环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.12
第40卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第12期
2019年12月15日

目 次(卷终)

研究报告

粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第12期 2019年12月
Vol. 40, No. 12 Dec., 2019

养殖塘 CH_4 排放特征及其影响因素

王娇[1,2],肖薇[1,2*],张秀芳[1,3],张弥[1,2],张文庆[1,4],刘强[1,2],陈争[1,2],董保华[5],李旭辉[1]
(1. 耶鲁-南京信息工程大学大气环境中心,南京 210044; 2. 南京信息工程大学气象灾害预报预警与评估协同创新中心,南京 210044; 3. 南京信息工程大学无锡研究院,无锡 214105; 4. 南京信息工程大学滨江学院,无锡 214105; 5. 安徽省天长市气象局,天长 239300)

摘要: 富营养化的养殖塘是重要的甲烷(CH_4)排放源. 为明确养殖塘 CH_4 排放特征及其影响因素,本研究利用倒置漏斗法和体积扩散模型法,分别对安徽全椒两个养殖塘冬、春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量进行了多日连续观测. 结果表明,冬季 CH_4 冒泡通量白天高于夜间,夜间几乎为零;春季夜间高于白天. 在季节尺度上,冬季 CH_4 冒泡通量显著低于春季,分别为 3.92 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ 和 106.94 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$;冬季 CH_4 扩散通量略高于春季,分别为 2.81 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ 和 0.87 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 自然因素(水温和气压)与 CH_4 冒泡通量和扩散通量显著相关. 其中随水温的升高、气压的降低,CH_4 冒泡通量分别呈指数递增和线性递增趋势. 人工管理措施(冬季排水和春季施粪)会显著提高 CH_4 冒泡通量,但对扩散通量的影响并不显著. 在冬季排水期间,水深与 CH_4 冒泡通量显著负相关;在春季鸡粪投放点,CH_4 冒泡通量可高达 1002.30 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 本研究可为评估小型养殖塘对全球碳循环的贡献提供数据支撑.

关键词:养殖塘;CH_4 冒泡通量;CH_4 扩散通量;自然因素;人工管理措施
中图分类号: X144 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)12-5503-12 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201905149

Methane Emission Characteristics and Its Influencing Factors over Aquaculture Ponds

WANG Jiao[1,2], XIAO Wei[1,2*], ZHANG Xiu-fang[1,3], ZHANG Mi[1,2], ZHANG Wen-qing[1,4], LIU Qiang[1,2], CHEN Zheng[1,2], DONG Bao-hua[5], LI Xu-hui[1]
(1. Yale-NUIST Center on Atmospheric Environment, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 3. NUIST-Wuxi Research Institute, Wuxi 214105, China; 4. Binjiang College of Nanjing University of Information Science & Technology, Wuxi 214105, China; 5. Tianchang Meteorology Bureau of Anhui Province, Tianchang 239300, China)

Abstract: Eutrophic aquaculture ponds are important methane (CH_4) sources. In order to quantify CH_4 emission characteristics and its influencing factors over aquaculture ponds, we conducted several intensive observations over two ponds located in Quanjiao County, Anhui Province, in 2018. The ebullition and diffusion flux of CH_4 were measured in two seasons (winter and spring) using the inverted-funnel and bulk diffusion model, respectively. In winter, the CH_4 ebullition flux during the daytime was higher than that at night (almost zero), whereas the diurnal pattern was found to be reversed in spring. Seasonally, the CH_4 ebullition flux over the ponds was significantly lower in winter [3.92 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$] than in spring [106.94 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$], while the diffusion flux in winter [2.81 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$] was slightly higher than in spring [0.87 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$]. The CH_4 ebullition and diffusion flux can be significantly controlled by natural factors such as water temperature and air pressure. It was revealed that the CH_4 ebullition flux in the studied ponds increased exponentially with increasing water temperature, and increased linearly with decreasing air pressure. Furthermore, we found that artificial management measures (i.e., winter drainage and spring manure treatment) could significantly enhance the CH_4 ebullition flux rather than diffusion flux. For instance, the CH_4 ebullition flux was found to increase with water depth decrease during the winter drainage period, while in the spring, the CH_4 ebullition flux could reach as high as 1 002.30 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ with chicken manure applicated. This study can provide data support for assessing the contribution of small ponds to the global carbon cycle.

Key words: aquaculture ponds; CH_4 ebullition flux; CH_4 diffusion flux; natural factors; artificial management measures

内陆水体是大气甲烷(CH_4)重要的自然排放源[1],在全球碳循环中发挥着重要的作用[2]. 目前有关内陆水体 CH_4 排放的研究主要集中在自然水体[3],相比之下,有关养殖塘排放 CH_4 的研究较少. 据估计,全球养殖塘的总表面积已达到110 832 km^2[4],且由于养殖塘具有较高内缘比及较浅水深的特点,通常会导致较高的 CH_4 排放量[5]. 因此,明确养殖塘 CH_4 排放特征及其影响,对于准确估算内

收稿日期: 2019-05-20; **修订日期**: 2019-07-19
基金项目: 国家自然科学基金项目(41575147)
作者简介: 王娇(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为地-气温室气体交换,E-mail: 1757775938@qq.com
* 通信作者,E-mail: wei.xiao@nuist.edu.cn

陆水体对全球 CH_4 排放的贡献有重要意义.

水体中,CH_4 排放到大气中的方式主要有扩散、冒泡和植物介导[6,7]. 目前,国内外对 CH_4 排放通量的观测方法主要有涡度相关法[8]、通量梯度法[9]、箱式法[5,10]、倒置漏斗法[1,3]和体积扩散模型法[11]. 其中,涡度相关法和通量梯度法能观测到通过各个途径排放的 CH_4 总量,但是不能分别量化各个途径的 CH_4 排放量[8,9];箱式法可以分别观测 CH_4 冒泡和扩散,但其观测 CH_4 冒泡是根据箱体内空气 CH_4 浓度差来确定,可能会忽略一些较小的冒泡[5];倒置漏斗法可以准确地观测从底泥产生的 CH_4 冒泡[1,3];体积扩散模型法可以有效观测 CH_4 扩散量[11]. 养殖塘中挺水植物较少,通过植物介导的排放可以忽略,冒泡和扩散为 CH_4 排放的主要方式. 选用倒置漏斗法和体积扩散模型法分别对冒泡和扩散通量进行观测,有助于量化两种排放途径的排放特征、比例及各自的影响因素,对于清楚认识养殖塘乃至内陆水体 CH_4 排放的控制机制具有重要的意义.

养殖塘 CH_4 排放同时受到自然因素和人工管理措施的影响. 对于自然因素,目前已有较多研究表明,水温是控制自然水体 CH_4 排放的主导因子[1,10],但有关水温对养殖塘 CH_4 排放影响的研究相对较少. 对于人工管理,影响 CH_4 通量的措施主要包括排水晒塘和施粪. 排水晒塘是养殖塘冬季主要的人工管理措施,水位在短时间内快速下降. 自然条件下水位缓慢变动对水体 CH_4 排放的影响已有较多研究[12,13],但短期内水位快速下降对养殖塘 CH_4 排放的影响尚不明确. 此外,在我国养殖塘中,通常会在春季一次性投放大量鸡粪作为饲料,但由于水生动物对鸡粪的利用率较低,底泥中会残余很多鸡粪中的有机质[14],从而影响养殖塘 CH_4 的排放量. 有研究发现,投放有机饲料会显著提高养殖塘 CH_4 排放量[15],但一次性投放大量鸡粪对养殖塘 CH_4 排放量的影响尚不清楚. 因此,结合自然因素和人工管理措施对养殖塘 CH_4 排放的影响是目前值得关注的问题.

