J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(1):000-000
DOI 10.18307/2027.0120
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

平原闸控河道水动力扰动下沉积物再悬浮对界面溶解氧通量的影响机制*

付小莉[1**]，付世龙[1]，霍守亮[2]，张　斌[3]
（1：同济大学土木工程学院，上海 200092）
（2：北京师范大学环境学院，北京 100875）
（3：上海第二工业大学能源与材料学院，上海 201209）

摘　要：闸控调度是滨海平原河网水资源管理的关键手段，但其引发的强水动力扰动易诱导沉积物再悬浮，导致沉积物-水界面溶解氧交换通量（SOD）激增，进而改变溶解氧（DO）动态过程并诱发缺氧风险。为揭示闸控条件下水动力与 SOD 的响应机制，以上海金汇港为例，基于现场水文水质监测与沉积物采样，构建了考虑支流影响的一维水动力模型，结合沉积物耗氧动力学实验建立 SOD 预测模型，系统分析了不同引水强度下（引流量：100-200 m^3/s）水动力条件与 SOD 的耦合特征。结果表明：（1）构建的一维模型能有效模拟闸控河道的水动力演变过程，精准捕捉水动力扰动的沿程传播与滞后效应；（2）闸控引水显著增强了河道水动力强度，SOD 随引水规模增加呈整体上升趋势，并表现出显著的空间异质性；（3）在强水动力扰动下，SOD 与流速呈稳定的正线性响应关系；流速通过增大悬浮沉积物等效堆积厚度（h_s），加速耗氧物质的暴露与释放，是放大 SOD 的主控机制。研究揭示了闸控情景下“水动力增强—沉积物再悬浮—SOD 放大”的关键响应链条，为平原闸控河道的水质精细化调度与缺氧风险防控提供理论依据。

关键词：闸控河道；水动力扰动；沉积物耗氧；沉积物再悬浮；溶解氧；沉积物-水界面

Response mechanism of sediment oxygen demand to sediment resuspension driven by hydrodynamic disturbances in plain gated rivers*

Fu Xiaoli[1], Fu Shilong[1], Huo Shouliang[2] & Zhang Bin[3]
(1：*College of Civil Engineering, Tongji University, Shanghai* 200092, *P.R.China*)
(2：*School of Environment, Beijing Normal University, Beijing* 100875, *P.RChina*)
(3：*School of Energy and Materials, Shanghai Polytechnic University, Shanghai* 201209, *P.R.China*)

Abstract: Gate-controlled operation is a critical measure for water resource management in coastal plain river networks. However, the intense hydrodynamic disturbances caused by gate operations can easily induce sediment resuspension. This process increases sediment oxygen demand (SOD), alters dissolved oxygen (DO) dynamics, and may further elevate the risk of hypoxia. In this study, we investigated the response of hydrodynamics to SOD under gate regulation in the Jinhuigang River, Shanghai. Based on field measurements of hydrological and water quality variables and sediment sampling, we developed a one-dimensional hydrodynamic model that incorporates the effects of tributaries. We also constructed a predictive SOD model using sediment oxygen consumption experiments. The coupled relationships between hydrodynamic conditions and SOD were systematically analyzed under various water diversion intensities. The results revealed three main findings. First, the calibrated one-dimensional model effectively reproduced the hydrodynamic evolution in the gate-regulated channel and accurately captured the longitudinal propagation and time lag of hydrodynamic disturbances. Second, gate-controlled water diversion substantially enhanced flow intensity in the channel. SOD generally increased with diversion scale and exhibited marked spatial heterogeneity. Third, SOD showed a stable and positive linear correlation with flow

* 2026-03-20 收稿；2026-05-26 收修改稿;2026-05-27 录用。
国家重点研发计划项目（2022YFC3201903）和上海市“科技创新行动计划”启明星（扬帆专项）（24YF2713900）联合资助
** 通信作者：E-mail：xlfu@tongji.edu.cn。

velocity under strong hydrodynamic disturbances. Flow velocity was the dominant factor driving SOD increases, as it raised the equivalent suspended sediment thickness (h_s) and promoted the exposure and release of oxygen-consuming substances. This study identifies a core causal chain—hydrodynamic enhancement, sediment resuspension, and SOD amplification—under gate regulation. Our findings provide theoretical support for refined water quality management and hypoxia risk prevention in gate-controlled plain river networks.
Keywords: Gated river; hydrodynamic disturbances; Sediment Oxygen Demand (SOD); sediment resuspension; dissolved oxygen; sediment water interface

溶解氧（dissolved oxygen, DO）是衡量水体生态健康与自净能力的关键指标，其动态变化直接反映水体的自净能力和生态稳定性。水体沉积物在 DO 循环中扮演着复杂而关键的角色——参与水体中物质的循环，吸收和储存污染物，减少其在水中的浓度，但也可在特定条件下释放污染物，造成二次污染[1-2]。沉积物-上覆水界面（sediment water interface, SWI）的溶解氧交换通量（sediment oxygen demand, SOD）作为该过程的核心环节，其本质是沉积物中有机物矿化、还原性无机物氧化等耗氧过程所需氧量的总和[3]。在河流、湖泊、水库等水生态系统中，沉积物再悬浮释放的耗氧物质占比大，甚至高达水体耗氧总量的 50%以上，起到决定性作用[4-7]。因此，准确评估和预测水体沉积物-上覆水界面溶解氧的交换通量，对于水体溶解氧的动态变化、物质循环和生态系统功能具有重要意义。

在不同类型水体中，SWI 的溶解氧动态过程已得到较为深入的研究，包括海洋、湖泊、水库、河口等。但是很少有以河流为研究对象，特别是闸控河道。且已有研究更多关注水中营养盐等物质与 SOD 的关系，然而，水动力条件同样是 SOD 的重要因素[8-9]。滨海平原水网地区为应对水资源供需矛盾与潮汐盐水入侵，普遍采用建闸调控策略。闸门启闭直接扰动局部水动力，诱发沉积物再悬浮峰值，进一步改变 SOD，甚至可能造成局部河段突发性缺氧（hypoxia）[10-11]。因此，有必要开展水动力条件与 SOD 变化的响应关系研究。

金汇港是位于中国上海市奉贤区的一条典型平原闸控河道，全长 21.8 公里，北起黄浦江，南入杭州湾，两岸为人口集聚区，兼具通航和生态的功能，素有“黄金水道”之称。根据国家《重点海域综合治理攻坚战行动方案》和《上海市长江口—杭州湾海域综合治理攻坚战实施方案》，金汇港的综合治理至关重要。实际运行中，金汇港频繁开展北引南排的调度操作，导致局部水动力突变和沉积物再悬浮过程尤为显著，为研究 SOD 与水动力响应关系提供了理想的天然实验场，且对金汇港实际调度具有实际参考意义[12]。

针对 SOD 的评估，传统的实验室泥柱法和原位底栖培养箱法因物理空间的封闭性，切断了外部强剪切水流的真实作用，无法还原强紊动流场，低估了再悬浮状态下的耗氧通量[13-15]；而微电极与涡动相关法等高精度动态仪器，则极易受强流速物理破坏及高频悬浮泥沙的信号干扰[16-17]；纯数据驱动模型又受限于高质量原位观测数据的匮乏[16]。因此，亟需提出一种适合闸控河道强紊动、高悬浮特点的 SOD 预测方法。

