万方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

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

淹水增加对闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水地球化学特征及 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响

李敬[1,2,3,4],黄佳芳[1,2,3,4],罗敏[1,2,3,4*],刘育秀[1,2,3,4],谭季[1,3],朱爱菊[1,3],王声钰[3],仝川[1,2,3,4]

(1. 福建师范大学地理研究所,福州 350007; 2. 福建师范大学地理科学学院,福州 350007; 3. 福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室,福州 350007; 4. 国家林业和草原局闽江河口湿地生态系统国家定位观测研究站,福州 350007)

摘要: 海平面上升使得河口潮汐湿地淹水高度增加,对 CO_2 和 CH_4 的排放通量产生重要影响,但目前绝大多数研究集中在淹水增加对河口盐沼湿地的影响,淹水增加对于河口淡水潮汐湿地的影响缺乏数据. 鉴于此,本研究利用模拟潮汐池和中型生态系,研究淹水增加 15 cm 和 30 cm 后对闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水(NH_4^+、NO_3^-、DOC、溶解性 CH_4 和 DIC)浓度及 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响. 结果表明,淹水高度增加 15 cm 和 30 cm 后,CO_2 的排放通量分别下降 28.53% 和 36.56%;淹水增加 15 cm 时,CH_4 的排放通量没有显著变化,增加至 30 cm 后,CH_4 的排放通量显著增加 29.27%;淹水高度增加 15 cm 和 30 cm,孔隙水 CH_4 的浓度分别增加 47.83% 和 73.91%. 淹水增加对孔隙水 DOC 浓度变化影响不显著. 淹水增加促进孔隙水 NH_4^+ 浓度,并降低孔隙水 DIC 和 NO_3^- 的浓度. 淹水增加降低 CO_2 和 CH_4 排放通量的温度敏感性. 根据研究结果,未来海平面上升 50 a 和 100 a 后,闽江河口淡水潮汐湿地的综合增温潜势将分别降低 28% 和 35%.

关键词:淹水增加;CO_2 排放通量;CH_4 排放通量;海平面上升;淡水潮汐湿地;闽江河口

中图分类号: X144 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)12-5493-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201905214

Effect of Increasing Tidewater Inundation on Porewater Geochemistries and CO_2 and CH_4 Effluxes in the Tidal Freshwater Marshes of the Minjiang River Estuary, Southeast China

LI Jing[1,2,3,4], HUANG Jia-fang[1,2,3,4], LUO Min[1,2,3,4*], LIU Yu-xiu[1,2,3,4], TAN Ji[1,3], ZHU Ai-ju[1,3], WANG Sheng-yu[3], TONG Chuan[1,2,3,4]

(1. Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2. School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 3. Key Laboratory for Humid Subtropical Eco-geographical Processes of the Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 4. Wetland Ecosystem Research Station of Minjiang Estuary, State Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350007, China)

Abstract: While the effect of increasing tidewater inundation caused by sea-level rise on carbon cycling had been well studied in saltmarshes, little is known about the effect of increasing tidewater inundation on CO_2 and CH_4 effluxes in the tidal freshwater marsh soils. Herein, the effects of tide inundation on porewater geochemistries (NH_4^+, NO_3^-, DOC, dissolved CH_4, and DIC) and CH_4 and CO_2 effluxes were examined in the soils of tidal freshwater marshes in the Minjiang River Estuary, East China Sea. By applying "mesocosm" and a simulated tide pool, the tide inundation height increased by 15 cm and 30 cm over the control (CK). The CO_2 effluxes decreased by 28.53% and 36.56%, and the dissolved CH_4 concentrations increased by 47.83% and 73.91%, in treatments (CK + 15 cm) and (CK + 30 cm), respectively. The CH_4 effluxes did not change significantly in the treatment (CK + 15 cm), but increased by 29.27% in treatment (CK + 30 cm). The increasing tidewater inundation had no significant impact on DOC concentrations, but increased NH_4^+ concentrations and decreased DIC and NO_3^- concentrations. Increasing tide inundation also reduced the temperature sensitivity of CH_4 and CO_2 effluxes. The study highlighted that the sea level rise-induced increase in tidewater inundation would decrease the annual global warming potential of tidal freshwater wetlands by 28% and 35% in the next 50 and 100 years, respectively.

Key words: increased inundation; CO_2 efflux; CH_4 efflux; sea-level rise; freshwater tidal wetlands; Minjiang River Estuary

政府间气候变化专门委员会(IPCC)第五次评估报告表明:目前全球海平面的上升速率为 1.7 ~ 3.1 mm·a^{-1},至 2100 年即使全球温室气体减排强度达到最大,海平面仍将上升 0.26 ~ 0.55 m[1,2].

收稿日期: 2019-05-28; **修订日期**: 2019-06-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(41601102,41877335);湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室开放基金项目(2017KFJJ02);中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室开放基金项目(2018KFJJ10);福建省科技厅重点项目(2019J02008)

作者简介: 李敬(1993 ~),男,硕士研究生,主要研究方向为湿地生态,E-mail: 919774695@qq.com

* 通信作者,E-mail: luomin@fzu.edu.cn

河口潮汐湿地位于海陆交界处,对海平面上升极为敏感. 一方面,河口潮汐湿地是全球重要的“蓝碳”碳汇,碳封存速率达到(281 ±24) g·(m^2·a)$^{-1}$[3]. 另一方面,河口潮汐湿地也向大气中排放大量的 CO_2 和 CH_4[4,5],是重要的天然温室气体排放源.

近年来,海平面上升引起河口沼泽湿地淹水高度和频率增加,导致河口沼泽湿地 CO_2 和 CH_4 排放通量的变化,受到学界的普遍关注[6~11]. Wang 等[12]在美国马萨诸塞州鲱鱼河口盐沼湿地的研究发现,水位升高 22 cm, CO_2 排放通量降低 13 μmol·(m^2·h)$^{-1}$. Chambers 等[13]在美国佛罗里达沿海河口红树林湿地的研究发现,当水位升高 5 ~ 13 cm, CO_2 排放通量降低 35% ~37%, CH_4 排放通量增加 41%. Van 等[14]在荷兰北部盐沼湿地研究发现,淹水增加对 CO_2 排放通量并没有显著影响. 以上针对盐沼或红树林湿地的研究发现,淹水增加促进土壤 CH_4 排放通量增加,降低或者并不显著改变 CO_2 排放通量. 但在盐沼或滨海红树林湿地,土壤盐度通常较高(盐度一般大于10‰),有机碳矿化的主要途径是硫酸盐还原(32% ~95%),产甲烷过程对有机碳矿化的贡献相对较少(<5%)[15,16]. 对于河口低盐湿地,尤其是盐度小于 5‰的河口淡水湿地,产甲烷过程对有机碳矿化贡献率较高(21% ~98%)[16]. 在此状况下,淹水增加对于土壤 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响程度和机制应与盐沼湿地和红树林湿地有所区别.

闽江河口是我国亚热带地区具代表性的开放式河口,闽江河口附近海平面将以 2.8 ~3.1 mm·a^{-1} 的速度继续上升,未来 50 a 和 100 a 时间,受海平面上升影响,闽江河口区上段、中段遍布的淡水潮汐沼泽湿地淹水高度与频率将大幅上升. 海平面上升幅度将达 15 cm 和 30 cm,淹水面积将增加 0.6 ~ 1.5 万 hm^2[17]. 淹水对闽江河口淡水潮汐湿地 CO_2 和 CH_4 排放通量变化的影响目前尚无定论. 过去的研究表明,闽江河口潮汐湿地土壤孔隙水主要地球化学指标与 CO_2 和 CH_4 的产生,以及 CH_4 的氧化联系紧密,并进而影响 CO_2 和 CH_4 排放通量. 胡敏杰等[18]在闽江河口鳝鱼滩湿地的研究发现, CO_2 和 CH_4 排放通量与孔隙水 DOC 和 NH_4^+ 为正相关关系. 任鹏[19]在闽江河口黄石淡水湿地的研究发现, CH_4 排放通量与孔隙水 NO_3^- 呈显著负相关,而与孔隙水 DOC 呈显著正相关. 因此,淹水增加也可通过调节土壤孔隙水组分的浓度,调节河口潮汐湿地 CO_2 和 CH_4 排放通量. 鉴于此,本文利用中型实验生态系(mesocosm)与模拟潮汐池装置,选取闽江河口塔礁洲淡水湿地土壤(盐度为 0.1‰ ±0.0 ‰)作为研究对象,分析淹水高度增加 15 cm 和 30 cm 对 CO_2 和 CH_4 排放通量和孔隙水地球化学特征的影响,以期明晰未来 50 ~ 100 a 海平面上升情况下闽江河口淡水潮汐湿地温室气体排放和碳损失的变化规律.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

