J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(3):000-000
DOI 10.18307/2027.0324
©2027 by Journal of Lake Sciences

三峡水库澎溪河高阳平湖表层过饱和甲烷的来源及成因分析*

袁翰卿[1, 2, 3]，李　哲[2, 3**]
（1：重庆交通大学，重庆 400074）
（2：中国科学院重庆绿色智能技术研究院，重庆 400714）
（3：中国科学院大学重庆学院，重庆 400714）

摘　要：湖泊是大气甲烷（CH_4）的重要来源，但其排放的评估存在高度的不确定性，部分原因在于对甲烷生物来源的认识尚不充分。表层过饱和 CH_4 现象（也被称为“甲烷悖论”现象）的出现，打破了生物 CH_4 产生仅发生在严格厌氧环境下的传统观点，表明有氧环境下可能存在 CH_4 产生。为了揭示表层过饱和 CH_4 现象形成的原因，本研究以富营养化的高阳平湖为研究对象，通过野外观测与培养实验相结合，探究了水柱 CH_4 的时空分布特征及其驱动机制。野外监测显示，夏季湖泊出现明显的“甲烷悖论”现象，表层水体中 CH_4 不仅相对于大气是过饱和的（约是大气的 496 倍），且比底层水体 CH_4 高出 58%。培养实验表明，甲基膦酸盐（MPn）降解是湖泊 CH_4 的一个重要来源：（1）MPn 的添加会促进 CH_4 的产生，CH_4 产率相比于对照组提升了 68.6%；（2）MPn 降解过程受无机磷（Pi）的控制，Pi 的添加会抑制 MPn 的降解和 CH_4 产生；（3）在好氧湖水中添加 Pi 会抑制 CH_4 产生，与对照组相比 CH_4 产量会降低 28%。此外，表层好氧水体中 CH_4 还与可溶性活性磷（SRP，$r = -0.87$, $P < 0.05$）呈显著的负相关性，表明 SRP 的降低会促进表层 CH_4 的富集，这进一步支持了“微生物代谢 MPn 导致表层 CH_4 过饱和”的推断。夏季表层水体 SRP 被大量消耗，加上热分层阻碍了垂向营养盐输送，为 MPn 降解型 CH_4 产生提供了有利条件。本研究揭示了富营养化湖泊中膦酸盐代谢对 CH_4 循环的影响，为理解湖泊 CH_4 来源提供了新证据与理论视角，对完善全球湖泊温室气体排放模型及预测气候变化下的生态系统响应具有重要意义。
关键词：甲烷悖论，湖泊分层，甲基膦酸，磷限制，富营养

Origins of methane supersaturation in the surface layer of Lake Gaoyang, Three Gorges Reservoir*

Yuan Hanqing [1,2,3]& Li Zhe [2,3**]
(1: *Chongqing Jiaotong University, Chongqing* 400074, *P.R.China*)
(2: *Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing* 400714, *P.R.China*)
(3: *Chongqing School, University of Chinese Academy of Sciences, Chongqing* 400714, *P.R.China*)

Abstract: Lakes are important sources of atmospheric CH_4, yet large uncertainties remain in estimating lake CH_4 emissions, largely because biological CH_4 production pathways are not fully understood. Surface water CH_4 supersaturation, often referred to as the "methane paradox," challenges the traditional view that biological CH_4 production occurs only under strictly anaerobic conditions and implies the existence of oxic CH_4 production. This study examined the drivers of surface CH_4 supersaturation in eutrophic Lake Gaoyang, Three Gorges Reservoir. We combined field observations with incubation experiments to investigate the spatiotemporal variations of CH_4 in the water column and their controlling mechanisms. Field observations confirmed clear summer "methane paradox" events. Surface water CH_4 was supersaturated at about 496 times the atmospheric concentration and was 58% higher than CH_4 levels in bottom water. Incubation experiments verified that methylphosphonate (MPn) degradation serves as a key biological source of CH_4 in the lake. First, MPn addition increased CH_4 production rates by 68.6% relative to the control. Second, inorganic phosphorus (Pi)

* 2025-12-26 收稿；2026-6-3 收修改稿;2026-07-07 录用。
国家自然科学基金项目（52470202,U2340222）联合资助。
** 通讯作者；E-mail: Lizhe@cigit.ac.cn。

regulated MPn degradation, and Pi addition suppressed both MPn degradation and CH_4 production. Third, Pi addition to aerobic lake water reduced CH_4 yield by 28% compared with the control. A significant negative correlation was found between surface CH_4 and soluble reactive phosphorus (SRP) (r = -0.87, P < 0.05), indicating that lower SRP concentrations favor surface CH_4 accumulation. These results further support that microbial MPn metabolism drives surface CH_4 supersaturation. In summer, SRP depletion in surface water, together with thermal stratification that limits vertical nutrient exchange, creates favorable conditions for MPn-dependent CH_4 production. This study clarifies the regulatory role of phosphonate metabolism in CH_4 cycling in eutrophic lakes and provides new evidence and theoretical basis for understanding CH_4 sources in lakes. Our findings contribute to improving global lake greenhouse gas emission models and to better predicting aquatic ecosystem responses to climate change.
Keywords: Methane paradox, lake stratification, methylphosphonate, phosphorus limitation, eutrophic

甲烷（CH_4）是仅次于二氧化碳（CO_2）的重要温室气体，在百年尺度上其全球增温潜势是 CO_2 的 27.2 ±11 倍[1]。湖泊作为重要的自然 CH_4 排放源，年排放量约占全球自然与人为源排放总量的 16%[2]，但其排放的定量评估存在巨大不确定性。[3]。这种不确定性的一个重要因素在于对生物 CH_4 来源的认识尚不充分。传统理论认为，生物 CH_4 来自厌氧环境下的产甲烷古菌代谢活动，底部厌氧沉积物是 CH_4 产生的主要场所[4]。然而，全球范围内湖泊与海洋富氧表层水体中广泛存在的 CH_4 过饱和现象，无法通过底部厌氧沉积物的 CH_4 产生与扩散机制解释，这表明有氧环境中可能存在 CH_4 产生，因此这一矛盾被称为“甲烷悖论”现象[5-7]。

目前，对于解释表层水体过饱和 CH_4 的来源主要有两个观点。一种观点强调外源输入，即浅水区沉积物产生的 CH_4 通过水平迁移进入表层水体[8-9]；另一种观点则主张内源产生，认为表层水体中存在有氧 CH_4 产生[10-11]。然而，到目前为止，表层水体 CH_4 过饱和的来源仍存争议[9,11]。外源假说在解释大型湖泊或远岸的开阔水域时存在局限性，因为近岸沉积物的 CH_4 通量难以维持这些系统的表层过饱和现象[12]，近期在若干小型湖泊中也观测到类似现象[13]，这表明内源性 CH_4 的重要性。尽管培养实验已证实存在多种有氧 CH_4 产生途径，但其在自然水体中的驱动因素及产生机制仍不明确[14-15]。关键的是，“甲烷悖论”现象具有显著的季节性模式，主要出现在生产力旺盛的春季和夏季，并且表层 CH_4 直接影响着湖泊扩散形式的排放通量[16-17]。因此有必要了解表层过饱和 CH_4 的来源及动态，这对于理解湖泊 CH_4 排放规律、完善全球 CH_4 循环具有重要意义。

