

## 太湖不同生态型湖区枝角类组成和丰度长期变化的差异性\*

程龙娟<sup>1,2</sup>, 姚书春<sup>1</sup>, 薛 滨<sup>1\*\*</sup>, 李玲玲<sup>1,2</sup>, 刘金亮<sup>1,2</sup>

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要:** 枝角类作为淡水湖泊生态系统中的初级消费者之一, 对生存环境的改变极为敏感. 本文分析了太湖西、中和东部等湖区的钻孔沉积物、表层沉积物以及春夏秋冬活体枝角类的组成与丰度. 结果表明: 活体枝角类组成以象鼻溞 (*Bosmina* spp.) 为优势种, 秋季枝角类属种数量最多. 太湖不同生态型湖区表层沉积物枝角类组成均以象鼻溞为优势种, 其中西部与中心湖区的枝角类组成与丰度较为相似, 种类单一, 枝角类绝对丰度高; 东部湖区枝角类属种较为丰富, 绝对丰度低, 优势种由浮游种象鼻溞以及沿岸种圆形盘肠溞 (*Chydorus sphaericus* sl) 和西方笔纹溞 (*Graptoleberis testudinaria*) 等种属构成. 百年以来, 太湖枝角类组成与丰度随着营养水平增加而改变, 富营养指示种 (*Bosmina longirostris*) 丰度的增加与贫营养指示种 (*Bosmina longispina*) 丰度的下降, 响应了湖区生态环境的演变过程. 1970s 末期, 太湖西部与中心湖区在进入富营养化阶段, 枝角类组成单一, 象鼻溞占有绝对优势, 与东部湖区相比, 沿岸种、底栖种稀少. 东部湖区在 1960s 以后, 枝角类属种数量增加, 但丰度下降, 响应了 1960s 以来该区域营养水平提高、沉水植被生物量增加以及沼泽化加剧的环境过程.

**关键词:** 太湖; 藻型湖区; 草型湖区; 富营养化; 枝角类; 象鼻溞

## Long-term change of the assemblages and abundance of cladocerans in different ecotypes of Lake Taihu

CHENG Longjuan<sup>1,2</sup>, YAO Shuchun<sup>1</sup>, XUE Bin<sup>1\*\*</sup>, LI Lingling<sup>1,2</sup> & LIU Jinliang<sup>1,2</sup>

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

**Abstract:** Cladoceran, as one of the primary consumers in freshwater lake ecosystem, is sensitive to environmental change. So far, fruitful researches of subfossil cladocerans have been applied in many fields, such as paleoclimate reconstruction, food web, and nutritional changes and so on. However, most of studies focused on the lakes in boreal, temperate and subarctic zones, especially the alpine and deep lakes. Few works paid attention to freshwater shallow lakes in the middle and low latitudes of subtropics in Asia. Lake Taihu, located in the south of the Yangtze River Delta, is a large shallow lake covering over 2000 km<sup>2</sup> area which is also the third largest freshwater lake in China. Lake Taihu is ecologically divided into different basins. The west and north parts of Lake Taihu are observed increase of nutrient which has led to the emergence of non-N<sub>2</sub> fixing *Microcystis* sp. cyanobacterium causing serious cyanobacterial blooms and reduced biodiversity. The eastern part of Lake Taihu is also a mild eutrophic lake under the condition of growing large number of submerge plants. Those changes had influence on cladoceran composition and abundance. In this paper, we analysed the composition and abundance of cladoceran assemblages from cores and surface sediments and modern waters in spring, summer and autumn of the western, central and eastern parts of Lake Taihu. The results showed that *Bosmina* spp. was the dominant cladoceran of the sediments and water in different ecotypes of Lake Taihu. The composition of modern cladoceran was basically the largest number of cladoceran species in autumn. The cladoceran composition was single but with a high-level abundance in the western and central Lake Taihu. The cladoceran species in the eastern Lake Taihu were relatively rich but with a low-level a-

\* 国家自然科学基金项目 (41573129) 和科技部基础性工作专项 (2014FY110400) 联合资助. 2019-03-06 收稿; 2019-05-05 收修改稿. 程龙娟 (1989 ~), 女, 博士研究生; E-mail: longjuan822@sina.com.

\*\* 通信作者; E-mail: bxue@niglas.ac.cn.

bundance. The dominant species in the east part of Lake Taihu were composed of several species such as *Bosmina* spp., *Chydorus sphaericus* sl and *Graptoleberis testudinaria*. Over the past century, the composition and abundance of cladoceran in Lake Taihu had changed with the change of ecological environment. Especially, the change of the relative proportion of the eutrophic species (*Bosmina longirostris*) and the poor nutrient species (*Bosmina longispina*) indicated the evolution process of the eutrophication in Lake Taihu. At the end of 1970s, the western and central regions of Lake Taihu entered the eutrophication stage. The composition of cladoceran assemblages was single with a high-level abundance of *Bosmina* spp. and scarce littoral and benthic species compared with the eastern Lake Taihu. After 1960s, the cladoceran community in eastern Lake Taihu became relatively abundant but with a decrease of the abundance of cladocerans, which responded to the expansion of submerged vegetation biomass, swampiness and the aggravating eutrophication since 1960 AD.

**Keywords:** Lake Taihu; algal lake area; grassy lake area; eutrophication; Cladoceran; *Bosmina*

湖泊是全球水域生态系统的一个重要组成部分,具有明确的反馈机制和相对封闭的自然条件,对全球变化响应敏感,但目前正面临十分严峻的生态环境退化威胁<sup>[1-2]</sup>. 湖泊富营养化与生态系统退化为全球科学界、政府以及公众普遍瞩目,世界各地开展了大量湖泊治理实践与科学研究,投入巨大,问题依然严重,但是在以往的经验和教训反思过程中,逐渐认识到湖泊生态系统是一个复杂的动态系统<sup>[2]</sup>. 不同生态类型湖泊的生态系统结构差异较大,例如贫营养湖和富营养湖,包括营养水平和物种组成等在内的生态特征均具有显著差异. 因此,研究者采用各类手段例如地球化学、有机化学以及生物指标等分析方法对湖泊生态环境演变机理的研究在持续不断地开展<sup>[3-5]</sup>.

在生物指标中,除了硅藻之外,浮游动物是湖泊生态环境重建研究中十分重要的生物指标,对于保护现代和重建过去的湖泊环境具有十分重要的指示意义<sup>[6-7]</sup>. 枝角类是湖泊浮游动物重要组成部分,枝角类的身体被透明的甲壳素包围,形成了以几丁质为主要成分的外部骨骼(头壳、腹部壳体、后腹部和尾爪)和卵鞍<sup>[8-9]</sup>. 枝角类死亡后,几丁质残骸落到湖底并保存在沉积物中,成为湖泊环境研究的重要载体. 枝角类对湖泊环境变化的响应迅速,例如在特定的沉积层,物种组成结构与丰度的变化记录了当时湖泊水体的温度、营养、水文条件以及酸碱度信息,间接反映了当时人类活动对湖泊环境的影响<sup>[10-12]</sup>. 目前,沉积物中枝角类化石的研究广泛见于欧洲、美洲、大洋洲以及亚洲少数湖泊<sup>[13-16]</sup>. 但枝角类化石在中国境内的应用则相对较少,相关研究仅限于中国西南区域以及长江中下游个别湖泊,如洱海、星云湖、月亮湖等<sup>[17-23]</sup>.

本文以长江下游大型浅水湖泊—太湖为研究对象,采集湖泊水样、表层沉积物和沉积岩芯样品,详尽地探究太湖不同湖区枝角类组成和丰度的时空分布的差异性特征,以期加深对在人类活动影响的背景下,太湖枝角类群落结构在生态环境演化过程中演变规律的认识,并试图为湖泊富营养演化研究机理提供新的切入点和研究思路.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

太湖位于中国最早和最大的经济开发区的心脏地带,长江下游三角洲平原,平均水深大约 2 m,是一个典型的中度富营养化浅水湖泊<sup>[24]</sup>. 近几十年来由于工业发展、人口增长以及当代气候变化,导致太湖水质发生快速退化<sup>[25]</sup>. 湖泊生态环境因此受到极大的威胁,湖泊自身生态平衡被打破,水生生物群落结构发生显著改变,尤其是鱼类与浮游生物组成单一化、鱼类小型化等趋势明显<sup>[26-28]</sup>. 太湖富营养化形势严峻,其中以微囊藻属为主的蓝藻过度繁殖<sup>[26,29]</sup>. 此外,太湖不同湖区生态环境存在较大差异,主要表现在西北部和中部湖区的富营养化程度远比东部湖区严重<sup>[29]</sup>,西部与中心湖区春、夏季节蓝藻泛滥,基本进入藻型环境;东部湖区富营养化程度则相对较低,仍保持草型环境.

