J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(3):000-000
DOI 10.18307/2026.0353

鄱阳湖流域南部湖泊沉积物记录的近百年来生态环境演化过程*

魏衍昱[1,2]，孙伟伟[1**]，赵雁捷[1]，王 荣[1]，张恩楼[1]
(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所，湖泊与流域水安全全国重点实验室，南京 211135)
(2: 中国科学院大学，北京 100049)

摘要：在气候变化和人类活动的影响下，鄱阳湖流域不同区域湖泊生态系统出现了不同程度的退化。深入理解湖泊流域环境的长期演化过程和规律，对于鄱阳湖生态修复与保护具有重要意义。在 ^{210}Pb 定年的基础上，通过对鄱阳湖流域南部军山湖和青岚湖近代沉积物总有机碳（TOC）、总氮（TN）含量及其摩尔比（C/N 比）和有机碳累计速率（OCAR）、总氮累积速率（TNAR）、总有机质稳定碳同位素（$\delta^{13}C_{org}$）的多指标分析，揭示了军山湖和青岚湖百余年来沉积物有机质的主要来源，探讨了湖泊初级生产力变化和富营养化过程的可能机制。军山湖和青岚湖 C/N 比和 $\delta^{13}C_{org}$ 变化范围分别为 7.7～10.5，-23.9 ‰～-22 ‰，和 8.7～11.3，-26.3 ‰～-21.7 ‰，表明湖泊沉积物有机质主要来源于大型水生植被和浮游藻类。军山湖（1905 年后）和青岚湖（1980 年后）TOC 和 TN 含量呈现上升趋势，反映了湖泊初级生产力逐渐升高的共同特点，不同类型湖泊 $\delta^{13}C_{org}$ 对初级生产力变化的响应差异反映了其水生植物群落组成的差异。军山湖主要受气候变暖和渔业养殖的影响，近两百年来经历了水草为主、草藻结合和藻类为主的演替过程。相比之下，青岚湖在 1958 年抚河改道后，沉水植被因大量泥沙输入逐步退化，1980 年后叠加城市化进程中生活污水和农业面源污染输入的影响，浮游藻类已成为沉积物有机质的主要来源。最后，本文进一步对比揭示了鄱阳湖不同湖区生态环境演化差异，为厘清多因素耦合驱动下的流域湖泊湿地生态退化机制提供科学依据。
关键词：军山湖；青岚湖；稳定碳同位素；有机质来源；气候变化；人类活动

Recent ecological and environmental evolution recorded in lake sediments from the southern Lake Poyang Basin*

Wei Yanxian[1,2]，Sun Weiwei[1**]，Zhao Yanjie[1]，Wang Rong[1]，Zhang Enlou[1]
(1: State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P. R. China)
(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

Abstract：Under the combined pressures of climate change and anthropogenic activities, lake ecosystems across the Lake Poyang Basin have undergone varying degrees of degradation. A comprehensive understanding of the long-term environmental evolution of the lake basin is therefore crucial for its ecological restoration and conservation. Based on ^{210}Pb dating, this study applied a multi-proxy analysis—including total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), C/N ratio, organic carbon accumulation rate (OCAR), total nitrogen accumulation rate (TNAR), and stable carbon isotope of organic matter ($\delta^{13}C_{org}$)—to sediment cores from Lake Junshan and Lake Qinglan in the southern Lake Poyang Basin. This approach was used to identify the main sources of sedimentary organic matter and elucidate the mechanisms driving changes in primary productivity and

* 2025-07-01 收稿；2025-09-05 收修改稿。
江西省“双千”计划项目（JXXQ2023101035）和国家自然科学基金项目（42307561）联合资助。
** 通讯作者; E-mail: wwsun@ niglas. ac. cn。

eutrophication over the past century. Results show that C/N ratios and $\delta^{13}C_{org}$ values ranged from 7.7–10.5 and –23.9‰ to –22.0‰ in Lake Junshan, and from 8.7–11.3 and –26.3‰ to –21.7‰ in Lake Qinglan, indicating that sedimentary organic matter in both lakes was primarily derived from macrophytes and phytoplankton. After 1905 in Lake Junshan and after 1980 in Lake Qinglan, TOC and TN concentrations increased, reflecting a general trend of rising primary productivity. Differences in the response of $\delta^{13}C_{org}$ to productivity changes highlighted variations in aquatic plant community composition between the two lakes. Specifically, Lake Junshan —mainly influenced by climate warming and aquaculture—underwent a successional shift over the past two centuries: from macrophyte dominance, through a transitional phase of macrophyte-algae co-dominance, to the current algal-dominated state. In contrast, Lake Qinglan experienced a decline in submerged vegetation after river diversion in 1958, largely due to increased sediment input. After 1980, additional pressures from domestic sewage and agricultural non-point source pollution associated with urbanization further accelerated this trend, leading to phytoplankton becoming the dominant source of sedimentary organic matter. By comparing ecological evolution across different sub-regions of Lake Poyang, this study provides a scientific basis for clarifying the mechanisms of ecological degradation driven by the interplay of multiple stressors.

Keywords: Lake Junshan; Lake Qinglan; Stable Carbon Isotope; Organic Matter Sources; Climate Change; Human Activity

湖泊是地球表层系统各圈层相互作用的联结点，对气候环境变化和人类活动响应敏感[1]。然而伴随着气候变暖和人类活动的逐渐增强，湖泊富营养化问题已成为全球水安全面临的重大挑战[2-3]。据统计，我国面积大于 10 km^2 的大型湖泊约有 85%处于富营养状态[4]。特别是在工农业发展、城市化和水利工程建设等多种人为因素的共同胁迫作用下，湖泊-流域系统的生物地球化学循环过程发生了显著改变[5] 。此外，IPCC 第六次评估报告揭示 2011 - 2020 年全球地表温度较工业化前（1850 - 1900）高出约 1.1 °C，这不仅促进了浮游藻类异常增殖，而且加速了湖泊内部的碳循环活动过程，从而成为 CO_2 和 CH_4 等温室气体的重要排放源[6]。鄱阳湖作为我国最大的淡水湖泊，也是一个典型的过水型、吞吐型和季节型湖泊，具有独特的生态水文特征。长期以来在极端气候频发和流域社会经济快速发展的共同影响下，鄱阳湖流域生态环境呈现明显的退化趋势。此外，流域内大规模水利工程的兴建显著改变了区域水文条件，促使原本隶属于鄱阳湖的水域与主湖区分离，进而发育为高密度的子湖群。湖泊生态环境的退化已导致其湖泊生态服务功能严重受损，不仅对人类健康构成潜在威胁，更制约着区域社会经济可持续发展。深入认识湖泊流域环境长期演化规律及其机制，对开展湖泊流域生态系统保护与修复及应对全球气候变化挑战至关重要。

湖泊沉积物蕴含着丰富的古环境、古生态信息，是过去古环境全球变化研究的重要载体[7]。其中，有机质稳定碳同位素（$\delta^{13}C_{org}$）是研究不同时空尺度湖泊环境演化过程的良好指标，在湖泊有机质来源识别和古生产力变化中发挥着重要作用[8 - 10]。针对鄱阳湖流域水体富营养化与其碳循环过程关系的探讨，国内学者已开展了部分相关研究。例如，王毛兰等通过对鄱阳湖网箱养殖区沉积物 $\delta^{13}C_{org}$ 和稳定氮同位素的分析，揭示了残饵是该区域沉积物有机质的主要来源，并对养殖区水环境产生深远影响[11]；鄱阳湖等湖泊过去两百年的色素和 $\delta^{13}C_{org}$ 记录揭示了富营养化是调节长江中下游洪泛平原湖泊碳循环的长期主导因素[12]；然而，也有研究认为三峡大坝建成后，鄱阳湖沉积物有机碳埋藏潜力显著增强[13]。由于鄱阳湖生境类型丰富，以往的研究主要集中在鄱阳湖主湖区，缺乏对周边重要子湖的对比研究，不同人类活动影响下鄱阳湖流域湖泊生态环境演化的机制仍不明确。

