

农村河道不同生态治理模式数值模拟

胡 乐¹, 谢梦瑶², 刘晓璇¹, 吴 迪², 高玉琴²

(1. 江苏省农村水利科技发展中心, 江苏 南京 210029; 2. 河海大学 水利水电学院, 江苏 南京 210098)

摘要:立足于平原区农村河道, 运用 MIKE11 模型模拟河道在 3 种不同生态治理模式下的水位、水质变化规律, 并应用于锡山区农村河道。模拟结果显示: 研究区河道的污染源主要来自于底泥污染; 模式 1 和模式 3 对应的生态治理模式下的排涝设计水位高于河道允许的最高过流水位; 3 种治理模式对河道水质的改善效果为模式 3 最佳, 其后为模式 1 和模式 2, 对于同一污染指标, 模式 3 的降解速率最大, 对于同一模式, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的降解速率最大。

关键词:农村河道; 生态治理; MIKE11; 数值模拟

中图分类号: TV882.9

文献标识码: A

文章编号: 1007-7839(2022)08-0035-0005

Numerical simulation research on different ecological governance models of rural rivers

HU Le¹, XIE Mengyao², LIU Xiaoxuan¹, WU Di², GAO Yuqin²

(1. Jiangsu Rural Water Conservancy Science and Technology Development Center, Nanjing 210029, China;

2. College of water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Based on the rural river channel in the plain area, the MIKE11 model is used to simulate the water level and water quality change rules of the river channels under three different ecological governance modes, and it is applied to the rural river channels in Xishan District. The simulation results show that: (1) the pollution sources of the river channels in the study area mainly come from sediment pollution; (2) the design water level of drainage under the ecological governance modes corresponding to Modes 1 and Modes 3 is higher than the maximum allowable overflow water level of the river channel; The improvement effect of water quality is: Mode 3 > Mode 1 > Mode 2. For the same pollution index, Mode 3 has the largest degradation rate, and for the same mode, the degradation rate of ammonia nitrogen is the largest.

Key words: rural river; ecological governance; MIKE11; numerical simulation

农村河道承担着防洪、排涝、灌溉、引水、景观娱乐等功能, 与人们的生产和生活息息相关, 但由于农业生产、养殖业和乡镇制造业的快速发展以及农村居民环保意识的薄弱, 农村河道普遍出现泥沙淤积、水体污染、河岸坍塌等问题。

国内学者运用水质模型模拟河湖及水库的水

质变化情况, 取得了大量研究成果。郭鹏程等^[1]利用 MIKE21 模拟了生态湖的流动及水体交换情况, 对人工生态湖进行优化设计; 程桂^[2]运用 SWMM 模型结合海绵城市水文过程模拟不同组合措施下区域的水质变化; 杨坤等^[3]采用 EFDC 模型定量预测乌东德水库蓄水后的水质演变过程; 程扬等^[4]基于

收稿日期: 2022-05-09

基金项目: 江苏省水利科技项目(2020050)

作者简介: 胡乐(1980—), 男, 高级工程师, 硕士。E-mail: 419203552@qq.com

通信作者: 高玉琴(1978—), 女, 教授, 博士, 主要从事防洪减灾、水利规划与水利经济研究。E-mail: yqgao@hhu.edu.cn

二维对流扩散模型模拟生态清淤工程下的水库水质变化情况;翟敏婷等^[5]基于QUAL2k模型模拟了夏季和冬季的六种工况下砾石滤床对水质的净化效果;陈军等^[6]运用MIKE21中HD模块耦合Ecolab模块,构建了瀾河流域水环境模型,分析瀾河口的水质特征。

国外学者对水质模型也进行多方面研究,Panda等^[7]采用人工神经网络技术与MIKE11相结合来预测水位和水质的变化;Allam A^[8]通过整合QUAL2K模型和遗传算法模拟埃及尼罗河三角洲的Gharbia河夏季和冬季的污染负荷减排量;Guangyi Deng等^[9]采用MIKE11一维水动力水质模型和物理生境模型模拟了水库运行方案实施后的河流水质和物理生境。

