J. Lake Sci.(湖泊科学),2024,**36**(1):236-246
DOI 10.18307/2024.0135

邛海大型水生植物时空分布及其退化原因*

董艳珍[1],张培育[2],李小艳[1],郑丙辉[3**]
(1:西昌学院,四川高原湿地生态与环保应用技术实验室,西昌 615013)
(2:中国科学院水生生物研究所,武汉 430072)
(3:中国环境科学研究院,湖泊水污染治理与生态修复技术国家工程实验室,北京 100012)

摘　要:根据2021年7和12月、2022年5和9月邛海水生植物调查结果,结合文献资料,分析了邛海水生植物种类组成、群落结构和空间分布状况以及退化原因,提出了邛海水生植物恢复的对策建议。邛海湖区有水生植物23种,主要分布在水深2 m内,在湖泊北岸成片分布,湖泊西岸和南岸呈斑块状分布,东岸零星分布,总面积约1.3 km^2。水生植物分布面积由1990s前占湖面积的20%左右缩减到目前的不足5%,沉水植物群落结构简单化,浮叶植物和挺水植物分布范围扩张。1998年洪水从海河口倒灌,致使高枧湾水域沉水植被消失;近10年来湖泊运行水位抬升和透明度下降使得邛海水生植物分布面积进一步缩小、种群单一化。需要恢复邛海水位运行的自然节律,减少污染负荷输入改善水体透明度,辅之人工生态修复等措施,逐步恢复邛海水生态系统健康。
关键词:水生植物;时空分布;群落演替;邛海

Spatio-temporal distribution of aquatic macrophytes and their causes of degradation in Lake Qionghai*

Dong Yanzhen[1], Zhang Peiyu[2], Li Xiaoyan[1] & Zheng Binghui[3**]
(1: *Key Laboratory of Plateau Wetland Ecology and Environmental Protection of Sichuan Province*, *Xichang University*, *Xichang* 615013, *P.R.China*)
(2: *Institute of Hydrobiology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Wuhan* 430072, *P.R.China*)
(3: *National Engineering Laboratory for Lake Pollution Control and Ecological Restoration*, *Chinese Research Academy of Environmental Sciences*, *Beijing* 100012, *P.R.China*)

Abstract: This study carried out an investigation on macrophytes of Lake Qionghai in July and December 2021, and May and September 2022. Based on the investigation results and previous publications, this study examined the species compositions, community structure, spatial distribution, and causes of degradation of macrophytes. The investigation revealed that there were 23 species of macrophytes in Lake Qionghai, mainly found in water area less than 2 m deep, covering an area of about 1.3 km^2. The distribution of macrophytes was mainly in the north, with patchy distribution in the west and south, and scattered in the east. However, the areas had decreased to less than 5% of the lake from 20% before the 1990s. The community structure of submerged plants had become simplified, while the distribution ranges of floating plants and emergent plants expanded. The disappearance of submerged vegetation in Gaojian Bay was caused by a flood from the mouth of the Hai River in 1998. Additionally, higher water-level operations and lower transparency in the last ten years had resulted in the decreased distribution areas and simplified communities of macrophytes in Lake Qionghai. To restore the macrophytes in Lake Qionghai, we recommend implementing measures to restore the natural rhythm of the water level and reduce pollution load input to improve water transparency. At the same time, artificial ecological restoration is also needed to restore the ecosystem's health.
Keywords: Macrophytes; spatiotemporal distribution; community succession; Lake Qionghai

* 2023-02-28收稿;2023-06-13收修改稿。
生态环境部项目(2022-LHYJ-02-0511-01)资助。
** 通信作者;E-mail:zhengbinghui@craes.org.cn。

水生植物是湖泊水生态系统的重要组成部分[1]。水生植物能够固着和稳定沉积物、降低悬浮颗粒物浓度、促进水体中磷的沉降和减少沉积物中磷的释放、滞留与削减污染物、释放氧气、抑制浮游植物生长[2-5]。影响沉水植物生长和分布的主要因子有营养盐、光照强度、底质、悬浮物、水流、温度和 pH 等[6]。邛海是云贵高原 11 个面积大于 25 km^2的天然湖泊之一,是四川省第二大天然湖泊。邛海是西昌市的饮用水水源地,也是邛海泸山国家级风景名胜区的核心区,承担着流域水资源供给、下游安宁河生态流量保障、局地气候调节和生物多样性维护的功能。30 多年来,围绕邛海环境问题研究主要集中在水污染和富营养化等方面,如时瑶等研究了 2020 年邛海氮磷时空分布特征及其生态影响[7],许宵宵等开展了 2003－2014 年邛海水体富营养化评价[8],孙宏亮等开展了 2013 年邛海水生生物多样性调查及富营养状态评价[9],周申立等开展了 1998－2004 年邛海水生生态系统健康评价研究[10],姚维志等开展了 1993 年邛海浮游植物与水质污染及富营养化研究[11]。1980s 后期,开始有邛海大型水生植物调查研究报道。国家“七五”科技攻关项目“中国典型湖泊富营养化调查”成果对邛海环境状况做了较全面的调查[12]。王治农介绍了 1990s 邛海水生植物分布情况[13]。2002 年,云南省环境科学研究院开展了邛海水生植物调查,取得了一组比较完整的水生植物分布数据[14]。2009 年,张宇等报道了邛海及附近湿地水生维管植物种类组成[15]。李小艳等在 2017 年 4 月和 2018 年 4 月调查了邛海浅水湖带及其附近人工湿地中沉水植物,报道了沉水植物的种类及出现频度[16]。自 1960s、1970s 起,周边被填湖造田、围湖造塘、网箱养鱼,近 2/3 的滩涂、苇塘遭到破坏和不合理开发利用,邛海面积由 34 km^2降至 26.7 km^2,湿地生态遭到严重破坏。竺美等完成了邛海生态环境保护总体方案,初步阐明邛海生态环境问题及保护对策[17]。近年来,西昌市实施了“三退三还”、湿地恢复与建设等工程,邛海湿地面积大幅增加,但是邛海水生植被没有出现恢复迹象,甚至在 2022 年还出现春季束丝藻水华和秋季鱼腥藻水华,水生态系统健康问题令人担忧。本文基于 2021－2022 年邛海水生植物系统调查结果,初步阐明邛海大型水生植物现状,结合文献资料,分析其变化趋势,阐明邛海沉水植被退化的原因,提出水生植被恢复的对策建议。

