

李婉华, 宋彦, 冷星, 等. 小清河入海污染物扩散特征及其对近岸工程建设的响应[J]. 海洋地质前沿, 2024, 40(4): 47-59.

LI Wanhua, SONG Yan, LENG Xing, et al. Pollutant dispersion from the Xiaqing River into the sea and its response to the nearshore construction[J]. Marine Geology Frontiers, 2024, 40(4): 47-59.

小清河入海污染物扩散特征及其对 近岸工程建设的响应

李婉华¹, 宋彦², 冷星^{1*}, 张涛³, 伊兆晗¹, 张学伟¹, 林超然¹, 孙菲菲¹

(1 中国海洋大学海洋地球科学学院, 青岛 266100; 2 国家海洋局北海预报中心, 青岛 266061; 3 日照市应急管理局, 日照 276800)

摘要: 河流入海污染物是近海污染物的主要来源之一。小清河是莱州湾西南部主要入海河流和污染物来源, 近年来小清河两侧近岸工程建设规模不断扩大, 其对小清河入海污染物扩散的影响如何有待深入研究。采用 MIKE21 数值模型模拟了近岸工程建设对潮流场的影响及小清河入海污染物(无机氮、活性磷酸盐)的扩散特征, 探讨了入海污染物扩散对近岸工程建设的响应。研究结果表明: 小清河两侧近岸工程的建设, 导致小清河河口附近海域流速有所减小, 减小值介于 2~21 cm/s。河口两侧的堤坝、防波堤等工程阻挡了污染物向东南、西北方向扩散, 使小清河入海污染物扩散范围有所减小, 不利于污染物扩散, 导致河口附近海域污染物浓度有所增加, 从而加剧了小清河河口附近海域的水质污染。因此, 近岸工程建设会造成工程附近海域的潮流减弱, 削弱近海海域的污染物扩散能力。

关键词: 小清河河口; 近岸工程; 污染物扩散; 数值模拟

中图分类号: P753; P736

文献标识码: A

DOI: 10.16028/j.1009-2722.2023.109

0 引言

海岸带是人类活动相对密集的地区之一, 是人类生存发展的重要地带。海岸带的开发利用活动极大地促进了沿海地区的经济发展, 而大规模的近岸工程建设对近海海域的水动力环境、水体环境等造成的影响日益显著^[1-2]。近岸工程建设在解决用地资源短缺的同时, 给海洋环境带来的负面影响也不容忽视。河流是水资源的重要载体, 不但为人类活动提供水资源, 还要接纳人类生产生活等产生的污染物质^[3]。入海河流是陆源污染物输入近海海域

的重要途径^[4-5], 入海河流污染物的输入会污染海洋环境, 特别是在河海交汇的河口^[6]。目前针对近岸工程建设对海洋环境影响的研究主要集中在对水动力环境的系统研究^[7-10]。因此, 进一步研究近岸工程对入海河流污染物扩散的影响尺度及程度, 对于探讨人类活动对海洋水体环境的影响具有重要意义。

小清河入海河口位于莱州湾西南岸, 河口两侧的海洋开发利用活动, 改变了岸线形态, 从而引起水动力条件、水交换过程等发生变化^[11-13]。小清河是莱州湾西南部的主要入海河流, 随着工农业的发展, 大量的工业废水和生活污水排放到莱州湾内^[14], 其中, 无机氮和活性磷酸盐的输入是造成莱州湾西南部海域水体污染的重要因素之一^[15]。河口附近的海域环境易受到人类活动的影响, 其沿岸工程建设在带动周边地区人口增长和经济发展的同时, 对生态环境也造成了一定的影响^[16-17]。本文以海流观测数据以及小清河的水文水质实测资料为基础, 利用 MIKE21 数值模型, 研究了近岸工程建设前后小清河入海无机氮和活性磷酸盐的扩散

收稿日期: 2023-04-24

资助项目: 山东省渤海区域基础环境状况调查与评估项目子项目“海洋开发活动对莱州湾水动力条件和水交换能力影响调查与评估项目”(40200120200006_001)

第一作者: 李婉华(1997—), 女, 在读硕士, 主要从事海洋工程环境方面的研究工作. E-mail: liwanhua9801@163.com

* 通讯作者: 冷星(1993—), 女, 硕士, 工程师, 主要从事海洋地质方面的研究工作. E-mail: lengxing1993@qq.com

特征及其变化,探讨了小清河入海污染物扩散对近岸工程建设的响应。研究结果对于河口污染物治理和海岸工程建设具有一定的指导意义。

1 研究区概况

小清河是山东省一条重要的入海河流^[18],河口位于莱州湾西南侧海域,是汇入莱州湾的第2大河流^[19-20],途经济南、滨州、淄博、东营和潍坊市,最终于寿光市羊角沟注入莱州湾,河口呈喇叭状^[21],全长 237 km,流域面积 10 932 km²^[22]。小清河年径流量不到黄河的 5%,但是入海污染物通量约为黄河的 55%^[23-24]。研究区常风向为 SSE 向,强风向为偏 N 向,潮汐性质以不正规混合半日潮为主,潮流属于正规半日潮流,以往复流为主^[25]。近 20 年来,小清河河口的海岸开发活动较为频繁,海岸线变化较大,其中以广利港和潍坊港工程建设规模最大。潍坊港自 2007 年开始,人工构筑物逐渐增多,目前已经完成了沿海防护堤港区工程段、两道防波挡沙堤、万吨级航道、西疏港公路路堤及莱州湾南岸最大的港口工程——万吨级码头工程的建设。

2 材料与方法

2.1 资料来源

2.1.1 遥感影像资料

本文通过 Google Earth、BIGEMAP 以及美国地质勘探局(United States Geological Survey, 简称

USGS)网站等收集了研究区近年来的遥感影像,对比研究发现,自 2002 年开始,研究区的近岸工程建设规模逐渐扩大,到 2020 年,近岸工程建设基本形成现有规模。故本文选取 2002 年和 2020 年分别作为近岸工程建设前和建设后的年份,并对其遥感影像进行解译。2002 年和 2020 年的遥感影像数据来源信息如表 1 所示。

表 1 研究区遥感影像数据来源信息表

Table 1 Specifications of remote sensing data in the study area

成像日期	卫星类型	成像类型	轨道行列号	波段数	空间分辨率/m
2002-02-01	Landsat7	ETM	121/34	8	30
2020-02-24	Landsat8	ETM	121/34	11	15

2.1.2 海流资料

海流资料来自中国海洋大学于 2020 年 5 月 24—25 日开展的大潮期 25 h 海流和潮位同步观测,观测站位如图 1 所示。T1 站位为潮位观测站位, C1—C5 站位为潮流观测站位。

海流观测采用美国 Linquest 公司生产的 Flowtques600 多普勒流速剖面仪和日本 JFE Advantech 有限公司生产的 AEM213-D 电磁海流计。潮位观测采用美国 Global Water 公司生产的 DCX-22-2 潮位仪。海流资料处理结果可为潮流场数值模型验证提供基础资料。

2.1.3 小清河入海径流量和水质资料

收集了小清河石村水文站和小清河羊口断面的水文水质数据用于污染物扩散模拟,其中,小清河水文数据由山东省水文中心提供,小清河的水质

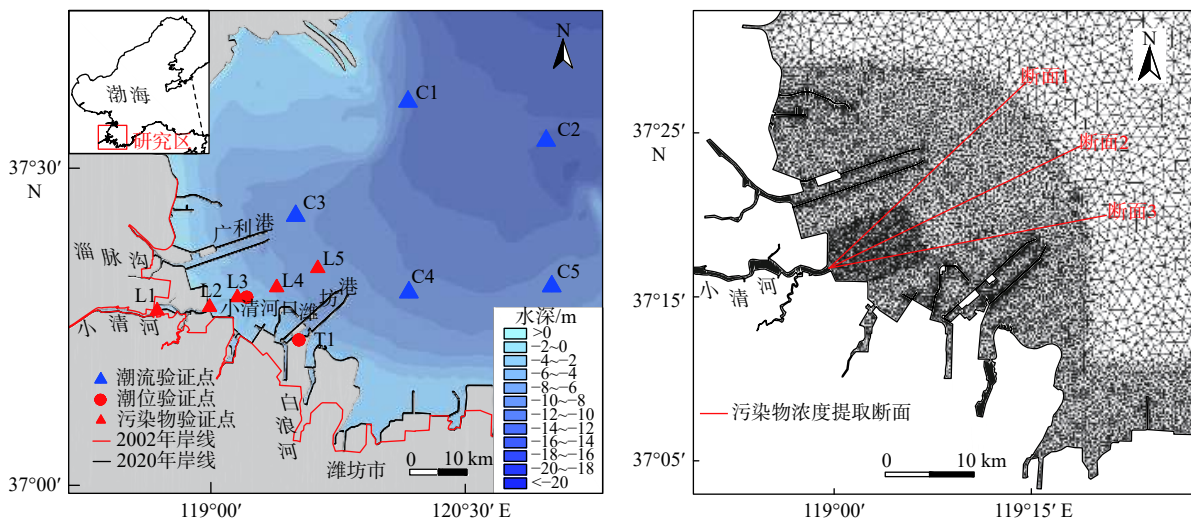


图 1 研究区地理位置及计算域网格

Fig.1 Location and computational domain grid of the study area

数据由山东省生态环境厅提供。收集了中国海洋大学于 2020 年 5 月在小清河河口 L1—L5 站位的实测水质数据, 用于为河流污染物扩散数值模型提供验证, 水质站位如图 1 所示。