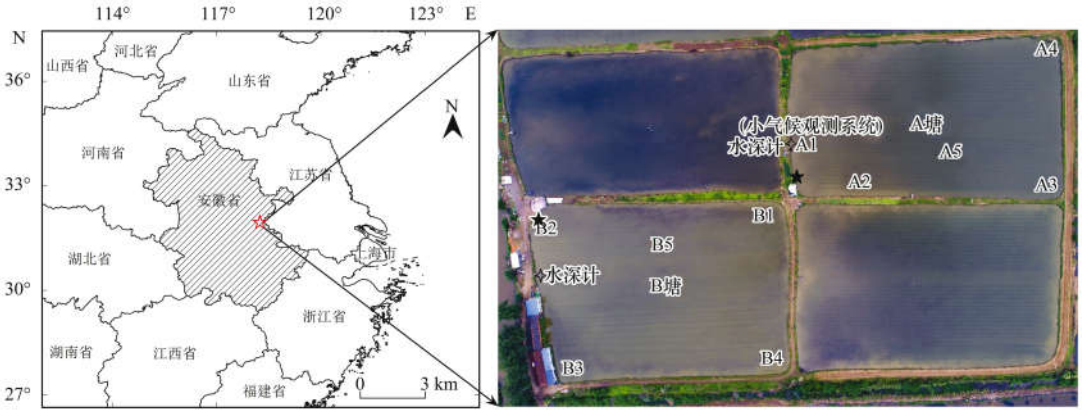
长江中下游地区是我国重要的淡水养殖区域[16],养殖塘面积广,富营养化程度严重,人工管理措施对 CH_4 排放的影响不可忽视[17]. 本研究在安徽淡水养殖密集区域选取了两个养殖塘,基于倒置漏斗法和体积扩散模型法,对冬季和春季的 CH_4 冒泡通量和扩散通量进行观测,分析冬、春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量的时空变化特征;探讨气象要素和水质参数变化等自然因素与春季施粪和冬季排水这两种典型的养殖塘人工管理措施对 CH_4 排放的影响.

1 材料与方法

1.1 研究对象

本研究对象位于中国安徽省全椒淡水养殖区中的两个鱼类养殖塘(118.25°E,31.97°N),每个塘分别选取了 5 个采样点(图 1). 其中 A 塘面积7 168 m^2,B 塘面积7 524 m^2,水深 1.8 ~ 1.9 m. 两个塘岸边有 8 个采样点,距离岸边约 1.5 m,A5 和 B5 距岸边约 10 m.

A、B 塘均养殖了鲢鱼、鳙鱼、鲫鱼、草鱼、青鱼和鳊鱼,年产量分别为 500、750、2 500、3 000、3 000和 250 kg. 冬季两塘均进行了排水,但由于人工条件的限制,排水时间存在一定的先后顺序. 其中 B 塘在 1 月 19 日进行排水,1 月 24 日基本排干,其水深变化如图 2 所示(试验期间);A 塘在 2 月 6 日进行排水,2 月 11 日基本排干(非试验期). A、B 塘均会在排水结束后 3 d 左右重新注水. 春季 3 月初在 A 塘和 B 塘一次性加入约 1 t 和 2 t 的鸡粪作



★表示鸡粪投放点

图 1 采样点位置示意和无人机拍摄照片

Fig. 1 Location of the sampling sites and a photo taken by a drone

为饲料(图 1),其余时期不施加鸡粪. 在春季试验期间,A、B 塘每天中午施加 1 次饲料.

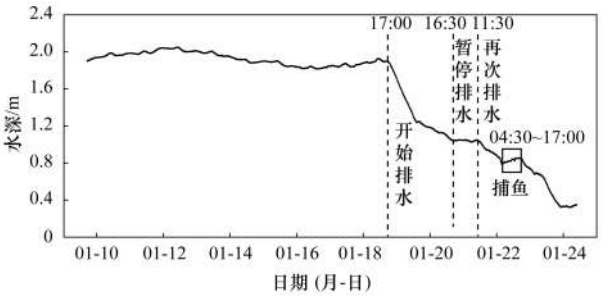


图 2　冬季试验期间 B 塘水深的时间序列

Fig. 2　Time series of water depth of pond B during winter campaign

1.2　采样时间

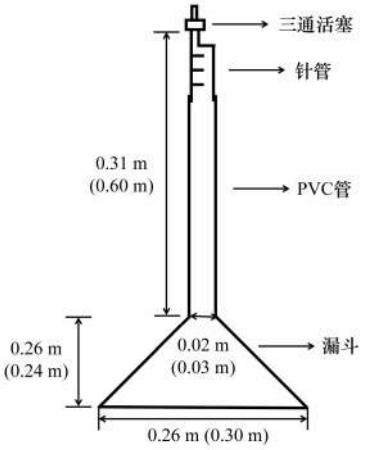
本研究对养殖塘冬、春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量进行观测. 冬季的采样时间为 2018 年 1 月 10 ~23 日. 对于冒泡通量观测,1 月 10 ~ 12 日为密集采样时间,每隔 6 h 取一次气样,取样时间为 06:00、12:00、18:00 和 24:00;1 月 13 ~ 23 日为非密集采样时间,每隔 24 h 取一次气样,因冬季夜间和上午水面可能出现结冰现象,故将取样时间设为下午 15:00 ~ 16:00 之间. 对于扩散通量观测,由于日变化较小不做密集观测,1 月 13 ~ 23 日每天中午 12:00收集水样. 春季的采样时间为 2018 年 4 月 11 ~27 日. 其中对于冒泡通量观测,4 月 11 ~ 13 日为密集采样时间;4 月 14 ~ 27 日为非密集采样时间. 春季扩散通量观测,每天采样时间与冬季相同.

1.3　冒泡通量的观测方法

1.3.1　倒置漏斗装置及其观测方法

本文采用倒置漏斗法观测水-气界面上通过冒泡形式排放的 CH_4 通量,即 CH_4 冒泡通量. 装置底端是一个白色的圆形塑料漏斗,上面连接一段聚四氟乙烯 PVC 管和一个聚丙烯针管,最上端是一个三通活塞,整个装置需保持密封状态(图 3). 采样器这种下宽上窄的窄颈设计可以有效限制 CH_4 从采样器反向扩散回水中. 冬季试验采用的漏斗最大底面积约为 0.053 m^2;春季对漏斗进行了些微调整,通过更大的漏斗面积(0.071 m^2),使漏斗接触水面的面积越大,但计算方法相同.

本试验需要将组装好的采样器放置在 10 个采样点. 对于岸边的 8 个采样点,修建栈桥用于取样;对于采样点 A5 和 B5,利用事先绑好的绳索将采样装置拉回岸边进行取样,同时保证漏斗不离开水面,不会影响漏斗内收集到的气体. 首先将装置扣在水面上(漏斗下边缘位于水面以下约 20 cm),每个漏斗通过浮动泡沫稳定. 用一个针管连接三通活塞,手动将装置中的残留空气全部抽干净,使之充满水.



括号外的数值为改装前装置的大小,
括号内的数值为改装后装置的大小

图 3　倒置漏斗示意

Fig. 3　Diagram of the inverted funnel

通过冒泡排放的 CH_4 气体会从漏斗下方开口向上方汇集,装置中的水面随之下降. 每天在固定的时间采样,采样时使用针管连接三通活塞,收集倒置漏斗装置中的气体,采用 Parafilm® M 封口膜对其进行密封处理后带回实验室,利用气相色谱仪(Agilent GC6890N,Agilent Technologies Inc.,CA,USA)分析其中的 CH_4 浓度. 对于试验方法的具体原理,参见 Huttunen 等[18]的研究.

1.3.2　CH_4 冒泡通量的计算方法

本文采用 Wik 等[12]的方法计算 CH_4 冒泡通量,计算方法如下:

$$F_b = \frac{C \times V \times M}{A \times t \times V_m} \times \frac{1}{1\,000} \tag{1}$$

式中,F_b 为 CH_4 冒泡通量[$mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$];$C$ 为气相色谱仪测得的 CH_4 摩尔分数($\mu mol \cdot mol^{-1}$);V 为漏斗收集的气体体积(L);M 为 CH_4 的摩尔质量,取值为 16.04 $g \cdot mol^{-1}$;A 为漏斗的最大面积(m^2);t 为每次收集气体的时间(d);V_m 为气体摩尔体积 22.4 $L \cdot mol^{-1}$.

1.4　扩散通量的观测方法

1.4.1　体积扩散模型法原理及其观测方法

本文采用体积扩散模型法观测养殖塘水-气界面通过扩散形式排放的 CH_4 通量,即 CH_4 扩散通量. 体积扩散模型法的原理是基于水中溶解的 CH_4 浓度与水体和大气之间平衡的 CH_4 浓度的差异,再结合气体交换系数计算 CH_4 扩散通量[11,19].

试验期间,每天用采水器(SC-I 型手持取样器)在 8 个岸边采样点取水(A5 和 B5 因距离较远,不取水样). 取水期间应避免水样接触空气,减少水样中气体被氧化. 取水深度为水下 20 cm,水样用 300 mL 的玻璃瓶存放,充满玻璃瓶,使瓶中没有空气.