为此，本研究选取富营养化的高阳平湖作为研究对象，通过开展野外时空观测与原位培养实验，旨在：1）阐明湖泊水体 CH_4 的时空分布特征及其环境驱动因素；2）探究高阳平湖中过饱和 CH_4 现象产生的原因与机制。研究结果预期将为阐明富氧表层水体 CH_4 富集的内在机制提供关键案例证据，并为更准确评估湖泊在全球 CH_4 收支中的作用、预测其在气候变化背景下的排放动态提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区域

高阳平湖位于三峡库区一级支流澎溪河中段（31°03′~31°07′N，108°39′~108°42′E），是由三峡水库蓄水倒灌形成的过水型湖泊。该湖最宽处约 1 km，面积近 5 km^2，平均流速约为 0.32 m/s。湖区地势平坦，春末和秋季分别为放水和蓄水阶段，因此高阳平湖呈现出“浅水河道性湖泊—深水湖泊”的交替变化特征，和普通湖泊存在很大差异[18]。高阳平湖水文特征呈现显著的季节性变化：夏季低水位期间平均水深不足 15 m，而冬季水位平均水深超过 40 m，流速低于 0.05 m/s。已有研究表明澎溪河的水华集中于每年 4-5 月暴发，是整个三峡库区水华最严重的区域之一[19]。

1.2 水样采集和分析

1.2.1 研究区域与采样设计　本研究于 2019 年 5—11 月在高阳平湖开展采样（图 1），每两个月（5 月、7 月、9 月和 11 月）采集一次表层（0.5 m）与底层水样。基于 2019 年结果，为探究夏季 CH_4 浓度异常成因，于 2020 年 8 月及 9 月监测断面 A 和 B 的 CH_4 动态，分别在断面的在沿岸区（0.5 m、10 m）和深水区（0.5、3、6、12、18、21 m）采集水样。上述所有样品均设置 3 个平行样品，以确保数据的可靠性。

1.2.2 样品采集与现场测定　使用 5 L 有机玻璃采水器获取不同深度水样。溶解性 CH_4 采用顶空法现场测定[20]，所有气体样品于一周内采用 G2201-i 同位素分析仪测定 CH_4 浓度与碳同位素组成。流速采用多普勒超声波流速仪进行测量。采用多参数水质仪（YSI® EXO2, USA）现场获取垂向剖面水温（T）、溶解氧（DO）及 pH 数据。每次测量前对多参数水质仪进行校准：pH 电极使用标准 pH 缓冲液（4.01、7.00 和 10.01）进行三点校准，溶解氧探头采用水饱和气法校准，温度探头通过标准温度计校正（精度为±0.1 ℃）。用于水质分析的水样在采集后立即加入饱和的 $HgCl_2$ 溶液固定后（每升水样加入 1 mL），并置于避光条件下冷冻保存，于 2 日内送回实验室进行检测。

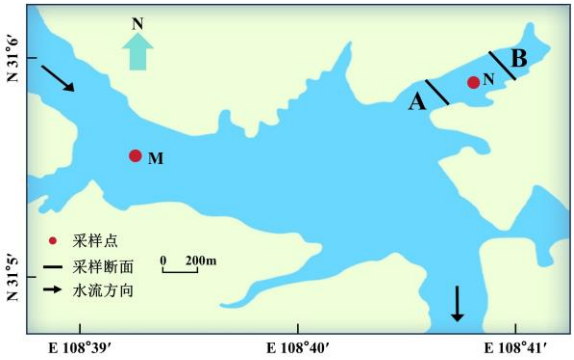


图 1 采样点分布示意图

Fig. 1 Sampling site distribution map

1.2.3 水质与叶绿素 a 分析　总氮（TN）、溶解性总氮（DTN）、氨氮（NH_4^+-N）、硝态氮（NO_3^--N）、亚硝态氮（NO_2^--N）、总磷（TP）及可溶性正磷酸盐（SRP）浓度依据《水和废水监测分析方法》（第四版）测定[21]；溶解性无机氮（DIN）是基于 NH_4^+-N、NO_3-N 以及 NO_2-N 浓度之和得到的。叶绿素 a（Chl.a）测定采用 GF/C 玻璃纤维膜过滤 500 mL 水样，滤膜避光用液氮冷冻保存，随后带回实验室用《水质叶绿素 a 的测定分光光度法》（HJ 897—2017）进行检测；滤液冷冻保存后使用岛津® TOC-V 有机碳分析仪（日本岛津公司）对滤液中的溶解有机碳（DOC）进行分析。水样经 0.45 μm 聚醚砜滤膜过滤后，采用高效液相色谱-质谱联用仪对滤液中的甲基膦酸（MPn）进行检测[22]。所有检测均设三次重复以保证数据准确性。对于淡水湖泊或水库，盐度与压力对水体密度的影响较小，密度主要由温度决定，因此采用淡水密度方程进行计算[23]，公式如下：

$$\rho = a_0 + a_1 T + a_2 T^2 + a_3 T^3 + a_4 T^4 + a_5 T^5 \quad (1)$$

式中，ρ为水体密度（kg/m^3），T 为水温（°C）；常数项a_0、a_1、a_2、a_3、a_4、a_5为的取值分别为 999.842594、6.793952×10^{-2}、-9.095290×10^{-3}、1.001685×10^{-4}、-1.120083×10^{-6}、6.536332×10^{-9}。

密度梯度可以用来判别密度跃层，计算公式如下所示：

$$G = \frac{\rho_{i+1} - \rho_i}{z_{i+1} - z_i} \quad (2)$$

式中，G 为密度梯度（kg/m^4），ρ_i为第 i 层的密度，z_i为第 i 层的深度，当|G|达到最大值且通常大于 0.1 kg/m^4 时，该深度区间即为密度跃层。

1.3 中宇宙培养实验

2022 年 6 月，获取高阳平湖表层湖水进行原位实验。湖水经 75 μm 尼龙网过滤后被转移到培养装置中，以消除浮游动物和食草动物的干扰。实验前对水样进行反复曝气，以排出多余的溶解性 CH_4。培养装置为 700 L 水相部分和 10 L 顶空部分，用透明 PVC 盖和玻璃胶密封，随后用 N_2（99.999%）反复冲洗装置以排出顶空的空气，总冲洗体积为 50 L。每个处理组设置 3 个平行培养装置。实验开始后，每天用注射器将 300 mL 用于维持藻类光合作用的纯 CO_2（99.999%）通过装置底部的四氟乙烯/硅树脂隔层缓慢注入培养装置，水样和气体样本是根据装置预留的阀门进行采集。培养装置设置在湖泊附近的一个开阔平台，培养实验设置如下：(1)对照组：原水，不经过任何药品添加，自然光照。(2)黑暗组：原水，不经过任何药

品添加，避光处理。(3)MPn：添加甲基膦酸，最终浓度为 1μmol/L。(4)Pi+MPn：磷酸二氢钾和甲基膦酸，最终浓度均为 1μmol/L。(5)C+N+MPn：添加葡萄糖、硝酸和甲基膦酸，最终浓度分别为 1000 μmol/L、160 μmol/L 和 1 μmol/L。

