D；排污策略；海洋环境
中图分类号：X522 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3954-14

Numerical simulation study on pollutant diffusion near the Guanhe River and Huaihe River. WANG Yi[1], WANG Jun[1], FENG Mu-hua[2], CHEN Wen[2*], ZHANG Si-yi[3] (1.School of Water Resources and Hydropower Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, China；2.Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China；3.Institute of Eco-environment and Soil Sciences, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3954~3967

Abstract：In recent years, frequent coastal water environmental issues have been caused by economic and population development. In this study, water quality sampling was conducted in the Guan River, Huai River, and their adjacent coastal areas from October 30 to November 1, 2022, and from June 12 to June 14, 2023. The eutrophication status of the water bodies in the region was evaluated using the organic pollution index, nitrogen-to-phosphorus ratio, and eutrophication index method. Based on the Delft3D model, a three-dimensional hydrodynamic water quality model was established for the coastal areas of the Guan River and Huai River in northern Jiangsu Province. The transport and transformation processes of chemical oxygen demand (COD), ammonia nitrogen (NH_3-N), chlorophyll-a (Chl-a), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) were simulated. Six different discharge scenarios were designed, including varying the pollutant discharge volume from the rivers (reduced by 20%, reduced by 50%, and increased by 30%) and different discharge timings (normal discharge and discharge during ebb tide when estuary gates were opened). The results showed that the water quality concentration distribution in the coastal areas of the Guan River and Huai River exhibited significant temporal and spatial characteristics. The average concentrations of COD, NH_3-N, Chl-a, and TN were higher in summer than in winter. Spatially, the average COD concentration in the Guan River channel was lower than that in the estuarine coastal area, while the average concentrations of NH_3-N, Chl-a, TN, and TP gradually decreased along the Huai River channel toward the estuary. The overall water quality concentration in the study area displayed a fan-shaped diffusion trend from the river channels to the estuarine coastal zone. Future scenario simulations indicated that reducing the discharge volume by 50% and discharging pollutants during ebb tide when the gates were opened could most effectively reduce pollutant concentrations in the study area.

Key words：Guanhe River；Huai River；Delft3D；pollution discharge strategy；marine environment

入海河口和海岸地区社会经济发展程度高,大量增加了入海河道径流的营养盐输入,从而引发了近海区域水体富营养化、赤潮以及水生动物大量死亡等水环境问题.根据江苏省海洋环境公报,污染海域主要分布在入海河口、海湾等近岸区域,其主要超

收稿日期：2024-11-25
基金项目：江苏省海洋科技创新项目(JSZRHYKJ202205)
* 责任作者, 研究员, Wchen@niglas.ac.cn

标因子为 COD、TN、TP 等,入海河口污染物聚集已经成为江苏省沿海水域的主要环境问题.

近年来,三维水动力模型在近海水域环境治理中展现出显著优势,成为研究水动力特征和污染物迁移扩散规律的重要工具[1].国内外学者采用 EFDC、FVCOM、MIKE21、Delft3D 等主流模型,针对不同水域环境开展了系统研究.在海洋生态环境系统的复杂性研究中,数值模型已成为解析环境过程与制定科学管理策略的核心工具.谢培等[2]基于 EFDC 模型,通过构建径流-潮汐耦合动力框架,系统揭示了淡澳河河口区水位波动、流速分布的时空演变规律,创新性地量化了海水入侵导致的盐度梯度变化对溶解氧、营养盐等水质指标的胁迫效应,为咸淡水混合区生态修复提供了关键参数.张现国等[3]则将 EFDC 模型应用于福州河网闸控系统优化,通过多情景模拟对比发现,潮差引水模式在降低运维成本方面具有显著经济优势,为城市水环境综合治理提供了经济高效的调控方案.在近海污染物扩散机制研究中,薛志泳等[4]基于 FVCOM 三维水动力-水质耦合模拟,首次揭示天津近岸海域污染物呈现“潮周期快速稀释、底层水体高浓度残留”的独特分布格局,该发现修正了传统二维模型对污染物垂向扩散的低估问题.褚芹芹等[5]进一步耦合拉格朗日粒子追踪技术,量化分析了 2~3 级风场条件下污染物的漂移轨迹,研究证实风力增强使污染物扩散面积呈指数增长(风速每增加 1m/s,扩散范围扩大 1.8 倍),为海上突发污染事件应急响应提供了动态预测方法.夏泽宇等[6]针对闽江河口复杂地形,构建高分辨率三维 FVCOM 模型,突破性地解析了潮波传播过程中的反射、折射效应及其对河口分层流结构的塑造机制,为河口生态系统动力学研究提供了新视角.在环境管理决策支持领域,有研究者[7-8]基于 MIKE21 模型,分别建立伶仃洋和长江口排污扩散模拟系统,通过设定不同排放强度情景,定量评估污染物对敏感海域(如红树林保护区、水产养殖区)的影响范围,提出排污口优化布局方案,有效降低污染物超标风险.何齐齐等[9]利用 Delft3D 模型对三门湾的研究,则聚焦营养盐生物地球化学循环,揭示了潮汐-径流交互作用下氮、磷输移的“潮泵效应”和“河口拦截效应”,为富营养化防治和生态容量评估提供了理论依据.这些研究通过模型的创新性应用,推动了海洋生态环境研究从现象描述向机制解析、从定性分析向定量预测的重要转变.这些研究综合表明,三维水动力模型能够准确刻画径流、潮汐、风场等动力因素对近海水环境的影响机制,为污染物扩散模拟、水质调控及环境管理提供了重要的技术支撑.

综上所述,目前对于入海河口海域的水环境研究已经积累了许多成果,但对于入海河道及闸门排污工况研究较少.Delft3D 是一种先进的水动力数值模型,广泛应用于水体模拟和环境研究.主要特点包括能够快速生成灵活的正交网格,适应各种地形和水体.采用显式与隐式交替的有限差分法,保证高稳定性和快速计算,适合复杂水动力情况[10-13].该模型具备强大的后处理能力,与 arcgis 和 Matlab 等软件兼容,便于数据分析与可视化.目前已经广泛用于长江口、海南岛、鄱阳湖、三峡库区及天津近海等地区,支持水资源管理和环境监测等多种用途[14-15].本文基于 Delft3D 建立了灌河和淮河近海区域三维水动力水质模型,设计 6 种排污策略,并采用率定后的水质模型进行计算,综合分析了不同排污策略下灌河和淮河近海 COD、TN、TP 浓度分布及输移扩散情况.

1　研究方法

1.1　研究区概况

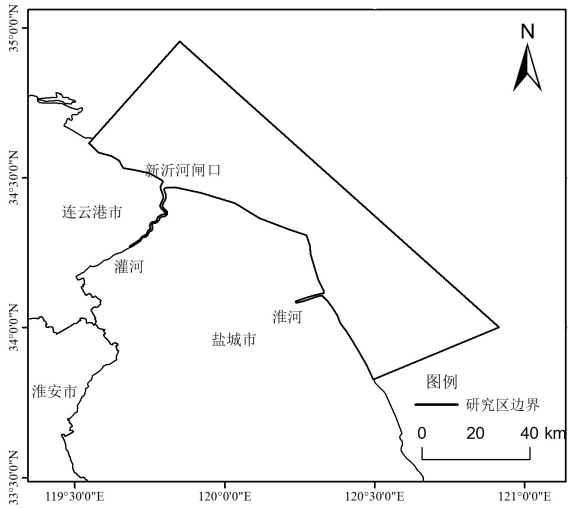


图 1　研究区域及排海口位置

Fig.1　Study area and discharge port location

本研究的研究区是灌河和淮河的近海(图 1),其位于江苏省北部,平均水深约 7m,平均潮差约 2.7m,水动力条件弱.近海区域有灌河、淮河、新沂河等河

流注入,其中灌河年入海径流量较大,灌河和淮河处于江苏省北部,其中灌河是苏北地区最大的入海河道,年径流量为 22.4 亿 m^3,新沂河与淮河为人工修建的排洪入海河道,其中新沂河全长 146km,在灌河口处交汇流入黄海;淮河入海水道起于淮河下游洪泽湖东二河闸,全长 163.5km,与苏北灌渠平行,是近海营养盐输入的主要来源.随着海洋经济带的快速发展,灌河和淮河沿岸的工业园区也在迅速扩张,大量工业废水和生活污水的排放使得近岸海域的水质持续恶化.

