J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0253

高坝深库入库支流温室气体垂向特征及其形成机制

孙　昊[1, 2]，闫兴成[2 **]，陈求稳[2 **]，周旭东[2]，冯　韬[2]，乔如霞[2]，潘保柱[1]
（1. 西安理工大学水利水电学院，西安 710048）
（2. 南京水利科学研究院生态环境研究所，南京 210029）

摘　要：水库支流因其特殊的水文条件和生物地球化学过程，是温室气体（GHG）产生与释放的重要区域。本研究以澜沧江小湾入库支流永平河为对象，通过高分辨率垂向采样，利用薄边界层法系统研究了 CH_4、CO_2和 N_2O 的时空分布特征及形成机制。结果表明，研究区存在显著的热力学分层现象，枯水期热分层稳定指数（IC=3.87）明显弱于丰水期（IC＝5.72）。水体分层结构影响 GHG 垂向分布特征，稳定分层导致底层水体 CH_4浓度达 2.085 μmol/L，远大于表层浓度 0.073 μmol/L，表明沉积物是产生 CH_4的热点区域；CO_2在温跃层出现最大值（121.37 μmol/L）；N_2O 浓度在沉积物-水界面处升高，是底层氮循环活跃造成。表观耗氧量与 ΔCO_2显著正相关（枯水期 R^2＝0.46，丰水期 R^2＝0.15），表明有机物降解是 CO_2产生的重要来源。空间上，河相段 CO_2 当量均值为 641.31 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，随着点位靠近库区，其排放量逐渐减小；过渡段是 GHG 排放热点，其 CO_2当量均值达 764.79 mg $CO_{2eq}/m^2/d$；湖相段 CO_2当量最小，其值为 434.49 $CO_{2eq}/m^2/d$。时间上，枯水期 GHG 总排放量 808.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$ 高于丰水期 440.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，这一差异在湖相段与过渡段表现更为突出，而在河相段并不明显。总体来说，水库的建成使入库支流过渡段成为了 GHG 排放热点，并且使过渡段与湖相段出现明显的季节性差异。支流 GHG 排放量（624.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$）大于主库区（337.06 mg $CO_{2eq}/m^2/d$）。因此，支流对于水库 GHG 排放的贡献是不容忽视的。本研究初步阐明了水库支流 GHG 分布的垂向特征及形成机制，建议将过渡段作为重点监测区域，研究成果为水库支流 GHG 排放评估和减排策略制定提供重要参考。
关键词：水库支流；温室气体；垂向分布；热分层；澜沧江

Vertical characterization of greenhouse gases in inlet tributaries of high dams and deep reservoirs and their formation mechanisms

Sun Hao[1, 2], Yan Xingcheng[2 **], Chen Qiuwen[2 **], Zhou Xudong[2], Feng Tao[2], Qiao Ruxia[2], Pan Baozhu[1]
(1. College of Water Conservancy and Hydropower, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, P.R.China)
(2. Eco-environmental Research Department, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, P.R.China)

Abstract: Reservoir tributaries are critical zones for greenhouse gas (GHG) production and emission due to their unique hydrological conditions and biogeochemical processes. This study investigated the Yongping River, a primary tributary of the Lancang River entering the Xiaowan Reservoir. Through high-resolution vertical sampling and the thin boundary layer method, we analyzed the vertical distribution patterns and underlying mechanisms of dissolved CH_4, CO_2, and N_2O. Results identified strong thermal stratification, with significantly greater stability during the dry season (stratification index IC = 3.87) than in the wet season (IC = 5.72). This physical structure profoundly influenced GHG distributions: CH_4 concentrations were substantially higher in bottom waters (2.085 μmol/L) than at the surface (0.073 μmol/L), indicating active sediment methanogenesis; the maximum CO_2 concentration (121.37 μmol/L) occurred within the thermocline; and elevated N_2O levels near the sediment-water interface suggested intense benthic nitrogen cycling. Apparent oxygen consumption was significantly correlated with ΔCO_2 (dry period: R^2 = 0.46; wet period: R^2 = 0.15), implicating organic matter degradation as a key CO_2 source. Spatially, the mean CO_2

*2025-04-11 收稿；2025-06-09 收修改稿。
国家重点研发计划项目（2022YFC3203900）与国家自然科学基金项目（52121006, 52309097, 52209094）联合资助。
**通讯作者：xcyan@nhri.cn; qwchen@nhri.cn

equivalent emission decreased from the riverine section (641.31 mg CO_2eq/m²/d) toward the reservoir, with the transitional section identified as an emission hotspot (764.79 mg CO_2eq/m²/d), while the lacustrine section had the lowest emissions (434.49 mg CO_2eq/m²/d). Temporally, total GHG emissions were higher during the dry period (808.64 mg CO_2eq/m²/d) than the wet period (440.64 mg CO_2eq/m²/d), a difference particularly pronounced in the transitional and lacustrine sections but negligible in the riverine section. Overall, reservoir impoundment has transformed the tributary's transitional zone into a GHG emission hotspot and amplified seasonal variations in the transitional and lacustrine zones. Furthermore, the tributary's emission rate (624.64 mg CO_2eq/m²/d) exceeded that of the main reservoir (337.06 mg CO_2eq/m²/d), underscoring the significant role of tributaries in reservoir GHG budgets. This study elucidates the vertical characteristics and formation mechanisms of GHG distributions in reservoir tributaries, highlights the transitional section as a key area for monitoring, and provides critical insights for assessing tributary GHG emissions and formulating mitigation strategies.
Keywords: reservoir tributaries; greenhouse gases; vertical distribution; thermal stratification; Lancang River

筑坝蓄水在原有河道的上下游间构建起物理屏障，改变自然水文条件，进而影响河流生态系统生态过程以及生物地球化学循环过程，受到了广泛关注[1]。在当下气候变化的形势下，水库水电站究竟是否属于清洁绿色能源，争议依旧存在，而水库的温室气体（GHG）排放，更是有关水库建设负面效应的持续热点话题[2]。据估算，全球范围内的水库每年仅通过扩散途径的温室气体排放量就达 0.8 Pg 二氧化碳当量（CO_{2eq}），如果把冒泡、脱气以及下游排放等多种途径考虑进来，水库对温室气体排放的贡献会更大[3]。

拦河筑坝使得水位提升，自然河流在河流纵向上形成河流段、过渡段和湖泊段这三个明显的区域[4-5]。蓄水之后，水体停留时间变长、水深增加成为最显著的水文特征，这进一步推动了悬浮物沉积、营养物质积累以及富营养化[6]。水文条件与营养水平的改变，为浮游植物的生长创造了有利条件。在中国三峡水库（TGR）的两条支流香溪河和神农溪，藻华出现的频率和强度显著上升[7-8]，而水库支流在这一过程中扮演着极为重要的角色。一方面，水库支流中的浮游植物衰变过程，会提升水体里可生物降解有机物的浓度，进而对水生生态系统中二氧化碳（CO_2）、甲烷（CH_4）和氧化亚氮（N_2O）的产生影响[9-10]。另一方面，部分研究强调陆源有机质输入的主导作用，认为流域植被凋落和土壤淋溶为支流提供了大量可降解有机物，影响 CO_2和 CH_4产生，这一分歧直接影响了对 GHG 减排策略的制定。

