J. Lake Sci.(湖泊科学),2026,38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0615
©2026 by *Journal of Lake Sciences*

2011-2023 年苏南、苏北湖泊水质和营养状态演变差异及驱动因素

陈天宇[1]，阳可[2]，龚志军[2,3]，蔡永久[2,3**]

(1: 南京水利科学研究院，南京 210029)
(2: 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)
(3: 中国科学院大学，北京 100049)

摘　要：江苏省境内湖泊众多，受自然地理背景与社会经济发展区域分异影响，苏南与苏北湖泊的水环境演变及其驱动机制存在差异，然而当前对其认识并不清晰。本研究选取苏北的骆马湖、洪泽湖、白马湖、高邮湖及苏南的滆湖、长荡湖、固城湖等 7 个典型湖泊为对象，基于 2011－2023 年长序列逐月监测数据，分析了主要水质指标及综合营养状态指数（TLI）的演变特征，并应用随机森林模型定量辨析水文气象与土地利用等因子的驱动贡献。结果表明：近十余年来，江苏省典型湖泊水质呈现显著的南北分异格局。在营养状态水平上，滆湖与长荡湖富营养化程度最高，处于轻度至中度富营养状态；白马湖、洪泽湖与高邮湖为轻度富营养；骆马湖与固城湖则处于中营养向轻度富营养过渡的临界范围。趋势分析显示，苏南湖泊整体趋于改善，其中滆湖总氮浓度显著下降 1.96 mg/L，总磷浓度下降 0.087 mg/L，TLI 下降 9.4；与之相对，苏北湖泊富营养化呈加剧态势，高邮湖、骆马湖和洪泽湖 TLI 分别上升 5.4、7.4 和 6.6。季节变化上，苏北湖泊汛期营养水平显著高于非汛期，表现出强烈的季节性波动，而苏南湖泊季节差异不显著。苏北湖泊对气象水文波动更为敏感，降雨量增加伴随入湖水量剧增驱动外源负荷输入是主导因素，且高温与频繁风浪扰动加剧了内源释放风险。苏南湖泊水质改善则主要受益于流域污染减排与土地利用结构优化调控，耕地占比缩减及林地与湿地修复有效拦截污染。
关键词：浅水湖泊；富营养化；水质；时空演变；驱动因素

Spatiotemporal patterns and drivers of lake water quality and trophic state in the northern and southern Jiangsu Province from 2011 to 2023

Chen Tianyu[1], Yang Ke[2], Gong Zhijun[2], Cai Yongjiu[2,3*]
(1: Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, P.R.China)
(2: 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)
(3: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

Abstract: Lakes are important ecosystems that support water conservation, climate regulation, and biodiversity conservation. Jiangsu Province is located in the lower reaches of the Yangtze and Huaihe Rivers and represents a typical shallow lake region in China. Lake eutrophication remains a major environmental issue in this area. Northern and Southern Jiangsu differ markedly in natural geography and socioeconomic development. As a result, the trophic status of lakes and their driving factors show clear regional differences. Using long-term monthly monitoring data from 2011 to 2023, this study analyzed the spatial and

* 2025-12-26 收稿; 2026-03-20 收修改稿。
国家自然科学基金项目（U24A20639）和湖泊与流域水安全全国重点实验室项目（NKL2023-ZD02、NKL2023-KP01）联合资助。

**通信作者; E-mail: caiyj@niglas.ac.cn。

temporal changes in water quality parameters and the comprehensive Trophic Level Index (TLI) of seven typical lakes. These lakes include Lake Luoma, Lake Hongze, Lake Baima, and Lake Gaoyou in Northern Jiangsu, and Lake Ge, Lake Changdang, and Lake Gucheng in Southern Jiangsu. The study used Random Forest models and Pearson correlation analysis to quantify the relevant driving mechanisms. The results show that the water quality of typical lakes in Jiangsu exhibited clear regional differences over the past decade. Regarding trophic status, Lake Ge and Lake Changdang had the most serious eutrophication, with status between light and moderate eutrophication. Lake Baima, Lake Hongze, and Lake Gaoyou were lightly eutrophic. Lake Luoma and Lake Gucheng were in the transition from mesotrophic to lightly eutrophic. Trend analysis indicates that water quality improved significantly in Southern Jiangsu lakes, especially in Lake Ge and Lake Changdang, which were moderately eutrophic in the past. In Lake Gehu, TN concentration decreased by 1.96 mg/L and TP concentration decreased by 0.087 mg/L, corresponding to a 48.3% drop. Its TLI value decreased by 9.4. In contrast, water quality worsened in Northern Jiangsu lakes. Lake Luoma changed from mesotrophic to lightly eutrophic, with its TLI rising by 7.4. The TLI of Lake Hongze and Lake Gaoyou increased by 6.6 and 5.4, respectively. The TLI values of all study lakes ranged from 47.36 to 61.01. Southern lakes generally had higher trophic levels, but their pollution control effects were more remarkable. In terms of seasonal variation, Northern lakes showed distinct differences between flood and dry seasons. Their TLI values were much higher in flood seasons. Seasonal changes in TLI were weak in Southern lakes. Driving factor analysis shows that the water quality of Northern lakes was strongly affected by hydrometeorological conditions. More rainfall leads to larger inflows and brings in large amounts of external nutrients. High temperature and wind disturbance also intensify internal nutrient release. The water quality improvement in Southern lakes mainly benefited from optimized land use and rigorous pollution management. Reduced farmland area cuts pollutant sources, while restored forests and wetlands act as pollutant sinks to intercept runoff pollution. This study reveals the complex challenges of lake governance under climate change and non-point source pollution. The results can provide scientific support for targeted eutrophication control and regional water security management in Jiangsu Province.
Keywords：shallow lakes; eutrophication; water quality; spatiotemporal succession patterns; driving factors; Jiangsu Province;

湖泊是淡水生态系统的重要载体，在水源涵养、气候调节和生物多样性维持等方面发挥着重要功能。然而，在气候变化与人类活动（如下垫面变化、生活与工业污染、农业面源污染等）的叠加影响下，湖泊水文过程发生了改变，调蓄能力减弱，水体污染与富营养化加剧，生态服务功能持续退化，已然制约经济社会的高质量发展[1-4]。湖泊富营养化过程与水体中氮、磷等营养盐的快速积累息息相关，而氮磷高负荷的复杂动态过程则受降水季节分配、流域水文情势、土地利用方式与农业强度等多因子共同影响[5-8]。这种复杂性使得不同湖泊富营养化程度呈现出空间异质性，其驱动机制也存在显著差异[9, 10]。

江苏省地处长江、淮河下游，河网密布、湖泊众多，是我国浅水湖泊主要分布区，也是富营养化问题突出的区域之一。受自然地理背景与社会经济发展水平的区域性分异影响，全省湖泊营养状态呈现出显著的南北差异。研究表明，快速经济扩张引发的城镇生活污水及工农业氮、磷排放是驱动这一差异的关键因素[11]。以太湖为代表的苏南（江苏省南部）湖泊，过去二十年间受高强度社会经济活动驱动，长期面临蓝藻水华压力；而洪泽湖、骆马湖等苏北（江苏省北部）湖泊，近年来富营养化态势显著加剧，伴随突发性藻华事件，农业面源污染对苏北输水型湖泊的影响显著[12-16]。已有研究识别了全省范围内湖泊营养状态水平的基本差异，但缺乏对苏南和苏北湖泊水质差异的定量比较及原因分析，制约了未来江苏湖泊富营养化治理与管理保护的差异化对策。

近年来，政策主导的点源污染控制有效缓解了湖泊富营养化进程，部分湖泊的水质得到改善，但区域间的治理成效表现出明显差异。全省范围内，苏南地区凭借污染排放控制与生态修复，部分湖泊水质趋于改善，与之形成对比的是，苏北地区受高强度农业开发的影响，农业面源污染跃升为水环境演变的主导驱动力，部分湖泊富营养化甚至呈加剧趋势[17-18]。这对下一阶段的富营养化精准治理提出了挑战，亟需系统分析苏南苏北湖泊富营养化演变的差异性及驱动因素。为此，本研究选取江苏省南北典型湖泊（苏北 4 个、苏南 3 个），基于 2011-2023 年的长时序水质监测数据，识别水质指标和营养状态的演变特征，从水文气象、土地利用等方面探究影响苏南苏北湖泊水质和富营养化演变的关键驱动因子，分析现

有治理措施的效果[19, 20]，以期为江苏区域湖泊的水质改善和富营养化控制提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究选取江苏省 7 个典型湖泊作为研究对象（图 1），其中骆马湖、洪泽湖、白马湖和高邮湖位于苏北地区，长荡湖、滆湖与固城湖位于苏南地区（附表I）。研究地区受亚热带季风气候和温带季风气候显著影响，雨热同季，梅雨显著，水资源季节分布不均衡（附图I），形成了明显的汛期（5-9 月）和非汛期（10-翌年 4 月）。