### 1.2 样品采集与处理

2016 年 11 月采用重力采样器从太湖的西、中、东湖区<sup>[29]</sup>采集三根沉积岩芯(经纬度分别为 31.40890°N, 120.04118°E; 31.15603°N, 120.05130°E 和 31.08744°N, 120.51746°E),分别命名为 TH-2、TH-7 和 TH-5,长度分别为 36、40 和 31 cm,岩芯直径为 9 cm,并按照 1 cm 间隔分样装入自封袋置入 4℃ 冰箱中保存,同时采用 EG & GOrtec 公司的高纯锗阱探测器(HPGe GWL-120-15)测定了沉积岩芯 TH-7 和 TH-2 的<sup>210</sup>Pb、<sup>226</sup>Ra

和 $^{137}\text{Cs}$  活度, TH-5 孔参照姚书春等于 2009 年在东太湖相同纬度位置钻取岩芯 DQG 所测的 $^{210}\text{Pb}$ 、 $^{226}\text{Ra}$  和 $^{137}\text{Cs}$  活度数据<sup>[30]</sup>. 此外, 在 3 个采样点同样位置采集了春季(2018 年 4 月)、夏季(2018 年 7 月)和秋季(2017 年 10 月)的现代水样用以分析活体枝角类组成. 利用 5 L 采水器从湖泊表层到水底按照 50 cm 间隔采集水样混合后, 利用 13 号浮游动物采集网(125 目, 0.112 mm 孔径)过滤装入 50 ml 离心管中, 带回实验室加入 1~2 滴鲁哥氏液固定, 在体式显微镜下使用 1 ml 浮游生物计数框进行鉴定和计数, 计算方法参照文献[31]. 全湖不同湖区共设计 5 个表层样点, 分别为 TH-1、TH-3、TH-4、TH-6 和 TH-8, 利用重力采样器采集岩芯取表层 1 cm 沉积物样品以备枝角类化石分析(图 1).

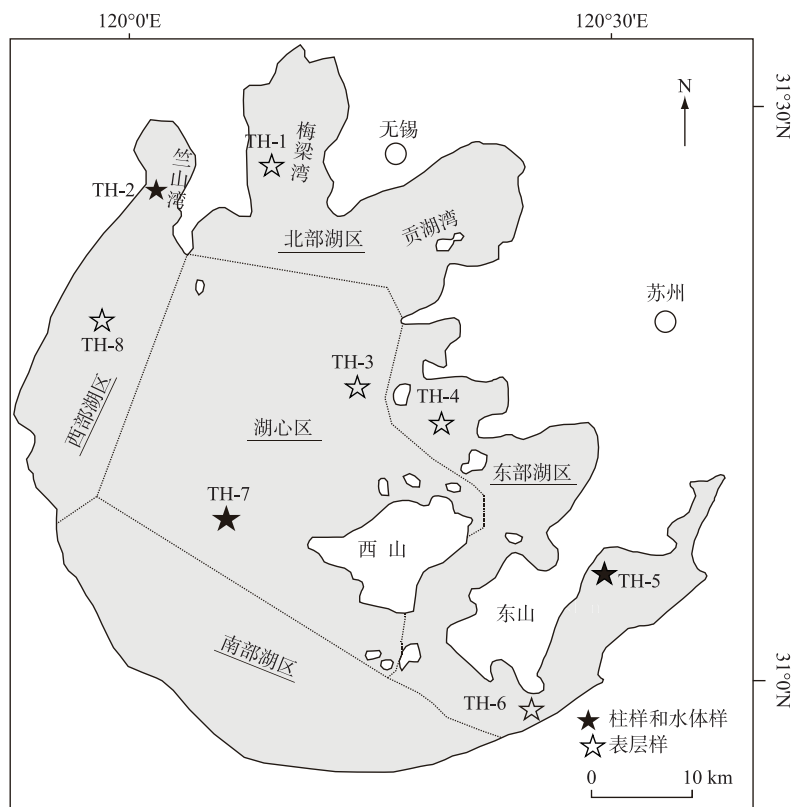


图 1 太湖采样点分布

Fig.1 Distribution of samples sites in Lake Taihu

沉积岩芯和表层沉积物枝角类化石前处理主要参照文献<sup>[8,32]</sup>. 首先, 称取湿样  $1\text{ cm}^3$  或干样  $1\text{ g}$  (西部 TH-2 和东部 TH-5 孔沉积物未冻干, 为湿样; 湖心 TH-7 孔沉积物为冻干样), 倒入 150 ml 烧杯中; 再加入 100 ml 的 10% KOH 和 10 ml 的 10% HCl, 并在电热板上加热到  $60^\circ\text{C}$  约 40 分钟, 期间利用玻璃棒轻轻搅拌, 使样品充分分解絮凝; 后用  $32\text{ }\mu\text{m}$  的筛网过滤, 再用蒸馏水将筛网上的样品清洗到带有刻度的 15 ml 离心管中, 加入 2~3 滴 95% 的乙醇用于样品的室温保存, 并定容. 将样品充分摇匀, 利用 0.01 ml 的移液枪吸取样品溶液, 置于载玻片上, 在电热板上  $45^\circ\text{C}$  加热, 在样品蒸发待干后在生物显微镜 100-200x 倍镜下进行鉴定<sup>[8,32]</sup>, 鉴定标准参照文献<sup>[33-34]</sup>. 枝角类化石样品鉴定主要依据枝角类头部、壳瓣及后腹部等部位进行判别<sup>[8]</sup>. 每个样品至少鉴定 100 个枝角类化石个体以满足统计要求<sup>[35]</sup>. 采用 TILIA 软件对钻孔枝角类化石数据进行绘图和聚类分析<sup>[36]</sup>.

在采集水样和沉积物样品时, 同时测定了太湖不同湖区春、夏、秋三季的湖水物理化学参数. 采用 pH 计 (PHB-4 型) 测定 pH 值; 便携式溶解氧测定仪 (型号: JPB-608) 测定溶解氧 (DO); 黑白盘测量水体透明度.

用分光光度计法测定叶绿素 a (Chl.a) 浓度<sup>[37]</sup>.使用连续流动分析仪 (zgw San ++, SKALAR, 荷兰) 测定  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度. 所有实验均在中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室完成.

2 结果

2.1 太湖湖水理化性质

太湖不同湖区春、夏、秋三季的湖水理化性质存在较大差异. 具体而言,中心湖区平均水深最大,东部湖区水深最浅,夏季 3 个湖区水深均达到最高. 春、秋两季的水温较为相近,夏季温度普遍较高(表 1). 3 个湖区不同季节的湖水酸碱度均呈现碱性,其中秋季的 pH 值均达到最低,偏向中性特征. 此外,东部和西部湖区的水体透明度较中心湖区更大,且不同季节水体透明度变化显著,春、秋季水体透明度远高于夏季;中心湖区水体透明度最小,且季节变化不显著,春、夏季较秋季透明度略高(表 1). 夏季各个湖区 DO 浓度普遍较低,春秋两季则相对较高,西部湖区 DO 浓度于春季达到峰值,东部湖区和中心湖区则在秋季达到峰值. 3 个湖区 Chl.a 浓度均于夏季达到最高,秋季达到最低,其中,中心湖区三季的 Chl.a 浓度显著低于同季节西部和东部湖区(表 1). 3 个湖区氮、磷浓度以西部湖区最大,其次是中心湖区,东部湖区氮、磷浓度总体最低;3 个湖区夏季磷浓度均达到三季中最高值(表 1).

表 1 太湖不同湖区不同季节湖水理化性质

Tab.1 The water parameters in different seasons of different parts in Lake Taihu

不同湖区	时间	水深/ m	表水温/ ℃	pH	透明度/ cm	溶解氧/ (mg/L)	Chl.a/ (μg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}/$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-\text{-N}/$ (mg/L)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}/$ (μg/L)
TH-2	春季	2.2	19.3	8.49	73	10.22	25.07	0.35	0.96	32.70
	夏季	2.8	28.9	8.90	25	6.22	53.33	1.18	0.14	911.00
	秋季	2.8	15.0	7.24	60	7.50	19.59	1.05	1.62	69.90
TH-7	春季	2.8	17.0	8.50	25	8.51	15.88	0.06	1.10	8.80
	夏季	3.5	31.9	9.09	23	8.50	36.50	0.08	ND	69.60
	秋季	4.0	15.0	7.68	15	10.25	7.21	0.02	1.22	33.80
TH-5	春季	1.5	18.9	8.77	41	8.51	22.31	0.05	0.26	1.60
	夏季	1.7	30.5	8.66	28	7.98	51.65	0.08	0.01	11.70
	秋季	1.8	15.0	7.58	60	9.46	20.48	0.17	0.45	1.60

\* ND 指未达到检测限.

2.2 沉积年代

对太湖的沉积岩芯进行了年代测定,并利用恒定供给(CRS)模型建立了沉积物年代框架<sup>[38-39]</sup>. TH-2 孔沉积物中<sup>137</sup>Cs 活度低于检测限,因此仅利用<sup>210</sup>Pb 建立了该孔年代-深度框架,推算得到平均沉积速率为 0.35 cm/a,该结论与舒卫先等在本文研究点位附近位置所推算的年代结果相似<sup>[40]</sup>. 据此,长 36 cm 的 TH-2 孔对应了约 1890s 以来的沉积物堆积(图 2).

太湖 TH-7 孔沉积物<sup>137</sup>Cs 活度低于 20 Bq/kg. 20 cm 深度处<sup>137</sup>Cs 活度出现峰值(10.45 Bq/kg),该峰值对应于 1960s 初<sup>[39]</sup>. TH-7 孔<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>随着深度的增加呈指数衰减(图 2). 基于<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>和<sup>137</sup>Cs 的变化,采用复合模型建立了 TH-7 孔的年龄-深度模型(图 2). 据此,推算得到 40 cm 长的 TH-7 岩芯对应了约 1860s 以来的沉积记录.

