J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(3):000-000
DOI: 10.18307/2027.0312
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

水华引发总溶解气体过饱和增强 CH_4、N_2O 排放：以高坝洲水库为例*

郭小娟[1,2]，邓　巍[1,2]，伍树成[1,2]，黄亚男[1,2]，章　豪[1,2]，邓丹丽[1,2]，李雨晨[3]，李文晖[3]，杨正健[1,2*]

（1：三峡大学水利与环境学院，宜昌 443002）

（2：三峡水库生态系统湖北省野外科学观测研究站， 宜昌 443002）

（3：中国长江电力股份有限公司，宜昌 443002）

摘　要：藻类水华对水库温室气体排放具有重要调控作用。为探究水华对温室气体的时空演变及释放机制影响，本研究在高坝洲水库水华暴发期开展了高分辨率水体表层和垂向 CO_2、CH_4、N_2O 浓度和释放通量监测。结果表明，水库 CO_2、CH_4、N_2O 浓度范围分别为 0.12~216.12 μmol/L（饱和度 1.8%~1332.9%）、0.01~0.41 μmol/L（饱和度 1198.2%~12789.5%） 和 17.83~48.78 nmol/L（饱和度 221.8%~538.5%），除水华区 CO_2 ，其他区域温室气体均呈过饱和状态。浮箱法测量无水华区 CO_2、CH_4、N_2O 释放通量分别为 (204.39±170.93) mg/(m^2·h) 、(0.36±0.42) mg/(m^2·h) 和 (0.01±0.01) mg/(m^2·h)，水华区分别为 (-88.42±39.20)mg/(m^2·h)、(0.55±0.51) mg/(m^2·h) 和 (0.07±0.05) mg/(m^2·h)。水库水华区表层水体因强烈光合作用由 CO_2 的“源”转为“汇”，但 CH_4 和 N_2O 排放通量较无水华区分别激增 54% 和 342%。浮箱法和薄边界层法测量通量结果存在显著差异，浮箱法结果为薄边界层法的 3~10 倍，其中水华最严重地区达 10 倍左右。水华造成溶解气体组分差异且引发了表层水体总溶解气体过饱和（饱和度 111.6%~136.4%）产生微气泡，致使气体传输方式转变为扩散和微气泡排放，显著增强 CH_4 和 N_2O 向大气排放。本研究揭示了水华通过改变气体释放途径激发了强效温室气体排放，为精细化水库碳排放评估提供了关键机理支撑。

关键词：水华；温室气体；气体传输；富营养化水库；总溶解气体

Supersaturated total dissolved gases enhance CH_4 and N_2O emissions during algal bloom period: a Gaobazhou Reservoir case study

Guo Xiaojuan[1,2], Deng Wei[1,2], Wu Shucheng[1,2], Huang Yanan[1,2], Zhang Hao[1,2], Deng Danli[1,2], Li Yuchen[3], Li Wenhui[3] & Yang Zhengjian[1,2*]

(1: *College of Hydraulic and Environmental Engineering, China Three Gorges University, Yichang* 443002, *P.R.China*)

(2: *Hubei Field Observation and Scientific Research Station for Water Ecosystem in the Three Gorges Reservoir,Yichang* 443002, *P.R.China*)

(3: *China Yangtze Power Co., Ltd. Yichang* 443002, *P.R.China*)

Abstract: Algal blooms can significantly alter biogeochemical cycles and greenhouse gas (GHG) fluxes in reservoir ecosystems. This study examined how an algal bloom influenced the spatial and temporal variability of GHGs and their exchange across the water-air interface. We conducted high-resolution field measurements of dissolved CO_2, CH_4, and N_2O concentrations and their fluxes in the Gaobazhou Reservoir during a bloom event. Dissolved concentrations ranged from 0.12 to 215.82 μmol/L for CO_2 (saturation: 1.8% to 1332.9%), 0.01 to 0.41 μmol/L for CH_4 (saturation: 1198.2% to 12789.5%), and 17.83 to 48.78 nmol/L for N_2O (saturation: 221.8% to 538.5%). All monitored gases were highly supersaturated, except for CO_2 in the bloom zone. Floating chamber measurements showed that

* 2026-04-28 收稿；2026-07-01 收修改稿；2026-07-07 录用。

国家自然科学基金项目（52309095，52409097，U25A20361，52509102，32401364）、中国长江电力股份有限公司科研项目（Z242602001）和三峡水库生态系统湖北省野外科学观测研究站开放基金（2024YWZ04）联合资助.

**通 信作者; E-mail: yangzj1984@ctgu.edu.cn

in non-bloom areas, CO_2, CH_4, and N_2O fluxes were (204.39±170.93) mg/(m²·h), (0.36±0.42) mg/(m²·h), and (0.01±0.01) mg/(m²·h), respectively. In bloom areas, the corresponding fluxes were (-88.42±39.20) mg/(m²·h) for CO_2, (0.55±0.51) mg/(m²·h) for CH_4, and 0.07±0.05 mg/(m²·h) for N_2O. Intense photosynthesis in the bloom zone turned the surface water from a CO_2 source into a net CO_2 sink compared with non-bloom areas. In contrast, CH_4 and N_2O emissions increased by 54% and 342%, respectively. Flux estimates differed markedly between the floating chamber method and the thin boundary layer method. The floating chamber gave values 3 to 10 times higher than those from the thin boundary layer method, with the largest divergence (~10×) observed in bloom regions. Algal blooms changed the composition of dissolved gases and caused total dissolved gas (TDG) supersaturation ranging from 111.6% to 136.4%. This TDG supersaturation promoted the generation of microbubbles. As a result, the dominant gas transfer pathway shifted to a combined process of molecular diffusion and microbubble-mediated emission, which substantially increased CH_4 and N_2O emissions. Our results indicate that algal blooms enhance GHG emissions by fundamentally altering interfacial gas transfer pathways. These findings provide a new basis for improving carbon budget assessments and eco-hydraulic management in reservoirs.
Keywords: Algal bloom; greenhouse gases; gas transfer; eutrophic reservoir; total dissolved gas

二氧化碳（CO_2）、甲烷（CH_4）和氧化亚氮（N_2O）是驱动全球气候变暖的三类核心温室气体[1]。自 1970 年工业化以来，大气中 CO_2 浓度增幅达 51%，CH_4 和 N_2O 全球增温潜势分别是 CO_2 的 34 倍和 298 倍[2]，为强效温室气体，其浓度较工业化前分别增长 166%、25%，且均呈加速增长趋势[3]。联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）研究表明，全球温室气体源汇存在明显不平衡性，大气中仍有部分排放来源尚未明确，探寻新型排放源并阐明其产生机理已成为全球气候变化研究的热点方向。

近年来研究证实，水库是淡水生态系统中温室气体的重要排放源[4]。河流作为陆源营养物质向海洋运输的重要通道，其筑坝形成的水库会显著增加营养物质滞留时间和水力停留时间，进而导致水库普遍发生富营养化，同时促进水体生物地球化学过程的转化[5]。DelSontro 等[6]研究发现，营养状态是调控湖泊和水库温室气体排放的核心驱动因素。全球气候变暖进一步加剧了富营养化湖库中藻类水华的发生频率和暴发强度，而藻类水华又会通过改变水体理化环境和生物过程，对湖库 CO_2、CH_4 和 N_2O 的产生与排放产生显著影响。如藻类光合作用推动的初级生产可减少水体碳排放[7]。Downing 等[8]研究利用 Chl.*a* 浓度预测下个世纪全球湖泊和水库的 CH_4 排放量将增加 30%~90%。Wang 等[9]研究也发现藻类生长暴发期会伴随 N_2O 的大量释放，藻类死亡分解则可能为产甲烷菌提供底物，促进 CH_4 的产生[10]，并进一步促进氮循环[11]，即不同藻类的生长衰亡会影响水体反硝化脱氮潜力，适宜条件下藻类衰亡还能提高反硝化速率、推动氮素转化，与温室气体产生过程密切耦合。当前研究已证实淡水系统富营养化与温室气体排放之间存在正反馈循环，这一循环会持续增强水质退化与气候变化的恶性循环[12]。

鉴于这些复杂的相互作用，富营养化水库水华对 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放动态的确切影响仍不清楚。本研究以水华暴发期高坝洲水库为研究对象，通过高分辨率监测 CO_2、CH_4 和 N_2O 的空间分布、分析其影响因素，揭示水库 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放的关键时空节点，以期为全面评估水库温室气体排放及其气候效应提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

高坝洲水库位于湖北省宜昌市清江流域，是长江流域重要的梯级开发工程之一，总承雨面积为 878 km²，多年平均径流量约 4.5 亿 m³，总库容 2.34 亿 m³，属于二等大（2）型水库。水库库首水深约 55 m，库尾水深约 12 m，河面宽度从库首的 240 m 逐渐缩窄至库尾的 85 m。

