

DOI: 10.19663/j.issn2095-9869.20191226002

http://www.yykxjz.cn/

施沁璇, 郝贵杰, 叶霆, 吴琦芳, 高晟, 盛鹏程, 周聃, 叶雪平. 衢州地区渔业水域水库水体富营养化水平及驱动因子研究. 渔业科学进展, 2021, 42(1): 18–28

Shi QX, Hao GJ, Ye T, Wu QF, Gao S, Sheng PC, Zhou D, Ye XP. Research on eutrophication and its driving factors in reservoirs of the Quzhou area. Progress in Fishery Sciences, 2021, 42(1): 18–28

衢州地区渔业水域水库水体富营养化水平 及驱动因子研究*

施沁璇¹ 郝贵杰¹ 叶霆² 吴琦芳¹ 高晟¹
盛鹏程¹ 周聃¹ 叶雪平^{1①}

(1. 浙江省淡水水产研究所 农业农村部淡水渔业健康养殖重点实验室
浙江省鱼类健康与营养重点实验室 湖州 313001; 2. 衢州市水产技术推广站 衢州 324000)

摘要 为探求衢州市渔业水域水库水体富营养化水平和主要驱动因子, 本研究基于2018年水质监测数据, 综合评价黄坛口水库(S1)、铜山源水库(S2)、狮子口水库(S3)、花园垄水库(S4)和金仓垅水库(S5) 5座不同水库水体富营养化水平, 并采用相关性分析、主成分分析探讨水质环境因子对水体富营养化水平间的影响和相关关系。结果显示, 叶绿素 *a* (Chl-*a*)与综合营养状态指数法评价结果趋于一致, 表明 S1、S2 和 S3 水库均为中营养, S4 为轻度富营养, S5 为重度富营养, 水产养殖水域富营养化水平显著高于增殖放流水域($P<0.05$)。5个水库中, S5 为氮限制, 其余水库均为磷限制。多元线性逐步回归分析表明, Chl-*a* 与溶解氧(DO)、透明度(SD)、铜(Cu)、总磷(TP)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(CODMn)的相关性较好, 综合营养状态指数(TLI)与水温(*T*)、SD、Cu、TP、TN 的相关性较好, 得到模型: $\text{Chl-}a=19.793 \text{ CODMn}-32.065 \text{ TP}-33.004$, $\text{TLI}=1.062 \text{ CODMn}+18.468 \text{ TP}-0.06 \text{ SD}+0.450 \text{ T}+1.765 \text{ TN}+33.886$ 。综合相关性分析、主成分分析结果, CODMn、TP、SD、*T* 和 TN 是影响衢州市水库水体富营养化的主要因子, 其中, 氮、磷营养盐和有机物是造成水库水体富营养化的主要影响因子, 水温是造成各水库富营养化季节性变化的主要原因, 而 pH、溶解氧是水体富营养化后的结果, 可以作为水库富营养化水平的指示因子。

关键词 渔业水域水库; 富营养化; 驱动因子; 相关性; 主成分分析; 衢州地区

中图分类号 X524 **文献标识码** A **文章编号** 2095-9869(2021)01-0018-11

根据《2018年中国生态环境状况公报》, 在监测营养化状态的107个湖泊(水库)中, 中营养状态占61.7%, 轻度富营养状态占23.4%, 中度富营养状态占5.6%, 水库富营养化是我国当前面临的主要水环境问题之一。富营养化水体的理化性质发生改变, 生

态系统平衡遭到破坏, 最终给人类生活、生产带来巨大影响(盛海燕等, 2014)。国内外研究显示, 氮、磷等营养盐是发生富营养化的关键因素(Smith, 1982; 唐国华等, 2017), 但当其到达一定浓度后, 水温(*T*)、溶解氧(DO)、pH 等水体理化因子可能成为限制因素

* 浙江省科技计划重点项目(2017C02026)资助 [This work was supported by Key Project of Science and Technology Plan of Zhejiang Province (2017C02026)]. 施沁璇, E-mail: shizhuhuan@163.com

① 通讯作者: 叶雪平, 推广研究员, E-mail: yxp900@sina.com

收稿日期: 2019-12-26, 收修改稿日期: 2020-01-18

(Dodds *et al*, 2002; 宋丽香, 2017)。此外, 富营养化发生往往伴随着藻类的大量繁殖, 藻类对重金属有很强的吸收和吸附作用。藻类富集大量重金属后, 可能成为水体潜在的重金属储存库(Radway *et al*, 2001)。由此可见, 非营养因子对水体富营养化水平的影响不可忽视。

浙江省水库众多, 近年来, 其水库富营养化水平显示, 总磷(TP)和总氮(TN)是钱塘江和苕溪流域 17 座大中型水库水体富营养化的主要影响因素(盛海燕等, 2014), 浙江省主要供水水库中, 有 15 座水库水体富营养化趋势明显(吕振平等, 2010)。衢州市地处浙江省西部, 境内多丘陵山地, 处于亚热带季风气候区; 水文上, 衢州市流域为钱塘江上游, 径流受季风控制, 季节变化大。衢州市水库众多, 承担着防洪、供水、灌溉、发电、养殖、休闲景观等多重功能。基于衢州市水库众多且兼具养殖等多种功能, 相关学者对黄坛口水库、铜山源水库等进行了水质监测分析、浮游植物与环境营养盐因子的分析研究(周小炎, 2012; 钟卫鸿等, 2003), 但对于水库富营养化水平及其水质驱动因子识别的研究鲜有报道, 更未见增殖放流水域、水产养殖水域等水库的相关研究。本研究通

过对 2018 年衢州市黄坛口水库、铜山源水库、狮子口水库、花园垄水库和金仓垅水库 5 个水库水质的调查分析, 选取总磷、总氮、叶绿素 *a* (Chl-*a*)、透明度(SD)、高锰酸盐指数(CODMn)等基准参数评价水库水体的富营养化水平。同时, 基于相关性分析、主成分分析和聚类分析方式, 探讨水温、pH、溶解氧等水质理化因子以及重金属元素与水体富营养化水平间的影响和相关关系, 丰富扩充水库水体富营养化水平及其驱动因子的研究, 为有效预防和控制渔业水域水库水体富营养化提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

根据《2018 年衢州市渔业水域水质监测通报》, 选取 5 个衢州市重要渔业水域水库进行调查分析, 分别为黄坛口水库(S1)、铜山源水库(S2)、狮子口水库(S3)、花园垄水库(S4)和金仓垅水库(S5)。其中, 黄坛口水库、铜山源水库为增殖放流水域, 狮子口水库、花园垄水库和金仓垅水库为水产养殖水域, 水库具体信息及分布见表 1。

表 1 衢州市 5 座水库水文情势基本情况
Tab.1 Hydrological regime of five reservoirs in the Quzhou area

