J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0214

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*

程明豪[1**]，查金苗[2**]，李新宇[1]，赵云鸽[1]，朱 彬[1]，孔德平[3]，黄建洪[1***]，左安巍[4]
(1:昆明理工大学环境科学与工程学院，昆明 650500)
(2:中国科学院生态环境研究中心，北京 100085)
(3:程海生态环境云南省野外科学观测研究站，丽江 674202)
(4:云南省程海高原湖泊研究中心，丽江 674202)

摘要：程海是云贵高原重要湖泊，其流域生态环境质量的改善是云南完成三大生态安全屏障任务的必要前提，同时也是社会经济可持续发展的基础。近年来在人类活动和自然因素的作用下，程海水环境质量面临着严峻挑战。为探究封闭型深水湖泊程海水体营养状态的时空演变特征及其主要驱动因素，本研究基于 2010-2023 年程海三个水域的监测数据，采用 M-K 检验、斯皮尔曼相关分析、多元线性回归模型与分段结构方程模型，探究程海水体营养状态的时空演变特征、揭示各驱动因素对湖泊水体营养状态的直接驱动效应及其间接作用路径，以期为程海水环境的保护与治理提供理论依据和数据支撑。研究结果表明：（1）2010~2023 年间，程海水体营养状态呈阶段性演变特征，总体处于中营养水平。（2）生态补水在转变程海水体营养状态和趋势方面起到了积极作用。其中，南部和中部水域综合营养状态指数 *TLI(Σ)*在补水前（2013~2018 年）呈显著上升趋势（$p<0.01$），在补水后（2019~2023 年），呈显著下降趋势（$p<0.05$）。在不同水域，补水前/后程海水体 *TLI(Σ)*都没有显著性差异，均处于中营养状态。（3）程海水体营养状态受季节影响显著，其中气温较低的春、冬季 *TLI(Σ)*比夏、秋季 *TLI(Σ)*高，这可能与湖泊浓缩效应以及水温分层结构有关。（4）物理因素和化学因素是改变程海 *TLI(Σ)*的主要驱动因素。在所有时间段中，氮磷等外源输入主要通过影响其他因素来间接影响程海水体 *TLI(Σ)*，且近年来程海所实施的一系列生态环境保护措施减小了氮磷等外源输入对程海 *TLI(Σ)*的贡献率。值得注意的是，尽管进行了大量生态补水，程海水体营养状态仍处于中营养水平，这表明陆地的污染物输入量和内源污染物对程海水体营养状态的影响依然不容忽视。因此，在继续保持并加大生态补水的基础上，如何进一步减少陆地污染物的输入以及将污染物从湖泊水体中移除将成为未来程海保护工作需要重点关注的方向。
关键词：综合营养状态指数；营养状态；长期演变趋势；驱动因素；分段结构方程模型

Spatiotemporal characteristics of trophic state and driving factors analysis in Lake Chenghai, Yunnan Province, 2010-2023

Cheng Minghao[1**], Zha Jinmiao[2**], Li Xinyu[1], Zhao Yunge[1], Zhu Bin[1], Kong Deping[3], Huang Jianhong[1***] & Zuo Anwei[4]
(1: School of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650500, P.R.China)
(2: Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, P.R.China)
(3: Chenghai Lake Eco-environment Observation and Research Station of Yunnan Province, Lijiang 674202, P.R.China)
(4: Chenghai Plateau Lakes Research Center of Yunnan Province, Lijiang 674202, P.R.China)

* 2025-05-02 收稿；2025-06-13 收修改稿。
云南省科技重大专项(202502AE090029)资助。
** 并列第一作者。
*** 通信作者；Email：huangjianhong78@163.com.

Abstract: Lake Chenghai, a crucial water body on the Yunnan-Guizhou Plateau, plays a pivotal role in enhancing the ecological environment of its watershed. This is not only essential for Yunnan to accomplish its three major ecological security tasks but also serves as the foundation for sustainable socio-economic development. In recent years, the water environment quality of Lake Chenghai has encountered severe challenges due to both anthropogenic and natural factors. The present study investigates the spatiotemporal evolution characteristics of the trophic state and its key driving factors in Lake Chenghai, a deep, closed lake. To this end, monitoring data from three regions of the lake spanning 2010 to 2023 were analyzed. To examine the spatiotemporal evolution of the lake's trophic state, elucidate the direct driving effects of various factors on the trophic state, and explore their indirect influence pathways, the Mann-Kendall (M-K) test, Spearman's rank correlation analysis, multiple linear regression models, and piecewise structural equation modeling were employed. The objective of this study is to provide both theoretical insights and empirical evidence to support the protection and management of Lake Chenghai's water environment. The results obtained are as follows: (1) From 2010 to 2023, the trophic state of Lake Chenghai displayed a phased evolutionary pattern, predominantly remaining at the mesotrophic level. It is evident that ecological water replenishment has exerted a beneficial impact on both the trophic state of the lake and its associated trends. (2) Specifically, the comprehensive trophic level index (TLI(Σ)) in the southern and central regions exhibited a significant upward trend before water replenishment (2013–2018) ($p < 0.01$), followed by a significant downward trend after replenishment (2019–2023) ($p < 0.05$). No significant differences in TLI(Σ) were detected across various regions before and after replenishment, and the trophic state remained mesotrophic. (3)The trophic state of Lake Chenghai was found to be significantly influenced by seasonality, with the comprehensive trophic level index (TLI(Σ)) being higher during the colder spring and winter months compared to the warmer summer and autumn months. This seasonal variation can be attributed to two key mechanisms: concentration effects and thermal stratification within the lake. These observations highlight that physical and chemical factors play a predominant role in driving fluctuations in TLI(Σ). In general, nitrogen and phosphorus inputs—primarily of external origin—exert an indirect influence on TLI(Σ) by modulating other environmental variables. Notably, a series of ecological and environmental protection measures implemented in recent years have effectively reduced the contribution of nitrogen and phosphorus inputs to TLI(Σ). However, despite substantial ecological water replenishment efforts, the lake's trophic state remains mesotrophic. This finding underscores the critical need to consider both terrestrial pollutant inputs and internal lake pollution when assessing and managing its environmental quality. Consequently, while sustaining ecological water replenishment remains a pivotal priority for future conservation strategies, equal emphasis must be placed on mitigating terrestrial pollutant loads and addressing internal pollutant sources within the lake itself.

Keywords: Lake Chenghai; comprehensive trophic level index; trophic status; evolution trend; driving factors; piecewise structural equation model

我国湖泊众多且分布广泛，据统计，我国境内有2670个天然湖泊的面积超过1 km^2，总面积达8.07 万km^2。其中，面积超过10平方公里的湖泊总水量达到1.04 万亿m^3[1]。作为陆地水圈的重要组成部分和地球水循环的关键参与者，这些湖泊在生态系统服务和社会经济发展中发挥着重要作用[2,3]，尤其在水资源供应、防洪抗旱及生物多样性保护等关键领域中具有不可替代的地位[4]。在全球气候变暖和社会经济快速发展的背景下，我国湖泊普遍面临不同程度的水体富营养问题[5]，统计结果显示[6]，2023年我国开展水体营养状态监测的湖泊中，64.4%的湖泊处于中营养状态，23.4%的湖泊处于轻度富营养状态，3.9%的湖泊处于中富营养状态。人类活动及自然因素均可导致水体中磷、氮等营养元素的过度积累，从而引发天然湖泊和人工水库的富营养化[7,8]，湖泊富营养化会导致浮游植物大量繁殖、水质恶化、生物多样性下降及水生植被退化等负面生态效应[9]，同时还会造成大量的经济损失[10]。自1960年以来，富营养化一直是湖泊和水库水质的主要威胁之一，且持续引起国内外学者、政府管理者及公众的广泛关注[11]。

程海是云南省唯一的封闭型深水湖泊[12]，湖中动植物资源丰富[13]。改革开放以来，湖区人口急剧增加、生产与生活方式发生深刻变革，加上封闭型湖泊水体交换周期无限延长，导致污染物只进不出，极大加剧了湖泊的快速富营养化过程[14]。农业非点源污染是程海流域的主要污染源，氮磷流失主要集中在雨季[15]。在土地利用方面，农业用地是主要污染源，其对氮和磷的贡献率分别达到 46.19%和 48.16[16]。湖泊水体的

营养状态水平是评估湖泊健康状况、指导环境管理和保护的重要指标，科学、准确地量化湖泊水体的营养化状态是开展湖泊治理与保护的必要前提[17]。因此，开展湖泊水体营养状态水平评估对于提升湖泊水质，改善水生态环境具有重要意义。

目前我国学者针对西南地区高原湖泊的水质演变特征、污染源解析以及湖泊生态修复等方面开展了大量研究[18–21]，但针对程海水质的研究仍较为有限，特别是缺乏针对程海水质长时间序列的系统性研究。与开放性湖泊相比，封闭性内陆湖泊的换水周期无限，水体无出流，外源污染物长期积累，导致水质恶化更加显著。程海独特的封闭结构及蒸发量约为降水量的三倍，导致水位持续下降。为缓解这一问题，程海地方政府自 2019 年起实施了多个生态补水工程，并采取减肥增效、面山绿化修复等措施，旨在缓解流域非点源污染。然而，尽管这些措施已实施多年，尚未有研究报道程海水质的变化。因此，基于多项水体理化指标对程海水质营养状态进行综合评价及驱动因素分析具有重要意义。本文以云南省程海为研究对象，基于 2010~2023 年的逐月水文、水质及气象数据，分析其营养状态的时空演变特征，通过探究程海水体的综合营养状态指数 *TLI(Σ)*与各因素之间的相关性、构建 *TLI(Σ)*与主要驱动因素（如陆地氮磷输入、气候因素等）的分段结构方程模型，揭示各驱动因素对湖泊水体 *TLI(Σ)*的直接驱动效应及其间接作用路径，以期为程海水环境的保护与治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

程海位于云南省丽江市，属长江流域金沙江水系，是云南省第四大高原湖泊。湖面海拔高程 1501.0 m，湖体面积 74.6 km^2，湖体呈南北向椭圆形展布，东部、西部与北部山体连绵高耸，中部深陷积水，南部地势较低，南北长 19.0 km，东西宽 4.3 km，最大水深 35.0 m，平均水深 26.5 m，约 87%的水面水深达 20.0 m，为断层陷落式深水湖泊[22]。程海属中亚热带高原季风气候，年平均降水量 725.5 mm，年平均蒸发量为 2269.4 mm，年平均蒸发量约为降雨量的 3 倍。程海的水量补给主要依靠湖面降水、湖周地表径流和地下水径流，流域内主要入湖河流和冲沟有 47 条，流程短小，多数河流为季节性间歇性河，多年平均水位为 1499.55m，年均水位逐年下降且幅度较大[23]。

