

青海湖新生湖滨带与主湖区水环境特征差异研究

马凯丽 熊雄 敖鸿毅 胡红娟 俞智鹏 赵邦明 马容真 吴辰熙

DIFFERENCES IN WATER ENVIRONMENT CHARACTERISTICS BETWEEN THE NEWLY LAKESHORE ZONE AND THE MAIN LAKE AREA OF QINGHAI LAKE

MA Kai-Li, XIONG Xiong, AO Hong-Yi, HU Hong-Juan, YU Zhi-Peng, ZHAO Bang-Ming, MA Rong-Zhen, WU Chen-Xi

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.7541/2022.2021.0289>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

青海湖刚毛藻分布特征变化及成因分析

ANALYSIS ON THE DISTRIBUTION AND ORIGIN OF *CLADOPHORA* IN THE NEARSHORE WATER OF QINGHAI LAKE
水生生物学报. 2020, 44(5): 1152–1158 <https://doi.org/10.7541/2020.133>

青海湖裸鲤舌状绦虫裂头蚴的分子鉴定及系统发育研究

MOLECULAR IDENTIFICATION AND PHYLOGENETIC STUDY OF *LIGULA INTESTINALIS* PLEROCEROID IN *GYMNOCYPRIS PRZEWALSKII* FROM THE QINGHAI LAKE, CHINA
水生生物学报. 2018, 42(1): 33–38 <https://doi.org/10.7541/2018.005>

采自青海湖的刚毛藻属一新种——青海刚毛藻

THE IDENTIFICATION OF *CLADOPHORA QINGHAIENSIS* SP. NOV., WITHIN THE GENUS *CLADOPHORA* COLLECTED FROM QINGHAI LAKE, CHINA
水生生物学报. 2021, 45(3): 663–669 <https://doi.org/10.7541/2021.2020.113>

人工模拟产卵环境中青海湖裸鲤的繁殖行为

REPRODUCTIVE BEHAVIORS OF *GYMNOCYPRIS PRZEWALSKII* IN ARTIFICIAL MIMIC SPAWNING ENVIRONMENTS
水生生物学报. 2021, 45(5): 1120–1128 <https://doi.org/10.7541/2021.2020.031>

基于随机森林模型预测气候变化对黄颡鱼适生区的影响

THE IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON THE DISTRIBUTION OF *PELTEOBAGRUS FULVIDRACO* BY RANDOM FOREST MODEL
水生生物学报. 2019, 43(6): 1262–1270 <https://doi.org/10.7541/2019.150>

鲢淀浮游动物群落特征及水质评价

THE CHARACTERISTICS OF ZOOPLANKTON COMMUNITY AND WATER QUALITY IN THE SHIHOUDIAN LAKE
水生生物学报. 2020, 44(6): 1313–1321 <https://doi.org/10.7541/2020.152>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

doi: 10.7541/2022.2021.0289

青海湖新生湖滨带与主湖区水环境特征差异研究

马凯丽¹ 熊雄² 敖鸿毅² 胡红娟² 俞智鹏³ 赵邦明³ 马容真⁴ 吴辰熙²

(1. 青海省国家公园科研监测评估中心, 西宁 810000; 2. 中国科学院水生生物研究所淡水生态和生物技术国家重点实验室, 武汉 430072; 3. 青海湖国家级自然保护区管理局, 西宁 810000; 4. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要: 文章研究对比了青海湖水位上升后形成的新生湖滨带与主湖区在不同季节的水环境特征差异。结果显示, 在测定的14个指标中, 高锰酸盐指数、总磷、浊度和电导率等指标在湖滨带与主湖区间存在显著空间差异, 而pH、总氮、溶解氧饱和度、水温、溶解氧浓度、溶解性磷、溶解性无机氮、氨氮、亚硝氮和硝酸盐氮等指标无显著空间差异; 但结合各指标的变异系数、季节变化和主成分分析的结果来看, 所有指标在新生湖滨带都表现出更大的变异系数, 6月湖滨带样点主要在溶解性营养盐指标方面离散, 8月湖滨带样点主要在淹没土壤释放物质相关指标方面离散, 两者可能分别受到生物残体分解和淹没土壤释放的影响。研究的结果表明, 青海湖的新淹没湖滨带的水环境特征与主湖区存在明显差异。土壤释放、生命活动、风浪、水深和温度等因素共同塑造了青海湖新生湖滨带的水环境特征。上述结果提示了青海湖部分湖滨带区域的水环境特征有利于刚毛藻生长, 同时也可能受到刚毛藻暴发影响。新生湖滨带对青海湖水生态系统的持续影响还需要在后续研究中进一步关注。

关键词: 青藏高原; 气候变化; 青海湖; 水环境; 水质; 新生湖滨带

中图分类号: X524

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2022)12-1788-09



青海湖位于青藏高原东北缘, 处于多个气候和地理区域交汇地带, 是我国最大的湖泊、国际重要湿地、东亚候鸟迁徙的重要节点, 是青海省和青藏高原重要的自然地理节点, 同时也是青藏高原东北部及青海省河湟谷地重要的生态安全屏障^[1]。青海湖流域的生态健康和安全对青海省乃至整个青藏高原东北部地区都具有重要意义, 而水生态健康和安全又是青海湖流域生态环境健康和安全的基礎。

由于远离人类密集区域、周边人类活动强度较低, 污染源少, 湖泊环境容量较大, 青海湖的水质从20世纪50、60年代起一直处于较好的水平, 氮磷营养盐浓度普遍较低, 水体处于贫营养状态^[2]。近年来, 青海湖水质状况虽然总体仍保持在较好水平, 但相比20世纪50、60年代, 水体氮磷浓度均出现了大幅上升, 部分湖区的总氮和总磷浓度甚至超过了《地表水环境质量标准(GB38382-2002)》Ⅲ类水限值要求^[3]。近年来, 青海湖部分湖滨带浅水区域

还出现了刚毛藻大量增殖的情况, 其中以布哈河口、沙柳河口、泉吉河口、泉湾湿地和黑马河口等青海湖西部河口、湿地区域最为严重, 暴发区面积最大超3000公顷, 暴发区刚毛藻平均现存量达5213.4 g/m², 最大现存量达10076.8 g/m²^[4], 这对青海湖的景观和水生态安全都造成了巨大影响。青海湖近年来还遭遇着巨大的水文变化^[5]。在经历1960年代到2004年的水位下降期后, 在气候变化影响下, 青海湖水位从2005年起持续上升^[6], 从最低的3192.86 m上涨至3196.34 m^[1]。迅速上升的水位会不可避免地影响青海湖的水生态环境状况。