水库 Reservoirs	位置 Location	库容 Capacity of reservoir (10 ⁴ m ³)	平均水深 Average depth (m)	平均蓄水量 Average pondage (10 ⁴ m ³)	水库运行模式 Running pattern of reservoirs
黄坛口水库 Huangtankou reservoir (S1)	28.82729°N 118.89349°E	206700	230	8480	发电 Electricity generation
铜山源水库 Tongshanyuan reservoir (S2)	29.13630°N 118.93901°E	17100	137.12	7000	发电 Electricity generation
狮子口水库 Shizikou reservoir (S3)	28.95493°N 118.54416°E	1518	102.8	700	发电、水产养殖 Electricity generation and aquaculture
花园垄水库 Huayuanlong reservoir (S4)	28.78537°N 118.60125°E	230	7.5	180	农田灌溉、水产养殖 Farm irrigation and aquaculture
金仓垅水库 Jincanglong reservoir (S5)	29.12027°N 119.02147°E	338	91	286	发电、水产养殖 Electricity generation and aquaculture

采样点按照每个水库大小进行设置, 铜山源水库设置 4 个监测点, 黄坛口水库、狮子口水库、花园垄水库和金仓垅水库各设置 3 个监测点。2018 年, 分别在春季(4 月)、夏季(7 月)、秋季(9 月)和冬季(11 月)进行水质样品采集。采用 Ruttner 采水器采集水库表层水样(10~50 cm), 每个采样点采集水样 4 瓶(3 个聚乙烯塑料瓶, 1 个棕色玻璃瓶)。水样采集后, 1 瓶加入硫酸调节 pH<1, 用于总磷测定; 1 瓶加硫酸调节

pH 为 1~2, 用于总氮、高锰酸盐指数测定; 1 瓶加碳酸镁悬浊液, 用于 Chl-*a* 测定; 1 瓶加硝酸调节 pH<2, 用于重金属元素 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的测定。所采水样贴好标签后, 储存于低温保温箱中运回实验室, 用于后续测定。

1.2 样品分析测定

水温、pH、溶解氧等参数使用哈希 HQ40D 多功

能水质测定仪(美国)现场测定,透明度采用圆盘法现场测定;总磷(TP)采用过硫酸钾消解钼酸铵分光光度法测定;总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;高锰酸盐指数(CODMn)采用滴定法测定;Chl-*a*采用丙酮提取分光光度法测定;Cu、Zn、Pb和Cd采用电感耦合等离子体质谱法进行测定,空白标准偏差法评估Cu、Zn、Pb和Cd检出限,分别为0.08、0.2、0.01和0.002 μg/L。在整个分析过程中,每个样品均设置3个平行,平行样间相对标准偏差<5%;同时,TP、TN、CODMn、Chl-*a*、Cu、Zn、Pb和Cd均采用标准样品进行质量控制。

1.3 数据处理

原始数据经Excel 2010初步整理后,采用SPSS 13.0软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA),并用Duncan's检验法进行多重比较分析,显著水平*P*为0.05。采用Origin 8.0作图。

1.4 评价方法

本研究选取综合营养状态指数法评价水库富营养化水平(中国环境监测总站,2001),评价指标为Chl-*a*、总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(CODMn)和透明度(SD)。综合营养状态指数计算公式为:

$$TLI(\Sigma) = \sum_i^m W_i \times TLI(i)$$

式中,TLI(Σ)为综合营养状态指数;TLI(*i*)为第*i*种参数的营养状态指数;W_{*i*}为第*i*种参数的营养状态指数的相关权重,其计算公式为:

$$W_i = \frac{r_{ij}^2}{\sum_i r_{ij}^2}$$

式中, r_{ij} 为第 i 个参数与 Chl-*a* 的相关系数, m 为选出的主要参数的目录。中国水库的 Chl-*a* 与其他参数之间的相关系数 r_{ij} 及 r_{ij}^2 见表 2。

表 2 中国湖泊(水库)部分参数与 Chl-*a* 的相关关系(金相灿, 1995)

Tab.2 The correlation between Chl-*a* and other parameters of lakes/reservoirs in China

参数 Parameter	Chl- <i>a</i>	TP	TN	SD	CODMn
r_{ij}	1	0.84	0.82	-0.83	0.83
r_{ij}^2	1	0.7056	0.6724	0.6889	0.6889

各种营养状态指数计算公式为:

$$TLI(\text{Chl-}a) = 10(2.5 + 1.086 \ln \text{Chl-}a)$$

$$TLI(\text{TP}) = 10(9.436 + 1.624 \ln \text{TP})$$

$$TLI(\text{TN}) = 10(5.453 + 1.694 \ln \text{TN})$$

$$TLI(\text{SD}) = 10(5.118 - 1.94 \ln \text{SD})$$

$$TLI(\text{CODMn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln \text{CODMn})$$

采用 0~100 的一系列连续数字对水库富营养化状态进行分级,TLI(Σ)<30 为贫营养,30≤TLI(Σ)≤50 为中营养,TLI(Σ)>50 为富营养。其中,50<TLI(Σ)≤60 为轻度富营养,60<TLI(Σ)≤70 为中度富营养,TLI(Σ)>70 为重度富营养。同一营养状态下,TLI(Σ)越高,其营养程度越重。

2 结果与分析

2.1 水库水体理化参数变化规律

5 个水库水温、pH、溶解氧、透明度、Cu、Zn、Pb 和 Cd 变化趋势见表 3。水体平均水温、pH、溶解氧和透明度分别为 22.5℃、8.39、7.17 mg/L 和 1.10 m。

表 3 各水库水体理化参数

Tab.3 Physical and chemical characters of the reservoirs (Mean±SD)

采样点 Sampling site	黄坛口水库 Huangtankou reservoir (S1)	铜山源水库 Tongshanyuan reservoir (S2)	狮子口水库 Shizikou reservoir (S3)	花园垄水库 Huayuanlong reservoir (S4)	金仓垅水库 Jincanglong reservoir (S5)
水温 Water temperature (°C)	21.3±4.51	21.7±4.49	22.1±4.81	23.7±6.17	23.8±5.42
pH	7.75±0.53	8.66±1.10	8.68±0.41	8.38±0.74	8.46±1.23
溶解氧 DO (mg/L)	7.39±1.29	7.23±1.08	7.29±0.99	7.76±0.95	6.19±1.88
透明度 Transparency (m)	1.34±0.73	1.59±0.38	1.56±0.16	0.65±0.16	0.38±0.08
Cu (μg/L)	0.72±0.57	0.50±0.31	1.24±0.54	0.61±0.51	1.36±0.61
Zn (μg/L)	0.57±0.53	1.00±0.04	1.75±1.20	0.50±0.12	3.25±1.53
Pb (μg/L)	0.16±0.13	0.10±0.02	0.04±0.01	0.17±0.09	0.09±0.01
Cd (μg/L)	0.010±0.008	0.008±0.002	0.103±0.008	0.015±0.010	0.005±0.002

多重比较显示, 水温、pH 和溶解氧全年在 5 个水库间无显著性差异($P>0.05$), 表明衢州市不同区域水库间水温、pH、溶解氧等水体理化参数差异较小, 水质情况较为稳定。透明度在 S1、S2、S3 与 S4、S5 之间存在显著性差异($P<0.05$), 显示增殖放流水域与水产养殖水域水体在透明度上存在一定差异。

从水体中重金属元素看, Cu、Zn、Pb 和 Cd 平均含量分别为 0.89、1.41、0.11 和 0.028 $\mu\text{g/L}$ 。多重比较显示, 除各水库水体间 Pb 无显著性差异($P>0.05$)外, 其余重金属在 5 个不同水库间存在一定的差异, 表现为 S5 水库中 Cu、Zn 含量均显著高于 S1、S4($P<0.05$), S3