2.2 研究方法

2.2.1 遥感解译

自 2002 年开始, 研究区的自然岸线开始发生明显变化, 到 2020 年基本形成现阶段的形态。故本文对 2002 和 2020 年的卫星遥感影像进行解译, 以 2002 和 2020 年的岸线分别作为近岸工程建设前和建设后的岸线。研究区 2002 和 2020 年的岸线对比见图 1; 2002 和 2020 年的卫星遥感影像见图 2。

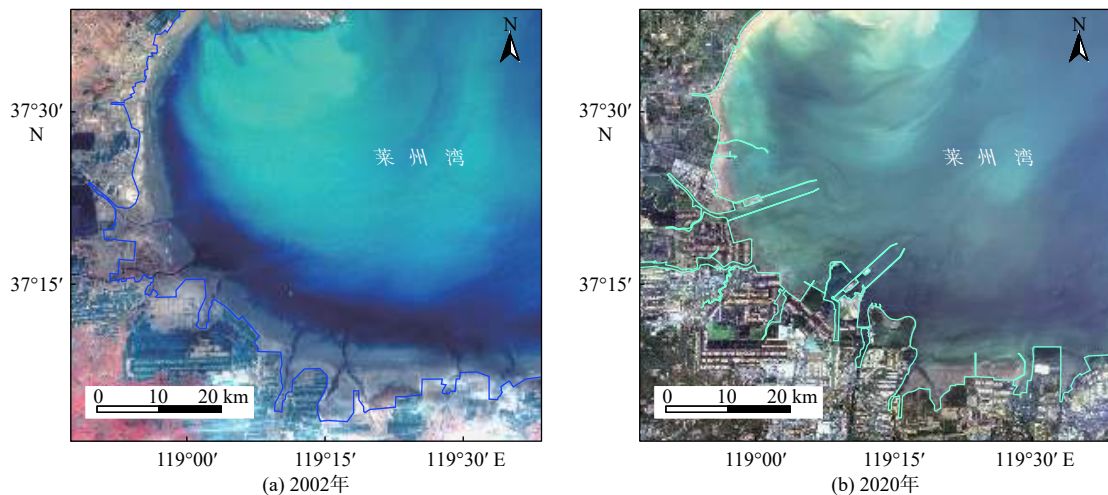


图 2 2002 年和 2020 年卫星遥感影像

Fig.2 Satellite remote sensing images of 2002 and 2020

2.2.2 数值模拟

(1) 潮流场数值模拟

本文采用 MIKE21 二维数值模型^[27] 分别模拟了研究区近岸工程建设前 (2002 年) 和建设后 (2020 年) 7 月 1 日—8 月 31 日的潮流场变化情况, 模拟时长 2 个月。模型建立主要考虑莱州湾西南侧海域的岸线变化, 未考虑黄河变迁及水深地形的变化。模型采用非结构三角网格剖分计算域, 为了能够更加清楚地了解近岸工程建设前后研究区的潮流场特征, 对研究区附近海域的网格进行了局部加密, 研究区计算网格见图 1。模型计算时间步长根据 CFL 条件进行动态调整, 确保模型计算稳定进行, 最小时间步长 0.4 s。底床糙率通过曼宁系数进行控制, 曼宁系数取 51~94 m^{1/3}/s。

采用 ENVI 软件对遥感影像进行图像增强处理, 并采用控制点校正方式, 使用 Arcgis、AutoCAD 软件以 1:50 000 地形图作为主控图件对遥感影像进行了几何精校正。采用影像-地图与影像-影像的配准方法对遥感影像进行几何校正、融合、裁剪、镶嵌等预处理^[26]。对于人工海岸、基岩海岸、砂质海岸的海岸线通过直接描取海岸边界的方法进行岸线提取。由于涨落潮会影响到瞬时水边线的变化, 而对一般高潮线影响不大, 为了减小潮汐的影响, 对于淤泥质海岸线提取的不是瞬时水边线而是一般高潮线。对于防波堤、突堤、引堤等向海突出、宽度 50 m 的人工构筑物, 以其与陆域连接的根部连线作为海岸线, 避免因修建线状坝而使岸线无限变长。

(2) 污染物扩散数值模拟

本文采用 MIKE21 二维数值模型对小清河入海污染物扩散进行模拟, 其计算网格、边界条件均与潮流场数模模型相同。选取无机氮和活性磷酸盐作为典型因子进行预测分析。其污染物输运方程如下:

垂向平均的物质输运方程为:

$$\frac{\partial (HP)}{\partial t} + \frac{\partial (HPu)}{\partial x} + \frac{\partial (HPv)}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial P}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial P}{\partial y} \right) = HS - kP$$

式中: P 为污染物浓度;

u 、 v 分别为 x 、 y 向流速分量;

D_x 、 D_y 为 x 、 y 向扩散系数;

S 为污染物在单位时间的排放量速率;

H 为水深;

k 为衰减系数。

本文模拟未考虑污染物的衰减。此外,本文仅考虑污染物扩散对海域水质的浓度增量,未考虑该研究区水质的本底值。

由于莱州湾西南部海域的氮磷污染较为严重,其中,无机氮和活性磷酸盐的输入是造成莱州湾水质污染的重要因素之一^[15],故本文选取无机氮和活性磷酸盐为典型污染物进行分析。根据收集得到的小清河水文水质数据,选取丰水期、枯水期小清河的入海径流量分别为 81.3、26.93 m³/s。丰水期小清河无机氮和活性磷酸盐的输入源强分别为 5.782、0.105 mg/L;枯水期小清河无机氮和活性磷酸盐的输入源强分别为 9.503、0.12 mg/L。具体工况设置如表 2 所示。近岸工程建设前后的污染源强和径流量等参数设置保持一致,重点研究了近岸工程建设前和建设后小清河入海污染物在潮流作用下的扩散变化,未考虑生物化学的反应过程。

2.2.3 模型验证

(1) 潮流场模型验证

为了确保潮流数值模型的准确性,收集了小清河河口潮位站历史观测数据,采用傅氏分析方法^[28]进行调和与分析,与模拟结果进行验证;并采用中国海洋大学于 2020 年 5 月 24—25 日大潮期在研究区进行的 T1、C1—C5 站位的观测数据与模拟结果进行验证。潮流场验证站位如图 1 所示;潮位验证曲线如图 3 所示,潮流验证曲线如图 4 所示。结果表明,模拟值的最高潮位比实测值约高 0.24 m,整体来看,模拟结果与实测数据拟合较好,能够较好地反映研究区海域的潮流状况,可以用于进一步的预测和研究。

(2) 污染物扩散模型验证

为保证污染物扩散模型的可靠性,收集了中国海洋大学于 2020 年 5 月在小清河入海河口布设的水质监测站位的水文水质数据。模拟了 2020 年 5

表 2 计算工况参数信息表

Table 2 Information of the working conditions and parameters for calculation

季节	入海径流量/(m ³ /s)	无机氮/(mg/L)	活性磷酸盐/(mg/L)
丰水期	81.3	5.782	0.105
枯水期	26.93	9.503	0.120