1.2 监测方法

于 2024 年 9 月水华暴发期开展监测试验，自隔河岩坝下往下游设置 GBZ01、GBZ02、GBZ03、GBZ04、GBZ05 和 GBZ06 共六个监测样点（图 1）。在六个垂向监测样点锚定轮船，将多参数水质分析仪与蠕动泵进水口管道同步以 0.25 m/s 速度下放，连续抽取各水深水样。抽取水样进入水-气平衡装置（FaRAGE）[13]结合多种气体分析仪（Picarro G2508，美国）进行测定，数据采集频率可达 0.5 m/条。同步使用多参数

水质分析仪（YSI-EXO，美国）连续监测水深、水温（T）、溶解氧（DO）、pH 值、叶绿素 *a*（Chl.*a*）及电导率（SpCond）。在每个垂向监测样点之间采用走航式调查对高坝洲水库表层水体三种温室气体浓度（C_{CO2}、C_{CH4}、C_{N2O}）进行监测，将取水口位于水下 0.5 m，随船行驶时连续抽取表层水体于溢流瓶中，把多参数水质分析仪和水-气平衡装置进水管浸没其中，数据采集频率可达 30 m/条。使用手持式气象站（YGY-QXY，中国）在轮船甲板测定风速、气温以及大气压强。水-气界面温室气体扩散通量采用薄边界层法估算和浮箱法结合多种气体分析仪测定计算。浮箱箱体（直径 30 cm，高 25 cm）采用不锈钢材质，箱顶设有微型风扇以便于箱内的空气混合均匀；采用不透光不散热的锡膜将箱体覆盖，减少光线对箱内温度的影响。

图 1 高坝洲水库采样点位分布图

Fig. 1 Sampling site distribution map in Gaobazhou Reservoir

水样采集前，将聚乙烯瓶在 1:1 盐酸中浸泡 24 h 后，用纯水清洗三遍烘干密封在干净的密封袋中备用。水样采集时，按照《水质采样技术指导》（HJ494-2009），先用样点水润洗 3 次，在水深 0.5 m 内采集表层水，再根据各点位多参数水质分析仪测得的具体水深确定采样深度，采集对应层的水样各两瓶（500 mL）。样品处理完后，于 4°C 恒温条件保存。送至实验室，根据《水和废水监测分析方法（第四版）》测定总磷（TP）、总氮（TN）、正磷酸盐（PO_4^{3-}）、铵态氮（NH_4^+）、硝态氮（NO_3^-）。此外，每个点位表层水体另外采集 2 瓶水样（500 mL），加入鲁哥氏液固定藻类，处理后使用浮游植物智能鉴定计数分析系统（万深，中国）进行水样中的浮游植物鉴定。

1.3 温室气体通量计算

浮箱法计算公式[6]：

$$Flux = \frac{L_s \cdot P \cdot F_1 \cdot F_2 \cdot V}{P_0 \cdot (273.15 + T) \cdot A} \tag{1}$$

式中，*Flux* 为气体交换通量[mg/(m²·h)]；L_s 为时间一浓度关系图中的斜率(ppm/s)；*P* 为监测时的大气环境压力(kPa)；F_1 为 ppm 与 μg/m³ 的单位转换系数；F_2 为 min 与 h 的转换系数，为 60；*V* 为浮箱内的空气量体积(m³)；P_0 为标准大气压，为 101.325 kPa；*A* 为箱体所覆盖的水面面积(m²)；*T* 为监测时气温(°C)。交换通量为正值时表示水体向大气排放温室气体，为负值时表示吸收。

薄边界层法计算公式[14]：

$$F = k(C_w - C_{eq}) \tag{2}$$

式中：*F* 为水-气界面扩散通量（μmol/L）；C_w 为温室气体在水中的浓度（μmol/L）；C_{eq} 为特定温度下水体表面的温室气体与大气中温室气体达到平衡时的浓度（μmol/L）；*k* 为气体交换系数（cm/h），其计算公式为[15]：

$$\frac{k}{k_{600}} = \left(\frac{600}{Sc_{600}}\right)^{0.67} \tag{3}$$

式中：Sc_{600} 为 t℃ 下气体的 Schmidt 常数，淡水系统中估算公式[16]：

$$Sc_{600} = 1977.1 - 118.11t + 3.4527t^2 - 0.04132t^3 \tag{4}$$

k_{600} 为标准化气体交换系数(cm/h)。对于湖泊、库生态系统经验公式为[17]：

$$k_{600} = 2.07 + 0.215U_{10}^{1.7} \tag{5}$$

U_{10} 为水面上 10 m 风速(m/s)。通常现场监测所得的水体上方风速 U_z 可用下式进行换算[17]：

$$U_{10} = U_z\left[1 + \frac{(C_{d10})^{1/2}}{K} ln\left(\frac{10}{z}\right)\right] \tag{6}$$

式中，z 为测量风速时的高度(m)，U_z 为 z 高度风速大小(m/s)，C_{d10} 为 10 m 时的阻力系数（取 0.0013），K 为 Von Karman 常数(取 0.41)。

1.4 CO_2 当量通量计算

根据联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）报道温室气体的增温潜力系数（K_{GWP}）[2]，将各点位温室气体通量转换为 CO_2 当量通量以表示它们的增温效应，计算公式为：

$$F_{CO2} = Fm \times M \times K_{GWF} \tag{7}$$

式中：F_{CO2} 是某种气体的 CO_2 当量通量，mg/(m²·h)；Fm 是某种气体的通量，μmol/(m²·h)；M 是 CO_2 的摩尔分子质量；K_{GWP} 是该种温室气体的全球增温潜力系数。在 100 年时间尺度内，CO_2、CH_4、N_2O 的 K_{GWP} 分别是 1、34 和 298[2]。

1.5 水华及营养水平评价方法

本研究中水库不同水华程度分级是参考《水华程度分级与监测技术规程》（DB44/T 2261-2020），结合研究区水库水华特征，基于叶绿素 a（Chl.a）浓度将水华划分为 3 个等级：无明显水华（Chl.a＜10 μg/L）、轻微水华（10 μg/L≤Chl.a≤30 μg/L）和明显水华（Chl.a＞30 μg/L）[18]。

采用营养级指数（TLI）对水库营养水平进行评价[19]。具体步骤为：先根据水体 Chl.a、TP、TN 计算各营养级指数（TLI（j）），再以 Chl.a 为基准参数求得各水体参数权重（W_j），最终通过公式（8）得到综合营养级指数（TLI（Σ））。

$$TLI(\sum) = \sum_{j=1}^{m} W_j \cdot TLI(j) \tag{8}$$

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^{m} r_{ij}^2} \tag{9}$$

式中：TLI（Σ）为综合营养级指数；以叶绿素 a（Chl.a）为基准参数，得 W_j 为第 j 种水体参数的营养级指数的权重，且$\sum m_j$=1W_j=1；TLI（j）为第 j 种水体参数的营养级指数；m 为参数个数；r_{ij} 为第 j 种水体参数与基准参数 Chl.a 的相关关系（以上指标均无量纲）。

其中，水体各营养级指数计算公式如下：

$$TLI(Chl.a) = 10 \times (9.436 + 1.624\ln \text{Chl.}a) \tag{10}$$

$$TLI(TP) = 10 \times (9.436 + 1.624\ln TP) \tag{11}$$

$$TLI(TN) = 10 \times (5.453 + 1.694\ln TN) \tag{12}$$

式中：Chl.a 单位为 μg/L，TP 和 TN 单位为 mg/L。根据 TLI 值将湖泊营养状态划分为贫营养型[TLI(Σ) < 30]、中营养型[30< TLI(Σ) <50]和富营养型[TLI(Σ) >50]。

1.6 数据处理

使用 ArcGIS（10.8）绘制研究区域图，数据分析绘图使用 Origin 软件（2023pro，美国）。CO_2、CH_4、N_2O 饱和度分别基于 Weiss[20]和 Wiesenburg[21]公式计算，参照大气背景值分别为 423.9 ppm，1942.0 ppb，338.0 ppb。总溶解气体饱和度基于大气摩尔分数加权法方式计算，其中假设溶解性氮气（N_2）和溶解性氩气（Ar）饱和度为 100%。