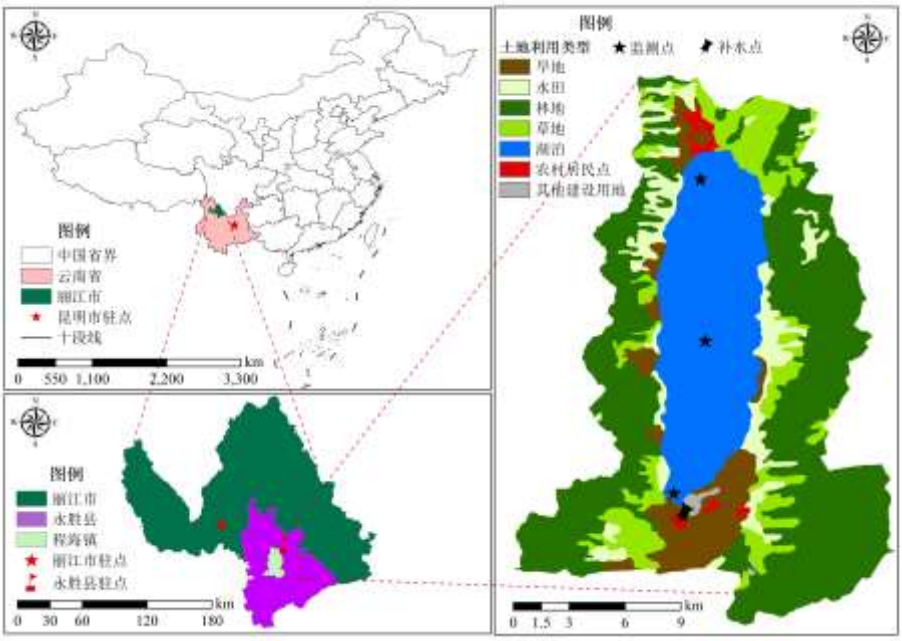


图 1 研究区位及监测点位图

Fig.1 Study area and monitoring stations of Lake Chenghai, Yunnan Province

1.2 数据来源

根据研究内容，本文所使用的数据主要分程海 2010~2023 年的水质监测数据、水文数据、气象数据和氮磷输入数据。其中水质监测数据来源于丽江市生态环境局，包括程海南部、中部和北部三个监测点（图 1）的逐月水质数据，包括：pH、电导率（EC）、高锰酸盐指数（COD_{Mn}）、总氮（TN）、总磷（TP）、透明度（SD）、叶绿素 *a*（Chl.*a*）、氨氮（NH_3-N）、化学需氧量（COD）、溶解氧（DO）。水文数据来源于丽江市生态环境局，包括：2010-2023 年的逐月水位（WL）和水温（WT）数据。气象数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所(https://www.resdc.cn/)，主要包括 2010-2023 年的逐日降雨量（RF）、气温（TEM）、日照时数（SSD）和风速（WIN）。氮磷输入数据（TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量）由本文第一作者前期构建的程海非点源污染模型 SWAT 模拟所得，该模型径流和总氮在率定期和验证期的 R^2 和 NSE 均满足阈值要求（确定性系数 R^2>0.6、纳什系数 NSE>0.5），可适用于程海流域非点源污染模拟。

1.3 研究方法

本文采用《湖泊（水库）富营养化评价方法及分级技术规定》（总站生字[2001]090 号）确定的湖泊综合营养状态指数 *TLI(Σ)*对程海水体营养状况进行评价。计算公式如下：

$$TLI(\Sigma)=\sum_{j=1}^{m} W_j \times TLI(j) \quad (1)$$

$$TLI(\text{Chl}.a)=10(2.5+1.086\ln \text{Chl}.a) \quad (2)$$

$$TLI(\text{TP})=10(9.436+1.624\ln \text{TP}) \quad (3)$$

$$TLI(\text{TN})=10(5.453+1.694\ln \text{TN}) \quad (4)$$

$$TLI(\text{SD})=10(5.118-1.94\ln \text{SD}) \quad (5)$$

$$TLI(COD_{mn})=10(0.109+2.66\ln COD_{Mn}) \quad (6)$$

式中，W(Chl.*a*)、W(TP)、W(TN)、W(SD)和 $W(COD_{Mn})$分别为 0.2663、0.1879、0.1790、0.1834 和 0.1834。营养状态分级为：*TLI(Σ)*<30 为贫营养，30≤*TLI(Σ)*≤50 为中营养，*TLI(Σ)*>50 为富营养，50<*TLI(Σ)*≤60 为轻度富营养，60<*TLI(Σ)*≤70 为中度富营养，*TLI(Σ)*>70 为重度富营养。

本文采用 Mann-Kendall 检验分析程海水质的时间变化趋势，该非参数方法适用于非正态分布数据，常用于时间序列趋势和突变点分析[24]。通过 R 包“Kendall”进行 Mann-Kendall 检验，具体方法和意义参见文献[25]。使用“zyp”包的“zyp.sen”函数进行 Theil-Sen 估计，得到 *TLI(Σ)*变化速率。通过 R 包“mgcv”中的 geom_smooth 函数中的 method=“gam”来实现广义加性模型（GAM）对年际变化趋势的平滑拟合。采用 Kruskal-Wallis 检验分析季节间 *TLI(Σ)*差异，Wilcoxon 秩和检验分析补水前后 *TLI(Σ)*差异。通过“Hmisc”包进行斯皮尔曼相关分析，最后使用“MASS”包构建多元回归模型筛选关键环境因子。

使用 R 包“piecewise SEM”和“lavaan”构建各驱动因素的分段结构方程模型。Piecewise SEM 基于分块建模实现型构建，区别于传统 SEM：适用于非正态分布数据，不依赖全局拟合指标（CFI/RMSEA），通过拟合局部线性或广义线性子模型构建路径网络[26,27]。其核心评价标准是 Fisher's C，而 Fisher's C 需要 p 值来解释，p>0.05 表示模型拟合良好，p<0.05 表示模型模拟不佳[28–30]。各驱动因素对 *TLI(Σ)*的贡献率由分段结构方程计算的效应值得出，计算公式采用 Grace 和 Bollen 提出的方法[31]，计算公式如下：

$$G_i = \frac{\beta_i^2 + X}{R^2} \times 100\% \quad (7)$$

式中，G_i 是驱动因素 i 对 *TLI(Σ)*的贡献率；β_i 是驱动因素的总效应，由 R 语言“lavaan”程序包输出；X 是协方差修正项；R^2 是 piecewise SEM 模型整体解释方差，由 R 语言“lavaan”程序包输出。

计算结果表明，基于各因素总效应手动计算的 R^2 与 R 包“lavaan”输出的 R^2 不符，为避免变量间的共线性导致贡献率重叠，使贡献率分布更接近模型实际解释力，本研究通过协方差修正项来避免高估独立贡献基于以下公式对协方差修正项进行近似计算：

$$X = \frac{\beta_i}{\sum \beta_i} \times (R^2 - \sum \beta_i^2) \quad (8)$$

2 结果

2.1 程海水体营养状态的时间演变趋势

本研究基于程海三个监测点（南部、中部和北部）2010~2023 年的水质监测数据，计算得到逐月 *TLI(Σ)*。Mann-Kendall 趋势检验结果显示（表 1），2010~2023 年间，程海南部、中部和北部三个监测点的 Z 统计量分别为 1.91、0.96、1.62，均呈现上升趋势，但整体变化趋势并不显著（p>0.05）。

Mann-Kendall 突变检验结果显示（图 2），程海的南部、中部和北部均在 2019 年前后识别出了显著突变点。《程海“十四五”九大高原湖泊保护治理规划（2021-2025 年）》表明，2019 年起，坝箐河程海生态应急补水工程及程海流域生态综合治理水利骨干应急补水工程等多项生态补水工程陆续通水成功，近期年均供水量约 7366.6 万立方米。大量的生态补水可能是程海在 2019 年前后产生显著性突变的原因。因此，本小节也对补水前（2010~2018 年）和补水后（2019~2023 年）的 *TLI(Σ)*变化进行了 M-K 趋势检验和 Theil-Sen 斜率估计。结果表明（表 1），补水前程海南部、中部和北部的 Z 统计量分别为 2.56、2.66、1.17，南部和中部呈现出显著上升趋势（p<0.01），补水后程海南部、中部和北部的 Z 值分别为-2.10、-2.52、-1.52，南部和中部呈现出显著下降趋势（p<0.05）。Theil-Sen 估计结果表明，南部、中部和北部水域 *TLI(Σ)*在补水前每年分别以 0.23（p<0.01）、0.26（p<0.01）和 0.11 的速率升高，在补水后，每年分别以 0.58（p<0.05）、0.85（p<0.05）和 0.52 的速率降低。程海水体 *TLI(Σ)*的 M-K 趋势检验和 Theil-Sen 估计结果都表明生态补水在转变程海水体营养状态和趋势方面起到了积极作用（表 1）。

表 1 2010~2023 年及补水前/后的程海 *TLI(Σ)*M-K 趋势检验和斜率估计结果

Tab.1. Results of the Mann-Kendall trend test and Sen's slope estimate for *TLI(Σ)* in Lake Chenghai during 2010–2023 and pre-/post-water supplementation periods

	2010~2023 年			补水前			补水后		
地点	南部	中部	北部	南部	中部	北部	南部	中部	北部
Z 统计值	1.91	0.96	1.62	2.56**	2.66**	1.17	-2.10*	-2.52*	-1.52
斜率	0.10	0.06	0.09	0.23	0.26	0.11	-0.58	-0.85	-0.52
p-value	0.056	0.336	0.106	0.010	0.008	0.241	0.035	0.011	0.127
变化趋势	上升	上升	上升	显著上升	显著上升	上升	显著降低	显著降低	降低

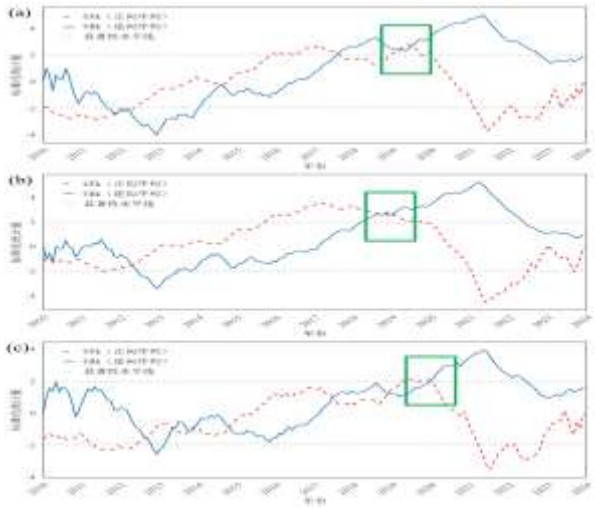


图 2 程海南部（a）、中部（b）和北部（c）水域的 *TLI(Σ)*M-K 检验结果

Fig.2 Results of the Mann-Kendall test for *TLI(Σ)* in the southern (a), central (b), and northern (c) waters of Lake Chenghai.

