

研究简报

小浪底水库关键水体环境要素的时空变化特征及其影响因素*

黄新莹¹, 姚鹏^{1,2**}, 宋国栋¹, 王春禹¹, 吴丹¹, 杨建斌¹, 陈霖¹, 刘素美^{1,2}

(1. 中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 山东 青岛 266100;

2. 青岛海洋科学与技术试点国家实验室 海洋生态与环境科学功能实验室, 山东 青岛 266237)

摘要: 基于2017年6月和12月、2018年5月和9月在黄河小浪底水库开展的4次水体环境的综合观测, 获得了悬浮颗粒物含量(SPM)、水温、溶解氧(DO)、pH和叶绿素 a 含量等数据, 研究了不同季节和不同运作方式下黄河小浪底水库关键水体环境要素的分布特征及其影响因素。水库放水时期(2017年6月和2018年5月)和洪水调控期(2018年9月), 随距坝距离越近, SPM含量逐渐降低, 但在蓄水末期(2017年12月), 库区水体SPM整体分布均匀, 洪水调控期入库水体含沙量较高, 最大达到了7 894.7 mg/L。水库放水时期存在热分层现象, 表底层温差最大达到了12.4℃, 而在蓄水时期和洪水调控期水温分布较为均匀, 平均温度分别为12.5和26.8℃。2017年6月库区水体DO平均为6.36 mg/L, 层化现象较显著, 表底层最大相差8.01 mg/L, 其余时间DO整体上分布较均匀, 无明显层化现象, 平均分别为7.56、8.10和6.13 mg/L。库区水体pH只在2017年6月存在明显的全库区分层现象, 平均为8.38, 表底最大相差0.85; 2018年5月和9月坝前区域pH较高, 并存在从表至底逐渐降低的现象; 2017年12月蓄水末期则整体分布较均匀, 在放水期和洪水调控期, 库区水体叶绿素 a 含量整体上层较高, 从表至底逐渐降低, 2018年9月叶绿素 a 含量较高, 最大达到了10.50 $\mu\text{g/L}$, 而在蓄水末期, 叶绿素 a 含量偏低且分布较均匀, 平均含量仅为0.70 $\mu\text{g/L}$ 。上述结果表明, 受气温、上游来水、水库调控和生物过程等的多重影响下, 小浪底水库内各种环境因子时空变化剧烈, 是研究气候变化和人类活动对河流物质输运影响的良好载体。

关键词: 小浪底水库; 水体环境要素; 时空分布; 气候变化; 水库调控

中图法分类号: X131.2

文献标志码: A

文章编号: 1672-5174(2020)04-111-10

DOI: 10.16441/j.cnki.hdxh.20190054

引用格式: 黄新莹, 姚鹏, 宋国栋, 等. 小浪底水库关键水体环境要素的时空变化特征及其影响因素[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2020, 50(4): 111-120.

HUANG Xin-Ying, YAO Peng, SONG Guo-Dong, et al. Controls on spatial-temporal variation of hydrological features in the Xiaolangdi Reservoir[J]. Periodical of Ocean University of China, 2020, 50(4): 111-120.

随着社会经济的发展, 河流的自然性质和作用过程受到流域内不断加强的人文活动的强烈冲击^[1], 其中, 大坝对河流的拦截调蓄对河流及流域生态系统的影响最为显著和重要。大坝的修建极大地改变了陆地水循环和水环境状况, “水库效应”日益受到人们的重视^[2-3]。所谓水库效应是指河流水体被大坝拦截后形成滞水区, 水动力减弱、水体垂直交换受阻以及水体透明度增加使得水库具有了不同于河流的环境要素特征, 特别是水库建成后出现的季节性热分层现象阻碍了水体的物质迁移和能量交换, 对水、沙及其赋存的溶解氧、营养盐、碳等物质的分布、循环产生影响, 进而影响河流入海物质组成和通量, 并可能改变河口和近海

生态系统^[4-6]。

黄河是中国第二大河, 就输沙量而言曾居世界第二^[7]。近年来, 受流域自然因素和人类活动的强烈影响, 黄河入海水沙量急剧减少^[8-9], 造成下游功能性断流、河床抬高、河槽萎缩及河口三角洲沉积环境发生重大变化^[10]。小浪底水库是黄河最后一个峡谷河段水库, 控制了黄河90%的径流和绝大多数泥沙^[11]。关于小浪底水库水体环境要素的研究目前已有相关报道。例如, 陈昂等^[12]根据小浪底水库蓄水前后的水温监测资料及相关研究成果认为蓄水后库区水体出现水温分层现象。赵一慧等^[13]通过利用环境流体动力学模型对丰水年、平水年和枯水年中小浪底水库坝前水温进行

* 基金项目: 国家重点基础研究发展计划项目(2016YFA0600902)资助

Supported by the National Key Basic Research and Development Program of China(2016YFA0600902)

收稿日期: 2019-02-17; 修订日期: 2019-04-09

作者简介: 黄新莹(1993-), 女, 硕士生。E-mail: huangxylzu@163.com

** 通讯作者: E-mail: yaopeng@ouc.edu.cn

模拟,发现小浪底水库在11月至次年3月期间坝前无明显的水温分层现象,4—10月水库水温出现分层现象且在7月上下层水温温差达到最大。针对小浪底水库的水温分层现象,肖翔群等^[14]建立了立面二维水质模型对小浪底2013—2014年黄河调水期出库水质进行预测,结果表明该时期出库氨氮含量已超标。

尽管已经有了一些初步的认识,但目前对于小浪底水库水体环境要素的季节变化特点及河流水动力条件的变化对其影响了解还较少。小浪底水库在一个水文年内随季节不断调整运行方式,上游来水和来沙情况复杂多变,水库水体环境也随之不断变化。要了解黄河入海物质的变化,首先必须了解小浪底水库内物质循环的变化,而水温、DO、pH、叶绿素 a 等关键水体环境要素是反映水体水质情况的主要水质参数,也是水体内部生化反应的基本控制条件,是了解物质循环变化的基础。本研究从2017年6月—2018年9月对小浪底水库库区进行了多次现场调查,调查时间对应不同的蓄排水周期,获得了多个断面的水温、pH、叶绿素 a 、溶解氧和悬浮颗粒物浓度等水体环境参数的剖面分布,系统研究了不同季节和不同运作方式下小浪底水库关键水体环境要素的特征,并讨论了影响其季节变化的主要因素,以期深入了解在黄河这种高泥沙含量的河流上修建的水库在自然过程和人为调控下水体环境的变化特点,以更好地认识黄河入海物质源汇和生态影响,并为水库污染防治、优化运行管理提供参考和依据。

