Vol. 33, No. 12 Dec., 2013

王海涛,杨小茹,郑天凌.2013.模拟潮汐和植被对湿地温室气体通量的影响研究[J].环境科学学报,33(12):3376-3385

Wang H T, Yang X R, Zheng T L. 2013. Impact of simulated tide and vegetation on the wetland greenhouse gases fluxes [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(12);3376-3385

模拟潮汐和植被对湿地温室气体通量的影响研究

王海涛1,2.杨小茹2.郑天凌1,*

- 1. 厦门大学生命科学学院,滨海湿地生态系统教育部重点实验室,厦门 361102
- 2. 中国科学院城市环境研究所,城市环境与健康重点实验室,厦门 361021

收稿日期:2013-03-26

修回日期:2013-05-28

录用日期:2013-05-31

摘要:以福建省九龙江入海口的滩涂潮间带作为研究对象,通过原位采样和室内人工微宇宙实验,利用静态箱-气相色谱法,研究了潮汐植被对湿地 CH_4 、 CO_2 和 N_2O_3 种重要温室气体通量的影响. 结果表明,3 种温室气体通量在模拟潮汐和植被作用下表现出明显的差异. 模拟潮汐对 CH_4 和 N_2O_3 通量的影响没有明显的规律,总量上都表现为排放;对 CO_2 通量具有显著影响,退潮时抑制,表现为吸收,涨潮时促进,表现为排放. 植被促进 CH_4 的排放,对 CO_2 通量影响无明显规律,对 N_2O_3 通量表现为抑制作用. 植被除了自身对温室气体直接作用外,还通过改变沉积物的理化性质影响微生物活动,进而影响温室气体通量. 综合分析,植被对温室气体通量的影响要比模拟潮汐作用明显.

关键词:人工微宇宙;潮汐;植被;温室气体;通量

文章编号:0253-2468(2013)12-3376-10

中图分类号:X171

文献标识码:A

Impact of simulated tide and vegetation on the wetland greenhouse gases fluxes

WANG Haitao^{1,2}, YANG Xiaoru², ZHENG Tianling^{1,*}

- 1. Key Laboratory of Ministry of Education for the Coastal and Wetland Ecosystems, School of Life Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102
- 2. Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021

Received 26 March 2013;

received in revised form 28 May 2013;

accepted 31 May 2013

Abstract: To evaluate the effects of environmental factors on the greenhouse gases (GHGs) fluxes, sediment samples from the Mangrove Nature Reserve of Jiulong River estuary were collected and homogenized evenly before microcosm experiments. Tide and vegetation types were simulated in the microcosm. A static chamber technique was used to measure the fluxes of three important greenhouse gases, i. e. CH₄, CO₂ and N₂O. Three vegetation types were simulated in the microcosm according to the plant coverage patterns in the estuary, i. e. unvegetated, Spartina alterniflora and native mangrove plant Kandelia obovata, while tide was simulated by using peristaltic pump controlled by a timing device. Results showed that the fluxes of three GHGs responded differently to simulated tide and vegetation. The simulated tide seemed to have no impact on the emission of CH₄ and N₂O, and all the treatments showed positive values in total fluxes, indicating general possibility of release. CO₂ flux was inhibited during the falling tide and promoted during the rising tide, respectively. Vegetation showed positive effect and negative effect on CH₄ and N₂O emission, respectively, and no significant difference was observed on CO₂ flux between different vegetation types. Except for the direct effect on gas flux, plants also influenced the sediment microorganisms by altering the sediment physicochemical properties. Through comprehensive analysis, the impact of vegetation was more significant compared with the simulated tide.

Keywords: microcosm; simulated tide; vegetation; greenhouse gases; fluxes

1 引言(Introduction)

气候变暖是一个全球性的问题,受到了国际上

的普遍关注. CH_4 、 CO_2 和 N_2O 是 3 种最重要的温室 气体(Green house gases, GHGs). 虽然 CO_2 是气候变 暖的最主要贡献者, 但随着人们认识的加深, CH_4 和

基金项目: 国家自然科学基金(No. 31000254);福建省自然科学基金(No. 2012J05070);中国科学院知识创新工程重要方向项目(No. KZCX2-YW-Q02-04);科技部国际科技合作专项(No. 2011DFB91710)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 31000254), the Natural Science Foundation of Fujian Province (No. 2012J05070), the Knowledge Innovative Project of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX2-YW-Q02-04) and International Science & Technology Cooperation Program of China (No. 2011DFB91710)

作者简介: 王海涛(1988—),男,E-mail;wanght_xmu@126.com; * 通讯作者(责任作者),E-mail;wshwzh@xmu.edu.cn

Biography: WANG Haitao(1988—), male, E-mail; wanght_xmu@126.com; * Corresponding author, E-mail; wshwzh@ xmu. edu. cn

 N_2O 产生的温室效应也逐渐受到重视. 根据政府间气候变化专业委员会(IPCC)的报告,以 100 年影响尺度为计, CH_4 的增温效应是 CO_2 的 21 倍,而 N_2O 的增温效应是 CO_2 的 300 倍(杨继松等, 2006; Palmer et al.,2011). 此外, N_2O 还会破坏臭氧层,增加皮肤癌患病几率(Philippot et al.,2011; Sanford et al.,2012). 因此减少温室气体的排放对气候变化控制具有重要作用,减少 N_2O 的排放还对臭氧层的保护具有一定意义. 由于气候问题不断恶化,3 种温室气体的产生、来源和影响因素的研究一直是人们关注的焦点,也是拟定温室气体减排措施的基础和客观要求.

水陆交错带是一个敏感而脆弱的生态系统,是 自然环境、人类活动和经济发展历程的综合反映 (Syvitski et al., 2005; Howarth et al., 2006), 也是 地球生态系统中生物地球化学循环最为活跃的地 区之一. 同时湿地也是温室气体重要的源、汇和转 换器(牟长城等,2009). 湿地是 CH4的主要排放源, 贡献了约 40% 的全球 CH4 排放量(曾从盛等, 2010). CO,的一个重要来源是有机碳的降解(汪青 等,2010),而滨海湿地系统是一个丰富的有机资源 库,每年会降解大量有机碳. 湿地中 50%~80%的 外来氮污染物都是通过反硝化作用降解的 (Magalhães et al., 2011), 因此会产生大量的 N,O, 是大气中 N,O 的一个重要来源. 近年来,人类的活 动给湿地生态系统带来严重的威胁,污染不断加 重,碳氮负荷的不断上升造成了环境微生物活动不 断加强,温室气体排放明显增加.湿地和岸边带修 复正在世界范围内展开,各国急需开展大量的水陆 交错带温室气体排放的研究,对于应对全球气候变 化具有重要的理论和实践意义.