据姚书春等于 2009 年在东太湖 TH-5 孔相同纬度位置钻取岩芯 DQG 所测的<sup>210</sup>Pb、<sup>226</sup>Ra 和<sup>137</sup>Cs 活度数据<sup>[30]</sup>,通过对比计算出 TH-5 孔的平均沉积速率为 0.27 cm/a,据此推算出 31 cm 长的 TH-5 岩芯对应了约 1900s 以来的沉积物堆积.

2.3 活体枝角类的组成与丰度变化

太湖 3 个湖区春、夏、秋季活体枝角类组成,均以象鼻溞属占优势,但不同湖区枝角类组成存在差异. 西

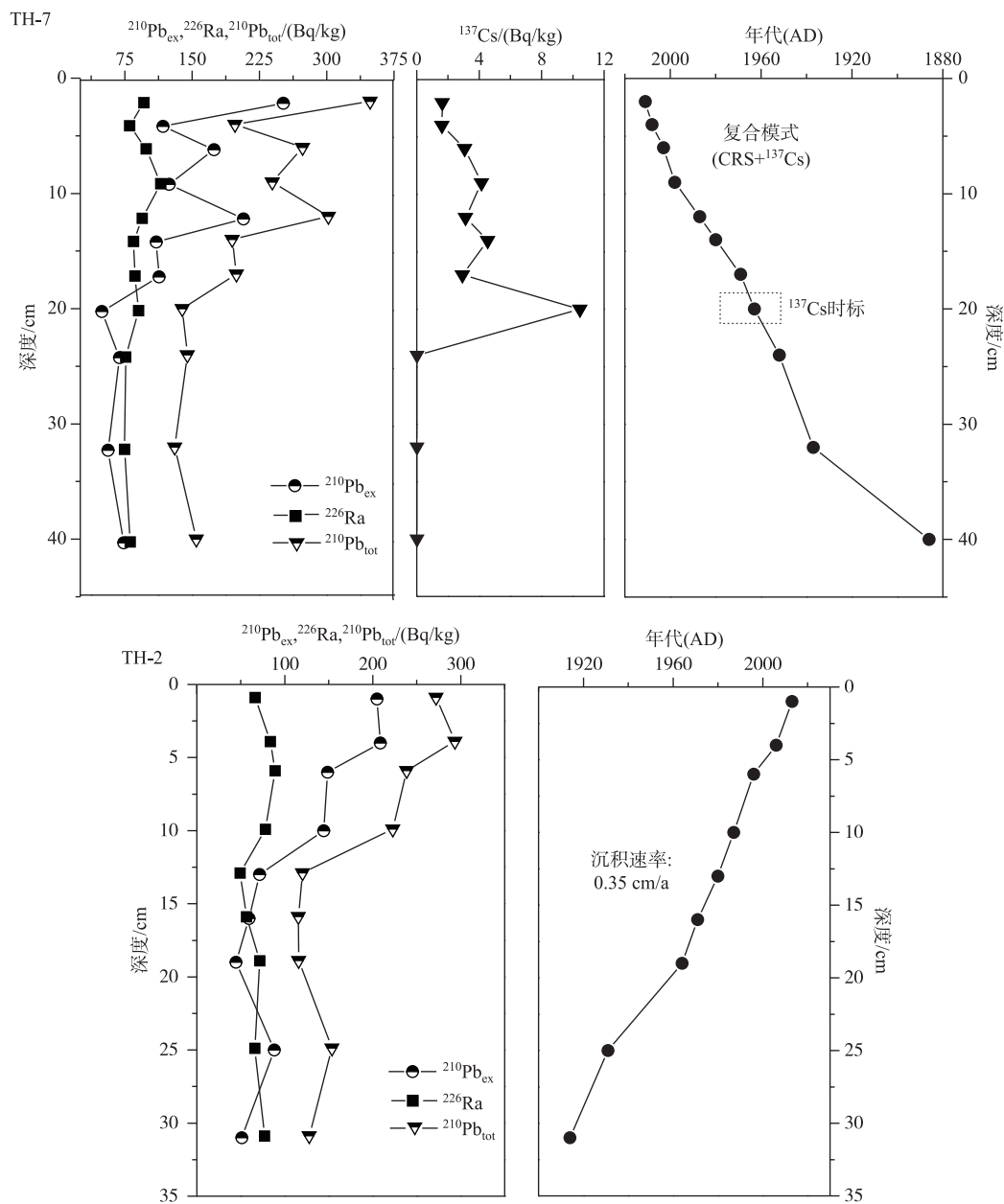


图2 TH-2和TH-7孔 $^{210}\text{Pb}$ 、 $^{226}\text{Ra}$ 和 $^{137}\text{Cs}$ 活度变化和年代-深度关系

Fig.2 The change of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activities and the age-depth models of the TH-2 and TH-7 cores

部湖区 TH-2 点位,共鉴别到 7 属 10 种,秋季枝角类总数最大 (177 ind./L)。象鼻溞在夏、秋季占绝对优势,比例分别高达 79.45% 和 92.66%。其他各种例如角突网纹溞 (*Ceriodaphnia cornuta*) 和短尾秀体溞 (*Diaphanosoma brachyurum*) 则在夏季有较高比例 (分别约为 9.59% 和 10.96%) (表 2)。

中心湖区 TH-7 点位,共鉴定到枝角类 6 属 9 种,春季枝角类总数达到最大 (477 ind./L),其中象鼻溞属和嗜暖种角突网纹溞为优势种。春季,象鼻溞比例高达 98.95%,夏、秋两季,角突网纹溞的比例分别高达 50.00% 和 21.77% (表 2)。与春、夏两季相比,秋季的枝角类种属数量最多,各个种所占比例较为均衡。

东部湖区 TH-5 点位,枝角类组成最为丰富,共鉴定到 8 属 11 种,象鼻溞为优势种(春、夏、秋比例分别约为 75.83%、62.34% 和 56.52%)。值得注意的是,角突网纹溞在夏、秋两季也占有较高比例(比例分别为 31.17% 和 17.39%)(表 2)。此外,与春、夏两季相比,秋季的枝角类种属数量依然最多。

表 2 太湖不同点位活体枝角类丰度(ind./L)与组成  
Tab.2 Abundance and assemblages of living cladocerans in Lake Taihu

枝角类属种	TH-2			TH-7			TH-5		
	春季	夏季	秋季	春季	夏季	秋季	春季	夏季	秋季
<i>Bosmina</i> spp.(象鼻溞属)	29(84.71%)	116(79.45%)	164(92.66%)	472(98.95%)	26(50%)	25(51.46%)	15(75.83%)	48(62.34%)	13(56.52%)
<i>Alona</i> spp.(尖额溞属)						1(1.98%)	1(5.83%)		
<i>Moina</i> spp.(裸腹溞属)			7(3.95%)			3(5.94%)			3(13.04%)
<i>Chydorus sphaericus</i> sl(圆形盘肠溞)			2(1.13%)			7(13.85%)	2(11.67%)		1(4.53%)
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (角突网纹溞)		14(9.59%)	2(1.13%)	4(0.84%)	26(50%)	10(21.77%)		24(31.17%)	4(17.39%)
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (短尾秀体溞)		16(10.96%)						4(5.19%)	
<i>A. affinis</i> (近亲尖额溞)			2(1.13%)					1(1.73%)	
<i>Daphniapulex</i> group(蚤状溞)	4(10.59%)					2(3.95%)			1(4.53%)
<i>Daphniasimilis</i> (同形溞)	2(5.29%)								
<i>Daphnia</i> spp.(溞属)						1(1.98%)			
<i>Moina macrocopa</i> (多刺裸腹溞)				1(0.21%)					
<i>A. quadrangulris</i> (方型尖额溞)							1(5.83%)		
<i>Leptodora kindtii</i> (透明薄皮溞)									1(4.53%)

2.4 表层沉积物枝角类化石组成与丰度变化

全湖表层沉积物共鉴定到枝角类 10 属 18 种,优势种为象鼻溞,但不同点位的枝角类物种组成和丰度差异较大。位于西北部和中心湖区 TH-1、TH-8 和 TH-3 点位的枝角类绝对丰度最大,分别达到 11190、6620、4980 ind./cm<sup>3</sup>,但种类较少,分别为 10、7 和 10 种;位于东部湖区 TH-4 和 TH-6 点位的枝角类丰度最低,仅为 1130 和 1640 ind./cm<sup>3</sup>,但枝角类组成最为丰富,枝角类种类可达 15 和 14 种,除了象鼻溞以外,西方笔纹溞和圆形盘肠溞占有较高比例(图 3)。

2.5 沉积物岩芯枝角类化石组成与丰度变化

太湖各个沉积岩芯枝角类化石分析并未鉴定到最底部,其中 TH-2 孔枝角类仅鉴定到 34 cm(1905 AD), TH-7 孔鉴定到 32 cm(1937 AD), TH-5 孔鉴定到 30 cm(1900 AD)。太湖沉积岩芯枝角类化石分析表明,象鼻溞是各湖区的优势种,但不同湖区枝角类化石组成与丰度变化差异性明显。根据聚类分析的结果可知,20 世纪 60—80 年代期间,3 个湖区枝角类组成与丰度出现了较为显著的改变。

