

DOI: 10.5846/stxb201412122477

刘园园,陈光杰,施海彬,陈小林,卢慧斌,段立曾,张虎才,张文翔.星云湖硅藻群落响应近现代人类活动与气候变化的过程.生态学报,2016,36(10): - .

Liu Y Y, Chen G J, Shi H B, Chen X L, Lu H B, Duan L Z, Zhang H C, Zhang W X. Responses of a diatom community to human activities and climate changes in Xingyun Lake. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(10): - .

星云湖硅藻群落响应近现代人类活动与气候变化的过程

刘园园,陈光杰*,施海彬,陈小林,卢慧斌,段立曾,张虎才,张文翔

云南师范大学旅游与地理科学学院高原湖泊生态与全球变化重点实验室,昆明 650500

摘要: 随着人类活动的增强与全球气候变暖的持续,近年来云南湖泊的生态系统功能持续退化,而目前对云南湖泊生态系统的研究还主要集中于单一环境压力的生态效应。本研究以星云湖为研究对象,通过沉积物记录与现代监测资料,识别在湖泊富营养化、气候变化以及人类强烈干扰下硅藻群落结构响应的过程,并甄别驱动群落变化的主要环境压力及其强度。结果显示随着湖泊生产力水平(如沉积物 Chl-a 浓度)的增加,硅藻物种组成发生了明显的变化,主成分分析表明了水体富营养化是驱动群落变化的主要环境梯度($r = -0.63$, $P < 0.001$)。简约模型与方差分解的结果表明近 200 年来(钻孔长度 38cm),湖泊营养水平和水动力是驱动星云湖硅藻群落变化的主要环境因子,分别解释了群落变化的 18.8% 和 2.9%;而 1951 年以后,湖泊营养水平和温度分别解释了硅藻群落结构变化的 31.4% 和 26.8%。研究结果表明了硅藻群落长期变化的主控因子是湖泊营养水平,而人类活动及气候变化等可以通过改变湖泊水动力及湖水温度来驱动硅藻群落的演替,同时抚仙湖-星云湖的连通性也产生了一定影响。

关键词: 星云湖;湖泊沉积物;硅藻群落;富营养化;气候变化;水动力

Responses of a diatom community to human activities and climate changes in Xingyun Lake

LIU Yuanyuan, CHEN Guangjie*, SHI Haibin, CHEN Xiaolin, LU Huibin, DUAN Lizeng, ZHANG Hucai, ZHANG Wenxiang

Key Laboratory of Plateau Lake Ecology & Global Change, School of Tourism and Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, China

Abstract: Intensified human activities and global climate change have led to the deterioration of the environment, degradation of ecosystem functioning, and loss of biodiversity in lakes in many parts of China over the past few decades. To date, lakes in Yunnan have been adversely affected by the synergic effects of multiple environmental stressors, such as eutrophication, climate change, and hydrological regulation. However, previous studies have mainly focused on the ecological impacts of a single environmental stressor. In this study, paleolimnological methods in combination with long-term monitoring data were used to understand the patterns of diatom community responses to eutrophication, climate change, and hydrological regulation in Xingyun Lake. First, the history of diatom community shift and limnological changes were reconstructed for the past two centuries. In addition, key environmental stressors and their strengths in driving diatom communities were identified by selecting minimum adequate models and using variance partitioning. Our sediment pigment

基金项目: 国家自然科学基金项目(U1133601, 41171048);教育部科学技术研究项目(213034A);云南省中青年学术技术带头人培养计划(2012HB012)

收稿日期:2014-12-12; 网络出版日期:2015-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: guangjiechen@gmail.com

results showed a clear trajectory of lake eutrophication during the last century, particularly since the 1980s. The diatom community changed significantly with an increase in lake productivity (i.e., sediment Chl-a concentrations). Principal component analysis and correlation analysis showed that lake eutrophication was the major driver that affected diatom community change ($r = -0.63$, $p < 0.001$). In addition, the minimum adequate models showed that lake production (18.8%) and hydrodynamics (2.9%) were the major drivers of diatom community changes over the last 200 years (i.e., core length of 38 cm). Since 1951, the major drivers were lake production (31.4%) and temperature (26.8%), and both factors showed a strong interaction while driving the community shift (16.2%), suggesting that increasing temperatures also contributed significantly to the increase in lake production during the past few decades. Our results suggested that nutrient enrichment was the most significant factor in driving the shift in the diatom community in Xingyun Lake during the last two centuries. Global warming and anthropogenic activities, which included hydrological fluctuation and the connectivity between Xingyun Lake and the neighboring Fuxian Lake, also played important roles, but to a lesser degree than lake eutrophication. Overall, the sediment-based patterns of lake ecological changes can help us identify multiple environmental stressors and quantify their ecological impacts. These can be further used to facilitate the ecological restoration of polluted lakes and conservation of lake ecosystems in Yunnan.

Key Words: Xingyun Lake; lake sediment; diatom community; eutrophication; climate changes; hydrodynamics

湖泊系统是流域范围和湖泊本身生物环境记录连续沉积的接收器^[1],记录了自然演化和人类活动的双重作用的变化过程,利用古湖沼学的方法通过对湖泊沉积物的研究可以重建湖泊环境、流域演化和气候变化的历史。在过去几十年中,伴随着人类活动的加剧以及全球气候变化,包括湖泊在内的云南主要生态系统的结构与功能发生了较大的变化,生物多样性总体下降^[2-4]。硅藻是重要的湖泊初级生产者,由于其对生境变化响应敏感、物种多样性较高且有明确的生物分类、在沉积物中保存较好并易于鉴定的特点被作为湖泊环境重建的一种常见的生物指标^[5-6]。过去十年来云南地区基于沉积物硅藻记录的湖泊生态环境历史重建研究主要集中于抚仙湖^[7]、滇池^[8]、洱海^[2]等湖泊,目前针对星云湖的沉积物研究主要集中于地球化学过程^[9-10]与千年尺度上古气候模式的研究^[11-13],对于近百年来星云湖藻类生物量与群落结构变化的生态响应评价分析仅有个别研究^[14],而已有研究表明湖泊空间异质性是导致水生生物群落差异的重要因子^[15-16]。因此我们从多指标的角度来认识星云湖硅藻群落变化历史,从而系统认识多重环境压力下湖泊生态系统的响应模式。

本文拟以星云湖沉积物记录与现代监测数据为主,探讨硅藻群落结构对湖泊环境变化的响应模式,其中涉及到的多重环境压力主要指湖泊水体营养水平的变化,以及由于气候变化和流域开发所导致的湖泊水动力、温度的变化,同时还包括抚仙湖水倒灌星云湖的生态环境影响。本研究通过对星云湖沉积物岩芯色素、硅藻、粒度等多指标分析,结合现代气象、水环境监测等记录,探讨星云湖硅藻群落结构对富营养化、极端气候和人类活动造成的影响的长期响应模式,为认识多重环境压力下湖泊生态系统的响应模式以及对污染湖泊生态修复的开展提供重要的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

