

DOI: 10.5846/stxb202104171003

庞吉丽, 王晓锋, 刘婷婷, 吴胜男, 黄婷, 赵舒宁, 吴文洁, 陈彦蓉. 城市小型景观水体溶存 N_2O 浓度及排放通量特征. 生态学报, 2021, 41(22): 8991-9007.

Pang J L, Wang X F, Liu T T, Wu S N, Huang T, Zhao S N, Wu W J, Chen Y R. Spatiotemporal variations and influencing factors of N_2O concentration and flux from urban small landscape waters. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(22): 8991-9007.

城市小型景观水体溶存 N_2O 浓度及排放通量特征

庞吉丽^{1,3}, 王晓锋^{1,2,3,*}, 刘婷婷⁴, 吴胜男^{1,2,3}, 黄 婷³, 赵舒宁³, 吴文洁³, 陈彦蓉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

4 华东师范大学河口海岸研究所, 上海 200241

摘要:淡水生态系统是大气中 N_2O 的重要排放源, 受到国内外广泛关注。城市小型景观水体作为区域淡水系统的重要组成部分, 具有环境容量小, 受人类活动干扰强烈, 其 N_2O 排放特征及影响机制并不清楚。选择重庆大学城 8 个典型景观水体和 2 个城市外围的自然水体(对照)作为研究对象, 利用顶空法和漂浮箱法对水体溶存 N_2O 浓度及排放通量进行季节性监测, 并通过分析生境特征及水环境特征, 探究城市小型景观水体 N_2O 排放特征及关键影响因素。结果表明: 1) 小型景观水体 TN 、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 含量总体偏低但变异性极强(变化范围分别为 0.31—1.47 mg/L、0.05—0.79 mg/L、0.03—0.14 mg/L、0.00—0.04 mg/L), 硝态氮是主要的氮形态; 景观水体氮丰度远高于外围的自然水体; 2) 10 个小型水体 N_2O 浓度范围为 16.51—158.96 nmol/L, 平均为 (47.60 ± 21.47) nmol/L, 均处于过饱和状态; 漂浮箱法实测 8 个景观水体 N_2O 排放通量均值为 (0.13 ± 0.05) mmol $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 是对照水体的 1.3—5.2 倍, 高于大部分已有研究结果, 是大气 N_2O 的排放热源; 3) 景观水体 N_2O 排放通量与水体各形态氮含量呈显著的正相关关系, 较高的 N 负荷和强烈的氮转化过程是导致景观水体成为 N_2O 排放热源的主要因子, 水体 N 含量可以作为景观水体 N_2O 排放强度的有效指示因子; 同时水生植物分布对水体 N_2O 排放影响显著, 有植物分布的水域比开敞水域高 1.4 倍; 4) 漂浮箱法和边界层模型法对小型景观水体 N_2O 排放通量的监测结果呈较好的线性关系, 但不同季节仍存在着一定差异, 需要进一步优化模型估算方法; 5) 水体 N_2O 排放通量对温度的季节性变化较为敏感, 呈夏季最高, 春、秋季次之, 冬季最低的季节模式。本研究强调, 城市小型景观水体具有较高的 N_2O 排放速率, 在区域氮循环及全球淡水系统温室气体排放清单中具有不可忽视的作用, 在未来研究中应得到更多关注。

关键词:景观水体; 氮形态; N_2O 排放通量; 时空变异性; 影响因素

Spatiotemporal variations and influencing factors of N_2O concentration and flux from urban small landscape waters

PANG Jili^{1,3}, WANG Xiaofeng^{1,2,3,*}, LIU Tingting⁴, WU Shengnan^{1,2,3}, HUANG Ting³, ZHAO Shuning³, WU Wenjie³, CHEN Yanrong³

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

4 State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China

Abstract: Nitrous oxide (N_2O) is an important greenhouse gas that contributes to climate change and stratospheric ozone

基金项目: 国家自然科学基金项目(41807321); 重庆市基础研究与前沿探索项目(cstc2018jcyjAX0672); 重庆市教委研究项目(KJQN201800530); 重庆师范大学博士科研启动项目(17XLB023)

收稿日期: 2021-04-17; 接收日期: 2021-08-27

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

destruction. Freshwater ecosystem, acting as a sink of the terrestrial and anthropogenic nitrogen, continuously processes nitrogen loading and emits N_2O to atmosphere. Human perturbation of the global nitrogen cycle has seriously increased nitrogen loading and N_2O emission from aquatic ecosystems and gained widespread attention. Urban small-scale landscape water bodies, as a significant component of the regional freshwater systems but small environmental capacity, are strongly disturbed by human activities and have an unclear nitrogen processing efficiency. As result of small area, the N_2O emission from urban small landscape waters has not been concerned world widely. In this study, we selected eight typical landscape water bodies and two natural water bodies in Chongqing, and carried out four seasonal investigations of the dissolved N_2O concentrations and N_2O fluxes from the surface water by floating chamber method and headspace method in order to clarify the spatiotemporal variations and the key influencing factors of N_2O emission from small landscape waters. The results showed that: 1) TN, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, and NO_2^- -N concentrations in the sampling water bodies were generally low but significantly different from each other with range of 0.31—1.47 mg/L, 0.046—0.789 mg/L, 0.031—0.141 mg/L, 0.003—0.041 mg/L, respectively. NO_3^- -N was the main nitrogen form in landscape waters. Besides, the nitrogen abundance of landscape waters was significantly higher than that of the natural waters. 2) The dissolved N_2O concentrations in all sampling waters ranged from 16.51—158.96 nmol/L, average of (47.60 ± 21.47) nmol/L, and were all observably oversaturated with N_2O relative to atmospheric equilibrium, acting as net N_2O sources to the atmosphere. The N_2O concentrations in the eight landscape waters were two times higher than those in the tow natural water bodies. The average N_2O fluxes measured by floating chamber method from eight landscape water bodies were (0.13 ± 0.05) mmol $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, approximately 1.3—5.2 times higher than those from the natural waters, and also higher than most of the other reports. Our results highlighted that the small urban landscape waters would act as important and nonnegligible sources of N_2O to atmosphere. 3) There was a significantly positive correlation between N_2O flux and nitrogen contents in landscape waters, indicating that nitrogen content could be used as effective indicators of N_2O emission from landscape waters. High nitrogen loading and strong nitrogen biogeochemical processes were key drivers for the high N_2O flux in landscape water bodies. In addition, the distribution of aquatic plants in the small landscape water bodies could enhance the N_2O emissions and create N_2O emission hotspot in the same water body. 4) We also evaluated the availability of floating chamber method and boundary layer model for the monitoring of N_2O emissions from small landscape water bodies. It was found that the N_2O fluxes derived from boundary layer model had a good linear relationship with that derived from floating chamber method, despite there were still some discordance in different seasons. 5) The N_2O fluxes from urban small landscape water bodies were sensitive to the seasonal variation of temperature, and presented obviously seasonal patterns with the highest values in summer, intermediate values in spring and autumn, and the lowest in winter. This study emphasized that urban small landscape waters had high N_2O emission rate and played a crucial part in the regional nitrogen cycle and N_2O budget of global freshwater system, thus should be paid more attention in future research.

Key Words: landscape water; nitrogen forms; N_2O flux; spatiotemporal variability; influence factors

全球气候变化已成为世界性的环境问题,温室气体排放量不断增加所引发的一系列问题引起人们的广泛关注。氧化亚氮(N_2O)是大气中重要的温室气体之一,其百年全球增温潜势(GWPs)是 CO_2 的 298 倍^[1],对全球变暖贡献率约占 6%^[2],并对臭氧层有极强的破坏作用^[3]。淡水生态系统作为陆源及人为源氮素的“汇”和生物地球化学循环场所,是大气 N_2O 的重要排放源^[4]。据估算,全球淡水生态系统每年向大气排放 N_2O 总量达 1.51 Tg^[5],约占全球总排放量的 25%—30%^[6],尤其随着人工固氮量的持续增长,全球氮循环过程被改变,淡水系统被认为是人为 N_2O 排放的间接途径,受到全球广泛关注。然而,当前对淡水系统 N_2O 排放特征的研究大多集中于大型的河流、水库、湖泊等,而对小型水体(小型湖泊或水塘)关注较少,成为淡水系统 N_2O 排放清单估算中较薄弱的环节。

小型水体面积较小,但环境容量小,且具有较大的周长/面积比,加之数量庞大,因此受纳、存储了大量的陆源碳氮元素,在全球碳氮循环中发挥着重要作用^[7]。已有研究肯定了小型湖泊、水塘具有较强的 CO_2 、 CH_4 排放通量^[8-9],因此得到广泛研究。然而,目前对小型水体 N_2O 排放的研究则仅关注到人工养殖塘^[10-12]及水田^[13]等,对自然小型水体的关注不足。小型浅水水体沉积层的反硝化作用产生的 N_2O 能够快速输移至表层形成水-气界面的排放,因此具有较强的 N_2O 排放潜势^[14]。Harrison 等人发现小型湖泊占有湖泊氮去除量的 65%^[15]。Gao 等^[16]研究表明,小型水塘 N_2O 饱和度高达 879%,是极强的 N_2O 排放源。Samarkin 等^[17]研究指出,小型浅水水体中,沉积层氧化还原过程受到光照辐射影响,一定程度上抑制了反硝化过程的彻底进行,有利于 N_2O 的积累;同时,光照刺激可能加速水体硝化作用,为反硝化进行提供充足的底物,也为 N_2O 的产生提供了条件^[18]。此外,研究认为,小型水体的水深较浅,为水生植物生长和藻类的繁殖提供了条件^[19],进而为沉积层提供丰富的碳源,刺激氮转化微生物活性^[20],加速 N_2O 的产生。据估算,全球面积 $<1\text{ km}^2$ 的水体数量多达 3 亿个,其总面积约占全球湖泊总面积的 54%^[21],因此在全球淡水系统 N_2O 排放清单中的贡献不容忽视。然而,由于缓冲能力较差,对环境变化的敏感性较强,尤其是人类活动不断增强,小型水体 N_2O 排放成为目前淡水系统 N_2O 排放中最不确定的关键节点。