1.2 灌河和淮河近海海域水环境健康评价

在本研究中,灌河和淮河近海海域水环境健康监测项目包括水温、盐度、PH 值、氮磷营养盐、叶绿素 a(Chl-a)等污染物质,采样点如图 2 所示.水体样品采集和分析均按《海洋监测规范》[GB17378-2007]和《海洋调查规范》[GB/T12763-2007]的规定进行;由于江苏近海海域富营养化问题较为严重,赤潮频发,因此使用营养指数、有机污染指数法和氮磷比 3 种方法对灌河、淮河近岸海域水质现状进行计算与分析.其中,海域营养指数化评价计算公式为:

$$E=\frac{\mathrm{DIN}\cdot\mathrm{DIP}\cdot\mathrm{COD}}{4500\times10^{6}} \tag{1}$$

式中:DIN、DIP、COD、分别为溶解无机氮、溶解磷酸盐及化学需氧量的浓度,mg/L.$E\leqslant1.0$、$1.0<E<2.0$、$2.0\leqslant E<5.0$、$5.0\leqslant E<15.0$、$E\geqslant15.0$ 分别对应贫营养、轻度富营养、中度富营养、重度富营养、严重富营养状态.入海河流营养指数采用 Chl-a、TN、TP 及 COD 等指标对水体进行评价,营养指数计算公式为:

$$E_{\mathrm{r}}=\sum_{j=1}^{m}W_j\cdot E_{\mathrm{r}}(j) \tag{2}$$

式中:$E_r(j)$为第 j 种参数的营养状态指数;W_j 为第 j 种参数的归一化权重.海洋水体有机污染指数计算公式为:

$$A=\frac{\mathrm{COD}}{\mathrm{COD_s}}+\frac{\mathrm{DIN}}{\mathrm{DIN_s}}+\frac{\mathrm{DIP}}{\mathrm{DIP_s}}-\frac{\mathrm{DO}}{\mathrm{DO_s}} \tag{3}$$

式中:$\mathrm{COD_s}$、$\mathrm{DIN_s}$、$\mathrm{DIP_s}$、$\mathrm{DO_s}$ 分别为一类海水水质标准值,同时近海浮游植物大量繁殖带来的赤潮灾害风险主要受到氮、磷营养物质浓度的影响.入海河流有机污染指数计算公式为:

$$A_r=A_{\mathrm{COD}}+A_{\mathrm{BOD}}+A_{\mathrm{NH_3-N}}-A_{\mathrm{DO}} \tag{4}$$

式中:A_{COD} 为入海河道有机污染指数;A_{COD}、A_{BOD}、$A_{\mathrm{NH_3\text{-}N}}$、$A_{\mathrm{DO}}$ 为实测值与标准值的比值,同时本研究使用氮磷比(N/P)作为水质评价指标之一.

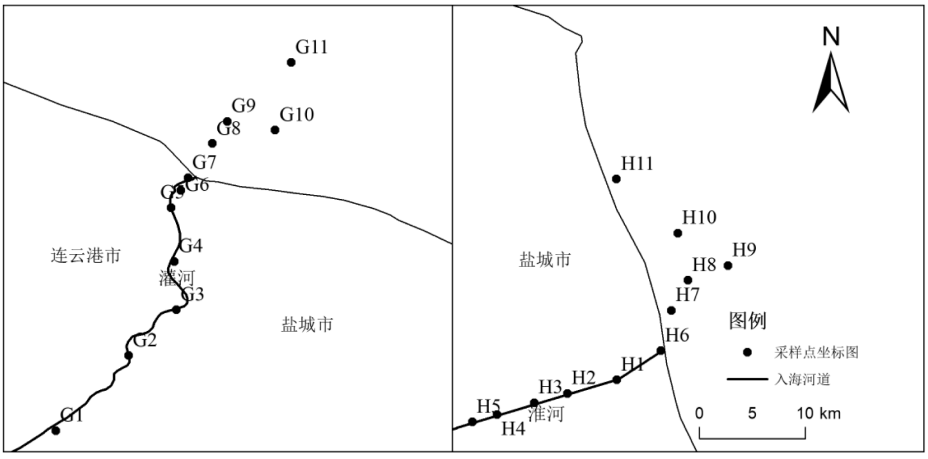


图 2 灌河、淮河及其近海水质采样点位分布

Fig.2 Distribution of water quality sampling points in guanhe river, huaihe river and their coastal areas

1.3 Ddlft3D 模型原理

目前国际上使用较多的模型主要有 Delft3D[16-19]、FVCOM[20]、MIKE21 和 EFDC 等[21-24].本研究采用 Delft3D 模型模拟灌河淮河及其近海污染物扩散,该模型由荷兰水力研究院开发的集合式模型[25],Delft3D 模型是当前应用最为广泛的水动力与水质模型之一,具有模拟三维水流、水质变化、波浪、生态系统、底床地貌、泥沙输移及其相互作用等多种能力.该模型由多个功能模块组成,这些模块具备统一的接口设计,因而不仅可以独立运行,还能

够通过接口与其他模块进行联动.各个模块之间通过信息文件进行数据交互,每个模块能够生成其他模块所需的信息文件,而这些文件中的计算结果同样可用于可视化展示.水动力模拟控制方程为沿水深积分的连续方程及水平方向上的动量方程,如公式 5 所示:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t}+\frac{1}{\sqrt{G_{ss}\cdot G_{\eta\eta}}}\frac{\partial\left[(d+\zeta)u\sqrt{G_{\eta\eta}}\right]}{\partial \xi}+\frac{1}{\sqrt{G_{ss}\cdot G_{\eta\eta}}}\frac{\partial\left[(d+\zeta)v\sqrt{G_{ss}}\right]}{\partial \eta}=Q$$

$$Q=H\int_{-1}^{0}(q_{in}-q_{out})dx+P-E \tag{5}$$

式中:Q 代表单位时间内单位面积上的水量变化(m/s);u,v 为ε,η方向上的水流速度(m/s);q_{in},q_{out} 为单位时间内单位体积的流入和流出量(m^3/s);P、E 分别代表降水量和蒸发量(m/s).

1.4　Delft3D 模型建立及参数设置

1.4.1　岸线、网格、边界及水下地形设置　计算区域选取灌河和淮河近海海域,模型总网格数为 345x214,区域网格边长最长约 80m,最短约 3m,海底地形数据来源于美国国家海洋和大气管理局(NOAA)提供的全球地形及海洋深度数据集 ETOPO1[26-27],灌河和淮入海河道水深地形数据采用实测水深数据.模型外海开边界潮位驱动数据由 tidalmodeldriver 2.5 程序包获得,模型闭边界设置为无渗透滑移边界[28].将灌河、淮河上游段设为河流开边界并设置入海流量.海洋及河流开边界污染物浓度均使用实测数据的月平均值.

1.4.2　参数设置　水动力模型底部粗糙度选择曼宁公式计算,糙率值根据相关研究[29],取值为 0.025s/$m^{1/3}$,水平涡流粘度设为 80m^2/s,涡流扩散率设为 10m^2/s,扩散率设为 1x$10^{-6}$$m^2$/s;参考国内外有关手册,水质模型采用 COD 降解系数为常数,且研究区水温范围在 10~28℃时,COD 降解系数为 0.02~0.07d^{-1} 之间.根据研究区具体情况,COD 降解系数设置为 0.1mg/(L·d),水质模型包含了浮游植物 0℃时的生长、死亡、呼吸速率等,水动力及水质模型模拟步长分别设为 1min 和 60min,模拟时间设置为 2022 年 9 月 1 日~2023 年 9 月 1 日.

1.5　水质多情景模拟方案设计

在完成模型率定和模拟后,进一步对灌河和淮河近海未来的水质状况进行情景设置与污染预测,设置的情景如表 1 所示:

表 1　排污情景设置

Table 1　Setting of pollution discharge scenarios

模拟物质	排污量	排污时段
COD、TN、TP	减少 20%	不变
	减少 50%	不变
	增加 30%	不变
	减少 20%	每日落潮期间开闸
	减少 50%	每日落潮期间开闸
	增加 30%	每日落潮期间开闸

首先对排污量进行设置,假定 2028 年伴随着经济的发展,灌河和淮河上游工厂增加,污染物排放量增加,灌河和淮河水质严重恶化,COD、TN、TP 浓度增加 30%;假定 2028 年灌河和淮河上游新建污水处理厂,COD、TN、TP 浓度分别降低 20%和 50%.其次对排污时段进行设置,对新沂河与淮河入海闸门的开放时间设为落潮开放,由此利用潮汐的稀释和扩散效应,利用海水的自净力,降低污染物的浓度.接下来,设定 2028 年水文条件与 2022 年相同,利用构建的水质模型模拟未来各发展情景下污染物浓度分布情况.

2　结果与讨论

2.1　灌河和淮河近海海域水环境健康评价

如图 3、4、5 所示,由于受到无机氮、活性磷酸盐浓度超标的影响,灌河、淮河近岸海域冬季和夏季受到了严重的有机污染,冬季污染最严重,有机污染指数平均值为 9.24,夏季较有机污染较冬季有所减缓,有机污染指数平均值为 8.96,冬季最高值点为位于灌河口处的 G7 号点,值为 17.37,夏季最高值点为 G1 号点,位于灌河上游,值为 11.62.相比与夏季,由于冬季气温较低,水体的环流和混合程度相对较弱,导致水体中的有机污染物难以有效扩散和稀释,容易在局部区域累积,从而使得有机污染指数升高,整体处于富营养化级别.灌河、淮河近岸海域冬季富营养化指数平均值为 67.48,夏季为 40.55,均处于严重富营养化污染状态(EI>9),且沿河口向外逐渐减轻,呈现受陆源污染输入控制的特征.溶解态无机氮磷比(N/P)的空间分布与灌河、淮河近岸海域

发生赤潮风险的区域有较强相关性,高值主要出现在入海河口区域.

