

某水库营养盐动态变化规律及影响因素分析

黄廷林, 魏随旺, 李天伟, 马卫星

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

摘要: 为了探明水库营养盐动态变化规律及影响因素, 针对西安市某水库于 2012 年 7 月~2013 年 6 月对水温、溶解氧、氮磷营养盐等水质因子进行连续监测, 结果表明: 该水库水体氮磷营养盐具有明显的季节性变化特征; 春冬季节总氮、总磷含量相对较低, 平均浓度为 $1.107 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.018 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 夏秋季节总氮、总磷含量相对较高, 平均浓度为 $1.406 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.079 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 汛期由于大量含氮磷的泥土、腐殖质及污染物随暴雨径流进入水库, 导致水库水体总氮、总磷一度高达 $1.889 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.160 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 水体季节性分层后底层水体逐渐达到厌氧状态, 从而使得沉积物中氮磷释放进入水体, 导致水体分层期间下层水体总氮、总磷含量分别高达 $1.647 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.671 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 扬水曝气原位水质改善系统的有效运行能够解决深水层缺氧造成的内源污染问题^[1].

关键词: 营养盐; 动态变化; 暴雨径流; 水体分层

中图分类号: X832

文献标志码: A

文章编号: 1006-7930(2014)02-0175-06

西安市某水库于 2003 年建成蓄水, 水库设计总库容 2 亿 m^3 , 有效库容 1.77 亿 m^3 ; 属峡谷深水型水库, 主库区长 3.5 km, 底宽 200 m, 正常蓄水时水面宽 500 m 左右; 最大水深 90~105 m, 平均水深 60~95 m. 某水库是一项以城市供水为主, 兼有农业灌溉、发电、防洪等综合利用的大(II)型水利工程. 每年为西安市提供生活饮用水 3.05 亿 m^3 , 现日平均供水量 76.0 万 m^3 , 占该市供水总量的 76%, 随着经济的快速发展, 人民生活水平的不断提高, 其供水量也在不断增长, 某水库是目前西安市引水工程的主要水源, 其水质好坏直接影响城市供水安全. 目前, 国内外对水源水库外源污染控制已取得了一些进展, 但是内源污染控制问题尚未得到解决, 如何有效降低内部营养负荷, 改善水库水质是当前饮用水源面临的主要问题^[2]. 近年来某水库的氮、磷营养盐季节性超标问题越发严重, 水体富营养化趋势明显, 为探明某水库氮、磷季节性超标的原因, 于 2012 年 7 月~2013 年 6 月对某水库水质进行监测分析, 探明了某水库氮磷营养盐的季节性变化规律及季节性超标原因, 为有效防治水体富营养化, 保障安全供水, 水环境保护与治理提供科学的依据.

1 采样与分析方法

为了分析西安市某水库主库区氮磷营养盐的动态变化规律, 根据水库地形的特点, 在水库主库区布置了三个具有代表性的采样点 S_1 、 S_2 、 S_3 , 这三个点均位于水库主库区入库径流的中轴线上, 既能说明库区水质的整体情况, 又能反映暴雨径流携带的外源污染对库区水质的影响, 其中采样点 S_1 位于引水塔附近, 其水质好坏直接关系到西安市引水的水质安全. 每周进行两次采样和实验分析, 采样点具体位置通过手持 GPS 定位仪确定(图 1).

上游河道的 9 个监测断面是以水库入库断面为起点至大坝方向(CS8), 根据河道的长度、深度, 以及河道的主要弯道、主要水流汇入口等地形特点确立的具有代表性的采样点, 可以准确反映从入库到库区的水质变化情况, 其位置也通过 GPS 定位仪确定(图 2).

水样采集除表层(水面下 0.5 m)、底部(底泥上 0.5 m)以外, 其余均按 5 m 间隔采样, 一次采样量为 500 ml, 采集在聚乙烯瓶中低温(4°C)避光保存, 用于总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮和总磷等水质指标的测试. 水样采集后需进行预处理, 加硫酸酸化至 pH 值 < 2 , 水样的检测方法则分别按照《水与废水监测分析方法》第四版中过硫酸钾氧化—紫外分光光度法、紫外分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法、纳氏试剂光度法、钼锑钒分光光度法^[3]进行, 所有指标必须在 24 h 内完成测试. 水质监测期间使用美国哈希公司生产的 Hydrolab DS5 现场原位在线监测深度、水温、溶解氧等水质指标. DS5 各指标的量程、精度、分辨

收稿日期: 2013-12-03

修稿日期: 2014-04-22

基金项目: 国家科技支撑课题 (2012BAC04B02)

作者简介: 黄廷林(1962-), 男, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水处理理论与技术和水质微污染控制与水资源保护. E-mail: huangtinglin@xauat.edu.cn

率如表1所示.

