

# 安徽省石塘湖过去百余年湖水总磷浓度的定量重建

张清慧<sup>1,2</sup>, 董旭辉<sup>2①</sup>, 陈诗越<sup>1</sup>, 羊向东<sup>2</sup> (1. 聊城大学环境与规划学院, 山东 聊城 252059; 2. 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, 江苏 南京 210008)

**摘要:** 湖水总磷浓度对湖泊富营养化有很好的预警作用, 历史湖水总磷浓度的定量重建能揭示湖泊营养演化历史。依据安徽省石塘湖沉积物钻孔的高分辨率硅藻研究结果, 结合长江中下游湖泊硅藻-总磷转换函数模型, 定量重建了其过去百余年来硅藻组合演替与历史湖水总磷浓度的变化过程。结果表明: 石塘湖硅藻经历了从颗粒直链藻(*Aulacoseira granulata*) 优势组合(1867—1981年)向富营养属种高山直链藻(*Aulacoseira alpigae*) 优势组合(1981年以来)的变化。1981年以前, 水体 $\rho$ (总磷)为 $50 \sim 60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 湖泊一直维持在中等营养水平; 1981年之后, 水体 $\rho$ (总磷)呈现明显升高趋势( $>100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 硅藻组合以高山直链藻占绝对优势, 同时伴有喜好富营养环境的属种如极微小环藻(*Cyclotella atomus*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)和汉斯冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*)等的增加, 标志着湖泊富营养化的发生。20世纪80年代以来, 农业及城市生活污水排放、农业化学肥料的大量使用以及过度养殖是硅藻种群转变和富营养化发生的主要根源。增温在一定程度上也影响着硅藻群落变化和富营养化的加重。根据重建的硅藻-水体总磷浓度结果, 提出石塘湖治理的营养物基准水体 $\rho$ (总磷)为 $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 为该湖整治和修复方案的制定提供可参考的目标, 也为当地大量类似湖泊的治理提供重要参考。

**关键词:** 硅藻组合; 总磷重建; 富营养化; 营养物基准; 石塘湖

中图分类号: X143 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2013)04-0494-06

**Quantitative Reconstruction of the History of Total Phosphorus Concentrations in Shitang Lake, Anhui Province Over the Past 100 Years.** ZHANG Qing-hui<sup>1,2</sup>, DONG Xu-hui<sup>2</sup>, CHEN Shi-yue<sup>1</sup>, YANG Xiang-dong<sup>2</sup> (1. School of Environment and Planning, Liaocheng University, Liaocheng 252059, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** Total phosphorous (TP) concentration is a good indicator of lake eutrophication, and quantitative reconstruction of the history of variation of TP concentration of water in the lake may reveal the history of nutrient evolution of the lake. Based on the high-resolution study of diatom fossil in drill cores of sediments in that lake coupled with the functional model for diatom-TP conversion for lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River, succession of diatom composition in and history of nutrient evolution of the Shitang Lake was quantitatively reconstructed. Results show that diatom flora experienced change from *Aulacoseira granulata*-dominated composition (prior to 1981) to *Aulacoseira alpigae*-dominated one (after 1981). Prior to 1981, TP concentration remained around  $50 \sim 60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , indicating a medium nutrition level, while after 1981, TP concentration increased rapidly to  $>100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , and the diatom community was dominated by *A. alpigae* accompanied with an increasing proportion of eutrophy-phil diatoms, such as *Cyclotella atomus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia palea*, *Stephanodiscus hantzschii*, which indicated the beginning of eutrophication of the lake. Since the 1980s increasing discharge of domestic sewage, application of chemical fertilizers and expansion of aquaculture have become the major causes of the eutrophication and the change in diatom flora. To a certain extent, the global warming is another contributor. On the basis of the findings, the TP of  $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  is proposed to be the baseline for management of eutrophication of the Shitang Lake. This study also offers reliable reference for setting up targets for management and remediation of the lake and a large number of similar lakes in this area.