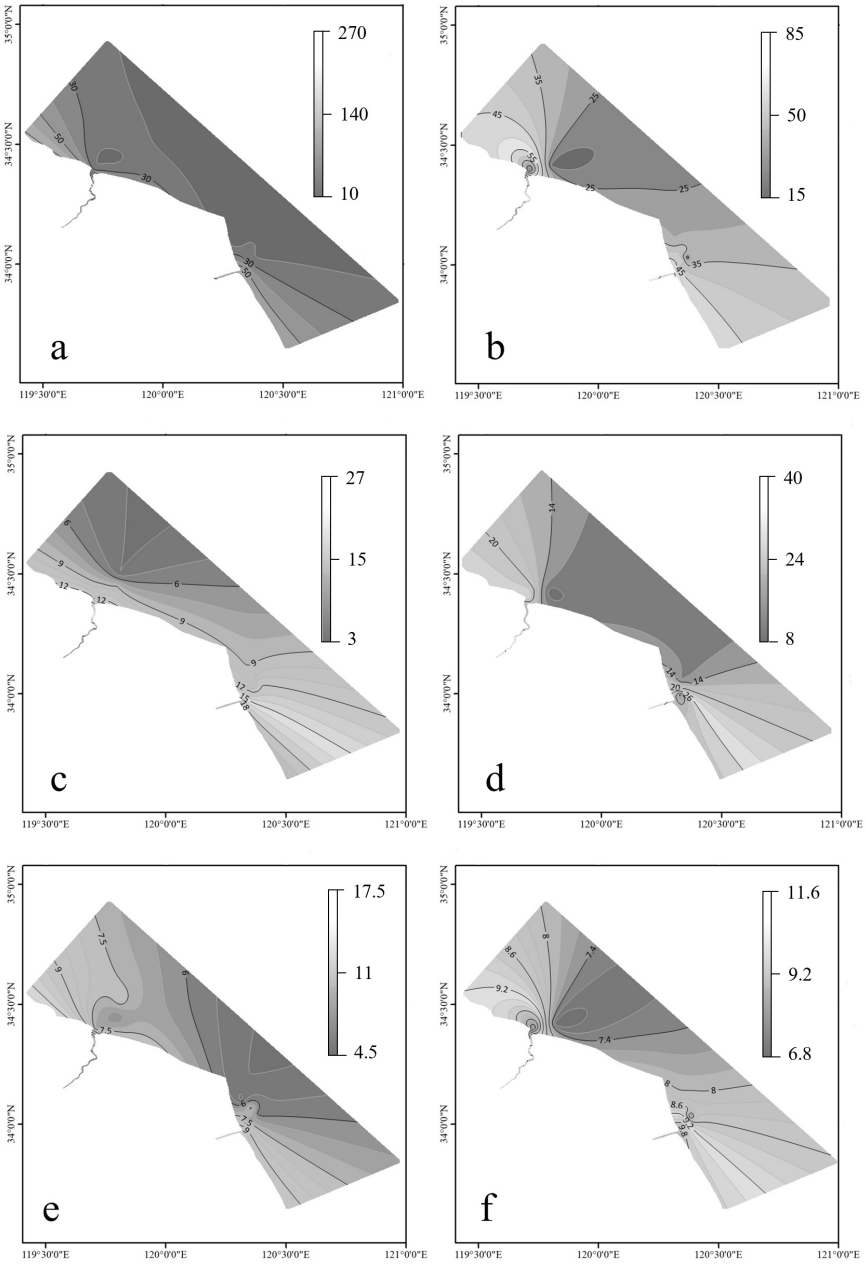


图 3 灌河、淮河近海海域冬季(a)和夏季(b)富营养化指数、冬季(c)和夏季(d)有机污染指数分布及冬季(e)和夏季(f)氮磷比空间分布

Fig.3 Distribution of eutrophication index, organic pollution index, and nitrogen phosphorus ratio in winter (a) and summer (b) and winter (c) and summer (d) near the guanhe river and huaihe river, as well as spatial distribution of nitrogen phosphorus ratio in winter (e) and summer (f)

2.2 Delft3D 模型验证

2.2.1 水动力模型验证 模型率定是建模过程中关键的环节,通过率定使得模型能够应用于该区域水流运动的计算.采用燕尾港站实测潮位及连云港航道潮流实测资料,于 2022 年 11 月 14~30 日进行模型率定,NS 系数为 0.85,由图 4 可见,监测站点潮位及潮流验证图效果良好,模型验证采用 2022 年 11 月 15~17 日连云港航道潮流站实测资料,如图 5 所示,模拟潮位和潮流与实测吻合较好;水位存在的误差可能是计算网格较大,监测点位的位置和模型中的的位置有一点误差;考虑到平均误差均在合理范围内,说明模型选取的参数基本合理[30],可用于灌江及

淮河近海区域水动力场的计算,从而为后续水质模型的建立提供依据.

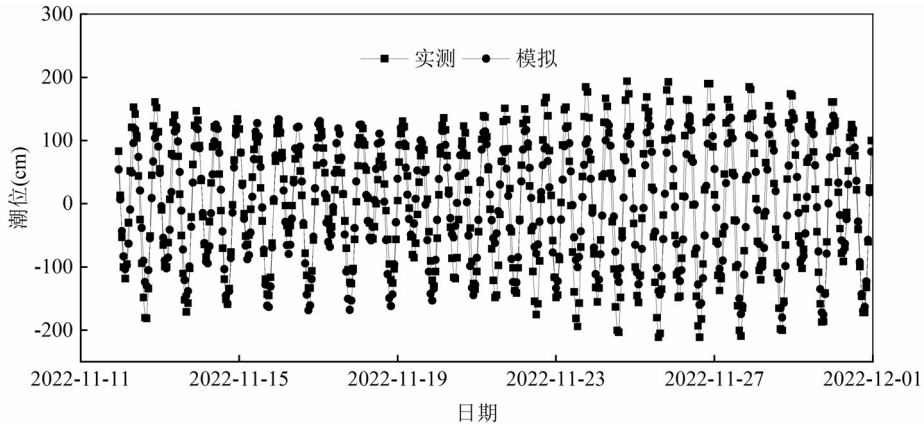


图 4　燕尾港站位潮位的模拟与预报对比

Fig.4　Comparison of simulation and forecast of tide levels at Yanwei port station

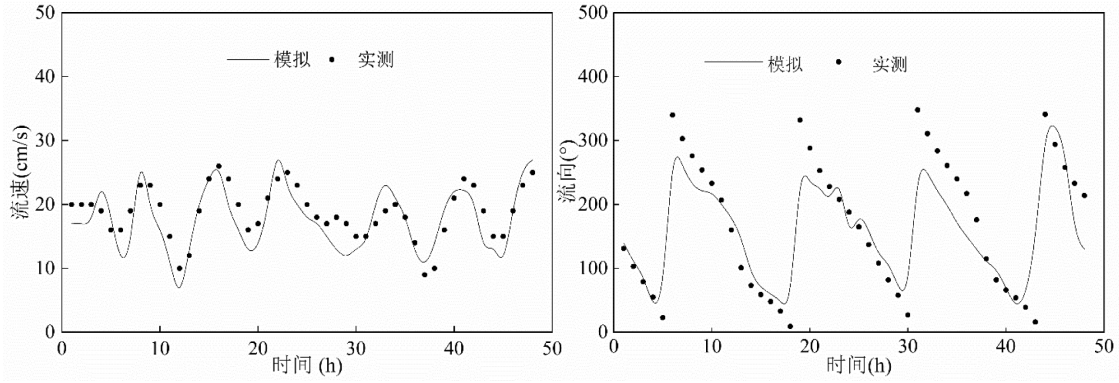


图 5　连云港航道站位流速流向模拟与实测对比

Fig.5　Comparison between simulated and measured flow velocity and direction at Lianyungang waterway station

表 2　水动力模型输出结果验证

Table 2　Verification of output results of hydrodynamic model

水质指标	2022-11 模型验证平均绝对误差(mg/L)	2023-06 模型验证平均绝对误差(mg/L)
DO	0.594	0.554
COD	1.22	0.913
PO_4^{3-}-P	0.008	0.006
NH_3-N	0.017	0.06
NO_3^--N	0.169	0.084
TDN	0.079	0.252
TDP	0.006	0.016
Chl-a	0.102	0.015
TN	0.613	1.177
TP	0.125	0.139

2.2.2　水质模型验证　为了进一步验证模型的可靠性,将水质模拟的叶绿素 a、营养盐等指标浓度结果与 2022 年 11 月和 2023 年 6 月采样点的实测值进行比较,如表 2 所示,总体上看,水质模型的模拟结果误差较少,可用于未来研究区水质多情景模拟分析[31].

2.3　基于 Delft3D 模型灌河淮河近海污染物空间分布

利用建立的水动力及扩散数值模型,进行 2022/09/01~2023/09/01 水质模拟计算,如图 6 所示,COD、NH_3-N、Chl-a、TN 和 TP 均存在季节性差异.

2.3.1　灌河、淮河及其近海 COD 和 Chl-a 冬季夏季浓度差异原因　灌河河道冬季 COD 平均浓度为 9.17mg/L,淮河河道 COD 平均浓度为 9.12mg/L,近海 COD 平均浓度为 7.95mg/L,灌河河道夏季 COD 平均浓度为 10.52mg/L,淮河河道 COD 平均浓度为 6.59mg/L,近海 COD 平均浓度为 9.36mg/L,灌河河道冬季 Chl-a 平均浓度为 0.174mg/L,淮河河道 Chl-a 平均浓度为 0.19mg/L,近海 Chl-a 平均浓度为 0.468mg/L,灌河河道夏季 Chl-a 平均浓度为 1.1mg/L,淮河河道 Chl-a 平均浓度为 0.62mg/L,近海 Chl-a 平

均浓度为 0.67mg/L,COD、Chl−a 冬季夏季浓度差异 的主要原因有以下方面.

