

湖北太白湖 400 多年来沉积硅藻记录及湖水总磷的定量重建^{*}

董旭辉^{1,2}, 羊向东¹, 刘恩峰¹

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(2: 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要: 依据沉积物钻孔的高分辨率硅藻研究, 利用长江中下游现代湖泊硅藻与总磷转换函数结果, 定量重建了太白湖 400 余年来古湖水总磷浓度的变化。结果表明, 约 1630 AD 前和 1800–1924 AD 期间, 湖水总磷浓度较低, 在 50–68 $\mu\text{g/L}$ 之间; 1630–1800 AD, 总磷浓度偏高, 总体上在 50–160 $\mu\text{g/L}$ 之间变化, 变幅较大。1800–1924 AD, 总磷浓度明显下降为谷值段, 且变化相对稳定 (50 $\mu\text{g/L}$ 左右); 1924–1953 AD, 总磷浓度仍较低, 但有增加趋势 (50–63 $\mu\text{g/L}$); 20 世纪 50 年代开始, 总磷浓度出现快速增加; 至 1970 年后, 总磷浓度超过 120 $\mu\text{g/L}$ 左右。利用样品相似对比的方法发现约 80% 的样品具有较好的重建效果。古湖水总磷浓度值的变化揭示了该湖两次明显的富营养化过程, 初步探讨了其驱动机制。根据重建结果提出: 太白湖自然营养本底总磷值约为 50 $\mu\text{g/L}$ 左右, 可作为该湖治理时的参考目标。

关键词: 太白湖; 沉积硅藻; 总磷; 定量重建; 营养本底

Diatom records and reconstruction of epilimnetic phosphorus concentration in Lake Taibai (Hubei Province) over the past 400 years

DONG Xuhui^{1,2}, YANG Xiangdong¹ & LIU Enfeng¹

(1: *Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China*)

(2: *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, P. R. China*)

Abstract: The epilimnetic total phosphorous concentrations ([TP]) over the past 400 years were reconstructed for Lake Taibai, based on the high resolutional fossil diatom study from one sediment core in that lake and an established regional diatom-TP transfer function. The results indicated that, during 1630 AD and 1800–1924 AD, [TP] was low within 50–68 $\mu\text{g/L}$; 1630–1800 AD, [TP] were much higher and changed dramatically, which was within 50–160 $\mu\text{g/L}$; 1800–1924 AD, [TP] showed low values with little changes (remained about 50 $\mu\text{g/L}$); 1924–1953 AD, [TP] kept low values, showing slight increase (50–63 $\mu\text{g/L}$); From 1950s [TP] began to increase and after 1970 [TP] exceeded 120 $\mu\text{g/L}$. Match Analog Technique was used to estimate the validity of the reconstruction results and it showed that about eighty percent samples provided reasonable values. The changes of the reconstructed [TP] revealed that two eutrophication stages had occurred and the causes were preliminarily discussed. Finally 50 $\mu\text{g/L}$ was propounded to be the naturalness value for TP index in Lake Taibai, which could be used as the restoration target.

Keywords: Lake Taibai; diatom; TP; reconstruction

近年来古湖沼学技术在湖泊环境治理上的一个突出的应用就是对湖泊营养本底的重建。营养本底, 即湖泊演化各阶段的营养水平背景值, 其中湖泊生长初期时未受扰动的自然营养本底水平 (或者是富营养化发生之前的稳定营养背景值) 可作为湖泊治理的目标^[1]。国际上, 营养本底的研究开始于 70 年代末期 (对欧洲和北美的一些湖泊), 早期的研究主要是从沉积物多指标入手, 从流域生态、物质输移、湖泊生物地球化学过程的角度, 来定性开展人与自然相互作用的湖泊环境响应研究。90 年代以来随着统计学手段的发

^{*} 中国科学院重大创新项目 (KZCX1-SW-12) 和国家 973 项目 (2002CB412300) 共同资助。2005-11-14 收稿; 2006-01-13 收修改稿。董旭辉, 男, 1978 年生, 博士研究生。E-mail: xhdong@niglas.ac.cn.

展^[2],利用沉积物生物指标来对历史营养本底的定量重建成为可能.其中,硅藻是一个非常有效的指标,世界上许多地区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,并成功地被用于一些湖泊的历史营养要素水平的定量重建^[3-5].