红树林湿地位于淡水和海水系统的交界处,潮汐是一个自然的发生过程,因此沉积物常年处于淹水和非淹水的干湿交替状态,进而成为碳氮迁移转化的活跃区,微生物作用类型十分典型.但是,目前国内外关于自然湿地中潮汐过程对温室气体通量的研究还鲜有报道(Van Der Nat et al.,2000;仝川等,2012),并且都集中在湿地原位气体通量的研究上.植物是红树林湿地一个重要的组成部分,直接或间接地影响着湿地里碳氮元素的代谢.植物可以降低潮水的流速,增加潮水驻留时间,从而促进潮水与沉积物的物质交换.植物也可以通过根部分泌养分,促进微生物活动,也可以产生氧气,在根部形

成生物膜(Ruiz-Rueda et al.,2009). 虽然目前许多研究报道了植物对温室气体的影响,但是基本都集中在3种温室气体中的1种或两种研究上. 此外,关于潮汐和植被对温室气体通量的影响还基本处于描述阶段,对于其具体影响机制还研究较少. 因此,同时研究潮汐和植物对3种温室气体通量的影响以及它们之间的相互关系具有重要的价值和意义. 鉴于此,本研究选取了福建省第二大江——九龙江人海口的滩涂潮间带作为研究对象,通过原位沉积物采集,进行室内人工微宇宙模拟实验,利用静态箱气相色谱法,研究了潮汐、秋茄(Kandelia obovata)以及互花米草(Spartina alterniflora)对 CH₄、CO₂和N₂O的排放通量影响,以期为湿地温室气体的排放机制研究提供理论基础.

2 材料和方法(Materials and methods)

2.1 研究区域背景

研究区域位于福建省龙海市的东部,属海洋与海岸生态系统类型(湿地类型)自然保护区(林鹏等,2005),地理坐标为东经117°45′~118°05′,北纬24°23′~24°30′之间(周时强等,1993). 九龙江口红树林所在地属于南亚热带海洋性气候,雨量充足,气候温暖,年平均气温21℃,年降水量1371.3 mm,年平均相对湿度86%,年日照时数2719 h,年活动积温7503~7897.2℃,无霜期231~366 d(薛志勇,2006). 该保护区现有的红树植物有5科7属9种,其中,优势树种——秋茄群落占现有林面积的90%. 近年来,互花米草大面积入侵. 因此,本研究选取的植被种类是秋茄和互花米草.

2.2 室内微宇宙模拟实验

在红树林地区无植被覆盖区域采集表层 0~50 cm 的沉积物,带回实验室后充分混匀. 在红树林秋 茄覆盖区域选取长势一致,生长较好,悬挂在树上的秋茄幼苗(胚胎轴)若干带回实验室. 互花米草则是在实验室采用种子萌发后选取长势一致,生长较好的互花米草幼苗. 采集的样品用于室内微宇宙模拟实验.

为了研究不同植被对红树林湿地温室气体排放通量变化的影响,采用有植被覆盖和无植被覆盖 沉积物对照采气的方法,并模拟潮汐,进行对比研究.称取等量的原位沉积物,装于容器中(PVC 材料),然后各选取 4 株长势一致的秋茄和互花米草幼苗分别栽种于该容器中,置于温室中培养,模拟 野外环境条件,控制温度、光照等条件. 待幼苗长大后,在栽种秋茄和互花米草的容器中各选取植株大小相近,长势一致的盆栽,以未种植植被的沉积物作为对照(光滩,Bulk sediment),设置3个重复,并进行潮汐的模拟. 利用海盐配制人工海水,潮汐模拟每组由3个平行试验盆和潮汐海水盆组成,通过定时器对蠕动泵的自动控制,模拟潮汐每天两涨两退,每天2:00和14:00为涨潮时间,8:00和20:00为退潮时间. 涨潮时人工海水被泵入单个的试验盆中,淹没底泥. 退潮时海水被泵入单个的试验盆中,淹没底泥. 退潮时海水被泵入单个固定的潮汐盆中贮存,每次泵的时间为20min,流量约为600mL,连续模拟一个月. 具体装置见图1.

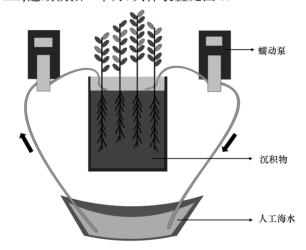


图 1 潮汐模拟装置

Fig. 1 The tide simulation device

2.3 样品采集

第1次气体采集时间为2012年7月,利用静态密闭箱法,气体储存在血清瓶(约120mL)中.气体

采集前利用惰性气体氦气冲洗血清瓶 3 次,最后抽真空,备用.采样箱(PVC 材料)为圆柱形,高度为 90 cm,内置电扇和温度计,箱体一侧有橡胶塞,用于气体采集.采样时,对有植被覆盖(秋茄和互花米草)和无植被覆盖(光滩)的沉积物盆栽分别采集.将装有沉积物和植被的盆栽放入底座上,然后罩上箱子,并将箱子密闭. 2 h后,用 60 mL 一次性注射器采集气体,注入到事先准备好的血清瓶中,每瓶采集 120 mL,每个箱子采集 3 瓶.以外界空气作为对照,同样方法采集 3 瓶,同时测定室温和每个箱子内的温度.气体采集分为 2 次,即上午(退潮)和下午(涨潮),来研究潮汐对温室气体排放通量的研究.此外,利用同样方法对 8 月的一天中 4 个不同时间段(8:00 到 11:00、11:00 到 14:00、14:00 到 17:00、17:00 到 20:00)的气体也进行了采集和分析.

