

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2025.0421

蔡一夫, 权秋梅, 朱广伟, 等. 水深对底栖动物水生态健康指示意义的影响研究[J]. 生态与农村环境学报, 2026, 42(9): 1241–1251.

CAI Yi-fu, QUAN Qiu-mei, ZHU Guang-wei, et al. Research on the Influence of Water Depth on the Indicator Significance of Macro-invertebrates for Aquatic Ecological Health Assessment[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2026, 42(9): 1241–1251.

水深对底栖动物水生态健康指示意义的影响研究

蔡一夫^{1,2}, 权秋梅^{1①}, 朱广伟², 许海², 蔡永久², 邹伟^{2②} (1. 西华师范大学环境科学与工程学院, 四川南充 637009; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室, 江苏南京 211135)

摘要: 底栖动物是水生态健康评估的重要指示生物,但其对人类干扰的响应可能受到水深的显著影响。本研究以太湖(浅水湖泊)和千岛湖(深水水库)为研究对象,基于2021—2023年野外调查数据,对比分析了两者底栖动物群落结构、功能属性与水质理化指标之间的关系,旨在揭示水深对底栖动物指示作用的调控机制。结果表明:千岛湖的总氮、总磷和透明度等水质指标均显著优于太湖,但其底栖动物群落却以霍甫水丝蚓和苏氏尾鳃蚓等耐低氧、食腐性的寡毛类为绝对优势类群,Shannon-Wiener多样性指数较低,生物学污染指数较高,呈现出“低干扰—高污染指示”的反常格局。相反,太湖受城市和农业排放影响,营养盐浓度和藻类生物量较高,富营养化问题突出,但其浅水环境中的动力扰动维持了沉积物—水界面的氧化状态,支持了刮食者(螺类)、滤食者(贝类)和集食者(水蚯蚓)等多功能类群的共存,群落具有较高的生物多样性与功能均衡性。机制分析表明,水深通过调控生境条件(如溶解氧)和食物资源结构,驱动底栖动物群落分别沿“耐受型”(深水)和“多种类型”(浅水)群落属性两条路径演替,导致基于生物群落结构的传统水质评估指标在深水与浅水湖泊中出现系统性偏差。这一发现提示,在深水湖库中底栖动物对人类干扰的指示能力有限,现行评价体系应降低相应指标权重,或优先采用河口区群落表征人为干扰。我国当前水生态评价标准尚未考虑水深分异(如Shannon-Wiener多样性指数 $H' < 1$ 评估为重度污染),可能造成对湖泊实际污染水平的误判并引致不必要的治理决策。本研究为深化理解水深在生物评估中的调控作用提供了实证依据,对发展适应型水生态管理标准具有重要意义。

关键词: 水库; 大型底栖无脊椎动物; 水生态评估; 富营养化; 太湖

中图分类号: X826; Q178.1; X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2026)09-1241-11

Research on the Influence of Water Depth on the Indicator Significance of Macro-invertebrates for Aquatic Ecological Health Assessment. CAI Yi-fu^{1,2}, QUAN Qiu-mei^{1①}, ZHU Guang-wei², XU Hai², CAI Yong-jiu², ZOU Wei^{2②} (1. College of Environmental Science and Engineering, China West Normal University, Nanchong 637009, China; 2. State Key Laboratory of Lake and Watershed Science, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China)

Abstract: Benthic macro-invertebrates are widely used as indicators of aquatic ecosystem health assessment; however, their responses to anthropogenic disturbance may be substantially modified by natural habitat gradients, particularly water depth. Based on field surveys conducted from 2021 to 2023, we compared benthic macro-invertebrate community composition, functional feeding groups, and physicochemical water-quality variables between Taihu Lake, a shallow lake, and Qiandao Lake, a deep reservoir, to determine how water depth influences the interpretation of benthic bioassessment metrics. Qiandao Lake had significantly lower total nitrogen and total phosphorus concentrations and higher water transparency than Taihu Lake. Despite its comparatively good water quality, its benthic assemblage was dominated by hypoxia-tolerant, deposit-feeding oligochaetes, particularly *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Branchiura sowerbyi*, and was characterized by a lower Shannon-Wiener diversity index and a higher biological pollution index. This resulted in an apparently paradoxical pattern of low anthropogenic disturbance but strong biological indications of pollution. In contrast, Taihu Lake was subject to substantial urban and agricultural inputs, with higher nutrient concentrations and algal biomass and more pronounced eutrophication.

收稿日期: 2025-05-25

基金项目: 国家重点研发项目(2022YFC3204100); 中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署科研项目(NIGLAS2022GS03)

① 通信作者 E-mail: meimeiq@163.com

② 共同通信作者 E-mail: wzou@niglas.ac.cn

cation. Nevertheless, wind- and wave-driven mixing in its shallow waters helped maintain oxic conditions at the sediment-water interface and supported the coexistence of scrapers (gastropods), filter feeders (bivalves), and deposit feeders (oligochaetes), resulting in greater taxonomic diversity and a more balanced functional composition. These findings indicate that water depth shapes benthic assemblages by altering dissolved oxygen conditions and food-resource composition, favoring tolerance-dominated communities in deep-water habitats and functionally diverse communities in shallow-water habitats. Consequently, applying uniform community-based bioassessment thresholds to deep reservoirs and shallow lakes may introduce systematic bias. In deep reservoirs, conventional benthic metrics may have limited capacity to reflect anthropogenic disturbance; their weighting should therefore be reduced, or greater emphasis should be placed on assemblages from inflow zones. Because current aquatic ecosystem assessment standards in China do not explicitly account for water-depth-related habitat differences, naturally low-diversity deep-water communities may be misclassified as heavily polluted, potentially leading to inappropriate management responses. This study provides empirical support for incorporating habitat-specific reference conditions into adaptive aquatic ecosystem health assessment and management.

Key words: reservoir; macro-invertebrates; aquatic ecological assessment; eutrophication; Taihu Lake

在我国传统的湖泊监测与评估体系中,主要依赖于 pH、溶解氧、化学需氧量、总氮和总磷等物理化学指标^[1]。GB 3838—2002《地表水环境质量标准》据此建立了 I ~ V 类水质分级体系。该类方法虽操作简便、响应快速,但也存在明显局限。例如,监测指标有限,难以反映污染物间的协同、拮抗等复合效应,也无法评估水体的长期生态风险。生物监测手段可在一定程度上弥补上述不足。生物群落整合了多种环境压力信息,通过种群动态、群落结构及功能性状的变化,综合体现污染的累积效应与生态健康状态,与理化监测相结合,可形成更为全面的生态系统健康诊断工具。

大型底栖动物是指生活史多数或全部阶段栖居于水体底部、体型通常大于 500 μm 的无脊椎动物,常见类群包括节肢动物、软体动物和环节动物等。该类群由于寿命较长、迁移能力弱、形态易于鉴别,且对环境变化敏感,被广泛用于湖泊生态系统的监测与评价^[2]。国际上基于底栖动物的生物评价体系已较为完善,多个指标具备明确的生态指示意义。例如,Shannon-Wiener 多样性指数被美国环境保护署的《快速生物评估协议》列为河流健康的核心评价指标^[3]。功能摄食类群则从营养功能角度响应生境变化:集食者和吸食者比例升高通常指示沉积物有机质富集;刮食者、滤食者和捕食者的减少常与生境退化及食物资源恶化相关。这些功能指标已被美国、英国、加拿大和澳大利亚等多个国家的生物评估体系广泛采纳^[4-5]。

我国水生态管理也逐渐重视生物监测的作用。2017 年,环境保护部发布《淡水水生生物水质基准制定技术指南》,率先将底栖动物群落及功能群分析纳入标准体系;2023 年《水生态监测技术指南 湖泊和水库水生生物监测与评价(试行)》(HJ 1296—