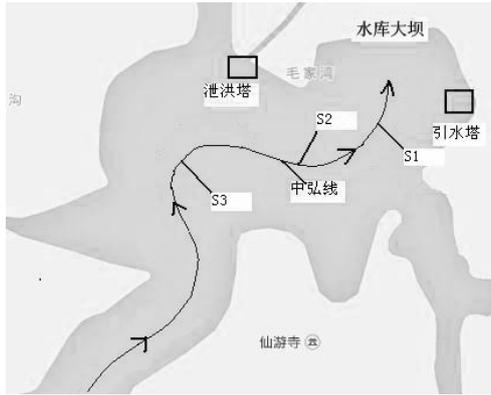


图1 采样点布置图
Fig. 1 Sampling sites in H reservoir



图2 上游采样点
Fig. 2 Sampling sites of upstream

对西安市某水库水体的总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮、总磷、水温、溶解氧等水质指标进行为期一年的水质监测, 根据整个某水库水质各指标在垂向上具有很强的横向一致性特点^[4], 对每次三个采样点的各项指标数据按对应深度计算平均值, 再按月份计算月平均值. 图3和图4是以引水塔取水口深度水层(571 m 或 554 m)的水质指标数据绘制而成, 分析各项指标的动态变化规律.

表1 Hydrolab DS5 型多功能水质分析仪参数
Tab. 1 Hydrolab DS5 type multifunctional water quality analyzer parameters

名称	量程	精度	分辨率
水温/°C	-5~50	±0.1	0.01
水深/m	0~100	±0.05	0.01
溶解氧/mg·L ⁻¹	0~50	±0.2	0.01

2 氮动态变化分析

氮、磷营养盐是引发水体富营养化与藻类高发的重要物质因素, 营养盐含量的动态变化对于整个库区水质变化具有重要意义. 水质监测期间, 某水库每月垂向总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮和氨氮均值变化如图3所示.

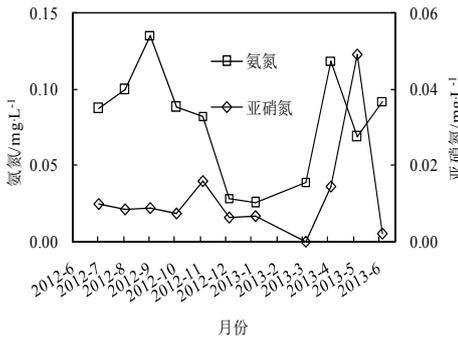


图3(a) 亚硝氮、氨氮动态变化

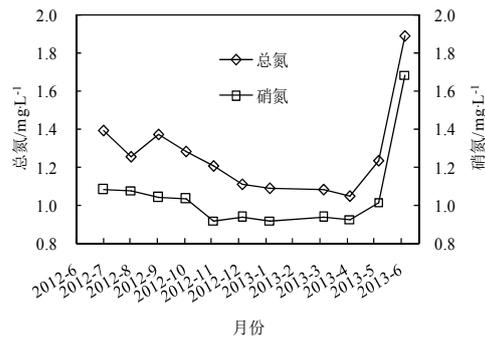


图3(b) 总氮、硝氮动态变化

Fig.3(a) Variations of nitrite nitrogen & ammonia nitrogen Fig. 3 (b) Variations of total nitrogen & nitrate nitrogen

