

DOI: 10.5846/stxb202206281837

王晓锋, 龙雨行, 余乐乐, 吴胜男, 陈起玥, 刘紫雯, 张弘琦, 王泳淞. 不同水生植物对景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量的影响. 生态学报, 2023, 43(9): 3592-3606.

Wang X F, Long Y H, Yu L L, Wu S N, Chen Q Y, Liu Z W, Zhang H Q, Wang Y S. Effects of aquatic plants on the spatio-temporal variations of CO₂ and CH₄ fluxes in urban landscape waters. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(9): 3592-3606.

不同水生植物对景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量的影响

王晓锋^{1,2,3,*}, 龙雨行^{1,3}, 余乐乐^{1,2,3}, 吴胜男^{1,2,3}, 陈起玥³, 刘紫雯³, 张弘琦³, 王泳淞³

¹ 长江上游湿地科学研究重庆市重点实验室, 重庆 401331

² 三峡库区地表生态过程重庆市野外科学观测研究站, 重庆 405400

³ 重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331

摘要:城市景观水体是大气 CO₂ 与 CH₄ 的排放热源, 而水生植物作为景观水体的重要组成要素, 对水体温室气体排放动态的影响并不清楚。选择重庆市观音塘国家湿地公园为研究区, 利用漂浮箱法与顶空平衡法对观音塘水域 7 种不同水生植物分布区进行水-气界面 CO₂ 与 CH₄ 排放通量及 CO₂、CH₄ 溶存浓度进行季节性监测, 估算了植物传输对气体通量的贡献。结果表明: 1) 观音塘水体 CO₂ 与 CH₄ 浓度范围分别为 8.0—341.8 μmol/L 和 0.23—5.26 μmol/L, 排放通量分别为 26.5—869.1 mmol m⁻² d⁻¹ 和 0.40—11.15 mmol m⁻² d⁻¹, 是大气净 CO₂ 与 CH₄ 排放源; 2) 观音塘开敞水区 CO₂ 与 CH₄ 排放通量低于大部分城市湖泊或景观水体, 但植物覆盖区气体通量显著高于开敞水区, 表明水生植物增强了景观水体温室气体排放; 初步估算植物传输作用(非扩散通量)对水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量的贡献约为 7.3%—44.6% 与 52.1%—63.4%, 狐尾藻对 CH₄ 传输作用最强, 睡莲、水葫芦次之, 菖蒲、再力花、梭鱼草等挺水植物略低, 苦草最弱, 植物传输作用并未表现出明显的生活型差异; 3) 水体 CO₂ 与 CH₄ 浓度及排放通量季节变化显著, 温暖季高于寒冷季, 植物生长期变化与温度波动是主导水体 CO₂ 与 CH₄ 排放季节模式及变异强度的主要因素; 4) 水生植物覆盖区水体营养盐浓度、pH 值、DO 等因素与 CO₂、CH₄ 排放通量呈显著的相关性, 表明不同植物覆盖导致水生境的分异是影响水体 CO₂ 与 CH₄ 排放动态及变异性的的重要机制。水生植物对水体温室气体产生、输移、排放等具有多重复杂机制, 但总体增强了景观水体的温室气体通量, 在未来城市水生态管理中应予以更多的关注。

关键词:水生植物; 景观水体; CO₂ 与 CH₄ 排放; 时空变异性; 影响机制

Effects of aquatic plants on the spatio-temporal variations of CO₂ and CH₄ fluxes in urban landscape waters

WANG Xiaofeng^{1,2,3}, LONG Yuhang^{1,3}, YU Lele^{1,2,3}, WU Shengnan³, CHEN Qiyue³, LIU Ziwen³, ZHANG Hongqi³, WANG Yongsong³

¹ Chongqing Key Laboratory of Wetland Science Research of the Upper Reaches of the Yangtze River, Chongqing 401331, China

² Three Gorges Reservoir Area Earth Surface Ecological Processes of Chongqing Observation and Research Station, Chongqing 405400, China

³ College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

Abstract: Urban landscape water is a hotspot of carbon dioxide (CO₂) and (CH₄) emissions to atmosphere, while little is known about the effect of aquatic plants, which is an important component of landscape water ecosystem, on greenhouse gas

基金项目:国家自然科学基金项目(41807321); 重庆市教委科学技术研究项目(KJZD-K202000502); 大学生创新创业训练项目(202110637003)

收稿日期:2022-06-28; **采用日期:**2022-10-31

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xiaofeng6540@163.com

emissions dynamics in such water. In this study, we selected the Guanyin Pond National Wetland Park in Chongqing as a typical urban landscape water to carry out seasonal investigations for the fluxes and dissolved concentrations of CO₂ and CH₄ using floating chamber method and headspace method. The aims of this study were to explore contribution of aquatic plants to the spatio-temporal variations in aquatic CO₂ and CH₄ fluxes in urban landscape waters. The results showed that the concentrations of CO₂ and CH₄ ranged from 8.0—341.8 μmol/L to 0.23—5.26 μmol/L in Guanyin Pond, and the fluxes of CO₂ and CH₄ were ranging from 26.5 to 869.1 mmol m⁻² d⁻¹ and from 0.40 to 11.15 mmol m⁻² d⁻¹, respectively. Guanyin Pond was a net source of atmospheric CO₂ and CH₄. CO₂ and CH₄ fluxes in the open water area of Guanyin Pond were much lower than most of the reported values from ponds and lakes in urban area, while those in water area with aquatic vegetations distribution were much higher, indicating the aquatic plants enhanced the greenhouse gas emission of landscape water bodies. It was estimated that the plant transport contributed about 7.3%—44.6% and 52.1%—63.4% of total CO₂ and CH₄ fluxes from water–air surface, respectively. The contribution of plant transmission was different for different species despite no “biotype effect”. The seasonal variations of CO₂ and CH₄ concentrations and fluxes in Guanyin Pond were significant with higher values in warm season and lower ones in cold season. We highlighted that the seasonal periodicity growth and temperature were main drivers for the seasonal patterns and variation intensity of CO₂ and CH₄ fluxes. Nutrients concentrations, pH and dissolved oxygen (DO) were influenced by aquatic vegetations distribution in Guanyin Pond, and were significantly correlated with CO₂ and CH₄ fluxes, indicating that the differentiation of water habitats caused by different aquatic plant species were important mechanism affecting the spatial variability of CO₂ and CH₄ dynamics. Despite mechanisms of aquatic plant impact on water CO₂ and CH₄ dynamics are complicated and various, aquatic plant distribution indeed enhance greenhouse gases fluxes of urban landscape water. Therefore, more attentions should be paid to the CO₂ and CH₄ dynamics in such special aquatic system in the future.

Key Words: aquatic plants; landscape water; CO₂ and CH₄ fluxes; spatial-temporal variations; influencing mechanism

淡水生态系统(河流、湖泊、水库、池塘等)作为生物地化循环最活跃的场所,在全球碳(C)循环中具有重要作用。近年来,众多的研究发现,不同的淡水系统均能够通过水-气界面向大气排放二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)等温室气体,对全球温室气体清单具有重要贡献^[1-2]。基于全球观测数据,Tranvik^[3]等及 Raymond^[4]等估算全球淡水系统每年向大气排放的 CO₂ 总量高达 1.4—2.1Pg, 约为陆地生态系统净碳汇量(2.6Pg)的 54%—81%;同时 Bastviken^[1]、Kirschke^[5]、Saunois 等^[6]估算全球内陆水体 CH₄ 的排放总量约为 0.04—0.12 Pg/a, 约占全球 CH₄ 排放总量的 7%—21%^[7]。Ran 等^[8]估算中国内陆水体 CO₂ 排放总量约为 (98±19) Tg/a, Li 等^[9]估算中国湖泊、水库的 CO₂/CH₄ 排放总量约为 25.2 Tg/a 和 1.56 Tg/a, 是区域温室气体排放的重要来源。然而,由于受到众多环境因子(水环境因子、水生生物因子、气候因子、人类活动等)的干扰,淡水系统 CO₂/CH₄ 排放呈现强烈的变异性^[10-12], 限制全球或区域尺度上的精确估算。开展淡水水体温室气体排放的时空变异性及其关键调控机制研究成为地球科学和生态研究的热点。

水生植物作为淡水生态系统中的重要组成要素,对水环境及水体-沉积层中 C 的生物地化过程具有重要影响^[13-14]。淡水水体中 CO₂ 和 CH₄ 主要来源于有机质的生物分解作用和厌氧沉积层中部分古细菌的产甲烷作用^[1, 2, 15-16]。而水体光合固碳^[14]以及甲烷氧化^[16]会消耗一部分 CO₂ 和 CH₄, 其余部分则通过分子扩散、植物传输和冒泡等途径排入大气^[12-13, 15-16]。水生植物通过对水体、沉积层中生物以及非生物因素形成错综复杂的影响,直接或间接参与水体 CO₂ 和 CH₄ 产生、转化、消耗及排放的各个阶段,影响温室气体排放通量^[11, 13-14]。一方面,水生植物残体及根系分泌物能够为沉积层 CO₂ 和 CH₄ 产生提供丰富的底物,提高原位 CO₂ 和 CH₄ 产生效率^[17-18]。研究发现,产甲烷菌对植物根系分泌的小分子有机物具有选择性偏好,短时间内即可利用根系分泌物产生大量 CH₄^[18-19]。不同植物群落能够通过影响水体及沉积物碳氮比、有机碳分子结

构等影响 CO_2 和 CH_4 生产代谢^[14, 17-18]; 另一方面, 水生植物(特别是挺水植物)植物在沉积物-大气之间形成了气体传输通道, 极大的减少了气体在输移过程中的生物消耗, 增强了气体排放通量^[14]。早期的研究已经发现, 植物传输排放的温室气体量可能占植物覆盖水域排放总量的 50%—90%^[20-23], 即使植物死亡, 仍然可以作为气体输送通道^[21]。因此, 大部分研究认为水生植物分布对水体温室气体排放具有增强作用。然而, 植物在传输温室气体的同时, 也会将大气的氧气直接输送至根际, 从而抑制产甲烷菌的厌氧代谢, 并促使部分 CH_4 氧化^[23]; 对于沉水植物或浮叶植物而言, 传输作用有限, 反而可以通过物理遮挡作用降低温室气体通量^[13, 23]。同时, 沉水植物的光合作用和呼吸作用参与水体碳代谢, 导致 CO_2 和 CH_4 通量出现不同方向^[13, 18-19, 22]。此外, 水生植物生长能够减少水体碳氮磷丰度, 增加水体溶解氧, 可能降低 CO_2 和 CH_4 通量^[24]。因此, 不同水生植物对水体 CO_2 和 CH_4 排放的动力学过程的影响仍存在不确定性, 而且由于植物生长具有明显的季节节律, 进一步增加了水体温室气体排放的时空复杂性。目前对水生植物覆盖区, 特别是植物生长过程中淡水水体 CO_2 和 CH_4 时空规律的及作用机制研究明显不足。