星云湖($E102^{\circ}45' - 102^{\circ}48'$, $N24^{\circ}17' - 24^{\circ}23'$)又名江川海子,在江川县城北 2km,最大宽 5.8km,最大水深 11.0m,平均水深 5.3m,蓄水量 $1.84 \times 10^8 \text{m}^3$ ^[17]。星云湖位于亚热带西南季风气候区,年均气温 15℃左右,7月平均气温 21℃,1月平均气温 9.0—10.0℃。湖水依赖地表径流和湖面降水补给。历年最高水位 1723.11m,最低水位 1720.56m,最大变幅 2.55m^[17]。

上世纪五十年代开始星云湖经历大炼钢铁、毁林开荒、围湖造田、外来鱼类引入以及周边乡镇企业的发展以后,流域内植被遭到严重破坏,湖水面积大幅缩小,湖泊富营养化严重,湖泊生态系统几乎遭受毁灭性破

坏^[18]。据调查 1980 年以前星云湖水生高等植物多达 17 种,后来由于水质恶化,敏感种逐渐消失,到 1996 年只有 6 种存活下来,优势种也发生了变化,耐污种代替了过去的寡污性种类^[19]。1995 年 5 月星云湖开始出现藻华,且频率逐年增加,例如 1999 年从 3 月下旬至 9 月藻华严重、持续时间长,期间浮游植物生物量是未爆发期间的 2—4 倍^[20]。

星云湖与抚仙湖通过隔河相连。民国时期,隔河、清水河年久失修,河身壅塞,抚仙湖水倒流星云湖。1923 年,重新开凿隔河、清水河,星云湖水重新流入抚仙湖。2003 年星云湖——抚仙湖出流改道工程开工建设,2008 年 5 月全线竣工,抚仙湖优质水倒流进入星云湖,对星云湖内的劣质水进行置换。然而目前对于星云湖-抚仙湖连通性可能造成的长期生态影响评价与研究不足,同时受限于现代生物监测数据的时间尺度较短且不连续等特点,而对星云湖生态环境的保护急需我们了解湖泊生态环境变化的历史与变化特征。

1.2 样品的采集与处理方法

根据湖泊形状和水深,我们选取了湖泊敞水区中水深较深的采样点(E102°46'46",N24°20'21",图 1),利用瑞典 HTH 公司重力采样器采集柱状岩芯。采样点水深 6.8m,透明度 55cm,获取的柱状样品密封避光保存,并在采样当天按 5cm 以内间隔 0.5cm 和 5cm 以下 1cm 间隔进行分样。

本研究利用²¹⁰Pb 活度衰变以及 CRS 模型(the constant rate of supply model)建立了沉积物样品年代序列^[21-22]。由于 1963 年全球处于核试验的高峰期,¹³⁷Cs 活度达到一个峰值,我们同时利用¹³⁷Cs 活度的峰值对沉积物年代序列进行校准^[23-24]。对于²¹⁰Pb 活度为背景值的底部样品年代序列我们采用内插法进行推测,文中我们对测年超过 150 年以上的样品采用日历年与样品深度同时标记的方法。堪培拉公司生产的井型高能型高纯锗谱仪探测器用于²¹⁰Pb、¹³⁷Cs 活度测试与数据提取。

水生植物体内某些色素在其死亡之后仍能够长期保存在湖泊沉积物中,因而根据湖泊沉积物中色素的种类及其含量可以对湖泊的初级生产力水平进行重建^[25]。沉积物色素分析运用的方法是叶绿素 a(Chl-a)可见光反射光谱法(Visible reflection spectroscopy of chlorophyll-a, VRC Chl-a)^[26]。具体步骤为:将沉积物样品搅拌均匀并冷冻干燥;用 125 μm 孔径的网筛过筛样品,然后将小于 125 μm 粒径的样品放入玻璃杯中保证样品完全覆盖杯底;利用 FOSS 近红外光谱分析系统中的 6500 快速分析模块分析样品 650—700nm 波长范围内的光谱特征,并用已知的线性回归方程来计算沉积物样品中现存 Chl-a 的浓度。沉积物 Chl-a 在加拿大女王大学生物系 John Smol 实验室完成。沉积物粒度^[27]使用英国 Malvern 公司生产的 Mastersizer 2000 型激光粒度仪进行测定,并对部分样品做了重复实验,以保证结果的可靠性。本研究主要用到粒度数据中的中值粒径与大颗粒物(> 63μm)。

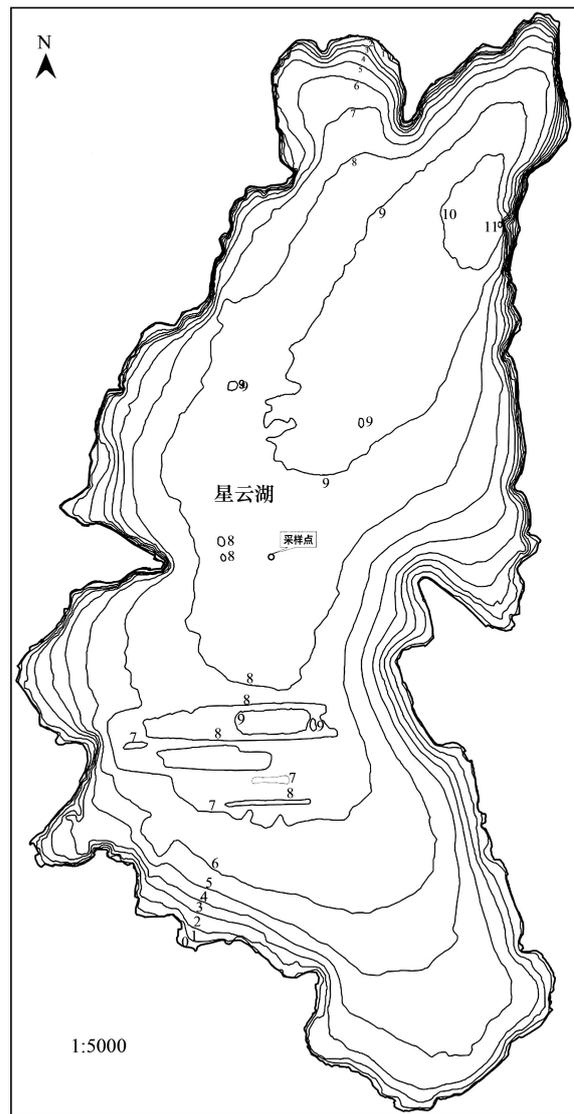


图 1 星云湖采样点位置

Fig.1 Map of the study region

用于硅藻分析的沉积物样品以标准方法进行处理^[28]。首先以 10% 的 HCl 去除沉积物中的碳酸盐,之后向样品中添加 30% 的 H₂O₂ 同时在 80℃ 的水浴锅中水浴 4 小时左右以去除样品中的有机质,水浴过后向试管中添加蒸馏水并在离心机中以 1200 转的转速离心 4 分钟后在保证不扰动底层样品的同时去除上层溶液,重复操作 3 次,最后把前处理好的样品充分混合后用 Naphrax © 胶进行制片,制片后剩余的样品加甲醛以长期保存。硅藻属种的鉴定主要依据 Krammer 和 Lange-Bertalot 的分类系统^[29],在莱卡显微镜(Leica DM2500)下进行,每个深度的样品鉴定 400—450 粒硅藻壳体。