城市景观水体是在城市建设过程中人工改造或建造的特殊水体,是城市区特有的水体类型。城市景观水体作为城市海绵体的重要组成,除景观功能外,还发挥蓄水、削峰滞洪、缓流、拦截污染物、调节小气候等多种生态功能。城市景观水体封闭性强、自净能力弱,其碳、氮等生源要素的输入及生化过程受城市环境影响强烈,且受到人为活动如植物种植、环境治理以及岸线硬化等干扰,具有与自然水体不同的碳氮循环过程。然而,目前对城市景观水体温室气体排放特征的研究相对缺乏。邓焕广等^[22]对聊城市面积较小的铃铛湖进行研究,并提出城市内的小型湖泊是极强的 N_2O 排放源;Wang 等^[23]的研究也指出城市内的小型水库 N_2O 排放通量比林地区高 15 倍以上。Preeti 等^[24]研究指出城市小型水体具有较强的 N_2O 排放潜势。然而,目前仅少数学者对城市小型水体 N_2O 排放开展了相关研究^[23],对受人为干扰强烈的景观水体的关注仍然极为薄弱,成为当前淡水系统温室气体排放研究体系的知识洼地。随着“小微湿地”^[25]、“城市海绵体”^[26]、“城市湿地”等概念的提出,小型水体生态过程及功能研究开始得到关注。全球城市化过程中,大量自然水体转变为景观水体,这些水体在区域氮循环及 N_2O 排放中的贡献需要更多关注。为初步阐明城市小型景观水体 N_2O 排放特征,本文选择了重庆市大学城 8 个景观水体和 2 个城市外围的自然水体为研究对象,通过顶空模型法和漂浮箱法对水体 N_2O 溶存浓度及排放通量进行季节性监测,并从水环境因子、水生植物种植、监测方法、物理结构等方面,探讨了影响小型景观水体 N_2O 排放的关键因素,为科学认识变化环境下城市淡水生态系统氮循环研究提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于重庆西部新城核心区(图 1),属亚热带湿润季风气候,雨热同期,雨量充沛,年平均气温 18.3°C ,年降雨量为 1082.9 mm。研究区域地处缙云山脉和中梁山之间,属典型的低山丘陵地貌。复杂的地貌类型和充足的降雨孕育了数量庞大的小型水塘和湖泊,在大学城城市建设过程中被改造成城市景观水体。

1.2 样点设计

在研究区域内,通过实地踏查,选取 8 个小型景观水体和 2 个城市外围的小型水体作为调查对象(图 1)。8 个景观水体中 5 个位于校园内(分别在重庆大学-CD、重庆师范大学-CS、重庆医科大学-CY、重庆科技学院-CK、四川美术学院-CM),3 个位于居民小区内(师大苑-SDY、富力城小区-FLC、东桥郡-DQJ);2 个城市外围的小型水体作为对照水体,分别为石马山水库(SMS)、矿产沟水库(KCG)。10 个调查水体的基本特征如表 1 所示。所选水体水域面积在 $0.003\text{—}0.090\text{ km}^2$,平均水深范围为 1—6 m,属于典型的小型景观水体。每个水体设置 3 个平行采样点进行采样分析,共计 30 个采样点。

同时,根据不同水体人工种植的景观植物的分布特征,在 CD、CS、CM、SDY、FLC 等 5 个水生植物分布较多的水体,除开敞水域设置样点外,植物分布集中的区域增设 3 个重复采样点,共计 15 个采样点。

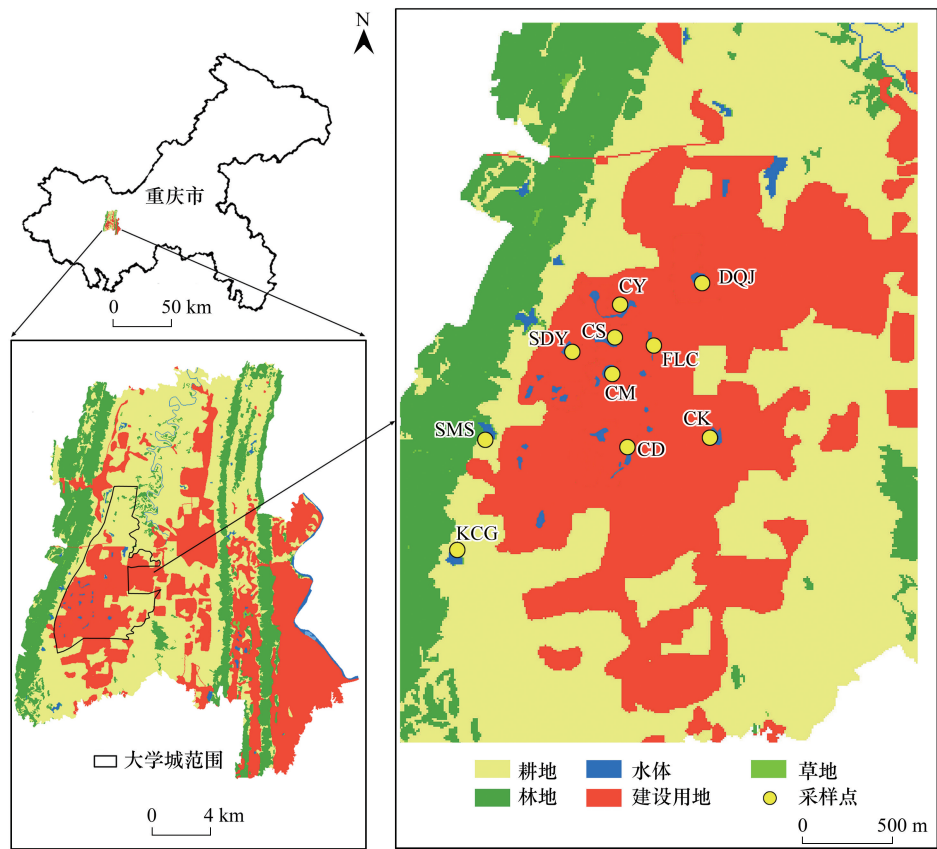


图 1 研究区土地利用类型及样点分布

Fig.1 Land use types in the study area and the location of sampling sites

CD:重庆大学;CS:重庆师范大学;CY:重庆医科大学;CK:重庆科技学院;CM:四川美术学院;SDY:师大苑;FLC:富力城小区;DQJ:东桥郡;SMS:石马山水库;KCG:矿产沟水库

表 1 所选水体生境特征及基本物理参数

Table 1 Habitat characteristics and basic physical parameters of selected water bodies

| 采样点 Sampling site | 经度 Longitude | 纬度 Latitude | 水深 Water depth/m | 面积 Area/m ² | 电导率 Conductivity/ (μs/cm) | 溶解氧 Dissolved oxygen/ (mg/L) | pH | 优势植物群落 Dominant plant community |
|----------------------|-----------------|----------------|---------------------|---------------------------|---------------------------------|------------------------------------|-----------|------------------------------------|
| 师大苑 SDY | E106°17'57" | N29°37'6" | 1—2.5 | 3000 | 282±70 | 10.55±0.47 | 8.28±0.39 | 睡莲 |
| 东桥郡 DQJ | E106°19'18" | N29°37'33" | 2—5 | 23000 | 418±39 | 7.15±1.94 | 7.88±0.24 | — |
| 富力城 FLC | E106°19'1" | N29°36'60" | 1—3 | 5000 | 275±22 | 5.47±2.71 | 7.49±0.49 | 睡莲、荷花 |
| 重医 CY | E106°18'36" | N29°37'46" | 3—6 | 79000 | 455±49 | 9.02±1.35 | 7.98±0.28 | — |
| 重大 CD | E106°18'22" | N29°35'57" | 2—5 | 19000 | 282±23 | 9.21±0.76 | 8.2±0.28 | 荷花、狐尾藻 |
| 川美 CM | E106°18'11" | N29°36'27" | 1—4 | 9000 | 364±43 | 11.39±1.75 | 8.1±0.11 | 荷花、狐尾藻 |
| 重科 CK | E106°19'55" | N29°35'58" | 2—5 | 28000 | 312±26 | 7.9±1.68 | 8.13±0.39 | — |
| 重师 CS | E106°18'32" | N29°37'8" | 2—5 | 36000 | 331±56 | 13.07±1.41 | 8.52±0.13 | 荷花、睡莲 |
| 石马山 SMS | E106°17'4" | N29°35'57" | 3—6 | 90000 | 218±18 | 10.22±2.16 | 7.54±0.25 | — |
| 矿厂沟 KCG | E106°16'35" | N29°34'50" | 3—6 | 49000 | 245±46 | 10.47±2.91 | 7.83±0.41 | — |

1.3 样品采集

分别于 2019 年 1 月(冬季)、4 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)对样点进行季节性采样,每个季节选

择天气晴朗的时间对每个样点采样 3 次,每次采样时间尽量保持在昼间 10 点至 14 点。每个样点首先用有机玻璃采水器采集表层水样(0.5 m 深处)500 mL 装于聚乙烯样品瓶中,置于 4℃ 低温保存,用于水体碳、氮、磷等营养含量的测定。同时,使用校正的多参数水质分析仪(Manta™2 Multiparameter System, Eureka Company, USA)现场测定水体电导率、溶解氧、pH、水温等物理参数,利用水深仪测定监测点的水深。现场记录各水体周围的生境特征、植被覆盖状况、有无明显污染等情况。

利用漂浮箱法进行水-气界面 N_2O 排放通量的测定:漂浮箱箱体由 PVC 材质组成,长 30 cm、宽 30 cm、高 40 cm,箱体表层用铝箔包裹以防止采样过程中太阳辐射引起箱内温度变化过快。漂浮箱顶部开有 2 个小孔,分别连接保持箱体内外气压稳定的铜管和供采样用的气体导管。漂浮箱底座用泡沫板制成,安装在箱底 6—9 cm 处。采样前,将漂浮箱倒置通风将泡沫板底座安装在箱体,随后将箱体倒置于水面,箱体底部浸入水面 9 cm,开始运行。分别在箱体安装完成后 0, 5, 10, 15, 20 min 时,用 10 mL 真空采样管采集箱内气体,带回实验室进行 N_2O 浓度测定。

此外,利用顶空振荡法测定水体溶存 N_2O 浓度及饱和度^[27]。首先利用注射器吸取表层水样(水深 20 cm 以内)注入提前准备好的气密性有机玻璃管中(玻璃管体积为 54 mL),确保完全注满并保证无气泡。随后,打开有机玻璃管下端额排水阀,利用注射器从顶端缓慢注入 24 mL 已知浓度的标准空气,形成顶空。最后,通过剧烈振荡玻璃管 5 min,并静置 2 min 待气-液相达到平衡后采集顶空气体,进行 N_2O 浓度测定。