长江中下游地区湖群地处亚热带季风性气候区,长期的自然气候变化和泛滥的洪水不断地改变着该区的地貌形态和江湖水力关系;此外该区人类活动历史悠久,人类从早期的环湖而居,到近代的围湖造田活动,不断地影响着湖泊环境的变迁^[6].因此,该区湖泊营养背景势必比较复杂,为了给湖泊治理设立一个合理的参照目标,有必要开展该区湖泊营养本底的定量重建工作.董旭辉等^[7]在45个湖泊硅藻-水环境数据库的基础上,已建立了该区硅藻-总磷转换函数.本文将利用该转换函数,结合太白湖高分辨率沉积硅藻研究,对该湖历史时期湖水总磷浓度进行定量重建,并对定量重建结果的可靠性进行评估.并对该湖泊富营养化发生原因进行了初步探讨,同时提出可供参考的湖泊治理目标中总磷指标的参考值.

1 研究区概况

太白湖位于湖北省东部,横跨黄梅、武穴两县市,南距长江仅10余公里,北部为大别山南麓伸延的丘陵地带,南部为广阔的长江泛滥平原,流域面积960 km²(图1).20世纪30年代水面面积约44 km²,围垦后有面积26 km²,平均水深1.7 m.湖泊平均水位13.38 m,湖水依赖地表径流和湖面降水补给,湖泊水位受降水量的影响较明显,多水年与干旱年最高水位差值可达2 m.全湖有十个进水口,除接纳荆竹河、考田河等来水外,汛期还西承武山湖来水,主要入湖河流有梅川河、大金河、荆竹河、大河及丰收大港.一般情况下湖水处于微流水状态,属典型的过水型湖泊,湖水大部分从南部向东流经梅济港泄入鄂皖交界的龙感湖后排入长江,少量直接流长江^[8].

太白湖地处亚热带季风区,多年平均降水量1273 mm,最大年降水量1873 mm(1952年),多年平均蒸发量1041 mm,湖水pH值为7.4-8.0,矿化度65-112 mg/L^①.近年来,该湖已经发生富营养化.根据2001年水质调查^[9],其中总磷浓度1月份为89 μg/L,4月份为82 μg/L,7月份为203 μg/L,10月份为130 μg/L,年均均为125.5 μg/L.湖泊总磷的季节性差异大,且夏季一度出现水华爆发.

2 研究方法

2.1 样品采集及实验室分析

2004年2月,利用奥地利产水上采样平台,在太白湖湖水最深处(29°58′01″N,115°48′31.6″E;图1)采集了长1.5 m的柱状沉积岩芯.沉积岩芯现场分样,上部50 cm每个子样品厚度0.5 cm,下部样品厚度为1 cm,样品密封保存后带回实验室后置于4℃的冰箱中冷藏以备分析测试.本文只对上部1 m沉积柱进行分析.硅藻的处理方法参照^[10],即约取0.5 g沉积物,先用10%的盐酸去钙质胶结物,再用双氧水去有机质,离心清洗制片.硅藻属种鉴定主要依据Krammer & Lange-Bertalot的分类系统^[11].对每个沉积物样品至少鉴别300例硅藻,属种数量用百分比表示.

2.2 古湖水总磷浓度的定量重建

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45个湖泊的硅藻-总磷转换函数结果^[7].太白湖目前的湖水总磷浓度(125.5 μg/L)在数据库设计的总磷梯度范围内(梯度范围分别为30-548 μg/L),适应于对该钻孔古营养态指标的重建.定量重建模型用CALIBRATE(7.0版本)程序^[12]执行.

2.3 重建结果的检验

通常最有效、最直接的验证方法就是用湖泊长期监测数据与推导值进行对比^[4,13],然而这种资料往往十分缺乏,在长江中下游地区大多数湖泊的水质监测也尚未开展.目前比较成熟的一种方法是通过古今硅藻组合相似性分析来对重建效果进行评估,即用钻孔中所有属种数据和现代表层硅藻数据对比,通过计算其差异性来评价化石硅藻数据的代表性,代表性好的样品有好的推导效果^[2].每个化石样品和现代表层样

① 黄冈市水产局,太白湖水产资源调查报告.1980.

品间的差异性用弦距 (Squared Chord Distance) 来衡量^[14]. 弦距计算公式如下:

$$d_{ij} = \sum_k (p_{ik}^{1/2} - p_{jk}^{1/2})^2$$

其中 d_{ij} 为弦距, p_{ik} 、 p_{jk} 分别是第 i 、 j 个样品中 k 属种的百分含量. 具体过程用程序 C2^[15] 运行. 将现代样品间差异性的 90% 和 95% 的临界值, 分别作为化石样品和现代样品有很好、较好类比性的临界值^[2,16].