2023)进一步将底栖动物多样性指数列为核心评价指标;至 2025 年,长江流域水生态考核试点全面将底栖动物作为关键指示类群。这一系列举措确立了底栖动物在水生态健康诊断中的地位。

然而,当前指标阈值多基于区域性研究制定,其跨区域的适用性仍有待验证。值得注意的是,底栖动物群落受物理、化学及生物等多因素共同影响,这给准确解读其生态指示意义带来挑战。例如,温度适度升高可促进摇蚊幼虫生长^[6];浅水区光照充足促进底栖藻类增殖,为刮食者提供食物来源^[7]。营养盐水平及伴随的溶解氧变化尤为关键:过量氮、磷输入引发藻华,导致沉积物-水界面缺氧^[8],抑制双壳类等敏感类群^[9],而使寡毛类和部分摇蚊幼虫等耐污类群占优^[10]。水生植物则通过改变生境和资源条件影响群落演替^[11]。

在众多环境因子中,水深作为一项综合变量,融合了物理、化学和生物效应的协同作用,对底栖动物群落结构具有深远影响。例如,水深梯度直接制约生境类型(如沉水植被分布)、光照-温度背景和溶解氧条件,也显著影响食源组成——浅水湖泊一般食物来源多样(浮游生物、附着藻类、有机碎屑等),而深水湖泊主要依赖沉降藻颗粒,食物类型相对单一。因此,水深所引起的自然梯度可能遮蔽或放大底栖动物对富营养化等人为干扰的响应,影响评估结果的准确性。

千岛湖(深水水库)与太湖(浅水湖泊)作为我国东部两类典型水体,在自然特征与人为干扰方面差异显著。然而,当前水生态评价体系在使用底栖动物进行生物学评价时仍多采用统一标准,未能充分考虑水深所造成的自然分异。例如,HJ 1296—2023 将 Shannon-Wiener 多样性指数低于 1 简单判定为“重度污染”,极易误判深水水体的实际环境质

量(其本底多样性可能天然较低),从而导致管理决策偏差。

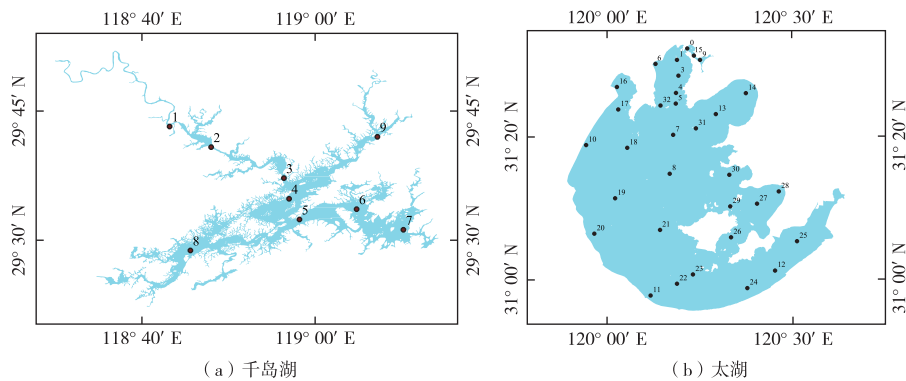
因此,本研究选取千岛湖与太湖作为对比案例,重点研究现行评估标准中存在的水深适应性问题,通过比较两个湖泊水质与底栖动物群落及功能属性的差异,解析水深通过生境和食物资源调控群落结构的机制,提出基于水深类型的评价参数优化建议,为构建更科学的水生态健康评估标准提供依据。本研究有利于深化对自然梯度与人为干扰交互作用下底栖动物响应机制的理解,也为推动我国水生态精准评估提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

太湖(30°55′40″—31°32′58″ N, 119°52′32″—120°36′10″ E)与千岛湖(29°11′—30°02′ N, 118°34′—119°15′ E)分别位于我国东部的江苏省与浙江省(图1)。太湖是我国第三大淡水湖泊,水域面积为2 338.1 km²,流域地貌特征表现为西部和西南部主要由丘陵与山地组成,东部则以平原与水网为主,整体为典型的平原型浅水湖泊,平均水深为1.9

m,年平均出湖径流量约为75亿m³,蓄水量达44.3亿m³[12]。相比之下,千岛湖作为一座重要的人工深水水库,总面积约为580 km²,水深范围在6~108 m之间,平均水深为33 m[13]。在气候特征方面,太湖和千岛湖均位于湿润的北亚热带气候区,四季分明,年平均气温在15~17℃之间。值得注意的是,由于地形差异,两地降水量有所不同。太湖流域年平均降水量为1 100~1 200 mm;而千岛湖由于地处山区,地形雨丰富,年平均降水量较高,可达1 400 mm以上,其中5—9月的降水量占全年总降水量的60%以上[14]。在人类干扰强度方面,太湖与千岛湖呈现出明显差异。太湖由于地处长三角经济圈核心区域,作为重要的区域水资源调配枢纽,对流域内经济和社会发展到起到了重要的支撑作用。然而,因太湖流域长期受到工业排放、农业施肥以及城市化扩张的显著干扰,太湖氮、磷等营养物质浓度升高,蓝藻水华问题突出[15]。相比之下,千岛湖周边以林地为主,人类活动相对较少;加之水库深水条件引起的氮、磷沉降作用强,使得千岛湖大部分库区氮、磷水平较低,水体质量较为优良,藻类水华鲜见[16]。



太湖原2号点位位于太湖站附近,距离岸边较近,受岸带局地环境影响较大,代表性相对不足。因此,在实际调查过程中重新选择了离岸距离更为合适的采样位置,并将调整后的替代点位编号为0号。

图1 千岛湖和太湖地理位置及样点分布

Fig. 1 Geographic location of Qiandao Lake and Taihu Lake and distribution of sampling sites

1.2 样品采集与分析

2021—2023年2月、5月、8月和11月在千岛湖和太湖开展4次监测。其中,千岛湖作为典型的深水水库,其水体具有明显的垂向分层特征,水深差异导致水温、溶解氧及营养盐分布等垂向梯度显著,因此采样遵循“垂向和水平共同考虑”原则。兼顾调查的成本效益,在千岛湖设置9个采样站点,覆盖了入库河口区(点位1~2)、过渡区(点位3~4)、库心区(点位5~6)和近坝区(点位7~9)等不同功

能分区,并在每个站点采集表层50 cm、叶绿素最大层、温跃层及底层4个水层样本,形成36个垂向剖面样本,可有效反映该水库的主要生态梯度与生境特征。太湖则属于典型的浅水湖泊,湖盆开阔,水体混合充分,垂向分异较弱,但其受人类活动及风浪扰动影响的水平空间异质性显著。为更好地揭示其复杂的水平格局和人类干扰梯度,采样设计遵循“水平覆盖优先”原则,布点更加密集,共设置32个采样点,覆盖草型区、藻型区、湖心区及入湖河口

区等典型生态分区。各点位采集 3 层(表层、中层、底层)水样并混合为一个综合样,以平衡数据代表性与成本效益,从而在保证空间覆盖广度的同时控制采样与分析成本。

所有采样点均在现场使用声呐测深仪测定水深(WD),透明度(SD)采用塞氏盘法测定。采集水样均经 0.7 μm GF/F 膜(Whatman 公司)现场过滤,将原水样与过滤水样冷藏保存并转运至实验室测定各项理化指标。营养盐分析中,总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,溶解性总氮(TDN)则取过滤后的水样采用同一方法测定(HJ 636—2012《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》),分别在 220 nm 和 275 nm 波长处测定吸光度(岛津 UV-2450 型分光光度计);总磷(TP)和溶解性总磷(TDP)采用过硫酸钾氧化、钼锑抗显色分光光度法测定(GB 11893—1989《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》),测定波长为 700 nm(岛津 UV-2450 型分光光度计);高锰酸盐指数(COD_{Mn})采用高锰酸钾氧化滴定法分析(GB 11892—1989《水质 高锰酸盐指数的测定》);悬浮颗粒物(SS)通过重量法测定(GB 11901—1989《水质 悬浮物的测定 重量法》);叶绿素 a(Chla)则通过热乙醇萃取,然后使用分光光度法量化^[17]。