实验期间装置顶空 CH_4 全部来自水体，水体实际 CH_4 浓度为水相 CH_4 和气相 CH_4 浓度之和，因此水样中溶解 CH_4 的实际浓度计算公式如下：

$$C_F = (C_W \times V_W + C_A \times C_A)/V_W \quad (2)$$

式中，C_F 是培养装置中水样溶解 CH_4 的实际浓度（nmol/L）; C_W 是培养装置中水相溶解 CH_4 的测量浓度，V_w 为水相的体积（L）；C_A 为顶空气相 CH_4 浓度（nmol/L），V_A 为顶空的体积（L）。

1.3 数据处理

采用 Excel 2019 对高阳平湖水柱及培养实验中的溶解性 CH_4 浓度与水质参数进行基础数据处理，包括基于前述公式计算溶解性 CH_4 实际浓度，并求取各参数的平均值及平均标准差。统计分析及图表绘制在 Origin 软件中完成，包括 Pearson 相关性分析、Kruskal-Wallis 非参数检验，以及热图、柱状图、箱形图和点线图的生成。

2 结果与分析

2.1 水体理化性质的时空分布特征

表层水体中溶解氧（DO）与水温在时间上变化趋势一致，均表现为夏季最高，春季次之，秋季最低（图 2）。在垂向分布上，春、秋两季出现温度和 DO 分层现象，随水深增加，温度与 DO 浓度急剧下降，底层水体趋于厌氧状态。

碳（DOC）、氮（DIN、DTN、TN）、磷（SRP、DTP、TP）等营养元素在时空分布上也有明显的变化（图 3）。在时间尺度上，表层水体中 SRP 与 DTP 浓度在夏季最低，春、秋两季差异较小；而底层水体二者浓度在秋季最低。TP 在表层与底层均表现出自春季至秋季逐渐降低的趋势。氮（DIN、DTN、TN）在表、底层水体中均在夏季出现峰值；秋季表层 DIN、DTN、TN 平均浓度最高，底层则降至最低。表层 DOC 含量呈现夏季>春季>秋季的季节性特征，而深层 DOC 浓度自春季至秋季逐渐降低。在垂向尺度上，氮、磷通常表现为底层浓度高于表层，且在分层时期表底差异更为显著（底层平均比表层高出 91.2%）。DOC 则呈现相反趋势，夏季表层含量显著高于底层，其余时间表底 DOC 几乎完全相同。

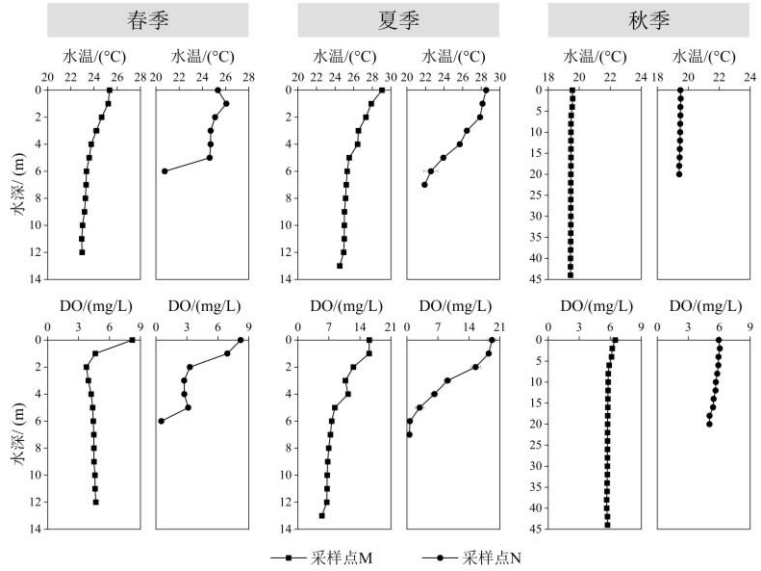


图 2 高阳平湖水体溶解氧（DO）和水温（T）的时空分布特征

Fig. 2 Spatiotemporal distribution of dissolved oxygen and temperature in Lake Gaoyang

2.2 湖泊水柱 CH_4 的时空变化

高阳平湖水柱中溶解性 CH_4 浓度及其 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值均呈现明显的时空变化（图 4）。表层 CH_4 浓度表现为夏季最高，春季次之，秋季最低；垂向上，在分层期间表底层浓度差异显著，底层 CH_4 浓度通常比表层高一个数量级。值得注意的是，夏季混合期不仅表底层 CH_4 差异显著（Kruskal-Wallis 检验，$P < 0.01$），还出现“甲烷悖论”现象：（1）表层 CH_4 浓度比底层高 58%；（2）表层 CH_4 浓度相对于大气是过饱和的，约是大气 CH_4 浓度的 496 倍。水柱剖面显示，夏季水柱 CH_4 在垂向上呈“表高底低”的分布格局，CH_4 浓度最大值出现在表层或次表层（图 5）。水平方向上，除 9 月监测的断面 B 外，CH_4 浓度表现为湖心区高于沿岸区，这一结果表明近岸沉积物并非是表层 CH_4 的主要来源。

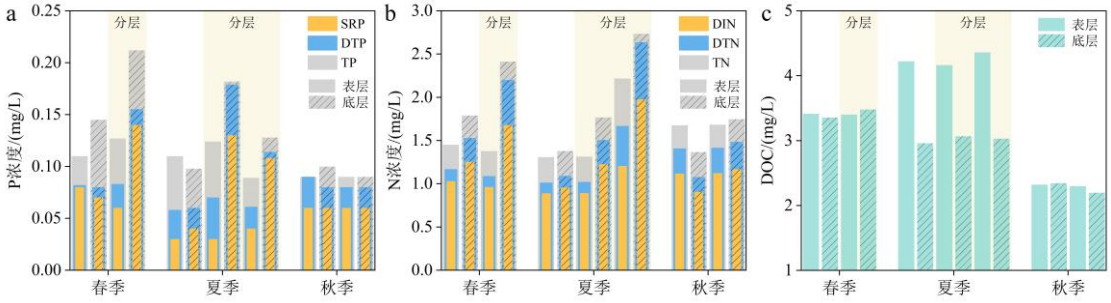


图 3 高阳平湖水体营养元素的时空分布特征

Fig. 3 Spatiotemporal distribution of nutrients in Lake Gaoyang

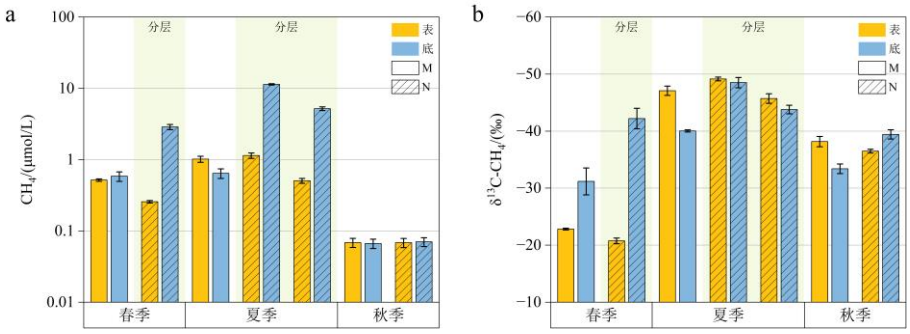


图 4 水体 CH_4 和 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 的时空分布特征

Fig.4 Spatiotemporal distribution of CH_4 and $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ in the water column

