

DOI: 10.5846/stxb202006061468

张笑欣, 易雨君, 刘泓汐, 杨志峰. 城市化背景下白洋淀入湖营养盐负荷模拟研究. 生态学报, 2021, 41(19): 7521-7529.

Zhang X X, Yi Y J, Liu H X, Yang Z F. Modelling nutrient loadings to the Baiyangdian Lake under the background of urbanization. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(19): 7521-7529.

城市化背景下白洋淀入湖营养盐负荷模拟研究

张笑欣¹, 易雨君^{1,*}, 刘泓汐¹, 杨志峰²

1 北京师范大学 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875

2 广东工业大学 环境生态工程研究院, 广州 510006

摘要:过量的营养盐输入导致白洋淀富营养化程度较高。雄安新区建设伴随着快速城镇化进程,将可能进一步增加入湖营养盐负荷。为摸清新区建设背景下白洋淀入湖营养盐负荷的变化趋势及削减量,基于入湖营养盐负荷模型计算了历史不同时期(1995—2015年)白洋淀入湖营养盐负荷,预测了土地利用、农业管理和污水处理系统变化下入湖营养盐负荷的变化趋势。结果表明,白洋淀历史时期入湖总氮和总磷年平均负荷分别为 2018 t 和 313 t,主要来源分别是耕地和畜禽粪便排放。就土地利用变化而言,以 2010 年为基准,2050 年白洋淀入湖总氮和总磷负荷在建设用地快速增长(RAP)情景下增长率最高,分别增长了 56% 和 60%,主要原因在于城镇人口增加,从而增加了畜禽需求量和生活污水排放。就农业管理而言,削减化肥使用有利于降低入湖总氮负荷,控制畜禽粪便排放更有利于入湖总磷负荷的降低。2050 年,生活污水将成为白洋淀入湖营养盐的重要来源,因此,在制定未来社会经济发展路径时,应重点提高农村地区生活污水收集率和处理效率。PCLake 模型对不同入湖负荷下湖泊营养状态演变的模拟发现,削减入湖总磷负荷是白洋淀水质恢复的关键。白洋淀水质达到 III 类和 IV 类标准时,入湖总磷负荷阈值分别为 2.1 和 2.6 mg P m⁻² d⁻¹。在建设用地快速增长情景下,若使白洋淀水质达到 III 类标准,入湖总磷负荷应减少 131 t。

关键词:入湖营养盐负荷;白洋淀;PCLake 模型;养分管理;雄安新区

Modelling nutrient loadings to the Baiyangdian Lake under the background of urbanization

ZHANG Xiaoxin¹, YI Yujun^{1,*}, LIU Hongxi¹, YANG Zhifeng²

1 Ministry of Education Key Laboratory of Water and Sediment Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2 Institute of Environmental and Ecological Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

Abstract: Rapid socio-economic development related to population growth, food production, and waste management has led to the increasing river export nutrient inputs to the Baiyangdian Lake (BYD), causing severely anthropogenic lake eutrophication. Look ahead, these human-induced nutrient inputs will continue to increase due to the construction of Xiong' an new area. It is thus crucial to provide information on future trends of nutrient loading and its implications for lake restoration. Here we quantified nutrient loadings to the BYD Lake in the different periods during 1995—2015 and assessed their future trends (2050) under changes in land use, agricultural management, and sewage systems. The results showed that multi-year averaged total nitrogen and total phosphorus loadings to the BYD Lake were 2018 ton year⁻¹ and 313 ton year⁻¹, respectively. Cropland and directly discharged animal manure were the main sources of total nitrogen and total phosphorus loads, respectively. In terms of land-use change, the growth rates of total nitrogen and total phosphorus loads to the BYD Lake were the highest in 2050 under the scenario of the rapid growth of construction land, increasing by 56% and

基金项目:国家重点研发计划(2017YFC0404505);北京市科技重大专项项目(Z181100005318001)

收稿日期:2020-06-06; 修订日期:2021-03-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yiyujun@bnu.edu.cn

60% compared with the baseline scenario in 2010, respectively. The increases are driven by the increasing demands of animal production and wastewater discharge from the growing urban population. As for agricultural management, reducing synthetic fertilizer application was conducive to reducing total nitrogen loadings to the BYD Lake, while controlling directly discharged of animal manure was more helpful for reducing total phosphorus loadings. In 2050, wastewater will become the dominant sources of both total nitrogen and total phosphorus loadings to the BYD Lake. Hence, improving the collection rate and removal efficiency of sewage systems, especially in rural areas, should be put more efforts for the formulation of effective policies for improving the water quality of the BYD Lake. The critical nutrient loads were estimated by the load-response curves from the PCLake model. Knowing the difference between future nutrient loadings and critical nutrient loads is important for lake restoration. The results indicated that reducing the total phosphorus loadings is the key to restore water quality for the BYD Lake. The critical total phosphorus loadings for the III level and IV level of water quality standard are $2.1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and $2.6 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectively. To meet the III and IV level of water quality standard, the total phosphorus loadings to the BYD Lake need to be reduced 67 and 131 tons in the scenario of rapid growth of construction land, respectively.

