王赞春,孙明东,陈立斌,等.衡水湖沉积物-水界面营养盐迁移转化特征模拟研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):5071-5080.
Wang Z C, Sun M D, Chen L B, et al. Simulation study on the migration and transformation characteristics of nutrients at the sediment-water interface of Hengshui Lake [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):5071-5080.

衡水湖沉积物-水界面营养盐迁移转化特征模拟研究

王赞春[1,2],孙明东[1],陈立斌[2],谢 培[1],孙 宁[1],刘成真[1,2],陈聪聪[1,3],乔 飞[1*] (1.中国环境科学研究院,北京 100012；2.长江大学资源与环境学院,湖北 武汉 430100；3.重庆交通大学河海学院,重庆 400074)

摘要：湖泊氮、磷浓度是水体富营养化的表征指标,为探究衡水湖沉积物氮、磷释放与水环境质量演化的影响,基于 EFDC 模型构建了衡水湖水动力-水质-沉积物模型,分析沉积物-水界面氮、磷等营养盐的"源""汇"转化过程和营养盐通量大小.通过情景模拟分析评估衡水湖内源释放对湖泊水质的影响,探讨了外源污染物大量输入或清淤工程实施条件下,湖泊沉积物对水质的调节能力.结果表明衡水湖沉积物中氨氮、硝态氮和磷酸盐的释放通量呈明显的时空变化:补水时王口闸区域氨氮、硝态氮、磷酸盐年净通量相较于大湖心平均涨幅分别为 48%、86%和 75%.植物区相较于大湖心无植物地带下氨氮年净沉积通量高出 2.7 倍,磷酸盐年净释放通量高出 3.75 倍.在情景模拟设置中,水体 TN 浓度在沉积物下相较于无沉积物时下降了 10%~25%,TP 浓度相较于无沉积物时上涨了 4%~33%,揭示了衡水湖内源 TP 的释放风险.当外源营养盐输入急剧增加时,导致大量的营养盐会沉降至湖泊底部沉积物中,沉积物营养盐含量约 2a 后趋于新的平衡状态.清淤过量时湖泊沉积物需要约 3a 时间才能恢复到湖泊的动态平衡状态.

关键词：衡水湖；EFDC 模型；沉积物；氮磷释放通量；沉积物调节
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-5071-10

Simulation study on the migration and transformation characteristics of nutrients at the sediment-water interface of Hengshui Lake. WANG Zan-chun[1,2], SUN Ming-dong[1], CHEN Li-bin[2], XIE Pei[1], SUN Ning[1], LIU Cheng-zhen[1,2], CHEN Cong-cong[1,3], QIAO Fei[1*] (1.Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China；2.School of Resources and Environment, Yangtze University, Wuhan 430100, China；3.College of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：5071~5080

Abstract：Nitrogen and phosphorus concentrations in lakes are indicative indicators of water eutrophication. To explore the impact of nitrogen and phosphorus release from sediments in Hengshui Lake on the evolution of water environment quality, a hydrodynamics-water quality-sediment model of Hengshui Lake was constructed based on the EFDC model. The "source" and "sink" transformation processes of nutrients such as nitrogen and phosphorus at the sediment-water interface and the magnitude of nutrient fluxes were analyzed. Through scenario simulation analysis, the impact of internal nutrient release in Hengshui Lake on lake water quality was evaluated, and the regulatory capacity of lake sediments on water quality under the conditions of large input of external pollutants or implementation of dredging projects was discussed. The results showed that the release fluxes of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and phosphate in the sediments of Hengshui Lake exhibited obvious temporal and spatial variations. During water replenishment, the annual net fluxes of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and phosphate in the Wangkou Gate area increased by 48%, 86% and 75% respectively compared with the average values in the central part of the lake. In the plant area, the annual net deposition flux of ammonia nitrogen was 2.7 times higher than that in the non-plant area in the central part of the lake, and the annual net release flux of phosphate was 3.75 times higher. In the scenario simulation settings, the TN concentration in the water body decreased by 10%~25% when sediments were present compared with when there were no sediments, while the TP concentration increased by 4%~33%, which revealed the risk of internal TP release in Hengshui Lake. When the input of external nutrients increased sharply, a large amount of nutrients were caused to settle into the sediments at the bottom of the lake, and the nutrient content in the sediments tended to reach a new equilibrium state after about 2 years. When dredging was excessive, it took about 3 years for the lake sediments to recover to the dynamic equilibrium state of the lake.

Key words：Hengshui Lake；EFDC model；sediments；nitrogen and phosphorus release flux；sediment regulation

研究表明[1-2]氮和磷是水体富营养化的表征指标,氮磷的超标导致的富营养化已成为当前我国湖泊面临的主要生态环境问题之一,沉积物是参与湖泊水体物质循环的重要一环,当氮、磷等营养盐一旦进入湖泊后会逐渐沉积并在湖底富集[3],对以后的

收稿日期：2025-01-20
基金项目：国家重点研发计划项目(2023YFC3205901)
* 责任作者, 正高级工程师, qiaofei@craes.org.cn

水体富营养化增加了风险.沉积物中的氮、磷因外界扰动、水体流动、氧化还原环境改变等原因可能重新释放到水体中,进一步加剧湖泊富营养化问题[4].

衡水湖是华北平原仅次于白洋淀的第二大淡水湖泊,典型的内陆淡水湿地,也是华北地区唯一保持沼泽、水域、滩涂、草甸等完整生态系统的浅水型湿地湖泊.由于水资源短缺、围湖造田等因素,逐渐成为缺水性湿地[5].目前关于衡水湖沉积物的营养盐的研究,主要聚焦于沉积物中营养盐的赋存形态及分布特征[6-7],以及不同环境下沉积物中营养盐释放的实验室研究[8],但研究结果显示了沉积物在特定条件下有的表现为源的释放、有的表现的汇的吸附.然而,现有研究多以单一条件下的实验为主,难以综合考虑湖泊中的水动力作用、水质变化、植物生长及底泥影响,无法对湖泊富营养化进行全面分析.本文通过构建 EFDC 水动力-水质模型,综合考虑气象条件、引水入湖、水动力作用和沉积物释放等因素,最大程度地还原复杂的生态环境.研究了衡水湖沉积物中氮、磷等营养盐的“源”“汇”转化过程,量化了沉积物对氮、磷等营养盐的净释放通量,分析沉积物对于调节衡水湖的水质变化情况,评估在受到恶劣的环境条件干扰下衡水湖自身的平衡调节效应,为衡水湖的水质治理和环境评价提供理论指导.