水库中 Cd 含量显著高于其他 4 个水库水体($P<0.05$)。

各水库水体不同季节各理化参数变化规律如图 1 所示。从图 1 可以看出, 各水库水体中溶解氧、透明度和 Pb 含量无显著的季节性变化($P>0.05$)。水体中水温、Cu、Zn 和 Cd 均呈一定的季节变化, 除 Cd 外, 均为夏季显著高于秋季。各水体 pH 变化范围为 7.63~9.06, 水质偏碱性, 从春季到冬季呈逐步降低趋势, 春季最高, 为 9.06, 显著高于冬季($P<0.05$)。春季水温较低, 且各水库水体透明度较高, 藻类的光合作用相对较强, 这可能是造成水体 pH 在春季较高的原因(朱思睿, 2015)。

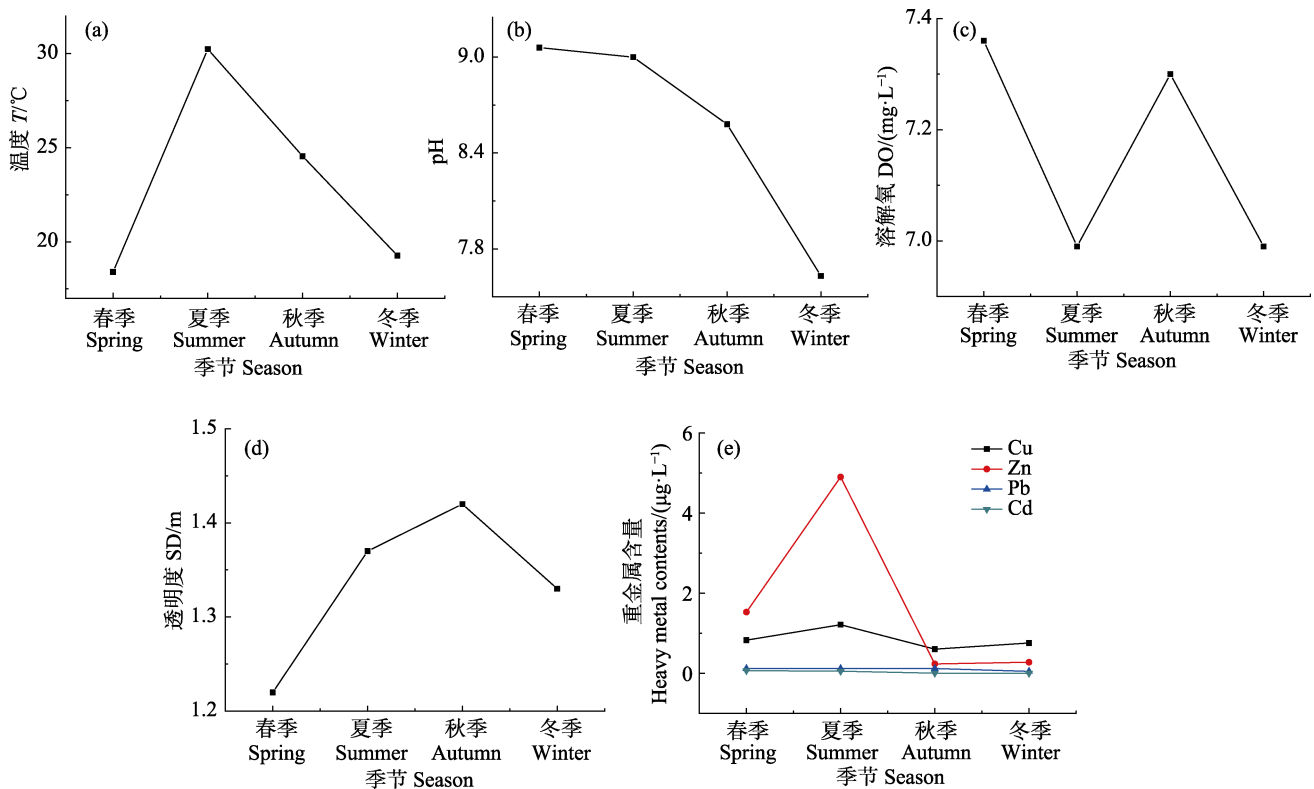


图 1 各水库理化参数随季节变化的规律

Fig.1 Seasonal variations of physical and chemical characters in the reservoirs

2.2 水库水体营养盐参数变化规律

5 个水库总磷、总氮、高锰酸盐指数等营养盐参数的变化趋势如图 2 所示。各水库中总磷、总氮含量均为 S5 最高, 分别为 0.818 和 2.851 mg/L , 显著高于其他各水库($P<0.05$); S1 总磷、总氮含量均最低, 分别为 0.040 和 0.469 mg/L 。高锰酸盐指数含量 S5 最高, 为 10.6 mg/L , 显著高于其他各水库; S2 最低, 为 1.82 mg/L 。从变异系数(C.V)看, 总磷、总氮在各水库间变异系数均较高, 达到 35%~119%, 提示各水库水体中营养盐含量可能受到不同季节的影响。

不同季节各水库水体中的营养盐分析结果显示

(图 3), 各水库总磷、高锰酸盐指数含量无显著的季节性变化($P>0.05$); 春、夏季总氮含量显著高于秋、冬季($P<0.05$), 因此, 水库水体中总氮含量存在一定的季节性影响, 这与孔范龙等(2016)的研究结果相一致。对比不同的水域类别发现, 增殖放流水域(S1 和 S2)与水产养殖水域(S3、S4 和 S5)水体总磷、高锰酸盐指数含量存在不同的季节性变化趋势。其中, 增殖放流水域总磷含量夏季平均为 0.147 mg/L , 显著高于春季和冬季; 高锰酸盐指数含量秋、冬季显著高于春、夏季; 而水产养殖水域总磷、高锰酸盐指数含量无显著的季节性变化($P>0.05$)。这可能与水产养殖水域受到养殖活动等人工干预较多有关。