闽江河口湿地地处中亚热带与南亚热带过渡区,属亚热带海洋性季风气候,年平均气温 19.7℃,年平均降水量为1 200 ~ 1 740 mm[20~21],内有大量河口潮汐沼泽湿地分布. 塔礁洲湿地(25°56′56″ ~ 25°57′36″ N,119°19′55″ ~ 119°22′45″ E)是闽江河口区上段的淡水潮汐沼泽湿地,位于闽侯县祥谦镇西北部,面积为 8.72 km^2,优势植被类型为短叶茳芏群落(*Cyperus malaccensis*). 潮汐类型为典型半日浅潮,每次涨潮平均淹水时间为 3.5 ~4.0 h,土壤为粉砂质壤土(黏粒为 9.85% ~ 12.02%,粉粒为 46.00% ~52.75%,砂粒为 36.36% ~42.87%),土壤有机碳含量均值为(19.7 ±0.7) g·kg^{-1}.

1.2 实验装置

模拟潮汐池系统参考 Hanson 等的设计[22],该系统由潮汐池、储水桶、水泵(进水与出水各 1 个用于模拟涨潮与落潮)和水位定时控制器等部分组成,分别通过 2 个水泵和进出水管连接储水桶和潮汐池,两个水泵各自连接独立的水位定时控制器,并与电源连接,用于模拟潮汐涨落. 中型生态系装置由内径 90 cm,高 100 cm 潮汐池和一个内径 100 cm,高 110 cm 的储水池以及配套的水位控制装置组成(图 1).

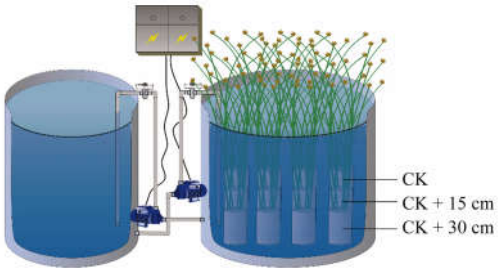

图 1 模拟潮汐池与中型生态系

Fig. 1 Illustration of stimulated tide pool and mesocosm

1.3 实验设计

本实验以中型生态系(mesocosm)和模拟潮汐池控制水位高度. 土壤采样点的野外原位最高潮水水位约为 50 cm. 根据我国东海闽江河口附近海平面上升速率(2.8 ~3.1 mm·a^{-1})[17],取平均上升速率 3.0 mm·a^{-1}计算,未来 50 a 和 100 a 闽江河口附近海平面平均最高潮水水位将分别上升 15 cm 和

30 cm. 据此,将对照(CK)(高柱中型实验生态系,最高 1 排)最高潮水水位设置为 50 cm;处理 1(CK +15 cm)(中柱中型实验生态系,中间 1 排)最高潮水水位设置为65 cm(潮水水位将分别上升 15 cm);处理 2(CK +30 cm)(低柱中型实验生态系,最低 1 排)最高潮水水位设置为80 cm. 土壤采样点的野外原位平均潮水水淹频率为20.8%. 本研究根据潮汐池的尺寸调整潮汐池水泵的流速,保证对照(CK)的潮水水淹频率达到20.8%. 在此前提下,处理1(CK +15 cm)和处理 2(CK + 30 cm)分别为 27.1% 和 33.3%. 潮汐池模拟闽江河口半日潮,每天 2 次涨潮,2 次落潮,利用定时器控制水泵开关. 每日00:00 打开进水水泵,02:00 打开出水水泵,04:00 关电,12:00 打开进水水泵,14:00打开出水水泵,16:00 关电,次日所有时间往后推迟 1 h,按此规律循环. 模拟潮水盐度为 0.1 ‰(塔礁洲原位盐度),所用海盐选自闽江河口附近海域的日晒海盐[中化盐业(福建)有限公司]配置而成,主成分为:Cl^-(50.4%)、Na^+(28.7%)、SO_4^{2-}(7.67%)、Mg^{2+}(4.21%)、Ca^{2+}(1.3%)和 K^+(1.10%).

2017 年 2 月上旬在福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室内布设上述中型生态系和模拟潮汐池. 2 月中旬采集闽江河口塔礁洲淡水湿地表层 0 ~ 50 cm 的原位土壤. 由于本实验的主要目的是研究不同淹水处理对河口淡水潮汐沼泽湿地孔隙水地球化学特征及 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响. 为了降低土壤异质性对实验结果的干扰,野外原位土壤均过 2 mm 筛,以剔除土壤中的根系枯落物和其他杂质,将土壤充分混匀装入 PVC 管制成的中型生态系中. 3 月初采集闽江河口区上段塔礁洲淡水潮汐湿地的短叶茳芏幼苗,幼苗高度(12 cm)大小保证一致,洗净幼苗根系的泥土并带回温室大棚内. 将短叶茳芏幼苗种植于内径 10 cm,高 30 cm 的 PVC 管中,底部用堵头密封. 每个 PVC 管中均匀种植 8 株短叶茳芏,使管内植株密度与塔礁洲野外短叶茳芏密度一致. 种植后将 PVC 管放置在潮汐池中(此时 3 种处理淹水高度一致),静置 2 周后稳定平衡. 此后,按图 1 所示的装置图设置不同淹水高度. 模拟实验为期 1 年(2017 年 4 月至 2018 年 3 月). 潮汐模拟装置每天用水位定时控制器模拟河口正规半日潮潮汐水淹状况(每天水淹 2 次). 潮汐池池水平均 3 d 更新一次,夏秋高温季节,为平衡蒸发损失,定期给潮汐池补充相应水量.

1.4　气体样品采集和测定

气体样品每月采集 1 次,CO_2 与 CH_4 排放通量采用静态暗箱-气相色谱法于采样当天上午水泵关点时进行,静态箱采用亚克力管制作,其规格与种植植物的 PVC 管一致,外径为 11 cm,高为 120 cm,在距其底端 40 cm 和 80 cm 处分别设置 1 个接有密封胶垫的金属采气嘴. 顶部设有带橡胶垫圈的通风盖. 采样时将静态箱与种植植物的 PVC 管接头连接并密封,盖上通风盖,罩上遮光布,并用 20 mL 接有三通阀的塑料注射器在 0、15、30 和 45 min 从两个采气嘴同时抽取气样, 并打入铝箔气袋(LB-301-0.05,大连德霖气体包装有限公司)中混匀并保存. 由于本实验中采用箱体较多,箱体较为细长,箱顶已安装温度计和便携式气象仪,安装风扇等气体混匀装置比较困难. 故本实验在距离采样箱底 1/3 与 2/3箱高处(即 40 cm 和 80 cm)各设置一个采气嘴,采样时同时从两个采气嘴插入一个带三通阀注射器,分别抽取 20 mL 气体打入同一个气袋(共计 40 mL)进行混匀. 为了测试本实验方法的精度,笔者将本实验方法与安装风扇混匀装置的方法进行了对比,结果表明两种方法无显著差异. 气体采样期间,通过固定外接的温度计同步测定静态箱的箱温(SIN-RC-4,杭州联测自动化技术有限公司)、采用便携式气象仪(Kestrel-3500,美国 Kestrel 公司)测定气温.

