

DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2016.03.012

# 闸坝调控对河流水生态环境影响特征分析

左其亭<sup>1,2</sup>, 刘 静<sup>1</sup>, 窦 明<sup>2</sup>

(1. 郑州大学水利与环境学院, 河南 郑州 450001; 2. 郑州大学水科学研究中心, 河南 郑州 450001)

**摘要:** 为探讨闸坝工程对河流水生态环境的影响效应, 进行实地闸坝调控实验, 监测河流水质指标在不同调控(0 m<sup>3</sup>/s、20 m<sup>3</sup>/s、40 m<sup>3</sup>/s 和 60 m<sup>3</sup>/s)方式下的空间变化, 并调查水生态指标, 探析长期和短期的调控干扰对河流水生态环境的影响特征。结果表明: 60 m<sup>3</sup>/s 调控, 有助于闸下污染物的氧化和分解, 提高河流水体的自净作用; 水体的强烈冲刷和扰动作用促进底泥中污染物向水体转化, 极易造成闸下区域水体的突发性二次污染; 短期频繁地开闸调控对浮游动植物的密度分布影响显著; 长期的调控干扰导致水生生物群落和结构单一, 水生态环境显著恶化, 闸上区域负面影响更为严重。研究结果可为河流生态修护与可持续流域水环境管理提供科学依据。

**关键词:** 闸坝; 闸坝调控; 水质; 水生态; 水污染; 影响特征

**中图分类号:** X522      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1001-6791(2016)03-0439-09

闸坝工程是辅助人类开发和管理水资源的重要工具, 关系着国运苍生, 一旦调控不当, 负面问题便会接踵而至<sup>[1]</sup>。研究闸坝工程对河流环境的影响效应, 缓解产生的消极影响对流域水环境保护具有重要意义。国内外学者围绕闸坝工程对河流水质、水量的影响与优化调控做了大量研究, 如 Hayes 等<sup>[2]</sup>、Burke 等<sup>[3]</sup>、窦明等<sup>[4]</sup>和陈炼钢等<sup>[5]</sup>探析了水闸调度对河流水质、水量演变所起的作用; 董增川等<sup>[6]</sup>、Birhanu 等<sup>[7]</sup>、左其亭和李冬锋<sup>[8]</sup>模拟了不同闸坝调控情景下河流水环境变化, 以优化区域水量水质的联合调控。近年来, 随着传统水利向生态水利的转变, 研究逐步涉及到闸坝工程对河流生态的影响和保护。毛战坡等<sup>[9]</sup>综述了大坝对河流生源要素、水生态系统结构与功能的影响作用; 夏军等<sup>[10]</sup>评估了闸坝工程对水生态系统的影响程度。

然而, 先前研究多以定性分析或多采用数值模型来模拟预测闸坝工程对河流水环境与生态的影响, 并非真实的试验结果; 研究多以宏观角度评估闸坝工程的影响, 缺乏从典型的闸坝工程剖析调控影响的细微特征。另外, 由于生态观测数据匮乏, 已有研究在闸坝工程对水生态环境的干扰认识上还不充分。因此, 以实地闸坝工程调控和水生态调查实验为基础的研究是探索闸坝对河流水质、水生态影响的迫切需要, 且研究鲜有报道。本文以重污染河流沙颍河中的槐店闸为研究对象, 实施闸坝调控实验, 以水质和水生态指标为研究主体, 深入分析闸坝调控对河流水质影响的空间变化特征以及对水生态环境造成的长、短期作用影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

沙颍河发源于河南省伏牛山区, 流经豫、皖两省, 最终汇入淮河, 全长约 620 km, 流域面积近 4 万 km<sup>2</sup>, 为淮河最大的支流, 也是淮河水污染最严重的支流。槐店闸地处沙颍河中游(图 1), 位于河南省周口

收稿日期: 2015-10-16; 网络出版时间: 2016-04-28

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/32.1309.P.20160428.2234.004.html>

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51279183; U1304509)

作者简介: 左其亭(1967—), 男, 河南固始人, 教授, 博士, 主要从事水文水资源与水环境领域研究。

E-mail: zuoqiting@163.com

市沈丘县槐店镇(33°23′15″N, 115°04′24″E), 上距周口市 60 km, 下距豫皖边界 34 km, 控制流域面积达 28 150 km<sup>2</sup>, 是沙颍河干流的重要闸坝工程。槐店闸由浅孔闸、深孔闸和船闸组成。浅孔闸兴建于 1959 年, 含 18 孔, 长期保持水流下泄, 深孔闸兴建于 1969 年, 含 5 孔, 只在洪水期泄洪时运行, 船闸在正常通航时使用。槐店闸设计防洪流量为 3 200 m<sup>3</sup>/s, 设计灌溉面积达 6.67 万 hm<sup>2</sup>, 最大蓄水量为 4 500 万 m<sup>3</sup>。

## 1.2 监测断面与样点布设

结合实地勘测情况, 严格遵照《水环境监测规范》(SL219—2013), 确定实验监测区域为槐店闸上游至下游河道, 监测范围长达 2 300 m。在监测区域内共设置 4 个监测断面(I、IV、VI和VII): I断面代表河流来水情况断面; IV断面代表闸前污染物沉积断面; VI断面代表水流冲刷干扰断面; VII断面代表闸后污染物消解沉积断面。水质样本采样点共布设 4 个, 采样垂线设置在断面 2 等分处, 水生态样本采样点共布设 4 个, 分别位于断面的北岸边处。采样断面与采样点的布设见图 2。