1.3 数据统计分析

分析中以沉积物 Chl-a 含量为代用指标指示湖泊初级生产力,以粒度数据结合气象数据代表该地区气候变化的特征。由于粒度数据与气象数据在时间尺度上的精度不同,因此将沉积物样品所覆盖年份的气象数据进行平均处理,作为该样品粒度数据所对应的气象数据。应用主成分分析(PCA)来探究硅藻群落变化的主要特征,应用零模型(Broken-stick 检验)对主成分分析的主轴进行选取。同时对硅藻数据的地层分析和分类基于限制性聚类分析(CONISS 方法)进行,应用多变量回归分析和方差分解的方法定量评价主要环境压力对星云湖硅藻群落结构变化的驱动强度,并通过简约模型选择方法进行识别重要的环境变量。其中沉积物地层图利用 C2 软件完成(版本 1.7.2),PCA 以及聚类分析在 R 软件中完成(版本 3.0.2)。

2 研究结果

2.1 年代序列建立

基于²¹⁰Pb、¹³⁷Cs 活度和 CRS 模型建立的星云湖年代序列结果如图 2(a,b)所示。²¹⁰Pb_{ex} 到 27.5cm 以后衰变到背景值,与北半球¹³⁷Cs 沉积通量曲线进行对比,20.5cm 处¹³⁷Cs 活度达到峰值,与基于²¹⁰Pb 的 CRS 年代模型推测的年代(1955±3 AD)基本一致;22.5—27.5cm 处出现的峰值可能为¹³⁷Cs 向沉积物底部迁移的结果。根据 CRS 模型钻孔 38cm 的年代序列代表过去 200 年左右,表层沉积速率在 0.6—0.9cm/年,底部为 0.1—0.2 cm/年。

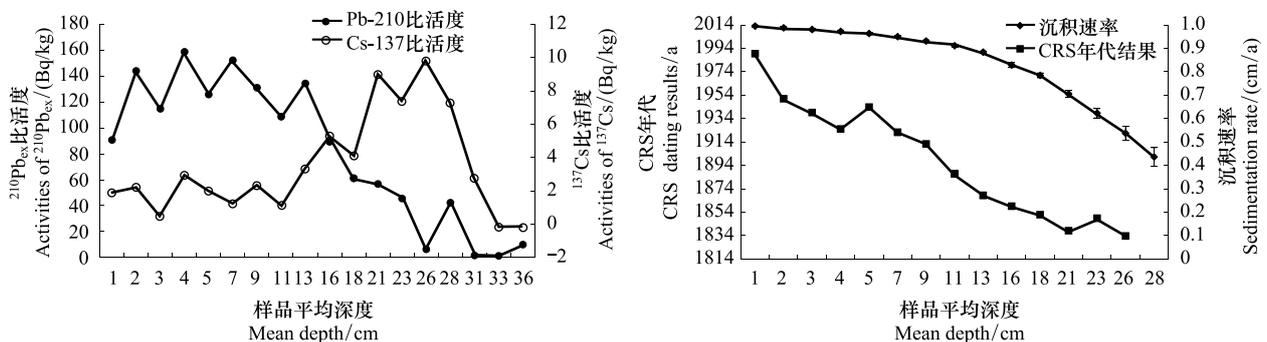


图 2 星云湖测年结果 (a. ²¹⁰Pb、¹³⁷Cs 活度 (Bq/kg), b. CRS 测年结果 (含测年误差)、沉积速率 (cm/年))

Fig.2 Chronological results (a. Activity profiles of ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs (Bq/kg), b. CRS results (including dating errors) and sedimentation rate (cm/year))

2.2 星云湖硅藻群落结构的变化特征

在对星云湖沉积物钻孔硅藻群落属种分析表明,浮游种在硅藻群落中占绝对优势(图 3),主要优势浮游种有 *Aulacoseira granulata*、*Aulacoseira subarctica*、*Aulacoseira ambigua*、*Cyclotella meneghiniana*、*Cyclotella rhomboideo-elliptica*、*Cyclostephanos dubius*、*Fragilaria crotonensis*、*Stephanodiscus minutulus* 和 *Stephanodiscus parvus*。其中优势浮游种类与已有的沉积物硅藻研究结果一致^[15]。

对星云湖硅藻群落结构数据进行限制性聚类分析,结合零模型检验的结果显示整个沉积物岩芯可划分为 5 个主要阶段(图 3)。1904 年以前硅藻群落相对稳定,绝对的优势种不明显,以 *Aulacoseira granulata*、*A.*