1 研究区域及数据来源

1.1 研究区概况

邛海流域(27°47′~28°01′N,102°07′~102°23′E)属于长江流域,雅砻江水系,安宁河的上游,邛海位于西昌城区西南面。邛海流域面积 307.67 km^2。邛海系公元前 116 年因一次地震沉陷而成的淡水湖泊,湖面呈 L 型。2003 年实测结果南北最长为 10.3 km,东西最宽为 5.6 km。邛海水下地形周边坡度变化较大,水底平缓。东北方向地形较为复杂。2003 年实测时湖面水位高为 1509.82 m,湖岸线长约 37.4 km,面积约为 27.408 km^2,库容量为 $2.93×10^8$ m^3,最大水深为 18.32 m,平均水深为 10.95 m[18]。邛海流域气候属亚热带高原季风气候,冬暖夏凉、干湿分明,年平均气温为 20℃,年降水量为 1000 mm,多年平均湖面降水量 $2650×10^4$ m^3,湖泊补给系数 9.97,湖水滞留时间约 834 d[14]。其中,官坝河、高仓河和鹅掌河为主要入湖河流,其河口冲积扇成为水生植物生长的主要区域[19-20]。在邛海西岸北端的海河为邛海唯一出水口,湖水排入安宁河。

1.2 数据来源与调查方法

2021 年 7 月和 12 月在沿岸和敞水区分别布设 15 和 3 个点位开展定点观测(图 1)。水生植物的调查方法参考洱海相关调查方法[21]。每个样点至少设置 3 个样方,由于邛海大部分区域的水生植物分布在距离岸边 20 m 内和水深小于 2 m 的区域,调查过程中采样点布设并不是完全遵循垂直于岸线方向,而是在有水生植物分布区域随机布设。估测每个样方内水生植物的盖度,使用抓钩采草器(面积为 0.05 m^2)采集整株水生植物,现场区分种类,称量植物鲜重。水生植物的高度通过卷尺随机测量 5 株植物的株高,计算出该物种的平均株高。物种鉴定参考《中国植物志》[22]。2022 年 5 月和 9 月沿湖岸线开展巡航观测,探寻水生植物分布边界以及最大分布水深,使用星瑞源资源宝软件勾画水生植物分布图斑,估算水生植物分布面积。

2 结果与分析

2.1 水生植物调查结果

2.1.1 水生植物生境特征与生物量　2021 年 7 和 12 月调查的各点位主要生境要素和水生植物分布见附表

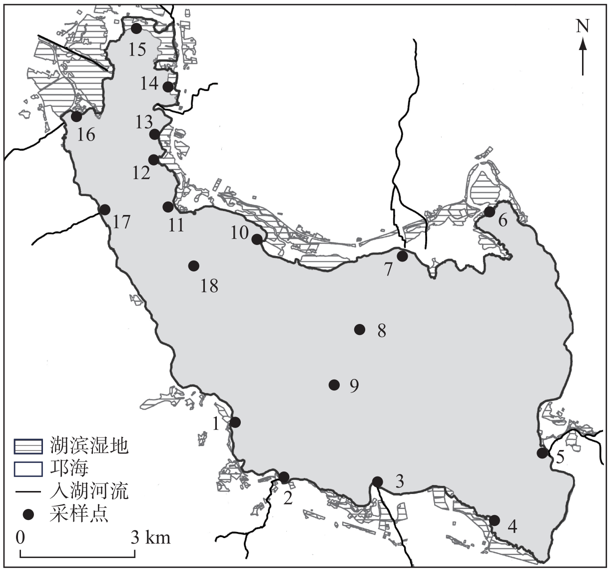

图 1 邛海水生植物调查布点

Fig.1 The aquatic plant survey sites of Lake Qionghai

Ⅰ。沉水植物的空间分布主要取决于水域的生境因子[23],基底则是水生植物生长的最关键因子。邛海近岸的基底特征控制着水生植被的种群结构分布:

北岸水域:包括 6、7、10 和 11 号点。水深 0.95~2.1 m,透明度 0.95~1.5 m,以淤泥基底为主,是目前邛海水生植物分布最丰富的区域,分布有挺水植物、浮叶植物和沉水植物,水生植物分布宽度为 50~120 m。

高枧湾水域:包括 12、13、14、15 和 16 号点。其中 12、13、14 和 15 号点位于高枧湾东北岸,水深 0.65~1.5 m,透明度 0.3~0.6 m,淤泥基底,挺水植物和浮叶植物分布较多,沉水植物极少;水生植物分布宽度为 10~200 m。16 号点位于高枧湾西岸邛海公园附近,水深 1.5 m,透明度 1.0 m,人工种植挺水植物莲、菰和浮叶植物荇菜,莲的分布宽度约为 500 m。

西岸水域:包括 1 和 17 号点。水深 1.8~2.0 m,透明度 1.5~1.8 m,石砾(抛石人工堤岸)基底,1 号点有少量水生植物分布,植物分布宽度不足 10 m,17 号点无水生植物分布。

南岸水域:包括 2、3 和 4 号点。水深 1.2~1.9 m,清澈见底,2、3 号点为石砾和砂质底,分布有少量水生植物,分布宽度为 12~20 m;4 号点(核桃村湾区)为淤泥基底,分布有大量的莲,分布宽度约为 100 m。

东岸水域:5 号点,水深 2.1 m,清澈见底,基岩基底,坡度 30°以上,仅在沟坎处有少量水生植物,分布宽度约为 15 m。

开敞水域:包括 8、9 和 18 号点。水深大于 9 m,而透明度仅为 2~3 m,水下光环境条件不适于水生植物生长。

3-4 月邛海水生植物处于萌发阶段,生物量较低,7 月水生植物生长旺盛。2021 年 7 和 12 月各测点生物量如图 2 所示,沉水植物的高度为 20~135 cm,生物量为 0.15~3.4 kg/m^2,优势种群为穗状狐尾藻、大茨藻;浮叶植物高度与所在水域的水深一致,一般为 100~180 cm,生物量为 2.0~4.5 kg/m^2,优势种群为荇菜和菱;挺水植物莲分布的水域水深为 100~150 cm,莲的生物量为 0.5~3.3 kg/m^2,在海河口南侧、月亮湾底和核桃村 3 个水域成为优势种。12 月随着水生植物枯萎和鸟类啄食,水生植物生物量明显下降,沉水植物的生物量为 0.1~2.9 kg/m^2,高度为 25~100 cm,优势种群为苦草、穗状狐尾藻;浮叶植物生物量为 0.04~6.8 kg/m^2, 高度与水深一致,为 100~180 cm,优势种群为荇菜。

2.1.2 水生植物种类 根据 2021-2022 年调查,共记录邛海水生植物 23 种(表 1),其中沉水植物 8 种,占比 34.78%;浮叶植物 3 种,占比 13.04%;漂浮植物 5 种,占比 21.74%;挺水植物 7 种,占比 30.43%。除 2021 年