基于此，本研究选取鄱阳湖流域南部受到人类活动强烈影响的军山湖和青岚湖作为研究对象，在完成 ^{210}Pb 定年后，通过开展 $\delta^{13}C_{org}$、总有机碳（TOC）、总氮（TN）含量、C/N 比、有机碳累积速率（OCAR）、总氮累积速率（TNAR）多指标分析，重建军山湖和青岚湖近百余年生态环境变化过程，并尝试结合鄱阳湖流域其它古环境记录，揭示鄱阳湖流域不同压力胁迫下子湖泊环境响应的区域差异。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

鄱阳湖位于长江中下游段（28°22′ ~ 29°46′N，115°49′ ~ 116°46E），平均湖泊面积约为 2933 km^2，

流域面积为 162 225 km^2，约占江西省面积的 97 %。流域地处亚热带季风区，年均温度 16.5 ~ 17.8 ℃，年均降水量 1570 mm，具有明显雨季和旱季。鄱阳湖的水源供给主要来源于大气降水和五大支流的汇入（修水、赣江、抚河、饶河、信河）[14]，夏季汛期有长江的水源补给。洪水期水域面积超 4000 km^2，淹没大部分洪泛平原[15]；旱季（10 月-次年 3 月）水面退缩至约 1000 km^2，暴露出大面积洲滩湿地[16]。这种独特的水文节律使得鄱阳湖生态系统成为越冬候鸟、江豚等珍稀野生生物的重要栖息地和繁殖地。

地理结构上，松门山将湖区划分为南北两域：南部水域开阔平浅，北部水道狭窄深邃。其南湖区域湖汊包含军山湖（213 km²）和青岚湖（112 km²）两大子湖。军山湖（28°15′～28°38′N，116°14′～116°33′E）位于进贤县西北部，原与鄱阳湖自然联通，但 1958 年建闸筑堤使其由湖汊转变为独立封闭的水域，平均水深 4 m 左右。此后，随着军山湖渔业养殖业的持续扩张，叠加流域农业面源污染输入，其水体营养盐浓度快速升高，湖泊生态状态已逐步向富营养类型转变。从渔业发展轨迹来看，军山湖渔业养殖模式也发生了显著变化：1950 年代末至 60 年代中期以天然捕捞为主，从 70 年代末已完全过渡到人工养殖主导模式[17]。青岚湖（28°25′～28°35′N，116°06′～116°14′E）位于进贤县城西部，平均水深 3 m，自 1958 年抚河改道，青岚湖由原先的倒灌型湖泊成为过水性湖泊，北经金溪湖与鄱阳湖主湖区连通，并通过幸福港与军山湖相通[18]。

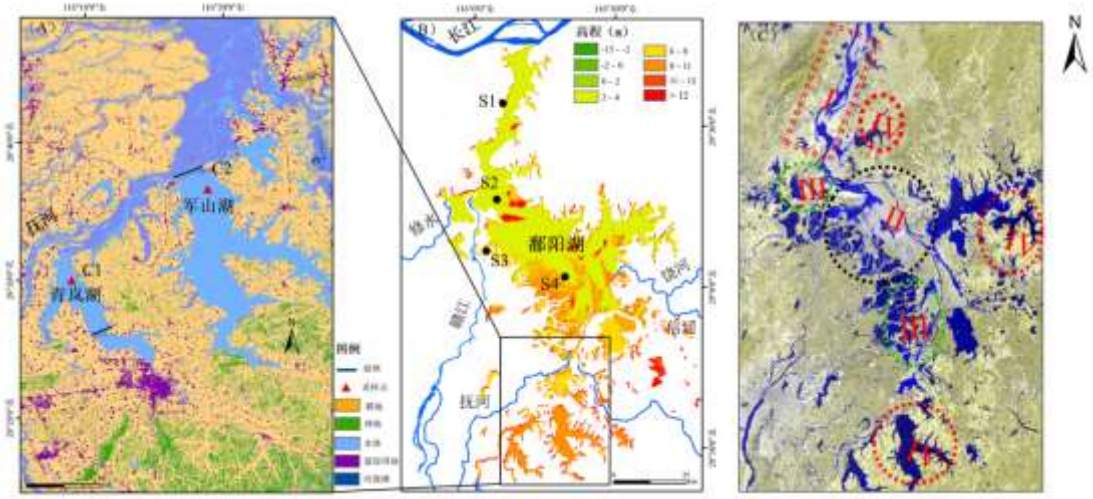

图 1（A）青岚湖（C 1）和军山湖（C 2）采样点；（B）鄱阳湖区高程图及本研究中提及其余沉积岩芯点位（S 1[12]、S 2[11]、S 3[12]、S 4[49]）；（C）鄱阳湖湖区划分，Ⅰ：北部河道区，II：中心主湖区，III：五河尾闾区，IV：人工子湖区

Fig. 1 (A) Sampling points at Qinglan Lake and Junshan Lake; (B) Elevation map of Lake Poyang area and other sedimentary Sample points mentioned in this study; (C) Lake Poyang area division, I: Northern river area, II: Central main lake area, III: River tail area, IV: Artificial Lake area

1.2 样品采集与实验分析

2023 年 11 月对鄱阳湖流域进行了野外考察，并利用湖泊沉积物重力采样器在军山湖（28°36′35″N，116°18′54″E）和青岚湖（28°29′59″N，116°9′2″E）分别钻取了长度为 86 cm 和 56 cm 的沉积岩芯（图 1 A）。岩芯沉积物-水界面清晰，未受扰动。在野外现场以 1 cm 间隔进行分样，分割后的样品密封在聚乙烯袋中，冷藏运输至实验室。随后对样品进行冷冻干燥，并计算干容重。

由于浅水湖泊较强的水动力条件，沉积物-孔隙水 ^{137}Cs 扩散可能影响到 ^{137}Cs 在沉积序列中时标的准确性[18]，本研究采用放射性核素 ^{210}Pb 活度累计测年方法建立军山湖和青岚湖沉积物年代序列。^{226}Ra 和 ^{210}Pb 比活度由美国 EG&GORTEC 公司生产的高纯锗井型探测器（HPGe GWL-120-15）与高纯锗 γ 谱分析系统测定，测定时间为 12 小时。标准样品由中国原子能科学研究院提供，测试计数误差小于 10 %。

沉积物 TOC 和 TN 含量及 $\delta^{13}C_{org}$ 测试前处理实验流程如下：准确称取 0.2 g 左右样品，置于 15 ml 离心管中；加入过量的 5 %稀盐酸（HCl）并多次搅拌，直至沉积物中碳酸盐矿物完全去除；将样品放入

离心机中进行固液分离，并用蒸馏水洗至中性；最后将样品低温干燥，用研钵研磨至粉末状待测。在南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室的 EA 3000 型元素分析仪上测定 TOC 和 TN 含量，并根据元素浓度测定结果计算 C/N 比。$\delta^{13}C_{org}$ 测定实验根据样品有机碳含量称取适量沉积物样品，使用 Delta Plus 同位素质谱仪进行测定，结果以 VPDB 标准表示，分析误差为小于等于 0.2 ‰。