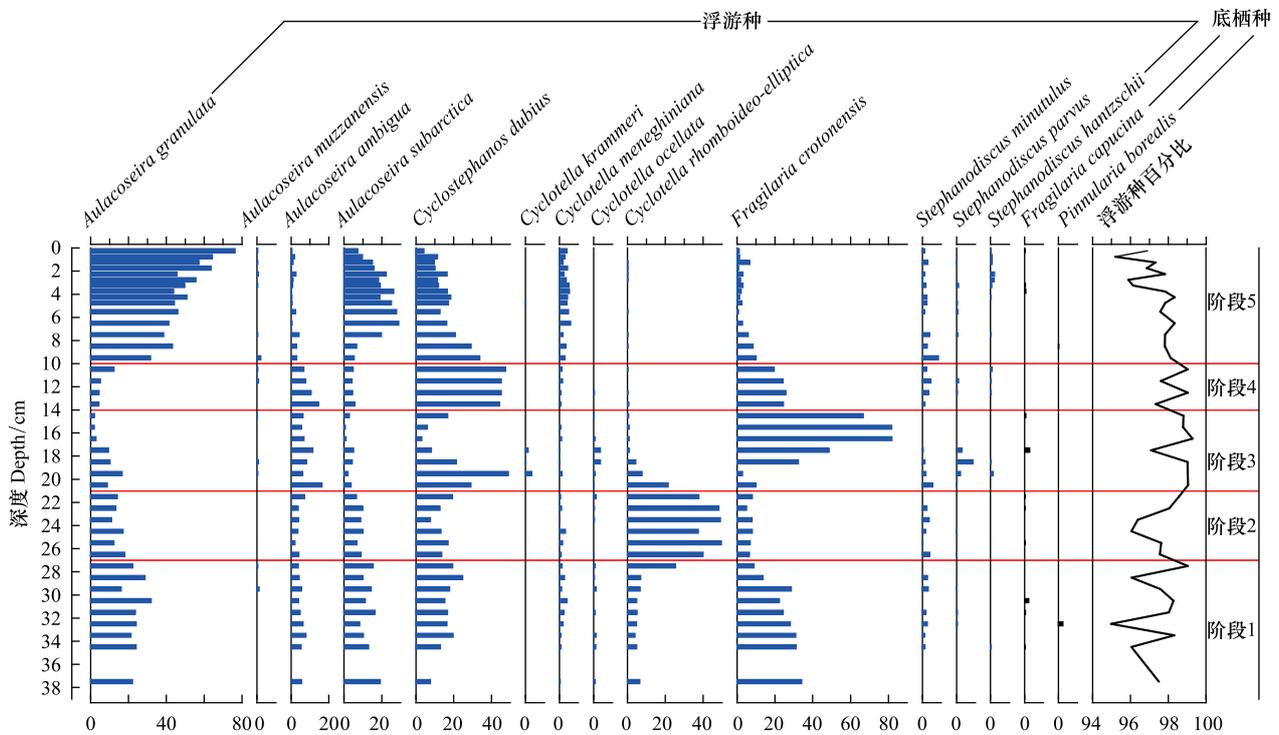


图3 星云湖硅藻群落变化历史与聚类分析结果

Fig.3 Diatom community profile and CONISS results of Xingyun Lake

subarctica、*Cyclostephanos dubius* 和 *Fragilaria crotonensis* 为主要优势种,物种丰度均约 20%,而指示相对低营养水平的云南高原特有种 *C. rhomboideo-elliptica* 的相对丰度不足 5%,这段时期内的物种丰度的变化不大,群落结构相对稳定。1904—1951 年, *C. rhomboideo-elliptica* 相对前一阶段,相对丰度迅速增加至 40%左右,在群落中优势明显, *Aulacoseira* spp. 含量略有减少,而 *F. crotonensis* 的数量有明显下降,丰度基本在 5%左右。1951—1986 年, *Aulacoseira* spp. 延续了前一时期的缓慢下降的趋势,丰度由 10%降到最小值(不足 5%); *C. rhomboideo-elliptica* 相对丰度出现明显的下降趋势直至消失;在前两阶段丰度相对稳定的 *C. dubius* 此刻出现明显波动—先增后减,最大丰度在 50%左右,最小丰度仅为 3%; *F. crotonensis* 该阶段开始上升并达到 80%的最大丰度。1986—1997 年, *F. crotonensis* 的相对丰度由 80%骤降到 20%,而 *C. dubius* 相对丰度明显增加,稳定在 40%以上,同时 *Aulacoseira* spp. 各种丰度均有程度不等的增加。1997 年至 2013 年, *Aulacoseira* spp. 占据了绝对的优势,尤其是 *A. granulata* 在这个阶段丰度保持持续增加的趋势,后期甚至超过了 70%, *A. subarctica* 也出现了一个丰度的峰值(超过 20%),而 *C. dubius* 和 *F. crotonensis* 却呈下降趋势,后期 *F. crotonensis* 的丰度甚至不足 5%。

为了探讨星云湖硅藻群落结构变化的主要方向与主要的环境梯度,我们对星云湖沉积物中的硅藻数据做了主成分分析(PCA)。零模型检验结果表明,影响星云湖硅藻群落结构变化的显著 PCA 轴有三个,分别解释了硅藻数据的 44.67%,24.31%和 11.05%(图 4)。由图 4(a)可知,星云湖硅藻群落变化的顺序是先沿着主轴 2 负方向变化再沿着主轴 1 的负方向变化。主轴 1 负方向主要是富营养种 *A. granulata*、*A. subarctica*、*C. meneghiniana*,正方向主要是 *F. crotonensis*、*A. ambigua*、*C. ocellata* 以及地方特有种 *C. rhomboideo-elliptica*;主轴 2 正方向上主要是地方特有种 *C. rhomboideo-elliptica*,负方向主要是贫中营养种 *F. crotonensis*。属种的变化顺序是由特有种 *C. rhomboideo-elliptica* 到 *F. crotonensis* 再到富营养种 *A. granulata*、*A. subarctica*、*C. meneghiniana*。由图 4(a)可以看出主轴 1 主要是反映由富营养种与贫中营养种之间的变化,主轴 2 主要是反映物种 *C. rhomboideo-elliptica* 的变化,而由图 4(b)可看出,主轴 3 主要是反映 *C. dubius* 的变化。

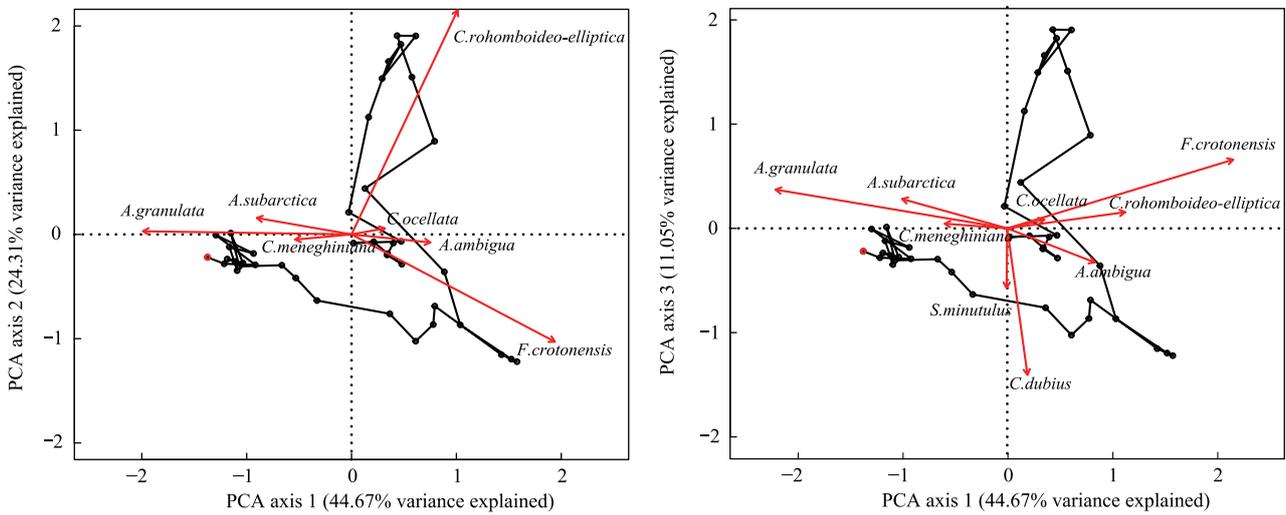


图 4 (a) PCA 主轴 1 与主轴 2 双图 (b) PCA 主轴 1 与主轴 3 双图 (黑色实心圆表示表层第一个样品点)

Fig.4 (a) Biplot of diatom PCA axis 1 and 2 (b) Biplot of diatom PCA axis 1 and 3 (Black solid circle indicates the surface sample)