目前水质模拟模型和模拟方法具有多样性,在河流、湖泊和海洋等水质模拟研究中取得了大量研究成果,但总体研究偏向于大中型河流和湖泊的水质水量研究,对中小型河道的水质模拟研究较少,尤其在针对中小河流生态治理措施对河道水质的改善效果方面的研究少之又少,不同河道生态治理措施对河道水环境的影响还有待深入研究。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

江苏省无锡市锡山区位于长江三角洲腹地,地貌类型为长江三角洲冲洪积平原。境内总体上构成了“四纵四横”骨干水系主框架,这些河道均是本区防洪、排涝、引水灌溉、通航的主要通道。本研究选取锡山区境内一条未治理的农村河道A作为研究对象,其地理位置图如图1所示。该河道河口宽

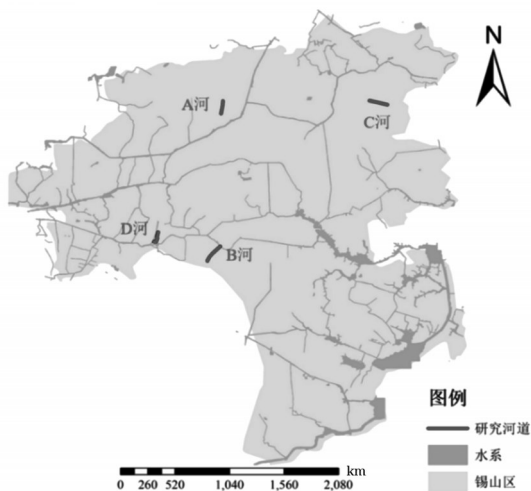


图1 研究区地理位置

19.6 m,横断面为概化为梯形,平均流速为0.1 m/s,河道为南北走向,规划整治长度约为889 m,排涝标准为20年一遇。

1.2 研究数据

由于研究区河道规模小,流速缓,水位变幅小,未设有水文与水质监测站点,因此采用2021年每10 d一次的实测水位、流量数据以及2021年每月一次的COD、NH₃-N、TP实测质量浓度数据进行研究。

1.3 模型原理

水动力模块(HD)采用一维非恒定流方程组(圣维南方程组)对水体非连续性运动规律进行模拟分析,该方程组反映了质量守恒和动量守恒定律。模型的控制方程为

连续方程:

$$\frac{\delta Q}{\delta x} + \frac{\delta A}{\delta t} = q \quad (1)$$

动量方程:

$$\frac{\delta Q}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta x} \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\delta h}{\delta x} + \frac{gQ|Q|}{C^2 AR} \quad (2)$$

式中: Q 为流量; x 为沿水流方向的距离; A 为过水断面面积; t 为时间坐标; q 为旁侧入流量; g 为重力加速度; h 为水位; R 为水力半径; C 为谢才系数; α 为动量修正系数。

水流中物质在各处因质量浓度差存在扩散运动,且随河道平均流量运移,对流扩散方程模拟水体中溶解或悬浮的保守和非保守物质的运输过程和一级线型衰减过程。

对流扩散方程:

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) = -AKC + C_2 q \quad (3)$$

式中: x 为距离坐标,m; t 为时间坐标,s; C 为物质质量浓度,mg/L; A 为过水断面面积,m²; D 为纵向扩散系数,m²/s; Q 为流量,m³/s; K 为衰减系数,1/d; C_2 为污染物源汇质量浓度,mg/L。

2 模型构建

2.1 模型构建

水动力模型构建:农村河道缺少断面数据,在满足模拟精度的前提下,根据实测数据及规划资料,将河道断面概化为梯形断面。上游边界为时间——流量序列,下游边界为时间——水位序列。河长较短,河道形态变化小,因此河道糙率取全域值。

水质模型构建:外部边界为研究河段上下边界实测污染物质量浓度,内部边界条件为距河道上边

界 200 m 处的排污口和河道概化的底泥面源污染,参考《全国水环境容量核定技术指南》中排污系数取值,结合现场对排污口的水质检测结果,确定污染物入河系数取为 0.9。定期取样测定并计算出底泥污染物中 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 的入河贡献量分别为 14.4%、20.6% 和 18.3%。