3 结果

3.1 沉积年代的确定

太白山沉积物年代确定主要依据²¹⁰Pb 结果. 考虑到百年尺度 (沉积物厚度通常大于 20 cm) 沉积速率的非恒定性及沉积物的压实作用, 本文采用恒定放射性通量模式^[17] 计算太白山沉积速率, 沉积岩芯年代与深度的对应关系如图 2 所示, 计算所得的 0–42 cm 的平均沉积速率为 0.24 cm/a, 42 cm 处的年代为 1823 AD. 钻孔 42 cm 以下的年龄采用 42 cm 以上平均沉积速率来进行外推. 经计算, 沉积岩芯 100 cm 处年代约为 1580 AD.

3.2 沉积柱硅藻分布特征

硅藻含量图示见图 3, 各生态类型属种的总含量见图 4. 大体上太白山沉积物硅藻以浮游和附生类型出现为主, 底栖硅藻类型很少. 钻孔中共鉴定 98 个硅藻种, 其中 68 个种在用于建立转换函数的 45 个湖泊中出现. 根据硅藻丰度变化可划分为 6 个组合带, 硅藻组合特征自下而上叙述如下:

TB1 带 (100–89 cm) 以 *Aulacoseria ambigua* 为优势种, 占总含量的 45%–70%. 有少量的富营养的浮游种如 *Cyclotella dubius*、*Stephanodiscus minutulus* 等.

TB2 带 (89–50 cm) 本带主要以浮游种为主, 主要是 *Aulacoseria ambigua*、*Aulacoseria granulata*, 代表富营养水平的浮游种 *Cyclotella dubius*、*Cyclotella tholiformis*、*Cyclotella atomus*、*Stephanodiscus minutulus* 均有相当含量; 89–59 cm 段 *Cyclotella meneghiniana* 间断成为优势种. 附生种如 *Eunotia* 及 *Epithemia* 出现含量较低, 总含量不超过 10%.

TB3 带 (50–36 cm) *Aulacoseria ambigua* 占绝对优势, 最高达 75%, 并伴有一定量的 *Asterionella formosa*、*Aulacoseria granulata*、*Cyclotella meneghiniana* 和 *Cyclotella dubius* 少量出现, 附生硅藻属种在本带偶见.

TB4 带 (36–19 cm) *Aulacoseria granulata* 急剧增多 (高达 90%), *Aulacoseria ambigua* 为次优势种, 这两者含量和平均在 80% 以上, 后者在上部出现两次高值, 相应地, *Aulacoseria granulata* 则减少. 附生类型含量略有增加, 而富营养的浮游类型属种含量仍保持低值.

TB5 带 (19–12 cm) 附生硅藻含量开始增多并迅速上升为剖面峰值段, 依次为 *Gyrosigma acuminatum*、*Eunotia pectinalis*、*Cocconeis placentula*, 浮游类型含量明显降低, 但小型富营养浮游种 *Aulacoseria alpigena* 呈稳定增加趋势, 尽管含量并不高 (5%–20%). *Asterionella formosa* 含量逐渐降低.

TB6 带 (12–0 cm) 本带总的特征是附生种含量迅速降低, 富营养浮游属种开始出现并呈明显增多趋势. 可进一步分为两个亚带:

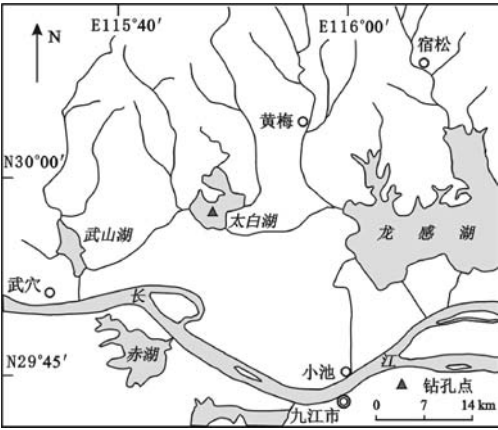


图 1 太白山及采样点位置
Fig. 1 Geographic position of lake and core site

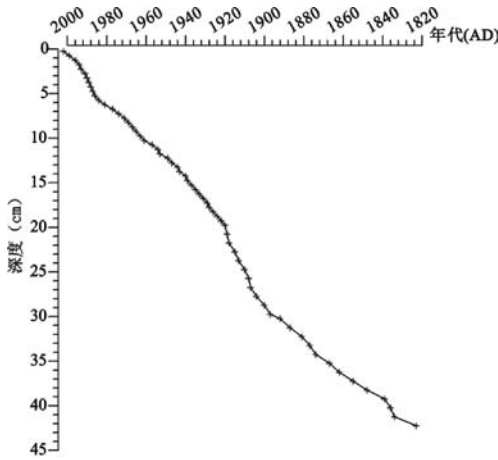


图 2 太白山沉积岩芯深度 – ²¹⁰Pb 年代关系曲线
Fig. 2 Relationship between depth and ²¹⁰Pb age in Lake Taibai