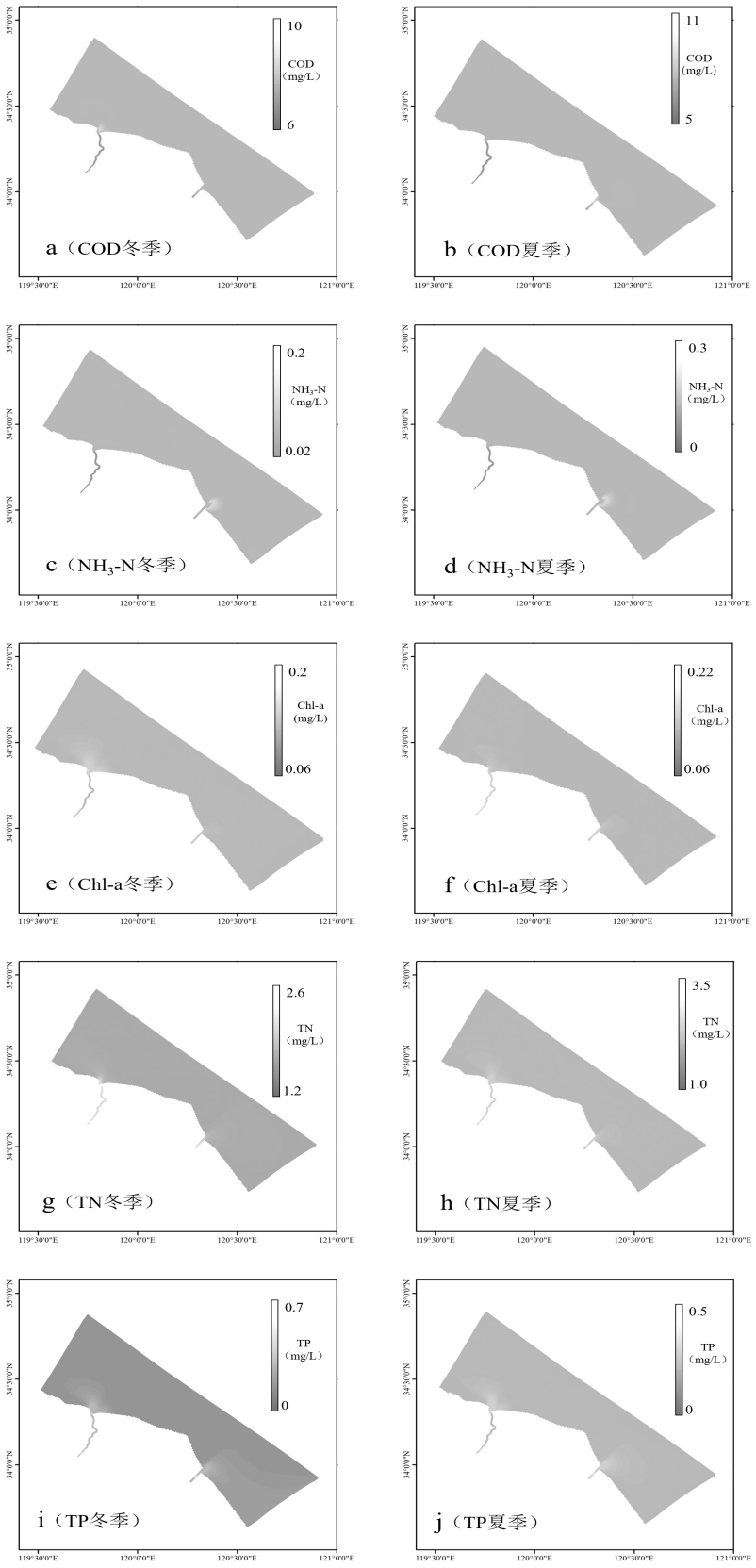


图 6 灌河和淮河近海冬夏季水质指标浓度模拟场分布

Fig.6 Distribution of simulated concentration fields of water quality indicators in winter and summer near guanhe river and huaihe river

冬季通常是农业和城市排放物质的高峰期,农业活动中的化肥和农药使用以及城市排放的废水含有有机物质[32-33],这些有机物质可以导致 COD 的增加.在冬季,种植季节结束和人口密度较高的地区,农业和城市排放物质进入入海河道会增加,从而导致冬季 COD 浓度升高.冬季是水生生物活动减少的季节[34-35].水温较低会抑制微生物的活动和降解有机物质的速率.此外,冬季的光照条件较差,影响了浮游植物的光合作用和有机物质的吸收,进一步降低了有机物质的降解速率.微生物冬季作用较弱.因此,相对于海洋中,入海河道冬季的有机物降解和生物处理能力较弱,导致COD浓度较高.夏季是水生生物繁殖和生长的活跃期.浮游植物和浮游动物的生长和繁殖活动会增加,它们作为食物链的底层生物,与 Chl-a 浓度密切相关.浮游动物摄食浮游植物,而浮游植物则是 Chl-a 的主要来源之一.因此,夏季水体中生物活动的增加也会促使 Chl-a 浓度的增加.

夏季通常是降雨量较高的季节,河流的径流量会增加.这导致入海河道中水体的流速增加,从而减少了水体停留时间,使得有机物质在河道中的降解和稀释的时间相对较短.因此,相对于冬季,夏季的入海河道中的有机物质浓度较高.夏季水体温度相对较高,这有利于浮游植物的生长和代谢活动.温暖的水温加速了浮游植物的生物化学反应速率,包括光合作用、呼吸和养分吸收等过程.这导致了夏季水体中浮游植物的增加,从而使 Chl-a 浓度升高.夏季的阳光强度较高,海洋中的光照条件良好,这有利于浮游植物的光合作用.浮游植物通过光合作用吸收二氧化碳,并释放氧气.然而,光合作用过程中也会消耗溶解氧,并产生有机废物,从而增加了夏季海洋中的 COD 浓度.夏季通常具有更长的日照时间和更强的光照强度,这为浮游植物的光合作用提供了更充足的能量.Chl-a 是浮游植物中的主要色素,用于吸收光能进行光合作用.因此,光照条件的改善促进了浮游植物的生长和繁殖,导致夏季水体中Chl-a浓度的增加.

2.3.2　灌河、淮河及其近海营养盐冬季夏季浓度差异原因　灌河河道冬季 TN 平均浓度为 2.6mg/L,TP 平均浓度为 0.87mg/L,淮河河道 TN 平均浓度为 1.24mg/L,TP 平均浓度为 0.21mg/L,近海 TN 平均浓度为 2.06mg/L,TP 平均浓度为 0.123mg/L,灌河河道夏季 TN 平均浓度为 2.06mg/L,TP 平均浓度为 0.4mg/L,淮河河道 TN 平均浓度为 0.804mg/L,TP 平均浓度为 0.077mg/L,近海 TN 平均浓度为 3.65mg/L,TP 平均浓度为 0.223mg/L,灌河河道冬季 NH_3-N 平均浓度为 0.026mg/L,淮河河道 NH_3-N 平均浓度为 0.039mg/L,近海 NH_3-N 平均浓度为 0.033mg/L,灌河河道夏季 NH_3-N 平均浓度为 0.086mg/L,淮河河道 NH_3-N 平均浓度为 0.52mg/L,近海 NH_3-N 平均浓度为 0.11mg/L,TN、TP、NH_3-N 冬季夏季浓度差异的原因有以下方面.

冬季通常是入海河道地区的干季或降雨较少的季节.降雨量的减少导致了水体中的径流量减少,从而减少了来自农田、城市和其他陆地活动的水体径流[36].减少了含有氮化合物的径流输入,导致冬季水体中 TN 浓度相对较低.同时,冬季光照强度较低,日照时间较短,限制了浮游植物的光合作用活动[37-39].浮游植物是水体中的主要氮源之一,它们通过吸收氨、硝酸盐和有机氮物质来进行生长.光合作用减弱会抑制浮游植物的生长[40-41],从而减少了氮化合物的吸收和转化,导致冬季水体中 TN 浓度相对较低.夏季是水生生物繁殖和生长的高峰期.温暖的水温和充足的光照条件促进了浮游植物和浮游动物的生长,它们对氨氮的需求较高.浮游植物通过光合作用吸收二氧化碳和无机氮,而浮游动物通过摄食浮游植物和其他有机物来获取氮源.这些生物的活动会导致水体中 NH_3-N 浓度的升高.

水温下降:冬季水体温度较低,会对氮化合物的生物转化过程产生影响.低温条件下,氮化合物的微生物降解速率通常较慢.这意味着氨、硝酸盐和有机氮物质的降解速度较低,导致冬季水体中 TN 浓度相对较高.夏季的水温相对较高,这有助于加速氨氮的生物转化过程.在温暖的水体中,氨氮转化为 NH_3-N 的速率通常比较快,从而导致夏季水体中 NH_3-N 浓度的增加.