蓄水后，夏季入库支流常出现热分层现象，致使底层水处于厌氧状态[11]，有利于 CH_4 和 N_2O 的产生。此外，水体分层阻碍了营养物质从下层水往上层水的传输[12]，限制了光合作用，影响着 CO_2 浓度的动态变化。之前的研究显示，大量 CH_4 和 CO_2 在水库底层水积累[13-14]。在底层沉积物中生成的温室气体，会通过水体向上移动至水面，在过饱和时最终排放到大气中[15]。在从底层到表层的迁移过程里，温室气体可通过各类生物地球化学过程产生和消耗[16]。更为复杂的是，浅水支流（水深<10 m）中 CH_4通过冒泡排放的比例较高，而深水支流因静水压力抑制气泡上浮，使得溶解态扩散和氧化过程成为主导。因此，量化温室气体浓度的垂向分布特征，对于明确整个水体中温室气体产生和消耗的关键区域非常关键。然而，由于取样困难，针对水库水体中温室气体浓度的研究较少，尤其是水深超 100 米的水库，而水库支流作为水库生态系统的重要组成部分[13]，对其温室气体浓度的研究更是稀缺。

本研究借助自主研发的智能深水采样设备，对澜沧江大型深层水库的支流溶解温室气体浓度垂向特征的时空变化及主要水体变量开展系统研究。本研究的主要目标是探究温室气体垂向浓度特征及其与水体理化指标的关系，揭示温室气体通过扩散途径的排放通量时空特征。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域概况

本研究对澜沧江上最大的梯级水库之一-小湾水库的一条支流进行了系统调查。澜沧江水资源丰富且稳定，是中国重要的水电基地之一[17]。截至 2022 年，澜沧江主流已建成并运行 12 座梯级水库，另有多座水库正在建设或规划中。在这些梯级水库中，小湾水库是最大的两座水库之一[18]，位于云南省（中国西南部，图 1）澜沧江下游，于 2009 年投入运行，最大库容和水面面积分别为 150 立方公里和 194 平方公里。地处

亚热带季风气候区，水量季节性变化明显。通常情况下，6 月至 11 月为丰水期，其余时间为枯水期[19]。永平河是小湾水库典型支流，在库区中段汇入水库。水库建成后，永平河出现回水区，回水距离大概为 10 km。与其他入库支流相似，永平河也呈现出明显的湖相段、过渡段和河相段。

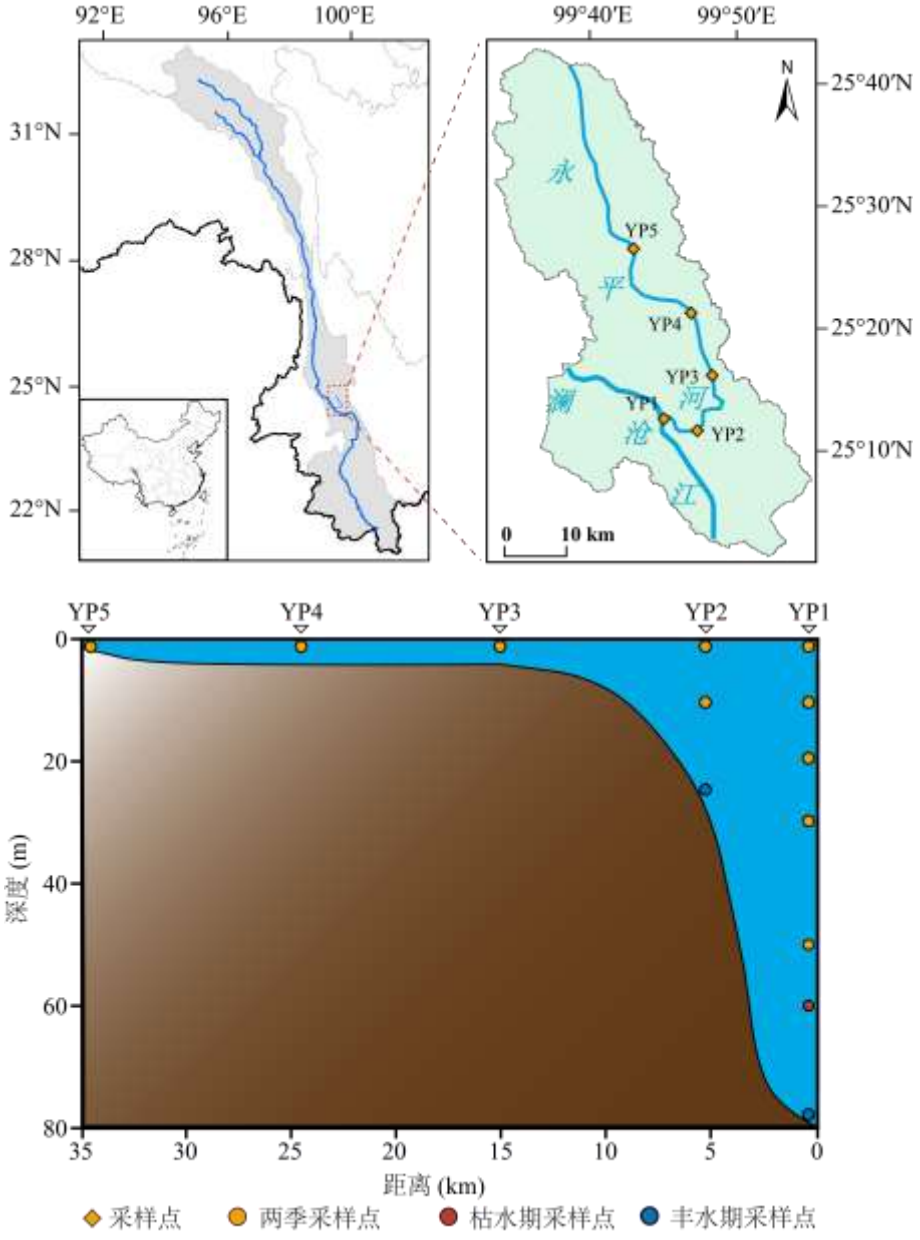

图 1 永平河研究区域概况及采样点分布

Fig. 1 Overview of the Yongping River study area and distribution of sampling sites

1.2 水样采集与分析

根据支流形成河相段、过渡段和湖相段的空间特征，沿永平河设置了 5 个采样点（YP 1-YP 5）。根据丰枯水期期的水深波动情况，YP 1、YP 2 和 YP 3-5 分别划分为湖相段、过渡段和河相段。于 2023 年 3 月和 9 月，分别在研究区域的丰水期和枯水期进行了两次采样。分层水样采集采用了自主研发的面向深水水库的船载智能采样设备。该设备包含四个主要模块：水样采集、沉积物采集、水理化参数测量和中央控制。水样采集模块配备了 9 支注射器（200 mL），用于采集不同深度的水样，可由中央控制模块预先设置。水体理化变量测量模块包括一台多参数仪器（YSI，EXO2，美国），可获取 pH 值、水温（WT，℃）、电导率（EC，μs/cm）、溶解氧（DO，mg/L）和溶解氧饱和度（DO%）的高分辨率垂直剖面图，采样器以 0.2 m/s 的速度下放，下放过程中 YSI 连续监测，监测频率为 2 次/秒。

水样储存在 250 mL 的聚乙烯瓶中，在分析前冷冻保存。在实验室中，用过硫酸钾和氢氧化钠（$K_2S_2O_8$ + NaOH）消解后，用紫外分光光度计（Hach，DR6000，美国）对总氮（TN，mg/L）和总磷（TP，mg/L）进行光度分析。溶解营养物，包括硝酸盐（NO_3^-，mg/L）和氨氮（NH_4^+，mg/L），经过滤器（0.7 μm）过滤后用分光光度法测定，每个样点作三个平行样品分析。