2.3 主要环境压力与驱动强度的识别

星云湖沉积物 Chl-a 结果(图 5)显示,1900 年以前星云湖沉积物 Chl-a 含量偏低,反映了当时较低的湖泊初级生产力水平;1900 年到 1980 年左右,沉积物 Chl-a 的含量缓慢上升,说明该阶段湖泊初级生产力水平随时间逐渐升高;而自 1980 年至今,沉积物 Chl-a 含量的迅速增加则揭示了近现代以来星云湖湖泊富营养化的加速过程。同时我们将沉积物粒度、现代气象等数据进行对比分析(图 5),以识别人类活动与极端气候等过程对星云湖水体环境的长期影响。1900 年之前沉积物中大颗粒物质的含量偏低且比较稳定,到 1930 年左右含量逐渐增加,随后至 1940 年左右出现快速降低的趋势;而 1940 年代中期以来,大颗粒物百分比逐渐上升(如总体 >5%)。特别是 1958 年、1983 年以及 2009 年左右发生三次剧烈的变化,可能是由于降雨量的降低导致了湖泊水位总体下降、颗粒物的搬运距离减少,增强的水动力过程使得沉积物中大颗粒物含量和中值粒径大小明显增加。

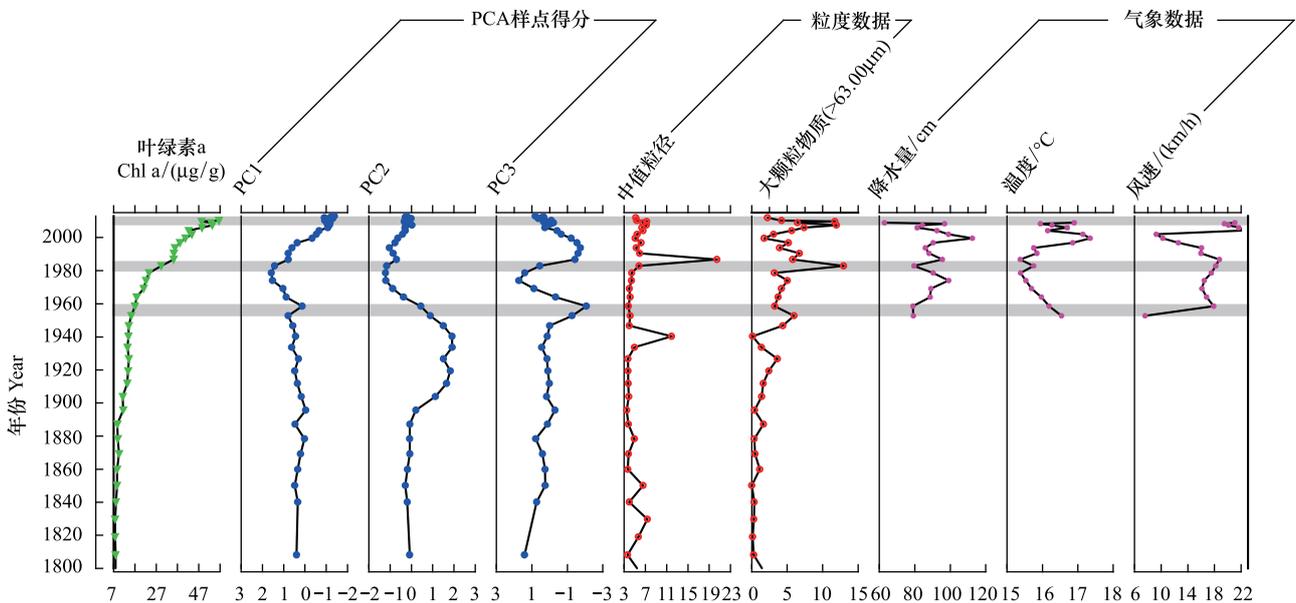


图 5 星云湖 Chl-a、PCA 样点得分、粒度数据以及气象监测数据

Fig.5 Comparison of Chl-a, PCA sample scores, grain size and meteorological monitoring data of Xingyun Lake

我们对硅藻优势属种的变化与主要环境指标进行相关分析(表 1)。结果显示硅藻群落 PCA 主轴 1 样品得分与沉积物 Chl-a 浓度的变化显著相关($r = -0.63$, $P < 0.001$),湖泊生产力变化与浮游硅藻 *Aulacoseira* spp.变化的相关性为 0.57,温度的变化与 *Fragilaria crotonensis* 变化的相关性为-0.65(表 1)。

表 1 星云湖相关性分析结果

Table 1 Correlation analysis results of Xingyun Lake

时间段 Time period	环境变量 Environmental variable	PC1	PC2	PC3	直链藻属 <i>Aulacoseira</i> spp.	克罗脆杆藻 <i>Fragilaria crotonensis</i>	可疑环冠藻 <i>Cyclostephanos dubius</i>	菱形小环藻 <i>Cyclotella rhomboide-elliptica</i>
1800—2010	叶绿素-a	-0.63***	-0.42*	-0.27	0.57***	-0.27	0.17	-0.49**
	中值粒径	-0.05	-0.12	-0.27	0.03	-0.10	0.29	-0.09
	大颗粒物	-0.18	-0.33	-0.15	0.16	0.04	0.09	-0.32
1951—2010	平均温度	-0.64**	0.43	-0.34	0.54*	-0.65**	0.22	0.08
	降水量	0.12	-0.35	0.03	-0.13	0.16	0.03	-0.28
	平均风速	-0.29	-0.13	0.32	0.35	-0.02	-0.32	-0.48*

***表示 $P < 0.001$, **表示 $P < 0.01$, *表示 $P < 0.05$

简约模型的选择与方差分解的分析识别出了驱动硅藻群落变化的主要环境因子及其驱动强度。由于气象监测数据从 1951 年开始,因此在进行简约模型选择时,我们分为两个时段进行了分析(图 6)。结果显示 1951 年以来(图 6(a)),叶绿素 a 和温度的变化是驱动硅藻群落的主要环境因子,分别独立解释了硅藻群落结构变化的 15.2%和 10.6%,且两者的相互作用解释了 16.2%。近 200 年来(钻孔深度 38cm;图 6(b)),叶绿素 a 和大颗粒物($>63 \mu\text{m}$)分别独立解释了硅藻群落变化的 17.5%和 1.4%,而两者的相互作用较弱(1.5%)。简约模型的结果表明无论是近 200 年来(覆盖钻孔 38cm)还是 1951 年以来,湖泊的营养水平都是驱动硅藻群落结构变化的主要环境因子;而温度和水动力(粒度代用指标)条件也对硅藻群落结构的变化起了重要的驱动作用。