1.4 样品分析

水样带回实验室后 3 d 内完成化学参数分析。采用流动注射分析仪(北京吉天 FIA-6000+)测定水体总氮(TN)、硝态氮(NO_3^- -N)、亚硝态氮(NO_2^- -N)、铵态氮(NH_4^+ -N)、总磷(TP)、溶解性总磷(DTP);利用 TOC-2000 有机碳分析仪测定水体总碳含量(TC)、总有机碳(TOC)和总无机碳(TIC),水体过 0.22 μm 微孔滤膜后测定溶解性总碳(DTC)、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(SO_4^{2-})。

所有气体样品带回实验室后采用气相色谱仪(磐诺 A90)进行 N_2O 浓度测定。 N_2O 检测器为电子捕获检测器(ECD),载气为高纯度氮气(N_2),以氢气(H_2)为燃气,空气为助燃气,工作温度为 350℃,采用标气浓度为 3 $\mu\text{mol/L}$ 。

1.5 数据计算

1.5.1 漂浮箱法测定 N_2O 排放通量

漂浮箱法测定水-气界面气体排放通量计算公式如下^[28]:

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

式中, F_a 表示漂浮箱法测定的 N_2O 的排放通量($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), dc/dt 为漂浮箱气室内 N_2O 气体的浓度随时间变率, M 为被测气体摩尔质量(66 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、绝对温度及气压(1013 hPa), H 为浮于水面以上的采样箱高(30 cm)。

1.5.2 水体 N_2O 溶存浓度计算及边界层模型法气体排放通量的估算

利用 Henry 定律计算水体溶存 N_2O 浓度公式如下^[29]:

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

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

式中, C_w 是 N_2O 溶存浓度($\mu\text{mol/L}$), c_a 是顶空中气体浓度($\mu\text{mol/L}$), V_a 是顶空体积, c_w 是顶空平衡时水体气体浓度($\mu\text{mol/L}$), V_w 是玻璃管中水体体积(L), c_0 是初始标准空气中的气体浓度, H_c 为实测温度下 N_2O 在水中的溶解度系数。

为比较经典的漂浮箱法和边界层模型法(气体浓度梯度法)在对城市小型景观水体 N_2O 排放通量监测结果的影响,本研究进一步利用边界层模型法和气体传输速率经验模型估算水-气界面 N_2O 排放通量^[30],计算公式为:

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

$$k_0 = 1.91 \times e^{0.35 \times U} \times (Sc/600)^{-0.5} \quad (5)$$

$$Sc(N_2O) = 2301.1 - 151.1t + 4.7364t^2 - 0.059431t^3 \quad (6)$$

式中, F_b 表示边界层模型法估算的 N_2O 排放通量 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), C_w 表示表层水体溶存气体浓度 ($\mu\text{mol/L}$), C_a 指水气平衡时的大气浓度 ($\mu\text{mol/L}$)。 k_0 表示水-气界面的气体交换系数 (cm/h), 本研究 k_0 参考温度-风速模型计算^[31]; U 表示研究区 10 m 高空常年的平均风速, 本研究利用 1996—2016 年采样月 (1、3、7、9 月) 风速的多年平均值 (分别为 1.15、1.36、1.41 m/s 及 1.21 m/s) 进行模型计算, Sc 为温度矫正的施密特数, t 为实测水温 ($^{\circ}\text{C}$)。

1.6 统计分析

采用 EXCEL 2010 和 SPSS 25.0 软件进行数据处理和统计分析, 采用显著性水平为 $P < 0.05$ 。利用单因素方差分析 (One-Way ANOVA) 进行不同水体间和不同季节间 N_2O 排放的差异显著性; 利用成对 t 检验分析有无植物覆盖水域 N_2O 排放通量的差异显著性; 利用相关分析得到 N_2O 排放通量与水环境因子之间的相关关系; 采用回归分析建立关键水环境因子与 N_2O 排放通量的回归关系, 最后通过逐步多元回归分析探索影响水体 N_2O 通量变异的关键驱动因子。所有图件均利用 GraphPad Prism 8.0 完成。

2 结果与分析

2.1 水环境特征

水体 TC 和 DTC 含量变化范围分别为 24.3—67.5 mg/L 和 15.6—53.1 mg/L, 除 CY 水体较高外, 其他景观水体间无显著差异, 但所有景观水体 TC、DTC 含量均显著高于 2 个对照水体 (SMS 与 KCG, $P < 0.05$)。水体无机碳是总碳的主要组成部分, 水体间的差异与总碳相似。TIC 与 DIC 在景观水体中显著高于外围的对照水体。所有水体 TOC 和 DOC 含量略低, 变化范围分别为 7.1—17.9 mg/L 和 4.6—17.0 mg/L, 景观水体较外围水体具有更高的有机碳含量 (图 2)。本研究 8 个景观水体 TP 含量平均值为 (0.038 ± 0.021) mg/L, 约为 2 个对照水体 TP 含量 (0.015 ± 0.011) mg/L 的 2.5 倍。但所有水体 TP 含量与 DTP 含量普遍较低, 均低于 0.06 mg/L, 达到国家《地表水环境质量标准 (GB3838—2002)》中的 III 类水标准。

所有水体 TN 、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 的含量变化范围分别为 0.31—1.47 mg/L、0.046—0.789 mg/L、0.031—0.141 mg/L、0.003—0.041 mg/L (图 3)。城市景观水体 TN 含量平均为 (0.81 ± 0.34) mg/L, 所有景观水体 TN 含量满足《地表水环境质量标准 (GB3838—2002)》中 III—IV 类水标准, 除 DQJ 水体 TN 含量较高外, 其他景观水体间无显著差异, 但均高于两个对照水体 (平均 TN 含量为 (0.34 ± 0.07) mg/L, $P < 0.05$); 各水体 NO_3^- -N 含量差异较大, DQJ 最高、CM 次之, 其他水体略低, 两个对照水体仅为 (0.06 ± 0.05) mg/L, 远低于景观水体。大部分景观水体 NH_4^+ -N 含量均达到国家地表水环境质量标准的 I 类水标准 (< 0.15 mg/L), 但与对照水体相比仍高 1.6—4.5 倍 (平均 2.8 倍)。各水体亚硝酸盐含量均较低, 但也呈现景观水体高于对照水体的特征。总体上, 城市小型景观水体氮丰度远高于自然对照水体, 而且 NO_3^- -N 是主要的无机氮形态。

2.2 城市小型景观水体 N_2O 溶存浓度时空特征

小型景观水体 N_2O 溶存浓度变化范围为 25.88—159.0 nmol/L (相应的饱和度为 187%—2261%), 平均值为 (51.2 ± 21.7) nmol/L (饱和度为 $611\% \pm 346\%$), 均处于过饱和状态。各水体之间 N_2O 溶存浓度差异显著 (图 4); DQJ 和 CM 水体溶存 N_2O 浓度年均值分别为 (77.5 ± 44.8) nmol/L 和 (63.0 ± 27.6) nmol/L, 显著高于其他景观水体; 分布于居民区和校园区的水体 N_2O 浓度总体无显著差异; 各景观水体 N_2O 浓度及饱和度均显著高于两个对照水体 (SMS (20.7 ± 5.0) nmol/L 和 KCG (27.9 ± 6.9) nmol/L) ($P < 0.05$), 比对照水体平均高出 2.2 倍。

季节模式看 (图 4), 所有水体 N_2O 浓度的平均水平在夏季 (63.5 ± 34.6) nmol/L 显著高于其他季节 ($P < 0.05$), 秋季 (46.7 ± 11.0) nmol/L 略高与春季 (41.8 ± 9.70) nmol/L 和冬季 (38.3 ± 11.3) nmol/L)。不同环

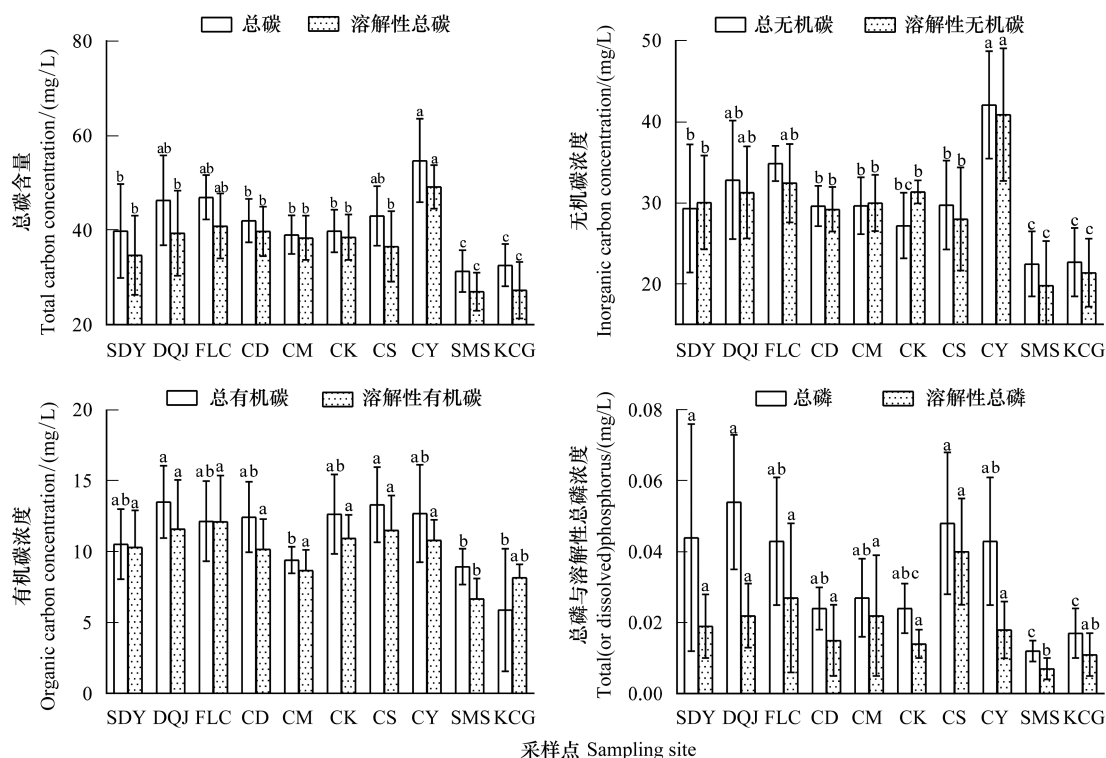


图2 所有水样碳、磷含量特征

Fig.2 Characteristics of C,P contents in all water samples

柱状图上方小写字母表示不同水体间养分含量的差异显著性 ($P < 0.05$)