Key Words: nutrient loadings; Baiyangdian; PCLake model; nutrient management; Xiong'an new area

浅水湖泊是与人类生存、社会经济发展和生态安全联系最为紧密的淡水生态系统,同时也受到人类活动的严重干扰。工业革命以来,社会经济的发展(如城市化、食品生产方式转变、土地利用变化)导致过量的营养盐负荷输入湖泊,致使世界范围内超过 75%的湖泊已经处于富营养化状态或正转变为富营养化状态^[1-3],使得湖泊原有结构和功能遭到破坏,制约着社会、经济和生态的可持续发展。因此,定量评估湖泊入湖营养盐负荷具有重要意义。

当前,评估湖泊营养盐负荷的模型方法主要包括机理模型和经验模型^[4]。前者虽能精确评估营养盐负荷,但所需参数较多,限制了其在产汇流机制不明确、监测数据较为缺乏的流域中应用^[5];后者基于黑箱式的方法规避了产汇输移过程的复杂性与随机性,所需参数少、运算简单、准确性高,因此,近年来被研究者广泛使用^[6-7]。例如,Liu 等^[8]基于入湖营养负荷模型评估了太湖入湖营养盐负荷,结果表明 2008 年入湖总氮和总磷负荷分别为 33043 t 和 5254 t。

白洋淀是华北平原最大的浅水湖泊,对调节华北地区生态环境、维持生物多样性和维护区域生态平衡起着重要作用^[9]。受到高强度人类活动的干扰,白洋淀从 20 世纪 80 年代开始出现富营养化问题。根据《河北省生态环境状况公报》,白洋淀自 2004 年后水质为 V 类或劣 V 类,处于中度或轻度富营养化水平,主要污染物为化学需氧量、氨氮和总磷。富营养化问题引起大规模死鱼事件、物种多样性丧失等生态问题,造成巨大的经济损失,如 2006 年死鱼事件,造成直接经济损失 30 余万元。因此,控制白洋淀富营养化是恢复水质的首要之路。入湖营养盐负荷作为引起湖泊富营养化的关键驱动力,明晰其来源是控制富营养化的关键所在。目前,白洋淀入湖营养盐负荷集中于农业面源^[10-12],极少数研究综合考虑了面源和点源^[13]。另外针对营养盐负荷未来的可能变化趋势的研究也较为缺乏。2017 年,我国在河北省设立雄安新区,将白洋淀列为重要水体功能区;按照规划,新区远期将承载 200 万至 250 万人口,人类活动(如农业生产、畜牧养殖)将大幅增加^[14]。因此,探讨城市化背景下白洋淀入湖营养盐变化趋势,对支撑雄安新区生态建设具有重要意义。

为此,本研究基于入湖营养盐负荷模型评估了历史不同时期(1995—2015 年)白洋淀入湖营养盐负荷;在此基础上,分析了土地利用、农业管理和污水处理系统变化下未来(2050 年)入湖营养盐负荷的变化趋势;最后,基于 PCLake 模型,评估白洋淀营养盐负荷阈值,阐明养分管理措施。

1 材料与方法

1.1 研究区

白洋淀流域位于河北省中部,“京津冀”腹地,流域面积为 31200 km^2 ,分为 8 个子流域(图 1)。流域内白

洋淀是华北平原最大的浅水湖泊,湖泊最大面积为 366 km²,平均水深 2 m。自 20 世纪 80 年代以来,大量的农田退水、生活污水和生产废水进入白洋淀,造成水质污染,水体发生富营养化^[5]。环境统计年鉴数据显示,白洋淀淀区水质未达到水功能区划的要求(III 类水),属于重度或中度污染。

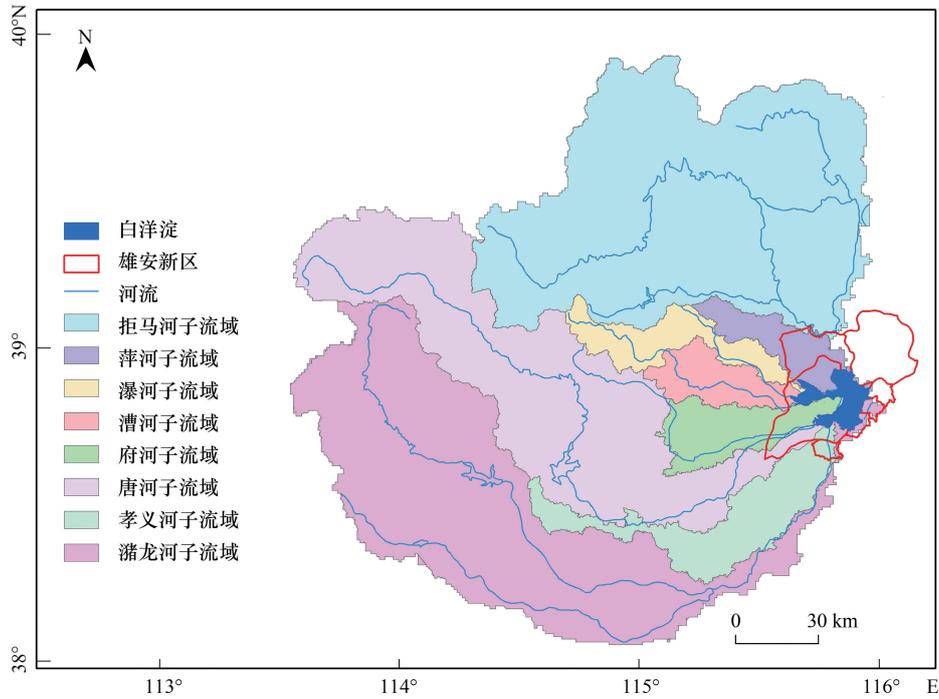


图 1 研究区位置

Fig.1 The location of study area

1.2 研究方法

本研究分三步进行(图 2)。首先,建立入湖营养盐负荷模型,该模型计算了 1995—2015 年白洋淀流域中 5 个子系统通过河流输送到湖泊中的总氮、总磷负荷;其次,设置土地利用、农业管理和污水处理系统变化的 5 种情景,预测 2050 年白洋淀流域入湖营养盐负荷;最后,基于 PCLake 模型预测水质恢复对应的营养盐负荷阈值,通过比较入湖营养盐负荷与阈值确定恢复白洋淀水质的适宜养管理措施。

