

李彤,丁立飞,魏文欣,等.太湖沉积物产甲烷速率时空变化与影响因素[J].中国环境科学,2025,45(1):519-527.

Li T, Ding L F, Wei W X, et al. Temporal and spatial variations of sediment methane production rates and their influencing factors in Lake Taihu [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):519-527.

## 太湖沉积物产甲烷速率时空变化与影响因素

李彤<sup>1,2</sup>,丁立飞<sup>1,3</sup>,魏文欣<sup>1,3</sup>,樊施明<sup>1,2</sup>,刘成<sup>1</sup>,钟继承<sup>1</sup>,张雷<sup>1\*</sup> (1.中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室,江苏南京 210008; 2.中国科学院大学,北京 100049; 3.南京信息工程大学环境科学与工程学院,江苏南京 210044)

**摘要:** 选取我国太湖作为研究对象,采集沉积物样品进行室内培养试验,研究太湖沉积物产甲烷速率(MPR)的时空变化特征,并分析主导差异产生的水体或沉积物环境因素.结果表明,太湖沉积物MPR为0.007~176.03 $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ,其中西北湖湾区与东太湖区MPR相对较高,而湖心开阔区MPR相对较低;MPR季节变化显著,夏季最高,平均为(42.85 $\pm$ 40.45) $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ,冬季最低,平均为(5.26 $\pm$ 17.29) $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ .MPR与水温、沉积物的含水率、孔隙度、总氮和有机碳等指标呈显著正相关.各点位MPR的温度敏感性( $Q_{10}$ )存在差异, $Q_{10}$ 与MPR呈显著对数负相关.微生物群落分析显示太湖夏季沉积物中产甲烷菌属整体以氢营养型为主,*mcrA*基因拷贝数与MPR呈显著性正相关.本研究可为太湖 $\text{CH}_4$ 产生、排放、碳循环研究以及其他湖泊沉积物MPR的研究提供重要参考.

**关键词:** 太湖; 沉积物; 产甲烷速率; 产甲烷菌; 时空变化

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)01-0519-09

**Temporal and spatial variations of sediment methane production rates and their influencing factors in Lake Taihu.** LI Tong<sup>1,2</sup>, DING Li-fei<sup>1,3</sup>, WEI Wen-xin<sup>1,3</sup>, FAN Shi-ming<sup>1,2</sup>, LIU Cheng<sup>1</sup>, ZHONG Ji-cheng<sup>1</sup>, ZHANG Lei<sup>1\*</sup> (1.State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3: School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China). *China Environmental Science*, 2025,45(1):

**Abstract:** Researches on lake methane ( $\text{CH}_4$ ) production are of great significance for understanding the global  $\text{CH}_4$  budget since lakes are important releasing sources for  $\text{CH}_4$ . In this study, sediment samples were firstly collected from Lake Taihu China then incubated in the laboratory with the purpose of investigating the temporal and spatial variations of the sediment methane production rates (MPR) in the lake. The environmental factors influencing the production rates were also analyzed. The results showed that MPR in sediments from Lake Taihu was 0.007~176.03 $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ . Higher MPR were found in the northwest bays and the eastern areas, while MPR in the open areas of Lake Taihu were relatively lower. The MPR in the sediments significantly varied from seasons, with the highest value of (42.85 $\pm$ 40.45) $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$  in summer and the lowest of (5.26 $\pm$ 17.29) $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$  in winter. The sediment MPR was positively correlated with the water temperature, the sediment water content, the porosity, the total nitrogen and the organic carbon. Differences of the temperature sensitivity ( $Q_{10}$ ) for sediment MPR were found from different sampling sites. A significant negative logarithmic correlation between  $Q_{10}$  and MPR was proofed. Microbial community analysis showed that hydrogenotrophic microorganisms dominated the methanogens in sediments of Lake Taihu during the summer. The copy number of the *mcrA* gene was significantly positively correlated with the sediment MPR. This study would provide important references to the studies of  $\text{CH}_4$  production, emission and carbon cycle in Lake Taihu and the sediment MPR in other lakes.

**Key words:** Lake Taihu; lake sediments; methane production rate; methane; spatiotemporal variation

甲烷( $\text{CH}_4$ )是仅次于二氧化碳( $\text{CO}_2$ )的全球第二重要温室气体,其百年尺度上的全球增温潜势是 $\text{CO}_2$ 的28倍<sup>[1]</sup>.在统计的全球 $\text{CH}_4$ 排放源中,自然源贡献约28.8%<sup>[2]</sup>,其中内陆水生生态系统 $\text{CH}_4$ 排放可达自然源的53.1%<sup>[3]</sup>.而湖泊作为重要的内陆水体,在有机碳储存、矿化等过程中发挥着重要的作用<sup>[4]</sup>,其年均 $\text{CH}_4$ 释放量可达150.9Tg,占内陆水生生态系

统的35.0%<sup>[3]</sup>.故关注湖泊 $\text{CH}_4$ 产生与循环,对于研究全球 $\text{CH}_4$ 收支与碳循环、预测气候变化具有重要意义.湖泊 $\text{CH}_4$ 主要在沉积物中产生<sup>[5]</sup>,其中专性厌氧产甲烷菌利用有机质作为底物进行代谢活动并产

收稿日期: 2024-06-03

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42177228,42077310)

\* 责任作者, 副研究员, leizhang@niglas.ac.cn

生  $\text{CH}_4$ , 随后  $\text{CH}_4$  向上传输, 部分经由甲烷氧化菌利用氧气或其他代替电子受体而发生氧化<sup>[6]</sup>, 未被氧化部分最终通过扩散、冒泡、植物介导<sup>[7]</sup>等方式进入大气, 故沉积物产甲烷速率(MPR)是决定湖泊甲烷排放强度的关键因素. 因此, 作为湖泊  $\text{CH}_4$  的主要产生场所, 沉积物应当是研究与探索湖泊  $\text{CH}_4$  产生、氧化与释放的相关机制的重要对象. 然而目前对湖泊沉积物的 MPR 研究关注相对较弱, 且已有的研究对湖泊不同区域或不同季节的沉积物 MPR 的时空变化的关注相对不足<sup>[8]</sup>. 因此全面认识湖泊沉积物 MPR 可以更好认识未来湖泊  $\text{CH}_4$  排放情形, 预估环境变化下湖泊不同区域  $\text{CH}_4$  排放的变化.