境下的景观水体 N_2O 浓度季节模式与对照水体相似,全年景观水体的 N_2O 浓度均高于对照水体。

2.3 不同水体 N_2O 排放通量

利用漂浮箱法测定景观水体 N_2O 排放通量变化范围为 $40.3\text{—}354.3\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,平均值为 $(125.0 \pm 52.1)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ 。与水体 N_2O 溶存浓度相似(图 4,5),DQJ 与 CM 排放通量较高,分别为 $(187.0 \pm 127.0)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ 与 $(152.8 \pm 42.0)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,CS 与 FLC 相对较低。居民区与校园区小型景观水体 N_2O 排放通量无显著差异(图 5),表明小型景观水体所在周围环境条件对 N_2O 排放影响并不明显。两个对照水体 SMS 与 KCG 排放通量分别为 $(55.6 \pm 25.2)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ 和 $(81.3 \pm 13.0)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,显著低于城市景观水体 ($P < 0.01$)。

小型景观水体 N_2O 排放通量夏季高达 $(154.0 \pm 71.0)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,春、秋季分别为 (117.8 ± 37.6) 、 $(125.0 \pm 37.7)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,冬季较低,为 $(103.2 \pm 49.2)\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,季节模式与 N_2O 溶存浓度一致(图 4,5)。居民区、校园区及对照水体 N_2O 排放通量的季节变化模式保持一致,表明周围环境对小型水体 N_2O 排放通量的季节变化模式的影响较弱。

2.4 水生植物对城市小型景观水体 N_2O 排放通量的影响

利用成对 t 检验法对研究区 5 个有水生植物覆盖的水体进行无植物区(NP)和有植物区(P)水体 N_2O 溶存浓度及水-气界面排放通量进行比较,如图 6 所示。水生植物覆盖的水域水体溶存 N_2O 浓度均显著高于无植物分布的水域(FLC 除外),即使冬季植物枯亡期,有植物与无植物区仍存在显著差异 ($P < 0.05$),春、夏、秋季差异极显著 ($P < 0.01$)。进一步分析,有植物分布的水域 N_2O 排放通量比无植物水域平均高 1.4 倍,是影响景观水体 N_2O 溶存浓度与排放的重要因素。

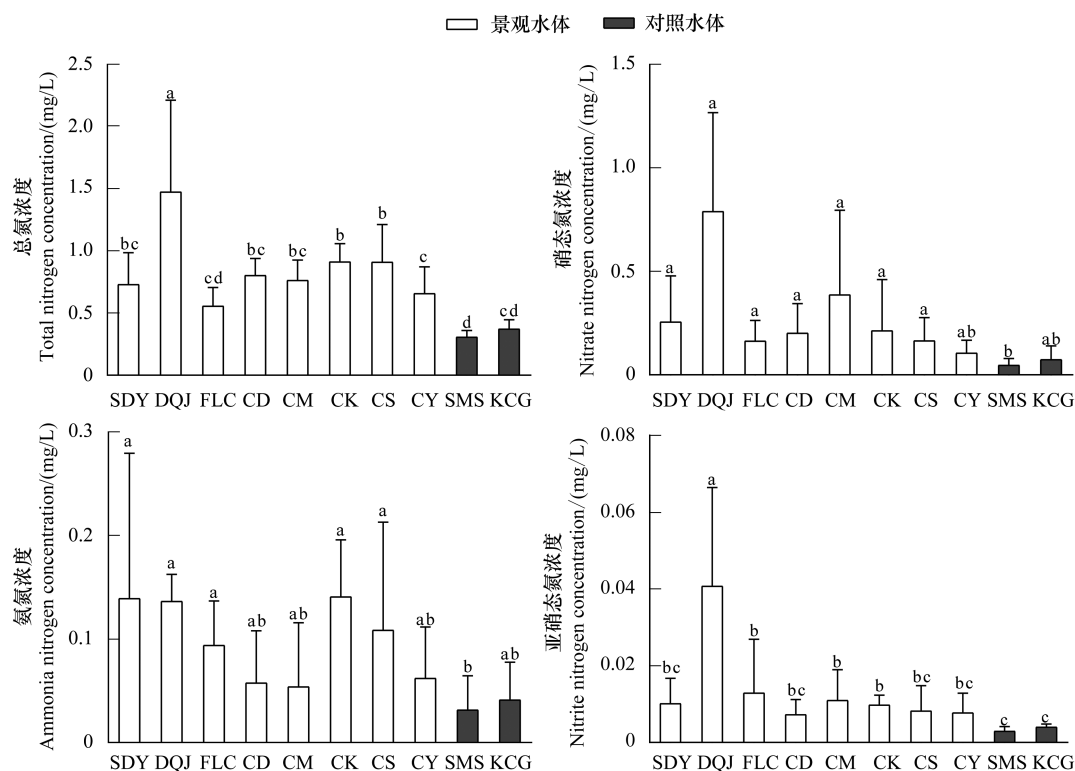
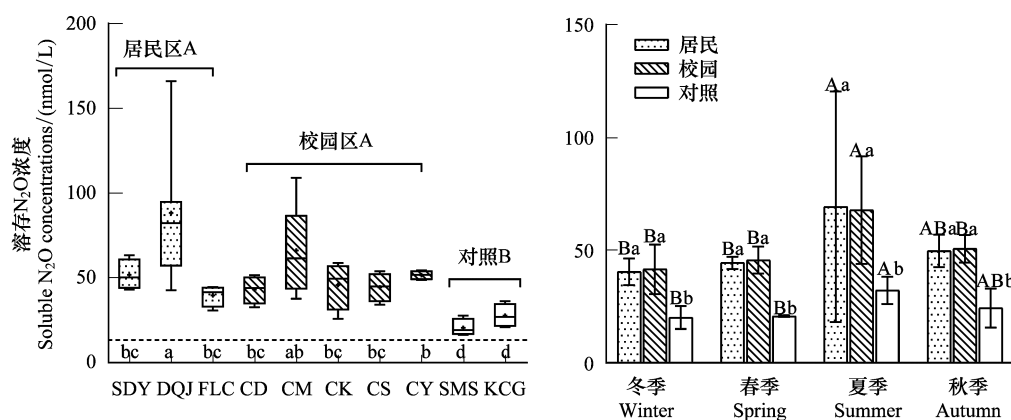


图3 各水体不同形态氮含量特征

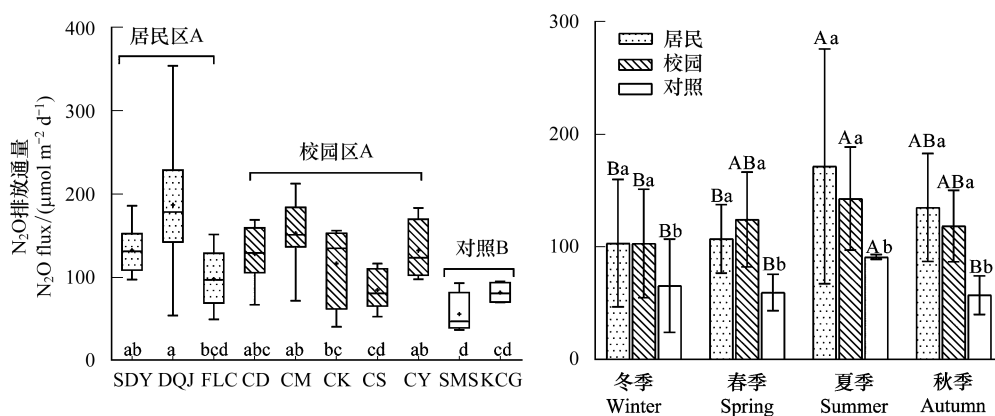
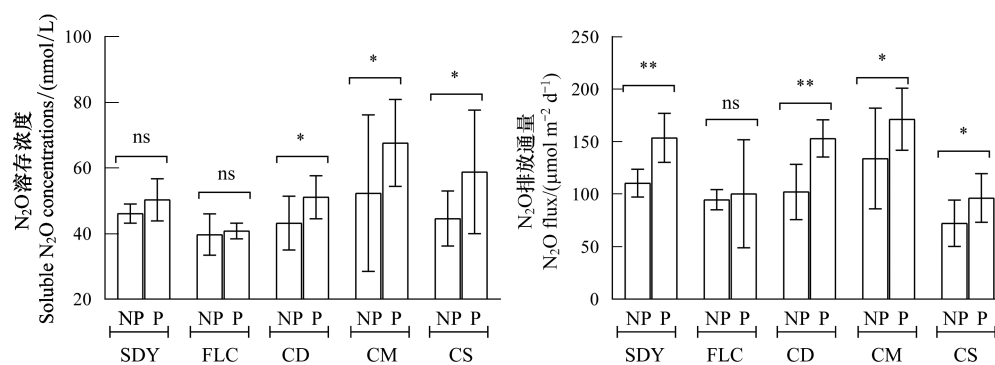
Fig.3 Characteristics of different forms of N content in different water bodies

图4 不同景观水体与对照水体 N_2O 溶存浓度特征及季节变化Fig.4 Seasonal variation and characteristics of N_2O dissolved concentration in different landscape water bodies and contrast water bodies

左图中箱型图下方小写字母表示不同水体间 N_2O 浓度在 $P < 0.05$ 水平的差异显著性, 大写字母表示不同环境之间的差异显著性; 右图中柱状图上方小写字母表示同一季节中居民区、校园区、对照区之间水体溶存 N_2O 浓度在 $P < 0.05$ 水平的差异显著性, 大写字母则表示同一环境区的水体不同季节间的差异显著性

2.5 漂浮箱法与边界层模型估算法测定城市小型景观水体 N_2O 排放通量的比较分析

基于水体溶存 N_2O 浓度和边界层模型法, 计算得到 10 个水体 N_2O 排放通量为 $5.1\text{--}483.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 平均值为 $(103.6 \pm 79.9) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 与漂浮箱法监测结果 $((117.5 \pm 57.2) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1})$ 接近。边界层模型法计算 8 个景观水体 N_2O 排放通量均值为 $(114.6 \pm 79.9) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($23.9\text{--}483.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), 对照水体为

图5 漂浮箱法测定小型景观水体 N_2O 排放通量特征及季节变化Fig.5 Seasonal variation and characteristics of N_2O fluxes in small landscape water bodies based on floating chamber method图6 各水体有植物水域(P)与无植物水域(NP)水-气界面 N_2O 排放通量的差异分析Fig.6 Variation analysis of N_2O fluxes at different water-air interfaces between plant-free water (NP) and vegetated water (P)