在第2次气体采集完成后的第2天对沉积物样品进行采集. 沉积物采集同样分为上午(退潮)和下午(涨潮)分别采集,利用已截去鲁尔接口的注射器(10 mL)分5个不同的点,采取盆栽表层0~10 cm的沉积物,并将5个点的样品充分混匀,放入冰盒,带回实验室4℃保存,并在5 d 内完成理化性质分析.

2.4 样品与数据分析

沉积物理化性质(表 1)测定:含水量测定利用烘干法;pH 利用冻干样品以水土比2.5:1($mL \cdot g^{-1}$)测定;盐度利用 ATAGO MASTER-S/MillM 盐度计进行测定;总碳、总氮利用 Vario MAX CNS 元素分析仪测定;硝态氮($NO_3^-N + NO_2^--N$)、铵氮(NH_4^+-N)含量利用 LACHAT QC8500 连续流动注射分析仪进行测定.

表 1 沉积物理化性质参数

Table 1 Physicochemical properties of the sediments

沉积物 类型	含水量	盐度	рН	总碳	总氮	NH ₄ ⁺ -N /(μg·g ⁻¹ ,DW)	$NO_3^ N + NO_2^ N$ /(µg·g ⁻¹ ,DW)
Bulk/FT	111.43% ±7.12% b	15.00%o ± 1.50%o ^b	7. 14 ±0. 10 ^a	1.48% ±0.06% a	0.19% ±0.01% b	25. 10 ± 8. 06 ^a	ND
KO/FT	132.43% ±8.91% a	17.67‰ ±0.29‰	$6.73 \pm 0.10^{\circ}$	1.64% ±0.12% a	$0.22\% \pm 0.02\%$ a	ND	6.76 ±3.22 ^a
SA/FT	120.53% $\pm 4.53\%$ ab	19.33‰ ± 1.15‰	$6.50 \pm 0.06^{\rm d}$	1.47% ±0.02% a	$0.20\%\ \pm0.01\%^{\rm ab}$	ND	ND
Bulk/RT	124.87% ±5.67% ^{ab}	$15.33\%e \pm 1.04\%e^{\rm b}$	$6.93 \pm 0.17^{\rm b}$	1.48% ±0.02% ^a	$0.20\%\pm0.01\%^{ab}$	25. 13 ±4. 97 ^a	10.36 ± 0.94 ^a
KO/RT	130.75% ±1.39% ^a	$18.83\%e \pm 0.76\%e^{a}$	$6.68 \pm 0.05^{\circ}$	1.54% ±0.01% ^a	$0.20\%\ \pm0.02\%^{\rm ab}$	18.48 ±4.26 ^a	8.76 ± 1.16^{a}
SA/RT	133.34% ±1.62% ^a	19.50%o ± 1.32%o ^a	6.43 ± 0.03^{d}	1.44% ±0.03% ^a	$0.18\%~\pm0.01\%^{\rm b}$	15.57 ± 1.89 ^a	6.64 ± 3.03^{a}

注:FT/RT 代表退潮/潔潮;Bulk、KO 和 SA 分别代表光滩、秋茄和互花米草;ND = Not detected;不同字母代表一组数据内二者间具有显著性差异(p < 0.05).

利用课题组引进的挪威农业大学氮循环实验室研发的气体测定系统完成3种温室气体测定(Molstad et al., 2007). 其主要仪器为 Agilent

Technologies 7890A GC System,该气相装配了以下 3 种检测器: N_2O 检测器为电子捕获检测器(μECD), CO,检测器为热导检测器(TCD), CH_4 检测器为氢离

子火焰检测器(FID). 对 3 种温室气体(CH_4 、 CO_2 、 N_2O)通量进行计算,公式如下:

 $F = \Delta m(A \times \Delta t) = \rho \times v \times \Delta c / (A + \Delta t)$

 $= \rho \times h \times \Delta c/\Delta t = (PM)/(RT) \times h \times \Delta c/\Delta t$ 式中,F 为温室气体排放通量 $(g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$,P 为标准大气压 $(N \cdot m^{-2})$,M 为气体的摩尔质量 $(g \cdot mol^{-1})$,R 为通用气体常数 $(J \cdot mol^{-1} \cdot K^{-1})$,T 为采样箱内温度(K),h 为密闭箱高度(m), $\Delta c/\Delta t$ 为单位时间密闭箱内温室气体浓度的变化量 (h^{-1}) .气体通量为负值代表吸收,气体通量为正值代表排放.

利用 Excel 软件和 Sigmaplot 10.0 软件对实验数据进行分析处理以及作图,利用 SPSS 18.0 软件进行显著性差异分析、相关性分析以及主成分分析(Principal component analysis, PCA).

3 结果与讨论(Results and discussion)

3.1 潮汐和植被对 CH4通量的影响

本研究中各处理的 CH_4 通量均为正值,表现为 CH_4 排放源(图 2).第一次研究(图 2a)显示,无论在 上午退潮还是在下午涨潮,互花米草的排放通量均 要明显高于光滩和秋茄处理(p < 0.05),其排放量 均值分别为(493.56 ± 200.12) μ g·m⁻²·h⁻¹和(592.31 ± 211.83) μ g·m⁻²·h⁻¹. 秋茄处理和光滩的 CH_4 通量并无明显差异. 在不同时间段 CH_4 通量研究中(图 2b),12 h 内,各处理的 CH_4 排放通量并未出现较大的波动,但是秋茄处理的排放通量要明显高于光滩和互花米草(p < 0.05). 秋茄处理的排放通量在中午(11:00 到 14:00)达到最大值(381.74 ± 55.62) μ g·m⁻²·h⁻¹. 在上午的时候光滩的 CH_4 排放通量要高于互花米草,但在下午的时候其排放通量是要低于互花米草的,尽管在 17:00 到 20:00 期间,其通量略高于互花米草处理.

本研究中,通过对每个处理涨潮前后通量的差异显著性分析发现都无明显差异(p > 0.05),因此,潮汐对 CH_4 通量的影响并不明显.表2列出了本研究第一次温室气体通量与沉积物理化性质,以及潮汐和植被的相关系数,相关性分析显示潮汐与 CH_4 通量并无明显的相关性.在不同时间先后两次对 CH_4 通量测定结果显示,互花米草处理和秋茄处理都分别显著增加了 CH_4 的排放(p < 0.05),说明植被可以促进 CH_4 的排放.这和 Holzapfel-Pschorn 等 (1986)研究的植物促进 CH_4 的排放结果是一致的.

