

砷污染治理背景下阳宗海浮游植物生物量的时空分布模式及驱动因子*

郑 昕, 陈 丽**, 仇 菲, 张 涛, 张昭阳, 尚 丽, 白宁静, 陈小林, 赵帅营, 孔令阳, 陈光杰
(云南师范大学地理学部, 云南省高原地理过程与环境变化重点实验室, 昆明 650500)

摘 要: 在社会经济发展和流域开发持续的背景下, 砷污染已成为我国部分水体面临的重要环境问题, 目前对砷污染防治的生态效应与修复效果评价仍缺乏系统识别。湖泊生态系统中浮游植物是重要的生产者, 砷等重金属污染可以直接影响浮游植物生长、物种演替和初级生产力水平, 浮游植物已成为指示砷污染水平及其生态效应的敏感指标。本研究以长期受到砷污染胁迫并经历污染治理的阳宗海为研究对象, 设置南、中、北 3 个调查位点, 于 2015 年 4 月—2019 年 12 月对浮游植物和水质因子开展季节调查和空间分析, 通过识别浮游植物生物量的时空分布模式与驱动因子, 评价了砷污染与治理下浮游植物生物量的变化机制和生态修复效果。调查结果显示, 采样期间阳宗海浮游植物以蓝藻门为主, 浮游植物的生物量范围为 0.7~30.4 mg/L, 平均生物量在 2016 年最低((3.0 ± 1.8) mg/L)、在 2017 年最高((10.5 ± 8.9) mg/L)。ANOVA 分析结果显示, 浮游植物生物量存在显著的季节差异而空间差异不明显。相关分析结果显示, 阳宗海浮游植物生物量与砷浓度和透明度呈显著负相关, 而与水体温度和 pH 呈显著正相关。多元线性回归分析进一步显示, 砷和水温是驱动阳宗海浮游植物生物量变化的显著环境因子。由此可见, 在重金属污染湖泊经过修复后, 水体砷残留物的毒性效应仍然对浮游植物生长产生了明显的抑制作用, 表明了水体重金属污染物可能具有长期的沉积物释放作用与持久的生态毒理效应。

关键词: 阳宗海; 浮游植物; 生物量; 砷污染; 污染治理

Spatio-temporal distribution and driving factors of phytoplankton biomass in Lake Yangzong under the background of arsenic pollution treatment*

Zheng Xin, Chen Li**, Qiu Fei, Zhang Tao, Zhang Zhaoyang, Shang Li, Bai Ningjing, Chen Xiaolin, Zhao Shuaiying, Kong Lingyang & Chen Guangjie

(Yunnan Key Laboratory of Plateau Geographical Processes and Environmental Change, Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, P.R.China)

Abstract: Arsenic contamination has become an important environmental issue of some water bodies in China under the background of economic development and basin exploitation. However, limited attention has been paid to the effects of arsenic pollution prevention and ecological restoration. Phytoplankton is the key primary producer in lake ecosystems. Arsenic can directly affect the phytoplankton growth, species succession and primary productivity, and has become a sensitive indicator of arsenic pollution and its ecological effects. Lake Yangzong has a long history of arsenic pollution and subsequent remediation efforts. We conducted a seasonal survey on phytoplankton and environmental factors of Lake Yangzong covering the south, central and north parts of the lake from 2015 to 2019. The survey data were used to identify the spatio-temporal pattern and driving factors of phytoplankton biomass, and to evaluate the mechanism of phytoplankton biomass changes and effect of eco-restoration under arsenic pollution and treatment. The results showed that the phytoplankton was mainly composed of Cyanophyta. The phytoplankton biomass was in a range of 0.7–30.4

* 2022-12-03 收稿; 2023-06-24 收修改稿。

国家自然科学基金项目(32060276, 31960250, 41461096)、云南省基础研究计划项目面上项目(202301AT070079)、云南省科技计划项目(202203AC100002-02)和异龙湖高原浅水湖泊云南省野外科学观测研究站项目(202305AM070002)联合资助。

** 通信作者; E-mail: chenli5311@163.com。

mg/L, with the lowest value in 2016 (3.0 ± 1.8 mg/L) and the highest value in 2017 (10.5 ± 8.9 mg/L). The phytoplankton biomass showed significant seasonal variations, but did not show significant spatial difference. The correlation analysis showed that the phytoplankton biomass had a significantly negative correlation with arsenic concentration and transparency, but had a significantly positive correlation with water temperature and pH. The multivariable linear regression model further showed that temperature and arsenic were the key environmental factors in driving the change of phytoplankton biomass. Thus, the arsenic residues in water body still inhibit phytoplankton growth after remediation in heavy metal polluted lakes, indicating that heavy metal pollutants may have long-term effects due to sediment release and enduring ecotoxicological impacts.

Keywords: Lake Yangzong; phytoplankton; biomass; arsenic pollution; pollution treatment

重金属污染物已成为威胁湖泊水质和生态健康的重要胁迫因子^[1], 目前对于重金属污染水体的污染防控评估与生态修复效果评价研究总体较少。阳宗海是云南省第三大深水湖泊, 于 2008 年发生了砷污染事件, 污染发生后湖水中砷的浓度一度高达 $176.9 \mu\text{g/L}$, 为国家饮用水标准 ($10.0 \mu\text{g/L}$) 的 17.7 倍, 水质从 II 类急剧下降为劣 V 类^[2-4]。阳宗海砷污染治理主要分为两期, 第一期时间为 2009 年 10 月—2011 年 10 月, 治理后湖水平均砷浓度从 $128.0 \mu\text{g/L}$ 降低到 $49.0 \mu\text{g/L}$; 之后砷浓度出现反弹, 在 2017 年 10 月—2019 年 10 月期间进行了二期污染治理。两次治理后湖水的平均砷浓度降至 $29.7 \mu\text{g/L}$, 但仍然超过国家生活饮用水卫生标准^[2,5]。两次砷污染治理方案中, 主要采用喷洒三氯化铁絮凝剂降低阳宗海湖水中的砷浓度, 可能导致沉积物成为砷污染物的高蓄积体和二次污染源^[6-8]。底泥污染物的释放可以造成水体出现二次砷污染的风险及季节性波动, 将通过生物吸收作用和食物网营养级的物种传递对湖泊生物产生直接或间接的毒性效应并呈现出季节性的变化规律^[9-10]。因此, 阳宗海沉积物中砷的二次释放过程可以严重威胁湖泊生态系统的健康。