表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值在时间上表现为“春高夏低”的特点，反映春季表层 CH_4 中 ^{13}C 的相对丰度增加。垂向分布上，春季混合期底层 CH_4 浓度高于表层，并且 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值在表底层间差异显著（Kruskal-Wallis 检验，$P < 0.01$）；进入分层期后，CH_4 浓度与 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值的表底差异进一步扩大，说明垂向 CH_4 扩散过程中甲烷氧化作用增强。夏季分层期 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 垂向分布与春季相反，表现为表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值低于底层，并且表底层间的差异不显著；而在夏季混合期，表底层间的 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值差异显著，表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值更小。此外，分层时期底部水体中 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值明显低于混合时期。

2.3 水柱理化参数与水柱 CH_4 的相关性分析

Pearson 相关分析结果（图 6）显示，表层和底层影响 CH_4 浓度的环境因子明显不同。对于表层水体，CH_4 浓度与水温（$r = 0.57, p > 0.05$）和溶解氧（$r = -0.55, p > 0.05$）之间无显著相关性，而与 DOC（$r = 0.91$, $P < 0.05$）、Chla（$r = 0.94$, $P < 0.05$）和 DIN/SRP（$r = 0.78$, $P < 0.05$）呈显著正相关，与 SRP（$r = -0.87$, $P < 0.05$）呈显著负相关，同时 Chla 与 DOC 之间有显著的正相关性（$r = 0.91$, $P < 0.05$），表明浮游植物是 DOC 的主要来源。底层水体中，CH_4 浓度则与溶解氧（$r = -0.78$, $P < 0.05$）呈显著负相关，与 DTP（$r = 0.85$, $P < 0.05$）呈显著正相关。

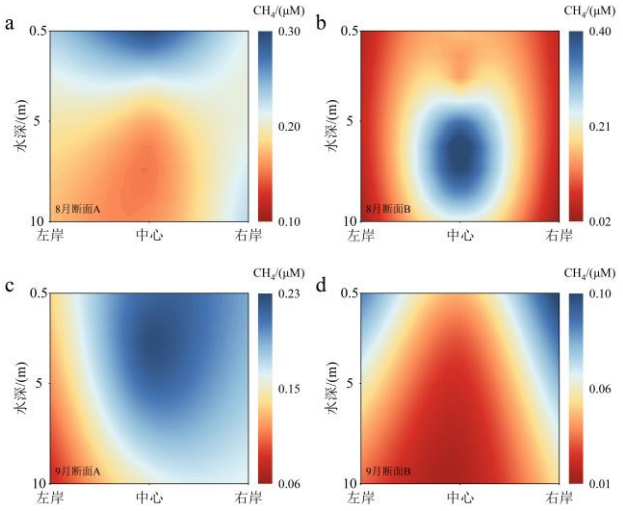
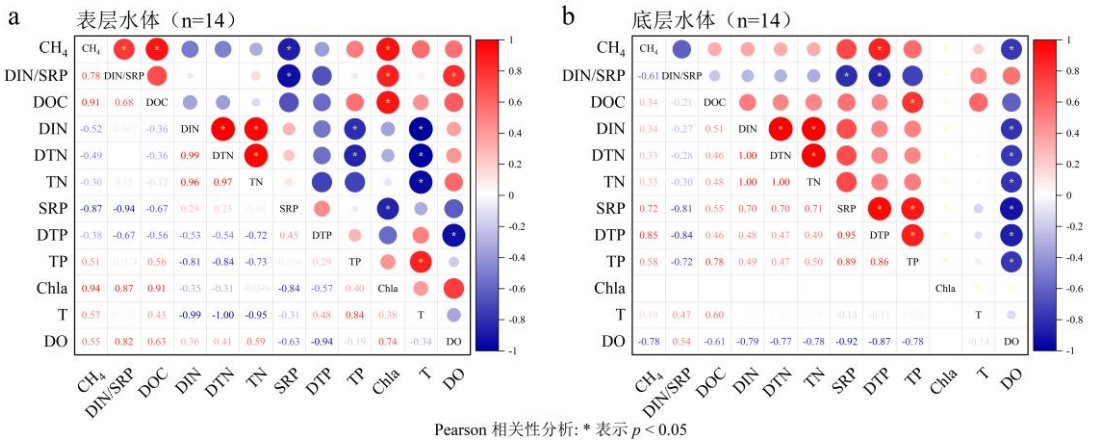


图 5 夏季水柱 CH_4 浓度分布特征

Fig.5 Distribution of CH_4 concentrations in summer water column



Pearson 相关性分析: * 表示 $p < 0.05$

图 6 水柱 CH_4 和理化参数的 Pearson 相关性分析

Fig. 6 Pearson correlation analysis between methane and physicochemical parameters in the water column

2.4 甲基膦酸降解实验

培养期间各处理组中 CH_4 产率与 SRP、MPn 浓度变化如图 7 所示。与对照组相比，黑暗（避光）处理与 Pi 添加处理组均显著抑制了 CH_4 产生，其产率分别降低 32%与 28%（图 7a，b）。相反，添加 MPn 的处理组促进了 CH_4 的产生，与对照组相比 CH_4 产率提升了 68.6%。此外，C+N+MPn 处理组的促进作用最为突出，其 CH_4 产率较对照组高出一个数量级。C+N+MPn 处理组中 MPn 浓度迅速下降，MPn 在一天后被完全降解（图 7c），并且在这个过程中还伴随着 SRP 浓度的同步上升，这表明 MPn 的降解会向环境中释放无机磷。MPn+Pi 处理组的 CH_4 产量虽高于对照组，但却低于 MPn 添加组；相应地，其 MPn 消耗量也仅为后者的一半，表明 Pi 的加入抑制了 MPn 的降解。

3 讨论

本研究通过野外监测与培养实验，探究了三峡澎溪河高阳平湖表层水体中过饱和 CH_4 的来源及产生机制。研究表明，湖泊表层 CH_4 的富集与有氧 CH_4 产生密切相关。春季 CH_4 的垂向分布符合传统理论框架[22,24]：表层 CH_4 主要来自底部沉积物，底层 CH_4 在向上扩散过程中经历 CH_4 氧化作用[25-26]，进入表层的 CH_4 浓度下降，同时伴随 $\delta^{13}C$-CH_4 值的升高，反映了氧化过程中 $^{12}CH_4$ 被优先消耗导致的 $^{13}CH_4$ 相对富

集。尤其在分层期（图 8），温跃层与氧跃层的形成进一步增强了 CH_4 氧化[27]，导致表层 CH_4 浓度的降低以及 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值的升高。然而在夏季，发现了典型的“甲烷悖论”现象：表层 CH_4 浓度高于底层，且表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值低于底层，说明其并非来源于底层。此外，尽管表层水体中可能发生甲烷氧化作用，且该过程会使残留的 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值升高，但实际表层的 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值应比观测值更低，从而导致表底层之间的同位素差异更加显著。然而，已有研究表明，受强光照射的影响，表层水体中甲烷氧化菌的活性受到显著抑制；即使考虑该区域最大可能发生的甲烷氧化分馏效应，表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值的变化也不超过 1.5‰[28]。因此，实测的表层 $\delta^{13}C\text{-}CH_4$ 值与实际初始值非常接近，氧化作用对同位素信号的影响极为有限。