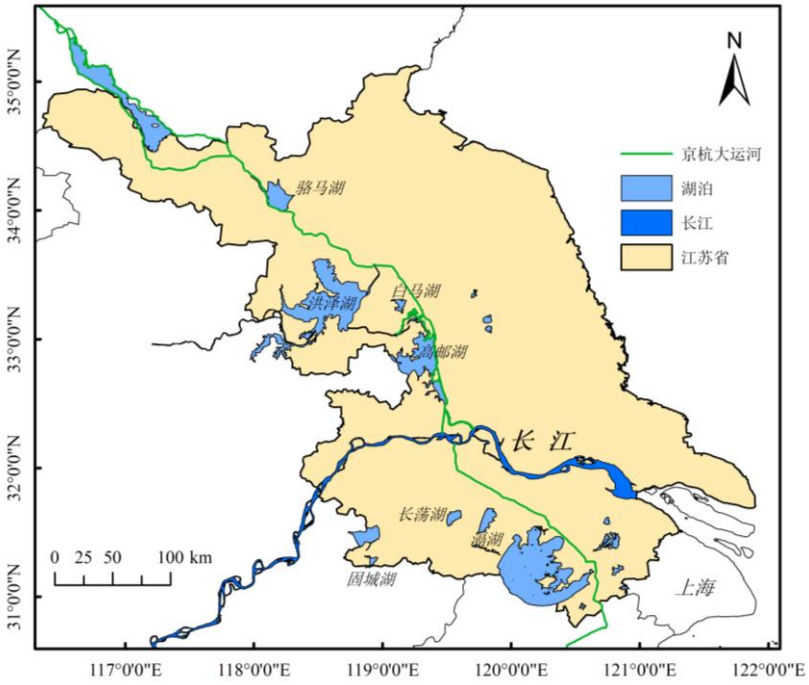


图 1 研究区域主要湖泊分布

Fig. 1 Study area and distribution of the studied lakes in Jiangsu Province

1.2 数据来源

在 7 个湖泊共布设 62 个采样点，各湖泊点位数介于 3-15 个(附图II)，于 2011-2023 年开展逐月监测。现场使用塞氏盘测定水体透明度(SD)，使用有机玻璃采水器采集水样 1L 冷藏后带回实验室测定其他理化指标。水样经 GF/F 滤膜过滤后测定叶绿素 a(Chla)，未过滤的水样用于测定总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})，理化指标测定方法参照《水环境监测规范》（SL219）。

为分析水质和营养状态变化的驱动因素，本研究同步收集了气象水文及湖泊周边 3 km 缓冲区的土地利用数据。气象数据（包括气温、风速和降雨量）源自中国气象科学数据共享服务平台（http://www.escience.gov.cn），选取位于湖泊附近气象站点逐日气象数据，并进一步计算月均值与水质数据匹配。逐月水位、入湖水量数据时间跨度为 2011-2023 年，数据主要来源于中华人民共和国水文年鉴，或从江苏省水文水资源勘测局及湖泊管理部门收集。

土地利用数据源自武汉大学发布的中国土地覆盖数据集（China Land Cover Dataset, CLCD），该数据集基于 Landsat 卫星影像，采用随机森林分类器生成，包含九种土地覆盖类型：耕地、林地、灌木、草地、水体、冰雪、裸地、建设用地及湿地[21]。根据长江-淮河流域的土地利用特征，土地利用类型被划分为两大类及六个子类，包括生态用地（林地、草地和水体）与非生态用地（耕地、建设用地及其他用地）。

1.3 数据处理

水质类别评价参照国家《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)，基于 Chla、TP、TN、SD 和高锰酸盐指数(COD_{Mn})五项指标加权计算综合营养状态指数（TLI），并对湖泊营养状态等级进行划分：TLI(∑)<30 为贫营养，30≤TLI(∑)≤50 为中营养，TLI(∑)>50 为富营养；富营养进一步划分为轻度富营养（50<TLI(∑)≤60）、中度富营养（60<TLI(∑)≤70）和重度富营养（TLI(∑)>70）。

构建随机森林模型（random forest，RF）以探究 TN、TP 和 TLI 与环境因子之间的响应关系，模型以 TN、TP 和 TLI 为因变量，以气象因子、水文因子和土地利用占比为自变量，将 ntree 设置为 500，nrep 设置为 1000。采用“均方误差增加百分比”（%IncMSE）评估各环境因子的相对重要性，并依据%IncMSE 值对所有环境变量进行排序，旨在识别影响水质和营养状态演变的关键因子。

2 结果与分析

2.1 湖泊水质和营养状态演变

2011-2023 年间，江苏省典型湖泊的水质与营养状态呈现出明显的区域分异特征，苏北湖泊总体趋于恶化，而苏南湖泊则表现出改善趋势（图 2-图 4，附表II）。总氮（TN）方面（图 3），高邮湖浓度显著上升了 0.35 mg/L（$P < 0.05$），骆马湖在 2015-2021 年间也上升了 1.78 mg/L。与之形成对比的是，苏南滆湖 TN 浓度降低了 1.96 mg/L（$P < 0.05$），固城湖则从 2011 年的 1.45 mg/L 降至 2018 年的 0.68 mg/L。季节差异方面，骆马湖、洪泽湖、滆湖总氮在非汛期、汛期呈明显差异（附图III），其它湖泊差异不显著。

总磷（TP）的变化与 TN 类似。2011-2023 年高邮湖 TP 增加了 0.028 mg/L（$P<0.05$），骆马湖 2011-2021 年 TP 逐步上升，最高值达 0.084 mg/L，较 2011 年增加了 0.043mg/L。2011-2023 年苏南滆湖与固城湖则分别显著下降了 0.087 mg/L、0.021 mg/L（$P < 0.05$），降低百分比分别为 48.3%、40.3%。长荡湖亦呈现波动下降趋势，2022、2023 年 TP 处于最低水平，浓度分别为 0.082 mg/L、0.081 mg/L。季节变化上，除固城湖外，各湖泊汛期 TP 浓度均显著高于非汛期（图 4、附图IV）。

综合营养状态指数（TLI）呈现出相似变化趋势（图 4）。2011-2023 年高邮湖 TLI 值显著上升 5.4，骆马湖（2015–2021 年）与洪泽湖（2017-2023 年）分别上升了 7.4 和 6.6，骆马湖从中营养增加至轻度富营养。2011-2023 年滆湖 TLI 值显著下降 9.4，长荡湖与固城湖也分别下降了 6.3 和 5.5。

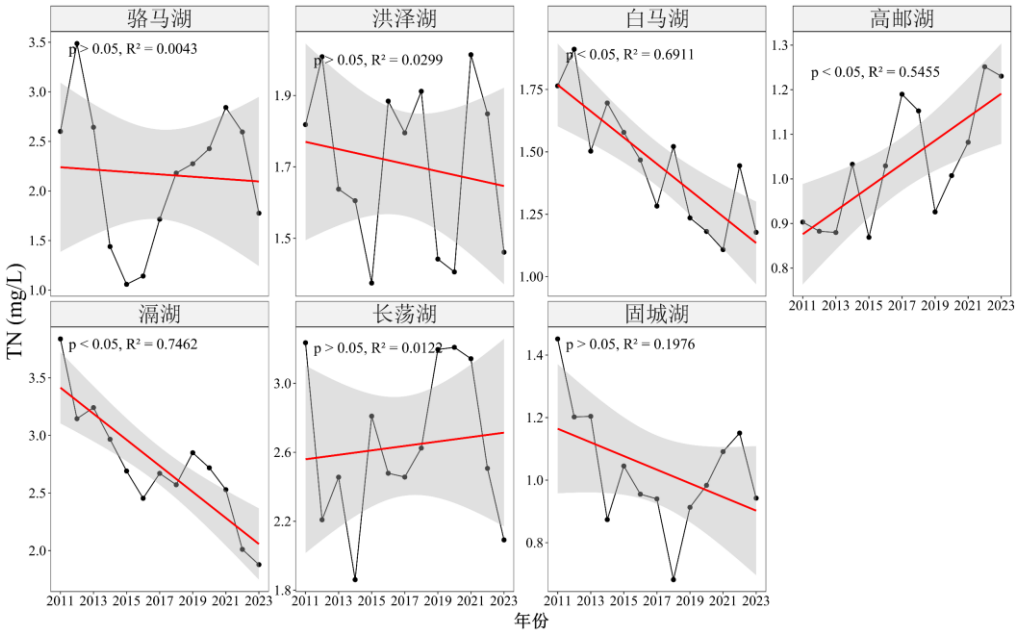


图 2 研究湖泊总氮浓度时间变化（2011–2023 年）

Fig. 2 Temporal variations in total nitrogen concentrations of the studied lakes (2011-2023)

