

DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdtqk.2018.0159

朱红伟, 陈江海, 王勇. 水动力条件对水体自净作用的影响[J]. 南水北调与水利科技, 2018, 16(6): 97-102. ZHU H W, CHEN J H, WANG Y. The effect of hydrodynamic conditions on the self purification of water body[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2018, 16(6): 97-102. (in Chinese)

水动力条件对水体自净作用的影响

朱红伟¹, 陈江海¹, 王勇²

(1. 上海勘测设计研究院有限公司, 上海 200434; 2. 南京水利科学研究院, 南京 210029)

摘要: 通过水槽实验和理论分析, 研究了水动力条件对水体自净作用的影响, 发现水流流速是影响水体自净作用的主要因素之一, 不同断面及水深条件下水体自净作用的差别不是特别明显。分别采用生化需氧量-溶解氧耦合模型和化学一级反应拟合并预测了水质随时间的变化关系。水流流速的增加在一定程度上提高了水体复氧能力, 增强了水体的自净作用。当流速超过一个临界值使得底泥再悬浮发生时, 水体自净作用在短时间内急剧降低。在引水工程中, 合理控制和设计水力参数(流速流量、取水周期及间隔、增加消能水工建筑物)是控制水体水质的有效措施。

关键词: 水动力; 自净作用; 流速; 底泥再悬浮; 引水工程

中图分类号: TV 131.2, X522

文献标志码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



The effect of hydrodynamic conditions on the self purification of water body

ZHU Hongwei¹, CHEN Jianghai¹, WANG Yong²

(1. Shanghai Investigation, Design & Research Institute Co., Ltd, Shanghai 200434, China;

2. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China)

Abstract: The effect of hydrodynamic conditions on the self purification of water body was studied through the water flume experiments and theoretical analysis. It was found that flow velocity was one of the main factors affecting the self purification of water body, while different section and water depth conditions did not make much difference on the self purification of water body. We adopted the biochemical oxygen demand-dissolved oxygen coupling model and chemical first order reaction to predict the variation of water quality with time. To some extent, the increase of water flow velocity improved the reaeration ability of water body and enhanced the self purification effect of water body. However, when the flow velocity exceeded a certain value causing sediment resuspension, the self purification effect of the water body decreased sharply in a short time. In a water diversion project, reasonable control and design of hydraulic parameters such as flow velocity and discharge, water intake period and interval, and increase of energy dissipation hydraulic structures are effective measures to control water quality.

Key words: hydrodynamic; self purification; flow velocity; sediment resuspension; water diversion project

自然水体能够在其环境容量的范围内, 经过物理、化学和生物的作用, 使排入的污染物浓度随时间的推移靠自然净化作用逐渐降低^[1-3]。水体自净过

程非常复杂, 影响自净能力的因素很多且相互关联, 其中水中溶解氧含量和复氧速度与自净作用密切相关^[4-6]。水体的自净过程也就是复氧过程, 如果耗氧

收稿日期: 2018-06-28 修回日期: 2018-09-21 网络出版时间: 2018-10-23
网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1334.TV.20181022.0935.004.html>

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFC0401504); 国家自然科学基金(11032007; 11502138); 中国博士后科学基金(2015M581580)

Funds: National Key R & D Program of China(2016YFC0401504); National Natural Science Foundation of China(11032007; 11502138); China Postdoctoral Science Foundation(2015M581580)

作者简介: 朱红伟(1984), 男, 湖北武汉人, 工程师, 博士, 主要从事环境流体力学和环境泥沙学等交叉学科的科研工作。

超过溶氧,水质将会由好变坏^[7-10]。水中溶解氧含量的恢复容易受到水动力条件的影响,如水面形态、流量、流速和含沙量等^[11-13]。水流的流动加快了污染物与水体的混合稀释过程,缩短了水体的滞留时间,增加了溶解氧的含量。基于水动力原理的引水工程被广泛地应用于水体污染治理工程中,以期在短期内快速改善水环境水质,提高水体自净能力^[14-18]。然而,过快的流速会产生底泥沉积物的悬浮和沉降,还会加速底泥污染物的释放,进而增加水体中的耗氧物质^[19-23]。针对引水实施的流动控制条件对受纳水体自净作用的影响还未引起足够的重视,更缺少水动力条件对水体自净能力影响的研究。