太湖流域位于长江三角洲区域, 自改革开放以来, 逐步成为我国经济发达、人口密集的地区之一. 但随着经济的快速增长以及人口的增加, 太湖富营养化水平显著升高, 蓝藻水华暴发的频率及范围维持在较高水平, 而大型水生植物主导的区域趋于缩小<sup>[9-10]</sup>. 由于太湖面积大、内部水生态系统结构呈现多样性, 再加上外源输入的影响, 造成太湖沉积物具有较高的空间异质性, 为研究沉积物 MPR 及其与沉积物特征的关系提供了良好条件. 故本研究拟选取太湖作为研究对象, 通过室内培养实验明晰太湖 MPR 的时空变化以及造成 MPR 差异的可能环境因素. 本研究可为后续研究预测、评估太湖  $\text{CH}_4$  排放变化、调控湖泊  $\text{CH}_4$  排放提供重要参考.

## 1 材料与方法

### 1.1 点位设置与样品采集

太湖(30°55'40"~31°32'58"N, 119°52'32"~120°36'10"E, 图 1)是我国东部五大淡水湖之一, 水面面积 2338 km<sup>2</sup>, 蓄水量为 4.43 × 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>, 湖岸线长 393.8 km, 平均水深 1.89 m, 有东太湖、胥口湾、贡湖湾、梅梁湾、竺山湾等湖湾<sup>[11]</sup>. 根据太湖生长的优势植物可以将其分为东、西、北部: 其中东太湖以大型植物为主, 有多种沉水叶植物和浮叶植物, 而西部和北部以藻类为主, 季节性藻华频发<sup>[11]</sup>. 基于上述情况, 并结合现场情况, 本研究在太湖布设 20 个点位(图 1). 采样工作于 2023 年按照季度开展, 具体为 2023 年 2 月(冬季)、2023 年 5 月(春季)、2023 年 8 月(夏季)、2023 年 11 月(秋季)分别采集一次, 每次采样 2~3 d.

使用 2 L 有机玻璃采水器采集各点位的表层水

样, 每次采集水样前先用采样点位原水冲洗采样器内壁 1~2 次. 沉积物样品采集采用卡口式沉积物采样器, 采样管为直径 9 cm、长度 50 cm 的有机玻璃管, 每个采样点采集一柱沉积物. 此外, 使用便携式多参数水质仪(Horiba, U-53, 日本)测定水体溶解氧(DO)、pH 值、电导率等参数, 同时记录水体深度.

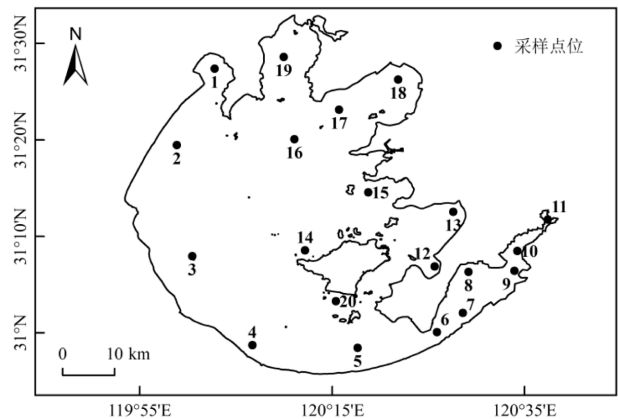


图 1 太湖采样点位图

Fig.1 Location map of sampling sites in Lake Taihu

### 1.2 沉积物 MPR 的测定与温度敏感性计算

**1.2.1 沉积物 MPR 的测定** 采用顶泥器将有机玻璃管中的沉积物顶出, 用切割好的 5 cm 环测量顶出高度, 最后用切泥板切下, 获得表层 5 cm 沉积物. 混匀后, 使用 2 mL 去头注射器分多次、共获取 12.5 mL 混匀的表层 5 cm 沉积物样品加入到 100 mL 棕色西林瓶中, 另加入 25 mL 去离子水后, 加丁基橡胶塞压盖密封. 利用高纯氮气(99.999%)吹扫瓶内 5 min 以确保形成顶空厌氧环境, 此记为 0 d. 将混匀的剩余 0~5 cm 沉积物样品用于沉积物基本性质分析. 将样品瓶放入恒温培养箱(HEQ-F60, 盛威, 中国)中避光培养, 培养温度同对应季节太湖沉积物平均温度, 冬、春、夏、秋依次为 7, 15, 26, 20 °C<sup>[12]</sup>, 各点位设置 3 个重复. 在第 1, 8, 15, 22, 29 d 分别从顶空抽取 5 mL 气体, 同时补充 5 mL 高纯氮气以平衡瓶内气压; 抽取的气体使用配有火焰离子检测器的气相色谱仪(GC-FID, 7890B, Agilent)测定  $\text{CH}_4$  含量.

MPR( $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ )即沉积物中  $\text{CH}_4$  的溶存浓度与培养时间的线性拟合斜率, 其中沉积物中的  $\text{CH}_4$  溶存浓度( $C_s$ ,  $\mu\text{mol}/\text{L}$ )的计算公式如下<sup>[13]</sup>:

$$C_s = \frac{C_g V_g + C_1 V_1}{V_s} \quad (1)$$

式中: $C_g$ 代表西林瓶内顶空  $\text{CH}_4$  浓度, $\mu\text{mol/L}$ ; $V_g$ 代表西林瓶内顶空体积, $\text{L}$ ; $C_l$ 代表对应平衡液相中  $\text{CH}_4$  浓度, $\mu\text{mol/L}$ ; $V_l$ 代表西林瓶内液相体积, $\text{L}$ ; $V_s$ 代表西林瓶内沉积物的体积, $\text{L}$ 。 $C_g$ 、 $C_l$ 的计算公式如下:

$$C_g = \frac{aP_0}{RT} \times 10^6 \quad (2)$$

$$C_l = \frac{aP_0C_0}{E} \times 10^6 \quad (3)$$

式中: $a$ 代表气相色谱仪测定的  $\text{CH}_4$  含量; $P_0$ 为当地大气压, $\text{kPa}$ ; $R$ 为理想气体常数, $8.314\text{J}/(\text{mol}\cdot\text{K})$ ; $T$ 为热力学温度, $\text{K}$ ; $E$ 为  $\text{CH}_4$  的亨利系数, $\text{Pa}$ ; $C_0$ 为溶液的总浓度,由于水样中气体浓度很低,可认为溶液总浓度为水的浓度( $55.46\text{mol/L}$ )<sup>[14]</sup>。

**1.2.2 温度敏感性计算** 温度敏感性是指反应从较低温度升高至较高温度时,反应速率的变化,是衡量微生物对温度变化响应的一个参数,计算公式为<sup>[15]</sup>:

$$Q_{10} = \left( \frac{R_2}{R_1} \right)^{\left( \frac{10}{T_2 - T_1} \right)} \quad (4)$$