西部湖区 TH-2 孔共鉴定枝角类 17 属 24 种,其中象鼻溞属占有绝对优势(相对百分比超过 90%),其次为尖额溞属。其他种属所占比例十分微小,仅零星出现在个别层位(图 4)。根据聚类分析,西部湖区(TH-2 孔)枝角类化石可以划分为两个阶段:34~30 cm(1905—1917 AD)和 30~0 cm(1917—2016 AD)。其中第二阶段可以划分为两个亚阶段:30~13 cm(1917—1980 AD)和 13~0 cm(1980—2016 AD)(图 4)。第一阶段(1905—1917 AD),枝角类绝对丰度为 2383 ind./cm<sup>3</sup>,长刺象鼻溞比例达到 32.28%,长额象鼻溞比例仅为 5.24%,中型尖额溞(*Alona intermedia*)和近亲尖额溞丰度依次分别为 3.45% 和 2.78%,稀有种宽扁高壳溞(*Kurzia lattissima*)出现,占总数比例为 0.62%;在 30~13 cm(1917—1980 AD),共鉴定 11 属 18 种,枝角类绝对丰度增加至 7530 ind./cm<sup>3</sup>,长刺象鼻溞比例与上阶段相似,为 33.78%,长额象鼻溞比例增至 7.02%,象鼻溞总数比例达到 93.19%,中型尖额溞和近亲尖额溞比例降至 1% 左右;13~0 cm(1980—2016 AD),共鉴定 13 属 20 种,枝角类绝对丰度降至 3799 ind./cm<sup>3</sup>,长刺象鼻溞比例下降至 19.21%,长额象鼻溞比例上升到 18.20%,象鼻溞总数比例达到 93.72%,中型尖额溞和近亲尖额溞丰度再次下降,比例低于 1%。

中心湖区 TH-7 孔共鉴定枝角类 7 属 13 种,象鼻溞属占有绝对优势。枝角类群落结构较为简单,种类稀少(图 5)。根据聚类分析,该孔枝角类化石数据可以划分为两阶段:32~28 cm(1937—1945 AD)和 28~0 cm

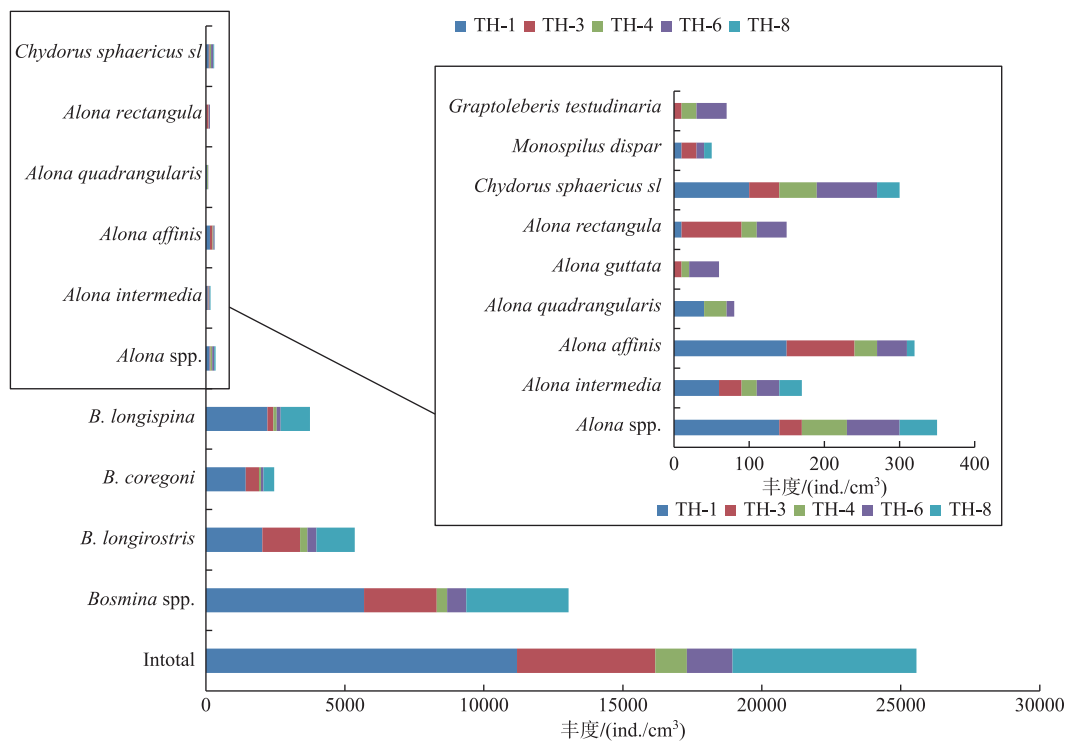


图3 太湖表层沉积物枝角类组成与丰度

Fig.3 Abundance and assemblages of subfossil cladocerans from surface sediments in Lake Taihu

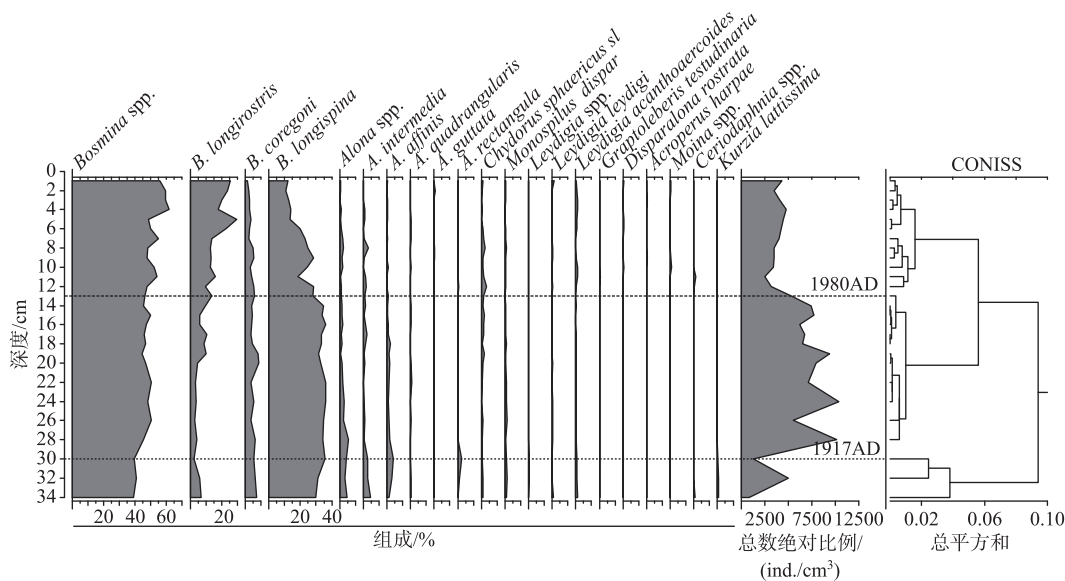


图4 TH-2孔沉积物枝角类化石组成与丰度

Fig.4 Abundance and assemblages of subfossil cladocerans in the TH-2 core

(1945—2016 AD). 其中第二阶段可以划分为两个亚阶段:28~15 cm (1945—1976 AD) 和 15~0 cm (1976—2016 AD) (图 5). 第一阶段(1937—1945 AD), 枝角类绝对丰度为 955 ind./cm<sup>3</sup>, 长刺象鼻溞比例达到 45.35%, 长额象鼻溞比例仅为 5.52%, 象鼻溞总数比例达到 96.51%; 1945—1976 AD 期间, 枝角类绝对丰度迅速增至 3972 ind./cm<sup>3</sup>, 长刺象鼻溞比例下降至 33.21%, 长额象鼻溞比例上升到 10.82%, 象鼻溞依然保持较高比例(95.49%); 1970s 以来, 枝角类绝对丰度缓慢下降至 2411 ind./cm<sup>3</sup>, 长刺象鼻溞比例继续下降(16.67%), 长额象鼻溞比例增至 25.33%, 象鼻溞比例继续增加(96.77%).