综上所述，本研究以平原地区闸控河道——上海金汇港为研究对象，针对闸控河道支流密布、水动力变化剧烈的特点，建立一维水动力模型，并结合沉积物耗氧动力学实验建立的 SOD 预测模型，对不同引水强度下的水动力-SOD 耦合过程进行系统分析，研究目标在于：分析不同闸控工况下水动力条件特性与 SOD 变化过程，进一步揭示 SOD 变化过程与水动力条件的响应机制，为平原闸控型河道水质调度优化与缺氧风险管理提供科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

金汇港北起黄浦江，建有金汇北水利枢纽（北闸），南入杭州湾，建有排海闸门金汇港南闸（南闸）。受潮汐作用和地势北高南低影响，该河道主要遵循“北引南排”的水量调度原则。实际运行中，金汇港频繁开展北引南排的调度操作，导致局部水动力突变和沉积物再悬浮过程尤为显著[12]。

为全面掌握闸控期间河道水文要素的动态变化，并比较不同河段沉积物性质的空间差异，本研究在

金汇港沿程布设了三个监测断面（CS-1、CS-2、CS-3）（图 1）。CS-1 临近北闸（引水闸），受到最明显的水力扰动；CS-2 处于河道中段，在河段最大支流下游，受支流分流影响明显；CS-3 靠近南闸，此处水力扰动幅度大幅减少，用于分析远闸端受到的影响。北闸与南闸附近均设有水文站，实时监测流量与水位变化。各断面均开展了现场水文监测与沉积物采样工作，所获数据用于支持水动力模型的构建与验证，并为沉积物耗氧速率的预测提供依据。

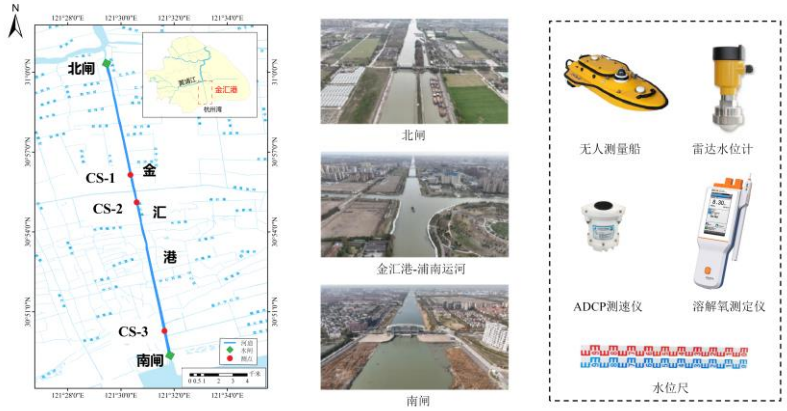

图 1 研究区域概况与测量仪器：（a）研究区域；（b）实拍图；（c）测量仪器

Fig.1 Overview of the study area and measurement instruments: (a) Study area; (b) Actual photograph; (c) Measuring device

为系统揭示闸控条件下 SOD 与水动力条件的响应关系，研究方法框架（图 2）如下：首先通过实验室模拟测定沉积物耗氧速率，获取关键参数并建立沉积物耗氧模型与 SOD 预测公式；随后结合水动力与多界面 DO 模型，开展数值模拟，定量分析不同闸控条件下水动力特性与 SOD 变化特点。

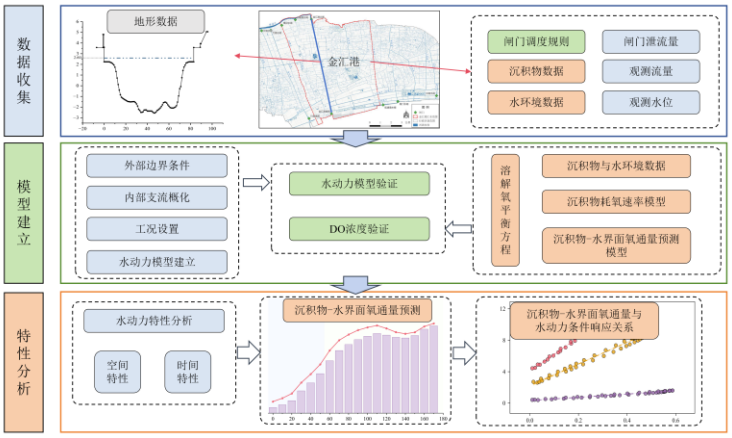

图 2 研究方法框架

Fig.2 Framework of the research methodology

1.2 模拟工况设置与边界条件

设置五组引水强度不同的工况（Q_{max} =100-200 $m^3 \cdot s^{-1}$），即考虑北闸引水而南闸保持关闭的情况，用于分析不同水动力水平下 SOD 的响应规律，如表 1 所示。闸门流量过程采用“上升－平稳－下降”函数描述，模拟时长与边界条件与现场一致，确保不同工况具有可比性。通过公式(1)给定各闸门的峰值流量，即可生成相应的流量过程线，据此设定相应的边界条件。

$$Q_N(n)=\begin{cases}\dfrac{Q_{\max}}{10}(n-10)+Q_{\max}, & 0\le n\le 10\\ Q_{\max}, & 10<n\le 30\\ \dfrac{Q_{\max}}{9}(30-n)+Q_{\max}, & 30<n\le 39\end{cases} \tag{1}$$

式中，Q_N 代表北闸流量，$Q_{\max}$ 代表北闸流量过程峰值，n 为北闸对应的时间步，$n=0,1,2,\cdots,39$。

表 1 闸控条件设置

Tab.1 Settings of gate control conditions

Case No.	闸门调度方式	Q_{max}/($m^3 \cdot s^{-1}$)	调度时长/min）	模拟时间/(min）
S1	引水	100	200	300
S2	引水	130	200	300
S3	引水	150	200	300
S4	引水	180	200	300
S5	引水	200	200	300

1.3 水动力模型建立与求解

Saint-Venant 方程组包含连续性方程和动量方程（公式(2)）。在实际河道中，除闸门调度外，沿程还分布有多条大小不一的支流，这些支流的引排水过程会对主河道水动力产生重要影响。为在模型中反映这一过程，本文在一维圣维南方程中引入了侧向入流项 q。具体做法是：根据现场监测资料，将北闸至 CS-1、CS-1 至 CS-2、CS-2 至 CS-3 以及 CS-3 至南闸等四个区段作为独立计算单元。通过比较相邻断面的实测流量过程，结合传播时差对齐后的差值，反演出区段内支流的等效入流量，并以单位河长的形式均匀分布在该区段中，作为侧向流量项加入连续方程，从而保证整个水量平衡的真实性[18]。在动量方程中，认为侧向流为法向流入，即只加入质量，不加入主流方向的动量（动量项设为零），在实际河道水动力模拟中足以满足精度要求。

$$\begin{cases}B\dfrac{\partial z}{\partial t}+\dfrac{\partial Q}{\partial s}-q=0\\ \dfrac{\partial Q}{\partial t}+\dfrac{2Q}{A}\dfrac{\partial Q}{\partial s}+\left[gA-B\left(\dfrac{Q}{A}\right)^2\right]\dfrac{\partial z}{\partial s}-\left(\dfrac{Q}{A}\right)^2\dfrac{\partial A}{\partial s}\Big|_z+g\dfrac{n^2Q|Q|}{AR^{4/3}}=0\end{cases} \tag{2}$$