1.3 气样采集与分析

通过注射器顶空平衡法分析了不同深度水样中的温室气体浓度。从采样设备中获取储存在注射器（200 mL）中的水样，在注射器中保留 100 mL 水，然后抽取 100 mL 氮气，形成顶空；安装三通阀以防止气体交换。将注射器剧烈摇晃 5 min，以促进水和顶空之间的温室气体平衡，然后将气体储存在预先抽真空的血清瓶（Labco，839W，英国）中，每个样点采集三份作为平行样品分析。回到实验室后，用气相色谱仪（Agilent 7890b，美国）测定顶空气体中温室气体的浓度。顶空气体中温室气体分压的换算方法如下[20]：

$$C_{head} = \frac{p_{gas} \times 273.15}{22.4 \times (T_{head}+273.15)} \tag{1}$$

平衡后水中的温室气体浓度（μmol/L）计算如下[21-22]：

$$CH_{4w} = EXP\left(\left(\ln p_{CH4} \times 10^{-6}\right)-415.2807+596.8104 \times \frac{100}{T}+379.2599 \times \ln\left(\frac{T}{100}\right)-62.0757 \times \left(\frac{T}{100}\right)\right) \tag{2}$$

$$CO_{2w} = p_{CO2} \times EXP\left(-58.0931 +90.5069 \times \frac{100}{T}+22.294 \times \ln\left(\frac{T}{100}\right)\right) \tag{3}$$

$$N_2O_w = p_{N2O} \times EXP\left(-62.7062 + 97.3066 \times \frac{100}{T} + 24.1406 \times \ln\left(\frac{T}{100}\right)\right) \tag{4}$$

式中，C_{head}（μmol/L）表示顶空气体中温室气体的浓度，p_{gas}（μatm）表示顶空气体中温室气体的分压，T_{air} 和 T（℃）表示平衡后顶空气体和注射器中水的温度。

薄边界层模型用于估算水气界面的温室气体扩散通量[23]，计算如下

$$F_{gas}=k_{gas} \times \left(C_{gas}-C_{eq}\right) \tag{5}$$

$$k_{gas}=\left(2.07+0.215 \times U_{10}^{1.7}\right) \times \left(\frac{600}{S_c}\right)^n \tag{6}$$

式中，F_{gas} 表示温室气体的扩散通量（mg/(m^2 • d)）；k_{gas} 表示水气界面的气体传输系数（m/d）；C_{gas} 和 C_{eq}（μmol/L）分别表示水中温室气体的实测浓度和大气平衡浓度。U_{10}(m/s)表示在水面以上 10m 处测得的风速。S_c 代表根据水温计算出的气体施密特数[24]。变量 n 的取值为 2/3 或 1/2，取决于 U_{10} 是否超过 3.7 m/s。

U_{10} 可由现场监测使用风速仪所得水体上方风速 U_Z 换算得，计算公式如下：

$$U_{10}=U_z\left[1+\frac{(C_{d10})^{0.5}}{k}\ln\left(\frac{10}{z}\right)\right] \tag{7}$$

式中，U_z 为距离水面 z 高度风速大小（m/s）；C_{d10} 为高度为 10 m 时的阻力系数，其值为 1.3×10^{-3}；k 为 VonKarman 常数，其值为 0.41；z 为采样时现场测量风速的高度（m），本研究统一为 2 m。

在淡水系统中，盐度忽略不计，Sc（施密特常数）计算公式如下：

$$Sc(CO_2)=1923.6-125.06T+4.3773T^2-0.085681T^3+0.00070284T^4 \tag{8}$$

$$Sc(CH_4)=1909.4-120.78t+4.1555t^2-0.080578t^3+0.00065777T^4 \tag{9}$$

$$Sc(N_2O)=2141.2-152.56t+5.8963t^2-0.12411t^3+0.0010655t^4 \tag{10}$$

式中，t 为水体温度（℃）。根据政府间气候变化专门委员会的第六次评估报告，CH_4 和 N_2O 的全球升温潜能值与 CO_2 不同，在 100 年的范围内，CH_4 和 N_2O 的数值分别是 CO_2 的 27.2 倍和 273 倍。在此，采用 CO_2 当量（CO_{2eq}）的概念来量化支流的温室气体排放总量,计算公式如下：

$$F_e=F_m \times K_{GWP} \tag{11}$$

式中，F_{gas} 为上述薄边界层法计算的气体通量（mg/（m^2 • day））；KGWP 为该温室气体的全球增温潜力系数，CO_2、CH_4、N_2O 的 KGWP 分别是 1、27.2、273。

1.4 水体稳定性与热分层稳定指数

水体稳定性用 RWCS[25-27]来表示，其值为垂向水柱顶部和底部水层密度差的比率，其计算公式为：

$$RWCS = (\rho_B - \rho_S)/(\rho_4 - \rho_5) \tag{12}$$

式中，ρ_B 和ρ_S（kg/m^3）分别是垂向水体底部和表面的水体密度，ρ_4 和ρ_5 分别是纯水 4 ℃和 5 ℃时的水密度，其值分别为 999.972 kg/m^3 和 999.964 kg/m^3。

水体密度由水温对应水体密度加上水体中含沙量而得，由于实测水体常年含沙量较小，最大值仅为 0.6 kg/m^3，因此本研究忽略了水体中泥沙对水体体积的影响，水体密度计算公式为[27]：

$$\rho=1000[1-\frac{T+288.9414}{508929.2(T+68.12963)}(T-3.9863)^3] \tag{13}$$

热分层稳定指数用 IC[28]表示，用于评价热分层稳定水平，其计算公式为：

$$IC = RWCS/H \tag{14}$$

式中，H（m）为水深，IC 的大小决定水体热分层状态，IC 越大说明水体热分层越稳定，越小说明水体越容易混合。

1.5 GHG 偏移量与表观耗氧量

GHG 偏移量（ΔGHG）在一定时间和空间范围内，水体中 GHG 含量相对于基准值的变化量，反映了实际含量与基准线含量之间的差异，计算如下[29]：

$$\Delta c = c - c_{sat} \tag{15}$$

式中，c（μmol/L）为现场实测水体 GHG 浓度；c_{sat}（μmol/L）为现场水温和气压条件下 GHG 达到饱和时所对应的浓度。

表观耗氧量（Apparent Oxygen Utilization，简称 AOU）是指水体中实际测量到的溶氧量与理论上该水体在平衡状态下应含有的溶氧量之间的差值，反映了水体中生物呼吸、有机物分解等过程对氧气的消耗情况，计算如下[30]：

$$AOU = DO_{sat} - DO \tag{16}$$

式中，DO_{sat}（μmol/L）为现场水温及气压下水体饱和溶解氧浓度，DO（μmol/L）为现场实测溶解氧浓度。

1.6 数据处理

本文使用 ArcGIS10.3 制作采样点图，Origin2021 进行环境因子与 GHG 时空分布作图、ΔGHG 与 AOU 回归分析，利用 SPSS 24 进行环境因子与 GHG 的相关性分析与逐步回归分析，利用共线性进行诊断。