本文拟采用室内实验和水质模型计算相结合的方法,以严重污染水域的底泥作为研究对象,研究水动力条件对水体自净作用的影响。目前,针对水体自净能力分析和预测的水质模型均以 Streeter 和 Phelps 建立的生化需氧量(BOD)和溶解氧(DO)耦合模型(S-P模型)为基础^[20]。BOD影响因素较多且难以实验定量研究,因此本文以化学需氧量(COD)来反映水体中污染物进行生化分解时所需要的耗氧量^[24]。通过对比分析不同水动力条件下水体的耗氧系数、复氧系数以及自净系数,为利用模型预测水质、分析水环境容量和区域水环境规划提供必要理论依据。这对于为引水工程的前期调研和方案设计,以及最终的实施过程都具有重大的指导意义。

1 材料和方法

1.1 实验装置

本实验选取的采样点位于上海市淀山湖底泥污染较严重区域。采用抓斗式采样器采取表层 0.2 m 的底泥沉积物。底泥取出后立即用橡胶塞密闭,8 h 内将样品带回实验室封存备用。水动力实验是在上海市应用数学和力学研究所循环玻璃水槽中进行的^[23]。水槽主体段长 6 m,宽 0.25 m,高 0.45 m。实验时通过变频水泵将回水箱中的水抽取进入玻璃水槽中。入口处有四道整流格栅,水由尾门排出,经回水管流回水箱,通过调节水泵流量和尾门开度,水槽中水位控制在 0.1~0.2 m,流速控制在 0.05~0.15 m/s,能够满足循环水流的稳定运行和对温度等的限制要求。循环水槽实验装置见图 1。

开启实验前,将现场采集的底泥均匀的铺在玻璃水槽底板的凹槽中,按照天然湖泊的泥厚和水深之比控制实验底泥厚度,并用铲子轻拍压平,使得水

流下部与底泥上部基本齐平,直至底泥密度与现场实际情况接近。在水泵开启阶段通过调节水泵主阀门和尾门控制水流保持在较低的流速,并逐步加大进口流量,同时调节尾门以控制出口流量,以达到实验所需要的流速及水深。用 LGY-0 型智能流速仪测量断面平均流速。实验水样的采集采用虹吸原理,分别在底泥上游,底泥中部和底泥下游布置 3 个采样架。每个采样架上有 3 个位于不同深度的采样点,采样钢管直径为 0.001 m。取样时打开取样口橡皮套管,取样后补充相同体积的水量。实验初期采样间隔时间控制在 2 h、4 h 和 8 h 不等,实验后期采样时间间隔相应增加。水样中 COD 的测定选用重铬酸钾氧化法,DO 值采用 JPB-607 型便携式溶解氧仪测定,水体浊度采用 LP2000 型浊度仪测定,单位为 FTU。

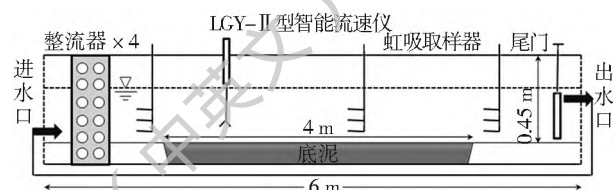


图 1 循环水槽实验装置

Fig. 1 Schematic diagram of the flume

1.2 水质模型的建立

采用 BOD 和 DO 的 S-P 耦合模型,不考虑底泥再悬浮对自净作用的影响,稳态一维水质模型为

$$u \frac{dS}{dx} = D_s \frac{d^2 S}{dx^2} - K_1 S \quad (1)$$

$$u \frac{dC}{dx} = D_s \frac{d^2 C}{dx^2} - K_1 C + K_2 (C_s - C) \quad (2)$$

式中: S 为 x 处水体 BOD 浓度(mg/L); C 为 x 处水体 DO 浓度(mg/L); C_s 为某温度下水体饱和 DO 浓度(mg/L); u 为水体平均流速(m/s); K_1 和 K_2 分别为 BOD 衰减系数和 DO 复氧系数(d^{-1}); D_s 为弥散系数(m^2/s)。