2 结果

军山湖及青岚湖沉积物中总 ^{210}Pb 和 ^{226}Ra 放射性活度随累积质量深度的变化曲线如图 2 所示，岩芯底部 $^{210}Pb_T$ 与 ^{226}Ra 基本达到平衡（图 2 a 和图 2 d）。过剩 ^{210}Pb（$^{210}Pb_{ex}$）由 $^{210}Pb_T$ 减去 ^{226}Ra 得到。军山湖和青岚湖的 $^{210}Pb_{ex}$ 比活度从岩芯顶部到底部总体呈指数下降趋势（图 2 b 和图 2 e），使用恒定通量（CRS）模式来建立沉积岩芯的年代序列。结果表明，军山湖和青岚湖底部年代分别为 1845 年和 1898 年（图 2 c 和图 2 f）所示。

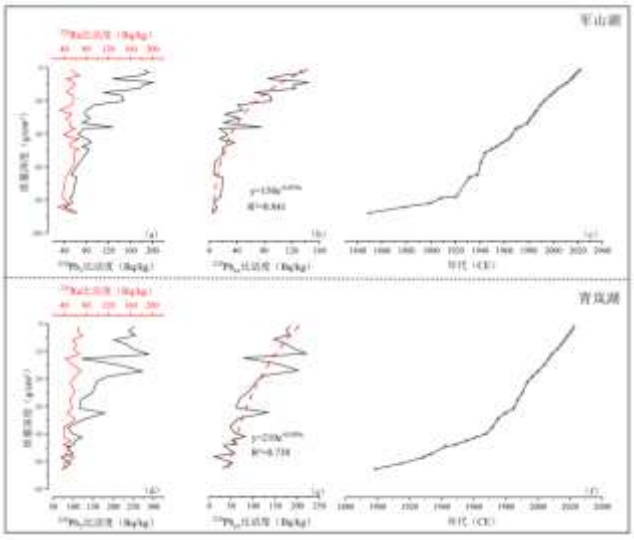

图 2 军山湖（a-c）和青岚湖（d-f）岩芯 $^{210}Pb_T$、^{226}Ra、$^{210}Pb_{ex}$ 比活度沉积剖面及 CRS 模型年代

Fig. 2 $^{210}Pb_T$, ^{226}Ra, $^{210}Pb_{ex}$ activity sedimentary profiles and CRS model ages of core samples from Lake Junshan (a-c) and Lake Qinglan (d-f)

军山湖的 TOC 含量为 2.3 ~ 11.7 mg/g，TN 含量为 0.3 ~ 1.6 mg/g（图 3 a 和 3 b），1905 年前其 TOC 和 TN 含量均保持较低水平（均值分别为 2.6 mg/g 和 0.3 mg/g），随后军山湖 TOC 和 TN 含量持续上升，并在 1980 年后上升趋势进一步加快，分别从 6.2 mg/g 和 0.8 mg/g 上升至 11.6 mg/g 和 1.6 mg/g。军山湖的 OCAR 和 TNAR 的变化趋势与 TOC、TN 含量变化相似（图 3 e 和图 3 f），1980 年后都存在明显的抬升。军山湖的 C/N 比为 7.7 ~ 10.5，$\delta^{13}C_{org}$ 值的变化范围为- 23.9 ‰ ~ - 22 ‰（图 3 c 和图 3 d），其 C/N 比在 1905 年前偏高（≈ 10.3），1905 年后持续下降，并在 1980 年后保持相对稳定（8.2 ± 0.5）。整个沉积序列中军山湖的 $\delta^{13}C_{org}$ 值呈现出先上升后下降的趋势，其时间段分别为 1845 - 1980 年（- 23.6 %上升至- 21.9 %）、1980 - 2023 年（- 21.9 %降低至- 23.8 %）。

青岚湖的 TOC 含量在 7 mg/g 至 15.3 mg/g 之间，TN 含量为 2.3 ~ 11.7 mg/g（图 3 g 和图 3 h），1898 - 1955 年 TOC 和 TN 含量保持稳定（均值分别为 8.6 mg/g 和 1.4 mg/g），1955 - 1980 年 TOC 和 TN 含量显著下降，但同时期 OCAR 与 TNAR 呈现出上升趋势（图 3 k 和图 3 l）。1980 年后，青岚湖 TOC、TN 含量、OCAR 和 TNAR 均呈现加速上升趋势。青岚湖 C/N 比介于 8.7 至 11.3 之间，自 1958 年起持续上升，并于 1993 年达到峰值 11.2（图 3 i）。2004 年至 2006 年，其 C/N 从 10.7 下降至 9.6，随后一直保持在相对较低的水平（≈ 9.4）。整个沉积序列中青岚湖 $\delta^{13}C_{org}$ 值保持持续下降的趋势，其变化范围为- 26.3 ‰ ~ - 21.7 ‰（图 3 j）。

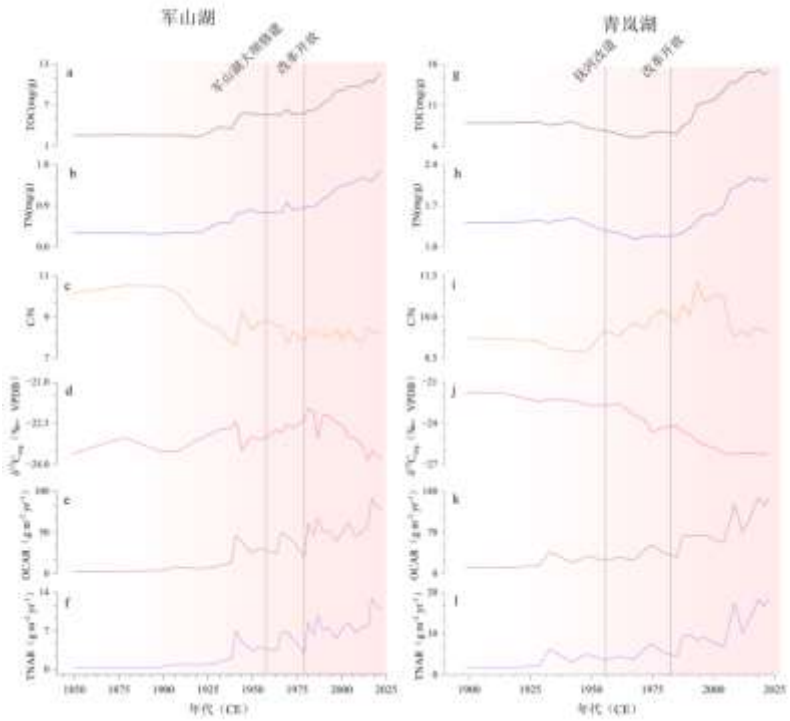

图 3 军山湖（左）和青岚湖（右）沉积记录中 TOC 含量（a，g）、TN 含量（b，h）、C/N 比（c，i）、$\delta^{13}C_{org}$ 值（d，j）、OCAR（e，k）、TNAR（f，l）的变化

Fig. 3 Variation in TOC(a, g), TN (b, h), C/N (c, i), $\delta^{13}C_{org}$ (d, j), OCAR (e, k), TNAR (f, l) in the sedimentary records of Junshan Lake(left) and Qinglan Lake(right)