在不同水域，程海水体 *TLI(Σ)*在补水前后并未出现显著差异，始终保持在中营养状态（图 3）。这种现象的原因在于补水前水体 *TLI(Σ)*呈持续上升趋势，且数值已处于较高水平。尽管补水后南部、中部和北部

水域的 *TLI(Σ)*呈现出显著下降趋势（见表 1），但补水后的 *TLI(Σ)*数值仍然较高。随着生态补水措施的进一步实施，水体 *TLI(Σ)*值预计将持续下降，直至达到较低水平。在这一过程中，只有当水体 *TLI(Σ)*达到较低水平时，补水前后水体 *TLI(Σ)*之间的显著性差异才可能会显现出来。与 *TLI(Σ)*类似，不同水域的 TP 和 Chl.*a* 在补水前/后均未出现显著性差异。南部水域的 TN 和 SD 都在补水前/后出现显著性差异（$p<0.05$），其中，TN 平均值由补水前的 0.7010 mg/L 下降到补水后的 0.6646 mg/L，下降了 5.19%，而 SD 平均值由补水前 1.8440 m，下降到补水后的 1.6238 m，降低了 11.94%，这是因为补水点位于程海流域南部地区，距离南部监测点最近（图 1），大量的补水会促使底泥再次悬浮，从而降低南部水域的 SD。

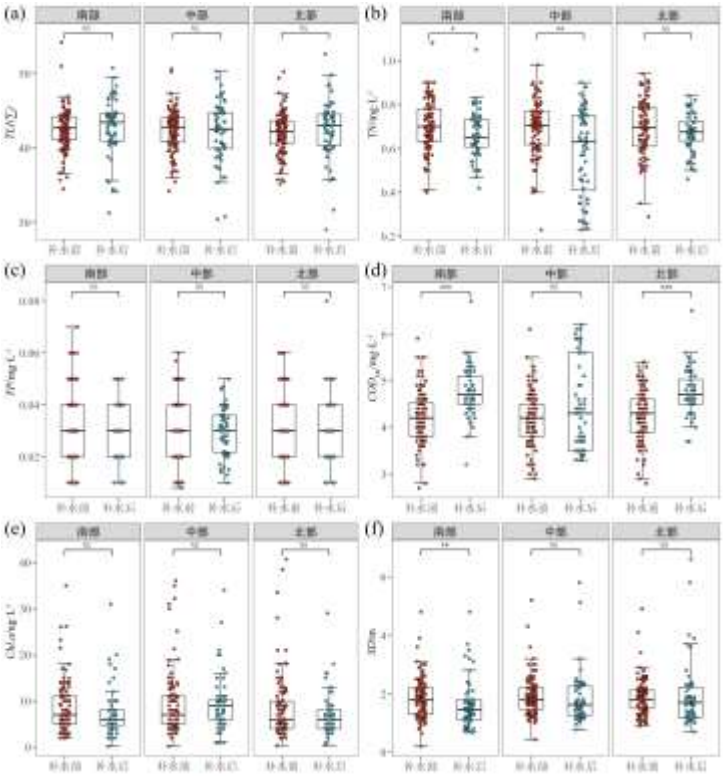


图 3 程海不同水域补水前与补水后 *TLI(Σ)*、TN、TP、Chl.*a*、COD_{Mn} 和 SD 的变化

（TLI：综合营养状态指数，TN：总氮，TP：总磷，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，Chl.*a*：叶绿素 a，SD：透明度；显著性水平："*"表示 $p<0.05$，"**"表示 $p<0.01$，"***"表示 $p<0.001$，"NS"表示 $P>0.05$）

Fig.3 Changes in *TLI(Σ)*, TN, TP, Chl.*a*, COD_{Mn}, and SD before and after water supplementation in different regions of Lake Chenghai .

(TLI: Trophic Level Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, COD_{Mn}: Permanganate Index, Chl.*a*: Chlorophyll a, SD: Transparency; Significance levels: "*" indicates $p < 0.05$, "**" indicates $p < 0.01$, "***" indicates $p < 0.001$, "NS" indicates $p > 0.05$)

2.2 水体营养状态及主要指标的时空演变特征

时间分布上，2010~2023 年期间，程海水质变化较大（图 4），程海水体 *TLI(Σ)*及主要水质指标均在 2018 年后呈现明显下降趋势，这和"2.1 程海水体营养状态的时间演变趋势"中提到的生态补水工程有关，同时也进一步"生态补水在转变程海水体营养状态和趋势方面起到了积极作用"这一结论。程海水体 *TLI(Σ)* 整体处于中营养状态，变化趋势为：2010~2018 年缓慢上升，在 2018 年达到最高点后开始缓慢下降（图 4a）。从其他主要水质指标来看，TN 浓度在 2010~2023 年期间呈现出"W"型变化趋势，三个监测点 TN 平均浓度在 2017 年达到峰值 0.7883 mg/L，在 2014 年平均浓度最低，为 0.6064 mg/L（图 4b）。TP 浓度在 2010~2023 年间呈现出"山峰"型变化趋势，三个监测点 TP 平均浓度在 2017 年达到峰值 0.0436 mg/L，补水后，TP 浓度由 2020 年的 0.0380 mg/L 下降到了 2022 年的 0.0236 mg/L，下降了 37.89%（图 4c）。阴影部分代表了每条曲线的置信区间，反映了模型拟合的不确定性。从图中可以看出：*TLI(Σ)*和 TN、TP、

Chl.*a*、COD_{Mn}、SD 等主要水质指标在 2020~2021 年期间的阴影部分都明显大于其他年份，即在这期间水质变化波动更大，这可能是受到补水的影响（图 4）。空间分布上，三个监测点中，程海北部水体中的 *TLI(Σ)* 和 TN、TP、COD_{Mn} 等主要水质指标的改善速度最慢，中部水体中的 *TLI(Σ)* 和 TN、TP、COD_{Mn} 等主要水质指标的改善速度最快，这主要与补水点位于程海流域南部区域（图 1）以及南、北区域均为人类活动聚集地有关。

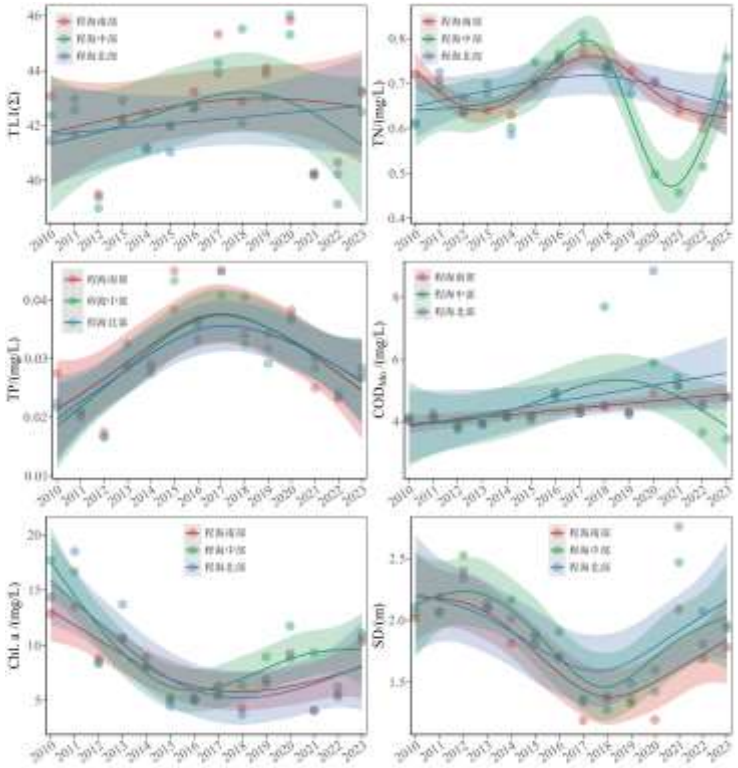


图 4 程海水体 *TLI(Σ)* 及主要水质指标平均浓度变化趋势

（TLI：综合营养状态指数，TN：总氮，TP：总磷，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，Chl.*a*：叶绿素 a，SD：透明度；使用广义加性模型 GAM 拟合指标平均浓度，散点代表实测年均值，实线代表拟合趋势，阴影部分为置信区间带）

Fig.4 The interannual variations of TLI(Σ), TN, TP, Chl.*a*, COD_{Mn}, and SD in Lake Chenghai .

(TLI: Trophic Level Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, COD_{Mn}: Permanganate Index, Chl.*a*: Chlorophyll a, SD: Transparency; The generalized additive model (GAM) was used to fit the average concentration of indicators. The scatter points represent the observed annual averages, the solid line represents the fitted trend, and the shaded area represents the confidence interval.)

2.3 不同水域水体营养状态和主要指标的季节变化

程海水体的 *TLI(Σ)* 和 TP、Chl.*a*、SD 等主要水质指标季节变化显著，在温度较低的春季和冬季期间，不同水域的水体 *TLI(Σ)* 均显著高于温度较高的夏季和秋季。北部水域的季节变化相较于中部和南部更为明显，北部水域的 *TLI(Σ)* 表现为春季≈冬季>夏季>秋季，其中，秋季 *TLI(Σ)* 与其他季节之间的差异显著（$p<0.01$），秋季（43.5902）比春季（40.3251）低 7.49%。中部水域 *TLI(Σ)* 表现与北部类似，在季节上也表现为春季≈冬季>夏季>秋季，其中秋季 *TLI(Σ)* 与春季、冬季之间的差异显著（$p<0.001$），夏季 *TLI(Σ)* 与春季、冬季之间的差异显著（$p<0.05$）。南部表现为春季>夏季≈冬季>秋季，秋季 *TLI(Σ)* 与其他季节之间的差异显著（$p<0.05$），秋季（43.6525）比春季（40.8475）低 6.43%（图 5a）。

在主要的水质指标中，TP 的季节变化最为明显，程海不同水域的 TP 均与其他季节呈现出显著性差异（$p<0.05$），其他季度间也差异显著（$p<0.05$）；Chl.*a* 与 SD 在南部水域未表现出显著的季节变化，中部和北部水域的部分季度间差异显著（$p<0.05$）；而在不同水域的 TN 和 COD_{Mn} 均未表现出显著的季节变化。

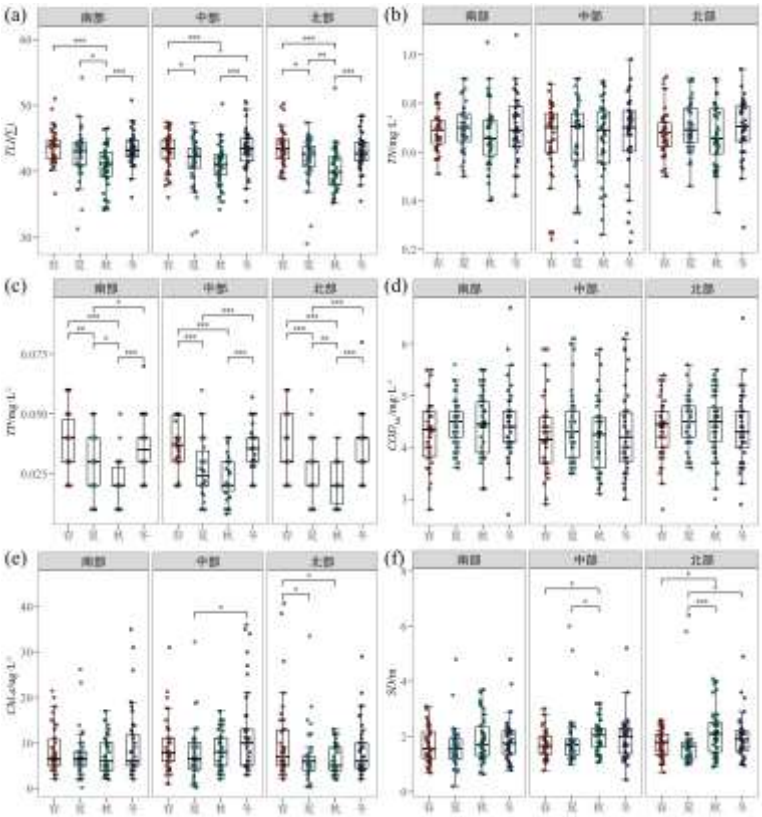


图 5 程海不同水域 *TLI(Σ)*、TN、TP、Chl.*a*、COD_{Mn}和 SD 的季节变化

（TLI：综合营养状态指数，TN：总氮，TP：总磷，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，Chl.*a*：叶绿素 a，SD：透明度；显著性水平：“*”表示 p<0.05，“**”表示 p<0.01，“***”表示 p<0.001，“NS”表示 p>0.05）

Fig.5 The seasonal variations of *TLI(Σ)*, TN, TP, Chl.*a*, COD_{Mn}, and SD in different regions of Lake Chenghai.