考虑底泥再悬浮对自净作用的影响时,增加一项因悬浮沉降引起的 BOD 变化系数 K_3 (d^{-1}) 和一项由底泥释放引起的 BOD 变化速率 R (mg/(L·d)), 式(1)可以变为^[19]

$$u \frac{dS}{dx} = D_s \frac{d^2 S}{dx^2} - (K_1 + K_3)S + R \quad (3)$$

不考虑弥散作用,将边界条件 $S|_{x=0} = S_0$, $C|_{x=0} = C_0$ 带入到式(3)中,解得

$$S = S_0 f_1 + \frac{R}{K_1 + K_2} (1 - f_1) \quad (4)$$

$$C = C_s - (C_s - C_0) f_2 + \frac{K_1}{K_1 + K_3 - K_2} (S_0 -$$

$$\frac{R}{K_1 + K_3}(f_1 - f_2) - \frac{K_1 R}{K_2(K_1 + K_3)}(1 - f_2) \quad (5)$$

$$\text{式中: } f_1 = e^{-\frac{(K_1 + K_2)x}{u}}; f_2 = e^{-\frac{K_2 x}{u}}。$$

2 结果与讨论

2.1 水流流速对自净作用的影响

污染物进入水体发生一系列物理、化学和生物的变化,其中生物化学净化作用使水体自净的主要原因。由于实验中使用的水体为自来水,为了测定自来水 COD 对上覆水体中 COD 的影响。设计了三组无底泥的空白实验,静水实验事先测定,图 2 中显示了水深为 10 cm,流速分别为 0.05 m/s 和 0.10 m/s 时,水体中 COD 随时间变化的关系。

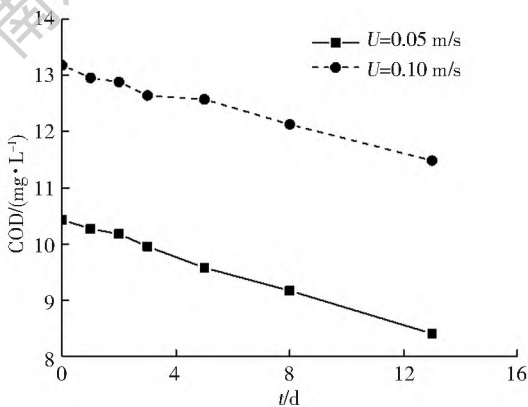


图 2 实验用自来水空白底泥 COD 变化

Fig. 2 The change of COD in tap water without sediment

2.1.1 S-P 耦合模型

S-P 耦合模型表达式如式(1)所示,不考虑弥散作用对水体自净的影响,得到

$$u \frac{dS}{dx} = -K_1 S \quad (6)$$

由式(4),不考虑底泥再悬浮对自净作用的影响时,得到式(6)的解为

$$S = S_0 e^{-\frac{K_1 x}{u}} \quad (7)$$

式中: S_0 是水体中初始 BOD 含量。

将图 2 中的数据带入到式(7)中,计算得到 $K_1|_{u=0.10 \text{ m/s}} = 1.16 \times 10^{-7}$, $K_1|_{u=0.05 \text{ m/s}} = 1.69 \times 10^{-7}$ 。可以看出,随着流速的增加,衰减系数 K_1 逐渐变小,两者成反比例关系,这表明流速的增加使得有机物的消耗变的迅速。

2.1.2 一维水体水质模型

当水体接纳有机物后,沿水流方向产生的输移有机物量远大于扩散稀释量,当流量与污水量稳定,水体温度不变时,则有机物生化降解的好氧量与该时期河水中存在的有机物量成正比,即呈一级反应,

属一维水体水质模型。从图 2 中可以看出水体中有有机物生化降解量与有机物量成正比,属于化学一级反应,可以用来简化水体自净过程,即有机物耗氧动力学来描述水体中 COD 随时间的变化。

$$\begin{cases} \frac{dS}{dt} = -k_1 S \\ t=0, S=S_0 \end{cases} \quad (8)$$

式(8)中, k_1 为耗氧系数,解式(8)得 $S(t) = S_0 e^{-k_1 t}$ 。根据实验得到的 COD 浓度变化曲线(图 2)是在低浓度条件下的,该方程在高浓度条件下不一定适用。因为低浓度下是好氧反应,而高浓度下是厌氧反应。因此为了采用此方程预测上覆水体中 COD 浓度,只对实验后期 COD 浓度降低后的数据进行预测。当 $u = 0.1 \text{ m/s}$ 时, $S(t) = S_0 e^{-0.01016t}$, $S_0 = 147 \text{ mg/L}$, 当 $u = 0.05 \text{ m/s}$ 时, $S(t) = S_0 e^{-0.0266t}$, $S_0 = 95 \text{ mg/L}$ 。结果如图 3 所示,仍然可以得到流速的增加使得有机物的消耗变的迅速这一结论。