对各水体不同季节 N_2O 排放通量进行有无植物的成对 t 检验以分析差异显著性, * 表示组间差异显著, ** 表示组间差异极显著

$(32.4 \pm 24.9) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (5.1 — $77.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), 景观水体排放强度比对照水体高 3.5 倍。

边界层模型法和漂浮箱法测得的 N_2O 排放通量结果的回归分析表明(图 7), 两种方法测得结果具有良好的线性关系($R^2 > 0.48$, 冬季除外), 表明两种方法对景观水体 N_2O 排放通量的监测结果具有较好的一致性。然而, 边界层模型法在夏季个别样点出现明显高估, 冬、春季则出现一定程度的低估, 特别是冬季结果比漂浮箱法低了近 44%, 可见两种方法的监测结果均受到季节变化的影响。从 N_2O 排放的年平均水平看, 两种方法在 8 个景观水体中估算结果基本一致, 但在两个对照水体中出现较大偏差, 边界层模型法结果显著低于漂浮箱法。

2.6 城市小型景观水体 N_2O 浓度、排放通量与水环境因子的关系

相关分析表明(表 2), 小型景观水体 N_2O 浓度及排放通量与水体 TN 、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 SO_4^{2-} 含量均呈极显著的正相关关系($P < 0.01$), 同时与水体 NH_4^+ -N、TC、TIC、DOC 及 TP 含量均呈显著正相关关系($P < 0.05$)。此外, 水体 N_2O 特征与 pH、DO 等均无相关关系, 与水温含量呈较弱的正相关关系。景观水体 N 丰度对水体 N_2O 排放具有重要影响, 通过回归分析建立关键水环境因子与 N_2O 浓度及排放通量的回归关系(表 3), TN 和 NO_3^- -N 分别能够解释 42.2% 和 52.2% 的 N_2O 排放通量变异性, 同时解释 33.7% 和 61.3% 的 N_2O 溶存浓度的变异性, 因此对水体 N_2O 积累与排放具有较好的预测性, NO_2^- -N 对 N_2O 排放通量和溶存浓度的解释量也较高(达到 31.7% 和 38.8%); 其他因子尽管相关关系显著, 但回归关系较弱(表 3), 尤其是 NH_4^+ -N 对 N_2O 浓度及通量的解释量仅为 5.9% 和 14.3%, 远低于 NO_3^- -N, 表明水体中 N_2O 主要来源于反硝化作用。通过逐步多元回归分析, 仅 TN 和 NO_3^- -N 进入了 N_2O 排放通量模型, 可预测 62.1% 的 N_2O 排放通量。

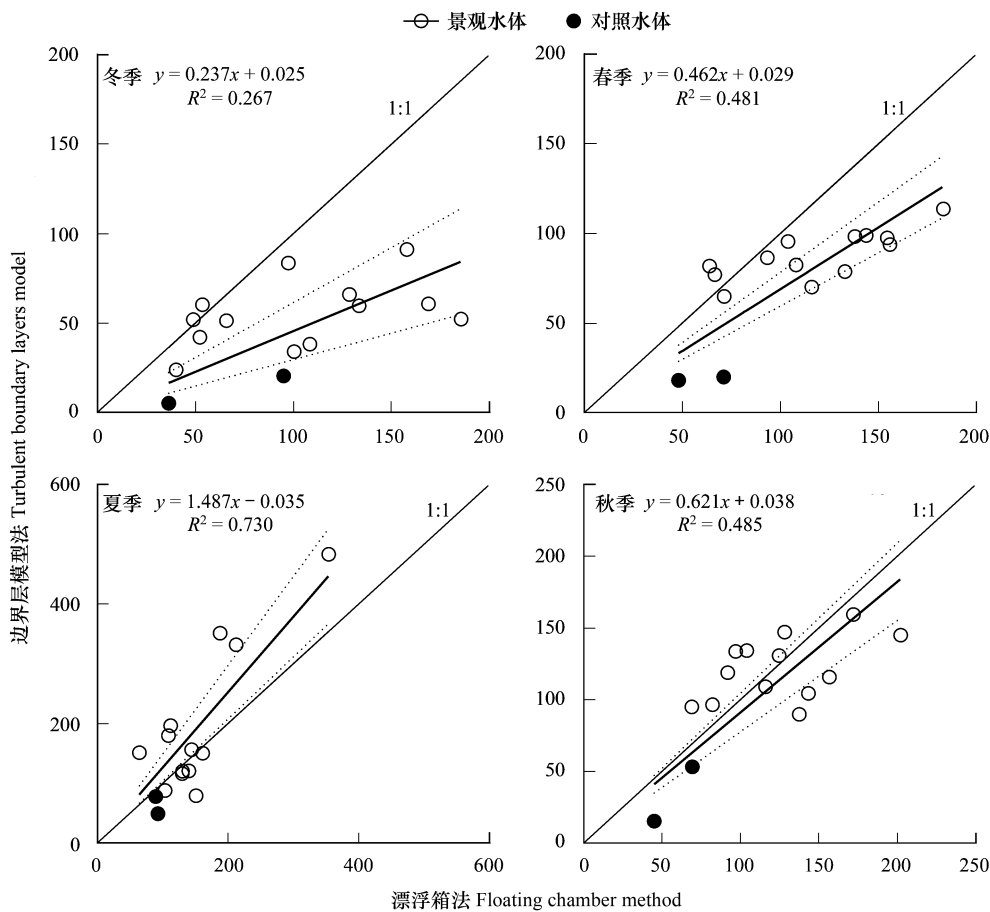


图 7 漂浮箱法和边界层模型法对景观水体 N₂O 排放通量估算结果的回归分析

Fig.7 Regression analysis of the N₂O fluxes deduced by floating chamber method and boundary layer model method

表 2 N₂O 通量与监测点水环境因子之间的 Pearson 相关性

| Table 2 Pearson correlation between N ₂ O fluxes and water environmental factors of monitoring points | | TN | NO ₃ -N | NO ₂ -N | NH ₄ ⁺ -N | TC | TIC | TOC | DTC |
|--|----------|----------|--------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------------------|---------|--------|---------|
| N ₂ O 排放通量 | <i>r</i> | 0.650 ** | 0.722 ** | 0.566 ** | 0.378 * | 0.310 * | 0.322 * | 0.079 | 0.028 |
| N ₂ O flux | <i>P</i> | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.013 | 0.016 | 0.012 | 0.551 | 0.833 |
| N ₂ O 浓度 | <i>r</i> | 0.581 ** | 0.783 ** | 0.623 ** | 0.241 | 0.288 * | 0.329 * | 0.069 | -0.035 |
| N ₂ O concentrations | <i>P</i> | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.063 | 0.026 | 0.010 | 0.598 | 0.793 |
| | <i>N</i> | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 |
| | | DIC | DOC | TP | DTP | SO ₄ ²⁻ | pH | DO | WT |
| N ₂ O 排放通量 | <i>r</i> | -0.024 | 0.327 * | 0.344 * | 0.281 * | 0.502 ** | 0.073 | -0.004 | 0.298 |
| N ₂ O flux | <i>P</i> | 0.857 | 0.011 | 0.017 | 0.030 | 0.000 | 0.578 | 0.978 | 0.065 |
| N ₂ O 浓度 | <i>r</i> | -0.077 | 0.317 * | 0.355 ** | 0.232 | 0.452 ** | 0.278 * | 0.218 | 0.317 * |
| N ₂ O concentrations | <i>P</i> | 0.557 | 0.014 | 0.005 | 0.075 | 0.000 | 0.031 | 0.094 | 0.017 |
| | <i>N</i> | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 |

** 表示在 0.01 水平上显著相关, * 表示 0.05 水平上显著相关; TN:总氮 Total nitrogen; NO₃-N:硝态氮 Nitrate nitrogen; NO₂-N: 亚硝态氮 nitrite nitrogen; NH₄⁺-N: 铵态氮 Ammonium nitrogen; TC:总碳 Total carbon; TIC:总无机碳 Total inorganic carbon; TOC:总有机碳 Total organic carbon; DTC:溶解性总碳 Dissolved total carbon; DIC:溶解性无机碳 Dissolved inorganic carbon; DOC:溶解性有机碳 Dissolved organic carbon; TP:总磷 Total phosphorous; DTP:溶解性总磷 Dissolved total phosphorous; SO₄²⁻:硫酸根 Sulfate; WT:水温 Water temperature

表 3 小型景观水体 N_2O 通量及浓度与关键水环境因子的预测关系Table 3 Prediction relationship between N_2O fluxes, N_2O concentration and crucial water environmental factors in small landscape water bodies

| | N_2O 排放通量 N_2O flux | | N_2O 浓度 N_2O concentrations | |
|--|--|---------------|--|---------------|
| TN | $y = 122.51x + 29.13$ | $R^2 = 0.423$ | $y = 44.12x + 15.79$ | $R^2 = 0.337$ |
| $\text{NO}_3^- - \text{N}$ | $y = 133.79x + 85.11$ | $R^2 = 0.522$ | $y = 58.46x + 33.46$ | $R^2 = 0.613$ |
| $\text{NO}_2^- - \text{N}$ | $y = 4179.60x + 80.63$ | $R^2 = 0.317$ | $y = 1865.60x + 31.15$ | $R^2 = 0.388$ |
| NH_4^+ | $y = 246.85x + 94.68$ | $R = 0.143$ | $y = 63.70x + 41.72$ | $R^2 = 0.059$ |
| TP | $y = 838.63x + 88.15$ | $R^2 = 0.118$ | $y = 350.68x + 35.34$ | $R^2 = 0.127$ |
| DOC | $y = 6.03x + 55.37$ | $R^2 = 0.107$ | $y = 2.36x + 23.29$ | $R^2 = 0.100$ |
| TC | $y = 1.92x + 37.26$ | $R^2 = 0.096$ | $y = 0.72x + 17.59$ | $R^2 = 0.083$ |
| TIC | $y = 2.41x + 44.17$ | $R^2 = 0.104$ | $y = 0.99x + 17.38$ | $R^2 = 0.109$ |
| SO_4^{2-} | $y = 1.38x + 76.96$ | $R^2 = 0.252$ | $y = 0.50x + 32.88$ | $R^2 = 0.205$ |
| 逐步多元回归模型 Stepwise multianalytical regression model | $Y = 96.94 \times \text{NO}_3^- - \text{N} + 68.89 \times \text{TN} + 44.34$ | $R^2 = 0.621$ | $Y = 55.38 \times \text{NO}_3^- - \text{N} + 22.16 \times \text{TN} - 64.91 \times \text{NH}_4^+ - \text{N} + 24.22$ | $R^2 = 0.693$ |