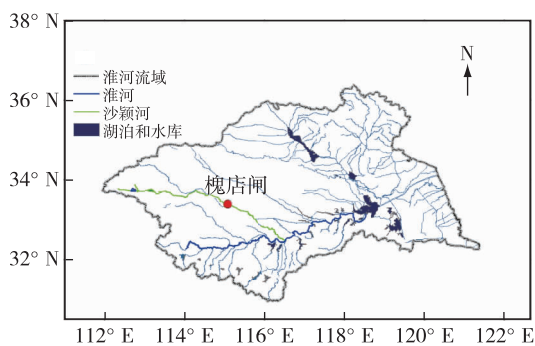


图 1 研究区地理位置

Fig. 1 Map of the study area

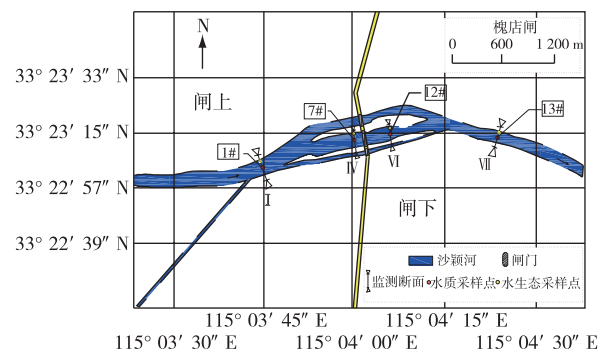


图 2 采样点分布

Fig. 2 Sampling point distribution

## 1.3 调控与采样方案

实验以闸坝浅孔闸中间 6 孔的集中调控方式进行设计, 调控力度以过闸流量表示。共设计 4 种调控方式, 调控力度按从小到大顺序依次进行转换, 各调控方式下的水质样本采集需在对应的调控方式实施 4 h 后进行, 不同调控方式之间转换的时间间隔不得小于 12 h。闸坝调控对水生生物的影响过程复杂、影响因子繁多且影响结果显现周期长, 为了探索闸坝长期调控干扰对闸控河流水生态环境造成的影响, 在开闸调控方案实施前进行水生态样本采集与分析。此外, 在开闸调控实施后, 增采 1 次水生态样本, 以探索实验期间, 短期频繁的开闸调控对闸坝水生态环境的影响特征。具体闸坝调控与样本采集方案如表 1 所示。

表 1 闸坝调控与样本采集方案

Table 1 Control modes and sampling plan

闸坝调控时间	闸坝调控方式		采样时间	样本采集方案	
	闸门开启方式	过闸流量/(m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> )		水质样本	水生态样本
2014-11-14T08:00/16T17:00	闸门全关闭	0	2014-11-16 下午	√	√
2014-11-16T17:00/17T17:00	6 孔 10 cm	20.0	2014-11-17 下午	√	
2014-11-17T17:00/18T17:00	6 孔 20 cm	40.0	2014-11-18 下午	√	
2014-11-18T17:00/19T17:00	6 孔 30 cm	60.0	2014-11-19 下午	√	√

## 1.4 样本采集、处理与测定

采集的水质样本包括表层水样、上覆水样和底泥样本, 以分析污染物在河流水体、悬浮物和底泥中的浓度。表层水样进行 COD<sub>Mn</sub>、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、TN 和 TP 检测。上覆水样、底泥样本都进行过滤处理后, 将对应滤出的悬浮物、底泥分别溶于纯水, 搅拌、离心后提取上清液, 测定悬浮物上清液与底泥上清液样本中的 COD<sub>Mn</sub>、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、TN 和 TP 指标浓度。水质样本采集和检测方法严格参照《水环境监测规范》(SL219—2013)和《水和废水监测分析方法》。溶解氧(DO)、氧化还原电位(ORP)、电导率(TDS)采用

HACH 便携式水质分析仪测定, 叶绿素 a、藻类(PCY)采用 Hydrolab DS5 仪器监测。采集的水生态样本包括浮游植物、浮游动物和底栖动物, 样本采集和样品浓缩、固定、保存及计数严格参照《水生生物监测手册》。

### 1.5 数据分析

所有水质和水生态数据来源于本次实验的实际监测结果。水质指标与水生态指标的变化特征以监测的浓度数据进行呈现, 水生生物的物种多样性采用 Margalef 多样性指数<sup>[11]</sup>进行评估, 计算公式如下:

$$D_i = \frac{S_i - 1}{\ln N_i} \quad (1)$$

式中:  $i$  代表水生生物类别, 一般指浮游植物、浮游动物和底栖动物;  $D_i$  为 Margalef 多样性指数;  $S_i$  为样点中第  $i$  类水生生物的种类数;  $N_i$  为样点中第  $i$  类水生生物的个体数。