**Key words:** diatom composition; total phosphorous reconstruction; eutrophication; nutrient baseline; Shitang Lake

长江中下游地区分布着世界上独特的大型浅水湖泊群, 其中面积大于  $1 \text{ km}^2$  的湖泊有 631 个<sup>[1]5</sup>。该区降水丰沛, 水热配置好, 河网水系发达, 这些特点决定了流域入湖营养物质较多。近几十

收稿日期: 2012-12-14

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(2012CB956100); 国家自然科学基金重点项目(41072258)

① 通信作者 E-mail: xhdong@niglas.ac.cn

年来,随着人口的剧增和现代化农业的发展,特别是大量城市污水的排放以及农业化学肥料的使用,更多的营养物质(如磷元素)的输入,导致该区大部分湖泊出现水质退化和蓝藻水华爆发<sup>[2-3]</sup>。关于水体藻类爆发的控制因子,尽管不同的水体存在不同的影响机制,通常认为在海洋生态系统中氮元素是首控因子,而在淡水生态系统中磷则是最重要的影响因素<sup>[4-6]</sup>。对于长江中下游大多数湖泊,由于流域N元素的过剩,P元素的足量供给是湖泊藻类大量繁衍的必需条件,P元素也是评价湖泊营养水平的主要因素<sup>[1]108,[7]</sup>。

历史时期湖泊水体总磷浓度的定量重建对理解湖泊富营养化机制有着重要意义。根据重建的水体总磷浓度序列,湖泊治理者能得到湖泊的富营养化开始时间、变率和发展趋势;结合历史记载的流域人类活动或气候变化序列,可以探究水体总磷浓度变化的原因。此外,为合理评估湖泊治理水平,湖泊管理者需要知道在湖泊富营养化之前,或在显著人类活动影响前的湖泊水体总磷值,以此作为一个湖泊治理需要达到的参考目标(或称基准环境)<sup>[8]</sup>。在过去的十几年中,围绕湖泊富营养化治理,各级政府投入了大量人力和物力,但治理效果往往有限<sup>[9]</sup>。其中一个很重要的原因在于缺乏上述的长期湖泊监测数据,如大多数湖泊仅有10余年的记录,太湖监测记录较长,达30余年。

古湖沼学是一种通过研究湖泊沉积物来揭示历史时期湖泊生态环境演化过程的科学<sup>[10]</sup>。结合高分辨率的<sup>210</sup>Pb/<sup>137</sup>Cs定年技术,沉积物的理化性质及其中保存的生物残体能提供湖泊历史水环境变化的信息<sup>[11]</sup>。其中,硅藻因其生命周期短,对环境变化响应敏感,属种丰富,能较好地保存于湖泊沉积物中,是古湖沼学研究使用最多的生物指标<sup>[12]</sup>。基于硅藻个体分布的最佳值及生态耐幅理论,世界上许多地区也已相继建立了区域性的硅藻-营养指标(主要是水体总磷浓度)转换函数<sup>[13]</sup>,并成功地应用于一些湖泊的历史营养要素水平的定量重建<sup>[11,13]</sup>。在长江中下游地区,笔者所在课题组已建立了该区硅藻-湖水总磷转换函数<sup>[11]</sup>,结合沉积岩芯的硅藻化石组合变化序列,定量重建了太白湖、龙感湖和巢湖等湖泊的水体总磷浓度,为这些湖泊的富营养化治理提供了重要信息<sup>[8,11,14]</sup>。

安徽省石塘湖是一个富营养化的典型浅水湖泊,是当地居民生活、养殖和农业灌溉用水等的重要来源<sup>[1]252</sup>。2008年由于接纳生活废水和工业污水的排放,安庆石塘湖中大量鱼蟹死亡<sup>[15]</sup>。同年,

也有报道指出石塘湖水质污染逐年加剧,希望能找到保持石塘湖水清的治本之策<sup>[16]</sup>。但由于该湖较少进行过湖泊监测,因此对其水环境特征知之甚少。笔者选择石塘湖,利用已建立的长江中下游地区硅藻-总磷转换函数,结合其高分辨率沉积硅藻研究来定量重建湖泊水体历史时期营养演化过程,为该湖整治和修复方案的制定提供可参考的目标,也为当地大量类似湖泊的治理提供重要参考。