由图3(a)可以看出, 氨氮和亚硝酸盐氮的变化趋势基本一致, 这是因为氨氮在水中不稳定, 在好氧条件下亚硝化菌能够将氨氮转化为亚硝酸盐氮^[5-6]. 从氨氮变化曲线可以看出, 在2012年9月、2013年4月、2013年6月水中氨氮含量分别达到 $0.136 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.119 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.092 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 水体中氨氮含量的增加分别对应强降雨天气. 2012年8月30日至9月2日, 某水库遭遇2012年最长时间的降雨过程, 来水总量达到 1.15 亿 m^3 , 最大入库洪峰流量达到 $1750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 致使水库水位从 566.48 m 涨至 590 m 左右; 2013年4月下旬因为降水使水库水位从 544.5 m 升至 552 m ; 2013年5月28日至30日由于降水使水库水位由 551 m 左右升至 572 m , 陈河入库最大洪峰流量达到 $467 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. 由于强降雨的冲刷作用将大量的自然腐殖质和居民生活氮污染物汇入水库, 其中的有机氮在好氧环境下经氨化菌转化为氨氮^[5-6], 从而使水库氨氮升高. 从

亚硝酸盐氮含量变化曲线可以看出, 其含量在 2013 年 5 月高达 $0.049 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 原因是氨氮在水中很不稳定, 除了被微生物吸收同化外, 在溶解氧充足的条件下也可以被氧化为亚硝酸盐氮, 而此时 5 月水体的水温、溶解氧等环境条件都有利于这种转化, 导致氨氮转化为亚硝酸盐氮, 使 2013 年 5 月的亚硝酸盐氮含量突然升高. 由此可见, 降雨对于氨氮的影响非常显著, 进而影响到亚硝酸盐氮的含量, 另外由于冬季气温低, 降雨少, 冬季氨氮含量比其它季节明显偏低.

由图 3 (b)可知, 总氮与硝酸盐氮的变化趋势基本一致, 硝酸盐氮的含量占总氮比例较高, 总氮的变化受到硝酸盐氮季节变化的影响. 夏秋季总氮的平均含量为 $1.406 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在 2012 年 7 月、9 月份分别达到 $1.397 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $1.374 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而在两个时期之前都曾有强降雨过程, 陈河入库最大洪峰流量分别达到 $370 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 、 $1760 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. 2013 年 6 月总氮含量突然升高到 $1.889 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 超出《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中 III 类水总氮的要求($1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)近 1 倍. 水情变化与前面类似, 强降雨导致陈河入库最大洪峰流量达到 $467 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 暴雨径流携带了大量的自然腐殖质以及居民的生活氮污染物汇入水库, 在异养微生物的作用下将有机氮氧化分解成氨氮^[5-6], 再经硝化转化为硝酸盐氮^[6], 致使水库水体总氮、硝酸盐氮含量明显偏高, 这与某水库上游自然植被茂盛, 以及上游居民生活靠近河道相吻合.

由图 3(b)可知, 冬季以及初春时节总氮、硝氮含量相对较小, 主要原因是冬季以及春季降雨稀少. 由于反硝化的作用, 硝酸盐氮主要存在水体表层, 而深层以及底部水体在厌氧甚至缺氧条件下, 硝态氮(NO_3^-)被用作电子受体还原为氮气或氮的其它气态氧化物^[7], 导致水体中硝酸盐氮减少, 总氮随硝酸盐氮也降至最低, 分别为 $1.052 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.929 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 春冬季节总氮平均含量为 $1.107 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

表 2 2012 年 8 月 31 日雨水与水库水的水质比较/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Tab. 2 The comparison of quality between rainwater and reservoir water on August 31 2012/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

	TN	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$
雨水	0.918	0.530	0.032	0.185
水库水	1.374	1.040	0.009	0.136

由表 2 可以看出, 2012 年 8 月 30 日至 9 月 1 日强降雨雨水的总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮含量都很高, 汇流入库后对水库水体氮营养盐的贡献也很高, 这也印证了暴雨径流对于水库水体总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮的影响之大.

3 磷动态变化分析

在天然水体中, 磷元素几乎都以各种磷酸盐的形式存在, 当水体中磷含量超过 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 就会造成藻类的过度繁殖甚至到达富营养化状态, 导致湖库透明度降低, 水质恶化. 水质监测期间某水库总磷含量变化如图 4 所示.

从图 4 可以看出, 某水库的总磷变化也呈季节性变化规律, 夏秋季节总磷平均含量为 $0.079 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 春冬季节总磷平均含量为 $0.018 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 其中, 2012 年 7 月和 2012 年 9 月总磷平均浓度分别高达 $0.160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.153 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 超过《地表水环境质量标准》(GB3838-2002) III 类水关于湖库总磷的标准 3 倍, 总磷含量的升高也与强降雨有着明显的关系.