1 材料与方法

1.1 研究概况

衡水湖国家级自然保护区位于河北省衡水市桃城区南、冀州市区与枣强县之间的三角地带[9],总面积为 187.87km^2,湖泊面积 75km^2,东西向长 22.28km,南北向长 18.81km,平均水深 3~4m[10].衡水湖蓄水区分为大、小两湖区,面积为 42.5 和 32.5km^2,衡水湖大湖常年蓄水,小湖则包括水面、滩涂、湿地和草甸等[11].当前,衡水湖的水位补给主要依赖于王口闸引入的黄河水(见图 1).因此,衡水湖的外源污染主要源自两个方面:一是定期通过王口闸引入的黄河水可能携带的污染物;二是自然降雨过程中可能带入的杂质.衡水湖作为一个相对封闭的水体,其特点在于水体较浅且自然交换能力较弱[12].氮、磷等关键营养物质逐渐在湖泊表层沉积物中累积,加剧了湖泊的内源污染风险[6,13].衡水湖目前共设 4 个监测点位,分别是位于大湖的大湖心、大赵闸和王口闸点位以及位于小湖的小湖心点位,其中本文模型率定的实测值为国控监测点位大湖心所得.

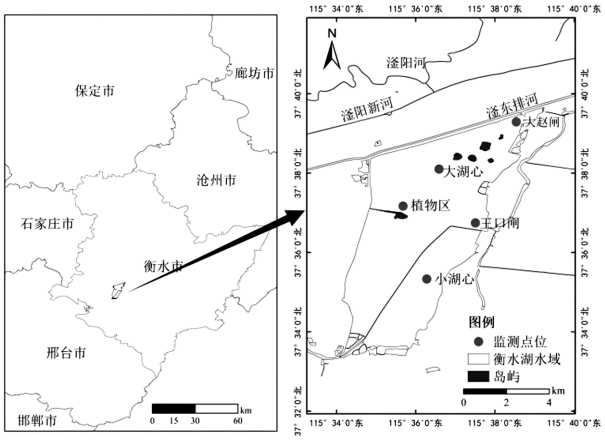


图 1 衡水湖监测站点点位

Fig.1 Positions of monitoring stations at Hengshui Lake

1.2 沉积物-水模型原理

EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code)模型是一种免费、开源的水环境数学模型,包括水动力、水质、沉积物等模块,可模拟 26 个水质状态变量,并可同时模拟底泥与水体间的营养盐交换动力学以及底泥对溶解氧的动态作用,其中水质中的沉积物模块,可以模拟吸附解吸、藻类吸收、沉积物-水界面交换、硝化与反硝化以及沉积成岩作用[13],模拟沉积物与水体中营养物质的“源”“汇”转化(图 2),实际意义比较大[14].

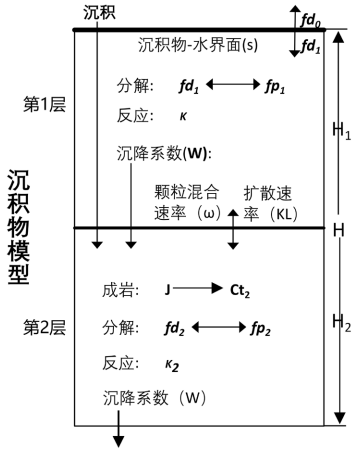


图 2 沉积物模型的层次和过程

Fig.2 Layers and processes of the sediment model

EFDC 模型的沉积物模块中,沉积物与上覆水的 H1 层计算沉积物可溶性营养盐通量需要铵、硝酸盐、磷酸盐、硫化物/甲烷和有效二氧化硅的质量平

衡方程:

$$H_1\frac{\partial C_{t_1}}{\partial t}=0=s\left(fd_0\bullet C_{t_0}-fd_1\bullet C_{t_1}\right)+\mathrm{KL}\left(fd_2\bullet C_{t_2}-fd_1\bullet C_{t_1}\right)+\omega\left(fp_2\bullet C_{t_2}-fp_1\bullet C_{t_1}\right)-W\bullet C_{t_1}-\frac{\kappa_1^2}{s}C_{t_1}+J_1 \quad (1)$$

式中:C_{t_1} 和 C_{t_2} 分别为第 1 层和第 2 层的总浓度;C_{t_0} 为上覆水中的总浓度;s 为表面传质系数;KL 为第 1 层和第 2 层之间溶解部分的扩散速度;ω为层 1 和层 2 之间的颗粒混合速度;fd_i (i=0、1、2)分别为上覆水、第一层、第二层总物质的溶解分数;fp_i(i=0、1、2)分别为上覆水、第一层、第二层总物质的颗粒分数;κ_1 为第一层的反应速度.

H2 层中铵、硝酸盐、磷酸盐或硫化物/甲烷的质量平衡方程:

$$H_2\frac{\partial C_{t_2}}{\partial t}=-\mathrm{KL}\left(fd_2\bullet C_{t_2}-fd_1\bullet C_{t_1}\right)-\omega\left(fp_2\bullet C_{t_2}-fp_1\bullet C_{t_1}\right)+W\bullet\left(C_{t_1}-C_{t_2}\right)-\kappa_2 C_{t_2}+J_2 \quad (2)$$

式中的参数意义与 H1 层的一致,κ_2 为第二层的反应速度.

其中式(2)中

$$J_{\mathrm{aq}}=s\left(fd_1\bullet C_{t_1}-fd_0\bullet C_{t_0}\right) \quad (3)$$

表示的沉积物-水界面的交换,即铵、硝酸盐、磷酸盐或硫化物/甲烷从第 1 层到上覆水的沉积物通量且从沉积物到上覆水的正通量.

1.3　衡水湖水质水生态模型构建

1.3.1　网格的划分　构建水动力水质模型时应综合考虑模型的求解效率、研究区域的不规则性、实测地形数据范围和网格要求.衡水湖研究区域采用正交曲线网格,划分为 4072 个 100m×100m 的网格,模拟区域的面积共 40.31km^2,覆盖全部东湖范围.利用无人船测量的地形数据对模拟区域进行插值.

1.3.2　边界条件　初始水位设为 19.86m,入流的水量水质边界采用引水过程唯一进水口王口闸的实测数据.气象边界条件来源于衡水市气象局 2018~2019 年监测数据,气温条件采用 2018 年衡水站的逐日平均温度数据,入流温度边界条件采用黄河引黄断面附件的张秋站作为衡水湖引水的温度数据.

1.3.3　参数的设置　(1)水质模型:根据2018年初水文、水质观测资料调查情况,模型主要模拟的状态变量为水温、溶解氧、颗粒态有机氮磷浓度、溶解态有机氮磷的浓度、磷酸盐的浓度、硝态氮浓度、氨氮浓度等,初始的水温设为 11.5℃,初始水质条件和主要水质模拟参数设置请参阅文献[15].