月小清河河口污染物扩散,选取无机氮作为污染因子,并提取小清河河口水质监测站位 5 月份模拟结果平均值与现场监测数据进行对比验证,验证曲线如图 5 所示。可以看出,小清河河口站位中无机氮浓度的实测值略高于模拟值,其中, L2 站位无机氮浓度的实测值与模拟值相差最大,为 1.02 mg/L; L5 站位无机氮浓度的实测值与模拟值相差最小,为 0.42 mg/L。但整体趋势较为一致,整体来说,模拟结果与实测数据吻合较好,可以进一步探讨近岸工程建设对小清河入海污染物扩散的影响。

3 结果与讨论

3.1 潮流场分布特征

研究区潮流场以小清河河口作为潮位参照。近岸工程建设前,大潮期涨急时,研究区的潮流向岸流动,流速介于 10~55 cm/s;落急时,潮流由岸向莱州湾内流动,流速介于 10~60 cm/s。近岸工程建设前涨、落急时刻潮流场分布特征如图 6 所示。

近岸工程建设后,潮流流向在广利港和潍坊港堤头处发生明显偏转。涨急时刻,潮流由莱州湾向岸流动,在广利港和潍坊港堤头处由 N 向流和 NW 向流绕过广利港和潍坊港后转向 SW 流,研究区附近海域流速一般介于 10~55 cm/s;落急时刻,潮流分布情况与涨急时潮流场相似,只是流向与涨急时潮流场基本相反,沿广利港和潍坊港防波堤流向莱州湾内,潮流流速一般介于 10~50 cm/s。近岸工程建设后涨、落急时刻潮流场分布特征如图 7 所示。

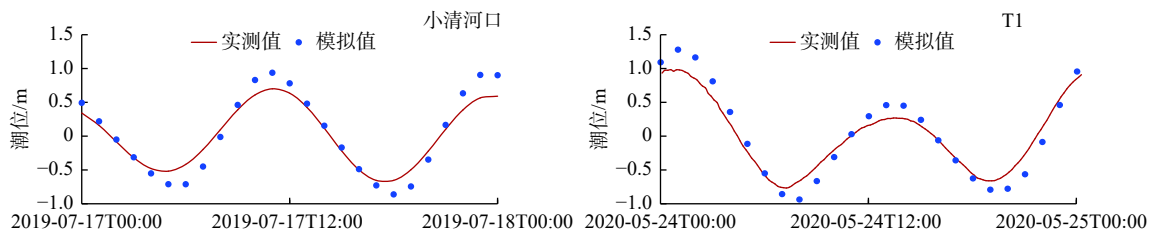


图 3 潮位验证曲线

Fig.3 Tide verification curve

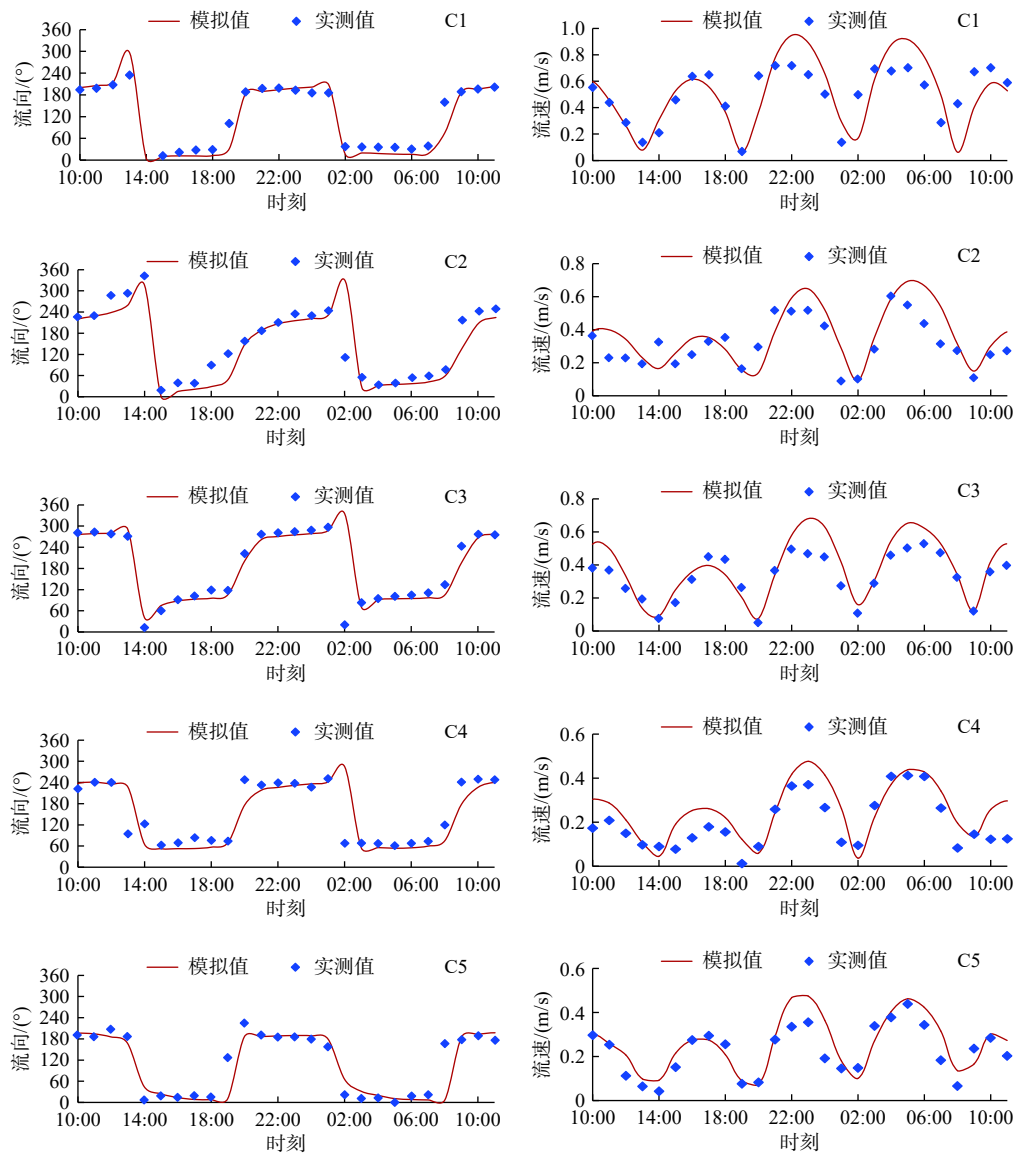


图 4 2020 年 5 月 24—25 日流速流向验证曲线

Fig.4 Current velocity and direction verification curve on May 24-25, 2020

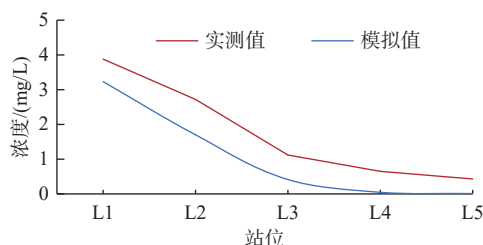


图 5 污染物排放验证曲线

Fig.5 Verification curve for pollutant emission

根据近岸工程建设前后研究区潮流流速对比情况分析(图 8),大潮涨急时,广利港和潍坊港北侧防波堤堤头处因挑流作用^[29]流速增大,增加值介于 5~26 cm/s;潍坊港东侧海域的流速减小明显,减小值介于 10~38 cm/s。落急时刻,研究区近岸工程建设前后的潮流流速变化相较于涨急时刻较为明

显,变化值介于 2~40 cm/s;广利港和潍坊港防波堤堤头处流速增大的范围更大,最大影响距离约为 18.4 km,较涨急时刻增大了 11.8 km;小清河河口附近海域和潍坊港东侧海域流速减小,减小值介于 2~33 cm/s。工程附近潮流流速减小可能是由于受到了围填海工程的阻流作用^[30],其越靠近围填海工程,流速减小越明显。结果表明,小清河河口两侧的广利港和潍坊港等近岸工程的建设显著改变了研究区附近海域的潮流场特征,主要表现为广利港和潍坊港堤头处潮流流速增大,防波堤两侧流速减小。