3 讨论

3.1 城市小型景观水体 N_2O 排放强度

城市景观水体作为受人为管护的特殊功能类群,通常无外来污染的输入,水环境质量能够得到有效保护。本研究 8 个景观水体 DO 较高,TOC 及 DOC 含量均较低,TP 含量、TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量也均达到 III 类或 IV 水标准,水环境质量相对较好。然而,景观水体 C、N、P 含量仍普遍高于城市外围的 2 个对照水体,特别是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 含量比对照水体平均高出 4.7 倍和 3.7 倍,TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量也比对照水体高 2.5 和 2.7 倍。各景观水体中, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量远高于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,是水体无机氮的主要形式。作为反硝化作用的主要底物^[32], $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较高可能对水体 N_2O 的产生具有一定的支撑作用。虽然无明显污染源,特殊的水文及污染过程、城市表面颗粒物及粉尘的输入和矿化以及较差的自净能力等可能导致景观水体无机氮(特别是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$)负荷偏高^[24,33],进而影响水体氮的生物地化过程。

本研究 10 个小型水体 N_2O 排放通量范围为 40.3—354.3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,均值为 $(117.5 \pm 53.2) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,均表现为净排放源,这与大部分淡水水体的研究结果一致^[22-23,34-35]。本研究景观水体 N_2O 排放通量与 Wang 等^[23]对农业主导的小型水体研究结果一致,略低于热带水库 Samuel Reservoir 及 Tucurui Reservoir^[36](表 4),但远高同纬度的太湖^[37]、鄱阳湖^[34]、洞庭湖^[38]、密云水库^[39]、三峡水库^[40]等大型湖、库,甚至比温带、寒带的小型湖泊的排放通量高出 2 个数量级^[41-42](表 4)。同时,本研究结果远高于 Li 等^[43]估算的中国湖泊($(10.5 \pm 14.9) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)和水库($(36.3 \pm 51.2) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)排放的平均水平,达到全球水库 N_2O 排放通量均值的 11 倍多^[44],约为 McCrackin 等^[45]估算的全球自然湖泊平均排放通量的 5.5 倍,呈极强的 N_2O 排放源。值得注意的是,本研究中两个小型的对照水体的 N_2O 排放通量也高于大部分已有研究结果,与 Wang 等^[23]对森林区的小型水体的监测结果一致。Preeti 等^[24]研究指出,面积越小的水体,陆源碳氮的沉积率较高,氮素的积累速度快,生物地化过程较活跃,加之水体较浅,沉积层产生的 N_2O 容易传输至表层形成排放,因此具有较高的 N_2O 排放通量。Yuan 等^[5]对浅水水塘的研究指出,快速的碳氮周转及兼性厌氧环境使得小型浅水水体($<0.1 \text{ km}^2$) N_2O 排放通量远高于大型水体。

本研究中城市小型景观水体 N_2O 溶存浓度和排放通量比 2 个城市外围对照水体高 2.2 倍和 1.9 倍,具有比一般小型水体更高的 N_2O 排放潜势。Liu 等^[46]对长江流域 20 个湖泊的研究结果表明流域城市化严重影响湖泊水质和沉积物特征,进而调节湖泊沉积物的反硝化作用和 N_2O 的产生。Wang 等^[23]研究中高氮负荷导致城市内小型水库 N_2O 排放通量比城市外高 15 倍,Beaulieu 等^[35]的研究也强调城市高污染负荷的径流和快速

的沉积速率导致城市水体 N₂O 排放通量显著增强。受到城市环境及人为管护的影响,景观水体具有相对丰富的碳、氮、磷含量及独特的沉积过程,为 N₂O 的产生、输移及排放提供了条件^[42]。相关分析表明,景观水体中 TN、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 含量与 N₂O 排放通量呈极显著正相关关系,进一步说明水体氮素积累,特别是快速的硝化作用刺激原位 NO₃⁻-N 的积累进一步为反硝化作用提供丰富的底物,是景观水体 N₂O 排放增强的重要因素。因此,本研究强调,城市小型景观水体具有较强的 N₂O 排放通量,对区域淡水系统 N₂O 排放清单及区域氮循环过程具有重要贡献,未来还需开展更多监测。

表 4 国内外部分湖、库 N₂O 气体排放通量对比
Table 4 Comparison of N₂O fluxes from some lakes and reservoirs at home and abroad

| 研究对象 Research object | 所属地区 Region | 气候带 Climate | 水域面积 Water surface area/km ² | N ₂ O 浓度 N ₂ O concentration/ (nmol/L) | N ₂ O 排放通量 N ₂ O flux/ (μmol m ⁻² d ⁻¹) | 方法 Method | 数据来源 Data sources |
|---|----------------|----------------|---|---|--|--------------|----------------------|
| 重庆大学城景观水体 Landscape waters | 中国 | 亚热带 | 0.003—0.079 | 51.2±20.7 | 125±52.6 | 漂浮箱法 | 本研究 |
| 大学城小型自然水体 Small natural waters | 中国 | 亚热带 | 0.049—0.090 | 24.3±6.8 | 68.4±23.1 | 漂浮箱法 | 本研究 |
| 太湖 Taihu Lake | 中国 | 亚热带 | 2338 | | 14 | 模型法 | [37] |
| 鄱阳湖 Poyang Lake | 中国 | 亚热带 | 1904 | 32.57±17.35 | 19.92±16.56 | 模型法 | [34] |
| 洞庭湖 Dongting Lake | 中国 | 亚热带 | | 21.8 | 4.7 | 模型法 | [38] |
| 三峡水库 Three Gorges reservoir | 中国 | 亚热带 | 1080 | | 7.64±11.45 | 漂浮箱法 | [40] |
| 密云水库 Miyun reservoir | 中国 | 亚热带 | 188 | | 3.6 | 漂浮箱法 | [39] |
| Samuel Reservoir | 巴西 | 热带 | 420 | | 157 | 漂浮箱法 | [36] |
| Tucunui Reservoir | 巴西 | 热带 | 2800 | | 125 | 漂浮箱法 | [36] |
| 铃铛湖 Lingdang Lake | 中国 | 亚热带 | 0.1 | 41.4±15.2 | 14.73±8.18 | 模型法 | [22] |
| 重庆城市区小水库 Small urban reservoirs in Chongqing | 中国 | 亚热带 | 0.02—0.25 | 87±110 | 303.8±294.1 | 模型法 | [23] |
| Lake Baldegg | 瑞士 | 温带 | 5.2 | | 12.0 | 模型法 | [41] |
| Lake Mäkijärvi | 芬兰 | 寒带 | 0.2 | | 2.1 | 漂浮箱法 | [42] |
| Jänkäläisenlampi Pond | | | 0.01 | | 0.34 | | |
| Kotsamolampi Pond | | | 0.01 | | -0.14 | | |
| Solah Sagar pond | 印度 | 热带 | 0.066 | | 6.23 | 漂浮箱法 | [24] |
| 混合养殖池塘 Fish pond in China | 中国 | 亚热带 | 0.007 | | 126.1 | | [11] |
| 排水式聚养池 Drained poly culture pond | 中国 | 亚热带 | 0.0012 | | 468.9 | 漂浮箱法 | [14] |
| 蟹鱼养殖塘 Crap-fish culture pond | 中国 | 亚热带 | 0.0195 | | 41.2 | 漂浮箱法 | [12] |
| <i>P.vannamei</i> culture pond | 印度 | 热带 | 0.006 | | 2.07±1.14 | 漂浮箱法 | [10] |
| <i>P.monodon</i> culture pond | | | 0.006 | | 0.55±0.52 | | |
| 中国湖泊 China lakes | 中国 | | 82232 | | 10.5±14.9 | | [43] |
| 中国水库 China reservoirs | 中国 | | 26870 | | 36.3±51.2 | | |
| 全球水库 Global reservoirs | 全球 | | 310000 | | 10.7 | | [44] |
| 全球自然湖泊 Global natural lakes | 全球 | | 2600000 | | 22.58 | | [45] |

3.2 城市小型景观水体 N₂O 排放通量的季节模式

本研究中城市小型景观水体同样存在明显的季节变异性,水体 N₂O 排放通量季节性释放规律为夏季最高,春、秋季次之冬季最低,这与 Wang 等^[47]、Huttunen 等^[48]、Yang 等^[49]、Zhu 等^[40] 所研究的季节模式相似。同时水体溶存 N₂O 浓度也呈现相同的季节模式。一般认为,这种季节变异性主要是受到温度和降雨的影响^[32]。一方面,夏季较高的温度利于微生物的代谢,增强了硝化和反硝化作用,促进水体 N₂O 产生与排放^[24]。对小型水体而言,水容量较小,无温度分层,水体生物地化效率对温度更加敏感,因此夏季水体 N₂O 溶存浓度及排放通量均显著高于其他季节。同时,夏季水温升高降低了气体的溶解度,加速了 N₂O 的排放^[50]。另一方面,夏季降水丰富,通过地表径流可增强城市水体陆源氮素及部分营养盐的输入,并增大水面扰动情

况,促进 N_2O 的产生与排放^[51]。此外,夏季水生植物生长旺盛,植物根系代谢物为微生物提供充足的碳、氮源,形成根际微生物激发效应,促进原位 N_2O 的产生^[47,52]。本研究中夏季水体 TN 、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 及 TP 含量均高于其他季节,为 N_2O 的产生提供了丰富的底物。同时,夏季 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度均达到最大值,表明水体 N 的生物转化效率较高,间接反映出其可能有较高的 N_2O 产生速率。而且, N_2O 溶存浓度及排放速率与水体不同形态氮素浓度具有显著相关关系($P<0.05$),表明在景观水体中,环境容量小,夏季降雨可能增加 N 输入,而高温进一步刺激 N 素的生物地化效率,导致 N_2O 排放增强。