浮游植物(浮游藻类)作为初级生产者, 是湖泊食物网的基础^[11]。浮游植物受到温度、营养盐、重金属等非生物因子及浮游动物、鱼类等生物因子的共同调控, 同时浮游植物由于生长周期短, 能够对外界环境的变化做出快速响应, 常被用来作为水环境污染的指示生物, 其变化将对湖泊生态系统产生重要的影响, 是湖泊生态系统健康的重要评价指标^[11]。重金属浓度超过一定阈值后能够对浮游植物产生毒害效应, 该效应与重金属种类、元素形态、浮游植物种类等有关^[12-14]。其中, 砷元素对浮游植物生物量的影响存在“低促高抑”的作用^[15-17]。同时, 氮磷营养盐能够通过影响浮游植物的蛋白质合成和磷代谢从而对砷的作用产生影响, 如五价砷通过磷的转运通道进入藻细胞, 磷能够显著减轻五价砷的毒性^[18-21]。此外, 富营养化能够通过影响水体砷循环而进一步对浮游植物的生长产生影响, 富营养化容易导致沉积物—水界面的缺氧环境, 从而促进毒性更强的三价砷的释放, 进一步对浮游植物的生长产生影响^[22]。砷不仅可以直接影响浮游植物的生长, 而且可以通过食物网的传递作用间接影响更高营养级的生物, 从而对湖泊生态系统的结构和功能产生重要影响^[23-25], 浮游植物已成为指示砷污染水平及其生态效应的敏感指标^[23,26]。因此, 有必要系统研究砷污染背景下影响阳宗海浮游植物生物量变化的环境因子, 以识别砷对浮游植物生物量的驱动作用。

本研究对 2015—2019 年阳宗海浮游植物生物量的时空变化规律进行研究, 并进一步通过统计分析方法识别其与环境因子的关系, 探讨砷污染修复后水体遗留砷对藻类的毒性作用和生态效应, 以期对阳宗海的砷污染防治和生态安全评价提供科学支撑和数据基础。

1 材料与方法

1.1 样点设置

根据阳宗海形态特点, 设置 T1、T3、T5 共 3 个样点进行样品采集(图 1)。采样时间为 2015 年 4、6、8、12 月, 2016 年 3、6、9、12 月, 2017 年 4、6、9、12 月, 2018 年和 2019 年的 3、6、9 和 12 月。后续分析中, 分别将 3(4)、6、8(9)和 12 月归为春季、夏季、秋季和冬季。

1.2 样品采集和测定

采集 2 L 表层水样用于分析总磷(TP)、总氮(TN)等水质理化因子, 水温(WT)和 pH 用 YSI 6600 多参数水质分析仪测量, 透明度(SD)用塞氏盘测定。总磷和总氮的分析参考《水和废水监测分析方法》(第四版)^[27]。水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 的膜过滤后采用二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法(中华人民共和国国家标准

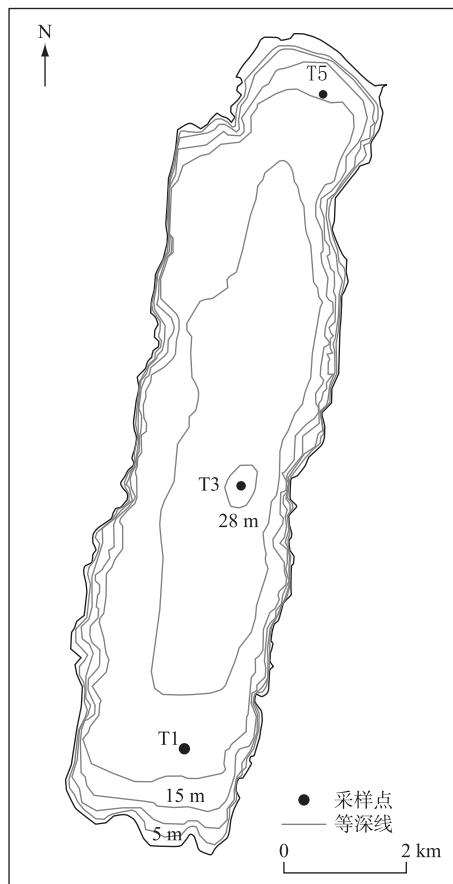


图1 阳宗海采样点分布

Fig.1 Sampling sites of Lake Yangzong

GB 7485—1987)和原子荧光法(中华人民共和国国家标准 HJ 694—2014)测定砷含量,其中 2015 年 4 月—2016 年 12 月样品的砷含量采用二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法测定,2017 年 4 月—2019 年 12 月样品的砷含量采用原子荧光法测定。浮游植物现存量一般用藻数量(细胞个数和个体数)和重量(生物量)来表示,由于不同种类的藻个体差异较大,因此生物量已经被广泛用于浮游植物的定量分析^[28]。采集 1 L 表层水样,加入鲁哥和甲醛固定后静置 48 h,采用虹吸法吸掉上清液后将样品浓缩至 50 mL,混匀后吸取 0.10 mL 在显微镜下计数并计算生物量^[27-29]。