当前关于水生植物覆盖区温室气体排放研究更多集中在 1) 水生植物覆盖对水体温室气体排放强度的影响; 2) 不同种类水生植物影响温室气体排放的比较; 3) 水生植物调控水体温室气体通量的关键机制, 包括根际激发机制、物理通道机制、遮挡截留机制等^[13, 14, 18-20]。这些研究肯定了水生植物覆盖区温室气体产生、排放过程的特殊性和不确定性。但对不同植物覆盖下水体 CO_2 和 CH_4 时间动态关注较少。近年来, 随着城市化进程的不断推进, 城市水环境综合整治及温室气体排放特征也受到广泛关注^[12, 25]。黄婷等^[25]研究认为城市景观水体是大气温室气体排放热源。而水生植物作为城市景观水体必不可少的生态要素, 对温室气体排放调控中的作用尚不清楚。本研究选取重庆璧山区观音塘城市湿地公园为研究区, 对观音塘内广泛分布的 7 种水生植物群落覆盖水域及无植物覆盖的开敞水区进行 CO_2 和 CH_4 溶存浓度及排放通量的季节性采样分析, 并结合不同水生植物生长过程及覆盖区水环境特征, 分析了不同水生植物覆盖区 CO_2 和 CH_4 排放通量的时空变异规律; 进一步结合漂浮箱法和边界层模型法揭示了水生植物覆盖下水体温室气体扩散通量与非扩散通量的差异, 探讨了不同植物影响 CO_2 和 CH_4 排放通量的可能机制, 为城市景观水体温室气体排放研究提供数据补充及理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

重庆观音塘湿地公园位于重庆市璧山区城南部($29^{\circ}33'39''\text{N}$, $105^{\circ}13'50''\text{E}$), 占地面积约 40.5 hm^2 , 其中水域面积约 12.1 hm^2 。重庆观音塘湿地公园于 2013 年获批国家级湿地公园, 整体位于璧山区建城区内, 周边城市化率较高, 属于典型的城市湿地公园。公园所属区域属亚热带季风性湿润气候, 冬暖春早, 夏热秋凉, 四季分明, 无霜期长; 空气湿润, 降水丰沛, 平均气温 17.8°C , 多年平均降雨量 1042.3 mm 。湿地公园内植物种类丰富, 截止到 2015 年记录植物种类 677 种, 其中水生、湿生植物种类达 385 种, 其中人工种植的睡莲(*Nymphaea tetragona* L.)、苦草(*Vallisneria natans* L.)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum* L.)、水葫芦(*Eichhornia crassipes* Mart.)、梭鱼草(*Pontederia cordata* L.)、菖蒲(*Acorus calamus* L.)、再力花(*Thalia dealbata* Fraser)等为优势的水生植物群落广布于湿地公园水域, 是研究不同生活型水生植物对景观水体环境影响的理想场所。

1.2 样点设计

根据研究区内水生植物分布特征, 选择分布最广泛的 7 种水生植物(睡莲-SL、苦草-KC、水葫芦-SHL、狐尾藻-HWZ、梭鱼草-SYC、菖蒲-CP、再力花-ZLH)为研究对象, 同时选择 3 处无植物覆盖的开阔水域作为对照, 共计 11 个研究区, 开展外业调查。现场记录调查区水深、植株平均高度、盖度、密度以及植物长势等。所选采样点年均植株密度在 $16-56 \text{ 株/m}^2$, 生长旺盛期的总盖度在 62%—95%, 水体深度范围为 $0.2-1.4 \text{ m}$, 各水生植物的基本特征如表 1 所示。每种水生植物根据区域植物特征、水体深度特征设置 3—6 重复采样点进行监测。

表 1 所选水生植物分布区的生境特征

Table 1 Habitat characteristics and basic physical parameters of selected sampling sites

	生活型 Biotype	高度 Height/cm	盖度 Coverage/%	密度 Density/ (株/m ²)	水深 Depth/m	生长状况 Growth state				
						4 月	7 月	9 月	11 月	1 月
睡莲 <i>N. tetragona</i> L.	漂浮植物	42.8	73.0	27.2	0.40	展叶期	旺盛期	成熟期	黄叶期	部分枯死
苦草 <i>V. natans</i> L.	沉水植物	24.8	83.4	55.6	0.95	快速生长期	旺盛期	成熟期	黄叶期	部分枯死
水葫芦 <i>E. crassipes</i> Mart.	漂浮植物	35.6	62.6	24.4	0.45	快速生长期	旺盛期	成熟期	黄叶期	部分清除
狐尾藻 <i>M. verticillatum</i> L.	沉水植物	32.0	80.6	27.0	0.48	旺盛期	旺盛期	成熟期	黄叶期	部分枯死
梭鱼草 <i>P. cordata</i> L.	挺水植物	83.4	65.0	26.2	0.20	快速生长期	旺盛期	黄叶期	部分枯亡	完全枯死
菖蒲 <i>A. calamus</i> L.	挺水植物	27.0	62.8	36.8	0.12	快速生长期	旺盛期	成熟期	黄叶期	部分枯死
再力花 <i>T. dealbata</i> Fraser	挺水植物	139.4	74.6	16.2	0.20	快速生长期	旺盛期	旺盛期	成熟期	部分枯死

1.3 样品采集

分别于 2021 年 4 月、7 月、9 月、11 月以及 2022 年 1 月对选取的采样点进行采样,采样时期涵盖了植物生长的不同阶段(快速生长期、旺盛期、成熟期、黄叶期、衰亡期),每次采样均在当月下旬开展,避开降雨期间采样。每次采样,首先利用有机玻璃采水器分别采集水面以下 10 cm 处的表层水体 500mL,并装入提前酸洗的聚乙烯瓶中,置于 4℃ 保温箱内,用于水体理化参数分析。同时,用校准的多参数水质分析仪(HQ-40d, HACH,美国)现场测定水温(WT)、pH、溶解氧(DO)、电导率(Con)、浊度(Turb),利用 FluorPen 手持式叶绿素荧光仪(Qubit Systems,加拿大)测定水体叶绿素 a 含量(Chl-a)。

利用漂浮箱法测定水-气界面 CO₂ 与 CH₄ 排放通量。漂浮箱由柱状采集箱(PVC 材质,直径 21cm,高 30cm)与漂浮板组成,漂浮箱外部由铝箔包裹,顶端装置有气体采集针和气压平衡铜管;内部装置有低频小风扇,用于采样时混合箱内气体。每个采样点放置 3 个漂浮箱,在漂浮箱放置稳定后 0 min 立即使用真空管进行气体采集,随后在 5、10、15、20 min 分别进行气体采样,带回实验室用于 CO₂/CH₄ 浓度测定。本研究假设漂浮箱法测定的通量包括了扩散通量及非扩散通量(植物传输和冒泡)

同时,利用顶空平衡法测定水体溶存 CO₂、CH₄ 浓度,并通过边界层模型法计算水气界面气体扩散通量。现场采样过程中,利用 100mL 气密性注射器缓慢抽取水面以下 20cm 处水样 40mL,确保无气泡,随后继续抽取现场大气 24 mL,关闭抽气阀,剧烈震荡 5min,使水样与气体充分置换,随后静置 5min 待水-气平衡后,打开抽气阀,将注射器倒置排出水样,将剩余的顶空气体注入 30mL 铝箔气袋中,带回实验室待测;同时,用注射器抽取现场大气样 30mL 注入另一个铝箔气袋中,用于测定 CO₂、CH₄ 的背景浓度。每个样点采集 5 个平行样。所有水样、气样带回实验室后 3 d 内完成指标测定。

1.4 样品分析

采用流动注射分析仪 FIA-6000+(北京吉天,中国)测定水体总氮(TN)、硝态氮(NO₃⁻-N)、亚硝态氮(NO₂⁻-N)、铵态氮(NH₄⁺-N)、总磷(TP)、溶解性总磷(DTP);采用紫外分光光度法测定水体正磷酸盐(PO₄³⁻);利用 TOC-2000 有机碳分析仪(上海元析,中国)测定水环境参数总有机碳(TOC)、溶解性有机碳(DOC)、溶解性无机碳(DIC);采用离子色谱仪(CIC-D120)分析硫酸根离子(SO₄²⁻)。

所有气体样品带回实验室后采用气相色谱仪(磐诺 A90,中国)进行 CO₂ 与 CH₄ 浓度。CO₂ 与 CH₄ 的检测器为氢火焰检测器(FID),载气为高纯度氮气(N₂),以氢气(H₂)为燃气,空气为助燃气,工作温度为 350℃,标气浓度分别为 CO₂ 1964 μg/L,CH₄ 35.7 μg/L。

1.5 数据计算

1.5.1 漂浮箱法测定 CO₂ 与 CH₄ 排放通量

利用漂浮箱法测定水-气界面 CO₂ 与 CH₄ 的总通量,包括气体扩散通量、植物传输及冒泡。为了明确气体传输途径贡献,本研究将植物传输和冒泡通量统一定义为非扩散通量。

水-气界面气体排放通量计算公式如下^[10]：

$$F_c = (dc/dt) \times M \times (P \div P_0) \times (T_0 \div T) \times H \div V_0 \quad (1)$$

式中, F_c 表示漂浮通量箱法测定的 CO_2 与 CH_4 的排放通量 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), dc/dt 为漂浮箱气室内 CO_2 与 CH_4 气体的浓度随时间变率 ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$), 本研究采用多时间段瞬时变化率平均值计算得到; M 为被测气体摩尔质量 (CO_2 , 44 g/mol; CH_4 16 g/mol), P 为实测采样点的气压值 (hPa), T 为采样时绝对温度, V_0 、 T_0 、 P_0 分别为标准状况下的气体摩尔体积 (22.4 L/mol)、绝对温度 (273.15 °C) 及气压 (1013hPa), H 为浮于水面以上的采样箱高 (0.3 m)。