2.2 参数率定与验证

河长较短,河道形态变化小,因此河道糙率取全域值 0.032,水位模拟结果与实测数据如图 2 所示。

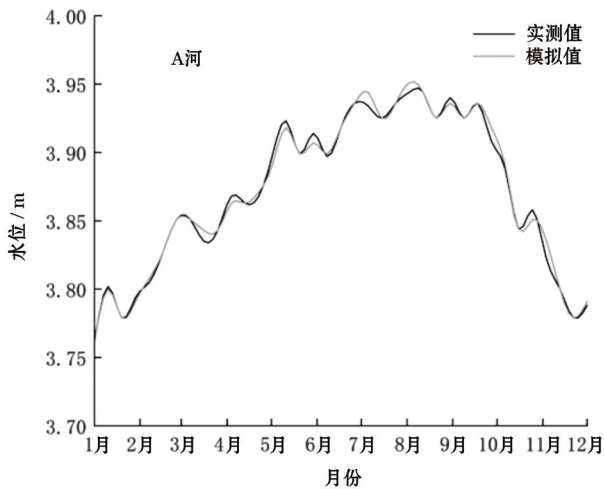


图2 水位模拟值与实测值对比

采用 Nash-Sutcliffe 系数对模型精度进行评估,公式为

$$E_{\text{ns}} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^T (Q'_i - Q'_m)^2}{\sum_{i=1}^T (Q'_i - \bar{Q}_0)^2} \quad (4)$$

式中: Q'_i 为实测值, Q'_m 为模拟值, \bar{Q}_0 为实测值的平均值, T 为数据序列长度。一般认为当 $E_{\text{ns}} > 0.8$ 时,模型精确度较高。 E_{ns} 计算值为 0.94,说明模拟结果可适用于研究。

通过参考国内部分河流扩散系数取值,初步确定河道扩散系数,通过模拟值与实测值的比较不断调整扩散系数,最终确定研究河道的扩散系数为 $8 \text{ m}^2/\text{s}$ 。利用 2021 年 1—12 月的水质数据进行率定,反复调试参数值优化模型,最终确定所有的参数取值见表 1。

表1 衰减系数参数取值

水质指标	COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TP
衰减系数/ d^{-1}	0.115	0.11	0.12

相应的水质指标模拟结果与实测数据如图 3 所示。

根据图 3,河道断面水质模拟值与实测值变化趋势基本吻合,相对误差在 0.9%~1.33% 之间,在合理误差范围内,模型可用于河道的水质模拟。

3 生态治理模式拟定

根据研究区河道生态治理前数值模拟结果分析,将对 A 河进行截污控制方案模拟作为基础模式,运用河道生态治理技术针对性地拟定 3 种生态治理模式:模式 1(生态浮床+曝气增氧);模式 2(仿木桩护坡+自然护坡);模式 3(水下森林)。选取锡山区采用以上生态治理模式的 3 条农村河道 B 河、C 河和 D 河,分别建立这 3 条河道的水动力水质模型,通过率定得到 3 种生态治理模式的衰减系数如表 2 所示。

4 模拟结果分析

4.1 污染源截污控制方案对河道水质的影响

A 河的主要污染物来源为生活污水和底泥内源释放,本文选取水质较差的 10 月份水质数据,分别模拟实施排污口截流和清淤疏浚后的水质情况,与河道治理前水质状况进行比较,如图 4 所示。