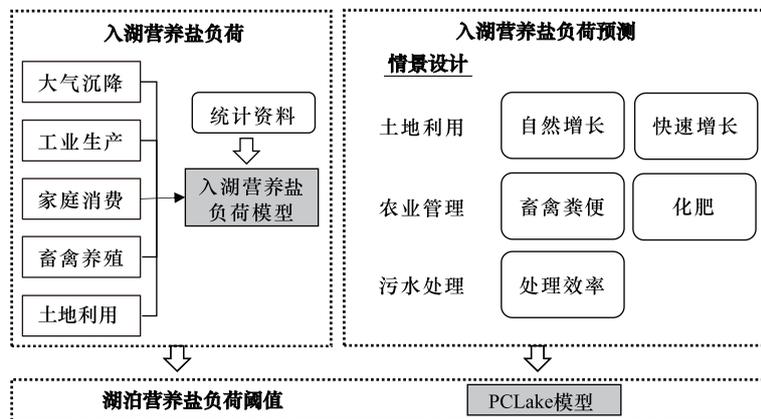


图 2 研究路线图

Fig.2 The research steps

1.2.1 入湖营养盐负荷模型

入湖营养盐负荷模型考虑了大气沉降、工业生产、家庭消费(分为城镇家庭和农村家庭)、畜禽养殖和土地利用(耕地和其他土地利用类型)5个子系统中氮、磷的产生和循环过程(图3)。模型中还考虑了氮、磷由陆域输移到河道系统以及在河道系统中的损失量,如被水利设施阻隔、因沿岸取用水资源损耗、滞留在河床中等^[13]。基于入湖营养盐负荷模型,计算白洋淀流域五个子系统的营养盐输入负荷(图2):

$$L_{F,j} = (RS_{F,hum,j} + RSpnt_{F,ind,j} + RSdif_{F,ani,j} + WSdif_{N,dep,j} + RSdif_{F,agr,j}) FE_{riv,F,mouth,j}$$

式中, $L_{F,j}$ 为 j 子流域通过河流输入湖泊的营养盐(F :氮和磷)负荷总和(kg/a); $RS_{F,hum,j}$ 、 $RSpnt_{F,ind,j}$ 、 $RSdif_{F,ani,j}$ 、 $WSdif_{N,dep,j}$ 和 $RSdif_{F,agr,j}$ 分别为 j 子流域中家庭消费、工业生产、畜禽养殖、大气沉降和土地利用5个子系统通过点源或非点源形式输入河流的营养盐负荷(kg/a),其中大气沉降仅为氮负荷的计算项; $FE_{riv,F,mouth,j}$ 为营养盐负荷通过河流输送进入湖泊的比例。

其中,5个子系统产生的营养盐负荷计算采用改进的输出系数法计算:

$$RS_{F,y} = \sum_i [NC_i \times \sum_z (EU_{iz} \times EC_{iz})] FE_{riv,F}$$

式中, $RS_{F,y}$ 为 y 子系统输入河流的营养盐(F :氮和磷)负荷总和(kg/a); NC_i 为 y 子系统中 i 类污染源(如畜禽养殖中污染源包括牛、猪、羊和家禽)排放单元数量(头或 hm^2); EU_{iz} 为 i 类污染源的 z 排放单元(如畜禽养殖的排放单元为粪便或尿); EC_{iz} 为 z 排放单元氮或磷的排放系数($kg \text{ 头}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 或 $kg \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); $FE_{riv,F}$ 为入河系数(如未还田或未经处理的畜禽粪便排入河道时,受距河道距离和坡度等因素影响,入河系数是这些因素综合作用得到的养分入河比例)。详细计算公式参见 Liu 等^[8]。

估算各个子系统产生营养盐负荷的人口、化肥使用量、畜禽养殖数量、工业产值等数据来源于当地统计年鉴和国民经济和社会统计公报等。这些输入数据通常基于县级尺度,通过面积比值法将县级尺度数据分配到各个子流域^[13]。土地利用数据(30m×30m)来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)。大气沉降数据由 Regional Emission Inventory in Asia 2.1 (REAS 2.1) 平台下载得到^[15]。河流流量数据来源于保定市水文局,其他参数如污水处理厂的氮、磷去除效率、粪便还田比例等参照 MARINA 模型(Model to Assess River Inputs of Nutrients to SeAs)和输出系数法模型等^[5,16-17]。