式中: $T_1$ 、 $T_2$ 分别表示较低温度与较高温度,在本研究中, $T_1=7^\circ\text{C}$ 、 $T_2=26^\circ\text{C}$ ; $R_1$ 、 $R_2$ 分别对应温度下的沉积物 MPR。

### 1.3 水体与沉积物理化指标测定

采用过硫酸钾氧化法测定水中总氮( $\text{TN}_w$ )、总磷( $\text{TP}_w$ )含量,采用滴定法测定水体高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}/w}$ ),水体叶绿素 a( $\text{Chl.a}_w$ )的含量则采用丙酮提取法测定,相关方法均参考《水和废水监测分析方法》<sup>[16]</sup>。对于混匀的表层  $5\text{cm}$  沉积物,取一部分采用烘干法测定各沉积物的含水率和孔隙度;另取部分冷冻干燥、研磨粉碎过  $100$  目筛( $150\mu\text{m}$ ),用过硫酸钾氧化法对沉积物样品进行消解,再分别用紫外分光光度法和钼酸铵分光光度法测定总氮( $\text{TN}_s$ )、总磷( $\text{TP}_s$ )含量,采用重铬酸钾法测定沉积物中有机碳( $\text{TOC}_s$ )的含量<sup>[17]</sup>。

### 1.4 夏季沉积物产甲烷菌测定

取冻干的夏季表层沉积物样品采用 DNA 提取试剂盒(Omega, M5635-02)提取总 DNA,提取过程严格遵循试剂盒的使用说明。在获得 DNA 后,进行 *mcrA* 基因的 PCR 扩增,所使用的引物序列为 *mcrA-R*(TTCATTGCRTAGTTWGGRTAGTT) 和 *mcrA-F*(GGTGGTGTMGATTACACARTAYGC

WACAGC)<sup>[18]</sup>。在进行样品测定时,标准品会同时进行 PCR 循环。根据样品的阈值循环值( $C_t$ ),结合标准曲线,可以求得样品 cDNA 的起始拷贝数<sup>[19]</sup>。拷贝数( $X_0$ )的计算公式为:

$$C_t = -K \log X_0 + b \quad (5)$$

式中: $K$ 为标准曲线的斜率; $b$ 为标准曲线的截距。

扩增完成后,在 Illumina Miseq 测序平台进行高通量测序。采用 DADA2 方法进行去引物、质量过滤、去噪、拼接和去嵌合体等步骤,获取特征序列(ASVs)<sup>[20]</sup>。处理后的 ASVs 通过 QIIME2(2019.4)软件与 Silva 数据库中的参考序列比对,并基于比对结果进行物种注释。使用 QIIME2(2019.4)的 qiime feature-table rarefy 功能、运用稀疏(Rarefaction)方法预测各样本在抽平深度为最低样本序列量的 95% 下所能观测到的 ASVs 及其相对丰度<sup>[21-22]</sup>。统计抽平后的 ASVs 数据,获取每个样本中的微生物群落在各分类水平的具体组成。

### 1.5 统计分析

使用 Microsoft Office Excel 2016 对实验数据进行初步的统计分析。MPR 的时空差异通过双因素方差分析(two-way ANOVA)检验,其中点位与季节作为因子,分析在 SPSS 22.0 (IBM, USA)进行;若存在显著性差异( $P<0.05$ ),则利用 Tukey 事后检验分析存在显著性差异的具体点位、季节。此外,使用 Pearson 相关性分析统计 MPR 与环境因子的相关性,分析在 Origin 2022 (OriginLab, USA)进行。利用 ArcGIS10.8 (ESRI, USA)绘制太湖采样点位图;其他图均使用 Origin 2022 (OriginLab, USA)绘制。

## 2 结果与分析

### 2.1 太湖水与沉积物理化性质

太湖全年水深变化较小,均值为( $2.01\pm 0.64$ ) m;DO 范围为  $3.66\sim 14.74\text{mg/L}$ ;电导率年均值为( $460\pm 110$ ) $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;水体全年呈弱碱性,年均 pH 值为( $8.24\pm 0.36$ )。 $\text{TN}_w$ 、 $\text{TP}_w$ 、 $\text{COD}_{\text{Mn}/w}$ 、 $\text{Chl.a}_w$  年均分别为( $1.30\pm 0.79$ )  $\text{mg/L}$ 、( $0.13\pm 0.13$ )  $\text{mg/L}$ 、( $3.97\pm 1.13$ )  $\text{mg/L}$  和( $14.99\pm 12.89$ )  $\text{mg}/\text{m}^3$ (表 1)。

沉积物含水率为( $38.4\pm 14.2$ )%~( $72.3\pm 3.91$ )%,全湖均值为( $53.7\pm 10.8$ )%;全湖孔隙度平均为( $74.61\pm 10.56$ )%(图 2(a))。沉积物  $\text{TP}_s$  为( $188\pm 45.7$ )~( $853\pm 245$ )  $\text{mg}/\text{kg}$ ,全湖均值为( $362\pm 202$ )  $\text{mg}/\text{kg}$ (图 2(b));沉

积物  $TN_s$  为(1163±84)~(3652±794) mg/kg,全湖均值 0.07%~(3.74±1.05)%,全湖均值为(1.41±0.89)%(图 2(c));沉积物  $TOC_s$  为(0.52± 2(c)).

表 1 太湖水体理化性质

Table 1 The Physicochemical properties of water in Lake Taihu

项目	水深(m)	DO(mg/L)	电导率(μS/cm)	pH <sub>w</sub>	TN <sub>w</sub> (mg/L)	TP <sub>w</sub> (mg/L)	COD <sub>Min/w</sub> (mg/L)	Chl.a <sub>w</sub> (mg/m <sup>3</sup> )
范围	0.70~3.60	3.66~14.74	248~728	7.17~8.99	0.44~4.60	0.01~1.00	1.94~7.92	1.65~59.57
均值±标准差	2.01 ± 0.64	10.72 ± 2.10	460 ± 110	8.24 ± 0.36	1.30 ± 0.79	0.13 ± 0.13	3.97 ± 1.13	14.99 ± 12.89