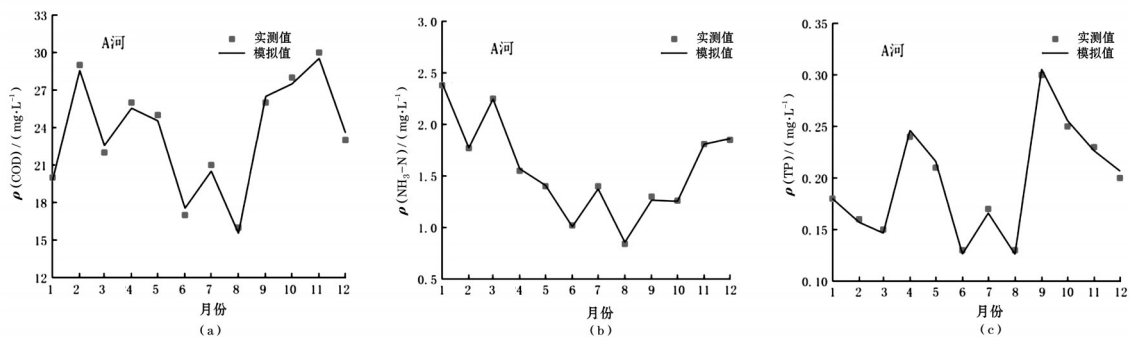


图3 各水质指标模拟值与实测值对比

表2 三种生态治理模式下的衰减系数率定值

河道名称	$K_{\text{COD}}/\text{d}^{-1}$	$K_{\text{NH}_3-\text{N}}/\text{d}^{-1}$	$K_{\text{TP}}/\text{d}^{-1}$
B河	0.232	0.294	0.298
C河	0.190	0.312	0.232
D河	0.268	0.373	0.320

由图4可知,对生活污水进行截流处理后,河道水质有所提升,但效果不显著,COD平均降低0.05%, NH_3-N 降低0.12%,TP降低0.06%。进行河道清淤后,河道沿程污染物质量浓度降低,对污染物质量浓度分布曲线进行拟合,计算平均每百米

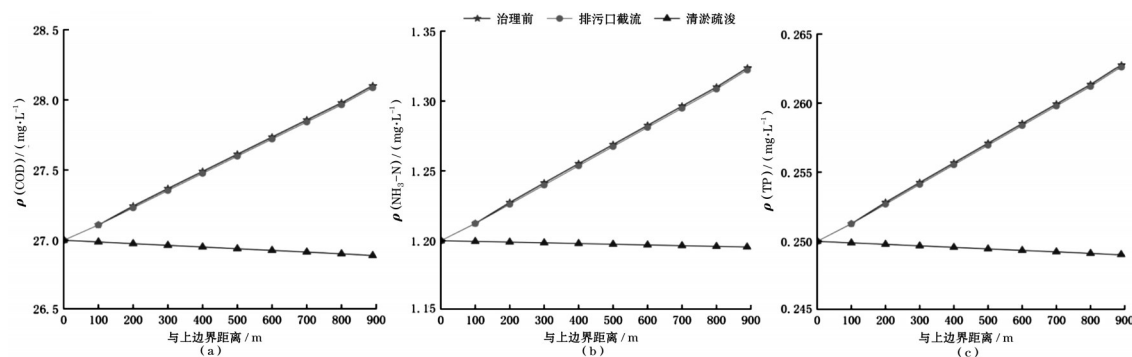


图4 污染物截污控制方案治理效果

污染物质量浓度降低率,COD降低0.48%, NH_3-N 降低1.42%,TP降低0.15%,河道水质得到有效改善。清淤疏浚的治理效果优于排污口截流,说明该河道水质主要受底泥内源污染的影响,河道沿程污染物逐渐累积,至河道下边界达到最大值,清除底泥污染源后河道水质沿程逐渐改善;而排污口由于流量较小,且入河污染负荷不大,因此排污口截流后河段的污染物质量浓度较治理前变化较小。

4.2 不同生态治理模式下的水位变化情况

4.2.1 天然流量下的水位变化情况

流量过程采用2021年1—12月的实测天然来水流量,通过水位模拟与现状河道断面对比分析,为河道的断面设计提供参考。A-400断面在3种河道生态治理模式下的水位变化情况如图5所示。