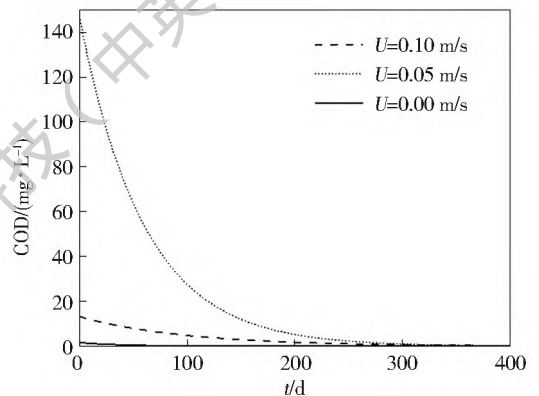


图 3 基于一维水体水质模型预测有机物消耗曲线

Fig. 3 Prediction of organic matter consumption curve based on one dimensional water quality model

2.2 水深及断面变化对自净作用的影响

当底泥发生再悬浮后,上覆水体的 COD 有一个明显的峰值变化,随着时间的推移有机物的消耗, COD 浓度逐渐趋于平稳。对同一断面不同水深处的水样进行采集并观测水体 COD 浓度随时间的变化(图 4)。从图 4 中可以看出,在相同工况条件下,两个采样点的 COD 释放浓度相差不大,浓度曲线趋势基本相同,这说明水深对水体自净作用的过程影响不是很明显。这可能是由于污水排入水体后,在流动的过程中,逐渐和水体水相混合,使污染物的浓度不断降低并稀释混合均匀。对不同一断面不同水深处的水样进行采集并观测水体 COD 浓度随时间的变化,沿水流流向三个不同断面处底泥污染物释放 COD 浓度的分析发现,污染物浓度随时间的变化曲线沿流向不同断面处的变化趋势基本上也是

一致的, 见图 5。

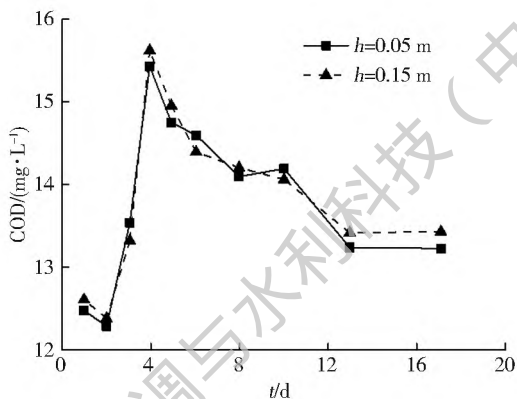


图 4 不同水深处 COD 浓度随时间的变化
Fig. 4 The change of COD concentration with time at different water depths

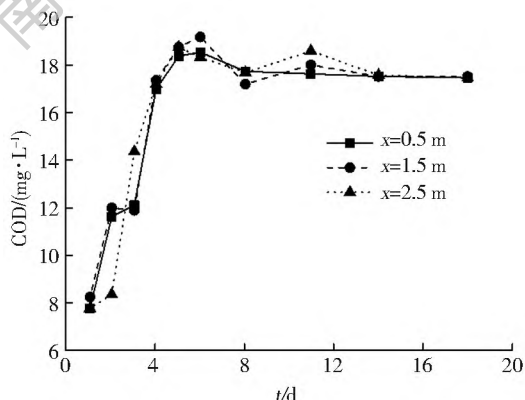


图 5 不同断面处 COD 浓度随时间的变化
Fig. 5 The change of COD concentration with time at different sections