CO_2 和 CH_4 浓度通过气相色谱仪(GC-2010,日本岛津公司)测定,气相色谱仪的载气为 N_2,流速为 50 $mL\cdot min^{-1}$;燃气为氢气,其中,CH_4 流速为 20 $mL\cdot min^{-1}$;CO_2 流速为 47 $mL\cdot min^{-1}$, 助燃气为空气,流速均为 400 $mL\cdot min^{-1}$. 检测器为 FID(离子火焰化检测器),利用南京特种气体厂生产的 CO_2 和 CH_4 混合标准气体校正仪器,其中 CO_2 体积分数为 496.9×10^{-6}、955.4×10^{-6} 和 $3\,066.9\times10^{-6}$,CH_4 体积分数为 1.96×10^{-6}、8.25×10^{-6} 和 98.6×10^{-6}. CO_2 和 CH_4 排放通量计算见公式(1)[23]:

$$F = \frac{dc}{dt}\cdot\frac{H}{V}\cdot\left(\frac{273}{273+T}\right) \qquad (1)$$

式中, F 为 CH_4 或 CO_2 排放通量[CH_4: $\mu mol\cdot(m^2\cdot h)^{-1}$, CO_2: $mmol\cdot(m^2\cdot h)^{-1}$], V 为标准状态下的气体摩尔体积(22.4 $L\cdot mol^{-1}$), dc/dt 为静态箱内 CO_2 或 CH_4 浓度随时间变化率[CO_2: $\mu L\cdot(L\cdot h)^{-1}$; CH_4: $nL\cdot(L\cdot h)^{-1}$], T 为静态箱内温度(℃), H 为静态箱内气体部分高度(m),静态箱内 CO_2 或 CH_4 含量变化率由不同时间段采集的 4 个气体样品 CO_2 或 CH_4 含量与时间进行线性回归分析得到,测量的浓度数据只有当 $r^2>0.90$ 时才视为有效数据[24].

1.5 孔隙水主要地球化学指标的浓度值测定

将自制的孔隙水采集装置(专利编号:201621472027.1)插入土壤中固定. 该孔隙水采集装置能保证抽取孔隙水过程中,孔隙水中的组分不易被氧化. 待气体样品采集后,取下静态箱,并取出孔隙水采集装置. 用注射器将 10 mL 孔隙水打入预先抽真空的 20 mL 顶空瓶,添加 1 μL 饱和 HgCl 溶液保存,用于溶解性 CH_4 测定. 孔隙水 NH_4^+ 和 NO_3^- 测定样品使用 0.45 μm 微孔滤膜过滤保存,打入塑料样品瓶,并用浓盐酸调节至 pH < 2 保存待测;DOC 和 DIC 测定水样使用玻璃纤维滤膜过滤,装满棕色玻璃瓶,打入饱和 HgCl 溶液保存并用橡胶塞和铝盖密封保存. 孔隙水 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度通过流动注射分析仪(SKALAR San++,荷兰 SKALAR 公司)测定;孔隙水 DOC 和 DIC 通过总有机碳分析仪(TOC-VCPH,日本岛津公司)测定. 溶解性 CH_4 的测定将样品用回旋式振荡器在 200 $r \cdot min^{-1}$ 下振荡 30 min,将水中溶解的 CH_4 气体排出[25],静置 10 min 后用带鲁尔锁的 10 mL 注射器抽取气样并用气相色谱仪(GC-2010,日本岛津公司)进行测定分析. 溶解性 CH_4 浓度计算见公式(2)[25]:

$$c = \frac{c_h \cdot v_h}{22.4 \cdot v_p} \tag{2}$$

式中,c 为孔隙水中溶解性 CH_4 浓度($\mu mol \cdot L^{-1}$),c_h 为顶空瓶上部空间 CH_4 浓度($\mu L \cdot L^{-1}$),v_h 为顶空瓶上部空间体积(mL),v_p 为顶空瓶中水样的体积(mL),22.4 为气体摩尔体积($L \cdot mol^{-1}$),即在标准状况下(STP,0℃,101.33 kPa)1 mol 任何理想气体所占的体积都约为 22.4 L.

1.6 数理统计分析

通过双因素方差分析(Two-way ANOVA)检验不同淹水高度和季节处理对 CO_2 或 CH_4 排放通量的影响,数据先通过方差齐次性检验,组间有显著性差异的结果利用 Tukey 事后检验分析. CO_2 或 CH_4 排放通量和孔隙水主要地球化学参数间的相关关系利用 Pearson 相关系数(双尾)进行统计分析,回归分析利用非线性函数拟合. 所有数据的分析显著性水平为 $P = 0.05$. 图表及文字中的数据均以平均值(mean) ± 标准差(standard deviation)的形式表示. 以上数据的统计分析均在 SPSS 22.0 软件中进行.

2 结果与分析

孔隙水主要地球化学指标的浓度值(溶解性 CH_4、DIC、DOC、NO_3^- 和 NH_4^+)和 CO_2、CH_4 排放通量分别见图 2 和 3. 淹水高度和季节交互影响下温室气体排放通量值及主要地球化学指标参数的双因素方差分析结果见表 1. 双因素方差分析后,利用 Tukey 事后分析的 3 种淹水处理下温室气体排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值见表 2,四季温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值见表 3.

2.1 孔隙水主要地球化学指标浓度值

溶解性 CH_4 浓度在图 2(a)中从(0.01 ± 0.02) $\mu mol \cdot L^{-1}$ 变化至(2.76 ± 0.58) $\mu mol \cdot L^{-1}$. 淹水处理对溶解性 CH_4 浓度有显著影响($P < 0.05$,表 1). 相较于对照(CK),处理 1(CK + 15 cm)中溶解性 CH_4 变化不显著,但在处理 2(CK + 30 cm)中溶解性 CH_4 浓度显著提高(表 2). 季节变化对溶解性 CH_4 浓度也有显著影响($P < 0.05$,表 1),总体表现为夏季[(0.45 ± 0.84) $\mu mol \cdot L^{-1}$] > 秋季[(0.36 ± 0.52) $\mu mol \cdot L^{-1}$] > 冬季[(0.08 ± 0.10) $\mu mol \cdot L^{-1}$] > 春季[(0.06 ± 0.10) $\mu mol \cdot L^{-1}$](表 3). 淹水高度和季节交互作用对溶解性 CH_4 浓度有显著影响($P < 0.05$,表 1). 处理 1(CK + 15 cm)和处理 2(CK + 30 cm)中溶解性 CH_4 浓度从春季到夏末呈递增趋势,随后逐步降低,在冬季降至最低值,但对照(CK)中溶解性 CH_4 浓度并无明显的季节变化[图 2(a)].

DIC 浓度在图 2(b)中从(0.05 ± 0.04) $mmol \cdot L^{-1}$ 变化至(7.00 ± 2.92) $mmol \cdot L^{-1}$. 淹水高度增加后,DIC 浓度显著降低($P < 0.05$,表 2),其中,对照(CK)的 DIC 浓度[(2.21 ± 2.65) $mmol \cdot L^{-1}$]高于处理 1(CK + 15 cm)[(1.50 ± 1.77) $mmol \cdot L^{-1}$]和处理 2(CK + 30 cm)[(1.77 ± 1.81) $mmol \cdot L^{-1}$]. 季节变化对 DIC 浓度有显著影响($P < 0.001$,表 1),其中,DIC 浓度在春季(4 月)出现峰值,从春季到夏季呈递减趋势,6 月和 7 月达到最低,随后在 10 月又逐渐回升[图 2(b)].

DOC 浓度在图 2(c)中从(0.79 ± 0.15) $mmol \cdot L^{-1}$ 变化至(13.26 ± 0.80) $mmol \cdot L^{-1}$. 季节变化对 DOC 浓度有显著影响($P < 0.001$,表 1),孔隙水 DOC 浓度从 4 月起逐渐上升,至 7、8 月达到峰值后,9 月开始逐月降低,冬季出现最低值[(1.37 ± 0.71) $mmol \cdot L^{-1}$],见图 2(c)和表 3.