3.3 城市小型景观水体 N_2O 排放与水环境因子的关系

淡水系统中 N_2O 主要源于厌氧环境下沉积层中的反硝化作用^[53],因此受众多水环境因子的影响。在本研究中,水体 N_2O 排放通量与水体碳、氮、磷等生源要素的含量均呈显著的正相关关系,尤其与 TN 、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 含量对 N_2O 排放通量变异性的贡献度高达 42.3%、52.2%、31.7%,可见水体中 N 丰度能够较好的指示城市小型景观水体的 N_2O 排放强度。一方面,景观水体本身水质较好,原位微生物活性受生源元素的限制,因此 N_2O 的产生对水体 N 增加较为敏感^[54];另一方面,景观水体中 NO_3^- -N 占比较高(图 2),而 NO_3^- -N 的积累能够显著提高水体反硝化微生物丰度及反硝化强度,进而有利于 N_2O 的产生^[45,50,55]。此外,Beaulieu 等^[35]研究表明,人为输入的 NO_3^- -N 能够显著增强低污染水体 N_2O 排放通量。同时大量的研究也指出 NO_2^- -N 浓度的增加有利于 N_2O 的产生^[32,52,56],相对较高的 NO_2^- -N 对 N_2O 排放通量也有较好的预测性。淡水水体中 N_2O 的主要来源包括反硝化作用、硝化作用、硝化-反硝化等多种过程,但不同底物浓度对水体 N_2O 产生途径具有重要影响^[32]。本研究中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 对水体 N_2O 浓度及排放通量影响较大,而 NH_4^+ -N 的贡献相对较弱,表明城市小型景观水体中 N_2O 可能主要来自于反硝化作用,这与其他浅水湖泊的研究结论相似^[24,47]。因此,丰度的 NO_3^- -N 底物及可能增强的反硝化过程是导致本研究不同水体间 N_2O 排放差异的关键因素。8 个景观水体 TN 、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 含量比对照水体高 2.2—4.7 倍,且 NO_3^- -N 是无机氮的主要组成,成为其 N_2O 排放通量普遍高于对照水体的重要原因。

本研究所选景观水体本身 DOC 、 TP 含量普遍较低,因此尽管其与 N_2O 排放通量存在正相关关系,但影响较弱。考虑到景观水体对外源 C、P 源的敏感性,一旦受到污染,其 N_2O 排放可能进一步增强。本研究 DQJ 水体在春季和秋季 DOC 和 TP 含量较高时, N_2O 排放通量也达到最高水平。此外,与大部分研究结果不同^[39,46-47,57],由于水深较浅,本研究所有水体溶解氧均处于过饱和状态,因此与 N_2O 排放通量无显著相关关系。总之,景观水体中氮丰度是决定 N_2O 排放强度的关键因子,可以作为 N_2O 排放热点的重要指示因子;而碳、磷的输入可能在一定程度上进一步增强景观水体的 N_2O 排放。

3.4 水生植物分布对城市小型景观水体 N_2O 排放通量的影响

水生植物越来越多地被应用于城市景观水体的具体营造之中,影响水体生态要素分配及循环过程^[22,58],进而影响景观水体的 N_2O 排放特征。Gu 等^[59]研究发现在有芦苇生长的水域 N_2O 排放通量较无植物的开敞水域高 14 倍。闫兴成^[60]等也得到了相似的结论。本研究中,水生植物分布对水体 N_2O 排放通量具有显著影响。水生植物对水体 N_2O 的产生与排放过程的影响通常存在多种机制:一是水生植物生长过程中凋落物和根系分泌物能够为沉积层提供丰富的碳源和氮源,激发根际氮转化微生物活性,提高 N_2O 的产生^[22,52];Soana 等^[61]研究指出,水生植物根际富集多种微生物类群,其中硝化细菌和反硝化细菌丰度均远高于根周,具有更强的 N_2O 产生潜势。二是植物能够通过多种途径改变根际环境的厌氧条件,影响 N_2O 的产生。研究认为,低氧而非严格厌氧条件下水体 N_2O 的产生效率最高^[32,52,62-63],而水生植物分布能够将氧气从叶片输送至根部,使得沉积层形成兼性厌氧环境,既避免严格厌氧下 N_2O 被进一步还原为 N_2 ,又利于硝化-反硝化过程的 N_2O 产生^[63]。而且,植物根系对沉积物孔隙度的改变,也一定程度调控了沉积层的低氧环境,进而促使反硝化过程的进行^[54,64];三是水生植物覆盖有利于养分的拦截和滞留,同时改变了局域水体光照、热量、溶氧、碳/氮等环境条件的再分配,进而影响 N 的生物地化过程^[52,54]。最后,一些挺水或浮叶根生植物的通气组织还可以作

为沉积层 N_2O 向上输移的直接通道,提高排放通量^[32,65]。本研究中尽管未区分植物生活型,但水体中植物分布区溶存 N_2O 均普遍高于无植物分布的开敞水域。水生植物分布导致小型景观水体内部 N_2O 分布的不均一性。考虑到自然水体向景观水体转变过程中,大量景观植物被人工种植,水体 N_2O 排放潜势进一步被增强,成为区域淡水系统 N_2O 排放的潜在热源。

3.5 不同监测方法在城市小型景观水体 N_2O 排放通量监测的适用性分析

漂浮箱法和边界层模型法是当前水体温室气体排放监测最常用的两种方法^[32,66]。漂浮箱法通常可连接痕量气体分析仪实现气体通量的直接监测,可获得观测期内较为准确的排放数据。边界层模型法主要基于水-气界面气体浓度差及气体交换系数估算气体排放通量的模型方法^[67],具有采用快、效率高的优势,但易受到风速、降雨、水文特征等因素的干扰^[32,66-67],适用于水面扰动较弱的水体,在监测样本量较大的研究中应用较多。本研究表明,边界层模型法与漂浮箱法所获 N_2O 通量呈良好的线性关系,表明两种方法在景观水体 N_2O 排放通量的观测中具有一定的相互替代性。城市景观水体的水深较浅、水质较好,不易形成冒泡,是两种方法监测结果具有可比性的重要前提。考虑到城市景观水体数量庞大、形态多样,漂浮箱法携带不便,边界模型法可能具有更好的应用价值。然而,进一步分析表明,两种方法监测结果的一致性受季节影响较大。春季和冬季边界层模型法估算的 N_2O 通量普遍低于漂浮箱法,夏季部分样点出现高估。一方面,本研究采用各采样月份多年平均风速进行气体传输系数的计算,冬季风速相较其他季节偏低(1.15 m/s),可能导致气体通量低估的原因,而夏季风速最高(1.47 m/s),导致一些 N_2O 浓度较高的水体排放通量偏高;另一方面,春季温度升高,微生物代谢出现冷转暖的阶段性激发效应^[47],而气体溶解度迅速降低,此时基于溶解度系数估算的水体溶存气体浓度可能偏低,虽然风速较高,但估算的气体通量仍低于漂浮箱法。因此边界层模型法在城市景观水体 N_2O 排放通量监测中的应用仍需进一步优化,特别是探索适应不同季节条件的气体传输系数和溶存浓度的估算方法,对降低边界层模型的不确定性具有重要意义。

4 结论

(1)城市小型景观水体 N_2O 全年均处于过饱和状态,是大气 N_2O 的净排放源;与相关研究相比,城市小型景观水体具有显著高的 N_2O 排放通量,在全球淡水系统氮排放清单中可能具有不容忽视的贡献。

(2)城市内不同环境区景观水体 N_2O 排放通量差异不显著,但远高于城市外围的对照水体,表明城市化导致大量自然水体 N_2O 排放通量被增强;不同景观水体氮丰度及 NO_3^--N 、 NO_2^--N 含量与 N_2O 排放通量呈极显著的正相关关系,是导致不同水体间 N_2O 排放差异的主导因素;水生植物的分布显著增强了景观水体 N_2O 排放,是城市景观水体 N_2O 排放研究的重要环节。

(3)城市小型景观水体 N_2O 排放通量呈夏季最高,春、秋季次之,冬季最低的季节模式,温度和降雨是驱动该季节模式的关键因素。

(4)边界层模型法在城市小型景观水体水-气界面 N_2O 排放通量的监测中具有较好的预测性,是研究区域景观水体群 N_2O 排放特征的有效方法,但冬季和春季会估算偏低,夏季偏高,未来仍需进一步优化模型,提高估算精度。

参考文献 (References):

- [1] Thakur I S, Medhi K. Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 2019, 282: 502-513.
- [2] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey D W, Haywood J, Lean J, Lowe D C, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R, Bodeker G, Boucher O, Collins W D, Conway T J, Dlugokencky E, Elkins J W, Etheridge D, Foukal P, Fraser P, Geller M, Joos F, Keeling C D, Kinne S, Lassey K, Lohmann U, Manning A C, Montzka S, Oram D, O'Shaughnessy K, Piper S, Plattner G K, Ponater M, Ramankutty N, Reid G, Rind D, Rosenlof K, Sausen R, Schwarzkopf D, Solanki S K, Stenchikov G, Stuber N, Takemura T, Textor C, Wang R, Weiss R, Whorf T. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing//Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis

- M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L, eds. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 129-234.
- [3] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.
- [4] Seitzinger S P, Kroeze C, Styles R V. Global distribution of N_2O emissions from aquatic systems: natural emissions and anthropogenic effects. *Chemosphere-Global Change Science*, 2000, 2(3/4): 267-279.
- [5] Yuan J J, Liu D Y, Xiang J, He T H, Kang H, Ding W X. Methane and nitrous oxide have separated production zones and distinct emission pathways in freshwater aquaculture ponds. *Water Research*, 2021, 190: 116739.
- [6] Kumar A, Yang T, Sharma M P. Greenhouse gas measurement from Chinese freshwater bodies: a review. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 233: 368-378.
- [7] 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.
- [8] Holgerson M A, Raymond P A. Large contribution to inland water CO_2 and CH_4 emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 2016, 9(3): 222-226.
- [9] Kankaala P, Huotari J, Tulonen T, Ojala A. Lake-size dependent physical forcing drives carbon dioxide and methane effluxes from lakes in a boreal landscape. *Limnology and Oceanography*, 2013, 58(6): 1915-1930.
- [10] Vasanth M, Muralidhar M, Saraswathy R, Nagavel A, Dayal J S, Jayanthi M, Lalitha N, Kumararaja P, Vijayan K K. Methodological approach for the collection and simultaneous estimation of greenhouse gases emission from aquaculture ponds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, 188(12): 671.
- [11] Ma Y C, Sun L Y, Liu C Y, Yang X Y, Zhou W, Yang B, Schwenke G, Liu D L. A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds. *Science of the Total Environment*, 2018, 637-638: 517-523.
- [12] Liu S W, Hu Z Q, Wu S, Li S Q, Li Z F, Zou J W. Methane and nitrous oxide emissions reduced following conversion of rice paddies to inland crab-fish aquaculture in southeast China. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(2): 633-642.
- [13] Nishimura S, Sawamoto T, Akiyama H, Sudo S, Yagi K. Methane and nitrous oxide emissions from a paddy field with Japanese conventional water management and fertilizer application. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18(2): GB2017.
- [14] Yang P, Lai D Y F, Huang J F, Tong C. Effect of drainage on CO_2 , CH_4 , and N_2O fluxes from aquaculture ponds during winter in a subtropical estuary of China. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 65: 72-82.
- [15] Harrison J A, Maranger R J, Alexander R B, Giblin A E, Jacinthe P A, Mayorga E, Seitzinger S P, Sobota D J, Wollheim W M. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 2009, 93(1/2): 143-157.
- [16] Gao Y, Zhang Z H, Liu X H, Yi N, Zhang L, Song W, Wang Y, Mazumder A, Yan S H. Seasonal and diurnal dynamics of physicochemical parameters and gas production in vertical water column of a eutrophic pond. *Ecological Engineering*, 2016, 87: 313-323.
- [17] Samarkin V A, Madigan M T, Bowles M W, Casciotti K L, Priscu J C, McKay C P, Joye S B. Abiotic nitrous oxide emission from the hypersaline Don Juan Pond in Antarctica. *Nature Geoscience*, 2010, 3(5): 341-344.
- [18] Takakai F, Desyatkin A R, Lopez C M L, Fedorov A N, Desyatkin R V, Hatano R. CH_4 and N_2O emissions from a forest-alas ecosystem in the permafrost taiga forest region, eastern Siberia, Russia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2008, 113(G2): G02002.
- [19] Van Bergen T J H M, Barros N, Mendonça R, Aben R C H, Althuisen I H J, Huszar V, Lamers L P M, Lürling M, Roland F, Kosten S. Seasonal and diel variation in greenhouse gas emissions from an urban pond and its major drivers. *Limnology and Oceanography*, 2019, 64(5): 2129-2139.
- [20] 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.
- [21] Downing J A, Prairie Y T, Cole J J, Duarte C M, Tranvik L J, Striegl R G, McDowell W H, Kortelainen P, Caraco N F, Melack J M, Middelburg J J. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(5): 2388-2397.
- [22] 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.
- [23] 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.
- [24] Singh V P, Dass P, Kaur K, Billore S K, Gupta P K, Parashar D C. Nitrous oxide fluxes in a tropical shallow urban pond under influencing factors. *Current Science*, 2005, 88(3): 478-483.