1.3 数据统计分析

2015 年 8 月 T1 和 T3 位点的砷浓度低于检测限,根据 T5 位点砷浓度从底层到表层减少的规律及 T1 和 T3 位点分层水样的砷浓度(本课题组未发表数据)对 T1 和 T3 位点表层水的砷浓度进行校正^[30]。对浮游植物生物量和环境因子进行正态分布检验并进行转换使其趋于正态分布。利用 ANOVA 分析浮游植物生物量和环境因子的时空差异性。采用 Pearson 分析浮游植物生物量与环境因子之间的相关性,并对显著环境因子与生物量做散点图。利用多元线性回归分析解释浮游植物生物量与多个环境因子之间的线性关系。数据进行标准化处理后对环境因子进行 VIF 检验,去掉膨胀系数大于 10 的环境因子后,采用多元线性回归分析识别驱动阳宗海浮游植物生物量变化的显著环境因子。所有数据分析均通过 Origin 9.0 和 R 4.1.0 处理。

2 结果

2.1 2015—2019 年浮游植物生物量的时空分布特征

2015—2019 年,阳宗海浮游植物生物量的范围为 0.7~30.4 mg/L,平均生物量 2016 年最低,2017 年最高。采样期

间浮游植物生物量表现为秋季相对较高,冬季相对较低(图 2)。2015—2019 年蓝藻门占据绝对优势,生物量相对比例为 24.6%~97.2%,平均值为 74.9%,其生物量变化趋势与浮游植物生物量变化趋势基本一致(图 2)。ANOVA 分析结果显示,2015—2019 年年际上以及分年度季节上浮游植物生物量差异显著,而空间差异均不显著。

2.2 2015—2019 年环境因子的变化特征

2015—2019 年阳宗海主要环境因子的变化见图 3。砷浓度年平均值在 2016 年最高,为 $(63.4 \pm 24.1) \mu\text{g/L}$, 2017 年治理后呈下降趋势,2019 年平均值最低,为 $(26.6 \pm 9.0) \mu\text{g/L}$;2015、2018 和 2019 年均均为混合期,相对浓度较高,而 2016 和 2017 年夏季砷浓度最高。2015—2019 年年平均温度分别为 (20.7 ± 3.3) 、 (18.0 ± 5.2) 、 (20.0 ± 4.1) 、 (19.1 ± 4.0) 和 $(19.7 \pm 4.4) ^\circ\text{C}$, 2016 年平均温度最低;季节上均表现为夏季(5 年平均值为 $(23.6 \pm 0.7) ^\circ\text{C}$)和秋季(5 年平均值为 $(24.7 \pm 0.9) ^\circ\text{C}$)温度较高,而春季(5 年平均值为 $(15.7 \pm 1.6) ^\circ\text{C}$)和冬季(5 年平均值为 $(15.0 \pm 1.9) ^\circ\text{C}$)温度相对较低。总氮年平均值 2018 年最高($(1110.3 \pm 640.3) \mu\text{g/L}$), 2016 年最低,为 $(792.5 \pm 183.5) \mu\text{g/L}$;季节上,总氮 5 年平均值表现为 2015 和 2019 年冬季最高而夏季最低,2016 年春季最高而夏季最低,2017 年冬季最高而秋季最低,2018 年秋季最高而夏季最低。总磷年平均值在 2015 年最高($(39.6 \pm 8.6) \mu\text{g/L}$), 2018 年最低($(28.3 \pm 5.7) \mu\text{g/L}$);2015、2017、2018 年总磷浓度均为冬季最高,而 2016 和 2019 年分别为春季和夏季最高。透明度 5 年来总体呈升高趋势,范围为 0.9~4.9 m;季节上春季和冬季相对

较高, 秋季最低。pH 最高值为 10.1, 最小值为 7.2; 季节上, 除 2018 年外, 春季与冬季 pH 值较夏季和秋季低 (图 3)。ANOVA 结果显示, 除 2015 年的透明度和 2016 年的 pH 外, 磷、温度、总氮、总磷、透明度和 pH 在分年度上均存在显著的季节差异 ($P < 0.05$), 所有指标空间差异均不显著 ($P > 0.05$)。