孔隙水 NO_3^- 浓度在图 2(d)从(0.71 ± 3.27) $\mu mol \cdot L^{-1}$ 变化至(83.57 ± 8.57) $\mu mol \cdot L^{-1}$. 淹水处理对孔隙水 NO_3^- 浓度有显著影响($P < 0.001$,表 1),淹水增加显著降低了孔隙水 NO_3^- 浓度. 其中,对照(CK)[(51.79 ± 22.79) $\mu mol \cdot L^{-1}$] > 处理 1(CK + 15 cm)[(35.91 ± 23.24) $\mu mol \cdot L^{-1}$] > 处理 2(CK + 30 cm)[(10.65 ± 12.74) $\mu mol \cdot L^{-1}$](表 2).

季节变化对 NO_3^- 浓度无显著影响（$P > 0.05$，表 1）.

孔隙水 NH_4^+ 浓度在图 2（e）变化范围为（5.71 ± 9.90）～（125.71 ± 4.46）μmol·L^{-1}. 淹水高度对孔隙水 NH_4^+ 浓度有显著影响（$P < 0.001$，表 1），但与孔隙水 NO_3^- 相反，淹水高度增加显著增加了孔隙水 NH_4^+ 浓度，其中，处理 2（CK + 30 cm）[（65.06 ± 30.89）μmol·L^{-1}] 显著高于对照（CK）[（47.44 ± 32.72）μmol·L^{-1}] 和处理 1（CK + 15 cm）[（34.43 ± 35.75）μmol·L^{-1}]（表 2）. 季节变化对孔隙水 NH_4^+ 浓度有显著影响（$P < 0.001$，表 1），夏季[（70.07 ± 38.97）μmol·L^{-1}] 显著高于春季[（42.72 ± 37.44）μmol·L^{-1}]、秋季[（39.45 ± 20.76）μmol·L^{-1}] 和冬季[（30.47 ± 18.95）μmol·L^{-1}]（表 3）.

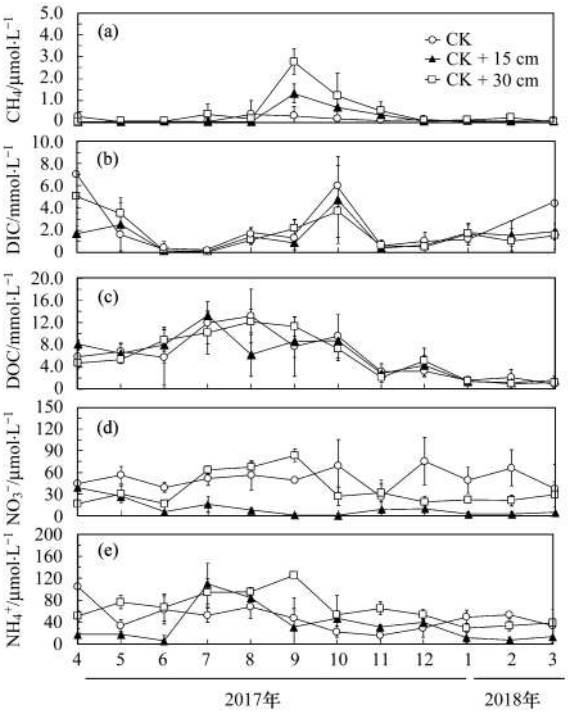

图 2　闽江河口淡水潮汐湿地各淹水处理下孔隙水主要地球化学指标的浓度时间动态变化

Fig. 2　Temporary dynamics of porewater geochemistries of tidal freshwater wetlands of the Minjiang River Estuary under three inundation treatments

2.2　CO_2 和 CH_4 排放通量及其综合增温潜势

CO_2 排放通量在图 3（a）中从（12.03 ± 6.13）mmol·（m^2·h）$^{-1}$ 变化至（64.29 ± 19.30）mmol·（m^2·h）$^{-1}$. 双因素方差分析结果表明，淹水高度和季节变化对 CO_2 排放通量均有显著影响（$P < 0.05$，表 1），淹水高度增加显著降低 CO_2 排放通量，其中，对照（CK）[（36.52 ± 3.18）mmol·（m^2·h）$^{-1}$] 显著高于处理 1（CK + 15 cm）[（26.10 ± 2.27）mmol·（m^2·h）$^{-1}$] 和处理 2（CK + 30 cm）[（23.17 ± 1.52）mmol·（m^2·h）$^{-1}$]（表 2）. 季节变化中，3 种处理下 CO_2 排放通量在一年中总体呈从春季到夏季递增的趋势，在 7 月或 8 月达到峰值，随后逐月递减[图 3（a）]，即夏季[（40.14 ± 2.66）mmol·（m^2·h）$^{-1}$] > 春季[（27.82 ± 2.73）mmol·（m^2·h）$^{-1}$] > 秋季[（21.35 ± 1.83）mmol·（m^2·h）$^{-1}$] > 冬季[（17.53 ± 1.56）mmol·（m^2·h）$^{-1}$].

CH_4 排放通量在图 3（b）中从（1.24 ± 0.43）μmol·（m^2·h）$^{-1}$ 变化至（673.34 ± 192.83）μmol·（m^2·h）$^{-1}$. 3 种处理全年 CH_4 排放通量呈单峰型曲线，从春季到夏季逐月递增，9 月达到峰值，随后逐月递减，在冬季达到最低[图 3（b）]. 季节变化对 CH_4 排放通量具有显著影响（$P < 0.05$，表 1），夏季[（168.67 ± 29.91）μmol·（m^2·h）$^{-1}$] 和秋季[（110.85 ± 22.21）μmol·（m^2·h）$^{-1}$] 显著高于春季[（20.6 ± 5.41）μmol·（m^2·h）$^{-1}$] 和冬季[（1.48 ± 0.30）μmol·（m^2·h）$^{-1}$]. 淹水高度对 CH_4 排放通量具有显著影响（$P < 0.05$，表 2），处理 2（CK + 30 cm）显著高于处理 1（CK + 15 cm）和对照（CK）.

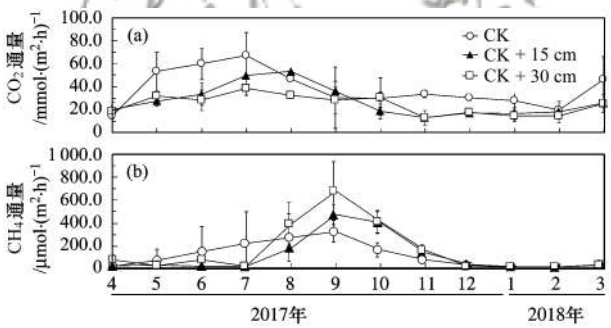

图 3　闽江河口淡水潮汐湿地各淹水高度和季节 CO_2 和 CH_4 排放通量时间动态变化

Fig. 3　Temporary dynamics of CO_2 and CH_4 effluxes of tidal freshwater wetlands of the Minjiang River Estuary under three inundation treatments

2.3　3 种淹水处理下温室气体排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值之间关系

3 种淹水处理下温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标之间的相关性分析结果如表 4 所示. CO_2 和 CH_4 排放通量均与孔隙水 DOC 浓度呈中度正相关关系. CO_2 排放通量与 NO_3^- 浓度呈弱正相关关系. CH_4 排放通量与溶解性 CH_4 浓度呈强正相关关系，与孔隙水 NH_4^+ 浓度呈中度正相关关系.

在各淹水处理下，土温与 CO_2 和 CH_4 排放通量均呈现以 e 为底的指数函数回归关系. 对照（CK）的 CO_2 和 CH_4 排放通量随着土温变化的幅度最大，而随着淹水高度的增加，CO_2 和 CH_4 排放通量随着土温变化的幅度变小，说明淹水增加显著降低 CO_2 和 CH_4 排放通量温度敏感性（图 4）.