2012 年 8 月底 9 月初暴雨后主库区溶解氧、总磷含量变化如图 5 所示, 由图 5 可知, 2012 年 9 月 8 日水库主库区的底上 0.5m 水体总磷含量达到最大, 为 $0.905 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 超过了《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中 III 类水关于湖库总磷 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的标准 18 倍. 监测数据显示, 9 月 2 日水库水体溶解氧上下都在 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 处于混合状态. 到 9 月 8 日, 表层水体溶解氧处于饱和状态, 在 $8\sim 9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 中部水体 (13~48m) 溶解氧由于潜流作用仍能达到 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 而底部水体溶解氧虽然由于底泥耗氧等机制有所消耗, 但仍然有 $5.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 还是好氧状态, 因此, 底泥并没有向上覆水体释放磷. 这说明暴雨径流潜流从底部入库冲刷底泥严重, 同时向水库携带了大量的自然腐殖质和沿岸居民的生活污染物, 经水库微生物的作用, 分解转化为各种形式的磷, 从而使得水库水体总磷含量升高. 11 日水体总磷含量有

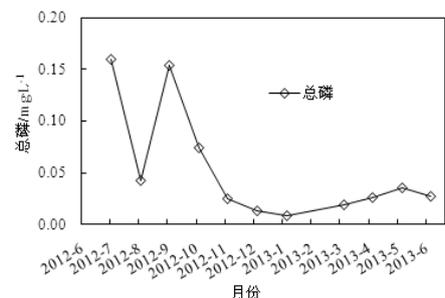


图 4 总磷动态变化
Fig. 4 Variations of total phosphorus

所下降,是因为水中泥沙悬浮颗粒物表面吸附了部分磷,并随着颗粒物质的沉降沉至库底.

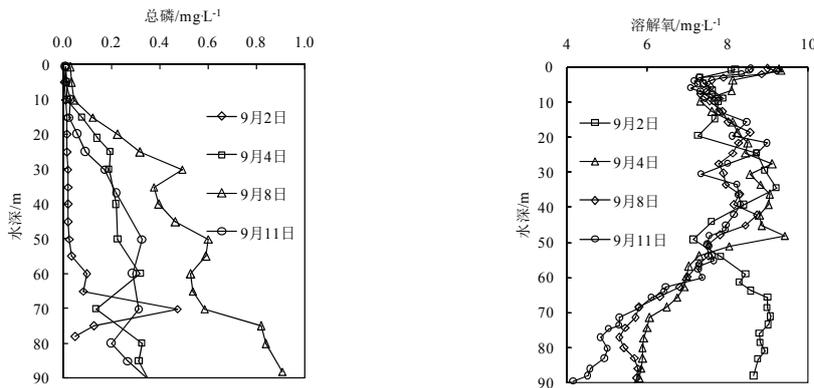


图5 2012年8月底9月初暴雨后主库区溶解氧、总磷垂向变化

Fig. 5 Vertical variations of dissolved oxygen and total phosphorus after the rainstorm circa end of August and early September in 2012

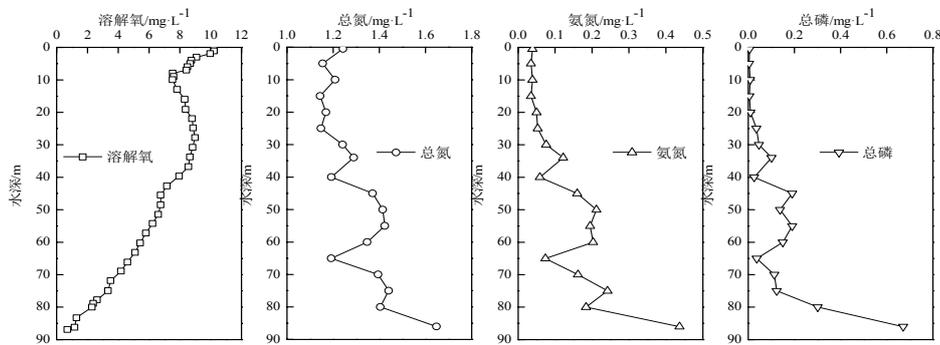


图6 2012年9月28日水库主库区溶解氧、总氮、氨氮、总磷垂向变化

Fig. 6 Vertical variations of dissolved oxygen, total nitrogen, ammonia nitrogen, total phosphorus on September 28, 2012 in Hreservoir