2 结果与分析

2.1 水体理化性质

高坝洲水库样点 GBZ01-02 无水华，GBZ03-06 出现水华区，其中 GBZ03 样点最严重（藻密度 3.74×10^7 个/L），藻类优势种为伪鱼腥藻、拟柱孢藻和微囊藻。两区域水体理化性质差异显著（图 2），均于 GBZ03 发生转折。水库表层水体叶绿素 *a*（Chl.*a*，图 2a）浓度 0.35～176.41 μg/L，GBZ03 点位叶绿素 *a* 浓度达到最高值。表层水温（T，图 2b）20.56～30.70 ℃，水华区（GBZ03-06）点位水温显著高于无水华区（P<0.001）。溶解氧（DO，图 2c）含量 6.20～21.26 mg/L，同样以 GBZ03 点位最高。水库 pH 值 7.49～9.55，水华区偏碱性。电导率（SpCond，图 2e）178.04～315.61 μS/cm，水华区显著低于无水华区（P＜0.001）。

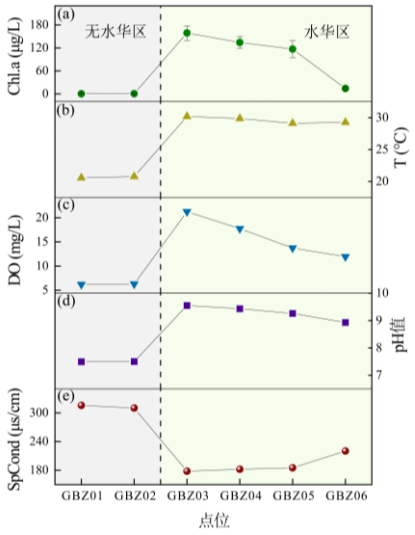

图 2 高坝洲水库表层水体理化性质

Fig. 2 Spatial variation of surface water characteristics in Gaobazhou Reservoir

如表 1 所示，无水华区（GBZ01-02）化学需氧量（COD）、总磷（TP）、氨氮（NH_4^+）、磷酸盐（PO_4^{3-}）均维持低水平；水华区（GBZ03-06）上述指标显著升高且呈先升后降趋势，最大值均出现在 GBZ03 点位。总氮（TN）、硝酸盐氮（NO_3^-）呈现反向分布：无水华区浓度相对偏高；水华区呈先降后升趋势，均显著低于无水华区（P＜0.01）。

高坝洲水库水体营养级评价如图 3，表层水体 *TLI*（Σ）平均值为 42.92±14.41，上游 GBZ01~GBZ02 点位 *TLI*（Σ）平均值为 25.73，属于贫营养状态， GBZ03~GBZ06 点位 *TLI*（Σ）平均值为 52.42，属于富营养状态。水体电导率、水温在 GBZ03 点位突变，表明该区域有汇流进入，伴随 COD、铵氮、磷污染物突然升高，表明上游来流营养物质有限，主要为 GBZ03 点位上游长阳县城污染排放输入（长阳县城区污水处理厂规模 $1*10^4$ m^3/d）。

高坝洲水库纵剖面水体理化性质特征如图 4 所示，水华区叶绿素 *a*、溶解氧、水温、pH 值、电导率及浊度均呈现垂向分层。水华区域表层 5 m 深度的叶绿素 *a*、DO、水温、pH 值及浊度高于底层及无水华区，电导率则相反。水华区表、底层水温温差约 10 ℃，底层 DO 为 4.37 mg/L，呈缺氧状态。

表 1 高坝洲水库表层水体水质指标

Tab. 1 Water quality indices of surface water in Gaobazhou Reservoir

点位	COD(mg/L)	TN(mg/L)	TP(mg/L)	NO_3^-(mg/L)	NH_4^+(mg/L)	PO_4^{3-}(mg/L)
GBZ01	2.27	2.34	0.012	1.93	0.06	0.008
GBZ02	2.34	2.58	0.010	2.09	0.08	0.010
GBZ03	12.16	1.30	0.047	0.98	0.28	0.033
GBZ04	10.62	1.42	0.038	0.94	0.29	0.031
GBZ05	9.11	1.55	0.039	0.90	0.44	0.029
GBZ06	5.76	1.61	0.027	0.99	0.32	0.020

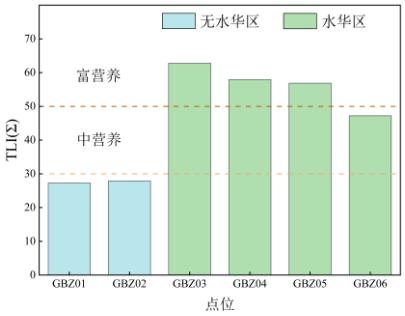

图 3 高坝洲水库表层水体综合营养状态指数 TLI（Σ）分布

Fig.3 Distribution of TLI(Σ) in surface water of Gaobazhou Reservoir

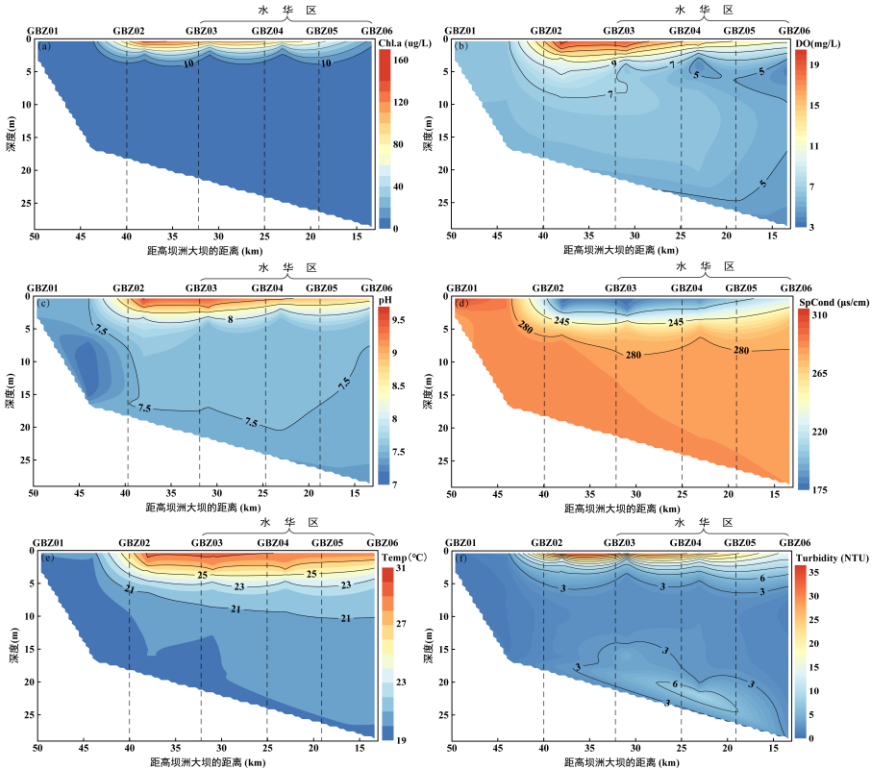

图 4 高坝洲水库纵剖面水体理化性质

Fig. 4 Vertical variation of water characteristics in Gaobazhou Reservoir

2.2 温室气体含量空间分布特征

高坝洲水库表层温室气体的分布特征如图 5 所示。无水华区（GBZ01-02）表层 CO_2 浓度（C_{CO2}）为 (149.27±4.01) μmol/L，饱和度 910.6%~930.3%，远高于大多数水库表层浓度，水华区（GBZ03-06）表层 C_{CO2} 仅为 (1.12±1.68) μmol/L，饱和度 1.8%~21.3%，整体处于极低水平。无水华区表层 CH_4 浓度（C_{CH4}）为 (0.11±0.11) μmol/L，饱和度 1198.2%~6712.5%，水华区 C_{CH4} 为 (0.12±0.05) μmol/L，饱和度 2461.5%~6845.2%，略高于无水华区。无水华区表层 N_2O 浓度（C_{N2O}）为(26.61±0.97) nmol/L，饱和度 278.5%~285.4%，水华区 C_{N2O} 为 (18.21±0.89) nmol/L，饱和度 221.8%~265.6%，整体低于无水华区。这表明 GBZ02-GBZ03 点位之间长阳县城污水输入并没有直接导致表层水体 CH_4、N_2O 浓度升高。