## 2 水质指标影响特征与分析

### 2.1 表层水样

表 2 呈现了各监测断面的表层水样中  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{BOD}_5$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TN 和 TP 在不同调控方式下的浓度变化。如表 2 所示,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度属于 II ~ III 类水水平,  $\text{BOD}_5$  浓度属于 IV 类水水平,  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度属于 III ~ IV 类水水平, TN 浓度超过 V 类水标准限值的 2 倍以上, 属于劣 V 类水水平, TP 浓度属于 III 类水水平, 内梅罗综合水质指数处于 IV 类水水平, 总体水质适用于工业生产用水和农业灌溉用水。污染物在不同调控方式下的特征如下: ①  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和  $\text{BOD}_5$ : 在  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  时, 断面 IV 的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度最高, 调控转换到  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  时, 闸上断面有机污染物随水流迁移到闸下断面 VI, 导致  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度在 VI 断面升高, 但  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  与  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  时闸上断面 IV 浓度均高于来水断面 I, 说明闸门关闭与小流量调控均会加重闸上水体有机污染物富集。然而, 随着调控力度的加大, 断面 IV、断面 VI、断面 VII 的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度都明显低于  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  与  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  的浓度。各断面  $\text{BOD}_5$  浓度在各调控方式下的变化波动, 在  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  时,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和  $\text{BOD}_5$  浓度在污染物消解沉积断面 VII 高于来水断面 I, 而在  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  时, 变化特征则相反。因此可以推断, 适当较大流量 ( $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$ ) 的调控, 可促进闸下有机污染物的稀释和分解, 提高水体的自净能力。②  $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{NO}_3\text{-N}$ : 由 I 断面到 VII 断面,  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  时,  $\text{NH}_3\text{-N}$  呈现增加趋势,  $\text{NO}_3\text{-N}$  呈现降低趋势, 而在  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  时,  $\text{NH}_3\text{-N}$  与  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度均为断面 VII 高于断面 I, 出现这种现象的原因可能是  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控不利于水体中含氮化合物的氧化分解, 而  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控, 有助于河流水体的自净过程, 然而水体的强烈扰动促使底泥对氨态氮的释放, 导致闸下区域水体出现新近污染<sup>[12]</sup>; ③ TN 和 TP: 除了  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控, TP 浓度呈现断面 VII 高于断面 I 的特征, 而对于 TN, 除了  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控, TN 浓度在断面 VII 低于断面 I, 且调控力度越大, 断面 I 与断面 VII 的浓度差越大, 因此, 大流量的调控有利于降低水体中营养元素的含量, 在上游来水水质较差的情况下, 应尽量避免小流量的调控, 以降低水体富营养化的风险。

图 3 呈现了不同调控方式下, 水体中 DO、ORP 等监测指标的浓度变化特征。图 3(a) 显示从闸上到闸下的整体变化趋势上, DO 浓度在  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  时呈现降低趋势, 而在  $20 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  时表现为增加趋势, 表明开闸调控促使水流扰动有助于水体 DO 浓度的增加。图 3(b) 显示在  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控方式下, 靠近闸门断面的 ORP 值变化剧烈, 而其他调控方式下各断面的 ORP 值变化较小, 说明大流量调控对靠近闸门区域的 ORP 值影响显著。电导率(图 3(c))在  $0 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  时, 从闸上到闸下逐渐增加, 而在  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  时, 却呈现降低趋势且各断面的电导率值均低于来水断面 I, 表明  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  和  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  的调控降低了水体杂质, 河流水体的自净能力提升。叶绿素 a(图 3(d))浓度变化与藻类(图 3(e))密度变化基本上具有一致性<sup>[13]</sup>, 调控力度增加, 水体扰动和冲刷能力增强, 不利于藻类的附着和生长, 藻类密度和叶绿素浓度显著降低。

表2 表层水样在不同调控方式下的污染物浓度变化

mg/L

Table 2 Concentration variation of pollutants at different control modes for surface water sampling

断面	COD <sub>Mn</sub>				BOD <sub>5</sub>				NH <sub>3</sub> -N			
	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s
I	4.26	4.59	4.56	4.65	5.20	4.80	5.00	5.20	0.66	0.85	0.81	0.79
IV	5.45	4.96	4.17	4.40	4.80	5.00	4.70	5.00	0.82	0.80	0.76	0.85
VI	4.59	5.26	4.22	4.21	5.00	5.00	4.50	5.30	1.13	0.84	1.04	0.95
VII	4.74	4.77	4.16	3.72	5.30	5.10	4.70	4.90	1.30	1.08	1.13	0.91

断面	NO <sub>3</sub> -N				TN				TP			
	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s	0 m <sup>3</sup> /s	20 m <sup>3</sup> /s	40 m <sup>3</sup> /s	60 m <sup>3</sup> /s
I	2.41	2.47	2.01	2.20	5.93	6.10	6.79	6.07	0.136	0.178	0.141	0.178
IV	2.40	2.16	2.08	2.18	6.21	5.96	6.16	5.94	0.145	0.186	0.145	0.182
VI	2.29	1.91	2.21	2.12	6.38	6.14	6.42	6.04	0.136	0.202	0.141	0.182
VII	2.24	2.25	2.30	2.24	6.47	6.09	6.76	5.94	0.186	0.186	0.178	0.178