TB6-1 亚带 (12-8 cm) 附生种呈减少趋势, *Aulacoseria alpigena* 含量持续上升至剖面峰值 (30% 左右); 富营养浮游种 *Cyclotella meneghiniana*、*Cyclostephanos dubius* 开始增加。

TB6-2 亚带 (8 cm 以上) 底部 *Aulacoseria alpigena* 含量维持最大含量; 中上部浮游类型含量占优势, 含量接近 50%, 附生类型在此带消失. *Cyclostephanos dubius* 下部含量较高, 其他富营养浮游种如 *Cyclostephanos* 和 *Stephanodiscus* 的不定种、*Cyclostephanos tholiformis*、*Cyclotella atomus*、*Stephanodiscus minutulus*、*S. hantzschii* 均有不同程度的增多. 另外, 一些兼浮游类型 (偶尔附生在植物体上), 如 *Nitzschia agnita*、*N. palea*、*Synedra ulna* 等也有所增加。

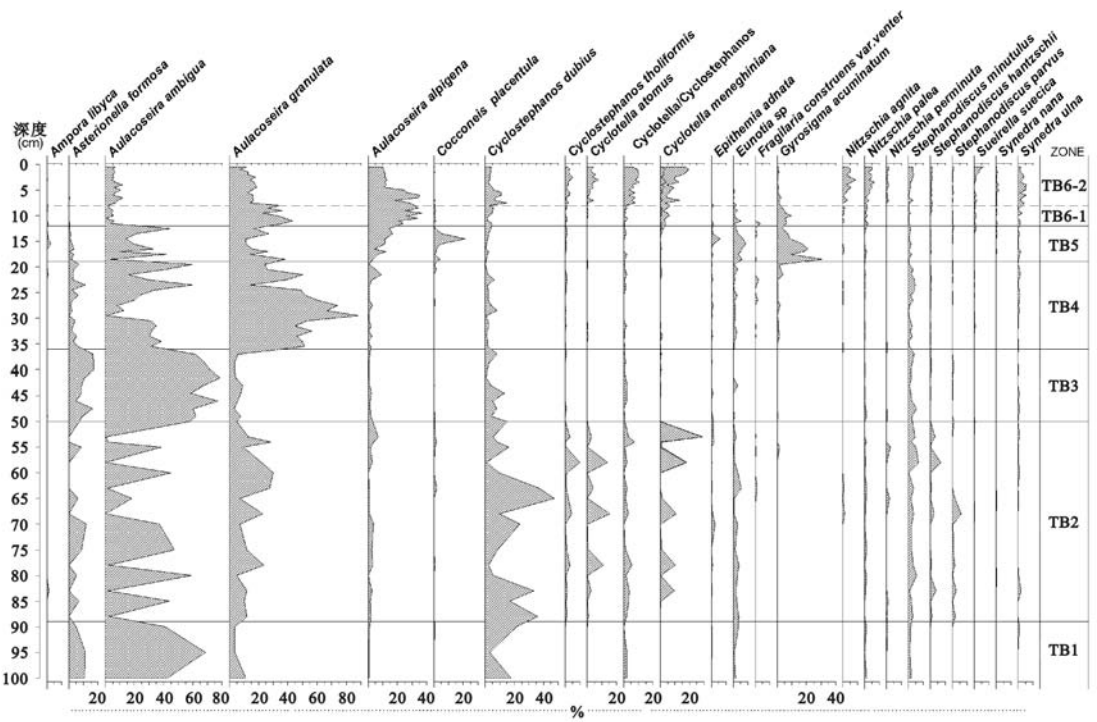


图 3 太白湖沉积柱硅藻分布图式

Fig. 3 Graph of diatom assemblage in Lake Taibai core

3.3 历史营养水平的定量重建

基于太白湖钻孔硅藻序列和现代硅藻-总磷转换函数结果, 对过去 400 多年来的湖水总磷浓度 (DI-TP) 进行了定量重建 (图 4). 可以看出, 硅藻推导的总磷浓度与沉积柱中富营养浮游属种 (主要是 *Cyclotella*、*Cyclostephanos*、*Stephanodiscus* 等) 百分含量有较好的相关性. 