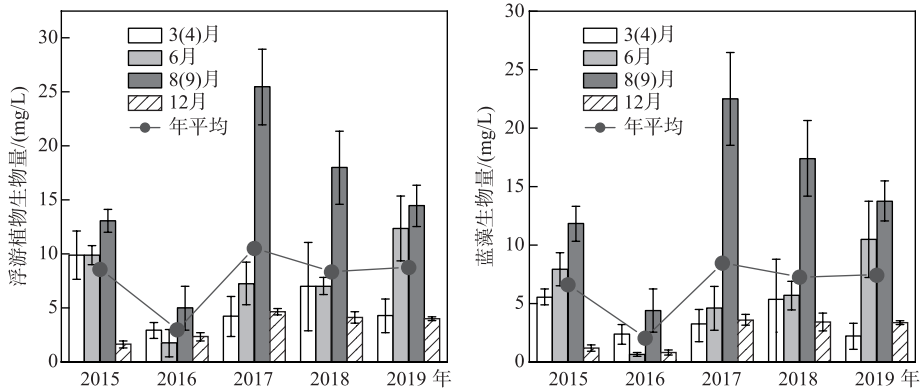


图 2 阳宗海浮游植物生物量的变化特征

Fig.2 Variation characteristics of phytoplankton biomass in Lake Yangzong

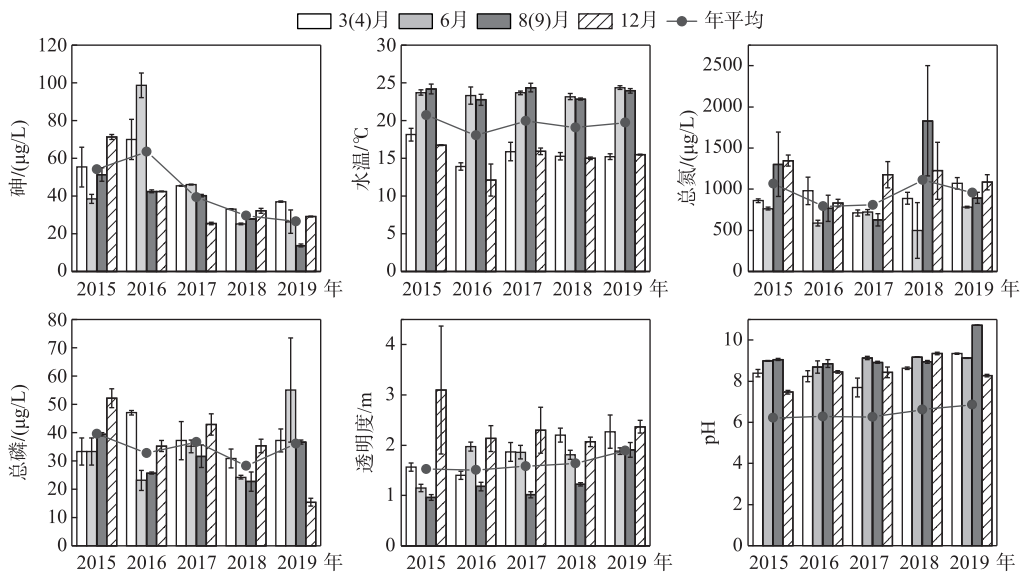


图 3 阳宗海环境因子的变化特征

Fig.3 Variation characteristics of environmental factors in Lake Yangzong

2.3 Pearson 相关分析和多元回归分析结果

Pearson 相关分析结果 (表 1) 显示, 2015—2019 年浮游植物总生物量和蓝藻生物量均与水温 and pH 呈显著正相关, 与透明度和磷含量呈显著负相关。浮游植物总生物量和蓝藻生物量与水温、pH、透明度、磷含量的相关系数分别为 0.57、0.45、-0.58、-0.49 和 0.56、0.31、-0.48、-0.43。由于 pH、透明度和浮游植物生物量存在相互影响的关系, 进一步对水温和磷与浮游植物生物量和蓝藻生物量的关系做了散点图, 结果见图 4。

对浮游植物总生物量和蓝藻生物量与各环境因子进行多元线性回归分析, 通过逐步筛选建立回归方程, 回归方程见表 2。温度和磷是驱动阳宗海浮游植物生物量和蓝藻生物量变化的显著因子, 其中温度对浮游植物生物量和蓝藻生物量的解释比例最大, 系数分别为 0.54 和 0.63, 其次是磷, 系数分别为 -0.41 和

-0.34,总氮的解释比例最小,系数分别为 0.19 和 0.33。

表 1 阳宗海浮游植物生物量与环境因子的 Pearson 相关分析

Tab.1 Pearson correlation analysis of phytoplankton biomass and environmental factors in Lake Yangzong

	总生物量	蓝藻生物量	TN	TP	WT	SD	As
蓝藻生物量	0.88 ***						
TN	0.04	0.17					
TP	-0.01	0.07	0.14				
WT	0.57 ***	0.56 ***	-0.31 **	-0.12			
SD	-0.58 ***	-0.48 ***	0.06	0.02	-0.52 ***		
As	-0.49 ***	-0.43 ***	-0.04	0.08	-0.14	-0.09	
pH	0.45 ***	0.31 **	-0.11	-0.04	0.49 ***	-0.19	-0.61 ***

*** 表示 $P<0.001$, ** 表示 $P<0.01$,下同。

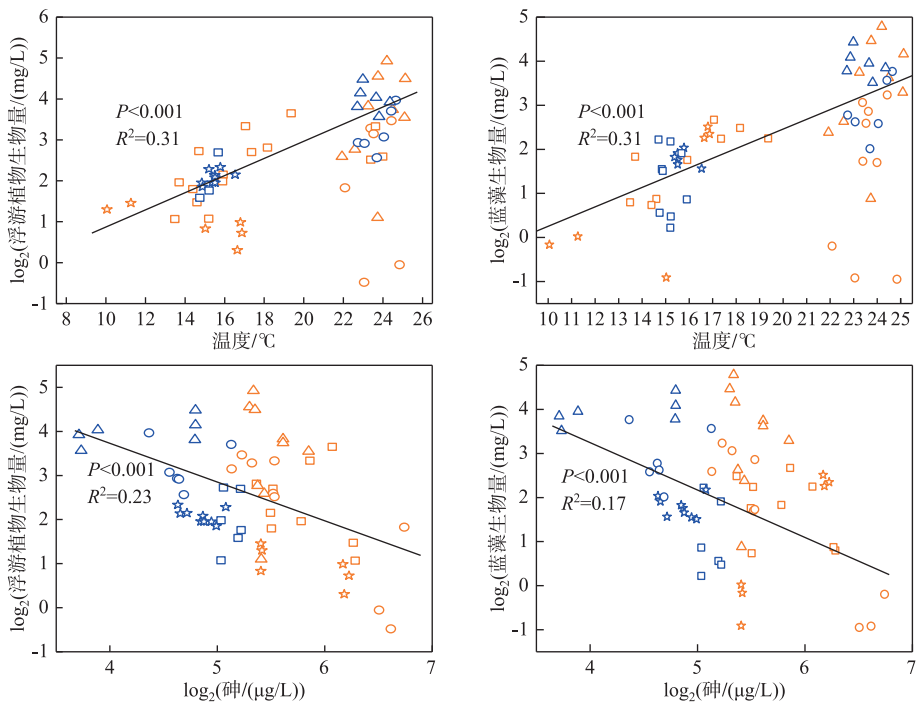


图 4 阳宗海环境因子与浮游植物生物量的散点图
(橘色为治理前,蓝色为治理后,正方形为春季,圆形为夏季,三角形为秋季,五角星形为冬季)

Fig.4 Scatter diagram of environmental factors and phytoplankton biomass in Lake Yangzong

表 2 阳宗海浮游植物生物量与环境因子的多元线性回归分析

Tab.2 Multiple linear regression analysis of phytoplankton biomass and environmental factors in Lake Yangzong