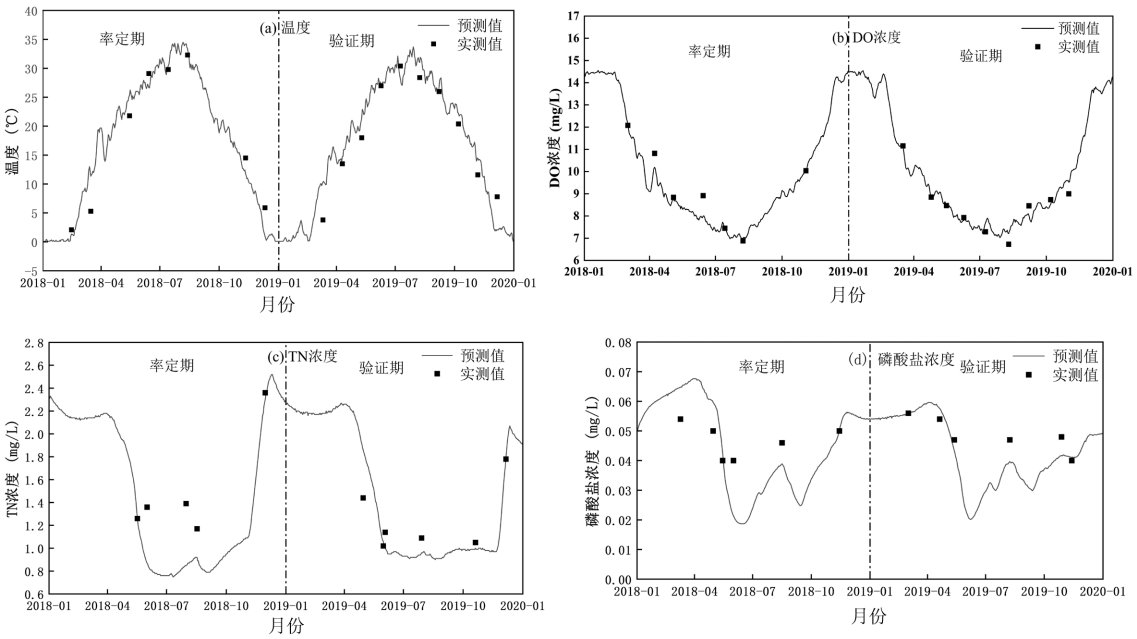


图 3　率定期、验证期衡水湖大湖心监测点模拟值与观测值对比

Fig.3　Comparison between Simulated and observed values at the monitoring point in the center of Hengshui Lake during the calibration and validation periods

(2)沉积物模块模型:耦合于 EFDC 水质模型,模拟底泥中和底泥与水体间的营养盐交换动力学.底泥通量采用底泥成岩模块计算,主要参数为:G1 类有机物降解速率为 0.01d^{-1},G2 类为 0.01d^{-1},G3 类为 0.001d^{-1},温度修正系数为 1.1;初始的底泥温度为 10 ℃,扩散系数为 $10^{-7}m^2/s$,成岩区域的底泥固定率为 0.5cm/a,颗粒物混合扩散速度为 0.008m^2/d,底泥硝化最佳反应速率为 0.05d^{-1}.

1.3.4 模型率定及验证 模型率定时段选取 2018 年,验证时段选取 2019 年,其中 4~5 月、10~12 月为补水时间段,引水口为王口闸.通过对国控监测点位(大湖心)的模拟值和观测值进行对比(图 3),可以看出率定期、验证期温度、溶解氧、总氮和磷酸盐等相关参数的模拟效果均在可接受范围内,(相关系数>0.8,线性拟合度 R^2>0.7),模型能够高精度地反应衡水湖水质波动变化过程见图 3,表 1.

1.3.5 模型研究的不确定性来源

(1)模型中网格划分精度的不确定性:在部分研究中,由于网格分辨率和精准度的问题,可能会造成模型研究中不确定性的产生.

(2)输入参数不确定性:重要的水质参数、沉积物成岩模块的参数取值范围较广,根据已有的文献和现实情况已造成参数取值的差异,造成模型研究的不确定性.

(3)实测数据测量的不确定性:关于水质数据等采集测量时,容易受到当时取样环境和保存环境的影响,造成一定的偏差,容易对模型研究产生不确定性.

表 1 率定验证结果误差分析

Table 1 Error analysis of calibration and validation results

项目	温度(℃)		溶解氧(mg/L)		总氮(mg/L)		磷酸盐(mg/L)	
	率定期	验证期	率定期	验证期	率定期	验证期	率定期	验证期
相对误差(%)	12	24	3	2	20	12	18	8
绝对误差	0.86	1.49	0.30	0.20	0.27	0.15	0.008	0.003
相关系数	0.992	0.958	0.974	0.958	0.929	0.899	0.862	0.839
R^2	0.985	0.918	0.948	0.918	0.863	0.808	0.743	0.705

2 结果与分析

2.1 沉积物-水界面营养盐的通量时空变化及作用机制

2.1.1 沉积物-水界面营养盐通量时空变化特征基于 2018~2022 年资料数据,对衡水湖水动力水质、沉积物进行 5a 周期的模拟,通过模拟沉积物-水界面之间的氮、磷交互过程,分析氨氮、硝态氮和磷酸盐净通量时空变化.大湖心点位间隙水氨氮、硝态氮浓度和磷酸盐浓度分别在 0.001~0.331mg/L、0.001~0.23mg/L 和,0.07~0.24mg/L.王口闸点位沉积物表层间隙水中氨氮、硝态氮和磷酸盐浓度分别在 0.0001~1.4mg/L、0.001~0.56mg/L 和 0.01~0.46mg/L,最高峰值分别高于大湖心约 3.2 倍、1.4 倍和 0.92 倍.植物区点位沉积物表层间隙水中氨氮、硝态氮和磷酸盐浓度分别在 0.0001~4.5mg/L、0.0001~0.86mg/L 和 0.001~0.36mg/L,最高峰值分别高于大湖心约 12.6 倍、2.7 倍和 0.33 倍.

对于氨氮、硝态氮和磷酸盐的通量变化是按照式(3)计算,代表的是当前时段的净通量变化(图 4),大湖心氨氮、硝态氮和磷酸盐通量分别维持在−0.0007~−0.0064g/(m^2·d)范围、−0.0001~−0.0021g/(m^2·d)范围和 0.00001~0.00085g/(m^2·d)范围,王口闸氨氮、硝态氮和磷酸盐通量分别维持在−0.01~0.0015g/(m^2·d)范围、−0.01~0.0001g/(m^2·d)范围和−0.00007~0.0022g/(m^2·d)范围,植物区氨氮、硝态氮和磷酸盐通量分别维持在−0.06~0.012g/(m^2·d)范围、−0.0065~0.0084g/(m^2·d)范围和−0.0004~0.0089g/(m^2·d)范围.大湖心氨氮、硝态氮、磷酸盐通量年净平均值为−0.0013、−0.0007、0.0002g/(m^2·d),王口闸氨氮、硝态氮、磷酸盐通量年净平均值为−0.0025、−0.0013、0.00035g/(m^2·d),相较于大湖心平均涨幅分别为 48%、86%和 75%.植物区氨氮、硝态氮、磷酸盐通量年净平均值为−0.0035、0.001、0.00075g/(m^2·d),相较于大湖心点位,氨氮年净沉积通量高出 2.7 倍,硝态氮年净通量转为释放状态,磷酸盐年净释放通量高出 3.75 倍.