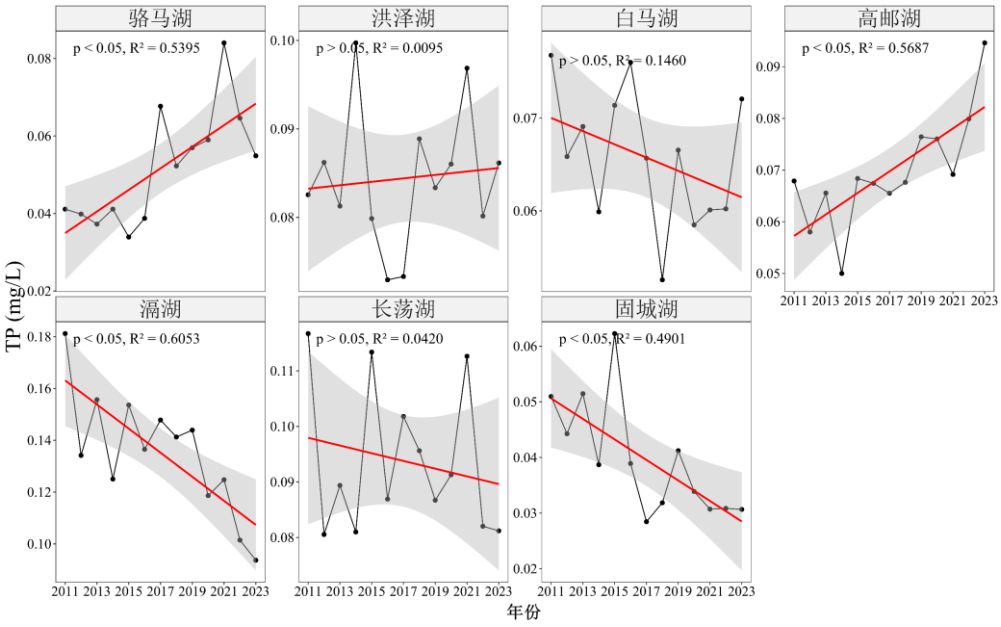


图 3 研究湖泊总磷浓度时间变化（2011-2023 年）

Fig. 3 Temporal variations in total phosphorus concentrations of the studied lakes (2011-2023)

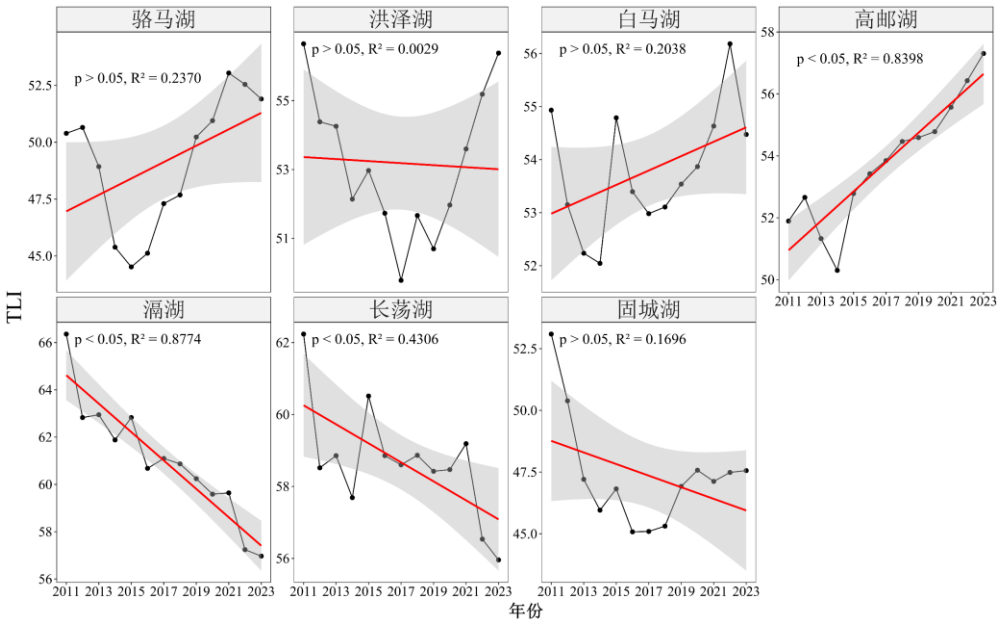


图 4 研究湖泊营养状态指数时间变化（2011-2023 年）

Fig. 4 Temporal variations in the trophic level index (TLI) of the studied lakes (2011-2023)

2.2 营养状态的时空分布特征

各湖泊综合营养状态指数（TLI）差异显著（图 5）。长荡湖与滆湖的富营养化程度相对最高，其 TLI 均值分别为 58.67±1.57 和 61.01±2.50，属于中度富营养。白马湖（53.79±1.17）、洪泽湖（53.19±2.12）和高邮湖（53.80±2.02）处于轻度富营养。骆马湖（49.13±2.89）与固城湖（47.36±2.22）的 TLI 值则接近中营养与轻度富营养的临界范围。

湖泊营养状态表现出明显的水期差异（附图V），且在区域间表现不同，苏北湖泊（骆马湖、洪泽湖

和白马湖）汛期 TLI 值显著高于非汛期（$P < 0.05$），季节差异显著。相比之下，苏南滆湖、长荡湖和固城湖 TLI 值在汛期与非汛期间无显著差异（$P > 0.05$）。

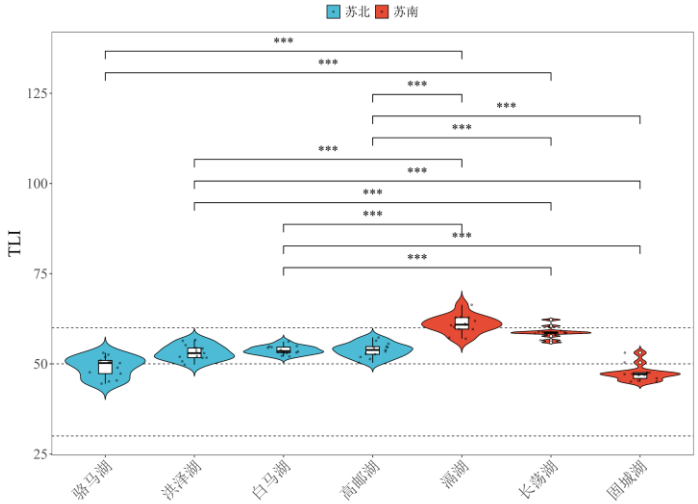
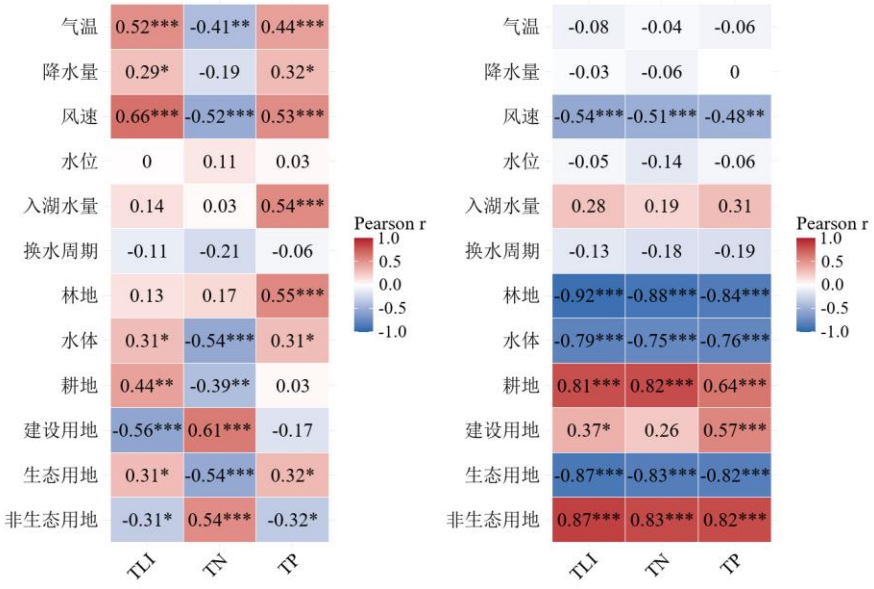


图 5 不同湖泊营养状态指数箱线图比较(Wilcoxon 秩和检验，* P < 0.05；** P < 0.01；***P < 0.001)

Fig. 5 Boxplots of the trophic level index across the studied lakes

2.3 水质和营养状态变化驱动因子

Pearson 相关性分析与随机森林回归结果表明，苏南与苏北湖泊水质演变的驱动因素存在显著差异（图 6、图 7）。苏北湖泊的水质与营养状态受自然和人为因素共同驱动。相关性分析显示（图 6a），营养状态指数（TLI）与温度、风速和降水量均呈显著正相关（相关系数分别为 0.52、0.66、0.29，$P < 0.001$，$P < 0.001$，$P < 0.05$），与耕地面积占比显著正相关。TN 浓度与建设用地面积占比显著正相关（$r = 0.61$，$P < 0.001$），而 TP 则与温度、风速及入湖水量显著正相关（$P < 0.001$）。