从图 4 和图 5 可以看出, 在相同工况下, 同一断面的不同水深处, 同一水深沿流向的不同断面处, 水体中 COD 浓度随时间的变化曲线形式基本上是一致的。底泥向上覆水释放的污染物浓度应该为空间和时间的函数, 但从实验得知其在空间上分布趋于均匀, 这说明底泥再悬浮释放污染物在空间上释放是一个相对较快的过程。由于水流紊动影响, 底泥污染物释放进入上覆水体后, 污染物很快通过混合和掺混过程在水体中趋于均匀分布, 使得底泥污染物浓度变为时间的函数。

2.3 底泥对自净作用的影响

2.3.1 底泥未悬浮对自净作用的影响

底泥污染物通过再悬浮进入上覆水体的过程是控制水体水质的重要因素之一^[22]。因此, 在严格控制水体的点源和非点源污染的情况下, 由于污染底泥的存在, 在很长一段时间内依然不能保证良好的水质。泥水界面的输运介质是底泥固体颗粒和底泥中的空隙水, 而水是主要介质。底泥污染物的释放

主要分为两种不同的释放形式: 一、底泥泥水界面通过分子扩散作用; 二、底泥起动悬浮释放。水体静止时, 表层底泥中有机污染物会消耗上覆水体中的溶解氧 (DO), 其随时间的变化规律见图 6。

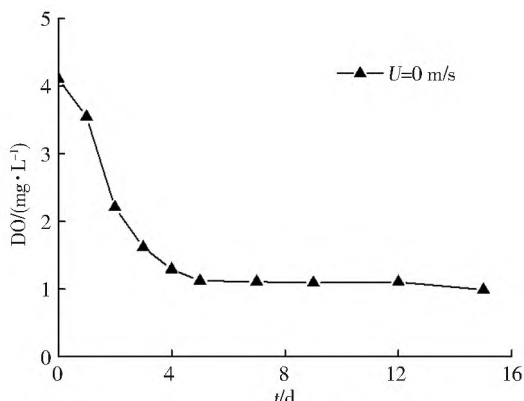


图 6 含静止底泥存在时上覆水溶解氧随时间变化规律
Fig. 6 Variation of dissolved oxygen with time in overlying water in the presence of static sediment

从上图 6 可以看出, 在实验初始上覆水体 DO 值为 4.1 mg/L, 实验第一天上覆水体 DO 值为 3.5 mg/L, 且下降趋势较快, 到第四天水体中的 DO 值降至 1 mg/L 左右, 并基本维持在数值不变。静水条件下表层底泥对上覆水体 DO 值的消耗, 经回归呈现与时间相关的一次衰减模型。在试验开始阶段, 水体中有一定的溶解氧含量, 底泥中含有大量的还原性耗氧污染物使得水体中 DO 的消耗迅速增大。大气复氧过程缓慢, 水体中 DO 不能及时得到补充, 使静态实验的水体逐渐呈缺氧状态。

底泥未悬浮时, 底泥对上覆水体的耗氧作用可以用一次衰减模型进行归纳。考虑底泥未悬浮时, 对自净作用的影响, 增加一项由底泥释放引起的 BOD 变化速率 $R(\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d}))$, 式(5)可以变为

$$C = C_s - (C_s - C_0) e^{-\frac{K_2 x}{u}} + \frac{K_1}{K_1 - K_2} \left(S_0 - \frac{R}{K_1} \right) \cdot \left(e^{-\frac{K_2 x}{u}} - e^{-\frac{K_1 x}{u}} \right) - \frac{R}{K_2} \left(1 - e^{-\frac{K_2 x}{u}} \right) \quad (9)$$

根据图 5 中的数据 and 复氧系数 $K_2 = 0.4/\text{d}$, 以及饱和 DO 浓度 $C_s = 9.08$ 带入式(9)中, 可得

$$C = 9.08 - 4.93 e^{-\frac{0.4x}{u}} - 0.026 \times \left(1.6 \times 10^{-4} - \frac{R}{0.01} \right) \cdot \left(e^{-\frac{0.4x}{u}} - e^{-\frac{0.01x}{u}} \right) - \frac{R}{0.4} \left(1 - e^{-\frac{0.4x}{u}} \right) \quad (10)$$

将 $x = 10000 \text{ m}$, $u = 0.01 \text{ m}$ 带入式(10)中得 $3.56 = 9.08 - 2.5R$, $R = 2.208/\text{d}$ 。