根据遥感计算, 从2004—2018年, 青海湖湖面面积增加超过220 km², 并仍在持续增加, 这给青海湖带来了大量的新湖滨带^[6, 7]。这些淹没后形成的新湖滨带同时也是青海湖目前刚毛藻暴发的主要区域^[4]。这些新湖滨带大部分都位于地势平缓的草地和湿地区域^[8]。这些草地和湿地是青藏高原生态

收稿日期: 2021-10-26; 修订日期: 2021-12-03

基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究(STEP, 2019QZKK0304); 中国科学院青年创新促进会(2021339)资助 [Supported by the Second Tibetan Plateau Scientific Expedition and Research Program (STEP, 2019QZKK0304); the Youth Innovation Promotion Association CAS (2021339)]

作者简介: 马凯丽(1984—), 女, 高级工程师; 主要研究方向为国家公园和自然保护区监测管理。E-mail: 584927995@qq.com

通信作者: 熊雄, E-mail: xxiong@ihb.ac.cn

系统重要的碳氮营养盐来源。在被淹没形成新湖滨带之前, 这些区域还一直是青海湖周边重要的牧场^[9], 积累了大量的牲畜粪便。这意味着新湖滨带可能会给水体带来大量的营养盐进而成为刚毛藻的暴发有利条件。但目前, 对于新生湖滨带的水环境状况与青海湖主湖区存在哪些具体差异以及湖滨带区域水质的时空变化规律还缺乏具体的认识, 这也制约了对于青海湖水位上升过程与刚毛藻暴发之间的关联的研究。本研究基于对不同季节青海湖湖滨带和主湖区的现场监测数据, 比较青海湖水位上升后新淹没形成的湖滨带与主湖区水环境特征差异, 并分析其原因和潜在影响, 为进一步建立刚毛藻暴发与青海湖水位上升过程之间的关联奠定基础。

1 材料与方法

1.1 研究区域

青海湖为封闭式咸水湖泊, 流域面积 29611 km^2 ^[4]。青海湖目前水位在 3196 m 水平, 水域面积 4300 km^2 以上, 平均水深 16 m , 最大水深近 30 m 。青海湖流域内地势总体西高东低, 最高海拔 5200 m , 湖面海拔 3196 m 。青海湖主要入湖河流位于湖区西部和北部, 包括布哈河、沙柳河、泉吉河、哈尔盖河和黑马河等。布哈河是青海湖流域最大入湖河流, 占青海湖河流入湖流量的75%以上。流域内主要植被类型为草原和草甸^[10]。

本研究的研究区域包含青海湖主湖区和湖滨带(图1)。其中主湖区设置样点16个, 覆盖整个青海湖主湖区, 并与20世纪60年代青海湖综合考察中调查样点基本一致。考虑到可达性和刚毛藻

暴发区域代表性, 本研究在青海湖湖滨带也设置采样点17个, 主要位于青海湖南部和西部。

1.2 采样调查

本研究采样工作于2020年6月和2020年8月开展, 分别代表青海湖流域的枯水期和丰水期。其中主湖区采样使用船只在青海湖内航行采集, 湖滨带则在湖边穿着下水裤在水深 $0.8\text{—}1 \text{ m}$ 处采样。现场采集 1 L 表层水样, 低温避光保存并带回实验室分析水质指标, 同时在现场使用Hach HQ40D多参数水质分析仪测定水温(WT)、电导率(EC)、pH、溶解氧浓度(DO)和溶解氧饱和度(DO%)等水体理化指标, 使用Hach 2100Q便携式浊度计测定浊度(Turb)。

1.3 样品分析

水样带回实验室立即用过硫酸钾消解钼酸盐分光光度法分析总磷(TP), 钼酸盐分光光度法分析溶解性活性磷(SRP), 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法分析总氮(TN), 纳氏试剂分光光度法分析氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$), 紫外分光光度法分析硝酸盐氮($\text{NO}_3\text{-N}$), 分光光度法分析亚硝酸盐氮($\text{NO}_2\text{-N}$), 碱性高锰酸钾法分析高锰酸盐指数(COD_{Mn}), 并以氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的和作为溶解性无机氮(DIN)。所有分析方法均参考国家标准方法或《水和废水监测分析方法(第四版)》的内容。

1.4 统计分析

实验数据的处理计算使用Excel完成。本研究按2次调查和2个区域进行分组, 所有调查结果被分成主湖区6月、主湖区8月、湖滨带6月和湖滨带8月等4组进行比较。水环境指标的时空差异在SPSS20.0中使用独立样本Kruskal-Wallis检验进行比较, 显著水平为 $P < 0.05$ 。使用R进行主成分分析(PCA)并作图。

2 结果

2.1 青海湖主湖区和湖滨带水环境指标时空差异

在本研究中, 青海湖主湖区pH在 $9.05\text{—}9.20$, 溶解氧浓度在 $6.78\text{—}8.30 \text{ mg/L}$, 溶解氧饱和度在 $99.5\%\text{—}111.4\%$, 水温在 $9.3\text{—}16.9^\circ\text{C}$, 电导率在 $15.82\text{—}17.77 \text{ ms/cm}$, 浊度在 $1.48\text{—}4.94 \text{ NTU}$; 湖滨带pH在 $8.76\text{—}9.46$, 溶解氧浓度在 $1.14\text{—}11.25 \text{ mg/L}$, 溶解氧饱和度在 $15.7\%\text{—}190.6\%$, 水温在 $8.5\text{—}22.0^\circ\text{C}$, 电导率在 $0.85\text{—}18.82 \text{ ms/cm}$, 浊度在 $2.09\text{—}196.00 \text{ NTU}$ (图2)。

青海湖pH在时间和空间上都没有显著性差异; 水温明显随季节变化, 8月显著高于6月, 虽然湖滨带6月水温极小值更低, 8月水温极大值更高, 但主湖区与湖滨带也没有显著性差异; 主湖区6月溶解