## 1 研究区概况

石塘湖位于长江北岸、安徽省安庆市境内,紧靠大龙山脚,是破罡湖的一部分<sup>[1]251</sup>。破罡湖居东,紧临长江大堤。石塘湖面积为23.3 km<sup>2</sup>,平均水深为1.52 m,最大水深为2.5 m。湖水依赖地表径流及湖面降水补给,多年平均水位为12.11 m。湖区属北亚热带季风气候区,年平均气温为16.5℃,降水量为1389.1 mm,4—8月降水量占年降水总量的65.7%。自1959年起,破罡湖与长江完全隔断,2006年国家水利局和安徽省决定沿江湖泊一律通江,同年6月2日,破罡湖正式通江<sup>[17]</sup>。20世纪80年代前,该湖水草繁盛,由于水产养殖力度加大,80年代后水生植被减少,1980年水生植被覆盖率仅为8%<sup>[1]251</sup>。目前,该湖已发生富营养化,藻类时有爆发。

## 2 研究方法

### 2.1 采样与沉积指标分析

2011年利用重力采样器,在石塘湖湖心处采集长85 cm的柱状沉积岩芯。现场对钻孔沉积物样品按1 cm间隔进行采集,获得的样品密封于塑料袋内,带回实验室于4℃条件下冷藏保存以备分析。该文仅对上部60 cm沉积柱进行分析。实验室分析项目包括<sup>210</sup>Pb活度和硅藻分析。其中,<sup>210</sup>Pb活度采用高纯锗井型探测器(HPGe GWL-420-45)测定。硅藻用盐酸和双氧水处理后进行制片<sup>[18]</sup>,属种鉴定主要依据Krammer & Lange-Bertalot的分类系统<sup>[19]</sup>,对每个沉积物样品至少鉴别300粒硅藻,属种数量用百分比表示。

### 2.2 水体总磷重建

石塘湖古湖水总磷浓度的定量重建基于钻孔沉积硅藻数据和长江中下游地区现代湖泊的硅藻-总磷转换函数模型<sup>[20]</sup>。该硅藻-总磷转换函数的建立依据49个湖泊的硅藻-水质数据库的典型对应分析(CCA)结果,即总磷是解释硅藻种群变化最重要的环境因子,然后利用加权回归模型建立硅藻

与总磷间的关系,将此关系应用于化石硅藻即可实现定量重建。该定量重建值是经过数次加权而得到,还需要利用转换函数进行系数校正,该转换函数公式为  $\rho_{\text{重建值}}(\text{TP}) = -2.13 + 2.09\rho_{\text{初始推导值}}(\text{TP})$ 。定量重建的过程用 C2 程序<sup>[21]</sup>执行。古湖水总磷浓度的累计年均变率的计算是利用连续样品的水体总磷浓度之差除以该连续样品所代表的年代差,然后将求得的连续样品结果累计相加获得。

### 2.3 影响因素分析

对 1950 年以来总磷推导值(DI-TP)、非农业人口、农用化肥施用量、气温以及降水量几个影响因素进行分析。考虑到气温和降水量数据为每年连续,而沉积钻孔 DI-TP 值以及非农业人口和农用化肥施用量的数据是不连续的,因此对后 3 组数据采用均值内插的方法建立连续的年均数据。利用 SPSS 18.0 软件计算各影响因素与重建的总磷浓度值间的 Pearson 相关系数,显著性水平设为  $\alpha = 0.01$ 。气温和降水量数据为国家气象局安庆站点观测数据,由中国气象局国家气象信息中心气象资料室提供。农用化肥施用量和非农业人口数据来源于安徽省农业统计提要 and 安庆市统计年鉴<sup>[22-23]</sup>。

## 3 结果与分析

### 3.1 沉积年代与深度及沉积速率的对应关系分析

石塘湖沉积物年代确定主要依据<sup>210</sup>Pb 活度测定结果。考虑到百年尺度沉积速率的非恒定性及沉积物的压实作用,采用恒定放射性通量模式计算

石塘湖沉积速率,沉积岩芯年代与深度的对应关系见图 1。计算所得沉积岩芯的平均沉积速率为  $0.93 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。1980 年以后沉积速率迅速上升,在沉积岩芯表层达到峰值( $1.43 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。17.5 cm 深处对应的年份为 1981 年,60 cm 深处对应的年份为 1867 年。