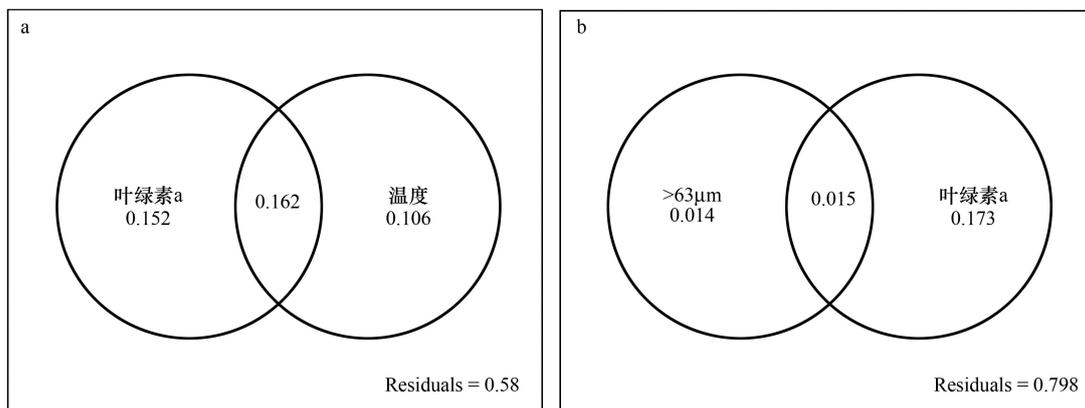


图 6 简约模型选择与方差分解结果(a 图为 1951 年以来;b 图为近 200 年来(覆盖钻孔 38cm))

Fig.6 Variation partitioning for environmental variables included in the minimum adequate models (a for the period after 1951 AD, b during the past two hundred years (for the core down to 38 cm))

3 讨论

沉积物多指标分析揭示了近 200 年来星云湖生态环境变化的历史,尤其是近百年以来湖泊初级生产力水平与水动力条件出现明显改变,而长期的硅藻群落记录反映了水生生物的快速响应特征。湖泊沉积物 Chl-a 浓度的变化反映了近百年以来湖泊营养水平逐步上升的趋势,尤其是 20 世纪 80 年代以来呈现快速富营养化的特征,与现代监测记录相一致。进一步的统计分析发现湖泊营养水平的变化是驱动硅藻群落结构变化的主控

因子。气候变化与湖泊改造等过程改变了湖泊水动力条件,间接地影响了水生生物群落的构建与变化趋势。同时,抚仙湖-星云湖连通性的改变也对硅藻优势物种组成与群落结构产生了重要影响。

3.1 湖泊富营养化历史与硅藻群落响应

现代监测数据表明自上世纪 80 年代起星云湖出现明显的富营养化过程(图 7)。如星云湖营养水平 80 年代已经达到一个较高的水平(如 TP > 30 $\mu\text{g/L}$; TN > 500 $\mu\text{g/L}$);尤其是从 2003 年起,总氮总磷的含量快速增长达到重富营养水平(如 TP > 100 $\mu\text{g/L}$; TN > 2000 $\mu\text{g/L}$)。这个变化趋势与星云湖的沉积物 Chl-a 记录反映的富营养化特征基本一致(图 5)。20 世纪初开始沉积物 Chl-a 含量出现增加的趋势,而在 20 世纪 80 年代沉积物 Chl-a 已经达到较高的水平。星云湖水体的富营养化过程与土地利用类型的转变(如城镇人口的快速增加)、农业生产的面源污染与工业开发强度的增加相关。

对流域范围内营养负荷的综合分析表明,1999 年左右面源污染物(农田径流、生活污水等)贡献了湖泊水体营养盐总量的 75%左右^[4]。同时星云湖流域黄磷产量在 1991 年至 1998 年间每年大约以 30—50%的速度递增,1998—2001 年出现了增幅趋缓的相对稳定期;2001 年至 2005 年期间黄磷产量又呈高速增长,同期星云湖的总磷水平显著上升^[35]。

星云湖硅藻群落结构的长期变化(图 3)与富营养化趋势总体一致(图 5)。1900 年以前星云湖硅藻群落相对稳定,优势属种的数量相差不大,沉积物 Chl-a 含量显示星云湖营养水平总体偏低。1950 年以后 *C. rhomboideo-elliptica* 数量的减少以至完全消失,可能指示了星云湖近现代以来营养水平的上升已不适合贫营养种 *C. rhomboideo-elliptica* 的生长,这与 Chl-a 数据揭示的该时期湖泊初级生产力的增加相一致。1951 年至 1986 年间,硅藻群落的优势种主要是贫中营养指示种 *F. crotonensis* 和中富营养种 *C. dubius*,尤其是 *F. crotonensis* 含量一度超过 80%。Interlandi^[37]等的研究表明 *F. crotonensis* 在水体 N 含量高而 P 含量相对较低时比其他种类更有优势,而高山湖泊的研究中 *F. crotonensis* 的增加指示了水体中的 N 富集^[38]。20 世纪 50 年代以来,星云湖周边由于围湖造田现象、大量开发鱼塘以及磷矿企业的发展等人类活动的影响,湖体营养盐浓度(尤其 TN 含量)有所增加,此阶段硅藻优势种由贫营养的 *C. rhomboideo-elliptica* 转变为贫中营养种的 *F. crotonensis* 也指示了该时期星云湖水体营养水平的上升。根据 Kirilova^[39]等对荷兰 8 个深水富营养湖泊的研究,*A. granulata*、*C. dubius* 等物种丰度的增加指示了湖泊中营养到富营养的水体条件。1950 年以来,星云湖 *C. dubius* 的优势也表现出硅藻群落对湖泊水体营养水平增加的响应。2003 年后星云湖营养水平显著增加(图 7),硅藻群落结构表现为 *A. granulata* 明显上升的趋势(图 3),而该阶段同时表现为平均降水量减少(如云南近年来的极端干旱事件)、湖泊水动力增强(如大颗粒物增加;图 5)。因此在水体营养盐增加的背景下,水动力的增强导致了在喜好富营养物种的竞争上,硅质含量高、沉降速率大的物种(如 *A. granulata*)具有较大的竞争优势^[40]。

本研究揭示的硅藻群落对湖泊水体富营养化的响应模式与已有沉积物硅藻记录具有较好的可比性。如 Ji 等人(2013)揭示了星云湖从 1980 年左右开始出现了明显的富营养化过程,同时本研究中优势硅藻种 *C. rhomboideo-elliptica* 丰度的变化趋势与上述研究的变化基本一致^[14]。而在 Ji 等人的研究中,硅藻优势种包含附生属种并以此可指示底栖植被的变化,而本研究中优势种主要是浮游种,基本没有底栖和附生的属种。二者研究结果差异的主要原因可能是采样点位置的差别,前者的采样点靠近岸边,其附生种的来源可能是岸边水生植被上附生的硅藻经湖流作用冲刷到前者采样点附近,而本研究中采样点靠近湖心,不易受到沿岸硅藻群落变化的影响。此外,Ji 等人的采样时间是在 2009 年,而 2008—2012 年间云南省发生了连续多年大旱,而本研究采样时间在 2013 年,二者采样时间分别在大旱之前和大旱之后,这也可能是造成近年来硅藻群落在两