卢妍等(2007)的研究也发现植物-土壤系统的 CH。 排放通量要明显高于没有植物的土壤. 植物本身具 有较发达的根系和通气组织,可以通过根部吸收 CH4,并通过茎秆传输土壤产生的 CH4(Schimel, 1995). 此外,植物本身也可能产生并排放 CH,,但相 对于微生物来说其量是非常低的,其机制可能主要 是在活性氧自由基的作用下,将植物细胞壁成分果 胶、木质素等中的甲氧基转化为 CH。(张秀君等, 2012). 植物的根部分泌物还可以作为甲烷菌的碳 源被利用进而促进甲烷菌的活动. 本研究中, 互花 米草的根系非常发达,生长旺盛,发达的通气组织, 可以使土壤中 CH₄很快排放到大气中,避免了在土 壤氧化区域的长时间驻留,因而其通量要远远高于 光滩和秋茄处理(图 2a). 前后两次结果显示互花米 草处理的 CH4 排放量最高时可达到光滩的 5 到 6 倍,秋茄处理最高时其排放量可达到光滩的1到2 倍,因此互花米草的促进作用更明显.

本研究中产生的 CH₄是植物和沉积物 CH₄综合 排放的结果,而沉积物中CH。的产生和消耗是微生 物作用的结果. 决定土壤 CH₄排放的微生物主要是 甲烷产生菌和甲烷氧化菌,前者在厌氧条件下产生 CH, 后者在好氧条件下将 CH, 氧化. 有研究表明全 球80%以上的CH₄是通过微生物产生的(冯虎元 等,2004). 退潮时,沉积物表面接触空气,更多的氧 气进入土壤,有利于好氧的甲烷氧化菌生长和作 用,CH₄在排放到大气之前就可能被氧化,甚至空气 中的 CH。被吸收. 涨潮时沉积物处于深度淹水状态, 为微生物提供了厌氧环境,有利于 CH。的产生和释 放. Mori 等(2005)发现 CH4通量与土壤含水量呈显 著正相关,而长期处于淹水的水稻田也会产生大量 的 CH₄(宋文质等,1996). 本实验中,虽然由于植物 对潮水的驻留作用使部分植物处理的含水量要高 于光滩(表1),但潮汐过程使沉积物长期处于淹水 状态,即使退潮沉积物含水量也很高,造成沉积物 通气状况改变不明显,因此没有观察到潮汐作用对 CH4通量的明显影响. 这和仝川等(2009)发现的涨 潮前、涨落潮过程和落潮后甲烷通量变化并无明显 规律的结果是相似的. 潮汐和植被可以通过改变沉 积物理化因子影响微生物的活动,本研究中植被处 理的 pH 基本处于 6.6~6.8 这一范围, 是大多数甲 烷产生菌作用的最佳 pH(谢军飞等,2002). 而光滩 的 pH 要高于这一范围,属于中性偏微碱性,这可能 也是光滩通量较低的因素之一. 此外,植被处理的

盐度要明显高于光滩(表 1),所以在一定范围内,盐度的增加也能促进 CH_4 的排放. 温度也可以通过影响微生物的生长和活动,进而影响 CH_4 的通量. 本研究中一天内温差变化较大(图 2b),但是并没有明显改变各处理 CH_4 通量的变化趋势,相关性分析也不显著(r=0.1183,p=0.7142),说明温度并不是本研究中决定 CH_4 通量的主要因素.

表 2 温室气体排放通量和沉积物理化性质的相关系数

Table 2 Correlations between GHGs and sediment physicochemical properties

	CH ₄ 通量	CO ₂ 通量	N ₂ O 通量
pН	-0.806	-0.451	0.893 *
含水量	0.215	0.840 *	-0.716
盐度	0.715	0.603	-0.961 **
总碳	-0.568	0.012	-0.133
总氮	-0.546	-0.021	-0.007
C/N 比	0.445	0.102	-0.231
NH ₄ + -N 含量	-0.385	0.194	0.538
NO ₂ -N + NO ₃ -N 含量	-0.287	0.873 *	-0.125
潮汐。	0.077	0.904 *	-0.216
植被a	0.521	0.340	-0.958 **

注:**表示在p<0.01 水平上的显著,*表示在p<0.05 水平上的显著;a:指分析时潮汐和植被的数值由数字代替:退潮(0),涨潮(1);光滩(0)、有植被(1).

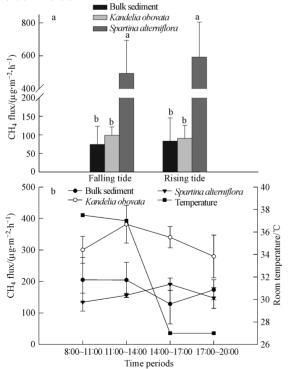


图 2 潮汐和植被对 CH_4 通量的影响(注:不同字母代表一组数据内二者间具有显著性差异(p < 0.05))

Fig. 2 Impact of tide and plant vegetation on flux of $\mathrm{CH_4}$

3.2 潮汐和植被对 CO,通量的影响

本研究中的 CO。通量在上午退潮时,均为负值, 表现为 CO, 汇, 而在下午涨潮时均为正值, 表现为 源,说明深度淹水状态下,CO,的排放量明显增高 (图3). 退潮的时候,光滩的气体吸收量要高于植被 处理的沉积物,其中秋茄处理的吸收量均值为 (15.51 ±1.22) mg·m⁻²·h⁻¹, 明显低于光滩, 略低于 互花米草处理(图 3a). 在涨潮的时候,淹水状态下 光滩的排放量也要明显低于其他两个处理,仅为 (1.95 ± 2.03) mg·m⁻²·h⁻¹. 因此,在有植被存在条 件下,CO,通量会显著增高. 在图 3b 中,一天中各处 理的 CO,通量都呈明显的上升趋势,并在 17:00 到 20:00 期间达到最大值. 上午退潮的时候通量都为 负值,而下午涨潮的时候通量都为正值,明显高于 退潮的时候. 在上午的两个时间段中,光滩 CO,吸收 通量低于秋茄,秋茄的吸收通量低于互花米草.下 午的情况刚好相反,互花米草的 CO2通量高于秋茄, 秋茄高于光滩.