为防止漏气,用 Parafilm® M 封口膜将瓶口密封,放置于4℃的条件下保存. 定期带回南京信息工程大学地气交换实验室进行预处理和测量. 测量前,先在瓶塞上插两个注射器针头,通过一个针头向瓶子中注入体积分数为 99.99% 的高浓氮气,水会从另外一个针头被顶出,顶空 30 mL 水样后,将玻璃瓶密封,手动剧烈摇晃 5 min 左右,然后静置 30 min,最后,利用气相色谱仪测量顶空气体中的 CH_4 浓度.

1.4.2 CH_4 扩散通量的计算方法

本文采用 Cole 等[20]的方法计算 CH_4 扩散通量,计算方法如下:

$$F_d = k \times (c_w - c_{eq}) \quad (2)$$

式中,F_d 为 CH_4 扩散通量[$mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$];$k$ 为气体交换传输系数($m \cdot d^{-1}$),取决于风速,具体公式见 Juutinen 等[21]的描述;c_w 为水体中溶解的 CH_4 原始浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),顶空后的玻璃瓶摇晃静置达到平衡,根据物料平衡得到:

$$c_w V_L = c_L V_L + c_g V_g \quad (3)$$

式中,c_g 为玻璃瓶中 CH_4 在水样的气相(顶空的部分)和液相(剩余的水样)中达到平衡时在气相中的浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),通过气相色谱仪测得;V_g 为玻璃瓶中气相的体积(mL);c_L 为 CH_4 在水样的气相和液相中达到平衡时在液相中的浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),由亨利系数 Hr 计算得到,具体公式见 Johnson 等[22]的描述;V_L 为玻璃瓶中液相的体积(mL). 则 c_w 的计算公式为:

$$c_w = c_g \times \left(\frac{c_L}{c_g} + \frac{V_g}{V_L}\right) \quad (4)$$

c_{eq}是在特定的温度下,大气中的 CH_4 浓度与水体中的 CH_4 浓度达到平衡时水中的 CH_4 浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),计算公式为:

$$c_{eq} = \frac{c_{bg}}{18 \times Hr} \quad (5)$$

式中,c_{bg}为 CH_4 大气背景浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),利用开路式 CH_4 分析仪(Li- 7700, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA)观测得到.

1.5 辅助观测

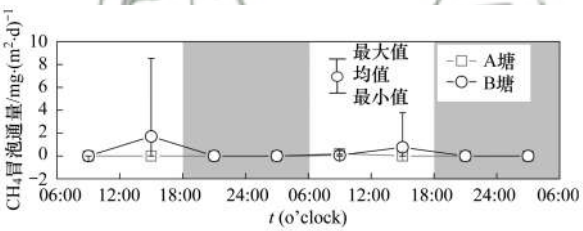
辅助观测包括气象要素、水温、水深、水体 pH 值和溶解氧等. 试验期间利用小气候观测系统(Dynakmet, Dynamax Inc., Houston, TX, USA)原位在线观测气温、气压、风速和风向等气象要素. 用水温计(T109, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA)原位连续观测水下 20 cm 处的水温. 使用多参数水质分析仪(YSI 650MDS, YSI Ins., Yellow Springs, OH, USA)测量采样点水底(底泥上方约 5 cm 处)的 pH 值和溶解氧(DO)浓度. 利用水深计 HOBO(U20- 001- 01, Onset Computer Corporation Ins., Bourne, MA, USA)对养殖塘水深进行连续观测.

2 结果与分析

2.1 冬季 CH_4 通量的变化特征

2.1.1 冬季 CH_4 冒泡通量的日变化特征

冬季 CH_4 冒泡通量的昼夜变化如图 4 所示. A 塘白天和晚上 CH_4 冒泡通量均值分别为 0.05 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ 和 0 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,其中 06:00 ~ 12:00排放的 CH_4 冒泡通量最大. B 塘白天和晚上 CH_4 冒泡通量均值分别为 0.63 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ 和 0 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,其中 12:00 ~ 18:00 之间 CH_4 冒泡通量最大. 说明观测期间养殖塘晚上没有 CH_4 冒泡通量,而白天 CH_4 冒泡排放明显.



阴影为夜间;日期为 1 月 10 ~ 12 日

图 4 冬季 CH_4 冒泡通量的日变化特征

Fig. 4 Diurnal variability of CH_4 ebullition flux in winter

2.1.2 冬季 CH_4 通量日均值的时间变化特征

冬季排水前后 CH_4 冒泡通量和扩散通量的时间变化如图 5 所示. A 塘在冬季观测期间 CH_4 冒泡通量和扩散通量的日均值没有明显时间变化趋势. A 塘 1 月 19 日(B 塘开始排水)前 CH_4 冒泡通量的均值为 0.07 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,扩散通量的均值 4.32 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$;1 月 19 日之后 CH_4 冒泡通量的均值为 0.25 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,扩散通量的均值为 3.55 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$. B 塘有排水活动,$CH_4$ 冒泡通量在排水后有明显的增加趋势,CH_4 扩散通量在排水后没有明显的变化幅度,有一个略微的降低趋势. B 塘排水前 CH_4 冒泡通量的均值为 0.20 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,扩散通量的均值为 2.54 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$;排水后 CH_4 冒泡通量的均值为 16.62 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$,扩散通量的均值为 0.57 $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$. 由此可见,整个时段 A 塘和 B 塘 CH_4 扩散通量相差较小;A 塘和 B 塘在均未排水的 6 d,CH_4 冒泡通量相差不大;B 塘排水后 5d 的 CH_4 冒泡通量均值比其排水前增加了约 83 倍,比 A 塘同时段 CH_4 冒泡通量增加了约 66 倍.

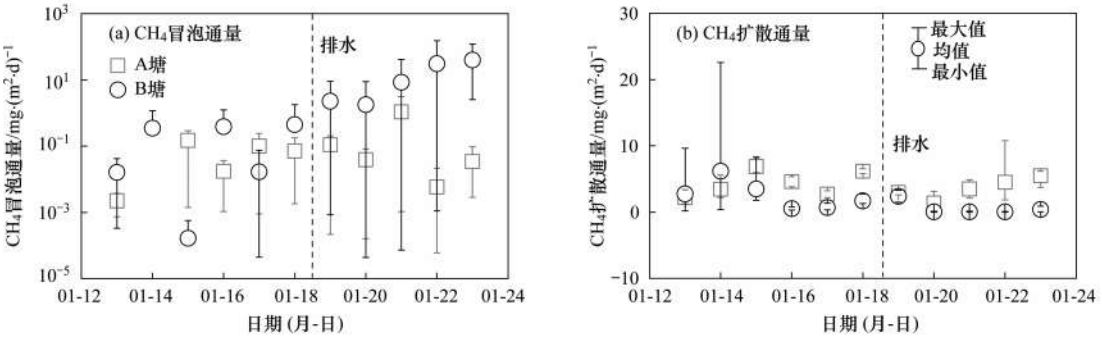
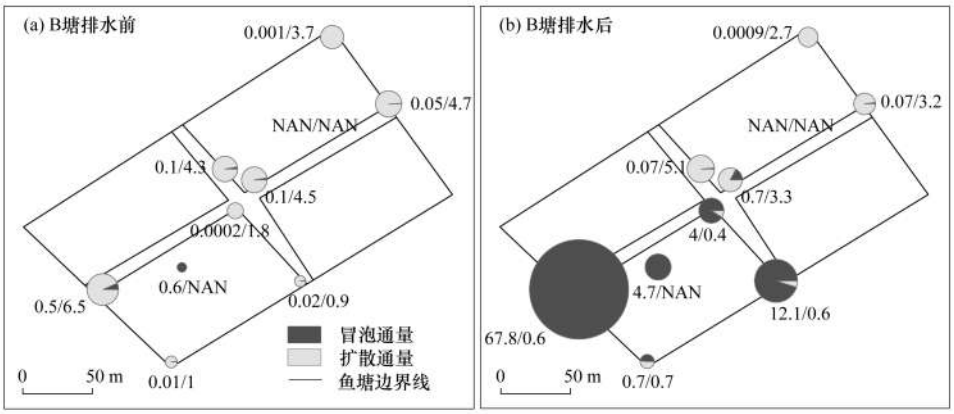


图 5　冬季 CH_4 冒泡通量和扩散通量日均值的时间序列

Fig. 5　Time series of daily mean values of CH_4 ebullition flux and diffusion flux in winter

2.1.3　冬季 CH_4 通量的空间变化特征

冬季试验期间 CH_4 通量的空间变化如图 6 所示. 在 B 塘排水前后,A 塘 CH_4 通量(冒泡 + 扩散)的总体差异较小,CH_4 排放均以扩散为主导,分别占 CH_4 排放的 98.6% 和 94.7%(除 A5 点). 对于 B 塘,排水前后两个时段内 CH_4 通量总体差异较大. 其中排水前 CH_4 通量的空间差异较小,CH_4 排放以扩散为主导,占 CH_4 总排放量的 97.4%;排水后 CH_4 通量的空间差异变大,最大空间差异达到 67.00 mg·(m²·d)⁻¹,CH_4 排放以冒泡为主导,占 CH_4 排放的 83.8%(除 B5 点). 由此可见,在 B 塘排水前后,A 塘 CH_4 通量相当;B 塘在排水后的 CH_4 通量均值[21.73 mg·(m²·d)⁻¹]远高于排水前的 CH_4 通量[2.68 mg·(m²·d)⁻¹],约是排水前的 8.1 倍.