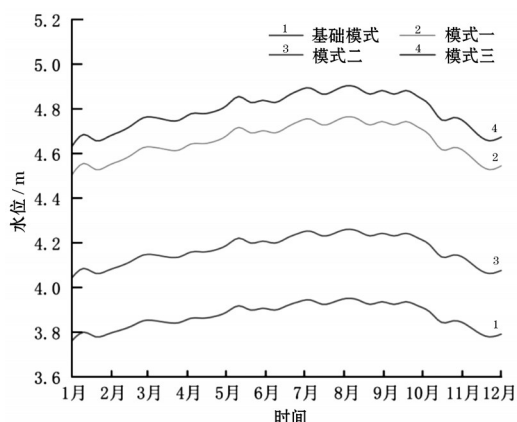


图5 河道水位变化情况

不同的河道生态治理模式对河道糙率的影响较大,在河道天然流量过程下,河道水位变化较大。根据水位计算结果,3种模式下的河道水位相比于河道治理基础模式分别升高0.3 m、0.78 m、0.92 m。因此在进行河道生态治理时,应充分考虑河道的过流能力,避免因河道治理导致河道漫堤,无法承担防洪和灌溉等河道功能。

4.2.2 排涝标准下的水位变化情况

A河为锡北镇圩内小型农村河道,河道功能为排涝及景观作用,因此仅计算河道在排涝标准下的水位变化情况。该地区的内河排涝标准为20年一遇,A河集水面积为0.8 km²,来水流量按排涝模数M按每平方千米4.01 m³/s计算。

设计流量的计算公式为

$$Q_{\text{设}} = MS \quad (5)$$

计算得出A河的设计排涝流量为3.21 m³/s。

A河横断面为梯形,底坡较缓,可作为明渠均匀流进行计算。A河河底高程为2.1 m,底宽6 m,两岸边坡1:2,岸顶高程为5.53 m,设计安全超高为0.5 m,则最大过流水深为2.93 m。据曼宁公式(式(6))计算河道在不同生态治理模式下的排涝设计水位值,并复核河道过流能力,如表3所示。

$$Q = \frac{1}{n} \omega R^{2/3} I^{1/2} \quad (6)$$

根据计算结果,河道在基础模式和模式2两种生态治理模式下,排涝设计水位为4.42 m和4.79 m,低于河道允许最高过流水位5.03 m,河道最大过流量为5.12 m³/s和3.81 m³/s,大于河道设计排涝流量

表3 不同生态治理模式下河道过流能力计算

治理模式	河道糙率	排涝设计水位/m	最大水深下的过流量/($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
基础模式	0.032	4.42	5.12
模式1	0.065	5.40	2.52
模式2	0.043	4.79	3.81
模式3	0.072	5.56	2.27

3.21 m^3/s ,河道断面满足排涝要求;河道在模式1和模式3两种生态治理模式下,排涝设计水位为5.4 m和5.56 m,高于河道允许最高过流水位5.03 m,河道最大过流量为2.52 m^3/s 和2.27 m^3/s ,小于河道设计排涝流量3.21 m^3/s ,河道断面不满足排涝要求。因此在进行河道整治时,需要结合现场调查的河道具体情况,适当采取增大河宽、降低河底高程、增大河道底坡等方法增大河道断面面积,提高河道过流能力。

4.3 不同生态治理模式对河道水质的影响

将B、C、D三条河道的衰减系数率定值代入A河,模拟A河A-400断面在4种不同治理模式下的COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP的变化情况,模拟时间为2021年1—12月,模拟结果见图6。