2.3.2 底泥再悬浮对自净作用的影响

底泥起动悬浮时, 悬浮颗粒和孔隙水均会对上覆水质进行影, 释放的主要贡献还是来自于再悬浮泥沙颗粒。这表明再悬浮泥沙释放污染物的程度

与上覆水体中底泥悬浮颗粒浓度有密切关系,通过泥沙浓度测量仪器,以浊度来表征水体中悬浮泥沙浓度。

考虑底泥再悬浮对自净作用的影响时,再增加一项因悬浮沉降引起的BOD变化系数 $K_3(d^{-1})$,式(4)的解为

$$S = S_0 e^{-\frac{K_2 x}{u}} + \frac{R}{K_1 + K_2} \left(1 - e^{-\frac{(K_1 + K_2)x}{u}} \right) \quad (11)$$

通过改变水体流速,得到不同流速下再悬浮泥沙污染物释放过程,观测得到上覆水体浊度与COD浓度关系见图7。

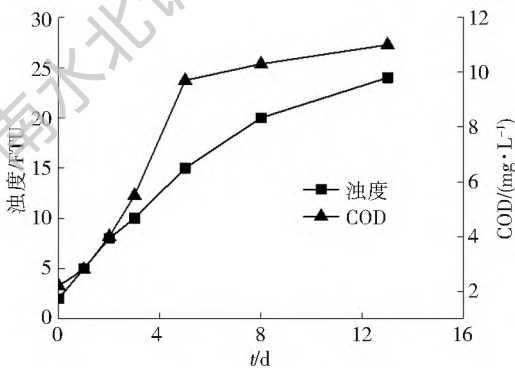


图7 不同流速下水体浊度与COD的关系

Fig. 7 The relationship between water turbidity and COD at different flow velocities

从图7中可以看到,随着上覆水体浊度的增加,底泥悬浮污染物COD浓度也增大。在浊度值低于16.5时,悬浮底泥污染物浓度随浊度值增幅较大;而浊度值高于16.5时,悬浮底泥污染物浓度增幅减小。实际上,底泥污染物在动水条件下,当水流速度超过底泥起动速度,底泥被冲刷悬起,浊度增大,在水流的紊动影响下,吸附于悬浮颗粒上的污染物发生解吸,污染物重新进入水体,使得上覆水体污染物COD浓度增加。因此,底泥污染物的起动悬浮释放具有污染源的特点。

3 结论

水体的自净作用受到上覆水体水动力条件的影响很大,特别是在含有污染底泥的水体中。其中,水流流速是影响水体自净作用的主要因素之一,流速的增大虽然在一定程度上增加了上覆水溶解氧水平,但同时也会造成底泥的再悬浮。在引水工程中若水力参数控制不当,极易使得底泥中的污染物通过再悬浮作用再次进入上覆水中。对于已经发生底泥再悬浮的水体,相较于静态底泥其对流速变化要更加敏感,因为流速决定了再悬浮污染物的最终归宿。底泥起动悬浮释放只是在一定的水动力学条件

下存在,尽管作用时间较短,但是其释放强度较分子扩散大得多,所以对水体自净作用也起着主要的影响作用。

参考文献(References):