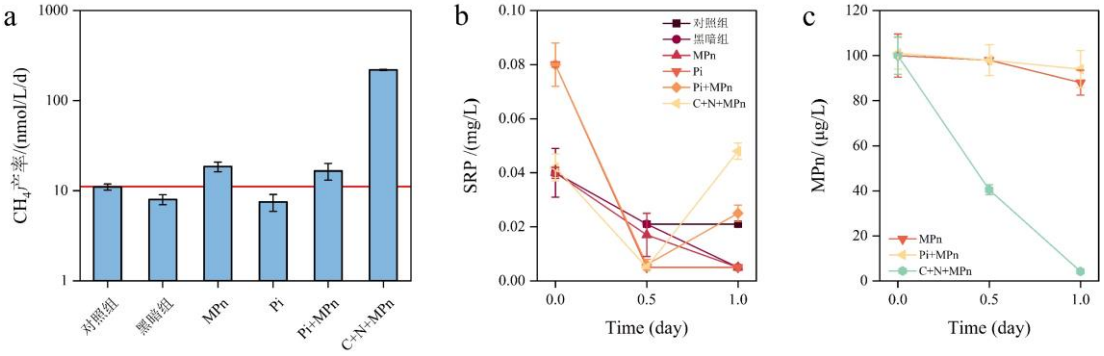


图 7 MPn 降解过程中 CH_4 产率（a）、SRP（b）和 MPn（c）浓度的变化

Fig. 7 Changes in methane production rate (a), SRP (b), and MPn (c) concentrations during MPn degradation

已有研究表明，若表层 CH_4 富集由近岸沉积物扩散引起，则 CH_4 浓度应呈现从近岸向湖心递减的趋势[8]，且与水温显著正相关[29]。但本研究中近岸区表层 CH_4 浓度低于湖心区，且表层 CH_4 与水温无显著相关性，排除了近岸沉积物扩散的主导作用。同时，研究区 CH_4 排放以水-气界面扩散形式为主导，气泡 CH_4 通量占比几乎可忽略不计[18]，因此气泡过程对表层 CH_4 的影响也极为有限。此外，侧向（外源）输入对表层 CH_4 的影响也较小。监测结果表明，库湾区域平均水流流速仅为 0.05±0.01 m/s，水流方向自 A 断面（库头）流向 B 断面（库尾），该流速反映了库湾水体交换能力较弱的特征。在此基础上，我们重点对比了库头（A 断面）与库尾（B 断面）的 CH_4 浓度差异：若侧向输入占主导，CH_4 浓度应在入口处达到峰值，并沿水流方向呈衰减趋势。然而实际观测中，A、B 两断面之间并未呈现明显的浓度梯度变化，与侧向输入主导模式下的稀释梯度预期不符。因此，浓度分布特征不支持侧向输入作为表层 CH_4 过饱和的主导因素。综上所述，表层存在有氧 CH_4 产生，并可能是夏季表层 CH_4 过饱和的主要成因。在本研究中，培养实验进一步直接证实了有氧水体存在原位 CH_4 产生，在无添加的对照组中，有氧 CH_4 产率达到 11.02 nmol/L/d。

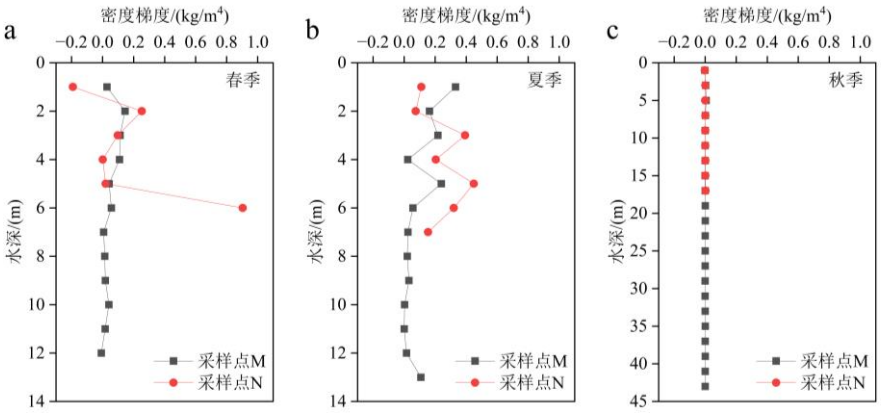


图 8 高阳平湖水柱密度梯度分布图

Fig. 8 Distribution of density gradient in the water column of Gaoyang Lake

相关性分析的结果表明，影响 CH_4 分布的环境因子在表层与底层水体中具有明显差异。底层 CH_4 的浓度主要与 DO 和 DTP 相关。分层时期底层缺氧限制了甲烷氧化菌的活动[30]，春、夏分层期底层水体 CH_4 浓度出现大幅的增加，同比混合期高约一个数量级。此外，环境中 Pi 也是影响 CH_4 产生的一个重要因素，磷是细胞能量代谢与结构组成的关键元素，其可利用性直接影响微生物活性[31]。环境中 Pi 的匮乏会直接影响产甲烷古菌的活性，降低 CH_4 的产量[32-33]。相比之下，有氧表层 CH_4 与 SRP 呈现相反的趋势，结合 Chla 与 CH_4 的强相关性，藻类相关的磷代谢有氧产 CH_4 途径可能是表层 CH_4 的主要来源。培养实验进一步支持了这一结果，光照和 Pi 分别影响了 32%和 28%的有氧 CH_4 产率。

淡水系统中几乎所有的有氧 CH_4 产生途径都与浮游植物密切相关，并通常认为涉及光合作用[34-36]。然而，藻类的繁殖和光合作用容易受环境磷限制的影响，当环境中 SRP 开始低于 1.3 μmol/L 时，藻类光合代谢受到严重抑制[31]。但本研究中表层 SRP 与 CH_4 浓度呈相反的趋势，表明磷的限制反而会促进 CH_4 的富集。这一现象暗示，光合作用相关的有氧 CH_4 产生路径并非主导因素，而其他受磷调控的途径可能发挥了关键作用。MPn 降解正是这样一条受磷调控的有氧 CH_4 产生途径[37-38]。值得注意的是，MPn 降解在碳循环与磷循环中的相对重要性存在显著差异。已有研究表明，MPn-C 对溶解性有机碳（DOC）的贡献极小，仅占 0.00%~0.05%；而 MPn-P 对溶解性有机磷（DOP）的贡献则显著更高，范围为 0.70%~37.85%，表明 MPn 降解的主要生态驱动力是磷获取而非碳获取[39]。在此基础上，本研究通过培养实验进一步验证了 Pi、MPn 与 CH_4 产生之间的关系，结果表明：MPn 代谢不仅是有氧 CH_4 的重要来源，同时也是水体磷循环中 Pi 再生的关键环节——MPn 大量消耗的同时，水体中 SRP 浓度显著升高，表明 MPn 的利用可有效缓解环境中的 Pi 限制。此外，实验还表明 MPn 降解过程受 Pi 的调控，Pi 富集会抑制 MPn 的降解，相反 Pi 的匮乏会促进 MPn 降解，这与海洋系统中的发现相同[37,40]。