指标	回归方程	R^2	F
总生物量	$0.54 *** WT - 0.41 *** As + 0.19 \$ TN$	0.48	19.28
蓝藻门生物量	$0.63 *** WT - 0.34 *** As + 0.33 *** TN$	0.54	18.23

\$ 表示 $0.05<P<0.1$ 。

2.4 浮游植物细胞丰度/生物量、砷和氮磷营养盐的长期变化

阳宗海浮游植物细胞丰度/生物量、砷和氮磷营养盐的长期变化见表 3。2008 年砷污染之前阳宗海浮游植物细胞丰度和砷浓度均相对较低^[31-33], 2008 年砷污染事件后浮游植物细胞丰度显著升高。2008—2013 年, 浮游植物细胞丰度呈上升趋势, 范围为 $4.1\times 10^3\sim 8.0\times 10^7$ cells/L, 在此期间磷和砷浓度先上升后下降而氮浓度变化趋势相反^[31,34-35]。2015—2019 年, 浮游植物细胞丰度的范围为 $7.6\times 10^6\sim 4.2\times 10^9$ cells/L, 与生物量的变化趋势一致。ANOVA 分析显示, 调查期间浮游植物细胞丰度和总氮浓度显著高于 2008—2013 年 ($P<0.05$), 砷浓度显著低于 2008—2013 年 ($P<0.05$), 而总磷与 2008—2013 年不存在显著差异 ($P>0.05$), 反映了调查期间浮游植物细胞丰度的增加可能与砷浓度的降低和总氮浓度的增加有关。

表 3 阳宗海浮游植物细胞丰度、生物量与氮磷营养盐的长期变化
Tab.3 Long-term changes of phytoplankton cell abundance, biomass, nitrogen and phosphorus nutrients in Lake Yangzong

年份	浮游植物细胞平均丰度/ ($\times 10^7$ cells/L)	浮游植物平均生物量/ (mg/L)	总磷/ ($\mu\text{g/L}$)	总氮/ ($\mu\text{g/L}$)	砷/ ($\mu\text{g/L}$)
1957	0.028 ^[32]	—	—	—	—
2007	0.0040 $\pm$ 0.0039 ^[31]	—	22.0 $\pm$ 1.4 ^[31]	436.7 $\pm$ 33.0 ^[31]	7.3 $\pm$ 10.0 ^[31]
2008	0.66 $\pm$ 0.62 ^[31]	—	35.0 $\pm$ 1.7 ^[31]	420.0 $\pm$ 17.0 ^[31]	70.8 $\pm$ 44.2 ^[31] /176.9 ^[2]
2009	1.5 $\pm$ 1.3 ^[31]	—	47.0 $\pm$ 0.5 ^[31]	416.7 $\pm$ 8.2 ^[31]	146.1 $\pm$ 164.9 ^[31]
2010	—	—	34.0 $\pm$ 1.4 ^[31]	510.0 $\pm$ 4.7 ^[31]	68.4 $\pm$ 26.5 ^[31]
2011	2.1 $\pm$ 1.3 ^[31]	5.6 $\pm$ 0.6 ^[36]	28.0 $\pm$ 0.5 ^[31]	563.3 $\pm$ 14.1 ^[31]	50.1 $\pm$ 89.0 ^[31]
2012	—	3.6 $\pm$ 1.0 ^[36]	21.3 ^[37]	655.3 ^[37]	68.3 ^[37]
2013	2.8 ^[35]	—	26.6 ^[37]	655.3 ^[37]	71.1 ^[37]
2015	27 $\pm$ 43	8.6 $\pm$ 4.4	39.6 $\pm$ 8.6	1068.2 $\pm$ 326.5	54.2 $\pm$ 13.1
2016	3.2 $\pm$ 2.1	3.0 $\pm$ 1.8	32.8 $\pm$ 9.6	792.5 $\pm$ 183.5	63.4 $\pm$ 24.1
2017	43 $\pm$ 110	10.5 $\pm$ 8.9	36.7 $\pm$ 6.1	808.3 $\pm$ 233.3	39.3 $\pm$ 8.3
2018	8.7 $\pm$ 4.4	8.3 $\pm$ 6.0	28.3 $\pm$ 5.7	1110.3 $\pm$ 640.3	29.5 $\pm$ 3.3
2019	11 $\pm$ 6.5	8.8 $\pm$ 5.1	36.1 $\pm$ 16.9	957.5 $\pm$ 143.1	26.6 $\pm$ 8.9

3 讨论

3.1 砷对浮游植物的影响

研究表明不同种类的浮游植物对砷的敏感性不同, 长期砷污染能够改变水体中浮游植物的物种组成, 导致优势种向耐砷种类转变, 同时降低浮游植物多样性^[26,38-39]。阳宗海砷污染以来, 蓝藻成为浮游植物的全年绝对优势门类, 2015—2019 年蓝藻门的生物量相对比例平均值为 74.9%, 这可能与蓝藻对砷的耐受性相对较高有关^[8-9,16,31,34]。此外蓝藻的竞争优势较强, 水体营养盐浓度高等条件均可能导致蓝藻占优^[40-41]。