沉积物交换减少:冬季水体中的沉积物交换通常较少[42-44].沉积物是一种重要的氮储存和转化区域,可以吸附和释放氮化合物.在冬季,沉积物交换减少,减少了氮化合物在沉积物和水体之间的转移,导致冬季水体中 TN 浓度相对较高.

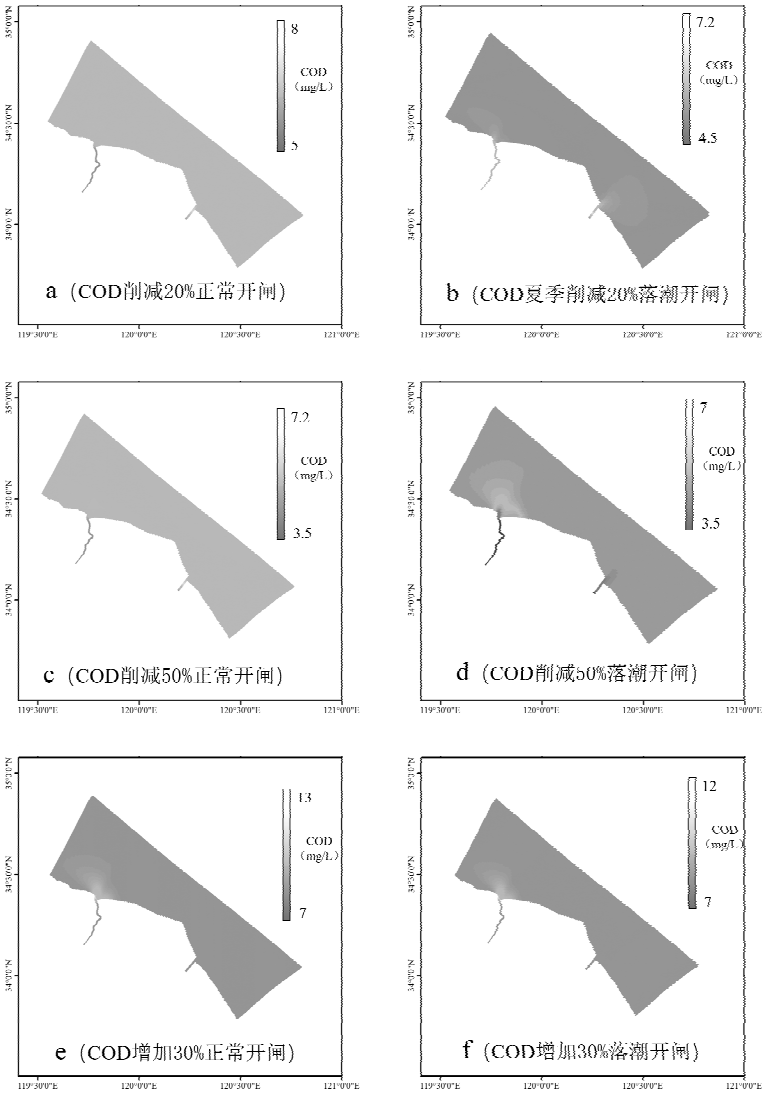
土壤中磷的释放:冬季的低温和湿润条件可能促使土壤中有机质的分解和磷酸盐的释

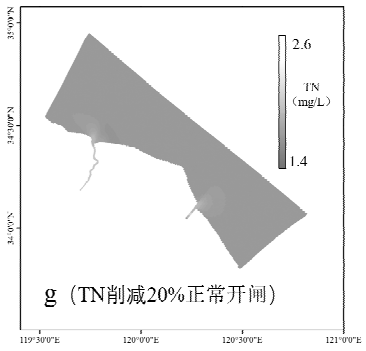
放[45-46].有机质中嵌藏的磷酸盐可以通过微生物作用、酸解作用或其他化学反应逐渐释放为溶解态磷,进而进入河道.这可能导致冬季水体中 TP 浓度的增加.

2.4 水质多情景模拟结果分析

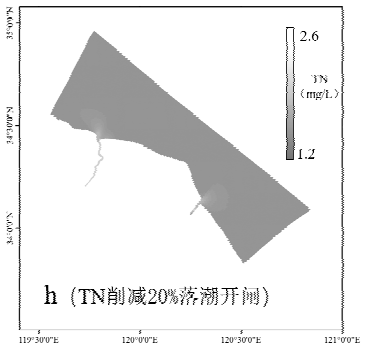
2.4.1 多情景模拟污染物空间分布 图 7 为对应 6 种工况下灌河和淮河近海 2028 年 10 月 COD、TN、TP 总量浓度对比,减少排污量 20%、50%并设置落潮开闸的工况下,灌河和淮河近海 COD 平均浓度可分别降低 6.82%、18.54%,TN 平均浓度可分别降低 19.02%、28.32%,TP 平均浓度可分别降低 29.1%, 42.93%.其次通过采用在每日的落潮时间段进行排污,近海污染物浓度都能得到有效的缓解,当排污量增加 30%后,闸门正常开启时,近海 COD、TN、TP 平均浓度分别增加 16.25%,6.71%,30.95%;闸门落潮开启时,近海 COD、TN、TP 平均浓度分别增加 8.91%, 4.33%, 8.07%;改变新沂闸口、淮河闸口的开放时间,采用每日落潮时段开闸,污染物可以随着落潮流快速向外海扩散并稀释,从而有效地降低近海污染物浓度.由此可见,控制入海河口的排污量和优化排污时段都可以有效降低近海岸带的污染浓度.

2.4.2 多情景模拟污染物浓度变化 本研究发现灌河和淮河近海海域水体中营养盐含量较高,污染物主要为 TN、TP 等营养盐物质,严重影响了该区域的水生态环境[47-51].根据灌河和淮河近海水环境质量现状的调查结果,灌河河道 COD 平均浓度为 9.3mg/L,TN 平均浓度为 2.63 mg/L,TP 浓度为 0.7mg/L,近海海域 COD 平均浓度为 8.35mg/L,TN 平均浓度为 1.8 mg/L,TP 浓度为 0.53mg/L,根据《海水水质标准》[GB3097−1997]、《地表水环境质量标准》[GB3838−2015] 规定可知灌河和淮河近海内 TN、TP 浓度均已污染严重.