3.2 入海污染物扩散特征

为了研究近岸工程建设对小清河入海污染物

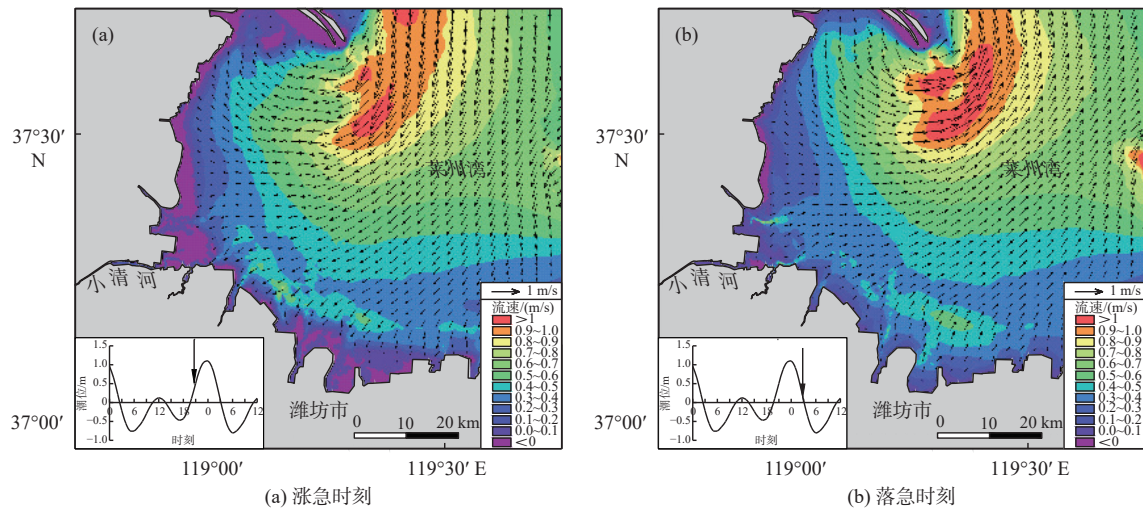


图 6 近岸工程建设前大潮期涨急和落急时刻潮流场分布

Fig.6 The current fields during flood and ebb of tide before nearshore construction during spring tide

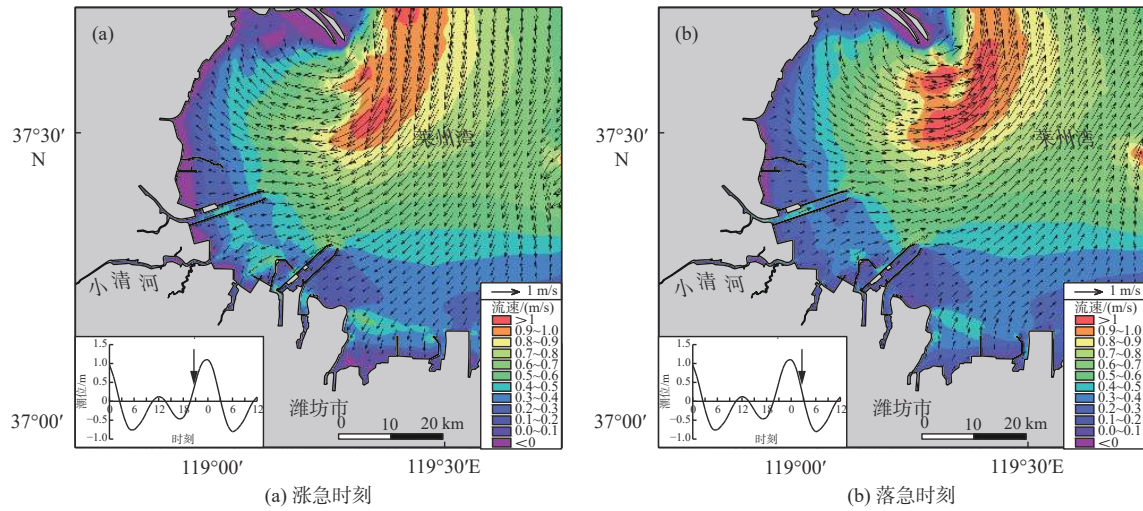


图 7 近岸工程建设后大潮期涨急和落急时刻潮流场分布

Fig.7 The current fields during flood and ebb of tide after nearshore construction during spring tide

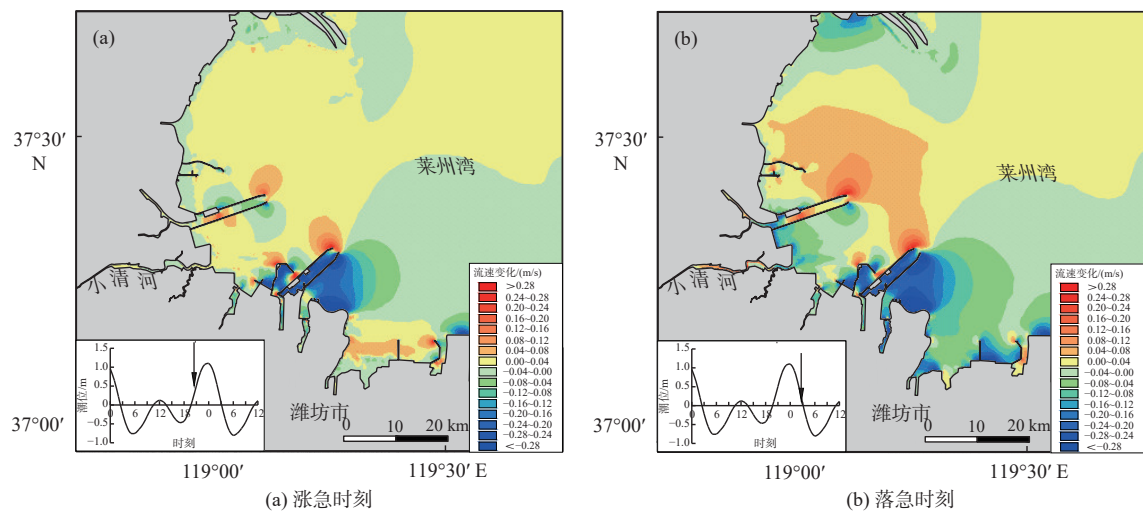


图 8 近岸工程建设前后大潮期潮流流速对比

Fig.8 The current velocity comparison before and after nearshore construction during spring tide

扩散的影响, 本文选取无机氮和活性磷酸盐为典型污染物, 分别模拟了近岸工程建设前和建设后小清河河口区丰水期和枯水期 2 个月无机氮和活性磷酸盐的扩散情况。

近岸工程建设前, 丰水期小清河入海无机氮和活性磷酸盐呈“扇状”向莱州湾内扩散, 分布主要受径流的影响, 从河口向莱州湾内扩散浓度逐渐减小(图 9)。随着径流量的持续输入, 污染物的扩散范围逐渐增大, 当径流输入持续 60 d, 污染物扩散范

围最大, 其中, 增量 >0.1 mg/L 的无机氮扩散面积约 809.53 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 29.6 km ; 增量 >0.01 mg/L 的活性磷酸盐扩散面积约 355.63 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 21.4 km 。枯水期无机氮扩散范围相较于丰水期有所减小(图 10), 其中, 当枯水期径流输入持续 60 d, 增量 >0.1 mg/L 的无机氮扩散面积约为 543.91 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 25.8 km ; 增量 >0.01 mg/L 的活性磷酸盐扩散面积约为 141.63 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 14.1 km 。