4 季节性水体分层对底部水体氮磷的影响

在春末夏初由于气温回升,表层水体水温逐渐增加,而下层水体受外界影响较小,水温相对稳定,并且维持在原来较低的水平.随着气温的上升上下水层间的密度差异逐渐扩大,形成稳定的水体分层,从而阻碍了上下层水体间的物质混合交换^[8].2012年9月28日水体溶解氧、总氮、氨氮、总磷含量变化如图6所示.由图6可知,受大气复氧和水生生物光合作用的影响表层水体的溶解氧基本上处于饱和状态,溶解氧达到 $8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,表层水体中的部分氮磷被微生物吸收同化,所以表层水体中总氮、氨氮、总磷的含量相对较低,分别为 $1.242\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.039\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.006\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右.由于稳定的水体分层阻碍了氧的传质,底部水体受好氧微生物、水体中物质的氧化还原反应以及底泥耗氧等机制的影响,溶解氧含量逐渐降低至 $0\sim 0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,成为厌氧状态^[9],底部的厌氧环境加速了内部营养盐循环和络合金属物质的溶解释放^[10],有研究表明,厌氧是促进氮磷释放的主要原因^[11].正是因为底部水体的厌氧环境,底泥中的氮磷开始向上覆水体释放^[12],从而导致底部水体中氮磷的含量升高,并逐渐向上部水体扩散传递,底部水体恶化,底上 0.5 m 水体总氮、氨氮、总磷含量分别达到 $1.647\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.437\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.671\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.2012年9月27日从入库口至主库区沿程实测9个断面的总磷、总氮、氨氮含量如表3所示.由表3可知,径流并没有向水库输入太多的氮磷,因此,在水库分层期间底泥中氮磷营养盐释放是某水库中氮磷的主要来源.

表3 2012年9月27日从入库到坝前9个典型断面总磷、总氮、氨氮的数据/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Tab. 3 Nine typical sections date of total phosphorus, total nitrogen and ammonia nitrogen from the inflow area to the dam on September 27, 2012/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

上游点	CS8	CS7	CS6	CS5	CS4	CS3	CS2	CS1	入库
总磷	0.033	0.033	0.020	0.018	0.011	0.010	0.009	0.011	0.010
总氮	1.251	1.210	1.159	1.161	1.118	1.047	1.023	0.998	0.990
氨氮	0.099	0.082	0.051	0.046	0.034	0.016	0.026	0.028	0.022

注:上游河道的8个监测断面是以水库入库断面为起点至大坝方向,根据河道的长度、深度以及

河道的主要弯道、主要水流汇入口等地形特点确立的具有代表性的采样点。

2012年10月底11月初,由于气温降低较快等因素的综合作用水库提前翻转进入完全混合期。根据DS5现场监测数据,2012年11月8日水库已经实现翻转,比往年提前一个多月。实测水库翻转期间水温分布如图7所示,翻转前表底层水温差为3℃,存在微弱的水体分层,翻转后则上下完全混合,表底层水温差只有0.7℃。

如表4所示,水库翻转后表底层水体温度差缩至1℃范围以内,氧传质阻力大大减小,底部溶解氧含量迅速升高至 $7.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,底部水体环境由厌氧转为好氧状态,同时底部由于厌氧环境所释放的氮磷也扩散传递到整个水体^[13],至此上下水层间的氮磷含量基本一致,总氮、总磷分别为 $1.286 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.025 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。直到2013年4月初,由于气温回升,太阳辐射强度增强,水体分层再度逐渐形成,根据2013年4月9日监测数据,底部水体已经出现厌氧区,底泥沉积物开始向上覆水体释放氮磷^[14]。到5月,底部水体总磷含量已经上升至 $0.190 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而6月总磷有所降低是由于5月底暴雨径流带来的泥沙颗粒物质的吸附作用,并随颗粒物质的沉降沉至库底^[15],2012年8月总磷降低的原因亦是如此。