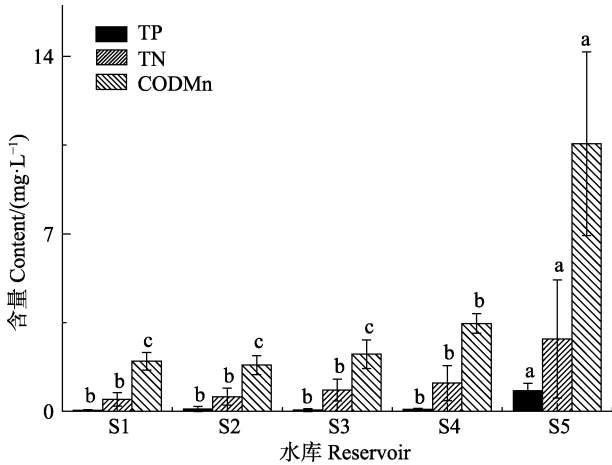


图2 各水库水体营养盐含量分布

Fig.2 The contents of nutrient indicators in the reservoirs

不同字母表示差异显著($P<0.05$)。下同

Different letters represent significant difference ($P<0.05$). The same as below

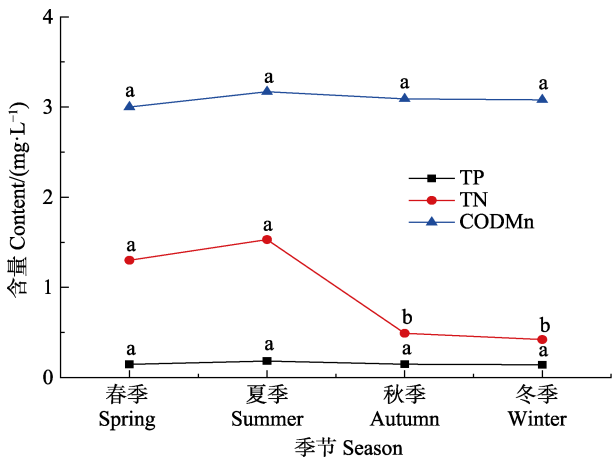


图3 各水库水体营养盐随季节变化规律

Fig.3 Seasonal variation of nutrient indicators in the reservoirs

2.3 水库富营养化评价

水体中 Chl-*a* 的含量是水体生产力及富营养化水

平的重要标志(刘敏等, 2007)。从不同水库看, S5 水域全年 Chl-*a* 平均含量最高, 为 149.25 mg/m^3 , 显著高于其他水库($P<0.05$); S1 最低, 为 2.75 mg/m^3 。从不同的水域类别看, 水库中 Chl-*a* 含量水产养殖水域显著高于增殖放流水域($P<0.05$)。基于 Chl-*a* 浓度对水库进行富营养化评价显示(表 4), S1、S2 和 S3 均为中营养状态, S4 为富营养状态, S5 为超富营养态。因此, 增殖放流水域均为中营养状态, 而水产养殖水域存在一定程度的富营养化。

根据综合营养状态指数法对各水库水体富营养化水平进行评价, 结果显示(表 5), S5 营养状态指数(TLI)最高, 为 73.34, 达到重度富营养水平, 显著高于其他水库($P<0.05$); S1 最低, 为 35.86。S1、S2 和 S3 均为中营养, S4 为轻度富营养, S5 为重度富营养水平。从不同的水域类别看, 水产养殖水域的富营养化水平显著高于增殖放流水域。上述评价结果与基于 Chl-*a* 含量进行富营养化评价的结果一致。综合营养状态指数法综合考虑了多个指标的影响, 可以较为真实地反映水体富营养化水平, 是我国环保监测部门评价水体富营养化水平的主要方法(陆强等, 2013), 但由于需要考虑多种因素的影响, 监测及计算过程稍显复杂。因此, 在衢州市上述水库水质的日常跟踪监测中, 可以采用 Chl-*a* 作为水库水体的富营养化水平的快速判定指标, 当富营养化水平出现较大波动时, 采用综合营养状态指数法进行进一步确证分析, 从而兼顾效率和准确性。

2.4 水质驱动因子对水库水体富营养化水平的影响

2.4.1 相关性分析 Pearson 采用相关关系分析探求各水质驱动因子对水库水体富营养化水平的影响。从表 6 可以看出, Chl-*a* 作为判定水体富营养化水平的重要指标, 与 TP、TN 和 CODMn 间均呈极显著正相关($P<0.01$), 这与宋丽香(2017)的研究结果相一致,

表 4 各水库水体 Chl-*a* 含量及富营养化水平

Tab.4 The contents of Chl-*a* in the reservoirs and their eutrophication levels

项目 Items	采样点 Sampling site				
	S1	S2	S3	S4	S5
Chl- <i>a</i> (mg/m^3)	2.75 ± 1.27^b	5.86 ± 3.47^b	8.63 ± 3.40^b	15.82 ± 6.64^b	149.25 ± 94.06^a
富营养化水平	中营养	中营养	中营养	富营养	超富营养
Trophic state level	Medium nutrient	Medium nutrient	Medium nutrient	Eutrophic	Supereutrophication

注: Chl-*a* 含量在 $0.1 \sim 2.0 \text{ mg/m}^3$ 之间, 水体为贫营养状态; 在 $2.0 \sim 10.0 \text{ mg/m}^3$ 之间, 水体为中营养状态; 在 $10.0 \sim 100.0 \text{ mg/m}^3$ 之间, 水体为富营养状态; 大于 100.0 mg/m^3 , 水体为超富营养状态

Note: When the content of Chl-*a* is $0.1 \sim 2.0 \text{ mg/m}^3$, the water is in a state of poor nutrition; the content of Chl-*a* is $2.0 \sim 10 \text{ mg/m}^3$, the water is in a state of medium nutrient level; the content of Chl-*a* is $10 \sim 100 \text{ mg/m}^3$, the water is in a state of eutrophic level, when the content of Chl-*a* is over 100.0 mg/m^3 , the water is in the supereutrophication state

表 5 各水库营养状态指数及富营养化水平
Tab.5 The TLI in the reservoirs and their eutrophication levels (Mean±SD)

项目 Items	采样点 Sampling site				
	S1	S2	S3	S4	S5
TLI	35.86±3.79 ^c	38.32±6.04 ^c	40.59±4.64 ^c	51.89±8.84 ^b	73.34±4.80 ^a
富营养化水平 Trophic state level	中营养 Medium nutrient	中营养 Medium nutrient	中营养 Medium nutrient	轻度富营养 Mild eutrophication	重度富营养 Severe eutrophication

注: TLI(Σ)<30 为贫营养, 30≤TLI(Σ)≤50 为中营养, TLI(Σ)>50 为富营养。其中 50<TLI(Σ)≤60 为轻度富营养, 60<TLI(Σ)≤70 为中度富营养, TLI(Σ)>70 为重度富营养

Note: When TLI is lower than 30, the water is in a state of poor nutrition; when TLI is 30~50, the water is in a state of medium nutrient level; when TLI is 50~60, the water is in a state of mild eutrophication; when TLI is 60~70, the water is in a state of moderate eutrophication; when TLI is over 70, the water is in a state of severe eutrophication

表 6 Chl-*a* 及综合营养状态指数与各水质因子间的相关关系
Tab.6 The correlations between Chl-*a*, TLI and water environmental factors

项目 Items	T	pH	DO	SD	Cu	Zn	Pb	Cd	TP	TN	CODMn	Chl- <i>a</i>	TLI
T	1	0.217	-0.164	0.012	0.096	0.289*	-0.047	-0.074	0.073	0.252*	0.213	0.172	0.281*
pH		1	0.068	0.181	0.047	0.132	-0.065	0.183	-0.067	0.177	-0.108	-0.020	0.033
Do			1	0.114	-0.019	-0.166	0.104	0.086	-0.301*	-0.220	-0.370**	-0.333**	-0.208
SD				1	-0.266*	-0.056	-0.129	0.174	-0.601**	-0.443**	-0.614**	-0.535**	-0.723**
Cu					1	0.282*	0.101	0.371**	0.352**	0.470**	0.315*	0.314*	0.380**
Zn						1	0.124	0.337**	0.251*	0.386**	0.182	0.147	0.205
Pb							1	0.034	-0.025	0.042	-0.052	-0.047	-0.030
Cd								1	-0.154	0.050	-0.173	-0.115	-0.126
TP									1	0.578**	0.775**	0.694**	0.843**
TN										1	0.688**	0.696**	0.718**
CODMn											1	0.956**	0.859**
Chl- <i>a</i>												1	0.785**
TLI													1