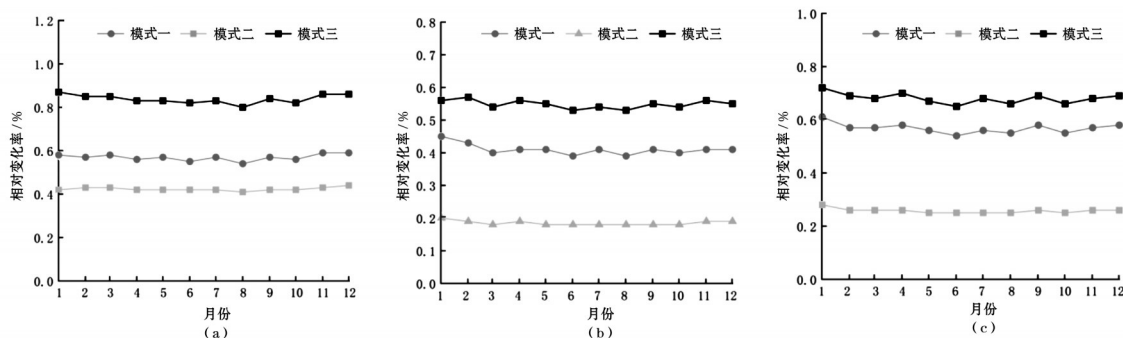


图6 不同治理模式下河道污染物浓度随时间的相对变化率

化肥农药使用量较大,残留的污染物通过渠道排入河中,加上秋冬季节植物衰败腐烂,混合在河道底泥中形成内源污染,因此河道水质较差。从3种模式对污染物降解效果的时间变化规律上看,不同时期的污染物质量浓度变化较大,而污染物降解速率变化较小,不同污染物质量浓度下,降解速率相差在3%以内,说明当污染物质量浓度在一定范围内时,污染物的降解速率不受污染物质量浓度影响。

5 结 论

本文模拟了锡山区未治理的农村河道A河在

由图6分析可得,3种治理模式均对A河污染物有一定的降解作用。从3种模式对污染物的年平均降解效果来看,对于COD指标,模式3(0.55%)>模式1(0.41%)>模式2(0.19%);对于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 指标,模式3(0.80%)>模式1(0.56%)>模式2(0.39%);对于TP指标,模式3(0.68%)>模式1(0.57%)>模式2(0.26%)。从总体降解效果上看,模式3>模式1>模式2,这是由于模式3水下森林系统构建出的复合生态系统,通过物理吸附、植物吸收和微生物分解等物理、生物和化学反应共同作用,各反应之间相互影响,相互促进,形成了降解污染物的高效循环系统。模式1生态浮床+曝气增氧系统作用原理与模式3水下森林类似,模式1浮床面积较小,构建的生态系统中动植物和微生物数量远小于模式3,但增设的曝气增氧设施增大了水体中的含氧量,提高了水生动植物和微生物的活性,因此对河道污染物的降解效果仅次于模式1。

从时间上看,基础模式下A河河道污染物质量浓度总体表现为夏季污染物质量浓度较低,春秋冬三季污染物质量浓度较高。A河水质主要受上游来水影响,夏季水量相对充沛,动植物活性较高,水质相对较好;而春秋冬三季水量相对较小,春秋季节

排污口截流与清淤疏浚2种措施下的水质改善效果,并在此基础上,分别模拟在3种不同生态治理模式下的水位、水质变化情况。主要结论如下:

(1)该河道水质主要受底泥内源污染的影响,入河污染负荷不大,清除底泥污染源后河道水质沿程逐渐改善。

(2)在河道排涝标准下,基础模式和模式2两种生态治理模式下的排涝设计水位低于河道允许最高过流水位,模式1和模式3两种生态治理模式下的排涝设计水位高于河道允许最高过流水位,需要

(下转第48页)

该算法的识别效果显著。将该系统应用到实际工程中能够实现对管辖流域的24 h监督,并能将非法采砂船和可疑船只详细信息传递给有关部门工作人员,以便于有关部门工作人员及时处置,从而实现长江河道砂石资源科学、绿色、可持续利用,保障长江防洪、通航、生态安全以及国民经济健康可持续发展。

参考文献:

- [1] 方世良,杜栓平,罗昕炜,等. 水声目标特征分析与识别技术[J]. 中国科学院院刊,2019,34(3):297-305.
- [2] 张迪飞,张金锁,姚克明,等. 基于SVM分类的红外舰船目标识别[J]. 红外与激光工程,2016,45(1):179-184.
- [3] 史国军. 深度特征联合表征的红外图像目标识别方法[J]. 红外与激光工程,2021,50(3):113-118.
- [4] 廖莎莎. 基于筛选深度特征的红外图像目标识别方法[J]. 红外与激光工程,2022,51(5):6.
- [5] 黄乐弘,曹立华,李宁,等. 深度学习的空间红外弱小目标状态感知方法[J]. 中国光学,2020,13(3):527-536.
- [6] PARK J, CHEN J, CHO Y K, et al. CNN-based person detection using infrared images for Night-time intrusion warning systems[J]. Sensors (Basel, Switzerland), 2020, 20(1).
- [7] 汤明,高和来,周成龙. 省(市)际边界水域采砂联动执法现状、问题及对策研究——以江西省九江市为例[J]. 水利发展研究,2021,21(1):46-49.
- [8] 陈松平. 长江上的护砂猎人——长江河道采砂管理执法见闻录[C]. //《大江文艺》杂志社,大江文艺(2019年第3期总第180期).北京:中国水利作家协会,2019:6.
- [9] 杨增青. 长江内河非法采砂船舶现状分析及治理研究——以湖南省“三无”船舶为例[J]. 长江技术经济,2019,3(2):47-51.
- [10] 吕璐,程虎,朱鸿泰,等. 基于深度学习的目标检测研究与应用综述[J]. 电子与封装,2022,22(1):72-80.
- [11] 张军芳,杜鹏,张利民. 基于神经网络的红外图像舰船统计特征分析[J]. 舰船科学技术,2021,43(14):193-195.
- [12] 赵文思. YOLOv3在船舶图像目标检测应用研究[D]. 大连:大连理工大学,2021.
- [13] 王战涛,张策,王晓田. 基于YOLOV3的改进目标检测识别算法[J]. 上海航天(中英文),2021,38(6):60-70.
- [14] 曹学磊,候波,刘克华. 对南四湖非法采砂问题的思考[J]. 科技资讯,2019,17(20):246-248.
- [15] 马建华,夏细禾. 关于强化长江河道采砂管理的思考[J]. 人民长江,2018,49(11):11-13.
- [16] 李刚. 当前长江采砂管理的主要问题和对策[J]. 人民长江,2018,49(18):20-23.

(上接第39页)

对河道断面进行扩建。

(3)3种治理模式均对A河污染物有一定的降解作用,从总体降解效果上看,模式3>模式1>模式2。对于同一污染指标,模式3的降解速率最大,对于同一模式,NH₃-N的降解速率最大。

参考文献:

- [1] 郭鹏程,蔡明,闰大鹏. 基于MIKE21模型的人工生态湖优化设计[J]. 人民黄河,2014,36(4):56-58.
- [2] 程桂. 海绵城市水文水质过程模拟与关键技术研究[D]. 苏州:苏州科技大学,2017.
- [3] 杨坤,徐火清,樊寒冰,等. 基于EFDC模型的乌东德水库水质模拟推演系统[J]. 水利信息化,2019(3):50-54,61.
- [4] 程扬,赖锡军. 生态清淤对于桥水库水质影响的数值模拟[J]. 水资源与水工程学报,2019,30(3):58-65.
- [5] 翟敏婷,张云,张弛,等. 基于QUAL2k模型的砾石生物滤床对河道水质净化效果模拟研究[J]. 中国农村水利水电,2022(6):29-33,39.
- [6] 陈军,吴程,李爽,等. 灞河流域水环境数值模拟研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2022(9):2-10.
- [7] PANDA R K, PRAMANIK N, BALA B. Simulation of river stage using artificial neural network and MIKE 11 hydrodynamic model[J]. COMPUTERS & GEOSCIENCES, 2010(36):735-745.
- [8] ALLAM A, TAWFIK A, YOSHIMURA C, et al. Multi-objective models of waste load allocation toward a sustainable reuse of drainage water in irrigation [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(12):11823-11834.
- [9] DENG Guangyi, YAO Xiaohan, JIANG Haibo, et al. Study on the Ecological Operation and Watershed Management of Urban Rivers in Northern China[J]. Water, 2020,12(3):914.