圆的大小与总通量成正比;饼图表示冒泡和扩散对总通量的贡献百分比;数值为冒泡通量/扩散通量,单位为mg·(m²·d)⁻¹;NAN 表示缺测

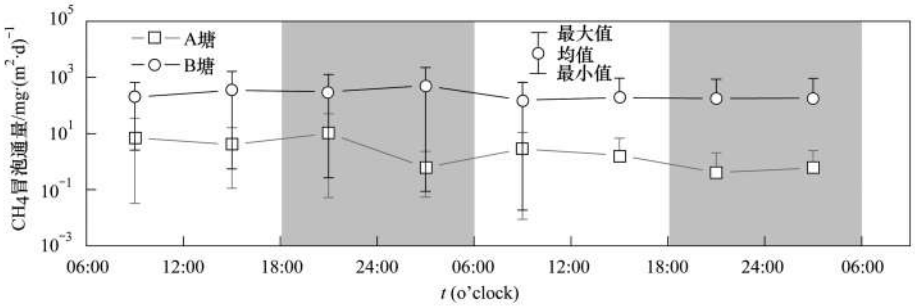
图 6　冬季 CH_4 通量的空间变化

Fig. 6　Spatial pattern of CH_4 flux in winter

2.2　春季 CH_4 通量的变化特征

2.2.1　春季 CH_4 冒泡通量的日变化特征

春季 CH_4 冒泡通量的昼夜变化如图 7 所示. A 塘白天排放的 CH_4 冒泡通量均值略高于夜间,分别为 3.93 mg·(m²·d)⁻¹ 和 2.98 mg·(m²·d)⁻¹,其中 06:00 ~ 12:00 的 CH_4 冒泡通量最大. B 塘白天排



阴影为夜间;日期为 4 月 11 ~ 13 日

图 7　春季 CH_4 冒泡通量的日变化特征

Fig. 7　Diurnal variability of CH_4 ebullition flux in spring

放的 CH_4 冒泡通量均值低于夜间,分别为 224.07 mg·(m²·d)⁻¹和 293.13 mg·(m²·d)⁻¹,其中 24:00 ~06:00 的 CH_4 冒泡通量最大. 整体而言,春季晚上排放的 CH_4 冒泡通量比白天高,约是白天的 1.3 倍.

2.2.2 春季 CH_4 通量日均值的时间变化特征

春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量的时间变化如图 8 所示. A 塘 CH_4 冒泡通量随时间有明显的变化趋势,变化范围为 0.02 ~ 32.10 mg·(m²·d)⁻¹,均值为 5.58 mg·(m²·d)⁻¹;CH_4 扩散通量先升高再降低,变化范围为 0.03 ~ 5.14 mg·(m²·d)⁻¹,均值为 0.97 mg·(m²·d)⁻¹. B 塘 CH_4 冒泡通量有一个极低值为 6.02 mg·(m²·d)⁻¹, 均值为 208.30 mg·(m²·d)⁻¹;CH_4 扩散通量随时间的变化趋势与 A 塘相似,变化范围为 0 ~ 5.27 mg·(m²·d)⁻¹,均值为 0.77 mg·(m²·d)⁻¹. 由此可见,B 塘 CH_4 冒泡通量明显高于 A 塘,约为 A 塘的 37 倍;B 塘 CH_4 扩散通量与 A 塘相当.

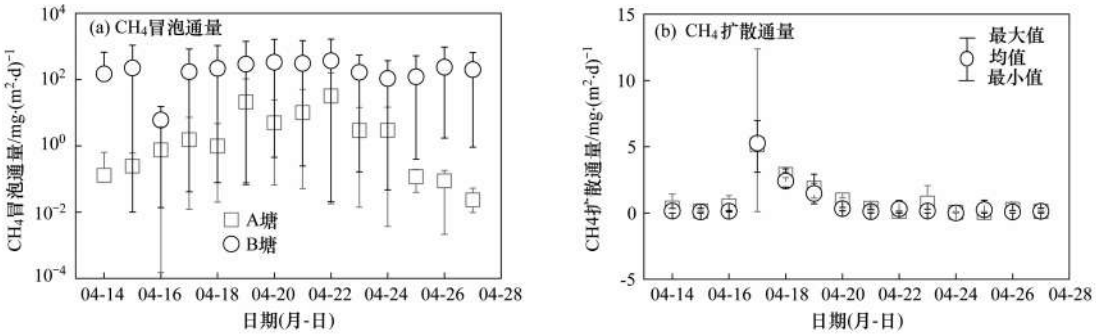
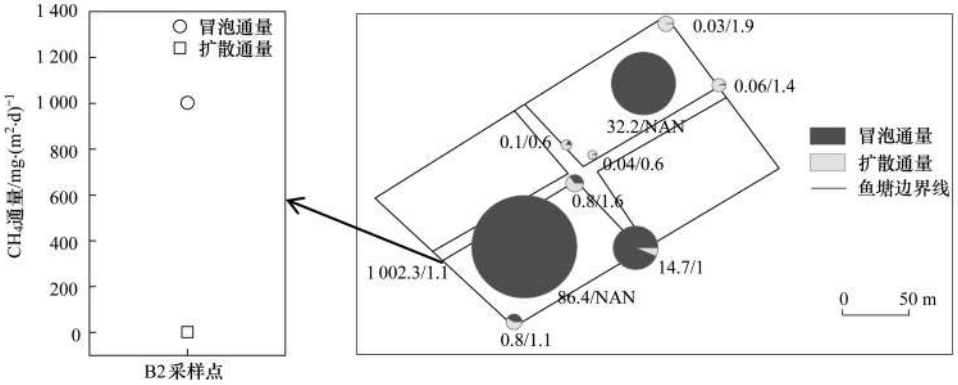


图 8 春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量日均值的时间序列

Fig. 8 Time series of daily mean values of CH_4 ebullition flux and diffusion flux in spring

2.2.3 春季 CH_4 通量的空间变化特征

春季 A、B 塘 CH_4 通量的空间差异较大(图 9). A 塘 CH_4 通量的空间差异性较小,CH_4 排放整体以扩散为主导,占 CH_4 排放的 93.5%(除 A5 点). B 塘 CH_4 通量的空间差异性较大,最大差异可达1 001.50 mg·(m²·d)⁻¹. CH_4 排放整体以冒泡为主导,占 CH_4 排放的 67.2%(除 B5 点). 对比两塘所有采样点,可以发现 CH_4 通量的空间差异性显著,最大差异可达1 002.76 mg·(m²·d)⁻¹. 其中 CH_4 扩散通量的空间差异并不明显;冒泡通量存在显著的空间差异,B2 点的冒泡通量较其它采样点高了 2 ~ 3 个数量级,可达 1 002.30 mg·(m²·d)⁻¹(该采样点是鸡粪的投放点,底泥有机质含量较高). 此外,去除 B2 采样点,可以发现 B 塘的 CH_4 冒泡通量显著高于 A 塘,但扩散通量与 A 塘相差不大.