模拟的潮汐对 CO,通量的影响是明显的,退潮 时促进 CO2吸收,涨潮时促进 CO2排放,相关性分析 也显示潮汐与 CO,通量呈显著相关(表2). 植被处 理对 CO。通量的影响也是明显的,两次实验结果显 示在涨潮的时候植被会明显促进 CO,的排放,但在 退潮时影响规律则不明显. 植物对 CO,通量的影响 是多方面的,首先植物本身可以进行光合作用,通 过光合作用吸收和固定 CO,,其次植物本身也会进 行有氧呼吸作用放出 CO,,再者植物可以通过根部 吸收和释放养分影响微生物活动,也可以通过改变 根部局部含氧量,影响微生物生长和组成. 植被类 型对 CO,通量也有一定影响,退潮时秋茄处理的通 量要高于互花米草处理,涨潮的时候则情况相反 (图 3b). 这可能是由于互花米草本身根系发达,而 植物具有运输气体的功能,相对于秋茄,发达的通 气组织在淹水情况下能更好的将沉积物里面的 CO。 运输到空气中. 其次, 发达的根系也可以分泌更多 的养分和氧气刺激微生物活动,促进微生物呼吸. 潮汐可以通过干湿交替改变沉积物理化性质,进而 影响微生物活动.涨潮时,沉积物处于厌氧状态,抑 制了有氧呼吸,并且通过土壤呼吸放出的 CO,有部 分溶于水体;退潮时,空气中的氧进入沉积物,促进 有氧呼吸,产生 CO,. 同时,淹水状态下也会抑制植 物对土壤呼吸产生 CO, 进行传输排放. 本研究中 CO,通量变化是潮汐和植被综合作用的结果,发现 涨潮促进 CO₂排放,这可能是由于植物的呼吸作用较强,光合作用较弱造成的. 因为在前后两次采样时早上是晴天,下午却是阴天或雨天,上午阳光充足光合作用较强,CO₂通量表现为吸收,下午光合作用较弱,CO₂通量表现为排放. 本研究中,光滩的通量出现了负值,这可能是由于沉积物中自养型的微生物较多,如一些光合细菌,可以在缺氧有光照的环境中利用光能和 CO₂进行光合作用. 同样由于上午光照充足,造成了这些可以固定 CO₂的微生物活跃,使 CO₂通量表现为吸收. 目前还未见有关于模拟潮汐对温室气体通量影响的研究,不过有学者对河口湿地不同潮汐过程的 CO₂通量进行了研究,发现种植物沼泽湿地在涨落潮过程直接排向大气环境的 CO₂通量显著低于涨潮前和落潮后 2 个阶段(仝川等,2011).

国外学者的一些研究(Kuroda et al., 1996; Silvola et al., 1996) 都表明土壤 CO, 的排放量受温 度影响很大.一般认为在一定范围内环境温度升高 可加速土壤中有机质的分解和微生物活性,从而增 加土壤中 CO,浓度. 从图 3b 中可以看到涨潮时温度 骤降,CO。通量反而增加,相关性分析显示它们呈显 著负相关(r = -0.8167, p = 0.0012). 温度可能不只 影响了土壤微生物活性和植物呼吸作用,同时也对 光合作用有一定影响,再结合前面分析的潮汐和植 被的因素,出现了本研究中观察到的 CO,通量变化. 此外,退潮时温度较高,箱内温度接近40℃,高温造 成植物气孔关闭也是 CO,通量低的原因. 相关性分 析显示 CO,通量和沉积物含水量显著正相关(表 2). 本研究中含水量对 CO, 通量的影响实质就是潮 汐的影响,这是因为含水量的改变主要是由于潮汐 模拟的干湿交替造成的,涨潮深度淹水导致含水量 增加,潮水退去,含水量相应降低. 无机氮的含量和 CO,通量是正相关的(表2),说明无机氮含量的增 加在一定程度上也会促进 CO,的排放,这可能是因 为许多土壤呼吸作用与植物对氮的吸收作用是偶 联的,植物对氮吸收的同时,促进了土壤的呼吸作 用. 然而氮对微生物活性和温室气体通量的影响是 多方面的(Ambus et al., 2006; Jiang et al., 2010; Li et al., 2012), 需要进一步的研究来探索它们之间的 关系. 由于影响 CO,通量的因素太多,不能从单一方 面分析,应全面综合地分析 CO,通量变化原因,更深 入理解植被和潮汐对 CO2通量的影响.

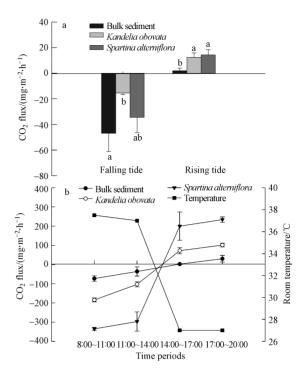


图 3 潮汐和植被对 CO_2 通量的影响(注:不同字母代表一组数据内二者间具有显著性差异(p < 0.05))

Fig. 3 $\,$ Impact of tide and plant vegetation on flux of $\rm CO_2$

3.3 潮汐和植被对 N₂O 通量的影响

两次 N_2O 气体通量结果显示,无论涨潮还是退潮,3 个处理的 N_2O 排放和吸收通量变化都不明显 (p>0.05),说明潮汐对 N_2O 通量并不明显(图 4). 植被处理的 N_2O 通量都为负,表现为 N_2O 汇,而光滩则都表现为源,说明植被处理可能会减少 N_2O 的排放(图 4a).4 个时间段 N_2O 通量结果显示,不同处理间 N_2O 通量波动较大,特别是互花米草的处理最为明显,分别在 11:00 到 14:00 以及 14:00 到 17:00这两个时间段内达到最大和最小值,最大时其排放通量为(28.06 ± 4.37) μ g·m⁻²·h⁻¹,最低时其吸收量为(7.34 ± 2.63) μ g·m⁻²·h⁻¹. 秋茄的 N_2O 通量在前 3 个时间段中始终高于对照组光滩,而光滩的 N_2O 通量一直呈上升趋势并在最后达到最大(图 4b).