1 材料与方法

1.1 小浪底水库简介

小浪底水库位于黄河中游豫晋两省交界处的王屋山、太行山和崤山余脉之间的峡谷地段,属典型的峡谷河道型水库(见图1(a))。小浪底水利枢纽工程1991

年9月开始施工,2001年底建成,是以“防洪、防凌、减淤为主,兼顾供水、灌溉、发电”为目标的大型水利工程^[11]。库区河谷上窄下宽,水库总库容126.5亿 m^3 ;库区主要支流有12条,其中原始库容大于1亿 m^3 的9条,支流库容占总库容的41.3%。库区支流来水来沙量较少,支流来水或淤积的方式主要为干流倒灌^[15]。水库所属气候区为温带季风气候,该气候特点为四季分明、雨热同期。

1.2 站布设

为研究小浪底水库水体环境要素的季节变化特点及其影响因素,分别于2017年6月14—15日(水库放水末期)、2017年11月30日—12月2日(水库蓄水的末期)、2018年5月2—4日(水库放水中期)和2018年9月1—2日(水库蓄水初期、洪水调控期)对小浪底水库进行了观测和取样(见图1(b),(c))。2017年是黄河的一个特枯年,下游利津站年入海径流量为89.6亿 m^3 ,仅为1952—2015年间黄河多年入海径流量均值的30%,而2018年汛期黄河上中游接连发生洪水事件,入海径流量相比2017年有大幅度增加。2018年7和8月利津入海径流量分别为42.11和67.44亿 m^3 ,分别是2017年同时期利津入海径流量的5和7倍。在小浪底水库共设置了11个断面,其中2017年6、12月和2018年9月采集了35断面(距小浪底大坝约56 km)至坝前的样品;2018年5月采集了50断面(距大坝约88 km)至坝前的样品。坝前1断面为四次采样中水库水深最大处,距离大坝约3.1 km,本研究中坝前1断面水深最大达到了76 m,采样时间为2017年12月,该时期水库已完成蓄水,处于蓄水末期。坝前1断面水深最小为42.5 m,采样时间为2018年9月,该时期黄河中上游接连发生暴雨洪水事件,小浪底水库处于洪水调控期。

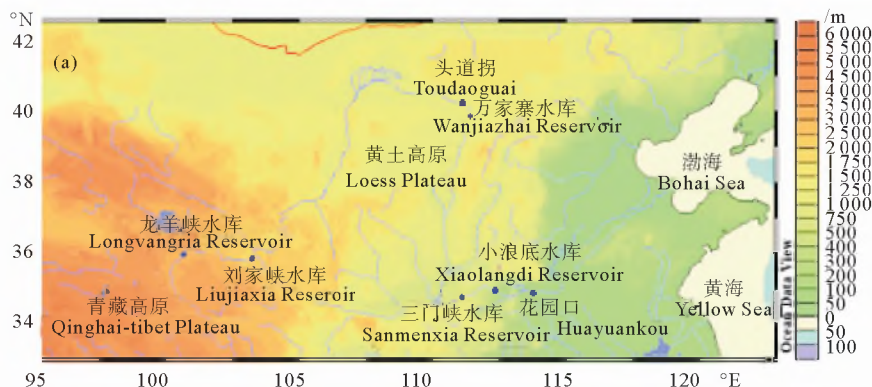
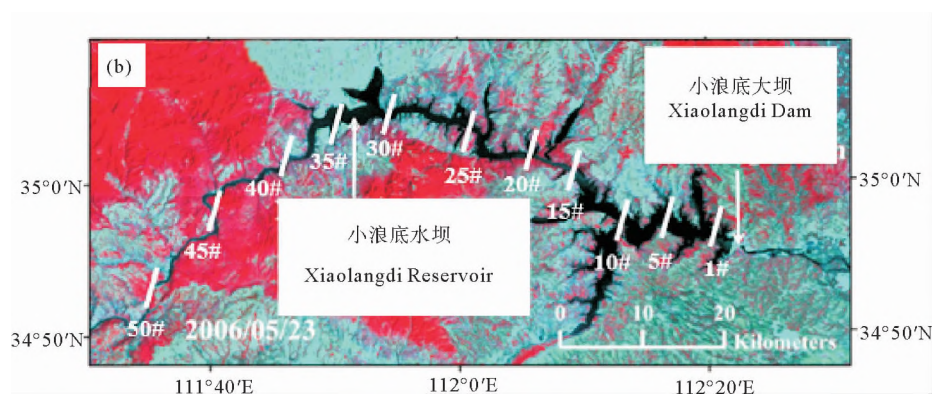


图1(a) 黄河流域示意图

Fig.1(a) The Yellow River Basin and location of the Xiaolangdi Reservoir



(卫星图取自 Earth Resources Observation and Science(EROS)Center(<http://glovis.usgs.gov/>)^[16]。The sensed Landsat data was acquired by the Earth Resources Observation and Science(EROS)Center(<http://glovis.usgs.gov/>)^[16]。))

图 1(b) 小浪底水库采样站位图

Fig.1(b) Distribution of sampling sites in the Xiaolangdi Reservoir

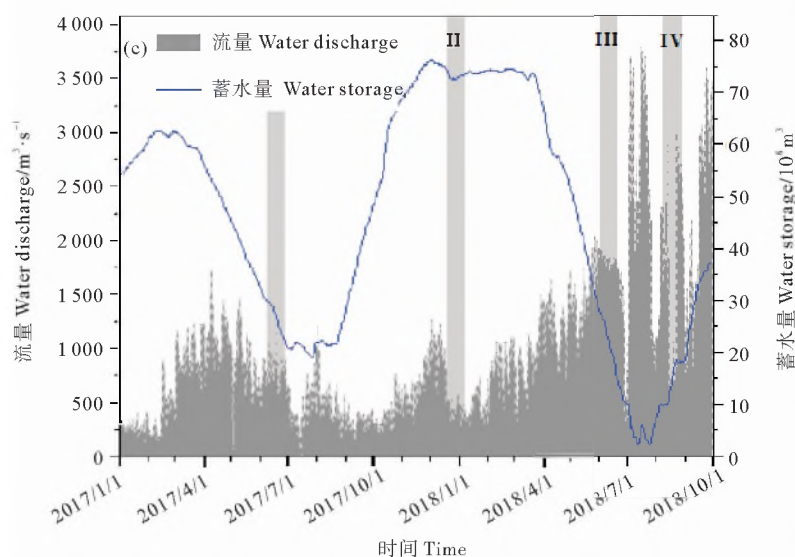


图 1(c) 采样期间小浪底水库蓄水量及下泄流量(2017 年 1 月 1 日—2018 年 10 月 1 日)