式中，z 为水位，m；Q 为流量，m^3/s；q 为单位流程上旁侧入流流量，m^2/s；A 为过水断面面积，m^2；B 为水面宽度，m；n 为曼宁糙率系数；R 为水力半径，m；s 为沿水流方向的距离，m；t 为时间，s；g 为重力加速度，m/s^2。

水动力模型采用特征线法（method of characteristics, MOC）求解。特征线法通过引入特征方向（特征线 $w_{\pm}$），将偏微分方程组转化为沿特征方向的常微分方程组。该方法适用于水流沿程变化不大的河道，与平原河道的特性契合，同时在一维流动问题以及双曲线方程组的求解中表现出色，能够准确的捕捉流体的动态特性，直接反映流体的运动轨迹便于理解分析流动的物理过程[19]。方程组(2)对应的特征线方程和特征方程为：

沿正向特征线 w_+ 方向：

$$\begin{cases} \dfrac{ds}{dt} = v + \sqrt{g\dfrac{A}{B}} \\ (v - \sqrt{g\dfrac{A}{B}})B\dfrac{dz}{dt} - \dfrac{dQ}{dt} = -N + (v - \sqrt{g\dfrac{A}{B}})q \end{cases} \tag{3}$$

沿逆向特征线 w_- 方向：

$$\begin{cases} \dfrac{ds}{dt} = v - \sqrt{g\dfrac{A}{B}} \\ (v + \sqrt{g\dfrac{A}{B}})B\dfrac{dz}{dt} - \dfrac{dQ}{dt} = -N + (v + \sqrt{g\dfrac{A}{B}})q \end{cases} \tag{4}$$

其中，$N = \left(\dfrac{Q}{A}\right)^2 \left.\dfrac{\partial A}{\partial s}\right|_z - g\dfrac{n^2 Q|Q|}{AR^{4/3}}$ ；v 为断面流速，m/s。

在 *s-t* 平面上建立矩形网格，给定初始条件（即 t=0 轴上各点的水位、流量）和边界条件。根据初始条件和边界条件，利用方程(3)-(4)推求下一时层各节点的水位、流量，再将该层的水位、流量当成初始条件，依次向下一时层推求，最终求得各时层的水位、流量过程[20]。

1.4 沉积物耗氧速率测定

为确定水体沉积物-上覆水界面的溶解氧交换通量，开展沉积物耗氧速率的测定。本研究通过对目标水体的环境数据进行监测，利用抓斗式采泥器采集沉积物样品，在现场截取表层 0~5 cm 的样品装入密封袋，冷藏保存后运回实验室进行悬浮沉积物耗氧过程测定。

目标水体为长江河口地区的金汇港河段，在 CS-1、CS-2 和 CS-3 监测点采集了表层沉积物样品（深度< 5 cm），并同步测定了一系列环境参数，包括上覆水中的溶解氧浓度 $C_{DO,w}$、上覆水温度 T、水深 h_w、表层沉积物的堆积密度 ρ_s、上覆水中悬浮颗粒含量 c_{ss}。

为消除单次实验的偶然误差并验证参数的稳定性，分别称取 25g、50g、75g 和 100g 表层沉积物置于含 1L 富氧水的耗氧培养罐（底面积为 64 cm^2，水深 16 cm）中，材质为硼硅玻璃，罐口为螺纹口，控制水温在 T ±1℃下，机械搅拌使沉积物处于悬浮状态，加入 20 mL 环乙烷，隔绝空气开始耗氧培养过程，记录上覆水中溶解氧的浓度随时间的变化，直至溶解氧浓度变化小于 0.1 $mg{\cdot}L^{-1}$，最后通过公式(5)，构建沉积物耗氧速率模型，采用最小二乘法回归方法拟合获得耗氧动力学常数均值 k_{sod}。最终各参数测定结果如表 2 所示，显示出各断面之间明显耗氧特性差异。较高的 k_{sod} 值意味着沉积物在再悬浮发生后，耗氧过程的响应更为迅速；而较大的 $C_{OD,s}$ 则代表了该断面具有更高的整体耗氧潜力。沉积物物理化学性质的这些空间差异在塑造 SOD 动态演变中起到了关键性作用。

$$\frac{C_{DO,t}}{C_{DO,t} - a} = \frac{C_{DO,0}}{C_{DO,0} - a} e^{ak_{sod}t} \tag{5}$$

式中，$C_{DO,0}$ 代表沉积物在温度 T 条件下进行耗氧培养时上覆水中溶解氧的初始浓度（mg/L）；$C_{DO,t}$ 代表沉积物耗氧培养经过时间 t 后上覆水中的溶解氧浓度（mg/L）；a 代表沉积物耗氧培养直至溶解氧达到稳定时上覆水中的溶解氧浓度（mg/L）；k_{sod} 代表拟获取的沉积物耗氧过程动力学常数（$L{\cdot}mg^{-1}min^{-1}$）。

表 2 各观测点位沉积物耗氧动力学过程速率常数（k_{sod}）、沉积物可释放还原性物质耗氧量（$C_{OD,s}$）、沉积物等效悬浮颗粒物浓度（c_{ss}）和沉积物容重（ρ_s）

Tab.2 Sediment oxygen consumption kinetic rate constants（k_{sod}）, the concentration of releasable oxygen-consuming substances per unit weight of sediment（$C_{OD,s}$）, equivalent suspended sediment concentrations（c_{ss}）, and sediment bulk densities（ρ_s） at observation sites

断面编号	k_{sod} /(L·mg^{-1}min^{-1})	$C_{OD,s}$ / (mgO$_2$·g^{-1})	c_{ss} /(g·L^{-1})	ρ_s /(g·L^{-1})
CS-1	0.00660	0.073	1.200	2.21×10^3
CS-2	0.00290	0.042	0.850	2.21×10^3
CS-3	0.0119	0.11	0.500	2.21×10^3

1.5 水体沉积物-上覆水界面溶解氧交换通量的预测方法

在闸门启闭引发的强水动力扰动下，沉积物大量再悬浮，传统测量方法难以直接获取高动态下的沉积物−水界面溶解氧交换通量（SOD）。为此，提出了数值化的方法来计算水体 SOD，根据沉积物再悬浮的释放量或水中悬浮物含量以及上覆水中的溶解氧浓度，进行交换通量预测[21]。