与 CO_2 不同的是, N_2O 的产生主要来源于微生物的活动, 而微生物则通过利用土壤中的硝态氮和铵态氮, 通过硝化-反硝化作用产生气体形式的氮, N_2O 就是其中的一种(刘秋丽等, 2011). 虽然硝化和反硝化作用都可以产生 N_2O , 但是大气中 N_2O 的主要来源是反硝化作用(Bakken et al., 2012). N_2O 的产生和释放主要是由于一些反硝化微生物缺少编码氧化亚氮还原酶的基因, 通过不完全的反硝化

作用产生 N_2O . 潮汐对 N_2O 通量的影响机理和 CH_4 以及 CO_2 是一样的, 都是通过改变沉积物含水量以及含氧量, 进而影响微生物活动的, 而本研究中没有看到明显的潮汐对 N_2O 通量的明显影响规律(图4). 如前所述, 植物可以通过根部活动影响微生物活动, 而硝化 – 反硝化作用受环境因子影响较大, 植物对不同的反硝化微生物具有一定选择作用. 因此推测本研究中具有氧化亚氮还原酶的反硝化微生物活性很强, 不仅进行完全的反硝化作用, 还将空气中被吸收到沉积物中的 N_2O 直接还原为 N_2 而直接排放到空气外, 造成了植被处理的 N_2O 通量表现为吸收. 此外, 虽然植物在其自身生理代谢过程中可以产生 N_2O (张秀君等, 2012), 但产生量非常低, 可以忽略不计.

pH 对 N,O 净排放的影响十分复杂,一般认为 反硝化微生物的最适作用 pH 大概在中性或微碱 性,这是因为在酸性环境中可以利用的有机碳和无 机氮要比中性或微碱性环境中的低(Šimek et al., 2002). 在最适 pH 值范围内,反硝化速率随 pH 值的 增加而增加(Cuhel et al., 2010). 本研究中沉积物 的pH 大致都处于最适作用范围内,pH 与 N₂O 通量 呈显著正相关(表2).pH 对反硝化作用酶的影响较 大,植被处理的沉积物 pH 要低于光滩,可能相对较 低的 pH 环境内,碳氮的利用率较低,进而影响了酶 促反应. 而以气体作为底物的氧化亚氮还原酶可能 受到影响相对较小,进一步将 N,O 还原为 N,,造成 N₂O 通量偏低. Bañeras 等(2012)的研究发现植被 类型和盐度可以明显影响反硝化过程,并推测可以 进一步影响温室气体的排放. 本研究中虽然没有发 现植被种类影响 N₂O 通量的规律,但发现盐度与 N_2 O通量呈显著相关(p < 0.01),说明盐度也是影响 N₂O 通量的因素之一. 这是因为盐度的改变会影响 硫酸盐还原作用,而该作用产生的 H,S,会抑制氧化 亚氮还原酶的作用(Sørensen et al., 1980). 硝化-反 硝化是以硝酸亚硝酸盐和铵盐作为底物的呼吸作 用,因此硝态氮和铵态氮含量也是决定 N,O 通量的 关键因素之一. 综合分析, 光滩沉积物的硝态氮和 铵态氮含量基本要高于或略高于植被处理,这是因 为氮对植物也是一种重要的必需营养物质,植物对 无机氮具有吸收作用. 底物浓度的增加会促进微生 物的硝化反硝化,因此,光滩会产生更多的 N,O(图 4a). 温度也是影响土壤反硝化作用的一个重要因 素,温度过高过低都会抑制反硝化作用,但在本研 究中温度对 N_2O 通量的影响并不明显 (r=0.2025, p=0.5279). 此外,碳源、氮源是微生物活动所必需的营养元素,因此碳氮含量以及碳氮比也能影响反硝化作用. 但本研究中并未发现潮汐和植被对沉积物总碳、总氮含量产生明显影响.

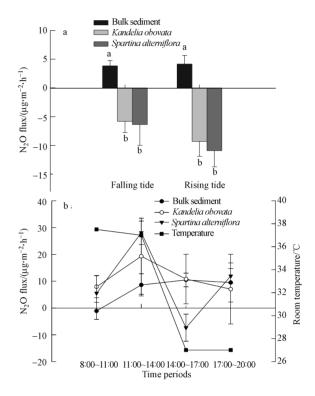


图 4 潮汐和植被对 N_2 O 通量的影响(不同字母代表一组数据内二者间具有显著性差异(p < 0.05))

Fig. 4 Impact of tide and plant vegetation on flux of N_2O

3.4 潮汐和植被对温室气体通量影响的综合分析

为了研究潮汐和植被分别对温室气体通量所产生的影响,将两次温室气体通量进行综合分析,表3中数据代表在前后两次气体测定实验中,只考虑潮汐或植被因素时各处理气体通量值之和. 只考虑潮汐因素,发现模拟潮汐作用对 CO_2 和 N_2O 的通量影响更加明显,对 CH_4 无较大影响. 退潮时, CO_2 气体通量表现为吸收,涨潮时表现为排放,再次说明本研究中涨潮这一过程可以促进模拟体系中 CO_2 的排放. 此外, N_2O 的排放通量在退潮的时候要显著高于涨潮的时候(p < 0.05),说明涨潮可能对 N_2O 的排放产生抑制. 这是由于涨潮时,海水淹没底泥,造成沉积物极度缺氧,此情况下 N_2O 易被作为电子受体而被还原消耗(Castro-González et al.,2004). 此外,涨潮时较低的温度也会降低微生物的反硝化作用,进而减少 N_2O 的排放. 只考虑植被因素,发现

植被对 3 种气体总量的影响也是比较明显的(表 3),植物可以显著促进 CH₄排放通量,有植被存在时其排放通量约为光滩的 2 倍. 有无植被存在,CO₂通量都为负值,表现为吸收,但是植物对 CO₂通量并没有产生显著的影响. 植物特别是互花米草对 N₂O 排放量的影响是抑制作用,要显著低于光滩的通量.