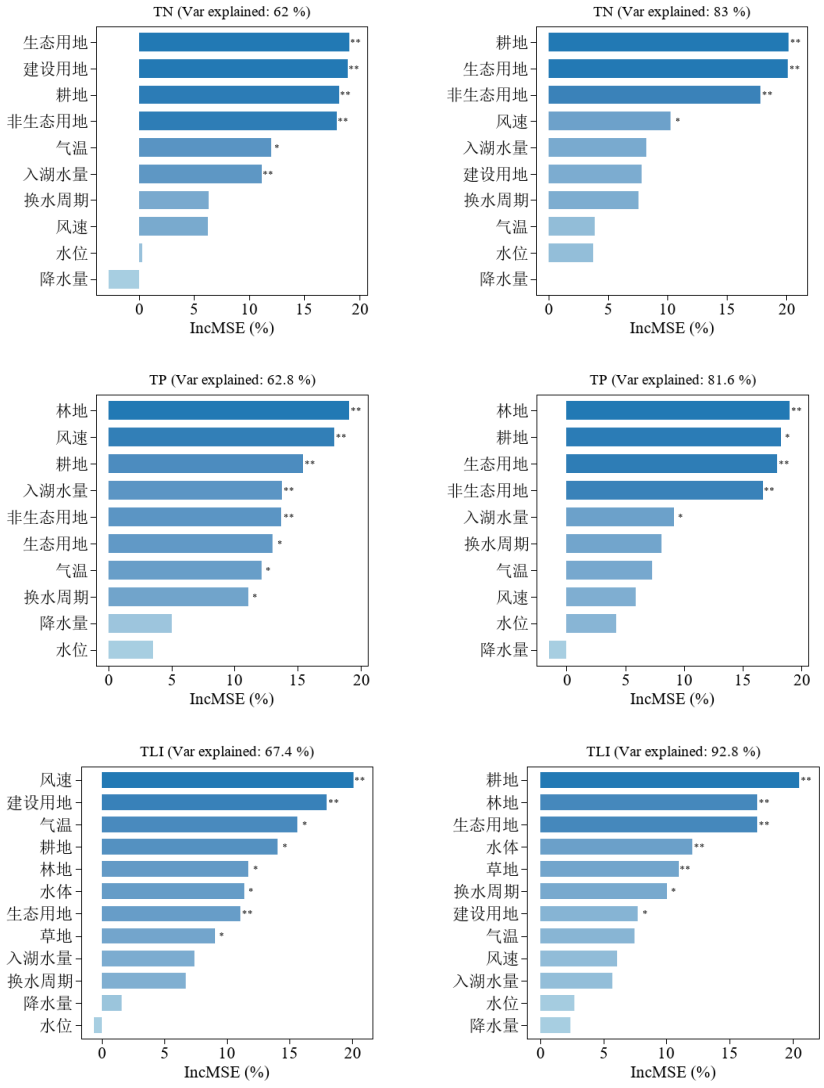
(a) (b)

图 6 苏北（a）、苏南（b）湖泊 TN、TP 和 TLI 与环境因子的相关性分析 * P < 0.05；** P < 0.01；***P < 0.001

Fig. 6 Correlation analysis between TN, TP, TLI and environmental factors of lakes in northern Jiangsu (a) and southern Jiangsu (b)

与苏北湖泊相比，苏南湖泊水质参数与土地利用类型的相关性更强（图 6b）。其中，TLI 与耕地面积占比呈极显著正相关（r = 0.81, P < 0.001），与林地面积占比呈极显著负相关（r = -0.92, P < 0.001），与风速则呈显著负相关（P < 0.001，P < 0.01）。TN 和 TP 与上述因子也呈现出类似的相关关系。

随机森林模型进一步量化了各驱动因子的相对重要性（图 7）。对于苏北湖泊，土地利用、入湖水量和风速是解释 TP 变化的重要因子（17.9%，13.7%，$P < 0.01$），林地与耕地面积占比是主要的土地利用影响因子（19.1%，15.4%，$P < 0.01$）；气温及换水周期也对营养盐浓度有显著贡献（$P < 0.01$）。相比之下，苏南湖泊 TN 与 TP 的模型解释率分别高达 83%和 81.6%，且主要与土地利用相关。其中，耕地占比是影响 TN 最重要的因子（20.2%，$P < 0.01$），其次为生态用地占比。而 TP 则主要受林地与耕地面积占比的共同影响（重要性分别为 19.1%与 18.3%，$P < 0.01$）。



(a) (b)

图 7 苏北（a）、苏南（b）湖泊 TN、TP 和 TLI 的驱动因素(* $P < 0.05$；** $P < 0.01$；***$P < 0.001$。均方误差增加量（IncMSE,%）评价变量重要性；Var explained (%)为模型解释率。RMSE（均方根误差）：苏北湖泊（TN 0.162，TP 0.004，TLI 0.696）；苏南湖泊（TN 0.155，TP 0.008，TLI 0.730）

Fig. 7 Driving factors of TN、TP 和 TLI of lakes in northern Jiangsu (a) and southern Jiangsu (b)

综合营养状态方面，苏北湖泊的 TLI 主要受气候因子（风速 20.1%、气温 15.7%）驱动。此外，建设用地占比也表现出显著影响（$P < 0.01$）。与之形成对比的是，苏南湖泊 TLI 主要与耕地及林地面积变化相关（重要性分别为 20.5%与 17.2%，$P < 0.01$）。

3 讨论

3.1 苏北湖泊水质与富营养化的驱动因素

分析结果显示苏北湖泊水质变化是自然因素与人为活动共同驱动的复杂过程，但其对气候与水文波动苏南湖泊显著。自然因素中，气候与水文条件特别是入湖水量、气温和风速是重要因素。2011-2023 年间苏北湖泊降水量普遍显著增加，白马湖、骆马湖、洪泽湖及高邮湖的累计增幅分别达 227.2mm、329.7mm、301.7mm 和 107.2mm。降水格局的改变直接驱动了入湖通量剧增，2011-2021 年间，骆马湖、洪泽湖与高邮湖入湖水量分别大幅增加约 100.0 亿 m^3、335.9 亿 m^3 和 255.8 亿 m^3（附图 VI）。汛期集中降水将流域内大量农业面源污染物携带入湖，显著增加了外源氮、磷输入。以骆马湖为例，2015 年后夏季降水增加导致入湖污染负荷通量显著上升，2017-2020 各年的 8 月入湖水量分别为 13.6、19.8、27.0 和 39.2 亿 m^3 [22]。夏季增温和降水导致骆马湖夏季 TN 和 TP 增加幅度增大，如 2020 年 8 月 TN 和 TP 甚至达到 3.48mg/L 和 0.156mg/L[23]。相比于苏南湖泊，苏北湖泊 TLI 值呈现显著的季节变异，汛期普遍高于非汛期。洪泽湖、骆马湖、高邮湖的水质受水文过程影响显著，换水周期较短，尤其在汛期易受上游来水的强干扰。其中，洪泽湖和高邮湖均处于淮河流域下游，流域上游径流可直接汇入湖体，而淮河流域分布的城镇生活污水排放、农业面源及工业点源污染，会随汛期径流形成高负荷污染物输入，成为驱动两湖水质变化的关键外源因素[20]。近年来，气候变暖趋势明显，高温与丰水期同步，不仅直接促进藻类增殖，还会因水体分层与微生物活动耗氧，引发沉积物中磷在厌氧条件下的加速释放，形成富营养化的正反馈循环[4,24,25]。夏季水温升高会加速沉积物中有机质的厌氧分解，此外近 10 年来苏北湖泊水质植被的快速退化，叠加频繁风浪扰动会加剧沉积物的再悬浮，促使底泥中内源营养盐向水体释放，从而加剧内源营养盐的释放负荷[26,27,28]，这可能是造成洪泽湖与高邮湖富营养化加剧不可忽略的因素之一。

人为因素方面，土地利用变化与治理措施效应亦不容忽视。在水污染防治行动计划推动下，苏北湖泊实施了系列生态修复工程，特别是水域空间恢复方面成效显著。通过退圩还湖工程，至 2024 年 5 月底洪泽湖累计恢复自由水面 159.2km^2 有效恢复了湖泊的自由水面、供水调蓄与防洪库容。骆马湖恢复自由水面 30.72km^2，增加有效防洪库容 1.1 亿 m^3 及供水调蓄库容约 0.77 亿 m^3 [29]。在控源截污、生态修复等措施作用下，白马湖水质改善成效显著，湖体 TN、TP 呈下降趋势。尽管白马湖部分水域治理成效显著，且缓冲区耕地占比有所下降，但苏北其他湖泊水质整体仍呈恶化趋势。这主要由于气候变化主导驱动入湖水量增加，农业与生活污水中的氮磷负荷输入随之增加，进一步推高了水体富营养化[4,30]。苏北湖泊的治理实践表明，在气候变化为主导的自然驱动力增强的背景下，单纯依赖传统的污染源控制已难以完全遏制富营养化进程。未来苏北湖泊治理需特别关注气候变化背景下的水文调控与面源污染的协同控制，尤其是骆马湖、洪泽湖等过水性湖泊，应加强上游来水水质管控、优化农田排水体系，以减缓极端降水事件对湖泊水质的冲击。