1.5.2 水体 CO_2 与 CH_4 溶存浓度计算

水体溶存 CO_2 与 CH_4 浓度利用 Bunsen 系数和 Henry 定律计算^[10]：

$$C_w = (c_a \times V_a + c_w \times V_w - c_0 \times V_a) \div V_w \quad (2)$$

$$c_w = c_a \times a \quad (3)$$

式中, C_w 表示 CO_2 与 CH_4 溶存浓度 ($\mu\text{mol/L}$), c_a 表示顶空中气体浓度 ($\mu\text{mol/L}$), V_a 和 V_w 分别表示顶空体积 (0.024 L) 和水体体积 (0.040 L), c_w 表示顶空平衡时水体中的气体浓度 ($\mu\text{mol/L}$), V_w 表示玻璃管中的水体体积 (L), c_0 表示采样点大气 CO_2 与 CH_4 的背景浓度 ($\mu\text{mol/L}$), a 表示实测温度下 CO_2 与 CH_4 在水中的溶解度系数 (Bunsen 系数 mol/L)。

1.5.3 边界层模型法计算气体扩散通量

边界层模型法可以计算水-气界面因浓度差形成的扩散通量。本研究根据以下公式计算水-气界面 CO_2 与 CH_4 的扩散通量^[10]：

$$F_b = k_0 \times (C_w - C_a) \quad (4)$$

$$C_a = c_0 \times (P \div P_0) \times (T_0 \div T) \quad (5)$$

$$k_0 = 1.58 \times e^{0.30 \times U/10} \times (Sc/600)^{-0.5} \quad (6)$$

$$Sc(\text{CO}_2) = 1911.1 - 118.11t + 3.4527t^2 - 0.04132t^3 \quad (7)$$

$$Sc(\text{CH}_4) = 1897.8 - 114.28t + 3.2902t^2 - 0.039061t^3 \quad (8)$$

F_b 表示边界层模型法估算的 CO_2 与 CH_4 扩散通量 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), C_w 表示表层水体溶存气体浓度 ($\mu\text{mol/L}$), C_a 表示水气平衡时的标准大气浓度 ($\mu\text{mol/L}$), k_0 表示水-气界面的气体交换系数 (cm/h)。本研究中 k_0 选用经典的温度-风速模型计算得到, U_{10} 表示采样区域上空 10 m 处不同季节多年平均风速, t 为实测水温 (°C), Sc 为温度矫正下 CO_2 与 CH_4 的施密特常数。

最后, 利用漂浮箱法测定的总通量与边界模型法估算的气体扩散通量的差值得到非扩散通量 (ΔF)。由于湿地公园建设完成后, 水环境得到较好的保护, 无外源污染, 水质良好, 加之水体较浅, 因此不利于冒泡的形成。在调查过程中也并未观测到明显冒泡, 因此本研究中非扩散通量 ΔF 以植物传输为主。

1.6 统计分析

利用 SPSS 与 Excel 软件进行数据处理与统计分析。利用单因素方差分析 (One-Way ANOVA) 检验水生植物、采样季节对水体 CO_2 与 CH_4 排放通量的影响的显著性 ($P < 0.05$); 利用相关分析检验 CO_2 与 CH_4 排放通量与水环境因子的相关关系; 利用 RDA 分析水环境综合演化对 CO_2 与 CH_4 通量的影响, 利用逐步多元回归分析探索影响水体 CO_2 与 CH_4 通量变异的关键驱动因子。所有作图均通过 GraphPad 8.0 完成。

2 结果与分析

2.1 不同植物覆盖水体基本理化性质

水环境参数如表 2 所示。观音塘水体 TC、TOC、DOC 含量变异性较强, 变化范围分别为 38.0—70.1 mg/L、7.1—24 mg/L、6.2—21.1 mg/L, 除狐尾藻外, 其他水生植物分布区水体碳含量均略低于无植物覆盖的开敞水区。同一湖区, 开敞水区水体 TP、TN、DTP、 NO_3^- 及 NH_4^+ 含量显著高于水生植物分布区, 特别是 NO_3^- 及 NH_4^+

浓度比植物分布水域高出 3—10 倍多,表明水生植物对水体营养盐浓度具有显著的净化作用;不同植物种类对水体营养盐浓度的影响作用不同,苦草分布的水域营养盐浓度最低(NO₃⁻仅为 0.02 mg/L),水葫芦次之,梭鱼草、菖蒲、再力花等略高,狐尾藻最高。

从水体电导率来看,水葫芦、苦草、睡莲略低于其他植物,但均显著低于开敞水区。水体 DO 在狐尾藻、梭鱼草分布区及开敞水区低于其他植物分布区;不同水域 pH 无明显差异。

表 2 各采样断面基本水环境参数

Table 2 Basic water environmental parameters in each sampling sites

	睡莲 <i>N. tetragona</i> L.	苦草 <i>V. natans</i> L.	水葫芦 <i>E. crassipes</i> Mart.	狐尾藻 <i>M. verticillatum</i> L.	梭鱼草 <i>P. cordata</i> L.	菖蒲 <i>A. calamus</i> L.	再力花 <i>T. dealbata</i> Fraser.	空白 Plant free area
总碳 TC/(mg/L)	45.6 ± 6.0b	42.6 ± 4.6b	43.3 ± 4.3b	63.4 ± 6.7a	45.5 ± 8.0b	43.6 ± 11.1b	45.2 ± 8.5b	56.4 ± 4.3a
总有机碳 TOC/(mg/L)	14.8 ± 4.9ab	10.6 ± 3.5b	12.2 ± 4.6b	19.5 ± 4.5a	12.0 ± 3.6b	12.6 ± 3.7b	12.4 ± 4.2b	15.3 ± 5.1ab
溶解性有机碳 DOC/(mg/L)	12.7 ± 3.8ab	9.9 ± 2.9c	10.3 ± 3.9b	17.3 ± 3.8a	10.7 ± 4.0b	11.7 ± 5.5ab	11.3 ± 3.7b	13.4 ± 4.4ab
总磷 TP/(mg/L)	0.079 ± 0.064b	0.030 ± 0.023c	0.033 ± 0.024c	0.114 ± 0.052ab	0.053 ± 0.034bc	0.062 ± 0.049b	0.041 ± 0.022c	0.152 ± 0.06a
溶解性总磷 DTP/(mg/L)	0.037 ± 0.041ab	0.012 ± 0.012b	0.014 ± 0.013b	0.061 ± 0.033a	0.020 ± 0.022b	0.010 ± 0.006b	0.018 ± 0.017b	0.055 ± 0.033a
总氮 TN/(mg/L)	0.60 ± 0.48b	0.24 ± 0.11c	0.42 ± 0.41b	0.96 ± 0.51b	0.57 ± 0.36bc	0.59 ± 0.32b	0.54 ± 0.34b	1.73 ± 1.02a
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/(mg/L)	0.21 ± 0.21b	0.02 ± 0.01c	0.23 ± 0.48b	0.25 ± 0.23b	0.12 ± 0.09bc	0.24 ± 0.24b	0.20 ± 0.29b	0.90 ± 0.54a
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/(mg/L)	0.24 ± 0.43ab	0.06 ± 0.04c	0.06 ± 0.05c	0.29 ± 0.51ab	0.19 ± 0.18b	0.19 ± 0.12b	0.13 ± 0.14bc	0.75 ± 0.52a
电导率 Con/(μS/cm)	386.00 ± 92c	385.00 ± 28c	384.00 ± 33c	439.00 ± 53bc	418.00 ± 66c	440.00 ± 37bc	405.00 ± 65c	517.00 ± 29a
溶解氧 DO/(μg/L)	7.35 ± 4.11ab	8.11 ± 3.32a	7.70 ± 3.06ab	5.04 ± 3.59c	5.76 ± 2.70b	8.21 ± 1.55a	6.59 ± 3.10b	5.33 ± 1.40bc
叶绿素 a, Chl-a/(μg/L)	7.9 ± 5.0c	10.7 ± 6.8c	13.1 ± 5.7c	14.9 ± 2.9c	8.2 ± 3.6c	52.4 ± 21.6a	14.0 ± 5.5c	26.5 ± 12.3b
pH	8.14 ± 0.31a	8.14 ± 0.35a	8.10 ± 0.27a	7.91 ± 0.36a	7.99 ± 0.28a	8.31 ± 0.20a	8.01 ± 0.20a	8.00 ± 0.30a

数字后的小写字表示不同植物覆盖区水环境因子的差异显著性($P < 0.05$);TC:总碳 Total carbon;TOC:总有机碳 Total organic carbon;DOC:溶解性有机碳 Dissolved organic carbon;TP:总磷 Total phosphorus;DTP:溶解性总磷 Dissolved total phosphorus;TN:总氮 Total nitrogen;NO₃⁻-N:硝态氮 Nitrate nitrogen;NH₄⁺-N:铵态氮 Ammonia nitrogen;Con:电导率 Conductivity;DO:溶解氧 Dissolved oxygen;Chl-a:叶绿素 a Chlorophyll a

2.2 不同植物覆盖水体 CO₂与 CH₄浓度比较

观音塘不同水域 CO₂溶存浓度变化范围为 8.0—341.8 μmol/L,平均为(88.7±71.3) μmol/L,除个别样品外,绝大多数属于 CO₂过饱和状态。狐尾藻区水体 CO₂浓度最高((233.2±85.6) μmol/L),显著高于其他物种;其次为水葫芦、苦草、梭鱼草、再力花略低,睡莲和菖蒲最低;水生植物覆盖区 CO₂浓度(平均为(95.6±73.6) μmol/L)普遍高于开敞水区((40.5±11.9) μmol/L)。

所有水样 CH₄浓度变化范围为 0.23—5.26 μmol/L(均值为(1.45±1.21) μmol/L),均为过饱和状态。与 CO₂相似,除苦草外,水生植物分布水域 CH₄浓度(平均(1.58±1.24) μmol/L)均显著高于开敞水域((0.54±0.33) μmol/L);各植物分布区水体 CH₄年平均浓度比开敞水区高 1.2—6.6 倍,表明水生植物对水体 CH₄浓度的积累具有显著增强作用。狐尾藻分布区水体 CH₄浓度最高,达(3.36±1.52) μmol/L,其次为睡莲、水葫芦、菖蒲、再力花等,梭鱼草和苦草最低。