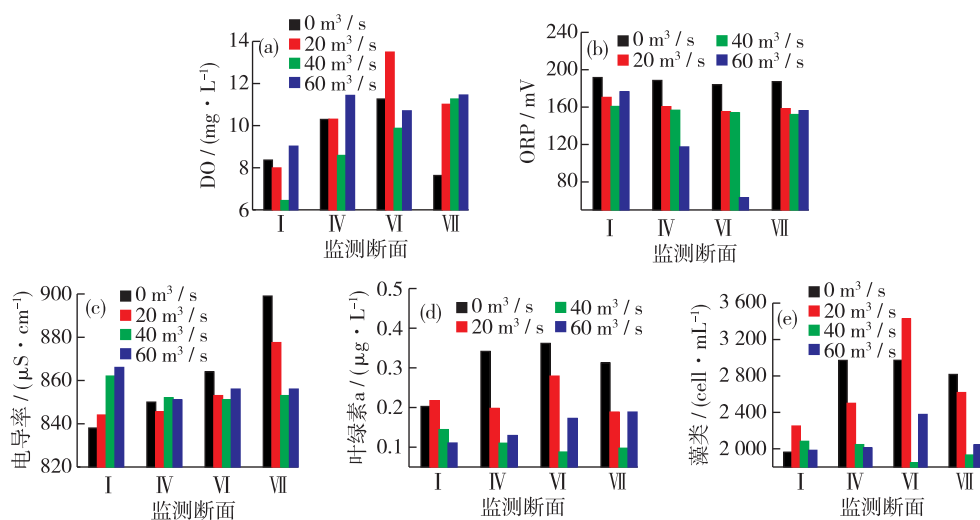


图3 表层水体中监测指标在不同调控方式下的浓度变化

Fig. 3 Concentration variation of monitoring items at different control modes for surface water

## 2.2 上覆水样

上覆水样仅在断面 I 和断面 IV 进行采集,以研究闸上区域悬浮物中污染物在不同调控影响下的变化特征。如图 4 所示,在 0 m<sup>3</sup>/s 时,悬浮物中 NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、TP 和 TN 在断面 IV 的浓度均高于来水断面 I,说明闸门关闭,闸前区域水流变缓或静止,为悬浮颗粒吸附含氮、磷化合物提供了有利条件;在 20 m<sup>3</sup>/s 与 40 m<sup>3</sup>/s 时,IV 断面悬浮物中污染物浓度变化波动,但调控力度达 60 m<sup>3</sup>/s 时,IV 断面悬浮物中各污染物浓度显著低于来水断面 I,发生这种现象的原因可能是 60 m<sup>3</sup>/s 调控方式下的水流下泄速度快,水流混合和扰动作用复杂且强烈,有利于污染物在悬浮物中的解吸释放。

## 2.3 底泥样

底泥样本仅在 0 m<sup>3</sup>/s 的调控方式下,对断面 I、断面 IV、断面 VII 进行采集,以研究长期闸坝调控的干扰对底泥污染物产生的影响,探索底泥污染物的浓度分布特征与背景值。如图 5 所示, NH<sub>3</sub>-N 和 TN 在闸下断面 VII 急剧增大,分别为来水断面 I 浓度的 7 倍和 3 倍,主要原因是水流的长期冲刷扰动作用促使底泥、悬浮物中氮的解吸释放<sup>[14]</sup>,加之闸上底泥、悬浮物、水体及三相中含氮化合物随水流下泄,最终沉积于闸后区域的底泥中,导致闸下断面 VII 底泥含氮化合物浓度急增。值得注意的是, NO<sub>3</sub>-N 与 NH<sub>3</sub>-N 浓度变化特征刚好相反,但与相同调控方式下的 DO 浓度变化特征一致。发生这样的实验现象是因为断面 DO 浓度较高时,有利于底泥中硝化作用的进行,促进亚硝酸盐氮、氨氮与有机氮向硝酸盐氮的转化, NO<sub>3</sub>-N 浓度增加,

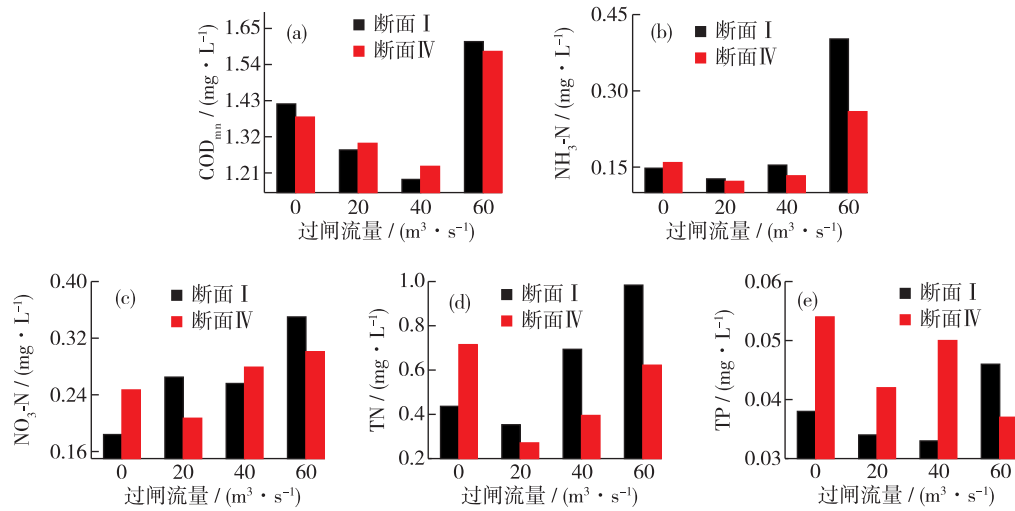


图 4 悬浮物中污染物在不同调度方式下的浓度变化

Fig. 4 Concentration variation of pollutants at different control modes for suspended solids

NH<sub>3</sub>-N浓度降低, 而当溶解氧较低时, 结论则相反<sup>[15]</sup>。TP 浓度在各个断面变化并不明显, 但都超过水体发生富营养化的限制浓度 0.02 mg/L<sup>[16]</sup>。COD<sub>Mn</sub>在各断面底泥中的浓度都比较高, 断面 IV 呈现最大值, 说明有机污染物易富集于底泥中, 特别易富集于紧靠闸门上游区域的底泥中, 且闸坝的调控干扰, 会引发水流干扰强烈区域的次生污染源对有机污染物的释放, 最终导致 VII 断面底泥中有机污染物浓度高于来水断面 I。综合分析表明, 闸控河流底泥中富含有机污染物和营养元素, 闸下区域的底泥情况更不乐观, 底泥成为了河流主要次生污染源, 大量污染物的解吸会造成闸控河流水体的潜在污染。