本研究结果显示调查期间阳宗海浮游植物生物量与砷呈显著负相关。研究表明低浓度砷促进浮游植物的生长而高浓度砷抑制浮游植物的生长^[15-17,20]。一定浓度的砷能够抑制浮游植物的光合作用、破坏细胞结构、诱导细胞发生氧化损伤, 从而对浮游植物产生毒性效应, 抑制浮游植物的生长^[8,16,18-21,23,42-43]。砷对浮游植物的毒性以及浮游植物对砷的富集和转化与氮磷营养盐有关^[17-20]。淡水浮游植物对砷响应较为敏感, 自然本底的砷浓度已经是一些营养盐限制淡水水体浮游植物变化的驱动因子^[42], 而营养盐如磷浓度的增加能够减轻砷对浮游植物的毒性, 甚至可能出现低促效应, 如对砷污染湖泊大屯海的研究结果显示浮游植物生物量与砷呈正相关, 反映了砷对浮游植物生长的促进作用, 这可能与大屯海磷浓度相对较高有关^[44]。此外, 研究显示经历过砷污染的浮游植物对砷的耐受性增强^[23,26]。2015—2019 年, 阳宗海砷的浓度范围为 13.1~107.0 $\mu\text{g/L}$, 平均值为 (42.6 $\pm$ 19.7) $\mu\text{g/L}$, 氮的浓度范围为 220.7~2561.1 $\mu\text{g/L}$, 平均值为 (943.2 $\pm$ 357.0) $\mu\text{g/L}$, 磷浓度的范围为 13.5~79.5 $\mu\text{g/L}$, 平均值为 (34.7 $\pm$ 10.8) $\mu\text{g/L}$ 。虽然阳宗海浮游植物经历了长期的砷污染后对砷的耐受性可能增强, 但是浮游植物生物量与砷呈负相关, 表明在以上砷和营养盐浓度范

围内,砷对浮游植物的生长仍然表现为抑制作用^[23-25]。此外,2016年浮游植物的细胞丰度和生物量低于其他年份也可能与2016年砷浓度相对较高有关。

3.2 温度对浮游植物生长的影响

Pearson 和多元线性回归的结果表明,温度是驱动阳宗海浮游植物 2015—2019 年生物量变化的显著因子。温度对浮游植物至关重要,通过影响浮游植物的新陈代谢而对其生长产生影响^[45]。本研究结果显示 2016 年平均温度较低($(18.0\pm 5.2)^{\circ}\text{C}$),年平均生物量也相对较低($(3.0\pm 1.8)\text{mg/L}$);2015—2019 年阳宗海秋季浮游植物生物量平均值最高($(15.2\pm 7.1)\text{mg/L}$),水温平均值为 $(24.7\pm 0.9)^{\circ}\text{C}$;春季和冬季生物量相对较低(平均值分别为 (5.7 ± 2.9) 和 $(3.3\pm 1.2)\text{mg/L}$),与此相对应水温也相对较低,平均值分别为 (15.7 ± 1.6) 和 $(15.0\pm 1.9)^{\circ}\text{C}$,对浮游植物全年优势门类蓝藻的生长产生了一定的抑制作用。不同种类的浮游植物最适生长温度不同,蓝藻的最适生长温度高于绿藻和硅藻^[46]。因此阳宗海温度与浮游植物呈显著正相关也可能与蓝藻占据绝对优势有关。周起超等的季节调查显示阳宗海浮游植物生物量(以叶绿素 *a* 浓度表征)与温度呈负相关,本研究结果与其不一致,这可能与采样时间有关^[47]。研究显示湖泊浮游植物生物量峰值出现的时间在不同的年份可能不同,如李春永和杨中兰对阳宗海 2009—2010 年浮游植物的逐月调查显示,2009 年 7 月藻细胞密度最高而 2010 年 9 月和 10 月相对较高^[34]。周起超等的采样时间为 2014 年 10 月、2015 年 1 月、4 月和 2016 年 7 月,温度较低的 2015 年 1 月阳宗海浮游植物生物量最高,从而导致浮游植物生物量与温度呈负相关^[47]。

此外,温度可能通过影响湖水表层砷浓度而对浮游植物生物量产生影响^[9]。阳宗海为暖单次混合型深水湖泊,其热力学分层存在季节变化特征,表现为冬季湖水混合、春季开始形成分层、夏秋季分层稳定^[47]。研究表明湖泊混合状态能够影响砷从沉积物到上覆水体中的转移。在存在显著季节性热力学分层的深水砷污染湖泊,夏季热分层引起底层水体的季节性缺氧,导致了沉积物中砷的释放并限制于底层缺氧水体中,表层湖水中砷浓度相对较低;随着分层现象的消退,水体出现混合,底层砷向上层水体转移,导致表层湖水中砷含量升高^[48-49]。因此,阳宗海水温的季节性变化导致水体热力学分层的季节变化,从而可能对湖水表层的砷浓度产生影响,进一步影响浮游植物生物量的季节性变化。本研究中砷与水温呈负相关,但是相关性不显著,相关性系数仅为-0.14,这可能与 2016 年 6 月砷浓度较高及 2017 年 12 月(二次砷污染开始治理后)砷浓度降低有关。

4 小结

2015 年 4 月—2019 年 12 月,蓝藻门为阳宗海浮游植物的主要优势门类,其生物量变化趋势与浮游植物生物量基本一致。浮游植物生物量和蓝藻生物量均夏秋季较高而冬季相对较低,2016 年平均生物量最低而 2017 年最高。温度和砷是调查期间浮游植物生物量和蓝藻生物量变化的显著驱动因子。温度与浮游植物生物量和蓝藻生物量呈显著正相关,可能与蓝藻相对喜高温有关。砷表现出对阳宗海浮游植物生长的抑制作用,可能反映了水体砷遗留物的藻类毒性效应和长期生态效应。研究结果可为阳宗海的生态安全评价及综合治理提供科学依据。

5 参考文献

- [1] Huang JC, Zhang YJ, Arhonditsis GB *et al.* How successful are the restoration efforts of China's lakes and reservoirs? *Environment International*, 2019, **123**: 96-103. DOI: 10.1016/j.envint.2018.11.048.
- [2] Wang ZH, He B, Pan XJ *et al.* Levels, trends and risk assessment of arsenic pollution in Yangzonghai Lake, Yunnan Province, China. *Science China Chemistry*, 2010, **53**(8): 1809-1817. DOI: 10.1007/s11426-010-4039-3.
- [3] Qi JY, Xu ZC, Li XP *et al.* Study on source and speciation distribution characteristics of arsenic in Yangzonghai Lake waters. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2010, **38**(20): 10789-10792. [齐剑英,许振成,李祥平等. 阳宗海水体中砷的形态分布特征及来源研究. 安徽农业科学, 2010, **38**(20): 10789-10792.]
- [4] Han RP, Zhang LY, Zhang FF *et al.* Analysis on water quality and hygiene of rural drinking water safety project in Kunming during the eleventh five-year plan. *Practical Preventive Medicine*, 2011, **18**(5): 854-856. [韩瑞萍,张凌云,张芳芳等. 昆明市“十一五”期间农村饮水安全工程水质卫生分析. 实用预防医学, 2011, **18**(5): 854-856.]
- [5] Chen J, Wang S, Zhang S *et al.* Arsenic pollution and its treatment in Yangzonghai Lake in China: *In situ* remediation. *Ecotoxicology and*