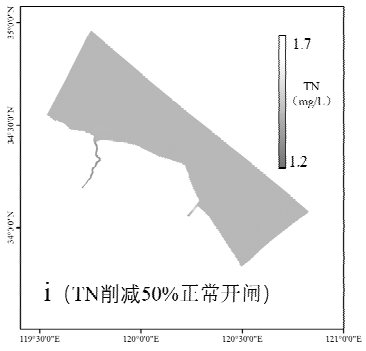




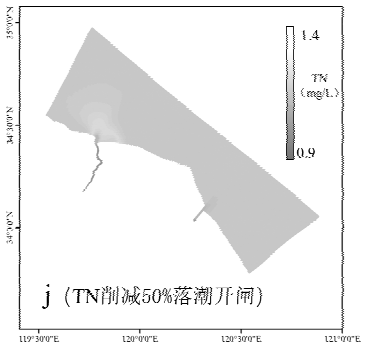
g（TN削减20%正常开闸）



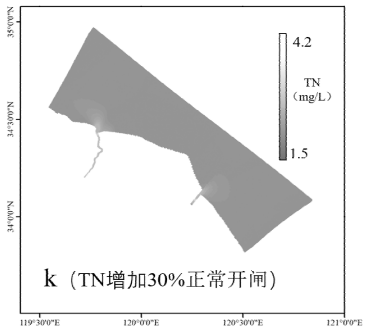
h（TN削减20%落潮开闸）



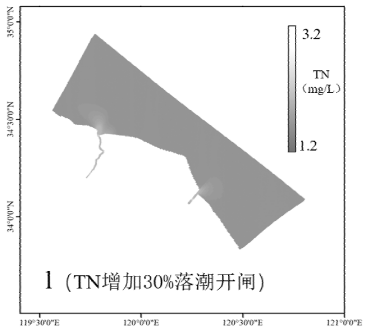
i（TN削减50%正常开闸）



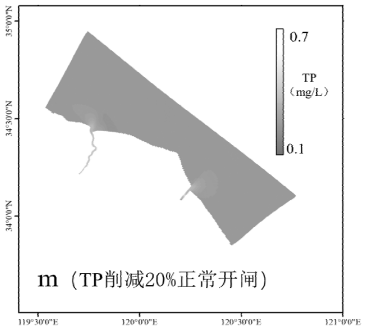
j（TN削减50%落潮开闸）



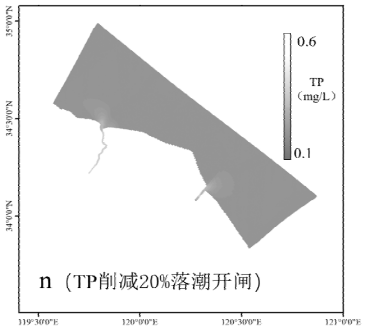
k（TN增加30%正常开闸）



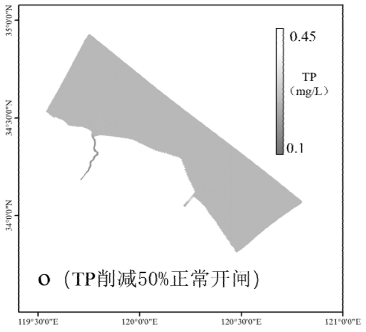
l（TN增加30%落潮开闸）



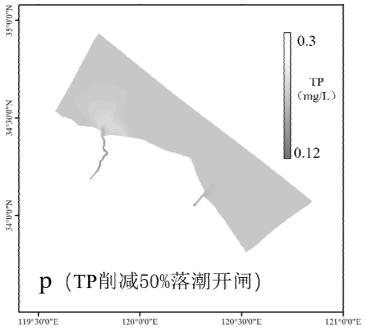
m（TP削减20%正常开闸）



n（TP削减20%落潮开闸）



o（TP削减50%正常开闸）



p（TP削减50%落潮开闸）

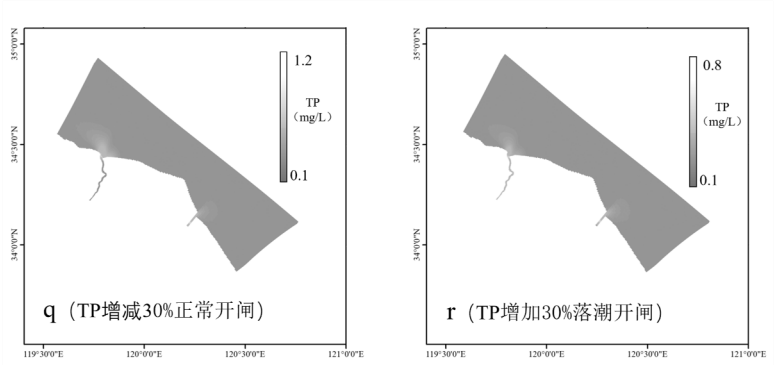


图 7 灌河和淮河近海水质多情景模拟浓度场分布

Fig.7 Distribution of simulated concentration fields in multiple scenarios of water quality near the guanhe river and huaihe river

表 3 各工况计算单元水质平均浓度(mg/L)

Table 3 Average concentration of water quality in each operating condition calculation unit (mg/L)

控制目标	控制单元	闸门正常开放			闸门落潮开放		
		削减20%	削减50%	增加30%	削减20%	削减50%	增加30%
TN	灌河河道	1.860	1.166	2.903	1.767	1.153	2.809
	灌河近海	1.364	1.336	1.525	1.342	1.315	1.366
	淮河近海	1.332	1.304	1.441	1.253	1.207	2.299
TP	灌河河道	0.492	0.356	0.840	0.354	0.255	0.623
	灌河近海	0.130	0.124	0.142	0.125	0.121	0.135
	淮河近海	0.136	0.126	0.146	0.130	0.118	0.141
COD	灌河河道	8.157	5.072	13.193	8.030	4.960	12.963
	灌河近海	7.387	7.302	7.732	7.328	7.210	7.583
	淮河近海	7.150	7.064	7.540	7.053	6.883	7.184

灌河近海 TN 平均浓度降低至 1.34mg/L,淮河近海 TN 平均浓度由 1.8mg/L 降低为 1.33mg/L,TP 平均浓度由 0.70mg/L 降低为 0.35mg/L,COD 平均浓度由 9.3mg/L 降低为 8.03mg/L;此外,入海河道 COD、TN、TP 的排放量削减 50%情景下,且新沂河、淮河闸门落潮开放,各控制单元污染物浓度降低最为明显,灌河河道 TN 平均浓度由 2.63mg/L 降低为 1.153mg/L, TP 平均浓度由 0.7mg/L 降低为 0.255mg/L,COD 平均浓度由 9.3mg/L 降低为 4.96mg/L,表明落潮时期开闸,污染物能快速扩散而利用海洋的自净能力效缓解近海岸带污染物浓度.由以上分析可以发现,灌河和淮河入海河道污染物的排放是导致研究区海域水质恶化的主要原因,同时相对于淮河,灌河河道的污染物排放量更大.由于近海区域更接近入海河道,因此受到的污染物浓度更高且污染物在水体中的稀释程度较低,容易对近海生态系统产生直接影响[52-55].由此可见,入海河道的排污成为海洋污染的主要来源,而需要承担相应的赔偿责任[56-59].为了明确责任主体,建议对灌河和淮河入海河道沿岸的排污口和排污主体进行排查,确定污染来源,量化排污量,督促排污主体进行污染治理和减排,并承担相应的经济赔偿责任[60-62].

3 结论

3.1 建立了灌河和淮河近海三维水动力模型,模型计算结果和实测数据吻合较好,表明此模型对灌河和淮河近海水动力模拟具有较高的准确性和精度,为后续水质模型提供水动力场.

3.2 灌河和淮河近海水域的水质参数呈现显著的时空分异特征.从季节变化来看,COD、NH_3-N、Chl-a 和 TN 的平均浓度均表现为夏季高于冬季的特征,而 TP 则呈现冬季浓度峰值(灌河冬季 TP 达 0.87mg/L,较夏季升高 0.44mg/L).空间分布上,灌河呈现典型的陆源输送特征,COD、Chl-a、TN 和 TP 浓度沿河道-河口梯度递减,而 NH_3-N 则因河口区复杂的生物地球化学过程呈现逆向分布.淮河则表现出更为复杂的空间格局,其 COD 在河口近海区域出现反常升高现象,而 NH_3-N、Chl-a、TN 和 TP 仍保持沿程递减趋势.灌河冬季 TN、TP 浓度分别较夏季升高 26.2%和 117.5%,这种显著的季节差异凸显了温控效应和人为排放对近海水质的关键调控作用.

3.3 评估 6 种排污调控策略(包括排污量降低 20%、50%、增加 30%、正常排污、每日落潮时段排污以及组合策略)对灌河-淮河近海水域污染物扩散的影响结果表明,最优调控方案为排污量削减 50%并实施落潮时段开闸排污(新沂河和淮河闸门),该策略可显著提升污染物扩散效率并充分利用海洋自净能力,灌河主要污染物浓度呈现显著下降:TN、TP 和

COD 分别从 2.63,0.70,9.3mg/L 降至 1.153,0.255,4.96mg/L,降幅分别达到 56.2%、63.6%和 46.7%.证实了潮汐动力调控与排污量控制的协同效应,建议在实际管理中优先考虑该组合调控方案.

参考文献：

[1] 陆耀烽,丁志斌,黎　炜,等.近岸海域水质模型研究现状及展望 [J]. 海洋科学, 2020,44(2):161-170.
Lu Y F, Ding Z B, Li W, et al. Research status and prospects of coastal water quality models [J]. Marine Sciences, 2020,44(2):161-170.

[2] 谢　培,张亚辉,乔　飞.淡澳河口—大亚湾三维潮流及海水入侵模拟 [J]. 环境工程技术学报, 2023,13(1):197-204.
Xie P, Zhang Y H, Qiao F. Three-dimensional tidal current and seawater intrusion simulation in Dan'ao Estuary and Daya Bay [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2023,13(1):197-204.

[3] 张现国,王慧鹏,黄绵松,等.基于 EFDC 模型的感潮河网地区闸门调度研究 [J]. 人民珠江, 2022,43(7):96-102.
Zhang X G, Wang H P, Huang M S, et al. Study on gate operation in tidal river network based on EFDC model [J]. Pearl River, 2022,43(7):96-102.

[4] 薛志泳,郑小慎.基于 FVCOM 模型的天津入海排污口污染物扩散模拟 [J]. 海洋信息技术与应用, 2021,36(4):1-14.
Xue Z Y, Zheng X S. Simulation of pollutant diffusion from Tianjin sea outfalls based on FVCOM model [J]. Marine Information Technology & Application, 2021,36(4):1-14.

[5] 褚芹芹,张万磊,吴玲娟,等.秦皇岛近岸海域保守污染物漂移的数值模拟与分析 [J]. 海洋预报, 2019,36(5):39-46.
Chu Q Q, Zhang W L, Wu L J, et al. Numerical simulation and analysis of conservative pollutant transport in Qinhuangdao coastal waters [J]. Marine Forecasts, 2019,36(5):39-46.

[6] 夏泽宇,蔡　辉,谭　亚.闽江河口三维潮流数值模拟及特性分析 [J]. 水运工程, 2017,(6):57-64,91.
Xia Z Y, Cai H, Tan Y. Three-dimensional tidal current numerical simulation and characteristic analysis in Minjiang Estuary [J]. Port & Waterway Engineering, 2017,(6):57-64,91.

[7] 常　赜,张琼海,姜　宇,等.基于 MIKE21 模型的入海排污口对澳门近岸海域水质影响分析 [J]. 人民珠江, 2021,42(3):70-80.
Chang Z, Zhang Q H, Jiang Y, et al. Impact analysis of sea outfalls on Macao coastal water quality based on MIKE21model [J]. Pearl River, 2021,42(3):70-80.

[8] 刘晨辉,刘思飏,李　丹,等.基于 MIKE21 模型的长江中环排污口水质影响分析 [J]. 中国农村水利水电, 2020,(1):72-76,82.
Liu C H, Liu S Y, Li D, et al. Water quality impact analysis of Zhonghuan outfall in Yangtze River based on MIKE21model [J]. China Rural Water and Hydropower, 2020,(1):72-76,82.