- [1] 翟淑华,韩涛,陈方.基于质量平衡的太湖氮、磷自净能力计算[J].湖泊科学,2014,26(2):185-190.(ZHAI S H, HAN T, CHEN F. Self purification capacity of nitrogen and Lake Taihu on the basis of mass balance[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(2): 185-190. (in Chinese) DOI: 10. 18307/2014. 0203.
- [2] 赵娜,曹永强,黄林显.缓流水体污染修复技术及保护措施研究[J].南水北调与水利科技,2008,6(3):101-103.(ZHAO N, CAO Y Q, HUANG L X. Repairing technology and protection countermeasures for slow flow water bodies pollution[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2008, 6(b03): 101-103. (in Chinese) DOI: 10. 3969/j. issn. 1672-1683. 2008. 03. 032.
- [3] 李红亮,李文体.水域纳污能力分析方法研究与应用[J].南水北调与水利科技,2006,4(6):58-60.(LI H L, LI W T. Methods for calculation of water pollutant capacity and application[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2006, 4(6): 58-60. (in Chinese) DOI: 10. 13476/j. cnki. nsbdqk. 2006. s1. 026
- [4] 何本茂,韦蔓新.钦州湾的生态环境特征及其与水体自净条件的关系分析[J].海洋通报,2004,23(4):50-54.(HE B M, WEI M X. The characteristics of the bionomical environment in Qinzhou Bay and the relationship between the characteristics and the self purifying conditions of the water body[J]. Marine Science Bulletin, 2004, 23(4): 50-54. (in Chinese) DOI: 10. 3969/j. issn. 1001-6392. 2004. 04. 009.
- [5] 何本茂,韦蔓新.防城湾的环境特征及其水体自净特点分析[C]//银川:中国海洋学会海洋环境科学分会2005年学术年会.2005:64-67.(HE B M, WEI M X. The environmental feature and analysis on character of water body self purification in Fangcheng Bay[C]//Yinchuan: Annual meeting of Marine Environment Science Society of China Oceanography society 2005. 2005: 64-67. (in Chinese))
- [6] 何本茂,韦蔓新.北海湾水体自净能力的探讨[J].海洋环境科学,2004,23(1):16-18.(HE B M, WEI M X. A study on self purification ability of Beihai Bay[J]. Marine Environmental Science, 2004, 23(1): 16-18. (in Chinese) DOI: 10. 3969/j. issn. 1007-6336. 2004. 01. 005.
- [7] 雒文生,李莉红,贺涛.水体大气复氧理论和复氧系数研究进展与展望[J].水利学报,2003,34(11):64-70.(LUO W S, LI L H, HE T. Advances and prospects in the research of water re aeration theory and re aeration coefficient[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2003, 34(11): 64-70. (in Chinese) DOI: 10. 3321/j. issn: 0559-9350. 2003. 11. 011.
- [8] 马牧源,崔丽娟,张曼胤,等.白洋淀养鸭废水水质组成及其扩散和消减特征[J].水资源保护,2017,33(5):145-153.(MA M Y, CHUI L J, ZHANG M Y, et al. Water quality composition of duck farm wastewater in Baiyangdian Lake and its diffusion