注: **表示在 0.01 水平上显著相关, *表示在 0.05 水平上显著相关

Note: **: Significant correlation at 0.01 level (2-tailed), *: Significant correlation at 0.05 level (2-tailed)

表明碳氮磷营养盐的含量与水库水体富营养化之间关系密切。此外, Chl-*a* 含量与 SD、DO 间呈极显著负相关($P<0.01$), 表明水体透明度、溶解氧等变量也是影响水体富营养化的重要指标, 可以作为水体富营养化的预警性指标。然而, 由于 DO 在水体中的含量一直处于动态变化中, DO 作为预警性指标时, 需要综合考虑其他因素(张远等, 2006)。

综合营养状态指数法评价主要以 Chl-*a*、TN、TP、CODMn 和 SD 作为评价参数进行, 相关性分析显示, TLI 除了与上述因子显著相关外($P<0.01$), 与重金属 Cu 之间呈显著正相关($P<0.05$), 但与其他重金属元素间相关性较弱。富营养化可能影响水生生态系统对 Cu 的迁移、转化和归宿。此外, TLI 与水温间呈显著正相关($P<0.05$), 表明水温变化对水体富营养化状态具有重要意义。

2.4.2 主成分分析 为进一步探求各水质因子对水库水体富营养化水平的影响, 采用主成分分析法(Principal component analysis, PCA)进行分析。KMO(Kaiser-Meyer-Olkin)检验和 Bartlett's 球度检验(Bartlett-test of sphericity)结果显示, KMO 值为 0.688, Bartlett 球度检验相伴概率为 0 ($P<0.05$), 各水质因子之间具有较强的相关性, 可以进行因子分析。

按照特征值大于 1 的原则, 共提取 4 个主成分, PC1、PC2 和 PC3 特征值方差累积贡献值达到 61.2%, 各项指标的得分系数矩阵见表 7。PC1 对总方差的贡献率为 34.8%, 是主要影响成分, Chl-*a*、TP、TN 和 CODMn 具有较高的正载荷, 分别为 0.901、0.852、0.827 和 0.942, SD 具有较高的负载荷, 为-0.678, 与 TLI 所选取的 5 个评价因子相一致, 因此, 第 1 主成分反映了水体富营养化对水质的影响。PC2 对总方

表7 主成分分析主要计算结果
Tab.7 The calculated results of PCA

项目 Items	第1主成分 CP1	第2主成分 CP2	第3主成分 CP3
特征值 Eigenvalue	4.174	1.828	1.341
方差贡献率 Contribution rate (%)	34.781	15.236	11.178
累积方差贡献率 Cumulative contribution rate (%)	34.781	50.017	61.195
<i>T</i>	0.263	0.306	-0.601
pH	-0.022	0.530	-0.398
DO	-0.404	0.113	0.412
SD	-0.678	0.290	-0.336
Cu	0.490	0.483	0.381
Zn	0.356	0.637	-0.045
Pb	0.015	0.133	0.545
Cd	-0.073	0.747	0.287
TP	0.852	-0.152	0.068
TN	0.827	0.246	-0.025
CODMn	0.942	-0.197	-0.055
Chl- <i>a</i>	0.901	-0.142	-0.062

差的贡献率为 15.2%，pH、Cu、Zn 和 Cd 具有较高的正载荷，分别为 0.530、0.483、0.637 和 0.747，第 2 主成分主要反映了水质理化因子 pH 以及重金属元素 Cu、Zn 和 Cd 对水质的影响。PC2 对总方差的贡献率为 11.2%，DO 和 Pb 具有较高的正载荷，分别为 0.412 和 0.545，*T* 具有较高的负载荷，为 -0.601，第 3 主成分主要反映了水质理化因子 *T*、DO 以及重金属元素 Pb 对水质的影响。

3 讨论

3.1 氮、磷营养盐对水库富营养化的影响

相关性分析及主成分分析均显示氮磷营养盐是造成水库水体富营养化的主要因子，这与国内外研究结果相一致(李小平, 2002; Schindler, 1977)，这主要是因为氮磷作为浮游植物生长所必需的营养元素，对藻类的生长具有显著影响(赵永宏等, 2010)。Redfield 等(1963)认为，藻类细胞组成的原子比率 N : P=16 : 1，如果氮磷的浓度比超过 7，磷被认为是限制性因素；反之，当氮磷的浓度比小于 7 时，氮通常被考虑为限制性因素。Redfield 比值被广泛应用于我国水体富营养化分析(隋琪等, 2016)。相关性分析表明(表 8)，TN/TP 与 Chl-*a*、TLI 间均呈显著负相关($P<0.05$)，因

此，氮磷营养盐相对比值是影响水体富营养化最有意义的限制因子。分析各水库水体 TN/TP 显示(图 4)，S1、S2、S3 和 S4 水库水体 TN/TP 为 13.87~25.88，均大于 7，磷为主要的限制因素，这与封闭性淡水环境主要受到磷限制的研究结果(王保栋, 2003)相一致。然而，S5 水库水体 TN/TP 为 4.24，氮为主要的限制因素，表明对衢州地区渔业水域水库水体富营养化控制过程中对氮的控制也不容忽视。因此，对水库水体富营养化的控制，主要以控磷为主，以控氮为辅。

表8 Chl-*a* 及综合营养状态指数与
各水质因子间的相关关系

Tab.8 The correlations between Chl- <i>a</i> , TLI and TN/TP	TN/TP	Chl- <i>a</i>	TLI
TN/TP	1	-0.257*	-0.364**
Chl- <i>a</i>		1	0.785**
TLI			1

**表示在 0.01 水平上显著相关，*表示在 0.05 水平上显著相关

**：Correlation is a significant at the 0.01 level(2-tailed)，*：Correlation is a significant at the 0.05 level(2-tailed)

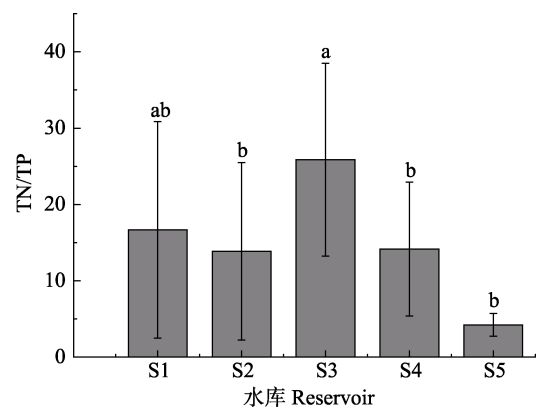


图4 各水库水体 TN/TP 分布情况

Fig.4 The rate of TN and TP in reservoirs

随着近年来社会经济的不断发展，工业生产、生活废水以及农业生产活动对水体富营养化产生了显著的影响(王辉等, 2012; Kim *et al*, 2008)，成为水库水体营养盐的重要来源。其次，水产养殖业的迅速发展可能造成氮、磷营养压力(朱鹏等, 2014; 白怀宇等, 2018)，一定程度上推高水库富营养化水平。基于氮磷营养盐因子、富营养化评价参数和水体氮磷比，对 5 个不同水库进行聚类分析，结果显示(图 5)，S1、S2、S3 和 S4 水库聚为一类，水体富营养化水平较低；S5 单独为一类，富营养化水平较高，这与水体氮磷比的多重比较结果相一致。值得指出的是，S3、S4 和 S5 均为水产养殖水域，但 S3 和 S4 水库水体富营