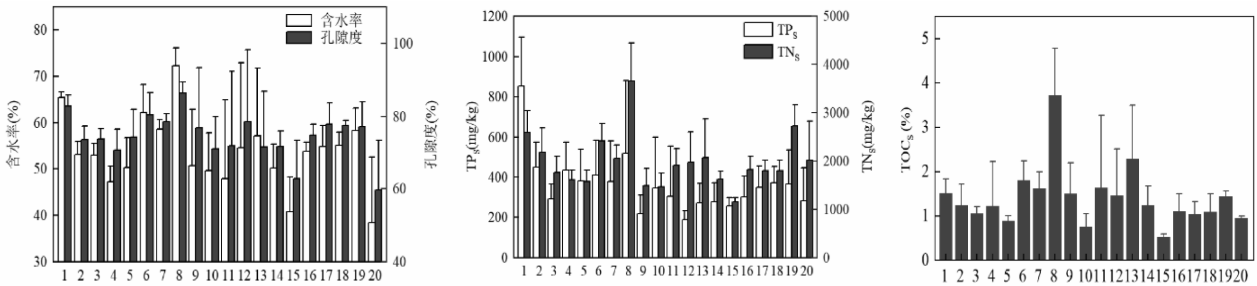


图 2 太湖沉积物理化性质

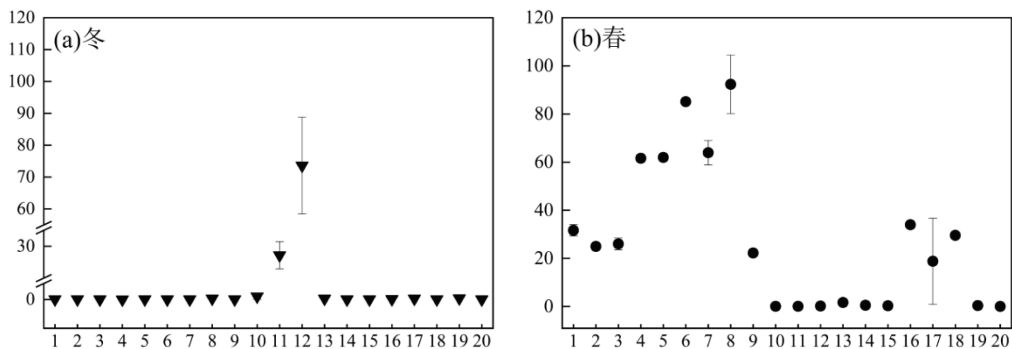
Fig.2 Physicochemical properties of sediments in Lake Taihu

2.2 太湖沉积物 MPR 的时空变化及影响因素

太湖沉积物 MPR 的变化范围为 0.007~176.03μmol/(L·d)(图 3),不同季节不同点位差异显著 ( $P<0.001$ ,表 2).太湖沉积物 MPR 的最高值出现在夏季,全湖均值为(42.85±40.45)μmol/(L·d),春季和秋季次之,而最低值则出现在冬季,均值为(5.26±17.29)μmol/(L·d).各点位之间,8、12 号点位的沉积物 MPR 显著高于其他点位( $P<0.05$ ),分别为(64.07±62.03) μmol/(L·d)和(59.34±47.94) μmol/(L·d),而 14、20 号点位的沉积物 MPR 则处于最低水平,分别为(0.48±0.62) μmol/(L·d)和(0.07±0.06) μmol/(L·d).其他点位中,MPR 较高的还有 6、7、13 号等,其结果均

高于 30 μmol/(L·d),而 MPR 较低的还有 3 和 15 号点位等,其结果均低于 10μmol/(L·d).

太湖沉积物 MPR 的温度敏感性  $Q_{10}$  的范围为 0.71~53.40(图 4(a)),其中东太湖沉积物 MPR 的温度敏感性普遍相对较高,如 7 号点位的  $Q_{10}$  为全湖最高,11 号点位的  $Q_{10}$  全湖最低.综合全湖来看,不同区域沉积物 MPR 的温度敏感性存在差异.此外, $Q_{10}$  与 MPR 呈显著对数负相关(图 4(b), $P<0.01$ ).沉积物 MPR 与  $DO_w$  呈显著负相关关系(表 3, $P<0.01$ ),而与水温呈显著正相关关系(表 3, $P<0.01$ );同时 MPR 与含水率、孔隙度、 $TN_s$  和  $TOC_s$  均呈显著正相关 ( $P<0.01$ ).



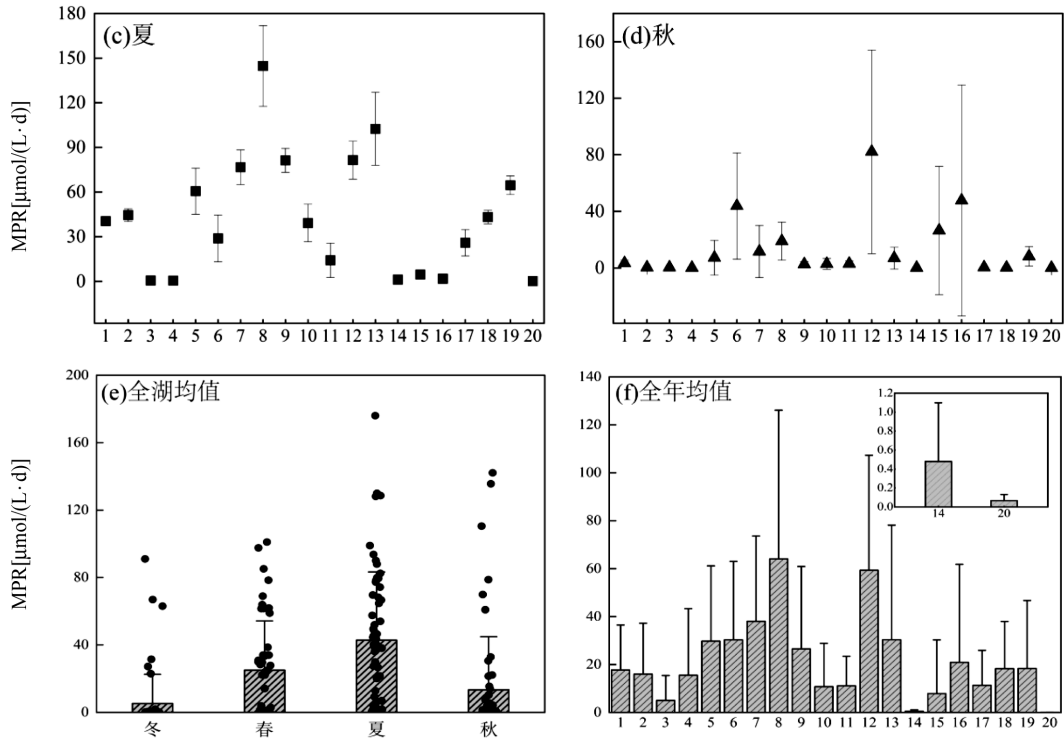


图 3 太湖沉积物的产甲烷速率

Fig 3 Methane production rates of sediments in Lake Taihu

表 2 沉积物产甲烷速率的双因素方差分析

Table 2 Two-way ANOVA of methane production rate in sediment

因素	因子	自由度	F	显著性
MPR	点位	19	89.927	<0.001***
	温度	3	318.155	<0.001***
	点位×温度	57	42.352	<0.001***

注:\*\*\*在P<0.001水平上差异显著.