该水体沉积物与上覆水界面的溶解氧交换通量预测模型的表达式为：

$$J_{SOD} = -k_{sod} C_{DO,w} C_{OD,s} \rho_s h_s \tag{6}$$

$$h_s = \frac{c_{ss} h_w w}{\rho_s} \tag{7}$$

式中，J_{SOD} 为水体沉积物-上覆水界面的溶解氧交换通量（g/(m^2·day）；k_{sod} 为沉积物耗氧过程的动力学常数（L/(mg·min）；h_s 为悬浮沉积物等效堆积厚度（m），与水体中的净悬浮沉积物含量和所处水动力条件有关，表达式如公式(7)所示；$C_{DO,w}$ 为目标水体中的溶解氧浓度（mg/L）；$C_{OD,s}$ 为水体沉积物中可释放的耗氧物质含量（mg/g）；ρ_s 为水体沉积物的堆积密度（g/L）；h_w 为水深（m）；上覆水中悬浮颗粒含量 c_{ss} (g/L)；w 为沉积物再悬浮贡献系数，取决于水动力变化程度，本研究应用于闸控情景，水动力变化显著，假设为 100%。需要指出的是，该假设存在一定的理想化局限，在真实受到闸控影响的水体中，并非所有悬浮沉积物均对 SOD 产生贡献，例如粗颗粒或密度较大的惰性物质往往会迅速沉降，因此，本方法基于 100%贡献率所计算的 SOD 值，本质上反映了特定水动力条件下的理论耗氧上限。

该预测方法的核心优势在于实现了沉积物理化特征与物理水动力条件的解耦。实验室悬浮沉积物耗氧测定得到 k_{sod}、$C_{OD,s}$，代表沉积物固有耗氧潜能；而闸控引发的实际动水效应，则通过水动力模型计算，并通过悬浮沉积物等效堆积厚度表征。这一机制使得模型能够将恒定实验参数合理推广至非恒定的强水动力河道情景中。

2 结果与讨论

基于实验与模拟框架，本文从“水动力特性—SOD 变化—SOD 与水动力条件响应关系”三个方面展开结果与讨论。

2.1 闸控河道水动力特性

闸控调度通过改变入流边界条件，显著重塑河道水动力过程。为表征不同引水强度下闸控河道的水

动力响应特征，选取代表弱、中、强水动力条件的三种工况：S1（Q_{max} = 100 m³/s）、S3（Q_{max} = 150 m³/s）和 S5（Q_{max} = 200 m³/s）进行对比分析。

图 3 展示了各工况下沿河道每 4 km 断面的流量与水位随时间变化过程。总体来看，各断面流量沿程变化幅度较小（图 3a），表明在闸控引水条件下主河道水量分配相对均衡；水位则呈现由上游向下游逐渐降低的趋势（图 3b），主要受河道断面由窄变宽、过水能力增强的影响。随着引水强度的增加，各断面的流量水平与水位抬升幅度同步增大，反映出水动力响应对闸控规模具有明显的敏感性。从时间演化特征看，各断面流量过程呈现出清晰的三阶段变化规律：闸门开启后，流量迅速上升并进入快速响应阶段（阶段I）；随后在引水维持期间进入相对稳定的平台期，受支流汇入或分流影响，流量出现小幅波动（阶段II）；随着闸门逐步关闭，流量进入回落阶段并最终恢复至稳定状态（阶段III）。引水强度越大，平台期内的流量水平与峰值越高，对应水动力扰动持续时间和强度均显著增强。水位变化与流量过程基本同步，表现出相似的升降趋势，但在稳定阶段受支流影响呈现出一定波动特征。

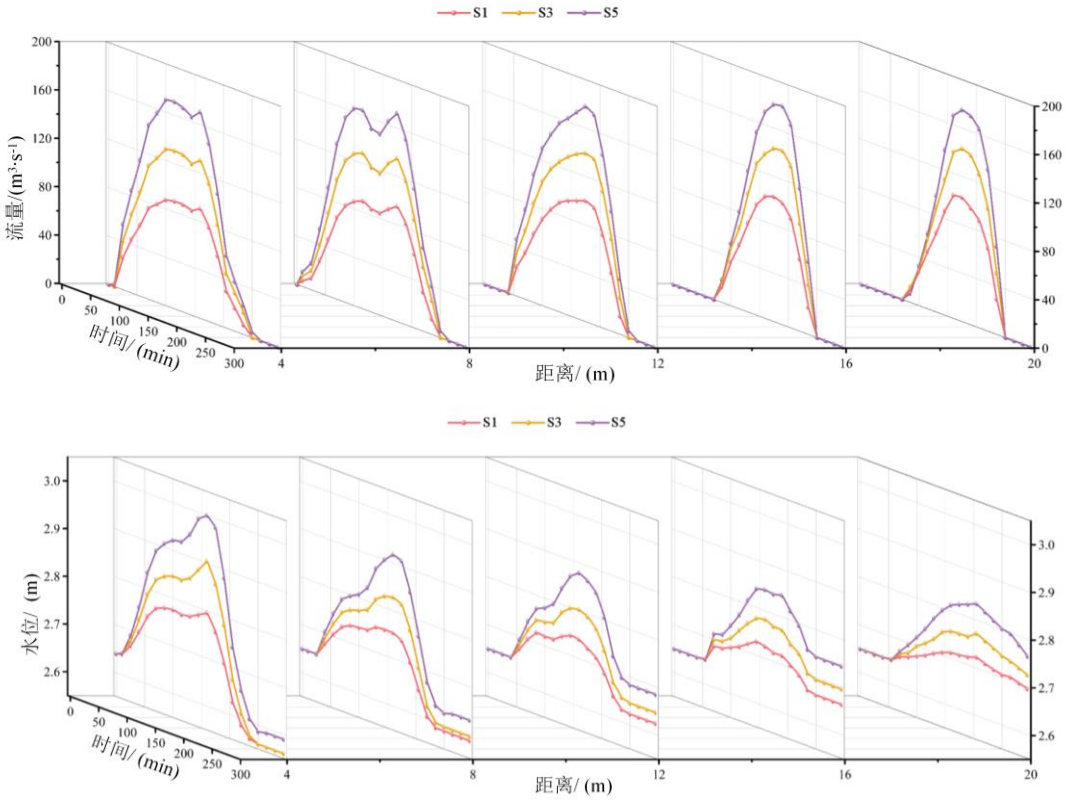

图 3 闸控条件 S1、S3、S5 下每 4km 断面流量、水位变化情况：（a）流量；（b）水位

Fig.3 Variations of discharge and water level at 4-km intervals under gate control conditions S1, S3, and S5: (a) Flow rate; (b) water level

水动力响应在空间上表现出明显的传播滞后效应。靠近北闸的上游河段对闸控调度的响应最为迅速，流量与水位率先发生变化，且响应幅度最大；随着距离增加，水动力扰动沿程向下游传播并逐渐衰减，下游河段的响应时间明显滞后。这一特征符合闸控波动在平原河道中传播与耗散的基本规律。

图 4 进一步给出了闸控条件（S1）下不同时刻沿程水力要素的空间分布特征。在闸控初期（t = 30 min），水动力增强主要局限于北闸附近河段，整体仍处于弱水动力状态；进入闸控中期（t = 90 min 和 t = 150 min），流速与水位在沿程范围内显著提高，受闸控影响的水域迅速扩展，河道整体表现为较强的水动力状态；在闸控末期（t = 240 min），随着闸门关闭，水动力条件逐步减弱，但受传播滞后影响，下游河段水位仍维持在相对高位。