(TLI: Trophic Level Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, COD_{Mn}: Permanganate Index, Chl.*a*: Chlorophyll a, SD: Transparency; Significance levels: "*" indicates p < 0.05, "**" indicates p < 0.01, "***" indicates p < 0.001, "NS" indicates p > 0.05)

2.4 程海水体营养状态与环境因素的相关性分析及多元线性回归分析

通过水质指标、营养盐、气象因素和 *TLI(Σ)*之间相关性的可视化矩阵图（图 6），可以发现 *TLI(Σ)*与环境因素的相关性表现出明显的季节性变化，反映了不同季节中主导湖泊富营养化进程的因素不同。其中 TN、TP、SD、Chl.*a*、TNI 和 WIN 是四季中共同的主导因素，此外，RF 和 TPI 是夏、秋、冬三季的共同主导因素，pH 和 NH_3-N 是夏季的独有主导因素，SSD 和 TEM 与秋季 *TLI(Σ)*的相关性较大。

相较于其他指标，TN、TP 和 *TLI(Σ)*之间始终呈现显著的正相关（p<0.001），这一结果表明氮磷在水体营养状态的变化中起到了主导作用。同时，SD 在所有季节均与 *TLI(Σ)*呈现强烈负相关（p<0.001），表明它是评估程海营养状态的稳定指标。RF 是陆地氮磷入湖的主要驱动力之一。相比于春季和冬季，在夏季和秋季期间，TNI 和 TPI 与 *TLI(Σ)*之间的相关性更强，这与降雨量的增加有关。

为了进一步分析 TLI(Σ)与环境因素之间的关系及其主要影响因素，以 TLI(Σ)为因变量，以环境因素为自变量，使用 lm 函数建立初始模型，然后采用 stepAIC 函数基于 Akaike 信息准则（AIC）进行模型优化，最终构建生态补水前后的 TLI(Σ)与环境因素之间的多元线性回归方程。模型输出结果表明（表 2），补水前和补水后的 p 值均小于 0.05，且高 F 值和 R2 也表明了模型中自变量整体对因变量的解释力较好。由表可知（表 2），多元线性回归分析结果与相关性分析结果类似（图 6）。

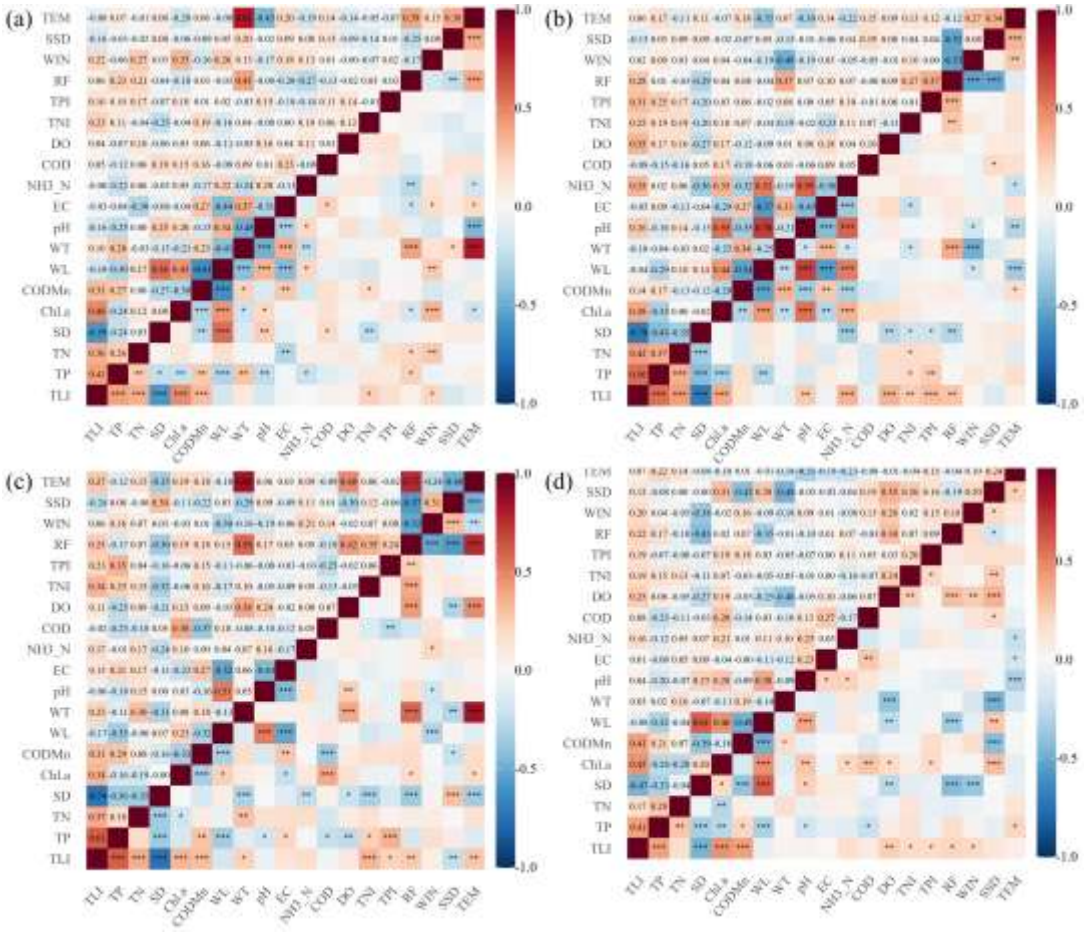


图 6 不同季节（春季：a、夏季：b、秋季：c、冬季：d）水体营养状态与驱动因素间的相关性分析

（TLI：综合营养状态指数，EC：电导率，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，TN：总氮，TP：总磷，SD：透明度，Chl.*a*：叶绿素 a，NH_3-N：氨氮，COD：化学需氧量，DO：溶解氧，WL：水位，WT：水温，RF：降雨量，TEM：气温，SSD：日照时数，WIN：风速，TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量；显著性水平：*表示 p<0.05，**表示 p<0.01，***表示 p<0.001；方块颜色深浅表示相关性强弱）

Fig.6 Correlation analysis between water trophic status and driving factors across seasons (spring: a, summer: b, autumn: c, winter: d) (TLI: Trophic Level Index, EC: Electrical Conductivity, COD_{Mn}: Permanganate Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, SD: Transparency, Chl.*a*: Chlorophyll a, NH_3-N: Ammonia Nitrogen, COD: Chemical Oxygen Demand, DO: Dissolved Oxygen, WL: Water Level, WT: Water Temperature, RF: Precipitation, TEM: Air Temperature, SSD: Sunshine Duration, WIN: Wind Speed, TNI: Total Nitrogen Input, TPI: Total Phosphorus Input; Significance levels: * indicates p<0.05, ** indicates p<0.01, *** indicates p<0.001; The depth of the color in the squares represents the strength of the correlation.)

2.5 程海水体营养状态与驱动因素的路径分析及贡献率

piecewise SEM 分析结果表明，四个季节 piecewise SEM 模型的 p 值（春季：0.527；夏季：0.380；秋季：0.159；冬季：0.229）均远大于 0.05，这说明模型能够较好地描述数据中的变量关系，此外，四个季节 *TLI(Σ)*的决定系数 R^2 分别为 0.85、0.85、0.94 和 0.82，这表明四个季节的各驱动因素对于 *TLI(Σ)*的解释力度较大，模拟的结果可用于后续分析（附图 I、附图 II、附图 III、附图 IV）。春季时，各驱动因素对程海 *TLI(Σ)*的影响力度从大到小分别是化学因素（0.59）>物理因素（0.47）>营养盐（0.45）>外源输入（0.24）。氮磷等外源输入只通过影响营养盐、化学因素和物理因素间接对水体 *TLI(Σ)*产生影响（0.24），物理因素在直接影响水体 *TLI(Σ)*（0.04）的同时，还通过影响化学因素和营养盐改变水体 *TLI(Σ)*（0.43），而化学因素

和营养盐都是直接影响水体 *TLI(Σ)*（附图 I）。夏季时，各驱动因素对程海 *TLI(Σ)*的影响力度从大到小分别是物理因素（0.71）>外源输入（0.42）>营养盐（0.38）>化学因素（0.21）>气象因素（0.04）（附图 II）。秋季时，各驱动因素对程海 *TLI(Σ)*的影响力度从大到小分别是物理因素（0.61）>化学因素（0.58）>外源输入（0.41）>营养盐（0.38）>气象因素（0.26）（附图 III）。冬季时，各驱动因素对程海 *TLI(Σ)*的影响力度从大到小分别是化学因素（0.59）>物理因素（0.54）>营养盐（0.36）>气象因素（0.29）>外源输入（0.26）（附图 IV）。综合来看，在四个季节中，物理因素和化学因素是改变程海 *TLI(Σ)*的主要驱动因素。所有季节的氮磷外源输入的间接效应值均远大于直接效应值（附图 Ib、附图 IIb、附图 IIIb、附图 IVb），这表明氮磷等外源输入主要是通过影响其他因素来间接影响程海水体 *TLI(Σ)*，如外源输入通过径流进入湖泊，而径流中的泥沙量显著高于湖泊水体，这改变了湖泊水体的物理性指标水平（如透明度），从而间接影响湖泊水质。春、夏和秋季的外源输入对物理因素具有显著性影响（$p<0.05$）也能证明这一点。与相关性分析结果一致，所有季节的 TP、TN 对 *TLI(Σ)*也表现出显著的正效应（$p<0.05$），这表明氮和磷是程海水体富营养化的重要驱动因素。

表 2 程海水体 *TLI(Σ)*与环境因素的多元线性回归方程

Tab. 2. The multiple linear regression equation of Lake Chenghai water TLI(Σ) and environmental factors.

季节	多元线性回归方程	R^2	F	p
春季	$TLI(\Sigma) = 35.829 + 74.357*TP + 5.707*TN - 2.442*SD + 0.208*Chl.a + 0.941*COD_{Mn} - 0.095*WT + 0.081*COD - 0.179*DO$	0.89	112.94	0.00
夏季	$TLI(\Sigma) = 394.93 + 104.987*TP + 6.113*TN - 1.9*SD + 0.265*Chl.a + 1.232*COD_{Mn} - 0.266*WL - 0.122*WT + 3.272*pH + 0.039*EC + 5.774*NH3\text{-}N + 0.101*COD - 0.003*SSD$	0.94	130.38	0.00
秋季	$TLI(\Sigma) = 214.41 + 141.579*TP + 4.731*TN - 1.944*SD + 0.368*Chl.a + 0.273*COD_{Mn} - 0.123*WL + 0.069*TNI + 0.004*RF + 0.017*WIN$	0.96	332.26	0.00
冬季	$TLI(\Sigma) = 32.509 + 29.098*TP + 6.771*TN - 1.831*SD + 0.179*Chl.a + 0.985*COD_{Mn} - 0.031*EC + 0.089*COD + 0.075*TNI + 0.134*TPI + 0.057*RF$	0.89	95.62	0.00

由图 7 可知，春季和冬季时，物理因素是对程海 *TLI(Σ)*贡献率最大的驱动因素，贡献率分别为 42%和 39%。夏季和秋季时，化学因素是对程海 *TLI(Σ)*贡献率最大的驱动因素，贡献率分别为 58%和 35%。氮磷等外源输入在夏季和秋季时对程海 *TLI(Σ)*的贡献率均远大于春季和冬季，这是因为夏季和冬季处于汛期，大量的降雨也带来了更多的陆地氮磷污染物，从而更大程度的改变了程海水体的 *TLI(Σ)*。