圆的大小与总通量成正比;饼图表示冒泡和扩散对总通量的贡献百分比;数值为冒泡通量/扩散通量,单位为mg·(m²·d)⁻¹;NAN 表示缺测

图 9 春季 CH_4 通量的空间变化

Fig. 9 Spatial patterns of CH_4 flux in spring

2.3 冬春季 CH_4 通量的对比及气象要素对其的影响分析

2.3.1 冬春季 CH_4 通量的对比分析

春季 A、B 塘 CH_4 冒泡通量均值显著高于冬季,扩散通量明显低于冬季,总通量(冒泡 + 扩散)显著高于冬季(表 1). 冬、春季两塘 CH_4 冒泡通量的均值分别为 3.92 mg·(m²·d)⁻¹ 和 106.94 mg·(m²·d)⁻¹;扩散通量的均值分别为 2.81

mg·(m²·d)⁻¹和 0.87 mg·(m²·d)⁻¹；总通量的均值分别为 6.73 mg·(m²·d)⁻¹ 和 107.81 mg·(m²·d)⁻¹. 综上所述，春季 CH_4 冒泡通量均值约是冬季的 27 倍；扩散通量约是冬季的 0.31 倍；总通量约为冬季的 16 倍.

表 1　冬、春季 CH_4 通量 A、B 塘的均值

Table 1　Average values of CH_4 flux in ponds A and B during winter and spring

季节	CH_4 冒泡通量 /mg·(m²·d)⁻¹	CH_4 扩散通量 /mg·(m²·d)⁻¹	CH_4 总通量 /mg·(m²·d)⁻¹
冬季	3.92	2.81	6.73
春季	106.94	0.87	107.81

2.3.2　气象要素对 CH_4 冒泡通量和扩散通量的影响

气压、风速和水温(20 cm)随时间的变化趋势如图 10 所示. 可以看出：冬季试验期间气压变化范围为 101.7 ~ 103.2 kPa，平均值为 102.2 kPa，有一个波动下降的趋势. 春季试验期间气压变化范围为 100.7 ~ 101.8 kPa，均值较冬季试验期间低 0.9 kPa. 冬季试验期间水温变化范围为 3.6 ~ 7.2℃，平均值为 5.4℃. 春季试验期间水温的变化范围 16.0 ~ 23.1℃，平均值为 20.2℃，两个季节水温有显著差异. 日平均风速的波动较大，冬季风速日均值的变化范围为 0.9 ~ 3.2 m·s⁻¹ (平均值为 1.6 m·s⁻¹)，春季为 0.9 ~ 2.6 m·s⁻¹ (平均值为 1.7 m·s⁻¹)，春季的风速比冬季略大. 总之，两个季节观测期间气压和水温(20 cm)有显著的变化，而风速没有明显的差异.

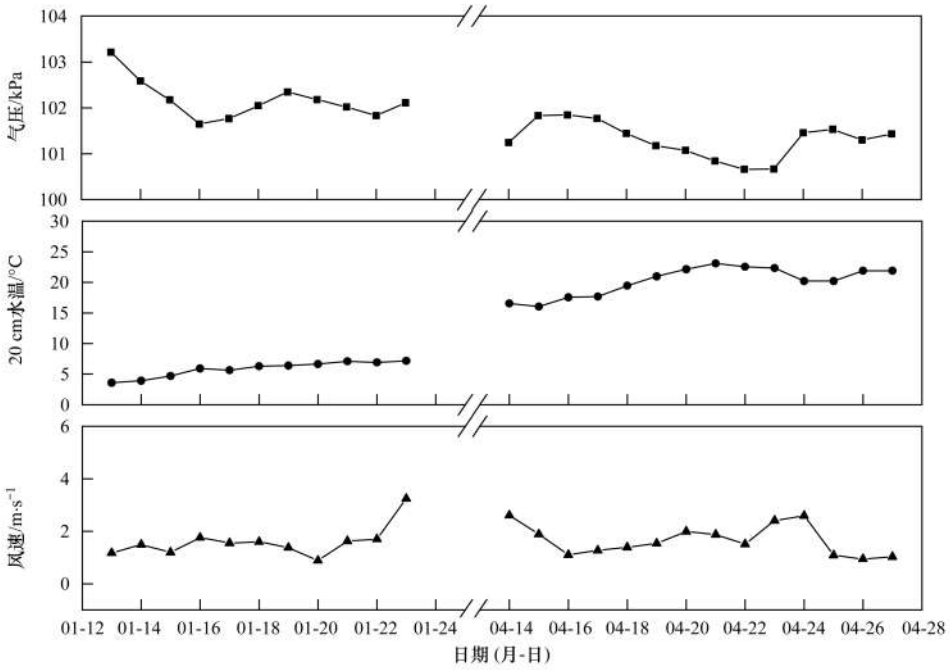


图 10　冬、春季试验期间气象要素(气压、20 cm 水温、风速)日均值的时间变化序列

Fig. 10　Time series of daily mean values of meteorological elements (air pressure, water temperature at 20 cm depth, and wind speed) during winter and spring campaigns

冬、春季两塘 CH_4 冒泡通量和扩散通量的均值(除冬季排水期和春季鸡粪投放点 B2)与气压、水温(20 cm)和风速的关系如图 11 所示. 可以看出，CH_4 冒泡通量与气压显著负相关，与水温(20 cm)显著正相关，与风速的关系不显著. 且随水温的升高，CH_4 冒泡通量呈指数增加的趋势. 分析水温和 CH_4 冒泡通量的指数拟合曲线，可以发现当温度高于 15℃时，CH_4 冒泡通量迅速增加，说明 CH_4 冒泡通量的生物学下限温度为 15℃. 同时，随气压的降低，CH_4 冒泡通量呈线性增加的趋势. 从图 11 还可以看出，CH_4 扩散通量与气压显著正相关，与水温(20 cm)显著负相关，与风速的关系不显著. 且 CH_4 扩散通量随水温的升高呈指数递减的趋势，随气压的上升呈线性递增的趋势.

2.4　冬季排水对 CH_4 通量的影响

冬季 B 塘排水期(1 月 18 ~ 23 日) CH_4 冒泡通量和扩散通量随水深的变化特征如图 12 所示. CH_4 冒泡通量与水深显著负相关，且随着水深的迅速降低呈指数递增趋势，即水位越浅，水深的变化对 CH_4 冒泡通量的影响就越大；CH_4 扩散通量与水深的关系并不显著. 综上所述，水深的变化会显著影响养殖塘 CH_4 冒泡通量，但对 CH_4 扩散通量的影响较小.

2.5　水质条件对 CH_4 通量的影响

冬、春季两塘 CH_4 冒泡通量和扩散通量与水质(pH 值和溶解氧浓度)的相关关系如表 2 所示. 可以看出，冬季 A 塘 CH_4 冒泡通量和扩散通量与养殖塘 pH 值和溶解氧浓度的关系均不显著；B 塘