- and reduction characteristics [J]. *Water Resources Protection*, 2017, 33(5): 145-153. (in Chinese)
- [9] 崔腾科, 陈建龙, 钱鞠, 等. 宋家湾水库水环境影响分析[J]. *水资源与水工程学报*, 2017, 28(5): 112-116. The impact analysis on water environments of Songjiawan reservoir [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2017, 28(5): 112-116. (in Chinese) DOI: 10.11705/j.issn.1672-643X.2017.05.19.
- [10] 高永霞, 宋玉芝, 于江华, 等. 环太湖不同性质河流水体磷的时空分布特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(4): 1404-1412. (GAO Y X, SONG Y Z, YU J H, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of different forms of phosphorus in three sorts of rivers around Lake Taihu [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(4): 1404-1412. (in Chinese)) DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.04.027
- [11] 张质明, 王晓燕, 马文林, 等. 未来气候变暖对北运河通州段自净过程的影响[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(2): 730-739. (ZHANG Z M, WANG X Y, MA W L, et al. The effects of global warming on purification processes of Tongzhou section of Beiyun river [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(2): 730-739. (in Chinese))
- [12] 王蓉, 黄天寅, 吴玮. 典型城市河道氮、磷自净能力影响因素[J]. *湖泊科学*, 2016, 28(1): 105-113. (WANG R, HUANG T Y, W W. Different factors on nitrogen and phosphorus self purification ability from an urban Guandun Huayuan river [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(1): 105-113. (in Chinese)) DOI: 10.18307/2016.0112.
- [13] 李文红, 陈英旭, 孙建平. 疏浚对影响上覆水体自净能力的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(3): 318-320. (LI W H, CHEN Y X, SUN J P. Influence of dredging on self purification ability of overlying water [J]. *Journal of Agricultural Environmental Science*, 2003, 22(3): 318-320. (in Chinese)) DOI: 10.3321/j.issn:1672-2043.2003.03.017.
- [14] 吕学研, 吴时强, 张咏, 等. 调水引流工程生态与环境效应研究进展[J]. *水资源与水工程学报*, 2015, 26(4): 38-45. (LV X Y, WU S Q, ZHANG Y, et al. Progress of ecology and environment effect of water diversion project [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2015, 26(4): 38-45. (in Chinese)) DOI: 10.11705/j.issn.1672-643X.2015.04.008.
- [15] 吴泽宁, 田桂桂, 王慧亮. 基于物质循环的河道内生态用水价值及其能值评估[J]. *南水北调与水利科技*, 2016, 14(1): 06-10. (WU Z N, TIAN G G, WANG H L. Value of in-stream ecological water use and the emergy evaluation method based on material cycle [J]. *South to North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2016, 14(1): 06-10. (in Chinese)) DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2016.02.002.
- [16] 窦明, 米庆彬, 李桂秋, 等. 闸控河段水质转化机制研究 I: 模型研制[J]. *水利学报*, 2016, 47(4): 527-536. (DOU M, MI Q B, LI G Q, et al. Research on water quality transformation mechanism in Sluice controlled river reaches I. Development of the mathematical model [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2016, 47(4): 527-536. (in Chinese)) DOI: 10.13243/j.cnki.slxb.20150095
- [17] 窦明, 米庆彬, 李桂秋, 等. 闸控河段水质转化机制研究 II: 主导反应机制[J]. *水利学报*, 2016, 47(5): 635-643. (DOU M, MI Q B, LI G Q, et al. Research on water quality transformation mechanism in Sluice controlled river reaches II. Identification of the major reaction mechanism [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2016, 47(5): 635-643. (in Chinese)) DOI: 10.13243/j.cnki.slxb.20151142.
- [18] 李飞鹏, 张海平, 陈玲, 等. 调水对巢湖市河道水质的改善效果及对浮游藻类的影响[J]. *水资源与水工程学报*, 2015(3): 30-34. (LI F P, ZHANG H P, CHEN L, et al. Effect of water diversion on improvement of river water quality and phytoplankton in Chaohu [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2015(3): 30-34. (in Chinese)) DOI: 10.11705/j.issn.1672-643X.2015.03.007.
- [19] 金腊华. 水环境数值模拟与可视化技术[M]. 化学工业出版社环境科学与工程出版中心, 2004. (JIN L H. Numerical simulation and visualization technology of water environment [M]. Environmental Science and Engineering, Chemical Industry Press, 2014. (in Chinese))
- [20] 莫祖澜, 邵卫云, 刘小为. 自然与引水因素对受纳水体自净作用的影响研究[J]. *科技通报*, 2014(9): 202-207. (MO Z L, SHAO W Y, LIU X W. Effects of natural and water diversion factors on self purification of the receiving waters [J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2014(9): 202-207. (in Chinese)) DOI: 10.3969/j.issn.1001-7119.2014.09.048.
- [21] 王雯雯, 王书航, 姜霞, 等. 洞庭湖沉积物不同形态氮赋存特征及其释放风险[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(6): 589-605. (WANG W W, WANG S H, JIANG X, et al. Occurrence characteristics and release risk of nitrogen fractions in sediments of Dongting Lake [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(6): 589-605. (in Chinese)) DOI: 10.13198/j.res.2013.06.19.wangww.013
- [22] 朱红伟, 张坤, 钟宝昌, 等. 泥沙颗粒和孔隙水在底泥再悬浮污染物释放中的作用[J]. *水动力学研究与进展*, 2011, 26(5): 631-641. (ZHU H W, ZHANG K, ZHONG B C, et al. Effects of particles and pore water in release of pollutants due to sediment resuspension [J]. *Chinese Journal of hydrodynamics*, 2011, 26(5): 631-641. (in Chinese)) DOI: 10.3969/j.issn1000-4874.2011.05.015.
- [23] 谭夔, 陈求稳, 毛劲乔, 等. 大清河河口水体自净能力实验[J]. *生态学报*, 2007, 27(11): 4736-4742. (TAN K, CHEN Q W, MAO J Q, et al. The self purification capacity of the outlet of Daqinghe River: experiment [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(11): 4736-4742. (in Chinese)) DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2007.11.042.
- [24] 黄东, 李晖, 赵晓健. 水质监测中 BOD, COD_{Cr}, COD_{Mn} 三者关系[J]. *污染防治技术*, 2000, 23(5): 93-94. (HUANG D, LI H and ZHAO X J. Relationships among COD_{Cr}, COD_{Mn} and BOD₅ in water quality monitoring [J]. *Pollution Control Technology*, 2000, 23(5): 93-94. (in Chinese))