Fig.1(b) Variation of the discharge and storage of the Xiaolangdi Reservoir from January 1,2017 to October 1,2018

1.3 样品采集与测定

调查依托黄河水利委员会黄河监测船。使用 GARMIN Fishfinder 240 测深仪测定现场水深,通过在水库各断面下放多参数水质分析仪(RBR maestro)进行水温的剖面测定,并根据水温确定采水层次。使用 Niskin 采水器采集水样,在现场采用 Winkler 法进行溶解氧(DO)滴定(GB12157—2007),并使用 pH 计(Thermo ORION A211—8157BNUMD)进行水样 pH 的测定,其余水样带回岸上实验室进行过滤以测定悬浮颗粒物(SPM)和叶绿素 *a* 含量。SPM 分析采用重量差减法,将部分水样经预先称重的醋酸纤维膜过滤(直径 47 mm,孔径 0.45 μm),滤膜置于一 20 $^{\circ}\text{C}$ 的冰柜中冷冻保存,带回实验室后在 45 $^{\circ}\text{C}$ 的条件下烘干,将烘干后的滤膜称重,与滤膜本身的质量差减,除以过滤体积后得到 SPM 含量。另取一部分水样用玻璃纤维滤

膜过滤(GF/F, 直径 47 mm,孔径 0.7 μm),置于一 20 $^{\circ}\text{C}$ 的冰柜中冷冻保存,带回实验室后用 90% 丙酮萃取,用荧光分光光度法(Hitachi F-4500)进行叶绿素 *a* 含量的测定,使用叶绿素 *a* 标准(Sigma C6144 1MG)配置工作曲线进行外标法定量。

1.4 水文数据的获取

蓄水量及流量数据获取自黄河水利委员会官网(<http://www.yellowriver.gov.cn/>)和 2017 年黄河泥沙公报。

1.5 数据处理与分析

数据图表绘制及统计分析采用 Excel 2016、Origin 8.0 和 SPSS 22 软件完成,站位图及剖面图采用 Ocean Data View(ODV)软件绘制。由于 SPM 含量和叶绿素 *a* 浓度在四次采样中不存在正态分布,其与环境因子的相关性分析采用 Spearman 秩相关^[17]。

2 结果

2.1 小浪底水库蓄/排水的季节变化规律

2017年1月1日—2018年7月1日小浪底水库经历了两轮蓄水-放水的完整过程,蓄水——放水的时间段与黄河下游农业灌溉和流域雨季时期基本对应。其中,2017年1—3月、2017年8月—2018年3月、2018年8—10月为蓄水阶段,2017年4—7月和2018年3—7月为放水阶段。2017年6月和2018年5月的采样时间处于水库放水期,最大蓄水量分别为 29×10^8 和 $52.1 \times 10^8 \text{ m}^3$,最大下泄流量分别为990和 $1730 \text{ m}^3/\text{s}$ 。2017年12月为水库蓄水末期,此时蓄水量达到这一一年中的最大水平($75 \times 10^8 \text{ m}^3$),下泄流量为 $735 \text{ m}^3/\text{s}$ 。蓄水量最小($\sim 5 \times 10^8 \text{ m}^3$)的时期为2018年9月,此时下泄流量为 $1540 \text{ m}^3/\text{s}$,受黄河上中游洪水影响,小浪底水库在该时期大量泄水(见图1(c))。

2.2 小浪底水库颗粒物含量和水温的时空分布

2017年6月,即水库放水末期,入库水体SPM含量较高,35~25断面水体SPM分布呈现垂向上随水深的增加而增加的现象,该区域水体SPM平均为25和 50 mg/L ,从35断面到坝前水体SPM含量不断降低,至5断面SPM含量已降低至 4.76 mg/L ,但1、3断面SPM平均含量又上升至 6.94 mg/L (见图2(a))。在水库蓄水末期(2017年12月),水体SPM整体分布均匀,含量接近方法的检出限(2.00 mg/L),无SPM逐渐降低的分布现象(见图2(f))。2018年5月处于水库放水中期,入库水体SPM含量随着距坝越近逐渐降低,25断面至坝前SPM分布趋于均匀,该时期库区水体SPM的平均含量为 7.55 mg/L (见图2(k))。2018年9月(洪水调控期)入库水体含沙量较高,最大达到了 7894.70 mg/L ,纵向上35~20断面SPM随水深的增加而增大,横向上SPM含量随着距坝越近逐渐降低,至10断面处SPM含量已降低至 9.16 mg/L (见图2(p))。

2017年6月,水库放水末期库区水温存在明显的分层分布的现象(见图2(b))。在水深小于10 m的30~35断面区域水温较高(-24°C)且分布较均匀,随着距坝越近,水深增加,水温在水深7和35 m附近发生较显著变化,7 m以上、7~25 m以及25 m以下水体平均温度分别为 25.2°C 、 23.2°C 和 17.2°C ,表底层温差最大达到了 10.0°C 。2017年12月,水库蓄水末期水温整体分布较均匀,水体温度为四次调查中最低(见图2(g)),平均只有 12.5°C ,水库下游(15~35断面)水体有微弱的分层现象,但表底层温差最大只有 3.9°C 。2018年5月,水库放水中期库区水温也出现了分层分布的现象,水温分层自40断面开始至坝前,水深小于

7.7~23和23 m以下平均水温分别为 20.1°C 、 13.9°C 和 9.2°C ,表底层温差最大为 12.4°C (见图2(l))。2018年9月,水库水温分布较为均匀,平均水温为 26.8°C (见图2(q)),是四次调查中水温最高的时期。

2.3 小浪底水库DO、pH和叶绿素a的时空分布

2017年6月,DO平均值为 6.36 mg/L (见图2(c)),最大值(11.7 mg/L)出现在坝前水体表层,DO的层化现象较显著,表层至底层DO最大相差 8.01 mg/L 。2017年12月DO整体上分布较均匀,平均值为 7.56 mg/L ,水库下游(15~35断面)DO有微弱的分层分布现象(见图2(h)),该区域底层水体DO略高于表层。2018年5和9月DO分布较均匀(见图2(m),(r)),无明显层化现象,平均值分别为 8.10 和 6.13 mg/L 。