3 讨论

3.1 沉积物有机质的来源

湖泊沉积物有机质的来源可分为内源和外源两大类，其中内源有机质主要由湖泊生态系统内部产生：藻类因为富含蛋白质而纤维素和木质素含量较低，具有较低的 C/N 比（4～10）[8, 19 - 22]；大型水生植物（包括沉水植物、挺水植物等）纤维素和木质素含量较高，C/N 比为 10～30 [11, 28]。外源有机质主要指陆生维管束植物碎屑，其含有大量木质组织，C/N 比普遍大于 20[8, 20 - 22]。不同物源有机质的 C/N 比变化幅度大，且存在重叠区域，难以凭借 C/N 单一指标实现对有机质的有效溯源。$\delta^{13}C$ 可以反映植被在光合作用下的碳元素分馏过程和不同碳源组分的同位素分布特征[23]，能实现对有机质来源的进一步辨别。总的来说，陆生维管束物基本可分为 C_3 植物和 C_4 植物，其变化范围分别为- 37 ‰～- 24 ‰和- 19 ‰～- 9 ‰ [24]。浮游植物和挺水植物主要利用水体溶解 CO_2 进行光合作用，一般情况下湖泊水体 CO_2 与大气 CO_2 达成同位素平衡[19, 25]，因此他们的 $\delta^{13}C$ 值与周边流域的 C_3 植物类似，均值为- 27 ‰。而沉水植物在碱性水体下 CO_2 不足时会利用更重的碳酸氢根，$\delta^{13}C$ 值偏正（≈- 22 ‰）[12, 31]。本文军山湖和青岚湖沉积物有机质的 C/N 比值和 $\delta^{13}C_{org}$ 值从底部到顶部均未出现显著的上升趋势，沉积过程中早期降解的影响较小，因此，C/N 比值和 $\delta^{13}C_{org}$ 值的变化能够有效地反映军山湖和青岚湖沉积物来源和初级生产力的改变。

鄱阳湖不同湖区有机质来源的空间分异是导致其富营养程度、进程及生态响应存在差异的关键因素。位于赣江、抚河、信江交汇处的三江口表层沉积物的 C/N 比为 15， δ 13Corg 值为- 25.2 ‰[26]，呈现强烈的陆源径流输入主导特征；老爷庙水域位于鄱阳湖中北部，其表层沉积物的 C/N 比为 10， δ 13Corg 值为- 28.3 ‰[26]，指示了藻源有机质和陆地 C3 植物的显著贡献；鄱阳湖主湖区 S 3 沉积物的有

机质特征显示外源和内源输入的混合贡献，其 C/N 比为 4～10，δ13Corg 值为- 20 ‰～- 26.5 ‰[13]。军山湖和青岚湖位于鄱阳湖流域南部，C/N 比处于 8～12 范围，δ13Corg 值总体处于- 27 ‰～- 22 ‰区间内，表明沉积物有机质可能主要来自于藻类和大型水生植物（图 4），但也不能忽视外源有机质的贡献。青岚湖和军山湖的 δ13Corg 特征与鄱阳湖流域以 C3 植物为主要植被的湿地沉积物类似[26]，其变化范围为- 28.4 ‰～- 22.6 ‰，而以 C4 植物为主要植被的湿地土壤 δ13Corg 值会相对偏正（≈ - 18 ‰），说明青岚湖和军山湖流域接收的外源有机质主要来源于 C3 植物。此外青岚湖和军山湖的 δ13Corg 值特征与鄱阳湖主湖区沉积物中 δ13Corg 值的范围相近（图 4），反映了鄱阳湖流域湖泊沉积物有机质具有相似的来源。值得注意的是，军山湖和青岚湖虽地理毗邻，但军山湖沉积序列的 C/N 比和 δ13Corg 值明显不同于青岚湖，表明两湖的生态环境演化过程或存在差异。

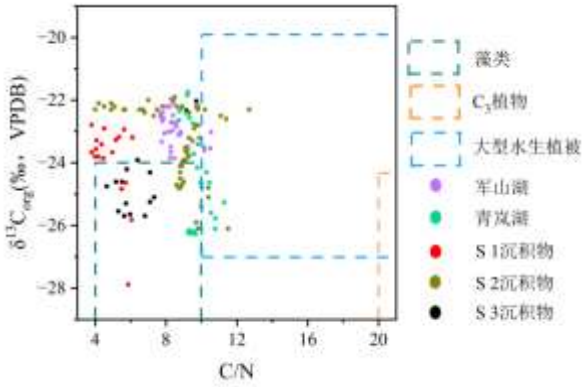

图 4 军山湖、青岚湖、S 1[13]、S 2[12]、S 3[13]沉积物的 C/N 比和 $\delta^{13}C_{org}$，虚框表示藻类[8]、C_3 植物[21,24]、大型水生植物[11,28]的 C/N 和 $\delta^{13}C_{org}$ 范围

Fig. 4 The C/N ratio and $\delta^{13}C_{org}$ of sediments from Junshan Lake, Qinglan Lake, S 1, S 2 and S 3. The dashed box indicates the range of C/N and $\delta^{13}C_{org}$ for algae, C_3 plant,and macrophytes.

3.2 军山湖生态环境演化过程

沉积物中 TOC 和 TN 的含量能直接反映以内源为主湖泊的初级生产力和营养状态[12]，但受到土壤侵蚀强度变化的影响，OCAR 和 TNAR 能够消除陆源碎屑物质对有机质的稀释作用，能帮助我们更准确判断湖泊环境演化过程。1845 - 1905 年，军山湖沉积物中较低的 TOC 和 TN 含量、较高的 C/N 比以及偏负的 $\delta^{13}C_{org}$ 值反映湖泊生态系统中大型水生植被占优势地位，但总初级生产力较低。该阶段对应于小冰期晚期，我国中东部地区气候相对寒冷（冬半年平均气温较今低约 0.4 ℃[29]），同时期鄱阳湖流域孢粉记录显示暖性树种减少或缺失，喜湿的草本和蕨类孢子增加，体现了湿凉的气候特征[30]。此外，清朝晚期该地区人类活动以传统农业模式为主导，流域环境受人为影响的程度较弱。在此背景下，寒冷的气候以及较低的营养盐水平共同限制了水生生物的生长。

1905 - 1980 年期间军山湖区域降水持续波动状态但无显著趋势（图 5 b），而气温则呈现上升趋势（图 5 a）。温度升高延长了水生生物的生长季节，使得该时期的 OCAR 和水生初级生产贡献均高于前一阶段（1845 - 1905 年）。随着湖泊初级生产力的增加，水体中溶解态 CO_2 供应出现不足，浮游藻类和大型水生植被光合作用的同位素分馏效应减弱[30]。因此，军山湖沉积物 C/N 比的降低和 $\delta^{13}C_{org}$ 值的持续偏正也对应着湖泊初级生产力的增长。同时期流域周边农业垦殖活动的加强促进水体中营养盐通量的增加，OCAR 和 TNAR 在此期间的同步上升显示营养供给的增加推动了军山湖沉积物有机碳的积累。在热力条件和营养盐水平显著上升的背景条件下，浮游藻类和大型水生植被生长旺盛。此外需要指出的是，1958 年军山湖阻隔堤坝的建成会增强沉积物-水界面的营养盐内循环，并减少来自鄱阳湖主湖区的外源悬浮物输入，这可能为沉水植被的扩张创造有利的低浊度环境。

1980 年后，军山湖沉积物中 TOC 和 TN 含量、OCAR 和 TNAR 均呈现迅速上升，而 $\delta^{13}C_{org}$ 值则逐渐偏负，指示浮游藻类初级生产力快速增加与沉水植被群落退化。在 20 世纪 70 年代末，军山湖的渔业