2.3 水体 CO₂与 CH₄排放通量特征

不同植物覆盖水体 CO₂与 CH₄排放通量比较如图 2 所示。利用漂浮箱法测定水气界面 CO₂总排放通量为 26.5—869.1 mmol m⁻² d⁻¹,平均为(218.4±178.8) mmol m⁻² d⁻¹。植物种类对水体 CO₂排放通量影响增强,狐尾藻覆盖区水体 CO₂排放通量((538.4±246.5) mmol m⁻² d⁻¹)显著高于其他植物分布区,苦草和睡莲分布区最低,水葫芦、梭鱼草、菖蒲、再力花等略高。开敞水区 CO₂排放通量((53.1±21.6) mmol m⁻² d⁻¹)仅为狐尾藻覆盖区 10%,低于大部分水生植物分布水域(115.5—538.4 mmol m⁻² d⁻¹)。

CH₄总排放通量为(4.01±3.20) mmol m⁻² d⁻¹,也具有强烈的变异性(0.40—11.15 mmol m⁻² d⁻¹)。水生植物覆盖显著增强了水体 CH₄通量,尤其狐尾藻、睡莲、水葫芦、菖蒲等分布水域 CH₄通量比开敞水域 CH₄通量

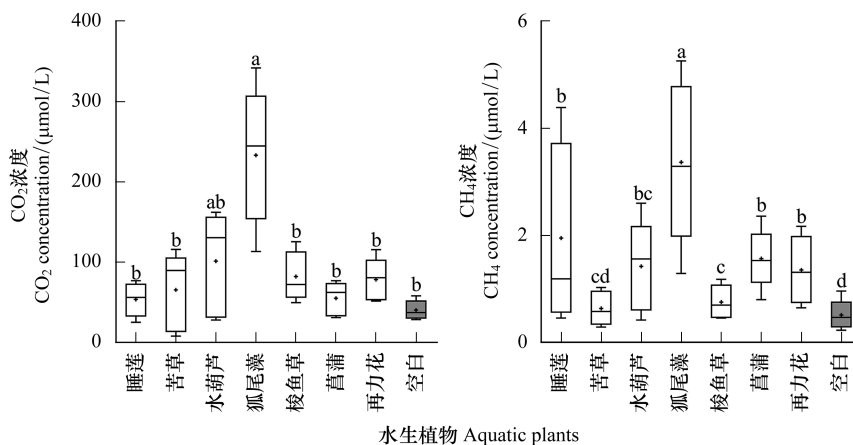


图1 不同水生植物覆盖区水体 CO_2 与 CH_4 浓度差异

Fig.1 Dissolved CO_2 and CH_4 concentrations in water under different aquatic vegetations coverage

图中小写字母表示物种之间差异显著性 ($P < 0.05$), 灰色柱子表示开敞水区

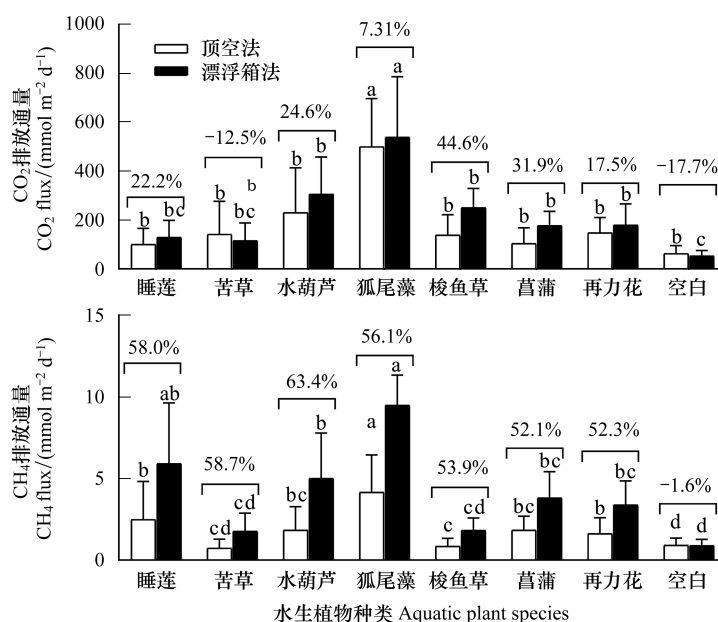


图2 不同水生植物覆盖区水体 CO_2 与 CH_4 排放通量比较

Fig.2 CO_2 and CH_4 fluxes based headspace method (HS) and floating chamber method (FC) in Guanyin pond under different aquatic vegetations coverage

图中小写字母表示物种之间差异显著性 ($P < 0.05$), 百分数表示顶空平衡法与漂浮箱法的偏差

((0.89 ± 0.38) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 高出 4.3—10.7 倍, 其他植物也较对照高出 2.0—3.8 倍。狐尾藻分布区 CH_4 排放通量 ($9.49 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 最高, 睡莲 ($5.91 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、水葫芦 ($5.01 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 次之, 菖蒲、再力花略低, 苦草 ($1.77 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 最低。植物种类影响水体 CH_4 排放通量的局域分异。

进一步, 本研究计算得到水-气界面 CO_2 与 CH_4 的扩散通量 (图 2)。比较可见, 开敞水区水-气界面 CO_2 的扩散通量 ((62.4 ± 32.3) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 与漂浮箱法测定的水气界面总通量基本一致; 而水生植物分布水域 (苦草除外), 扩散通量均低于总通量 (相较低 7.3%—44.6%), 梭鱼草与菖蒲覆盖区偏差最大; 类似的, 开敞水区水-气界面 CH_4 的扩散通量 ((0.90 ± 0.45) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) 与总通量保持一致, 水生植物分布区总通量较扩散通

量高出 52.1%—63.4%,植物作用更加明显。

2.4 水体 CO₂与 CH₄通量的季节变化模式的影响

如图 3 所示,水体 CO₂与 CH₄排放通量表现出明显的季节变异性。除苦草外,其他植物分布的水域 CO₂排放通量季节模式基本一致,呈 4 月份最高,7、9 月份略低,11 月和 1 月降至最低,与大部分植物生长期变化过程具有同步性;开敞水区(CK) CO₂排放通量季节模式与植物分布区略有不同,在 9 月份最低,11、1 月、7 月略高,4 月最高。不同植物间 CH₄排放季节模式大同小异,均先增加后降低,呈植物生长旺盛期(4、7、9 月)显著高于黄叶期(11 月),植物枯死期(1 月)均最低。植物分布区和开敞水区 CH₄排放的季节模式基本一致,可能与水体 CH₄的侧向扩散有关。植物分布区水域 CO₂与 CH₄排放通量在各个季节均显著高于对照的开敞水区(图 4),但植物生长旺盛季节,植物分布对水体 CO₂与 CH₄排放通量的增强作用更明显,9 月份植物分布区水体 CO₂与 CH₄排放的均值较开敞水区分别高 9.1 和 6.5 倍。

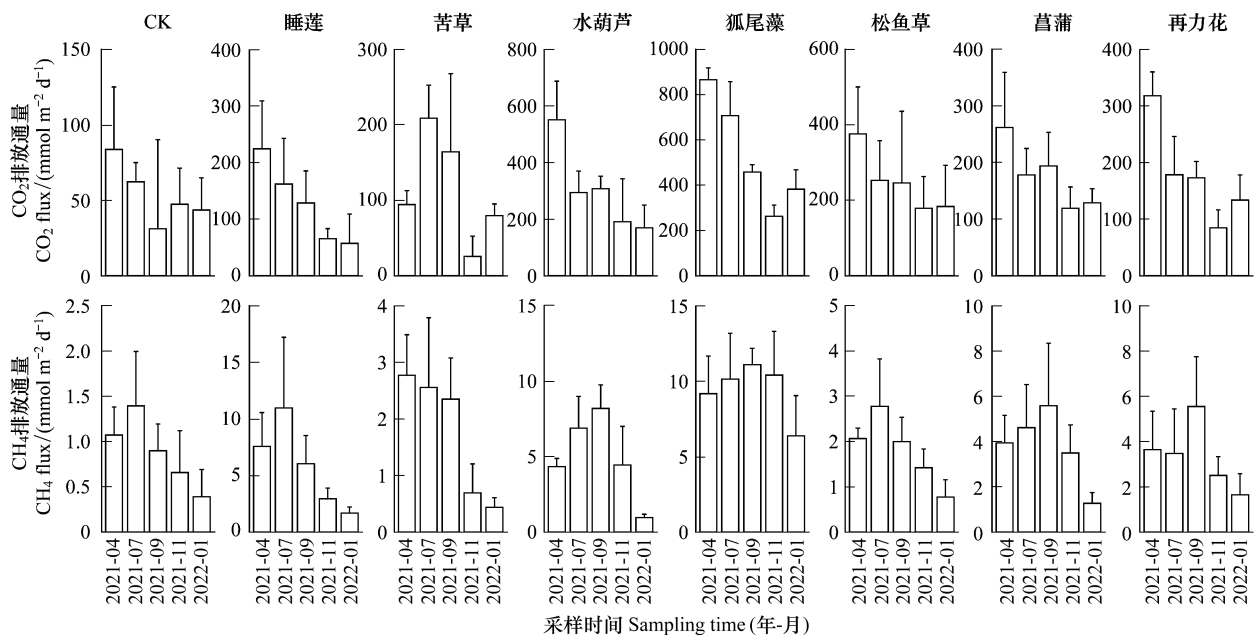


图 3 观音塘不同水域水体 CO₂与 CH₄排放通量的季节模式

Fig.3 Seasonal pattern of CO₂ and CH₄ fluxes in Guanyin pond under different aquatic vegetations coverage

2.5 CO₂与 CH₄植物传输排放的季节变化

通过漂浮箱法和顶空平衡法计算非扩散通量(植物传输通量与冒泡通量)在不同季节的变异性如图 5 所示,负值表示顶空法对排放通量的高估。不同植物对 CO₂排放方式的影响差异较大,菖蒲、梭鱼草分布区 CO₂全年表现出明显的非扩散通量,而其他植物对 CO₂非扩散通量影响表现出明显的季节差异,尤其苦草、水葫芦、狐尾藻等分布区,在生长旺盛季表现出漂浮箱法测定值更低,顶空法测定值偏高。植物覆盖区水体 CH₄非扩散通量在全年呈较高的水平,进一步表明植物传输作用对 CH₄贡献更大。大部分水生植物覆盖区非扩散通量均在植物旺盛季(7、9 月)较高,而植物衰亡季(1 月)明显偏低,表现出随植物生长季变化而变化。