2017年6月pH的分布情况与DO较为一致(见图2(d)),平均值为8.38,层化现象较显著,水深10 m以上水体pH平均为8.58,10 m以下水体pH平均为8.02,由表层至底层pH最大相差0.85;2017年12月水体pH分布较为均匀(见图2(i)),平均值为8.02。2018年5月水体pH分布与该季节水温分布较类似,50~35断面pH分布较均匀,平均为7.80,由35~15断面水体pH出现分层现象,随着距坝越近分层现象逐渐减弱(库区1~10断面pH数据缺失)(见图2(n))。2018年9月高含沙量区(20~35断面)水体pH分布较均匀(见图2(s)),平均为8.02,坝前SPM含量较低(1~10断面)的区域pH较高,最大值为8.27,垂向上该区域pH随水深的增加逐渐降低。

2017年6月库区叶绿素a平均值为 $1.83 \mu\text{g/L}$,水深小于10 m的区域水体叶绿素a含量较高,平均为 $2.55 \mu\text{g/L}$,水深10 m以下叶绿素a浓度分布较均匀,平均为 $0.53 \mu\text{g/L}$ (见图2(e))。2017年12月库区水体叶绿素a含量偏低且分布较均匀,平均含量仅为 $0.70 \mu\text{g/L}$ (见图2(j))。2018年5月35~50断面水体叶绿素a分布较均匀,平均含量为 $3.48 \mu\text{g/L}$,从35~5断面叶绿素a呈现微弱的分层现象,该区域水深10 m以上叶绿素a的平均含量为 $3.75 \mu\text{g/L}$,水深10 m以下叶绿素a的平均含量为 $0.66 \mu\text{g/L}$,1~5断面叶绿素a从表层至底层并没有呈现单一的递减趋势,而是在水面以下10 m处附近达到高值($\sim 3.2 \mu\text{g/L}$)(见图2(o))。2018年9月叶绿素a高值集中在SPM较低的1~10断面的表层,最大值达到了 $10.50 \mu\text{g/L}$,垂向上该区域叶绿素a随水深的增加逐渐降低,高SPM区(20~35断面)叶绿素a含量较低且分布均匀,该区域叶绿素a的平均含量为 $1.49 \mu\text{g/L}$ (见图2(t))。

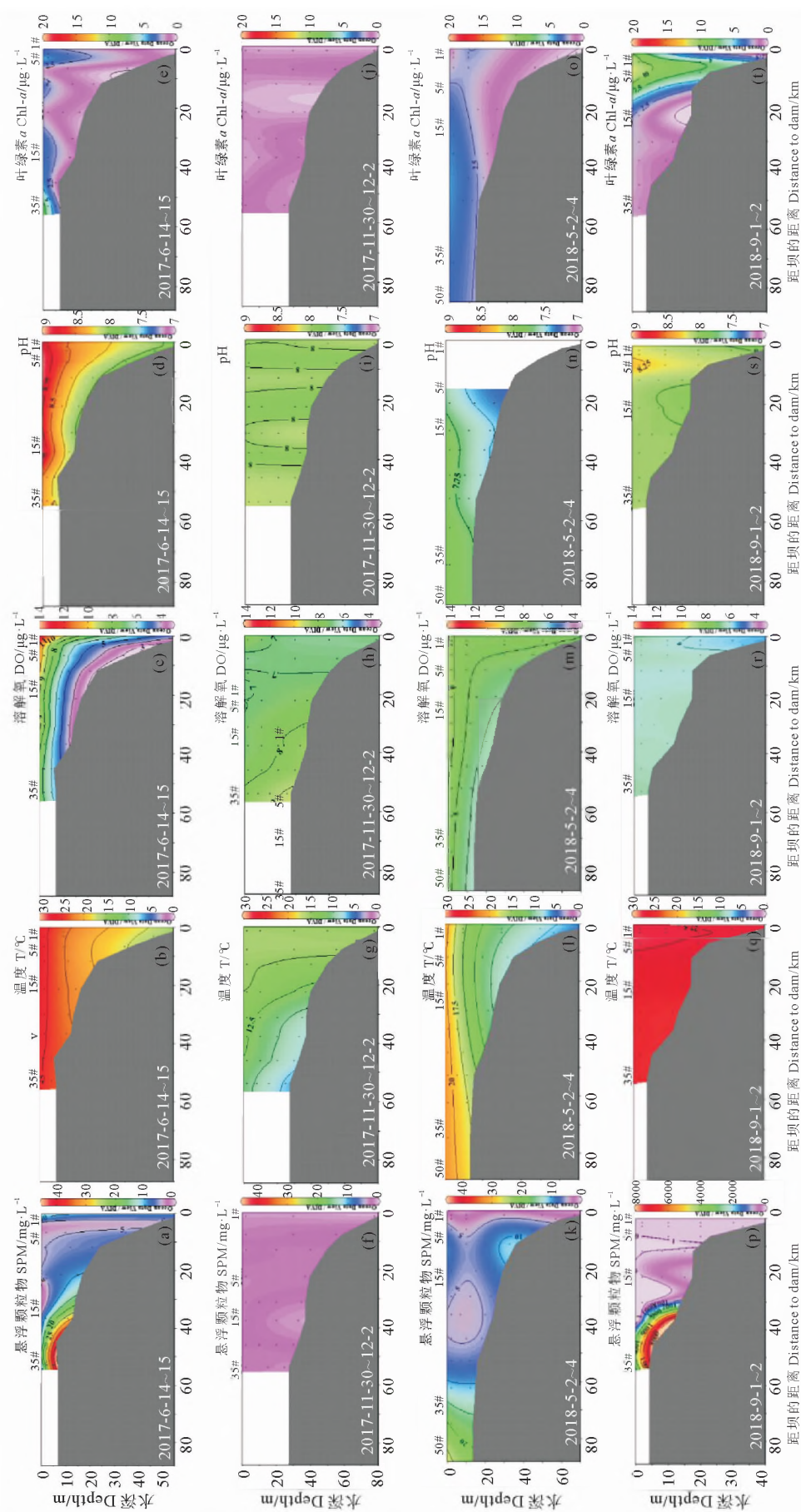


图2 小浪底库区SPM、水温、DO、pH和叶绿素a的时空变化

Fig.2 Spatial-temporal variation of SPM, water temperature, DO, pH and Chl-a in the Xiaolangdi Reservoir