约 1580-1630AD (对应于硅藻 TB1 组合带), 湖水总磷浓度较低, 在 50-68 $\mu\text{g/L}$ 之间; 1630-1800AD (对应于硅藻 TB2 组合带), 总磷浓度偏高, 总体上在 50-160 $\mu\text{g/L}$ 之间变化, 且变幅较大, 高的总磷值对应了富营养属种的增多. 1800-1924AD (对应于硅藻 TB3、TB4 组合带), 总磷浓度明显下降为谷值段, 且变化相对稳定 (50 $\mu\text{g/L}$ 左右); 1924-1953AD (对应于 TB5 带), 总磷浓度仍较低, 但有略微增加趋势 (50-65 $\mu\text{g/L}$), 19 世纪 50 年代开始, 总磷浓度出现快速增长, 与 *Aulacoseria alpigena* 含量的增加相对应; 至 1970 年, 总磷浓度已经从 63 $\mu\text{g/L}$ 上升到了 120 $\mu\text{g/L}$ 左右. 此后, 湖水总磷仍持续上升, 该湖已经进入富营养状态, 20 世纪 80 年代中期湖泊水体总磷经过了短暂的回复后, 至 90 年代又迅速增加, 并达到目前的水平。

3.4 重建结果的检验

现代表层硅藻数据库中共包括 92 个属种, 其中共有 76 个属种在化石硅藻数据库中出现, 而且这 76 个属种在每一个沉积物样品中总的百分含量绝大多数都超过了 90%, 总体上具有较好的类比性. 图 4 中虚线

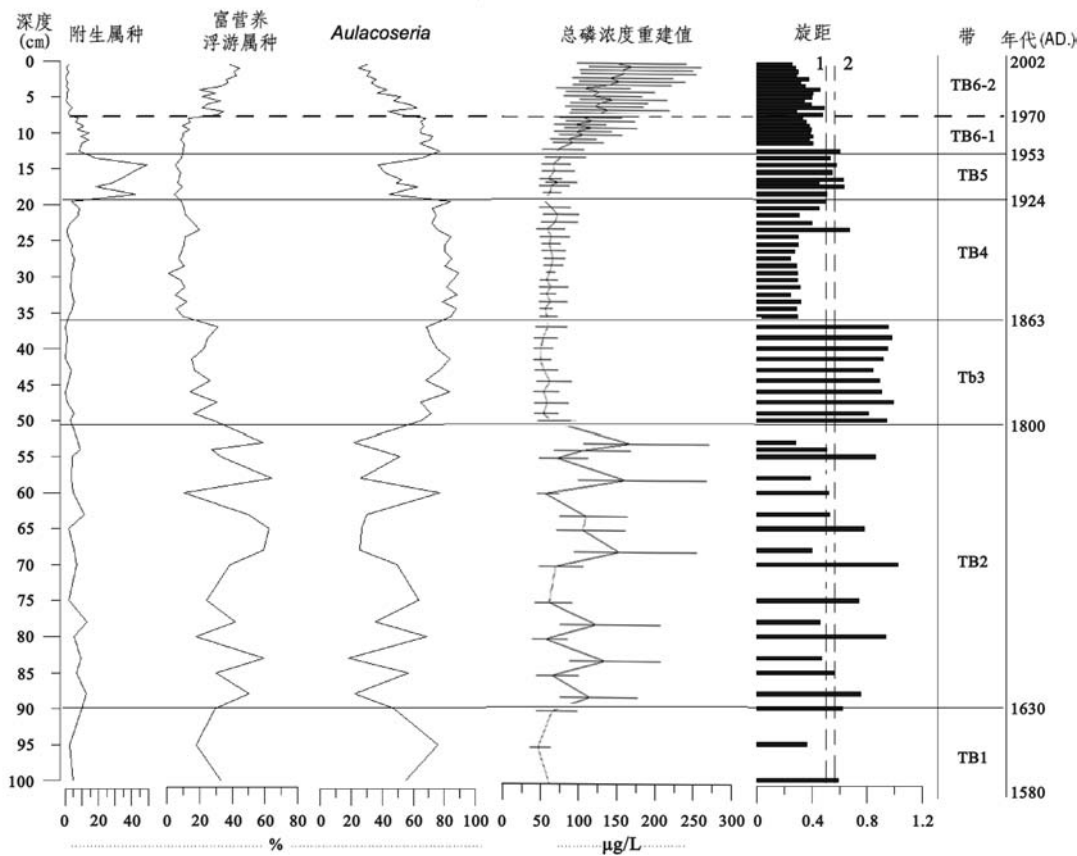


图 4 沉积柱中附生属种、富营养浮游属种(主要是 *Cyclotella*、*Cyclostephanos*、*Stephanodiscus* 等)、*Aulacoseria* 属含量特征、总磷重建曲线及样品相似性对比结果
(虚线 1、2 分别为表层样品间差异性的 90% 及 95% 的临界线)