这可能是由于互花米草更发达的根部释放出更多的溶解氧,使反硝化微生物活动降低,进而导致 N_2O 的释放减少. 也有可能互花米草促进了具有氧化亚氮还原酶反硝化微生物的生长,使 N_2O 还没被排放到空气中就被还原成了 N_2 .

表 3 模拟潮汐和植被分别对温室气体通量的影响

Table 3 Respective Effect of Simulated Tide and Vegetation on the GHGs fluxes

潮汐(植被)	CH ₄ 通量	CO ₂ 通量	N ₂ O 通量	
1917(1日以)	$/(\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$	$/(mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$	$/(\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$	
Falling tide	2049.32 ± 288.08^{a}	$-1124.86 \pm 379.38^{\mathrm{b}}$	56.538 ± 9.79 ^a	
Rising tide	2027.39 ± 364.96^{a}	669.390 ± 103.53^{a}	26.330 ± 5.71^{b}	
Bulk sediment	$869.57 \pm 57.96^{\mathrm{b}}$	-121.36 ± 30.65^{a}	35.51 ± 6.59^{a}	
Kandelia obovata	1491.79 ± 162.33^{a}	-116.49 ± 30.68^{a}	27.02 ± 13.96^{ab}	
Spartina alterniflora	1715.35 ± 371.32^{a}	-217.62 ± 127.99^{a}	20.33 ± 2.54^{b}	

注:不同字母代表一组数据内二者间具有显著性差异(p<0.05).

模拟潮汐和植被对温室气体通量的影响是多 方面的. 不同的模拟体系在相同条件下培养后, 沉 积物理化性质发生了一定的变化(表1),而且微生 物的活动又是主要受这些理化因子的影响,因此认 为潮汐和植被除了通过自身直接对温室气体产生 影响外(如吸收、产生和传输),还主要是通过改变 这些因子来间接影响温室气体通量的. 含水量的影 响主要是由于潮汐作用的干湿交替造成的,但是本 研究中相同涨落潮过程的含水量差别不大,说明潮 汐的作用更多的是通过影响沉积物与空气的接触 改变含氧量来影响温室气体通量的. 植物则可以延 长潮水的驻留时间,增加沉积物含水量.盐度可以 通过改变体系的渗透压影响微生物的活动,植物可 以较显著的提高体系的盐度(表1),可能是由于潮 汐过程中植物对人工海水中的盐分有一定的吸收 和吸附作用.此外,高盐胁迫会使植物根部分泌一 些有机酸和氨基酸来络合这些离子,因此造成了植 被处理沉积物的 pH 偏低. 这些理化性质的改变都 可能是影响温室气体通量的原因. 通过对这些理化 因子进行主成分分析(图5)发现,除个别点外,光滩 和植被处理的沉积物基本各自聚集在一起,之间具 有较显著差别,而涨潮和退潮的样品其分布规律并 不明显. 因此, 植物对沉积物的理化因子的作用和 改变更加明显,再加上植物自身的作用,可以说明 植物对气体通量的影响要大于潮汐的影响.

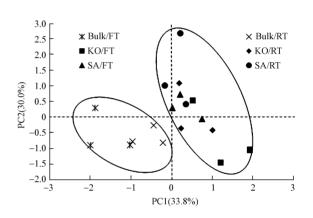


Fig. 5 Principal component analysis based on sediment physicochemical properties

4 结论(Conclusions)

1)模拟潮汐对 CH_4 通量的影响没有明显的规律,总体表现为排放. 退潮时, CO_2 气体通量总体上表现为吸收,涨潮时表现为排放,涨潮促进 CO_2 排放. 潮汐对 N_2O 通量的影响没有明显规律,但是 N_2O 的排放总量在退潮的时候却要高于涨潮的时候,说明涨潮可能对 N_2O 的排放产生抑制. 植被能显著促进 CH_4 的排放,互花米草的促进作用更明显. 有无植被, CO_2 都表现为吸收,但植物对 CO_2 通量的影响并不明显. 植被对 N_2O 通量表现为抑制作用.

2)模拟潮汐和植被除了影响温室气体的产生、吸收和运输外,还主要通过改变沉积物的理化因子来影响微生物活动,影响气体通量. 相对于模拟潮

- 沙,植物对沉积物的理化因子的作用和改变更加明显,再加上植物自身的作用,可以说植物对气体通量的影响要大于潮汐的影响.
- 3)本研究首次通过人工微宇宙模拟实验,研究了植被、植被类型以及潮汐对3种温室气体 CH₄、CO₂、N₂O通量的影响,发现植被和潮汐对温室气体通量有显著影响,为进一步研究湿地温室气体的排放机制提供了一定的理论基础.

责任作者简介: 郑天凌 (1955—), 博士, 厦门大学微生物学教授, 博士生导师, 主要研究方向环境微生物学、资源微生物学, E-mail: wshwzh@ xmu. edu. cn.

参考文献 (References):

- Ambus P, Robertson G. 2006. The effect of increased N deposition on nitrous oxide, methane and carbon dioxide fluxes from unmanaged forest and grassland communities in Michigan [J]. Biogeochemistry, 79(3): 315-337
- Bakken L R, Bergaust L, Liu B, et al. 2012. Regulation of denitrification at the cellular level; a clue to the understanding of N₂O emissions from soils[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society (B; Biological Sciences), 367 (1593); 1226-1234
- Bañeras L, Ruiz-Rueda O, López-Flores R, et al. 2012. The role of plant type and salinity in the selection for the denitrifying community structure in the rhizosphere of wetland vegetation [J]. International Microbiology, 15(2): 89-99
- Castro-González M, Farías L. 2004. N₂ O cycling at the core of the oxygen minimum zone off northern Chile [J]. Marine Ecology Progress Series, 280: 1-11
- Cuhel J, Šimek M, Laughlin R J, et al. 2010. Insights into the effect of soil pH on N_2 O and N_2 emissions and denitrifier community size and activity [J]. Applied and Environmental Microbiology, 76(6): 1870-1878
- 冯虎元,程国栋,安黎哲. 2004. 微生物介导的土壤甲烷循环及全球变化研究[J]. 冰川冻土,26(4):411-419
- Holzapfel-Pschorn A, Conrad R, Seiler W. 1986. Effects of vegetation on the emission of methane from submerged paddy soil [J]. Plant and Soil, 92(2): 223-233
- Howarth R W, Marino R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems; Evolving views over three decades[J]. Limnology and Oceanography, 51(1, part 2); 364-376
- Jiang C, Yu G, Fang H, et al. 2010. Short-term effect of increasing nitrogen deposition on ${\rm CO_2}$, ${\rm CH_4}$ and ${\rm N_2}$ O fluxes in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. Atmospheric Environment, 44(24): 2920-2926
- Kuroda K, Osada T, Yonaga M, et al. 1996. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces[J]. Bioresource Technology,56(2): 265-271