2.1.2 沉积物-水界面营养盐通量形成机制 模型中氨氮、硝态氮和磷酸盐的通量模拟结果是严格按照式(3)计算,代表的是当前时段的净通量变化和间隙水与上覆水之间的浓度差大小.净通量为负值时,说明此时沉积物中间隙水营养盐浓度小于上覆水营养盐浓度,上覆水中的营养盐向沉积物底部沉积,净通量为正时,说明此时沉积物中间隙水营养盐浓

度大于上覆水营养盐浓度,间隙水营养盐浓度向上覆水中释放.大湖心点位中氨氮通量整体为净沉积状态[图 4(a)],说明在沉积物中 H1 层中氧气较为充足,能将大部分的氨氮硝化成硝酸盐[16-17],导致沉积物中氨氮产量降低.沉积物中的硝酸盐大都以溶解态形式赋存在沉积物表层间隙水中,研究表明反硝化过程大都发生在湖泊下层的滞水带及沉积物等低氧层位[18](氧气浓度低于 0.2mg/L 的次氧化层),造成沉积物中大多数硝态氮反硝化成氮气[19-20],导致表层间隙水中硝态氮浓度相对较低,湖水滞留性越大,反应量越多,因此湖泊中的硝态氮净通量为沉积状态.有机磷在成岩分解时,产生的磷酸盐一部分以溶解的形式保留下来,另一部分通过磷酸盐矿物的沉淀或者通过分配到磷酸盐吸附点而成为颗粒态磷酸盐[21-22],大湖心点位的磷酸盐通量整体为净释放状态[图 4(c)],说明沉积物中的磷酸盐是由下层的有机磷成岩分解产生[23],温度升高时有机磷成岩分解越剧烈,温度降低时,有机磷成岩分解能力明显减弱[24-25],以及大湖心点位中沉积物内部有机磷的成岩产量大于上覆水体中的溶解性磷酸盐浓度.

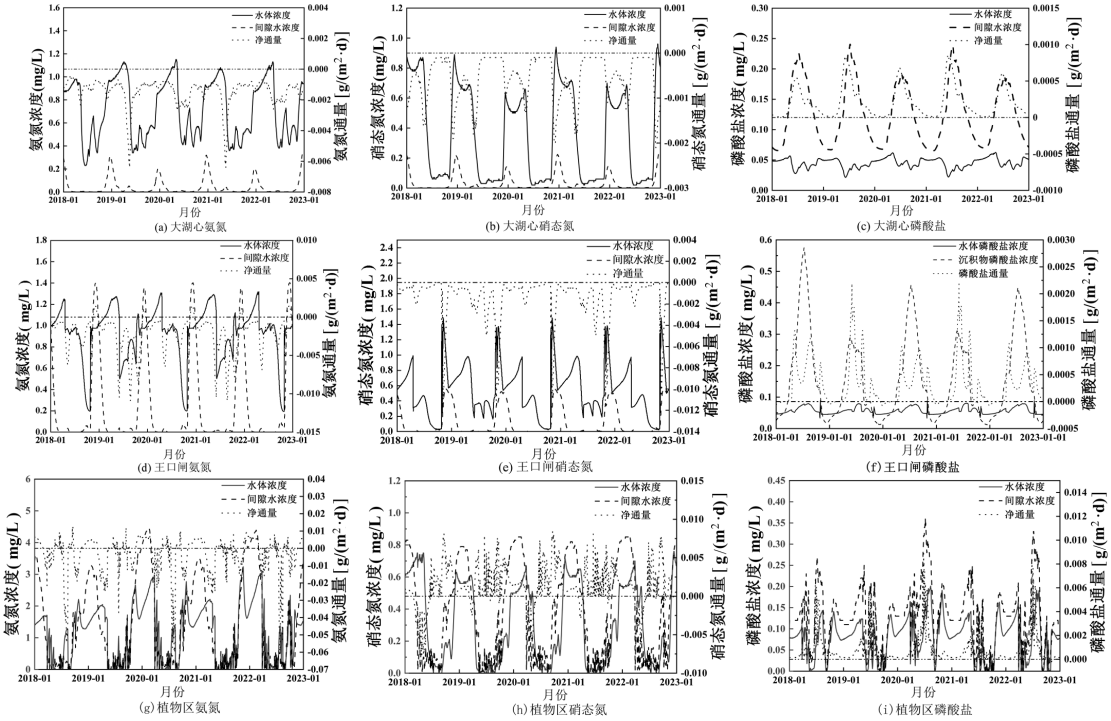


图 4　衡水湖各点位营养盐通量变化

Fig.4　Changes in nutrient flux in the plant area

(1)外源输入的影响

衡水湖每年固定补水 2 次,分别为春季和秋冬季,根据水位数据及模拟结果,春季补水流量为 $8.16\times10^5m^3$,历时 19d,衡水湖湖区平均水深从 1.5m 增至 2.2m,王口闸作为引入水源地,氨氮和磷酸盐通量变化明显,氨氮沉积通量从 0.0005g/(m^2·d)涨至 0.005g/(m^2·d),磷酸盐释放通量从 0.00005g/(m^2·d)涨至 0.0006g/(m^2·d).秋冬季补水流量为 $8.54\times10^5m^3$,历时 44d,湖区平均水深从 1.27m 增至 2.19m,王口闸氨氮和磷酸盐通量变化分别为−0.0007g/(m^2·d)到−0.005g/(m^2·d),0.0002g/(m^2·d)到 0.0007g/(m^2·d)(图 5,图 6).可见王口闸作为长期引用水源地,沉积物−水界面中营养盐浓度差变化受补水影响较大,当春季补水时流量较小,入湖水体的 TP 浓度较低,王口闸和大湖心沉积物表层间隙水浓度变化不大,入湖水体中 TN 浓度较高,王口闸和大湖心沉积物表层的间隙水浓度略微上涨,涨幅仅在 10%~20%,秋冬季补水时流量较大,进水浓度较高,王口闸和大湖心沉积物表层间隙水浓度均有不小涨幅,其中王口闸涨幅最大,间隙水 TN、TP 浓度涨幅约 130%~150%、87%~110%.因此受补水影响,王口闸点位的氨氮、硝态氮和磷酸盐通量大小相较于大湖心点位都受到不同程度的改变.