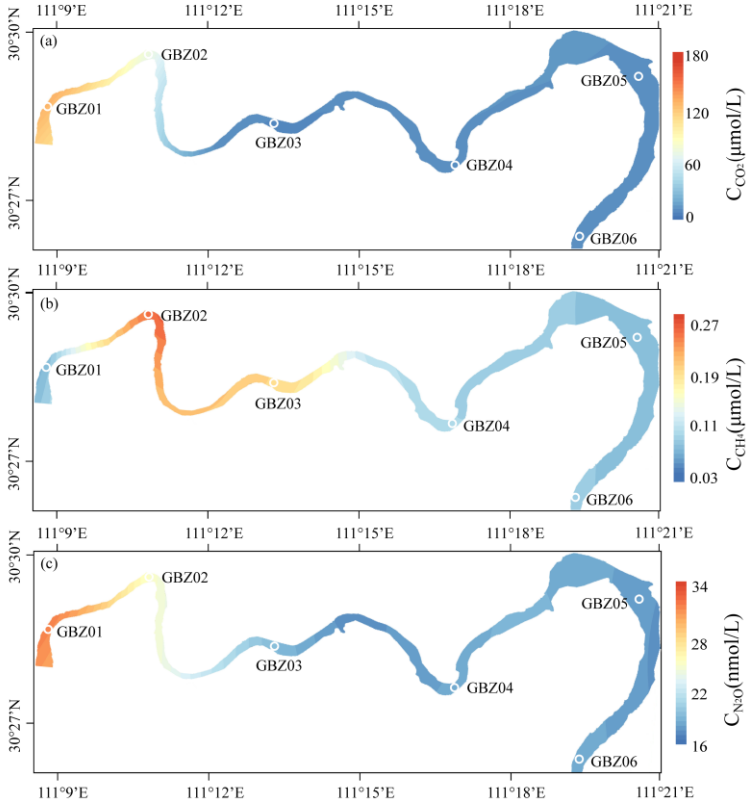

图 5 高坝洲水库表层温室气体浓度空间分布

Fig. 5 Dissolved greenhouse gas concentrations in surface water of Gaobazhou Reservoir

水库纵剖面 CO_2、CH_4 和 N_2O 浓度分布如图 6 所示。无水华区（GBZ01-02）全水深 CO_2 浓度处于较高水平，垂向变化平缓，GBZ06 底层浓度达 216.12 μmol/L，为全区域最高值之一；水华区（GBZ03-06）表层浓度极低，随水深增加急剧上升，垂向梯度显著，底层浓度介于在 108.47~216.12 μmol/L 的较高范围，与无水华区底层浓度相近。无水华区全水深 CH_4 浓度维持低水平，水华区表层浓度较低，随水深增加逐步升高，底层浓度显著高于表层，垂向梯度明显，GBZ03 底层达 0.41 μmol/L，为全库最高值。无水华区表层 N_2O 浓度较高，全水深垂向变化平缓，多维持在 25.33~38.01 nmol/L；水华区表层浓度较低，随水深增加持续上升，垂向梯度显著，GBZ06 底层达 48.78 nmol/L，为全库最高值。总体而言，水华区三种温室气体均呈现“表层低、底层高”的垂向分布特征且梯度显著，无水华区则表现为全水深浓度相对稳定、垂向变化平缓的特点。

2.3 水-气界面温室气体通量特征

应用浮箱法估算高坝洲水库水-气界面 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量，测量结果水华区与非水华区域温室气体排放通量差异显著（图 7）。无水华区 CO_2 通量为正值，即大气的源，水华区域为负值，即大气的汇。

浮箱法测量无水华区 F_{CO2} 通量范围为 83.53~325.26 mg/(m²·h)，平均值为 (204.39±170.93) mg/(m²·h)。水华区 F_{CO2} 通量范围为 -111.29~-29.61 mg/(m²·h)，平均值为 (-88.42±39.30) mg/(m²·h)。

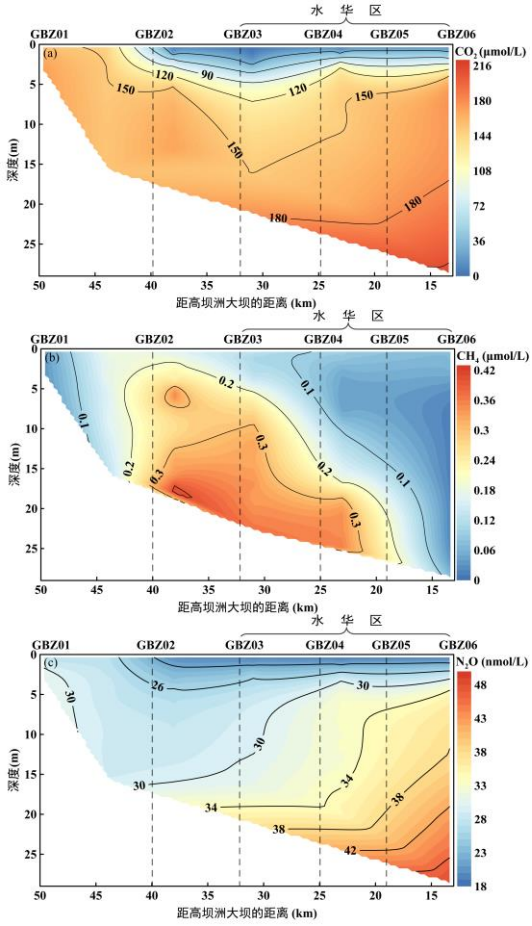

图 6 高坝洲水库纵剖面温室气体浓度空间分布

Fig. 6 Vertical variation of dissolved greenhouse gas concentrations in Gaobazhou Reservoir

全水库 F_{CH4}、F_{N2O} 均为正值，即大气的源。尽管两区域表层水体 CH_4 浓度无显著差异，且无水华区 N_2O 浓度更高，但浮箱法测得水华区 CH_4、N_2O 通量均显著高于无水华区。无水华区 F_{CH4} 通量范围为 0.05~0.65 mg/(m²·h)，平均值为 0.36±0.42 mg/(m²·h)。水华区 F_{CH4} 通量范围为 0.05~1.23 mg/(m²·h)，平均值为 0.55±0.51 mg/(m²·h)，其中 GBZ03 点位 CH_4 通量最高，约为无水华区 GBZ01 点位的 20 倍。

无水华区 F_{N2O} 通量范围为 0.01~0.02 mg/(m²·h)，平均值为 0.01±0.01 mg/(m²·h)。水华区 F_{N2O} 通量范围为 0.02~0.13 mg/(m²·h)，平均值为 0.07±0.05 mg/(m²·h)，其中 GBZ03 点位 F_{N2O} 通量最高，约为无水华区 GBZ01 点位的 8 倍。

3 讨论

3.1 高坝洲水库温室气体空间分布影响因素

本研究表明，高坝洲水库内 CO_2、CH_4 和 N_2O 均呈现表层低、底层高的垂向分布梯度（图 6）。藻类生长通过初级生产固定 CO_2，可促进碳汇形成[22]；其死亡后为厌氧消化提供有机物，经微生物厌氧分解释放 CO_2、CH_4 和 N_2O，部分藻类沉降后缓慢释放上述气体[23]。刘佳等[24]研究指出，三峡水库香溪河库湾水华区 CH_4 浓度较高，与水华暴发及藻类衍生有机质供给密切相关。本研究中，水华区 COD、NH_4^+

浓度偏高，人类活动加剧导致的污水排放可能是导致底层生化反应产 CH_4 浓度偏高的原因。沉积物产甲烷菌的厌氧代谢 CH_4 产生量远高于排放量，底层 CH_4 累积，大水深水体氧化过程消耗大部分溶解态 CH_4[25]，致使上层含量低于底层。前人研究表明，整体上水华可促进 CH_4、CO_2 等温室气体的排放，但其对 N_2O 排放的正负效应目前仍存在许多争议。有研究表明，藻类生长会释放 N_2O，导致其大量排放。SUN 等[26]研究发现蓝藻暴发可破坏反硝化细菌的多样性，进而抑制 N_2O 排放。本研究中，藻类繁殖旺盛区 N_2O 浓度偏低，还可能与藻类吸收氮源、竞争底物限制硝化、反硝化过程有关[27]。

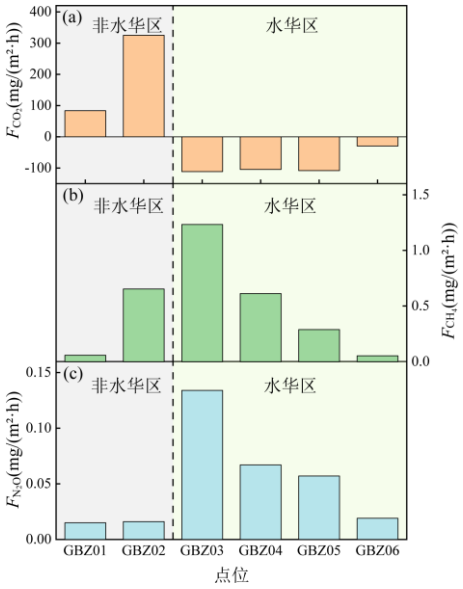

图 7 高坝洲水库水-气界面温室气体释放通量

Fig. 7 Greenhouse gas fluxes across the water-air interface of Gaobazhou Reservoir