本研究的培养实验进一步量化了 Pi 对 CH_4 产量的直接影响。结果显示，在表层水体中添加 Pi 可使 CH_4 产量降低约 28%（图 7）。当 Pi 得到补充时，微生物对 MPn 降解途径的依赖降低，伴随的 CH_4 产生也随之减少。这一抑制效应从反向验证了 MPn 降解在表层 CH_4 产生中的重要作用。综合上述证据，MPn 降解是表层水体甲烷不可忽视的重要来源，尤其是在 Pi 匮乏的夏季表层水体中，该途径被激活，成为维持 CH_4 过饱和状态的重要贡献者。值得关注的是，已有研究在贫营养的分层湖泊中发现甲基膦酸降解贡献了高达 86%的 CH_4 排放，凸显了 MPn 降解途径在湖泊 CH_4 排放中的重要作用[41]。此外，水柱 CH_4 浓度与 $\delta^{13}C$-CH_4 的分布特征进一步佐证了 Pi 对 CH_4 的影响。春季表层 SRP 浓度较高时，MPn 降解过程可能被抑制，水柱的 CH_4 和 $\delta^{13}C$-CH_4 值垂向分布特征表明表层 CH_4 更可能来自底部沉积物。夏季 SRP 处于低浓度时（< 1.3 μmol/L），藻类的光合活动受限，然而表层 CH_4 浓度和 $\delta^{12}C$ 相对丰度明显增加，这表明该时期表层存在出现大量 CH_4 并且并非来自底层沉积物。

MPn 代谢是微生物应对环境磷限制的一种重要策略，当前认为该过程主要发生在贫营养水体中[14,38,42]。然而，本研究发现在富营养化的高阳平湖中，季节性磷匮乏——如藻类水华大量消耗表层 SRP[43]，加之湖泊热分层阻碍了底部 SRP 向表层输送[44]——可为 MPn 降解型有氧 CH_4 的产生创造有利条件。Chl.*a* 与 SRP 之间显著的负相关性也支持了藻类对表层磷的消耗。此外，除了影响磷的可用性，藻类在 MPn 生物代谢中也扮演着双重角色。一是与 MPn 的合成密切相关，常见水华蓝藻本身具备合成 MPn 的能力，本研究区已有自源性 MPn 产生的报道[39]。二是可直接或间接参与 MPn 的利用：含有 C-P 裂解酶的丝状蓝藻具有直接利用 MPn 的能力[36]；而不含有 C-P 裂解酶的蓝藻（微囊藻），虽不能直接降解 MPn，但其藻圈附生细菌可高效完成 MPn 的降解，并释放 Pi 供蓝藻利用，蓝藻则为细菌提供有机质，二者形成了紧密的代谢耦合关系[45]。因此，水华期间，Pi 的匮乏、MPn 富集以及 C-P 裂解酶微生物的存在，共同驱动了持续的有氧 CH_4 产生。在全球升温背景下，气候变暖导致的水华爆发[46]和分层的时间延长[47-48]，将会加剧湖泊表层的磷限制和 MPn 的合成。同时，人为活动导致的氮磷输入失衡，可能通过改变浮游植物群落结构和提高 N:P 比值[49-50]，间接促进 MPn 的合成与降解，进一步增强湖泊 CH_4 排放。

此外，与高阳平湖类似，三峡库区众多支流库湾同样受干流回水顶托作用的影响，普遍呈现缓流、水动力弱的水文特征，并且这些支流容易爆发水华[51]。藻类水华与 CH_4 产生之间存在着双重联系：一方面，藻类衰亡后沉降到底部，为厌氧产 CH_4 过程提供丰富的有机底物[52]；另一方面，在表层富氧水体中，藻类

的代谢活动及其释放的有机底物能驱动有氧 CH_4 产生，例如通过 MPn 降解途径[53]。然而，传统研究多聚焦于底部厌氧过程，表层有氧 CH_4 的信号容易被强烈的厌氧信号所掩盖，其影响长期遭到忽视。从垂向剖面来看，多数库湾水体的 CH_4 浓度呈现“底层高、表层低”的经典分布，但也同时存在许多未能解释的现象：表层与底层之间常出现 CH_4 浓度的最低值；更值得注意的是，在干流以及澎溪河、香溪河等多个支流观测到“表层 CH_4 浓度高于底层”的“甲烷悖论”现象[54-56]。这些现象很难仅凭“底部厌氧产生—垂向输送—氧化消耗”的传统框架加以解释。究其原因，尽管底部厌氧途径的 CH_4 的产量很高，但在上升过程中绝大部分被氧化，能够真正抵达表层的 CH_4 相当有限，尤其在分层期，温跃层形成一道天然屏障，直接阻碍了底部 CH_4 的向上传递，如香溪河等支流中，CH_4 在上升过程中被大量氧化，水柱氧化率可达 69-98% [57]；与之相对，有氧 CH_4 的绝对产量或许较低，但因其发生在直接连通水-气界面的表水层中，所产生的 CH_4 能快速扩散进入大气，因而对水-气界面 CH_4 通量的贡献不容忽视。

有氧 CH_4 产生途径在湖泊碳循环中的相对贡献需要重新评估。现有研究表明，有氧 CH_4 已成为湖泊 CH_4 排放的重要来源，其对湖泊总排放的贡献最高可达 90%[7,12]。同时，有氧 CH_4 对湖泊排放的贡献呈现明显的季节性变化，在夏季贡献最为显著[12,16]，这与本研究中表层 CH_4 的动态非常吻合。在像高阳平湖这样的富营养系统中，有氧 CH_4 生成可能通过多种与藻类密切相关的途径实现，包括藻-菌间的甲基膦酸代谢[45,58]、藻类与产甲烷古菌的联合作用[24,59]以及藻类光合作用[15,34]等，共同构成一个“藻–菌多途径协同机制”。这些途径使得湖泊即使在富氧表层水体中也能持续向大气释放 CH_4，成为不可忽视的碳源。因此，在构建湖泊碳循环模型时，必须充分考虑这些有氧产 CH_4 途径，才能更准确地评估和预测湖泊在全球 CH_4 收支中的实际作用。从库区乃至更大尺度的碳排放精准估算出发，未来研究应重点关注：（1）系统调查库区多干支 CH_4 的来源构成及其关键驱动因素，定量区分有氧与厌氧 CH_4 源的相对贡献；（2）将有氧 CH_4 纳入水库 CH_4 收支模型，以修正传统仅考虑厌氧产生所导致的系统性低估；（3）在上述认知的基础上，将点位观测从库湾区逐步推向区域和全球内陆水体，结合遥感反演与机器学习方法，系统评估有氧 CH_4 对全球内陆水体碳排放的贡献，进而更全面地认识内陆水体的碳排放强度。

4 结论

（1）高阳平湖表层 CH_4 有明显的季节性特征，夏季表层 CH_4 浓度最高，其次是春季和秋季，并且“甲烷悖论”现象主要出现在夏季。

（2）高阳平湖表层有氧水体中存在原位 CH_4 的产生，并且表层 CH_4 的季节性变化主要与藻类活动以及 Pi 的可利性密切相关。

（3）MPn 降解途径是导致夏季表层出现“甲烷悖论”现象的重要因素，该过程受 Pi 的控制，夏季表层 SRP 的匮乏会促进 MPn 的降解从而导致表层 CH_4 的富集。

（4）在全球持续升温背景下，水体分层加剧与藻类水华爆发将进一步增强表层水体中 MPn 的代谢，从而促进 CH_4 的产生，形成气候变暖与 CH_4 排放之间的正反馈效应。

5 参考文献

[1] IPCC Annex X: Expert Reviewers of the IPCC Working Group I Sixth Assessment Report. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2021.