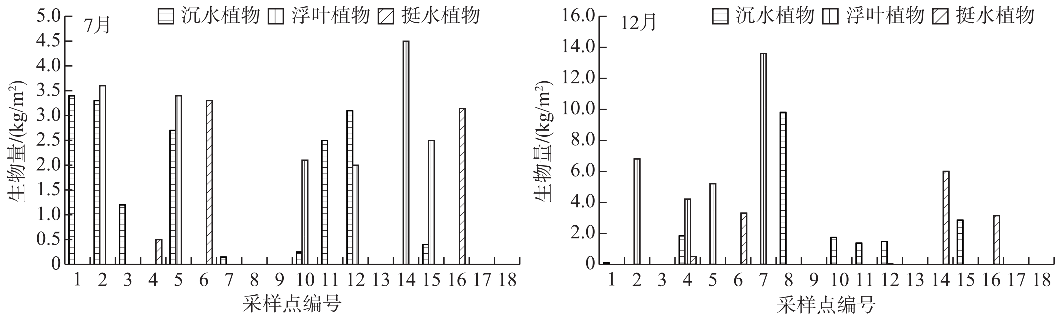

图 2 2021 年 7 月和 12 月各采样点的水生植物生物量

Fig.2 The biomass of aquatic plants at each sampling site in July and December 2021

表 1 邛海水生植物名录*

Tab.1 Aquatic plants in Lake Qionghai

序号	种类	生活型	2021 年 7 月	2021 年 12 月	2022 年 5 月	2022 年 9 月
1	穗状狐尾藻 *Myriophyllum spicatum*	沉水植物	+	+	+	+
2	大茨藻 *Najas marina*	沉水植物	+	+	+	+
3	苦草 *Vallisneria natans*	沉水植物	+	+	+	+
4	马来眼子菜 *Potamogeton wrightii*	沉水植物	+	+	+	+
5	蓖齿眼子菜 *Potamogeton pectinatus*	沉水植物			+	+
6	菹草 *Potamogeton crispus*	沉水植物	+			
7	金鱼藻 *Ceratophyllum demersum*	沉水植物	+	+	+	+
8	轮叶黑藻 *Hydrilla verticillata*	沉水植物	+	+	+	+
9	荇菜 *Nymphoides peltatum*	浮叶植物	+	+	+	+
10	菱 *Trapa incise*	浮叶植物	+		+	+
11	红菱 *Trapa biscornis*	浮叶植物				+
12	大薸 *Pistia stratiotes*	漂浮植物	+	+	+	+
13	浮萍 *Lemna minor*	漂浮植物	+		+	+
14	凤眼莲 *Eichhornia crassipes*	漂浮植物	+	+	+	+
15	水鳖 *Hydrocharis dubia*	漂浮植物	+			
16	满江红 *Azolla imbricata*	漂浮植物				+
17	菰 *Zizania latifolia*	挺水植物	+		+	+
18	芦苇 *Phragmites australis*	挺水植物	+	+	+	+
19	莲 *Nelumbo nucifera*	挺水植物	+		+	+
20	芦竹 *Arundo donax*	挺水植物	+	+	+	+
21	水竹 *Phyllostachys heteroclada*	挺水植物	+	+	+	+
22	粉绿狐尾藻 *Myriophyllum aquaticum*	挺水植物				+
23	喜旱莲子草 *Alternanthera philoxeroides*	挺水植物	+	+	+	+
	种类数		19	13	18	21

+表示有该种水生植物分布。

12 月水生植物种类较少外(13 种),其余 3 个季节水生植物种类相差不大。

2.1.3 主要水生植物群落分布特征　邛海水生植物主要有 9 种群落,包括苦草、穗状狐尾藻、金鱼藻和大茨藻 4 种沉水植物群落,荇菜和菱两种浮叶植物群落,莲、菰和芦苇 3 种挺水植物群落(表 2)。邛海主要沉水植物种类与 2017－2018 年调查相似[16],但在 2021－2022 年的 4 次调查中均未发现穿叶眼子菜(*Potamogeton perfoliatus*)。

表 2 邛海主要水生植物群落及特征

Tab.2 Main aquatic plant communities and characteristics of Lake Qionghai

序号	群落名称	群落特征	群落分布特征
1	苦草群落	优势种为苦草,伴生种主要为穗状狐尾藻,部分区域伴生马来眼子菜、金鱼藻和黑藻	各种基质均可生长,在邛海北面成片分布
2	穗状狐尾藻群落	优势种为穗状狐尾藻,伴生种为苦草;部分区域伴生马来眼子菜、篦齿眼子菜、金鱼藻、黑藻	各区域均有分布,冬春季呈斑块状分布,盖度较低,夏秋季节分布范围较广,盖度较高
3	金鱼藻群落	优势种为金鱼藻,伴生种主要有苦草、穗状狐尾藻	主要分布于靠近湖区的人工湿地,淌水区分布少
4	大茨藻群落	优势种为大茨藻,单优种	冬春季节少,夏秋季节出现,主要分布在湖泊南面
5	荇菜群落	优势种为荇菜,多形成单优群落,少数区域伴生有菱	邛海湖区分布最广的群落,水深 1.5 m 以内各种基质均可生长。受风的影响较大,多分布于湖湾
6	菱群落	菱为优势种,常伴生有荇菜	主要分布于河口区域,如官坝河和高仓河入湖口,海河口
7	莲群落	优势种为莲,多为单优种	集中分布于邛海西北的海河口,南面核桃村和北面月亮湾到观海石一带
8	菰群落	菰为优势种,多为单优种	主要分布在邛海北面湖岸线,往往与芦苇群落交替出现
9	芦苇群落	优势种为芦苇,多为单优种	主要分布在邛海北面湖岸线,往往与菰群落交替出现

2.2 邛海水生植物空间分布

2022 年 5 月和 9 月沿湖岸线巡航观测以及 2021 年定点监测结果,邛海水生植物空间分布如图 3 所示。邛海水生植物主要分布在北部小渔村附近沿岸带(距岸 200 m 有水生植物分布)和西岸海门桥水域(距离岸边 300 m 左右),其余主要分布于邛海各湖湾及湖岸水深小于 2 m 的地方。由于邛海整体水深较大,适合水生植物生长的区域不多。水生植物分布总面积约为 1.3 km^2。相比夏季,冬季植物分布范围缩小。空间分布特征与 2017－2018 年调查结果相近[16]。

(1)北片区从月亮湾到土城河口全长约 11 km 的湖岸,其中月亮湾到高仓河段是邛海沉水植物分布的主要区域,沉水植物最大分布宽度约 300 m,面积约 0.8 km^2。苦草群落在此区成片分布,占此区水草面积的 1/2 左右。穗状狐尾藻群落在此区呈斑块状分布,冬春季节常为苦草群落的伴生种,夏秋季节则成为优势种。荇菜群落和菱群落在此区均呈斑块状分布,主要分布在湖湾和河口处。湖岸主要分布有芦苇群落和菰群落。而高仓河口至土城河口段除岸边有少量挺水植物和浮叶植物分布外,浅水区无沉水植物分布。