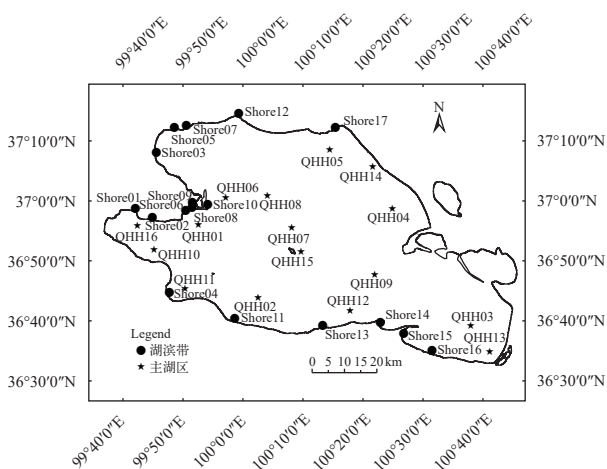


图1 本研究在青海湖主湖区和湖滨带的采样点

Fig. 1 The sampling sites in the main lake area and lakeshore zone of Qinghai Lake in this study

氧浓度显著高于8月,但在湖滨带,溶解氧浓度没有显著性季节差异,同时溶解氧浓度也没有显著的空间差异;8月主湖区电导率显著高于湖滨带;在6月和8月,湖滨带的浊度都显著高于主湖区,虽然两个季节的湖滨带浊度均值没有显著性差异,但8月极大值更高。

本研究中主湖区总磷浓度在0.009—0.136 mg/L,溶解性活性磷浓度在0.001—0.024 mg/L,总氮平均浓度在1 mg/L水平,硝酸盐氮浓度在0.09—0.25 mg/L,氨氮浓度在0.10—1.10 mg/L,亚硝酸盐氮浓度在未检出—0.0048 mg/L,溶解性无机氮浓度在0.20—1.27 mg/L,高锰酸盐指数在1.75—4.79 mg/L;湖滨带总磷在0.014—0.462 mg/L,溶解性活性磷浓度在0.002—0.044 mg/L,总氮平均浓度在1.4 mg/L水平,硝酸盐氮浓度在0.09—0.91 mg/L,氨氮浓度在0.13—1.23 mg/L,亚硝酸盐氮浓度在未检出—0.0099 mg/L,溶解性无机氮浓度在0.31—2.14 mg/L,高锰酸盐指数在1.78—48.67 mg/L(图3)。

无论主湖区还是湖滨带,8月份总磷都显著高于6月份,但只有在8月份湖滨带总磷显著高于主湖

区。6月溶解性活性磷显著高于8月,但湖滨带与主湖区间没有显著性差异。本研究中总氮浓度没有显著时空差异。无论是湖滨带还是主湖区,6月氨氮和溶解性无机氮浓度更高,亚硝酸盐氮浓度更低,8月反之。湖滨带的硝酸盐氮浓度在6月显著高于8月,但在主湖区没有显著时间差异。所有无机氮指标都没有显著空间差异。湖滨带的高锰酸盐指数在6月和8月都显著高于主湖区,但在同一区域,不同季节的高锰酸盐指数并没有显著性差异。

除了对环境指标的均值进行比较外,本研究还对比了水环境指标在不同时间和不同区域变异系数。从表1可以发现,在本研究中,除了亚硝酸盐氮以外,其他所有水环境指标的变异系数最大值都出现在湖滨带区域,而在相同月份,绝大多数指标的变异系数也在湖滨带区域更高。在湖滨带,除了溶解性活性磷、总氮、硝酸盐氮、氨氮和溶解性无机氮等指标6月变异系数明显更高外,其他指标都是8月变异系数更大或6月与8月接近。

2.2 水环境指标主成分分析

主成分1和主成分2的解释率分别为26.5%和

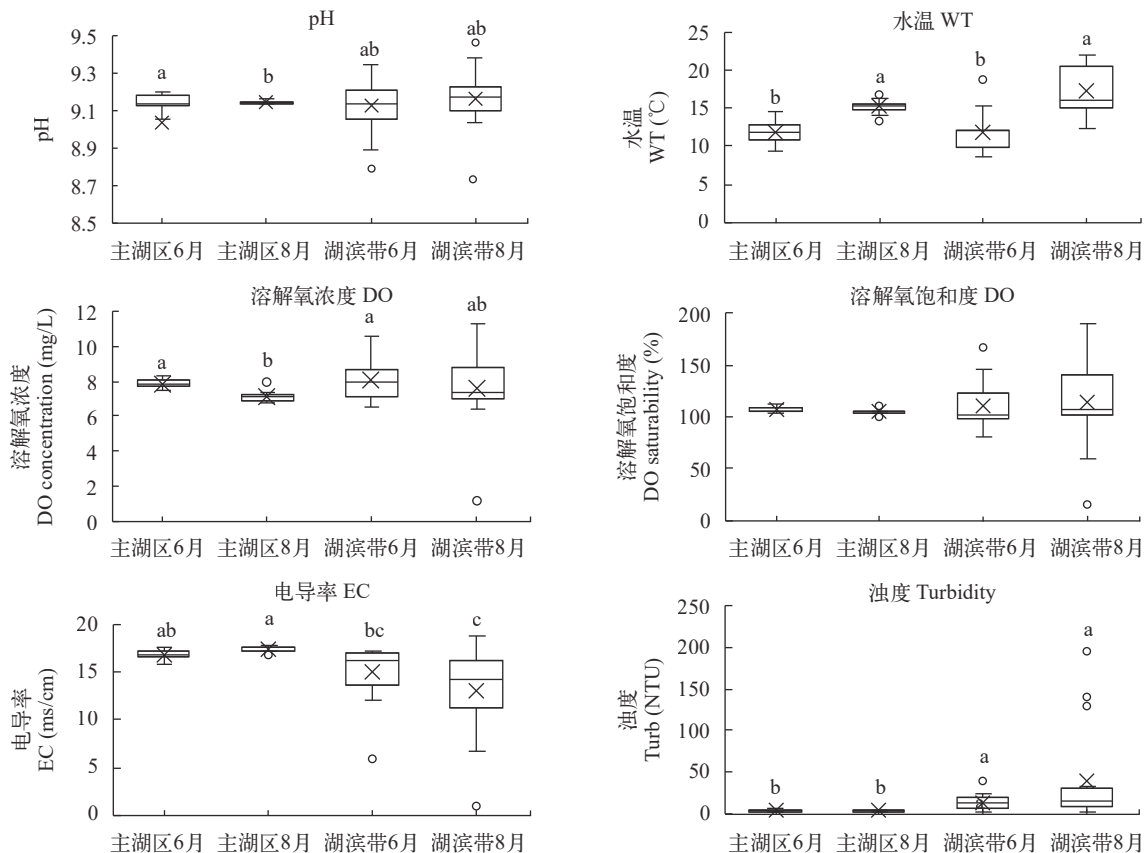


图2 青海湖主湖区和湖滨带水体理化指标对比

Fig. 2 Comparison of physicochemical indexes of water bodies in the main lake and lakeshore zone of Qinghai Lake