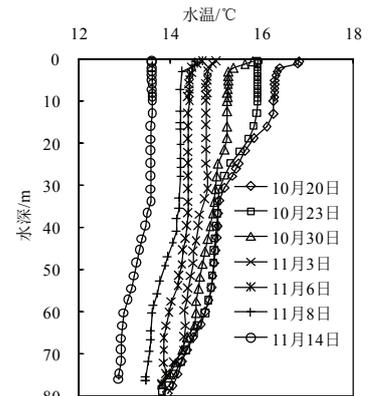


图7 水库翻转前后的水温变化
Fig. 7 Flip around the reservoir temperature change

表4 2012年11月8日水库翻转后水温、溶解氧垂向变化

深度/m	0.4	7.2	16.6	23.5	32.9	40.7	48.9	60.3	69.2	76.3
水温/°C	14.53	14.24	14.23	14.22	14.21	14.14	13.88	13.61	13.55	13.48
溶解氧/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	6.64	6.08	6.21	6.32	6.25	4.12	5.43	6.87	6.02	7.07

5 结论与建议

(1)西安市某水库地处北方,一年四季气候差异较大,水库水体的氮磷营养盐呈季节性变化。夏秋季节总氮、总磷平均含量分别达到 $1.406 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.079 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,均超出《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中Ⅲ类水质的要求;春冬季节的总氮、总磷平均含量分别为 $1.107 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.018 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总氮超出《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)Ⅲ类水质的要求,而总磷则满足要求。夏秋季节降水量丰富,氮磷营养盐充足,可以增加农业灌溉用水,既能有效利用水资源,还能减少水库氮磷营养盐的富集。

(2)某水库流域内自然植被茂盛,植被代谢能力强,同时上游河道沿线分散着很多居民。每逢汛期,强降雨都会携带大量的植被漂浮物以及沿岸居民的生活污染物进入水库,使得水库水体总氮含量高达 $1.889 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、总磷含量高达 $0.160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,此时外源污染严重。汛期时水面会积聚大量的植被漂浮物和沿岸居民的生活垃圾,应组织人工打捞,另外,政府应建立长效机制保护饮用水源,从而减少外源氮磷的输入。

(3)夏秋季节水库会形成稳定的分层(汛期除外),底部水体厌氧导致底泥中氮磷营养盐等的释放,从而使底部水体总氮、氨氮、总磷含量高达 $1.647 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.437 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.671 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,底部水体内源污染非常严重。针对夏秋季节稳定的水体分层导致的底部水体内源污染问题,可采用扬水曝气器原位水质改善技术进行修复^[16]。

参考文献 References

- [1] 马越, 黄廷林, 丛海兵, 等. 扬水曝气技术在河道型深水水库水质原位修复中的应用[J]. 城镇给排水, 2012, 4(38):7-12.
MA Yue, HUANG Tinglin, CONG Haibing, et al. Application of the technology of water lifting and aeration on water quality in-situ restoration in a deep channel reservoir[J]. Urban Water Supply & Drainage, 2012, 4(38):7-12.
- [2] 黄廷林, 柴蓓蓓. 水源水库水质污染与富营养化控制技术研究进展[J]. 地球科学进展, 2009, 24(6): 588-596.
HUANG Tinglin, CHAI Beibei. A advance in the study of controlling mechanics and technology for source water reservoir quality[J]. Advances in Earth Science, 2009, 24(6): 588-596.
- [3] 丁春荣, 石慧. 钼锑抗分光光度法测定总磷问题的讨论[J]. 污染防治技术, 2009, 22(4): 106-108.
DING Chunrong, SHI Hui. Discussion on the problems of total phosphor determination by mo-sb anti- spetrophotometry method[J]. Pollution Control Technology, 2009, 22(4): 106-108.