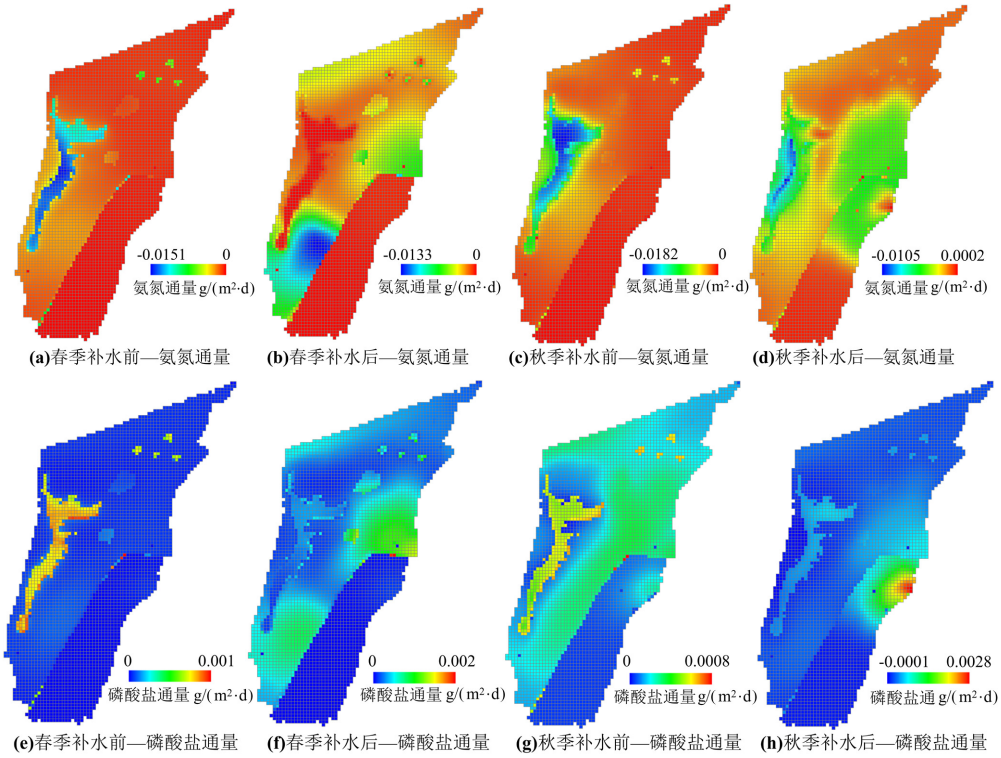


图 5 衡水湖补水前后营养盐通量的变化过程

Fig.5 The change process of nutrient flux in Hengshui Lake before and after water replenishment

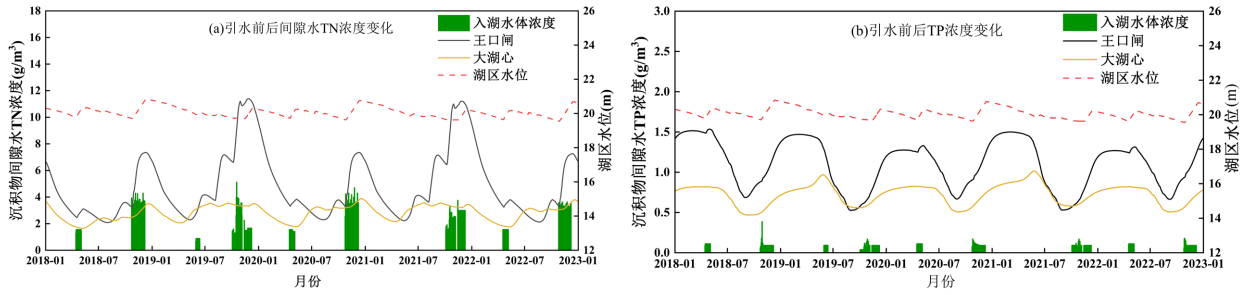


图 6 补水前后间隙水营养浓度及水位变化

Fig.6 Changes in nutrient concentrations in pore water and water levels before and after water replenishment

(2)植物生长的影响

沉积物-水界面可以控制氮磷等营养物质的迁移转换[26],但是水生植物在生长过程中对营养盐需求较大,周围伴随的动物和微生物种类和数量也较为丰富[27],因此植物区中间隙水和上覆水之间的氨氮、硝态氮和磷酸盐的动态浓度差变化波动性较强,净通量变化受周围环境影响较大(图 4).植物生长过程中,湖区整体的氨氮和磷酸盐通量变化存在明显的空间差异(图 7),其中植物区营养盐通量变化极为明显.植物生长期时,植物区点位氨氮和磷酸盐平均净通量分别为-0.011g/(m^2·d)和 0.006g/(m^2·d),植物腐解期时,植物区点位氨氮平均净通量为-0.02g/(m^2·d),相较于生长期提高了 81%.磷酸盐平均净通量为 0.001g/(m^2·d),相较于生长期降低了 5 倍.这是由于植物在生长过程中促进了有机氮的矿化同时也源源不断地向根部输送氧气加快内部的硝化作用[28-29],导致沉积物表层间隙水和上覆水体中氨氮的浓度差为负,硝态氮浓度差为正,按照公式3,氨氮通量为沉积状态,硝态氮为释放状态.对于溶解性磷酸盐,植物在生长过程中会加速有机磷的矿化,促进了沉积物表层溶解性磷酸盐的释放,沉积物表层间隙水和上覆水中磷酸盐的浓度差为正,磷酸盐通量为正.水生植物腐解期时,会在水体中产生溶解态氨氮、硝态氮和磷酸盐[30-31],沉积物作为调节蓄积库,吸收水体中多余的氨氮、硝态氮和磷酸盐

浓度,以达到动态平衡[32],因此植物区点位的氨氮和硝态氮沉积通量增加,磷酸盐释放通量减弱.进入秋冬季,动植物的遗体逐渐向湖泊底部沉积,大量的颗粒态和非溶解态氮磷在沉积物表层富集[27],随着微生物的分解导致植物区点位的沉积物表层间隙水营养盐浓度逐渐增加(图 4).此外,植物区附近存在大量的动物栖息以及水位较低,水体流动性较差,导致对流、扩散不够强烈[15],进一步导致了植物区沉积物表层间隙水营养盐浓度和营养盐通量变化性大,受外界环境影响强烈.