千岛湖和太湖均使用 1/20 m² 的改良彼得森采泥器采集底栖动物样品。每个监测点重复采集 3 次。采集后的泥样通过 60 目(孔径为 0.25 mm)尼龙筛充分淘洗,用清水将残留于筛网上的生物冲入白色磁盘中,人工挑选出其中的底栖动物,并用体积分数 φ=75% 的乙醇初步保存^[18]。实验室中进一步用 φ=7% 福尔马林溶液长期保存。样品鉴定尽可能精确至种级,少数难以鉴定的个体鉴定至属级或更高分类单元。所有底栖动物样品均进行个体计数与称重,并换算为每平方米的密度和生物量,以便进行后续的群落结构及生态评价分析^[19]。

1.3 数据分析

1.3.1 底栖动物群落指标选取

底栖动物群落指标包括总生物量和总密度比值(TB/TD)、前三位优势种密度占比(DSSR_{Top3})、生物学污染指数(biological pollution index, BPI)、Shannon-Wiener 多样性指数(*H'*)以及功能摄食类群,如表 1^[20-24] 所示。TB/TD 反映了底栖动物群落的大小,水质恶化通常导致小个体数量增加,群落趋向于小型化^[20]。水质恶化也通常伴随少数物种密度比例上升,导致底栖动物 DSSR_{Top3} 增大^[21]。BPI 通过指示生物的群落特征评估水体污染程度,其值升

高表明水质恶化,而下降则反映水质改善^[22]。*H'* 通常随着水体污染水平升高而降低^[23]。不同功能群的底栖动物(如吸食者、集食者、撕食者、滤食者等)对水质恶化的响应有所不同,水质恶化时,集食者和吸食者数量增多,其他功能摄食类群的数量减少^[24]。DSSR_{Top3}、Shannon-Wiener 多样性指数和 BPI 优势度(*Y*)的计算公式为

$$Y = \frac{n_i}{N} \cdot f_i \quad (1)$$

式(1)中,*f_i* 为物种 *i* 在采样点中的出现频率;*n_i* 为第 *i* 个物种密度;*N* 为大型底栖动物群落总密度。*Y*>0.02 时,定为优势种。

前三位优势种密度占比(DSSR_{Top3})的计算公式为

$$DSSR_{Top3} = \frac{\sum_{i=1}^3 n_i}{N} \quad (2)$$

式(2)中,*n_i* 为第 *i* 个前三位优势种的密度;*N* 为大型底栖动物群落总密度。

Shannon-Wiener 多样性指数(*H'*)的计算公式为

$$H' = - \sum P_i \cdot \ln P_i \quad (3)$$

式(3)中,*P_i* 为物种 *i* 的个体数 *n_i* 占总个体数 *N* 的比例。

生物学污染指数(BPI)的计算公式为

$$BPI = \lg(N_1 + 2) / [\lg(N_2 + 2) + \lg(N_3 + 2)] \quad (4)$$

式(4)中,*N₁* 为寡毛类、蛭类和摇蚊幼虫个体数;*N₂* 为多毛类、甲壳类、除摇蚊幼虫以外其他的水生昆虫个体数;*N₃* 为软体动物个体数。

表 1 选定底栖动物群落指标及其对水质恶化的预期响应
Table 1 Selected benthic fauna indicators and their expected response to water quality degradation

指标	缩写	对水质恶化的 一般响应	来源 文献
总生物量和总密度比值	TB/TD	下降	[20]
前三位优势种密度占比	DSSR _{Top3}	上升	[21]
生物学污染指数	BPI	上升	[22]
Shannon-Wiener 多样性指数	<i>H'</i>	下降	[23]
吸食者	AB	上升	[24]
集食者	DF	上升	[24]
撕食者	SH	下降	[24]
刮食者	SC	下降	[24]
滤食者	FI	下降	[24]
刺食者	PI	下降	[24]
捕食者	PR	下降	[24]
寄生者	PA	下降	[24]

1.3.2 统计分析

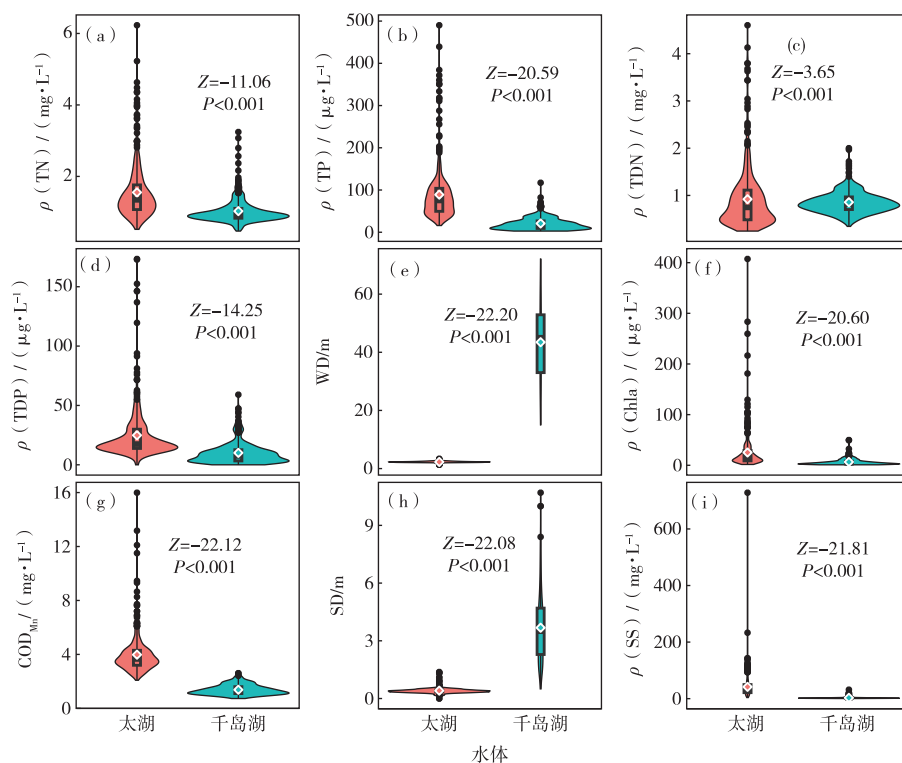
本研究首先采用 Shapiro-Wilk 检验 ($\alpha = 0.05$) 系统评估各理化参数 (WD、SD、SS、 COD_{Mn} 、TN、TP、TDN、TDP 及 Chla) 的正态分布特性, 并根据检验结果选择相应的统计方法: 对于符合独立性、正态性和方差齐性的参数组, 使用独立样本 t 检验进行均值差异的显著性分析; 当数据呈现非正态分布特征或方差不齐时, 则采用非参数 Mann-Whitney U 检验进行中位数差异比较^[25]。所有统计分析均基于双侧检验框架, 显著性阈值统一设定为 $\alpha = 0.05$ 。开展统计分析前, 千岛湖基于垂向剖面分 4 层采集水样数据, 通过算术平均整合为剖面平均值; 太湖则直接采用表、中、底层混合水样所测得的分析数据表征。