- [4] 黄廷林, 章武首, 柴蓓蓓. 大水深水库内源污染特征及控制技术[J]. 环境污染与防治, 2010,32(3):1-4.
HUANG Tinglin, ZHANG Wushou, CHAI Beibei, et al. Study on the characteristics and control of endogenous pollution in source water reservoir with great depth[J]. Environmental Pollution & Control, 2010, 32(3):1-4.
- [5] 李圭白, 张杰. 水质工程学[M]. 北京:中国建筑工业出版社, 2005:416-421.
LI Guibai, ZHANG Jie. Water quality engineering[M]. Beijing: China Building Industry Press, 2005:416-421.
- [6] 代堂刚. 季节变化对渔洞水库水质的影响[J]. 水资源研究, 2008, 30(4):38-41.
DAI Tanggang. Effects of seasonal variation on water quality of Yu Dong reservoir[J]. Water Resources Research, 2008,30(4) :38-41.
- [7] 代堂刚. 季节变化对渔洞水库水温、水质的影响分析[J]. 水资源研究, 2008, 29(4) :15-17.
DAI Tanggang. Effects and analysis of seasonal variation on water temperature, water quality of Yu Dong reservoir[J]. Water Resources Research, 2008, 29(4):15-17.
- [8] ALLEN J I, SIDDORN J R, BLACKFORD J C, et al. Turbulence as a control on the microbial loop in temperate seasonally stratified marine systems mode[J]. Journal of Sea Research, 2004, 52(1):1-20.
- [9] VASSILIS Z A, SOULTANA K G. Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece[J]. Ecol.Model., 2003, 160(1/2):39-53.
- [10] GOLOKA B S, DAVID L. Modeling of bubble plume design and oxygen transfer for reservoir restoration[J]. Wat.Res., 2003,37(2):393-401.
- [11] 张丽萍, 袁文权, 张锡辉. 底泥污染物释放动力学研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(2):22-26.
ZHANG Liping, YUAN Wenquan, ZHANG Xihui, et al. Study on sediment pollutant release dynamics[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2003, 4(2):22-26.
- [12] BURRIS V L, LITTLE J C. Bubble dynamics and oxygen transfer in a Hypolimnetic aerator[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(2): 293-300.
- [13] KOMATSU E, FUKUSHIMA T, HARASAWA H. A modeling approach to forecast the effect of long-term climate change on lake water quality[J]. Ecological Modeling, 2007, 209(2): 351-366.
- [14] 袁文权, 张锡辉, 张丽萍. 不同供氧方式对水库底泥氮磷释放的影响[J]. 湖泊科学, 2004, 16(1): 28-34.
YUAN Wenquan, ZHANG Xihui, ZHANG Liping. Effects of different oxygenation treatments on the release of nitrogen and phosphorus from reservoir sediments[J]. Journal of Lake Sciences, 2004, 16(1):28-34.
- [15] 连家伟, 段洪雷, 常爱敏, 等. 西沥水库水质变化规律的研究[J]. 中国农村水利水电, 2002 (12):40-42.
LIAN Jiawei, DUAN Honglei, CHANG Aimin, et al. Research on transformation rule of water quality of Xili reservoir[J]. China Rural Water and Hydropower, 2002 (12): 40-42.
- [16] 黄廷林, 丛海兵, 柴蓓蓓. 饮用水水源水质污染控制[M]. 北京:中国建筑工业出版社, 2009: 352-376.
HUANG Tinglin, CONG Haibing, CHAI Beibei. Drinking water sources & water pollution control[M]. Beijing: China Building Industry Press, 2009: 352-376.

Analysis of nutrient dynamic change rule and influence factors In H reservoir

HUANG Tinglin, WEI Suiwang, LI Tianwei, MA Weixing

(School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture & Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: In order to ascertain the nutrient dynamic change rule and influence factors of Xi'an H reservoir, a continuous monitoring is carried out on the water temperature, dissolved oxygen, nitrogen and phosphorus nutrient and other water quality factors from July 2012 to June 2013. The experimental results showed that nitrogen and phosphorus had obvious seasonal variation characteristics; Total nitrogen, total phosphorus content in the spring and winter was relatively low, with the average concentration being $1.107 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.018 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; In summer and fall season total nitrogen, total phosphorus content was relatively High, of $1.406 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.079 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; rainstorm runoff containing nitrogen and phosphorus in the soil, Humus and pollutants ran into the reservoir in case of Heavy rains, the reservoir water, total nitrogen, total phosphorus increased to $1.889 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.160 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; the bottom water gradually achieved the anaerobic state after seasonal water stratification, nitrogen and phosphorus in the sediment released into water bodies under the conditions of anaerobic, causing the lower water content of total nitrogen, phosphorus, respectively to be $1.647 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.671 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ during water stratification. Effective operation of pumping water quality improvement in situ aeration system can solve the problem of deep water source pollution caused by Hypoxia.

Key words: nutrient; dynamic change; storm runoff; water stratification

(本文编辑 沈波)