(2)西片区从土城河口到观海湾约 9 km 的湖岸,水草分布面积约 0.25 km^2,其中土城河口到海门桥段是莲群落和荇菜群落集中分布的区域,海门桥到观海湾段荇菜群落和穗状狐尾藻群落呈斑块状分布,斑块面积小。

(3)南片区从观海湾到核桃村全长约 6 km 的湖岸,水草分布面积约 0.15 km^2。莲集中分布在核桃村附近,形成 2 个大的群落,面积超过此区水生植物面积的 1/2;大茨藻、荇菜、穗状狐尾藻、苦草和菱群落在此区零星分布。

(4)东片区从核桃村到月亮湾全长约 7 km 的湖岸。此片区水生植物较少,零星分布有穗状狐尾藻群落、苦草群落和荇菜群落,总面积不足 0.1 km^2。

2.3 邛海水生植物演变特征

与历史资料对比发现,1990s 前到 2002 年邛海水生植物种类减少明显,2002－2022 年种类总体变化不大,但群落结构及空间分布上均发生较大变化(表 3),如水生植物分布面积大幅度缩减,分布水深变浅,沉水植物群落结构简单化,分布范围变窄,浮叶植物与挺水植物分布范围扩张等。

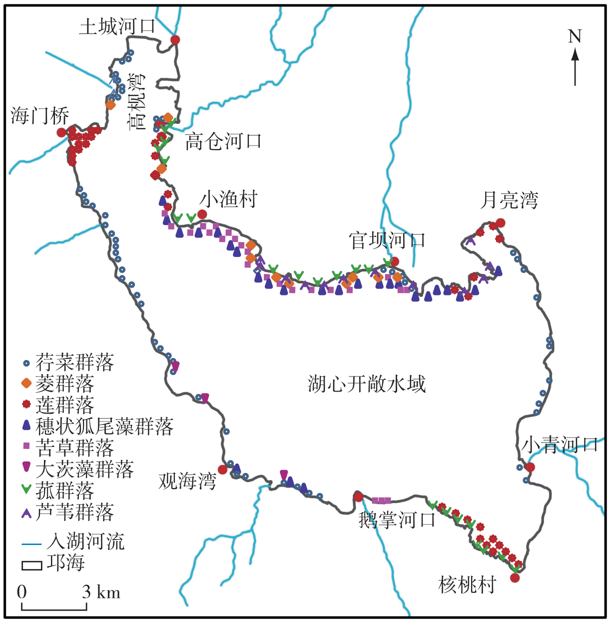

图 3 邛海水生植物分布

Fig.3 Distribution of aquatic plants in Lake Qionghai

表 3 1988－2022 年邛海水生植物演变情况

Tab.3 Evolution of aquatic plants in Lake Qionghai from 1988 to 2022

时间	种类	群落结构	分布特点与覆盖面积
1988－1989 年	水生维管束植物 40 余种(没有列全名录)	优势种常见 15 种(沉水植物优势种 8 种)	水生植物分布面积约占全湖面积的 1/5
2002 年	水生植物 24 种(沉水植物 9 种)	14 种群落(沉水植物群落 6 种)	分布水深 3 m 以内,水生植物分布总面积 2.8 km^2
2021－2022 年	水生植物 23 种(沉水植物 8 种)	9 种群落(沉水植物群落 4 种)	分布水深 2 m 以内,水生植物分布总面积约 1.3 km^2

1980s 后期到 1990s 初,邛海水生植物面积占湖面积的 20% 左右[12-13],到 2002 年水生植物分布水深不超过 3 m,面积约 2.8 km^2,约为湖泊面积的 10%[14];2022 年邛海水生植物分布水深不超过 2 m,面积约 1.3 km^2,约为湖面积的 5%。

1980s 后期到 1990s 初,大型维管束植物有 40 余种,苦草、菹草、马来眼子菜、篦齿眼子菜、微齿眼子菜、金鱼藻、轮叶黑藻和大茨藻 8 种沉水植物是邛海水生植物的常见优势种,分布广泛。其数量少于高原湖泊的洱海,洱海挺水植物 15 种、浮叶和漂浮植物各 7 种、沉水植物 26 种[24]。2003 年邛海沉水植物群落有 6 种,眼子菜科植物菹草和微齿眼子菜未形成群落。到 2021－2022 年,只剩 4 种沉水植物群落,眼子菜科植物中的菹草、微齿眼子菜、篦齿眼子菜、马来眼子菜以及轮叶黑藻均未能形成群落,仅在局部区域作为狐尾藻群落的伴生种出现。而目前在邛海湖区广泛分布,成为沉水植物优种之一的穗状狐尾藻在 1990s 却并非水生植物优势种。

浮叶植物和挺水植物的分布范围扩张。1990s 荇菜不是邛海水生植物的优势种;2003 年邛海南岸和西岸均未出现荇菜群落,北岸也只在湖湾少量分布,但到 2021－2022 年,几乎全湖湖湾均有分布,面积约占水生植物总面积的 20%。除原来分布的核桃村,2022 年莲从月亮湾到观海石湖滨带、朱家河湖滨带、核桃村湖滨带均有增加或扩展分布。

可见,邛海水生植被面积缩减十分严重,沉水植物群落单一化,眼子菜科的沉水植物群落逐渐减少,穗状狐尾藻群落成为优势,近年来浮叶植物荇菜和挺水植物莲扩张显著。2000 年前后,是邛海水生植物分布面积、种群结构产生突变的关键时期。

3 讨论

大量研究证实,湖泊中水生植物分布及生物量一方面与湖泊中物理、化学生境条件直接相关,如:水体透明度、湖泊水深、风浪强度、营养盐水平、底质理化特性等均会对水生植物的繁殖、生长产生影响。另一方面,也与湖泊中生物要素有关联,如:蓝藻水华、附着生物、鱼类和底栖生物等均会对沉水植物的生长、繁殖产生影响[1]。总体上看,邛海水生植物多样性偏低,会导致水生动物的多样性降低,这样形成的食物网结构过于简单,不利于水体生态系统的物质循环和能量流动,且水生植物群落抗干扰的能力比较差,在富营养化及其他人类活动胁迫下,水生植物容易衰退,从而降低生态系统的服务功能[25-26]。邛海水生植被退化主要有两大原因,一是 1998 年洪水导致邛海水生植被遭受到突变性破坏,二是邛海关键生境改变导致水生植被渐变性退化。

