

太湖氧化亚氮排放的时空变化特征及其影响因素*

王洪伟^{1,3}, 李彪^{1,5,**}, 李化炳¹, 吴庆龙^{1,2,4,5}

(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: 南方海洋科学与工程广东省实验室(广州)海洋生物演化与保护生物学中心, 广州 511458)

(3: 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

(4: 中国科学院大学中丹学院, 北京 100049)

(5: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊抚仙湖生态系统研究站, 澄江 652500)

摘要: 富营养化湖泊是氧化亚氮的重要排放源之一, 准确估算其释放量对评估全球氧化亚氮收支具有重要意义。然而, 由于氧化亚氮排放具有显著的时空异质性且影响因素复杂, 富营养化过程如何具体影响氧化亚氮排放尚不明确。为此, 本研究选择中国第三大淡水湖太湖作为研究区, 采用顶空平衡法测定水-气界面氧化亚氮扩散通量, 并分析其关键驱动因素。结果表明: (1) 太湖水-气界面氧化亚氮扩散通量介于 1.7~30.6 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$ 之间, 年平均值为 $8.9 \pm 5.1 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$; 尽管藻型湖区的富营养化程度显著高于草型湖区与过渡湖区 ($P < 0.05$), 但三者的氧化亚氮排放量无显著差异 ($P > 0.05$), 说明在太湖这类中度富营养化湖泊中, 富营养化水平提升未必导致氧化亚氮释放增加。(2) 水温是影响太湖氧化亚氮排放的最主要因素, 进一步分析表明, 氧化亚氮释放过程受水体溶解性有机碳与硝酸盐浓度共同调控。(3) 基于以上结果, 本研究构建了一个多元回归模型, 仅通过引入水温这一易获取的环境因子, 即可有效纠正政府间气候变化专门委员会对太湖氧化亚氮排放的高估。本研究深化了关于湖泊富营养化影响氧化亚氮排放机制的认识, 并为氧化亚氮释放的准确估算提供了科学依据。

关键词: 氧化亚氮释放; 藻型湖区; 草型湖区; 硝酸盐; 溶解性有机碳; 水温

Spatiotemporal pattern of nitrous oxide emission and its influencing factors in Lake Taihu

Wang Hongwei^{1,3}, Li biao^{1,5,**}, Li Huabing¹, Wu Qinglong^{1,2,4,5}

(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: Center for Evolution and Conservation Biology, Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou), Guangzhou 511458, P.R. China)

(3: College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R. China.)

(4: Sino-Danish Center for Education and Research, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R. China.)

(5: Lake Fuxian Ecological Research Station, Chinese Academy of Sciences, Chengjiang 652500, P.R. China.)

Abstract: Eutrophic lakes represent significant sources of nitrous oxide (N_2O) emissions, and accurate quantification of their N_2O release is essential for refining global N_2O budgets. However, due to the high spatiotemporal variability of N_2O fluxes and the complexity of influencing factors, the specific mechanisms through which eutrophication affects N_2O emissions remain poorly understood. This study selected Lake Taihu, the third largest freshwater lake in China, to measure N_2O diffusive fluxes at

* 2025-08-06 收稿; 2025-10-13 收修改稿。

国家重点研发计划 (2023YFF1304501), 国家自然科学基金项目 (32571819, 32201334, 32471626) 和南方海洋科学与工程广东省重点实验室(广州)项目(GML20220017)联合资助。

** 通信作者: E-mail: libiao@niglas.ac.cn.

the water–air interface using the headspace equilibration method and to identify the key drivers of N₂O emissions. The results indicated that: (1) N₂O diffusive fluxes in Lake Taihu ranged from 1.7 to 30.6 μmol/m²/d, with an annual average of 8.9 ± 5.1 μmol/m²/d. Although eutrophication levels in algal-dominated zones were significantly higher than those in macrophyte-dominated and transitional zones (P < 0.05), no significant differences in N₂O emissions were observed among these zones (P > 0.05). This suggests that in moderately eutrophic lakes such as Lake Taihu, further eutrophication does not necessarily lead to increased N₂O emissions. (2) Water temperature was the most important factor influencing N₂O emissions. Further analysis revealed that N₂O emission processes were co-regulated by dissolved organic carbon and nitrate concentrations in the water column. (3) Based on these findings, a multiple regression model was developed that effectively corrects the overestimation of N₂O emissions from Lake Taihu by the IPCC methodology through the incorporation of water temperature, an easily measurable environmental variable. This study enhances the mechanistic understanding of how eutrophication influences N₂O emissions in lakes and provides a scientific basis for improving N₂O emission estimates.

Keywords: Nitrous oxide emission; macrophyte-dominated lakes; algae-dominated lakes; nitrate; dissolved organic carbon; water temperature

氧化亚氮 (N₂O) 作为一种重要的温室气体, 其全球增温潜能值是二氧化碳 (CO₂) 的 265 倍, 且其大气浓度正以每年 0.25%~0.31% 的速率持续增长^[1, 2]。内陆淡水水体作为全球氮循环的重要组成部分, 对于 N₂O 的产生与排放起着关键作用^[3, 4]。据估算, 全球内陆淡水水体的 N₂O 年排放量已从 1900 年的 0.4 亿吨氮显著提升至 2010 年的 1.3 亿吨氮, 约占全球 N₂O 排放总量的 5%~10%^[2]。在各类淡水水体中, 湖泊不仅数量最多、面积最广, 其中的富营养化湖泊更因高氮周转速率, 相对较长的水停留时间以及外源营养盐的大量输入, 被认为是 N₂O 的排放热点区域^[5-7]。因此, 更准确的预测富营养化湖泊的 N₂O 排放, 对于评估全球 N₂O 收支以及制定有效的 N₂O 减排策略至关重要。

富营养化湖泊中 N₂O 的生成在很大程度上受微生物过程调控, 其中硝化作用与反硝化作用是 N₂O 产生的主要途径^[8]。硝化作用产生 N₂O 需依赖高溶解氧环境和铵盐 (NH₄⁺-N) 的供给^[9]。与之相反, 反硝化作用生成 N₂O, 则需要低溶解氧 (<0.2 mg/L) 条件和充足的硝酸盐 (NO₃⁻-N) ^[10]。其中, NO₃⁻-N 不仅作为反硝化过程的底物, 其也直接影响着 N₂O 的消耗过程: 从动力学角度看, 反硝化菌优先利用 NO₃⁻-N 而非 N₂O 作为电子受体, 因此在 NO₃⁻-N 浓度足够高的情况下, N₂O 会呈现累积趋势^[11]。同时, 溶解性有机碳 (DOC) 作为异养反硝化菌的电子供体, 在反硝化过程的调控中发挥着不可替代的作用^[12]。除此之外, 这两个过程均受 pH 值、温度、营养物质及氧化还原条件等多种环境因子的调控^[9, 11, 13, 14]。

目前已有大量研究针对富营养化湖泊 N₂O 排放的时空特征及其驱动机制展开探讨, 并对不同营养水平下湖泊的 N₂O 释放进行了量化分析^[6, 7, 15-17]。然而, 由于 N₂O 排放的时空变异性以及影响因素上的复杂性, 富营养化湖泊 N₂O 释放的估算仍存在挑战。一方面大量研究认为, 外部氮负荷的增加会刺激湖泊 N₂O 的排放, 原因在于充足的氮源不仅为硝化和反硝化提供了充足的反应底物, 还可促使相关的功能基因如 nirK、nirS、nosZ 和 amoA 等的丰度上升, 进而改变微生物群落结构, 最终提高 N₂O 的生成速率^[16, 18-21]。另一方面, 亦有研究显示, N₂O 排放对氮源输入呈弱响应或中性响应, 该现象常归因于“生物饱和效应”, 即当氮输入量超过微生物硝化与反硝化过程的代谢潜力时, 氮源的持续增加将不再显著促进 N₂O 的生成^[22, 23]。同时, 湖泊富营养化进程中, N₂O 释放对环境因子如温度的敏感性变化也尚不明确。鉴于上述研究结论的显著差异, 目前对于富营养化如何影响淡水湖泊中的 N₂O 排放这一科学问题, 仍存在很大的不确定性。

太湖是中国第三大淡水湖, 也是典型的富营养化湖泊之一。故本研究于 2021 年 9 月—2022 年 9 月在太湖进行周年逐月采样, 对比不同湖区的 N₂O 溶存浓度、水—气界面扩散通量及关键驱动因子, 阐明湖泊富营养化对 N₂O 释放影响的机理。研究结果有助于全面认识富营养化对湖泊 N₂O 释放的影响及驱动机制, 并为湖泊 N₂O 排放的估算提供思路。