[2] Rosentreter JA, Borges AV, Deemer BR *et al*. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience*, 2021, **14**(4): 225-230. DOI: 10.1038/s41561-021-00715-2.

[3] Kang MC, Liu L, Grossart HP. Spatio-temporal variations of methane fluxes in sediments of a deep stratified temperate lake. *iScience*, 2024, **27**(4): 109520. DOI: 10.1016/j.isci.2024.109520.

[4] Shalvarjian KE, Nayak DD. Transcriptional regulation of methanogenic metabolism in Archaea. *Current Opinion in Microbiology*, 2021, **60**: 8-15. DOI: 10.1016/j.mib.2021.01.005.

[5] Karl DM, Beversdorf L, Björkman KM *et al*. Aerobic production of methane in the sea. *Nature Geoscience*, 2008, **1**(7): 473-478. DOI: 10.1038/ngeo234.

[6] 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.

[7] Donis D, Flury S, Stöckli A *et al*. Full-scale evaluation of methane production under oxic conditions in a mesotrophic lake. *Nature Communications*, 2017, **8**: 1661. DOI: 10.1038/s41467-017-01648-4.

[8] Encinas Fernández J, Peeters F, Hofmann H. On the methane paradox: Transport from shallow water zones rather than *in situ* methanogenesis is the major source of CH_4 in the open surface water of lakes. *Journal of Geophysical Research*: *Biogeosciences*, 2016, **121**(10): 2717-2726. DOI: 10.1002/2016JG003586.

[9] Peeters F, Hofmann H. Oxic methanogenesis is only a minor source of lake-wide diffusive CH_4 emissions from lakes. *Nature Communications*, 2021, **12**: 1206. DOI: 10.1038/s41467-021-21215-2.

[10] Tang KW, McGinnis DF, Frindte K *et al*. Paradox reconsidered: Methane oversaturation in well-oxygenated lake waters. *Limnology and Oceanography*, 2014, **59**(1): 275-284. DOI: 10.4319/lo.2014.59.1.0275.

[11] Günthel M, Donis D, Kirillin G *et al*. Reply to 'Oxic methanogenesis is only a minor source of lake-wide diffusive CH_4 emissions from lakes'. *Nature Communications*, 2021, **12**: 1205. DOI: 10.1038/s41467-021-21216-1.

[12] Günthel M, Donis D, Kirillin G *et al*. Contribution of oxic methane production to surface methane emission in lakes and its global importance. *Nature Communications*, 2019, **10**: 5497. DOI: 10.1038/s41467-019-13320-0.

[13] Thottathil SD, Reis PCJ, Prairie YT. Magnitude and drivers of oxic methane production in small temperate lakes. *Environmental Science & Technology*, 2022, **56**(15): 11041-11050. DOI: 10.1021/acs.est.2c01730.

[14] Yao MY, Henny C, Maresca JA. Freshwater bacteria release methane as a by-product of phosphorus acquisition. *Applied and Environmental Microbiology*, 2016, **82**(23): 6994-7003. DOI: 10.1128/aem.02399-16.

[15] Bižić M, Klintzsch T, Ionescu D *et al*. Aquatic and terrestrial cyanobacteria produce methane. *Science Advances*, 2020, **6**(3): eaax5343. DOI: 10.1126/sciadv.aax5343.

[16] Ordóñez C, Massot A, DelSontro T *et al*. Temporal methane dynamics in the surface waters of a stratified eutrophic lake over four years. *Limnology and Oceanography*, 2025, **70**(5): 1404-1423. DOI: 10.1002/lno.70020.

[17] Liu L, Zhang X, Schorn S *et al*. Strong subseasonal variability of oxic methane production challenges methane budgeting in freshwater lakes. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58**(44): 19690-19701. DOI: 10.1021/acs.est.4c07413.

[18] Xu LL, Li Z, Li C *et al*. A preliminary study of carbon balance and the uncertainty for Lake Gaoyang, Pengxi River of the Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2017, **29**(1): 116-126. DOI: 10.18307/2017.0113. [徐琳琳, 李哲, 李翀等. 三峡澎溪河高阳平湖碳通量初步分析及不确定性. 湖泊科学, 2017, **29**(1): 116-126.]

[19] Guo JS, Chen Y, Li Z *et al*. Seasonal variation of chlorophyll *a* and its potential relationship with various algal species in Xiaojiang River backwater area, Three Gorges Reservoir. *Environmental Science*, 2011, **32**(4): 976-981. DOI: 10.13227/j.hjkx.2011.04.001. [郭劲松, 陈园, 李哲等. 三峡小江回水区叶绿素 *a* 季节变化及其同主要藻类的相互关系. 环境科学, 2011, **32**(4): 976-981.]

[20] Goldenfum JA. GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs: Derived From: The UNESCO/IHA Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs Research Project . London: International Hydropower Association (IHA), 2010.

[21] 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.

[22] Baygildiev TM, Rodin IA, Stavrianidi AN *et al*. Time-efficient LC/MS/MS determination of low concentrations of methylphosphonic acid. *Inorganic Materials*, 2017, **53**(14): 1382-1385. DOI: 10.1134/S0020168517140023.

[23] Chen CA, Millero FJ. Thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. *Limnology and Oceanography*, 1986, **31**(3): 657-662. DOI: 10.4319/lo.1986.31.3.0657.

[24] Kallistova AY, Kosyakova AI, Rusanov II *et al*. Methane production in a temperate freshwater lake during an intense cyanobacterial bloom. *Microbiology*, 2023, **92**(5): 638-649. DOI: 10.1134/S0026261723601586.

[25] Ward BB, Kilpatrick KA, Wopat AE *et al*. Methane oxidation in Saanich inlet during summer stratification. *Continental Shelf Research*, 1989, **9**(1): 65-75. DOI: 10.1016/0278-4343(89)90083-6.

[26] Langenegger T, Vachon D, Donis D *et al*. Methane oxidation dynamics in a stratified lake: Insights revealed from a mass balance and carbon stable isotopes. *Limnology and Oceanography*, 2022, **67**(10): 2157-2173. DOI: 10.1002/lno.12195.

[27] Hudspeth ZW, Morningstar JL, Mendlovitz HP *et al*. *In situ* aerobic methane oxidation rates in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*, 2025,

70(S1): S55-S68. DOI: 10.1002/lno.12583.

[28] Hartmann JF, Günthel M, Klintzsch T *et al*. High spatiotemporal dynamics of methane production and emission in oxic surface water. *Environmental Science & Technology*, 2020, **54**(3): 1451-1463. DOI: 10.1021/acs.est.9b03182.

[29] Peeters F, Encinas Fernandez J, Hofmann H. Sediment fluxes rather than oxic methanogenesis explain diffusive CH_4 emissions from lakes and reservoirs. *Scientific Reports*, 2019, **9**: 243. DOI: 10.1038/s41598-018-36530-w.

[30] Thottathil SD, Reis PCJ, Prairie YT. Methane oxidation kinetics in northern freshwater lakes. *Biogeochemistry*, 2019, **143**(1): 105-116. DOI: 10.1007/s10533-019-00552-x.