3 讨论

3.1 小浪底水库 SPM 的时空变化及影响因素

大坝的拦截造成水体流动性变差,小浪底库区水体中的悬浮颗粒物受重力影响不断发生沉降。2017年6月和2018年9月采样期间,小浪底水库35~20断面的SPM在横向上都呈现了距坝越近逐渐降低、纵向上随水深增加逐渐增大的特点(见图2(a),(p))。这可能是因为水流减缓导致上游输运而来的泥沙发生沉积,并沿底层运动造成的^[18-19],也可能是由于水库35~20断面水动力相对较强,底层悬浮颗粒物在该区域发生再悬浮引起的。对于同时期的1~15断面,SPM含量较低且分布较均匀,是水库的“湖泊区”。2018年5月库区SPM平均含量有所降低,但在50~45断面也出现SPM含量逐渐降低的现象。2017年12月由于入库流量较小、水动力相对较弱,入库水体含沙量较低,库区水体SPM平均含量较低,库区未出现显著的SPM逐渐降低的分布现象,水库SPM的时空分布变化受上游来水及水库调控运行模式的双重影响。

3.2 小浪底水库水温的时空变化及影响因素

水温分层是深水湖库共有的湖沼学特征,河流筑坝拦截后,形成片段化河流,随着水位抬升,流速减缓,由于湖泊/水库表层水温与地区气温基本上同步变化、高度相关,太阳辐射的加强使表底层温差加大,造成密度差异较大的表底层水体在垂向上交换困难从而形成分层结构^[20]。本研究中,小浪底水库在2018年5月和2017年6月期间水温呈现分层分布的特点(见图2(b),(l)),且分层区水深大于10m,表明水的深浅也是热分层是否能够形成的重要决定因素。在2018年9月采样期间,受水库调控洪水的影响,该时期库区水体混合均匀,无明显热分层现象(见图2(q)),水库运行方式的调整是影响该时期水库水温结构的主要因素。

3.3 小浪底水库 DO 和 pH 的时空变化及影响因素

DO是湖泊、水库生态系统生化条件改变的敏感指标^[21]。对于具有热分层特性的深水湖库,热分层是影响DO垂向分布的关键因素^[22]。此外,在富营养的水体中藻类数量对DO的含量和分布也存在显著影响^[23]。2017年6月小浪底水库形成了稳定的热分层,DO也在该时期呈现显著的分层分布,该时期DO与叶绿素 a 、水温之间存在一定相关性(见图3(b),(c)),因此光合作用增氧和水体热分层是影响2017年6月库区水体DO分布的主要因素。同时,该时期底层DO的浓度达到了四个采样时间段内最低水平,这可能是由于热分层期间底层水体和沉积物消耗的氧不能得到及时补充,造成底层溶解氧降低^[17,24-26]。对于洪水调控期(2018年9月),坝前水体特别是1~5断面,DO随着水

温升高有增加的趋势(见图3(c)),这与2017年6月库区水体DO随水温的变化趋势相似,与此相反,在20断面后的高含沙量的水体中,DO随水温的升高而降低(见图3(c)),这是由于水温升高, O_2 的溶解度降低^[27]。因此,在洪水调控期,在水库不同区域影响DO的主要因素不同,坝前低含沙量水体DO主要受光合作用等过程控制,而高含沙量区域物理因素是影响该时期高含沙量水体DO的主要因素^[27]。水库热分层消失后(2017年12月),上下水体的掺混作用使底层DO含量迅速增加,表、底层DO含量基本一致,且均维持在较高水平。水体DO随水温的升高而降低(见图3(c)),物理因素应是影响该时期水体DO的主要原因^[27]。

表观耗氧量(AOU)是由DO的理论值与实测值差减得来的。AOU<0时,表示DO处于过饱和的富氧状态,反之,AOU>0时表示DO处于氧亏损的贫氧状态。它与生物耗氧循环变化、水体垂直/水平交换等有关^[28]。本研究中利用饱和DO浓度的公式计算出DO的理论值^[29],再与实测值进行差减得出AOU值。结果表明,2017年6月时库区的表层水体已达富氧状态,2018年5月表层水体基本达到饱和,除此之外库区水体都处于贫氧的状态(见图2(f))。2017年6月和2018年5月AOU与叶绿素 a 呈现了较显著的负相关关系,这主要是因为浮游植物的光合作用产氧造成水体中DO含量较高从而使得AOU逐渐偏负;2017年12月和2018年9月AOU都大于0并且变化范围较小,AOU与叶绿素 a 的相关性也不明显,特别是2018年9月坝前叶绿素 a 含量最大值超过了 $10\mu\text{g/L}$,但该时期库区水体DO平均饱和度只有76%,说明水体中还有更强的DO消耗因素,可能是因为这两个时期水体混合较均匀,水温较高,促进了有机质氧化分解,消耗了水体中的DO^[30]。

四次采样时段库区水体pH具有明显的时空分布特征,变化范围在7.47~8.85,该范围与前人报道的黄河流域河水pH值变化范围较一致^[31-32]。由于黄河水体中的泥沙主要来自黄土高原,黄土偏碱性是水体pH偏碱性的主要原因^[33]。河流体系的化学组成因受到流域的气候、岩性、土壤、植被等自然因素及工农业等人为因素的综合影响,其水体环境复杂多变,pH与叶绿素 a 的关系也呈多样化^[34]。2017年6月小浪底水库pH与叶绿素 a 呈现较显著的正对数相关(见图3(a)),可能是因为浮游植物在该季节温暖适宜的水温下生长旺盛造成水体 CO_2 大量被消耗导致pH升高^[35]。2018年5月和9月随叶绿素 a 浓度的升高pH大致呈现逐渐增大的趋势(见图3(a)),说明pH随浮游植物数量的增多呈一定比例的增加^[35],但对于冬季(2017年12月)来说,pH与叶绿素 a 的相关性较差,说明该