1 材料与方法

1.1 点位设置及样品采集

太湖（图 1）是中国第三大淡水湖，湖面面积达 2400 km²，平均水深 1.9 m。该湖泊地处亚热带季风气候区，年均气温为 16.2 °C，年降水量超过 1000 mm^[24]。该区域河网密集且人口分布集中，人类聚居区多沿河流分布，同时该区域工业发达、农业集约化程度高。也因此，大量氮素被排放到湖泊中：2021 年湖泊环境氮素输出量为 32.06 Gg^[25]。几十年来，太湖一直受到藻类大量繁殖和水生植物减少的影响^[26]。目前沉水植物主要存在于太湖东部，东北部和南部，优势物种包括苦草（*Vallisneria natans*）和马来眼子菜（*Potamogeton malaianus*）^[27]。综合考量，本研究选取了三个典型湖区：大浦口（DP）及梅梁湾

（ML）为藻型湖区，该区域氮素输入量最高且藻类生物量最大；东太湖（EL）为草型湖区，以水生植物为优势群落；湖心区（CL）为过渡湖区，其无水生植物分布，且氮素输入量及藻类生物量均低于藻型湖区（共计 12 个采样点，图 1）。采样时间分别为 2021 年 9 月—2022 年 2 月，2022 年 5—9 月共计 11 个月（2022 年 3—4 月受新冠疫情影响暂停采样工作）。

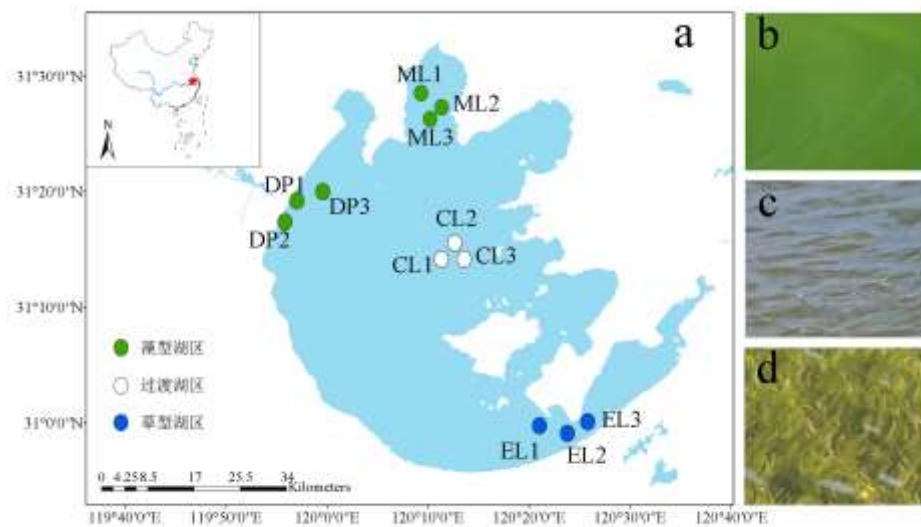


图 1 太湖采样点分布 (a)，藻型湖区 (b)，过渡湖区 (c) 及草型湖区 (d)

Fig. 1 Distribution of sampling points (a), algal-dominated zone (b), transitional zone (c) and macrophyte-dominated zone (d) in Lake Taihu

使用采水器采集水面下约 0.5 m 的表层水，并装入 5 L 经酸洗的聚乙烯袋中。采集的水样均迅速置于冷藏保温箱中，随即转运至实验室用于后续的理化分析。原水样用来分析总氮（TN）、总磷（TP）；经玻璃纤维滤膜（Whatman GF/F，孔径 0.7 μm）过滤的滤后水用于分析硝态氮（NO₃⁻-N）、亚硝态氮（NO₂⁻-N）、氨氮（NH₄⁺-N）、溶解性有机碳（DOC）与正磷酸盐（PO₄³⁻-P），随后滤膜则用于分析叶绿素 *a*（Chl-*a*）浓度。气体样品通过改进的顶空—平衡法采集^[28]，具体操作如下：使用配备三通阀的 500 mL 注射器现场采集 300 mL 表层水；向注射器中注入 200 mL 不含 N₂O 的高纯空气（氮气和氧气体积比为 78:22 的混合气体）用以构建顶空^[29]；封闭三通阀后剧烈摇晃 2 min，随后静置 30 min 以确保达到平衡状态；最后，将平衡后的顶空气体注入 200 mL 真空采样袋中用于后续分析。

1.2 样品处理

1.2.1 水体理化指标测定分析 使用 YSI 多参数水质仪（YSI 6600, Yellow Springs, USA）测定水体的温度（Water Temperature, WT）、溶解氧（Dissolve Oxygen, DO）和 pH。TN、TP、PO₄³⁻-P、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N 和 Chl-*a* 的含量参照《水和废水监测分析方法》（国家环境保护总局，2002）^[30]中的标准方法测定。溶解性有机碳（DOC）通过总有机碳分析仪（TOC-L CPH, Shimadzu, Japan）测定。顶空 N₂O 浓度采用配备电子捕获检测器（GC-ECD）和 HayeSep Q 色谱柱的气相色谱仪（7890B, Agilent, USA）测

定。

1.2.2 水体 N₂O 溶存浓度与扩散通量计算 N₂O 在水体中的溶存浓度 (C_{N₂O}, nmol/L) 通过与温度相关的溶解度系数计算得出^[31], 计算公式如下:

$$C_{N_2O}=(P_{Final} \cdot K_0)+\left(\frac{HS}{S} \cdot \frac{P_{Final}-P_{Initial}}{V_m}\right) \quad (1)$$

式中, P_{Final} 、 $P_{Initial}$ 分别代表平衡后混合气体中 N₂O 的分压与高纯空气中 N₂O 的分压(natm)。由于高纯空气中不含有 N₂O, 因此 $P_{Initial}=0$ natm; HS 为采样时抽取的背景气体体积 (本研究 HS=200 mL); S 为采样时吸取的水样体积 (本研究 S=300 mL); V_m 为 N₂O 的气体摩尔体积(L/(mol·atm)); K_0 代表平衡状态下 N₂O 的气体平衡常数(mol/(L·atm))^[31], 计算公式为:

$$\ln K_0(N_2O)=-60.7467+\frac{88.8280}{(T_k/100)}+21.2531 \ln\left(\frac{T_k}{100}\right) \quad (2)$$

式中, T_k 为平衡温度(K)。

水—气界面 N₂O 的扩散通量计算^[32]如下:

$$F_{N_2O}=k(C_{N_2O}-C_{eq}) \times 24/100 \quad (3)$$

式中, F_{N_2O} 为 N₂O 在水—气界面的扩散通量, $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$; C_{eq} 代表原位温度下 N₂O 的大气平衡浓度, nmol/L; k 为气体交换系数, cm/h, 计算如下:

$$C_{eq}=P \times K_0 \quad (4)$$

$$k=k_{600}(S_c/600)^{-n} \quad (5)$$

式中, P 为大气中 N₂O 的分压(natm); k_{600} 为施密特数 (S_c) 等于 600 时对应的气体交换速率^[33, 34], 同时 n 值由采样点位上 10 m 处风速 (U_{10}) 确定, $U_{10}<3$ m/s 时, $n=2/3$; 当 $U_{10}>3$ m/s 时, $n=1/2$; S_c 和 k_{600} 可由下式计算:

$$S_c(N_2O)=2055.6-137.11t+4.3173t^2+0.054335t^3 \quad (6)$$

$$k_{600}=2.07+0.215U_{10}^{1.7} \quad (7)$$

式中, U_{10} 通过中国气象数据服务中心获取(<https://data.cma.cn/>)。

本文采用 IPCC 推荐的间接排放因子 (EF) 模型对太湖 N₂O 浓度进行预测^[35], 计算如下:

$$C_{N_2O-N}(IPCC)=C_{NO_3^-N} \times 0.0026 \quad (8)$$

式中, $C_{N_2O-N}(IPCC)$ 为 IPCC 预测的 N₂O-N 浓度, mg/L; $C_{NO_3^-N}$ 为水体的 NO₃⁻-N 浓度, mg/L。通过将该模型的预测结果与本研究构建的太湖 N₂O 浓度预测模型结果进行对比, 以验证本研究模型的预测精度与适用性。