表层浮游生物还会阻碍 DO 向下迁移，底层浮游生物呼吸及细菌有机质降解消耗 DO，形成显著溶氧梯度。加之温度分层导致上下层水体无法完全混合，表层 DO 难以扩散至下层，加之底部微生物持续耗氧，为产甲烷菌提供适宜环境[28]。这可解释水华区域底部低氧、CH_4 较高的分布特征。图 6c 与图 4b 显示，N_2O 空间分布与 DO 分布一致性较强。富营养化淡水水体中，深层水体及沉积物 DO 通常较低，NO_3^- 充足时，低 DO 反而促进反硝化反应，利于 N_2O 生成[29]。较高的 N_2O 排放一般来自于低氧和高 NO_3^- 的环境[30]。

此外，水温会影响水华的生消过程及气体在水中溶解度。本研究中，水温垂向变化范围为 19.10～30.70°C，水华区（GBZ03-GBZ06）表底层水温差异显著。热分层限制水体交换及气体垂向扩散，表层高水温降低气体溶解度促进气体向大气扩散，使得垂向上均呈现主要产气的水库底部温室气体浓度高于上层。表层水温升高使藻类达最适生存状态，光合效率最大化，大量消耗 CO_2 使其浓度大幅降低。尽管表层水温升高降低气体溶解度、促进 CH_4 氧化[31]，但夏季高温增强微生物活性，促进微生物产 CH_4、N_2O[30]，使得 CH_4、N_2O 浓度仍过饱和。

3.2 高坝洲水库温室气体释放通量影响因素

水库温室气体排放通量由气体产生与传输过程共同决定，受水体理化性质、生物活动及气象条件等多重因素调控[5-6,10]。对浮箱法测得温室气体通量（F_{CO2}、F_{CH4}、F_{N2O}）及其理化性质进行主成分分析（图 8a），PC1 与 PC2 累计贡献率达 96.0%，分析对原始数据解释度良好。本研究显示水温、叶绿素、溶解氧浓度均与 CO_2 释放通量（F_{CO2}）呈负相关，与 F_{CH4}、F_{N2O} 正相关（图 8b）。无水华区域（GBZ01~GBZ02）CO_2 通量均为正值，水体为 CO_2 排放源，水华区域（GBZ03~GBZ06）CO_2 通量以负值为主，水体由“源”转“汇”。Zhang 等[32]研究表明，水华暴发后，水体中的溶解态 CO_2 已无法满足浮游植物光合作用的需求，

大气中的 CO_2 成为其重要来源。Li 等[33]研究中也表明藻类全细胞表面可直接吸收大气 CO_2，并通过碳浓缩机制（CCM）提升利用效率。

水华区域 F_{CH4} 和 F_{N2O} 通量显著高于无水华区域（图 7b、7c），F_{CH4}、F_{N2O} 分别较无水华区域增加 54% 和 342%。LIU 等[34]发现太湖叶绿素 *a*（Chl.*a*）浓度与硝化速率、N_2O 通量呈正相关，推测蓝藻水华可能促进硝化作用和 N_2O 的产生。一般认为有氧环境加速水体中甲烷氧化、减少甲烷排放[6]。有研究分析发现，即使在贫营养湖中藻类及其共生菌大量繁殖也会导致甲烷大量排放[35]。随着分子生物学技术的兴起，研究人员从基因水平上证实了藻类生长期间可以产生 CH_4、N_2O[36]。

高坝洲三大温室气体释放通量还与 TN、TP、COD 显著相关（图 8b），进一步分析水体富营养化水平与温室气体释放通量关系，结果表明 *TLI*（Σ）与 CO_2 显著负相关、与 CH_4、N_2O 显著正相关（图 9）。这与前人研究中富营养化湖库 F_{CH4}、F_{N2O} 排放高于贫营养湖库的结论一致[37]。

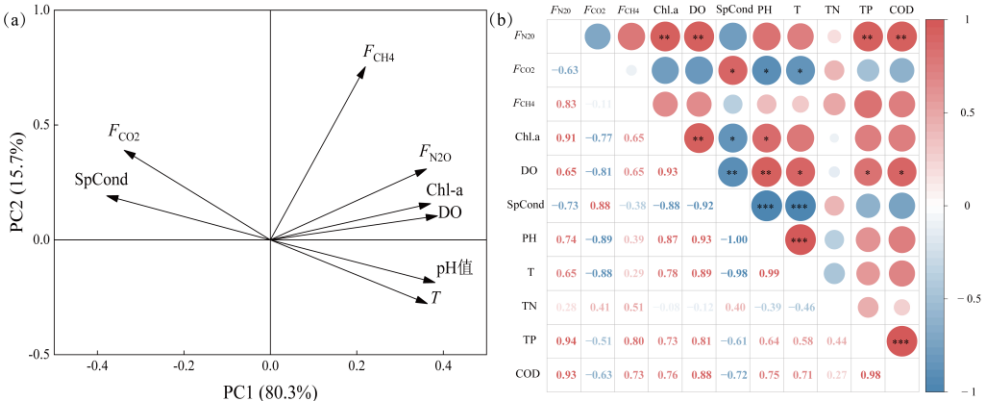

图 8 温室气体通量与水体参数的主成分分析（图 a）及相关性分析（图 b）

*表示 p≤0.05，**表示 p≤0.01，***表示 p≤0.001

Fig. 8 Principal component analysis (Fig. a) and correlation analysis (Fig. b) of greenhouse gas fluxes with water characteristics

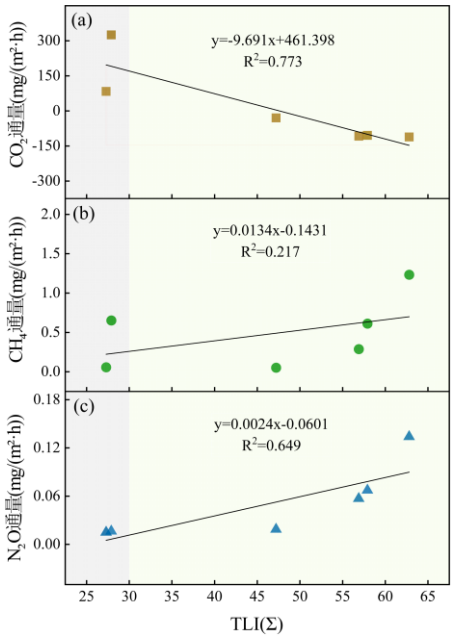

图 9 表层水体 TLI（Σ）与温室气体释放通量关系

Fig. 9 Relationship between surface water TLI (Σ) and greenhouse gas flux

3.3 水华增强 CH_4、N_2O 排放机制分析

统计国内外水库 CH_4 和 N_2O 排放通量研究，结果表明水华期间 F_{CH4}、F_{N2O} 均显著高于无水华时期，水华程度越高 CH_4 和 N_2O 排放越剧烈（图 10）[27,34,38-52]。

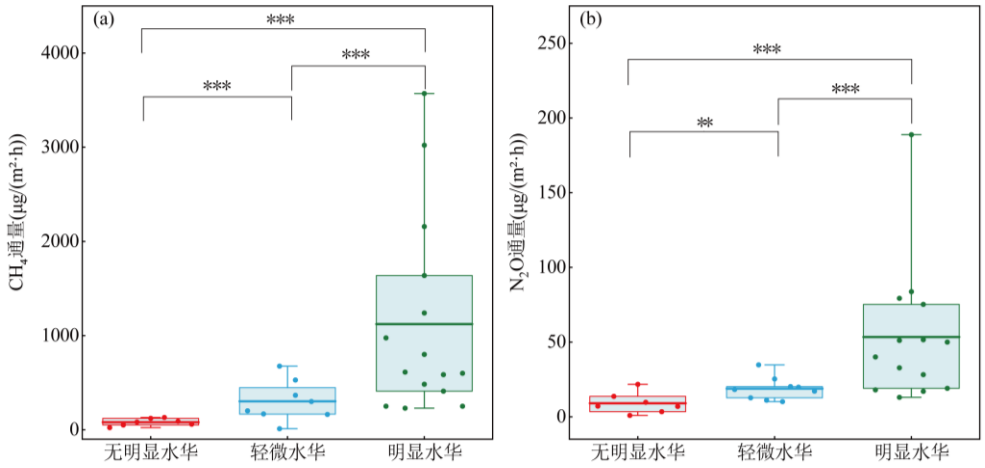

图 10 不同水华程度水库 CH4 和 N2O 排放通量

无明显水华：Chl.*a*＜10 μg/L、轻微水华：10 μg/L≤Chl.*a*≤30 μg/L、明显水华：Chl.*a*＞30 μg/L [18]