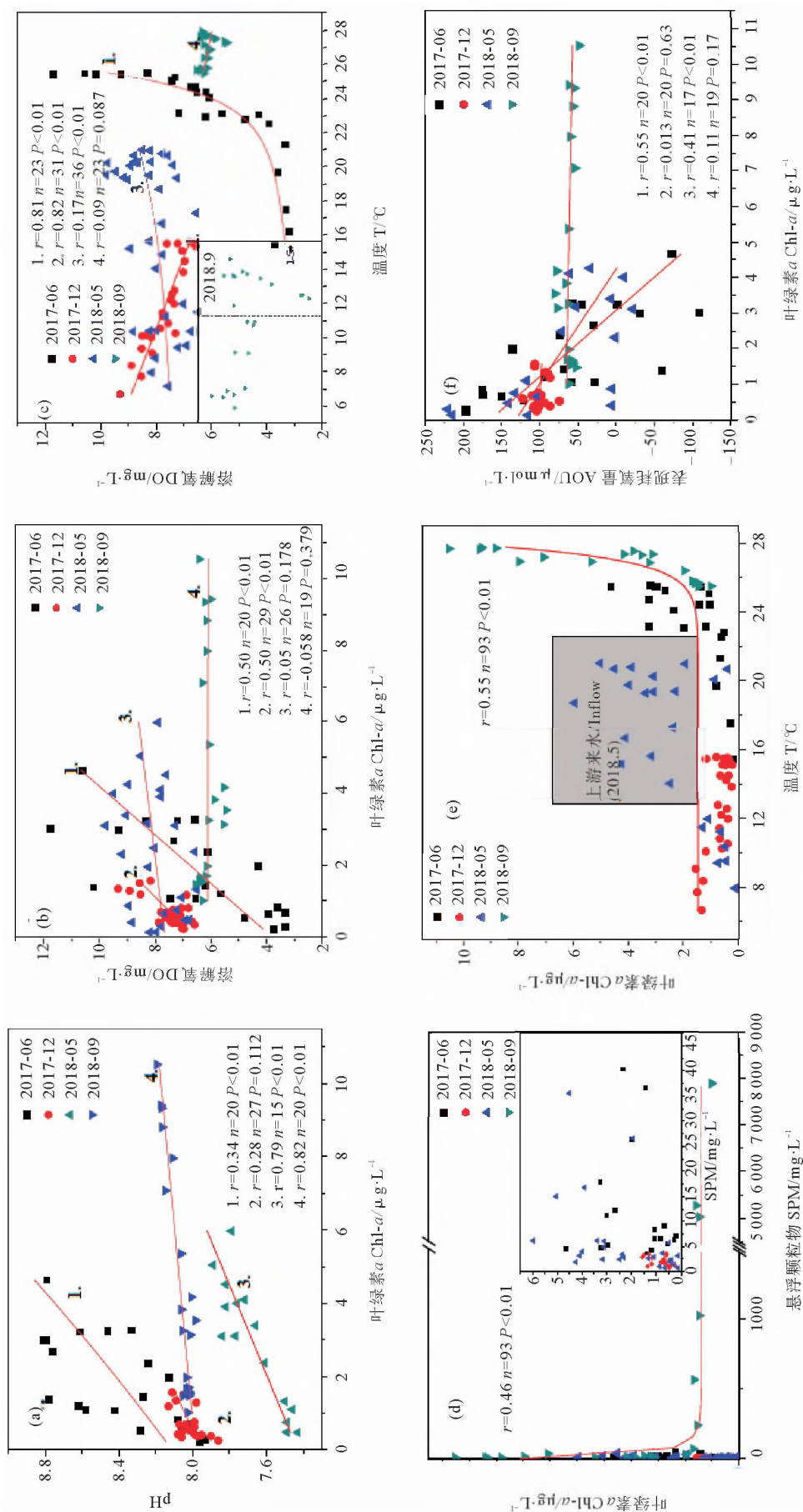


图3 小浪底水库关键环境因子之间的关系
Fig.3 Relationship on the key environmental parameters in the Xiaolangdi Reservoir

时期影响水体 pH 的因素较多、较复杂(见图 3(a))。

3.4 小浪底水库叶绿素 *a* 的时空变化及影响因素

叶绿素 *a* 作为浮游植物现存量的重要指标^[36-37], 一般会受到物理化学和生物等环境因子的制约^[38]。研究表明, 水温会影响藻类细胞内酶反应速率、植物新陈代谢速率, 是影响叶绿素 *a* 的主导环境因子^[36]; 而悬浮颗粒物浓度对光合作用的影响则主要是通过判别是否构成了光限制。2017 年 6 月和 2018 年 9 月随着水温的上升, 叶绿素 *a* 含量呈幂函数式上升(见图 3(e)), 说明在这两次采样阶段内水温对藻类生长的制约作用是比较明显的。而对于 2018 年 5 月来说, 水温对水库内储存的“旧水”影响更大(见图 3(e)), 这体现了水库不同于天然湖泊的具有水体受到上游来水影响的特点。研究表明, 当水库内水体滞留时间少于 5 天时, 浮游植物将无法有效利用水体中的营养盐^[39], 浮游植物的生长会因此受到限制, 2018 年 9 月小浪底水库处于洪水调控期, 水库内部水体滞留时间相对于其他采样时段变短, 但该时期坝前叶绿素 *a* 含量最大值超过了 10 $\mu\text{g/L}$, 表明洪水调控并未影响到坝前水体的保留时间, 这种现象在库容较大且人工干预较多的水库中较常见^[40]。除此之外在洪水调控期(2018 年 9 月)库区叶绿素 *a* 含量与 SPM 含量呈明显的幂函数形式(见图 3(d)), 这是因为当水体中悬浮颗粒物浓度达到一定水平, 悬浮颗粒物会改变光的水下传递, 导致水下光照不足从而影响浮游植物生长^[41]。

4 结语

受上游来水、水库调控和水体自身理化、生物因素的影响, 小浪底水库水体环境具有鲜明的时空变化特征。受大坝的拦截作用, 水体中的 SPM 含量在入库后不断沉降, 受上游来水、SPM 含量和流量控制。小浪底水库在春季开始出现热分层现象, 在夏季受洪水影响进行的水库调控会破坏热分层, 而在冬季蓄水时期水温较低且分布均匀。DO 受热分层、大气复氧和光合作用的多重影响, 在热分层结构更加稳定的 6 月水库底层处于低氧状态。pH 分层分布现象也主要发生在 6 月, 春夏季坝前区域 pH 较高, 与叶绿素 *a* 分布相对应, 两者均受水温, 即季节变化控制。总的来说, 小浪底水库内理化环境因子时空分布复杂、变化剧烈, 是气候变化、人为控制和水库内过程等多重因素作用的结果, 其对下游河流物质输运的影响也因此具有高度的动态性, 在今后研究黄河入海物质通量和过程时应考虑小浪底水库的影响。

致谢: 郑州市黄河水利委员会在样品采集等方面提供了大力帮助, 中国海洋大学田宇宸、张欣然和张珂

茹协助野外采样, 任景玲和张洪海在叶绿素 *a*, 葛田田在溶解氧测定中给予了帮助, 在此一并表示感谢。

参考文献:

- [1] Meybeck M. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers[J]. *American Journal of Science*, 1982, 282: 401-450.
- [2] Yu Y G, Shi X F, Wang H J, et al. Effects of dams on water and sediment delivery to the sea by the Huanghe (Yellow River): The special role of water-sediment modulation[J]. *Anthropocene*, 2013, 3: 72-82. doi: org/10. 1016/j. ancene. 2014. 03. 001.
- [3] Lu X X, Siew R Y. Water discharge and sediment flux changes over the past decades in the Lower Mekong River: Possible impacts of the Chinese dams[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2006, 10: 181-195. doi: 10. 5194/hess-10-181-2006.
- [4] Wei G L, Yang Z F, Cui B S, et al. Impact of dam construction on water quality and water self-purification capacity of the Lancang River, China[J]. *Water Resources Management*, 2009, 23(9): 1763-1780. doi: 10. 1007/s11269-008-9351-8.
- [5] Ryabov A B, Rudolf L, Blasius B. Vertical distribution and composition of phytoplankton under the influence of an upper mixed layer[J]. *Journal of Theoretical Biology*, 2010, 263(1): 120-133.
- [6] Baxter R M. Environmental effects of dams and impoundments[J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2003, 8(1): 255-283.
- [7] Milliman J D, Meade R H. World-wide delivery of river sediment to the oceans[J]. *The Journal of Geology*, 1983, 91(1): 1-21.
- [8] Wang H J, Bi N S, Saito Y, et al. Recent changes in sediment delivery by the Huanghe (Yellow River) to the sea: Causes and environmental implications in its estuary[J]. *Journal of Hydrology*, 2010, 391(3/4): 302-313. doi: org/10. 1016/j. jhydrol. 2010. 07. 030.
- [9] Wang H J, Yang Z S, Saito Y, et al. Stepwise decreases of the Huanghe (Yellow River) sediment load (1950-2005): Impacts of climate change and human activities[J]. *Global and Planetary Change*, 2007, 57(3/4): 331-354. doi: org/10. 1016/j. gloplacha. 2007. 01. 003.
- [10] Bi N S, Yang Z S, Wang H J, et al. Impact of artificial water and sediment discharge regulation in the Huanghe (Yellow River) on the transport of particulate heavy metals to the sea[J]. *Catena*, 2014, 121: 232-240. doi: org/10. 1016/j. catena. 2014. 05. 006.
- [11] 王普庆. 小浪底水库运用初期库区泥沙淤积分布特征[J]. *人民黄河*, 2012, 34(10): 26-28.
Wang P Q. Distribution characteristics of sediment deposition in the initial operation of Xiaolangdi Reservoir[J]. *Yellow River*, 2012, 34(10): 26-28.
- [12] 陈昂, 王东胜, 隋欣, 等. 小浪底水库水温影响研究回顾[J]. *人民黄河*, 2017, 39(8): 68-72.
Chen A, Wang D S, Sui X, et al. Retrospective of research on water temperature impacts of Xiaolangdi Reservoir[J]. *Yellow River*, 2017, 39(8): 68-72.
- [13] 赵一慧, 逢勇. 基于 EFDC 模型的小浪底水库水温研究[J]. *四川环境*, 2017, 36(4): 24-31.
Zhao Y H, Pang Y. Study on water temperature of Xiaolangdi Reservoir based on EFDC Model[J]. *Sichuan Environment*, 2017, 36(4): 24-31.

- [14] 肖翔群,夏润亮,伍丽平,等. 立面二维水质模型预测小浪底出库水质研究[J]. 人民黄河, 2014, 36(12): 71-75.
Xiao X Q, Xia R L, Wu L P, et al. Research on the prediction of water quality of outflow water from Xiaolangdi Reservoir with vertical 2D water quality model[J]. Yellow River, 2014, 36(12): 71-75.
- [15] 张俊华,马怀宝,王婷,等. 小浪底水库支流倒灌与淤积形态模型试验[J]. 水利水电科技进展, 2013, 33(2): 1-25.
Zhang J H, Ma H B, Wang T, et al. Model test of water intrusion and deposition morphology of tributary in Xiaolangdi Reservoir[J]. Advances in Science and Technology of Water Reservoir, 2013, 33(2): 1-25.
- [16] Kong D X, Miao C Y, Wu J W, et al. Environmental impact assessments of the Xiaolangdi Reservoir on the most hyperconcentrated laden river, Yellow River, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(5): 4337-4351.
- [17] 邱晓鹏,黄廷林,曾明正. 溶解氧对湖库热分层和富营养化的响应——以枣庄周村水库为例[J]. 中国环境科学, 2016, 36(5): 1547-1553.
Qiu X P, Huang T L, Zeng M Z. Responses of dissolved oxygen on thermal stratification and eutrophication in lakes and reservoirs—An example in Zhoucun Reservoir in Zaozhuang City[J]. China Environmental Science, 2016, 36(5): 1547-1553.
- [18] Straškraba M. Retention time as a key variable of reservoir limnology[M]. // Tundisi J G, Straškraba M. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications, International Institute of Ecology. Brazilian: Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1990: 385-410.
- [19] Thornton K W, Kimmel B L, Payne F E, et al. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives[M]. New York: John Wiley, 1990: 1-13.
- [20] 喻元秀,汪福顺,王宝利,等. 溶解无机碳及其同位素组成特征对初期水库过程的响应[J]. 矿物学报, 2009, 29(2): 268-274.
Yu Y X, Wang F S, Wang B L, et al. Response of dissolved inorganic carbon and its isotopic spatial and temporal characteristics to the earlier reservoir process: A case study on a new reservoir (Hongjiadu)[J]. Acta Mineralogica Sinica, 2009, 29(2): 268-274.
- [21] Jones I D, Winfield I J, Carse F. Assessment of long-term changes in habitat availability for *Arctic charr* (*Salvelinus alpinus*) in a temperate lake using oxygen profiles and hydroacoustic surveys[J]. Freshwater Biology, 2008, 53(2): 393-402.
- [22] Zhang Y L, Wu Z X, Liu M L, et al. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China)[J]. Water Research, 2015, 75(2): 49-58.
- [23] Foley B, Jones I D, Maberly S C, et al. Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: Effects of climate change and eutrophication[J]. Freshwater Biology, 2012, 57(2): 278-289.
- [24] 贺冉冉,罗淑慈,朱广伟,等. 天目湖溶解氧变化特征及对内源氮释放的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(4): 344-349.
He R R, Luo L C, Zhu G W, et al. Variation of dissolved oxygen and its influence on release of endogenous nitrogen in Tianmuhu Reservoir in Liyang, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(4): 344-349.
- [25] 孙祥,朱广伟,宣文怡,等. 天目湖沙河水库热分层变化及其对水质的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2632-2640.
Sun X, Zhu G W, Da W Y, et al. Thermal stratification and its impacts on water quality in Shahe Reservoir, Liyang, China[J]. Environmental Science, 2018, 39(6): 2632-2640.
- [26] Chapman L J, Chapman C A, Crisman T L, et al. Dissolved oxygen and thermal regimes of a Ugandan crater lake[J]. Hydrobiologia, 1998, 385: 201-211.
- [27] 谢群,张瑜斌,孙省利,等. 流沙湾溶解氧的分布特征及其相关因素的探讨[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(9): 39-44.
Xie Q, Zhang Y B, Sun S L, et al. Distribution characteristics of dissolved oxygen and correlating factors analysis in Liusha Bay[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(9): 39-44.
- [28] 庄万金. 厦门西海域表观耗氧量的分布特征及同赤潮关系的初步探讨[J]. 海洋通报, 1991, 10(4): 25-32.
Zhuang W J. Characteristics of AOU distribution in Xiamen western harbour and relation with red tide[J]. Marine Science Bulletin, 1991, 10(4): 25-32.
- [29] Rice E W, Baird R B, Eaton A D, et al. American Public Health Association, the American Water Works Association and the Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[M]. Washington, DC: [s.n.], 2012.
- [30] 李艳云,王作敏. 大辽河口和辽东湾海域水质溶解氧与 COD、无机氮、磷及初级生产力的关系[J]. 中国环境监测, 2006, 22(3): 70-72.
Li Y Y, Wang Z M. The relation among dissolution Oxygen (DO) to COD, inorganic Nitrogen, reactive phosphate and primary yield-power in the Liaoning Gulf and Seaport of Daliaohe[J]. Environmental Monitoring in China, 2006, 22(3): 70-72.
- [31] 何姜逸,张东,赵志琦. 黄河流域河水水化学组成的时间和空间变化特征[J]. 生态学杂志, 2017, 36(5): 1390-1401.
He J Y, Zhang D, Zhao Z Q. Spatial and temporal variations in hydrochemical composition of river water in Yellow River Basin, China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 36(5): 1390-1401.
- [32] Ran L S, Lu X X, Richey J E, et al. Long-term spatial and temporal from variation of CO₂ partial pressure in the Yellow River, China[J]. Biogeosciences, 2015, 12: 921-932.
- [33] 刘志媛. 黄河口碳的输运特征及通量[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2014.
Liu Z Y. Carbon Transport and Flux in the Yellow River Estuary [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2014.
- [34] 阮晓红,石晓丹,赵振华,等. 苏州平原河网区浅水湖泊叶绿素 *a* 与环境因子的相关关系[J]. 湖泊科学, 2008, 20(5): 556-562.
Ruan X H, Shi X D, Zhao Z H, et al. Correlation between chlorophyll-*a* concentration and environment factors on shallow lakes in plain river network areas of Suzhou[J]. Journal of Lake Science, 2008, 20(5): 556-562.
- [35] Luis M Bini, Sidinei M Thomaz, Priscilla Carvalho. Limnological effects of *Egeria najas* Planchon (*Hydrocharitaceae*) in the arms of Itaipu Reservoir (Brazil, Paraguay)[J]. Limnology, 2009, 11(1): 39-47.
- [36] Reynold C S. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge Studies in Ecology[M]. London: Unive Press, 1984.
- [37] Pepe M, Giardino C, Borsani G, et al. Relationship between apparent optical properties and photosynthetic pigments in the subalpine Lake Iseo[J]. The Science of the Total Environment, 2001, 268(1/3): 31-45.