2 结果与讨论

2.1 水质理化参数对比分析

千岛湖和太湖主要水质参数均值比较见附录 1。从营养参数来看, 太湖和千岛湖的 TN、TDN、TP、

TDP 均表现出显著差异 ($P < 0.05$), 如图 2(a) ~ (d) 所示。两个湖泊氮、磷浓度的差异主要受流域外源输入及水体内部沉降-释放过程的协同作用影响。千岛湖的氮、磷输入以河流为主, 分别占总输入的 97% (TN) 和 95% (TP), 年均 TN 负荷为 $19\,488\text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, TP 负荷为 $649.6\text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[26]。上梧溪流域基流和地表径流非点源 TN 负荷分别占总径流 TN 负荷的 63.20% 和 36.80%; 其中, 水田和旱地经地表径流输出的 TN 负荷分别占总径流 TN 负荷的 5.80% 和 0.38%^[27-28], 表明千岛湖流域人类干扰程度较轻, TN 与 TP 污染负荷主要来源于自然本底及局部农业活动。相比之下, 太湖流域人类活动强度高, 年均 TN 负荷达 $8\,662.8\text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, TP 负荷为 $2\,888.96\text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中河流输入分别贡献 83% 的 TN 和 91% 的 TP, 大气沉降则占 TN 输入的 16% 和 TP 输入的 9%^[29-30]。太湖和千岛湖氮、磷浓度上的差异, 反映了两类湖库在流域土地利用方式和污染排放强度方面的本质区别。另外, 两个湖泊在湖库内部污染物自净效应方面也存在显著差异。



WD 为水深; SD 为透明度; SS 为悬浮颗粒物; COD_{Mn} 为高锰酸盐指数; Chla 为叶绿素 a; TN 为总氮; TP 为总磷; TDN 为溶解性总氮; TDP 为溶解性总磷。

(a) 总氮 (TN); (b) 总磷 (TP); (c) 溶解性总氮 (TDN); (d) 溶解性总磷 (TDP); (e) 水深 (WD);
(f) 叶绿素 a (Chla); (g) 高锰酸盐指数 (COD_{Mn}); (h) 透明度 (SD); (i) 悬浮颗粒物 (SS)。

图 2 太湖与千岛湖水水质理化参数的小提琴图及差异性分析结果

Fig. 2 Violin plots and difference analysis results of physico-chemical parameters of water quality in Taihu Lake and Qiandao Lake

颗粒物沉降是湖泊氮、磷自净的关键过程,而水深在其中起到了决定性作用^[31]。深水环境中颗粒物及伴随营养盐的沉降效率较高,有助于降低水体中的营养盐浓度^[32]。但在水动力增强或发生底泥扰动时,沉积物中的磷可能重新释放,导致内源污染风险升高^[33]。此外,藻华衰退后的沉降会改变沉积物氧化还原环境,可能加剧内源营养盐释放,进一步促进富营养化^[34]。千岛湖平均水深为 43.47 m,显著高于太湖的 2.28 m,见图 2(e)。

较大水深提高了千岛湖的氮、磷沉降效率,并抑制沉积物中磷的再释放,降低了内源污染风险,有助于维持较低营养水平。相反,太湖水深较浅,沉积物易受风浪扰动,氮、磷再悬浮频繁,内源释放作用显著,加剧了富营养化程度。因此,两个湖泊氮、磷水平的差异是流域人为干扰强度与湖体自净能力共同作用的结果。

太湖的 Chla $[(25.24 \pm 1.84) \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}]$ 和 $\text{COD}_{\text{Mn}}[(3.98 \pm 0.07) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ 均显著高于千岛湖 $[\text{Chla}:(6.58 \pm 0.38) \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}; \text{COD}_{\text{Mn}}:(1.38 \pm 0.02) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}][P < 0.001, \text{图 } 2(\text{f}) \sim (\text{g})]$ 。氮、磷作为湖泊初级生产的关键限制因子,其浓度直接影响藻类生物量及相关指标(Chla 和 COD_{Mn})。太湖营养盐充足,藻类增殖显著,推高了 Chla 与 COD_{Mn} ;而千岛湖受营养盐限制,两者均维持在较低水平^[35]。

在透明度与颗粒物浓度方面,千岛湖的 SD 值较高 $[(3.68 \pm 0.11) \text{m}]$,太湖较低 $[(0.41 \pm 0.01) \text{m}]$,显示两个湖泊浊度差异显著 $[P < 0.001, \text{图 } 2(\text{h})]$ 。相应地,太湖 SS 平均浓度 $[(41.65 \pm 2.28) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ 显著高于千岛湖 $[(2.89 \pm 0.19) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}, P < 0.001, \text{图 } 2(\text{i})]$ 。这种差异主要源于两个方面:其一,太湖为浅水湖泊,风浪易引起底泥再悬浮,增加无机颗粒物浓度,降低透明度^[36];千岛湖为深水水库,底质稳定,沉降颗粒不易扰动,水体更清澈。其二,藻源性浊度的差异。太湖藻类生物量高,大量藻细胞增加水体浊度^[37];千岛湖藻类稀少,有机悬浮物贡献小,因而透明度较高。

2.2 底栖动物分类群落和功能属性对比分析

2.2.1 底栖动物分类群落对比分析

千岛湖与太湖的底栖动物在物种数量、优势种组成、总密度和生物量等方面均存在显著差异 $(P < 0.05)$ 。千岛湖和太湖部分底栖动物物种名录和优势度见附录 2。千岛湖共采集到大型底栖动物 4 门 12 种,其中寡毛纲为绝对优势类群,主要优势种为霍甫水丝蚓(优势度 0.770 4)和苏氏尾鳃蚓(优势度 0.039 4),群落结构呈现典型的耐污种主导特

征。相比之下,太湖底栖动物物种数量明显更多,共记录 7 门 46 种,优势种类型多样,包括昆虫纲的中国长足摇蚊(优势度 0.025 7)、多毛纲的齿吻沙蚕属(优势度 0.027 6)、腹足纲的铜锈环棱螺(优势度 0.027 8)、寡毛纲的霍甫水丝蚓(优势度 0.032 3)、甲壳纲的大螯蜚属(优势度 0.032 3)和双壳纲的河蚬(优势度 0.057 8)。

千岛湖和太湖底栖动物群落指标均值比较见附录 3。在密度和生物量方面,千岛湖底栖动物的平均密度为 $497.22 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$,高于太湖 $(346.68 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2})$;而其平均生物量为 $2.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,明显低于太湖 $(123.71 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2})$ 。然而,从污染和生物多样性指标来看,千岛湖因耐污种如霍甫水丝蚓和苏氏尾鳃蚓占优, $\text{DSSR}_{\text{Top3}}$ 值显著较高,为 $(83.22 \pm 3.36)\%$,而太湖为 $(29.80 \pm 1.58)\%$ [图 3(a), $P < 0.001$]; BPI 为 3.50 ± 0.14 ,也显著高于太湖的 0.87 ± 0.06 [图 3(b), $P < 0.001$]。相比之下,太湖底栖动物物种分布更为均匀,Shannon-Wiener 多样性指数为 0.77 ± 0.02 ,显著高于千岛湖的 0.22 ± 0.03 [图 3(c), $P < 0.001$],反映出其群落结构更为复杂,生态系统稳定性更高。

值得注意的是,尽管千岛湖整体水质优于太湖,其底栖动物指标却未呈现相应优良特征。如表 1 所示, BPI 和 $\text{DSSR}_{\text{Top3}}$ 等随人类干扰增强而上升的指标在千岛湖中明显较高,而随干扰增强而下降的 Shannon-Wiener 多样性指数则明显偏低,表明其底栖动物群落结构未能准确反映实际水质条件和人类干扰水平。