3.1 水生植被面积缩减的突变性原因

3.1.1 1998 年邛海洪水事件　据邛海渔民介绍,历史上高枧湾水域是水生植物分布较多的水域。1988-1989 年与 2002 年两期调查结果表明,邛海水生植被面积和种类存在显著变化,也可以说是一种突变。该突变发生在 1998 年,原因是 1998 年 6 月 28 日-7 月 2 日,西昌、德昌、喜德三县市降雨量超过 160 mm,安宁河水位陡涨[27],邛海水位由 1998 年 6 月 29 日的 1507.52 m 上升到 7 月 3 日的 1508.08 m,涨幅高达 1.16 m。邛海下游的东河高泥沙洪水从海河倒灌,叠加干沟河的高泥沙洪水进入邛海高枧湾,使得高枧湾出现大面积泥沙淤积,导致邛海高枧湾数千亩水生植物死亡,截至 2022 年海门桥至小渔村沿岸水生植物仅有少量穗状狐尾藻,植株叶片被浮泥覆盖,生长情况较差。

3.1.2 洪水之后水生植被退化加剧　大量沉积物再悬浮,降低了水体的透明度及水下光照强度;另外,再悬浮的颗粒物可以附着于沉水植物的表面,影响沉水植物的光合作用、生长与植被发育。浅水湖泊中水生植物的分布可能直接与风浪的大小有关,大的风浪可导致湖泊中的沉水植物消失。风浪除了可以直接损伤水生植物外,所引起的沉积物再悬浮是限制湖泊中沉水植物分布的另一个原因。太湖风浪与透明度观测和模拟结果表明,浅水湖泊表层悬浮物浓度和透明度具有很好的相关性,不同水深处的悬浮物浓度与风速的变化趋势大致相近,风速越大,悬浮物浓度越大[28-29]。1998 年的洪水过程带来的大量粉质黏土在高枧湾沉积,使得高枧湾北部、中部底泥以粒径相对较小的粉质黏土为主。高枧湾底泥中粒径为 0.005~0.075 mm 的粉粒,约占 70%;还有粒径小于 0.005 mm 的黏粒,约占 20%,这两种组分占比达到 90% 左右,两种底泥颗粒易悬浮,均不易沉降。高枧湾是山谷风的汇集处,风浪较大。在风速为 15 m/s 时,邛海最大浪高可达 1.5 m,高枧湾大部分区域水深为 1.5 m,风浪基本可以影响湖底,造成湖底泥沙再悬浮;沉水植被的退化又降低了底泥的固化能力,同样的扰动条件下底泥再悬浮加剧,进一步恶化了水下光环境,形成恶性循环。因此,1998 年洪水事件既是邛海水生植被退化突变点,也是进入水生态退化恶性循环的起点。

3.2 水生植被面积缩减的渐变性原因

3.2.1 运行水位变化　湖泊水位变化对水生植物生长有显著的影响[30]。浅水湖泊中伴随着水位的上升,水体透明度与水深的比值逐渐降低,造成湖泊底部的光照强度显著下降,限制了沉水植物的生长发育[31]。2002 年海河闸建成运行,改变了邛海水位节律。海河闸建成前(1991-2001 年)和建成后(2009-2021 年)邛海水位统计表明,建闸后邛海年平均水位为 1510.29 m(范围为 1510.19~1510.36 m),比建闸前(范围为 1509.79~1510.23 m)升高了 0.30 m;建闸后邛海年最大变幅为 0.61 m(范围为 0.39~1.50 m),比建闸前(范围为 0.73~2.24 m)减少了 0.62 m。特别是水生植物萌发的 4-5 月,连续 15 日、连续 30 日和连续 45 日最低平均水位分别升高 0.47、0.44 和 0.42 m(表 4)。

由于邛海岸线已经固定,受近岸水下地形坡度的影响,水位抬升造成适宜水生植物生长的空间减少,如小渔村岸段,1980s、1990s 该岸段水生植被宽度约为 400 m,2021-2022 年调查,除莲外,其他水生植被最大宽度仅为 200 m 左右。因此,海河闸建成运行对邛海水生植物生长有着直接的影响。

表 4 海河建闸前后邛海最低水位

Tab.4 The lowest water level of Lake Qionghai before and after gate construction of Haihe River

	最低水位/m		
	连续 15 日平均	连续 30 日平均	连续 45 日平均
1991－2001 年平均	1509.54	1509.59	1509.62
2009－2021 年平均	1510.01	1510.03	1510.04
建闸前后抬升	0.47	0.44	0.42

随水深增加,苦草生长速率下降,生物量减少[32-33]。湖泊运行水位抬升,适宜沉水植物生长的水域范围进一步缩减,水生植物和草型生态系统退化加速[34]。

1954 年巢湖建闸以前,巢湖水生植物生长茂盛,植被发育良好,水生植被面积多达 200 km^2,约占该湖泊面积的 1/4。1962 年巢湖闸建成运行,由于建闸运行水位抬升、变幅减少以及养殖和污染等因素的影响,巢湖的水生植物在数量和种类上都迅速减少。1981－1983 年调查巢湖水草覆盖面积仅占湖泊面积的 2.54%[35]。

3.2.2 透明度降低　王洪铸等在 2001 年 12 月－2003 年 3 月对长江流域 4 个湖泊区域的大型水生植被进行研究,指出在平均水体深度、塞克盘深度(透明度盘深度)、温度、总氮、总磷和叶绿素 *a* 等因素中,透明度与水生植被生长的平均水体深度比是影响植被生物量的关键因素[36]。1986－1991 年连续监测结果表明,邛海水体透明度为 2.5~5.3 m[37],根据 1994－2000 年监测数据,1995 年后邛海水质出现明显下降趋势,1999 年透明度下降到历年最低,不足 1.0 m[38]。东部平原典型湖泊水体透明度与悬浮颗粒物浓度之间具有明显的相关性,真光层深度与透明度的关系为:$Zeu=2.46SD+0.11$[39]。以高枧湾水域最为明显,底泥再悬浮造成水下光环境恶化,水体透明度仅为 0.3~0.5 m,最好时段也不超过 1.0 m,高枧湾真光层深度仅为 0.85~1.34 m,而水深在 1.5~1.8 m 左右,透明度与水深比值仅为 0.3~0.4。因此,高枧湾水域光环境难以满足沉水植物生长的要求,这是高枧湾沉水植物匮乏的原因。同样,太湖透明度降低叠加水位明显上升,造成透明度与水位(水深)的比值显著降低,特别是草型湖区 1998－2019 年透明度与水位(水深)的比值降低了 43.5%,导致沉水植被生长发育被极大地限制[40]。