Fig. 4 Relative abundances of epiphytic diatoms, eutrophic plankton diatoms (mainly are *Cyclotella*、*Cyclostephanos*、*Stephanodiscus* genus), curves of reconstructed [TP] and results of analog analyses
(dash line 1, 2 stands for the 90%, 95% dissimilarity for surface samples, respectively)

1、2 分别为表层样品间差异性的 90% 及 95% 的临界线。可以看出,接近 80% 的样品都落在 45 个湖泊表层样品 95% 的差异性之内,具有较好的类比性(图 4)。样品类比性较差的样点多落在 36 cm 以下,特别在 36 – 50 cm 之间,该段化石硅藻组合主要是 *Aulacoseria ambigua* 为优势种,平均含量达 66.1%。在 12 – 25 cm 之间和 50 cm 以下的几个类比性较差的样品也与 *Aulacoseria ambigua* 所出现的峰值相对应。

4 讨论

沉积柱中硅藻种属以浮游种为优势种,附生属种只在特殊阶段出现较高含量,而底栖属种几乎没有出现。其中 *Aulacoseria ambigua*、*Aulacoseria granulata* 等交替成为各带主要属种,连 *Aulacoseria alpigena* 在内, *Aulacoseria* 属在整个沉积柱中平均含量达到 59.98% (图 4)。 *Aulacoseria* 属成为优势种属,可能与其生态特征有关。 *Aulacoseria* 是一种硅化程度高、有较高沉降率的属,其生境偏好于扰动强烈的水体以保证其悬浮于水柱中^[18]。Owen & Crossley 报道了在上升流强烈的美国 Malawi 湖中 *Aulacoseria* 属种丰富的事实^[19],另外 Pilskaln 和 Johnson 还在该湖中发现 *Aulacoseria* 适合在干燥、风强的季节期间,在较高营养高扰动性水体中

成为优势种^[20]。太白湖是一个中型浅水湖泊,容易受风浪扰动,因此,该钻孔中出现大量的 *Aulacoseria* 属是正常的。不仅如此,在调查的 49 个长江中下游浅水湖泊的表层沉积物中,*Aulacoseria* 属也是大多数湖泊中的含量较高的属种。从 *Aulacoseria granulata* 的现代分布情况来看,它的高含量与低的 *Achnanthes minutissima* 呈交替状^[7],后者对生境要求的透明度较大,而前者高丰度多在透明度较差的水体中出现,显然与湖水、表层沉积物的混和有关,也暗示了水动力作用可能较强。

此外,整个沉积柱中除 TB5 带外附生种属含量不高(<10%)。附生属种的增多通常与水生植被的大量发育有关^[21],表明太白湖历史时期水生植被覆盖率可能比较低。TB5 带附生种属的增多预示着该阶段水生植被开始大规模发育,可能是受该流域 20 世纪初早期的人类活动加强的影响,湖泊的入湖营养物质增多而促使水生植被开始生长,同时水生植被的发育也吸收了部分营养盐,从而使得水体总磷保持低值。而 TB5 带之后的附生种的减少可能是由于营养态进一步升高引起藻类的繁盛,及由此引起的水草生长受限而对附生种生长不利所导致^[22]。沉积柱中共出现了两次以 *Cyclotella meneghiniana*、*Cyclotella atomus*、*Cyclostephanos tholiformis*、*Cyclostephanos dubius*、*Stephanodiscus minutulus* 等为主的组合带(TB2 和 TB6 带)。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^[4,5]。在对长江中下游地区湖泊表层沉积物硅藻与水化学指标的研究中也表明这些属种具有较高的总磷最佳生长适宜值^[7]。因此这两个带代表了该湖演化历史上两个较高的营养态时期,这与定量重建总磷值的结果相对应(图 4)。