1.2.3 水体 N₂O 通量的温度敏感性 Q_{10} 计算 温室气体通量的温度敏感性常用生态系统水平 Q_{10} 系数来表征, 该系数用于量化温度升高 10°C 时温室气体通量的比例变化^[36, 37], 计算公式如下:

$$Q_{10}=10^{10b} \quad (9)$$

$$\log_{10}(F_{N_2O})=b \times WT+c \quad (10)$$

式中, WT 为水温(°C); b 为水温和 N₂O 通量以 10 为底的对数间线性拟合的斜率; c 为线性拟合的常数项。

1.2.4 湖泊营养状态指数计算 湖泊营养状态指数 (Trophic Level Index, TLI) 常用于表征湖泊水体的营养状况^[18], 该指标的计算通常从 Chl-*a*、TN、TP、透明度与高锰酸盐指数中选取 2~5 个参数计算^[18, 38, 39]。本研究利用 Chl-*a* 和 TN 计算 TLI, 确定太湖藻型湖区、过渡湖区及草型湖区的营养水平差异, 计算公式如下^[38]:

$$TLI(\Sigma)=\sum_{j=1}^n W_j \times TLI(j) \quad (11)$$

$$W_j=\frac{r_j^2}{\sum_{j=1}^n r_j^2} \quad (12)$$

$$TLI(\text{Chl-}a)=10 \times (2.5+1.086 \ln(\text{Chl-}a)) \quad (13)$$

$$TLI(TN)=10 \times (5.453 + 1.694 \ln(TN)) \quad (14)$$

式中, j 、 m 分别表示参数 (即 Chl- a 和 TN) 和参数的个数; W_j 为 j 的营养水平指数的相关常数; r_{ij} 为相对系数, 其中 $r_{ij}(\text{Chl-}a)=1$, $r_{ij}(\text{TN})=0.82^{[38]}$ 。

1.3 统计分析

本文使用 ArcMap 10.8 绘制采样点位图, 其余所有图片均通过 Origin 2025 软件绘制; 通过 Kruskal-Wallis H 检验比较太湖不同区域水体环境因子、 N_2O 浓度及通量的整体差异, 当存在整体差异 ($P<0.05$) 时, 进一步通过 Dunn 检验进行事后两两比较以明确具体差异组别。通过 Spearman 相关性分析判断 N_2O 浓度、通量与环境因子之间的联系; 使用 “leaps” 包进行全子集分析以构建多元回归模型; 使用 “randomForest” 包构建随机森林模型, 结合 “rfPermute” 包计算各预测因子在模型中的显著性, 并通过 “A3” 包完成模型的解释度计算; 使用 “lavvan” 包构建结构方程模型 (SEM) 评估 WT、DOC、 NO_3^- -N 对 N_2O 浓度和通量的直接和间接影响。考虑到微生物介导的 N_2O 生成属于典型的酶催化反应, 采用米氏方程拟合 NO_3^- -N 与 N_2O 浓度、 NO_3^- -N/DOC 与 N_2O 浓度的关系, 计算得到的半饱和和常数 K_m 代表 N_2O 浓度达理论最大值一半时的 NO_3^- -N 浓度, 反映 N_2O 生成对 NO_3^- -N 底物的亲和力^[40]。所有统计分析均采用 R 3.5.2 软件和 Office 365 软件进行。

2 结果

2.1 太湖不同湖区表层水体环境因子的变化特征

从全年尺度上看, 太湖水温的范围为 $4.3\sim 34.0\text{ }^\circ\text{C}$, 年均值为 $19.6\pm 9.2\text{ }^\circ\text{C}$, 不同区域之间不存在显著差异 (图 2, $P>0.05$)。与水温相似, 水体溶解氧和 pH 同样不存在显著差异。然而在 TLI 指数和除 NO_3^- -N 外的氮磷营养盐指标上, 包括 TN、TP、 PO_4^{3-} -P、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N, 太湖藻型湖区的含量显著高于草型湖区和过渡湖区 (图 2, $P<0.05$), 藻型湖区的 Chl- a 含量也同样显著高于其他两个湖区。DOC 在三个湖区内没有显著差异, 草型湖区和过渡湖区的各项水体环境因子除 TN 外均不存在显著差异 (图 2, $P>0.05$)。

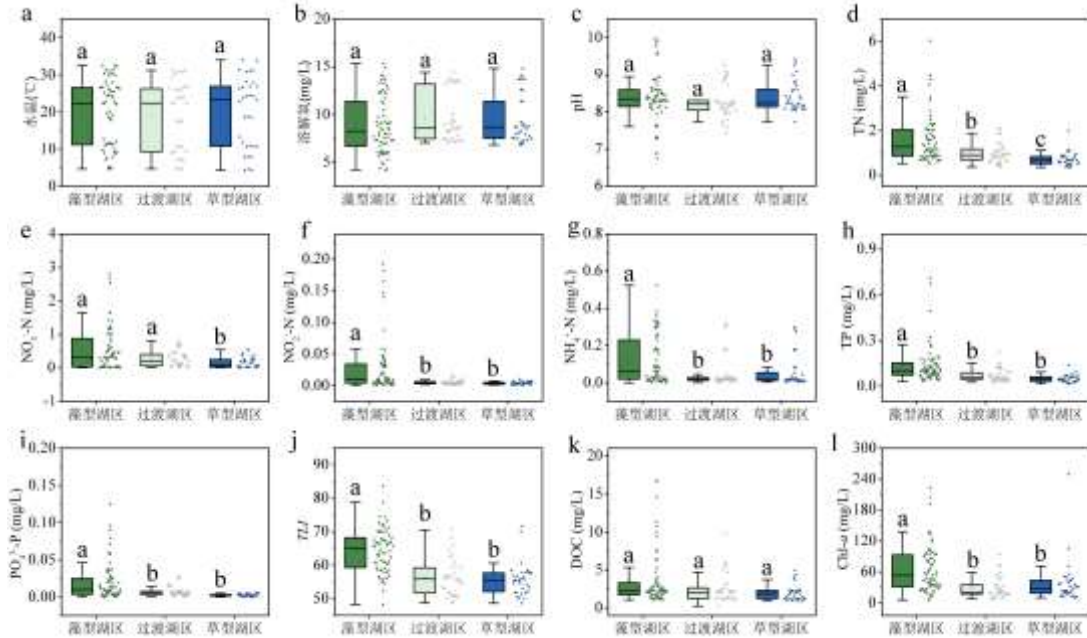


图 2 太湖藻型湖区、草型湖区及过渡湖区水体环境因子
(箱线图上方标注的不同字母表示湖区间存在统计学显著差异, 且 $a>b$ ($P<0.05$))

Fig. 2 Water environmental factors in the algal-dominated zone, transitional zone and macrophyte-dominated zone of Lake Taihu.

Different letters above the boxes indicate statistically significant differences between lake zones, $a>b$ ($P<0.05$)

2.2 太湖不同湖区表层水体 C_{N_2O} 、 F_{N_2O} 的变化特征

太湖溶存 N_2O 的浓度范围为 9.7~40.3 nmol/L, 2021 年 12 月最高、2021 年 9 月最低 (图 3a); 其中藻型湖区 N_2O 溶存浓度的年均值为 20.7 ± 5.6 nmol/L, 草型湖区和过渡区 N_2O 溶存浓度的年均值分别为 19.2 ± 5.0 nmol/L 和 19.1 ± 0.6 nmol/L, 三个区域间差异不显著 ($P>0.05$, 图 3c)。三个区域间表层水体溶存的 N_2O 浓度随时间的波动趋势类似 (图 3a), 只有 2022 年 9 月藻型湖区 N_2O 溶存浓度显著高于其他两个湖区 ($P<0.05$)。

太湖水-气界面 N_2O 的扩散通量随时间的变化趋势与溶存 N_2O 浓度差异较大。全湖的扩散通量范围为 1.7~30.6 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$, 2022 年 6 月最高、2021 年 9 月最低 (图 3b); 其中藻型湖区 N_2O 扩散通量的年均值为 9.5 ± 5.0 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$, 草型湖区和过渡区 N_2O 扩散通量的年均值分别为 8.3 ± 4.9 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$ 和 8.2 ± 5.6 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$, 三个区域间差异不显著 ($P>0.05$, 图 3d)。总体而言, 太湖作为典型的富营养化湖泊, 其不同区域 (藻型湖区, 草型湖区和过渡湖区) 均是 N_2O 的释放“源”, 但是三个区域间 N_2O 的扩散通量差异不显著。