3.2 苏南湖泊水质改善机制与治理成效

与苏北湖泊不同，苏南湖泊水质普遍改善，其主要归因于严格的污染控制与产业结构调整。江苏太湖流域作为国家水环境治理的重点区域，不仅在污染防治上投入力度大、执行标准严，更通过系统性综合治理为水环境质量改善提供了有力支撑。根据《江苏省第二次全国污染源普查公报》，农业源仍是区域氮、磷污染的主要贡献者，其总氮、总磷排放量分别占区域污染物总量的 43.15%与 65.38%。2007 年太湖蓝藻危机事件后，从国家到地方层面相继出台了《太湖流域水环境综合治理总体方案》等系列治理方案，将污染防治、生态保护修复、城乡供水安全保障、产业布局优化、城镇空间结构调整等纳入重点工作，取得了良好成效。生活源污染治理方面，2022 年以来，江苏、浙江等在太湖流域内新建改造污水管网约 1500 公里，流域内建制镇建成区基本实现生活污水处理能力全覆盖，有效削减生活污水中氮、磷污

染物入湖负荷。工业源污染管控方面，总体方案实施以来江苏在 45 个省级以上园区推行污染排放限值限量管理，实现排污许可证发放全覆盖，从源头管控工业污染源排放。农业面源污染防治方面，至 2020 年，江苏省太湖流域的化肥与农药施用量相较于 2015 年分别削减 18.99%与 18.2%，畜禽养殖业中家禽、生猪存栏量较 2007 年分别平均下降 45.73%、68.60%[31]。这些措施有效降低了入湖营养盐负荷，是 2011 年后苏南湖泊总氮、总磷浓度呈现下降趋势的关键原因之一。

从景观格局看，土地利用的“源-汇”效应是解释苏南湖泊水质改善的另一关键机制。本研究发现苏南湖泊的 TLI、TN 及 TP 与耕地面积占比呈显著正相关，而与林地面积占比呈显著负相关，土地利用类型的变化促进苏南湖泊水质改善。在具体治理行动中，农业面源污染控制与生态修复工程发挥了重要作用，《江苏省“十三五”太湖流域水环境综合治理行动方案》实施期间，农业面源污染治理项目占总治理工程 18.5%，总投资达 81 亿元。耕地作为污染物的“源”，其面积的减少直接降低了潜在入湖污染负荷；而林地作为有效的“汇”，能通过截留、吸附和缓冲作用，显著减少降雨径流带来的污染物[32]。因此，苏南地区通过保护生态用地等工程，优化了流域的“源-汇”土地利用结构，从源头上保障了湖泊水质的长期可持续改善。以常州市为例，通过对长荡湖与滆湖流域推行耕地轮作休耕与畜禽养殖场关停以及环湖缓冲区生态建设，使得氮肥使用量持续下降、湖泊周边耕地面积缩减（附图Ⅶ）[33,34]。这些干预措施直接体现在水质指标的积极响应上，是两湖总氮、总磷 2011 年以来稳步下降的重要原因。

与此同时，太湖流域大力开展两湖湖滨带生态建设，湖泊内源污染控制措施同步实施[33,35,36]。如长荡湖作为太湖流域典型的大型浅水湖泊，2019 年建成西部近岸湿地生态治理工程，通过生态潜堤等技术调控湖体水动力条件，工程成效显著，2023 年水生植被物种数量及湖心区生物量分别是工程实施前的 3 倍与 5 倍，促进了水生生态系统的结构与功能恢复。研究表明在外源污染输入得到一定控制时，围网拆除在控氮、控磷效果及改善重金属污染状况方面有着积极作用，滆湖拆除了所有水产养殖围网和超 15km^2 圈圩[37]。在内外源削减措施协同作用下，2011 年后长荡湖和滆湖总氮和总磷出现下降趋势，湖泊富营养化得到有效治理。此外，随着新孟河工程及湖西区引排水格局优化，2022、2023 年来滆湖入湖水量较多年平均分别增加 2.7、1.9 倍，换水周期的缩短，在外部污染输入削减下，调水对水质改善产生积极作用。苏南湖泊水质改善的成效，充分体现了系统治理、长期坚持的治理理念。长荡湖、滆湖等经验表明，其水质改善并非单一措施的结果，而是外源削减、退圩还湖、湿地修复、调水引流等多重措施的协同作用。

4 结论

1）苏南和苏北湖泊水质演变呈现显著的分异格局特征。2011-2023 年，苏南长荡湖、滆湖、固城湖营养盐和营养状态指数呈下降趋势，水质持续改善，表明污染源控制取得了显著成效。与之不同，苏北湖泊骆马湖、洪泽湖、高邮湖的 TLI 值上升明显，凸显其面临的气候变化与污染压力形势严峻。

2）水质演变影响因素存在区域差异。苏北湖泊水质主要受气象水文与土地利用共同影响，近年来降水增加导致入湖污染负荷上升是水质下降的重要原因。苏南湖泊水质变化则更与土地利用调控关系更为密切，林地等生态用地通过截留净化作用削减径流污染，体现了优化流域土地利用结构优化对改善水质的关键作用。

5 附件

附图附表见电子版（DOI: 10.18307/2026.0615）.

致谢：衷心感谢江苏省水文水资源勘测局和各湖泊管理部门对气象水文、水质等基础资料收集的支持。

6 参考文献

[1] Cui J, Du Y, Ding CC *et al*. Phosphorus fraction and abatement of lakes in China: a review. *Ecology and Environmental Sciences*, 2022, 31(3): 621-633. [崔键,杜易,丁程成等. 中国湖泊水体磷的赋存形态及污染治理措施进展. 生态环境学报, 2022, 31(3): 621-633.]

[2] Gao YY, Yang YF, Yang RX *et al*. Eco-environment benefits evolution of the receiving area of Phase I of the Eastern Route of the South-to-North Water Transfers Project. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*，2024，22(3)：

566-574. [高媛媛, 杨亚锋, 杨荣雪等. 南水北调东线一期工程受水区生态环境效益演变. 南水北调与水利科技(中英文), 2024, 22(3): 566-574.]

[3] Zhang YL, Qin BQ, Zhu GW *et al*. Importance and main ecological and environmental problems of lakes in China. *Chinese Science Bulletin*,2022, 67(30): 3503-3519.[张运林, 秦伯强, 朱广伟等. 论湖泊重要性及我国湖泊面临的主要生态环境问题. 科学通报, 2022, 67(30): 3503-3519.]

[4] Yin Y, Yang K, Gao M *et al*. Declined nutrients stability shaped by water residence times in lakes and reservoirs under climate change. *Science of The Total Environment*, 2024, 953: 176098.

[5] Gao TT, Xie H, Wan NS *et al*.Simulation and source analysis of nonpoint source nitrogen and phosphorus pollution export in a typicalagricultural catchment draining to Chaohu Lake. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(11)：2428-2438. [高田田, 谢晖, 万能胜等. 巢湖典型农村流域面源氮磷污染模拟及来源解析. 农业环境科学学报, 2022, 41(11): 2428-2438.]

[6] Qin BQ, Gao G, Zhu G W *et al*. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(10): 855-864.[秦伯强, 高光, 朱广伟等. 湖泊富营养化及其生态系统响应. 科学通报, 2013, 58(10): 855-864.]

[7] Wei KP, Wu HJ, Huang L *et al*. Analysis of environmental impact derived from nitrogen and phosphorus in agricultural production systems: a case study of Anhui Province. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(8)：1802-1810. [卫凯平, 武慧君, 黄莉等. 农业生产系统氮磷环境影响分析——以安徽省为例. 农业环境科学学报, 2018, 37(8): 1802-1810.]

[8] Wu F, Zhan JY, Deng XZ *et al*. Influencing factors of lake eutrophication in China: a case study in 22 lakes in China.*Ecology and Environmental Sciences*,2012, 21(1): 94-100.[吴锋, 战金艳, 邓祥征等. 中国湖泊富营养化影响因素研究——基于中国 22 个湖泊实证分析. 生态环境学报, 2012, 21(1): 94-100.]

[9] Cheng MH, Cha JM, Li XY *et al*. Spatiotemporal characteristics of trophic state and driving factors analysis in Lake Chenghai, Yunnan Province, 2010-2023.*J. Lake Sci*, 2026: 38(2).[程明豪, 查金苗, 李新宇等. 2010—2023 年云南程海水体营养状态时空演变及其驱动因素分析. 湖泊科学, 2026: 38(2). DOI:10.18307/2026.0214.]