发展已完全实现人工养殖。一方面，集约化养殖模式采取高密度的放养模式，大量投放外源性饲料，向水体中输入过量的氮磷营养盐[32]。据估算，水产养殖是军山湖年入湖 TN 的最大污染源，占据总量的35.9 %[33]。在此影响下，浮游藻类生物量快速增殖，2007 - 2008 年军山湖浮游生物量仅为 0.7 mg/L，而 2012 - 2013 年已攀升达到 12.3 mg/L [34]。 另一方面，1981 年后大规模河蟹养殖导致军山湖沉水植被几近消亡：1987 年以苦草（*Vallisneria natans*）和黑藻（*Hydrilla verticillata*）为优势种的沉水植被覆盖了湖区 90 %以上的水域面积[35]，然而至鄱阳湖第二次科考时（2007 - 2012 年），其盖度已骤降至不足 1 %[36]。此外，近年来热浪事件因气候变暖而频发，随之加剧了蓝藻水华的发生，在 25 ~ 35 ℃的水温条件下，蓝藻的生长速度显著高于其他藻类[45]。以上证据表明，在气候变暖和渔业养殖活动持续加强的影响下，军山湖已发生了由“草型湖泊”向“藻型湖泊”的转变。

3.3 青岚湖生态环境演化过程

1950 年前，青岚湖沉积物的 C/N 比和 $\delta^{13}C_{org}$ 值与军山湖相近，OCAR 和 TNAR 相对平稳，处于较低水平（均值分别为 2.3 g m^{-2}/a 和 0.4 g m^{-2}/a）。随着 20 世纪 50 年代赣抚平原工程的修建，抚河堵口改道[37]，1958 - 1980 年青岚湖沉积物 C/N 比上升，$\delta^{13}C_{org}$ 值偏负，OCAR 和 TNAR 均值分别抬升至 4.0 g m^{-2}/a 和 0.6 g m^{-2} /a。大量陆源有机质的输入增强了青岚湖的碳氮埋藏，而 TOC 和 TN 含量的下降则反映了陆源碎屑物质对有机质强烈的稀释作用。随着水文条件的改变，青岚湖沉水植被发生严重退化。抚河携带的大量泥沙输入导致青岚湖水体悬浮物浓度升高、透明度下降，沉水植被的光合作用收到抑制；同时沙化后的湖泊底泥颗粒粗大，孔隙度降低，阻碍了沉水植被根系的固着及其正常萌芽与生长。抚河泥沙的持续淤积驱动原青岚湖与鄱阳湖相连的湖区出现大片漫滩湿地，为湿生植物的扩张提供了新生境，青岚湖沉积物中 C/N 比进一步增加。

1980 年后青岚湖沉积物 TOC 和 TN 含量、OCAR 和 TNAR 快速增加，C/N 比呈下降趋势，$\delta^{13}C_{org}$ 进一步偏负，这与该时期社会经济的快速发展导致的湖泊富营养化、浮游藻类大量繁殖密切联系。据《南昌统计年鉴》，1990 - 2022 年进贤县城市人口从 65. 3 万人增加到 84.1 万人，城镇面积从 56 km^2 扩大至 135 km^2，人口的快速增长还导致当地粮食需求激增，流域内农田农药化肥施用量呈现持续攀登态势，至 2020 年进贤县的化肥施用量已达 8.8 万吨。农田中过量的氮磷营养盐会随地表径流进入湖泊水体，加重湖泊的营养负荷。另外，长江三峡工程建成后鄱阳湖最低水位下降（图 5l），旱季青岚湖与鄱阳湖主湖区的水力联系减弱，其水体自净能力显著下降，氮磷营养盐在湖泊中大量蓄积，浮游藻类大量增殖。水体的富营养化还会对大型底栖生物群落的演替产生影响，在 1993 - 1994 年方春林的调查中[38]，环棱螺、河蚬是主要优势种，而至 2019 - 2020 年，软体动物丰度急剧下降，喜营养的摇蚊幼虫占据主导。

3.4.鄱阳湖流域生态环境演化过程的区域对比

军山湖和青岚湖的古湖沼记录表明，在近半个世纪以来高强度开发的影响下，鄱阳湖流域南部湖泊生态系统显著退化。为进一步明确鄱阳湖流域过去百年来生态环境变化特征，本文结果与区域已有古环境记录进行了对比。在 1980 年以前，鄱阳湖流域各区湖泊初级生产力较低，水环境差异较小；此后随着人类活动的增强，鄱阳湖初级生产力呈现显著升高，不同湖区沉积物 $\delta^{13}C_{org}$ 值和 C/N 比的变化反映了水生植物群落组成的明显差异（图 5）。该分异特征与鄱阳湖流域历史水环境监测结构具有较好的对应关系：20 世纪 80 年代前鄱阳湖水质以I-II类水质为主（占比约 85 %）[39]，整体呈低营养水平，然而自 20 世纪 90 年代起，受流域城市化与工农业活动加剧影响，湖泊外源污染负荷持续增加，导致Ⅳ类水体范围显著扩张，湖泊生态系统发生了不同程度的退化，具体表现为五河尾闾区、中心主湖区、北部入江水道湖区以及人工子湖区的生态环境变化差异极为明显。

自 1990 年城市化加速以来，“五河”入湖处沉积物岩芯中重金属含量显著升高，印证了城市污水和农业面源污染的快速增加[40]。大量营养盐的输入推动了湖区营养水平持续抬升，相关的沉积记录也捕到该过程：S 2 位于赣江尾闾区，在流域高强度输送城市污染物的影响下，该湖区营养水平持续抬升，藻源信号持续增强，其沉积物 C/N 比在 1980 年后始终保持在 10 左右（图 5 g），$\delta^{13}C_{org}$ 值持续偏负，最低下降至- 27 ‰[12]（图 5 f）。北部河道区（S 1）沉积物也有着相似的变化趋势，其 C/N 比值持续偏低（图 5 k），$\delta^{13}C_{org}$ 值从 1990 年前的- 22 ‰降至后期的- 28 ‰[13]（图 5 j）。在航道运输及周边污染物持续输入的影响下，该水域水生植被显著退化，同时藻类迅速增殖。鄱阳湖主湖区的水质和生物群落结构还受水