关键断面 CS-1～CS-3 在不同闸控工况下的水动力响应如图 5 所示。随着引水强度的增大，各断面的流速与水位整体呈升高趋势，且波动幅度明显扩大，表明断面尺度的水动力条件对闸控引水具有显著响应。空间上，流速分布呈现“中游偏大、上下游偏小”的特征，这主要与河道几何条件有关：中游断面相对狭窄，过水断面面积较小，在流量差异不大的情况下形成较高流速；水位则整体沿程递减，与图 3 所示结果保持一致。

综合来看，闸控引水通过改变入流强度，在时间上诱发阶段性水动力响应，在空间上形成明显的传播滞后与断面差异。水动力响应强度随引水规模增加而显著增强，为沉积物再悬浮及其引发的沉积物–水界面溶解氧交换过程提供了必要的动力条件基础。

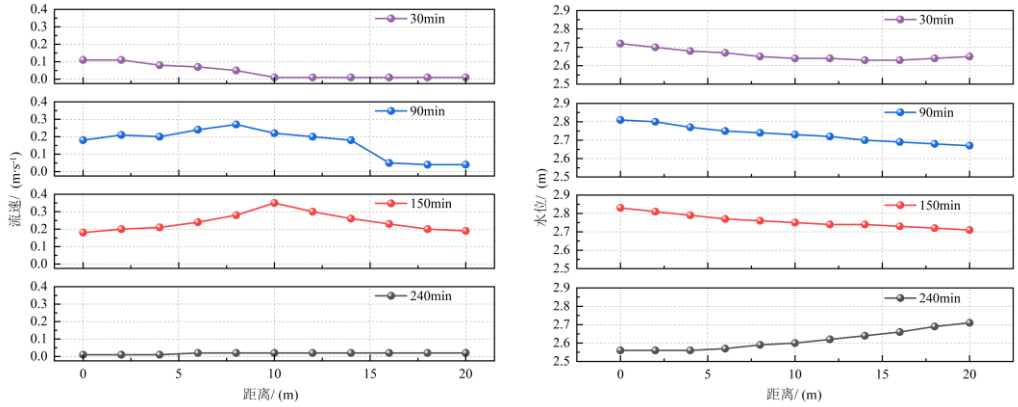

图 4 闸控条件 S1 下不同时刻河道沿程流速、水位对比

Fig. 4 Comparison of flow velocity and water level along the channel at different moments under gate control conditions S1

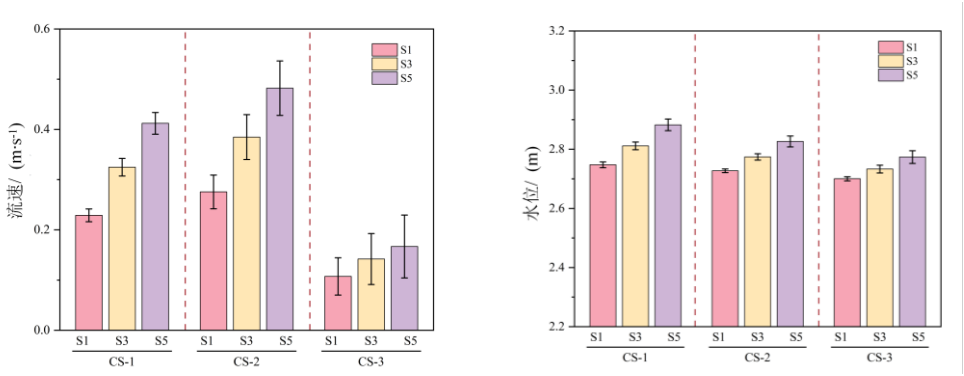

图 5 闸控条件 S1、S3、S5 下水力要素断面 CS-1-CS-3 变化情况

Fig. 5 Variations of hydraulic parameters at cross-sections CS-1 to CS-3 under gate control conditions S1, S3, and S5

2.2 不同水动力条件下的沉积物-水界面溶解氧交换通量变化

闸控调度通过改变河道水动力条件，进而影响沉积物再悬浮过程，对沉积物－水界面溶解氧交换通量（SOD）产生显著调控作用。图 6 给出了断面 CS-1～CS-3 在不同引水强度条件下的 SOD 变化特征。

整体上，随着引水强度（Q_{max}）由 100 m^3/s 增至 200 m^3/s，各断面的 SOD 均呈现明显上升趋势，且通量分布范围随水动力增强而显著扩大。这一结果表明，水动力强度是驱动闸控期间 SOD 变化的关键外部因素。引水规模的增加增强了近底层紊动和剪切作用，促进沉积物再悬浮，从而提高悬浮沉积物的等效堆积厚度（h_s），最终放大了耗氧物质与上覆水之间的交换强度。

从空间分布特征看，不同断面 SOD 表现出显著的空间异质性（图 6）。上断面 CS-1 因紧邻北闸，

受水动力直接扰动作用最强，沉积物再悬浮程度最高（等效悬浮颗粒物浓度 c_{ss} 达 1.200 g/L），且随引水强度增加呈近线性增长趋势。从 S1 至 S5 工况，CS-1 断面的 SOD 增幅达到约 40%，表明该区域对闸控水动力变化高度敏感，是沉积物耗氧过程的高风险区。显著性分析结果进一步证实，不同引水工况下 CS-1 的 SOD 差异具有统计学意义。

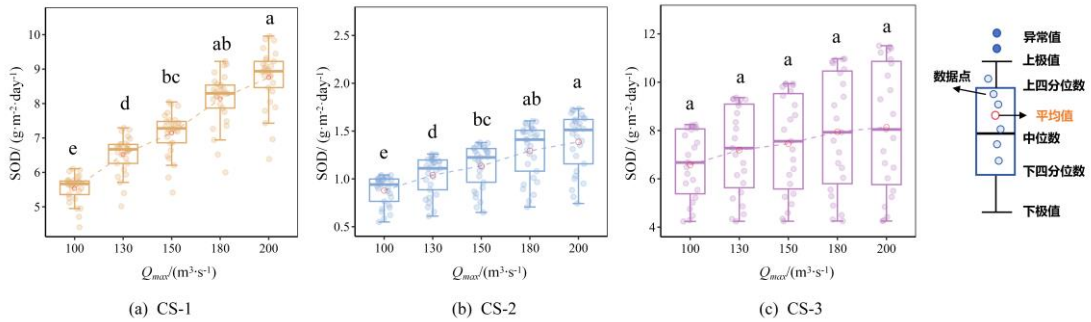

图 6 不同闸控条件下 SOD 变化过程：（a）CS-1；（b）CS-2；（c）CS-3

Fig. 6 Variations of SOD under different gate control conditions: (a) CS-1; (b) CS-2; (c) CS-3

中断面 CS-2 的 SOD 整体水平明显低于上下游断面，且对引水强度变化的响应幅度相对有限。尽管该断面水动力扰动处于中等水平，但其沉积物可释放还原性物质耗氧量（$C_{OD,s}$ =0.04 mg/g）和耗氧动力学常数（k_{sod} =0.00290 L/(mg·min)）均显著低于 CS-1 与 CS-3（表 2），使得沉积物内源耗氧潜力成为限制 SOD 增强的主要因素。这表明，在一定水动力条件下，沉积物理化特性可对 SOD 的变化起到主要作用。