2.2.2 底栖动物功能属性对比分析

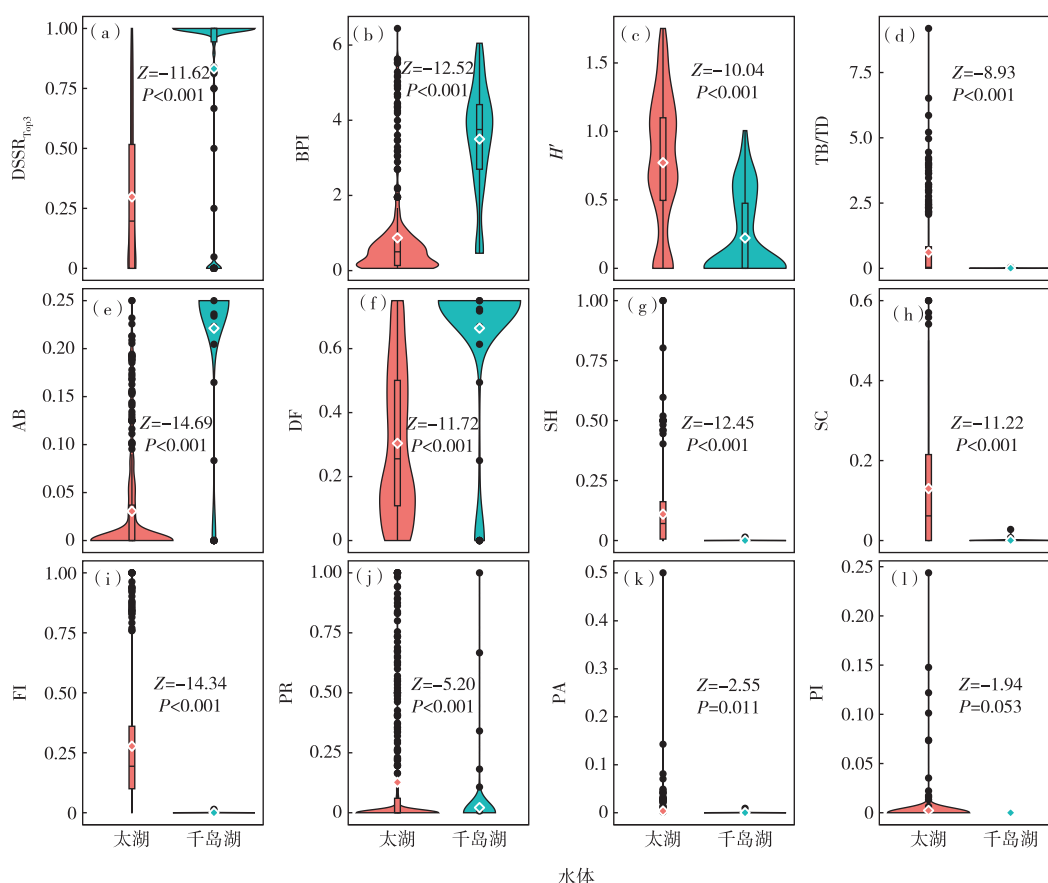
千岛湖与太湖在绝大多数底栖动物群落及功能属性指标上均存在显著差异 $(P < 0.05)$ 。千岛湖的 TB/TD 值 $(0.01 \pm 0.000 7)$ 显著低于太湖 (0.61 ± 0.06) [图 3(d), $P < 0.001$],反映其底栖动物个体普遍较小。

从功能摄食类群来看,两个湖泊各类群的相对丰度差异显著。千岛湖的吸食者(AB)和集食者(DF)占比分别为 $(22.13 \pm 0.74)\%$ 和 $(66.41 \pm 2.23)\%$,均显著高于太湖 $[\text{AB}:(3.06 \pm 0.29)\%; \text{DF}:(30.39 \pm 1.2)\%]$ [图 3(e)、(f), $P < 0.001$]。相反,千岛湖的撕食者(SH)、刮食者(SC)和滤食者(FI)占比极低 $[\text{SH}:(0.01 \pm 0.01)\%; \text{SC}:(0.03 \pm 0.03)\%; \text{FI}:(0.02 \pm 0.02)\%]$,显著低于太湖 $[\text{SH}:(10.99 \pm 0.73)\%; \text{SC}:(13.00 \pm 0.82)\%; \text{FI}:(27.73 \pm 1.33)\%]$ [图 3(g)~(i), $P < 0.001$]。捕食者(PR)和寄生者(PA)在千岛湖的占比 $[\text{PR}:(2.13 \pm$

1.16)% ; PA: (0.01 ± 0.01)%] 也显著低于太湖 [PR: (12.68 ± 1.34)% ; PA: (0.36 ± 0.14)%] [图 3(j)、(k), $P < 0.05$]。刺食者(PI)在两个湖泊中占比均极低,无显著差异[图 3(l), $P = 0.053$]。以上结果表明,千岛湖底栖动物群落以集食者占绝对主导,其他功能摄食类群发育较弱。

尽管千岛湖整体水质优于太湖,其部分功能摄

食类群的响应却未完全符合一般“随人类干扰增强”的理论预期。例如,吸食者和集食者通常在水质恶化时增加,但在千岛湖这类水质较好的水体中仍占据极高比例。撕食者、刮食者和滤食者响应符合预期,在千岛湖中占比显著较低。然而,捕食者和寄生者理论上应随水质恶化而减少,在太湖中占比反而较高。



(a) 前三位优势种密度占比(DSSR_{Top3}) ; (b) 生物学污染指数(BPI) ; (c) Shannon-Wiener 多样性指数(H') ;
(d) 底栖动物总生物和总密度比值(TB/TD) ; (e) 吸食者占比(AB) ; (f) 集食者占比(DF) ; (g) 撕食者占比(SH) ;
(h) 刮食者占比(SC) ; (i) 滤食者占比(FI) ; (j) 捕食者占比(PR) ; (k) 寄生者占比(PA) ; (l) 刺食者占比(PI)。

图3 太湖与千岛湖底栖动物分类群落的差异性分析

Fig. 3 Difference analysis of taxonomic community in Taihu Lake and Qiandao Lake

2.3 水深对底栖动物指标的影响及水生态评估启示

千岛湖与太湖的底栖动物群落在结构和功能上存在显著差异。在水质较好、人类干扰较弱的千岛湖,底栖动物群落却显示出较高的污染指示水平;而在人类干扰强烈、水质较差的太湖,底栖动物反而表现出更高的多样性及更低的“污染水平”指示,反映出流域人类干扰-湖库水质-底栖动物群落之间存在生态解耦现象。该现象与水深的生境塑造和食物调控作用密切相关(图4)。

水深是影响底栖动物群落的直接环境因子,静水压力随水深增加而呈指数级增长,构成了一道严格的生理屏障,直接限制了绝大多数浅水物种向深水区的扩散潜力^[38];水深通过促进水体的热分层现象,显著削弱了上下水层的能量与物质交换,进而导致沉积物-水界面处极易形成稳定且大范围的缺氧、厌氧环境^[39]。浅水湖泊(如太湖)生境类型多样,包括草型、藻型和风浪扰动区等多种生态类型,有助于维持较高的底栖动物多样性。尽管污染水体常伴随底层缺氧,促使耐低氧的寡毛类和摇蚊幼

虫成为优势类群^[40],但太湖水浅、风浪扰动频繁,有助于溶解氧补充,因此耐污类群优势反而不显著,多样性较高。相反,千岛湖作为深水水库,静水压力大,水体分层显著,直接导致沉积物-水界面处形成稳定的低氧甚至厌氧环境,驱动底栖动物群落结构与功能发生定向演替,最终促使优势类群向寡毛类等生理耐受型物种集中,造成 BPI 和 $DSSR_{Top3}$ 偏高、Shannon-Wiener 多样性指数偏低,呈现出“伪污染”群落结构。