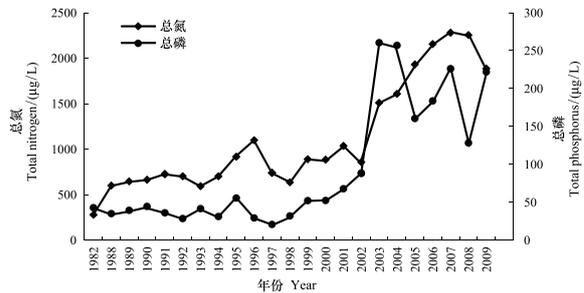


图 7 星云湖水水质变化图^[30-36]

Fig.7 Water quality changes of Xingyun Lake^[31-36]

个钻孔中出现的差异。

3.2 湖泊连通性与水文气候条件对藻类群落的影响

硅藻群落结构在 20 世纪初出现的明显变化可能受星云湖与抚仙湖水文连通性的显著影响。如主成分分析显示 PCA 主轴 2 主要与喜贫营养的地方种 *C. rhomboideo-elliptica* 的变化相关(图 4(a)),这与沉积物 Chl-a 浓度指示的湖泊生产力缓慢上升的趋势不一致(图 5)。Li et al.^[7]对抚仙湖沉积物硅藻的调查显示,20 世纪初抚仙湖的优势硅藻为 *C. rhomboideo-elliptica* 且相对丰度持续保持在 >90%。近 200 年来星云湖中 *C. rhomboideo-elliptica* 的物种丰度总体较低(<10%),但在 1900 年左右出现快速上升(>20%)成为群落的优势物种,物种丰度稳定在 50% 左右。这个变化特征也被来自湖盆北部的沉积物钻孔所记录^[14]。历史文献显示 1900 年左右抚仙湖唯一出口河流海口河阻塞导致了抚仙湖水倒灌入星云湖^[41],这使得抚仙湖的优势硅藻 *C. rhomboideo-elliptica* 扩散到星云湖进而促使其繁盛。1923—1926 年对星云湖与抚仙湖出口河流隔河与海口河的大规模改造导致了湖泊连通性出现反向变化(即星云湖水在雨季向抚仙湖排水),同时也导致了硅藻物种的改变。20 世纪 30 年代开始随着湖泊营养水平逐渐上升,星云湖沉积物记录显示 *C. rhomboideo-elliptica* 百分含量持续下降(图 3),与两个湖泊连通性出现的变化特征相一致。

过去几十年以来星云湖流域围湖造田等流域开发强度的增加进一步加剧了湖泊面积和容积的萎缩,这与沉积物粒度所反映出的水动力条件变化的趋势相一致。例如 1956 年,再次开凿隔河使得星云湖水下降约 1m;而 1958 年“大跃进”期间,沿湖乡村围湖造田,湖面围垦农田约 5000 亩;1975 年星云湖区内多处湖湾被围堵养鱼^[18]。20 世纪 50 年代到 20 世纪末,沉积物大颗粒物含量增加并保持在较高水平,反映了此阶段湖泊水动力总体较强,可能与人类活动导致的湖泊水位下降相关。星云湖—抚仙湖出流改道工程完成后,抚仙湖每年有 2700 多万立方米的抚仙湖优质水倒流进入星云湖。而沉积物粒度数据显示,2003 年以来中大颗粒物含量明显增加,指示了抚仙湖—星云湖连通性的改变可能导致了星云湖水动力条件的明显变化。

我们的结果还表明硅藻群落对气候的长期变化与极端事件的出现响应明显。胡竹君^[42]等对洱海的研究发现 *F. crotonensis* 的生长在冬季优势明显,这与表 1 中温度与 *F. crotonensis* 相关性结果相一致;而近 20 年来星云湖流域平均气温明显上升(图 5),可能导致了 *F. crotonensis* 相对丰度的下降。富营养指示种 *A. granulata* 自 2000 年以来成为主要优势种,而除了高营养水平这一影响因子外,该阶段内平均风速较高、降水量偏少(图 5),都可能促进湖泊水动力的持续增强,从而有利于 *Aulacoseira* spp. 的繁盛。对比主轴 3 与粒度、气象数据(图 5)可以发现,主轴 3 与温度的变化总体呈相反的趋势,而且其变化过程中的几个拐点可以与粒度和气象数据反应出来的极端干旱事件相对应。因此,影响星云湖硅藻群落结构变化的另一个重要环境因子可能是全球变暖与极端气候的出现。

4 结论

本研究开展的沉积物记录多指标分析表明了星云湖生态环境近 200 年来出现了明显的变化。尤其是从 1980 年左右开始星云湖出现了明显的富营养化过程,导致了湖泊初级生产力持续增加并驱动了硅藻群落的明显变化。同时河道改造、围湖造田等人类活动的增强总体导致了星云湖水体面积与容积的减小与水位下降,自 20 世纪 50 年代开始出现了沉积物大颗粒物明显增加、水动力增强的趋势,同时星云湖—抚仙湖的连通性为硅藻等生物物种的扩散与营养物质的流通提供了重要的通道。而近几十年来流域气候(如气温)的变化也可能对星云湖硅藻群落的组成产生了一定的影响。我们的结果表明,对星云湖的生态修复与流域管理不仅需要关注营养盐的富集与污染控制,同时也需要关注湖泊的水文调节(如抚仙湖的入流改造)与流域气候变化等过程。

致谢:感谢加拿大女王大学生物系 John Smol 教授团队完成了沉积物色素样品的分析;曹艳敏师姐在论文完成过程中提供了宝贵建议和帮助;向提出宝贵建议的评审专家和编辑致以衷心的感谢!

参考文献 (References):