### 2.4 污染物在不同介质间的浓度变化特征

为了分析污染物在表层水体、悬浮物、底泥三相中的分布规律和背景

值, 在 0 m<sup>3</sup>/s 调控方式下, 对水流扰动作用相对复杂的断面 IV 进行分析并与来水断面 I 进行对比研究。从图 6 可以看出, COD<sub>Mn</sub>在表层水体和底泥中的含量较大, 底泥和悬浮物中的 TN、TP 浓度均相差甚微, 但含

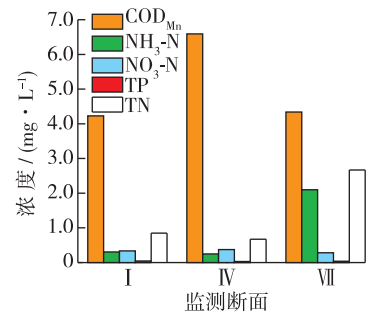


图 5 底泥污染物浓度变化

Fig. 5 Concentration distribution of pollutants for sediment sampling

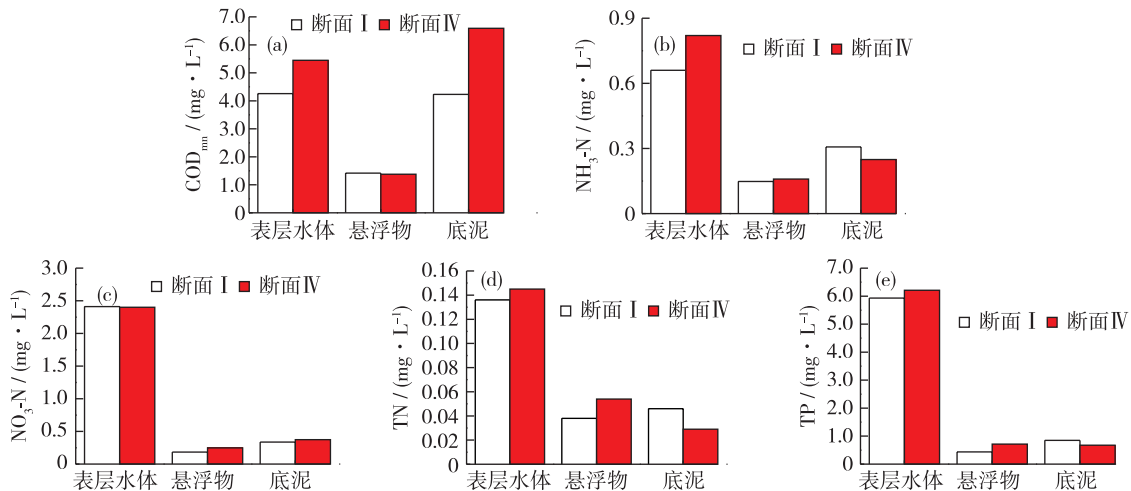


图 6 污染物质在不同介质间的浓度变化

Fig. 6 Concentration variation of pollutants among the different mediums

量都高于水体发生富营养化的限制水平,其他污染物浓度大小顺序为:水样>底泥样>悬浮物样,表明污染物普遍分布于水体和底泥中。与来水断面 I 对比分析可知,IV 断面表层水体除了  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度与来水浓度相当之外,其他污染物浓度均高于来水值,底泥中有机污染物浓度远远超过来水断面底泥、悬浮物、表层水体中的有机污染物含量,悬浮物中含氮、含磷化合物浓度均高于来水断面 I。综合分析可以看出,若在上游来水水质较差的情况下,调控流量过大,水体快速下泄,让原本富集在闸上区域的污染团随水流冲刷到闸下区域,加之强烈的水体扰动作用促使底泥再悬浮和污染物的大量释放,极易造成闸下水体的突发性二次污染和水体富营养化。

### 3 水生态指标影响特征与分析

#### 3.1 浮游植物

实验水域共鉴定出浮游植物 6 门 44 属,绿藻门 23 属,硅藻门 15 属,蓝藻门 3 属,黄藻门、隐藻门、甲藻门各 1 属。图 7(a)呈现了开闸调控实施前,浮游植物在各断面的分布特征,可以明显看出,受闸坝的长期干扰影响,水域主要以隐藻门、绿藻门和硅藻门为主,Margalef 指数在 2.1~2.6 内波动,水域浮游植物多样性相对贫乏。与来水断面 I 进行对比,断面 IV、断面 VI、断面 VII 的浮游植物密度高,且较耐污种的隐藻门密度明显上升,Margalef 指数显著降低。一般在较清洁的水中,浮游植物种类多而密度小,随着水体污染的加重,适宜于耐污种生存,浮游植物种类少而密度大<sup>[17]</sup>。因此,闸坝的长期调控干扰,降低了浮游植物多样性,促进了耐污种的繁殖和生长,水生态环境恶化。对比开闸调控实施后的浮游植物分布特征(图 7(b))发现,闸上富集的为浮游植物繁殖和生长提供“养料”的污染物和浮游植物本身随开闸调控后的水体下泄迁移到闸下区域,导致闸下浮游植物的平均密度、Margalef 指数均高于闸上水平,说明短期频繁地开闸调控对浮游植物的密度分布影响显著且改变了水生环境中浮游植物的群落结构。