养化水平较低, 且与 S1、S2 等增殖放流水域聚为一类, 推测上述水库中浮游植物可能受到鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*H. nobilis*)、浮游动物等藻食生物控制为主(下行效应), 受到水体的营养元素控制(上行效应)较弱(李培培等, 2011)。因此, 适量的水产养殖不会引起水库水体富营养化污染。

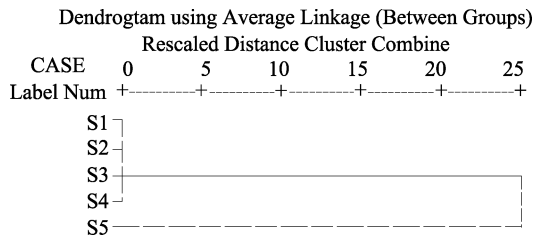


图 5 不同水库间聚类分析
Fig.5 Cluster analysis on reservoirs

3.2 非营养盐因子对水库富营养化的影响

分析各水库不同季节综合营养状态指数(图 6)发现, 中营养及轻度富营养水库 TLI 均为夏季最高, 且 TLI 与水温呈显著正相关($P < 0.05$)。由于夏季各水库水温显著高于其他季节, 因此, 水体富营养化水平的季节性差异主要来源于水温的影响。在合适的范围内, 水温上升会影响水中溶解氧浓度(Blumberg *et al.*, 1990), 增强藻类活性, 加速营养物质的迁移转化, 为浮游植物的生长提供动力。与其他水库不同, 富营养化水平较高的金仓垅水库(S5)受到水温的影响较小, 周边工农业发展以及水库内的水产养殖等人类活动可能是造成该水库富营养化水平较高的主要原因, 这与吴锋等(2012)的研究结果一致。其次, 主成分分析显示, pH、溶解氧分别是第 2 主成分和第 3 主成分的主要影响因子。藻类生物量较高的水体吸收水中

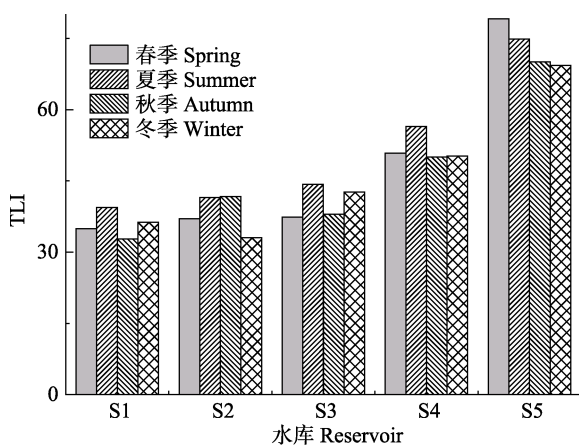


图 6 各水库不同季节综合营养状态指数变化规律
Fig.6 Seasonal variation of TLI in reservoirs

二氧化碳, 放出氧气, 使得水中 pH 升高, 溶解氧增加, 但当富营养化水平过高时, 过度繁殖的藻类会造成水中溶解氧迅速下降。因此, pH、溶解氧不是水体浮游植物生长的限制因子, 是影响水体富营养化水平的被动因子和指示因子, 关注水体 pH、溶解氧变化趋势, 对于监测控制水库水体富营养化具有重要意义。此外, 相关性表明, CODMn 与 Chl-*a* 和 TLI 均呈显著正相关($P < 0.05$), 且是第 1 主成分的主要影响因子, 显示 CODMn 作为有机物综合污染指标, 可以通过作用于 Chl-*a* 影响藻类生物量, 从而影响水体富营养化水平。

水体富营养化在水生态系统中重金属的迁移、转化和归宿也有着重要影响。相关性分析显示, Cu 与 TLI 之间呈显著正相关($P < 0.05$), 且 Cu、Zn 和 Cd 均为水质第 2 主成分的主要贡献因子, 这与高廷进等(2014)关于贵州高原水库汞的研究结果一致, 浮游植物对重金属较强的富集作用可能是造成上述现象的主要原因(李志远等, 1997)。另一方面, 富集了大量重金属的浮游植物可能以颗粒物吸附态的形式沉入水底, 成为水库重金属的一个潜在储存库。当水体中水温、溶解氧、pH 等发生变化时, 导致底泥中重金属向上输送并释放到水体中, 这与洪继华等(1987)对湘江沉积物中 Cu、Cd 的释放效应相一致。

3.3 各水质驱动因子对水库富营养化的影响

为进一步探求各水质驱动因子对水库富营养化的影响, 分别选取与 Chl-*a* 和 TLI 相关性较好的各水质因子, 建立多元线性回归方程, 分别量化 Chl-*a* 和 TLI 与水质驱动因子之间的关系, 通过方程显著性检验能进一步验证相关关系以及回归方程的准确性和可靠性。多元逐步回归分析结果显示, Chl-*a* 与 DO、SD、Cu、TP、TN 和 CODMn 相关性较好, TLI 与 T、SD、Cu、TP 和 TN 相关性较好, 多元线性逐步回归分析得到模型: $\text{Chl-}a = 19.793 \text{ CODMn} - 32.065 \text{ TP} - 33.004$, $\text{TLI} = 1.062 \text{ CODMn} + 18.468 \text{ TP} - 0.06 \text{ SD} + 0.450 \text{ T} + 1.765 \text{ TN} + 33.886$ 。多元线性逐步回归分析表明, CODMn、TP 与 Chl-*a* 关系较为密切, CODMn、TP、SD、T、TN 与综合营养状态指数关系较为密切。这与吕唤春等(2003)对千岛湖水库研究中指出的水体富营养化与水温、总磷正相关, 与透明度负相关的研究结果相类似。水库中较缓的流速和适宜的水温使得氮、磷营养盐以及有机物(CODMn)在水体中扩散降解受到影响, 营造了适合于藻类生长的环境, 从而推高水中 Chl-*a* 的含量, 增加水体富营养化水平。因此, CODMn、TP、SD、T 和 TN 是影响衢州市水库水体

富营养化的主要因子,其余因子虽然具有较好的相关性,但只是富营养化的“结果”,而不是“原因”。

4 结论

基于Chl-*a*浓度评价水库富营养化水平显示,S1、S2和S3均为中营养状态,S4为富营养状态,S5为超富营养态;综合营养状态指数法评价水库富营养化水平显示,S1、S2和S3均为中营养,S4为轻度富营养,S5为重度富营养水平;2种评价方式的结果一致。在日常跟踪监测中,可以采用Chl-*a*作为水库水体的富营养化水平的快速判定指标,当富营养化水平出现较大波动时,采用综合营养状态指数法进行进一步确证分析,从而兼顾效率和准确性。

从水库的不同类别看,增殖放流水域为中营养状态,而水产养殖水域存在一定程度的富营养化。聚类分析显示,S1、S2、S3和S4水库聚为一类,水体富营养化水平较低;S5单独为一类,富营养化水平较高。S3、S4和S5均为水产养殖水域,但S3、S4水库水体富营养化水平较低,且与S1、S2等增殖放流水域聚为一类,因此,适量的水产养殖不会引起水库水体富营养化污染。