表 1 淹水高度和季节交互影响下温室气体排放通量值及孔隙水主要地球化学指标参数的双因素方差分析[1)]

Table 1 Effect of tidal inundation and seasonality on greenhouse gas effluxes and porewater geochemistries under three inundation treatments based on two-way ANOVA analysis

项目	淹水高度		季节		淹水高度×季节	
	F	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*
CO_2 排放通量/mmol·(m^2·h)$^{-1}$	**7.370**	**0.001**	**11.963**	**<0.001**	0.611	0.721
CH_4 排放通量/μmol·(m^2·h)$^{-1}$	**0.454**	**0.046**	**10.364**	**<0.001**	0.356	0.565
DIC/mmol·L^{-1}	**0.678**	**0.038**	**5.456**	**<0.001**	0.907	0.493
溶解性 CH_4/μmol·L^{-1}	**2.345**	**0.048**	**3.5433**	**0.014**	**2.304**	**0.026**
DOC/mmol·L^{-1}	0.038	0.963	**32.355**	**<0.001**	0.495	0.811
孔隙水 NH_4^+/μmol·L^{-1}	**12.576**	**<0.001**	**10.946**	**<0.001**	**3.158**	**0.007**
孔隙水 NO_3^-/μmol·L^{-1}	**44.855**	**<0.001**	1.935	0.129	**5.218**	**<0.001**

1)黑体字代表通量值和孔隙水主要地球化学指标的浓度值具有显著性

表 2 闽江河口淡水潮汐湿地 3 种淹水处理下温室气体排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值[1)]

Table 2 Greenhouse gas effluxes and porewater geochemistries under three inundation treatments in freshwater tidal wetlands of the Minjiang River Estuary, Southeast China

项目	对照(CK)	处理 1(CK+15 cm)	处理 2(CK+30 cm)
CO_2 排放通量/mmol·(m^2·h)$^{-1}$	36.52±3.18^a	26.10±2.27^b	23.17±1.52^b
CH_4 排放通量/μmol·(m^2·h)$^{-1}$	78.51±18.77^b	78.46±19.95^b	111.00±28.58^a
DIC/mmol·L^{-1}	2.21±2.65^a	1.50±1.77^b	1.77±1.81^b
溶解性 CH_4/μmol·L^{-1}	0.12±0.23^b	0.23±0.43^b	0.46±0.84^a
DOC/mmol·L^{-1}	5.89±4.69^a	5.81±3.99^a	5.81±4.20^a
孔隙水 NO_3^-/μmol·L^{-1}	51.79±22.79^a	35.91±23.24^b	10.65±12.74^c
孔隙水 NH_4^+/μmol·L^{-1}	47.44±32.72^b	34.43±35.75^b	65.06±30.89^a

1)表中数据为经过双因素方差分析后(表 2),利用 Tukey 事后分析闽江河口淡水潮汐湿地 3 种淹水处理下温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标;不同小写字母表示不同淹水处理具有显著性差异($P<0.05$)

表 3 闽江河口淡水潮汐湿地 3 种淹水处理下四季温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值[1)]

Table 3 Seasonal greenhouse gas effluxes and porewater geochemistries under three inundation treatments in freshwater tidal wetlands of the Minjiang River Estuary, Southeast China

项目	春	夏	秋	冬
CO_2 排放通量/mmol·(m^2·h)$^{-1}$	27.82±2.73^{ab}	40.14±2.66^a	21.35±1.83^{ab}	17.53±1.56^c
CH_4 排放通量/μmol·(m^2·h)$^{-1}$	20.6±5.41^b	168.67±29.91^a	110.85±22.21^a	1.48±0.30^c
DIC/mmol·L^{-1}	3.25±2.62^a	0.81±0.89^b	2.04±2.51^{ab}	1.39±0.83^b
溶解性 CH_4/μmol·L^{-1}	0.06±0.10^b	0.45±0.84^a	0.36±0.52^a	0.08±0.10^b
DOC/mmol·L^{-1}	4.46±2.70^b	9.69±3.90^a	5.06±3.10^b	1.37±0.71^c
孔隙水 NO_3^-/μmol·L^{-1}	31.75±18.80^a	38.33±27.91^a	30.02±30.05^a	27.42±26.50^a
孔隙水 NH_4^+/μmol·L^{-1}	42.72±37.44^b	70.07±38.97^a	39.45±20.76^b	30.47±18.95^b

1)表中的所有数据为经过双因素方差分析后(表 2),利用 Tukey 事后分析闽江河口淡水潮汐湿地四季温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标;不同小写字母表示不同季节具有显著性差异($P<0.05$)

表 4 3 种淹水处理下温室气体的排放通量和孔隙水主要地球化学指标的浓度值之间的关系[1)]

Table 4 Relationship between greenhouse gas effluxes and porewater geochemistries of under three inundation treatments in freshwater tidal wetlands of the Minjiang River Estuary, Southeast China

项目	DIC	溶解性 CH_4	DOC	NO_3^-	NH_4^+
CO_2 排放通量	−0.216	−0.008	0.428**	0.272**	0.159
CH_4 排放通量	0.113	0.682**	0.427**	0.007	0.436**

1)**和*分别表示在 0.01 和 0.05 水平上显著相关

3 讨论

3.1 淹水增加对河口淡水潮汐湿地孔隙水主要地球化学指标和 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响

本研究结果表明,闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水主要地球化学指标对淹水高度增加极为敏感(图 2). 孔隙水 DIC 和 CH_4 的浓度与土壤有机碳矿化速率联系紧密[26]. 与前人的研究结果一致,在本研究中,当淹水增加后,淡水潮汐湿地 DIC 浓度与对照相比呈现降低趋势,下降幅度为 19.6% ~

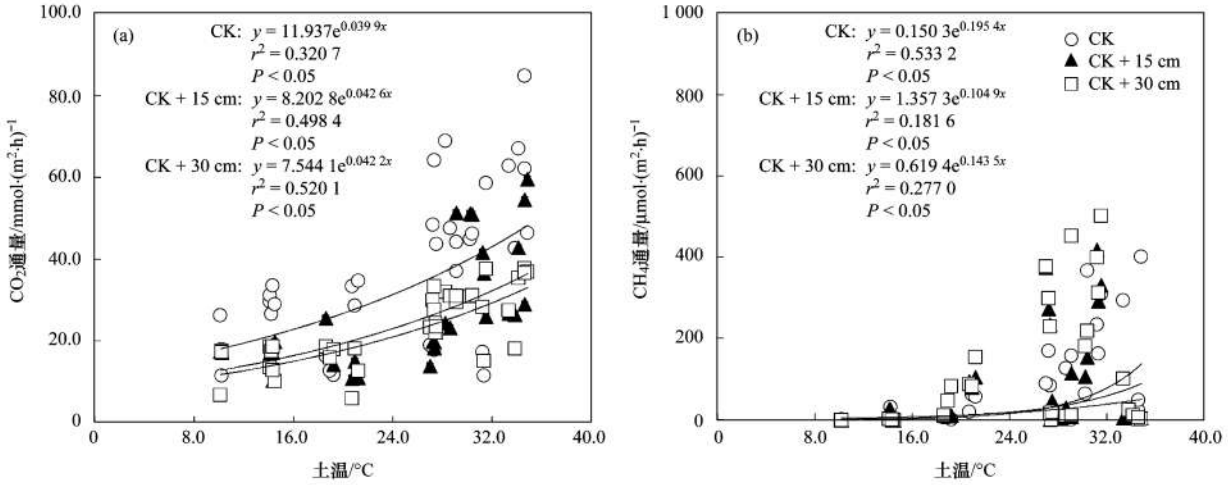

图 4　闽江河口淡水潮汐湿地 CH_4 和 CO_2 排放通量与土温的回归分析

Fig. 4　Relationship between CH_4/CO_2 effluxes and soil temperature in tidal freshwater wetlands of the Minjiang River Estuary, Southeast China

31.8%. 淹水增加后,土壤氧化还原电位降低[27],抑制土壤的有机碳有氧矿化,从而减少有机碳矿化总速率. 因此, DIC 的浓度也随之减少,这可能是处理1(CK+15 cm)和处理2(CK+30 cm)DIC 浓度相较于对照(CK)下降的主要原因. 另一方面,淹水增加虽然抑制土壤有机碳有氧矿化,但却促进沉积物厌氧矿化速率. 因此,处理2(CK+30 cm)DIC 浓度虽然显著低于对照(CK),但却略高于处理1(CK+15 cm). 淹水增加后,孔隙水 CH_4 浓度显著增加(表2). 这是由于淹水造成的厌氧环境可以极大程度增加湿地土壤中产甲烷菌(*mcrA*)的数量[28],促进土壤中的产甲烷反应,增加孔隙水 CH_4 的浓度.