1.2.2 情景设计

本研究以2010年为基准,共设置了5种情景,分析白洋淀流域在土地利用、农业管理和污水处理系统变化影响下,未来(2050年)入淀营养盐的变化趋势(图2)。在土地利用下设置自然增长(BAU)和快速城镇化(RAP)两种情景。在BAU和RAP情景下,雄安新区建设用地参照《雄安新区规划纲要》设置,白洋淀流域内其他区域建设用地年增长率分别为0.17%和0.34%^[18]。基于DINAMICA模型模拟白洋淀流域土地利用变化^[19],以2000—2010年和2010—2015年作为率定期和验证期,采用模糊相似性检验方法验证模型精度,结果显示,率定期在分辨率500m时模糊相似性指数>0.5,验证期在分辨率300m时模糊相似性指数>0.5,表明该模型对研究区土地利用变化的模拟是可信的^[20]。

在农业管理下设置减少畜禽粪便排放(AM)和化肥使用(SF)两种情景。基于社会经济共享路径^[21],在AM情景中,畜禽粪便直接排放量相比2010年减少了2.5倍^[22];在SF情景中化肥施用量相比2010年降低90%^[22]。在污水处理下设置提高生活污水收集和处理效率(WT)情景。其中,城镇和农村地区污水收集率分别达到90%和20%^[13];城镇污水处理厂氮和磷的去除效率分别达到80%和90%;农村污水处理厂氮和磷去除效率分别达到35%和45%^[23]。

1.2.3 湖泊营养盐负荷阈值估算

基于PCLake模型,评估白洋淀营养盐负荷阈值^[24]。选取2004—2010年白洋淀总氮、总磷和叶绿素a的实测值对PCLake模型进行率定。采用相关性系数(R_p^2)、纳什系数(R_{NSE}^2)和归一化的均方根误差(RSR)对模拟结果进行评价。结果显示(图4),白洋淀总氮、总磷和叶绿素a年均值和模拟值之间的 R_p^2 、 R_{NSE}^2 和RSR分别为0.88、0.75和0.63,模拟值与实测值表现出较好的一致性,表明该模型具有较高准确性。

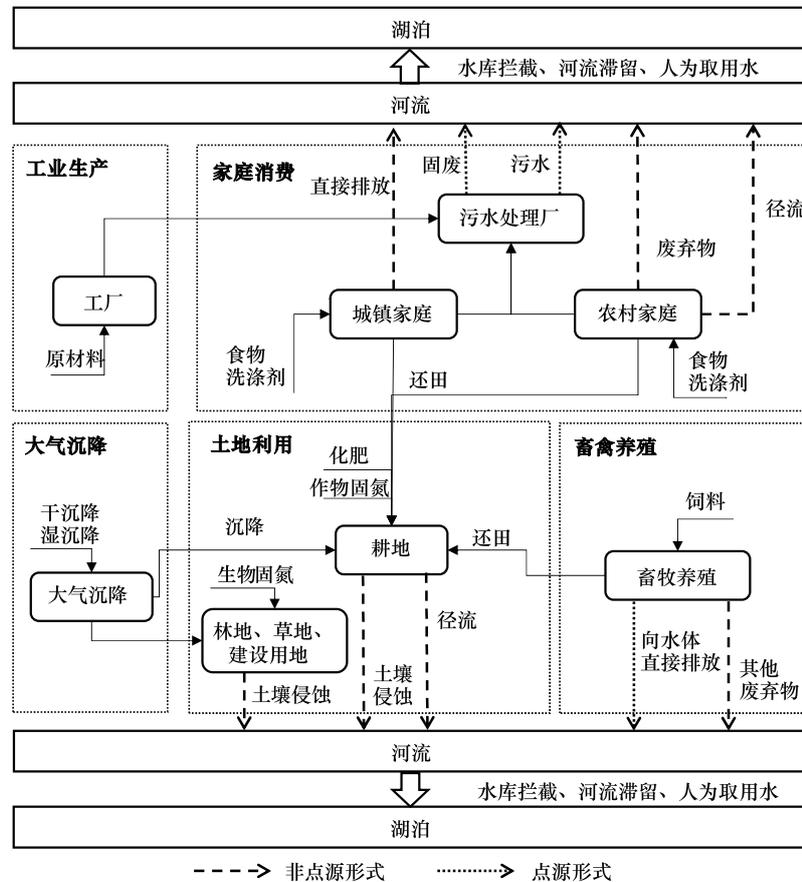


图3 入湖营养负荷模型

Fig.3 Simplified sources and flows diagram for nutrient loading model

2 结果分析

2.1 历史不同时期白洋淀入湖营养盐负荷

历史不同时期(1995—2015年)白洋淀入湖营养盐负荷呈现波动性(图5)。入湖总氮和总磷负荷在1995年最高,分别为2326 t和365 t;在2010年最低,分别为1679 t和257 t。从来源组成来看,总氮负荷主要来自于耕地(平均约34%)和生活污水(点源)(平均约34%),总磷负荷主要来自于直接入河的畜禽粪便(平均约38%)和生活污水(点源)(平均约28%)。因此,生活污水是白洋淀营养盐的重要来源。

2.2 白洋淀入湖营养盐负荷未来变化趋势

基于社会经济共享路径,模拟预测了未来(2050年)白洋淀入湖营养盐负荷(图6)。总体而言,白洋淀流域内建设用地的扩张将使得入湖营养盐负荷增加。在土地利用自然增长情景(BAU)下,与2010年相比,未来白洋淀总氮和总磷负荷将分别增加497 t和89 t。在建设用地的快速增长(RAP)情景下,总氮和总磷入湖负荷最高,分别为2617 t和412 t,相比2010年分别增加了56%和6%。