2 结果

2.1 水体理化指标垂向特征

结果表明，枯水期支流水体呈现明显的空间异质性（图 2）。YP 1 和 YP 2 点位表现出显著垂向分层特征，其中 YP 1 水温变化范围达 13.76~18.33℃，pH 值 8.59~9.77，溶解氧 8.59~9.77 mg/L，电导率 343.5~392.8 μs/cm；而 YP 3-5 点位各参数则保持垂向均一状态。进入丰水期后，水体分层现象更为突出，YP1 和 YP2 点位水温差异扩大至 19.53~25.95℃，pH 值范围 7.80~9.06，溶解氧 4.37~8.55 mg/L，电导率 201.6~305.0 μs/cm，但 YP3-5 点位仍维持均一特征。营养盐的时空分布特征：枯水期 YP1 点位的 TN 和 NO_3^--N 呈现先降后升的垂向变化规律，NH_4^+-N 和 TP 则保持稳定；丰水期 TN 和 NO_3^--N 维持相似变化趋势，而 TP 浓度随水深增加显著升高。

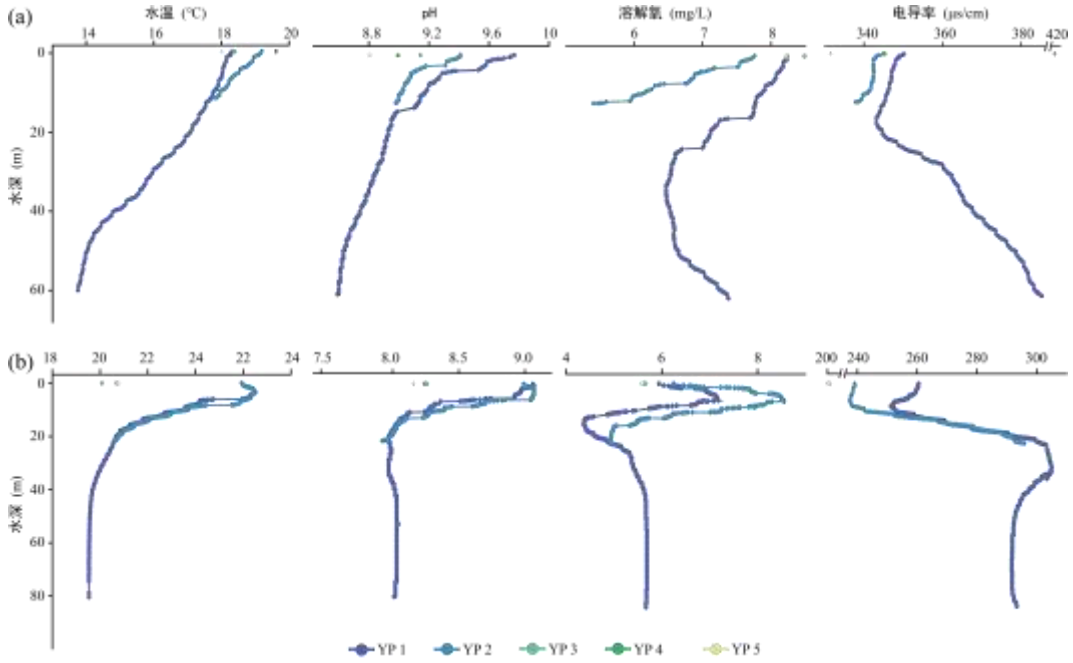

图 2 永平河水温、pH、溶解氧及电导率垂向分布（a）枯水期；（b）丰水期

Fig. 2 Vertical Distribution of Water Temperature, pH, Dissolved Oxygen and Conductivity in Yongping River (a) Dry period (b) Wet period

表 1 永平河水体营养盐浓度范围

Tab. 1 Nutrient salt concentration range in Yongping River water body

点位	水期	营养盐浓度(mg/L)			
		TN	TP	NO_3^--N	NH_4^+-N
YP 1	枯水期	0.11~1.14	0.03~0.06	0.07~0.54	0.00~0.02
	丰水期	0.12~0.42	0.02~0.04	0.09~0.35	0.05~0.12
YP 2	枯水期	0.35~0.63	0.14~0.44	0.12~0.30	0.05~0.27
	丰水期	0.22~0.55	0.02~0.04	0.15~0.44	0.07~0.09
YP 3	枯水期	1.25	1.92	0.61	0.02
	丰水期	1.37	0.34	0.86	0.19
YP 4	枯水期	0.58	1.72	0.37	0.08
	丰水期	1.91	0.46	1.32	0.20
YP 5	枯水期	0.62	1.78	0.35	0.01
	丰水期	2.42	0.24	1.96	0.27

3.2 GHG 时空分布特征

永平河温室气体垂向分布特征（图 3）研究表明：枯水期湖相段与过渡段 CH_4浓度 0.073~2.085 μmol/L 高于丰水期 0.042~0.110 μmol/L，且均随水深增加而升高，最大值出现在底层水体；河相段（YP3-5）表层 CH_4浓度 0.116~0.186 μmol/L 普遍高于湖相段和过渡段。CO_2浓度呈现类似特征，枯水期 46.00~121.37 μmol/L 高于丰水期 17.13~90.89 μmol/L，垂向分布上，YP1 在 20m 处出现最大值（77.97 μmol/L），YP2 在底层达到峰值（121.37 μmol/L）；河相段表层 CO_2浓度 36.18~61.03 μmol/L 同样高于上湖相段和过渡段。N_2O 浓度变化相对平缓，枯水期 1.50×10^{-2}~1.85×10^{-2} μmol/L 略高于丰水期 1.42×10^{-2}~1.78×10^{-2} μmol/L，垂向分布呈现中层高、表层和底层低的特征，最大值出现在 10-20m 深度；河相段表层 N_2O 浓度 1.80×10^{-2}~2.06×10^{-2} μmol/L 仍保持较高水平。总体而言，三种温室气体均表现出：（1）枯水期浓度高于丰水期；（2）垂向分布受水深显著影响；（3）河相段表层浓度普遍高于湖相段和过渡段。