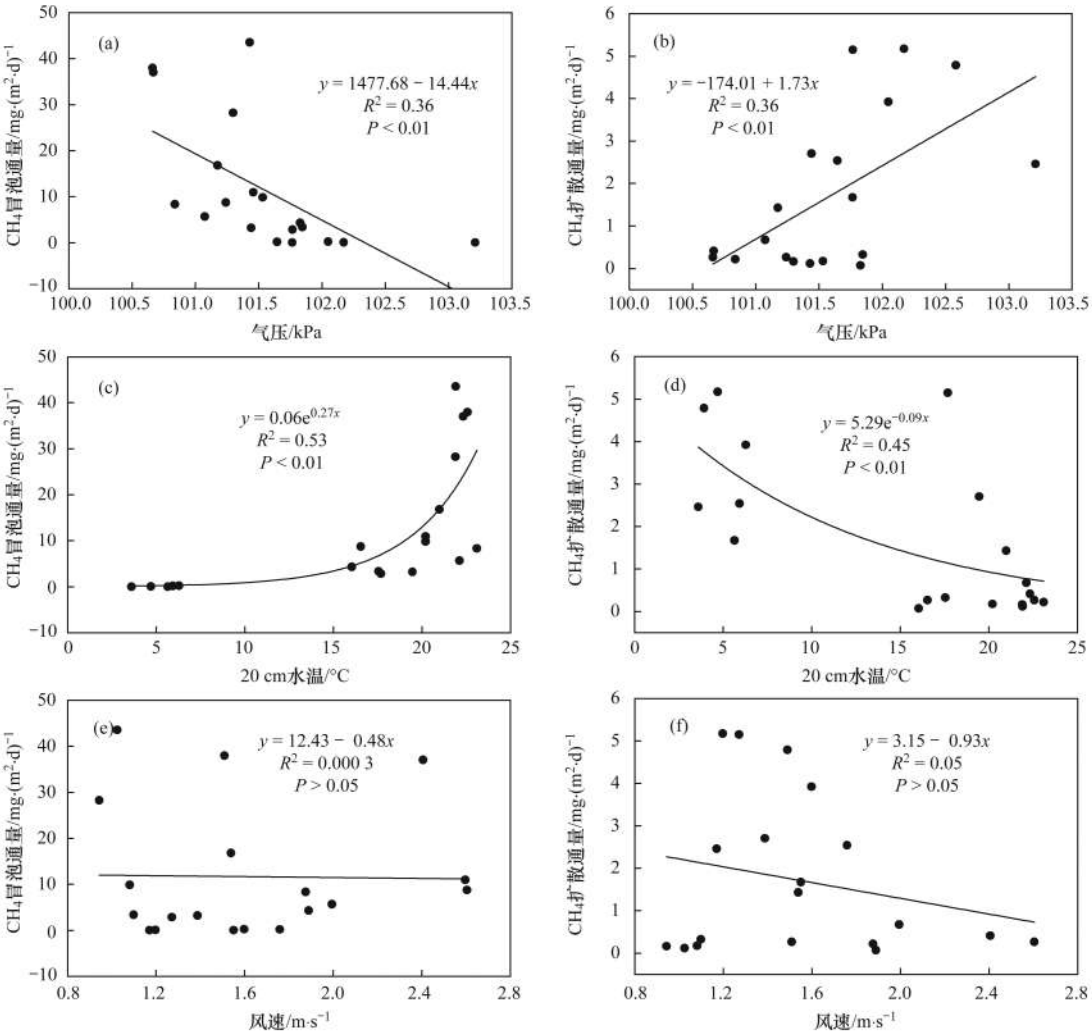


图 11 CH_4 冒泡通量和扩散通量随气压、20 cm 水温和风速的变化

Fig. 11 Variations of the CH_4 ebullition flux and diffusion flux with air pressure, water temperature at 20 cm depth, and wind speed

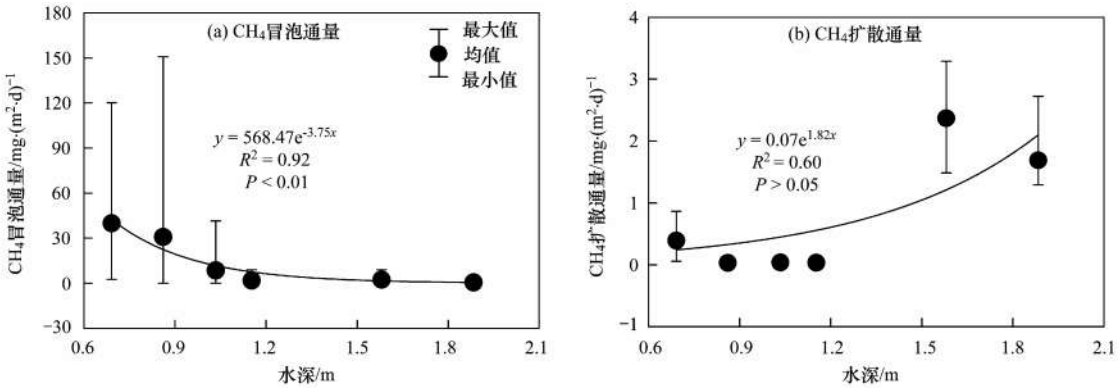


图 12 冬季 B 塘排水期 CH_4 冒泡通量和扩散通量随水深的变化

Fig. 12 Variations of CH_4 ebullition flux and diffusion flux with water depth during the drainage period of pond B in winter

CH_4 冒泡通量与养殖塘 pH 值和溶解氧浓度显著负相关,扩散通量与其没有显著的相关关系,这可能与冬季 B 塘排水有关. 春季 A、B 塘 CH_4 冒泡通量和扩散通量与 pH 值均无显著相关性. 综上所述,pH 值和溶解氧浓度控制着冬季 B 塘的 CH_4 冒泡通量.

3 讨论

3.1 冬、春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量的比较

本研究得到冬、春季两塘 CH_4 冒泡通量的均值分别为 3.92 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ 和 106.94 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 通过 T 检验,二者之间存在显著性

表 2　冬、春季 CH_4 冒泡通量和扩散通量与水质(pH 值和 DO 浓度)的 Pearson 相关性分析[1)]

Table 2　Pearson correlation analysis between CH_4 ebullition flux and diffusion flux with water quality (pH value and DO concentration) in winter and spring

水质	冬季 CH_4 冒泡通量		冬季 CH_4 扩散通量		春季 CH_4 冒泡通量		春季 CH_4 扩散通量	
	A 塘	B 塘	A 塘	B 塘	A 塘	B 塘	A 塘	B 塘
DO	-0.391	-0.961**	-0.118	0.377	/	/	/	/
pH	0.359	-0.957**	-0.090	0.456	0.149	0.473	0.357	0.612

1) * * 表示在 0.01 上显著相关

差异($P<0.001$). 造成这种现象的原因可能是:春季养殖塘水温升高,降低 O_2 在水中的溶解度,有利于底泥中产甲烷菌的生命活动,加快了 CH_4 的生产速率[23,24]. 同时春季向养殖塘投放鸡粪,增加底泥中的有机质,提高产甲烷菌的数量和活性,从源头大幅度增加了 CH_4 的产生. Delsontro 等[25]的研究表明,水温在 10℃以上,冒泡随温度的升高而剧烈增加. 本研究春季试验期间平均温度(20.2℃)在 10℃以上,高于冬季(5.4℃),因而春季冒泡通量较高. 龙丽等[5]在宜昌 5 个浅水池塘的研究同样表明,春季 CH_4 冒泡通量高于冬季. 因此,春季 CH_4 冒泡通量显著高于冬季.

冬、春季 CH_4 扩散通量的均值分别为 2.81 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$和 0.87 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 通过 T 检验,二者之间存在显著性差异($P<0.01$). 肖启涛[26]在太湖进行全湖取样,发现采样期间,冬季 CH_4 扩散通量[0.71 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$]明显低于春季[1.62 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$]. 这与本研究结果相反,造成这种现象的原因可能是:养殖塘与自然水体太湖不同,冬季进行人工排水后,春季会重新加入新鲜的水,导致春季水中溶解的 CH_4 浓度(75.01 $\mu mol\cdot L^{-1}$)明显低于冬季排水前(381.30 $\mu mol\cdot L^{-1}$),而大气中的 CH_4 浓度在不同季节相差较小,因而春季通过扩散形式排放到大气中的 CH_4 就会减少. 因此,养殖塘春季 CH_4 扩散通量略低于冬季.

3.2　自然因素对养殖塘 CH_4 通量的影响

3.2.1　水温和气压对 CH_4 通量的影响

本研究发现,CH_4 冒泡通量与水温显著正相关,与气压显著负相关. 就水温而言,Aben 等[27]调研了亚洲、北美和欧洲范围内的浅水生态系统,同样发现 CH_4 冒泡通量与水温之间存在着强烈的正相关关系. 蒲旖旎等[28]的研究发现,梅梁湾 CH_4 冒泡通量随温度的升高,呈指数增加的趋势,这与本研究得到的结论相同. 就气压而言,Casper 等[29]发现了在气压迅速下降期间,CH_4 冒泡会明显增加,并得出气压每下降 2%,CH_4 冒泡量就会增加约 10 倍. 这是因为气压降低时,水中的溶解氧(DO)浓度减少,同时静水压降低,增加了 CH_4 向大气的排放量[27,28]. 因此,水温和气压是控制养殖塘 CH_4 冒泡通量的重要气象因素.

CH_4 扩散通量与水温显著负相关,与气压显著正相关. 与本研究结果相反,Kifner 等[30]对美国缅因州 4 个池塘 4~8 月的研究发现,CH_4 扩散通量与水温显著正相关. Rutegwa 等[31]在温带 3 个鲤鱼养殖塘 4~10 月的观测发现了相同的规律. 造成这种现象的原因可能是 Kifner 等[30,31]的研究主要集中春夏季,而本研究的试验时间为冬春季,冬季人工管理活动(冬季排水)会对其结果造成很大的影响. 由此可见,为更好地预测养殖塘 CH_4 排放量,需明确 CH_4 冒泡通量和扩散通量与环境因素的关系.