相关性分析显示,Chl-*a*、TLI与TP、TN、CODMn间均呈极显著正相关($P<0.01$);主成分分析表明,Chl-*a*、TP、TN和CODMn在第1主成分具有较高的正载荷,因此,氮磷营养盐和有机物是造成水库水体富营养化的主要影响因子。其次,TN/TP与Chl-*a*、TLI间均呈显著负相关($P<0.05$),因此,氮磷营养盐相对比值是影响水体富营养化最有意义的限制因子。从TN/TP看,衢州市渔业水域S1、S2、S3和S4水库均为磷限制,S5为氮限制,因此,对水库水体富营养化的控制,主要以控磷为主,控氮为辅。

水温与富营养化水平间显著正相关($P<0.05$),表现为各水库富营养化水平的季节性差异;pH、溶解氧是影响水体富营养化水平的被动因子和指示因子。水体中pH、溶解氧均随着富营养化水平增加而增大,但当富营养化水平过高时,过度繁殖的藻类会造成水中溶解氧迅速下降。因此,关注水体pH、溶解氧变化趋势对于监测控制水库水体富营养化具有重要意义。其次,水体富营养化在水生态系统中对重金属的迁移、转化和归宿也有着重要影响,这可能与浮游植物对重金属较强的富集作用以及沉积物的内源释放有关。

多元线性逐步回归分析得到以下模型: $\text{Chl-}a = 19.793\text{CODMn} - 32.065\text{TP} - 33.004, \text{TLI} = 1.062\text{CODMn} +$

$18.468\text{TP} - 0.06\text{SD} + 0.450\text{T} + 1.765\text{TN} + 33.886$,表明CODMn、TP、SD、T和TN是影响衢州市水库水体富营养化的主要因子,其余因子虽然具有较好的相关性,但只是富营养化的“结果”,而不是“原因”。

参 考 文 献

- Bai HY, Li QF, Zhang Y, *et al.* Seasonal variation in nutrients and evaluation of eutrophication in the aquaculture areas in the middle water areas of Xiangshan Harbor. *Progress in Fishery Sciences*, 2018, 39(6): 24–30 [白怀宇, 李秋芬, 张艳, 等. 象山港中部养殖海区营养盐的季节变化及富营养化. *渔业科学进展*, 2018, 39(6): 24–30]
- Blumberg AF, DiToro DM. Effects of climate warming on dissolved oxygen concentrations in Lake Erie. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1990, 119(2): 210–223
- China Nation Environmental Monitoring Center. Eutrophication assessment method and technical regulations for classification of lakes and reservoir. Beijing: China Nation Environmental Monitoring Center, 2001 [中国环境监测总站. 湖泊水库富营养化评价方法及分级技术规定. 北京: 中国环境监测总站, 2001]
- Dodds WK, Smith VH, Lohman K. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2002, 59(5): 865–874
- Gao TJ, Li QH, Meng B, *et al.* Distribution of mercury and tis response to eutrophication in reservoirs in Guizhou Province. *China Environmental Science*, 2014, 34(5): 1248–1257 [高廷进, 李秋华, 孟博, 等. 贵州高原水库汞的分布特征及其对富营养化的响应. *中国环境科学*, 2014, 34(5): 1248–1257]
- Hong JH, Wang TJ. Release of heavy metal under various natural conditions in river sediment. *Environmental Chemistry*, 1987, 6(5): 1–7 [洪继华, 王庭健. 河流沉积物中的重金属在天然环境条件下的释放. *环境化学*, 1987, 6(5): 1–7]
- Jin XC. Lake environment in China. Beijing: China Ocean Press, 1995 [金相灿. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社, 1995]
- Kim M, Gilley JE. Artificial neural network estimation of soil erosion and nutrient concentrations in runoff from land application areas. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2008, 64(2): 268–275
- Kong FL, Xi M, Xu LH, *et al.* Review of studies on the limitation of nutrients in the eutrophic water. *Journal of Earth Environment*, 2016, 7(2): 121–129 [孔范龙, 郗敏, 徐丽华, 等. 富营养化水体的营养盐限制性研究综述. *地球环境学报*, 2016, 7(2): 121–129]
- Li PP, Shi W, Liu QG, *et al.* Spatial and temporal distribution patterns of chlorophyll-*a* and the correlation analysis with environmental factors in Lake Qiandao. *Journal of Lake Sciences*, 2011, 23(4): 568–574 [李培培, 史文, 刘其根,