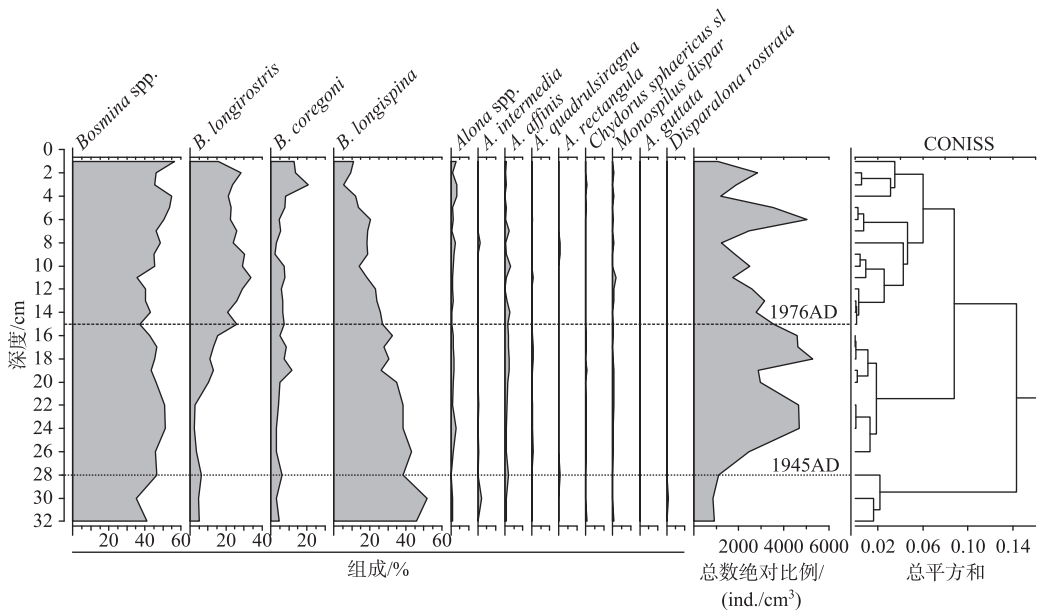


图 5 TH-7 孔沉积物枝角类化石组成与丰度

Fig.5 Abundance and assemblages of subfossil cladocerans in the TH-7 core

东部湖区 TH-5 孔共鉴定到枝角类 19 属 35 种, 其中象鼻溞属、圆形盘肠溞、西方笔纹溞以及尖额溞比例较高. 其他种如锐额溞 (*Allonella* spp.)、镰形顶冠溞 (*Acroperu harpae*)、平直溞 (*Pleuroxus* spp.)、晶莹仙达溞 (*Sida crystallina*) 以及弯尾溞 (*Camptocercus* spp.) 所占比例次之 (图 6). 根据聚类分析, 东部湖区枝角类化石可以划分为两阶段: 30~15 cm (1900—1960 AD) 和 15~0 cm (1960—2016 AD). 早期阶段 (1900—1960 AD), 枝角类绝对丰度为 2282 ind./cm<sup>3</sup>, 长刺象鼻溞比例达到 24.85%, 长额象鼻溞比例仅为 11.17%, 象鼻溞总数比例达到 90.58%, 圆形盘肠溞比例达到 2.3%, 其他种属比例偏低; 后期阶段 (1960—2016 AD), 枝角类绝对丰度仅为 699 ind./cm<sup>3</sup>, 长刺象鼻溞比例下降至 5.12%, 长额象鼻溞比例仅为 11.25%, 象鼻溞总数比例达到 39.02%, 圆形盘肠溞比例高达 20.01%, 西方笔纹溞比例达到 8.08%, 尖额溞比例达到 6.53%, 直额弯尾溞 (*Camptocercus rectirostris*) 比例也达到 2.35%.

## 2.6 太湖活体枝角类与湖水理化参数间的冗余分析 (RDA)

对太湖活体枝角类与湖水理化参数的排序分析可知, 去趋势分析 (DCA) 的梯度小于 2 (1.645), 指示太湖活体枝角类种群组成符合线性分布模式<sup>[41]</sup>, 因此采用冗余分析 (RDA) 揭示活体枝角类组成与湖水理化参数间的关系. 分析结果表明, 第 1 轴 (34.6%) 和第 2 轴 (30.9%) 共同解释了枝角类数据中 65.5% 的环境信息, 在  $P < 0.05$  的置信水平下, 仅有表水温指标与枝角类呈现显著相关关系, 并与短尾秀体溞和近亲尖额溞分布方向一致, 即位于轴 1 和轴 2 的负方向 (图 7). 此外, Chl.a 浓度也表现出与表水温相似分布格局. 从图谱上可以看出, 轴较长的 DO 与圆形盘肠溞、蚤状溞、溞属以及裸腹溞共同分布在轴 2 的正方向, 水深与网纹溞属关系密切, 透明度与硝态氮则与方形网纹溞共同分布在轴 1 的正方向 (图 7).



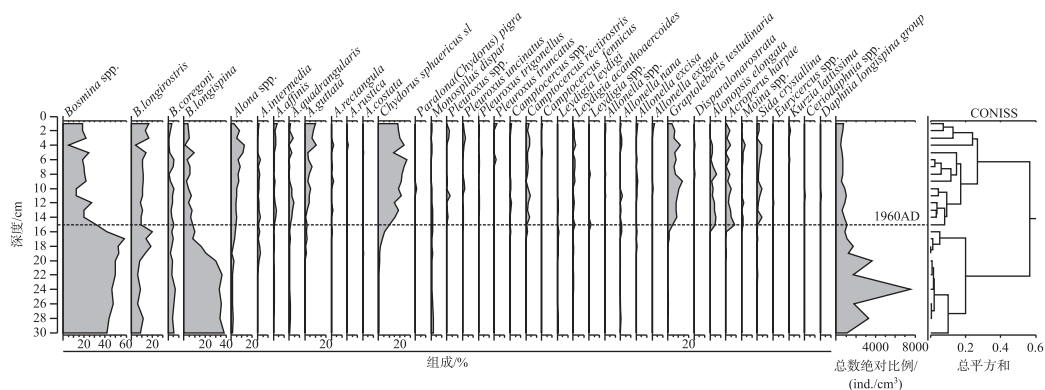


Fig.6 Abundance and assemblages of subfossil cladocerans in the TH-5 core

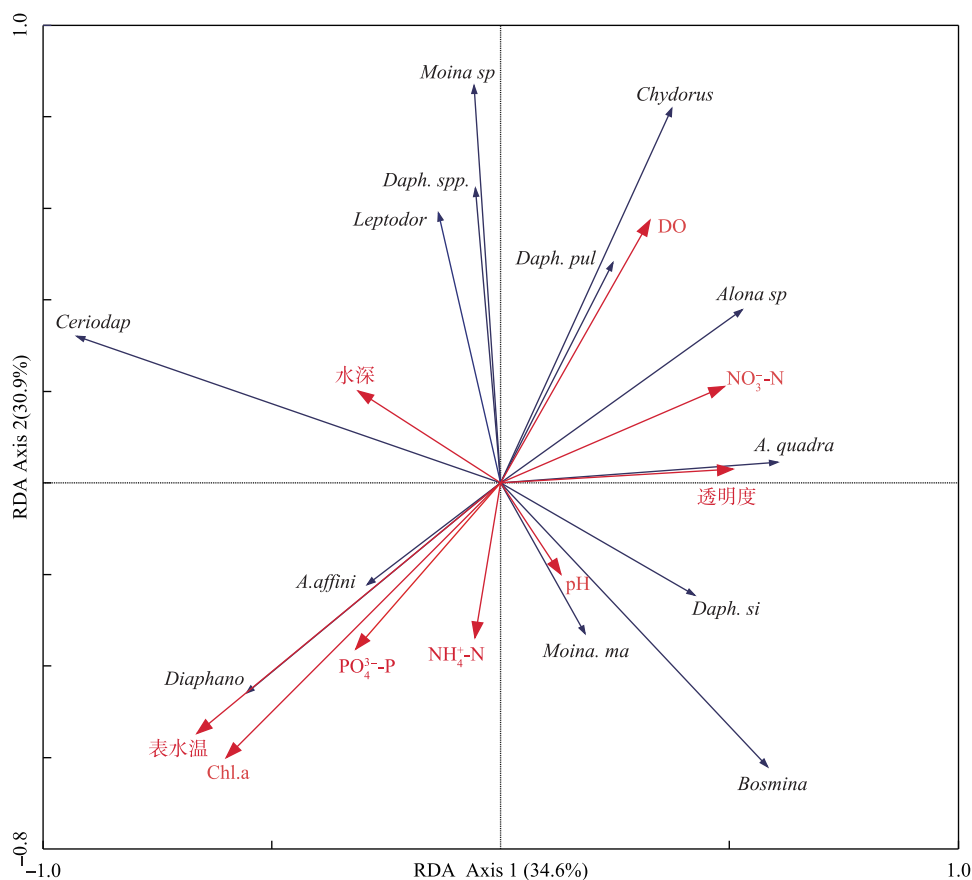


Fig.7 Redundancy analysis (RDA) between modern cladocerans with water parameters in Lake Taihu

### 3 讨论

#### 3.1 太湖活体枝角类季节变化与空间分布特征

枝角类生存受到多种因素的共同影响,例如水温、pH、DO 等因素的改变均会影响枝角类的生存和繁殖,因此,枝角类组成和丰度常存在显著的季节性差异<sup>[32]</sup>。在春夏秋三季中,太湖西部、中心以及东部湖区的优势种均为象鼻溞属,但不同湖区的象鼻溞丰度存在季节变化差异(表 2)。西部湖区(TH-2)三季的象鼻溞平均丰度均超过 75%,尤其以夏季最大(超过 90%)(表 2)。而中心湖区象鼻溞丰度于春季达到最大(98.95%)(表 2)。与此同时,西部和中心湖区 Chl.a 浓度较高,夏季温度达到峰值,湖区蓝藻暴发严重,水体呈现富营养化特征<sup>[29]</sup>。这意味着浮游种象鼻溞属在气温升高、蓝藻开始迅速繁殖期得以获取大量食物,因此快速大量繁殖<sup>[24]</sup>。此外,中心湖区为太湖的大湖区,敞水区的环境更适宜浮游种象鼻溞的生存,因此中心湖区春季的象鼻溞丰度比其他湖区更高。东部湖区(TH-5)春夏秋三季枝角类组成较为丰富,以秋季象鼻溞的丰度最大(75.83%),这与东部湖区目前较为优良的水环境关系密切<sup>[42]</sup>。太湖 3 个湖区秋季枝角类种属数量均达到最多,且夏秋季角突网纹溞和短尾秀体溞具有较高比例(表 2),这与表水温升高关系密切<sup>[33]</sup>。太湖活体枝角类与湖水理化参数的 RDA 同样表明,表水温是影响活体枝角类种群组成的关键因子,且不同属种的枝角类则对不同湖水理化参数的变化表现出偏好性(图 7),例如短尾秀体溞在温度最高的夏季占有较高比例(表 2)。秋季 3 个湖区的 pH 值均偏向中性(弱碱性)特征(表 1),自夏季以来 Chl.a 浓度和温度逐渐下降,指示蓝藻生长趋于衰亡,水中 DO 和透明度逐渐增加,据此推测其他属种的枝角类获得了适宜自身生长的水环境,枝角类组成变得丰富<sup>[33]</sup>。此外,象鼻溞属为太湖活体枝角类的优势种,但并未在 RDA 分析中凸显影响其分布的关键因子,推测由于活体象鼻溞未能鉴定到种,加之本文采样点覆盖面有限,因此在 RDA 分析中指示意义不显著。