3.2.2　水体溶解氧浓度和 pH 值对 CH_4 通量的影响

根据以往的研究表明,水体溶解氧浓度和 pH 值会对 CH_4 排放量有较大影响[26],但是讨论它们对 CH_4 排放量的两个组分(冒泡通量和扩散通量)单独影响的研究却很少见. 就冒泡通量而言,Crawford 等[32]对湿地的研究表明,冒泡与溶解氧浓度密切相关. 这是因为 CH_4 是在无氧的环境中产生的,水中的溶解氧浓度越低,可以减少 CH_4 在上升过程中的氧化,越有利于气泡的排放[5]. 本研究冬季 A 塘 CH_4 冒泡通量与溶解氧的关系并不显著,但 B 塘 CH_4 冒泡通量与溶解氧浓度显著负相关. 造成这种现象的原因是冬季试验期间 B 塘进行排水活动,排水后溶解氧浓度均值(86.44%)明显低于排水前(97.96%),从而显著影响 CH_4 冒泡量;但 A 塘试验期间未排水,溶解氧浓度变化较小,对 CH_4 冒泡量不会产生显著影响. 此外,有研究表明,水体 pH 值过高,会抑制产甲烷菌的活性或对其产生危害,导致 CH_4 冒泡量降低[33]. 本研究冬季 A 塘 CH_4 冒泡通量与 pH 值之间没有显著的相关关系,但 B 塘 CH_4 冒泡通量与 pH 值之间显著负相关. 这是因为冬季 B 塘排水后 pH 值(7.54)较排水前(8.17)有明显地变化,会对 CH_4 冒泡通量产生显著的影响. 就扩散通量而言,本研究冬季 A、B 塘 CH_4 扩散通量与水体溶解氧浓度和 pH 值均无显著的相关关系. 这可能是因为冬季 CH_4 扩散通量的变化较小,且排水对其没有明显的影响. 因此,养殖塘溶解氧浓度和 pH

值出现较大波动时,会显著影响 CH_4 冒泡通量.

3.3 人工管理措施对养殖塘 CH_4 通量的影响

3.3.1 春季施粪对 CH_4 通量的影响

牲畜粪便作为大气中 CH_4 的重要贡献者,约占农业 CH_4 排放总量的 10%,储存在底泥中的牲畜粪便可能是 CH_4 排放的重要来源[34]. 例如,Guo 等[35]发现投放猪粪和牛粪会显著提高养殖塘的 CH_4 排放量. Chen 等[14]在中国青岛海水养殖塘的研究同样表明,有饲料供应的养殖塘 CH_4 排放量会显著高于没有饲料供应的养殖塘,约是无饲料供应养殖塘 CH_4 排放量的 8 倍. 本研究存在相同的现象,B2 采样点为鸡粪投放点,CH_4 通量显著高于其它所有采样点,最高差异可达1 002.76 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 这是因为养殖塘投入鸡粪后,一方面由于产 CH_4 菌广泛地分布在动物粪便中,会增加产 CH_4 菌的数量,通过生化途径可以促进 CH_4 的排放量[36];另一方面会使养殖塘富营养化状态加重,底泥有机质含量增加,从而提高 CH_4 的排放量[1].

值得注意的是,本研究鸡粪投放点(B2 点)CH_4 冒泡通量可达1 002.30 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$,CH_4 扩散通量为 1.10 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 通过单因素方差分析,可以发现 B2 点 CH_4 冒泡通量与其它采样点存在显著性差异,但扩散通量与其它采样点并无明显差异. 去除 B2 点,发现 B 塘的 CH_4 冒泡通量均值同样高于 A 塘,造成这种现象的原因可能是 B 塘施加的鸡粪数量是 A 塘的两倍. 因此,投放鸡粪会增加养殖塘 CH_4 冒泡通量,且鸡粪投放点 CH_4 冒泡通量会显著高于其它采样点.

3.3.2 冬季排水对 CH_4 通量的影响

冬季人工排水对养殖塘 CH_4 排放量的影响目前是值得关注的问题[37]. Yang 等[17]在中国东南部闽江口选择了一个排干养殖塘(水深为 0.05 m)和一个未排干养殖塘(水深为 1.2 m)进行观测,对比发现排干养殖塘排放的 CH_4 通量约是未排干养殖塘的 9.4 倍. 本研究则观测了同一个养殖塘排水过程前后 CH_4 通量的变化特征,发现 B 塘在排水后的 CH_4 通量均值[21.73 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$]也远高于排水前的 CH_4 通量[2.68 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$],约是排水前的 8.1 倍. 造成这种现象的原因首先是因为水位的变动会引发静水压的变化,静水压为沉积物-水界面的压力,水位下降,静水压减小,气泡的浮力超过静水压,从而导致大部分底泥中储存的 CH_4 释放到大气中[38]. 其次是因为水深变浅,减少气泡在上升过程中的氧化,但气泡在水柱中被氧化的影响有限[39]. 最后在排水过程中,泵的抽水活动,会造成底泥的扰动,从而释放出更多的气泡. 本研究整个排水阶段养殖塘排放的 CH_4 通量均值为 21.73 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$,显著低于团头鲂养殖塘晒塘阶段排放的 CH_4 通量[(44.54 ± 22.96) $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$][40],高于闽江口未排水养殖塘排放的 CH_4 通量[(1.68 ± 0.24) $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$][41]. 因此,排水晒塘会显著增加养殖塘的 CH_4 排放量.

此外,本研究发现冬季排水期间,CH_4 冒泡通量与水深显著负相关,扩散通量与水深没有显著的相关关系. Delsontro 等[7]观测了加拿大 10 个浅水池塘和 3 个浅水湖泊的 CH_4 冒泡通量和扩散通量,得出了相同的变化规律. 张秀芳等[42]同样发现养殖塘 CH_4 冒泡通量与水深显著负相关. 综上所述,冬季排水期间,随水深的降低,养殖塘 CH_4 冒泡通量会显著增加.

4 结论

在日尺度上,养殖塘冬季 CH_4 冒泡通量白天高于夜间;春季夜间高于白天. 在季节尺度上,冬、春季 CH_4 冒泡通量分别为 3.92 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ 和 106.94 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$;扩散通量分别为 2.81 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$ 和 0.87 $mg\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$. 自然因素(水温以及气压)控制着 CH_4 冒泡通量和扩散通量;人工管理措施(冬季排水和春季施粪)会显著影响 CH_4 冒泡通量,但对 CH_4 扩散通量的影响并不显著. 本文的研究结果能为养殖塘系统对大气的温室气体贡献提供基础数据支撑和科学依据.

致谢:感谢南京信息工程大学大气环境中心地气小组的赵佳玉、黄文晶、谢燕红、蒲旖旎、王怡、胡勇博和谢成玉等在试验采样和样品处理中提供的帮助.

参考文献:

[1] Davidson T A, Audet J, Jeppesen E, *et al*. Synergy between nutrients and warming enhances methane ebullition from experimental lakes[J]. Nature Climate Change, 2018, **8**(2): 156-160.

[2] Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, *et al*. Global carbon dioxide emissions from inland waters[J]. Nature, 2013, **503**(7476): 355-359.

[3] Sepulveda-Jauregui A, Walter Anthony K M, Martinez-Cruz K, *et al*. Methane and carbon cioxide emissions from 40 lakes along a north-south latitudinal transect in Alaska[J]. Biogeosciences, 2015, **12**(11): 3197-3223.

[4] Verdegem M C J, Bosma R H. Water withdrawal for brackish and inland aquaculture, and options to produce more fish in ponds with present water use[J]. Water Policy, 2009, **11**(S1): 52-68.

[5] 龙丽, 肖尚斌, 张成, 等. 亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(12): 4552-4559.
Long L, Xiao S B, Zhang C, *et al*. Characteristics of methane

flux across the water-air interface in subtropical shallow ponds [J]. Environmental Science, 2016, **37**(12): 4552-4559.

[6] Liu X H, Gao Y, Zhang Z H, *et al*. Sediment-water methane flux in a eutrophic pond and primary influential factors at different time scales[J]. Water, 2017, **9**(8): 601.

[7] Delsontro T, Boutet L, St-Pierre A, *et al*. Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity [J]. Limnology and Oceanography, 2016, **61**(S1): S62-S77.