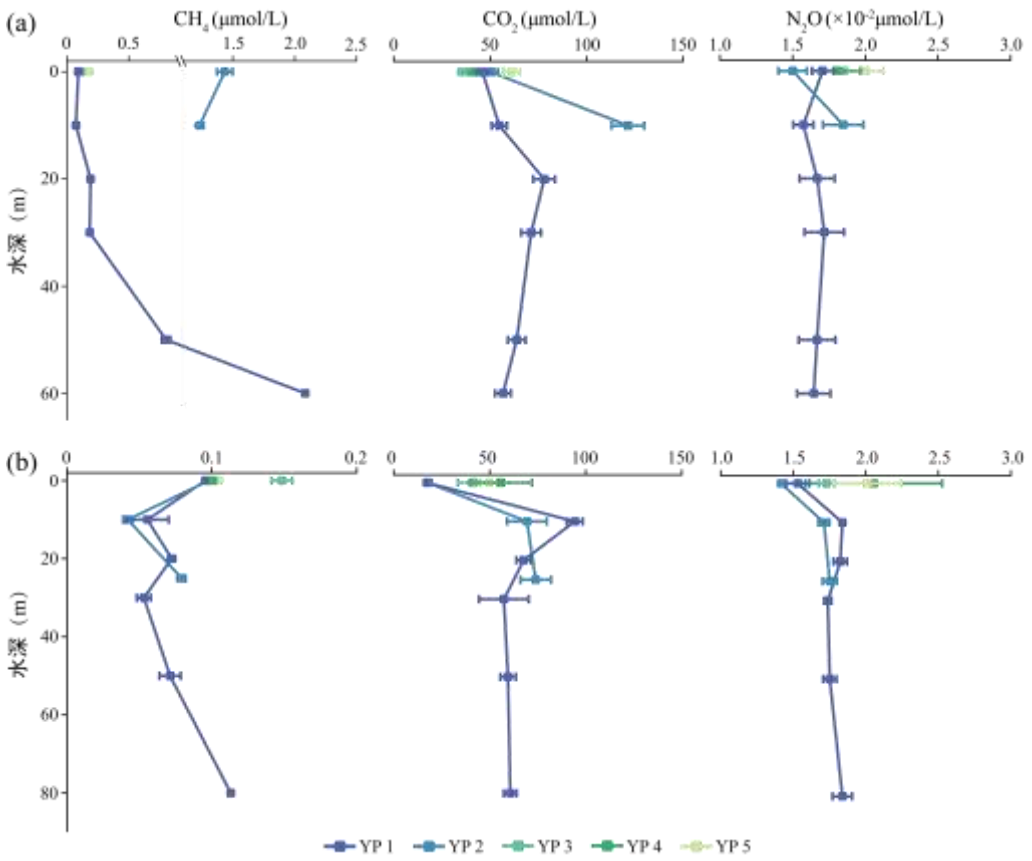

图 3 永平河溶存温室气体垂向分布（a）枯水期；（b）丰水期

Fig. 3 Vertical distribution of dissolved greenhouse gases in the Yongping River (a) Dry period (b) Wet period

温室气体浓度与水环境因子的相关性分析（表 2）结果表明：CH_4 浓度与 pH、EC 呈显著正相关，与水温呈显著负相关；CO_2 浓度与 pH、DO、DO%、水温呈显著负相关；N_2O 浓度与 TN、NO_3^--N、NH_4^+-N、TP 呈显著正相关，与 pH 呈显著负相关。经过共线性诊断（表 3）后进行逐步多元线性回归结果表示，水体中 CH_4 浓度可由水温预测：$CH_4 = -0.90WT + 2.09$，$R^2 = 0.27$，$p < 0.001$；水体中 CO_2 浓度可由水温、DO% 预测：$CO_2 = -2.47WT - 0.75DO\% + 160.55$，$R^2 = 0.32$，$p < 0.05$；水体中 N_2O 浓度可由 NO_3^--N、TP、DO% 预测：$N_2O = 0.002\ NO_3^-N + 0.002TP - 7.56\times10^{-5}DO\% + 0.022$，$R^2 = 0.44$，$p < 0.001$。此外，$\Delta CO_2$ 与 AOU 在枯水期（$R^2 = 0.46$，$p < 0.01$）与丰水期（$R^2 = 0.15$，$p < 0.05$）存在显著正相关关系，比值分别为 0.47 与 0.32；而只有在枯水期，ΔN_2O 与 AOU 存在明显关系（$R^2 = 0.16$，$p < 0.05$），斜率为-2.4×10^{-5}（图 4）。

表 2 温室气体与水环境因子相关性分析

Tab. 2 Correlation analysis between greenhouse gases and water environmental factors

	pH	EC	DO	DO%	WT	TN	NO_3^--N	NH_3-N	TP
CH_4	0.24*	0.51**	0.22	0.04	-0.52**	0.01	-0.12	-0.05	-0.10
CO_2	-0.24*	0.15	-0.25*	-0.38**	-0.32**	-0.17	-0.14	0.29	0.19
N_2O	-0.34**	-0.16	-0.14	-0.19	-0.11	0.42**	0.45**	0.34**	0.36**

注：*代表 0.01 <p < 0.05，**代表 p<0.01

表 3 逐步线性回归方差膨胀因子

Tab. 3 VIF for stepwise linear regression

	pH	EC	DO	DO%	WT	TN	NO_3^--N	NH_3-N	TP
CH_4	1.02	2.61	1.16	1.00	1.00	1.03	1.00	1.13	1.02
CO_2	2.68	4.16	1091.94	1.00	1.00	1.03	1.02	1.40	1.47
N_2O	2.93	1.36	8.54	1.53	1.02	16.64	1.07	1.79	1.51

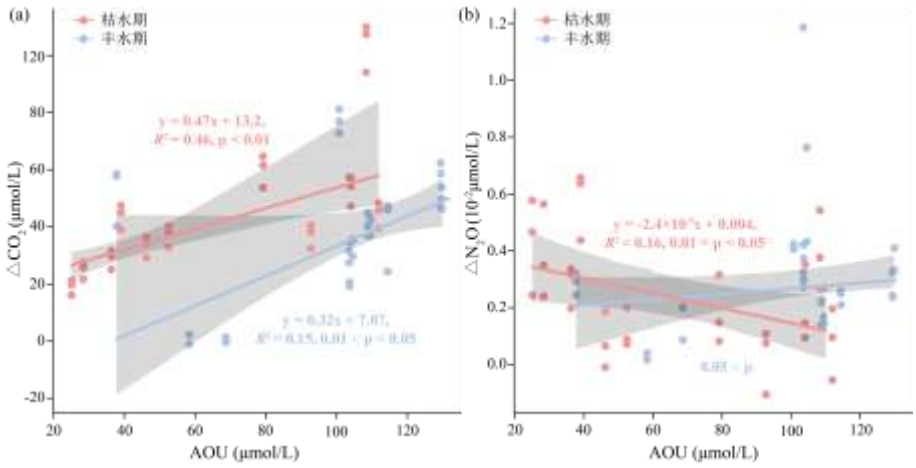

图 4 永平河 ΔCO_2、ΔN_2O 与 AOU 的线性回归关系（a）CO_2；（b）N_2O

Fig. 4 Linear regression relationship between ΔCO_2, ΔN_2O and AOU in Yongping River (a) CO_2 (b) N_2O

3.3 表层 GHG 浓度及通量

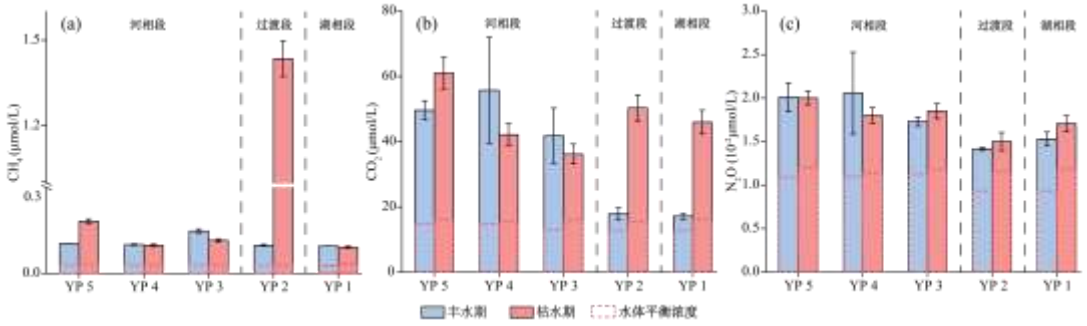

图 5 永平河表层温室气体溶存浓度及其水体饱和浓度（a）CH_4；（b）CO_2；（c）N_2O

Fig. 5 Dissolved greenhouse gas concentration in the surface layer of Yongping River and its saturation concentration in the water body (a) CH_4 (b) CO_2 (c) N_2O