此外,水深也通过影响食物资源的结构和类型,间接调控底栖动物群落。千岛湖水体较深,底栖动物的食源主要依赖于沉降的有机碎屑,其他来

源(如浮游生物、底栖藻类等)极为有限。研究显示,千岛湖沉积物中有机质含量较高[$TOC:(2.06 \pm 0.48) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$]^[41],促使吸食者和集食者成为绝对主导功能群。相比之下,太湖作为浅水湖泊,食源组成更加多样化:水生植物为刮食者提供附着藻类,再悬浮颗粒物支撑了沙蚕和钩虾等种类的生存,藻华衍生有机质也促进了碎食性种类的繁衍^[42]。2023 年太湖浮游动物密度($625 \text{ ind.} \cdot \text{L}^{-1}$)和生物量($2.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)及浮游植物丰度($4.29 \times 10^7 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$)均远高于千岛湖^[43],这种较高的生产力和空间异质性为更多种类提供生态位,使得群落结构更为复杂、多样性更高。

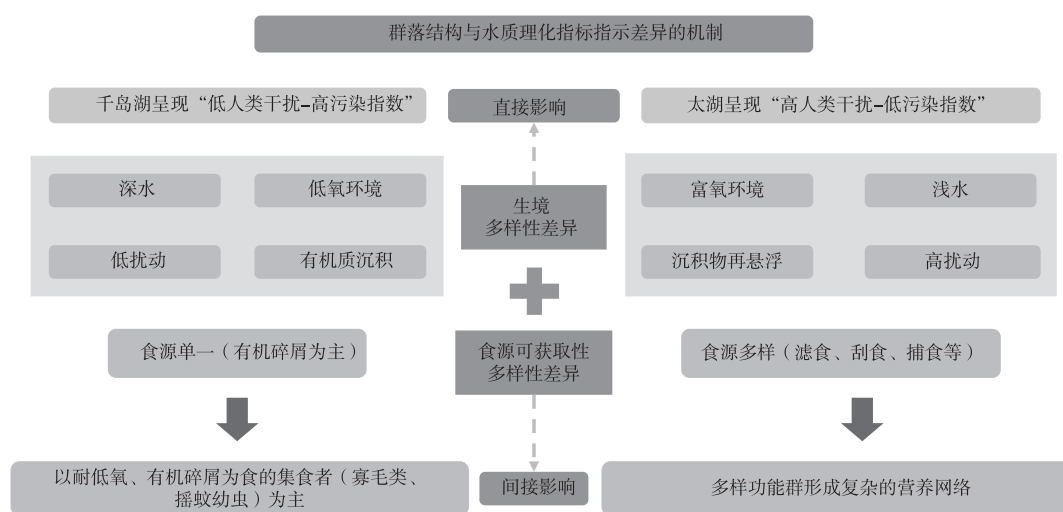


图 4 群落结构与水质理化指标差异机制分析

Fig. 4 Analysis of the mechanism of differences between community structure and physical and chemical indicators of water quality

千岛湖与太湖因水深差异导致的生境条件和食物结构变化,显著干扰了底栖动物指标对水质退化的指示效果。千岛湖虽水质优良,却呈现耐污类群为主、多样性低的“伪污染”特征;太湖尽管人类干扰更强,反而显示出多门类共存、多样性较高的群落状态。类似现象也见于其他深水水体,如丹江口水库^[44]、三峡水库^[45]等,其深水区底栖动物多以耐低氧的寡毛类和摇蚊为主,软体动物和其他水生昆虫比例极低;而浅水湖泊则类群丰富,结构复杂,区域性差异显著^[46]。

这一水深驱动的生态解耦现象对水生态评估具有重要启示。我国当前正从水质管理向水生态健康评估转型,现行多项技术指南和评价标准(如《长江流域水生态考核指标评分细则(试行)》《浙江省河湖健康及水生态健康评价指南(试行)》等)普

遍采用统一的底栖动物生物指数(如 Shannon-Wiener 多样性指数、Goodnight-Whitley 生物指数等)进行评估,未充分考虑水深所造成的生境自然差异。这可能导致对深水湖库实际水质的误判——将其自然低多样性和耐污类群优势错误解读为污染状态。因此,建议在相对较深湖库(如大于 5 m)评估中,应通过降低相关生物指数权重^[47],或侧重利用入库河口区群落进行评价^[48],以更准确地反映水生态健康状况。

3 结论与展望

本研究以千岛湖(深水水库)和太湖(浅水湖泊)为对象,对比分析了底栖动物分类群落和功能属性与水质理化指标之间的关系,揭示了水深作为关键生态变量对水生态评估产生的重要影响。结

果表明:(1)千岛湖尽管在总氮、总磷、透明度等水质指标上显著优于太湖,但其底栖动物群落却以耐低氧、耐富营养的寡毛类为主,导致BPI偏高,呈现出“水质相对优-底栖耐污指数相对高”的反直觉现象;而太湖虽受高强度人类活动影响,富营养化问题突出,但其浅水扰动维持了底栖环境的氧化状态,支持了滤食者、刮食者、捕食者等多功能类群共存,群落结构更复杂,Shannon-Wiener多样性指数显著高于千岛湖。(2)两个湖泊底栖动物指标与水质状况之间的解耦,主要源于水深导致的生境条件和食物资源结构差异。千岛湖水体深、扰动小、沉积稳定,有机碎屑在底部长期富集,为集食者等底栖动物群体(如寡毛类)提供了稳定但单一的生境条件和以有机碎屑为主的食物资源,加之深水引起的沉积物-水界面的缺氧环境,限制了物种多样性并导致传统意义上的“耐污种”占据主导。而太湖的浅水形成了多样化的食物来源(如沉水植物群落、浮游藻类、有机碎屑、周丛生物等)和更为复杂的生境特点(如底质类型多样、底层溶解氧条件良好、沉水植物提供遮蔽与附着基底等),这导致表现出双壳类(河蚬)、腹足类(铜锈环棱螺)、甲壳类(钩虾)、寡毛类(水丝蚓属)和多毛类(齿吻沙蚕属)共同主导的相对高多样性和低污染指示的群落特征。

上述水深驱动的群落分异机制,在实际生态评估中可能引发偏差甚至“反直觉”现象:尽管部分深水湖库的水质整体优良,但由于耐污类群(如寡毛类)在深水区天然占比较高,传统生物评价体系可能将此类由水深引起的群落结构特征误判为“重度污染”。例如,若仅依据Shannon-Wiener多样性指数低于某一阈值(如 $H' < 1$)进行判定,极易忽略水深所造成的“假性污染指示”效应。因此,在将常规底栖动物指标应用于深水湖库时,需谨慎解读其生态指示意义。本研究的采样设计亦存在一定局限性。出于成本与可操作性的考量,千岛湖仅设置9个采样点位(含垂向4层),空间覆盖密度有限,可能对定量比较结果带来不确定性;同时,在千岛湖与太湖的调查中,对沿岸带和河口区的底栖动物采样相对欠缺,难以全面捕捉这些对人类活动响应更敏感区域的群落特征。此外,当前研究主要基于典型深水与浅水湖库的对比,旨在揭示现象并初步探讨机制,尚未沿连续水深梯度系统开展进一步分析,相关响应规律有待深入验证。基于上述认识,未来研究有必要进一步优化采样策略。在条件允许时,应适度提高点位密度,特别是在深水湖库中

加强水平方向的采样布设,以提升空间代表性;同时,建议将评估重点适当前移至对人为干扰高度敏感的河口区与浅水沿岸带,通过覆盖多类型生境,更全面地捕捉底栖动物群落对外源压力的响应。此类策略不仅有助于厘清水深梯度对底栖动物指示作用的影响,也将增强深水湖库生态质量评估的准确性与适用性,从而为构建更稳健的生物评价体系提供支撑。

参考文献:

- [1] 阎莉. 水质监测在环境工程中的意义及环节分析[J]. 清洗世界, 2025, 41(1): 142-144.
- [2] 冯治远, 侯易明, 阴琨, 等. 基于底栖动物生物完整性指数的黄河干流生态健康评价[J]. 湖泊科学, 2024, 36(2): 512-522. [FENG Zhi-yuan, HOU Yi-ming, YIN Kun, et al. Ecological Health Assessment of the Yellow River Mainstem Based on Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity[J]. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(2): 512-522.]
- [3] BARBOUR M T, GERRITSEN J, SNYDER B D, et al. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish[M]. 2nd ed. Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999: 19-47.
- [4] WRIGHT J F, FURSE M T, MOSS D. River Classification Using Invertebrates: RIVPACS Applications[J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 1998, 8(4): 617-631.
- [5] FERREIRA J G, ANDERSEN J H, BORJA A, et al. Overview of Eutrophication Indicators to Assess Environmental Status within the European Marine Strategy Framework Directive[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2011, 93(2): 117-131.
- [6] 龚志军, 谢平, 阎云君. 底栖动物次级生产力研究的理论与方法[J]. 湖泊科学, 2001, 13(1): 79-88. [GONG Zhi-jun, XIE Ping, YAN Yun-jun. Theories and Methods of Studies on the Secondary Production of Zoobenthos[J]. Journal of Lake Sciences, 2001, 13(1): 79-88.]
- [7] 闫云君, 李晓宇, 梁彦龄. 草型湖泊和藻型湖泊中大型底栖动物群落结构的比较[J]. 湖泊科学, 2005, 17(2): 176-182. [YAN Yun-jun, LI Xiao-yu, LIANG Yan-ling. A Comparative Study on Community Structure of Macrozoobenthos between Macrophytic and Algal Lakes[J]. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(2): 176-182.]
- [8] 吴召仕, 蔡永久, 陈宇炜, 等. 太湖流域主要河流大型底栖动物群落结构及水质生物学评价[J]. 湖泊科学, 2011, 23(5): 686-694. [WU Zhao-shi, CAI Yong-jiu, CHEN Yu-wei, et al. Assemblage Structure Investigation of Macrozoobenthos and Water Quality Bioassessment of the Main River Systems in Taihu Basin[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(5): 686-694.]
- [9] GONG Z J, XIE P. Impact of Eutrophication on Biodiversity of the Macrozoobenthos Community in a Chinese Shallow Lake[J]. Journal of Freshwater Ecology, 2001, 16(2): 171-178.
- [10] VOLPERS M, NEUMANN D. Tolerance of Two Tubificid Species

- (*Tubifex tubifex* and *Limnodrilus hoffmeisteri*) to Hypoxic and Sulfidic Conditions in Novel, Long-term Experiments[J]. *Archiv für Hydrobiologie*, 2005, 164(1): 13–38.
- [11] TAN S Y, LI Z, CHENG S P. Ecological Interaction between Submerged Macrophytes and Zoobenthos[J]. *SDRP Journal of Earth Sciences & Environmental Studies*, 2017, 2(2): 173–182.
- [12] XU H, YANG L Z, ZHAO G M, *et al.* Anthropogenic Impact on Surface Water Quality in Taihu Lake Region, China[J]. *Pedosphere*, 2009, 19(6): 765–778.
- [13] 缪今典, 张晓明, 魏天兴, 等. 千岛湖流域杭州段人类活动净氮、净磷输入时空分布[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(6): 2831–2842. [MIAO Jin-dian, ZHANG Xiao-ming, WEI Tian-xing, *et al.* Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Net Nitrogen and Phosphorus Input from Human Activity: A Case Study of Hangzhou Section of Qiandao Lake Basin[J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(6): 2831–2842.]
- [14] ZOU W, ZHU G W, XU H, *et al.* Temporal Dependence of Chlorophyll a-Nutrient Relationships in Lake Taihu: Drivers and Management Implications[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 306: 114476.
- [15] 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机: 原因与对策[J]. *地球科学进展*, 2007, 22(9): 896–906. [QIN Bo-qiang, WANG Xiao-dong, TANG Xiang-ming, *et al.* Drinking Water Crisis Caused by Eutrophication and Cyanobacterial Bloom in Lake Taihu: Cause and Measurement[J]. *Advances in Earth Science*, 2007, 22(9): 896–906.]
- [16] 方文华, 余传冠, 兰佳. 千岛湖“十三五”期间水质监测分析[J]. *中国资源综合利用*, 2022, 40(3): 153–155. [FANG Wen-hua, YU Chuan-guan, LAN Jia. Analysis of Water Quality Monitoring in Qiandao Lake during the “13th Five-year Plan” Period[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2022, 40(3): 153–155.]
- [17] 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨[J]. *湖泊科学*, 2006, 18(5): 550–552. [CHEN Yu-wei, CHEN Kai-ning, HU Yao-hui. Discussion on Possible Error for Phytoplankton Chlorophyll-a Concentration Analysis Using Hot-ethanol Extraction Method[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2006, 18(5): 550–552.]
- [18] 魏晨辉, 蒋小明, 李红涛, 等. 亚热带高山溪流底栖动物多维度 alpha 多样性及其驱动因子[J]. *湖泊科学*, 2024, 36(5): 1493–1505. [WEI Chen-hui, JIANG Xiao-ming, LI Hong-tao, *et al.* Multidimensional Alpha Diversities of Benthic Macroinvertebrates in Subtropical High-mountain Streams and Their Driving Factors[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36(5): 1493–1505.]
- [19] 邹伟, 李太民, 刘利, 等. 苏北骆马湖大型底栖动物群落结构及水质评价[J]. *湖泊科学*, 2017, 29(5): 1177–1187. [ZOU Wei, LI Tai-min, LIU Li, *et al.* Macrozoobenthic Community Structure and Water Quality Assessment of Lake Luoma, Jiangsu Province, China[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29(5): 1177–1187.]
- [20] 冯立辉, 王丽卿, 熊春晖, 等. 黄浦江大型底栖动物群落结构特征及其与环境因子的关系[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(9): 806–815. [FENG Li-hui, WANG Li-qing, XIONG Chun-hui, *et al.* Community Structure of Macrozoobenthos in Huangpu River and Its Relationships with Environmental Factors[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(9): 806–815.]
- [21] 许浩, 蔡永久, 汤祥明, 等. 太湖大型底栖动物群落结构与水环境生物评价[J]. *湖泊科学*, 2015, 27(5): 840–852. [XU Hao, CAI Yong-jiu, TANG Xiang-ming, *et al.* Community Structure of Macrozoobenthos and the Evaluation of Water Environment in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(5): 840–852.]
- [22] CHI S Y, PENG J H, WAN C Y, *et al.* Preliminary Study on Macrozoobenthos of Sandaohe Reservoir, Hubei Province[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(5): 705–712.
- [23] CAI Y J, GONG Z J, QIN B Q. Benthic Macroinvertebrate Community Structure in Lake Taihu, China: Effects of Trophic Status, Wind-induced Disturbance and Habitat Complexity[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2012, 38(1): 39–48.
- [24] VAN DER LINDEN P, PATRÍCIO J, MARCHINI A, *et al.* A Biological Trait Approach to Assess the Functional Composition of Subtidal Benthic Communities in an Estuarine Ecosystem[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 20: 121–133.
- [25] ZOU W, CAI Y J, TOLONEN K T, *et al.* Vertical Sediment Migrations of Dominant Midge Species in Subtropical Lakes with Implications for Bioassessment[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 95: 711–719.
- [26] XU H, ZOU W, ZHU G W, *et al.* Impoundment-induced Stoichiometric Imbalance Exacerbated Phosphorus Limitation in a Deep Subtropical Reservoir: Implications for Eutrophication Management[J]. *Water Research*, 2025, 269: 122787.
- [27] 俞珂, 严斌, 唐张轩, 等. 千岛湖地区上梧溪流域地表径流非点源氮污染分类识别[J]. *环境科学*, 2023, 44(7): 3923–3932. [YU Ke, YAN Yan, TANG Zhang-xuan, *et al.* Classification and Identification of Non-point Source Nitrogen Pollution in Surface Flow of the Shangwu River Watershed in the Qiandao Lake Region[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(7): 3923–3932.]
- [28] ZOU L L, LIU Y S, WANG Y S, *et al.* Assessment and Analysis of Agricultural Non-point Source Pollution Loads in China: 1978–2017[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 263: 110400.
- [29] XU H, MCCARTHY M J, PAERL H W, *et al.* Contributions of External Nutrient Loading and Internal Cycling to Cyanobacterial Bloom Dynamics in Lake Taihu, China: Implications for Nutrient Management[J]. *Limnology and Oceanography*, 2021, 66(4): 1492–1509.
- [30] YANG J, HUANG X. The 30 m Annual Land Cover Dataset and Its Dynamics in China from 1990 to 2019[J]. *Earth System Science Data*, 2021, 13(8): 3907–3925.
- [31] PETTERSSON K. Phosphorus Characteristics of Settling and Suspended Particles in Lake Erken[J]. *Science of the Total Environment*, 2001, 266(1/2/3): 79–86.
- [32] SKINNER M. Wetland Phosphorus Dynamics and Phosphorus Removal Potential[J]. *Water Environment Research*, 2022, 94(10): e10799.
- [33] HUPFER M, LEWANDOWSKI J. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments: A Long-lasting Paradigm in Limnology[J]. *International Review of Hydrobiology*, 2008, 93(4/5): 1000–1010.