Fig. 10 CH4 and N2O emission under distinct bloom condition in reservoirs

本研究中应用浮箱法和薄边界层法估算高坝洲水库水-气界面 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量，两种方法所得三种气体通量均呈正相关（R_{CO2}=0.967、R_{CH4}=0.981、R_{N2O}=0.719）。薄边界层法估算的三种气体通量整体低于浮箱法，其估算 CO_2、CH_4、N_2O 通量分别为 32.97±76.13 mg/(m²·h)、0.06±0.04 mg/(m²·h) 和 17.66±2.62 μg/(m²·h)，分别仅为浮箱法的 23%、13%、38%。两种方法估算差异在水华区更为显著。在水华最盛的 GBZ03 点位，浮箱法估算通量 F_{CO2}、F_{CH4}、F_{N2O} 分别约为薄边界层法的 5 倍、10 倍和 3 倍（图 11）。通常浮箱法和薄边界层法估计温室气体通量结果具有较好的一致性，而浮箱法通量高于薄边界层法[53]，一般归因于边界层对流和湍流过程。理论上，薄边界层法估计值为扩散通量（扩散系数主要由风速决定），浮箱法还包含来自沉积物的冒泡通量，两者之间的差异常用作甲烷冒泡排放的评价依据[54-55]。本研究中样点水深大、风速小，测量扩散通量时气体浓度随时间平滑线性变化，未观察到于沉积物释放气泡造成的气体浓度突然跃迁，表明气体释放属于严格扩散传输。

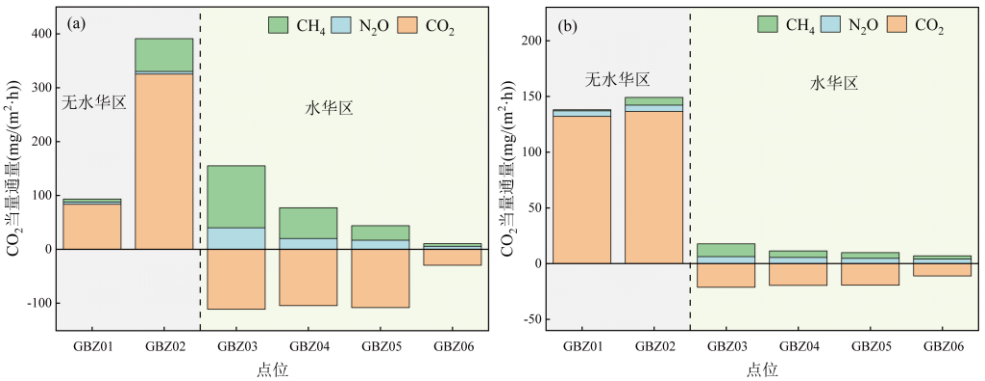

图 11 高坝洲水库温室气体 CO2 当量通量（图 a 为浮箱法，图 b 为薄边界层法）

Fig. 11 Greenhouse gas equivalent fluxes in Gaobaizhou Reservoir(Fig. a: floating box method, Fig. b: thin boundary layer method)

有研究通过归一化气体传输速率认为表层水体微气泡的存在使得气体交换不再遵循 Fick 传输，将大幅增加温室气体排放[56]。这种微气泡并不来自于沉积物，可能源于大气气泡卷吸或气体过饱和，悬浮颗粒或胶体的存在可作为气泡核产生微气泡[57]。最新研究发现，水华期间水体总溶解气体过饱和可形成微气泡[58]。本研究中，水华引发溶解气体组分及总饱和度显著空间差异（表 2、图 12））。各点位 CH_4、N_2O 均呈过饱和状态，无水华区（GBZ01~GBZ02）DO 未饱和、CO_2 过饱和，总溶解气体未饱和。水华区（GBZ03~GBZ06）DO 过饱和（饱和度 155.5%~270.8%）、CO_2 未饱和，总溶解气体饱和度平均值 123.5%，显著高于无水华区的 94%。水华程度（Chl.*a* 含量）与总溶解气体饱和度呈正相关（R=0.954）。N_2 和 DO 是溶解气体主要成分，在无水华区分别贡献了总溶解气体的 81% 和 15%，在水华区分别贡献了总溶解气体的 60% 和 38%。CO_2、CH_4 和 N_2O 虽然饱和度高但绝对浓度值低，对总溶解气体贡献不足 0.5%。本研究中假设 N_2 饱和度为 100%不变，即水华引发的高浓度 DO 是导致总溶解气体过饱和的主要原因[59]。总溶解气体过饱和会产生微气泡，水体中溶解气体将通过微气泡析出，而不再受限于扩散系数。相较于沉积物，表层水体的静水压力小，达到总溶解气体过饱和需要的总压力小[60]，且气泡运移距离短，水体表面产生的微气泡将快速溢出水面进入大气，这使得气泡更加微小且难以捕捉，但大大增强了水-气界面气体交换和扰动，使得 CO_2、CH_4 和 N_2O 交换通量增加。本研究中 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量与总溶解气体饱和度相关性系数分别为 -0.823，0.624，0.890，表明其排放受到总溶解气体饱和度强烈影响。这也解释了水华区表层 N_2O 浓度低，但释放通量高于无水华区的奇怪现象。

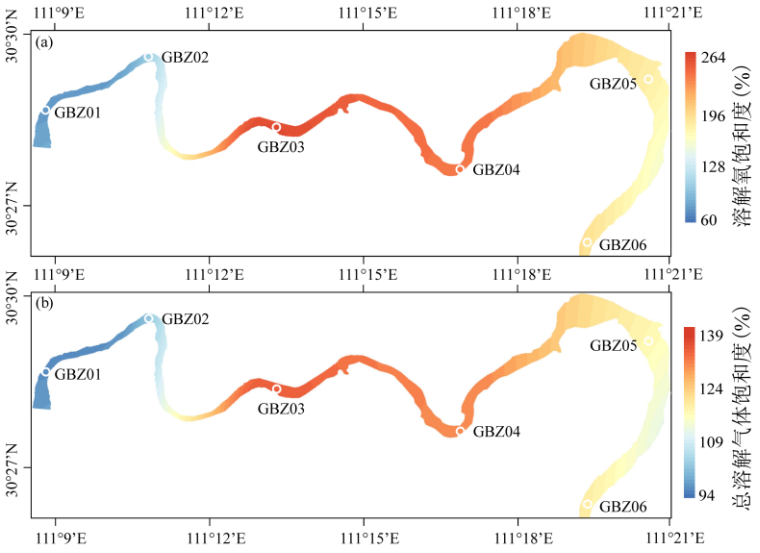

图 12 高坝洲水库表层溶解氧及总溶解气体饱和度

Fig. 12 Dissolved oxygon and total dissolved gas saturation in the surface layer of Gaobaizhou Reservoir

因此，我们认为由于水华区水体总溶解气体过饱和产生微气泡，导致气体释放方式由分子扩散转变为微气泡析出，后者释放速率快、瞬时通量大，使得浮箱法测量结果数倍于薄边界层法。本研究中来自微气泡的 N_2O 通量贡献小于 CH_4，这是因为 N_2O 浓度低且溶解度比 CH_4 高约 2 倍。水华期间藻类白天光合作用具有增强吸收 CO_2 的汇效应（图 11），但由于水华区 CH_4、N_2O 排放显著增强，其汇效应被 CH_4、N_2O 的增温效应抵消甚至超越，成为温室气体的源。由于藻类光合作用和呼吸作用的日周期变化，总溶解气体饱和度对于 CO_2 排放的整体影响需要进一步开展 24 小时昼夜连续监测研究。这表明藻类水华是温室气体排放的关键时间窗口，其效应及机制应给予更多关注研究。

表 2 高坝洲水库不同点位表层溶解气体饱和度

Tab.2 Dissolved gases saturations in Gaoba Zhou Reservoir surface water

点位	气压 kpa	DO 饱和度(%)	CO_2 饱和度(%)	CH_4 饱和度(%)	N_2O 饱和度(%)	总溶解气体饱和度(%)
GBZ01	100.11	69.3	930.3	1198.2	278.5	93.2
GBZ02	100.05	70.1	910.6	6712.5	285.4	94.8
GBZ03	99.83	270.8	2.5	6845.2	256.1	136.4
GBZ04	99.73	233.6	2.7	3936.2	265.6	128.3
GBZ05	99.69	180.7	1.8	3481.2	263.9	117.7
GBZ06	99.77	155.5	21.3	2461.5	221.8	111.6

4 结论

（1）水华对水-气界面温室气体释放存在差异化调控。高坝洲水库无水华区为 CO_2 排放源，水华区日间因藻类光合作用转为 CO_2 “汇”，而水华区 CH_4、N_2O 通量较无水华区分别提升 54%、342%，成为温室气体排放热点区域。水华增强的 CO_2 短期吸收效应，会被 CH_4、N_2O 高排放的增温效应抵消甚至超越。

（2）水华改变了水库温室气体释放机制。藻类生物量（Chl.*a*）、溶解氧（DO）和水温是调控其分布与通量的关键因子。水华引起溶解气体组分差异，并导致水体溶解气体过饱和形成微气泡，气体释放由单一扩散转为扩散与微气泡同时释放，基于扩散传输的薄边界层法不再适用，浮箱法更能反映温室气体排放量。

水华暴发期是水库 CH_4、N_2O 高排放的关键时间窗口。改善水质、降低水华发生风险，可同时减少温室气体排放，提升水库生态健康水平及绿色能源效益。

5 参考文献

[1] Bartosiewicz M, Laurion I, Clayer F *et al*. Heat-wave effects on oxygen, nutrients, and phytoplankton can alter global warming potential of gases emitted from a small shallow lake. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(12): 6267-6275. DOI: 10.1021/acs.est.5b06312.