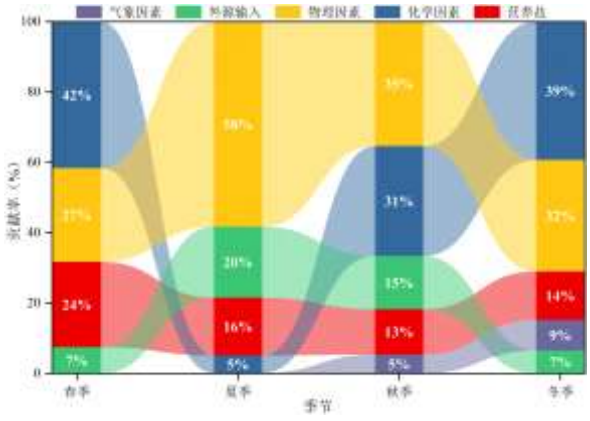


图 7 不同季节各驱动因素对水体 *TLI(Σ)*对贡献率

Fig.7 Seasonal variations in the relative contributions of driving factors to the trophic level index (TLI) in water bodies

3 讨论

3.1 程海水体营养状态时空演变特征分析

时间分布上，本文研究结果表明，生态补水在转变程海水体营养状态和趋势方面起到了积极作用。作为一种外部干扰，补水可以影响受纳水体中的营养盐浓度、自然季节演替以及浮游植物群落的组成[32]。生态补水前（2010-2018 年），程海水体的富营养化趋势显著，*TLI(Σ)*及 TN、TP、Chl.*a*、COD_{Mn}、SD 等各项主要水质指标均呈现波动上升的趋势。生态补水后（2019-2023 年），程海水体 *TLI(Σ)*下降趋势显著（表 1）。水资源短缺和水污染一直是世界性挑战，它们破坏了水生态系统的平衡，同时也极大的限制了人类社会的可持续发展[33]。目前，生态补水措施已被广泛用于改善水资源匮乏现状，以满足流域生产生活用水需求[34,35]。程海位于云南省第一少雨中心区域，常年日照时间长，蒸发量远大于降水量，湖面蒸发量占水资源消耗总量的 80%以上，加上经济高速发展，水资源开发利用程度远高于合理上限，导致流域水资源极度匮乏[23]。程海当地政府部门于 2019 年前后分别建成永胜县程海湖流域生态综合治理水利骨干应急提灌补水等多项生态补水工程，年均补水量约为 7366 万 m^3。大量的生态补水在缓解水资源匮乏压力的同时，也会对湖泊水体水质的改善起到积极作用[36,37]。此外，生态补水点的位置也对程海水体的改善效果也有影响。M-K 检验和 Theil-Sen 估计结果显示，补水后程海南部、中部和北部的 Z 值分别为-2.10、-2.52、-1.52，水体 *TLI(Σ)*下降速率分别为每年 0.58（$p<0.05$）、0.85（$p<0.05$）和 0.52（表 1）。其中，南部和中部水体 *TLI(Σ)*呈显著下降趋势（$p<0.05$），北部水域 *TLI(Σ)*的下降趋势不显著，这主要与生态补水点位于程海流域南部有关（图 1）。除生态补水之外，补水后的程海水体营养状态逐渐向好也与当地政府所采取的系列生态环境保护措施有关。2018 年以来，地方政府加大程海综合治理，开展了产业结构调整、污染收集处理设施建设完善、面山植被恢复、实施畜禽粪污资源化利用项目、实施程海湖生态修复（一、二期）项目等多项举措，这些举措极大的减少了陆地污染物的输入，从而减缓了程海水体的富营养化速度。

此外，程海水体的 *TLI(Σ)*和 TP、Chl.*a*、SD 等主要水质指标季节变化显著，在温度较低的春季和冬季期间，不同水域的水体 *TLI(Σ)*均显著高于温度较高的夏季和秋季（图 5），即水温的上升实际上抑制了程海水体的富营养化，这与他人研究结论相悖。通常来说，水温的升高会增强水体的稳定性，这种稳定性会造成湖泊底层和沉积物表层出现缺氧现象，从而促使营养物质释放到水体中[38]；此外，水温的升高会直接加快水中微生物和植物（尤其是浮游植物和藻类）的代谢速率，有助于藻类的光合作用和生长，从而加剧浮游植物的生产力。这会导致水体中营养盐（如氮和磷）的消耗加快，尤其是在温暖季节，藻类的大量繁殖会加速水体的富营养化过程。综上所述，水温升高通常会促进水体富营养化。本文研究结论与他人研究结论相悖的原因是：（1）滞后效应。夏、秋季降雨带来的陆地氮磷污染物需要时间影响到位于湖泊中心线三个监测点（图 1）水体中的 *TLI(Σ)*；此外，降雨带来的陆地污染物也需要时间来进行物理化学反应，从而改变水体 *TLI(Σ)*。（2）高 pH 值被认为会抑制浮游植物的生长[39]。资料显示，程海夏秋季的平均 pH（9.24）高于冬春季（9.22）。程海水温的升高会减少其二氧化碳的溶解度，导致碳酸(H_2CO_3)和碳酸氢根离子(HCO_3^-)浓度减少，碳酸根离子(CO_3^{2-})浓度增加，引起程海 pH 值上升[40]；同时，程海底部存在的大量碳酸盐矿物，随着气温升高和湖泊水体中的二氧化碳减少，这些碳酸盐矿物溶解度增加，释放出碳酸根离子(CO_3^{2-})和氢氧根离子(OH^-)，从而进一步提高程海的 pH 值[41]。（3）大气温度会改变水体温度结构，影响氮磷营养盐的垂向运输[42]。程海是一个平均水深达到 25.7 m 的深水湖泊，水温结构具有明显的分层，这种现象在夏季尤为明显。水温较高的夏季，强烈的热力学分层结构阻碍了程海氮磷营养盐的垂向运输，从而导致其表层营养盐消耗后无法得到补给，限制了程海优势藻类的生长。冬季程海水体的热力学分层消退，湖区表底层的氮磷营养物质可通过垂向对流作用频繁交换，从而导致水体表层的营养物质显著升高，这可能是支撑冬季浮游藻类生长并形成年度最高生物量的物质基础[43]。（4）蒸发浓缩效应，即对于封闭型湖泊，在降雨稀少的春、冬季，太阳蒸发会促使水体中污染物浓度不断升高，从而导致水体 *TLI(Σ)*在低温条件下异常增高。本文研究结论与其他学者在程海的研究成果一致。宋勇军等人对程海的研究表明，在 2018 年 8 月至 2019 年 1 月期间，程海水体中的藻密度与水温呈负相关关系[13]，梁俐通过汇总程海历史生态调查成果发现，程海的藻生物量与水温呈负相关，藻类水华主要发生在 12 月至次年 5 月的冬春季节[44]。

本研究选取了程海南部、中部和北部三个监测点位的水质数据，以分析程海水质的空间分布特征。选择这三个点位的原因在于，水质受水流、外部污染源和湖泊自净能力等多重因素的影响。程海流域的南部和北部地势较为平坦，人类活动（如耕作、畜禽养殖、做饭和洗衣等）主要集中于此，导致这些区域的水质受外部污染源影响较大。而中部地区地势较陡，耕作等人类活动较少，且湖泊平均深度较大，使得该区域水体的自净能力较强。此外，补水点位于程海流域南部，亦导致不同区域水质改善的速度存在差异。综上所述，基于人类活动、湖泊水体深度及补水点位等多个因素，本研究选取的三个监测点位具有较好的代表性，能够全面反映湖泊水质的空间分布特征及演变趋势，为湖泊营养状态分析提供有力支撑。

在水质改善速度方面，三个监测点中，程海北部水体的 *TLI(Σ)*和 TN、TP、COD_{Mn} 等主要水质指标改善速度最慢（图 4）。这主要是由于补水点位于程海流域南部，导致北部水域的水质改善效果较差，同时北部区域大量外源污染物的输入也延缓了水质的改善。在水质空间分布方面，*TLI(Σ)*和 TN、COD_{Mn} 均呈现南北高、中间低的空间分布格局，这与人类活动及河网水系的分布密切相关。程海流域的人口主要集中在南岸和北岸的平坦地区，土地利用类型以耕地为主（图 1）。与人口分布相似，流域内的河流也主要分布在程海的南部和北部，导致来自这些区域的污染物容易通过地表径流进入湖泊。值得注意的是，补水后，程海南部和北部的 COD_{Mn} 平均值明显高于补水前，可能原因如下：（1）程海开展的河道清淤和疏浚工程导致河水中含有大量泥沙，泥沙中的还原性物质（如氯离子）在测量 COD_{Mn} 时易被氧化剂氧化，从而增加氧化剂消耗，导致 COD_{Mn} 显著增大；（2）2020 年前后，当地政府在程海南部和北部建设了湖滨湿地，水生植物的大量死亡和腐烂释放出有机物，这些有机物在分解过程中消耗氧化剂，导致高锰酸盐指数上升[45]。研究表明，人类活动已经成为塑造地球表面的主导力量[46]，是影响水质的重要因素，且人口密度和土地利用强度与湖泊的距离越近，人类活动对水质的影响越显著[47]。

3.2 陆地氮磷输入等驱动因素对程海水体营养状态的影响

氮和磷是影响淡水生态系统初级生产力、诱使湖泊发生富营养化的两大关键营养元素[48]。相关性分析表明，在不同时间段内，Chl.*a*、TN、TP 和 *TLI(Σ)*之间始终呈现显著的正相关（$p<0.05$），SD 在所有季节均与 *TLI(Σ)*呈现极显著负相关（$p<0.001$），表明它是评估湖泊营养状态的稳定指标；结构方程模型模拟结果与相关性分析结果一致，这表明氮和磷是程海水体富营养化的重要驱动因素。

外源输入是程海水体富营养化的重要驱动因素。研究表明，氮磷等外源输入在夏季和秋季时对程海 *TLI(Σ)*的贡献率（夏：20%，秋：15%）均远大于春季和冬季（春：7%，冬：7%），这是因为夏季和冬季处于汛期，大量的降雨也带来了更多的陆地氮磷污染物，从而更大程度的改变了程海水体的 *TLI(Σ)*。2010-2022 年，随着程海流域社会经济的快速发展，大量氮磷污染物进入程海。《云南省程海“一湖一策”保护治理行动方案（2021—2025 年）》表明，2020 年，程海流域地区的支柱产业为种植业、牧业和螺旋藻养殖业，其中，有 96%的氮磷污染来自于农村农业面源污染。不合理的农业种植结构和不科学的生产方式导致大量 N、P 污染物输入至程海，农业面源成为湖泊流域的主要污染源之一[49]。此外，无论从相关性分析（TN 相关系数均值：0.33；TP 相关系数均值：0.45）还是路径分析（TN 路径系数均值：0.232；TP 路径系数均值：0.409）来看，磷对程海水体富营养化的相关性和影响力均更为显著，这表明磷是程海富营养化的限制元素。TN/TP 化学计量的变化可以表明浮游植物营养限制模式的改变。根据浮游植物化学计量学全局模式得出的阈值，当 N/P 比值（以质量计）<9.0 时表示仅潜在 N 限制，当 $9.0 \leq N/P < 22.6$ 时表示 N 和 P 共限制，当 $N/P \geq 22.6$ 时表示仅 P 限制，补水前 N/P 为 22.7，表明 P 是限制元素，这与前文研究结果一致。