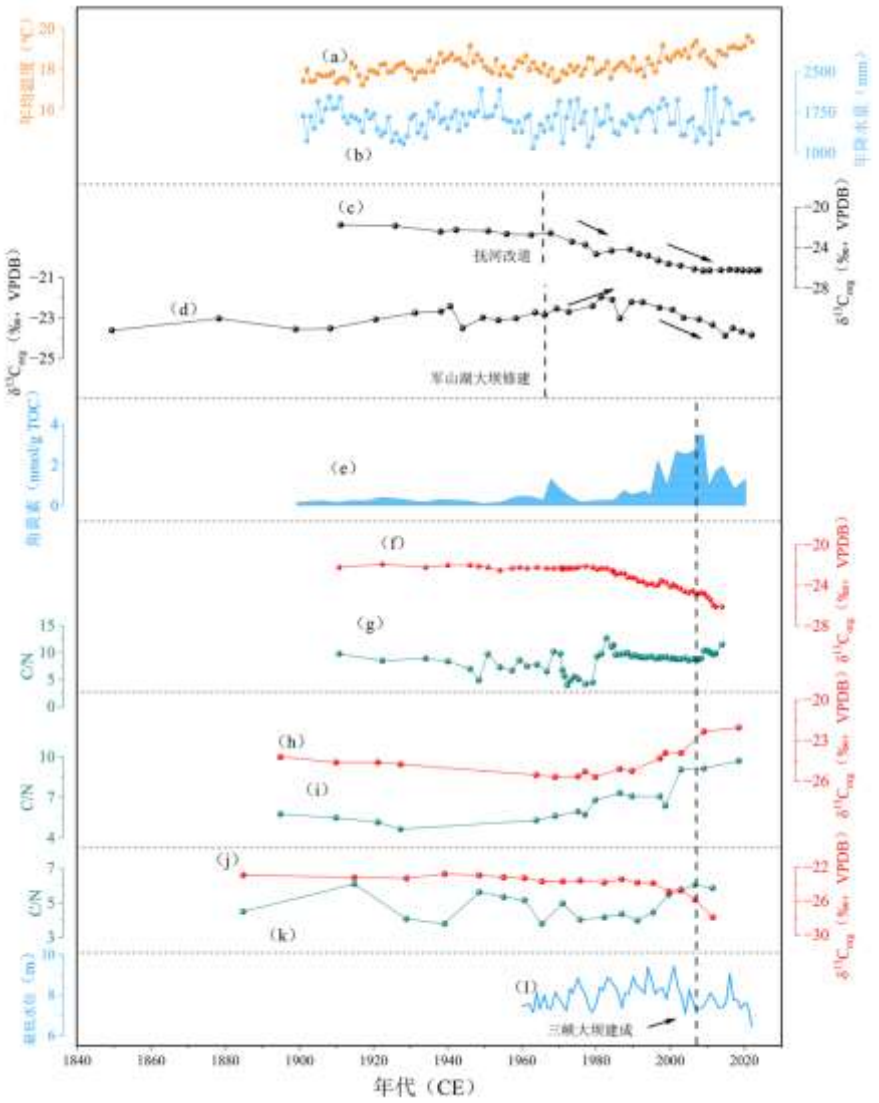

图 5 进贤县 1901-2022 年均温度和年降水量（a-b），数据来源于国家青藏高原科学数据中心；青岚湖 $\delta^{13}C_{org}$ 值变化（c）；军山湖 $\delta^{13}C_{org}$ 值变化（d）；S 4 点位角黄素（蓝藻）的含量变化[53]（e）；S 2 点位 C/N 比值和 $\delta^{13}C_{org}$ 值变化[12]（f-g）；S 3 点位的 C/N 比值和 $\delta^{13}C_{org}$ 值变化[13]（h-i）；S 1 点位的 C/N 比和 $\delta^{13}C_{org}$ 值变化[13]（j-k）；鄱阳湖最低水位水位变化（l）

Fig. 5 (a-b) Annual mean temperature and cumulative precipitation in Jinxian County (1901 - 2022); (c) Variation in $\delta^{13}C_{org}$ values in Qinglan Lake; (d) Variation in $\delta^{13}C_{org}$ values in Junshan Lake; (e) Variation in canthaxanthin (cyanobacteria biomarker) content at site S 4[53]; (f-g) Variation in C/N ratio and $\delta^{13}C_{org}$ values at site S 2 [12](h-i) Variation in C/N ratio and $\delta^{13}C_{org}$ values at site S 3[13]; (j-k) Variation in C/N ratio and $\delta^{13}C_{org}$ values at site S 1[13]; (l) Variation in the lowest water level of Lake Poyang.

位变化影响显著，随着 2003 年三峡大坝的建成，鄱阳湖枯水期提前，最低水位下降[41]（图 5 l）。湿地面积扩张[42]，1987 - 2016 年间枯水期裸露洲滩植被覆盖面积净增 1260 km^2。同时期中心湖区 S 3 沉积物 C/N 比和 $\delta^{13}C_{org}$ 值持续升高[13]（图 5 h 和图 5 i），这可能与当地居民在裸露洲滩上大量种植 C_4 作物有关，陆源有机质的降解会向水体释放营养盐，加剧湖泊营养负荷。另一方面，中心湖区 S 4 沉积物中角黄素含量（指示蓝藻）在 1980 年后总体呈现上升趋势（图 5 e），但随后该湖区水位的持续下降和水体透光性的降低，使得蓝藻的生物量相较于其他更富营养的藻类有所下降[53]。随着流域局部水利工程的建

设和人类污染物的持续输入，过去 30 年来军山湖和青岚湖水体营养水平持续抬升，具体表现为 $\delta^{13}C_{org}$ 值的持续偏负（图 5 c、d），藻类生产力明显增强。在不同水文特征和人类活动强度的影响下，近 40 年各湖区的生态演化过程或存在差异，但总体上呈现富营养特征，鄱阳湖水生生态系统的生物结构和功能发生显著改变。

现如今鄱阳湖水体总体呈现“中偏富”的营养水平[43]，至 2020 年，其综合富营养指数（TLI）达 54.9。从时空分布上来看，鄱阳湖的富营养化特征最先出现在水流滞缓且受人类活动影响强烈的水域。监测记录显示，2010 年五河尾闾区的典型湖区（南矶山、康山等）水质先降至 IV 类[44]，并且在 2012 年南矶山出现大规模的蓝藻水华，水体一度达到中度富营养状态[45]；2014 - 2015 年军山湖、新妙湖等人工湖汊水体全年处于轻-中度富营养水平[46]。而后随着流域开发进程的持续进行，水体富营养范围逐渐向全湖蔓延：2017 年蛤蟆石、屏峰及都昌县至棠荫水域进入轻度富营养状态[47]，2017 - 2019 年金溪咀刘家和南湖村两个国控断面处于轻度富营养状态，至 2017 年全湖IV类水体覆盖范围已达 94.1 %[48]。相比之下，相关水质和浮游生物调查表明，北部河道区的水体富营养程度位于全湖最低[49 - 50]。总体而言，“五河尾闾区”和人工子湖区承载高强度的污染物负荷，且水体的自净能力较弱，水体的富营养进展最为迅速。中心主湖区的污染程度受水文节律影响，水位变化会调控水体中的营养盐浓度[51]，同时主湖区中开展的采砂和渔业活动[11, 52]也进一步加剧湖区的营养水平。尽管近年北部河道区藻类生产力有所上升，但得益于其高效的水体更新效率，其水体营养水平仍显著低于全湖平均值。

4 结论

本研究通过对军山湖和青岚湖沉积岩芯开展地球化学多指标分析，重建了近百年来鄱阳湖流域南部湖泊的生态环境演变过程。结果表明，军山湖和青岚湖沉积物有机质主要来源于大型水生植被和浮游藻类，其含量有效地反映了湖泊初级生产力的变化，而受多种因素影响，$\delta^{13}C_{org}$ 值在不同湖泊表现出明显差异。其中，军山湖 1845 - 1905 年较低的初级生产力对应于湿冷的气候环境和较弱的人类活动影响；1905 年至 1980 年初级生产力的明显增加受到气候变暖和流域人口增加共同影响；而 1980 年后在渔业养殖和全球增温的影响下，湖泊生态系统逐渐由“草-藻结合型”湖泊转变为“藻型”湖泊。青岚湖则在 1958 年抚河改道的影响下，沉水植被开始发生显著退化，并在 1980 年以后叠加城镇化以及农业面源污染，青岚湖快速演化到富营养化阶段。最后，本文进一步对比了鄱阳湖各湖区的古环境记录，与监测结果具有较好的一致性，反映了不同湖区在人类活动的强烈干扰下生态环境演化过程发生了显著的分异。

5 参考文献

[1] Gao Y, Jia J, Lu Y *et al.* Carbon transportation, transformation, and sedimentation processes at the land-river-estuary continuum. *Fundamental Research*, 2022, Jul 28, 4(6): 1594-1602. DOI: 10.1016/j.fmre.2022.07.007.

[2] Liu JT, Fang SW. Comprehensive evaluation of the potential risk from cyanobacteria blooms in Poyang Lake based on nutrient zoning. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76(9): 342.1-15. DOI: 10.1007/s12665-017-6678-6.

[3] Liu J, Wen C, Hu F *et al*. Evaluation of lake eutrophication under different hydrological connectivity conditions. *Journal of Freshwater Ecology,* 2024, 39(1). DOI: 10.1080/02705060.2024.2394675.