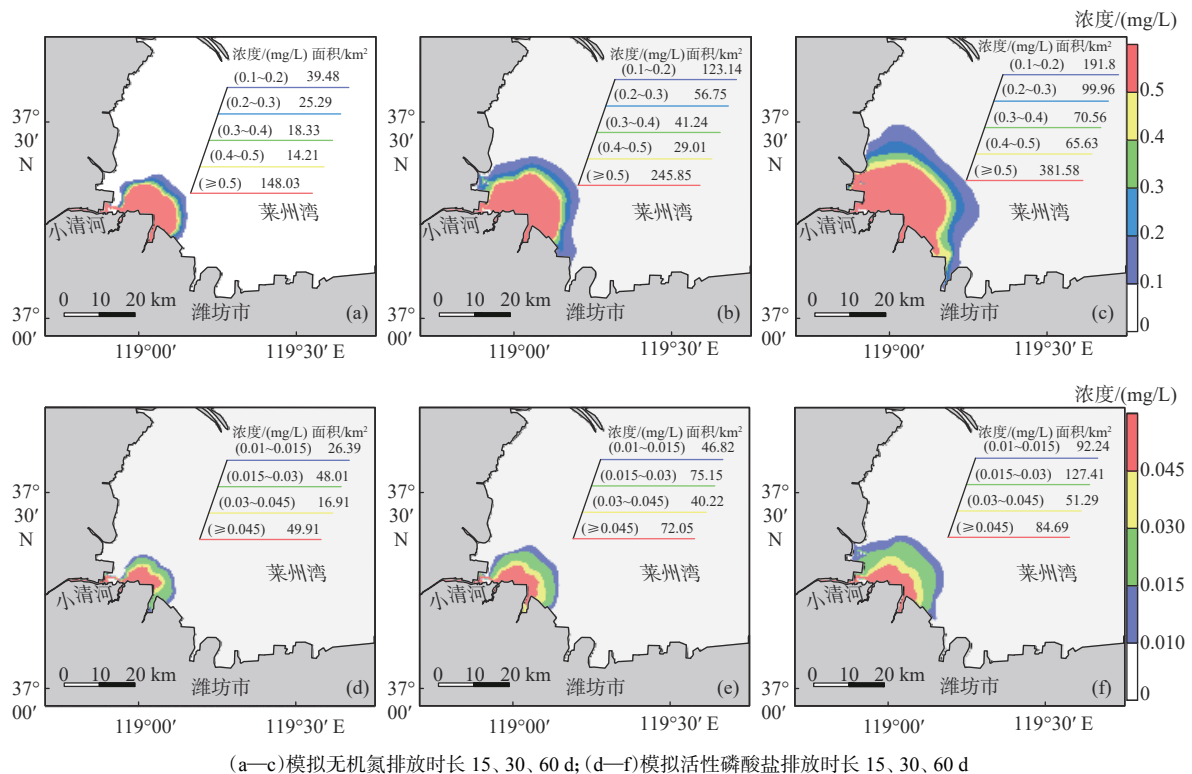


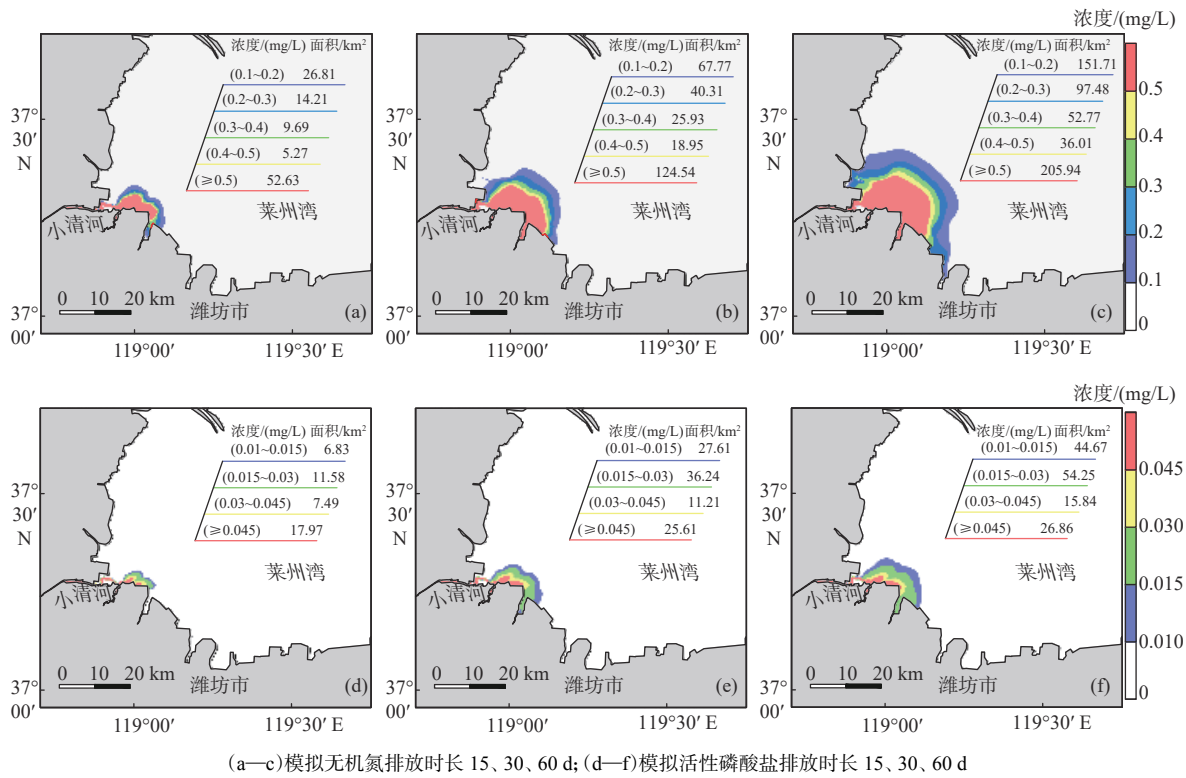
图 9 近岸工程建设前丰水期小清河入海无机氮、活性磷酸盐扩散范围分布

Fig. 9 Distribution of dissolved inorganic nitrogen and active phosphate dispersion in the Xiaoqing River before nearshore construction during high water period

近岸工程建设后, 小清河入海无机氮和活性磷酸盐的扩散受到近岸工程的影响较为明显(图 11、12), 主要表现为广利港、潍坊港防波堤等工程阻挡了污染物向东南、西北方向扩散, 使小清河入海污染物集中在广利港和潍坊港之间的海域扩散, 导致污染物扩散范围在近岸工程建设后明显减小。其中, 当径流输入持续 60 d, 丰水期时的无机氮扩散至广利港和潍坊港堤头外侧, 其增量 >0.1 mg/L 的无机氮扩散面积约为 521.37 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 23.4 km ; 丰水期增量 >0.01 mg/L 的活性磷酸盐扩散面积约为 248.82 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 14.5 km 。当枯水期径流输入持续 60 d, 小清河入海无机氮扩散至广利港堤头外侧, 其增量

>0.1 mg/L 的无机氮扩散面积约为 326.90 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 18.3 km ; 增量 >0.01 mg/L 的活性磷酸盐扩散面积约为 136.62 km^2 , 离岸垂直距离最大约为 9.1 km 。

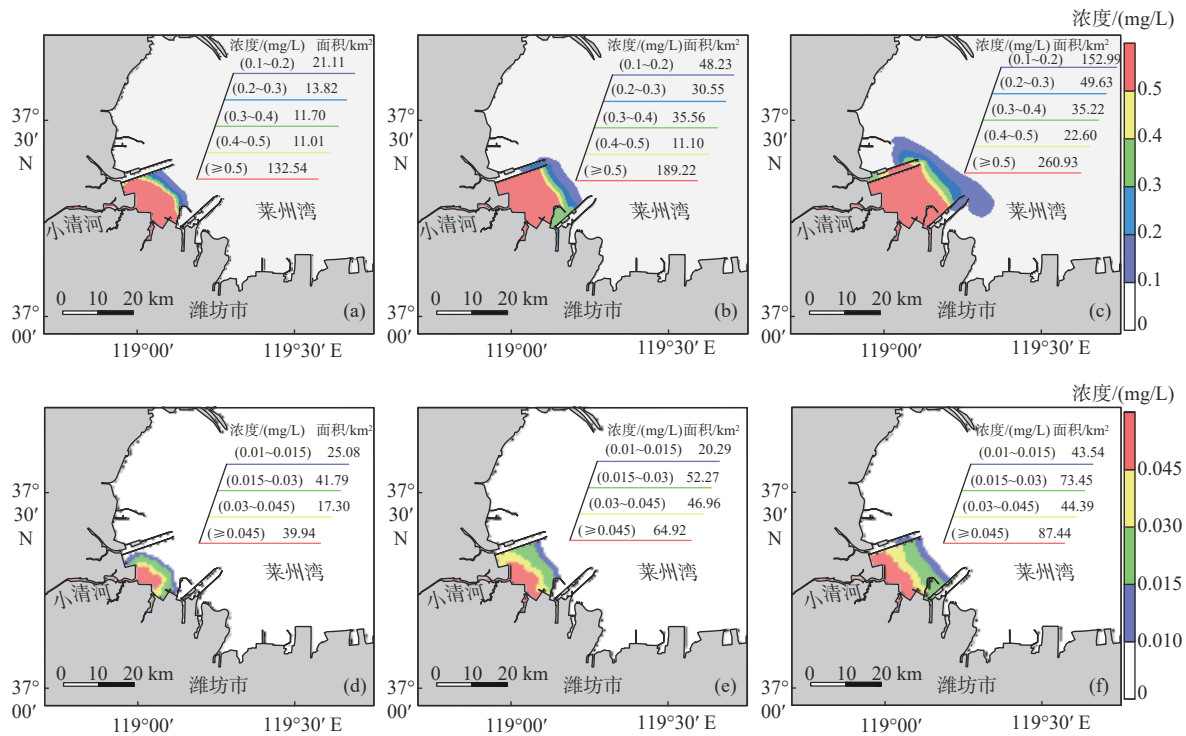
近岸工程建设前后小清河入海污染物扩散面积计算结果显示(表 3), 当丰水期径流持续输入 15、30、60 d 时, 在相同污染物通量条件下, 近岸工程建设后增量 >0.1 mg/L 的无机氮扩散范围相较于近岸工程建设前分别减小了约 55.15 km^2 (22.5%)、 181.35 km^2 (36.6%)、 288.16 km^2 (35.6%); 增量 >0.01 mg/L 的活性磷酸盐扩散范围相较于近岸工程建设前分别减小了约 17.11 km^2 (12.1%)、 49.79 km^2 (21.3%)、 106.81 km^2 (30.0%)。当枯水期径流持续