[31] Duhamel S. The microbial phosphorus cycle in aquatic ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, 2025, **23**(4): 239-255. DOI: 10.1038/s41579-024-01119-w.

[32] Sheng R, Chen AL, Zhang MM *et al*. Transcriptional activities of methanogens and methanotrophs vary with methane emission flux in rice soils under chronic nutrient constraints of phosphorus and potassium. *Biogeosciences*, 2016, **13**(23): 6507-6518. DOI: 10.5194/bg-13-6507-2016.

[33] Patel L, Gowd SC, Singh R *et al*. Salinity and phosphorus as key regulators of methane emissions in tropical aquaculture ponds. *Aquaculture International*, 2025, **33**(4): 302. DOI: 10.1007/s10499-025-01984-z.

[34] Perez-Coronel E, Michael Beman J. Multiple sources of aerobic methane production in aquatic ecosystems include bacterial photosynthesis. *Nature Communications*, 2022, **13**: 6454. DOI: 10.1038/s41467-022-34105-y.

[35] Günthel M, Klawonn I, Woodhouse J *et al*. Photosynthesis-driven methane production in oxic lake water as an important contributor to methane emission. *Limnology and Oceanography*, 2020, **65**(12): 2853-2865. DOI: 10.1002/lno.11557.

[36] Zhao L, Lin LZ, Chen MY *et al*. The widespread capability of methylphosphonate utilization in filamentous cyanobacteria and its ecological significance. *Water Research*, 2022, **217**: 118385. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118385.

[37] Cox DD, Parsons RJ, Van Mooy BAS *et al*. Methylphosphonate is utilized by commensal microbiota of macroalgae in the oligotrophic sargasso sea. *Journal of Geophysical Research*: *Oceans*, 2023, **128**(12): e2023JC020315. DOI: 10.1029/2023JC020315.

[38] von Arx JN, Kidane AT, Philippi M *et al*. Methylphosphonate-driven methane formation and its link to primary production in the oligotrophic North Atlantic. *Nature Communications*, 2023, **14**: 6529. DOI: 10.1038/s41467-023-42304-4.

[39] Li Q, Yuan HQ, Li Z *et al*. Exploration of methylphosphonate content variations in aquatic environments and their response to the algae-phosphorus relationship. *J Lake Sci*, 2025, **37**(6): 1918-1925. DOI：10.18307/2025.0613. [李清，袁翰卿，李哲等. 水环境中甲基膦酸含量变化及其对“藻-磷”关系响应的探究. 湖泊科学, 2025, **37**(6): 1918-1925.]

[40] Ye WW, Wang XL, Zhang XH *et al*. Methane production in oxic seawater of the western North Pacific and its marginal seas. *Limnology and Oceanography*, 2020, **65**(10): 2352-2365. DOI: 10.1002/lno.11457.

[41] Xun F, Feng MH, Zhao C *et al*. Epilimnetic oligotrophication increases contribution of oxic methane production to atmospheric methane flux from stratified lakes. *Water Research*, 2025, **268**: 122602. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122602.

[42] Peoples LM, Dore JE, Bilbrey EM *et al*. Oxic methane production from methylphosphonate in a large oligotrophic lake: Limitation by substrate and organic carbon supply. *Applied and Environmental Microbiology*, 2023, **89**(12): e0109723. DOI: 10.1128/aem.01097-23.

[43] Vrba J, Komárkova J, Vyhnálek V. Enhanced activity of alkaline phosphatases - phytoplankton response to epilimnetic phosphorus depletion. *Water Science and Technology*, 1993, **28**(6): 15-24. DOI: 10.2166/wst.1993.0124.

[44] Han XT, Xun F, Zhu XL *et al*. Mechanism of organic phosphorus transformation and its impact on the primary production in a deep oligotrophic plateau lake during stratification. *Water Research*, 2024, **254**: 121420. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121420.

[45] Zhao L, Lin LZ, Zeng Y *et al*. The facilitating role of phycospheric heterotrophic bacteria in cyanobacterial phosphonate availability and *Microcystis bloom* maintenance. *Microbiome*, 2023, **11**(1): 142. DOI: 10.1186/s40168-023-01582-2.

[46] Huisman J, Codd G • A, Paerl HW *et al*. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, **16**(8): 471-483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.

[47] Oleksy IA, Richardson DC. Climate change and teleconnections amplify lake stratification with differential local controls of surface water warming and deep water cooling. *Geophysical Research Letters*, 2021, **48**(5): e2020GL090959. DOI: 10.1029/2020GL090959.

[48] Woolway RI, Sharma S, Weyhenmeyer GA *et al*. Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature Communications*, 2021, **12**: 2318. DOI: 10.1038/s41467-021-22657-4.

[49] Qu LM, Feng PF, Cong PF *et al*. Spatial-temporal distribution of nitrogen and phosphorus nutrients and potential eutrophication assessment in Bohai Bay, China. *Ocean & Coastal Management*, 2025, **267**: 107741. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2025.107741.

[50] Zheng NN, Hu W, Liu Y *et al*. Phycospheric bacteria limits the effect of nitrogen and phosphorus imbalance on diatom bloom. *Science of the Total Environment*, 2024, **935**: 173477. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.173477.

[51] Li DM, Song GF, Tian CM *et al*. Research progress on water bloom in tributary of the Three Gorges Reservoir. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, **49**(10): 210-221. DOI: 10.3724/1000-3207.2025.2025.0015. [李丹敏, 宋高飞, 田楚铭等. 三峡水库支流水华研究进展. 水生生物学报, 2025, **49**(10): 210-221.]

[52] Yan XC, Xu XG, Ji M *et al*. Cyanobacteria blooms: A neglected facilitator of CH_4 production in eutrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 2019, **651**: 466-474. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.197.

[53] Mao YF, Lin T, Li H *et al*. Aerobic methane production by phytoplankton as an important methane source of aquatic ecosystems: Reconsidering the global methane budget. *Science of the Total Environment*, 2024, **907**: 167864. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167864.

[54] Chen M, Xu HT, Wang XZ *et al*. Impact of rainfall-runoff events on methane emission from Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir. *Environmental Science*, 2021, **42**(2): 732-739. DOI: 10.13227/j.hjkx.202007063. [陈敏, 许浩霆, 王雪竹等. 降雨径流事件对三峡水库香溪河库湾甲烷释放的影响. 环境科学, 2021, **42**(2): 732-739.]

[55] 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.]

[56] Liu J, Xue F, Guo XJ *et al*. Methane dynamics altered by reservoir operations in a typical tributary of the Three Gorges Reservoir. *Water Research*, 2024, **263**: 122163. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122163.

[57] Lei D, Liu J, Zhang JW *et al*. Methane oxidation in the water column of Xiangxi Bay, Three Gorges Reservoir. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 2019, **47**(9): 1800516. DOI: 10.1002/clen.201800516.

[58] Zhao ZJ, *et al*. Cold-temperate mountainous freshwater produces methane by algal metabolism. *Environmental Science & Technology*, 2025, **59**(18): 9093-9103. DOI: 10.1021/acs.est.4c13468.

[59] Ye J, Zhuang MH, Hong MQ *et al*. Methanogenesis in the presence of oxygenic photosynthetic bacteria may contribute to global methane cycle. *Nature Communications*, 2024, **15**: 5682. DOI: 10.1038/s41467-024-50108-3.