相似性对比分析表明大部分定量重建的结果值比较可靠。尤其是在 36cm 深度以上,除极少数样品外,样品相似性很好,重建效果较佳。利用定量重建表层 0.5cm 处的结果(推导总磷为 159.92 $\mu\text{g/L}$) 在近期总磷测量值的范围内(2001 年 1 月测量总磷浓度为 89 $\mu\text{g/L}$,4 月 82 $\mu\text{g/L}$,7 月 203 $\mu\text{g/L}$,10 月 130 $\mu\text{g/L}$),但更接近于夏季和秋季的总磷平均值,进一步表明了重建结果的可靠性。沉积柱上部较好的重建效果可能得益于该深度内的沉积物样品时间跨度小(近 100 余年)所带来的沉积环境变化不大、样品保存性较好等等因素。类似的,Anderson 提出对位于相似的地理背景、时间尺度短的沉积样品重建会有较好的效果,而对长时间尺度样品的重建必须谨慎对待^[23]。总体上,相似性对比结果表明对 *Aulacoseria ambigua* 含量异常高的样品推导效果不是十分理想(图 3,图 4)。主要原因除了如上所述的 *Aulacoseria* 属的生态特性外,还与 *Aulacoseria ambigua* 的在表层样品营养梯度上分布的不均匀有关,即出现该属种的高含量的样品主要位于总磷梯度的低值端,因此利用加权平均回归方法会产生误差,即由于“截断效应”的存在而导致该属种最佳值的高估^[23],由此产生 *Aulacoseria ambigua* 含量较高的样品总磷重建值会存在一定的高估趋势。解决的方法就是通过增加湖泊类型(对本转换函数数据库来说,尤其要增加 *Aulacoseria ambigua* 含量高的低营养态湖泊)来真实反映该属种的分布特征。

水体总磷浓度值的定量重建揭示了该湖历史上两次富营养化时期。TB2 带(1630–1800 AD)的重要硅藻属种和总磷浓度波动剧烈,暗示了当时的湖泊环境变化很大。据东部地区历史气候的研究表明,该时期降水普遍减少,属于相对干旱时期,而 1800 年后相当长的时期内均保持一定的降水量^[24]。因此 TB2 带的富营养化可能与气候变干有关,而 TB3–TB4 带总磷浓度持续偏低则由于湿润气候造成,其具体发生机制仍有待于其他沉积指标的研究。1950–1970 年期间太白湖发生的富营养化,根据最近 50 年来的地方资料记载,则主要与 1950 年来大规模的农业灌溉系统的建设、湖泊专业养殖和湖滨地带的大面积土地围垦有关。1970 年以来湖泊进入富营养状态,除了在 1950 年以来富营养化的基础上,还与 70 年代以来该地区农业 N–P–K 化肥的大量使用有关^[26],化肥的使用增加了农田磷的流失,入湖磷负荷明显增加。1989 年水体的进一步恶化则与人类活动的进一步加强及流域内工业废水污染物的开始排放有关^[27]。湖水营养水平演化经历了两次明显的富营养化过程,但是这两个过程湖水总磷浓度的增加的变率及持续时间却大不一样(前者波动较大而后者稳定而持续的增加,图 4),揭示出太白湖分别在自然因素(气候)及人类活动作用下的不同富营养化演化模式,其发生的具体原因仍有待于进一步的分析。类似的,刘健等对位于同区域的龙感湖多年湖泊营养态演化特征的统计分析也得出了在世纪尺度上,气候变化是控制龙感湖营养状态变化的主要因素;而在最近 50 年的年际尺度上,人类活动是龙感湖营养状态变化的主导因素^[28]。

湖泊历史营养本底的定量恢复可以为该湖富营养化的治理提供信息^[29]。从过去 400 余年总磷浓度变化范围来看,在湖泊富营养化发生之前,特别是 20 世纪 50 年代以前,该湖较长时间内维持着 50 $\mu\text{g/L}$ 左右

的总磷浓度;不仅如此,附近的龙感湖钻孔研究^[30]亦表明,最近 2000 年来龙感湖水体总磷浓度值始终在 50 $\mu\text{g/L}$ 左右波动,反映了同流域内湖泊相似的本底特征. 因此该较低的总磷值可以作为太白湖治理的参考目标.