永平河表层水温室气体浓度时空分布特征（图 5）表明：枯水期 CH_4 平均浓度 0.385 μmol/L 高于丰水期 0.109 μmol/L，空间上表现为过渡段>河相段>湖相段。CO_2 浓度同样显示枯水期 47.15 μmol/L 高于丰水期 36.45 μmol/L，河相段浓度最高。N_2O 浓度变化较小，枯水期 1.77×10^{-2} μmol/L 略高于丰水期 1.74×10^{-2} μmol/L，河相段始终保持最高值。三种气体均呈现河相段>湖相段的分布规律，且所有点位的溶解浓度均高于大气平衡浓度，处于超饱和状态。

永平河是温室气体的排放源（图 6），通过扩散途径排放的温室气体总量为 108.46~1413.40 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，枯水期的平均值为 808.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$。丰水期的温室气体排放总量低于枯水期，变化范围为 108.46~761.83 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，平均值为 440.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$。CO_2 是温室气体排放总量的主要来源，与溶解温室气体浓度的时空变化相吻合，在永平河过渡段观测到了较高的 CH_4 排放占比。

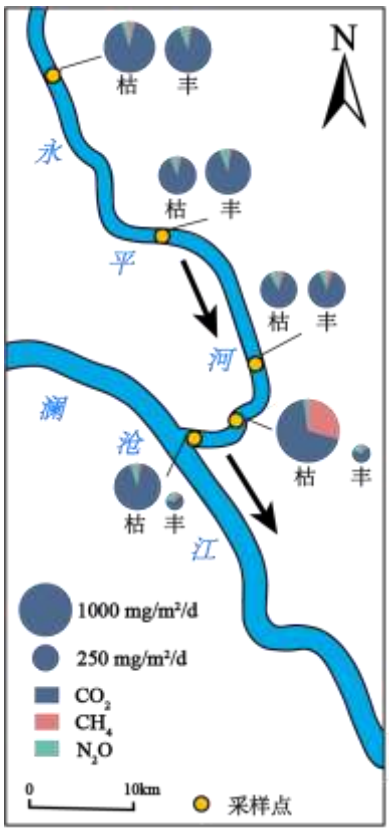

图 6 永平河 CO_{2eq} 时空分布（黑色箭头表示水流方向）

Fig. 6 Spatial and temporal distribution of CO_{2eq} in Yongping River（the black arrow indicates water flow direction）

4 讨论

4.1 热力学分层下入库支流环境因子垂向分布特征分析

本研究通过高分辨率垂向监测，在澜沧江小湾入库支流永平河发现了显著的水体热力学分层现象，分层结构主要受太阳辐射和风动力条件控制[31-33]：表层水体吸收太阳短波辐射导致温度升高，而观测期间平均风速不足以破坏温跃层。水温垂向剖面呈现典型三层结构：枯水期表层混合层（0~20 m，温度 18.33~16.12 ℃）、温跃层（20~40 m）和深层低温层（>40 m，温度 13.76~14.15 ℃），热分层稳定指数（IC）为 3.87；丰水期分层更为显著，表底层温差达 6.42℃，IC 增至 5.72。

热力学分层对水体理化性质产生系统性影响，溶解氧呈现"氧跃层"特征，氧跃层位于温跃层下方即水深 20~30 m 处；pH 在温跃层上方达到最大值；电导率在 40 m 深度发生突变。这些变化反映了分层水体中光合作用、有机质矿化和离子扩散等过程的垂向分异。在表层透光区，光合作用旺盛，消耗 CO_2并释放氧气，使水体呈弱碱性；而在深层水体，有机质矿化占主导，释放营养盐和还原性物质[10]；离子扩散则在不同水层间输送物质，进一步强化了化学梯度的垂向分异，共同维持了分层水体的生态功能。热力学分层不仅阻碍了垂向混合[34]，导致各水层环境参数差异显著，而且通过形成不同的氧化还原环境调控着关键生物地球化学过程[35]。同时，分层结构导致的物质滞留效应延长了反应时间，使得中间产物得以积累[36]。这些效应相互关联、共同作用，构成了入库支流环境因子独特的垂向特征。

4.2 温室气体浓度和扩散通量时空变化与影响因素

永平河温室气体呈现出复杂的时空分布特征，其形成机制涉及多因素的协同作用。从空间维度来看，三种主要温室气体在垂向上均表现出分层现象，这种分布格局与水库独特的水文环境和生物地球化学过程密切相关[37]。CH_4 的垂向分布呈现出典型的"上低下高"特征。Li 等[38]研究发现表层水体由于直接接触大气且溶解氧充足，甲烷氧化菌活性较强，导致 CH_4 浓度维持在较低水平。温跃层的存在犹如一道"物理屏障"，阻碍了底层产生的高浓度 CH_4 向上扩散，导致其在深水区不断积累[8]。过渡段位于河流动力学与湖泊静水

环境的交界区，水体滞留时间既能保证有机质的充分降解，又避免了湖相段因长期滞留导致的底物耗尽问题，从而促进 CH_4 持续生成[3]；其频繁的水文扰动会搅动沉积物，将其中储存的 CH_4 释放到水体中，进一步增加了排放潜力，导致其成为入库支流 GHG 排放的热点区域[9]。CO_2 的分布则展现出更为复杂的模式。中层水体出现的 CO_2 浓度峰值与真光层底部的特殊环境条件有关。真光层底部对应温跃层的水体交换能力变弱，来自初级生产力的颗粒态有机质在这个地方沉降速率慢[39]，易分解降低溶解氧的同时升高 CO_2 浓度。这一深度区域接收来自表层的有机质沉降，为微生物呼吸提供了充足底物[40]。同时，光照强度已显著减弱，限制了浮游植物的光合作用，使得呼吸作用相对占优，导致 CO_2 净积累。N_2O 在沉积物附近表现出的浓度较高现象，反映了沉积物-水界面这一特殊区域的生物地球化学活性。分层抑制其向上扩散，同时底层低氧环境下反硝化作用活跃，氮素循环为 N_2O 生成提供充足底物，共同导致该现象的发生[41]。溶解氧水平的细微变化会显著影响硝化过程，进而改变 N_2O 的产量[42]。

综上，水库建成后，湖相段和过渡段的 GHG 排放已偏离传统河流模式[43]。入库支流湖相段与过渡段受水库水位变化，其 GHG 排放也呈现明显的时间差异，枯水期的 GHG 排放通量要远大于丰水期。水体稳定分层期间，温室气体的垂向输送主要依靠缓慢的分子扩散，这使得各层气体浓度差异得以维持。表层温室气体浓度作为决定排放通量的关键参数，受到整个水柱过程的综合影响。但本研究发现底层水的温室气体浓度高并不总是导致表层浓度高。比如，较深的水体会导致 CH_4 在上升过程中被氧化[44]，CO_2 可能会在向上迁移的过程中被光合作用吸收，从而影响其垂直分布[45]。调节 CH_4和 CO_2垂直分布模式的基本生物地球化学和水文过程还需要进一步研究。

4.3 入库支流与库区温室气体排放通量比较

水库支流与主库区在温室气体排放方面展现出鲜明的特征差异，从排放强度来看，支流表现出更为活跃的温室气体释放特征。支流较强的水动力条件促进了水体与大气之间的气体交换，而来自河岸带的有机质输入则为微生物呼吸提供了额外底物。支流中较为频繁的水体混合会将深层积累的 GHG 带到表层，增加排放通量。相比之下，主库区更为稳定的分层结构在一定程度上抑制了这种垂向输送。