(a—c)模拟无机氮排放时长 15、30、60 d; (d—f)模拟活性磷酸盐排放时长 15、30、60 d

图 10 近岸工程建设前枯水期小清河入海无机氮、活性磷酸盐扩散范围分布

Fig.10 Distribution of dissolved inorganic nitrogen and active phosphate dispersion in the Xiaoqing River before nearshore construction during low water period



(a—c)模拟无机氮排放时长 15、30、60 d; (d—f)模拟活性磷酸盐排放时长 15、30、60 d

图 11 近岸工程建设后丰水期小清河入海无机氮、活性磷酸盐扩散范围分布

Fig.11 Distribution of dissolved inorganic nitrogen and active phosphate dispersion in the Xiaoqing River after nearshore construction during high water period

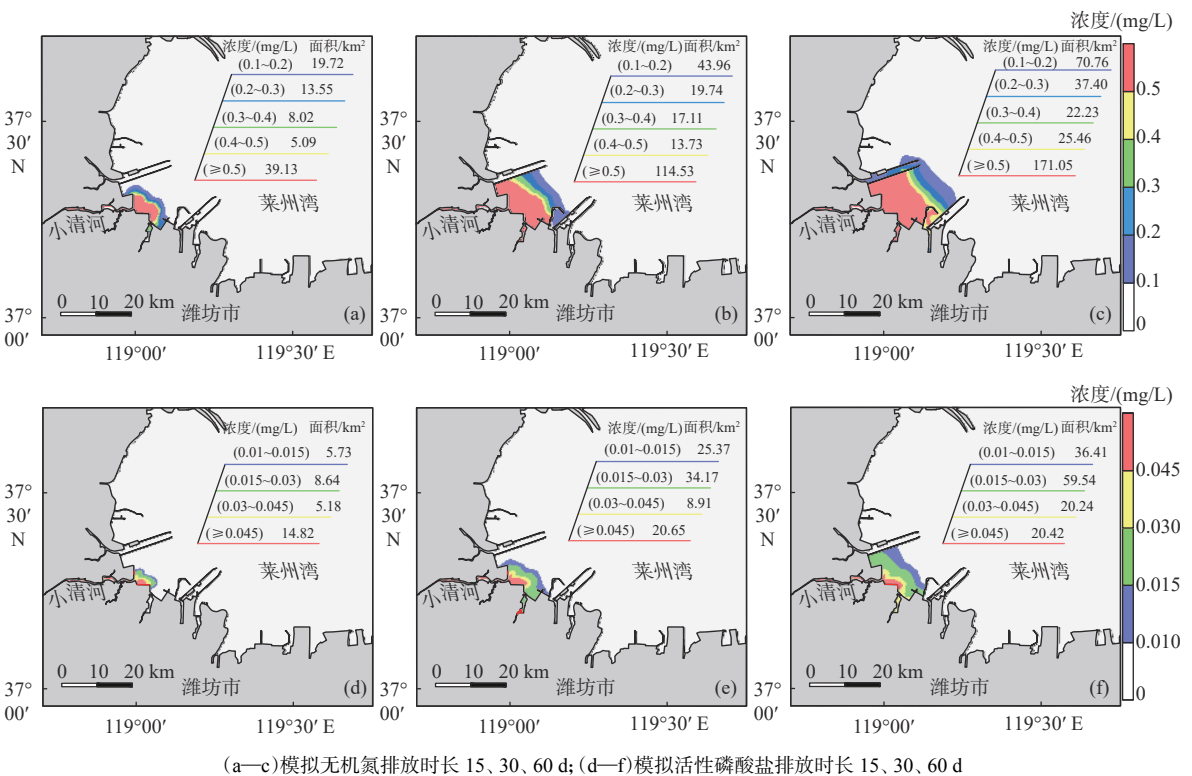


图 12 近岸工程建设后枯水期小清河入海无机氮、活性磷酸盐扩散范围分布

Fig.12 Distribution of dissolved inorganic nitrogen and active phosphate dispersion in the Xiaoqing River after nearshore construction during low water period

输入 15、30、60 d 时,在相同污染物通量条件下,近岸工程建设后增量 $>0.1\text{ mg/L}$ 的无机氮扩散范围相较于近岸工程建设前分别减小了约 23.09 km^2 (21.3%)、 68.45 km^2 (24.7%)、 217 km^2 (39.9%);增量 $>0.01\text{ mg/L}$ 的活性磷酸盐扩散范围相较于近岸工程建设分别减小了约 9.50 km^2 (21.7%)、 11.58 km^2 (11.5%)、 5.01 km^2 (3.5%)。通过对比近岸工程建设前后的污染物扩散面积(图 13)可以看出,近岸工程建设后,小清河入海无机氮和活性磷酸盐的扩散面积均呈现出不同程度的减小。

表 3 近岸工程建设前后小清河入海污染物扩散面积计算结果

Table 3 Calculation results of the dispersion area of pollutants from Xiaoqing River into the sea before and after nearshore construction

km ²					
季节	污染物	时期	15 d扩散面积	30 d扩散面积	60 d扩散面积
丰水期	无机氮	近岸工程建设前	245.34	496.00	809.53
		近岸工程建设后	190.19	314.65	521.37
		面积差(后-前)	-55.15	-181.35	-288.16
	活性磷酸盐	近岸工程建设前	141.22	234.24	355.63
		近岸工程建设后	124.11	184.45	248.82
		面积差(后-前)	-17.11	-49.79	-106.81
枯水期	无机氮	近岸工程建设前	108.61	277.52	543.91
		近岸工程建设后	85.52	209.07	326.90
		面积差(后-前)	-23.09	-68.45	-217.00
	活性磷酸盐	近岸工程建设前	43.87	100.68	141.63
		近岸工程建设后	34.37	89.10	136.62
		面积差(后-前)	-9.50	-11.58	-5.01

丰水期径流持续输入 15、30、60 d 时,不同海水水质标准浓度的无机氮扩散面积呈现出高浓度区扩散面积大于低浓度区扩散面积,且不同海水水质标准浓度无机氮的扩散面积在近岸工程建设后

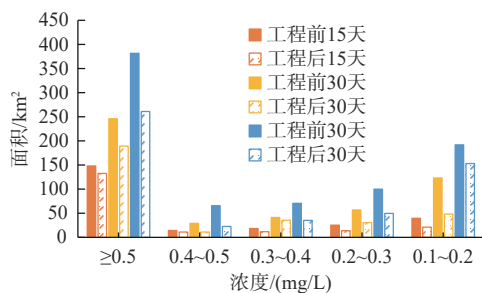


图 13 丰水期模拟时长 15、30、60 天时不同海水水质标准浓度的无机氮扩散面积

Fig.13 Simulation results of dissolved inorganic nitrogen dispersion areas under concentrations to different seawater quality standards in 15,30 and 60 days during high water period

均有所减小。研究表明,近年来小清河附近海域的海洋开发活动频繁,海岸线向海推进明显,占用了原有的海域面积,缩小了小清河河口附近的海域面积^[31]。根据小清河输入莱州湾的无机氮和活性磷酸盐的扩散范围平面分布特征可以看出,广利港和潍坊港等海洋工程建设后阻挡了污染物向两侧排放,从而导致排入莱州湾内的无机氮扩散面积明显减小。