不同字母标注的组间有显著性差异($P < 0.05$); 下同

Significant difference between groups labeled with different letters ($P < 0.05$). The same applies below

22.2%, 累积解释率为48.7%。主成分1主要和溶解性活性磷、硝酸盐氮、氨氮和溶解性无机氮等季节性差异显著但空间差异不显著的营养指标相关, 而主成分2则主要和总磷、浊度等主湖区与湖滨带

差异显著的指标相关。主湖区的样点在PCA图上较为集中, 而湖滨带样点在PCA图上则较为分散。其中湖滨带6月份样点主要沿PC1轴分散, 而湖滨带8月份样点则主要沿PC2轴分散(图4)。

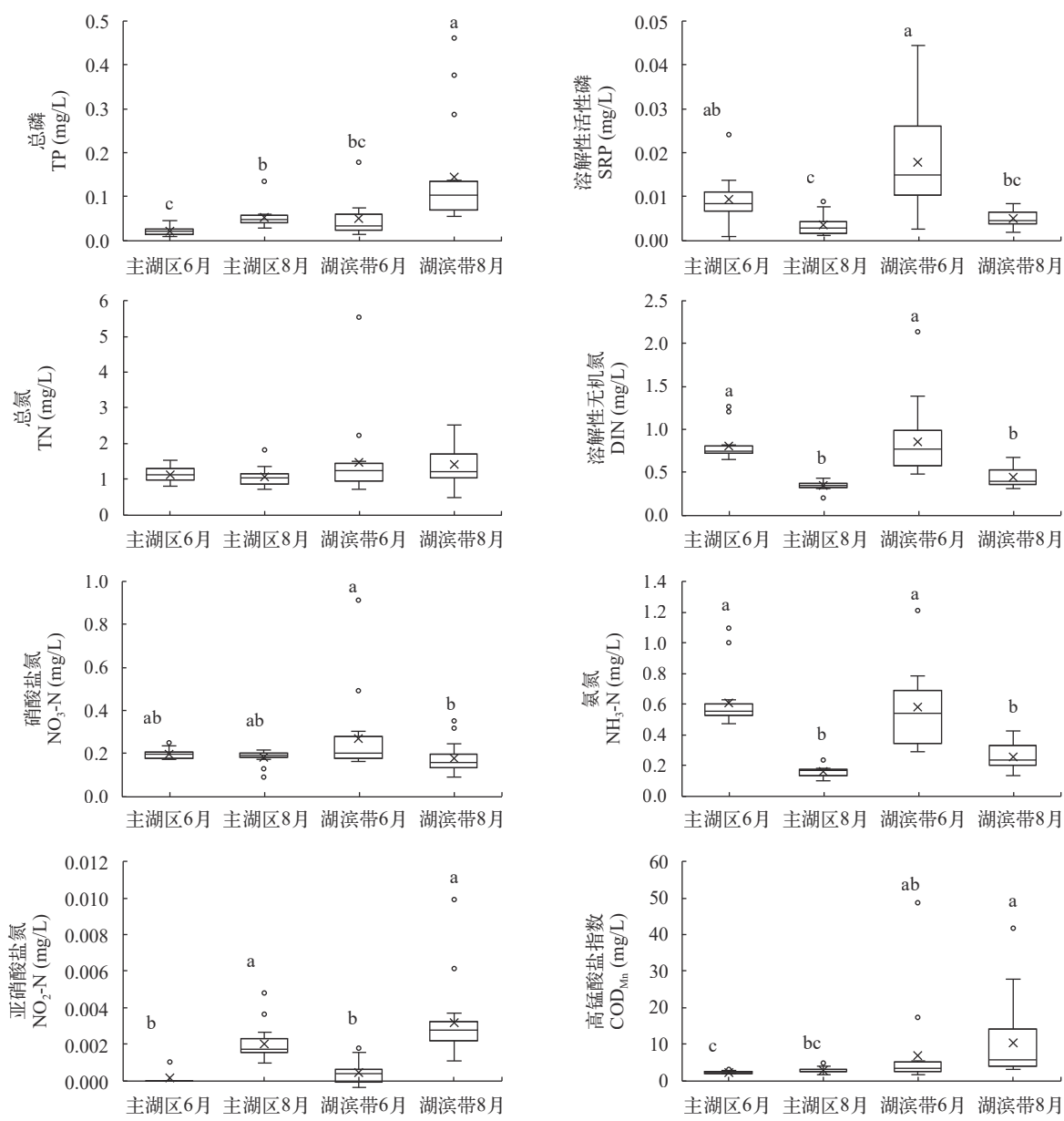


图3 青海湖主湖区和湖滨带水体营养盐指标对比

Fig. 3 Comparison of nutrient indicators of water bodies in the main lake and lakeshore zone of Qinghai Lake

表1 青海湖不同区域水环境指标变异系数

Tab. 1 Coefficient of variation of water environment indicators in different areas of Qinghai Lake (%)

区域Region	pH	DO	DO	WT	EC	浊度 Turbidity	TP	SRP	TN	NO ₃ -N	NH ₃ -N	NO ₂ -N	COD _{Mn}	DIN
主湖区6月 Main lake in June	0.4	3.0	1.9	11.5	2.7	38.2	41.5	52.9	40.0	11.0	29.0	273.3	15.1	21.7
主湖区8月 Main lake in October	0.1	4.2	2.5	5.9	1.4	31.0	47.2	65.3	25.7	17.3	19.5	48.6	27.6	14.4
湖滨带6月 Littoral zone in June	1.5	14.3	19.0	16.3	22.6	24.4	30.5	229.2	77.9	104.1	108.8	22.8	109.9	93.6
湖滨带8月 Littoral zone in October	1.6	28.2	34.3	17.8	35.5	147.5	81.9	33.2	38.9	40.1	32.9	65.8	106.5	23.9

3 讨论

3.1 青海湖新生湖滨带与主湖区水环境指标差异和成因

根据本研究的结果我们可以被检测的14项水环境指标分成如表2所示的两类:(1)湖滨带与主湖区无显著空间差异的指标;(2)湖滨带与主湖区存在显著空间差异的指标。下文将针对这两类指标分别展开讨论。