太湖面积较大(超过 2000 km<sup>2</sup>),不同湖区水环境特征存在较大差别<sup>[43]</sup>。枝角类的组成与丰度变化深受水体环境和食物来源的影响,多数枝角类习居在特定的水体环境中<sup>[11-12,32]</sup>。根据本文对太湖表层沉积物枝角类化石分析结果表明,象鼻溞是太湖西北部、中心和东部湖区的优势种,这与前人对太湖枝角类研究结果一致<sup>[18]</sup>。表层沉积物枝角类分析结果表明,西北部和中心湖区(TH-1、TH-8、TH-3)枝角类化石丰度最大,尤其是梅梁湾地区象鼻溞属的丰度已经超过 10000 ind./cm<sup>3</sup>。太湖西北部湖区是太湖主要河流的入湖处(包括武进港、太浦运河、漕桥河、殷村港及大浦港等河流)<sup>[44]</sup>,该区域自 1980s 后期以来,频发蓝藻水华,富营养化程度高<sup>[29]</sup>,适宜象鼻溞生长<sup>[33]</sup>。西北部和中心湖区枝角类群落结构较太湖其他湖区组成单一,长额象鼻溞的绝对丰度超过 1000 ind./cm<sup>3</sup>(图 3)。已有不少研究表明象鼻溞喜爱富营养环境,且长额象鼻溞在指示湖泊富营养化中更加敏感<sup>[24,45]</sup>。因此,西北部和中心湖区枝角类化石组成与丰度变化,响应了该区域中度富营养化的环境特征。东部湖区(TH-4 和 TH-6)枝角类种属数量则相对较多,绝对丰度显著偏低(不超过 2000 ind./cm<sup>3</sup>),优势种包括象鼻溞、西方笔纹溞和圆形盘肠溞(图 3)。西方笔纹溞和圆形盘肠溞常生活在沉水植物丰富、水体较为清澈的环境中<sup>[46-47]</sup>。前人研究表明,太湖东部湖区的氮磷浓度显著低于西部和中心湖区<sup>[29]</sup>,且水生植被种类丰富、丰度偏高<sup>[42]</sup>,这为枝角类沿岸种或其他习居于优良水环境及水草丰茂环境下的枝角类,提供了极为适宜的栖息环境。

枝角类在死亡后,其残体往往会原位沉积并保存在沉积物中<sup>[32]</sup>。Çakıroğlu 等曾选取了 40 个浅水湖泊基于表层沉积物枝角类化石与对应湖泊中活体枝角类进行比较研究,证明枝角类化石能够有效反映当时水环境中活体枝角类的组成特征,并在追踪湖泊水位、盐度以及营养等环境因素长期演变过程方面具有较强的敏感性<sup>[12]</sup>。太湖沉积物枝角类化石与活体枝角类分析结果对比可知,西部和中心湖区(TH-2 和 TH-7)活体枝角类组成与同湖区表层沉积物样品(TH-1、TH-8、TH-3)及 TH-2 和 TH-7 孔沉积岩芯表层样基本类似,结构单一;东部湖区(TH-5)活体枝角类组成与同湖区表层沉积物样品(TH-4 和 TH-6)及 TH-5 孔沉积岩芯表层样相似,属种丰富。此外,本文研究表明,沉积物中的枝角类种属数量相对于活体枝角类更加丰富。这与不同季节的枝角类在死亡后,其壳体会计叠加保存在湖底沉积物中有关。与此同时,枝角类死后也并非能全部保存在沉积物中,这是由于少数枝角类化石相对脆弱、极易受到损坏<sup>[32]</sup>,从而造成沉积物中未能鉴定到部分现代水体中常出现的枝角类,例如角突网纹溞和短尾秀体溞等。

太湖活体枝角类和表层枝角类化石组成和丰度分析表明,象鼻溞属,尤其是长额象鼻溞对富营养化水体环境的偏好特征,这与其他富营养化湖泊有类似结论.例如祁峰等对博斯腾湖 2010—2013 年间枝角类种群调查表明,随着博斯腾湖流域社会经济的发展、有机污染问题日益凸显,枝角类的优势种由喜贫营养型水体的虱形大眼溞 (*Polphemus pediculus*) 转变成喜富营养型的长额象鼻溞<sup>[48]</sup>.此外,还有中欧地区最大湖泊巴拉顿湖、国内星云湖等营养水平显著达到中—富营养化程度的湖泊,目前枝角类组成均呈现以象鼻溞为优势种的特征<sup>[22,49]</sup>.

### 3.2 太湖沉积岩芯枝角类化石组成与丰度的演变特征

Dodson 研究枝角类属种数与营养水平之间的关系表明,枝角类属种数随着营养水平增加而逐渐增加,但超过一定营养水平,枝角类属种数则会明显下降,二者之间呈现单峰模式<sup>[50]</sup>.前人对云南湖泊枝角类化石分析表明,湖泊富营养化有利于枝角类生物量以及富营养指示种的增加,水生植被退化则会导致枝角类由底栖型向浮游型转变<sup>[51]</sup>.沉积岩芯枝角类化石分析表明,太湖西部与中心湖区枝角类群落结构较为相似,组成单一,浮游种象鼻溞占有绝对优势,沿岸种、底栖种数量稀少,这与二者均为藻型环境密切相关.西部湖区枝角类丰度和组成发生显著改变的时间较早,1910s 之前,枝角类化石绝对丰度偏低 (2383 ind./cm<sup>3</sup>),象鼻溞占优势 (83.51%),常生活在湖泊近岸边和水草丛的宽扁高壳溞的出现,指示了当时湖泊环境尚处于草型环境<sup>[52]</sup>,长刺象鼻溞的比例相对较高,指示了当时水体营养偏低<sup>[45,53]</sup>.自 1910s 晚期开始,枝角类丰度有了显著的增加,这与湖区营养水平增加关系密切,该阶段长江中下游地区受到人类活动影响增强,致使由陆源进入沿江湖泊的营养物质增加<sup>[54]</sup>;到了 1980s 以来,西部湖区枝角类丰度和属种数量有所下降,但富营养指示种长额象鼻溞比例显著增加,这与长江中下游地区土地利用增加、农药化肥的广泛使用所引起的大量氮磷等营养物质进入湖泊关系密切<sup>[3,54]</sup>,表明该阶段湖区逐渐进入富营养化阶段.此外,1980s 以来,太湖西部及北部湖区,机械化吸螺和拖网捕鱼等活动的开展,直接导致大面积水生植被的消失,进一步加速了湖区富营养化的进程<sup>[55]</sup>,从而加剧枝角类沿岸种和底栖种数量的下降.自 1996 年开始,西部湖区长额象鼻溞比例迅速增加 (平均达到 23.36%),这与谷孝鸿等记录到太湖小型鱼类数量和鱼类年捕捞量迅速增加的时间吻合,进一步响应了太湖富营养化的加速过程<sup>[28]</sup>.

中心湖区枝角类组成和丰度发生显著改变的时间则稍晚于西部湖区,且枝角类绝对丰度小于西部湖区.此外,中心湖区枝角类属种数量显著偏低,这可能与敲水区枝角类化石的保存不如沿岸带完整有关.1940s 之前,枝角类丰度偏低,长刺象鼻溞占有优势地位,指示当时营养水平偏低,这一过程与西部湖区早期阶段相似;自 1945—1976 年期间,枝角类丰度达到顶峰,富营养指示种长额象鼻溞的比例虽然低于贫营养指示种长刺象鼻溞,但有了较为明显的增加,这与中心湖区营养水平增加关系密切;1970s 末期以来,枝角类群落结构演化与西部湖区一致,长刺象鼻溞比例继续下降并低于长额象鼻溞,枝角类丰度也随之下降,共同指示了湖区富营养化的开始.西部和中心湖区的枝角类群落结构变化均经历了由复杂到简单、浮游种数量增加以及绝对丰度经历低—高一低等一系列过程,这与刘桂民等曾对太湖西部湖区枝角类化石分析结论基本一致<sup>[18]</sup>,响应了太湖西部和中心湖区在人类活动的影响下逐渐富营养化的过程.