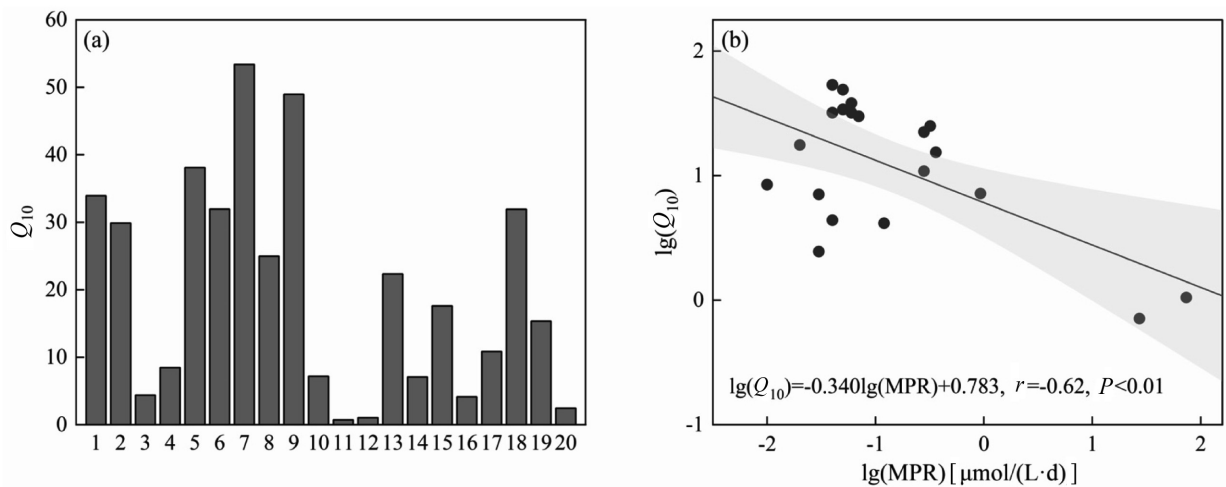


图 4 温度敏感性及其与产甲烷速率的关系

Fig.4 Temperature sensitivity and its relationship with methane production rate

表 3 MPR 与环境因子的相关性分析

Table 3 Correlation analysis of seasonal methane production rate with environmental factors

项目	DO <sub>w</sub>	电导率	pH <sub>w</sub>	TN <sub>w</sub>	TP <sub>w</sub>	COD <sub>Mn,w</sub>	Chl.a <sub>w</sub>	温度	含水率	孔隙度	TP <sub>s</sub>	TN <sub>s</sub>	TOC <sub>s</sub>
MPR	-0.34**	-0.005	-0.081	-0.15	0.03	0.13	0.15	0.34**	0.36**	0.30**	-0.156	0.38***	0.34**

注:\*\* P<0.01; \*\*\* P<0.001.

2.3 夏季太湖沉积物产甲烷菌分析

夏季沉积物 *mcrA* 基因拷贝数为  $2.73 \times 10^4 \sim 1.10 \times 10^7$  copies/g, 其中最大值出现在 7 号点位, 最小值出现在 20 号点位(图 5(a)). *mcrA* 基因拷贝数与夏季沉积物的 MPR 呈显著正相关(图 5(b),  $P < 0.05$ ). 层次聚类分析显示 20 号点位的微生物群落组成与其他点位差异明显, 此外 6 号点位和 7 号点位的群落组成差异最小. 点位 1、2、5、12、13、18 和 19 的微生物群落组成相似, 同样的点位 6、7、8、9 和 10 的

微生物群落之间也是相似的, 同样微生物群落组成类似的还有点位 3、4、14、15、16 和 17(图 6). 夏季太湖沉积物产甲烷菌属以 *Meanolinea*、*Meanoregula*、*Methanothrix*、*Meanobacterium* 为主(图 6). 以 1 号点位为例, 四类产甲烷菌属占比分别为 43.9%、18.1%、8.3%、4.8%, 然而 20 号点位与其他点位沉积物存在显著差异, 其中 *Meanolinea*、*Meanoregula*、*Methanothrix*、*Meanobacterium* 等四类产甲烷菌的相对丰度不高, 总占比仅 20.1%(图 6).

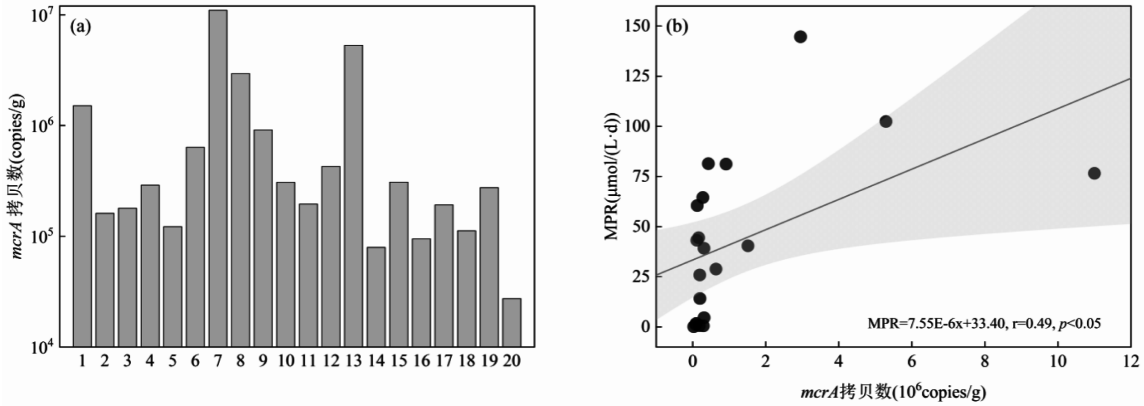


图 5 太湖沉积物 *mcrA* 拷贝数及其与产甲烷速率的关系

Fig.5 The *mcrA* copy number in sediments and its relationship with methane production rate in Lake Taihu