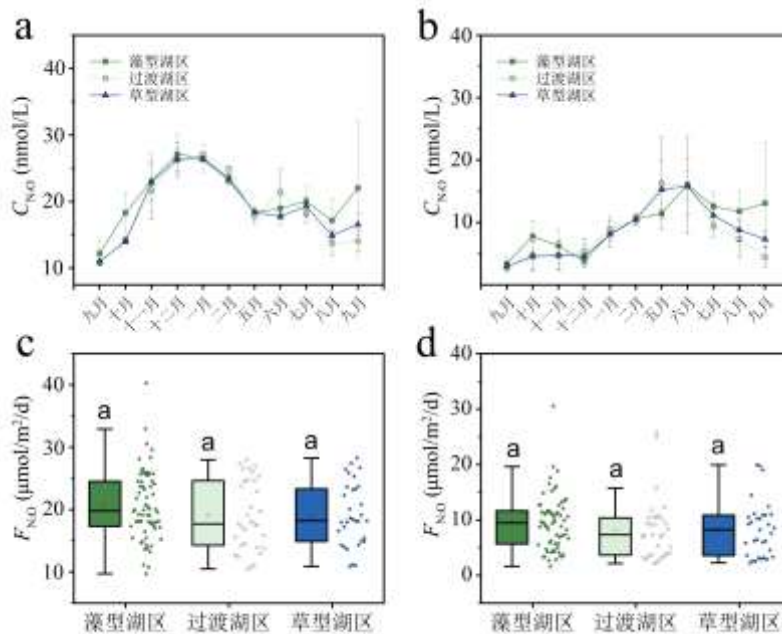


图 3 太湖藻型湖区、草型湖区及过渡湖区 N_2O 溶存浓度与扩散通量
(箱线图上方标注的不同字母表示湖区间存在统计学显著差异, 且 $a>b$ ($P<0.05$))

Fig. 3 N_2O soluble concentration and diffusion flux in the algal-dominated zone, transitional zone and macrophyte-dominated zone of Lake Taihu. Different letters above the boxes indicate statistically significant differences between lake zones, $a>b$ ($P<0.05$)

2.3 太湖不同湖区表层水体 C_{N_2O} 、 F_{N_2O} 与环境因子的相关性分析

全年采样结果显示, 控制太湖表层水体 N_2O 溶存浓度和释放通量的影响因子明显不同。其中全部湖区 N_2O 溶存浓度与 DO、TN、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 呈显著正相关关系 (图 4, $P<0.01$), 与水温、pH、DOC/ NO_3^- -N 和 Chl-*a* 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。 N_2O 通量与水温、TLI, NO_2^- -N 和 Chl-*a* 呈显著正相关关系 ($P<0.01$), 与 pH、 NH_4^+ -N 和 DOC 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。

类似的, 藻型湖区 N_2O 溶存浓度与 DO、TN、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 呈显著正相关关系 ($P<0.01$), 与水温、pH、DOC/ NO_3^- -N 和 Chl-*a* 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。 N_2O 通量与水温、TLI 和 Chl-*a* 呈显著正相关关系 (图 4, $P<0.05$), 与 pH、 NH_4^+ -N 和 DOC 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。过渡湖区 N_2O 溶存浓度

与 DO 和 NO_3^- -N 呈显著正相关关系 ($P<0.01$), 与水温、*TLI*、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、 DOC/NO_3^- -N 和 *Chl-a* 呈显著负相关关系 ($P<0.05$)。 N_2O 通量与水温呈显著正相关关系 ($P<0.05$), 与 TP、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、DOC 和 DOC/NO_3^- -N 呈显著负相关关系 ($P<0.05$)。草型湖区 N_2O 溶存浓度与 DO 和 NO_3^- -N 呈显著正相关关系 ($P<0.01$), 与水温、pH、*TLI*、 PO_4^{3-} -P、 DOC/NO_3^- -N 和 *Chl-a* 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。 N_2O 通量与水温、*TLI* 和 *Chl-a* 呈显著正相关关系 ($P<0.05$), 与 NH_4^+ -N 呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。

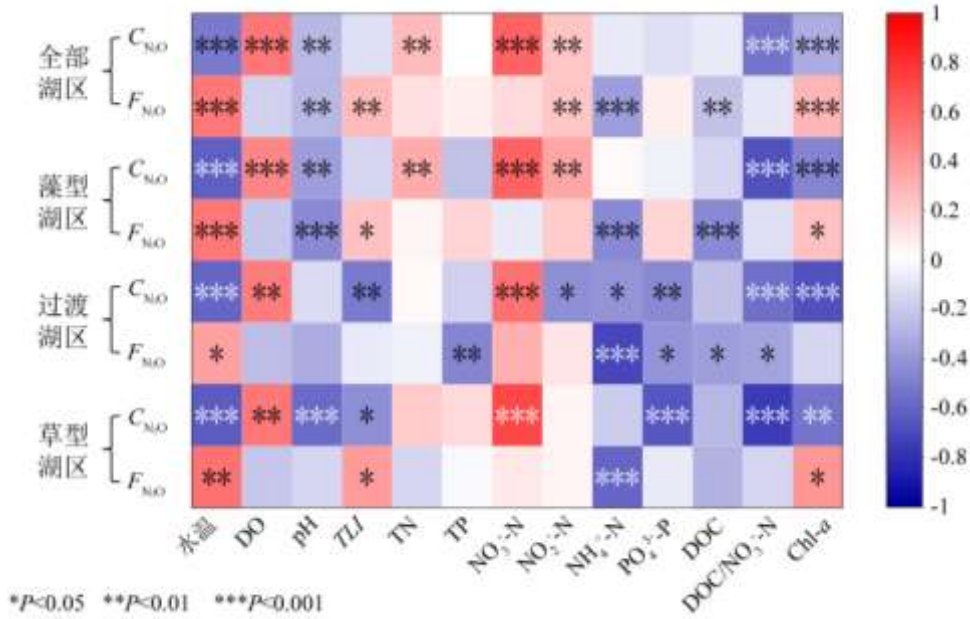


图 4 太湖表层水体 $C_{\text{N}_2\text{O}}$ 、 $F_{\text{N}_2\text{O}}$ 与环境因子的相关性

Fig. 4 Correlation between surface water $C_{\text{N}_2\text{O}}$, $F_{\text{N}_2\text{O}}$ and environmental factors in Lake Taihu

藻型湖区, 过渡湖区和草型湖区的生态系统水平 Q_{10} 分别为 1.29 ± 0.09 , 1.26 ± 0.07 和 1.39 ± 0.06 , 三个湖区间无显著差异 ($P>0.05$, 图 5b)。

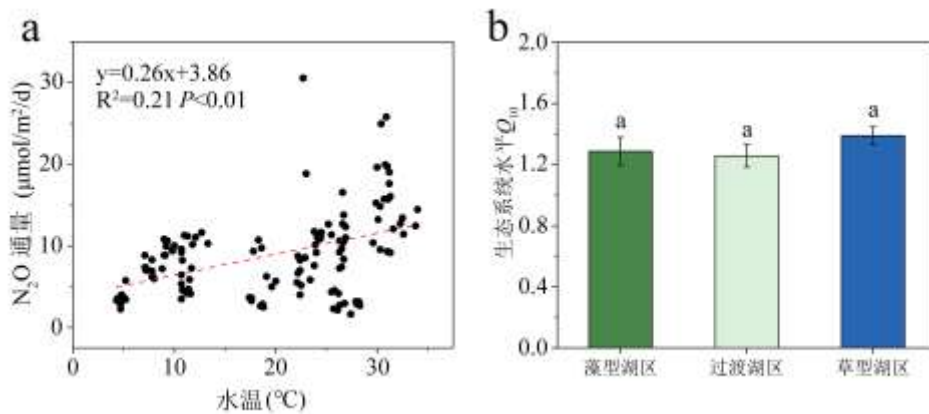


图 5 太湖水温和 N_2O 通量的线性拟合 (a); 太湖藻型湖区、草型湖区及过渡湖区生态系统水平 Q_{10} 值 (b)

(箱线图上方标注的不同字母表示湖区间存在统计学显著差异, 且 $a>b$ ($P<0.05$))

Fig. 5 Linear fitting of water temperature and N_2O flux in Lake Taihu (a). Ecosystem-level Q_{10} values in algal-dominated, macrophyte-dominated, and transitional zones of Taihu Lake (b). Different letters above the boxes indicate statistically significant differences between lake zones, $a>b$ ($P<0.05$)

随机森林中（图 6）各模型均具有较高精度（ $P<0.001$ ）。结果显示，影响 N_2O 溶存浓度的关键因子具有相似性，在各类型湖区内均有显著影响的指标有水温、DO 和 DOC/ NO_3^- -N（ $P<0.05$ ），其中水温的影响最为显著。相比之下，影响 N_2O 通量的关键因子差异较大，但水温仍然是最重要的驱动因子（ $P<0.01$ ），综上所述，水温是影响太湖水体 N_2O 释放的最重要的环境因子。