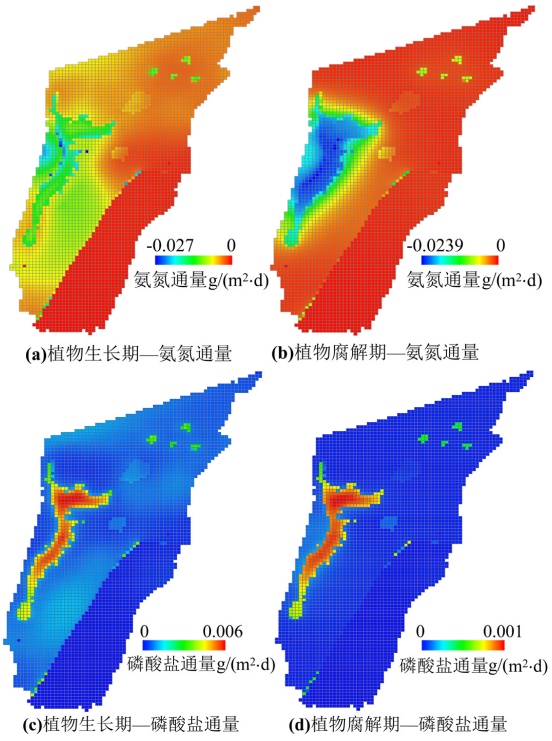


图 7　植物生长过程营养盐通量的变化

Fig.7　Changes in nutrient flux during the plant growth process

2.2　沉积物-水界面通量对水质的影响作用

2.2.1　情景设置　基于衡水湖水质水生态模型构建了 4 种模型,其中模型 1 和模型 2 的边界条件设置与衡水湖水质水生态模型边界条件一致,模型 1 中水体水质模拟参数设置和沉积物模块模拟参数设置与衡水湖水质水生态模型一致,模型 2 中水体水质模拟参数与模型 1 一致,关闭沉积物模块.基于模型 1 和模型 2,分析衡水湖底泥析附对于上覆水体水质的影响.

模型 3 的在边界条件设置中将入湖水质提高,其中入湖水质 TP 约 200mg/L,TN 约 200mg/L,假设沉降率为 87%,致使沉积物表层的营养盐急剧上升为 350g/m^3,便于进行入湖污染物突然急剧增长的情景模拟分析.模型 3 中沉积物模块模拟参数设置与模型 1 中参数设置一致.模型 4 的边界条件设置、水体水质模拟参数设置和沉积物模块模拟参数设置与模型 1 一致,仅改变沉积物表层营养盐浓度,设置为 0.06g/m^3,便于进行湖泊清淤过度的情景模拟分析.

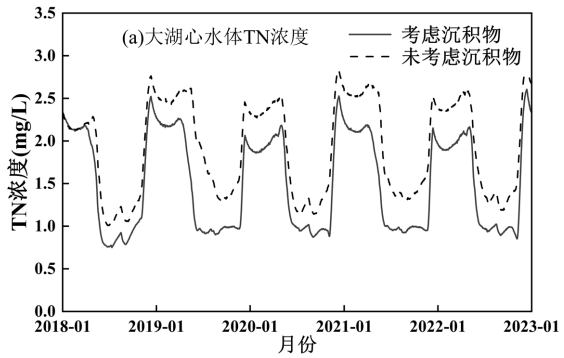
表 4　情景模拟方案

Table 4　Scenario simulation plan

方案	水动力水质模拟	沉积物模块模拟	边界条件
模型 1	√	√	初始值
模型 2	√	—	初始值
模型 3	√	√	提高入湖水质
模型 4	√	√	降低沉积物表层浓度

2.2.2　衡水湖沉积物对水质的变化特征分析　对 2018~2022 年进行逐月分析,模型 1 中的大湖心点位水体中 TN 浓度、TP 浓度 5 年期内均呈现出周期性变化,夏季低冬季高的季节性变化(图 8).王口闸和植物区点位分别受补水和植物生长的影响,变化较为复杂,大湖心点位整体受两者影响最小,能及时有效的反映沉积物对于湖泊水质的影响.大湖心 TN、TP 浓度分别维持在 0.75~2.6mg/L、0.03~0.072mg/L.

模型 2 中大湖心 TN、TP 浓度分别维持在 1.0~2.9mg/L、0.02~0.07mg/L,TN 浓度的最高峰值相较于有沉积物时上涨了 1.1 倍,最低峰值上涨了 1.25 倍,年平均浓度上涨 1.3 倍,TP 浓度最高峰值相较于有沉积物参与时下降了 4%,最低峰值下降了 33%,年平均浓度下降了 19%(图 8).可见,沉积物可较好的吸收水中 TN,吸收率约 11%~25%.沉积物对上覆水中的 TP 具有贡献作用,贡献率约 2.78%~33.33%.这与沉积物中有机磷矿化产生的溶解态磷酸盐含量较多,这也与模型中磷酸盐通量为净释放状态一致.



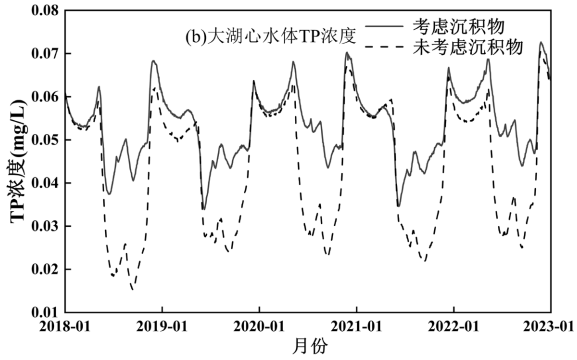


图 8 衡水湖大湖心水体 TN 浓度、TP 浓度

Fig.8 TN (Total Nitrogen) concentration and TP (Total Phosphorus) concentration in the water of the central area of Hengshui Lake

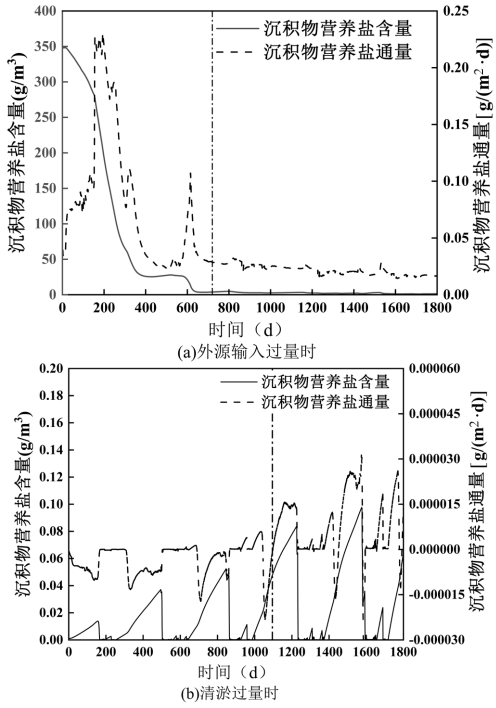


图 9 湖泊平衡调节效应

Fig.9 Lake balance and regulation effect

2.2.3 衡水湖-沉积物平衡调节效应 利用衡水湖水质水生态模型,分别进行外源输入量急剧增加的模拟研究的情景模拟(模型 3)和湖泊清淤过量的模拟研究的情景模拟(模型 4),见图 9.图 9(a)显示当外源营养盐输入急剧增加时,沉积物营养盐含量迅速上升,在有机物降解系数和沉积物表层与上覆水之间营养盐浓度梯度差影响下,导致沉积物营养盐释放通量急剧增加,在模型运行前期,出现了 2 年的不稳定周期运行.2 年后沉积物营养盐含量和沉积物营养盐释放通量均呈现出了一定的周期性变化.图 9(b)显示当湖泊中底泥被过度清淤后,沉积物表层中的营养盐开始逐年增加.在沉积物表层与上覆水之间营养盐浓度梯度差影响下沉积物营养盐通量呈年沉积状态,致使营养盐交互变成单向输入,造成了一定的生态性破坏.而 3 年后沉积物营养盐含量趋于稳定,营养盐通量交互趋于动态平衡.