### 3.2 沉积物中主要硅藻种群随时间的演替

石塘湖钻孔沉积物中硅藻含量见图 2,共鉴定硅藻 25 属 63 种,其中 39 个种在用于建立转换函数的 49 个湖泊中出现。硅藻属种主要以浮游类型为主,附生和底栖类型很少。颗粒直链藻(*Aulacoseira granulata*)和高山直链藻(*Aulacoseira alpinae*)是 2 个主要优势种。可以看出,在 1981 年(对应于 17.5 cm 深处)前后硅藻组合出现重大转变。

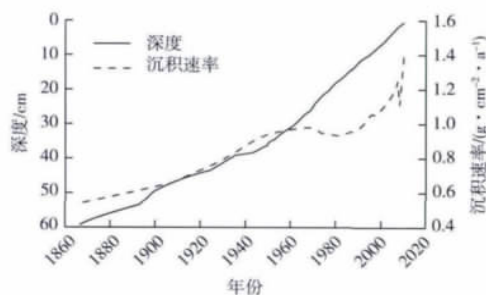
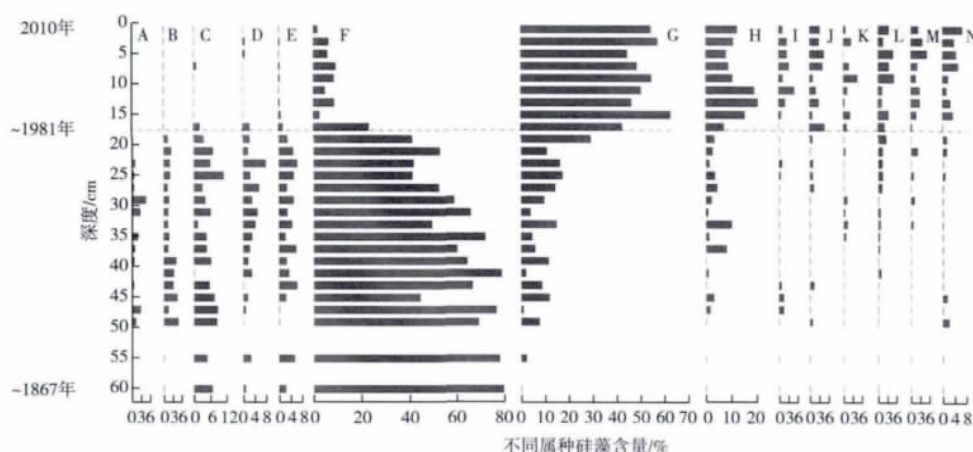


图 1 石塘湖沉积岩芯<sup>210</sup>Pb 年代-深度和年代-沉积速率的对应关系

Fig. 1 Relationships between <sup>210</sup>Pb age and depth, and between <sup>210</sup>Pb age and sedimentation rate in Shitang Lake



A—岩壁短缝藻(*Eunotia praerupta*); B—缺刻短缝藻(*Eunotia incisa*); C—蕞形短缝藻(*Eunotia pectinalis*); D—结膜窗纹藻(*Epithemia adnata*); E—尖布纹藻(*Gyrosigma acuminatum*); F—颗粒直链藻(*Aulacoseira granulata*); G—高山直链藻(*Aulacoseira alpinae*); H—模糊直链藻(*Aulacoseira ambigua*); I—圆形环冠藻(*Cyclotella tholiformis*); J—梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*); K—假巨新形小环藻(*Cyclotella pseudostelligera*); L—汉斯冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*); M—极微小环藻(*Cyclotella atomus*); N—谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)。仅列举含量高于 5% 的属种。

图 2 石塘湖沉积柱主要硅藻种群演替

Fig. 2 Succession of the dominance of diatom in the diatom community in the drill core of sediment from Shitang Lake