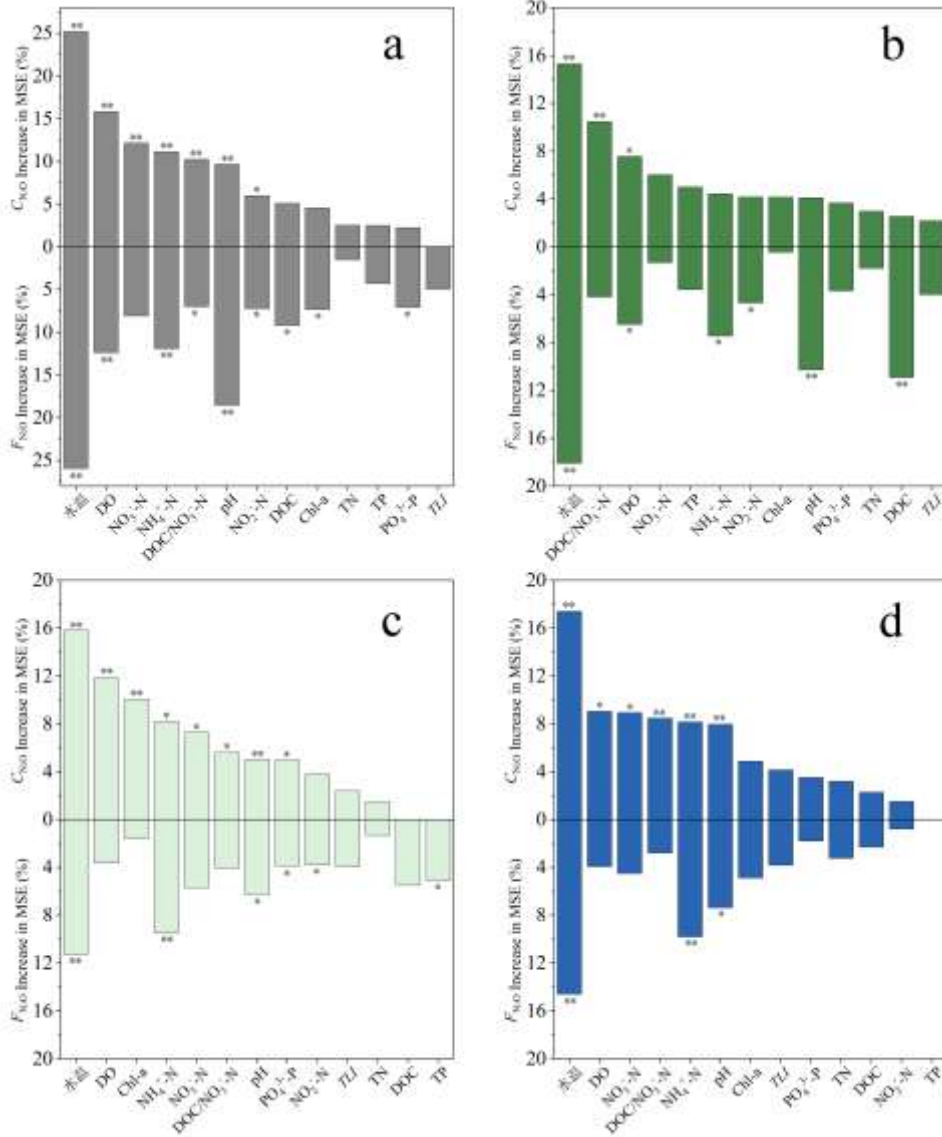


图 6 随机森林模型下各个特征变量对全部湖区 (a)，藻型湖区 (b)，过渡湖区 (c) 和草型湖区 (d) C_{N_2O} 和 F_{N_2O} 重要性 (* $P<0.05$, ** $P<0.01$)

Fig. 6 The importance of each characteristic variable to C_{N_2O} and F_{N_2O} across the entire lake (a), algal-dominated zones (b), transitional zones (c), and macrophyte-dominated zones (d) in Random Forest model (* $P<0.05$, ** $P<0.01$)

结构方程模型结果显示，太湖水体 NO_3^- -N 浓度对 N_2O 浓度及扩散通量具有直接影响（ $P<0.05$ ，图 7），而 DOC 浓度仅对 N_2O 扩散通量具有直接影响（ $P<0.05$ ），水温不仅直接影响 N_2O 浓度及扩散通量，同时也通过影响 NO_3^- -N 浓度从而间接影响 N_2O 浓度及扩散通量（ $P<0.05$ ）。

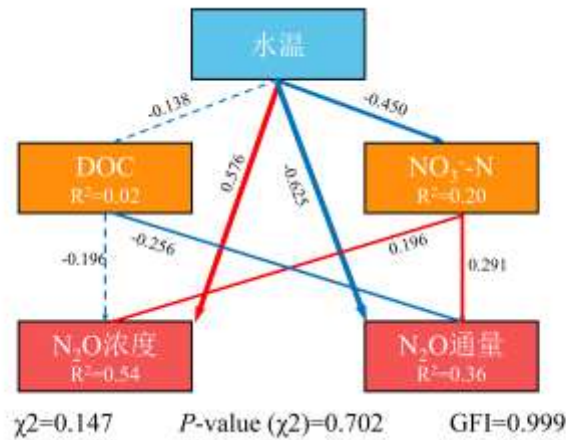


图 7 N_2O 浓度、 N_2O 通量与环境因子的结构方程模型分析（红色和蓝色箭头分别代表正向和负向影响。实线代表显著的路径 ($P < 0.05$)。该模型通过卡方值 (χ^2)、卡方 P 值以及拟合优度指数 (GFI) 进行了评估)

Fig. 7 SEM analysis of C_{N_2O} , F_{N_2O} and environmental factors. Red and blue arrows represent positive and negative effects, respectively. Solid lines indicate significant paths ($P < 0.05$). The model was evaluated using the chi-square value (χ^2), P -value (χ^2), and goodness-of-fit index (GFI)

2.4 C_{N_2O} 预测模型的建立

鉴于太湖 N_2O 浓度与水温 和 NO_3^- -N 之间的强相关性(图 4, Spearman r 分别为 0.59 和 -0.60, $P < 0.01$), 本研究构建了多元回归模型以实现对其的准确预测 (图 8), 考虑到 N_2O 浓度和 NO_3^- -N 之间的非线性响应 (图 9b), 根据米氏方程的拟合结果, 模型的非线性项定为 NO_3^- -N/(0.0116+ NO_3^- -N), 结果如下:

$$C_{N_2O} = -0.283 \times WT + 11.827 \times \frac{NO_3^- - N}{0.0116 + NO_3^- - N} + 15.243 \quad (15)$$

式中, WT 为水温($^{\circ}C$); NO_3^- -N 为水体硝酸盐浓度(mg/L)。该模型相较于 IPCC 的默认模型 ($R^2=0.22$), 有着更好的拟合效果 ($R^2=0.57$)。

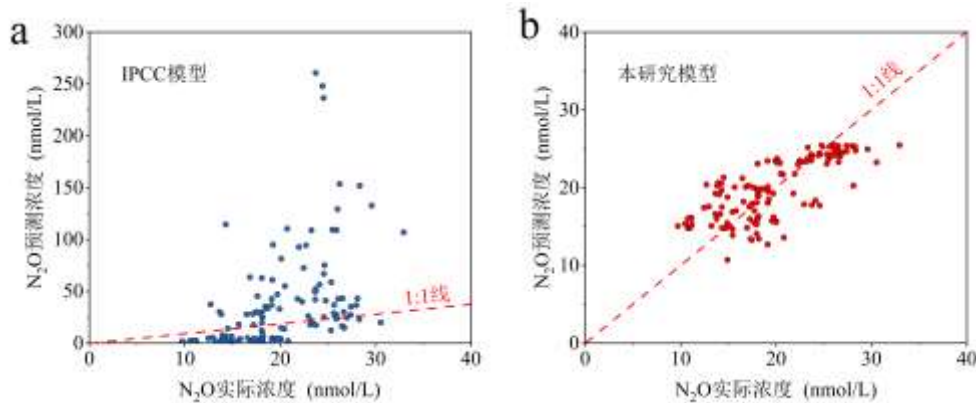


图 8 C_{N_2O} 实际浓度和预测浓度的线性拟合

(蓝色点代表 IPCC 模型结果 (a), 红色点代表本研究模型结果 (b), 红色虚线代表 1:1 线)

Fig. 8 Linear fitting of the actual concentration and predicted concentration of C_{N_2O} . Blue dots represent the results of the IPCC model (a), red dots denote the outcomes of the model developed in this study (b), and the red dashed line indicates the 1:1 line