研究表明当外源营养盐负荷发生骤增并突破其自净化阈值时,衡水湖生态系统的物质循环路径将发生显著改变.观测数据表明,过量营养盐会向沉积物迁移富集,经历约 2 年的沉积物-水界面交换后,系统方能重建新型稳态平衡并回归原有物质循环模式.人为干预下的高强度清淤作业会打破该恢复进程,在底泥环境剧烈扰动情境下,生态修复周期显著延长至 3 年左右.

3 结论

3.1 构建水动力-水质模型,综合考虑水动力、植物、沉积物三者的协同作用,利用沉积物成岩模块,主要参数为 G1 类有机物降解速率为 0.01d^{-1},G2 类为 0.01d^{-1},G3 类为 0.001d^{-1},温度修正系数为 1.1;初始的底泥温度为 10℃,扩散系数为 $10^{-7}m^2/s$,成岩区域的底泥埋葬率为 0.5cm/a,颗粒物混合扩散速度为 0.008m^2/d,底泥硝化最佳反应速率为 0.05d^{-1},可实现湖泊沉积物-水界面之间的氮、磷元素交互转化状态.

3.2 评估了衡水湖湿地湖泊沉积物对水质的影响规律,利用衡水湖水质模型,对沉积物-水界面之间的营养盐通量和水体水质进行研究,研究发现沉积物中氨氮、硝态氮和磷酸盐的净通量时空变化明显,补水时王口闸附近沉积物表层的间隙水营养盐浓度和营养盐通量受影响较大,王口闸氨氮、硝态氮、磷酸盐通量年净平均值为-0.0025、-0.0013、0.00035g/(m^2·d),相较于大湖心平均涨幅分别为 48%、86%和 75%.湖泊中的植物区受沉积物和水生植物生长过程的影响导致间隙水营养盐浓度和营养盐通量波动性较强,植物生长期时,植物区点位氨氮、硝态氮和磷酸盐平均净通量分别为-0.011、0.004、0.006g/(m^2·d),植物腐解期时,植物区点位氨氮、硝态氮和磷酸盐平均净通量分别为-0.02、-0.004、0.001g/(m^2·d).植物区氨氮、硝态氮、磷酸盐通量年净平均值为-0.0035、0.001、0.00075g/

(m^2·d),相较于大湖心点位,氨氮年净沉积通量高出2.7 倍,磷酸盐年净释放通量高出 3.75 倍.

3.3　通过情景模拟设置,分析湖泊沉积物对于上覆水水质的调节作用,湖泊沉积物对水质呈周期性影响,湖泊水质呈现出夏季低冬季高的明显性变化.大湖心 TN、TP 浓度分别维持在 1.0~2.9mg/L、0.02~0.07mg/L,TN 浓度的最高峰值相较于有沉积物时上涨了 1.1 倍,最低峰值上涨了 1.25 倍,年平均浓度上涨 1.3 倍,TP 浓度最高峰值相较于有沉积物参与时下降了 4%,最低峰值下降了 33%,年平均浓度下降了 19%,沉积物作为蓄积库能够有效的吸附 TN 浓度,减轻湖泊水质的影响,沉积物对湖泊水体的 TP 浓度具有一定的释放风险.

3.4　通过情景模拟设置,无论是外界污染物的大量输入,还是湖泊的清淤工程,当外界恶劣环境造成湖泊的自我调节能力无法改善时,湖泊大约在 2~3 年左右时间恢复湖泊沉积物-水界面营养盐的动态平衡.

参考文献:

[1] 刘　永,蒋青松,梁中耀,等.湖泊富营养化响应与流域优化调控决策的模型研究进展 [J]. 湖泊科学, 2021,33(1):49-63.
Liu Y, Jiang Q S, Liang Z Y, et al. Research progress on models of lake eutrophication response and watershed optimal regulation decisions [J]. Journal of Lake Sciences, 2021,33(1):49-63.

[2] 闫兴成,王明玥,许晓光,等.富营养化湖泊沉积物有机质矿化过程中碳,氮,磷的迁移特征 [J]. 湖泊科学, 2018,30(2):306-313.
Yan X C, Wang M Y, Xu X G, et al. Migration characteristics of carbon, nitrogen and phosphorus during organic matter mineralization in sediments of eutrophic lakes [J]. Journal of Lake Sciences, 2018,30(2):306-313.

[3] Burton E D, Phillips I R, Hawker D W. Factors controlling the geochemical partitioning of trace metals in estuarine sediments [J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2006,15:253-276.

[4] Nowlin W H, Evarts J L, Vanni M J. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir [J]. Freshwater Biology, 2005,50:301-322.

[5] 刘冀鹏.衡水湖湿地生态环境现状及对策分析 [J]. 中国市场, 2016,(21):211-212.
Liu Jipeng. Current situation and countermeasures of ecological environment in Hengshui Lake wetland [J]. China Market, 2016,(21):211-212.

[6] 曹　洋.衡水湖沉积物营养盐赋存形态及微生物群落结构特征研究 [D]. 沈阳:辽宁大学, 2022.
Cao Y. Study on the occurrence forms of nutrient salts and characteristics of microbial community structure in sediments of Hengshui Lake [D]. Shenyang: Liaoning University, 2022.

[7] 张嘉雯,魏　健,刘　利,等.衡水湖沉积物营养盐形态分布特征及污染评价 [J]. 环境科学, 2020,41(12):5389-5399.
Zhang J W, Wei J, Liu L, et al. Distribution characteristics and pollution assessment of nutrient forms in sediments of Hengshui Lake [J]. Environmental Science, 2020,41(12):5389-5399.

[8] 张志强.衡水湖不同生态区沉积物与上覆水水质相关性研究 [J]. 农业与技术, 2023,43(18):100-103.
Zhang Z Q. Study on the correlation between sediments and overlying water quality in different ecological zones of Hengshui Lake [J]. Agriculture and Technology, 2023,43(18):100-103.

[9] 张冰烨,谢　培,孙明东,等.衡水湖湿地水生植物生长对水质的影响 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):2247-2255.
Zhang B Y, Xie P, Sun M D, et al. Effects of aquatic plant growth on water quality in Hengshui Lake Wetland [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):2247-2255.

[10] 何　姗,曾　燏,杨　晴,等.衡水湖鱼类群落结构及优势种鱼类体长-体重关系分析 [J]. 水生态学杂志, 2025,46(3):133-143.
He S, Zeng Y, Yang Q, et al. Analysis of fish community structure and length-weight relationship of dominant fish species in Hengshui Lake [J]. Journal of Hydroecology, 2025,46(3):133-143.