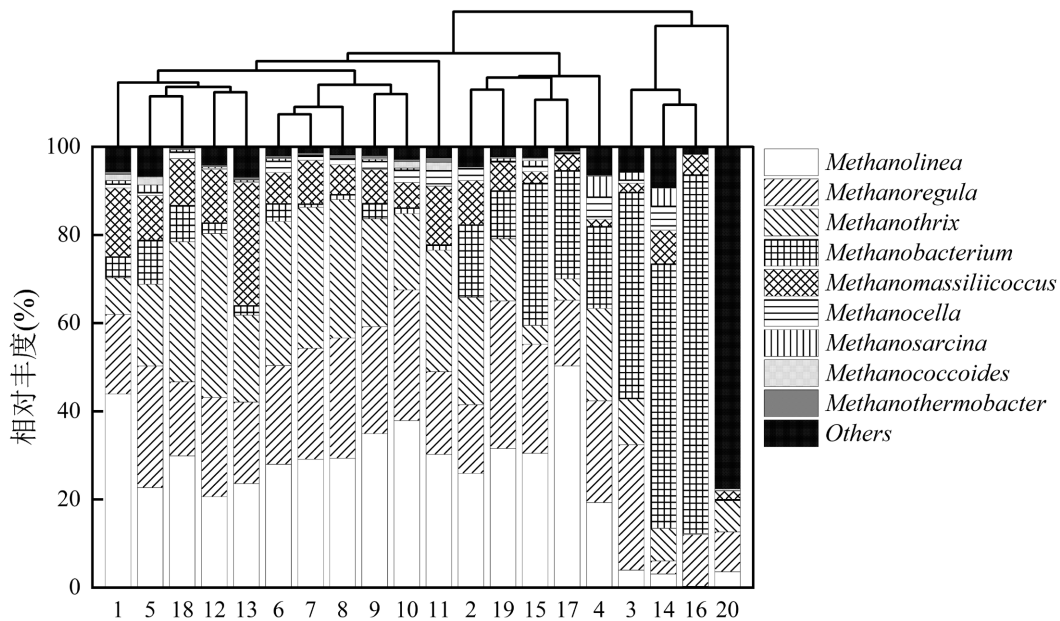


图 6 沉积物产甲烷菌层次聚类树及属水平上的产甲烷菌的群落组成

Fig.6 Hierarchical clustering tree of methanogens in sediments and community composition of methanogens at genus level

### 3 讨论

#### 3.1 太湖沉积物 MPR 的时空异质性与温度敏感性

总体而言,太湖西北湖湾和东太湖大部分点位(6、7、8、12、13等)沉积物 MPR 在各季节都处于较高水平,而 20 点位沉积物 MPR 最低(图 3)。TOC 是富营养化湖泊或湖泊富营养化区域高甲烷产量的主要驱动因素,高 TOC 提供丰富的有机质供应来刺激产甲烷菌<sup>[23]</sup>,因此沉积物 MPR 与沉积物 TOC 呈正相关关系(表 3)。由于沉积物有机质中的有机碳和氮通常具有相对固定的比例,因此沉积物中 MPR 与沉积物 TN<sub>s</sub> 也呈显著正相关(表 3);而沉积物中有机质的增加会疏松沉积物结构、增大沉积物含水率与孔隙度,这也是为什么 MPR 与沉积物含水率与孔隙度呈显著正相关。

太湖西北湖湾是典型的藻型区<sup>[24]</sup>,浮游藻类为主的有机质产生与降解会贡献相对更多的易分解有机碳,并且产甲烷菌更倾向于利用这些不稳定、易分解的有机质<sup>[25-26]</sup>。东太湖虽然富营养化程度相对较低,但水生植物覆盖度较高<sup>[24,27]</sup>,水生植物通过初级生产会造成沉积物中更高的碳积累<sup>[28]</sup>。此外,大型植物可以拦截悬浮颗粒物,提高颗粒物和有机质的沉积与累积,丰富的有机质为产甲烷菌提供充足的底物<sup>[29]</sup>,进而促进 MPR 的提高,因此太湖西北湖湾与东太湖沉积物 MPR 相对较高。

本研究还表明太湖沉积物 MPR 的高度季节变异性:春季、夏季和秋季 MPR 显著高于冬季( $P < 0.05$ ),同时夏季和秋季之间也有显著的季节变化( $P < 0.001$ )。这种结果可能与温度和有机物的供应有关<sup>[30-31]</sup>。首先,温度是影响沉积物有机碳矿化和产甲烷的重要因素<sup>[32-33]</sup>,较高的温度可以刺激产甲烷菌活性、提升沉积物产甲烷速率,因此沉积物 MPR 与温度呈显著正相关(表 3);其次,夏季大量藻类与水生植物繁殖、生长迅速,为产甲烷菌提供了更为丰富的新鲜有机质,同样有助于产甲烷。而在秋、冬等季,随着温度降低,产甲烷菌活性降低、有机质供应也不断减弱,因此这些季节 MPR 较低。

$Q_{10}$  是反映产甲烷对温度的响应特征,受到产甲烷菌活性、产甲烷底质可获得性和生物可利用性等多方面因素影响<sup>[34]</sup>。本研究中位于太湖藻型区的 1、2 等点位和位于东太湖的 6~9 等点位的  $Q_{10}$  较高,这

可能受藻类的生长和死亡导致的沉积物中的营养物质供应变化的影响。在夏季较高的温度下藻类与水生植物的繁殖和凋落速率都会加快<sup>[35]</sup>,这导致了沉积物有机质供应的提高,从而促进了 MPR 的提高,然而在冬季并未发现上述点位的 MPR 与其他区域存在显著差异(图 3),从而造成其  $Q_{10}$  较高。此外,东部湖区湖滨带 11、12、20 号等的 MPR 温度敏感性在全湖处于较低水平,这可能因其受陆源有机碳输入和人类频发活动的影响,造成其沉积物产甲烷速率的季节变化与其他点位差异较大,比如 11 与 12 号点在冬季的 MPR 处于全湖最高水平,但其在夏季并未较其它点表现出较高的 MPR,因此其  $Q_{10}$  在全湖较低。其中内在的具体生物地球化学驱动机制在后续研究中值得进一步关注。

#### 3.2 太湖沉积物产甲烷菌的主要特征

MPR 与 *mcrA* 基因拷贝数呈显著正相关关系(图 5(b),  $P < 0.05$ ),这与理论相符:*mcrA* 基因编码的甲烷生成酶是生物合成 CH<sub>4</sub> 的关键酶之一<sup>[36]</sup>,故 *mcrA* 基因的拷贝数可被视为潜在的甲烷生成菌的数量。当产甲烷微生物丰度增加时,其代谢产物甲烷的产生速率也会增加。此外,太湖各点位 *mcrA* 基因拷贝数中的较高值均出现在东太湖水生植物生长区,西北湖湾藻型区与湖心开阔区则相对较低;大型植物凋落物以腐殖质、纤维素为主,C/N 比相对更高<sup>[15]</sup>,促进了产甲烷菌的增殖<sup>[37-38]</sup>,而藻类的沉积虽然同样增强了甲烷生成,但没有显著增加 *mcrA* 基因的拷贝数<sup>[39-40]</sup>。