3 讨论

3.1 太湖 N₂O 释放的时空变化格局

富营养化湖泊因其接纳大量来自陆地生态系统的营养物质,被认为是 N₂O 排放的热点区域^[7]。本次研究中太湖所有点位的 N₂O 释放通量均为正值 (8.9±5.1 μmol/m²/d),说明其为 N₂O 排放的源。太湖 N₂O 释放量高于中国 310 个湖泊的平均值 (6.7 μmol/m²/d)^[41],也高于类似的富营养化湖泊巢湖 (4.3 μmol/m²/d)^[42]和乌梁素海 (2.6 μmol/m²/d)^[43],但低于全球平均值 (25.2 μmol/m²/d)^[44]和中营养化湖泊鄱阳湖 (19.9 μmol/m²/d)^[45]以及加拿大北部的一些贫营养化湖泊 (12.5 μmol/m²/d)^[22]。以往研究认为,太湖草型湖区秋冬季常为 N₂O 的汇^[9, 19, 46],但本研究在草型湖区未观测到 N₂O 的吸收,该区域在整个研究期间持续表现为 N₂O 的释放源。我们的研究中,无论是 TLI 指数还是 TN 负荷,藻型湖区都显著高于草型湖区和过渡湖区,但 N₂O 的释放并没有显著差异 (图 2)。太湖 TLI 指数的年均值为 60.3±7.2,属于典型的中度富营养化湖泊^[18]。研究结果表明,对于太湖这类中度富营养化湖泊,富营养化程度的提升不一定会增加湖泊 N₂O 的释放。

表 1 太湖与其他湖泊的 N₂O 扩散通量.

Tab.1 N₂O diffusive flux in Lake Taihu and other lakes.

湖泊	纬度	经度	N ₂ O 扩散通量 (μmol/m ² /d)	文献	
中国 310 个湖泊	—	—	6.7	[41]	
巢湖	31.16	117.33	4.3	[42]	
乌梁素海	草型湖区	40.95	108.87	2.8±0.2	[43]
	开放水域	40.86	108.77	2.4±0.2	
太湖	藻型湖区	31.42	120.08	9.5±5.0	本研究
	过渡湖区	31.25	120.17	8.2±5.6	本研究
	草型湖区	30.98	120.42	8.3±4.9	本研究
全球湖泊	—	—	25.2	[44]	
鄱阳湖	29.05	116.17	19.9±16.6	[45]	
加拿大北部湖泊群	43.52	72.12	12.5	[22]	
太湖	31.32	120.25	3.5±1.8	[9]	
挪威瑞典 66 个湖	—	—	3.9	[47]	
美国长湖	46.66	100.15	0.3	[48]	

通过比较 N₂O 的时间变化,我们发现了其浓度和通量存在显著的不一致性: N₂O 浓度呈现冬季 (12 月—2 月) 最高,夏季 (6 月—8 月) 最低的特征,而释放通量的变化趋势则完全相反 (图 3),类似的季节性规律在巢湖^[42]、乌梁素海^[43]及浙江东湖^[49]均有观测记录。这一现象很大程度上受水温调控:低温对反硝化过程中 N₂O 还原酶活性的抑制作用,强于对其他还原酶的影响^[50],加之冬季 NO₃⁻-N 的高可利用性,共同促进了 N₂O 在冬季的累积,导致其浓度升高。但由于低温直接影响了 N₂O 的传输效率^[42],使得只有少量的 N₂O 在冬季被释放。夏季虽 N₂O 溶存浓度较低,但水体 N₂O 的溶解度也较低 (冬季: 0.043±0.004 mol/L/atm,夏季: 0.021±0.001 mol/L/atm),且高温条件显著提升了其释放潜力,因此通量反而较高。从观测数据来看,所有湖区的 N₂O 浓度及通量均与温度呈强相关性,且温度是调控各湖区 N₂O 浓度与通量的首要环境因子 (图 4, 图 6)。此外,温度和 N₂O 释放通量的线性关系表明,温度每升高 1℃,释放通量就会增加 0.26 μmol/m²/d,这一规律对全湖区是普适的,因为各个湖区间 N₂O 释放通量的温度敏感性不存在

显著差异 (图 5)。

综上, 我们的研究发现, 水体氮浓度的降低不一定会减少中度富营养化湖泊 N_2O 的释放, 同时温度是影响 N_2O 释放最重要的影响因子, 各个湖区间 N_2O 释放通量的温度敏感性不存在显著差异。

3.2 DOC 和 NO_3^- -N 共同调控了太湖水体 N_2O 浓度

已有研究表明, 反硝化作用是太湖 N_2O 生成的主导过程, 对 N_2O 全年释放的贡献占比超过 90%^[15]。这一结果表明, 作为反硝化作用关键氮底物的 NO_3^- -N, 其浓度理论上应直接调控水体的 N_2O 浓度。然而如前文所述, 尽管藻型湖区的 NO_3^- -N 浓度显著高于草型湖区及过渡湖区 ($P < 0.05$, 图 9a), 其 N_2O 浓度却未表现出相应的显著升高趋势。值得注意的是, 相关性分析结果显示, 所有湖区的 N_2O 浓度均与 NO_3^- -N 浓度呈强正相关关系 (图 4)。上述看似矛盾的现象, 可通过硝酸盐对 N_2O 浓度的非线性响应机制得到解释: 由于微生物介导的 N_2O 生成属于典型的酶催化反应, 本研究采用米氏方程 (Michaelis-Menten equation) 对研究区溶存 N_2O 浓度与 NO_3^- -N 浓度进行拟合, 得到米氏常数 (K_m) 为 0.0116 mg/L (图 9b)。这一结果表明, 痕量水平的 NO_3^- -N 即可驱动 N_2O 的产生; 同时也说明, 随着 NO_3^- -N 浓度升高, 反硝化效率很快因生物代谢饱和和效应而迅速下降, 这与已有研究结论一致^[51, 52]。因此, 在多数情况下, NO_3^- -N 并非限制太湖 N_2O 浓度的关键因子。

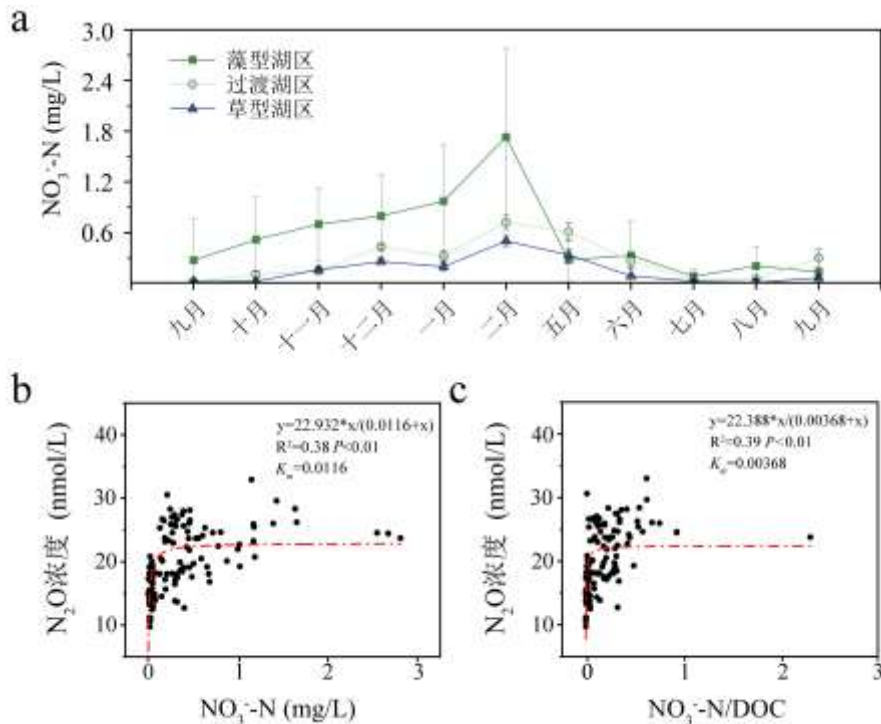


图 9 太湖藻型湖区、草型湖区及过渡湖区 NO_3^- -N 浓度 (a); NO_3^- -N 浓度和 N_2O 浓度的米氏方程拟合 (b);

DOC/ NO_3^- -N 浓度和 N_2O 浓度的米氏方程拟合 (c)。

Fig. 9 NO_3^- -N concentrations in the algal-dominated, macrophyte-dominated, and transitional zones of Lake Taihu (a); Michaelis-Menten equation fitting between NO_3^- -N and N_2O concentrations (b); Michaelis-Menten equation fitting between the DOC/ NO_3^- -N ratio and N_2O concentrations (c).