3.3 近岸工程对入海污染物扩散的影响与对策

为研究小清河入海污染物扩散特征对近岸工程建设的响应,选取了从小清河入海口向莱州湾内延伸的 3 条污染物浓度断面(图 1)。选取无机氮为典型污染物,分别提取丰水期、枯水期时 3 条断面在近岸工程建设前后的无机氮浓度结果。从图 14 可以看出,小清河河口处的无机氮浓度最大,随着径流的输入,逐渐减小。对比近岸工程建设前和建设后各断面丰水期和枯水期 2 个月平均浓度的结果显示,小清河入海口附近海域的无机氮浓度在近岸工程建设后有所增大,其中,枯水期河口处的无机氮浓度略大于丰水期,而随着入海污染物向莱州湾内扩散,丰水期的浓度大于枯水期浓度。

通过计算 3 条断面的平均浓度得出,丰水期时,断面 1、2、3 的平均浓度在近岸工程建设后分别增大了 0.10、0.07、0.08 mg/L,对应的变化率为 5.2%、4.6%、22.9%;河口处的浓度增大了约 0.28 mg/L (5.7%)。枯水期时,断面 1、2、3 的平均浓度在近岸工程建设后分别增大了 0.099、0.11、0.13 mg/L,对应的变化率为 3.9%、1%、24%;河口处的浓度增大了约 0.87 mg/L (16.2%)。由近岸工程建设前后无机氮扩散浓度对比结果可知,小清河河口两侧的近岸工程建设会导致河口附近海域的无机氮浓度

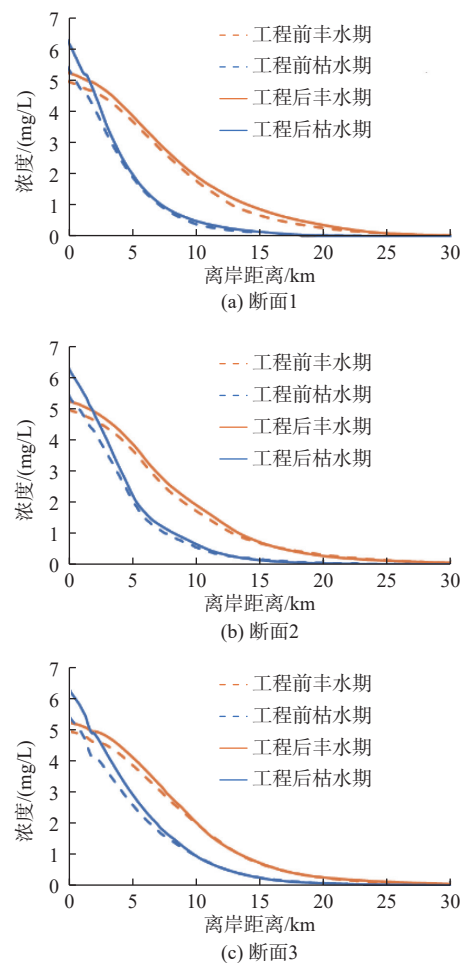


图 14 近岸工程建设前后小清河河口断面浓度对比曲线

Fig.14 Concentration comparison curve of Xiaoqing River estuary cross-section before and after nearshore construction

升高。河口附近海域的近岸工程建设阻挡了污染物向河口两侧扩散,但由于工程建设后河口附近流速减小,从而导致河口的无机氮浓度增加。总体来说,小清河附近海域的近岸工程建设会改变工程附近海域的水动力条件,导致广利港和潍坊港等工程两侧的潮流流速减小,同时,广利港和潍坊港防波堤等近岸工程的阻挡作用使无机氮难以向外海扩散稀释,加剧了无机氮在小清河河口附近积累,不利于污染物扩散,从而导致河口附近海水水质污染严重。

近岸工程建设占据了原有的海域面积,改变了海岸线的长度和形态,使海岸线不断向海一侧推进,导致近岸海域的自然属性下降^[32-35],进而引起近海海域的潮流场发生变化,导致海湾内的潮流减弱^[36-37]。而潮流减弱和海湾面积的减小,会导致海水的纳污能力降低^[38],从而对近海海域的水质造成一定的影响^[39]。胶州湾近岸工程建设造成潮流流速下降,导致水和氮等生物化学物质的交换能力减

弱,从而加剧了近海水体污染^[38,40]。大鹏湾西南岸的海洋工程建设占据了大量的海域面积,降低了湾内的水体交换率,导致水体富营养化严重^[41]。因此,海洋工程建设会导致工程所在海域面积减小,从而减少潮汐流量,削弱近海海域的水体交换能力和自我净化能力^[42],同时堤坝、防波堤等工程会阻挡污染物扩散,从而加剧水质污染。针对近岸工程对近海水体环境带来的负面影响,可通过拆除废弃养殖池、堤坝等工程设施,以及限制填海养殖和盐田用海等措施^[43],逐步恢复工程附近海域的水动力和生态环境,从而改善近海海域的海水水质。

4 结论

(1)与近岸工程建设前(2002年)相比,工程建设后(2020年)莱州湾西南岸工程附近海域的潮流场特征发生改变,潮流流向在工程附近发生明显偏转。潮流流速在广利港、潍坊港防波堤堤头处挑流作用增大,而在小清河河口附近海域和潍坊港东侧海域潮流流速减小。

(2)小清河河口两侧的广利港和潍坊港等工程阻挡了小清河入海污染物向东南、西北方向扩散。当径流持续输入15、30、60 d时,不同海水水质标准浓度的无机氮扩散面积呈现高浓度区大于低浓度区;在相同污染物通量条件下,不同海水水质标准浓度无机氮的扩散面积在近岸工程建设后均有所减小。近岸工程建设前后入海无机氮和活性磷酸盐的扩散面积也呈现出不同程度的减小。

(3)小清河两侧堤坝的阻挡作用不利于污染物向外扩散,使污染物在河口附近累积,同时,工程建设后河口附近海域的流速有所减小,导致小清河河口附近海域的无机氮浓度有所增大。丰水期和枯水期时,无机氮浓度在小清河河口处分别增大约0.28、0.87 mg/L,相较于近岸工程建设前分别增大了5.7%、16.2%。

(4)近岸工程建设会使海域面积、海岸线长度和形态等发生变化,导致工程附近海域的潮流减弱,进而对入海河流污染物扩散特征造成影响。此外,入海河流污染物扩散会受到近岸工程的阻挡作用,使扩散面积减小,但不利于污染物扩散,导致污染物在河口附近累积,浓度增大。可以通过控制河流入海污染物通量、拆除废弃工程设施以及限制近岸工程建设等措施逐步改善工程附近海域的水动力和水质环境。

参考文献:

- [1] SHAN J Z, LI J M. Valuing marine ecosystem service damage caused by land reclamation: insights from a deliberative choice experiment in Jiaozhou Bay[J]. *Marine Policy*, 2020, 122(12): 104249.
- [2] LI F X, DING D D, CHEN Z J, et al. Change of sea reclamation and the sea-use management policy system in China[J]. *Marine Policy*, 2020, 115(5): 103861.
- [3] 梁晓倩. 入海河流水体和沉积物氮磷迁移转化机制研究[D]. 北京: 华北电力大学(北京), 2019.
- [4] YU J, ZHANG W, TAN Y, et al. Dual-isotope-based source apportionment of nitrate in 30 rivers draining into the Bohai Sea, north China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 283: 117112.
- [5] GRANIT J J, LYMER B L, OLSEN S, et al. A conceptual framework for governing and managing key flows in a source-to-sea continuum[J]. *Water Policy*, 2017, 19(4): 2017126.
- [6] YANG F X, YU Z G, BOUWMAN A F, et al. Human-driven long-term disconnect of nutrient inputs to the Yellow River Basin and river export to the Bohai Sea[J]. *Journal of Hydrology*, 2023, 618: 129279.
- [7] GAO G D, WANG X H, BAO X W. Land reclamation and its impact on tidal dynamics in Jiaozhou Bay, Qingdao, China[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, 151: 285-294.
- [8] 张威, 唐军, 梁丙臣. 胶州湾前湾围填海工程对其污染物输运影响的模拟研究[J]. *海洋环境科学*, 2017, 36(1): 29-36.
- [9] LATAPY A, HÉQUETTE A, NICOLLE A, et al. Influence of shoreface morphological changes since the 19th century on nearshore hydrodynamics and shoreline evolution in Wissant Bay (northern France)[J]. *Marine Geology*, 2020, 422: 106095.
- [10] 聂超辉, 吴园园, 朱金龙, 等. 莱州湾西南部岸线变迁对海域水动力影响的数值研究[J]. *海洋环境科学*, 2023, 42(2): 228-236.
- [11] 陈则实, 王文海, 吴桑云. 中国海湾引论[M]. 北京: 海洋出版社, 2007.
- [12] SHEN C C, ZHANG W, SHI H H, et al. Assessment and regulation of ocean health based on ecosystem services: case study in the Laizhou Bay, China[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2015, 34(12): 61-66.
- [13] WANG X, CHEN W Q, ZHANG L P, et al. Estimating the ecosystem service losses from proposed land reclamation projects: a case study in Xiamen[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(12): 2549-2556.
- [14] 张传鑫, 陈静, 纪莹璐, 等. 基于碳氮稳定同位素技术的小清河河口邻近海域底栖食物网结构研究[J]. *海洋学报*, 2022, 44(1): 89-100.
- [15] WEI Y Q, CUI H W, HU Q J, et al. Eutrophication status assessment in the Laizhou Bay, Bohai Sea: further evidence for the ecosystem degradation[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 181: 113867.
- [16] 赵鹏, 江文胜, 毛新燕, 等. 2000—2005年莱州湾盐度的变化及其主要影响因素[J]. *海洋与湖沼*, 2010, 41(1): 12-23.

- [17] JI G C, ZOU L, GUAN W C, et al. Partition, transportation and ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) under heavy anthropogenic estuary: a case study in the Xiaoqing River Estuary, North China[J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2021, 43: 101664.
- [18] LI Q F, ZHANG Y Q, LU Y L, et al. Risk ranking of environmental contaminants in Xiaoqing River, a heavily polluted river along urbanizing Bohai Rim[J]. *Chemosphere*, 2018, 204: 28-35.
- [19] JIANG T J, SKYLLBERG U, BJÖRN E, et al. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) and relationship with dissolved mercury in Xiaoqing River-Laizhou Bay estuary, Bohai Sea, China[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 223: 19-30.
- [20] ZHEN X M, TANG J H, LIU L, et al. From headwaters to estuary: distribution and fate of halogenated flame retardants (HFRs) in a river basin near the largest HFR manufacturing base in China[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 621: 1370-1377.
- [21] 崔燕, 张龙军, 罗先香, 等. 小清河口水质污染现状及富营养化评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2013, 43(2): 60-66.
- [22] HE X Q, CHEN G J, FANG Z Y, et al. Source identification of chromium in the sediments of the Xiaoqing River and Laizhou Bay: a chromium stable isotope perspective[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114686.
- [23] 沈佳裕, 罗先香, 郑浩, 等. 小清河口及邻近海域表层沉积物重金属污染及生态风险特征[J]. 环境化学, 2017, 36(7): 1516-1524.
- [24] 蔡永兵, 孟凡德, 李飞跃, 等. 小清河口闸控感潮河段 As、Sb 的时空分布特征及入海通量估算[J]. 海洋环境科学, 2020, 39(6): 895-901.
- [25] 刘潇, 冯秀丽, 刘杰. 港口工程影响下莱州湾西南侧海域水动力演化特征[J]. 海洋科学, 2016, 40(3): 138-145.
- [26] 王志伟. 基于 Landsat 影像的天津市滨海新区海岸线提取及变化分析[D]. 长春: 吉林大学, 2021.
- [27] 许婷. 丹麦 MIKE21 模型概述及应用实例[J]. 水利科技与经济, 2010, 16(8): 867-869.
- [28] 黄磊, 黄祖珂. 潮汐原理与计算[M]. 青岛: 中国海洋大学出版社, 2005.
- [29] 朱雅琴, 张法星, 许唯临. 舌形挑流鼻坎水力特性研究[J]. 科学技术与工程, 2004, 4(5): 397-402.
- [30] 岳青华, 丁聪. 围填海工程对半封闭海湾水动力环境影响分析: 以大鹏湾内围填海工程为例[J]. 中国农村水利水电, 2019(11): 129-132.
- [31] 刘建强. 莱州湾海洋工程建设对小清河口环境影响数值研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.
- [32] 田艳, 于定勇, 李云路. 莱州湾围填海工程对海洋环境的累积影响研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2018, 48(1): 117-124.
- [33] 吕婷, 苏博, 王佳莹, 等. 海洋工程影响下莱州湾海域水动力环境变化特征[J]. 海洋环境科学, 2017, 36(4): 571-577.
- [34] FAN X Z, DAI X Y, YANG G J, et al. Detecting artificialization process and corresponding state changes of estuarine ecosystems based on naturalness assessment[J]. *Ocean and Coastal Management*, 2017, 146: 178-186.
- [35] DAFFORN K A, MAYER-PINTO M, MORRIS R L, et al. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 158: 61-73.
- [36] 龚旭东, 俞缙, 蓝尹余. 半封闭海湾围填海对水动力环境的影响分析[J]. 华侨大学学报(自然科学版), 2019, 40(1): 72-78.
- [37] TETSUO Y, KAZUNORI O. Change of tide, tidal current, and sediment due to reclamation in Tokyo Bay[J]. *Oceanography in Japan*, 1999, 6(8): 411-415.
- [38] LIN L, LIU Z, XIE L, et al. Dynamics governing the response of tidal current along the mouth of Jiaozhou Bay to land reclamation[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2015, 120(4): 2958-2972.
- [39] MENG W Q, HU B B, HE M X, et al. Temporal-spatial variations and driving factors analysis of coastal reclamation in China[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2017, 191: 39-49.
- [40] ZHANG P, SU Y, LIANG S K, et al. Assessment of long-term water quality variation affected by high-intensity land-based inputs and land reclamation in Jiaozhou Bay, China[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 210-219.
- [41] HUNG J J, HUNG P Y. Carbon and nutrient dynamics in a hypertrophic lagoon in southwestern Taiwan[J]. *Journal of Marine Systems*, 2003, 42(3): 97-114.
- [42] LI L J, LI G S, DU J Q, et al. Effects of tidal flat reclamation on the stability of coastal wetland ecosystem services: a case study in Jiangsu Coast, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 145: 109697.
- [43] HUNG J J, HUANG W C, YU C S. Environmental and biogeochemical changes following a decade's reclamation in the Dapeng (Tapong) Bay, southwestern Taiwan[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 130: 9-20.

Pollutant dispersion from the Xiaoqing River into the sea and its response to the nearshore construction

LI Wanhua¹, SONG Yan², LENG Xing^{1*}, ZHANG Tao³, YI Zhaohan¹,
ZHANG Xuewei¹, LIN Chaoran¹, SUN Feifei¹

(1 College of Marine Geosciences, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2 North Sea Marine Forecast Center of State Oceanic Administration, Qingdao 266061, China; 3 Rizhao Emergency Management Bureau, Rizhao 276800, China)

Abstract: Pollutants from rivers are the main source of offshore pollution. Xiaoqing River is the main inlet river and pollutant source in the southwestern part of Laizhou Bay, Bohai Sea. In recent years, the scale of nearshore constructions on both sides of Xiaoqing River estuary is constantly expanding. The response of the inlet pollutant dispersion to the nearshore construction region need to be studied deeply. The influence of nearshore construction on the tidal field and the dispersion characteristics of the inlet pollutants (dissolved inorganic nitrogen and active phosphate) from Xiaoqing River were numerically simulated in MIKE21 model, and the response of the inlet pollutant dispersion to the nearshore construction was discussed. Results show that the construction of nearshore projects on both sides of the Xiaoqing River estuary has led to a decrease of 2-21 cm/s in flow velocity in the nearshore of the estuary. Dikes and breakwaters on both sides of the estuary blocked the dispersion of pollutants to the southeast and northwest, which reduced the dispersion range of pollutants into the estuary, increased the concentration of pollutants in the estuary, and aggravated the water pollution in local areas. Therefore, the construction of nearshore projects could weaken the tidal currents around the concentration and the pollutant dispersion capacity in the offshore marine areas.

Key words: Xiaoqing River estuary; nearshore construction; pollutant dispersion; numerical simulation