- [1] Smol J P. Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective. 2nd ed. London: John Wiley & Sons, 2008.
- [2] Wang R, John A D, Peter G L, Zhang E L, Yang X D, Vasilis D, Marten S. Flickering gives early warning signals of a critical transition to a eutrophic lake state. *Nature*, 2012, 492(7429): 419-422.
- [3] 郭怀成, 王心宇, 伊璇. 基于滇池水生态系统演替的富营养化控制策略. *地理研究*, 2013, 32(6): 998-1006.
- [4] 李俊梅, 李娟. 应对全球气候变化云南可持续发展对策研究. *云南地理环境研究*, 2013, 25(1): 77-83.
- [5] van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 1994, 28(1): 117-133.
- [6] 董旭辉, 羊向东, 王荣. 长江中下游地区湖泊富营养化的硅藻指示性属种. *中国环境科学*, 2006, 26(5): 570-574.
- [7] Li Y L, Gong Z J, Xia W L, Shen J. Effects of eutrophication and fish yield on the diatom community in Lake Fuxian, a deep oligotrophic lake in southwest China. *Diatom Research*, 2011, 26(1): 51-56.
- [8] Gong Z J, Li Y L, Shen J, Xie P. Diatom community succession in the recent history of a eutrophic Yunnan Plateau lake, Lake Dianchi, in subtropical China. *Limnology*, 2009, 10(3): 247-253.
- [9] 张宏亮, 李世杰, 冯庆来, 张世涛. 云南星云湖沉积物正构烷烃记录的近代环境变化. *第四纪研究*, 2008, 28(4): 747-753.
- [10] 张宏亮, 李世杰, 冯庆来, 张世涛. 云南星云湖沉积记录的近代环境变化: 来自正构脂肪醇的证据. *沉积学报*, 2009, 27(2): 352-359.
- [11] David A H, Mark B, Sharon L K, Jason H C, Joseph S S, Song X L, Wu Y, Thomas J W. Paleoclimate of Southwestern China for the Past 50, 000 yr Inferred from Lake Sediment Records. *Quaternary Research*, 1999, 52(3): 369-380.
- [12] Chen X M, Chen F H, Zhou A F, Huang X Z, Tang L Y, Wu D, Zhang X J, Yu J Q. Vegetation history, climatic changes and Indian summer monsoon evolution during the Last Glaciation (36, 400-13, 400 cal yr BP) documented by sediments from Xingyun Lake, Yunnan, China. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2014, 410: 179-189.
- [13] Zhang W X, Ming Q Z, Shi Z T, Chen G J, Niu J, Lei G L, Chang F Q, Zhang H C. Lake sediment records on climate change and human activities in the Xingyun Lake Catchment, SW China. *PLoS ONE*, 2014, 9(7): e102167.
- [14] Ji M, Li Y L, Shen J. Past and recent lake eutrophication evidenced by microfossil (over 160 years) diatom succession in sediments, lake Xingyun (southwest China). *Polish Journal of Ecology*, 2013, 61(4): 729-737.
- [15] Cao Y M, Zhang E L, Chen X, Anderson N J, Shen J. Spatial distribution of subfossil chironomidae in surface sediments of a large, shallow and hypertrophic lake (Taihu, SE China). *Hydrobiologia*, 2012, 691(1): 59-70.
- [16] Chen X, Yang X D, Dong X H, Liu E F. Influence of environmental and spatial factors on the distribution of surface sediment diatoms in Chaohu Lake, southeast China. *Acta Botanica Croatica*, 2012, 71(2): 299-310.
- [17] 王苏民, 窦鸿身, 陈克造, 汪宪枢, 姜加虎. *中国湖泊志*. 北京: 科学出版社, 1998: 383-384.
- [18] 张世涛, 冯明刚, 李荫玺. *近现代星云湖的环境变化与生态对策*. 北京: 地质出版社, 2007.
- [19] 刘俊, 陈红. 星云湖水生生态系统变迁及富营养化的变化分析. *云南环境科学*, 2000, 19(2): 42-44.
- [20] 冯明刚. *玉溪市星云湖环境现状及可持续发展研究*[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2005.
- [21] Appleby P G, Oldfield F. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported²¹⁰Pb to sediment. *Catena*, 1978, 5(1): 1-8.
- [22] Appleby P G. Chronostratigraphic techniques in recent sediments // Last W M, Smol J P. *Tracing Environmental Changes Using Lake Sediments*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, 1: 171-203.
- [23] Appleby P G, Richardson N, Nolan P J. ²⁴¹Am dating of lake sediments. *Hydrobiologia*, 1991, 214(1): 35-42.
- [24] Wu J L, Schleser G H, Lucke A, Li S J. A stable isotope record from freshwater lake shells of the eastern Tibetan Plateau, China, during the past two centuries. *Boreas*, 2007, 36(1): 38-46.
- [25] Peter R L, Dominic A H. Sedimentary pigments // Last W M, Smol J P, Birks H J B, Bradley R S, Alverson K. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, 3: 295-325.
- [26] Andrew L L, Joshua K, Adam J, Smol J P. Elevated metal concentrations inhibit biological recovery of Cladocera in previously acidified boreal lakes. *Freshwater Biology*, 2014, 60(2): 347-359.
- [27] 张立原, 张宏亮, 张世涛, 冯庆来. 滇中星云湖地区 200 年来的环境演化. *地质科技情报*, 2006, 25(3): 8-12.
- [28] Battarbee R W, Jones V J, Flower R J, Cameron N G, Bennion H, Carvalho L, Juggins S. Diatom // *Terrestrial, Algal And Siliceous Indicators. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, 3: 155-202.
- [29] Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae // Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, eds. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Fischer-

Verlag, Stuttgart, 1986-1991.

- [30] 王厚防, 唐翀鹏. 星云湖环境问题研究进展. 安徽农学通报, 2010, 16(11): 183-185.
- [31] 金星, 王林, 祁云宽, 刘宇, 陆娅. 磷矿开发对星云湖总磷污染影响研究. 环境科学导刊, 2011, 30(6): 78-80.
- [32] 师莉莉, 杨晓红. 滇中三大湖泊氮、磷水质变化趋势研究. 环境科学导刊, 2007, 26(增刊): 67-69.
- [33] 张洪, 陈霞, 张帅. 云南高原湖泊流域土地利用与水质变化异质性分析. 资源开发与市场, 2011, 27(7): 646-650, 672-672.
- [34] 于洋, 张民, 钱善勤, 李大命, 孔繁翔. 云贵高原湖泊水质现状及演变. 湖泊科学, 2010, 22(6): 820-828.
- [35] 王志荣. 生态水利、环境水利、城市水利完美结合的典范—云南省玉溪市星云湖抚仙湖出流改道工程. 水利规划与设计, 2011, (5): 56-58.
- [36] 王建云, 王云华. 星云湖、杞麓湖磷污染来源比较. 环境科学导刊, 2007, 26(3): 8-10.
- [37] Interlandi S J, Kilham S S. Assessing the effects of nitrogen deposition on mountain waters: a study of phytoplankton community dynamics. Water Science and Technology, 1998, 38(10): 139-146.
- [38] Saros J E, Michel T J, Interlandi S J, Wolfe A P. Resource requirements of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis* in oligotrophic alpine lakes: implications for recent phytoplankton community reorganizations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2005, 62(7): 1681-1688.
- [39] Kirilova E P, Cremer H, Heiri O, Lotter A F. Eutrophication of moderately deep Dutch lakes during the past century: flaws in the expectations of water management? Hydrobiologia, 2010, 637(1): 157-171.
- [40] Gibson C E, Anderson N J, Haworth E Y. *Aulacoseira subarctica*: taxonomy, physiology, ecology and palaeoecology. European Journal of Phycology, 2003, 38(2): 83-101.
- [41] 云南省江川县志编纂委员会. 江川县志. 昆明: 云南人民出版社, 1994: 97-103.
- [42] 胡竹君, 李艳玲, 李嗣新. 洱海硅藻群落结构的时空分布及其与环境因子间的关系. 湖泊科学, 2012, 24(3): 400-408.