反硝化细菌不仅需要硝酸盐作为碳底物, 还需利用 DOC 作为电子供体^[53]。本研究中, 太湖水体中 N_2O 溶存浓度与 DOC/ NO_3^- -N 呈强负相关关系 (图 4)。底物碳氮比升高可提高反硝化菌的呼吸速率^[54], 但高碳氮比浓度同时也会促进具有高 N_2O 还原活性的完全反硝化菌富集, 从而降低 N_2O 的生成^[55, 56]。与此同时, 我们也发现太湖 NO_3^- -N/DOC 和 N_2O 浓度间同样符合米氏方程, 即存在显著的生物代谢饱和和效应 (图

9c), 这意味着无需过高的 DOC 浓度即可抑制湖泊 N₂O 的生成。因此, 维持水体中 DOC 与 NO₃⁻-N 的适宜比例, 有助于抑制湖泊 N₂O 的生成。综上, DOC 和硝酸盐共同调控了太湖氧化亚氮的释放。

3.3 太湖 N₂O 浓度预测模型的建立与比较

政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 常采用 N₂O 间接排放因子 (EF) 估算淡水生态系统的 N₂O 释放量, 其定义为 N₂O-N 排放量与淋溶及地表径流中 N 输入量的比值^[35]。然而, 由于多数流域难以获取详细的氮输入数据^[57], IPCC 更多采用一种新的计算方法, 即通过地表水中溶解态 N₂O-N 与 NO₃⁻-N 的浓度比值进行计算^[35]。随着野外实测数据的积累, EF 值已从 1997 年的 0.0075 调整至 2019 年的 0.0026^[58]。但本研究发现, 太湖这类富营养化湖泊的 N₂O 浓度与 NO₃⁻-N 之间呈非线性响应关系 (图 9b), 因此仅以 NO₃⁻-N 浓度作为唯一变量, 即便持续调整 EF 值, 仍难以准确预测 N₂O 浓度 (R²=0.22, 图 8a)。相比之下, 本研究构建的逐步回归模型仅新增水温这一常见指标, 在较少增加模型复杂度的前提下, 显著提高了 N₂O 的预测精度 (R²=0.57, 图 8b); 相较于 EF 模型对太湖 N₂O 浓度 80.7% 的高估, 本模型仅略微高估 1.5%。该模型的建立有助于完善对太湖这类典型的中营养化湖泊 N₂O 排放清单的评估, 为区域 N₂O 释放的估算提供了科学支撑。

4 结论

本研究通过对太湖藻型湖区、过渡湖区及草型湖区为期一年的野外观测发现: 尽管藻型湖区的富营养化水平显著高于草型湖区和过渡湖区 ($P < 0.05$), 但三个湖区间 N₂O 排放没有显著差异 ($P > 0.05$), 表明对于太湖这类中度富营养化湖泊, 水体富营养化程度的提高不一定会增加湖泊 N₂O 的释放, 揭示了氮负荷与 N₂O 排放之间非线性响应关系的存在。

环境因子调控机制分析表明, 水温是影响太湖 N₂O 释放的首要驱动因素。进一步研究发现, 其释放过程实际受 DOC 与 NO₃⁻-N 浓度的协同调控。基于上述发现, 本研究构建了一个多元回归模型, 该模型仅通过增加水温这一易获取的环境因子, 即可有效修正政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 模型对太湖 N₂O 排放的高估。

综上, 本研究明确了湖泊富营养化过程中 N₂O 排放的关键调控机制, 为理解湖泊 N₂O 排放的复杂驱动规律提供了新的视角, 同时也为富营养化湖泊 N₂O 释放的精准估算及相关生态管理策略的制定提供了科学依据。

致谢: 感谢笄俊、吴琼和余春燕同学在野外采样、数据分析等阶段提供的帮助。

5 参考文献

- [1] Stein L Y, Lidstrom M E. Greenhouse gas mitigation requires caution. *Science*, 2024, **384**(6700): 1068-9. DOI: 10.1126/science.adi0503.
- [2] Wang J, Vilmin L, Mogollon J M, et al. Inland waters increasingly produce and emit nitrous oxide. *Environmental Science & Technology*, 2023, **57**(36): 13506-19. DOI: 10.1021/acs.est.3c04230.
- [3] Ji Q, Babbitt A R, Jayakumar A, et al. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in the Eastern Tropical South Pacific oxygen minimum zone. *Geophysical Research Letters*, 2015, **42**(24). DOI: 10.1002/2015gl066853.
- [4] Tian H, Xu R, Canadell J G, et al. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature*, 2020, **586**(7828): 248-56. DOI: 10.1038/s41586-020-2780-0.
- [5] Mulholland P J, Helton A M, Poole G C, et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 2008, **452**(7184): 202-5. DOI: 10.1038/nature06686.
- [6] Li S, Bush R T, Santos I R, et al. Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 2018, **147**: 13-24. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.053.
- [7] Wang S, Liu C, Yeager K M, et al. The spatial distribution and emission of nitrous oxide (N₂O) in a large eutrophic lake in eastern China: anthropogenic effects. *Science of the Total Environment*, 2009, **407**(10): 3330-7. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.10.037.

- [8] Saarenheimo J, Rissanen I A J, Arvola L, *et al.* Genetic and environmental controls on nitrous oxide accumulation in lakes. *PLoS One*, 2015, **10**(3): e0121201. DOI: 10.1371/journal.pone.0121201.
- [9] Xiao Q, Xu X, Zhang M, *et al.* Coregulation of nitrous oxide emissions by nitrogen and temperature in China's third largest freshwater lake (Lake Taihu). *Limnology and Oceanography*, 2018, **64**(3): 1070-86. DOI: 10.1002/lno.11098.
- [10] Seitzinger S P, Kroeze C. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 1998, **12**(1): 93-113. DOI: 10.1029/97gb03657.
- [11] Quick A M, Reeder W J, Farrell T B, *et al.* Nitrous oxide from streams and rivers: A review of primary biogeochemical pathways and environmental variables. *Earth-Science Reviews*, 2019, **191**: 224-62. DOI: 10.1016/j.earscirev.2019.02.021.
- [12] Jiang X, Gao G, Zhang L, *et al.* Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in freshwater lakes of the Eastern Plain, China: Influences of organic carbon and algal bloom. *Science of the Total Environment*, 2020, **710**: 136303. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136303.
- [13] Zhao S, Wang Q, Zhou J, *et al.* Linking abundance and community of microbial N₂O-producers and N₂O-reducers with enzymatic N₂O production potential in a riparian zone. *Science of the Total Environment*, 2018, **642**: 1090-9. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.110.
- [14] Song K, Senbati Y, Li L, *et al.* Distinctive microbial processes and controlling factors related to indirect N₂O emission from agricultural and urban rivers in Taihu watershed. *Environmental Science & Technology*, 2022, **56**(7): 4642-54. DOI: 10.1021/acs.est.1c07980.
- [15] Liang X, Wang B, Gao D, *et al.* Nitrification regulates the spatiotemporal variability of N₂O emissions in a eutrophic lake. *Environmental Science & Technology*, 2022, **56**(23): 17430-42. DOI: 10.1021/acs.est.2c03992.
- [16] Salk K R, Ostrom N E. Nitrous oxide in the Great Lakes: insights from two trophic extremes. *Biogeochemistry*, 2019, **144**(3): 233-43. DOI: 10.1007/s10533-019-00583-4.
- [17] Wang H, Yang L, Wang W, *et al.* Nitrous oxide (N₂O) fluxes and their relationships with water-sediment characteristics in a hyper-eutrophic shallow lake, China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2007, **112**(G1). DOI: 10.1029/2005jg000129.
- [18] Zhou Y, Xu X, Song K, *et al.* Nonlinear pattern and algal dual-impact in N₂O emission with increasing trophic levels in shallow lakes. *Water Research*, 2021, **203**: 117489. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117489.
- [19] Yang F, Zheng X, Yao E, *et al.* N₂O emissions from a multi-habitat lake: Patterns and controls. *Journal of Hydrology*, 2025, 658. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2025.133209.
- [20] Yang F, Miao Y, Ye A, *et al.* Characterization of N₂O emission at the water-gas interface and influences of Lake Chaohu. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(6): 2000-2009. DOI: 10.18307/2023.0627. [杨帆, 苗雨青, 叶爱中等. 巢湖水-气界面 N₂O 通量排放特征及影响因素. 湖泊科学, 2023, **35**(6): 2000-2009.]
- [21] Liao Y, Xiao Q, Liu Z, *et al.* Nitrous oxide emission and its influencing factors at the cyanobacteria-dominated lake. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(2): 483-92. DOI: 10.18307/2023.0216. [廖远珊, 肖启涛, 刘臻婧等. 藻型湖区氧化亚氮排放特征及其影响因素. 湖泊科学, 2023, **35**(2): 483-492.]
- [22] Soued C, Del Giorgio P A, Maranger R. Nitrous oxide sinks and emissions in boreal aquatic networks in Québec. *Nature Geoscience*, 2015, **9**(2): 116-20. DOI: 10.1038/ngeo2611.
- [23] Klaus M, Bergström A K, Jonsson A, *et al.* Weak response of greenhouse gas emissions to whole lake N enrichment. *Limnology and Oceanography*, 2017, **63**(S1). DOI: 10.1002/lno.10743.
- [24] Zhang Z, Zhang M, Cao C, *et al.* A dataset of microclimate and radiation and energy fluxes from the Lake Taihu eddy flux network. *Earth System Science Data*, 2020, **12**(4): 2635-45. DOI: 10.5194/essd-12-2635-2020.
- [25] Zhao Z, Chen Y, Ye C, *et al.* Linkage between nitrogen loss, river transport, lake accumulation and water quality properties in plain river network basin. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, **157**: 65-76. DOI: 10.1016/j.jes.2024.12.022.
- [26] Liu C, Du Y, Zhong J, *et al.* From macrophyte to algae: Differentiated dominant processes for internal phosphorus release induced by suspended particulate matter deposition. *Water Research*, 2022, **224**: 119067. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119067.