[2] Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

[3] World Meteorological Organization. WMO Greenhouse Gas Bulletin; No. 20[R]. Geneva: WMO, 2024.

[4] St Louis VL, Kelly CA, Duchemin É *et al*. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, 2000, **50**(9): 766. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0766: rsasog]2.0.co;2.

[5] Maavara T, Chen QW, Van Meter K *et al*. River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, **1**(2): 103-116. DOI: 10.1038/s43017-019-0019-0.

[6] DelSontro T, Beaulieu JJ, Downing JA. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 2018, **3**(3): 64-75. DOI: 10.1002/lol2.10073.

[7] Downing JA, Polasky S, Olmstead SM *et al*. Protecting local water quality has global benefits. *Nature Communications*, 2021, **12**: 2709. DOI: 10.1038/s41467-021-22836-3.

[8] Hongjunwang, Wang W, Yin C *et al*. Littoral zones as the “hotspots” of nitrous oxide (N_2O) emission in a hyper-eutrophic lake in China. *Atmospheric Environment*, 2006, **40**(28): 5522-5527. DOI: 10.1016/j.*a*tmosenv.2006.05.032.

[9] Weathers PJ, Niedzielski JJ. Nitrous oxide production by cyanobacteria. *Archives of Microbiology*, 1986, **146**(2): 204-206. DOI: 10.1007/BF00402352.

[10] Li Y, Shang JH, Zhang C *et al*. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of the Total Environment*, 2021, **768**: 144582. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144582.

[11] Huang YN, Yang ZJ, Han YX *et al*. Effects of algae on the potential denitrification of the water column in Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2026, **38**(2): 651-661. DOI: 10.18307/2026.0227. [黄亚男, 杨正健, 韩燕星等. 不同藻类生长衰亡对三峡水库支流库湾水体反硝化脱氮

潜力的影响.湖泊科学, 2026, **38**(2): 651-661.]

[12] Qin Y, Zhang YY, Li Z *et al*. CH_4 fluxes during the algal bloom in the Pengxi River. *Environmental Science*, 2018, **39**(4): 1578-1588. DOI: 10.13227/j.hjkx.201706044. [秦宇, 张渝阳, 李哲等. 三峡澎溪河水华期间水体 CH_4 浓度及其通量变化特征初探. 环境科学, 2018, **39**(4): 1578-1588.]

[13] Xiao SB, Liu L, Wang W *et al*. A Fast-Response Automated Gas Equilibrator (FaRAGE) for continuous *in situ* measurement of CH_4 and CO_2 dissolved in water. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2020, **24**(7): 3871-3880. DOI: 10.5194/hess-24-3871-2020.

[14] Zhu RB, Liu YS, Xu H *et al*. Carbon dioxide and methane fluxes in the littoral zones of two lakes, east *Antarctica*. *Atmospheric Environment*, 2010, **44**(3): 304-311. DOI: 10.1016/j.*a*tmosenv.2009.10.038.

[15] Jähne B, Libner P, Fischer R *et al*. Investigating the transfer processes across the free aqueous viscous boundary layer by the controlled flux method. *Tellus B*, 1989, **41B**(2): 177-195. DOI: 10.1111/j.1600-0889.1989.tb00135.x.

[16] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography*: *Methods*, 2014, **12**(6): 351-362. DOI: 10.4319/lom.2014.12.351.

[17] Cole JJ, Caraco NF. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF_6. *Limnology and Oceanography*, 1998, **43**(4): 647-656. DOI: 10.4319/lo.1998.43.4.0647.

[18] Zheng JJ, Zhong CH, Deng CG *et al.* Classification method and application of algal bloom intensity in river-type reservoirs. *Environmental Science*, 2018, **39** (6): 2715-2723. [郑建军, 钟成华, 邓春光,等. 河道型水库水华程度分级方法及应用. 环境科学, 2018, **39**(6):2715-2723.]

[19] Ragg RB, Peeters F, Ingwersen J *et al*. Interannual variability of methane storage and emission during autumn overturn in a small lake. *Journal of Geophysical Research*: *Biogeosciences*, 2021, **126**(12): e2021JG006388. DOI: 10.1029/2021JG006388.

[20] Weiss RF. Carbon dioxide in water and seawater: The solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, 1974, **2**(3): 203-215. DOI: 10.1016/0304-4203(74)90015-2.

[21] Wiesenburg DA, Guinasso NL Jr. Equilibrium solubilities of methane, carbon monoxide, and hydrogen in water and sea water. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 1979, **24**(4): 356-360. DOI: 10.1021/je60083a006.

[22] Trolle D, Staehr PA, Davidson TA *et al*. Seasonal dynamics of CO_2 flux across the surface of shallow temperate lakes. *Ecosystems*, 2012, **15**(2): 336-347. DOI: 10.1007/s10021-011-9513-z.

[23] Zhang J, Chen MY, Hao ZN *et al*. Dynamic changes of dissolved organic matter derived from algal decomposition and the environmental effects in eutrophic lakes. *Environmental Science*, 2024, **45**(3): 1539-1552. DOI: 10.13227/j.hjkx.202305135. [张瑾, 陈明滢, 郝智能等. 富营养化湖泊藻华腐解产生的溶解性有机质动态变化及其环境效应. 环境科学, 2024, **45**(3): 1539-1552.]

[24] Liu J, Hu JM, Zheng XW *et al*. Effects of Three Gorges Reservoir operation on tempo-spatial distribution of dissolved methane in Xiangxi Reservoir Bay. *China Environmental Science*, 2023, **43**(5): 2508-2518. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230104.003. [刘佳, 胡杰茗, 郑祥旺等. 三峡水库调度对香溪河库湾水体溶存甲烷时空分布的影响. 中国环境科学, 2023, **43**(5): 2508-2518.]

[25] Reeburgh WS. Oceanic methane biogeochemistry. *ChemInform*, 2007, **38**(20): 200720267. DOI: 10.1002/chin.200720267.

[26] Sun X, Hu ZX, Jia W *et al*. Decaying Cyanobacteria decrease N_2O emissions related to diversity of intestinal denitrifiers of *Chironomus plumosus*. *Journal of Limnology*, 2014, **74**(2): 261-271**.** DOI: 10.4081/jlimnol.2014.1072.

[27] Cheng F, Ding S, Liu SM *et al*. Distribution and emission of nitrous oxide(N_2O) in Three Gorges Reservoir and downstream river. *Environmental Science*, 2019, **40**(9): 4230-4237. DOI: 10.13227/j.hjkx.201811157. [程芳, 丁帅, 刘素美等. 三峡库区及其下游溶解氧化亚氮(N_2O)分布和释放. 环境科学, 2019, **40**(9): 4230-4237.]

[28] Sun H, Yan XC, Chen QW *et al*. Vertical characterization of greenhouse gases in inlet tributaries of high dams and deep reservoirs and their formation mechanisms. *J Lake Sci*, 2026, **38**(2): 713-724. DOI: 10.18307/2026.0253. [孙昊, 闫兴成, 陈求稳等. 高坝深库入库支流温室气体垂向特征及其形成机制.湖泊科学, 2026, **38**(2): 713-724.]

[29] Silvennoinen H, Liikanen A, Torssonen J *et al*. Denitrification and N_2O effluxes in the Bothnian Bay (northern Baltic Sea) river sediments as affected by temperature under different oxygen concentrations. *Biogeochemistry*, 2008, **88**(1): 63-72. DOI: 10.1007/s10533-008-9194-7.

[30] Hinshaw SE, Dahlgren RA. Dissolved nitrous oxide concentrations and fluxes from the eutrophic San Joaquin River, California. *Environmental Science & Technology*, 2013, **47**(3): 1313-1322. DOI: 10.1021/es301373h.

[31] Tang KW, McGinnis DF, Ionescu D *et al*. Methane production in oxic lake waters potentially increases aquatic methane flux to air. *Environmental Science*

& Technology Letters, 2016, **3**(6): 227-233. DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00150.

[32] Zhang L, He K, Wang T *et al*. Frequent algal blooms dramatically increase methane while decrease carbon dioxide in a shallow lake bay. *Environmental Pollution*, 2022, **312**: 120061. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120061.