太湖东部湖区目前仍属于草型湖区,沉积岩芯枝角类化石分析表明,枝角类的组成相对于西部和中心湖区更加丰富,但是枝角类的丰度明显偏低 (图 6).百年来,枝角类群落结构演变表现为较为显著的两段化特征,即以 1960 年为界,在此之前,枝角类丰度较高,组成相对单一,浮游种数量偏多,长刺象鼻溞为优势种,这与湖泊营养水平偏低、水域面积大等环境特征相对应<sup>[56]</sup>;1960 年之后,枝角类种类显著增加,优势种由单一象鼻溞变为象鼻溞、圆形盘肠溞、西方笔纹溞等多个种共同组成,但枝角类丰度迅速下降,沿岸种、底栖种数量的增加指示了东部湖区水域面积缩小、水生植被尤其是沉水植被的增加,这与相关资料记载的东太湖鱼蟹养殖活动和大规模围垦开始时间吻合<sup>[56]</sup>.自 1960 年开始,东部湖区水环境受到人为干扰强度增大.鱼蟹养殖活动的扩大,使得大量人工饵料投入湖泊造成湖底营养物质增加,同时围网活动造成东部湖区水域面积不断缩小、沼泽化趋势加剧等过程,又为大型水生植被尤其是沉水植被的生长提供了较为优良的条件<sup>[56]</sup>.浅水湖泊中水生植物覆盖度与水体营养水平关系密切,并间接地影响底栖枝角类的优势物种及其丰度<sup>[50]</sup>.因此,东部湖区大型水生植被的扩张,为枝角类沿岸种和底栖种的生长提供有利的栖息环境.此外,水域面积缩小和沼泽化过程加剧,间接影响了枝角类浮游种的生存环境,从而导致浮游种数量显著下降.

## 4 结论

太湖现代水样、表层沉积物和沉积岩芯枝角类的分析,揭示了太湖浮游动物枝角类在时间上(百年以来)和空间上(不同湖区)以及不同季节(春、夏、秋季)的组成与丰度变化特征,同时揭示了当前枝角类群落结构与各个湖区生态环境之间的关系。具体结论如下:

1)太湖活体枝角类与表层沉积物枝角类化石分析表明,象鼻溞是太湖枝角类组成中的绝对优势种。不同湖区枝角类组成和丰度存在显著差异,西部和中心湖区枝角类丰度最大,但属种数量偏少,东部湖区枝角类丰度偏低,但属种数量略丰富。3个湖区秋季枝角类种属数量均达到最多,受到表水温升高影响,夏秋季优势种除了象鼻溞以外,角突网纹溞和短尾秀体溞也保持较高比例。

2)百年以来,太湖不同湖区枝角类化石群落结构演变呈现显著的阶段性变化特征。西部和中心湖区均经历了1980s之前,枝角类化石绝对丰度增加、组成结构逐渐单一、长刺象鼻溞占优势的贫营养化到中等营养化的过程;1980s以来,则经历了枝角类绝对丰度和长刺象鼻溞比例下降、长额象鼻溞比例显著增加的富营养化过程。东部湖区则经历了1960s之前,枝角类丰度较高、种属数量偏少、长刺象鼻溞为优势种的长期低营养水平的过程;1960s以来,东部湖区枝角类种属数量显著增加、枝角类丰度下降、沿岸种和底栖种数量显著增加,响应了湖区沼泽化进程加剧以及沉水植被生物量增加、营养水平增加的过程。

致谢:感谢陶井奎先生对本文野外采样的大力支持!

## 5 参考文献

- [1] Philips G, Bramwell A, Pitt J *et al.* Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 61-76. DOI: 10.1023/A:1017059031741.
- [2] Dakos V, Hastings A. Editorial: special issue on regime shifts and tipping points in ecology. *Theoretical Ecology*, 2013, **6**(3): 253-254. DOI: 10.1007/s12080-013-0197-1.
- [3] Gill JL, Williams JW, Jackson ST *et al.* Pleistocene megafaunal collapse, novel plant communities, and enhanced fire regimes in North America. *Science*, 2009, **326**(5956): 1100-1103. DOI: 10.1126/science.1179504.
- [4] Hadley KR, Douglas MSV, Meghee R *et al.* Ecological influences of Thule Inuit whalers on high Arctic pond ecosystems: a comparative paleolimnological study from Bathurst Island (Nunavut, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 2010, **44**(1): 85-93. DOI: 10.1007/s10933-009-9388-6.
- [5] Grosvenor MJ, Jones RT, Turney CSM *et al.* Human activity was a major driver of the mid-Holocene vegetation change in southern Cumbria: implications for the elm decline in the British Isles. *Journal of Quaternary Science*, 2017, **32**(7): 934-945. DOI: 10.1002/jqs.2967.
- [6] Chen G, Dalton CA, Taylor D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology*, 2010, **44**: 465-481. DOI: 10.1007/s10933-010-9428-2.
- [7] Kattel G, Zhang K, Yang X. Application of subfossil cladocerans (water fleas) in assessing ecological resilience of shallow Yangtze river floodplain lake systems (China). *Science China: Earth Science*, 2018, **61**: 1157-1168. DOI: CNKI:SUN:JDXG.0.2018-09-001.
- [8] Frey DG. Cladocera analysis. In: Berglund BE ed. *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. New York: John Wiley & Sons, 1986: 667-692.
- [9] Jeppesen E, Leacitt P, Meester LD *et al.* Functional ecology and palaeolimnology: using cladoceran remains to reconstruct anthropogenic impact. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 2001, **16**: 191-198. DOI: 10.1016/s0169-5347(01)02100-0.
- [10] Krause-Dellin D, Steinberg C. Cladoceran remains as indicators of Lake Acidification. *Hydrobiologia*, 1986, **143**: 129-134. DOI: 10.1007/BF00026655.
- [11] Pawłowski D, Płóciennik M, Brooks SJ *et al.* A multiproxy study of Younger Dryas and Early Holocene climatic conditions from the Grabia River paleo-oxbow lake (central Poland). *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 2015, **438**: 34-50. DOI: 10.1016/j.palaeo.2015.07.031.
- [12] Çakıroğlu Aİ, Levi EE, Tavşanoğlu ÜN *et al.* Inferring past environmental changes in three Turkish lakes from sub-fossil Cladocera. *Hydrobiologia*, 2016, **778**: 295-312. DOI: 10.1007/s10750-015-2581-x.

- [13] Petts E. Water management: The case of Lake Biwa, Japan. *The Geographical Journal*, 1988, **154**(3): 367-376. DOI: 10.2307/634609.
- [14] Rossiter A. Lake Biwa as a topical ancient lake. *Advances in Ecological Research*, 2000, (31): 571-598. DOI: 10.1016/S0065-2504(00)31031-5.
- [15] Kattel G, Gell P, Perga ME *et al.* Tracking a century of change in trophic structure and dynamics in a floodplain wetland: integrating palaeoecological and palaeoisotopic evidence. *Freshwater Biology*, 2015, **60**(4): 711-723. DOI: 10.1111/fwb.12521.
- [16] Rosen BH, Davis TW, Gobler CJ *et al.* Cyanobacteria of the 2016 Lake Okeechobee and Okeechobee Waterway harmful algal bloom. *USGS.gov*, 2017.
- [17] Zhu LP, Wang JB, Anton B. The respond of cladoceran remains assembles of south Tibet to environmental change. *Chinese Science Bulletin*, 2005, **50**(14): 1490-1497. [朱立平, 王君波, Anton B. 藏南沉错沉积物水蚤残体组合对环境变化的响应. 科学通报, 2005, **50**(14): 1490-1497.]
- [18] Liu GM, Chen FZ, Liu ZW. Preliminary study on cladoceran microfossils in the sediments of Lake Taihu. *J Lake Sci*, **20**(4): 470-476. DOI: 10.18307/2008.0410. [刘桂民, 陈非洲, 刘正文. 太湖枝角类微化石的初步研究. 湖泊科学, 2008, **20**(4): 470-476.]
- [19] Liu G, Liu Z, Li Y *et al.* Effects of fish introduction and eutrophication on the cladoceran community in Lake Fuxian, a deep oligotrophic lake in southwest China. *Journal of Paleolimnology*, 2009, **42**: 427-435. DOI: 10.1007/s10933-008-9286-3.
- [20] Liu G, Liu Z, Gu B *et al.* How important are trophic state, macrophyte and fish population effects on cladoceran community? A study in Lake Erhai. *Hydrobiologia*, 2014, **736**: 189-204. DOI: 10.1007/s10750-014-1906-5.
- [21] Liu G, Liu Z, Joseph MS *et al.* The dynamics of cladoceran assemblages in response to eutrophication and planktivorous fish introduction in Lake Chenghai, a plateau saline lake. *Quaternary International*, 2015, **355**: 188-193. DOI: 10.1016/j.quaint.2014.07.029.
- [22] Shi HB, Chen GJ, Liu YY *et al.* Long-term pattern and driving factors of cladoceran community changes in Lake Xingyun, Yunnan. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(9): 2464-2473. [施海彬, 陈光杰, 刘园园. 星云湖枝角类种群变化的长期特征与驱动因素. 生态学杂志, 2015, **34**(9): 2464-2473.]
- [23] Kong LY, Yang XD, Kattel G *et al.* The response of Cladocerans to recent environmental forcing in an Alpine Lake on the SE Tibetan Plateau. *Hydrobiologia*, 2017, **784**: 171-185. DOI: 10.1007/s10750-016-2868-6.
- [24] De Kluijver A, Yu J, Houtekamer M *et al.* Cyanobacteria as a carbon source for zooplankton in eutrophic Lake Taihu, China, measured by  $^{13}\text{C}$  labeling and fatty acid biomarkers. *Limnology and Oceanography*, 2012, **57**: 1245-1254. DOI: 10.4319/lo.2012.57.4.1245.
- [25] Qin B, Zhu G, Gao G *et al.* A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and Lake management. *Environmental Management*, 2010, **45**: 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6.
- [26] Zhu GW. Eutrophic status and causing factors for a large, shallow and subtropical Lake Taihu, China. *J Lake Sci*, 2008, **20**(1): 21-26. DOI: 10.18307/2008.0103. [朱广伟. 太湖富营养化现状及原因分析. 湖泊科学, 2008, **20**(1): 21-26.]
- [27] Yang GJ, Pan HK, Liu ZW *et al.* A comparative study on seasonal variations of crustaceans in the different lake areas in Lake Taihu. *China Environmental Science*, 2008, **28**(1): 27-32. [杨桂军, 潘宏凯, 刘正文等. 太湖不同湖区浮游甲壳动物季节变化的比较. 中国环境科学, 2008, **28**(1): 27-32.]
- [28] Gu XH, Zhu SQ, Wu LC *et al.* The natural fishery and the development countermeasures in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2009, **21**(1): 94-100. DOI: 10.18307/2009.0112. [谷孝鸿, 朱松泉, 吴林冲等. 太湖自然渔业及其发展策略. 湖泊科学, 2009, **21**(1): 94-100.]
- [29] Dai XL, Qian PQ, Ye L *et al.* Changes in nitrogen and phosphorus concentrations in Lake Taihu, 1985-2015. *J Lake Sci*, 2016, **28**(5): 935-943. DOI: 10.18307/2016.0502. [戴秀丽, 钱佩琪, 叶凉等. 太湖水体氮、磷浓度演变趋势 (1985-2016年). 湖泊科学, 2016, **28**(5): 935-943.]
- [30] Yao SC, Xue B. Heavy metal pollution history inferred from east Lake Taihu cores sediment. *Acta Sedimentologica Sinica*, 2012, **30**(1): 158-165. [姚书春, 薛滨. 东太湖钻孔揭示的重金属污染历史. 沉积学报, 2012, **30**(1): 158-165.]
- [31] Huang XF. Freshwater zooplankton quantitative method. *Journal of Hydroecology*, 1982, (4): 52-59. [黄祥飞. 淡水浮