湖滨带与主湖区无显著空间差异的指标 郑绵平等^[11]发现,青藏高原咸水湖泊pH随盐度增加而上升,而强烈的水生植物光合作用也会因为影响水中碳酸盐平衡导致pH上升^[12]。虽然pH在本研究中没有表现出显著的时空差异,但湖滨带更大的pH变异系数、湖滨带出现的低电导率点位及刚毛藻暴发等表明,新湖滨带既存在因外源来水稀释导致的pH下降,也存在因刚毛藻等水生植物光合作用导致的pH上升。

决定溶解氧饱和度的主要是水体的耗氧和复氧速度。高原湖泊由于水质清洁,耗氧类污染物较少,因此耗氧速度较慢,在其他研究中,高原水体也往往表现出较高的溶解氧水平^[13, 14]。对于青海湖湖滨带来说,虽然其溶解氧饱和度均值与主湖区没

有显著性差异,但变异系数远高于主湖区水平,这可能是由于水生植物或藻类光合作用的强复氧能力导致的溶解氧过饱和,或是因土壤释放或水生生物腐解产生的耗氧类物质存在导致的溶解氧低饱和。

与pH和溶解氧饱和度类似的情况在总氮上也有体现,虽然没有显著性差异,但湖滨带相对主湖区更大的变异系数和平均值水平都表明湖滨带的总氮可能受到湖滨带营养释放和湖滨带强烈生命活动的共同影响:营养释放导致较高的总氮浓度峰值,而生命活动消耗或脱除的氮则降低了总氮浓度水平。

水温受到气温的直接影响,表现出明显的季节性变化。在湖滨带区域,较浅的水深导致水温更容易受到白天辐射升温 and 夜间降温的影响,因此虽然没有显著的空间差异,湖滨带区域水温的变异系数仍大于主湖区。水温决定了水中溶解氧饱和状态下的浓度,青海湖水体溶解氧大多处于饱和水平,因此水体溶解氧浓度和水温高低关系密切,青海湖水体溶解氧浓度的季节差异主要发生在主湖区,在湖滨带区域,水温较大的变化幅度以刚毛藻及沉水植物光合作用放氧和有机质分解耗氧可能导致不同季节的溶解氧浓度没有显著性差异。

青海湖几种主要的溶解性营养盐的浓度都表现出显著的季节差异。其中溶解性活性磷、氨氮、硝酸盐氮和溶解性无机氮都表现为6月高8月低,而亚硝酸盐氮则表现为6月低8月高。溶解性活性磷、氨氮和硝酸盐氮是都藻类和沉水植物生长必不可少的营养物质,但随着沉水植物和藻类的调亡,这些营养物质又容易被释放进入水体^[15]。本研究的结果提示,这些营养物质在秋冬季可能由于前一年水生生物的调亡向水体中释放,而在夏季由于水生生物,特别是刚毛藻的生长被大量消耗。青海湖是一个磷限制湖泊^[16],刚毛藻也是磷限制的生物^[4, 17, 18],这可以解释青海湖8月溶解性活性磷的显著降低。水生生物的生长同时也要消耗溶解性无机氮,而8月更高的水温也可能会促进微生物脱氮作用,特别是对于氨氮。低温季节较高的氨氮水平在平原地区湖泊中较为常见^[19, 20],青海湖可能也有类似的情况。亚硝酸盐氮更多是氮循环过程中的中间产物,8月较高的亚硝酸盐氮浓度也提示了该季节青海湖较强的微生物氮循环作用。与其他指标类似,溶解性营养盐类指标在湖滨带的变异系数也大于主湖区,特别是在其出现峰值的季节,这可能也与不同新生湖滨带中水生生物生长的差异有关^[4]。

综上所述,无显著空间差异并不能说明水位上升过程产生的湖滨带对青海湖的这些指标没有影

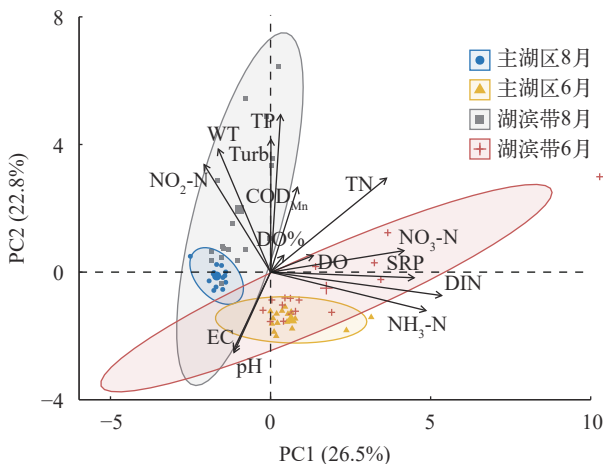


图4 青海湖主湖区和湖滨带水环境指标主成分分析结果

Fig. 4 Results of principal component analysis of water environment indicators in the main lake area and lakeshore zone of Qinghai Lake

表2 青海湖不同水环境指标时空差异分类

Tab. 2 Classification of spatial and temporal differences of different water environmental indicators in Qinghai Lake

湖滨带与主湖区无显著空间差异的指标	湖滨带与主湖区有显著空间差异的指标
pH、溶解氧饱和度、总氮、水温、溶解氧浓度、溶解性磷、DIN、氨氮、亚硝酸盐、硝酸盐氮	浊度、高锰酸盐指数、电导率、总磷

响。虽然季节变化导致的温度、营养释放和生命活动等因素对某些指标的影响可能更大大,但从指标的变异系数和极大极小值的情况来看,上述指标还是会受到水位上升过程的影响。

湖滨带与主湖区存在显著空间差异的指标 浊度和电导率是湖滨带与主湖区存在显著性差异的主要水体理化指标,但造成两者与主湖区差异的原因可能并不相同。青海湖的电导率主要是受到外源补给来水的影响,遥感数据显示,近年来青海湖新淹没的湖滨带区域主要都是在西北部的主要河口区域^[6,8]。这些区域受外源补给河流的影响较大,电导率偏低,特别是在丰水期,这也是电导率指标主要在丰水期与主湖区有显著性差异的原因。而青海湖湖滨带浊度的升高主要是由于近岸风浪对湖滨带沉积物的扰动导致的。与浅水湖泊类似,湖滨带植被的盖度对风浪扰动导致的颗粒物悬浮会产生较大影响^[21]。青海湖的近岸沉积物大多是近年来新淹没的土壤,植被覆盖较少,较容易受到风浪影响,特别是在8月丰水期,湖滨带大多是当年刚淹没的区域,因此浊度的极大值也更高,而当年新湖滨带植被覆盖的差异也导致8月该区域的浊度变异系数更大。