淹水对 DOC 浓度的影响较为复杂. Chambers 等[13]在美国佛罗里达州大沼泽研究发现,当淹水增加8 cm 时,DOC 浓度增加4.3 $mg \cdot L^{-1}$. Wang 等[12]在美国马萨诸塞州鲱鱼河口盐沼湿地研究却发现淹水增加 14 cm,DOC 浓度降低 5.7 $mg \cdot L^{-1}$. 本研究中,淹水增加对淡水潮汐湿地 DOC 的浓度没有显著的影响(表2). 土壤中的 DOC 浓度取决于 DOC 输入和输出的平衡. 淹水增加一方面抑制河口沼泽植物根系分泌有机碳,从而降低 DOC 浓度[29],另一方面,淹水增加可促进土壤有机质的淋溶和水解等过程从而促使 DOC 的浓度增加. 此外,DOC 还可以作为土壤有机碳矿化的底物,为土壤中的产甲烷菌和其他厌氧微生物(如铁异化还原菌、硝酸盐异化还原菌等)提供生长代谢所需的能量[30]. 在本研究中,CO_2 和 CH_4 排放通量均与 DOC 浓度具有显著的相关关系(表4),说明 DOC 是土壤有机碳矿化和甲烷产生的重要底物.

孔隙水 NO_3^- 和 NH_4^+ 的浓度受到河口潮汐湿地碳、氮矿化的共同影响[31]. 在本研究中,随着淹水深度的增加,孔隙水 NO_3^- 浓度逐渐降低(表2). NO_3^- 是河口潮汐湿地土壤中重要的终端电子受体之一[32],CO_2 排放通量与孔隙水 NO_3^- 浓度呈正相关关系(表4),说明在闽江河口潮汐沼泽湿地土壤中硝酸盐异化还原对有机碳矿化具有重要的贡献. 同时,硝酸盐异化还原也将促进孔隙水中 NH_4^+ 富集[33]. 本研究中孔隙水 NH_4^+ 和 CH_4 排放通量呈正相关关系(表4). 这可能是由于淹水增加使得河口淡水沼泽湿地土壤中孔隙水 NH_4^+ 富集,从而提高沼泽植物的初级生产力,进而促进根系有机质分泌,激活土壤中产甲烷微生物的活性[34]. 此外,也有研究认为孔隙水 NH_4^+ 的浓度增加是因为淹水增加到一定程度后,静水压力促进了土壤总 NH_4^+ 解吸[35]. 这也能解释为什么淹水增加 15 cm 后,孔隙水 NH_4^+ 的浓度变化不显著,而增加 30 cm 后,孔隙水 NH_4^+ 的浓度显著增加(表2).

多数针对盐沼湿地的研究认为,淹水增加造成的厌氧环境会限制氧气的可利用性和根及土壤微生物的生物活动[12,36,37],从而降低土壤呼吸,因此导致湿地 CO_2 排放通量降低[36~40]. 刘凯等[36]对辽河口芦苇盐沼湿地研究发现,淹水增加 34 cm 后,CO_2 排放通量下降 65%. Kathilankal 等[41]在美国弗吉尼亚州盐沼湿地研究发现,淹水增加 25 cm,CO_2 的排放通量降低 46%. 与上述盐沼湿地的研究相比较,在本研究中淹水增加 15 cm 和 30 cm 后,CO_2 的排放通量分别下降 28.53% 和 36.56%. 该结果表明,在淡水潮汐湿地中,淹水增加和 CO_2 的排放通量并非线性关系,在淹水增加的最初时刻,CO_2 的排放通量下降显著.

与 CO_2 排放通量对淹水增加的响应情况相反,普遍研究认为淹水高度与频率的增加能够有效降低

湿地土壤氧化还原电位,从而促进湿地土壤甲烷产生,提高湿地甲烷排放通量. 美国佛罗里达州红树林泥炭湿地研究发现模拟水位增加 8 cm,CH_4 排放通量升高了 40.74%[42]. Ding 等[43]对半咸水互花米草的中型生态系实验发现,持续水淹高度增加 15 cm,CH_4 排放通量比对照显著提高了 37%. 在本研究中,当淹水相对对照(CK)增加 15 cm 时,CH_4 排放通量并没有显著变化,但是淹水增加 30 cm 时,CH_4 的排放通量显著增加 29.27%. 与本研究结果类似,杭州湾芦苇淡水潮汐湿地的研究发现[44]秋季时水位上升 10 cm 与 20 cm 后,CH_4 排放通量变化不显著,而当水位上升到 40 cm 时,CH_4 排放通量显著提高. 以上结果说明在淹水增加的最初状态,对 CH_4 排放通量的影响有限.

为了更有效地判断,淹水增加对河口淡水潮汐湿地总体温室气体排放的影响,本研究计算了 3 组处理下,含碳温室气体的综合增温潜势(表 5). 随着水位上升 15 cm 和 30 cm,综合增温潜势相较于对照(CK)显著下降. 淹水水位增加 15 cm,即未来海平面持续上升 50 a 后,含碳温室气体综合增温潜势下降幅度较大,将相较于对照下降 28%;淹水水位增加 30 cm,即海平面持续上升 100 a 后,增温潜势仅仅持续下降 7%. 3 种处理中,综合增温潜势均以 CO_2 的贡献(95% ~98%)为主,当淹水水位增加,CH_4 的贡献率由原来的 <3% 增至 5%(表 5). 该计算结果表明,未来海平面上升虽会增加 CH_4 的排放通量,但同时也会降低 CO_2 排放通量,使得总体的含碳温室气体的综合增温潜势下降. 在本研究中,对照(CK)的 GWP(CH_4)计算结果为 3.08 $Mg\cdot(hm^2\cdot a)^{-1}$,要高于过去闽江河口淡水沼泽湿地野外原位实测的 GWP(CH_4)[45]. 分析其原因,可能是由于在河口潮汐湿地原位土壤,受"潮泵"作用和底栖动物的"扰动"作用影响深远,深层土壤中产生的 CH_4 也可被氧化. 但在本实验中,为了降低平行处理之间的土壤的异质性,采集原位土壤后,将所有土壤过筛和混匀,土壤结构发生明显改变. 均质的土壤增加土壤致密性,减少土壤 CH_4 被氧化的潜势,从而增加土壤的 GWP(CH_4).

表 5 3 种淹水处理下含碳温室气体的综合增温潜势(100 a 尺度)1)

Table 5 Annual estimates of global warming potential (GWP) of carbonaceous greenhouse gases over a 100-year timescale under three inundation treatments

处理	综合增温潜势(以 CO_2-e 计)/$Mg\cdot(hm^2\cdot a)^{-1}$		
	GWP(CO_2) = 1	GWP(CH_4) = 28	$\sum$GWP
CK	140.76 ± 12.24 (97.86)	3.08 ± 0.74 (2.14)	143.84 ± 12.43
CK + 15 cm	100.59 ± 8.76 (97.03)	3.07 ± 0.78 (2.97)	103.67 ± 8.89
CK + 30 cm	89.31 ± 5.87 (95.35)	4.36 ± 1.12 (4.65)	93.66 ± 6.27

1) CO_2 和 CH_4 的增温潜势参考文献[2];括号中的数字代表 CO_2 或 CH_4 对综合增温潜势的贡献率,%

3.2 季节变化对河口淡水潮汐湿地碳损失的影响

相对于淹水增加,季节变化对闽江河口淡水潮汐湿地 CO_2 和 CH_4 排放通量及孔隙水主要地球化学指标的浓度值的影响更为显著(表 1),温度是影响 CO_2 和 CH_4 排放通量变化的重要因子[46]. 本研究中 CO_2 和 CH_4 排放通量的具有明显的季节变化,峰值均出现在夏季,最低值均出现在冬季(图 3). 孔隙水 CH_4、DOC 和 NH_4^+ 浓度的最高值也出现在夏季(表 3). 这可能是由于:①夏季较高的植物生产力是提高 DOC 浓度的重要因素,冬季沼泽植物根际分泌物减少,DOC 浓度降低[47,48];② 夏季温度高,有利于湿地土壤中有机质的水解和矿化分解,使孔隙水 DOC 和 NH_4^+ 达到峰值;③ 夏季温度升高,使得产甲烷菌的活性增强,底物的可获得性也较强,进而促进了产甲烷菌的活性,并使得溶解性 CH_4 增加[47]. 与以上 3 种孔隙水浓度不同,DIC 浓度却在夏季达到最低值. 在美国阿拉巴马州莫比尔河口淡水潮汐湿地,也有类似的报道,孔隙水 DIC 浓度最低值出现在夏季[49,50]. Wilson 等[8]认为温度可通过调节 CO_2 在孔隙水中的溶解度来影响 DIC 分布. 水温越高,孔隙水中 CO_2 溶解度降低,CO_2 向大气扩散,使 DIC 浓度降低.