3.2.3 其他因素　2020 年,邛海总体水质良好,处于中营养状态,叶绿素 *a* 平均浓度约为 10 μg/L,最高浓度出现在高枧湾,主湖区没有出现明显的蓝藻水华现象[41],因此对大型水生植物繁育、生长的影响较小。一般认为生物入侵对水生系统的影响要大于对陆生生态系统的影响,入侵种的泛滥不仅挤压了本地物种的生存空间,而且漂浮植物还会对沉水植物生长空间形成极大的胁迫,容易导致沉水植物的衰退[25]。调查发现至少 4 种入侵水生植物(凤眼莲、喜旱莲子草、大薸和粉绿狐尾藻),主要分布在湖滨湿地区域,因此目前水生植物入侵现象对邛海的水生植被影响有限。草食性鱼类大量放养是我国很多湖泊水生植被减少的主要原因之一,并由此导致草型湖泊向藻型湖泊演替,加速水体富营养化进程[42]。底栖型鲤科鱼类等的放养会促使底泥频繁地再悬浮,导致水体透明度下降以及内源性营养盐释放,引起水生植物退化。而孔德平等研究表明,2013 和 2015 年实际采集到邛海湖体鱼类共 13 种,太湖新银鱼、鲢、鳙、鲫、鲤、鰲条、红鳍原鲌、草鱼、黄颡鱼等经济鱼类以及棒花鱼、麦穗鱼等小型鱼类是邛海主要的鱼类组成,邛海底栖型和食草性鱼类并没有显著增加[43],因此排除了这一可能。

3.3 邛海水生态修复的建议

综上分析,水生植物退化的因素多样,关键是水生植物生境条件改变[1,6]。建议调整邛海运行水位的法律规定,尽可能恢复水位运行的自然节律,特别是降低植物萌发季节水位。其次,增加水体透明度,具体要满足:真光层深度与水深比不低于 1,没有水华蓝藻的频繁侵入,从而促进水生植物生长和草型生态系统的发育[34,44]。建议加强西昌东部平坝区城镇生活污水收集处理,减少入湖负荷;加强高枧湾上游流域森林植被恢复,减少泥沙输入。再次,强化已建湖滨湿地生态工程的管理,发挥其生态效益;采取人工干预措施,恢复湖区挺水植物、浮叶植物和沉水植物,优化食物网结构,逐步修复邛海水生态系统[45]。总之,水生态修复要坚持以自然恢复为主、人为干预为辅的原则,化整为零,分区分片修复。

4 结论

1)邛海湖区有水生植物 23 种,分布在水深 2 m 内,总面积约 1.3 km^2。邛海水生植物主要分布在湖泊北面月亮湾到高仓河口一带,其面积约占水草分布总面积的 60%,湖泊西面和南面水生植物呈斑块状分布,东面水生植物较少,呈零星分布。

2)从 1990s 到现在的 30 年间,邛海水生植物分布由湖面积的 20% 左右缩减到不足湖面积的 5%;沉水植物群落结构呈现出单一化,穗状狐尾藻群落逐渐取代了眼子菜科沉水植物群落;荇菜等浮叶植物和莲等挺水植物分布范围扩张。

3)1998 年洪水从海河倒灌是邛海水生植被退化的突变性原因,导致了高枧湾沉水植被几乎全部消失;邛海运行水位抬升和透明度下降是邛海水生植物分布面积缩减和群落单一化的渐变性原因;2002 年邛海出口水闸建成运行,4－5 月连续 15、30 和 45 天最低平均水位分别抬升了 0.47、0.44 和 0.42 m,影响整个邛海水生植物萌发与生长。高枧湾透明度仅为 0.5~1.0 m,是影响区域沉水植物繁育生长的主要因素;西岸、南岸和东岸基底构成是水生植物生物量的主要限制性因素。

4)建议开展邛海水环境—水资源—水生态统筹治理。通过减少污染负荷输入,改善水体透明度;通过恢复邛海水位运行的自然节律,最大程度地满足春季水生植物萌发生长的需求;通过人工干预方式修复水生植被,调控食物网结构,逐步改善水生植被生境,实现邛海水生态系统健康。

5 附录

附表Ⅰ见电子版(DOI: 10.18307/2024.0135)。

6 参考文献

[1] Qin BQ, Zhang YL, Gao G *et al*. Key factors affecting lake ecological restoration. *Progress in Geography*, 2014, **33**(7): 918-924. [秦伯强, 张运林, 高光等. 湖泊生态恢复的关键因子分析. 地理科学进展, 2014, **33**(7): 918-924.]

[2] Barko JW, Gunnison D, Carpenter SR. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 1991, **41**(1/2/3): 41-65. DOI: 10.1016/0304-3770(91)90038-7.

[3] Wang HZ, Chen DH, Wang QX *et al*. The effect of aquatic vegetation on ecological restoration of eutrophication lake. *Journal of Nature*, 2001, **24**(1): 33-36. [王海珍, 陈德辉, 王全喜等. 水生植被对富营养化湖泊生态恢复的作用. 自然杂志, 2001, **24**(1): 33-36.]

[4] 王超, 王沛芳. 城市水生态系统建设与管理. 北京: 科学出版社, 2004

[5] Wu ZB, Qiu DR, He F *et al*. Studies on eutrophicated water quality improvement by means of aquatic macrophytes. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 2001, **19**(4): 299-303. [吴振斌, 邱东茹, 贺锋等. 水生植物对富营养水体水质净化作用研究. 武汉植物学研究, 2001, **19**(4): 299-303.]

[6] Wang H, Pang Y, Liu SB *et al*. Research progress on influencing of environmental factors on the growth of submersed macrophytes. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, **28**(8): 3958-3968. [王华, 逄勇, 刘申宝等. 沉水植物生长影响因子研究进展. 生态学报, 2008, **28**(8): 3958-3968.]

[7] Shi Y, Zhang L, Qin YW *et al*. Temporal and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorous in the water of Qionghai Lake, Sichuan Province and their response to ecological environment. *Earth Science Frontiers*, 2023, **30**(2): 495-505. DOI: 10.13745/j.esf.sf.2022.2.86. [时瑶, 张雷, 秦延文等. 四川邛海水体氮、磷浓度时空分布特征及其生态环境响应研究. 地学前缘, 2023, **30**(2): 495-505.]

[8] Xu XX, Wang JW. Evaluation on Qionghai Lake eutrophication in Sichuan Province and suggestions. *Express Water Resources & Hydropower Information*, 2021, **42**(8): 83-87. [许霄霄, 王靖伟. 四川省邛海水体富营养化评价及建议. 水利水电快报, 2021, **42**(8): 83-87.]

[9] Sun HL, Gao ZY, Li L *et al*. Investigationson aquatic biodiversity and eutrophication of Qionghai Lake. *Environmental Pollution & Control*, 2016, **38**(6):122. [孙宏亮, 郜志云, 李璐等. 邛海水生生物多样性调查及富营养状态评价. 环境污染与防治, 2016, **38**(6):122.]

[10] Zhou SL, Yang WF, Xue ZB. Health assessments on the hydrophytic ecosystem of Qionghai Lake. *Environmental Monitoring in China*, 2006, **22**(5): 78-81. [周申立, 杨位飞, 薛宗保. 邛海水生生态系统健康评价. 中国环境监测, 2006, **22**(5): 78-81.]