1981 年以前, 颗粒直链藻占绝对优势, 最高含量达 80%, 但随时间的推移整体略呈下降趋势。短缝藻属(*Eunotia*)、窗纹藻属(*Epithemia*) 和尖布纹藻(*Gyrosigma acuminatum*) 等附生和底栖类型硅藻几乎在每个样品中均有出现, 但含量较低( $< 15\%$ )。浮游属种高山直链藻在 50 cm 以上也有相当数量出现。1981 年以后, 颗粒直链藻含量急剧下降(不足 10%), 高山直链藻含量急剧上升(最高达 60%), 与同属的模糊直链藻(*Aulacoseira ambigua*) 成为优势种。同时伴有极微小环藻(*Cyclotella atomus*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*) 和汉斯冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*) 等其他富营养属种的增多。

### 3.3 石塘湖沉积柱过去水体总磷的重建

钻孔样品中, 共有 39 个硅藻种类在区域硅藻-总磷转换函数数据库中出现, 这 39 个属种在每个沉积样品中的总含量都超过 90%。利用这些化石数据和转换函数模型, 对石塘湖过去百余年来水体总磷浓度进行推导。根据总磷推导结果(图 3) 可以看出, 约 1981 年以前, 采样点附近水域  $\rho$ (总磷) 在  $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  上下波动, 且较稳定; 1981 年之后, 水体  $\rho$ (总磷) 快速上升至  $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  以上, 并呈现上升趋势。

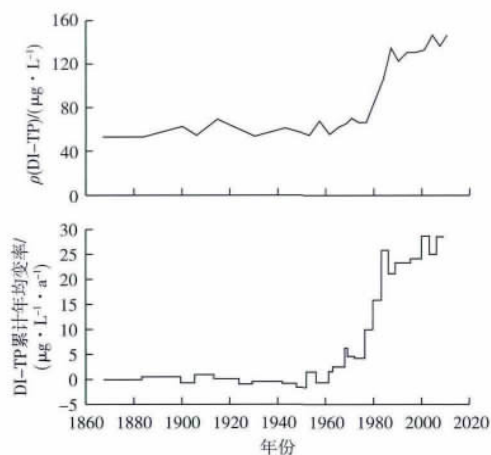


图3 石塘湖沉积柱过去水体总磷推导值 (DI-TP) 及其累计年均变率

Fig. 3 TPs (DI-TP) in the past inferred based on the basis of diatom in the drill core and cumulative annual mean changing rate of DI-TP in Shitang Lake

根据水体总磷浓度的累计年均变率(图 3) 可以看出: 1960 年以前, 累计年均变率值在 0 上下波动, 且趋于一致; 1960 年以后开始逐渐增加, 1980 年以

后累计年均变率快速上升至  $15 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , 且呈快速增加趋势。

## 4 讨论

石塘湖沉积硅藻组合清晰地揭示了石塘湖近百年来的营养演化过程。根据  $^{210}\text{Pb}$  年代序列, 约 1981 年前后, 硅藻组合由颗粒直链藻优势组合向高山直链藻优势组合变化, 反映了一次重要的营养富集事件。其中, 颗粒直链藻主要分布在中-中富营养水体中; 在长江洪泛平原地区, 其总磷浓度适宜值在  $70 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  左右<sup>[20]</sup>。高山直链藻是一种喜好富营养环境的属种<sup>[11]</sup>, 在长江中下游地区, 该属种的总磷浓度适宜值在  $134 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  左右<sup>[20]</sup>, 是潜在的富营养化发生的指示性属种。另外, 梅尼小环藻、极微小环藻和极小冠盘藻(*Stephanodiscus minutulus*) 等也是长江中下游地区水体富营养化发生的很好的指示性属种<sup>[24]</sup>。同时, 这些属种在欧洲和北美的一些富营养化湖泊中也经常出现, 代表着较高的营养水平<sup>[13]</sup>。1981 年以前, 营养水平相对较低, 水体  $\rho$ (总磷) 在  $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  上下波动, 适宜颗粒直链藻的生存; 但从 1981 年开始, 营养水平升高, 高山直链藻含量急剧增高, 其他富营养种, 如极微小环藻、梅尼小环藻、谷皮菱形藻和汉斯冠盘藻等也有不同程度的增加, 推导所得水体  $\rho$ (总磷) 也从之前的  $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  迅速上升至  $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  以上, 标志着石塘湖富营养化的开始。1980 年以后, 水体总磷浓度累计年均变率快速上升(图 4), 这也指示了 1980 年以后石塘湖的快速营养富集。对同在长江中下游流域的龙感湖、太白湖和巢湖的钻孔硅藻研究<sup>[8, 11, 14]</sup> 亦表明, 各个湖泊亦发生相似的由贫-中营养向富营养的硅藻群落的转变, 只是发生时间、变率各不相同, 反映了不同流域内湖泊富营养化发生的时间和影响机制的差异。