- 415–432.
- [34] ZHAO Z H, ZHANG M L, TIAN J M, *et al.* Occurrence and Driving Forces of Different Nitrogen Forms in the Sediments of the Grass and Algae-type Zones of Taihu Lake [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(20): 30114–30125.
- [35] SMITH V H. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2003, 10(2): 126–139.
- [36] QIN B Q, YANG L Y, CHEN F Z, *et al.* Mechanism and Control of Lake Eutrophication [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(19): 2401–2412.
- [37] PAERL H W, HALL N S, CALANDRINO E S. Controlling Harmful Cyanobacterial Blooms in a World Experiencing Anthropogenic and Climatic-induced Change [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(10): 1739–1745.
- [38] BROWN A, THATJE S. The Effects of Changing Climate on Faunal Depth Distributions Determine Winners and Losers [J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(1): 173–180.
- [39] 陈侃, 王飞飞, 阮琪祯, 等. 深型水库溶解氧分层规律及其机制探究: 以万安水库为例 [J]. *水生态学杂志*, 2024, 45(2): 20–30. [CHEN Kan, WANG Fei-fei, RUAN Qi-zhen, *et al.* Stratification of Dissolved Oxygen in Deep Reservoirs: A Case Study of Wan'an Reservoir [J]. *Journal of Hydroecology*, 2024, 45(2): 20–30.]
- [40] 贾海波, 柴小平, 黄备. 2016—2019 年长江口海域季节性低氧对大型底栖动物群落的影响 [J]. *海洋学研究*, 2021, 39(2): 80–88. [JIA Hai-bo, CHAI Xiao-ping, HUANG Bei. Effect of Seasonal Hypoxia on Macrobenthic Communities in the Yangtze Estuary from 2016 to 2019 [J]. *Journal of Marine Sciences*, 2021, 39(2): 80–88.]
- [41] 郑清, 黎云祥, 朱广伟, 等. 夏季强降雨期间千岛湖有机碳的时空分布特征及影响因素 [J]. *环境科学研究*, 2022, 35(4): 896–907. [ZHENG Qing, LI Yun-xiang, ZHU Guang-wei, *et al.* Spatio-temporal Distribution and Driving Factors of Organic Carbon in Qiandao Lake Reservoir during Summer Storm [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2022, 35(4): 896–907.]
- [42] ZHOU J, LEAVITT P R, ZHANG Y B, *et al.* Anthropogenic Eutrophication of Shallow Lakes: Is It Occasional? [J]. *Water Research*, 2022, 221: 118728.
- [43] 童璐, 刘丹, 段骄阳, 等. 千岛湖浮游植物群落时空变化及其与环境因子的关系 [J]. *上海海洋大学学报*, 2024, 33(5): 1176–1186. [TONG Lu, LIU Dan, DUAN Jiao-yang, *et al.* Temporal and Spatial Changes of Phytoplankton Communities and Their Relationship with Environmental Factors in Qiandao Lake [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2024, 33(5): 1176–1186.]
- [44] 池仕运, 赵先富, 高少波, 等. 丹江口水库秋季底栖动物群落状态和空间分布及其与环境因子的关系 [J]. *生态学报*, 2021, 41(3): 1229–1241. [CHI Shi-yun, ZHAO Xian-fu, GAO Shao-bo, *et al.* The Spatial Distribution Pattern of Autumn Macroinvertebrates in Relation to Environmental Factors in Danjiangkou Reservoir [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(3): 1229–1241.]
- [45] 王宝强, 刘学勤, 彭增辉, 等. 三峡水库底栖动物群落结构特征及其与蓄水前资料的比较 [J]. *水生生物学报*, 2015, 39(5): 965–972. [WANG Bao-qiang, LIU Xue-qin, PENG Zeng-hui, *et al.* The Community Structure of Zoobenthos in the Three Gorges Reservoir: A Comparison before and after the Impoundment [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2015, 39(5): 965–972.]
- [46] 胡成龙, 姜加虎, 陈宇炜, 等. 湖北省湖泊大型底栖动物群落结构及水质生物学评价 [J]. *生态环境学报*, 2014, 23(1): 129–138. [HU Cheng-long, JIANG Jia-hu, CHEN Yu-wei, *et al.* Macrozoobenthic Community Structure and Bioassessment of Water Quality of Shallow Lakes in Hubei Province [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(1): 129–138.]
- [47] 张汲伟, 蔡琨, 于海燕, 等. 中国底栖动物水质生物监测指数和水质等级构建 [J]. *中国环境监测*, 2018, 34(6): 10–18. [ZHANG Ji-wei, CAI Kun, YU Hai-yan, *et al.* Establishment of Chinese Macroinvertebrate Score Index and Water Quality Boundary [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2018, 34(6): 10–18.]
- [48] 闫朗, 陈琳琳, 吕卷章, 等. 黄河口近岸海域大型底栖动物群落特征 [J]. *广西科学*, 2020, 27(3): 231–240. [YAN Lang, CHEN Lin-lin, LÜ Juan-zhang, *et al.* Community Characteristics of Macrozoobenthos in the Coastal Waters of the Yellow River Estuary [J]. *Guangxi Sciences*, 2020, 27(3): 231–240.]
- 作者简介: 蔡一夫 (1998—), 男, 四川乐山人, 主要研究方向为水生态监测与评估。E-mail: caiyifu@163.com
- (责任编辑: 李祥敏)

附录

附录1 千岛湖和太湖主要水质参数均值比较

Appendix 1 Average comparison table of main water quality parameters of Qiandao Lake and Taihu Lake

附录2 千岛湖和太湖 2021—2023 年部分底栖动物物种名录和优势度

Appendix 2 List and dominance of some benthic animal species in Qiandao Lake and Taihu Lake from 2021 to 2023

附录3 千岛湖和太湖底栖动物群落指标均值比较

Appendix 3 Average comparison table of benthic animal community indicators in Qiandao Lake and Taihu Lake

<http://www.ere.ac.cn/supplement/preview/1673-4831.2025.0421.sup.pdf>