气候变化湖泊富营养化有着巨大影响。气候变化可以通过增加氮沉积，提升弥散的营养负荷，从而加剧湖泊富营养化的症状[50]。研究结果表明，水位与 *TLI(Σ)*之间具有显著的负相关关系和负向影响（$p<0.05$），程海多年气象数据表明，近年来程海处于较为干旱的气候周期，除生产用水从程海中取水之外，降雨量减少和日照时数增加也导致水位显著下降，2009-2019 年期间程海水位累计下降约 4.95 m，年均水位下降约 0.49 m。在此背景下，程海蓄水量的持续减少，相当于增加了湖泊营养盐的浓度，从而进一步加剧了程海富营养化程度。此外，降雨对水体中营养物质浓度的影响不一，可能导致浓度增加或减少[51]。一方面，降雨可能通过将污染物从流域冲刷到水体中而增加浓度[52]。另一方面，降雨可能通过稀释作用降低浓度[53]。本文结果表明，降雨能显著影响程海水质（图 6），其中春、冬季程海水体 *TLI(Σ)*和 TN、TP、Chl.*a*、COD_{Mn}、

SD 等主要水质指标均略高于夏、秋季，即降雨在一定程度上改善了程海水质，这可能是因为降雨本身和降雨导致的径流水质比湖泊水质稍好，从而改善了程海水质[54]。

气候因素会通过改变湖泊水体的理化性质进而影响湖泊的富营养程度。风速对水循环过程发挥着关键作用[55]，风速的增加能显著影响深湖中的电导率、溶解氧（溶解氧是水体中微生物和水生生物生存的必要条件，溶解氧的降低常常是水体富营养化的标志之一）及营养物质的垂直分层[56]，并能导致沉积物的再悬浮[57]，湖泊沉积物中积累的大量营养物质在氧化还原条件降低或沉积物重新悬浮时，可能会释放回水体中，进一步加剧富营养化[58]。相关性分析和 piecewise SEM 模型模拟结果表明，春、冬季风速与 *TLI(Σ)*之间的相关性系数分别是 0.26（$p<0.05$）和 0.20（$p<0.05$），秋季风速与 *TLI(Σ)*之间路径系数是 0.276（$p<0.05$），即风速与程海富营养化程度具有显著的正相关关系和正向影响（$p<0.05$）风速与 EC、Chl.*a*、DO 都具有显著的正相关关系（$p<0.05$），2010-2020 年的气象数据表明，程海风速呈现缓慢增大趋势，风速的增大加速了程海富营养化程度。

除外源输入和气候变化外，程海封闭型结构所造就的内源性污染也是加速程海富营养化程度的重要原因之一。相较于河流生态系统，湖泊及水库等封闭性水域对氮、磷等营养盐类物质具有显著的累积效应。以洞庭湖为典型区域的相关研究表明，水体中氮磷等营养盐污染物在沉积物-水界面发生动态迁移，其内源释放机制导致沉积相中蓄积的营养盐持续向上覆水体扩散，进而造成湖区水体中总氮、总磷浓度呈现显著提升态势[59,60]。1690 年前后，程海湖水骤降，变成为现在的内陆封闭型湖泊，此外程海流域水土流失严重，《2022 年云南省水土保持公报》显示，2022 年程海流域水土流失面积为 62.71 km^2，占流域面积的 19.66%，经计算可得，2022 年程海流域的平均侵蚀模数为 2332.47 t/(km^2·a)，水土流失量为 14.5010 万 t/a，这使得大量氮、磷等营养盐以附着于土壤的形式进入程海并储存于湖泊底泥中。与开放性湖泊相比，封闭性内陆湖换水周期为无穷大，湖水无出流，使得由外源输入湖泊的污染物常年累积在湖泊中，水质恶化现象日益加剧[61]。《程海“十四五”九大高原湖泊保护治理规划（2021-2025 年）》表明，2019 年前，末端收集、处理设施不完善以及收集处理率低下等问题导致大量的氮磷污染物流入程海，程海的封闭型结构使得污染物无法流出湖泊，内源污染和人类活动输入是程海污染的主要来源。

综上所述，生态补水、气象因素、外源输入以及湖泊封闭性结构在程海水体富营养化过程中均发挥着关键作用。尽管取得了一定成果，但本文尚未充分考虑流域发展和环保措施对程海水质变化的综合驱动效应。此外，研究表明，虽然生态补水在一定程度上改善了程海的水质，但在全球变暖和封闭型湖泊结构的背景下，若不采取有效措施去除湖泊中的污染物，单纯依赖生态补水更像是一种应急措施，它无法根本解决问题，反而可能成为程海水质恶化的潜在来源。尽管开凿湖泊出口可以解决部分问题，但这一做法既耗时费力，又可能削弱生态补水的有效性。鉴于程海的特殊性，提出一种可行的方案，即将原用于替代程海流域生产用水（约 800 万 m^3）的水全部引入程海，并将流域的生产用水抽取自程海，利用流域内的陆面土地和植物来截留水中的氮磷污染物。这一方法可能在缓解污染方面起到积极作用。因此，针对程海流域，未来的研究应重点关注以下几个方面：1）建立全流域、多尺度的面源污染监测体系，精准追踪污染物入湖的迁移路径及其负荷量；2）全面收集程海流域历年的生产发展情况及环保措施落实情况，结合气象、社会经济及环保措施，构建全面的程海水质驱动因素研究体系；3）在减少陆地污染物输入的基础上，继续加强生态补水，并探索进一步减少污染物输入和有效清除湖泊中的污染物。本文以云南省程海为研究对象，采用 M-K 检验、GAM 模型和分段结构方程模型等统计方法，分析了程海水体营养状态的时空演变特征，揭示了各驱动因素对水体 *TLI(Σ)*的直接效应及其间接作用路径。研究成果可为程海及其他类似湖泊的水环境保护与治理提供了理论依据和方法支持。

4 结论

1）2010~2023 年间，程海水体营养状态呈阶段性演变特征，总体处于中营养水平。

2）生态补水在转变程海水体营养状态和趋势方面起到了积极作用。其中，南部和中部水域 *TLI(Σ)*在补水前（2013~2018 年）呈显著上升趋势（$p<0.01$），在补水后（2019~2023 年），呈显著下降趋势（$p<0.05$）。在不同水域，补水前/后程海水体 *TLI(Σ)*都没有显著性差异，均处于中营养状态。

3）程海水体营养状态受季节影响显著，其中气温较低的春、冬季 *TLI(Σ)*比夏、秋季 *TLI(Σ)*高，这可能浓缩效应、温度和水体温度分层结构有关。TN、TP 和 *TLI(Σ)*之间始终呈现显著正相关（$p<0.001$），SD 在所有季节均与 *TLI(Σ)*呈现显著负相关（$p<0.001$），表明 SD 也是评估程海营养状态的稳定指标。

4）外源输入、内源污染、气象因素等多个因素通过直接和间接效应来影响程海水体 *TLI(Σ)*。物理因素和化学因素是改变程海 *TLI(Σ)*的主要驱动因素。氮磷等外源输入主要通过影响其他因素来间接影响程海水体 *TLI(Σ)*，且近年来程海所实施的一系列生态环境保护措施减小了氮磷等外源输入对程海 *TLI(Σ)*的贡献率。

5 附件

附图 I-IV 见电子版（DOI: 10.18307/2026.0224）。

6 参考文献

[1] Chang T, Li JQ, Chen WX *et al*. Research progress on theory and technology of lake ecosystem restoration . *Advances in Water Science*, 2024: 1-15. [唱彤, 郦建强, 陈文学等. 湖泊生态系统修复理论与技术研究进展. 水科学进展, 2024: 1-15.]

[2] Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol Rev Camb Philos Soc, 2006, 81(2): 163-182. DOI: 10.1017/S1464793105006950.

[3] Weigel B, Kotamäki N, Malve O et al. Macrosystem community change in lake phytoplankton and its implications for diversity and function. Global Ecology and Biogeography, 2023, 32(2): 295-309. DOI: 10.1111/geb.13626.

[4] Ho LT, Goethals PLM. Opportunities and Challenges for the Sustainability of Lakes and Reservoirs in Relation to the Sustainable Development Goals (SDGs). Water, 2019, 11(7): 1462. DOI: 10.3390/w11071462.

[5] 葛裕豪. 查干湖富营养化演变规律及其影响因素分析[学位论文]. 黑龙江大学, 2024.

[6] China Ecological Environment Status Bulletin 2023(Excerpt). Environmental Protection, 2024, **52**(11): 53-65. [2023 年中国生态环境状况公报(摘录). 环境保护, 2024, 52(11): 53-65.]

[7] David V, Tortajada S, Savoye N et al. Impact of human activities on the spatio-seasonal dynamics of plankton diversity in drained marshes and consequences on eutrophication. Water Research, 2020, 170: 115287. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115287.

[8] Häder DP, Banaszak AT, Villafañe VE et al. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. Science of The Total Environment, 2020, 713: 136586. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136586.

[9] Abell J, Özkundakci D, Hamilton D et al. Latitudinal variation in nutrient stoichiometry and chlorophyll-nutrient relationships in lakes: A global study. Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie, 2012, 181: 1-14. DOI: 10.1127/1863-9135/2012/0272.

[10] Du H, Chen Z, Mao G et al. Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. Ecological Indicators, 2019, 102: 686-692. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.03.032.

[11] Vinçon-Leite B, Casenave C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. Science of The Total Environment, 2019, 651: 2985-3001. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.320.

[12] 陶文东. 云南高原湖泊环境的独特性及其研究方向初探. 云南环境科学, 1999(3): 1-3.

[13] Song YJ, Qi Q, Liu LH et al. Eutrophication status and phytoplankton community structure in Chenghai Lake in summer and winter Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, 39(12): 4106-4113. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2019.0308. [宋勇军, 戚菁, 刘立恒等. 程海湖夏冬季浮游植物群落结构与富营养化状况研究. 环境科学学报, 2019, 39(12): 4106-4113.]

[14] Dong YX, Hong XH, Tan ZW *et al*. Spatial and Temporal Distribution of Nitrogen in Lake Chenghai, a Deep Plateau Lake. *Environmental Science & Technology*, 2012, **35**(9): 173-178. [董云仙, 洪雪花, 谭志卫. 高原深水湖泊程海中氮元素时空分布特征. 环境科学与技术, 2012, 35(9): 173-178.]

[15] 孙浩然. 基于 SWAT 模型的程海流域非点源污染模拟与最佳管理措施（BMPs）评估研究[学位论文]. 东北师范大学, 2020.

[16] Chen XK, Liu XB, Peng WQ *et al*. Estimation of and Control Strategies for Pollution Loads from Non-point Sources

in the Chenghai Watershed. *Environmental Science*, 2018, **39**(1): 77-88. DOI: 10.13227/j.hjkx.201705061. [陈学凯, 刘晓波, 彭文启等. 程海流域非点源污染负荷估算及其控制对策. 环境科学, 2018, 39(1): 77-88.]

[17] Le Moal M, Gascuel-Odoux C, Ménesguen A et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle? Science of The Tot al Environment, 2019, 651: 1-11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.139.

[18] Wang Y, Liu R, Liu J et al. Differences in Multi-temporal and Spatial Scale Responses of Water Quality to Landscap e Features in Tectonic and River-forming Lake Watersheds in Southwest China. Environmental Science, 2024: 1-23. DOI: 10. 13227/j.hjkx.202406070.