- Environmental Safety*, 2015, **122**: 178-185. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.07.032.
- [6] Chen J, Zhang S, Yang XJ *et al.* Removal of arsenic from Yangzonghai Lake by ferric salt flocculation and field experiment. *Environmental Science*, 2015, (1): 202-208. DOI: 10.13227/j.hjkk.2015.01.026. [陈景, 张曙, 杨项军等. 铁盐絮凝法从阳宗海湖水中除砷研究与现场扩大试验. 环境科学, 2015, (1): 202-208.]
- [7] Chen GJ, Shi HB, Tao JS *et al.* Industrial arsenic contamination causes catastrophic changes in freshwater ecosystems. *Scientific Reports*, 2015, **5**: 17419. DOI: 10.1038/srep17419.
- [8] Zhang Y, Chang FQ, Liu Q *et al.* Contamination and eco-risk assessment of toxic trace elements in lakebed surface sediments of Lake Yangzong, southwestern China. *Science of the Total Environment*, 2022, **843**: 157031. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157031.
- [9] Bai NJ, Chen L, Jiang YN *et al.* Spatial and temporal distribution characteristics and driving factors analysis of phytoplankton under arsenic pollution in Yangzonghai. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 149-160. DOI: 10.18307/2019.0114. [白宁静, 陈丽, 蒋伊能等. 阳宗海砷污染背景下浮游植物的时空分布特征及其驱动因子解析. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 149-160.]
- [10] 胡文渊. 云南典型砷污染湖泊阳宗海浮游动物群落特征研究[学位论文]. 昆明: 云南师范大学, 2021.
- [11] Reynolds JW, Reeves JW, Reynolds JW *et al.* A note on some earthworms (Annelida: Oligochaeta) from the common wealth of Dominica. *Megadrilologica*, 2006, **10**(11): 91-93.
- [12] Egorova KS, Ananikov VP. Toxicity of metal compounds: Knowledge and myths. *Organometallics*, 2017, **36**(21): 4071-4090. DOI: 10.1021/acs.organomet.7b00605.
- [13] Sathasivam R, Ki JS. Differential transcriptional responses of carotenoid biosynthesis genes in the marine green alga *Tetraselmis suecica* exposed to redox and non-redox active metals. *Molecular Biology Reports*, 2019, **46**(1): 1167-1179. DOI: 10.1007/s11033-018-04583-9.
- [14] Ota S, Yamaguchi H, Vanel F *et al.* Differential heavy metal sensitivity in seven algal species from the NIES culture collection based on delayed fluorescence assays. *Phycological Research*, 2020, **68**(1): 41-49. DOI: 10.1111/pre.12403.
- [15] Fan XR, Yin LY, Li Wei *et al.* The effect of different valence states of arsenic on the growth and chlorophyll fluorescence of *Skeletonema obliquus*. *Journal of Water Ecology*, 2013, **34**(5): 60-64. [樊香绒, 尹黎燕, 李伟等. 不同价态砷对斜生栅藻生长及叶绿素荧光的影响. 水生态学杂志, 2013, **34**(5): 60-64.]
- [16] 张涛. 云南高原湖泊浮游植物空间分布特征及脆杆藻对砷胁迫的响应模式[学位论文]. 昆明: 云南师范大学, 2018.
- [17] Li XY, Pan JF, Lu ZY *et al.* Arsenate toxicity to the marine microalga *Chlorella vulgaris* increases under phosphorus-limited condition. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, **28**: 50908-50918.
- [18] 汪宁欣. 无机砷在淡水浮游植物和动物中的富集与毒性效应研究[学位论文]. 南京: 南京大学, 2014.
- [19] Guo PR, Gong Y, Wang C *et al.* Arsenic speciation and effect of arsenate inhibition in a *Microcystis aeruginosa* culture medium under different phosphate regimes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, **30**(8): 1754-1759. DOI: 10.1002/etc.567.
- [20] Wang NX, Li Y, Deng XH *et al.* Toxicity and bioaccumulation kinetics of arsenate in two freshwater green algae under different phosphate regimes. *Water Research*, 2013, **47**(7): 2497-2506. DOI: 10.1016/j.watres.2013.02.034.
- [21] Wang Z, Luo Z, Yan C *et al.* Arsenic uptake and depuration kinetics in *Microcystis aeruginosa* under different phosphate regimes. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, **276**(15): 393-399. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.05.049.
- [22] Tang L, Deng SH, Tan D *et al.* Heavy metal distribution, translocation, and human health risk assessment in the soil-rice system around Dongting Lake area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(17): 17655-17665. DOI: 10.1007/s11356-019-05134-w.
- [23] Sanders JG, Cibik SJ. Adaptive behavior of euryhaline phytoplankton communities to arsenic stress. *Marine Ecology Progress Series*, 1985, **22**: 199-205. DOI: 10.3354/meps022199.
- [24] Sanders JG. Direct and indirect effects of arsenic on the survival and fecundity of estuarine zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1986, **43**(3): 694-699. DOI: 10.1139/f86-084.
- [25] Yan H, Xiang QQ, Wang P *et al.* Trophodynamics and health risk assessment of toxic trace metals in the food web of a plateau freshwater lake. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **439**: 129690. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.129690.
- [26] Wängberg SÅ, Heyman U, Blanck H. Long-term and short-term arsenate toxicity to freshwater phytoplankton and periphyton in limnocoralls. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1991, **48**(2): 173-182. DOI: 10.1139/f91-024.
- [27] 国家环境保护局《水与废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-285.
- [28] 王骥, 王建. 浮游植物的采集、计数与定量方法. 水库渔业, 1982, (4): 58-63.
- [29] Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D *et al.* Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 1999, **35**(2): 403-424. DOI: 10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x.
- [30] Smedley PL, Kinniburgh DG. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 2002, **17**(5): 517-568. DOI: 10.1016/s0883-2927(02)00018-5.
- [31] Xu YM. Arsenic concentration and phytoplankton change in Lake Yangzong. *Environmental Science Survey*, 2013, **32**(5): 62-64. [徐永梅. 阳宗海砷浓度与浮游植物的变化分析. 环境科学导刊, 2013, **32**(5): 62-64.]