5 参考文献

- [1] Kauppi T, Teppo M & Saionen V. A diatom-based inferencemodel for autumn epilimnetic total phosphorus concentration and its application to a presently eutrophic boreal lake. *J Paleolim*, 2002, **27**: 261 – 273.
- [2] Birks H J B, Line J M, Juggins S, *et al.* Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*. 1990, **327**: 263 – 27.
- [3] Bennion H. A diatom-phosphorus transfer function for shallow eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia*, 1994, **275/276**: 391 – 410.
- [4] Bennion H. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds, and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research*, 1995, **10**: 1 – 19.
- [5] Lotter A F, Birks H J B, Hofmann W, *et al.* Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *J Paleolim*, 1998, **19**: 443 – 463.
- [6] 杨达源,李徐生,张振克. 长江中下游湖泊的成因与演化. 湖泊科学,2000,**12**(3):226 – 232.
- [7] 董旭辉,羊向东,潘红玺. 长江中下游湖泊硅藻 – 总磷转换函数. 湖泊科学,2006,**18**(1):1 – 12.
- [8] 王苏民,窦鸿身. 中国湖泊志. 北京:科学出版社,1998:88 – 471.
- [9] 董旭辉,羊向东,潘红玺. 长江中下游地区湖泊表层沉积硅藻的基本分布特征. 湖泊科学,2004,**16**(4): 420 – 425.
- [10] Battarbee R W. Diatom analysis. In: Berglund B E ed. Handbook of Holocene palaeoecology and palaeo-hydrology. Chichester: Wiley, 1986: 527 – 570.
- [11] Krammer K, Lange – Bertalot H. Bacillariophyceae (1 – 4Teil). In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, *et al.*, eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart and Jena: Gustav Fischer Verlag, 1986 – 1991, Vol. 2 (1 – 4).
- [12] Juggins S. CALIBRATE version 0.70-A C++ program for analyzing and visualizing species environment relationships and for predicting environmental values from species assemblages, user guide version 1.0. UK: Department of Geography, University of Newcastle, 1997.
- [13] Yang Xiangdong, Wang Sumin, Kamenik C, *et al.* Diatom assemblages and quantitative reconstruction for palaeo-salinity from a sediment core of Chencuo Lake, southern Tibet. *Science in China (Series D)*, 2004, **47**(4):522 – 528.
- [14] Overpeck J T, Webb T I & Prentice I C. Quantitative interpretation of fossil pollen spectra: dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quat Res*, 1985, **23**: 87 – 108.
- [15] Juggins S. C2 User guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK, 2003: 69.
- [16] Laird K, Fritz S, Cumming B. A diatombased reconstruction of drought intensity, duration, and frequency from Moon Lake, North Dakota: a subdecadal record of the last 2300 years. *J Paleolim*, 1998, **19**: 161 – 179.
- [17] Appleby P G, Oldfield F. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 1978, **5**: 1 – 8.
- [18] Bradbury J P. Diatom Stratigraphy and Human Settlement in Minnestoa. *Geological Society of America*, Special Paper 171, 1975.
- [19] Owen & Crossley. Spatial and temporal distribution of diatoms in sediments of Lake Malawi, Central Africa,

- and ecological implications. *J Paleolim*, 1992, **7**: 55 – 72.
- [20] Pilskaln C H & Johnson T C. Seasonal Signals in Lake Malawi Sediments. *Limnol & Oceanogr*, 1991, **36** (3): 544 – 577.
- [21] Karst T L, Smol J P. Paleolimnological evidence of limnetic nutrient concentration equilibrium in a shallow, macrophyte-dominated lake. *Aquat Sci*, 2000, **62**: 20 – 38.
- [22] Balls H, Moss B, Irvine K. The loss of submerged plants with eutrophication. I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwat Biol*, 1989, **22**: 71 – 87.
- [23] Anderson N J. Reconstructing historical phosphorus concentrations in rural lakes using diatom models. In: Tunney H *et al.* (eds.), Phosphorus loss from soil to water. Oxford: CAB International, 1997.
- [24] 张丕远. 中国历史气候变化. 济南: 山东科学技术出版社, 1996.
- [25] 杨达源. 长江研究. 南京: 河海大学出版社, 2004.
- [26] 羊向东, 王苏民, 沈 吉等. 近 0.3ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊环境响应. 中国科学(D 辑), 2001, **30**(12): 1031 – 1038.
- [27] 简永兴, 王建波, 何国庆等. 湖北省海口湖、太白湖与武山湖水生植被多样性的比较研究. 生态学报, 2001, **21**(11): 1815 – 1824.
- [28] 刘 健, 羊向东, 王苏民. 近两百年来龙感湖营养演化及其控制因子研究. 中国科学(D 辑), 2005, **35**(增刊 II): 173 – 179.
- [29] Battarbee R W. The importance of palaeolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia*, 1999, **395**: 149 – 159.
- [30] 羊向东, 沈 吉, 董旭辉等. 长江中下游浅水湖泊历史时期营养态演化及湖泊生态响应——以龙感湖、太白湖为例. 中国科学(D 辑), 2005, **35**(增刊 II): 45 – 54.