2.6 CO₂与 CH₄通量与水环境因子的关系

相关分析结果表明(表 3),水体 CO₂浓度与通量主要与水体 pH、DO 呈极显著的负相关关系,与 TOC、PO₄³⁻呈显著的正相关关系。而 CH₄溶存浓度及通量均与水体 TOC、DOC、PO₄³⁻、NH₄⁺-N 呈显著正向关系,CH₄溶存浓度还与 DO、pH 呈极显著负相关关系,而 CH₄通量则与二者无显著相关性。RDA 分析结果如图 6 所示,RDA1 可解释总方差的 54.5%,RDA2 可解释总方差的 29.0%,二者合计解释 83.5%。从各水体的环境因子影响来看,不同植物分布下水环境出现明显空间分异,狐尾藻、睡莲等分布区具有相似的水环境条件,而梭鱼

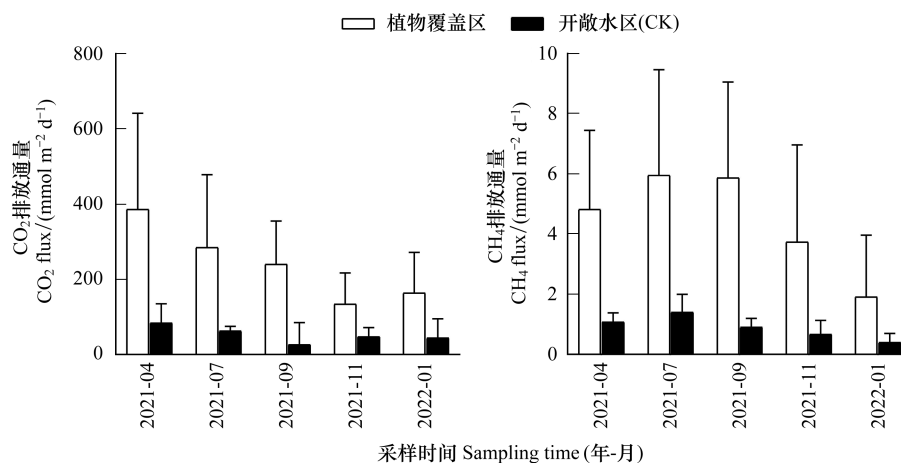


图4 观音塘不同时期水生植物分布区 CO_2 与 CH_4 排放通量与开敞水区的比较

Fig.4 Comparison of CO_2 and CH_4 fluxes in open water with that in vegetations covered water area in different seasons

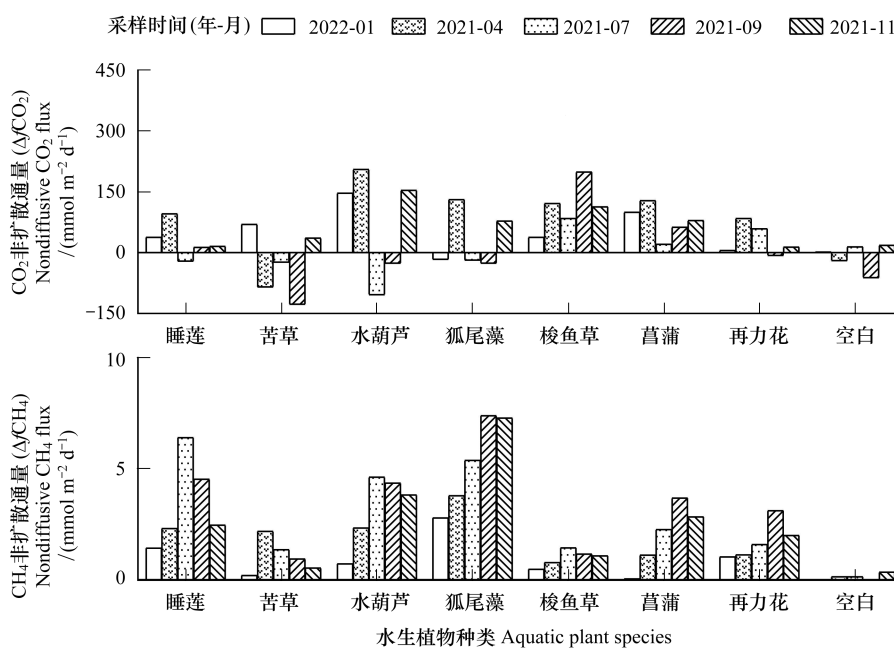


图5 观音塘不同水生植物覆盖区 CO_2 与 CH_4 非排放通量的季节变化

Fig.5 Nondiffusive flux of CO_2 and CH_4 in Guanyin pond with different aquatic vegetations distribution

草、再力花等分布区水环境相似,水葫芦、苦草、菖蒲水环境变异性更强。开敞水区与水生植物分布区水环境综合特征明显不同。而这种水环境特征的综合演变,影响了水体 CH_4 和 CO_2 排放的空间格局,其中水体碳、磷含量及 pH、DO 的变化与 CH_4 和 CO_2 排放的关系最密切。

利用逐步多元回归构建了基于水环境因子的水体 CO_2 与 CH_4 排放通量的时空变异预测模型,调整后的 R^2 均大于 0.3。结果表明,水体 CO_2 浓度及排放通量的时空变异主要受水体 C 含量、pH 及水温的共同影响, CO_2 通量则与水体 pH、DO、TOC 具有密切关联;水体 pH、DO 也是影响 CH_4 浓度空间分异的关键因素; CH_4 通量的时空变异主要受 PO_4^{3-} 、 NH_4^+ 及 DOC 影响。

表 3 观音塘水生植物分布区水体 CO₂、CH₄浓度及通量与水环境因子的相关分析

Table 3 Correlation analysis of CO₂ and CH₄ concentrations and fluxes with water environmental factors in Guanyin Pond with different aquatic plant distribution

	TC	TOC	DOC	TP	PO ₄ ³⁻	TN	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	Con	DO	Chl-a	pH	WT
CH ₄ 浓度	0.118	0.368 *	0.330 *	0.291	0.489 **	0.185	-0.043	0.364 *	0.058	-0.477 **	-0.025	-0.500 **	0.299
CH ₄ 浓度													
CH ₄ 通量	0.146	0.461 **	0.455 **	0.265	0.509 **	0.023	-0.097	0.297 *	-0.260	-0.138	-0.132	-0.201	0.374 *
CH ₄ 通量													
CO ₂ 浓度	0.396 *	0.318 *	0.252	0.312 *	0.387 *	0.128	-0.042	0.039	0.045	-0.342 *	-0.142	-0.426 **	0.282
CO ₂ 浓度													
CO ₂ 通量	0.206	0.299 *	0.113	0.130	0.358 *	0.146	-0.088	0.188	-0.024	-0.479 **	-0.127	-0.545 **	0.245
CO ₂ 通量													

表中数字后的“*”、“**”分别表示相关关系在 0.05 和 0.01 水平上的显著性

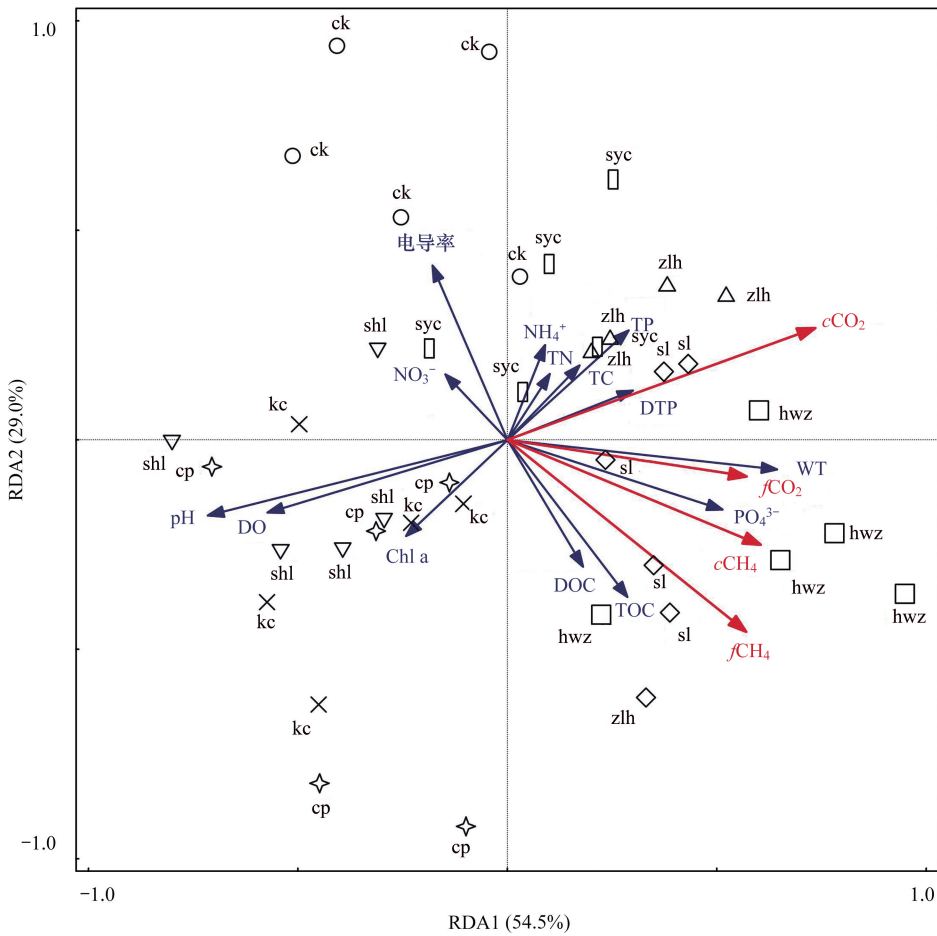


图 6 CO₂、CH₄浓度及通量与水环境因子间的 RDA 分析

Fig.6 RDA analysis of concentrations and fluxes of CO₂ and CH₄ and water environmental actors

图中 cCO₂、cCH₄分别表示气体浓度、fCO₂、fCH₄分别表示气体通量,小写字母表示不同植物:sl:睡莲,kc:苦草,shl:水葫芦,hwz:狐尾藻,syc:梭鱼草,cp:菖蒲,zlh:再力花,ck:开敞水区