下断面 CS-3 的 SOD 水平较 CS-2 再次升高，但其变化与水动力增强的相关性不如 CS-1 显著。该断面 SOD 主要受较高的沉积物耗氧速率常数（k_{sod} =0.0119 L/(mg·min)）和沉积物可释放还原性物质耗氧量（$C_{OD,s}$ =0.11 mg/g），表现出以内源耗氧过程主导的特征。其中原因可能是由于北闸引流产生的水动能波动经过长距离传递，到 CS-3 点动能波动大幅下降，沉积物不容易再次悬浮。这使得沉积物孔隙水中的耗氧物质浓度（即快速可释放耗氧部分）增加，从而提高了单位沉积物的耗氧能力。

综合分析可知，闸控条件下 SOD 的变化由水动力扰动与沉积物内源特性共同控制，但不同河段的主导因素存在显著差异。上游河段以水动力驱动为主，而下游河段则以内源耗氧特性主导。这说明，最终 SOD 的空间分异格局是由闸控引发的瞬时水动力扰动强度与河道沉积物理化特征的空间异质性叠加作用而形成的。

2.3 水动力条件与沉积物-水界面溶解氧交换通量响应关系

为进一步揭示闸控条件下水动力变化对沉积物－水界面溶解氧交换通量（SOD）的驱动机制，选取受闸控影响最为直接、水动力变化最为剧烈的上断面 CS-1 作为典型代表，重点分析闸控期间 SOD 与流速的耦合响应特征。

如图 7 所示，在不同闸控工况（S1、S3、S5）下，CS-1 断面的 SOD 与流速在时间尺度上呈现高度一致的变化过程。闸门开启初期，随着引水量迅速增大，流速快速提升，SOD 随之显著增加（阶段I）；当闸控流量进入相对稳定阶段后，流速与 SOD 同步维持在高值平台（阶段II）；随着闸门逐渐关闭，引流量下降，流速与 SOD 逐渐下降，最终稳定在较低水平（阶段III）。这种高度同步的动态响应表明，在强紊动条件下，水动力强度的变化能够直接调控沉积物耗氧通量，是闸控期间 SOD 波动的首要外部驱动因素。

对比不同闸控条件 S1（Q_{max}=100 m³/s）、S3（Q_{max}=150 m³/s）、S5（Q_{max}=200 m³/s）可知，SOD 与流速随引流量的增大，流速峰值显著提高，对应的 SOD 峰值亦呈准线性增长，响应幅度明显增强。这表明闸控条件通过改变水动力能级，直接调控沉积物再悬浮程度，从而放大耗氧物质的暴露与释放。

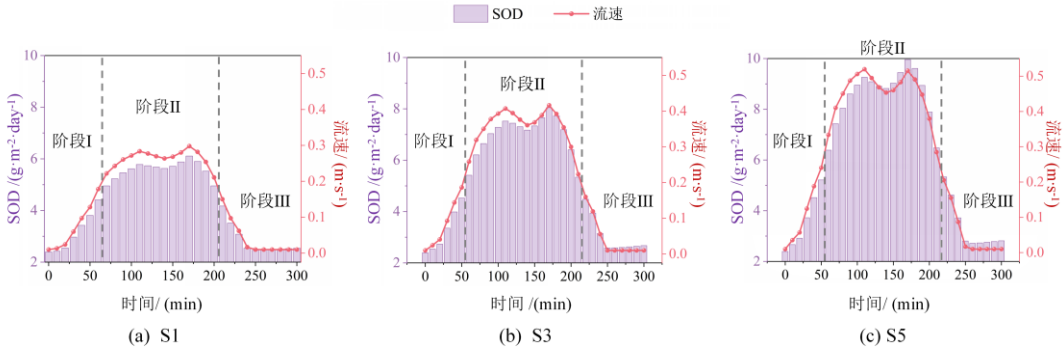

图 7 CS-1 在 S1（a）、S3（b）、S5（c）闸控条件下的 SOD 与流速变化过程

Fig. 7 Variations of SOD and flow velocity at CS-1 under gate control conditions S1 (a), S3 (b), and S5 (c)

为了进一步阐明闸控强水动力扰动对沉积物耗氧过程的特异性影响，将本文模拟得到的 SOD 范围与国内外不同水体环境下的已有研究进行了对比（表 3）。结果表明，在弱水动力工况和耗氧潜能较弱的区域，金汇港的 SOD 值约为 0.50 ~ 1.50 g·m^{-2} d^{-1}，这一数值区间与淡水河河口[4]、白洋淀[22]及黄渤海[22]等流速较缓或静态水体的背景值基本一致，表明在无扰动状态下，SOD 普遍较低，且与静水区域和缓流速水域取值接近。

然而，在闸门开启引发的强非恒定流扰动下（S3-S5 工况），本研究观测到的 SOD 峰值跃升至 8.0 ~ 12.71 g/(m²·d)。这一高值显著超出了常规平原河网的观测范围（通常小于 2.5 g/(m²·d)），但与受强烈物理扰动或极端污染负荷的水体表现出高度一致性。例如，Butts[23]指出受频繁航运扰动的伊利诺伊水道 SOD 可达 8.10 g/(m²·d)；Leoni 等[24]在威尼斯泻湖的研究也证实，强水动力调控区的沉积物耗氧通量极值可达 24.00 g/(m²·d)。与恒河[25]因极高有机污染负荷（由生化需氧量主导）导致的高 SOD 不同，本研究中的高通量是由强紊动的水力特性诱导沉积物再悬浮这一物理过程主导的。根据对比结果可知：在闸控河道中，瞬时强水动力条件打破了沉积物-水界面的平衡，通过物理再悬浮将沉积物耗氧通量放大了数倍至十倍，是缺氧风险评估中不可忽视的关键驱动因子。

值得一提的是，与相关研究聚焦湍流结构影响不同[26-27]，本研究提出的 SOD 预测方法，隐含地将微观尺度湍流与剪切驱动效应归入沉积物耗氧速率常数 k_{sod} 与沉积物等效堆积厚度 h_s 中，这进一步解释了表 3 中不同水域 SOD 范围分布差异，因为不同物理环境下的湍流模式、剪切应力等各不相同。

为定量刻画水动力条件与 SOD 之间的关系，图 8 给出了不同闸控工况下流速与 SOD 的散点分布特征。结果表明，在各工况条件下，SOD 与流速之间均存在显著的正线性相关关系（R > 0.98）。这一高度一致的线性关系表明，在研究范围内，流速可作为表征闸控扰动强度与沉积物耗氧通量变化的有效水动力指标。

从机理角度看，流速对 SOD 的放大作用主要体现在对悬浮沉积物等效堆积厚度（h_s）的调控上。随着流速增加，近底层剪切应力与紊动强度增强，沉积物再悬浮程度加深，导致参与耗氧反应的有效沉积物质量显著增加，从而促进可释放耗氧物质与上覆水之间的交换过程，最终表现为 SOD 的线性增强。

进一步比较不同断面可发现，SOD 对流速的响应关系同样表现出明显的空间异质性（图 8）。在相同流速条件下，CS-3 断面的 SOD 整体水平最高，CS-1 次之，CS-2 最低。这种差异不仅是由水动力条件引起，而更主要是源于沉积物内源耗氧特性的不同。CS-1 与 CS-3 断面沉积物可释放还原性物质含量和耗氧动力学常数较高，使其在相同水动力扰动下产生更强的耗氧响应；而 CS-2 断面沉积物耗氧潜