- [27] Zhao K, Zhou Y, Jiang Z, *et al.* Changes of aquatic vegetation in Lake Taihu since 1960s. *Journal of Lake Sciences*, 2017, **29**(2): 351-62. DOI: 10.18307/2017.0211. [赵凯, 周彦锋, 蒋兆林等. 1960 年以来太湖水生植被演变. 湖泊科学, 2017, **29**(2): 351-62.]
- [28] Shi W, Chen Q, Yi Q, *et al.* Carbon emission from cascade reservoirs: spatial heterogeneity and mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(21): 12175-81. DOI: 10.1021/acs.est.7b03590.
- [29] Li B, Wang H, Lai A, *et al.* Hydrogenotrophic pathway dominates methanogenesis along the river-estuary continuum of the Yangtze River. *Water Research*, 2023, **240**: 120096. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120096.
- [30] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法 (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [31] Goldenfum J A. GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs. London: The International Hydropower Association (IHA), 2010.
- [32] Weiss R F, Price B A. Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chemistry*, 1980, **8**(4): 347-59. DOI: 10.1016/0304-4203(80)90024-9.
- [33] Cole J J, Caraco N F. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*, 2003, **43**(4): 647-56. DOI: 10.4319/lo.1998.43.4.0647.
- [34] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2012, **97**(C5): 7373-82. DOI: 10.1029/92jc00188.
- [35] Buendia E, Tanabe K, Kranjc A, *et al.* Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC, 2019, Geneva, Switzerland.
- [36] DelSontro T, Boutet L, St-Pierre A, *et al.* Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(S1): S62-S77. DOI: 10.1002/lno.10335.
- [37] Bauduin T, Gypens N, Borges A V. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two clear-water and two turbid-water urban ponds in Brussels (Belgium). *Biogeosciences*, 2025, **22**(15): 3785-3805. DOI: 10.5194/bg-22-3785-2025.
- [38] Zhang J, Ni W, Luo Y *et al.* Response of freshwater algae to water quality in Qinshan Lake within Taihu Watershed, China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2011, **36**(9-11): 360-365. DOI: 10.1016/j.pce.2010.04.018.
- [39] Zhou Y, Song K, Han R, *et al.* Nonlinear response of methane release to increased trophic state levels coupled with microbial processes in shallow lakes. *Environmental Pollution*, 2020, **265**. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114919.
- [40] Wang G, Xia X, Liu S, *et al.* Distinctive patterns and controls of nitrous oxide concentrations and fluxes from urban inland waters. *Environmental Science & Technology*, 2021, **55**(12): 8422-8431. DOI: 10.1021/acs.est.1c00647.
- [41] Li S, Bush R T, Santos I R, *et al.* Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 2018, **147**: 13-24. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.053.
- [42] Miao Y, Huang J, Duan H, *et al.* Spatial and seasonal variability of nitrous oxide in a large freshwater lake in the lower reaches of the Yangtze River, China. *Science of the Total Environment*, 2020, **721**: 137716. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137716
- [43] Ni M, Liang X, Hou L, *et al.* Submerged macrophytes regulate diurnal nitrous oxide emissions from a shallow eutrophic lake: A case study of Lake Wuliangsu in the temperate arid region of China. *Science of the Total Environment*, 2022, **811**: 152451. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152451.
- [44] Zheng Y, Wu S, Xiao S, *et al.* Global methane and nitrous oxide emissions from inland waters and estuaries. *Global Change Biology*, 2022, **28**(15): 4713-25. DOI: 10.1111/gcb.16233.
- [45] Xu H, Jiang X, Yao X, *et al.* Characteristics of nitrous oxide(N₂O) emissions and the related factors in Lake Poyang. *Journal of Lake Sciences*, 2016, **28**(05): 972-981. DOI: 10.18307/2016.0506. [徐会显, 姜星宇, 姚晓龙等. 鄱阳湖水体氧化亚氮排放特征及影响因素. 湖泊科学, 2016, **28**(05): 972-981.]
- [46] Liu C, Zhu J, Li Y, *et al.* Emission of nitrous oxide (N₂O) from Lake Taihu and the corresponding potential driving factor. *Environmental Sciences*, 2023, **43**(8): 4118-4126. DOI: 10.13227/j.hjlx.202111017. [刘朝荣, 朱俊羽, 李宇阳等. 太湖氧化亚氮(N₂O) 排放特征及潜在驱动因素. 环境科学, 2023, **43**(8): 4118-4126.]
- [47] Yang H, Andersen T, Dörsch P, *et al.* Greenhouse gas metabolism in Nordic boreal lakes. *Biogeochemistry*, 2015, **126**(1): 211-225. DOI: 10.1007/s10533-015-0154-8.

- [48] Tangen B A, Finocchiaro R G, Gleason R A, *et al.* Greenhouse gas fluxes of a shallow lake in south-central North Dakota, USA. *Wetlands*, 2016, **36**(4): 779-787. DOI: 10.1007/s13157-016-0782-3.
- [49] Chen X, Shen Y, Liu Y, *et al.* Spatiotemporal variations of dissolved nitrous oxide concentrations in small water bodies in a typical urban landscape in eastern China. *Environmental Pollution*, 2025, **373**: 126173. DOI: 10.1016/j.envpol.2025.126173.
- [50] Kortelainen P, Larmola T, Rantakari M, *et al.* Lakes as nitrous oxide sources in the boreal landscape. *Global Change Biology*, 2020, **26**(3): 1432-1445. DOI: 10.1111/gcb.14928.
- [51] Wang J, Wang G, Zhang S, *et al.* Indirect nitrous oxide emission factors of fluvial networks can be predicted by dissolved organic carbon and nitrate from local to global scales. *Global Chang Biology*, 2022, **28**(24): 7270-85. DOI: 10.1111/gcb.16458.
- [52] Yang P, Huang J, Tan L, *et al.* Large variations in indirect N₂O emission factors (EF_s) from coastal aquaculture systems in China from plot to regional scales. *Water Research*, 2021, **200**: 117208. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117208.
- [53] Jahnke R A, Craven D B. Quantifying the role of heterotrophic bacteria in the carbon cycle: A need for respiration rate measurements I. *Limnology and Oceanography*, 2003, **40**(2): 436-41. DOI: 10.4319/lo.1995.40.2.0436.
- [54] Her J-J, Huang J-S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*, 1995, **54**(1): 45-51. DOI: 10.1016/0960-8524(95)00113-1.
- [55] Li S, Wang S, Ji G. Influences of carbon sources on N₂O production during denitrification in freshwaters: Activity, isotopes and functional microbes. *Water Research*, 2022, **226**: 119315. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119315.
- [56] Yeerken S, Deng M, Li L, *et al.* Evaluating the role of high N₂O affinity complete denitrifiers and non-denitrifying N₂O reducing bacteria in reducing N₂O emissions in river. *Journal of Hazard Material*, 2024, **479**: 135602. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.135602.
- [57] Maavara T, Lauerwald R, Laruelle G G, *et al.* Nitrous oxide emissions from inland waters: Are IPCC estimates too high?. *Global Change Biology*, 2019, **25**(2): 473-88. DOI: 10.1111/gcb.14504.
- [58] Nevison C. Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and runoff. *Chemosphere - Global Change Science*, 2000, **2**(3-4): 493-500. DOI: 10.1016/s1465-9972(00)00013-1.