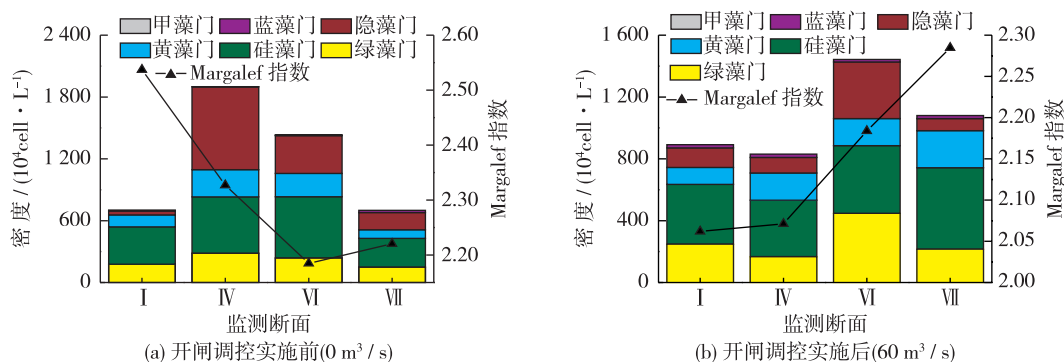


图 7 闸坝调控影响下浮游植物密度特征

Fig. 7 Density features of phytoplankton under the influence of sluice operation

#### 3.2 浮游动物

实验水域共鉴定出浮游动物 40 种,其中原生动物 12 种,占 30%;轮虫 14 种,占 35%;枝角类 8 种,占 20%;桡足类 6 种,占 15%。从浮游动物种类数看,轮虫和原生动物占优势,比例高达 65%,从浮游动物密度(图 8(a))来看,水域主要为枝角类和桡足类,且枝角类中的蚤状溞密度比例高达 90%。蚤状溞是水质基准研究的受试生物,对各种污染物均较敏感<sup>[18]</sup>,并且在富营养型的小水域中能大量繁殖。综合分析表明,闸坝的长期干扰促使浮游动物群落结构单一,水体呈现富营养化特征,这与表层水样监测结果一致。从闸上到闸下,浮游动物密度逐渐减小,Margalef 指数逐渐增大,虽然闸坝的调控有助于改善闸下水域浮游动物群落结构,但是,整体上水生态环境并不乐观。对比开闸调控实施后的浮游动物分布特征(图 8(b))发现,开闸调控实施后浮游动物密度急剧下降,Margalef 指数也显著降低,说明水流平缓或静止,水滞留时间长,有利于浮游动物的繁殖和生长。然而,随着开闸调控的实施,水流增大,水体滞留时间短,浮游动物的



密度和种类会呈现降低趋势, 其中枝角类减少明显, 发生这种现象的原因主要有 2 方面: ① 水体的流动和冲刷使得浮游动物迁移到闸下更远的水域; ② 水流的扰动使得底泥和悬浮物浓度增加, 促使枝角类等大型浮游动物的摄食条件恶化, 引发其死亡<sup>[19]</sup>。

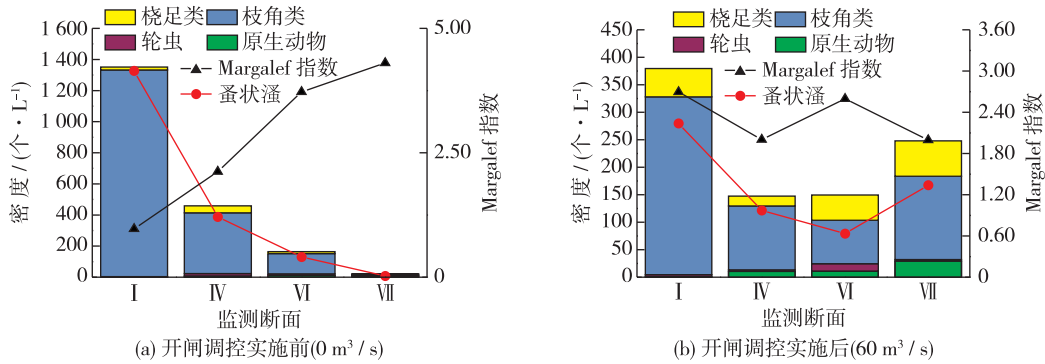


图 8 闸坝调控影响下浮游动物密度特征

Fig. 8 Density features of zooplankton under the influence of sluice operation

### 3.3 底栖动物

底栖动物易受到外界干扰且生命周期相对较长, 可以监测到干扰造成的长期累积影响。根据底栖动物独有的特性, 本次实验只在开闸调控实施前对底栖动物进行采样分析。实验水域共鉴定出底栖动物 8 种, 其中软体动物 4 种, 占 50%; 水栖寡毛类 1 种, 占 12.5%; 水生昆虫 3 种, 占 37.5%。水体中软体动物和水生昆虫占优势, 种类和个体数量的比例分别为 87.5%、76.0%。无论是物种数还是个体数量, 底栖动物的群落结构单一, 表明河道人工渠道化和闸坝的调控干扰, 不利于底栖动物的生存和繁衍。从图 9 可以看出, Margalef 多样性指数在 1.2~1.9 之间波动, 水域水体属于重度污染状态<sup>[20]</sup>, 这与水质样本监测的结果一致。耐污性强的水栖寡毛类在闸上断面 IV 的数量最大, 占据 67%, 然而从闸上到闸下区域, 水栖寡毛类显著降低, 水生昆虫和软体动物增长明显, 底栖动物数量呈显著增加趋势, 且 Margalef 多样性指数闸下>闸上。根据相关研究可知, 软体动物和水生昆虫种类随着水体污染程度的增加而降低, 水栖寡毛类随着水体污染程度的增加而增加<sup>[21]</sup>, 因此, 综合分析可知闸坝调控的长期干扰使得底栖动物赖以生存的水生态环境显著恶化, 闸上区域更不乐观。