[王岩, 刘睿, 刘捷等. 西南地区构造湖和河成湖流域水质对景观特征的多时空尺度响应差异. 环境科学, 2024: 1-23. DOI: 10.1 3227/j.hjkx.202406070.]

[19] Xu LZ, Pan JZ, Li Y et al. The ecological vulnerability evaluation and its driving force in Lake Dianchi, 1980-2020. J Lake Sci, 2023, 35(5): 1682-1694. [徐灵芝, 潘继征, 李勇等. 1980-2020 年滇池生态脆弱性评价及主要驱动因子. 湖泊科学, 2023, 35(5): 1682-1694.]

[20] Lin SS, Shen SL, Zhou A et al. Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, Chi na. Science of The Total Environment, 2021, 751: 141618. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141618.

[21] Li W, Yang JY, Xiong J et al. Water Quality Evaluation and Pollution Source Analysis of Yani Wetland in Xizang. J ournal of Hydroecology, 2024: 1-15. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202404160132. [李伟, 杨崛园, 熊健等. 西藏雅尼湿地水质评价及污染源分析. 水生态学杂志, 2024: 1-15.]

[22] 董云仙, 张晓旭, 谭志卫等. 程海水环境保护和治理的重点与难点. 环境科学导刊, 2017, 36(2): 51-59. DOI: 10.13623/j. cnki.hkdk.2017.02.010.

[23] Yu G, Dong SJ, Wu J et al. Analysis and prediction of the lowest ecological water level in Chenghai Lake. Express Water Resources & Hydropower Information, 2024: 1-11. [余果, 董世杰, 吴江等. 云南程海湖最低生态水位分析与预测. 水利水电快报, 2024: 1-11.]

[24] Van Belle G, Hughes JP. Nonparametric Tests for Trend in Water Quality. Water Resources Research, 1984, 20(1): 12 7-136. DOI: 10.1029/WR020i001p00127.

[25] Ji HP, Wu HY, Wu J. Variation of infow and outlow of Lake Taihu in 1986-2017.J Lake Sei, 2019, 31(6): 1525-153 3.DOI: 10.18307/2019.0612. [季海萍, 吴浩云, 吴娟. 1986-2017 年太湖出、入湖水量变化分析. 湖泊科学, 2019, 31(6): 1525-1 533.]

[26] Lefcheck JS. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. Meth ods in Ecology and Evolution, 2016, 7(5): 573-579. DOI: 10.1111/2041-210X.12512.

[27] Nakadai R. Macroecological processes drive spiritual ecosystem services obtained from giant trees. Nat Plants, 2023, 9 (2): 209-213. DOI: 10.1038/s41477-022-01337-1.

[28] Zhang Y, Zhang Y, Xie J et al. Vertical migration and leaching behavior of antibiotic resistance genes in soil during rainfall: Impact by long-term fertilization. Water Research, 2024, 267: 122508. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122508.

[29] Liu B, Pang D, Cao W et al. The effect of agricultural management on soil microbial necromass: A hierarchical meta-analysis. Applied Soil Ecology, 2024, 202: 105538. DOI: 10.1016/j.apsoil.2024.105538.

[30] 石亚飞, 石善恒, 黄晓敏. 基于 R 的结构方程模型在生态学中的应用. 生态学杂志, 2022, 41(5): 1015-1023. DOI: 10.132 92/j.1000-4890.202203.016.

[31] Grace JB, Bollen KA. Interpreting the Results from Multiple Regression and Structural Equation Models. The Bulletin of the Ecological Society of America, 2005, 86(4): 283-295. DOI: 10.1890/0012-9623(2005)86[283:ITRFMR]2.0.CO;2.

[32] Artifon V, Zanardi-Lamardo E, Fillmann G. Aquatic organic matter: Classification and interaction with organic microco ntaminants. Science of The Total Environment, 2019, 649: 1620-1635. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.385.

[33] Fornarelli R, Antenucci JP. The impact of transfers on water quality and the disturbance regime in a reservoir. Water Research, 2011, 45(18): 5873-5885. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.048.

[34] Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO et al. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature,

2010, 467(7315): 555-561. DOI: 10.1038/nature09440.

[35] Sun B, Wang G, Chen W et al. Integrated modeling framework to evaluate the impacts of multi-source water replenishment on lacustrine phytoplankton communities. Journal of Hydrology, 2022, 612: 128272. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.128272.

[36] Xie H, Li Y. An ecological water replenishment model of urban lake riparian plant restoration based on the groundwater–vegetation interactions. Ecological Engineering, 2022, 176: 106510. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2021.106510.

[37] Luan FF, Wang JS, Zhang MN et al. Analysis on the impact of ecological water replenishment of Chaobai River on the water quality of the lower reaches of Miyun Reservoir. Beijing Water, 2022(5): 17-21. DOI: 10.19671/j.1673-4637.2022.05.004. 栾芳芳, 王景仕, 张敏楠等. 潮白河生态补水对密云水库下游河道水质影响分析. 北京水务, 2022(5): 17-21.

[38] Wan F, Zhang F, Zheng X et al. Study on Ecological Water Demand and Ecological Water Supplement in Wuliangsuhai Lake. Water, 2022, 14(8): 1262. DOI: 10.3390/w14081262.

[39] Deng J, Paerl HW, Qin B et al. Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. Science of The Total Environment, 2018, 645: 1361-1370. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.208.

[40] Liu CG, Jin XC, Sun L et al. Effects of pH on Growth and Species Changes of Algae in Freshwater. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(2): 294-298. [刘春光, 金相灿, 孙凌等. pH 值对淡水藻类生长和种类变化的影响. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 294-298.]

[41] Schreder S, Sommaruga R, Psenner R et al. Changes in air temperature, but not in precipitation, determine long-term trends in water chemistry of high mountain lakes of the Alps with and without rock glacier influence. Science of The Total Environment, 2023, 905: 167750. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167750.

[42] Psenner R, Catalan J. Chemical composition of lakes in crystalline basins: a combination of atmospheric deposition, geologic background, biological activity and human action. Limnology now, 1994: 255-314.

[43] Psenner R, Schmidt R. Climate-driven pH control of remote alpine lakes and effects of acid deposition. Nature, 1992, 356(6372): 781-783. DOI: 10.1038/356781a0.

[44] Zhou QC, Yang X, Wang WL et al. Seasonal vertical stratification and the potential impacts of its fading on algal blooms in winter: Cases of Lake Chenghai and Lake Yangzonghai, Yunnan Plateau. J Lake Sci, 2020, 32(3): 701-712. [周起超, 杨炫, 王玮璐等. 云南程海和阳宗海季节性分层及其消退对冬季水华的潜在影响. 湖泊科学, 2020, 32(3): 701-712.]

[45] 梁俐. 调水条件下碱性湖泊 pH 变化及藻类生长响应模型研究[学位论文]. 四川大学, 2021.

[46] Crutzen PJ. Geology of mankind. Nature, 2002, 415(6867): 23-23. DOI: 10.1038/415023a.

[47] Yang QQ, Xu GL, Yang XC et al. Responses of water quality to land use & landscape pattern in the Qingyijiang River watershed. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 9048-9058. [杨强强, 徐光来, 杨先成等. 青弋江流域土地利用/景观格局对水质的影响. 生态学报, 2020, 40(24): 9048-9058.]

[48] McDowell RW, Noble A, Pletnyakov P et al. Global mapping of freshwater nutrient enrichment and periphyton growth potential. Sci Rep, 2020, 10(1): 3568. DOI: 10.1038/s41598-020-60279-w.

[49] Wang WB, Guan TZ, Liang QB et al. Study on the estimation of pollution loads and water environmental capacity in Qilu Lake watershed. Environmental Pollution & Control, 2020, 42(11): 1436-1442. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2020.11.024. [王万宾, 管堂珍, 梁启斌等. 杞麓湖流域污染负荷及水环境容量估算研究. 环境污染与防治, 2020, 42(11): 1436-1442. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2020.11.024.]

[50] Jeppesen E, Kronvang B, Olesen JE et al. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. Hydrobiologia, 2011, 663(1): 1-21. DOI: 10.1007/s10750-010-0547-6.

[51] Kaushal SS, Groffman PM, Band LE et al. Interaction between urbanization and climate variability amplifies watershed nitrate export in Maryland. Environ Sci Technol, 2008, 42(16): 5872-5878. DOI: 10.1021/es800264f.

[52] Risch E, Gasperi J, Gromaire MC et al. Impacts from urban water systems on receiving waters – How to account for severe wet-weather events in LCA? Water Research, 2018, 128: 412-423. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.039.

[53] Allafta H, Opp C. Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-

Arab River, Southern Iraq. Sci Rep, 2020, 10(1): 6979. DOI: 10.1038/s41598-020-63893-w.

[54] Zhang X, Chen L, Yu Y et al. Water quality variability affected by landscape patterns and the associated temporal obs ervation scales in the rapidly urbanizing watershed. Journal of Environmental Management, 2021, 298: 113523. DOI: 10.1016/ j.jenvman.2021.113523.

[55] Luce CH, Abatzoglou JT, Holden ZA. The Missing Mountain Water: Slower Westerlies Decrease Orographic Enhancem ent in the Pacific Northwest USA. Science, 2013, 342(6164): 1360-1364. DOI: 10.1126/science.1242335.

[56] Churchill JH, Charles Kerfoot W. The Impact of Surface Heat Flux and Wind on Thermal Stratification in Portage La ke, Michigan. Journal of Great Lakes Research, 2007, 33(1): 143-155. DOI: 10.3394/0380-1330(2007)33[143:TIOSHF]2.0.CO;2.

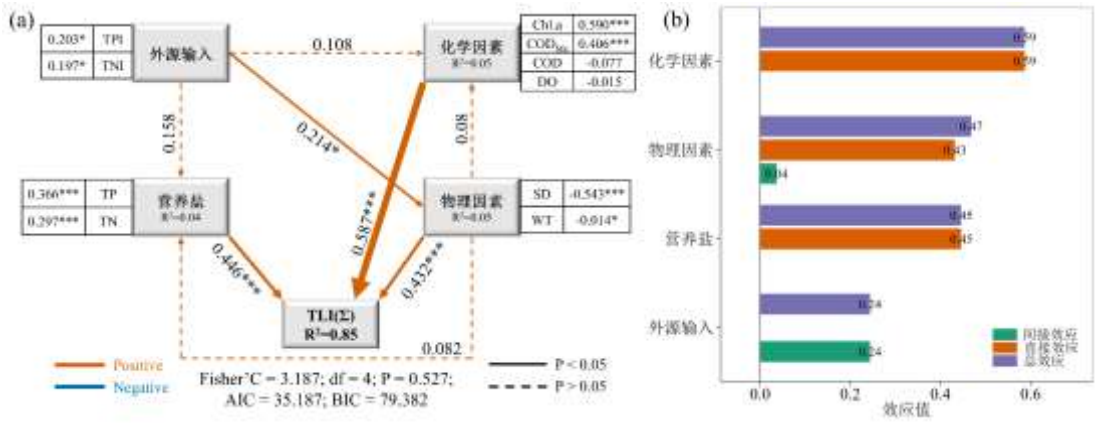
[57] Bachmann RW, Hoyer MV, Canfield Jr. DE. The Potential For Wave Disturbance in Shallow Florida Lakes. Lake and Reservoir Management, 2000, 16(4): 281-291. DOI: 10.1080/07438140009354236.

[58] North RP, North RL, Livingstone DM et al. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hyp olimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. Global Change Biology, 2014, 20(3): 811-823. D OI: 10.1111/gcb.12371.