3 讨论

3.1 水生植物分布增强了水体 CO₂与 CH₄的排放

淡水生态系统中水生植物发挥着水质净化、景观美化及生物生境等生态功能,对水体碳氮循环及生物地

化过程具有重要影响^[13-14]。本研究中水生植物分布区水体碳、氮、磷含量明显低于开敞水区(表2),表现出一定水质净化作用,其中苦草、水葫芦分布区水环境最好,而狐尾藻分布区最差。在同一湖区,水环境因子的差异反映出水生植物导致水体内部明显的生境分异(图6),这在以往研究中得到了广泛的验证^[26-27]。水体碳氮磷含量的降低及DO浓度的增加对水体异养呼吸和甲烷氧化作用产生较大的影响,进而改变水体CO₂与CH₄产-排动力学。

表4 CO₂、CH₄浓度及通量与水环境因子的逐步多元回归分析

Table 4 The gradual multivariate regression analysis of the CO ₂ and CH ₄ concentrations and fluxes with water environmental factors			
因变量 Dependent variable	拟合方程 Fitted equation	调整的 R ² Adjusted R ²	Sig
CH ₄ 浓度 CH ₄ concentration	$Y = -0.341 \text{ pH} + 0.317 \text{ PO}_4^{3-} - 0.271 \text{ DO}$	0.382	0.001
CH ₄ 通量 CH ₄ flux	$Y = 0.601 \text{ PO}_4^{3-} - 0.417 \text{ NH}_4^{3+} + 0.93 \text{ DOC}$	0.480	0.000
CO ₂ 浓度 CO ₂ concentration	$Y = 0.530 \text{ TC} + 0.394 \text{ WT} - 0.201 \text{ pH}$	0.407	0.000
CO ₂ 通量 CO ₂ flux	$Y = -0.545 \text{ pH} - 0.301 \text{ DO} + 0.173 \text{ TOC}$	0.344	0.003

虽然水生植物能够减轻水体污染物负荷,但目前大部分的研究结果均显示水生植物分布显著增强了水-气界面温室气体排放通量^[19, 22-24, 28-31]。一方面水体CO₂与CH₄更多来源是沉积层,水生植物残体及根系分泌物在沉积层中的积累能够强烈刺激原位微生物活性及厌氧代谢,加速CO₂与CH₄的产生^[13, 23-24, 30];同时,水生植物可以通过通气组织将沉积层中产生的CO₂与CH₄直接输送并排放大气,因此显著增强了气体通量^[19-20]。本研究中,开敞水区水体营养物浓度明显高于水生植物分布区,水生植物分布区CO₂与CH₄的溶存浓度比开敞水区分别高出1.3—5.8倍(平均2.4倍)和1.2—6.6倍(平均3.1倍),间接表明水体溶存的CO₂与CH₄主要源于沉积层,而水体的代谢贡献可能较弱。CO₂与CH₄的排放通量在水生植物分布区比开敞水区高4.6倍和5.0倍,与大部分已有研究结论一致。Ström等^[32]研究中,水生植物生长区CO₂排放通量比开敞水区高5倍多;Huttunen等^[33]早期研究也发现,芬兰北部小型池塘系统中,水生植物丰富区CO₂通量比无植物分布水塘高30倍,其强调水生植物呼吸作用以及凋落物积累对水体CO₂排放具有强烈的主导作用。Bergström等^[18]研究发现,芦苇(*Phragmites australis*)、溪木贼(*Equisetum fluviatile*)分布较多的浅水湖泊是芬兰最大的天然CH₄排放源。Lawrence等^[34]研究中,香蒲(*Typha orientalis* Presl)入侵使浅水湿地CH₄的排放通量提高了3倍。此外,Amazon流域水体水生植物分布区CH₄排放通量较对照水体高3倍多^[35]。Pantanal river水体CH₄排放通量在有植物分布的缓流河段比其他河段高出1.5倍^[36]。龚小杰等^[14]整理了国内外相关研究结果显示,大部分水生植物分布区CO₂与CH₄通量显著高于无植物覆盖的对照区。与其他报道的城市小型湖泊或景观水体相比^[18, 25, 37-42],观音塘开敞水区CO₂与CH₄通量相对较低,与报道的全球及我国湖泊的平均水平相近^[1, 4, 9]。然而,在水生植物分布区,CH₄浓度及排放通量普遍较高,甚至高于污染严重景观池塘^[25]。尽管有部分研究认为水生植物可能通过改变水体DO分布格局导致CH₄氧化增强^[18, 25, 38],但本研究结果进一步肯定了水生植物定殖能够显著增强了水体溶存的CO₂与CH₄浓度以及水-气界面气体通量。随着城市化进程推进,景观水体中水生植物应用越来越普遍,可能成为未来城市水体温室气体排放的热点。

3.2 水生植物导致了景观水体CO₂、CH₄排放通量的空间分异

水生植物增强了景观水体水-气界面CO₂、CH₄排放通量,然而不同种类植物对水体CO₂、CH₄浓度及排放通量的影响差异较大(图3,图4)。研究表明,不同生活型水生植物影响水体温室气体排放通量的关键机制有所不同:挺水植物具有更强的气体传输通道作用^[19, 24],但同时又能够通过氧气输送改变根际环境厌氧条件,抑制CH₄的产生^[22-23];浮叶植物或漂浮植物叶片能够通过物理遮挡作用减少水-气界面气体扩散,同时导致水体溶存气体浓度的增加^[22];沉水植物则能够通过水下光合作用影响水体碳酸盐平衡体系以及CH₄氧化^[43]。然而,同种生活型植物分布区由于植物生产力、覆盖度、底泥性状、水深、通气组织特征等不同,CO₂、CH₄浓度及排放通量也存在较大偏差^[38, 44-45],因此已有研究中并未发现典型的“生活型效应”(即生活型差异

带来的水气界面气体通量的规律性变化)。

本研究中,不同生活型水生植物分布区 CO₂、CH₄浓度及排放通量也未呈现普遍变异规律。沉水植物狐尾藻分布区水体 CO₂、CH₄浓度及排放通量显著高于其他水生植物,而同为沉水植物的苦草分布区则略低于其他植物。主要原因可能是狐尾藻长出旺盛的水面叶和气生根,高郁闭度的条件下高密度的根茎成为水体呼吸代谢的主体,同时水下根状茎节上的发达的通气组织能够有效输送 CH₄气体(图 5),这与张力等^[31]对滇池的研究结果一致。而苦草植株均位于水下,光合作用导致水下 DIC 被吸收,释放氧气,减少 CO₂浓度的同时增强了 CH₄的氧化,因此 CO₂、CH₄浓度普遍较低。漂浮植物(睡莲与水葫芦)分布区 CO₂浓度与排放通量也有明显差异,但二者 CH₄通量均高于梭鱼草、菖蒲、再力花等挺水植物,这与以往研究结果不同。Bergstrom 等^[18]研究认为挺水植物覆盖区水体 CH₄通量远高于浮叶植物,Kosten 等^[22]研究也得到相似结论。本研究中睡莲与水葫芦叶片的遮挡作用直接导致扩散的 CO₂与 CH₄在表层水体积聚,同时造成水下光合作用受限,厌氧呼吸增强,降低了 CH₄的氧化,因此水体 CO₂和与 CH₄浓度较高;而且本研究发现睡莲与水葫芦对气体的传输作用可能强于其他挺水植物(图 5),这在以往研究中并未被重视。

相关分析显示,不同水生植物覆盖区水环境的差异与 CO₂、CH₄浓度及排放通量呈显著的相关关系(表 3)。一方面,水生植物覆盖区水体碳、氮、磷含量直接影响水体内部呼吸代谢,进而影响 CO₂浓度及排放。虽然受植物传输作用的贡献,有植物区与无植物区出现了养分悖论(即无植物区水体养分含量高,但气体通量低),但不同植物分布区水体碳氮磷含量能够较好的解释水体 CO₂、CH₄排放通量的物种间分异(表 2)。Laanbroek 等^[24]研究指出,水生植物覆盖区水体有机碳含量多源自植物源有机质,更容易被水体微生物代谢消耗。因此植物覆盖区营养物浓度越高,可能更有利于原位异养代谢的增强;另一方面,水体 DO 变化与 CO₂、CH₄浓度及排放通量呈极显著负相关关系,肯定了植物分布对水体 DO 格局的调控影响了 CO₂、CH₄的排放^[23, 33]。RDA 分析结果显示,不同植物覆盖区水体呈现明显的生境分异,从而影响 CO₂、CH₄的溶存浓度及排放通量。此外,各水区水深并不完全一致,也可能是不同植物间 CO₂、CH₄浓度及排放通量呈现差异性的原因。

3.3 水生植物覆盖驱动景观水体 CO₂与 CH₄通量的季节变化

观音塘水体 CO₂、CH₄排放通量呈强烈的季节变异(图 4)。CO₂与 CH₄排放通量均在 4、7、9 月份(植物生长旺盛季)明显高于 11 月、1 月(植物枯死季),且植物覆盖区季节变异幅度高于开敞水区。水体 CO₂与 CH₄排放通量的季节变化通常被认为与温度、降水及水生植物生长过程密切相关^[10, 12]。温度越高,水体呼吸代谢越强,底层水 DO 的快速消耗有利于 CH₄的产生,因此夏季水体 CO₂与 CH₄排放通量往往高于冬季^[2, 46]。Rantakari 等^[47]研究也表明,水生植物覆盖区水体温季(5—9 月)微生物丰度显著强于寒冷季;另一方面,夏季气温的升高促使水体气体溶解度降低^[12],加速扩散排放速率。本研究中 CH₄浓度与排放通量均与水温呈显著的正相关关系(表 3);而 CO₂与水温关系不显著,主要原因可能是水体 CO₂浓度及排放通量不仅受呼吸作用影响,还与水体初级生产及植物光合作用的季节变化有关。夏季高温季节植物水下茎叶光合作用增强,同化水体溶存的 CO₂,因此导致 CO₂排放通量与温度关系受到干扰。本研究观音塘水量受人工调控,且调查期间避开了降雨频繁的季节,因此未发现 CO₂与 CH₄排放通量对降水及水文变化的响应。