关于淹水增加对 CO_2 和 CH_4 排放通量温度敏感性的影响研究,在其他河口沼泽湿地研究中也有报道. Krauss 等[51]在美国路易斯安纳州拉斐特市沼泽湿地的中型生态系实验研究发现,土壤处于淹水状态时,CO_2 和 CH_4 排放通量温度敏感性低于土壤处于非淹水状态. Inglett 等[52]在美国佛罗里达州亚热带淡水湿地的研究发现,随着淹水水位上升,土壤温度变幅减少. 淹水增加减少土壤的暴露时间,稳定的温度和厌氧环境减弱微生物的响应强度,使产甲烷菌的活性变化不大,进而使得 CO_2 和 CH_4 排放通量的变化幅度减少. 在本研究中,处理 1(CK + 15 cm)和处理 2(CK + 30 cm)和对照(CK)相比,CO_2 和 CH_4 排放通量的温度敏感性显著降低(图 4),该结果说明,在未来海平面上升情景下,由于淹水增加将降低 CO_2 和

CH_4 排放通量的季节波动变化.

4 结论

(1)在未来海平面上升情景下,淹水增加显著降低河口淡水潮汐湿地 CO_2 排放通量,但提高 CH_4 排放通量,总体含碳温室气体的综合增温潜势降低,这种降低趋势在淹水增加的最初阶段尤为明显.

(2)淹水增加显著提高孔隙水 NH_4^+ 和 CH_4 的浓度,降低了 DIC 的浓度,对孔隙水 DOC 浓度影响不显著,海平面上升引起的淹水增加将显著改变河口淡水潮汐沼泽湿地孔隙水主要地球化学指标值.

(3)河口淡水潮汐湿地 CO_2 和 CH_4 排放通量及孔隙水 CH_4、DIC、DOC 和 NH_4^+ 浓度季节变化特征明显,季节变化对 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响要高于淹水处理. 淹水处理会减低 CO_2 和 CH_4 排放通量对温度的敏感性,使得未来海平面上升后,CO_2 和 CH_4 排放通量的季节波动变化降低.

参考文献:

[1] Hinkel J, Jaeger C, Nicholls R J, *et al*. Sea-level rise scenarios and coastal risk management[J]. Nature Climate Change, 2015, **5**(3): 188-190.

[2] IPCC. Climate Change 2013: The physical science basis, contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2013. 3-127.

[3] Mcleod E, Chmura G L, Bouillon S, *et al*. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, **9**(10): 552-560.

[4] Lund M, Lafleur P M, Roulet N T, *et al*. Variability in exchange of CO_2 across 12 northern peatland and tundra sites[J]. Global Change Biology, 2010, **16**(9): 2436-2488.

[5] Livesley S J, Andrusiak S M. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2012, **97**: 19-27.

[6] Gong J N, Kellomäki S, Wang K Y, *et al*. Modeling CO_2 and CH_4 flux changes in pristine peatlands of Finland under changing climate conditions[J]. Ecological Modelling, 2013, **263**: 64-80.

[7] Yamochi S, Tanaka T, Otani Y, *et al*. Effects of light, temperature and ground water level on the CO_2 flux of the sediment in the high water temperature seasons at the artificial north salt marsh of Osaka Nanko bird sanctuary, Japan[J]. Ecological Engineering, 2017, **98**: 330-338.

[8] Wilson D, Farrell C A, Muller C, *et al*. Rewetted industrial cutaway peatlands in western Ireland: A prime location for climate change mitigation[J]. Mires and Peat, 2013, **11**(1): 1-22.

[9] Jammet M, Dengel S, Kettner E, *et al*. Year-round CH_4 and CO_2 flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic[J]. Biogeosciences, 2017, **14**(22): 5189-5216.

[10] 王德宣, 宋长春, 王毅勇, 等. 若尔盖高原沼泽湿地与草地二氧化碳通量的比较[J]. 应用生态学报, 2008, **19**(2): 285-289.
Wang D X, Song C C, Wang Y Y, *et al*. CO_2 fluxes in mire and grassland on Ruoergai plateau[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, **19**(2): 285-289.

[11] 谭立山, 杨平, 何露露, 等. 闽江口短叶茳芏+芦苇沼泽湿地大、小潮日土壤间隙水溶解性 CH_4 与 CO_2 浓度日动态[J]. 环境科学, 2017, **38**(1): 52-59.
Tan L S, Yang P, He L L, *et al*. Diurnal variations of concentration of porewater dissolved CH_4 and CO_2 in a brackish marsh dominated by *Cyperus malaccensis* and *Phragmites australis* during neap and spring tidal days in the Minjiang river estuary[J]. Environmental Science, 2017, **38**(1): 52-59.

[12] Wang F M, Kroeger K D, Gonneea M E, *et al*. Water salinity and inundation control soil carbon decomposition during salt marsh restoration: An incubation experiment[J]. Ecology and Evolution, 2019, **9**(4): 1911-1921.

[13] Chambers L G, Davis S E, Troxler T, *et al*. Biogeochemical effects of simulated sea level rise on carbon loss in an Everglades mangrove peat soil[J]. Hydrobiologia, 2014, **726**(1): 195-211.

[14] Van Huissteden J, Van den Bos R, Marticorena A L. Modelling the effect of water-table management on CO_2 and CH_4 fluxes from peat soils[J]. Netherlands Journal of Geosciences, 2006, **85**(1): 3-18.

[15] Kostka J E, Roychoudhury A, Van Cappellen P. Rates and controls of anaerobic microbial respiration across spatial and temporal gradients in saltmarsh sediments[J]. Biogeochemistry, 2002, **60**(1): 49-76.

[16] Neubauer S C, Givler K, Valentine S K, *et al*. Seasonal patterns and plant-mediated controls of subsurface wetland biogeochemistry[J]. Ecology, 2005, **86**(12): 3334-3344.

[17] Sun Z G, Sun W G, Tong C, *et al*. China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement[J]. Environment International, 2015, **79**: 25-41.

[18] 胡敏杰, 任鹏, 黄佳芳, 等. 外源氮、硫添加对闽江河口湿地 CH_4 和 CO_2 排放的短期影响[J]. 环境科学, 2016, **37**(9): 3606-3615.
Hu M J, Ren P, Huang J F, *et al*. Short-term effects of nitrogen and sulfate addition on CH_4 and CO_2 emissions in the tidal marsh of Minjiang River Estuary[J]. Environmental Science, 2016, **37**(9): 3606-3615.

[19] 任鹏. 原位模拟盐水入侵和 Fe^{3+} 增加对闽江河口潮汐淡水湿地 CH_4 和 CO_2 排放的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2017. 1-79.
Ren P. Effects of simulated saltwater intrusion and Fe^{3+} increase on CH_4 and CO_2 emissions from tidal freshwater wetland in the Minjing River Estuary[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2017. 1-79.

[20] 仝川, 姚顺, 王维奇, 等. 中国东南沿海短叶茳芏潮汐沼泽湿地甲烷动态[J]. 中国科学: 地球科学, 2012, **42**(5): 723-735.
Tong C, Yao S, Wang W Q, *et al*. Methane dynamics in a *Cyperus malaccensis* tidal marsh in Southeast China[J]. Scientia Sinica Terrae, 2012, **42**(5): 723-735.