[9] 何齐齐,宋　丹,许雪峰,等.三门湾海域污染物扩散数值研究 [J]. 海洋通报, 2018,37(1):63-73.
He Q Q, Song D, Xu X F, et al. Numerical study on pollutant diffusion in Sanmen Bay waters [J]. Marine Science Bulletin, 2018,37(1):63-73.

[10] 范翻平.基于 Delft3D 模型的鄱阳湖水动力模拟研究 [D]. 南昌:江西师范大学, 2010.
Fan F P. Hydrodynamic simulation of Poyang Lake based on Delft3D model [D]. Nanchang: Jiangxi Normal University, 2010.

[11] 龚文平,李昌宇,林国尧,等.Delft3D 在离岸人工岛建设中的应用:以海南岛万宁日月湾人工岛为例 [J]. 海洋工程, 2012,30(3):35-44.
Gong W P, Li C Y, Lin G Y, et al. Application of Delft3D in offshore artificial island construction: A case study of Riyue Bay Artificial Island, Wanning, Hainan Island [J]. Ocean Engineering, 2012,30(3):35-44.

[12] 李林娟,童朝锋.基于 Delft3D-Flow 模型的长江口盐度扩散规律模拟 [J]. 人民长江, 2016,47(23):107-111.
Li L J, Tong C F. Simulation of salinity diffusion in Yangtze River Estuary based on Delft3D-Flow model [J]. Yangtze River, 2016,47(23):107-111.

[13] 陆仁强,何璐珂.基于 Delft3D 模型的近海水环境质量数值模拟研究 [J]. 海洋环境科学, 2012,31(6):877-880.
Lu R Q, He L K. Numerical simulation of offshore water environment quality based on Delft3D model [J]. Marine Environmental Science, 2012,31(6):877-880.

[14] 黄庆超,石巍方,刘广龙,等.基于 Delft3D 的三峡水库不同工况下香溪河水动力水质模拟 [J]. 水资源与工程学报, 2017,28(2):33-39.
Huang Q C, Shi W F, Liu G L, et al. Hydrodynamic and water quality simulation of Xiangxi River under different operating conditions of Three Gorges Reservoir using Delft3D [J]. Journal of Water Resources and Architectural Engineering, 2017,28(2):33-39.

[15] 戎曼丝.保定市府河富营养化分析及整治策略研究 [D]. 保定:河北农业大学, 2015.
Rong M S. Eutrophication analysis and remediation strategies of Fuhe River in Baoding City [D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2015.

[16] Mendes J, Ruela R, Picado A, et al. Modeling dynamic processes of Mondego estuary and Óbidos lagoon using Delft3D [J]. Journal of Marine Science and Engineering, 2021,9(1):91.

[17] Chen T Q, Zhang Q H, Wu Y S, et al. Development of a wave-current model through coupling of FVCOM and SWAN [J]. Ocean Engineering, 2018,164:443-454.

[18] 匡翠萍,李行伟,刘曙光.大规模围垦对香港维多利亚港水动力环流的影响 [J]. 同济大学学报(自然科学版), 2009,37(2):176-181.
Kuang C P, Li H W, Liu S G. Impact of large-scale reclamation on hydrodynamic circulation in Victoria Harbor, Hong Kong [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2009,37(2):176-181.

[19] 张　炜,胡　乐,钱启蒙,等.基于 Delft3D 的苏州市渭塘镇河道水动力水质模拟 [J]. 水利水电科技进展, 2023,43(6):96-102,119.
Zhang W, Hu L, Qian Q M, et al. Hydrodynamic and water quality modeling of Weitang Town river network in Suzhou based on Delft3D [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2023,43(6):96-102,119.

[20] Jin Y, Du J, Gu D, et al. Numerical simulation for optimization of the water intake-outlet arrangements for seawater desalination plants based on MIKE21: A case study of Laoshan Bay, Qingdao [J]. Water, 2023,15:2402.

[21] 徐嘉毅,刘　丽,葛家旺,等.不同潮差影响的陆架三角洲沉积模式——基于 Delft 3D 数值模拟的启示 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):1-21.
Xu J Y, Liu L, Ge J W, et al. Sedimentary patterns of shelf delta under different tidal ranges: Insights from Delft3D numerical simulation [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):1-21.

[22] 姜　博,张仟龙,宋志坤,等.波流植物作用下辽河口潮滩湿地水沙运动过程数值模拟 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):1-14.
Jiang B, Zhang Q L, Song Z K, et al. Numerical simulation of water-sediment dynamics in Liaohe Estuary tidal wetlands under wave-current-vegetation interactions [J]. China Environmental

Science, 2025,45(1):1-14.

[23] 汪洁琼,王蓉蓉,宋昊洋,等.表面流人工湿地 Delft3D 水动力数值模拟与空间形态设计研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):40-45.
Wang J Q, Wang R R, Song H Y, et al. Hydrodynamic simulation and spatial configuration design of surface-flow constructed wetlands using Delft3D [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):40-45.

[24] Song X, He G J, Fang H W, et al. Parameter uncertainty and sensitivity analysis of the Three Gorges Reservoir and Xiangxi River EFDC model [J]. Journal of Hydrology, 2022,610:127881.

[25] Wang L F, Xu B, Zhang C, et al. Surface water temperature prediction in large-deep reservoirs using a long short-term memory model [J]. Ecological Indicators, 2022,134:108491.

[26] Qin Z, He Z, Wu G, et al. Developing water-quality model for Jingpo Lake based on EFDC [J]. Water, 2022,14:2596.

[27] Sun Y, Zheng W, Li Z, et al. Improved the accuracy of seafloor topography from altimetry-derived gravity by the topography constraint factor weight optimization method [J]. Remote Sensing, 2021,13:2277.

[28] Huber W C. Containment transport in surface water, Chapter 14in Handbook of Hydrology [M]. Maidment D R (ed). New York: mcgraw-Hill, Inc, 1993:14.28-14.29.

[29] Mariotti G, Murshid S. A 2D tide-averaged model for the long-term evolution of an idealized tidal basin-inlet-delta system [J]. Journal of Marine Science and Engineering, 2018,6:154.

[30] 林蓉璇,王 鑫,徐辉荣.茅洲河河口建闸对闸上水质的影响研究 [J]. 水利水电技术, 2020,51(8):140-151.
Lin R X, Wang X, Xu H R. Impact of sluice construction on water quality in the Maozhou River estuary [J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2020,51(8):140-151.

[31] 李 彬.基于 DELFT3D HM 模型的苍海湿地公园洪水淹没模拟研究 [J]. 长江科学院院报, 2018,35(1):63-66.
Li B. Flood inundation simulation of Canghai Wetland Park based on DELFT3D HM model [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2018,35(1):63-66.

[32] 胡偲豪,吴春苗,高娜娜,等.邯郸市微米细气溶胶粒子来源解析及其对重污染的贡献 [J]. 环境化学, 2023,42(6):1876-1885.
Hu S H, Wu C M, Gao N N, et al. Source apportionment of micron aerosol particles and their contribution to heavy pollution in Handan City [J]. Environmental Chemistry, 2023,42(6):1876-1885.

[33] 王 楠,毛 亮,黄海波,等.上海都市农业村域地表水非点源氮素的时空分异特征 [J]. 中国环境科学, 2012,32(3):802-809.
Wang N, Mao L, Huang H B, et al. Temporal and spatial characteristics of non-point source nitrogen in surface water of agricultural villages in Shanghai metropolitan area [J]. China Environmental Science, 2012,32(3):802-809.

[34] 张国明,高 扬,李兆君,等.汾河上游岚河流域非点源输出动态研究 [J]. 中国环境科学, 2008,28(2):102-106.
Zhang G M, Gao Y, Li Z J, et al. Dynamic study of non-point source pollution export in Lanhe Basin of upper Fenhe River [J]. China Environmental Science, 2008,28(2):102-106.

[35] 刘瑞娟,陈思杨,余 骏,等.浙江近岸海域溶解氧的时空分布特征 [J]. 海洋开发与管理, 2023,40(4):13-20.
Liu R J, Chen S Y, Yu J, et al. Spatiotemporal distribution characteristics of dissolved oxygen in Zhejiang coastal waters [J]. Ocean Development and Management, 2023,40(4):13-20.

[36] 盛文涛,欧阳小军.鄱阳湖五条入湖河流氮磷污染特征研究 [J]. 当代化工研究, 2021,(16):118-122.
Sheng W T, Ouyang X J. Characteristics of nitrogen and phosphorus pollution in five inflowing rivers of Poyang Lake [J]. Modern Chemical Research, 2021,(16):118-122.

[37] 王佳慧,史邵华,付千妤,等.三峡库区不同支流浮游植物群落季节动态比较研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2023,45(5):68-82.
Wang J H, Shi S H, Fu Q Y, et al. Comparative study on seasonal dynamics of phytoplankton communities in different tributaries of the Three Gorges Reservoir [J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition), 2023,45(5):68-82.

[38] 艾丽菲热·安外尔,马静静,吴召仕,等.南京玄武湖生态修复区与未修复区浮游生物群落的季节变化特征及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):1-16.
Ailifeire·Anwaier, Ma J J, Wu Z S, et al. Seasonal variation characteristics and influencing factors of plankton communities in restored and unrestored areas of Xuanwu Lake, Nanjing [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):1-16.