在温度的季节性变化相同的背景下,对照水体 CO₂与 CH₄排放通量的季节变异幅度明显小于植物覆盖区水体(图 4),尤其 11、1 月(衰亡期)植物分布区 CO₂与 CH₄排放通量与对照区水体的差异明显低于 5、7、9 月份(旺盛期,图 4),表明植物生长旺盛期对水体 CO₂与 CH₄的增强作用更突出。Kankaala 等^[48]、Duan 等^[46]人对水生植物分布区水体 CH₄排放通量的监测均指出水生植物生长旺盛期远高于枯亡期,其认为植物生长旺盛期根系分泌物对 CH₄菌代谢具有强烈的激活效应。同时,通过对植物传输速率的分析发现,植物对 CO₂传输作用在 4 月份较高,7、9 月份则普遍较低,且不同植物传输作用的季节模式并不相同;而对 CH₄的传输作用随植物生长季变化而呈规律变化,生长旺盛期高于枯亡期(图 5),这与 Hirota M 等^[17, 49]研究结果一致。由此可见,植物生长季变化可能主导了小型景观水体 CO₂与 CH₄排放通量的季节模式及动态。

3.4 水生植物对水体 CO₂、CH₄排放通量的影响机制探讨

本研究中,一方面调查中未发现明显的冒泡,另一方面,漂浮箱法和边界层模型法监测不同植物覆盖区水体 CH₄ 排放通量时空规律基本一致,也肯定了冒泡干扰相对较小,因此非扩散通量主要由植物传输作用引起。进而,估算不同植物气体传输对水-气界面 CO₂ 通量的贡献约为 7.3%—44.6% (苦草除外),对 CH₄ 通量的贡献在 52.1%—63.4%,且水生植物通气组织的气体传输是影响水气通量的最重要的机制^[13]。研究表明,水体大约 50%—90% 的 CH₄ 可通过植物通气组织由沉积物直接输送到大气中^[18, 43],与本研究的结果基本一致。目前关于植物对 CO₂ 排放的传输作用的报道相对较少,主要因为难以区分植物自身呼吸代谢对 CO₂ 排放的贡献。本研究中不同物种对 CO₂ 传输作用差异较大,而对 CH₄ 排放的贡献基本一致(图 2)。段晓男等^[29] 研究中,乌梁素海挺水植物分布区 CH₄ 排放比沉水植物分布区高 5 倍多,其主要归因于挺水植物的传输通量贡献更大。本研究挺水植物对 CO₂ 排放的贡献明显高于苦草,与浮叶植物相当。这可能与植物水下部分光合作用贡献及水面生物量大小有关。然而,挺水植物对 CH₄ 的传输速率则弱于漂浮植物及狐尾藻(图 2),与段晓男等^[29] 研究结果相反。Hirota M 等^[17, 49] 人对青藏高原浅水水体的研究发现挺水植物(杉叶藻 *Hippuris vulgaris* L.、蘆草 *Scirpus triquetus* L.、苔草 *Carex duriuscula*)对 CO₂ 与 CH₄ 排放通量传输贡献强于沉水植物,但与本研究浮叶植物传输贡献相似;这可能与睡莲和水葫芦叶片对水下气体扩散的截留作用较强,导致水体气体分压较大有关^[13]。高岩等^[50] 指出浮叶植物或漂浮植物能够阻挡水-气界面气体的扩散;Singh 等^[51] 人通过对 Chinhat 湖和 Butler Palace 池塘研究发现,浮叶根生植物能够通过气生根及茎节实现气体传输,因此传输效率强于挺水植物。这支持了本研究睡莲、水葫芦对 CO₂ 与 CH₄ 传输速率强于梭鱼草、菖蒲、再力花的结果。

此外,水生植物生长对水环境及沉积物环境的改变是影响水体 CO₂ 与 CH₄ 浓度及排放的另一个关键机制。本研究相关分析表明,水生植物覆盖区水环境特征与 CO₂ 与 CH₄ 浓度及排放通量关系密切(表 3)。虽然未对沉积物环境进行分析,但已有大量研究肯定了水生植物对根际微生物丰度、养分活性等具有重要影响,一方面根系分泌物能够为微生物代谢提供丰富的碳源和新鲜有机物^[18],另一方面,植物向根系输送氧气能够改变根际厌氧环境,形成兼性厌氧环境,提高了根际微生物代谢效率^[24]。水生植物的凋落增加了水体的有机质丰富度,促进水体微生物的呼吸强度,水体 CO₂ 浓度增加^[12]。Herrero 等^[39] 人研究指出水生植物的光合碳的释放能够促进水体 CH₄ 的产生;Laanbroek^[24] 等人研究发现的枯亡、腐烂为水体 CH₄ 提供最为直接的碳源,符合本研究 CH₄ 排放通量全年偏高结果。水生植物分布区形成了不同的生境条件,对温室气体排放的时空格局产生主导性作用。

4 结论

(1) 观音塘水体 CO₂ 与 CH₄ 浓度范围分别为 8.0—341.8 μmol/L 和 0.23—5.26 μmol/L,排放通量分别为 26.5—869.1 mmol m⁻² d⁻¹ 和 0.40—11.15 mmol m⁻² d⁻¹,是大气净 CO₂ 与 CH₄ 排放源。水生植物分布区水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量普遍高于开敞水区,表明水生植物增强了水体温室气体排放。

(2) 不同水生植物覆盖区水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量存在较大差异,狐尾藻分布区具有最高的 CO₂ 与 CH₄ 排放速率,苦草最低,不同植物对 CO₂ 与 CH₄ 排放通量的影响机制;生活型相同的植物覆盖区水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量存在一定差异,受植物生长状态影响。

(3) 植物传输作用对水体 CO₂ 与 CH₄ 排放通量的贡献分别为 7.3%—44.6% 与 52.1%—63.4%,狐尾藻 CH₄ 传输作用最强,睡莲、水葫芦次之,挺水植物较弱;植物对 CO₂ 的传输贡献低于 CH₄,且植物传输贡献随生长季变化呈明显的季节波动,是导致城市景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放季节变化的重要驱动因素。

(4) 水体 CO₂ 与 CH₄ 浓度及排放通量季节变化显著,温暖季高于寒冷季,植物生长期变化与温度波动是主导水体 CO₂ 与 CH₄ 排放季节模式及变异强度的主要因素;不同植物覆盖下水生生境的分异导致 CO₂ 与 CH₄ 浓度及排放通量空间变异;水生植物覆盖区营养盐因子及 DO 对温室气体排放通量具有较好的指示性。

参考文献 (References):

- [1] Bastviken D, Tranvik L J, Downing J A, Crill P M, Enrich-Prast A. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 2011, 331(6013): 50-50.
- [2] Natchimuthu S, Panneer Selvam B, Bastviken D. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. *Biogeochemistry*, 2014, 119(1/3): 403-413.
- [3] Tranvik L J, Downing J A, Cotner J B, Loiselle S A, Striegl R G, Ballatore T J, Dillon P, Finlay K, Fortino K, Knoll L B, Kortelainen P L, Kutser T, Larsen S, Laurion I, Leech D M, McCallister S L, McKnight D M, Melack J M, Overholt E, Porter J A, Prairie Y, Renwick W H, Roland F, Sherman B S, Schindler D W, Sobek S, Tremblay A, Vanni M J, Verschoor A M, Von Wachenfeldt E, Weyhenmeyer G A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 2009, 54(6): 2298-2314.
- [4] Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, Sobek S, McDonald C, Hoover M, Butman D, Striegl R, Mayorga E, Humborg C, Kortelainen P, Durr H, Meybeck M, Ciais P, Guth P. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, 503(7476): 355-359.
- [5] Kirschke S, Bousquet P, Ciais P, Sauniois M, Canadell J G, Dlugokencky E J, Bergamaschi P, Bergmann D, Blake D R, Bruhwiler L, Cameron-Smith P, Castaldi S, Chevallier F, Feng L, Fraser A, Heimann M, Hodson E L, Houweling S, Josse B, Fraser P J, Krummel P B, Lamarque J F, Langenfelds R L, Le Quéré C, Naik V, O'Doherty S, Palmer P I, Pison I, Plummer D, Poulter B, Prinn R G, Rigby M, Ringeval B, Santini M, Schmidt M, Shindell D T, Simpson I J, Spahni R, Steele L P, Strode S A, Sudo K, Szopa S, van der Werf G R, Voulgarakis A, van Weele M, Weiss R F, Williams J E, Zeng G. Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience*, 2013, 6(10): 813-823.
- [6] Sauniois M, Bousquet P, Poulter B, Peregón A, Ciais P, Canadell J G, Dlugokencky E J, Etiope G, Bastviken D, Houweling S, Janssens-Maenhout G, Tubiello F N, Castaldi S, Jackson R B, Alexe M, Arora V K, Beerling D J, Bergamaschi P, Blake D R, Brailsford G, Brovkin V, Bruhwiler L, Crevoisier C, Crill P, Covey K, Curry C, Frankenberg C, Gedney N, Höglund-Isaksson L, Ishizawa M, Ito A, Joos F, Kim H S, Kleinen T, Krummel P, Lamarque J F, Langenfelds R, Locatelli R, Machida T, Maksyutov S, McDonald K C, Marshall J, Melton J R, Morino I, Naik V, O'Doherty S, Parmentier F J W, Patra P K, Peng C H, Peng S S, Peters G P, Pison I, Prigent C, Prinn R, Ramonet M, Riley W J, Saito M, Santini M, Schroeder R, Simpson I J, Spahni R, Steele P, Takizawa A, Thornton B F, Tian H Q, Tohjima Y, Viovy N, Voulgarakis A, van Weele M, van der Werf G R, Weiss R, Wiedinmyer C, Wilton D J, Wiltshire A, Worthy D, Wunch D, Xu X Y, Yoshida Y, Zhang B W, Zhang Z, Zhu Q A. The global methane budget 2000-2012. *Earth System Science Data*, 2016, 8(2): 697-751.
- [7] Sauniois M, Stavert A R, Poulter B, Bousquet P, Canadell J G, Jackson R B, Raymond P A, Dlugokencky E J, Houweling S, Patra P K, Ciais P, Arora V K, Bastviken D, Bergamaschi P, Blake D R, Brailsford G, Bruhwiler L, Carlson K M, Carrol M, Castaldi S, Chandra N, Crevoisier C, Crill P M, Covey K, Curry C L, Etiope G, Frankenberg C, Gedney N, Hegglin M I, Höglund-Isaksson L, Hugelius G, Ishizawa M, Ito A, Janssens-Maenhout G, Jensen K M, Joos F, Kleinen T, Krummel P B, Langenfelds R L, Laruelle G G, Liu L C, Machida T, Maksyutov S, McDonald K C, McNorton J, Miller P A, Melton J R, Morino I, Müller J, Murguía-Flores F, Naik V, Niwa Y, Noce S, O'Doherty S, Parker R J, Peng C H, Peng S H, Peters G P, Prigent C, Prinn R, Ramonet M, Regnier P, Riley W J, Rosentretre J A, Segers A, Simpson I J, Shi H, Smith S J, Steele L P, Thornton B F, Tian H Q, Tohjima Y, Tubiello F N, Tsuruta A, Viovy N, Voulgarakis A, Weber T S, van Weele M, van der Werf G R, Weiss R F, Worthy D, Wunch D, Yin Y, Yoshida Y, Zhang W X, Zhang Z Z, Zhao Y H, Zheng B, Zhu Q, Zhu Q A, Zhuang Q L. The global methane budget 2000-2017. *Earth System Science Data*, 2020, 12(3): 1561-1623.
- [8] Ran L S, Butman D E, Battin T J, Yang X K, Tian M Y, Duvert C, Hartmann J, Geeraert N, Liu S. Substantial decrease in CO₂ emissions from Chinese inland waters due to global change. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 1730.
- [9] Li S Y, Bush R T, Santos I R, Zhang Q F, Song K S, Mao R, Wen Z D, Lu X X. Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 2018, 147: 13-24.
- [10] Huang J P, Zhao W Y, Li Z, Ouyang M, Lin L. Estimation of CO₂ emission in reservoir coupling floating chamber and thin boundary layer methods. *Science of The Total Environment*, 2022, 811: 151438.
- [11] 赵小杰, 赵同谦, 郑华, 段晓男, 陈法霖, 欧阳志云, 王效科. 水库温室气体排放及其影响因素. *环境科学*, 2008, 29(8): 2377-2384.
- [12] 王晓锋, 袁兴中, 陈槐, 何奕忻, 罗珍, 刘恋, 何宗苕. 河流 CO₂与 CH₄排放研究进展. *环境科学*, 2017, 38(12): 5352-5366.
- [13] 杨平, 仝川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展. *生态学报*, 2015, 35(20): 6868-6880.
- [14] 龚小杰, 袁兴中, 刘婷婷, 孔维苇, 刘欢, 王晓锋. 水生植物对淡水生态系统温室气体排放的影响研究进展. *地球与环境*, 2020, 48(4): 496-509.
- [15] Abril G, Martinez J M, Artigas L F, Moreira-Turcq P, Benedetti M F, Vidal L, Meziane T, Kim J H, Bernardes M C, Savoye N, Deborde J, Souza E L, Albéric P, de Souza M F L, Roland F. Amazon river carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. *Nature*, 2014, 505(7483): 395-398.
- [16] Borrel G, Jézéquel D, Biderre-Petit C, Morel-Desrosiers N, Morel J P, Peyret P, Fonty G, Lehours A C. Production and consumption of methane in freshwater lake ecosystems. *Research in Microbiology*, 2011, 162(9): 832-847.
- [17] Hirota M, Tang Y H, Hu Q W, Hirata S, Kato T, Mo W H, Cao G M, Mariko S. Carbon dioxide dynamics and controls in a deep-water wetland on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecosystems*, 2006, 9(4): 673-688.
- [18] Bergström I, Mäkelä S, Kankaala P, Kortelainen P. Methane efflux from littoral vegetation stands of southern boreal lakes: an upscaled regional estimate. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(2): 339-351.
- [19] Purvaja R, Ramesh R, Frenzel P. Plant-mediated methane emission from an indian mangrove. *Global Change Biology*, 2004, 10(11): 1825-1834.
- [20] Oliveira-Junior E S, Tang Y Y, van den Berg S J P, Cardoso S J, Lamers L P M, Kosten S. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on greenhouse gas emission and nutrient mobilization depends on rooting and plant coverage. *Aquatic Botany*, 2018, 145: 1-9.