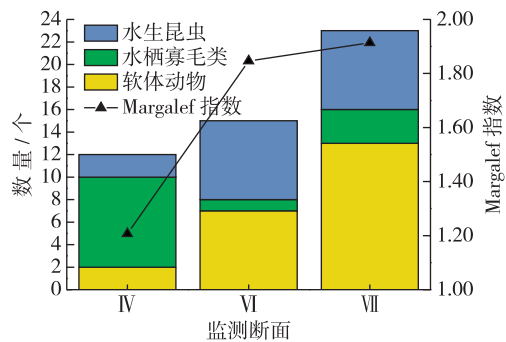


图 9 闸坝调控影响下底栖动物数量特征

Fig. 9 Quantitative characteristic of zoobenthos under the influence of sluice operation

## 4 结 论

- (1) 60 m<sup>3</sup>/s 的大流量调控, 有助于闸下污染物的稀释和分解, 降低水体营养元素含量, 增加水体 DO 浓度, 提高河流水体的自净能力。
- (2) 有机污染物和营养元素易富集于底泥中, 底泥成为了河流主要次生污染源, 强烈的水流混合与扰动作用, 促进底泥污染物的解吸释放, 极易造成闸下水体的突发性二次污染。
- (3) 短期频繁地开闸调控对浮游动植物的密度分布影响显著。水流冲刷与扰动作用导致浮游动植物随水流迁移, 生存环境遭受破坏, 不利于其正常生长与繁殖。

(4) 长期的闸坝调控干扰导致河流水生生物群落和结构单一, 物种多样性相对贫乏, 水生态环境显著恶化, 特别是闸上区域, 负面影响更为显著。

#### 参考文献:

- [1] 左其亭, 高洋洋, 刘子辉. 闸坝对重污染河流水质水量作用规律的分析与讨论[J]. 资源科学, 2010, 32(2): 261-266. (ZUO Q T, GAO Y Y, LIU Z H. Analysis and discussion about the mechanisms of the impacts of dams on water quality and quantity of heavily polluted rivers [J]. Resources Science, 2010, 32(2): 261-266. (in Chinese))
- [2] HAYES D F, LABADIE J W, SANDERS T G, et al. Enhancing water quality in hydropower system operations [J]. Water Resources Research, 1998, 34(3): 471-483.
- [3] BURKE M, JORDE K, BUFFINGN J M. Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation: changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river [J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(Supp 1): 224-236.
- [4] 窦明, 郑保强, 左其亭, 等. 闸控河段氨氮浓度与主要影响因子的量化关系识别[J]. 水利学报, 2013, 44(8): 934-941. (DOU M, ZHENG B Q, ZUO Q T, et al. Identification of quantitative relation of ammonia-nitrogen concentration and main influence factors in the river reaches controlled by sluice [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2013, 44(8): 934-941. (in Chinese))
- [5] 陈炼钢, 施勇, 钱新, 等. 闸控河网水文-水动力-水质耦合数学模型: II: 应用[J]. 水科学进展, 2014, 25(6): 856-863. (CHEN L G, SHI Y, QIAN X, et al. Hydrology, hydrodynamics, water quality model for impounded rivers: II: application [J]. Advances in Water Science, 2014, 25(6): 856-863. (in Chinese))
- [6] 董增川, 卞戈亚, 王船海, 等. 基于数值模拟的区域水量水质联合调度研究[J]. 水科学进展, 2009, 20(2): 184-189. (DONG Z H, BIAN G Y, WANG C H, et al. Joint operation of water quantity and quality based on numerical model [J]. Advances in Water Science, 2009, 20(2): 184-189. (in Chinese))
- [7] BIRHANU K, ALAMIREW T, DINKA M O, et al. Optimizing reservoir operation policy using chance constraint nonlinear programming for Koga irrigation dam, Ethiopia[J]. Water Resources Management, 2014, 28(14): 4957-4970.
- [8] 左其亭, 李冬锋. 基于模拟-优化的重污染河流闸坝群防污调控研究[J]. 水利学报, 2013, 44(8): 979-986. (ZUO Q T, LI D F. Research on regulation for pollution-control of dams on heavily polluted river base on the model of simulation and optimization [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2013, 44(8): 979-986. (in Chinese))
- [9] 毛战坡, 王雨春, 彭文启, 等. 筑坝对河流生态系统影响研究进展[J]. 水科学进展, 2005, 16(1): 134-140. (MAO Z P, WANG Y C, PENG W Q, et al. Advances in effects of dams on river ecosystem [J]. Advances in Water Science, 2005, 16(1): 134-140. (in Chinese))
- [10] 夏军, 赵长森, 刘敏, 等. 淮河闸坝对河流生态影响评价研究: 以蚌埠闸为例[J]. 自然资源学报, 2008, 23(1): 48-60. (XIA J, ZHAO C S, LIU M, et al. Impact assessment of dams & flood gates projects of Huaihe River on river ecosystem: a case study of the Bengbu site [J]. Journal of Natural Resources, 2008, 23(1): 48-60. (in Chinese))
- [11] 林青, 由文辉, 徐凤洁, 等. 滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 2014, 34(23): 6918-6929. (LIN Q, YOU W H, XU F J, et al. Zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dishui Lake [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(23): 6918-6929. (in Chinese))
- [12] 卢创新, 陈俊. 地表水污染程度及自净程度的评价方法研究[J]. 资源节约与环保, 2013(10): 95-96. (LU C X, CHEN J. Study on the evaluation method of surface water pollution and purification [J]. Resources Economization & Environmental Protection, 2013(10): 95-96. (in Chinese))
- [13] 于海燕, 周斌, 胡尊英, 等. 生物监测中叶绿素 a 浓度与藻类密度的关联性研究[J]. 中国环境监测, 2009, 25(6): 40-42. (YU H Y, ZHOU B, HU Z Y, et al. Study on correlation between chlorophyll a and algal density of biological monitoring [J]. Environmental Monitoring in China, 2009, 25(6): 40-42. (in Chinese))
- [14] 高月香, 张毅敏, 张永春. 流速对太湖底泥污染物释放的影响[J]. 环境工程, 2014(8): 10-14. (GAO Y X, ZHANG Y M, ZHANG Y C. Effects of flow velocity on the release of contaminants from Taihu Lake sediment [J]. Environmental Engineering, 2014(8): 10-14. (in Chinese))
- [15] 陶玉炎, 耿金菊, 王荣俊, 等. 环境条件变化对河流沉积物“三氮”释放的影响[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(Supp 1): 41-44. (TAO Y Y, GENG J J, WANG R J, et al. Effect of environmental variations on release of three nitrogen in sediments from