对于流域内人类活动污染较少的高原湖泊,磷主要是来自于沉积物释放和陆源性磷。Ren等^[16]的研究显示,青海湖流域内河流的磷浓度随着草地植被退化而增加,这表明了青海湖流域内土壤对水体磷的贡献。在水位上升形成的新湖滨带中,土壤中的颗粒态磷会随着淹没过程进入水体。在6月份新形成的湖滨带主要是上一年度淹没的土壤,其中的磷经过上一年度的释放,存量有限,同时上一年度生长的沉水植物和刚毛藻也抑制了颗粒态磷的释放;而在8月,当年新淹没的土壤中大量磷的释放导致了湖滨带显著较高的总磷浓度。高锰酸盐指数的变化主要受耗氧类有机质影响。草甸和湿地是青藏高原重要的有机碳来源^[22,23],而水位上升所淹没的草甸和湿地恰好给湖滨带提供了大量的有机碳,从而使高锰酸盐指数升高。而在淹没一年后,虽然被淹没土壤释放的有机碳较为有限,但新湖滨带中沉水植物、着生藻等带来的生命活动仍会使湖滨带的耗氧类物质浓度高于主湖区。

综上所述,对于上述指标,它们在湖滨带和主湖区中的显著差异表明它们会受到水位上升导致的淹没过程的强烈影响,但在不同季节,这种影响可能会有所差异。

3.2 湖滨带内部的空间差异和对水生态系统影响

综合考虑湖滨带与主湖区在水环境指标差异

上的显著性和变异系数的差别,虽然影响的程度在不同指标间可能存在一定差异,但青海湖水位升上后形成的新湖滨带几乎对各项水环境都会产生影响。另一方面,不同类型湖滨带的差异可能也在加强或者削弱了湖滨带对水环境指标的影响。之前的研究发现,青海湖沿岸沙地的营养盐含量较低,而湿地和草地的营养盐含量较高^[24]。在被淹没形成新的湖滨带后,这些原生土壤中营养盐的差异可能也导致了水环境指标影响的差异。从PCA图上也可以看出,青海湖湖滨带样点在不同季节沿着不同的主成分轴离散。在6月,这种离散可能更多是受到前一年度水生生物活动后残体所释放的溶解性营养盐的影响,而在8月,这种离散则是受到新淹没的土壤中释放的物质的影响。因此这种离散既可能是青海湖湖滨带刚毛藻暴发的原因,也可能是青海湖刚毛藻暴发的结果。但总的来说,青海湖湖滨带与主湖区的水环境特征的差异是有更有利于刚毛藻暴发的。对于磷限制的刚毛藻来说,青海湖湖滨带的溶解性磷浓度在部分样点已经远超过北美研究中确定的刚毛藻生长速度最快的溶解性磷浓度下限^[25]。虽然青海湖湖滨带的总磷以颗粒态为主,但同时也有研究表明,水生生物在生长需求较高的情况下,可以在碱性磷酸酶的作用下持续将生物难利用的磷转化为可直接利用的活性磷^[26]。与此同时,湖滨带较高的水温也有利于刚毛藻的快速增殖。综上所述,青海湖近年来的水位上升过程为部分湖滨带区域,特别是土壤营养盐含量较高的草地和湿地型淹没区的刚毛藻暴发提供了有利的水环境条件。

现有的气象数据模拟结果表明,青藏高原在未来一段时间内还将处于向暖湿化转变的阶段^[27],而青海湖的水位在2050年前可能还会持续上涨,并持续淹没大片环湖草甸和湿地^[1]。这些草甸和湿地目前是畜牧和旅游等人类活动的重要场所,因此除了草甸、湿地本身固定和转化的碳氮磷营养物质外,青海湖环湖区域可能还积蓄了人类活动带来的额外营养盐。这些营养盐伴随着随后的水位上升过程,都可能会释放到新产生的湖滨带中,进一步带来刚毛藻暴发风险。同时这些释放进入青海湖的营养盐还可能促进其他藻类生长,并通过对初级生产力和生境的改变影响青海湖湖滨带生态系统的健康。虽然从目前的调查数据看,水位上升造成的生态环境影响主要还集中在湖滨带内,但未来这些新释放的营养盐,特别是磷元素对主湖区水生态系统的影响仍不容忽视。

4 结论

本研究通过对比水位上升后青海湖新生成的湖滨带与主湖区的时空差异,揭示了青海湖新湖滨带水体理化指标和营养指标与主湖区的明显差异。其中总磷、浊度、高锰酸盐指数和电导率等指标在湖滨带与主湖区之间表现出了显著的空间差异,其他指标虽然没有显著的空间差异,但从变异系数角度分析也与主湖区存在明显差别。淹没区土壤释放、生命活动、风浪、水深和温度等因素共同塑造了青海湖新生湖滨带的水环境特征。此外,主导青海湖湖滨带水环境特征的因素还存在季节性差异:春季湖滨带环境特征受溶解性营养盐主导,主要受水生生物残体的分解的影响;而夏季湖滨带环境特征主要受土壤释放影响,各项指标的差异更多是来自于湖滨带底质的区别。青海湖部分湖滨带区域的水环境特征有利于刚毛藻生长,这可能是刚毛藻暴发的原因之一。水位上升形成的新湖滨带对青海湖的持续影响还需要在后续研究中进一步关注。

参考文献:

- [1] Zhou D, Zhang J, Luo J, *et al.* Analysis on the causes of Qinghai Lake water level changes and prediction of its future trends [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, **30**(7): 1482-1491. [周丹, 张娟, 罗静, 等. 青海湖水位变化成因分析及其未来趋势预估研究 [J]. *生态环境学报*, 2021, **30**(7): 1482-1491.]
- [2] Lanzhou Institute of Geology, Chinese Academy of Sciences. Comprehensive Investigation Report of Qinghai Lake [M]. Beijing: Science Press, 1979: 15-22. [中国科学院兰州地质研究所. 青海湖综合考察报告 [M]. 北京: 科学出版社, 1979: 15-22.]
- [3] Ao H Y, Wu C X, Xiong X, *et al.* Water and sediment quality in Qinghai Lake, China: a revisit after half a century [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**(4): 2121-2133.
- [4] Hao M Y, Zhu H, Xiong X, *et al.* Analysis on the distribution and origin of cladophora in the nearshore water of Qinghai Lake [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2020, **44**(5): 1152-1158. [郝美玉, 朱欢, 熊雄, 等. 青海湖刚毛藻分布特征变化及成因分析 [J]. *水生生物学报*, 2020, **44**(5): 1152-1158.]
- [5] Du J N, Li Q J, Liu X S, *et al.* Hydrological characteristics of Qinghai Lake, 1956-2017 [J]. *Journal of Hydroecology*, 2020, **41**(4): 27-33. [杜嘉妮, 李其江, 刘希胜, 等. 青海湖1956-2017年水文变化特征分析 [J]. *水生态学杂志*, 2020, **41**(4): 27-33.]
- [6] Bai W R, Yu D, Liu C H, *et al.* Trend and cause analysis of water level and area of Qinghai Lake under the background of global warming [J]. *Qinghai Science and Technology*, 2019, **26**(3): 72-78. [白文蓉, 余迪, 刘彩红, 等. 气候变暖背景下青海湖水位及面积变化趋势及成因分析 [J]. *青海科技*, 2019, **26**(3): 72-78.]
- [7] Wang T C, Lu L H, Liu G X, *et al.* Analysis of lakeside wetland evolution and driving factors around Qinghai Lake [J]. *Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, 2020, **18**(4): 274-283. [王天慈, 卢丽华, 刘国祥, 等. 青海湖湖滨湿地演变与驱动因素分析 [J]. *中国水利水电科学研究院学报*, 2020, **18**(4): 274-283.]
- [8] Qi M M, Yao X J, Liu S Y, *et al.* Dynamic change of Lake Qinghai shoreline from 1973 to 2018 [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, **32**(2): 573-586. [祁苗苗, 姚晓军, 刘时银, 等. 1973—2018年青海湖岸线动态变化 [J]. *湖泊科学*, 2020, **32**(2): 573-586.]
- [9] Ding S X. Study on the sustainable development of animal husbandry in minority areas around Qinghai Lake [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2010, **38**(22): 11832-11834. [丁生喜. 环青海湖少数民族地区畜牧业可持续发展研究 [J]. *安徽农业科学*, 2010, **38**(22): 11832-11834.]
- [10] Fang J M, Ma G Q, Yu X X, *et al.* Spatiotemporal variation of NDVI in Qinghai Lake Basin and its relationship with climatic factors [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, **34**(3): 105-112. [方健梅, 马国青, 余新晓, 等. 青海湖流域NDVI时空变化特征及其与气候之间的关系 [J]. *水土保持学报*, 2020, **34**(3): 105-112.]
- [11] Zheng M P, Liu X F. Hydrochemistry and minerals assemblages of salt lakes in the Qinghai-Tibet Plateau, China [J]. *Acta Geologica Sinica*, 2010, **84**(11): 1585-1600. [郑绵平, 刘喜方. 青藏高原盐湖化学及其矿物组合特征 [J]. *地质学报*, 2010, **84**(11): 1585-1600.]
- [12] Qiu D, Wu Z, Liu B, *et al.* The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China [J]. *Ecological Engineering*, 2001, **18**(2): 147-156.
- [13] Lin Q, Xu L, Hou J, *et al.* Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: implication for the effect of climate warming [J]. *Water Research*, 2017, **124**: 618-629.
- [14] Wang J, Zhu L, Wang Y, *et al.* Comparisons between the chemical compositions of lake water, inflowing river water, and lake sediment in Nam Co, central Tibetan Plateau, China and their controlling mechanisms [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2010, **36**(4): 587-595.
- [15] Zhang L, Huang S, Peng X, *et al.* Potential ecological implication of *Cladophora oligoclora* decomposition: characteristics of nutrient migration, transformation, and response of bacterial community structure [J]. *Water Research*, 2021(190): 116741.
- [16] Ren Z, Niu D, Ma P, *et al.* Cascading influences of grassland degradation on nutrient limitation in a high moun-

- tain lake and its inflow streams [J]. *Ecology*, 2019, **100**(8): e02755.
- [17] Pitcairn C E R, Hawkes H A. The role of phosphorus in the growth of *Cladophora* [J]. *Water Research*, 1973, **7**(1/2): 159-171.
- [18] Lapointe B E, O'Connell J. Nutrient-enhanced growth of *Cladophora prolifera* in Harrington sound, Bermuda: Eutrophication of a confined, phosphorus-limited marine ecosystem [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1989, **28**(4): 347-360.
- [19] Li X, Li C Y, Li W P, *et al.* Temporal and spatial distribution of different species of nitrogen in Lake Wuliangshuai, Inner Mongolia [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, **21**(6): 885-890. [李兴, 李畅游, 李卫平, 等. 内蒙古乌梁素海不同形态氮的时空分布 [J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(6): 885-890.]
- [20] Wang X Y, Zhong S. Study on the changes of $\text{NH}_3\text{-N}$ and TN of different seasons in Taihu Lake basin [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2014, **42**(25): 8712-8713. [汪晓燕, 钟声. 不同季节太湖流域氨氮与总氮含量变化研究 [J]. *安徽农业科学*, 2014, **42**(25): 8712-8713.]
- [21] Wang C, Zhang W M, Wang P F, *et al.* Effect of submerged vegetation on the flowing structure and the sediment resuspension under different wind-wave movement conditions [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2014, **14**(2): 107-111. [王超, 张微敏, 王沛芳, 等. 风浪扰动条件下沉水植物对水流结构及底泥再悬浮的影响 [J]. *安全与环境学报*, 2014, **14**(2): 107-111.]
- [22] Cao S K, Cao G C, Chen K L, *et al.* Characteristics of alpine wetland soil organic carbon variations around Qinghai Lake [J]. *Soils*, 2013, **45**(3): 392-398. [曹生奎, 曹广超, 陈克龙, 等. 青海湖高寒湿地土壤有机碳含量变化特征分析 [J]. *土壤*, 2013, **45**(3): 392-398.]
- [23] Yu X Q, Meng X Q, Wu H W, *et al.* Source and optical dynamics of chromophoric dissolved organic matter in the watershed of Lake Qinghai [J]. *Environmental Science*, 2022, **43**(2): 826-836. [俞晓琴, 孟先强, 吴华武, 等. 青海湖流域有色可溶性有机物来源与特征分析 [J]. *环境科学*, 2022, **43**(2): 826-836.]
- [24] Li N, Huang J, Geng Y Q, *et al.* Research on soil enzyme activities of different land types in lakeside of Qinghai Lake, northwestern China [J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2019, **41**(10): 49-56. [李娜, 黄金, 耿玉清, 等. 青海湖湖滨不同土地类型土壤酶活性的研究 [J]. *北京林业大学学报*, 2019, **41**(10): 49-56.]
- [25] Canale R P, Auer M T. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in lake Huron: 5. model development and calibration [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1982, **8**(1): 112-125.
- [26] Cao X, Song C, Zhou Y. Limitations of using extracellular alkaline phosphatase activities as a general indicator for describing P deficiency of phytoplankton in Chinese shallow lakes [J]. *Journal of Applied Phycology*, 2010, **22**(1): 33-41.
- [27] Chen D L, Xu B Q, Yao T D, *et al.* Assessment of past, present and future environmental changes on the Tibetan Plateau [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2015, **60**(32): 3025-3035. [陈德亮, 徐柏青, 姚檀栋, 等. 青藏高原环境变化科学评估: 过去、现在与未来 [J]. *科学通报*, 2015, **60**(32): 3025-3035.]