- 游动物的定量方法. 水库渔业, 1982, (4): 52-59.]
- [32] Korhola A, Rautio M. Cladocera and other Branchiopod crustaceans. In: Smol JP, Birks HJB, Last WM eds. Tracking environmental change using lake sediments. 4. Zoological indicators. Kluwer Academic Publishers, 2001: 5-41.
- [33] Jiang XZ, Du N eds. Fauna of China Arthropod Phylum-Crustacean-Freshwater Cladocera. Beijing: Science Press, 1979: 41-42. [蒋燮治, 堵南山. 中国动物志, 节肢动物门, 甲壳纲, 淡水枝角类. 北京: 科学出版社, 1979: 41-42.]
- [34] Szeroczyńska K, Sarmaja-Korjonen K. Atlas of subfossil Cladocera from central and northern Europe. Swiecie: Friends of the Lower Vistula Society, 2007: 21-73.
- [35] Nevalainen L, Kivilä EH, Luoto TP. Biogeochemical shifts in hydrologically divergent taiga lakes in response to late Holocene climate fluctuations. *Biogeochemistry*, 2016, **128**: 201-215. DOI: 10.1007/s10533-016-0203-y.
- [36] Grimm EC. TILIA and TILIA-Graph: pc spreadsheet and graphics software for pollen data. *J Mol Struct*, 1990, **12**(News-letter 4): 159-165.
- [37] Swain EB. Measurement and interpretation of sedimentary pigment. *Freshwater Biology*, 1985, **15**: 53-75. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1985.tb00696.x.
- [38] Appleby PG. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last WM, Smol JP eds. Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001: 171-203.
- [39] Liu EF, Xue B, Yang XD *et al.*  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  chronology for modern lake sediment: A case study of Chaohu Lake and Taihai Lake. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2009, **29**(6): 89-94. [刘恩峰, 薛滨, 羊向东等. 基于 $^{210}\text{Pb}$ 与 $^{137}\text{Cs}$ 分布的近代沉积物定年方法——以巢湖、太白山湖为例. 海洋地质与第四纪地质, 2009, **29**(6): 89-94.]
- [40] Shu WX, Li SJ, Yao SC. Sedimentary record of nutrient accumulation rates in core ZS from Lake Taihu for recent 50 years. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2008, **28**(3): 67-72. [舒卫先, 李世杰, 姚书春. 太湖 ZS 孔沉积记录的近 50 年来营养盐沉积通量变化. 海洋地质与第四纪地质, 2008, **28**(3): 67-72.]
- [41] Birks HJB. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. In: Maddy D, Brew JS eds. Statistical modelling of quaternary science data. Quaternary Research Association, Technical guide 5. Cambridge: Cambridge University Press, 1995: 161-254.
- [42] Zhao K, Zhou YF, Jiang ZL *et al.* Changes of aquatic vegetation in Lake Taihu since 1960s. *J Lake Sci*, 2017, **29**(2): 351-362. DOI:10.18307/2017.0211. [赵凯, 周彦锋, 蒋兆林等. 1960 年以来太湖水生植被演变. 湖泊科学, 2017, **29**(2): 351-362.]
- [43] Zhu M, Zhu G, Zhao L *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment-water interface in lake Taihu, China. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2013, **20**(3): 1803-1811. DOI: 10.1007/s11356-012-1084-9.
- [44] Yi J, Xu F, Gao Y *et al.* Variations of water quality of the major 22 inflow rivers since 2007 and impacts on Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1167-1174. DOI:10.18307/2016.0602. [易娟, 徐枫, 高怡等. 2007 年以来环太湖 22 条主要河流水质变化及其对太湖的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1167-1174.]
- [45] Boucherle MM, Züllig H. Cladoceran remains as evidence of change in trophic state in three Swiss lakes. *Hydrobiologia*, 1983, **103**: 141-146. DOI: 10.1007/BF00028442.
- [46] Gyllstrom M, Hansson L. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences*, 2004, **66**: 274-295. DOI: 10.1007/s00027-004-0712-y.
- [47] Backer SD, Teissier S, Triest L. Stabilizing the clear-water state in eutrophic ponds after biomanipulation: submerged vegetation versus fish recolonization. *Hydrobiologia*, 2012, **689**: 161-176. DOI: 10.1007/s10750-011-0902-2.
- [48] Qi F, Ma YW, Li H *et al.* Cladocera in Bosten Lake: Community characteristics and driving factors. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, **26**(11): 3516-3522. [祁峰, 马燕武, 李红等. 博斯腾湖枝角类群落结构特征及其影响因子. 应用生态学报, 2015, **26**(11): 3516-3522.]
- [49] Korponai J, Varga KA, Lengre T *et al.* Paleolimnological reconstruction of the trophic state in Lake Balaton (Hungary) using Cladocera remains. *Hydrobiologia*, 2011, **676**: 237-248. DOI: 10.1007/s10750-011-0898-7.
- [50] Dodson S. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**(4): 848-856. DOI: 10.4319/lo.1992.37.4.0848.
- [51] Zhu QS, Kong LY, Chen L *et al.* Spatial distribution of cladoceran assemblages in surface sediments of shallow lakes in

- Yunnan. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, **29**(9): 3111-3119. [朱庆生, 孔令阳, 陈丽等. 浅水湖泊表层沉积物记录的枝角类种群空间分布特征. 应用生态学报, 2018, **29**(9): 3111-3119.]
- [52] Xiang XF, Yu GL, Chen SZ. The cladoceran in Yangzi River. Beijing: China Science and Technology Press, 2015. [向贤芬, 虞功亮, 陈受忠. 长江流域的枝角类. 北京: 中国科学技术出版社, 2015.]
- [53] Deevey ESJ. Studies on Connecticut lake sediments. III. The Biostratonomy of Linsley Pond. *Am J Sci*, 1942, **240**: 233-264.
- [54] Xue B, Yao S, Xia W *et al*. Some sediment-geochemical evidence for the recent environmental changes of the lakes from the middle and lower Yangtze River basin, China. *Quaternary International*, 2010, **226**: 29-37. DOI: 10.1016/j.quaint.2010.02.024.
- [55] Li WC. Multiplicity of stable states in shallow lakes and its application. *J Lake Sci*, 1997, **9**(2): 98-104. DOI: 10.18307/1997.0201. [李文朝. 潜水湖泊生态系统的多稳态理论及其应用. 湖泊科学, 1997, **9**(2): 98-104.]
- [56] Yang ZF, Shi WG, Chen LQ *et al*. Ecological environment succession and countermeasure of East Lake Taihu. *China Environmental Science*, 2003, **23**(1): 64-68. [杨再福, 施炜刚, 陈立侨. 东太湖生态环境的演变与对策. 中国环境科学, 2003, **23**(1): 64-68.]