[11] Yao WZ, Zhou Y, Feng JG *et al*. A study on the evaluation of water pollution and eutrophication of the Qionghai Lake by means of phytoplankton. *Journal of Southwest Agricultural University*, 1996, **18**(2): 170-173. [姚维志, 周仰, 冯锦光等. 邛海浮游植物与水质污染及富营养化研究. 西南农业大学学报, 1996, **18**(2): 170-173.]

[12] 金相灿. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社, 1995.

[13] 王治农. 西昌螺髻山邛海旅游资源开发研究. 成都: 四川民族出版社, 1992.

[14] 云南省环境科学研究所, 北京大学环境学院, 中国昆明高原湖泊国际研究中心. 邛海流域生态环境保护规划研究总报告, 2004.

[15] Zhang Y, Yang H. The species composition of the aquatic vascular plants from Qionghai Lake. *Journal of Xichang College: Natural Science Edition*, 2009, **23**(4): 19-21. [张宇, 杨红. 邛海水生维管植物调查初报. 西昌学院学报: 自然科学版, 2009, **23**(4): 19-21.]

[16] Li XY, Wang RK, Zeng ZM *et al*. Nitrogen and phosphorus contents of submerged plants above substrate in shallow region of Qionghai Lake and around constructed wetlands. *Wetland Science*, 2019, **17**(6): 663-669. [李小艳, 王荣坤, 曾正明等. 邛海浅水湖带及其附近人工湿地中沉水植物底质以上植株中氮和磷含量. 湿地科学, 2019, **17**(6): 663-669.]

[17] Zhu M, Yong Y, Liao RX *et al*. The eco-environmental issues and protection countermeasures in Qionghai Lake. *Sichuan Environment*, 2014, **33**(3): 89-95. [竺美, 雍毅, 廖瑞雪等. 邛海生态环境问题及保护对策研究. 四川环境, 2014, **33**(3): 89-95.]

[18] 云南省环境科学研究所, 中国昆明高原湖泊国际研究中心. 邛海水下地形测量及数字化成图技术报告, 2004.

[19] Wei XL, Chen NS. Development of debris flows in Guanba River and its effect on sediment deposition in Qionghai Lake of Sichuan. *Acta Geographica Sinica*, 2018, **73**(1): 81-91. DOI: 10.11821/dlxb201801007. [魏学利, 陈宁生. 官坝河泥石流发育特征及对四川邛海的泥沙淤积效应. 地理学报, 2018, **73**(1): 81-91.]

[20] Yu B, Wang SG, Zhang SC *et al*. Preliminary study on the effect of debris flows from Goose Foot River on Lake Qionghai, Sichuan, China. *J Lake Sci*, 2006, **18**(1): 57-62. DOI: 10.18307/2006.0108. [余斌, 王士革, 章书成等. 鹅掌河泥石流对四川邛海影响的初步研究. 湖泊科学, 2006, **18**(1): 57-62.]

[21] Yang T, Yuan CB, Cao T *et al*. Preliminary study on recovery and optimization of submerged macrophyte community in Lake Erhai, China. *J Lake Sci*, 2021, **33**(6): 1777-1787. DOI: 10.18307/2021.0614. [杨桐, 袁昌波, 曹特等. 洱海沉水植物群落恢复与优化初探. 湖泊科学, 2021, **33**(6): 1777-1787.]

[22] 《中国植物志》编辑委员会. 中国植物志. 北京: 科学出版社, 1993.

[23] Jin XC, Yan CZ, Xu QJ. The community features of aquatic plants and its influence factors of lakeside zone in the north of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2007, **19**(2): 151-157. DOI: 10.18307/2007.0207. [金相灿, 颜昌宙, 许秋瑾. 太湖北岸湖滨带观测场水生植物群落特征及其影响因素分析. 湖泊科学, 2007, **19**(2): 151-157.]

[24] Li EH, Wang XL, Cai XB *et al*. Features of aquatic vegetation and the influence factors in Erhai lakeshore wetland. *J Lake Sci*, 2011, **23**(5): 738-746. DOI: 10.18307/2011.0511. [厉恩华, 王学雷, 蔡晓斌等. 洱海湖滨带植被特征及其影响因素分析. 湖泊科学, 2011, **23**(5): 738-746.]

[25] Tasker SJL, Foggo A, Bilton DT. Quantifying the ecological impacts of alien aquatic macrophytes: A global meta-analysis of effects on fish, macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Freshwater Biology*, 2022, **67**, 1847-1860. DOI: 10.1111/fwb.13985.

[26] Moi DA, Evangelista HBA, Mormul RP *et al*. Ecosystem multifunctionality and stability are enhanced by macrophyte richness in mesocosms. *Aquatic Sciences*, 2021, **83**(3): 53. DOI: 10.1007/s00027-021-00808-5.

[27] Wang GQ, Xiao C. Reflection on' 98 Liangshan flood and future measures. *Sichuan Water Resources*, 1999, **20**(3): 22-23. [王国强, 肖川. 98 凉山洪灾的反思与今后的措施. 四川水利, 1999, **20**(3): 22-23.]

[28] Zhang YL, Qin BQ, Chen WM *et al*. Distribution, seasonal variation and correlation analysis of the transparency in Taihu Lake. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2003, (2): 30-36. [张运林, 秦伯强, 陈伟民等. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析. 海洋湖沼通报, 2003, (2): 30-36.]

[29] Pang Y, Li YP, Luo LC. Simulation study on transparency of Taihu Lake under hydrodynamic conditions. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2005, **35**(S2): 145-156. [逄勇, 李一平, 罗潋葱. 水动力条件下太湖透明度模拟研究. 中国科学: D 辑: 地球科学, 2005, **35**(S2): 145-156.]

[30] Liu Y, Guo HC, Zhou F *et al*. Role of water level fluctuation on aquatic vegetation in lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, **26**(9): 3117-3126. [刘永, 郭怀成, 周丰等. 湖泊水位变动对水生植被的影响机理及其调控方法. 生态学报, 2006, **26**(9): 3117-3126]

[31] Zhang YL, Qin BQ, Zhu GW *et al*. Profound changes in the physical environment of Lake Taihu from 25 years of long-term observations: Implications for algal bloom outbreaks and aquatic macrophyte loss. *Water Resources Research*, 2018, **54**(7): 4319-4331. DOI: 10.1029/2017wr022401.

[32] Zhao FB, Xu HT, Liu YH *et al*. Growth characteristics of *Vallisneria natans* under different water depths in Yilong Lake. *Wetland Science*, 2017, **15**(2): 214-220. [赵风斌, 徐后涛, 刘艳红等. 不同水深下异龙湖苦草的生长特性. 湿地科学, 2017, **15**(2): 214-220.]