石塘湖 1980 年以后的营养富集与城市生活污水的排放、农业肥料的大量使用以及过度养殖等人类活动(图 4) 有关。湖泊富营养化的根源就在于氮、磷等营养物质的过量富集<sup>[25]</sup>。表 1 显示, 1950 年以来人类活动(非农业人口和化肥施用量) 与石塘湖湖水总磷浓度的相关性已超过自然因素(气温和降水量), 人类活动在石塘湖 1950 年以后的营养演化中起主导作用。1981 年以后入湖沉积物的平均沉积速率明显增高(图 1), 亦指示了流域人类活动强度的明显增加, 由此引起流域土壤侵蚀速率加快和入湖营养盐增多, 尤其是磷的增加, 促进了藻类生物的发育和富营养硅藻种的增加。同时, 1980



年以后非农业人口以及农用化肥施用量的快速增长(图4)暗示城市生活污水以及农业面源污染输入急剧增加。据报道,近年来石塘湖流域地区城市建设加速推进,城区地下管网“先天不足”,部分排污管网配套设施不到位,生活污水和工业污水等直接排放入湖<sup>[15]</sup>。再加之湖泊不合理的过度养殖,大量

消耗水生植物,并且向湖泊投放过量鱼类饵料以及化肥,造成湖泊湿地水生植被的消失,加剧了湖泊富营养化程度<sup>[26]</sup>。有统计数据表明,1990—2005年,安庆沿江湖区水产品产量由4.0万t增加到约29.2万t<sup>[27]</sup>。

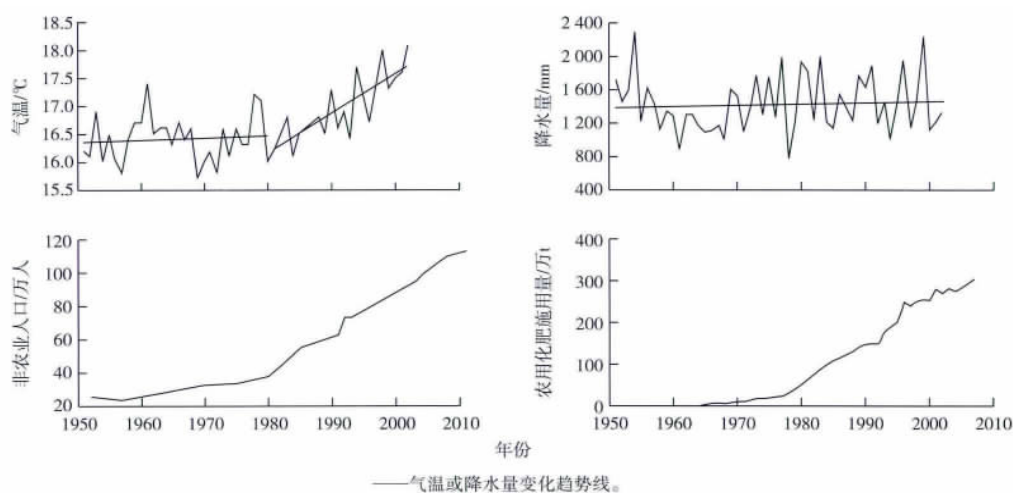


图4 安庆市年均气温、降水量和非农业人口以及安徽省化肥施用量

Fig. 4 Annual mean temperature, annual rainfall and non-agricultural population in Anqing City and chemical fertilizer usage in Anhui Province