- river [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 36(Supp 1): 41-44. (in Chinese))
- [16] 尚佰晓, 王莉, 王爽, 等. 铁岭莲花湖水体富营养化评价[J]. *湿地科学*, 2014, 12(1): 97-101. (SHANG B X, WANG L, WANG S, et al. Eutrophication evaluation on waters in Lianhua Lake wetland in Tieling county [J]. *Wetland Science*, 2014, 12(1): 97-101. (in Chinese))
- [17] 王树功. 藻类污染生态学研究进展[J]. *环境科学进展*, 1998, 6(4): 75-79. (WANG S G. Advance in algae pollution ecology research [J]. *Advance in Environmental Science*, 1998, 6(4): 75-79. (in Chinese))
- [18] 郑欣, 闫振广, 王晓南, 等. 水质基准甲壳类受试生物筛选[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(4): 356-364. (ZHENG X, YAN Z G, WANG X N, et al. Screening of native crustaceans for deriving aquatic life criteria [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(4): 356-364. (in Chinese))
- [19] 陈伟民, 陈宇炜, 秦伯强, 等. 模拟水动力对湖泊浮游动物群落演替的实验研究[J]. *湖泊科学*, 2000, 12(4): 343-352. (CHEN W M, CHEN Y W, QIN B Q, et al. Experimental study on the biological community succession caused by water flow [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2000, 12(4): 343-352. (in Chinese))
- [20] 孙伟胜, 顾钱洪, 董静, 等. 淮河流域板桥水库大型底栖动物群落结构及水质生物学评价[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(9): 2843-2851. (SUN W S, GU Q H, DONG J, et al. Macroinvertebrate community structure and bioassessment for water quality of Banqiao Reservoir in Huaihe River basin [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(9): 2843-2851. (in Chinese))
- [21] 胡忠军, 王思卿, 张饮江, 等. 上海世博园后滩湿地底栖动物群落特征与水质评价[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(4): 1080-1087. (HU Z J, WANG S Q, ZHANG Y J, et al. Community characteristics of macrozoobenthos in Backshore Wetland of Expo Garden, Shanghai, China and their application on bio-assessment of water quality [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(4): 1080-1087. (in Chinese))

## Analysis of the impact of dam operations on the river water ecological environment\*

ZUO Qiting<sup>1, 2</sup>, LIU Jing<sup>1</sup>, DOU Ming<sup>2</sup>

(1. *College of Water Conservancy & Environment, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China;*

2. *Center for Water Science Research, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China*)

**Abstract:** Our field experiment made a thorough investigation of the influences of dam operations on the characteristics of the river water eco-environment, and studied the spatial variation of water quality at different control modes (0 m<sup>3</sup>/s, 20 m<sup>3</sup>/s, 40 m<sup>3</sup>/s and 60 m<sup>3</sup>/s). We also monitored ecological indicators to allow us to analyze the long-and short-term effects of the dam on the river water eco-environment. The results showed that a flow of 60 m<sup>3</sup>/s benefitted oxidation and decomposition of water pollutants downstream of the dam, and improved river water self-purification. An increase in disturbance of water flow promoted pollutant transfer from the sediment into the water so that a sudden pollution accident resulting from sediment disturbance downstream of the dam could easily take place. Frequent operations occurring in a relatively short period of time significantly affected the density distribution of plankton. What's more, the long-term effects of dam operations led to the development of a very simple biological community and structure, the water eco-environment deteriorated markedly, and the negative effects on the river upstream of the dam were more serious than downstream. The results of this study are useful in providing reliable information for ecological river restoration and sustainable river basin management.

**Key words:** dam; dam operation; water quality; water ecosystem; water pollution; influence characteristic

\* The study is financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 51279183; No. U1304509).