[33] Li DY, Dong H, Cao XP *et al*. Enhancing photosynthetic CO_2 fixation by assembling metal-organic frameworks on *Chlorella pyrenoidosa*. *Nature Communications*, 2023, **14**: 5337. DOI: 10.1038/s41467-023-40839-0.

[34] Liu XL, Liu CQ, Li SL *et al*. Spatiotemporal variations of nitrous oxide (N_2O) emissions from two reservoirs in SW China. *Atmospheric Environment*, 2011, **45**(31): 5458-5468. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.06.074.

[35] Grossart HP, Frindte K, Dziallas C *et al*. Microbial methane production in oxygenated water column of an oligotrophic lake. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, **108**(49): 19657-19661. DOI: 10.1073/pnas.1110716108.

[36] Burlacot A, Richaud P, Gosset A *et al*. Algal photosynthesis converts nitric oxide into nitrous oxide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, **117**(5): 2704-2709. DOI: 10.1073/pnas.1915276117.

[37] Xie YH, Zhang M, Xiao W *et al*. Analysis of nitrous oxide flux from lakes and reservoirs. *China Environmental Science*, 2018, **38**(9): 3481-3493. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2018.0377. [谢燕红, 张弥, 肖薇等. 湖泊和水库氧化亚氮通量分析. 中国环境科学, 2018, **38**(9): 3481-3493.]

[38] Jiang T, Guo JS, Li Z *et al*. Air-water surface greenhouse gas flux in Pengxi River at different operational stages of the Three Gorges Reservoir. *Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1463-1470. [蒋滔, 郭劲松, 李哲等. 三峡水库不同运行状态下支流澎溪河水-气界面温室气体通量特征初探. 环境科学, 2012, **33**(5): 1463-1470.]

[39] Li Z, Bai L, Guo JS *et al*. Comparative study on water-air CO_2, CH_4 flux in two tributaries in the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Science*, 2013, **34**(3): 1008-1016. DOI: 10.13227/j.hjkx.2013.03.013. [李哲, 白镭, 郭劲松等. 三峡水库两条支流水-气界面 CO_2、CH_4 通量比较初探. 环境科学, 2013, **34**(3): 1008-1016.]

[40] Beaulieu JJ, Smolenski RL *et al*. High MethaneEmissions from a midlatitude ReservoirDraining an agricultural watershed. *Environmental\nScience & Technology*, 2014, **48**(19): 11100-11108. DOI: 10.1021/es501871g.

[41] Musenze RS, Grinham A, Werner U *et al*. Assessing the spatial and temporal variability of diffusive methane and nitrous oxide emissions from subtropical freshwater reservoirs. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(24): 14499-14507. DOI: 10.1021/es505324h.

[42] Gong WQ, Wen SL, Wang HW *et al*. Characteristics of greenhouse gas occurrence and emission in summer and autumn of Daheiting Reservoir. *China Environmental Science*, 2019, **39**(11): 4611-4619. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0537. [龚琬晴, 文帅龙, 王洪伟等. 大黑汀水库夏秋季节温室气体赋存及排放特征. 中国环境科学, 2019, **39**(11): 4611-4619.]

[43] Liu J, Xiao SB, Wang CH *et al*. Spatial and temporal variability of dissolved methane concentrations and diffusive emissions in the Three Gorges Reservoir. *Water Research*, 2021, **207**: 117788. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117788.

[44] Wang L, Xiao SB, Liu DF *et al*. Fluxes of greenhouse gases from Xiangxi River in summer and their influencing factors. *Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1471-1475. DOI: 10.13227/j.hjkx.2012.05.020. [王亮, 肖尚斌, 刘德富等. 香溪河库湾夏季温室气体通量及影响因素分析. 环境科学, 2012, **33**(5): 1471-1475.]

[45] Meng JH, Xiao SB, Kang MC *et al*. The characteristics of dissolved CH_4 in the Langhe Bay of the Danjiangkou Reservoir in summer. *China Environmental Science*, 2024, **44**(11): 6302-6312. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20240618.032. [孟江槐, 肖尚斌, 康满春等. 丹江口水库浪河库湾夏季溶存 CH_4 特征. 中国环境科学, 2024, **44**(11): 6302-6312.]

[46] Descloux S, Chanudet V, Serça D *et al*. Methane and nitrous oxide annual emissions from an old eutrophic temperate reservoir. *Science of the Total Environment*, 2017, **598**: 959-972. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.066.

[47] Cheng F, Zhang HM, Zhang GL *et al*. Distribution and emission of N_2O in the largest river-reservoir system along the Yellow River. *Science of the Total Environment*, 2019, **666**: 1209-1219. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.277.

[48] Jiang XY, Zhang L, Yao XL *et al*. Greenhouse gas flux at reservoirs of Jiangxi Province and its influencing factors. *J Lake Sci*, 2017, **29**(4): 1000-1008. DOI: 10.18307/2017.0424. [姜星宇, 张路, 姚晓龙等. 江西省水库温室气体释放及其影响因素分析.湖泊科学, 2017, **29**(4): 1000-1008.]

[49] Yang FY, Zhang SL, Wang SM *et al*. Dissolution and emission patterns and influencing factors of greenhouse gases in Panjiakou Reservoir. *China Environmental Science*, 2021, **41**(11): 5303-5313. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20210513.001. [杨凡艳, 张松林, 王少明等. 潘家口水库温室气体溶存、排放特征及影响因素. 中国环境科学, 2021, **41**(11): 5303-5313.]

[50] Yan YM, Wang FH, Liu YC *et al*. Spatiotemporal characteristics and influencing factors of greenhouse gas emissions from cascade reservoirs in Hebei

Province. *J Lake Sci*, 2026, **38**(2): 725-735. DOI: 10.18307/2026.0254. [闫艺漫，王风花，刘韵超等. 河北省串联水库温室气体排放的时空特征及影响因素.湖泊科学, 2026, **38**(2): 725-735.]

[51] Liu L, Yang ZJ, Delwiche K *et al*. Spatial and temporal variability of methane emissions from cascading reservoirs in the Upper Mekong River. *Water Research*, 2020, **186**: 116319. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116319.

[52] Waldo S, Beaulieu JJ, Barnett W *et al*. Temporal trends in methane emissions from a small eutrophic reservoir: The key role of a spring burst. *Biogeosciences*, 2021, **18**(19): 5291-5311. DOI: 10.5194/bg-18-5291-2021.

[53] Yao X, Li Z, Guo JS *et al*. Comparison between closed static chamber method and thin boundary layer method on monitoring air-water CO_2 diffusion flux. *J Lake Sci*, 2015, 27(2): 289-296. DOI：10.18307/2015.0213. [姚骁，李哲，郭劲松等. 水-气界面 CO_2 通量监测的静态箱法与薄边界层模型估算法比较. 湖泊科学, 2015, **27**(2): 289-296.]

[54] Zhou YW, Song K, Han RM *et al*. Nonlinear response of methane release to increased trophic state levels coupled with microbial processes in shallow lakes. *Environmental Pollution*, 2020, **265**: 114919. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114919.

[55] Wu SN, Wang DQ, Ma HM *et al*. Enrichment of anthropogenic organic matter and acetoclastic pathway dominates ebullition CH_4 production in urban river. *Water Research*, 2025, **287**(Pt A): 124295. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124295.

[56] McGinnis DF, Kirillin G, Tang KW *et al*. Enhancing surface methane fluxes from an oligotrophic lake: Exploring the microbubble hypothesis. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**(2): 873-880. DOI: 10.1021/es503385d.

[57] Prairie YT, del Giorgio PA. A new pathway of freshwater methane emissions and the putative importance of microbubbles. *Inland Waters*, 2013, **3**(3): 311-320. DOI: 10.5268/IW-3.3.542.

[58] Wei CY, Li D, Li H *et al*. Multi-component dissolved gas dynamics as early warning indicators for algal bloom development in the Three Gorges Reservoir. *Water Research*, 2026, **297**: 125685. DOI: 10.1016/j.watres.2026.125685.

[59] Wang Y, Huang JS, Zhang JZ *et al*. Effects of algal photosynthesis on dissolved gases supersaturation in reservoirs. *J Lake Sci*, 2026, **38**(2): 700-714. DOI: 10.18307/2026.0252. [王莹，黄杰山，张君卓等. 藻类光合作用对水库溶解气体过饱和的影响初探. 湖泊科学, 2026, **38**(2): 700-714.]

[60] Langenegger T, Vachon D, Donis D *et al*. What the bubble knows: Lake methane dynamics revealed by sediment gas bubble composition. *Limnology and Oceanography*, 2019, **64**(4): 1526-1544. DOI: 10.1002/lno.11133.