[10] Yang WH, Li YF, Zhang MY *et al*. Variation and trend analysis of water quality of typical lakes in Inner Mongolia based on long-term data.*J. Lake Sci*,2025, 37(4): 1249-1266.[杨文焕, 李艳芳, 张明宇等. 基于长时间序列内蒙古典型湖泊水质变化特征及趋势分析. 湖泊科学, 2025, 37(4): 1249-1266.]

[11] 张利民, 夏明芳, 王春等. 江苏省 12 大湖泊水环境现状与污染控制建议. 环境监测管理与技术, 2008, 20(2): 46-50.

[12] Chen XF, Chuai XM, Yang LY *et al*. Status quo, historical evolution and causes of eutrophication in lakes in typical lake regions of China.*Journal of Ecology and Rural Environment*,2014, 30(4): 438-443.[陈小锋, 揣小明, 杨柳燕. 中国典型湖区湖泊富营养化现状、历史演变趋势及成因分析. 生态与农村环境学报, 2014, 30(4): 438-443.]

[13] Fan CX, Yang XD, Shi LX *et al*. Characteristics and cause of lake eutrophication in Jiangsu Province with suggestions on its control measures.*Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, 14(2): 218-223.[范成新，羊向东, 史龙新等. 江苏湖泊富营养化特征、成因及解决途径. 长江流域资源与环境, 2005, 14(2): 218-223.]

[14] Feng XJ, Lin C, Xiong JF *et al*. Effects of nonpoint source pollution from different sources on lake nitrogen and phosphorus: a case study of Chaohu Lake basin. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40(1): 64-75.[冯雪娇, 林晨, 熊俊峰等. 不同来源的非点源污染对湖泊氮磷浓度的影响——以巢湖流域为例. 农业资源与环境学报, 2023, 40(1): 64-75.]

[15] Sang YW, Zhou ZB, Sun FH *et al*. Quantitative analysis of natural and societal driving factors of nitrogen and phosphorus concentration changes in typical lakes of the Yangtze River Basin from 2000 to 2022.*Acta Scientiae Circumstantiae*, 2025, 45(5): 490-502. [桑一文, 周志彬, 孙福红等. 2000—2022 年长江流域典型湖泊氮磷浓度变化的自然与社会驱动因子定量解析研究. 环境科学学报, 2025, 45(5): 490-502.]

[16] Zhou N, Xu XX, Yuan ZY *et al*. Nitrogen and phosphorus concentrations trends and the effects of human activities in China's 14 typical lakes during 2010 and 2018.*Journal of Soil and Water Conservation*,2022, 36(5): 281-286.[周楠, 徐学选, 袁志友等. 2010-2018 年我国 14 个典型湖泊氮、磷变化特征及受人类活动的影响. 水土保持学报, 2022, 36(5): 281-286.]

[17] Zhao YH, Li T, Huang B *et al*. Evolution characteristics and driving factors of water quality and eutrophication of typical lakes in the middle reaches of the Yangtze River from 2016 to 2020.*J. Lake Sci*,2022, 34(5): 1441-1451.[赵晏慧, 李韬, 黄波等. 2016—2020 年长江中游典型湖泊水质和富营养化演变特征及其驱动因素. 湖泊科学, 2022, 34(5): 1441-1451.]

[18] Zhang YL, Cai YJ, Peng K *et al*. Challenges and protection strategies of ecological environment of lakes along the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project.*J. Lake Sci*,2022, 2024, 36(5): 1289-1302.[张运林, 蔡永久, 彭凯等. 南水北调东线沿线湖泊生态环境面临的挑战与保护对策. 湖泊科学, 2024, 36(5): 1289-1302.]

[19] Wu T, Wang SR, Su BL *et al*. Understanding the water quality change of the Yilong Lake based on comprehensive assessment methods. *Ecological Indicators*, 2021, 126: 107714.

[20] Wang J, Liu G, Liu H *et al*. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. *Science of the Total Environment*, 2017, 583: 421-431.

[21] Jie Y, Xin H. The 30m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019. *Earth System Science Data*, 2021, 13(8): 3907-3925.

[22] Zhao YH, Wang XQ, Yu BK. Analysis of storm flood and dispatching in Yi-Shu-Si River on August 14, 2020.*China Flood & Drought Management*，2021，31（3）：40-44.[赵艳红, 王秀庆, 于百奎. 沂沭泗河“2020.8.14”暴雨洪水及调度分析. 中国防汛抗旱, 2021, 31(3): 40-44.]

[23] Huang XY, Gao MY, Wang JD *et al*. Long-term succession patterns and driving factors of water quality in a flood-pulse system lake: a case study of Lake Luoma, Jiangsu Province.*Environmental Science*,2023, 44(1): 219-230.[黄雪滢, 高鸣远, 王金东等. 过水性湖泊水质长期演变趋势及驱动因素：以骆马湖为例. 环境科学, 2023, 44(1): 219-230.]

[24] Wang JQ, Song YZ, Huang J. Effects of Increasing Water Temperature on Water Properties and Aquatic Qrganisms:A Critical Review.*Journal of Hydroecology*,2020, 41(1): 100-109.[王锦旗, 宋玉芝, 黄进. 水温升高对水体性质及水生生物的影响研究进展. 水生态学杂志, 2020, 41(1): 100-109.]

[25] Zhang SQ, Lin H, Zhu Y *et al*. Dynamics of endogenous nitrogen release and sedimentation in small water bodies of the Taihu Lake Plain. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(8)：1859-1868.[张声权, 林涵, 朱毅等. 太湖区小微水体氮素内源释放-沉降动态规律. 农业环境科学学报, 2024, 43(8): 1859-1868.]

[26] Cai YJ, Lu Y, Liu J *et al*. Macrozoobenthic community structure in a large shallow lake: Disentangling the effect of eutrophication and wind-wave disturbance. *Limnologica*, 2016, 59: 1-9.

[27] Liu ZZ, Ni ZK, Liu SR *et al*.Kinetic Release Characteristics of Organic Phosphorus of Sediment-water and Water Quality Risks.*Environmental Science*,2022, 43(6): 3058-3065.[刘哲哲, 倪兆奎, 刘思儒等. 湖泊沉积物有机磷释放动力学特征及水质风险. 环境科学, 2022, 43(6): 3058-3065.]

[28] Tong YD, Xu XW, Qi M *et al*. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms. *Water Research*, 2021, 188: 116570.

[29] 谢兴广, 付强, 吴琼, 等. 淮河流域重要湖泊生态环境复苏退圩(渔)还湖实践与对策研究. 水利发展研究, 2024, 24(10): 34-39.

[30] Wang QQ，Gao MY，Yin Y *et al*. Spatial variation and influencing factors of water quality in large and medium-sized reservoirs of Jiangsu Province during a typical dry year.*Acta Scientiae Circumstantiae*，2025, 45(6): 168-177. [王千千, 高鸣远, 殷溢等. 典型枯水年江苏大中型水库水质空间变化及影响因素. 环境科学学报, 2025, 45(6): 168-177.]

[31] 何东, 王子轩. “十三五”以来江苏省太湖流域农业面源污染治理分析. 黑龙江环境通报, 2024, 37(10): 96-98.

[32] Chen KF,Wu LJ,Zhou HS. Assessment and trend analysis of water quality in the Huaihe River Basin.*Journal of Hydroecology*,2022, 43(5): 15-21.[陈开放, 吴李军, 周海生. 淮河流域常规水质指标测定及其变化趋势分析. 水生态学杂志, 2022, 43(5): 15-21.]

[33] Xu JQ, Zhong W, Cai YJ *et al*. Trend of water environment change in Lake Changdang and Lake Gehu in the last 30 years.*Resources and Environment in the Yangtze Basin*,2022, 31(7): 1641-1652.[徐锦前, 钟威, 蔡永久等. 近 30 年长荡湖和滆湖水环境演变趋势. 长江流域资源与环境, 2022, 31(7): 1641-1652.]

[34] Song T, Xu Y, Jiang M *et al*. Dynamics and driving mechanisms of the regime shifts from clear-grass to turbid-algae stable state in a shallow lake ecosystem. *Water research*, 2025, 286: 124175.

[35] Chen SL, Qin H, Miao R *et al*. Construction technology of nearshore wetland belts in large shallow lakes: a case study of Changdang Lake in Changzhou City.*Yangtze River*,2025, 56(S1): 116-120.[陈寿岭, 秦灏, 苗润等. 大型浅水湖泊近岸湿地

带建设技术——以常州市长荡湖为例. 人民长江, 2025, 56(S1): 116-120.]

[36] Yin Y, Gao MY, Cao XY, et al. Restore polder and aquaculture enclosure to the lake: Balancing environmental protection and economic growth for sustainable development. *Science of The Total Environment*, 2024, 933: 173036.

[37] Liao RH, Wu XG, Wang ZD *et al*. Spatial distribution and pollution assessment on the main nutrients and heavy metals in sediments of Lake Gehu,Taihu Basin after removing the aquaculture net. *J. Lake Sci*, ,2021,33(5):1436-1447. [廖润华,吴小刚,王兆德,等.太湖流域滆湖围网拆除后沉积物营养盐和重金属空间分布特征及评价.湖泊科学,2021,33(5):1436-1447.]