- [25] 崔丽娟, 雷茵茹, 张曼胤, 李伟. 小微湿地研究综述: 定义、类型及生态系统服务. 生态学报, 2021, 41(5): 2077-2085.
- [26] 仇保兴. 海绵城市(LID)的内涵、途径与展望. 建设科技, 2015, (1): 11-18.
- [27] Yu Z J, Deng H G, Wang D Q, Ye M W, Tan Y J, Li Y J, Chen Z L, Xu S Y. Nitrous oxide emissions in the Shanghai river network: implications for the effects of urban sewage and IPCC methodology. *Global Change Biology*, 2013, 19(10): 2999-3010.
- [28] Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Cold season CH₄, CO₂ and N₂O fluxes from freshwater marshes in northeast China. *Chemosphere*, 2005, 59(11): 1703-1705.
- [29] Liss P S, Slater P G. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature*, 1974, 247(5438): 181-184.
- [30] Liu X L, Liu C Q, Li S L, Wang F S, Wang B L, Wang Z L. Spatiotemporal variations of nitrous oxide (N₂O) emissions from two reservoirs in SW China. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(31): 5458-5468.
- [31] Raymond P A, Cole J J. Gas exchange in rivers and estuaries: choosing a gas transfer velocity. *Estuaries*, 2001, 24(2): 312-317.
- [32] 刘婷婷, 王晓锋, 袁兴中, 龚小杰, 侯春丽, 杨华. 湖、库水体 N₂O 排放研究进展. 湖泊科学, 2019, 31(2): 319-335.
- [33] 包静玥, 鲍建国, 李立青. 山地城市新建湖库氮磷营养盐时空特征研究. 环境科学, 2014, 35(10): 3709-3715.
- [34] 徐会显, 姜星宇, 姚晓龙, 张路. 鄱阳湖水体氧化亚氮排放特征及影响因素. 湖泊科学, 2016, 28(5): 972-981.
- [35] Beaulieu J J, Tank J L, Hamilton S K, Wollheim W M, Hall R O, Mulholland P J, Peterson B J, Ashkenas L R, Cooper L W, Dahm C N, Dodds W K, Grimm N B, Johnson S L, McDowell W H, Poole G C, Valett H M, Arango C P, Bernot M J, Burgin A J, Crenshaw C L, Helton A M, Johnson L T, O'Brien J M, Potter J D, Sheibley R W, Sobota D J, Thomas S M. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(1): 214-219.
- [36] Guérin F, Abril G, Tremblay A, Delmas R. Nitrous oxide emissions from tropical hydroelectric reservoirs. *Geophysical Research Letters*, 2008, 35(6): L06404.
- [37] Wang S L, Liu C Q, Yeager K M, Wan G J, Li J, Tao F X, Lü Y, Liu F, Fan C X. The spatial distribution and emission of nitrous oxide (N₂O) in a large eutrophic lake in eastern China: anthropogenic effects. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(10): 3330-3337.
- [38] 赵静, 张桂玲, 吴莹, 张经. 长江溶存氧化亚氮的分布与释放. 环境科学学报, 2009, 29(9): 1995-2002.
- [39] Yang M, Geng X M, Grace J, Jia Y F, Liu Y Z, Jiao S W, Shi L L, Lu C, Zhou Y, Lei G C. N₂O fluxes from the littoral zone of a Chinese reservoir. *Biogeosciences*, 2015, 12(15): 4711-4723.
- [40] Zhu D, Chen H, Yuan X Z, Wu N, Gao Y H, Wu Y, Zhang Y M, Peng C H, Zhu Q, Yang G, Wu J H. Nitrous oxide emissions from the surface of the Three Gorges Reservoir. *Ecological Engineering*, 2013, 60: 150-154.
- [41] Mengis M, Gächter R, Wehrli B. Nitrous oxide emissions to the atmosphere from an artificially oxygenated lake. *Limnology and Oceanography*, 1996, 41(3): 548-553.
- [42] 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.
- [43] 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.
- [44] Deemer B R, Harrison J A, Li S Y, Beaulieu J J, Delsontro T, Barros N, Bezerra-Neto J F, Powers S M, Dos santos M A, Vonk J A. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *Bioscience*, 2016, 66(11): 949-964.
- [45] McCrackin M L, Elser J J. Greenhouse gas dynamics in lakes receiving atmospheric nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 2011, 25(4): GB4005.
- [46] Liu W, Yao L, Wang Z, Xiong Z, Liu G. Human land uses enhance sediment denitrification and N₂O production in Yangtze lakes primarily by influencing lake water quality. *Biogeosciences*, 2015, 12(20): 6059-6070.
- [47] Wang H J, Yang L Y, Wang W D, Lu J W, Yin C Q. Nitrous oxide (N₂O) fluxes and their relationships with water-sediment characteristics in a hyper-eutrophic shallow lake, China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2007, 112(G1): G01005.
- [48] Huttunen J T, Juutinen S, Alm J, Larmola T, Hammar T, Silvola J, Martikainen P J. Nitrous oxide flux to the atmosphere from the littoral zone of a boreal lake. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2003, 108(D14): 4421.
- [49] Yang M, Geng X M, Grace J, Jia Y F, Liu Y Z, Jiao S W, Shi L L, Lu C, Zhou Y, Lei G C. Responses of N₂O flux to water level fluctuation and other environmental factors at littoral zone of Miyun Reservoir: a comparison with CH₄ fluxes. *Biogeosciences Discussions*, 2015, 12(7): 5333-5363.
- [50] 郑小兰, 刘敏, 文帅龙, 刘德鸿, 钟继承. 冬季太湖草、藻型湖区 N₂O 的生成与排放特征. 中国环境科学, 2018, 38(2): 683-693.
- [51] 夏星辉, 杨腾, 杨萌, 王嘉伟, 郭智辉, 冯亚楠, 李光录, 崔坤政, 张力伟, 张思波. 中国江河氧化亚氮的排放及其影响因素. 环境科学学报, 2020, 40(8): 2679-2689.
- [52] Maucieri C, Barbera A C, Vymazal J, Borin M. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands.

- Agricultural and Forest Meteorology, 2017, 236: 175-193.
- [53] Ussiri D, Lal R. Global sources of nitrous oxide//Ussiri D, Lal R, eds. Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation. Dordrech: Springer, 2013: 132-166.
- [54] Whitfield C J, Aherne J, Baulch H M. Controls on greenhouse gas concentrations in polymictic headwater lakes in Ireland. Science of the Total Environment, 2011, 410-411: 217-225.
- [55] Stadmark J, Leonardson L. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. Ecological Engineering, 2005, 25(5): 542-551.
- [56] 杨平, 全川. 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.
- [57] 韩洋, 郑有飞, 吴荣军, 尹继福, 徐静馨, 徐盼. 南京典型水体春季温室气体排放特征研究. 中国环境科学, 2013, 33(8): 1360-1371.
- [58] 吴昊, 王宏伟, 孔杨勇. 水生植物在景观水体营造中的应用. 现代园艺, 2008, (5): 47-48.
- [59] Gu X Z, Chen K N, Fan C X. Preliminary evidence of effects of *Phragmites australis* growth on N_2O emissions by laboratory microcosms. Ecological Engineering, 2015, 83: 33-38.
- [60] 闫兴成, 张重乾, 季铭, 王明玥, 冉珊珊, 许晓光, 王国祥. 富营养化湖泊夏季表层水体温室气体浓度及其影响因素. 湖泊科学, 2018, 30(5): 1420-1428.
- [61] Soana E, Bartoli M. Seasonal regulation of nitrification in a rooted macrophyte (*Vallisneria spiralis* L.) meadow under eutrophic conditions. Aquatic Ecology, 2014, 48(1): 11-21.
- [62] 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.
- [63] Pícek T, Čížková H, Dušek J. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland—plants as important sources of carbon. Ecological Engineering, 2007, 31(2): 98-106.
- [64] Hammer D A. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. Ecological Engineering, 1992, 1(1/2): 49-82.
- [65] 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 N_2O 产生及输移过程的调节作用. 环境科学学报, 2017, 37(3): 925-933.
- [66] 赵炎, 曾源, 吴炳方, 陈永柏, 王强, 袁超. 水库水气界面温室气体通量监测方法综述. 水科学进展, 2011, 22(1): 135-146.
- [67] 穆晓辉, 张军伟, 龙丽, 雷丹. 薄边界层法与静态通量箱法估算水-气界面 CH_4 通量对比. 三峡大学学报: 自然科学版, 2017, 39(2): 39-42.