[8] Eugster W, DelSontro T, Sobek S. Eddy covariance flux measurements confirm extreme CH_4 emissions from a Swiss hydropower reservoir and resolve their short-term variability[J]. Biogeosciences, 2011, **8**(9): 2815-2831.

[9] 赵佳玉, 张弥, 肖薇, 等. 基于光谱分析仪的通量-梯度法测量小型池塘水-气界面温室气体交换通量[J]. 环境科学, 2017, **38**(1): 41-51.
Zhao J Y, Zhang M, Xiao W, *et al*. Greenhouse gas fluxes at water-air interface in small pond using flux-gradient method based on spectrum analyzer [J]. Environmental Science, 2017, **38**(1): 41-51.

[10] 贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊, 等. 太湖藻型湖区 CH_4、CO_2 排放特征及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(5): 2316-2329.
Jia L, Pu Y N, Yang S J, *et al*. Analysis of greenhouse gas emission characteristics and their influencing factors in the algae zone of lake Taihu[J]. Environmental Science, 2018, **39**(5): 2316-2329.

[11] Xiao Q T, Zhang M, Hu Z H, *et al*. Spatial variations of methane emission in a large shallow eutrophic lake in subtropical climate[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2017, **122**(7): 1597-1614.

[12] Wik M, Crill P M, Varner R K, *et al*. Multiyear measurements of ebullitive methane flux from three subarctic lakes[J]. Journal of Geophysical Research Biogeosciences, 2013, **118**(3): 1307-1321.

[13] Harrison J A, Deemer B R, Birchfield M K, *et al*. Reservoir water-level drawdowns accelerate and amplify methane emission [J]. Environmental Science & Technology, 2017, **51**(3): 1267-1277.

[14] Chen Y, Dong S L, Wang F, *et al*. Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds [J]. Environmental Pollution, 2016, **212**: 489-497.

[15] Ma Y C, Sun L Y, Liu C Y, *et al*. A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds[J]. Science of the Total Environment, 2018, **637-638**: 517-523.

[16] 农业部渔业渔政管理局. 中国渔业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2015. 55-62.

[17] Yang P, Lai D Y F, Huang J F, *et al*. Effect of drainage on CO_2, CH_4, and N_2O fluxes from aquaculture ponds during winter in a subtropical estuary of China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, **65**: 72-82.

[18] Huttunen J T, Lappalainen K M, Saarijärvi E, *et al*. A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake[J]. Science of the Total Environment, 2001, **266**(1-3): 153-158.

[19] 臧昆鹏, 王菊英, 赵化德, 等. 顶空平衡-双通道气相色谱法测定海水中溶解态甲烷和氧化亚氮[J]. 环境化学, 2014, **33**(12): 2094-2101.
Zang K P, Wang J Y, Zhao H D, *et al*. Simultaneous determination of dissolved CH_4 and N_2O in seawater using head space-dual channel GC system[J]. Environmental Chemistry, 2014, **33**(12): 2094-2101.

[20] Cole J J, Caraco N F. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF_6[J]. Limnology and Oceanography, 1998, **43**(4): 647-656.

[21] Juutinen S, Rantakari M, Kortelainen P, *et al*. Methane dynamics in different boreal lake types [J]. Biogeosciences, 2009, **6**(2): 209-223.

[22] Johnson K M, Hughes J E, Donaghay P L, *et al*. Bottle-calibration static head space method for the determination of methane dissolved in seawater[J]. Analytical Chemistry, 1990, **62**(21): 2408-2412.

[23] Peters V, Conrad R. Sequential reduction processes and initiation of CH_4 production upon flooding of oxic upland soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1996, **28**(3): 371-382.

[24] Yvon-Durocher G, Allen A P, Bastviken D, *et al*. Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales[J]. Nature, 2014, **507**(7493): 488-491.

[25] Delsontro T, Mcginnis D F, Sobek S, *et al*. Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments[J]. Environmental Science & Technology, 2010, **44**(7): 2419-2425.

[26] 肖启涛. 太湖 CH_4 通量的空间格局及影响因子分析[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2017.
Xiao Q T. Spatial pattern of CH_4 flux and its impact factors analysis in Lake Taihu [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2017.

[27] Aben R C H, Barros N, Van Donk E, *et al*. Cross continental increase in methane ebullition under climate change[J]. Nature Communications, 2017, **8**: 1682.

[28] 蒲旖旎, 贾磊, 杨诗俊, 等. 太湖藻型湖区 CH_4 冒泡通量[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(10): 3914-3924.
Pu Y N, Jia L, Yang S J, *et al*. The methane ebullition flux over algae zone of lake Taihu [J]. China Environmental Science, 2018, **38**(10): 3914-3924.

[29] Casper P, Maberly S C, Hall G H, *et al*. Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere [J]. Biogeochemistry, 2000, **49**(1): 1-19.

[30] Kifner L H, Calhoun A J K, Norton S A, *et al*. Methane and carbon dioxide dynamics within four vernal pools in Maine, USA [J]. Biogeochemistry, 2018, **139**(3): 275-291.

[31] Rutegwa M, Gebauer R, Vesely L, *et al*. Diffusive methane emissions from temperate semi-intensive carp ponds [J]. Aquaculture Environment Interactions, 2019, **11**: 19-30.

[32] Crawford J T, Stanley E H, Spawn S A, *et al*. Ebullitive methane emissions from oxygenated wetland streams[J]. Global Change Biology, 2014, **20**(11): 3408-3422.

[33] 苏跃朋, 马甡, 田相利, 等. 中国明对虾精养池塘氮、磷和碳收支的研究[J]. 南方水产, 2009, **5**(6): 54-58.
Su Y P, Ma S, Tian X L, *et al*. An experimental study on nitrogen, phosphorus and carbon budgets in intensive pond of shrimp *Fenneropenaeus chinensis* [J]. South China Fisheries Science, 2009, **5**(6): 54-58.

[34] Serrano-Silva N, Sarria-Guzmán Y, Dendooven L, *et al*. Methanogenesis and methanotrophy in soil: A review [J]. Pedosphere, 2014, **24**(3): 291-307.

[35] Guo G, Chen Y X, Tian F, *et al*. Effects of livestock manure properties and temperature on the methanogen community composition and methane production during storage [J]. Environmental Technology, 2018, doi: 10.1080/

09593330. 2018. 1491640.

[36] Bayrakdar A, Molaey R, Sürmeli R Ö, *et al*. Biogas production from chicken manure: Co-digestion with spent poppy straw[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, **119**: 205-210.

[37] 杨平, 谭立山, 黄佳芳, 等. 初冬时期闽江河口区养殖塘排水后的 CH_4 和 N_2O 通量日变化特征[J]. 环境科学, 2018, **39**(1): 300-309.
Yang P, Tang L S, Huang J F, *et al*. Diurnal variations of CH_4 and N_2O fluxes from the drained aquaculture pond in the Minjiang river estuary during early winter[J]. Environmental Science, 2018, **39**(1): 300-309.

[38] Beaulieu J J, Balz D A, Birchfield M K, *et al*. Effects of an experimental water-level drawdown on methane emissions from a eutrophic reservoir[J]. Ecosystems, 2017, **21**(4): 657-674.

[39] Bastviken D, Cole J, Pace M, *et al*. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2004, **18**(4): GB4009.

[40] 朱林, 车轩, 刘晃, 等. 团头鲂池塘养殖生态系统晒塘阶段温室气体排放通量分析[J]. 农业工程学报, 2016, **32**(3): 210-215.
Zhu L, Che X, Liu H, *et al*. Greenhouse gas emissions of *Megalobrama amblycephala* culture pond ecosystems during sun drying of pond[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, **32**(3): 210-215.

[41] 杨平, 仝川, 何清华, 等. 闽江口养殖塘水-大气界面温室气体通量日进程特征[J]. 环境科学, 2012, **33**(12): 4194-4204.
Yang P, Tong C, He Q H, *et al*. Diurnal variations of greenhouse gas fluxes at the water-air interface of aquaculture ponds in the Min river estuary[J]. Environmental Science, 2012, **33**(12): 4194-4204.

[42] 张秀芳, 肖薇, 张弥, 等. 小型池塘水-气界面 CH_4 冒泡通量的观测[J]. 环境科学, 2018, **39**(2): 691-702.
Zhang X F, Xiao W, Zhang M, *et al*. Quantification of methane ebullition flux from small ponds using the inverted-funnel method[J]. Environmental Science, 2018, **39**(2): 691-702.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2019

CONTENTS