在白洋淀流域内,改善农业生产方式和提高污水处理效率均能降低入湖营养盐负荷。与2010年相比,在

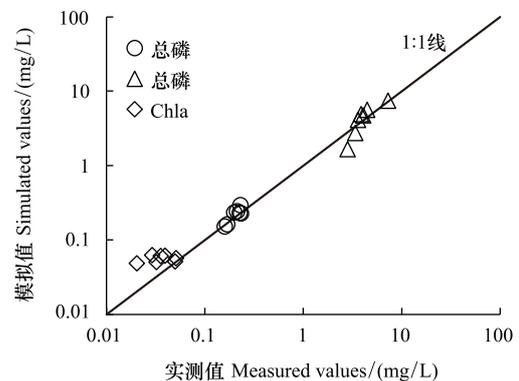


图4 白洋淀总氮、总磷和叶绿素 a 的实测值与模拟值比较

Fig.4 Comparison between measured and modelled total nitrogen, total phosphorus and Chlorophyll a

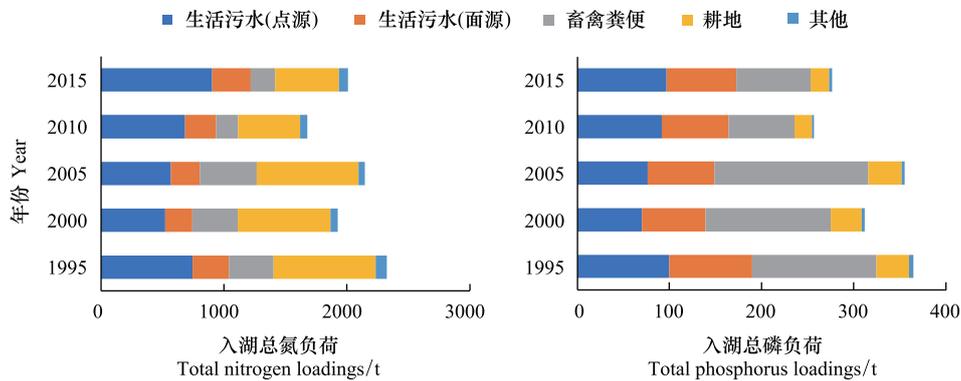


图5 历史不同时期(1995—2015年)白洋淀入湖总氮和总磷负荷

Fig.5 Historical river export of nitrogen and phosphorus to the Baiyangdian Lake during 1995—2015

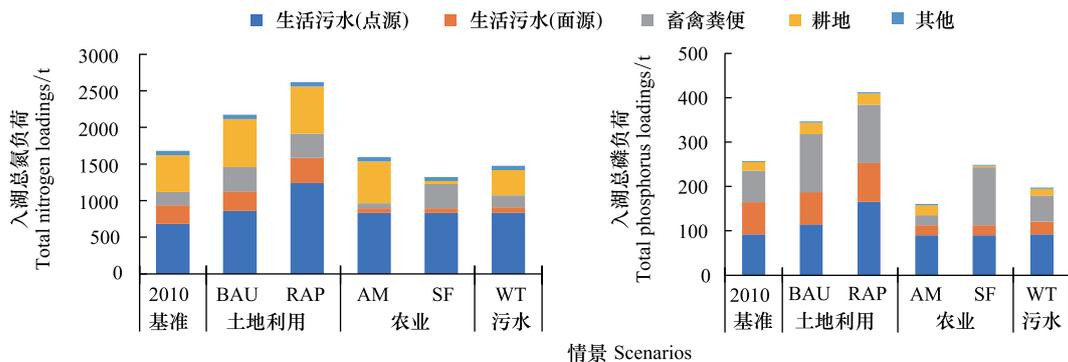


图6 2050年入湖总氮负荷和入湖总磷负荷

Fig.6 Future river export of nitrogen and phosphorus to the Baiyangdian Lake in 2050

SF 情景下总氮入湖负荷降低最多,达 21%;在 AM 情景下总磷负荷降低最多,达 38%。在 WT 情景下总氮和总磷入湖负荷分别为 1477 t 和 197 t,相比 2010 年分别降低了 12% 和 23%。

2.3 白洋淀营养盐负荷阈值

基于 PCLake 模型,模拟出白洋淀入湖营养盐负荷与淀内营养盐浓度之间的关系(图 7)。根据《白洋淀生态环境治理和保护规划》,到本世纪中叶,白洋淀水质将逐步恢复到 III—IV 类。当白洋淀水质为 III 和 IV 类水时,入湖总氮负荷阈值分别为 35.0、46.7 $\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$,入湖总磷负荷分别为 2.1、2.6 $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (按单位湖泊面积计算)。

在未来,即使在建设用地快速增长情景(RAP)下,白洋淀淀内水体总氮浓度均处于 III 类水标准之上(图 7);就总磷而言,在 BAU 和 RAP 情景下白洋淀水质分别接近和超过 IV 类水标准,其它情景下水质均处于 III 类水之上。

3 讨论

3.1 白洋淀入湖营养盐负荷特征

通过实测数据和其他模型结果的对比验证(表 1),入湖营养盐负荷模型计算的白洋淀入湖总氮(2018 t)和总磷负荷(313 t)在实测结果和其他模型模拟的总氮(1234—4714 t)、总磷(97—645 t)入湖负荷结果范围之内^[10,12-13,25-27]。验证结果表明入湖营养盐负荷模型能够较为精确地估算白洋淀的入湖营养盐负荷。历史不同时期白洋淀入湖营养盐负荷波动变化主要是由于流域内水量变化引起的。研究结果表明,白洋淀流域上