- 等. 千岛湖叶绿素 *a* 的时空分布及其与影响因子的相关分析. 湖泊科学, 2011, 23(4): 568–574]
- Li XP. Lake eutrophication research and control in USA. Chinese Journal of Nature, 2002, 24(2): 63–68 [李小平. 美国湖泊富营养化的研究与治理. 自然杂志, 2002, 24(2): 63–68]
- Li ZY, Guo SY, Li L, *et al.* Removal and recovery of metals in industrial waste water by algae. Chongqing Environmental Science, 1997, 19(6): 27–32 [李志远, 郭祀远, 李琳, 等. 利用藻类去除和回收工业废水中的金属. 重庆环境科学, 1997, 19(6): 27–32]
- Liu M, Xu SY, Hou LJ. Biogeochemical processes of nutrient environment at sediment-water interface in tidal flat of the Yangtze Estuary. Beijing: Science Press, 2007 [刘敏, 许世远, 侯立俊. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程. 北京: 科学出版社, 2007]
- Lu Q, Chen HL, Shao XY, *et al.* Ecological characteristics of macrobenthic communities and its relationships with environmental factors in Hangzhou Xixi Wetland. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(9): 2803–2815 [陆强, 陈慧丽, 邵晓阳, 等. 杭州西溪湿地大型底栖动物群落特征及与环境因子的关系. 生态学报, 2013, 33(9): 2803–2815]
- Lü HC, Wang FE, Chen YX, *et al.* Multianalysis between chlorophyll *a* and environmental factors in Qiandao Lake water. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 11(8): 1347–1350 [吕唤春, 王飞儿, 陈英旭, 等. 千岛湖水体叶绿素 *a* 与相关环境因子的多元分析. 应用生态学报, 2003, 11(8): 1347–1350]
- Lü ZP, Dong H, He XJ. Water quality assessment and eutrophication control countermeasure of typical drinking water supply reservoir in Zhejiang Province. Journal of Hydroecology, 2010, 3(1): 18–21 [吕振平, 董华, 何锡君. 浙江省供水水库的水质评价及富营养化防治对策研究. 水生态学杂志, 2010, 3(1): 18–21]
- Radway JC, Wilde EW, Whitaker MJ, *et al.* Screening of algal strains for metal removal capabilities. Journal of Applied Phycology, 2001, 13: 451–455
- Redfield AC, Ketchum BH, Reichardt FA. The influence of organisms on the composition of seawater. New York: Interscience, 1963, 26–77
- Schindler DW. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, 1977, 195: 260–262
- Sheng HY, Han YC, Yu ZM, *et al.* Eutrophic states and influence factors of large and medium-scaled reservoir in Hangzhou area. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014, 23(11): 1566–1571 [盛海燕, 韩轶才, 虞左明, 等. 杭州地区大中型水库富营养化状况及影响因子分析. 长江流域资源与环境, 2014, 23(11): 1566–1571]
- Smith VH. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes—an empirical and theoretical-analysis. Limnology and Oceanography, 1982, 27(6): 1101–1112
- Song LX. Temporal-spatial variation of chlorophyll *a* and eutrophication evaluation in five lakes of Hanyang. Master's Thesis of Jiangnan University, 2017 [宋丽香. 汉阳 5 个湖泊水体叶绿素 *a* 含量时空变化及富营养化评价. 江汉大学硕士研究生学位论文, 2017]
- Sui Q, Xia B, Xie HB, *et al.* Study on temporal and spatial variation of nutrients and evaluation on eutrophication in the seawater of the Bohai Sea in winter and spring of 2014. Progress in Fishery Sciences, 2016, 37(2): 10–15 [隋琪, 夏斌, 谢寒冰, 等. 2014 年春季和冬季渤海海水营养盐时空变化及富营养化评价. 渔业科学进展, 2016, 37(2): 10–15]
- Tang GH, Lin YR, Hu ZP, *et al.* Characteristics of distribution, transfer and subtraction of nitrogen and phosphorus contaminants in Poyang Lake. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(9): 1436–1445 [唐国华, 林玉茹, 胡振鹏, 等. 鄱阳湖区氮磷污染物分布、专业和消减特征. 长江流域资源与环境, 2017, 26(9): 1436–1445]
- Wang BD. Nutrient distributions and their limitation on phytoplankton in the Yellow Sea and the East China Sea. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(7): 1122–1126 [王保栋. 黄海和东海营养盐分布及其对浮游植物的限制. 应用生态学报, 2003, 14(7): 1122–1126]
- Wang H, Luan WX, Kang MJ, *et al.* Nitrogen pollution of social and economic activities in Liao River Basin, China. Ecological Economy, 2012(8): 152–157 [王辉, 栾维新, 康敏捷, 等. 辽河流域社会经济活动的环境污染压力研究——以氮污染为研究对象. 生态经济, 2012(8): 152–157]
- Wu F, Zhan JY, Deng XZ, *et al.* Influencing factors of lake eutrophication in China – A case study in 22 lakes in China. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(1): 94–100 [吴锋, 战金艳, 邓祥征, 等. 中国湖泊富营养化影响因素研究—基于中国 22 个湖泊实证分析. 生态环境学报, 2012, 21(1): 94–100]
- Zhang Y, Zheng BH, Fu G, *et al.* On the assessment methodology and standards for nutrition status in channel type reservoirs based on zoning of eutrophication sensitivity. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(6): 1016–1021 [张远, 郑丙辉, 富国, 等. 河道型水库基于敏感性分区的营养状态标准与评价方法研究. 环境科学学报, 2006, 26(6): 1016–1021]
- Zhao YH, Deng XZ, Zhan JY, *et al.* Progress on preventing and controlling strategies of lake eutrophication in China. Environmental Science and Technology, 2010, 33(3): 92–98 [赵永宏, 邓祥征, 战金艳, 等. 我国湖泊富营养化防治与控制策略研究进展. 环境科学与技术, 2010, 33(3): 92–98]
- Zhong WH, Shan JF, Xue J, *et al.* Effect of N and P on main algae growth in Tongshanyuan Reservoir. Environmental Pollution Control, 2003, 25(1): 20–22 [钟卫鸿, 单剑峰, 薛浚, 等. 氮和磷对铜山源水库优势藻生长影响实验研究. 环境污染与防治, 2003, 25(1): 20–22]
- Zhou XY. Quality monitoring and analysis of drinking water in water intake of Huangtankou Reservoir in Zhejiang Province. Ningxia Journal of Agriculture and Forest Science and Technology, 2012, 53(11): 123–125, 128 [周小炎. 浙江省黄坛口水库饮用水取水口水质监测和分析. 宁夏农林科

技, 2012, 53(11): 123–125, 128]

Zhu P, Chen HJ. Research status of ecological environment restoration technology in freshwater fishery waters. *China Fisheries*, 2014(8): 69–72 [朱鹏, 陈红菊. 淡水渔业水域生态环境修复技术研究现状. *中国水产*, 2014(8): 69–72]

Zhu SR. The assessment of eutrophication level and biological thresholds of nitrogen and phosphorus in rivers of Hangjiahu area. Master's Thesis of Zhejiang University, 2015 [朱思睿. 杭嘉湖地区河流水体富营养化水平及氮磷阈值核算. 浙江大硕士研究生学位论文, 2015]

(编辑 冯小花)

Research on Eutrophication and Its Driving Factors in Reservoirs of the Quzhou Area

SHI Qinxuan¹, HAO Guijie¹, YE Ting², WU Qifang¹, GAO Sheng¹,
SHENG Pengcheng¹, ZHOU Dan¹, YE Xueping^{1①}

(1. Key Laboratory of Healthy Freshwater Aquaculture, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Key Laboratory of Fish Health and Nutrition of Zhejiang Province, Zhejiang Institute of Freshwater Fisheries, Huzhou 313001;
2. Quzhou Aquatic Technology Extension Station, Quzhou 324000)

Abstract In the Quzhou area, there are five important reservoirs: Huangtankou (S1), Tongshanyuan (S2), Shizikou (S3), Huayuanlong (S4), and Jincanglong (S5). To ascertain the eutrophication level and the main driving factors in reservoirs in the Quzhou area, we analyzed the water quality in 2018 to determine the relationship between eutrophication and environmental factors. The comprehensive trophic level index (TLI) method showed that reservoirs S1, S2, and S3 were mesotrophic, S4 was lightly eutrophic, and S5 was highly eutrophic, which concurred with the relative chlorophyll *a* (Chl-*a*) concentrations. To improve the comprehensive development and utilization of the reservoirs, industry, such as aquaculture, was developed in Quzhou. Results showed that eutrophication in aquacultural areas was significantly higher than that in breeding and releasing areas. Furthermore, we analyzed how water quality was affected by aquaculture using a cluster analysis. Results showed that effectively managed aquaculture may not be the main contributing factor for eutrophication. Based on the N/P ratio, we found nitrogen limitation occurred in S5, whereas phosphorous limitation occurred in the other reservoirs. Therefore, we should focus on controlling phosphorous and nitrogen. The regression equation among Chl-*a*, TLI, and the correlated environmental factors was expressed using multiple linear stepwise regression as follows: $\text{Chl-}a = 19.793 \text{ CODMn} - 32.065 \text{ TP} - 33.004$, $\text{TLI} = 1.062 \text{ CODMn} + 18.468 \text{ TP} - 0.06 \text{ SD} + 0.450 \text{ T} + 1.765 \text{ TN} + 33.886$, where TP, SD, T, and TN stand for total phosphorous, transparency, temperature, and total nitrogen respectively. Combined with a correlation and principal component analysis (PCA), it was concluded that CODMn, TP, SD, T, and TN were the main factors influencing reservoir eutrophication in the Quzhou area, among which nitrogen and phosphorous and organic compounds were the impact factors, and water temperature was the main cause of seasonal change. However, pH and DO were a consequence of eutrophication, and could be indicators of the eutrophication level. pH and DO increased with increasing eutrophication, but in highly eutrophic water, algal overgrowth can cause a rapid decrease in DO in the water.

Key words Fishery reservoir; Eutrophication; Driven factors; Correlation; PCA; Quzhou area

① Corresponding author: YE Xueping, E-mail: yxp900@sina.com