- Li K H, Gong Y M, Song W, et al. 2012. Responses of $\mathrm{CH_4}$, $\mathrm{CO_2}$ and $\mathrm{N_2O}$ fluxes to increasing nitrogen deposition in alpine grassland of the Tianshan Mountains [J]. Chemosphere, 88(1): 140-143
- 林鹏,张瑜斌,邓爱英,等. 2005. 九龙江口红树林土壤微生物的类群及抗菌活性[J]. 海洋学报,27(3): 133-141
- 刘秋丽,马娟娟,孙西欢,等. 2011. 土壤的硝化-反硝化作用因素研究进展[J]. 农业工程,1(4): 79-83
- 卢妍,宋长春,王毅勇,等. 2007. 植物对沼泽湿地生态系统 CO_2 和 CH_4 排放的影响[J]. 西北植物学报,27(11): 2306-2313
- Magalhães C M, Machado A, Matos P, et al. 2011. Impact of copper on the diversity, abundance and transcription of nitrite and nitrous oxide reductase genes in an urban European estuary [J]. FEMS Microbiology Ecology, 77(2): 274-284
- Mori A, Hojito M, Kondo H, et al. 2005. Effects of plant species on ${\rm CH_4}$ and ${\rm N_2\,O}$ fluxes from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan[J]. Soil Science & Plant Nutrition, 51(1): 19-27
- Molstad L P, Dörsch P, Bakken L R. 2007. Robotized incubation system for monitoring gases (O_2 , NO, N_2O , N_2) in denitrifying cultures $\lceil J \rceil$. Journal of Microbiological Methods, 71(3): 202-211
- 牟长城,兰英,孙晓新. 2009. 小兴安岭典型草丛沼泽湿地 CO_2 , CH_4 和 N_2O 的排放动态及其影响因素[J]. 植物生态学报, 33(3): 617-623
- Palmer K, Biasi C, Horn M A. 2011. Contrasting denitrifier communities relate to contrasting N_2O emission patterns from acidic peat soils in arctic tundra [J]. The ISME Journal, 6(5): 1058-1077
- Philippot L, Andert J, Jones C M, et al. 2011. Importance of denitrifiers lacking the genes encoding the nitrous oxide reductase for N_2 O emissions from soil [J]. Global Change Biology, 17 (3): 1497-1504
- Ruiz-Rueda O, Hallin S, Bañeras L. 2009. Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland [J]. FEMS Microbiology Ecology, 67(2): 308-319
- Sanford R A, Wagner D D, Wu Q Z, et al. 2012. Unexpected nondenitrifier nitrous oxide reductase gene diversity and abundance in soils[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109 (48): 19709-19714
- Schimel J.P. 1995. Plant transport and methane production as controls on methane flux from arctic wet meadow tundra[J]. Biogeochemistry, 28(3): 183-200
- Silvola J, Alm J, Ahlholm U, et al. 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions [J]. Journal of Ecology, 84(2): 219-228
- Šimek M, Cooper J. 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years [J]. European Journal of Soil Science, 53(3): 345-354
- Sørensen J J, Tiedje J M, Firestone R B. 1980. Inhibition by sulfide of nitric and nitrous oxide reduction by denitrifying *Pseudomonas fluorescens*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 39(1): 105-108
- 宋文质,曾江海. 1996. 我国农田土壤的主要温室气体 CO_2 , CH_4 和 N_2O 排放研究[J]. 环境科学, 17(1): 85-88

- Syvitski J P M, Vörösmarty C J, Kettner A J, et al. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean [J]. Science, 308 (5720): 376-380
- 全川, 鄂焱, 廖稷, 等. 2011. 闽江河口潮汐沼泽湿地 CO_2 排放通量特征 [J]. 环境科学学报, 31(12): 2830-2840
- 全川,黄佳芳,王维奇,等. 2012. 闽江口半咸水芦苇潮汐沼泽湿地 甲烷动态[J]. 地理学报,67(9): 1165-1180
- 全川,曾从盛,王维奇,等. 2009. 闽江河口芦苇潮汐湿地甲烷通量及主要影响因子[J]. 环境科学学报,29(1): 207-216
- Van Der Nat F J, Middelburg J J. 2000. Methane emission from tidal freshwater marshes [J]. Biogeochemistry, 49(2): 103-121
- 汪青,刘敏,侯立军,等. 2010. 崇明东滩湿地 CO_2 , CH_4 和 N_2 O 排放的时空差异[J]. 地理研究,29(5): 935-946

- 谢军飞,李玉娥. 2002. 农田土壤温室气体排放机理与影响因素研究进展[J]. 中国农业气象,23(4): 47-52
- 薛志勇. 2006. 福建九龙江口红树林生存现状分析[J]. 福建林业科 技,32(3): 190-193
- 杨继松,刘景双,王金达,等. 2006. 三江平原生长季沼泽湿地 CH_4 , N_2O 排放及其影响因素[J]. 植物生态学报,30(3): 432-440
- 曾从盛,王维奇,张林海,等. 2010. 闽江河口短叶茳芏潮汐湿地甲 烷排放通量[J]. 应用生态学报,21(2):500-504
- 张秀君,江丕文,朱海,等. 2012. 植物排放 N_2 O 和 CH_4 的研究[J]. 植物学报,47(2): 120-124
- 周时强,李复雪,洪荣发. 1993. 九龙江口红树林上附着动物的生态 [J]. 台湾海峡,12(4): 335-340