[59] Wang YF, Ni ZK, Li XX et al. The ecological risk assessment and stage characteristics of Dongting Lake. China Envi ronmental Science 2019,39(1):321~329.[王艳分,倪兆奎,李晓秀等,洞庭湖生态风险评价及阶段性特征,中国环境科学,2019,39(1):3 21-329.7. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0039.]

[60] 侯鹏飞. 城镇化背景下滇池叶绿素 a 浓度时空变化特征研究[学位论文]. 云南师范大学, 2021.

[61] Yang X, Li CY, Li WB et al. Characteristics of nitrogen accumulation in closed inland lakes in summer : A case stu dy of Dali-Nor Lake, China. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(10): 2262-2269. [杨旭, 李畅游, 李文宝等. 封闭 型内陆湖泊夏季氮素赋存特征——以达里诺尔湖为例. 农业环境科学学报, 2018, 37(10): 2262-2269.]

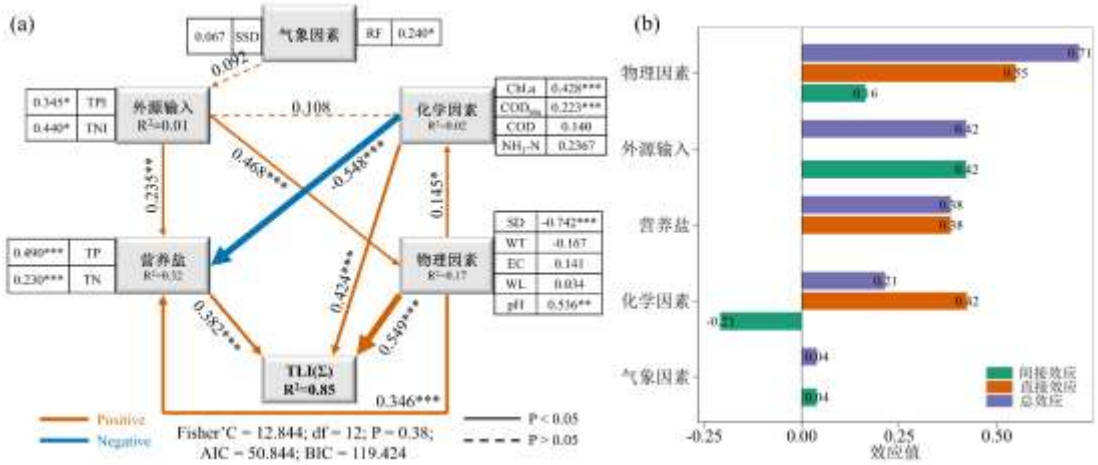


附图 I 春季水体营养状态与驱动因素之间的 piecewise SEM 模型模拟结果（a）及标准化效应计算结果（b）

（TLI：综合营养状态指数，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，TN：总氮，TP：总磷，SD：透明度，Chl.*a*：叶绿素 a，COD：化学需氧量，DO：溶解氧，WT：水温，TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量；红色和绿色箭头分别表示正相关和负相关；实线和虚线箭头分别表示路线系数的显著及不显著关系；箭头粗细代表标准化路径系数的相对大小；显著性水平：*表示 $p<0.05$，**表示 $p<0.01$，***表示 $p<0.001$）

Append. Fig.I The simulation results of the piecewise SEM between spring water eutrophication status and driving factors (a), along with the standardized effect estimates (b)

(TLI: Trophic Level Index, COD_{Mn}: Permanganate Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, SD: Transparency, Chl.*a*: Chlorophyll a, COD: Chemical Oxygen Demand, DO: Dissolved Oxygen, WT: Water Temperature, TNI: Total Nitrogen Input, TPI: Total Phosphorus Input; Red and green arrows denote positive and negative correlations, respectively; solid and dashed arrows represent significant and non-significant relationships of path coefficients, correspondingly; arrow thickness reflects the relative magnitude of standardized path coefficients. Significance levels are defined as: *$p < 0.05$, **$p < 0.01$, ***$p < 0.001$)

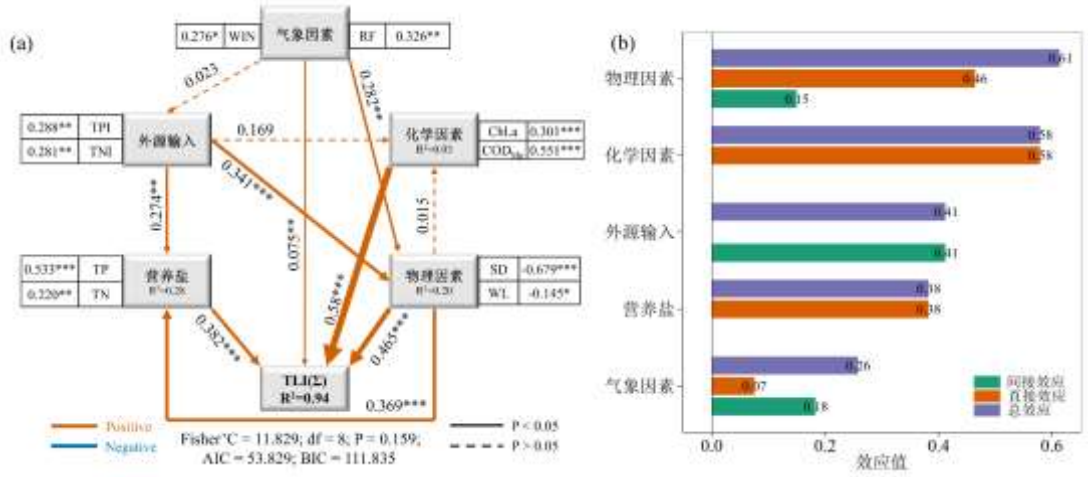


附图 II 夏季水体营养状态与驱动因素之间的 piecewise SEM 模型模拟结果（a）及标准化效应计算结果（b）

（TLI：综合营养状态指数，EC：电导率，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，TN：总氮，TP：总磷，SD：透明度，Chl.*a*：叶绿素 a，NH_3-N：氨氮，COD：化学需氧量，WL：水位，WT：水温，RF：降雨量，SSD：日照时数，TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量；红色和绿色箭头分别表示正相关和负相关；实线和虚线箭头分别表示路线系数的显著及不显著关系；箭头粗细代表标准化路径系数的相对大小；显著性水平：*表示 p<0.05，**表示 p<0.01，***表示 p<0.001）

Append. Fig.II The simulation results of the piecewise SEM between summer water eutrophication status and driving factors (a), along with the standardized effect estimates (b)

(TLI: Trophic Level Index, EC: Electrical Conductivity, COD_{Mn}: Permanganate Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, SD: Transparency, Chl.*a*: Chlorophyll a, NH_3-N: Ammonia Nitrogen, COD: Chemical Oxygen Demand, WL: Water Level, WT: Water Temperature, RF: Precipitation, SSD: Sunshine Duration, TNI: Total Nitrogen Input, TPI: Total Phosphorus Input; Red and green arrows denote positive and negative correlations, respectively; solid and dashed arrows represent significant and non-significant relationships of path coefficients, correspondingly; arrow thickness reflects the relative magnitude of standardized path coefficients. Significance levels are defined as: *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001)

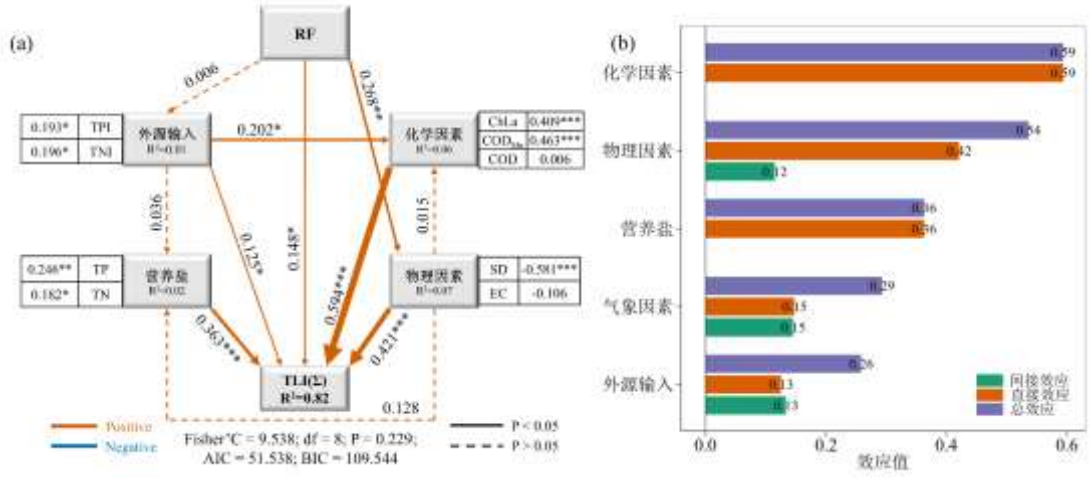


附图 III 秋季水体营养状态与驱动因素之间的 piecewise SEM 模型模拟结果（a）及标准化效应计算结果（b）

（TLI：综合营养状态指数，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，TN：总氮，TP：总磷，SD：透明度，Chl.*a*：叶绿素 a，WL：水位，RF：降雨量，WIN：风速，TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量；红色和绿色箭头分别表示正相关和负相关；实线和虚线箭头分别表示路线系数的显著及不显著关系；箭头粗细代表标准化路径系数的相对大小；显著性水平：*表示 p<0.05，**表示 p<0.01，***表示 p<0.001）

Append. Fig.III The simulation results of the piecewise SEM between autumn water eutrophication status and driving factors (a), along with the standardized effect estimates (b)

(TLI: Trophic Level Index, COD_{Mn}: Permanganate Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, SD: Transparency, Chl.*a*: Chlorophyll a, WL: Water Level, RF: Precipitation, WIN: Wind Speed, TNI: Total Nitrogen Input, TPI: Total Phosphorus Input; Red and green arrows denote positive and negative correlations, respectively; solid and dashed arrows represent significant and non-significant relationships of path coefficients, correspondingly; arrow thickness reflects the relative magnitude of standardized path coefficients. Significance levels are defined as: *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001)



附图 IV 冬季水体营养状态与驱动因素之间的 piecewise SEM 模型模拟结果（a）及标准化效应计算结果（b）

（TLI：综合营养状态指数，EC：电导率，COD_{Mn}：高锰酸盐指数，TN：总氮，TP：总磷，SD：透明度，Chl.*a*：叶绿素 a，COD：化学需氧量，RF：降雨量，TNI：总氮输入量，TPI：总磷输入量；红色和绿色箭头分别表示正相关和负相关；实线和虚线箭头分别表示路线系数的显著及不显著关系；箭头粗细代表标准化路径系数的相对大小；显著性水平：*表示 p<0.05，**表示 p<0.01，***表示 p<0.001）

Append. Fig.IV The simulation results of the piecewise SEM between winter water eutrophication status and driving factors (a), along with the standardized effect estimates (b)

(TLI: Trophic Level Index, EC: Electrical Conductivity, COD_{Mn}: Permanganate Index, TN: Total Nitrogen, TP: Total Phosphorus, SD: Transparency, Chl.*a*: Chlorophyll a, COD: Chemical Oxygen Demand, RF: Precipitation, TNI: Total Nitrogen Input, TPI: Total Phosphorus Input; Red and green arrows denote positive and negative correlations, respectively; solid and dashed arrows represent significant and non-significant relationships of path coefficients, correspondingly; arrow thickness reflects the relative magnitude of standardized path coefficients. Significance levels are defined as: *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001)