夏季太湖沉积物产甲烷菌属以 *Meanolinea*、*Meanoregula*、*Methanothrix*、*Meanobacterium* 为主,这与之前的研究结果一致<sup>[40]</sup>。其中除了 *Methanothrix* 属于典型的乙酸营养型产甲烷菌群外<sup>[41]</sup>,剩下三类太湖沉积物主要的产甲烷菌属均属于氢营养型产甲烷菌群<sup>[41-43]</sup>。在大多数情况下,氢营养型和乙酸营养型主导了湖泊和湿地的产甲烷作用<sup>[44]</sup>,而研究结果同样证明了太湖沉积物整体以氢营养型产甲烷为主要的产甲烷途径。而导致太湖沉积物以氢营养型产甲烷途径为主导的原因可能与反应自由能有关:氢营养型产甲烷的反应过程的吉布斯自由能约为  $-135.6 \text{ kJ/mol CH}_4$ <sup>[41]</sup>,远低于其他两类产甲烷途径,并且产甲烷菌中有 73.5% 可以氧化 H<sub>2</sub>、还原 CO<sub>2</sub> 形成 CH<sub>4</sub><sup>[41]</sup>。

此外,虽然针对湖泊沉积物产甲烷途径的研究都较少提及甲基营养型,在此前的研究中也表明了甲基营养型的产甲烷途径几乎不存在于淡水湖泊,这可能与湖泊沉积物中甲基相关底物缺乏有关,但是仍旧不能忽略这一产甲烷过程的重要性.由于太湖是典型的富营养化湖泊,其蓝藻分解产生的甲基硫化物可能成为甲基营养型产甲烷菌可利用的潜在底物,这极大地提高了产甲烷菌的丰度与  $\text{CH}_4$  排放通量<sup>[45]</sup>,虽然 20 个点位的沉积物中仅检出(10.85±4.95)%的甲基营养型产甲烷菌,但仍旧不能忽视沉积物中甲基营养型产甲烷的贡献.此外,在太湖东部湖区富营养化程度较低的 13 号点位仍检出高达 30%的甲基营养型产甲烷菌,包括 *Methanomassiliococcus*、*Methanosarcina*、*Methanococcoides*<sup>[41,46]</sup>等,其中 *Methanococcoides* 属于混合营养型产甲烷菌<sup>[47]</sup>,可以同时利用甲基或乙酸相关底物.本研究推测由于东部湖区水生植物分布较多,植物凋落物中可能存在微生物可利用的甲基底物,进而促进了沉积物甲基营养型产甲烷菌的相对丰度的扩大.

## 4 结论

4.1 太湖沉积物 MPR 为 0.007~176.03 $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ,不同季节、点位差异显著,其中夏季最高、冬季最低,均值分别为(42.85±40.45)与(5.26±17.29)  $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ;蓝藻水华区与水生植物沉积物 MPR 较高、开阔水域较低,最高与最低点均值分别为(71.16±49.52)与(0.07±0.07)  $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{d})$ .

4.2 太湖沉积物 MPR 与水体 DO、电导率呈显著负相关关系,与水温、沉积物含水率、孔隙度以及沉积物总氮、TOC 等呈显著正相关.

4.3 太湖各点位沉积物 MPR 的  $Q_{10}$  为 0.71~53.40,各点位之间存在差异, $Q_{10}$  与 MPR 呈显著对数负相关.

4.4 太湖沉积物产甲烷过程由氢营养型主导,夏季太湖沉积物产甲烷菌的优势属为 *Meanolinea*、*Meanoregula*、*Methanothrix*、*Meanobacterium* 等.

### 参考文献:

[1] IPCC. Climate Change 2014 Synthesis Report [R]. Switzerland, Geneva: Environmental Policy Collection, 2014:44-87.  
 [2] He J, Naik V, Horowitz L W, et al. Investigation of the global methane budget over 1980-2017 using GFDL-AM4.1 [J]. Atmospheric

Chemistry and Physics, 2020,20(2):805-827.  
 [3] Rosentreter J A, Borges A V, Deemer B R, et al. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources [J]. Nature Geoscience, 2021,14(4):225-230.  
 [4] Battin T J, Luysaert S, Kaplan L A, et al. The boundless carbon cycle [J]. Nature Geoscience, 2009,2(9):598-600.  
 [5] Reeburgh W S. Oceanic methane biogeochemistry [J]. Chemical Reviews, 2007,107(2):486-513.  
 [6] Yao X, Wang J, Hu B. How methanotrophs respond to pH: A review of ecophysiology [J]. Frontiers in Microbiology, 2022,13:1034164.  
 [7] Bastviken D, Cole J, Pace M, et al. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2004,18(4):GB4009.  
 [8] Yang Y, Chen J, Tong T et al. Influences of eutrophication on methanogenesis pathways and methanogenic microbial community structures in freshwater lakes [J]. Environmental Pollution, 2020,260:114106.  
 [9] 康丽娟,朱广伟,邹伟,等.高温干旱背景下太湖藻情变化特征及机制 [J]. 湖泊科学, 2023,35(6):1866-1880.  
 Kang L, Zou G, Zhu W, et al. Dynamics and mechanism of cyanobacterial blooms in Lake Taihu reacted extreme drought and warming [J]. Journal of Lake Science, 2023,35(6):1866-1880.  
 [10] 秦伯强.浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究 [J]. 湖泊科学, 2020,32(5):1229-1243.  
 Qin B. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu [J]. Journal of Lake Science. 2020,32(5):1229-1243.  
 [11] 王震,吴挺峰,邹华,等.太湖不同湖区风浪的季节变化特征 [J]. 湖泊科学, 2016,28(1):217-224.  
 Wang Z, Wu T, Zou H, et al. Changes in seasonal characteristics of wind and wave in different regions of Lake Taihu [J]. Journal of Lake Science. 2016,28(1):217-224.  
 [12] 陈争,王秀珍,吕恒,等.太湖实测水温多时间尺度变化特征及影响因素 [J]. 科学技术与工程, 2021,21(12):4793-4800.  
 Chen Z, Wang X, Lü H, et al. Observational multi-time scales temporal variations in water temperature of Lake Taihu and its influencing factors [J]. Science Technology and Engineering, 2021,21(12):4793-4800.  
 [13] Zhang L, Liao Q J H, Gao R, et al. Spatial variations in diffusive methane fluxes and the role of eutrophication in a subtropical shallow lake [J]. Science of the Total Environment, 2021,759:143495.  
 [14] 何凯,王洪伟,胡晓康,等.巢湖不同富营养化区域甲烷排放通量与途径 [J]. 中国环境科学, 2021,41(7):3306-3315.  
 He K, Wang H, Hu X, et al. Emission fluxes and pathways of methane in different eutrophic areas of Lake Chaohu [J]. China Environmental Science, 2021,41(7):3306-3315.  
 [15] Duc N T, Crill P, Bastviken D. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments [J]. Biogeochemistry, 2010,100(1-3):185-196.  
 [16] 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) [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:223-276.  
 The State Environmental Protection Administration: The Water and Wastewater Monitoring Analysis Method Editorial Board. Water and wastewater monitoring analysis method (4th Edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:223-267.  
 [17] 范成新.湖泊沉积物调查规范 [M]. 北京:科学出版社, 2017:

- 244–317.
- Fan C. Specification of lake sediment survey. Science [M]. Beijing: Science Press, 2017:244–317.
- [18] Luton P E, Wayne J M, Sharp R J, et al. The *mcrA* gene as an alternative to 16S rRNA in the phylogenetic analysis of methanogen populations in landfill [J]. *Microbiology*, 2002,148:3521–3530.
- [19] Walker N J. Real-Time and Quantitative PCR: Applications to mechanism-based toxicology [J]. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology*, 2001,15:121–127.
- [20] Yoav Benjamini Y H. Controlling the false discovery rate: A practical and powerful approach to multiple testing [J]. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 1995,57:289–300.
- [21] Kenneth L. Heck J, Gerald Van Belle, Daniel Simberloff. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size [J]. *Ecological Society of America*, 1975,56:1459–1461.
- [22] Kemp P F, Aller J Y. Bacterial diversity in aquatic and other environments: what 16S rDNA libraries can tell us [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2004,47(2):161–177.
- [23] C. A. Kelly, Chynoweth D P. Comparison of in situ and in vitro rates of methane release in freshwater sediments [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1980,40(2):287–293.
- [24] Xiao Q, Zhang M, Hu Z, et al. Spatial variations of methane emission in a large shallow eutrophic lake in subtropical climate [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017,122(7):1597–1614.
- [25] Huttunen J T, Väisänen T S, Hellsten S K, et al. Fluxes of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and N<sub>2</sub>O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002,16(1):1–17.
- [26] Schwarz J I K, Eckert W, Conrad R. Response of the methanogenic microbial community of a profundal lake sediment (Lake Kinneret, Israel) to algal deposition [J]. *Limnology and Oceanography*, 2008,53(1):113–121.
- [27] 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) [J]. *Limnology and Oceanography*, 2018,64:1070–1086.
- [28] Lee X, Liu S, Xiao W, et al. The Taihu eddy flux network: An observational program on energy, water and greenhouse gas fluxes of a large freshwater lake [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2014,95:1583–1594.
- [29] Yuan D, Zhao Y, Guo X, et al. Impact of hydrophyte decomposition on the changes and characteristics of dissolved organic matter in lake water [J]. *Ecological Indicators*, 2020,116:106482.
- [30] Xing Y, Xie P, Yang H, et al. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical Lake in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2005,39(30):5532–5540.
- [31] Inger Bergman, Malin Klarqvist, Nilsson M. Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2000,33:181–189.
- [32] Natchimuthu S, Sundgren I, Gålfalk M, et al. Spatio-temporal variability of lake CH<sub>4</sub> fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates [J]. *Limnology and Oceanography*, 2015,61(S1).
- [33] Gudas C, Bastviken D, Steger K, et al. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments [J]. *Nature*, 2010, 466(7305):478–481.
- [34] 丁维新,蔡祖聪.温度对甲烷产生和氧化的影响 [J]. *应用生态学报*, 2003,14(4):604–608.
- Ding W, Cai Z. Effect of temperature on methane production and oxidation in soils [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(4):604–608.
- [35] Ho J C, Michalak A M, Pahlevan N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s [J]. *Nature*, 2019, 574(7780):667–670.
- [36] Li Q, Deng H, He R, et al. Effects of different emergent macrophytes on methane flux and rhizosphere microbial communities in wetlands [J]. *Science of the Total Environment*, 2024,932:172565.
- [37] Kim J, Lee J, Yun J, et al. Mechanisms of enhanced methane emission due to introduction of *Spartina anglica* and *Phragmites australis* in a temperate tidal salt marsh [J]. *Ecological Engineering*, 2020,153:105905.
- [38] Li W, Yuan L, Lan X, et al. Methane and nitrous oxide production and their driving factors in *Phragmites* riparian wetlands of Dianchi Lake, China [J]. *Ecological Indicators*, 2022,145:109696.
- [39] West W E, Coloso J J, Jones S E. Effects of algal and terrestrial carbon on methane production rates and methanogen community structure in a temperate lake sediment [J]. *Freshwater Biology*, 2012,57(5):949–955.
- [40] Wang T, Zhumabieke M, Zhang N, et al. Variable promotion of algae and macrophyte organic matter on methanogenesis in anaerobic lake sediment [J]. *Environmental Research*, 2023,237:116922.
- [41] Garcia J L, Patel B K, Ollivier B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea [J]. *Anaerobe*, 2000, 6(4):205–226.
- [42] Liu P, Lu Y. Concerted metabolic shifts give new insights into the syntrophic mechanism between propionate-fermenting pelotomaculum thermopropionicum and hydrogenotrophic *Methanocella conradii* [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018,9:1551.
- [43] Diender M, Pereira R, Wessels H J, et al. Proteomic analysis of the hydrogen and carbon monoxide metabolism of *Methanothermobacter marburgensis* [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2016,7:1049.
- [44] Conrad R. Importance of hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic methanogenesis for methane production in terrestrial, aquatic and other anoxic environments: A mini review [J]. *Pedosphere*, 2020,30(1):25–39.
- [45] Zhou C, Peng Y, Yu M, et al. Severe cyanobacteria accumulation potentially induces methylotrophic methane producing pathway in eutrophic lakes [J]. *Environmental Pollution*, 2022,292:118443.
- [46] Laskar F, Das Purkayastha S, Sen A, et al. Diversity of methanogenic archaea in freshwater sediments of lacustrine ecosystems [J]. *Journal of Basic Microbiology*, 2018,58(2):101–119.
- [47] Saini J, Deere T M, Chanderban M, et al. *Methanosarcina acetivorans* [J]. *Trends in Microbiology*, 2023,31(3):320–321.

**致谢:** 感谢朱利钊、谭立贤等同学在样品采集过程中给予的帮助,同时也感谢申秋实老师在文章撰写过程中提供的建议。

**作者简介:** 李 彤(1999–),女,山东临沂人,中国科学院南京地理与湖泊研究所硕士研究生,研究方向为湖泊环境地球化学.licu548664@163.com.