[11] 李秀莹.衡水湖湿地营养化状况健康评估及原因分析 [J]. 衡水学院学报, 2023,25(4):1-6.
Li X Y. Health assessment and cause analysis of eutrophication status in Hengshui Lake wetland [J]. Journal of Hengshui University, 2023,25(4):1-6.

[12] 陈雪松,牟玉乾.衡水湖生态环境保护与修复研究 [J]. 衡水学院学报, 2024,26(4):1-4.
Chen X S, Mou Y Q. Study on ecological environment protection and restoration of Hengshui Lake [J]. Journal of Hengshui University, 2024,26(4):1-4.

[13] 邹　锐,吴　桢,赵　磊,等.湖泊营养盐通量平衡的三维数值模拟 [J]. 湖泊科学, 2017,29(4):819-826.
Zou R, Wu Z, Zhao L, et al. Three-dimensional numerical simulation of lake nutrient flux balance [J]. Journal of Lake Sciences, 2017,29(4):819-826.

[14] Park K, Jung H S, Kim H S, et al. Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): application to Kwang-Yang Bay, Korea [J]. Mar Environ Res, 2005,60(2):171-193.

[15] 范振宇,刘振杰,白　静,等.衡水湖水动力水质特征及驱动机制 [J]. 环境工程技术学报, 2023,13(3):1001-1010.
Fan Z Y, Liu Z J, Bai J, et al. Hydrodynamic and water quality characteristics and driving mechanisms of Hengshui Lake [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2023,13(3):1001-1010.

[16] Zhao H C, Zhang L, Wang S R, et al. Features and influencing factors of nitrogen and phosphorus diffusive fluxes at the sediment-water interface of Erhai Lake [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018,25(2):1933-1942.

[17] 金赞芳,龚嘉临,施伊丽,等.沉积物-水界面氮的源解析和硝化反硝化 [J]. 环境科学, 2017,38(4):1423-1430.
Jin Z F, Gong J L, Shi Y L, et al. Source apportionment of nitrogen and nitrification-denitrification at the sediment-water interface [J]. Environmental Science, 2017,38(4):1423-1430.

[18] 孙小溪,蒋宏忱.湖泊微生物反硝化过程及速率研究进展 [J]. 微生物学报, 2020,60(6):1162−1176.
Sun X X, Jiang H C. Research progress on microbial denitrification process and rate in lakes [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2020,60(6): 1162−1176.

[19] Li S, Liao Y, Pang Y, et al. Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonia in long−term lake sediment microcosms with iron(II) [J]. Science of the Total Environment, 2022,807:150835.

[20] 杨柳燕,王楚楚,孙 旭,等.淡水湖泊微生物硝化反硝化过程与影响因素研究 [J]. 水资源保护, 2016,32(1):12−22+50.
Yang L Y, Wang C C, Sun X, et al. Study on microbial nitrification−denitrification processes and influencing factors in freshwater lakes [J]. Water Resources Protection, 2016,32(1):12−22,50.

[21] Jaisi D P, Kukkadapu R K, Stout L M, et al. Biotic and abiotic pathways of phosphorus cycling in minerals and sediments: insights from oxygen isotope ratios in phosphate [J]. Environ. Sci. Technol., 2011,45(15):6254−6261.

[22] 刘哲哲,倪兆奎,刘思儒,等.湖泊沉积物有机磷释放动力学特征及水质风险 [J]. 环境科学, 2022,43(6):3058−3065.
Liu Z Z, Ni Z K, Liu S R, et al. Kinetic characteristics of organic phosphorus release from lake sediments and water quality risks [J]. Environmental Science, 2022,43(6):3058−3065.

[23] Wang S, Jin X, Zhao H, et al. Effect of organic matter on the sorption of dissolved organic and inorganic phosphorus in lake sediments [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2007,297(1) :154−162.

[24] Hu M, Sardans J, Le Y, et al. Coastal wetland conversion to aquaculture pond reduced soil P availability by altering P fractions, phosphatase activity, and associated microbial properties [J]. Chemosphere, 2023,311:137083.

[25] Bai X, Zhou Y, Ye W, et al. Response of organic phosphorus in lake water to environmental factors: A simulative study [J]. Science of the Total Environment, 2021,785:147275.

[26] Brigolin D, Lovato T, Rubino A, et al. Coupling early−diagenesis and pelagic biogeochemical models for estimating the seasonal variability of N and P fluxes at the sediment–water interface: Application to the northwestern Adriatic coastal zone [J]. Journal of Marine Systems, 2011,87(3):239−255.

[27] Han C, Ding S, Yao L, et al. Dynamics of phosphorus–iron–sulfur at the sediment–water interface influenced by algae blooms decomposition [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015,300:329−337.

[28] 王圣瑞,金相灿,崔 哲,等.沉水植物对水−沉积物界面各形态氮含量的影响 [J]. 环境化学, 2006,(5):533−538.
Wang S R, Jin X C, Cui Z, et al. Effects of submerged plants on nitrogen contents of various forms at water−sediment interface [J]. Environmental Chemistry, 2006,(5):533−538.

[29] You B S, Zhong J C, Fan C X, et al. Effects of hydrodynamics processes on phosphorus fluxes from sediment in large, shallow Taihu Lake [J]. Journal of Environmental Sciences, 2007,19(9):1055−1060.

[30] 张 瑾,陈明滢,郝智能,等.富营养化湖泊藻华腐解产生的溶解性有机质动态变化及其环境效应 [J]. 环境科学, 2024,45(3):1539−1552.
Zhang J, Chen M Y, Hao Z N, et al. Dynamic changes of dissolved organic matter produced by algal bloom decomposition in eutrophic lakes and their environmental effects [J]. Environmental Science, 2024, 45(3):1539−1552.

[31] 厉恩华,刘贵华,李 伟,等.洪湖三种水生植物的分解速率及氮、磷动态 [J]. 中国环境科学, 2006,(6):667−671.
Li E H, Liu G H, Li W, et al. Decomposition rates and nitrogen, phosphorus dynamics of three aquatic plant species in Honghu Lake [J]. China Environmental Science, 2006,(6):667−671.

[32] 朱胤泽,赵 可,董向前,等.冰封期湖泊沉积物−水界面氮磷迁移及源汇特征 [J]. 中国环境科学, 2023,43(7):3616−3624.
Zhu Y Z, Zhao K, Dong X Q, et al. Nitrogen and phosphorus migration and source−sink characteristics at the sediment−water interface of lakes during the ice−covered period [J]. China Environmental Science, 2023,43(7):3616−3624.

作者简介: 王赞春(1999−),男,山东东营人,长江大学硕士研究生,主要研究方向为水生态流域模型.w13176751039@163.com.