[4] Wang SL, Li JS,, Zhang B *et al*. Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index. *Remote Sensing of Environment,* 2018, 217: 444-460. DOI: 10.1016/j.rse.2018.08.026.

[5] Ji P, Chen J, Chen R *et al*. Nitrogen and phosphorus trends in lake sediments of China may diverge. *Nature Communications,* 2024 ,15(1). DOI: 10.1038/s41467-024-46968-4.

[6] Huang QF, Guo CX, Li N. Characteristics of Summer Heat Waves and Potential Effect on Algal Blooms in Fuchunjiang Reservoir. *Research of Environmental Sciences*, 2022, 35(2): 530-539. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2021.11.31. [黄群芳，国超旋, 李娜等. 富春江库区高温热浪变化特征及对藻类水华潜在影响研究. 环境科学研究, 2022, 35(2): 530-539.]

[7] Wang SM, Zhang ZK. Progress in the study of lake sedimentation and environmental evolution in China. *Chinese Science Bulletin*, 1999, 44(6): 9. DOI: 10.1360/csb1999-44-6-579. [王苏民,张振克.中国湖泊沉积与环境演变研究的新进展.科学通报,1999, 44(6): 9.]

[8] Meyers PA. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the laurentian great lakes. *Organic Geochemistry*, 2003, 34: 261-289. DOI: 10.1016/S0146-6380(02)00168-7.

[9] Sun WW, Ni ZY, Meng XQ *et al*. Environmental change recorded by radionuclides and organic geochemical signatures in a sediment core from Lake Daihai, North China. *Catena*, 2021, 206: 105564. DOI: 10.1016/J.CATENA.2021.105564.

[10] Ma XY, Wei ZF, Wang G *et al*. Lake level variability on the Northeastern Tibetan Plateau linked to interaction between Westerlies and Asian monsoon since the last deglaciation. *Catena*, 2025, 250: 108739. DOI: 10.1016/j.*catena*.2025.108739.

[11] Wang ML, Zhao LY, Wan YJ *et al*. Tracing the organic matter source of cage culture sediments based on stable carbon and nitrogen isotopes in Poyang Lake, *China. Marine Pollution Bulletin,* 2022, 33(1): 158-167. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.113943.

[12] Zeng LH, Mcgowan S, Swann G *et al*. Eutrophication has a greater influence on floodplain lake carbon cycling than dam installation across the middle Yangtze Region. *Journal of Hydrology*, 2022, 614. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.128510.

[13] Mei X, Dai Z, Cheng JP *et al*. Three Gorges Dam enhanced organic carbon burial within the sediments of Poyang Lake, China. *Catena*, 2024, 238. DOI: 10.1016/j.catena.2024.107859.

[14] Li XH, Qi Z. Variation of floods characteristics and their responses to climate and human activities in Poyang Lake, China. *Chinese Geographical Science*, 2015, 25: 13-25. DOI: 10.1007/s11769-014-0724-z.

[15] Yuan WK, Liu XN, Wang WF *et al*. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2019, 170: 180-187. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.126.

[16] Tan ZQ, Zhang Q, Li MF *et al*. A study of the relationship between wetland vegetation communities and water regimes using a combined remote sensing and hydraulic modeling approach. *Hydrology Research*, 2016, 47: 278-292. DOI: 10.2166/nh.2016.216.

[17] Zhang YP, Tao ZY, Yu ZJ *et al*. Preliminary investigation on plankton and estimation of sliver carp and bighead carp productivity of Junshan Lake. *Acta Agriculture Universitatis Jiangxiensis*. 2015, 37(3): 536-543. DOI: 10.13836/j.jjau.2015083. [张燕萍, 陶志英, 余智杰等. 军山湖浮游生物初步调查及鲢鳙鱼产力评估. 江西农业大学学报, 2015(3): 536-543.]

[18] Xiong LF, Ou YS, Chen TH. The comparative study of resource status on freshwater mussel in two lakes of different usage in Poyang Lake area. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2011, 20(2): 204-210.［熊六凤, 欧阳珊, 陈堂华等. 鄱阳湖区两个不同用途湖泊淡水蚌类资源现状的比较研究. 上海海洋大学学报, 2011, 20(2): 204-210.].

[19] Meyers PA, Teranes JL. Sediment. Sediment Organic Matter. In: Last, W.M., Smol, J.P. (eds) Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. *Developments in Paleoenvironmental Research*, vol2. Doi: 10.1007/0-306-47670-39

[20] Hedges JI, Oades JM. Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Organic Geochemistry,* 1997, 27, 319-361.

[21] Kaushal S, Binford MW. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology,* 1999, 22: 439-442. DOI: 10.1023/A: 1008027028029.

[22] Müller A, Voss M. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The application of sedimentary Corg/N ratios as source indicators of organic matter. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology,* 1999, 145, 1-16. DOI: 10.1016/S0031-0182(98)00094-7.

[23] Zhao Y, Wu Fl, Fang XM *et al.* Topsoil C/N ratios in the Qilian Mountains area: Implications for the use of subaqueous sediment C/N ratios in paleoenvironmental reconstructions to indicate organic sources. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology,* 2015, 426: 1–9. DOI: 10.1016/j.palaeo.2015.02.038.

[24] Lu S, Wu L, Guan H *et al*. Geochemical sedimentary records of eutrophication and environmental change in Chaohu Lake, East China. *Open Geosciences*, 2024, 16(1): 5404-48. DOI: 10.1515/geo-2022-0649.

[25] Meyers PA, Lallier-vergés E. Lacustrine Sedimentary Organic Matter Records of Late Quaternary Paleoclimates. *Journal of Paleolimnology*, 21, 345-372 (1999). DOI: 10.1023/A:1008073732192.

[26] Wang ML, Lai JP, Hu KT *et al*. Compositions of stable organic carbon and nitrogen isotopes in wetland soil of Poyang Lake and its environmental implications. *China Environmental Science,* 2016, 36(2): 500-505. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2016.02.029. [王毛兰, 赖建平, 胡珂图等. 鄱阳湖湿地土壤有机碳氮同位素特征及其环境意义. 中国环境科学, 2016, 36(2): 500-505.]

[27] Herczeg AL, Smith AK, Dightona JC. 120 year record of changes in nitrogen and carbon cycling in Lake Alexandrina, South Australia: C:N, $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ in sediments. *Applied Geochemistry,* 2001, 16(1). DOI: 10.1016/S0883-2927(00)00016-0.

[28] Lehmann MF, Bernasconi SM, Barbieri A *et al*. Preservation of organic matter and alteration of its carbonand nitrogen isotope composition during simulated and in situ early sedimentary diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta,* 2002, 66(20): 0-3584. DOI: 10.1016/s0016-7037(02)00968-7.

[29] Ge QS, Zheng JY, Hao ZX *et al*. Several important characteristics of climate change in China over the past 2000 years. *SCIENCE CHINA Earth Sciences,* 2012, 42(06): 934-942. DOI: 10.1007/s11783-011-0280-z. [葛全胜, 郑景云, 郝志新等. 过去 2000 年中国气候变化的若干重要特征. 中国科学:地球科学, 2012, 42(06): 934-942.]

[30] Wu YH, Yang XD, Zhu HH. Pollen assemblage and paleoclimatic change in hukou area of poyang lake for the past 4500 years. *Journal of Lake Sciences,* 1997, (1): 29-34. DOI: 10.18307/1997.0105. [吴艳宏, 羊向东, 朱海虹. 鄱阳湖湖口地区 4500 年来孢粉组合及古气候变迁. 湖泊科学, 1997, (1): 29-34.]