DIFFERENCES IN WATER ENVIRONMENT CHARACTERISTICS BETWEEN THE NEWLY LAKESHORE ZONE AND THE MAIN LAKE AREA OF QINGHAI LAKE

MA Kai-Li¹, XIONG Xiong², AO Hong-Yi², HU Hong-Juan², YU Zhi-Peng³, ZHAO Bang-Ming³,
MA Rong-Zhen⁴ and WU Chen-Xi²

(1. Qinghai National Park Research Monitoring and Evaluation Center, Xining 810000, China; 2. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 3. Qinghai Lake National Nature Reserve Administration, Xining 810000, China; 4. Southwest University College of Resources and Environment, Chongqing 400716, China)

Abstract: Qinghai Lake is located at the northeastern edge of the Tibetan Plateau and has important ecological values. Although the intensity of human activities in the catchment is low and there is relatively weak pollution, the water quality of Qinghai Lake has worsened significantly in recent years compared to the 1950s and 1960s. In recent years, some lakeshore areas of Qinghai Lake have experienced a proliferation of *Cladophora*. It is also accompanied by a continuous rise in the water level of Qinghai Lake since 2004. The large amount of newly lakeshore zone formed by the rising water level may be accompanied by soil nutrient release. However, there is a lack of specific knowledge about what specific differences exist between the water environment conditions in the newly lakeshore zone and the main area of Qinghai Lake, as well as the spatial and temporal patterns of water quality in the lakeshore zone area. Based on the

field monitoring data of the lakeshore zone and the main lake area in different seasons, this study compares the differences between the water environment characteristics of the newly lakeshore zone and the main lake area after the rising water level of Qinghai Lake, and analyzes the causes and potential impacts. It could lay the foundation for further establishing the correlation between the outbreak of *Cladophora* and the rising water level process of Qinghai Lake. In this study, water samples were collected in the lakeshore zone and the main lake area of Qinghai Lake in June and August 2020, respectively. Water environmental indicators such as water temperature (WT), conductivity (EC), pH, dissolved oxygen concentration (DO), dissolved oxygen saturation (DO%), turbidity (Turb), total phosphorus (TP), dissolved reactive phosphorus (SRP), total nitrogen (TN), nitrate nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$), ammonia nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrite nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$), dissolved inorganic nitrogen (DIN), and COD_{Mn} were obtained by field measurements and laboratory analysis. In the main lake area of Qinghai Lake, pH ranged from 9.05—9.20, DO ranged from 6.78—8.30 mg/L, DO% ranged from 99.5%—111.4%, WT ranged from 9.3—16.9°C, EC ranged from 15.82—17.77 ms/cm, and turbidity ranged from 1.48—4.94 NTU, TP ranged from 0.009—0.136 mg/L, SRP ranged from 0.001—0.024 mg/L, TN was at 1 mg/L level, $\text{NO}_3\text{-N}$ ranged from 0.09—0.25 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ ranged from 0.10—1.10 mg/L, $\text{NO}_2\text{-N}$ was between undetected to 0.0048 mg/L, DIN was between 0.20—1.27 mg/L, COD_{Mn} was between 1.75—4.79 mg/L; While in the lakeshore zone, pH ranged from 8.76—9.46, DO ranged from 1.14—11.25 mg/L, DO% ranged from 15.7%—190.6%, WT ranged from 8.5—22.0°C, EC ranged from 0.85—18.82 ms/cm, and turbidity ranged from 2.09—196.00 NTU, TP was between 0.014—0.462 mg/L, SRP was between 0.002—0.044 mg/L, TN was at the level of 1.4 mg/L, $\text{NO}_3\text{-N}$ was between 0.09—0.91 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ was between 0.13—1.23 mg/L, $\text{NO}_2\text{-N}$ was between undetected to 0.0099 mg/L, DIN was between 0.31—2.14 mg/L, COD_{Mn} was between 1.78—48.67 mg/L. Based on the significance of the spatial and temporal differences of the indicators between the main lake area and the lakeshore zone, water environment indicators involved in this study can be divided into four categories: there were no significant spatial and temporal differences in pH, TN and DO%; there were significant seasonal differences in WT, DO, SRP, DIN, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, and $\text{NO}_2\text{-N}$, but no significant spatial differences; there were significant spatial differences in turbidity and COD_{Mn} , and the spatial differences were the same in different seasons; there were also significant spatial differences in TP and EC, but the spatial differences were different in different seasons. Except for $\text{NO}_2\text{-N}$, the maximum values of coefficients of variation of water environment indicators were found in the lakeshore zone. Most indicators had higher coefficients of variation in August. The results of the principal component analysis suggested that the differences between different types of lakeshore zones might also be enhancing or weakening the influence of lakeshore zones on water environment indicators. The PCA plot shows that the distribution of sample sites in the lakeshore zone of Qinghai Lake disperse along different principal component axes in different seasons. Therefore, the dispersion could be the cause or the result of the outbreak of the algal bloom in the lakeside zone of Qinghai Lake. The results of this study suggest that the water environment characteristics in some lakeshore zone areas of Qinghai Lake are favorable for the growth of *Cladophora*, which may be partly responsible for the outbreak of *Cladophora*. The continued impact of the new lakeshore zone formed by the rising water level on the Tibetan Plateau lakes represented by Qinghai Lake needs further attention in subsequent studies.

Key words: Qinghai-Tibet Plateau; Climate change; Qinghai Lake; Water environment; Water quality; New littoral zone