- [38] Raymont J E G, Carpenter E J. Plankton and productivity in the oceans[J]. Quarterly Review of Biology, 1980.
- [39] Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control[M]. Paris: [s.n.], 1982.
- [40] Park H K, Byeon M S, Shin Y N, et al. Sources and spatial and temporal characteristics of organic carbon in two large reservoir with contrasting hydrologic characteristics[J]. Water Resources Research, 2009, 45, W11418.
- [41] Forsberg C, Ryding S O. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes[J]. Archiv Für Hydrobiologie, 1980, 89(1/2): 189-207.

Controls on Spatial-Temporal Variation of Hydrological Features in the Xiaolangdi Reservoir

HUANG Xin-Ying¹, YAO Peng^{1,2}, SONG Guo-Dong¹, WANG Chun-Yu¹,
WU Dan¹, YANG Jian-Bin¹, CHEN Lin¹, LIU Su-Mei^{1,2}

(1.The Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology(Qingdao), Qingdao 266237, China)

Abstract: Suspended particulate matter (SPM) contents, temperature, dissolved oxygen (DO), pH and chlorophyll-*a* in water column of the Xiaolangdi Reservoir (XLDR) in the Yellow River from four field investigations conducted in June 2017, December 2017, May 2018 and September 2018 were analyzed to study the controls on spatial-temporal variation of hydrological features in the XLDR in different seasons and different operating modes. During the draining period (June 2017 and May 2018) and flood regulation period (September 2018), the SPM contents gradually decreased from the upper section of the XLDR to the region near the dam, but at the end of the impoundment period (December 2017), the overall distribution of SPM in the reservoir was homogeneous. In September 2018, the SPM contents in the reservoir were relatively high, reaching a maximum of 7 894.7 mg/L, while in other periods the values were less than 10 or only a few dozens. Thermal stratification was observed in the reservoir during the draining period, and the maximum temperature difference between the surface and the bottom of the reservoir was 12.4 °C. While during the impoundment and the flood regulation periods the distributions of water temperature were relatively homogeneous, with average temperatures of 12.5 and 26.8 °C, respectively. In June 2017, the average DO content in the reservoir was 6.36 mg/L, and the stratification phenomenon was significant. Surface DO was higher relative to bottom; the minimum DO was only 4 mg/L in the bottom and the maximum difference was 8.01 mg/L. The distributions of DO were relatively homogeneous with no obvious stratification during other periods, and the average values were 7.56 (December 2017), 8.10 (May 2018) and 6.13 mg/L (September 2018), respectively. Stratification of pH in the whole reservoir was only observed in June 2017, and the difference between the surface and the bottom was 0.85 (with an average of 8.38). The pH values were higher near the dam than those in other regions of the XLDR in May and September 2018 with decreasing trends from the surface to the bottom, whereas in December 2017 the pH was evenly distributed. During the draining and flood regulation periods, the chlorophyll-*a* contents were generally higher in the surface than those in the bottom and gradually decreased with depth. In September 2018, the chlorophyll-*a* content reached a maximum of 10.5 µg/L. While in December 2017 the chlorophyll-*a* contents were low with an average of 0.70 µg/L, and the distribution was relatively even. The distributions of chlorophyll-*a* indicated that the phytoplankton biomass was characterized by significant seasonal variation.

Key words: Xiaolangdi Reservoir; hydrological features; spatial-temporal variation; climate change; reservoir regulation