- [21] Demars B O L, Gíslason G M, Ólafsson J S, Manson J R, Friberg N, Hood J M, Thompson J J D, Freitag T E. Impact of warming on CO₂ emissions from streams countered by aquatic photosynthesis. *Nature Geoscience*, 2016, 9(10): 758-761.
- [22] Kosten S, Piñeiro M, de Goede E, de Klein J, Lamers L P M, Ettwig K. Fate of methane in aquatic systems dominated by free-floating plants. *Water Research*, 2016, 104: 200-207.
- [23] 丁维新, 蔡祖聪. 植物在 CH₄ 产生、氧化和排放中的作用. *应用生态学报*, 2003, 14(8): 1379-1384.
- [24] Laanbroek H J. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany*, 2010, 105(1): 141-153.
- [25] 黄婷, 王晓锋, 刘婷婷, 庞吉丽, 陈彦蓉, 吴文洁, 赵舒宁, 吴胜男, 王继龙. 城市小型景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放特征及影响因素. *生态学报*, 2021, 41(15): 6024-6037.
- [26] 杨清心. 东太湖水生植被的生态功能及调节机制. *湖泊科学*, 1998, 10(1): 67-72.
- [27] 李冬林, 王磊, 丁晶晶, 芮雯奕. 水生植物的生态功能和资源应用. *湿地科学*, 2011, 9(3): 290-296.
- [28] Zhao Z H, Zhang D, Shi W M, Ruan X H, Sun J. Understanding the spatial heterogeneity of CO₂ and CH₄ fluxes from an urban shallow lake: correlations with environmental factors. *Journal of Chemistry*, 2017, 2017: 8175631.
- [29] 段晓男, 王效科, 陈琳, 牟玉静, 欧阳志云. 乌梁素海湖泊湿地植物区甲烷排放规律. *环境科学*, 2007, 28(3): 455-459.
- [30] Olsen M W, Frye R J, Glenn E E. Effect of salinity and plant species on CO₂ flux and leaching of dissolved organic carbon during decomposition of plant residue. *Plant and Soil*, 1996, 179(2): 183-188.
- [31] 张力, 张振华, 高岩, 严少华. 不同水生植物对富营养化水体释放气体的影响. *生态与农村环境学报*, 2014, 30(6): 736-743.
- [32] Ström L, Lampka A, Christensen T R. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern sweden. *Wetlands Ecology and Management*, 2007, 15(1): 43-50.
- [33] Huttunen J T, Väisänen T S, Heikkinen M, Hellsten S, Nykänen H, Nenonen O, Martikainen P J. Exchange of CO₂, CH₄ and N₂O between the atmosphere and two northern boreal ponds with catchments dominated by peatlands or forests. *Plant and Soil*, 2002, 242(1): 137-146.
- [34] Lawrence B A, Lishawa S C, Hurst N, Castillo B T, Tuchman N C. Wetland invasion by *Typha × glauca* increases soil methane emissions. *Aquatic Botany*, 2017, 137: 80-87.
- [35] Bartlett K B, Crill P M, Bonassi J A, Richey J E, Harriss R C. Methane flux from the Amazon river floodplain: emissions during rising water. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1990, 95(D10): 16773-16788.
- [36] Bastviken D, Santoro A L, Marotta H, Pinho L Q, Calheiros D F, Crill P, Enrich-Prast A. Methane emissions from pantanal, south america, during the low water season: toward more comprehensive sampling. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(14): 5450-5455.
- [37] Huttunen J T, Alm J, Liikanen A, Juutinen S, Larmola T, Hammar T, Silvola J, Martikainen P J. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 2003, 52(3): 609-621.
- [38] 邓焕广, 张智博, 刘涛, 殷山红, 董杰, 张菊, 姚昕. 城市湖泊不同水生植被区水体温室气体溶存浓度及其影响因素. *湖泊科学*, 2019, 31(4): 1055-1063.
- [39] Herrero Ortega S, González-Quijano C R, Casper P, Singer G A, Gessner M O. Methane emissions from contrasting urban freshwaters: rates, drivers, and a whole-city footprint. *Global Change Biology*, 2019, 25(12): 4234-4243.
- [40] 龙丽, 肖尚斌, 张成, 张文丽, 谢恒, 李迎晨, 雷丹, 穆晓辉, 张军伟. 亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征. *环境科学*, 2016, 37(12): 4552-4559.
- [41] Wang X F, He Y X, Yuan X Z, Chen H, Peng C H, Yue J S, Zhang Q Y, Diao Y B, Liu S S. Greenhouse gases concentrations and fluxes from subtropical small reservoirs in relation with watershed urbanization. *Atmospheric Environment*, 2017, 154: 225-235.
- [42] López Bellido J, Peltomaa E, Ojala A. An urban boreal lake basin as a source of CO₂ and CH₄. *Environmental Pollution*, 2011, 159(6): 1649-1659.
- [43] Bass A M, O'Grady D, Leblanc M, Tweed S, Nelson P N, Bird M I. Carbon dioxide and methane emissions from a wet-dry tropical floodplain in Northern Australia. *Wetlands*, 2014, 34(3): 619-627.
- [44] Grosse W, Frick H J. Gas transfer in wetland plants controlled by graham's law of diffusion. *Hydrobiologia*, 1999, 415: 55-58.
- [45] Tong Z, Sikora F J. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. *Water Science & Technology*, 1995, 32(3): 219-228.
- [46] Duan X N, Wang X K, Mu Y J, Ouyang Z Y. Seasonal and diurnal variations in methane emissions from wuliangsu lake in arid regions of China. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(25): 4479-4487.
- [47] Rantakari M, Kortelainen P. Interannual variation and climatic regulation of the CO₂ emission from large boreal lakes. *Global Change Biology*, 2005, 11(8): 1368-1380.
- [48] Kankaala P, Kaki T, Makela S, Ojala A, Pajunen H, Arvola L. Methane efflux in relation to plant biomass and sediment characteristics in stands of three common emergent macrophytes in boreal mesoeutrophic lakes. *Global Change Biology*, 2005, 11(1): 145-153.
- [49] Hirota M, Tang Y H, Hu Q W, Hirata S, Kato T, Mo W H, Cao G M, Mariko S. Methane emissions from different vegetation zones in a qinghai-tibetan plateau wetland. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(5): 737-748.
- [50] 高岩, 张芳, 刘新红, 易能, 王岩, 张振华, 严少华. 漂浮水生植物对富营养化水体中 N₂O 产生及输移过程的调节作用. *环境科学学报*, 2017, 37(3): 925-933.
- [51] Singh S N, Kulshreshtha K, Agnihotri S. Seasonal dynamics of methane emission from wetlands. *Chemosphere-Global Change Science*, 2000, 2(1): 39-46.