[39] 郭 然,江志兵,杜 伟,等.夏、冬季钱塘江口浮游植物群落组成及其水质评价 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):90-95.
Guo R, Jiang Z B, Du W, et al. Phytoplankton community composition and water quality assessment in Qiantang River estuary during summer and winter [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):90-95.

[40] 李雨辰,付龙文,孙泽宇,等.渤海表层海水中营养盐时空分布特征及其影响因素分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):1-12.
Li Y C, Fu L W, Sun Z Y, et al. Spatiotemporal distribution characteristics and influencing factors of nutrients in surface seawater of the Bohai Sea [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):1-12.

[41] 唐堇泯,王梦楠,胡希军,等.上杭城区空气负离子浓度时空分布及影响因素 [J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2023,46(5):124-135.
Tang J Y, Wang M N, Hu X J, et al. Spatiotemporal distribution and influencing factors of air negative ion concentration in Shanghang urban area [J]. Journal of Natural Science of Hunan Normal University, 2023,46(5):124-135.

[42] 陈 雪,李道奎,邱霖萱,等.香溪河库湾沉积物-水界面的氮磷赋存特征及磷释放风险 [J]. 武汉大学学报(理学版), 2023:1-10.
Chen X, Li D K, Qiu L X, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus at sediment-water interface and phosphorus release risk in Xiangxi River bay [J]. Journal of Wuhan University (Science Edition), 2023:1-10.

[43] 张 民,高 芮,阳 振,等.巢湖水体中磷的季节性波动及其驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2024,44(6):1650-1659.
Zhang M, Gao R, Yang Z, et al. Seasonal fluctuations of phosphorus and its driving factors in Chaohu Lake [J]. China Environmental Science, 2024,44(6):1650-1659.

[44] 黄中情,张志萍,沈 剑,等.洱海浮游植物群落结构变化及影响因素 [J]. 环境科学, 2025,66:3393-3405.
Huang Z Q, Zhang Z P, Shen J, et al. Changes in phytoplankton community structure and influencing factors in Erhai Lake [J]. Environmental Science, 2025,66:3393-3405.

[45] 田楚铭,张地继,米武娟,等.向家坝水库浮游植物群落时空特征及其环境驱动因子 [J]. 水生态学杂志, 2025,62:194-203.
Tian C M, Zhang D J, Mi W J, et al. Spatiotemporal characteristics and environmental drivers of phytoplankton community in Xiangjiaba Reservoir [J]. Journal of Hydroecology, 2025,62:194-203.

[46] 斯南雍茜,葛继稳,李 愈,等.神农架大九湖亚高山典型泥炭湿地土壤养分特征分析 [J]. 水土保持学报, 2020,34(5):321-326.
Sinan Yongqian, Ge J W, Li Y, et al. Analysis of soil nutrient characteristics in subalpine peat wetland of Dajiuhu, Shennongjia [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020,34(5):321-326.

[47] 许海华,丁言者,李丽花,等.盐城近岸海域水质分布特征及富营养化研究 [J]. 海洋开发与管理, 2023,40(8):97-104.
Xu H H, Ding Y Z, Li L H, et al. Water quality distribution characteristics and eutrophication in Yancheng coastal waters [J]. Ocean Development and Management, 2023,40(8):97-104.

[48] 郑珊珊,刘东萍,谢晓琳,等.莫莫格自然保护区水体 DOM 组成及其水质关联性 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):1016-1026.
Zheng S S, Liu D P, Xie X L, et al. Composition of DOM and its correlation with water quality in Momoge National Nature Reserve [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):1016-1026.

[49] 王凤霞,夏卓异,郭雨辉,等.基于 GEE 的中国南海水质反演与富营养化评价 [J]. 中国环境科学, 2022,42(2):826-833.
Wang F X, Xia Z Y, Guo Y H, et al. Water quality retrieval and eutrophication assessment in South China Sea based on GEE [J]. China Environmental Science, 2022,42(2):826-833.

[50] 张晶晶,王以斌,王　英,等.海洋工程建设对连云港近海环境因子和浮游植物的影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(9):4253-4262.
Zhang J J, Wang Y B, Wang Y, et al. Impacts of marine engineering construction on environmental factors and phytoplankton in Lianyungang coastal waters [J]. China Environmental Science, 2021, 41(9):4253-4262.

[51] 缪今典,张晓明,魏天兴,等.千岛湖流域杭州段人类活动净氮、净磷输入时空分布 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2831-2842.
Miao J D, Zhang X M, Wei T X, et al. Spatiotemporal distribution of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in Hangzhou section of Qiandao Lake watershed [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2831-2842.

[52] 史敬文,张瑞杰,韩民伟,等.北部湾涠洲岛珊瑚礁区多环芳烃污染特征研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1802-1811.
Shi J W, Zhang R J, Han M W, et al. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coral reef area of Weizhou Island, Beibu Gulf [J]. Chinese Environmental Science, 2023,43(4): 1802-1811.

[53] 梁姗姗,刘　捷,苏尚柯,等.海平面上升和土地利用驱动下红树林生境脆弱性研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(1):266-275.
Liang S S, Liu J, Su S K, et al. Study on the vulnerability of mangrove habitats driven by sea-level rise and land use [J]. China Environmental Science, 2023,43(1):266-275.

[54] 李　菲,赵　亮,沈家葳,等.未来 RCP4.5 情景下黄海 DMS 浓度变化模拟与分析 [J]. 中国环境科学, 2022,42(9):4304-4314.
Li F, Zhao L, Shen J W, et al. Simulation and analysis of DMS concentration changes in the Yellow Sea under the future RCP4.5 scenario [J]. China Environmental Science, 2022,42(9):4304-4314.

[55] 陶文鑫,谭玉冉,张宜升,等.海运低硫管控政策下青岛 $PM_{2.5}$ 和 PM_1 金属元素污染特征及来源解析 [J]. 中国环境科学, 2023,43(7): 3339-3349.
Tao W X, Tan Y R, Zhang Y S, et al. Pollution characteristics and source analysis of metal elements in $PM_{2.5}$ and PM_1 in Qingdao under the maritime low-sulfur control policy [J]. China Environmental Science, 2023,43(7):3339-3349.

[56] 程嘉熠,王晓萌,杨正先,等.双台子河口沉积物重金属溯源及生态风险评估 [J]. 中国环境科学, 2021,41(3):1345-1353.
Cheng J Y, Wang X M, Yang Z X, et al. Tracing and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Shuangtaizi Estuary [J]. China Environmental Science, 2021,41(3):1345-1353.

[57] 金春洁,张传松,王丽莎,等.黄海溶解无机氮时空变化及其水团对 DIN 总量的影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(4):1642-1654.
Jin C J, Zhang C S, Wang L S, et al. Spatiotemporal variation of dissolved inorganic nitrogen in the Yellow Sea and the influence of water masses on DIN total amount [J]. China Environmental Science, 2021,41(4):1642-1654.

[58] 吴林妮,韦钦胜,冉祥滨,等.南黄海-长江口海域溶解氧分布和低氧、酸化特征及其控制因素 [J]. 中国环境科学, 2021,41(3):1311-1324.
Wu L N, Wei Q S, Ran X B, et al. Distribution characteristics of dissolved oxygen and hypoxia-acidification and their controlling factors in the Southern Yellow Sea-Yangtze River Estuary [J]. China Environmental Science, 2021,41(3):1311-1324.

[59] 石晓然,张彩霞,殷克东.中国沿海省市海洋生态补偿效率评价 [J]. 中国环境科学, 2020,40(7):3204-3215.
Shi X R, Zhang C X, Yin K D. Evaluation of marine ecological compensation efficiency in coastal provinces and cities of China [J]. China Environmental Science, 2020,40(7):3204-3215.

[60] 宋南奇,黄　杰,李滨勇,等.人工岛机场填海工程对生态环境影响的综合评价 [J]. 中国环境科学, 2020,40(8):3703-3712.
Song N Q, Huang J, Li B Y, et al. Comprehensive evaluation of the ecological environment impact of reclamation engineering for artificial island airports [J]. China Environmental Science, 2020,40(8):3703-3712.

[61] 孙元敏,陈　彬,黄海萍,等.南海北部海岛周边海域生态环境质量综合评价 [J]. 中国环境科学, 2016,36(9):2874-2880.
Sun Y M, Chen B, Huang H P, et al. Comprehensive evaluation of ecological environment quality in the waters around islands in the northern South China Sea [J]. China Environmental Science, 2016, 36(9):2874-2880.

[62] 王凤霞,夏卓异,郭雨辉,等.基于 GEE 的中国南海水质反演与富营养化评价 [J]. 中国环境科学, 2022,42(2):826-833.
Wang F X, Xia Z Y, Guo Y H, et al. Water quality inversion and eutrophication evaluation of the South China Sea based on GEE [J]. China Environmental Science, 2022,42(2):826-833.

致谢：本实验的现场采样工作由江苏省中国科学院地理与湖泊研究所陈雯研究员等协助完成,在此表示感谢.

作者简介：王　弋(1977-),女,湖北武汉人,教授,博士,主要从事水质模型研究,发表相关论文 20 余篇.Hywy02@foxmail.com.