Shi 等[46]利用薄边界层法研究小湾水库 GHG 排放通量时发现，其 GHG 排放量为 337.06 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，说明永平河 GHG 排放量是大于小湾库区的。Huang 等[47]在研究三峡支流香溪河时，使用的是用线性模型法，其 GHG 排放量在 900 mg $CO_{2eq}/m^2/d$ 波动，也是大于三峡库区排放量的。与国外库区支流相比，亚马逊流域 Balbina 入库支流 GHG 排放量达到 1300 mg $CO_{2eq}/m^2/d$[48]，澳大利亚一自养型河口 GHG 排放量也是达到 887.2 mg $CO_{2eq}/m^2/day$[49]，皆大于其干流的 GHG 排放量。与这些支流相比，虽然永平河也表现为 GHG 排放源，但其排放量还是相对较小的。因此，水库支流作为水库的一部分，传统关于水库 GHG 排放评估中忽视支流的做法导致整体排放量低估，其对 GHG 排放所作的贡献不容忽视。

5 结论

（1）GHG 形成的稳定分层结构导致底层 CH_4 积累，远大于表层浓度；CO_2 在温跃层下方出现浓度峰值；N_2O 则在沉积物-水界面处富集。这种分层效应在枯水期有所减弱但仍持续存在。

（2）热分层是调控温室气体垂向分布的核心过程。温室气体分布受多重因素控制：CH_4 主要受水温调控；CO_2 由水体呼吸作用和大气交换共同决定，与表观耗氧量显著相关；N_2O 则主要受硝化过程驱动。

（3）水库建成导致入库支流 GHG 扩散通量呈现明显时空差异：过渡段成为 GHG 排放的热区，其 CH_4 排放通量占比较高，湖相段的 GHG 排放量是最小的；湖相段与过渡段枯水期 GHG 排放量远大于丰水期。

（4）支流是估算水库 GHG 排放的重要组成部分，永平河的平均排放量为 624.64 mg $CO_{2eq}/m^2/d$，远大于主库区的 337.06 mg $CO_{2eq}/m^2/d$。

参考文献

[1] Lehner B, Liermann C R, Revenga C, *et al*. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in ecology and the environment*, 2011, 9(9): 494-502. DOI: 10.1890/100125.

[2] Barros N, Cole J J, Tranvik L J, *et al*. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 2011, 4: 593-596. DOI:10.1038/ngeo1211.

[3] Deemer B R, Harrison J A, Li S, *et al*. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *Bioscience*, 2016, 66: 949-964. DOI: 10.1093/biosci/biw117.

[4] Van Cappellen P, Maavara T. Rivers in the Anthropocene: Global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 2016, 16: 106-111. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2016.04.001

[5] Maavara T, Chen Q, Zhang J, *et al*. River dam impacts on biogeochemical cycling. N*ature reviews Earth & environment*, 2020, 1(2): 14. DOI: 10.1038/s43017-019-0019-0.

[6] Chen Q, Li Q, Lin Y, *et al*. River Damming Impacts on Fish Habitat and Associated Conservation Measures. *Reviews of Geophysics*, 2023, 61: e2023RG000819. DOI: 10.1029/2023RG000819.

[7] Liu L, Liu D, Johnson D M , *et al*. Effects of vertical mixing on phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir: Implications for management. *Water Research*, 2012, 46: 2121-2130. DOI: 10.1016/J.WATRES.2012.01.029.

[8] Yang Z, Zhang Y, Tang Z, *et al*.The air-water heat exchange and water vertical stability in the Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir. *Lake Science*, 2023, 35(2): 730-742. DOI: 10.18307/2023.0229 [杨忠勇,张亚超,汤正阳等. 三峡水库香溪河库湾水——气界面热交换过程及水体稳定性. 湖泊科学, 2023, 35(2): 730-742.]

[9] Beaulieu J J, DelSontro T, Downing, J A.. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 2019, 10: 1375. DOI: 10.1038/s41467-019-09100-5.

[10] Yan X, Xu X, Wang M, *et al*. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. *Water Research*, 2017, 125: 449–457. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.008

[11] Wang C, Li Y, Li N, *et al*. Characteristics and mechanism of water mixing structure during the extinction of thermal stratification in southern reservoirs. *Lake Science*, 2023, 35(5): 1613-1622. DOI: 10.18307/2023.0522. [王璨, 李一平, 李聂贵等.南方水库热分层消亡时期水体混合特征及其驱动机制. 湖泊科学, 2023, 35(5): 1613-1622.]

[12] Xu J, Huang T, Li K, *et al*. Pollution sources and stratification effects on water quality in Lijiahe reservoir. *Environmental Science*, 2019, 40(7): 3049-3057. DOI: 10.13227/j.hjkx.201811029. [徐进,黄廷林,李凯,等.李家河水库污染物来源及水体分层对水质的影响. 环境科学, 2019, 40(7): 3049-3057.]

[13] Chanudet V, Descloux S, Harby A, *et al*. Gross CO_2 and CH_4 emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk subtropical reservoirs in Lao PDR. *Science of The Total Environment*, 2011, 409: 5382-5391. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2011.09.018.

[14] Encinas F J, Peeters F, Hofmann H. Importance of the autumn overturn and anoxic conditions in the hypolimnion for the annual methane emissions from a temperate lake. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48: 7297-7304. DOI: 10.1021/es4056164.

[15] Soued C, Prairie Y T. Patterns and Regulation of Hypolimnetic CO_2 and CH_4 in a Tropical Reservoir Using a Process-Based Modeling Approach. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2022, 127: e2022JG006897. DOI: 10.1029/2022JG006897.

[16] Soued C, Prairie Y T. Changing sources and processes sustaining surface CO_2 and CH_4 fluxes along a tropical river to reservoir system. *Biogeosciences*, 2021 18: 1333-1350. DOI: 10.5194/BG-18-1333-2021.

[17] Zhang Q, Chen Y, Lin Y, *et al*.Characteristic of phytoplankton community structure and its driving factors along the cascade reservoirs in the Lancang River. *Lake Science*, 2023, 35(2): 530-539. DOI: 10.18307/2023.0211 [张琦,陈宇琛,林育青等.澜沧江梯级水库浮游植物群落结构特征及其关键驱动因子. 湖泊科学, 2023, 35(2): 530-540.]

[18] Yuan B, Wu W, Guo M, *et al*.Spatio-temporal variations of dissolved inorganic carbon and its isotopes in river-reservoir continuum: A case study on Yunnan Section of the Lancang River. *Lake Science*, 2020, 32(1): 173-186. DOI: 10.18307/2020.0117. [袁博,吴巍,郭梦京等.河库连续体中溶解性无机碳及其同位素的时空分异特征——以澜沧江云南段为例. 湖泊科学, 2020, 32(1): 173-186.]

[19] Zhang B, Ding W, Xu B et al. Spatial charcteristics of total phosphorus loads from different sources in the Lancang River Basin.

Science of the Total Environment, 2020, 722: 137863. DOI: 10.1016/i.scitoteny.2020.137863.

[20] Yuan D, Li S, Xu Y J, et al. Response of dissolved carbon dioxide and methane concentration to warming in shallow lakes. *Water Research*, 2024, 251: 121116. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121116.

[21] Tang W, Xu Y, & Li S. Rapid urbanization effects on partial pressure and emission of CO_2 in three rivers with different urban intensities. *Ecological Indicators*, 2021, 125, 107515. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107515.