- [32] Li SH, Yu MJ, Li GZ *et al.* Limnological survey of the lakes of Yunnan Plateau. *Oceanologia et Limnologia sinica*, 1963, **5**(2): 87-114. [黎尚豪, 俞敏娟, 李光正等. 云南高原湖泊调查. 海洋与湖沼, 1963, **5**(2): 87-114.]
- [33] Li YP, Yan X. Changes of phytoplankton biomass of Yangzonghai Lake from 2005 to 2007. *Environmental Science Survey*, 2015, **34**(S1): 8-10. [李娅萍, 颜翔. 2005—2007 年阳宗海浮游植物生物量变化特征分析. 环境科学导刊, 2015, **34**(S1): 8-10.]
- [34] Li CY, Yang ZL. Phytoplankton community and nutritional status evaluation in Yangzonghai Lake. *Pearl River*, 2013, **3**(6): 20-23. [李春永, 杨中兰. 阳宗海浮游植物群落与营养状态评价. 人民珠江, 2013, **3**(6): 20-23.]
- [35] Xie YH, Li CY, Yang ZL *et al.* Research on plankton community structure of Yangzonghai Lake. *Water Resources Protection*, 2015, **31**(4): 47-51. [谢永红, 李春永, 杨中兰. 阳宗海浮游生物群落结构研究. 水资源保护, 2015, **31**(4): 47-51.]
- [36] 安莉, 杨剑虹, 张丽媛. 阳宗海浮游生物季节变化研究. 中国湖泊论坛, 2015: 201-206.
- [37] Wang DX, Zhang JH, Li YP *et al.* Analysis of the characteristics and trends of water quality changes in Yangzonghai from 2012 to 2021. *Introduction to Environmental Science*, 2023, **42**(1): 26-29. [王东秀, 张俊华, 李娅萍等. 2012—2021 年阳宗海水质变化特征及趋势分析. 环境科学导刊, 2023, **42**(1): 26-29.]
- [38] Sanders JG, Vermersch PS. Response of marine phytoplankton to low levels of arsenate. *Journal of Plankton Research*, 1982, **4**(4): 881-893. DOI: 10.1093/plankt/4.4.881.
- [39] Knauer K, Behra R, Hemond H *et al.* Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient. *Aquatic Toxicology*, 1999, **46**: 221-230.
- [40] Huisman J, Codd GA, Paerl HW *et al.* Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, **16**(8): 471-483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.
- [41] Yang B, Dong JD, Wu J *et al.* Allelopathy in phytoplankton. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, **27**(4): 1619-1626. [杨斌, 董俊德, 吴军等. 浮游植物的化感作用. 生态学报, 2007, **27**(4): 1619-1626.]
- [42] Srivastava AK, Bhargava P, Thapar R *et al.* Differential response of antioxidative defense system of *Anabaena doliolum* under arsenite and arsenate stress. *Journal of Basic Microbiology*, 2009, **49**(S1): S63-S72. DOI: 10.1002/jobm.200800301.
- [43] Wang SZ, Zhang DY, Pan XL. Effects of arsenic on growth and photosystem II (PSII) activity of *Microcystis aeruginosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, **84**: 104-111.
- [44] Shang L, Chen L, Zhang T *et al.* Seasonal characteristics and driving factors of phytoplankton community in Datun Sea under long-term arsenic stress. *Journal of Applied Ecology*, 2021, **5**(32): 1845-1853. [尚丽, 陈丽, 张涛等. 长期砷胁迫下大屯海浮游植物群落的季节性特征及其驱动因子. 应用生态学报, 2021, **5**(32): 1845-1853.]
- [45] Ferrari SG, Silva PG, González DM *et al.* Arsenic tolerance of cyanobacterial strains with potential use in biotechnology. *Revista Argentina De Microbiología*, 2013, **45**(3): 174-179. DOI: 10.1016/s0325-7541(13)70021-x.
- [46] Paerl H, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**: 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.
- [47] Zhou QC, Yang X, Wang WL *et al.* Seasonal vertical stratification and the potential impacts of its fading on algal blooms in winter: Cases of Lake Chenghai and Lake Yangzonghai, Yunnan Plateau. *J Lake Sci*, 2020, **32**(3): 701-712. DOI: 10.18307/2020.0310. [周起超, 杨炫, 王玮璐等. 云南程海和阳宗海季节性分层及其消退对冬季水华的潜在影响. 湖泊科学, 2020, **32**(3): 701-712.]
- [48] Barrett PM, Hull EA, Burkart K *et al.* Contrasting arsenic cycling in strongly and weakly stratified contaminated lakes: Evidence for temperature control on sediment-water arsenic fluxes. *Limnology and Oceanography*, 2019, **64**(3): 1333-1346. DOI: 10.1002/lno.11119.
- [49] Barrett PM, Hull EA, King CE *et al.* Increased exposure of plankton to arsenic in contaminated weakly-stratified lakes. *Science of the Total Environment*, 2018, **625**: 1606-1614. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.336.