表1 石塘湖湖水总磷浓度影响因素间的相关系数

Table 1 Correlation analysis on influencing factors of TP concentration in the lake

指标	DI-TP	非农业人口	化肥施用量	气温
非农业人口	0.94 **	1		
化肥施用量	0.94 **	0.99 **	1	
气温	0.57 **	—	—	1
降水量	0.10	—	—	-0.24

\*\*表示在 $\alpha = 0.01$ 水平上显著相关;—表示不考虑其相关性。  
DI-TP为总磷浓度推导值。

气温在一定程度上影响着硅藻群落的变化<sup>[28]</sup>。温度通过对硅藻生长所需的环境因子(如营养、光照和扰动条件等)的调控而对硅藻群落变化产生影响<sup>[29]</sup>。随着全球增温,气候变暖引起的藻类爆发和严重富营养化现象突显<sup>[30]</sup>。已有研究表明,在浅水富营养湖泊中,增温会增强内源营养负荷释放,进而促进富营养生物属种发育<sup>[31]</sup>。由图5可以看出,安庆市自1980年以来气温呈升高趋势,并且与湖水总磷浓度在 $\alpha = 0.01$ 水平上显著相关(表1)。因此,1980年以来在增温背景下的营养盐输入量的增加,促使湖泊营养水平不断升高,富营养种持续增加。然而,值得指出的是降水量变化趋势不明显

(图4),而且与湖水总磷浓度的相关性不显著(表1),因此降水量可能对石塘湖营养富集没有显著影响。

## 5 结论

该研究为长江中下游类似浅水湖泊的富营养化治理提供了重要信息。首先,与石塘湖一样,该区内许多湖泊的富营养化均是由于流域内农业及城市生活污水排放、农业肥料的大量使用以及过度养殖所致。因此,当地政府以及有关部门在制定湖泊整治和修复方案时需要严格加强流域入湖城市生活污水的处理,推广无磷洗涤剂;加强土地管理,合理施用化肥;限制水产养殖规模,实施生态渔业等,这是遏制富营养化态势最有效的手段。其次,气温可能通过改变湖泊内源营养释放速率的机制在一定程度上影响着石塘湖富营养化。因此,在全球变暖的气候背景下,尽管外源营养输入得到有效控制,湖泊仍然可能继续恶化,湖泊管理者必须理性地评估当前的治理手段,并适当地调整治理方法,比如,对部分重度富营养化湖泊可以采取底泥疏浚的辅助手段。最后,该研究证实了长江中下游地区湖泊营养本底普遍较高的事实。石塘湖总磷

重建结果表明在显著人类活动影响前,该湖较长时间内维持着  $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  左右的  $\rho$ (总磷),因此该总磷浓度值才是针对石塘湖治理的合理的、科学的营养物浓度基准值。