[22] Li H, Wang X, Yuan X, et al. Review on monitoring methods for greenhouse gases fluxes in freshwater ecosystems. *Lake Science*. 2023, 35(4): 1153-1172. DOI: 10.18307/2023.0402. [李航,王晓锋,袁兴中等. 淡水生态系统温室气体通量监测方法综述. 湖泊科学, 2023, 35(4): 1153-1172.]

[23] Liss P S, Slater P G. Flux of gases across the Air-Sea interface. *Nature*, 1974, 247, 181-184. DOI: 10.1038/247181a0.

[24] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnol Oceanogr Methods*, 2014, 12: 351-362. DOI: 10.4319/lom.2014.12.351

[25] Pu J, Li J, Zhang T, *et al*. Varying thermal structure controls the dynamics of CO_2 emissions from a subtropical reservoir, south China. *Water Research*, 2020, 178: 115831. DOI: 10.1016/J.WATRES.2020.115831.

[26] Shi W, Wang W, Yu S, *et al.* Influences of hydrodynamics on dissolved inorganic carbon in deep subtropical reservoir: Insights from hydrodynamic model and carbon isotope analysis. *Water Research*, 2024, 250: 121058. DOI: 10.1016/J.WATRES.2023.121058

[27] Yang Z, Liu D, Ma J, *et al*. Effects of special vertical layered water temperatures on algal bloom in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir. *Engineering journal of Wuhan University*, 2012, 45(1): 1-9. [杨正健,刘德富,马骏等. 三峡水库香溪河库湾特殊水温分层对水华的影响. 武汉大学学报(工学版), 2012, 45(1): 1-9+15]

[28] Yu H, Tsuno H, Hidaka T, *et al*. Chemical and thermal stratification in lakes. *Limnology (Tokyo)*, 2010, 11: 251-257. D-OI: 10.1007/S10201-010-0310-8.

[29] Liang S, Wang Y, Hu M, *et al.* Distributions of partial pressure of carbon dioxide and its affecting factors in the Zhuyi River in summer. *Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, 2017, 15(2): 153-160. DOI: 10.13244/j.cnki.jiwhr.2017.02.012. [梁顺田,王雨春,胡明明等.夏季朱衣河二氧化碳分压分布特征及影响因素分析.中国水利水电科学研究院学报, 2017, 15(2): 153-160.]

[30] 张正斌, 陈镇东, 刘莲生等. 海洋化学原理与应用. 北京: 海洋出版社, 1999: 112-116.

[31] Kang J, Bao Y, Wang Y, *et al.* The seasonal stratification characteristics and influence of temperature change in Nuozhadu Reservoir. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2024: 1-18. DOI: 10.1746.TV.20241227.1712.006.html. [亢建新,包宇飞,王雨春等. 糯扎渡水库季节性分层特征及气温变化影响. 水利水电技术(中英文), 2024: 1-18.]

[32] Thomas J, David M L, Bvhrer H, *et al*. Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(2): 815-819. DOI: 10.2307/3841089.

[33] Jin Y, Chen X, Liao M, *et al*. Spatial variations of dissolved greenhouse gases and emission fluxes in a large reservoir during the stratification and mixing periods. *Lake Science*, 2023, 35(3): 1082-1096. DOI: 10.18307/2023.0326. [金业,陈小强,廖苗苗等. 大型水库分层期和混合期溶存温室气体空间变化及排放通量. 湖泊科学, 2023, 35(3): 1082-1096.]

[34] Jones J R, Knowlton M F, Obrecht D V, *et al*. Temperature and oxygen in Missouri reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 2011, 27(2):173-182. DOI: 10.1080/07438141.2011.583713.

[35] Zhang Y L, Wu Z X, Liu M L, *et al*. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Water Research*, 2015, 75:249-258. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.052.

[36] Chen K, Wang F, Ruan Q, *et al*. Stratification of Dissolved Oxygen in Deep Reservoirs: A Case Study of Wan'an Reservoir. *Journal of Hydroecology*, 2024, 45(2): 20-30. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202308120217. [陈侃,王飞飞,阮琪祯等. 深型水库溶解氧分层规律及其机制探究——以万安水库为例.水生态学杂志, 2024, 45(2): 20-30.]

[37] Guérin F, Abril G. Significance of pelagic aerobic methane oxidation in the methane and carbon budget of a tropical reservoir. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2007, 112: 3006. DOI: 10.1029/2006JG000393.

[38] Li Y, He L, Pan Y, *et al*. Elevated hydrostatic pressure enhances the potential for microbially mediated carbon sequestration at the sediment-water interface in a deep-water reservoir by modulating functional genes and metabolic pathways. *Carbon Research*, 2024, 3, 1-16. DOI: 10.1007/S44246-024-00104-5.

[39] Jane S F, Mincer J L, Lau M P, *et al*. Longer duration of seasonal stratification contributes to widespread increases in lake hypoxia and anoxia. *Global Change Biology*, 2023, 29(4): 1009-1023. DOI: 10.1111/GCB.16525.

[40] Yang F, Zhong J, Wang S, *et al*. Patterns and drivers of CH_4 concentration and diffusive flux from a temperate river–reservoir system in North China. *Journal of Environmental Sciences*, 2022, 116: 184-197. DOI: 10.1016/J.JES.2021.12.004.

[41] Xie Y, 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.]

[42] Liu T, Wang X, Yuan Z, *et al*. Review on N_2O emission from lakes and reservoirs. *Lake Science*, 22019, 31(2): 319-335. DOI: 10.18307/2019.0202. [刘婷婷, 王晓锋, 袁兴中等. 湖、库水体 N_2O 排放研究进展. 湖泊科学, 2019, 31(2): 319-335.]

[43] Zhu L, Chen C, Zhang J. Study on variations of runoff and sediment and effect to the lower Jinsha River. *Journal of Sediment Research*, 2016(05): 20-27. DOI: 10.16239/j.cnki.0468-155x.2016.05.004. [朱玲玲,陈翠华,张继顺. 金沙江下游水沙变异及其宏观效应研究. 泥沙研究, 2016(05): 20-27.]

[44] Harrison J A, Prairie Y T, Mercier-Blais S, *et al*. Year-2020 Global Distribution and Pathways of Reservoir Methane and Carbon Dioxide Emissions According to the Greenhouse Gas From Reservoirs (Gres) Model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2021, 35(6): e2020GB006888. DOI: 10.1029/2020GB006888.

[45] Vachon D, Sadro S, Bogard M J, *et al*. Paired O_2-CO_2 measurements provide emergent insights into aquatic ecosystem function. *Limnology and Oceanography Letters*, 2020, 5(4): 287-294. DOI: 10.1002/lol2.10135.

[46] Shi W, Maavara T, Chen Q, *et al*. Spatial patterns of diffusive greenhouse gas emissions from cascade hydropower reservoirs. *Journal of Hydrology*, 2023, 619: 129343. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129343.

[47] Huang W, Bi Y, Hu Z , *et al*. Spatio-temporal variations of GHG emissions from surface water of Xiangxi River in Three Gorges Reservoir region, China. *Ecological Engineering*, 2015, 83: 82-32. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.088.

[48] Kemenes A, Forsberg B R, Melack J M. CO_2 emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2011, 116: G03004. DOI: 10.1029/2010JG001465.

[49] Maher D T, Eyre B D. Carbon budgets for three autotrophic Australian estuaries: Implications for global estimates of the coastal air-water CO_2 flux. *Global Biogeochem. Cycles*, 2012, 26: sGB1032. DOI: 10.1029/2011GB004075.