附表 I 研究区湖泊形态特征和所处水系

Attached Tab. I Morphological characteristics and hydrological systems of the studied lakes

湖泊	所属水系	湖泊面积（km^2）*	容积（亿 m^3）*	平均水深（m）	气温（℃）	降水量（mm）	风速（m/s）	入湖水量（亿 m^3）	水位（m）
骆马湖	沂沭泗水系	296	9.18	3.3	15.22 ± 0.61	904.0 ± 209.7	1.76 ± 0.15	50.3 ± 31.3	22.55 ± 0.29
洪泽湖	淮河水系	1775	39.57	1.8	15.65 ± 0.44	1042.0 ± 217.7	2.11 ± 0.10	282.7 ± 137.4	12.87 ± 0.30
白马湖	淮河水系	107.8	1.13	1.2	15.85 ± 0.44	1052.1 ± 213.8	2.14 ± 0.15	13.5 ± 2.8	6.78 ± 0.12
高邮湖	淮河水系	728.2	9.7	1.7	15.91 ± 0.48	1077.0 ± 230.1	2.24 ± 0.16	125.1 ± 109.4	6.05 ± 0.19
滆　湖	太湖水系	189.1	1.78	1.3	17.19 ± 0.50	1309.0 ± 278.4	1.94 ± 0.18	9.4 ± 6.5	3.52 ± 0.16
长荡湖	太湖水系	115.2	1.28	1.2	17.14 ± 0.43	1306.7 ± 278.1	1.98 ± 0.14	4.9 ± 2.9	3.45 ± 0.22
固城湖	水阳江水系	37.4	0.77	1.6	17.05 ± 0.47	1309.9 ± 331.4	2.28 ± 0.15	2.8 ± 1.6	9.31 ± 0.38

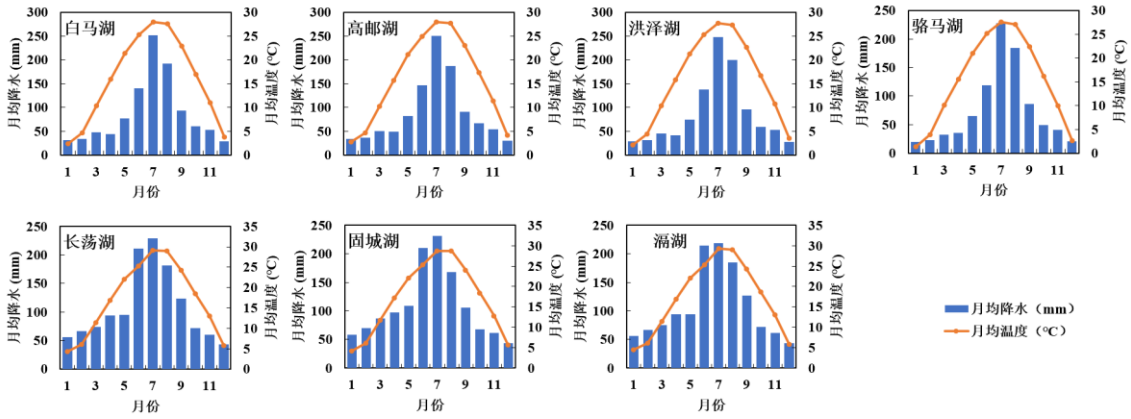
注：*数据主要参考江苏省湖泊保护规划；表中数值为均值±标准差。

附表 II 研究区湖泊水质状况和营养水平

Attached Tab. II Water quality status and trophic levels of the studied lakes

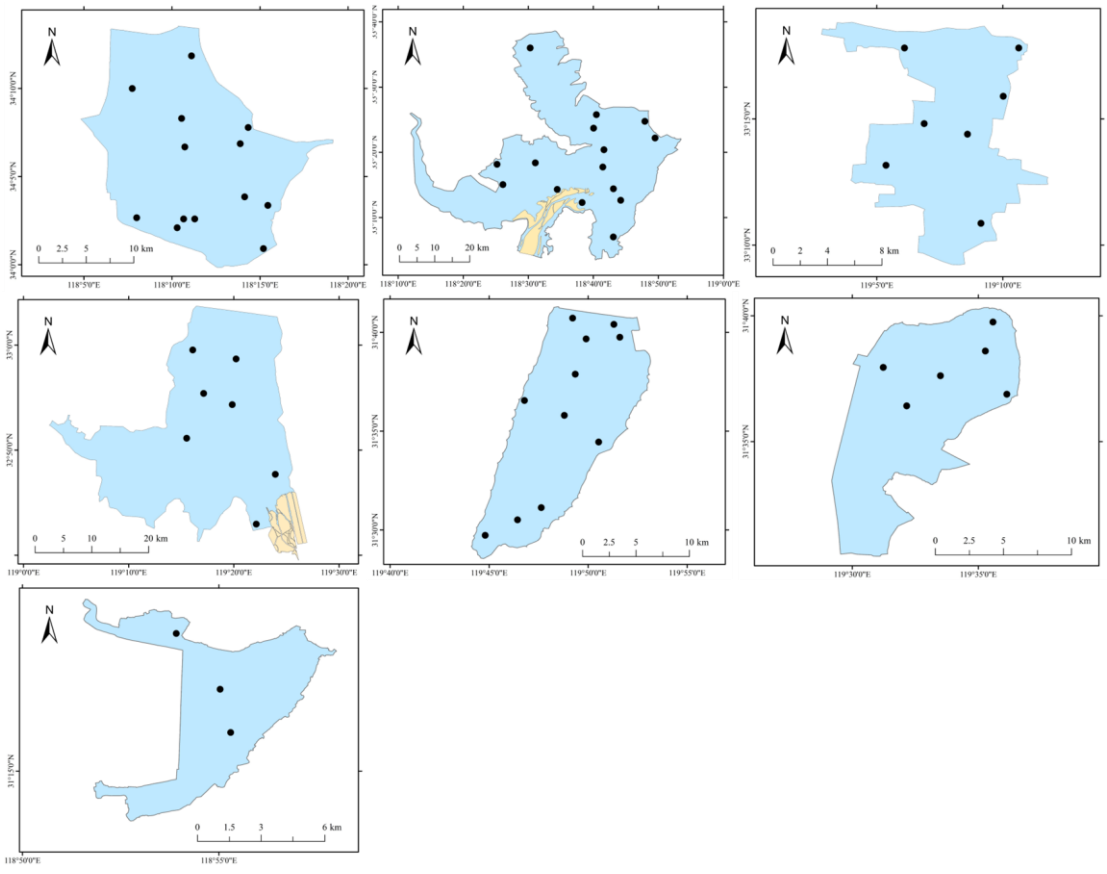
湖泊名称	样点数量	TN (mg/L)	TP (mg/L)	NH_3-N (mg/L)	COD_{Mn} (mg/L)	Chla (mg/L)	SD (m)	TLI
骆马湖	13	2.17 ± 0.71	0.05 ± 0.01	0.13 ± 0.03	4.35 ± 0.29	0.015 ± 0.004	0.35 ± 0.04	53.79 ± 2.02
洪泽湖	15	1.71 ± 0.23	0.08 ± 0.01	0.46 ± 0.24	5.43 ± 0.78	0.021 ± 0.007	0.35 ± 0.04	61.01 ± 2.50
白马湖	7	1.45 ± 0.25	0.07 ± 0.01	0.28 ± 0.13	5.52 ± 0.35	0.014 ± 0.005	0.55 ± 0.05	53.80 ± 1.18
高邮湖	7	1.03 ± 0.14	0.07 ± 0.01	0.14 ± 0.07	4.06 ± 0.64	0.012 ± 0.003	0.88 ± 0.18	47.73 ± 2.18
滆湖	11	2.74 ± 0.51	0.14 ± 0.02	0.41 ± 0.14	4.92 ± 0.74	0.020 ± 0.001	0.41 ± 0.07	58.67 ± 1.57
长荡湖	6	2.64 ± 0.45	0.09 ± 0.01	0.21 ± 0.05	4.23 ± 0.27	0.009 ± 0.005	0.44 ± 0.07	53.18 ± 2.11
固城湖	3	1.03 ± 0.19	0.04 ± 0.01	0.24 ± 0.04	3.60 ± 0.38	0.007 ± 0.003	0.71 ± 0.13	49.11 ± 2.88