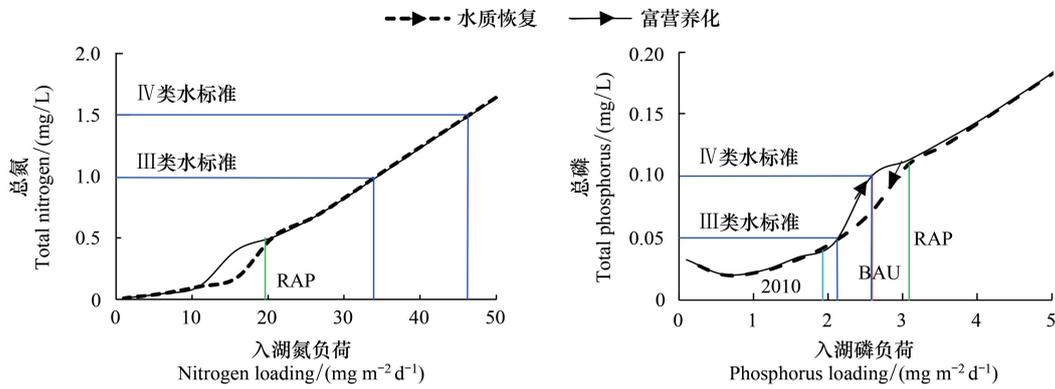


图 7 白洋淀入湖营养盐负荷与淀内水体营养盐浓度之间的响应关系

Fig.7 The relationship between nutrient concentration in water column and nutrient loadings in the Baiyangdian Lake

游水利设施(如水库、堤坝)的修建拦截了大部分河道径流,使得入淀水量由 1950 年代的 19.4 亿 m^3 下降为 20 世纪的 0.65 亿 m^3 [5]。

从污染源结构来说,白洋淀入湖总氮负荷的重要来源是耕地。在农业为主的流域,氮肥使用是最主要的氮输入源 [28]。白洋淀流域位于华北平原,是中国主要粮食产区之一,1995—2015 年化肥输入的氮占人为净氮输入量的 56%—63% [5]。耕地中的氮流失是白洋淀入湖总氮负荷的主要来源,却在入湖总磷负荷中占比很小。主要是由于土壤对氮、磷的截留比例不同决定的,磷相比氮更容易被截留在土壤中。流域中的总氮约 25% 最终进入河流,而仅有 3% 的磷进入河流中,其余的氮、磷大都被储存在土壤中 [29-30]。此外,模型结果显示点源是白洋淀入湖营养盐负荷不容忽视的来源(直接入河的畜禽粪便和生活污水),在之前的研究中多关注农业面源污染 [10-12]。赵志杰等 [27] 分析白洋淀流域污染负荷中面源和点源的贡献值时也发现,多年平均农业面源负荷贡献率为 33.8%,城市、工业点源平均贡献率为 66.2%。

表 1 本研究及其它研究中白洋淀入湖营养盐负荷

Table 1 Comparison with other studies

总氮负荷 Total nitrogen loadings/t	总磷负荷 Total phosphorus loadings/t	计算年份 Year	计算方法 Method	参考文献 References
2123	175	1992	测量结果	[25]
1966	-	2007	测量结果	[26]
3463	405	2007	输出系数法	[12]
1234	97	2008	输出系数法	[10]
4714	645	2012	MARINA 模型	[13]
1356	-	2005—2010	SWAT 模型	[27]
2018	313	1995—2015	入湖营养负荷模型	本研究

3.2 城市化背景下白洋淀入湖营养负荷变化

本研究共设置了 5 种社会经济发展情景,涉及到土地利用变化、农业生产方式改变以及污水处理 3 个方面,较为全面地为白洋淀入湖营养负荷未来可能的变化趋势提供了定量研究。两种土地利用变化(伴随城镇人口改变)情景的入湖营养负荷排序为:BAU < RAP,表明快速城镇化的发展模式增加了输入湖泊的营养负荷。建设用地面积扩张和城镇人口增加是引起入湖营养负荷增加的主要原因 [31]。一般认为,建设用地扩张导致地表非渗透表面的增加,改变了径流过程,增加了泥沙和养分负荷,引起水质污染 [32-33]。城镇人口的增加使得大量的生活污水和废弃物进入河流中,增加了入湖营养负荷。相关研究也表明养分负荷输入的热点通常集中在城镇人口多、密度大的区域 [5]。因此,在制定社会经济发展路径时,应设置合理的建设用地扩张

速度。

由于入湖总氮、总磷负荷的主要来源不同,农业生产方式改变对入湖总氮、总磷负荷的影响不同。在白洋淀流域内削减化肥使用量,有利于降低入湖总氮负荷;控制畜禽粪的直接排放,有利于降低入湖总磷负荷,因此,对于不同污染类型的湖泊,应选择适宜的农业管理方式。但无论是改变农业还是畜牧生产方式,入湖营养负荷的来源均从农业源主导转向以生活污水为主要源(图6)。未来,城市化将是造成白洋淀水质污染的主要因素^[13]。而提高生活污水的收集率和污水处理厂氮、磷处理效率,能够显著减少生活污水输入湖泊的养分负荷。由于城镇污水收集和处理效率较高,因此,应重点提高农村地区污水的收集率和处理效率。Strokal 等^[34]假设中国城镇生活污水全部被收集与处理,进入河流中的养分负荷将恢复到 1970 年的低水平,沿海富营养化的可能性非常低。