[31] Meyers PA. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, 1997, 27(5-6): 213-250. DOI: 10.1016/S0146-6380(97)00049-1.

[32] Ketola HG, Harland BF. Influence of phosphorus in rainbow trout diets on phosphorus discharges in effluent water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1993, 122: 1120-1126. DOI: 10.1577/1548-8659(1993)122<1120: IOPIRT>2.3.CO;2.

[33] 吉晓燕. 军山湖入湖污染负荷及水环境容量研究[学位论文]. 南昌:南昌大学, 2011.

[34] Liu X, Qian KM, Tan GL *et al.* Phytoplankton community structure and its succession in isolated lakes of Poyang-Junshan Lake. *Environmental Science*，2014, 35(7): 2557-2564. DOI: 10.13227/j.hjkx.2014.07.017. [刘霞, 钱奎梅, 谭国良等. 鄱阳湖阻隔湖泊浮游植物群落结构演化特征:以军山湖为例. 环境科学, 2014, 35(7) : 2557-2564.]

[35] 官少飞, 张天火. 江西军山湖水生维管束植物. 江西水产科技, 1994, (02): 10-17.

[36] Hu ZP, Ge G, Liu CL. Cause analysis and early warning for wetland vegetation degradation in poyang lake. *Resources and Environment in The Yangtze Basin,* 2015, 24(3): 381-386. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201503005. [胡振鹏, 葛刚, 刘成林. 鄱阳湖湿地植被退化原因分析及其预警. 长江流域资源与环境, 2015, 24(3): 381-386.]

[37] 徐火生. 青岚湖的变迁分析. 江西水利科技, 1995, (01): 44-51.

[38] 方春林, 王庆平. 江西进贤湖泊浮游动物. 江西水产科技, 2000, (02): 12-17.

[39] Wang SR, Shu JM, Ni ZK *et al*. Investigation on Pollution Situation and Countermeasures in Poyang Lake. *Journal of Environmental Engineering Technology,* 2013, 3(04): 342-349. DOI: 10.3969/j.issn.1674-991X.2013.04.054. [王圣瑞, 舒俭民, 倪兆奎等. 鄱阳湖水污染现状调查及防治对策. 环境工程技术学报, 2013, 3(04): 342-349.]

[40] Yuan GL, Liu C, Chen L *et al*. Inputting history of heavy metals into the inland lake recorded in sediment profiles: Poyang Lake in China. *Journal of Hazardous Materials,* 2011, 185(1): 336-345. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.09.039.

[41] Zhang Q, Xue CY, Xia J. Impacts contributing factors and countermeasures of extreme droughts in Poyang Lake. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences,* 2023, 38(12): 1894-1902. DOI: 10.16418/j.issn.1000-3045.20230813005. [张奇, 薛晨阳, 夏军. 鄱阳湖极端干旱的影响、成因与对策. 中国科学院院刊, 2023, 38(12): 1894-1902.]

[42] Mei X, Dai Z, Du J *et al*. Linkage between Three Gorges Dam impacts and the dramatic recessions in China's largest freshwater lake, Poyang Lake. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 18197. DOI: 10.1038/srep18197.

[43] Song JP, Gong LQ, Wang XL *et al*. Changes in hydrological conditions and ecological environment in Lake Poyang before and after the construction and operation of the Three Gorges Project: Retrospect and prospect. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(3): 16-733. DOI: 10.18307/2025.0301. [宋继鹏, 龚磊强, 王晓龙等. 三峡工程建设运行前后鄱阳湖水文情势变化与生态环境演变特征：回顾与展望. 湖泊科学, 2025, 37(3): 16-733.]

[44] Wang SR, Ni D, Jiao LX *et al*. Space-time Variety of Organic Matter and Nutrient in Surface Sediments from Poyang Lake. *Journal of Environmental Engineering Technology,* 2012(01): 23-28. [王圣瑞, 倪栋, 焦立新等. 鄱阳湖表层沉积物有机质和营养盐分布特征. 环境工程技术学报. 2012(01): 23-28.]

[45] Dai GF, Zhang M, Feng ML *et al*. Analysis of cyanobacteria bloom in Nanjishan Natural Reserve in Poyang Lake. *Ecological Science*, 2015, 34(4): 26-30. DOI: 10.14108/j.cnki.1008-8873.2015.04.005. [戴国飞, 张萌, 冯明雷等. 鄱阳湖南矶湿地自然保护区蓝藻水华状况与成因分析. 生态科学, 2015, 34(4) : 26-30.]

[46] Peng NY, Dai GF, Zhang W *et al*. Differences in nutrition condition and algae population in different areas of Poyang Lake. *Journal of Lake Sciences,* 2018, 30(5): 1295-1308. DOI: 10.18307/2018.0512. [彭宁彦, 戴国飞, 张伟等. 鄱阳湖不同湖区营养盐状态及藻类种群对比. 湖泊科学, 2018, 30(5): 1295-1308.]

[47] Wen CY, Liu JT, Hu F *et al*. Water quality change characteristics and eutrophication assessment of Poyang Lake. *China Rural Water and Hydropower*, 2020, (11) : 83-88. [温春云, 刘聚涛, 胡芳等. 鄱阳湖水质变化特征及水体富营养化评价. 中国农村水利水电, 2020, (11): 83-88.]

[48] Xie HY, Hu M, Ji XY *et al*. Water quality evolution characteristics and pollution factor analysis in Poyang Lake from 2011 to 2019. *Environmental Scienc*e, 2022, 43(12): 5585-5597. DOI: 10.13227/j.hjkx.202112220. [谢慧钰, 胡梅, 嵇晓燕等..2011~2019 年鄱阳湖水质演化特征及主要污染因子解析. 环境科学, 2022, 43(12): 5585-5597.]

[49] Wang YB, Hou ZY, Ye BB *et al*. The characteristics of spatial and temporal variation of phytoplankton in poyang Lake and their influencing factors. *Acta Scientiae Circumstantiae,* 2015, 35(5): 1310-1317. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.1052. [王艺兵, 侯泽英, 叶碧碧等. 鄱阳湖浮游植物时空变化特征及影响因素分析.环境科学学报, 2015, 35(5): 1310-1317.]

[50] Li WX, Jiang ML, Xu LG *et al*. Spatial and temporal of phytoplankton in Lake Poyang and its response to extreme flood and drying events. *Journal of Lake Sciences,* 2024, 36(4): 1001-1013. DOI: 10.18307/2024.0411. [李文轩, 蒋名亮, 徐力刚等. 鄱阳湖浮游植物时空变化特征及其对极端洪枯事件的响应. 湖泊科学, 2024, 36(4): 1001-1013.]

[51] Li HH. Change of water level in main lake area of Poyang lake and in Dish-shaped sub-lake and their impacts on water quality. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(6): 9. DOI: CNKI: SUN: CJLY.0.2018-06-014. [李海辉. 鄱阳湖主湖区与碟形湖水位变化及其对水质的影响. 长江流域资源与环境, 2018, 27(6): 9.]

[52] Zhao JK, Li LX, Li JF *et al*. Response of stage variation of the Poyang Lake to human activities. *Journal of China Hydrology*, 2020, 40(4): 8. DOI: 10.19797/j.cnki.1000-0852.20190052. [赵军凯,李立现,李九发等.人类活动对鄱阳湖水位变化的影响.水文, 2020, 40(4): 8.]

[53] Li Z, Gao Y, Wang S *et al.* Floodplain lake response to climate-nutrient-hydrological pressure revealed through phytoplankton community succession over the past century. *Journal of Hydrology,* 2023, 623: 129838. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129838.