力较低，导致其 SOD 水平受到明显限制。

表 3 国内外不同水域 SOD 对比

Tab.3 Comparison of SOD in different aquatic environments

研究区域	水体类型	水动力/环境特征	方法	SOD 范围/ ($g \cdot m^{-2}\ day^{-1}$)	参考文献
金汇港	闸控河道	闸控强扰动、再悬浮	实验室测定+模拟预测	0.50 ~ 12.71	本文
淡水河	潮汐河口	常规流速、潮汐作用	现场观测	0.63 ~ 1.18	Liu et al. [4]
太湖河网	平原河道	河网密集、富营养化	实验室测定	2.17~7.37	刘德鸿等, 2016[28]
黄、渤海	陆架边缘海	季节变化显著、人类活动	实验室测定	0.23-0.55	朱若思 等, 2024[29]
白洋淀	浅水湖泊湿地	生境复杂、有机污染严重	实验室测定	0.14-0.59	曹阳 等, 2022[22]
恒河	大型河流系统	污水输入、沉积物污染严重	实验室测定	2.00 – 13.50	Jaiswal & Pandey, 2019[25]
美国乔治亚州小河流域	河流/沼泽	水流缓慢、径流季节性变化	现场观测	0.49 ~ 14.19	Todd et al., 2009[30]
伊利诺伊水道	人工航道	受船舶航行强扰动	现场观测	0.60 ~ 8.10	Butts，1974[23]
威尼斯泻湖	泻湖	流量调控/局部滞留	现场观测	0.63 ~ 24.00	Leoni et al.，2022[24]

综上所述，闸控条件下沉积物-水界面溶解氧交换通量对水动力变化表现出显著响应关系，其中流速是驱动 SOD 波动的主控水动力因子，而沉积物内源特性则决定了不同河段响应幅度的空间差异。该结果表明，在闸控河道水质调度与缺氧风险管理中，引水规模、流速变化速率及高耗氧沉积物河段的识别，均是影响局部溶解氧过程的重要控制参数。

为避免闸控驱动的缺氧风险，建议采用平缓的启闭策略，削减初期瞬时高流速峰值，控制底部剪切应力在沉积物大规模起动的临界阈值之下，降低沉积物再悬浮产生的耗氧通量；结合河道水动力特性，重点关注沉积物耗氧潜能高同时受到水动力扰动更明显的区域，采取原位监测、定期排查的方法，实时监测 SOD 和溶解氧情况；在日常运行中，可通过在线监测水位、流速及悬浮颗粒含量，实时计算的动态变化，并结合动力学参数推演 SOD 极值。

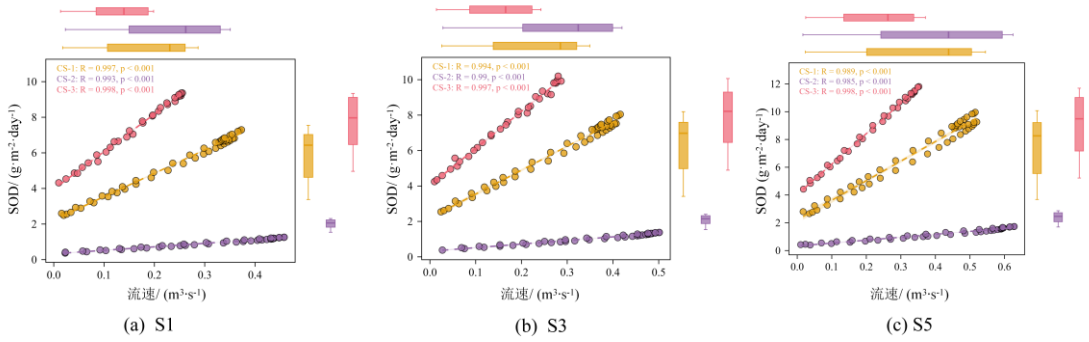

图 8 闸控条件 S1（a）、S3（b）、S5（c）下 SOD 与流速变化关系

Fig.8 Relationship between SOD and flow velocity under gate control conditions S1 (a), S3 (b), and S5 (c)

3 结论

本研究基于现场监测、实验测定与数值模拟，系统分析了典型平原闸控河道中水动力条件变化对沉积物－水界面溶解氧交换通量（SOD）的影响规律，主要结论如下：

1）构建的一维水动力模型能够较好刻画闸控引水及支流入流共同作用下的河道水力过程，准确反

映流量、水位的时空演变特征及水动力扰动的沿程传播与滞后效应，为闸控条件下 SOD 的定量分析提供了可靠的水动力基础。

2）闸控引水通过增强河道水动力条件显著放大 SOD，随引水强度整体呈上升趋势，并表现出显著的空间异质性。靠近上游河段受闸门直接扰动，水动力影响最大，沉积物再悬浮程度最高，SOD 通量随引水强度呈线性增加；中游河段因沉积物可释放耗氧物质含量较低，SOD 整体偏弱；下游则由较高的沉积物内源耗氧特性主导，水动力影响相对次要。

3）水动力是闸控期间 SOD 波动的主导外部驱动因素。在强紊动条件下，SOD 与流速之间呈显著且稳定的正线性响应关系（$R > 0.98$）。流速提升通过增强近底层剪切与紊动强度，增大悬浮沉积物等效堆积厚度（h_s），从而促进可释放耗氧物质与上覆水之间的交换过程，是放大沉积物耗氧通量的核心物理机制。

综上，本研究在闸控河道强水动力扰动背景下，揭示了“水动力增强—沉积物再悬浮—SOD 放大”的响应机制，为平原闸控型河道的水质调度优化、DO 风险预警及水动力调控策略制定提供了科学依据。

4 参考文献

[1] Baxa M, Musil M, Kummel M *et al*. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) - Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment*, 2021, **766**: 142647. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142647.

[2] Zeng LQ, Yang F, Chen YY *et al*. Temperature and dissolved oxygen drive arsenic mobility at the sediment-water interface in the Lake Taihu. *Toxics*, 2024, **12**(7): 471. DOI: 10.3390/toxics12070471.

[3] Higashino M, Gantzer CJ, Stefan HG. Unsteady diffusional mass transfer at the sediment/water interface: Theory and significance for SOD measurement. *Water Research*, 2004, **38**(1): 1-12. DOI: 10.1016/j.watres.2003.08.030.

[4] Liu WC, Chen WB, Kimura N. Measurement of sediment oxygen demand to simulate dissolved oxygen distribution: Case study in the main danshuei river estuary. *Environmental Engineering Science*, 2009, **26**(12): 1701-1711. DOI: 10.1089/ees.2009.0132.

[5] James A. The measurement of benthal respiration. *Water Research*, 1974, **8**(11): 955-959. DOI: 10.1016/0043-1354(74)90110-9.

[6] Zahraeifard V, Deng ZQ. Modeling sediment resuspension-induced DO variation in fine-grained streams. *Science of the Total Environment*, 2012, **441**: 176-181. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.09.059.