3.3 营养负荷削减量

本研究通过入湖营养盐负荷模型与 PCLake 模型的联合运用,模拟得到了白洋淀入湖营养盐负荷和水质恢复的阈值,明确了入湖营养盐负荷与恢复阈值之间的差距,为白洋淀养分管理提供了科学支撑。研究结果表明,在城市化背景下,白洋淀内水质总氮均处于 III 类标准之上,而磷负荷超过了 III 类水标准,表明削减入湖总磷负荷对于恢复白洋淀水质至关重要。该结果与已有研究中报道的磷是白洋淀藻类生长的限制因子相一致^[35-36]。在 BAU 和 RAP 情景下,若维持白洋淀水质处于 IV 类水之上,需分别削减总磷负荷 2 t 和 67 t;若维持白洋淀水质处于 III 类水,需分别削减总磷负荷 66 t 和 131 t。

不可避免地,基于 PCLake 模型预测的入湖营养负荷阈值存在一定的不确定性。例如 PCLake 模型预测白洋淀水质恢复 III 类水的入湖总磷负荷为 $2.1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (折合 281 t),该阈值比基于 EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code) 预测的磷容量 141 t 高 45% 左右^[37]。这可能是由于 PCLake 模型在模拟时将湖泊视为混合水体,未充分考虑空间异质性^[38]。尽管如此,PCLake 模型是专门针对浅水湖泊开发的主要用于预测湖泊发生稳态转换阈值的模型,已在荷兰 43 个湖泊、巢湖、太湖、滇池等得到应用^[16-17, 24]。本研究是将 PCLake 运用于白洋淀的有益尝试,同时基于多年实测水质数据对 PCLake 模型进行了验证,结果在可接受范围内,可认为预测的入湖营养盐负荷阈值较为准确。

4 结论

本研究基于入湖营养盐负荷模型,摸清了历史不同时期(1995—2015 年)白洋淀入湖营养盐负荷的来源结构;基于社会经济共享路径,预测了未来不同发展情景下 2050 年入湖营养盐负荷的变化趋势;通过 PCLake 模型模拟了入湖营养盐负荷与湖泊水体营养状态之间的关系,确定了入湖营养盐负荷阈值。得到以下结论:

(1) 1995—2015 年,白洋淀入湖总氮和总磷平均负荷分别 2018 t 和 313 t,主要来源分别是耕地和直接入河的畜禽粪便。

(2) 2050 年,土地利用方式维持自然增长和建设用地快速增加情景下,入湖营养负荷相比 2010 年将增加 30%—60%,生活污水将成为白洋淀营养盐的重要来源,因此,应合理设置建设用地扩张速度,重点提高农村地区污水收集率和处理效率。

(3) 恢复白洋淀水质应重点削减入湖总磷负荷,白洋淀水质达到 III 类和 IV 类标准,入湖总磷负荷阈值分别为 2.1 、 $2.6 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。

参考文献 (References):

- [1] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, Boesch D F, Seitzinger S P, Havens K E, Lancelot C, Likens G E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015.
- [2] 秦伯强, 高光, 胡维平, 吴庆龙, 胡春华, 刘正文, 谷孝鸿, 朱广伟, 陈非洲. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. *湖泊科学*, 2005, 17(1): 9-16.
- [3] Paerl H W, Xu H, McCarthy M J, Zhu G W, Qin B Q, Li Y P, Gardner W S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 2011, 45(5): 1973-1983.