#### 参考文献:

- [1] 王苏民, 龚鸿身. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [2] GAO C, ZHANG T. Eutrophication in a Chinese Context: Understanding Various Physical and Socio-Economic Aspects [J]. AM-BIO: A Journal of the Human Environment, 2010, 39 (5): 385–393.
- [3] 刘静, 杭小帅, 梁斌, 等. 太湖湖区敏感水域水质时空变化特征[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(6): 628–632.
- [4] HECKY R, KILHAM P. Nutrient Limitation of Phytoplankton in Freshwater and Marine Environments: A Review of Recent Evidence on the Effects of Enrichment [J]. Limnology and Oceanography, 1988, 33(4): 796–822.
- [5] NIXON S W. Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes and Future Concerns [J]. Ophelia, 1995, 41(1): 199–219.
- [6] XU H, PAERL H W, QIN B, et al. Nitrogen and Phosphorus Inputs Control Phytoplankton Growth in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(1): 420–432.
- [7] 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化[M]. 北京: 科学出版社, 2007: 26–34.
- [8] 董旭辉, 羊向东. 湖泊生态修复基准环境的制定: 古生态学面临的机遇[J]. 湖泊科学, 2012, 24(6): 974–984.
- [9] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探[J]. 湖泊科学, 2002, 14(3): 193–202.
- [10] SMOL J P. The Power of the Past: Using Sediments to Track the Effects of Multiple Stressors on Lake Ecosystems [J]. Freshwater Biology, 2010, 55(Suppl. 1): 43–59.
- [11] YANG X D, ANDERSON N J, DONG X H, et al. Surface Sediment Diatom Assemblages and Epilimnetic Total Phosphorus in Large, Shallow Lakes of the Yangtze Floodplain: Their Relationships and Implications for Assessing Long-Term Eutrophication [J]. Freshwater Biology, 2008, 53(7): 1273–1290.
- [12] SMOL J P, STOERMER E F. The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2010: 4–10.
- [13] BENNION H. Surface-Sediment Diatom Assemblages in Shallow, Artificial, Enriched Ponds, and Implications for Reconstructing Trophic Status [J]. Diatom Research, 1995, 10(1): 1–19.
- [14] 陈旭, 羊向东, 刘倩, 等. 巢湖近代沉积硅藻种群变化与富营养化过程重建[J]. 湖泊科学, 2010, 22(4): 607–615.
- [15] 张欢欢, 艾裴. 安庆石塘湖大量鱼蟹死亡[EB/OL]. (2008–07–18) [2012–12–14]. <http://ah.anhuinews.com/system/2008/07/18/002068320.shtml>.
- [16] 安庆市经济信息中心. 让石塘湖成为真正的“风水”[EB/OL]. (2008–09–02) [2012–12–14]. <http://www.anqing.gov.cn/a/zhengwu/dongtai/jingji/2010/0701/16643.html>.
- [17] 陈书琴, 路杨, 储昭升, 等. 破罡湖通江前后湖滨带夏季水生植物对比研究[J]. 生物学杂志, 2009, 26(3): 10–12.
- [18] BATTARBEE R W. Diatom Analysis [M] // BERGLUND B E. Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. Chichester, UK: Wiley, 1986: 527–570.
- [19] KRAMMER K, LANG-BERTALOT H. Bacillariophyceae (1–4 Teil) [M] // ETTL H, GERLOFF J, HEYNIG H, et al. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart and Jena: Gustav Fischer Verlag, 1986–1991.
- [20] 董旭辉, 羊向东, 王荣, 等. 长江中下游地区湖泊硅藻-总磷转换函数[J]. 湖泊科学, 2006, 18(1): 1–12.
- [21] JUGGINS S. Software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualization. C2 Version 1.5 User Guide [CP]. Newcastle Upon Tyne, UK: Newcastle University, 2007: 1–73.
- [22] 安徽省统计局. 安徽统计年鉴 2006 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2007: 1–699.
- [23] 安庆市统计局. 安庆统计年鉴 2011 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011: 28–87.
- [24] 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[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 570–574.
- [25] 顾宗谦. 中国富营养化湖泊的生物修复[J]. 生态与农村环境学报, 2002, 18(1): 42–45.
- [26] 卢松, 陆林, 凌善金, 等. 人类活动对安庆沿江湖泊湿地影响的初步研究[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(1): 65–71.
- [27] 余瑞林, 周葆华, 刘承良. 安庆沿江湿地景观格局变化及其驱动力[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(6): 522–526.
- [28] 陈旭, 羊向东, 董旭辉, 等. 近 50 年来环境变化对巢湖硅藻组合演替的影响[J]. 湖泊科学, 2011, 23(5): 665–672.
- [29] ANDERSON N J. Minireview: Diatoms, Temperature and Climatic Change [J]. European Journal of Phycology, 2000, 35(4): 307–314.
- [30] MATZINGER A, SCHMID M, VELJANOSKA-SARAFILOSKA E, et al. Eutrophication of Ancient Lake Ohrid: Global Warming Amplifies Detrimental Effects of Increased Nutrient Inputs [J]. Limnology and Oceanography, 2007, 52(1): 338–353.
- [31] JEPPESEN E, MOSS B, BENNION H, et al. Interaction of Climate Change and Eutrophication [M] // Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. [s. l.]: Wiley-Blackwell, 2010: 119–151.

作者简介: 张清慧(1990—), 女, 山东临沂人, 硕士生, 主要从事湖泊沉积与环境演化方面的研究。E-mail: zqh900317@163.com