[7] Jeong SW, Ha HJ, Kim KM *et al*. Benthic sediment disturbances by episodic human-controlled discharge in an altered estuary. *Marine Geology*, 2023, **465**: 107168. DOI: 10.1016/j.margeo.2023.107168.

[8] Gao XP, Guo XX, Sun BW *et al*. Relationship between oxygen flux of sediment-water interface and hydrodynamic conditions based on eddy correlation method. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2020, **51**(3): 315-325. [高学平, 郭晓雪, 孙博闻等. 基于涡动相关法的沉积物-水界面氧通量与水动力条件响应关系. 水利学报, 2020, **51**(3): 315-325.]

[9] Zheng YH, Zou HD, He Q *et al*. Influence of hydrodynamic conditions on the oxygen flux of sediment-water interface. *J Lake Sci*, 2018, **30**(6): 1552-1559. DOI: 10.18307/2018.0607. [郑阳华, 邹浩东, 何强等. 水动力条件对沉积物—水界面氧通量的影响. 湖泊科学, 2018, **30**(6): 1552-1559.]

[10] Higashino M, Stefan HG. Sediment oxygen demand enhancement at the sediment/water interface of a shallow pond induced by pressure fluctuations from raindrop impact at the water surface. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, **307**: 108545. DOI: 10.1016/j.agrformet.2021.108545.

[11] Lei P, Zhang H, Wang C *et al*. Migration and diffusion for pollutants across the sediment-water interface in lakes: A review. *J Lake Sci*, 2018, **30**(6): 1489-1508. DOI: 10.18307/2018.0602. [雷沛, 张洪, 王超等. 沉积物水界面污染物迁移扩散的研究进展. 湖泊科学, 2018, **30**(6): 1489-1508.]

[12] 上海市奉贤区生态环境局. 上海市金汇港入海河流总氮污染治理与管控“一河一策”方案. 上海: 上海市奉贤区生态环境局，2023.

[13] GADEKEN KJ, LOCKRIDGE G, DORGAN KM. An in situ benthic chamber system for improved temporal and spatial resolution measurement of sediment oxygen demand. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2023, **21**(11): 645-655.

DOI:10.1002/lom3.10571.

[14] Donis D, McGinnis DF, Holtappels M *et al*. Assessing benthic oxygen fluxes in oligotrophic deep sea sediments (HAUSGARTEN observatory). *Deep Sea Research Part I*: *Oceanographic Research Papers*, 2016, **111**: 1-10. DOI: 10.1016/j.dsr.2015.11.007.

[15] Arega F, Lee JHW. Diffusional mass transfer at sediment–water interface of cylindrical sediment oxygen demand chamber. *Journal of Environmental Engineering*, 2005, **131**(5): 755-766. DOI: 10.1061/(asce)0733-9372(2005)131: 5(755).

[16] Chen CY, Fytanidis DK, García MH. Entrainment, transport, and fate of sediments during storm events in urban canals and rivers: Case study on bubbly creek, Chicago. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2021, **147**(8): 05021005. DOI: 10.1061/(asce)hy.1943-7900.0001890.

[17] Luo WG, Lu J, Zhu SL *et al*. Investigation of the impact of hydrodynamic conditions on sediment resuspension in shallow lakes. *International Journal of Digital Earth*, 2022, **15**(1): 1676-1691. DOI: 10.1080/17538947.2022.2131007.

[18] Bessar MA, Matte P, Anctil F. Uncertainty analysis of a 1D river hydraulic model with adaptive calibration. *Water*, 2020, **12**(2): 561. DOI: 10.3390/w12020561.

[19] Barros RM, Tiago Filho GL, dos Santos IFS *et al*. Case studies for solving the Saint-Venant equations using the method of characteristics: Pipeline hydraulic transients and discharge propagation. *IOP Conference Series*: *Earth and Environmental Science*, 2014, **22**(4): 042019. DOI: 10.1088/1755-1315/22/4/042019.

[20] Fu DL, Fu C. The eigenfunction method of one-dimensional saint-venant equations. *Journal of Nanchang University*: *Engineering & Technology*, 2006, **28**(4): 386-389. [付典龙, 傅春. 一维圣维南方程组的特征线法.南昌大学学报: 工科版, 2006, **28**(4): 386-389.]

[21] Fu XL, Fu SL, Liu Y *et al*. A multi-interface dissolved oxygen model development for the rivers controlled by gates in the coastal plain river network: An empirical analysis in Jinhuigang River, Shanghai. *Journal of Hydrology*, 2026, **672**: 135342. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2026.135342.

[22] Cao Y, Wen SF, Wang X *et al*. Sediment oxygen demand and the overlying water oxygen deficit in Lake Baiyangdian. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022, **42**(2): 240-248. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2021.0135. [曹阳, 温胜芳, 王晓等. 白洋淀沉积物耗氧速率及氧亏效应研究. 环境科学学报, 2022, **42**(2): 240-248.]

[23] BUTTS TA. Measurements of Sediment Oxygen Demand Characteristics of the Upper Illinois Waterway. Illinois: Illinois State Water Survey, 1974.

[24] LEONI S, DOMINIK J, CASSIN D *et al*. Sediment oxygen demand rate in a flow regulated lagoon (Venice, Italy). *Frontiers in Environmental Science*, 2022, **10**: 1000665.

[25] Jaiswal D, Pandey J. Anthropogenically enhanced sediment oxygen demand creates mosaic of oxygen deficient zones in the *Ganga* River: Implications for river health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, **171**: 709-720. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.039.

[26] Grant SB, Stewardson MJ, Marusic I. Effective diffusivity and mass flux across the sediment-water interface in streams. *Water Resources Research*, 2012, **48**(5): 2011WR011148. DOI: 10.1029/2011WR011148.

[27] Chen CY, Fytanidis DK, Garcia MH. A unifying model for turbulent hyporheic mass flux under a wide range of near-bed hydrodynamic conditions. *Geophysical Research Letters*, 2024, **51**(6): e2023GL105807. DOI: 10.1029/2023GL105807.

[28] Liu DH, Yu JH, Zhong JC *et al*. Characteristics of nitrogen and phosphorus loading and migration in typical river networks in Taihu lake basin. *China Environmental Science*, 2016, **36**(1): 125-132. [刘德鸿, 余居华, 钟继承等. 太湖流域典型河网水体氮磷负荷及迁移特征.中国环境科学, 2016, **36**(1): 125-132.]

[29] Zhu RS, Song GD, Liu SM. Characteristics of spatial and temporal distribution of sediment oxygen consumption rate and environmental influence factors in the Yellow Sea and Bohai Sea. *Haiyang Xuebao*, 2024, **46**(5): 16-26. DOI: 10.12284/hyxb2024074. [朱若思, 宋国栋, 刘素美.黄、渤海沉积物耗氧速率的时空分布特征和环境影响因素. 海洋学报, 2024,**46**(5): 16-26.]

[30] Todd MJ, Vellidis G, Lowrance RR *et al*. High sediment oxygen demand within an instream swamp in southern Georgia:

Implications for low dissolved oxygen levels in coastal blackwater streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 2009, **45**(6): 1493-1507. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2009.00380.x.