[21] Luo M, Zhu W F, Huang J F, *et al*. Anaerobic organic carbon mineralization in tidal wetlands along a low-level salinity gradient of a subtropical estuary: Rates, pathways, and controls[J]. Geoderma, 2018, **337**: 1245-1257.

[22] Hanson P J, Riggs J S, Nettles W R, *et al*. Attaining whole-ecosystem warming using air and deep-soil heating methods with an elevated CO_2 atmosphere[J]. Biogeosciences, 2017, **14**(4): 861-883.

[23] 王德宣, 丁维新, 王毅勇. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地 CH_4 排放差异的主要环境影响因素[J]. 湿地科学, 2003, **1**(1): 63-67.
Wang D X, Ding W X, Wang Y Y. Influence of major environmental factors on difference of methane emission from zoige plateau and sanjiang plain wetlands[J]. Wetland Science, 2003, **1**(1): 63-67.

[24] Hirota M, Tang Y H, Hu Q W, *et al*. Methane emissions from different vegetation zones in a Qinghai-Tibetan Plateau wetland [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, **36**(5): 737-748.

[25] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H, *et al*. Key factors affecting spatial variation of methane emissions from freshwater Marshes [J]. Chemosphere, 2003, **51**(3): 167-173.

[26] Wright A L, Reddy K R. Phosphorus loading effects on extracellular enzyme activity in everglades wetland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2001, **65**(2): 588-595.

[27] Zhu S Y, Liang S J, Tong Y C, *et al*. Photocatalytic reduction of CO_2 with H_2O to CH_4 on Cu(I) supported TiO_2 nanosheets with defective {001} facets [J]. Physical Chemistry Chemical Physics, 2015, **17**(15): 9761-9770.

[28] Wang C, Lai D Y F, Sardans J, *et al*. Factors related with CH_4 and N_2O emissions from a paddy field: clues for management implications[J]. PLoS One, 2017, **12**(1): e0169254.

[29] Woodward K B, Fellows C S, Mitrovic S M, *et al*. Patterns and bioavailability of soil nutrients and carbon across a gradient of inundation frequencies in a lowland river channel, Murray-Darling Basin, Australia [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, **205**: 1-8.

[30] Kara E E, Ozdilek H G. The effect of nitrogenous fertilizers on methane oxidation in soil[J]. Ekoloji, 2010, **19**(74): 1-9.

[31] Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T, *et al*. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review [J]. Aquatic Botany, 2008, **89**(2): 201-219.

[32] Wang S Y, Wang W D, Liu L, *et al*. Microbial nitrogen cycle hotspots in the plant-bed/ditch system of a constructed wetland with N_2O mitigation[J]. Environmental Science & Technology, 2018, **52**(11): 6226-6236.

[33] Ardón N M, Morse J L, Colman B P, *et al*. Drought-induced saltwater incursion leads to increased wetland nitrogen export[J]. Global Change Biology, 2013, **19**(10): 2976-2985.

[34] Leopold A, Marchand C, Deborde J, *et al*. Water biogeochemistry of a mangrove-dominated estuary under a Semi-arid climate (New Caledonia)[J]. Estuaries and Coasts, 2017, **40**(3): 773-791.

[35] Bass A M, O'Grady D, Leblanc M, *et al*. Carbon dioxide and methane emissions from a wet-dry tropical floodplain in northern Australia[J]. Wetlands, 2014, **34**(3): 619-627.

[36] 刘凯, 杨继松, 袁晓敏, 等. 辽河口盐沼和光滩 CO_2 排放通量及其影响因素[J]. 湿地科学, 2017, **15**(6): 855-861.
Liu K, Yang J S, Yuan X M, *et al*. CO_2 emission flux and its influence factors in salt marsh and mudflat in the Liaohe estuary [J]. Wetland Science, 2017, **15**(6): 855-861.

[37] 罗佳宸, 李思悦. 三峡库区典型河流水-气界面 CO_2 通量日变化观测及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(11): 5217-5226.
Luo J C, Li S Y. Daily variation of CO_2 flux at water-air interface and analysis of its affecting factors in a typical river of the three gorges reservoir[J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5217-5226.

[38] 李冬冬, 仝川, 谭立山, 等. 模拟氮沉降对闽江口淡水感潮沼泽湿地 CO_2、CH_4 排放通量的短期影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(11): 4782-4789.
Li D D, Tong C, Tan L S, *et al*. Short-term effects of nitrogen deposition on CO_2 and CH_4 fluxes from wetlands in the Minjiang River Estuary [J]. Environmental Science, 2017, **38**(11): 4782-4789.

[39] 许鑫王豪, 邹欣庆, 刘晶茹. 苏北潮滩温室气体排放的时空变化及影响因素[J]. 环境科学, 2016, **37**(6): 2383-2392.
Xu X W H, Zou X Q, Liu J R. Temporal and spatial dynamics of greenhouse gas emissions and its controlling factors in a coastal saline wetland in north Jiangsu [J]. Environmental Science, 2016, **37**(6): 2383-2392.

[40] 宋长春, 王毅勇, 王跃思, 等. 季节性冻融期沼泽湿地 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放动态[J]. 环境科学, 2005, **26**(4): 7-12.
Song C C, Wang Y Y, Wang Y S, *et al*. Dynamics of CO_2, CH_4 and N_2O emission fluxes from mires during freezing and thawing season[J]. Environmental Science, 2005, **26**(4): 7-12.

[41] Kathilankal J C, Mozdzer T J, Fuentes J D, *et al*. Tidal influences on carbon assimilation by a salt marsh [J]. Environmental Research Letters, 2008, **3**(4): 044010.

[42] Neubauer S C. Ecosystem responses of a tidal freshwater marsh experiencing saltwater intrusion and altered hydrology [J]. Estuaries and Coasts, 2013, **36**(3): 491-507.

[43] Ding W X, Zhang Y H, Cai Z C. Impact of permanent inundation on methane emissions from a Spartina alterniflora coastal salt marsh [J]. Atmospheric Environment, 2010, **44**(32): 3894-3900.

[44] Deutzmann J S, Wörner S, Schink B. Activity and diversity of methanotrophic bacteria at methane seeps in eastern lake constance Sediments [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2011, **77**(8): 2573-2581.

[45] Shao X X, Sheng X C, Wu M, *et al*. Methane production potential and emission at different water levels in the restored reed wetland of Hangzhou Bay [J]. PLoS One, 2017, **12**(10): e0185709.

[46] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, *et al*. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review[J]. Soil Science, 2000, **165**(4): 277-304.

[47] Strack M, Waddington J M, Bourbonniere R A, *et al*. Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics [J]. Hydrological Processes, 2010, **22**(17): 3373-3385.

[48] Cheng X L, Peng R H, Chen J Q *et al*. CH_4 and N_2O emissions from Spartina alterniflora and Phragmites australis in experimental mesocosms[J]. Chemosphere, 2007, **68**(3): 420-427.

[49] 王伟颖, 吕昌伟, 何江, 等. 湖泊水-沉积物界面 DIC 和 DOC 交换通量及耦合关系[J]. 环境科学, 2015, **36**(10): 3674-3682.
Wang W Y, Lü C W, He J, *et al*. Exchange fluxes and coupling relationship of dissolved inorganic carbon and dissolved organic carbon across the water sediment interface in lakes [J]. Environmental Science, 2015, **36**(10): 3674-3682.

[50] Cai W J, Wiebe W J, Wang Y C, *et al*. Intertidal marsh as a source of dissolved inorganic carbon and a sink of nitrate in the Satilla River-estuarine complex in the southeastern U. S. [J]. Limnology and Oceanography, 2000, **45**(8): 1743-1752.

[51] Krauss K W, Whitbeck J L, Howard R J. On the relative roles of hydrology, salinity, temperature, and root productivity in controlling soil respiration from coastal swamps (freshwater)[J]. Plant and Soil, 2012, **358**(1-2): 265-274.

[52] Inglett K S, Inglett P W, Reddy K R, *et al*. Temperature sensitivity of greenhouse gas production in wetland soils of different vegetation[J]. Biogeochemistry, 2012, **108**(1-3): 77-90.

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

CONTENTS