[33] Li W, He L, Zhu TS *et al*. Distribution and leaf C, N, P stoichiometry of *Vallisneria natans* in response to various water depths in a large mesotrophic lake, Lake Erhai, China. *J Lake Sci*, 2014, **26**(4): 585-592. DOI: 10.18307/2014.0413. [李威, 何亮, 朱天顺等. 洱海苦草(*Vallisneria natans*)水深分布和叶片 C、N、P 化学计量学对不同水深的响应. 湖泊科学, 2014, **26**(4): 585-592.]

[34] Zhang Y, Liu X, Qin B *et al.* Aquatic vegetation in response to increased eutrophication and degraded light climate in eastern Lake Taihu implications for lake ecological restoration. *Scientific Reports*, 2016, (6): 23867. DOI: 10.1038/srep23867.

[35] Chen CC. A study of ecological water level requirement of Chaohu aquatic plant. *China Rural Water and Hydropower*, 2013, (2): 4-7. [陈昌才. 巢湖水生植物对生态水位的需求研究. 中国农村水利水电, 2013, (2): 4-7.]

[36] Wang HZ, Wang HJ, Liang XM *et al*. Empirical modelling of submersed macrophytes in Yangtze Lakes. *Ecological Modelling*, 2005, **188**(2/3/4): 483-491. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.02.006.

[37] Tang WH, Rao YP, Peng X *et al*. Study on the current water quality of Qionghai in Xichang. *Chongqing Environmental Science*, 1993, (4): 54-57. [唐文浩, 饶义平, 彭徐等. 西昌邛海水质现状调查分析. 重庆环境科学, 1993, (4): 54-57.]

[38] Yan HL, Cui ZW. Research on integrated improvement and pollution control of the water body of Lake Qionghai in Xichang city. *Sichuan Environment*, 2003, **22**(2): 40-42. [鄢和琳, 崔志伟. 西昌邛海水体污染及其综合整治与保护管理问题研究. 四川环境, 2003, **22**(2): 40-42.]

[39] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊调查报告. 北京: 科学出版社, 2019.

[40] Zhang YL, Qin BQ, Zhu GW. Long-term changes in physical environments and potential implications for the eco-environment of Lake Taihu in the past four decades. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1348-1359. DOI: 10.18307/2020.0503. [张运林, 秦伯强, 朱广伟. 过去40年太湖剧烈的湖泊物理环境变化及其潜在生态环境意义. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1348-1359.]

[41] Ran JA, Xiang R, Li JE *et al*. Spatiotemporal variations in the water quality of Qionghai Lake, Yunnan-Guizhou Plateau, China. *Water*, 2022, **14**(15): 2451. DOI: 10.3390/w14152451.

[42] Mao ZG, Gu XH, Zeng QF *et al*. Status and changes of fishery resources (2009-2010) in Lake Taihu and their responses to water eutrophication. *J Lake Sci*, 2011, **23**(6): 967-973. DOI: 10.18307/2011.0621. [毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞等. 太湖渔业资源现状(2009—2010年)及与水体富营养化关系浅析. 湖泊科学, 2011, **23**(6): 967-973.]

[43] Kong DP, Qin T, Fan YN *et al*. Hydroacoustic assessment of fishery resource and spatial distribution in Qionghai Lake of Xichang, Sichuan. *Journal of Hydroecology*, 2019, **40**(1): 22-29. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2019.01.004. [孔德平, 秦涛, 范亦农等. 邛海鱼类资源与空间分布的水声学调查. 水生态学杂志, 2019, **40**(1): 22-29.]

[44] Qin BQ. A large-scale biological control experiment to improve water quality in eutrophic Lake Taihu, China. *Lake and Reservoir Management*, 2013, **29**(1): 33-46. DOI: 10.1080/10402381.2013.767867.

[45] Gao G, Zhang YL, Shao KQ. Shallow Lake ecological restoration and grass ecosystem reconstruction—A case study in Lihu of Taihu Lake. *Science*, 2021, **73**(3): 9-12, 4. [高光, 张运林, 邵克强. 浅水湖泊生态修复与草型生态系统重构实践——以太湖蠡湖为例. 科学, 2021, **73**(3): 9-12, 4.]

附表Ⅰ 调查点位生境、水生植物种类和水生植被分布宽度特征

Attached tab.Ⅰ Habitat characteristics, species and distribution width of aquatic plants at survey sites

调查点	X 坐标	Y 坐标	水深/m	透明度/m	底质	水生植物种类	植物分布宽度/m
1	102.29385009E	27.81116699N	1.80	1.80	石砾	穗状狐尾藻、大茨藻、荇菜、菰	8
2	102.30140226E	27.80424586N	1.90	1.90	石砾	穗状狐尾藻、大茨藻、荇菜、菰、喜旱莲子草	12
3	102.31740670E	27.80303163N	1.20	1.20	砂和石砾	大茨藻、菰、芦苇	20
4	102.33471226E	27.79748457N	1.90	1.90	淤泥	大茨藻、莲	100
5	102.34135680E	27.80975663N	2.10	2.10	石砾	大茨藻、荇菜、菰、芦苇	15
6	102.33418185E	27.84086782N	2.10	0.95	淤泥和石砾	莲	120
7	102.32342238E	27.83352040N	0.95	0.95	淤泥和石砾	苦草、马来眼子菜、菰、芦苇	50
8	102.31781187E	27.82432645N	20	2.75	淤泥	无水草	湖心水域
9	102.30732948E	27.82201828N	17	2.75	淤泥	无水草	湖心水域
10	102.29734954E	27.83740667N	1.6	1.5	淤泥	穗状狐尾藻、苦草、大茨藻、马来眼子菜、菱	100
11	102.28499174E	27.84123711N	1.0	0.8	淤泥	马来眼子菜、穗状狐尾藻、轮叶黑藻、大茨藻、芦苇	80
12	102.28194873E	27.84913145N	1.0	0.6	淤泥	大茨藻、金鱼藻、菱	200
13	102.28289151E	27.85108690N	0.65	0.6	淤泥	穗状狐尾藻、金鱼藻、菹草、菱、菰、芦竹、水竹	10
14	102.28459010E	27.85754189N	1.0	0.3	淤泥	大薸、浮萍、凤眼莲、喜旱莲子草、菱、菰、水竹	30
15	102.27888099E	27.86659506N	1.0	0.5	淤泥	大茨藻、菱、荇菜、喜旱莲子草	30
16	102.26974945E	27.85374386N	1.5	1.0	淤泥	莲、荇菜、菰	500
17	102.27459620E	27.83731470N	2.0	2.0	砾石	无水草	
18	102.28592017E	27.83556027N	9.8	2.75	淤泥	无水草	开敞水域