注：表中数值为均值±标准差。



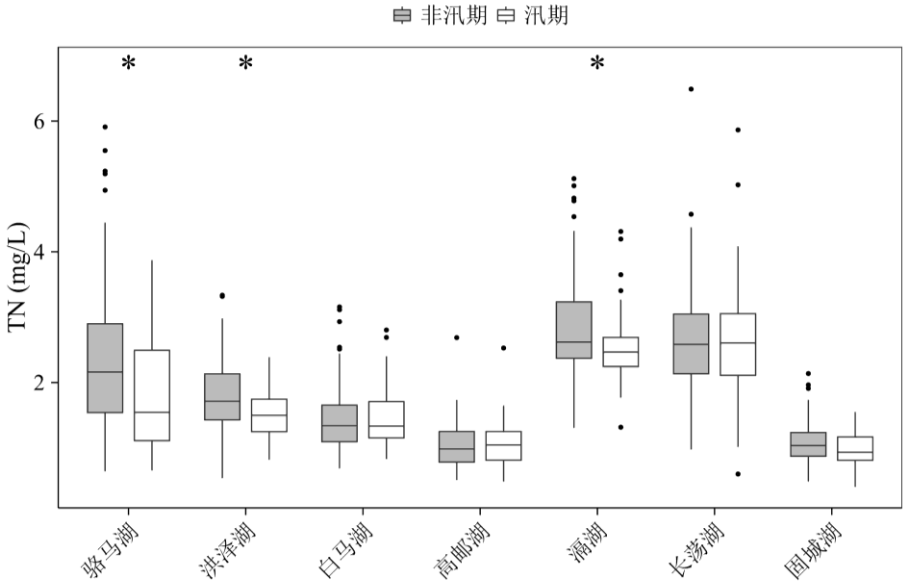
附图 I 研究区湖泊多年月均温度、月均降水

Attached Fig. I Monthly average temperature and monthly average precipitation of the studied lakes in the study area



附图 II 研究区湖泊采样点位图

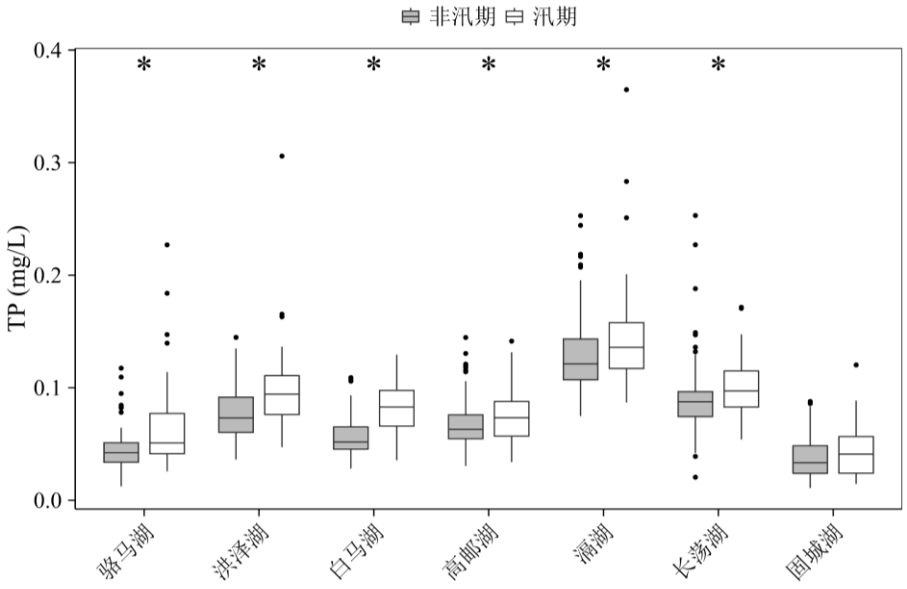
Attached Fig. II Sampling sites of lakes in the study area



附图 III 不同湖泊总氮浓度汛期与非汛期对比

Attached Fig. III Comparison of the TN between flood and non-flood seasons for each lake

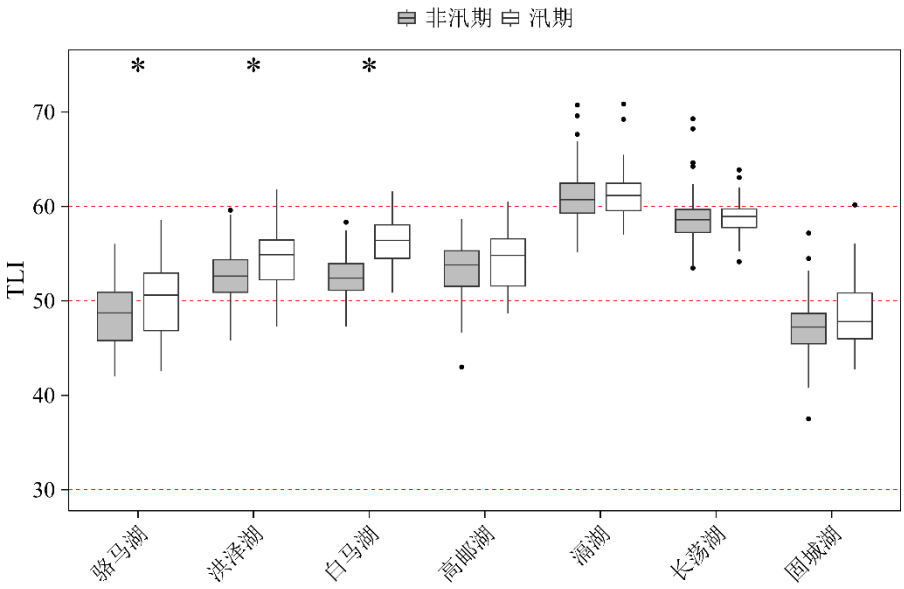
注：Wilcoxon 秩和检验，* $P < 0.05$



附图 IV 不同湖泊总磷浓度汛期与非汛期对比

Attached Fig. IV Comparison of the TP between flood and non-flood seasons for each lake

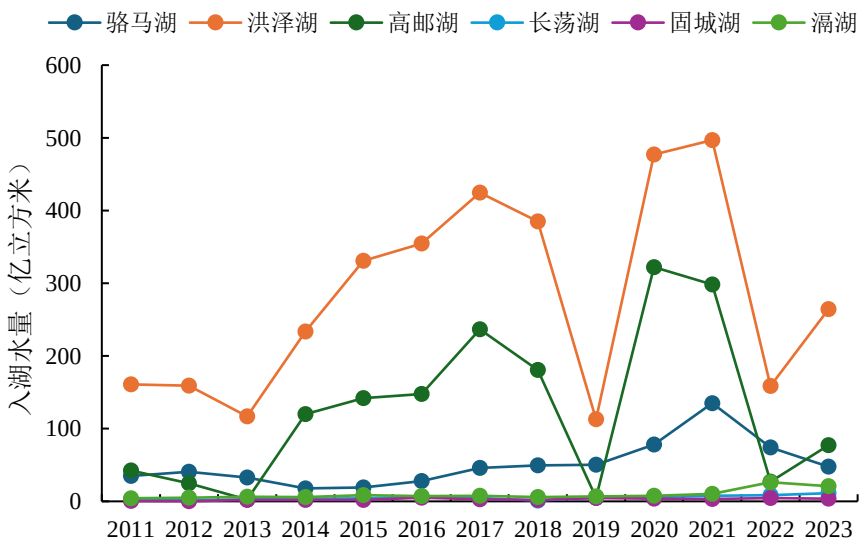
注：Wilcoxon 秩和检验，* $P < 0.05$



附图V 不同湖泊营养状态指数汛期与非汛期对比

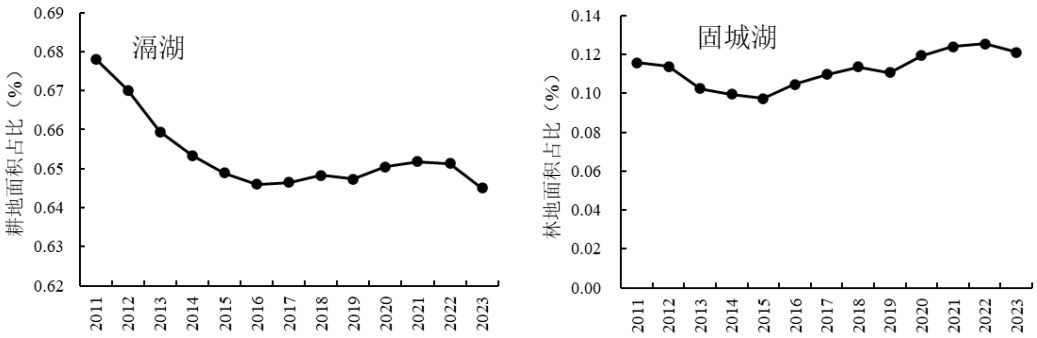
Attached Fig. V Comparison of the trophic level index (TLI) between flood and non-flood seasons for each lake

注：Wilcoxon 秩和检验，* $P < 0.05$



附图VI 研究湖泊入湖水量时间变化（2011–2023）

Attached Fig. VI Temporal variations in water inflow of the studied lakes (2011-2023)



附图VII 滐湖和固城湖缓冲区典型土地利用类型占比时间变化（2011–2023）

Attached Fig. VII Temporal variations in land use percent of Lake Ge and Lake Gucheng (2011-2023)