- [4] Metson G S, Lin J J, Harrison J A, Compton J E. Linking terrestrial phosphorus inputs to riverine export across the United States. *Water Research*, 2017, 124: 177-191.
- [5] Zhang X X, Yi Y J, Yang Z F. Nitrogen and phosphorus retention budgets of a semiarid plain basin under different human activity intensity. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134813.
- [6] Kong X Z, Dong L, He W, Wang Q M, Mooij W M, Xu F L. Estimation of the long-term nutrient budget and thresholds of regime shift for a large shallow lake in China. *Ecological Indicators*, 2015, 52: 231-244.
- [7] Stokral M, Kroeze C, Wang M R, Bai Z H, Ma L. The *MARINA* model (Model to Assess River Inputs of Nutrients to seAs): model description and results for China. *Science of the Total Environment*, 2016, 562: 869-888.
- [8] Liu B B, Liu H, Zhang B, Bi J. Modeling nutrient release in the tai lake basin of china: Source identification and policy implications. *Environmental Management*, 2013, 51(3): 724-737.
- [9] 杨志峰, 谢涛, 全向春, 赵彦伟, 王烜, 杨薇, 姚新. 白洋淀水生生态综合调控决策支持系统设计. *环境保护科学*, 2011, 37(5): 39-42.
- [10] 石剑寒. 白洋淀流域平原区农业非点源污染特征及农田养分管理研究[D]. 北京: 北京师范大学, 2012.
- [11] 崔惠敏. 农业面源污染对白洋淀流域水环境的影响分析. *现代农业科技*, 2011, (7): 298-300.
- [12] 朱梅. 海河流域农业非点源污染负荷估算与评价研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2011.
- [13] Yang J, Stokral M, Kroeze C, Wang M R, Wang J F, Wu Y H, Bai Z H, Ma L. Nutrient losses to surface waters in Hai He basin: a case study of Guanting reservoir and Baiyangdian lake. *Agricultural Water Management*, 2019, 213: 62-75.
- [14] 封志明, 杨艳昭, 游珍. 雄安新区的人口与水土资源承载力. *中国科学院院刊*, 2017, 32(11): 1216-1223.
- [15] Kurokawa J, Ohara T, Morikawa T, Hanayama S, Janssens-Maenhout G, Fukui T, Kawashima K, Akimoto H. Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000-2008: regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, 13(21): 11019-11058.
- [16] Wang M R, Stokral M, Burek P, Kroeze C, Ma L, Janssen A B G. Excess nutrient loads to Lake Taihu: opportunities for nutrient reduction. *Science of the Total Environment*, 2019, 664: 865-873.
- [17] Li X L, Janssen A B G, de Klein J J M, Kroeze C, Stokral M, Ma L, Zheng Y. Modeling nutrients in Lake Dianchi (China) and its watershed. *Agricultural Water Management*, 2019, 212: 48-59.
- [18] 张慧芳. 基于元胞自动机的上海土地利用/覆盖变化动态模拟与分析[D]. 上海: 华东师范大学, 2012.
- [19] Soares-Filho B S, Coutinho Cerqueira G, Lopes Pennachin C. DINAMICA-A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 2002, 154(3): 217-235.
- [20] Lacher I L, Ahmadisharaf E, Fergus C, Akre T, Meshea W J, Benham B L, Kline K S. Scale-dependent impacts of urban and agricultural land use on nutrients, sediment, and runoff. *Science of the Total Environment*, 2019, 652: 611-622.
- [21] O'Neill B C, Krieglner E, Riahi K, Ebi K L, Hallegatte S, Carter T R, Mathur R, van Vuuren D P. A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 2014, 122(3): 387-400.
- [22] Wang M R, Kroeze C, Stokral M, Ma L. Reactive nitrogen losses from China's food system for the shared socioeconomic pathways (SSPs). *Science of the Total Environment*, 2017, 605-606: 884-893.
- [23] Van Puijenbroek P J T M, Beusen A H W, Bouwman A F. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. *Journal of Environmental Management*, 2019, 231: 446-456.
- [24] 张笑欣, 于瑞宏, 张宇瑾, 李凌宇. 浅水湖泊稳态转换模型 PCLake 研究进展. *水资源保护*, 2017, 33(3): 19-24.
- [25] 崔秀丽. 白洋淀水体富营养化污染源调查. *环境科学*, 1995, 16(S1): 17-18, 27-27.
- [26] 张慧, 席北斗, 高如泰, 姜磊, 王靖飞, 许其功. 白洋淀水环境容量核算及上游容量分配. *环境工程技术学报*, 2012, 2(4): 313-318.
- [27] 赵志杰. 基于 SWAT 模型的白洋淀流域总氮负荷模拟研究. *水科学与工程学报*, 2013, (3): 33-37.
- [28] Zhang W S, Li H P, Li Y L. Spatio-temporal dynamics of nitrogen and phosphorus input budgets in a global hotspot of anthropogenic inputs. *Science of the Total Environment*, 2019, 656: 1108-1120.
- [29] 张汪寿, 李叙勇, 苏静君. 河流氮输出对流域人类活动净氮输入响应研究综述. *应用生态学报*, 2014, 25(1): 272-278.
- [30] Zhang W S, Swaney D P, Li X Y, Hong B, Howarth R W, Ding S H. Anthropogenic point-source and non-point-source nitrogen inputs into Huai River basin and their impacts on riverine ammonia-nitrogen flux. *Biogeosciences*, 2015, 12(14): 4275-4289.
- [31] Jiang S Y, Hua H, Jarvie H P, Liu X W, Zhang Y, Sheng H, Liu X, Zhang L, Yuan Z W. Enhanced nitrogen and phosphorus flows in a mixed land use basin: drivers and consequences. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 181: 416-425.
- [32] Paul M J, Meyer J L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, 32: 333-365.
- [33] Hong B, Limburg K E, Erickson J D, et al. Connecting the ecological-economic dots in human-dominated watersheds: models to link socio-economic activities on the landscape to stream ecosystem health. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 91(2): 78-87.
- [34] Stokral M, Kroeze C, Wang M R, Ma L. Reducing future river export of nutrients to coastal waters of China in optimistic scenarios. *Science of the Total Environment*, 2017, 579: 517-528.
- [35] 李华, 沈洪艳, 李双江, 梁雅卓, 卢传显, 张璐璐. 富营养化对白洋淀底栖—浮游耦合食物网结构和功能的影响. *生态学报*, 2018, 38(6): 2017-2030.
- [36] 杨丽伟, 陈诗越. 白洋淀水环境质量评价. *南水北调与水利科技*, 2015, 13(3): 457-462.
- [37] Xu Z H, Yin X A, Yang Z F, Cai Y P, Sun T. New model to assessing nutrient assimilative capacity in plant-dominated lakes: Considering ecological effects of hydrological changes. *Ecological Modelling*, 2016, 332:94-102.
- [38] Janssen A B G, de Jager V C L, Janse J H, Kong X Z, Liu S E, Ye Q H, Mooij W M. Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: implications for Lake Taihu (China). *Water Research*, 2017, 119: 276-287.